

8. VDI-Fachtagung

Diffuse Emissionen 2019

Düsseldorf, 14. und 15. Mai 2019

Bildquelle: © Micah Williams/unsplash

VDI-BERICHTE

Herausgeber:

VDI Wissensforum GmbH

Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information published by the Deutsche Nationalbibliothek (German National Library)

The Deutsche Nationalbibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliographie (German National Bibliography); detailed bibliographic data is available via Internet at www.dnb.de.

© VDI Verlag GmbH · Düsseldorf 2019

Alle Rechte vorbehalten, auch das des Nachdruckes, der Wiedergabe (Photokopie, Mikrokopie), der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen und der Übersetzung, auszugsweise oder vollständig.

Der VDI-Bericht, der die Vorträge der Tagung enthält, erscheint als nichtredigierter Manuskriptdruck.

Die einzelnen Beiträge geben die auf persönlichen Erkenntnissen beruhenden Ansichten und Erfahrungen der jeweiligen Vortragenden bzw. Autoren wieder. Printed in Germany.

ISSN 0083-5560

ISBN 978-3-18-092352-9

Inhalt

► TA Luft Neufassung und mögliche Auswirkungen auf Diffuse Emissionen

Neufassung der TA Luft – aktueller Stand	1
R. Remus, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau	

TA Luft – Chance zur regelwerksübergreifenden Standardisierung dichter Flanschverbindungen.	9
H. Wilming, IBW Consulting UG, Borken; A. Riedl, FH Münster, Steinfurt	

► Messung und Minderung von diffusen Gas Emissionen

Strategien zur Minderung diffuser Methanemissionen an Biogasanlagen	19
T. Clauß, T. Reinelt, J. Liebetrau, DBFZ Deutsche Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, Leipzig	

Ergebnisse der Validierungsexperimente für die Ermittlung diffuser VOC-Emissionen von Raffinerien mit Fernmesstechniken und Modellierungen (DIAL, SOF, OGI, TCT, RDM) als Grundlage einer Europäischen Norm	27
C. Ehrlich, Hochschule Merseburg, Merseburg; N. Höfert, VDI, Düsseldorf	

► Aktuelle Trends aus dem Bereich der Messtechnik

Methoden zur Ermittlung diffuser Emissionen aus Tierställen	
W. Schreier, SGS Institut Fresenius GmbH, Longuich	Beitrag lag bei Drucklegung nicht vor

Beste verfügbare Techniken (BVT) zur Emissionsminderung bei Lagerung/Umschlag von gefährlichen Stoffen und staubenden Gütern	39
A. Hugo, Institut für Energie- und Umwelttechnik (IUTA) e.V., Duisburg; S. Bauer, E. Zettl, C. Broneder, M. Schöpel, Ramboll Environment & Health GmbH, München	

Einsatz kostengünstiger Staubsensoren für die Ermittlung diffuser Staubemissionen	51
C. Asbach, A. M. Todea, S. Schumacher, Institut für Energie- und Umwelttechnik (IUTA) e.V. Bereich Luftreinhaltung & Filtration, Duisburg	

► Messung und Minderung von Staub Emissionen

Relevanz von Nicht-Abgas Partikelemissionen aus dem Kfz-Verkehr – Ergebnisse des Forschungsprojektes FE 84.0525/2016 für die BAST.63
I. Düring, Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul	
Neubewertung der Staub-Emissionen aus Steinbrüchen und Nicht-Kohle-Bergbau – Bewertung von Ergebnissen eines Forschungsvorhabens: prozedural und Zielerreichung85
R. Kludt, Umweltbundesamt, Dessau	
Validierung von Emissionsansätzen für diffuse Staubemissionen nach VDI 3790 mittels Immissionsmessungen.97
H. Beuck, A. Ropertz, Müller-BBM GmbH, Niederlassung Gelsenkirchen; A. Rühling, Müller-BBM GmbH, Niederlassung Karlsruhe	

► Messungen und Minderungen von Feinstaub Emissionen

Modellvergleich zwischen AUSTAL2000 und MISKAM unter Variation der Windfelder am Beispiel der Ausbreitung diffuser Verkehrsemissionen	113
H. Merbitz, P. Wilbring, M. Lehnerts, TÜV Rheinland Energy GmbH; D. Nörenberg, LBU-Büro für betrieblichen Umweltschutz	
Untersuchung der vertikalen und horizontalen Verteilung von Luftschadstoffen mit einer Messdrohne – Ein Fallbeispiel bei einer verkehrsbedingten Emissionswolke an einer Düsseldorfer Rheinbrücke	125
K. Weber, G. Heweling, C. Fischer, M. Lange, Hochschule Düsseldorf (HSD), Düsseldorf	
Modellierung von Ultrafeinpartikeln am und um den Flughafen Frankfurt/Main – Bericht aus dem UBA Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 3716 52 200.	135
H. Lorentz, W. Schmidt, Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul; U. Janicke, Ingenieurbüro Janicke, Überlingen; H. Jakobs, Rheinisches Institut für Umweltforschung an der Universität zu Köln; P. Hellebrandt, MUVEDA, Aachen; M. Ketzel, Aarhus University, Dänemark; H. Gerwig, Umweltbundesamt, Langen	

Neufassung der TA Luft – aktueller Stand

Dipl.-Ing. **Rainer Remus**, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Kurzfassung

Die TA Luft [1] wurde am 24. Juli 2002 veröffentlicht und ist am 01.10.2002 in Kraft getreten. Sie hatte damals den Anspruch einen proaktiven anspruchsvollen Stand der Technik zu beschreiben. Sie ist die zentrale Immissionsschutz-Vorschrift für genehmigungsbedürftige Anlagen, enthält u.a. Vorsorgeanforderungen gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen und ist im Genehmigungsverfahren bei Neuanlagen und bei wesentlichen Änderungen sowie bei der Sanierung bestehender Anlagen anzuwenden.

Seit März 2014 arbeiten das Bundesumweltministerium und das Umweltbundesamt gemeinsam an der Neufassung der TA Luft. Die Arbeiten sind mittlerweile weit fortgeschritten. Anfang September 2018 begann die interministerielle Abstimmung auf Grundlage des Referentenentwurfs der TA Luft vom 16. Juli 2018 [2]. Nach Abschluss der laufenden Gespräche zur Ressortabstimmung soll mit Zustimmung des Bundeskabinetts das Bundesratsverfahren begonnen werden und die Arbeiten zur Neufassung der TA Luft möglichst noch in 2019 abgeschlossen werden.

1. Was ist die TA Luft?

Die TA Luft ist die zentrale Immissionsschutz-Vorschrift für genehmigungsbedürftige Anlagen. Sie ist eine normkonkretisierende Verwaltungsvorschrift und als solche für Behörden unmittelbar bindend. Sie enthält u.a. Vorsorgeanforderungen gegen schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen und ist im Genehmigungsverfahren bei Neuanlagen und bei wesentlichen Änderungen sowie bei der Sanierung bestehender Anlagen anzuwenden. Von diesen Anforderungen sind in Deutschland mehr als 50.000 genehmigungsbedürftige Anlagen betroffen. Für diese gelten bundeseinheitliche, verbindliche Luft-Emissionswerte. Vergleichbare Anlagen werden dadurch gleich behandelt. Die TA Luft erleichtert den Behörden die Genehmigungspraxis und sorgt für die Wirtschaft für Rechts- und Planungssicherheit. Im Detail ist sie dennoch flexibel, z.B. durch altanlagenspezifische Rege-

lungen, Dynamisierungsklauseln, Minimierungsgebote und Zielwerte, was gegenüber einer Rechtsverordnung wichtige und notwendige Spielräume ermöglicht.

2. Warum war eine TA Luft Überarbeitung notwendig?

Die TA Luft wurde letztmalig 2002 novelliert. Die zwingende Überprüfung der TA Luft in Hinblick auf die seit 2002 bekannt gemachten BVT Merkblätter durch den TA Luft Ausschuss (TALA) hat gezeigt, dass sich in einigen Fällen der Stand der Technik fortentwickelt hat. Für zahlreiche BVT Merkblätter und deren Schlussfolgerungen, wurde die Bindungswirkung der TA Luft aufgehoben und es wurden Vollzugsempfehlungen bzw. sektorale Verwaltungsvorschriften beschlossen, die bei der Überarbeitung der TA Luft integriert werden sollen.

Notwendig wird diese Überarbeitung u.a. auch, weil Neueinstufungen und Reklassierungen bestimmter, teilweise krebserzeugender Stoffe und neue Beschlüsse zuständiger Gremien wie der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) und der Umweltministerkonferenz vorliegen, zudem einige Aktualisierungen, Korrekturen, Ergänzungen und Konkretisierungen geboten sind und weil alle befristeten Altanlagenregelungen abgelaufen sind.

Mit dieser Überarbeitung wird auch eine Harmonisierung mit anderen Rechtsbereichen, z.B. §34 BNatSchG, sowie mit systematischen und inhaltlichen Änderungen der neuen 4. BImSchV [3] angestrebt. Ziel ist auch eine Aufnahme der Geruchsimmissions-Richtlinie (GIRL).

3. Systematik und konzeptionelle Grundlagen der Überarbeitung

Es erfolgt eine Überarbeitung der TA Luft innerhalb der bestehenden Struktur und Systematik durch punktuelle Anpassungen. Nach dem Durchlaufen des Verfahrens zum Erlass von Verwaltungsvorschriften nach § 48 BImSchG [4] wird dann eine neugefasste TA Luft verabschiedet und veröffentlicht.

Hinsichtlich des Vorsorgeteils sind insbesondere die Anforderungen in Nr. 5 der TA Luft zu überprüfen und dem fortgeschrittenen Stand der Technik anzupassen. Dabei folgt die aktuelle Überarbeitung den gleichen Grundsätzen, wie auch bei der Novellierung der TA Luft 2002:

- Grundsatz der integrierten Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzungen; dabei ist ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Integrative, medien- und schutzzielübergreifende Aspekte sollen stärker berücksichtigt werden
- Vorrang der Vermeidung von Emissionen vor der Verminderung

- Vorsorge entsprechend dem Gefährdungspotential der Stoffe. Mit dem Grundsatz der risikodifferenzierten Vorsorge wird der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz in besonderer Weise berücksichtigt
- Die Vorsorgeanforderungen zielen auf einen einheitlichen und gleichmäßigen Vollzug (Gleichbehandlungsgrundsatz), auch was die Überwachung angeht
- Festlegung von Einzelregelungen für bestimmte Anlagenarten zur Berücksichtigung von anlagenspezifischen Besonderheiten
- Altanlagenregelungen, ggf. mit Übergangsfristen, dort wo notwendig

Es können schwächere Anforderungen festgelegt werden, um Verhältnismäßigkeitsaspekte besonders zu berücksichtigen. Grundsätzlich gilt allerdings gegenüber der TA Luft 2002 quasi ein Verschlechterungsverbot.

4. Welche konkreten Änderungen sind geplant?

Grundsätzlich wurde die gesamte derzeit geltende TA Luft von 2002 [1] überprüft.

Neben der Ergänzung einer neuen Nr. 3.6 **Prüfung der Betriebsorganisation**, den Änderungen in Nr. 2.2 **Immissionskenngrößen** durch Einführung des Begriffs Gesamtzusatzbelastung und in Nr. 4 **Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen (Immissionsteil)**, wie z.B. in Nr. 4.3.2 durch Aufnahme der Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL) (**Anhang 7**), der Ergänzungen bei den Immissionswerten für Schadstoffdepositionen in Nr. 4.5.1, die Absenkung der Bagatellmassenströme in Nr. 4.6.1.1 sowie die Ergänzungen und Änderungen in Nr. 4.8 **Sonderfallprüfungen** für Stickstoff und Schwefeleinträge in FFH-Gebiete (**Anhang 8**), Stickstoffdepositionen in sonstige Gebiete (**Anhang 9**) und Bioaerosole (**Anhang 10**), sind folgende geplante Änderungen der Nr. 5 Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen (Emissionsteil) von besonderer Bedeutung:

- Nr. 5.1 **Allgemeines**: Verankerung der Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen durch sektorale allgemeine Verwaltungsvorschriften statt wie bisher durch Vollzugsempfehlungen
- Nr. 5.2.1 **Gesamtstaub**: Große Einzelquellen sollen ab einem Emissionsmassenstrom einen Emissionskonzentrationswert von 10 mg/m³ einhalten
- Nr. 5.2.2 **Staubförmige anorganische Stoffe**: Reduzierung des Emissionswerte für Stoffe der Klasse I (Quecksilber und Thallium) um den Faktor 5 bei gleichzeitiger Aufnahme

von besonderen Regelungen für bestimmte Anlagenarten und Anpassung der Anforderungen an die kontinuierliche Messung in Nr. 5.3.3.2 für Quecksilber

- Nr. 5.2.2, 5.2.5 **Organische Stoffe** und Nr. 5.2.7.1 **Karzinogene, keimzellmutagene und reproduktionstoxische Stoffe**: Anpassungen aufgrund der CLP VO [5] wie die Umwandlung von R-Sätzen zu H-Sätzen, die Einführung neuer Begriffe wie kanzerogen statt karzinogen oder Zubereitung statt Gemische; die Umwandlung von Gefahrenkategorien giftig/sehr giftig in Acute Tox. 1, 2 und 3 sowie eine Überprüfung der Kriterien zur Behandlung namentlich nicht genannter Stoffe in Nr. 5.2.5
- Nr. 5.2.6 **Gasförmige Emissionen beim Verarbeiten, Fördern, Umfüllen oder Lagern von flüssigen Stoffen**: Anpassung an neues Normenwerk für Flanschverbindungen und neue Anforderungen an Rührwerke und Kugelhähne sowie zur Lagerung
- Nr. 5.2.7.1.1 **Krebserzeugende Stoffe**: Neben den Anpassungen an die CLP VO [5]:
 - Neuklassierung von kristallinem Quarzfeinstaub PM₄ außerhalb der Klassen I bis III
 - Reklassierung von Formaldehyd von Nr. 5.2.5 Kl. I in Nr. 5.2.7.1.1 außerhalb der Klassen I bis III (LAI Vollzugsempfehlung Formaldehyd [6])
 - Überprüfung vorhandener Klassierungen; Neuklassierung bestimmter Stoffe, z.B. Beryllium, Hydrazin, Trichlortoluol
- Nr. 5.2.7.1.2 **Keimzellmutagene und Nr. 5.2.7.1.3 Reproduktionstoxische Stoffe**: Aus Zielwerten sowie Emissionsbegrenzungen entsprechend der Wirkungsstärke werden konkrete Emissionswerte
- Nr. 5.2.11 **Energie und Einsatzstoffe**: Aufnahme von allgemeinen Voraussetzungen und Anforderungen an die Einsparung von Energie und Ressourcen
- Nr. 5.4 **Besondere Regelungen für bestimmte Anlagenarten**:
 - Integration von 12 Vollzugsempfehlungen [7] und neuer allgemeiner sektoraler Verwaltungsvorschriften [8], [9] zur Umsetzung von BVT Schlussfolgerungen (Fortentwicklung des Standes der Technik)
 - unmittelbare Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen aus den Merkblättern Nicht Eisenmetallindustrie, Abwasser- und Abgasbehandlung in der chemischen Industrie und Herstellung von Platten auf Holzbasis (IED) ohne eigene sektorale Verwaltungsvorschrift

- Berücksichtigung neuer Anlagenarten, z.B. Anlagen zur Herstellung von Holzpresslingen
- stärkere Berücksichtigung diffuser Quellen in Form von baulichen und betrieblichen Maßnahmen in den besonderen Regelungen

Bei den folgenden Anlagenarten wurden umfangreiche Änderungen in den besonderen Regelungen, insbesondere durch BVT Schlussfolgerungen ausgelöst:

- Nr. 5.4.2.1 **Steinbrüche** und Nr. 5.4.2.2 **Anlagen zum Brechen von Gestein**
- Nr. 5.4.2.8 **Glaserherstellung**
- Nr. 5.4.2.11 **Mineralfaserherstellung**
- Nr. 5.4.3.1 und 5.4.3.2 **Eisen/Stahlerzeugung**
- Nr. 5.4.3.3 und Nr. 5.4.3.4 **Nichteisenmetalle**
- Nr. 5.4.3.7/8 **Gießereien**
- Nr. 5.4.4ff. **Chemische Industrie**
- Nr. 5.4.6.3 **Holzwerkstoffe**
- Nr. 5.4.6.4 **Herstellung von Holzpellets**
- Nr. 5.4.7.1 **Tierhaltungsanlagen** (inklusive der **Anhänge 11, 12 und 13**)
- Nr. 5.4.8.5 **Kompostanlagen**
- Nr. 5.4.8.6.2 **Vergärung von Bioabfällen**
- Nr. 5.4.8.9.1 **Schredderanlagen**
- Nr. 5.4.8.10c/11c **Kühlgeräteentsorgung**
- Nr. 5.5 **Ableitung von Abgasen:** In Nr. 5.5.2.2 ersetzt ein Programm das bisherige Nominogramm zur Ermittlung der Mindestschornsteinhöhen. Damit können verschiedene Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungsklassen miteinander kombiniert werden, um die zur Einhaltung der in **Anhang 6** angegebenen S-Werte nachzuweisen.
- **Anhang 5** mit VDI Richtlinien und Normen zur Messtechnik wurde aktualisiert und ergänzt.

5. Stand der laufenden Arbeiten, weiteres Vorgehen und Zeitplan

Die Arbeiten zur Anpassung der TA Luft 2002 begannen offiziell im März 2014. Für die Überprüfung und ggf. Festlegung neuer emissionsbegrenzender Anforderungen entsprechend dem Stand der Technik wurden verschiedene Datenquellen geprüft. Dazu zählen neben den BVT Merkblättern und Schlussfolgerungen Genehmigungsbescheide und Messberichte der Länder, der Betreiber und der Hersteller von Anlagen, Investitions- und Forschungsprojekte, Beschlüsse der LAI und UMK, sonstige europäische und internationalen Regelungen, VDI-Richtlinien sowie Verbände- und Expertengespräche. Insbesondere wurden Experten der Länder aus den Unterausschüssen der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz aktiv in die Arbeiten zur Neufassung einbezogen.

Zur Klärung von Spezialfragen wurden zahlreiche Fachgespräche, u.a. zu reproduktionstoxischen Stoffen, zu Industrie-Fackeln, zu Verbrennungsmotoranlagen, zur Schornsteinhöhenermittlung, zu Tierhaltungsanlagen und zur Nr. 4 Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durchgeführt. Außerdem wurden mehrere Forschungsvorhaben, u.a. zu Schornsteinhöhenbestimmung, Quarzmessungen und zur Klassierung krebserzeugender Stoffen im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt. Darüber hinaus ist auf die VDI 2066 Bl. 11 hinzuweisen, welche vom VDI erarbeitet und im Mai 2018 veröffentlicht wurde [10].

Das Verfahren der Überprüfung und Festlegung neuer emissionsbegrenzender Anforderungen sollte von zwei Grundsätzen bestimmt sein: Transparenz und Nachvollziehbarkeit. Durch das Verfahren zum Erlass von Verwaltungsvorschriften nach § 48 BImSchG [4] wurde die Beteiligung der betroffenen Kreise sichergestellt. Insgesamt erfolgten zwischen der Veröffentlichung des Ersten Teilentwurfs der TA Luft im Mai 2015 und heute ca. 100 Gespräche mit Industrie- und Umweltverbänden und Länderexperten der zuständigen Behörden.

Im September 2016 wurde der Referentenentwurf vom 9.9.2016 veröffentlicht. Er bildete die Grundlage für die Anhörungen der beteiligten Kreise vom 5. bis 7.12.2016. Aufgrund der mündlichen und schriftlichen Stellungnahmen sowohl der Verbände wie auch der Länder wurde ein neuer nicht-öffentlicher Entwurf mit Datum 7. April 2017 erarbeitet. Dieser sollte Grundlage für geplante Ressortabstimmungen sein. Leider kamen diese vor der anstehenden Bundestagswahl nicht mehr zustande. Im Koalitionsvertrag der neuen Bundesregierung wurde deshalb festgelegt: „Luftreinhaltung: Wir werden die Novelle der TA Luft zügig verabschieden und damit an den Stand der Technik anpassen“.

Die Arbeiten an der TA Luft-Novelle gingen weiter und im Juli 2018 wurde ein in Teilen geänderter Referentenentwurf [2] mit Datum 16. Juli 2018 vom BMU veröffentlicht. Dieser bildete die Grundlage für die im September 2018 begonnen Ressortgespräche. Mittlerweile wurden mehr als 1000 Kommentierungen der Länder und Verbände geprüft. Diese, sowie die Ergebnisse der Ressortgespräche haben zu weiteren Änderungen an dem Entwurf der TA Luft geführt. Die Ressortgespräche werden fortgeführt. Ziel ist es möglichst schnell eine Einigung in offenen Punkten zu erzielen, um nach Kabinettszustimmung das Bundesratsverfahren zu starten und die TA Luft-Arbeiten möglichst noch bis Ende 2019 zum Abschluss zu bringen.

- [1] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.7.2002, GMBI. 2002, H.25 – 29, S. 511 – 605 vom 30.7.2002
- [2] TA Luft Entwurf vom 16.7.2018: <https://www.bmu.de/gesetz/entwurf-zur-neufassung-der-ersten-allgemeinen-verwaltungsvorschrift-zum-bundes-immissionsschutzgesetz/>
- [3] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973, 3756), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 9. Januar 2017 (BGBl. I S. 42) geändert worden ist
- [4] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz -BImSchG) BImSchG in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2. Juli 2013 (BGBl. I S. 1943) geändert worden ist
- [5] Anhang VI der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (zuletzt berichtigt durch Verordnung (EU) Nr. 758/2013 der Kommission vom 7. August 2013).
- [6] LAI-Vollzugsempfehlung Formaldehyd: <http://www.lai-immissionsschutz.de/servlet/is/20172/>
- [7] Vollzugsempfehlungen zur Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen: <https://www.lai-immissionsschutz.de/Veroeffentlichungen-67.html>

- [8] Sektorale allgemeine Verwaltungsvorschrift Chlor-Alkali-Elektrolyse
http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_01122014_IGI25013931.htm
- [9] Sektorale allgemeine Verwaltungsvorschrift Mineralölraffinerien
http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_19122017_IGI25012151SB.htm
- [10] VDI 2066 Blatt 11 (Mai 2018): Messen von Partikeln - Staubmessung in strömenden Gasen - Messung der Emissionen von kristallinem Siliziumdioxid (Quarz und Cristobalit) in der PM₄-Fraktion

TA Luft – Chance zur regelwerksübergreifenden Standardisierung dichter Flanschverbindungen

Prof. Dr.-Ing. **Heinrich Wilming**, IBW Consulting UG, Borken;
Prof. Dr.-Ing. **Alexander Riedl**, FH Münster, Steinfurt

Kurzfassung

In Deutschland liegen im Bereich der Dichtheit von Verbindungselementen für die Herstellung und Verarbeitung sowie dem Umschlag und Transport von leichtflüchtigen organischen Verbindungen in verschiedenen Rechtsbereichen und den zugehörigen untergesetzlichen Regelwerken diverse Definitionen und Anforderungen zur technischen Auslegung dichter Verbindungselemente wie Flanschverbindungen vor. Je nach Regelwerk werden leichtflüchtige organische Verbindungen unterschiedlich definiert. Alle diese Lösungen sollen dem Stand der Technik entsprechen.

Die sich aus den Regelwerken abgeleiteten Vorgaben und Empfehlungen ergebenden technischen Lösungen, sind vermeintlich gleichwertig, unterscheiden sich aber in der Bewertung der Dichtheitseigenschaften, überschneiden sich und können daher zu Fehlinterpretationen bei Betreibern sowie genehmigenden und überwachenden Behörden führen. Sie entsprechen oftmals nicht mehr dem Stand der Technik. Die einzelnen Rechtsbereiche bewerten die Dichtheitseigenschaften eher qualitativ und nur in wenigen Fällen quantitativ. Das führt wiederum zu einer unterschiedlichen Vollzugspraxis bei der Bewertung und Regulierung von diffusen Emissionen.

Ziel dieses Vortrages ist es hier einen Weg zu einer harmonisierten Lösung aufzuzeigen und Wege zum Nachweis des Standes der Technik in Form einer standardisierten Vorgehensweise zum Nachweis des Dichtheitspotentials einer technischen Verbindung vorzuschlagen. Mit den neuen Formulierungen der Anforderungen der TA Luft zu technischen Anforderungen an Flanschverbindungen sowie einer quantitativen Vorgabe in Form einer Dichtheitsklasse bietet sich eine allgemein abdeckende Lösung an, die auch allen Forderungen in anderen Rechtsgebieten mit Dichtheitsanforderungen gerecht werden kann. Die Ergebnisse des Projektes zeigen hierzu einen Umsetzungsweg auf und demonstrieren die praktische Umsetzbarkeit an Beispielen. Zur Erreichung einer breiten Akzeptanz durch Umsetzung in andere Rechtsgebiete wird eine Umsetzungsstrategie vorgestellt.

Die für viele Rechtsbereiche entwickelte und abdeckende Struktur kann im Einzelfall durchaus zu einer Übererfüllung von Anforderungen führen, da die höchsten Anforderungen den Standard bestimmen. Diese Vorgehensweise ist in der Technik üblich und die Basis der Normung. Die Anwendung von Rohrklassen, wie sie typischerweise in der chemischen Industrie angewendet werden, ist ein gutes Beispiel dafür. Der Vorteil der standardisierenden Vorgehensweise liegt in der vereinheitlichten Systematik mit transparenten Vorgaben, einer Reduzierung der Komplexität, reduzierten administrativen Kosten und erleichtert insbesondere bei Fragen der gleichzeitigen Erfüllung der Anforderungen mehrerer Rechtsbereiche die Nachweissicherheit.

Abstract

In Germany, there are various definitions and requirements for the technical design of sealed connecting elements such as flange connections in the field of leak-tightness for production and processing as well as handling and transport of volatile organic compounds in various areas of law and associated subordinate regulations. Depending on the regulations, volatile organic compounds are defined differently. All of these solutions should correspond to the state of the art.

The technical solutions resulting from the guidelines and recommendations are allegedly equivalent, but differ in the assessment of the tightness characteristics, overlap and can therefore lead to misinterpretations among operating companies, licensing and supervisory authorities. They often no longer correspond to the state of the art. The individual legal areas assess the leak-tightness properties qualitatively and only in a few cases quantitatively. This in turn leads to a different enforcement practice in the assessment and regulation of fugitive emissions.

The aim of this lecture is to show a way to a harmonized solution and to propose ways to prove the state of the art in form of a standardized procedure for the proof of the leakage potential of a technical connection. With the new formulations of the requirements of TA Luft on technical requirements for flange connections as well as a quantitative specification in form of a leak-tightness class, a generally covering solution is offered, which can also meet all requirements in other areas of law with tightness requirements. The results of the project show a way of implementation and demonstrate the practical feasibility of examples. To achieve a broad acceptance by implementation in other areas of law, an implementation strategy is presented. The developed structure covers many legal areas. In individual cases that can lead to an overfulfilment of requirements, since the highest requirements determine the standard. This approach is common in the art and represents the basis of standardization. The use of pipe

specifications is a good example of this. The advantage of the standardized approach lies in the unified system with transparent specifications, a reduction of complexity as well as reduced administrative costs. In particular, with regard to issues of simultaneous fulfilment of the requirements of several areas of law, the procedure facilitates legal proof.

1. Übersicht

In dem Vortrag werden die Ergebnisse eines Forschungsvorhabens vorgestellt, das die Verfasser im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt haben. Bei dem Forschungsvorhaben (UFOPLAN 2017 – FKZ 3717 53 302 5) ging es um die Überprüfung des nationalen Standes der Technik in verschiedenen Branchen. Im „Teilvorhaben 5: Harmonisierung der Anforderungen an dichte Verbindungselemente wie Flanschverbindungen zur Begrenzung von diffusen leichtflüchtigen organischen Emissionen (VOC)“, wurde nach Möglichkeiten zur rechtsgebietsübergreifenden Harmonisierung der Anforderungen und des Nachweises für Verbindungssysteme gesucht. [1]

Ausgehend von den diversen heute gültigen nationalen Anforderungen an die Dichtheit und den Nachweis rechtsgebietsspezifischer Forderungen, für deren Nachweis der Betreiber im Rahmen seiner Betreiberverantwortung gegenüber den Aufsichtsbehörden verantwortlich ist, werden Bewertungskriterien für eine neue harmonisierte Lösung entwickelt und vorgestellt. Dokumentiert wird die jeweilige Nachweisanforderung und -erfüllung in einer Gefährdungsbeurteilung und ggf. zusätzlichen Dokumenten wie z.B. Prüfberichte und Montageanleitungen. Auf Basis der Bewertungskriterien wurde ein harmonisiertes Umsetzungsmodell entwickelt, das im Vortrag vorgestellt wird. Das Umsetzungsmodell orientiert sich stark an den bisher bekannten neuen Anforderungen der z.Z. überarbeiteten TA Luft. An einem technischen System, dem Verbindungssystem Stahl-Email-Flanschverbindung, wird die Praxistauglichkeit des Umsetzungsmodells und die Methodik zur Umsetzung vorgestellt.

2. Methodische Vorgehensweise

Zur Bearbeitung des Forschungsauftrages wurden in folgenden Schritten vorgegangen:

- a) Sichtung relevanter Literatur und Datenaufnahme bezüglich der aktuellen Regelwerke, Verordnungen, technischen Regeln, Normen und Literatur und der Identifizierung kompetenter Informationsträger.

- b) Zur Gewährleistung einer hohen Praxisrelevanz wurde eine Liste wesentlicher Experten bzw. Akteure erstellt, die mit Auslegung, Herstellung, Montage, Betrieb, Genehmigung und Prüfung des Produktes „dichtes Verbindungselement“ involviert sind. Diese Experten begleiteten das Projekt beratend.
- c) Mit Hilfe eines Fragebogens und einer ersten Literaturliste wurden diese Experten zu den für ihren Anwendungsbereich relevanten Regelwerken, technischen Regeln, Normen und der praktizierten Genehmigungs-, Verwaltungs- und Prüfpraxis befragt. Der aus ihrer Sicht notwendige Änderungs- und Anpassungsbedarf wurde ermittelt. Die Auswertung der Fragebögen sowie der relevanten Gesetze, Verordnungen, technischen Regeln und Normen ergeben ein Bild über die Komplexität der Anforderungen an dichte Verbindungselemente aus rechtlichen und technischen Anforderungen sowie die gelebte Umsetzung der Anforderungen in den Anlagen durch Hersteller, Betreiber und Aufsichtsbehörden.
- d) Auf Basis der Datenerhebung, über die Auswertung der Fragebögen und der relevanten Literatur ist das Harmonisierungspotenzial ermittelt und in konkrete Lösungsstrategien umgesetzt worden. Dabei werden möglichst praktikable, rechtsgebietsübergreifende Lösungen angestrebt, die allgemein abdeckend sein sollen. Ein wesentlicher Aspekt liegt auch auf der Umsetzung der neuen Anforderungen der z.Z. überarbeiteten TA Luft, die von allen Rechtsgebieten die höchsten Anforderungen an den Grad der Dichtheit eines Verbindungselementes wie einer Flanschverbindung zur Begrenzung von diffusen leichtflüchtigen organischen Emissionen fordert. Des Weiteren geht die neue Fassung der TA Luft von einer komponentenbezogenen Betrachtung (z.B. TA Luft Zertifikat für eine Dichtung) zu einer systembezogenen Betrachtung (z.B. TA Luft Nachweis für die gesamte Verbindung mit allen Bauteilen) über. Dieser Aspekt muss besonders berücksichtigt werden, insbesondere in seinen Auswirkungen auf die derzeit nicht mit analytischen Methoden rechenbaren Flanschverbindungen. Die betrachteten Technologien müssen zumindest alle in TA Luft-Anlagen verbauten Konstruktionen berücksichtigen.
- e) Auf Basis der Literaturanalyse, und den Rückmeldungen und Abstimmungen wurden Bewertungskriterien für Dichtheitsanforderungen entwickelt und auf die vorhandenen Regelungen gespiegelt. Auf Basis der Bewertungskriterien und des neu zusammengefassten Standes der Technik wurden alternative und abdeckende Umsetzungsstrategien sowohl regulatorischer wie auch technischer Art erarbeitet.

3. Projektergebnisse

In Deutschland liegen im Bereich der Dichtheit von Verbindungselementen für die Herstellung und Verarbeitung sowie dem Umschlag und Transport von leichtflüchtigen organischen Verbindungen in verschiedenen Rechtsbereichen und den zugehörigen untergesetzlichen Regelwerken diverse Definitionen und Anforderungen zur technischen Auslegung dichter Verbindungselemente wie Flanschverbindungen vor. Je nach Regelwerk werden leichtflüchtige organische Verbindungen unterschiedlich definiert. Alle diese Lösungen sollen dem Stand der Technik entsprechen.

Die sich aus den Regelwerken abgeleiteten Vorgaben und Empfehlungen ergebenden technischen Lösungen, sind vermeintlich gleichwertig, unterscheiden sich aber in der Bewertung der Dichtheitseigenschaften, überschneiden sich und können daher zu Fehlinterpretationen bei Betreibern sowie genehmigenden und überwachenden Behörden führen. Sie entsprechen oftmals nicht mehr dem Stand der Technik. Die einzelnen Rechtsbereiche bewerten die Dichtheitseigenschaften eher qualitativ und nur in wenigen Fällen quantitativ. Das führt wiederum zu einer unterschiedlichen Vollzugspraxis bei der Bewertung und Regulierung von diffusen Emissionen.

Ein Ziel des Forschungsprojekts war es den aktuellen Stand der Anforderungen an die Definition von Dichtheit an Verbindungselementen, wie z.B. Flanschverbindungen, in den unterschiedlichsten nationalen und europäischen Regelwerken sowie in der Verwaltungspraxis zu erfassen. Hieraus war der Handlungsbedarf zu ermitteln und Vorschläge zur Harmonisierung zu erarbeiten als auch Wege zu einer einheitlichen, effizienten Umsetzung aufzuzeigen. Diese sollen in möglichst vielen Rechtsbereichen mit Dichtheitsanforderungen an Verbindungselemente in einheitlicher Form umgesetzt werden.

Die Definition von leichtflüchtigen organischen Verbindungen (VOC) ist in einzelnen Rechtsbereichen unterschiedlich definiert, z.B. wird Methan in manchen Gesetzen/Verordnungen in den Geltungsbereich einbezogen, in anderen wiederum nicht. Für das neue einheitliche Nachweisverfahren als Stand der Technik wird hier jedoch kein Unterschied gemacht, es soll grundsätzlich für alle Arten von VOC anwendbar sein.

Ein wesentlicher Aspekt liegt auch auf der Umsetzung der neuen Anforderungen der sich in Überarbeitung befindlichen TA Luft, die von allen Rechtsgebieten die höchsten Anforderungen

an den Grad der Dichtheit eines Verbindungselementes fordert, wie beispielsweise einer Flanschverbindung zur Begrenzung von diffusen leichtflüchtigen organischen Emissionen.

In diesem Zusammenhang ist hervorzuheben, dass die neue Fassung der TA Luft von einer komponentenbezogenen Betrachtung (z.B. TA Luft Zertifikat für eine Dichtung) zu einer systembezogenen Betrachtung (z.B. TA Luft Nachweis für die gesamte Verbindung mit allen Bauteilen) übergeht. Dieser Aspekt muss besonders berücksichtigt werden.

Zur Gewährleistung einer hohen Praxisrelevanz sind wesentliche Experten bzw. Akteure, die mit Auslegung, Herstellung, Montage, Betrieb, Genehmigung und Prüfung des Produktes dichtes Verbindungselement involviert sind, eingebunden worden. In Form eines Fragebogens wurden sie zu den für ihren Anwendungsbereich relevanten Regelwerken, technischen Regeln, Normen und der praktizierten Genehmigungs-, Verwaltungs- und Prüfpraxis befragt. Ziel war es hierbei eine möglichst umfängliche Literaturliste zu erhalten, die alle Anforderungen an die Dichtheit von Dichtelementen enthält.

Die Auswertung der Fragebögen sowie der relevanten Gesetze, Verordnungen, technischen Regeln und Normen ergeben ein Bild über die Komplexität der Anforderungen an dichte Verbindungselemente aus rechtlichen, technischen Anforderungen sowie die gelebte Umsetzung der Anforderungen in den Anlagen durch Hersteller und Betreiber. Die Ergebnisse der Expertenrückmeldungen wurden zusammen mit den bisher gewonnenen Erkenntnissen in je einem Sachstands- und Zwischenbericht zusammengefasst und den Experten auf einem Fachtag zur Bewertung vorgestellt. Anregungen sind in die weitere Bearbeitung eingeflossen.

In dem Projekt wurde auf Basis der Datenerhebung das Harmonisierungspotential ermittelt und ein konkreter Lösungsvorschlag auf Basis des Lösungsansatzes der neuen TA Luft (Text des Referentenentwurfes vom 16. Juli 2018) entwickelt. Dieser Lösungsvorschlag ist abdeckend für alle Rechtsgebiete, mit Anforderungen an die Dichtheit von Flanschverbindungen und erfüllt die im Projekt definierten Bewertungskriterien.

Der Vorschlag beruht auf einem Drei-Säulen-Modell mit der Forderung der Erfüllung einer einheitlichen Dichtheitsanforderung von $10^{-2} \text{ mg/(s}\cdot\text{m)}$. Ein wesentlicher Schritt ist der Übergang von der bisher überwiegenden Komponentenbetrachtung auf eine Systembetrachtung des gesamten Verbindungssystems. Der Weg zum Nachweis der Einhaltung der Dichtheitsklasse kann je nach technischem System über

1. einen rechnerischen Nachweis, mit in einem Bauteilversuch ermittelten, leckageabhängigen Dichtungskennwerten, oder
2. einen Bauteilversuch mit einem Repräsentanten des originären Verbindungssystems auf einem Prüfstand, oder
3. als Einzelfalllösung die Messung an einer realen Verbindung in der Anlage gehen.

Die Ergebnisse der Nachweisführung sollten in einem standardisierten Prüfbericht dokumentiert werden. Für den Prüfbericht wurden ein Muster und Umsetzungsempfehlungen erarbeitet. Der Prüfbericht muss alle Angaben enthalten, damit ein Betreiber daraus entsprechende Montagevorgaben ableiten kann. Bild 1 zeigt den grundsätzlichen Aufbau der Dokumentenstruktur zum harmonisierten Nachweis der Dichtheit eines Verbindungssystems.

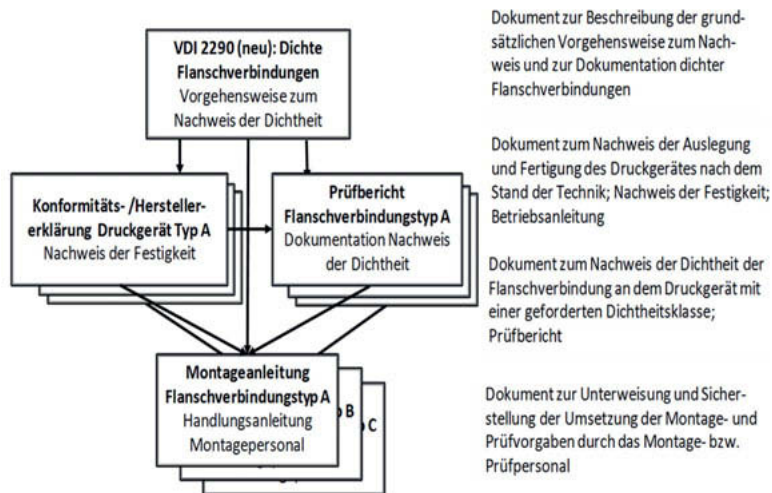


Bild 1: Struktur der neuen Vorgehensweise zum Nachweis der Dichtheit in allen Rechtsgebieten

Am Beispiel der zu erwartenden Anforderungen der neuen TA Luft zeigt Bild 2 einen möglichen Workflow zur Erfüllung der rechtlichen Anforderungen.

Die Ergebnisse des Projektes belegen, dass eine einfache und einheitliche Vorgehensweise möglich ist, wie Dichtverbindungen im Krafthauptschluss (KHS) und im Krafnebenschluss

(KNS) alle rechtlichen und regulatorischen Vorgaben hinsichtlich Emissionen (Dichtheitsnachweis) und Druckfestigkeit (Festigkeitsnachweis) erfüllen können.

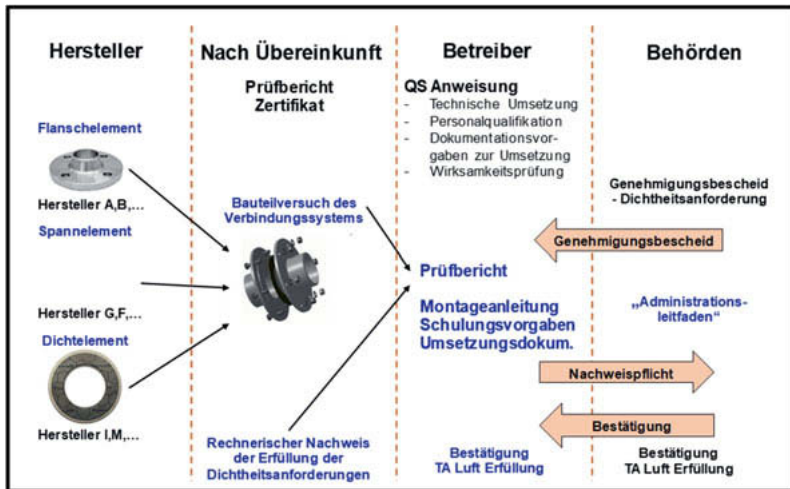


Bild 2: Beispielhafter Workflow zur Erfüllung der Nachweispflichten über einen Bauteilversuch am Beispiel der TA Luft

Ebenso konnte gezeigt werden, dass dadurch der administrative Aufwand auf Seiten der Betreiber und Behörden deutlich durch Reduzierung der Komplexität verringert werden kann. Bei Umsetzung der hier erarbeiteten Ergebnisse besteht die Möglichkeit alle Flanschverbindungen auf den aktuellen Stand der Technik zu bringen, was in Summe allen Beteiligten zugutekommt.

Konkret lässt der Stand des Forschungsprojekts vermuten (praktische Bauteilversuche für bestimmte technische Lösungen liegen bisher nur in orientierender Form vor), dass mit einem Nachweisverfahren für die Dichtheit von Flanschverbindungen, das die Anforderungen der in der Überarbeitung befindlichen TA Luft erfüllt, auch alle Anforderungen anderer Rechtsgebiete an die Dichtheit von Verbindungen erfüllt werden können.

Damit können vermutlich alle technisch relevanten konstruktiven Formen hinsichtlich Dichtheit und Festigkeit nachgewiesen werden. Für einzelne technische Lösungen wurde in dem Projekt

eine beispielhafte Vorgehensweise entwickelt und dokumentiert. Für andere technische Lösungen wurden Empfehlungen erarbeitet auf die bei der Konkretisierung der Richtlinien zur technischen Umsetzung zurückgegriffen werden kann.

Es kann also mit **einer** Vorgehensweise das o.g. Ziel erfüllt werden und ein einheitlicher technischer Standard zur Nachweis der Einhaltung des Standes der Technik für Dichtsysteme mit erhöhten Dichtheitsanforderungen eingeführt werden. Davon profitieren gleichermaßen Genehmigungsbehörden als auch Betreiber, da sie eine einheitliche und einfache Vorgehensweise zur Umsetzung aller Vorgaben hinsichtlich Dichtheit und Funktion erhalten. Hierdurch sind deutliche Kosteneinsparungen aufgrund einer deutlich reduzierten Komplexität zu erwarten.

Bedingt durch den mutmaßlichen Übergang von der Komponenten- zur Systembetrachtung müssen die einzelnen Komponentenhersteller und Betreiber zukünftig enger zusammenarbeiten, mit dem Ziel ein funktions- und vorgabenkonformes Dichtsystem am Markt bereitstellen und einsetzen zu können. Vorteil hieraus ist, dass sich vor allem Hersteller hochwertiger und standardisierter Komponenten durchsetzen werden, da sich vermutlich eine Konsolidierung am Markt ergeben wird. Diese Dichtsysteme können dann die Basis für beispielsweise Dichtsystemklassen (vergleichbar zu Rohrklassen) sein, die sicherlich zu einem vereinfachten Handling der Problematik „dichte Verbindungselemente“ führen.

