# HOCHSCHULE MERSEBURGFH

University of Applied Sciences FACHBEREICH INGENIEUR- UND NATURWISSEN-SCHAFTEN

Zur Erlangung des Grades eines Master of Engineering (M. Eng.)

von Pascal Jerke

Thema:	Untersuchungen zur Abbauleistung eines thermophil betriebenen Laborfiltersystems
Matrikelnummer:	15725
Telefon:	0152 341 303 56
Abgabetermin:	16.11.2016
Erstprüfer:	Prof. DrIng. Dietmar Heinz
Zweitprüfer:	M. Eng. Felix Steininger

1	Einleitung	1
2	Stand der Technik	2
2.1	Biologische Abgasreinigung	2
2.2	Biowäscher	3
2.3	Biorieselbett	5
2.4	Biofilter	6
2.4.1	Aufbau und Arbeitsweise	6
2.4.2	Dimensionierung und Bauarten	8
2.4.3	Anforderungen an das Filtermaterial	9
2.4.4	Strömungsform	10
2.4.5	Stofftransport und Stoffumwandlung im Biofilm	14
2.4.6	Biochemische und thermodynamische Grundlagen	19
2.4.7	Inbetriebnahme eines Biofilters	20
2.4.8	Einflussfaktoren auf den Substratabbau	21
2.4.9	Hemmung von Bioreaktionen	23
2.4.10	Aktueller Forschungsstand	24
3	Material und Methoden	27
3.1	Biofilter	28
3.1.1	Aufbau	28
3.1.2	Kondensatanalyse	30
3.1.3	Reingasanalytik	31
3.1.4	Dehydrogenaseaktivität	33
3.1.5	Mikroskopische Untersuchung	33
3.1.6	Diskontinuierlicher Substratabbau	33
3.1.7	Infrarotspektroskopie	33
3.1.8	Nährstoffdosierung	34
3.2	Charakterisierung des Filtermaterials	35
3.2.1	Dichtebestimmung	35
3.2.2	Maximale und reale Wasserhaltekapazität	36
3.2.3	Wasserverlust	37
3.3	Fermenter	38
3.3.1	Aufbau Fermenter	38
3.3.2	Respiration	39
3.3.3	Schadstoffdosierung	39
4	Freehnisse	40
4.1	Fermenterversuche	40
411	Temperaturadaption	40
412	Modellschadstoff Hexanal	43
4.1.3	Modellschadstoff Toluol	46
4.2	Versuchsreihen zum thermonhilen Laborhiofiltersystem	70 47
421	Modellschadstoff Ethanol	<u>4</u> 8
422	Modellschadstoff Hexanal	

4.2.3	Modellschadstoff Toluol	
5	Auswertung	60
5.1	Fermenterversuche	
5.2	Biofilteranlage	61
5.3	Fehlerbetrachtung	64
6	Zusammenfassung	65
7	Literaturverzeichnis	67

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1 Schema biologischer Abgasreinigungssysteme [16]	3
Abbildung 2-2 Schematische Darstellung eines Biowäschers [16]	4
Abbildung 2-3 Schematische Darstellung eines Biorieselbettreaktor [16]	5
Abbildung 2-4 Abhängigkeit der Peclet-Zahl von der Reynolds-Zahl [10]	13
Abbildung 2-5 Konzentrationsverlauf eines Stoffes von der Gasphase zum Biofilm	15
Abbildung 2-6 Inhibition von Enzymen	23
Abbildung 3-1 Biofiltereinheit (Schema)	29
Abbildung 3-2 Laborbiofilteranlage	30
Abbildung 3-3 Reingasanalytik (Schema)	32
Abbildung 3-4 Reingasanalytik	32
Abbildung 3-5 Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer	34
Abbildung 3-6 Fermenter zur Schlammadaption (Schema)	
Abbildung 3-7 Fermenter zur Schlammadaption	
Abbildung 4-1 Hexansäurespektrum	55
Abbildung 4-2 Hexanalspektrum [13]	56

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Kostenvergleich verschiedener Anlagenarten [8]	2
Tabelle 2 Vor- und Nachteile unterschiedlichen Filtermaterials	10
Tabelle 3 Physikalische Filtermaterialcharakteristik	
Tabelle 4 Wasserhaltekapazität von Blähton	36
Tabelle 5 Wasserverlust	37
Tabelle 6 Temperaturadaption 55 °C	41
Tabelle 7 Temperaturadaption 70 °C	42
Tabelle 8 Modellschadstoff Hexanal	44
Tabelle 9 Einfluss der Nährstoffdosierung	46
Tabelle 10 Modellschadstoff Toluol	46
Tabelle 11 Schadstoff Ethanol Funktionsfähigkeit	49
Tabelle 12 Schadstoff Ethanol Lastbetrieb	51
Tabelle 13 Belastungsvariation Ethanol Lastbetrieb	51
Tabelle 14 Schadstoff Hexanal	54
Tabelle 15 Schadstoff Toluol	57
Tabelle 16 Toluolabbau niedrige Belastung	59
Tabelle 17 Toluolabbau hohe Belastung	59
Tabelle 18 Vergleich der Temperaturadaption	60
Tabelle 19 Vergleich der Abbauparameter	61
Tabelle 20 Wasserverluste der Biofilter	63

# Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
ATP	Adenosintriphosphat
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Ε	Enzym, Edukt
ES	Enzym-Substrat-Komplex
FM	Filtermedium
kom.	kommunal
krit	kritisch
oTS	organische Trockensubstanz
Р	Produkt
S	Substrat
TA-Luft	Technische Anleitung zum Umgang mit Luft
TS	Trockensubstanz

# Formelzeichen

Formelzeichen	Bedeutung	Einheit
Α	Flächeninhalt, Querschnittsfläche	m²
A <sub>GL</sub>	Grenzfläche für den Gas-Flüssigkeits-Übergang	m²
As	Spezifische Oberfläche	m²
ВА	Filterflächenbelastung	$m^{3}/(m^{2}\cdot h)$
Bv	Filtervolumenbelastung	m³/(m³·h)
Во	Bodenstein-Zahl	-
с	Konzentration	g/l
<b>c</b> *	Konzentration an einer Grenzfläche	g/l
CI	Konzentration einer Flüssigkeit	g/l
D	Diffusionskoeffizient	m²/s

d	Durchmesser	m
dʻ	Hydraulischer Durchmesser	m
E <sub>K</sub>	Eliminationskapazität	g/(m <sup>3</sup> ·h)
H <sup>cp</sup>	Henry-Konstante, abhängig von Konzentration und Druck	-
K	Gleichgewichtskonstante, Geschwindigkeitskonstante	-
k	Geschwindigkeitskonstante	-
L	Länge, charakteristische Länge	m
Μ	Molmasse	g/mol
m	Masse	kg
$\dot{m}_S$	Massenstrom des Schadstoffs	kg/h
Nĸ	Anzahl der nacheinander zu schaltenden Kessel	-
n	Stoffmenge	mol
Peax	Axiale Peclet-Zahl	-
pi	Partialdruck der Komponente i	Ра
r	Reaktionsgeschwindigkeit	-
Re	Reynolds-Zahl	-
SFB	Spezifische Filterbelastung	g/(m <sup>3</sup> ·h)
Ý	Volumenstrom	m³/h
V <sub>F</sub>	Filtervolumen	m <sup>3</sup>
VG	Gesamtvolumen	m <sup>3</sup>
V <sub>H</sub>	Hohlraumvolumen	m <sup>3</sup>
VP	Porenvolumen	m <sup>3</sup>
Vw	Wasservolumen	m <sup>3</sup>
W	Strömungsgeschwindigkeit	m/s
WP	Strömungsgeschwindigkeit in den Poren des Biofilters	m/s
3	Porosität	-
Eeff	Effektive Porosität	-
ρгм	Dichte des Filtermediums	kg/m³
ρs	Schüttdichte	kg/m³
η	Dynamische Viskosität, Wirkungsgrad, Abbaugrad	Pa · s, %
υ	Kinematische Viskosität	m²/s

# 1 Einleitung

Durch eine immer größer werdende Industrie, entstehen auch immer mehr Abfall- und Nebenprodukte, welche der Umwelt zugeführt werden. Vor allem gewerbliche Tierhaltungen, Tierkörperverwertungen und Lackierereien erzeugen Emissionen, die auf den Menschen geruchsbelästigend oder auch toxisch wirken können. Die Aufgabe der Umwelttechnik ist es, die emittierten Schadstoffe abzubauen und eine allgemeine Geruchsbelästigung zu minimieren oder gar zu vermeiden. Um die Emission dieser Stoffe möglichst gering zu halten, können konventionelle Verfahren angewandt werden, die unter Umständen sehr aufwendig und unwirtschaftlich sind. Zu diesen Verfahren zählen beispielsweise die thermische sowie katalytische Verbrennung und die Adsorption an Aktivkohle.

Eine Alternative zu der konventionellen Schadstoffbeseitigung bietet der Biofilter. Ein solcher Filter kann die organischen Abgase der oben genannten Industriezweige reinigen. Zu beachten ist jedoch, dass der Biofilter bestimmten Voraussetzungen unterliegt, um eine Reinigungsleistung zu erzielen. Diese Bedingungen sind eine ausreichende Sorption der Abgasinhaltsstoffe in der wässrigen Phase, eine biologische Abbaubarkeit dieser Stoffe durch die Mikroorganismen und konstante, nicht toxische Milieubedingungen für die Mikroorganismen. Des Weiteren ist es wichtig, dass die Konzentration der abzubauenden Abgasstoffe nicht zu hoch ist, um einen vollständigen Abbau zu gewährleisten.

Aus den Voraussetzungen zum Betrieb des Biofilters sind auch seine Limitierungen ersichtlich. Ein großer Abgasstrom und Spitzenlasten sind schwer von den Mikroorganismen zu bewältigen und erfordern weitere technische Maßnahmen auf die nachfolgend eingegangen werden. Weiterhin sind die Betriebstemperatur und damit einhergehend der Lebensbereich der Bakterien zu beachten. Derzeit werden vorwiegend mesophile Biofilter eingesetzt. Ein thermophiler Biofilter ermöglicht eine kosteneffektivere Verwertung von heißen Abgasströmen, da diese nicht auf 40 °C heruntergekühlt werden müssen. Dieser ökonomische Vorteil und eine erhöhte Reaktionsgeschwindigkeit bei höheren Temperaturen versprechen einen Vorteil in der Handhabung und der Energiebilanz zukünftiger Luftreinigungsanlagen.

# 2 Stand der Technik

## 2.1 Biologische Abgasreinigung

In der biologischen Abgasreinigung werden die organischen Komponenten des Abgases durch hetero- und autotrophe Mikroorganismen verstoffwechselt. Das organische Material fungiert als Energieträger oder wird zum Zellaufbau verwendet. Zielprodukte der Umwandlung sind Wasser und Kohlenstoffdioxid.

Für den Abbau der Organik werden in der Regel aerob arbeitende Bakterien eingesetzt. Es können unter Umständen auch Pilze auftreten. Um einen problemlosen Betrieb zu gewährleisten, sind neben den biologischen, auch die physikalisch-chemischen Gesetzmäßigkeiten zu beachten. Als essentiell ist der nötige Sauerstoff zu sehen, welcher in den meisten Fällen ausreichend im Abgas enthalten ist. Weiterhin ist das Wasser wichtig, da Mikroorganismen ohne Wasser nicht lebensfähig sind. Zusätzlich können Nährstoffe nur in gelöster Form aufgenommen werden. [2]; [16]

Tabelle 1 zeigt den Vergleich von biologischen Abgasreinigungsverfahren zu vorwiegend thermischen Verfahren. Erkennbar ist, dass die biologischen Verfahren, bei richtiger Planung und Dimensionierung, deutlich günstiger in der Installation und im Betrieb sind. [8]

Anlagenart	Investitionskosten	Betriebskosten
Thermische Nachverbrennung	1	1
Katalytische Nachverbrennung	1,15	0,85 - 0,9
Aktivkohleadsorption	0,4	0,8
Waschverfahren	0,6	0,6
Biowäscher	0,55	0,25 - 0,3
Biofilter	0,5	0,2-0,25

Tabelle 1 Kostenvergleich verschiedener Anlagenarten [8]

Vorranging eingesetzte biologische Reinigungsverfahren sind der Biofilter, Biowäscher und der Biorieselbettreaktor. Alle Verfahren haben zwei Voraussetzungen zu erfüllen. Der Schadstoff muss in Wasser löslich sein und in Lösung gebracht werden. Weiterhin muss er mikrobiell abbaubar sein. Zum Einsatz kommen diese Verfahren, wenn Abgasinhaltsstoffe nicht zurückgewonnen werden sollen, es keine signifikanten Änderungen in der Abgaszusammensetzung gibt, die Abgastemperaturen konstant sind und sich in einem Bereich befinden, in denen Mikroorganismen leben. Weiterhin sollten sich keine Stoffe im Gas befinden, die auf die Organismen toxisch wirken. Der Zusammenhang der zuvor genannten Verfahren wird in Abbildung 2-1 aufgezeigt. Der Biorieselbettreaktor ist aus der Kombination des Biofilters und Biowäschers entstanden. [14]; [17]



Abbildung 2-1 Schema biologischer Abgasreinigungssysteme [16]

Die zugrundeliegenden Bioprozesse, die den Abbau der Schadstoffe ermöglichen, sind noch nicht vollständig analysiert. Aus diesem Grund sind die Planung und das Scale Up biologischer Anlagen durch empirische Betriebserfahrungen und Technikumsanlagen möglich. [14]

## 2.2 Biowäscher

Ein Biowäscher ist eine Kombination aus einem Gaswäscher und einem Belebungsverfahren. Ein solcher Wäscher besteht aus drei Einheiten. Einem Absorber, einem Regenerierreaktor und einem Absetzbecken. Es ist möglich, einen kontinuierlichen Betrieb oder einen Batch-Betrieb durchzuführen. Abbildung 2-2 zeigt die schematische Darstellung eines Biowäschers. Im Absorber wird aus dem Abgas der Schadstoff mittels Sprüh-, Venturi- oder Strahlwäscher von der Gasphase in die Waschflüssigkeit überführt. Ziel ist es, eine große Phasengrenzfläche und eine lange Verweilzeit zu erreichen, damit der Stoffübergang in die Flüssigphase vollständig erfolgen kann. Im Gegensatz zum Biofilter, muss das Abgas nicht mit Wasserdampf gesättigt sein [2]. Die Mikroorganismen, die für die Reduktion des Schadstoffs verantwortlich sind, befinden sich in der Waschflüssigkeit in suspendierter Form. Die Konzentration der Bakteriensuspension liegt zwischen 0,5 und 1,0 mg/l [16]. Im Waschwasser wird der Schadstoff zu Kohlenstoffdioxid und Wasser umgewandelt. Gleichzeitig entsteht neue Zellmasse.



Abbildung 2-2 Schematische Darstellung eines Biowäschers [16]

Der Regenerierreaktor ist als Belebungsverfahren ausgeführt und fängt die Waschflüssigkeit auf. Die Flüssigkeit kann im Belebungsbecken mittels Säuren und Laugen auf einen optimalen pH-Wert eingestellt werden, der den Mikroorganismen nicht schadet. Außerdem findet bei ausreichender Belüftung eine Erneuerung der Biomasse statt. Das Waschwasser wird dem Absorber wieder zugegeben und mit Frischwasser und Nährstoffen versetzt. In der Regel ist die Waschflüssigkeit nach spätestens 40 Tagen durch den sukzessiven Austausch mit unbelasteter Flüssigkeit erneuert. [16] Der Rest des Gemisches aus dem Regenerationsreaktor wird in das Absetzbecken geführt, um dort den überschüssigen Teil der Biomasse und des Waschwassers aus dem Kreislauf auszuschleusen. Um die Leistungsfähigkeit des Biowäschers zu erhalten, muss ausreichend Biomasse zurückgehalten werden. Die Biomasse wird dann in den Regenerationsreaktor zurückgeleitet.

Die Abgastemperatur sollte zwischen 10 °C und 60 °C liegen und kann bis zu 0,1 g/m<sup>3</sup> Schadstoff enthalten. Höhere Abgastemperaturen sind möglich und erfordern eine gesonderte Kühlung des Waschwassers. [16]

#### 2.3 Biorieselbett

Der Biorieselbettreaktor oder auch Biotricklinganlage genannt, ist eine Kombination des Biowäschers sowie -filters. Diese Sonderform ist schematisch in Abbildung 2-2 dargestellt. Der Unterschied zum Wäscher ist, dass sich die Mikroorganismen auf Einbauten befinden und dort fixiert sind. Die Abgrenzung zum Biofilter wird durch eine gezielte Führung der Waschflüssigkeit erreicht. Das Waschwasser dient außerdem zur gleichmäßigen Verteilung der Mikroorganismen im Reaktor und versorgt diese durch die beigefügten Nährstoffe. Es entfernt den Überschussschlamm und verhindert somit einen Zuwachs an Biomasse, der einen erhöhten Druckverlust mit sich zieht. Die Berieselungsdichte muss ausreichend sein, um die vorgenannten Bedingungen zu erfüllen, darf jedoch nicht so stark sein, dass der Biofilm dadurch abgetragen wird. [16]



Abbildung 2-3 Schematische Darstellung eines Biorieselbettreaktor [16]

Rieselbettreaktoren werden im Gleich-, Gegen- oder Kreuzstrom betrieben und können mit trockenem, unbehandelten Abgas beaufschlagt werden, da bei diesem Reaktortyp keine Austrocknung des Biofilms zu befürchten ist. Es sind Schadstoffmengen von 1,5 g/m<sup>3</sup>, bei ausreichender Wasserlöslichkeit, zu realisieren. Die Kontaktzeit des Abgases mit den Mikroorganismen sollte je nach Löslichkeit des Schadstoffes, zwischen 1 und 30 Sekunden betragen. Im Vergleich zum Biofilter, ist der Betrieb eines Biorieselbettreaktors aufwendiger, ermöglicht aber auch ein Ausschleusen unerwünschter Reaktionsprodukte, welche im Waschwasser gelöst sein können. [2] [15]

## 2.4 Biofilter

#### 2.4.1 Aufbau und Arbeitsweise

Ein Biofilter ist eine technische Anlage, bei der ein Abgasstrom durch eine Schüttung von Feststoffen geleitet wird, die mit Mikroorganismen besiedelt ist. Bei diesem Vorgang werden biologisch abbaubare Stoffe von den Mikroben aufgenommen und in harmlose Produkte umgewandelt. [16]

Die klassische Verfahrensführung erfolgt in zwei nacheinander geschalteten Stufen. In der ersten Stufe, der technischen Stufe, findet die Konditionierung des Abgases statt. Der zweite Schritt befasst sich mit der biologischen Umwandlung der Schadstoffe und ist als biologische Stufe zu bezeichnen. [10]

Die Konditionierungsstufe beinhaltet im Wesentlichen die Sammlung des Abgases und die Vorbereitung bzw. Anpassung des Abgases an die Ansprüche der zweiten Stufe. Zu beachten ist dabei, dass das Gas keine toxische Wirkung auf die Mikroorganismen hat und es frei von Staub und Ölpartikeln ist, um eine Verstopfung des Filters vorzubeugen. Sind diese Bedingungen erfüllt, kann das Abgas auf die Betriebstemperatur gebracht werden und mit Wasser auf eine relative Feuchte von mindestens 95 % gebracht werden. Je höher die relative Feuchte ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, den Biofilter auszutrocknen. Falls die Gefahr einer Austrocknung besteht, sollte eine zusätzliche Berieselung des Filtermaterials realisiert werden. Der Ventilator ist der Befeuchtung vorzuschalten, da eine zusätzliche Wärme durch die Verdichtung erfolgt und somit die relative Feuchte des Abgases abnimmt. In der praktischen Anwendung ist der Ventilator oft nach der Befeuchtung implementiert, um bei langen Betriebszeiten Dichtungen zu schonen. Schadstoffemissionen werden so vorgebeugt. [10] Im biologischen Arbeitsschritt findet die eigentliche Schadstoffreduktion statt. Die Mikroorganismen befinden sich auf Trägerkörpern, dem sogenannten Filtermaterial. Dieses Material kann organischer Natur oder anorganischer Natur sein. Als organisches Filtermaterial werden Pflanzenprodukte mit hohem Zelluloseanteil verwendet. Anorganische Filter können aus Blähton, Styropor oder Schaumstoff bestehen. Beide Materialtypen bieten Vor- und Nachteile. Allen Filtermaterialien ist eine große spezifische Oberfläche und eine hohe Wasserhaltekapazität gemein. Die Porosität ermöglicht die Ausbildung eines Biofilms und gestattet eine hohe Besiedlungsdichte. [10]; [16]

