



Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Hamburg University of Applied Sciences

Bachelorarbeit

Levin Plümper

Matrikelnummer: [REDACTED]

Photokatalytische Oxidation zur Abluftreinigung: Eine Analyse des Abbaus flüchtiger organischer Verbindungen und Evaluierung praktischer Umsetzungsmöglichkeiten

Levin Plümper
Matrikelnummer: [REDACTED]

**Photokatalytische Oxidation zur Abluftreinigung:
Eine Analyse des Abbaus flüchtiger organischer
Verbindungen und Evaluierung praktischer
Umsetzungsmöglichkeiten**

Bachelorarbeit eingereicht im Rahmen der Bachelorprüfung

im Studiengang Umwelttechnik
am Department Umwelttechnik
der Fakultät Life Sciences
der Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

in Zusammenarbeit mit:
PURIFICON GmbH
Barmbeker Str. 33
22303 Hamburg

Erstprüfer: Prof. Dr. Jörn Einfeldt
Zweitprüfer: Dr. Roland Möhle

Abgabedatum: 17.06.2025

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	IV
Abkürzungen	V
Nomenklatur	VI
1 Einleitung	1
2 Theoretische Grundlagen	3
2.1 Photokatalyse und -oxidation	3
2.2 Titandioxid (TiO ₂) als Katalysator	5
2.3 Relevante Schadstoffe und Abbauprozesse	8
2.4 Bisherige Anwendungsfelder	12
2.5 Technische Umsetzung in der Abluftbehandlung	14
2.6 Vor- und Nachteile gegenüber herkömmlichen Methoden	16
2.7 Gründe für die geringe Verbreitung in der Praxis	18
3 Material und Methoden	20
3.1 Versuchsaufbau	20
3.2 Der Photoreaktor	21
3.3 Durchströmung und Luftführung	22
3.4 UV-Lichtquelle	23
3.5 Probenvorbereitung	23
3.6 Messgeräte	24
4 Durchführung der Versuche und Ergebnisse	27
4.1 Versuchsdurchführung	27
4.2 Versuchsergebnisse	29
5 Diskussion	35
5.1 Interpretation der Versuchsergebnisse	35
5.2 Vergleich mit Literaturwerten	37
5.3 Bewertung der Praxistauglichkeit	40
5.4 Grenzen bzw. Limitationen	44
6 Fazit und Ausblick	47
Literaturverzeichnis	48
Anhang	53

Abbildungsverzeichnis

2.1	Reaktionsschema der Photokatalyse	4
2.2	Lage der Leitungs- und Valenzbänder verschiedener Halbleitermaterialien sowie Redoxpotentiale ausgewählter Stoffe, dargestellt in Lin et al. (2013) . . .	7
2.3	Darstellung abbaubarer Substanzen, dargestellt in Pavel et al. (2023)	9
2.4	Vergleich der Oxidationsrate verschiedener Stoffe in Abhängigkeit der Eingangskonzentrationen, dargestellt in Hay et al. (2015)	10
3.1	Schematische Darstellung des Versuchsaufbau	20
3.2	Spektrum der verwendeten UV-Lampen	23
4.1	Foto des Photoreaktors mit beschichteter Platte und Glasabdeckung	27
4.2	Foto des gesamten Versuchsaufbaus im Betrieb	28
4.3	Konzentrationsverlauf von Messung 2.9 mit stabiler Verdunstung	31
4.4	Zeitlich abnehmende Konzentration bei Versuch 2.6	31
4.5	Vergleich der Messungen 1.2 (links) und 2.3 (rechts) - Unterschiede in der Reproduzierbarkeit	32
4.6	Konzentrationsverläufe der Versuche 2.5 (links) und 2.7 (rechts)	32
4.7	Langsame Desorption nach Entfernung der VOC-Quelle in Versuch 1.5 . . .	33
4.8	Einfluss der UV-Aktivierung in Versuch 2.1	33
4.9	2. Tag: Rohgastemperaturen und absolute Feuchte gegenüber dem Reingas . .	34
5.1	Oxidationsraten aus den Versuchen gegenüber der Eingangskonzentration in ppm	39
A.1	Strömungssimulation: Visualisierung der Strömungsvektoren	54
A.2	Strömungssimulation: Visualisierung der Strömungslinien	55
A.3	Strömungssimulation: Visualisierung des Netzes	55
B.1	Beschichtete Platte Nr.1 vor dem Ofen	59
B.2	Beschichtete Platte Nr.2 vor dem Ofen	59
B.3	Beschichtete Platte Nr.1 nach dem Ofen	59
B.4	Beschichtete Platte Nr.2 nach dem Ofen	59
D.1	Versuch 1.2 Methanol 0,28m ³ /h	61
D.2	Versuch 1.3 Methanol 0,28m ³ /h	61
D.3	Versuch 1.4 Methanol 0,28m ³ /h	62
D.4	Versuch 1.5 Methanol 0,55m ³ /h	62
D.5	Versuch 2.2 Methanol 0,25m ³ /h	62
D.6	Versuch 2.3 Methanol 0,25m ³ /h	63
D.7	Versuch 2.4 Methanol 0,25m ³ /h	63
D.8	Versuch 2.5 Methanol 0,17m ³ /h	63
D.9	Versuch 2.7 Methanol 0,17m ³ /h	64
D.10	Versuch 2.8 Isopropanol 0,17m ³ /h	64
D.11	Versuch 2.9 Isopropanol 0,17m ³ /h	64

D.12 1.Tag: Rohgastemperaturen und absolute Feuchte gegenüber dem Reingas . .	65
D.13 2.Tag: Rohgastemperaturen und absolute Feuchte gegenüber dem Reingas . .	65
D.14 Petrischale Abdeckung 2/3	66
D.15 Petrischale Abdeckung Deckel	66

Tabellenverzeichnis

3.1	Verwendete Messgeräte mit zugehöriger Messunsicherheit, Daten aus Herstellerangaben und Datenblättern (Testo SE & Co. KGaA, o. D.; ION Science Ltd., 2025; Hancaner, 2025; Honeywell GmbH, 2025)	25
3.3	PID-RF (11,7eV) und Ionisierungsenergien IE ausgewählter Substanzen . . .	26
4.1	Versuchsübersicht mit Testparametern	29
4.2	Versuchsübersicht mit Testergebnissen	30
5.1	Berechnung der ppm-Grenzwerte zur Einhaltung von Kohlenstoffkonzentrations- und Massenstromgrenzwerten gemäß TA Luft	40
5.3	Ausgangskonzentrationen und berechnete Massenströme für ausgewählte Versuche	41
5.5	Vergleich von Investitions- und Betriebskosten ausgewählter Abluftbehandlungsverfahren (Europäischen Kommission, 2016)	43
C.1	Überprüfung des Volumenstroms am Ausgang und zugehöriger Druckverlust	61
E.1	Versuchsparameter für Versuch 2.3	70

Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
BREF	Best Available Techniques Reference Document
Fraunhofer-IFAM	Fraunhofer-Institut für Fertigungstechnik und Angewandte Materialforschung
GUM	Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement
IFA	Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung
LED	Light emitting diode
LFUB	Bayerisches Landesamt für Umwelt
PCO	Photokatalytische Oxidation
PID	Photoionisationsdetektor
RF	Response Factor (Ansprechfaktor)
ROS	Sauerstoffradikale / reactive oxygen species
SDB	Sicherheitsdatenblatt
TA Luft	Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft)
TiO ₂	Titandioxid
UBA	Umweltbundesamt
VDI	Verein deutscher Ingenieure
VOC	Flüchtige organische Verbindungen / volatile organic compounds

Nomenklatur

Formelzeichen

Symbol	Einheit	Bedeutung
λ	[nm]	Absorptionskante
ν	[1/s]	Frequenz
ρ	[g/m ³]	Dichte
σ	[g/m ²]	Beschichtungsmenge
A	[m ²]	Fläche
c	[ppm]	Stoffmengenkonzentration
E_g	[eV]	Bandlücke
f_{abs}	[g/m ³]	Absolute Luftfeuchtigkeit
h	[Js]	Plancksches Wirkungsquantum
IE	[eV]	Ionisierungsenergie
M	[g/mol]	Molare Masse
m	[kg]	Masse
n	[mol]	Stoffmenge
p	[Pa]	Druck
r	[$\mu\text{mol}/(\text{cm}^2 \cdot h)$]	Spezifische Oxidationsrate
s	[% oder absolut]	Standardabweichung
T	[°C]	Temperatur
u	[% oder absolut]	Unsicherheit
V	[m ³]	Volumen
v	[m/s]	Geschwindigkeit

1 Einleitung

Die Verunreinigung der Luft mit einer Vielzahl von Stoffen stellt eines der drängendsten Umweltprobleme des 21. Jahrhunderts dar. Neben klassischen Schadstoffen wie Feinstaub und Stickoxiden stehen zunehmend auch Flüchtige organische Verbindungen / volatile organic compounds (VOC) im Fokus. VOC bezeichnet eine Stoffgruppe flüchtiger organischer Verbindungen, die in der Luft gas- oder dampfförmig vorliegen. Einige dieser Stoffe entstehen auch bei biologischen Prozessen, wie beispielsweise Pflanzenstoffwechsel-, Fäulnis- und Abbauprozesse (Umweltbundesamt, 2025). Die Hauptquellen sind jedoch mit ca. 25 % der Verkehr und mit ca. 60 % die Verdunstung aus Lösemitteln, z.B. aus Farben und Lacken (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2020).

Zu den VOC zählen unter anderem Kohlenwasserstoffe, Alkohole, Aldehyde sowie organische Säuren. In der Atmosphäre können gleichzeitig mehrere hundert verschiedene VOC nachgewiesen werden, wobei ihre physikalisch-chemischen Eigenschaften und Wirkungen stark variieren. Sie können Geruchsbelästigungen, Reizungen und Symptomen, welche nicht unmittelbar einer Krankheit zugeordnet werden können, auslösen. Außerdem stehen einige VOC in Verdacht oder haben nachgewiesenermaßen krebserzeugende, erbgutverändernde und fortpflanzungsgefährdende Eigenschaften (Umweltbundesamt, 2025).

Außerdem fördern VOC die Bildung von bodennahen Ozon: Dies sorgt für Geruchsbelästigung, verstärkten Hustenreiz und verminderte sportliche Leistung. Bei hohen Konzentrationen kann es sich negativ auf die Lungenfunktion auswirken (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2020).

Im Haushalts- und Bausektor bieten zunehmend verfügbare lösemittelfreie Produkte eine wirksame Möglichkeit, Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (VOC) zu vermeiden oder zu verringern (Umweltbundesamt, 2025). In thermischen und industriellen Prozessen kann der Einsatz und die Entstehung oft nicht vermieden werden. Zur Abgasreinigung und Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte sind verschiedene Verfahren etabliert, beispielsweise die Aktivkohleadsorption oder thermische Nachverbrennung (Europäischen Kommission, 2016).

Beide Verfahren sind jedoch mit ökologischen Nachteilen verbunden. Die thermische Nachverbrennung erfordert bei niedrigen Schadstoffkonzentrationen die Zufuhr zusätzlicher, meist fossiler Brennstoffe (Verein deutscher Ingenieure (VDI), 2014a). Mit der Aktivkohleadsorption ist ein erheblicher logistischer und energetischer Aufwand verbunden. Die eingesetzte Aktivkohle muss häufig über weite Strecken transportiert und nach ihrer Sättigung thermisch regeneriert werden. Bei der Regeneration desorbieren die Schadstoffe unter Einsatz von Energie und werden meist verbrannt (VDI, 2013).

Vor diesem Hintergrund ist die Implementierung neuer Verfahren in der Abluftbehandlung zur Reduktion solcher Schadstoffe wünschenswert. Im Fokus dieser Arbeit steht hierbei die Photokatalytische Oxidation (PCO). Das Verfahren wurde erstmalig von Fujishima und Honda (1972) beschrieben und ist seitdem Gegenstand intensiver Forschung (Rengifo-Herrera und

Pulgarin, 2023). Wie von Fujishima und Honda (1972) gezeigt, entstehen bei Bestrahlung eines Photokatalysators wie beispielsweise Titandioxid (TiO_2) mit UV-Licht hochreaktive Sauerstoffspezies (Benedix et al., 2000). Diese sind aufgrund ihrer Ladungen in der Lage, organische Luftschadstoffe bis hin zu Kohlendioxid und Wasser zu oxidieren.

Die PCO gilt als sehr interessant, da sie bei Umgebungstemperatur abläuft, keine zusätzlichen Chemikalien benötigt und auf einen günstigen Rohstoff zurückgreift (He et al., 2021). Trotz intensiver Forschung und zahlreicher wissenschaftlicher Veröffentlichungen hat die photokatalytische Luftreinigung bislang kaum Einzug in industrielle oder öffentliche Anwendungen gefunden. Die Gründe hierfür sind vielfältig und reichen von technischer Komplexität über unzureichende Normierung bis hin zu Fragen der Wirtschaftlichkeit und Langzeitstabilität der Katalysatoren (Rengifo-Herrera und Pulgarin, 2023).

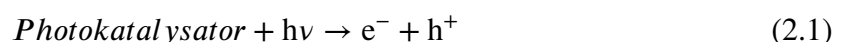
Ziel dieser Arbeit ist es daher, die photokatalytische Oxidation sowohl theoretisch als auch experimentell zu untersuchen. Im Mittelpunkt steht die Frage, unter welchen Bedingungen die PCO technisch effizient und stabil betrieben werden kann und welche Hemmnisse einer breiteren Anwendung derzeit noch im Wege stehen. Zu diesem Zweck wird ein Versuchsaufbau nach Vorbild von Scheller (2001) entwickelt. Mit diesem sollen verschiedene Einflussfaktoren analysiert werden. Die gewonnenen Ergebnisse sollen dazu beitragen, das Potenzial der PCO im technischen Umweltschutz realistisch einzuordnen und mögliche Weiterentwicklungen aufzuzeigen.

2 Theoretische Grundlagen

Zur Einordnung der experimentellen Untersuchungen werden in diesem Kapitel die theoretischen Aspekte der photokatalytischen Oxidation dargestellt. Nach einer Einführung in das Prinzip der Photokatalyse wird TiO_2 als häufig verwendeter Katalysator vorgestellt. Im Anschluss folgt eine Betrachtung relevanter Schadstoffe und deren Abbauprozesse, die im Kontext der Luftreinhaltung eine besondere Rolle spielen. Aufbauend darauf werden bestehende Anwendungsfelder der Technologie beschrieben und die technische Umsetzung in der Abluftbehandlung näher betrachtet. Abschließend erfolgt eine Bewertung der Vor- und Nachteile gegenüber konventionellen Verfahren sowie eine Analyse möglicher Gründe für die bislang geringe Verbreitung in der Praxis. Die Inhalte dieses Kapitels bilden die theoretische Grundlage für die spätere Bewertung der Eignung photokatalytischer Systeme zur Abluftreinigung.

2.1 Photokatalyse und -oxidation

Die Photokatalyse ist ein durch Licht angetriebener Prozess, bei dem ein Halbleitermaterial, wie z.B. TiO_2 , als Katalysator wirkt. Der Prozess wurde erstmals von Fujishima und Honda (1972) näher beschrieben. Wird ein Photokatalysator mit Licht geeigneter Energie bestrahlt, so kommt es zur Bildung von Elektron-Loch-Paaren, wie in Gleichung (2.1) dargestellt. Die dabei entstehenden Elektronen und Löcher besitzen aufgrund ihrer entgegengesetzten Ladungen stark reduzierende bzw. oxidierende Eigenschaften. Infolgedessen können sie mit umgebenden Donator(D)- und Akzeptormolekülen(A) reagieren, wie in den Gleichungen (2.2) und (2.3) beschrieben. Diese Eigenschaften führen dazu, dass umliegende organische Stoffe oxidiert und reduziert werden können. Sofern eine vollständige Mineralisierung eintritt, resultieren ausschließlich Kohlenstoffdioxid und Wasser als Endprodukte (Benedix et al., 2000).



Diese durch Licht induzierten Oxidationsprozesse werden als Photooxidation bezeichnet und haben große Ähnlichkeit mit den Selbstreinigungsprozessen der Erdatmosphäre. Hierbei entstehen unter anderem unter Einwirkung von UV-Strahlung aus Ozon (O^3) und Wasser Hydroxylradikale ($\cdot\text{OH}$), welche wie bei der Photokatalyse eine zentrale Rolle für weitere Abbaureaktionen spielen (He et al., 2021).

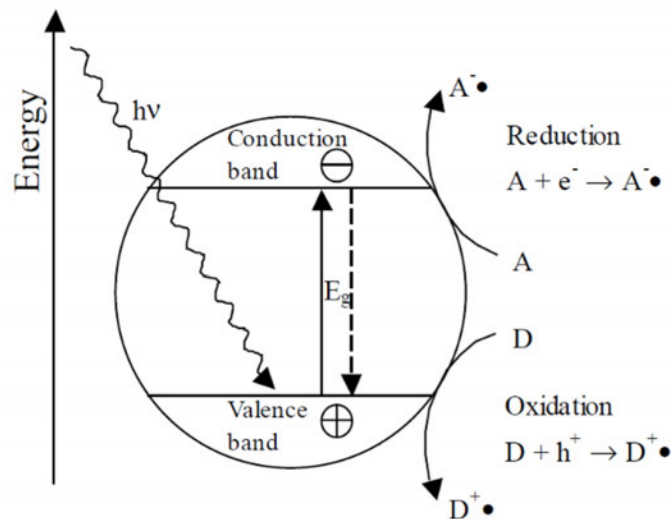


Abbildung 2.1: Reaktionsschema Photokatalyse, dargestellt in Benedix et al. (2000)

Die Abbildung 2.1 zeigt ein vereinfachtes Reaktionsschema der Photokatalyse. Die Abläufe lassen sich anhand des Bändermodells beschreiben, welches unter anderem von Wilson (1931) beschrieben wurde. Atomar gesehen befinden sich die Elektronen demnach auf dem Valenz- oder Leitungsband. Dazwischen befindet sich die Bandlücke E_g . Sie bezeichnet sowohl den Bereich zwischen den Bändern als auch die Energie zwischen den beiden Niveaus. Halbleiter zeichnet aus, dass sich beim absoluten Nullpunkt keine Elektronen im Leitungsband befinden und der Stoff nicht leitend ist. Durch Energiezufuhr kann ein Elektron aus dem Valenzband in das Leitungsband gehoben werden. Dies kann zum einen durch thermische Energie, aber auch durch Photonen ausreichender Energie induziert werden. Wenn ein Photon eine Energie von $h\nu$ besitzt, die größer ist als die Bandlücke eines Halbleiters, wird ein Elektron (e^-) vom Valenzband in das Leitungsband angeregt. Hierbei verbleibt im Valenzband ein Defektelektron bzw. ein Loch (h^+). In elektrisch leitfähigen Materialien, wie beispielsweise Metallen, erfolgt eine sofortige Rekombination der erzeugten Ladungsträger. In Halbleitern hingegen kann ein Teil der photoangeregten Elektron-Loch-Paare zur Oberfläche des katalytisch aktiven Partikels diffundieren (Benedix et al., 2000). An der Oberfläche können sie, wie bereits in den Gleichungen (2.2) und (2.3) beschrieben, mit adsorbierten Donor- (D) oder Akzeptor-Molekülen (A) chemische Reaktionen eingehen.

Ein weiteres charakteristisches Merkmal halbleitender Metalloxide ist nach Benedix et al. (2000) die hohe Oxidationskraft der durch Licht erzeugten Löcher (h^+). Diese können in einem Ein-Elektronen-Oxidationsschritt (2.4) mit Wasser reagieren und dabei hochreaktive Hydroxylradikale ($\bullet\text{OH}$) erzeugen:



Sowohl die Löcher (h^+) als auch die Hydroxylradikale ($\bullet\text{OH}$) sind sehr reaktiv und spielen

eine zentrale Rolle in der photokatalytischen Oxidation organischer Verbindungen. Außerdem kann in Luft enthaltener Sauerstoff als Elektronen-Akzeptor dienen und so ein Superoxid-Ion ($\text{O}_2^- \bullet$) bilden (2.5). Diese sind ebenfalls hochreaktiv und in der Lage, organische Moleküle abzubauen (Benedix et al., 2000).



2.2 Titandioxid (TiO_2) als Katalysator

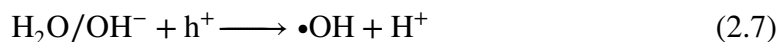
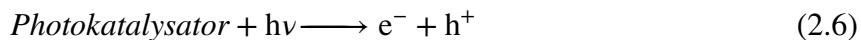
TiO_2 ist ein anorganisches Metalloxid und Halbleitermaterial, das aufgrund seiner physikalisch-chemischen Eigenschaften in einer Vielzahl technischer und industrieller Anwendungen genutzt wird. Es handelt sich um einen chemisch stabilen und kostengünstigen Rohstoff (Vijayan und Sandhyarani, 2021). Weltweit werden jährlich mehrere Millionen Tonnen TiO_2 produziert, allein in Europa beträgt die Jahresproduktion über eine Million Tonnen (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2024). Der mit Abstand größte Anteil entfällt auf den Einsatz als Weißpigment in Farben, Lacken, Druckfarben sowie in der Herstellung von Kunststoffen und Papier, kleinere Mengen werden in kosmetischen Mitteln und Arzneiprodukten verwendet (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2024).

Neben diesen konventionellen Einsatzfeldern ist TiO_2 insbesondere aufgrund seiner Halbleitereigenschaften als photokatalytisch aktive Substanz von Bedeutung. Unter Lichteinwirkung zeigt es starke oxidative Eigenschaften, die es ermöglichen, organische Schadstoffe in Luft und Wasser abzubauen (Vijayan und Sandhyarani, 2021). Damit ist TiO_2 nicht nur einer der besten untersuchten, sondern auch der am weitesten verbreitete Photokatalysator für Luftreinigungsanwendungen (He et al., 2021).

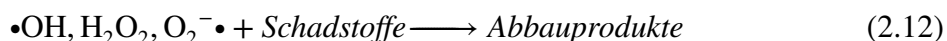
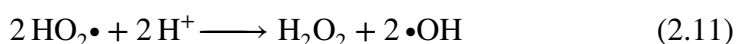
TiO_2 tritt in den drei Kristall-Modifikationen Anatas, Rutil und Brookit auf, wobei die photokatalytische Aktivität und Eignung als Photokatalysator angegebener Reihenfolge abnimmt. Die höhere Aktivität von Anatas wird der günstigeren Oberflächenstruktur zugeschrieben, welche eine effektivere Adsorption und eine verbesserte Orbitalüberlappung der adsorbierenden Stoffe ermöglicht. Die Bandlücke beträgt bei Anatas etwa 3 eV, bei Rutil rund 3,1 eV. Nach Scheller (2001) entsprechen diese Werte Absorptionskanten bei Wellenlängen von etwa 385 nm bzw. 405 nm, also im Bereich des UV-Lichts. Untersuchungen nach Scheller, 2001 zeigen außerdem, dass die Effizienz hinsichtlich des Umsatzes von Substanzen bei TiO_2 zwischen 385 und 330 nm kontinuierlich ansteigt und bei einer Wellenlänge von 330 nm ein Optimum erreicht.

Wird TiO_2 mit Licht bestrahlt, dessen Wellenlänge unterhalb der materialtypischen Absorptionskante liegt, so kann ein Elektron aus dem Valenzband in das Leitungsband angeregt werden. Dadurch entstehen Elektron-Loch-Paare, die eine Reihe nachfolgender Redoxreaktionen initiieren (Vijayan und Sandhyarani, 2021). Die im Valenzband verbleibenden Löcher reagieren bevorzugt mit adsorbierten Wassermolekülen oder Hydroxidionen und bilden dabei Hydroxyl-

radikale sowie freie Protonen, wie in Gleichung (2.7) dargestellt. Parallel dazu kann molekularer Sauerstoff an der Katalysatoroberfläche durch angeregte Elektronen (e^-) zu Superoxid-Radikalen reduziert werden (vgl. Gleichung (2.8)).



Diese Radikale gehen weitere Reaktionen ein: In Kombination mit Protonen entstehen über Zwischenschritte reaktive Spezies wie Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und zusätzliche Hydroxylradikale, wie in Gleichung (2.10) und (2.11) beschrieben. Zu den dabei entstehenden Spezies zählen unter anderem $\bullet\text{OH}$, H_2O_2 und $\text{O}_2^{\bullet-}$, die gemeinsam als Sauerstoffradikale / reactive oxygen species (ROS) bezeichnet werden. Sie weisen ein hohes Oxidationspotenzial auf und tragen zum in Gleichung (2.12) beschriebenen photokatalytischen Abbau organischer Schadstoffe bei (Vijayan und Sandhyarani, 2021).



Ob ein solches Ladungsträgerpaar zu einer chemischen Reaktion führt, hängt nach Benedix et al. (2000) maßgeblich von der energetischen Lage der Bandkanten des Halbleiters im Vergleich zu den Redoxpotenzialen der adsorbierten Moleküle ab. In Benedix et al. (2000) werden die Bandkanten als energetisches Niveau des oberen Valenzbandes und unteren Leitungsbandes eines Halbleiters beschrieben. Der Abstand zwischen beiden wird demnach als Bandlücke bezeichnet und entspricht der minimalen Energie, die zur Anregung eines Elektrons benötigt wird. Damit ein Molekül als Elektronenakzeptor effektiv reduziert werden kann, muss nach Benedix et al. (2000) dessen Reduktionspotenzial unterhalb des Leitungsbandniveaus des Halbleiters liegen. Umgekehrt muss das Oxidationspotenzial eines Moleküls oberhalb des Valenzbandniveaus liegen, um Elektronen an die Löcher abgeben zu können (Benedix et al., 2000). Diese Voraussetzungen bestimmen die thermodynamische Machbarkeit der gewünschten Reaktionen. Die Lage der Bandkanten verschiedener Halbleitermaterialien sowie die Redoxpotentiale verschiedener Stoffe und Stoffgruppen werden beispielhaft in Abbildung 2.2 dargestellt. Alle dargestellten Stoffgruppen können aufgrund der Lage ihrer Bandkanten theoretisch mit TiO_2 photokatalytisch abgebaut werden.

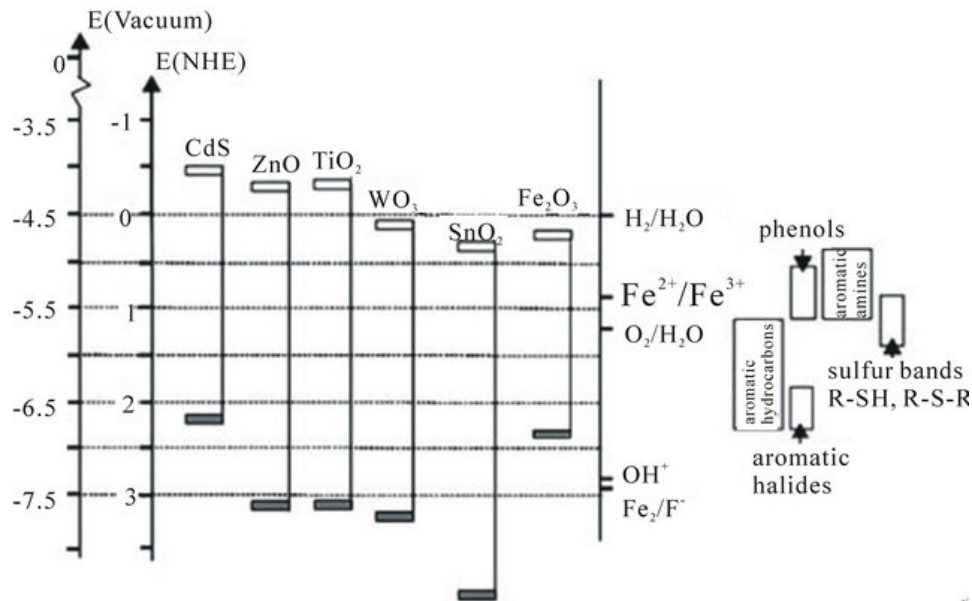


Abbildung 2.2: Lage der Leitungs- und Valenzbänder verschiedener Halbleitermaterialien sowie Redoxpotentiale ausgewählter Stoffe, dargestellt in Lin et al. (2013)

Eine Einschränkung von TiO₂ ist die große Bandlücke, weshalb zur Aktivierung UV-Strahlung notwendig ist. Auf der anderen Seite ermöglicht die große Bandlücke ein großes Spektrum an abbaubaren Substanzen. Einige Halbleiter wie WO₃ (2,7 eV), Fe₂O₃ (2,2 eV) und CdS (2,4 eV) haben zwar eine schmalere Bandlücke als TiO₂ und können dadurch sichtbares Licht absorbieren. Dennoch sind sie für photokatalytische Anwendungen ungeeignet, da sie entweder nicht stabil genug sind oder ungünstige Bandpositionen aufweisen. Beispielsweise unterliegen Fe₂O₃ und CdS der Photokorrosion. Hierbei können Fe²⁺- bzw. Cd²⁺-Ionen, insbesondere bei saurem pH-Wert, in Lösung übergehen. Zudem liegen die Leitungsband- und Valenzbandpositionen dieser Materialien so ungünstig, dass kein effizienter Elektronen- oder Lochtransfer zur Bildung von Hydroxylradikalen oder Superoxid-Ionen stattfinden kann. Dadurch ist ihre Leistung in photokatalytischen Prozessen stark eingeschränkt (Rengifo-Herrera und Pulgarin, 2023).

Ein weiteres Problem ist die schnelle Rekombination der entstandenen Elektron-Loch-Paare. Zeitaufgelöste spektroskopische Studien zeigen, dass bei den meisten Halbleitermaterialien rund 90% der photogenerierten Elektron-Loch-Paare innerhalb kürzester Zeit rekombinieren. Dadurch steht lediglich ein Bruchteil der Ladungsträger für den eigentlichen photokatalytischen Prozess zur Verfügung. Neben dieser Rekombination wurde zudem nachgewiesen, dass sich auf der Oberfläche von TiO₂ gebundene Ti₄⁺-OH-Gruppen befinden. Diese können als Elektronenfänger wirken und zu Ti₃⁺-OH-Spezies reduziert werden. Diese Zwischenprodukte können anschließend photogenerierte Löcher anziehen und fungieren somit als zusätzliche Rekombinationszentren, welche den photokatalytischen Wirkungsgrad schmälern (Peiris et al., 2021).

Auch wenn TiO₂ nach He et al. (2021) überwiegend als chemisch inert und ungiftig gilt, stehen bestimmte Formen wie zum Beispiel TiO₂-Nanopartikel in der Diskussion hinsichtlich

möglicher gesundheitlicher Risiken. Diese betreffen vor allem Lebensmittel, aber auch Anwendungen mit inhalierbaren Partikeln (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2024). Für photokatalytische Anwendungen, bei denen TiO_2 fest gebunden vorliegt (z.B. als Beschichtung), spielen diese Risiken jedoch eine untergeordnete Rolle. Beim Herstellen der Beschichtung können Sicherheitsmaßnahmen nötig werden, im praktischen Betrieb dürften die Risiken vernachlässigbar sein. Eine Bewertung möglicher toxikologischer Effekte sollte daher stets kontextabhängig erfolgen. Unabhängig von den Einschränkungen ist TiO_2 der am besten erforschte und meist genutzte Photokatalysator für Luftreinigungsanwendungen (He et al., 2021).

2.3 Relevante Schadstoffe und Abbauprozesse

VOCs stellen eine bedeutende Stoffgruppe luftgetragener Schadstoffe dar. Sie zeichnen sich durch einen hohen Dampfdruck aus und gehen daher bereits bei Raumtemperatur leicht in die Gasphase über. Zur Klasse der VOC zählen unter anderem Alkohole, aromatische Verbindungen, Aldehyde, Halogenkohlenwasserstoffe sowie zahlreiche Industrie- und Haushaltschemikalien (Pavel et al., 2023). Hauptquellen anthropogener Emissionen sind industrielle Prozesse, der Verkehrssektor sowie Bautätigkeiten (Umweltbundesamt, 2025).

Darüber hinaus entstehen VOC auch bei natürlichen und biologischen Prozessen. Schon bei geringen Konzentrationen können sie gesundheitliche Beschwerden wie Reizungen der Schleimhäute, Kopfschmerzen oder Konzentrationsstörungen hervorrufen. Einige Substanzen aus dieser Gruppe sind zudem als krebserregend, mutagen oder reproduktionstoxisch eingestuft (Umweltbundesamt, 2025). Neben den direkten gesundheitlichen Wirkungen tragen VOC maßgeblich zur Bildung bodennahen Ozons sowie von Sekundärfeinstaub bei. Beide Schadstoffe gelten als klimarelevant und beeinträchtigen die Luftqualität insbesondere in urbanen Ballungsräumen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2020). Angesichts dieser vielfältigen umwelt- und gesundheitsrelevanten Effekte unterliegen VOC verbindlichen Emissionsgrenzwerten. In Deutschland sind diese in der *Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) (TA Luft)* (2021) festgelegt. Demnach gilt ein Summengrenzwert von 50 mg-C/m^3 (bezogen auf den Kohlenstoffgehalt) sowie ein Massenstromgrenzwert von $0,5 \text{ kg-C/h}$. Für bestimmte Einzelsubstanzen, insbesondere solche mit krebserregenden, mutagenen oder reproduktionstoxischen Eigenschaften, gelten strengere Anforderungen.

