

Schlussbericht

der Forschungsstellen

- 1 Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V.,
Bliersheimer Straße 58-60
47229 Duisburg
- 2 Universität Duisburg-Essen, Institut für Verbrennung und Gasdynamik
Lehrstuhl Nanopartikel-Prozesstechnik,
Lotharstraße 1
47048 Duisburg

zu dem über die



im Rahmen des Programms zur
Förderung der industriellen Gemeinschaftsforschung und -entwicklung (IGF)

vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

geförderten Vorhaben **16793 N**

Entwicklung von Filtertests zur Abbildung der Effizienz von Luftfiltern bei zunehmender Beladung mit Außenluft

(Bewilligungszeitraum: 01.01.2011 - 28.02.2013)

der AiF-Forschungsvereinigung

IUTA e. V. Bereich Industrielle Gemeinschaftsforschung

Duisburg,

Ort, Datum

Dr.-Ing. Stefan Haep

Name und Unterschrift des Projektleiters
an der Forschungsstelle 1

Duisburg,

Ort, Datum

Prof. Dr.-Ing. Frank Schmidt

Name und Unterschrift des Projektleiters
an der Forschungsstelle 2

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wirtschaft
und Technologie

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Projektbearbeiter

Forschungsstelle 1

Thomas Engelke

Engin Egrioglu

Sabine Kreckel

Uta Sager

Thomas Zeiner

Forschungsstelle 2

Achim Breidenbach

Suhartiningsih

Autoren des Schlussberichtes

Achim Breidenbach

Thomas Engelke

Uta Sager

Inhaltsverzeichnis

1	Forschungsthema.....	4
2	Zusammenfassung.....	4
3	Wissenschaftlich-technische und wirtschaftliche Problemstellung	6
3.1	Ausgangssituation.....	6
3.2	Problemstellung.....	6
4	Forschungsziel / Lösungsweg / Ergebnisse	7
4.1	Aufbau und Betrieb des Beladungsprüfstands	7
4.2	Charakterisierung der Außenluft.....	10
4.3	Messung zur Partikelabscheidung am Prüfstand nach DIN 71460-1 an neuen und beladenen Filtern	15
4.3.1	Prüfung von Kfz-Innenraumfiltern unter Laborbedingungen.....	15
4.3.2	Beladung mit Außenluft / Kombifilter aus Kfz mit unbekannter Nutzungshistorie	26
4.3.3	Ortsfeste, kontinuierliche Beladung mit Außenluft / Kombifilter.....	28
4.3.4	Auswirkungen klimatischer Bedingungen auf die Filtereffizienz	32
4.3.5	Ortsfeste, kontinuierliche Beladung mit Außenluft sowie Beladung mit Diesel- und Flammruß / Partikelfilter	34
4.4	Modellierung.....	42
4.4.1	Modellierung des Einflusses unterschiedlicher Partikel- morphologien auf die Partikelfiltration.....	42
4.4.2	Modellierung makroskopischer Effekte an plissierten Filtern.....	50
4.4.3	Modellierung mikroskopischer Effekte an der Einzelfaser	59
4.5	Adsorptionsmessungen am Prüfstand nach ISO 11155-2.....	65
4.5.1	Messung an neuen und beladenen Filtern	65
4.5.2	Adsorptionstests zur Klärung der Ursachen für die Kapazitätsminderung nach Vorbeladung.....	73
4.5.2.1	Alterung mit A2	73
4.5.2.2	Beladung mit Außenluft.....	76
4.5.2.3	Beladung mit Dieselabgas	86
4.5.2.4	Beladung mit Flammruß.....	93
4.6	Adsorptionstests an Kfz-Innenraumfiltern im Beladungsprüfstand mit Außenluft.....	96
5	Fazit	100
6	Gegenüberstellung von Projektziel und erreichten Ergebnissen.....	105
7	Erzielter wirtschaftlicher und wissenschaftlich-technischer Nutzen.....	107
8	Darstellung der Verwendung der Zuwendung unter besonderer Berück- sichtigung der wichtigsten Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	108
9	Fortgeschriebener, aktualisierter Plan zum Ergebnistransfer in die Wirtschaft .	109
10	Literatur.....	110

1 Forschungsthema

Entwicklung von Filtertests zur Abbildung der Effizienz von Luftfiltern bei zunehmender Beladung mit Außenluft

2 Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes wurde ein Beladungsprüfstand aufgebaut, der im ortsfesten Betrieb zur kontinuierlichen, parallelen Beladung von vier Kfz-Innenraumfiltern mit Außenluft genutzt werden kann. Zur Entwicklung einer realitätsnahen Prüfmethodik werden die Ergebnisse, die an den außenluftbeladenen Filtern gewonnen wurden, als Referenz herangezogen. Sie werden verglichen mit Ergebnissen für typgleiche Filter, die mit A2-Prüfstaub, mit Dieselaabgas sowie mit Flammruß beaufschlagt worden sind.

Hinsichtlich der Partikelfiltration ermöglicht eine Beladung der Filter mit Flammruß, die Auswirkung einer Beaufschlagung mit der Partikelfracht der Außenluft in kurzen Zeiten unter Laborbedingungen zu simulieren. Die überlagerte Auswirkung des klimatischen Zustandes der Außenluft auf die Elektretwirkung der Filter kann mit einem um entsprechende Klimakomponenten erweiterten Prüfstand nach DIN 71460, wie er an der Forschungsstelle 2 betrieben wird, abgebildet werden.

Zur Erzielung von Prüfergebnissen der Filtereffizienz auf einem realitätsnahen Niveau ist die Verwendung von DEHS-Tröpfchen sinnvoll. Der Fraktionsabscheidegrad im Neuzustand der Elektretfilter und derjenige nach elektrischer Neutralisierung mit Isopropanol stellen für hierzulande übliche Beladungssituationen ein Maximum und ein Minimum der Effizienzen dar, die sich während des Realeinsatzes ergeben können.

Die untersuchten Modellierungsaspekte zum Einfluss unterschiedlicher Partikelmorphologien, zu makroskopischen Effekten an plissierten Filtern sowie zu mikroskopischen Effekten an der Einzelfaser tragen zu einem fundierteren Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse bei und helfen bei der Interpretation der experimentellen Ergebnisse.

Resultat der Untersuchungen zur Partikelfiltration ist eine Prüfmethodik, die als wirtschaftliches und praxisgerechtes Verfahren zur besseren Abbildung des Filtrationsverhaltens im Realeinsatz, etabliert werden kann. Die Ergebnisse fließen durch die Mitarbeit des Projektleiters der Forschungsstelle 2 bei entsprechenden Ausschüssen in die Norm- bzw. Richtlinienarbeit im Kontext der Luftfiltration ein. Wenn sich die vorgeschlagene Prüfmethodik etabliert hat, können Filtermedienhersteller und Filterhersteller daraus direkten Nutzen ziehen, um ihre Produkte mit dem Fokus auf dem Realeinsatz gezielt zu verbessern. Hierbei werden ihnen differenziertere Beurtei-

lungsmöglichkeiten zur Verfügung stehen, um die „Permanenz“ der Elektretwirkung gegenüber der Beaufschlagung mit Partikeln im submikronen Durchmesserbereich und gegenüber klimatischen Einflüssen verbessern zu können.

Hinsichtlich der Adsorptionskapazität von Kombifiltern sind Messungen mit den Prüfgasen Butan, Toluol und NO_2 erfolgt. Ermittelte Ergebnisse für Filter mit unbekannter Beladungshistorie wurden mit denjenigen für typgleiche, unbeladene Filter verglichen. Die Adsorptionskapazität der gebrauchten Filter am Ende ihrer Nutzungsdauer in Kfz war in allen Fällen erheblich vermindert. Im Falle des Prüfgases NO_2 kommt es bei neuen Filtern zu einem merklichen katalytischen Umsatz des adsorbierten NO_2 zu NO . Bei den gebrauchten Filtern hat sich auch dieser katalytische Umsatz deutlich reduziert. Eine gezielte Beladung von Filtern mit Außenluft erfolgte ortsfest und kontinuierlich im aufgebauten Beladungsprüfstand. Daneben wurden Filter mit Dieselabgas und Flammruß beaufschlagt. Aus den experimentellen Ergebnissen lässt sich ableiten, dass sich mit fortschreitender Nutzungs- bzw. Beaufschlagungsdauer eine Minderung der Adsorptionskapazität für Butan, Toluol und NO_2 ergibt, die primär durch bereits adsorbierte Gaskomponenten verursacht wird. Eine merkliche Reduktion der Adsorptionskapazität aufgrund der Beladung der Filter mit Partikeln im submikronen Durchmesserbereich ergibt sich erst bei längeren Beaufschlagungsdauern und hohen Anzahlkonzentrationen.

Um im Sinne einer Prüfmethode beiden Effekten gerecht zu werden, die zu einer Minderung der Adsorptionskapazität führen können, muss ein Beladungs-aerosol bereitgestellt werden, welches sowohl adsorbierbare Gaskomponenten als auch eine ausreichende Menge von Partikeln beinhaltet. Ein stationärer Betrieb eines Dieselaggregats über die zur Beladung der Filter notwendigen Zeiten ist zwar nur mit hohem Aufwand zu realisieren, die Verwendung des Dieselabgases als Beladungs-aerosol stellt aber eine grundsätzliche Möglichkeit dar, die Auswirkung einer Beaufschlagung mit Außenluft in vertretbaren Zeiten unter Laborbedingungen abzubilden.

Das Ziel des Forschungsvorhabens wurde erreicht.

3 Wissenschaftlich-technische und wirtschaftliche Problemstellung

3.1 Ausgangssituation

Zum Beleg der Leistungsfähigkeit gegenüber Kunden sowie zur internen Qualitätssicherung werden Luftfilter standardisierten Tests unterzogen, die auf nationaler und internationaler Ebene vereinbart sind. So erfolgt die Prüfung von Kfz-Innenraumfiltern gemäß DIN 71460, Teil 1 bzw. ISO 11155, Teil 1 und ISO/TS 11155, Teil 2.

In Teil 1 sind die normativen Vorgaben hinsichtlich der Partikelfiltration aufgeführt. Neben dem Druckverlust als Funktion der mittleren Anströmgeschwindigkeit wird der Fraktionsabscheidegrad im Neuzustand des Filters messtechnisch erfasst. Darüber hinaus wird die Änderung des Druckverlustes in Abhängigkeit von der aufgegebenen Staubmasse ermittelt. In unterschiedlichen Stadien der Staubbiladung können Messungen des Fraktionsabscheidegrades erfolgen. Die Staubspeicherkapazität wird gravimetrisch bestimmt.

An Kombinationsfiltern zur Kfz-Innenraumfiltration werden zusätzlich zu Partikeln auch Schadgase abgeschieden. Das geschieht durch Adsorption der Schadgase an dünnen Aktivkohleschichten. Die Prüfung der Adsorptionskapazität gemäß ISO 11155, Teil 2, besteht darin, das konditionierte Filter mit einem Prüfgas festgelegter Konzentration zu beaufschlagen und den Durchbruch des Prüfgases durch das Filter zu ermitteln. Die Hauptprüfgase sind n-Butan und Toluol, die vorgegebene Konzentration ist 80 ppm_v. Die Temperatur bei den Prüfungen soll 23 °C betragen, die relative Luftfeuchte 50 %.

3.2 Problemstellung

Die Filterprüfungen nach Norm dienen der Qualifizierung und Charakterisierung der Filter unter vergleichbaren, d. h. reproduzierbaren Bedingungen. Anhand dieser Prüfergebnisse lässt sich aber die Leistungsfähigkeit von Filtern im Realbetrieb insbesondere über die Einsatzdauer der Filter nicht adäquat abbilden.

Ergebnisse zur Partikelfiltration, die aus Tests gemäß DIN 71460, Teil 1, ermittelt werden, können daher nicht unmittelbar zur quantitativen Vorhersage von Wirkungsgrad und Beladungsverhalten für den Anwendungsfall des Filters genutzt werden.

Sowohl für die Partikelfiltration als auch für die Gasadsorption an Kfz-Innenraumfiltern liefert die normkonforme Prüfung zuwenige Informationen, um damit Filter über die gesamte Lebensdauer charakterisieren zu können. Hierfür wären zusätzliche Tests nach einer vorherigen Beladung der Filter mit Außenluft erforderlich. Da solch eine Beladung mit Außenluft aber zeitaufwändig und damit sehr kostenintensiv ist,

leitet sich die Notwendigkeit ab, eine Filtertestmethode zu entwickeln, die den Einfluss der Beladung beschleunigt abbildet und die Partikelfiltration und die Gasadsorption berücksichtigt.

4 Forschungsziel / Lösungsweg / Ergebnisse

Gegenstand des Forschungsvorhabens ist die Entwicklung einfach durchführbarer Prüfmethode für Kfz-Innenraumfilter, um Filtereffizienzen realitätsnah abbilden zu können. Die neuen Prüfmethode sollen es Filtermedien- und Filterherstellern ermöglichen, ihre Produkte gezielt zu verbessern. Hierzu ist es notwendig, dass die Prüfmethode sowohl eine aussagekräftige Charakterisierung von Kfz-Innenraumfiltern bzgl. der Partikelabscheidung als auch bzgl. der Gasadsorption über die gesamte Lebensdauer erlauben.

Zur Erfüllung des Projektzieles werden Experimente und modelltechnische Untersuchungen durchgeführt. Die Modellierung führt dabei zu einem vertieften anwendungsspezifischen Verständnis der Partikelabscheidung. Im Rahmen der experimentellen Betrachtungen ist es notwendig, dass Referenzdaten der Filtrationscharakteristik nach der Durchströmung der Filter mit Außenluft bereitgestellt werden. Zu diesem Zweck kann ein ortsfest betriebener Beladungsprüfstand genutzt werden.

4.1 Aufbau und Betrieb des Beladungsprüfstands

Mit dem im Rahmen des Projektes ausgelegten, konstruierten und aufgebauten Beladungsprüfstand ist es möglich, Kfz-Innenraumfilter mit Außenluft bzw. Ruß/Dieseluß zu beaufschlagen. Er dient im ortsfesten Betrieb zur kontinuierlichen, parallelen Beladung von vier Filtern über einen mehrwöchigen Zeitraum.

Der Aufbau der Prüfkammern der vier parallelen Züge korrespondiert dabei mit den normativen Vorgaben der DIN 71460 (s. Abb. 4.1).

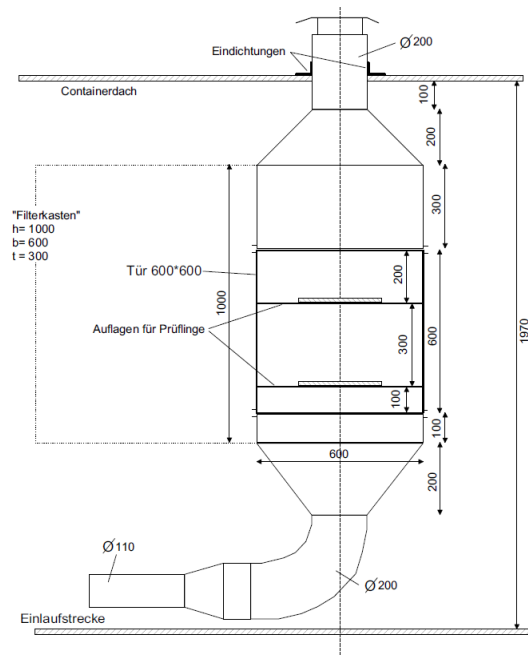


Abb. 4.1: Aufbau der einzelnen Prüfkanäle

Die Prüfkanäle sind nebeneinander in einem klimatisierten Container, der eine Länge von 4,2 m und eine Breite von 2,4 m hat, aufgestellt. Die Anordnung der einzelnen Systemkomponenten wie Luftführung, Verdichtersystem, Volumenstromreglungssystem und Messsystem im Beladungsprüfstand ist in Abb. 4.2 skizziert.

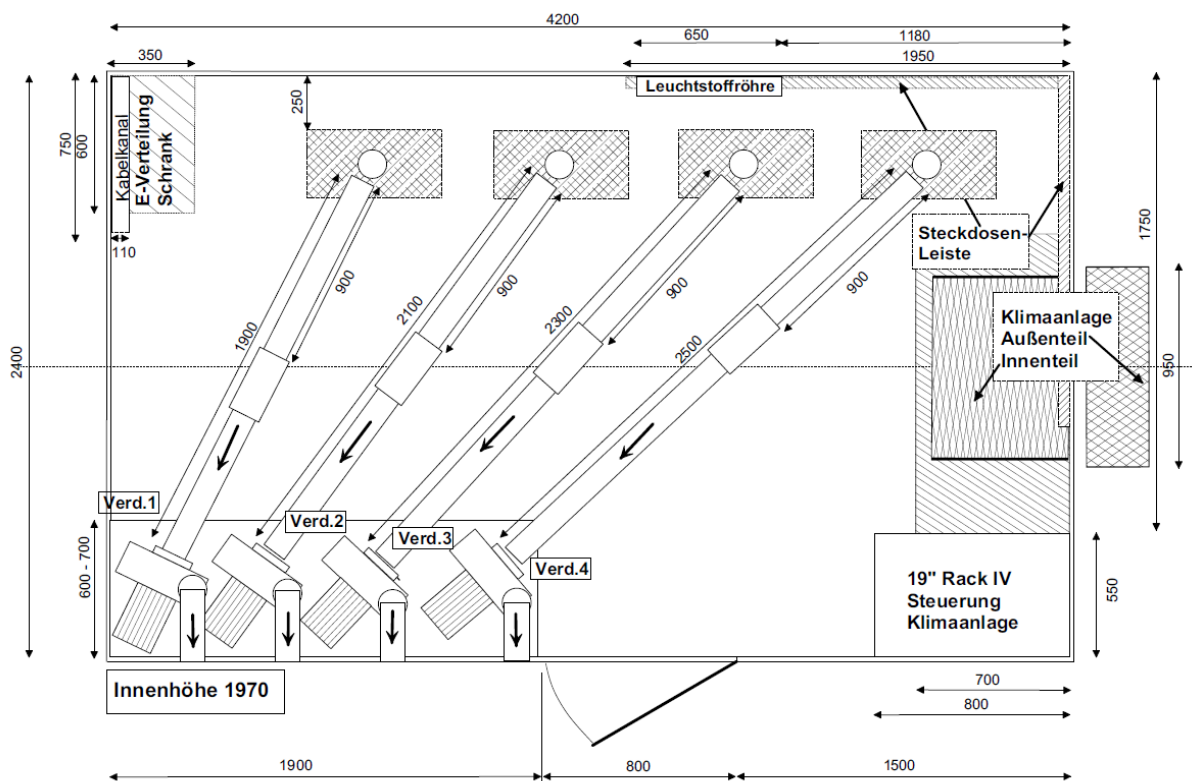


Abb. 4.2: Skizze des Beadungsprüfstands (Aufsicht)

Der Beladungsprüfstand steht auf dem Gelände der Forschungsstelle 1 in der Nähe einer auch von LKW viel befahrenen Straße (Abb. 4.3) an einem Logistik-Standort.



Abb. 4.3: Beladungsprüfstand

Die vier Prüfkammern haben jeweils ein eigenes Verdichtersystem mit Volumenstromregelung und Messsystem (Abb. 4.4).



Abb. 4.4: Filterprüfkammern mit Luftführung

Mit den vier Radialventilatoren der einzelnen Züge können Volumenströme zwischen 150 m³/h und 740 m³/h realisiert werden. Der Druckverlust an einem Kfz-Innenraumfilter wurde jeweils in den vier Messstrecken über einen weiten Volumenstrombereich aufgenommen und verglichen mit dem, der sich in dem Prüfkanal nach DIN 71460 einstellt. Sowohl die Übereinstimmung zwischen den einzelnen Messstrecken des Beladungsprüfstandes untereinander als auch mit dem Prüfstand nach DIN 71460 ist im relevanten Volumenstrombereich gut (Abb. 4.5).

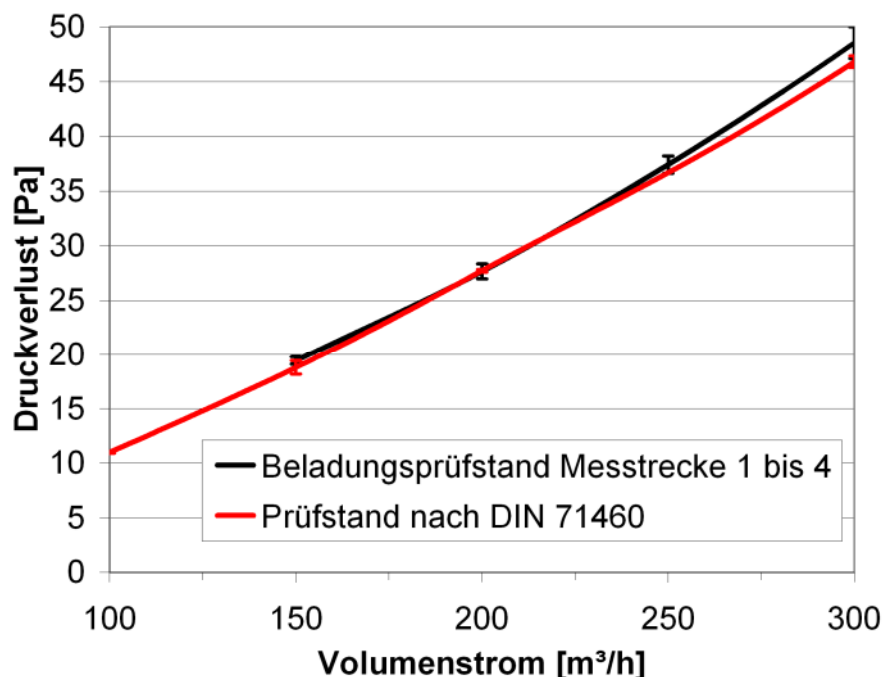


Abb. 4.5: Druckverlustvergleich an einem Kfz-Innenraumfiltertyp: Beladungsprüfstand / Prüfstand nach DIN 71460

4.2 Charakterisierung der Außenluft

Zur Charakterisierung der Außenluft, mit der die Filter am Beladungsprüfstand beaufschlagt werden, dienen Daten einer am Prüfstand installierten Wetterstation, die separate Erfassung von Temperatur und Feuchte in jedem einzelnen der vier Züge unmittelbar rohgasseitig vom Prüfling sowie Messungen zu Anzahlkonzentration und Größenverteilung der Partikel.

In Abb. 4.6 wird von den Daten der Wetterstation für einen exemplarischen vierundzwanzigstündigen Zeitraum der Verlauf von Temperatur, relativer Feuchte und Niederschlagshöhe dargestellt. Man erkennt den Tagesgang. In diesem Zeitraum hat es keinen Niederschlag gegeben. Abb. 4.7 zeigt die erfassten Daten der Windgeschwindigkeit und Windrichtung.

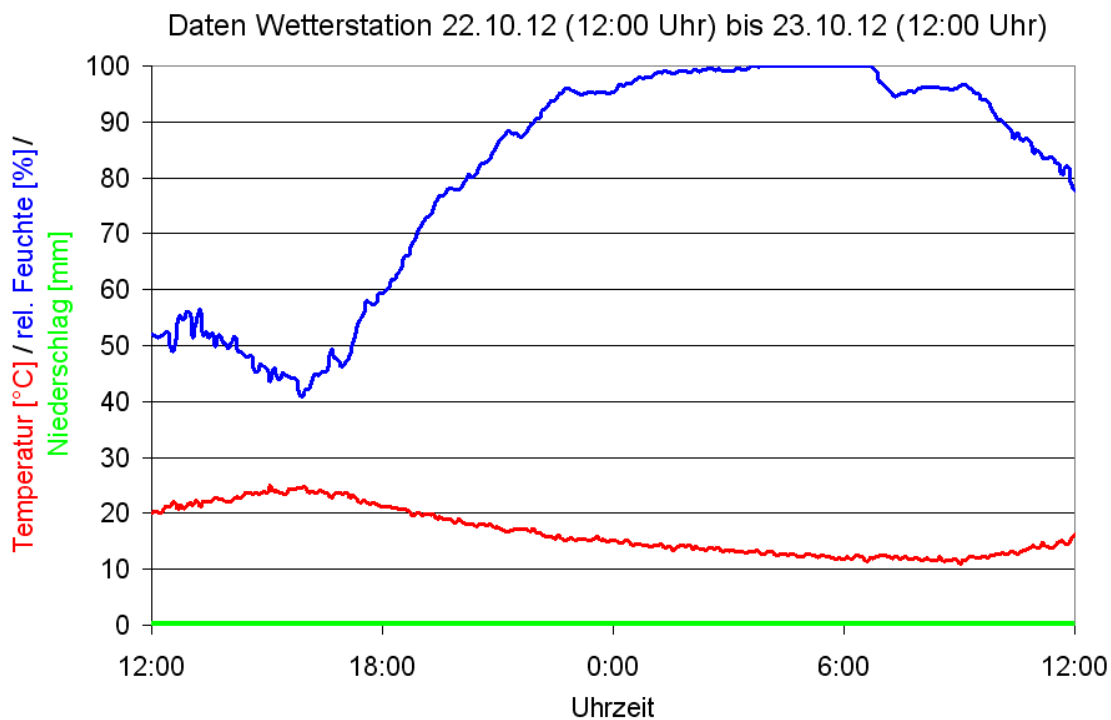


Abb. 4.6: Tagesgang von Temperatur, relativer Feuchte und Niederschlagshöhe

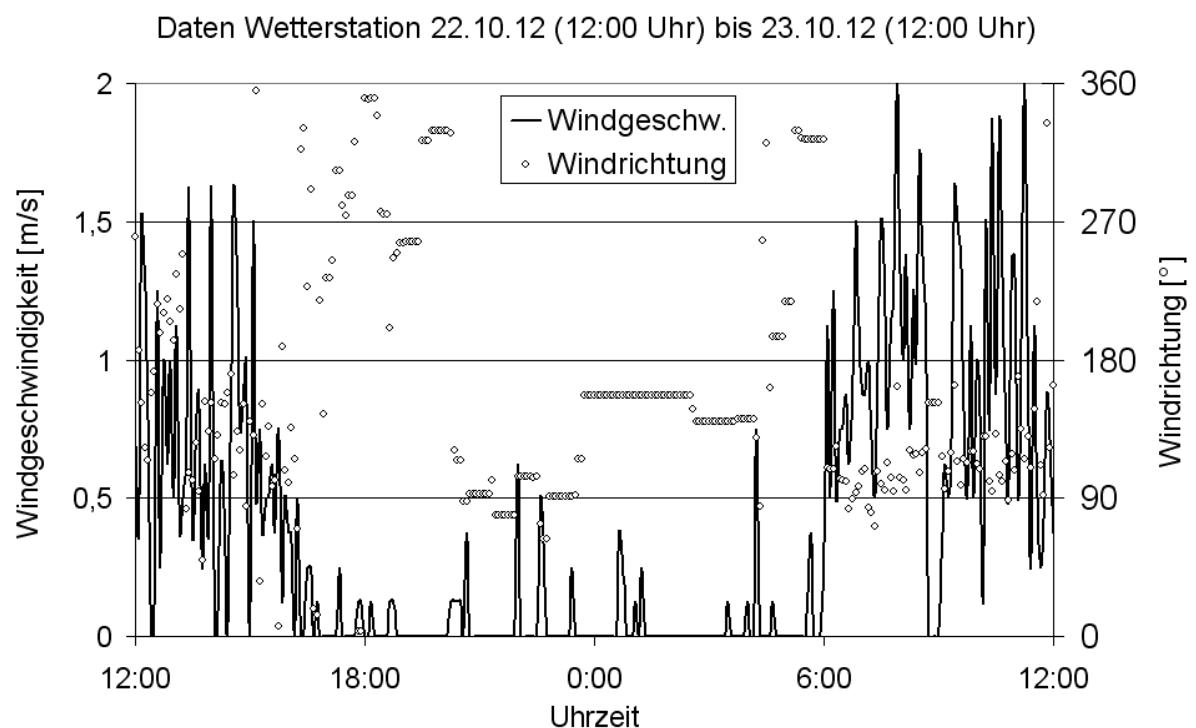


Abb. 4.7: Windgeschwindigkeit und Windrichtung

Für einen der vier Züge des Beladungsprüfstandes sind in Abb. 4.8 Temperatur- und Feuchteverlauf für den Zeitraum Anfang März bis Ende April 2012 aufgetragen.

Anhand dieser Daten ist eine direkte Zuordnung möglich, welchen klimatischen Gegebenheiten die im entsprechenden Zeitraum mit Außenluft beaufschlagten Filter ausgesetzt waren.

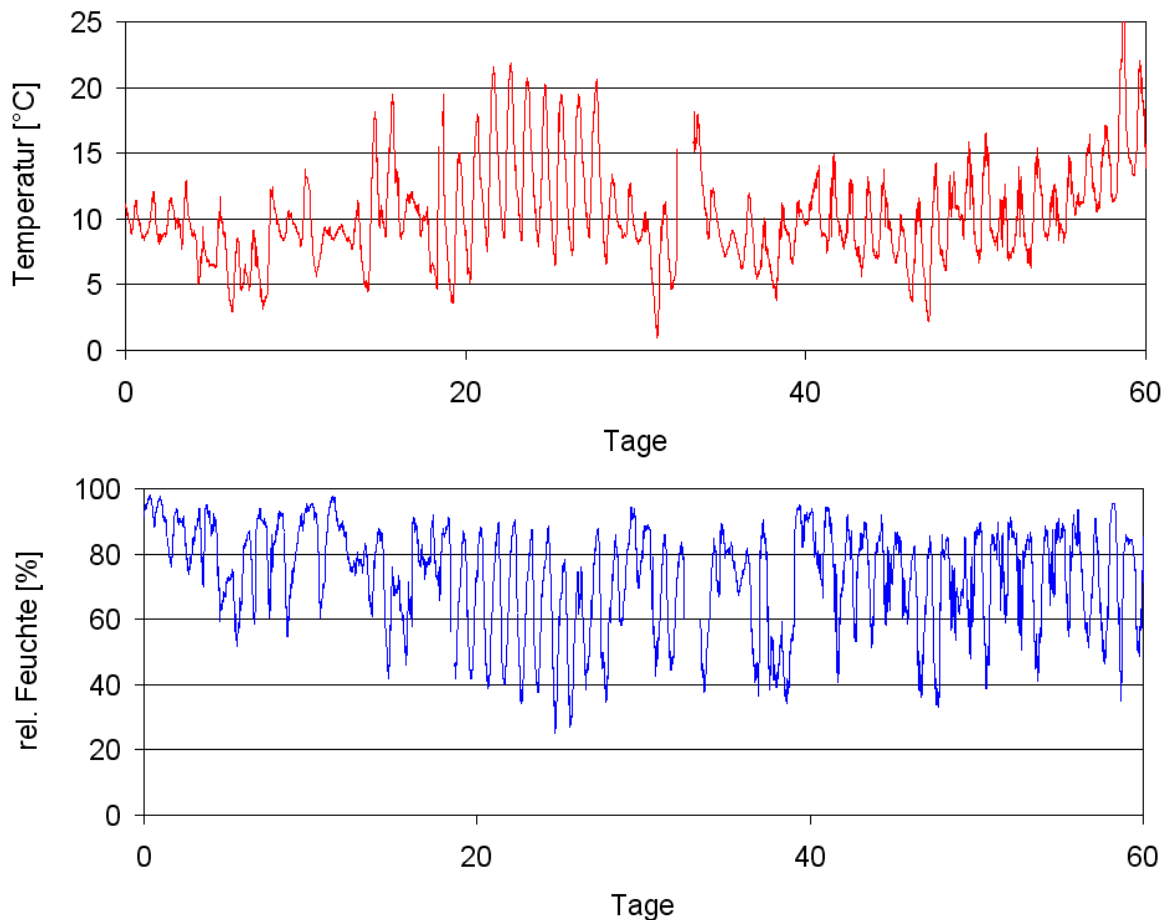


Abb. 4.8: Verlauf von Temperatur und relativer Feuchte (Anfang März bis Ende April 2012) in einem der vier Züge des Beladungsprüfstandes

Messungen zur Ermittlung der Partikelfracht erfolgten unter Verwendung eines Fast Mobility Particle Sizers (FMPS, Fa. TSI). Dieses System ermöglicht es, messprinzipbedingt - im Gegensatz zum Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) - Partikelgrößenverteilungen zeitlich hoch aufgelöst abzubilden und ist daher zur Beurteilung sehr instationärer Prozesse geeignet.

In Abb. 4.9 ist die zeitliche Entwicklung der Gesamtanzahlkonzentration für einen vierundzwanzigstündigen Zeitraum zu sehen. Man erkennt deutlich den instationären Charakter.

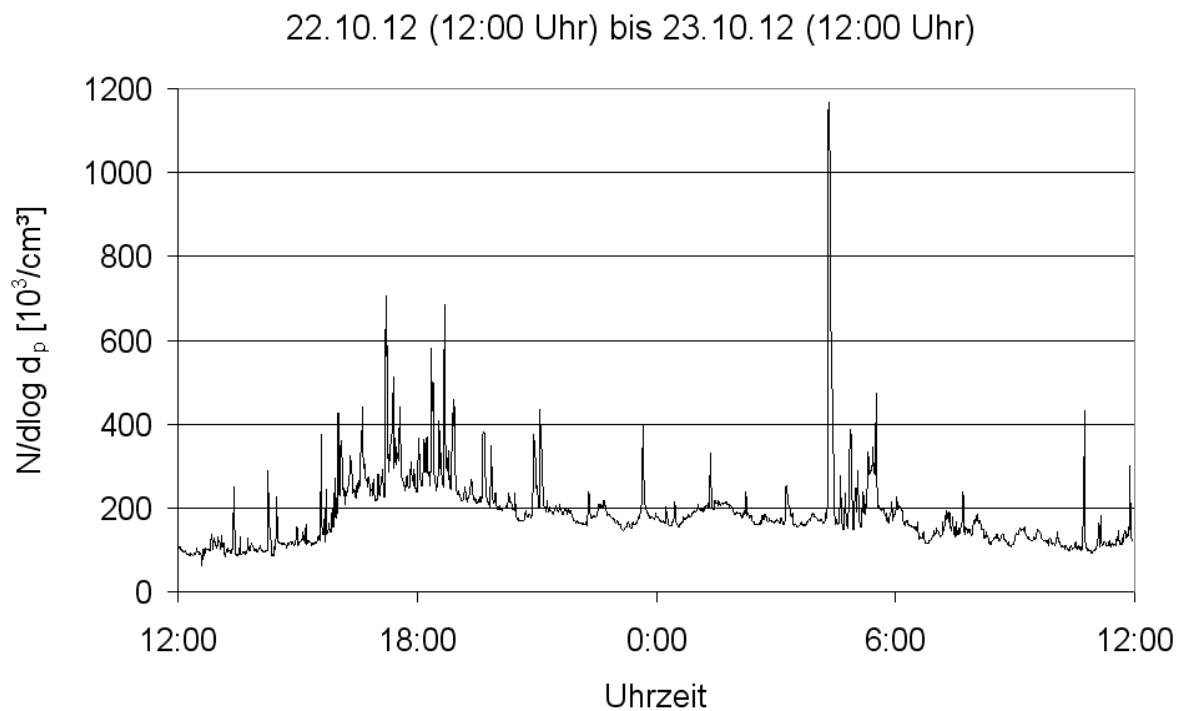
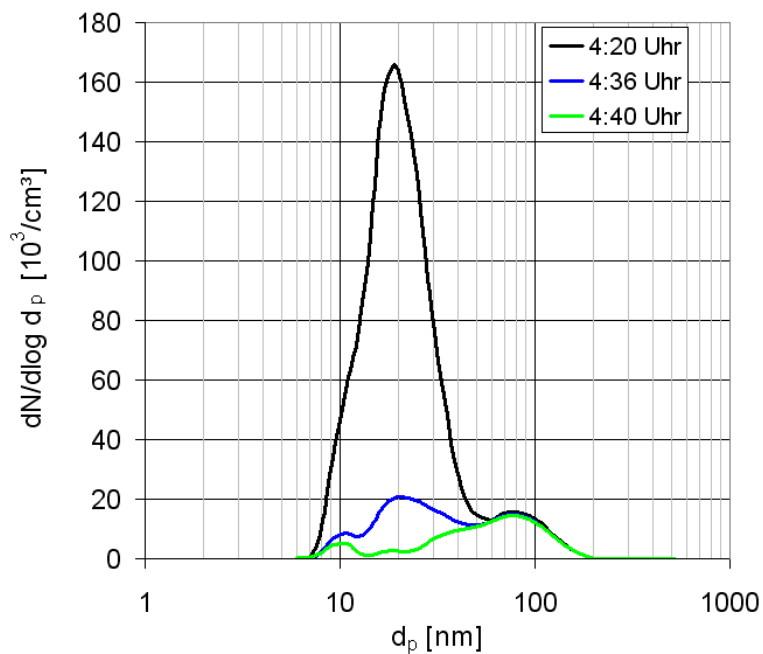


Abb. 4.9: Gesamtpartikelanzahlkonzentration in der angesaugten Außenluft / FMPS-Messung

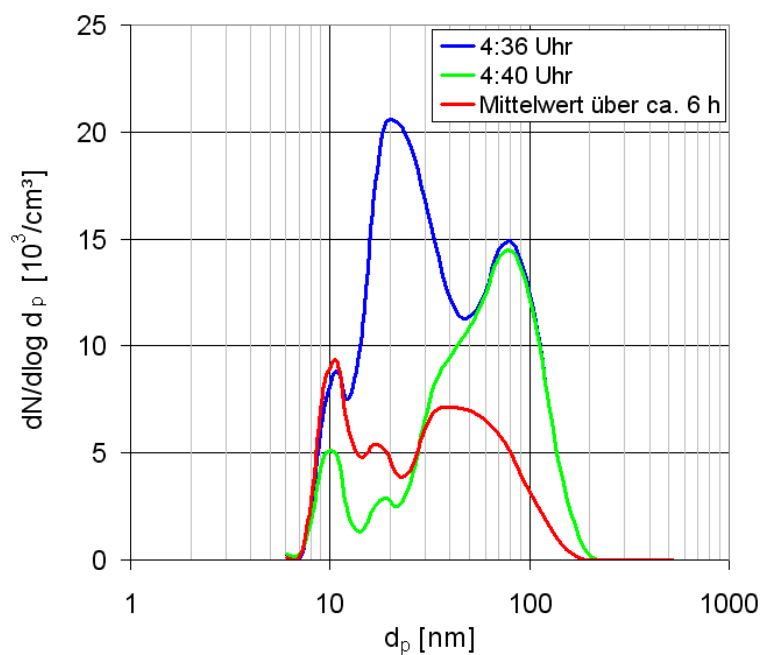
Abb. 4.10 und Abb. 4.11 zeigen exemplarische Anzahlverteilungen der Partikel in der Außenluft. Die drei Minutenmittel, die in Abb. 4.10 verglichen werden, liegen innerhalb eines Zeitraumes von zwanzig Minuten. Nicht nur die Anzahlkonzentration, sondern auch die Durchmesserverteilung unterliegt starken Änderungen in kurzen Zeitabschnitten.

Wenn man mit den Partikeln der Außenluft selbst und nicht mit einem zudosierten Prüfaerosol Fraktionsabscheidegrade ermitteln möchte, kommt es nicht zuletzt auf Grund der hohen Instationarität naturgemäß zu stark streuenden Ergebnissen.



**Abb. 4.10: Anzahlverteilungen (Minutenmittel)
in der angesaugten Außenluft / FMPS-Messung**

Abb. 4.11 stellt zwei der bereits gezeigten Minutenmittel der Anzahlverteilung einer über mehrere Stunden gemittelten Anzahlverteilung gegenüber. Eine genauere Beschreibung der abgebildeten mehrmodalen Verteilungen der FMPS-Messungen erfolgt später in diesem Bericht in der Textpassage zur Abb. 4.34.



**Abb. 4.11: Anzahlverteilungen (Vergleich Minutenmittel / Mittel über 6 h)
in der angesaugten Außenluft / FMPS-Messung**

4.3 Messung zur Partikelabscheidung am Prüfstand nach DIN 71460-1 an neuen und beladenen Filtern

Am Normprüfstand sind Messungen mit unterschiedlichen Prüfaerosolen in unterschiedlichen Beladungsstadien von Kfz-Innenraumfiltern durchgeführt worden. Die jeweiligen Fraktionsabscheidegrade wurden mit denen der Filter im Neuzustand und nach einer Isopropanolbehandlung verglichen. Die Beladung mit Außenluft, Dieselruß sowie Flammruß sind am Beladungsprüfstand und die Beladung mit dem Prüfstaub A2 am Normprüfstand selbst durchgeführt worden.

4.3.1 Prüfung von Kfz-Innenraumfiltern unter Laborbedingungen

Die Prüfung nach DIN 71460-1 sieht die Verwendung des Prüfstaubes A2 (oder A4) gemäß ISO 12103-1 für die Beladung und für die Messung des Fraktionsabscheidegrades vor.

Die im Folgenden gezeigten Fraktionsabscheidegrade wurden unter Verwendung eines Aerosolspektrometers (Welas, Fa. Palas GmbH, Karlsruhe) ermittelt. Beim Partikeldurchmesser handelt es sich um einen optischen, streulichtbasierten Äquivalentdurchmesser (Latex-Kalibrierkurve).

Die Entwicklung des A2-Fraktionsabscheidegrades mit zunehmender A2-Beladung an einem Kfz-Innenraumfilter mit Elektretwirkung wird exemplarisch in Abb. 4.12 in der linken Grafik dargestellt. Ausgehend vom Anfangsabscheidegrad (schwarze Kurve) erfolgt zunächst eine sukzessive Reduktion der Effizienz bis zu einem Minimum (rote Kurve). Eine weitere A2-Beladung führt zu einem Anstieg der Effizienz (blaue Kurve). Dieses Verhalten begründet sich durch die Überlagerung eines mit zunehmender Beladung nachlassenden elektrophoretischen Beitrages zur Abscheidung und der sich verbessernden mechanischen Abscheidung mit ansteigender eingelagerter Staubmenge.

Das rechte Diagramm der Abbildung zeigt den Druckverlust als Funktion der in den Prüfkanal zudosierten A2-Partikelmasse.

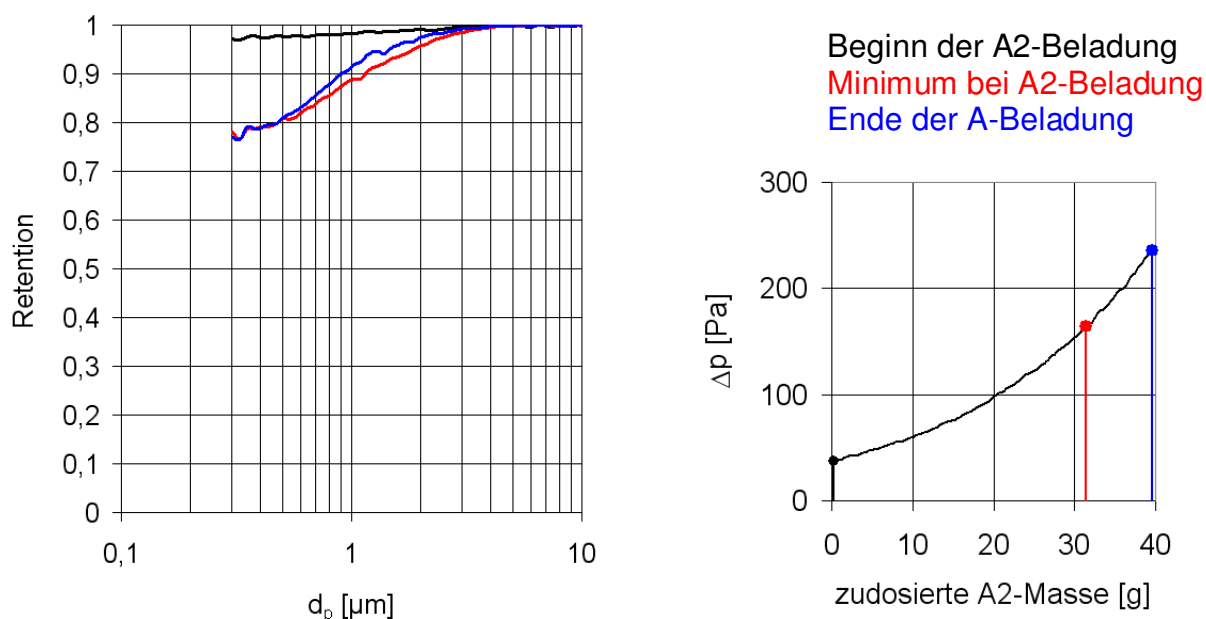


Abb. 4.12: Entwicklung der Effizienz mit zunehmender A2-Beladung bei 200 m³/h und einer zudosierten Staubmassenkonzentration von 75 mg/m³

Zur detaillierteren Betrachtung der Veränderung der Effizienz während der Beladung wurden vier Partikelfilter und zwei Kombifilter unterschiedlicher Hersteller für einen Fahrzeugtyp aus dem Segment der Kompaktklasse untersucht.

Im Fokus steht die Änderung der Fraktionsabscheidegrade bei zunehmender Beladung mit dem Prüfstaub A2. Der Staub dient dabei sowohl zur Beladung als auch zur Effizienzmessung und wird konform zur DIN 71460-1 nicht neutralisiert.

Die im Rahmen der Studie untersuchten Filter sind alle für denselben Fahrzeugtyp und haben daher identische äußere Abmaße. Aufgrund der unterschiedlichen Faltenanzahl der plissierten Filter von verschiedenen Herstellern differieren diese im Hinblick auf die zur Verfügung stehende Filterfläche. Die Filterflächen und die resultierenden mittleren Filtrationsgeschwindigkeiten bei dem für die Filterprüfung gewählten Betriebsvolumenstrom von 200 m³/h sind in Tab. 1 aufgelistet.

Filter	Filterfläche (ca.)	mittlere Filtrationsgeschw. bei 200 m ³ /h
	[m ²]	[cm/s]
Hersteller A	0,60	9,3
Hersteller B	0,57	9,7
Hersteller C	0,51	10,9
Hersteller D	0,53	10,5
Hersteller A (Kombi)	0,41	13,6
Hersteller E (Kombi)	0,41	13,6

Tab. 1: Filterflächen und Filtrationsgeschwindigkeit

In Abb. 4.13 ist der Druckverlust für die vier betrachteten Partikelfilter dargestellt. Im linken Diagramm ist er als Funktion des Volumenstroms aufgetragen, im rechten als Funktion der Filtrationsgeschwindigkeit. Als Fehlerbalken sind die Standardabweichungen über die gemessenen Druckverluste von je drei Filtern eines Typs eingetragen. Der plissierte Filter des Herstellers B weist den größten Strömungswiderstand auf, der des Herstellers C den geringsten. Da sich der Druckverlust eines plissierten Filters additiv aus dem reinen Mediendruckverlustanteil und einem Reibungsdruckverlustanteil bei Durchströmung der Falten ergibt, kann man nicht unmittelbar auf die Permeabilität bzw. die Porosität des Mediums schließen. Bei ähnlicher Faltenanzahl und demzufolge vergleichbarer Filterfläche, wie es bspw. bei den Filtern der Hersteller A und B gegeben ist, lässt sich aber bereits basierend auf den Ergebnissen der Druckverlustmessung schließen, dass der Filter des Herstellers B eine geringere Porosität des Mediums aufweist. Dies hat eine entsprechende Auswirkung auf die Beladungscharakteristik.