Weiterhin ist der pH-Wert von Bedeutung. Für den Stoffwechsel der Mikroben ist ein pH-Wert im neutralen Bereich zu empfehlen. Da beim Umwandlungsprozess saure Reaktionsprodukte wie Schwefelwasserstoff entstehen können, sollte das Filtermittel eine ausreichende Pufferkapazität besitzen. [16]

Eine der Haupteinflussgrößen stellt der Wasserhaushalt des Biofilters dar. Mikroorganismen benötigen einen Wassergehalt im Filtermaterial von 40 bis 65 % um ihre Stoffwechselaktivitäten aufrecht zu erhalten. Die Wasseraktivität gibt das Mindestmaß an Umgebungswasser an, welches die Mikroben benötigen. Sie ist aus dem Quotienten der Wasserkonzentration in der Dampfphase über dem Material und der Wasserkonzentration im Luftraum über reinem Wasser, in Abhängigkeit von der Temperatur, bestimmbar. Die Wasseraktivität steht damit in enger Beziehung zur relativen Feuchte und zum Gesamtwassergehalt des Biofilters. [16]

Mikroorganismen sind auf eine Wasseraktivität zwischen 0,6 und 0,998 angewiesen. Bakterien arbeiten in höheren Aktivitätsbereichen als Schimmelpilze, was dazu führen kann, dass es bei zu geringen Wassergehalten, respektive Wasseraktivitäten, vermehrt zu Schimmelbewuchs kommen kann. Aufgrund von unterschiedlichen Strömungen, lokalen Temperaturveränderungen und physikalischen Filtermaterialunterschieden können über die Filterhöhe Zonen entstehen, die verschiedene Wasseraktivitäten aufweisen. Es ist daher anzunehmen, dass sich verschiedene Mikrobenkulturen aufbauen, die auf die jeweilige Aktivität angepasst sind. [16]

Einen deutlichen Einfluss auf die Wasserbindung des Filtermaterials haben die Poren. Je kleiner diese sind, desto stärker werden die Kapillarkräfte in ihnen. Viele kleine Poren führen zu einer verminderten Austrocknung des Filtermaterials, falls ungleichmäßige Bewässerung stattfindet. Außerdem schützen sie bei lokal auftretenden Temperaturerhöhungen. Negativ ist in diesem Zusammenhang das mögliche Entstehen von anaeroben Zonen, falls die Mikroorganismen in diesen Bereichen mehr Sauerstoff aus dem Wasser entziehen, als durch Diffusion nachgeliefert wird. [16]

#### 2.4.2 Dimensionierung und Bauarten

In der VDI-Richtlinie 3477 werden drei Größen benannt, nach denen ein Biofilter dimensioniert werden kann. Zum einen wird die Filterflächenbelastung angegeben, die den Abgasvolumenstrom, bezogen auf den Filterquerschnitt, beschreibt. Zum anderen wird die Filtervolumenbelastung herangezogen, welche den Abgasvolumenstrom im Verhältnis zum Filtervolumen wiedergibt. Die durchschnittliche Flächenbelastung liegt im Bereich von 50 bis 200 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h). Die Volumenbelastung befindet sich zwischen 30 und 150 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup>·h). Die dritte Größe, die spezifische Filterbelastung, ist vorwiegend in der industriellen Schadstoffbeseitigung bedeutsam. Sie ergibt sich aus der zugeführten Schadstoffmasse je Zeiteinheit und Filtervolumen. [18]

Für Dimensionierung eines Biofilters sind weiterhin die erforderliche Verweilzeit des Abgases und die Filtermaterialschütthöhe ausschlaggebend. Die Verweilzeit praxiserprobter Filter liegt zwischen 20 und 60 Sekunden. Wobei eine Verweilzeit von 30 Sekunden für reine Geruchsbeseitigung ausreichend ist. Um den Druckverlust und den damit einhergehenden Energieaufwand gering zu halten, werden Schütthöhen von 1,0 bis 1,5 Meter realisiert. In Ausnahmefällen können Höhen von vier Meter erreicht werden, sofern das Filtermaterial ausreichend grobkörnig ist. [16]

Die Planung eines Biofilters ist hauptsächlich von den zugeführten Luftmengen und den daraus resultierenden und zuvor genannten Betriebsgrößen abhängig. Wie in Kapitel 2.4.1 und 2.4.3 erklärt wird, ist jedoch auch das Filtermaterial relevant. Feinkörnige Materialien ermöglichen eine höhere Besiedlungsdichte durch Mikroben, vergrößern jedoch auch den Filterwiderstand und demzufolge auch den Druckverlust. Bei unbekannten Schadstoffen empfiehlt es sich, eine Pilotanlage zu errichten, um eine richtige Dimensionierung und genaue Kostenermittlung zu gewährleisten. [2]

Die am weitesten verbreitete Variante des Biofilters ist ein Flächenbiofilter. Der Flächenfilter ist nach oben offen und wird von unten über eine perforierte Bodenplatte mit dem Abgas angeströmt. Der Boden wird als Druckkammer ausgeführt, um eine gleichmäßige Verteilung des Gases zu erreichen. Die Betriebssicherheit wird jedoch durch eine zunehmende Fläche gefährdet, da der Druck über einen großen Querschnitt nicht gleichmäßig aufgebracht werden kann. Ein Flächenfilter kann auch als Etagenfilter ausgeführt sein. Bei dieser Bauvariante sind einzelne Filtersegmente übereinander angeordnet und führen zu einer Flächenreduzierung. Diese Betriebsweisen erfolgen unter freiem Himmel. Das gereinigte Gas muss den Vorschriften der TA-Luft entsprechen. Nachteile eines Flächenfilters sind die großen Filtermaterialmengen, die mittels großer Maschinen, wie Radladern, eingebracht werden. Dies führt zu einer inhomogenen Verteilung und somit zu Schwankungen bei der Durchströmung bis hin zu Kanalbildungen. Außerdem sind die Stillstandszeiten durch den Materialtausch bei großen Flächenfiltern sehr lang. [10]; [16]

In Folge der offenen Bauweise und der Witterungseinflüsse auf die Biozönose wurden Containerfilter entwickelt. Biofilter in geschlossener Bauweise sind im Vergleich bis zu 50 % teurer, bieten jedoch mehrere Vorteile. Beispielsweise wird das Reingas nicht direkt in die Umgebung abgegeben, sondern kann auf die Zusammensetzung kontrolliert werden oder anderen Prozessen zugeführt werden. Weiterhin kann in geschlossenen Filtersystemen die Durchströmung frei gewählt werden, was ein Austrocknen des Filtermaterials vorbeugt. Eine modulare Bauweise bietet sich mit gekapselten Filtern zusätzlich an. Es kann so auf starke Schwankungen der Schadstoffkonzentration reagiert werden. Für eine Modulbauweise werden mehrere Filter, ähnlich dem Etagenfilter, nacheinander geschaltet. [16]

#### 2.4.3 Anforderungen an das Filtermaterial

Das Filtermaterial eines Biofilters hat nach der VDI-Richtlinie 3477 [18] diverse Aufgaben zu erfüllen:

- Große spezifische Oberfläche für eine hohe Besiedlungsdichte von Mikroben
- Hohes Poren- und Hohlraumvolumen für einen geringen Druckverlust
- Gleichmäßige Struktur für ein einheitliches Strömungsverhalten
- Hohe Wasserhaltekapazität um Austrocknung vorzubeugen
- Gute Puffervermögen gegen pH-Wert-Schwankungen
- Geringe Verrottungsgeschwindigkeit bei organischem Material f
  ür eine lange Standzeit, Durchströmung und wenig Wartung
- Geringer Eigengeruch organischer Medien
- Gute Nährstoffversorgung
- Geringer Preis und geringe Entsorgungskosten

Da es keinen Stoff gibt, der alle Punkte erfüllt, werden in der Praxis mehrere Filtermedien gemischt. Biofilter auf organischer Basis haben sich durch ihre Vorteile des Nährstoffangebots und des Vorhandenseins von Mikroorganismen durchgesetzt. Damit die Struktur des Filters erhalten bleibt, werden unter die organischen Materialien anorganische Stoffe, wie Blähton oder Polystyrol gemischt. [2]

Filtermaterial	Vorteile	Nachteile
Organisch	- beinhaltet Nährstoffe für Mikroben	- Eigengeruch
	- hohe Porosität	- Entsorgungskosten
	- günstiger Preis	- Abbau durch Mikroben
	- beinhaltet Mikroben	- Stillstandszeiten bei Filter-
		materialwechsel
		- höherer Druckverlust bei
		Langzeitbetrieb
Anorganisch	- kein biologischer Abbau	- externe Nährstoffversorgung
	- hohe und lange Wasserhaltekapazität	nötig
	- geringerer Druckverlust	- Mikroben müssen aufgebracht werden

Tabelle 2 Vor- und Nachteile unterschiedlichen Filtermaterials

#### 2.4.4 Strömungsform

Um Aussagen über die Kinetik des Biofilters zu treffen, werden Vereinfachungen getätigt, welche in bisherigen Versuchen zu Biofiltern als vertretbar erschienen sind. [2]

Die Strömung durch den Filter wird bei kontinuierlichem Betrieb als isotherm, gleichmäßig verteilt und stationär angesehen. Außerdem wird über die gesamte Schütthöhe eine gleiche Temperatur vorausgesetzt. Temperaturveränderungen aufgrund von biochemischen Reaktionen und Kondensationsvorgängen werden vernachlässigt. Das zugeführte Rohgas besteht zu großen Teilen aus Umgebungsluft und Gasen, die ähnliche physikalische Charakteristiken aufweisen. Dies ermöglicht eine Betrachtung als ideales Gas. Obwohl während der biologischen Umwand-lung neue Stoffe wie Kohlenstoffdioxid entstehen und Schadstoffe abgebaut werden, wird die

Dichte des Gasvolumenstroms als konstant angesehen. Diese Vereinfachung wird angewandt, weil die Stoffsenken und -quellen einen marginalen Anteil am Gesamtstrom haben. Zusätzlich ist der Gasstrom als inkompressibel zu sehen, da der Druckunterschied zwischen Eingang und Ausgang des Biofilters kleiner als 95 % ist. Weiterhin wird das Abgas als Newton'sches Fluid definiert und somit als ideal viskos eingeordnet. [2]

Folglich kann die Kontinuitätsgleichung auf folgenden Ausdruck vereinfacht werden.

$$\dot{V} = w \cdot A \tag{2.1}$$

Da aus dieser Gleichung die Strömungsgeschwindigkeit ermittelt werden kann, können Aussagen über die Strömungsart im Biofilter gemacht werden.

Gleichung (2.1) lässt sich beim Anströmen des Biofilters verwenden, muss jedoch für die Gasgeschwindigkeit im Filtermaterial neu errechnet werden, da die Fläche durch die Füllkörper verkleinert wird. Um eine genaue Beschreibung der Vorgänge zu gewährleisten, wird die Porosität des Filters erfasst. Sie wird als Verhältnis von Hohlraumvolumen zu Gesamtvolumen der Schüttung angegeben. Zu beachten ist, dass ein Teil der Hohlräume durch Wasser gefüllt ist. Resultierend wird eine effektive Porosität zur Berechnung verwendet. [2]

$$\varepsilon_{eff} = \frac{V_H - V_W}{V_G} \tag{2.2}$$

Die Gasgeschwindigkeit in den Poren wird somit über folgende Gleichung erfasst.

$$w_P = \frac{w}{\varepsilon_{eff}} \tag{2.3}$$

Zu sehen ist, dass die Porengröße bzw. die Porengrößenverteilung entscheidende Faktoren für die Strömungsgeschwindigkeit im Filtermaterial darstellen. Im Idealfall sind alle Poren über den Querschnitt gleich groß und werden mit einer gleichmäßigen Strömungsgeschwindigkeit durchströmt. Eine optimale Geschwindigkeitsverteilung wirkt sich positiv auf die Verweilzeit des Gases im Biofilter aus und verbessert dadurch den Abbau des Schadstoffs. [2]

Um Aussagen über das Strömungsprofil im Biofilter zu tätigen, ist die Reynolds-Zahl zu bestimmen. In einer unregelmäßigen Schüttung wird sie durch folgende Gleichung ermittelt:

$$Re = \frac{w \cdot d'}{\varepsilon \cdot \upsilon} \tag{2.4}$$

Der hydraulische Durchmesser wird über Gleichung (2.5) errechnet.

$$d' = 4 \cdot \frac{V_H}{A_S} \tag{2.5}$$

Ersichtlich ist, dass mit steigender spezifischer Oberfläche der hydraulische Durchmesser sinkt. Daraus resultiert eine Verringerung der Reynolds-Zahl. Somit lässt sich schließen, dass die spezifische Oberfläche und die Reynolds-Zahl indirekt proportional zueinander sind. Aus dem Wert der Reynolds-Zahl lässt sich außerdem die Strömungsform ableiten. Untersuchungen haben ergeben, dass für anorganische Füllkörper Reynolds-Zahlen von 20 bis 300 erreicht werden. Für organische Materialien liegen diese bei ähnlich spezifischen Oberflächen niedriger, als für anorganische Filtermedien. Basierend auf gängiger Literatur ist daraus zu schließen, dass die Strömung im Biofilter laminar ist. [10]

Für eine ideale Strömung im Bioreaktor ist eine Pfropfenströmung anzustreben. Diese Strömungsart erweist sich als vorteilhaft, weil keine Rückvermischung stattfindet. Eine Rückvermischung würde bei Reaktionen erster und höherer Ordnung zu Einbußen beim Umsatzgrad führen. [10]

Das Maß der Rückvermischung wird auch durch die axiale Peclet-Zahl und der mit ihr zusammenhängenden Bodenstein-Zahl dargestellt, welche auf die Anzahl der nacheinander zu schaltenden Rührkessel schließen lässt. Ist der Wert der Bodenstein-Zahl unendlich groß, kann von einer idealen Rohrströmung ohne Rückvermischung ausgegangen werden. Bei kleinen Werten wird von einem Rührkessel mit Rückvermischung ausgegangen.

$$Bo = \frac{Pe_{ax} \cdot L}{d} \tag{2.6}$$

$$N_k = \frac{Bo}{2} \tag{2.7}$$



Abbildung 2-4 stellt den Zusammenhang der axialen Peclet-Zahl und der Reynolds-Zahl dar.

Abbildung 2-4 Abhängigkeit der Peclet-Zahl von der Reynolds-Zahl [10]

Für Gasströmung durch eine Schüttung ist für  $Pe_{ax}$  ein Wert von rund 2 anzunehmen [10]. Daraus resultiert Näherungsweise:

$$N_k = \frac{L}{d} \tag{2.8}$$

Die Vernachlässigung der Rückvermischung ist ab einer Kesselanzahl von 20 gegeben. Somit sollte das Verhältnis vom Partikeldurchmesser des Filtermaterials zur Schütthöhe etwa 20 betragen. Dieses Verhältnis ist in den meisten Biofiltern gewährleistet, sodass einzig die niedrigen Reynolds-Zahlen nicht dem turbulenten Strömungsprofil entsprechen. [10]

Weiterführende Untersuchungen zum Trägermaterial deuten darauf hin, dass der Umschlagspunkt von laminarer zu turbulenter Strömung deutlich tiefer liegt, als im Leerrohr. Somit würden auch bei den vorher bestimmten Reynolds-Zahlen turbulente Strömungsverhältnisse vorliegen. [10]

# 2.4.5 Stofftransport und Stoffumwandlung im Biofilm

Der biologische Abbauprozess durch die Mikroorganismen erfolgt in zwei Teilschritten. Zuerst muss der Schadstoff von der Gasphase in die wässrige Phase überführt werden. Anschließend erfolgt die aerobe Umwandlung durch die Bakterien und die Desoption der Reaktionsprodukte aus der wässrigen Phase. [2]

Der Stoffübergang wird mittels der erweiterten Zweifilmtheorie verdeutlicht und erfolgt in sieben Teilschritten: [8]

- 1) Hauptsächlich konvektiver Transport vom Kern der Gasphase zur gasseitigen Grenzschicht
- 2) Diffusion durch die gasseitige Grenzschicht
- 3) Absorption und Diffusion durch die flüssigkeitsseitige Grenzschicht
- 4) Konvektiver Transport von der Grenzschicht zum Kern der flüssigen Phase
- 5) Diffusion durch die flüssigkeitsseitige Grenzschicht des Biofilms (der Zellen)
- 6) Adsorption an die Zelle und Transport durch die Zellmembran
- Transport innerhalb der Zelle zum aktiven Zentrum und biochemische Reaktion (Schadstoffabbau)

Dieser Vorgang wird in Abbildung 2-5 dargestellt.



Abbildung 2-5 Konzentrationsverlauf eines Stoffes von der Gasphase zum Biofilm

Die Grundlage dieses Modells ist, dass der Biofilm auf dem Trägermaterial fixiert ist und dass sich eine dünne laminare Wasserschicht über den Mikroben befindet. Eine Vereinfachung für dieses Modell kann im Punkt zwei getroffen werden, da davon auszugehen ist, dass die Durchmischung in der Gasphase homogen ist und somit der Transportwiderstand der Gasphase vernachlässigbar ist. Damit herrscht in der Gasphase an jeder Stelle die gleiche Konzentration bzw. der gleiche Partialdruck der Abgaskomponenten. Für eine weitere Vereinfachung wird angenommen, dass es keinen Unterschied zwischen der Wasserphase und des Biofilms gibt. Der Gradient wird an dieser Stelle durch einen linearen Konzentrationsverlauf ersetzt. [2]

Der Stoffumsatz bzw. Abbau des Schadstoffes lässt sich, bei konstantem Gasvolumenstrom, über das Verhältnis der Konzentrationen im Rohgas und im Reingas bestimmen.

$$\eta = 1 - \frac{c_1}{c_0} \tag{2.9}$$

Der Teilschritt, der Sorption des Gases, kann auf zwei Wegen erfolgen. Zum einen kann eine Adsorption an einer Feststoffoberfläche stattfinden, zum anderen kann eine Absorption in der Flüssigkeit erfolgen. Die Bindung an die Feststoffoberfläche erfolgt durch Physisorption mittels van der Waals'schen Kräften oder durch eine Chemisorption. Eine untergeordnete Rolle für den Abbauprozess ist die Physisorption des Schadstoffes an trockenen Bereichen des Filters. Die Chemisorption sollte gänzlich vermieden werden, um die Unversehrtheit des Filtermaterials zu gewährleisten. [2]

Der Übergang aus der gasförmigen Phase des Abgasstroms in die wässrige Phase ist durch verschiedene Stoffeigenschaften begrenzt. Zusätzlich hängt die Löslichkeit vom Druck und der Temperatur ab. Die Druckabhängigkeit wird durch das Gesetz von Henry beschrieben. Die Konzentration des Schadstoffs im Wasser ergibt sich aus der Konzentration des Schadstoffs in der zugeführten Luft durch die Henry-Konstante geteilt. [2]; [7]

$$c_{liquid} = \frac{p_i}{H^{cp}} \tag{2.10}$$

Aus dem Gesetz von Henry ist weiterhin ersichtlich, dass der Anteil der gelösten Einzelkomponenten in der Flüssigkeit proportional zum Partialdruck in der Gasphase ist.