Die PCO über TiO_2 beruht auf der Erzeugung von Elektron-Loch-Paaren unter UV-Bestrahlung und der anschließenden Radikalbildung. Diese oxidieren organische Schadstoffe schrittweise zu kleineren Zwischenprodukten und letztlich zu Kohlenstoffdioxid und Wasser (Benedix et al., 2000). Die Bandbreite an abbaubaren Schadstoffen ist hoch: Abbildung 2.3 zeigt die theoretisch abbaubaren Stoffgruppen. Neben dem Abbau organischer Schadstoffe ermöglichen photokatalytische Prozesse auch die Reduktion von Stickoxiden zu molekularem Stickstoff (Scheller, 2001). Laut Fraunhofer-Institut für Fertigungstechnik und Angewandte Materialforschung

(Fraunhofer-IFAM) (2022) ist die PCO außerdem in der Lage, Gerüche zu neutralisieren sowie Mikroorganismen wie Viren und Keime abzutöten.

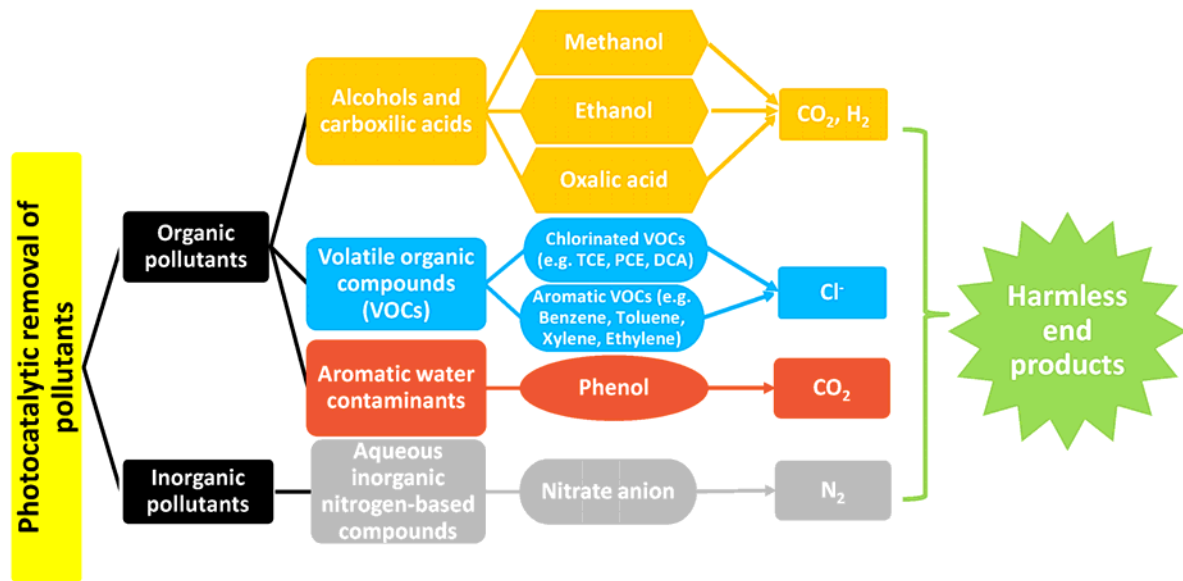


Abbildung 2.3: Darstellung abbaubarer Substanzen, dargestellt in Pavel et al. (2023)

Für die vollständige Mineralisierung eines Kohlenstoffatoms sind theoretisch vier Elektronen und vier Löcher erforderlich. Bei größeren Molekülen erhöht sich entsprechend der Bedarf an (ROS), was die Abbaueffizienz einschränken kann. In vielen Studien wird jedoch ausschließlich der Gesamtabbau betrachtet. Die Bildung von Zwischenprodukten und der tatsächliche Anteil an CO_2 als Endprodukt der Mineralisierung bleiben dabei häufig unberücksichtigt. Einige dieser Abbauprodukte können jedoch ähnlich toxisch oder sogar beständiger sein als die Ausgangssubstanzen (Pavel et al., 2023).

Die Effizienz der photokatalytischen Oxidation hängt grundlegend von der chemischen Struktur der zu zersetzenden Substanzen ab. Funktionelle Gruppen, Molekülgröße und sterische Hinderung beeinflussen maßgeblich die Reaktivität gegenüber ROS wie Hydroxylradikale und Superoxid-Ionen. Einfache Moleküle mit nur einem Kohlenstoffatom können in der Regel effizient mineralisiert werden, während komplexere Strukturen aufgrund von Resonanzstabilisierung oder sterischer Abschirmung langsame Abbauraten oder die Bildung stabiler Zwischenprodukte begünstigen. (Pavel et al., 2023).

Zudem kann in vielen Studien beobachtet werden, dass die prozentuale Minderung der Ausgangs- gegenüber der Eingangskonzentration bei höheren Konzentrationen abnimmt. Es zeigt sich, dass die Abbaurate stagniert oder bei manchen Stoffen bei hohen Eingangskonzentrationen sogar wieder absinkt, was auf die Verfügbarkeit von Adsorptionsplätzen zurückzuführen ist (Hay et al., 2015; Yao und Kuo, 2015). Auf Abbildung 2.4 ist eine Auswahl verschiedener Stoffe zu sehen, welche im Konzentrationsbereich von 0,1 ppm bis 100 ppm untersucht worden sind. Die Angabe in ppm und ppmv (parts per million by volume) ist im Kontext gasförmiger Stoffe äquivalent, da sich beide auf das Volumenverhältnis eines Gases zum Ge-

samtvolumen des Gasgemischs beziehen. Während manche Stoffe eine durchgehend steigende Kurve aufweisen, stagnieren manche oder sinken sogar ab. Dies deutet darauf hin, dass es ein Effizienzoptimum hinsichtlich der Eingangskonzentration gibt.

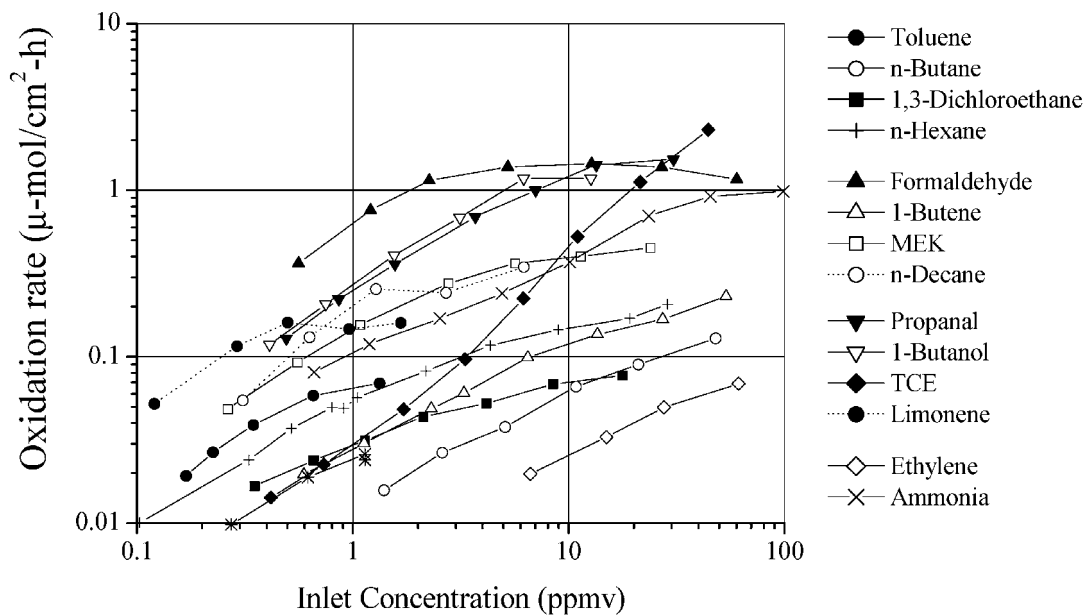


Abbildung 2.4: Vergleich der Oxidationsrate verschiedener Stoffe in Abhängigkeit der Eingangskonzentrationen, dargestellt in Hay et al. (2015)

Die Adsorption der Schadstoffe auf der Oberfläche des Katalysators spielt eine zentrale Rolle bei der photokatalytischen Oxidation. Nach Rengifo-Herrera und Pulgarin (2023) können Schadstoffe nicht nur über ROS abgebaut werden, sondern auch direkt mit den photoinduzierten Elektronen und Löchern reagieren. Dafür müssen sie an der Katalysatoroberfläche adsorbieren. Dieser direkte Reaktionsweg hängt stark von den Adsorptionseigenschaften des jeweiligen Schadstoffs ab. Nach Rengifo-Herrera und Pulgarin (2023) reagieren Stoffe mit hoher Adsorptionsaffinität bevorzugt direkt mit den Ladungsträgern, während schwach adsorbierende Verbindungen eher durch die durch Photokatalyse gebildeten Radikale umgesetzt werden. Dieser Mechanismus spielt nicht nur für den Schadstoffabbau eine Rolle, sondern ist auch für Syntheseanwendungen relevant, z.B. im Bereich der Spezial- und Pharmachemie (DECHEMA-Forschungsinstitut, 2025).

Die Oberfläche von TiO_2 ist stark hydrophil, wodurch Wasser bevorzugt adsorbiert wird und als Hauptkonkurrent für andere Moleküle um Adsorptionsplätze fungiert. Schadstoffe mit hoher Bindungsenergie können Wasser verdrängen, was zu höheren Reaktionsraten führt. Schwächer adsorbierende Stoffe wie Toluol erreichen hingegen geringere Oberflächenkonzentrationen, was sich negativ auf den Umsatz auswirkt (Hay et al., 2015). Für Toluol, Formaldehyd und 1,3-Butadien konnte ein Reaktionsoptimum bei etwa 30% relativer Luftfeuchte nachgewiesen werden. Steigt die Luftfeuchte weiter an, sinkt die Abbaurate infolge verstärkter Konkurrenz durch Wasser. Obwohl steigende Temperaturen typischerweise eine geringere Adsorption zur Folge haben, wurde für bestimmte schwach gebundene Verbindungen wie Ethylen dennoch ei-

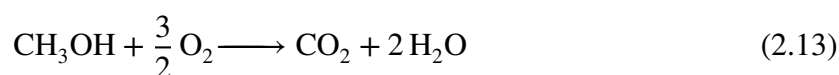
ne gesteigerte Reaktionsrate festgestellt. In komplexen Schadstoffgemischen erfolgt die Umsetzung in Abhängigkeit von der Adsorptionsstärke. Schwächer gebundene Komponenten werden erst oxidiert, wenn die stärker adsorbierten weitgehend umgesetzt sind. Während dieser Effekt bei geringen Konzentrationen wie in der Innenraumluft (<1 ppm) meist vernachlässigbar ist, stellt er in der industriellen Abluftbehandlung eine relevante Herausforderung dar (Hay et al., 2015).

Die Abbauprozesse im Rahmen photokatalytischer Reaktionen können vielfältig und komplex sein. Im Folgenden wird exemplarisch auf Methanol und Isopropanol eingegangen, zwei Alkohole aus der Gruppe der VOC. Sie dienen im experimentellen Teil der Arbeit als Testsubstanzen. Beide Substanzen zeichnen sich durch eine hohe Flüchtigkeit, gute Nachweisbarkeit und eine unkomplizierte Handhabung im Labor aus. Ihre unterschiedlichen Molekülgrößen und Oxidationspfade ermöglichen einen Vergleich einfacher und komplexerer Abbauprozesse unter photokatalytischen Bedingungen.

Methanol stellt eine weltweit bedeutende Grundchemikalie dar und verzeichnete im Jahr 2023 eine globale Nachfrage von rund 126 Millionen Tonnen (NexantECA, 2024). Laut dem United Nations Environment Programme (2019) gehört Methanol gemessen an der Produktionskapazität zu den drei meistverwendeten Basischemikalien, mit steigender Tendenz insbesondere durch Entwicklungen im Bereich der grünen Mobilität. Auch Isopropanol ist ein weiterer weit verbreiteter Alkohol, dessen weltweiter Verbrauch im Jahr 2024 bei etwa 3,3 Millionen Tonnen lag (ChemAnalyst, 2024). Nach dem Bericht zeichnet sich Isopropanol durch seine hohe Flüchtigkeit, vergleichsweise geringe Toxizität und gute Materialverträglichkeit aus. Demnach wird es vor allem im Gesundheits-, Pharma- und Elektroniksektor zur Reinigung und Desinfektion genutzt.

Die PCO von Methanol auf TiO_2 verläuft über mehrere Zwischenstufen, wie durch El-Roz et al. (2017) gezeigt wurde. Zunächst bildet sich durch thermische oder photochemische Dissoziation eine Methoxy-Spezies (CH_3O^-), die als zentrales Zwischenprodukt fungiert. Im weiteren Verlauf entstehen Formyl- (HCO) und Formiat-Spezies (HCOO^-), deren vollständige Oxidation geschwindigkeitsbestimmend ist.

Die Gesamtreaktion zur vollständigen Mineralisierung lautet:



Während bei 500 ppm vollständige Mineralisierung beobachtet werden konnte, kommt es bei Konzentrationen von 1200 ppm zur Bildung von Methylformiat durch Reaktion von Methoxy- mit Formylgruppen (El-Roz et al., 2017):

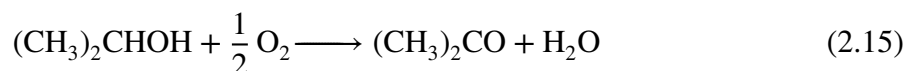


Die Selektivität in Richtung dieses Nebenprodukts wird insbesondere durch die Oberflächenbedeckung mit Methoxygruppen sowie die Methanolkonzentration beeinflusst (El-Roz et al.,

2017).

Die PCO von Isopropanol (2-Propanol) auf TiO_2 kann über zwei parallele Reaktionswege verlaufen, wie durch Festkörper-NMR-Spektroskopie nachgewiesen wurde (Xu und Raftery, 2001). Dabei adsorbiert Isopropanol zunächst in zwei unterschiedlichen Formen auf der Katalysatoroberfläche: als wasserstoffgebundene Spezies sowie als kovalent gebundenes 2-Propoxid.

Die wasserstoffgebundene Form wird zunächst durch photogenerierte Löcher zu Aceton oxidiert:



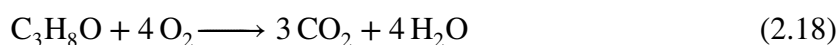
Aceton kann anschließend über eine Aldolkondensation zu Mesityloxid umgesetzt werden:



Fehlt Licht, bilden sich zudem Nebenprodukte wie Acetaldehyd und Isobuten, die mit Mesityloxid in einem thermodynamischen Gleichgewicht stehen.



Im Gegensatz dazu kann das kovalent gebundene 2-Propoxid direkt und vollständig zu Kohlendioxid und Wasser oxidiert werden:



Dieser Mechanismus ist deutlich effizienter und führt ohne stabile Zwischenprodukte zur vollständigen Mineralisierung von Isopropanol. Die Effektivität dieses Mechanismus hängt maßgeblich von der Verfügbarkeit von Adsorptionsstellen ab, da wasserstoffgebundene Isopropanol erst nach Umwandlung in 2-Propoxid an freien Stellen vollständig mineralisiert werden kann (Xu und Raftery, 2001).

Diese Beispiele verdeutlichen, dass der photokatalytische Abbau stark vom jeweiligen Ausgangsstoff abhängt, da jeder Schadstoff einen eigenen, teils mehrstufigen Reaktionsweg mit spezifischen Zwischenprodukten und Nebenreaktionen aufweist. Diese Komplexität erschwert die Analyse und Optimierung photokatalytischer Prozesse.

2.4 Bisherige Anwendungsfelder

Die PCO auf Basis von TiO_2 wurde in den vergangenen Jahrzehnten intensiv erforscht und in eine Vielzahl anwendungsnahe Konzepte überführt. Eine erfolgreiche Anwendung photokatalytischer Prozesse erfordert eine sorgfältige Auslegung der jeweiligen Systeme. Zentrale technische Parameter sind dabei die Verweilzeit der Schadstoffe in der Reaktionszone, der effiziente Massentransfer zwischen Gas- oder Flüssigphase und der Katalysatoroberfläche sowie eine ausreichende und gleichmäßige Bestrahlung mit UV-Licht. Insbesondere bei Gas-Feststoff-

Systemen ist eine optimierte Strömungsführung notwendig, um Totzonen zu vermeiden und die Reaktionskinetik nicht durch Transportlimitationen zu behindern (Scheller, 2001).

Ein grundlegendes Unterscheidungsmerkmal besteht zwischen passiven Anwendungen im Außenbereich, bei denen TiO_2 in Baustoffe integriert wird (z. B. Beton oder Fassadenmaterialien), und aktiven Reaktorsystemen, wie sie in Luft- und Wasserreinigungsanlagen zum Einsatz kommen. Während bei ersteren die photokatalytische Wirkung weitgehend von Umgebungsbedingungen wie natürlichem Sonnenlicht, Luftbewegung und Feuchte abhängt und die Schadstoffreduktion eher diffus erfolgt, sollen technische Reaktorsysteme eine kontrollierte Prozessführung unter definierten Bedingungen und die gezielte Behandlung spezifischer Luft- oder Wasserströme ermöglichen.

In Deutschland liegen etablierte Einsatzfelder insbesondere im Bausektor: So sind TiO_2 -basierte Beschichtungen für verschiedenste Glasprodukte (z.B. Pilkington Deutschland AG (2025)) oder Dachpfannen (z.B. ERLUS AG (2025)) kommerziell verfügbar. Ebenso verbreitet ist photokatalytisch aktiver Beton, welcher wie normaler Beton verarbeitet werden kann und eine Vielzahl von Anwendungsgebieten (z.B. für Fassadenelemente, Bodenbeläge, Lärmschutz, etc.) hat (Heidelberg Materials UK, 2018). Photokatalytisch aktive Bodenbeläge von Heidelberg Materials UK (2018) wurden in einer zweiwöchigen Testreihe mit herkömmlichem Asphalt verglichen. Innerhalb eines achtstündigen Messintervalls wurden in der Umgebung Stickoxidminderungen zwischen 26 % und 56 % festgestellt. Die Applikation von Beschichtungen erfolgt häufig über Sol-Gel-Tauchbeschichtungsverfahren oder pyrolytische Verfahren bei hohen Temperaturen. Die genannten Produkte sind primär für Außenanwendungen konzipiert, wo sie unter Sonnenlicht zur Selbstreinigung oder zur Reduktion atmosphärischer Schadstoffe wie z.B. Stickoxiden beitragen sollen (Fraunhofer-IFAM, 2022).

Im Innenbereich liegt der Fokus photokatalytischer Materialien aufgrund der geringeren UV-Strahlungsintensität vorrangig auf der antibakteriellen und geruchsneutralisierenden Funktion (Bachmann et al., 2007). Während in Deutschland abseits des Bauwesens nur wenige kommerzielle Anwendungen verfügbar sind, gilt Japan laut dem Fraunhofer-IFAM (2022) als Vorreiter bei der kommerziellen Nutzung der Photokatalyse. Die Vielfalt an Produkten reicht dort von Bauprodukten über Möbel und Alltagsgegenstände bis hin zu hygienischen Artikeln aus photokatalytisch beschichtetem Papier oder Textil (Bachmann et al., 2007). Bereits im Jahr 2005 wurde das dortige Marktvolumen auf rund 500 Millionen USD bis 600 Millionen USD geschätzt, mit einem prognostizierten Wachstum auf mehrere zehn Milliarden USD bis 2025. Laut weiteren Quellen lag das weltweite Marktvolumen für photokatalytische Anwendungen bereits 2014 bei etwa 1,7 Milliarden USD, mit einer durchschnittlichen Wachstumsrate von 14 % pro Jahr (Fraunhofer-IFAM, 2022). Trotz teilweise fehlender wissenschaftlicher Wirkungsnachweise für einzelne Produkte unter Realbedingungen verdeutlichen die Verkaufszahlen das wirtschaftliche Potenzial. Ein Beispiel für eine kommerziell erfolgreiche Umsetzung ist ein Wohnraum-Luftreiniger der Fa. Daikin Europe N.V. (2024). Dieser ist mit einer UV-Lichtquelle zur Aktivierung des eingesetzten TiO_2 -Katalysators ausgestattet und bereits über eine Million

Mal verkauft (Bachmann et al., 2007).

Als aktive Anwendungen werden Wasser- und Luftreiniger mit integrierter UV-Lichtquelle und TiO_2 -Katalysator entwickelt. Solche Systeme ermöglichen den Abbau von VOC in Innenräumen, bei Abgasen und Abwasser. So wurde im Rahmen eines Kooperationsprojekts zwischen Helsa Automotive GmbH und der Universität Jena ein photokatalytisch aktives Luftreinigungssystem für Fahrzeuginnenräume entwickelt, das eine signifikante Reduktion von VOC wie Toluol, Acetaldehyd, n-Heptan und Oktan zeigte (Wolff, 2008). Auch im Bereich der Wasseraufbereitung existieren Pilotanwendungen, etwa Anlagen zur Abwasserreinigung, bei denen photokatalytische Materialien zur Elimination organischer Rückstände genutzt werden (Martens et al., 2010). Neben Beschichtungen auf mineralischen Substraten wurden in Japan und zunehmend auch in Europa dekorative und funktionelle Anwendungen in Papier, Kunststoff oder Filtermaterialien entwickelt, beispielsweise für Filtermasken, Tapeten oder Jalousien (Fraunhofer-IFAM, 2022).

Ein weiteres, bisher primär forschungsorientiertes Anwendungsfeld stellt die chemische Synthese dar. In diesem Kontext wird TiO_2 zur selektiven Anregung chemischer Reaktionen genutzt, etwa bei der Oxidation organischer Moleküle unter milden Reaktionsbedingungen. Die hohe Selektivität und die Möglichkeit, Reaktionen ohne zusätzliche Reagenzien durchzuführen, machen die Photokatalyse für Ansätze der „grünen Chemie“ besonders attraktiv (DECHEMA-Forschungsinstitut, 2025).

2.5 Technische Umsetzung in der Abluftbehandlung

Trotz intensiver Forschung und der Verfügbarkeit erster kommerzieller Produkte bleibt die Anwendung der PCO in der industriellen Abluftbehandlung bislang auf Anwendungen im Labormaßstab beschränkt (Rengifo-Herrera und Pulgarin, 2023). Im Vergleich zu etablierten Technologien wie der Aktivkohleadsorption oder der thermischen Nachverbrennung bietet die PCO ein umweltfreundlicheres Konzept, da sie bei Umgebungstemperatur und -druck betrieben werden kann. Die Aktivkohleadsorption arbeitet zwar unter Umgebungsbedingungen, entfernt Schadstoffe jedoch nur temporär durch physikalische Bindung an der Oberfläche des Adsorbens (VDI, 2013). Angesichts des hohen Energie- und Ressourcenaufwands konventioneller Verfahren rückt die Entwicklung alternativer, energieeffizienter Technologien zunehmend in den Fokus.

Die Grundlage der photokatalytischen Luftreinigung bildet der Halbleiter TiO_2 , dessen kristalline Modifikation Anatas die höchste photokatalytische Aktivität aufweist. In vielen Studien kommt das kommerziell verfügbare P25-Pulver zum Einsatz, eine Mischung aus Anatas- und Rutil (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2024). Außerdem sind Nanopartikel verfügbar, die eine höhere spezifische Oberfläche besitzen, da das Verhältnis von Volumen zu Oberfläche steigt ($A \sim r^2$, $V \sim r^3$). Die Verwendung dieser kann die Adsorptionskapazität und somit die Reaktionsrate positiv beeinflussen (Lin et al., 2013). Für den Einsatz in gasförmigen Systeme-

men muss der Katalysator jedoch auf einem geeigneten Trägermaterial immobilisiert werden, da pulverförmiges TiO_2 im Luftstrom nicht praktikabel ist. Als Trägermaterialien kommen beispielsweise Edelmetallgewebe, Glasfaserfilter, keramische Waben oder metallische Monolithstrukturen zum Einsatz. Diese werden in der Regel durch Tauchbeschichtung, Sprühauftrag oder Sol-Gel-Verfahren mit einer dünnen TiO_2 -Schicht versehen (Escobedo und De Lasa, 2020). Zur Fixierung des Katalysators auf dem Trägermaterial werden meist thermische Verfahren genutzt, deren genaue Parameter jedoch je nach Materialkombination variieren. Die Art der Beschichtung beeinflusst maßgeblich sowohl die Haftfestigkeit als auch die Reaktivität, da photokatalytische Reaktionen ausschließlich an der Oberfläche stattfinden. Entsprechend ist eine möglichst dünne, gleichmäßig verteilte Schicht mit hoher Oberflächendichte anzustreben (Escobedo und De Lasa, 2020).

Zentraler Bestandteil jedes PCO-Systems ist der Reaktionsraum. Dieser muss so gestaltet sein, dass eine möglichst intensive Wechselwirkung zwischen dem Luftstrom und der aktiven Oberfläche stattfindet. Hierbei sind insbesondere die Strömungsführung und die geometrische Auslegung des Reaktors von Bedeutung. Ziel ist es, Totzonen und Bypass-Strömungen zu vermeiden und den Massentransport zur Katalysatoroberfläche zu optimieren. In der Reaktorentwicklung werden zunehmend computergestützte Strömungssimulationen eingesetzt, um den Kontakt zwischen Schadstoffen und Katalysator zu maximieren und gleichzeitig skalierbare Designs für die industrielle Anwendung zu entwickeln (Escobedo und De Lasa, 2020). In der Praxis kommen unterschiedliche Reaktorgeometrien zur Anwendung. Dazu zählen beispielsweise flache Plattenreaktoren mit beschichteten Glas- oder Metallplatten, Rohrreaktoren mit zentral platzierter UV-Lichtquelle und beschichteter Innenwand sowie Waben- und Monolithreaktoren. Letztere bestehen aus keramischen oder metallischen Strukturen mit hoher innerer Oberfläche, vergleichbar mit Automobilkatalysatoren. Die Kanäle können von außen oder durch dazwischen platzierte UV-Lichtquellen beleuchtet werden. Ein zentraler Vorteil solcher Wabenreaktoren liegt im geringen Druckverlust, der insbesondere bei industriellen Luftvolumenströmen von Bedeutung ist, da eine höhere Druckdifferenz auch einen erhöhten Energiebedarf für den Lufttransport mit sich bringt (Hay et al., 2015).

Zur Anregung des Katalysators kann sowohl natürliches als auch künstliches UV-Licht eingesetzt werden. Sonnenlicht ist dabei aus energetischer Sicht attraktiv, da es kostenlos verfügbar ist. Die Nutzung wird jedoch durch den geringen Anteil an UV-Strahlung (ca. 5%) sowie durch die tageszeit- und wetterabhängige Intensität eingeschränkt (Escobedo und De Lasa, 2020). Darüber hinaus gestaltet sich die gezielte Einkopplung von Sonnenlicht in technische Reaktoren schwierig. In der Praxis kommen daher meist künstliche Lichtquellen zum Einsatz. Die am weitesten verbreiteten UV-Lichtquellen sind Quecksilberdampf-Leuchtstoffröhren mit einer Emissionspitze bei 254nm. Sie gelten als kostengünstig, langlebig und gut verfügbar (Hay et al., 2015). UV-LEDs wären aufgrund der weniger problematischen Materialien ökologisch vorteilhaft, sind derzeit jedoch deutlich teurer und weisen noch geringere Wirkungsgrade auf (Rauch et al., 2024).

Die Bewertung der Leistungsfähigkeit photokatalytischer Reaktoren erfolgt in der Literatur über verschiedene Kenngrößen. Nach Scheller (2001) ist die Abbaueffizienz, also die Minderung der Ausgangsfracht gegenüber der Eingangsfracht, ein gängiges Maß. Da diese jedoch stark von Rahmenbedingungen wie Eingangskonzentration, Luftfeuchte, Temperatur und Reaktorgeometrie abhängt, ist sie nur eingeschränkt vergleichbar. Zur besseren Vergleichbarkeit werden häufig Größen wie der Umsatz pro Gramm Katalysator oder pro Quadratmeter beschichteter Fläche angegeben (Hay et al., 2015). Eine weitere Kenngröße ist die Apparent Quantum Yield, welche das Verhältnis zwischen der Anzahl der photokatalytisch umgesetzten Moleküle und der eingestrahlteten Photonenmenge beschreibt. Sie erlaubt Rückschlüsse auf die Effizienz des photokatalytischen Prozesses. Auch hier ist die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Studien nur eingeschränkt gegeben, da sie zum Beispiel vom Emissionsspektrum der verwendeten Lichtquelle oder der Reaktorgeometrie beeinflusst wird (Kubacka et al., 2021).

Trotz intensiver Forschungsbemühungen bleibt die technische Umsetzung der Photokatalyse im industriellen Maßstab eine Herausforderung. Viele der entwickelten Reaktorsysteme erreichen unter Laborbedingungen gute Wirkungsgrade, lassen sich aber nur schwer auf großtechnische Maßstäbe übertragen. Dies betrifft insbesondere die Skalierung von Lichtquellen, die homogene Bestrahlung großer Flächen und die Integration in bestehende Prozessketten. Hier besteht weiterhin erheblicher Entwicklungsbedarf, insbesondere im Bereich normierter Testverfahren, modularer Reaktorkonzepte und robuster, langzeitstabiler Katalysatormaterialien (Rengifo-Herrera und Pulgarin, 2023).

2.6 Vor- und Nachteile gegenüber herkömmlichen Methoden

Nach der Europäischen Kommission (2016) werden zur Reinigung VOC-belasteter Abluftströme ab- und adsorptive, thermische, katalytische und biologische Verfahren oder die Kondensation genutzt. Jedes Verfahren hat seine spezifischen Vor- und Nachteile.

Thermische Verfahren basieren auf der Oxidation der Schadstoffe zu weniger kritischen Verbindungen wie CO_2 und H_2O durch Verbrennung. Dieses Verfahren ist insbesondere bei höheren Konzentrationen geeignet, da die Verbrennung durch den Heizwert der schadstoffbeladenen Abluft aufrechterhalten werden kann. Bei niedrig belasteten Strömen ist hingegen eine zusätzliche Gaszugabe erforderlich, um die notwendige Temperatur zu erreichen, was den Energiebedarf erhöht. Hierbei sind Temperaturen zwischen $800\text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $1200\text{ }^{\circ}\text{C}$ notwendig, um eine vollständige Oxidation der Schadstoffe ohne Verbleib von Sekundärschadstoffen wie z.B. CO zu ermöglichen. Abhängig von Art und Konzentration der Schadstoffe ist die Nutzung von Katalysatoren möglich, womit sich die Betriebstemperaturen auf $300\text{ }^{\circ}\text{C}$ bis $600\text{ }^{\circ}\text{C}$ reduzieren lassen. Weitere Möglichkeiten zur Effizienzsteigerung bestehen durch Wärmerückgewinnung und das Vorwärmen der einströmenden Abluft. Abhängig von der eingehenden Abluftzusam-

mensetzung können aber auch bei vollständiger Verbrennung Schadstoffe wie SO_2 , HCL und NO_x entstehen, welche nachgeschaltete Reinigungsstufen erfordern (VDI, 2014a).

Die Adsorption an Aktivkohle ist ein weiteres häufig eingesetztes Verfahren. Je nach Anwendung sind verschiedene Adsorbentmaterialien denkbar, am häufigsten und günstigsten ist die Adsorption an Aktivkohle (Europäischen Kommission, 2016). Es eignet sich insbesondere für höhere Konzentrationen, da die Adsorptionstriebkraft proportional zur Konzentrationsdifferenz zwischen Gasphase und Adsorbentoberfläche ist (He et al., 2021). Dabei werden die Schadstoffe nicht zerstört, sondern lediglich von der Gasphase auf den Feststoff übertragen (He et al., 2021). Die Beladungskapazität der Aktivkohle ist begrenzt, weshalb diese in regelmäßigen Abständen ausgetauscht werden muss. Die Kohle wird dann unter Einsatz von Hitze regeneriert; die desorbierenden Stoffe werden verbrannt oder können potentiell über andere Verfahren zurückgewonnen werden (VDI, 2013).

