



Österreichische Gesellschaft
für Biotechnologie
SEKTION WEST



Federal Environment Agency
Austria

ABLUFTREINIGUNG

Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien

**23.–25. November 1994
Kongreßzentrum Igls**

Herausgeber/Editors:
R. Margesin, M. Schneider, F. Schinner

**TAGUNGSBERICHTE / CONFERENCE PAPERS
BD. 13 / VOL. 13**

Wien / Vienna 1995

Bundesministerium für Umwelt



Federal Ministry for Environment

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria
Die abgedruckten Einzelreferate geben die Fachmeinung
ihrer Autoren wieder.

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt Wien, 1995
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-237-9

Inhalt	Seite	
Vorwort	1	
 GRUNDLAGEN DER ABLUFTREINIGUNG		
Biologische Abluftreinigung		
Anwendungsbeispiele, reaktions- und verfahrenstechnische Grundlagen K. KIRCHNER, Karl-Winnacker-Institut der DECHEMA e.V., Frankfurt a. M., D	3	
Biologische Abluftreinigung im Biofilter: Mikrobiologische Aspekte S. FETZNER ¹ , M. ROTH ² , und H. SCHÖFFMANN ³ ¹ Institut für Mikrobiologie (250), Universität Hohenheim, Stuttgart, D ² Roth Vertriebs-GmbH, Oberteuringen, D ³ Handelsagentur Schöffmann, Althofen, A		16
Verfahrensvarianten bei der Anwendung biologischer Festbettreaktoren A. WINDSPERGER und St. STEINLECHNER, Forschungsinstitut für Chemie und Umwelt, TU-Wien, A	22	
Alternativen der Abluftreinigung H. KRILL, Lurgi Energie und Umwelt GmbH, Frankfurt a. M., D.....	32	
Erhebung des Ressourcenbedarfs und der Umweltbelastungen von Abluftreinigungsverfahren Ph. SCHÖNDUVE*, A. FRIEDL*, A. WINDSPERGER** und A. SCHMIDT* *Institut für Verfahrenstechnik, Brennstofftechnik und Umwelttechnik **Forschungsinstitut Chemie und Umwelt, beide: TU Wien, A	42	
 RECHTLICH-ÖFFENTLICHE SITUATION		
Biologische Abluftreinigung in Österreich D. PETTAUER, Bundesministerium für Umwelt, Wien, A.....	53	
Rechtliche Situation der Zulassung von Anlagen zur biologischen Abluftreinigung in Deutschland H. LUDWIG, Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, D.....	61	
Biologische Abluftreinigung in der Schweiz – Beurteilung und Vollzugsverfahren bei Geruchsimmissionen nach biologischer Abluftreinigung P. MATTI, Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit des Kantons Bern, Bern, CH	64	
 ABLUFTREINIGUNG IN DER PRAXIS		
Biologische Abwasser- und Abluftreinigungsanlagen Biochemie GES.M.B.H. K. H. GREIL und K. SCHAEFER, Biochemie Ges.m.b.H., Kundl, A.....	89	
Biofilterkonstruktionen P. BERNT, Kessler + Luch GmbH, Gießen, D	90	
Untersuchungen im Rahmen der Erstellung der ÖNORM S2020 für Biofilterkomposte W. RIENECK und G. GSTRATHALER, Institut für Mikrobiologie der Universität Innsbruck, A	96	

Formaldehydentfernung aus der Abluft in einer Biofilteranlage im technischen Maßstab	
J. MAĆKOWIAK, ENVICON Engineering GmbH, Dinslaken, D.....	107
Reinigung von Lackiererei-Abluft mit einem Gitterträger-Biofilter	
R. BRONNENMEIER, P. FITZ und H. TAUTZ, Linde AG, Werksgruppe Verfahrenstechnik & Anlagenbau, Höllriegelskreuth, D.....	113
Biofiltersystem: BIOTON-Verfahren	
Ch. van LITH, ClairTech BV, EB Woudenberg, NL	125
Biofiltration im Werk Schwaz der Firma Tyrolit AG	
L. HAJEK, R E A Recycling- u. Energieverwertungsanlagen GmbH, Vösendorf, A.....	129
Vergleich des Abbaus von Ethylacetat in Biofiltern und Tropfkörper-Bioreaktoren	
R. REITZIG, F. PRÖLL, I. SCHINDLER, Ph. SCHÖNDUVE und A. FRIEDL Institut für Verfahrens-, Brennstoff- und Umwelttechnik der TU Wien, A.....	131
Biologische Reinigung CKW-Kontaminierter Abluft	
D. JÄGER, C.A.R. Construction and Recycling GmbH, Stade, D.....	140
Biologische Abluftreinigung: Zander-Tropfkörper	
M. A. KOTTWITZ, Zander Umwelt GmbH, Nürnberg, D.....	144
Erfahrungen mit einem neuen Typ Rieseltbettreaktor	
R. OOSTING, L. G. C. M. URLINGS, P. H. van RIEL und T.H. TAMMES Tauw Milieu bv, DE Deventer, NL	153
Biologische Reinigung hochbelasteter Abluftströme	
P. HOLUBAR und R. BRAUN, Institut für Angewandte Mikrobiologie, Universität für Bodenkultur, Wien, A	163
Biologische Reinigung von NO_x- und CO-hältiger Abluft	
M. WELLACHER und K.-H. ROBRA, Institut für Abfalltechnologie und Mikrobiologie, Technische Universität Graz, A	168
Kombination von Biofiltern mit anderen Verfahren zur Vorabscheidung (Chemowäscher, Aktivkohlefilter, Biowäscher)	
S. KNAUF, Kessler + Luch GmbH, Gießen, D	170
Verfahrenskombination mit Biofiltern zur Abluftreinigung (Synergiefilter)	
N. THISSEN, OTTO GmbH & Co. KG, Geschäftsbereich Umwelttechnik, Weiterstadt, D.....	176
ANHANG	
Tagungsprogramm.....	191
Teilnehmerliste.....	196

VORWORT

Hauptursache für die anthropogene Belastung der Luft mit organischen Verbindungen sind in Österreich neben dem Verkehr und dem Hausbrand vor allem die Emissionen aus der Anwendung von Lösungsmitteln. Aber auch Kläranlagen, Industrie- und Gewerbebetriebe (aus chemischen Produktionsprozessen, der Metallgewinnung, Be- und Verarbeitung, der Kunststoffherzeugung und -bearbeitung, der Lebensmittelproduktion, der Produktionskette von Erdölprodukten, um nur einige relevante Sparten zu nennen) und Kompostwerke tragen, lokal nicht unerheblich, zu einer Belastung der Luft durch organische Verbindungen bei.

Ebenso tragen natürliche Vorgänge, wie z. B. Waldbrände zur Verunreinigung der Luft bei.

Luftverunreinigungen können direkt oder durch Reaktionsprodukte belästigend wirken, aber auch Gesundheit und Umwelt schädigen. Als das bekannteste Beispiel einer indirekten Belastung sei hier die Bildung von Ozon aus organischen Luftverunreinigungen und Stickoxiden erwähnt.

Zwei Strategien führen zur Reduktion von Luftverunreinigungen. Aus der Sicht des umfassenden Umweltschutzes ist die Verminderung und Vermeidung von Emissionen durch den Einsatz neuer, umweltfreundlicher Verfahren, Prozeßoptimierungen, Modifikation der Produktionsabläufe und die Einführung von Kreislaufprozessen anzustreben. Meist bewirken solche Verfahren nicht nur eine Reduktion von Emissionen, sondern auch die Einsparung von Rohstoffen und Energie sowie eine Reduktion von Abfallströmen.

Die zweite Möglichkeit ist die Verminderung und Elimination von Luftverunreinigungen durch nachgeschaltete Reinigungsverfahren. Hierfür stehen biologische, chemische und physikalische Verfahren zur Verfügung. Biologische Methoden nutzen an Biofiltern oder Biorieseltreaktoren fixierte Mikroorganismen oder in Biowäschern suspendierte Mikroorganismen. Chemische und physikalische Verfahren nutzen thermische, katalytische und photolytische Oxidationsverfahren, Absorptions- und Adsorptionsverfahren sowie Strahlungsenergie. Neue Entwicklungen bringen Kombinationen biologischer, chemischer und physikalischer Verfahren zur Anwendung.

Dem Leser dieses Tagungsbandes wird nach einer Vorstellung von verfahrenstechnischen und biologischen Grundlagen der Abluftreinigung in einem ersten Teil ein Überblick über die rechtliche und öffentliche Situation der Abluftreinigung in Österreich, Deutschland und der Schweiz gegeben. Der zweite Teil befaßt sich mit aktuellen biologischen Verfahren, welchen kombinierte Technologien gegenübergestellt sind. Ergänzend werden den Vorträgen Ausschnitte aus den Diskussionen während der Tagung angeschlossen.

Die dargestellten Methoden und Verfahren erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sollen jedoch für Behörden, Hersteller und Anwender von Luftreinigungsanlagen eine Informations- und Diskussionsgrundlage zum Stand der Technik, zu neuen Entwicklungen, Bedarfs- und Anwendungsschwerpunkten und zur rechtlichen Situation darstellen.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß biotechnologische Verfahren der Abluftreinigung in den letzten Jahren ihre Einsatzgebiete ausgeweitet haben und vor allem bei niedrigen Schadstoffkonzentrationen in der Abluft eine sinnvolle Alternative zu traditionellen Verfahren geworden sind. Bei fachkundiger Planung von biologischen Anlagen können neben dem traditionellen Einsatzgebiet von Biofiltern – der Eliminierung von Geruchsemissionen – auch zahlreiche organische Verbindungen und anorganische Gase beseitigt werden.

An der Entstehung dieses Tagungsbandes wirkten zahlreiche Behördenvertreter, Wissenschaftler und Vertreter namhafter Hersteller und Anwender von Abluftreinigungsanlagen mit. Bei den Autoren der einzelnen Beiträge, die zum Gelingen der Tagungsveranstaltung und damit zu diesem Tagungsband beitrugen, möchten wir uns ganz besonders bedanken. Unser Dank gilt auch dem Unternehmen Kessler + Luch in Gießen, Deutschland, als Förderer der Veranstaltung.

F. Schinner, R. Margesin
Österreichische Gesellschaft
für Biotechnologie, Sektion West
und
Institut für Mikrobiologie
der Universität Innsbruck

M. Schneider
Umweltbundesamt
Wien

GRUNDLAGEN DER ABLUFTREINIGUNG



BIOLOGISCHE ABLUFTREINIGUNG

Anwendungsbeispiele, reaktions- und verfahrenstechnische Grundlagen

K. Kirchner

Karl-Winnacker-Institut der DECHEMA e.V.
Theodor-Heuss-Allee 25, D-60386 Frankfurt a. M.

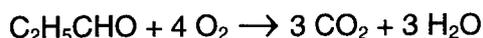
ZUSAMMENFASSUNG

Die biologische Abluftreinigung findet immer breitere Anwendung in verschiedenen Industriezweigen. Dieses zeigten das VDI-Kolloquium "Biologische Abluftreinigung" in Heidelberg und die abgelaufene Tagung "Abluftreinigung" der ÖGBT in Innsbruck, sowie die VDI Richtlinien Biofilter (1991) und Biowäscher (1994). Wesentliche Apparate sind der Biofilter und der Biorieselbettreaktor, die mit fixierten Bakterien arbeiten, und Biowäscher, die mit suspendierten Bakterien arbeiten. Die genannten Veranstaltungen ergaben, daß der Biorieselbettreaktor zunehmend an Interesse gewinnt.

Am Beispiel des Rieselbettreaktors werden reaktions- und verfahrenstechnische Grundlagen der biologischen Abluftreinigung an Hand geeigneter Modellsysteme und Reaktoren aufgezeigt. Die Untersuchungen ergaben, daß analog zu konventionellen Katalysatoren, die Biokatalysatoren je nach Betriebsbedingungen im stofftransportlimitierten, im diffusionslimitierten oder im kinetischen Bereich arbeiten. Wesentliche Einflußgrößen sind die Löslichkeit und die biologische Abbaugeschwindigkeit der Schadstoffe.

1 EINLEITUNG, BESCHREIBUNG DES PROZESSES

Bei den biologischen Verfahren wird ein Teil der Schadstoffe, die in wäßriger Lösung vorliegen müssen, oxidiert. Ein einfaches Beispiel ist die Oxidation von Aldehyden mit dem Stamm *Pseudomonas fluorescens* DSM 50090:



Ein weiterer Teil des Schadstoffes wird zur Bildung von Bakterien-Zellmasse verwendet.

Die biologischen Reaktionen verlaufen im allgemeinen über Zwischenstufen, in diesem Falle über Propionsäure. Da die Bakterien nur in einem eng begrenzten pH-Bereich arbeiten, muß in einem solchen Fall für einen konstanten pH-Wert gesorgt werden.

Die relativ geringen Reaktionstemperaturen sind ein Vorteil der biologischen Abgasreinigung. Andererseits können für die Bakterien unverträgliche Substanzen die Bakterien deaktivieren oder abtöten. Damit sollte man ebenso wie bei der katalytischen Abgasreinigung nur Abgase bekannter Zusammensetzung biologisch reinigen.

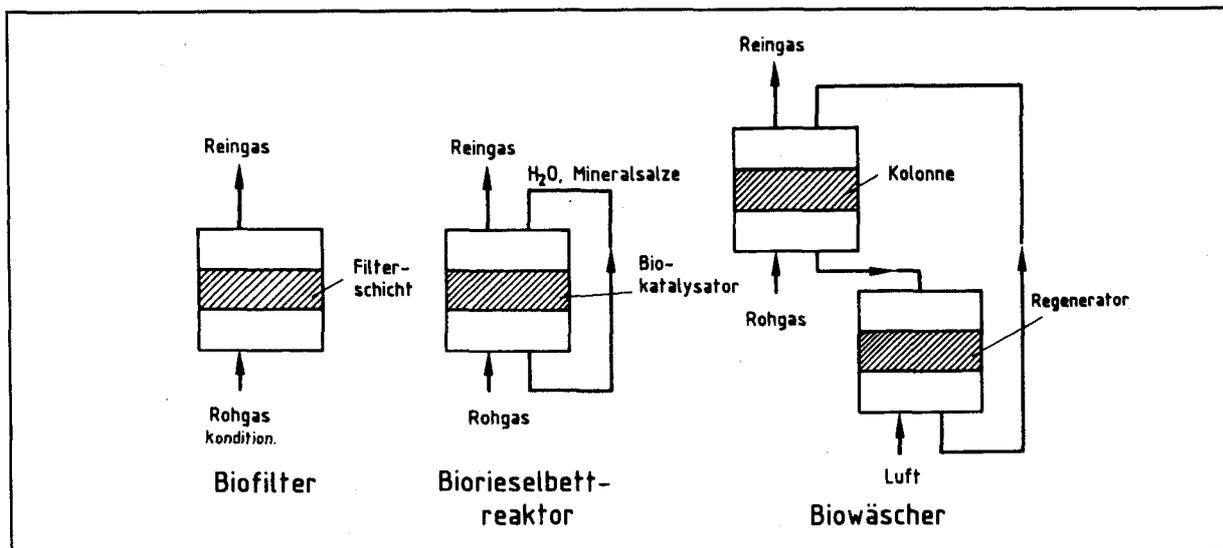
2 BESCHREIBUNG DES VERFAHRENS, VERFAHRENSVARIANTEN

Die Verfahren, die für die Abgasreinigung eingesetzt werden, können grob gesehen in Verfahren eingeteilt werden, die mit fixierten Bakterien arbeiten und solche, die mit suspendierten Bakterien arbeiten. In Biofiltern und in Rieselbettreaktoren wird das Abgas durch eine

biologisch aktive Filterschicht geleitet, welche beim Biofilter aus Reisig, Kompost oder anderen Substanzen und beim Biorieselbett aus einer porösen Packung besteht, auf der die Bakterien sitzen.

Die Abgaskomponenten, welche entfernt werden sollen, werden zunächst an dieser Filterschicht sorbiert und dann biologisch abgebaut (Abb. 1).

Abb. 1: Verfahrensprinzip schematisch



In anderen Biowäschern werden die Verunreinigungen in einer Absorptionskolonne mit einer Bakteriensuspension absorbiert. Die absorbierten Verunreinigungen werden zum größten Teil in einem Rührkessel, dem Regenerator, abgebaut. Die regenerierte Suspension wird wieder für die Absorption benutzt. In diesen Biowäschern werden beispielsweise aus Kunststoffen bestehende Kolonneneinbauten verwendet.

Bei den geschilderten Verfahren werden Bakterien, die aus Kläranlagen oder aus dem Boden stammen, eingesetzt. Sie müssen in ihrer Zusammensetzung an das zu reinigende Abgas adaptiert werden, was bis zu 2-4 Wochen dauern kann. Dies ist ein Nachteil der Verfahren, die mit unspezifischen Bakterien arbeiten.

3 ANWENDUNGSBEISPIELE

3.1 Reinigung von Abgasen einer Gelatinefabrik mittels Biofilter (fixierter Bakterien)

Abb. 2 zeigt das Schema eines Biofilters. Ein ähnlicher Biofilter wird von einer Gelatinefabrik betrieben. Die Abgase entstammen verschiedenen Hallen und Gebäuden. Abb. 3 zeigt die Auslegungsdaten des Biofilters. Die Geruchsstoffe und ihre Konzentrationen wurden chemisch und olfaktometrisch bestimmt. Der Wirkungsgrad liegt je nach dem, um welche Substanzen es sich handelt, zwischen 82 % und 95 %. Der Rohgasgeruch ist nicht mehr festzustellen /1/, /3/, /5/, /8/.

Die Grundfläche des Filters beträgt 400 m² die Höhe 1,2 m. Er besteht aus Fasertorf und Heidekraut, auf dem die Bakterien angesiedelt sind. Der Humus ernährt die Bakterien, wenn die Abluft ausfällt und stellt die nötigen Mineralsalze zur Verfügung. Bei den Bakterien handelt es sich um Mischpopulationen, die adaptiert sind.