Hohe Temperaturen limitieren die Gasaufnahme der Flüssigkeit zusätzlich. Erschwerend kommt hinzu, dass der Absorptionsprozess exotherm verläuft. [2]

Reaktionstechnisch kann der Stoffübergang mit folgender Formel beschrieben werden: [2]

$$\dot{n} = k_L \cdot A_{GL} \cdot (c_L^* - c_L) \tag{2.11}$$

Ist der Schadstoff von der Gasphase in die Flüssigkeit übergegangen, erfolgt die Diffusion in den Kern. Die Geschwindigkeit dieses Vorgangs hängt vom Diffusionskoeffizienten ab, welcher sich aus der Temperatur und der Molekülmasse zusammensetzt. Als Richtwerte von Gasdiffusionen im Wasser werden  $2 \cdot 10^{-5}$  cm<sup>2</sup>/s angeführt. [2]

Da die Diffusion in Gasen schneller erfolgt, als die Diffusion in Flüssigkeiten, kann dies zu einer Diffusionslimitierung führen und den Umsatzgrad der Reaktion nachteilig beeinflussen. Vor allem hydrophobe Stoffe und geringe Konzentrationen eines Schadstoffes weisen eine Diffusionslimitierung auf. Resultierend entsteht eine Reaktion erster Ordnung. Die Konzentration des Schadstoffumsatzes ist somit proportional zu seiner Reaktionsgeschwindigkeit. [10]

Bei biologischen Reaktionen steigt mit wachsender Schadstoffkonzentration die Reaktionsgeschwindigkeit über eine Reaktion gemischter Ordnung bis hin zu einer Reaktion 0-ter Ordnung. An diesem Punkt ist sie von der Konzentration unabhängig und wird nur vom Stoffumsatz der Mikroorganismen limitiert. Diese Art der Limitierung wird Reaktionslimitierung genannt. Eine zu hohe Schadstoffkonzentration wirkt jedoch hemmend auf die Mikrobenaktivität. [2]; [10]

Da sich die Kinetik biologischer Reaktionen von chemischen Reaktionen unterscheidet, benötigt man ein anderes Modell zur Beschreibung dieser Vorgänge. Das Modell nach Michaelis-Menten ermöglicht eine Darstellung der Geschehnisse der mikrobiellen Schadstoffumwandlung. Die Grundannahme dieses Modells besteht darin, dass Enzyme als Biokatalysatoren agieren und die biochemische Stoffumwandlung beschleunigen sowie die Aktivierungsenergie herabsetzen. Die notwendigen Enzyme werden von den Mikroben gebildet oder können gegebenenfalls separat zudosiert werden. Die gängige Modellbeschreibung zeichnet sich dadurch aus, dass sich das Substrat oder der Schadstoff (S) mit dem Enzym (E) zu einem Komplex zusammenschließt und daraus das Produkt (P) entsteht. [12]

$$S + E \rightleftharpoons ES \rightarrow P + E$$
 (2.12)

Es ergeben sich drei Reaktionsgeschwindigkeiten.

$$r_1 = k_1 \cdot c_S \cdot c_E \tag{2.13}$$

$$r_2 = k_2 \cdot c_{ES} \tag{2.14}$$

$$r_3 = k_X \cdot c_{ES} \tag{2.15}$$

$$r_1 - r_2 - r_3 = 0 \tag{2.16}$$

Es wird die Annahme getroffen, dass Reaktion drei vom Enzym-Schadstoff-Komplex zum Produkt der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist. Die maximale Reaktionsgeschwindigkeit dieses Teilschrittes tritt auf, wenn die komplette Enzymkonzentration als Enzym-Schadstoff-Verbindung vorliegt und somit als Ausgangsstoff für die langsamste Reaktion, Reaktion drei, vorliegt. Ferner wird festgehalten, dass die Enzym-Schadstoff-Konzentration konstant bleibt, sodass die Reaktionsgeschwindigkeit des Enzym-Schadstoffkomplexes gleich null gesetzt wird. [12]

Werden alle Geschwindigkeitsansätze in Gleichung (2.16) eingesetzt und die Geschwindigkeitskonstanten zu einer Konstante K zusammengefasst, ergibt sich Gleichung (2.17).

$$c_{ES} = K \cdot c_S \cdot c_E \tag{2.17}$$

Weiterhin wird vorausgesetzt, dass sich die Enzymmenge während der Umwandlung nicht verändert und ausschließlich eine katalytische Wirkung besitzt.

$$c_{E,0} = c_E + c_{ES} (2.18)$$

Die beiden zuvor beschriebenen Gleichungen werden zusammengeführt und das Reziproke der Geschwindigkeitskonstante K wird als Michaelis-Konstante K<sub>M</sub> eingeführt.

$$c_{ES} = \frac{c_{S} \cdot c_{E,0}}{K_{M} + c_{S}}$$
(2.19)

Diese Gleichung wird in Gleichung (2.15) eingesetzt und ergibt das Modell nach Michaelis-Menten.

$$r_{ges} = k_{max} \cdot c_{E,0} \cdot \frac{c_S}{K_M + c_S} \tag{2.20}$$

Die Michaelis-Konstante  $K_M$  ist als jene Substratkonzentration definiert, die bei der Hälfte der maximalen Geschwindigkeit vorliegt. Sie bestimmt den Konzentrationsbereich, bis zu dem annähernd eine Reaktion erster Ordnung vorliegt. [10]; [12]

Da, wie zuvor gesagt, die Umsetzung des Enzym-Schadstoff-Komplexes der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist, wird dieser als Gesamtgeschwindigkeitskonstante in das Michaelis-Menten-Modell eingesetzt. Anschließend werden die prozesslimitierenden Bedingungen für die Reaktion erster und für die Reaktion nullter Ordnung eingesetzt.

a) Reaktion erster Ordnung:  $c_S \ll K_M$ 

$$\mathbf{r} = \frac{k_{max}}{K_M} \cdot c_S \cdot c_{E,0} \tag{2.21}$$

b) Reaktion nullter Ordnung:  $c_S \gg K_M$ 

$$\mathbf{r} = k_{max} \cdot c_{E,0} \tag{2.22}$$

Studien haben erwiesen, dass die beiden Sonderfälle viele mikrobielle Umsetzungen hinreichend beschreiben. Nachfolgend werden die Geschwindigkeitsansätze der Kinetik für diese Sonderfälle betrachtet. Der Ansatz für das Gesetz der ersten Ordnung lautet:

$$\frac{-dc}{dt} = k_1 \cdot c \tag{2.23}$$

Integriert man diese Gleichung und setzt sie in die Gleichung des Wirkungsgrades, Gleichung (2.9), ein, erhält man:

$$\eta = 1 - e^{-k\tau} \tag{2.24}$$

Der Geschwindigkeitsansatz für die Gleichung nullter Ordnung lautet:

$$\frac{-dc}{dt} = k_0 \tag{2.25}$$

Integriert und in Gleichung (2.9) eingesetzt ergibt sich:

$$\eta = k_0 \cdot \frac{\tau}{c_{s,0}} \tag{2.26}$$

Über die experimentell ermittelten Wirkungsgrade lassen sich die Konstanten  $k_0$  und  $k_1$  bestimmen. [2]

#### 2.4.6 Biochemische und thermodynamische Grundlagen

In der biologischen Abluftreinigung basieren alle angewandten Verfahren auf Mikroorganismen. Sie sind in Hinsicht auf ihre Stoffwechselaktivitäten flexibel und passen sich ihrer Umgebung an. Der Enzymhaushalt der Mikroorganismen ist weder starr, noch dauerhaft festgelegt und ermöglicht ihnen dadurch eine gute Anpassung an das vorliegende Nährstoffangebot. Aufgrund ihres großen Oberflächen-Volumen-Verhältnisses ist ihnen ein hoher Stoffwechselumsatz möglich. [2]

In einem Biofilter treten unterschiedliche Arten von Mikroben auf. So kann es sein, dass verschiedene Mikroorganismen über die Filterhöhe vorkommen. Selbst im Biofilm sind an der Oberfläche andere Mikroben zu finden, als in den Poren des Filtermaterials. Zustande kommen diese Speziesunterschiede durch die Milieubedingungen und der Nährstoffverfügbarkeiten dieser Lebensräume. Die beiden dominierenden Arten von Mikroben sind Bakterien und Pilze. Seltener sind auch höhere Organismen, wie Algen, auffindbar. Für den mikrobiellen Abbau entstehen meist Mischpopulationen aus den zuvor genannten Gruppen. [7] Bei optimalen Betriebsbedingungen, wobei in erster Linie die Wasseraktivität, der pH-Wert und die Sauerstoffverfügbarkeit eine Rolle spielen, findet man weitgehend Bakterien im Biofilter. Bakterien haben den Vorteil eines besseren Oberflächen-Volumen-Verhältnisses und eine größere Wachstumsrate gegenüber den Pilzen. Sind der pH-Wert und die Wasseraktivität niedrig, werden hauptsächlich Pilze zu finden sein, da diese sich besser an schlechte Lebensbedingungen anpassen können. Ein weiterer Vorteil von Pilzen ist, dass sie auch komplexe Stoffe verarbeiten können, da einige Arten Enzyme aussenden können und lange Molekülketten außerhalb des Pilzes verarbeiten. So ist es ihnen möglich, Cellulose oder Hemicellulose in verwertbare Molekülgrößen zu verarbeiten. [7]

Der Stoffwechsel von Mikroben wird in zwei Hauptschritte unterteilt, den Katabolismus und den Anabolismus. Der Katabolismus beschreibt den Vorgang, bei dem große und komplexe Substrate in einfachere und kleinere Moleküle zerlegt werden. Diese Umwandlung verläuft exotherm und führt zur Bildung von Adenosintriphosphat, kurz ATP.

Der Anabolismus beschreibt die Zusammensetzung von Zellbestandteilen, wie Nukleinsäuren, und führt zur Vermehrung der Mikroorganismen. Anabole Prozesse verlaufen endotherm und benötigen ATP. Katabolismus und Anabolismus erfolgen zur gleichen Zeit in der Mikrobenzelle, werden aber von unterschiedlichen Enzymen gesteuert. [8]

#### 2.4.7 Inbetriebnahme eines Biofilters

Um einen organischen Schadstoff bzw. ein Schadstoffgemisch aus einem Luftstrom zu reinigen, werden Mikroben benötigt, welche die angebotene Kohlenstoffquelle verarbeiten können. Daher ist es bedeutsam diese Mikroorganismen im Biofilm anzureichern. Organische Filtermedien, wie Kompost, bieten eine große Menge an verschiedenen Organismenarten. Sie haben folglich eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass sich unter den vorhandenen Lebewesen Arten befinden, die den Schadstoff verarbeiten können. [7]

Anorganisches Filtermaterial muss vor Betriebsbeginn mit einem Biofilm beaufschlagt werden. In er Praxis hat sich Klärschlamm bewiesen, da er eine hohe Speziesvariation aufweist. Zusätzlich wurde in Versuchen bestätigt, dass eine Zumischung von, speziell für den abzubauenden Schadstoff, gezüchteten Mikroorganismen sich positiv auf die Adaptionszeit und den Umsatzgrad auswirket. [7] Die Adaptionszeit gibt den Zeitraum an, den die Biozönose benötigt, sich auf einen Schadstoff einzustellen. Die Adaption in Biofiltern kann zwischen Stunden und Wochen dauern. Ausschlaggebend für die Zeitspanne ist das Vorhandensein des passenden Enzyms und die Vermehrung bzw. das Mutationsverhalten der Mikroben. Aufgrund der Veränderung der Enzyme in den Mikroben, ist davon auszugehen, dass sehr viele verschiedene Stoffe abbaubar sind, wenn eine ausreichend lange Adaptionszeit vorausgesetzt wird. Eine Einteilung der Schadstoffe in leicht biologisch abbaubar und schwer biologisch abbaubar wird daher vorgenommen. [2]; [7]

Verändern sich die Bestandteile des Abgases kann sich auch das Artenspektrum der Mikroben ändern. So kann eine stark vertretene Spezies von Bakterien durch einen neuen Schadstoff von einer anderen Spezies verdrängt werden, wenn diese besser an die neue Nährstoffquelle angepasst ist. Weitere Einflüsse auf die Biozönose werden im Kapitel 2.4.8 beschrieben. [7]

#### 2.4.8 Einflussfaktoren auf den Substratabbau

Die Leistungsfähigkeit eines Biofilters ist von der Eliminierung der Schadstoffe abhängig. Ein gemischter Abgasstrom ist schwieriger zu behandeln, weil sich Inhaltsstoffe des Abgases toxisch auf die Mikroorganismen auswirken können oder eine Spezies von Mikroben eine größere Affinität zu einem bestimmten Substrat aufweist. Einflussgrößen auf diesen Prozess sind die Absorption im Wasser, das Lösungsverhalten, der pH-Wert und die Feuchtigkeit. [7]

Beim Substratabbau wird zwischen dem Metabolismus und Cometabolismus unterschieden. Die Metabolisierung, auch Mineralisierung genannt, verarbeitet die Substrate enzymatisch und wandelt sie in Kohlenstoffdioxid und Wasser um, wobei die Zellzahl zunimmt. Es kann ein vollständiger Substratabbau erfolgen. [2]

Die Cometabolisierung verläuft ähnlich der Metabolisierung. Ein Substrat lagert sich an dem aktiven Zentrum eines Enzyms an und wird umgewandelt. Bei dieser Reaktion kann weder Energie aus dem Stoffwechsel geschöpft werden, noch können die Produkte ohne weitere Energiezufuhr verwendet werden. Bei diesem Vorgang kann es zur Anreicherung von Abbauprodukten kommen, die eine nachteilige Wirkung auf die Mikroorganismen haben. [2]

Die Faktoren, die zur Artenvielfalt, Stoffwechseltätigkeit und zum Mikrobenwachstum führen, sind vielfältig. Eine essentielle Wirkung ist in der Wasseraktivität zu finden, welche in Kapitel 2.4.1 beschrieben wurde. Zusätzlich beeinflusst die Nährstoffverfügbarkeit die Biozönose. Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff und Phosphor wird in der Abgasreinigung aus der Abwasserreinigung übernommen und wird demzufolge 100:5:1 angenommen. In biologischen Filtermedien ist diese Nährstoffzusammensetzung enthalten und muss nur bei Mangelerscheinungen von außen zugeführt werden. Anorganische Filtermaterialen benötigen eine Zugabe dieser Stoffe, da diese sonst Limitierungen im Substratabbau zur Folge haben. Bei der Dosierung von Nährstoffen und Spurenelementen ist darauf zu achten, dass eine Untersuchung der Mangelelemente im Filter durchgeführt wurde. Der Toleranzbereich der Bakterien und Pilze ist gering. So sind schon geringe Überdosierungen essentieller Elemente nachteilig für das Wachstum und den Umsatzgrad. [2]

Der Einfluss der Temperatur und damit der Reaktionsgeschwindigkeits-Temperatur-Regel kann auch für biologische Prozesse übernommen werden. Kurz gesagt, nimmt die Reaktionsgeschwindigkeit um das Doppelte, teilweise um das Dreifache, zu, wenn sich die Temperatur um zehn Kelvin erhöht. Eine hohe Temperatur ermöglicht schnellere Reaktionen, birgt jedoch Nachteile. Die Löslichkeit nimmt mit steigender Temperatur ab. Weiterhin bestehen Temperaturoptima, in denen die Mikroorganismen arbeiten. Technische Anwendungen finden im mesophile und der thermophile Temperaturbereich statt. Für den thermophilen Bereich sind eine Vorerwärmung des Abgases und eine Heizung des Filtermaterials zu empfehlen, sofern der Luftstrom eine geringere Eintrittstemperatur aufweist. [2]

Der pH-Wert beeinflusst unter Umständen die Artenvielfalt in einem Biofilter. Da die Hydronium-Ionen und Hydroxid-Ionen sehr beweglich sind, ziehen kleine Änderungen ihrer Konzentration erhebliche pH-Wert-Schwankungen nach sich. Bakterien bevorzugen einen pH-Wert, der größer als sieben ist. Pilze treten vorwiegend im sauren Milieu, bei einem pH-Wert von fünf oder niedriger auf. [2]

Mikroorganismensynthese und Stoffwechsel verändern den pH-Wert im Filtermaterial. Probleme entstehen dadurch, dass einige Bakterien und Pilze diese Veränderungen nicht tolerieren. Bei diesen Auswirkungen ist es von Vorteil ein Filtermedium einzusetzen, welches die Eigenschaft eines Puffers hat. Bei einem anorganischen Filter kann die Dosierung von Calciumcarbonat oder Natriumcarbonat die Versauerung bekämpfen. [2]

Eine zentrale Rolle bei der Substratverwertung spielt der Sauerstoff. Sauerstoff befindet sich zwar in vielen organischen Stoffen und Wasser, muss für die Mikroben aber in molekularer Form vorliegen. Bei aeroben Bioprozessen dient der Sauerstoff als Elektronenakzeptor und ist nur in gelöster Form verwertbar. [2] Die Versorgung verläuft in der Regel unproblematisch, da in dem Rohgasstrom ausreichend Sauerstoff vorhanden ist. Sauerstoffmangel kann in tieferen Schichten des Biofilms und in lokal übernässten Zonen auftreten. Die aeroben Mikroorganismen sterben ab und anaerobe Organismen bilden sich aus. Dies führt unter Umständen zu Geruchsänderungen des Reingases oder senkt den pH-Wert lokal.

#### 2.4.9 Hemmung von Bioreaktionen

Biologische Reaktionen basieren auf enzymatisch katalysierten Stoffwechselprozessen. Bei diesen Reaktionen treten Enzyme mit verschiedenen Substanzen in Wechselwirkung. Ist eine Senkung der Reaktionsgeschwindigkeit die Folge, spricht man von einer Inhibierung oder Hemmung des Stoffwechsels. Unterscheiden lassen sich Hemmungen wie folg: [12]



Abbildung 2-6 Inhibition von Enzymen

Grundsätzlich werden reversible und irreversible Hemmung unterschieden. Die reversible Inhibition weist zwei verschiedene Formen auf. Bei der kompetitiven Hemmung treten das Substrat und der Inhibitor in Konkurrenz um das aktive Zentrum des Enzyms. Der Inhibitor weist eine ähnliche Struktur zum Substrat auf und bildet einen Substrat-Inhibitor-Komplex, welcher eine Verlangsamung des Gesamtumsatzes an Substrat nach sich zieht. Eine kompetitive Hemmung kann durch eine Erhöhung der Substratkonzentration reguliert werden. [1]; [12] Die nicht-kompetitive Hemmung beschreibt den Prozess, bei dem sich ein Inhibitor an ein freies Enzym oder an einen Enzym-Substrat-Komplex bindet. Die Folge ist in beiden Fällen ein inaktiver Komplex. Der Unterschied zur kompetitiven Hemmung ist, dass der Inhibitor sich nicht am aktiven Zentrum anlagert, sondern an einer anderen Stelle des Enzyms. Durch die Entfernung des Inhibitors kann diese Form der Hemmung aufgehoben werden. [1]; [12]

Bei der irreversiblen Hemmung, wird das Enzym blockiert. Der Inhibitor lagert sich am aktiven Zentrum dauerhaft an und inaktiviert das Enzym. In den meisten Fällen ist der Organismus so sehr davon beeinflusst, dass er abstirbt. Irreversible Hemmungen werden unter anderem von Schwermetallen und Cyanid-Verbindungen ausgelöst. [1]

Spezielle Hemmungen in Biofiltern werden durch zu hohe Schadstoffkonzentrationen, wechselnde Abgasinhaltsstoffe, sich verändernde Milieubedingungen und die Anreicherungen von toxischen Stoffen ausgelöst. [2]; [7]

#### 2.4.10 Aktueller Forschungsstand

Durch Veröffentlichungen in Zeitschriften und der Anmeldung von Patenten, ist es möglich die neusten Entwicklungen in der thermophilen Biofiltertechnik zusammenzutragen. Nachfolgend werden die neusten und für diese Arbeit relevanten Erkenntnisse formuliert.

Die veröffentlichten Experimente befassen sich vorwiegen mit der Abbaubarkeit von Modellschadstoffen im thermophilen Temperaturbereich. Die Untersuchungen umfassen leicht abzubauende Stoffe wie Ethanol und VOCs (englisch: volatile organic compounds, flüchtige organische Verbindungen), als auch schwer abbaubare Aromaten sowie stark toxischen Verbindungen.

Cox et al. [5] untersuchten das Abbauverhalten von Ethanol in zwei identischen Biotricklingfiltern bei unterschiedlichen Temperaturen. Ein Filter arbeitet bei 22 °C der andere bei 53 °C. Als Filtermaterial werden Pall Ringe aus Polypropylen verwendet. Beiden Reaktoren wurden mit einem Gemisch aus Nahrungsmittelkompost und Grünschnitt angeimpft. Die Ermittlung des Kohlenstoffdioxidgehalts erfolgte in einem Gaschromatografen mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor. Die Gasphase des Ethanols wurde mit einem Flammenionisationsdetektor untersucht. Betrieben wurden die Filter im Gleichstrom mit einer durchschnittlichen Verweilzeit von 57 Sekunden. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass der Ethanolabbau in beiden Reaktoren gleich und fast vollständig war. Die Adaption an den Schadstoff war nach fünf Tagen vollzogen. Es fand außerdem eine Zunahme an Biomasse statt, welche jedoch nicht zu einem verbesserten Abbau führte, sondern nachteilig wirkte, da der Druckverlust anstieg. Der Tricklingreaktor bei Umgebungstemperaturen zeigte eine deutlich schnellere Zunahme an Biomasse, als der thermophile Reaktor. Die Untersuchung des Belebtschlammes beider Reaktoren ergab, dass im mesophilen Filter eine größere Anzahl an Mikroben lebte, als im thermophilen Filter. Zusätzlich war die Artenvielfalt im niedrigen Temperaturbereich deutlich größer. [5]

Kong et al. [9] erforschten den Abbau von Methanol und alpha-Pinen in Biotricklingfiltern. Verwendet werden drei baugleiche Reaktoren bei Temperaturen von 40 °C, 55 °C und 70 °C. Als Filtermaterial werden 180 mm Nor-Pac Polypropylen-Körper eingesetzt. Es wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt. Im ersten Versuch wurde Methanol als Modelschadstoff gewählt, um einen leicht wasserlöslichen Stoff als Bestätigung für die biologische Abbaubarkeit im thermophilen Temperaturbereich zu verifizieren. Zum Animpfen der Reaktoren wurde kommunaler Schlamm aus der Abwasserbehandlung gewählt. Das zweite Experiment versucht den Abbau eines hydrophoben Stoffes, in diesem Fall alpha-Pinen, zu beweisen. Für diesen Versuch wurden die Reaktoren mit einem Gemisch aus Mikroben eines Abwassers aus einer Holzverarbeitung und Mikroben aus einem Laborbiofilter, welcher Holzchips beinhaltet, angeimpft.