Nicht zuletzt haben den größten Nutzen aus dem Projekt Mensch und Umwelt, da sich durch die Vorgehensweise mit hoher Wahrscheinlichkeit sowohl die Kosten deutlich reduzieren lassen, die Emissionen aus Dichtverbindungen deutlich sinken und die Anlagensicherheit- als auch -verfügbarkeit steigen werden.

Mit Abschluss des Projektes wird sich aller Voraussicht nach die konkrete Umsetzung in Form von VDI-Richtlinien, Normen, Industriestandards oder auch Leitfäden vollziehen müssen. Das Forschungsprojekt beschreibt hierzu abschließend eine mögliche Vorgehensweise.

Literatur

[1] Riedl A., Wilming H.;

Abschlussbericht UFOPLAN 2017 – FKZ 3717 53 302 5; Überprüfung des nationalen Standes der Technik in verschiedenen Branchen: Teilvorhaben 5: Harmonisierung der Anforderungen an dichte Verbindungselemente wie Flanschverbindungen zur Begrenzung von diffusen leichtflüchtigen organischen Emissionen (VOC) (Entwurf, derzeit noch nicht veröffentlicht)

Strategien zur Minderung diffuser Methanemissionen an Biogasanlagen

Dr. rer. nat. **Tina Clauß**, Dipl.-Ing. (FH) **Torsten Reinelt**,
Dr.-Ing. **Jan Liebetrau**, DBFZ Deutsche Biomasseforschungszentrum
gemeinnützige GmbH, Leipzig

Kurzfassung

Methan ist zum einen ein wichtiger Energieträger bei der Verwendung von Biogas, zum anderen jedoch auch ein sehr effizientes Treibhausgas mit klimaschädlicher Wirkung. Daher ist die Vermeidung von Methanemissionen an Biogasanlagen nicht nur aus wirtschaftlichen Gründen sinnvoll, sondern besonders auch um klimaschädliche Emissionen zu vermeiden und die Biogastechnologie emissionsärmer und damit klimafreundlicher zu gestalten. Diffuse Methanemissionen an Biogasanlagen können verschiedene Ursachen haben. Emissionsquellen können zum einen offene Behälter zur Lagerung von Gärresten, offene Vorgruben, aber auch Leckagen an gasführten Anlagenteilen sein. Desweiteren können diffuse Emissionen auch durch Diffusion von Methan durch Gasspeicherfolien auftreten. Um Emissionen zu vermeiden, können zum einen technische Maßnahmen ergriffen werden. Dazu gehört zum Beispiel die gasdichte Abdeckung von offenen Behältern, das Abdichten von Leckagen oder das Erneuern von Gasspeicherfolien, wenn diese alt und porös sind. Zum anderen können betriebsorganisatorische Maßnahmen ergriffen werden. Dazu zählt zum Beispiel eine regelmäßige Leckagesuche und ein geeignetes Gasspeichermanagement. Ein wichtiger Punkt, um organisatorische Maßnahmen an den Anlagen zu etablieren, ist die Wissensvermittlung über das Thema Emissionen an Biogasanlagen, z.B. in Betreiberschulungen.

Abstract

Methane is a main component and the energy carrier in biogas. However, methane is also a very efficient greenhouse gas. The avoidance of methane emissions from biogas plants is, hence, very important for not only for economic reasons, but also to avoid climate-damaging emissions and, therefore, achieve that the biogas technology is more climate-friendly. Diffuse methane emissions from biogas plants can have various causes. Emission sources can be open digestate storage tanks, open mixing tanks, but also leakages at gas-carrying plant components. Furthermore, diffuse emissions can also occur due to diffusion of methane through gas storage foil roofs. In order to avoid emissions, technical measures can be applied, i.e. gas-tight covering of not gas-tight tanks, sealing leakages or replacing gas storage foils if they are

old and porous. On the other hand, organizational measures can be applied, e.g. regular leakage detection. Another important point for establishing organizational measures at the plants is the transfer of knowledge about emissions at biogas plants, e.g. in operator training courses.

1. Einleitung

Biogasanlagen bilden einen wichtigen Baustein in der Energiewende und helfen Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger einzusparen und somit das Klima zu schonen. Allerdings sollte vermieden werden, dass Biogasanlagen selbst hohe Treibhausgasemissionen durch unerwünschte Methanfreisetzung verursachen. Die Vermeidung von Emissionen an Biogasanlagen ist daher sehr wichtig, um klimaschädliche Emissionen zu vermeiden und die Treibhausgasbilanz der Anlage zu verbessern. Zudem ist das Vermeiden von Emissionen auch aus wirtschaftlichen Gründen für die Anlagenbetreiber sehr wichtig, denn das entweichende Biogas kann nicht mehr für die Wärme- und Stromproduktion verwendet werden. Nicht zuletzt ist die Vermeidung von Emissionen aus Biogasanlagen auch aus sicherheitstechnischer Sicht sehr wichtig, da Methan und Luft eine explosive Atmosphäre bilden können.

An Biogasanlagen können sehr unterschiedliche Arten von Methanemissionen auftreten. Zum einen treten diffuse Emissionen, zum Beispiel Emissionen von Leckagen an gasführenden Anlagenteilen. Zum anderen gibt es Emissionen aus geführten Quellen, z. B. das Abgasrohr des Blockheizkraftwerks. Zudem können die Emissionen zeitlich - je nach Betriebszustand - stark variieren. So treten Emissionen z. B. durch das Auslösen einer Über- und Unterdrucksicherung an Gasspeichern dann auf, wenn der Gasdruck im Gasspeicher einen gewissen Wert überschreitet und keine entsprechende automatische Auslösung der Fackel erfolgt.

Bedeutende Quellen für diffuse Emissionen an Biogasanlagen stellen offene bzw. nicht gasdicht abgedeckte Gärrestlager oder offene Vorgruben dar. Insbesondere fallen hohe Emissionen an, wenn eine offene Vorstufe, also Anmaisch- oder Hydrolysebehälter, vorhanden sind. An ca. 10% der Anlagen in Deutschland kommt ein solches zweistufiges Verfahren zum Einsatz, in welchem meist Material aus dem Fermenter in die Vorstufe rückgeführt wird und dort bereits Methan gebildet wird [1]. Untersuchungen von [1] haben Methanemissionsfaktoren von 2,4-11 % des im Blockheizkraftwerk verwerteten Methans gemessen. Es wurde zudem ein Zusammenhang zwischen Volumenanteil der Vorstufe und der Höhe der Methanemissionen festgestellt.

Des Weiteren können Emissionen durch Diffusion an den Foliendächern der Gasspeicher oder aus Leckagen an allen gasführenden Anlagenteilen auftreten. Häufig treten Leckagen an den Gasspeicherfolien, am Übergang zwischen Behälterwand und Gasspeicherfolie, oder an Seildurchführungen von Rührwerken auf [2, 3].

Gründe für das Auftreten von Leckagen können zum Beispiel Alterungserscheinungen der Gasspeicherfolien, mechanische Belastung durch Witterungseinflüsse, Fehler bei der Montage oder zu lange Wartungszyklen, zum Beispiel beim Einfetten der Seildurchführungen von Tauchmotorrührwerken sein.

2. Detektion und Quantifizierung diffuser Emissionsquellen an Biogasanlagen

Ein erster Schritt, um Emissionen an Biogasanlagen zu mindern, ist diese zu erkennen. Dafür sind geeignete Detektionsmethoden notwendig. Für die Detektion von Leckagen haben sich hauptsächlich zwei Methoden etabliert: zum einen die Verwendung von Infrarot-Kameras und zum anderen die Verwendung von tragbaren Laserabsorptionsspektrometern, die zur Messung der Methankonzentrationen verwendet werden können [4].

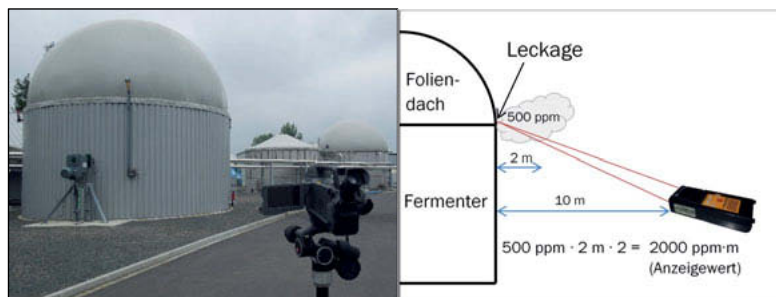


Bild 1: a) Messung mit einer Infrarotkamera zur Detektion von Leckagen an einer Biogasanlage (© DBFZ). b) Schematische Darstellung einer Leckagedetektion mit einem tragbaren Laserabsorptionsspektrometer (© DBFZ).

In Bild 1a ist eine Messung mit einer Infrarot-Kamera an einem Behälter einer Biogasanlage dargestellt. Bild 1b zeigt schematisch die Messung der Methankonzentration mit dem portablen Lasermessgerät. Wird eine erhöhte Methankonzentration an Anlagenteilen gemessen, so kann vom Vorhandensein einer Leckage ausgegangen werden.

Nachdem die Leckagen detektiert wurden, können diese gegebenenfalls in Bezug auf ihre Methanemissionen quantifiziert werden. Für eine genaue Quantifizierung wird üblicherweise die Leckage mit einem Folientunnel umgeben, welcher mit Umgebungsluft eines bekannten Volumenstroms belüftet wird [4–6]. Über Methankonzentrationsmessungen in der Abluft kann die Methanfracht aus der Leckage bestimmt werden. In Bild 2 ist eine solche Quantifizierungsmessung dargestellt.

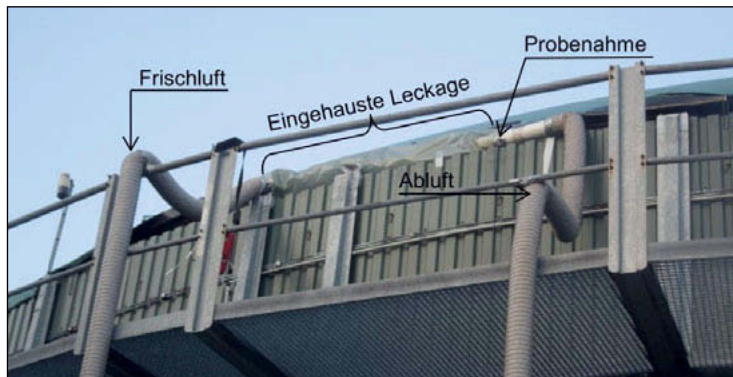


Bild 2: Quantifizierung der Methanfracht einer Leckage an der Dachfolienbefestigung eines Fermenters mit Hilfe eines Folientunnels (© Torsten Reinelt, DBFZ)

Für die Messung an Flächenquellen, z.B. offen gelagerten Gärresten oder Substraten, wird die diffuse Methanemission üblicherweise mit geschlossenen oder dynamischen Hauben durchgeführt, die auf die Flächenquelle aufgesetzt werden (siehe Bild 3). Hier wird der Methanmassenstrom aus der darunterliegenden Fläche über den Anstieg der Methankonzentration im von der Haube eingeschlossenen Gas bzw. über die Methankonzentration in der Abluft (bei Belüftung) bestimmt [4].



Bild 3: Bestimmung der Methanfracht von einem offenen Gärrestlager unter Verwendung einer geschlossenen Haube (© Torsten Reinelt).

Die diffusen Methanemissionen aus stützluftgetragenen Doppelmembrandächern können über die Konzentrationsmessung der ausströmenden Tragluft der Dächer bestimmt werden [4]. Hier wird zumeist eine Haube über den Abluftstutzen gesetzt und die Methankonzentration im Abluftrohr der Haube bestimmt (siehe Bild 4). Eine genaue Beschreibung der aufgeführten Methoden kann aus [4] entnommen werden.



Bild 4: Messung der Methankonzentration am Abluftstutzen eines stützluftgetragenen Doppelmembrandachs.

Darüber hinaus ist es auch möglich, die gesamten Emissionen (Summe aller diffusen und gerichteten Methanemissionen) einer Anlage mit Hilfe von Fernmessmethoden zu erfassen. Hier gibt es zum einen die Möglichkeit die Methankonzentration auf einer Wegstrecke, z.B. mit Fourier-Transform-Infrarotspektrometer oder Laserabsorptionsspektrometern (siehe Bild 5) im Luv und Lee der Biogasanlage zu bestimmen und die Emissionen der Anlage mit den gemessenen Winddaten zu modellieren [4, 7]. Eine andere Möglichkeit bietet die gleichzeitige Vermessung der Methan-Abgasfahne und der Abgasfahne eines für die Messung freigesetzten Spurengases (meist Acetylen) [4, 8].



Bild 5: Messung der Methankonzentration auf einer Messstrecke im Abwindbereich einer Biogasanlage mit einem Laserabsorptionsspektrometer (© Tina Clauß, DBFZ).

4. Strategien zur Vermeidung diffuser Methanemissionen

Minderungsmaßnahmen zur Vermeidung von diffusen Methanemissionen an Biogasanlagen kann man in technische und betriebsorganisatorische Maßnahmen unterteilen.

Technische Maßnahmen beziehen sich darauf, die diffusen Emissionen durch ein gasdichtes Verschließen oder Abdecken der emittierenden Fläche oder Punktquelle zu minimieren. Dies ist je nach Art der Emissionsquelle meist mit gewissen Kosten verbunden. Insbesondere das nachträgliche Abdecken offener Gärrestbehälter kann hohe Kosten verursachen. In [1] wird ein nachträgliches Abdecken der Vorstufe im Allgemeinen sowohl aus wirtschaftlichen als auch Klimaschutzgründen empfohlen, sollte aber auf Grund der vielseitig vorhanden technischen Ausführungen genau geprüft werden.

Betriebsorganisatorische Maßnahmen beziehen sich auf Routinen, die während des Betriebs einer Biogasanlage eingehalten oder verbessert werden können, um so Emissionen zu vermeiden. In Bezug auf diffusen Emissionen kann mit einer regelmäßigen Leckagesuche, z. B. ein- bis zweimal im Jahr, die vorhandenen Leckagen geortet und anschließend mit technischen Maßnahmen beseitigt werden. Aus Umfragen des DBFZ an 331 Biogasanlagen im Jahr 2017 geht hervor, dass bei mehr als 80% der Anlagen bereits regelmäßige Leckagemessungen, mindestens 1x im Jahr, durchgeführt werden [9]. Eine sehr wichtige Maßnahme zur Verminderung von Emissionen aus Überdrucksicherungen, die als Sicherheitseinrichtung an den Gasbehältern dienen, ist das Gasmanagement. Demnach sollten die Gasspeicher so gefahren

werden, dass immer genügend Pufferkapazität vorhanden ist, und somit keine Emission entsteht, wenn zum Beispiel Sonneneinstrahlung die Gasspeicher erhitzt und zu einer geringeren Gasspeicherkapazität führt. Außerdem sollte die Gasfackel ausgelöst werden, bevor Gas über die Überdrucksicherungen entweicht. Auch eine regelmäßige Wartung der Anlagentechnik, zum Beispiel der Blockheizkraftwerke kann Emissionen vermeiden.

Neben den primären Minderungsmaßnahmen, die entweder technische Änderungen an der Anlage oder Änderungen in der Betriebsorganisation erfordern, können auch sekundäre Maßnahmen zu einer Verminderung der Methanemissionen führen. Sekundäre Maßnahmen können zum Beispiel die Wissensvermittlung über Emissionen in Betreiberworkshops, Veröffentlichungen in Zeitschriften von Branchenverbänden oder Vorträgen auf Veranstaltungen darstellen. Somit kann erreicht werden, dass zum einen die Wichtigkeit der Emissionsminderung aus wirtschaftlichen, sicherheitstechnischen und ökologischen Gründen vermittelt wird. Zum anderen kann die Wissensvermittlung auch zu einer Änderung in der Betriebsorganisation, z.B. das Durchführen regelmäßiger Leckagesuche oder ein besseres Gasmanagement, führen und somit Emissionen vermeiden.

Eine weitere sekundäre Maßnahme ist das Etablieren von Freiwilligensystemen, an welchem Anlagen auf freiwilliger Basis teilnehmen und sich bereit erklären, regelmäßige Emissionsmessungen durchführen zu lassen und die Ergebnisse zu dokumentieren. In Schweden und Dänemark haben sich bereits Freiwilligensysteme etabliert und zu einer Minderung von Methanemissionen an Biogasanlagen beigetragen.

4. Zusammenfassung und Ausblick

An Biogasanlagen existieren eine Vielzahl von (diffusen) Emissionsquellen. Um diese zu vermeiden, können primäre technische und betriebsorganisatorische Maßnahmen ergriffen werden. Zu den technischen Maßnahmen gehört das gasdichte Verschließen der diffusen Quellen. Betriebsorganisatorische Maßnahmen können eine regelmäßige Leckagesuche, ein sinnvolles Gasmanagement und die regelmäßige Wartung der Blockheizkraftwerke und anderer Anlagenteile sein. Des Weiteren sollte gewährleistet sein, dass im Falle einer Störung vor dem Auslösen der Überdrucksicherung der Gasspeicher, das überschüssige Gas automatisch über eine Fackel verbrannt wird. Zusätzlich können sekundäre Maßnahmen helfen, um die Emissionen einzelner Anlagen und des gesamten Anlagenbestandes zu mindern. Hierzu gehört die gezielte Wissensvermittlung im Bereich der Emissionen an Biogasanlagen, zum Beispiel durch Veröffentlichungen, Vorträge und Workshops, um so die Betriebsabläufe in Bezug auf die Treibhausgasemissionen zu verbessern. Auch das Einführen eines Freiwilligensystems zur Minderung von Methanemissionen kann eine sinnvolle sekundäre Maßnahme darstellen.

Literatur

- [1] G. Schories, C. Cordes, R. Winterberg, *Schlussbericht zum Vorhaben: AcEta (effiziente Hydrolyse und Acidogenese): Bioprozesstechnische Optimierung zweistufiger landwirtschaftlicher Biogasanlagen: Teilvorhaben 1: Bioprozessführung, Teilvorhaben 2: Populationsanalyse*. ttz Bremerhaven **2018**.
- [2] W. Schreier, *Untersuchung von Gasleckagen bei Biogasanlagen*, 15246th ed. **2011**.
- [3] J. Clemens, *gwf-Gas|Erdgas* **2014**, 128–130.
- [4] J. Liebetrau, T. Reinelt, A. Agostini, B. Linke, *Methane emissions from biogas plants: Methods for measurement, results and effect on greenhouse gas balance of electricity produced*, http://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/Technical%20Brochures/Methane%20Emission_web_end_small.pdf **2017**.
- [5] J. Daniel-Gromke, J. Liebetrau, V. Denysenko, C. Krebs, *Energy, Sustainability and Society* **2015**, 5.
- [6] J. Liebetrau, T. Reinelt, J. Clemens, C. Hafermann, J. Friehe, P. Weiland, *Water science and technology* **2013**, 67, 1370.
- [7] T. K. Flesch, R. L. Desjardins, D. Worth, *Biomass and Bioenergy* **2011**, 35, 3927.
- [8] J. G. Mønster, J. Samuelsson, P. Kjeldsen, C. W. Rella, C. Scheutz, *Waste management* **2014**, 34, 1416.
- [9] N. Rensberg, *DBFZ Betreiberbefragung 2017, persönliche Korrespondenz*.

Ergebnisse der Validierungsexperimente für die Ermittlung diffuser VOC-Emissionen von Raffinerien mit Fernmesstechniken und Modellierungen (DIAL, SOF, OGI, TCT, RDM) als Grundlage einer Europäischen Norm

Prof. Dr. **Christian Ehrlich**, Hochschule Merseburg, Merseburg;
Dr. **Norbert Höfert**, VDI, Düsseldorf

Kurzfassung

Die Ergebnisse der Validierungsexperimente (Finanzmittel der EU, Mandat 514) aus den Jahren 2016/2017 dienen als Grundlage für die Standardisierung der Messmethoden zur Ermittlung diffuser VOC-Emissionen. In einer ersten Messkampagne im September 2016 in Südfrankreich wurden die Messmethoden an einer künstlichen Quellkonfiguration in einer stillgelegten Raffinerie validiert. Die diffusen Emissionen wurden mit definierten VOC-Freisetzen in unterschiedlichen Höhen über ein Gerüst simuliert. Der zweite Teil des Untersuchungsprogramms wurde im Juni 2017 an einer industriellen Großanlage (Raffinerie) in den Niederlanden durchgeführt. Die Validierungsuntersuchungen umfassten folgende Bestimmungsmethoden: DIAL (Differential Absorption Lidar), SOF (Solar Occultation Flux), OGI (Optical Gas Imaging), TCT (Tracer Correlation Technique), RDM (Reverse Dispersion Modelling) – Kombination von Modellierung und Messung. Diese Methoden sollen in einer Europäischen Norm (EN) als verbindliche Standardmethoden festgelegt werden.

Der erste Feldtest bestand darin, die kontrollierte Freisetzung von Propan in verschiedenen Quellenanordnungen innerhalb einer Prozesseinheit einer stillgelegten Raffinerie messtechnisch zu erfassen. Die Freisetzen erfolgten „blind“, d. h., die teilnehmenden Messteams mussten ihre Ergebnisse übermitteln, bevor die Emissionsraten veröffentlicht wurden. Die Fernmesstechniken (DIAL und SOF) wurden genutzt, um die diffusen Quellen zu identifizieren und die Quellstärken abzuschätzen. Die Freisetzungsraten bewegten sich zwischen 0,8 und 18 kg/h. Diese Werte sind repräsentativ für kleinere Lecks, die mit der zu entwickelnden Standardmethode nachgewiesen werden sollten. Unter den gegebenen meteorologischen Bedingungen und mit den Zugangsbegrenzungen einer realen Industrieanlage konnte gezeigt werden, dass die Messtechniken DIAL, SOF und TCT in der Lage sind, für den vollen Bereich der typischen Emissionsquellen die Quellstärken zu bestimmen, die den freigesetzten Massenströmen entsprechen. Mit der OGI-Methode konnte jeder Emissionstest nachgewiesen und qualitativ bewertet werden. Mit der RDM-Technik konnten unter den gegebenen Randbedingungen Emissionen unter 5 kg/h nicht nachgewiesen werden. Hintergrundkonzentrationen können die jeweiligen Ergebnisse beeinflussen und müssen ermittelt und berücksichtigt werden (Hintergrundkorrektur).

Die zweite Feldmesskampagne fand in einer in Betrieb befindlichen Raffinerie statt. Hier sollte die Leistungsfähigkeit der o.g. Methoden unter industriellen Bedingungen nachgewiesen werden. Jedes Messteam arbeitete nach dem Entwurf der jeweiligen Messmethodenbeschreibung ("protocols"). Danach wurden die Ergebnisse diskutiert. Dabei wurde auch auf die Bedeutung der Einzelstoffbestimmung (Speziation) hingewiesen, da z.B. bei Cyclohexan andere Messsignale entstehen, als bei aliphatischen Kohlenwasserstoffen. Wichtig für die Erarbeitung der Europäischen Norm sind auch Fragen der Anzahl und Zeitdauer der Einzelprobenahmen und Einzelmessungen sowie die Frage der Bestimmung der Messunsicherheit für den Emissionsmassenstrom.

1. Ausgangspunkt

Ausgangspunkt für das aktuell im CEN/TC 264 "Air quality" laufende Normungsprojekt "Stationary source emissions – Standard method to determine fugitive and other diffuse emissions of volatile organic compounds into the atmosphere" der Arbeitsgruppe WG 38 ist das Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Refining of Mineral Oil and Gas (754 Seiten, endgültige Version 2015 [1]). Darin befindet sich auch die folgende Tabelle, in der Verfahren zusammenstellt sind, mit denen diffuse VOC-Emissionen aus derartigen Anlagen nachgewiesen und/oder quantifiziert werden können. Aufgrund der Größe der Anlagen und der verschiedenartigsten Emissionsquellen gibt es nicht die einzige Methode der Wahl, sondern es muss – je nach Aufgabenstellung – ein Sortiment unterschiedlicher Verfahren und Techniken angewendet werden, um ein Gesamtbild der diffusen Emissionen für einen ausgedehnten Industriekomplex, wie etwa eine Raffinerie, zu ermitteln.

Tabelle 1: Übersicht über Methoden zur Detektion und Quantifikation von VOC-Quellen [1]

Type of diffuse VOC source	Calculations		Measurements				
	Emission factors and/or algorithms	Specific modelling (e.g. US TANKS, WATERS 9 codes, ToxChem+)	'Sniffing' and correlation curves (EN 15446:2008)	Optical gas imaging (OGI)	Solar Occultation Flux (SOF)	Differential absorption (LIDAR – DIAL)	Flux chamber
Small individual equipment (pumps, valves, flanges, etc.)	Q		D/Q	D ⁽¹⁾			
Storage tanks	Q ⁽²⁾	Q		D ⁽¹⁾	D/Q ⁽²⁾	D/Q ⁽²⁾	
Loading/unloading facilities	Q			D ⁽¹⁾	D/Q	D/Q	
Water treatment plants	Q	Q			D/Q ⁽²⁾	D/Q ⁽²⁾	Q
Full scale unit/Whole site	Q ⁽³⁾				D/Q	D/Q	
NB: D = detection Q = quantification (1) The detection exhaustiveness regarding mass flow rate has to be confirmed. (2) Active area sources can be detected if they generate individual plumes that can be distinguished from the rest of the site, and if emissions occur during the measurement. (3) Algorithms designed for annual emission quantification. (4) Emission factors and algorithms cannot estimate the complete set of possible emissions sources and operating conditions (e.g. heat exchangers, defective floating roof seals, inaccessible leaking equipment).							

In den verbindlichen BVT-Schlussfolgerungen (214/738/EU) [2] werden folgende Anforderungen bezüglich der VOC-Emissionen genannt:

„BVT 6. Die BVT besteht in der Überwachung diffuser VOC-Emissionen in die Luft am gesamten Standort durch Anwendung aller folgenden Techniken:

- Schnüffelverfahren assoziiert mit Korrelationskurven für wichtige Anlagenteile;
- Gasdetektion mittels optischer Bildgebung (Optical Gas Imaging);
- Berechnungen der kontinuierlichen Emissionen auf der Basis von Emissionsfaktoren, die regelmäßig (z. B. alle zwei Jahre) durch Messungen validiert werden.

Eine sinnvolle ergänzende Technik ist das Screening und die Quantifizierung von Anlagenemissionen durch absorptionsbasierte optische Verfahren, wie z. B. das differentielle Absorptions-LIDAR (DIAL) oder „Solar Occultation Flux“ (SOF).“

2. EU-Mandat

Im Dezember 2012 hat die Europäische Kommission ein Mandat zur Erarbeitung einer Europäischen Norm an CEN erteilt, in der die Ermittlung der fugitiven und anderen diffusen Emissionen aus industriellen Anlagen standardisiert beschrieben werden soll. Nach Aufstellung des hierfür erforderlichen umfangreichen Arbeitsprogramms durch die WG 38 wurde dann im Juni 2015 der entsprechende Vertrag ("Specific Agreement") zwischen EU und CEN über dieses mit ca. 500.000 € ausgestattete Normungsprojekt unterzeichnet, gefolgt von einer europaweiten Ausschreibung der folgenden 9 Arbeitspakete dieses Projekts durch das Sekretariat des CEN/TC 264, die KRdL:

- Zusammenstellung erforderlicher Informationen
- Koordination des Messprogramms
- Meteorologische Messungen
- Einsatz der OGI-Kamera (Optical Gas Imaging) zum Aufspüren von Leckagen
- Einsatz der Fernmessverfahren DIAL (Differential Absorption Lidar) und SOF (Solar Occultation Flux) sowie Tracer-Korrelation und RDM (Reverse Dispersion Modelling) im Feld unter kontrollierten Bedingungen
- Einsatz derselben Methodik auf einem Raffineriegelände unter realen Bedingungen
- Auswertung der Ergebnisse
- Definition von Leistungsanforderungen für die Verfahren
- Berichterstattung (Zwischen- und Abschlussbericht)

Folgende Institutionen waren an dem Projekt beteiligt:

- Bureau Veritas, Frankreich (Koordination, OGI)
- NPL, Vereinigtes Königreich, (DIAL, Berichterstattung)
- FluxSense, Schweden (SOF, Tracer-Korrelation)
- INERIS, Frankreich (Meteorologische Messungen, Auswertung)

Normungstechnisch wird das Projekt durch die Arbeitsgruppe CEN/TC 264/WG 38 "Emissions – Diffuse VOC" begleitet.

3. Projektdurchführung

Das Projekt musste vertragsgemäß zwischen Juni 2016 und Juni 2018 durchgeführt und abgeschlossen werden. Im Mittelpunkt standen die beiden Messprogramme, die an 2 Standorten durchgeführt wurden: einem stillgelegten Raffineriegelände in Südfrankreich unter kontrollierten Emissionsbedingungen (September 2016) sowie einer aktiven Raffinerie unter realen Betriebsbedingungen (Juni 2017). Die Messungen sind abgeschlossen, derzeit laufen die abschließenden Auswertungen der Messprogramme. Der Zwischenbericht [3] wurde im Januar 2017 publiziert, der Abschlussbericht im Juni 2018 fertiggestellt und an die Europäische Kommission übermittelt.

3.1. Erster Feldtest für die Validierungsexperimente (kontrollierte Bedingungen)

Im ersten Feldtest wurden kontrollierte Freisetzen von VOC in unterschiedlicher Höhe in einer komplexen geometrischen Konfiguration im Gelände einer stillgelegten Raffinerie realisiert. Damit sollte eine möglichst realistische Emissionssituation mit diffusen Quellen nachgebildet werden. Die VOC-Emissionsraten waren den Teilnehmern des Feldtestes nicht bekannt. Jedes der beteiligten Messteams sollte mit seiner Methode (DIAL, SOF, TC, OGI,

RDM) die Emissionsquellen identifizieren und die Emissionsraten bestimmen. Als Testgas wurde Propan (91%) verwendet. Insgesamt wurden fünf Emissionsquellen in unterschiedlicher Kombination verwendet. Dafür diente eine spezielle und erprobte Vorrichtung des NPL.

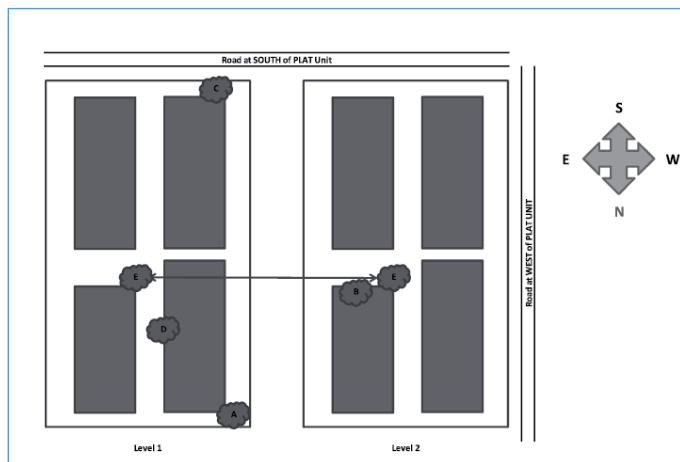


Bild 1: Experimenteller Aufbau für die kontrollierte VOC-Freisetzung in einer Industrieanlage.

Es gab insgesamt 20 Freisetzungsexperimente mit Emissionsraten von Propan (0,78 bis 18,9 kg/h, jeweils über 90 Minuten). Diese Randbedingungen entsprechen den aktuellen Ergebnissen von LDAR (leak detection and repair) Programmen in Raffinerien.

Tabelle 2: VOC (Propan)-Freisetzungen in kg/h

	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4	Test 5	Test 6	Test 7	Test 8	Test 9	Test 10
A			8.87		7.39	1.80	1.65			4.63
B		14.85					1.65			4.63
C						7.21	1.65	8.87		4.63
D	5.07				1.85		1.65			4.63
E				9.75					11.62	
Total:	5.07	14.85	8.87	9.75	9.24	9.01	6.59	8.87	11.62	18.51
	Test 11	Test 12	Test 13	Test 14	Test 15	Test 16	Test 17	Test 18	Test 19	Test 20
A	1.93						7.39	18.86	1.65	3.14
B	7.71	9.75							1.65	3.14
C									1.65	3.14
D							1.85		1.65	3.14
E			14.74	16.61	4.77	0.78				
Total:	9.64	9.75	14.74	16.61	4.77	0.78	9.24	18.86	6.59	12.55

3.1.1 Ergebnisse der DIAL-Methode

Differenzielles Absorptions-LIDAR (DIAL): DIAL ist eine laserbasierte Technik und verwendet den differentiellen Adsorptions-LIDAR (Light Detection And Ranging), der das optische Pendant von (radiowellenbasierten) RADAR ist. Diese Technik arbeitet mit Laserstrahl-

Impulsen, die von atmosphärischen Aerosolen zurückgestreut werden, worauf das von einem Teleskop erfasste, reflektierte Licht auf seine Spektraleigenschaften analysiert wird [2].

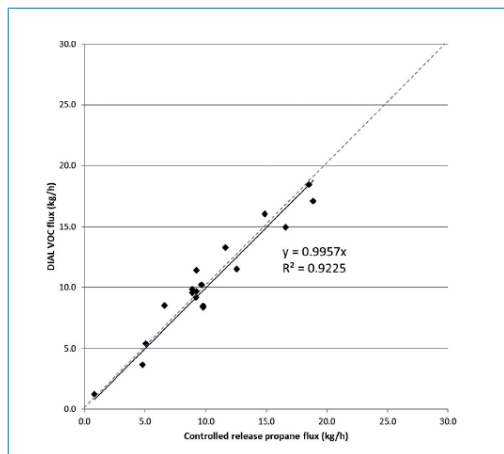


Bild 2: Korrelation der DIAL-Ergebnisse (in kg/h) mit den kontrollierten Freisetzungsraten

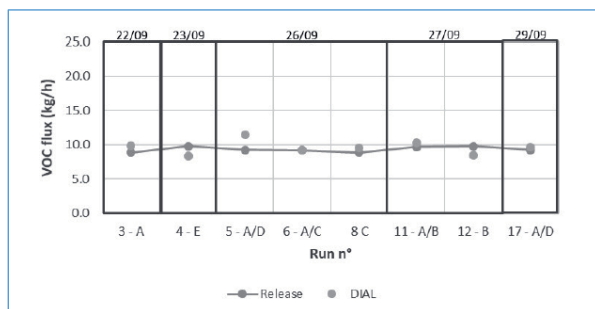


Bild 3: Ergebnisse bei Freisetzung von 10 kg/h VOC bei verschiedenen Quellkonfigurationen

3.1.2 Ergebnisse der OGI-Methode

Optische Gasdetektion: Bei der Gasdetektion durch optische Bildgebung (Optical Gas Imaging) wird eine kleine Infrarot-Handkamera verwendet, die eine Echtzeit-Visualisierung von Gaslecks gestattet, die auf Videoaufnahmen als „Rauch“ erscheinen, während gleichzeitig das normale Bild des betreffenden Bauteils zu sehen ist, so dass sich erhebliche VOC-Leckagen schnell und leicht lokalisieren lassen. Aktive Systeme erzeugen ein Bild mit einem vom Bauteil und dessen Umgebung zurückgestreuten Laserlicht. Passive Systeme basieren auf der natürlichen Infrarotstrahlung der Anlagentechnik und ihrer Umgebung [2]. Mit der OGI-Methode konnten alle Quellen identifiziert werden. Ein trainierter Messtechniker arbeitete mit der Kamera im high sensitivity mode (HSM) in 2 m bis zu 20 m Entfernung.

Für alle untersuchten Quellen wurde ein Video aufgezeichnet. Eine Massenstrombestimmung ist mit der Methode nicht möglich, jedoch kann ein erfahrener Messtechniker Aussagen über die Art und Größe der Freisetzung machen.

Geringe Windgeschwindigkeiten erlauben auch die Identifikation kleinerer Lecks.

3.1.3 Ergebnisse der RDM-Methode

Reverse Dispersion Modelling (RDM) besteht darin, dass das Abwindkonzentrationsprofil einer diffusen Quellkonfiguration vorausberechnet wird. Dafür wird ein geometrisches Modell der Anlage benötigt. Die Ergebnisse werden mit den VOC-Konzentrationen verglichen und angepasst, die durch räumlich verteilte Probenahme (z.B. mit einem tragbaren Analysator) im Umfeld der Quelle gemessen werden (Abwind). Das Windfeld um die untersuchte Anlage wird mit CFD-Methoden (Computational Fluid Dynamics) berechnet. Ein Lagrange-Ausbreitungsmodell wird für die Berechnung der Konzentrationen verwendet. Dafür wird ein quasi-stabiler Fluss angenommen. Für sehr niedrige Windgeschwindigkeiten und instabile Windverhältnisse ist die Methode nicht geeignet (das trifft aber auch auf die anderen Methoden zu).

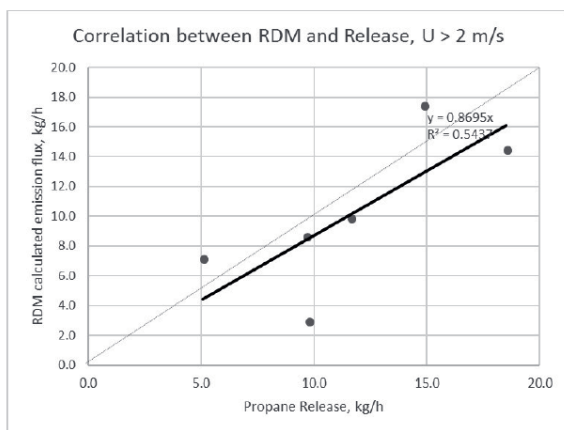


Bild 4: Ergebnisse der RDM-Methode

Mit der RDM-Methode konnten nur Lecks größer 5 kg/h nachgewiesen werden.

3.1.4 Ergebnisse der SOF-Methode

Solar Occultation Flux (SOF): Bei dieser Methode wird ein Breitbandspektrum des Sonnenlichts im Infrarot- oder ultravioletten/sichtbaren Bereich entlang einer gegebenen geografischen Wegstrecke unter Kreuzen der Windrichtung und Durchschneiden von VOC-Emissionsfahnen aufgezeichnet und mittels Fourier-Transformation analysiert [2]. Die SOF-Methode bestimmt vertikal säulenintegrierte Konzentrationen von VOC unter Verwendung von Spektralabsorptionsdaten mit der Sonne als Lichtquelle. Auf einem Fahrzeug montiert wird das Spektrometer kontinuierlich betrieben und ermittelt Daten etwa alle 10 m bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von ~30 km/h. Der Massenstrom wird aus der Windkomponente senkrecht zur Fahrbahn berechnet. Die SOF-Spektralanalyse liefert Daten zu den einzelnen Kohlenwasserstoffen (Speziation).

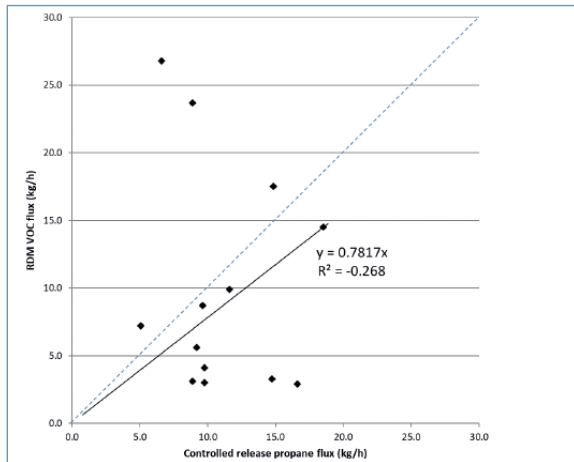


Bild 5: Korrelation der SOF-Ergebnisse (in kg/h) mit den kontrollierten Freisetzungsraten

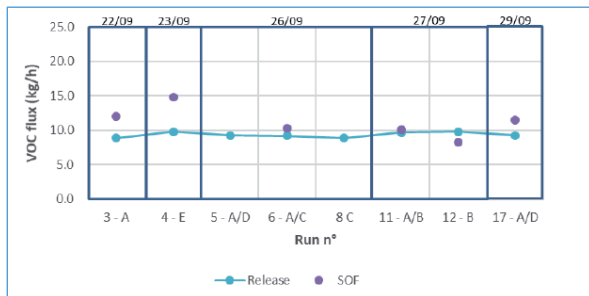


Bild 6: SOF-Ergebnisse bei Freisetzung von 10 kg/h VOC bei verschiedenen Quellkonfigurationen

3.1.4 Ergebnisse der TCT-Methode

Die Tracergas-Korrelations-Methode (TCT) besteht darin, eine mobile Tracergasquelle (z.B. N_2O) neben einer zu bestimmenden VOC-Quelle zu platzieren. Dabei wird angenommen, dass sich das Tracergas in der turbulenten atmosphärischen Dispersion genauso verhält wie die zu bestimmenden VOC. Die gesuchte VOC-Emissionsrate erhält man über das Konzentrationsverhältnis zwischen VOC und dem Tracergas an einem Punkt im Abwind der untersuchten Anlage und dem bekannten Tracergasmassenstrom. Diese Methode ist unabhängig von den Windbedingungen. Windmessungen werden benötigt, um einen geeigneten Probenahmepunkt im Abwind der Anlage zu finden.

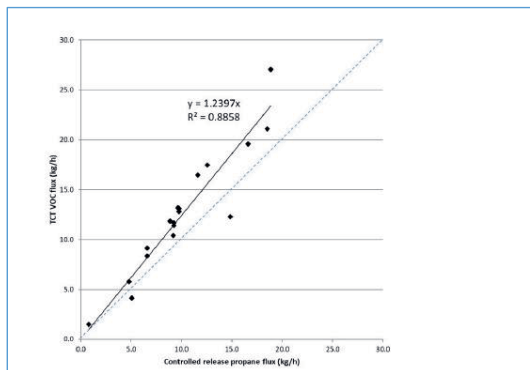


Bild 7: Korrelation der TCT-Ergebnisse (in kg/h) mit den kontrollierten Freisetzungsraten

3.1.5 Gesamtauswertung

Die Korrelation aller vier untersuchten Methoden zeigt ein gutes Ergebnis.

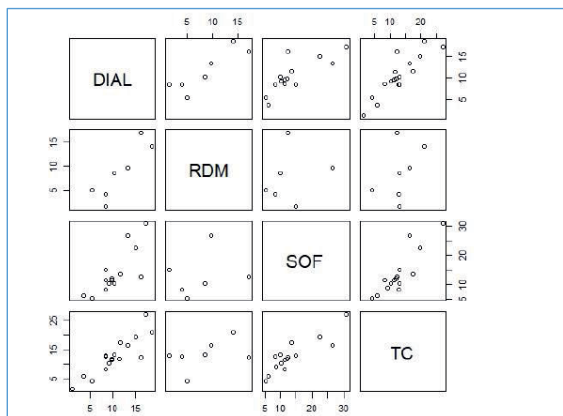


Bild 7: Korrelation zwischen den vier verschiedenen Methoden

3.2 Zweiter Feldtest für die Validierungsexperimente (reale Industriebedingungen)

Das Ziel des zweiten Feldtests war die Anwendung der getesteten Messmethoden unter Industriebedingungen. Die Raffinerie wurde in neun Sektionen aufgeteilt, die über Werksstraßen zugänglich waren. Dort konnten die DIAL- und SOF-Techniken mit Messfahrzeugen angewendet werden. Die OGI-Technik wurde dort angewendet, wo mit den Fernmesstechniken Leckagen identifiziert worden waren. Die Tracer-Korrelations-Methode wurde nur für vier Quellen angewendet. Die RDM-Technik wurde nur an der Abwasserbehandlungsanlage eingesetzt.

Für die Massenstrombestimmungen sind die Windfeldermittlungen wichtig. Dafür wurden drei mobile meteorologische Stationen (10-m-Mast für Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Temperatur und Feuchte) in der Raffinerie aufgebaut (Nord-West, Süd-West und Süd-Ost). Zusätzlich wurde ein Wind-Lidar verwendet (Süd-Ost).