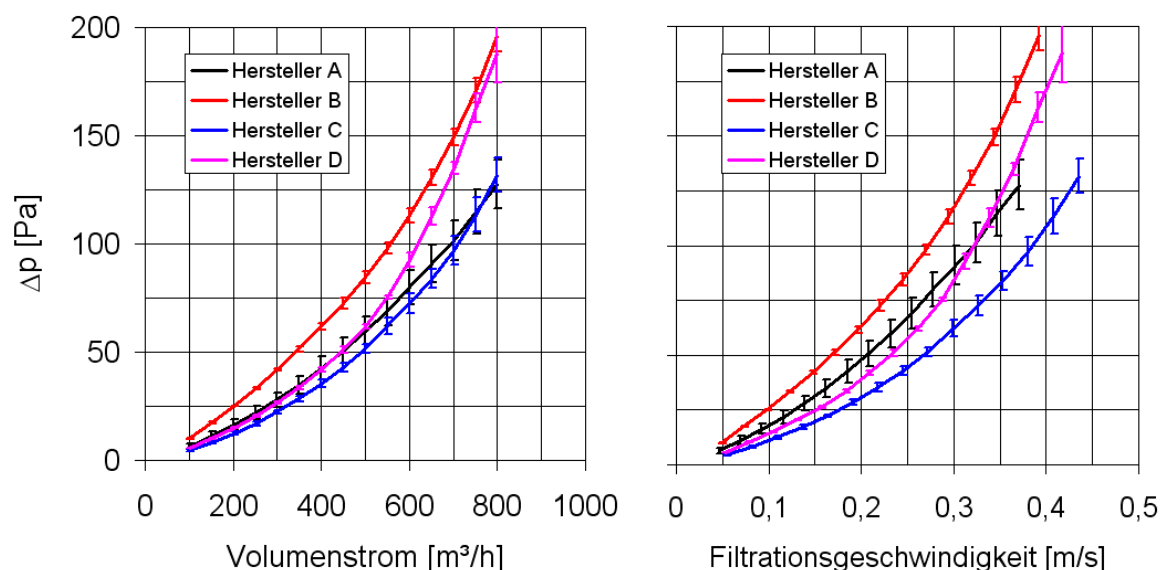


Abb. 4.13: Druckverlust der Partikelfilter als Funktion des Volumenstroms bzw. als Funktion der Filtrationsgeschwindigkeit

Abb. 4.14 zeigt den Druckverlust als Funktion des Volumenstroms bzw. der Filtrationsgeschwindigkeit für den Partikel- und den Kombifilter des Herstellers A. Aufgrund der geringeren Filterfläche und der resultierenden höheren Filtrationsgeschwindigkeit beim Kombifilter, weist dieser einen höheren Druckverlust bei gleichem Volumenstrom auf als der Partikelfilter. Wählt man die Darstellung des Druckverlustes als Funktion der Filtrationsgeschwindigkeit (rechtes Diagramm), zeigt sich, dass der Kombifilter einen geringeren Druckverlust aufweist als der Partikelfilter. Da

die zusätzliche Adsorbenschicht auch einen Druckverlust verursacht, wurde für die Partikelfiltrationsschicht also offensichtlich ein Vlies mit deutlich höherer Porosität gewählt. Aufgrund des Filtermediums mit höherer Porosität, der geringeren Filterfläche und der höheren Filtrationsgeschwindigkeit ist beim Kombifilter eine schlechtere Partikelabscheidung zu erwarten als beim „reinen“ Partikelfilter.

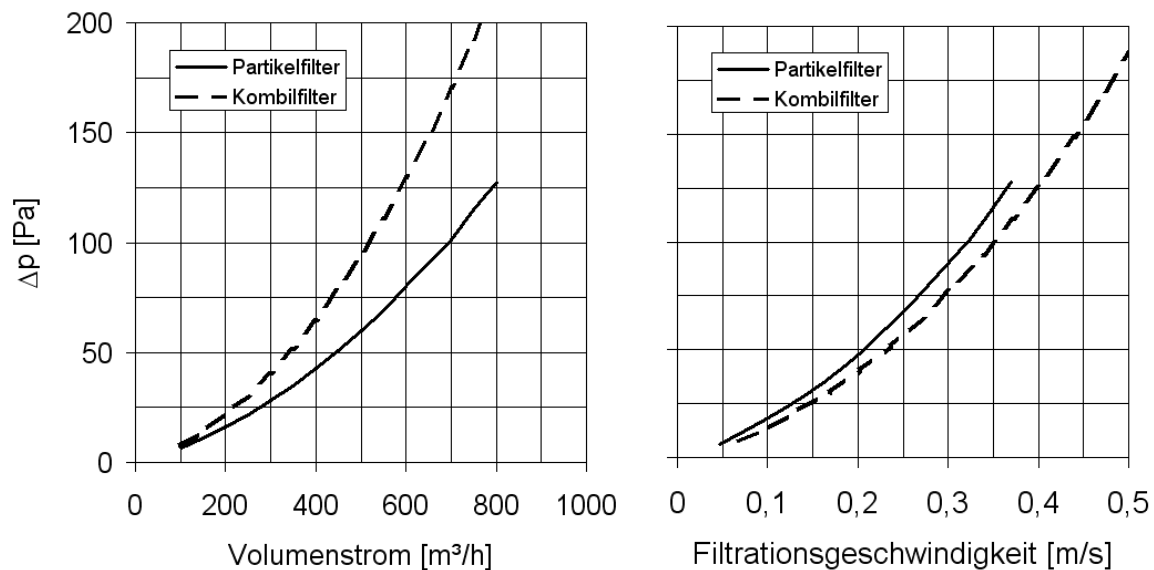


Abb. 4.14: Druckverlust des Partikelfilters und des Kombifilters Hersteller A als Funktion des Volumenstroms bzw. als Funktion der Filtrationsgeschwindigkeit

Abb. 4.15 zeigt für den Partikelfilter des Herstellers A die Entwicklung des Fraktionsabscheidegrades mit zunehmender A2-Beladung. Der Anfangsabscheidegrad (schwarze Kurve) ist im Bereich $0,4 \mu\text{m}$ bis $1,0 \mu\text{m}$ konstant bei ca. 97 % und steigt für größere Partikeldurchmesser auf 100 %. Mit zunehmender Beladung sinkt der Abscheidegrad zunächst, der Minimalwert (rote Kurve) liegt bei ca. 87 %. Bei weiterer Beladung steigt die Effizienz dann wieder an. Der Abscheidegrad am Ende des Tests (bei einem Druckverlust von ca. 210 Pa) ist hier wieder im Bereich des Anfangsabscheidegrades.

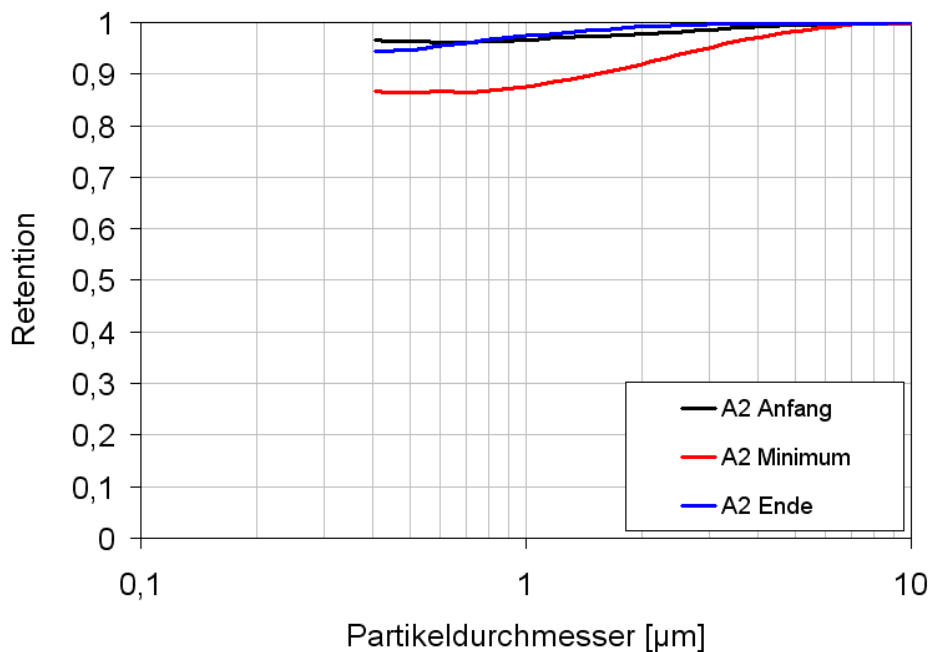


Abb. 4.15: Partikelfilter / Hersteller A
Änderung des Fraktionsabscheidegrads bei Beladung mit A2

Die Ergebnisse für den Filter des Herstellers B sind in Abb. 4.16 aufgeführt. Der Anfangsabscheidegrad ist auf einem geringeren Niveau als beim Filter des Herstellers A, das anfängliche Nachlassen der Effizienz hin zum Minimum bei der A2-Beladung ist weniger stark ausgeprägt. Der Fraktionsabscheidegrad am Ende des Tests liegt auf demselben Niveau, wie beim Filter des Herstellers A.

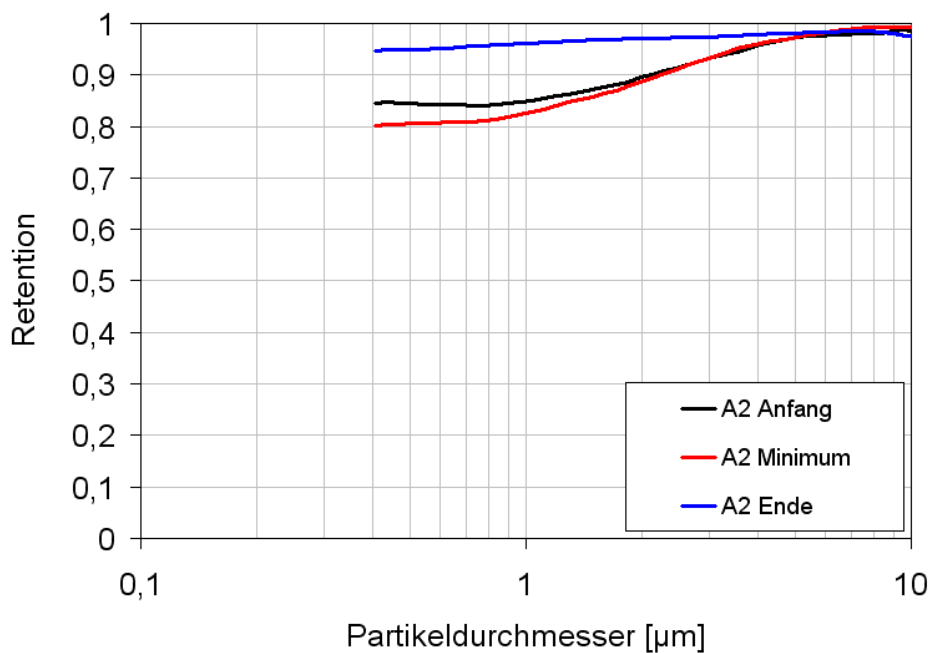


Abb. 4.16: Partikelfilter / Hersteller B
Änderung des Fraktionsabscheidegrads bei Beladung mit A2

Abb. 4.17 zeigt die Beladungskurven für die beiden Partikelfilter der Hersteller A und B. Aufgetragen ist der Druckverlust als Funktion der zudosierten A2-Partikelmasse. Die schwarzen, roten und blauen Punkte zeigen jeweils in welchem Stadium der Beladung Anfangs-, Minimaleffizienz und „Endeffizienz“ detektiert wurden.

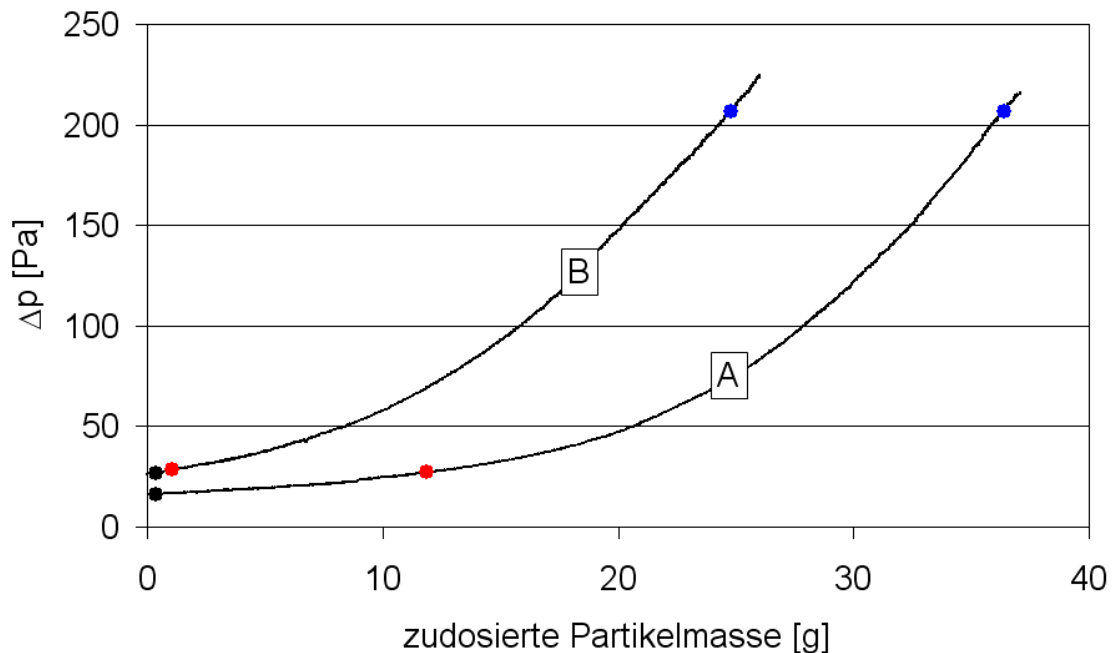


Abb. 4.17: Partikelfilter / Hersteller A + B / Beladungskurven

Die Fraktionsabscheidegrade für den Filter mit der geringsten Retention (Hersteller C) sind in der Abb. 4.18 eingetragen. Bereits der Anfangsabscheidegrad liegt deutlich unterhalb des Anfangsabscheidegrads der Filter von Hersteller A und B. Der Minimalabscheidegrad ist nochmals entsprechend tiefer. Der Filter weist erst nach Beaufschlagung mit einer erheblichen Staubmasse einen Fraktionsabscheidegrad auf, der in der Größenordnung der Minimaleffizienz der Filter von Hersteller A und B liegt.

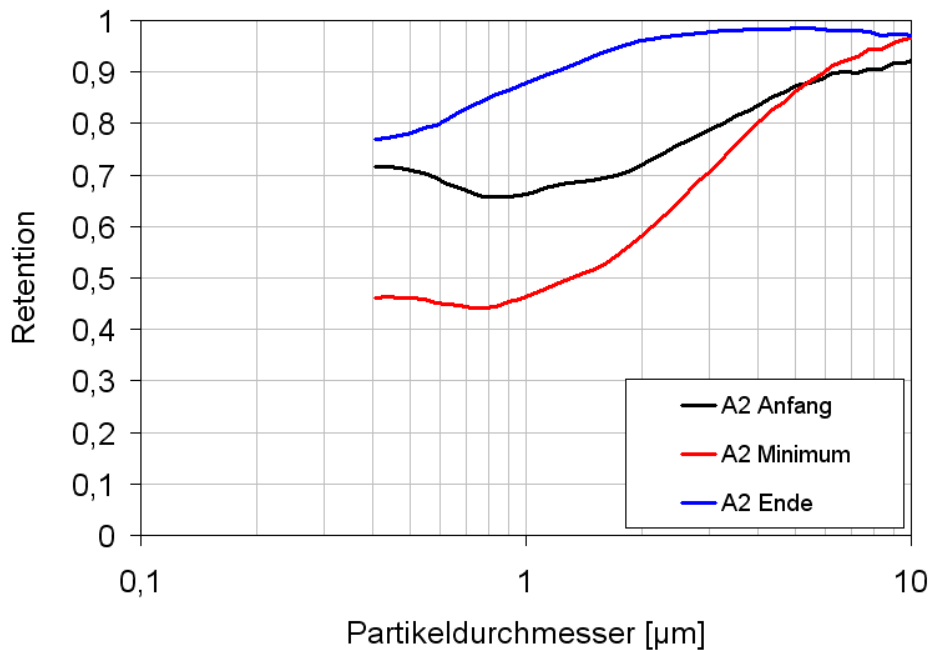


Abb. 4.18: Partikelfilter / Hersteller C
Änderung des Fraktionsabscheidegrads bei Beladung mit A2

Für den Kombifilter des Herstellers A sind die Fraktionsabscheidegrade in der Abb. 4.19 eingetragen. Sowohl die Anfangseffizienz als auch die Minimaleffizienz und die Effizienz am Ende der Prüfung liegen unterhalb der jeweiligen Effizienz des Partikelfilters des Herstellers A.

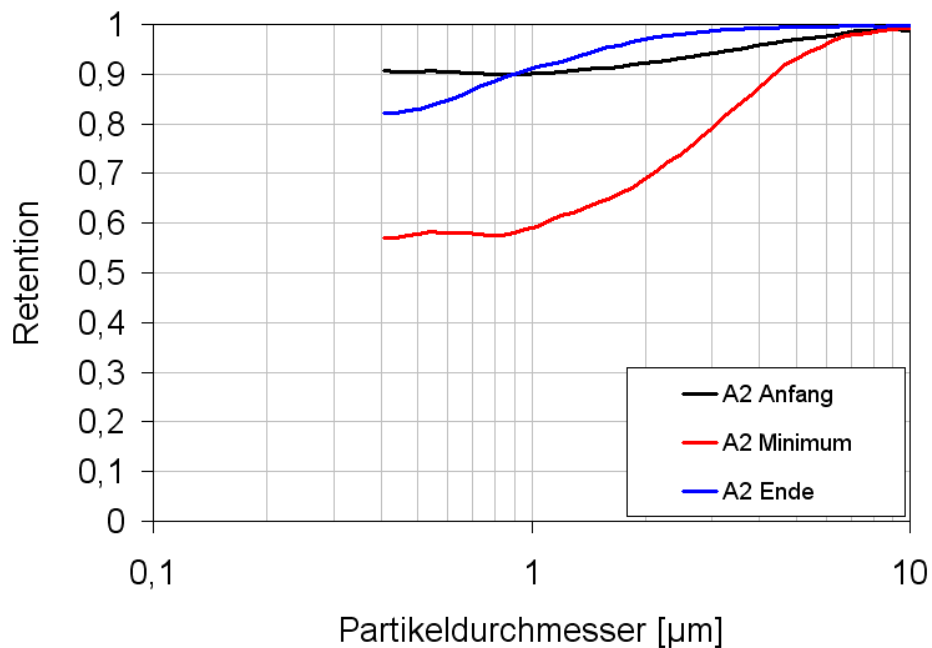


Abb. 4.19: Kombifilter / Hersteller A
Änderung des Fraktionsabscheidegrads bei Beladung mit A2

Die Verwendung von A2 im generierungsbedingt elektrisch hoch aufgeladenen Zustand führt zu Fraktionsabscheidegraden, die auf einem überproportional hohen elektrophoretischen Abscheidebeitrag basieren. Es werden Effizienzen suggeriert, die im Realbetrieb, bei dem die Filter in der Regel mit einem Aerosol im Ladungsgleichgewicht beaufschlagt werden, auf diesem Niveau nicht zu erwarten sind. Für den Partikelfilter des Herstellers A sind in der Abb. 4.20, zum Vergleich mit den Fraktionsabscheidegraden während der Beladung, die A2-Effizienz am isopropanolbehandelten Filter und die DEHS-Effizienz am neuen und am isopropanolbehandelten Filter eingetragen. Für das hoch aufgeladene Testaerosol A2 ergibt sich bereits durch die Entladung des Filters eine erhebliche Reduzierung der Retention. Obwohl in diesem Fall dem Filter seine Elektretwirkung durch die Isopropanolbehandlung genommen wurde, kann dennoch ein elektrophoretischer Abscheidebeitrag erfolgen, da die hoch aufgeladenen Partikel auf den Filterfasern Spiegelladungen hervorrufen können.

Wenn als Testaerosol das schon generierungsbedingt vergleichsweise neutrale Aerosol DEHS verwendet wird, werden Effizienzen gemessen, die nochmals deutlich geringer sind. Beim Filter im unbehandelten Neuzustand erfolgt für DEHS ein elektrophoretischer Abscheidebeitrag durch Polarisation neutraler Partikel. Im Falle der Isopropanolbehandlung des Filters bei Verwendung von DEHS liegt eine Abscheidung der Partikel nur noch aufgrund der mechanischen Abscheidemechanismen vor.

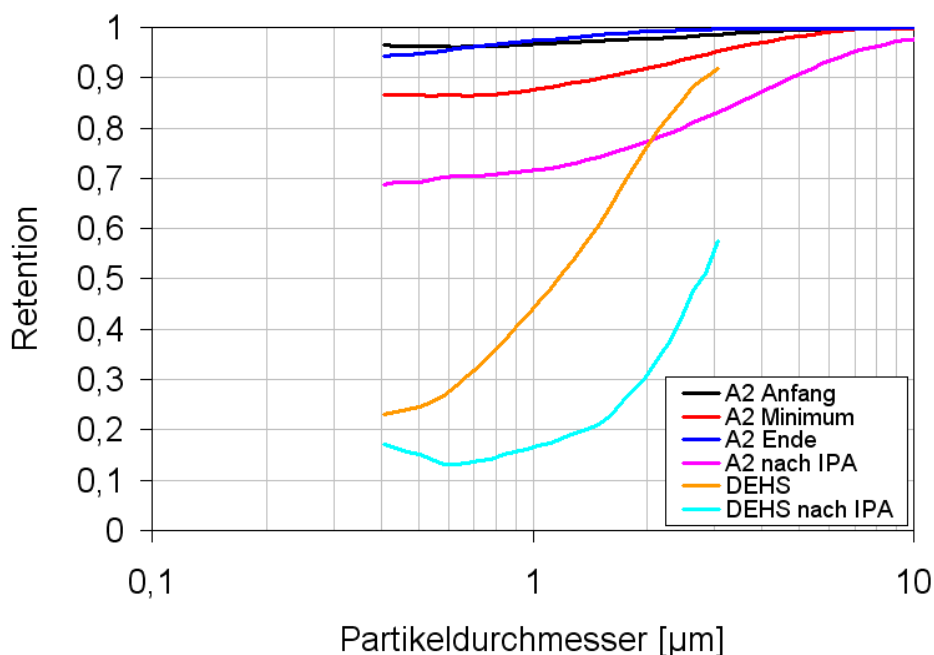


Abb. 4.20: Partikelfilter / Hersteller A
Prüfaerosole A2 und DEHS / Isopropanolbehandlung des Filters

Abb. 4.21 zeigt für die Partikelfilter der Hersteller A und B die Retention von Partikeln mit einem optischen Äquivalentdurchmesser (Latexkalibrierkurve) von $0,4 \mu\text{m}$ als Funktion des Druckverlustes während der Beladung mit A2. Der Filter des Herstellers A (schwarze Kurve) erfährt zunächst eine Verminderung der Effizienz, welche durch ein allmähliches Nachlassen des elektrophoretischen Abscheidebeitrags begründet ist, um sich dann mit zunehmender Beladung zu verbessern. Beim Filter des Herstellers B (rote Kurve), der bei einem etwas höheren Anfangsdruckverlust startet, ist nur ein geringer Einbruch zu verzeichnen. Die Effizienz für den betrachteten Partikeldurchmesser verbessert sich praktisch von Beginn an. Die A2-Effizienz nach der Isopropanolbehandlung und die DEHS-Anfangseffizienz sind zum Vergleich in das Diagramm eingetragen.

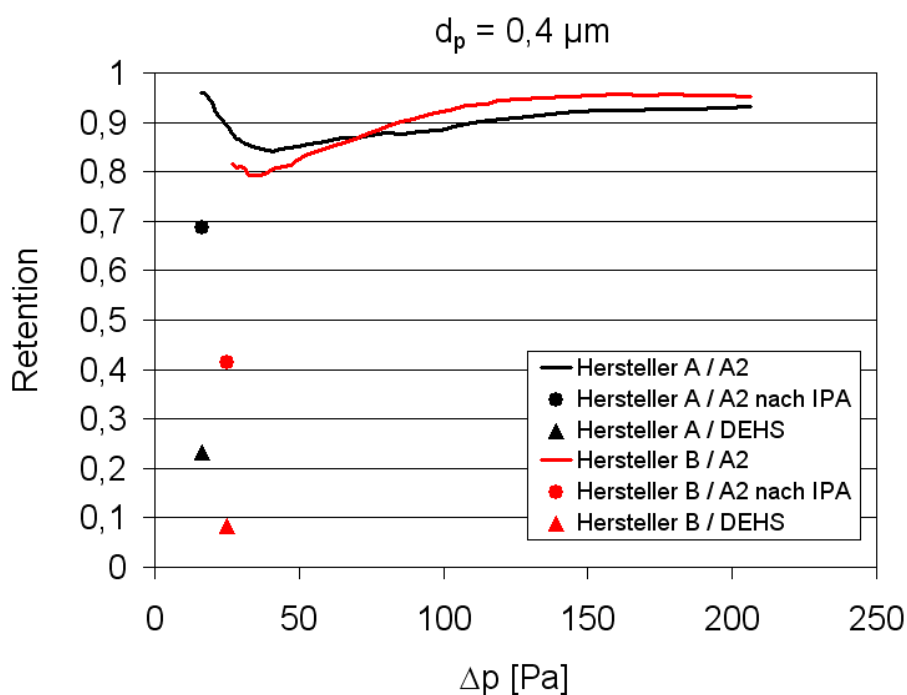


Abb. 4.21: Partikelfilter / Hersteller A + B
 Änderung der A2-Effizienz ($0,4 \mu\text{m}$) als Funktion des Druckverlustes
 im Vergleich zur A2-Effizienz nach IPA und zur DEHS-Effizienz

Abb. 4.22 zeigt den Vergleich der Entwicklung der A2-Effizienz für alle vier betrachteten Partikelfilter. Man erkennt, dass sich die vier Filter zwar auf unterschiedlichem Effizienzniveau befinden, alle aber vom Verlauf eine ähnliche Charakteristik aufweisen. Insbesondere befindet sich das Minimum bei einem ähnlichen Druckverlustwert.

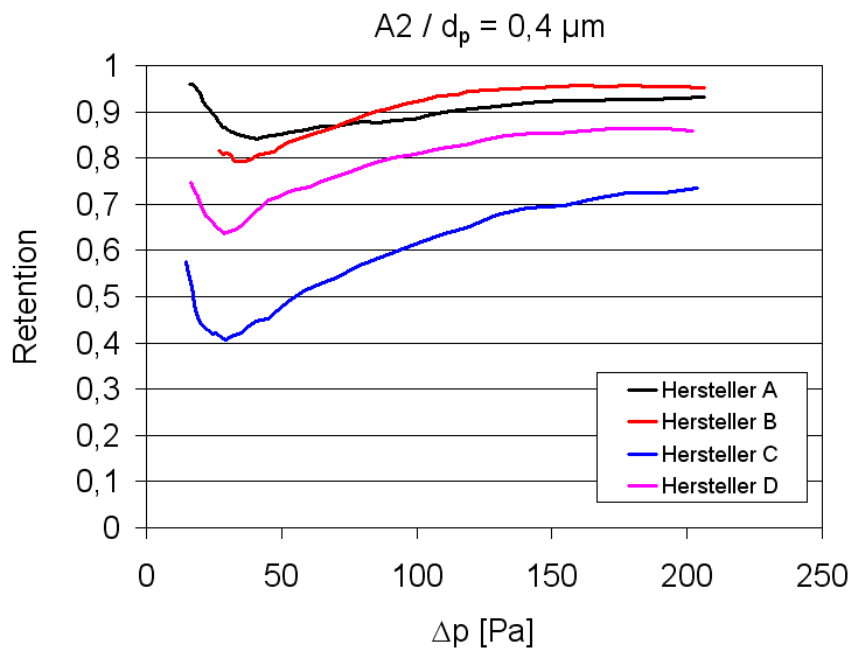


Abb. 4.22: Änderung der A2-Effizienz (0,4 μm) als Funktion des Druckverlustes / Partikelfilter

In Abb. 4.23 ist die 0,4 μm A2-Effizienz als Funktion der zudosierten Partikelmasse aufgetragen. In dieser Darstellungsform erkennt man, dass der Filter des Herstellers A sein Minimum erst in einem deutlich späteren Stadium der Beladung erreicht als die anderen drei Filter. Das Zusammenspiel von nachlassender Elektretwirkung und Verbesserung der Effizienz mit zunehmender Staubbeladung ist bei diesem Filter offensichtlich besser als bei den Konkurrenzprodukten.

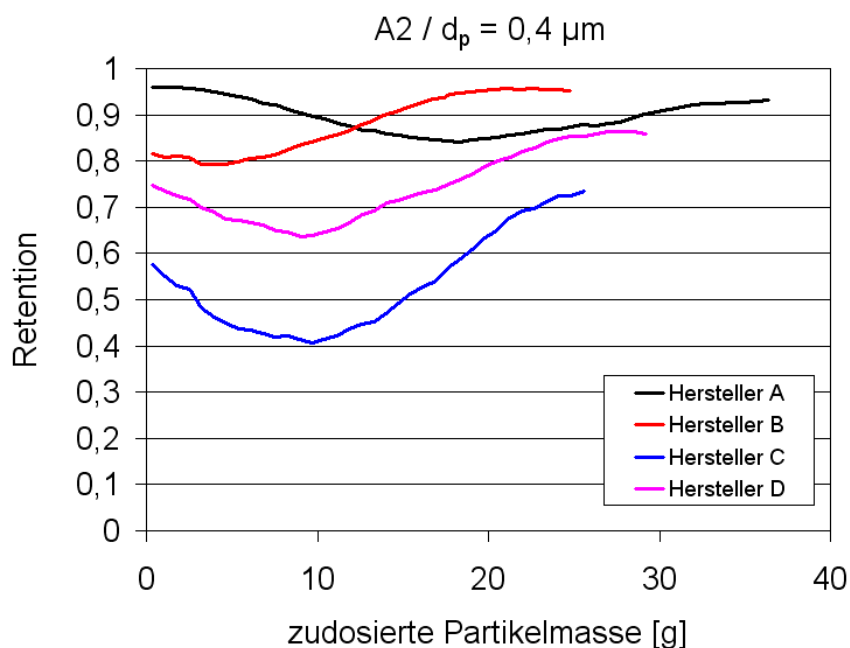


Abb. 4.23: Änderung der A2-Effizienz (0,4 μm) als Funktion der zudosierten Masse/ Partikelfilter

Abb. 4.24 zeigt den Vergleich der Entwicklung der A2-Effizienz für die zwei betrachteten Kombifilter als Funktion des Druckverlustes. Abb. 4.25 zeigt selbiges als Funktion der zudosierten Partikelmasse. Es stellen sich qualitativ gleichartige Charakteristiken dar wie bei den Partikelfiltern. Wenn man vom Partikelfilter des Herstellers C absieht, liegen die Effizienzen der Kombifilter auf einem geringeren Niveau als die der Partikelfilter.

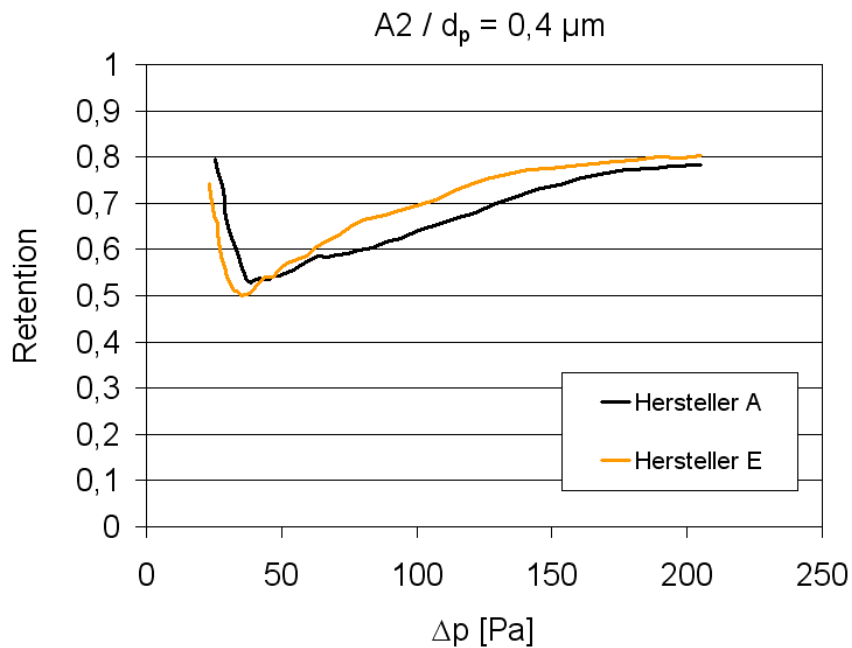


Abb. 4.24: Änderung der A2-Effizienz ($0,4 \mu\text{m}$) als Funktion des Druckverlustes / Kombifilter

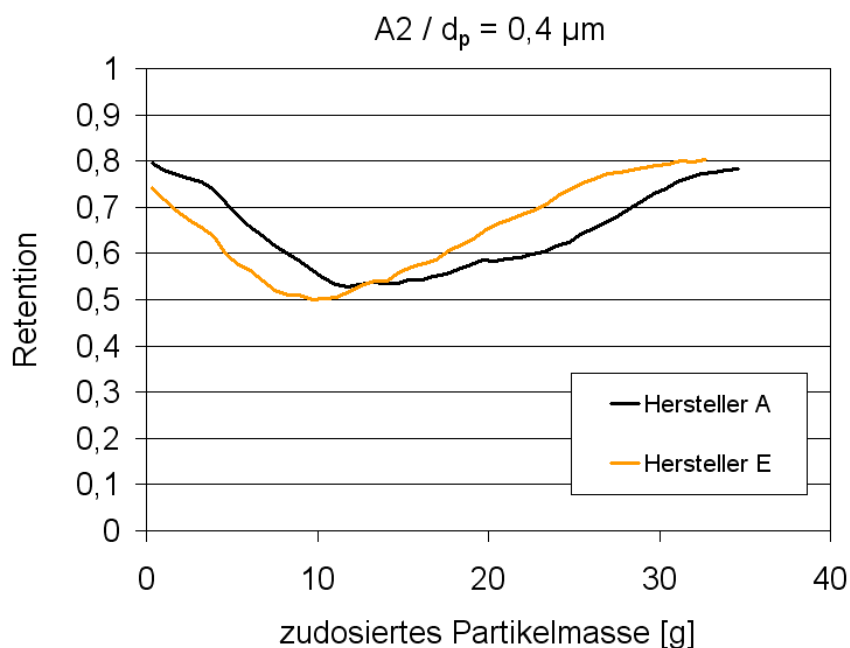


Abb. 4.25: Änderung der A2-Effizienz ($0,4 \mu\text{m}$) als Funktion der zudosierten Masse/ Kombifilter

Für den Kombifilter des Herstellers E ist in Abb. 4.26 die Entwicklung der A2-Effizienz mit zunehmender A2-Beladung am isopropanolbehandelten Filter (rote Kurve) derjenigen am neuen Filter (orange Kurve) gegenübergestellt. Eine Reduktion der Effizienz zu Beginn der Beladung ist hier, da der Filter durch das Isopropanol elektrostatisch neutralisiert worden ist, nicht mehr zu verzeichnen. Die Effizienz verbessert sich von Beginn an. Zum Vergleich sind die DEHS-Effizienzen am neuen (rotes Dreieck) und am isopropanolbehandelten (rotes Quadrat) Filter im Diagramm eingetragen. Die DEHS-Effizienzen liegen erwartungsgemäß bei deutlich geringeren Retentionswerten als beim generierungsbedingt elektrisch hoch aufgeladenen A2.

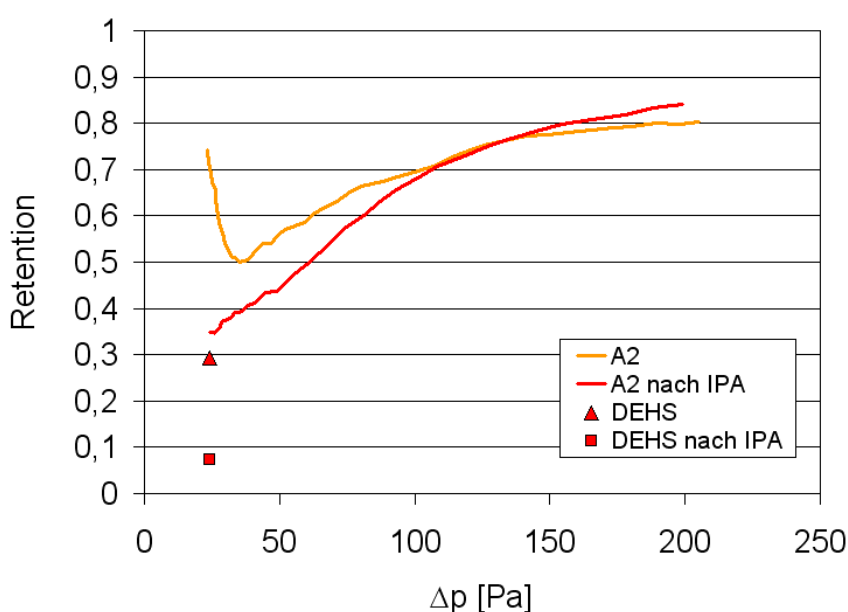


Abb. 4.26: Kombifilter neu und nach IPA/ Hersteller E
 Änderung der A2-Effizienz (0,4 µm) als Funktion des Druckverlustes
 im Vergleich zur DEHS-Effizienz

4.3.2 Beladung mit Außenluft / Kombifilter aus Kfz mit unbekannter Nutzungshistorie

Abb. 4.27 zeigt den Vergleich der DEHS-Effizienzen an einem unbeladenen Kombifilter (blaue Kurve) und an gebrauchten Kombifiltern (schwarze Kurven). Die DEHS-Effizienzen wurden unter Verwendung eines aerodynamischen Partikelmessgeräts (APS, Fa. TSI) ermittelt, der aerodynamische Äquivalentdurchmesser wurde mit der Dichte von DEHS auf den geometrischen Äquivalentdurchmesser umgerechnet.

Die typgleichen, gebrauchten Filter, wurden von Kfz-Werkstätten bezogen und hatten eine unbekannte Beladungshistorie in Fahrzeugen in der Größenordnung von ein bis zwei Jahren erfahren. Die ca. 20 Filter, die hierbei betrachtet wurden, stammten aus

Werkstätten aus der Ruhrgebietsregion. Demzufolge kann man annehmen, dass die Fahrzeuge primär auch in dieser Region genutzt und die Filter mit den hier örtlich vorliegenden Immissionen beaufschlagt wurden. Sie weisen gegenüber typgleichen Filtern im Neuzustand bei einem Volumenstrom von 200 m³/h fast ausnahmslos Druckverlustanstiege in der Größenordnung bis zu 15 Pa auf.

Die gemessenen Filtereffizienzen der gebrauchten Filter zeigten, dass sie ihre Elektretwirkung in weiten Teilen oder gänzlich verloren haben. Sie liegen alle erkennbar unterhalb der Effizienz, die an diesem Filtertyp im Neuzustand festgestellt werden kann. Der dargestellte Fraktionsabscheidegrad für den neuen, unbeladenen Filter basiert auf einer Mittelwertbildung über die ermittelten Effizienzen von fünf Filtern. Die Ergebnisse an den unbeladenen Filtern streuen je nach Partikeldurchmesser bis zu einer Größenordnung von ± 5 %-Punkten Retention. Die aus den Werkstätten bezogenen gebrauchten, typgleichen Filter stammten zwangsläufig aus anderen Produktionschargen als die fünf geprüften unbeladenen Filter. Demzufolge ist weder die strukturelle Homogenität der verbauten Filtervliese noch eine gleichartige elektrostatische Ladung der Filterfasern im Anfangsstadium sichergestellt. Der elektrische Ladungszustand der neuen Filter kann darüber hinaus durch Dauer und Art der Lagerung zwischen Produktion und Betriebseinsatz beeinflusst werden.

Aus den angestellten Untersuchungen lassen sich daher qualitative Aussagen ableiten, aber keine quantitativ belastbaren Daten. Eine genauere Beurteilung, ob die gebrauchten Filter lediglich in graduell unterschiedlichem Maß ihre Elektretwirkung verloren haben oder ob sich bei einigen von ihnen die Effizienz mit zunehmend abgeschiedener Partikelmenge bereits wieder begonnen hat zu verbessern, ist nicht möglich. Es kann aber festgestellt werden, dass sich bei keinem der gebrauchten Filter bis zu seinem Austausch eine Effizienz eingestellt hat, die oberhalb der Anfangseffizienz der Filter dieses Typs liegt.

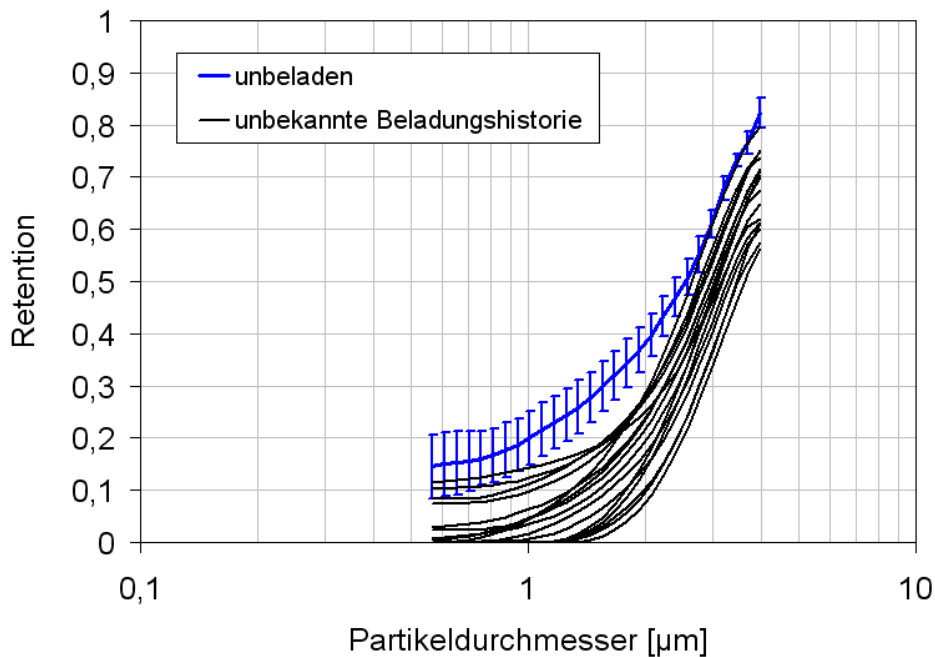


Abb. 4.27: DEHS-Effizienzen an Kombifiltern / unladen und unbekannte Beladungshistorie

4.3.3 Ortsfeste, kontinuierliche Beladung mit Außenluft / Kombifilter

Im Folgenden werden Ergebnisse für Kombifilter vorgestellt, die im Beladungsprüfstand ortsfest und kontinuierlich mit Außenluft beaufschlagt worden sind. Die Beaufschlagung im Prüfstand kann als eine Alterung der Filter im Zeitraffer bewertet werden. Hierbei können mit dem Prüfstand an einem festen Standort örtliche Immissionsunterschiede, die ein im Fahrzeug eingebauter Filter erfährt, nicht abgebildet werden. Ebenso wenig erfahren die Filter bei der beschleunigten Alterung im Beladungsprüfstand die klimatischen jahreszeitlichen Schwankungen über einen längeren Zeitraum.

Zunächst sind in Abb. 4.28 für einen Kombifiltertyp, der bei den Untersuchungen zur Außenluftalterung verwendet worden ist, die mittlere DEHS-Effizienz über je fünf Prüflinge des unbeladenen Filters und des mit Isopropanol elektrostatisch neutralisierten und ebenfalls unbeladenen Filters zum späteren Vergleich aufgetragen. Die gezeigten Fraktionsabscheidegrade wurden unter Verwendung des Welas-Partikelmessgerätes (Fa. Palas GmbH, Karlsruhe) ermittelt. Mit der Verwendung einer DEHS-Kalibrierkurve entspricht der detektierte optische Streulicht-Partikeldurchmesser dem geometrischen. Somit ist er mit dem dargestellten Partikeldurchmesser in der Abb. 4.27 unmittelbar zu vergleichen.

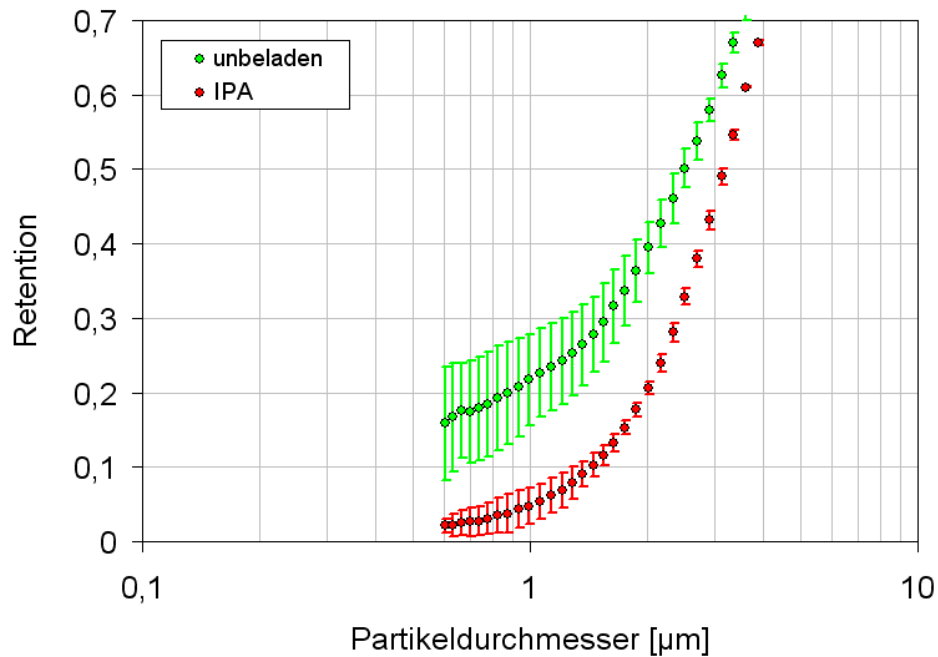


Abb. 4.28: DEHS-Effizienzen am unbeladenen und isopropanolbehandelten unbeladenen Filter

In Abb. 4.29 werden Fraktionsabscheidegrade für Filter gezeigt, die in den Sommermonaten 2012 über unterschiedlich lange Zeitdauern am Beladungsprüfstand mit Außenluft beaufschlagt wurden. Die gezeigten Mittelwerte und Standardabweichungen beruhen für die unterschiedlichen Beaufschlagungsdauern jeweils auf Messungen an fünf gealterten Prüflingen. Die streuenden Ergebnisse liegen im Bereich des Fraktionsabscheidegrades der am elektrisch neutralisierten, isopropanolbehandelten Filter ermittelt worden ist. Eine kontinuierliche Beaufschlagung über einen Zeitraum von drei Tagen hat die Filter offensichtlich bereits gänzlich elektrisch neutralisiert. Selbst die Beaufschlagung über einen Zeitraum von vier Wochen führt zu keiner Verbesserung der Effizienz mit zunehmender Beladung.

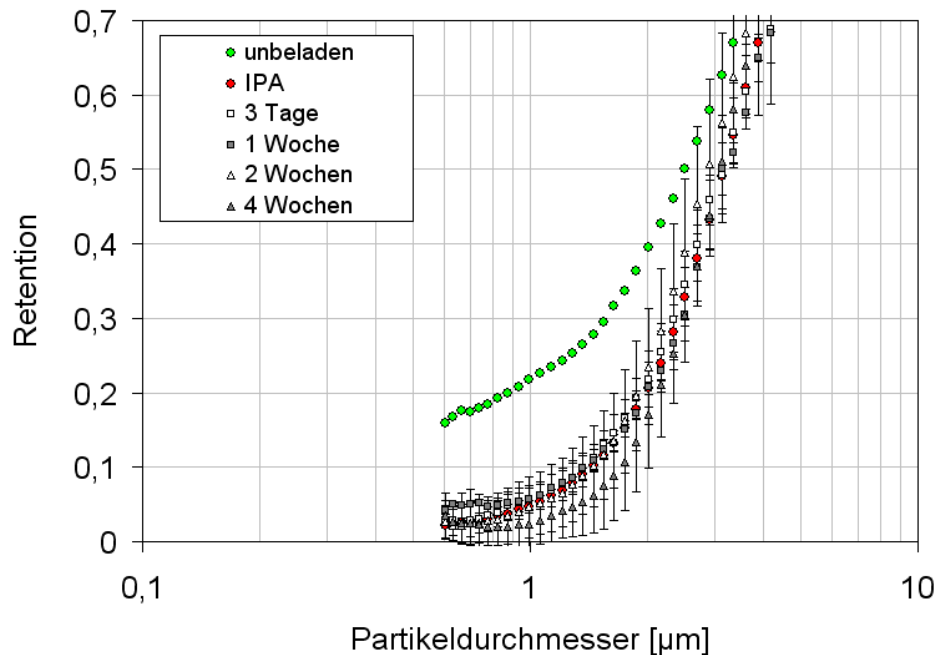


Abb. 4.29: DEHS-Effizienzen am unbeladenen und an mit Außenluft beaufschlagten Filtern

Analog zu den Betrachtungen, die in der Abb. 4.29 gezeigt werden, sind in Abb. 4.30 Ergebnisse für Filter dargestellt, denen ein Filter der Filterklasse H10 im Sinne eines Absolutfilters vorgeschaltet war. Die Filter sind somit lediglich durchströmt aber nicht maßgeblich mit Partikeln beaufschlagt worden.