Bei den absorptiven Verfahren ist beispielhaft die Gaswäsche zu nennen. Hierbei erfolgt die Übertragung der Schadstoffe aus der Luft in eine Waschflüssigkeit. Dieses Verfahren führt jedoch lediglich zu einer Verschiebung; das Schadstoffproblem wird nicht gelöst, sondern auf die Flüssigphase verlagert. Die Abluft kann abhängig der Eigenschaften von Adsorbat und Adsorbens effektiv gereinigt werden, die entstehende Waschlösung muss aber ebenfalls gereinigt werden (VDI, 2014b).

Biologische Reinigungsverfahren wie Biofilter oder Biowäscher werden ebenfalls genutzt, sind jedoch weniger verbreitet. Sie setzen die biologische Abbaubarkeit der Substanzen voraus und sind stark von Umweltparametern wie Temperatur und Feuchte abhängig (He et al., 2021). Ihr Betrieb erfordert zudem relativ große Flächen. Vor dem Einsatz sind in vielen Fällen Modellversuche erforderlich, um die Eignung des Verfahrens zu bewerten. Zudem können bestimmten Substanzen toxisch sein oder toxische Abbauprodukte liefern, welche die mikrobielle Aktivität im System beeinträchtigen. (VDI, 2016)

Darüber hinaus existieren weitere Technologien wie UV-Strahlung, Ionisation oder nicht-thermisches Plasma. Diese Verfahren können grundsätzlich wirksam sein, erzeugen jedoch häufig unerwünschte Nebenprodukte wie Ozon (He et al., 2021).

Die beschriebenen Einschränkungen etablierter Verfahren verdeutlichen den Bedarf an alternativen, umweltfreundlicheren Technologien zur Behandlung VOC-haltiger Abluft. Die PCO stellt eine solche Alternative dar. Das Verfahren nutzt Lichtenergie zur Aktivierung eines Halbleiterkatalysators, meist Titandioxid. Dabei werden keine weiteren Chemikalien benötigt (Lin et al., 2013). Die PCO kann bei Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck betrieben werden, was sie in Bezug auf Energieeffizienz besonders attraktiv macht. Darüber hinaus handelt es sich bei Titandioxid um ein kostengünstiges und stabiles Material. Bei geeigneten Bedingungen ist eine vollständige Mineralisierung organischer Verbindungen zu CO_2 und H_2O möglich (He et al., 2021).

Nach He et al. (2021) ist die Photokatalyse besonders für niedrig belastete Luftströme im Bereich weniger ppm geeignet. Bei höheren Konzentrationen kann es hingegen zu unvollständiger

Oxidation kommen, wodurch Reaktionszwischenprodukte im Abluftstrom verbleiben können. Eine pauschale Aussage, bis zu welchen Konzentrationen die PCO geeignet ist, lässt sich nicht treffen, da es stark von den Eigenschaften der abzubauenen VOC abhängt.

Zudem besteht das Risiko der Katalysatordeaktivierung im Langzeitbetrieb, z.B. durch Partikel oder schwer abbaubare Rückstände (He et al., 2021). Fragen zur Wartungsintensität im realen Einsatz, zum regelmäßigen Austausch des Katalysators oder zur vorgeschalteten Behandlung der Abluft zur Schonung des Katalysators sind noch offen. Die Übertragung vom Labormaßstab auf industrielle Anlagen ist technisch anspruchsvoll und bisher nicht vollständig gelungen (He et al., 2021).

Insgesamt stellt die Photokatalyse eine vielversprechende Ergänzung im Vergleich luftreinigender Technologien dar. Sie bietet insbesondere in Bereichen mit geringen Konzentrationen, z.B. im Raumluftbereich, oder bei Kombination mit anderen Verfahren ein hohes ökologisches Potenzial. Für eine breite technische Anwendung sind jedoch weitere Fortschritte in den Bereichen Reaktordesign, Materialentwicklung und Normierung erforderlich.

2.7 Gründe für die geringe Verbreitung in der Praxis

Obwohl die PCO im Labormaßstab teils überzeugende Resultate liefert und ihr Potenzial zur Luftreinigung in zahlreichen Studien betont wird, ist ihre praktische Umsetzung bislang eingeschränkt. Dies liegt nach Rengifo-Herrera und Pulgarin (2023) nicht nur an wirtschaftlichen und regulatorischen Rahmenbedingungen, sondern vor allem an technischen und materialspezifischen Limitierungen, die eine breite Anwendung derzeit noch erschweren.

Ein wesentlicher Grund für die bislang geringe Marktdurchdringung ist die im Vergleich zu anderen Verfahren verhältnismäßig geringe Abbaugeschwindigkeit organischer Luftschadstoffe (He et al., 2021). Verantwortlich hierfür ist unter anderem die begrenzte Lichtausnutzung durch den Katalysator. Die Rekombinationsprozesse von Elektron-Loch-Paaren verlaufen um ein Vielfaches schneller als die für die Redoxreaktionen entscheidenden Ladungstransferprozesse. Studien zeigen, dass bis zu 90% der photoinduzierten Ladungsträger rekombinieren, bevor sie für chemische Reaktionen an der Katalysatoroberfläche zur Verfügung stehen (Rengifo-Herrera und Pulgarin, 2023). Diese Verluste limitieren die theoretisch erreichbare Quantenausbeute erheblich und hemmen damit die kinetische Effizienz der gesamten Reaktion.

Ein weiterer zentraler Faktor für die industrielle Anwendung ist die Langzeitstabilität der Katalysatoren. In der Praxis zeigen sich nach He et al. (2021) Deaktivierungseffekte durch die Anlagerung schwer abbaubarer Zwischenprodukte, Staub- oder Aerosolpartikel. Diese lagern sich auf der Oberfläche ab und blockieren Adsorptionsplätze. Vor allem bei aromatischen oder heteroatomhaltigen VOC entstehen häufig inhibierende Rückstände (He et al., 2021). In solchen Fällen ist der Einsatz vorgeschalteter Abluftbehandlungen erforderlich, um die Lebensdauer des Katalysators zu erhöhen. Dies erhöht die Systemkomplexität und Wartungsintensität.

Hinzu kommen materialspezifische Herausforderungen, die die technische Umsetzung erschweren. Die meisten TiO_2 -basierten Katalysatoren sind nur im UV-Bereich aktiv, welcher laut Escobedo und De Lasa (2020) lediglich 5 % der Sonneneinstrahlung ausmacht. Eine gezielte Integration in technische Systeme erfordert daher meist den Einsatz von UV-Leuchtmitteln. UV-LEDs bieten langfristig Vorteile hinsichtlich Energieeffizienz und Kompaktheit, sind im benötigten Wellenlängenbereich jedoch noch nicht wirtschaftlich konkurrenzfähig gegenüber Niederdruck-Leuchtstoffröhren (Rauch et al., 2024). Parallel dazu wird an sichtlichtaktiven Photokatalysatoren geforscht, etwa durch Dotierung oder Nanopartikelintegration, um mehr Sonnenlicht nutzbar zu machen. Alternative Materialien bringen allerdings neue Herausforderungen hinsichtlich Recycling, Photostabilität und Redoxpotenzial mit sich (He et al., 2021). Trotz bestehender Einschränkungen bietet die PCO insbesondere unter ökologischen Aspekten Vorteile, da Sonnenlicht als potenziell nachhaltige Energiequelle genutzt werden kann (Pavel et al., 2023).

Ein weiteres Hemmnis für die breite Etablierung photokatalytischer Systeme ist der Mangel an standardisierten Prüfmethoden. Derzeit existieren nur wenige international anerkannte ISO-Normen, beispielsweise zur Oxidation von Acetaldehyd, Toluol oder Formaldehyd. Viele experimentelle Studien verwenden jedoch eigene Testbedingungen hinsichtlich Reaktorgeometrie, Lichtquelle, Luftfeuchte und Konzentration, wodurch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse stark eingeschränkt ist. Ein dringender Bedarf besteht daher in der Entwicklung einheitlicher, praxisnaher Testprotokolle für die Bewertung photokatalytischer Luftreinigungsverfahren (He et al., 2021).

Obwohl viele der genannten Herausforderungen Gegenstand aktueller Forschung sind, bleibt der Beitrag Deutschlands zur Weiterentwicklung der Technologie vergleichsweise gering. Nach einer Auswertung der Fraunhofer-IFAM (2022) entfallen lediglich rund 5 % der weltweiten wissenschaftlichen Publikationen und nur etwa 1 % der Patentanmeldungen in diesem Bereich auf deutsche Institutionen. Es fehlen wirtschaftliche Anreize, politische Fördermaßnahmen sowie tragfähige Industriepartner, die das Verfahren ausprobieren. Wie ein erfolgreicher Umgang mit dieser Technologie aussehen kann, zeigt das Beispiel Japan: Bereits im Jahr 2006 waren dort über 2000 Unternehmen im Bereich Photokatalyse aktiv, und die Technik wird in zahlreichen Alltagsanwendungen wie Luftreinigern, Tapeten, Textilien oder Baumaterialien genutzt. Der hohe gesellschaftliche Stellenwert und die breite Akzeptanz der Technologie in der japanischen Bevölkerung verdeutlichen, welches Innovations- und Marktpotenzial die Photokatalyse prinzipiell hat (Fraunhofer-IFAM, 2022).

3 Material und Methoden

Zur experimentellen Überprüfung der photokatalytischen Oxidation unter praxisnahen Bedingungen wurde ein Versuchssystem konzipiert und im Labormaßstab realisiert. Dieses Kapitel beschreibt die eingesetzten Materialien, den Aufbau und die Funktionsweise des Photoreaktors sowie die zugehörige Messtechnik. Ziel war die systematische Untersuchung des Abbaus ausgewählter VOC unter definierten Bedingungen. Die Auslegung des Systems orientierte sich an Literaturwerten hinsichtlich Strömungsführung, Reaktorgeometrie und Lichtintensität. Neben der Beschreibung des Reaktors werden auch die Probenvorbereitung, die verwendeten UV-Lichtquellen sowie die eingesetzten Messgeräte zur Erfassung der Konzentrationen und Betriebsparameter dargestellt.

3.1 Versuchsaufbau

Der in dieser Arbeit entwickelte Reaktor orientiert sich an bestehenden Plattenreaktorkonzepten, wie sie unter anderem von Scheller (2001) beschrieben wurden. In dieser Arbeit wurden für das Versuchsgas Propen Umsatzraten von bis zu 99,7 % bei ca. 300 ppm Eingangskonzentration erzielt. Auch die dort gewählte Verweilzeit von 0,6 s bis 1,2 s diente als Referenzwert für die Auslegung des eigenen Systems. Der dort verwendete Aufbau und die meisten Versuchsaufbauten im Labormaßstab arbeiten mit verhältnismäßig geringen Volumenströmen (bei Scheller (2001) beispielsweise 0,006 m³/h bis 0,06 m³/h). In Anbetracht der messtechnischen Herausforderungen in diesem Bereich sowie der begrenzten personellen und finanziellen Ressourcen wurde das System bewusst auf höhere Volumenströme ausgelegt. Darüber hinaus sind noch höhere Volumenströme vorstellbar, wenn mehrere Module parallel betrieben werden. Dies soll eine praxisnahe Bewertung und einen Vergleich zu herkömmlichen Abluftbehandlungsverfahren ermöglichen.

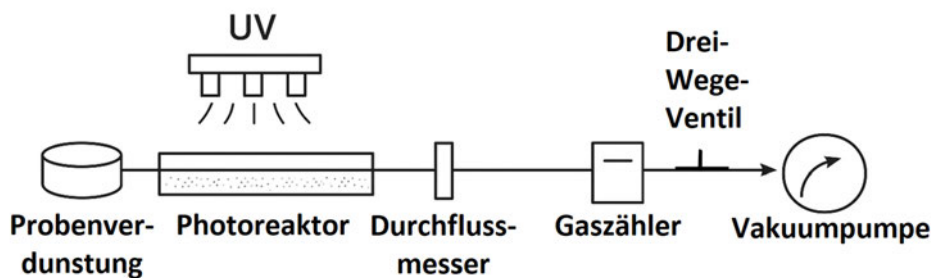


Abbildung 3.1: Schema Versuchsaufbau, KI-generiert (chatgpt.com)

Der Aufbau ist schematisch in Abbildung 3.1 zu sehen. Bilder des Versuchsaufbaus sind dem folgenden Kapitel zu entnehmen (vgl. Abbildung 4.2). Zentraler Bestandteil des Versuchsaufbaus ist der Photoreaktor, welcher in Verbindung mit den sich darüber befindlichen UV-Lampen

die Reaktion ermöglicht. Um Volumenströme verlässlich einstellen und messen zu können, wurde ein Durchflussmesser und ein Gaszähler verwendet. Am Ende des Aufbaus befindet sich eine saugende Vakuumpumpe des Typs VT 4.4 der Fa. Gebr. Becker GmbH (2023). Diese befördert die Luft durch den Versuchsaufbau. Zwischen Gaszähler und Vakuumpumpe sitzt ein Drei-Wege-Ventil. Da die Vakuumpumpe nicht regelbar ist, wird mit dem Ventil die Einstellung des Volumenstroms durch gezielte Einfuhr von Außenluft ermöglicht. Am Eingang zum Versuchsaufbau ist ein offenes Vierkantrohr, an dessen Öffnung eine Petrischale mit der zu untersuchenden Substanz platziert ist. Die Substanz verdampft und die sich im Versuchsaufbau ergebende Konzentration kann durch Variation des Volumenstroms und der Größe der verwendeten Petrischale variiert werden. Als Modellsubstanzen für die Versuche wurden Methanol und Isopropanol gewählt, da sie unter Umgebungsbedingungen leicht flüchtig sind (Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung (IFA), 2025a; IFA, 2025b). Zudem bieten ihre unterschiedlichen Molekülgrößen und Oxidationswege eine ideale Vergleichsbasis, um sowohl einfache als auch komplexere Abbaumechanismen unter photokatalytischen Bedingungen zu untersuchen. Am Ausgang des Photoreaktors befindet sich ein Rundrohr. In beiden Rohren sowie direkt vor und nach dem Reaktor sind Messbohrungen installiert, um Roh- und Reingaskonzentration sowie begleitende Parameter wie Temperatur und Luftfeuchte messen zu können. Der Aufbau wird mit einer Hülle aus Aluminiumfolie abgedeckt. Dies dient zum einen dem Schutz der Beteiligten vor der UV-Strahlung. Außerdem soll es weiteres Licht auf die Katalysatorplatte lenken.

Details zur Reaktorgeometrie, den Messstellen und zur Auslegung der Katalysatorfläche werden im Folgenden näher erläutert.

3.2 Der Photoreaktor

Ein technisches System zur Oxidation von VOC muss eine Reihe Kriterien erfüllen. Ein entscheidender Faktor ist der Massentransport zwischen Gas- und Feststoffphase, welcher vor allem durch die Reaktorgeometrie bestimmt wird. Hierfür ist ein flacher, großflächiger Reaktionsraum vorteilhaft, da so möglichst viel Kontakt zwischen der photokatalytisch aktiven Fläche und dem Gasstrom hergestellt wird. Das Konzept eines Plattenreaktors ist bereits erprobt (Scheller, 2001) und ermöglicht eine verhältnismäßig einfache Fertigung.

Der Reaktoraufbau besteht aus mehreren miteinander verbundenen Vierkantrohren aus Edelstahl, durch die Umgebungsluft in das System eingeleitet wird. Ausgehend von der Richtung der Luftströmung befindet sich vor dem Reaktor ein Vierkantrohr (12·12mm, 1mm stark, 100mm lang), welches die mit der Testsubstanz beladene Abluft aufnimmt und in den Reaktor führt. Ein weiteres Vierkantrohr (40·40mm, 2mm stark, 275mm lang) verbindet das Eingangsrohr mit dem Reaktor. Über Schlitze im Vierkantrohr in Richtung Reaktor wird der Gasstrom homogen im Reaktor verteilt.

Im eigentlichen Reaktor (Reaktorvolumen= $353 \cdot 273 \cdot 1,5$ mm) strömt die Luft über eine austauschbare Titandioxid-beschichtete Platte ($350 \cdot 250 \cdot 1$ mm), wodurch ein intensiver Kontakt zwischen Luftstrom und aktiver Oberfläche gewährleistet werden soll. Der Reaktionsraum wird von einer Borosilikatglasplatte abgeschlossen, die gleichzeitig als UV-durchlässige Abdeckung dient. Um Einflüsse durch Adsorption am Reaktor selbst zu minimieren, wurde für alle abluftführenden Teile zwischen den Messpunkten Edelstahl bzw. Borosilikatglas genutzt. Über dem Reaktor befindet sich ein Lampengestell, das UV-Licht gezielt auf die Reaktionsfläche richtet. Darüber befindet sich die Hülle aus Aluminiumfolie. Nach dem Durchströmen des Reaktors wird die Luft erneut durch ein Vierkantrohr ($40 \cdot 40$ mm, 2 mm stark, 275 mm lang) sowie anschließend über ein Rundrohr ($12 \cdot 12$ mm, 1,5 mm stark, 100 mm lang) abgeleitet. Dahinter befinden sich die in Abschnitt 3.1 beschriebenen weiteren Komponenten.

3.3 Durchströmung und Luftführung

Der gesamte Versuchsaufbau wurde gasdicht ausgeführt, um zu verhindern, dass über Spalten eingezogene Falschlufte die Messergebnisse verfälscht. Hierfür wird der Photoreaktor nach Einsetzen der beschichteten Katalysatorplatte mit einer Borosilikatglasplatte abgeschlossen und Spalten mit Aluminiumklebeband verschlossen. Der eigentliche Photoreaktor ist gasdicht verschweißt. Die Luftströmung innerhalb des Reaktors wird durch die nachgeschaltete Vakuumpumpe erzeugt.

Zur Optimierung der Strömungsführung wurde vor der Fertigung des Reaktors eine numerische Strömungssimulation durchgeführt. Die Berechnungen erfolgten extern auf Basis der Finite-Elemente-Methode mit dem Programm ANSYS Fluent 2024R2 und berücksichtigen den Aufbau des später realisierten Reaktors sowie einen geplanten Volumenstrom von $0,25 \text{ m}^3/\text{h}$. Dabei zeigte sich, dass im zentralen Reaktorbereich eine weitgehend laminare, gleichmäßige Strömung herrscht, während an den Ein- und Austrittszonen lokale Wirbel und Rückströmungen auftreten. Der berechnete Druckverlust lag je nach Auflösung des verwendeten Rechenetzes bei etwa 4,8 Pa bis 5,8 Pa. Die Details zur Simulation sind dem Anhang (Anhang A) zu entnehmen.

Im Rahmen der Versuche wurden die Ergebnisse mittels Differenzdruckmessung überprüft (vgl. Anhang C). Der gemessene Druckverlust betrug dabei 4 ± 9 Pa, wobei die hohe vom Hersteller angegebene Messunsicherheit die Bewertung erschwert. Der Messwert ist stabil und passt zur Simulation, dennoch ist die Aussagekraft der Messung aufgrund der hohen Unsicherheit nur eingeschränkt.

Zudem wurde die Geschwindigkeit am Eingang gemessen, um Rückschlüsse auf die Dichtigkeit des Aufbaus zu erhalten (vgl. Anhang C). Hierbei wurde eine Geschwindigkeit von $0,62 \pm 0,21 \text{ m/s}$ bestimmt, was einen Volumenstrom von $0,223 \pm 0,076 \text{ m}^3/\text{h}$ entspricht. Dieser liegt geringfügig unter dem mit dem Gaszähler bestimmten Volumenstrom von $0,250 \pm 0,002 \text{ m}^3/\text{h}$, stimmt jedoch in der Größenordnung überein. Es ist unklar, ob die Abweichungen auf mess-

technisch bedingte Unsicherheiten oder auf geringe Undichtigkeiten im Aufbau zurückzuführen sind.

3.4 UV-Lichtquelle

Aufgrund des Mangels an einfach integrierbaren Lichtquellen im gewünschten Wellenlängenbereich (≤ 330 nm), beispielsweise in Form von Plug-and-Play-Lampen oder LED-Modulen, sowie der Notwendigkeit, sämtliche elektrische Komponenten (Leuchtmittel, Sockel, Vorschaltgerät, Netzanschluss) für den Betrieb im Labor der HAW Hamburg von einer Elektrofachkraft überprüfen zu lassen, wurde auf eine handelsübliche Komplettlösung zurückgegriffen. Zum Einsatz kommen vier UVC-Teichklärergeräte des Typs CUV 136 der Fa. AquaOne, die jeweils mit einem 36 W-Leuchtmittel der Fa. Philips ausgestattet sind. Die UV-Lichtleistung wird nach Signify Holding (2025) mit 12,2 W pro Lampe angegeben. Daraus ergibt sich eine Gesamtleistung von 144 W mit einer UV-Lichtleistung von 48,8 W. Die Emission der Lampen liegt bei einer Wellenlänge von 254 nm und damit im unteren Bereich des UVC-Spektrums.

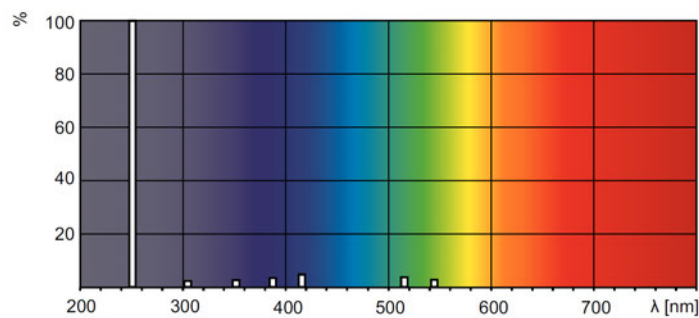


Abbildung 3.2: Spektrum der verwendeten UV-Lampen, Bildquelle: Signify Holding, 2025

Das Spektrum in Abbildung 3.2 zeigt, dass die Lampe fast ausschließlich in den gewünschten Bereich unter 330 nm Licht emittiert. Hauptsächlich wird die Wellenlänge 254 nm emittiert, welche ein Stück unter der gewünschten Wellenlänge liegt.

3.5 Probenvorbereitung

Für die Beschichtung wurden Edelstahlplatten ($350\text{ mm} \cdot 270\text{ mm}$) mit TiO_2 versehen. Ziel war die Herstellung einer homogenen Katalysatorschicht mit ausreichender Beschichtungsmenge. Die verwendete TiO_2 -Suspension wurde auf Basis einer 0,5%igen Essigsäurelösung und eines TiO_2 -Produkts (Primärpartikelgröße 4-8 nm, Fa. Carl Roth) im Ultraschallbad homogenisiert. Der Auftrag erfolgte in mehreren Sprühzyklen mittels Drucksprühgerät auf zuvor gereinigten Edelstahlplatten. Die beschichteten Platten wurden abschließend bei 200°C thermisch behandelt, um die Haftfestigkeit zu erhöhen. Danach kühlte der Ofen langsam auf Raumtemperatur ab und die Platten wurden dort bis zum Versuchstag ca. 72 Stunden gelagert.

Die aufgebrachte TiO_2 -Masse wurde mittels Differenzwägung bestimmt. Die resultierende Beschichtungsmasse betrug:

- Platte 1: $3,20 \pm 0,03$ g, entsprechend $33,86 \pm 0,10$ g/m²
- Platte 2: $1,90 \pm 0,03$ g, entsprechend $20,11 \pm 0,10$ g/m²

Bei Scheller (2001) wurden steigende Abbauraten bis zu einem Beschichtungsmaximum von 30 g/m² beobachtet. Diese Beschichtungsmenge wurde für Platte 1 erreicht, weshalb mengenmäßig nicht mit Einschränkungen der Abbauleistung zu rechnen ist. Die optische Qualität der Beschichtung weist jedoch Mängel auf, beispielsweise durch Leerstellen oder unterschiedliche Schichtdicken. Die Details zur Durchführung sind Anhang B zu entnehmen.

3.6 Messgeräte

Die im Rahmen der Versuche zur Erfassung der Betriebsparameter verwendeten Messgeräte sind in Tabelle 3.1 zu finden.

Zur schnellen Anpassung des Volumenstroms über das Drei-Wege-Ventil wurde ein Schwebekörper-Durchflussmesser verwendet. Ein Gaszähler erfasst das tatsächlich geförderte Gasvolumen über die gesamte Versuchsdauer und dient damit der Bilanzierung des durchgesetzten Luftvolumens. Die Temperatur und relative Luftfeuchte im Abgasstrom wurden mithilfe eines Thermo-Hygrometers überwacht, um den Einfluss dieser Randbedingungen zu dokumentieren. Zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit am Reaktoreinlass wurde ein Flügelrad-Anemometer eingesetzt. Der Druckverlust über den Reaktor wurde mittels eines Differenzdruckmessgeräts gemessen. Ein CO_2 -Messgerät diente der Erfassung der Temperatur, relativen Luftfeuchte und CO_2 -Konzentration der Zuluft. Am Reaktorausgang wurde die CO_2 -Konzentration erneut gemessen, um auf den Grad der Mineralisierung der VOC schließen zu können.

Zur Erfassung der Ein- und Ausgangskonzentrationen der Testsubstanzen wird ein tragbares Photoionisationsdetektor (PID)-Messgerät verwendet. Das Messverfahren basiert auf der Ionisation organischer Moleküle mittels energiereicher Photonen, die von einer Lampe (hier 11,7 eV) emittiert werden. Moleküle, welche eine Ionisierungsenergie unterhalb dieser Photonenergie besitzen, werden ionisiert, wobei freie Elektronen entstehen. Die resultierenden Ionenströme können dann vom Detektor als elektrisches Signal gemessen werden. Das elektrische Signal ist proportional zur Konzentration. (Nóvoa et al., 2021)

Die Signalstärke ist stoffabhängig und wird vor allem durch die Molekülstruktur und funktionelle Gruppen der Substanzen bestimmt. Das genutzte Messgerät wird mit Isobuten (99,0 pm, 20,9% O_2 in N_2 , Charge: 3328581, Fa. Air Products GmbH) kalibriert und gibt die Konzentration in Isobuten-Äquivalent c_{Isobuten} an. Für quantitative Aussagen zur Konzentration anderer VOC sind gerätspezifische Response Factor (Ansprechfaktor) (RF) erforderlich, welche die unterschiedliche Signalstärke der verschiedenen Verbindungen mittels RF berücksichtigen. Mit

Tabelle 3.1: Verwendete Messgeräte mit zugehöriger Messunsicherheit, Daten aus Herstellerangaben und Datenblättern (Testo SE & Co. KGaA, o. D.; ION Science Ltd., 2025; Hancaner, 2025; Honeywell GmbH, 2025)

Messgerät	Beschreibung	Unsicherheit
Schwebekörper-Durchflussmesser, S/N: D1L800472, Fa. ROTA Yokogawa	Visueller Durchflussmesser zur Überprüfung des Volumenstroms (0,2-2,4 m ³ /h)	Keine Angabe verfügbar
Gaszähler, Typ BK-G4, Fa. Honeywell, generalüberholt durch Fa. elster	Gaszähler zur quantitativen Erfassung des Betriebsvolumenstroms	ca. 1-3 % (20-25 °C)
Thermo-Hygrometer, Typ 605i, Fa. Testo	Messgerät zur Erfassung von Temperatur und Luftfeuchte	±2,0 %rF (35-65 %rF, 25 °C); ±0,5 °C (0-60 °C)
Flügelrad-Anemometer, Typ 410i, Fa. Testo	Kompaktes Anemometer zur punktuellen Messung von Luftgeschwindigkeiten	±(0,2 m/s + 2 % vom Messwert) (bei 0,4-20 m/s)
Differenzdruck-Messgerät, Typ 510i, Fa. Testo	Messgerät zur Erfassung von Differenzdrücken	±0,06 hPa (0-1 hPa)
VOC PID-Messgerät, Typ Tiger XT ,Fa. ION Science	Tragbarer PID-Gasdetektor zur Messung flüchtiger organischer Verbindungen (VOC)	±12 % vom Anzeigewert
CO ₂ -Messgerät, Fa. Hancaner	Messgerät zur Erfassung von CO ₂ -Konzentrationen (350-2000ppm)	Keine Angabe verfügbar

Hilfe des RF und der gemessenen Konzentration lässt sich nach Gleichung (3.1) die tatsächliche Konzentration berechnen, sofern die Abgaszusammensetzung bekannt ist. (ION Science Ltd., 2020)

$$c_{\text{Ziel}} = c_{\text{Isobuten}} \cdot \text{RF}_{\text{Zielsubstanz}} \quad (3.1)$$

Liegen mehrere Stoffe im Messgas vor und ist die Zusammensetzung bekannt, kann ein angepasster RF wie in Gleichung (3.2) zu sehen berechnet werden.

$$\text{RF}_{\text{gemischt}} = \left(\frac{X_1}{\text{RF}_1} + \frac{X_2}{\text{RF}_2} + \frac{X_3}{\text{RF}_3} + \dots \right)^{-1} \quad (3.2)$$

Besondere Aufmerksamkeit erfordern mögliche Zwischenprodukte der photokatalytischen Prozesse, da nicht jedes Molekül vollständig zu CO₂ und H₂O mineralisiert werden kann. Diese Zwischenprodukte können auch durch das PID detektierbar sein und theoretisch sogar ein stärkeres Signal erzeugen als das Ausgangsmolekül. Eine Minderung der Eduktkonzentration

bedeutet also nicht direkt eine Abnahme des PID-Signals, sondern ist von den RF der Abbauprodukte abhängig. Da die sich ergebende Abgaszusammensetzung unklar ist, kann kein angepasster RF berechnet werden. Diese Umstände müssen in der Bewertung der Messdaten berücksichtigt werden. Die nötigen Daten zu den Substanzen, Zwischen- und Abbauprodukten sind in Tabelle 3.3 zu finden.

Tabelle 3.3: PID-RF (11,7eV) und Ionisierungsenergien IE ausgewählter Substanzen

Substanz	Summenformel	IE [eV]	RF (11,7 eV)
Methanol	CH ₄ O	10,85	2,9
- Methylformiat	C ₂ H ₄ O ₂	10,82	3,5
Isopropanol	C ₃ H ₈ O	10,20	1,6
- Aceton	C ₃ H ₆ O	9,69	1,7
- Mesityloxid	C ₆ H ₁₀ O	9,10	1,1
- Acetaldehyd	C ₂ H ₄ O	10,23	2,2
- Isobuten	C ₄ H ₈	9,24	1,0
Wasser	H ₂ O	12,61	kein Signal
Sauerstoff	O ₂	12,07	keine Angabe
Kohlendioxid	CO ₂	13,77	kein Signal

Die Daten in Tabelle 3.3 zeigen, dass Methanol zuverlässig mit der eingesetzten 11,7 eV-Lampe detektiert werden kann, da seine Ionisierungsenergie (10,85 eV) unterhalb der Photonenenergie liegt. Als relevantes Abbauprodukt ist nur Methylformiat bekannt. Es hat einen RF von 3,5 und würde entsprechend bei gleicher volumenbezogener Konzentration ein geringeres Signal als Methanol zeigen. Hinzu kommt, dass zur Entstehung von Methylformiat zwei Moleküle notwendig sind. Dementsprechend würde der Abbau von Methanol eine Signalminde rung bedeuten, auch wenn Zwischenprodukte verbleiben.

Auch Isopropanol wird mit der 11,7 eV-Lampe sicher erfasst. Die RF der Abbauprodukte liegen teilweise unter und über dem RF von Isopropanol. Abhängig von den dominierenden Zwischenprodukten kann das PID-Signal im Verlauf des Abbaus daher sowohl steigen als auch fallen. Ein ausgeprägter Signlrückgang ist jedoch ein deutlicher Hinweis auf den Abbau flüchtiger organischer Verbindungen.

Der PID erfasst einen Sammelparameter bzw. unterschiedliche Substanzen mit variierender Empfindlichkeit. Ohne Trennverfahren ist es nicht möglich, zwischen Edukten und Reaktionsprodukten zu unterscheiden. Daher müssen die Abbaupfade der Substanz zur Bewertung der Messwerte hinzugezogen werden. Um Aussagen zum Grad der Mineralisierung treffen zu können, soll der CO₂-Gehalt mittels eines Messgerätes der Fa. Hancaner gemessen werden.

4 Durchführung der Versuche und Ergebnisse

Zur Untersuchung der photokatalytischen Aktivität des aufgebauten Reaktorsystems wurden insgesamt 13 Einzelversuche unter Laborbedingungen durchgeführt. Die Versuche fanden im Labor für Verfahrenstechnik der HAW Hamburg statt. Ziel der Versuchsreihe war es, das grundsätzliche Funktionsprinzip der photokatalytischen Oxidation anhand von Methanol und Isopropanol unter verschiedenen Betriebsparametern zu demonstrieren. Variiert wurden dabei insbesondere der Volumenstrom, die freie Verdunstungsfläche der Substanz sowie der Betrieb der UV-Lichtquelle.