Tabelle 3: Ergebnisse der DIAL-Messungen

Source		Time period (days)	Validated scans (number)	VOC mass flux (average) kg (VOC)/h		95% level of confidence kg (VOC)/h
1. East Tank Park	T1	1	4	3.5	41.7	0.8
	T2 & T3	1	4	9.3		1.9
	T4 & T5	1	4	9.4		3.3
	T6	1	4	8.2		2.3
	T7	1	5	6.9		1.6
	T8	1	4	4.4		3.1
	T9 West	1	4	2.8		0.8
	T10	1	3	3.3		1.6
5. PetroChemical Tank Park	T11	1	4	1.0	7.1	0.6
	T12	1	4	1.4		0.4
	T13	1	6	11.2		1.6
3. Middle Tank Park	T14 - Temp Source	1	4	130.0	150.0	59.9
	T15	1	4	7.5		2.5
	T16	1	4	0.0		1.8
2. West Tank Park	T17	1	4	10.3	10.2	2.0
	P1	1	4	20.2		9.8
6. Main Process	P2	1	4	16.2	54.5	4.8
	P3	1	1	18.0		2.2
	P4	1	4	25.7		7.7
7. PetroChemical Process	P5	1	4	9.8	48.0	7.1
	P6	1	4	12.4		5.3
	WT	2	19	25.9	25.9	5.9
10. Vent Pipe	Stack SE Site Area - Temp Source	1	6	6.7	6.7	1.9
11. Truck Loading Area	Truck Loading - Temp Source	1	5	11.2	11.2	2.4
	T9 Est - T603 & T614 Cyclohexane *	1	4	101.1	101.1	79.7
	Flare - Temp Source	1	4	10.7	10.7	1.4
	Coker - Temp Source	1	4	29.1	29.1	7.3
Total, no temp sources :				207.4		15.2
Total, including temp sources :				395.1		64.0
Total, including cyclohexane estimate :				496.2		88.5

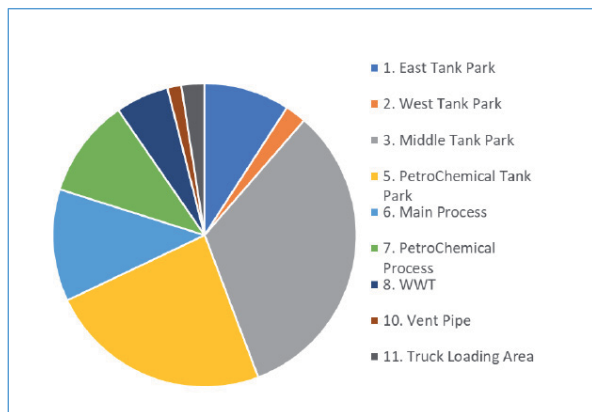


Bild 8: Quellzuordnung der VOC-Emissionen mit der DIAL-Technik

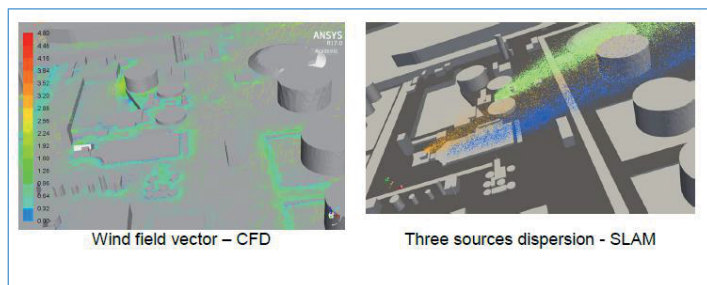


Bild 9: RDM-Technik – Modellierung der Abwasseranlage

Tabelle 4: Übersicht über die Ergebnisse mit den verschiedenen Methoden

Refinery Area	SOF		DIAL		TC (MeFTIR)		RDM	
	median	stdev	mean	stdev	mean	stdev	mean	stdev
	kg/h	kg/h	kg/h	kg/h	kg/h	kg/h	kg/h	kg/h
1. East Tank Park	76	51	42					
2. West Tank park	30	11	10					
3. Middle Tank Park	316	296	150	60				
5. Petrochemical Tank park	61	30	108	80	43	23		
6. Main Process Area	40	24	55					
7. Petrochemical Process Area	37	25	48					
8. Waste Water Treatment	13	3	7		9	3	12	4
10. Vent Pipe	21	8	7	2	30	31		
11. Truck Loading Area	11	12	11					
Total (bottom up)	605		437					
Total (top down)	694							

Der vertrauliche Abschlussbericht wurde im Juni 2018 der Europäischen Kommission vorgelegt. Eine Publikation ist in Vorbereitung. Alle betrachteten Messtechniken wurden erfolgreich unter industriellen Bedingungen angewandt.

Die ermittelten Gesamt-Emissionsraten (Summation der Einzelquellen) unterscheiden sich für DIAL und SOF (um 38 %); allerdings müssen dabei die ausgewiesenen Unsicherheiten berücksichtigt werden. Ein VOC-Emissions-Einfluss der benachbarten Raffineriebereiche ist außerdem nicht ausgeschlossen.

Die OGI-Kampagne war sehr erfolgreich. Wo die anderen Techniken die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Emissionsquelle anzeigten, wurde die Quelle fast immer gefunden. Der Nachweis der Quellen aus einer Entfernung von ≥ 50 m war typisch für die größten Emissionen. Tankemissionen konnten sowohl entlang des Tankdaches, als auch von unten identifiziert werden. Die Kombination der mobilen Fernmessmethoden, die mittels Messfahrzeugen relativ schnell höhere Konzentrationen feststellen können (SOF oder DIAL) und nachfolgend die genaue Quellidentifizierung mit OGI, wurden als sehr effizient beurteilt.

4. Leistungsanforderungen

In der folgenden Tabelle sind erste Ansätze für Leistungsanforderungen formuliert, die sich aus der praktischen Anwendung der Methoden ergeben haben. Die Diskussionen hierzu sind noch nicht abgeschlossen, die abschließend in der Norm publizierte Tabelle wird ein anderes Aussehen haben.

Tabelle 5: Leistungsanforderungen (Beispiel)

Method	DIAL	OGI	RDM	SOF	TC
Main equipment (1 – 30m) emission source identification and quantification					
Time period to achieve required uncertainty	1 hour but measurements has to be repeated on different days / or different operating conditions	1 hour. Identification only	A few days, with winds > 2 m/s. Quantification only but identification during measurement path. Needs a perfect assessment of source	1 hour but measurements has to be repeated on different days / or different operating conditions	A few hours, with winds > 0.5 m/s. Quantification only.
Uncertainty	10 – 20 %	Not applicable	30 - 40 % with winds > 2,0 m/s	30 – 40 % depending on obstruction and with winds > 1.5 m/s	30 %, need to well know the source
Limit of quantification	1 kg/h	Not applicable	5 kg/h	1 kg/h	1 kg/h

5. Die Europäische Norm

Die zugehörige Europäische Norm wird einen ganz eigenen Charakter haben, da nicht ein definiertes, validiertes Messverfahren zugrunde gelegt ist, sondern ein Messkonzept, bestehend aus unterschiedlichen Mess- und Auswerteverfahren, deren Ergebnisse sich zu einem Gesamtbild ergänzen. Für diese Verfahren werden Leistungsanforderungen definiert und Qualitätssicherungsmaßnahmen beschrieben, die dafür sorgen sollen, Ergebnisse mit einer definierten Messunsicherheit zu erzielen. Mit dem Normentwurf ist 2020 zu rechnen.

In der weiteren Bearbeitung der Europäischen Norm geht es um die Beurteilung der Datenqualität der Ergebnisse für jede Messmethode, die Auswirkungen von VOC-Hintergrundkonzentrationen und den Einfluss von Windrichtung und Windgeschwindigkeit auf die Datenqualität. Die Speziation (Einzelstoffbestimmung) der VOC ist jeweils zu beachten. Die methodenspezifischen Ergebnisse der Feldtests sollen in die Methodenbeschreibungen Eingang finden.

5. Literatur

- [1] Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Refining of Mineral Oil and Gas: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/REF_BREF_2015.pdf
- [2] DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS DER KOMMISSION vom 9. Oktober 2014 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Industrieemissionen in Bezug auf das Raffinieren von Mineralöl und Gas (2014/738/EU) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014D0738&from=EN>
- [3] 1st Interim Report under Mandate CEN/2014-07 SA/CEN/EFTA/514/2014-07 dealing with "Stationary source emissions - Standard method to determine fugitive and diffuse emissions of volatile organic compounds into the atmosphere" elaborated by CEN/TC 264/WG 38: <https://www.vdi.de/technik/fachthemen/reinhaltung-der-luft/europaeische-und-internationale-normung/results-of-european-lab-and-field-validation-tests/>

Beste verfügbare Techniken (BVT) zur Emissionsminderung bei Lagerung/Umschlag von gefährlichen Stoffen und staubenden Gütern

Dipl.-Ing. **A. Hugo**,
Institut für Energie- und Umwelttechnik (IUTA) e.V., Duisburg;
Dipl.-Wirt.-Ing. (FH) **S. Bauer**, Dipl.-Umw.-Ing. (FH) **E. Zettl**,
C. Broneder M.Sc., Dr. rer. nat. **M. Schöpel**,
Ramboll Environment & Health GmbH, München

Kurzfassung

Die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IED) bildet europaweit die Grundlage für die Genehmigung besonders umweltrelevanter Industrieanlagen. Gemäß Art. 13 der IED findet ein europaweiter Informationsaustausch mit Interessenvertretern („Sevilla-Prozess“) über die „Besten Verfügbaren Techniken“ (BVT) statt, dessen Ergebnisse als BVT-Merkblätter veröffentlicht werden. Als Vorarbeit zur Überarbeitung des BVT-Merkblatts für staub- und gasförmige Emissionen ausgehend von Lagerung, Transport und Umschlag auf IED-Anlagen (LTU-BVT-Merkblatt) werden im Rahmen eines UBA-Vorhabens die Inhalte des LTU-BVT-Merkblatts analysiert und Vorschläge zur Überarbeitung erarbeitet. Der Fokus liegt dabei auf der Identifizierung der Hauptumweltprobleme (KEIs) unter Berücksichtigung des auf EU-Ebene in Entwicklung befindlichen Schemas zur Bestimmung von KEIs, der Entwicklung eines praxis- und emissionsorientierten Stoffklassifizierungssystems sowie der Identifizierung weiterer Emissionsminderungs- und möglicher Monitoringkontrollmaßnahmen. Das Projekt befindet sich gerade in der Bearbeitungsphase und wird voraussichtlich im September 2019 abgeschlossen sein. Bei den hier vorgestellten Inhalten handelt es sich um einen Zwischenstand.

1. Einleitung

Die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IED) bildet europaweit die Grundlage für die Genehmigung besonders umweltrelevanter Industrieanlagen („IE-Anlagen“). Gemäß Art. 13 der IED findet ein europaweiter Informationsaustausch mit Interessenvertretern („Sevilla-Prozess“) über die „Besten Verfügbaren Techniken“ (BVT) statt, dessen Ergebnisse als BVT-Merkblätter veröffentlicht werden. Diese setzen in der EU und weltweit Maßstäbe für produktionsintegrierten Umweltschutz und nachhaltige Produktion. Die sog. „BVT-Schlussfolgerungen“ (BATc) als zentrales Element der BVT-Merkblätter werden im Rahmen des Ausschussverfahrens auf europäischer Ebene verabschiedet und dienen bei der Festlegung der Genehmigungsaufgaben den nationalen Behörden als Referenzdokument. Dieser Prozess sieht auch eine regelmäßige Aktualisierung der bestehenden BVT-Merkblätter vor.

Die Lagerung, der Transport und der Umschlag (LTU) von Flüssigkeiten, Flüssiggasen und Feststoffen sowie verpackten Stoffen erfolgt sektorübergreifend in nahezu allen Industriezweigen und Branchen. Da Emissionen aus Lagerung, Transport und Umschlag innerhalb von IE-Anlagen im Grundsatz eine gemeinsame Problematik darstellen, wurde bereits in 2006 ein BVT-Merkblatt mit dem Titel „Emissionen aus der Lagerung“ (LTU-BVT-Merkblatt [1]) veröffentlicht, welches sektorübergreifende Aspekte aufbereitet und BVT beschreibt.

Hinsichtlich einer Emissionsreduzierung konnten in der Vergangenheit vor dem Hintergrund der IED-Anforderungen vielfältige Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen an gefassten Quellen umgesetzt werden, so dass hier die Emissionen erheblich reduziert werden konnten. Für die Lagerung und den Umschlag von Flüssigkeiten/-gasen und Schüttgütern sowie festen Brennstoffen (Emissionen aus diffusen Quellen) war dies nicht in gleichem Umfang möglich, so dass der prozentuale Anteil der diffusen Emissionen an den Gesamtemissionen zugenommen und somit an Bedeutung gewonnen hat. Besonders deutlich wird dies in Bezug auf die Staubemissionen. Dabei handelt es sich primär um diffuse Staubquellen. Die Berücksichtigung von Staubinhalstoffen stellt eine besondere Problematik dar, z. B. bei Erzen. Ihre Substitution durch minderstaubende Güter ist i. d. R. nicht möglich. Daher müssen die bestehenden Technologien zum Materialienumschlag in IED-Anlagen differenziert, hinsichtlich Emissionsminderungspotential und Wirtschaftlichkeit, bewertet werden. Auch wenn die relevanten Prozesse Schüttgutlagerung und –umschlag in vielen industriellen Branchen von Bedeutung und somit emissionsarme Technologien oftmals breit anwendbar sind, sind zusätzlich Branchenspezifika zu berücksichtigen. Die Notwendigkeit der konkreten Umsetzung einer technischen Maßnahme ist immer spezifisch für das jeweilig gehandhabte Gut und seiner physikalischen (z. B. Feuchte, Körnung oder Dichte) und chemischen (z. B. Gefährlichkeit, Reaktionsfähigkeit) Eigenschaften zu beurteilen. Vor diesem Hintergrund können neue innovative

Technologien im Vergleich zum Stand der Technik (SdT) zwar bewertet, ihr konkretes Minderungspotential aber lediglich exemplarisch dargestellt werden.

Da das aktuelle LTU-BVT-Merkblatt seit seiner Erstellung ab 1999 und Veröffentlichung in 2006 keinerlei Anpassung erfahren hat und Kritik bezüglich der Anwenderfreundlichkeit des Merkblatts besteht, hat das UBA Ramboll Environment & Health GmbH gemeinsam mit IUTA beauftragt, das vorliegende LTU-BVT-Merkblatt zu überprüfen und zu überarbeiten. Die Ziele sind dabei die Erarbeitung eines Vorschlags für ein praxis- und emissionsorientiertes Stoffklassifizierungssystem, die stärkere Fokussierung auf Hauptumweltprobleme (key environmental issues „KEIs“) und die Identifizierung weiterer Emissionsminderungs- sowie Monitoringkontrollmaßnahmen. Darüber hinaus wurde eine Schnittstellenanalyse der aktuellen Sektor-BVT-Merkblätter durchgeführt, bei der die Relevanz des horizontalen BVT-Merkblatts deutlich wurde.

Im November 2018 wurde während des IED Artikel 13 Forums die Zukunft des zur Überarbeitung anstehenden LTU-BVT-Merkblattes diskutiert. Ausgehend von der Bedeutung diffuser und gefasster Emissionen aus Lagerung, Transport und Umschlag von gelagerten und umgeschlagenen Materialien in den unterschiedlichen Industriesektoren wurde die grundsätzliche Bedeutung des branchenübergreifenden LTU-BVT-Merkblattes bestätigt. Darüber hinaus wurde festgehalten, dass diese Thematik bewusst in einer Reihe der jüngsten BVT-Merkblätter-Überprüfungen ausgeschlossen wurde, um generische Techniken, die im LTU-BVT-Merkblatt branchenübergreifend behandelt werden können, nicht zu wiederholen [2].

2. Methodik

Um die oben genannten Projektziele zu erreichen, umfasst das Projekt folgende Aufgaben:

- Sichtung und Schnittstellenanalyse der Sektor-BVT-Blätter,
- Identifizierung von Hauptumweltproblemen (KEI) und umweltrelevanten Emissionen,
- Erarbeitung eines Vorschlags zu einem praxis- und emissionsorientierten Stoffklassifizierungssystem für Lagerung, Transport und Umschlag auf IED-Anlagen,
- Identifizierung weiterer Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen,
- Nutzung von themenbezogenen Erfahrungen aus der Praxis (Interviews, Anlagenbesichtigungen),
- Datensammlung zum LTU-BVT-Merkblatt von IED-Anlagen.

Einen wichtigen Aspekt des Projektes stellt die begründete Ableitung der Hauptumweltprobleme der betrachteten technischen Prozesse (KEI, „*key environmental issues*“, AP 1) dar. Zur Identifizierung der KEI, wichtigen Emissionspfade und Stoffe sowie der zur Minderung der

Emissionen verfügbaren Techniken und verfügbaren Monitoringkontrollmaßnahmen, wurde jeweils der neueste Stand aller bisher veröffentlichten sektorspezifischen BVT-Merkblätter gesichtet und ausgewertet. Im Rahmen der Sichtung wurde auch eine Schnittstellenanalyse der sektorspezifischen BVT-Merkblätter mit dem horizontalen LTU-BVT-Merkblatt durchgeführt, um Referenzbezüge aber auch Überschneidungen zu identifizieren.

Identifizierte KEIs und Emissionsminderungs- sowie Monitoringkontrollmaßnahmen wurden und werden noch in Gesprächen mit Experten aus der Praxis und bei Anlagenbesichtigungen evaluiert.

Zur Erarbeitung eines praxis- und emissionsorientierten Stoffklassifizierungssystems wurden bereits etablierte bzw. rechtlich verankerte Bewertungs- und Klassifizierungssysteme recherchiert, die als Grundlage für die Entwicklung des vorgeschlagenen praxis- und emissionsorientierten Stoffklassifizierungssystems für zur Anwendung kommende bzw. zu empfehlende Technologien dienen.

Zur Dokumentation der gesammelten Informationen wurden Matrices entwickelt, die anschließend dem UBA übergeben und als Informationsgrundlage für die Begleitung des eigentlichen BVT-Prozesses dienen sollen.

Nachfolgend werden erste Ergebnisse der Datenauswertung und Methodenentwicklung zur Sichtung der einzelnen Sektor-BVT-Merkblätter, der Identifizierung der KEIs, der Entwicklung eines praxis- und emissionsorientierten Stoffklassifizierungssystems sowie der Identifizierung von Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen vorgestellt.

3. Sichtung und Schnittstellenanalyse der BVT-Merkblätter zu Lagerung, Transport und Umschlag (LTU) auf IED-Anlagen (Sektor-BVT Sichtung)

In den BVT-Merkblättern zu einzelnen Branchensektoren (Sektor-BVT-Merkblätter, [3]) finden sich neben spezifisch prozessbezogenen Informationen auch Ausführungen zu Lagerung, Transport und Umschlag von im jeweiligen Sektor gehandhabten Gütern. Die Informationen wurden auf die sektorübergreifende Verwendung im LTU-BVT-Merkblatt hin geprüft. Der Schwerpunkt der Durchsicht der Sektor-BVT-Merkblätter lag bei den Dokumenten mit aktuellstem Datum (BVT-Merkblätter, aktuelle Entwürfe (formal draft) sowie bereits verabschiedete BATc, ergänzend aktuelle Meeting-Reports). Zusätzlich zu dem LTU-BVT-Merkblatt und den Sektor-BVT-Merkblättern wurden weitere horizontale Merkblätter gesichtet. Aktuelle Informationsbasis stellt dabei die Webseite des Joint research center dar [3]. Bei der Durchsicht der Sektor-BVT-Merkblätter zeigte sich erwartungsgemäß ein eindeutiger Schwerpunkt bei der Darstellung der jeweiligen Produktionsprozesse. Insgesamt wurden zusammen mit dem LTU-BVT-Merkblatt 31 Merkblätter und Schlussfolgerungen gesichtet.

Bei der Sichtung der Sektor-BVT-Merkblätter wurde festgestellt, dass bezüglich Lagerung, Transport und Umschlag oft auf die Beschreibung spezifischer Technologien verzichtet und stattdessen auf das LTU-BVT-Merkblatt verwiesen wird. Deshalb wurde im Rahmen der Schnittstellenanalyse auch festgehalten, welche BVT-Merkblätter prozess- bzw. spartenbezogen oder grundsätzlich (zu allgemeinen Informationen) auf das LTU-BVT-Merkblatt verweisen. Insgesamt wurden 25 grundsätzliche und 8 prozess- oder spartenbezogene Bezüge identifiziert.

Des Weiteren wurden Informationen aus den neueren BVT-Merkblättern zu KEIs allgemein wie auch speziell zu Stoffen, die in dem jeweiligen Sektor gelagert, transportiert oder umgeschlagen werden, gesichtet, um diese in die Identifizierung relevanter KEIs für das LTU-BVT-Merkblatt einfließen zu lassen.

4. Hauptumweltprobleme (KEI)

KEI besitzen für die aktuelle und zukünftige Überarbeitung von BVT-Merkblättern eine hohe Relevanz, da primär dort eine Verbesserung der Situation durch geeignete Maßnahmen angestrebt wird. Im Zuge der Überarbeitung der BVT-Merkblätter und der Erarbeitung neuer BVTs und BATc wurde festgestellt, dass durch die KEI-Fokussierung der Aufwand für die Erarbeitung der BVT und BATc deutlich reduziert werden kann.

Im aktuellen LTU-BVT-Merkblatt werden KEIs bereits betrachtet, allerdings sehr allgemein. Dabei wird zwischen Emissionen aus dem regulären Betrieb und Emissionen durch Störungen und Unfälle unterschieden. Als relevant werden Emissionen in die Luft, über den Wasser-/Gewässerpfad bzw. den Boden, Lärmemissionen und Abfallemissionen angesehen. Die Kategorien Lärmemission und Abfall wurden basierend auf Experteneinschätzungen als, für die betrachteten Anlagen, untergeordnet bedeutsam eingestuft und deswegen in der weiteren Erarbeitung nicht weiter betrachtet.

Aktuell wird auf EU-Ebene die Einführung einheitlicher Kriterien für deren Identifizierung diskutiert. Hierbei hat die EU-Kommission bereits erste grundsätzliche Kriterien entwickeln lassen, anhand derer die Umweltprobleme abgeleitet werden können [4]. Diese Kriterien finden sich allerdings immer noch in Entwicklung. Die im Rahmen dieses Projekts identifizierten lagerungsrelevanten Stoffe (Parameter), welche auf Sichtung der BVT-Merkblätter und auf Expertengesprächen basieren, sind in nachfolgender Tabelle 1 für Flüssigkeiten und Flüssiggase sowie Feststoffe dargestellt. Zur Identifizierung relevanter Parameter wurden aus allen gesichteten Sektor-BVT-Merkblättern Informationen zu gelagerten, transportierten oder umgeschlagenen Stoffen bzw. daraus emittierenden Stoffen bzw. Stoffgruppen gesammelt. Parameter,

die in mehr als fünf Sektor-BVT-Merkblättern identifiziert wurden, wurden als branchenübergreifend relevant eingestuft. Diese werden für die weitere KEI-Bewertung in Betracht gezogen. Bei einigen stofflichen Emissionen erfolgte zur besseren Übersichtlichkeit ein Bezug zu Stoffgruppen anstelle einer Einzelstoffbetrachtung. Bei dieser Vorgehensweise ist zu berücksichtigen, dass nicht alle Stoffe, die in den jeweils betroffenen IED-Anlagen gelagert, transportiert oder umgeschlagen werden, in den Sektor-BVT-Merkblättern adressiert werden. Dies liegt daran, dass der Fokus in den Sektor-BVT-Merkblättern auf den Produktionsprozessen liegt.

Tabelle 1: Identifizierte Parameter aus der Sektor-Sichtung zur weiteren Ableitung von Hauptumweltproblemen (KEI)

Lagerung, Transport und Umschlag von Flüssigkeiten und Flüssiggasen (inklusive möglicher Unfälle)	Lagerung, Transport und Umschlag von Feststoffen (inklusive möglicher Unfälle)
Emissionen in die Luft: <ul style="list-style-type: none"> • VOCs (volatile organic compounds) • Ammoniak • Schwefeloxide (SO_x) • Stickoxide (NO_x) • Halogene Emissionen in das Gewässer: <ul style="list-style-type: none"> • Kohlenwasserstoffe („solvents“) • Schwermetalle Emissionen in Boden und Grundwasser <ul style="list-style-type: none"> • (Aliphatische und aromatische) Kohlenwasserstoffe • Lösliche Metallverbindungen Energieverbrauch Wasserverbrauch	Emissionen in die Luft: <ul style="list-style-type: none"> • VOCs • Stäube <ul style="list-style-type: none"> ○ Schwermetalle ○ Quecksilber Emissionen in das Gewässer <ul style="list-style-type: none"> • Kohlenwasserstoffe • Schwermetalle Emissionen in Boden und Grundwasser <ul style="list-style-type: none"> • Kohlenwasserstoffe • Schwermetalle Energieverbrauch Wasserverbrauch Lärm Revitalisierung von Flächen

5. Identifizierung weiterer Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen

Wie bereits oben geschrieben wurden die BVT-Merkblätter zu einzelnen Branchensektoren bezüglich Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen gesichtet, die auch branchenübergreifend (in mindestens 5 Branchen) verwendet werden können. Als Ausgangslage zur Identifizierung weiterer Maßnahmen diente das LTU-BVT-Merkblatt. Insgesamt wurden in den BVT-Merkblättern ca. 170 branchenübergreifende Technologien identifiziert. Diese beinhalten die Technologien aus dem LTU-BVT-Merkblatt sowie Technologien aus den anderen Merkblättern, die noch nicht im LTU-BVT-Merkblatt enthalten waren. Bei den Technologien handelt sich um technische oder organisatorische Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen, welche beispielsweise den Einsatz von zertifizierten Flanschen beinhalten. Bezüglich der Monitoringkontrollmaßnahmen wurde auch das aktuelle horizontale Merkblatt zur Überwachung von Emissionen aus IED-Anlagen berücksichtigt [3].

Neben der Auswertung der BVT-Merkblätter wurde eine Internet- und Literaturrecherche durchgeführt sowie Experten befragt. Nach der Datenauswertung der Literaturrecherche sowie der Sichtung der Sektor-BVT-Merkblätter und relevanter Regelwerke sowie geführten Expertengesprächen mit Industrievertretern und Behörden, konnte generell festgehalten werden, dass die meisten der innerhalb des LTU-BVT-Merkblatts identifizierten Technologien nach wie vor dem SdT entsprechen. Nur in geringem Umfang wurden seit Veröffentlichung des LTU-BVT-Merkblattes (2006) vollständig neue Technologien in der Praxis eingeführt. Technologische Weiterentwicklungen haben primär zu einer Verbesserung des Wirkungsgrades etablierter Technologien geführt. Dies spiegelt sich auch bei Betrachtung der deutschen Gesetzgebung am Beispiel der aktuellen Entwurfsfassung der TA Luft wider, in der zur Emissionsminderung vorgeschlagene Maßnahmen der derzeit gültigen Textfassung des LTU-BVT-Merkblattes entsprechen. Weiterhin zeigt die Auswertung, dass ein branchenspezifischer Einsatz einzelner Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen eher auf Einzelfälle begrenzt ist und der Einsatz der meisten Maßnahmen branchenübergreifend erfolgt. Die Identifizierung und Bewertung weiterer Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen wird im Laufe des Projekts noch fortgeführt.

6. Erarbeitung eines Vorschlags für ein praxis- und emissionsorientiertes Stoffklassifizierungssystem bei Lagerung, Transport und Umschlag (LTU) auf IED-Anlagen (Zwischenstand)

Ein Ziel des Projektes ist die Erarbeitung eines Vorschlags für ein praxis- und emissionsorientiertes Stoffklassifizierungssystem für die Lagerung, den Transport und den Umschlag von staubenden Gütern und Flüssigkeiten/-gasen auf der Grundlage bereits etablierter bzw. rechtlich verankerter Bewertungs- und Klassifizierungssysteme. Dabei liegt der Fokus insbesondere auf einem stärkeren Stoffbezug. Seit Veröffentlichung des LTU-BVT-Merkblatts im Jahre 2006 gab es vor allem in Bezug auf die Chemikalieneinstufung grundlegende Änderungen mit der Einführung der CLP-Verordnung [5]. Diese Neuerungen im Hinblick auf die Einstufung und Kennzeichnung von Stoffen sind teilweise in verschiedenen anderen (inter-) nationalen Verordnungen, die die Lagerung von Stäuben, Flüssigkeiten und Flüssiggasen adressieren, bereits berücksichtigt. Daher wurden bestehende Bewertungs- und Klassifizierungssysteme auf deutscher und teils internationaler Ebene mit Bezug auf die Lagerung, den Transport und Umschlag von Stoffen identifiziert und mit Blick auf ihre mögliche Anwendbarkeit für das BVT-Merkblatt evaluiert. Unter anderem wurden folgenden Systeme betrachtet:

- aktuelles Klassifizierungssystem im LTU-BVT-Merkblatt [1],
- die deutschen TRGS 509 & 510 [6] [7],
- TA Luft (gültige Fassung [8] sowie die vorläufige Entwurfsfassung 2018 [9]),
- die niederländische Emissionsrichtlinie (NeR) [10],
- die AwSV [11] sowie
- VDI-Richtlinie 3790 zu Emissionen aus Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern [12],
- Arbeitspapier der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, Ausschuss Anlagenbezogener Immissionsschutz/Störfallvorsorge (AISV) zur diffusen Staubemissionen [13],
- das spanische Modell zur Minderung diffuser Staubemissionen in Häfen [14],
- US-EPA-Modell AP-42 [15] und
- das chilenische Modell zur Minderung von Staubemissionen aus Industrieanlagen [16]

Es wird derzeit geprüft, inwieweit die identifizierten Bewertungs- und Klassifizierungssysteme bzw. einzelne Bausteine dieser Systeme in ein praxis- und emissionsorientiertes Stoffklassifizierungssystem für das zukünftige LTU-BVT-Merkblatt einfließen können. Es wird anschließend unter anderem anhand von Beispielen geprüft, wie dieses System mit Minderungsmaßnahmen verknüpft werden kann.

7. Ausblick

Der Beitrag stellt einen Zwischenstand des aktuell laufenden UFOPlan-Vorhabens (FKZ 3716 53 301 1) zu BVT bei „Lagerung, Transport und Umschlag von gefährlichen Stoffen und staubenden Gütern“ dar. Die Ergebnisse sollen in den nationalen Beitrag einer möglichen Neu-erarbeitung des BVT-Merkblattes münden, wobei insbesondere die kritischen Anmerkungen zum aktuellen LTU-BVT-Merkblatt von 2006 Berücksichtigung finden sollen. Diese beziehen sich sowohl auf methodische Aspekte als auch die gewählte Darstellungsform im Dokument. Ein Schwerpunkt aktueller Arbeiten stellt die Entwicklung des praxis- und emissionsorientierten Stoffklassifizierungssystems anhand von Praxiserfahrungen und Expertenmeinungen sowie die Verknüpfung von Stoffbewertung und gestuften Emissionsminderungs- und Monitoringkontrollmaßnahmen dar. Letzteres stellt aufgrund der aktuell technisch eingeschränkt möglichen messtechnischen Überprüfung bei diffusen Quellen eine komplexe Aufgabe dar. Die aktuell fortschreitende Entwicklung kostengünstiger Messtechnik kann hier zukünftig eine große Unterstützung darstellen.

Eine sektorübergreifende Darstellung der BVT von Lagerung, Transport und Umschlag auf IED-Anlagen weist gegenüber einer wiederholten Berücksichtigung in den einzelnen Sektor-Merkblättern eine Reihe von Vorteilen auf:

- SdT-Maßnahmen sind im Grundsatz sektorübergreifend anwendbar,
- In sektorspezifischen BVT-Merkblättern würde ein entsprechender Verweis auf das LTU-BVT-Merkblatt - wie bereits jetzt oftmals erfolgt - ausreichen,
- teilweise sehr umfangreiche Sektor-BVT-Merkblätter können durch eine Auslagerung im Darstellungsumfang schlanker gehalten werden, Mehrfachdarstellungen werden vermieden,
- Eine separate Darstellung ließe sich mit geringerem Aufwand aktuell halten,
- Ergänzende bzw. abweichende Besonderheiten zu Lagerung, Transport und Umschlag in einem Sektor lassen sich im jeweiligen BVT-Merkblatt explizit darstellen.

Ein somit neu erarbeitetes, aktualisiertes BVT-Merkblatt zur Lagerung, Transport und Umschlag gefährlicher und staubender Güter kann eine wertvolle Arbeitshilfe im immissionschutzrechtlichen Vollzug auf europäischer Ebene darstellen.

8. Literatur- und Quellenangaben

- [1] Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage. Juli 2006
http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/esb_bref_0706.pdf (abgerufen am 03.04.2019) sowie https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_lagerung_vv.pdf (abgerufen am 02.04.2019)
- [2] European Commission, Draft Work Programme for The Exchange of Information Under Article 13(3)b of the IED, 12 February 2019
- [3] European Commission, Joint Research Centre, Directorate B - Growth and Innovation, <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/> sowie Portal des UBA zu sektorbezogenen und sektorübergreifenden BVT: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaftskonsum/beste-verfuegbare-techniken/sevilla-prozess/bvt-merkblaetter-durchfuehrungsbeschluesse> (abgerufen am 03.04.2019)
- [4] Ricardo, Preliminary determination of Key Environmental Issues for the Textiles Industry. Interner Berichtsentwurf. Vertraulich, 2018
- [5] Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung (CLP) von Stoffen und Gemischen
- [6] Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 509 „Lagern von flüssigen und festen Gefahrstoffen in ortsfesten Behältern sowie Füll- und Entleerstellen für ortsbewegliche Behälter“ Ausschuss für Gefahrstoffe - AGS-Geschäftsführung - BAuA - www.baua.de/ags, Ausgabe April 2017
- [7] Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 510 „Lagerung von Gefahrstoffen in ortsbeweglichen Behältern“, Ausschuss für Gefahrstoffe - AGS-Geschäftsführung - BAuA - www.baua.de/ags, Fassung von November 2015.
- [8] TA Luft (2002): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft)
- [9] TA Luft Entwurf (2018): Entwurf Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
- [10] Niederländische Emissionsleitlinie für Luft (NeR), InfoMil, Knowledge centre for environmental legislation and policy, Niederlande, Englische Version 2007 <https://rwsenvironment.eu/subjects/air/netherlands-emission/> (Abgerufen am 20.06.2018).
- [11] Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV), 2017. <http://www.gesetze-im-internet.de/awsv/AwSV.pdf>

- [12] VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern. 2010, VDI 3790-3 (2010), Beuth-Verlag, Berlin, Januar 2010
- [13] Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (Hrsg.): Möglichkeiten der Minderung diffuser Staubemissionen aus Anlagen. 2011. https://www.lai-immissionsschutz.de/documents/minderung_1503574103.pdf (abgerufen am 03.04.2019)
- [14] Puertos del Estado (Hrsg.): Guía de Buenas Prácticas en la Manipulación y Almacenamiento de Graneles Sólidos en Instalaciones Portuarias, 2015 (abgerufen am 04.04.2019)
- [15] U.S. Environmental Protection Agency: AP-42: Compilation of Air Emissions Factors, fifth edition Vol. I., 2006. <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors> (abgerufen am 03.04.2019)
- [16] Guía Buenas Prácticas en el Almacenamiento, Transporte y Manipulación de Graneles en Instalaciones Industriales. Ministerio del Medio Ambiente, Chile (Hrsg.), 2016 (abgerufen am 04.04.2019)

Einsatz kostengünstiger Staubsensoren für die Ermittlung diffuser Staubemissionen

Dr.-Ing. **Christof Asbach**, Dr. rer. nat. **Ana Maria Todea**,
Dr. rer. nat. **Stefan Schumacher**,
Institut für Energie- und Umwelttechnik (IUTA) e.V.
Bereich Luftreinhaltung & Filtration, Duisburg

Kurzfassung

Seit wenigen Jahren sind optische Feinstaubsensoren am Markt erhältlich, deren Kosten teilweise unter 20 € liegen. In der vorliegenden Studie wurde die Anwendbarkeit von Sensoren des Typs SDS011 der Fa. NovaFitness für die Bestimmung der Massenkonzentration von aus Pulvern dispergierten, luftgetragenen Stäuben untersucht. Diese Stäube können unter anderem aus diffusen Quellen an Arbeitsplätzen, z. B. durch Umschüttvorgänge oder Abwehungen, stammen. Insgesamt wurden sechs verschiedene Prüfaerosole mit sehr unterschiedlichen Größenverteilungen, Partikelformen und optischen Eigenschaften untersucht. Als Referenz diente ein MPG II Staubsammler in Verbindung mit einer gravimetrischen Bestimmung der Massenkonzentration. Die Untersuchungen ergaben, dass sowohl die von den Sensoren ausgegebenen $PM_{2,5}$ - als auch die PM_{10} -Werte gut mit den an Arbeitsplätzen verbindlich zu messenden A-Staub-Konzentrationen korrelieren. Insbesondere die $PM_{2,5}$ -Werte der Sensoren waren mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 > 0,96$ besonders gut korreliert, sodass diese Daten durch Verwendung eines Korrekturfaktors gute Schätzwerte für die A-Staub-Konzentrationen liefern.

Abstract

Only in the recent years, optical fine dust sensors have entered the market, some of which cost less than 50 €. In the present study the applicability of sensors of the type SDS011 (NovaFitness) for the determination of the mass concentration from powders of dispersed airborne dusts was examined. These dusts can e.g. originate from fugitive sources at workplaces, e.g. from pouring processes or blow-outs. A total of six different test aerosols with very different size distributions, particle shapes and optical properties were investigated. A MPG II dust sampler served as reference in connection with gravimetric determination of the mass concentration. The investigations showed that both the $PM_{2,5}$ and PM_{10} values provided by the sensors correlate well with the respirable dust concentrations that are regulated at

workplaces. The $PM_{2.5}$ values of the sensors were particularly well correlated with a coefficient of determination of $R^2 > 0.96$, so that these data provide good estimates for the respirable dust concentrations by using a simple correction factor.

1. Einführung

Die Auswirkungen der Luftverschmutzung gehören zu den häufigsten Ursachen von Krankheits- und vorzeitigen Todesfällen [1, 2]. Die Inhalation luftgetragener Partikel scheint in besonderem Maße mit den gesundheitlichen Auswirkungen zu korrelieren [3-5]. Aktuell wird daher in der Außenluft die Partikelmassenkonzentration der PM_{10} -Fraktion reglementiert, an Arbeitsplätzen hingegen die Massenkonzentrationen alveolengängigen Staubs (A-Staub). Die jeweilige Größenfraktion ist definiert über die Abscheidecharakteristik eines partikelgrößenselektiven Einlasses für Messsysteme, üblicherweise Impaktoren oder Zykclone, deren s-förmige Abscheidekurve bezogen auf den aerodynamischen Partikeldurchmesser bei $10\ \mu m$ (PM_{10} [6]) bzw. $4\ \mu m$ (A-Staub [7]) eine Abscheideeffizienz von 50% aufweist. Der Durchmesser, bei dem 50% der Partikel abgeschieden werden, wird als Cut-off-Durchmesser d_{50} bezeichnet. In einigen Ländern wird darüber hinaus verpflichtend die $PM_{2.5}$ -Massenkonzentration gemessen, die analog definiert ist. Der PM_{10} -Grenzwert für die Außenluft beträgt $50\ \mu g/m^3$ (mittlere Konzentration an einem Tag). Aufgrund unterschiedlicher Bewertungs- und Beurteilungsmaßstäbe liegt der Grenzwert für A-Staub an Arbeitsplätzen deutlich höher bei $1,25\ mg/m^3$ als Mittelwert einer 8 h-Schicht. Gemäß dem in der EN 12341 beschriebenen Referenzverfahren zur Bestimmung der PM_{10} -und $PM_{2.5}$ -Massenkonzentrationen wird ein definierter Volumenstrom durch einen größenselektiven Einlass angesogen, der alle zu großen Partikel entfernt. Die verbleibenden kleineren Partikel werden auf einem Probenahmefilter abgeschieden. A-Staub-Konzentrationen werden auf die gleiche Weise durch Verwendung eines Vorabscheiders mit einem d_{50} von $4\ \mu m$ gesammelt. Die Bestimmung der mittleren Massenkonzentration während der Probenahme erhält man durch Wägung des Filters vor und nach der Beprobung in Bezug auf das gesamte beprobte Luftvolumen. Um eine höhere Zeitauflösung zu erhalten, stehen verschiedene Messmethoden zur Verfügung. In einer Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM, Thermo Fisher [8]) werden die eingesogenen Partikel auf einem Filter abgeschieden, der sich auf einem hohlen Schwingstab befindet. Der Schwingstab wird mit konstanter Energie in Schwingung versetzt. Durch die Beladung des Filters mit Staub nimmt die Frequenz des Schwingstabs ab und die Massenzunahme des Filters kann aus dem Frequenzverlauf berechnet werden. Unter Kenntnis des konstanten Volumenstroms ergibt sich somit die Massenkonzentration der Partikel. Alternativ werden sog. Beta-Staubmeter [9] eingesetzt, auf denen die Partikel über

einen gewissen Zeitraum auf einem Filterband abgeschieden werden. Die Bestimmung der abgeschiedenen Partikelmasse erfolgt über die Messung der Extinktion von β -Strahlung und Auswertung unter Zuhilfenahme des Lambert-Beer'schen Gesetzes. In den letzten Jahren sind zudem optische Aerosolspektrometer [10] auf den Markt gekommen, welche die Anzahlgrößenverteilung der Partikel messen und daraus die Massenkonzentrationen in verschiedenen Größenfraktionen bestimmen. In einem optischen Aerosolspektrometer werden Partikel vereinzelt durch ein Messvolumen geleitet, das von einer Lichtquelle beleuchtet wird. Durch Messung der durch die Einzelpartikel hervorgerufenen Streulichtintensität wird die Partikelgröße als optische Äquivalenzgröße und durch die Anzahl der Streulichtimpulse die Partikelanzahl bestimmt. Durch Kombination der beiden Parameter erhält man somit die Anzahlgrößenverteilung der Partikel. Um daraus die Massenkonzentrationen der verschiedenen Größenfraktionen zu berechnen sind größen aufgelöst jeweils mittlere Werte für die Partikelform, -größe, -dichte sowie den Brechungsindex hinterlegt. Einige der auf den genannten Messtechniken beruhende Messgeräte sind als Äquivalenzverfahren zum Referenzverfahren zur Messung der PM_{10} - und $PM_{2,5}$ -Konzentrationen an der Außenluft anerkannt.

Generell liefern diese Geräte eine hohe Genauigkeit und die letztgenannten verfügen auch über eine ausreichend hohe zeitliche Auflösung, um Tagesgänge zu erfassen. Eine hohe räumliche Auflösung der Messungen mit diesen Geräten scheitert aber in der Regel an den hohen Preisen der Messtechnik (typischerweise >20.000 € pro Gerät). In den letzten Jahren sind dahingegen vermehrt kostengünstige Feinstaubsensoren auf dem Markt erschienen. Aufgrund der durch die starke Luftverschmutzung in China getriebenen hohen Stückzahlen dieser Sensoren liegen deren Kosten teilweise unter 20 €. Sie eignen sich somit sowohl für Privatanwendungen als auch für den Aufbau engmaschiger Netzwerke zur Erfassung der Feinstaubkonzentrationen mit hoher räumlicher Auflösung. Die Sensoren arbeiten nach dem Photometerprinzip, d.h. dass im Gegensatz zu den Spektrometern keine Einzelpartikel analysiert, sondern immer das Streulicht an einer Partikelwolke im Messvolumen als integrales Signal gemessen wird. Eine Differenzierung nach Partikelgrößen ist somit zunächst nicht möglich, sodass zur Bestimmung der Partikelmassenkonzentrationen über die o.g. Annahmen für optische Aerosolspektrometer auch eine mittlere Partikelgrößenverteilung angenommen werden muss. Neueste Versionen der optischen Feinstaubsensoren analysieren allerdings die Pulshöhen und deren zeitlichen Verlauf, um daraus Informationen zu den Partikelgrößen abzuleiten und so die Massenkonzentrationen für unterschiedliche Größenklassen angeben. Der durch ein Bürgerbeteiligungsprojekt (<https://luftdaten.info/>) in Deutschland bekannt gewordene Sensor SDS011 (Fa. NovaFitness [11]) gibt so Werte für die $PM_{2,5}$ - und PM_{10} -Massenkonzentrationen aus. Ein generelles Problem der optischen Aerosolmesstech-

nik liegt in der Empfindlichkeit der Messergebnisse gegenüber der relativen Luftfeuchte. In feuchter Umgebung wachsen insbesondere hygroskopische Partikel an und erzeugen dadurch eine stärkere Streulichtintensität als trockene Partikel [12]. Bei relativen Luftfeuchten ca. >70% können die gemessenen Massenkonzentrationen um einen Faktor >5 zu hoch liegen [13]. Für die Bestimmung der Feinstaubkonzentrationen zugelassene optische Aerosolspektrometer verwenden daher geeignete Aerosoltrockner, die jedoch aufgrund ihres hohen Druckverlust, Energiebedarfs oder hoher Anschaffungskosten für kostengünstige Sensoren nicht ohne Weiteres einsetzbar oder wirtschaftlich sind.