Somit ist es möglich, zu differenzieren, ob die Änderung der Abscheidecharakteristik ausschließlich auf der Beaufschlagung der Filterfasern mit den Partikeln der Außenluft beruht oder ob der Verlust der Elektretwirkung des Filters auch durch die Temperatur und Feuchte der durchströmenden Luft beeinflusst worden ist.

Die Ergebnisse für Durchströmungsdauern von einer, zwei und vier Wochen liegen im Bereich des Fraktionsabscheidegrades, der am isopropanolbehandelten Filter ermittelt worden ist. Lediglich die Kurve für die kürzeste Durchströmungsdauer von drei Tagen (blaue Kurve) liegt noch geringfügig oberhalb derjenigen für den isopropanolbehandelten Filter. Der Filter scheint noch nicht komplett elektrostatisch neutralisiert worden zu sein.

Die Temperatur und Feuchte in den Zeiträumen der Durchströmung hat also dazu geführt, die Elektretwirkung der Filter größtenteils oder gänzlich aufzuheben.

Die Alterung der Filter mit Außenluft ist bei einem Volumenstrom von 200 m³/h kontinuierlich über 24 Stunden am Tag erfolgt.

Drei Tage kontinuierliche Außenluftbeaufschlagung bzw. Durchströmung „ohne Partikel“ entsprechen - bei einer angenommenen Fahrdauer von 1 h/Tag an 20 Tagen/Monat - im Zeitraffer etwa vier Monaten realem Fahrbetrieb, vier Wochen

entsprechen fast drei Jahren Nutzungsdauer, einem Zeitraum, bei dem üblicherweise bereits ein Filteraustausch im Fahrzeug stattgefunden haben sollte.

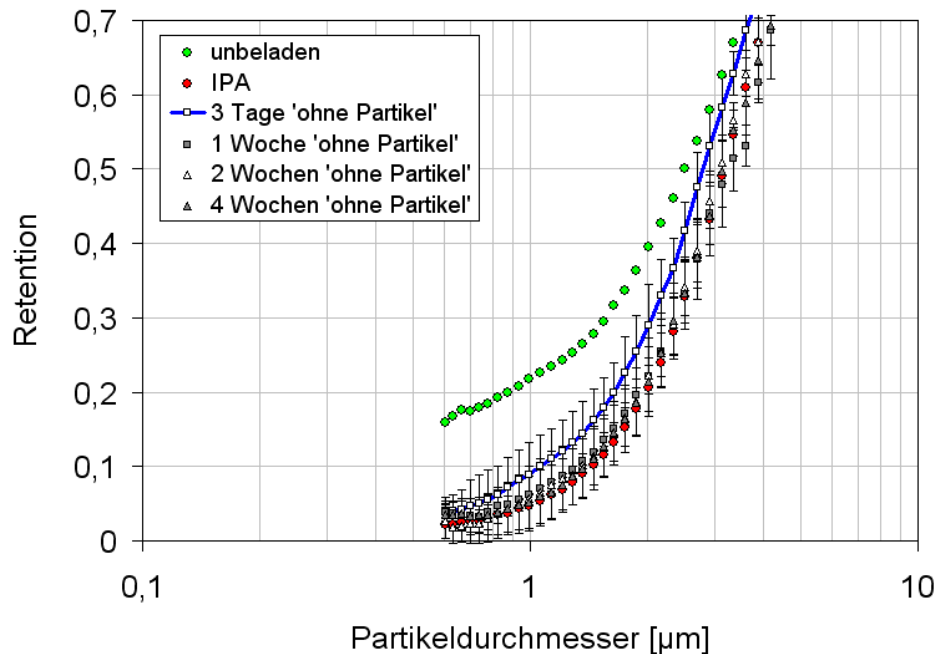


Abb. 4.30: DEHS-Effizienzen am unbeladenen und an mit Außenluft beaufschlagten Filtern

In Abb. 4.31 werden der Verlauf der Temperatur und der relativen Feuchte für einen vierwöchigen Zeitraum von Mitte Juli bis Mitte August 2012 gezeigt. Die Temperatur lag zwischen 12 °C und 39 °C, die relative Feuchte zwischen 25 % und 96 %. Als mittlere Temperatur ergibt sich 21,5 °C, als mittlere relative Feuchte ein Wert von 64 %. Während dieses Zeitraumes sind die Filter in den nächtlichen Phasen der Tagesgänge häufiger über mehrere Stunden mit Luft durchströmt worden, die relative Feuchten über 80 % aufgewiesen hat.

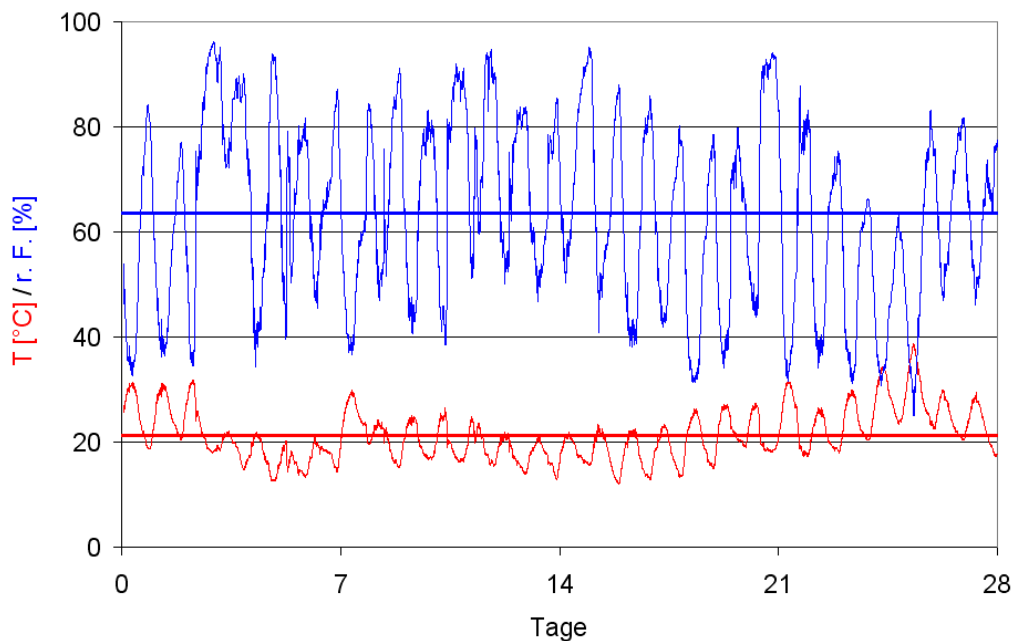


Abb. 4.31: Zeitlicher Verlauf von Temperatur und relativer Feuchte

4.3.4 Auswirkungen klimatischer Bedingungen auf die Filtereffizienz

Im Labor erfolgten weitere Messungen, um den klimatischen Einfluss auf die Elektretwirkung zu untersuchen. In Abb. 4.32 werden DEHS-Fraktionsabscheidegrade für ein Medium mit ausgeprägter elektrophoretischer Wirkung gezeigt. Bei einer Temperatur von 23 °C erfolgte, nach der Ermittlung der Anfangseffizienz bei einer relativen Feuchte von 30 %, eine sukzessive Steigerung der relativen Feuchte bis zu einem Wert von 90 % und wieder stufenweise zurück auf 30 %. Die Durchströmungsdauern vor den weiteren Effizienzmessungen betragen jeweils ca. eine Stunde.

Es ist zu erkennen, dass die Variation der Feuchte auf diesem Temperaturniveau innerhalb weniger Stunden zu einer Verminderung der Abscheideeffizienz geführt hat, so dass die Effizienz sich deutlich derjenigen am elektrisch neutralisierten Medium (rote Datenpunkte) angenähert hat.

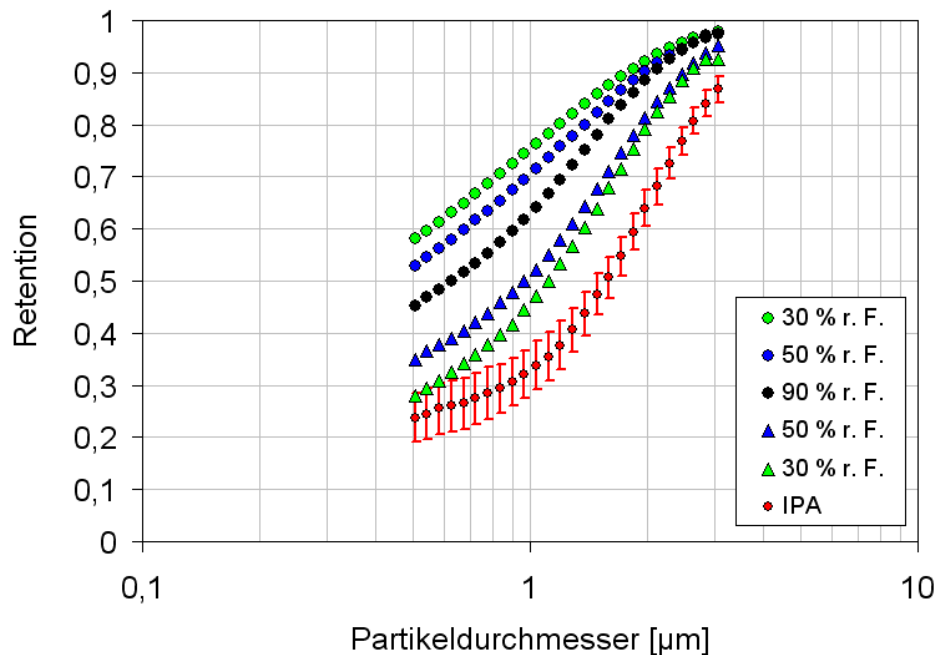


Abb. 4.32: DEHS-Effizienzen an einem Elektretmedium bei 23 °C und Variation der relativen Feuchte

In Abb. 4.33 werden, zurückgreifend auf Ergebnisse des IGF-Projekts 16076 N (2011), elektrische Potentiale an einem Elektretmedium vor und nach einer Klimabehandlung gezeigt. Das makroskopisch messbare elektrische Potential repräsentiert zwar nicht in adäquater Form das im Nahbereich einer Filterfaser auf Partikel wirkende mikroskopische elektrische Feld. Die Erfassung des makroskopischen Potentials kann jedoch zur qualitativen Beurteilung der Elektretwirkung genutzt werden. Es ist zu erkennen, dass bei der für diese Messung bewusst „hoch“ gewählten Temperatur von 50 °C und einer relativen Feuchte von 75 % schon nach einer einstündigen Durchströmung ein signifikanter Einbruch des elektrischen Potentials zu verzeichnen ist, aus dem sich logischerweise eine Reduktion des elektrophoretischen Abscheidebeitrages ergibt. Wie stark sich das elektrostatische Ladungsniveau auf dem Filter respektive den Filterfasern reduziert, hängt ab von der Dauer der Exposition, der Temperatur und der relativen bzw. der absoluten Feuchte. Wie schnell der Entladungsprozess von statten geht, wird darüber hinaus dadurch beeinflusst, ob das Filter dem klimatischen Zustand in ruhender Luft ausgesetzt ist oder ob es durchströmt wird bzw. mit welchem Luft- und Wasserdampfmassenstrom es durchströmt wird.

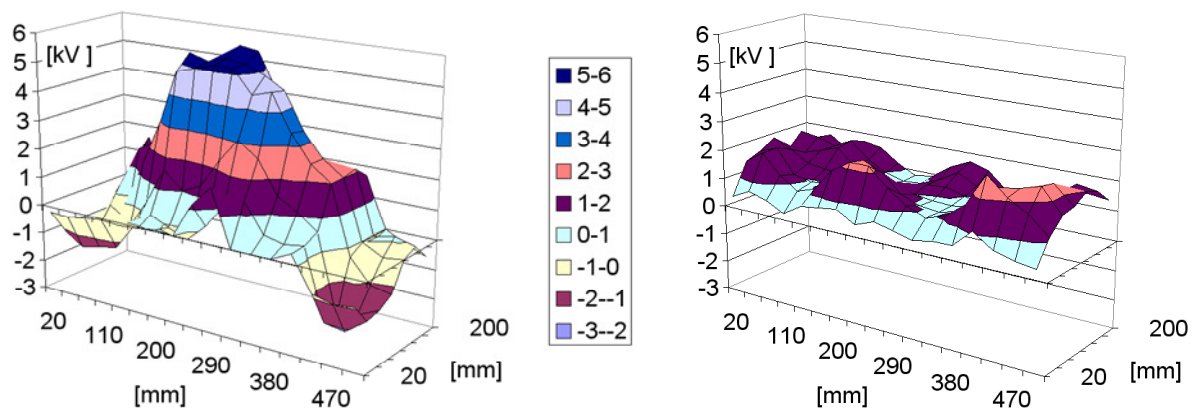


Abb. 4.33: Elektrisches Potential eines Elektretmediums im „Anfangszustand“ (links) und nach einer einstündigen Durchströmung mit partikelfreier Luft (rechts) mit einer Temperatur von 50 °C und einer relativen Feuchte von 75 %

4.3.5 Ortsfeste, kontinuierliche Beladung mit Außenluft sowie Beladung mit Diesel- und Flammruß / Partikelfilter

Im Folgenden werden DEHS-Fraktionsabscheidegrade eines exemplarischen Kfz-Innenraumfiltertyps („reiner“ Partikelfilter also kein Kombifilter) nach vorheriger Durchströmung mit Außenluft im Beladungsprüfstand und nach gezielter Beaufschlagung mit Dieselruß bzw. Flammruß einander vergleichend gegenübergestellt.

In Abb. 4.34 sind mit dem FMPS (Fa. TSI) ermittelte normierte Anzahlverteilungen von Außenluft, Dieselruß und Flammruß bei der Beladung dargestellt.

Die abgebildete, exemplarische Verteilung der Außenluft beruht auf dem Mittelwert über einige Stunden einer Messung, die am 17.10.2012 durchgeführt wurde. Während dieser Zeit war die nur wenige Meter vom Beladungsprüfstand entfernte Straße relativ stark durch LKW-Verkehr frequentiert. Die Verteilung hat einen Mode bei ca. 10 nm, der den Nukleationsmode repräsentiert, einen Mode mit einem Modaldurchmesser bei ca. 16 nm, der u. a. durch die Kondensation unverbrannten Treibstoffes bedingt sein kann, und einen Mode mit einem Modaldurchmesser bei ca. 45 nm, im Bereich des Aitken-Mode, der aus direkt emittierten Dieselrußpartikeln resultiert (vergl. dazu UBA, 2006, S.34).

Die normierte Anzahlverteilung von Dieselruß, der mit einem Notstromaggregat "Kama Diesel, Typ 178s" bereitgestellt wurde, hat ihr Maximum bei ca. 80 nm.

Der Rußgenerator DSP 3000, der vom Hersteller (Fa. Palas GmbH, Karlsruhe) für die Untersuchungen zur Verfügung gestellt worden war, wurde so betrieben, dass die Anzahlverteilung des Flammrußes ihr Maximum im Bereich des Dieselrußes hatte; es liegt bei ca. 70 nm.

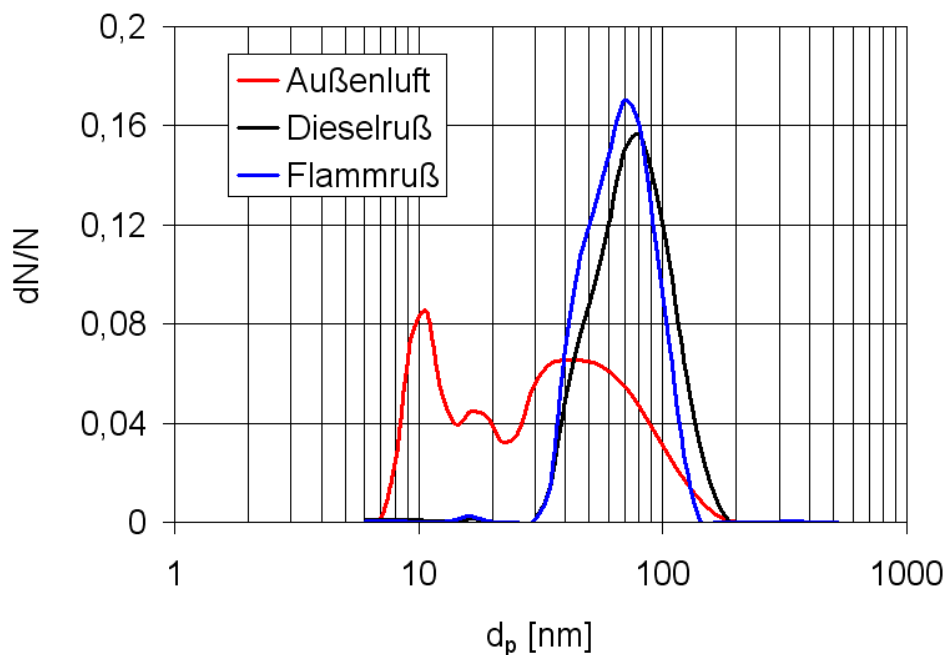


Abb. 4.34: Normierte Anzahlverteilung / FMPS-Messung

In Abb. 4.35 werden die DEHS-Fraktionsabscheidegrade nach einer ein- bzw. zweiwöchigen Außenluftdurchströmung mit dem Anfangsfraktionsabscheidegrad am neuen und am mit Isopropanol behandelten Filter verglichen. Als Partikelmessgeräte wurden ein Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS-System, Fa. TSI) und das auf dem Streulichtprinzip basierende Aerosolspektrometer (Welas) eingesetzt. Beim Partikeldurchmesser des SMPS-Systems handelt es sich um den elektrischen Mobilitätsäquivalenzdurchmesser, für die Welas-Messung wurde eine DEHS-Kalibrierkurve zu Grunde gelegt, demzufolge handelt es sich hier um einen geometrischen Partikeldurchmesser.

Die Filter nach der ein- bzw. zweiwöchigen Außenluftdurchströmung (graue Raute bzw. schwarzes Rechteck) mit $200 \text{ m}^3/\text{h}$ weisen jeweils einen Fraktionsabscheidegrad auf, der in etwa dem des isopropanolbehandelten Filters (rote Punkte) entspricht. Die Elektretwirkung des Filters ist also offensichtlich durch die Außenluftdurchströmung zunichte gemacht worden.

Für Partikeldurchmesser größer als $1 \mu\text{m}$ weisen die außenluftbeladenen Filter eine etwas größere Retention als im isopropanolbehandelten Fall auf. Die Beladung der Filter mit Außenluft hat also augenscheinlich nicht nur den Verlust der Elektretwirkung bedingt, sondern gleichzeitig eine beginnende Verbesserung der Abscheidung durch Interzeption und Impaktion nach sich gezogen.

Wie schon bei der Außenluftbeladung der Kombifilter (s. Abb. 4.30) wurde auch im

Fälle der Partikelfilter untersucht, wie sich die Durchströmung der Filter mit „partikel-freier“ Außenluft auswirkt. Hierzu wurde ebenso ein Filter der Filterklasse H10 im Sinne eines Absolutfilters vorgeschaltet.

Der DEHS-Fraktionsabscheidegrad am lediglich durchströmten aber nicht maßgeblich mit Partikeln beaufschlagten Filter nach zwei Wochen (weiße Rechtecke) entspricht demjenigen des neuen Filters (grüne Punkte). Die Temperatur und Feuchte in diesem Zeitraum der Durchströmung haben, anders als bei den gezeigten Ergebnissen für die Kombifilter, also nicht dazu geführt, die Elektretwirkung des Filters aufzuheben. Die Außenluftdurchströmung erfolgte im Dezember 2012, dabei betrug die mittlere Temperatur der Außenluft ca. 9 °C, die relative Feuchte lag bei 85 %. Die absolute Feuchte lag demzufolge bei 6 g Wasser pro kg trockener Luft. Dies entspräche bei einer Temperatur von 23 °C einer relativen Feuchte von ca. 35 %.

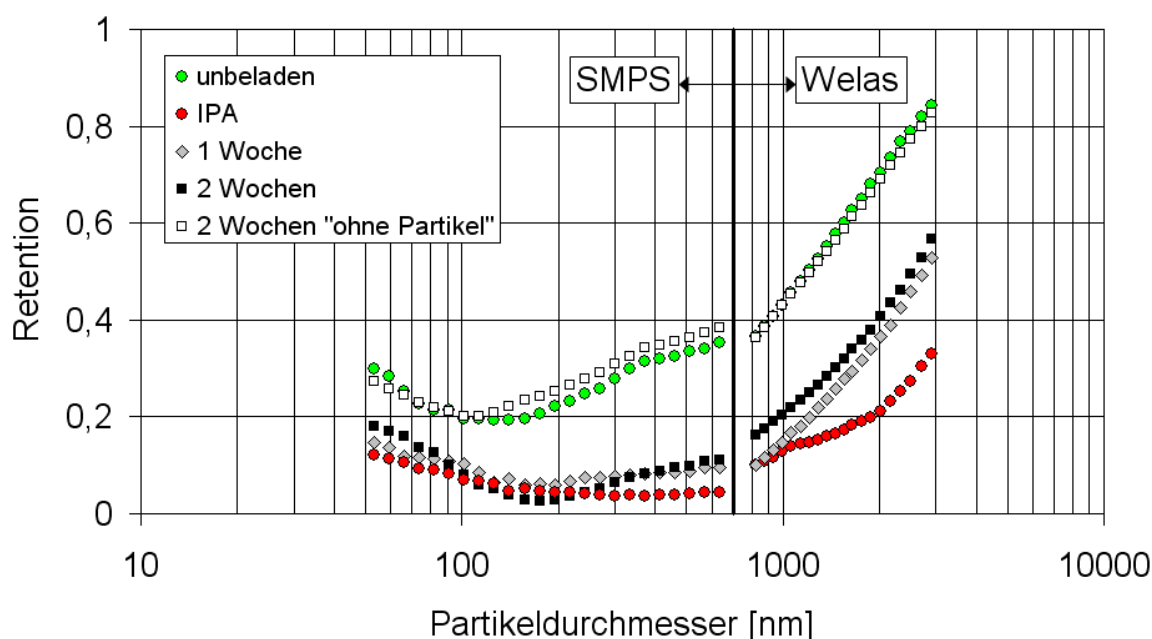


Abb. 4.35: DEHS-Fraktionsabscheidegrad / Außenluft

In Abb. 4.36 werden Effizienzmessergebnisse, die zu Beginn und am Ende der einwöchigen Beaufschlagung eines Filters mit Außenluft ermittelt wurden, gezeigt. Unter Verwendung eines FMPS-Systems wurde die angesaugte Außenluft rohgasseitig vom Filter vermessen. Die mit der reingasseitig ermittelten Partikelfracht berechneten Fraktionsabscheidegrade sind in der Grafik für den unbeladenen Filter (blaue Punkte) und nach einer einwöchigen Beladung (schwarze Punkte) dargestellt. Ihnen gegenübergestellt sind die aus Abb. 4.35 schon bekannten DEHS-Effizienzen

am unbeladenen Filter (grüne Punkte) und am isopropanolbehandelten Filter (rote Punkte). Man erkennt, dass es eine gute Korrespondenz zwischen den Ergebnissen mit Außenluft und denen mit DEHS als Prüfaerosol gibt.

In Abschnitt 4.2 ist bereits auf die Charakterisierung der Außenluft eingegangen worden. Unter anderem aufgrund der tagsüber stark durch LKWs frequentierten Straße in unmittelbarer Nähe zum Beladungsprüfstand, an dem die Fraktionsabscheidegradmessung mit Außenluft durchgeführt worden ist, sind Größenverteilung und Anzahlkonzentration der Partikelfracht der Außenluft sehr instationär. Dies spiegelt sich auch in den Fehlerbalken wider. Die Schwankungen bei zehn unmittelbar hintereinander ermittelten Fraktionsabscheidegraden am selben Filter können sehr groß sein.

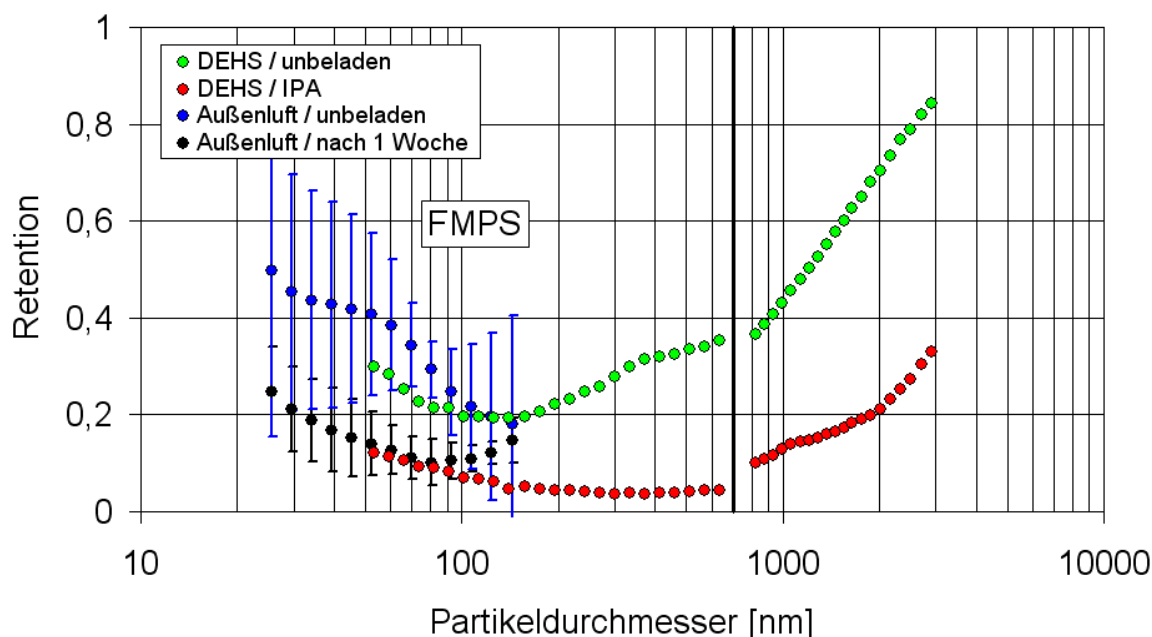


Abb. 4.36: Vergleich von Fraktionsabscheidegraden unter Verwendung von DEHS bzw. Außenluft bei der Effizienzmessung

In Abb. 4.37 werden DEHS-Fraktionsabscheidegrade von Filtern, die unterschiedlich lange mit Dieselruß beladen wurden, gezeigt. Wie schon in Abb. 4.35 für außenluftbeladene Filter sind auch hier der Anfangsfraktionsabscheidegrad am neuen Filter (grüne Punkte) und der Fraktionsabscheidegrad am isopropanolbehandelten Filter (rote Punkte) zum Vergleich aufgetragen.

Der Dieselruß wurde mit einem Notstromaggregat "Kama Diesel, Typ 178s" bereitgestellt und in einen der Kanäle des Beladungsprüfstandes eingespeist.

Die Partikelanzahlkonzentration war gegenüber derjenigen bei Beaufschlagung mit

Außenluft ca. um den Faktor 1000 höher. Nach einer Beladung mit dem Dieselruß von 15 min Dauer resultiert ein Druckverlustanstieg gegenüber dem Filter im Neuzustand von ca. 5 Pa. Dies korrespondiert mit dem Beladungszustand der Filter bei ein- bzw. zweiwöchiger kontinuierlicher Außenluftdurchströmung.

Der DEHS-Fraktionsabscheidegrad in dieser Beladungsstufe (weiße Rechtecke) liegt auf dem Niveau desjenigen des isopropanolbehandelten Filters (rote Punkte). Bei längeren Dieselruß-Beladungsdauern von 120 min bzw. 240 min (34 Pa (graue Dreiecke) bzw. 49 Pa (schwarze Rauten) Druckverlustanstieg) ergeben sich für DEHS-Partikeldurchmesser größer als 1 µm größere Retentionswerte als im isopropanolbehandelten Fall. Die beginnende Verbesserung der Filtereffizienz auf Grund der abgeschiedenen Partikel setzt im Falle der Dieselrußbeladung also erst in einem späteren Stadium ein als im Falle der Außenluftbeladung. Hier hatte sich bereits nach ein bzw. zwei Wochen eine Verbesserung der Effizienz für Partikeldurchmesser größer als 1 µm ergeben. Dies lässt sich dadurch erklären, dass im Falle der Außenluftbeladung auch gröbere Partikelfractionen mit Durchmessern von einigen Mikrometern auf dem Filter abgeschieden worden sind, während das Filter bei der Dieselrußbeladung mit Rußagglomeraten mit einem Modaldurchmesser von ca. 80 nm beaufschlagt wurde.

Werden mit einer entsprechenden Wahl der Rußbeladungsdauer höhere Beladungsstufen realisiert, führt dies zu einer sukzessiven Verbesserung des DEHS-Fraktionsabscheidegrades, die sich auch auf Partikeldurchmesser kleiner als 1 µm auswirkt. Exemplarisch ist in Abb. 4.37 die DEHS-Retentionskurve für einen Filter dargestellt, der durch Dieselrußbeladung einen Druckverlustanstieg von 343 Pa (schwarze Punkte) erfahren hatte. Die Effizienz ist in diesem extremen Beladungszustand größer als beim neuen Filter.

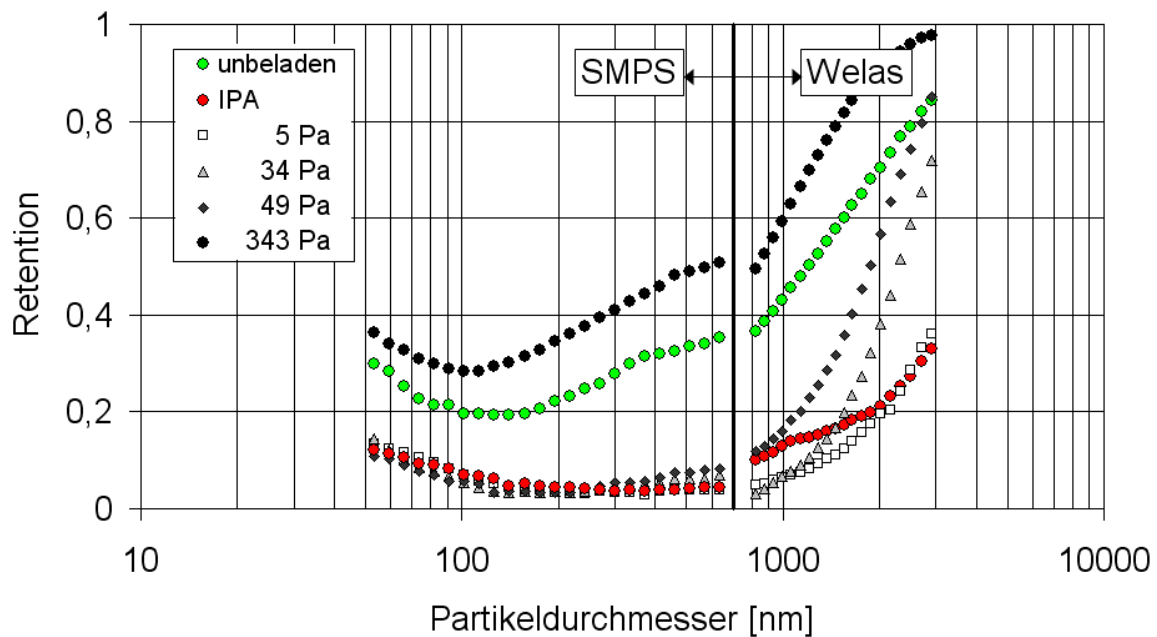


Abb. 4.37: DEHS-Fraktionsabscheidegrad / Dieselabgas

Im Anschluss an die DEHS-Fraktionsabscheidegrade von Filtern nach Außenluft- und nach Dieselrußbeladung werden in Abb. 4.38 nun Ergebnisse für Filter gezeigt, die unterschiedlich lange mit Flammruß beladen worden sind. Die Anzahlkonzentration nach Einspeisung, rohgasseitig vom Filter, war beim Flammruß ungefähr halb so groß wie beim Dieselruß und damit um ca. den Faktor 500 größer als im Falle der Außenluftbeladung. Nach einer dreißigminütigen Flammrußbeladung (Druckverlustanstieg 5 Pa) stellt sich ein DEHS-Fraktionsabscheidegrad (weiße Rechtecke) auf dem Niveau desjenigen vom isopropanolbehandelten Filter (rote Punkte) ein. Werden durch die Beaufschlagung mit Flammruß höhere Beladungsstufen erreicht, stellt sich nach einer gewissen Stagnationsphase (graue Dreiecke, schwarze Rauten) in einem späteren Stadium (schwarze Punkte) eine Verbesserung der Retention ein.

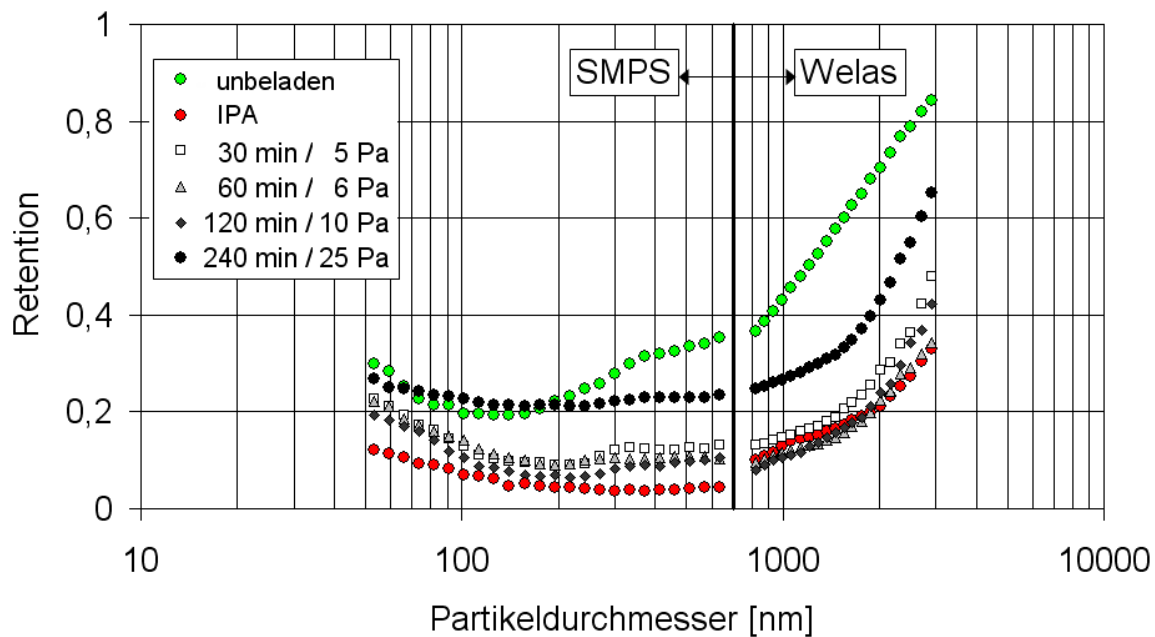


Abb. 4.38: DEHS-Fraktionsabscheidungsgrad / Flammruß

In Abb. 4.39 werden die DEHS-Effizienzen für einen Partikeldurchmesser von 400 nm für verschiedene Beladungsstadien mit Außenluft (blaue Rauten), Dieselruß (schwarze Punkte) und Flammruß (graue Dreiecke) gegenübergestellt. Die Effizienz am neuen Filter ist durch den grünen Punkt gekennzeichnet, die Effizienz des isopropanolbehandelten Filters wird durch den roten Punkt repräsentiert.

Die DEHS-Effizienzen in den unterschiedlichen Beladungsvarianten und -zuständen liegen bis zu einem Druckverlustanstieg von ca. 50 Pa alle unter der Effizienz im unbeladenen Neuzustand des Filters. Die Effizienz am isopropanolbehandelten Filter stellt als Minimaleffizienz eine untere Begrenzung dar. Im Diagramm gibt es vermeintlich Effizienzen, die noch unterhalb der Minimaleffizienz liegen. Die Begründung hierfür ist, dass es sich einerseits um Messergebnisse handelt, die zwar am typgleichen Filter aber nicht am selben vorgenommen wurden, sich andererseits schon bei Wiederholungsmessungen am selben Filter Standardabweichungen ergeben, die in der Größenordnung von ± 5 Prozentpunkten Retention liegen können. Ein Wiederanstieg der Effizienz ist erst bei höheren Druckverlustanstiegen zu verzeichnen.

Zum Vergleich sei hier zurück verwiesen auf Ergebnisse für Kombifilter, die eine unbekannt Beladungshistorie in Fahrzeugen über eine Dauer von ein bis zwei Jahren erfahren hatten. Die gemessenen Filtereffizienzen der gebrauchten Kombifilter sind in Abb. 4.27 dieses Berichtes dargestellt. Sie lagen alle zwischen der Effizienz der Filter im Neuzustand und derjenigen im isopropanolbehandelten Fall. Beladungs-

zustände bei denen sich die Effizienz mit zunehmend abgeschiedener Partikelmenge wieder deutlich, über die Effizienz des unbeladenen neuen Filters hinaus, verbessert hätte, konnten nicht verzeichnet werden. Die gebrauchten Kombifilter wiesen gegenüber typgleichen Filtern im Neuzustand bei einem Volumenstrom von 200 m³/h fast ausnahmslos Druckverlustanstiege in der Größenordnung bis zu 15 Pa auf.

Vergleicht man die in Abb. 4.39 gezeigten Ergebnisse der DEHS-Effizienz, in verschiedenen Beladungszuständen, mit der Entwicklung der Effizienz bei einer Beladung mit dem Prüfstaub A2 (s. Abb. 4.22), erkennt man die qualitativ gleiche Systematik. Zunächst nimmt die Effizienz im Rahmen geringer Druckverlustanstiege ab, bevor sie hin zu höheren Druckverlusten schließlich wieder zunimmt. Da die Effizienzmessungen, auf denen die gezeigten Kurvenverläufe der Abb. 4.22 basieren, unter Verwendung von A2 nicht nur zur Beladung, sondern auch als Prüfaerosol erfolgten, liegen diese auf einem deutlich höheren Niveau als die in Abb. 4.39 dargestellten DEHS-Effizienzen.

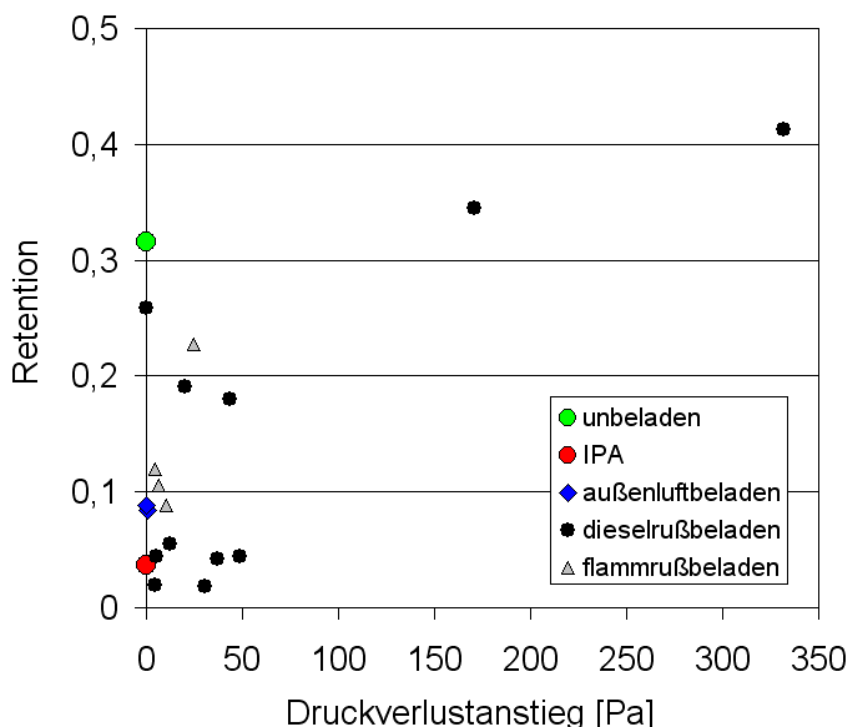


Abb. 4.39: DEHS-Effizienz (400 nm) nach Außenluft-, Dieselruß- und Flammrußbeladung

4.4 Modellierung

4.4.1 Modellierung des Einflusses unterschiedlicher Partikelmorphologien auf die Partikelfiltration

Fraktale Dimension

Ruß aus dieselmotorischer Verbrennung kann als Agglomerat aus nahezu kugelförmigen Primärpartikeln beschrieben werden. Die Primärpartikel sind monodispers und haben einen Durchmesser von etwa 20 nm. Sie lagern sich zu Aggregaten unterschiedlicher Größe aneinander und werden von Van-der-Waals-Kräften zusammengehalten. Die Aggregate selbst lagern sich wiederum zu losen Agglomeraten unterschiedlicher Struktur und Dichte aneinander. Der Einfluss des Kraftstoffes auf die Partikelgröße und Morphologie wurde u. a. von Schmidt et al. (2008) untersucht und dokumentiert. Abb. 4.40 zeigt eine rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von auf einem Probensträger abgeschiedenen Rußpartikeln bei Verwendung von handelsüblichem Dieseldieselkraftstoff.

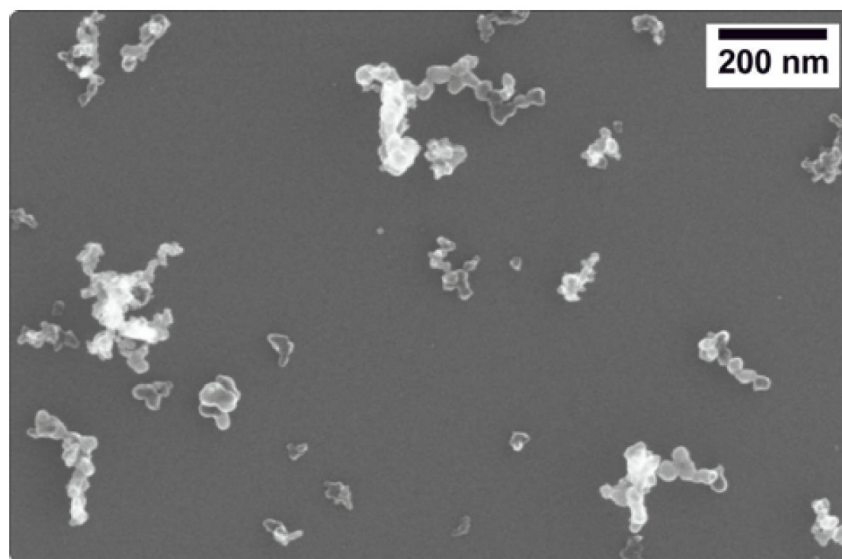


Abb. 4.40: Rußpartikel bei Verwendung von handelsüblichem Dieseldieselkraftstoff (Quelle: Schmidt et al. 2008)

Die Unregelmäßigkeit der Rußpartikel beeinflusst die Transporteigenschaften und die Filtereffizienz (Kittelson (1998), Meakin et al. (1989)).

Aggregate und Agglomerate können nicht mehr durch einfache kugelförmige Strukturen oder durch andere einfache Geometrien angenähert werden. Daher wird zur Darstellung oft die fraktale Dimension angegeben.

Megaridis und Dobbins (1990) haben gezeigt, dass für Agglomerate mit einer Par-

tikelanzahl N kleiner als 200 das folgende Potenzgesetz anwendbar ist:

$$N = k_f \left(\frac{d_g}{d_p} \right)^{D_f}$$

mit dem dimensionslosen Vorfaktor k_f , dem Trägheitsdurchmesser d_g , dem Primärpartikeldurchmesser d_p und der fraktalen Dimension D_f .

Die fraktale Dimension von Dieselruß wurde von verschiedenen Autoren bestimmt und beschrieben.

Für den dimensionslosen Vorfaktor k_f geben Lapuerta et al. (2006) in Abhängigkeit von D_f Werte von 1,5933 ($D_f = 3$) bis 1,7321 ($D_f = 1$) an. Sie entwickelten eine iterative Methode zur Bestimmung der fraktalen Dimension von Dieselrußpartikeln. Abb. 4.41 zeigt beispielhaft die REM-Aufnahmen zweier Agglomerate mit den ermittelten fraktalen Dimensionen von 1,57 und 2,1.

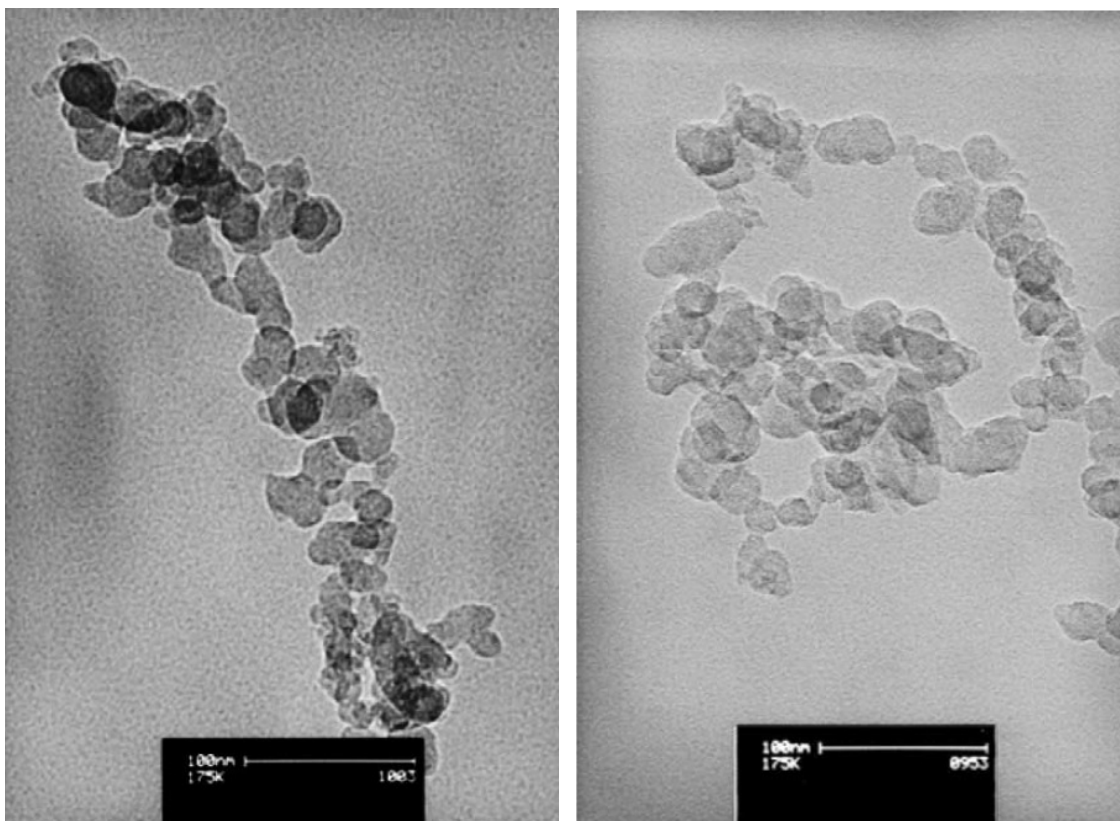


Abb. 4.41: REM-Aufnahme von Dieselruß mit der fraktalen Dimension von 1,57 (links) und 2,1 (rechts) (Quelle: Lapuerta et al. 2006)

Für fraktale Gebilde mit einer symmetrischen Massenverteilung sind Trägheitsdurchmesser d_g und äußerer Durchmesser d_f proportional zueinander. In der Literatur findet man folgenden Ausdruck für die Anzahl an Primärpartikeln N als Funktion des äußeren Durchmessers (Stieß und Ripperger, (2007)):

$$N = \left(\frac{d_f}{d_p} \right)^{D_f}$$

mit dem Primärpartikeldurchmesser d_p und der fraktalen Dimension D_f .

Für flammgenerierte Materialien haben Megardis und Dobbins (1990) die von verschiedenen Autoren ermittelten fraktalen Dimensionen zusammengestellt. Einen Auszug aus dieser Arbeit zeigt Tab. 2.