Abb. 2: Flächenfilter

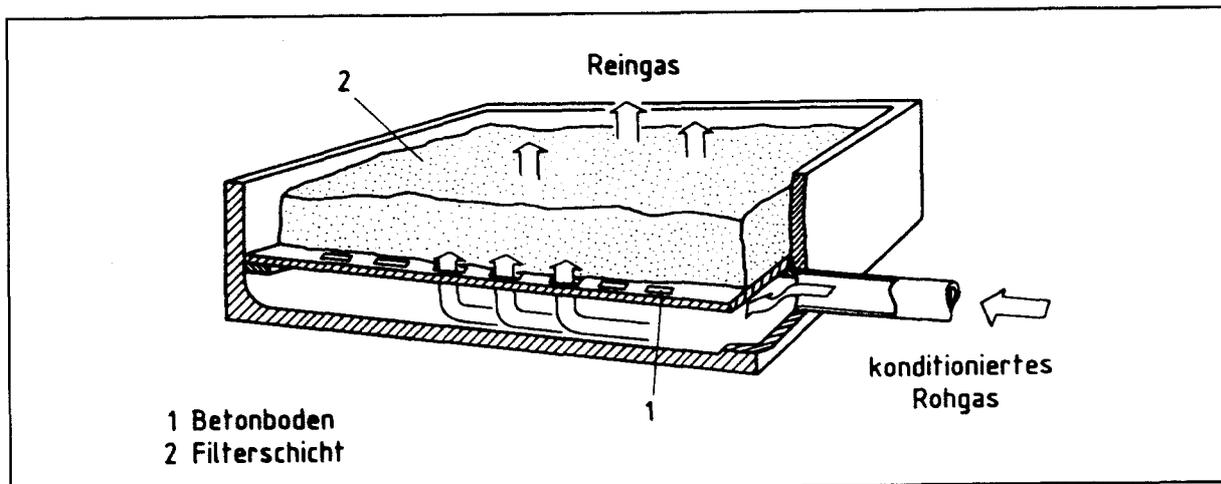
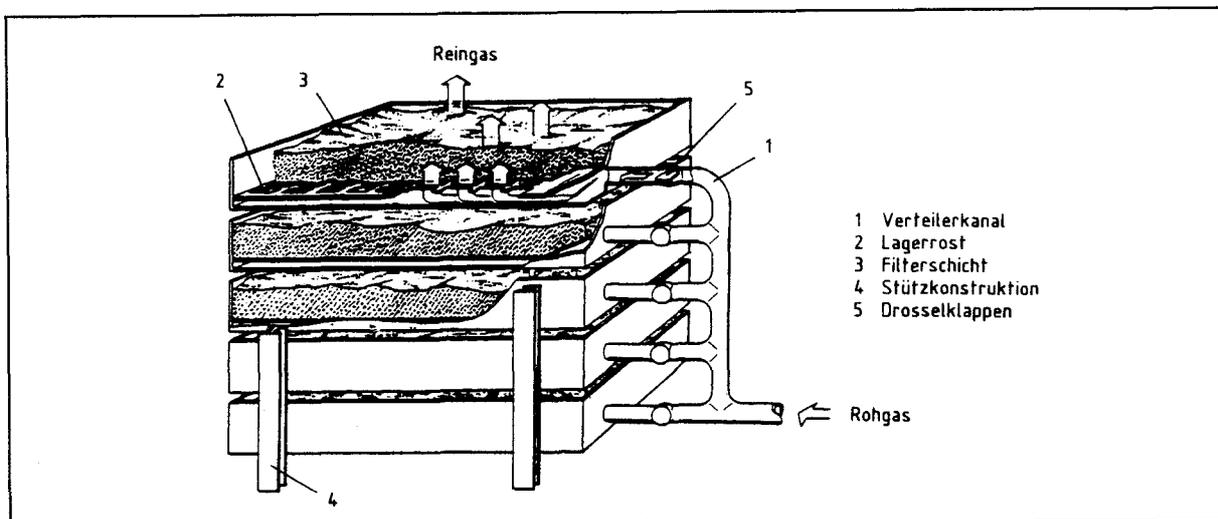


Abb. 3: Auslegungsdaten eines Biofilters

Abgasvolumenstrom	70000m ³ /h
Abgastemperatur	22°C - 35°C
Abscheidegrad	82 - 95%
Filterbett:	
Heidekraut	44 to
Fasertorf	131 to
Filterfläche	400 m ²
Filterhöhe	1,2 m
Raumgeschwindigkeit	175 h ⁻¹

Ein mehrstufiger Biofilter ist in Abb.4 dargestellt.

Abb. 4: Aufbau eines Etagen-Biofilters



3.2 Reinigung von Abgasen mittels Biowäschern (suspendierter Bakterien)

Der von Schippert entwickelte zweistufige Biowäscher ist in der folgenden Abb. 5 dargestellt. Er dient der Reinigung von Abgasen einer Dosenlackieranlage. Die beiden Wäscher sind Sprühwäscher. Sie haben einen Durchmesser von 4 m und eine Höhe von 6 m. Der Gasdurchsatz beträgt 35.000 bis 60.000 m³/h /2/, /4/, /8/, /11/. Die Abscheideleistung zeigt Abb. 6.

Abb. 5: Biowäscher, Dosenlackieranlage

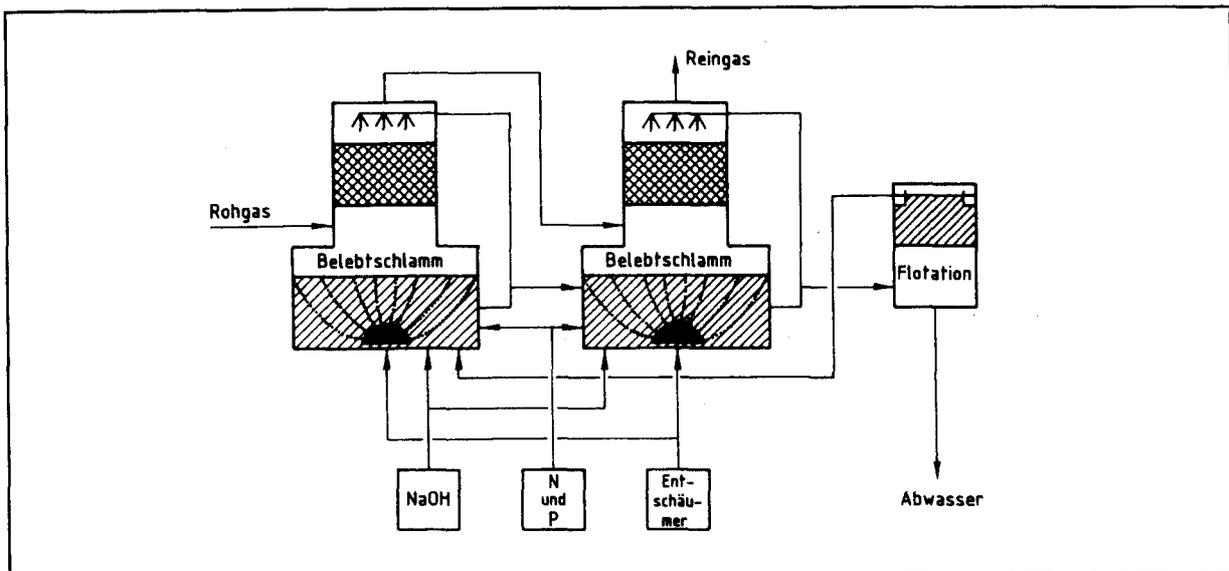


Abb. 6: Abscheideleistung der Biowäscher

Lösemittel	Rohgaskonz. C(mg/m ³) ⁻¹	Reingaskonz. C · (mg/m ³) ⁻¹
Butylglykol	885	0,3
N-Butanol	326	0,5
Ethylglykol	102	0,1
Isobutanol	2,2	0,16
Xylol	1,9	0,5

Weitere Beispiele für den praktischen Einsatz von Biofiltern, Biorieselbettreaktoren und Biowäschern geben die VDI-Richtlinien 3477 und 3478 /1/, /2/ sowie die Monographie "Biotechniques for the Abatement and Odour Control Policies" von A.J. Dragt und J. vanHam /5/. M. Paduch gibt einen Überblick über die Hersteller von Anlagen zur biologischen Abluftreinigung /6/. Weitere Literatur: H. Krill und H. Menig /7/, Berichtsband, VDI-Kolloquium "Biologische Abluftreinigung", Heidelberg 1994 /8/.

4 VERFAHRENSTECHNISCHE GRUNDLAGEN

4.1 Modellschadstoffe, Bakteriensysteme

Die Auslegung der Bioreaktoren erfolgt meist aufgrund von Versuchen, die vor Ort und mit Pilot-Anlagen vorgenommen werden. Auslegungsdaten und Stoffdaten wie Henry-Koeffizienten liegen kaum vor.

Es erscheint deshalb von Interesse, die reaktions- und verfahrenstechnischen Grundlagen der Verfahren anhand geeigneter Modellsysteme und Bioreaktoren zu untersuchen. Die erhaltenen Ergebnisse können Aufschluß über die geschwindigkeitsbestimmenden Schritte geben. Sie können die Wahl geeigneter Apparate und Reaktoren erleichtern sowie Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens aufzeigen. Sie erleichtern die Planung von Anlagen.

Als Beispiel für eine Anlage, die mit fixierten Bakterien arbeitet, wird im folgenden der Biorieselbettreaktor gewählt.

Als Modellschadstoff werden Aldehyde benutzt, da sie die Hauptverunreinigungen in Gießereiabgasen darstellen. Weiter werden Ethylacetat, Azeton, Methyl-ethylketon sowie einige weitere technisch relevante Verbindungen gewählt. Als Bakterien werden Monokulturen, insbesondere *Pseudomonas fluorescens*, verwendet (Abb. 7).

Abb. 7: Untersuchte Reaktionssysteme, Schadstoff: X abbaubar

Schadstoff Bakterien	Propion- aldehyd	Ethyl- acetat	Butanol	Aceton	Methyl- ethylketon	Isopro- panol	Methanol	Naphtalin
<i>P. fluorescens</i> (DSM 50 090)	X	X	X			X	X	
<i>Rhodococcus</i> sp (DSM 43 001)	X	X	X	X	X	X		
<i>Coryneb. rubrum</i>	X	X	X	X				
<i>Micrococcus</i> (ut. (DSM 348)	X	X	X	0				
<i>Arthrobacter</i>		X	X					
<i>Aureo Bac.</i>								X

4.2 Abgasreinigung mittels Biorieselbettreaktoren

4.2.1 Experimentelles, Stofftransportlimitierter Bereich

Abb. 8 zeigt das Verfahrensschema. Der Biokatalysator befindet sich in dem Bioreaktor, Mineralsalzlösung wird im Kreislauf gepumpt. Die Abluft strömt von unten nach oben durch den Rieselbettreaktor. Die Schadstoffe werden vom Wasser absorbiert und anschließend von den Bakterien zu Zellmasse, CO₂ und Wasser umgesetzt. Träger der Biokatalysatoren sind kugelförmige Füllkörper sowie Raschig Ringe aus Siranglas oder wabenrohrartige Körper aus Siranglas.

Die Fixierung von Zellen an den Träger wird nach einem von Rehm /9/ beschriebenen Verfahren vorgenommen. Eine Bakteriensuspension, in unserem Falle beispielsweise *P. fluorescens*, wird ca. 10 Stunden in der Versuchsanlage im Kreislauf gefahren. Dabei werden die Bakterien z. B. an A-Kohle irreversibel adsorbiert.

Abb. 8: Versuchsanordnung Rieselbettreaktor

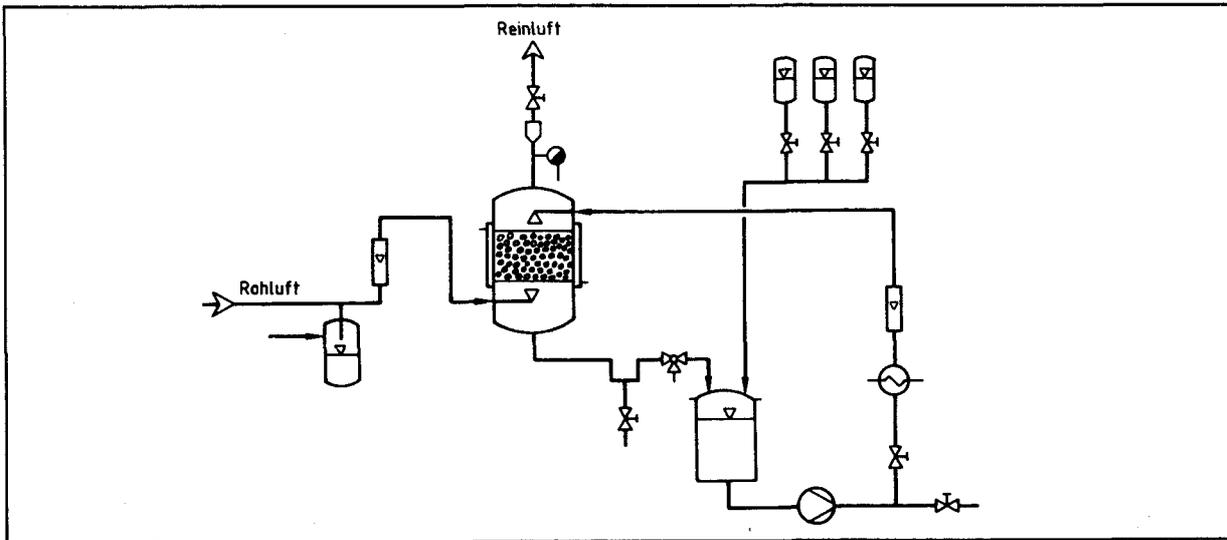


Abb. 9 zeigt die adsorbierte Bakterienmenge als Funktion der Zeit. Anschließend wird die weitgehend bakterienfreie Suspension durch eine bakterienfreie Mineralsalzösung ersetzt. Der Katalysator ist voll aktiv und betriebsbereit. Abb. 10 zeigt weitere Beladungs-Zeit-Kurven für *P. fluorescens*, aber an anderen Trägern. Es ist ersichtlich, daß die Zahl der adsorbierten Bakterien stark vom Träger abhängt.

Abb. 9: Adsorption und Desorption von *P. fluorescens*

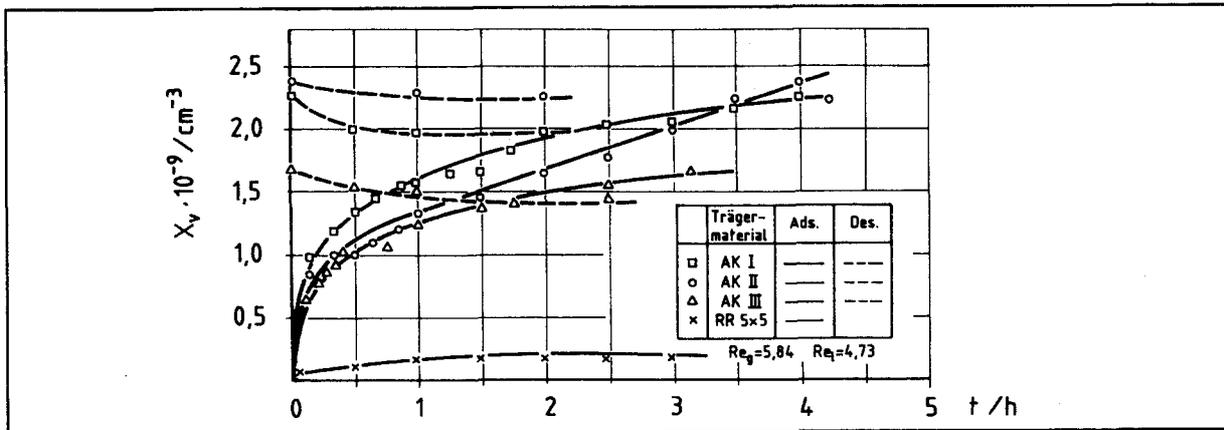


Abb. 10: Adsorption von *P. fluorescens*, verschiedene Träger

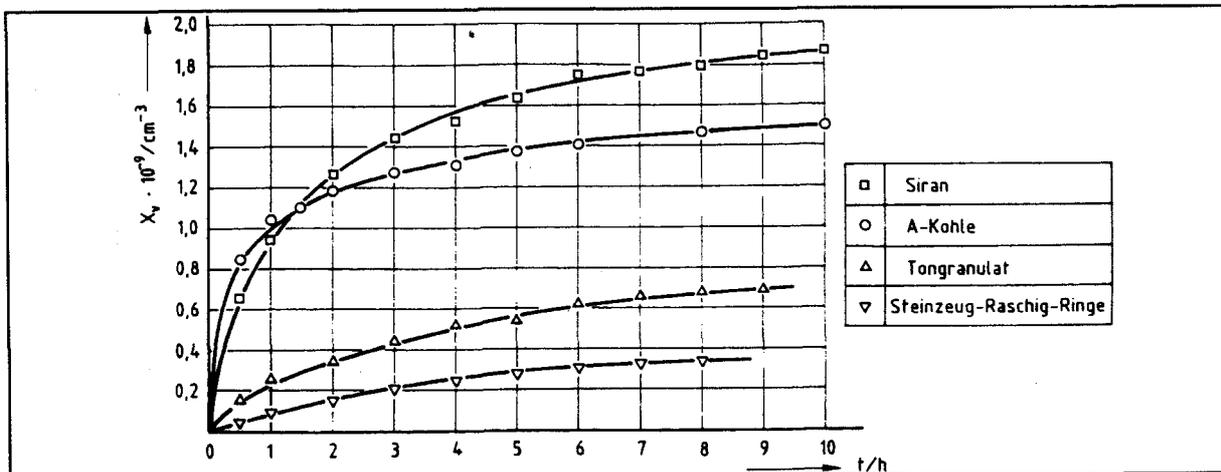


Abb. 11 zeigt die Einlaufzeit des Biokatalysators. Bereits nach einigen Stunden hat er seine volle Aktivität erreicht.

Abb. 11: Schadstoffabscheidegrad u bei Langzeitversuchen

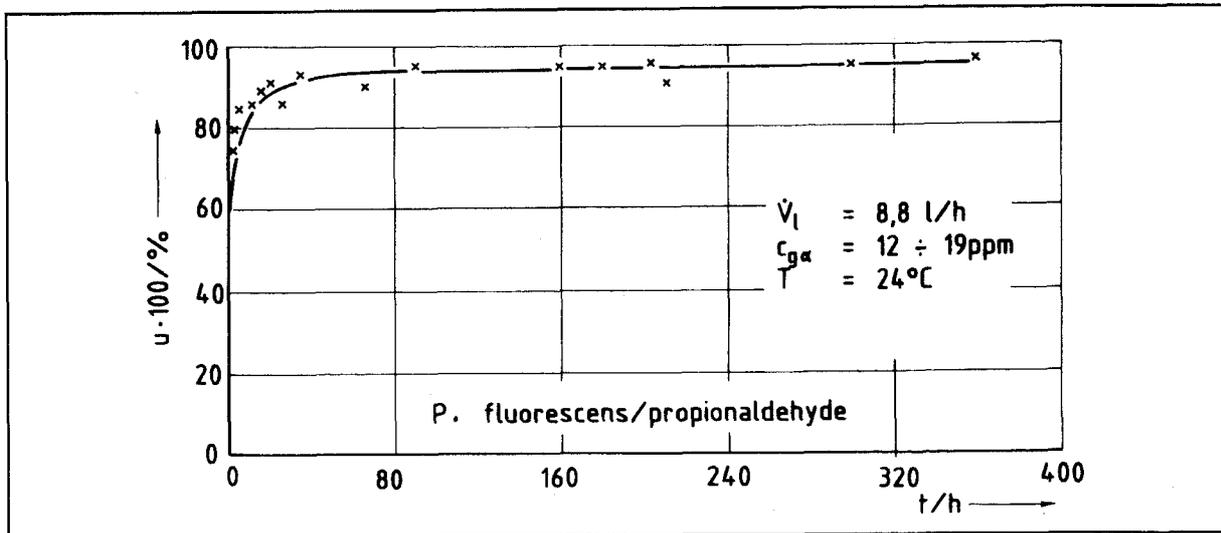


Abb. 12 zeigt den Abscheidegrad verschiedener Schadstoffe als Funktion der Raumgeschwindigkeit. Bei Raumgeschwindigkeiten von $k^+ = 2000 \text{ h}^{-1}$ können noch Abscheidegrade von 80 % erreicht werden. Der Abscheidegrad hängt ab von der Art der verwendeten Bakterien, von der Art des abzuscheidenden Schadstoffs und der Träger sowie der Betriebsweise (Gleich- oder Gegenstrom).