Ein Ziel der hier vorgestellten Studie war es, die Eignung eines kostengünstigen Feinstaubsensors des Typs SDS011 zur Bestimmung der diffusen Staubemissionen z. B. aus Umschüttvorgängen von Pulvern zu ermitteln. Der Fokus des Projekts lag auf der Staubexposition an Arbeitsplätzen, sodass als Referenz die mit einem Referenzsammler (MPG II, [13]) ermittelten A-Staub-Konzentrationen herangezogen wurden.

2. Versuchsaufbau und Durchführung

Zur Überprüfung der Eignung der Sensoren zur Bestimmung der Emissionen aus diffusen Quellen an Arbeitsplätzen wurden verschiedene Pulver in den luftgetragenen Zustand versetzt und in einem Windkanal mit 1800 m³/h gefilterter und trockener Luft vermischt. Als Aerosolgenerator kam ein Pulverdispargierer (Eigenbau, vgl. [14]) zur Anwendung, in dem das Pulver mithilfe einer Venturidüse aus einer Nut in einem rotierenden Teller abgehoben und mit dem zum Betrieb der Düse nötigen Dispergiervolumenstrom vermischt wird. Zur Einstellung der Partikelkonzentration lassen sich der Dispergiervolumenstrom, die Rotationsgeschwindigkeit des Drehtellers sowie die Füllhöhe der Nut einstellen. Da die so erreichten Konzentrationen hier immer noch zu hoch waren, wurde das Pulver zudem mit gereinigtem trockenem Sand vermischt. Dieser sedimentierte im Windkanal aus, sodass am Austritt des Kanals nur noch die Partikel aus dem Pulver luftgetragen vorlagen. Der Windkanal endet in einer ca. 23 m³ großen Kammer, in der sich die Partikel homogen verteilen und in der die Sensoren und der Referenzsammler MPG II platziert waren (s. Bild 1).

Der MPG II verwendet einen Horizontalelutriator, um zu große Partikel zu entfernen und nur Partikel, die der A-Staub-Konvention entsprechen, auf dem nachgeschalteten Filter zu sammeln. Der Probenahmenvolumenstrom beträgt 48,5 l/min.

Insgesamt wurden sechs verschiedene Pulver mit unterschiedlichen Größenverteilungen, Partikelformen und optischen Eigenschaften verwendet. Als Kalziumkarbonat (CaCO₃) kamen insgesamt vier verschiedene Pulver des Typs eskal (KSL Staubtechnik GmbH) zur Anwendung: eskal 300 ohne, mit roter und mit schwarzer Färbung, sowie eskal 500 ohne Fär-

bung. Eskal 300 und eskal 500 unterscheiden sich in ihren Partikelgrößenverteilungen (s. Bild 2). Die unterschiedlichen Färbungen der CaCO_3 Partikel dienen dazu zu untersuchen, welchen Einfluss der Brechungsindex auf die Messungen mit den Staubsensoren haben. Darüber hinaus wurde ein Prüfaerosol aus Glaskugeln sowie eines aus Schiefermehl erzeugt, da dieses plättchenförmige Partikel enthält. Zur Kontrolle wurden die Größenverteilungen der jeweiligen Prüfaerosole mit einem optischen Aerosolspektrometer (Fidas Frog, Palas GmbH) gemessen (s. Bild 2). Der Fidas Frog berechnet aus den gemessenen Größenverteilung auch die Massenkonzentrationen in unterschiedlichen Größenfraktionen, u.a. für A-Staub.

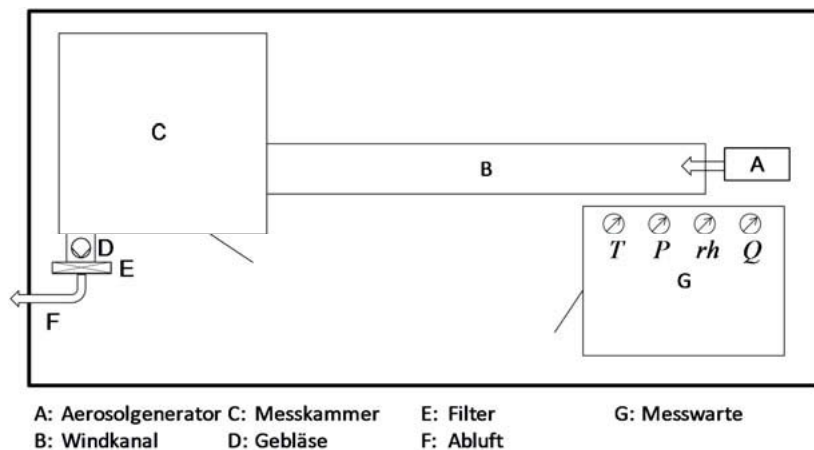


Bild 1: Versuchsaufbau zur Untersuchung der Anwendbarkeit der Sensoren (aus [12])

Für jedes Prüfaerosol wurden jeweils fünf Konzentrationsniveaus eingestellt. Ziel war es, so die Sensoren im Konzentrationsbereich von ca. einem Zehntel bis zum doppelten Arbeitsplatzgrenzwert, d.h. zwischen ca. $0,125 \text{ mg/m}^3$ und $2,5 \text{ mg/m}^3$, zu testen. Als Orientierung für die in der Kammer vorliegende A-Staub-Konzentration diente die Anzeige des Fidas Frog. Da die implementierte Bestimmung der Massenkonzentration allerdings auf der Kalibrierung für ein typisches Außenluftaerosol beruht, das sich in seinen Eigenschaften stark von den hier verwendeten Prüfaerosolen unterscheiden kann, dienten die angezeigten Werte nur der groben Orientierung. Basierend auf diesen Werten wurde auch die Mindestprobenahmedauer für die Filter bestimmt. Die Bestimmungsgrenze der verwendeten Waage liegt bei $0,3 \text{ mg}$ pro Filter. Während der Probenahme wurde die Konzentration in der Kammer weitgehend

konstant gehalten. Zum Vergleich der gravimetrisch ermittelten A-Staub-Konzentrationen mit den Daten der Sensoren, wurden die mit den Sensoren bestimmten $PM_{2,5}$ - und PM_{10} -Daten während der Filterprobenahme gemittelt und die Standardabweichung bestimmt. Es fanden zwei jeweils einwöchige Messkampagnen statt, deren Daten hier zusammenfassend gezeigt sind. Bei der ersten standen fünf baugleiche Sensoren des Typs SDS011 zur Verfügung, bei der zweiten lediglich drei der fünf. Die Sensoren stammen aus unterschiedlichen Chargen.

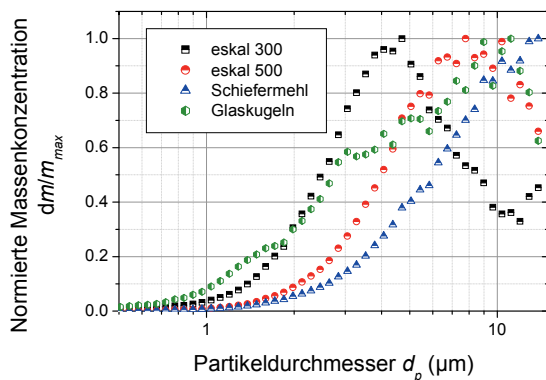


Bild 2: Normierte Massengrößenverteilungen der verwendeten Prüfaerosole

3. Ergebnisse und Diskussion

Vergleiche der mit den SDS Sensoren gemessenen mittleren $PM_{2,5}$ - und PM_{10} -Konzentrationen mit den Referenz-A-Staub-Konzentrationen sind in Bild 3 für die verschiedenen eskal-Prüfaerosole und in Bild 4 für die Glaskugeln und das Schiefermehl gezeigt.

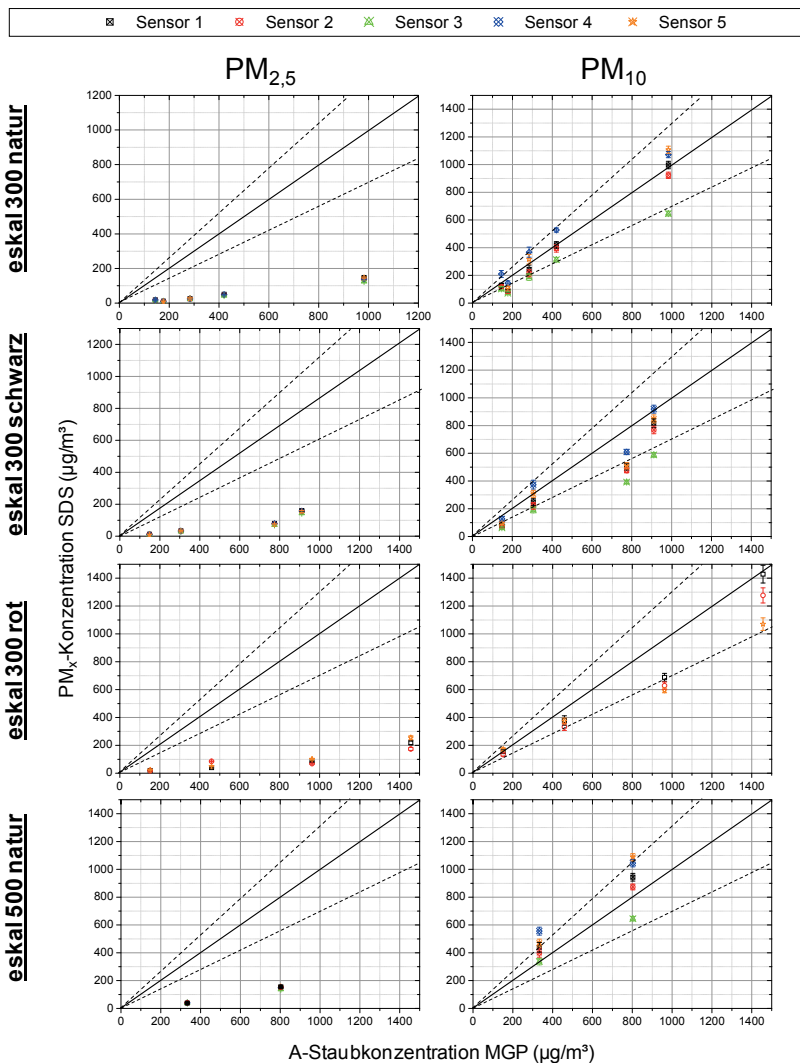


Bild 3: Mittlere für die verschiedenen eskal-(CaCO₃)-Prüfaerosole mit den SDS011-Sensoren gemessene PM_{2,5}- (links) und PM₁₀- (rechts) Massenkonzentrationen gegen die Referenz A-Staub-Konzentrationen; die durchgezogenen Linien zeigen die 1:1 Übereinstimmung, die gestrichelten Linien ±30% Abweichung.

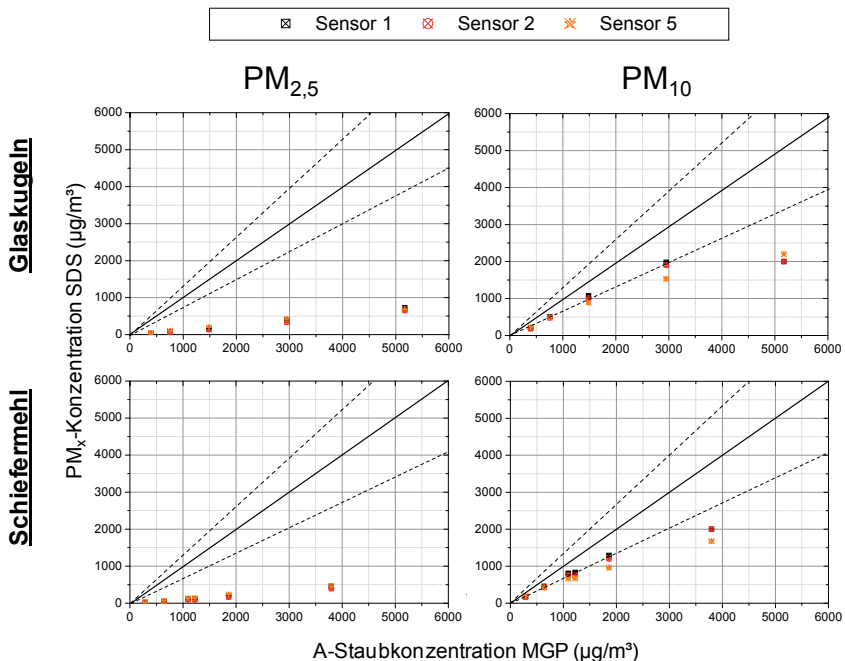


Bild 4: Mittlere für Glaskugeln (oben) und Schiefermehl (unten) mit den SDS011-Sensoren gemessene PM_{2,5}- (links) und PM₁₀- (rechts) Massenkonzentrationen gegen die Referenz A-Staub-Konzentrationen; die durchgezogenen Linien zeigen die 1:1 Übereinstimmung, die gestrichelten Linien $\pm 30\%$ Abweichung.

Man erkennt in den Bildern 3 und 4, dass die von den Sensoren ausgegebenen PM_{2,5}-Werte die A-Staub-Konzentration erheblich unterschätzen. Die PM₁₀-Werte stimmen hingegen überwiegend im Bereich $\pm 30\%$ mit den A-Staub-Konzentrationen überein, obwohl A-Staub über einen d_{50} von 4 µm und PM₁₀ über einen d_{50} von 10 µm definiert ist. Da die Sensoren allerdings über keinen Vorabscheider verfügen und die Größenklassen nur aus dem Streulichtsignal generieren, ist die relativ gute Übereinstimmung der PM₁₀-Werte mit der A-Staub-Konzentration vermutlich zufällig. Gleichzeitig zeigen die Abbildungen allerdings auch, dass die mit den fünf bzw. drei Sensoren gemessenen PM₁₀-Werte deutlich stärker streuen, als die PM_{2,5}-Werte, die für alle fünf bzw. drei Sensoren jeweils nahezu identisch sind. Dies zeigt, dass die PM_{2,5}-Werte der Sensoren offensichtlich besser reproduzierbar und vergleichbar sind als die PM₁₀-Werte. Bei den Schiefermehl- und Glaskugelaerosolen wurden

u. a. höhere Konzentrationen getestet als mit eskal. Man erkennt in Bild 4, dass der Zusammenhang zwischen der PM_{10} - und der A-Staub-Konzentration nur bis ca. $2.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ linear zu sein scheint, wohingegen der Sensor bei höheren Konzentrationen Sättigungseffekte zeigt. Für $PM_{2,5}$ hingegen ist für alle untersuchten Prüfaerosole (Bild 3 und 4) ein linearer Zusammenhang zwischen der $PM_{2,5}$ - und der A-Staub-Konzentration auch bei sehr hohen Werten von über $5.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erkennen.

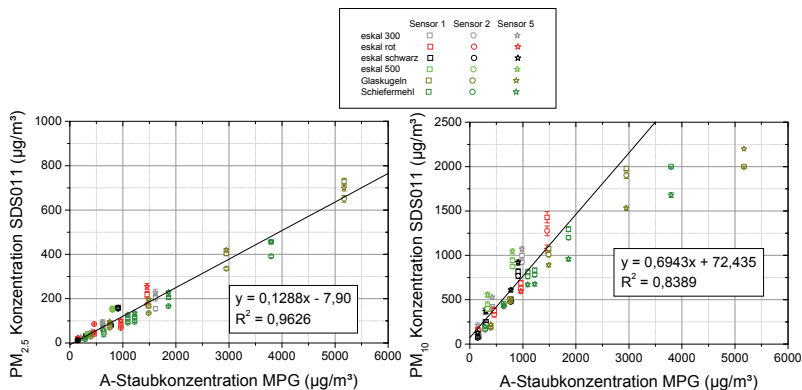


Bild 5: Mittlere mit allen bei beiden Messkampagnen verwendeten SDS011-Sensoren gemessenen $PM_{2,5}$ -(links) und PM_{10} -(rechts) Konzentrationen gegen die A-Staub-Konzentrationen für sämtliche verwendeten Prüfaerosole

Um die Linearität der mit den Sensoren gemessenen Konzentrationen im Verhältnis zu den mit dem MPG II bestimmten A-Staub-Konzentrationen zu verdeutlichen, sind sämtliche Messdaten gemeinsam in Bild 5 für $PM_{2,5}$ und PM_{10} zusammen mit den Geradengleichungen der linearen Fits, sowie den Bestimmtheitsmaßen R^2 eingetragen. Für den linearen Fit der PM_{10} -Daten wurden nur A-Staub-Konzentrationen (MPG II) unterhalb von $2.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ herangezogen, da darüber die Sättigung einsetzt. Die Steigung des Fits liegt bei 0,69, im Mittel unterschätzen die PM_{10} -Werte also die A-Staubkonzentration also um ca. 31%. Das Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,8389$ lässt auf eine moderate bis gute Korrelation zwischen den PM_{10} - und den A-Staub-Konzentrationen schließen. Eine wesentlich bessere Korrelation ($R^2 = 0,9626$) mit den A-Staub-Konzentrationen zeigen die $PM_{2,5}$ -Werte. Deren absolute Werte liegen zwar im Mittel um etwa 87% zu niedrig. Aufgrund der sehr guten Korrelation lassen sich die Messwerte allerdings durch einen entsprechenden Korrekturfaktor korrigie-

ren, sodass sich aus den Sensordaten für $PM_{2,5}$ entsprechend gute Schätzwerte für die A-Staub-Konzentration ableiten lassen. Erstaunlicherweise scheinen die unterschiedlichen Prüfstäube keinen wesentlichen Einfluss auf die Korrelation zu haben, obwohl sie gezielt aufgrund ihrer sehr unterschiedlichen Größenverteilungen, Formen, Dichten und optischen Eigenschaften ausgewählt wurden.

4. Zusammenfassung

Seit einigen Jahren kommen zunehmend kostengünstige Staubsensoren auf den Markt, welche überwiegend für die Messung atmosphärischer Feinstaubkonzentrationen konzipiert sind. In der vorliegenden Untersuchung konnten wir zeigen, dass der Sensor des Typs SDS011 (NovaFitness) in der Lage ist, gute Schätzwerte für die Massenkonzentration alveolengängigen Staubs an Arbeitsplätzen zu liefern. Als Prüfstäube wurden unterschiedliche Pulver verwendet, die u.a. durch Umschüttvorgänge oder Abwehungen als diffuse Partikelquellen an Arbeitsplätzen vorkommen können. Einschränkend sei angemerkt, dass die hier vorgestellten Untersuchungen allesamt mit trockener Luft durchgeführt wurden, wohingegen in der Vergangenheit mehrfach gezeigt wurde, dass hohe relative Luftfeuchtigkeiten ca. >70% die Messungen mit optischen Feinstaubsensoren beeinflussen können. Solche Bedingungen sind jedoch an Arbeitsplätzen im Allgemeinen selten und erschweren eher Messungen im Außenbereich.

5. Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des durch die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA) geförderten Projekts „Bewertung optischer Messgeräte zur Bestimmung partikelförmiger Gefahrstoffe am Arbeitsplatz“ statt.

- [1] P. Landrigan, R. Fuller, N. Acosta, O. Adeyi, R. Arnold, N. Basu, A. Baldé, R. Bertollini, S. Bose-O'Reilly, J. Boufford, R. Breyse, T. Chiles, C. Mahidol, A. Coll-Seck, M. Cropper, J. Fobil und e. al., „The Lancet Commission on pollution and health,“ *The Lancet*, Bd. 391, pp. 462-512, 2018
- [2] G. Hoek, R. Krishnan, R. Beelen, A. Peters, B. Ostro, B. Brunekreef und J. Kaufman, „Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review,“ *Environmental Health*, Bd. 12, p. 43, 2013.
- [3] D. W. Dockery, J. Schwartz und J. D. Spengler, „Air pollution and daily mortality: Associations with particulates and acid aerosols,“ *Environmental Research*, Bd. 59, pp. 362-373, 1992.
- [4] D. Dockery, A. Pope, X. Xu, J. Spengler, J. Ware, M. Fay, B. Ferris und F. Speizer, „An association between air pollution and mortality in six U.S. cities,“ *The New England Journal of Medicine*, Nr. 329, pp. 1753-1759, 1993.
- [5] G. Oberdörster, „Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles,“ *International Archives of Occupational and Environmental Health*, Bd. 74, pp. 1-8, 2000.
- [6] DIN EN12341:2014-08, „Gravimetrisches Standardmessverfahren zur Bestimmung der PM10- und PM2,5 Massenkonzentrationen des Schwebstaubes.“
- [7] DIN EN481:1993, „Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel“
- [8] H. Patashnick und E. G. Rupprecht, „Continuous PM-10 measurements using the Tapered Element Oscillating Microbalance,“ *Journal of the Air & Waste Management Association*, Bd. 41, pp. 1079-1083, 1991.
- [9] H. Dresia, und F. Spohr, „Experience with the Radiometric Dust Measuring Unit ‚Beta Staubmeter‘“, *Staub*, Bd. 31, pp. 12-27, 1971.
- [10] VDI 3768, Blatt 4: „Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen - Optisches Aerosolspektrometer“
- [11] M. Budde, A.D. Schwarz, T. Müller, B. Laquai, N. Streibl, G. Schindler, M. Köpke, T. Riedel, A. Dittler, M. Beigl, „Potential and Limitations of the Low-Cost SDS011 Particle Sensor for Monitoring Urban Air Quality“, *Conference Proceedings of 3rd International Conference on Atmospheric Dust, ProScience*, Bd. 5, pp. 6-12, 2018.
- [12] C. Asbach, B. Hellack, S. Schumacher, M. Bässler, M. Spreitzer, T. Pohl, K. Weber, C. Monz, S. Bieder, T. Schultze, A.M. Todea, „Anwendungsmöglichkeiten und Grenzen kostengünstiger Feinstaubsensoren“, *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, Bd. 78, pp. 242-250, 2018.

- [12] L. Crilley, M. Shaw, R. Pound, L. Kramer, R. Price, S. Young, A. Lewis und F. Pope, „Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring,“ *Atmospheric Measurement Techniques - Discussions*, Bd. 11, pp. 709-720, 2018.
- [13] M. Mattenklott und C. Möhlmann, „Probenahme und analytische Bestimmung von granulären biobeständigen Stäuben (GBS),“ *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, Bd. 71, pp. 425-428, 2011.
- [14] VDI 3491, Blatt 3, „Herstellungsverfahren für Prüfaerosole - Dispergierung von Haufwerken und Feststoffen“.

Relevanz von Nicht-Abgas Partikelemissionen aus dem Kfz-Verkehr

Ergebnisse des Forschungsprojektes FE 84.0525/2016 für die BAST

Dr. rer. nat. **Ingo Düring**,

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul

Kurzfassung

Im Rahmen des Projektes, welches im Auftrag der BAST in Kooperation zwischen dem Ingenieurbüro Lohmeyer und dem Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. (TROPOS) bearbeitet wurde, erfolgte die Recherche nach aktueller Literatur zum Thema und deren Systematisierung. Insbesondere wurden die für die Aufgabenstellung relevanten Dokumente der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) ausgewertet. Die wesentlichen Ergebnisse in komprimierter Form können wie folgt dargestellt werden:

Neben den Auspuffemissionen nehmen beim Verkehr die Partikelemissionen infolge der Abriebe sowie der fahrzeuginduzierten Aufwirbelung, also die Nicht-Abgas Partikelemissionen, eine entscheidende Rolle ein. Häufig werden diese auch als Aufwirbelungs- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet. Die Abriebe können dabei als direkte Emissionen wirken aber auch durch eine Zwischendeposition das Aufwirbelungspotenzial erhöhen. Die ausgewerteten Literaturen zeigen zudem auf, dass sehr komplexe Abhängigkeiten für die Partikelgrößen und die Menge emittierter Partikel infolge der Abriebe beobachtet wurden.

Es sind verschiedene Tracersubstanzen für Reifen- und Bremsabrieb bekannt. Kupplungsabrieb scheint keine Relevanz zu haben. Toxikologische Untersuchungen weisen auf gesundheitliche Wirkungen der Abriebe hin, ohne dass es nach Ansicht der Autoren derzeit einen direkten (kausalen) Nachweis gibt. Es werden Reifenabrieben geringere nachteiligere Gesundheitseffekte zugesprochen als anderen Partikelanteilen (vor allem durch Dieselpartikel). Es wurde u.a. eine qualitative tabellarische Übersicht über die verfügbaren Messmethoden zur AWAR Messung erstellt. In dieser Tabelle wurden für die Bewertung jeweils die bestmöglichen Anwendungen zu Grunde gelegt.

Abstract

Current literature on the subject was sought and found. In particular, any objective-related documents issued by the 'Particle Measurement Programme' (PMP) group were evaluated. A condensed version of the main findings is as follows:

Alongside exhaust emissions, particulate emissions resulting from abrasion wear and vehicle-induced resuspension, in other words non-exhaust-related particles, play a critical role. Non-exhaust-related particulate emissions are often referred to as abrasion wear and resuspension (AWAR) emissions. Here, abrasion wear can result in direct emissions or can increase the resuspension potential by means of temporary deposition. The literature reviewed also shows that extremely complex physical dependencies were observed regarding the size and mass distribution of particles as a consequence of abrasion wear. A variety of different tracer substances are used for measuring brake and tire wear. Clutch wear does not seem to be of any significance.

Toxicology studies indicate that abrasion wear has an impact on health, though according to the authors there is currently no direct (causal) evidence of this. Fewer adverse health effects have been attributed to tire wear than to other particulate matter (especially diesel particles). Among other things, a qualitative overview of the methods available for measuring AWAR emissions was presented in tabular form. In this table, the best possible practices were used as a basis for each evaluation.

1. Entstehung von Feinstaub

Man unterscheidet primäre, also direkt als Partikel emittierte und sekundäre, aus gasförmigen Vorläufern in der Atmosphäre gebildete Aerosole (siehe dazu als Übersicht **Bild 1**). Aus anthropogenen Quellen entstehen primäre Partikel bei Verbrennungsprozessen, vor allem als ultrafeine und feine Partikel mit einem Durchmesser unter etwa $0.3\ \mu\text{m}$ (z. B. Ruß). Partikel, die durch Abrieb oder Aufwirbelung entstehen, haben meist aerodynamische Durchmesser größer als $1 - 2\ \mu\text{m}$. Sie werden geformt durch das Herausbrechen bzw. das Zermahlen von größeren in kleinere Partikel. Die wichtigsten Quellen dieser Partikelfraktion sind windgetragener Staub von unbefestigten Straßen, aus Industriegebieten, aus der Lagerung und dem Umschlag von Schüttgütern, durch Reifen-, Brems- und Fahrabrieb. Als natürliche Quellen kommen Pollen, Meeresgischt, Winderosion und Vulkane in Frage. Partikel im mittleren Größenbereich (zwischen 0.1 und $2.5\ \mu\text{m}$) sind zum überwiegenden Teil sekundären Ursprungs und bilden sich durch Gas-Partikelkonversion aus den Vorläufern SO_2 , NO_x , NH_3 und VOC.

Die Größe, Form und Dichte der luftgetragenen Partikel variieren stark. Eine wichtige Größe ist der (aerodynamische) Durchmesser. Er bestimmt weitgehend, welche Prozesse in der Atmosphäre für die Partikel relevant sind und wie lange ihre Aufenthaltsdauer ist. Luftgetragene Partikel können fest oder flüssig sein und ihren Aggregatzustand in Abhängigkeit von der umgebenden Luft und der Temperatur ändern (z. B. Verdampfen leichtflüchtiger Verbindungen). Auch die chemische Zusammensetzung der Teilchen ist zu beachten, weil sie z. B. die

Reaktivität bedingt sowie ihre Fähigkeit, Wasser aus der Luft aufzunehmen und als Kondensationskeime für Wolkentröpfchen zu dienen.

Man unterscheidet im Allgemeinen drei Größenbereiche:

- ultrafeine Partikel (aerodynamischer Partikeldurchmesser $<0.1\ \mu\text{m}$),
- feine Partikel, auch Akkumulationsmodus genannt, ($0.1\text{--}1\ \mu\text{m}$) und
- grobe Partikel, auch „coarse mode“ genannt (größer ca. $1\ \mu\text{m}$).

Die ultrafeinen Partikel und der Akkumulationsmodus werden zusammen als feine Partikel bezeichnet. Während die ultrafeinen Partikel nur einen sehr geringen Teil der Partikelmasse ausmachen, sind sie die weitaus häufigsten Partikel in der Atmosphäre. Die groben Partikel können wesentlich zur Partikelmasse beitragen, ihre Anzahl ist im Vergleich zu den feinen Partikeln jedoch sehr gering.

Die maßgebenden Prozesse zur Verminderung der Partikelanzahlen hängen primär vom Partikeldurchmesser ab. Partikel über $10\ \mu\text{m}$ sedimentieren rasch und werden so aus der Luft entfernt. Ultrafeine Partikel ($<0.1\ \mu\text{m}$) haben hohe Diffusionsgeschwindigkeiten und koagulieren innerhalb weniger Stunden mit größeren Partikeln oder wachsen durch Kondensation. Teilchen im Akkumulationsmodus ($0.1\text{--}1\ \mu\text{m}$) bilden massenmäßig den Hauptteil des Aerosols an Standorten, die nicht in unmittelbarer Nähe einer großen Quelle liegen. Die Mechanismen zur Eliminierung für diese Größenkategorie sind nicht sehr effizient, so dass die Partikel mehrere Tage in der Luft bleiben und entsprechend weit transportiert werden können. Partikel dieser Größenklasse werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt, zum Teil durch Deposition. Es gibt keine wirkungsvollen Prozesse, um feine Partikel zu groben Partikel ($>1\ \mu\text{m}$) anwachsen zu lassen.

Sekundäre Partikel im Akkumulationsmodus bilden sich in der gesamten unteren Atmosphäre aus den Vorläufergasen. Primäre Partikel hingegen werden vor allem als ultrafeine Teilchen (Verbrennungsprozesse) oder grobe Partikel (Abriebsprozesse) durch lokal eng begrenzte Quellen emittiert und rasch verdünnt. Aus diesen Gründen und wegen der relativ raschen Eliminierung ultrafeiner und grober Partikel aus der Luft unterscheidet sich die Größenverteilung in Quellennähe von derjenigen an quellenfernen Standorten. In Quellennähe („frisches“ Aerosol) ist meist bei allen drei Partikelklassen ein Maximum erkennbar (**Bild 1**). An quellenfernen Standorten wie im regionalen oder städtischen Hintergrund („gealtertes“ Aerosol) ist meist nur der Akkumulationsmodus als Maximum in der Größenverteilung deutlich sichtbar (siehe z. B. BUWAL, 2001; Ketzel et al., 2003). Der Akkumulationsmodus macht den größten Teil der PM₁₀-Masse aus, etwa 80 % beim gealterten Aerosol (BUWAL, 2001).

Neben den Auspuffemissionen nehmen beim Verkehr die Partikelemissionen infolge der Abriebe sowie der fahrzeuginduzierten Aufwirbelung, also die Nicht-Abgas Partikel, eine entscheidende Rolle ein. Häufig werden die Nicht-Abgas Partikelemissionen auch als Aufwirbelungs- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet.

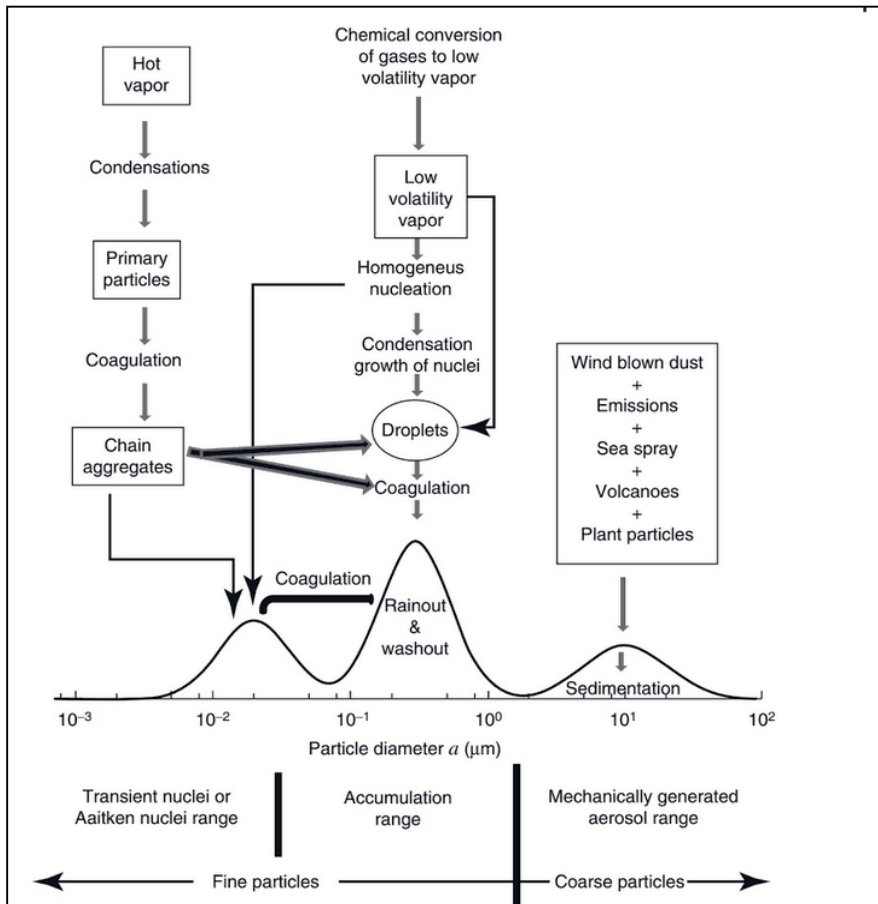


Bild 1: Vereinfachte Darstellung der Partikelgrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols in Quellnähe und der wichtigsten Transformationsprozesse (Quelle: Whitby et al., 1976)

Die Partikel aus AWAR resultieren also

- aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straße, Kupplung) sowie aus
- akkumuliertem Straßenstaub (Aufwirbelungspotenzial), der sich hier im Wesentlichen aus von Fahrzeugen abfallenden Verunreinigungen bzw. Ladungen, aus atmosphärischem Eintrag (Deposition) infolge der Emissionsprozesse im Umkreis der Straße und der Hintergrundbelastungen, aus Schmutzeintrag aus straßenbegleitenden Bereichen sowie aus deponierten Abrieben und aus Einträgen des Winterdienstes (Sand, Salz) bildet.

Die wesentlichen Prozesse, welche die AWAR beeinflussen, sind schematisch in **Bild 2** aufgezeigt. Die Abriebe können also dabei als direkte Emissionen wirken aber auch durch eine Zwischendeposition das Aufwirbelungspotenzial erhöhen.

Die Prozesse zur Bildung der Abriebe und des Aufwirbelungspotenzials sowie die Menge des dann tatsächlich emittierten Materials sind komplex, zeitabhängig und von verschiedenen Einflussgrößen, die sich zum Teil untereinander beeinflussen, abhängig. Stellvertretend seien hierbei genannt: Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, Fahrzeuggeschwindigkeiten und Beschleunigungsverhalten, die Eigenschaften des Fahrweges und der umliegenden Flächen (Material, Beschaffenheit), Verschmutzungsgrad der Fahrwege, meteorologische Größen, wie Temperatur, Luftfeuchte, Regenhäufigkeit und -mengen, Reinigung bzw. Befeuchtung der Fahrwege bzw. andere Minderungsmaßnahmen (siehe z. B. Denby et al., 2012 und 2013; Lohmeyer, 2011; Lohmeyer, 2016).

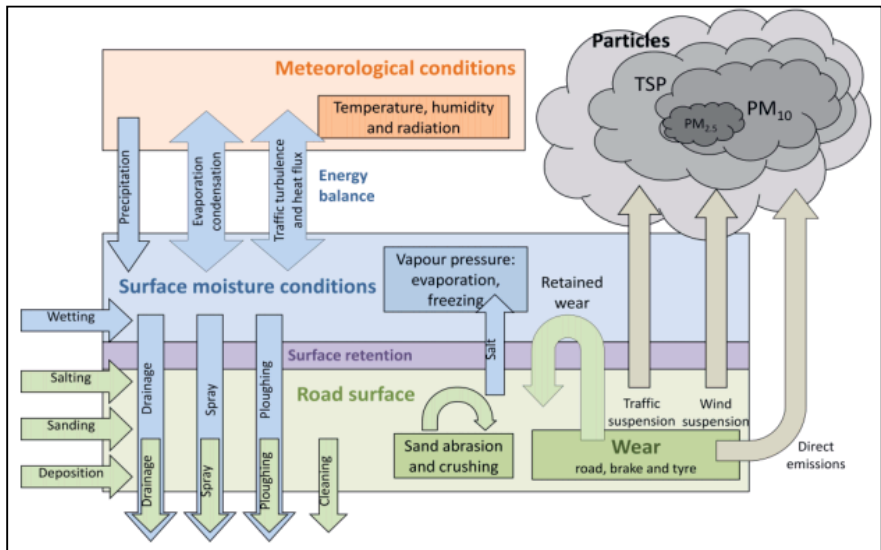


Bild 2: Schematische Darstellung der Prozesse, welche die Nicht-Abgas Partikelemissionen beeinflussen (Quelle: Denby et al., 2012)

Viele Ursachenbetrachtungen zeigen auf, dass der Anteil Nicht-Abgas Partikelemissionen an der Gesamtemission beim Straßenverkehr nach derzeitigem Stand z. B. bei der Fraktion 10 µm (PM₁₀) häufig bei deutlich mehr als 50 % liegt.

Eine Systematik dieser Prozesse bzw. der in der Literatur gefundenen Quantifizierungen zu deren Beschreibung wird im Folgenden gegeben. Zuvor wird eine Erläuterung gegeben, wie im Allgemeinen die Nicht-Abgas Partikelemissionen abgeleitet werden können.

In Praxis sind dazu grob folgende „Klassen“ von messbasierten Untersuchungen zu den A-WAR unterscheidbar:

- Labormessungen zu Abriebemissionen (siehe z. B. Dahl et al., 2006; Grigoratos und Martini, 2015).
- Messungen an fahrenden Fahrzeugen auf Versuchsstrecken oder im Realbetrieb [siehe z. B. SNIFFER (Lohmeyer, 2009 für BMV; Kupiainen, K.J. und Pirjola, L., 2011), TRAKER (Kuhns et al., 2001), Ford-Messfahrzeug (Mathissen et al., 2011, 2012)].

- c. Auswertung von Immissionsmessungen unter definierten Bedingungen mit Immissions-Massenbilanzierung an Messquerschnitten [siehe z. B. Klenk et al., (2016) oder im Tunnel (siehe z. B. Hinterhofer et al. (2015)].
- d. Auswertung von Luv-Lee-Immissionsmessungen inkl. Größen- und Inhaltsstoffanalysen an realen Straßenquerschnitten im Feldversuch (siehe z. B. BAST, 2005; Gehrig et al., 2003; Bukowiecki et al., 2009 und 2010; Amato et al., 2016).
- e. Auswertung von Passivsammlermessungen in Kombination mit automatischen elektronenmikroskopischen Bildauswerteverfahren (siehe z. B. Weinbruch et al., 2014; Tian et al., 2017)

2. Übersicht häufig eingesetzter PMx-Messgeräte

Nicht alle PMx Messgeräte können für jede der oben aufgeführten Messszenarien zur Bestimmung von AWAR eingesetzt werden. Je nach Messtyp stellen sich spezifisch Ansprüche an die Geräte:

- Bei **Labormessungen** sind Größe und Energiebedarf der Messgeräte von geringer Bedeutung. Der Kalibrieraufwand ist relativ gering, da die Geräte ihre eigene Referenz darstellen. Während beim „road-simulator“ die Zeitauflösung der Messgeräte von untergeordneter Bedeutung ist, ist diese beim Brems-Dynamometer ein kritischer Faktor um realistische Bremssituationen zu simulieren.
- **Messungen mit Messfahrzeugen** stellen höhere Anforderungen an die verwendete Messtechnik. Größe und Energiebedarf müssen dem verfügbaren Raum im Messfahrzeug und der verfügbaren elektrischen Leistung angepasst sein. Zudem müssen die verwendeten Geräte unempfindlich gegenüber Erschütterungen sein. Die Zeitauflösung der Messungen muss hoch sein, um die schnellen Veränderungen der Messsituation im Fahrbetrieb realistisch abbilden zu können. Aus Relativmessung mit mehreren Messgeräten gleichen Typs vor und hinter dem Fahrzeug ergibt sich ein hoher Kalibrieraufwand (Abgleich der Messgeräte) um auch geringe Unterschiede der Konzentrationen vor und hinter dem Fahrzeug sicher bestimmen zu können. Die Verluste in den Ansaugleitungen müssen bekannt sein um Artefakte, die durch unterschiedliche Verluste in den Leitungen auftreten können, zu minimieren.
- Bei der **Bestimmung von PMx-Emissionen aus Immissionsmessungen** in Feldversuchen spielen typischerweise Größe und Energiebedarf der Messgeräte eine untergeordnete Rolle. Der Kalibrieraufwand ist ähnlich hoch wie bei den Messungen mit Sniffer Fahrzeugen. Die Zeitauflösung ist nur von der gewünschten Information abhängig, da einerseits schnelle Prozesse mit entsprechend schnellen Messgeräten untersucht

werden können und andererseits auch Mittelwerte über längere Zeiträume zum Beispiel bei Filtermessungen zur chemischen Analyse wichtige Aussagen ermöglichen können. Insbesondere bei Tunnelmessungen müssen zudem bei den meisten Messgeräten geeignete Verdünnungssysteme verwendet werden um Artefakte durch Verschmutzung der Messgeräte zu minimieren. Des Weiteren müssen bei allen Bestimmungen von PM_x-Emissionen aus Immissionsmessungen zusätzliche Parameter wie Meteorologie, chemische Zusammensetzung der Partikel und Partikelmorphologie bestimmt werden, wenn AWAR von Partikeln aus anderen Quellen differenziert werden soll.

Die **Tabelle 1** gibt eine qualitative Übersicht über die verfügbaren Messmethoden zu AWAR Messung. In dieser Tabelle wurden für die Bewertung jeweils die bestmöglichen Anwendungen zu Grunde gelegt. Grundsätzlich sind die gut geeigneten Messgeräte im jeweiligen Anwendungsfall zu bevorzugen. In einzelnen Fällen kann jedoch auch ein bedingt geeignetes Messgerät sinnvoll eingesetzt werden.

3. Beschreibung und Bewertung von Abriebemissionen beim Betrieb von Kfz

Summe Reifen- und Straßenabriebpartikel (TRWP)

Viele Untersuchungen der PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“ befassen sich mit den Reifenabrieben. Ein zentrales Zwischenergebnis dieser Arbeitsgruppe war mit Veröffentlichungsjahr 2014 die umfassende Literaturlauswertung zum Thema Brems- und Reifenabriebe (Grigoratos und Martini, 2014).