Autor	Material	D_f
Samson et al. (1987)	Ruß: C ₂ H ₄ -Flamme	1,5 bis 1,6
Bourrat et al. (1987)	Carbon Black	1,46; 1,7; 1,8
Zhang et al. (1988)	Ruß: CH ₄ -Flamme	1,72 ± 0,10; 1,62 ± 0,06
Gangopadhyay et al. (1991)	Ruß: vorgemischte CH ₄ /O ₂ -Flamme	1,6 ± 0,15
Megardis et al. (1990)	Ruß: C ₂ H ₄ -Flamme	1,62 ± 0,04; 1,74 ± 0,06

Tab. 2: Fraktale Dimensionen für flammgenerierten Ruß

Äquivalentdurchmesser in Abhängigkeit vom Transport- bzw. Abscheidemechanismus

Nichtkugelförmigen Partikeln werden zwecks Beschreibung von Transport- und Abscheidemechanismen Kugeläquivalente zugeordnet, die dieselben Eigenschaften oder dasselbe Verhalten aufweisen.

Für die diffusive Partikelabscheidung, die für submikrone Partikel von großer Bedeutung ist, wird der diffusionsäquivalente Durchmesser d_D herangezogen, welcher dem mobilitätsäquivalenten Durchmesser entspricht.

Bei der Interzeption kommt die räumliche Ausdehnung der Partikel zum Tragen, diese hat bei Agglomeraten einen großen Einfluss. Die Charakterisierung agglomerierter Partikel bezüglich ihres Interzeptionsverhaltens mittels eines entsprechenden Äquivalentdurchmessers beschreibt Lange (2000) in seiner Arbeit. Er schlägt eine neue Methode zur Bestimmung des interzeptionsäquivalenten Durchmessers d_R vor. Von ihm wurden Fraktionsabscheidegradmessungen an Drahtgewebe-Modellfiltern mit kugelförmigen Partikeln und Agglomeraten durchgeführt. Die Verwendung des vorgeschlagenen Äquivalentdurchmessers für Agglomerate lässt sich nach Lange (2000) im Rahmen von theoretischen Untersuchungen auch auf reale Faserfiltermedien übertragen.

Beim einzelfaserbasierten Filtrationsmodell wird die Abscheideeffizienz E eines Faserfilters als Funktion des Gesamteinzelfaserabscheidegrad η , der Packungsdichte α , der Filterdicke t und des Faserdurchmessers d_{Faser} berechnet:

$$E = 1 - \exp\left(-\frac{4 \alpha t}{\pi d_{Faser}} \cdot \eta\right).$$

Bei der Betrachtung von Abscheidung aufgrund von Diffusion und Interzeption kann der Gesamteinzelfaserabscheidegrad η mit den Einzelfaserabscheidegraden η_D für Diffusion, η_R für Interzeption und η_Δ als Kopplungsterm von Diffusion und Interzeption berechnet werden:

$$\eta = \eta_D + \eta_R + \eta_\Delta.$$

Lange (2000) verwendet in seiner Arbeit Modellfilter, die aus Drahtgeweben aufgebaut sind. Für diese Medien liefert das FAN-Modell von Cheng et al. (1985) gute Berechnungsergebnisse für die Filtereffizienz.

Der Einzelfaserabscheidegrad für Diffusion η_D berechnet sich mit der Peclet-Zahl Pe hiernach zu:

$$\eta_D = 2,7 Pe^{-2/3}$$

Der Einzelfaserabscheidegrad für Interzeption η_R ergibt sich nach der folgenden Gleichung:

$$\eta_R = \frac{1}{2 Ku} \left[2(1+R) \ln(1+R) - (1+R) + \frac{1}{(1+R)} \right]$$

mit dem hydrodynamischen Faktor Ku nach Kuwabara und dem Interzeptionsparameter R .

Der hydrodynamische Faktor Ku ist von der Packungsdichte α des Filters abhängig:

$$Ku = -\frac{\ln \alpha}{2} - \frac{3}{4} + \alpha - \frac{\alpha^2}{4}.$$

Der Interzeptionsparameter R gibt das Verhältnis aus interzeptionsäquivalentem Durchmesser d_R und dem Faserdurchmesser d_{Faser} an:

$$R = \frac{d_R}{d_{Faser}}.$$

Der Kopplungsterm zwischen Diffusion und Interzeption lässt sich folgendermaßen berechnen:

$$\eta_\Delta = \frac{1,24}{\sqrt{Ku}} Pe^{-1/2} R^{2/3}.$$

Die von Lange (2000) an den Modellfiltern durchgeführten Experimente zur Abscheidung von Kohlenstoff-Agglomeraten und kugelförmigen Wachspartikeln mit drei

unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten U_0 ergaben den in Abb. 4.42 dargestellten Zusammenhang von interzeptionsäquivalentem Durchmesser d_R und diffusionsäquivalentem Durchmesser d_D .

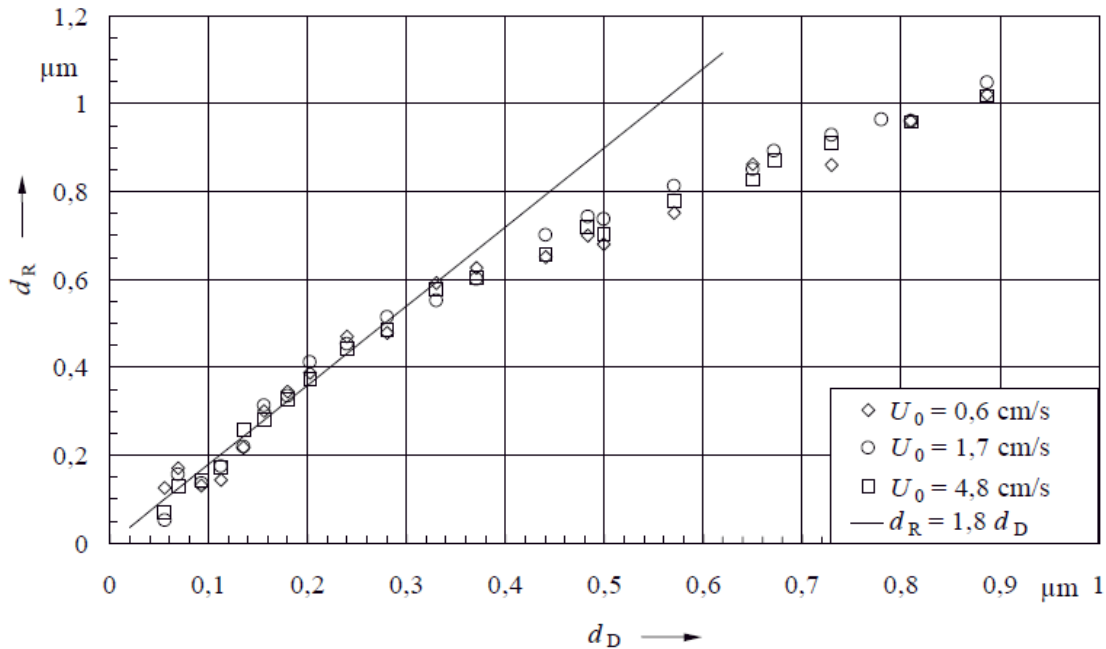


Abb. 4.42: Interzeptionsäquivalenter Durchmesser d_R als Funktion des diffusionsäquivalenten Durchmessers d_D (Quelle: Lange (2000))

Für Partikel mit einem diffusionsäquivalenten Durchmesser d_D kleiner als $0,35 \mu\text{m}$ gilt der lineare Zusammenhang:

$$d_R = 1,8 d_D.$$

Eine Interpolation mit einem Polynom dritter Ordnung über den gesamten betrachteten Größenbereich ergibt folgende Gleichung:

$$d_R = 1,4659 d_D^3 - 2,9493 d_D^2 + 2,7008 d_D - 0,0634.$$

Der Einzelfaserabscheidegrad für Impaktion η_R berechnet sich mit dem hydrodynamischen Faktor Ku , der Packungsdichte α , dem Interzeptionsparameter R und der Stokes-Zahl Stk wie folgt:

$$\eta_i = \frac{1}{(2 Ku)^2} \left[(29,6 - 28\alpha^{0,62}) R^2 - 27,5 R^{2,8} \right] Stk.$$

Die Stokes-Zahl wird mit folgender Gleichung berechnet:

$$Stk = \frac{\rho_p d^2 C u}{18 \mu d_{Faser}}$$

mit der Partikeldichte ρ_p , dem Partikeldurchmesser d , dem Cunningham-Korrekturfaktor C , der Geschwindigkeit u , der dynamische Viskosität μ und dem Faserdurchmesser d_{Faser} . Bei der Berechnung der Impaktion für Agglomerate wird statt der Dichte des Partikelmaterials die „wahre“ Dichte im Bezug auf den Äquivalentdurchmesser verwendet.

Eine Gegenüberstellung der Einzelfaserabscheidegrade wird in Abb. 4.43 gezeigt. Berechnet wurden die Werte für ein exemplarisches Filtermedium mit einer Dicke von 0,65 mm, einer Packungsdichte von 0,13 und Faserdurchmessern von 20 μm sowie einer Anströmgeschwindigkeit von 10 cm/s.

Als Bezugsgröße dient der diffusionsäquivalente Partikeldurchmesser d_D , daher sind die Einzelfaserabscheidegrade für Diffusion η_D für Kugeln und Agglomerate identisch.

Für Interzeption und Impaktion ergeben sich unterschiedliche Einzelfaserabscheidegrade für Agglomerate - mit den ihnen zugeordneten Diffusionsäquivalentdurchmessern - und Kugeln desselben Durchmessers.

Der Einzelfaserabscheidegrad für Interzeption η_R für Agglomerate liegt immer über dem für Kugeln. Derjenige für Impaktion η_I für Agglomerate liegt deutlich unter demjenigen für Kugeln.

Bis zu einem Partikeldurchmesser von 0,4 μm liegt für Agglomerate der Einzelfaserabscheidegrad für Interzeption unterhalb desjenigen für Diffusion.

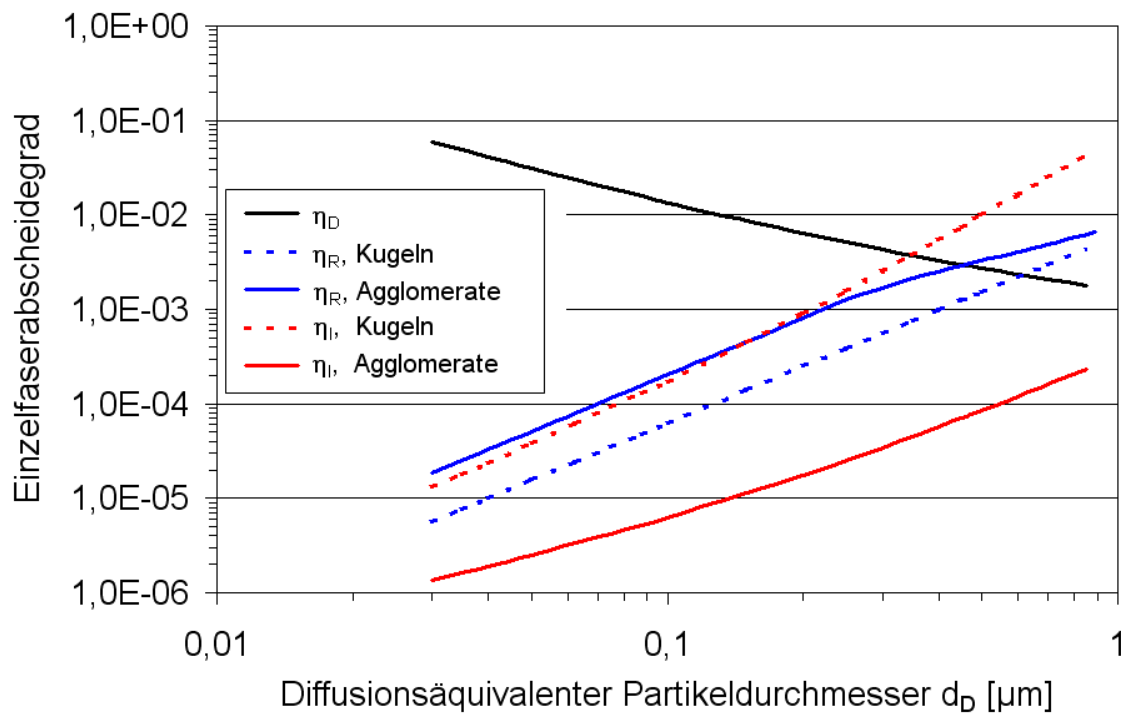


Abb. 4.43: Einzelfaserabscheidegrade für Kugeln und Agglomerate

($\alpha = 0,13$; $d_f = 20 \mu\text{m}$, $U_0 = 10 \text{ cm/s}$)

Die mit dem Gesamteinzelfaserabscheidegrad berechnete Abscheideeffizienz bzw. Retention des Filtermediums unter Berücksichtigung von Diffusion, Interzeption und Impaktion im Vergleich von Kugeln und Agglomeraten zeigt Abb. 4.44.

Man erkennt, dass sich - mit der Bezugsgröße des diffusionsäquivalenten Partikeldurchmessers - im Bereich bis zu $0,2 \mu\text{m}$ kein Unterschied für die Kugeln und Agglomerate ergibt.

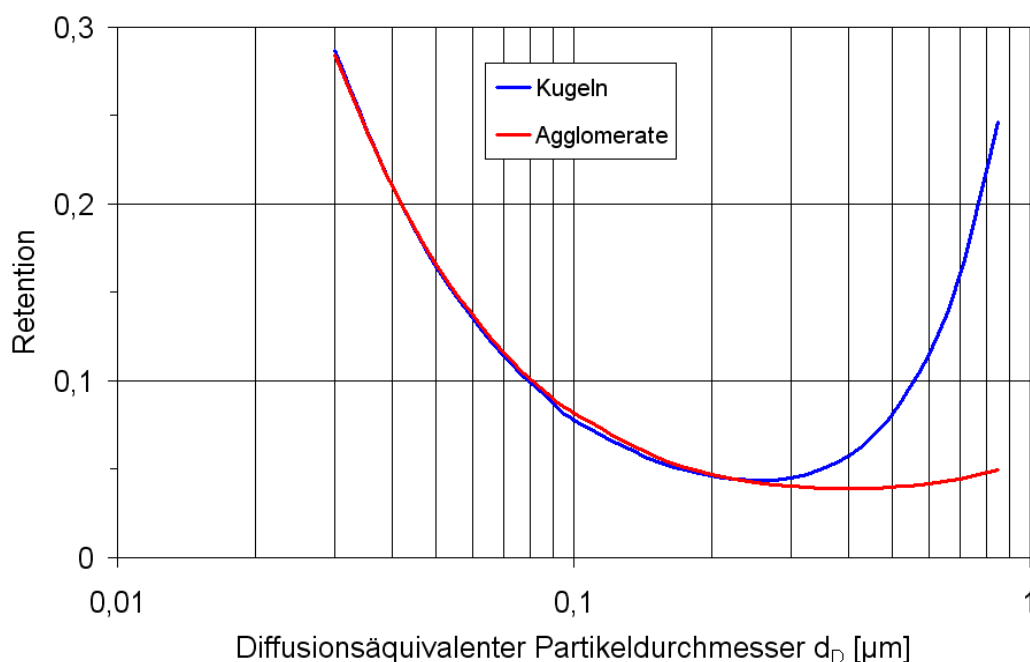


Abb. 4.44: Retention für Kugeln und Agglomerate ($\alpha = 0,13$; $d_f = 20 \mu\text{m}$, $U_0 = 10 \text{ cm/s}$)

In Abb. 4.36 im zurückliegenden Abschnitt 4.3.5 dieses Berichts ist eine Gegenüberstellung von Messergebnissen des Fraktionsabscheidegrades mit in der angesaugten Außenluft enthaltenen Partikeln im Durchmesserbereich von 25 nm bis 150 nm einerseits und DEHS-Tropfen beginnend mit einem Durchmesser von 50 nm andererseits erfolgt. Die Partikel der Moden der Verteilung der Außenluft in diesem Durchmesserbereich sind Aggregate bzw. Agglomerate. Unter Zugrundelegung des elektrischen Mobilitätsäquivalentdurchmessers erkennt man, dass der ermittelte Fraktionsabscheidegrad mit den Aggregaten/Agglomeraten der Außenluft in guter Näherung mit derjenigen bei Verwendung kugelförmiger DEHS-Tropfen korrespondiert. Gleiches gilt auch bei aus einem Verbrennungsprozess stammenden, bei der Messung gezielt eingespeisten Rußpartikeln.

Auch Wang et al. (2010) beschreiben, dass die Kugelannahme für die Ermittlung des Fraktionsabscheidegrades bei Verwendung des elektrischen Mobilitätsäquivalentdurchmessers für alle Partikeltypen gültig ist.

Der oben gezeigte, theoretisch ermittelte Fraktionsabscheidegrad (Abb. 4.44) verdeutlicht – hier unter Verwendung des diffusionsäquivalenten Durchmessers – ebenso, dass die Annahme einer Kugelform für den Äquivalentdurchmesser zutreffend ist.

Hinsichtlich der Beladungscharakteristik können aber nicht nur bezogen auf die Elektretwirkung eines Filters, sondern auch hinsichtlich der Struktur der abgeschiedenen Partikel an den Fasern Unterschiede bestehen, je nachdem, welche Partikel vorliegen. Hier kann die Partikelmorphologie durchaus einen Einfluss haben.

4.4.2 Modellierung makroskopischer Effekte an plissierten Filtern

Für die Modellierung des Druckverlustes, der Partikelabscheidung und der Beladung am konfektionierten Filterelement ist die Kenntnis der Strömungssituation unabdingbar. Im Rahmen des Projektes wurden die Geschwindigkeits- und Druckgradienten an plissierten Kfz-Innenraumfiltern mit zwei Ansätzen betrachtet. Für die Untersuchungen wurden ein analytisch lösbares Modell (Lücke und Fissan 1995) und numerische Simulationsrechnungen verwendet. Die Berechnungsergebnisse zum Druckverlust werden mit Messwerten bei Verwendung zweier unterschiedlicher Filtermedien verglichen. Betrachtet werden ein einschichtiges Vlies und ein mehrschichtiges, welches einen etwas höheren Strömungswiderstand darstellt.

In Abb. 4.45 sind gemessene Druckverluste für einen Zuschnitt (Rollenware) des einschichtigen Filtermediums (rote Symbole) bzw. für einen konfektionierten Filter (schwarze Symbole), der aus diesem Filtermedium gefertigt wurde, dargestellt. In der linken Grafik ist der Druckverlust über dem Volumenstrom aufgetragen. Wegen der größeren Fläche des plissierten Filters (ca. 0,66 m²) ergibt sich bei gleichem Volumenstrom logischerweise eine niedrigere mittlere Anströmgeschwindigkeit und somit ein deutlich geringerer Druckverlust als beim Zuschnitt des planen Filtermediums (ca. 0,11 m²).

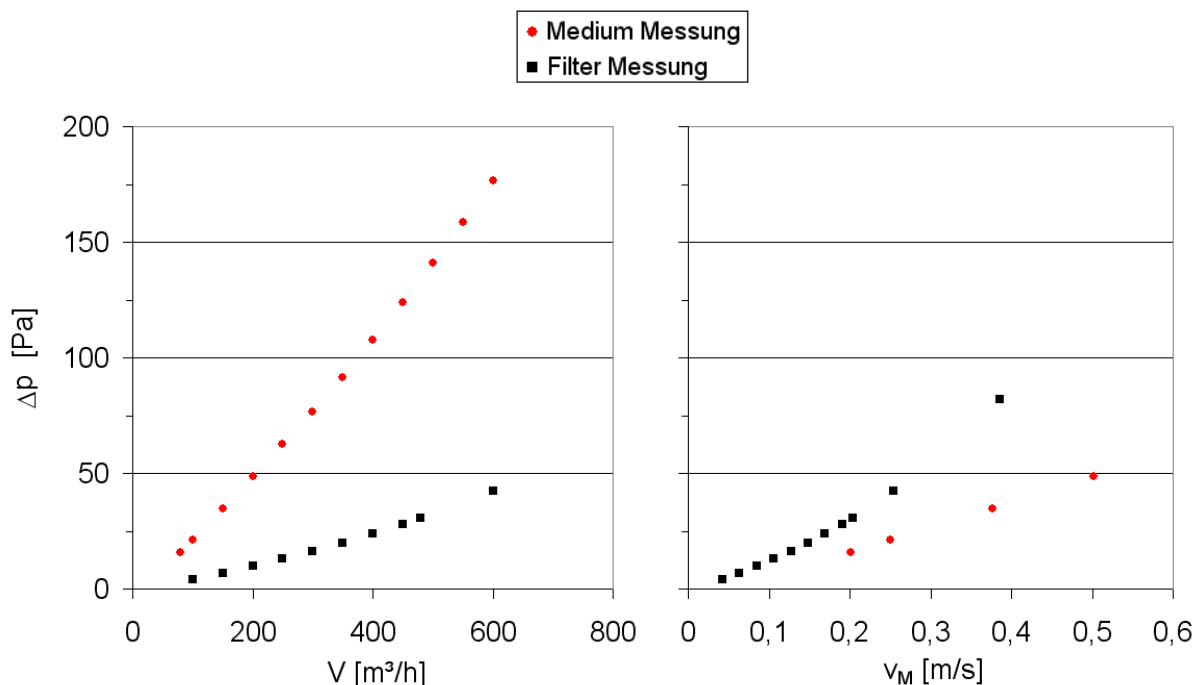


Abb. 4.45: Druckverlustmessung / Medium bzw. Filter „1-schichtig“

Die rechte Grafik stellt den Druckverlust aufgetragen über der mittleren Mediengeschwindigkeit dar, also bezogen auf die zur Verfügung stehende Filterfläche. In dieser Darstellungsvariante erkennt man, dass sich der Druckverlust am plissierten Filter aus dem Druckverlustanteil des Filtervlieses (Medium) und einem zusätzlichen

nicht linearen Anteil ergibt, der als Reibungsdruckverlust aus der Durchströmung der konfektionierten Struktur resultiert.

Dieser additive, nicht lineare Anteil beim plissierten Filter wird im Folgenden näher betrachtet.

Das analytische Modell nach Lücke ist für HEPA- und ULPA-Filter bei den für diese Filter üblichen Faltengeometrien, Strömungswiderständen der eingesetzten Medien und in diesem Anwendungsbereich übliche Geschwindigkeiten validiert und basiert auf einigen Annahmen. So geht man von einer rechteckigen Faltengeometrie aus. Für die Berechnung des Medienanteils am Gesamtdruckverlust wird die mittlere Anströmgeschwindigkeit des Filtervlieses als konstant über der Faltenhöhe angenommen. Für die Berechnung des zusätzlichen Reibungsdruckverlustanteils wird eine orthogonale Durchströmung des Filtermediums vorausgesetzt und es wird davon ausgegangen, dass die Geschwindigkeiten in den Falten mit Polynomansätzen approximiert werden können.

Bei der numerischen Strömungssimulation wird die Geometrie der plissierten Filter einerseits - analog dazu, wie es beim analytischen Modell notwendig ist - durch rechteckige Falten beschrieben (Abb. 4.46, links). Andererseits erfolgt für die numerischen Berechnungen auch die Annäherung an die Realität der plissierten Geometrie der Kfz-Innenraumfilter durch die Annahme dreieckiger Falten (Abb. 4.46, rechts).

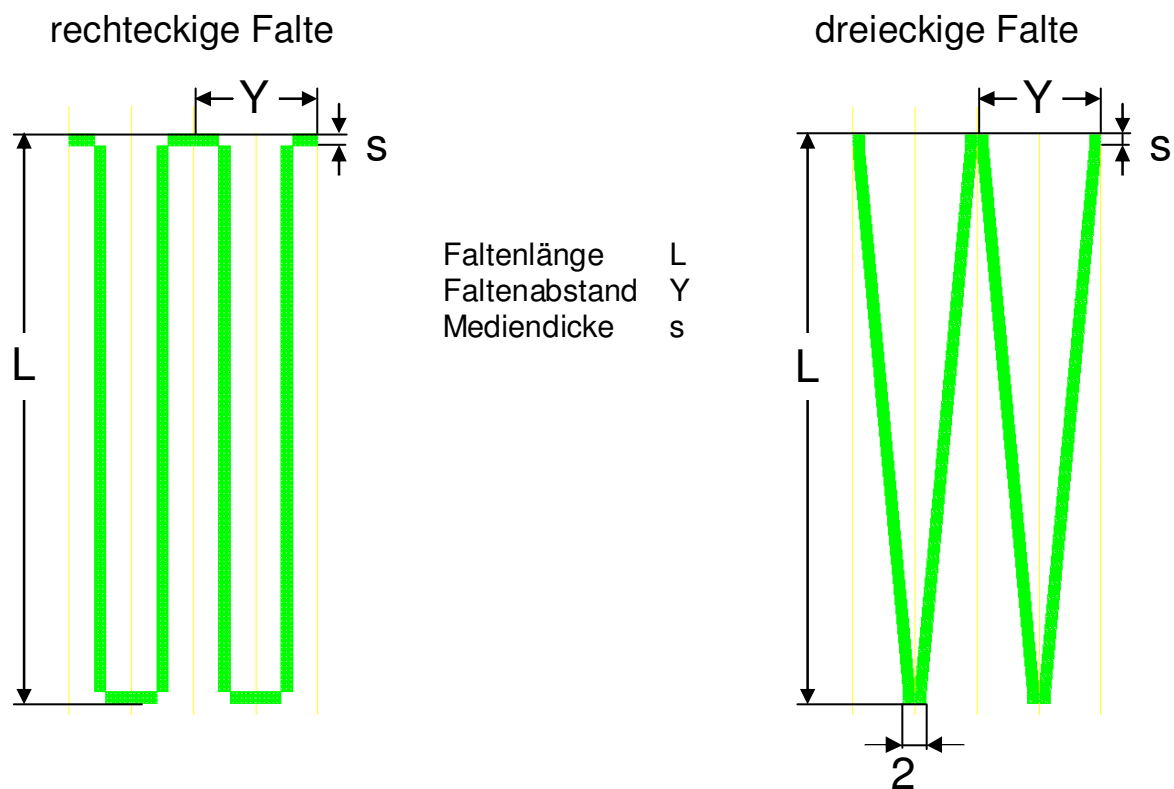


Abb. 4.46: Modellierung / Filtergeometrie

Im Folgenden werden zunächst die beim analytischen Modell zur Berechnung des Druckverlustes des plissierten Filters zugrunde gelegten Geschwindigkeitsprofile mit den numerisch berechneten verglichen. In Abb. 4.47 wird hierzu veranschaulicht, bei welchen Schnittebenen die Geschwindigkeit in Richtung der Faltenhöhe (x-Koordinate) im Anschluss miteinander gegenübergestellt wird.

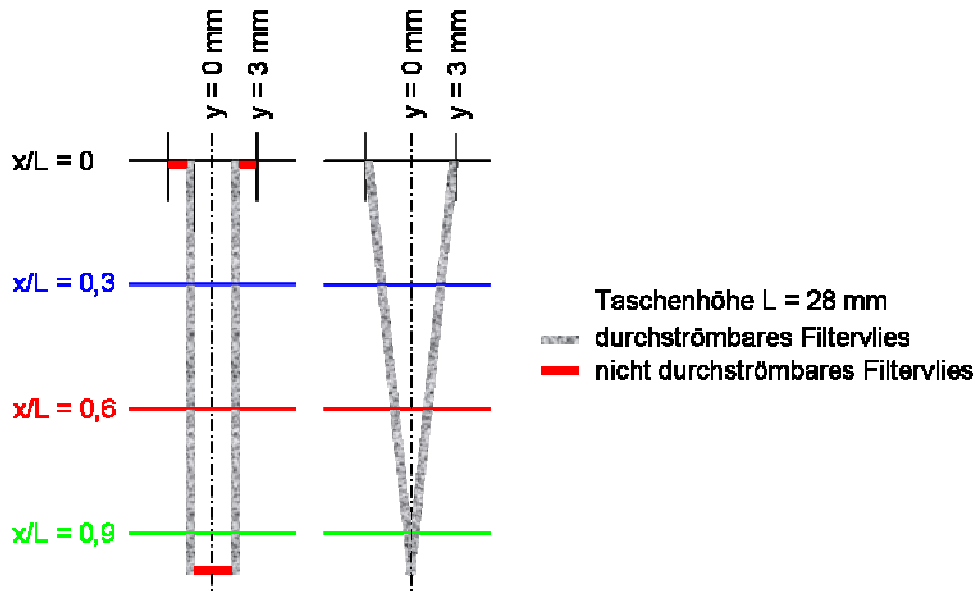


Abb. 4.47: Rechteckige Falte und dreieckige Falte mit betrachteten Schnittebenen x/L

In Abb. 4.48 erfolgt für eine mittlere Mediengeschwindigkeit von 0,2 m/s der Vergleich der Geschwindigkeitsprofile des analytischen Modells mit denjenigen numerischen Berechnungsergebnissen, denen ebenfalls die Annahme der rechteckigen Tasche zugrunde liegt. Die Geschwindigkeitsprofile auf der linken Seite des Diagramms beziehen sich auf die anströmseitige Falte, die auf der rechten auf die abströmseitige. Während das analytische Modell unmittelbar bei Einströmung ($x/L = 0$ / links im Diagramm) in die Falte von einem ausgeprägten Geschwindigkeitsprofil ausgeht (schwarze Linie), wurde bei der numerischen Berechnung bewusst eine konstante Geschwindigkeit bei einer als Vorlaufstrecke dienenden Distanz oberhalb der Falte angenommen.

Auf der Anströmseite eines plissierten Filters, der in einen Strömungskanal eingebaut ist, liegt ein u. a. von der Kanalgeometrie abhängiges Strömungsprofil vor. Unterschiedliche Zonen der gesamten plissierten Struktur unterliegen demzufolge natürlich den lokalen Geschwindigkeiten dieses Strömungsprofils oberhalb des Filters. Betrachtet man eine einzelne Falte ist die bei den numerischen Berechnungen getroffene Vorgabe einer konstanten, mittleren lokalen Geschwindigkeit sinnvoller als die Annahme eines ausgeprägten Geschwindigkeitsprofils, welches sich auf die einzelne Falte bezieht.

Auf der Schnittebene $x/L = 0$ ergibt sich bei der numerischen Berechnung das durch die schwarzen Punkte repräsentierte Geschwindigkeitsprofil. Die Ergebnisse der numerischen Berechnung auf der Anströmseite bei den anderen Schnittebenen tiefer innerhalb der Falte nähern sich den über die Polynomansätze beschriebenen Verläufen des analytischen Modells nur allmählich an. Auch bei $x/L = 0,9$ besteht noch ein merklicher Unterschied.

Bei der abströmseitigen Falte (rechts im Diagramm) beträgt die Geschwindigkeit bei der Schnittebene $x/L = 0$ logischerweise Null. Die Geschwindigkeitsprofile der numerischen Berechnung in den anderen Schnittebenen weisen gegenüber denen des analytischen Modells auch bei der abströmseitigen Falte Unterschiede auf. Es handelt sich um ausgeprägte Geschwindigkeitsprofile, die sich aber auf einem geringeren Niveau als beim analytischen Modell befinden. Aufgrund der anderen anströmseitigen Situation, ist erst bei der Schnittebene $x/L = 0,9$ eine annähernd gleiche Luftmenge durch die poröse Struktur des Filtermedium auf die Abströmseite gelangt und daher liegen auch erst dort Geschwindigkeiten auf einem vergleichbaren Niveau vor.

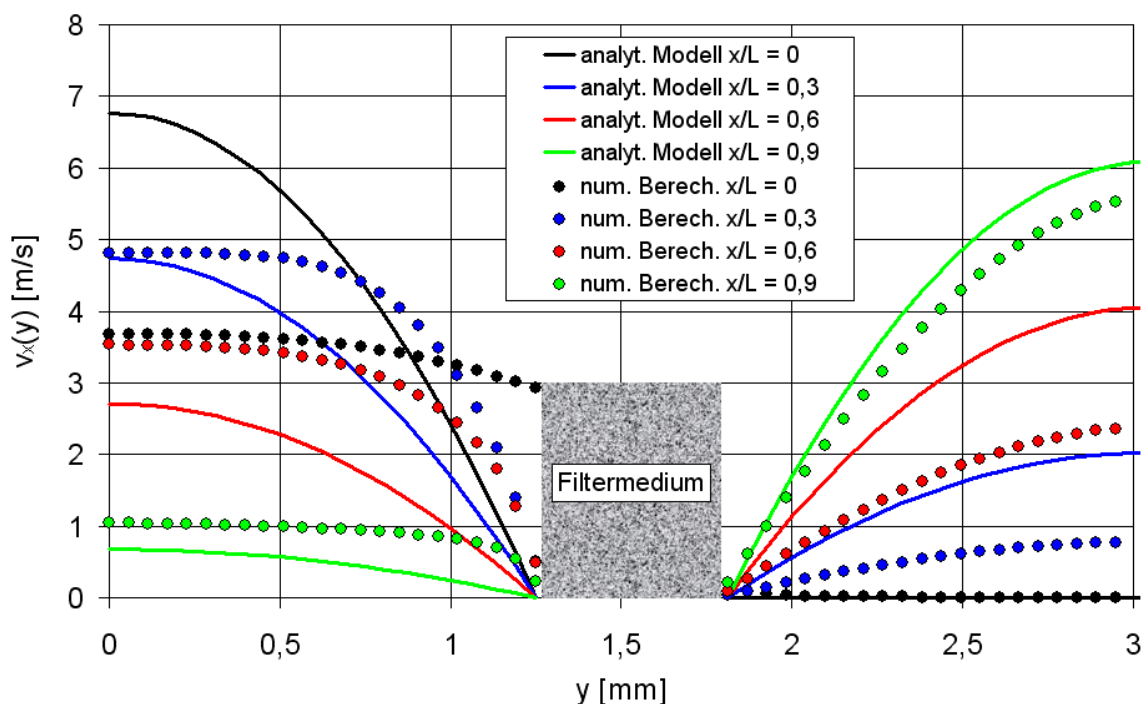


Abb. 4.48: Rechteckige Falte / Geschwindigkeitsprofile über der Faltenbreite y in unterschiedlichen mit der Faltenhöhe normierten Tiefen / Vergleich des analytischen Modells und der numerischen Berechnung / mittlere Mediengeschwindigkeit $0,2\text{m/s}$ / Anströmseite links, Abströmseite rechts

In den vier folgenden Abb. 4.49 bis Abb. 4.52 werden die Geschwindigkeitsprofile für die rechteckig angenommene Falte (analytisches Modell und numerische Berechnung) den Ergebnissen für die dreieckige Falte (numerische Berechnung) einzeln für die vier betrachteten Schnittebenen gegenübergestellt. Im Falle der dreieckig angenommenen Falte ändern sich die Abszissenabschnitte des anströmseitigen und des abströmseitigen Geschwindigkeitsprofils je nach Schnittebene. Bei $x/L = 0$ erstreckt sich der gesamte Bereich von $y = 0$ mm bis $y = 3$ mm über die anströmseitige Falte. Das Geschwindigkeitsprofil (schwarze Dreiecke) liegt demzufolge entsprechend unterhalb demjenigen bei Annahme der rechteckigen Falte (numerische Berechnung / schwarze Punkte), bei dem sich die anströmseitige Falte nur über den linken Teilbereich der Abszisse erstreckt. Dass die Datenpunkte der numerischen Berechnung für die dreieckige Falte nicht äquidistant sind, liegt an der hier zugrundeliegenden Diskretisierung des Berechnungsraumes.

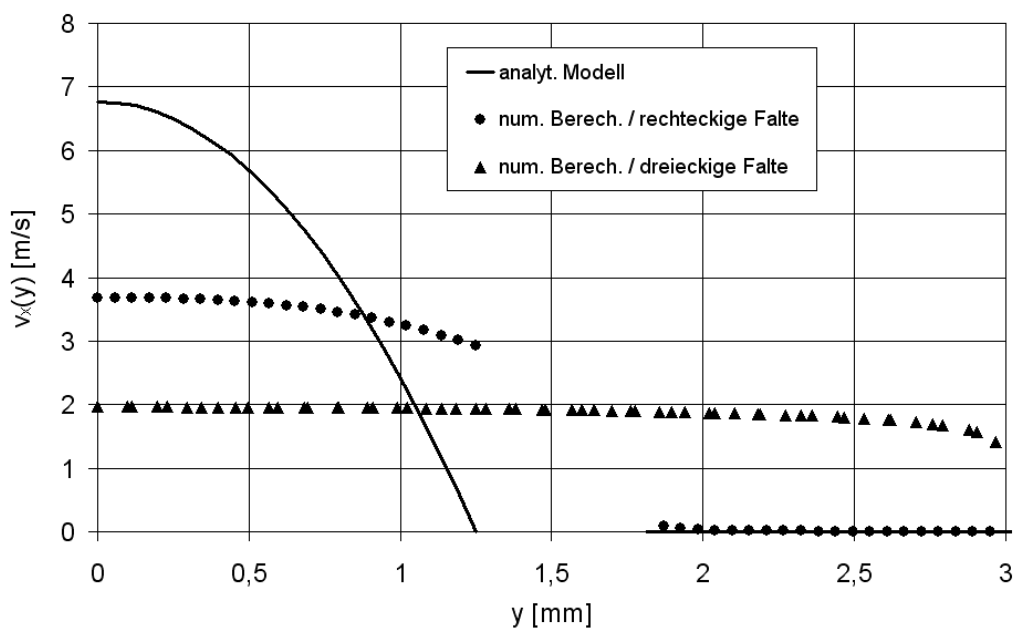


Abb. 4.49: Schnittebene $x/L = 0$ / Vergleich der Geschwindigkeitsprofile an der rechteckigen Falte (analytisches Modell und numerische Berechnung) mit dem an der dreieckigen Falte (numerische Berechnung)

Bei der Schnittebene $x/L = 0,3$ (Abb. 4.50) erstreckt sich die Anströmseite der dreieckigen Falte von $y = 0$ mm bis $y = \text{ca. } 2$ mm, die Abströmseite von $y = \text{ca. } 2,5$ mm bis $y = 3$ mm.

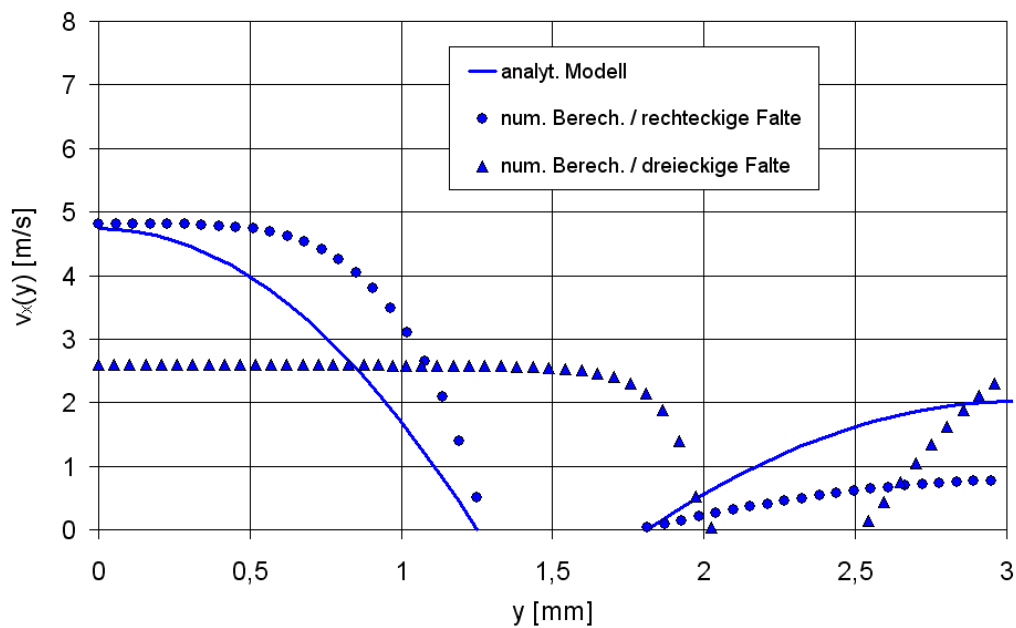


Abb. 4.50: Schnittebene $x/L = 0,3$ / Vergleich der Geschwindigkeitsprofile an der rechteckigen Falte (analytisches Modell und numerische Berechnung) mit dem an der dreieckigen Falte (numerische Berechnung)

Bei der Schnittebene $x/L = 0,6$ (Abb. 4.51) erstreckt sich die Anströmseite der dreieckigen Falte von $y = 0$ mm bis $y = \text{ca. } 0,9$ mm, die Abströmseite von $y = \text{ca. } 1,4$ mm bis $y = 3$ mm.

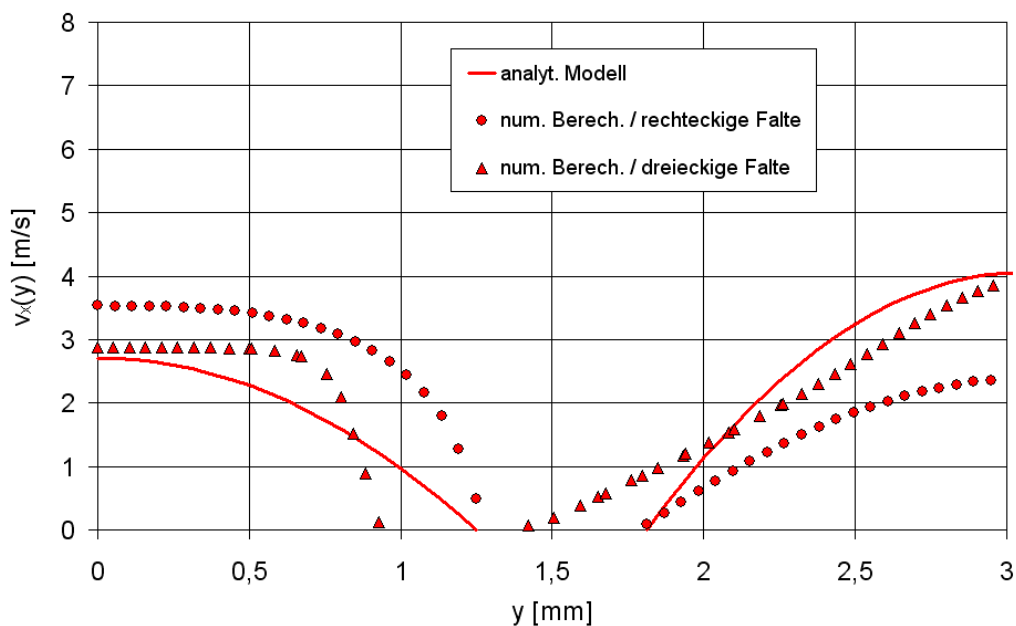


Abb. 4.51: Schnittebene $x/L = 0,6$ / Vergleich der Geschwindigkeitsprofile an der rechteckigen Falte (analytisches Modell und numerische Berechnung) mit dem an der dreieckigen Falte (numerische Berechnung)

Bei der Schnittebene $x/L = 0,9$ (Abb. 4.52) geht der Schnitt hinsichtlich der anströmseitigen Falte bereits durch die beiden aneinanderliegenden Flanken des Mediums, es gibt also kein anströmseitiges Geschwindigkeitsprofil mehr (siehe Abb. 4.47). Die Abströmseite der dreieckigen Falte geht von $y = \text{ca. } 0,5 \text{ mm}$ bis $y = 3 \text{ mm}$.

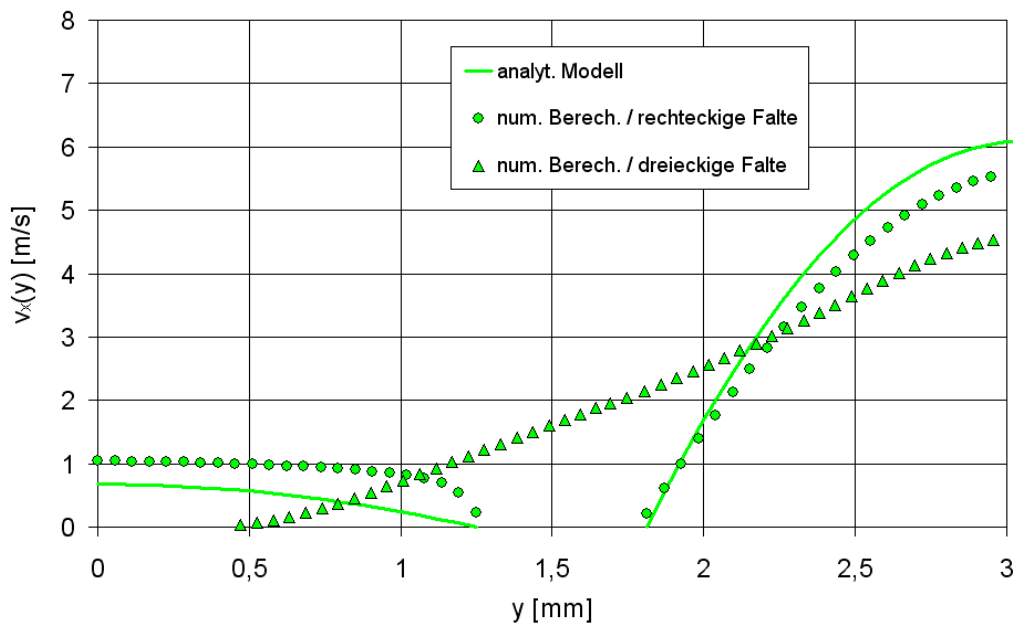


Abb. 4.52: Schnittebene $x/L = 0,9$ / Vergleich der Geschwindigkeitsprofile an der rechteckigen Falte (analytisches Modell und numerische Berechnung) mit dem an der dreieckigen Falte (numerische Berechnung)

Weder die in den angestellten Betrachtungen realisierte rechteckige, noch die dreieckige Falte beschreibt die reale Faltengeometrie von Kfz-Innenraumfiltern wirklich präzise. Bei der dreieckigen Falte ist die Spitze deutlich „schärfer“ als bei den realen Filtern. Die effektiv nutzbare Filterfläche ist gegenüber dem realen Filter reduziert, da das Medium im Bereich der Spitzen aneinanderliegt. Dieses Problem besteht bei der Annahme der rechteckigen Tasche nicht. Hier basiert allerdings die Berechnung des zusätzlichen Reibungsdruckverlustes bei Durchströmung der Falten auf Geschwindigkeitsprofilen welche die Realität nicht adäquat abbilden.

Bei HEPA- und ULPA-Filtern, für die das analytische Modell nach Lücke validiert ist, befindet sich das Verhältnis von Faltenhöhe zu Faltenabstand üblicherweise im Bereich von 10 bis 30. Bei diesen Gegebenheiten kann eine vereinfachende Annahme rechteckiger Falten dazu angetan sein, die Realität hinreichend gut abzubilden. Bei Kfz-Innenraumfiltern liegt das Verhältnis eher in der Größenordnung von 5 und darunter. Hier stellt sich die Frage, inwieweit das analytische Modell, trotz der Annahme rechteckiger Falten und der angenommenen Geschwindigkeiten über

Polynomansätze, dennoch die Druckverluste qualitativ und quantitativ abzubilden vermag.

Abb. 4.53 zeigt den Vergleich der gemessenen Druckverluste für das einschichtige Medium bzw. den Filter mit den Berechnungsergebnissen des analytischen Modells und der numerischen Strömungssimulation. Der Druckverlust ist über der mittleren Anströmgeschwindigkeit aufgetragen. Die roten Symbole zeigen die Messwerte für das Medium und die schwarzen Symbole für den Filter.

Für das Medium stimmen die Messwerte mit den berechneten Werten des Filtermedienanteils des analytischen Modells (rote gestrichelte Linie) gut überein. Für den plissierten Filter weichen die Ergebnisse des analytischen Modells (schwarze gestrichelte Kurve) jedoch stark von den Messwerten ab.

Nimmt man für die numerische Berechnung eine rechteckige Taschengeometrie an, so stimmen numerisches Ergebnis (blaue Symbole in der linken Grafik) und analytisches Ergebnis gut überein. Die numerische Berechnung weicht somit jedoch ebenso stark von den Messwerten ab.

Wird bei der numerischen Berechnung für die Filtergeometrie eine dreieckige Tasche angenommen, so stimmen hier Messwerte und berechnete Werte (blaue Kurve in der rechten Grafik) sehr gut überein.