Abb. 12: Schadstoffabscheidegrad u in Abhängigkeit von k^+

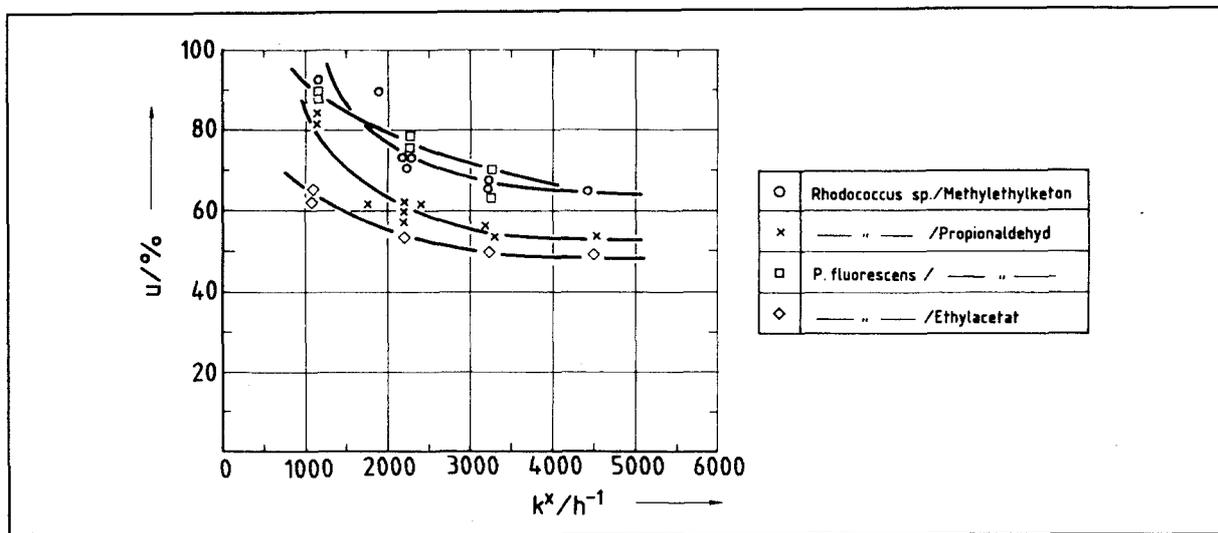
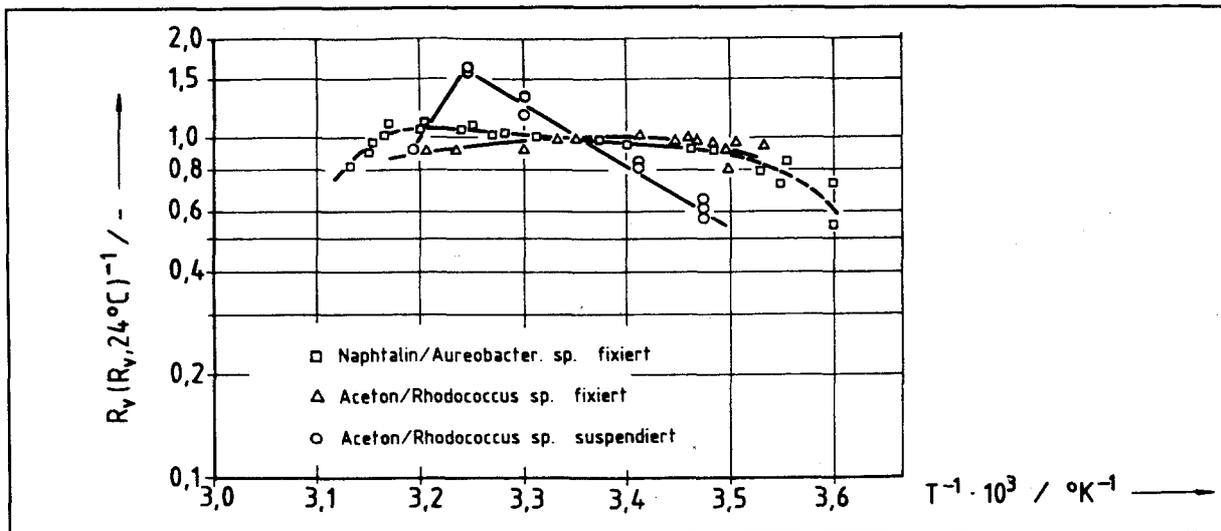


Abb. 13 zeigt die Temperaturabhängigkeit der biologischen Oxidation von Azeton mit *Rhodococcus sp.* Die Aktivierungsenergie ist mit 7-9 kJ/mol wesentlich kleiner als bei den freien Zellen, die zu 36 kJ/mol ermittelt wurde. Ähnliches zeigt sich beim System *P. fluorescens*/Propionaldehyd.

Ferner steigt bei hoher Zelldichte die Reaktionsgeschwindigkeit nicht mehr an, was bei den freien Zellen ebenfalls der Fall war.

Abb. 13: Arrhenius-Diagramm



Diese und einige weitere Ergebnisse deuten darauf hin, daß bei dem System *P. fluorescens*/Propionaldehyd die katalytische biologische Reaktion stofftransportlimitiert ist, m.a.W. die biologische Reaktion vergleichsweise schnell abläuft und der Stofftransport der Reaktanden durch den Flüssigkeitsfilm geschwindigkeitsbestimmend wird.

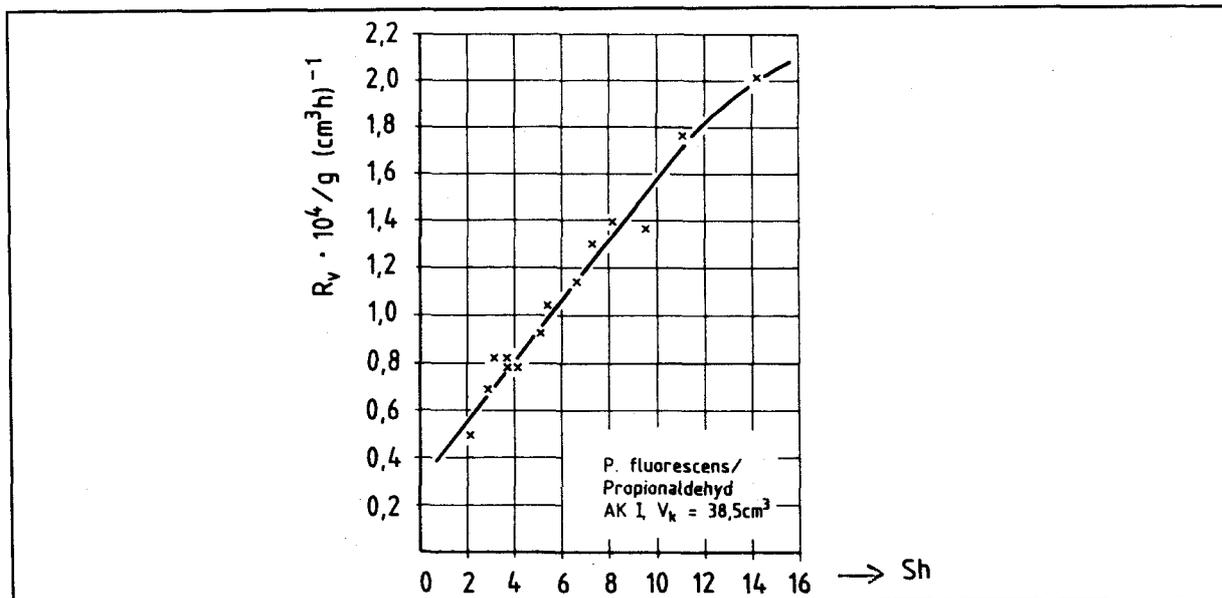
Unter der Voraussetzung, daß der Stofftransport geschwindigkeitsbestimmend ist, ist die reaktorvolumenbezogene Reaktionsgeschwindigkeit

$$R_v = k_1 \cdot a \cdot (\bar{c}_1^+ - c_1), c_1 \rightarrow 0$$

\bar{c}_1^+ ist die mittlere Gleichgewichtskonzentration des Schadstoffes in der Phasengrenze gas/flüssig, c_1 die Konzentration an der Katalysatoroberfläche, a die volumenbezogene Phasengrenzfläche und k_1 der Stoffübergangskoeffizient. c_1 kann im Strömungsbereich sehr klein angenommen werden.

Abb. 14 zeigt, daß R_v gegen Sh , die Sherwoodzahl, $Sh = \frac{k_1 \cdot d}{D_1}$, abgetragen für Propionaldehyd eine Gerade ergibt /10/.

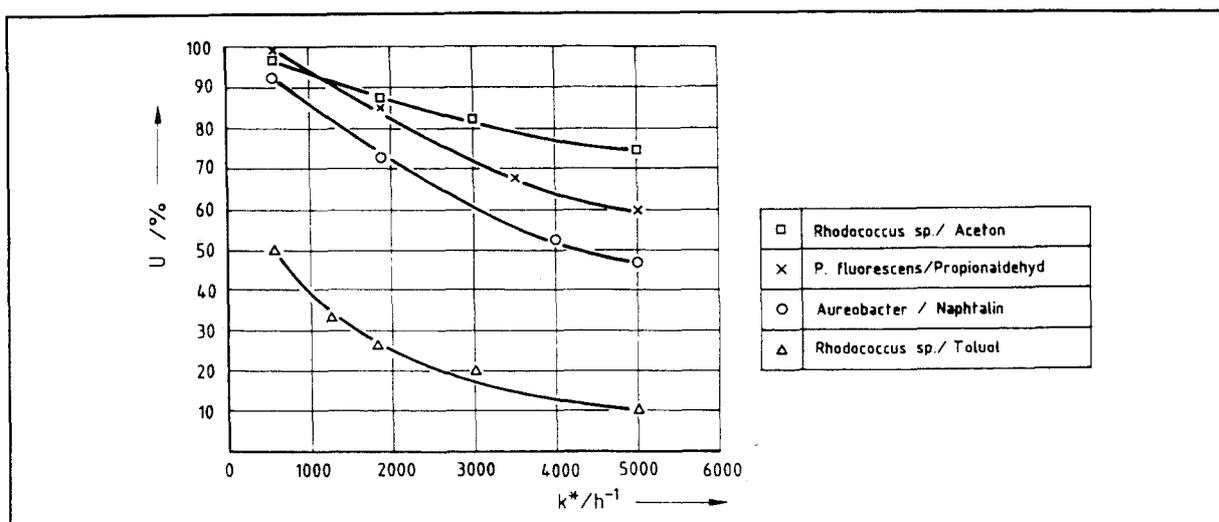
Abb. 14: Reaktionsgeschwindigkeit als Funktion der Sherwood-Zahl



Für die Praxis bedeutet das, daß nur durch eine Verbesserung des Stoffübergangs eine Erhöhung der Raumgeschwindigkeit erreicht werden kann, da man im Stoffübergangsbereich arbeitet. Wie bei konventionellen Katalysatoren bringt eine Verbesserung des Biokatalysators, z. B. durch Auswahl oder Züchtung von schneller oxidierenden Bakterien, keinen Effekt.

Wesentlich bestimmt die Wasserlöslichkeit des Schadstoffes die Reaktionsgeschwindigkeit. Abb. 15 zeigt den Umsatz für Substanzen mit unterschiedlichen Henry-Koeffizienten. Die Wasserlöslichkeit bestimmt unter diesen Bedingungen die Geschwindigkeit der Schadstoffabscheidung. Verschiedene Versuche wurden unternommen, um die Löslichkeit von Schadstoffen durch Zusätze zur Waschflüssigkeit zu verbessern /11/.

Abb. 15: Einfluß der Löslichkeit auf den Umsatz



4.2.2 Kinetischer Bereich

Demgegenüber ist bei anderen biologischen Systemen eine wesentlich geringere Reaktionsgeschwindigkeit zu erwarten, nämlich bei den sogenannten schwer abbaubaren Substanzen. Hier arbeitet der Biokatalysator im kinetischen Bereich d. h. die biologische Reaktion ist geschwindigkeitsbestimmend. Es gilt oftmals die Michaelis-Menten-Gleichung:

$$R_v = k \cdot X_b \frac{c_b}{K_m + c_b}$$

Hierin bedeuten k und K_m Konstante, die für ein Schadstoff/Bakteriensystem experimentell bestimmt werden müssen. X_b ist die Zellkonzentration und c_b die Schadstoffkonzentration im Biofilm. Im kinetischen Bereich ist $c_b = c_1$.

Beispiele sind schwer abbaubare chlorierte Kohlenwasserstoffe. Es sind geringe Raumgeschwindigkeiten zu wählen, um, wenn überhaupt, hohe Umsätze der Schadstoffe zu erreichen.

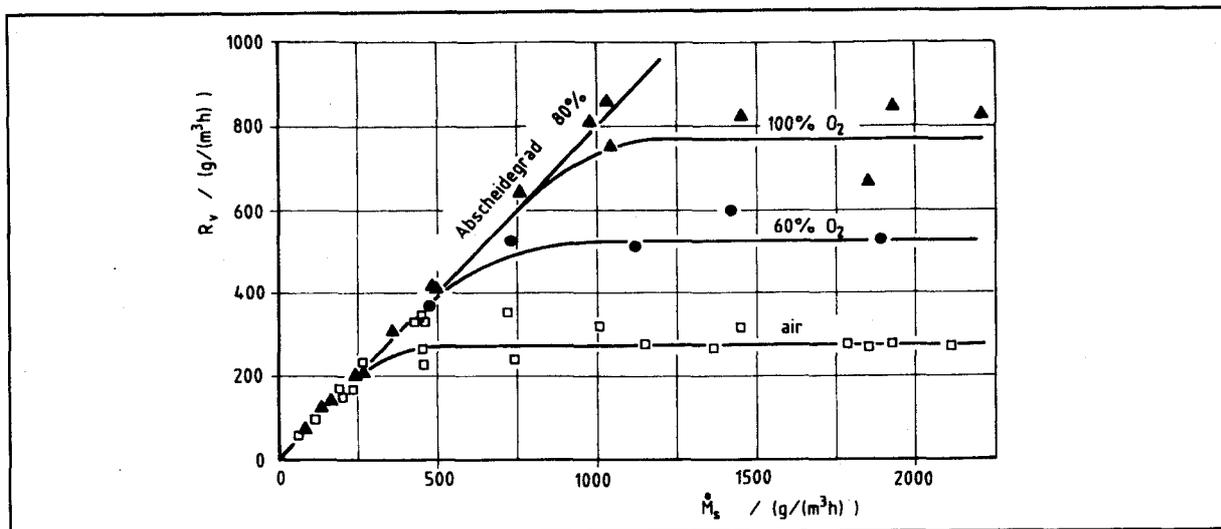
Drei Möglichkeiten bieten sich an, um die sogenannten schwer abbaubaren Substanzen in hinreichend kurzen Zeiten abzubauen:

1. Wahl bzw. Aufsuchen eines (oder mehrerer) geeigneter Bakterienstammes.
2. Wahl hoher Bakterienkonzentrationen.
3. Geeignete verfahrenstechnische Maßnahmen.

4.2.3 Einfluß der Sauerstoffkonzentration auf die Reaktionsgeschwindigkeit, Diffusionsbereich

Die beschriebenen Ergebnisse wurden mit geringen Schadstoffkonzentrationen im Abgas (1-50 ppm) erhalten. Abb. 16 zeigt wiederum den stofftransportlimitierten Bereich. Bei höheren Schadstoffkonzentrationen in der Gasphase entsprechend einem höheren Schadstoffmassenstrom \dot{M}_S und bei gutlöslichen Schadstoffen, wie Azeton, wird die Geschwindigkeit, mit der der Sauerstoff durch den Flüssigkeitsfilm und in den Biofilm eindiffundiert, geschwindigkeitsbestimmend. R_V wird unabhängig von dem Schadstoffmassenstrom, \dot{M}_S . Bei Erhöhung der Sauerstoffkonzentration durch Erhöhung des Sauerstoffpartialdruckes im Abgas nimmt $R_{V,max}$ zu.

Abb. 16: Einfluß der O_2 -Konzentration auf *Rhodococcus sp.*/Azeton – Verweilzeit 1,2 s



Ähnliche Überlegungen und Gleichungen wie in der klassischen Katalyse beschreiben dann die Reaktionsgeschwindigkeit im Biofilm.

Einzelheiten dieser komplizierten Prozesse werden z. B. von Wagner /12/, Schlachter /13/, Ottengraf und Diks /5/, /14/ beschrieben. Es ist zu empfehlen, den Sauerstoffdiffusionsbereich bei der biologischen Abgasreinigung zu vermeiden. Hier bedeutet unter sonst gleichen Bedingungen eine Verdoppelung der Schadstoffkonzentration eine Verdoppelung des benötigten Katalysatorvolumens.