Das PMP-Dokument 29-04 (2014) befasst sich mit Messergebnissen aus einem Road-Simulator (VTI Stockholm). Angegeben werden Charakterisierungen der Summe aus Reifen- und Straßenabriebpartikel (tyre & road wear particles) = TRWP.

Bzgl. der PM₁₀-Partikelgrößenverteilung wurde eine Bi-modale Größenverteilung festgestellt. Die Peaks lagen um 1 µm und zwischen 5 und 8 µm. Messbasis waren APS (0.5-10 µm).

Die Partikelanzahlkonzentration (PN) im ultrafeinen Bereich (UFP) auf Basis SMPS (7 bis 300 nm) war ähnlich der Hintergrundkonzentration im Messlabor (ca. 1 000 bis 2 000 #/cm³). Ein Peak konnte bei 10 bis 100 nm festgestellt werden.

Die chemische Zusammensetzung des Fahrbahnabriebes wird durch Partikel im coarse mode (2.5 bis 10 µm) dominiert. Die Reifenabriebpartikel fanden sich mehrheitlich im Größenbereich kleiner 5 µm.

Im Mittel wurden ca. 91.5 % der PM₁₀-Masse von der Fahrbahnoberfläche verursacht.

Weiterhin wird im o. g. Dokument die Auswertung einer globalen PM10-Probenahmeauswertung (Messzeitraum Herbst 2010 bis Sommer 2011) bzgl. TRWP-Relevanz diskutiert. Es wurden eine Vielzahl von Proben in Europa, der USA und in Japan in Bezug auf Pyrolysemarker analysiert. Im Ergebnis dieser Studie konnte festgestellt werden, dass die TRWP-Konzentration im Mittel kleiner als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ war. Dies entspricht rund 1 % der dortigen PM10-Gesamtbelastung bei Abständen von 1 bis 300 m Entfernung zu Straßen.

Tabelle 1: Zusammenfassende Bewertung der Eignung von Messmethoden

Messaufwand	gering	gering	gering	gering	gering	sehr hoch	sehr hoch	hoch	gering	gering	gering	gering	gering	gering
Chemische Analyse														
Mobile Messungen														
Stationäre Messung														
Prüfstand														
zeitliche Auflösung	Minuten	1/10 Sekunde	Minuten	1 Sekunde	1/10 Sekunde	Stunden-Tage	Stunden-Tage	Stunden-Tage	1 Minute	1 Sekunde	1 Sekunde	30 Minuten	1 Minute	1 Sekunde
berechnete Parameter	Massengrößenverteilung		Massengrößenverteilung	Massenkonzentration PM _x							Massenkonzentration PM _x			
gemessener Parameter	Anzahlgrößenverteilung	Anzahlgrößenverteilung	Anzahlgrößenverteilung	Anzahlgrößenverteilung	Anzahlgrößenverteilung	Massengrößenverteilung	Massengrößenverteilung	Massenkonzentration PM _x	Massenkonzentration PM _x	Streulichtmenge	Streulichtmenge+Größe	Massenkonzentration PM _x	Massenkonzentration PM _x	Anzahlkonzentration
Messtechnik	MPSS	EEPS	APSS	OPSS	ELPI	ELPI	Niederdruckimpaktor	Filtermessung	TEOM	Nephelometer	Nephelometer+OPSS	Beta Absorption	Nephelometer+Betaabsorption	CPC
<div>gut geeignet</div> <div>bedingt geeignet</div> <div>ungeeignet</div>														

Gustafsson berichtete in GRPE-PMP-30-13 (2014) von Messungen am VTI-Road-Simulator (siehe auch **Bild 3**). Hier werden die Summe aus Reifen- und Fahrbahnaabrieb (TRWP) unter verschiedenen Reifentypen, Fahrbahntypen sowie unterschiedlichen Fahrzuständen vermessen. Die massenbezogenen PM₁₀-Emissionen zeigten erwartungsgemäß große Abhängigkeiten von der Reifenwahl und der Fahrgeschwindigkeit. So lieferten Spikereifen bei 70 km/h etwa doppelt so hohe Werte wie Winterreifen ohne Spikes. Sommerreifen lieferten etwa eine Größenordnung niedrigere Werte als Spikereifen. Die Partikelgrößenverteilungen zeigen bimodale Verteilungen mit Peaks bei ca. 0,1 µm und bei ca. 2 µm.

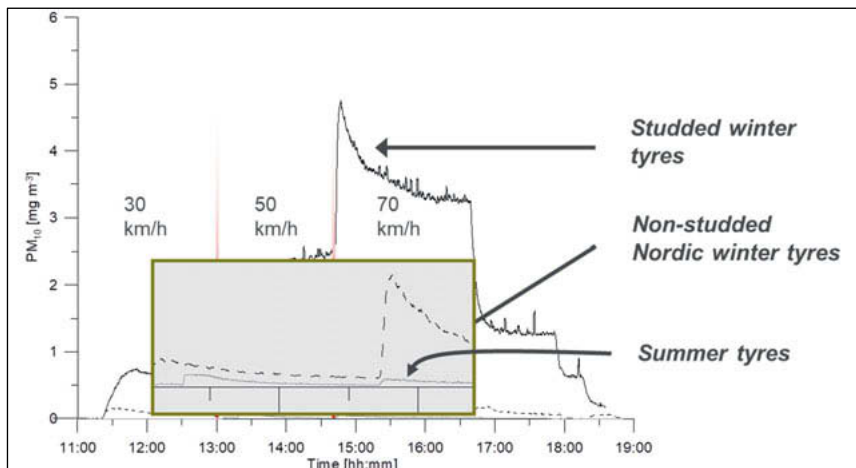


Bild 3: Einfluss von Reifenwahl auf die PM₁₀-Emissionen im VTI-Road-Simulator (Entnommen aus PMP-Dokument 30-13, 2014)

Bremsabriebe (BW)

Viele Untersuchungen der PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“ befassen sich mit den Bremsabrieben. Ein zentrales Zwischenergebnis dieser Arbeitsgruppe war mit Veröffentlichungsjahr 2014 die umfassende Literatursauswertung zum Thema Brems- und Reifenabriebe (Grigoratos und Martini, 2014). Bzgl. Messung der Bremsabriebe werden derzeit verschiedene Systeme getestet:

- Pin-on-disc systems:
 - Vorteil: Einfach und leicht für die Untersuchung von Abriebmechanismen zu handhaben

- Nachteil: Die Form des Bremsbelages und das Design der Bremse können nicht untersucht werden. Es gibt außerdem wichtige Einschränkungen, z. B. bzgl. der Geschwindigkeit.
- Full chassis dyno:
 - Vorteil: Bildet besser die realen Verhältnisse wieder. Alle möglichen Technologien von Bremssystemen können untersucht werden.
 - Nachteil: Es gibt Überlagerungen mit den Beiträgen aus anderen Emissionsquellen.
- Brake dyno systems:
 - Vorteil: Einfacher zu handhaben als Full chassis dyno. Wichtige Parameter wie Geschwindigkeit, kühlender Luftvolumenstrom etc. können berücksichtigt werden.
 - Nachteil: Diese Testprozeduren würden nur in Bezug auf die Betrachtung der Bremssysteme anwendbar sein.

Das PMP-Dokument 33-07 (2014) berichtet vom REBRAKE-Projekt. Die Ziele dieses Projektes sind

- 50 % Reduzierung der PM10-Massenemission von Bremsen bis 2020 (in Bezug zu den strategischen Reduktionszielen der EU)
- Schaffung von tieferen Verständnissen der physikalischen und chemischen Emissionsprozesse insbesondere bei Differenzierung in coarse-, fine- und UF-Partikel.

Das PMP-Dokument 43-12 (2017) berichtet von systematischen Emissionsmessungen (Hagino et al., 2015 und 2016) ebenfalls am Brems-Dynamometer. Testobjekt sind das Bremssystem aus Brems Scheibe und Bremsbelag, welche durch einen Dynamo innerhalb eines Windtunnels angetrieben wird. Die Messungen finden im Brems-Dynamometer statt. Betrachtet wurden verschiedene innerstädtische Fahrzyklen, welche unterschiedliche Fahrprofile, Bremsanteile etc. beinhalteten. Die Messungen wurden für Bremsen am Vorderrad und am Hinterrad getrennt durchgeführt und deren Beiträge dann entsprechend summiert. Die Bremsemissionen korrelieren wie erwartet mit den Bremsvorgängen. Die Emissionsraten liegen da in der Größenordnung 0.01 bis 0.04 mgPM10/s/Rad sowie je nach untersuchten Fahrzyklus und Bremssystem zwischen 0.1 und 8 mg/(Fzg km) (siehe z.B. **Bild 4**). Der Masseanteil PM2.5 liegt etwa bei 70 % der PM10-Masse (siehe z.B. **Bild 5**).

Die Analyse der chemischen Zusammensetzung lieferte in den PM₁₀-Anteilen Kupfer, Barium und Antimon. Auch das früher als Bremsabriebtracer gefundene Eisen wurde in hohen Anteilen gemessen. Insbesondere die Antimonemissionen lagen mit 3 bis 12 µg/km vergleichbar mit Auswertungen aus Straßentunnel (dort 4 bis 17 µg/km). Überraschend waren relativ hohe Anteile von organischen Kohlenwasserstoffen (OC).

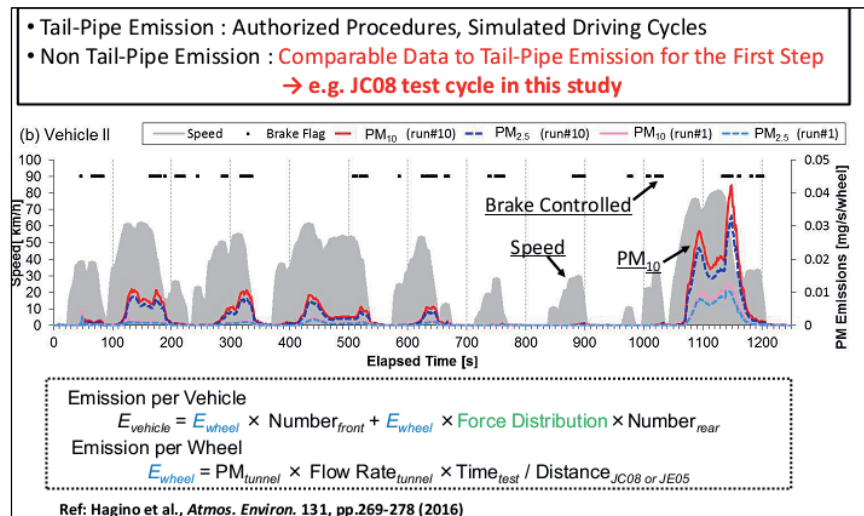


Bild 4: Beispiel für die Messergebnisse am Brems-Dynamometer für massebezogenes PM₁₀ und PM_{2.5} (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)

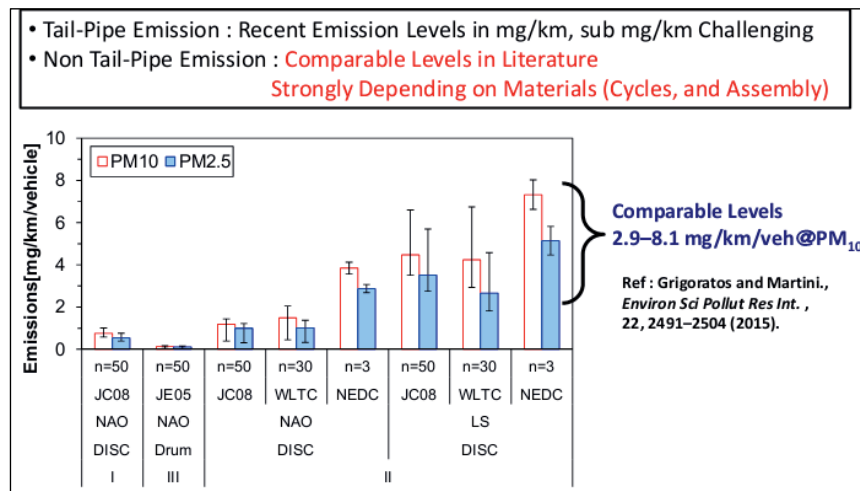


Bild 5: Emissionsfaktoren für massebezogenen Bremsabrieb für unterschiedliche Fahrzyklen und Bremssysteme (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)

Als bemerkenswertes Ergebnis von Partikelmessungen an fahrenden Fahrzeugen wurde festgestellt, dass sich beim Bremsen von 100 km/h aus gegenüber den anderen Beschleunigungsmanövern die Partikelgrößenverteilung deutlich verändert. Während das Maximum sonst zwischen 20 und 100 nm lag ist jetzt das Maximum bei 10 nm festzustellen. Im PMP-37-09-Dokument (2015) werden diese und Ergebnisse des Forschungsprojektes „Brake-Dust“ der TU Ilmenau in Zusammenarbeit mit HORIBA diskutiert. Wesentliche Schlussfolgerungen waren, dass

- die Partikelmasse und die Partikelgrößenverteilung der Abriebe signifikant von der Temperatur der Bremsscheibe abhängen. Eine Verschiebung des Partikelspektrums hin zu kleineren Größen (30 bis 40 nm) wurde beobachtet, als die Bremsentemperaturen 200°C erreichten.
- Andererseits wird darauf verwiesen, dass beim Vergleich unterschiedlicher Experimentiermethoden (Absaugen mittels Schlauch aus Bremsdynamometer vs. Geschlossene-(Box)-Messungen) unterschiedlich hohe Partikelanzahlkonzentrationen festgestellt worden sind (bei Boxmessungen ca. 10-mal höher).

Die Relevanz der Temperaturen korrespondiert mit Ergebnissen von Kukutschova et al. (2011), die in ihren Dynamometer-Untersuchungen fanden, dass die Bildung von kleinen Abriebpartikeln bei niedrigen Rotortemperaturen zu vernachlässigen waren, die Konzentration von Nanopartikeln kleiner 100 nm aber signifikant mit ansteigender Temperatur der Bremscheibe (dort aber erst ab etwa 340°) anstieg. Auch sie schlussfolgerten, dass sich diese Partikel eher infolge eines Verdampfungs-/Kondensationsprozesses bilden als primär durch die Abriebe von Nanopartikeln.

Um diese Temperaturabhängigkeit weiter zu untersuchen, wurden von der Fa. Ford Untersuchungen zum Temperaturverhalten der Bremsen bei verschiedenen Fahrzyklen durchgeführt (PMP-Dokument 39-08-2016) und weitere Projekte initiiert, die sich insbesondere auf Messmethoden im Partikelbereich unter 20 nm befassen. Weitergehende systematische Ergebnisse zu diesen Zusammenhängen sind noch nicht publiziert.

Kupplungsabrieb (CW)

Das PMP-Dokument 30-05 (2014) sowie Grigoratos und Martini (2014) thematisieren auch die Kupplungsabriebe (CW). Es wird auf die sehr geringe Anzahl von Untersuchungen zum Thema verwiesen, die zudem die älteren, asbesthaltigen Kupplungsbeläge verwendeten. Die derzeit verwendeten Materialien im Kupplungsbelag entsprechen nach Aussage der Autoren denen in Bremsbelägen. Asbest wird in modernen Kupplungen nicht mehr verwendet. Die Autoren verweisen auch darauf, dass keine aktuellen Informationen zur Menge der in die Umwelt entweichenden Kupplungsabriebe vorliegen. Unabhängig davon wird davon ausgegangen, dass ein Großteil der Kupplungsabriebe in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten wird. Hier werden von den o.g. Autoren Untersuchungen zur Quantifizierung und Zusammensetzung der in die Atmosphäre austretenden Kupplungsabriebe angeregt.

4. Größenverteilung

Das PMP-Dokument 29-05 (2014) sowie Grigoratos und Martini (2014) thematisieren anhand einer umfangreichen Literaturschau u. a. die Größenverteilung von Reifen- und Bremsabrieben.

Es wird dort ausgeführt, dass 50 % der massebezogenen Bremsabriebe (BW) in die atmosphärische Ausbreitung gehen. Davon sind ca. 80 % PM₁₀. Der Rest wird nahe der Straße deponiert. Der massegewichtete mittlere aerodynamische Durchmesser liegt im Bereich zwischen 2 und 6 µm.

Dahingehend sind nur 0.1 bis 10 % der massebezogenen Reifenabriebe (TW) der PM₁₀-Fraktion zuzuordnen. Die Masseverteilung der Reifenabriebe zeigt ein Maximum zwischen 50 und

80 µm, während die PM10-Masseverteilung des Reifenabriebs eine bimodale Verteilung mit Maxima bei 2 bis 3 sowie 5 bis 9 µm aufweist.

Die Partikelanzahlverteilung zeigt für BW häufig eine bimodale Verteilung, wobei die Lage der Peaks unterschiedlich angegeben wird. So geben einige Studien den ersten Peak bei Ultrafeinen Partikeln an, während andere diesen bei rund 350 nm sehen. Andere Studien zeigen nur unimodale Verteilungen. Insbesondere bei hohen Temperaturen der Bremscheiben scheinen Kondensationsprozesse verdampften Bremsmaterials zu Partikelbildungen unterhalb von 20 nm zu führen.

Die Partikelanzahlverteilung zeigt für TW eine unimodale Verteilung. Auch hier gibt es unterschiedliche Aussagen zur Lage der Peaks (15 bis 50 nm bis keine UFP).

Gustafsson berichtete im PMP-Dokument 30-13 (2014) von Messungen am VTI-Road-Simulator (siehe oben). Hier werden die Summe aus Reifen- und Fahrbahnabrieb (TRWP) unter verschiedenen Reifentypen, Fahrbahntypen sowie unterschiedlichen Fahrzuständen vermessen. Die Partikelgrößenverteilungen zeigen dort bimodale Verteilungen mit Peaks bei ca. 0.1 µm und bei ca. 2 µm.

5. Prozesse, die die Partikelgrößen- und Massenverteilung beeinflussen

Hier sei zunächst auf die allgemeinen Ausführungen im Kap. 1 verwiesen. Die ausgewertete Literatur zeigt zudem auf, dass folgende Abhängigkeiten für die Partikelgrößen und -massenverteilungen infolge der Abriebe beobachtet wurden:

- Die chemische Zusammensetzung der Bremsen bzw. Reifen in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Die Materialfestigkeit in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Der Reifentyp (Sommer-, Winterreifen oder Spikes)
- Die Art der Fahrbahnoberfläche und damit die Interaktion zwischen Reifen und Fahrbahn
- Die Materialzusammensetzung der Reifen und Bremsen in Bezug auf thermo-mechanische bzw. thermochemische Prozesse
- Das Bremsen (insbesondere hohe negative Beschleunigungen) in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten sowie auf thermomechanische bzw. thermochemische Prozesse
- Die Fahrzeuggeschwindigkeit in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Und bei Realbetrieb auf der Straße zusätzlich noch die äußeren Bedingungen, wie Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Niederschlag etc.

- Die Fahrzeugdichte sowie die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (insbesondere der Anteil an LKW)
- Bei größeren Partikeln treten zudem Sedimentationsprozesse auf

Relevante Abhängigkeiten der Abriebemissionen sind auch schematisch in der **Bild 6** dargestellt.

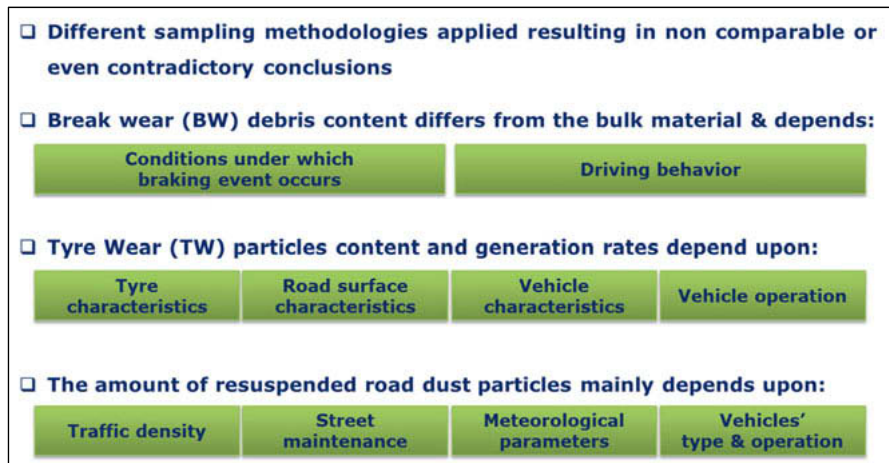


Bild 6: Relevante Abhängigkeiten der Abriebemissionen
(Quelle: PMP-Dokument 29-05, 2014)

Alle Autoren, die sich mit den Abriebemissionen befassen, weisen darauf hin, dass die vielen Einflussfaktoren, insbesondere im Zusammenspiel zwischen physikalisch/chemischen Eigenschaften der eingesetzten Materialien und Systeme auf der einen Seite und den physikalischen Einflüssen (Beschleunigungsverhalten, Fahrzeuggeschwindigkeiten etc.) auf der anderen Seite es sehr schwer machen, die Partikelbildung aus den Abrieben im Zusammenhang zu verstehen. Hinzu kommen derzeit noch die Unsicherheiten durch die Verwendung unterschiedlicher Messverfahren und die Schwierigkeit, insbesondere die ultrafeinen Partikel vergleichend zu messen.

6. Zusammensetzung der Reifen- und Bremsabriebe und Gesundheitswirkung

Es sind verschiedene Tracersubstanzen für Reifen- und Bremsabrieb bekannt. Neuere Untersuchungen an Bremsdynamometern zeigten bei Bremsabrieben Cu und Sb, aber insbesondere Barium, Eisen und überraschend auch Organischen Kohlenstoff. Kupplungsabrieb scheint keine Relevanz zu haben. Allerdings wird von einigen Autoren auf fehlende neuere systematischen Studien zu diesem Thema verwiesen.

Toxikologische Untersuchungen weisen auf gesundheitliche Wirkungen der Abriebe hin, ohne dass es nach Ansicht der Autoren derzeit einen direkten (kausalen) Nachweis auf abriebbedingte Krankheitsbilder gibt. Kreider et al. (2009) und Kreider und Panko (2012) sprechen anhand der Auswertungen von Tierversuchen (Ratten) Reifenabrieben geringere nachteilige Gesundheitseffekte zu als anderen Partikelanteilen (vor allem durch Dieselpartikel).

Literatur

- Amato, F., Querol, X. and the AIRUSE team (2016): Non-exhaust contributions to PM levels in 5 EU cities. 39th PMP Meeting 9 - 10 March 2016.
- BASt (2005): PM10-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM10-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen (Düring, I., Bössinger, R., Lohmeyer, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
- Bukowiecki, N.; Gehrig, R.; Lienemann, P.; Hill, M.; Figi, R.; Buchmann, B.; Furger, M.; Richard, A.; Mohr, C.; Weimer, S.; Prévôt, A.; Baltensperger, U. (2009): PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, Bundesamt für Strassen, August 2009.
- Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill, M., Furger, M., Richard, A., Amato, F. Prévôt, A.S.H., Baltensperger, U., Buchmann, B., Gehrig, R. (2010): PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a free-way in Switzerland. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2330-2340.
- BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Umweltmaterialien Heft Nr. 136, 2001
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M. (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. In: *Atmospheric Environment* 40 (2006), 1314-1323.
- Denby, B.R., Sundvor I. et al (2012): NORTRIP (Non-exhaust Road Traffic Induced Particle emission modelling) model development and documentation. NILU Scientific report OR 23/2012.
- Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Normann, M. Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G. (2013): A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmospheric Environment* 77 (2013) 283-300. Lohmeyer, 2011
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003.
- www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1

- Grigoratos, Th. and Martini, G. (2015): Brake wear particle emissions: a review. *Environ Sci Pollut Res* (2015) 22:2491–2504.
- Hagino, H., Oyama, M., Sasaki, S., (2015). Airborne brake wear particle emission due to braking and accelerating. *Wear* 334-335, 44-48.
- Hagino, H., Oyama, M., Sasaki, S. (2016): Laboratory testing of airborne brake wear particle emissions using a dynamometer system under urban city driving cycles. *Atmospheric Environment* 131 (2016) 269-278.
- Hinterhofer, M., Sturm, P., Nöst, Th. (2014): NOx, PM10 und ausgewählte Schwermetall Emissionsfaktoren basierend auf aktuellen Tunnelmessungen. Kurzfassung der Technischen Universität Graz.
- Kreider, M., Panko, J., McDonald, J.D., McAtee, B.L., Finley, B.L. and Seagrave, J. (2009): Effects of Intratracheal Instillation of Tire and Road Wear Particles (TRWP) and Tread Particles (TP) on Inflammation and Cytotoxicity in Rat Lung: A Comparative Toxicity Study. Society of Toxicology (SOT) Annual Meeting, Washington, D.C., U.S.A.
- Kreider, M.L. and Panko, J.M. (2012): Effects of Subacute Inhalation Exposure to Tire and Road Wear Particles in Rats. 48th Congress of the European Societies of Toxicology, Eurotox, 17-20 June 2012, Stockholm, Sweden.
- Klenk, U., Rühling, A., Düring, I., Eickelpasch, G., Holst, H., Jäckel, S. (2016): Staubemissionen durch Lkw-Verkehr auf befestigten innerbetrieblichen Fahrwegen Teil 2: Berechnung von Emissionsfaktoren. *Zeitschrift Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 2016
- Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F. (2003): Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. In: *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 3, pp. 5513-5546.
- Kukutschová, J., Moravec, P., Tomášek, V., Matějka, V., Smolík, J., Schwarz, J., Seidlerová, J., Šafářová, K. and Filip, P. (2011). On airborne nano/micro-sized wear particles released from low-metallic automotive brakes. *Environmental Pollution* 159:998-1006
- Kupiainen, K.J. und Pirjola, L. (2011): Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface – effect of stud properties, traction sanding and resuspension. *Atmospheric Environment* 45 (2011) 4141-4146.
- Kuhns, H., Etyemezian, V., Landwehr, D., MacDougall, C., Pitchford, M., Green, M. (2001): Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads (TRAKER): a new approach to infer silt loading on roadways. *Atmospheric Environment* 35 (2001).

- Lohmeyer (2016): Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen; Teilprojekt: Systematisierung, Abstimmung und Aufbereitung von PM_x-Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung für HBEFA. UFOPLAN 2013, FKZ 3713 47 100. Bericht im Auftrag des UBA über IFEU Heidelberg. November 2016.
- Lohmeyer (2009): Einfluss von verkehrsberuhigenden Maßnahmen auf die PM₁₀-Belastung an Straßen – FE 77.486/2006. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul, unter Mitarbeit von: TU Dresden, Lehrstuhl Verkehrs- und Infrastrukturplanung: Prof. Dr.-Ing. Gerd-Axel Ahrens (als Leiter des Lehrstuhls vip), Dr.-Ing. Christian Bartz, Dr.-Ing. Rico Wittwer und Lehrstuhl für Verkehrsökologie: Prof. Dr.-Ing. Udo J. Becker, Dr.-Ing. Falk Richter, Dipl.-Ing. Wolfram Schmidt sowie NORDIC ENVICON Oy (Helsinki) und Metropolia Helsinki University of Applied Sciences: Kaarle Kupiainen, Liisa Pirjola, Ana Stojiljkovic, Aleksi Malinen, Harri Portin. Projekt 70310-06-10, Juli 2009. Gutachten im Auftrag von: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn.
- Mathissen, Marcel, et al. (2011): "Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface." *Atmospheric Environment* 45.34 (2011): 6172-6179.
- Mathissen, Marcel, et al. (2012) "Non-exhaust PM emission measurements of a light duty vehicle with a mobile trailer." *Atmospheric Environment* 59 (2012): 232-242.
- Tian, Z., Dietze, V., Sommer, F., Baum, A., Kaminski, U., Sauer, J., Maschowski, Ch., Stille, P., Cen, K., Gieré, R. (2017): Coarse-Particle Passive-Sampler Measurements and Single-Particle Analysis by Transmitted Light Microscopy at Highly Frequented Motorways. *Aerosol and Air Quality Research*, x: 1–15, xxxx Copyright © Taiwan Association for Aerosol Research ISSN: 1680-8584 print / 2071-1409 online. Article in press.
- Weinbruch, S., Worringen, A., Ebert, M., Scheuven, D., Kandler, K., Pfeffer, U., Bruckmann, P. (2014): A quantitative estimation of the exhaust, abrasion and resuspension components of particulate traffic emissions using electron microscopy. *Atmospheric Environment* 99 (2014) 175 -162.
- Whitby KT, Cantrell BK (1976): Proceedings of the International Conference on Environmental Sensing and Assessment (ICESA), Institute of Electrical and Electronic Engineers (IEEE) 1976. Atmospheric aerosols: characteristics and measurement. IEEE #75-CH 1004-1, ICESA paper 29-1, Washington, DC: IEEE. p. 6.

Neubewertung der Staub-Emissionen aus Steinbrüchen und Nicht-Kohle-Bergbau

Bewertung von Ergebnissen eines Forschungsvorhabens: prozedural und Zielerreichung

Dipl.-Ing. **Robert Kludt**, Umweltbundesamt, Dessau

1. Kurzfassung

Mit einem für das Umweltbundesamt entwickelten Modell ist es gelungen, einen Berechnungsweg für Staub-Emissionen aus Steinbrüchen zu finden, der keine einzelbetrieblichen Angaben erfordert, gleichwohl landesspezifische Gegebenheiten berücksichtigt. Die zu Grunde liegenden Formeln basieren auf VDI-Richtlinien oder vergleichbaren Ansätzen. Staub-Emissionen aus Steinbrüchen und Nicht-Kohle-Bergbau in Deutschland werden somit neu berechnet und die Ergebnisse einer Abwägung unterzogen. Im Zuge routinemäßiger weiterer Berechnungsanpassungen wird das Umweltbundesamt Anfang 2020 neue Tabellen zu Emissionen partikelförmiger Emissionen veröffentlichen und den internationalen Überprüfungen unterziehen lassen.

2. Abstract

Using a model developed for the Federal Environment Agency, it has been possible to find a calculation method for emissions from quarries that does not require individual plant data, but nevertheless takes country-specific conditions into account. The underlying formulas are based on VDI guidelines or comparable approaches. Dust emissions from quarries and non-coal mining in Germany are intended to recalculate and the results are subjected to evaluate. In the course of further routine recalculations, the Federal Environment Agency will publish new tables on emissions of particulate emissions at the beginning of 2020 and subject them to international reviews.

3. Ausgangssituation in der internationalen Berichterstattung zu luftgetragenen Partikel-Emissionen

Im Rahmen internationaler Berichtspflichten erstellt Deutschland für diverse Luftschadstoffe und Treibhausgase sogenannte Emissionsinventare (im Weiteren kurz Inventare). Dabei handelt es sich in den meisten Fällen um modellhafte Berechnungen, meist auf Statistiken beruhend. Anlagenbezogene Emissionsmeldungen dienen teilweise der Verifizierung, z.B. aus dem PRTR¹.

Für die Partikelemissionen, die von besonderem öffentlichem Interesse sind, ergibt sich als Feinstaub "PM10" folgende relative Darstellung.

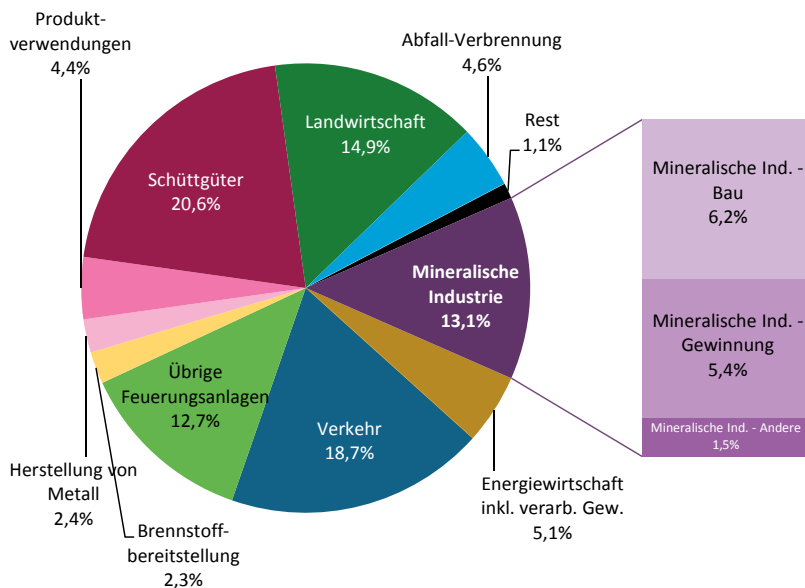


Bild 1: Feinstaub-Emissionen (PM10) in Deutschland, Anteile in 2017

Quelle: eigene Darstellung UBA, Kludt, aus Daten nationaler Trendtabellen atmosphärischer Emissionen (Gesamtemission 206 kt), teilweise abweichende Bezeichnungen gegenüber UN-Berichten

¹ PRTR: steht für Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister von über 5.000 Betrieben in Deutschland

Die absoluten Angaben in Kilotonnen emittiertes PM10 sollen hier nicht thematisiert werden, weil diese im Ergebnis der Evaluierung verändert sein werden. Im Übrigen sind jährliche Re-kalkulationen der Inventare geübte Praxis, jeweils für die gesamte vorliegende Zeitreihe.

Die hier interessierenden Emissionen aus Steinbrüchen und anderen Nicht-Kohle-Tagebauen sind in der Kategorie ‚Mineralische Ind. - Gewinnung‘ zu finden.

Der Anteil der Gewinnung mineralischer Rohstoffe, beziffert mit 5,4 Prozent, rangiert deutlich nach vielen anderen Quellen, was direkte Auswirkungen auf die Intensität der Datenbearbeitung hat: für bedeutende Quellen verlangen die UN-Organen intensivere und genauere Betrachtungen als für nachrangige. Wir haben uns jedoch im UBA aus fachlicher Sicht entschieden, den Bereich sachgerechter abzubilden.

Für eine Verbesserung einer Inventarberechnung stehen verschiedene Wege zur Verfügung: Zum einen können, wenn verfügbar, detailliertere Methoden aus dem sogenannten EMEP-Emission-Guidebook² genutzt werden. Es können auch einzelbetriebliche Daten berücksichtigt werden, wenn die Anlagenzahl überschaubar ist, also der Aufwand auf nationaler Ebene angemessen erscheint. Und als dritten Weg suchen wir häufig mit Unterstützung externer Sachverständiger nach passgenauen Emissionsfaktoren für die Situation in Deutschland. Im Ergebnis erfolgen Berechnungen für verschiedene Quellkategorien in unterschiedlicher Tiefe und Genauigkeit. Mittels besseren Emissionsfaktoren haben wir z.B. die Staubemissionen aus Umschlagvorgängen verbessern können. Unser Auftragnehmer konnte in 2011 mittels VDI 3790, Blatt 3 Emissionsfaktoren ableiten und in einem Begleitkreis diskutieren [1].

Für die Kategorie 'Steinbrüche und Nicht-Kohle-Bergbau' findet sich im EMEP-Emission-Guidebook bisher eine simple Berechnungsmethode [2]:

Ohne Beachtung von Gesteinsarten, der Abbaumethoden oder eingesetzter Technik ist die Gesamtproduktionsmenge mit einem allgemein geltenden Emissionsfaktor zu multiplizieren. Die Gültigkeit bezieht sich auch auf so unterschiedliche Meteorologien wie Spanien oder Deutschland. Die Berechnungsergebnisse sind in die vorher gezeigte Grafik eingeflossen.

Im Weiteren soll vereinfacht von Steinbrüchen u.a. Gruben gesprochen werden, was ausdrücklich die Gewinnung von Sanden, Erden und Kiesen im offenen Abbau einschließt.

² EMEP: steht für 'Kooperationsprogramm zur Überwachung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von Luftschadstoffen in Europa', im Zuge dessen werden Arbeitshilfen veröffentlicht, sogenannte Guidebooks.

4. Entwicklung einer spezifischen Berechnungsmethode

Wenn die Berechnungsmethode nun verbessert werden soll, stehen grundsätzlich die oben skizzierten Wege offen, wobei die Nutzung anlagenbezogener Daten bei der großen Anzahl von Steinbrüchen u.a. Gruben nicht praktikabel ist. Die mehr als 3000 Betriebstätten in Deutschland veröffentlichen zudem nur in wenigen Fällen Jahresemissionsangaben.

Im Jahr 2018 hat das UBA die Möglichkeit genutzt, in zweifacher Weise zu einer Verbesserung zu kommen: durch die Entwicklung geeigneter Emissionsfaktoren für Deutschland und die Bereitstellung neuer Methodiken für das EMEP-Guidebook. Diese Option ergab sich daraus, dass die Guidebook-Koordinierungsstelle für dieses Kapitel um Vorschläge geworben hat. Wir konnten einen solchen Vorschlag inzwischen einreichen, wozu folgende Arbeiten notwendig waren.

Wir haben durch öffentliche Ausschreibung nach geeigneter Expertise gesucht, wobei die inhaltliche Lücke durch die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung einer Methodik zur Emissionsberechnung und deren anschließender Anwendung für Deutschland geschlossen werden sollte. Die Bereitstellung eines konsistenten Datensatzes aus Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren für Deutschland galt dabei als Mindestanforderung.

Als einzige Bieter wurden in einem Konsortium die IVU Umwelt GmbH³ und das Institut CITEPA⁴ beauftragt. Citepa, bereits für das Französische Umweltministerium tätig, hatte eine Methodik auf Basis eines Kalkulationsprogramms für Frankreich entwickelt, die modifiziert werden konnte. Es wurden Datenquellen recherchiert (Schwerpunkt bei IVU Umwelt GmbH, siehe 3. und 6.) und die Methodik umfangreich dokumentiert (Schwerpunkt bei CITEPA). Beide Teilziele wurden prinzipiell erreicht: Die Ergebnisse finden sich in einem Abschlussbericht, der in der UBA-Bibliothek hinterlegt ist [3] und sind in den Prozess der Aktualisierung des EMEP-Guidebooks eingespeist worden. Damit ist die Arbeit nicht abgeschlossen, sondern jetzt geht es um die kritische Überführung in die Nutzung des Modells.

Der Aufwand zur Verallgemeinerung der Methode aus Frankreich und zur Beschaffung spezifisch für Deutschland geeigneter Daten gestaltete sich so groß, dass beim Abschlusstreffen des Projekts die Notwendigkeit zur Klärung von Details und weiterer Anpassungen verdeutlicht wurde. Insgesamt wird von den Auftragnehmern Folgendes empfohlen: Da die Nutzung betrieblicher Meldungen und die Aggregation zu einem nationalen Datensatz für Deutschland

³ IVU Umwelt GmbH, Freiburg: Florian Pfäfflin, Lina Neunhäuserer

⁴ CITEPA, Paris: Nathan Vandromme, Nadia Taïeb, Nadine Allemand

nicht zielführend erscheint, sollten zumindest einzelne Stellgrößen in der entwickelten Berechnung durch Unterstützung aus der Industrie in Deutschland angepasst werden. Im Laufe des Projekts hatte insbesondere der Bundesverband Mineralische Rohstoffe e.V. zur Beschaffung repräsentativer Daten beigetragen.

5. Anwendung des neuen Modells: Überblick

Von den Auftragnehmern des UBA wurden mehrere Ansätze zur Berechnung von Partikelemissionen aus Steinbrüchen geprüft. Im Wesentlichen basieren die ermittelten Ansätze auf Berechnungen des Methodenhandbuchs 'AP-42', das von der US-EPA⁵ entwickelt wurde. Das 'AP-42' ist eine Zusammenstellung von Emissionsfaktoren für den Luftpfad. Für Schadstoffe verschiedener Kategorien von Verschmutzungsquellen werden Berechnungsgleichungen zur Verfügung gestellt.

Auch das von Citepa selbst genutzte Kalkulationsmodell, das für das UBA angepasst wurde, basiert auf Formeln aus dem 'AP-42'. Dabei erfolgt die Berechnung der Partikelemissionen modular in Bezug auf die verschiedenen Schritte in Betrieben der Gesteinsgewinnung.

Die zu berechnenden Emissionsquellen sind: 1 - Bohren und Sprengen, 2 - Materialaufbereitung wie Brech-, Sieb- und Übergabestellen, 3 - Interner Transport, 4 - Materialumschlag, 5 - Winderosion von Halden.

Diese Schritte werden für die unterschiedlichen Materialien nach folgendem Schema in Ansatz gebracht:

Tabelle 1: Berücksichtigte Emissionsquellen nach Gesteinsarten

Quelle	Hartgesteine	Sande	Rezyklate
1 - Bohren und Sprengen	X		
2 - Materialaufbereitung	X	X	X
3 - Interner Transport	X	X	
4 - Materialumschlag	X	X	X
5 - Winderosion von Halden	X	X	X

⁵ US-EPA: steht für die Bundesumweltschutzbehörde der USA

Für Hartgesteine sind alle Emissionsquellen relevant, somit sind alle Emissionsberechnungen auszuführen. Für Sande entfallen Bohren und Sprengen, für Rezyklate auch die internen Transporte.

In diesem Modell werden neben Primärmaterialien auch Recyclingmaterialien berücksichtigt. Das entspricht zum einen dem realen Auftreten von Emissionen für die Bereitstellung von Rezyklaten und zum anderen der anzunehmenden wachsenden Bedeutung im Rahmen der Ressourcenschonung⁶. Durch den modularen Aufbau des Modells können für Recyclinganlagen untypische Emissionsquellen entfallen. Der Wegfall interner Transporte entspricht der Definition als weiträumige Materialbewegungen, wie sie in großen Betrieben zur Gewinnung natürlicher Gesteine nötig sind.

Außerdem findet in den Berechnungen eine Unterscheidung nach drei Größenklassen statt, weil davon die Minderungstechniken und interne Transporte wesentlich beeinflusst werden.

- große Produktionsstandorte (Produktion ≥ 500 kt)
- mittlere Produktionsstandorte ($100 \text{ kt} \leq \text{Produktion} < 500 \text{ kt}$)
- kleine Produktionsstandorte (Produktion $< 100 \text{ kt}$)

Recyclinganlagen werden nur in der kleinen und mittleren Größenklasse verortet.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine einfache Pauschal-Berechnung auf Basis eines allgemein geltenden Emissionsfaktors überführt werden kann in eine Step-by-Step-Berechnung mit sehr spezifischen Annahmen. Jeden dieser Schritte können wir mit nationalen Daten konkreter und realistischer gestalten, im Falle fehlender Daten aber auch mittels Ersatzwerten vollständig berechnen.

6. Anwendung des neuen Modells: relevante Stellgrößen

Das Modell liefert grundsätzlich Emissionsangaben für die Veröffentlichung, ist aber mit der Erzeugung spezifischer Emissionsfaktoren transparent und bleibt anpassbar. Die Emissionsfaktoren für Gesamtstaub und Feinstaub (PM10 und PM2.5) unterscheiden sich in den Teilschritten, in den jährlichen Ausprägungen und in möglichen sensitiven Varianten zur Einschätzung meteorologischer Extremjahre. Insgesamt führt die Berechnung zu ca. 30 Emissionsfaktoren je Partikelkomponente in tief untergliederten Berechnungsschritten, gegebenenfalls

⁶ Wobei Miro e.V. eine andere Auffassung vertritt, siehe https://www.bv-miro.org/wp-content/uploads/Gesteins-Depesche_2018-06-14-final.pdf, im UBA wird grundsätzlich von einer wachsenden Bedeutung ausgegangen, zumindest in qualitativer Hinsicht.

auch jahresspezifisch: beispielhaft Emissionsfaktor für PM10 aus der Materialaufbereitung von Sanden in großen Betriebsstätten im Jahre 2010.