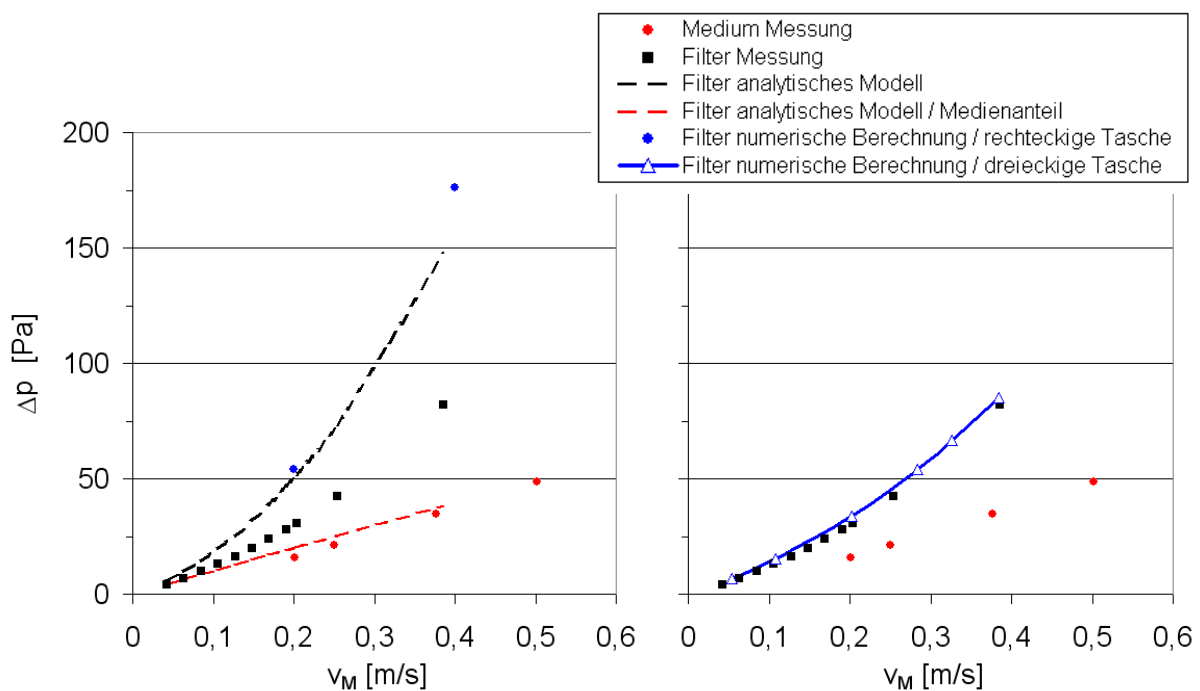


Abb. 4.53: Modellierung / Medium bzw. Filter „1-schichtig“

In Abb. 4.54 ist der Druckverlust für das mehrschichtige Medium dargestellt. Es stellt sich ein ähnliches Verhalten wie beim einschichtigen Medium dar.

Der Druckverlust liegt hier auf einem höheren Niveau. Die Abweichungen der Messwerte von den Ergebnissen des analytischen Modells sind nicht mehr so groß. Für niedrige Mediengeschwindigkeiten gibt es eine gute Übereinstimmung.

Wird bei der numerischen Berechnung für die Geometrie eine dreieckige Tasche angenommen, so ist die Übereinstimmung nicht mehr so gut wie bei dem einschichtigen Medium. Es wird ein zu niedriger Druckverlust berechnet. Die Steigung der Kurve entspricht dabei allerdings in Richtung höherer Geschwindigkeiten besser derjenigen, die aus den Messergebnissen resultiert, als es beim analytischen Modell mit der angenommenen rechteckigen Faltengeometrie der Fall ist. Die Kurve der Berechnungsergebnisse ist gegenüber dem Verlauf der Messergebnisse parallel nach unten verschoben.

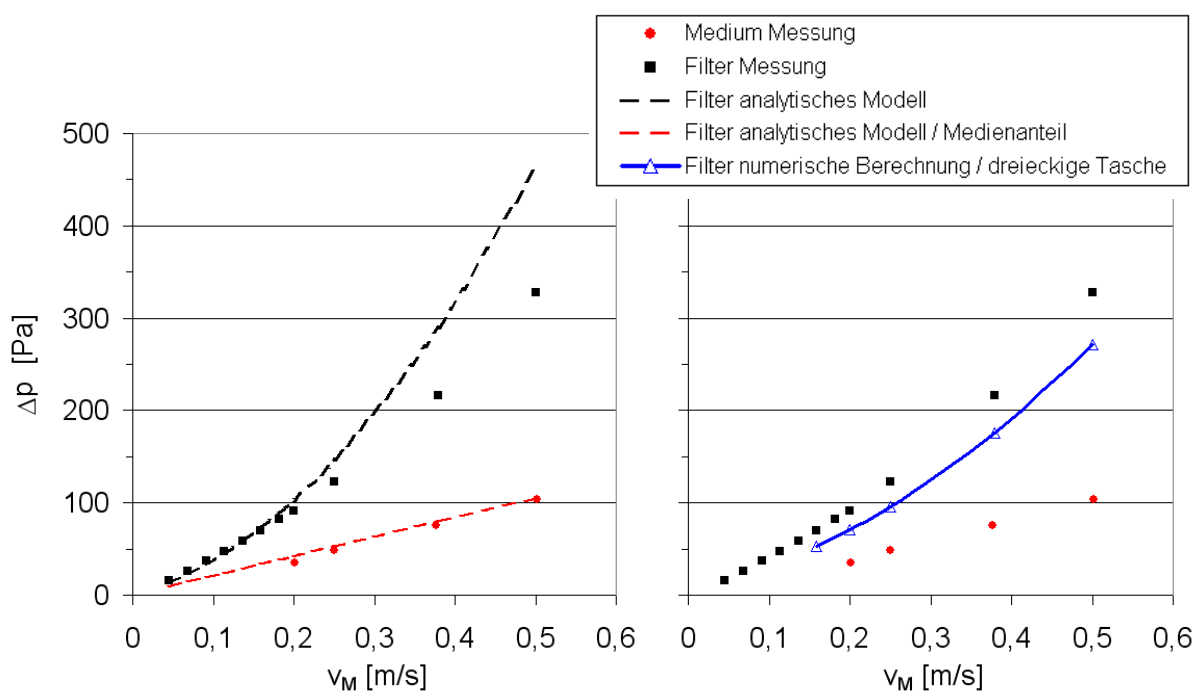


Abb. 4.54: Modellierung / Medium bzw. Filter „mehrschichtig“

Abschließend kann an dieser Stelle festgehalten werden, dass das analytische Modell nach Lücke mit seinen Annahmen das grundsätzliche qualitative Druckverlustverhalten von plissierten Filtern auch aus dem Anwendungsbereich Kfz-Innenraumfiltration korrekt beschreibt. Eine hinreichend gute quantitative Übereinstimmung ergibt sich dabei erst für Filter mit einem vergleichsweise höheren Druckverlust aus dem Kfz-Innenraumfilter-Bereich (betrachtetes Fallbeispiel: mehrschichtiges Medium). Hier bildet das Modell bis zu mittleren Mediengeschwindigkeiten von ca. 20 cm/s die Messergebnisse in guter Näherung ab.

4.4.3 Modellierung mikroskopischer Effekte an der Einzelfaser

In Abhängigkeit von den Abscheidemechanismen lagern sich Partikel an Fasern unterschiedlich an. Anhand experimenteller Untersuchungen hat Kanaoka (1998) eine schematische Übersicht zur Form der abgeschiedenen Partikelstruktur in Abhängigkeit vom Abscheidemechanismus zusammengestellt (Abb. 4.55).

So ergibt sich im diffusionsdominierten Bereich eine gleichmäßige Anlagerung an die Faseroberfläche. Gewinnt der Einfluss der Impaktion an Bedeutung, lagern sich die Partikel verstärkt auf der Anströmseite der Faser ab.

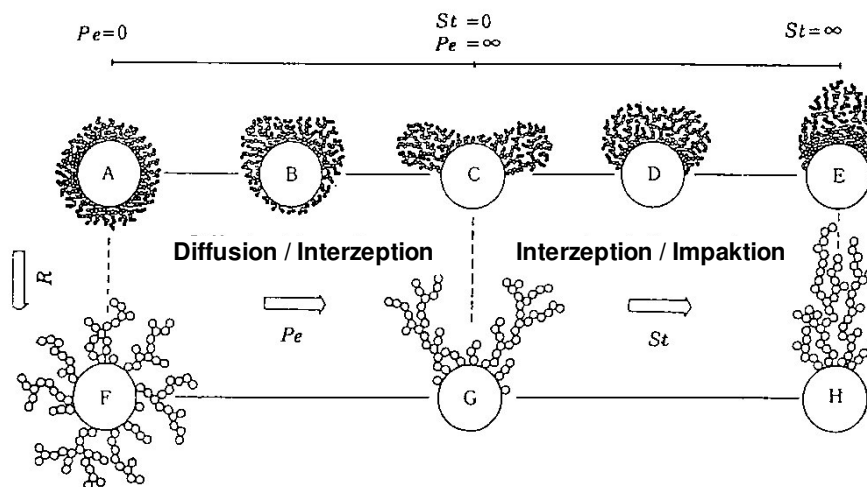


Abb. 4.55: Abgeschiedene Partikelstrukturen in Abhängigkeit vom Abscheidemechanismus (Quelle: Kanaoka (1998))

Für die numerische Berechnung der Partikelabscheidung an der Einzelfaser werden nachfolgend exemplarisch zwei Fälle vorgestellt, die zum einen die diffusionsbestimmte und zum anderen die impaktionsbestimmte Abscheidung repräsentieren. Bei den Berechnungen wird die Partikelphase durch Nutzung des Lagrangeschen Partikelmodells abgebildet. Die Beladung der Einzelfaser wird berechnet, indem nach einem Berechnungsdurchgang die abgeschiedenen Partikel auf der Einzelfaser umdefiniert werden und als Fasermaterial deklariert werden. Danach erfolgt ein weiterer Berechnungsdurchgang.

Für die nachfolgenden Parameter und resultierenden Stokes- und Péclet-Zahlen ergeben sich nach fünf Berechnungsdurchgängen die in Abb. 4.56 gezeigten abgeschiedenen Partikelstrukturen und Partikeltrajektorien. Der für diese Berechnung gewählte Parametersatz ist hinsichtlich der Systematisierung der Struktur der abgeschiedenen Partikel nach Kanaoka (1998) unter Fall B (Abb. 4.55) einzuordnen. Der Farbverlauf der Partikeltrajektorien spiegelt die Verweilzeit wider. Schon nach den wenigen Berechnungsschritten ist zu erkennen, dass mehr Partikel auf der Anströmseite der Faser als auf der Abströmseite abgeschieden werden.

Anströmgeschwindigkeit $v = 0,2 \text{ m/s}$
Faserdurchmesser $d_f = 20 \text{ }\mu\text{m}$
Partikeldurchmesser $d_p = 0,4 \text{ }\mu\text{m}$
Stokes-Zahl $Stk = 0,0138$
Péclet-Zahl $Pe = 4,8 \cdot 10^4$

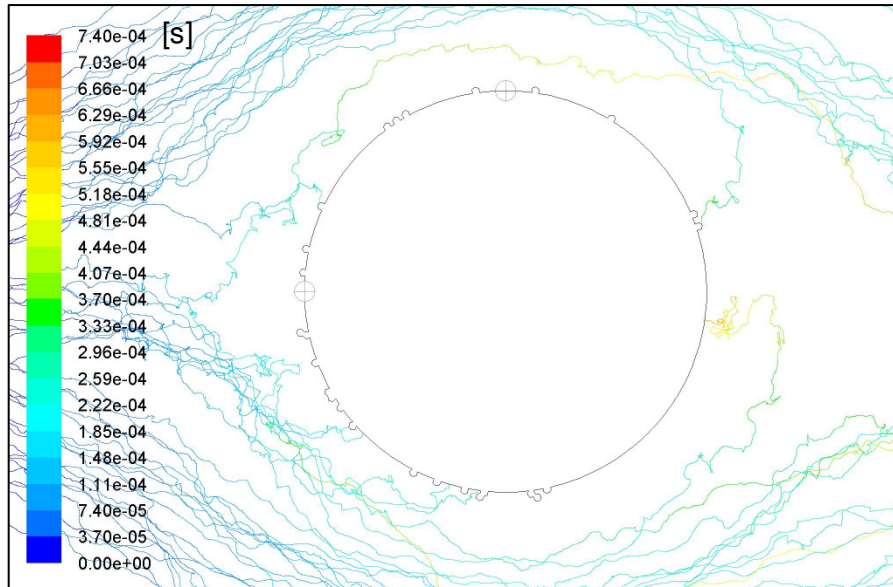


Abb. 4.56: Abgeschiedene Partikelstrukturen nach fünf Berechnungsschritten (diffusionsbestimmte Abscheidemechanismen)

An der Einzelfaser ergibt sich nach den fünf Berechnungsdurchgängen ein Druckverlustanstieg von 1,56 Pa auf 1,62 Pa.

Für den impaktionsbestimmten Abscheidebereich wurden die nachfolgenden Parameter gewählt. Es ergibt sich eine Korrespondenz zum Fall H nach Kanaoka (1998) (Abb. 4.55). Abb. 4.57 zeigt die Partikeltrajektorien zum Start der Berechnungen. Die abgeschiedenen Partikelstrukturen und Partikeltrajektorien nach fünf Berechnungsdurchgängen sind in Abb. 4.58 dargestellt. Der Farbverlauf der Partikeltrajektorien spiegelt die Verweilzeit wider.

Anströmgeschwindigkeit $v = 1,0 \text{ m/s}$
Faserdurchmesser $d_f = 20 \text{ }\mu\text{m}$
Partikeldurchmesser $d_p = 2,0 \text{ }\mu\text{m}$
Stokes-Zahl $Stk = 1,325$
Péclet-Zahl $Pe = 1,6 \cdot 10^6$

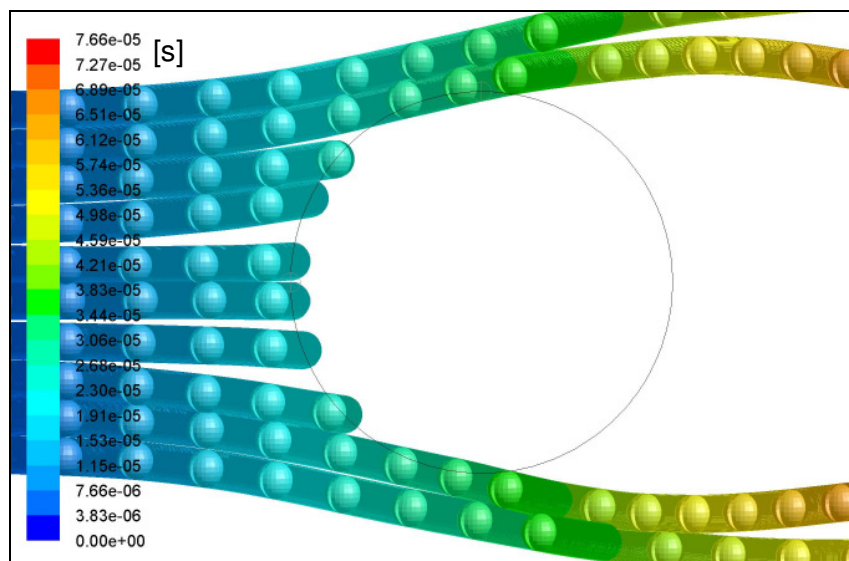


Abb. 4.57: Partikeltrajektorien zum Berechnungsstart (impaktionsbestimmte Abscheidemechanismen)

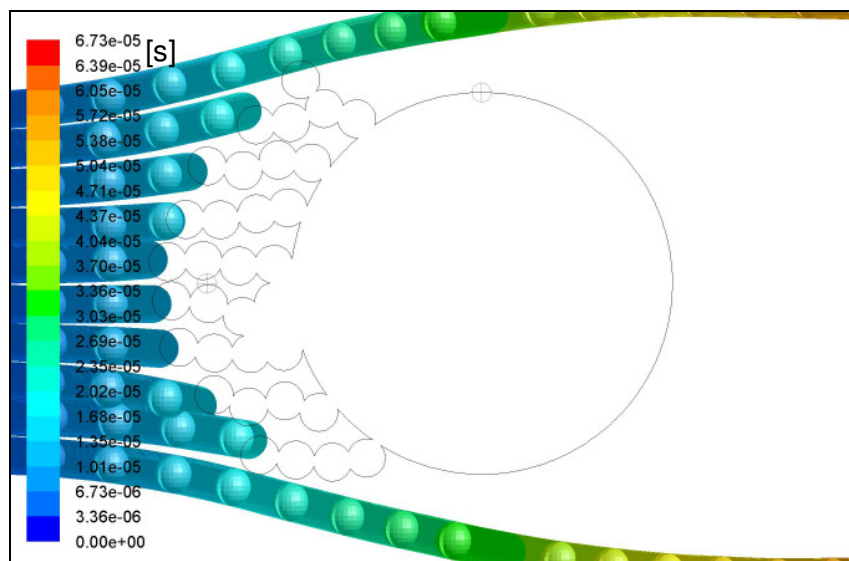


Abb. 4.58: Abgeschiedene Partikelstrukturen nach fünf Berechnungsschritten (impaktionsbestimmte Abscheidemechanismen)

An der Einzelfaser ergibt sich nach den fünf Berechnungsdurchgängen ein Druckverlustranstieg von 8,15 Pa auf 15,36 Pa.

Um die im Rahmen dieses Projektes erarbeiteten experimentellen Ergebnisse mit zunehmender Beladung (Abschnitt 4.3) interpretieren zu können, ist es notwendig neben den von Kanaoka (1998) hinsichtlich der Struktur der abgeschiedenen Partikel berücksichtigten mechanischen Abscheidemechanismen auch den elektrophoretischen Abscheidebeitrag gedanklich einzubeziehen. Von Interesse ist hierbei letztlich nicht die differenzierte Betrachtung der Effekte an der Einzelfaser sondern der Übergang zum gesamten Filtermedium und weiter zur plissierten Struktur.

Auf diesem Weg wurde im Projekt das einzelfaserbasierte Filtrationsmodell genutzt, um die sich darstellende Phänomenologie zunächst für das plane Medium zu beleuchten. Mit dem einzelfaserbasierten Filtrationsmodell können Druckverlust und Abscheidegrad für Filtermedien im Anfangszustand prognostiziert werden.

Zur Berücksichtigung des instationären Prozesses der sich ändernden Druckverluste und Effizienzen mit zunehmender Beladung ist das einzelfaserbasierte Filtrationsmodell im Projekt erweitert worden.

Unterteilt man den instationären Vorgang der Beladung in diskrete Zeitintervalle Δt , so kann man aus den während eines Zeitintervalls an den Fasern abgeschieden Partikelvolumina zunächst vereinfachend einen entsprechend größeren Faserdurchmesser für den nächsten Zeitschritt berechnen (Abb. 4.59).

Die Annahme einer gleichmäßigen Anlagerung an die Faser trifft allerdings nur im diffusionsbestimmten Abscheidebereich zu (Fall A, Abb. 4.55). Außerdem wurden diese ersten Berechnungen unter der Annahme einer kompakten Schicht der abgeschiedenen Partikel um die Faser vorgenommen. Bei einer späteren Verfeinerung des Modells kann hier stattdessen beispielsweise die Annahme einer sphärisch dichtesten Packung getroffen werden.

Für eher dendritische Strukturen der abgeschiedenen Partikel (Fälle F, G und H, Abb. 4.55) kann alternativ das Entstehen „neuer Fasern“ mit dem Durchmesser der abgeschiedenen Partikel in das Modell implementiert werden.

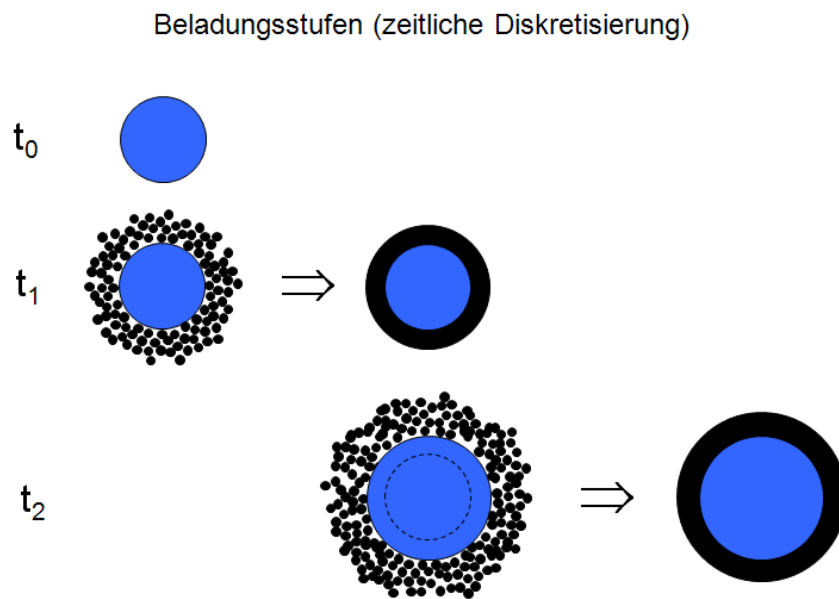


Abb. 4.59: Zeitliche Diskretisierung des Faserwachstums

Neben der zeitlichen Diskretisierung ist bei den Berechnungen eine örtliche Diskretisierung des Filtermediums in Vliesdickenrichtung vorgenommen worden (Abb. 4.60).

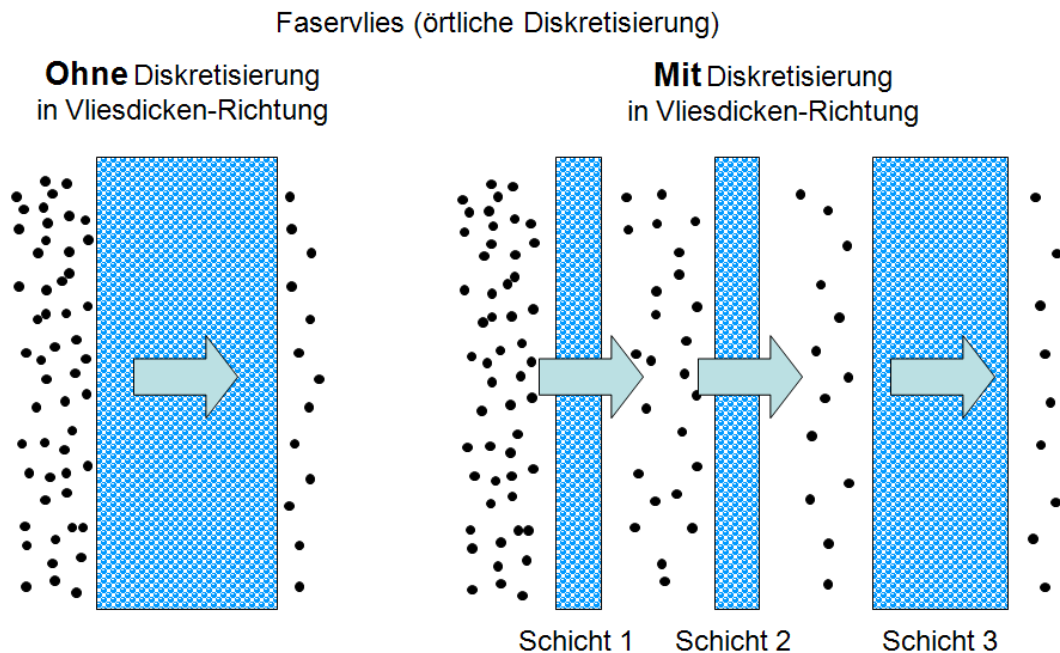


Abb. 4.60: Örtliche Diskretisierung des Faservlieses

Für ein exemplarisches Filtermedium werden in Abb. 4.61 Berechnungsergebnisse und experimentelle Daten einander gegenübergestellt. Dargestellt ist die Entwicklung der Retention mit zunehmender Beladung für einen diskreten Partikeldurchmesser von $2 \mu\text{m}$ als Funktion des Druckverlustes.

Die Beladung bei den Experimenten erfolgte unter Verwendung des Prüfstaubes A2. Demzufolge wurde bei der Modellierung die Partikelverteilung von A2 zu Grunde gelegt.

Die blaue Kurve im rechten Diagramm zeigt, wie sich die Retention eines A2-Partikels mit einem Durchmesser von 2 μm mit fortschreitender Beladung verändert. Wie schon in Abb. 4.22 (Abschnitt 4.3.1) für einen anderen Partikeldurchmesser an konfektionierten, plissierten Filtern gezeigt, stellt sich auch hier fürs plane Filtermedium eine gleichartige qualitative Charakteristik dar. In der Überlagerung der nachlassenden Elektretwirkung und der allmählichen Verbesserung der Abscheidung mit fortschreitend abgeschiedener Partikelmenge stellt sich zunächst bei einem nur geringen Druckverlustanstieg ein Einbrechen der Retention dar, bevor sie wieder ansteigt. Die rote Kurve im rechten Diagramm zeigt einen kontinuierlichen Anstieg der Retention am Filtermedium, welches vorab durch eine Isopropanolbehandlung elektrisch neutralisiert wurde. Zum Vergleich ist die DEHS-Anfangseffizienz am elektrisch neutralisierten Medium (roter Datenpunkt) ins Diagramm eingetragen. Hier basiert die Abscheidung ausschließlich auf mechanischen Mechanismen.

Das Ergebnis der Modellierung (linkes Diagramm) unter Zugrundelegung nur der mechanischen Abscheidemechanismen wird durch die rote Kurve repräsentiert. Wird der elektrophoretische Abscheidebeitrag und der hohe Aufladungszustand der A2-Partikel berücksichtigt, ergibt sich die blaue Kurve. Hierbei wurde die Degression des Ladungszustandes der Filterfasern mit fortschreitender Beladung nicht berücksichtigt, daher kann sich bei der Modellierung kein Einbrechen der Retention darstellen. Sieht man von diesem Sachverhalt ab, so erkennt man, dass sich - trotz einer Reihe stark vereinfachender Annahmen - zwischen den Ergebnissen der Modellierung und den experimentellen Daten eine gute qualitative Übereinstimmung ergibt.

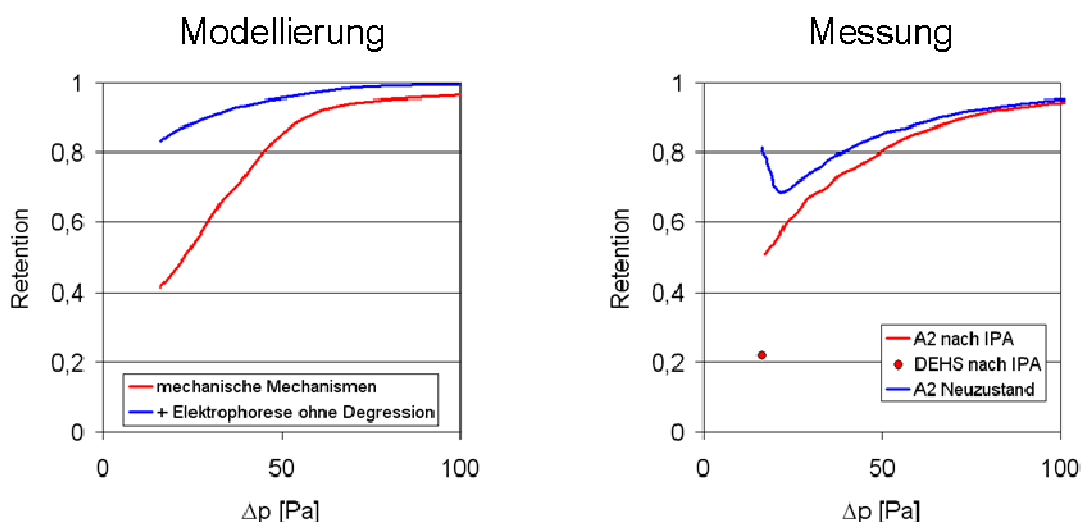


Abb. 4.61: Vergleich Modellierung / Messung

4.5 Adsorptionsmessungen am Prüfstand nach ISO 11155-2

4.5.1 Messung an neuen und beladenen Filtern

Die Adsorptionsmessungen an neuen und beladenen Filtern wurden an denselben Filtertypen vorgenommen wie die Partikeltests an Kombifiltern. Es handelte sich um Filter für einen Fahrzeugtyp aus dem Marktsegment der Kompaktklasse von zwei verschiedenen deutschen Herstellern, die im Weiteren als Filter I und II bezeichnet werden. Die neuen Filter wurden von Werkstätten sowie dem Kfz-Zubehörhandel bezogen. Beladene, gebrauchte Filter wurden von Vertragswerkstätten zur Verfügung gestellt. Sie wurden im Rahmen von Inspektionen turnusgemäß ausgewechselt. Über die Beladungshistorie oder die Fahrleistung der gebrauchten Filter liegen keine Informationen vor.

Die Filter wurden jeweils mit Toluol, n-Butan und Stickstoffdioxid als Testgas gemäß ISO 11155-2 getestet. NO₂ wurde aus zwei Gründen als zusätzliches Testgas neben den ursprünglich vorgesehenen Testgasen n-Butan und Toluol eingeführt. Zum einen hat die umweltpolitische Relevanz von Stickoxiden zugenommen, weil die Immissionskonzentrationen von NO₂ nicht wie die anderer Schadgase in den vergangenen Jahren deutlich reduziert wurden. Zum anderen wird NO₂ nicht wie Toluol und n-Butan an der Adsorbenschicht der Filter rein physikalisch adsorbiert. Es kommt zusätzlich zu einer katalytischen Reduktion von NO₂ zu NO an der Aktivkohle. Durch diese weitere Funktionalität ist der Abscheidevorgang von NO₂ an der Aktivkohle besonders geeignet, die Veränderungen der inneren Oberfläche der Aktivkohle durch Beladung zu untersuchen.

Die Filtertests gemäß ISO 11155-2 wurden an dem entsprechenden Filterprüfstand der Forschungsstelle 2 durchgeführt. Er ist in Abb. 4.62 schematisch dargestellt. Zu einem Luftstrom von 23 °C und 50 % relativer Luftfeuchte wird das entsprechende Testgas dosiert. Während n-Butan und NO₂ mit Massenflussreglern dosiert werden, muss Toluol zuvor noch verdampft werden. Um den erforderlichen Dampfdruck von NO₂ zu erhalten, muss der Druckbehälter beheizt werden. Um ein Auskondensieren des NO₂ zu verhindern, werden die Schläuche und der Massenflussregler ebenfalls temperiert. Die Testvolumenanteile betragen:

n-Butan	8 ppm,
Toluol	80 ppm und
NO ₂	4 ppm.

Der Luftstrom mit dem Testgas durchströmt den zu testenden Filter. Vor und hinter dem Filter werden Probenahmeverluströme abgezogen und den jeweiligen Mess-

geräten zugeführt. Die Kohlenwasserstoffkonzentrationen werden mit 2 Flammenionisationsdetektoren FID (Typ 3002 RC, Bernath Atomic, Wennigsen), die Stickoxidkonzentrationen mit Chemilumineszenzanalysatoren (Typ AC31M, Ansyco, Karlsruhe) bestimmt. Die Ergebnisse werden ausgewertet und als Durchbruchkurven in Abhängigkeit von der Versuchszeit dargestellt. Die Adsorptionskapazität der Filter wird über eine Massenbilanz aus den Messwerten berechnet. Der Druckabfall über dem Filter wird ebenfalls gemessen und aufgezeichnet. Die Anströmgeschwindigkeit des Filters beträgt 0,13 m/s. Die Versuche wurden entweder bis zum vollständigen Durchbruch oder bis zu einer Versuchszeit von 90 Minuten durchgeführt.

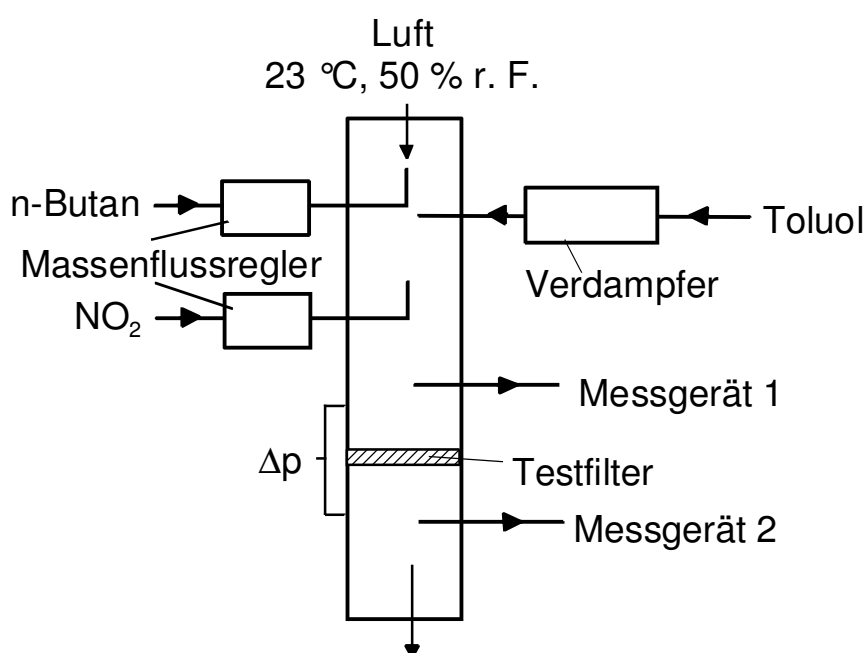


Abb. 4.62: Filterprüfstand zur Durchführung von Adsorptionstests nach ISO 11155-2

In den Abb. 4.63 und Abb. 4.65 sind die ermittelten Durchbruchkurven der Kohlenwasserstoffe n-Butan und Toluol durch neue und im Realbetrieb beladene Filter des Typs I dargestellt. Aufgetragen ist die hinter dem Filter gemessene Konzentration bezogen auf die Eingangskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit.

Adsorptiv n-Butan

Bei den in Abb. 4.63 gezeigten Ergebnissen mit dem Testgas n-Butan wurde statt dem nach ISO 11155-2 vorgegebenen Eingangsvolumenanteil von 80 ppm eine Konzentration von 8 ppm gewählt, da bei der normkonformen Konzentration die Durchbrüche durch die im Realbetrieb gealterten Filter so schnell erfolgten, dass sie nicht mehr zu differenzieren waren. Die gewählte, um den Faktor 10 geringere,

Konzentration ermöglicht aufgrund der anderen zeitlichen Skalierung eine bessere Auflösung der Ergebnisse.

Der Vergleich der Durchbruchkurven durch neue und im Realbetrieb gealterte Filter zeigt erwartungsgemäß, dass der Durchbruch durch gebrauchte Filter deutlich schneller erfolgt als durch neue.

Bei gebrauchten Filtern ist die Adsorptionskapazität für n-Butan fast gänzlich erschöpft. Sämtliche gebrauchte Filter weisen bereits nach zwei Minuten Versuchszeit einen vollständigen Durchbruch auf. Eine Unterscheidung der Durchbruchkurven durch die gebrauchten Filter ist selbst bei einem Volumenanteil von 8 ppm schwierig.

Die zum Vergleich herangezogenen neuen Filter weisen demgegenüber eine wesentlich höhere Adsorptionskapazität auf. Auffällig ist, dass die neuen Filter abhängig vom Herstellungsdatum eine deutlich unterschiedliche Charakteristik aufweisen. Die Ursache hierfür kann in Unterschieden bei der Fertigung begründet sein.

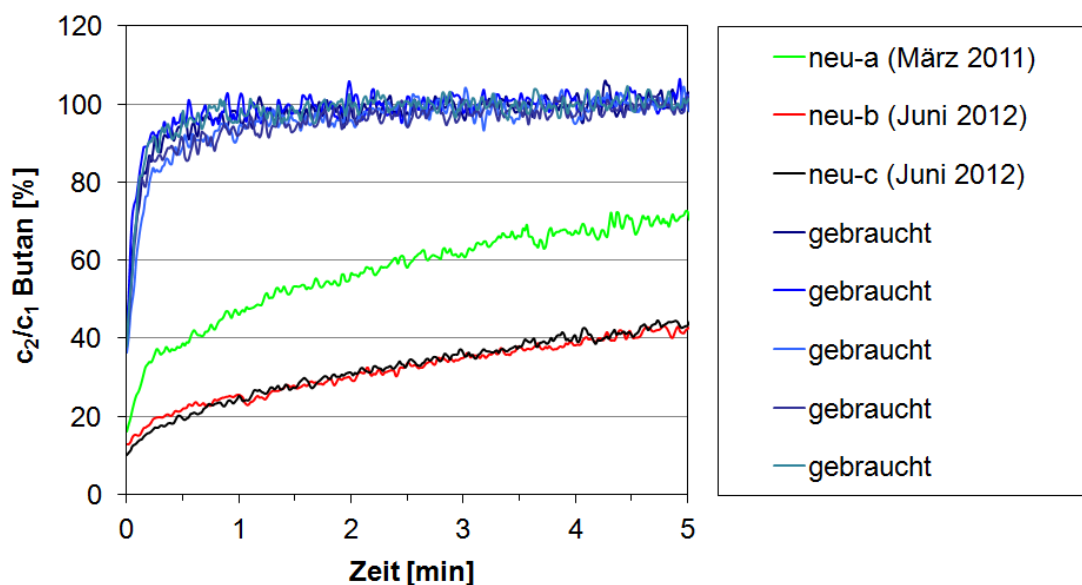


Abb. 4.63: Durchbruchkurven von n-Butan durch drei neue und fünf im Realbetrieb gealterte Filter des Typs I

In Abb. 4.64 sind die Werte des relativen n-Butan-Durchbruchs durch neue und gebrauchte Filter aus Abb. 4.63 zu verschiedenen Versuchszeiten in Abhängigkeit von dem jeweiligen Druckabfall über den Filter dargestellt. Der Druckabfall ist als Differenz aufgetragen, Minuend ist der über den jeweiligen Filter gemessene Druckabfall, Subtrahend ist der gemittelte Druckabfall, der über neue Filter gemessen wurde. Die Durchbruchswerte sind bei gebrauchten Filtern unabhängig von der Druckdifferenz deutlich höher als bei neuen Filtern.

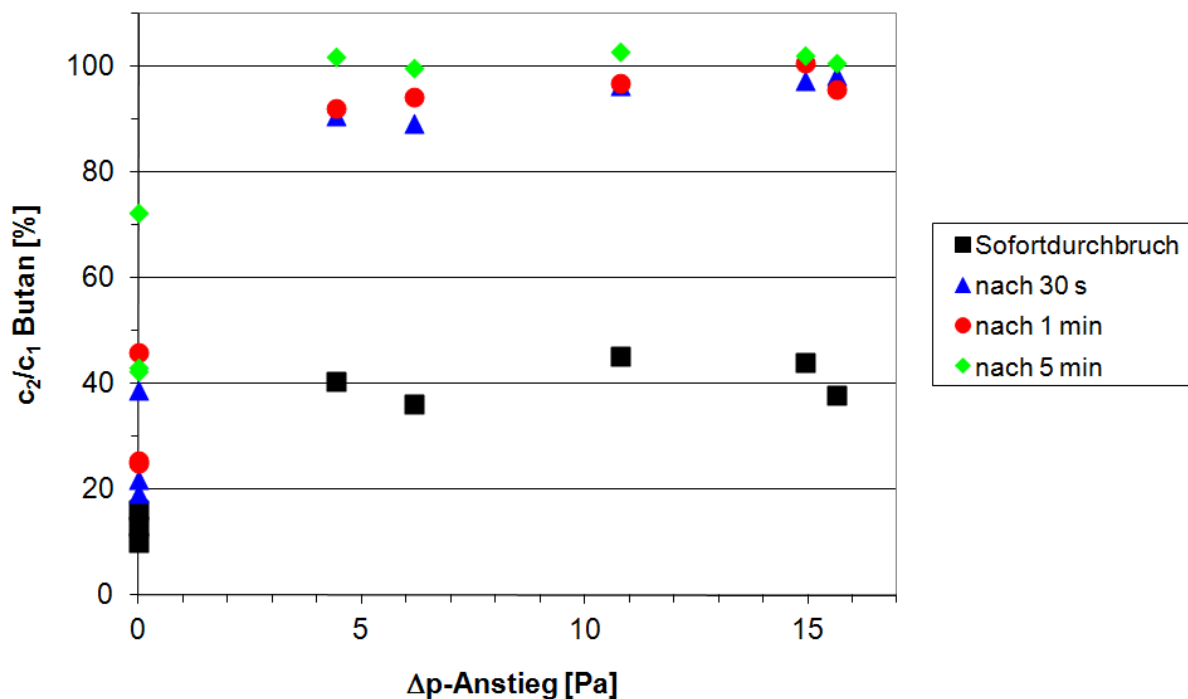


Abb. 4.64: Durchbrüche von n-Butan durch neue und fünf im Realbetrieb gealterte Filter des Typs I in Abhängigkeit von dem Druckabfall über dem Filter

Adsorptiv Toluol

Die Kapazität von Aktivkohle für Toluol ist gegenüber n-Butan ungefähr um den Faktor 4 höher. Die Durchbruchkurven von Toluol durch neue Kfz-Innenraumfilter weisen daher einen anderen, nämlich einen s-förmigen, Verlauf als die von n-Butan auf (s. Abb. 4.65). Abhängig vom Produktionsdatum ergaben sich, wie schon zuvor bei n-Butan als Testgas, abweichende Durchbruchkurven durch neue Filter. Während bei n-Butan als Adsorptiv die geprüften beladenen Filter einen nahezu identischen Verlauf der Durchbruchkurven aufweisen, ist bei der Verwendung von Toluol und der größeren Anzahl an geprüften Filtern mit ihrer unbekanntenen, unterschiedlichen Beladungshistorie eine größere Streuung der Ergebnisse zu erkennen. Obwohl bei allen gebrauchten Filtern die Kapazität für Toluol so weit erschöpft ist, dass keine s-förmige Durchbruchkurve mehr vorliegt, ist der Durchbruch von Toluol bei einem Eingangsvolumenanteil von 80 ppm auch nach 90 Versuchsminuten lediglich bei einem beladenen Filter komplett erschöpft.

In Abb. 4.66 sind die Werte des relativen Durchbruchs von Toluol durch neue und gebrauchte Filter zu verschiedenen Versuchszeiten in Abhängigkeit von der Differenz des Druckabfalls gegenüber neuen Filtern dargestellt. Die Art der Darstellung ent-

spricht der aus Abb. 4.64. Ein Anstieg des Toluol-Durchbruchs mit steigender Druckdifferenz bis 5 Pa gegenüber neuen Filtern ist lediglich nach Versuchszeiten von 10, 20 und 30 Minuten differenzierbar zu erkennen. Bei höheren Druckdifferenzen ist erneut keine Abhängigkeit der Durchbruchswerte von dem Druckabfall über den Filter festzustellen.

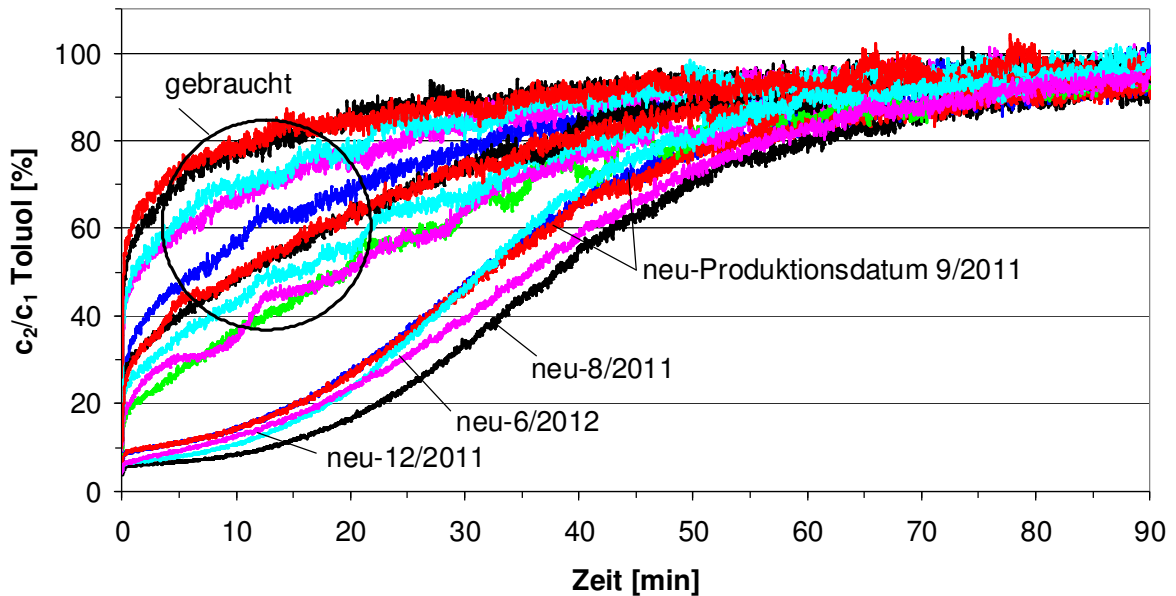


Abb. 4.65: Durchbruchkurven von Toluol durch neue und im Realbetrieb gealterte Filter des Typs I

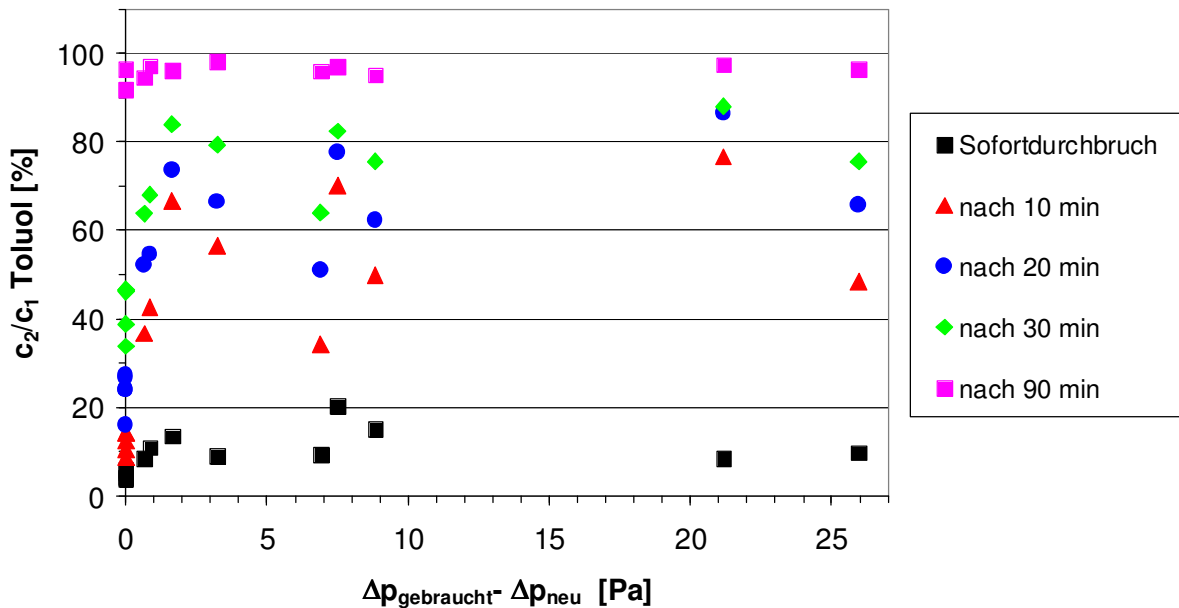


Abb. 4.66: Durchbrüche von Toluol durch neue und im Realbetrieb gealterte Filter des Typs I in Abhängigkeit von dem Druckabfall über dem Filter

Adsorptiv NO₂

Bei Verwendung von NO₂ als Testgas wird hinter dem Filter neben NO₂ auch NO detektiert. NO₂ wird nicht nur adsorptiv an der Aktivkohle abgeschieden, es kommt auch zu einer katalytischen Umsetzung des NO₂ an der Aktivkohleoberfläche zu NO. In Abb. 4.67 sind die Durchbruchkurven von NO₂ (durchgezogene Linien) und von NO_x (gestrichelte Linien), der Summe aus NO₂ und NO, durch neue und gebrauchte Filter des Typs I dargestellt. Die Differenz zwischen den NO₂- und NO_x-Kurven stellt den zu NO umgewandelten Anteil von NO₂ dar. Je kleiner der Abstand zwischen den Kurven, desto weniger NO wird erzeugt. Die Durchbruchkurven durch die neuen Filter sind gemittelt, die Fehlerbalken geben die Standardabweichung an. Der Durchbruch von NO₂ durch neue Filter liegt nach 90 Minuten Versuchszeit bei der Eingangskonzentration von 4 ppm bei 12 %, der von NO_x bei 44 %. Die farbig dargestellten Durchbruchkurven der Stickoxide durch die gebrauchten Filter liegen im Vergleich dazu deutlich höher. Bei einem Filter wird am Ende der Versuchszeit sogar ein vollständiger Durchbruch beobachtet. Weiterhin fällt auf, dass der NO-Anteil bei gebrauchten Filtern deutlich geringer ist als bei neuen Filtern. Die erhebliche Streuung der Durchbruchkurven durch die gebrauchten Filter ist plausibel unter Berücksichtigung der anzunehmenden verschiedenen Beladungshistorien.