4.1 Versuchsdurchführung

Für die experimentellen Untersuchungen wurde eine der zuvor im Sprühverfahren hergestellten TiO_2 -beschichteten Edelstahlplatten verwendet. Die Platten wurden während des Trocknungsprozesses in einem Laborofen bei Raumtemperatur gelagert. Um die aufgetragene Beschichtungsmenge zu bestimmen, wurde die jeweilige Platte sowohl vor als auch nach der Beschichtung gewogen. Die optische und mengenmäßige Qualität der Platten war unterschiedlich. Für die Versuche wurde Platte 1 mit der optischen und mengenmäßig besseren Beschichtung gewählt. Details sind dem Protokoll im Anhang zu entnehmen (vgl. Anhang B).



Abbildung 4.1: Foto des Photoreaktors mit beschichteter Platte und Glasabdeckung

Die beschichtete Platte wurde anschließend wie in Abbildung 4.1 mittig in den Photoreaktor eingelegt. Zur lichtdichten und gasdichten Abschirmung wurde der Reaktor von oben mit einer Borosilikatglasplatte abgedeckt. Die umlaufenden Spalten wurden mit gasdichtem Aluminiumklebeband versiegelt, um Leckagen zu verhindern. Die vier UV-Lampen wurden in einem mit dem Reaktor verbundenen Holzgestell positioniert. Die Lampen befanden sich direkt oberhalb

der Glasplatte, wodurch eine gleichmäßige Bestrahlung der Katalysatoroberfläche gewährleistet war.

Anschließend wurden alle Komponenten über Schlauchverbindungen zu einem geschlossenen System verbunden. Zur Überprüfung der Dichtheit wurde die Strömungsgeschwindigkeit am Reaktorausgang mithilfe eines Flügelrad-Anemometers gemessen, in einen Volumenstrom umgerechnet und mit dem am Gaszähler erfassten Volumenstrom verglichen. Eine ausreichende Übereinstimmung der Werte wurde als Indikator für ein weitgehend gasdichtes System gewertet (vgl. Anhang C). Der vollständige Versuchsaufbau ist in Abbildung 4.2 dargestellt.



Abbildung 4.2: Foto des gesamten Versuchsaufbaus im Betrieb

Die Schadstoffe wurden in Petrischalen vor dem Reaktoreinlass verdampft. Die freie Verdunstungsfläche wurde über Deckelstellungen (kein Deckel oder weitestgehend abgedeckt) oder Abkleben mit Aluminiumklebeband variiert (siehe Abbildung D). Der Volumenstrom wurde mithilfe eines Schwebekörper-Durchflussmessers eingestellt. Außerdem wurde das geförderte Volumen durch regelmäßige Ablesung des Gaszählers alle fünf Minuten überprüft. Die Luft durchlief den Reaktor mit den zuvor beschichteten Edelstahlplatten, wobei die vier UV-Lampen entweder vollständig aktiviert oder deaktiviert waren. Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit wurden während der gesamten Versuchszeit begleitend überwacht und alle 5 Minuten notiert.

Da zur Erfassung der Konzentration nur ein Messgerät zur Verfügung stand, wurden die Roh- und Reingaskonzentrationen abwechselnd aufgenommen. Dies geschah unter der Annahme, dass die Eingangskonzentration konstant ist. Aus der Differenz der Eingangskonzentration zur jeweiligen Ausgangskonzentration ließ sich der photokatalytische Umsatz abschätzen (siehe Anhang Abschnitt E.2). Zusätzlich wurde im Rahmen einzelner Versuche die Strömungs-

geschwindigkeit und der Druckverlust gemessen, um die numerischen Simulationen validieren und die Dichtigkeit des Systems bewerten zu können (siehe Anhang C).

Tabelle 4.1 zeigt die wichtigsten Parameter aller 13 Versuche. Die relevanten Versuchsergebnisse werden im folgenden Kapitel dargestellt. Die vollständigen Ergebnisse sind im Anhang zu finden (vgl. Anhang D).

Tabelle 4.1: Versuchsübersicht mit Testparametern

Nr.	Testsubstanz	Größe Petrischale	$\dot{V}$ [m ³ /h]	Vergleichsmessung zu	Licht an
1.1	ohne	–	0,354±0,004	–	ja
1.2	Methanol	30 mm	0,280±0,003	–	ja
1.3	Methanol	30 mm (2/3 abg.)	0,279±0,002	–	ja
1.4	Methanol	30 mm (Deckel)	0,280±0,003	–	ja
1.5	Methanol	30 mm (Deckel)	0,564±0,003	–	ja
2.1	Methanol	30 mm (Deckel)	0,248±0,004	–	ja/nein
2.2	Methanol	30 mm (2/3 abg.)	0,242±0,003	–	ja
2.3	Methanol	30 mm	0,252±0,003	1.2	ja
2.4	Methanol	30 mm	0,243±0,006	–	ja
2.5	Methanol	30 mm	0,168±0,009	–	ja
2.6	Methanol	50 mm	0,174±0,004	–	ja
2.7	Methanol	30 mm	0,171±0,002	2.5	ja
2.8	Isopropanol	30 mm	0,168±0,004	–	ja
2.9	Isopropanol	50 mm	0,172±0,006	–	ja

4.2 Versuchsergebnisse

Im Rahmen von 13 Einzelversuchen wurden unterschiedliche Betriebsbedingungen eingestellt. Ziel war es, deren Auswirkungen auf Konzentrationsverläufe sowie die resultierenden Reingaswerte zu erfassen. Die aufgezeichneten Konzentrationsverläufe wurden für jede Versuchskonfiguration ausgewertet. Die Mittelwerte und Unsicherheiten wurden gemäß *Evaluation of measurement data — Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM)* (2008) berechnet. Die Abbaueffizienzen $\bar{\eta}$ wurden mit Hilfe der Mittelwerte bestimmt. Die Messergebnisse umfassen sowohl die Rohgaskonzentrationen $\bar{c}_{\text{Rohgas}}$ vor dem Reaktor als auch die Reingaskonzentrationen $\bar{c}_{\text{Reingas}}$ nach der photokatalytischen Behandlung. Die Berechnungen sind im Detail im Anhang (siehe E.4.5) dargestellt. Eine Übersicht über alle durchgeführten Szenarien ist vorab in Tabelle 4.1 dargestellt. Tabelle 4.2 zeigt die Ergebnisse der Versuche. Die Messergebnisse zeigen eine Reduktion der VOC-Konzentration zwischen Roh- und Reingas unter verschiedenen Versuchsbedingungen. Bei niedrigeren Volumenströmen wurden tendenziell höhere Abbaueffizienzen beobachtet. Die Reproduzierbarkeit der Versuche konnte durch Mehr-

fachmessungen zum Teil bestätigt werden. Weitere Einflussgrößen wie UV-Bestrahlungsstärke, Temperatur und Luftfeuchtigkeit werden in den folgenden Abschnitten detailliert betrachtet.

Tabelle 4.2: Versuchsübersicht mit Testergebnissen

Nr.	$\dot{V}$ [m ³ /h]	$\bar{c}_{\text{Rohgas}}$ [ppm]	$\bar{c}_{\text{Reingas}}$ [ppm]	$\bar{\eta}$ [%]
1.1	0,354±0,004	1,2±0,2	1,2±0,2	0
1.2	0,280±0,003	516,7±124,6	486,0±116,8	5,9±32,0
1.3	0,279±0,002	392,5±94,8	237,3±66,6	39,5±22,4
1.4	0,280±0,003	69,7±17,3	49,3±11,8	29,3±24,4
1.5	0,564±0,003	75,3±19,0	61,0±14,7	19,0±28,3
2.1	0,248±0,004	–	–	–
2.2	0,242±0,003	65,8±16,4	20,2±4,8	69,4±10,6
2.3	0,252±0,003	180,6±45,9	87,6±21,0	51,5±17,0
2.4	0,243±0,006	78,1±20,3	18,2±4,4	76,6±8,3
2.5	0,168±0,009	54,8±13,8	1,8±0,4	96,8±1,1
2.6	0,174±0,004	135,0±33,4	10,4±2,5	92,3±2,7
2.7	0,171±0,002	53,6±13,5	5,9±1,4	89,1±3,8
2.8	0,168±0,004	31,6±8,1	2,2±0,5	93,2±2,4
2.9	0,172±0,006	116,5±28,5	9,1±2,2	92,2±2,7

Auf der folgenden Abbildung 4.3 ist exemplarisch der Konzentrationsverlauf von Messung 2.9 dargestellt. Auffällig sind die stark schwankenden Konzentrationswerte im Rohgas. Nach dem Wechsel aufs Reingas stellt sich hingegen eine stabile Konzentration ein. In diesem Versuch scheint die Verdunstung des Schadstoffs über den betrachteten Zeitraum weitgehend konstant verlaufen zu sein. Dies zeigt sich daran, dass die mittlere Eingangskonzentration vor und nach der Ausgangsmessung vergleichbare Werte aufweist.

Insbesondere das Verdunstungsverhalten zeigt sich im Verlauf der Versuche als stark schwankend. Dies zeigt sich an den stark schwankenden Konzentrationen im Rohgas. Während sich beispielsweise bei Messung 2.9 über den gesamten Zeitraum hinweg eine weitgehend konstante Konzentration einstellt, sind in anderen Versuchen sowohl abnehmende als auch ansteigende Konzentrationsverläufe zu beobachten. Letztere könnten durch externe Einflüsse wie Luftströmungen im Raum oder den Öffnungsgrad des Abzugs verursacht worden sein und erschweren eine eindeutige Interpretation. Abnehmende Konzentrationen lassen sich hingegen plausibel mit dem Verhalten der Verdunstung erklären: Nach dem Befüllen der Petrischalen treten häufig zunächst erhöhte Konzentrationen auf, insbesondere wenn sich durch unsauberes Einfüllen flüchtige Substanzreste an der Gefäßaußenwand befinden. Mit abnehmendem Füllstand reduziert sich die Verdunstungsrate kontinuierlich. Dieser Effekt ist besonders ausgeprägt, wenn

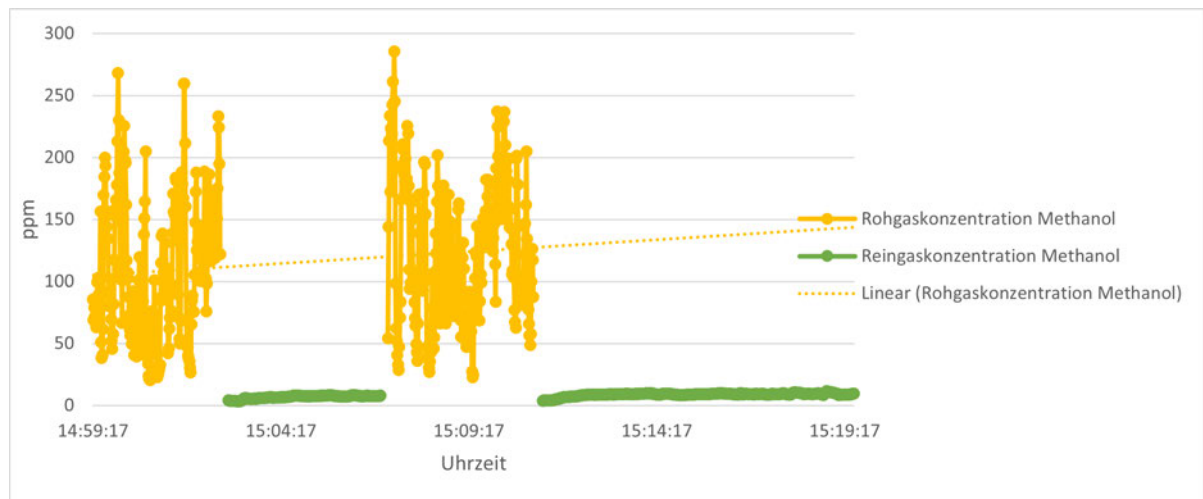


Abbildung 4.3: Konzentrationsverlauf von Messung 2.9 mit stabiler Verdunstung

die Petrischale nicht vollständig offen liegt. Ein derartiger, in mehreren Versuchen beobachteter Verlauf ist exemplarisch in Abbildung 4.4 dargestellt.

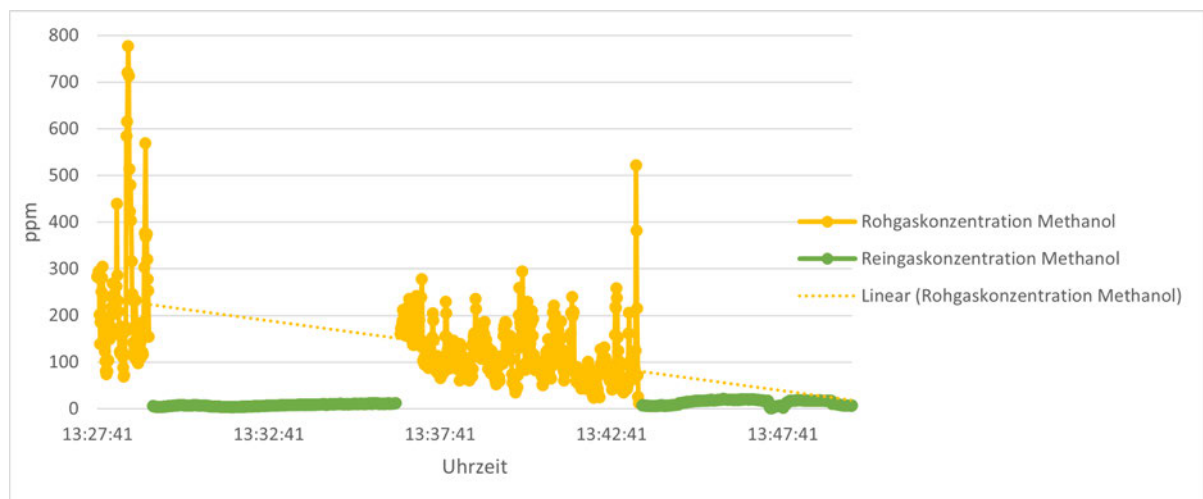


Abbildung 4.4: Zeitlich abnehmende Konzentration bei Versuch 2.6

Diese Rahmenbedingungen erschweren eine gezielte Einstellung definierter Eingangskonzentrationen. Zusätzlich stellt die limitierte Steuerbarkeit des Volumenstroms eine Herausforderung dar - der niedrigste technisch realisierbare Wert im Aufbau betrug ca. $0,17 \text{ m}^3/\text{h}$. Trotz dieser Einschränkungen wurde die Reproduzierbarkeit einzelner Versuche geprüft. Hierzu wurde Versuch 1.2 am Folgetag unter vergleichbaren Bedingungen erneut als Versuch 2.3 durchgeführt. Der Volumenstrom lag am Folgetag rund $0,03 \text{ m}^3/\text{h}$ niedriger. Die erhaltenen Konzentrationen unterscheiden sich signifikant: In Versuch 1.2 war die Rohgaskonzentration im Durchschnitt etwa dreimal höher als bei Versuch 2.3. Außerdem wurde bei 1.2 beobachtet, dass die Ausgangskonzentration bei nahezu konstanter Ausgangskonzentration über die Zeit ansteigt. Die jeweiligen Verläufe sind in Abbildung 4.5 dargestellt.

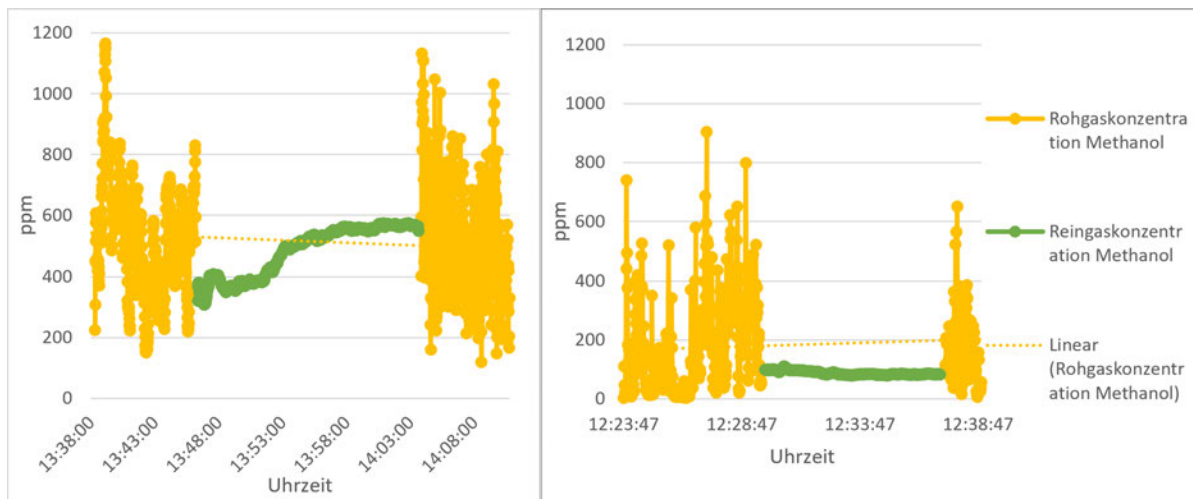


Abbildung 4.5: Vergleich der Messungen 1.2 (links) und 2.3 (rechts) - Unterschiede in der Reproduzierbarkeit

Im Gegensatz dazu zeigen die Versuche 2.5 und 2.7 eine deutlich bessere Vergleichbarkeit. In Versuch 2.7 lag die Rohgaskonzentration über zwei Messzeiträume hinweg bei relativ konstanten ca. 53 ppm. Bei 2.5 variierte die Rohgaskonzentration zwischen ca. 28 ppm bis 77 ppm, wobei sich über drei Messzeiträume hinweg ein ähnlicher Mittelwert ergab. Die Abbaueffizienzen sind bei beiden Versuchen ähnlich. Die Verläufe sind in Abbildung 4.6 zu sehen.

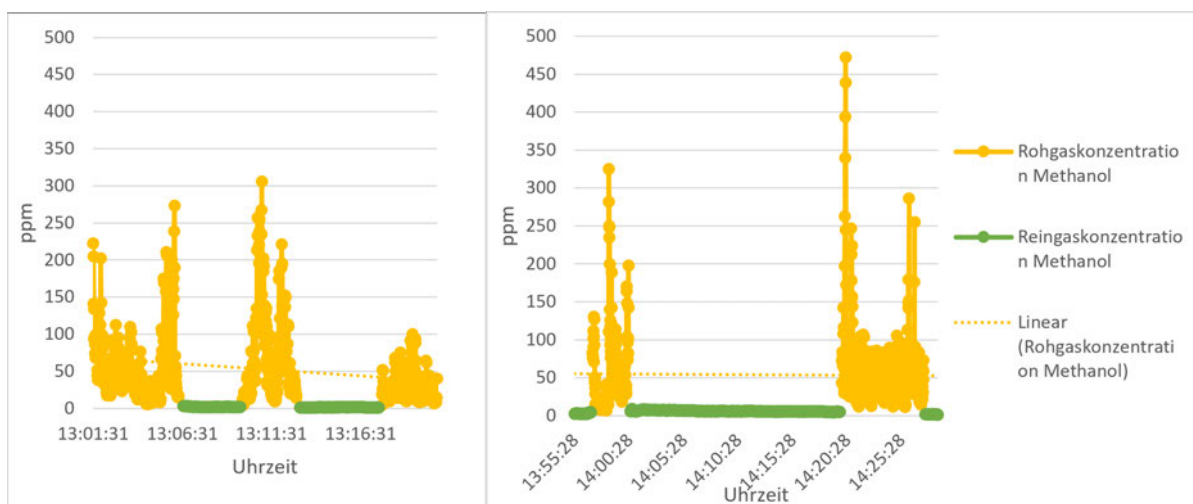


Abbildung 4.6: Konzentrationsverläufe der Versuche 2.5 (links) und 2.7 (rechts)

Eine weitere Beobachtung betrifft das Adsorptions- bzw. Desorptionsverhalten des Gesamtsystems. Schon in Versuch 1.2 war ein allmählicher Anstieg der Ausgangskonzentration über die Zeit zu beobachten, während die Eingangskonzentration weitestgehend konstant blieb. In Versuch 1.5 wurde gegen Ende die Petrischale entfernt, während der Konzentrationsverlauf weiter aufgezeichnet wurde. Die Eingangskonzentration fiel schnell auf einen Wert nahe 0 ppm ab, was durch eine kurze Messung im Eingang geprüft wurde. Die Ausgangskonzentration hingegen sank nur verzögert und allmählich ab, wie Abbildung 4.7 zeigt. Dies lässt darauf schlie-

ßen, dass zuvor adsorbierte Substanzen nur langsam aus dem System freigesetzt wurden. Da das Reaktorsystem nahezu ausschließlich aus Edelstahl und Borosilikatglas besteht, könnten beobachtete Desorptionseffekte auch mit der Katalysatoroberfläche zusammenhängen.

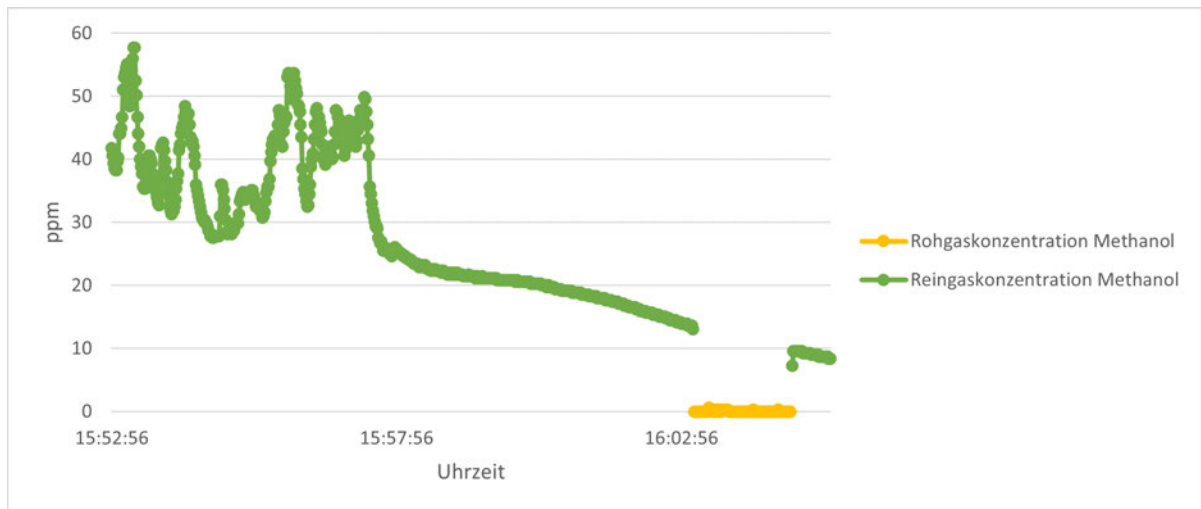


Abbildung 4.7: Langsame Desorption nach Entfernung der VOC-Quelle in Versuch 1.5

In Versuch 2.1 blieb die UV-Lichtquelle zunächst deaktiviert und wurde nach einer gewissen Zeit eingeschaltet. Ziel war es, den Beginn der photokatalytischen Aktivität explizit sichtbar zu machen. Obwohl der Effekt schwächer als erwartet ausfiel, zeigt sich dennoch ein deutlicher Knick in den Konzentrationsverläufen beim Ein- und Ausschalten der UV-Lampe (siehe Abbildung 4.8).

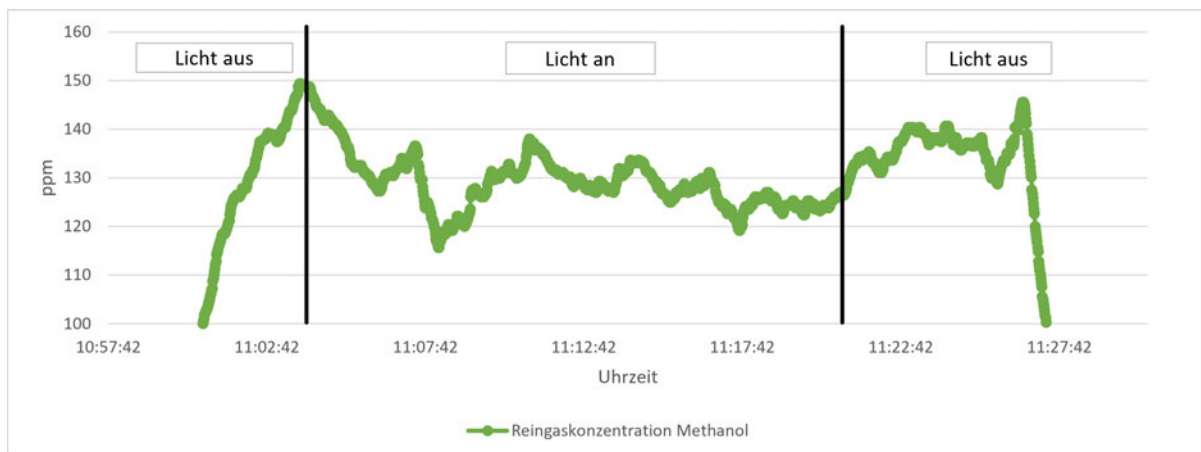


Abbildung 4.8: Einfluss der UV-Aktivierung in Versuch 2.1

Neben dem Volumenstrom können auch weitere Umgebungsparameter wie Temperatur, Luftfeuchte und Luftbewegungen im Labor die Umströmung der Petrischale beeinflussen. Zwar wurden Eingangstemperatur und Luftfeuchte während der Versuche dokumentiert, jedoch ließ sich im Rahmen der Messungen kein signifikanter Einfluss dieser Größen auf den photokatalytischen Abbau feststellen. Eine exemplarische Aufzeichnung der Umgebungsbedingungen vom zweiten Messtag ist in Abbildung 4.9 dargestellt. Es zeigt sich, dass sich der Reaktor im Laufe

des Betriebs aufheizt und zwischen Ein- und Austritt eine Differenz in der absoluten Feuchte besteht. Vereinzelt fehlen Messwerte, da das Messgerät temporär die Verbindung verlor und keine Daten aufzeichnen konnte.

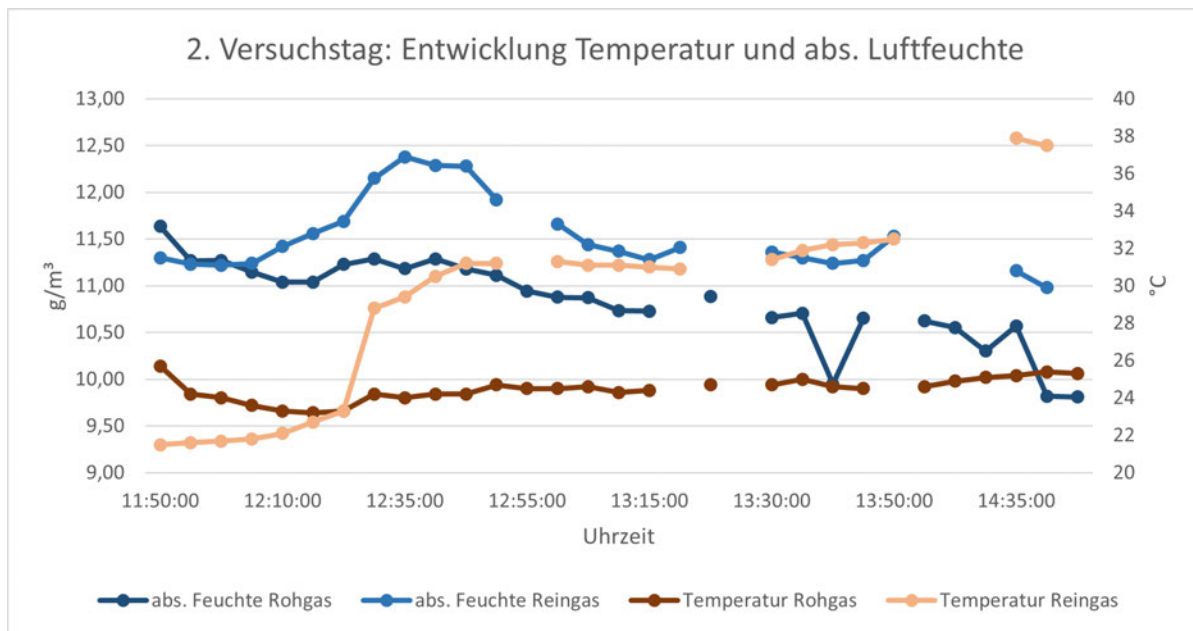


Abbildung 4.9: 2. Tag: Rohgastemperaturen und absolute Feuchte gegenüber dem Reingas

Zudem wurde im Ein- und Ausgang der CO_2 -Gehalt in ppm gemessen. Raumluftmessungen zeigten stabile Werte im Bereich 400 ppm bis 420 ppm. Bei der Messung am Reaktor konnten keine stabilen Werte erreicht werden. Bei Versuch 2.3 (siehe Abbildung 4.5 oder Abbildung D.6) wurden beispielsweise im Eingang zwischen 450 ppm bis 550 ppm gemessen, während im Ausgang 600 ppm bis 800 ppm gemessen wurde. So lässt sich zwar ein Anstieg vermuten, die Schwankungen mindern aber die Aussagekraft der Messwerte. Außerdem zeigten sich bei Öffnen der Methanolfflasche Anstiege bis 1200 ppm.

Diese Beobachtungen bilden die Grundlage für die im Folgenden vertiefte Diskussion der Versuchsergebnisse.

5 Diskussion

Die im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse werden im Folgenden hinsichtlich ihrer Aussagekraft, Reproduzierbarkeit und praktischen Relevanz eingeordnet. Die folgenden Ausführungen behandeln die Interpretation der Versuchsergebnisse, den Vergleich mit Literaturwerten, die Bewertung der Praxistauglichkeit sowie die kritische Reflexion der bestehenden Limitationen.

5.1 Interpretation der Versuchsergebnisse

Eine zentrale Erkenntnis der durchgeführten Versuche ist, dass der photokatalytische Abbau unter den gegebenen Bedingungen grundsätzlich möglich und mit den eingesetzten Mitteln nachweisbar ist. Die Abbaueffizienz hängt jedoch stark von den Betriebsparametern ab, insbesondere vom Volumenstrom und der daraus resultierenden Verweilzeit im Reaktor. Bei geringeren Volumenströmen, die eine verlängerte Kontaktzeit zwischen den Schadstoffmolekülen und der katalytisch aktiven Oberfläche ermöglichen, konnte eine signifikant höhere Abbaueffizienz beobachtet werden. Die Auswertung der Versuchsergebnisse wurde dadurch erschwert, dass die Eingangskonzentrationen teils erheblichen Schwankungen unterlagen. Diese sind auf die ungleichmäßige Verdampfung und den kurzen Weg zwischen VOC-Quelle und Messpunkt zurückzuführen.

Während bei Scheller (2001) Verweilzeiten zwischen 0,6 s bis 1,2 s realisiert wurden, waren hier höhere Verweilzeiten nötig. Ausgehend vom ungefähren Reaktorvolumen ($=53 \cdot 273 \cdot 1,5$ mm) und Volumenströmen bei 0,17 m³/h bis 0,33 m³/h ergibt sich eine Verweilzeit des Gases im Reaktor von ca. 1,6 s bis 3,1 s. Eine mögliche Ursache hierfür ist die Qualität der Katalysatorbeschichtung. Das in dieser Arbeit angewandte Sprühverfahren führte zu einer ungleichmäßigen Verteilung des TiO₂, teils mit Trocknungsrissen und Leerstellen, wodurch die für die Reaktion zur Verfügung stehende Katalysatoroberfläche reduziert wurde. Ein weiterer relevanter Aspekt betrifft die Maßhaltigkeit des Photoreaktors. Die Fertigung erfolgte durch einen Metallbaubetrieb, der typischerweise im Bereich von Geländer- und Türanlagen tätig ist. Die dort nach International Organization for Standardization (1991) geltenden Fertigungstoleranzen sind für einen ersten Versuchsaufbau ausreichend, aber verbesserungswürdig. Die präzise Herstellung des Reaktors, vor allem der 1 mm hohen Reaktionskammer und der schmalen Schlitze im Vierkantrohr, war eine Herausforderung. Eine exakte Vermessung der Innengeometrie war aufgrund der schwer zugänglichen Strukturen nur eingeschränkt möglich.

Die photokatalytische Wirkung des eingesetzten Systems konnte unter anderem durch Versuch 2.1 bestätigt werden, in dem die UV-Lampe im Versuch ein- und ausgeschaltet wurde. Dabei zeigte sich, dass der Abbau der Schadstoffe unmittelbar nach Aktivierung der Bestrahlung einsetzte. Der beobachtete Effekt fiel jedoch geringer aus als erwartet. Eine mögliche Ursache hierfür liegt unter anderem in einem zu hohen Volumenstrom, der die Adsorption der Schadstoffe auf der Katalysatoroberfläche limitieren könnte. Es ist außerdem vorstellbar, dass

Methylformiat entsteht und die Adsorptionsplätze blockiert, weshalb nur wenig umgesetzt werden kann. Ein anderer Grund könnte sein, dass die Lampen eine gewisse Zeit brauchen, um ihre volle Leistung zu erreichen. Darüber hinaus wurde in diesem Versuch ausschließlich die Ausgangskonzentration gemessen, sodass keine vollständige Aussage zur Abbaueffizienz getroffen werden kann. Um den Einfluss der UV-Bestrahlung differenzierter bewerten zu können, sollte der Versuch unter optimierten Randbedingungen wiederholt werden.