Emissionsfaktoren - Cube „Sand 2010“

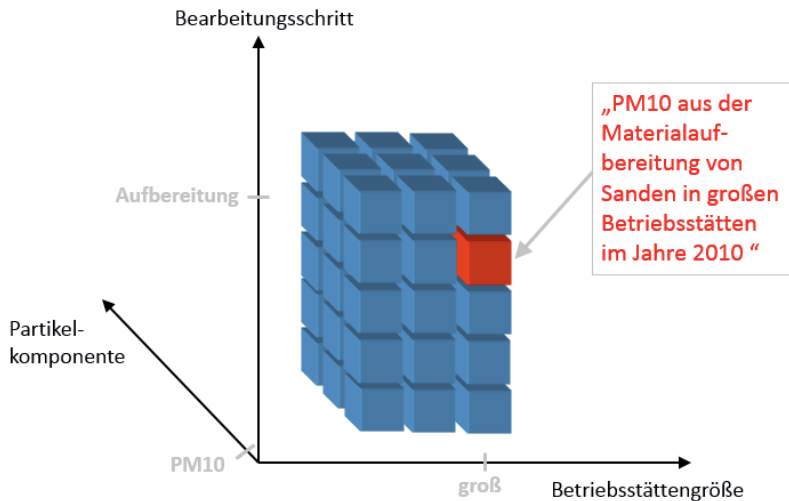


Bild 2: Schematische Darstellung eines spezifischen Emissionsfaktors im Gesamtkontext

Quelle: eigene Darstellung UBA, Kludt

Solche gedachten Emissionsfaktoren-Cubes lassen sich für die drei unterschiedenen Materialien mit jährlichen Ausprägungen ableiten, in denen auch meteorologische Stellgrößen existieren.

Wegen der sehr umfangreichen Zahl an Eingangsgrößen in der Berechnung kann hier nur ein beispielhafter Fall erläutert werden. Das Zwischenergebnis der Berechnung für 2016 hinsichtlich der ermittelten Emissionsfaktoren von Gesamtstaub für Hartgestein erlaubt einen solchen Einblick:

Tabelle 2: Gesamtstaub-Emissionsfaktoren nach Verursachungsschritten für nationales Inventar 2016 (Hartgestein, nach Größenklasse, Werte gerundet)

EF in g/Tonne	kleine Betriebsstätte	mittlere Betriebsstätte	große Betriebsstätte
1. Bohren und Sprengen	1,2	1,2	1,2
2. Materialaufbereitung	37	37	37
3. interne Transporte	211	81	45
4. Verladevorgänge	4,5	4,5	4,5
5. Haldenabwehungen	1,7	1,6	1,6

Die Kennzeichnung (Fettdruck) in obiger Tabelle ist nicht gleichzusetzen mit der höchsten Emission oder einem dominierenden Anteil an der Summe der Emissionen im deutschen Inventar. Im konkreten Fall trifft der höchste Emissionsfaktor auf die mengenmäßig weniger bedeutsamen kleineren Betriebe im Falle von Hartgestein.

Gleichwohl kann an herausragenden Emissionsfaktoren der Fokus für nationale Anpassungen abgelesen werden, wobei dem Schritt 3 'interne Transporte' in doppelter Hinsicht Bedeutung zukommt: Die Annahmen zu zurück gelegten Strecken beeinflussen die Emissionshöhe wie auch die im Modell hinterlegten Eigenschaften zum Schluffgehalt und Minderungsmaßnahmen auf den Wegen. Meteorologisch günstige Bedingungen und geringere Schluffgehalte können im Schritt 3 die Emissionsfaktoren fast halbieren.

Zur Besonderheit von Schritt 3 ist zu betonen, dass für die Berechnung von Wegen mit Belag die Formeln der VDI 3790 Blatt 4' entnommen sind, für die Wege ohne Belag entspricht die Formel der VDI derer aus 'AP-42'. Aus dieser herausgehobenen Bedeutung der Transporte mittels Fahrzeugen (Rad auf Wegen, weniger Raupen oder Bänder) ist die VDI 3790 für das Umweltbundesamt von besonderem Interesse.

Im obigen Beispiel sind nur für die internen Transporte unterschiedliche Emissionsfaktoren ausgewiesen, etwas überraschend für kleine Betriebsstätten höher als für große. Es wird jedoch an kleineren Standorten auf weniger asphaltierten Betriebswegen gefahren, mit kleineren Fahrzeugen, was insgesamt zu einem relativ größeren Aufwand gegenüber den Transportmengen an größeren Standorten führt.

Aus folgender Beispielformel ist das ablesbar:

$$E_{PM2.5} = k_{PM2.5} \times \left(\frac{s}{k_s}\right)^{0.9} \times \left(\frac{W_{dumper}}{k_W}\right)^{0.45} \times d_{unpaved} \times \left(1 - \frac{p}{k_{day}}\right) \times (1 - ER)$$

- $E_{PM2.5}$: Emissions PM2.5 (kg)
- s : Schluffgehalt (%)
- W_{dumper} : LKW-Masse (t)
- $d_{unpaved}$: gesamte zurück gelegte unasphaltierte Wegstrecke (km)
- ER : Minderungsmaßnahmen-Koeffizient (%)
- p : Anzahl der Tage mit mindestens 0,245 mm Niederschlag
- Variablen: $k_{PM2.5} = 0,042$ (kg/km), $k_W = 2,72$ t, $k_s = 12$, $k_{day} = 365$

Der Term $\left(\frac{W_{dumper}}{k_W}\right)^{0.45}$ führt zu höheren Ergebnissen für schwerere LKW, wie sie in großen Betriebsstätten zu erwarten sind. Jedoch verkleinert der Term $\times d_{unpaved}$ überproportional die Ergebnisse für große Betriebsstätten. Spezifisch längere zurück gelegte Wege in großen Betriebsstätten (aus den Ersatzdaten Frankreichs im Modell) ergeben im Zusammenspiel mit der absolut geringeren Anzahl solcher Standorte kürzere Streckenlängen. Die Berechnungsergebnisse des Modells, insbesondere die feingliedrigen Emissionsfaktoren, dürfen somit nicht einzelbetrieblich interpretiert werden. Es sind immer Modell-Ergebnisse auf der Ebene nationaler Angaben, verallgemeinert gesagt Ergebnisse in Bezug auf absolute Fördermengen einer Gruppe an Betrieben, niemals sind es betriebsrepräsentative Emissionsfaktoren.

Für einige vorher genannte Aspekte sind Verbesserungen möglich und in Bearbeitung:

- Meteorologie weniger nach Bundesländern, sondern Vegetationszonen auswählen;
- Schluffgehalte mittels Betreiberangaben verbessern;
- Minderungsmaßnahmen auf Wegen recherchieren.

Auch die mögliche Verwendung weiterer deutschlandtypischer Werte statt Ersatzdaten Frankreichs kann die Modifizierung des Modells unterstützen. Diesbezüglich soll weiterhin der Bundesverband Mineralische Rohstoffe e.V. einbezogen werden.

7. Weitere Schritte für die Emissionsinventare des Umweltbundesamts

Die oben beschriebene Methodik erscheint für Deutschland anwendbar, soll aber allgemein einsetzbar sein und in das EMEP-Guidebook einfließen. Dazu ist ein formalisierter Review-Prozess notwendig, der noch andauert. Im Rahmen dessen wurden vom UBA Dokumente eingereicht, wie sie vom Auftragnehmer entwickelt wurden. Sowohl die methodische Beschreibung wie auch die Kalkulationstabellen wurden nicht in den Arbeitsversionen für die nationalen Berechnungen in Deutschland eingereicht. Eine verallgemeinerte Version der Auftragnehmer wurde in einer redaktionell angepassten Form verwendet. Im Ergebnis soll der unter [2] referenzierte Guidebook-Abschnitt ersetzt werden, was dann über einen Hinweis auf der Startseite <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016> auffindbar sein wird.

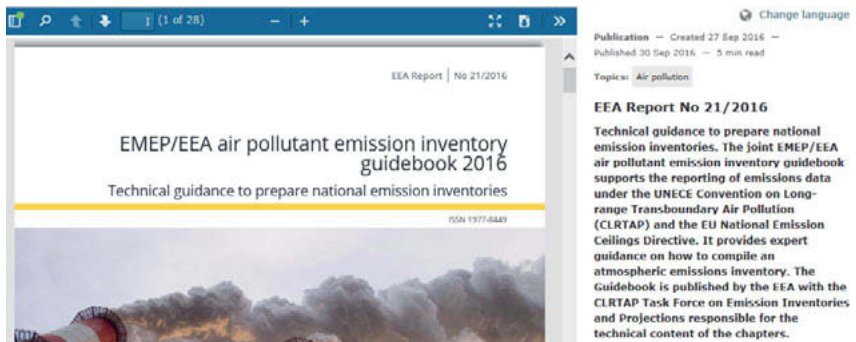


Bild 1: Bildschirmansicht der aktuellsten Veröffentlichungen des EMEP-Guidebooks

Für die nationalen Belange ergibt sich folgende inhaltliche und zeitliche Abfolge:

Auf Basis des Berechnungsmodells und weiterer recherchierter Datenquellen wird die Kalkulation fortgeschrieben und in die Emissionsinventare einfließen, wahrscheinlich aber abweichend zu den hier beispielhaft genannten Zahlen. Momentan würden verbesserte, aber höhere Produktionsangaben der relevanten Materialien Hartgestein, Sande und Rezyklate sowie höhere Emissionsfaktoren in der vorliegenden Modellversion, insbesondere aus den Transportschritten, die Staub-Emissionen im Nationalen Inventar erhöhen. Vor Abschluss der nationalen Anpassungen lässt sich das nicht bestätigen, weil vor allem mindernde Anpassungen abseh-

bar sind. Gegenteilig könnten sich meteorologische Extrembedingungen wie in 2018 auswirken. Unsicher ist darüber hinaus, ob die Abgrenzung dieser Berechnungen gegenüber Berechnungen aus Umschlagvorgängen staubender Güter weitere Anpassungen bedingt.

Wenn die Implementierung der entwickelten Guidebook-Methode gelingt, sehen wir beim Umweltbundesamt den routinemäßigen Überprüfungen positiv entgegen. Je besser wir nationale Besonderheiten dokumentieren können, desto robuster wird der Ansatz.

Fazit:

Die Anwendung der beschriebenen neuen Methode erfolgt im Laufe des Jahres 2019, die erstmalige Veröffentlichung angepasster Emissionen kann erst zum Berichtszyklus 2020 erfolgen (15.02.2020).

Die genaue Emissionshöhe kann vorab nicht benannt werden.

Sowie im Vorfeld der Neuberechnungen wie auch nach deren Veröffentlichung begrüßt das Umweltbundesamt Hinweise zur Methode und zu Datenquellen sowie Rückfragen, um kontinuierlich Verbesserungen vornehmen zu können.

Quellen

- [1] Müller-BBM GmbH: Konsistenzprüfung und Verbesserungspotenzial der Schüttgutemissionsberechnung, im Auftrag des Umweltbundesamts 2011, abrufbar über <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4075.pdf>
- [2] EMEP/ EEA, 2016: 'Part B, chapter 2.A.5.a Quarrying and mining of minerals other than coal 2016', zugänglich über <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guide-book-2016/part-b-sectoral-guidance-chapters/2-industrial-processes/2-a-mineral-products/2-a-5-a-quarrying/view>, zuletzt abgerufen am 18.02.2019
- [3] Pfäfflin et al: Development of methods to calculate particulate emissions from quarrying and mining of minerals other than coal, Project No. 103529, UBA-Fachbibliothek 2018

Validierung von Emissionsansätzen für diffuse Staubemissionen nach VDI 3790 mittels Immissionsmessungen

Dipl.-Landsch.-Ökol. **Henning Beuck**, Dr. **Alexander Ropertz**,
Müller-BBM GmbH, Niederlassung Gelsenkirchen;
Dipl.-Met. **Axel Rühling**, Müller-BBM GmbH, Niederlassung Karlsruhe

Kurzfassung

Die standardmäßig und regelmäßig angewendete Methodik zur Bestimmung diffuser staubförmiger Emissionen im Rahmen der Prognose von Zusatzbelastungen führt in aller Regel zu konservativen Ergebnissen, also meist zu einer Überschätzung. Die Immissionsbelastungen als Resultat einer Ausbreitungsrechnung können daher zum Teil stark überschätzt werden. Liegen jedoch Ergebnisse von Immissionsmessungen im Anlagenumfeld vor, sind realitätsnähere Rückschlüsse bzw. Validierungen der Emissionsansätze möglich. Es werden konkrete Anwendungsfälle aufgezeigt.

1. Die VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3

Berechnungsgrundlage für diffuse Staubemissionen aus Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern ist die VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 [1]. Ziel der Richtlinie ist es, für diese Prozesse Emissionsfaktoren abzuschätzen. Die Richtlinie hat ein aktuelles Ausgabedatum von 2010, wurde 2015 zuletzt inhaltlich geprüft und befindet sich derzeit in der Aktualisierung/Überarbeitung. Die Berechnungsmethoden wurden ursprünglich aus den Erkenntnissen über den Umschlag von Schüttgütern in Häfen entwickelt (Erstveröffentlichung der Richtlinie als Weißdruck 1999, Entwurf 1997).

Der Kern des Berechnungsverfahrens für Staubemissionen aus der Lagerung von Schüttgütern („Kahnwald Formel“) und dem Umschlag von Schüttgütern („Pieper Methode“) ist seit der Erstveröffentlichung 1999 weitestgehend unverändert. Wesentliche Veränderungen erfuhr seit 1999 das Kapitel „Staubaufwirbelung beim Transport“, das seit September 2018 in einem eigenen Blatt 4 behandelt wird [2]. Der Vollständigkeit halber sind in diesem Zusammenhang auch die Blätter 1 (Grundlagen) und 2 (Betrieb von Deponien) zu nennen [3], [4]. Die messtechnische Bestimmung der Emissionen diffuser Quellen ist in der Richtlinienreihe VDI 4285 Blatt 1 bis 3 beschrieben. Eine ausführliche Abhandlung der Historie ist z. B. in [5] dokumentiert.

1.2 Methodik zur Bestimmung diffuser staubförmiger Emissionen (Auszug)

Einflussgrößen wie Staubungsneigung, Umschlaggerät, Umfeldfaktoren und Fallhöhe können berücksichtigt werden. Sie haben großen Einfluss auf die Höhe der berechneten Emissionen. Exemplarisch wird für den diskontinuierlichen Abwurf (z. B. mittels Radlader) von Material in VDI 3790 Blatt 3 die folgende Gleichung angegeben:

$$q_{\text{Ab}} = a \cdot 2,7 \cdot \frac{1}{\sqrt{M}} \cdot \left(\frac{H_{\text{frei}}}{2} \right)^{1,25} \cdot 0,5 \cdot k_{\text{Gerät}} \cdot \rho_{\text{S}} \cdot k_{\text{U}} \quad (1)$$

Es bedeuten:

q_{Ab}	Emissionsfaktor in g/t _{Gut}
$a = \sqrt{10}^n$	Dimensionsloser Gewichtungsfaktor, der die Neigung des Schüttgutes zur Staubentwicklung berücksichtigt; n = 0 (außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut), 2, 3, 4 oder 5 (stark staubend) ¹
M	Menge pro Abwurf in t
H_{frei}	Freie Fallhöhe in m
$k_{\text{Gerät}}$	Empirischer Korrekturfaktor (dimensionslos); z. B.: 1,5 (Abkippen von Lkw oder Radlader) oder 2 (Abwurf von Greifer)
ρ_{S}	Schüttdichte in t/m ³
k_{U}	Umfeldfaktor (dimensionslos); z. B. 0,9 (Halde), 0,8 (Trichter, nicht abgesaugt hohe Seitenwände), 0,06 (Fahrzeug in geschlossener Halle mit natürlicher Entlüftung)

Beispielrechnungen: Bei einem Abwurf von 5 t Boden (M) bei einer Fallhöhe von 1 m (H_{frei}) mit Radlader ($k_{\text{Gerät}}$) und einer Schüttdichte von 1,7 t/m³ (ρ_{S}) auf Halde (k_{U}) werden nach (1):

bei „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ 2,9 g Staub/Umschlag

bei „Staub nicht wahrnehmbar“ 29,1 g Staub/Umschlag

bei „schwach staubend“ 92,1 g Staub/Umschlag

freigesetzt bzw. emittiert.

¹ Außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut (n = 0), Staub nicht wahrnehmbar (n = 2), schwach staubend (n = 3), (mittel) staubend (n = 4), stark staubend (n = 5). Der Exponent n wird entsprechend dem optischen Erscheinungsbild beim Umschlag des Schüttgutes festgelegt, wobei die Tabellen im Anhang B der VDI-Richtlinie 3790 eine Orientierungshilfe geben.

Insbesondere die Festlegung der Staubungsneigung hat also eine große Bedeutung. Im genannten Beispiel entspräche die Annahme von „außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“ einer Minderung von 90 % im Vergleich zum Ansatz „Staub nicht wahrnehmbar“. Beim Übergang von „schwach staubend“ zu „Staub nicht wahrnehmbar“ würden Minderungen von ca. 68 % zum Ansatz kommen müssen. Die Richtlinie VDI 3790 Blatt 3 sieht die Berücksichtigung von Minderungsmaßnahmen nur über diese Variation der Staubungsneigung vor.

Die so für den Umschlag, den Transport und die Lagerung von Schüttgütern berechneten Emissionen werden im Rahmen von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren aufbilanziert. Im Anschluss erfolgt ggf. die Durchführung einer Ausbreitungsrechnung gemäß Anhang 3 TA Luft unter Berücksichtigung einer Reihe weiterer Festlegungen (u. a. Korngrößenverteilung, Rechengebiet, Berücksichtigung Gebäude und Gelände, meteorologischer Modellantrieb, Bestimmung der Zusatzbelastung, ggf. Prüfung von Immissionswerten unter Heranziehung einer Vorbelastung) [6].

Die Richtlinie VDI 3790 Blatt 3 enthält kein Formelwerk für Emissionen durch Zerkleinerung und Siebung von Materialien, für motorbedingte Emissionen (Lkw-Verkehr, Radlader) sowie durch den Motorbetrieb von Baggern und sonstigen emissionsrelevanten Aggregaten. Ganz allgemein sind komplexere, ineinander verschachtelte Aufbereitungsprozesse, die in der betrieblichen Praxis recht häufig sind, nicht beschrieben. Hierfür sind andere Quellen bzw. eigene Ansätze zur Emissionsberechnung heranzuziehen.

Offene und bekannte (Kritik)punkte an den Berechnungsmethoden der VDI 3790 Blatt 3 sind neben weiteren, z. B. dass branchenspezifische Besonderheiten bislang nur unzureichend in der Richtlinie abgebildet sind. Außerdem fehlen messtechnische Verfahren zur Bestimmung der Staubungsneigung sowie Angaben zu Korngrößenverteilungen emittierter Stäube. Ebenso wäre eine Berücksichtigung der Effektivität von Minderungsmaßnahmen wünschenswert, die in Blatt 4 bereits umgesetzt wurde [5].

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die standardmäßig und regelmäßig angewendete Methodik zur Bestimmung diffuser staubförmiger Emissionen im Rahmen der Prognose von Zusatzbelastungen in aller Regel zu konservativen Ergebnissen führt, also meist zu einer Überschätzung. Die tatsächlichen Immissionen als Resultat einer Ausbreitungsrechnung werden daher zum Teil stark überschätzt. Liegen jedoch Ergebnisse von Immissionsmessungen im Anlagenumfeld vor, sind realitätsnähere Rückschlüsse bzw. Validie-

rungen der tatsächlichen Emissionen möglich. Dieses Vorgehen wird im Folgenden auch anhand von Beispielen aufgezeigt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass prognostizierte Zusatzbelastungen zunächst nicht direkt mit gemessenen Immissions-Gesamtbelastungen vergleichbar sind, so dass eine Reihe von Zwischenschritten erforderlich ist.

2. Validierung mittels Immissionsmessungen – Methodik und Vorgehensweise

Methodisch werden die berechneten Emissionsfaktoren auf der Basis eines aktuellen Ist-Zustands (Bestand) einer Anlage zunächst mit den konkret in einem Messzeitraum behandelten und umgeschlagenen Mengen anhand der Ergebnisse von zeitgleich durchgeführten Immissionsmessungen (am prognostizierten Ort der höchsten Zusatzbelastung) verifiziert beziehungsweise „kalibriert“. Hierzu wird von der an diesem Messpunkt gemessenen Gesamtbelastung idealerweise anhand eines zweiten Luv-Messpunktes durch Differenzbildung eine „gemessene“ Zusatzbelastung abgeleitet. Steht ein zweiter Messpunkt nicht zur Verfügung, können (insbesondere für Schwebstaub) ggf. Vergleichsdaten nahegelegener Messstationen der Ländermessnetze herangezogen werden². Die Auswahl ist je nach Aufgabenstellung jedoch sorgsam abzuwägen.

Bei der Anwendung im Rahmen von Genehmigungsverfahren wird empfohlen, zunächst konservativ die größtmögliche Zusatzbelastung durch Differenzbildung z. B. mit dem städtischen Hintergrund abzuleiten, dort werden i. d. R. die geringsten Belastungen in der Region gemessen. Erneut sollte konservativ angenommen werden, dass die Differenz als Zusatzbelastung vollständig aus dem zu begutachtenden Betrieb resultiert (also ohne Berücksichtigung weiterer Quellgruppenbeiträge, zum Beispiel aus industriellen Nachbarbetrieben oder Straßenverkehr). Dieses Vorgehen kann als „Sicherheitspuffer“ verstanden werden, um mögliche Unsicherheitsfaktoren der beschriebenen Methodik ggf. ausgleichen zu können.

Mittels iterativer Optimierung der Emissionsansätze werden dann Ausbreitungsrechnungen für den Ist-Zustand so lange wiederholt, bis die Zusatzbelastung am Beurteilungspunkt im Modell abgebildet werden kann. Die so verifizierten Emissionsfaktoren können dann auf eine Plan-Situation übertragen werden.

² Unter Berücksichtigung des allgemeinen Kenntnisstands, dass der überwiegende Anteil der lokal vorliegenden PM₁₀-Immissionsbelastung insbesondere an Hintergrundmessstationen vor allem durch die mesoskalige Immissions- und Ausbreitungssituation der bodennahen Atmosphäre gesteuert wird.

Es ist zu beachten, dass sich für die validierte Ist-Situation grundsätzlich mögliche Fehlerquellen (Über-/Unterschätzung von Teilbereichen) in ihrer Wirkung auf den Immissionsort in Summe ausgleichen können. Bei der Übertragung von Emissionsansätzen vom „Ist-Zustand“ auf den „Plan-Zustand“ wäre ein solcher Ausgleich nicht mehr zweifelsfrei sichergestellt, wenn sich die Anlagenerweiterung auf unterschätzte Bereiche bezöge. Vor diesem Hintergrund dürfen Anpassungen nur für diejenigen Schüttgüter vorgenommen werden, die im Zeitraum der Immissionsmessungen auch tatsächlich umgeschlagen und behandelt wurden.

Bei der Ermittlung von Emissionen auf Basis von Immissionsmessungen und Ausbreitungsrechnungen sollten die in der Ausbreitungsrechnung angesetzten meteorologischen Daten den Bedingungen zum Zeitraum der Immissionsmessungen entsprechen, idealerweise durch zeitgleich vor Ort gemessene meteorologische Daten. Werden Daten einer geeigneten meteorologischen Messstation eines anderen Standortes verwendet, ist eine qualifizierte Übertragbarkeitsprüfung nach VDI 3783 Blatt 20 ratsam.

3. Praxisbeispiel: Wesentliche Kapazitätserweiterung einer Abfallbehandlungsanlage

Situation und Aufgabenstellung: Mögliche Kapazitätserweiterung einer Abfallbehandlungsanlage, in der insbesondere Bauschutt-, Boden- und Baumischabfälle umgeschlagen und behandelt werden.

In 2011/12 realisierte Immissionsmessungen hatten ergeben, dass bei der damaligen Betriebsweise die Vorgaben der TA Luft für den Parameter Schwebstaub PM₁₀ in Bezug auf die zulässige Überschreitungshäufigkeit des Tagesmittelwertes nicht eingehalten wurden. Gemäß TA Luft sind innerhalb eines Jahres 35 Überschreitungen des Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ zulässig. Unter Berücksichtigung dieser Messergebnisse wurde seinerzeit eine Verlagerung wesentlicher Umschlagmengen vom Außenbereich in neu hinzugekommene Hallen beantragt. Darüber hinaus wurden weitere Maßnahmen zur Minimierung der vom Außenbereich ausgehenden Staubemissionen umgesetzt (u. a. Betrieb eines Brechers mit integrierter Siebanlage, Wasservernebelungsanlage, Flächenreinigung, Befeuchtung der Halden und Fahrwege mittels Feinstvernebelungstechnik, Begrenzung der Lagermengen und Lagerhöhen).

Mittels Immissionsprognose wurde durch einen Gutachter 2013 der rechnerische Nachweis (i. W. auf Basis der VDI 3790 Blatt 3) erbracht, dass die geschilderten Maßnahmen zu einer

ausreichenden Minimierung der vom Betrieb ausgehenden Zusatzbelastungen der PM_{10} -Immissionen führen:

Prognose₂₀₁₃: Jahresmittelwert Schwebstaub PM_{10} : 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Prognose₂₀₁₃: Anzahl mit Tagesmittelwerten > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$: 35 Tage

Gemäß Nebenbestimmung der Genehmigungsbehörde war die Immissionssituation nach der Betriebsneuordnung erneut zu prüfen. Die Messungen des Parameters Schwebstaub PM_{10} wurden über einen Zeitraum von 12 Monaten (September 2015 bis August 2016) realisiert.

Es zeigte sich, dass das Immissionsniveau deutlich niedriger lag als prognostiziert:

Messergebnisse_{2015/16}: Jahresmittelwert Schwebstaub PM_{10} : 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Messergebnisse_{2015/16}: Anzahl Tagesmittelwerte > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$: 5 Tage

Als Ursachen kamen neben der bereits erwähnten konservativen Methodik zur Bestimmung diffuser staubförmiger Emissionen nach VDI 3790 Blatt 3 auch hinzu, dass sich das Hintergrundniveau des Schwebstaubs in den letzten Jahren deutlich verringert hatte. Außerdem wurden im Messzeitraum inzwischen zusätzliche betriebliche Emissionsminderungsmaßnahmen umgesetzt, insbesondere in der Bauschuttaufbereitung (ein Bewässerungstor bei Lkw-Einfahrt sowie ein Leichtstoffabscheider durch Materialwäsche im Wasserbad, Bild 1 und Bild 2).

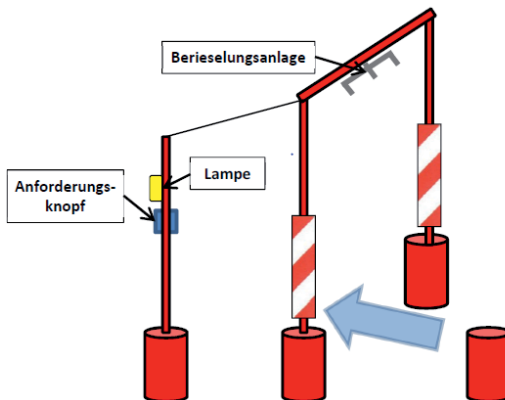


Bild 1: Bewässerungstor zur Befeuchtung von Bauschutt vor dem Abkippen.

Quelle: AfU-Beratung GmbH [8].

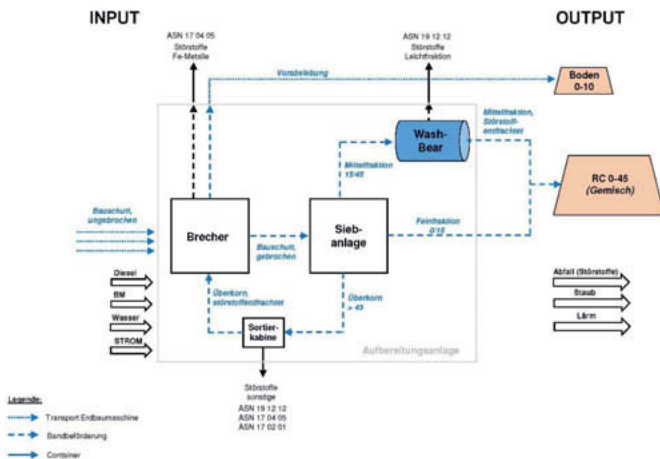


Bild 2: Fließbild zur Bauschuttaufbereitung der untersuchten Anlage.

Quelle: AfU-Beratung GmbH [8].

Im Anwendungsfall wurde anhand von Vergleichsdaten nahegelegener Messstationen von der im Immissionsmaximum gemessenen PM₁₀-Gesamtbelastung eine Zusatzbelastung abgeleitet (hier: 5 µg/m³). Auf dieser Basis wurden dann Ausbreitungsrechnungen unter Variation der emissionsseitigen Eingangsdaten so lange wiederholt, bis die Zusatzbelastung am Beurteilungspunkt im Modell abgebildet werden konnte.

Im 12-monatigen Messzeitraum wurden auf der Anlage ca. 300.000 t Abfälle angenommen, im wesentlichen Boden (ca. 195.000 t) und Bauschutt (ca. 100.000 t). Boden wurde zu ca. 65 % gesiebt (i. d. R. Überkorn, Mittelkorn und Feinkorn), Bauschutt zu 110 % (inkl. Überkorn aus Bodenbehandlung) gebrochen, gesiebt und gewaschen gemäß Bild 1. In geringen Mengen wurden auch Baumischabfälle, Straßenkehrriecht, Altpapier und Sperrmüll angenommen und unter Dach sortiert und gelagert.

Für Umschlagvorgänge (Materialaufnahme, Abwurf diskontinuierlich und kontinuierlich) wurden Abwurfmengen, Schüttdichten, Umfeldfaktoren, Gerätefaktoren und Fallhöhen entsprechend den jeweiligen Umschlagmengen, Angaben des Betreibers bzw. Produktdatenblättern von Geräteherstellern und nach VDI 3790 Blatt 3 sowie Vor-Ort Besichtigungen und

Literatur- und Erfahrungswerten angesetzt. Emissionen von ruhendem Material (Halden) konnten bei den vorliegenden Schüttgütern und Minderungsmaßnahmen vernachlässigt werden.

Die Berechnung der Staubemissionen durch Aufwirbelung bei Fahrbewegungen auf befestigten Fahrwegen innerhalb von Industriebetrieben wurde entsprechend der Empfehlung der VDI 3790 Blatt 3 nach einem Ansatz der US-EPA (2011) hergeleitet³. Es wurde ein Silt Load (S_L) von 2,2 g/m² für alle Fahrflächen der Radlader und Lkw-Anlieferung angesetzt. Die Anzahl der Tage $\geq 0,3$ mm Niederschlag wurde mit 312 Tagen definiert, begründet durch arbeitstägliches Feuchthalten aller Fahrflächen. Der Parameter p berücksichtigt eigentlich nur die natürlichen Niederschlagstage, wurde hier aber hilfsweise verwendet. Die Berücksichtigung von Motoremissionen der Lkw und Radlader erfolgte gemäß HBEFA 3.2⁴ und der mobilen Einsatzgeräte (Brecher, Siebmaschine, Bagger) gemäß EU-RL 97/68/EG.

Zur Berechnung der diffusen Emissionen für Umschlagvorgänge gibt die VDI 3790 nur Formeln zur Berechnung des Gesamtstaubs an, nicht aber für PM₁₀ und PM_{2,5}. Zur Abschätzung der diffusen Emissionen aus Umschlagprozessen wurden deshalb orientierende Partikelgrößenanalysen von verschiedenen relevanten Haldenmaterialien in Auftrag gegeben. Die Tabelle zeigt einen Auszug der Ergebnisse dieser Partikelgrößenanalysen. Die Probe *Boden 0/10* stammt aus der Vorabsiebung der Bauschutttaufbereitung, die Probe *RCL 0/22* aus dem aufbereiteten (und aufgehaldeten) Endprodukt. *Bauschutt ungebrochen* entspricht Input-Material vor der Aufbereitung. Die Probe *Boden 0/50* wurde gesiebttem Boden der Bodenbehandlung entnommen.

Tabelle 1: Ergebnisse von Partikelgrößenverteilungen von Materialproben, jeweils Anteile (in %) von Partikeln $\leq 2,5 \mu\text{m}$, $\leq 10 \mu\text{m}$ und $\leq 75 \mu\text{m}$.

Probe	$Q_d(2,5) / \%$	$Q_d(10) / \%$	$Q_d(75) / \%$
Boden 0/10	5,29	10,82	22,54
Boden 0/50	4,69	12,31	29,67
RCL 0/22	3,59	7,13	14,79
Bauschutt ungebrochen	1,79	4,48	13,12

³ Zum Zeitpunkt der Berechnung lag die Richtlinie 3790 Blatt 4 noch nicht als Weißdruck vor.

⁴ Zum Zeitpunkt der Berechnung lag das HBEFA 3.3 noch nicht vor.

Die stichprobenhaften Ergebnisse in Tabelle 1 dokumentieren einen eher geringeren Anteil an Partikeln $\leq 10 \mu\text{m}$ als von Bauschuttaufbereitungsanlagen auf Basis von verfügbaren Literaturquellen anzunehmen wäre. Neben der Staubungsneigung bieten Kenntnisse über die anzunehmende Partikelgrößenverteilung eine weitere entscheidende Einflussmöglichkeit für die spätere Verwendung der Ergebnisse im Rahmen von Ausbreitungsrechnungen.

Es ist zu berücksichtigen, dass sich die ermittelten Staubfrachten gemäß der VDI Richtlinie 3790 Blatt 3 auf Korngrößendurchmesser bis zu $500 \mu\text{m}$ beziehen können. Bezogen auf diesen Feingutanteil und klassifiziert nach den in der TA Luft genannten Partikelgrößenklassen (pm-1, pm-2 und pm-u) wurden die in Tabelle 2 konservativ aufgerundeten Partikelgrößenverteilungen abgeleitet.

Tabelle 2: Partikelgrößenverteilungen, klassifiziert nach Größenklassen gemäß TA Luft.

Partikelgröße	$\leq 2,5 \mu\text{m}$	$2,5 - 10 \mu\text{m}$	$> 10 \mu\text{m}$
Klasse TA Luft	pm-1	pm-2	pm-u
Boden 0/10	10%	15%	75%
Boden 0/50	10%	15%	75%
RCL 0/22	10%	10%	80%
Bauschutt, ungebrochen	5%	10%	85%

Für Staub aus dem Umschlag von Baumischabfällen, Verpackungen und Straßenkehricht wurde eine Verteilung von 60 % pm-u, 25 % pm-2 und 15 % pm-1 angenommen, für Altpapier und Sperrmüll 80 % pm-u, 20 % pm-2.

Zu den Immissionsmessungen kongruente Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen wurden erzielt mit der Einstufung der Staubungsneigungen für Bauschutt bzw. RC-Material *“Staub nicht wahrnehmbar”*, für deren Anlieferung nach Durchfahrt durch ein Bewässerungstor abweichend *“außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut”*. So wurde auch dem Umstand Rechnung getragen, dass ein großer Anteil des Bauschutts vor Verarbeitung als Brocken beziehungsweise stückig vorlag und daher massenbezogen weniger emissionsrelevant ist als durchgehend körnige oder pulvrige Schüttgüter. Boden als erdfeuchter Aushub wurde der Kategorie *„außergewöhnlich feuchtes/staubarmes Gut“* zugeordnet. Für die gesiebten Feinfraktionen wurde abweichend die nächsthöhere Kategorie *“Staub nicht wahrnehmbar”* angenommen, ebenso für im Freien umgeschlagene Baustoffe (Sand, Kies, Splitt oder Ähnliches). Eine Vielzahl von angenommenen Abfällen aus solchen Anlagen sind im Anhang B der VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 nicht enthalten. Sie sind teilweise selbst nicht staubemittierend und es

handelt sich hierbei häufig auch nicht durchgängig um „loses Fördergut in schüttbarer Form“, wie es in der Richtlinie 3790 Blatt 3 definiert ist. Es kann jedoch zu Staubbefreiungen bei Umschlag durch Anhaftungen oder Ähnlichem kommen. Für den Umschlag und die Sortierung von Baumischabfall, Straßenkehrschutt, Altpapier, Sperrmüll/Altholz und Verpackungen wurde daher die Staubungsneigung „*Staub nicht wahrnehmbar*“ angesetzt. Für einen Teil der umgeschlagenen sonstigen ungefährlichen Abfälle wurde die Kategorie „schwach staubend“ angesetzt. Insbesondere die Einstufungen der Staubungsneigungen für Bauschutt und Boden lagen damit niedriger als bislang allgemein angewandt bzw. aus den Tabellen im Anhang B der VDI 3790 Blatt 3 standardmäßig abzuleiten wäre.

Die genannten Einstufungen wurden auch unter Berücksichtigung einer Reihe von Maßnahmen zur Emissionsminderung getroffen, u. a. mindestens arbeitstägl. Reinigung der Fahrflächen durch Kehrmaschinen, Wasservernebelung von Übergabe und Abwurfstellen der Transport- und Ausgabebänder und Gewährleistung eines ganzjährigen Betriebs der installierten Befeuchtungsanlagen. Das Beischieben von Material mittels Radlader wurde als diskontinuierlicher Abwurf mit einer freien Fallhöhe von 0,1 m simuliert. Es wurde konservativ angenommen, dass alle angenommenen Abfälle vollständig beigeschoben wurden.

Die VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 enthält keine Berechnungsgrundlagen zur Abschätzung von Staubemissionen durch Zerkleinerung oder Siebung von Materialien. Die Größenordnung der verursachten Staubemissionen hängt auch hier von der Staubungsneigung des Gutes, von der Durchfeuchtung sowie der Art des Verfahrens ab. Die untersuchte komplexe Bauschuttaufbereitung ist nach Kenntnisstand der Unterzeichner bislang auch in der Literatur nicht beschrieben. Nach vollständiger Berücksichtigung der hergeleiteten Emissionen aus Transport und Umschlag ergab sich nach der beschriebenen Vorgehensweise für das Brechen und Sieben von Bauschutt mit einem Emissionsfaktor von jeweils 5 g/t ein plausibles Bild. Aufgrund der geringeren Staubungsneigung wurde für die Siebung von Boden ein entsprechend geringerer Emissionsfaktor von 3 g/t berücksichtigt.

In Summe wurden für die begutachtete Ist-Situation Staubemissionen von ca. 3,1 kg je Betriebsstunde berechnet. Es dominierten die Emissionen aus kontinuierlichen Abwurfprozessen (41 %) sowie aus Fahrbewegungen (19 %). Das Brechen und Sieben wirkte sich mit 13 % auf die Gesamtstaubemissionen aus.

Für die Ausbreitungsrechnungen wurde mit dem Programm AUSTAL2000 gearbeitet, welches den Anforderungen der TA Luft (Anhang 3) sowie der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 entspricht. Die Bild 3 zeigt die Lage der Staubquellen und der Beurteilungspunkte. Immissionsmessungen erfolgten am BuP 2. Auf weitere Eingangsgrößen für die Immissionsprognose wird hier nicht weiter eingegangen (Rechengebiet, Rauigkeitslänge, Meteorologie, Bebauung).

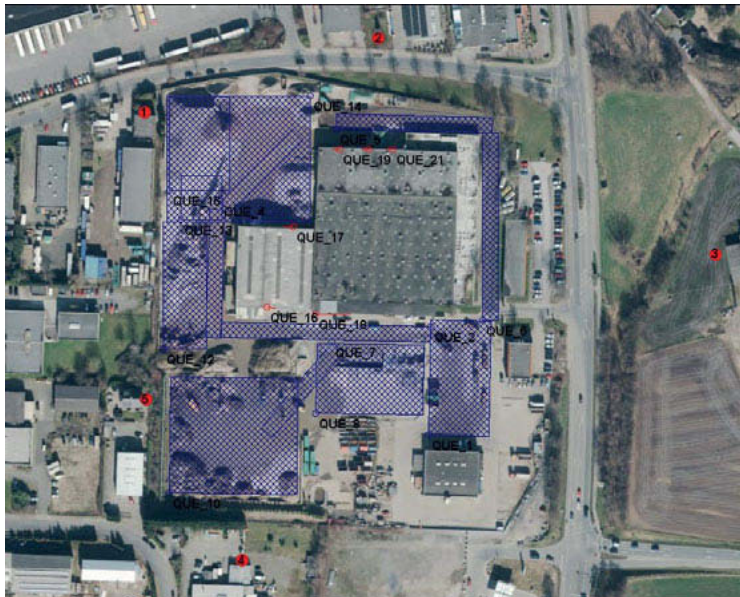


Bild 3: Lage der Staubquellen (blau) und der Beurteilungspunkte (rot).

Die aus der so validierten Ist-Situation ermittelten Ansätze wurden auf einen möglichen Plan-Fall mit höheren Umschlag- und Behandlungsmengen übertragen. Unter Beteiligung der Genehmigungsbehörden konnte gezeigt werden, dass bei Berücksichtigung der genannten Randbedingungen eine Erhöhung der Anlagenkapazität um rund ein Drittel der aktuell genehmigten Annahme- und Behandlungskapazitäten immissionschutzrechtlich genehmigungsfähig wäre. Für Schwebstaub PM_{10} wurden an maßgeblichen Beurteilungspunkten Zusatzbelastungen IJZ von ca. $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 18 % des Immissionswertes ermittelt. Für Staubniederschlag ergaben die Berechnungen ca. $0,07 \text{ g}/(\text{m}^2 \times \text{d})$, bzw. ca. 19 % des Immissionswertes. Unter Berücksichtigung einer Vorbelastung IJV von $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM_{10} und

0,10 g/(m²×d) für Staubbiederschlag ergaben sich maximale Gesamtbelastungen von ca. 26 µg/m³ (PM₁₀) bzw. 0,17 g/(m²×d) für Staubbiederschlag. Die Überprüfung auf Einhaltung der PM₁₀-Kurzzeitbelastung erfolgte mit Hilfe der funktionalen Abhängigkeit zwischen der Anzahl der Tage mit PM₁₀-Tagesmittelwerten größer als 50 µg/m³ und dem PM₁₀-Jahresmittelwert. Nach einem Ansatz des LANUV NRW wird bei einem PM₁₀-Jahresmittelwert zwischen 29 µg/m³ und 32 µg/m³ die zulässige Anzahl von Überschreitungen des Tagesmittelwertes möglicherweise nicht eingehalten. Gemäß Novelle der TA Luft (Referentenentwurf vom 16.07.2018) kann davon in der Regel bei einem Jahreswert von unter 28 µg/m³ ausgegangen werden. Die Jahresmittelwerte lagen an den relevanten Beurteilungspunkten niedriger als diese Schwellenwerte.

4. Praxisbeispiel: Messtechnischer Nachweis von Staubminderungsmaßnahmen

Situation und Aufgabenstellung: Durchführung von Staub- und Quarzfeinstaubmessungen im Umfeld einer Brech- und Klassieranlage in einem Granitsteinbruch [9].

Ein Betreiber beabsichtigte, die Abbaufäche und die Produktionskapazität zu erhöhen. Gemäß Forderung des Landratsamtes waren Gutachten zu Staubemissionen und -immissionen beizubringen. In Abstimmung mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) erfolgten an zwei Messtagen Messungen der Emissionen und Immissionen der Brech- und Klassieranlage, insbesondere im Hinblick auf die Ermittlung der Staubminderung bei Betrieb einer Bedüsungsanlage, sowie Messungen der Exposition der Beschäftigten. Messparameter waren Schwebstaub PM₁₀ und Gesamtstaub sowie Quarz als Bestandteil des Schwebstaubs PM₁₀ (Konzentration) im Anlagenumfeld, die Staubkonzentrationen am Arbeitsplatz inkl. Quarz sowie Staubbiederschlag (Deposition) in der Immission.

Bild 4 und Bild 5 zeigen die Lage der Messpunkte an der Anlage sowie die Anzahl und Lage der Bedüsungspunkte mittels Nebeldüsen.

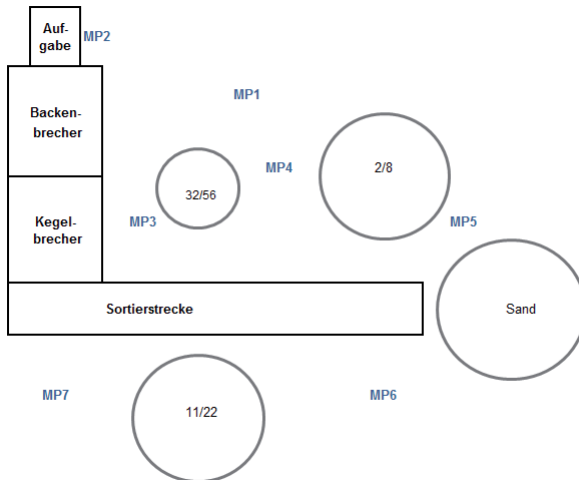


Bild 4: Lage der Messpunkte an der Anlage (Skizze) [9].