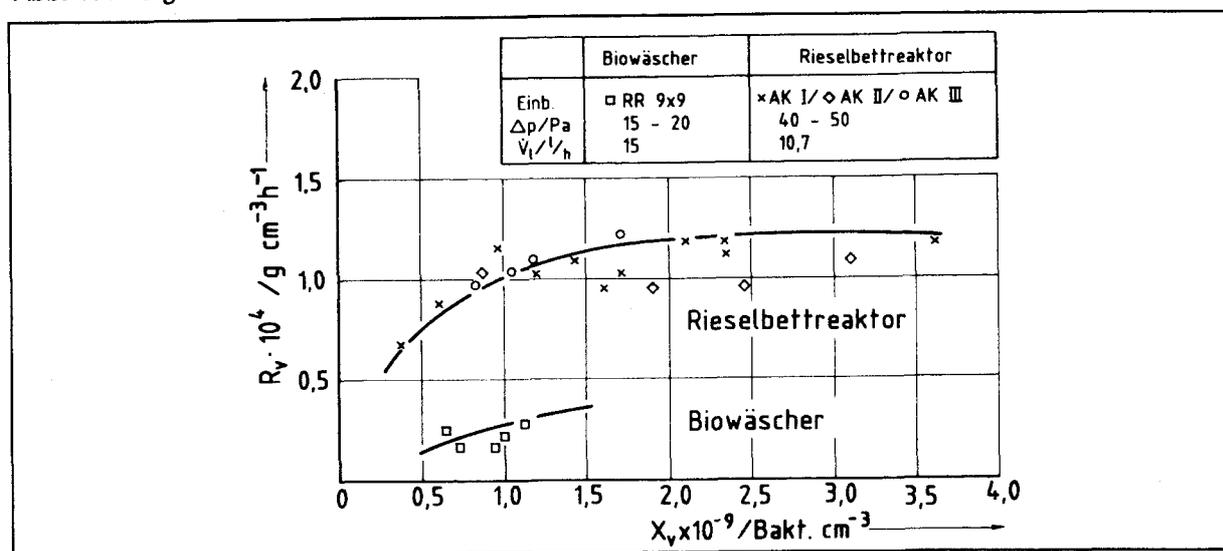
Auf der anderen Seite reagieren gewisse Schadstoffe, wie beispielsweise Propionaldehyd auch in Abwesenheit von Sauerstoff und, wie es aussieht, mit einer nicht sehr geringen Reaktionsgeschwindigkeit. Aus Propionaldehyd wird Propionsäure gebildet. Sie kann, wenn wieder Sauerstoff zugeführt wird, zu CO_2 und Wasser abreagieren. Damit bestünde die Möglichkeit, gewisse Schadstoffe auch in Abwesenheit von O_2 aus beispielsweise Schutzgasströmen zu entfernen. Die entstehende Säure könnte laufend aus der Kreislaufflüssigkeit entfernt werden. Einzelheiten vgl. /12/.

5 VERGLEICH BIOWÄSCHER – BIORIESELBETTREAKTOR

In Abgasreinigungsanlagen sollen hohe Abscheidegrade bei möglichst kleinen Gasverweilzeiten und kleinen Druckverlusten erreicht werden. Es erschien deshalb von Interesse, den Biowäscher mit dem Rieselbettreaktor zu vergleichen, und zwar für das System *P. fluorescens*/Propionaldehyd. Als charakteristische Größe wird die auf das Apparatevolumen bezogene in der Zeiteinheit abgeschiedene Propionaldehydmenge gewählt, R_v . Beim Biowäscher setzt sich das Apparatevolumen aus dem Kolonnenvolumen (Füllkörperschüttvolumen) und dem Regeneratorvolumen zusammen. Beim Rieselbettreaktor entspricht das Volumen dem Schüttvolumen des Biokatalysators.

Abb. 17 zeigt, daß bei gleicher Zelldichte und einer Temperatur von 20°C im Rieselbettreaktor 3- bis 4fache Abscheidungsgeschwindigkeiten, R_v , vorliegen.

Abb. 17: Vergleich Biowäscher – Biorieselbettreaktor



6 VERGLEICH TECHNISCHE BIOFILTER – RIESELBETTREAKTOR, DER MIT MONOKULTUREN ARBEITET

Abschließend seien einige mit technischen Anlagen erhaltene Werte /1/ mit den Werten verglichen, die mit substanzspezifischen Bakterien erhalten wurden. Wir betrachten nur die Anlagen, die mit fixierten Bakterien arbeiten.

Abb. 18 enthält als Beispiel die biologische Reinigung von Abgasen, die aus Kompostierungsanlagen und aus Tierkörperverwertungsanlagen stammen, mittels biologischer Filter. Humusmaterial dient als Filtermaterial. Einige Daten sind in Abb. 18 gegeben.

Eine weitere wichtige Anwendung ist die bereits erwähnte Reinigung von Gießereiabgasen.

Messungen, ebenfalls mit natürlichen Filtern und Bakterien, aber definierten Substanzen, wurden im Labormaßstab von Ottengraf gemacht /14/. Die für Ethylacetat erhaltenen Werte sind direkt mit den Werten vergleichbar, die von Hauk /10/ mit substanzspezifischen Bakterien erhalten wurden. Man errechnet eine Raumgeschwindigkeit von annähernd $k^+ = 840 \text{ h}^{-1}$ bei einer Konzentration von $0,06 \text{ g/m}^3$ Ethylacetat und 70 % Umsatz /14/ gegenüber einer Raumgeschwindigkeit von 1000 h^{-1} bei etwa gleicher Schadstoffkonzentration.

Das Anzüchten der Bakterien wird in der VDI-Richtlinie Biofilter mit 2-4 Wochen angegeben, gegenüber 10 Stunden beim System *P. fluorescens*/Propionaldehyd. Dies ist ein Vorteil der Verwendung substanzspezifischer Bakterien.

Abb. 18: Abscheideleistung von Biofiltern und Biorieselbettreaktoren

Quelle	Abgas aus	Filter	ΣC mg. C/m ³	U %	K* H ⁻¹
VDI Richtlinie 3477	Tierkörper- verwertung	Heidekraut/ Fasertorf	347	83-96	120
	Kompostw.	Müllkompost	74	92	41
	Kottrocknung	Heidekraut	21000 GE/m ³	82	100
	Giesserei	Heidekraut/ Fasertorf	130	69	140
Ottengraf	Modellabgas CH ₃ COOC ₂ H ₅	Kompost	57	70	840
Hauk Gossen	Modellabgas CH ₃ COOC ₂ H ₅ C ₂ H ₅ CHO	A-Kohle/porös. Glas	57	70	1000
		P. fluorescens P. fluorescens	32	90	1400

7 RESUMEE

1. Die biologische Abgasreinigung kann immer dann eingesetzt werden, wenn es gelingt, Monokulturen oder Mischkulturen zu finden, die die Schadstoffe hinreichend schnell abbauen.
2. Monokulturen haben den Vorteil, daß sie schneller in hohen Konzentrationen zur Verfügung stehen. Sie sind substanzspezifischer. (Die Frage, ob Monokulturen in der Praxis hinreichend stabil sind, muß durch Langzeitversuche geprüft werden. Erste Resultate sind positiv /15/.)
3. Die Schadstoffe müssen wasserlöslich sein.
4. Das Abgas muß frei von Schadstoffen oder Substanzen sein, die die Bakterien abtöten oder ernstlich schädigen.
5. Fixierte Bakterien, wie sie im Biofilter oder Biorieselbettreaktor vorliegen, scheinen resistenter gegen den Einfluß von Giften, Säuren (pH) oder der Temperatur zu sein.
6. Der Biorieselbettreaktor ist ein in der Verfahrenstechnik und Reaktionstechnik gut beschriebener Apparat. Die Verwendung von Trägern, wie poröses Glas oder Glasrohre, beinhaltet eine höhere Zelldichte und damit in manchen Fällen eine höhere Reaktionsgeschwindigkeit als die, die mit Biofiltern erhalten werden kann. Reaktionsprodukte, welche die Bakterien schädigen, wie beispielsweise Salzsäure, die beim Umsatz von chlorierten Kohlenwasserstoffen entsteht, können aus dem Reaktor ausgeschleust werden.
7. Die Frage, ob die biologische Abgasreinigung möglich ist, sollte immer vor Ort und mit hinreichend langen Pilotversuchen geprüft werden, da die Abbaugeschwindigkeit von dem biologischen System abhängt und bakterienschädigende Stoffe vorliegen können.

LITERATUR

- /1/ VDI-Richtlinie 3477, Biologische Abluftreinigung Biofilter (1991)
- /2/ VDI-Richtlinie 3478, Biologische Abluftreinigung Biowäscher, im Gründruck (1994)
- /3/ H.G. Liebe, W. Werner und B. Striefler: Fortschritte bei der Emissionsminderung mit Biofiltern. Staub-Reinhaltung der Luft 49, 145 (1989)
- /4/ F. Wolff: Biologische Abluftreinigung mit einem neuen Biowäscher-Konzept. Vortrag ACHEMA 1994
- /5/ L. Alberghina, L. Frontali und P. Sensi. Editors: Progress in Biotechnology, Vol. 9, Elsevier, Amsterdam, London, New York, Tokyo, 1994
- /6/ M. Paduch: Hersteller von Anlagen zur Biologischen Abluftreinigung. Staub-Reinhaltung der Luft 53, 60 (1993)
- /7/ H. Krill und H. Menig: Biologische Verfahren zur Abluftreinigung. UTA 3 147 (1992)
- /8/ VDI-Bericht 1104, "Biologische Abgasreinigung", VDI Verlag, Düsseldorf, 1994
- /9/ H.D. Ehrhart und H.-J. Rehm: Semicontinuous and continuous degradation of phenol by *P. putida* adsorbed on activated carbon. Appl. Microbiol. Biotechnol. 30, 398 (1987)
- /10/ G. Hauk: Abgasreinigung mit fixierten Bakterien. Dissertation TU München, 1987
- /11/ E. Schippert: Biologische Abluftreinigung. VDI-Bericht 1034 "Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung". VDI-Verlag, Düsseldorf 1993
- /12/ S. Wagner: Dissertation TU München, 1994
- /13/ U. Schlachter: Abluftreinigung mit immobilisierten Bakterienmonokulturen. Dissertation TU München 1990
- /14/ S.P.P. Ottengraf: Exhaust Gas Purification. Biotechnology 8, 425, VCH-Verlagsges. Weinheim 1986
- /15/ C.A. Gossen: Abluftreinigung mit fixierten Bakterien im Rieselbettreaktor. Dissertation TU München 1991

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr. Rehm, Münster, der den mikrobiologischen Teil der Arbeit betreut hat. Die Arbeit wurde u. a. vom BMWi über die AiF (Nr. 7883, 8574) freundlicherweise gefördert.

BIOLOGISCHE ABLUFTREINIGUNG IM BIOFILTER: MIKROBIOLOGISCHE ASPEKTE

S. Fetzner¹, M. Roth², und H. Schöffmann³

¹ Institut für Mikrobiologie (250), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart;

² Roth Vertriebs-GmbH, Raiffeisenstraße 2, D-88094 Oberteuringen;

³ Handelsagentur Schöffmann, Dachbergweg 9, A-9330 Althofen.

1 EINLEITUNG

Bei der biologischen Abluftreinigung werden Schad- und Geruchsstoffe durch die Stoffwechseltätigkeit von Mikroorganismen abgebaut und damit aus der Abluft eliminiert. Voraussetzungen des Biofilterverfahrens sind die Wasserlöslichkeit und die prinzipielle biologische Abbaubarkeit der Abluftinhaltsstoffe. Die Natur verfügt über ein breites Spektrum der unterschiedlichsten Mikroorganismen, die in ihrer Gesamtheit zu vielseitigen Abbauleistungen fähig sind, so daß sehr viele Verbindungen der verschiedensten chemischen Stoffklassen mikrobiell verstoffwechselt werden können.

Mikroorganismen nutzen die organischen Abluftinhaltsstoffe zur Gewinnung von Energie, die sie zur Aufrechterhaltung des Stoffwechsels und zur Vermehrung ihrer Zellmasse verwenden – Endprodukte des Abbaus sind im Idealfall Kohlendioxid und Biomasse.

Das Filtermaterial eines Biofilters ist der biologisch aktive Teil der Anlage. Mikroorganismen besiedeln den dünnen Wasserfilm, der jedes feuchte Filtermaterial-Partikel umgibt. Im Filterbeet findet zunächst die Sorption der Abluftinhaltsstoffe aus der Gasphase in die Wasserphase und in den Biofilm statt. Nur im Biofilm gelöst vorliegende organische und anorganische Verbindungen können von der Mikroorganismen-Zelle aufgenommen werden. Durch die Stoffwechseltätigkeit der Mikroorganismen wird die schadstoffbelastete Filtermaterial-Schüttung kontinuierlich regeneriert. Dies ist ein grundlegender Vorteil des biologischen Verfahrens gegenüber adsorptiv arbeitenden Filtern.

Die schadstoffhaltige Abluft muß vor Eintritt in das Biofilter so vorbehandelt werden, daß die Struktur der Filterschicht nicht geschädigt wird und daß die in der Filterschicht angesiedelten Mikroorganismen möglichst optimale Lebensbedingungen vorfinden: Stäube und Fette müssen vor dem Filter abgeschieden werden, und das Rohgas sollte auf eine relative Feuchte von mindestens 95 % vorbefeuchtet werden.

2 NÄHRSTOFFANSPRÜCHE UND WACHSTUMSBEDINGUNGEN VON MIKROORGANISMEN

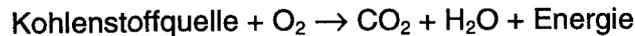
2.1 Wasser

Da nur die in der Wasserphase des Biofilms gelösten Stoffe für die Mikroorganismen verfügbar sind, ist die zentrale Bedeutung des Wassers offensichtlich. Die homogene Durchfeuchtung des Filterbeetes ist sicherlich der wichtigste und kritischste Parameter für das Funktionieren eines Biofilters. Austrocknungszonen im Biofiltermaterial sind stoffwechselinaktive Zonen – hier findet kein oder nur wenig Schadstoffabbau statt.

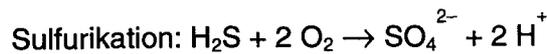
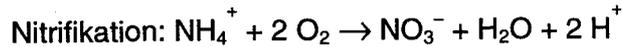
2.2 Sauerstoff

Neben Wasser ist Sauerstoff essentiell für den oxidativen Stoffwechsel der Mikroorganismen:

(i) Die Atmung der aeroben Organismen verläuft nach folgendem Prinzip:



(ii) Die mikrobielle Oxidation anorganischer Verbindungen wie z. B. Ammoniak oder Schwefelwasserstoff erfordert Sauerstoff:



Sauerstoff ist Reaktionspartner bei der biochemischen Umsetzung der verschiedensten organischen Verbindungen – der aerobe mikrobielle Abbau beispielsweise von aromatischen Kohlenwasserstoffen wie Benzol, Toluol oder Xylol geschieht unter Sauerstoffverbrauch.

Die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Biofilter ist in der Regel unproblematisch, da mit dem Rohgasstrom kontinuierlich auch Sauerstoff zugeführt wird. Unzureichende Sauerstoffkonzentrationen können jedoch in lokalen Übernässungszonen auftreten: Wird der Biofilm durch zu viel Nässe oder durch mikrobielle Schleimbildung zu dick, kann nicht mehr genügend Sauerstoff ins Innere des Biofilms nachdiffundieren. Die aerobe Mikroorganismen-Population stirbt an dieser Stelle ab, und es können sich anaerob lebende Mikroorganismen ansiedeln, so daß es zu Gärungs- und Faulungsprozessen kommt, was aufgrund der Entstehung sekundärer Geruchsstoffe unerwünscht ist. Um Übernässung zu vermeiden, sollte das Biofiltermaterial Drainagekapazität aufweisen.

2.3 Nährstoffansprüche von Mikroorganismen

Neben Wasser und Sauerstoff benötigt der mikrobielle Stoffwechsel die Makroelemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Phosphor (P), ferner schwefelhaltige Verbindungen, sowie verschiedene Mineralsalze und Spurenelemente in einem ausgewogenen Verhältnis [1]. Manche der von Mikroorganismen prinzipiell als Kohlenstoffquelle verwertbaren Schadstoffe sind allerdings in höheren Konzentrationen toxisch für die Zelle. Ein derartiger Toxizitätsschwellenwert kann die Maximalbelastung eines Biofilters begrenzen. Abluft enthält häufig Ammoniak oder Amine, die als Stickstoffquelle verwertbar sind. Die Makroelemente C, N und P sollten in einem ungefähren Verhältnis von C:N:P = 100:5:1 zur Verfügung stehen. Für die Stoffwechsellätigkeit von Mikroorganismen gilt das Gesetz vom Minimum: Dasjenige essentielle Element, dessen Konzentration ins Minimum gerät, limitiert die Stoffwechselleistungen und das Wachstum der Organismen. Der Bedarf an Spurenelementen und evtl. auch an verschiedenen Salzen kann vom organischen Schüttmaterial des Biofilters gedeckt werden.

Ein Ungleichgewicht der Nahrungsversorgung kann bei Mikroorganismen u.U. Streßphänomene hervorrufen: So ist z. B. das auch bei der Abwasseraufbereitung bekannte Phänomen der mikrobiellen Schleimbildung häufig eine Reaktion auf ein bestehendes Nährstoffungleichgewicht.

2.4 Wachstumsbedingungen

Um die Mikroorganismenpopulation aufrechtzuerhalten, müssen nicht nur Nährstoffansprüche erfüllt werden. Weitere Wachstumsbedingungen sind pH-Wert, Salzkonzentration und Temperatur, die innerhalb der physiologischen Bereiche liegen sollten.

2.4.1 Wasserstoffionenkonzentration (pH-Wert)

Die meisten Bakterien bevorzugen einen neutralen bis leicht alkalischen pH-Wert. Organische Biofiltermaterialien wie Kompost oder Fasertorf besitzen Pufferkapazität, können also pH-Schwankungen innerhalb gewisser Grenzen ausgleichen. Manche mikrobielle Stoffwechselprozesse beeinflussen jedoch den pH-Wert in der Biofilter-schüttung. So entsteht beispielsweise bei der mikrobiellen Oxidation von Ammoniak (NH_3) die Salpetersäure (HNO_3), und bei der Oxidation von Schwefelwasserstoff (H_2S) wird Schwefelsäure (H_2SO_4) gebildet (vgl. 2.2: Nitrifikation, Sulfurikation). Diese Endprodukte der mikrobiellen Oxidation akkumulieren im Biofilter, was mit der Zeit zur Übersäuerung der Materialschüttung führen kann. Als Gegenmaßnahmen bzw. Alternativen kann bei stark Ammoniak- und Schwefelwasserstoffhaltigem Rohgas die periodische Spülung der Materialschüttung oder die Verwendung eines Tropfkörpers oder Biowäschers in Erwägung gezogen werden [2-4].

2.4.2 Salzkonzentration (Ionenkonzentration)

Die Verfügbarkeit des Wassers für die Mikroorganismen wird durch den Parameter "Wasseraktivität" beschrieben: a_w = Quotient aus dem Dampfdruck einer wäßrigen Lösung und dem Dampfdruck über reinem Wasser bei einer bestimmten Temperatur. Je höher die Ionenkonzentration einer Lösung ist, desto geringer ist die Wasseraktivität. Die meisten Bakterien benötigen Wasseraktivitäten von mehr als 0,98. Da von Salzionen "gebundenes" Wasser nicht mehr für die Zelle verfügbar ist, hat ein Versalzen des Biofilters im Prinzip einen der Austrocknung vergleichbaren hemmenden Effekt auf die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen.

2.4.3 Temperatur

Das Temperaturoptimum der meisten Boden- und Wasserbakterien liegt im mesophilen Bereich, d. h. bei ca. 20-35 °C. Mikrobielle Abbauprozesse finden jedoch durchaus auch noch bei tieferen Temperaturen (wie 10 °C) statt: große offene Flächenfilter sind i. d. R. auch im Winter funktionsfähig. Bei sehr heißer Abluft sollte eine Temperaturkonditionierung erfolgen – zum einen wegen des Temperaturoptimums der Mikroorganismen, zum anderen wegen des Problems der Kondenswasserbildung in der Biofilterschüttung.