Die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse war im Rahmen der Versuchsreihe nur eingeschränkt gegeben. Zwei am zweiten Versuchstag durchgeführte Versuche (2.5 und 2.7) zeigten sehr ähnliche Konzentrationsverläufe sowie vergleichbare Abbaueffizienzen. Dies deutet darauf hin, dass unter stabilen Umgebungsbedingungen und bei konstantem Versuchsaufbau eine gewisse Reproduzierbarkeit erzielt werden kann. Demgegenüber lieferte die Wiederholung eines Versuchs vom ersten Tag (1.2) in Versuch 2.3 keine vergleichbaren Ergebnisse. Obwohl der Volumenstrom am zweiten Tag geringfügig niedriger war, lag die gemessene Rohgaskonzentration bei Versuch 1.2 etwa um den Faktor drei höher. Diese starke Abweichung lässt sich durch die schwankende Verdunstung der VOC-Quelle allein nicht erklären. Weitere mögliche Einflussfaktoren sind unter anderem der Öffnungsgrad der Abzugscheibe, Luftströmungen im Raum, die Anzahl und Aktivität von Personen im Labor sowie Änderungen in Temperatur und Luftfeuchte. Die Rohgastemperaturen und -luftfeuchte wurden über die gesamten Versuche aufgenommen. Diese lassen aber aufgrund der begrenzten Steuerbarkeit beider Parameter und fehlenden Vergleichsmessungen keine Aussage zu ihrem Einfluss zu.

Zusätzlich erschwert die eingesetzte Messtechnik die Interpretation der Daten: Die Verwendung eines einzelnen PID-Geräts im Wechsel zwischen Ein- und Ausgang verhindert eine zeitgleiche Erfassung beider Messgrößen. Am Ausgang zeigt sich häufig ein geglätteter Verlauf, was auf eine gute Durchmischung sowie eine gewisse Pufferwirkung im Reaktor schließen lässt. Um auch am Eingang ein stabiles und reproduzierbares Signal zu gewährleisten, wären Maßnahmen wie eine längere Gaswegstrecke, gezielte Umlenkungen oder der Einsatz von Lochgittern zur homogenen Durchmischung sinnvoll. Insgesamt stellen die stark schwankenden Eingangskonzentrationen eine wesentliche Einschränkung für die Vergleichbarkeit der Messungen dar, was sich auch in den teils hohen Unsicherheiten der Messwerte widerspiegelt.

Zur besseren Bewertung der Reaktionsvorgänge wurden ergänzend die Konzentrationen der Hauptabbauprodukte CO_2 und H_2O erfasst, da diese bei vollständiger Mineralisierung von Methanol entstehen. Gemäß der stöchiometrischen Reaktionsgleichung entstehen bei der vollständigen Oxidation von einem Mol Methanol ein Mol CO_2 und zwei Mol H_2O . Bei Versuch 2.3 (12:25-12:40Uhr) sank die Eingangskonzentration von 287,6 ppm auf 180,6 ppm, was einem Umsatz von 107,0 ppm Methanol entspricht. Im Idealfall der vollständigen Oxidation würden daraus 107,0 ppm CO_2 sowie 214 ppm H_2O entstehen, was einer Wassermenge von rund $0,16 \text{ g/m}^3$ entspricht. Die gemessenen CO_2 -Konzentrationen zeigten am Ausgang zwar einen Anstieg (ca. 600 ppm bis 800 ppm gegenüber 450 ppm bis 550 ppm am Eingang), dieser unterlag jedoch starken Schwankungen. Dies deutet zwar auf einen Oxidationsprozess hin, erlaubt

jedoch keine quantitative Bewertung des Abbaus. Zudem wurde beim Öffnen der Methanolf Flasche ein kurzzeitiger CO_2 -Anstieg auf über 1200 ppm beobachtet, was auf eine Kreuzsensitivität des CO_2 -Sensors gegenüber organischen Verbindungen hinweisen könnte.

Ein ähnliches Bild zeigte sich bei der Auswertung der absoluten Luftfeuchte: Im Allgemeinen war die Feuchte am Reaktorausgang höher als am Eingang, was auf die Bildung von Wasser als Abbauprodukt schließen lässt. Für Versuch 2.3 wurde ein Anstieg der absoluten Feuchte von ca. $1,0 \text{ g/m}^3$ gemessen - deutlich höher als die theoretisch zu erwartenden $0,16 \text{ g/m}^3$. Diese Diskrepanz könnte auf eine Kreuzsensitivität des eingesetzten Feuchtesensors gegenüber Methanol oder anderen flüchtigen Komponenten zurückzuführen sein. Hinzu kommt, dass zur Feuchtemessung zwei unterschiedliche Geräte verwendet wurden, die sich in Kalibrierung und Messunsicherheit unterscheiden. Die Qualität der Analytik erscheint insgesamt verbesserungswürdig.

Im Verlauf der Versuche traten außerdem mehrfach Hinweise auf Adsorptionseffekte auf, die den Konzentrationsverlauf maßgeblich beeinflussten. In einzelnen Messungen (z.B. bei 1.2 oder 1.5) wurde ein Anstieg der Ausgangskonzentration beobachtet, obwohl die Eingangskonzentration über den Zeitraum hinweg konstant blieb. Umgekehrt zeigte sich in anderen Fällen, dass die Ausgangskonzentration nach Entfernung der VOC-Quelle nur verzögert abfiel, obwohl am Eingang bereits kein Schadstoff mehr detektiert wurde. Beide Phänomene lassen sich durch Adsorption an der Katalysatoroberfläche erklären: Schadstoffmoleküle oder stabile Zwischenprodukte wie Methylformiat können zunächst an der Oberfläche zurückgehalten und erst mit zeitlicher Verzögerung wieder freigesetzt werden. Dies führt zu einer Pufferwirkung, die sowohl den Abbau als auch die Interpretation der Messergebnisse erschwert.

Ein weiterer Einflussfaktor, der potenziell die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse beeinflusst hat, betrifft die Entwicklung von Temperatur und relativer Luftfeuchtigkeit im Reaktorsystem. Da keine aktive Kühlung vorhanden war, heizte sich das System im Verlauf der Versuche kontinuierlich auf, wodurch die relative Luftfeuchte im Reingas messbar abnahm. Beide Parameter wurden während der Messungen dokumentiert, konnten im Versuchsaufbau jedoch nicht gezielt gesteuert oder konstant gehalten werden. Ein Einfluss auf die Reaktionskinetik erscheint insbesondere im Hinblick auf die Bildung von Hydroxylradikalen plausibel, da diese stark von der Verfügbarkeit adsorbierter Wassermoleküle abhängig ist (vgl. Kapitel 2.3(Vijayan und Sandhyarani, 2021)). Aufgrund fehlender Vergleichsmessungen unter kontrollierten Bedingungen lässt sich jedoch keine abschließende Bewertung des Temperatureinflusses vornehmen.

5.2 Vergleich mit Literaturwerten

Studien zu weiteren VOC wie Propen oder Propan bestätigen die grundsätzliche Wirksamkeit photokatalytischer Systeme. So wurde beispielsweise in Scheller (2001) für Propen ein Umsatz von bis zu 99,7% erreicht. Dennoch sind direkte Vergleiche zwischen verschiedenen Untersuchungen nur bedingt möglich, da das Reaktionsverhalten stark von der Molekülstruktur, den

Adsorptionseigenschaften sowie dem spezifischen Versuchsaufbau abhängt. Auch die in dieser Arbeit erzielten Abbaueffizienzen lassen sich grundsätzlich gut mit Literaturwerten vergleichen, auch wenn Unterschiede in Reaktorgeometrie, Messmethodik und eingesetzten Substanzen die Vergleichbarkeit einschränken. Für die eingesetzten Modellsubstanzen Methanol und Isopropanol konnte in mehreren Versuchen ein effektiver Abbau nachgewiesen werden. Dies war vor allem bei reduziertem Volumenstrom und dadurch verlängerter Verweilzeit zu beobachten.

Der in Kapitel 2.3 beschriebene Reaktionsmechanismus nach El-Roz et al. (2017) zeigt, dass die photokatalytische Oxidation von Methanol über Methoxy- und Formyl-Zwischenstufen bis zur vollständigen Mineralisierung zu CO_2 und H_2O verlaufen kann. Gleichzeitig besteht bei höheren Konzentrationen die Möglichkeit der Bildung von Nebenprodukten wie Methylformiat, welches durch die Reaktion von Methoxy- mit Formylgruppen entsteht und Adsorptionsplätze blockieren kann. Die eigenen Versuche mit Methanol bei Konzentrationen zwischen 50 und 500 ppm zeigen eine deutliche Abnahme der Ausgangskonzentration unter UV-Bestrahlung. Insbesondere bei geringen Volumenströmen (und damit hoher Verweilzeit) sowie bei erhöhten Ausgangskonzentrationen konnten hohe Abbaueffizienzen von bis zu 96,8 % (Versuch 2.5) erreicht werden. In den Versuchen 1.2 und 1.5 hingegen ist über die Zeit ein Anstieg der Ausgangskonzentration zu beobachten. Hier scheint die Verweilzeit für einen vollständigen Abbau nicht ausreichend gewesen zu sein. Gleichzeitig könnte eine Konkurrenz um Adsorptionsplätze vorgelegen haben, was bei höheren Konzentrationen zu erwarten ist. Auch die von El-Roz et al. (2017) beschriebene Bildung von Methylformiat ist als möglicher Faktor zu betrachten, der durch Oberflächenblockierung die Abbaueffizienz zusätzlich mindert.

In Kapitel 2.3 wurde gezeigt, dass die Oxidation von Isopropanol über zwei Wege verlaufen kann. Es kann zum einen über 2-Propoxid vollständig mineralisiert werden. Außerdem existiert ein langsamerer Weg über Aceton und Mesityloxid. Die eigenen Versuchsdaten zeigen, dass Isopropanol zu einem großen Teil abgebaut werden kann. Trotz der höheren Anzahl an C-Atomen pro Molekül, welche mehr Photonen bzw. Elektron-Loch-Paare zur vollständigen Mineralisierung benötigen, wurde es bei mittleren Eingangskonzentrationen zwischen 30 und 120 ppm ähnlich effizient abgebaut wie Methanol. Dies spricht für ein günstiges Adsorptionsverhalten und legt nahe, dass der schnellere Reaktionspfad (über 2-Propoxid) zumindest teilweise aktiv war. In welchem Maße welcher Reaktionspfad aktiv war und welche Zwischenprodukte entstanden sind, lassen sich mit der eingesetzten PID-Messtechnik nicht nachweisen.

Die in Abbildung 5.1 dargestellten Versuchsdaten zeigen die ermittelten Oxidationsraten in Abhängigkeit von der mittleren Einlasskonzentration. Die Berechnung der Oxidationsraten erfolgte gemäß der im Anhang (Abschnitt E.3) beschriebenen Methodik. Während bei vergleichbaren Daten für andere Stoffe in Abbildung 2.4 nur Daten bis 100 ppm vorliegen, zeigen sich hier auch oberhalb von 100 ppm noch steigende Oxidationsraten. Ein abrupter Rückgang bei einer der Methanolmessungen könnte auf eine Überschreitung eines Effizienzoptimums hindeuten, gegebenenfalls in Zusammenhang mit Methylformiat. Dieses könnte durch langsame

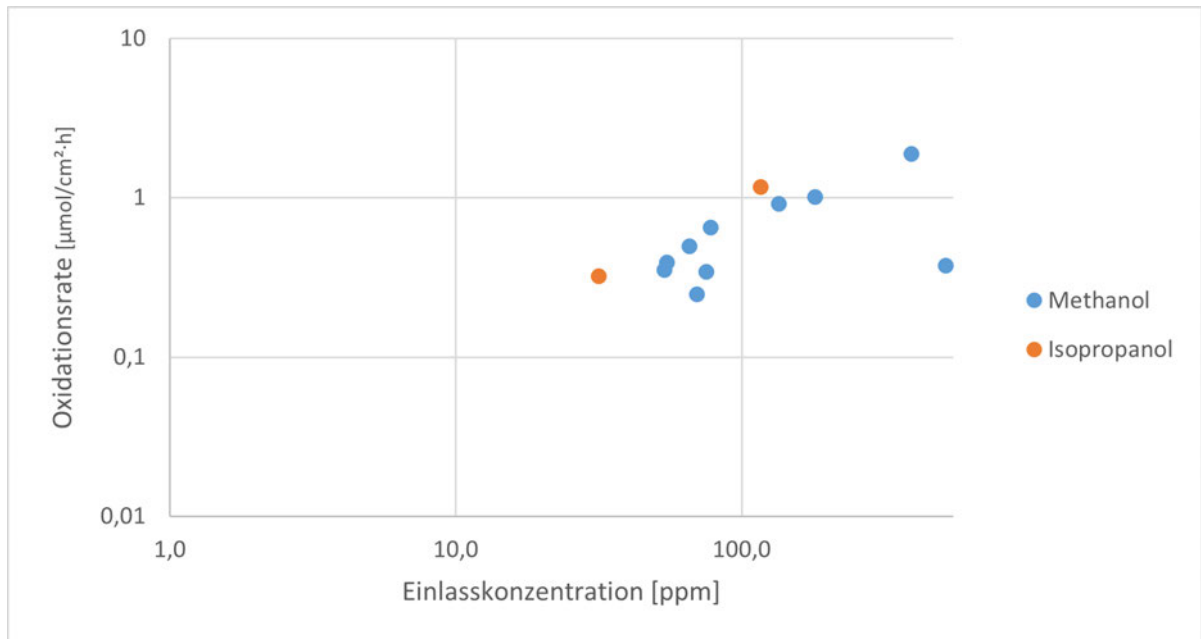


Abbildung 5.1: Oxidationsraten aus den Versuchen gegenüber der Eingangskonzentration in ppm

Reaktionskinetik oder Blockierung katalytisch aktiver Adsorptionsplätze eine temporäre Abnahme der Abbaurate erklären. Die Ergebnisse für Isopropanol lassen sich nur eingeschränkt bewerten, da aufgrund der wenigen Messwerte keine verlässlichen Aussagen über den Einfluss der Konzentration möglich sind.

Da das eingesetzte PID-Messgerät lediglich die VOC-Gesamtkonzentration erfasst und nicht zwischen einzelnen Reaktionsprodukten unterscheiden kann, ist eine direkte Aussage zur Menge und Verbleib von Abbauprodukten nicht möglich. Um dennoch Rückschlüsse auf die Mineralisierung ziehen zu können, wurden ergänzend die typischen Endprodukte CO_2 und H_2O messtechnisch untersucht. Der Nachweis von CO_2 als zentrales Oxidationsprodukt sollte dabei Hinweise auf den Grad der vollständigen Oxidation liefern. Die Umsetzung scheiterte jedoch an der mangelnden Verlässlichkeit der CO_2 -Messwerte: Diese wiesen starke Schwankungen auf und zeigten Anzeichen einer Kreuzsensitivität gegenüber den eingesetzten Substanzen Methanol bzw. Isopropanol. Das Messgerät war somit für eine quantitative Erfassung der Mineralisierung ungeeignet. Parallel erfolgte eine Analyse des Wassergehalts, um die Bildung von H_2O als weiteres typisches Reaktionsprodukt zu überprüfen. Zwar ließ sich am Reaktoreingang ein deutlicher Anstieg der absoluten Feuchte erkennen, dieser überstieg jedoch den theoretisch erwartbaren Wert signifikant. Auch hier ist von einer Kreuzsensitivität gegenüber organischen Lösemitteln auszugehen. Insgesamt erwiesen sich die verwendeten Detektionssysteme für CO_2 und H_2O im vorliegenden Versuchsaufbau als nicht geeignet, um die Mineralisierung belastbar nachzuweisen.

5.3 Bewertung der Praxistauglichkeit

Ein zentrales Kriterium für die Bewertung der Messergebnisse sowie der praktischen Relevanz des entwickelten Versuchsaufbaus ist die Einordnung im Hinblick auf gesetzlich geregelte Emissionsgrenzwerte. Die *TA Luft* (2021) definiert solche Grenzwerte auf Basis des trockenen Abgasvolumenstroms unter Normbedingungen ($T_N = 273,15\text{K}$, $p_N = 101,3\text{kPa}$), um eine einheitliche und ortsunabhängige Vergleichbarkeit sicherzustellen. Da im vorliegenden Versuchsaufbau jedoch unter realen Umgebungsbedingungen gemessen wurde, ist zur normgerechten Bewertung eine Korrektur des gemessenen Betriebsvolumenstroms erforderlich. Diese berücksichtigt neben Temperatur und Druck auch den Wasserdampfgehalt der Luft und erfolgt gemäß dem idealen Gasgesetz. Der zugrunde liegende Rechenweg ist im Anhang (Abschnitt E.2) dokumentiert.

Darüber hinaus sind die in der *TA Luft* festgelegten VOC-Grenzwerte auf den Kohlenstoffanteil (mg-C/m^3) bezogen. So gilt für die Emissionen von VOC ein Summengrenzwert von 50 mg-C/m^3 . Zusätzlich wird ein Grenzwert für den Massenstrom $\dot{m}$ von $0,5\text{kg/h}$ festgelegt, oberhalb dessen Anforderungen zur Emissionsminderung gelten. In der Praxis ist mindestens einer der beiden Grenzwerte einzuhalten. Die im Versuch eingesetzte Substanz Methanol ist gemäß *TA Luft* (2021) der Klasse I zugeordnet, für die strengere Grenzwerte gelten. Diese betragen 20mg/m^3 für die Konzentration sowie $0,1\text{ kg/h}$ für den Massenstrom. Zur Einordnung der im Rahmen der Versuche gemessenen Konzentrationen in ppm ist daher zusätzlich eine Umrechnung in mg-C/m^3 notwendig. Auch hierfür ist die Berechnung im Anhang (Abschnitt E.2) ausführlich dargestellt.

Tabelle 5.1: Berechnung der ppm-Grenzwerte zur Einhaltung von Kohlenstoffkonzentrations- und Massenstromgrenzwerten gemäß *TA Luft*

Substanz	Grenzwert $c_{\text{mg-C/m}^3}$	Grenzwert c_{ppm}	Grenzwert $\dot{m}$ [kg/h]
Methanol (CH_3OH)	20	$\approx 40,8\text{ ppm}$	0,1
Isopropanol ($\text{C}_3\text{H}_8\text{O}$)	50	$\approx 33,9\text{ ppm}$	0,5

Tabelle 5.1 gibt einen Überblick über die geltenden Emissionsgrenzwerte der untersuchten Substanzen. Zur Einhaltung dieser Grenzwerte sind in der Regel technische Maßnahmen zur Abluftreinigung erforderlich. Die im Rahmen dieser Arbeit erzeugten Eingangskonzentrationen überschritten die genannten Schwellenwerte zum Teil deutlich, wodurch die Relevanz geeigneter Reinigungsverfahren unterstrichen wird. Bei geeigneten Bedingungen lässt sich die Eingangskonzentration auf gesetzeskonforme Ausgangskonzentration reduzieren. Eine allgemeingültige Aussage über die notwendige Eingangskonzentration, ab der eine PCO wirtschaftlich oder technisch sinnvoll einsetzbar ist, lässt sich jedoch nicht treffen. Dies liegt an der hohen Variabilität physikalisch-chemischer Stoffeigenschaften sowie an der Zusammensetzung realer Abgasströme. Wie in Kapitel 2.3 erläutert, variiert die Abbauleistung photokatalytischer

Systeme signifikant in Abhängigkeit von Struktur, Adsorptionsverhalten und Reaktivität der einzelnen Komponenten. Um belastbare Aussagen zur Eignung der PCO für industrielle Anwendungen zu ermöglichen, sind daher weiterführende Untersuchungen unter praxisnahen Bedingungen erforderlich, insbesondere im Hinblick auf komplexe Stoffgemische.

Tabelle 5.3: Ausgangskonzentrationen und berechnete Massenströme für ausgewählte Versuche

Versuch	Ausgangskonz. [mg-C/m ³]	Normvolumenstrom [m ³ /h]	Massenstrom [kg-C/h]
1.2	468,0 ± 58,4	0,280	0,067
1.3	237,3 ± 66,6	0,279	0,032
2.6	5,9 ± 1,4	0,15	0,001
2.8	2,2 ± 0,5	0,15	0,000

In Tabelle 5.3 sind die für eine Bewertung nach *TA Luft* (2021) relevanten Emissionsparameter ausgewählter Versuche dargestellt. Dabei sind sowohl Versuche enthalten, bei denen die Konzentrationsgrenzwerte eingehalten werden, als auch solche, bei denen dies nicht der Fall ist. Auffällig ist, dass der resultierende Massenstrom der Testsubstanzen im Versuchsmaßstab deutlich unterhalb des in der *TA Luft* festgelegten Schwellenwerts liegt. Für Anlagen mit einer Größe ähnlich des hier eingesetzten Versuchsaufbaus erscheint eine Überschreitung des Grenzwerts daher als unwahrscheinlich.

In industriellen Anwendungen hingegen, bei denen in der Regel deutlich höhere Abluftvolumenströme auftreten, können grenzwertrelevante Massenströme auch bei vergleichbaren Konzentrationen schnell erreicht werden. Dies wird anhand der folgenden Beispielrechnung zu Versuch 1.2 deutlich. Hier wurde eine Ausgangskonzentration von 238,7 mg-C/m³ bei einem Normvolumenstrom von 0,28 Nm³/h gemessen. Daraus ergibt sich:

$$\dot{m}_{V1.2} = 238,7 \cdot 0,28 = 66,8 \text{ mg/h.} \quad (5.1)$$

Wird diese Konzentration auf ein industrielles Abluftvolumen von $\dot{V} = 1000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ hochgerechnet, ergibt sich ein Massenstrom von:

$$\dot{m}_{\text{ind}} = 238,7 \cdot 1000 = 238700 \text{ mg/h} = 0,2387 \text{ kg/h.} \quad (5.2)$$

Damit wird der in der *TA Luft* (2021) festgelegte Massenstromgrenzwert für Methanol von 0,2 kg/h überschritten. Dies unterstreicht die Relevanz emissionsmindernder Maßnahmen bei großtechnischen Anlagen, selbst wenn die Konzentrationen einzelner Komponenten im Vergleich zu den Grenzwerten moderat erscheinen. Unter der Annahme technischer Skalierbarkeit lassen sich die experimentellen Ergebnisse näherungsweise auf reale Anlagen übertragen. Eine Skalierung ist beispielsweise durch Parallelschaltung mehrerer Reaktormodule oder durch Anpassung ihrer Geometrie möglich. Der im Rahmen dieser Arbeit verwendete Reaktor besitzt

ein äußeres Gehäusevolumen von

$$V_{\text{Modul}} = 0,132 \text{ m} \cdot 0,520 \text{ m} \cdot 0,210 \text{ m} = 0,0144 \text{ m}^3 \quad (5.3)$$

und ermöglicht eine Luftbehandlung von ca.

$$\dot{V}_{\text{Modul}} = 0,17 \text{ m}^3/\text{h}. \quad (5.4)$$

Mit Kosten für den Photoreaktor von ca. 700€ ergeben sich die Kosten in € pro 1000 Nm³/h wie folgt:

$$\text{Kosten} = \frac{\text{Kosten}_{\text{Modul}}}{\dot{V}/1000} \approx 4,12 \text{ Mio. €/1000 Nm}^3/\text{h} \quad (5.5)$$

Die Betriebskosten werden vor allem durch die Leistung der Lampen und die Wartungsintensität bestimmt. Dazu kommen die Kosten für die Luftbewegung durch den Ventilator. Auf diese wird nicht weiter eingegangen, da alle Abluftbehandlungsmethoden einen Ventilator zur Beförderung der Luft brauchen. Der in dieser Arbeit verwendete Reaktor benötigt bei einem Volumenstrom von 0,17 m³/h eine elektrische Leistung von 144 W. Hochgerechnet auf einen industriellen Durchsatz von 1000 m³/h ergäbe sich bei linearer Skalierung eine elektrische Leistungsaufnahme von etwa

$$\frac{144 \text{ W}}{0,17 \text{ m}^3/\text{h}} \cdot 1000 \text{ m}^3/\text{h} \approx 847 \text{ kW}, \quad (5.6)$$

was einer spezifischen Energieaufnahme von rund 847 kWh/1000 Nm³ entspricht. Wird ein solcher Reaktor im Dauerbetrieb (24/7) betrieben, ergibt sich ein jährlicher Stromverbrauch von rund 7,42 GWh. Bei einem geschätzten industriellen Strompreis von 0,15 €/kWh entspricht dies jährlichen Betriebskosten von etwa

$$7,42 \cdot 10^6 \text{ kWh} \cdot 0,15 \text{ €/kWh} \approx 1,13 \text{ Mio. €}. \quad (5.7)$$

Diese Kostenschätzungen sind mit Vorsicht und als oberste Grenze zu interpretieren. Der im Versuch verwendete Reaktor wurde als Einzelstück gefertigt und ist nicht für eine serientaugliche Fertigung oder modulare Integration ausgelegt. Entsprechend hoch sind die Stückkosten, sowohl für das Gehäuse als auch für die eingesetzten Komponenten. Die verwendeten UV-Lampen stellen eine vergleichsweise teure Lösung dar. In einer industriellen Serienproduktion wären durch Standardisierung, optimierte Fertigungsprozesse und eine effizientere Flächennutzung deutliche Einsparungen zu erwarten.

Darüber hinaus weist das eingesetzte System auch hinsichtlich der Energieeffizienz hohes Optimierungspotenzial auf. Der vorliegende Aufbau wurde primär für den experimentellen Nachweis konzipiert und nicht auf Energieeffizienz hin entwickelt. So liegt der hochgerechnete Energiebedarf deutlich über den Betriebskosten etablierter Verfahren. Zum Vergleich: Die ther-

mische Nachverbrennung verursacht laut Europäischen Kommission (2016) typische Betriebskosten von bis zu 48.100€/1000Nm³/h·a. Diese und weitere Informationen zu Investitions- und Betriebskosten herkömmlicher Methoden sind in Tabelle 5.5 zu finden. Die Daten stammen aus dem Best Available Techniques Reference Document (BREF) der Europäischen Kommission.

Die in dieser Arbeit abgeschätzten Betriebskosten für das PCO-System liegen deutlich darüber und umfassen nur den Stromverbrauch der UV-Lampen, nicht die regelmäßige Wartung und den Austausch. Die verwendeten Lampen des Herstellers Philips besitzen eine angegebene Lebensdauer von rund 9.000 Stunden (Signify Holding, 2025), was im Dauerbetrieb etwa einem Jahr entspricht.

Tabelle 5.5: Vergleich von Investitions- und Betriebskosten ausgewählter Abluftbehandlungsverfahren (Europäischen Kommission, 2016)

Verfahren	Investitionskosten (€/1000Nm ³ /h)	Typische Betriebskosten (€/1000Nm ³ /h·a)
Photokatalytische Oxidation (PCO)	• Keine etablierten Marktpreise • Abhängig von Reaktorausführung, UV-Lichtquelle, Katalysator • Skalierung noch in Entwicklung	• Stromverbrauch und Wartung/Tausch der UV-Lampen • gegebenenfalls Katalysator-Erneuerung
Thermische Nachverbrennung	• 10.000-50.000€ • Je nach Systemgröße	• 2.560-48.100€ • abhängig von Brennwert und Wärmerückgewinnung
Aktivkohleadsorption	• 10.000-50.000€ • Je nach Systemgröße	• Regelmäßiger Kohlewechsel abhängig von Betriebsparametern • Aktivkohle: 0,8-6€/kg
Biofiltration	• 8.000-14.000€ • Abhängig von Substrat, Systemgröße und Vorbehandlung	• 740-1480€ • Lüfter, Wasser und Substraterneuerung • Keine Verbrauchsmittel
Gaswäscher	• 2.500-35.000€ • Abhängig von Ausführung, Material und Betriebsmitteln	• 770-44.900€ • Strom für Pumpen • Verbrauchsmittel (z. B. Laugen/Säuren) • Abwasseraufbereitung nicht inbegriffen

Es ist zu betonen, dass etablierte Verfahren wie die Aktivkohleadsorption oder die thermische Nachverbrennung über Jahre hinweg erprobt und in ihrer Anwendung stark optimiert sind. Dies betrifft sowohl die technischen Abläufe als auch die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Trotz dieser Optimierungen sind bei diesen Verfahren kontinuierliche Betriebskosten nicht zu vermeiden. Beispielsweise durch regelmäßigen Materialaustausch, hohen Energieeinsatz oder zusätzliche Reinigungsschritte zur Entfernung von Nebenprodukten. Die PCO ist hiervon nicht ausgenommen. Insbesondere der Strombedarf für die UV-Lampen sowie deren begrenzte Lebensdauer führen zu laufenden Kosten. Dennoch zeigt sich, dass durch gezielte Weiterentwicklungen im Reaktordesign, durch den Einsatz effizienterer Lichtquellen und eine

verbesserte Nutzung der Bestrahlungsfläche der spezifische Energiebedarf der PCO deutlich gesenkt werden kann.

Insgesamt zeigen die in dieser Arbeit erzielten Resultate, dass die photokatalytische Oxidation unter Laborbedingungen eine effektive Methode zur Reduktion flüchtiger organischer Verbindungen darstellen kann. Die Abbauleistung der gewählten Modellsubstanzen bestätigt die prinzipielle Wirksamkeit des Verfahrens. Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse, dass die praktische Umsetzung aktuell noch durch technische, wirtschaftliche und materialspezifische Limitationen eingeschränkt ist. Insbesondere die Reaktorskalierung, die Energieeffizienz der Lichtquellen und die Langzeitstabilität der Katalysatoren stellen zentrale Herausforderungen für eine industrielle Etablierung dar.

Mit Blick auf zukünftige Entwicklungen liegt großes Potenzial in der Weiterentwicklung lichtaktiver Materialien, etwa durch Dotierung oder den Einsatz alternativer Halbleiter mit sichtlichtaktiver Bandlücke. Ebenso wichtig sind Fortschritte in der Reaktorgeometrie und Lichtführung, um die Ausnutzung der Photonen und die Massentransportprozesse weiter zu optimieren. Neben technischen Innovationen sind auch standardisierte Prüfmethoden erforderlich, um die Leistungsfähigkeit unterschiedlicher PCO-Systeme vergleichbar und praxisnah bewerten zu können. Abschließend ist festzuhalten, dass die PCO als emissionsfreies und ressourcenschonendes Verfahren ein großes ökologisches Potenzial besitzt. Für eine breite Anwendung bedarf es jedoch weiterer Forschung, normierter Testprotokolle und wirtschaftlicher Produktionsansätze. Nur so lässt sich der Übergang von einer laborbasierten Forschungstechnologie hin zu einem industriell anwendbaren Verfahren erfolgreich gestalten.

5.4 Grenzen bzw. Limitationen

In der Literatur wird das Optimum für die Beschichtungsmenge mit ca. 30 g/m^2 nach Scheller (2001) angegeben. Darüber findet keine Verbesserung der Abbauleistung statt. Während dieser Wert mit $33,86 \text{ g/m}^2$ überschritten wurde, weist die optische Qualität der Beschichtung Mängel auf. Die Beschichtung ist nicht gleichmäßig, weist teils Leerstellen oder unterschiedliche Schichtdicken auf. Aus Zeitgründen wurde lediglich die Platte mit der homogenen Oberfläche näher untersucht, womit eine quantitative Bewertung des Einflusses der Schichtqualität auf die Reaktionsrate nicht erfolgen konnte. Wie bereits zuvor erläutert, finden photokatalytische Reaktionen ausschließlich an der Oberfläche des Katalysators statt. Eine gleichmäßige, haftfeste und dünne Schicht ist daher entscheidend für die Reaktorleistung (Escobedo und De Lasa, 2020). Verbesserungen könnten durch optimierte Beschichtungstechniken erreicht werden. Z.B. durch das Nutzen von Druckluft, um eine feinere Verteilung auf der Oberfläche zu fördern. Andere Verfahren wie Sol-Gel-Verfahren sind ebenfalls geeignet, aber aufwendiger (Fraunhofer-IFAM, 2022).