Die Ergebnisse des Methanol-Experiments zeigen, dass nach ausreichender Temperaturadaption Schadstoffmengen von bis zu 80 g/(m<sup>3</sup>·h) von allen Biotricklingfiltern fast vollständig abgebaut werden. Bei einer spezifischen Filterbelastung von 110 g/(m<sup>3</sup>·h) sank der Wirkungsgrad des mesophilen Filters auf etwa 70 %, die beiden Reaktoren mit höheren Temperaturen erreichten einen Abbau von 90 %.

Die Behandlung von alpha-Pinen zeigte, dass ein Abbau grundsätzlich im thermophilen Bereich möglich ist. Die besten Abbauergebnisse wurden bei 55 °C erzielt. Weitere Untersuchungen legten nahe, dass mit steigender Temperatur ein geringerer Wirkungsgrad erreicht wird. Ab einer Temperatur von 65 °C sank die Abbaurate auf annähernd 0 %. Für den Biotricklingfilter mit einer Temperatur von 40 °C wurde eine maximale Belastung von 38 g/(m<sup>3</sup>·h) erreicht, der thermophile Filter bei 55 °C konnte 80 g/(m<sup>3</sup>·h) alpha-Pinen zu 90% abbauen. [9]

Matteau und Ramsay [11] beschäftigten sich mit dem Abbau von Toluol in einem thermophil betriebenen Biofilter. Eingesetzt wurde ein 6-Liter Reaktor, der mit einer Mischung aus Blättern und Alfalfa befüllt wurde. Calciumcarbonat wurde als Puffermedium eingesetzt. Ein ähnlicher Kompost aus einem Toluolbiofilter wurde als Impfmaterial verwendet. Die Analyse der Gase fand mit einem Gaschromatographen, der mit einem Flammenionisationsdetektor ausgerüstet ist, statt.

Im gesamten Versuchszeitraum wurden zwei Zustände erforscht. Das erste Experiment untersuchte ein semi-kontinuierliches thermophiles Regime, bei dem täglich frisches Substrat hinzugefügt wurde. Im zweiten Versuch wurde ein thermophiles Regime im batch Betrieb erzeugt, bei dem die Temperatur künstlich auf einem hohen Niveau gehalten wurde.

Beim ersten Experiment wurde zuerst ein Temperaturbereich von 45 bis 55 °C untersucht. Nach einer Anfahrtszeit erreichte der Biofilter eine maximale Toluolbelastung im Filter von 109 g/(m<sup>3</sup>·h). Der Abbaugrad erreichte Werte von 57 %. Im zweiten Teil des Versuchs wurde die Temperatur auf 55 bis 65 °C angehoben. Folgen der höheren Temperatur war die Senkung des durchschnittlichen Wassergehalts im Filter von 62 % auf 55 % und die Senkung des Abbaugrades auf 42 %. Die maximale Toluolbelastung entsprach bei diesen Bedingungen 63 g/(m<sup>3</sup>·h).

Das Ziel des Batchversuches war es, zu überprüfen, ob eine Zugabe von Co-Substraten, in Form von neuen Blättern und Alfalfa, nötig ist. Die Temperatur des Biofilters wurde auf 50 °C gesetzt und über 15 Tage gehalten. Nach diesem Zeitraum verlor der Biofilter 50 % seiner Trockenmasse und 40 % seines Volumens. Trotz Befeuchtung des Abgasstroms sank die Feuchte im Filter von 60 auf 53 %. Zusätzlich war der Filter inhomogen und die Abbaurate lag unter den Werten des semi-kontinuierlichen Betriebs. [11]

Cho et al. [3] untersuchten den Abbau eines Toluol-Benzol-Gemisches in einem thermophilen Biofilter. Als Filtermaterial wurden Polyurethanwürfel mit einer Kantenlänge von 2 cm verwendet. Die Betriebstemperatur lag bei 60 °C. Zur Analyse der Gaszusammensetzung wurde ein Gaschromatograph verwendet.

Der Versuchszeitraum umfasste 170 Tage. Um einen stationären Betrieb des Biofilters zu gewährleisten, wurde die Toluol-Benzol-Mischung eine Woche mit einer Verweilzeit von 120 s und einer Luftbeladung von 1 g/m<sup>3</sup> eingefahren. Zusätzlich wurde eine Nährstofflösung hinzugegeben. Die Zusammensetzung der Lösung ist in Kapitel 3.1.8 zu finden. Anschließend wurde die Verweilzeit verringert und die Konzentration im Zufluss erhöht. Um einen Abbaugrad von 90 % einzuhalten, wurde die Verweilzeit auf 72 s gesenkt und die Konzentration im Zuluftstrom von Benzol auf 3 g/m<sup>3</sup> und von Toluol auf 1 g/m<sup>3</sup> gesetzt. Die Menge an Benzol und Toluol, die vom Biofilter abgebaut werden konnte, ist stark von der Verweilzeit abhängig. Je geringer die Verweilzeit des Gases im Biofilter ist, desto geringer ist der Abbaugrad bei gleichbleibender Schadstoffkonzentration im Abgas. Bei einer Verweilzeit von 120 s wurde eine spezifische Filterbelastung von 410 g/(m<sup>3</sup>·h) erreicht und zu 90 % abgebaut.

Um die Abbaubarkeit beizubehalten und die Verweilzeit des Gases zu verkürzen, wurde dem Biofilter täglich Hefeextrakt hinzugefügt. Die Hefezugabe erhöhte die Effektivität des Biofilters deutlich. Bei der zuvor genannten Eingangskonzentration von 3 g/m<sup>3</sup> Benzol und 1 g/m<sup>3</sup> Toluol konnte die Verweilzeit auf 18 s gesenkt werden. Bei dieser Verweilzeit erzielte der Biofilter einen Abbau von 90 % wenn die spezifische Filterbelastung nicht mehr als 1080 g/(m<sup>3</sup>·h) darstellte. [3]

Nachfolgend wird das Patent von Coleman vorgestellt, welches sich auf den Betrieb mesophiler und thermophiler Biofilter bezieht.

Um dem Biofilter eine längere Standzeit zu ermöglichen und unerwartete Schwefelverbindungen abzufangen, wurde ein Verfahren entwickelt, in dem zwei Reaktoren in Reihe geschaltet sind. Beide Filtereinheiten sind mit Mikroorganismen bestückt. Der erste Filter soll den elementaren Schwefel, der durch die Mikroben aus dem Abgas gebildet wird auffangen. Dieser Reaktor wird als sogenannter Opferfilter betrieben. Der zweite Reaktor übernimmt die herkömmliche Funktion eines Biofilters. [4]

# **3** Material und Methoden

Nachfolgend wird der Versuchsaufbau der Biofilteranlage und der Schlammadaption aufgezeigt. Weiterhin werden damit in Verbindung stehende Bestimmungsmethoden beschrieben und die Vorgehensweise zur Datenerhebung geklärt.

Auf standardmäßige labortechnische Untersuchungen wird im Weitern nicht eingegangen. Darunter fallen unter anderem die Bestimmung der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz mittels Trockenschrank und Muffelofen sowie die Bestimmung von pH-Werten und der Leitfähigkeit.

Der chemische Sauerstoffbedarf und die Ermittlung der organischen Säuren wird mit Küvetten-Tests der Fa. Hach Lange GmbH durchgeführt. Zur Untersuchung auf gelöste Phosphate, Ammonium-Ionen, Nitrate und Nitrite sowie des Glucosegehalts werden Schnelltests der Merck KGaA verwendet.

## 3.1 Biofilter 3.1.1 Aufbau

Die Biofilteranlage besteht aus drei Filtereinheiten. Jede Einheit setzt sich aus der Schadstoffzufuhr, der Abgasbefeuchtung, der Reinigungsstrecke und der Gasmessung zusammen. Die Befeuchtungseinrichtung besteht aus einer Glaskolonne mit einer Höhe von 120 cm, durch die die Luft in Blasen eingebracht wird. Der feuchte Luftstrom wird mit dem Schadstoff zusammengeführt und anschließend in einer zweiten Glaskolonne, die eine Höhe von 90 cm besitzt, biologisch abgebaut. Die Durchströmung erfolgt von oben nach unten. Die Kolonnen besitzen einen Durchmesser von zwölf Zentimetern und sind alle mit einer Mantelheizung ausgestattet. Die Heizung ist zusätzlich isoliert, um einen Wärmeverlust an die Umgebung zu minimieren. Als Heizmedium wird deionisiertes Wasser verwendet. Als Filtermaterial wird Blähton verwendet, welcher auf einer Lochplatte aus Glas liegt.

Über einen Kühlturm wird das gereinigte Gas zu den Gasuhren geführt und detektiert. Das Kondensat des Reingases und das Kondensat des Biofilters werden zu Analysezwecken aufgefangen und zurückgestellt.

Die Gesamtluftzufuhr und Schadstoffzufuhr werden über separate Rotameter geregelt und ermöglichen so eine gesonderte Einstellung beider Prozessgrößen. Eine automatisierte Nährstoffzufuhr wird mit Hilfe einer Schlauchpumpe verwirklicht.

Die folgenden Abbildungen zeigen eine Filtereinheit schematisch sowie die gesamte Biofilteranlage.



Abbildung 3-1 Biofiltereinheit (Schema)

Abbildung 3-2 zeigt die Laborbiofilteranlage. Die Nummer zeigen die zuvor beschriebenen Teile der Anlage. Nummer eins zeigt das Wasserbad, welches zur Mantelheizung der Befeuchtungskolonen und des Biofilters dient. Es sind drei Biofiltersäulen (Nummer 5) mit blauer Isolation zu sehen und dazu gehörig drei Befeuchtungskolonnen (Nummer 3) mit brauner Isolierung. Der Luftstrom nimmt den Schadstoff aus den Schadstoffflaschen (Nummer 2) auf. Nummer 4 kennzeichnet den Nährstoffvorrat. Der Kühlturm (Nummer 6) schließt sich dem Biofilter an und scheidet bei Nummer 7 das verbliebene Kondensat ab. Der Reingasvolumenstrom wird von den Gasuhren aufgenommen (Nummer 8).



Abbildung 3-2 Laborbiofilteranlage

## 3.1.2 Kondensatanalyse

Da sich alle am Umwandlungsprozess teilnehmenden Stoffe bis zu einer gewissen Menge in Wasser lösen, ist es notwendig, festzustellen, wie viel gelöst wird. Von besonderer Relevanz sind hierbei die verwendeten Schadstoffe sowie das gebildete Kohlenstoffdioxid. Untersucht werden die Kondensate, die direkt nach der biologischen Umwandlung anfallen und die Kondensate, die vor den Gaszählern auftreten.

Zur Analyse wird der Combustor 02 der Fa. Gamab mbH verwendet. Als Messprogramm wird das TOC-Analyseprogramm gewählt, welches die zu untersuchende Wasserprobe zuerst vergast und anschließend bei 1000 °C vollständig verbrennt. Als Ergebnis wird die Menge des gebildeten bzw. vorhandenen Kohlenstoffdioxids angezeigt. Die Anzeige erfolgt als Fläche in  $\mu$ S/cm<sup>2</sup>.

Zur Kalibrierung wurde Oxalsäuredihydrat, nachfolgend Oxd abgekürzt, verwendet. Als Reaktion ergibt sich:

$$C_2 H_2 O_4 \cdot 2H_2 O \to 2CO_2 + 2H_2 O$$
 (3.1)

Um die resultierende Menge Kohlenstoffdioxid zu erhalten, wird die Stoffmenge an zugegebenem Oxalsäuredihydrat berechnet.

$$n_{Oxd} = \frac{m_{Oxd}}{M_{Oxd}} \tag{3.2}$$
Da laut Reaktionsgleichung aus einem Molekül Oxalsäuredihydrat zwei Moleküle Kohlenstoffdioxid entstehen, kann die Masse des Kohlenstoffdioxids folgendermaßen berechnet werden.

$$m_{CO2} = 2n_{Oxd} \cdot M_{CO2} \tag{3.3}$$

Es ergibt sich folgende Kalibriergleichung, die für alle später erfolgenden Berechnungen, hinsichtlich der gelösten organischen Stoffe verwendet wird. Die Kalibriertabelle ist im Anhang 1 zu finden.



#### y = 282,84x + 80,378

#### 3.1.3 Reingasanalytik

Um die Kohlenstoffbilanz aufzustellen und Aussagen über die Abbauleistung des Biofilters zu treffen, werden die Reingasluftströme untersucht. Das Hauptaugenmerk liegt auf der Kohlenstoffdioxidbilanz. Verwendete Messgeräte sind das Infralyt 5000 der Fa. Saxon Junkalor GmbH und das Binos-2000 der Fa. Binos GmbH.

Das Reingas wird durch eine Kältefalle zu beiden Messgeräten geleitet. Dabei wird der Volumenstrom mittels eines GFC Mass Flow Controllers der Fa. Aalborg Instruments and Controls bestimmt. Die gemessene Kohlenstoffmenge wird mit der Menge verglichen, die bei einer vollständigen Umsetzung des zugeführten Schadstoffs entsteht.

Um die maximale Kohlenstoffdioxidkonzentration im Reingas festzustellen, wird der Luftstrom nach der zuvor beschriebenen Messung vollständig an einem Katalysator oxidiert und anschließend detektiert. Der Reingasstrom wird bei der katalytischen Oxidation nach dem

(3.4)

Trocknen in der Kältefalle in ein Kupferrohr geleitet und dort mittels eines Bunsenbrenners vorgewärmt. Der erhitzte Luftstrom wird in ein 45 cm langes, mit 50 g Palladium gefülltes, Metallrohr geleitet und dort vollständig zu Kohlenstoffdioxid und Wasser oxidiert. Die Reaktion verläuft bei einer Temperatur von 400 °C. Im Anschluss wird das Reingas in ein Kühlbecken geleitet, auf Raumtemperatur abgekühlt und schlussendlich durch die Messgeräte analysiert.

Nachfolgend wird der Messaufbau verdeutlicht.



Abbildung 3-3 Reingasanalytik (Schema)



Abbildung 3-4 Reingasanalytik

#### 3.1.4 Dehydrogenaseaktivität

Zur Charakterisierung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität wird die Dehydrogenaseaktivität bestimmt. Die Bestimmung erfolgte durch den Formazan-Test.

Die flüssige Probe wird mit einer 1 % igen Triphenyltetrazoliumchloridlösung sowie mit einer 1 % igen Glucoselösung versetzt und 24 Stunden bei 28 °C im Dunkeln inkubiert. Anschließend wird das entstandene Triphenylformazan mit 96 % igem Ethanol extrahiert. Das Filtrat der Probe wird photometrisch untersucht und kann mit einer zuvor durchfgeführten Kalibrierung analysiert werden.

#### 3.1.5 Mikroskopische Untersuchung

Die Charakterisierung des Biofilms wird mit Hilfe einer mikroskopischen Untersuchung durchgeführt. Zur Verfügung steht ein Durchlichtmikroskops Axioskop 2 plus der Carl Zeiss AG. Die biologische Probe wird entnommen und mit einem Tropfen deionisiertem Wasser verdünnt, auf einem Objektträger aufgebracht und anschließend mit 40facher Vergrößerung geprüft.

#### 3.1.6 Diskontinuierlicher Substratabbau

Das Ziel der Untersuchung des Substratabbaus ist es, festzustellen, ob in der untersuchten Probe ausreichend lebensfähige Mikroorganismen vorhanden sind. Untersucht werden heterotrophe, aerobe Mikroben. Verwendet wird eine Glucoselösung mit einer Konzentration von 400 mg/l, welche mit dem Schlamm aus den Reaktoren gemischt wird. Zum Startzeitpunkt, nach fünf Stunden sowie nach 24 Stunden wird der Glucosegehalt mittels eines Schnelltest festgestellt.

#### 3.1.7 Infrarotspektroskopie

Da sich bei der Biofiltration auch Stoffe bilden können, die nicht vorauszusehen sind, wird die Infrarotspektroskopie eingesetzt. Mit Hilfe dieses Verfahrens lassen sich flüssige und feste organische Stoffe anhand ihrer funktionellen Gruppe bestimmen und unterscheiden. Zum Einsatz kommt ein Bruker Corporation Vertex 70 Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer. Das Messprinzip entspricht der abgeschwächten Totalreflexion an einem Diamantkristall. Für alle Messungen wird die Probe auf die ATR-Einheit (englisch: attenuated total reflection) gebracht und mit einer Auflösung von 4 cm<sup>-1</sup> gemessen.



Abbildung 3-5 Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer

# 3.1.8 Nährstoffdosierung

Um eine Verarmung an Nährstoffen und Spurenelementen vorzubeugen, werden zwei verschiedene Nährstofflösungen verwendet. Für eine ökonomische Verfahrensführung wird eine Zusammensetzung verwendet, die einem kommunalen Abwasser entspricht. Vorlage für die hier genutzte Lösung ist das künstliche Abwasser, welches in DIN 38412-24 [6] beschrieben ist. Bei diesem Abwasser wird die Kohlenstoffquelle jedoch so stark reduziert, dass keine Konkurrenz zum vorliegenden Schadstoff entsteht. Allgemein wird, die in der Abwasserbehandlung verwendete Nährstoffvorgabe Kohlenstoff zu Stickstoff und Phosphor beachtet.

Ein Liter dieser Nährlösung beinhaltet nachfolgende Stoffe:

- 4 mg Kohlenstoff
- 0,2 mg Stickstoff
- 0,04 mg Phosphor
- 1 mg Magnesiumsulfat
- 1,8 mg Calciumchlorid

- 4 mg Natriumchlorid
- 1 mg Eisen(II)chlorid-tetrahydrat

Eine zweite Nährlösung ist der aus Cho et. al. nachempfunden [3]. Sie zielt auf eine explizite Versorgung von Spurenelementen, beim Abbau von Toluol, ab. Sie wird nur für die Nährstoffversorgung der Biofilter verwendet. Ein Liter dieser Lösung enthält:

- 9 g Dinatriumhydrogenphosphat-dihydrat
- 3 g Ammoniumsulfat
- 3 g Natriumcarbonat
- 1,5 g Kaliumdihydrogenphosphat
- 150 mg Magnesiumsulfat
- 10 mg Calciumchlorid-dihydrat

# 3.2 Charakterisierung des Filtermaterials

# 3.2.1 Dichtebestimmung

Als eine charakteristische Größe wird die Dichte des Filtermediums bestimmt. Hierfür werden 200 g Material in einen Messzylinder mit 500 ml destilliertem Wasser gegeben. Aus der Wasserverdrängung wird die Dichte berechnet.

Die Schüttdichte wird ermittelt, indem das Filtermaterial durch einen Trichter mittig in einen 21 Messzylinder gegeben wird. Ist die Markierung des Zylinders erreicht, wird das Gewicht des Filtermediums bestimmt. Aus beiden Werten wird die Schüttdichte bestimmt.

Zur Bestimmung der Porosität und des Porenvolumens wird der Versuchsaufbau zur Ermittlung der Schüttdichte verwendet. In den mit Filtermetarial gefüllten Messzylinder wird deionisiertes Wasser bis zur 2-l-Markierung gefüllt und gewogen. Das Filtermaterial wird 24 Stunden mit Wasser überstaut. Anschließend wird das feuchte Material gewogen und somit die gebundene Wassermenge festgestellt.

Das Porenvolumen ergibt sich aus der Dichte des Wassers bei 25 °C und der Menge des gebundenen Wassers. Die Porosität wird durch das Verhältnis von Porenvolumen zum Volumen des Filtermediums errechnet.

Parameter	Einheit	Wert
Dichte des Filtermediums ρ <sub>FM</sub>	kg/m³	716
Schüttdichte ps	kg/m³	369
Porenvolumen V <sub>P</sub>	ml	195
Porosität ε	%	27

Tabelle 3 Physikalische Filtermaterialcharakteristik

### 3.2.2 Maximale und reale Wasserhaltekapazität

Die maximale Wasserhaltekapazität des Filtermedium wird mit Hilfe eines Vakuumschranks bestimmt. Es werden 100 g Blähton in ein Becherglas gegeben. Anschließend wird die Luft aus den Poren bei 500 mbar Absolutdruck evakuiert. Nach diesem Vorgang wird überschüssiges Wasser abgegossen und das feuchte Filtermaterial gewogen.

Zur Bestimmung der Wasserhaltekapazität unter realen Bedingungen wird luftgetrocknetes Filtermaterial mittig in einen 2-Liter Messzylinder gegeben. Für 48 Stunden wird das Filtermedium mit deionisiertem Wasser überstaut. Nach diesem Zeitraum wird das überschüssige Wasser entfernt und die feuchten Trägerkörper gewogen. Anschließend werden sie für weitere 24 Stunden bei 105 °C getrocknet. Aus der Differenz der Masse vor und nach dem Trocknen ergibt sich die reale Wasserhaltekapazität.