3 ORGANISCHE BIOFILTERMATERIALIEN: BEISPIEL KOKOSFASER/FASERTORF-GEMISCH

Organische Filtermaterialien sind nicht nur Sorptionsfläche für die Abluftinhaltsstoffe und Aufwuchsoberfläche für die Mikroorganismen-Population, sondern sie dienen auch als Nährstoffreservoir, und sie besitzen Wasserhalte- und Pufferkapazität. Um ein Ansteigen der Druckdifferenz zu verhindern und um lange Standzeiten des Filters zu erzielen, ist die Strukturstabilität der Schüttung von großer Bedeutung. Das Schüttmaterial sollte widerstandsfähig gegenüber mikrobieller Zersetzung sein (d. h. möglichst geringe Eigenkompostierung). Ausreichender und gleichmäßig verteilter Porenraum und stabile Porenstruktur sind für die homogene Durchströmung und für die Drainagekapazität der Schüttung essentiell.

Welches organische Filtermaterial letztendlich verwendet wird, ist in gewisser Weise von den Rohgasbedingungen abhängig. Bei einem mit Aerosolen (Staub, Fett) befrachteten Rohgas werden eher relativ grobe Materialien wie Holzhackschnitzel verwendet [5]. Bei Anlagen ohne Staub- und Fettfracht und relativ geringer Gesamtkohlenstoffbelastung haben sich Schüttungen aus faserigen, strukturstabilen Materialien wie Heidekraut/Fasertorf oder Kokosfaser/Fasertorf bewährt.

Die Kokosfaser verfügt über eine gute mechanische Stabilität, und sie ist sehr resistent sowohl gegenüber mikrobiellem Angriff als auch gegenüber chemischer Zersetzung. Ihre Haltbarkeit ist vor allem durch den sehr hohen Ligningehalt und die extreme Nährstoffarmut bedingt (siehe Tabelle 1). Die Haltbarkeit und Strukturstabilität der Faser ermöglicht eine lange Standzeit des Filters bei geringem Setzungsverlust der Schüttung. Im Materialgemisch Kokosfaser/Fasertorf ist der Kokosfaseranteil die strukturgebende Komponente, die für die mechanische Stabilität der Schüttung, für geringen Druckverlust und für gute Drainageeigenschaften sorgt. Die Kokosfaser hat ein sehr geringes Wasserhaltevermögen. Der Fasertorfanteil des Materialgemisches dagegen dient als Nährstoffreservoir und besitzt Wasserhalte- und Pufferkapazität.

Tabelle 1: Zusammensetzung der Kokosfaser (% Trockengewicht) [6,7]

Organische Substanzen

Lignin*	45,80 %
Cellulose	43,50 %
wasserlösl. org. Substanzen	5,20 %
Pektin	ca. 3,00 %
Protein	ca. 2,20 %
Hemicellulose	ca. 0,25 %

Anorganische Substanzen (als Salze)

N-Verbindungen	0,35 %
Calcium	0,06 %
Magnesium	0,04 %
Kalium	0,02 %
Phosphor	0,01 %

*zum Vergleich: Ligningehalt mitteleuropäischer Bäume: 25-35 %.

4 DAS KONZEPT DER BEGRÜNUNG VON FLÄCHENFILTERN

Großflächige, oben offene Filter werden aufgrund ihrer Wirtschaftlichkeit vielerorts angewandt. Ein bei dieser Filterbauweise häufig auftretendes Problem ist die Aufrechterhaltung der für die Stoffwechsellätigkeit der Mikroorganismen essentiellen gleichmäßigen Feuchte der Schüttung. Vor allem an der Witterungseinflüssen ausgesetzten Oberfläche der Filterschicht besteht die Gefahr der Austrocknung, was zur Beeinträchtigung der Abbauleistung der Mikroorganismen, zur Bildung von Rissen in der Materialschüttung und zu Gasdurchbrüchen führen kann. Um die Leistung offener Flächenbiofilter zu verbessern, wurde das Konzept der gezielten Begrünung des offenen Filterbeetes entwickelt. Die dazu speziell ausgewählte Grassorte bildet feine Wurzeln, die bis ca. 20 cm tief reichen und die eine lockere, gleichmäßige "Matte" eines feinen Wurzelgeflechts bilden. Durch die offenporige, lockere Struktur des Verbundes aus Wurzelwerk und faserigem Biofiltermaterialgemisch (Kokosfaser/Fasertorf) wird die Durchströmung des Filterbeetes nicht beeinträchtigt. Der Druckverlust bleibt gering.

Die Ziele der Begrünung sind folgende:

1. Verbesserung des Feuchtehaushalts im Filterbeet durch Reduktion der Oberflächenverdunstung einerseits und Abfangen von Niederschlägen andererseits.
2. Verminderung des Partikelaustrags aus dem Biofilter.
3. Pufferwirkung und Erhöhung der mikrobiellen Besiedelungsdichte im Wurzelbereich der Grasmatte.
4. Verwertung von Ammonium-Ionen und von im Filterbeet durch mikrobielle Oxidation entstehende Nitrat-Ionen durch die Pflanze (als Stickstoffquelle).
5. Optische Aufwertung der Biofilteranlage.

Der Vergleich eines begrünten mit einem parallel geschalteten, nicht begrünten Filterbeet des Biofilters einer Tierkörperverwertungsanlage zeigte eine Verbesserung des Feuchtehaushalts im begrünten Filter und eine erhöhte Besiedelungsdichte in Wurzelbereich der Begrünung. Die Bestimmung der Ammonium- und Nitrat-Konzentrationen in Materialproben der Schüttungen ergaben vergleichbare Konzentrationen von Ammonium-Ionen im begrünten und im nicht begrünten Filter. Bemerkenswert war eine signifikant niedrigere Nitratbelastung in den Materialproben des begrünten Filters, verglichen mit den Materialproben des nicht begrünten Filters. Diese ersten Untersuchungen deuteten darauf hin, daß die Pflanze vermutlich zur Nitratentfernung aus dem Filterbeet beiträgt, was die graduelle Versauerung eines mit Ammoniak-haltiger Abluft befrachteten Filters verlangsamen könnte.

Bestehende offene Flächenbiofilter mit geeigneter Materialschüttung können durch Aufbringen einer Grassamen-haltigen Matte begrünt werden, um so den Wasserhaushalt und die Reinigungsleistung der Biofilteranlage zu verbessern.

LITERATUR

- [1] Schlegel, H. G. (1985): Allgemeine Mikrobiologie. 6. Auflage, Thieme Verlag Stuttgart.
- [2] Schirz, S. 1992: Stand der Technik bei der biologischen Abluftreinigung in der Intensivtierhaltung. Seiten 237-244. In: A.J.Dragt and J. van Ham (Eds.). Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies. Elsevier Science Publishers B.V.
- [3] Demmers, T. G. M. (1992): Ammoniakentfernung aus Stallabluft in der intensiven Tierhaltung. Seiten 255-261. In: A.J. Dragt and J. van Ham (Eds.). Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies. Elsevier Science Publishers B.V.
- [4] Fröhlich, S. (1994): Entscheidungshilfen und Kriterien für den Einsatz von Biowäschern zur Abluftreinigung und Geruchsminderung. VDI-Berichte Nr. 1104, 81-93.
- [5] Paul, H. (1994): Biofiltereinsatz zur Reduzierung der Geruchsemission aus einem Gießereibetrieb. VDI-Berichte Nr. 1104, 355-372.
- [6] Thampan, P. K. (1993): Handbook on Coconut Palm, 3rd Ed. Oxford & IBH Publishing Co., Pvt.Ltd., New Delhi, Bombay, Calcutta.
- [7] Grimwood, B. E. (1975): Coconut Palm Products. FAO Agricultural Development Paper No. 99. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Gibt es bei den Untersuchungen über die Besiedelung des Wurzelraumes mit Mikroorganismen Vergleichszahlen, die sich mit Pflanzenkläranlagen auseinandersetzen? Letztendlich sind die Mikroorganismen in den Wurzelräumen der Pflanzen die Schadstoffabbauer und nicht notwendigerweise die Pflanzen selbst.

Antwort: Meines Wissens ist das nicht vergleichbar. Wir haben auch keine Pflanzenanalyse durchgeführt, sondern die Gesamtbesiedelung bestimmt.

Frage: Müssen Sie das Gras mähen?

Antwort: Es handelt sich um eine ganz bestimmte Grassorte, die nicht gemäht werden muß. Die Wurzeln verursachen auch keine Kanäle im üblichen Sinn, da eine gleichmäßige Matte vorliegt. Das Gras hat eine konstante Höhe von etwa 10-15 cm und ist immergrün. Nur durch Sonneneinstrahlung über die Sommermonate ist der Wuchs etwas zurück gegangen und lokale, abgestorbene Flecken waren sichtbar. Ansonsten verhält sich das Gras sehr einheitlich.

Frage: Reicht während des Winters die Filtertemperatur aus?

Antwort: Ja. Die Filtertemperatur betrug im letzten Winter 10-11 °C und das hat offensichtlich ausgereicht.

VERFAHRENSVARIANTEN BEI DER ANWENDUNG BIOLOGISCHER FESTBETTREAKTOREN

A. Windsperger und St. Steinlechner

TU-Wien, Forschungsinstitut für Chemie und Umwelt,
Getreidemarkt 9, A-1060 Wien

EINLEITUNG

Biotechnologische Verfahren erlangten in den letzten Jahren auf dem Gebiet der Umwelttechnik zunehmend Bedeutung. Im Bereich der Abluftreinigung nimmt die Anwendung biologischer Verfahren speziell für die Entfernung von Kohlenwasserstoffen aus Abgasen zu. Gegenüber thermischen, absorptiven und adsorptiven Verfahren weisen sie auch im niedrigen Konzentrationsbereich (unter 2 g/m^3) noch vergleichsweise günstige Kostencharakteristik auf.

Die Verfahrensweisen der biologischen Abluftreinigung können in Biowäscher und Biofilterverfahren eingeteilt werden. Bei Biowäschern erfolgen Schadstoffsorption und -abbau getrennt, im Biofiltersystemen finden beide Vorgänge direkt im Filter statt (Festbettreaktoren).

Unter Festbettreaktoren (Biofiltersysteme) können nun alle Verfahren subsummiert werden, die die Lösung des Schadstoffes in einer Flüssigkeit bzw. in einem Flüssigfilm und dessen Abbau innerhalb desselben Systemes, genaugenommen an der selben Stelle, durchführen. Durch diese Verknüpfung von Stofftransport und biologischer Reaktion ergibt sich nun die Aufrechterhaltung einer Konzentrationsdifferenz über den Flüssigfilm und damit einer konstanten Triebkraft für den Stoffübergang, wodurch auch schwerlösliche Schadstoffe abgebaut werden können.

Derartige Systeme bestehen aus einer Schüttung eines Trägermaterials, an dem Mikroorganismen angelagert sind, die die Schadstoffe beim Durchströmen des Abgases durch die Schüttung abbauen. Wesentliche Voraussetzung für diese Stoffwechseltätigkeit ist allerdings ausreichende Feuchtigkeit im Reaktionsraum, die durch den Wassergehalt des Trägermaterials oder durch die Versprühung von Wasser erreicht werden kann.

Das organische Filtermaterial hat den Vorteil der Nährstoffversorgung der Bakterien aus dem Träger, der großen spezifischen Oberfläche für die Ansiedlung der Bakterien und der anfänglich bereits hohen Keimzahl, die früher als wesentliche Eigenschaft für die Tauglichkeit des Materials gesehen wurde. Heute arbeitet man in vielen Fällen bereits mit speziell angezüchteten Bakterien oder einer Mischkultur z. B. aus adaptierten Klärschlamm. In diesem Fall ist die Ausgangskeimzahl nicht mehr so wichtig, für den stabilen Betrieb sind die statischen Eigenschaften des Materials d. h. die gute und gleichmäßige Durchströmbarkeit und niedriger Druckverlust von entscheidender Bedeutung. Hier liegen auch die Nachteile dieser so einfachen und kostengünstigen Technologie, nämlich in den Strömungseigenschaften des Filtermaterials, das wegen der Ungleichmäßigkeit verfahrenstechnisch überaus schwer charakterisierbar ist und zudem die Eigenschaften in Abhängigkeit des Wassergehaltes ändert. Die sich dann ergebende Randgängigkeit ist eine häufige Ursache für unzureichende Abbauleistung einer Biofilteranlage.

Dies führte in den 80er Jahren zur Entwicklung von alternativen Trägern, wobei die nicht-organischen überwogen. Wie man schon aus den Anfängen der Biotechnologie wußte, waren Bakterien sehr leicht auch an Steine, Späne und Kohle zu immobilisieren. Der Vorteil dieser Materialien liegt in der festen Struktur, deren Inkompressibilität und Unempfindlichkeit gegenüber Schwankungen der Luftfeuchtigkeit. Wegen des geringen Wassergehaltes wurde eine Berieselung der Materialien notwendig, diese ersetzte aber dann die meist notwendige

Rohgasbefeuchtung. Sie brachte aber auch die Möglichkeit, im Reaktor gebildete Stoffwechselprodukte abzutransportieren. Damit konnten diese Systeme auch bei biologisch oxidierbaren anorganischen Substanzen eingesetzt werden. Beispiele hierfür sind speziell geruchsintensive Schwefel- und Stickstoffverbindungen. Diese führten bei Biofilteranlagen häufig zum pH-Abfall verbunden mit einer zunehmenden Funktionsuntüchtigkeit der Anlage.

Als Nachteile wurden in den Anfängen die fehlenden Nährstoffe und die vergleichsweise geringe spezifische Oberfläche gesehen. Es zeigte sich aber bald, daß die Nährstoffversorgung über den Wasserumlauf problemlos möglich ist, andererseits spezifische Oberfläche von etwa 100 m²/m³ bereits für die Erzielung äquivalenter Ergebnisse ausreicht.

Mittlerweile existieren eine Vielzahl von Laboruntersuchungen sowie einzelne Anwendungsbeispiele für diese Technologie. Dabei wurde auch das Verhalten bei Belastung aufgenommen und modelliert. Exemplarische Beispiele hierfür werden vorgestellt, wobei speziell der Abbau von Substanzgemischen im Vordergrund steht.

AUSFÜHRUNGSFORMEN VON FESTBETTREAKTOREN

Von der Ausführungsform unterscheidet man Systeme mit organischem Trägermaterial, die eigentlichen Biofilter, und solche mit Kunststoffkörpern, Steinen, Mineralien, Kohle usw. als Träger für die Mikroorganismen (Rieselbett-, Tropfkörperreaktoren (BRAUER 1984)).

Biofilter

Erstere verwendeten früher meist Torf/Heidekrautmischungen, die aus Gründen der Ressourcenschonung heute nur noch im norddeutschen Raum üblich sind. Die Anwendung von erdähnlichem Material, das auch zum Ausdruck Kompostfilter geführt hat, hat in den letzten Jahren deutlich zugenommen (BRAUN et al., 1994). Daneben wird in vielen Fällen auch Rindenhackgut erfolgreich eingesetzt.

Das organische Filtermaterial hat den Vorteil der Nährstoffversorgung der Bakterien aus dem Träger, der großen spezifischen Oberfläche für die Ansiedlung der Bakterien und der anfänglich bereits hohen Keimzahl, die früher als wesentliche Eigenschaft für die Tauglichkeit des Materials gesehen wurde. Heute arbeitet man in vielen Fällen bereits mit speziell angezüchteten Bakterien oder einer Mischkultur z. B. aus adaptierten Klärschlamm. In diesem Fall ist die Ausgangskeimzahl nicht mehr so wichtig, für den stabilen Betrieb sind die statischen Eigenschaften des Materials d.h. die gute und gleichmäßige Durchströmbarkeit und niedriger Druckverlust von entscheidender Bedeutung. Hier liegen auch die Nachteile dieser so einfachen und kostengünstigen Technologie, nämlich in den Strömungseigenschaften des Filtermaterials, das wegen der Ungleichmäßigkeit verfahrenstechnisch überaus schwer charakterisierbar ist und zudem die Eigenschaften in Abhängigkeit des Wassergehaltes ändert. Die sich dann ergebende Randgängigkeit ist eine häufige Ursache für unzureichende Abbauleistung einer Biofilteranlage (STEFAN 1990).

Rieselbettreaktoren

Dies führte in den 80er Jahren zur Entwicklung von alternativen Trägern, wobei die nicht-organischen überwogen. Wie man schon aus den Anfängen der Biotechnologie wußte, waren Bakterien sehr leicht auch an Steine, Späne und Kohle zu immobilisieren. Der Vorteil dieser Materialien liegt in der festen Struktur, deren Inkompressibilität und Unempfindlichkeit

gegenüber Schwankungen der Luftfeuchtigkeit. Wegen des geringen Wassergehaltes wurde eine Berieselung der Materialien notwendig, diese ersetzte aber dann die meist notwendige Rohgasbefeuchtung. Sie brachte aber auch die Möglichkeit, im Reaktor gebildete Stoffwechselprodukte abzutransportieren. Damit konnten diese Systeme auch bei biologisch oxidierbaren anorganischen Substanzen eingesetzt werden. Beispiele hierfür sind speziell geruchsintensive Schwefel- (WINDSPERGER 1990a) und Stickstoffverbindungen. Diese führten bei Biofilteranlagen häufig zum pH-Abfall verbunden mit einer zunehmenden Funktionsuntüchtigkeit der Anlage.

Es ergibt sich somit folgende Verfahrensweise als Grundschema eines Rieselbettreaktors:

Die zu reinigende Abluft wird mittels eines Gebläses durch den Reaktor geleitet, in welchem sich mit Bakterien bewachsene Füllkörper befinden. Die Mikroorganismen werden durch einen Flüssigkeitsumlauf ständig feucht gehalten. Die abtropfende Flüssigkeit wird in einem Behälter gesammelt, der als Pumpenvorlage und Meß- bzw. Regelstrecke dienen kann. Für letztere Anwendung ist die Installation einer Umwälzeinrichtung zu empfehlen. Während des Durchströmens der Schüttung findet der Übergang der Schadgaskomponenten von der Gasphase in die Flüssigphase und durch den Wasserfilm zu den Mikroorganismen statt. Die Reaktionsprodukte werden über das Umlaufwasser von den Zellen entfernt. Die Ausschleusung aus dem Flüssigkreislauf erfolgt durch Ersatz eines Teils der Umlaufflüssigkeit gegen Frischwasser. Beim Abziehen dieses Kreislaufwasseranteils wird auch der, in geringen Mengen gebildete Überschußschlamm, in einem Absetzbecken abgetrennt.

Als Nachteile wurden in den Anfängen die fehlenden Nährstoffe und die vergleichsweise geringe spezifische Oberfläche gesehen. Es zeigte sich aber bald, daß die Nährstoffversorgung über den Wasserumlauf problemlos möglich ist, andererseits spezifische Oberfläche von etwa $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ bereits für die Erzielung äquivalenter Ergebnisse ausreicht. Der Vergleich von Füllkörpern mit spezifischen Oberflächen zwischen 100 und $450 \text{ m}^2/\text{m}^3$ zeigte zwar eine Zunahme der Abbauleistung mit der Oberflächenvergrößerung, allerdings war das Ausmaß oberhalb von $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ so gering, daß wegen der Verstopfungsgefahr bei höheren Oberflächen etwa diese Größe als Optimum für den technischen Einsatz gesehen wird (WINDSPERGER 1990b).