Ein weiterer limitierender Faktor lag in der Ausgestaltung der UV-Bestrahlungseinheit. Die eingesetzte zylindrische Lichtquelle erzeugte ein Bestrahlungsfeld, bei dem ein erheblicher An-

teil der emittierten Strahlung nicht direkt auf die Katalysatorplatten, sondern auf reflektierende Oberflächen der Reaktorhülle gerichtet war. Trotz reflektierender Innenauskleidung ging somit ein Teil der Photonen ungenutzt verloren bzw. in Wärme über. Wie bereits erläutert, ist eine gleichmäßige und intensive Bestrahlung der aktiven Oberfläche entscheidend, um möglichst viele Elektron-Loch-Paare in der Katalysatoroberfläche zu generieren. Da die Effizienz photokatalytischer Reaktionen maßgeblich von der verfügbaren Photonendichte abhängt (He et al., 2021), wirkt sich eine ungleichmäßige Lichtverteilung ebenso negativ auf die Abbaurate aus wie eine insgesamt zu geringe Bestrahlungsstärke. Letztere wurde im Rahmen der Versuche nicht systematisch variiert, wodurch mögliche Optimierungspotenziale unberücksichtigt blieben. Andere Lichtquellen, welche nur in eine Richtung strahlen, könnten sowohl eine homogenere Ausleuchtung als auch eine kompaktere Reaktorbauweise ermöglichen. Aufgrund eingeschränkter Verfügbarkeit und der hohen Kosten im kurzwelligen UV-Bereich (vgl. 2.5) kamen diese im vorliegenden Aufbau jedoch nicht zum Einsatz.

Die Erfassung der VOC-Konzentration erfolgte mit einem PID-Messgerät. Mit diesem wurde im Betrieb abwechselnd im Ein- und Auslass des Reaktors gemessen. Diese Konfiguration erlaubt zwar eine Erfassung beider Konzentrationen, jedoch keine gleichzeitige Messung. Kurzzeitige Schwankungen im Gasstrom oder Verzögerungseffekte können so nicht erfasst werden und beschränken die Qualität der Daten. Das verwendete Messgerät erfasst außerdem VOC als Summenparameter auf Basis eines Kalibriergases, in diesem Fall Isobuten. Da unterschiedliche VOC ein variierendes Ansprechverhalten zeigen, ist eine quantitative Bewertung einzelner Substanzen ohne vorgeschaltete Trennverfahren wie der Gaschromatographie nicht möglich. Eine Differenzierung zwischen Edukten, Zwischen- und Reaktionsprodukten kann daher mit dieser Methode nicht erfolgen. Zur ergänzenden Beurteilung des Mineralisierungsgrads wurde ein CO₂-Messgerät eingesetzt. Dieses erwies sich jedoch als kreuzsensitiv, unter anderem gegenüber Methanol, und lieferte keine verlässlichen Messwerte. In der Literatur wird vielfach auf ergänzende Methoden wie Infrarotspektroskopie oder Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung zurückgegriffen, um die Reaktionspfade exakt zu verifizieren (Pavel et al., 2023). Solche Analysen waren im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar.

Ein möglicher Einflussfaktor auf die Messergebnisse ergibt sich aus der kontinuierlichen Probenahme durch das PID-Messgerät, welches mit einer Absaugrate von 0,22 l/min (0,0132 m³/h) arbeitet. Im Verhältnis zum zuletzt eingestellten Gesamtvolumenstrom von 0,17 m³/h entspricht dies etwa 7,7 % des Gesamtstroms. Diese Entnahme kann sich insbesondere auf die Eingangsmessung auswirken, da der Probengasstrom dort vor dem Eintritt in den Reaktor entnommen wird. In der Folge kann es sein, dass während der Messung ein geringfügig reduzierter Volumenstrom durch den Reaktor fließt. Beim Wechsel der Messposition auf den Ausgang erhöht sich der Volumenstrom durch den Reaktor entsprechend wieder. Dies könnte Einfluss auf die Messergebnisse haben. Dennoch ist der Einfluss der PID-Absaugrate insgesamt als gering einzustufen und konnte im Rahmen der Versuchsdurchführung nicht beobachtet werden. Eine potenzielle Lösung zur Vermeidung dieser systematischen Abweichung bestünde darin, das

entnommene Messgas wieder in den Versuchsaufbau zurückzuführen.

Der experimentelle Untersuchungsumfang beschränkte sich auf zwei Modellsubstanzen, deren Reaktionsverhalten unter idealisierten Bedingungen analysiert wurde. Auch wenn die Substanzen aufgrund ihrer gut charakterisierten Oxidationspfade und analytischen Zugänglichkeit sinnvoll gewählt wurden, lässt sich die Übertragbarkeit auf reale Abluftströme nur eingeschränkt beurteilen. In der industriellen Praxis treten häufig komplexe VOC-Gemische auf, deren Komponenten sich hinsichtlich Adsorptionsverhalten, Reaktivität und Reaktionswegen deutlich unterscheiden (vgl. Abschnitt 2.3). Die simultane Präsenz verschiedener VOC kann zu Konkurrenz um Adsorptionsplätze und zu Wechselwirkungen führen, die den Umsatz einzelner Substanzen hemmen (Hay et al., 2015).

Eine gezielte Steuerung der Betriebsparameter war im Versuchsaufbau nur eingeschränkt möglich. Lediglich der Volumenstrom konnte aktiv eingestellt werden, während sich die Konzentrationen der zugeführten Substanzen daraus ergaben und nicht unabhängig variiert werden konnten. Temperatur und Luftfeuchtigkeit wurden zwar im Ein- und Ausgang des Photoreaktors erfasst, konnten experimentell jedoch nicht beeinflusst werden. Wie in Kapitel 2.3 erläutert, stellen beide Parameter wichtige Einflussgrößen für Adsorption und Reaktionskinetik dar. Während höhere Temperaturen typischerweise die Adsorption reduzieren, können sie bei schwach gebundenen Verbindungen wie Ethylen gleichzeitig zu einer Steigerung der Reaktionsrate führen (Hay et al., 2015). Ohne die Möglichkeit einer aktiven Temperaturregelung konnten solche Effekte lediglich beobachtet werden.

Ein zusätzlicher Unsicherheitsfaktor lag in den teils stark schwankenden Eingangskonzentrationen, die unter anderem durch Verdunstungseffekte und zu kurze Wege zwischen Verdunstung und Messpunkt bedingt waren. Dies erschwerte insbesondere die Vergleichbarkeit einzelner Versuche sowie die quantitative Bewertung der Abbaueffizienz. Stabilere Konzentrationsmesswerte könnten durch den Einsatz definierter Dosiersysteme, längere Strömungswege, Umlenkstrukturen oder Lochgitter zur besseren Durchmischung erreicht werden.

Im Rahmen der Versuche wurde ausschließlich TiO_2 in Form von nanoskaligem Anatas genutzt. In vielen wissenschaftlichen Studien kommt hingegen das kommerziell verbreitete P25-Pulver zum Einsatz, eine Mischung aus Anatas und Rutil (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2024). Theoretisch sind kleinere Partikel auf Grund des günstigeren Verhältnisses von Oberfläche zu Partikelmasse verhältnismäßig stärker photokatalytisch aktiv. Eine Untersuchung alternativer Katalysatormaterialien oder Materialmodifikationen erfolgte im Rahmen dieser Arbeit nicht, wäre jedoch insbesondere im Hinblick auf industrielle Anwendungen von Interesse.

6 Fazit und Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Leistungsfähigkeit der PCO zur Behandlung von VOC-haltiger Abluft anhand von Methanol und Isopropanol untersucht. Der Fokus lag auf der Anwendung von TiO_2 unter UV-C-Bestrahlung zum Abbau der Modellsubstanzen. Neben einer ausführlichen Auseinandersetzung mit den zugrunde liegenden Wirkmechanismen und Prozessparametern wurde ein Versuchsaufbau konzipiert, umgesetzt und im Rahmen mehrerer Laborversuche untersucht.

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass unter bestimmten Bedingungen ein signifikanter Abbau von den Testsubstanzen erzielt werden kann. Die erzielten Abbauraten variieren in Abhängigkeit von den Eingangsfrachten. Besonders hervorzuheben ist, dass die photokatalytische Aktivität stark durch die Katalysatorbeschichtung und die gleichmäßige UV-Ausleuchtung beeinflusst wird. Die Aufnahme zusätzlicher Prozessparameter, etwa zur Druckverlustmessung oder Strömungsoptimierung, ermöglichte eine ganzheitliche Bewertung des Reaktors. Kritisch zu sehen sind jedoch einzelne Aspekte des Versuchsaufbaus, insbesondere hinsichtlich der Reproduzierbarkeit der Messmethoden, der kontrollierten Verdampfung der Testsubstanzen sowie der Stabilität der Umgebungsbedingungen. Diese Faktoren führten teils zu Schwankungen in den Messergebnissen und begrenzen die Vergleichbarkeit einzelner Versuche. Trotz der aufgezeigten Limitationen in Messmethodik und Versuchsaufbau konnte gezeigt werden, dass sich mit relativ einfachen Mitteln ein funktionsfähiger Versuchsaufbau realisieren lässt.

Im Vergleich zu etablierten Verfahren wie der Aktivkohleadsorption oder der thermischen Nachverbrennung zeigt sich die PCO unter Vorbehalt von Optimierungen als potenziell energieeffizientere und wartungsärmere Technologie. Gleichzeitig wurde deutlich, dass die PCO aktuell noch durch begrenzte Skalierbarkeit, variable Wirkungsgrade und das Risiko von Nebenprodukten limitiert ist. Um eine belastbare Einschätzung der industriellen Anwendbarkeit zu ermöglichen, bedarf es weiterführender Untersuchungen unter realitätsnahen Betriebsbedingungen und im Kontext branchenspezifischer Anforderungen.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse dieser Arbeit das Potenzial der photokatalytischen Oxidation als ergänzende Technologie im Bereich der industriellen Abluftbehandlung. Zukünftige Arbeiten könnten sich mit der Optimierung der Lichtquelle, alternativen Katalysatoren sowie der Langzeitstabilität des Systems befassen. Darüber hinaus wäre eine Erweiterung der Untersuchung auf realitätsnähere Schadstoffgemische und praxisnahe Betriebsbedingungen von besonderem Interesse, um die Übertragbarkeit auf industrielle Anwendungen weiter zu überprüfen.

Literaturverzeichnis

- Bachmann, G. et al. (2007). *Nanotechnologien für den Umweltschutz*. Techn. Ber. Zugriff am 13. Juni 2025. Düsseldorf: Zukünftige Technologien Consulting der VDI Technologiezentrum GmbH. URL: https://web.archive.org/web/20161213092258/https://www.vditz.de/fileadmin/media/publications/pdf/Band_71.pdf.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2020). *Bodennahes Ozon und Sommersmog*. Zugriff am 16.06.2025. URL: https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw_47_bodennahes_ozon.pdf.
- Benedix, Roland et al. (2000). „Application of Titanium Dioxide Photocatalysis to Create Self-Cleaning Building Materials“. In: *Lacer* 5. Zugriff am 13. Mai 2025. URL: https://www.researchgate.net/publication/265540833_Application_of_Titanium_Dioxide_Photocatalysis_to_Create_Self-Cleaning_Building_Materials.
- Bundesinstitut für Risikobewertung (2024). *Titandioxid - gibt es gesundheitliche Risiken?* FAQ des BfR, aktualisiert am 11. Oktober 2024. URL: <https://www.bfr.bund.de/fragen-und-antworten/thema/titandioxid-gibt-es-gesundheitliche-risiken/>.
- ChemAnalyst (2024). *Isopropyl Alcohol (IPA) Market Analysis: Production, Demand Outlook*. Zugriff am 10.06.2025. URL: <https://www.chemanalyst.com/industry-report/isopropyl-alcohol-ipa-187>.
- Daikin Europe N.V. (2024). *Titanium Apatite Filter Technology*. Zugriff am 13. Juni 2025. URL: https://www.daikin.es/en_us/daikin-the-technology-you-breathe/the-air-you-breathe-at-home/technology/titanium-apatite.html.
- DECHEMA-Forschungsinstitut (2025). *Photokatalyse*. Zugriff am 13. Mai 2025. URL: <https://dechema-dfi.de/Dienstleistungen/Photokatalyse.html> (besucht am 13.05.2025).
- ERLUS AG (2025). *ERLUS Lotus air® - Selbstreinigende Dachziegel zur Reduktion von Stickoxiden*. Zugriff am 2. Juni 2025. URL: <https://www.erlus.com/en/lotusair>.
- TA Luft (2021). *Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft)*. https://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_18082021_IGI25025005.htm. Bekanntmachung vom 18. August 2021.
- Escobedo, Salvador und Hugo De Lasa (2020). „Photocatalysis for Air Treatment Processes: Current Technologies and Future Applications for the Removal of Organic Pollutants and Viruses“. In: *Catalysts* 10.9, S. 966. ISSN: 2073-4344. DOI: 10.3390/catal10090966. URL: <https://www.mdpi.com/2073-4344/10/9/966> (besucht am 21.05.2025).
- Europäischen Kommission (2016). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector*. Techn. Ber. EUR 28186 EN. Accessed: 2025-06-01. Joint Research Centre, European

- IPPC Bureau. URL: https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2020-01/CWW_Bref_2016_published.pdf.
- Evaluation of measurement data — GUM* (2008). JCGM Guide JCGM 100:2008. Available at https://www.bipm.org/documents/20126/2071204/JCGM_100_2008_E.pdf. Joint Committee for Guides in Metrology (JCGM).
- Fujishima, Akira und Kenichi Honda (1972). „Electrochemical Photolysis of Water at a Semiconductor Electrode“. In: *Nature* 238.5358, S. 37–38. DOI: 10.1038/238037a0. URL: <https://doi.org/10.1038/238037a0>.
- Gebr. Becker GmbH (2023). *Technisches Datenblatt: VT 4.4 – Drehschieber-Vakuumpumpe, trockenlaufend*. https://main.becker-international.com/zfiles/allgemein/1698320989_ds_Becker_VT_4.4_Vakuumpumpen_de.pdf. Zugriff am 16.06.2025.
- Hancaner (2025). *Hancaner CO-Messgerät (350-2000 ppm)*. <https://www.amazon.de/dp/B091PHZZ1T>. Zugriff am 1. Juni 2025.
- Hay, Stephen et al. (2015). „The Viability of Photocatalysis for Air Purification“. In: *Molecules* 20.1, S. 1319–1356. ISSN: 1420-3049. DOI: 10.3390/molecules20011319. URL: <https://www.mdpi.com/1420-3049/20/1/1319> (besucht am 21.05.2025).
- He, Fei et al. (2021). „Photocatalytic air purification mimicking the self-cleaning process of the atmosphere“. In: *Nature Communications* 12.1, S. 2528. ISSN: 2041-1723. DOI: 10.1038/s41467-021-22839-0. URL: <https://www.nature.com/articles/s41467-021-22839-0> (besucht am 13.05.2025).
- Heidelberg Materials UK (2018). *TioCem® - Reducing pollution in the urban environment*. <https://www.heidelbergmaterials.co.uk/sites/default/files/assets/document/hanson-tiocem.pdf>. Zugriff am 2. Juni 2025.
- Honeywell GmbH (2025). *Fehler- und Druckverlustkurven BK-G4 / BK-G4T*. <https://gt-gascount.de/Gaszaehler-BK-G4MT-Zweistutzen-DN25-Temperaturkompensiert>. Zugriff am 1. Juni 2025.
- IFA (2025a). *GESTIS-Stoffdatenbank: Eintrag zu Isopropanol*. Zugriff am 13. Mai 2025. URL: <https://gestis.dguv.de/data?name=011190> (besucht am 13.05.2025).
- (2025b). *GESTIS-Stoffdatenbank: Eintrag zu Methanol*. Zugriff am 13. Mai 2025. URL: <https://gestis.dguv.de/data?name=011240> (besucht am 13.05.2025).
- Fraunhofer-IFAM (2022). *Schlussbericht zu IGF-Vorhaben Nr. 21170 mit Thema TexAS: Verfahren zur Textilbeschichtung mit photokatalytischer Aktivität im sichtbaren Spektralbereich*. Zugriff am 16.06.2025.
- International Organization for Standardization (1991). *ISO 2768: General tolerances – Part 1: Tolerances for linear and angular dimensions without individual tolerance indications; Part 2: Geometrical tolerances for features without individual tolerance indications*. Standard. URL: <https://www.dinmedia.de/de/norm/din-iso-2768-1/1718351>.
- ION Science Ltd. (2020). *MiniPID 2: Response Factors for over 1000 Compounds*. <https://www.ionscience.com>. Datenblatt: Response Factors für MiniPID 2-Detektoren.

- ION Science Ltd. (2025). *Tiger XT - Tragbarer PID-Gasdetektor*. Datenblatt Rev. 1.0. ION Science.
- Kubacka, Anna et al. (2021). „Interpreting quantum efficiency for energy and environmental applications of photo-catalytic materials“. In: *Current Opinion in Chemical Engineering* 33. Open access under CC BY license, S. 100712. DOI: 10.1016/j.coche.2021.100712.
- Lin, Lin et al. (2013). „Photocatalytic oxidation for degradation of VOCs“. In: *Open Journal of Inorganic Chemistry* 03.1, S. 14–25. ISSN: 2161-7406, 2161-7414. DOI: 10.4236/ojic.2013.31003. URL: <http://www.scirp.org/journal/doi.aspx?DOI=10.4236/ojic.2013.31003> (besucht am 21.05.2025).
- Martens, S. et al. (2010). *Untersuchung des Einsatzes von Nanomaterialien im Umweltschutz*. Techn. Ber. UBA-FB 001341. Zugriff am 13. Juni 2025. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA). URL: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/untersuchung-des-einsatzes-von-nanomaterialien-im>.
- NexantECA (2024). *Global Methanol Market Snapshot: A Turbulent Few Years but Growth is Returning*. Zugriff am 10.06.2025. URL: <https://www.nexanteca.com/blog/global-methanol-market-snapshot-1>.
- Nóvoa, Xosé R et al. (2021). „A review of portable sensors for the monitoring of atmospheric pollutants“. In: *Sensors and Actuators B: Chemical* 329, S. 129206. DOI: 10.1016/j.snb.2020.129206. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925400520316257>.
- Pavel, Monica et al. (2023). „Photocatalytic Degradation of Organic and Inorganic Pollutants to Harmless End Products: Assessment of Practical Application Potential for Water and Air Cleaning“. In: *Catalysts* 13.2, S. 380. ISSN: 2073-4344. DOI: 10.3390/catal13020380. URL: <https://www.mdpi.com/2073-4344/13/2/380> (besucht am 13.05.2025).
- Peiris, Sasanka et al. (2021). „Recent development and future prospects of TiO₂ photocatalysis“. In: *Journal of the Chinese Chemical Society* 68.5, S. 738–769. ISSN: 0009-4536, 2192-6549. DOI: 10.1002/jccs.202000465. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jccs.202000465> (besucht am 21.05.2025).
- Pilkington Deutschland AG (2025). *Pilkington Activ – Selbstreinigendes Glas*. Zugriff am 2. Juni 2025. URL: <https://www.pilkington.com/de-de/de/produkte/produktkategorien/selbstreinigung/pilkington-activ>.
- Rauch, Kyle D. et al. (2024). „A critical review of ultra-violet light emitting diodes as a one water disinfection technology“. In: *Water Research X* 25, S. 100–271. DOI: 10.1016/j.wroa.2024.100271. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100271>.
- Rengifo-Herrera, Julián A. und César Pulgarin (2023). „Why five decades of massive research on heterogeneous photocatalysis, especially on TiO₂, has not yet driven to water disinfection and detoxification applications? Critical review of drawbacks and challenges“. In: *Chemical Engineering Journal* 477, S. 146875. ISSN: 13858947. DOI: 10.1016/j.

- cej . 2023 . 146875. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894723056061> (besucht am 13.05.2025).
- El-Roz, Mohamad et al. (2017). „On the Mechanism of Methanol Photooxidation to Methylformate and Carbon Dioxide on TiO: An Operando-FTIR Study“. In: *Physical Chemistry Chemical Physics* 19.35, S. 23769–23777. DOI: 10.1039/C7CP00726G.
- Scheller, Matthias (2001). „Untersuchungen zur photokatalytischen Aktivität verschiedener Titandioxide“. In: URL: <https://repo.uni-hannover.de/server/api/core/bitstreams/1fde221a-dbad-4258-94a8-b30d2ac302cc/content>.
- Signify Holding (2025). *Produktdatenblatt: TUV PL-L 36W/4P ICT/25*. <https://www.lighting.philips.com>. Stand: 8. Mai 2025. Artikelnummer: 927903404007.
- Testo SE & Co. KGaA (o.D.). *Technische Datenblätter der Messgeräte Testo 410i, 510i und 605i*. <https://www.testo.com>. Zugriff am 1. Juni 2025.
- Umweltbundesamt (2025). *Flüchtige organische Verbindungen*. Zugriff am 13. Mai 2025. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/umwelteinfluesse-auf-den-menschen/chemische-stoffe/fluechtige-organische-verbindungen#fluechtige-organische-verbindungen-voc-> (besucht am 13.05.2025).
- United Nations Environment Programme (2019). *Global Chemicals Outlook II: From Legacies to Innovative Solutions*. <https://www.unep.org/resources/report/global-chemicals-outlook-ii-legacies-innovative-solutions>. Zugriff am 10.06.2025.
- VDI (2013). *VDI 3674: Abgasreinigung durch Adsorption - Prozessgas- und Abgasreinigung*. VDI-Richtlinie. DIN Media GmbH, Berlin.
- (2014a). *VDI 2442: Verfahren und Technik der thermischen Abgasreinigung*. VDI-Richtlinie. DIN Media GmbH, Berlin.
- (2014b). *VDI 3679: Nassabscheider für partikelförmige Stoffe*. VDI-Richtlinie. DIN Media GmbH, Berlin.
- (2016). *VDI 3477: Abgasreinigung - Biologische Abgasreinigung - Biofilter*. VDI-Richtlinie. DIN Media GmbH, Berlin.
- Vijayan, Aruna und N. Sandhyarani (2021). „Chapter 1 Synthesis and Characterization of Photocatalytic Materials“. In: *Photocatalysis*. Hrsg. von Suresh C. Pillai und Vignesh Kumaravel. De Gruyter, S. 1–36. ISBN: 978-3-11-066848-3. DOI: 10.1515/9783110668483-001. URL: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/9783110668483-001/html> (besucht am 13.05.2025).
- Wilson, A. H. (1931). „The Theory of Electronic Semi-Conductors“. In: *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character* 133.822, S. 458–491. DOI: 10.1098/rspa.1931.0133. URL: <https://doi.org/10.1098/rspa.1931.0133>.
- Wolff, T. (2008). *Abschlussbericht zu dem Projekt: Photokatalytischer Mikroreaktor zur Luftaufbereitung im Automobil*. Techn. Ber. Zugriff am 13. Juni 2025. helsa-automotive GmbH Co KG und Institut für Technische Chemie und Umweltchemie der Friedrich-

Schiller-Universität Jena. URL: https://opac.dbu.de/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-22695_HA.pdf.

Xu, Weizong und Daniel Raftery (2001). „Photocatalytic Oxidation of 2-Propanol on TiO Powder and TiO Monolayer Catalysts Studied by Solid-State NMR“. In: *The Journal of Physical Chemistry B* 105.38, S. 8870–8876. DOI: 10.1021/jp004381e.

Yao, S.W. und H.P. Kuo (2015). „Photocatalytic Degradation of Toluene on SiO₂/TiO₂ Photocatalyst in a Fluidized Bed Reactor“. In: *Procedia Engineering* 102, S. 1254–1260. ISSN: 18777058. DOI: 10.1016/j.proeng.2015.01.254. URL: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877705815002738> (besucht am 21.05.2025).

Anhang

Anhangsverzeichnis

A	Protokoll - Strömungssimulation	54
B	Laborprotokoll - TiO₂-Beschichtung von Edelstahlplatten	56
C	Versuchsprotokoll: lufttechnische Messungen am Photoreaktor	60
D	Messdaten und Versuchsergebnisse	61
E	Berechnungen	67
E.1	Umrechnung der PID-Messwerte	67
E.2	Berechnungen zur Bewertung der Emissionen nach TA Luft	67
E.3	Berechnung der Oxidationsrate in $\mu\text{mol}/\text{cm}^2 \cdot h$	69
E.4	Unsicherheitsbetrachtung	70
E.4.1	Unsicherheitsbetrachtung der Massenbestimmung	71
E.4.2	Unsicherheitsbetrachtung der Flächenbestimmung	71
E.4.3	Unsicherheitsbetrachtung der Beschichtungsmenge (Differenzwägung)	71
E.4.4	Unsicherheitsbetrachtung der flächenbezogenen Beschichtungsmenge	71
E.4.5	Unsicherheitsbetrachtung der PID-Konzentrationsmessung	72
E.4.6	Unsicherheitsbetrachtung der Abbaueffizienz	73
E.4.7	Unsicherheitsbetrachtung der Zeitmessung	73
E.4.8	Unsicherheitsbetrachtung des Gasvolumens	74
E.4.9	Unsicherheitsbetrachtung der Temperaturmessung	74
E.4.10	Unsicherheitsbetrachtung der Luftfeuchte	74
E.4.11	Unsicherheitsbetrachtung der Strömungsgeschwindigkeit	74
E.4.12	Unsicherheitsbetrachtung des Druckverlustes	74
E.4.13	Unsicherheitsbetrachtung des Betriebsvolumenstroms	75
E.4.14	Unsicherheitsbetrachtung der Oxidationsrate	75

A Protokoll - Strömungssimulation

Zur Optimierung der Strömungsführung wurde vor der Fertigung eine numerische Strömungssimulation auf Basis der Finite-Elemente-Methode durchgeführt. Die Berechnungen erfolgten mit dem Strömungssimulationsprogramm ANSYS Fluent 2024R2 der Fa. ANSYS Inc. und wurden nicht selbst im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt, sondern extern bereitgestellt. Die Simulation basiert auf den instationären Navier-Stokes-Gleichungen, welche die Erhaltung von Impuls und Masse für inkompressible Fluide beschreiben. Um die Gleichungen numerisch lösen zu können, wurde der Reaktorraum in eine Vielzahl von Volumenelementen (Mesh) unterteilt. In jedem dieser Elemente werden die Strömungsgrößen durch lokal approximierte Funktionen für Geschwindigkeit und Druck beschrieben. Die Finite-Elemente-Methode erlaubt es, diese lokalen Lösungen zu einem globalen Gleichungssystem zu verknüpfen, welches die gesamte Geometrie des Reaktors abbildet.

Die Qualität der Simulationsergebnisse wurde durch einen Vergleich unterschiedlicher Netzfeinheiten überprüft. Dabei zeigte sich, dass sich die berechneten Druckverluste bei weiterer Verfeinerung nur noch geringfügig veränderten ($-4,8\text{Pa}$ bei groben Netz, ggü. $-5,8\text{Pa}$). Im Rahmen der Versuche werden die Ergebnisse der Simulation mittels Differenzdruckmessung überprüft (vgl. Anhang C).

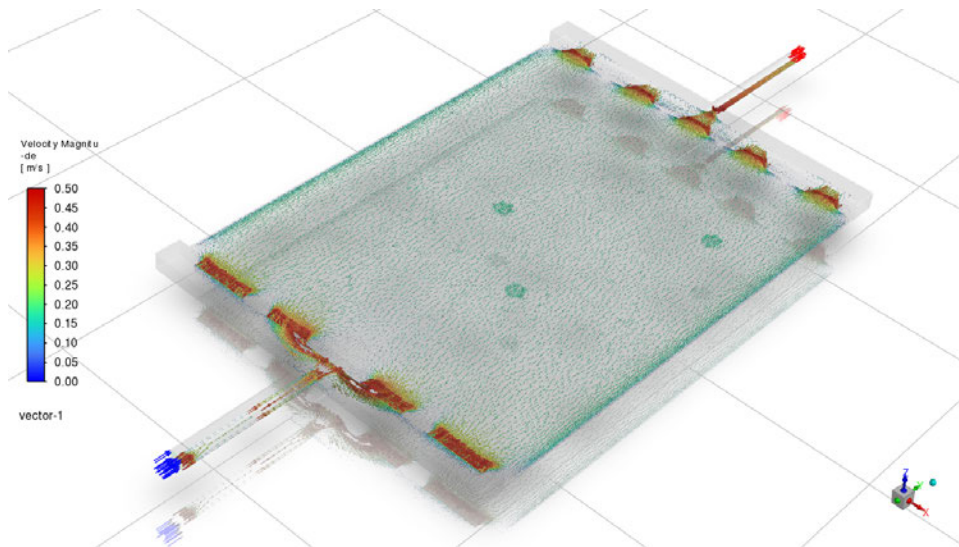


Abbildung A.1: Visualisierung der Strömungsvektoren, Bildquelle: R. Möhle

Abbildung A.1 zeigt die Verteilung der Strömungsgeschwindigkeiten anhand von farbkodierten Vektoren. Im Reaktorbereich verlaufen die Geschwindigkeiten überwiegend gleichmäßig. An den Ein- und Austrittsbereichen treten lokale Beschleunigungen sowie Wirbelbildungen auf.

Die Stromlinienverläufe in Abbildung A.2 verdeutlichen diese Strömungsphänomene nochmals: Während im zentralen Bereich des Reaktors laminare, nahezu parallele Bahnen dominieren, treten nahe den Eintrittszonen gekrümmte Linien auf, die auf Rückströmungen, Ver-

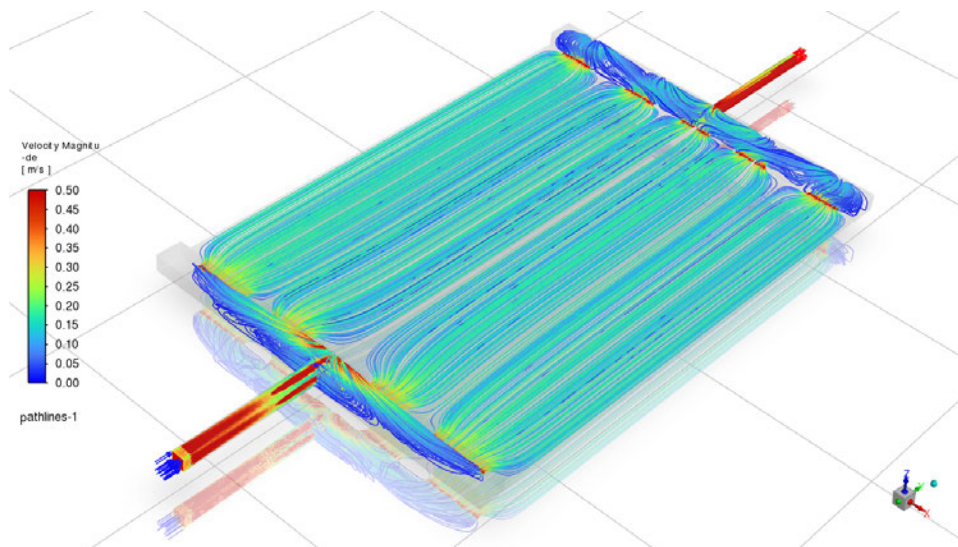


Abbildung A.2: Visualisierung der Strömungslinien, Bildquelle: R. Möhle

wirbelungen und lokale Fluktuationen hinweisen. Insgesamt ergibt sich dennoch ein homogen durchströmter Reaktionsraum.

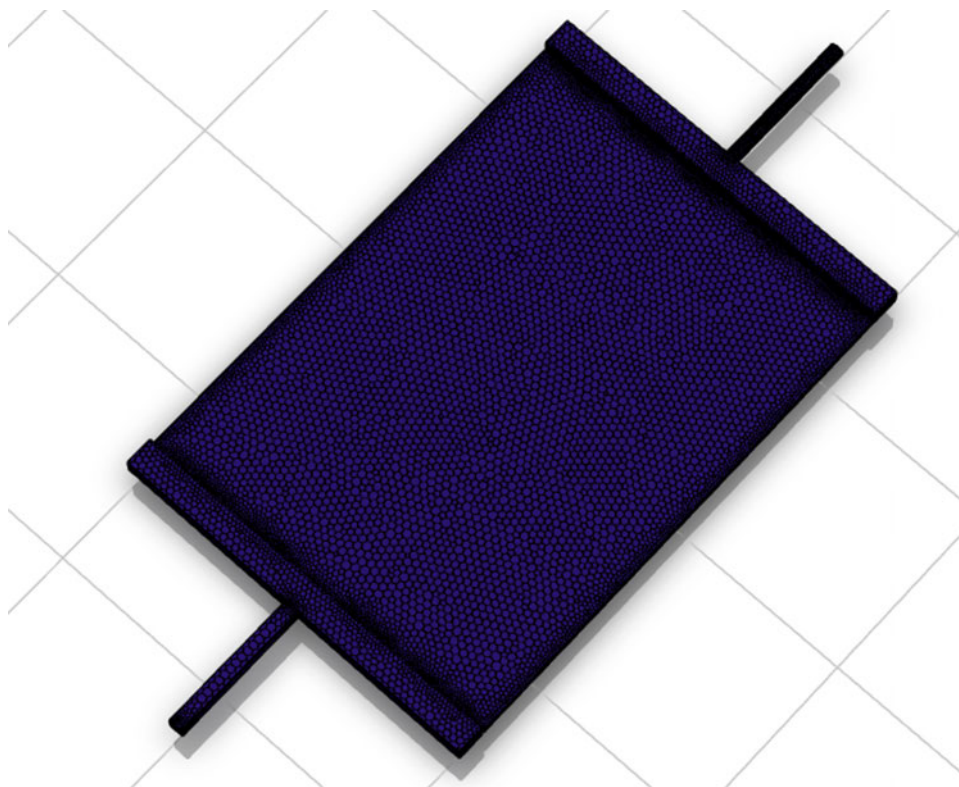


Abbildung A.3: Visualisierung des Netzes, Bildquelle: R. Möhle

Abbildung A.3 zeigt das zugrunde liegende Rechennetz, welches aus einer gleichmäßigen Unterteilung des Volumens in mehrere tausend Zellen besteht. In jedem dieser Volumenelemente werden die Navier-Stokes-Gleichungen gelöst. Der Vergleich eines groben und eines feineren Netzes zeigte einen nur geringen Unterschied im berechneten Druckverlust von ca. 1 Pa. Das Ergebnis verändert sich mit der Verfeinerung des Netzes also nur geringfügig.