Die Wasserhaltekapazität wir in Gramm Wasser pro Kilogramm Filtermaterial angegeben und in der folgenden Tabelle für das Filtermaterial Blähton aufgezeigt.

Parameter	Einheit	Wert
maximale Wasserhaltekapazität	gwasser/kgFiltermaterial	469
reale Wasserhaltekapazität	gwasser/kgFiltermaterial	285

Tabelle 4 Wasserhaltekapazität von Blähton

#### 3.2.3 Wasserverlust

Der Wasserverlust des Filtermaterials beschreibt das Verhalten des Mediums, welches bei unzureichender Befeuchtung auftritt. Als kritischer Wert wird der Wassergehalt im Filtermedium gewählt, der laut Literatur mindestens eingehalten werden muss, um mikrobielle Leben zu ermöglichen. In Kapitel 2 wird dieser Wert mit 40 % angegeben.

Nachfolgend werden drei Szenarien betrachtet:

- 1. Filtermaterial mit maximaler Wasserhaltekapazität im unbelüfteten Trockenschrank
- 2. Filtermaterial mit realer Wasserhaltekapazität im unbelüfteten Trockenschrank
- 3. Filtermaterial mit realer Wasserhaltekapazität im belüfteten Trockenschrank

Die ersten beiden Szenarien beschreiben einen Biofilter, bei dem kein Abgasstrom durch das Filtermedium strömt. Es wird somit ein Stillstand ohne Befeuchtung der Biomasse simuliert. Das dritte Experiment beschreibt den Zustand eines Biofilters, bei dem die Abgasbefeuchtung nicht stattfindet und eine Austrocknung durch den Feedstrom erfolgt.

Die Probenvorbereitung erfolgt wie im Kapitel zuvor beschrieben. Alle Proben werden bei 55 °C im Trockenschrank aufbewahrt. Der Gewichtsverlust wird über den vollständigen Zeitraum der Trocknung dokumentiert. Aus den Daten ergibt sich im Betrachteten Bereich ein vorwiegend linearer Verlauf zum Wasserverlust des Filtermediums. Aus diesem Grund wird zur Annäherung eine lineare Regressionsanalyse vorgenommen.

Die ermittelten linearen Gleichungen werden verwendet, um den Austrocknungsprozess der realen Filteranlagen zu beschreiben. Die nachfolgende Tabelle resultiert aus dem folgenden Diagramm und zeigt den Verlust des Wassers bei belüftetem und unbelüftetem Biofilter pro Stunde und pro Kilogramm Filtermaterial.

Szenario	Einheit	Wasserverlust
1	g/(kg·h)	61
2	g/(kg·h)	61
3	g/(kg·h)	230

Tabelle 5 Wasserverlust



# 3.3 Fermenter3.3.1 Aufbau Fermenter

Für die Untersuchungen zur Schlammadaption werden vier baugleiche Reaktoren verwendet. Jeder Reaktor hat ein maximales Füllvolumen von 5 Liter. Die Reaktoren bestehen aus Glas und besitzen einen Mantel zur Heizung. Der Sauerstoffeintrag wird durch eine Pumpe realisiert, welche Umgebungsluft von unten in die Reaktoren einbläst. Die eingetragene Luft wird durch ein Rotameter geregelt. Die Abluft wird über ein Schlauchsystem gesammelt und entsorgt.

Auf Rührer wird verzichtet, um die Scherkräfte auf die Mikroorganismen zu minimieren. Stattdessen wird eine tägliche Durchmischung händisch durchgeführt, indem der Inhalt der Reaktoren abgelassen wird und im Anschluss erneut in die Behälter eingebracht wird. Diese Art der Durchmischung, in Kombination mit der kontinuierlichen Druckluftzufuhr, erweist sich als ausreichend.

Die folgenden Abbildungen zeigen den Aufbau der Reaktoren.



Abbildung 3-6 Fermenter zur Schlammadaption (Schema)



Abbildung 3-7 Fermenter zur Schlammadaption

# 3.3.2 Respiration

Um die Sauerstoffzehrung zu bestimmen, wird das Multimeter HQ30D der Fa. Hach Lange GmbH verwendet. Aus den Versuchsreaktoren wird 300 ml Schlamm entnommen und homogenisiert. Die Probe wird in einem Wasserbad bei 48 °C temperiert und durch ständiges Rühren durchmischt. Anschließend wird mittels einer Pumpe feinblasig Sauerstoff aus der Umgebungsluft bis zur Sättigung eingebracht. Im Anschluss wird die endogene Atmung über die Zeit bestimmt.

### 3.3.3 Schadstoffdosierung

Da die Löslichkeit der getesteten Schadstoffe bei hohen Temperaturen sehr gering ist, wird der Schadstoff flüssig zudosiert. Die flüssige Zugabe soll eine längere Verweilzeit im Reaktor gewährleisten und ermöglicht eine längere Kontaktzeit als eine gasförmige Dosierung.

Um eine größtmögliche Durchmischung zu erreichen, wird der Schlamm aus dem Reaktor abgelassen und anschießend zurückgeschüttet. Während des Befüllens wird manuell, durch eine Pipette, der Schadstoff hinzugegeben.

# 4 Ergebnisse

# 4.1 Fermenterversuche

Das Ziel der Versuchsreihen ist es, einen kommunalen, mesophilen Faulschlamm auf ein höheres Temperaturniveau zu adaptieren und diesen im Anschluss vorteilhaft für einen Biofilter einzusetzen.

Der adaptierte Schlamm kann als Impfschlamm auf das Trägermaterial eines thermophilen Biofilters aufgebracht werden und benötigt eine geringere Zeit, um sich den Bedingungen anzupassen. Weiterhin kann der Schlamm zuvor mit Schadstoffen in Kontakt gebracht werden, damit sich während der Anpassung an das Temperaturniveau Bakterienstämme und Pilze ausbilden können, die den Schadstoff verwerten können. Im Gegensatz zu nicht adaptierten Biofiltern führt diese Maßnahme zu einer verringerten Anfahrtszeit.

Ein weiterer Vorteil der Schlammadaption ist, dass die Mikroorganismen in diesem abgeschlossenen System ohne weitere Risiken auf einen Hochlastbetrieb vorbereitet werden können. Wird den Bakterien und Pilzen sukzessive mehr Schadstoff zugegeben, kann eine Population entstehen, welche höhere Schadstoffkonzentrationen abbauen kann.

Im Vordergrund der Versuche stehen zwei Aspekte. Zum einen, ob eine Adaption und eine Arbeitsfähigkeit von Mikroben im höheren Temperaturbereich möglich ist, zum anderen, ob in hohen Temperaturbereichen die Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel eingehalten wird oder die Löslichkeit einen größeren Einfluss auf den Abbau der Schadstoffe ausübt.

### 4.1.1 Temperaturadaption

Für die Temperaturadaption werden 55 °C und 70 °C als Zieltemperaturen vorgesehen. Überwacht wird der Vorgang mittels CSB-Tests, der organischen Trockensubstanz und der Respiration.

Für den Versuch der Temperaturanpassung an 55 °C wird eine Mischung aus kommunalem, mesophilen Belebtschlamm und einem hoch belasteten, mesophilen Belebtschlamm verwendet. Der hoch belastete Schlamm wurde vor Verwendung mehrere Wochen mit einem Gemisch aus

aromatischen Kohlenwasserstoffen versetzt und soll einen Abbau dieser Stoffe nach der Temperaturadaption erleichtern. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt über Druckluft. Auf diese Weise werden 10,4 l/h Umgebungsluft in die Versuchsreaktoren eingetragen.

Die Ausgangszusammensetzung und -parameter werden in Tabelle 6 zusammengefasst.

Parameter	Einheit	kom.	belasteter	Schlamm-
		Schlamm	Schlamm	gemisch
Volumen	1	3,8	0,2	4
Leitfähigkeit	mS/cm <sup>2</sup>	4,45	38,1	4,48
pH-Wert	-	8	9,8	9,19
Trockensubstanz	%	1,2	6,5	1,4
org. Trocken-	%	62,8	33,3	53,7
substanz				
CSB	mg/l	100	42200	1310

Tabelle 6 Temperaturadaption 55 °C

Die zuvor genannten Überwachungsparameter werden in regelmäßigen Abständen aufgenommen. Zu erkennen ist, dass der pH-Wert und die Leitfähigkeit unverändert bleiben, der CSB und die organische Trockensubstanz (oTS) jedoch sinken (siehe Anhang 2).



Zu erkennen ist, dass sich der Trend der organischen Trockensubstanz und des chemischen Sauerstoffbedarfs gleich verhalten. Eine Ausnahme stellt der Anfangszeitraum dar. Die Ursache für diesen Unterschied ist die Temperaturerhöhung. Da der Ausgangsschlamm mesophil ist, kommt es bei der Temperaturerhöhung zur thermischen Zersetzung der Mikroben im Schlamm. Während des Versuchszeitraumes hat sich das Schlammvolumen von 4,0 auf 2,1 Liter verringert.

Da sich der chemische Sauerstoffbedarf und die organische Trockensubstanz nach sieben Tagen nicht signifikant ändern, kann ab diesem Zeitraum eine erfolgreiche Adaption angenommen werden.

Ein Zweiter Versuch hat die Zielstellung mesophilen Schlamm auf 70 °C zu adaptieren. Um dieses Ziel zu erreichen und eine möglichst große Artenvielfalt an Mikroben im Ausgangsschlamm zu erhalten, wird eingedickter Faulschlamm aus einer mesophilen Kläranlage verwendet.

Der eingedickte Schlamm wird mit deionisiertem Wasser auf einen Trockensubstanzgehalt von 2,6 % eingestellt und in die isolierten Reaktoren gegeben. Die Ausgangsparameter sind in Tabelle 7 dargestellt. Als Überwachungswert wird neben dem chemischen Sauerstoffbedarf und der organischen Trockensubstanz auch die Respirationsrate bestimmt. Die Sauerstoffversorgung erfolgt in gleicher Menge und gleicher Weise wie bei der Temperaturadaption an 55 °C.

Parameter	Einheit	kom. Faulschlamm
Volumen	1	4
Leitfähigkeit	mS/cm <sup>2</sup>	5,1
pH-Wert	-	7,2
Trockensubstanz	%	2,6
org. Trockensubstanz	%	49
CSB	mg/l	220

Tabelle 7 Temperaturadaption 70 °C



Auch bei dieser Temperaturanpassung ist keine signifikante Veränderung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und der Trockensubstanz festzustellen. Die Sauerstoffzehrung hat sich während des Versuchs verdreifacht, welches auf ein Bakterienwachstum hinweist. Die Daten der Respiration sind jedoch aufgrund messtechnischer Einschränkungen nicht gesichert und nicht reproduzierbar. Das Volumen des Faulschlamms wurde von 4,0 auf 1,6 Liter reduziert. Alle relevanten Messdaten sind im Anhang 3 zu finden.

Im obigen Diagramm ist ein drastischer Anstieg des chemischen Sauerstoffbedarfs festzustellen. Wie im vorherigen Versuch ist, dieser hohe Wert in der thermischen Zersetzung der Bakterien zu begründen. Die organische Trockensubstanz ist im Vergleich zum Versuchsbeginn angestiegen und spiegelt die Ergebnisse der Respiration wieder. Zu erkennen ist, dass die Temperaturadaption auf 70 °C deutlich länger dauert als die Adaption an 55 °C.

#### 4.1.2 Modellschadstoff Hexanal

Um die Abbaukinetik der thermophilen Schlämme zu beurteilen, wird Hexanal als Modellschadstoff gewählt. Überwacht werden die gleichen Parameter, wie in den Versuchen zur Temperaturadaption. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt auch hier über eingeblasene Umgebungsluft. Die Temperatur im Reaktor beträgt 55 °C.

Als Ausgangsmedium werden 0,5 Liter temperaturadaptierter Schlamm und 3,5 Liter mesophiler, kommunaler Faulschlamm verwendet. Dieses Schlammgemisch wird 7 Tage auf 55 °C adaptiert und mit deionisiertem Wasser aufgefüllt. Für die Untersuchung der Abbaubarkeit des Hexanals wird mit Hilfe einer Pipette ein Volumen von 2 ml zudosiert. Die Zugabe erfolgt während des manuellen Mischens, um eine größtmögliche Verteilung und Kontaktfläche des Hexanals mit dem Schlamm zu erreichen. Die Abbaurate wird durch den chemischen Sauerstoffbedarf festgestellt und im folgenden Diagramm für beide Versuche dargestellt. Ein vollständiger Abbau des Schadstoffes wird angenommen, wenn der chemische Sauerstoffbedarf den Ausgangswert von etwa 800 mg/l des adaptierten Schlamms aufweist. Ist dieser Wert erreicht, wird erneut Hexanal dosiert und der Zeitraum des Abbaus überwacht. Die ermittelten Daten werden verglichen und ausgewertet. Die Ergebnisse der Versuche sind in Tabelle 8 zu sehen. Alle weiteren relevanten Daten sind im Anhang 4 zu finden.

Parameter	Einheit	Versuch 1	Versuch 2
Volumen	1	4	4
Leitfähigkeit	mS/cm <sup>2</sup>	3,7	3,4
pH-Wert	-	7,4	6,8
Trockensubstanz	%	1,0	0,9
org. Trockensubstanz	%	67,6	64,2
CSB Start	mg/l	2817	2613
CSB Ende	mg/l	755	920
Zeit	h	95	72
Abbaugeschwindigkeit	mg <sub>Sauerstoff</sub> /(l·h)	14,8	17,9
Respiration	mg <sub>Sauerstoff</sub> /min	0,19	0,24

#### Tabelle 8 Modellschadstoff Hexanal



Aus den Daten des Diagramms und der Tabelle ist abzulesen, dass der Abbau des Hexanals im zweiten Versuch schneller erfolgt als im ersten. Ausschlaggebend für diese These sind die Verbesserte Abbaurate des chemischen Sauerstoffs und die höhere Respirationsrate.

Die Leitfähigkeit, die Trockensubstanz und der pH-Wert sind über den gesamten Versuchszeitraum leicht gesunken, was auf die Dissoziationsreaktion des Aldehyds zurückzuführen ist. Unter Umständen hat sich zusätzlich Capronsäure durch den eingetragenen Sauerstoff gebildet.

Der Rückgang der organischen Trockensubstanz und des CSB ist auf eine Spezialisierung der Mikroben zurückzuführen. In Folge der Hexandosierung haben sich Mikroorganismen ausgebildet, die diesen Schadstoff verarbeiten können. Andere Mikroben, die keine oder nur eine geringe Menge Hexanal tolerieren, sind abgestorben.

An der erhöhten Abbaugeschwindigkeit von etwa 21 % ist jedoch zu erkennen, dass die verbliebenen Organismen eine speziell auf Hexanal angepassten Stoffwechsel besitzen und somit einen höheren Eliminierungsgrad erreichen. Beide Versuche haben gezeigt, dass ein thermophil adaptierter Schlamm bei 55 °C in der Lage ist Hexanal abzubauen. Weiterhin ist ersichtlich, dass die Zeit, die benötigt wird um die Mikroorganismen auf einen Schadstoff einzustellen, geringer als in einem herkömmlichen Biofilter bzw. -wäscher ist.

Mit Hilfe eines Scheidetrichters wird außerdem näherungsweise die Löslichkeit des Hexanals bei 55 °C im Reaktor festgestellt. Bei einer optimalen Durchmischung gehen bis zu 73 % des Schadstoffs in Lösung.

In Vorbereitung auf einen Wechsel des Modellschadstoffes wird den Versuchsreaktoren eine unterschiedliche Menge an Nährlösung zugegeben. Die Dosierung der Nährlösung erweist sich bei einer längeren Versuchsdurchführung als nötig, da nur Kohlenstoff in Form des Schadstoffes zugegeben wird. Das Nährstoffrezept ist dem Kapitel 3.1.8 zu entnehmen.

Um einen zu großen Einfluss der Nährstoffe auf die Überwachungsgrößen auszuschließen, werden verschiedene Volumina der Lösung hinzugegeben und die Auswirkungen auf die Mikroben mittels CSB und Respirationsanalyse überwacht. Die Ergebnisse des vierten Reaktors werden aufgrund einer technischen Störung verworfen.

Der betrachtete Zeitraum beträgt fünf Tage. Während dieser Versuchsreihe werden täglich Nährstoffe und 1 ml Hexanal hinzugegeben. In nachfolgender Tabelle sind die Dosierungen und die Auswirkungen dargestellt.

Parameter	Einheit	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3
Nährlösung	ml	10	20	30
CSB Start	mg/l	710	880	690
CSB Ende	mg/l	746	986	1196
<b>Respiration Start</b>	mg/min	0,06	0,05	0,08
<b>Respiration Ende</b>	mg/min	0,08	0,07	0,13

Tabelle 9 Einfluss der Nährstoffdosierung

Aus Tabelle 9 ist abzulesen, dass die Zugabe von 20 ml Nährlösung, bezogen auf den chemischen Sauerstoff, einen Einfluss von 12 % hat. Diese Abweichung ist hinreichend klein und wird daher als Dosierungsmenge gewählt.

# 4.1.3 Modellschadstoff Toluol

Als weiterer Modellschadstoff wird Toluol untersucht. Wie zuvor, werden chemischer Sauerstoffbedarf, Respiration und der Organikanteil als relevante Größen erfasst. Als Versuchsmedium wird der im vorherigen Kapitel beschriebene Schlamm verwendet.

Ziel dieser Versuche ist es, die Abbaukinetik des Mediums in Bezug auf Toluol zu überprüfen. Weiterhin wird die Belastbarkeit der Biozönose durch einen sprunghaften Wechsel der Modellschadstoffe betrachtet. Die Versuchstemperatur beträgt 55 °C.

Um einen sprunghaften Schadstoffwechsel zu simulieren, werden den Versuchsreaktoren aus dem Hexanal-Versuch mit einer Pipette 1 ml Toluol zugegeben. Tabelle 10 zeigt die Werte des plötzlichen Schadstoffwechsels. Der Versuchszeitraum beträgt drei Tage.

Parameter	Einheit	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3
Toluoldosierung	ml	0,5	0,5	0,5
CSB Start	mg/l	746	986	1196
CSB Ende	mg/l	530	625	770
<b>Respiration Start</b>	mg/min	0,08	0,07	0,13
<b>Respiration Ende</b>	mg/min	0,06	0,05	0,04

Die vorherige Tabelle gibt Aufschluss darüber, dass die Umstellung des Schadstoffs auf Toluol nachteilhaft vom Medium aufgenommen wird. Die Respiration sinkt im Vergleich zu den Werten der Hexanaldosierung. Aufgrund dieser Erkenntnis wird eine neue Zugabe von Toluol auf 0,5 ml für die folgenden 4 Tage festgesetzt. Die Daten dieses Versuches sind nicht aufgeführt, weil die Respiration Werte angenommen hat, welche kleiner als 0,01 mg/min sind. Nachfolgend wird das Experiment mit Toluol als Schadstoff eingestellt.

Mittels eines Scheidetrichters wird die Löslichkeit des Toluols im Medium überprüft. Bei einer optimalen Durchmischung gehen 23 % des zugegebenen Toluols in Lösung.

#### 4.2 Versuchsreihen zum thermophilen Laborbiofiltersystem

Als Filtermaterial wird in allen Versuchen Blähton gewählt. Die physikalischen Eigenschaften sind in Kapitel 3 zusammengefasst. Blähton wird ausgewählt, weil es als anorganisches Filtermaterial nicht zu einer Aufzehrung der Bestandteile kommen kann. Weiterhin findet keine Volumenreduktion und damit eventuelle Verblockungen statt. Die hohe Wasserhaltekapazität und Porosität sorgen zusätzlich dafür, dass der Biofilter nicht austrocknet und gute Lebensbedingungen für die Mikroorganismen zur Verfügung stehen.

Mit Ausnahme des ersten Ethanolversuchs, ist zu erkennen, dass sich Strömungskanäle gebildet haben und im unteren Filterbereich eine Weißfärbung des Biofilms stattfindt. Die Färbung lässt auf eine deutliche Zunahme von Pilzen schließen, welche den Schadstoffabbau nicht behindern. Diese Veränderungen treten in allen Fällen nach circa zwei Betreibswochen auf. Randgängigkeiten und Austrocknungserscheinungen sind während der Versuchszeiten nicht aufgetreten.

In allen Versuchsreihen wird der Schadstoffinput gravimetrisch dokumentiert und aus ihm nachfolgende Belastungsgrößen errechnet.