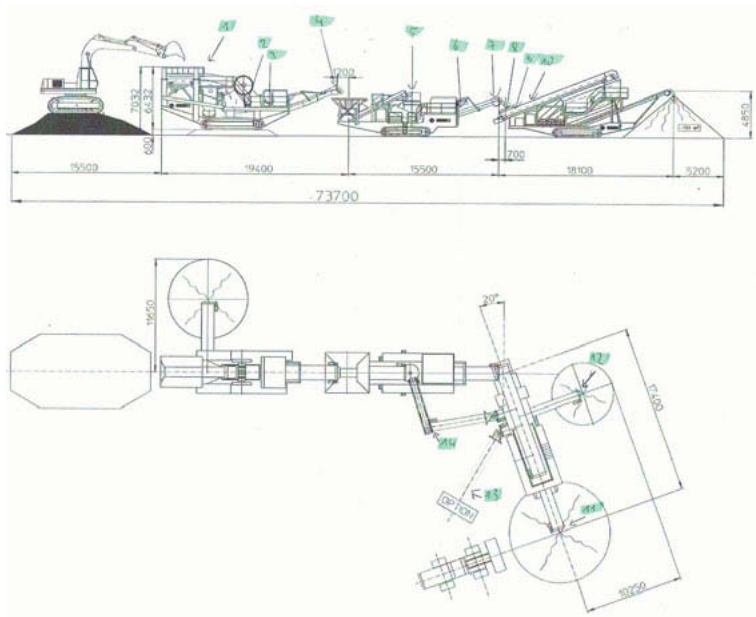


Bild 5: Übersicht der 14 Bedüsungspunkte mittels Nebeldüsen [9].

Die Messungen erfolgten jeweils ein bis zwei Stunden mit und ohne Bedüsung. Die Ergebnisse der Messpunkte MP 1 bis MP 7 wurden für die beiden Messtage und Betriebszustände statistisch ausgewertet; die Mittel- und Maximalwerte sowie resultierende Wirkungsgrade sind in der folgenden Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Statistische Kenngrößen der anlagennahen Schwebstaub PM₁₀-Messungen [9].

	ohne Nebelbedüsung		mit Nebelbedüsung		Wirkungsgrad	
	Staub Konzentration mg/m ³	Quarz Konzentration mg/m ³	Staub Konzentration mg/m ³	Quarz Konzentration mg/m ³	Staub Minderung %	Quarz Minderung %
1. Messtag						
Mittelwert	32	6,3	0,39	0,06	98,8%	99,0%
Maximum	69	15	0,79	0,16	98,9%	98,9%
2. Messtag						
Mittelwert	19	4,0	0,16	0,02	99,2%	99,5%
Maximum	68	14	0,42	0,06	99,4%	99,6%

Im quellnahen Bereich wurden im Mittel Wirkungsgrade von 99 % festgestellt. Die geringsten Minderungen wurden dabei mit 95 % (1. Messtag) bzw. 96 % (zweiter Messtag) jeweils am Messpunkt 2 festgestellt, unmittelbar an der Materialaufgabe (vgl. Bild 4).

Bei den Expositionsmessungen des Mitarbeiters in der Radladerkabine lagen alle Messergebnisse unter der Bestimmungsgrenze der Messverfahren, der maximale Stoffindex war < 0,08 (Quarz). Bei der Messung am Instandhalter, der die Anlage kontrollierte, konnten Stäube und Quarz nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen geringfügig über der Bestimmungsgrenze; der maximale Stoffindex betrug 0,14 (Quarz). Die Grenzwerte für die Exposition am Arbeitsplatz wurden jeweils eingehalten. Der Aufenthalt an der Anlage ohne Betrieb des Wasservernebelungssystems ist aufgrund der dokumentierten Staub- und Quarzkonzentrationen (Tabelle 3) ohne geeignete persönliche Schutzausrüstung (PSA, z. B. partikelfiltrierende Halbmaske FP3) nicht möglich.

5. Fazit und Ausblick

Die Ergebnisse anlagennaher Immissionsmessungen sind ein geeignetes Hilfsmittel zur Validierung der standardmäßig angewendeten Methodik zur Bestimmung diffuser staubförmiger Emissionen nach VDI 3790 Blatt 3. Es konnte gezeigt werden, dass die in VDI 3790 Blatt 3 beschriebenen Methoden für Fragestellungen in der Abfallbehandlungsbranche nicht immer uneingeschränkt 1 : 1 umsetzbar sind. Der Ansatz zum Teil sehr geringer Staubungsneigungen führte im Anwendungsfall zu besseren „Wiederfindungen“ der tatsächlichen Im-

missionssituation. Wünschenswert wären weitere Handlungsempfehlungen insbesondere zu den zu begutachtenden heterogenen Stoffgemischen. Anhand ergänzender Materialuntersuchungen und daraus abgeleiteter Partikelgrößenverteilungen emittierter Stäube können weitere Erkenntnisse abgeleitet werden: Die durchgeführten stichprobenhaften Materialuntersuchungen zeigten einen eher geringeren Anteil an Partikeln $\leq 10 \mu\text{m}$, als von Bauschutttaufbereitungsanlagen auf Basis von verfügbaren Literaturquellen anzunehmen wäre. Eine Aufnahme von Wirksamkeiten verschiedener Staubminderungsmaßnahmen in das Formelwerk der VDI 3790 Blatt 3 wäre wünschenswert. Im quellnahen Umfeld einer Brech- und Klassieranlage wurden bei umfangreicher Nebelbedüsung im Mittel Wirkungsgrade von 99 % in Bezug auf Schwebstaub PM_{10} festgestellt.

6. Grundlagen und Literatur

- [1] VDI 3790 Blatt 3: Umweltmeteorologie – Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern“. Verein Deutscher Ingenieure, Januar 2010
- [2] VDI 3790 Blatt 4: Umweltmeteorologie – Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Staubemissionen durch Fahrzeugbewegungen auf gewerblichem/industriellem Betriebsgelände, September 2018
- [3] VDI 3790 Blatt 1: Umweltmeteorologie – Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Grundlagen, Juli 2015
- [4] VDI 3790 Blatt 2: Umweltmeteorologie – Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Deponien, Juni 2017
- [5] Rühling, Axel: Berechnung diffuser Staubemissionen – Entwicklungen seit 1990. VDI-Expertenforum Feinstaub, 05.10.2016, Düsseldorf
- [6] Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), (GMBI Nr. 25 – 29 (53), S. 509; vom 30.07.2002)
- [7] VDI 3783 Blatt 20: Umweltmeteorologie – Übertragbarkeitsprüfung meteorologischer Daten zur Anwendung im Rahmen der TA Luft, März 2017
- [8] AfU Beratung GmbH, Grenzstraße 47, 47799 Krefeld
- [9] Müller-BBM (2019): Durchführung von Staub- und Quarzfeinstaubmessungen im Umfeld einer Brech- und Klassieranlage. Bericht Nr. M135567/03 vom 10.01.2019. Müller-BBM GmbH, 82152 Planegg bei München

Modellvergleich zwischen AUSTAL2000 und MISKAM unter Variation der Windfelder am Beispiel der Ausbreitung diffuser Verkehrsemissionen

Dr. **Hendrik Merbitz**, Dr. **Peter Wilbring**, **Mira Lehnerts**,
TÜV Rheinland Energy GmbH, Dr. **Dorle Nörenberg**,
LBU-Büro für betrieblichen Umweltschutz

Kurzfassung

Die Anwendbarkeit von AUSTAL2000 für Simulation von Verkehrsemissionen im urbanen Umfeld ist immer wieder Anlass zur Diskussion. In der Regel werden in diesem Bereich MISKAM-Rechnungen gefordert, die jedoch nicht im Einklang mit der in der TA-Luft manifestierten Forderung nach der Anwendung eines Lagrange'schen Partikelmodells stehen. Zudem bietet MISKAM keine Möglichkeit Geländeeinflüsse zu berücksichtigen, was die Modellierung in strukturiertem Gelände stark erschwert. Die Verwendung eines prognostischen Windfeldes bei einer AUSTAL2000-Berechnung ist jedoch zulässig, wird unter entsprechenden Bedingungen sogar gefordert.

Die hier vorgestellte Studie untersucht diese Variante für Ausbreitungsrechnungen zunächst exemplarisch. Es werden die Ergebnisunterschiede vorgestellt, die sich auf Grund eines prognostisch und eines diagnostisch modellierten Windfeldes ergeben, wobei alle anderen Modellparameter gleich gehalten werden.

Das Ziel der Untersuchung ist es, durch einen Vergleich der Ergebnisse Plausibilitätsbetrachtungen durchzuführen, die einen ersten Hinweis auf realitätsnähere Resultate geben.

1 Einleitung

Verkehrsbedingte Immissionen stehen derzeit stark im Fokus der politischen Diskussion. Die Ist-Situation im Umfeld der Entstehung dieser Immissionen, kann punktuell sehr gut messtechnisch erfasst werden, was durch die ländereigenen Messstellen für unterschiedlichste Belastungspunkte durchgeführt wird. Jedoch bieten Immissionsmessungen immer nur punktuelle

Aussagen, die die momentane Situation bzw. die Vergangenheit abbilden. Ein flächendeckender Informationsstand zur Vorbelastung kann dadurch ebenso nicht geschaffen werden, wie eine Aussage zur Auswirkungen von planerischen oder baulichen Maßnahmen, die die Verkehrssituation zukünftig beeinflussen werden. Zur Beantwortung dieser Fragestellungen müssen Modellrechnung bemüht werden. Dabei kommt es immer wieder zu Diskussionen insbesondere darüber, mit welchem Typ von Ausbreitungsmodellen diese Belastungen zu simulieren sind.

Die derzeit noch geltende TA Luft 2002 gibt für die Ausbreitungsrechnung die Verwendung eines Lagrange'schen Partikelmodells, das im Modell AUSTAL 2000 umgesetzt ist. Dem Lagrange'schen Partikelmodell vorgeschaltet ist ein diagnostisches Windfeldmodell, dessen Funktionsweise u.a. in VDI 3783 Blatt 10 [1] erläutert wird.

Im Anhang 3 der TA Luft werden Vorgaben zur Anwendbarkeit des Modells und seines vorgeschalteten meteorologischen Präprozessors (diagnostisches Windfeldmodell) gemacht. Der Fokus für die Anwendung dieses Modells wird im Rahmen der TA-Luft auf geführte Quellen gelegt. Zum Umgang mit diffusen Quellen aus dem Straßenverkehr in komplexer Bebauung werden in der TA-Luft und den anhängigen Richtlinien keine expliziten Aussagen gemacht. Es wurden in der Anwendungspraxis in diesen Fällen Ausbreitungsrechnungen mit dem nicht hydrostatischen Euler-Modell MISKAM durchgeführt, dem ein prognostisch angetriebener, meteorologischer Präprozessor als Basis dient. Diese Technik entspricht nicht den Vorgaben der TA-Luft, die ein Lagrange'sches Partikelmodell für die Ausbreitungsrechnung fordert. Es besteht aber die Möglichkeit, ein prognostisch erzeugtes Windfeld an die Ausbreitungsrechnung mit Hilfe von AUSTAL2000 zu koppeln.

In der hier vorliegenden Studie wurden erste Untersuchungen durchgeführt, die Hinweise darauf geben, welche Auswirkungen die unterschiedlichen Arten der Windfeldmodellierungen auf die mit AUSTAL2000 berechneten Ausbreitungsmuster haben. Es werden anhand eines fiktiven Beispiels Ausbreitungsrechnungen für diffuse Verkehrsemissionen (PM₁₀) mittels AUSTAL2000 (Lagrangesches Partikelmodell) berechnet, wobei die Windfeldberechnung vergleichsweise mittels diagnostischem Windfeldmodell auf Basis der VDI Richtlinie 3783 Blatt 10 [2] (TALdia) und prognostischem Windfeldmodell nach VDI 3783 Blatt 9 [2] und Blatt 16 [3] (MISKAM) erfolgt. Ziel ist es, Aussagen über die Unterschiede der Berechnungsergebnisse zu treffen. Dabei stehen die immissionsschutzrechtlich bewertungsrelevanten Kenngrößen (Jahresmittelwerte, Tagesmittel) im Vordergrund.

2 Windfeldmodellierung

Im Rahmen der Ausbreitungsrechnung existieren zwei gängige Methoden für die meteorologischen Präprozessoren: die diagnostische und die prognostische Windfeldmodellierung. Diese beiden Modellierungsansätze werden im Folgenden detaillierter erläutert sowie konkrete Umsetzungen genannt.

2.1 Diagnostische Windfeldmodellierung

Das Erzeugen eines dreidimensionalen diagnostischen Windfeldmodells, wie es im Bereich der Luftreinhaltung Verwendung findet, besteht aus zwei wesentlichen Modellschritten.

- 1) Erzeugung eines Initialwindfeldes
- 2) Variationsrechnung zur Bestimmung eines annähernd divergenzfreien dreidimensionalen Windfeldes auf einem regelmäßigen Gitter unter Berücksichtigung von repräsentativer Meteorologie, Gelände- und Bebauungsstruktur.

Für die Berechnung des Initialwindfeldes werden Angaben zur Orographie und Struktur des Untergrundes als untere Randbedingung benötigt. Der Antrieb des Modells erfolgt mit geeigneten Anströmprofilen, die repräsentativ für das zu untersuchende Modellgebiet sind.

Das so gewonnene Initialwindfeld wird mit Hilfe von Variationsrechnungen divergenzfrei gemacht. Das ist notwendig, um sicherzustellen, dass in jede Gitterzelle mit der Strömung dieselbe Menge Luft hinein und wieder hinaus transportiert wird. Diese Zwangsbedingung ist essenziell, da es in der Natur weder Quellen noch Senken an Luft gibt.

2.2 Prognostische Windfeldmodellierung

Grundlage der prognostischen Windfeldmodellierung ist die Berechnung der Strömung durch Lösen der drei Dimensionalen Bewegungsgleichungen für fluide Medien. Die Berechnung erfolgt unter Einbeziehen von Temperatur, Feuchte und die Turbulenz der Gebäude. Dabei werden Massen, Energie- und Impulserhaltung berücksichtigt.

2.3 Vor- und Nachteile beider Modellierungsarten

Sowohl die Berechnung mittels eines diagnostischen als auch eines prognostischen Windfeldmodells liefern dem Anwender Vor- und Nachteile. Es muss im Einzelfall, der Aufgabenstellung entsprechend, entschieden werden, welche Vor- und welche Nachteile der unterschiedlichen Windfeldberechnungen dominieren. Danach ist die Art der Windfeldmodellierung auszuwählen

um für den konkreten Anwendungsfall die optimale Verwendung der Modellierung gewährleisten zu können. Im Rahmen des Vortrages wird diesbezüglich eine detaillierte Betrachtung von Vor- und Nachteilen beider Modelltypen gegenübergestellt.

3 Verwendete Modellarchitektur

Zur ersten Untersuchung der Auswirkungen, die die unterschiedlichen Berechnungsmethoden der Windfelder auf die simulierten Immissionsmuster haben, wurde eine einfache Modellkonfiguration gewählt, welche aus zwei Häuserzügen mit 100 m Länge und 20 m Höhe sowie einer dazwischen verlaufenden Straßenschlucht mit einer Breite von 20 m besteht. In der Straßenschlucht verlaufen 2 Linienquellen in einer Höhe von 0,5 m über Grund, die je eine Fahrspur in jeder Richtung darstellen und an beiden Enden der Straßenschlucht jeweils 50 m aus dieser herausragen (Bild 1).

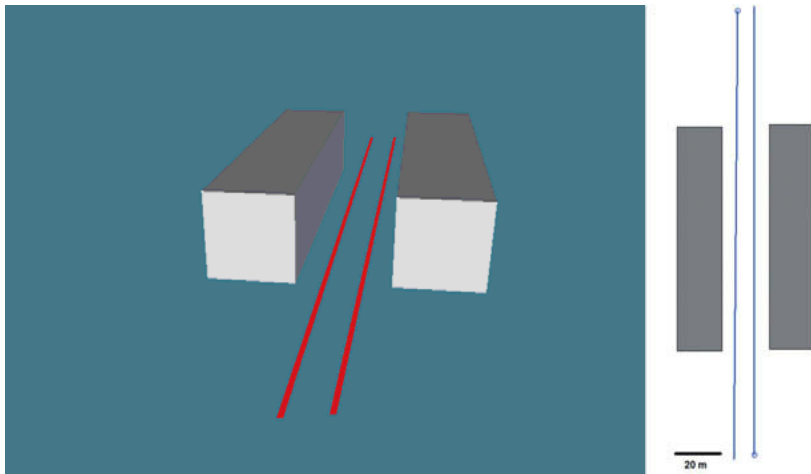


Bild 1: Darstellung des Modells, 3D (links) und Aufsicht (rechts)

Für die Berechnungen werden die meteorologischen Daten der Station Düsseldorf Flughafen (DWD Stations-Nr. 10400) verwendet. Es wird das repräsentative Jahr 2012 gewählt (vgl. Bild 3).

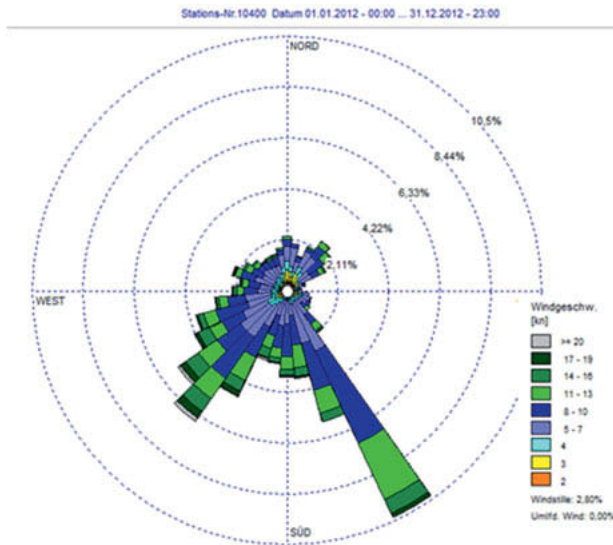


Bild 2: Windrose der Station Düsseldorf Flughafen (repräsentatives Jahr:2012)

Die Linienquellen stellen typische diffuse, partikelförmige Emissionen aus dem Kfz-Verkehr dar. Die Quellstärke der Staubemissionen wird pro Linienquelle auf 0,001 kg/h bzw. insgesamt 0,002 kg/h festgelegt, was der mittleren stündlichen Emission an einer Hauptverkehrsstraße mit insgesamt 40.000 PKW/d entspricht. Für die Vergleichsberechnungen wurden alle Modellparameter in beiden Simulationen identisch gewählt. Lediglich die Windfelder unterscheiden sich in beiden Rechenläufen.

Hierbei werden zunächst die modellierten Windfelder dargestellt, um eine Aussage darüber treffen zu können, wie sich die Umströmung der Gebäude als Hindernisse unterscheidet. Im nächsten Schritt wird untersucht, welchen Einfluss das zugrundeliegende Windfeld auf die Ausbildung der Konzentrationsfahne hat.

Hinsichtlich der Betrachtung der Maximalwerte über alle Höhenschichten wird ein vergleichender Überblick über die Höhe der Konzentrationen beider Ausbreitungsrechnungen gegeben. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass diese Maximalwerte nicht am gleichen Ort in beiden Berechnungsvarianten liegen.

Anhand eines Konzentrationsquerschnittes werden zusätzlich direkte Vergleichsdiagramme der beiden Berechnungen ausgewertet.

4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Untersuchungen der Studie dargestellt und eingehend erläutert. Dabei werden zunächst die Windfelder beider Strömungsmodelle in verschiedenen Höhenschichten miteinander verglichen. Anschließend werden die Kenngrößen für die PM₁₀-Konzentrationen im Jahresmittel und maximalen Tagesmittel sowie die Differenzen der prognostisch und diagnostisch ermittelten Immissionsmuster gegenübergestellt.

4.1 Vergleich der globalen Maxima der Kenngrößen PM₁₀-Jahresmittel und höchster PM₁₀-Tagesmittelwert

Beim Vergleich der globalen Maxima der PM₁₀-Jahresmittelwerte sowie der höchsten Tagesmittel fällt auf, dass in allen Höhenschichten bis zum Dachniveau die Ausbreitungsrechnung auf Basis der diagnostischen Windfelder deutlich höhere Konzentrationen aufweist als die Berechnung auf Basis der prognostischen Windfelder. Die größten Differenzen treten bei beiden Kenngrößen in den unteren Schichten (1,5 m bzw. 4,5 m über Grund) auf (Bild 7 und Bild 8).

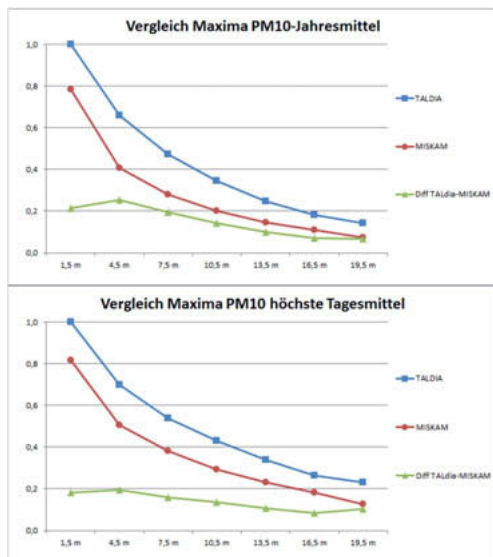


Bild 3: Normierte Globale Maxima (Konzentrationen relativ zum absoluten Maximum TALDIA in der untersten Schicht) der Jahreswerte (J00, oben) und der höchste Tageswerte (T00, unten) für die Berechnung auf Basis von TALdia und MISKAM sowie Differenzen beider Ausbreitungsrechnungen (ebenfalls normiert)

4.2 Konzentrationsquerschnitte (PM10-Jahresmittel)

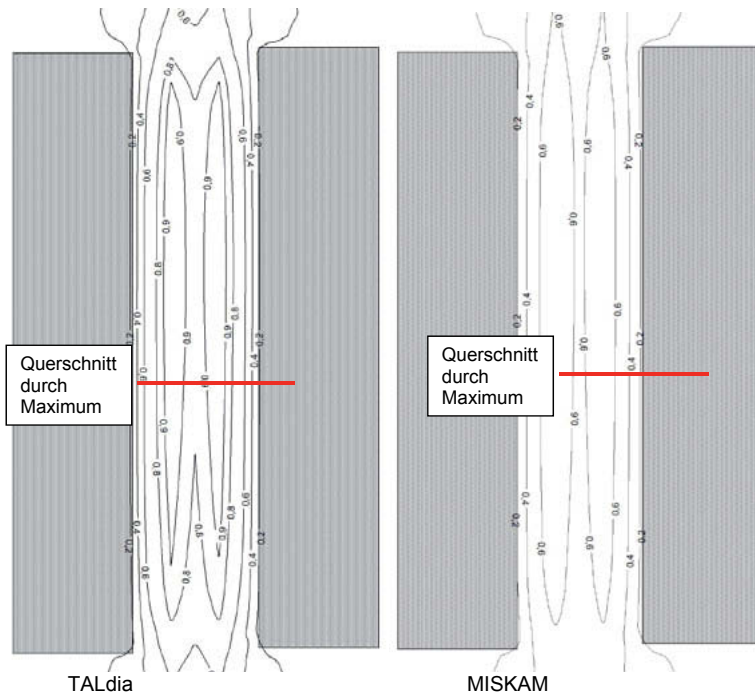
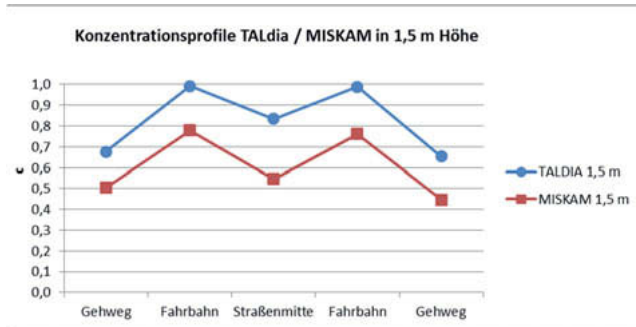


Bild 4: oben: Konzentrationsquerschnitte (normierte PM10-Jahresmittel, Konzentrationen relativ zu Maximum auf Basis der diagnostischen Windfelder) TALdia und MISKAM in 1,5 m Höhe, unten: Konzentrationsfelder (links: TALdia, rechts: MISKAM) in 1,5 m Höhe mit Lage des Querschnitts durch das Maximum

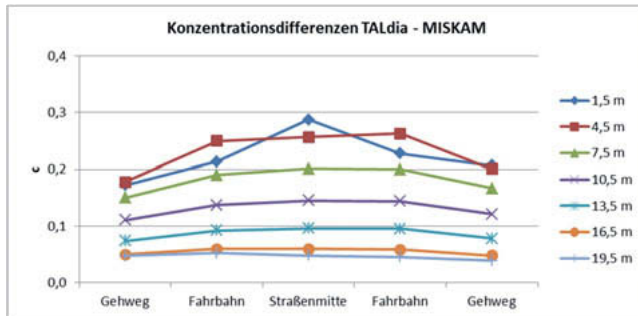


Bild 5: Differenzen der Konzentrationsquerschnitte (normierte PM10-Jahresmittel TALdia – MISKAM) in 1,5 m bis 19,5 m Höhe

Beim Vergleich der Konzentrationsquerschnitte, die die Straßenschlucht jeweils durch das Immissionsmaximum (höchster Wert auf Grundlage von TALdia) quer zur Straßenachse schneiden, zeigt sich, dass die Ausbreitungsrechnungen auf Grundlage der diagnostisch erzeugten Windfelder mittels TALdia in allen Höhengichten innerhalb der Straßenschlucht höhere PM10-Jahresmittelwerte aufweisen. Die Konzentrationsspitzen im Bereich der Fahrbahnen zeigen im Verhältnis zu den niedrigeren Werten im Bereich der Gehwege ähnliche Verhältnisse in beiden Rechenläufen.

Die Differenzen der normierten PM10-Jahresmittel (Konzentrationen relativ zum absoluten Maximum der Berechnung auf Grundlage von TALdia) liegen im Querschnitt der Straßenschlucht bei Werten zwischen 0,2 und 0,3, d.h. es werden mittels der prognostischen Windfelder etwa 20 bis 30% geringere Jahresmittelwerte berechnet als mittels diagnostischer Windfeldmodellierung.

4.3 Konzentrationsquerschnitte (höchste PM10-Tagesmittel)

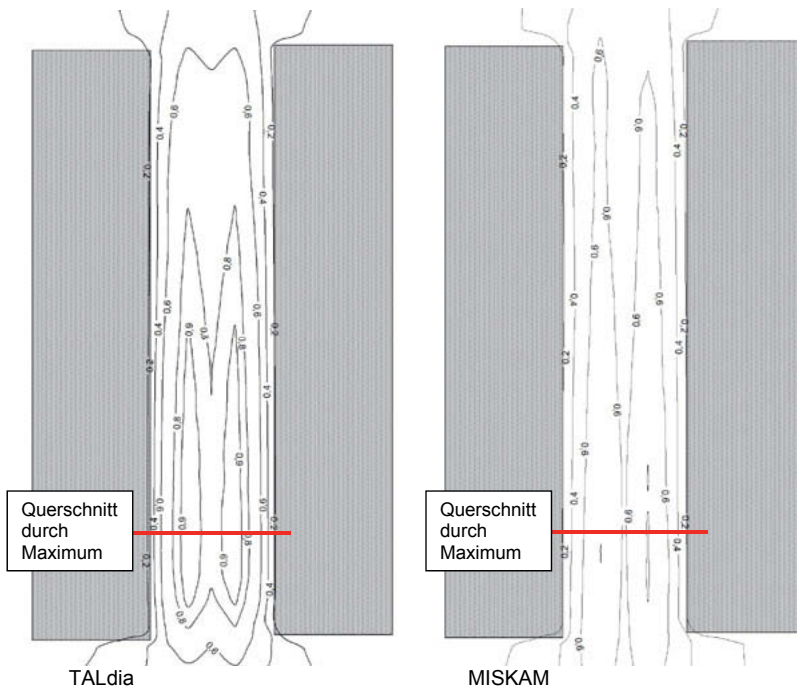
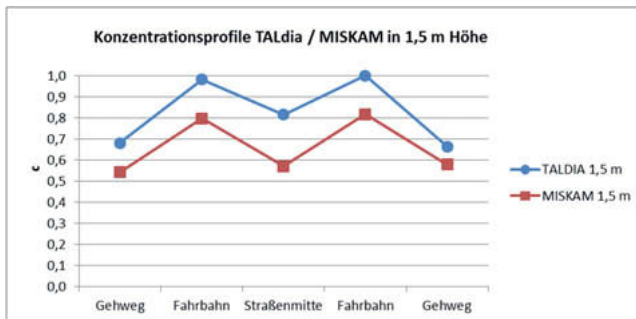


Bild 6: oben: Konzentrationsquerschnitte (normierte höchste PM10-Tagesmittel) TALdia / MISKAM in 1,5 m Höhe, unten: Konzentrationsfelder (links: TALdia, rechts: MISKAM) in 1,5 m Höhe mit Lage des Querschnitts durch das Maximum

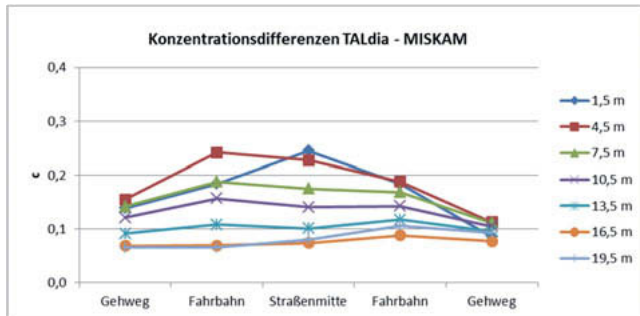


Bild 7: Differenzen der Konzentrationsquerschnitte (normierte höchste PM10-Tagesmittel TALdia – MISKAM) in 1,5 m bis 19,5 m Höhe

Auch bei den höchsten PM10-Tagesmittelwerten, die in beiden Fällen im südlichen Bereich der Straßenschlucht auftreten, sind deutlich höhere Konzentrationen auf Basis der mittels TALdia erzeugten Windfelder zu beobachten, was anhand der Differenzen zwischen den normierten höchsten PM10-Tagesmitteln TALdia – MISKAM (Bild 12) erkennbar ist.

5 Diskussion und Ausblick

In den meisten bisher durchgeführten Studien wurden einzelne meteorologische Situationen im Rahmen von Modellvergleichen betrachtet. Ziel der vorliegenden Untersuchung war es hingegen, die Ergebnisse hinsichtlich der durch Grenzwerte reglementierten Kenngrößen (Jahresmittel und höchster Tageswert des Jahres) auszuwerten.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Ausbreitungsrechnungen, die mit Hilfe des diagnostischen Strömungsmodells TALdia durchgeführt wurden, in allen Höhengichten innerhalb der Straßenschlucht konservativere Ergebnisse liefern als die Berechnungen auf Basis prognostischen Windfelder (vgl. Bild 10 und Bild 12). Hierfür ist maßgeblich der parametrische Ansatz für die Bild der Nachlaufwirbel verantwortlich, der im Modellsystem TALdia Anwendung findet. Dieser liefert systematisch niedrigere Windgeschwindigkeiten in den Straßenschluchten.

Darüber hinaus fällt bei einer Auswertung der Ergebnisse für das gesamte Rechengebiet auf, dass an den Rändern bei der auf Basis der prognostischen Windfelder durchgeführten Ausbreitungsrechnung etwa 2-3-fach höhere PM10-Konzentrationen im Jahresmittel auftreten, was mit den höheren Windgeschwindigkeiten korrespondiert. Bei dem aus technischen Gründen sehr kleinen Modellgebiet werden auf Grund der höheren Windgeschwindigkeiten der

prognostisch modellierten Windfelder höhere Anteile an Partikeln aus dem Modellgebiet heraus transportiert. Die Problematik der Modellgebietsgröße kann nur mit einer Erweiterung des internen Modellspeichers seitens des Herstellers gelöst werden. Der Einsatz einer kombinierten Modelllösung ist auf Grund der derzeit nicht hinreichend großen Modellgebiete daher nicht als sinnvolle Lösung zu betrachten, da zumindest bei der Berechnung mit MISKAM infolge der begrenzten Größe des Modellgebietes die Möglichkeit besteht, dass die Lage der Maxima nicht durch das Modellgebiet abgedeckt wird.

Die diagnostischen Windfelder zeigen eine stärkere Konzentration der Immissionen im direkten Nahbereich der Quellen und eine verstärkte Anreicherung der Belastungen im Umfeld des Immissionsschwerpunktes. Im vorgestellten Fall stellt die diagnostische Windfeldmodellierung als Grundlage für die Ausbreitungsrechnung nach TA Luft damit den konservativeren Ansatz dar.

Um Aussagen über die Realitätsnähe treffen zu können, wäre es wünschenswert, in einer weitergehenden Untersuchung die Ergebnisse beider Modellierungsansätze mit Zeitreihen aus Immissionsmessungen zu vergleichen.

Feldstudien auf Basis von Windmessungen im urbanen Raum haben gezeigt, dass in Straßenschluchten insbesondere bei Anströmrichtungen quer zur Straßenachse eine gute Übereinstimmung der diagnostischen Windfelder mit den gemessenen Windkomponenten (u , v , w) erzielt wird, während bei einer Anströmung schräg zur Straßenachse der Anteil der parallelen Strömungskomponente unterschätzt wurde (vgl. [1]).

Auch sind umfassende vergleichende Untersuchungen beider Berechnungsmethoden mit Simulationen im Windkanal anzustreben, um die Auswirkungen unterschiedlichster Gebäudekonstellationen auch die Strömung umfassend zu erforschen und den Resultaten beider Modelltypen entgegenzustellen. Erst diese weitergreifenderen Untersuchungen werden endgültige Aussagen hervorbringen, ob prognostisch oder diagnostisch modellierte Windfelder zu realitätsnäheren Ergebnissen in der Ausbreitungsrechnung von diffusen Straßenemissionen führen.

Es ist im Zuge der intensiven Diskussionen bezüglich zu treffender Minderungsmaßnahmen im Straßenverkehr anzuraten, diese Untersuchungen zeitnah weiter zu treiben, um mit Hilfe eines standardisierten Werkzeuges zukünftig belastbare Simulationen von Verkehrsimmissionen durchzuführen zu können.

6 Literaturverzeichnis

- [1] VDI, „Richtlinie: VDI 3783 Blatt 10 Umweltmeteorologie - Diagnostische mikroskalige Windfeldmodelle,“ 2010.
- [2] VDI, „Richtlinie 3783 Blatt 9: Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle - Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung,“ 2017.
- [3] VDI, „Richtlinie: VDI 3783 Blatt 16 Umweltmeteorologie - Prognostische mesoskalige Windfeldmodelle - Verfahren zur Anwendung in Genehmigungsverfahren nach TA Luft,“ 2015.
- [4] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, „Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmissions-Richtlinie. Merkblatt 56,“ Essen, 2006.
- [5] VDI, „Richtlinie: VDI 3783 Blatt 13 Umweltmeteorologie - Qualitätssicherung in der Immissionsprognose,“ 2010.
- [6] VDI, „Richtlinie 3945 Blatt 3: Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell,“ 2000.

Untersuchung der vertikalen und horizontalen Verteilung von Luftschadstoffen mit einer Messdrohne – Ein Fallbeispiel bei einer verkehrsbedingten Emissionswolke an einer Düsseldorfer Rheinbrücke

Prof. Dr. **K. Weber**, M.Sc. **G. Heweling**, Dipl.-Ing. **C. Fischer**,
M.Sc. **M. Lange**, Hochschule Düsseldorf (HSD), Düsseldorf

Kurzfassung

Messdrohnen (UAS Unmanned Aerial Systems) erlangen in letzter Zeit immer mehr an Bedeutung, um besondere Aufgaben bei der Luftschadstoff-Untersuchung zu erfüllen. Bei der Messung können sie je nach Instrumentierung, Drohnentyp und Akkuversorgung etliche hundert Meter Höhe erreichen. Damit decken Sie den Bereich zwischen den Standardmessungen am Boden und Flugzeugmessungen in größeren Höhen ab. Für den Betrieb sind jedoch flugrechtliche Bestimmungen zu beachten. Zu unterscheiden sind dabei Flächenflugzeuge und Multirotor-UAS (Multikopter)

In diesem Beitrag wird als Fallbeispiel die Untersuchung der diffusen Ausbreitungswolke von verkehrsbedingten Ultrafeinpartikeln (UFP) bei einer Düsseldorfer Rheinbrücke vorgestellt. Dabei wurde ein an der HSD entwickelter und gebauter Oktokopter verwandt. Als Messsystem wurde ein Faraday-Cup Elektrometer verwandt, das die Messung der Anzahlkonzentration und des mittleren Durchmessers der UFPs ermöglichte.

1. Einführung

Von zahlreichen medizinischen Studien ist bekannt, dass verkehrsbedingte Luftschadstoffe schädlich für die menschliche Gesundheit sein können [1,2]. Diese verkehrsbedingten Emissionen umfassen gasförmige Luftschadstoffe wie NO_x oder CO sowie auch Feinstaub (PM_x), Ultrafeinpartikel (UFP) und Ruß. In dieser Studie wurden UFP und PM_x mit Hilfe von Messungen mit einem Oktokopter als Messplattform untersucht. Diese können signifikante respiratorische, kardiovaskuläre und kardiopulmonare Probleme hervorrufen [3-6]. Verschiedene medizinische Studien zeigen dabei, dass nicht nur die Masse des Feinstaubes, sondern auch die Anzahlkonzentration, die Oberflächenstruktur und die Partikelgröße von Bedeutung ist. Von kleineren Partikel scheinen dabei noch größere Gefahren auszugehen als von größeren Partikeln, da die kleineren Partikel tiefer in die Lunge und in den Körper eindringen können. Ultrafeinpartikel können überdies in das Blut eindringen und in verschiedene Organe transportiert werden.

Aus diesem Grund wird Feinstaub und teilweise auch Ultrafeinstaub von Umweltämtern und Forschungsorganisationen in Deutschland untersucht. Meistens wird dieses mit festen Messstationen durchgeführt, z.B. in Straßenschluchten und stark besiedelten Gebieten [7,8]. Von mobilen Untersuchungen von Luftschadstoffen wie Feinstaub und insbesondere UFPs wurde bisher aber nur relativ wenig berichtet. (siehe z.B. [8-11]).

In dieser Fallstudie wurde die diffuse Ausbreitungswolke von Partikeln untersucht, die vom Verkehr auf einer Düsseldorfer Rheinbrücke stammten. Hierbei wurde ein Oktokopter eingesetzt, um die vertikale und horizontale Ausbreitung der Partikel zu untersuchen. Die Untersuchungen an der Rheinbrücke boten den Vorteil, dass die Schadstoffausbreitung ohne störende Einflussgrößen wie Häuserzeilen oder andere Gebäude untersucht werden konnte.

2. Messgebiet

Als Messgebiet für diese Studie wurde der Bereich um die Düsseldorfer "Theodor-Heuss-Brücke" gewählt (siehe Bild 1). Diese Brücke führt direkt über den Rhein und verbindet zwei Stadtteile von Düsseldorf. Der am stärksten bewohnte Teil von Düsseldorf liegt südlich von diesem Messstandort. Bild 2 zeigt den Bereich dieses Messstandorts im Detail. Wie man in Bild 2 sieht, hat die Brücke auf jeder Seite zwei Fahrspuren. Es fahren mehr als 60 000 Fahrzeuge täglich über die Brücke. Der mit Messinstrumenten ausgestattete Oktokopter startete an den rot markierte Stellen in senkrechtem Abstand von der Brücke.



Bild 1: Messstandort an der Theodor-Heuss-Brücke in Düsseldorf

(Quelle: Google Earth, zuletzt aufgerufen am 19.4.2019 und modifiziert mit Erläuterungen)



Bild 2: Aufsicht auf den Messstandort: Theodor-Heuss-Brücke im Norden von Düsseldorf mit drei Startpunkten des Oktokopters nördlich der Brücke (bei Wind aus südlichen Richtungen). Bei Wind aus nördlichen Richtungen wurden entsprechend Startpunkte südlich der Brücke gewählt (Google Earth, zuletzt aufgerufen am 19.4.2019 und modifiziert mit Erläuterungen).

Bild 2 zeigt drei nördliche Startpunkte senkrecht zur Brücke. In ähnlicher Form wurden Startpunkte südlich der Brücke gewählt, wenn der Wind aus nördlichen Richtungen wehte. Für die meisten Messungen wurde Messanordnungen gewählt, bei denen der Wind aus Richtung der Theodor-Heuss-Brücke wehte (Lee Situationen (downwind)). Aus Vergleichsgründen wurden teilweise auch Mess-Situationen gewählt, bei denen der Oktokopter Messungen im Luv der Brücke durchführte (upwind Situation).



Bild 3: Foto von der Theodor-Heuss Brücke mit vertikalem Flugprofil des Oktokopters

Wie in Bild 2 und Bild 3 gesehen werden kann, bot dieser Messstandort die einzigartige Möglichkeit, die Schadstoffwolke, die diffus von der Theodor-Heuss-Brücke emittiert wurde, in ihrer Ausbreitung ins Rheintal mit den Oktokopter-Flügen zu untersuchen.

Die Aufstiegspunkte für den Oktokopter wurden jeweils in 15m, 25m und 35m Abstand von der Brücke gewählt.

3. Oktokopter und Instrumentierung

Der Oktokopter wurde an der Hochschule Düsseldorf (HSD) konstruiert und gebaut. Er war mit 8 Elektro-Flug-Motoren mit jeweils 900 W elektrischer Leistung sowie mit einer Pixhawk Flugsteuerung ausgestattet. Er konnte sowohl manuell als auch alternativ mit benutzerdefinierten vorprogrammierten Wegpunkten geflogen werden. Sein Startgewicht betrug etwa 10,5 kg. Mit voller Instrumentierung konnte er etwa 20 min fliegen. Die Instrumente, die mit dem Oktokopter im Rahmen dieser Fallstudie geflogen wurden, waren speziell für dieses Flugsystem adaptiert.

Als Instrumente standen zur Verfügung:

Ein durch die HSD speziell modifiziertes und gewichtsoptimiertes Grimm 1.109 OPC für die Messung von Partikeln im Größenbereich von 250 nm bis 32 µm in 31 Größenklassen sowie PM₁₀, PM_{2.5} und PM₁. Das Messsystem beruht auf dem Prinzip des orthogonalen Scatterings. Zusätzlich war ein UFP-Messsystem für Ultrafeinpartikel DISCmini von Matter Aerosol auf dem Oktokopter montiert. Dieses UFP-Messgerät kann durch elektrische Aufladung der Ultrafeinpartikel die Partikelanzahlkonzentration und den mittleren Durchmesser der Partikel messen. Außerdem war auf dem Oktokopter noch ein Micro-Aethalometer für die Messung von Ruß montiert. Dieses Messgerät beruht auf dem Prinzip der Lichtschwächung durch Rußpartikel auf einem Filter, der während der Messung kontinuierlich mit den Rußpartikeln beladen wird. Weitere Informationen finden sich in [12-15].



Bild 4: Oktokopter mit Messgeräten bei den Untersuchungen der diffusen Emissionen an der Theodor-Heuss-Brücke.