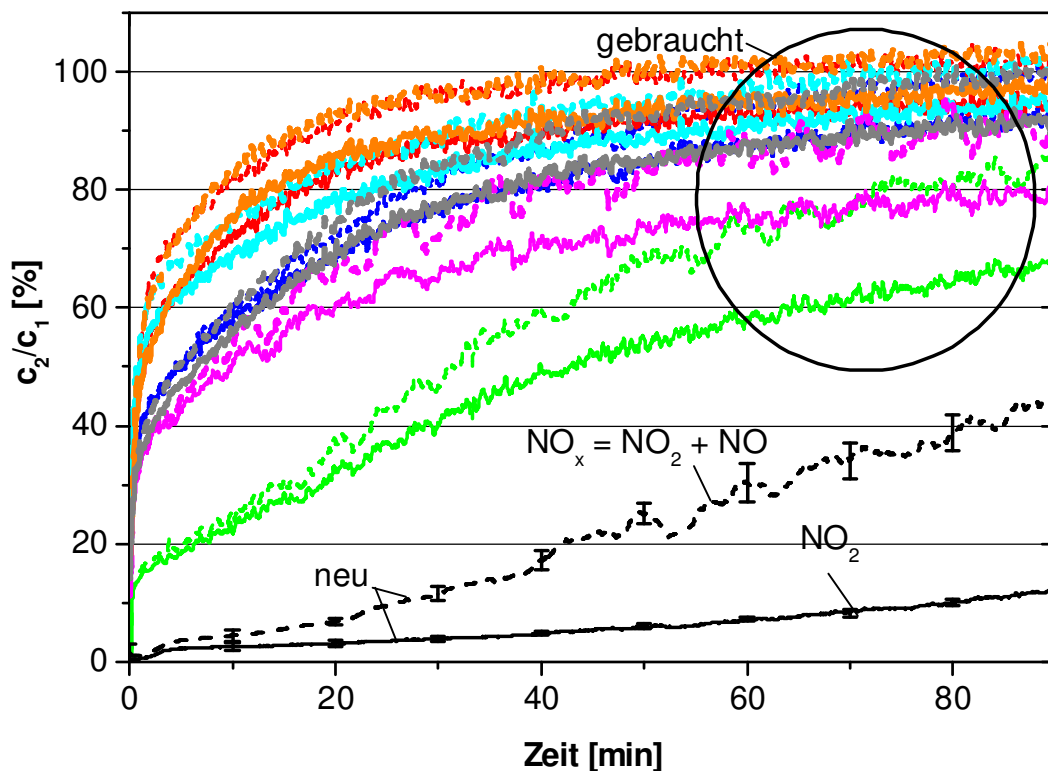


Abb. 4.67: Durchbruchkurven von NO₂ und NO_x durch neue und im Realbetrieb gealterte Filter des Typs I

Zur Verdeutlichung sind in Abb. 4.68 die hinter den Filtern ermittelten Volumenanteile an NO aufgetragen. Es wird deutlich, dass bei gebrauchten Filtern die katalytische Bildung von NO eingeschränkt ist.

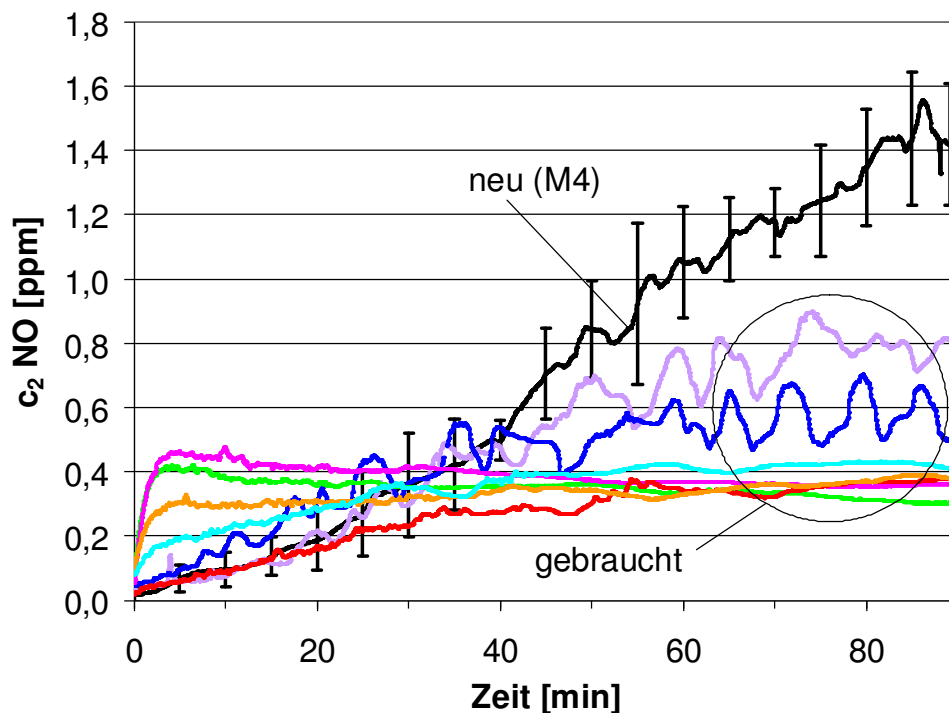


Abb. 4.68: NO-Volumenanteile gemessen hinter neuen und im Realbetrieb gealterten Filter des Typs I

Die gleichen Filtertests wurden an Filtern des Typs II durchgeführt. Die ermittelten Durchbruchkurven sind in Abb. 4.69 dargestellt. Die Ergebnisse entsprechen qualitativ denen der Filter des Typs I, lediglich quantitativ treten geringe Unterschiede auf.

In Abb. 4.70 sind wie in Abb. 4.64 und Abb. 4.66 für n-Butan und Toluol die Durchbrüche von NO₂ zu 5 verschiedenen Versuchszeiten in Abhängigkeit von der Druckabfalldifferenz über den Filtern dargestellt. Anders als bei n-Butan und Toluol ist bei allen Versuchszeiten mit steigender Druckabfalldifferenz ein Anstieg des NO₂-Durchbruchs zu beobachten.

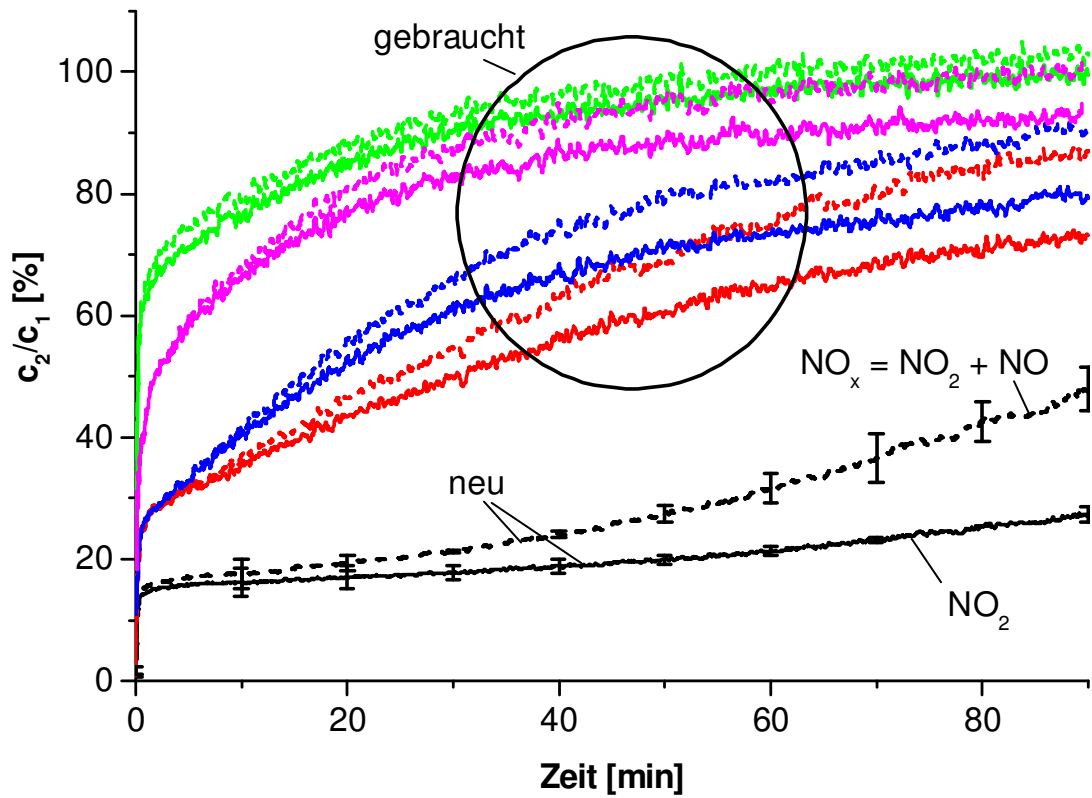


Abb. 4.69: Durchbruchkurven von NO_2 und NO_x durch neue und im Realbetrieb gealterte Filter des Typs II

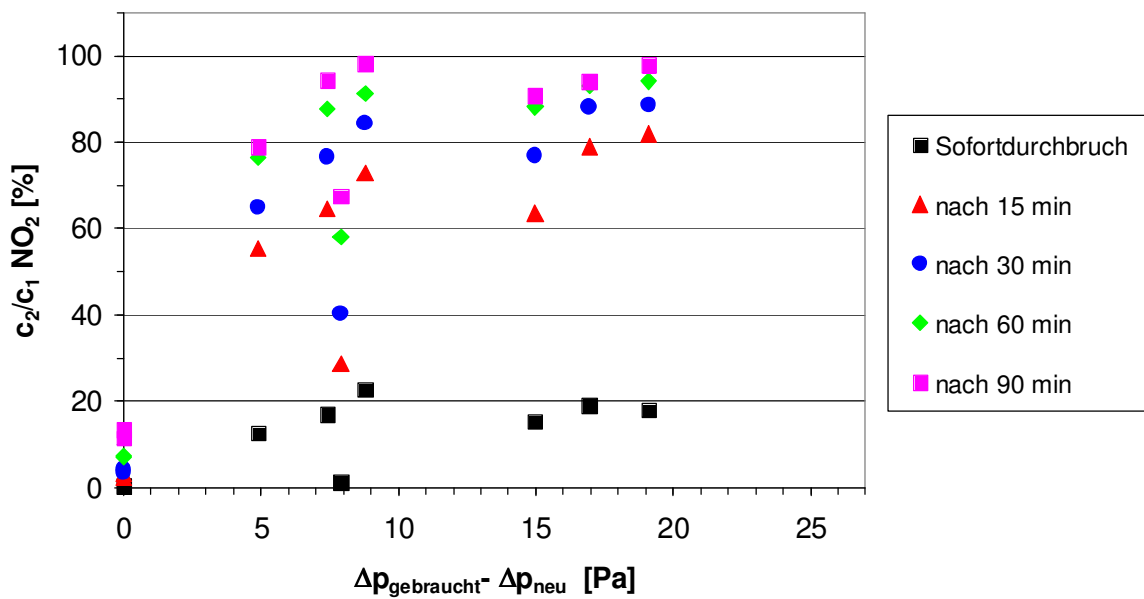


Abb. 4.70: Durchbrüche von NO_x durch neue und im Realbetrieb gealterte Filter des Typs I in Abhängigkeit von dem Druckabfall über dem Filter

Wie zu erwarten, waren die Adsorptionskapazitäten für die betrachteten Testgase n-Butan, Toluol und Stickstoffdioxid der gebrauchten Filter in allen Fällen deutlich niedriger als die der neuen Filter. Für n-Butan waren die Kapazitäten der beladenen Filter nahezu vollständig erschöpft.

Bei der Beaufschlagung der Filter mit NO₂ erfolgt, anders als bei den Kohlenwasserstoffen, neben der reinen Adsorption ein katalytischer Umsatz zu NO. An den gebrauchten Filtern war gegenüber den neuen nicht nur eine verminderte Adsorptionskapazität sondern auch ein verminderter katalytischer Umsatz zu NO zu verzeichnen.

4.5.2 Adsorptionstests zur Klärung der Ursachen für die Kapazitätsminderung nach Vorbeladung

Um die Mechanismen, die zur Kapazitätsminderung bei beladenen Filtern führen, zu untersuchen, wurden Versuche durchgeführt, die Beladung durch normalen Gebrauch künstlich zu erzeugen. Hierzu wurden neue Filter der gleichen Filtertypen I und II, die in Abschnitt 4.5.1 beschrieben wurden, auf mehrere verschiedene Arten mit Aerosolen (A2-Aerosol (ISO 12103-1, Hauptbestandteil Siliziumdioxid), Dieselabgas, Außenluft) beaufschlagt. Die künstliche Alterung mit Außenluft oder Dieselruß erfolgte an zwei verschiedenen Prüfständen. Bis der im Projektverlauf errichtete Alterungsprüfstand zur Verfügung stand, wurden Beladungen an einer Versuchseinrichtung, die von der Firma Hengst GmbH & Co. KG, Münster, zur Verfügung gestellt wurde, durchgeführt. Die verschiedenen Versuchseinrichtungen und Methoden zur künstlichen Alterung werden anschließend einzeln beschrieben.

Das Ziel, die Filter bis zu einem Druckabfall zu beladen, der dem von gebrauchten Filtern entspricht (10 % - 60 % Anstieg im Vergleich zu neuen Filtern), konnte aus vielfältigen experimentellen Gründen nicht erfüllt werden. Um zu klären, ob die Partikelfraktion im Beladungs-aerosol oder die Gaskomponenten zu der Kapazitätsminderung führen, wurden neue Filter auch mit Dieselabgas oder Außenluft beladen, aus denen der überwiegende Anteil der Partikelfraktion zuvor entfernt worden war. Nach der jeweiligen künstlichen Beladung wurden die Filter denselben Tests wie neue und gebrauchte Filter unterzogen und die Ergebnisse miteinander verglichen. Als Testgase wurden erneut n-Butan, Toluol und NO₂ verwendet.

4.5.2.1 Alterung mit A2

Die Beaufschlagung neuer Filter mit dem Aerosol aus dem Teststaub A2 und Luft erfolgte im Versuchsstand, der in Abb. 4.62 dargestellt ist. Anstelle der Testgase wird der Teststaub mit einem Bürstengenerator (RBG 1000, Firma: Palas GmbH, Karls-

ruhe) zudosiert. Die Filter wurden bis zu einem Druckabfall von 140 Pa beladen, der Druckabfall über neuen Filtern liegt bei 30 Pa.

Die Charakteristik der Partikelgrößenverteilung des Aerosols ist in Abb. 4.71 dargestellt. Die Partikelanzahl-Verteilung ist mit der logarithmischen Klassenbreite des Messgerätes gewichtet. N ist die Partikelanzahl und d_p der Partikeldurchmesser. Die Partikelgrößen wurden mit einem Partikelmessgerät ermittelt, das den aerodynamischen Durchmesser bestimmt (APS 3321, Firma: TSI, Shoreview, Mn, USA). Der aerodynamische Durchmesser wird durch Einbeziehung der Dichte von A2 umgerechnet in den geometrischen Äquivalentdurchmesser. Die Partikelverteilung des A2-Aerosols hat einen Modaldurchmesser von ungefähr $0,7 \mu\text{m}$.

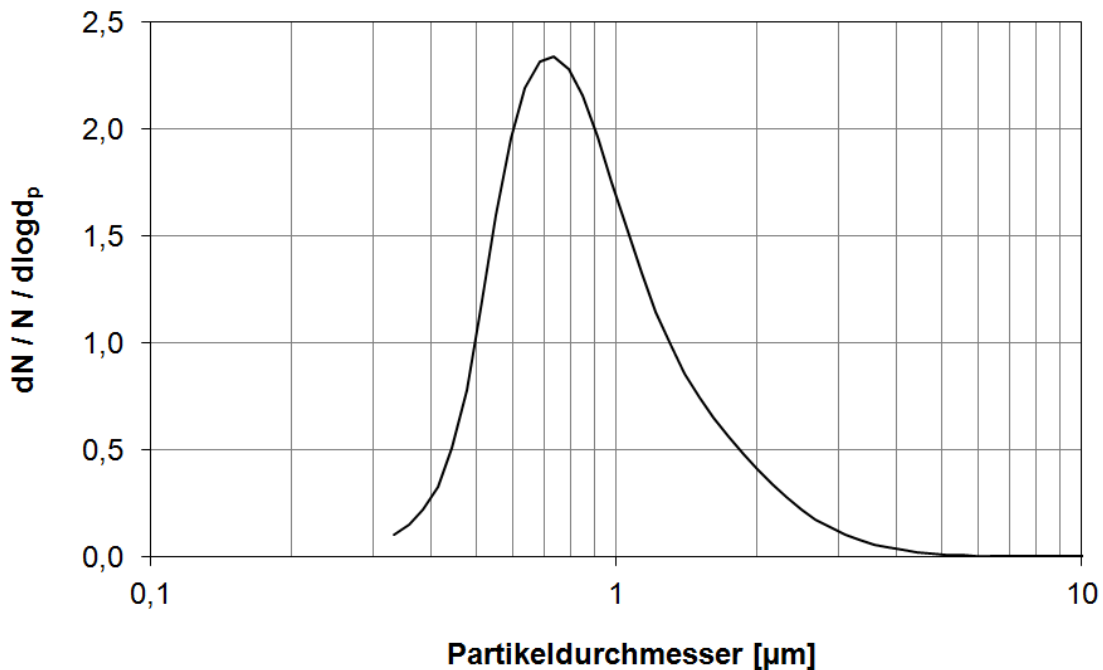


Abb. 4.71: Partikelgrößenverteilung von A2

Versuche mit NO_2 als Testgas an neuen Filtern (gemittelte Kurven mit Fehlerbalken, die die Standardabweichung anzeigen) und an einem mit A2 beladenen Filter des Typs I ergaben die in Abb. 4.72 dargestellten Durchbruchskurven von NO_2 und NO_x . Die Beladung mit A2 bis zu einem Druckanstieg von 140 Pa hat keinen negativen Einfluss auf die Abscheidung von NO_2 . Es kommt sogar zu einer leichten Verbesserung der Abscheidung. Die mögliche Ursache hierfür besteht darin, dass die abgeschiedenen Staubpartikel, die zur Adsorption zur Verfügung stehende physikalische Oberfläche vergrößern. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich um einen

Einzelversuch handelt. Das Ergebnis, dass sich durch eine A2-Beladung das Adsorptionsverhalten nicht verändert, wird bestätigt durch die analog durchgeführte Untersuchung an Filtertyp II, siehe Abb. 4.73. Die Durchbruchkurven durch die beladenen Filter liegen im Wesentlichen im Bereich der Streuung der Durchbruchkurven durch die neuen Filter.

Weil auch Adsorptionsversuche mit n-Butan als Testgas, die vor diesem Projekt an mit A2 vorbeladenen Filtern eines anderen Typs durchgeführt wurden, keinen Einfluss der Vorbeladung erkennen ließen, wurde auf weitere Versuche mit Toluol als Testgas verzichtet.

Eine Beladung von Kombifiltern mit A2 bedingt keinen Leistungsabfall hinsichtlich der Adsorption.

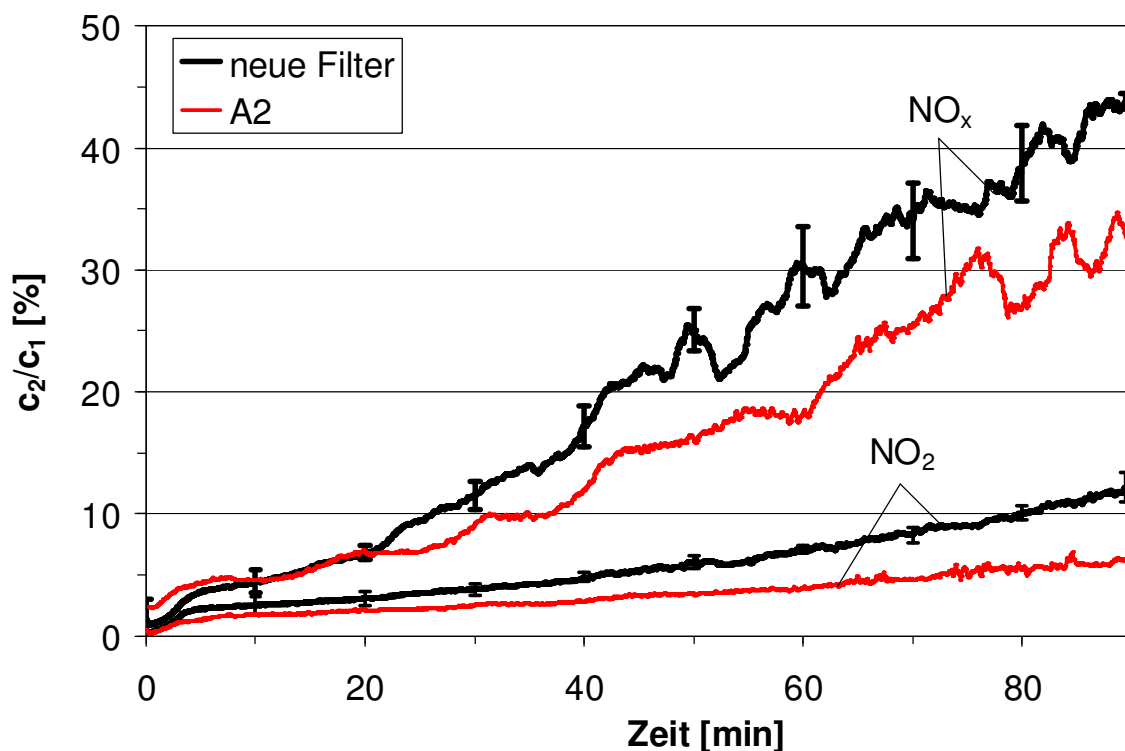


Abb. 4.72: Durchbruchkurven von NO_2 und NO_x durch neue und einen mit A2 gealterten Filter des Typs I

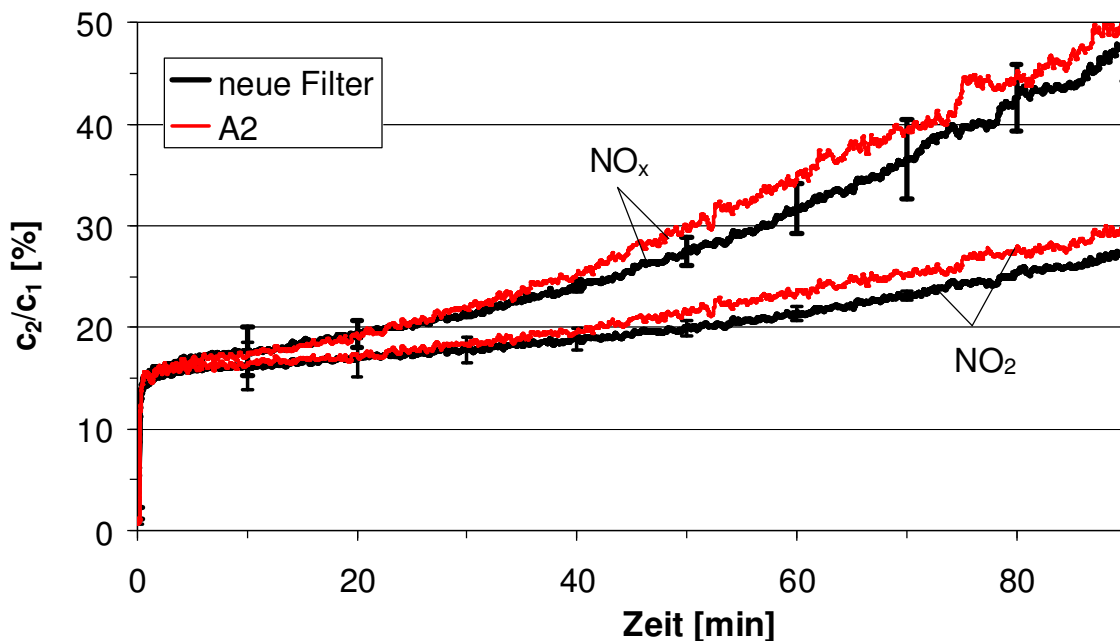


Abb. 4.73: Durchbruchkurven von NO₂ und NO_x durch neue und einen mit A2 gealterten Filter des Typs II

4.5.2.2 Beladung mit Außenluft

Zur künstlichen Alterung mit Außenluft wurden Filter kontinuierlich mit Außenluft durchströmt. Das Ziel dieser Untersuchung war es, zu klären, ob durch die kontinuierliche Durchströmung die Beladung im Realeinsatz auch bei kürzeren Beladungszeiten simuliert werden kann.

Charakteristisch für Außenluft im städtischen Bereich ist, dass die Partikelgrößenverteilung drei Größenfraktionen oder Moden aufweist, den „nuclei mode“, den „accumulation mode“ und den „coarse particle mode“. Die Größenverteilung des „coarse particle mode“ entspricht ungefähr der Größenverteilung eines A2-Aerosols, die des „accumulation mode“ der von Partikeln in Dieselabgas (Kievit 1997, Qi et al. 2008).

Da der im Rahmen des Projektes neu zu errichtende Prüfstand im Projektjahr 2011 noch nicht zur Verfügung stand, wurde für die ersten Beladungsversuche mit Außenluft eine Versuchseinrichtung, die von der Firma Hengst GmbH & Co. KG, Münster, zur Verfügung gestellt wurde (siehe Abb. 4.74), verwendet. Darin können 2 Filter parallel, wahlweise mit Außenluft oder mit Dieselabgas, durchströmt werden. Die Beladungen mit Außenluft erfolgten jeweils über einen Zeitraum von 2 Wochen mit einem Volumenstrom von 200 m³/h. Für weitere Versuche zur Beladung mit parti-

kelreduzierter Außenluft wurden HEPA-Filtermedien als Flatsheet jeweils unmittelbar vor den zu beladenden Filter platziert. Sowohl bei der Beladung mit vollständiger Außenluft als auch bei der Alterung mit partikelreduzierter Außenluft wurde durch die zweiwöchige Durchströmung ein Anstieg des Druckabfalls über die Filter von ca. 10 % (3 Pa) beobachtet. Getestet wurden die in diesem Versuchsstand gealterten Filter mit NO_2 als Testgas.

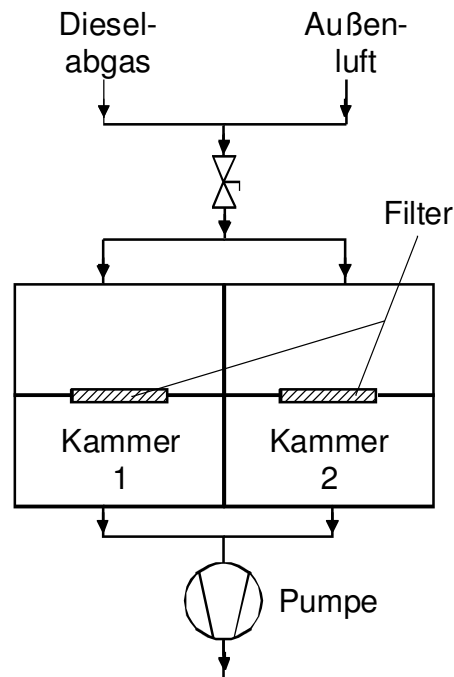


Abb. 4.74: Skizze der ersten Versuchseinrichtung zur Beladung von Filtern mit Außenluft

In Abb. 4.75 sind die Durchbruchskurven von NO_x und NO_2 durch neue, mit vollständiger Außenluft gealterte sowie mit partikelreduzierter Außenluft gealterte Filter des Typs I dargestellt. Die Durchbrüche durch die gealterten Filter sind deutlich höher als durch die neuen Filter. Der Test an einem mit partikelreduzierter Außenluft gealterten Filter lässt einen Einfluss der Partikelfraktion auf die Abscheidung von NO_2 erkennen. Der Durchbruch von NO_2 ist geringer und die NO -Bildungsrate höher als bei dem Filter, der mit vollständiger Außenluft gealtert wurde.

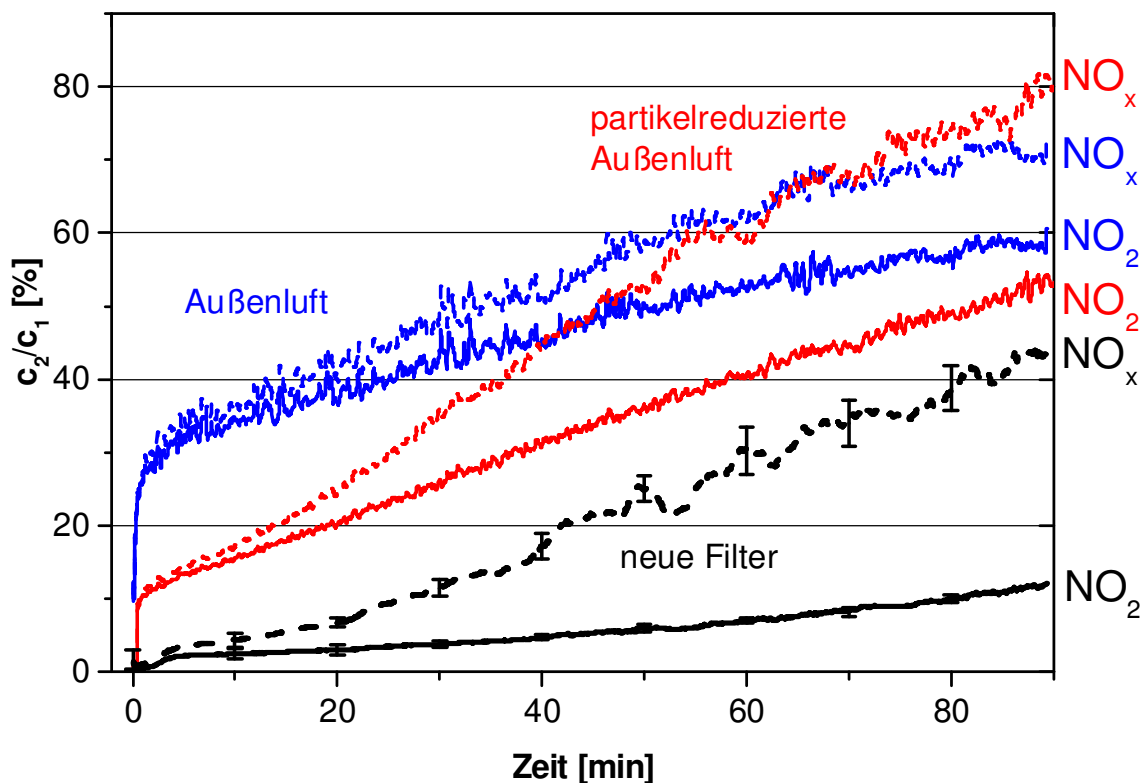


Abb. 4.75: Vergleich der Durchbruchkurven von NO₂ und NO_x durch neue Filter sowie mit Außenluft und partikelreduzierter Außenluft beladene Filter (jeweils Typ I) im Prüfstand 1

Die meisten der Beladungsversuche mit Außenluft erfolgten mit dem im Rahmen des Projektes neu errichteten Prüfstand, der in Abschnitt 4.1 ausführlich beschrieben ist. Zur Alterung mit Außenluft wurden darin Filter des Typs I zunächst mit 200 m³/h für Zeiträume von drei Tagen, einer Woche, zwei und vier Wochen durchströmt. Anschließend wurde die Testreihe erweitert und es wurden weitere Filter zwei Wochen lang mit einem Volumenstrom von 600 m³/h durchströmt. In einer weiteren Versuchsreihe wurden Filter für verschieden lange Zeiträume mit 200 m³/h Außenluft durchströmt, aus der mit einem HEPA-Vorfilter die Partikelfraktion weitgehend entfernt wurde. Die gealterten Filter wurden mit den Adsorptiven n-Butan, Toluol und NO₂ hinsichtlich ihrer Adsorptionskapazität im DIN 71460-Prüfstand getestet.

Adsorptiv n-Butan

In Abb. 4.76 werden die relativen Durchbrüche von n-Butan durch verschieden lang mit Außenluft gealterte Filter mit denen durch neue sowie gebrauchte Filter verglichen. Der Durchbruch von n-Butan durch Filter, die mit Außenluft gealtert wurden, erfolgt erwartungsgemäß schneller als durch neue Filter. Die Durchbrüche durch gebrauchte Filter werden jedoch nicht erreicht. Der Einfluss der Dauer der Alterung mit Außenluft ist erkennbar. Je länger die Alterung durch Durchströmung mit Außenluft durchgeführt wurde, desto schneller erfolgte der Durchbruch. Es ist jedoch kein Einfluss der Partikelfraktion in der Außenluft auf das spätere Durchbruchsverhalten von n-Butan festzustellen (s. Abb. 4.77). Die Beladung mit Außenluft führte zu den in Tab. 3 dargestellten Erhöhungen des Druckabfalls über den Filtern im Vergleich zu neuen Filtern.

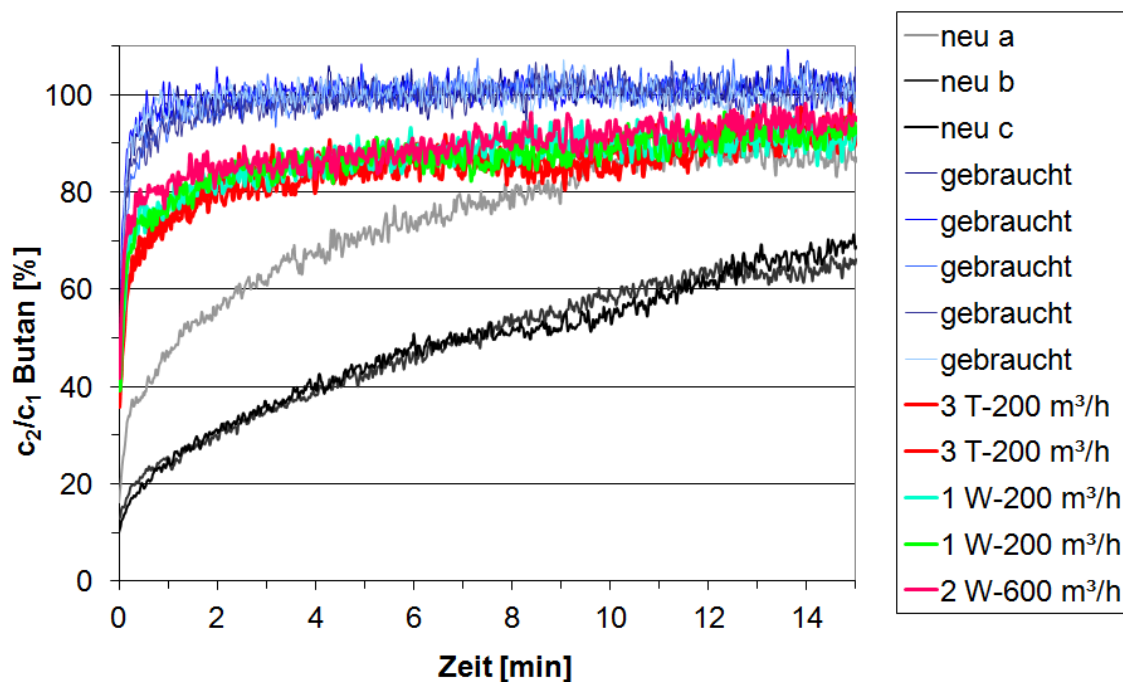


Abb. 4.76: Vergleich der Durchbruchkurven von n-Butan durch neue, gebrauchte und mit Außenluft gealterte Filter des Typs I (23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{Butan}} = 8 \text{ ppm}$)

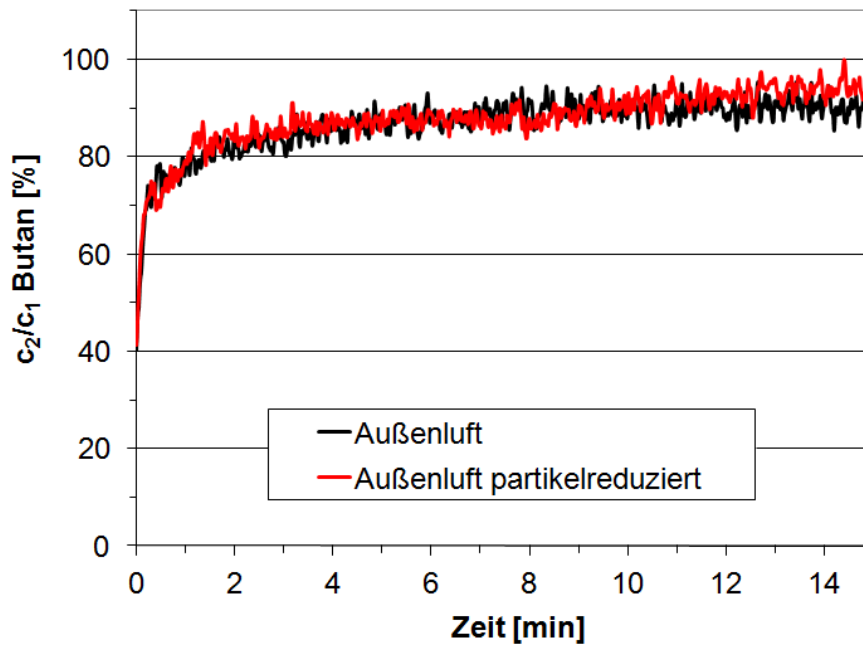


Abb. 4.77: Vergleich der Durchbruchkurven von n-Butan durch mit vollständiger und partikelreduzierter Außenluft gealterte Kfz-Innenraumfilter des Typs I (Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{Butan}} = 8 \text{ ppm}$, Alterung: 1 Woche, 200 m³/h)

Dauer der Alterung mit Außenluft	Volumenstrom Alterung [m ³ /h]	Erhöhung des Druckabfalls [%]
3 Tage	200	12
3 Tage partikelreduziert	200	4
1 Woche	200	12
1 Woche partikelreduziert	200	8
2 Wochen	600	20

Tab. 3: Prozentuale Erhöhung des Druckabfalls über den Filtern durch die Beladung mit Außenluft im Vergleich zum Druckabfall über neue Filter

Adsorptiv Toluol

Zur Untersuchung wie sich eine vorherige, kontinuierliche Durchströmung mit Außenluft auf das Abscheideverhalten von Toluol auswirkt, wurden Filter folgendermaßen vorbehandelt. Zunächst wurden sie jeweils mit 200 m³/h für Zeiträume von drei Tagen, einer Woche, zwei Wochen und vier Wochen mit Außenluft durchströmt. Anschließend wurde die Testreihe erweitert und es wurden ein weiterer Filter zwei Wochen lang und ein zweiter vier Wochen lang mit einem Volumenstrom von 600 m³/h vorbehandelt. Der zusätzliche Druckabfall über die Filter, der sich durch die Beladung mit Außenluft einstellte, entsprach denjenigen, die bei den Tests mit n-Butan ermittelt wurden. Anschließend wurden alle gealterten Filter mit dem Adsorptiv Toluol hinsichtlich ihrer Adsorptionskapazität im DIN 71460-Prüfstand getestet. Die dabei ermittelten Durchbruchkurven von Toluol zeigt Abb. 4.78. Die Bezeichnungen M2 und M3 in der Legende geben an, aus wievielen Durchbruchkurven ein Mittelwert gebildet wurde. Zum Vergleich sind die Durchbruchkurven durch neue und einige ausgewählte gebrauchte Filter dargestellt. Der Durchbruch von Toluol durch Filter, die mit Außenluft gealtert wurden, erfolgt erwartungsgemäß schneller als durch neue Filter. Der Einfluss der Dauer der Alterung mit Außenluft und des Volumenstroms ist erkennbar. Je länger die Filter zuvor mit Außenluft durchströmt wurden und je höher der Volumenstrom dabei war, desto schneller erfolgt der Toluol-Durchbruch beim anschließenden Test. Das Spektrum der Durchbruchkurven durch gebrauchte Filter wird aber auch bei längerer Alterung mit Außenluft oder bei höherem Volumenstrom nicht abgebildet.

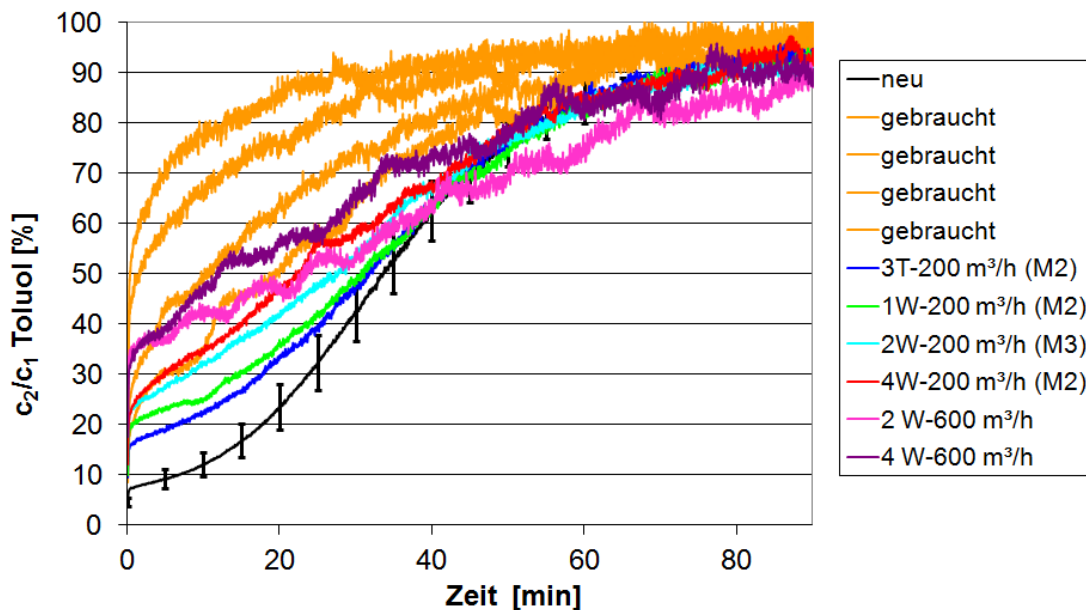


Abb. 4.78: Vergleich der Durchbruchkurven von Toluol durch neue, gebrauchte und mit Außenluft gealterte Filter des Typs I (23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{Toluol}} = 80 \text{ ppm}$)

Zur Untersuchung welchen Einfluss die Partikelfraktion bei der Alterung mit Außenluft hat, wurden Filter für verschieden lange Zeiträume (3 Tage, 1 Woche, 2 und 4 Wochen) mit 200 m³/h Außenluft durchströmt, aus der mit einem HEPA-Vorfilter die Partikelfraktion weitgehend entfernt wurde. Anschließende Durchbruchstests mit Toluol zeigten jedoch keinen Einfluss der Partikelfraktion auf die Toluolabscheidung. In Abb. 4.79 sind als Beispiel die Durchbruchkurven von Toluol durch Filter dargestellt, die zuvor vier Wochen lang mit 200 m³/h Außenluft durchströmt wurden. Ein Filter wurde mit partikelreduzierter, der andere mit vollständiger Außenluft durchströmt. Die Durchbruchkurven sind nahezu identisch.

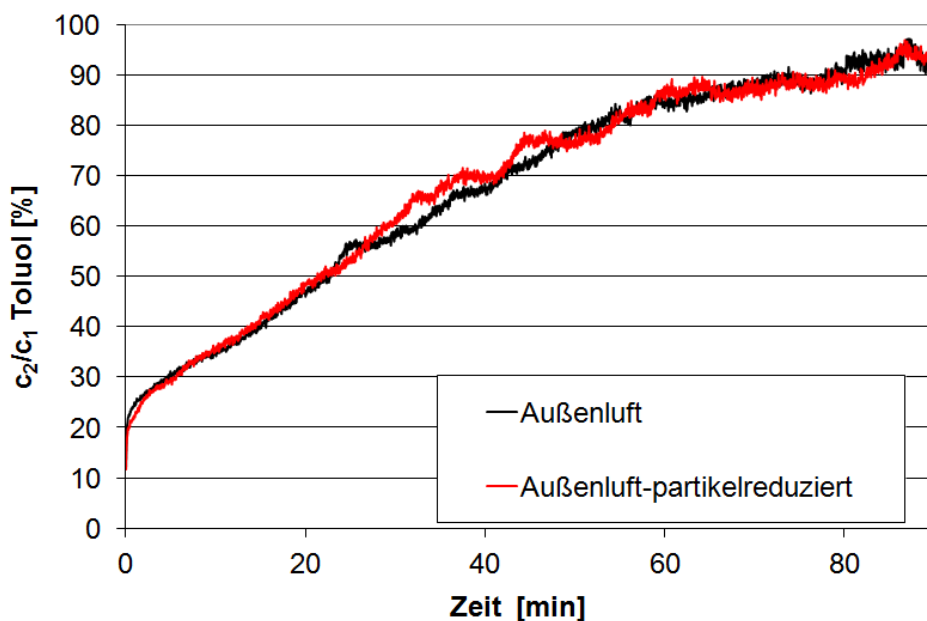


Abb. 4.79: Vergleich der Durchbruchkurven von Toluol durch mit vollständiger und partikelreduzierter Außenluft gealterte Kfz-Innenraumfilter des Typs I (Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{Toluol}} = 80$ ppm, Alterung: 4 Wochen, 200 m³/h)

Adsorptiv NO₂

Für die Untersuchungen mit NO₂ wurden Filter (Typ I) mit Außenluft (200 m³/h) für Zeiträume von drei Tagen (3 T), einer Woche (1 W), zwei Wochen (2 W) und vier Wochen (4 W) durchströmt. Anschließend wurde die Testreihe erweitert und es wurden weitere Filter zwei Wochen lang mit einem Volumenstrom von 600 m³/h beladen. Alle gealterten Filter wurden mit dem Adsorptiv NO₂ hinsichtlich ihrer Adsorptionskapazität im DIN 71460-Prüfstand getestet.

Die Durchbruchkurven werden in Abb. 4.80 im Vergleich mit denen durch neue und

gebrauchte Filter dargestellt. Der Durchbruch von NO_2 durch Filter, die mit Außenluft gealtert wurden, erfolgt wie erwartet schneller als durch neue Filter. Der Einfluss der Dauer der Alterung mit Außenluft und des Volumenstroms ist erkennbar. Die Durchbrüche von NO_2 nach Alterung mit Außenluft spiegeln aber nicht den Leistungsabfall durch den normalen Gebrauch der Filter wider.

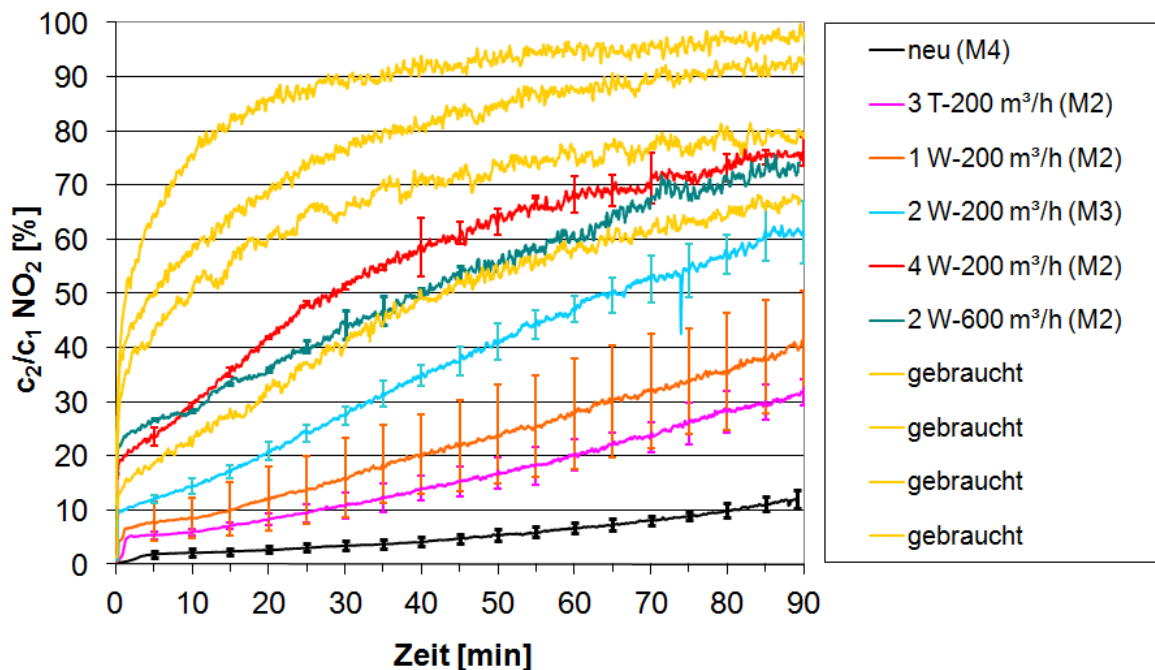


Abb. 4.80: Vergleich der Durchbruchkurven von NO_2 durch neue, gebrauchte und mit Außenluft gealterte Filter des Typs I (23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{NO}_2} = 4 \text{ ppm}$)

Der hinter den verschiedenen Filtern ermittelte Volumenanteil von NO ist in Abb. 4.81 dargestellt. Die erfassten Volumenanteile sind gering. Im Verlauf der Versuche bildet sich heraus, dass neue Filter zu einem höheren Volumenanteil von katalytisch gebildetem NO führen als gebrauchte. Die Bildungsrate der künstlich mit Außenluft gealterten Filter bewegt sich in diesen Grenzen. Es ist ein Einfluss der Dauer oder des Volumenstroms der Alterung auf die Effizienz erkennbar.