Die Aussagekraft der Strömungssimulation hängt maßgeblich von der Qualität des Rechen-netzes ab. Ein vollständig feines und gleichmäßiges Netz wäre zwar numerisch ideal, ist aber mit erheblichem Rechenaufwand verbunden. Die Simulation berücksichtigt bereits Verfeine-rungen an Grenzbereichen, wie z.B. der Wand oder der Einströmzone in den Reaktor. Auch wenn eine laminare Grenzschicht modelliert wurde, basiert das zugrundeliegende Geome-triemodell lediglich auf einer glatten Edelstahlplatte. Die real vorhandene TiO₂-Beschichtung weist jedoch eine unregelmäßige Oberflächenstruktur auf, was theoretisch zu einem höheren lokalen Druckverlust führen könnte. Um die Abhängigkeit der Ergebnisse von der Netzquali-tät genauer zu prüfen, könnten weitere Simulationen mit noch feineren Netzen durchgeführt werden. Für eine erste Abschätzung der Strömungsverhältnisse ist die vorliegende Simulation jedoch als ausreichend zu bewerten.

B Laborprotokoll - TiO₂-Beschichtung von Edelstahlplatten

Allgemeine Informationen

- Datum: 22.05.2025
- Versuchsort: Labor für Verfahrenstechnik, HAW Hamburg, Campus Bergedorf
- Durchgeführt von: Levin Plümper

Ziel des Versuchs

Ziel des Versuchs ist die Beschichtung von Edelstahlplatten mit einer homogenen Titandioxid-Schicht mittels Drucksprühen. Die Platten werden anschließend bei 200 °C thermisch behan-delt, um die Haftfestigkeit und Stabilität zu verbessern. Danach werden sie bei Raumtempera-tur °C im Ofen bis zum eigentlichen Versuch gelagert. Die Qualität und Menge der Beschich-tung wird über Differenzwägung bestimmt.

Materialien und Geräte

- 2 Edelstahlplatten (längenmäßige Unsicherheit 0,1mm)
jeweils ((350*270*1)±0,02 g) mm³
Fläche = 9450±44 mm²
- 10 g Titan(IV)-oxid ROTI® nanoMETIC
Reinheit: ≥ 99,9 %, Partikelgröße: 4-8 nm (Fa. Carl Roth)
- 3,33 ml Reiner Essig-Entkalker
5-10 % Essigsäure (Fa. Brauns-Heitmann GmbH & Co. KG)

- Isopropanol
Reinheit: 99,9 %, zur Reinigung (Fa. Maxxiclean)
- 46,67 ml Destilliertes Wasser
- Messkolben 50 mL ($\pm 0,06$ mL bei 20 °C)
- Drucksprüher
Clean Master CM05, pH 2-12, Düse einstellbar (Fa. GLORIA Haus- und Gartengeräte GmbH)
- Präzisionswaage
LA 5200P, $\pm 0,01$ g bei Essigsäure, $\pm 0,02$ g bei Platten (Fa. Satorius)
- Ultraschall-Reinigungsgerät
SONOREX SUPER RK510H, mit Timer und Temperatureinstellung (Fa. BANDELIN)
- Magnetrührplatte mit Heizung
VARIOMAG Electronicrührer Monotherm
MH 15 (Fa. Carl Roth)
- Ofen
OVEN 125 control-dry, max. 200 °C (Fa. IKA-Werke GmbH & CO. KG)
- Persönliche Schutzausrüstung (PSA): Schutzbrille, Handschuhe, Atemschutz, Laborkittel

Durchführung

1. Edelstahlplatten mit Isopropanol reinigen und wiegen:
 - Gewicht Platte 1: $2201,92 \pm 0,02$ g
 - Gewicht Platte 2: $2198,94 \pm 0,02$ g
2. Mit 3,33 ml ($= 3,37 \pm 0,02$ g) Essigreiniger (Annahme: 7,5 % Essigsäurelösung) in einem Messkolben einwiegen. danach mit 46,67 ml destilliertem Wasser zu einer 0,5 % Lösung verdünnen.
3. 10 g TiO_2 in den Messkolben einfüllen.
4. Suspension mittels Ultraschall im Abzug homogenisieren (mind. 20-30 Min bei ca. 50 °C).
5. Suspension in den Drucksprüher füllen.
6. Platten schrittweise im Abzug beschichten: dünn aufsprühen, antrocknen lassen und wiederholen.

7. Platten im Abzug ca. 1 Stunde vortrocknen.
8. Platten werden im Ofen langsam auf $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ aufgeheizt und bleiben dann für 12 Stunden auf dieser Temperatur. Danach kühlen sie langsam ab und lagern bei Raumtemperatur im Ofen bis zum Versuch.
9. Vor dem eigentlichen Versuch werden die Platten erneut gewogen:
 - Gewicht Platte 1: $2205,12 \pm 0,02\text{ g}$
 - Gewicht Platte 2: $2200,84 \pm 0,02\text{ g}$

Beobachtungen und Notizen

Die Herstellung einer gleichmäßigen Beschichtung gestaltete sich als herausfordernd. Nach dem Auftragen der ersten Schicht bildete sich ein fleckiges, inhomogenes Muster auf der Oberfläche. Die Trocknung erfolgte zunächst bei Raumtemperatur über einen Zeitraum von etwa 30 Minuten. Anschließend wurden die Platten auf etwa 60°C erwärmt, um die Trocknung zu beschleunigen. Aufgrund der begrenzten und ungleichmäßigen Auflagefläche erfolgte die Beheizung jedoch nicht gleichmäßig. Dennoch konnte durch die moderate Erwärmung eine schnellere Trocknung erreicht werden. Insgesamt wurden drei Schichten aufgetragen. Zwischen den beiden Platten zeigten sich Unterschiede hinsichtlich der aufgetragenen Schichtmenge und der optischen Qualität. Teilweise löste sich die Beschichtung nach dem Trocknungsvorgang wieder ab, was auf eine unzureichende Haftung an der Oberfläche hindeutet. Zudem traten vereinzelt bräunliche Verfärbungen auf, die möglicherweise auf organische Rückstände in der Suspension zurückzuführen sind, welche nicht vollständig verdampften und sich durch die Hitze im Ofen verfärbten.

Ergebnisse

- Platte 1: Aufgetragene TiO_2 -Menge: $3,20 \pm 0,03\text{ g}$
- Platte 2: Aufgetragene TiO_2 -Menge: $1,90 \pm 0,03\text{ g}$
- Platte 1: Beschichtungsmenge pro Fläche: $33,86 \pm 0,10\text{ g/m}^2$
- Platte 1: Beschichtungsmenge pro Fläche: $20,11 \pm 0,10\text{ g/m}^2$



Abbildung B.1: Beschichtete Platte Nr.1 vor dem Ofen



Abbildung B.2: Beschichtete Platte Nr.2 vor dem Ofen

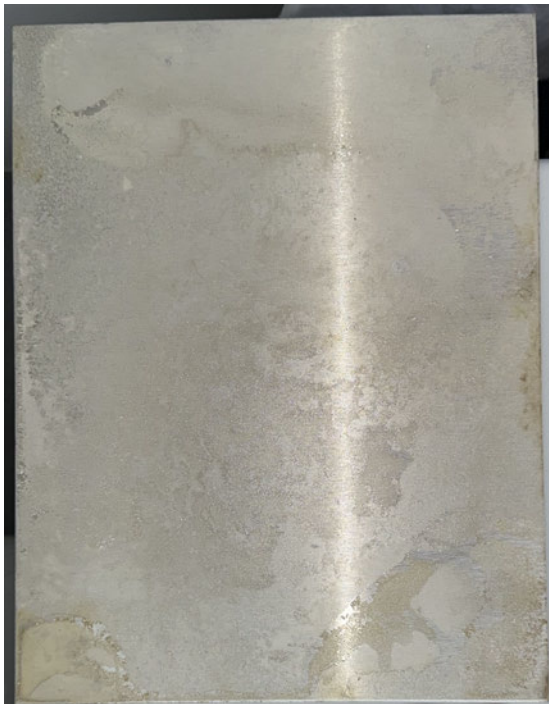


Abbildung B.3: Beschichtete Platte Nr.1 nach dem Ofen

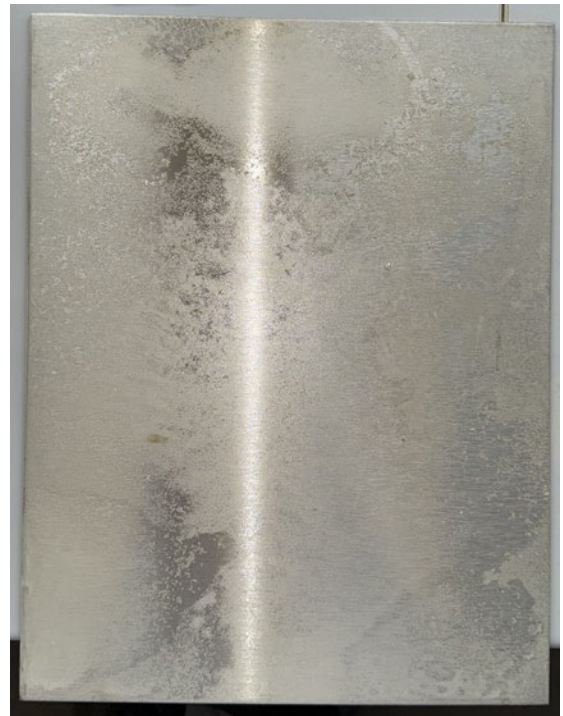


Abbildung B.4: Beschichtete Platte Nr.2 nach dem Ofen

C Versuchsprotokoll: lufttechnische Messungen am Photoreaktor

Ziel des Versuchs:

Ermittlung des Druckverlusts über den Photoreaktor unter definierten Betriebsbedingungen zur Validierung der durch die Strömungssimulation prognostizierten Ergebnisse. Außerdem Messung der Strömungsgeschwindigkeit zum Abgleich mit den theoretisch eingestellten Werten. Die Messdaten sollen außerdem Anhaltspunkte zur Skalierbarkeit des Systems für den Einsatz in technischen Anwendungen liefern.

Messprinzip:

Der Relativdruck ggü. Umgebungsbedingungen wird mithilfe eines Differenzdrucksensors gemessen, der vor und nach dem Reaktor positioniert wird. Aus der Differenz lässt sich der Druckverlust über den Reaktor bestimmen. Die Strömungsgeschwindigkeit am Eingang wird mit Hilfe eines Flügelrad-Anemometers gemessen. Über den Querschnitt des Einlasses lässt sich so der Volumenstrom berechnen. Der Volumenstrom wird mit Hilfe des Gaszählers über eine halbe Stunde gemessen.

Aufbau:

- Photoreaktor
- Vakuumpumpe
- Durchflussmesser
- Differenzdrucksensor 510i Fa. testo (Messbereich: -150 bis +150hPa, Auflösung: 0,01hPa, Genauigkeit: $\pm 0,05$ hPa (0 bis +1hPa))
- Flügelradanemometer 410i Fa. testo (Messbereich: 0,4 bis 20m/s, Auflösung: 0,1m/s, Genauigkeit: $\pm(0,2 \text{ m/s} + 2 \% \text{ v. Messwert})$ (0,4 bis 20 m/s))
- Anschlüsse vor und nach dem Reaktor zur Druckabnahme

Versuchsparameter und Auswertung:

Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit am Reaktoreingang ergab $v = (0,62 \pm 0,21) \text{ m/s}$. Bei quadratischem Rohrquerschnitt mit Innenmaßen von $(10,0 \pm 0,1) \text{ mm}$ und Fehlerfortpflanzung nach Gauss ergibt sich daraus ein Volumenstrom von:

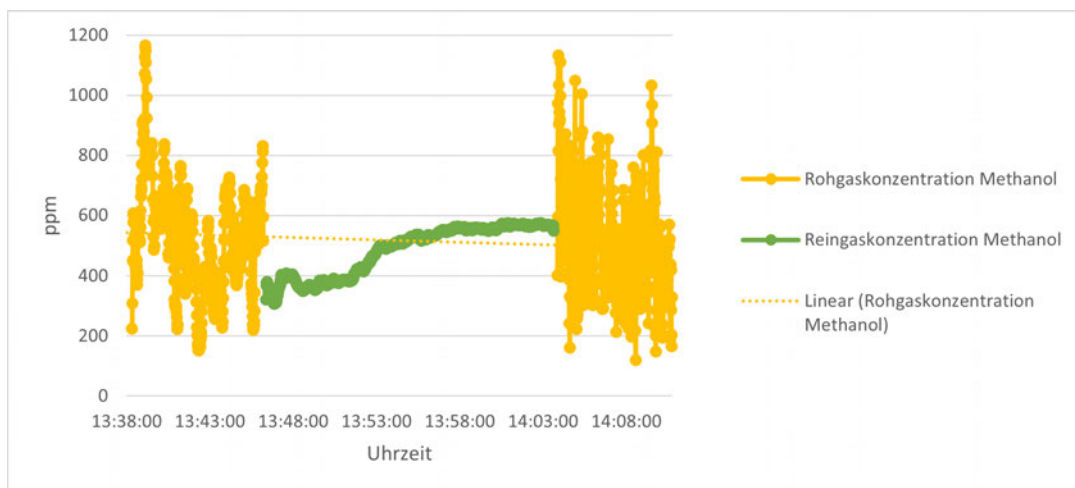
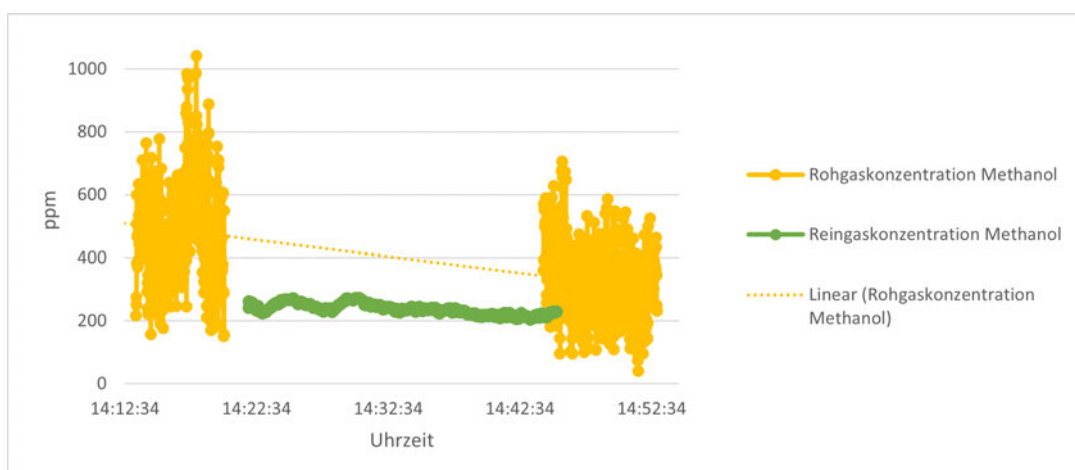
$$\dot{V} = (0,223 \pm 0,076) \text{ m}^3/\text{h}$$

Die Größenordnung passt, aber wegen der Unsicherheit des Messgerätes keine sehr verlässliche Aussage. Die Ergebnisse in Tabelle C.1 zeigen, dass der reale Druckverlust ebenfalls zu den simulierten Werten (4,8-5,8Pa bei $0,25 \text{ m}^3/\text{h}$) passt.

Tabelle C.1: Überprüfung des Volumenstroms am Ausgang und zugehöriger Druckverlust

Volumenstrom Schwebekörper- Durchflussmesser	0,50	0,33	0,22	stark schwankend	m ³ /h
Volumenstrom Gaszähler	(0,564±0,003)	(0,330±0,002)	(0,250±0,002)	(0,170±0,002)	m ³ /h
Druckverlust	(14±9)	(6±9)	(4±9)	(3±9)	Pa

D Messdaten und Versuchsergebnisse

Abbildung D.1: Versuch 1.2 Methanol 0,28m³/hAbbildung D.2: Versuch 1.3 Methanol 0,28m³/h

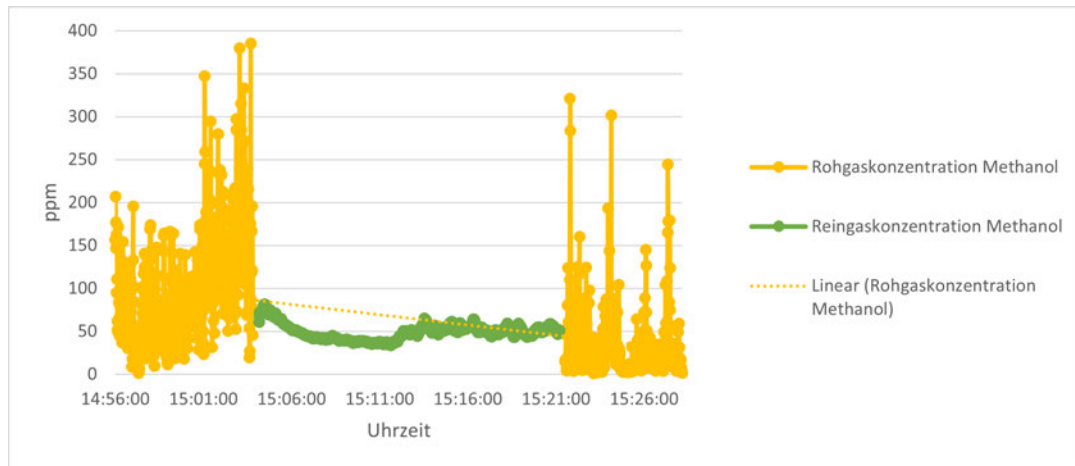


Abbildung D.3: Versuch 1.4 Methanol 0,28m³/h

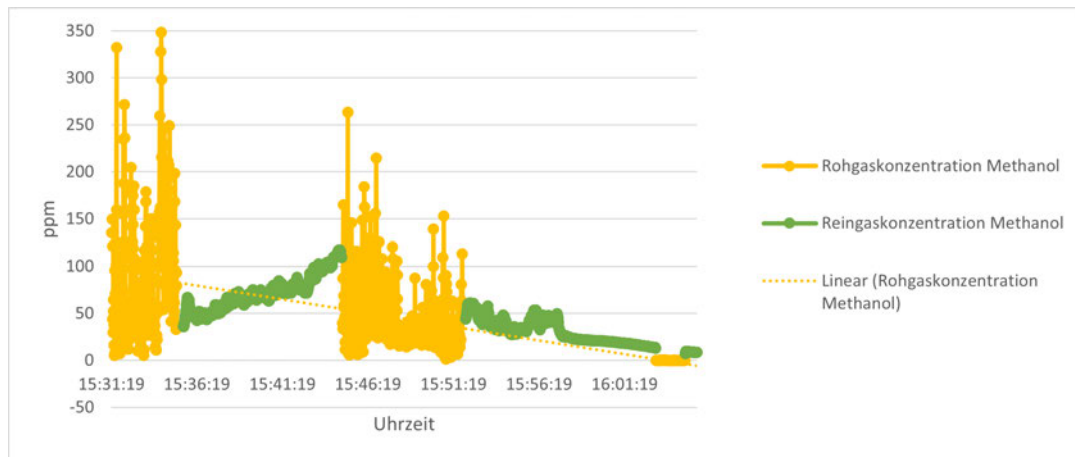


Abbildung D.4: Versuch 1.5 Methanol 0,55m³/h

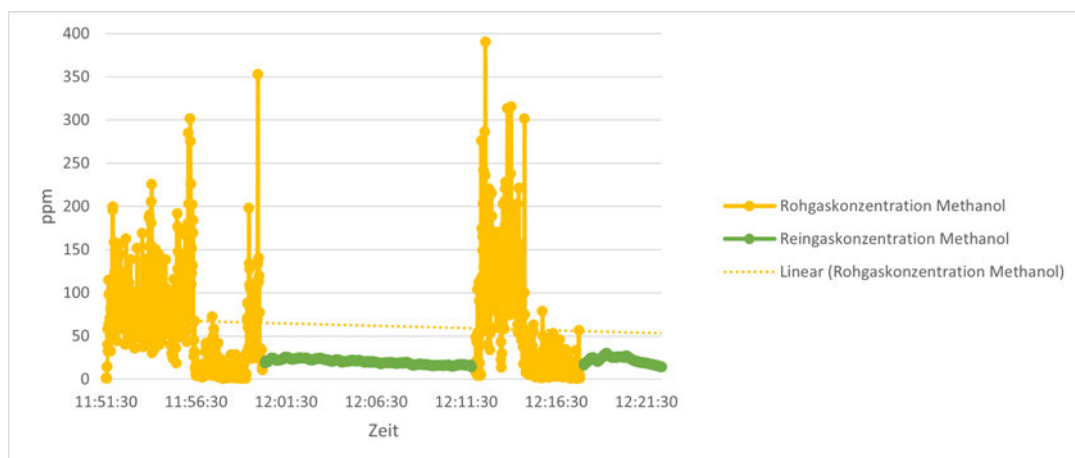
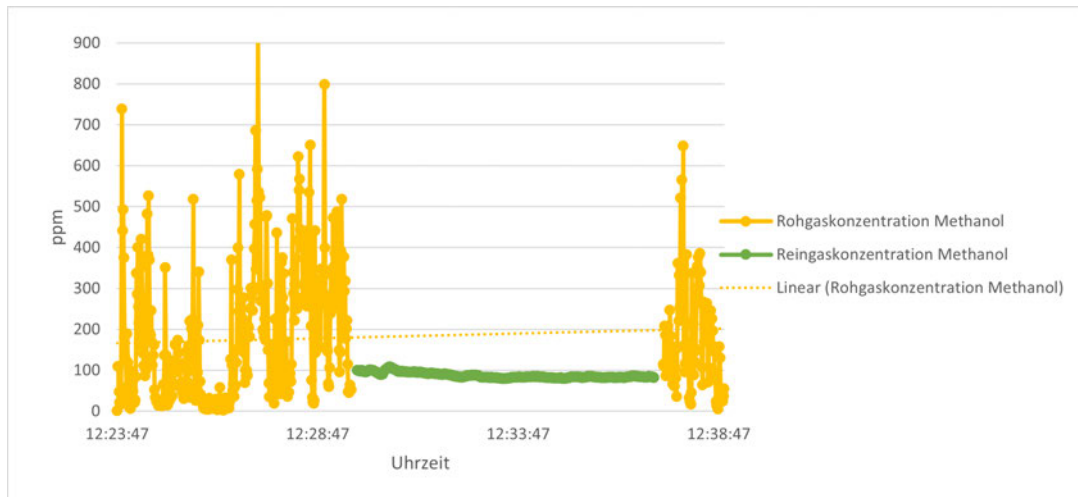
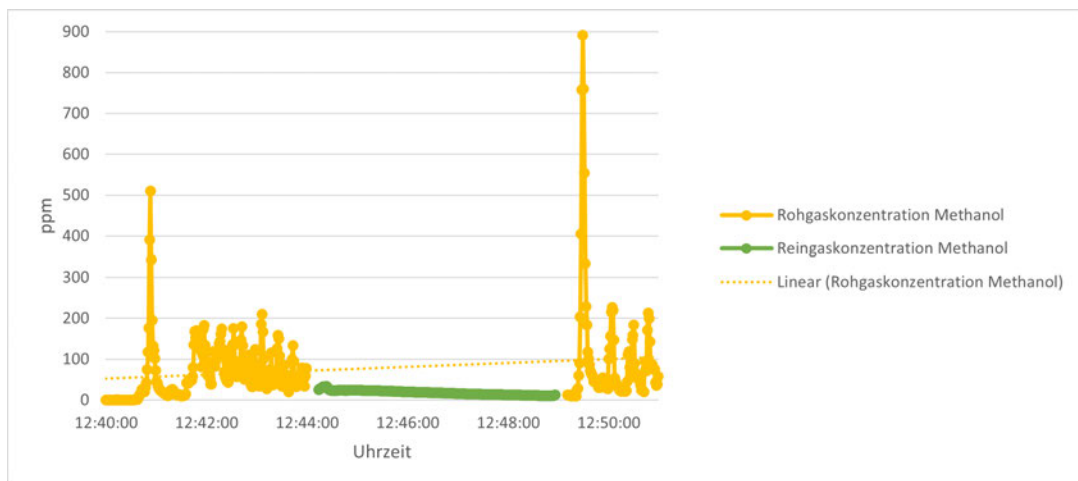
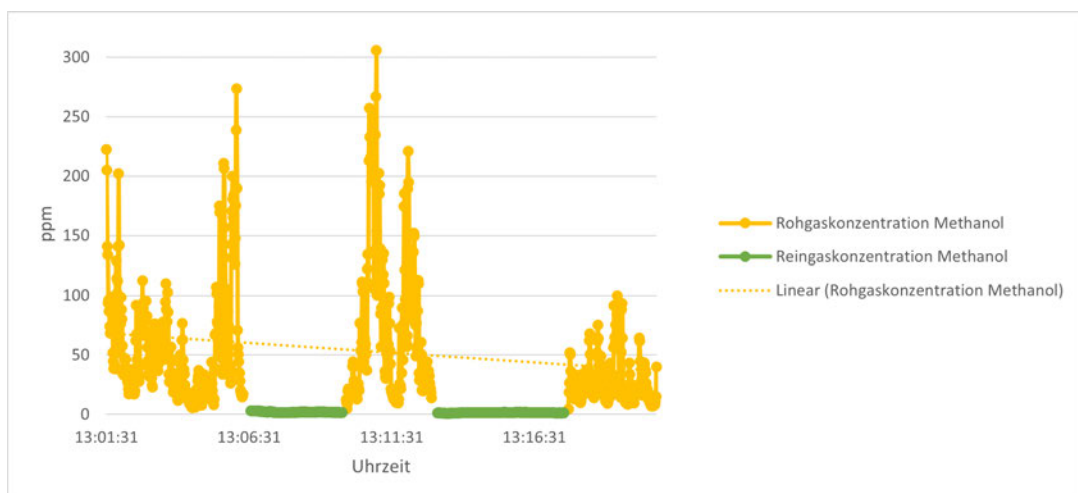
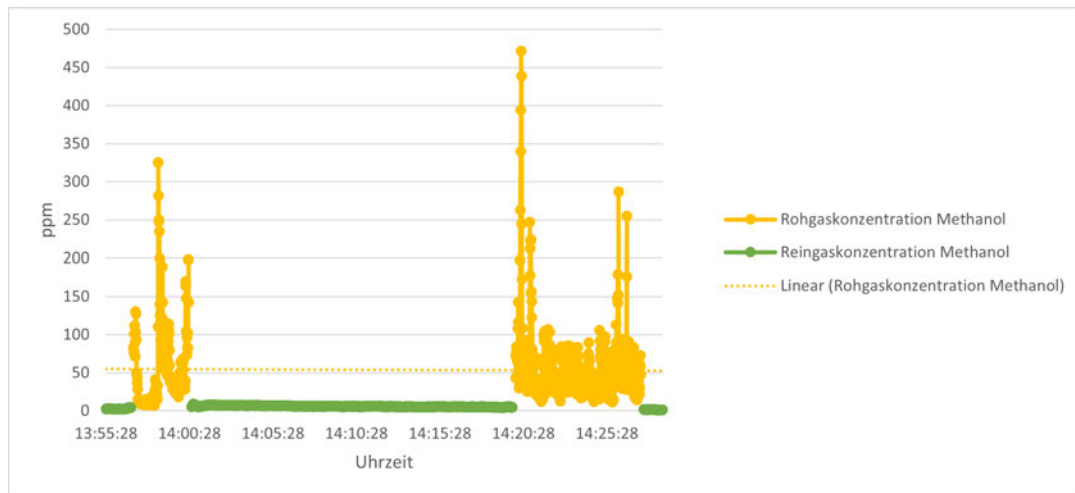
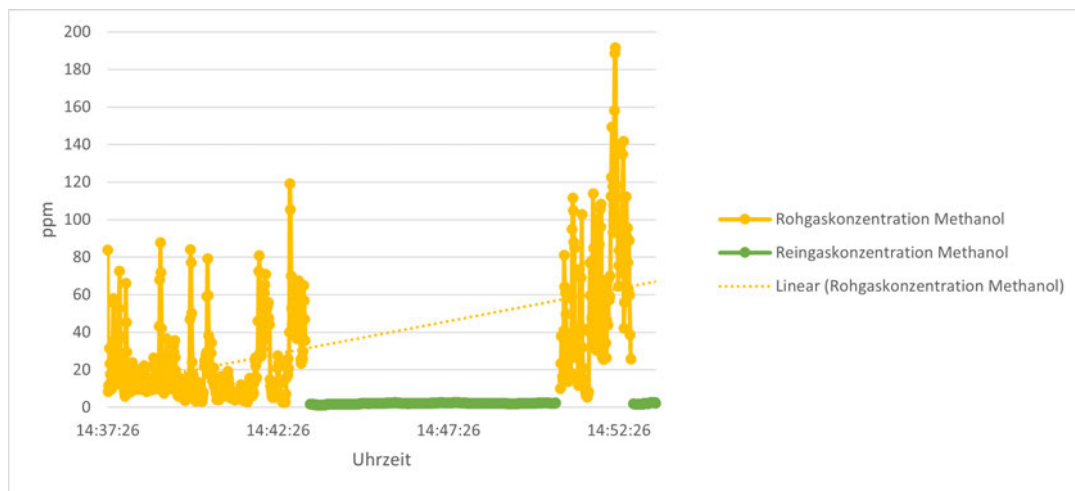
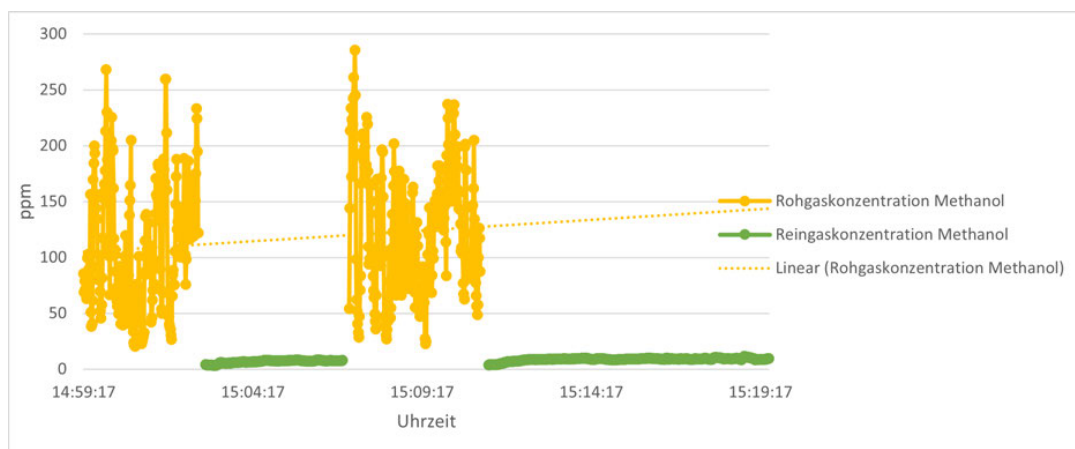


Abbildung D.5: Versuch 2.2 Methanol 0,25m³/h

Abbildung D.6: Versuch 2.3 Methanol 0,25m³/hAbbildung D.7: Versuch 2.4 Methanol 0,25m³/hAbbildung D.8: Versuch 2.5 Methanol 0,17m³/h