4. Ergebnisse

Während der Untersuchung der verkehrsbedingten diffusen Emissionen an der Theodor-Heuss-Brücke wurden im Herbst 2015 etwa 60 Aufstiege durchgeführt. Bei den Aufstiegen wurden sowohl Luv- als auch Lee-Situationen erfasst. Die Aufstiege wurden in senkrechten Abständen von 15m, 25m und 35m zur Brücke und bis zu Höhen von 30m bis 50m asl durchgeführt. Auf diese Art und Weise konnten die vertikale und horizontale Verteilung der Luftschadstoffe in der Abluftfahne der Brücke ermittelt werden. Die Ergebnisse der Untersu-

chungen zeigten deutlich, dass während des gesamten Messzeitraums eine signifikante Erhöhung der Hintergrundkonzentration von Feinstaub PM₁₀, PM_{2.5} und PM₁ vorhanden war. Diese relativ hohe Hintergrundkonzentration wurde durch die Emissionen des Verkehrs auf der Brücke nicht wesentlich erhöht. Ein ähnliches Ergebnis fand sich bei den Rußkonzentrationen. Auch hier konnten durch die Oktokopter-Messungen in der Ablufffahne keine signifikanten Erhöhungen durch den Straßenverkehr festgestellt werden.

Ganz anders stellte sich die Situation bei den Ultrafeinpartikeln dar (siehe auch [16]). Hier konnte eine deutliche Erhöhung der UFP Anzahlkonzentrationen durch die diffusen Emissionen des Straßenverkehrs auf der Brücke ermittelt werden. Bild 5 zeigt ein typisches vertikales Konzentrationsprofil von Ultrafeinpartikeln (linkes Teilbild), wie es von dem Oktokopter in 15m Abstand zur Brücke gemessen werden konnte. Wie man in Bild 5 (linkes Teilbild) deutlich sehen kann, waren die Konzentrationen von UFPs in der diffusen Ablufffahne in Höhe der Brücke stark erhöht (downwind Situation). Dabei wurden vereinzelt sogar Partikelanzahlkonzentrationen von bis zu 100 000 counts/cm³ erreicht. Die Hintergrundkonzentrationen der UFPs lagen jedoch nur bei etwa 5000 counts/m³,

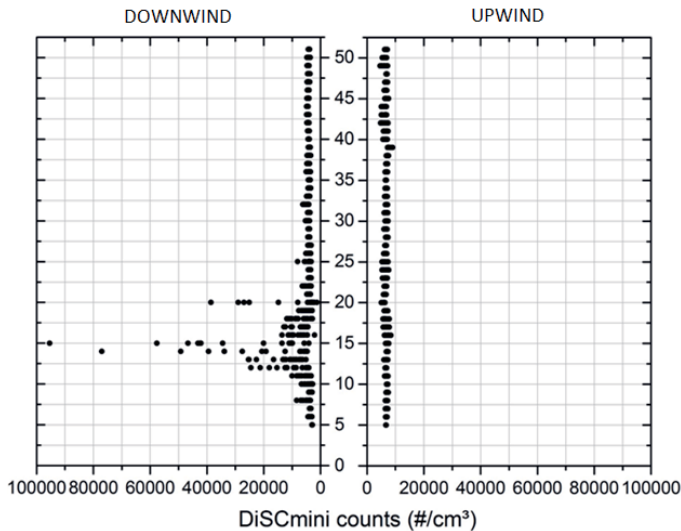


Bild 5: UFP-Konzentrationen in Lee (downwind) und Luv (upwind) der Brücke, wie sie durch Vertikalaufstiege des Oktokopters erfasst wurden.

wie das rechte Teilbild von Bild 5 zeigt (upwind Situation). Damit betrug die Konzentration der UFPs in Lee der Brücke teilweise bis zum 20-fachen der Hintergrundkonzentration. Die diffusen Emissionen durch den Fahrzeug-Verkehr auf der Brücke haben also zu einem deutlichen Anstieg der UFP-Partikelanzahlkonzentration in der Abluffahne der Brücke geführt.

Bild 6 zeigt typische Vertikalprofile der Oktokopter-Messungen in verschiedenen Abständen zur Brücke (15m, 25m, 35m). Auch hier zeigt sich wieder eine deutliche Erhöhung der UFP-Anzahlkonzentrationen etwa in Brückenhöhe in 15m Abstand zur Brücke. Die höchste Konzentration der Abluffahne lag aufgrund veränderter meteorologischer Bedingungen etwas oberhalb des Konzentrationsmaximums in Bild 5. Durch Vergleich der Vertikalprofile in 15m, 25m und 35m Entfernung von der Brücke wird darüber hinaus deutlich, dass die Abluffahne des Verkehrs auf der Brücke sich mit dem Abstand von der Brücke zunehmend verbreitert und schließlich in 35m Entfernung von der Brücke nur noch ein gering ausgeprägtes Maximum aufweist.

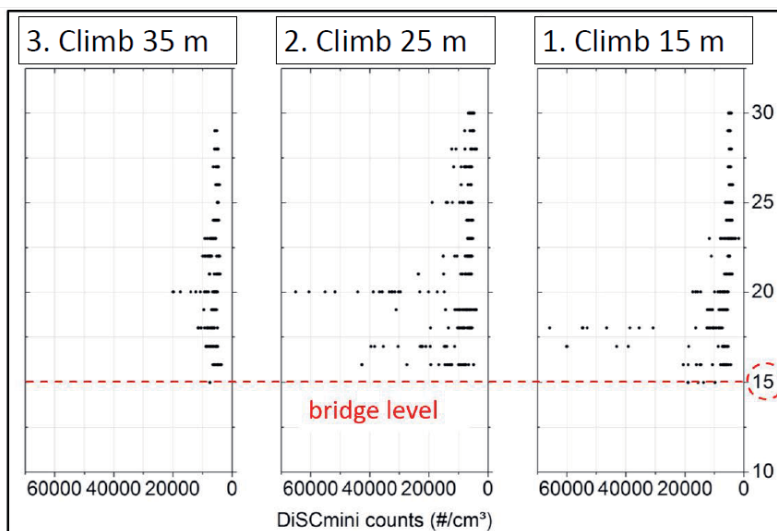


Bild 6: Typische Vertikalprofile der UFP-Konzentrationen, wie sie in verschiedenen Abständen von der Brücke durch den Oktokopter gemessen wurden

5. Rechtliche Rahmenbedingungen für Drohnen-Flüge

Der Betrieb von Drohnen (UAS Unmanned Aerial Systems) unterliegt rechtlichen Rahmenbedingungen, die in der Drohnenverordnung von 2017 [17] geregelt sind. Die Regelungen sind in nachfolgendem Bild 7 zusammengefasst. In der Tendenz lässt sich sagen, dass die Regelungen umso schärfer werden, je größer die Abflugmasse der Drohne ist.

Abflugmasse:	bis 0,25 kg	ab 0,25 kg	ab 2 kg	ab 5 kg
Kennzeichnung erforderlich	-nicht erforderlich-	Plakette mit Namen u. Anschrift des Eigentümer		
Kenntnisnachweis erforderlich		Pilotenschein (PPL CPL) oder LBA Prüfung		
Aufstiegserlaubnis erforderlich	nur Nachtflugverbot			Aufstiegserlaubnis erforderlich
Flughöhe	maximal 100 m AGL Ausnahme: Flugplätze und Ausnahmegenehmigungen			
Flugweite	Flug in Sichtweite; Ausnahmegenehmigung durch LBA			
weitere Bestimmungen	ohne Kamera über Wohngrundstücke n erlaubt	Betriebsverbot über Wohngrundstücken, Ausnahme: Einwilligung des Eigentümers		
	Betriebsverbot über sensiblen Bereichen z.B. Menschenansammlungen, Kraftwerke, JVA, Polizei, Krankenhäuser, Flughäfen usw.			

Bild 7: Schematische Darstellung der rechtlichen Flugregelungen für Drohnen (nach [17])

6. Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Es konnte in diesem Fallbeispiel gezeigt werden, dass sorgfältig konstruierte Messdrohnen in Kombination mit geeigneten leichtgewichtigen Instrumenten neue und leistungsfähige Möglichkeiten zur Untersuchung von Luftschadstoffen und diffusen Emissionen ermöglichen. Insbesondere konnte gezeigt werden, dass mit geeigneten Messflügen die vertikale und horizontale Verteilung von Luftschadstoff-Fahnen vermessen werden können. Dieses Fallbeispiel hat die Leistungsfähigkeit der Methode insbesondere bei Untersuchung der diffusen Abluffahne des Straßenverkehrs bei einer stark befahrenen Brücke gezeigt. Weitere Anwendungen finden sich aber auch bei der Vermessung diffuser Flächenquellen, wie z.B. Deponien, bei Tanklagern, Autobahnen, Emissionen von Schiffen und Industrieanlagen. Mittlerweile sind auch Messungen von meteorologischen Parametern durch Messdrohnen möglich. Durch geschickte Kombination der Messungen von Luftschadstoffen mit der gleichzeitigen Bestimmung von Windrichtung und Windgeschwindigkeit lässt sich auch eine gezielte

Quellenzuordnung durch Drohnenaufstiege bei verschiedenen Quellen realisieren. Hierdurch wird ein ganz neuer Bereich von Luftschadstoff-Untersuchungen möglich.

References:

- [1] Moussiopoulos, N., Air Quality in Cities, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 2003
- [2] Baumbach, G., Air Quality Control, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1996
- [3] Pope, I., Arden, C.; Brook, R.D., Burnett, R.T., Dockery, D.W., How is Cardiovascular Disease Mortality Risk Affected by Duration and Intensity of Fine Particulate Exposure? An Integration of Epidemiologic Evidence, *Air Quality and Health*, 4, 5-14, 2011
- [4] Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X.P., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E., An Association between Air Pollution and Mortality in 6 United States Cities, *New England Journal of Medicine*, 329, 1753-1759, 1993
- [5] Peters, A.; Wichmann, H. E.; Tuch, T.; Heinrich, J.; Heyder, J.: Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 155, (1997) Nr. 4, S.1376-1383. 1997
- [6] Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report. Hrsg.: World Health Organization, Regional Office Europe, Kopenhagen, Dänemark, 2013
- [7] Weber, S., Kuttler, W., Weber, K., Flow characteristics and particle mass and number concentration variability within a busy urban street canyon, *Atmospheric Environment*, 40, pp. 7565-7578, 2006; doi:10.1016/j.atmosenv.2006.07.02
- [8] Bonn, B., Schneidemesser, E., Andrich, D., et al., BAERLIN2014 – the influence of land surface types on and the heterogeneity of air pollutant levels in Berlin, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 7785-7811, 2016, doi: 10.5194/acp-16-7785-2016
- [9] Weber, K., Scharif, E., Böhlke, C., Mobile measurements of the horizontal variation of fine particulate matter in the state of North Rhine Westphalia in Germany – a case study, *Recent Advances on Environmental and Life Science*, 22-27, 2015, ISBN:978-1-61804-332-0
- [10] Weber, K., Fischer, C., Pohl, T., Böhlke, C., et al. The Application of Light Research Aircraft for the Investigation of Volcano Eruption Plumes, Industrial Emissions and Urban Plumes, *WSEAS Transactions on Environment and Development*, Vol. 11, 89-94, 2015; E-ISSN: 2224-3496

- [11] Weber, K., Pohl, R., Fischer, C., Lange, M., Böhlke, C., Determination of a vertical profile of black carbon by a combined application of a light research aircraft and a quadcopter unmanned aerial vehicle – a case study using an airborne ultraportable micro-aethalometer for black carbon measurements at a rural site in Germany, Recent researches in Electrical and Computer Engineering, 13-18, 2015; ISBN 978-1-61804-315-3
- [12] Heim, M., Performance evaluation of three optical particle counters with an efficient multimodal calibration method, *Journal of aerosol science*, vol. 39, pp. 1019-1031, July 2008
- [13] Grimm, H., D.J. Eatough, Aerosol Measurement: The Use of Optical Light Scattering for the Determination of Particulate Size Distribution, and Particulate Mass, Including the Semi-Volatile Fraction, *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 59, 2009, 101–107, DOI:10.3155/1047-3289.59.1.101
- [14] Weber, K., Eliasson, J., Vogel, A., Fischer, C., Pohl, T., van Haren, G., Meier, M., Grobety, B., Dahmann, D., Airborne in-situ investigations of the Eyjafjallajökull volcanic ash plume on Iceland and over North-Western Germany, *Atmospheric Environment*, 2011, 48, 2012, 9-21, doi:10.1016/j.atmosenv.2011.10.030
- [15] European Parliament, DIRECTIVE 2008/50/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL, 2008
- [16] Weber, K., Heweling, G., Fischer, C., Lange, M., The Use of an octocopter UAV for the determination of air pollutants – a case study of the traffic induced pollution plume around a river bridge in Duesseldorf, Germany, *International Journal of Environmental Science*, Vol.2, pp. 63-66, 2017, ISSN: 2367-8941
- [17] Verordnung zur Regelung des Betriebs von unbemannten Fluggeräten vom 30. März 2017, Bundesgesetzblatt Jahrgang 2017 Teil I Nr. 17, ausgegeben zu Bonn am 6. April 2017

Modellierung von Ultrafeinpartikeln am und um den Flughafen Frankfurt/Main

Bericht aus dem UBA Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 3716 52 200

Helmut Lorentz, Wolfram Schmidt,

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul;

Dr. **Ulf Janicke**, Ingenieurbüro Janicke, Überlingen;

Dr. **Hermann Jakobs**, Rheinisches Institut für Umweltforschung an der Universität zu Köln;

Pia Hellebrandt, MUVEDA, Aachen;

Dr. **Matthias Ketzel**, Aarhus University, Dänemark;

Dr. **Holger Gerwig**, Umweltbundesamt, Langen

Kurzfassung

Einträge von Luftschadstoffen stellen eine bedeutende Gefährdungsursache für die menschliche Gesundheit dar. Neben den bereits in der Luftqualitätsrichtlinie (EU-RL 2008/50/EC) geregelten Luftschadstoffen sind weitere luftgetragene Spurenstoffe in der wissenschaftlichen Diskussion, die der menschlichen Gesundheit Schäden zufügen können. Hierzu wurden zahlreiche Untersuchungen von ultrafeinen Partikeln (UFP) durchgeführt. In jüngsten Studien wurden Flughäfen als Quelle für erhöhte UFP-Konzentrationen in der Luft identifiziert, und es ist erforderlich, den Beitrag des Flughafens zur oberflächennahen UFP-Konzentration in der Außenluft durch Messen und Modellieren zu verstehen. In diesem Projekt wurde für die Region des Flughafens Frankfurt/Main die Gesamtkonzentration der UFP-Anzahl mithilfe einer Kombination aus etablierten und dem Stand der Technik entsprechenden Luftschadstoffausbreitungs-Modellen (LASAT, LASPORT und EURAD, MADE) berechnet. Die Emissionen wurden für den Flugzeugverkehr, den Straßenverkehr, den Flughafen-Bodenverkehr, sonstige Flughafeninfrastruktur und den regionalen / mesoskaligen Hintergrund anhand von nationalen und internationalen Emissionskatastern (HBEFA, ICAO, GRETA) und spezifischen vom Flughafen ermittelten Daten bestimmt. Die Modellergebnisse (dreidimensionale stündlich aufgelöste Konzentrationszeitreihen; innere Modellgebietshöhe: 2000 m, -ausdehnung: 35 mal 35 km; differenziert nach den Beiträgen der o.g. Emittentengruppen) wurden mit Messungen in der Umgebung des Flughafens verglichen.

Die Modellergebnisse deuten darauf hin, dass die Haupttriebwerke von Flugzeugen die dominierende Emissionsquelle der UFP-Anzahl am Flughafen Frankfurt/Main .sind. Die Langzeitmittelwerte der UFP-Anzahlkonzentration werden durch weiter vom Flughafen entfernte Hintergrundquellen dominiert, während der Beitrag des Flughafens zu den stündlichen Durchschnittskonzentrationen ausgeprägter sein kann. Ein wichtiges Ziel des Projekts war es, die Mängel der derzeitigen Emissions- und Konzentrationsmodellierung von UFP im Kontext von Flughäfen zu ermitteln. Als wesentliche Probleme bzw. Unsicherheiten wurden inkonsistente UFP-Durchmesserbereiche in den verwendeten Datenbanken, Modellen und Messungen sowie Unterschiede in den betrachteten UFP-Bestandteilen, insbesondere die Differenzierung nach flüchtigen und nichtflüchtigen Partikel offensichtlich.

Die Modellergebnisse zeigen, dass der Einfluss des Flughafens auf das Jahresmittel der Gesamt-Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln mit zunehmender Entfernung und in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtungen deutlich abnimmt. Aufgrund der Modellierung ergab sich, dass der durch den Flughafen verursachte Anteil nördlich des Flughafens in ca. 1 km Entfernung bei ca. 25% der Gesamtbelastung und in 2,5 km bei unter 10% lag.

1. Einleitung

Einträge von Luftschadstoffen stellen eine bedeutende Gefährdungsursache für die menschliche Gesundheit dar. Neben den bereits in der Luftqualitätsrichtlinie (EU-RL 2008/50/EC) geregelten Luftschadstoffen sind weitere luftgetragene Spurenstoffe in der wissenschaftlichen Diskussion, die der menschlichen Gesundheit Schäden zufügen können. Zu diesen Stoffen gehört einerseits Ruß, welcher in Langzeit-Kohortenstudien [1] einen Einfluss auf die Mortalität zeigte, andererseits Ultrafeinstaub (UFP), dem vielfältige negative Wirkungen, unter anderem auf das Gehirn, zugeschrieben werden [2]. In neueren Studien [3],[4] wurden Flughäfen für die Erhöhung der UFP-Konzentration in der Außenluft verantwortlich gemacht. In ersten, orientierenden Untersuchungen des UBA wurden in unmittelbarer Nähe des Flughafens Frankfurt/Main unterhalb der Einflugschneise bei sehr geringer Überflughöhe kurzzeitig (Mittelungszeiten unter 30 Sekunden) mehr als 1 Millionen Partikel pro Kubikzentimeter Luft gemessen, bei Hintergrundwerten von 10.000 Partikeln pro Kubikzentimeter [5]. Ziel des Projektes war es, am Beispiel des Flughafens Frankfurt/Main den Einfluss eines Großflughafens auf erhöhte Konzentrationen der luftgetragenen Spurenstoffe Ultrafeinstaub, Ruß, NO₂, PM₁₀ und PM_{2,5} zu ermitteln. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Anzahlkonzentration von Ultrafeinstaub. Dazu wurde durch Modellrechnungen die zeitlich und räumlich differenzierte Konzentration in der Umgebung des Großflughafens bis Entfernungen von ca. 30 km ermittelt.

Als Quellen werden die Emissionen der Flugzeuge, der bodennahen Quellen des Flughafengeländes, des Straßenverkehrs sowie des Hintergrunds (Ferntransport, Industrie und Hausbrand) berücksichtigt.

Ein Schwerpunkt der Untersuchung war, den aktuellen Stand der Technik in der Modellierung für die Belastung durch Ultrafeinstaubpartikel aufzuzeigen und Schwächen bzw. Probleme in den Datengrundlagen und in der Modellierung zu identifizieren. Daneben konnten durch getrennte Modellierung unterschiedlicher Quellgruppen Aussagen zum relativen Anteil des Flughafens in Bezug auf die Gesamtbelastung gewonnen werden.

Zur Einordnung der Modellergebnisse wurden diese mit vorhandenen Messungen verglichen. Dazu wurde auf Messreihen in der Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main zurückgegriffen. Darüber hinaus wurden Empfehlungen für Mess- und Modellierungsstrategien gegeben, um den Anteil des Flughafens und der Flugzeuge an der Luftbelastung besser quantifizieren zu können.

Ausblickend wurden Empfehlungen für zukünftige Modellstudien mit erweiterten Modellansätzen gegeben.

Das Projekt gliederte sich inhaltlich in folgende Arbeitsschwerpunkte: Literaturstudie, Modellierung sowie ein Vergleich der Messdaten mit den modellierten Daten.

2. Literaturstudie

In der Literaturstudie wurden relevante Studien zu UFP-Emissionen aus Flugzeug-Haupt- und Hilfstriebwerken, der Bodenabfertigungsinfrastruktur (*Ground Support Equipment*, GSE) und Kraftfahrzeugen zusammengetragen. Darüber hinaus wurden Studien zu UFP-Messkampagnen und UFP-Ausbreitungsmodellierungen identifiziert. Alle Literaturstellen wurden kategorisiert und in einer Übersichtstabelle zusammengetragen.

3. Modellierung

Die Berechnung der flächenhaften Konzentrationen der UFP im Bereich des Flughafens und dessen Umgebung erfolgte mit einem Modellsystem, das unterschiedliche Ausbreitungsmodelle mit ihren jeweils eigenen Stärken zur Anwendung bringt. Das Chemie-Transport-Modell EURAD, und die Lagrange Ausbreitungsmodelle LASAT und LASPORT werden in Deutschland standardmäßig für Gutachten in Genehmigungsverfahren, aber auch für wissenschaftliche Fragestellungen genutzt.

In Bild 1 ist das prinzipielle Zusammenspiel der eingesetzten Modelle dargestellt. Für die Berechnung der Hintergrundbelastung wurde EURAD eingesetzt, welches die Partikelbildung mit dem *Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa* (MADE) simuliert. Die Konzentrationen, die aus Emissionen des Kfz-Verkehrs außerhalb des Flughafens entstehen, wurden mit LASAT berechnet. Die Emissionen und Immissionen durch den Flughafen und die Flugbewegungen wurden mit dem Modellsystem LASPORT bestimmt. Während EURAD für überregionale Ausbreitungsberechnungen ausgelegt ist, erlauben LASAT und LASPORT sowohl regionale als auch hochaufgelöste Ausbreitungsrechnungen auf der Mikroskala.

Die Gesamtbelastung wurde durch Summation der einzelnen Teilergebnisse bestimmt, welche dann mit Ergebnissen von Messungen verglichen werden kann.

Die Modellierung wurde für das Jahr 2015 durchgeführt. Entsprechende meteorologischen und emissionsseitigen Eingangsdaten wurden für das Modellsystem aufbereitet und zugeführt. Es wurde mit einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde modelliert.

Als Modellgebiet wurde die Umgebung des Frankfurter Flughafens betrachtet. Dazu wurde ein 35 km mal 35 km großes Gebiet (siehe Bild 2) definiert. Im Modellgebiet befinden sich die UFP-Messtellen Langen (Betreiber UBA), Raunheim (Betreiber UBA in Station von Hessisches Landesamt für Umwelt Naturschutz und Geologie) und die seit Ende 2017 eingerichtete Station Frankfurt-Schwanheim (HLNUG).

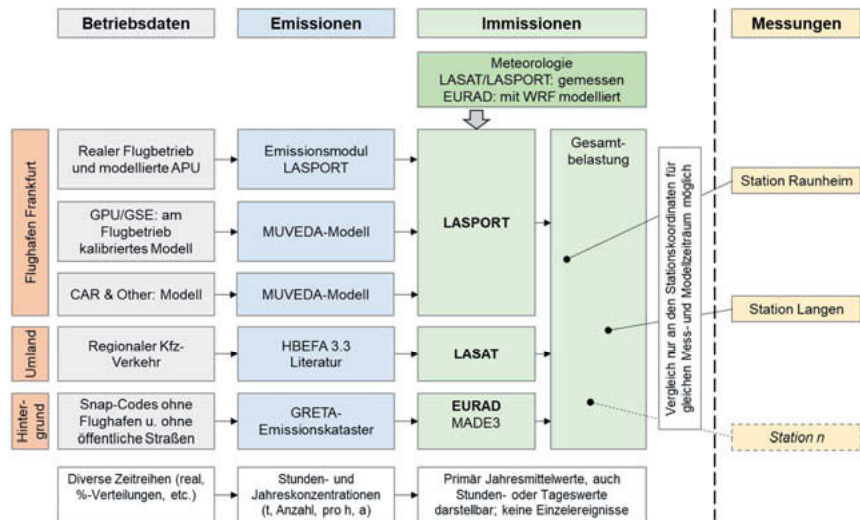


Bild 1: Übersicht über das eingesetzte Modellsystem.

Für die Modellierung der Hintergrundbelastung mit EURAD wurde ein erheblich größeres Modellgebiet gewählt, das ganz Europa abdeckte (siehe Tabelle 1), um auch den Einfluss des grenzüberschreitenden Ferntransportes zu berücksichtigen. Für die Modellierung wurde eine Modellkonfiguration gewählt, bei der die Verbindung der verschiedenen Skalen durch ein sogenanntes Nesting-Verfahren erfolgt. Die Rechnetze und die verwendeten horizontalen Auflösungen sind in folgender Tabelle 1 dargestellt. In Folgendem wird der vom Nestingverfahren abgeleitete Begriff Nestebene verwendet, der das Gebiet des Rechnetzes und dessen horizontale Auflösung umfasst.

Tabelle 1: Nestebenen für die unterschiedlichen Modellrechnungen.

	Modell	Gebiet	Fläche (km)	horizontale Auflösung	Vertikale Auflösung	Auflösung
Nestebene 0	EURAD	Europa	6250 x 5500	62,5 km	0 -16 km (100 hPa),	
Nestebene 1	EURAD	Mitteleuropa	3325 x 2575	12,5 km	23 Schichten, 15 unterhalb 3 km,	
Nestebene 2	EURAD	Deutschland	765 x 965	2,5 km		
Nestebene 3	EURAD	Frankfurt Flughafen	50 x 50	500 m		
Nestebene 4	LASPORT	Frankfurt Flughafen	35 x 35	200 m		
	LASAT (Kfz)	Frankfurt Flughafen	35 x 35	100 m		
					0 -2 km, 19 Schichten, unterste Schicht 0-3 m	

Als meteorologische Eingangsdaten wurden für das Modell EURAD Simulationsergebnisse des meteorologischen Modells WRF verwendet, das durch NCEP-GFS-Daten *Global Forecast System* (GFS) des *U.S. National Centers for Environmental Prediction* (NCEP), <http://ftp.ncep.noaa.gov/pub/data/nccf/com/gfs/prod/> getrieben wird.. Für die Ausbreitungsrechnungen mit LASAT bzw. LASPORT wurden die vom Deutschen Wetterdienst am östlichen Rand des Frankfurter Flughafens in Bodennähe (10 m über Grund) gemessenen Zeitreihen (Stundenmittel) von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Bedeckungsgrad verwendet und als repräsentativ für das betrachtete Modellgebiet angenommen.



Bild 2: Inneres Modellgebiet

4. Berechnung der Hintergrundbelastung

Die Emissionen für die Nestebenen 0 und 1 wurden aus der Emissionsdatenbank TNO-CAMS [*Copernicus Atmosphere Monitoring Service* (CAMS), bearbeitet von der *Netherlands Organisation for applied scientific research* TNO, <https://topas.tno.nl/emissions>] berechnet. Für die Nestebenen 2 und 3 wurden vom Auftraggeber Emissionen für das Jahr 2015 aus der GRETA-Datenbank (*Gridding Emission Tool* für ArcGIS, <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2016-11->

[09_griddingtool_greta_langfassung_final.pdf](#)) des UBA zur Verfügung gestellt. Da die GRETA-Daten nur auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland vorliegen, wurden für alle Gitterzellen außerhalb, die Werte aus dem Emissionsdatensatz TNO-CAMS verwendet.

Für die Berechnung der Hintergrundbelastung in Nestebene 4, die das Modellgebiet für LASAT und LASPORT beinhaltet, wurden die Emissionen aus dem Straßenverkehr, von dem Flughafen Frankfurt/Main und aus dem Luftverkehr nicht berücksichtigt, da diese Quellen Bestandteil der entsprechenden Modellrechnungen mit kleinerer Skala waren.

Die Gestaltung der Aerosolkomponente im Modell EURAD erfolgte unter der Prämisse, dass jede Darstellung von Partikeln konsistent sein muss mit Beobachtungen von Partikeln sowie einer numerischen Effizienz der mathematischen Darstellung. Dies führte zu einem Ansatz nach Whitby [6], der die Partikel als Überlagerung lognormaler Unterverteilungen (sogenannte Moden) modelliert. Wird die Standardabweichung der Moden konstant gehalten, wie dies in EURAD der Fall ist, müssen nur zwei integrale Eigenschaften, nämlich die Partikel-Anzahlkonzentration und die Massenkonzentration der einzelnen chemischen Komponenten, in jeder Mode vorhergesagt werden.

Für die Modellierung der UFP ist das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE) in EURAD implementiert [7] MADE wurde aus dem *Regional Particulate Model* (RPM) [8] entwickelt. Die Partikel sind in die zwei Gruppen fein (*fine particle*) und grob (*coarse particle*) aufgeteilt (siehe Bild 3).

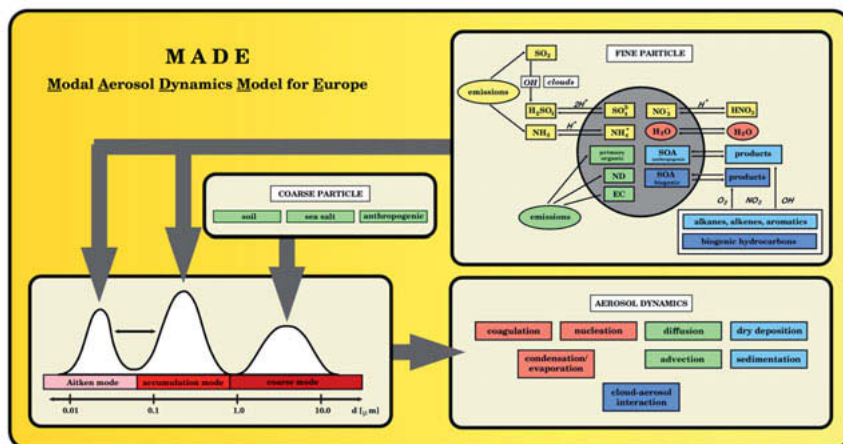


Bild 3: Schematischer Überblick über das Modale Aerosol-Dynamik-Modul für Europa (MADE).

Nicht relevant für die unmittelbare Ultrafeinstaubbelastung und daher nicht Gegenstand dieser Untersuchung sind Tankstellen, Lösemitteleinsatz, Tanklager und Flugzeugbetankung, da durch sie Kohlenwasserstoffe freigesetzt werden und keine festen Partikel.

Die Emissionsquellen gliedern sich in Linienquellen (öffentliche Straßen, Betriebs- und Vorfeldstraßen, Schlepprouten), Flächenquellen (Parkplätze, Positionsbereiche), Volumenquellen (Parkhäuser und Tiefgaragen) und Punktquellen (Notstromersatzanlagen, Gas- und Heizölfeuerung).

Für den Kfz-Verkehr auf Linienquellen erfolgte die Emissionsberechnung über die Streckengeometrie, streckenbezogene Aktivitätsdaten und streckenbezogene Emissionsfaktoren (Basis HBEFA 3.3).

Über die Positionsbereiche wurden die Emissionen der Flugzeugabfertigung verteilt. Sie wurden über die Flugbewegungen des Flugtagebuchs ebenfalls direkt in LASPORT ermittelt. Die Emissionen der *Ground Power Units* (GPU), die bei fehlendem Bodenstrom die Stromversorgung der Flugzeuge während ihres Aufenthalts an der Abstellposition sichern, wurden dabei gesondert betrachtet.

Aus der Flugverkehrsdatenbank entstammen die Aktivitätsdaten zu den Flugzeugschleppvorgängen. Sie lagen als Zeitangaben in Minuten vor, die aus den Zeitangaben des Verlassens der einen Position und dem Erreichen der anderen Position ermittelt wurden. Zur Emissionsmodellierung in LASPORT wurden die Zeitangaben auf die Schlepprouten verteilt und über die mittlere Geschwindigkeit der Verkehrssituation und die Streckenlänge in Verkehrsstärken umgerechnet. Entsprechend wurde mit den Standzeiten der Flugzeugschlepper während der An- und Abkoppelvorgänge an den Abstellpositionen verfahren.

Für alle weiteren Emissionsquellen wurden keine Aktivitätsdaten, sondern bereits ermittelte Emissionen an LASPORT übergeben. Die nicht aus dem Flugtagebuch ableitbaren Aktivitätsdaten der nicht triebwerksbedingten Emissionsquellen auf dem Frankfurter Flughafen entstammten dem Emissionsinventar des Flughafens.

7. Emissionen aus Triebwerken

Flugzeuge setzen Schadstoffe aus ihren Haupttriebwerken und Hilfstriebwerken frei. Während die Hilfstriebwerke (*Auxiliary Power Units*, APU) meist nur nach der Landung und vor dem Start zur Energieversorgung im Flugzeug und für den Start der Haupttriebwerke benötigt werden, sind die Haupttriebwerke während des gesamten Start-Lande-Zyklus (*Landing Take-Off cycle*, LTO) in unterschiedlichen Laststufen in Betrieb.

Für Haupttriebwerke von Strahlflugzeugen mit einer Schubkraft von mehr als 26,7 kN liegen Treibstoffverbrauch und Emissionsindizes (*Emission Indices*, EI), d.h. Menge eines

Schadstoffe pro Menge verbrannten Treibstoffs, in einer Datenbank vor, der *ICAO Engine Emission Databank* (EEDB). Für dieses Projekt wurde die aktuelle Version (*Issue*) 24 eingesetzt.

Für Hilfstriebwerke (APU) gibt das ICAO-Dokument 9889 Treibstoffverbräuche und Emissionsraten von NO_x, HC und CO für 6 APU-Kategorien und unterschiedliche Lastzustände an: *Start-up and Stabilization* (Start des Hilfstriebwerks, SS/NL), *High Load* (Start der Haupttriebwerke, HL/MES), *Normal Running* (Flugzeug-Vorbereitung und Boarding, NR/ECS). Für PM10 ist eine mittlere Emissionsrate von rund 30 g/h angegeben. In Ergänzung zu diesen Angaben wurde für SO_x wie zuvor bei den Haupttriebwerken ein Emissionsindex von 0,8 g/kg zugrunde gelegt.

Für Flugzeuge und Hubschrauber mit Turboprop- oder Kolbenmotoren wurden im Rahmen dieses Projektes vereinfachende Annahmen getroffen, ihr Beitrag zur Gesamtemission aus dem Flugverkehr am Flughafen Frankfurt/Main ist deutlich kleiner als 1 %.

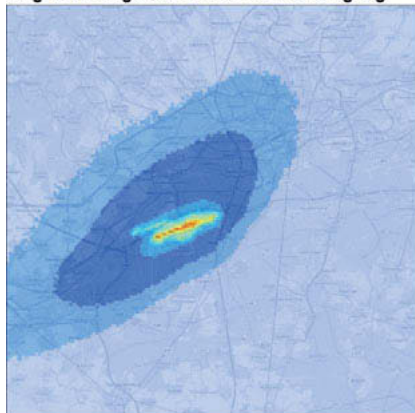
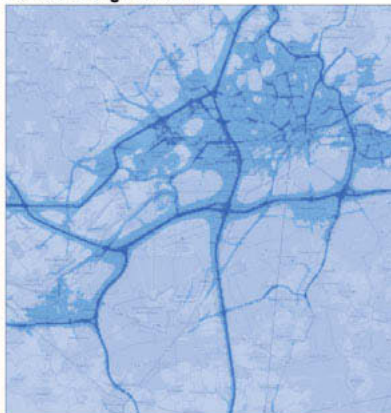
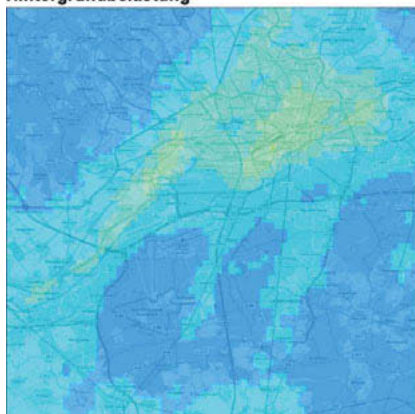
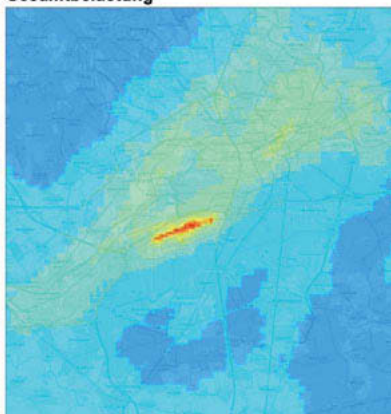
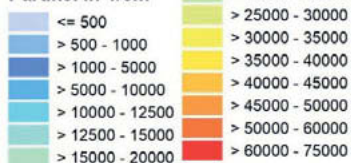
8. Anteile der Quellgruppen und Gesamtbelastung

Um die Gesamtbelastung zu erhalten, die mit Messergebnissen verglichen werden können, wurden die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen aller betrachteten Emittentengruppen aufsummiert. In Bild 5 sind die modellierten, bodennahen Jahresmittel der UFP-Konzentrationen dieser Emissionsquellen getrennt voneinander und als summierte Gesamtbelastung dargestellt.

Die Modellergebnisse zeigen, dass der Einfluss des Flughafens auf das Jahresmittel der Gesamt-Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln mit zunehmender Entfernung und in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtungen deutlich abnimmt. So liegt der durch den Flughafen verursachte Anteil nördlich des Flughafens in ca. 1 km Entfernung bei ca. 25% der Gesamtbelastung und in 2,5 km nur noch bei unter 10%.

9. Schlussfolgerung

Ein Hauptziel des Projektes war aufzuzeigen, in wie weit die Gesamtkonzentration von Ultrafeinpartikeln in der Umgebung eines Großflughafens mit Hilfe von derzeit verfügbaren Emissionsdatenbanken und Ausbreitungsmodellen bestimmt werden kann, welche technischen und grundsätzlichen Probleme dabei auftreten und wie sich die modellierten Ergebnisse im Vergleich zu Messungen darstellen.

Flughafen Flugbetrieb und Bodenabfertigung**Kraftfahrzeuge Umland****Hintergrundbelastung****Gesamtbelastung****Partikel in 1/cm³**

Hintergrundkarte: OpenStreetMap - © OpenStreetMap
(and) contributors, CC-BY-SA



Bild 5: Jahresmittel 2015 der bodennah berechneten Anzahl-Konzentration von Ultrafeinpartikeln (UFP) in 1/cm³ für die Quellgruppen Flugbetrieb und Bodenabfertigung, Kfz-Verkehr des Umlandes, Hintergrundbelastung sowie Gesamtbelastung.

Die Aufteilung der Modellrechnungen in unterschiedliche räumliche Skalen erwies sich als sinnvoll und grundsätzlich praktikabel, um einerseits die großräumige Hintergrundbelastung zu erfassen und andererseits die Immissionssituation im Flughafenbereich möglichst detailliert abzubilden. Mit der Aufteilung in räumliche Skalen und Quellgruppen war es zudem möglich, vorhandene Emissionsdatenbanken ohne größere Abstriche in die Modellierung einzubinden. Auf der Basis von Stundenmitteln ließen sich die Ergebnisse der unterschiedlichen Teilrechnungen einheitlich zu einer Zeitreihe der Gesamtbelastung zusammenfassen. Gleichzeitig standen mit diesem Vorgehen auch die detaillierten Einzelergebnisse zur Verfügung, was Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Quellgruppen ermöglichte.

Im Laufe der Projektbearbeitung stellte sich heraus, dass die Datenbanken und Modelle verschiedene Definitionen von Staubkomponenten verwenden, so dass sich die Teilergebnisse nur näherungsweise konsistent zusammenfassen ließen. Zum anderen konnten mit den lokalen Standardmodellen Entstehung und Umsetzung der flüchtigen Bestandteile nicht behandelt werden, da keine dafür notwendigen Eingangsparameter (beispielsweise empirische Umsetzungsraten) zur Verfügung stehen. Eine solche Betrachtung war nur mit dem großräumigen Modell EURAD/MADE möglich, das wiederum nicht das Ziel hat auf einer kleinen räumlichen Skala geeignete Ergebnisse zu liefern. Diese Modellergebnisse wären aber notwendig um einen Vergleich mit Messungen in der Umgebung des Flughafens durchführen zu können.

Grundsätzliche Probleme traten auch beim Vergleich der Modelldaten mit Messungen auf. Den Messungen lagen teilweise andere Definitionen der Staubkomponenten zugrunde, insbesondere in Bezug auf den betrachteten Durchmesserbereich. Zudem wurde die Summe aus flüchtigen und nichtflüchtigen Bestandteilen gemessen, während die Modellierung bis auf den Hintergrund die nichtflüchtige Komponente betrachtete. Auf technischer Seite wurden die Vergleiche dadurch erschwert, dass die Modellierung für das Bezugsjahr 2015 erfolgte, Messungen ultrafeiner Partikel für das gesamte Jahr 2015 im Untersuchungsgebiet jedoch nur für die Messstation Langen vorlagen.

Der Modell-Messvergleich für Raunheim zeigt für PM₁₀ und NO_x eine zufriedenstellende Übereinstimmung. Bei dem Langzeitmittel der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln (mehrere Wochen in Raunheim und Jahresmittelwert in Langen) liegen die Modellergebnisse mit einer maximalen Abweichung von 45% in der gleichen Größenordnung wie die Messwerte, was angesichts der aufgeführten Unsicherheiten in den Emissionsdaten ebenfalls zufriedenstellend ist. Die statistische Korrelation zwischen Windrichtung und dem Stundenmittel der Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln aus den Flughafenbeiträgen an der Station Raunheim ist konsistent mit den Messungen. In den Messungen und den Modellergebnissen

ist der Flughafen Frankfurt/Main als Emissionsquelle bei entsprechender Windrichtung erkennbar.

Der Jahresgang der modellierten Anzahlkonzentration von Ultrafeinpartikeln wird von der mit EURAD/MADE berechneten Hintergrundbelastung dominiert und weist die höchsten Werte in den Wintermonaten und die geringsten Werte in den Sommermonaten auf. Der Jahresgang der gemessenen Konzentration zeigt tendenziell ein entgegengesetztes Verhalten. Die Ausprägung des Jahresganges mit den höchsten Werten im Sommer tritt in den Messungen insbesondere bei kleineren Partikelgrößen unter 50 nm auf. Die Ursachen für diese gegenläufigen Tendenzen konnten im Projektrahmen nicht geklärt werden.

Die zeitliche Auflösung der Modellierung betrug 1 Stunde. Aussagen für kleinere Zeiträume, beispielsweise in Bezug auf einzelne Flugbewegungen, können somit aus den Modellergebnissen nicht abgeleitet werden. Die Konzentrationsmodellierung für Zeiträume im Bereich von einzelnen Minuten oder darunter würde eine erheblich genauere Festlegung der lokalen meteorologischen Verhältnisse und der aktuellen und lokal relevanten Verkehrs- und Emissionsmengen erfordern. Diese Daten sind im Allgemeinen nicht verfügbar. Selbst bei der Betrachtung von Stundenmitteln sind die Eingangsdaten teilweise mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, daher ist für Mittelungszeiträume wie einzelne Stunden oder Tage in erster Linie nur ein statistischer Vergleich mit entsprechenden Messauswertungen aussagekräftig und nicht ein direkter Vergleich der gemessenen und modellierten Konzentrationszeitreihen.

10 Literatur

- [1] Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, Kaufman JD. (2013) Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environ Health*. May 28;12(1):43
- [2] Rückerl, R., A. Schneider, S. Breitner, J. Cyrys and A. Peters (2011). Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhalation Toxicology* 23(10): 555-592.
- [3] Westerdahl et.al (2008): The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities. *Atmospheric Environment*, 42, 3143-3155.
- [4] Hudda, N., Gould, T., Hartin, K., Larson, T., Fruin, S. (2014): Emissions from an International Airport Increase Particle Number Concentrations 4-fold at 10 km Downwind. *Environmental Science & Technology*
- [5] Gerwig, H., Jacobi, S., Travnicek, W., Wirtz, K. (2016): Messung ultrafeiner Partikel im Umfeld eines Großflughafens - abstract. 51. Messtechnisches Kolloquium der Länderarbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, Potsdam, April 2016.
- [6] Whitby, T (1978), The physical characteristics of sulfur aerosols, *Atmospheric Environment* (1967), Volume 12, Issues 1–3, 1978, Pages 135-159
- [7] Ackermann, I. J., H. Hass, M. Memmesheimer, A. Ebel, F.B. Binkowski, and U. Shankar: Modal Aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications. *Atmos. Environ.*, 32, 2891-2999, 1998.
- [8] Binkowski FS, Shankar U (1995) The regional particulate matter model 1 Model description and preliminary results. *J. Geophys. Res.* 100:26191–26209
- [9] UBA (2017): Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs / public version, Version 3.3/April (2017): Erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin. <http://www.hbefa.net/e/index.html>.