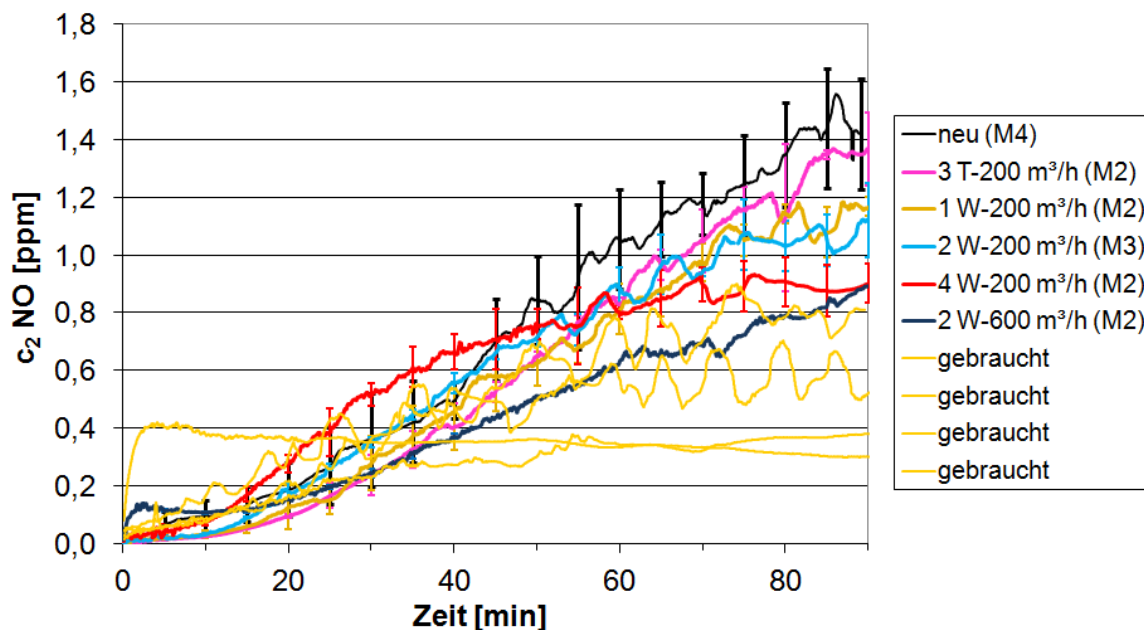


Abb. 4.81: Vergleich des NO-Durchbruchs durch neue, gebrauchte und mit Außenluft gealterte Kfz-Innenraumfilter des Typs I (23 °C, 50 % r.F., $c_{1NO_2} = 4$ ppm)

Um den Einfluss der Partikelfraktion der Außenluft auf die Alterung zu untersuchen, wurden Filter für verschieden lange Zeiträume mit Außenluft (200 m³/h), die mit einem HEPA-Vorfilter weitgehend von der Partikelfraktion befreit wurde, gealtert. Anschließend wurden Durchbruchskurven von NO₂ und NO aufgenommen. Diese wurden mit denen verglichen, die an Filtern aufgenommen wurden, die mit vollständiger Außenluft gealtert worden waren. Abb. 4.82 und Abb. 4.83 zeigen den Vergleich der Durchbruchskurven von NO₂ und NO durch Filter die mit vollständiger und partikelreduzierter (-oP) Außenluft gealtert wurden. Ein Einfluss der Partikelfraktion der Außenluft auf den NO₂-Durchbruch oder die NO-Bildung ist unter diesen Bedingungen anders als bei den Alterungsversuchen, die an Prüfstand 1 durchgeführt wurden, nicht erkennbar.

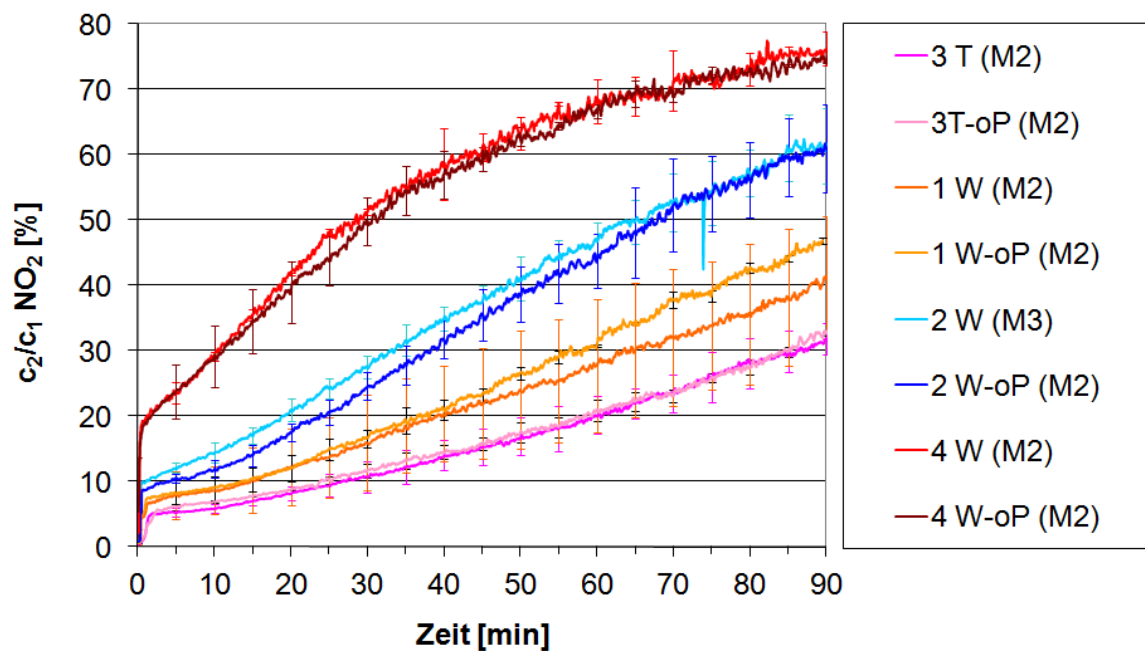


Abb. 4.82: Vergleich der Durchbruchkurven von NO_2 durch mit vollständiger und partikelreduzierter Außenluft gealterte Kfz-Innenraumfilter des Typs I
(Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{NO}_2} = 4 \text{ ppm}$, Alterung: 200 m^3/h)

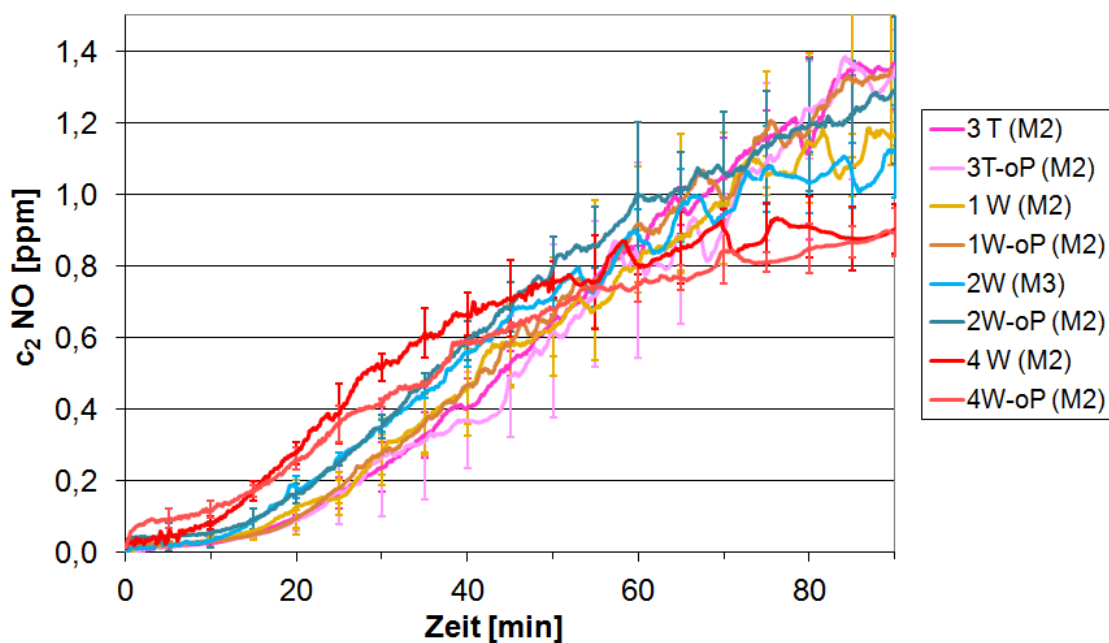


Abb. 4.83: Vergleich des NO-Durchbruchs durch mit vollständiger und partikelreduzierter Außenluft gealterte Kfz-Innenraumfilter des Typs I
(Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{NO}_2} = 4 \text{ ppm}$, Alterung: 200 m^3/h)

Durch die Beladung mit Außenluft über einen versuchstechnisch handhabbaren Zeitraum kann die Alterung im Realeinsatz nicht abgebildet werden.

4.5.2.3 Beladung mit Dieselabgas

Auch die Beladung mit Dieselabgas wurde zunächst in der Versuchseinrichtung durchgeführt, die in Abschnitt 4.5.2 beschrieben wurde, weil der im Rahmen des Projektes neu zu errichtende Prüfstand im Projektjahr 2011 noch nicht zur Verfügung stand. Das Dieselabgas zur Beladung wurde von einem herkömmlichen 4-Zylinder-Diesel-Notstromaggregat (16 kW, 1248 cm³) erzeugt. Die Beladung erfolgte jeweils für eine Stunde mit einem Volumenstrom von 200 m³/h. Frühere Studien hatten gezeigt, dass die Variation der Beaufschlagungsdauer zwischen einer und acht Stunden keinen Einfluss auf nachfolgende Durchbruchstests hat. Die einstündigen Beladungen führten zu einer Vervielfachung des Druckanstiegs gegenüber neuen Filtern.

Das erzeugte Dieselabgas wies die in Abb. 4.84 dargestellte Partikelgrößenverteilung auf. Dargestellt ist die mit der logarithmischen Klassenbreite des Messgerätes gewichtete Partikelanzahl-Verteilung. N beschreibt die Partikelanzahl und d_p den Partikeldurchmesser. Als Messgerät wurde ein SMPS-System (**S**canning **M**obility **P**article **S**izer) verwendet (Typ: SMPS 3080/ DMA 3081, Firma: TSI, Shoreview, Mn, USA). Der Modal-Durchmesser der Partikelverteilung des Dieselabgases liegt bei 0,1 μm .

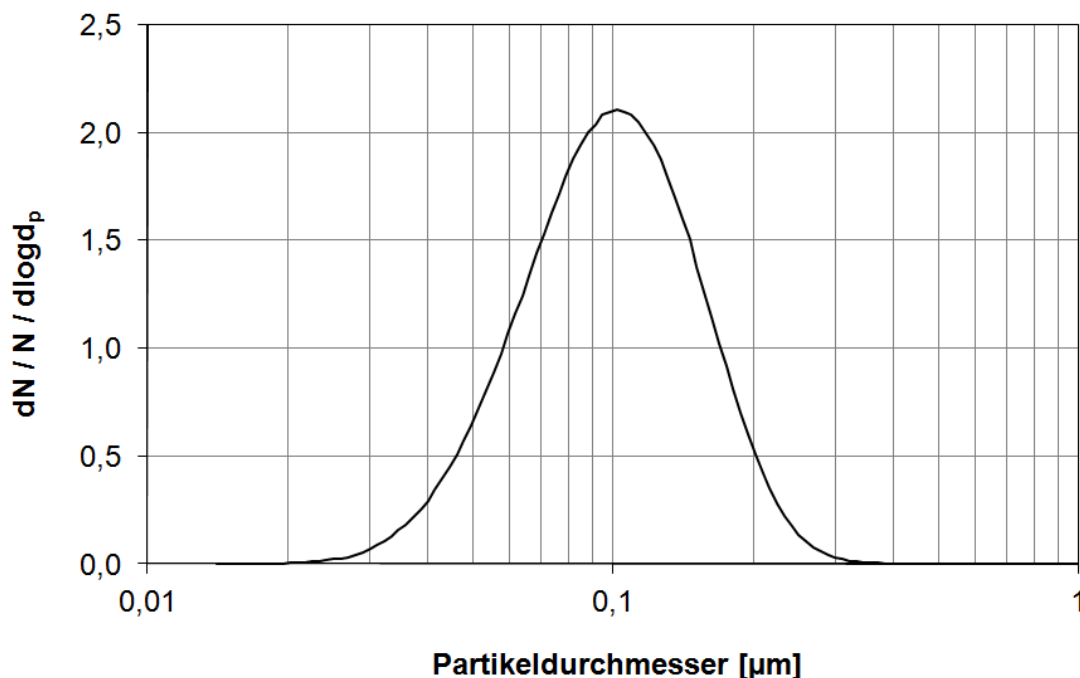


Abb. 4.84: Partikelgrößenverteilung des Dieselabgases

Um Filter mit Dieselabgas mit reduzierter Partikelfraktion zu beladen, wurde ein HEPA-Filtermedium als Flatsheet unmittelbar vor dem zu beladenden Filter platziert. Die übrigen Versuchsbedingungen blieben die gleichen. Die visuellen Kontrollen der

beladenen Filter ergaben deutlich geringere Graufärbungen als bei den Filtern die mit vollständigem Dieselabgas beladen wurden. Der Druckanstieg nach Beladung mit Dieselabgas mit reduzierter Partikelfracht betrug um die 25 % gegenüber neuen Filtern.

In Abb. 4.85 werden die Durchbruchskurven von NO_x und NO_2 durch neue, durch mit Dieselabgas gealterte sowie mit Dieselabgas mit reduzierter Partikelfracht gealterte Filter dargestellt. Bei allen Kurven handelt es sich um aus mehreren Versuchen gemittelte Kurven, die Fehlerbalken geben die Standardabweichung wieder.

Die Kapazität von mit Dieselabgas gealterten Filtern für NO_2 ist deutlich reduziert und am Ende des Versuchs vollständig erschöpft. Es ist keine deutliche Bildung von NO zu verzeichnen, die Durchbruchskurven von NO_x und NO_2 sind quasi identisch.

Im Gegensatz hierzu weisen Filter, die mit partikelreduziertem Dieselabgas beladen wurden, einen deutlich geringeren Durchbruch von Stickoxiden auf. Es wird ein erheblicher Anteil des NO_2 zu NO umgesetzt. Der Durchbruch von NO_x ist höher als der von NO_2 . Verglichen mit den Durchbrüchen durch neue Filter, hat durch die Alterung mit partikelreduziertem Dieselabgas jedoch eine deutliche Verminderung der Kapazität stattgefunden und die NO -Bildung abgenommen. Die Partikelfraktion des Dieselabgases scheint einen erheblichen Einfluss auf die Abscheidkapazität der Filter für NO_2 zu besitzen.

Der Vergleich der Durchbruchskurven von NO_2 und NO_x aus Abb. 4.85 mit denen von gebrauchten Filtern (s. Abb. 4.67) zeigt, dass durch Beladung mit Dieselabgas in der Versuchseinrichtung aus Abb. 4.74 die Leistungsfähigkeit der Filter mindestens genauso stark beeinträchtigt wird wie im Realeinsatz.

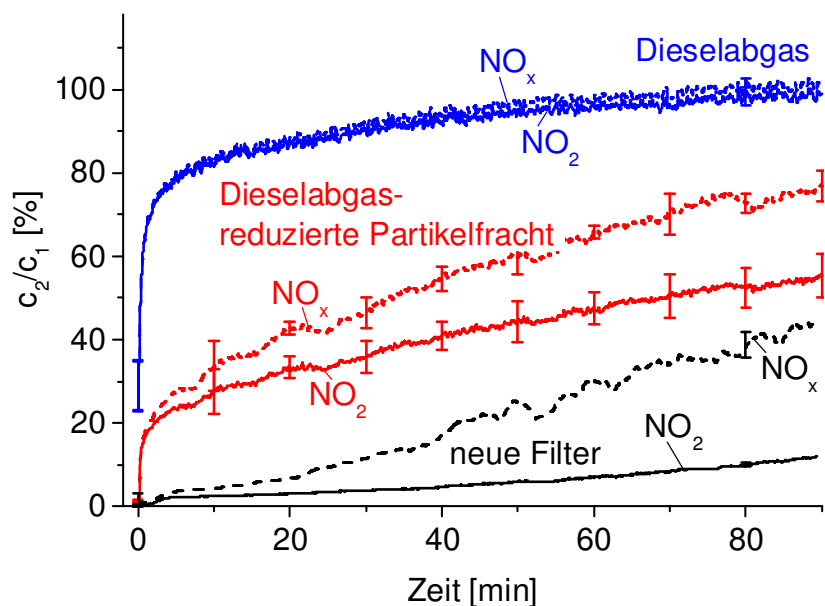


Abb. 4.85: Vergleich der Durchbruchskurven von NO_2 und NO_x durch neue sowie mit Dieselabgas und partikelreduziertem Dieselabgas in Prüfstand 1 beladene Filter (Typ I)

Auch bei der Beladung mit Dieselruß erfolgten die meisten der Beladungsversuche mit dem im Rahmen des Projektes neu errichteten Prüfstand (siehe Abschnitt 4.1). In dem neuen Beladungsprüfstand wurden die Filter mit Hilfe des in Abschnitt 4.3.5 beschriebenen Dieselaggregates mit dem entsprechenden Dieselabgas unterschiedlich lang beladen. Als Adsorptive für die Vergleichstests nach Beladung mit Dieselabgas wurden Toluol und NO_2 verwendet.

Adsorptiv Toluol

In Abb. 4.86 werden die Durchbruchkurven von Toluol durch Filter(Typ I) gezeigt, die vor den Durchbruchstests verschieden lang mit $200 \text{ m}^3/\text{h}$ bei Einspeisung von Dieselabgas durchströmt wurden. Zum Vergleich sind die Durchbruchkurven durch neue und einige repräsentative gebrauchte Filter dargestellt. Bei einer Dauer der Dieselabgasvorbeladung von 120 Minuten wird die Leistungsminderung durch den Gebrauch im Realeinsatz gut abgebildet. Der Druckabfall über den Filter wird bei dieser zweistündigen Beladung verdreifacht. Bei den kürzeren Beladungszeiten ergaben sich gegenüber neuen Filtern nur Erhöhungen kleiner 5 %.

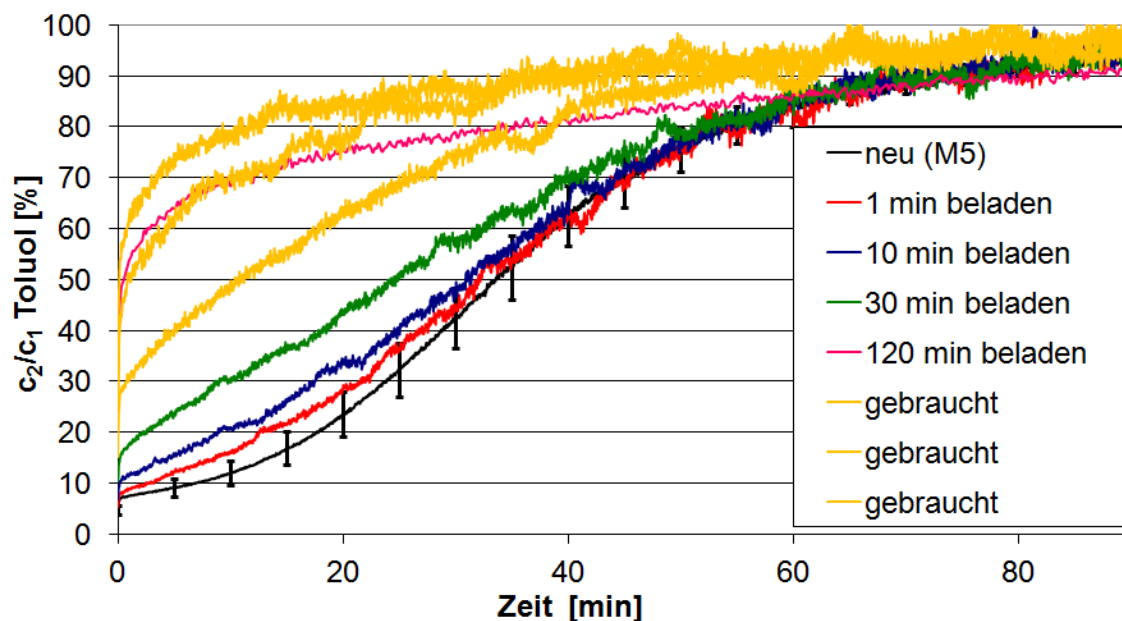


Abb. 4.86: Vergleich der Toluol-Durchbruchkurven durch neue, gebrauchte sowie mit Dieselabgas im neuen Prüfstand beladene Filter des Typs I (Test: $23 \text{ }^\circ\text{C}$, 50 % r.F., $c_{1\text{Toluol}} = 80 \text{ ppm}$, Alterung: $200 \text{ m}^3/\text{h}$)

Zur Untersuchung welchen Einfluss die Partikelfraktion des Dieselabgases auf die Leistungsminderung besitzt, wurden Filter mit Dieselabgas gealtert, aus dem mit einem HEPA-Vorfilter die Partikelfraktion weitgehend entfernt wurde. Der Volumenstrom bei der Alterung mit eingespeistem Dieselabgas betrug $200 \text{ m}^3/\text{h}$, die Zeiträume über die beladen wurde 1 min, 10 min, 30 min und 120 min. In Abb. 4.87 werden die ermittelten Durchbruchkurven von Toluol durch die so gealterten Filter dargestellt, die entsprechenden Kurven sind mit dem Zusatz „oP“ gekennzeichnet. Zum Vergleich werden die Durchbruchkurven gezeigt, die an Filtern aufgenommen wurden, die bei ansonsten gleichen Bedingungen mit vollständigem Dieselabgas gealtert wurden. Der Durchbruch von Toluol durch Filter, die mit partikelreduziertem Dieselabgas beladen wurden, ist geringer als bei denen, die mit vollständigem Dieselabgas beladen wurden. Besonders deutlich wird die Leistungsminderung der Filter durch die Partikelfracht bei der längsten Beladungsdauer von 120 Minuten. Die Partikelfracht führt bei dieser Beladungsdauer, wie bereits dargestellt, bei der Beladung mit dem vollständigen Dieselabgas zu einer Verdreifachung des Druckabfalls über den Filter. Die Beladung mit partikelreduziertem Dieselabgas führt hingegen nur zu einer Erhöhung um weniger als 5 %.

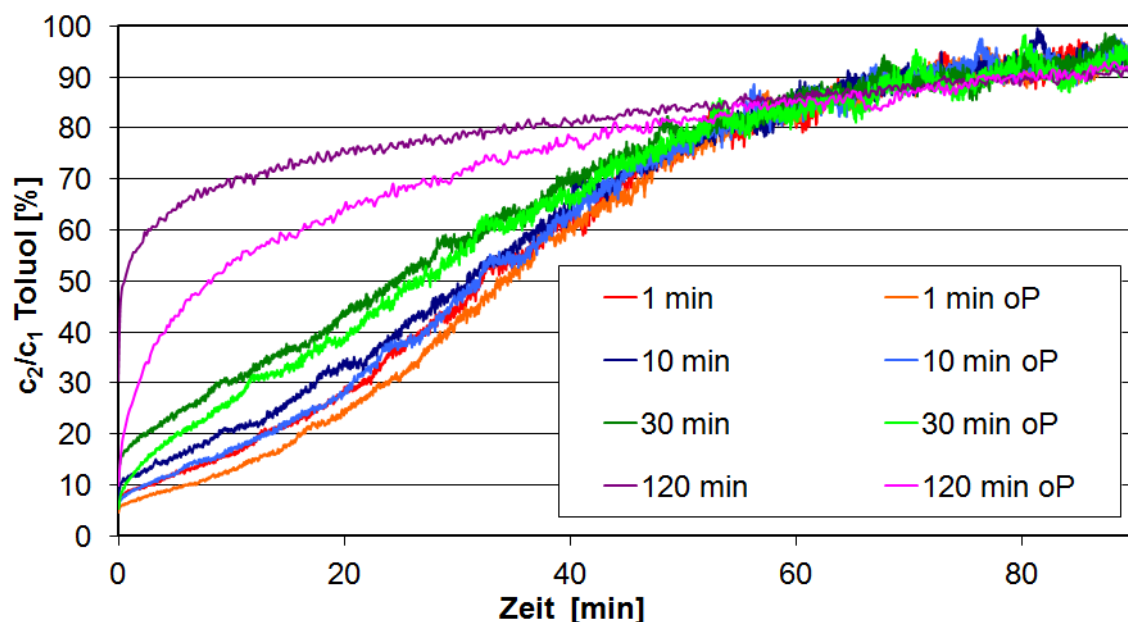


Abb. 4.87: Vergleich der Toluol-Durchbruchkurven durch mit vollständigem und partikelreduziertem (oP) Dieselabgas gealterte Filter des Typs I (Test: $23 \text{ }^\circ\text{C}$, 50 % r.F., $c_{1\text{Toluol}} = 80 \text{ ppm}$, Alterung: $200 \text{ m}^3/\text{h}$)

Adsorptiv NO₂

Auch für das Adsorptiv NO₂ wurde untersucht, inwiefern eine Beladung mit Dieselabgas die Alterung eines Filters im Realeinsatz abbildet. Im neuen Beladungsprüfstand wurden Kfz-Innenraumfilter (Typ I) hierzu verschieden lang mit Dieselabgas durchströmt. Die Beladung erfolgte mit einem Volumenstrom von 200 m³/h. Die Filter wurden für Zeiträume von 5 min, 20 min und 120 min durchströmt.

Abb. 4.88 zeigt die im Anschluss an die Beladung mit Dieselabgas gemessenen Durchbruchkurven von NO₂ durch die Filter. Zum Vergleich sind erneut die Durchbruchkurven durch neue und einige repräsentative gebrauchte Filter dargestellt. Bei einer Dauer der Dieselabgasvorbeladung von 120 Minuten wird die maximale Leistungsminderung durch den Gebrauch im Realeinsatz abgebildet.

Abb. 4.89 zeigt die bei den Durchbruchtests hinter den Filtern gemessenen Volumenanteile von NO. Zum Vergleich sind auch hier die entsprechenden Messwerte bei neuen und gebrauchten Filtern dargestellt. Die Beladung mit Dieselabgas über 5 Minuten und 20 Minuten führt zu keiner Veränderung der NO-Bildung im Vergleich zu neuen Filtern. Nach einer Beladung mit Dieselabgas über zwei Stunden kommt die Fähigkeit der Aktivkohle zur Reduktion von NO₂ zu NO quasi komplett zum Erliegen. Durch die Alterung mit Dieselabgas kann somit dieser Grenzfall, der sich bei gebrauchten Filtern abzeichnet, abgebildet werden.

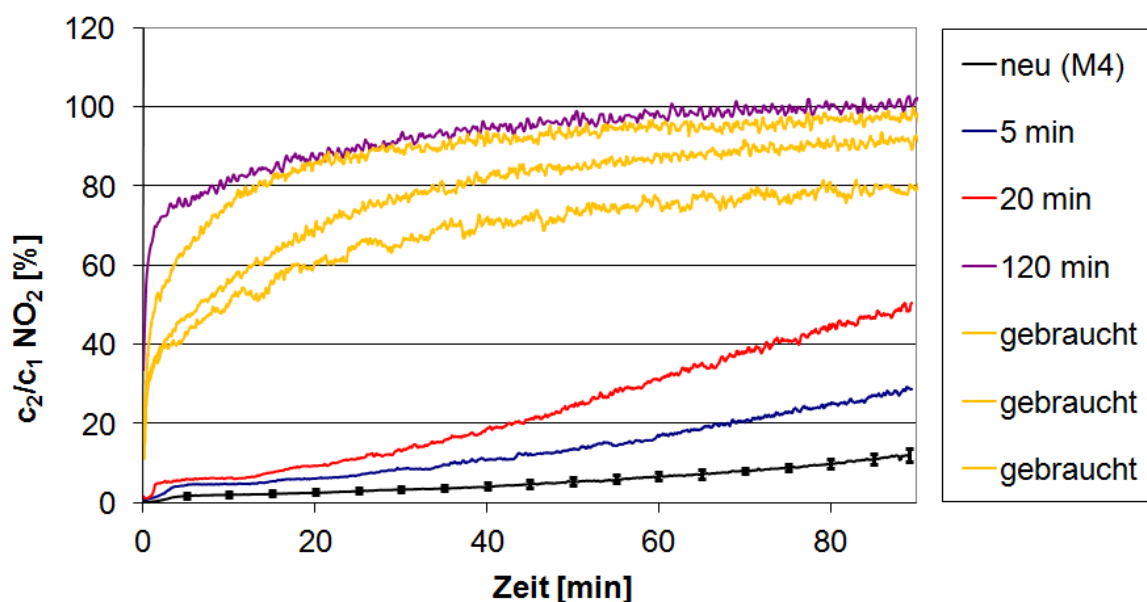


Abb. 4.88: Vergleich der NO₂-Durchbruchkurven durch neue, gebrauchte sowie mit Dieselabgas und partikelreduziertem Dieselabgas im neuen Prüfstand beladene Filter des Typs I (Test: 23 °C, 50 % r.F., c₁NO₂ = 4 ppm, Alterung: 200 m³/h)

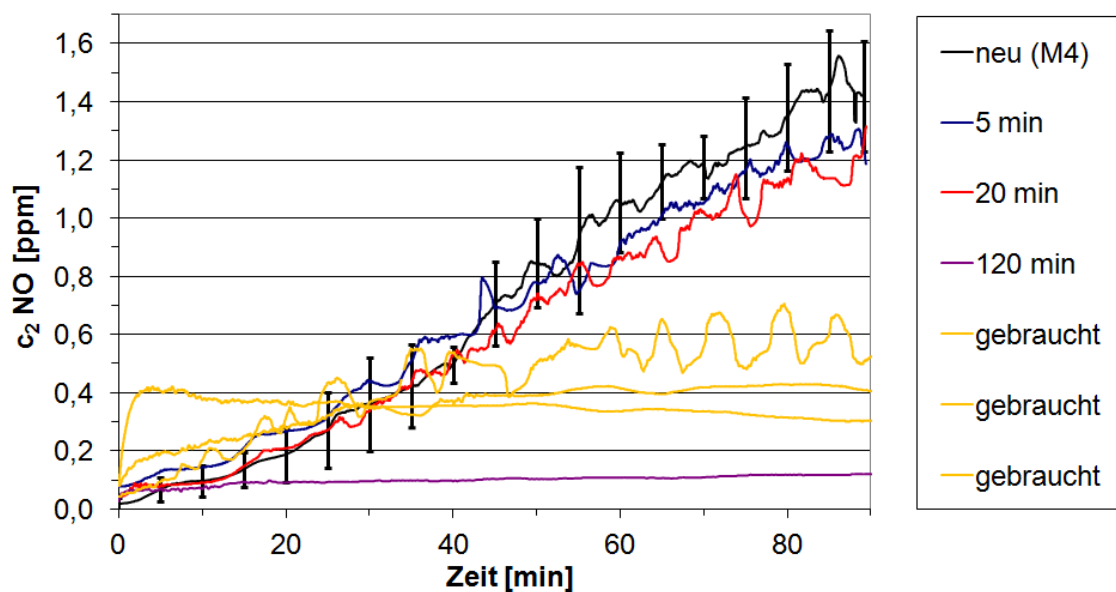


Abb. 4.89: Vergleich der NO-Durchbruchskurven durch neue, gebrauchte sowie mit Dieselabgas und partikelreduziertem Dieselabgas im neuen Prüfstand beladene Filter des Typs I (Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1NO_2} = 4$ ppm, $c_{1NO} = 0$ ppm, Alterung: 200 m³/h)

Die Untersuchung des Einflusses der Partikelfraktion des Dieselabgases auf die Abscheideleistung von NO₂ wurde wie unmittelbar zuvor für das Adsorptiv Toluol beschrieben durchgeführt. Lediglich die verschiedenen Zeitintervalle der Beladung wurden geringfügig variiert, sie betragen 5 min, 20 min und 120 min. Für die Erhöhung des Druckabfalls über den Filtern durch die jeweilige Beladung ergaben sich vergleichbare Werte wie zuvor bei den Tests mit Toluol beschrieben. In Abb. 4.90 werden die ermittelten Durchbruchskurven von NO₂ durch die mit partikelreduziertem Dieselabgas beladenen Filter (Kennzeichnung: „oP“) im Vergleich zu denen mit vollständigem Dieselabgas gealterten Filter dargestellt. Ein Unterschied zwischen den Durchbruchskurven nach Alterung mit vollständigem und partikelreduziertem Dieselabgas ist erst bei der längsten Beladungsdauer von 120 Minuten zu verzeichnen. Der Durchbruch von NO₂ durch Filter, die mit partikelreduziertem Dieselabgas beladen wurden, ist in diesem Fall deutlich geringer als bei denen, die mit vollständigem Dieselabgas beladen wurden. Das gleiche Ergebnis ergibt sich für die NO-Bildung (s. Abb. 4.91). Bei den zwei kürzeren Beladungszeiträumen ist kein Einfluss der Partikelfraktion im Dieselabgas auf die Bildungsrate erkennbar. Bei einer Beladung über 120 Minuten wird die NO-Bildung durch die Alterung mit vollständigem Dieselabgas deutlich stärker eingeschränkt.

Diese Ergebnisse, die mit Hilfe des neu errichteten Beladungsprüfstandes ermittelt wurden, stimmen mit den zuvor dargestellten Ergebnissen überein, die mit dem Prüfstand 1 aus Abb. 4.74 erarbeitet wurden.

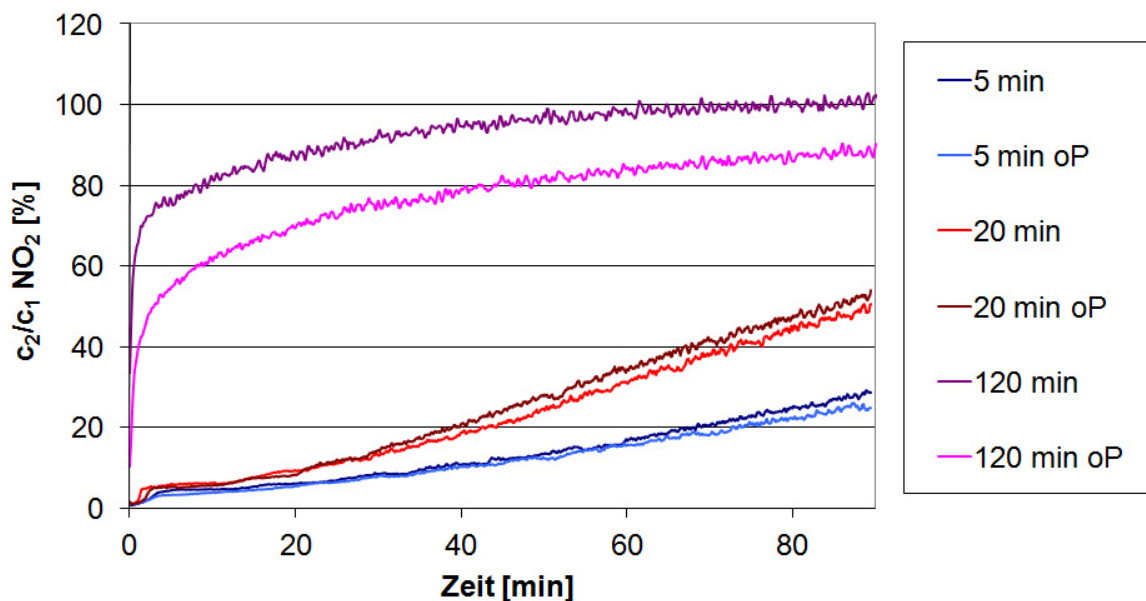


Abb. 4.90: Vergleich der Durchbruchkurven von NO_2 durch mit vollständigem und partikelreduziertem Dieselabgas gealterte Kfz-Innenraumfilter (Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{NO}_2} = 4$ ppm, Alterung: 200 m^3/h)

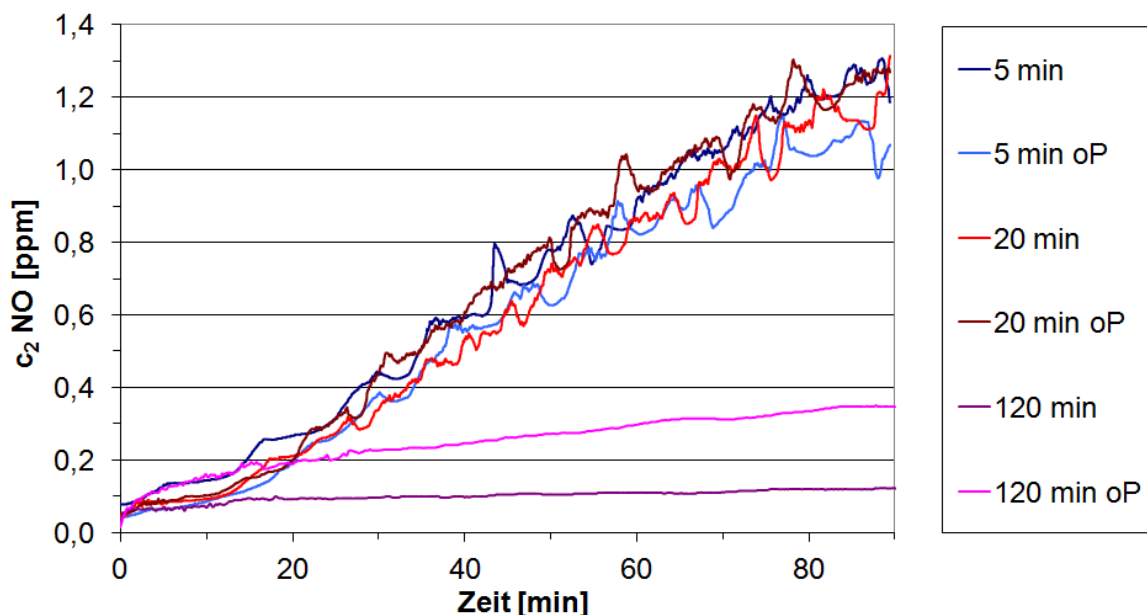


Abb. 4.91: Vergleich des NO-Durchbruchs durch mit vollständigem und partikelreduziertem Dieselabgas gealterte Kfz-Innenraumfilter (Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{NO}_2} = 4$ ppm, $c_{1\text{NO}} = 0$ ppm, Alterung: 200 m^3/h)

Durch eine Beladung von Kfz-Innenraumfiltern mit Dieselabgas kann die Alterung im Realeinsatz bezüglich der Adsorptionskapazität für Toluol und Stickoxide simuliert werden. Abhängig von dem verwendeten Dieselaggregat ist die hierzu erforderliche Beladungsdauer in Vorversuchen zu ermitteln.

4.5.2.4 Beladung mit Flammruß

Die Ergebnisse zur Alterung mit Dieselabgas haben einen Einfluss der Partikelfraktion des Dieselabgases auf das Adsorptionsvermögen der Filter für Toluol und Stickoxide gezeigt. Das Leistungsvermögen der Filter wurde weniger reduziert, wenn die Partikelfraktion aus dem Dieselabgas zur Filteralterung vermindert wurde. Der Einfluss von Partikeln mit Durchmessern ähnlicher Größenordnung wie in Dieselabgas auf die Alterung wurde untersucht, indem Filter mit Partikeln eines Rußgenerators (Modell DSP 3000 der Firma Palas GmbH, Karlsruhe) beaufschlagt wurden. Die Charakterisierung des erzeugten Aerosols ist Abschnitt 4.3.5 zu entnehmen. Getestet wurde das Adsorptionsvermögen der auf diese Weise gealterten Filter (Typ I) mit den Adsorptiven Toluol und NO_2 .

In Abb. 4.70 ist der Durchbruch von Toluol durch ein Filter, das 120 Minuten lang mit $200 \text{ m}^3/\text{h}$ bei Einspeisung des Flammrußes beladen wurde, dargestellt. Dadurch wurde der Differenzdruck um ungefähr 24 Pa erhöht auf 50 Pa. Zum Vergleich sind die Durchbruchskurven dargestellt, die ermittelt wurden an neuen und mit Dieselabgas (vollständig und partikelreduziert) beladenen Filtern. Die Dieselabgasbeladung erfolgte jeweils auch für eine Dauer von 120 Minuten.

Obwohl die Beladung zu einem relativ hohen zusätzlichen Druckabfall führte, hat die Alterung quasi keinen Einfluss auf die Adsorptionskapazität von Toluol. Die Durchbruchskurve von Toluol durch den mit Flammruß gealterten Filter unterscheidet sich quasi nicht von denen durch neue Filter. Der Vergleich mit den Durchbruchskurven durch die mit Dieselabgas beladenen Filter und den entsprechenden Werten für den Druckabfall zeigt, dass die reine Partikel-Beladung, auch wenn die Partikeldurchmesser im nanoskaligen Größenbereich liegen, den Leistungsabfall durch den Realinsatz nicht herbeiführen kann.

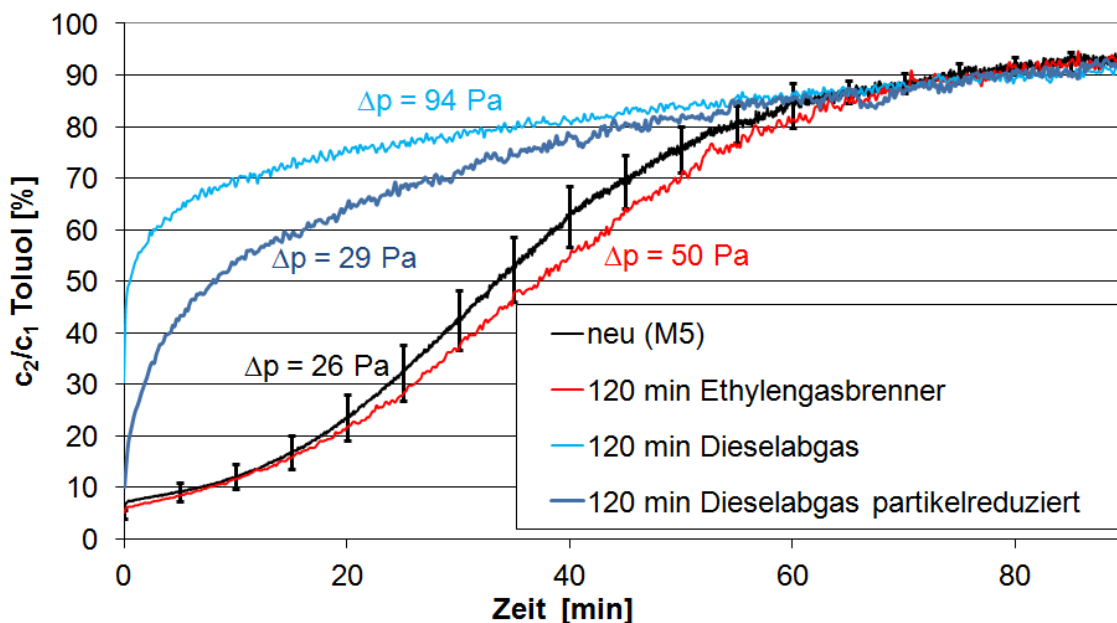


Abb. 4.92: Vergleich der Toluol-Durchbruchkurven durch neue, mit Dieselabgas (vollständig und partikelreduziert) sowie mit Flammruß gealterte Filter des Typs I (Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1\text{Toluol}} = 80 \text{ ppm}$, Alterung: 120 min, 200 m³/h)

Für das Adsorptiv NO₂ wurden Filter mit Flammruß zur Vorbeladung jeweils für 30, 60 und 240 Minuten beaufschlagt. Abb. 4.71 zeigt die Durchbruchkurven von NO₂ durch die entsprechend gealterten Filter im Vergleich zu denen durch neue und gebrauchte Filter. Farblich an die jeweiligen Durchbruchkurven angepasst sind die Druckverluste über den entsprechenden Filter dargestellt.

Mit zunehmender Beladungsdauer steigt der nachfolgend gemessene Durchbruch in geringem Maße an. Obwohl es durch die Beladung mit Flammruß über 240 Minuten zu einem Druckabfall von 41 Pa kommt, der vergleichbar ist mit denen gebrauchter Filter, wird die Abscheidung von NO₂ gegenüber neuen Filtern nur geringfügig verschlechtert. Die Durchbrüche durch Filter, die mit Flammruß gealtert wurden, spiegeln die Durchbrüche durch real gealterte Filter nicht wider.

In Abb. 4.72 werden die NO-Konzentrationen der mit Flammruß beladenen Filter im Vergleich mit denen der neuen und gebrauchten Filter dargestellt. Der katalytische Umsatz zu NO hat sich mit zunehmender vorheriger Beaufschlagungsdauer mit Flammrußpartikeln reduziert.

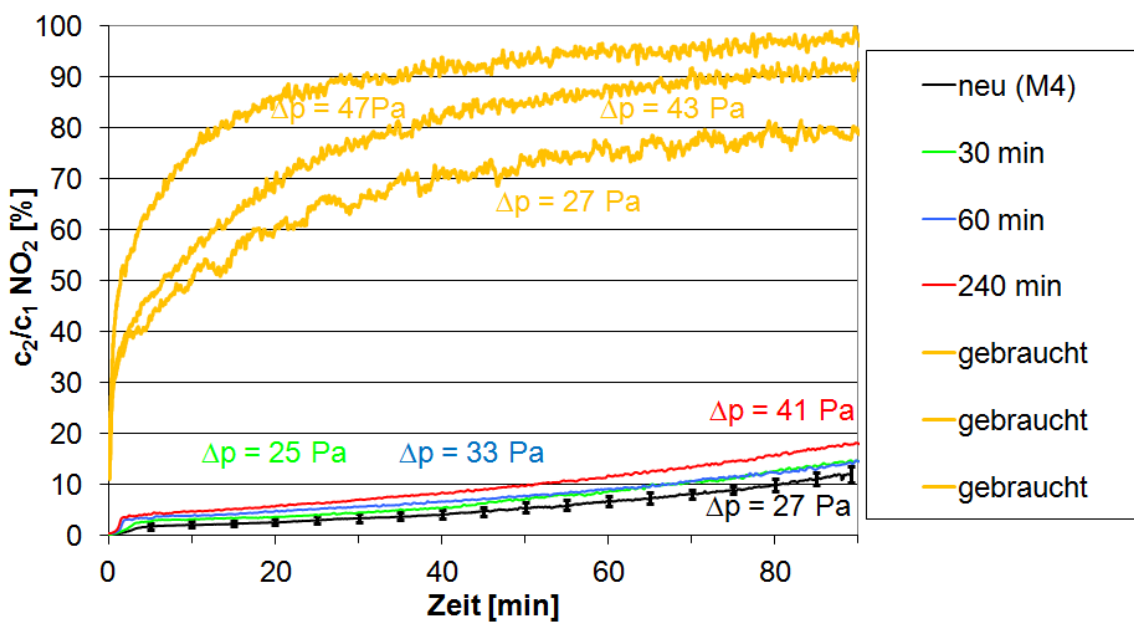


Abb. 4.93: Vergleich der NO₂-Durchbruchkurven durch neue, gebrauchte sowie mit Flammruß verschieden lang gealterte Filter des Typs I
(Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1NO_2} = 4$ ppm, Alterung: 200 m³/h)

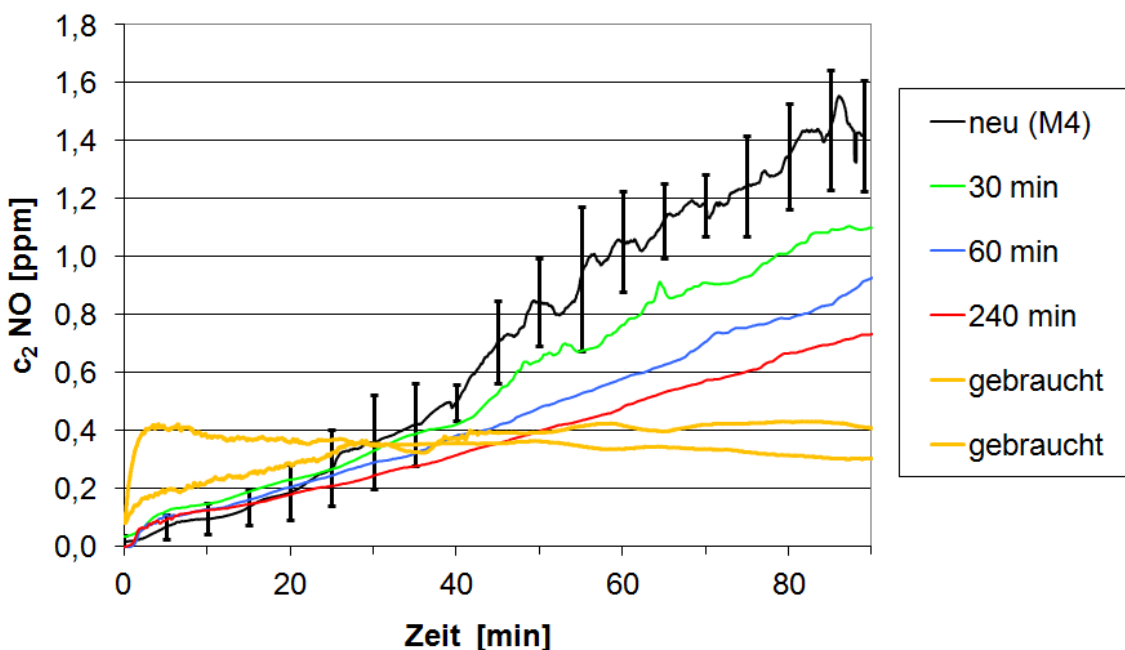


Abb. 4.94: Vergleich der NO-Durchbruchkurven durch neue, gebrauchte und mit Flammruß verschieden lang gealterte Filter des Typs I
(Test: 23 °C, 50 % r.F., $c_{1NO_2} = 4$ ppm, $c_{1NO} = 0$ ppm Alterung: 200 m³/h)

Die Beladung von Filtern mit Flammruß kann weder für Toluol noch für Stickstoff die Leistungsminderung des Filters durch Gebrauch im Fahrzeug herbeiführen.