Gasstromführung in Rieselbettreaktoren

Wie beschrieben dient der Wasserumlauf nur zur Befeuchtung der Bakterien, zur Aufnahme und zum internen Transport der Schadstoffe sowie zum Abtransport von Stoffwechselprodukten und ist weder von der Funktion noch von den Umlaufmengen mit einem Wäscher zu vergleichen. Die Flächenbelastungen liegen dementsprechend auch um mehr als eine Zehnerpotenz niedriger. Berechnet man die Strömungsgeschwindigkeit des Flüssigfilmes auf der Oberfläche der Füllkörper, so zeigen sich derart niedrige Geschwindigkeiten, daß man fast von einem stehenden Flüssigfilm sprechen kann, in dem auch der Stofftransport nur mit einem Diffusionsmodell zu erklären ist (SOTOUDEH 1994). Wegen dieses nahezu stationären Wasserfilms ist auch die von der Wäschertechnologie stammende Verfahrenseinteilung in Gegenstrom und Gleichstrom nicht direkt anzuwenden, da eigentlich nur eine Phase ausreichende Strömungsgeschwindigkeit aufweist. Damit scheinen die Abbaueigenschaften des Systems nicht primär an die Führung der Gasphase gebunden zu sein, wodurch neben der üblichen Gasführung von unten nach oben auch die entgegengesetzte Strömung möglich erscheint.

Während bei der konventionellen Betriebsweise das Rohgas in konzentrierter Form mit dem abtropfenden Wasser in Kontakt kommt, dieses aber bereits aus dem Reaktionsraum ausgetreten ist, bleibt es theoretisch mit dem Schadstoff gesättigt, wenn es oben wieder in den Reaktor eintritt. Dort wird aber durch das gereinigte Abgas ein Teil des Schadstoffes wieder gestrippt und verschlechtert die Abbaueigenschaften. Dieser versteckte Schadstofftransport

am Reaktionsraum vorbei, der in der Praxis bei ausreichender Sauerstoffversorgung von den im Umlauf befindlichen Zellen gering gehalten wird, würde bei einer Gleichstromführung wegfallen. Schwierigkeiten sind mir, neben einer möglichen Beschleunigung des Wasserabflusses, nicht vorstellbar, trotzdem gibt es meines Wissens nach keine ausgeführte Rieselbettreaktoranlage mit einer derartigen Gasführung.

Trägermaterialien für Rieselbettreaktoren

Die eingesetzten Trägermaterialien teilen sich in Füllkörper und mineralische Materialien. Bei letzteren sind speziell Aktivkohle und Schlackensteine zu nennen (KIRCHNER 1987). Anteilsmäßig überwiegen aber die Anwendungen von Kunststoffformteilen, im speziellen Füllkörper (VDI 1994).

Die Auswahl des Trägermaterials wird durch folgende Faktoren maßgeblich beeinflusst:

- spezifische Oberfläche
- Lückengrad
- Hydrophilie, Benetzbarkeit
- Aggregierbarkeit
- Gewicht
- Preis

Die spezifische Oberfläche und der Lückengrad weisen meist entgegengesetzten Trend auf. Diese Angaben sind aber ohnehin nur für den unbewachsenen Zustand relevant. Durch den Bewuchs verändert sich sowohl die Oberfläche als auch der Lückengrad, der sich drastisch verringert. WINDSPERGER (1991a) untersuchte das Ausmaß des Bewuchses durch Gegenüberstellung der Druckverluste der Füllkörperschüttung im bewachsenen und unbewachsenen Zustand, wobei sich zeigte, daß verschiedene Materialien letztlich zu ähnlichem Endzustand kamen. Dieser könnte durch die Strömungsverhältnisse im Reaktor gegeben sein, wobei das Wachstum durch die Verringerung des Lückengrades zu einer Erhöhung der Gasgeschwindigkeit führt. Ab einer Grenzggeschwindigkeit entsteht möglicherweise verstärkte Turbulenz des Filmes an der Oberfläche, die einem weiteren Wachstum entgegensteht.

Letztlich scheint durch das Wachstum der Bakterien die Veränderung der Oberfläche und der Form der Füllkörper so stark zu sein, daß den verschiedenen Unterschieden in der Gestaltung und Oberfläche keine vorrangige Bedeutung zukommt. Als Richtwert der spezifischen Oberfläche für den praktischen Einsatz wurden schon etwa $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ genannt. Poröse mineralische Träger weisen zwar deutlich höhere spezifische Oberflächen auf, diese schlägt sich aber nicht in äquivalenter Leistungssteigerung nieder, da der Bewuchs diese Poren verschließt und nur die äußere Oberfläche an der Reaktion teilnimmt.

Von wesentlicher Bedeutung speziell bei Anlagen im technischen Maßstab ist die Neigung zur Aggregatbildung. Darunter ist das Verkeilen und Verhaken der einzelnen Füllkörper ineinander gemeint, was zu unterschiedlichen Dichten und damit zur Gefahr der Randgängigkeit führt.

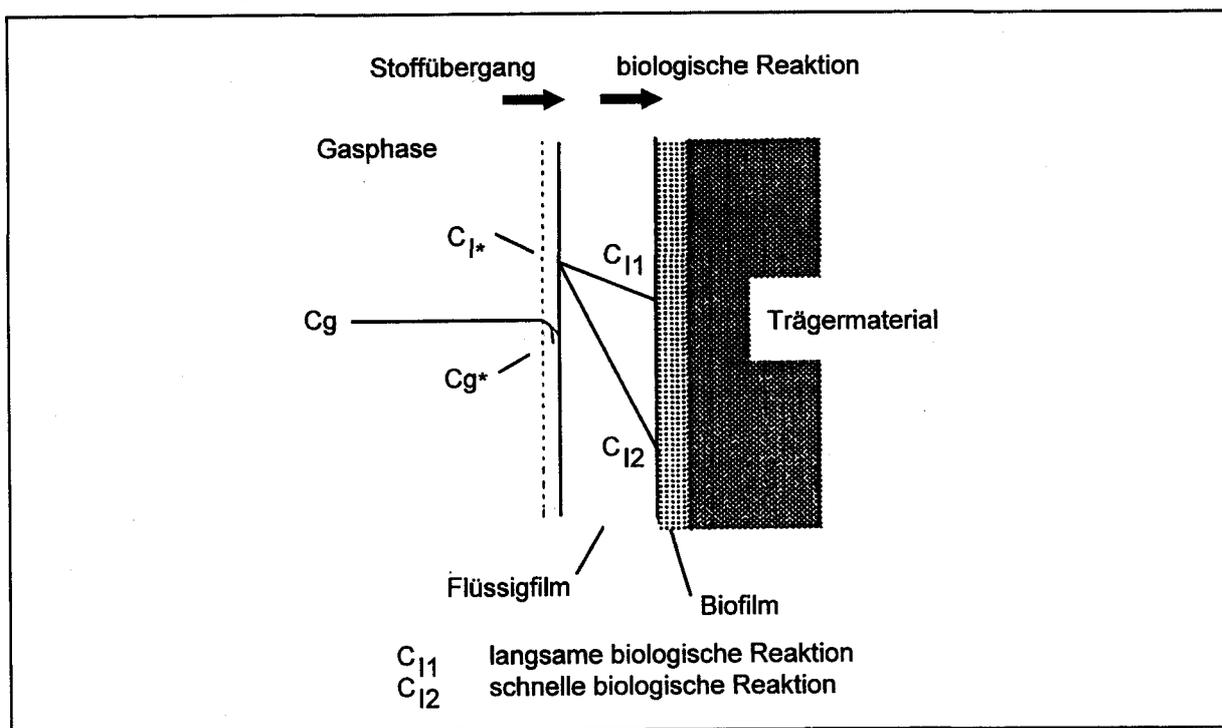
Dieser Effekt kann speziell bei Anlagen im technischen Maßstab zu einer drastischen Verringerung der Abbauleistung führen

Das Gewicht ist bei den meisten Kunststoffkörpern ähnlich, hier liegen nur Unterscheidungsmerkmale zu mineralischen Trägern vor.

ABBAUVERHALTEN VON FESTBETTREAKTOREN

Zur Beschreibung des Verhaltens kann man Biofilter und Rieselbettreaktoren als biologisch aktive Reaktoren betrachten. Wenngleich bei Rieselbettreaktoren im Unterschied zu Biofiltern ein Flüssigkeitsumlauf vorhanden ist, zeigen wegen der niedrigen Flüssigkeitsgeschwindigkeit beide Systeme sehr ähnliches Verhalten und können auch analog modelliert werden

Abb. 1: Modellierung von Biofilter u. Rieselbettreaktor



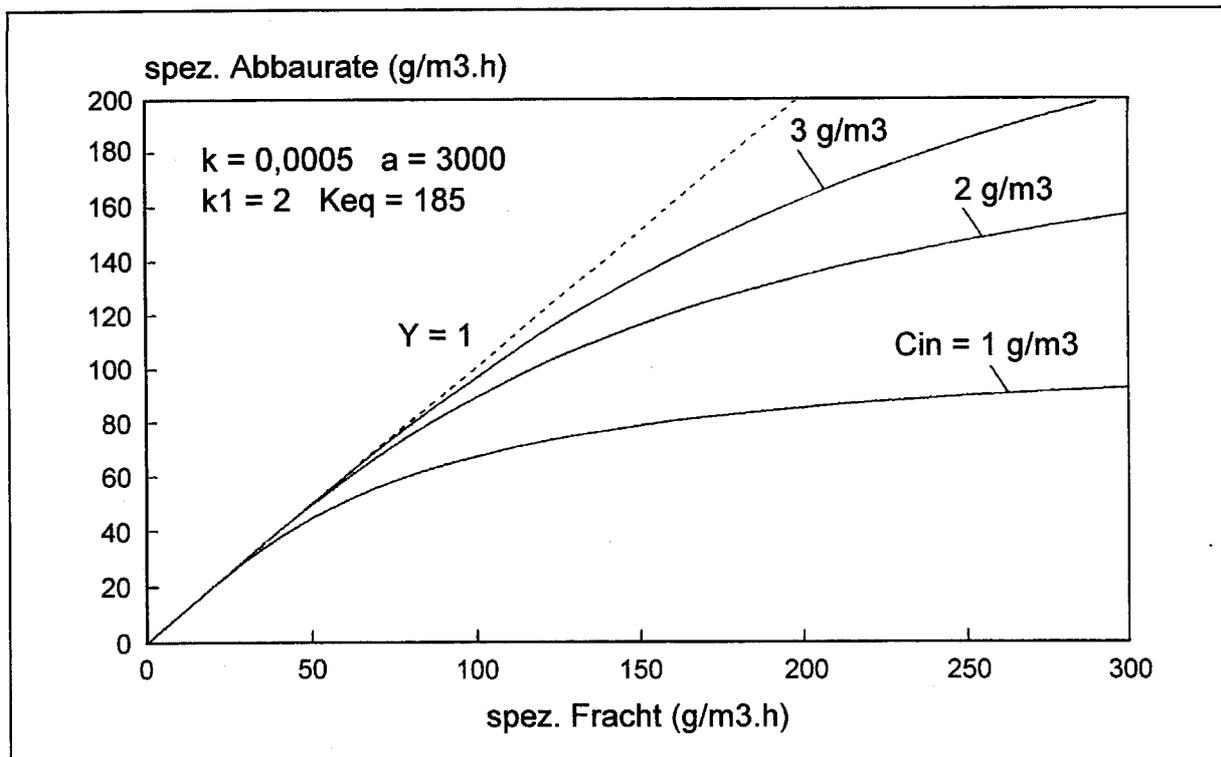
Zwischen dem Bakterienfilm und der Gasphase wird ein Flüssigkeitsfilm geringer Dichte angenommen, der bei Biofilmsystemen durch die Stoffwechsellätigkeit bzw. durch eingebrachte Flüssigkeitströpfchen gebildet wird. Die Schadstoffe lösen sich gaseitig in dieser Flüssigkeit, diffundieren zum Bakterienfilm und werden abgebaut. Zur Verringerung des Stofftransportwiderstandes ist ein möglichst dünner Flüssigfilm vorteilhaft. Zur Beschreibung des Abbauverhaltens wurde auf obiger Modellvorstellung beruhend und unter den Annahmen biologische Reaktion erster Ordnung sowie Pfropfenströmung ein mathematisches Modell erstellt, das zu folgendem Ergebnis führte (WINDSPERGER 1991b).

$$C_{gout} = C_{gin} \cdot \exp \left[\frac{(-k \cdot a \cdot k_1 \cdot K \cdot t)}{(k \cdot a + k_1)} \right]$$

- C_g Gaskonzentration
- k_1 Reaktionskonstante
- k Stofftransportkonstante
- a spezifische Oberfläche
- K Gleichgewichtskonstante
- t Verweilzeit

Zur Darstellung des Verhaltens dieser Systeme wird in letzter Zeit verstärkt der spezifische Abbau über dem spezifischen Frachteintrag aufgetragen. In solch einem Diagramm liegen alle Punkte mit gleich großen Werten von spezifischer Fracht und spezifischem Abbau auf einer Linie vollständiger Abscheidung (Linie mit dem Anstieg 1) Linien niedriger Abscheidung ergeben ein Strahlenbüschel mit unterschiedlichem Anstieg zwischen dieser Linie und der x-Achse (Abb. 2).

Abb. 2: Abbauverhalten von Festbettreaktoren



In dieser Darstellung ist nicht nur der jeweilige Belastungszustand der Anlage sondern sind auch Versuche zum Belastungsverhalten, die Basis für die Auslegung sind, darstellbar. Normalerweise erfolgt die Steigerung der Belastung durch Erhöhung des Gasstromes, wodurch sich Kurvenverläufe für jeweils konstante Konzentrationen ergeben. Bei niedriger Belastung steigert sich der Abbau proportional der eingebrachten Fracht, die Kurve verläuft somit sehr nahe der vollständigen Abscheidung. Abhängig von den Abgasinhaltsstoffen und dem Zustand des Reaktorsystems schwenken die Kurven ab einer kritischen Belastung von der vollständigen Abscheidung weg und streben einem Plateau mit konstantem spezifischen Abbau, unabhängig vom Frachteintrag zu. Dadurch ergibt sich bei weiterer Frachtsteigerung eine Verringerung der Abscheidung.

Derartige Kurvenverläufe wurden für die Abscheidung verschiedener Substanzen (Schwefelkohlenstoff, Schwefelwasserstoff, Amine, Ethylacetat, Toloul, Styrol usw.) in Rieselbettreaktoren aufgenommen und können gut mit dem erstellten Modell erklärt werden (VDI 1994, WINDSPERGER 1991b).

Im folgenden sollen die Eigenschaften eines derartigen Systems speziell für den in der Praxis wichtigen Fall der simultanen Abscheidung zweier unterschiedlich abbaubarer Stoffe dargestellt werden.

Versuchsanlage und Methodik

Als Versuchsanlage diente ein Plexiglasreaktor mit einem Volumen von ca. $0,5 \text{ m}^3$, welcher mit Raluringen, Größe 3 cm, der Fa. Raschig gefüllt war. Der Abgasstrom stammte aus einem Viskosefaserbetrieb und beinhaltete die Komponenten Schwefelkohlenstoff und Schwefelwasserstoff. Die Konzentrationen im Abgas liegen bei diesem Betrieb produktionsbedingt größtenteils zwischen 1 und 2 g/m^3 . Der Abgasstrom war mit Feuchte gesättigt und hatte eine Temperatur von $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Der zugeführte Abluftstrom wurde von unten in den Reaktor geleitet, mit Ventilen konnte die Gasmenge eingestellt werden. Durch das Umlaufwasser wurden die

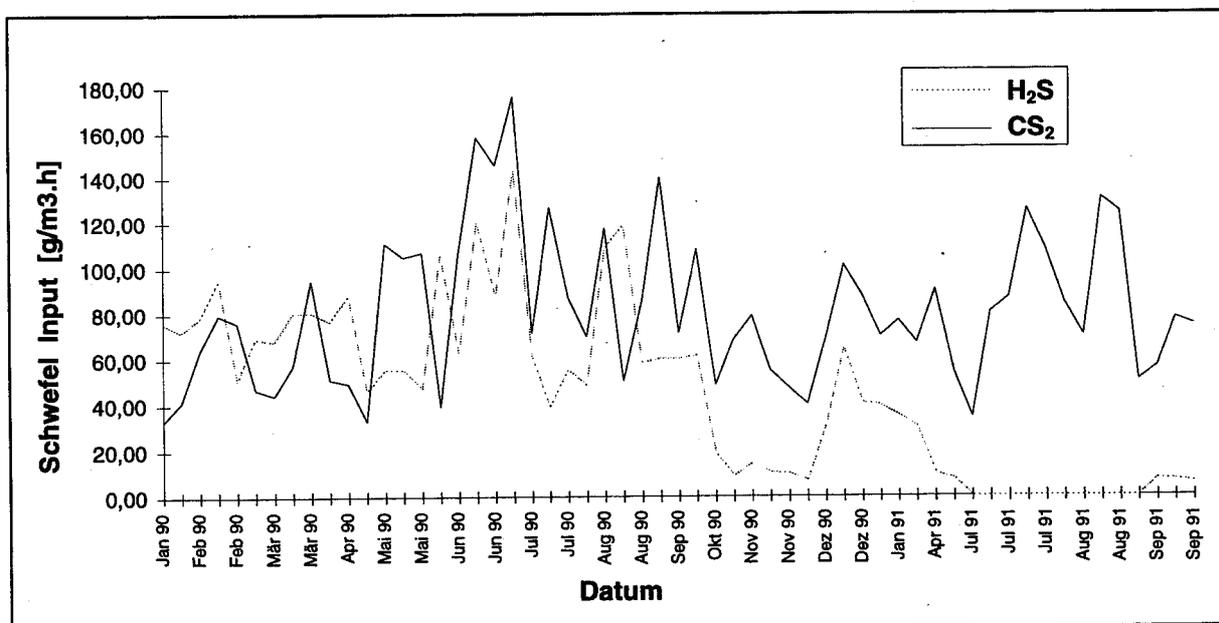
Mikroorganismen ständig befeuchtet und mit den Nährstoffen Ammonsulfat und Phosphorsäure versorgt. Das Umlaufwasser wurde in einem Becken gesammelt und dort der pH- und die Salzkonzentration gemessen sowie die Nährsalze dosiert.