Abbildung D.9: Versuch 2.7 Methanol 0,17m³/hAbbildung D.10: Versuch 2.8 Isopropanol 0,17m³/hAbbildung D.11: Versuch 2.9 Isopropanol 0,17m³/h

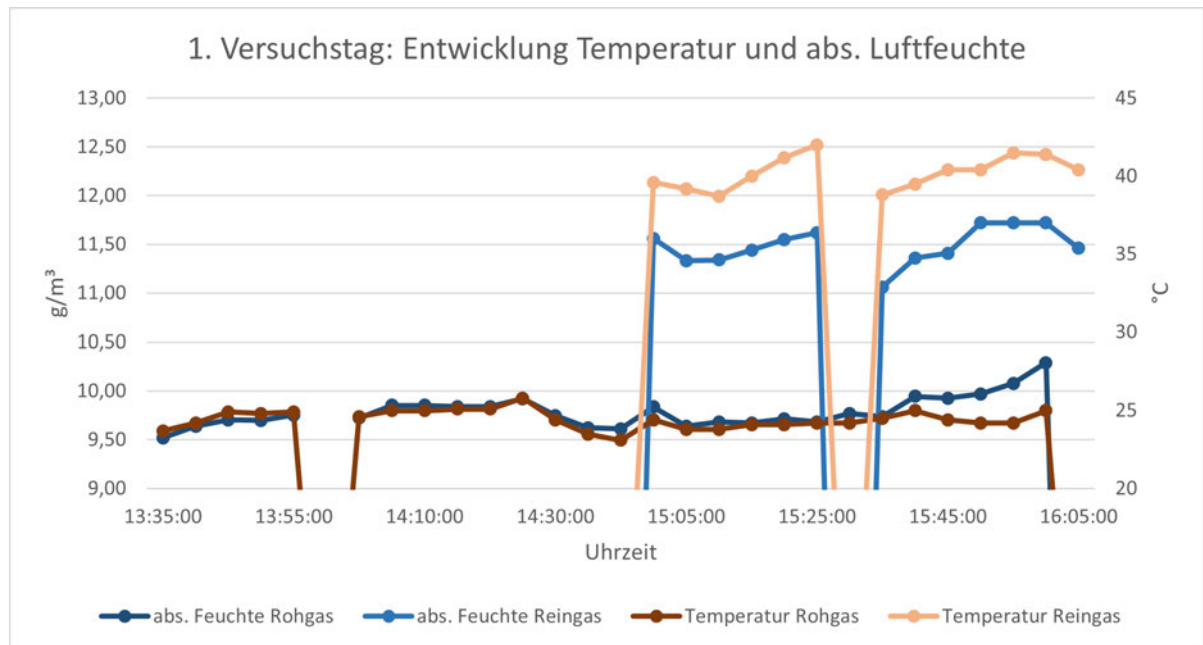


Abbildung D.12: 1.Tag: Rohgastemperaturen und absolute Feuchte gegenüber dem Reingas

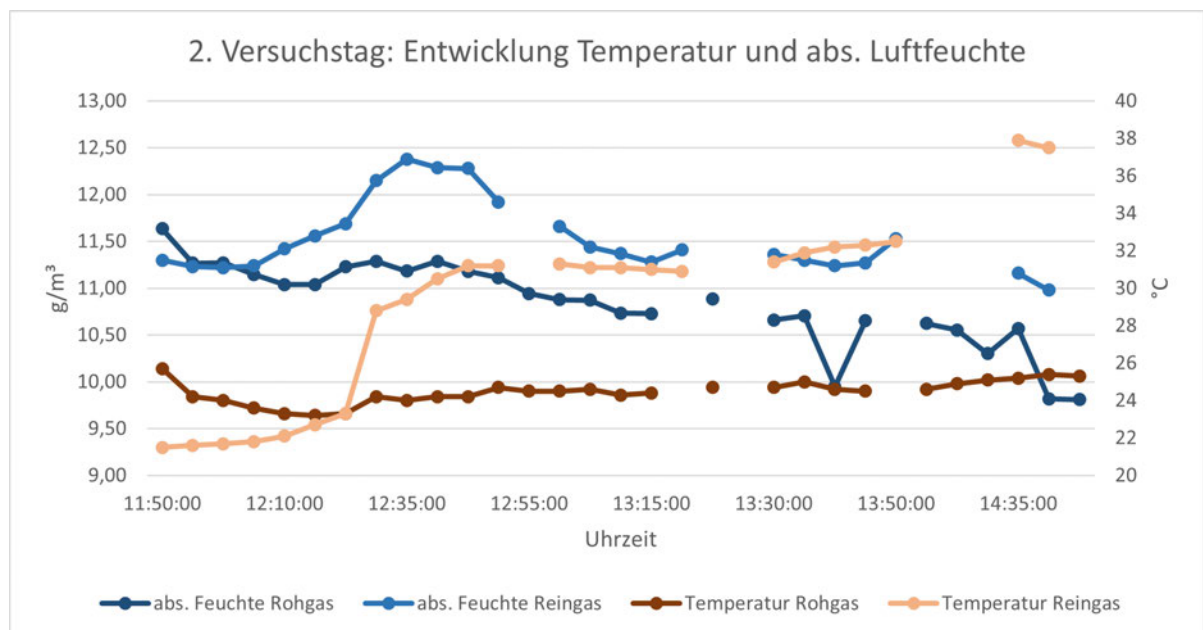


Abbildung D.13: 2.Tag: Rohgastemperaturen und absolute Feuchte gegenüber dem Reingas



Abbildung D.14: Petrischale Abdeckung 2/3

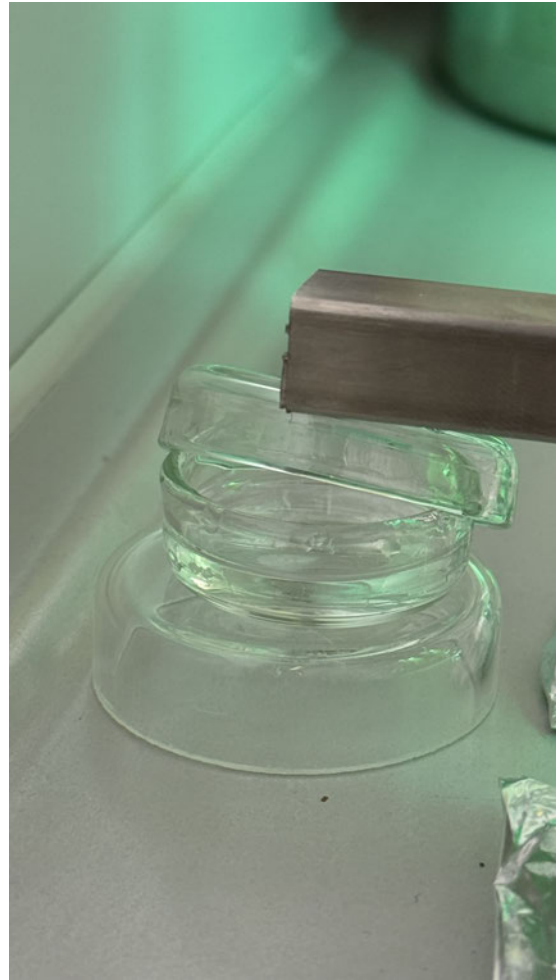


Abbildung D.15: Petrischale Abdeckung Deckel

E Berechnungen

E.1 Umrechnung der PID-Messwerte

Da das PID-Gerät auf Isobuten kalibriert ist, müssen Messwerte bei anderen Substanzen mittels spezifischem RF angepasst werden:

$$c_{\text{Ziel}} = c_{\text{Isobuten}} \cdot \text{RF}_{\text{Zielsubstanz}} \quad (\text{E.1})$$

Bei Stoffgemischen bekannter Zusammensetzung kann ein gemittelter RF berechnet werden:

$$\text{RF}_{\text{gemischt}} = \left(\frac{X_1}{\text{RF}_1} + \frac{X_2}{\text{RF}_2} + \dots \right)^{-1} \quad (\text{E.2})$$

Dabei ist X_i der Anteil der jeweiligen Komponente.

E.2 Berechnungen zur Bewertung der Emissionen nach TA Luft

Umrechnung von ppm in mg/m³

Die Umrechnung einer volumenbezogenen Konzentration in ppm in eine massenbezogene Konzentration in mg/m³ erfolgt gemäß:

$$c_{\text{mg/m}^3} = c_{\text{ppm}} \cdot \frac{M}{24,45} \quad (\text{E.3})$$

Dabei bezeichnet M die molare Masse des betrachteten Stoffes in g/mol, 24,45 L/mol ist das Molvolumen idealer Gase bei Normbedingungen (T = 298,15 K, p = 1013 hPa).

Beispiel: Für 100ppm Methanol mit einer Molaren Masse M von 32,04 g/mol ergibt sich:

$$c_{\text{mg/m}^3} = 100 \cdot \frac{32,04}{24,45} = 131,0 \text{ mg/m}^3 \quad (\text{E.4})$$

Umrechnung von ppm in mg-C/m³

Da sich die *TA Luft* (2021) auf den Kohlenstoffanteil bezieht, ist eine Umrechnung von mg/m³ in mg-C/m³ erforderlich. Dies erfolgt über:

$$c_{\text{mg-C/m}^3} = c_{\text{ppm}} \cdot \frac{12,01 \cdot n_{\text{C}}}{24,45} \quad (\text{E.5})$$

Dabei ist n_{C} die Anzahl an Kohlenstoffatomen pro Molekül, 12,01 g/mol die molare Masse von Kohlenstoff und 24,45 mol/l das Molvolumen bei Normbedingungen (25°C, 1 bar).

Beispiel (Methanol, ein Kohlenstoffatom):

$$c_{\text{mg-C/m}^3} = 100 \cdot \frac{12,01 \cdot 1}{24,45} = 49,1 \text{ mg-C/m}^3$$

Berechnung der ppm-Grenzkonzentration für TA Luft-Vorgabe

Die *TA Luft* (2021) legt einen allgemeinen Grenzwert von 50 mg-C/m^3 für die Emission von VOC fest. Daraus ergibt sich die maximal zulässige Konzentration in ppm wie folgt:

$$c_{\text{ppm, Grenzwert}} = \frac{50 \cdot 24,45}{12,01 \cdot n_C} \quad (\text{E.6})$$

Beispiel (Methanol): Hier liegt ein Grenzwert von 20 mg-C/m^3 vor.

$$c_{\text{ppm}} = \frac{20 \cdot 24,45}{12,01 \cdot 1} = 40,7 \text{ ppm} \quad (\text{E.7})$$

Umrechnung auf trockenen Normvolumenstrom

Die Messung des Betriebsvolumenstroms $\dot{V}_{\text{Betrieb}}$ erfolgt unter realen Bedingungen, d. h. bei T_{Betrieb} , p_{Betrieb} sowie der gegebenen Luftfeuchte f_{abs} . Für die Bewertung nach TA Luft ist jedoch der Volumenstrom unter trockenen Normbedingungen ($T_N = 273,15 \text{ K}$, $p_N = 101,3 \text{ kPa}$) maßgeblich. Die Umrechnung erfolgt wie folgt:

$$\dot{V}_{\text{N, trocken}} = \dot{V}_{\text{Betrieb}} \cdot \left(1 - \frac{f_{\text{abs}}}{f_{\text{abs}} + \rho_{\text{Luft}} \cdot 10^6} \right) \cdot \frac{p_{\text{Betrieb}}}{p_N} \cdot \frac{T_N}{T_{\text{Betrieb}}} \quad (\text{E.8})$$

Dabei bezeichnet:

- $\dot{V}_{\text{Betrieb}}$ den gemessenen Betriebsvolumenstrom [m^3/h]
- f_{abs} die absolute Feuchte [g/m^3]
- ρ_{Luft} die Dichte trockener Luft bei 0°C , typischerweise $1,293 \text{ kg/m}^3$
- p_{Betrieb} , T_{Betrieb} Druck und Temperatur bei der Messung
- p_N , T_N Normdruck und Normtemperatur

Berechnung des Massenstroms

Zur Bewertung von Emissionen nach *TA Luft* (2021) kann zusätzlich der Massenstrom $\dot{m}$ berechnet werden:

$$\dot{m} = c_{\text{mg-C/m}^3} \cdot \dot{V}_{\text{N, trocken}} \quad (\text{E.9})$$

Dabei bezeichnet $c_{\text{mg-C/m}^3}$ die Kohlenstoffkonzentration in Milligramm pro Kubikmeter und $\dot{V}_{\text{N, trocken}}$ den Volumenstrom des trockenen Rohgases unter Normbedingungen in Nm^3/h . Das Produkt ergibt den Massenstrom $\dot{m}$ der Substanz in mg/h .

Berechnung der Abbaueffizienz und des Emissionsminderungsgrades

Die **Abbaueffizienz** η_{ppm} beschreibt die relative Minderung der Konzentration im Reaktor und wird anhand der Volumenanteile (z. B. in ppm) wie folgt berechnet:

$$\eta_{\text{ppm}} = \left(\frac{c_{\text{roh}} - c_{\text{rein}}}{c_{\text{roh}}} \right) \cdot 100 \% \quad (\text{E.10})$$

Für die **Beurteilung gemäß TA Luft** ist hingegen der **Emissionsminderungsgrad** $\eta_{\text{TA Luft}}$ maßgeblich. Dieser wird analog zur Abbaueffizienz berechnet, basiert jedoch auf den *Massenströmen* statt auf Konzentrationen:

$$\eta_{\text{TA Luft}} = \left(\frac{\dot{m}_{\text{roh}} - \dot{m}_{\text{rein}}}{\dot{m}_{\text{roh}}} \right) \cdot 100 \% \quad (\text{E.11})$$

Dabei sind $\dot{m}_{\text{roh}}$ und $\dot{m}_{\text{rein}}$ die jeweiligen Massenströme vor und nach der Behandlung. Dieses Vorgehen entspricht den Anforderungen an emissionsbezogene Bewertungen gemäß *TA Luft* (2021).

E.3 Berechnung der Oxidationsrate in $\mu\text{mol}/\text{cm}^2 \cdot \text{h}$

Zur quantitativen Bewertung der photokatalytischen Aktivität wurde die Oxidationsrate berechnet, also die umgesetzte Stoffmenge pro Reaktorfläche und Stunde. Die Berechnung basiert auf den gemessenen Konzentrationsdifferenzen (Ein-/Ausgang), dem Volumenstrom $\dot{V}$ sowie dem idealen Gasgesetz.

1. Umrechnung der Konzentrationsdifferenz in mol/m^3

$$\Delta c_{\text{mol}/\text{m}^3} = \frac{(c_{\text{Rohgas}} - c_{\text{Reingas}}) \cdot M}{24,45 \cdot 1000} \quad (\text{E.12})$$

Variablen:	$c_{\text{Rohgas}}, c_{\text{Reingas}}$	Konzentration in ppm
	M	Molare Masse Methanol = 32,04 g/mol
	24,45	Molvolumen bei Normbedingungen [L/mol]
	1000	Umrechnung mg $\rightarrow$ g

2. Stoffumsatz pro Stunde in mol/h

$$n_{\text{mol}/\text{h}} = \Delta c_{\text{mol}/\text{m}^3} \cdot \dot{V} \quad (\text{E.13})$$

3. Umrechnung in $\mu\text{mol/h}$

$$n_{\text{mol/h}} = n_{\text{mol/h}} \cdot 10^6 \quad (\text{E.14})$$

4. Normierung auf die Reaktorfläche in cm^2

$$r = \frac{n_{\text{mol/h}}}{A \cdot 10^4} \quad (\text{E.15})$$

mit: $A = 0,0945 \text{ m}^2 = 945 \text{ cm}^2$

Beispielrechnung für Versuch 2.3:

Tabelle E.1: Versuchsparameter für Versuch 2.3

$c_{\text{Rohgas}}[\text{ppm}]$	$c_{\text{Reingas}}[\text{ppm}]$	$\Delta c [\text{ppm}]$	$\dot{V} [\text{m}^3/\text{h}]$	A	$A \text{ in cm}^2$
180.6	87.6	93.0	0,25	0,0945	945

$$c_{\text{mg/m}^3} = \frac{93.0 \cdot 32.04}{24.45} = 121.8 \text{ mg/m}^3 \quad (\text{E.16})$$

$$c_{\text{mol/m}^3} = \frac{121.8}{1000 \cdot 32.04} = 0.00380 \text{ mol/m}^3 \quad (\text{E.17})$$

$$n_{\text{mol/h}} = 0.00380 \cdot 0.25 = 0.00095 \text{ mol/h} \quad (\text{E.18})$$

$$n_{\mu\text{mol/h}} = 0.00095 \cdot 10^6 = 950.1 \mu\text{mol/h} \quad (\text{E.19})$$

$$r = \frac{950.1}{945} = 1.01 \mu\text{mol/cm}^2 \cdot \text{h} \quad (\text{E.20})$$

Die berechnete Oxidationsrate für Versuch 2.3 beträgt rund $1,01 \mu\text{mol}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h})$.

E.4 Unsicherheitsbetrachtung

Ziel ist die Abschätzung der Messunsicherheiten aller relevanten Messgrößen nach *Evaluation of measurement data — GUM* (2008) sowie die Bewertung ihres Einflusses auf die Ergebnisse der photokatalytischen Abbauversuche. Dabei werden sowohl zufällige Unsicherheiten, basierend auf der Standardabweichung und Standardunsicherheit des Mittelwerts aus Mehrfachmessungen (Typ A), als auch systematische Unsicherheiten aus Herstellerangaben (Typ B) berücksichtigt. Die kombinierte Unsicherheit wird gemäß den Empfehlungen des *Evaluation of measurement data — GUM* (2008) durch Anwendung der Gaußschen Fehlerfortpflanzung für die zentralen Berechnungen ermittelt.

E.4.1 Unsicherheitsbetrachtung der Massenbestimmung

Die Wägung der Edelstahlplatten erfolgte mit einer Präzisionswaage (Sartorius LA 5200P) mit einer angegebenen Ableseunsicherheit von $\pm 0,02$ g. Damit ergibt sich für jede Wägung eine Unsicherheit von:

$$\Delta m_{\text{Platte}} = \pm 0,02 \text{ g} \quad (\text{E.21})$$

E.4.2 Unsicherheitsbetrachtung der Flächenbestimmung

Die rechteckigen Platten wurden mit einer Fertigungstoleranz von $\pm 0,1$ mm in beiden Längsrichtungen geliefert. Die Fläche berechnet sich zu:

$$a = 350,0 \text{ mm} \quad (\pm 0,1 \text{ mm}), \quad b = 270,0 \text{ mm} \quad (\pm 0,1 \text{ mm})$$

$$A = a \cdot b = 94\,500 \text{ mm}^2 \quad (\text{E.22})$$

Die Unsicherheit der Fläche ergibt sich durch Fehlerfortpflanzung zu:

$$\Delta A = \sqrt{(b \cdot \Delta a)^2 + (a \cdot \Delta b)^2} = \sqrt{(270,0 \cdot 0,1)^2 + (350,0 \cdot 0,1)^2} = \sqrt{7290 + 12250} \approx 139,7 \text{ mm}^2 \quad (\text{E.23})$$

$$\Rightarrow \Delta A = \pm 139,7 \text{ mm}^2 \quad (\text{E.24})$$

E.4.3 Unsicherheitsbetrachtung der Beschichtungsmenge (Differenzwägung)

Zur Bestimmung der aufgetragenen TiO_2 -Masse wurde jede Platte vor und nach der Beschichtung gewogen. Die Wägung erfolgte jeweils mit einer Unsicherheit von $\Delta m = \pm 0,02$ g. Die Unsicherheit der Differenzwägung ergibt sich zu:

$$\Delta m_{\text{Beschichtung}} = \sqrt{(\Delta m)^2 + (\Delta m)^2} = \sqrt{2 \cdot 0,02^2} = \pm 0,028 \text{ g} \quad (\text{E.25})$$

E.4.4 Unsicherheitsbetrachtung der flächenbezogenen Beschichtungsmenge

Die flächenbezogene Masse der Beschichtung berechnet sich aus der Beschichtungsmasse m und der beschichteten Fläche A nach:

$$\sigma = \frac{m}{A} \quad (\text{E.26})$$

Die Unsicherheit ergibt sich durch Anwendung der Gaußschen Fehlerfortpflanzung:

$$\Delta \sigma = \sqrt{\left(\frac{1}{A} \cdot \Delta m\right)^2 + \left(\frac{m}{A^2} \cdot \Delta A\right)^2} \quad (\text{E.27})$$

Beispielrechnung für Platte 1:

Gegeben:

$$m = 3,20 \text{ g},$$

$$\Delta m = 0,028 \text{ g}$$

$$A = 0,09450 \text{ m}^2,$$

$$\Delta A = 0,0001397 \text{ m}^2$$

$$\Delta\sigma = \sqrt{\left(\frac{1}{0,09450} \cdot 0,028\right)^2 + \left(\frac{3,20}{(0,09450)^2} \cdot 0,0001397\right)^2} \approx \pm 0,10 \text{ g/m}^2 \quad (\text{E.28})$$

E.4.5 Unsicherheitsbetrachtung der PID-Konzentrationsmessung

Die Konzentrationsmessung erfolgte mittels PID-Messgeräts. Die vom Hersteller angegebene systematische Unsicherheit beträgt $\pm 12\%$ des Anzeigewertes (Typ B). Zur Quantifizierung der zufälligen Streuung wurde zusätzlich bei jeder Messreihe eine Typ-A-Auswertung durchgeführt.

Mittelwert und Typ-A-Unsicherheit

Aus n Einzelmesswerten x_i wird zunächst der Mittelwert $\bar{x}$ berechnet:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (\text{E.29})$$

Die Standardabweichung der Einzelwerte ergibt sich zu:

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (\text{E.30})$$

Die daraus resultierende Standardunsicherheit des Mittelwerts lautet:

$$u_A = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (\text{E.31})$$

Herstellerangabe

Die relative Unsicherheit für das PID-Messgerät beträgt:

$$u_B = 0,12 \cdot \bar{x} \quad (\text{E.32})$$

Kombinierte und erweiterte Unsicherheit

Die kombinierte Standardunsicherheit ergibt sich über:

$$u_c = \sqrt{u_A^2 + u_B^2} \quad (\text{E.33})$$

Für ein Vertrauensniveau von ca. 95 % (Erweiterungsfaktor $k = 2$) gilt:

$$U = 2 \cdot u_c \quad (\text{E.34})$$

Ergebnisdarstellung

Die gemessene Konzentration wird in folgender Form angegeben:

$$c = \bar{x} \pm U \quad (\text{in ppm, bei } k = 2) \quad (\text{E.35})$$

E.4.6 Unsicherheitsbetrachtung der Abbaueffizienz

Die Abbaueffizienz η beschreibt die relative Reduktion der Konzentration im Reaktor:

$$\eta = \frac{c_{\text{ein}} - c_{\text{aus}}}{c_{\text{ein}}} \quad (\text{E.36})$$

Die kombinierte Unsicherheit $\Delta\eta$ ergibt sich durch Anwendung der Gaußschen Fehlerfortpflanzung:

$$\Delta\eta = \sqrt{\left(\frac{c_{\text{aus}}}{c_{\text{ein}}^2} \cdot s_{c_{\text{ein}}}\right)^2 + \left(\frac{1}{c_{\text{ein}}} \cdot s_{c_{\text{aus}}}\right)^2} \quad (\text{E.37})$$

Beispielrechnung V 2.9

$$\begin{aligned} c_{\text{ein}} &= 116,5 \text{ ppm}, & U_{c_{\text{ein}}} &= 28,5 \text{ ppm} \\ c_{\text{aus}} &= 9,1 \text{ ppm}, & U_{c_{\text{aus}}} &= 2,2 \text{ ppm} \end{aligned}$$

$$\Rightarrow \Delta\eta \approx \pm 0,027 \quad \Rightarrow \pm 2,7 \%$$

Abbaueffizienz:

$$\eta = 92,2 \% \pm 2,7 \%$$

E.4.7 Unsicherheitsbetrachtung der Zeitmessung

Die Erfassung der Versuchsdauer erfolgte manuell per Digitaluhr. Als Unsicherheit wird hier eine Zeit von 5s angenommen:

$$\Delta t = \pm 5 \text{ s} \quad (\text{E.38})$$

E.4.8 Unsicherheitsbetrachtung des Gasvolumens

Das geflossene Volumen wurde über einen analogen Gaszähler bestimmt. Die kleinste ablesbare Einheit ist $0,001 \text{ m}^3$ und wird als Unsicherheit angenommen:

$$\Delta V = \pm 0,001 \text{ m}^3 \quad (\text{E.39})$$

E.4.9 Unsicherheitsbetrachtung der Temperaturmessung

Die Temperaturmessung wurde mit dem testo 605i durchgeführt. Laut Herstellerangabe beträgt die Genauigkeit:

$$\pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C} \quad \text{im Bereich } 0\text{-}60 \text{ }^\circ\text{C}$$

E.4.10 Unsicherheitsbetrachtung der Luftfeuchte

Die relative Luftfeuchte wurde ebenfalls mit dem testo 605i gemessen. Die Herstellerspezifikation im Bereich 35-65%rF bei 25°C lautet:

$$\Delta \phi = \pm 2,0 \text{ \% rF}$$

$$\Delta \phi = \pm 2,0 \text{ \% (relativ)} \quad (\text{E.40})$$

E.4.11 Unsicherheitsbetrachtung der Strömungsgeschwindigkeit

Die Erfassung der Luftgeschwindigkeit erfolgte mit dem testo 410i (Flügelradanemometer). Die Herstellerangabe lautet:

$$\Delta v = \pm (0,2 \text{ m/s} + 2 \text{ \% vom Messwert}) \quad \text{im Bereich } 0,4\text{-}20 \text{ m/s}$$

Für eine gemessene Geschwindigkeit von z. B. $v = 2,5 \text{ m/s}$ ergibt sich:

$$\Delta v = \pm (0,2 + 0,02 \cdot 2,5) = \pm 0,25 \text{ m/s} \quad (\text{E.41})$$

E.4.12 Unsicherheitsbetrachtung des Druckverlustes

Die Erfassung des Druckverlustes über dem Reaktor erfolgte mit einem Differenzdrucksensor (testo 510i). Laut Hersteller beträgt die Messunsicherheit im Bereich 0-1 hPa:

$$\Delta p = \pm (0,05 \text{ hPa} + 1 \text{ Digit})$$

Damit entspricht die Messunsicherheit:

$$\Delta p = \pm 0,06 \text{ hPa} = 6 \text{ Pa} \quad (\text{E.42})$$

Da der Druckverlust als Differenz zweier Einzelmessungen ermittelt wurde, ergibt sich die kombinierte Messunsicherheit gemäß der Gaußschen Fehlerfortpflanzung zu:

$$\Delta p_{\text{Verlust}} = \sqrt{(\Delta p_1)^2 + (\Delta p_2)^2} = \sqrt{2} \cdot \Delta p = \sqrt{2} \cdot 6 \text{ Pa} \approx 9 \text{ Pa} \quad (\text{E.43})$$

E.4.13 Unsicherheitsbetrachtung des Betriebsvolumenstroms

Der Betriebsvolumenstrom $\dot{V}_{\text{Betrieb}}$ wurde durch Differenz der abgelesenen Volumenstände am Gaszähler und Division durch die Messzeit bestimmt:

$$\dot{V}_{\text{Betrieb}} = \frac{V_2 - V_1}{t} \quad (\text{E.44})$$

Dabei sind:

$$\begin{aligned} V_1, V_2 &= \text{abgelesene Gaszählerstände}[\text{m}^3], & \Delta V &= 0,001 \text{ m}^3 \\ t &= \text{Messzeit}[\text{s}] & \Delta t &= 5 \text{ s} \end{aligned}$$

Die Unsicherheiten der beiden Volumenablesungen werden zu einer Gesamtunsicherheit der Volumendifferenz kombiniert:

$$\Delta(V_2 - V_1) = \sqrt{(\Delta V)^2 + (\Delta V)^2} = \sqrt{2} \cdot \Delta V \quad (\text{E.45})$$

Mit $\Delta V = \pm 0,001 \text{ m}^3$ ergibt sich somit:

$$\Delta(V_2 - V_1) = \pm 0,00141 \text{ m}^3 \quad (\text{E.46})$$

Die kombinierte Standardunsicherheit des Volumenstroms ergibt sich gemäß Gaußscher Fehlerfortpflanzung zu:

$$\Delta \dot{V}_{\text{Betrieb}} = \dot{V}_{\text{Betrieb}} \cdot \sqrt{\left(\frac{\Delta(V_2 - V_1)}{V_2 - V_1}\right)^2 + \left(\frac{\Delta t}{t}\right)^2} \quad (\text{E.47})$$

E.4.14 Unsicherheitsbetrachtung der Oxidationsrate

Die Oxidationsrate r beschreibt die photokatalytisch umgesetzte Stoffmenge pro Reaktorfläche und Stunde und wird wie folgt berechnet:

$$r = \frac{\Delta c \cdot M \cdot \dot{V} \cdot 10^2}{24,45 \cdot 1000 \cdot A} \quad (\text{E.48})$$

Dabei ist:

- Δc : Konzentrationsdifferenz in ppm
- M : molare Masse des Stoffs in g/mol
- $\dot{V}$: Volumenstrom in m³/h
- A : aktive Reaktorfläche in m²

Unsicherheitsberechnung

Die kombinierte Standardunsicherheit Δr wird über die Gaußsche Fehlerfortpflanzung berechnet. Einflussgrößen sind die Unsicherheiten der Konzentrationsdifferenz, des Volumenstroms und der Fläche:

$$\Delta r = r \cdot \sqrt{\left(\frac{\Delta(\Delta c)}{\Delta c}\right)^2 + \left(\frac{\Delta \dot{V}}{\dot{V}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta A}{A}\right)^2} \quad (\text{E.49})$$

Die Unsicherheit der Konzentrationsdifferenz $\Delta c = c_{\text{ein}} - c_{\text{aus}}$ wird ebenfalls nach der Gaußschen Fehlerfortpflanzung berechnet:

$$\Delta(\Delta c) = \sqrt{u_{c_{\text{ein}}}^2 + u_{c_{\text{aus}}}^2} \quad (\text{E.50})$$

Die Einzelunsicherheiten $u_{c_{\text{ein}}}$ und $u_{c_{\text{aus}}}$ setzen sich jeweils aus der statistischen Standardunsicherheit (Typ A) und einer Geräteunsicherheit (Typ B) zusammen.

Beispielrechnung (Versuch 2.3)

Gegeben:

$$\Delta c = 93,0 \pm 23,0 \text{ ppm}$$

$$\dot{V} = 0,25 \pm 0,001 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$A = 0,0945 \pm 0,00014 \text{ m}^2$$

$$r = 1,01 \text{ } \mu\text{mol}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h})$$

Einsetzen in Gleichung (E.49) ergibt:

$$\begin{aligned} \Delta r &= 1,01 \cdot \sqrt{\left(\frac{4,2}{93,0}\right)^2 + \left(\frac{0,01}{0,25}\right)^2 + \left(\frac{0,00014}{0,0945}\right)^2} \\ &\approx 1,01 \cdot \sqrt{0,00204 + 0,0016 + 0,0000022} \approx 1,01 \cdot 0,0604 \approx \pm 0,061 \text{ } \mu\text{mol}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h}) \end{aligned}$$

Endergebnis:

$$r = 1,01 \pm 0,12 \text{ } \mu\text{mol}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h}) \quad \text{bei } k = 2$$

Eidesstattliche Erklärung und Veröffentlichungserklärung Student oder Studentin

Photokatalytische Oxidation zur Abluftreinigung

Eine Analyse des Abbaus flüchtiger organischer Verbindungen und Evaluierung praktischer Umsetzungsmöglichkeiten

Eidesstattliche Erklärung Student oder Studentin

verfasst von: Anrede **Plümper** Levin

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit mit dem o.a. formulierten Titel ohne fremde Hilfe selbständig verfasst und nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.
Wörtlich oder dem Sinn nach aus anderen Werken entnommene Stellen sind unter Angabe der Quellen kenntlich gemacht.

Datum: 16.06.2025

Unterschrift:

Levin Plümper

Erklärung zur Veröffentlichung des Studenten oder der Studentin

Ich bin mit der Online-Veröffentlichung der oben genannten Abschlussarbeit auf dem Dokumentenserver der HAW Hamburg **nicht einverstanden**.

☐

Mit meiner Unterschrift bestätige ich obige Angaben und dass ich die Rechtliche Grundlagen zur Veröffentlichung von Abschlussarbeiten der HAW Hamburg zur Kenntnis genommen habe und akzeptiere. Zu finden im Downloadbereich Fakultätsservicebüro Life Sciences, dort unter den Downloads des jeweiligen Studiengangs.

Datum: 16.06.2025

Unterschrift:

Levin Plümper