Spezifische Filterbelastung (SFB):

$$SFB = \frac{\dot{m}_S}{V_F} \tag{4.1}$$

Filterflächenbelastung (B<sub>A</sub>):

$$B_A = \frac{\dot{V}}{A} \tag{4.2}$$

Filtervolumenbelastung (B<sub>V</sub>):

$$B_V = \frac{\dot{V}}{V_F} \tag{4.3}$$

Der Organikanteil wird bezogen auf einen Kilogramm Filtermaterial berechnet. Hierfür wird eine repräsentative Probe des Biofilters im Heizschrank bei 105 °C getrocknet und anschließend bei 550 °C verglüht. Aus den dokumentierten Werten kann berechnet werden, wie viel organisches Material auf dem Trägermaterial vorhanden ist. Diese Messung wird zu Beginn und am Ende eines Versuchs durchgeführt, um festzustellen, ob es zu einem übermäßigen Wachstum von Mikroben kommt.

Der pH-Wert und die Leitfähigkeit werden an jedem Werktag aufgenommen. Die Leitfähigkeit hat zu keinem Zeitpunkt einen kritischen Wert angenommen und wird daher nicht aufgeführt. Der Abbaugrad des Schadstoffs kann aufgrund von Problemen der Schadstoffzufuhr und anfänglicher Probleme der Reingasmesstechnik nicht wie in Kapitel 2 beschrieben berechnet werden. Für die Ermittlung des Abbaugrades wird die maximal ermittelte Kohlenstoffdioxidmenge durch katalytische Oxidation mit der real vom Biofilter ausgestoßenen Kohlenstoffdioxidmenge ins Verhältnis gesetzt.

#### 4.2.1 Modellschadstoff Ethanol

Ziel des ersten Versuchs ist es, nachzuweisen, dass die vorher beschriebene Laborbiofilteranlage im thermophilen Temperaturbereich funktionstüchtig ist. Für die Dauer von 36 Tagen wird die Biofilteranlage mit dem Modellschadstoff Ethanol belastet. Ethanol zeichnet sich durch seine hohe Wasserlöslichkeit und einfache chemische Struktur aus. Diese beiden Merkmale sind der Grund für dessen Verwendung als ersten Musterschadstoff.

Durch die hohe Wasserlöslichkeit kann davon ausgegangen werden, dass die Diffusionslimitierung nicht der geschwindigkeitsbestimmende Schritt während des Abbaus des Schadstoffs darstellt. Daraus ergibt sich, dass die gemessenen Werte der Reingasanalytik die tatsächliche Abbauleistung der Mikroben beschreiben.

Jede Kolonne der Biofilteranlage wird unterschiedlich betrieben. Um festzustellen, welche Einflüsse während der Reinigung des Abgases von der Kolonnenform, vom Filtermaterial und von den Eingangsbelastungen ausgehen, werden die beiden ersten Filter mit Filtermedium betrieben, die dritte Kolonne ohne Medium. Auf dem Filtermaterial befindet sich in beiden Fällen ein Biofilm. Filter Nummer eins und Nummer drei werden mit dem Schadstoff Ethanol betrieben.

Das Filtermaterial wird zur Vorbereitung für mindestens 14 Tage in einen 54 °C temperierten und mit Wasser gefüllten Vorlagebehälter gelegt. Der Behälter enthält zusätzlich Mikrobenkulturen aus vorangegangenen Experimenten eines thermophilen Biofilters. Die nachstehende Tabelle zeigt die Parameter der drei Biofilter an.

Parameter	Einheit	Filter 1	Filter 2	Filter 3
Filtermaterial	-	Blähton	Blähton	-
Betriebstemperatur	°C	54,0	54,0	54,0
Betriebsdauer	d	36	36	36
Gewicht Filtermaterial	kg	5,5	5,6	-
Filtervolumen	1	9,0	8,8	-
Organikanteil Start	g/kg <sub>FM</sub>	4,5	4,5	-
Organikanteil Ende	g/kg <sub>FM</sub>	5,7	-	-
durchschnittlicher pH-Wert	-	6,5	6,7	4,7
Feedvolumenstrom	l/h	580	-	600
Feedbelastung	mg/m³	900	-	47
durchschnittliche SFB	g/(m³·h)	58	-	-
durchschnittlicher Wassergehalt	g/kg	390	390	-

Tabelle 11 Schadstoff Ethanol Funktionsfähigkeit

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass der Organikanteil während der Versuchszeit zugenommen hat. Das lässt sich aus der Spezialisierung der Mikroben auf den Schadstoff und die erhöhte Versorgung damit zurückführen. Die Untersuchung der Kondensate des Filtermaterials ergeben, dass weniger als 1 % des zugegebenen Ethanols unverarbeitet ausfallen und kaum organisches Material aus dem Filter ausgetragen wird. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass ein vollständig wassergesättigter Volumenstrom von 600 l/h nicht zur Auswaschung der Mikroben führt.

Die Analyse des Reingases zeigt nach 36 Tagen einen nahezu vollständigen Abbau des Ethanols an. Die Verweilzeit des Abgases bei diesem Versuch liegt zwischen 52 und 62 Sekunden.



Das vorherige Diagramm zeigt den Verlauf des pH-Werts innerhalb des Biofilters. Das Sinken des pH-Werts ist durch die Bildung von organischen Säuren erklärbar. Vorwiegend tritt Essigsäure als Produkt eines unvollständigen biologischen Abbaus auf. Für den betrachteten Zeitraum ist keine Versauerung des Filtermittels zu erkennen. Für den nachfolgenden Versuch werden organische Säuren im Biofilter als zusätzliche Überwachungsgröße aufgenommen.

Nachdem der biologische Abbau des Ethanols festgestellt werden konnte, wird ein zweiter Versuch mit Ethanol als Schadstoff durchgeführt. Wie schon im Vorversuch werden zwei Kolonnen mit Filtermaterial und Biofilm betrieben. Da es zu keiner Auswaschung der Mikroorganismen kommt, werden im Gegensatz zum ersten Versuch die ersten beiden Biofilter mit Schadstoff belastet. Die dritte Kolonne dient zur Kontrolle. Das Filtermedium wird für diesen Versuch zur Vorbereitung über zwei Tage mit mesophilem Faulschlamm beaufschlagt und getrocknet.

Ziel dieses Versuches ist es, die maximale Ethanolelimination bei hohen Belastungen festzustellen, die größtmögliche Feedbelastung sowie die Volumen- und Flächenbelastungen zu ermitteln. Außerdem werden Schwankungen der Feedbelastungen simuliert, um eine Aussage über das Verhalten bei unregelmäßigen Schadstoffbelastungen zu erhalten.

Da es sich um mesophilen Schlamm als Ausgangsstoff handelt, werden die Biofilter zu Beginn gleichmäßig mit 600 l/h Abgasstrom und einer spezifischen Belastung von 120 g/(m<sup>3</sup>·h) belastet. Nach der Anfahrtszeit von drei Wochen, wird der erste Filter unverändert betrieben. Filter Nummer zwei wird auf einen Feedvolumenstrom von 400 l/h herabgesetzt. Die spezifische Filterbelastung bleibt in diesem Zeitraum unverändert. Der dritte Biofilter wird im wöchentlichen

Wechsel zwischen 6000 und 400 l/h betrieben und beginnt mit den Einstellungen des ersten Filters. Die Dauer dieses Betriebszustandes beträgt weitere drei Wochen.

Im letzten Abschnitt des Experiments werden die Biofilter eins und zwei für sechs Wochen mit den entgegengesetzten Parametern betrieben. Tabelle 12 zeigt die Anfangsparameter des zweiten Ethanolversuchs.

Parameter	Einheit	Filter 1	Filter 2	Filter 3
Filtermaterial	-	Blähton	Blähton	-
Betriebstemperatur	°C	54,0	54,0	54,0
Betriebsdauer	d	79	79	79
Gewicht Filtermaterial	kg	5,6	5,8	-
Filtervolumen	1	9,2	9,4	-
Organikanteil Start	g/kg <sub>FM</sub>	76,0	76,0	-
Organikanteil Ende	g/kg <sub>FM</sub>	40,5	49,9	-
durchschnittlicher pH-Wert	-	5,9	5,2	4,5
durchschnittlicher Wassergehalt	g/kg	1216	1214	-

Tabelle 12 Schadstoff Ethanol Lastbetrieb

Aus dieser Tabelle ist zu lesen, dass der Organikanteil geringer wird. Dieser Vorgang ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass mesophiler Schlamm bei der Temperaturadaption an Volumen verliert, da weniger thermisch stabile Mikroben vorkommen.

#### Filter 1 Filter 3 **Parameter Einheit** Filter 2 Feedvolumenstrom l/h 600 400 650 2570 1950 Feedbelastung mg/m<sup>3</sup> 1800 Zeitraum 1 durchschnittliche SFB g/(m<sup>3</sup>·h) 120 121 \_ Flächenbelastung $m^{3}/(m^{2}\cdot h)$ 53 35 $m^{3}/(m^{3}\cdot h)$ 43 Volumenbelastung 65 -Verweilzeit 85 54 s \_ Feedvolumenstrom l/h 450 580 450 2450 2170 2400 Zeitraum 2 Feedbelastung mg/m<sup>3</sup> durchschnittliche SFB $g/(m^3 \cdot h)$ 125 130 $m^{3}/(m^{2}\cdot h)$ 40 51 Flächenbelastung $m^{3}/(m^{3}\cdot h)$ 49 62 Volumenbelastung -Verweilzeit 71 66 \_ S

Tabelle 13 Belastungsvariation Ethanol Lastbetrieb

Die Unterschiede der Feedvolumenströme resultieren aus unterschiedlichen Wasserständen in den Befeuchterkolonnen. Zum Ende des Versuchs werden diese Säulen daher untereinander gekoppelt, um einen gleichmäßigen Füllstand und somit einen gleichmäßigen Volumenstrom zu gewährleisten.



Das vorangestellte Diagramm zeigt den Verlauf des Schadstoffabbaus an. Grundsätzlich ist zu erkennen, dass beide Filter nach der Temperatur- und Schadstoffadaption einen Abbaugrad von mehr als 60 % aufweisen. Der erste Biofilter liegt sogar um mindestens 15 Prozentpunkte über den Werten des zweiten Filters. Grund für diese Unterschiede kann die hohe Menge an Ethanol im Feed des zweiten Filters sein. Außerdem ist zu erkennen, dass der Abbaugrad dieses Filters zum Ende des ersten Zeitraums auf 80 % zunimmt. Daraus ist zu schließen, dass der Abbau eines hoch belasteten Abgasstroms mit einer ausreichend langen Verweilzeit und einer angemessenen Schadstoffadaption durchführbar ist.



Das vorherige Diagramm zeigt den pH-Wertverlauf über den gesamten Versuchszeitraum an. Zu erkennen ist, dass der pH-Wert bei einer längeren Versuchszeit, als im ersten Experiment, stark abnimmt. Damit einher geht ein verschlechterter Schadstoffabbau, weil die Mikroorganismen im sauren Milieu schwierigere Lebensbedingungen haben. Aus diesem Grund wird zum Ende des Experiments an vier aufeinander folgenden Tagen eine Nährlösung über die Biofilter gegeben, welche im Diagramm einen sichtbaren Peak erzeugt. In Folge dieser Zugabe erhöht sich die Abbaurate der Mikroben kurzzeitig um 20 bis 30 % bevor sie wieder auf ihren vorherigen Wert sinkt.

Während der täglichen pH-Wert- und Reingasmessungen werden wöchentliche Messungen der organischen Säuren durchgeführt. Das Resultat ist im folgenden Diagramm aufgeführt. Die zu erkennenden Ergebnisse entsprechen den Erwartungen. Bei höheren Eingangskonzentrationen treten auch mehr organische Säuren auf, da die Mikroben keinen vollständigen Abbau des Schadstoffes erreichen. Der Abbaugrad steht mit dem pH-Wert, und der Konzentration der organischen Säuren im Biofilter somit im indirekt proportionalen Zusammenhang.

Da sich keine signifikante Änderung an der Menge der organischen Säuren ergeben hat und auch bei den Werte der Combustoranalyse (Anhang 5) keine bedeutenden Schadstoffmengen im Kondensat des Biofilters gefunden werden konnten, wurden beide Analyse nach der neunten Woche bzw. zum Ende des Versuchs eingestellt.



Nach Beendigung des zweiten Versuchs mit Ethanol als Modellschadstoff wird die Respiration des Biofilms aufgenommen. Für den ersten Biofilter ergibt sich ein Wert von 0,68 mg/min, für den zweiten Filter wird ein Wert von 0,82 mg/min aufgezeichnet.

#### 4.2.2 Modellschadstoff Hexanal

Nachdem der Abbau von Ethanol erfolgreich in einem thermophilen Biofilter durchgeführt werden kann, wird Hexanal als nächster Modellschadstoff ausgewählt. Hexanal hat eine geringere Wasserlöslichkeit als Ethanol und ist dadurch nicht so einfach für die Mikroorganismen zugänglich.

Ziel dieses Versuchs ist es, den Abbau von Hexanal in einem thermophilen Biofilter nachzuweisen. Im Vordergrund stehen hierbei die spezifische Filterbelastung, die Filtervolumenbelastung sowie Filterflächenbelastung zu maximieren.

Der Aufbau der gesamten Filteranlage lehnt sich an den Aufbau des vorherigen Versuchs mit Ethanol an. Es werden alle Kolonnen mit Filtermaterial befüllt. Dieses Material wird zuvor für zwei Tage mit mesophilem Klärschlamm versetzt und trocknet an der Umgebungsluft. Aus den Erkenntnissen zur Nährstoffversorgung des Vorversuchs, wird ab der zweiten Versuchswoche eine automatische Zufuhr mit einer Nährstofflösung hinzugeschaltet. Auf diesem Weg werden täglich 135 ml Nährlösung zudosiert. Tabelle 14 zeigt die Anfangsparameter des Versuchs mit Hexanal als Modellschadstoff.

Parameter	Einheit	Filter 1	Filter 2	Filter 3
Filtermaterial	-	Blähton	Blähton	Blähton
Betriebstemperatur	°C	54,0	54,0	54,0
Betriebsdauer	d	20	20	20
Gewicht Filtermaterial	kg	4,9	5,1	4,7
Filtervolumen	1	8,4	8,6	8,0
Organikanteil	g/kg <sub>FM</sub>	83,7	83,7	83,7
durchschnittlicher pH-Wert	-	7,5	7,9	6,5
Feedvolumenstrom	l/h	520	520	500
Feedbelastung	mg/m³	1300	1550	1450
durchschnittliche SFB	g/(m³·h)	80,5	94,5	91,7
Flächenbelastung	m³/(m²·h)	46	46	45
Volumenbelastung	m³/(m³·h)	62	61	63
Verweilzeit	S	68	67	70
durchschnittlicher Wassergehalt	g/kg	1400	1400	1400

#### Tabelle 14 Schadstoff Hexanal

Die in Tabelle 14 gezeigten Daten stammen aus den ersten sechs Tagen des Hexanalversuchs. Anschließend erfolgte eine unerwünschte Oxidation des Hexanals mit dem eingetragenen Sauerstoff aus der Umgebungsluft. Bei dieser Reaktion entstand Hexansäure durch die Einlagerung eines Sauerstoffatoms. Die Verifizierung dieses Vorgangs wird über die Infrarotspektroskopie getätigt. Abbildung 4-1 zeigt eine Aufnahme des Schadstoffes, der für den Biofilter verwendet wird. Der Schadstoff ist zu diesem Zeitpunkt länger als vier Tage dem Luftsauerstoff ausgesetzt. Als Beweis ist die charakteristische Bandenform von Hexansäure daruntergelegt.



Abbildung 4-1 Hexansäurespektrum

Die rote Kurve zeigt den verwendeten Schadstoff an. In blau dargestellt ist das Spektrum der Hexansäure aus einer Datenbank. Die Unstimmigkeiten der beiden Kurven bei den Wellenzahlen unter 500 liegen an der Verunreinigung des Modellschadstoffes.



Zum Vergleich zeigt Abbildung 4-2 das Spektrum von reinem Hexanal.

Abbildung 4-2 Hexanalspektrum [13]

Aufgrund der besser werdenden Abbaurate, wird der Versuch trotz der Oxidation des Modellschadstoffs fortgeführt. Das nachfolgende Diagramm zeigt eine Verbesserung des Abbaugrades. Der erste Biofilter liegt seit Beginn bei mehr als 80 % Schadstoffreduktion. Filter zwei und drei schwanken zu Beginn sehr stark, pendeln sich im späteren Verlauf auf mehr als 70 % Abbau ein. Eine Ursache für die wechselnden Anfangswerte kann eine Unterversorgung an Nährstoffen sein oder die Erhöhung der Schadstoffmenge im Rohgas. Weiterhin befinden sich die Biofilter zu diesem frühen Zeitpunkt noch in der Phase der Temperaturadaption und sind noch nicht voll leistungsfähig.



In Folge der Oxidationsreaktion im Schadstoffvorlagebehälter ist es nicht möglich eine Aussage über die spezifische Filterbelastung, Volumenbelastung und Filterflächenbelastung nach der ersten Versuchswoche zu treffen. Lediglich die gemessenen Abbauraten zeigen eine Funktionsfähigkeit des thermophilen Biofilters für Hexanal sowie die noch schwerer in Wasser lösliche Hexansäure. Aus diesem Grund wird der Versuch nach 20 Tagen beendet.

#### 4.2.3 Modellschadstoff Toluol

Der vierte Versuch befasst sich mit dem Abbau des Modellschadstoffs Toluol. Dieser Schadstoff weist eine noch geringere Wasserlöslichkeit als Hexanal auf. Erschwerend kommt die aromatische Struktur des Toluolmoleküls hinzu. Weiterhin wirkt sich Toluol negativ auf die Zellwände von Einzellern aus und kann diese zerstören.

Ziel dieses Versuchs ist wieder die Funktionsfähigkeit des thermophilen Biofilters festzustellen und anschließend die maximalen Belastungen festzustellen.

Der Aufbau der Biofilteranlage entspricht dem des Vorversuches mit Hexanal bzw. Hexansäure. Da die Filter ihre Wirksamkeit unter Beweis gestellt haben und lediglich für 20 Tage genutzt wurden, werden sie weiterhin ohne Unterbrechung betrieben. Die Untersuchungen der Betriebsparameter erfolgten an jedem Werktag. Die folgende Tabelle gibt die Parameter zu Beginn bzw. den Organikanteil am Ende des Versuchs an.

Parameter	Einheit	Filter 1	Filter 2	Filter 3
Filtermaterial	-	Blähton	Blähton	Blähton
Betriebstemperatur	°C	54,0	54,0	54,0
Betriebsdauer	d	44	44	44
Gewicht Filtermaterial	kg	4,9	5,1	4,7
Filtervolumen	1	8,4	8,6	8,0
Organikanteil	g/kg <sub>FM</sub>	33	30	31
durchschnittlicher pH-Wert	-	6,4	6,4	6,2
Feedvolumenstrom	l/h	370	390	380
Feedbelastung	mg/m <sup>3</sup>	1400	1550	1450
durchschnittliche SFB	g/(m³·h)	75,7	72,2	72,1
Flächenbelastung	m³/(m²·h)	33	35	34
Volumenbelastung	m³/(m³·h)	45	46	48
Verweilzeit	S	101	96	98
durchschnittlicher Wassergehalt	g/kg	1260	1200	1250

Tabelle 15 Schadstoff Toluol

Während des gesamten Versuchszeitraums wird die in Kapitel 3 angegebene Nährlösung verwendet. Als Betriebstemperatur werden zu Beginn 54 °C eingestellt. Nach 23 Tagen wird die Temperatur auf 50 °C gesenkt, weil die Abbaugrade sehr gering sind. Ursache dafür kann die schlechte Wasserlöslichkeit, bedingt durch den Henry-Koeffizienten, sein. Ziel dieser Temperatursenkung ist es, mehr Toluol in die wässrige Phase zu überführen.

Der Anteil der organischen Trockenmasse auf den Trägerkörpern ist, wie auch im Ethanol-Versuch, gesunken. Die Erklärung dafür ist auch in diesen Fall die Temperaturerhöhung im thermophilen Bereich sowie die Ausbildung spezieller Bakterienstämme, welche Toluol als Kohlenstoffquelle nutzen können.

Der pH-Wert der Biofilter ist in allen Reaktoren Konstant im neutralen bis leicht sauren Bereich geblieben und wird daher hier nicht gesondert aufgeführt. Es wird davon ausgegangen, dass er nicht negativ auf den Toluolabbau einwirkt und durch die basische Nährlösung gepuffert wird.

Der Eingangsvolumenstrom und damit auch die Verweilzeit sind auf einen langsamen bzw. schlechten Abbau angepasst. Im Feedstrom befinden sich mit ca. 1,5 g/m<sup>3</sup> Toluol vergleichsweise viel Schadstoff. Die Filterflächen- sowie Filtervolumenbelastung befinden sich jedoch im niedrigen Bereich.