Beim Durchströmen der Schüttung wurden die beiden Komponenten von den Mikroorganismen zu Sulfat oxidiert. Dies führte zu einer pH-Wertabsenkung und zu einem Leitfähigkeitsanstieg im Umlaufstrom. Bei einem Grenzwert, der durch die Salztoleranz der Bakterien bestimmt ist, wurde ein Teil an Umlaufwasser aus dem System ausgeschleust und durch den aliquoten Teil an Frischwasser ersetzt. Aus der ausgeschleusten Flüssigkeit wurde das Sulfat durch Zugabe von Kalkhydrat als Gips ausgefällt und in einem Absetzbecken vom Wasser getrennt. Dabei fielen auch geringe Mengen Überschussschlamm an, die im Bedarfsfall auch getrennt vom Gips abgezogen werden können.

Ergebnisse

Am Anfang des Versuchszeitraumes wurde der Reaktor mit Schlamm der betrieblichen Abwasserreinigungsanlage beimpft und die Schlammsuspension über den Reaktor im Kreis geführt. Die Verläufe des Frachteintrages an CS_2 und H_2S im Versuchszeitraum zeigt Abb. 3. Anfänglich lag die H_2S -Fracht geringfügig über der CS_2 -Fracht, ab Mai 1990 stieg der Anteil der CS_2 -Fracht über den Eintrag an H_2S hinaus. Ab Oktober 90 vergrößerte sich die Differenz bis zum Ende des Versuchszeitraumes. Außerdem sank die Gaskonzentration generell ab, bei CS_2 von 2,5 auf etwa 1 g/m^3 von, bei H_2S von 1,5 auf unter 1 g/m^3 . Um die Fracht in etwa konstant zu halten wurde die Gasmenge gesteigert. Dies führte zu vergleichbaren CS_2 -Frachten, der H_2S -Eintrag konnte wegen der weiterhin sinkenden Konzentrationen nicht konstant gehalten werden und war gegen Ende des Zeitraumes nur mehr verschwindend.

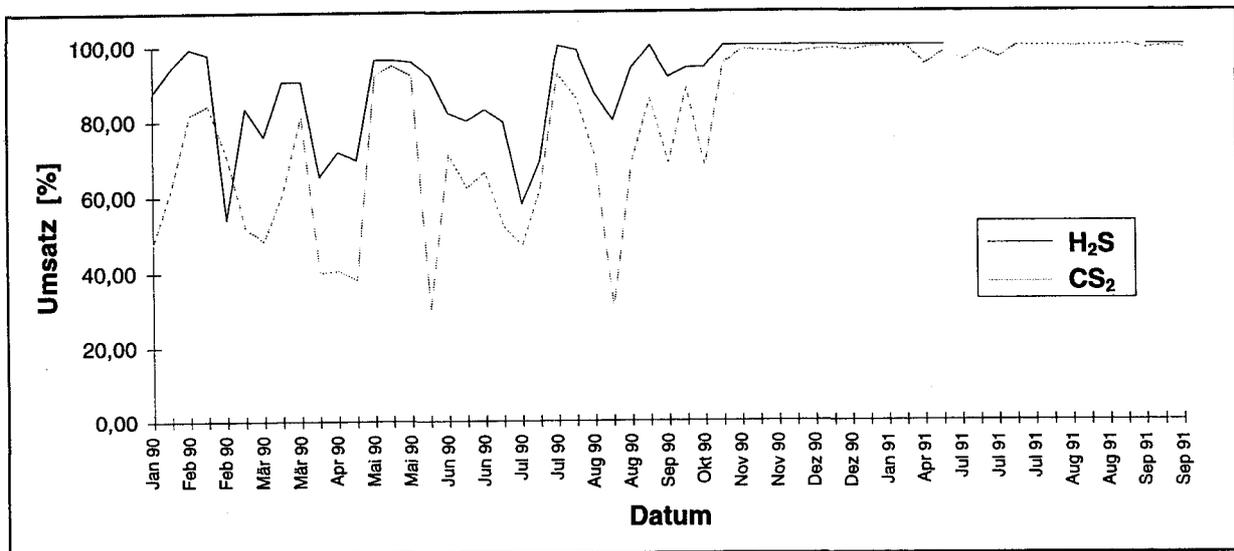
Abb. 3: Verlauf des Frachteintrages beider Komponenten im Versuchszeitraum



Vergleicht man die Wirkungsgrade für die beiden Komponenten (in Abb. 4 mit Umsatz % gekennzeichnet), so erkennt man bis Mai 1990 sehr instabilen Betrieb. Die Bakterien haben sich wahrscheinlich noch nicht auf den Füllkörpern angesiedelt, die biologische Reaktion findet noch größtenteils in der Flüssigphase statt. Dies führt speziell beim CS_2 zu nur unzureichenden Umsatzwerten. Ab Mai beginnt sich nun der H_2S -Umsatz zu stabilisieren, der CS_2 -

Umsatz pendelt sich allmählich bei 80 % ein und stabilisiert sich ab November bei fast 100 %. Von diesem Zeitpunkt an liegt bis zum Ende des Versuchszeitraumes für beide Komponenten fast vollständige Abscheidung vor.

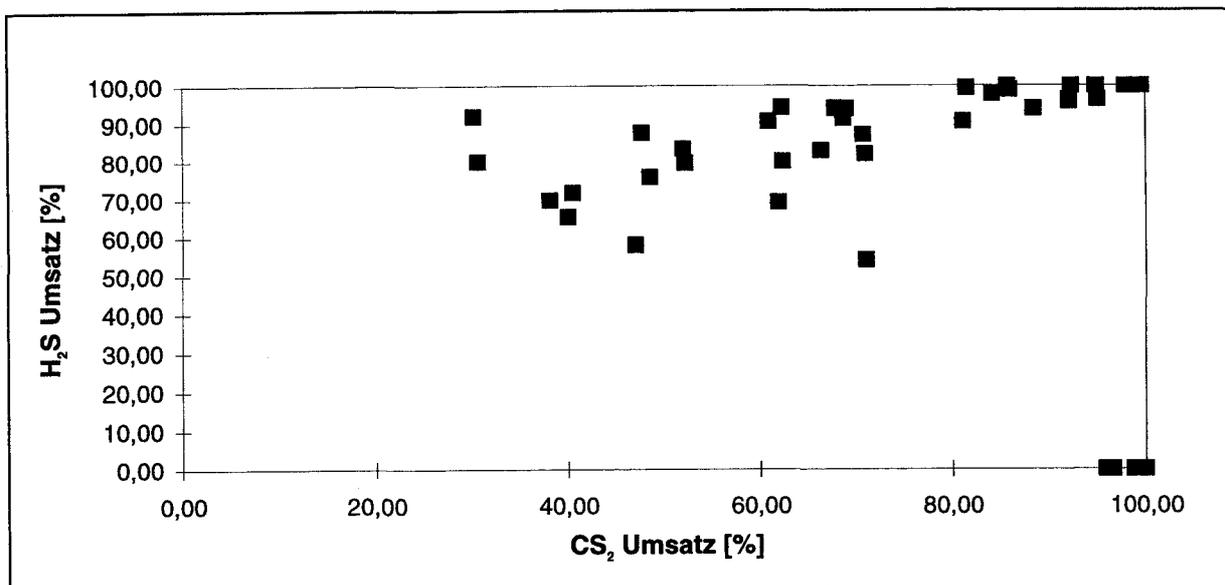
Abb. 4: Verlauf der Abscheidung beider Komponenten im Versuchszeitraum



Für den anfänglich unzureichenden CS₂-Umsatz, den Anstieg des Umsatzes vorerst bei H₂S und den Anstieg bei CS₂ nach der Reduzierung des Eintrages an H₂S, erscheinen uns zwei Erklärungen möglich.

Entweder wird von der Bakterienkultur bevorzugt H₂S umgesetzt und erst nach dessen vollständigem Umsatz auch das CS₂ bis zur Grenze der biologischen Aktivität, oder es liegt eine Parallelreaktion mit unterschiedlichen Reaktionsgeschwindigkeiten vor. Abb. 5 zeigt den Vergleich des CS₂ und H₂S-Umsatzes bei den einzelnen Meßpunkten. Die deutlich höheren Werte von H₂S sind allerdings von der niedrigen H₂S Fracht überlagert, wodurch weitere Untersuchungen der Kinetik der biologischen Oxidation von CS₂ und H₂S notwendig werden.

Abb. 5: Zusammenhang zwischen H₂S- und CS₂-Umsatz



RESUMEE

Festbettreaktoren stellen eine zunehmend erforschte und wissenschaftlich dokumentierte Technologie dar, was anfänglich ihrer breiten Anwendung entgegenstand. Sie sind für die Abscheidung von schwerlöslichen Substanzen sowie von Substanzmischungen auch bei hohen Belastungen geeignet. Die Nachteile der Biofilteranlagen, die vielfach in der Anwendung von organischem Trägermaterial liegen, können mit Rieselbettreaktoren umgangen werden. Bei diesen Systemen kann man darüber hinaus auch die Bedingungen im Reaktionsraum über die Umlaufflüssigkeit kontrollieren und auch gebildete Stoffwechselprodukte ausschleusen.

Weiterer Forschungsbedarf liegt beim Abbau von Substanzmischung mit unterschiedlichem Abbauverhalten, wie sie in der Praxis oft vorliegen. Aus den vorliegenden Ergebnissen kann gefolgert werden, daß zwar auch schwerlösliche Komponenten in Rieselbettreaktoren gut abgebaut werden, gleichzeitig anwesende leichter abbaubare (leicht lösliche) Substanzen aber von den Mikroorganismen bevorzugt werden.

Schwierigkeiten sind damit in jenen Fällen zu erwarten, wo die leicht abbaubaren Stoffe überwiegen, die schlecht abbaubaren Stoffe verbleiben dann im Reingas.

LITERATUR

- BRAUN, R., HOLUBAR, P., PLAS, C. (1994): Biologische Abluftreinigung in Österreich. Studie im Auftrag der Sektion II des BM für Umwelt, Jugend und Familie, Wien
- BRAUER, H. (1984): Chem. Ing. Tech. 56 (4), S. 279-286
- KIRCHNER, K., HAUKE, G., REHM, H.J. (1987): Appl. Microbiol. Biotechnol, 26; S. 579 -587
- SOTOUDEH, M und WINDSPERGER, A (1994): Study of the Mass-Transfer in a Trickle-Bed Reactor for the Biological Gas Purification; Chem. Biochem. Eng. Q 8, (2), S. 77-80
- STEFAN, K., WINDSPERGER, A., BUCHNER, R. (1990): Randgängigkeit – ein Problem beim Durchströmen von Schüttungen in der biologischen Abluftreinigung; Verfahrenstechnik 9, S. 12
- VDI 1994: Biologische Abgasreinigung S. 125-201, Tagung des VDI, Reinhaltung der Luft, Heidelberg März 1994
- WINDSPERGER, A. (1990a): Anwendung eines biologischen Tropfkörperreaktors zur Abluftreinigung eines Viskosebetriebes; Chem. Ing. Tech. 12, S. 1033
- WINDSPERGER, A. (1990b): Eignung verschiedener Füllkörper als Träger für immobilisierte Mikroorganismen zur biologischen Abluftreinigung; Chem. Ing. Tech. 11, S. 962
- WINDSPERGER, A. (1991a): Abschätzung von spezifischer Oberfläche und Lückengrad bei biologischen Abluftreinigungsanlagen durch Vergleich von berechneten und experimentell erhaltenen Druckverlustwerten; Chem. Ing. Tech. 1, S. 80
- WINDSPERGER, A. (1991b): Optimierung von biologischen Abluftreinigungsanlagen an praktischen Beispielen; Proc. Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control, 28.-29.10.91, Maastricht, NL

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Sie haben für den H₂S-Abbau im Rieselbettreaktor Werte von etwa 18-20 g/m³·h ermittelt. Im Vergleich zu Biofiltern, die Werte von etwa 60 g/m³·h erreichen, sind das ziemlich niedrige Raten. Im Rieselbettfilter können Sie anstatt bis zu Sulfat bis zu Schwefel gehen. Auf diese Weise wären Werte von 400-500 g/m³ zu erreichen und damit eine erhebliche Verringerung der Anlagen. Haben Sie diese Möglichkeit in Betracht gezogen?

Antwort: Der Schwerpunkt lag auf dem Vergleich der Füllkörper. Bei H₂S, das leichter abbaubar ist als CS₂, haben wir Abbauraten von etwa 250-300 g/m³ erreicht. Da diese Untersuchungen großteils mit betrieblichen Abgasen durchgeführt wurden, war ein konstantes Verhältnis vorgegeben. Die Werte hängen vom Abgasstrom ab. Beim Verfahren der Schwefelabscheidung stimmt die Bilanz nicht. Man hat angeblich 80-90 % Abscheidegrad bei 300 g/m³·h. Tatsächlich erhält man Schwefel für nur 100 bis 150 g/m³.

Frage: Konnten Sie in Ihrem Reaktor Schwefelbildung feststellen?

Antwort: Ja. Wenn wir den Reaktor sauerstofflimitiert im Umlauf hatten, erfolgte eine unvollständige Oxidation. Diese wird unterstützt, wenn Sie Mikroorganismen in der Suspension halten, d.h. hohe Flüssigkeitsumläufe haben.

Frage: Wie lange hat es gedauert, bis sich nach Rohgasausfällen von wenigen Stunden die Aktivität des Biotropfkörpers wiedereingestellt hat?

Antwort: Mit derartigen Tropfkörpersystemen können Sie 1-2 Wochen ohne Schadstoff fahren, wenn Sie für ausreichende Befeuchtung und Luftzufuhr sorgen. Während Stillstandsperioden ließen wir sowohl im Pilot- als auch im technischen Maßstab ein mehrstufiges Gebläse mit niedriger Drehzahl laufen. Über die Nährstoffe, denen man Stickstoff und Phosphor zugibt, können Sie das System 1-2 Wochen aufrechterhalten und es springt nach Stillstandsperioden wieder spontan an. Eine große Gefahr bei Biofiltern stellt die Infektion der organischen Matrix dar. Diese ist jedoch bei derartigen Systemen und exotischen Schadstoffen relativ gering.

Anmerkung: Die Abnahme der Toluolabscheidung geht konform mit der Zunahme des Druckverlustes, ab der die Verstopfung beginnt. Die Zunahme der Zellzahl, die möglicherweise durch die Umlaufrate bedingt ist, verursacht die Abnahme der schlechter abbaubaren Komponente. In Biofiltern haben Sie keinen Umlauf und damit fast kein Zellwachstum. Der Einfluß der Generationszeit ist daher nicht so groß.

Frage: Das Problem ist die Löslichkeit, da Toxizität am ehesten dort auftritt, wo sehr leicht lösliche Stoffe auftreten. Derartige Effekte bemerken wir bei Formaldehyd ab einer Konzentration von 1-2 g/m³.

Antwort: Formaldehyd ist zwar toxisch, aber als Molekül durchaus ohne Letalwirkung auf das Bakterium oxidierbar.

Frage: Konnten Sie in Ihrem Biotropfkörper eine Schichtung der verschiedenen Mikroorganismen feststellen? Oder gehen Sie davon aus, daß durch das Umlaufmedium alle Mikroorganismen gleichmäßig verteilt sind?

Antwort: Es handelte sich um *Thiobacillus thioparus* und *Thiobacillus ferrooxidans*. Die Trennung ist schwierig, da diese Bakterien Generationszeiten von Tagen bis Monaten haben.

ALTERNATIVEN DER ABLUFTREINIGUNG

H. Krill

Lurgi Energie und Umwelt GmbH

Lurgi-Allee 5, D-60295 Frankfurt

Im Vordergrund dieser Tagung steht die biologische Abluftreinigung, eine Verfahrensweise, die sich in den letzten Jahren vor allem bei Vorliegen von Abluftströmen mit niedriger Schadstoffkonzentration oder auf dem Gebiet der mit Geruch in Verbindung zu bringenden Problematik bewährt hat. Vorrangig handelt es sich hierbei um die Abscheidung organischer flüchtiger Komponenten (VOC), Verbindungen, die nachweislich durch photochemische Reaktionen die Atmosphäre nachteilig beeinflussen.

Verkehr und die lösemittelverarbeitende Industrie und Gewerbe sind die größten Emissionsquellen. Sie machen zusammen ca. 90 % der Gesamtemissionen an organischen Komponenten aus. Verschiedenen Untersuchungen zufolge gelangen nicht ganz die Hälfte aller produzierten Lösemittel bei deren Anwendung, beim Transport aber auch bei der Lagerung in die Atmosphäre. Nach Angaben der Europäischen Union werden in deren Mitgliedsländern rund 10 Mio Tonnen pro Jahr organische Verbindungen emittiert. Ein kleines Beispiel aus der Bundesrepublik Deutschland: allein bei der Anwendung von Lacken und Lasuren durch Hand- und Heimwerker werden jährlich Lösemittel in der Größenordnung von 120 000 Tonnen abgegeben. Im Zusammenhang mit der Einflußnahme auf die Atmosphäre bedarf es der Ausschöpfung aller Möglichkeiten zur Reduzierung der Verluste nach der Prämisse: „Alles was an Emissionen aus der Produktionsanlage in die Umwelt gelangt, ist entweder Verlust an Energie oder Material. Die Vermeidung oder zumindest die Reduzierung ist vereinfacht gesagt: Umweltschutz.“

Nationale Aktivitäten allein, die – wie die Praxis zeigt – teilweise in einigen Ländern spürbare Verbesserungen aufweisen, reichen nicht aus. Es bedarf weitgehend internationaler, völkerrechtlich-verbindlicher Absprachen. Beispiele sind die „solvent emission directives“ der EU, die aber aus unterschiedlichen Gründen in ihrer Gesamtheit noch nicht verabschiedet oder in nationales Recht umgesetzt wurden.

Ein Schritt in die richtige Richtung scheint das von 23 Ländern unterzeichnete völkerrechtlich-verbindliche Genfer Protokoll (November 1991) zur Konvention über grenzüberschreitende Luftverschmutzung zu sein. Darin verpflichten sich die Unterzeichner, ausgehend von einem durch das jeweilige Land festgelegten Bezugsjahr bis zum Jahr 2000 eine 30 %ige Reduzierung der Emissionen anzustreben, bzw. zu realisieren (Abb. 1). Für Österreich wurde als Ausgangsbasis das Jahr 1988 festgeschrieben.

Die Kenntnis der mit VOC-Emissionen zusammenhängenden Problemkreise läßt allerdings Zweifel an der Realisierung zu diesem Zeitpunkt, und das aus unterschiedlichen Gründen, zu.

Das emissionsmindernde Instrumentarium ist mehr oder weniger vorhanden. Ökonomisch aus verschiedenen Gründen in letzter Konsequenz vermutlich aber nicht durchsetzbar. Das gilt gleichermaßen für die Primärmaßnahmen als auch die Sekundärmaßnahmen.

In Zukunft heißt es, verstärkt präventive Aktivitäten zu verfolgen, wie sie in Abb. 2 aufgelistet sind (Primärmaßnahmen).

Trotz aller Bemühungen wird es nicht möglich sein, generell auf Lösemittel zu verzichten und damit Emissionen zu vermeiden. Diese Tatsache weißt Sekundärmaßnahmen ihre Bedeutung zu.