4.6 Adsorptionstests an Kfz-Innenraumfiltern im Beladungsprüfstand mit Außenluft

Zur Klärung des Verhaltens von Adsorptionsfiltern hinsichtlich der Abscheidung von Stickoxiden sowie von Benzol, Toluol und Xylol (BTX) im Realeinsatz, wurden neue Kfz-Innenraumfilter (Typ I) im Beladungsprüfstand mit Außenluft (200 m³/h) über einen Zeitraum von jeweils mindestens einer Woche kontinuierlich durchströmt.

Die Konzentrationen von NO und NO₂ wurden dabei kontinuierlich vor und hinter dem Filter mit Chemilumineszenzanalysatoren (Typ AC31M, Ansyco GmbH, Karlsruhe) gemessen. Exemplarisch werden hier die Ergebnisse eines solchen Tests im Zeitraum vom 30.11.2012 bis zum 10.12.2012 dargestellt. Abb. 4.73 zeigt die vor und hinter dem Filter gemessenen Volumenanteile von NO₂ (c_1 und c_2), den relativen Durchbruch (c_2/c_1) und die Messwerte von Temperatur und relativer Feuchte. In Abb. 4.74 werden die entsprechenden Werte für NO in gleichartiger Darstellung gezeigt. Die vor den Filtern gemessenen Volumenanteile c_1 charakterisieren die Belastung der Außenluft zu dem jeweiligen Zeitpunkt. Die Volumenanteile von NO₂ in der Außenluft liegen zwischen 0,002 ppm und 0,04 ppm (das entspricht ungefähr 4 bis 76 µg/m³). Diese Messwerte sind vergleichbar mit denen, die vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW an unterschiedlichen Messstationen in Nordrhein-Westfalen ermittelt und veröffentlicht werden. Die gemessenen Volumenanteile von NO betragen zwischen 0,005 ppm – 0,2 ppm. Die Schwankungen während eines Tagesganges sind stärker als bei NO₂. Es ist ein Zusammenhang mit der Feuchte zu erkennen. Bei sinkender Feuchte steigen die gemessenen NO-Volumenanteile.

Abb. 4.95 macht deutlich, dass die Adsorptionskapazität bezüglich NO₂ bei kontinuierlicher Durchströmung mit 200 m³/h Außenluft bereits nach 10 Tagen erschöpft ist. Aus Abb. 4.96 ist zu erkennen, dass NO von Beginn an den Filter vollständig passiert und es darüber hinaus zu einer Freisetzung von NO kommt. Das ist darauf zurückzuführen, dass NO₂ an der Aktivkohle katalytisch zu NO reduziert wird.

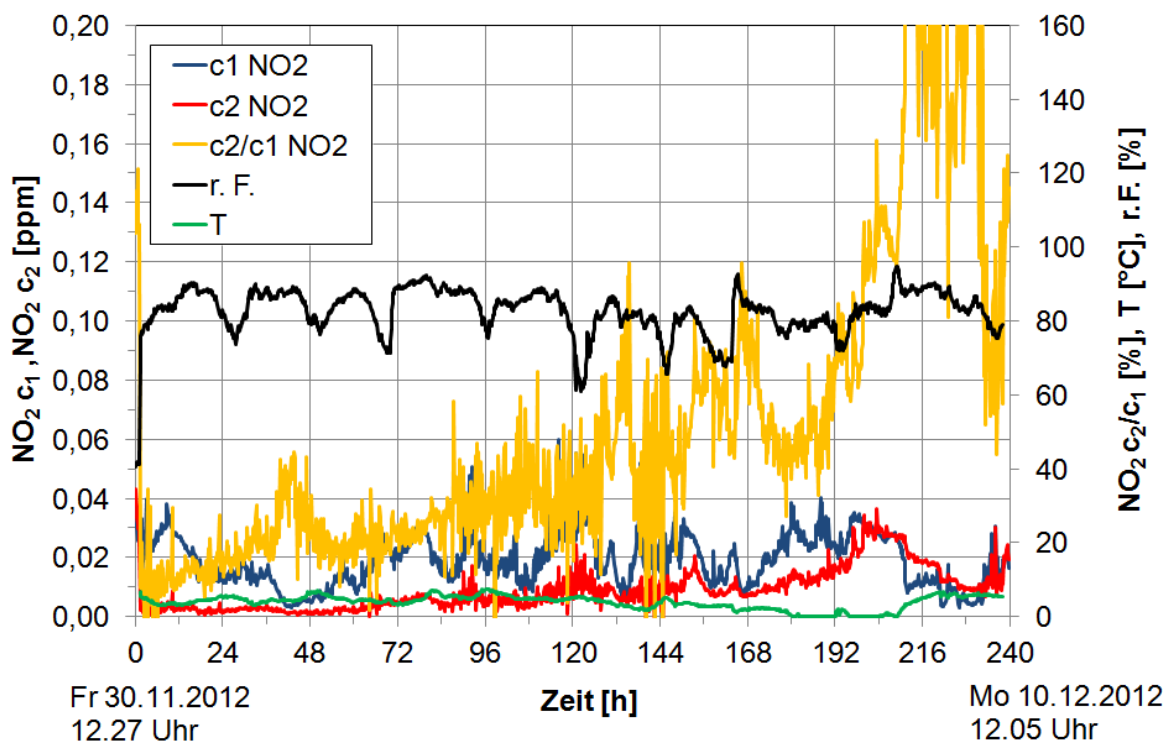


Abb. 4.95: Messwerte von NO₂ vor und hinter dem Filter (Typ I) bei Durchströmung mit Außenluft (200 m³/h)

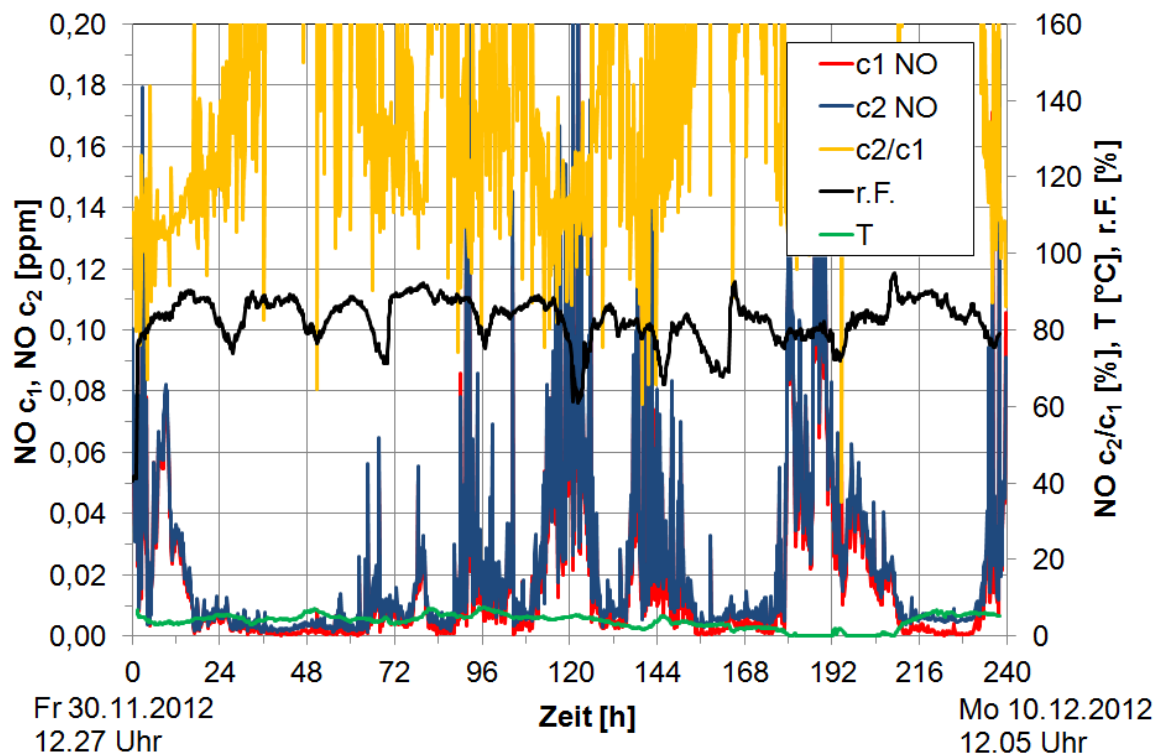


Abb. 4.96: Messwerte von NO vor und hinter dem Filter (Typ I) bei Durchströmung mit Außenluft (200 m³/h)

Die Konzentrationen von BTX wurden diskontinuierlich nach Probenahme vor und hinter dem Filter bestimmt. Da die Konzentrationen in der Außenluft von BTX bei wenigen $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen, wurde zur Analytik eine Kombination aus GC und MS verwendet. Die Probenahme wurde folgendermaßen durchgeführt. Nach dem Einsetzen des Filters in den Beladungsprüfstand wurde 24 Stunden lang sowohl vor als auch hinter dem Filter ein Volumenstrom von 695 ml/min entnommen und jeweils einem Aktivkohle-Röhrchen (Typ Niosh) zugeführt. Nach 24 Stunden wurden die beladenen Aktivkohle-Röhrchen in die Analytik gegeben. Sie wurden mit Kohlenstoffdisulfid (CS_2) eluiert. Das Eluat wurde in einem Gaschromatographen zur Spurenanalytik in Kombination mit einem Massenspektrometer analysiert. Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen sind der folgenden Tab. 4 zu entnehmen. Es ist zu berücksichtigen, dass mit dieser Methode die über 24 Stunden gemittelten Konzentrationen bestimmt werden.

Stoff	Bestimmungsgrenze [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Nachweisgrenze [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Benzol	0,229	0,063
Toluol	0,267	0,075
Ethylbenzol	0,322	0,09
mp-Xylol	0,662	0,185
o-Xylol	0,307	0,086

Tab. 4: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der verwendeten Analysemethode

Die Messungen der Konzentrationen vor den Filtern haben für die Charakterisierung der Außenluft hinsichtlich BTX die in Tab. 5 dargestellten Werte ergeben. Zum Vergleich und als Bestätigung sind die Jahresmittelwerte von 2012 an einer Messstation in Gelsenkirchen (LANUV 2012) aufgeführt.

Stoff	Messwerte	Vergleichswerte (LANUV 2012)
	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Benzol	1,0-1,1	1,21
Toluol	1,4-1,9	1,56
Ethylbenzol	0,4-0,6	0,50
mp-Xylol	0,9-1,6	1,34
o-Xylol	0,3-0,6	0,42

Tab. 5: Gemessene Außenluftkonzentrationen von BTX

Die ermittelte Filtercharakteristik für BTX ist in Abb. 4.97 dargestellt. Aufgetragen ist für die verschiedenen zu BTX gehörigen Stoffe der Abscheidegrad eines neuen Filters in den ersten 24 Stunden des Einsatzes. Weiterhin ist der Abscheidegrad desselben Filters über 24 Stunden nach einer Woche kontinuierlicher Durchströmung dargestellt. Der Durchbruch nach einer Woche ist für alle Stoffe deutlich angestiegen.

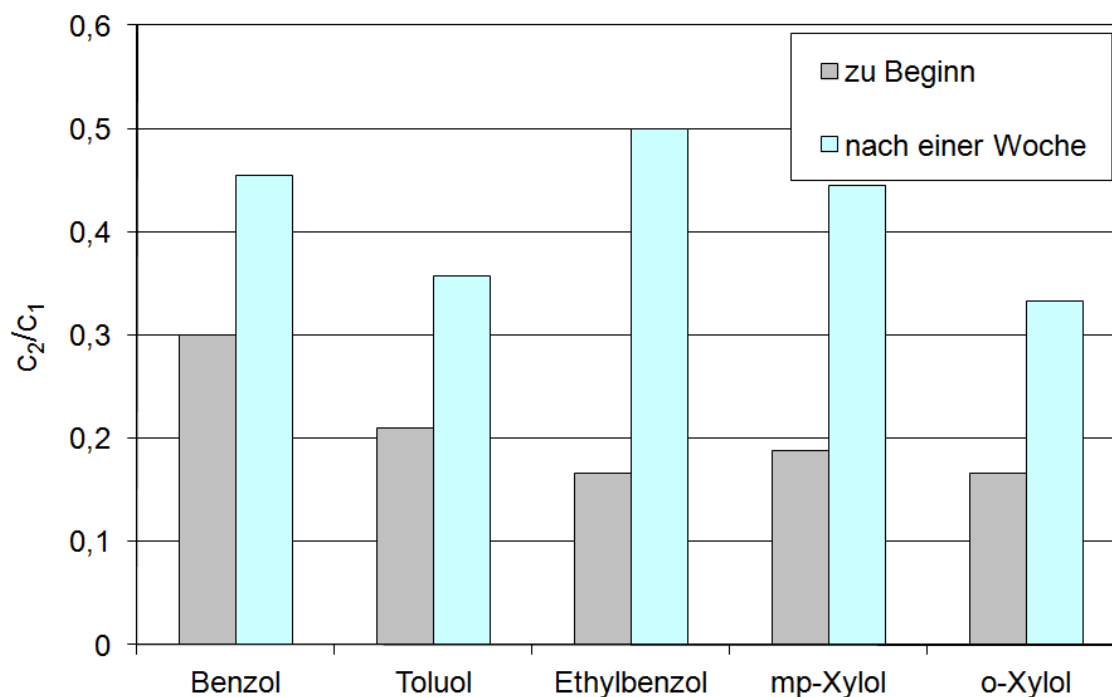


Abb. 4.97: Vergleich der Abscheidung von BTX an einem Filter (Typ I) zu Einsatzbeginn und nach einer Woche Durchströmung mit Außenluft im Beladungsprüfstand

Die Ergebnisse der Adsorptionstests mit Außenluft an Kfz-Innenraumfiltern im Beladungsprüfstand bestätigen die grundsätzlichen Zusammenhänge zwischen der Leistungsfähigkeit der Filter und der zunehmenden Beladung. Sie verdeutlichen aber auch die Unterschiede zwischen den Gegebenheiten beim Realeinsatz der Filter und einer künstlich herbeigeführten Alterung oder den Normfiltertests. Die in der Umwelt vorliegenden Konzentrationen der Schadstoffe sind deutlich geringer als die für Filtertests vorgegebenen Werte. Die in Filtertests ermittelten Filterkapazitäten müssen daher immer unter dem Aspekt der Konzentrationsabhängigkeit der Gleichgewichtsbeladung betrachtet werden. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Kapazität der Filter im Realeinsatz durch das Vorliegen weiterer Schadstoffe und die Umgebungsbedingungen stark beeinflusst wird.

5 Fazit

Experimentelle Untersuchungen zur Partikelabscheidung

Bei Kfz-Innenraumfiltern werden üblicherweise Filtermedien eingesetzt, die eine Elektretwirkung aufweisen. Die Änderung der Filtereffizienz mit zunehmender Beladung respektive längerer Nutzungsdauer ergibt sich demzufolge aus dem Zusammenspiel des nachlassenden elektrophoretischen Beitrages zur Abscheidung und der sich verbessernden mechanischen Abscheidung mit ansteigender eingelagerter Staubmenge.

Erfolgt eine Beladung von Kfz-Innenraumfiltern unter Verwendung des Prüfstaubes A2 (ISO 12103-1), wie es in der DIN 71460-1 vorgesehen ist, und wird dabei auch die Effizienz mit A2-Partikeln ermittelt, ergeben sich ein Einbrechen der Retention und ein Wiederanstieg auf einem vergleichsweise hohen Niveau (s. Abschnitt 4.3.1). Das Zusammenspiel aus nachlassender Elektretwirkung und die allmähliche Verbesserung der Abscheidung mit fortschreitender Beladung wird dabei durch die Partikelgrößenverteilung und den hohen elektrischen Ladungszustand des bereitgestellten A2-Aerosols beeinflusst. Ermittelte Retentionsdaten unter Verwendung von DEHS-Tröpfchen bei der Effizienzmessung liegen auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Ordnet man Kfz-Innenraumfilter in die Klassifizierung ein, die für Filter aus dem Bereich der allgemeinen Raumluftechnik gilt (DIN EN 779), so sind diese im Bereich der Filterklassen M5 oder M6 angesiedelt. Isopropanolbehandelte und somit elektrisch neutralisierte Filter weisen DEHS-Effizienzen auf, die als Minimaleffizienzen zu bewerten sind, die sich je nach Dauer der Nutzung der Filter im Realbetrieb ergeben können.

Filter, die von Kfz-Werkstätten aus der Ruhrgebietsregion bezogen wurden, mit unbekannter Beladungshistorie in Fahrzeugen (s. Abschnitt 4.3.2) weisen gegenüber typgleichen Filtern im Neuzustand nur moderate Druckverlustanstiege auf. Die gemessenen Filtereffizienzen der gebrauchten Filter zeigen, dass sie ihre Elektretwirkung in weiten Teilen oder gänzlich verloren haben. Sie liegen alle erkennbar unterhalb der Effizienz im Neuzustand.

Eine ortsfeste, kontinuierliche Durchströmung von Kfz-Innenraumfiltern im Beladungsprüfstand, der im Rahmen dieses Projektes aufgebaut worden ist, stellt eine Alterung der Filter im Zeitraffer gegenüber dem Realbetrieb dar. Hierbei sind die Filter lokalen und zeitlichen klimatischen Gegebenheiten und Immissionen ausgesetzt. Eine Exposition mit Außenluft an anderen Standorten und zu anderen Zeiten kann in quantitativer Hinsicht naturgemäß andere Auswirkungen auf den Druckverlust und die Effizienz der Filter nach sich ziehen. Die im Projekt untersuchten, gealterten Filter wurden am Standort der Forschungsstelle 1 in Duisburg mit Außenluft

beaufschlagt. Schon eine kontinuierliche Außenluftdurchströmung über wenige Tage macht die Elektretwirkung der Filter soweit zunichte, dass sich Fraktionsabscheidegrade auf dem Niveau der isopropanolbehandelten Filter ergeben (s. Abschnitt 4.3.3). Drei Tage Außenluftbeaufschlagung beispielsweise entsprechen - bei einer angenommenen Fahrdauer von 1 h/Tag an 20 Tagen/Monat - im Zeitraffer etwa vier Monaten realem Fahrbetrieb. Werden Filter nicht mit der Partikelfracht der Außenluft beaufschlagt, sondern sind lediglich mit dem klimatischen Zustand der Außenluft konfrontiert, so kann dies unterschiedliche Auswirkungen auf die Effizienz der Filter nach sich ziehen. Ob und wie weit sich das elektrostatische Ladungsniveau der Filter reduziert, hängt von der Temperatur und der relativen bzw. der absoluten Feuchte bei der Durchströmung ab. Schon eine Durchströmung von wenigen Stunden bei moderaten Temperaturen um 20 °C und relativen Feuchten bis hin zu 90 % kann zu einer signifikanten Reduktion des elektrophoretischen Abscheidebeitrages führen (s. Abschnitt 4.3.4).

Werden Filter durch die gezielte Einspeisung mit Dieselruß gealtert, ergeben sich nach einigen Minuten bis hin zu wenigen Stunden, Beladungszustände, die mit denjenigen bei kontinuierlicher Außenluftbeaufschlagung über einige Tage bis Wochen korrespondieren (s. Abschnitt 4.3.5). Selbiges ist der Fall, wenn statt Dieselabgas Flammruß eingespeist wird, wie er beispielsweise mit dem Rußgenerator DSP 3000 (Fa. Palas GmbH, Karlsruhe) bereitgestellt werden kann. Gegenüber einem Dieselaggregat, bei dem es schwierig ist, über die zur Beladung der Filter notwendige Dauer einen ausreichend stationären Betrieb und damit stabile Partikelgrößenverteilungen und Anzahlkonzentrationen zu realisieren, ist dieses beim genutzten Gasbrenner gut umzusetzen.

Aus den Ergebnissen der experimentellen Untersuchungen zur Partikelabscheidung kann das Folgende hinsichtlich einer sinnvollen und praxisnäheren Prüfmethodik festgestellt werden:

Die Prüfmethodik der DIN 71460-1 mit der Verwendung von A2-Prüfstaub zur Beladung (s. Abschnitt 4.3.1) ermöglicht zwar die vergleichende Bewertung unterschiedlicher Filter, wird somit also dem primären Ziel einer Normierung gerecht, führt aber zu Beladungszuständen, die zumindest für hierzulande vorherrschende Gegebenheiten den Realeinsatz nicht gut widerspiegeln. Werden die A2-Partikel auch für die Effizienzmessung genutzt, suggeriert das Ergebnis ein Abscheidevermögen der Filter auf einem Niveau, welches sich so im Realeinsatz nicht ergeben kann.

Die Verwendung von DEHS-Tröpfchen bei der Effizienzmessung spiegelt ein praxisnahes Effizienzniveau wider. Der Fraktionsabscheidegrad im Neuzustand der Elektretfilter und derjenige nach elektrischer Neutralisierung mit Isopropanol stellen –

außer für hierzulande unübliche extreme Beladungssituationen oder extrem lange Nutzungsdauern der Filter – ein Maximum und ein Minimum der Effizienzen dar, die sich während des Realeinsatzes ergeben können.

Eine Beladung der Filter mit Flammruß ermöglicht es, die Auswirkung einer Beladung mit Außenluft in kurzen Zeiten unter Laborbedingungen zu simulieren.

Werden die zu prüfenden Filter partikelfreier Luft bei moderaten Temperaturen um 20 °C und relativen Feuchten bis hin zu 90 % über wenige Stunden idealerweise mit Durchströmung ausgesetzt, ermöglicht dies es, die „Permanenz“ der Elektretwirkung hinsichtlich klimatischer Einflüsse zu beurteilen.

Modellierung

Die in Abschnitt 4.4.1 angestellten Betrachtungen zum Einfluss von Partikelmorphologien zeigen, dass es im Hinblick auf die Messtechnik und auch hinsichtlich der Partikelabscheidung an Faserfiltern zulässig und sinnvoll ist, Rußagglomerate im Sinne von Kugeläquivalenten zu bewerten. Für eine differenzierte Beurteilung der Agglomerate bezogen auf einzelne Abscheidemechanismen müssen hierbei natürlich unterschiedliche Kugeläquivalente heran gezogen werden. Einen funktionalen Zusammenhang zwischen dem interzeptionsäquivalenten Durchmesser und dem diffusionsäquivalenten Durchmesser für Kohlenstoff-Agglomerate gibt beispielsweise Lange (2000) an.

In Abschnitt 4.4.2 wurden theoretische Untersuchungen zu makroskopischen Effekten an plissierten Kfz-Innenraumfiltern vorgestellt. Im Fokus stand hierbei der Vergleich zwischen einem analytischen Modell nach Lücke und Fissan (1995), numerischen Berechnungen und den entsprechenden experimentellen Daten zum Druckverlust der plissierten Strukturen. Trotz einer Reihe von stark vereinfachenden Annahmen beschreibt das analytische Modell, welches in der Literatur als für HEPA- und ULPA-Filter validiert gilt, das grundsätzliche qualitative Druckverlustverhalten auch von Filtern aus dem Anwendungsbereich Kfz-Innenraumfiltration korrekt. Eine hinreichend gute quantitative Übereinstimmung ergibt sich dabei aber erst für Filter mit einem vergleichsweise höheren Druckverlust.

Die Modellierung makroskopischer Effekte und insbesondere die numerischen Berechnungen hierbei werden im IGF-Vorhaben 17659 mit einem Bezug zu Filtern aus dem Bereich der allgemeinen Raumluftechnik fortgeführt. Berechnete Geschwindigkeitsfelder werden in diesem Projekt auch genutzt, um mit Hilfe des Lagrangeschen Partikel-Trackings zu differenzieren, wo Partikel mit unterschiedlichem Durchmesser die Falten beaufschlagen.

Die in Abschnitt 4.4.3 dargestellten Ergebnisse zur Modellierung des Beladungsverhaltens an Faserfiltermedien unter Erweiterung des einzelfaserbasierten Filtrations-

modells zeigen eine gute qualitative Übereinstimmung mit den experimentellen Daten. Auch diese Betrachtungen werden im IGF-Vorhaben 17659 fortgeführt.

Experimentelle Untersuchungen zur adsorptiven Abscheidung

Hinsichtlich der Adsorptionskapazität von Kombifiltern sind an der Forschungsstelle 2 Messungen mit den Prüfgasen Butan, Toluol und NO₂ erfolgt.

Zunächst wurden Filter mit unbekannter Beladungshistorie, die von Kfz-Werkstätten bezogen wurden, untersucht. Die an diesen Filtern ermittelten Ergebnisse wurden mit denjenigen an typgleichen, unbeladenen Filtern verglichen. Die Adsorptionskapazität der gebrauchten Filter am Ende ihrer Nutzungsdauer in den Fahrzeugen war in allen Fällen erheblich vermindert.

Im Falle des Prüfgases NO₂ kommt es bei neuen Filtern zu einem merklichen katalytischen Umsatz des adsorbierten NO₂ zu NO. Bei den gebrauchten Filtern hat sich auch dieser katalytische Umsatz deutlich reduziert.

Im Sinne einer Alterung im Zeitraffer wurden Filter im ortsfesten, kontinuierlichen Betrieb am Standort der Forschungsstelle 1 über einige Tage bis hin zu einigen Wochen mit Außenluft durchströmt. Daneben wurden Filter über Minuten bis hin zu wenigen Stunden mit Dieselabgas und Flammruß beaufschlagt. Bei der Beladung mit Außenluft und mit Dieselabgas sind die Filter sowohl mit adsorbierbaren Gaskomponenten als auch mit einer Partikelfracht konfrontiert. Zum Vergleich mit den so beladenen Filtern wurden auch Filter gealtert, bei denen die Partikelfracht durch einen vorgeschalteten Filter deutlich reduziert wurde.

Aus dem Gesamtbild der experimentellen Ergebnisse lässt sich ableiten, dass sich mit fortschreitender Nutzungs- bzw. Beaufschlagungsdauer eine Minderung der Adsorptionskapazität für Butan, Toluol und NO₂ ergibt, die primär durch bereits adsorbierte Gaskomponenten bedingt ist. Eine signifikante Reduktion der Adsorptionskapazität aufgrund der Beladung der Filter mit Partikeln ist deutlich erst bei längeren Beaufschlagungsdauern und hohen Anzahlkonzentrationen zu verzeichnen. Zu einer Verminderung der Adsorptionskapazität aufgrund der im beaufschlagenden Aerosol enthaltenen Partikelfracht kann es natürlich nur kommen, wenn eine ausreichende Anzahl an Partikeln die Partikelfiltervlieschicht penetriert hat, auf dem Adsorbens abgeschieden worden ist und die Zugänglichkeit der Poren reduziert hat. Rußagglomerate mit einem Modaldurchmesser der Verteilung in der Größenordnung von 100 nm liegen im typischen Bereich der Minimaleffizienz von Faserfiltern. Bei Kfz-Innenraumfiltern liegen hier üblicherweise Penetrationswerte von 80 % und mehr vor. Bis allerdings relevante Partikelanzahlen auf den Adsorbenskörnern abgeschieden worden sind, bedarf es bei einer Adsorbenschichtdicke, die in der gleichen

Größenordnung ist, wie der Durchmesser des Einzelkorns, einer langen Beladungsdauer und hoher Partikelanzahlkonzentrationen.

Um im Sinne einer Prüfmethode beiden Effekten gerecht zu werden, die zu einer Minderung der Adsorptionskapazität führen können, muss ein Beladungs-aerosol bereitgestellt werden, welches sowohl adsorbierbare Gaskomponenten als auch eine ausreichende Menge von Partikeln beinhaltet.

6 Gegenüberstellung von Projektziel und erreichten Ergebnissen

Hauptziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung einfach durchführbarer Prüfmethoden für Kfz-Innenraumfilter, um Filtereffizienzen realitätsnah abbilden zu können. Die neuen Prüfmethoden sollen es Filtermedien- und Filterherstellern ermöglichen, ihre Produkte gezielt zu verbessern. Angestrebt wurden Prüfmethoden, die sowohl eine aussagekräftige Charakterisierung von Kfz-Innenraumfiltern bzgl. der Partikelabscheidung als auch bzgl. der Gasadsorption über die gesamte Lebensdauer erlauben. Das Ziel der Modellierung war es, zu einem vertieften anwendungsspezifischen Verständnis der Partikelabscheidung zu gelangen. Hierbei standen neben makroskopischen Betrachtungen am konfektionierten Filter, mikroskopische Betrachtungen zum Abscheide- und Beladungsverhalten an der Einzelfaser im Fokus.

Zur Erreichung des Projektziels wurden im Einzelnen bearbeitet:

- Aufbau und Betrieb des Beladungsprüfstands
- Charakterisierung der Außenluft
- Messungen zur Partikelabscheidung am Prüfstand nach DIN 71460-1 an neuen und beladenen Filtern
 - Prüfung von Kfz-Innenraumfiltern unter Laborbedingungen
 - Beladung mit Außenluft / Kombifilter aus Kfz mit unbekannter Nutzungshistorie
 - Ortsfeste, kontinuierliche Beladung mit Außenluft / Kombifilter
 - Auswirkungen klimatischer Bedingungen auf die Filtereffizienz
 - Ortsfeste, kontinuierliche Beladung mit Außenluft sowie Beladung mit Diesel- und Flammruß / Partikelfilter
- Modellierung
 - Modellierung des Einflusses unterschiedlicher Partikelmorphologien auf die Partikelfiltration
 - Modellierung makroskopischer Effekte an plissierten Filtern
 - Modellierung mikroskopischer Effekte an der Einzelfaser
- Adsorptionsmessungen am Prüfstand nach ISO 11155-2
 - Messungen an neuen und beladenen Filtern
 - Adsorptionstests zur Klärung der Ursachen für die Kapazitätsminderung nach Vorbeladung
- Adsorptionstests an Kfz-Innenraumfiltern im Beladungsprüfstand mit Außenluft

Projektziel	Ergebnis
<p>Entwicklung einer Prüfmethodik zur Abbildung des Partikelfiltrationsverhaltens von Kfz-Innenraumfiltern mit fortschreitender Beladung im Realeinsatz</p>	<p>Eine Beladung der Filter mit Flammruß ermöglicht es, die Auswirkung einer Beaufschlagung mit der Partikelfracht der Außenluft in kurzen Zeiten unter Laborbedingungen zu simulieren.</p> <p>Die überlagerte Auswirkung des klimatischen Zustandes der Außenluft auf die Elektretwirkung der Filter kann mit einem um entsprechende Klimakomponenten erweiterten Prüfstand nach DIN 71460 abgebildet werden.</p> <p>Zur Erzielung von Prüfergebnissen der Filtereffizienz auf einem realitätsnahen Niveau ist die Verwendung von DEHS-Tröpfchen sinnvoll.</p> <p>Der Fraktionsabscheidegrad im Neuzustand der Elektretfilter und derjenige nach elektrischer Neutralisierung mit Isopropanol stellen ein Maximum und ein Minimum der Effizienzen dar, die sich während des Realeinsatzes ergeben können.</p> <p>Resultat der Untersuchungen zur Partikelfiltration ist eine Prüfmethodik, die als wirtschaftliches und praxisgerechtes Verfahren zur besseren Abbildung des Filtrationsverhaltens im Realeinsatz, etabliert werden kann.</p>
<p>Modellierung soll zu einem tieferen Verständnis des Partikelfiltrationsverhaltens von Kfz-Innenraumfiltern im Abgleich zwischen Prüf- und Realanwendungsbedingungen führen</p>	<p>Die Modellierungen zum Einfluss von Partikelmorphologien, zu makroskopischen Effekten an plissierten Filtern und zur Modellierung des Beladungsverhaltens unter Erweiterung des einzelfaserbasierten Filtrationsmodells haben bei der Interpretation der Messergebnisse geholfen und zu einem tieferen Verständnis relevanter Teilaspekte und Teilprozesse beigetragen.</p>
<p>Entwicklung einer Prüfmethodik zur Abbildung der Änderung der Adsorptionskapazität von Kfz-Innenraumfiltern mit fortschreitender Beladung im Realeinsatz</p>	<p>Zur Abbildung der Änderung der Adsorptionskapazität mit fortschreitender Beladung, muss ein Beladungs-aerosol bereitgestellt werden, welches sowohl adsorbierbare Gaskomponenten als auch eine ausreichende Menge von Partikeln beinhaltet. Die Verwendung von Dieselabgas als Beladungs-aerosol stellt eine grundsätzliche Möglichkeit dar, die Auswirkung einer Beaufschlagung mit Außenluft in vertretbaren Zeiten unter Laborbedingungen abzubilden.</p>

Das Ziel des Forschungsprojektes wurde erreicht.

7 Erzielter wirtschaftlicher und wissenschaftlich-technischer Nutzen

Die erarbeiteten Projektergebnisse können in wissenschaftlich-technischer Hinsicht genutzt werden, um Prüfprozeduren im Rahmen der Filterprüfung zu verbessern und diesbezüglich bestehende Normen weiterzuentwickeln. Filterprüfungen konform zum aktuellen Stand der Normen ermöglichen lediglich die vergleichende Bewertung unterschiedlicher Filter und werden damit dem primären Ziel einer Standardisierung gerecht. Filtrationseigenschaften im Realeinsatz werden allerdings nicht adäquat widergespiegelt.

Die Ergebnisse dieses Projektes und die abgeleiteten Prüfmethodiken orientieren sich so nah an realen Einsatzbedingungen von Kfz-Innenraumfiltern, dass quantitative Vorhersagen für den Einsatz der Filter im realen Betrieb sowohl bzgl. der Partikelfiltration als auch bzgl. der Gasadsorption zu erzielen sind. Empirische und theoretische Ergebnisse des Projektes tragen zu einem tieferen Verständnis des Filtrationsverhaltens von Kfz-Innenraumfiltern im Abgleich zwischen Prüf- und Realanwendungsbedingungen bei.

Kleine und mittelständische Unternehmen, die im Bereich der Filtermedienherstellung, der Filterkonfektionierung und der Filterprüfung tätig sind, können selber aufgrund fehlender personeller Kapazitäten typischerweise keine Forschungs- und Entwicklungsarbeiten durchführen. Für die Entwicklung von innovativen Filterprodukten ist es aber notwendig, dass eine Filterprüfung dem Hersteller belastbare und dabei insbesondere auch realitätsnahe Ergebnisse liefert. Denn nur so ist es möglich, eine hohe Produktqualität aufrecht zu erhalten bzw. die Produktqualität fortlaufend zu verbessern. Eine fundierte Basis zur Beurteilung seines Produktes hilft dem Hersteller nicht nur bei der Entwicklung, sondern kann auch unmittelbar genutzt werden, um die Produktqualität gegenüber Kunden und Anwendern aufzuzeigen. Durch die Nutzung der Projektergebnisse erlangen sie somit in wirtschaftlicher Hinsicht einen Wettbewerbsvorteil. Die Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit resultiert daraus, dass die Unternehmen in die Lage versetzt werden, die Güte ihrer Produkte in jeder Phase der Nutzungsdauer zu dokumentieren. Dieses kann als Abgrenzungskriterium genutzt werden, um die eigene Marktposition gegenüber der Konkurrenz zu stärken.

8 Darstellung der Verwendung der Zuwendung unter besonderer Berücksichtigung der wichtigsten Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Für das Projekt wurde eine kostenneutrale Verlängerung um zwei Monate beantragt. Das Projektende hat sich damit vom 31.12.2012 auf den 28.02.2013 verschoben. Die durchgeführten Arbeiten und der Personaleinsatz waren zur Erreichung des Projektzieles notwendig. Die eingesetzten Projektmitarbeiter haben in enger Zusammenarbeit der beiden Forschungsstellen den Beladungsprüfstand aufgebaut, die Messungen konzipiert, durchgeführt und ausgewertet sowie die Berechnungen im Rahmen der Modellierung angestellt. Der Einsatz des Personals war bei der inhaltlichen Komplexität und dem zeitlichen Aufwand notwendig und angemessen.

Forschungsstelle 1

Die Arbeiten an der Forschungsstelle 1 wurden von drei Mitarbeitern (HPA A) über 18,45 Monate, 4,5 Monate bzw. 2,0 Monate und zwei technischen Mitarbeitern (HPA C) über 4,95 Monate bzw. 12,48 Monate durchgeführt.

	2011	2012	2013
HPA A (in MM)	5,73	11,22	1,5
HPA A (in MM)	4,50	0	0
HPA A (in MM)	0	1,20	0,8
HPA C (in MM)	1,50	3,45	0
HPA C (in MM)	5,50	5,48	1,5

Zur Durchführung der Arbeiten bzw. zum Erreichen des Projektziels wurde die Luftführung für den Beladungsprüfstand aus Mitteln des Einzelfinanzierungsansatzes B „Ausgaben für Gerätebeschaffung“ gekauft.

Es wurden von Forschungsstelle 1 keine Dienstleistungen Dritter in Anspruch genommen.

Forschungsstelle 2

Die Arbeiten an der Forschungsstelle 2 wurden von einem Mitarbeiter (HPA A) über 15,6 Monate und einem Mitarbeiter (HPA B) über 14,5 Monate durchgeführt.

	2011	2012	2013
HPA A (in MM)	10,0	5,6	0
HPA B (in MM)	8,5	6,0	0

Es erfolgten keine Ausgaben für Gerätebeschaffung.

Es wurden von Forschungsstelle 2 keine Dienstleistungen Dritter in Anspruch genommen.

9 Fortgeschriebener, aktualisierter Plan zum Ergebnistransfer in die Wirtschaft

Die bisher durchgeführten und in nächster Zeit geplanten Transfermaßnahmen sind in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

Maßnahme	Rahmen	Datum/Zeit
Einstellung von Projektinformationen in die öffentlich zugängliche IUTA, Bereich Industrielle Gemeinschaftsforschung, Internet-Projektdatenbank	Projektdatendatenbank (www.iuta.de/index.php?article_id=555&clang=0)	erfolgt
Erstellung von Zwischenberichten und Weitergabe dieser Berichte an interessierte Branchenfachverbände und alle interessierten Unternehmen	Vorstellung erster Ergebnisse	ab März 2012 zugänglich
Einstellung des Schlussberichtes in die öffentlich zugängliche IUTA, Bereich Industrielle Gemeinschaftsforschung, Internet-Projektdatenbank	Projektdatendatenbank (www.iuta.de/index.php?article_id=555&clang=0)	Juli 2013
Regelmäßige Sitzungen des Projektbegleitenden Ausschusses und kontinuierliche Berichterstattung gegenüber den hierin vertretenen Unternehmen und Verbänden (PA)	Vorstellung der erzielten Ergebnisse und Diskussion des weiteren Vorgehens	am 22.09.2011 und am 08.11.2012 durchgeführt
Information und Beratung interessierter Unternehmen (außerhalb des PA) durch die Forschungsstellen	Bilaterale Gespräche mit Mitarbeitern der beteiligten Forschungsstellen	wird kontinuierlich vorangetrieben
Vorstellung der Ergebnisse auf verschiedenen Veranstaltungen	AFS Annual Conference Palas ATS-Seminar Symposium „Textile Filter“ FILTECH	Mai 2013 24.09.2012 07.03.2012 24.03.2011
Tätigkeitsbericht des IUTA		2011, 2012
Die Forschungsergebnisse werden im Vorfeld von Filterprüfungen, die an den Forschungsstellen 1 u. 2 routinemäßig im Auftrag von Filterherstellern durchgeführt werden, als Diskussionsgrundlage mit den Auftraggebern zur Verfügung stehen	Bilaterale Gespräche mit Mitarbeitern der beteiligten Forschungsstellen	ab 01.01.2011 kontinuierlich
Die Vermittlung der Ergebnisse in akademischen Lehrveranstaltungen	Vorlesungen an der Uni Duisburg-Essen: „Aerosol Technology“ Prof. Dr.-Ing. Schmidt „Air pollution control“ Dr.-Ing. Haep	fortlaufend im Sommersemester ab SS 2012 fortlaufend im Wintersemester ab WS 2011/2012
Publikationen in Fachzeitschriften	Schmidt, F.; Breidenbach, A. Vergleichende Prüfung von Kfz-Innenraumfiltern, F&S Global	veröffentlicht 2012

	Guide (2012-2014) Sager, U., Schmidt, F., Breidenbach, A., Suhartiningsih The Adsorption Performance of a Cabin Air Filter Concerning Nitrogen Dioxide During a Life Cycle. Filtr. Sep. 49(4)	veröffentlicht 2012
Normen- und Richtlinienarbeit	FAKRA, NAM und VDI	fortlaufend durch den Projektleiter der FS 2

10 Literatur

Bourrat, X., Oberlin, A., Van Damme. H., Gateau. C, and Bachelar, R. (1987)
Mass fractal analysis of conducting carbon black morphology. Carbon 26, 100

Cheng, S. Y., Yeh, H. C., Brinsko, K. J. (1985)
Use of wire screens as a FAN model filter Aerosol Science and Technology 4, 165

DIN 71460-1, Straßenfahrzeuge – Luftfilter für Kraftfahrzeuginnenraum – Teil 1: Prüfverfahren für Partikelfiltration, April 2006

DIN EN 779: 2012-10

Partikel-Luftfilter für die allgemeine Raumluftechnik - Bestimmung der Filterleistung; Deutsche Fassung EN 779:2012

Fissan, H., Finger, H., Sager, U., Haep, S., Bathen, D., (2013)

Gas Cleaning for Particles and Molecules – from Filtration to Adsorption. American Filtration & Separation Society 2013 Annual Conference, 06.–09.05.2013, Minneapolis, MN, USA

Gangopadhyay, S., Elminyawi, I., and Sorensen, C. M. (1991)

Optical structure factor measurements of soot particles in a premixed flame. Applied Optics, Vol. 30, Issue 33, pp. 4859-4864

IGF-Projekt 16076 N (2011)

Praxisnahe Untersuchung der Filtereffizienz von Luftfiltern unter besonderer Berücksichtigung der elektrophoretischen Abscheidung, Bewilligungszeitraum: 01.05.2009 - 30.09.2011

ISO/TS 11155-1:2001-11, Road Vehicles – Air filters for passenger compartments – Part 1: Test for particle filtration

ISO/TS 11155-2:2009-01, Road Vehicles – Air filters for passenger compartments – Part 2: Test for gaseous filtration

ISO 12103-1:1997-12, Road vehicles - Test dust for filter evaluation - Part 1: Arizona test dust

- Kanaoka, Chikao (1998)
Performance of an air filter at dust-loaded condition. In: Spurny, K.R. (Hrsg.):
Advances in Aerosol Filtration. Boca Raton, FL: Lewis Publisher, 1998, pp. 323-335
- Kievit, O., 1997:
Proc. of the 10th AFS Annual Conference, Minneapolis, MN, USA, April–May 1997
- Kittelson, D. B. (1998)
Engines and Nanoparticles: A Review, *J. Aerosol Sci.* 29 (1998), p. 575
- Lange, R. (2000)
Entwicklung und Überprüfung einer Methode zur Bestimmung des
interzeptionsäquivalenten Durchmessers agglomerierter Partikel, Dissertation,
Duisburg
- Lapuerta, M., Ballesteros, R. Martos, F. J. (2006)
A method to determine the fractal dimension of diesel soot agglomerates, *Journal of
Colloid and Interface Science* 303 (2006), pp. 149–158
- LANUV (2012)
Luftmissionen: Kohlenwasserstoffmessungen Gelsenkirchen-Scholven/-Hassel.
url: [http://www.lanuv.nrw.de/umwelt/schadensfaelle/andere/2012/Messwerte_
Scholven_Nov2012.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/umwelt/schadensfaelle/andere/2012/Messwerte_Scholven_Nov2012.pdf)
- Lücke, T.; Fissan, H. (1995)
Eine einfache Methode zur Berechnung des Druckverlusts von Filterelementen für
die Schwebstofffiltration, *Chemie Ingenieur-Technik*, 67, Nr. 11, S. 1480-1485
- Meakin, P., Donn, B. Mulholland, G.W. (1989)
Collisions between Point Masses and Fractal Aggregates, *Langmuir* 5 (1989), p. 510
- Megardis, C. M., Dobbins, R. A. (1990)
Morphological Description of Flame-Generated Materials, *Combustion Science and
Technology*, 71:1-3, pp. 95-109
- Qi, C., Stanley, N., Pui, D. Y. H., Kuehn, T. H., 2008:
Environ. Sci. Technol. 2008, 42(11), 4128-4132. DOI: 10.1021/es703216c
- Sager, U., Schmidt, F., Breidenbach, A., Suhartiningsih (2012)
The Adsorption Performance of a Cabin Air Filter Concerning Nitrogen Dioxide
During a Life Cycle. *Filtr. Sep.* 49(4), 38-41. DOI: 10.1016/S0015-1882(12)70199-4
- Samson, R. J., Mulholland, G. W. and Gentry, J. W. (1987)
Structural analysis of soot agglomerates. *Langmuir* 3, p. 272
- Schmidt, F.; Breidenbach, A. (2012)
Vergleichende Prüfung von Kfz-Innenraumfiltern, *F&S Global Guide of the Filtration
and Separation Industry (2012-2014)*; 256-262; ISBN: 978-3-00-037568-2
- Schmidt, F. Stahlmecke, B.; Kaminski, H.; Finger, H. (2008)
Charakterisierung von Ruß als Teststaub für Luftfilter; *Filtrieren und Separieren* 6,
2008, pp. 298-302
- Stieß, M., Ripperger, S. (2007)
Mechanische Verfahrenstechnik - Partikeltechnologie 1, Springer Verlag,
Berlin/Heidelberg

UBA (2006)

Räumlich-zeitliche Verteilung, Eigenschaften und Verhalten ultrafeiner Aerosolpartikel (<100nm) in der Atmosphäre, sowie die Entwicklung von Empfehlungen zu ihrer systematischen Überwachung in Deutschland, Texte 26/06, Forschungsbericht 203 43 257/05, UBA-FB 000942, ISSN 1862-4804, Umweltbundesamt, Dessau

Wang, J.; Shin, W. G.; Mertler, M.; Sachweh, B.; Fissan, H.; & Pui, D. Y. H. (2010) Measurement of Nanoparticle Agglomerates by Combined Measurement of Electrical Mobility and Unipolar Charging Properties, *Aerosol Science and Technology*, 44:2, 97-108

Zhang, H. X., Sorensen, C. M., Ramer, E. R., Oliver, B. J. and Merkin, I. F. (1988) In Situ optical structure factor measurements of an aggregating soot aerosol. *Langmuir* 4, p. 867