Das folgende Diagramm zeigt die Abbaugrade bei den beiden gewählten Temperaturen.



Es ist zu erkennen, dass die Biofilter sechs Tage benötigen, um die Umstellung von Hexanal auf Toluol zu kompensieren. Ab dem siebten Tag werden Abbauraten von mehr als 50 % erreicht, welche sich in den folgenden Wochen auf 70 bzw. 90 % für die Filter eins und zwei

steigern. Der dritte Reaktor fällt aus unbestimmten Gründen ab und erreicht lediglich 35 % Schadstoffabbau. Zum Ende des höheren Temperaturbereichs ist ein Sinken der Abbauraten zu verzeichnen, was durch eine defekte Nährstoffzufuhr zu erklären ist. Nachdem die Temperatur auf 50 °C gesenkt wurde, war zu erwarten, dass der Abbaugrad ansteigt, da eine höhere Wasserlöslichkeit vorliegt. Tabelle 16 verdeutlicht die Abbaugrade, welche mit entsprechenden Ausgangskonzentrationen an Toluol im Abgasstrom erreicht werden konnten. Zu sehen ist, dass ein Abbaugrad von 70 % bei beiden Temperaturen nur erreicht werden konnte, wenn die Eingangskonzentration um einen Wert von 1 g/m<sup>3</sup> nicht überschritten wurde. Gleichzeitig ist für den Biofilter zwei und drei zu sehen, dass die Abbauraten bei 50 °C höher liegen als bei 54 °C.

Temperatur	Parameter	Einheit	Filter 1	Filter 2	Filter 3
54 °C	Feedbelastung	mg/m³	1038	1223	1184
	Abbaugrad	%	70,2	63,3	43,6
50 °C	Feedbelastung	mg/m³	1161	1265	1210
	Abbaugrad	%	68,4	64,3	56,1

Tabelle 16 Toluolabbau niedrige Belastung

Eine Woche nachdem die Temperatur der Biofilter auf 50 °C gesenkt wurde, ist eine leichte Verbesserung im Abbauverhalten zu erkennen. Aus diesem Grund wird die Konzentration des Toluols im Rohgasstrom erhöht, um festzustellen, an welcher Stelle die Grenze der biologischen Verträglichkeit liegt. Tabelle 17 zeigt die Ergebnisse dieses Versuchs.

Tabelle 17	Toluolabbau	hohe	Belastung
------------	-------------	------	-----------

Temperatur	Parameter	Einheit	Filter 1	Filter 2	Filter 3
50 °C	Feedbelastung	mg/m³	1963	2075	1926
	Abbaugrad	%	51,2	49,4	52,8

Der Abbaugrad sinkt bei einer Belastung von rund 2 g/m<sup>3</sup> im Zulauf auf 50 % mit fallender Tendenz hinab. Grund dafür kann die toxische Wirkung von Toluol auf die Zellwände der Mikroorganismen sein. Es ist zu vermuten, dass diese Wirkung bei zu hoher Schadstoffkonzentration auch bei Mikroben auftritt, die Toluol in einem gewissen Maße tolerieren und aus diesem Schadstoff ihre Energie beziehen.

Nach insgesamt 44 Tagen wird der Versuch zum Toluolabbau beendet.

# 5 Auswertung

# 5.1 Fermenterversuche

Das Erste Ziel der Versuche zur Temperaturadaption war es, nachzuweisen, dass ein mesophiler Schlamm ohne aufwendige Anlagentechnik in einen thermophilen Zustand zu bringen. Dieser Zustand wurde bei Temperaturen von 55 °C und 70 °C erreicht. Die Zeitspanne dieser Adaption ist für geringere Temperaturen kürzer, da es mit sinkender Temperatur mehrere unterschiedliche Bakterienstämme gibt. Die Anpassung ist in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18 Vergleich der Temperaturadaption

Parameter	Einheit	55 °C	70 °C
Zeitraum	d	7	16
oTS Veränderung	%	-17	8
Volumenreduktion	%	50	40

Die Tabelle verzeichnet bei 70 °C eine Zunahme der organischen Trockensubstanz. Zu erwarten war eine Reduktion um mindesten 17 %, wie es bei der Adaption auf 55 °C der Fall ist. Grund für diesen Sachverhalt kann sein, dass nach 16 Tagen noch immer viele Mikroben im Reaktor vorliegen. Durch den thermischen Aufschluss der mesophilen Mikroorganismen liegen viele freie Kohlenstoffquellen im Reaktor vor, was dazu führt, dass die überlebenden Mikroben in ihrer Vervielfältigung begünstigt sind. Das große Angebot an Nährstoffen führt also zu einem sprunghaften Anstieg der Population.

Wie erwartet und in den Versuchen der Biofilter bestätigt, verringert sich das Volumen des Schlammes während der Temperaturadaption. Diese Beobachtung deckt sich mit der sinkenden Artenvielfalt der Mikroben in hohen Temperaturbereichen. Außerdem kommt es bei höheren Temperaturen zur Verdampfung von Wasser, was einen Einfluss auf die Füllmenge der Reaktoren hat.

#### 5.2 Biofilteranlage

Die Funktionsfähigkeit der thermophilen Laborbiofilteranlage wurde bei allen gewählten Schadstoffen sichergestellt. In Tabelle 19 werden die wichtigsten Ergebnisse aller eingesetzten Schadstoffe verglichen. Zusätzlich wird die Eliminationskapazität  $E_K$  angegeben, welche sich aus dem Produkt des Abbaugrades und der spezifischen Filterbelastung ergibt. Weiterhin wird der zugeführte Abgasvolumenstrom, die Verweilzeit  $\tau$  und der Abbaugrad  $\eta$  verglichen.

$$E_K = \eta \cdot SFB \tag{5.1}$$

Schadstoff	V [l/h]	τ[s]	Feedbelastung	SFB	η	E <sub>K</sub>
			[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/m³h)]	[%]	[g/(m <sup>3</sup> h)]
Ethanol	610	60	2170	121	90	109
-	430	78	2570	126	73	92
Hexanal	520	68	1300	80	94	75
Toluol (54 °C)	360	84	1020	44	73	32
Toluol (50 °C)	375	77	1930	90	53	37

Tabelle 19 Vergleich der Abbauparameter

Die aufgezeigten Daten dokumentieren die leistungsstärksten Ergebnisse, die über einen Zeitraum von mindestens sieben Tagen kontinuierlich erreicht werden konnten. Ergebnisse des ersten Ethanolversuchs sind nicht aufgeführt, da dieser ausschließlich zur Überprüfung der Arbeitsfähigkeit der Laborfilteranlage diente und daher keinen Anspruch an einen Hochlastbetrieb stellte.

In der Tabelle ist zu erkennen, dass Ethanol einen hohen Abbaugrad bei einer geringen Verweilzeit von 60 Sekunden aufweist, so lange die Eingangskonzentration nicht deutlich über 2 g/m<sup>3</sup> liegt. Selbst mir einer erhöhten Aufenthaltszeit im Biofilter ist ein Abbau von höher belastetem Abgas deutlich schlechter. Die erzielten Ergebnisse sind vergleichbar mit denen die Cox et. al. erreichten [5]. Der Grund für die sinkende Abbauleistung liegt in der Verschlechterung des pH-Werts. Da Bakterien einen neutralen bis leicht basischen Bereich bevorzugen, ist eine pH-Wertregulierung nötig.

Für den Abbau von Hexanal, wird eine höhere Verweilzeit benötigt, da die Löslichkeit in Wasser gering ist und somit die Verfügbarkeit für die Mikroorganismen limitiert ist. Die spezifische Filterbelastung von 80 g/(m<sup>3</sup>·h) konnte zu 94 % abgebaut werden, was davon zeugt, dass Hexanal gut abbaubar ist, so lange die Eingangskonzentration von 1,3 g/m<sup>3</sup> nicht weit überschritten wird. Weiterhin ist zu erkennen, dass die Reaktion des Hexanals zu Hexansäure keinen negativen Einfluss auf den Abbau beider Stoffe ausgeübt hat. Daraus ist zu schlussfolgern, dass eine Elimination dieses Schadstoffgemisches funktioniert und ähnliche Werte, wie beim Abbau von reinem Hexanal erreicht werden können.

Toluol stellt die schwierigste der gewählten Luftverunreinigung dar, weil es eine geringe Wasserlöslichkeit hat und auf Zellen negativ wirkt. Wirkt das Toluol auf die DNS eines Einzellers ein, alkyliert es diese und begünstigt Replikationsfehler. Diese Tatsache muss bei der Verwendung von hoch belasteten Abgasen beachtet werden. Grundsätzlich ergeben die durchgeführten Versuche, dass ein Abbau bei geringeren Temperaturen günstiger ist. Spezifische Filterbelastungen können bei einer sehr langen Verweilzeit bis zu 75 % abgebaut werden. Für höhere spezifische Belastungen und größere Mengen von Toluol im Zulauf werden 50 % abgebaut. Im Diagramm des Abbauverlaufs ist zu erkennen, dass eine Versorgung mit Nährstoffen zwingend nötig ist, da sonst die Effizienz des Biofilters stark sinkt.

In allen durchgeführten Versuchen kam es zu keiner starken Vergrößerung des Biofilms. Es ist daher davon auszugehen, dass keine Erhöhung des Druckverlustes stattgefunden hat. Aufgrund des thermophilen Temperaturverhältnisses ist die organische Trockensubstanz verringert worden, was jedoch keinen negativen Einfluss auf die Abbauraten nach sich gezogen hat. Der thermophile Biofilter arbeitet bei allen gewählten Modellschadstoffen mit einer Leistung, die einem mesophilen Biofilter entspricht und teilweise übertrifft.

Die in Kapitel 3 dargestellten Untersuchungen zur Wasserhaltekapazität werden in der nachfolgenden Tabelle auf die Biofilteranlage übertragen. Ziel dieser Untersuchung ist eine Aussage über das Verhalten des Biofilters zu treffen, falls der zugeführte Abgasstrom nicht mit Wasser gesättigt ist. Verglichen werden dabei die Zeiten, die benötigt werden, wenn das Trägermaterial des Biofilters die maximale Wassermenge aufgenommen hat und die Zeit, die benötigt wird, wenn das Filtermedium eine reale Wassermenge trägt.

Als Ausgangswerte werden die unter Kapitel 4 gegebenen Wassermengen pro Kilogramm Filtermedium verwendet. Der kritische Zeitpunkt beschreibt den Wassergehalt im Biofilter, bei dem es kein Leben von Mikroben mehr gibt. Dieser Zeitpunkt ist bei einer Wassermenge von 50 % des Anfangswertes erreicht. Als weiteren Wert wird die Zeitspanne aufgeführt, die angibt wann der Biofilter vollständig getrocknet ist. Dieser Wert wird mit  $T_1$  beschrieben. Als Voraussetzung für diese Berechnung wird angenommen, dass der Biofilter über die vollständige Höhe gleichmäßig austrocknet.

Schadstoff	Parameter	Zeit T <sub>1</sub> [h]	Zeit Tkrit [h]
Ethanol	max. Wasserhaltekapazität	20	10
	reale Wasserhaltekapazität	5	3
Hexanal	max. Wasserhaltekapazität	23	11
	reale Wasserhaltekapazität	6	3
Toluol	max. Wasserhaltekapazität	20	10
	reale Wasserhaltekapazität	5	3

Tabelle 20 Wasserverluste der Biofilter

Es ist deutlich zu sehen, dass eine Kolonne maximal drei Stunden ohne befeuchteten Abgasstrom einen lebensfähigen Raum für Mikroben bietet. Da Bakterien im Gegensatz zu Pilzen eine geringere Toleranz gegenüber den Milieubedingungen besitzen, ist ihr kritischer Zeitpunkt viel früher erreicht. Zudem kommt hinzu, dass ein Biofilter in der Realität an der Eintrittsstelle des Abgasstroms schneller austrocknet, was dazu führt, dass dieser Bereich schneller trockengelegt ist.

Das nachfolgende Diagramm zeigt die Respirationsraten der untersuchten Biofilme, die auf den Trägerkörpern zu finden sind. Verglichen werden diese Werte mit den Ergebnissen, die in den Versuchen mit den Fermenten gemacht wurden. Da bei den Fermenterversuchen kein Ethanol überprüft wurde, sind hierfür keine Daten vorhanden.

Festzustellen ist, dass die Respirationsrate des ersten Biofilms deutlich über den Werten der Anderen liegt. Grund dafür kann eine einfachere Verwertung von Ethanol sein. Weiterhin kann es sein, dass mehrere verschiedene Bakterienstämme Ethanol als Kohlenstoffquelle nutzen können und im Biofilm vertreten sind.

Die Verträglichkeiten von Hexanal und Toluol ist im Biofilter und bei den Fermenterversuchen ähnlich. Beide weisen keine signifikanten Unterschiede auf. Die Werte der Respiration spiegeln sich auch in den festgestellten Abbauraten wider. Ein niedrigerer Respirationswert ist somit proportional zum Abbauverhalten eines Schadstoffes zu sehen.



# 5.3 Fehlerbetrachtung

Während der Durchführung der Versuchsreihen an der Biofilteranlage entstanden verschiedene Schwierigkeiten, welche einen Einfluss auf die Messergebnisse und die Untersuchungsmethoden nach sich zogen.

Zu Beginn sorgten die verschiedenen Abgasvolumenströme der Biofilter zu Schwankungen der Wasserstände in den Befeuchtungssäulen. Dies wirkte sich wiederum auf selbige Volumenströme aus und veränderte sie. Des Weiteren wurden unterschiedliche Gaszähler verwendet, welche durch die hohe Wassersättigung des Reingases beeinflusst wurden.

Am Boden jeder Kolonne kam es zu Strömungsschwierigkeiten. Aufgrund der Kolonnenform, die unmittelbar nach dem Filterbett eine starke Verjüngung aufweist, traten Druckverluste durch Rückstau und starke Verwirbelungen auf.

Die Auswertung der Abbaugrade erwies sich als schwierig, da die eingesetzten Schläuche eine Gasdurchlässigkeit aufwiesen. Dieses Problem wurde minimiert, indem die zuvor eingesetzten Silikonschläuche durch Leitungen aus Polyvinylchlorid ersetzt werden konnten.

Die Untersuchungsergebnisse zur Dehydrogenaseaktivität wurden durch starke Abweichungen von vorliegenden Literaturwerten vollständig verworfen.

# 6 Zusammenfassung

Die Temperaturadaption eines mesophilen Schlammes ist unter Laborbedingungen ohne weitere Hindernisse möglich. Mikroben, die an thermophile Bedingungen gewöhnt sind, sind in der Lage Schadstoffe vollständig abzubauen. Es besteht kein bedeutender Nachteil im Schadstoffabbau, sofern die gewählten Stoffe eine ausreichend hohe Löslichkeit besitzen. Die Versuche zur Schadstoffadaption sind durch eine hohe Sauerstoffversorgung und ausreichende Vermischung des Mediums erfolgreich absolviert worden. Die Schadstoffkonzentration im Schlamm entspricht der eines Biofilters. Resultierend aus den positiven Ergebnissen dieser Untersuchungen, kann eine schadstoff- und temperaturadaptierte Biozönose für hochlastbetriebene Biofilter, Biotricklinganlagen und Biowäscher eingesetzt werden.

Die Funktionsfähigkeit einer thermophilen Laborbiofilteranlage ist festgestellt worden. Bestätigt wurde der stabile Abbau von unterschiedlichen Modellschadstoffen. Die gewählten Schadstoffe weisen eine unterschiedliche Löslichkeit in Wasser auf, was zu einer ungleichen Kinetik im Biofilter führt. Es wird festgestellt, dass die Abbauraten bei thermophilen Bedingungen in einem direkten Zusammenhang mit der Löslichkeit und der Henri-Konstante stehen. Während der Versuchsreihen konnten alle Luftverunreinigungen zu mindestens 50 % beseitigt werden. Daraus ist zu schließen, dass ein thermophiler Biofilter dem Abbauverhalten eines mesophilen Biofilters gleich ist. Für einen wirtschaftlichen Vergleich beider Varianten ist ein konkreter Prozess nötig, da nicht abgeschätzt werden kann, wie groß die Gewinne bei der Abkühlung der Luft sind. Festzustelle ist, dass ein thermophilen Biofilter für keine schwer löslichen Stoffe eingesetzt werden sollte. Die Ergebnisse der Abbauuntersuchungen haben gezeigt, dass leicht flüchtige Stoffe sehr gut vermindert werden können. Diese Schadstoffreduktion ist auch für großteils unpolare Stoffe, wie Hexanal, möglich. Zu beachten ist eine ausreichende Temperatur- und Schadstoffadaption.

Festzustellen ist auch, dass eine Schadstoffumstellung in wenigen Tagen bis Wochen vollzogen ist. Die Mikroben sind im thermophilen Temperaturbereich leichter an neue Schadstoffe zu gewöhnen, als im mesophilen Bereich.

#### Summery

The temperature adaptation of a mesophilic sludge is possible under laboratory conditions without further obstacles. Microbes, which are accustomed to thermophilic conditions, are capable of completely destroying pollutants. There is no significant disadvantage in degrading pollutants, provided the selected substances have a sufficiently high solubility. The tests for the pollutant adaptation have been successfully completed by high oxygen supply and sufficient mixing of the medium. The pollutant concentration in the sludge corresponds to that of a biofilter. As an effect of the positive results of these investigations, a pollutant and temperature-adapted biocenosis can be used for high-loaded biofilters, biotrickling filters and bioscrubbers.

The operability of a thermophilic laboratory biofilter system has been established. The stable degradation of different model pollutants was confirmed. The pollutants selected have a different solubility in water, resulting in unequal kinetics in the biofilter. It is found that the degradation rates are directly related to solubility and the Henri constant under thermophilic conditions. During the test series, all air contamination could be eliminated by at least 50%. From this it can be concluded that a thermophilic biofilter is equal to the degradation behavior of a mesophilic biofilter. For an economic comparison of both variants, a concrete process is necessary, since it cannot be estimated how great the gains are in the cooling of the air. It should be noted that a thermophilic biofilter should not be used for any poorly soluble substances. The results of the degradation studies have shown, that readily volatile substances can be reduced very well. This pollutant reduction is also possible for largely non-polar substances such as hexanal. Attention should be paid to a temperature and pollutant adaptation.

It should also be noted that a change of pollutant has been completed in a few days to weeks. The microbes are more easily accustomed to new pollutants in the thermophilic temperature range than in the mesophilic range.
# 7 Literaturverzeichnis

- 1 Bisswanger, Hans. Enzymkinetik. Theorie und Methoden. Wiley-VCH Verlag. 2000. 3.
- 2 Brauer, Heinz. Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik. Springer Verlag. 1996.
- 3 Cho, Kyung-Suk; Yoo, Sun-Kyung; Ryu, Hee Wook. Thermophilic Biofiltration of Benzene and Tuloene.
- 4 Coleman, Richard. Two-stage hybrid biofiltration. 1999.
- 5 Cox, Huub; Sexton, Thomas; Shareefdeen, Zabook; Deshusses, Marc. Thermophilic Biotrickling Filtration of Ethanol Vapors.
- 6 Deutsches Institut für Normung e.V. Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) -Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analyseverfahren (L 24). Beuth Verlag GmbH.
- 7 Devinny, Joseph; Deshusses, Marc; Webster, Todd. Biofiltration for Air Pollution Control. Lewis Publishers. 1999. 1.
- 8 Kobelt, Günther. Biologische Abluftreinigung. Grundlagen Planung Betrieb. VDI Verlag GmbH. 1995. 1.
- 9 Kong, Zaide; Farhana, Lulu; Fulthorpe, Roberta; Allen, Grant. Treatment of volatile organic compounds in a biotrickling filter under thermophilic conditions.
- 10 Margesin; Schneider; Schinner. Praxis der biotechnologischen Abluftreinigung. Springer Verlag. 1996. 1.
- 11 Matteau, Yanick; Ramsay, Bruce. Thermophilic Toluene Biofiltration.
- 12 Meusel, Wolfram. Bioverfahrenstechnik.
- 13 NIST National Institute of Standards and Technology. http://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C123057&Mask=80#IR-Spec.
- 14 Nitsche, Manfred. Abluft-Fibel. Reingung lösemittelhaltiger Abgase. Springer Vieweg. 2015. 1.
- 15 Ottow, Johannes; Bidlingmaier, Werner. Umweltbiotechnologie. Fremdstoffabbau in der Luft. Gustav Fischer Verlag. 1997.
- 16 Schön, Matthias; Hübner, Renate. Geruch. Messung und Beseitigung. Vogel Buchverlag. 1996. 1.
- 17 Schultes, Michael. Abgasreinigung. Verfahrensprinzipien, Berechnungsgrundlagen, Verfahrensvergleich. Springer Verlag. 1996. 1.
- 18 Verein Deutscher Ingenieure. Biologische Abgasreinigung Biofilter. Beuth Verlag GmbH.

## Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Merseburg, den 16.11.2016

B. Eng. Pascal Jerke

# Anhangsverzeichnis

Anhang 1 Kalibriertabelle gelöster Kohlenstoff	70
Anhang 2 Temperaturadaption 55 °C	70
Anhang 3 Temperaturadaption 70 °C	70
Anhang 4 Fermenter Hexanal	71
Anhang 5 Biofilterversuch Ethanol Funktionstest	71
Anhang 6 Biofilterversuch Ethanol Lastbetrieb	72
Anhang 7 Biofilterversuch Hexanal	79
Anhang 8 Biofilterversuch Toluol	80
0	

Konzentration [g/L]	m Oxd [mg]	m CO2 [mg]	Peak 1	Peak 2
dest. Wasser	0		83,6	74,8
20,0	10	6,98	2204,0	2002,9
15,0	7,5	5,24	1461,5	1470,2
10,0	5	3,49	1092,9	1085,5
7,5	3,75	2,62	843,6	841,7
5,0	2,5	1,75	590,8	599,4
2,5	1,25	0,87	325,9	329,4
1,0	0,5	0,35	165,8	157,5

Anhang 1 Kalibriertabelle gelöster Kohlenstoff

Anhang 2 Temperaturadaption 55 °C

Zeit [d]	LF [mS/cm <sup>2</sup> ]	pH	CSB [mg/l]	TS [%]	oTS [%]
0	4,48	9,19	1310	1,43	53,96
1	4,83	8,55	1387	0,88	50,84
4	5,24	9,03	1203	1,01	44,68
6	5,48	9,88	1277	0,93	46,66
7	5,83	9,42	1250	0,78	45,02

Anhang 3 Temperaturadaption 70 °C

Zeit [d]	TS [%]	oTS [%]	CSB [mg/l]	Res	piration [n	ng/r	nin]
				1	2	3	4
0	2,6	49	220	-	-	-	-
1	-	-	3670	-	-	-	-
2	-	-	4253	-	-	-	_
3	3,1	50,0	4820	0,014	-	-	0,027
6	2,6	49,4	5010	-	-	-	_
7	-	-	2850	0,085	0,09	0	0,05
8	-	-	2805	0,076	0,07	-	_
9	-	-	2500	-	-	-	_
10	-	-	1870	-	-	-	-
13	-	-	2490	-	-	-	-
14	2,4	53,0	1980	-	-	-	_
15	-	-	1840	-	-	-	-
16	-	-	2040	-	-	-	_

#### Anhang 4 Fermenter Hexanal

### Chemischer Sauerstoffbedarf

Zeit [h]	Aktion	Zeit [h]	CSB [mg/L]
0	Start/Temperaturadaption	-	800
0 (96)	Dosierung 2 ml	1	1440
1	-	2	2860
2	-	18	2617
18	-	24	1757
24	-	48	1287
48	-	96	755
94,5	2 ml Dosiert	-	-
2	Messung	1	2637
96	Messung und neu dosiert 2ml	24	1577
72	Messung	72	920

# Respiration

Zeit [s]	Wert [mg/l]
10	8,3
20	7,59
30	7,3
40	7,05
50	6,81
60	6,66
70	6,56
80	6,51
90	6,39

### Anhang 5 Biofilterversuch Ethanol Funktionstest

## Combustor

Zeit	Kohlenstoffdioxid gelöst [mg/l]		
	Filter 1	Filter 2	Filter 3
05.04.	0,31	0,01	0,98
06.04.	0,35	0,00	1,03
07.04.	0,31	0,01	0,96
08.04.	0,37	0,01	1,23
14.04.	0,29	0,08	1,13
15.04.	0,14	0,13	0,90
16.04.	0,10	0,15	0,87
20.04.	0,68	-0,01	1,43
21.04.	0,55	-0,05	1,26
22.04.	0,58	-0,02	1,28

26.04.	1,30	-0,09	1,46
27.04.	1,23	-	2,21
28.04.	1,16	0,89	2,33
29.04.	1,71	0,28	1,83
03.05.	1,18	0,28	1,73

### Anhang 6 Biofilterversuch Ethanol Lastbetrieb

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
04.05.				0,00
06.05.	1,13	110	10301	123
09.05.	1,08	68	15800	118
10.05.	1,18	591	2003	129
11.05.	1,13	586	1930	124
12.05.	1,43	591	2414	156
13.05.	1,30	620	2101	142
16.05.	1,08	612	1765	118
17.05.	1,11	600	1846	121
18.05.	1,21	592	2052	133
19.05.	1,11	624	1784	122
20.05.	1,12	626	1785	122
23.05.	1,16	623	1857	126
24.05.	1,12	558	2008	122
25.05.	1,00	580	1723	109
26.05.	0,94	587	1604	103
27.05.	0,83	584	1418	90
30.05.	0,93	610	1527	102
31.05.	1,11	621	1787	121
01.06.	1,17	616	1898	128
02.06.	0,99	608	1637	109
03.06.	1,03	658	1570	113
06.06.	1,05	643	1626	114
07.06.	1,09	617	1774	119
08.06.	1,30	612	2122	142
09.06.	1,14	647	1758	124
10.06.	0,97	608	1603	106
13.06.	1,03	604	1702	112
14.06.	0,88	499	1769	96
15.06.	0,97	462	2098	106
16.06.	0,99	439	2257	108
17.06.	0,98	482	2033	107

20.06.	0,90	432	2080	98
21.06.	1,13	506	2238	124
22.06.	1,02	462	2213	112
23.06.	1,23	472	2593	134
24.06.	1,51	446	3381	165
27.06.	1,45	408	3546	158
28.06.	1,26	465	2708	137
29.06.	1,15	453	2538	126
30.06.	1,23	463	2660	134
01.07.	1,13	465	2427	123
04.07.	1,13	476	2379	124
05.07.	1,09	467	2331	119
06.07.	1,15	448	2568	125
07.07.	1,09	452	2401	119
08.07.	1,11	483	2301	121
11.07.	1,26	434	2894	137
12.07.	1,62	543	2981	177
13.07.	1,01	475	2122	110
14.07.	1,08	462	2331	118
15.07.	0,91	479	1910	100
18.07.	0,91	427	2127	99
19.07.	1,19	508	2337	130
20.07.	1,28	483	2644	139
21.07.	1,42	480	2958	155
22.07.	1,15	479	2409	126

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
04.05.				0,00
06.05.	1,13	369	3051	120
09.05.	1,18	335	3529	126
10.05.	1,11	633	1759	119
11.05.	1,15	594	1930	122
12.05.	1,45	608	2387	155
13.05.	1,25	647	1932	133
16.05.	1,16	621	1861	123
17.05.	0,85	640	1322	90
18.05.	1,29	642	2013	138
19.05.	1,34	695	1923	142
20.05.	1,08	669	1613	115
23.05.	1,22	364	3339	129

24.05.	1,17	471	2484	125
25.05.	0,98	455	2164	105
26.05.	0,97	482	2021	104
27.05.	1,07	414	2583	114
30.05.	1,05	201	5205	111
31.05.	1,23	535	2298	131
01.06.	1,20	471	2553	128
02.06.	1,12	346	3222	119
03.06.	1,06	522	2025	113
06.06.	1,06	123	8599	113
07.06.	1,33	327	4062	142
08.06.	1,34	405	3312	143
09.06.	1,31	419	3123	140
10.06.	1,03	413	2485	109
13.06.	1,18	395	2995	126
14.06.	1,26	457	2765	135
15.06.	1,04	363	2852	110
16.06.	1,11	302	3670	118
17.06.	0,98	455	2159	105
20.06.	0,95	139	6802	101
21.06.	1,19	314	3780	126
22.06.	1,20	299	4004	127
23.06.	1,37	262	5214	146
24.06.	1,62	258	6274	172
27.06.	2,64	113	23449	281
28.06.	1,18	512	2304	126
29.06.	1,16	558	2079	124
30.06.	1,35	597	2255	143
01.07.	1,10	541	2040	118
04.07.	1,13	461	2461	121
05.07.	1,20	618	1941	128
06.07.	1,37	661	2066	145
07.07.	1,19	645	1841	126
08.07.	1,24	674	1841	132
11.07.	1,32	649	2038	141
12.07.	1,52	743	2041	162
13.07.	1,25	692	1810	133
14.07.	1,25	607	2058	133
15.07.	1,10	690	1587	117
18.07.	1,07	658	1632	114
19.07.	1,30	701	1856	139
20.07.	1,39	661	2098	148
21.07.	1,48	678	2176	157

6 Zusammenfassung				75
22.07.	1,14	469	2439	122

Datum	Schadstoffinput [g/h]	Volumenstrom [l/h]	Feedbelastung [mg/m <sup>3</sup> ]
04.05.			
06.05.	1,46	658	2224
09.05.	1,18	637	1846
10.05.	1,23	610	2022
11.05.	1,16	607	1917
12.05.	1,39	604	2304
13.05.	1,31	634	2059
16.05.	1,13	631	1791
17.05.	1,13	586	1928
18.05.	1,33	618	2160
19.05.	1,29	671	1927
20.05.	1,26	667	1888
23.05.	1,31	680	1923
24.05.	1,26	631	1998
25.05.	1,13	698	1622
26.05.	1,06	666	1598
27.05.	1,14	634	1799
30.05.	1,02	496	2056
31.05.	1,23	483	2547
01.06.	1,17	531	2207
02.06.	1,16	448	2597
03.06.	1,23	414	2959
06.06.	1,49	797	1868
07.06.	1,29	691	1860
08.06.	1,28	618	2069
09.06.	1,28	662	1938
10.06.	1,09	665	1642
13.06.	1,06	658	1613
14.06.	0,88	472	1854
15.06.	1,02	447	2295
16.06.	1,09	494	2201
17.06.	1,02	509	2005
20.06.	1,16	657	1760
21.06.	1,12	624	1795
22.06.	1,15	616	1858
23.06.	1,35	651	2079
24.06.	1,66	623	2667
27.06.	1,22	440	2769

28.06.	1,25	472	2645
29.06.	1,18	479	2457
30.06.	1,26	482	2605
01.07.	1,16	453	2553
04.07.	1,26	482	2619
05.07.	1,04	477	2173
06.07.	1,07	465	2288
07.07.	1,09	441	2475
08.07.	1,19	492	2427
11.07.	1,21	382	3182
12.07.	1,71	547	3134
13.07.	1,06	457	2308
14.07.	0,99	418	2361
15.07.	1,05	478	2186
18.07.	1,00	451	2221
19.07.	1,28	465	2752
20.07.	1,37	457	3001
21.07.	1,51	486	3114
22.07.	1,24	338	3676

# Abbaugrad

Tee		Abbaugrad [%]	
Tag	Filter 1	Filter 2	Filter 3
9	79	71	5
13	85	61	9
14	76	61	0
15	78	98	3
16	82	55	11
19	85	45	8
20	98	70	8
21	91	74	9
22	98	73	10
23	100	71	8
27	84	62	4
28	99	65	10
29	94	74	10
30	85	58	4
31	94	72	4
34	77	92	8
35	83	60	6
36	82	79	10
37	93	71	2

38	99	75	5
41	96	80	6
42	81	52	4
43	82	46	4
44	95	42	7
45	81	72	2
46	88	60	5
49	63	63	1
50	72	50	2
51	69	52	1
52	83	53	2
53	79	55	4
56	64	56	1
57	65	63	3
58	67	71	5
59	69	65	3
60	71	63	6
63	65	82	3
64	89	89	0
65	72	72	0
66	99	73	4
69	97	51	2
70	82	50	4
71	93	62	6
72	82	65	6
73	80	59	1
76	67	58	4
77	75	50	2
79	63	50	3
80	56	46	1

#### Combustor

Zeit	Kohlenstoffdioxid gelöst [mg/l]			
	Filter 1	Filter 2	Filter 3	
06.05.	0,77	0,72	1,81	
12.05.	0,27	0,41	1,70	
19.05.	0,21	0,62	1,32	
26.05.	0,13	0,65	1,93	
03.06.	0,23	0,50	1,96	
09.06.	0,35	0,81	1,23	
17.06.	0,43	0,66	1,58	
23.06.	0,60	0,94	1,32	

6 Zusammenfassung

30.06.	1,39	1,23	1,56

Org. Säuren

Datum	Filter	Phosphate	Ammonium	org. Säuren	Nitrite/Nitrate
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
06.05.	1	13	1,2	99,8	-
	2	16	6,4	73,1	-
	3	-	-	-	-
12.05.	1	low	0,7	178	-
	2	low	0,4	318	-
	3	-	-	-	-
19.05.	1	low	0,6	145	low
	2	low	0,5	325	low
	3	-	-	6,3 µg/l	-
26.05.	1	low	0,5	118	low
	2	low	0,4	237	low
	3	-	-		-
03.06.	1	low	8,8	188	low
	2	low	1,7	223	low
	3	-	-	-	-
09.06.	1	low	2,5	262	low
	2	low	0,7	294	low
	3	-	-	-	-
17.06.	1	low	2,3	255	low
	2	low	1,1	183	low
	3	-	-		-
23.06.	1	low	1,1	256	low
	2	low	0,6	127	low
	3	-	-	-	-
30.06.	1	-	-	270	-
	2	-	-	185	-
	3	-	-	-	-

78

### Anhang 7 Biofilterversuch Hexanal

### Filterdaten: Filter 1

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
26.07.	-	-	-	-
27.07.	0,67	542	1238	80
28.07.	0,75	536	1391	89
29.07.	0,68	490	1384	81
01.08.	0,60	511	1173	72

## Filterdaten: Filter 2

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
26.07.	-	-	-	-
27.07.	0,88	572	1536	102
28.07.	0,74	503	1464	86
29.07.	0,83	514	1624	97
01.08.	0,80	504	1592	93

# Filterdaten: Filter 3

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
26.07.	-	-		-
27.07.	0,82	540	1528	103
28.07.	0,75	500	1500	93
29.07.	0,69	480	1444	86
01.08.	0,68	494	1369	84

# Abbaugrad

Datum	Tag	Abbaugrad [%]	
		Filter 1 Filter 2	Filter 3
27.07.	1	98,5 62,4	78,4
28.07.	2	83,8 81,2	63,5
29.07.	3	94,6 67,6	60,3
01.08.	6	98,2 77,5	60,3
02.08.	7	91,2 53,5	79,3
03.08.	8	67,6 87,1	86,1
04.08.	9	92,9 86,7	90,0
05.08.	10	92,9 96,7	93,3

08.08.	13	97,2	81,4	74,2
09.08.	14	88,9	95,3	87,1
10.08.	15	91,2	77,1	80,5
11.08.	16	94,1	87,5	92,7
12.08.	17	100,0	77,1	70,7
15.08.	20	80,0	90,0	87,5

#### Anhang 8 Biofilterversuch Toluol

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
17.08.	-	-	-	-
18.08.	0,59	467	1264	71
19.08.	0,73	539	1365	88
22.08.	0,75	534	1411	90
23.08.	0,75	544	1375	89
24.08.	0,39	341	1140	46
25.08.	0,45	380	1184	54
26.08.	0,15	360	404	17
29.08.	0,46	346	1336	55
30.08.	0,45	404	1117	54
31.08.	0,34	350	980	41
01.09.	0,41	366	1113	49
02.09.	0,31	356	878	37
05.09.	0,34	356	965	41
06.09.	0,34	340	1005	41
07.09.	0,35	344	1025	42
08.09.	0,37	348	1059	44
09.09.	0,42	328	1294	51
12.09.	0,40	340	1171	48
13.09.	0,41	357	1155	49
14.09.	0,42	373	1117	50
15.09.	0,39	369	1067	47
16.09.	0,71	349	2022	84
19.09.	0,71	340	2095	85
20.09.	0,67	326	2066	80
21.09.	0,64	315	2035	77
22.09.	0,68	339	2005	81
23.09.	0,64	350	1825	76
26.09.	0,62	352	1755	74
27.09.	0,67	355	1877	80
28.09.	0,66	350	1894	79

29.09.	0,70	351	1990	83
30.09.	0,72	355	2030	86

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
17.08.	-	-	-	-
18.08.	0,64	482	1334	75
19.08.	0,84	585	1431	97
22.08.	0,77	555	1381	89
23.08.	0,77	561	1378	90
24.08.	0,50	398	1260	58
25.08.	0,53	402	1325	62
26.08.	0,47	392	1195	54
29.08.	0,49	345	1421	57
30.08.	0,57	429	1333	67
31.08.	0,42	367	1134	48
01.09.	0,46	382	1201	53
02.09.	0,41	365	1130	48
05.09.	0,40	371	1086	47
06.09.	0,45	386	1153	52
07.09.	0,44	366	1194	51
08.09.	0,46	368	1250	54
09.09.	0,44	365	1218	52
12.09.	0,46	362	1266	53
13.09.	0,45	380	1188	53
14.09.	0,51	391	1297	59
15.09.	0,49	358	1355	57
16.09.	0,72	357	2009	84
19.09.	0,68	365	1868	79
20.09.	0,72	348	2058	83
21.09.	0,74	351	2104	86
22.09.	0,79	371	2134	92
23.09.	0,77	362	2124	89
26.09.	0,74	363	2030	86
27.09.	0,76	366	2087	89
28.09.	0,72	365	1982	84
29.09.	0,76	365	2085	88
30.09.	0,86	366	2348	100

Da-	Schadstoffinput	Volumenstrom	Feedbelastung	SFB
tum	[g/h]	[l/h]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[g/(m <sup>3</sup> *h)]
17.08.	-	-	-	-
18.08.	0,57	486	1168	71
19.08.	0,73	548	1327	91
22.03.	0,65	508	1277	81
23.08.	0,68	512	1322	84
24.08.	0,44	334	1324	55
25.08.	0,47	380	1248	59
26.08.	0,41	353	1152	51
29.08.	0,46	315	1474	58
30.08.	0,47	376	1246	58
31.08.	0,38	336	1140	48
01.09.	0,42	387	1078	52
02.09.	0,40	370	1083	50
05.09.	0,38	348	1106	48
06.09.	0,39	409	961	49
07.09.	0,42	371	1119	52
08.09.	0,44	379	1159	55
09.09.	0,43	331	1298	53
12.09.	0,42	350	1202	52
13.09.	0,43	356	1212	54
14.09.	0,44	367	1186	54
15.09.	0,43	370	1153	53
16.09.	0,74	371	1994	92
19.09.	0,70	361	1942	87
20.09.	0,71	352	2009	88
21.09.	0,70	363	1936	87
22.09.	0,74	377	1968	92
23.09.	0,70	380	1848	87
26.09.	0,70	386	1804	87
27.09.	0,69	386	1790	86
28.09.	0,71	372	1912	89
29.09.	0,74	407	1823	92
30.09.	0,79	365	2163	98

# Abbaugrad

Datum	Tag	Abbaugrad [%]		
		Filter 1 Filter 2	Filter 3	
18.08.	1	32,3 27,8	31,5	

19.08.	2	51,6	31,6	30,1
22.08.	5	35,8	28,4	24,4
23.08.	6	35,8	27,3	25,6
24.08.	7	40,7	64,0	62,3
25.08.	8	72,5	64,0	47,2
26.08.	9	65,0	62,0	50,9
29.08.	12	60,0	64,0	43,4
30.08.	13	70,0	62,3	46,4
31.08.	14	72,5	56,6	41,1
01.09.	15	86,2	63,0	37,7
02.09.	16	65,5	56,5	35,8
05.09.	19	87,5	75,6	43,1
06.09.	20	78,6	60,9	38,3
07.09.	21	69,4	57,4	37,1
08.09.	22	74,2	73,3	40,4
09.09.	23	67,6	63,8	32,8
12.09.	26	61,3	56,3	51,6
13.09.	27	77,8	69,1	67,2
14.09.	28	73,7	70,4	65,6
15.09.	29	61,8	61,8	63,3
16.09.	30	50,0	49,5	51,4
19.09.	33	37,3	50,0	52,6
20.09.	34	42,6	44,9	74,4
21.09.	35	58,4	47,7	50,4
22.09.	36	57,0	50,9	54,5
23.09.	37	54,5	47,1	49,2
26.09.	40	63,0	56,9	53,3
27.09.	41	57,3	50,5	51,8
28.09.	42	51,3	47,8	50,4
29.09.	43	42,7	48,6	44,9
30.09.	44	49,4	49,6	48,5

#### Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich bei der Anfertigung dieser Masterarbeit unterstützt haben. Ein ganz besonderer Dank gilt meinen Betreuern, Herrn Prof. Dr.-Ing. Dietmar Heinz und Herrn M. Eng. Felix Steininger für die Ermöglichung der Masterarbeit und für die hilfreichen Anregungen während der Bearbeitung des Themas. Für die Hilfe im Labor und beim Geben neuer Denkanstöße möchte ich auch Herrn Dipl. Ing. André Diener danken.