Abb. 1:

VOC-Abgasreinigung	
Unterzeichner-Länder des ECE Protokolls der VOC Emissionen	
Tatsächliche Reduzierung	
<i>30 % Reduzierung in bezug auf das Basisjahr (in Klammern)</i>	
Belgien	(1988)
Dänemark	(1985)
Deutschland	(1988)
Finnland	(1988)
Frankreich	(1988)
Großbritannien	(1988)
Kanada	(1988)
Lichtenstein	(1984)
Luxemburg	(1990)
Niederlande	(1988)
Norwegen	(1989)
Österreich	(1988)
Schweden	(1988)
Schweiz	(1984)
Spanien	(1988)
USA	(1984)
<i>Stillstand, Bezugsjahr 1987</i>	
Bulgarien	
Griechenland	
Ukraine	
Ungarn	

Quelle: VOC Newsletter 1/1992

Abb. 2:

VOC-Abgasreinigung
Maßnahmen zur Emissionsminderung im Prozeß
◆ Substitution und/oder Rohstoffwechsel
◆ Einstellung optimaler Bedingungen
◆ Verfahrensänderung (Modifikation)
◆ Einsatz neuer umweltfreundlicher Verfahren
◆ Modifikation der apparativen Ausrüstungen (Kapselung)
◆ Schaffung von Kreislaufprozessen
◆ Austausch/Eliminierung/Neuinstallation von einzelnen Prozeßeinheiten
◆ Verwertung organischer Abfälle durch stoffliches oder "energetisches" Recycling
◆ Verringerung der Leckagen

In der Praxis steht zur Behandlung VOC-haltiger Abgas- bzw. Abluftströme eine breite Palette von Reinigungssystemen zur Verfügung, die auf Grundoperationen basieren: vom Phasenwechsel Gas/Flüssigkeit über physikalisch/chemische Trennverfahren mit Stoffrückgewinnung bis zur Umwandlung der Schadstoffe in weitgehend umweltverträgliche Verbindungen. Abb. 3 zeigt die Möglichkeiten, die anwendbar sind, um Lösemittel rückzugewinnen.

Abb. 3:

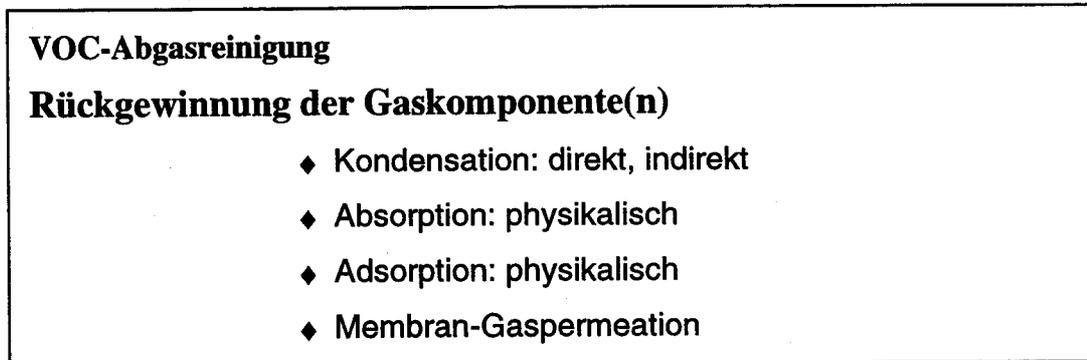
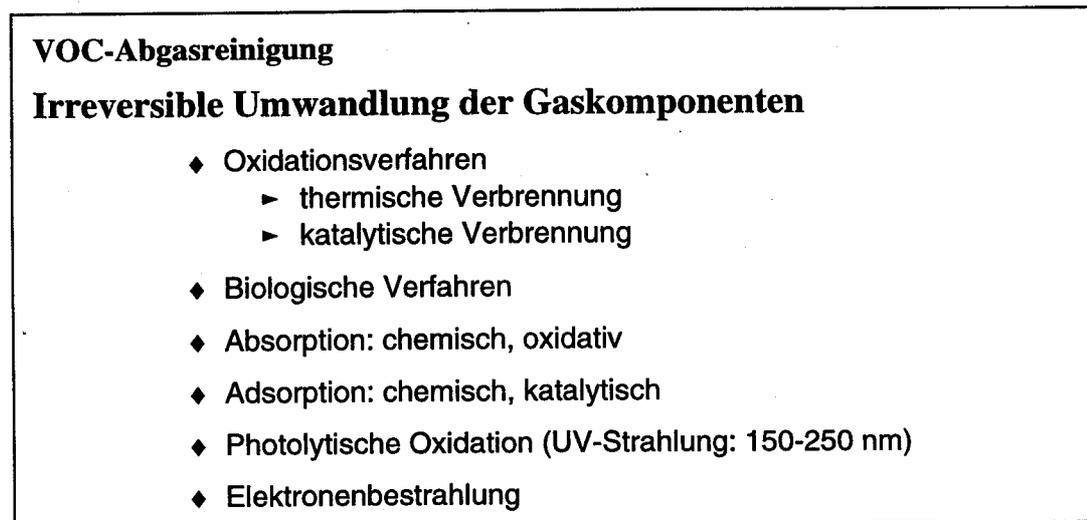


Abb. 4 zeigt Verfahren, die Schadstoffe weitgehend (irreversibel) in umweltverträgliche Substanzen umwandeln.

Abb. 4:

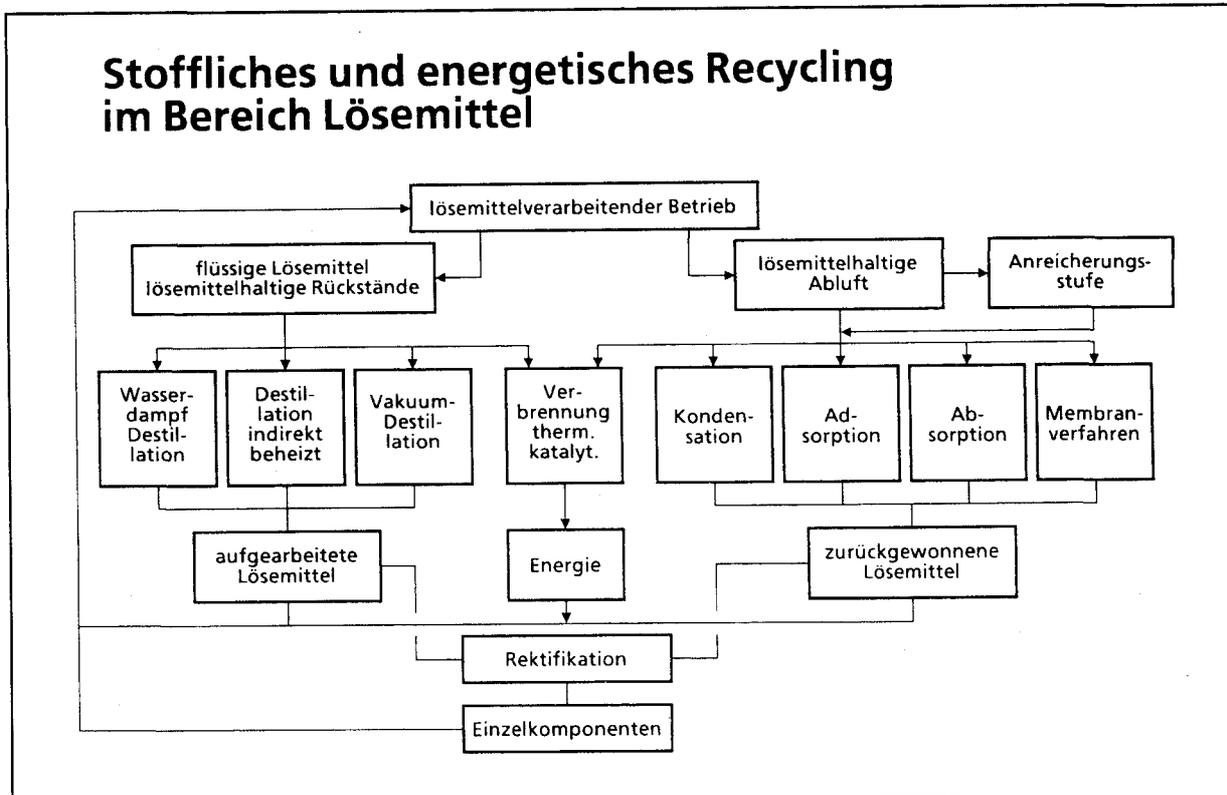


Sie werden als Einzelverfahren und – wie die Praxis zeigt – immer häufiger in Kombination eingesetzt.

In Abb. 5 werden am Beispiel der lösemittelverarbeitenden Industrie überblickmäßig die in dieser Industrie üblicherweise zur Anwendung kommenden Verfahren aufgezeigt. Auf der rechten Seite sind jene Technologien zu erkennen, die der Rückgewinnung der Wertstoffe aus VOC-haltiger Abluft dienen. Auf der linken Seite wird aus Gründen der Vollständigkeit wenigstens auf die technisch möglichen Alternativen zur Aufarbeitung von flüssigen, oft verschmutzten Lösemitteln, wie sie nun einmal in einem lösemittelverarbeitenden Betrieb anfallen, verwiesen. In der Mitte sind die Oxidationsverfahren, d. h. Verbrennungsverfahren aufgeführt, die vor allem dann zum Einsatz kommen, wenn alle anderen in der Zusammenstellung angeführten Verfahren aus unterschiedlichen Gründen nicht effektiv angewandt werden können. Der Oberbegriff stoffliches und energetisches Recycling hat sich zwar allgemein eingebürgert, gilt auch – soweit es sich um die Rückgewinnung einschließlich der Aufarbeitung der Lösemittel handelt – trifft aber nicht ganz auf das sogenannte thermische bzw. energetische Recycling zu. Hier wäre genauer zu formulieren, thermische Verwertung in

Form von Energieausnutzung. In dieser Aufstellung fehlen die verschiedenen biologischen Abluftreinigungsverfahren. Sie dienen weder der Stoffgewinnung noch der Energieverwertung. Sie dienen einzig und allein der Schadstoffumwandlung.

Abb. 5:



Mit den zur Verfügung stehenden apparativen Instrumentarium sind, wie die Praxis vielfältig zeigt, Emissionsreduzierungen bis in den ppm-Bereich Stand der Technik. Beispielhaft soll hier auf die für die Klasse I geltenden Emissionsgrenzwerte nach TA-Luft in der BRD, die in den Bereichen 4-10 ppm liegen, verwiesen werden.

Die Leistungsfähigkeit der Emissionsminderungs-Techniken steht außer Zweifel. Sie ist weitgehend zufriedenstellend. Zudem ist festzustellen, vor allem wenn man auch ökonomische Überlegungen mit einbezieht, daß deren Leistungsfähigkeit bzw. Wirkungsgrad in den meisten Fällen technologisch ausgereizt ist. Fundamentale bahnbrechende Neuentwicklungen sind in Zukunft, das zeigen immer wieder Messen und die einschlägige Literatur, nicht zu erwarten. Die zukünftige Entwicklung wird sich konzentrieren auf: Modifikation der Verfahren und Apparate, der Optimierung in der Erarbeitung von Konzeptionen für die extreme Wärmeverwertung, die Übertragung einiger Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen auf neue Anwendungsfälle und den Transfer auf anderen Gebieten bewährten Technologien in den Sektor „Umwelt“.

Wie aus den Abbildungen zu erkennen, ist die biologische Abluftreinigungstechnik nur eine der vielen Möglichkeiten, Abluft zu reinigen.

Welches Verfahren letztendlich zur Lösung eines konkreten Abluftproblems eingesetzt wird, richtet sich nach projektspezifischen, technischen und wirtschaftlichen Kriterien.

Der zeitliche Rahmen erlaubt nicht, auf die Grundlage bzw. detaillierte Arbeitsweisen der vorhandenen Verfahren einzugehen.

Es ist aber angebracht, zu den auf den Abb. 3 und 4 aufgelisteten Verfahren einige zusätzliche Bemerkungen zu machen. Abb. 4 zeigt also jene Verfahren, die der Rückgewinnung

dienen, die unter bestimmten Bedingungen wirtschaftlich betrieben werden können. Wie aus der Auflistung ersichtlich, sind es die sorptiven Verfahren: Absorption und Adsorption, die die größte Bedeutung haben. Die klassische Aktivkohle, überwiegend in Festbettanordnung angewandt, ist nach wie vor das marktbeherrschende Adsorbens.

Die seit einiger Zeit auf dem Markt befindlichen kohlenstoffhaltigen Adsorbentien, wie Faserkohle und Kugelkohle, die makroporösen Polymere und die hydrophoben Zeolithe (Abb. 6) haben wesentlich die Gestaltung der Adsorptionsapparate speziell in Richtung kontinuierlicher Fahrweise (Abb. 7) und damit auch neue Anwendungsgebiete, in denen man bislang aus unterschiedlichen Gründen adsorptive Prozesse nicht einzusetzen wagte, erschlossen.

Abb. 6:

	Körnung (mm)	mittlerer Dm. (μm)	spez. Oberfläche (m^2/g)	Porosität (%)
Kohlenstoffhaltige Adsorbentien:				
Aktivkohle				
<input type="checkbox"/> engporig	1 - 4	320 - 500	600 - 1 500	
<input type="checkbox"/> weitporig	1 - 4	350 - 500	800 - 1 400	
Kugelkohle	0,7	570	1 150	
Faserkohle	7 - 15 $\mu\text{m}^{(1)}$	0,01 - 0,02 ⁽⁴⁾	1 000 - 2 000	
Aktivkoks	1 - 9	~ 600	~ 100	
Braunkohlenkoks	1,25 - 5 ⁽²⁾ < 0,4 ⁽³⁾	500	~ 300	
Oxidische Adsorbentien:				Total: 0,49
Aluminiumoxid	2 - 5	860	300	Mikro: 0,4
Hydrophober Zeolith (DAY)				
<input type="checkbox"/> Hohlzylinder	6/3 od. 7/4	380 od. 340	700	} - 0,8
<input type="checkbox"/> Vollzylinder	2 od. 4	490 od. 460	700	
Organische Adsorbentien:				
z.B. BONOPORE	0,5	300	800	8 ⁽⁵⁾
⁽¹⁾ Faserdurchmesser		⁽⁴⁾ [g/ml]		
⁽²⁾ Wanderbett		⁽⁵⁾ mittlerer Durchmesser		
⁽³⁾ Flugstromreaktor				
Quelle: Herstellerangaben				

Abb. 7:

Kontinuierliche Adsorptions-Verfahren

1. Wanderbett
 - Gegenstrom-Adsorption
 - Kreuzstrom-Adsorption
 - Mehrweg-Adsorption
2. Wirbelschicht/Fließbett
 - einstufig
 - mehrstufig
3. Flugstromadsorption (kohlenstoffhaltige Adsorptionen)
4. Rotationsadsorber
 - Aktivkohlefaser
 - Aktivkohle
 - Kugelkohle
 - Hydrophober Zeolith

Beispielhaft sei auf die Entsorgung großer Abgasmengen, mit niedrigen, meist als Gemisch vorliegenden Schadstoffkonzentrationen hingewiesen. Hier war der Einsatz der adsorptiven Aufkonzentrierung und der Einsatz von Rotoradsorbentien, wie in Abb. 8 schematisch dargestellt, die Lösung.

Abb. 8:



Je nach den Eigenschaften der abzuscheidenden Komponenten bieten sich die Alternativen: Rückgewinnung oder thermische bzw. katalytische Oxidation an. Diese Verfahrenskonzeption konkurriert u. a. mit der biologischen Abluftreinigung.

Breite Anwendung hat in letzter Zeit die Absorptionstechnik gefunden. Wasser als Waschmedium ist nur für wenige organische und anorganische Stoffe anwendbar. Durch gezielte Zugabe von bestimmten Reaktanden ist, wie aus Abb. 9 ersichtlich, die chemisorptive Entfernung von Geruchsemissionen möglich und konkurriert in einigen Anwendungsbereichen ebenfalls mit der biologischen Abluftreinigung. Dagegen hat der Einsatz organischer Waschmedien die Möglichkeiten der adsorptiven Abluftreinigung speziell bei Vorliegen von Gemischen stark erweitert.

Die Membran-Gaspermeation steht am Anfang der Entwicklung und erschwert eine allgemein gültige Aussage zu diesem Zeitpunkt. Diese Permeationsverfahren nutzen die selektive Permeabilität von Membranen zur Abtrennung von Schadstoffen. Es ist nach den bisherigen Erfahrungen bei hohen Lösemittelkonzentrationen, z. B. bei Umluftbetrieb einsetzbar. D. h., es wird ähnlich der Kondensation unter ganz spezifischen Bedingungen und dann auch nur für Einzelkomponenten einsetzbar sein.

Was den Einsatz der Verfahren in Abb. 4 betrifft, ist zu den sogenannten Oxidationsverfahren nur soviel zu sagen, daß vorrangig die thermische Variante breit einsetzbar ist. Bei Vorliegen bestimmter Schadstoffe sind weitere Reinigungsstufen, meist Wäschen, notwendig. Abb. 10 macht diesbezüglich einige Aussagen.

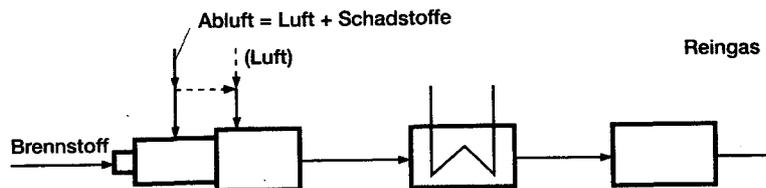
Abb. 9:

Beispiele für anorganische Waschflüssigkeiten

Waschflüssigkeit Lösungsmittel	Reaktand	auszuwaschende Stoffe
Wasser	-	Ammoniak, Aceton, Ethanol, Methanol, Dimethylformamid, Chlor, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff
Wasser	Chlor, Natriumchlorit, Natriumhypochlorit, Natriumbromat, Kaliumpermanganat, Wasserstoffperoxid, Ozon, Natronlauge, Schwefelsäure Belebtschlamm	Geruchsemissionen
Wasser	Diethanolamin (DEA) Alkazid, Kaliumcarbonat, Natriumcarbonat	Schwefelwasserstoff
Wasser	Calciumhydroxid, Calciumcarbonat Natronlauge	Schwefeldioxid Chlorwasserstoff Fluorwasserstoff
Wasser	Wasserstoffperoxid	Schwefeldioxid

Abb. 10:

Aufbau von thermischen Abgasreinigungsanlagen



Schadstoff	Verbrennung		Abhitze-system	Abscheider
	Stufe 1	Stufe 2		
C-H-Verbindung	•		•	
C-H-Cl-Verbindung	•		•	•
C-H-S-Verbindung	•		•	•
C-H-N-Verbindung	•	•	•	
Geruch	•	•	•	
Staub	•		•	•

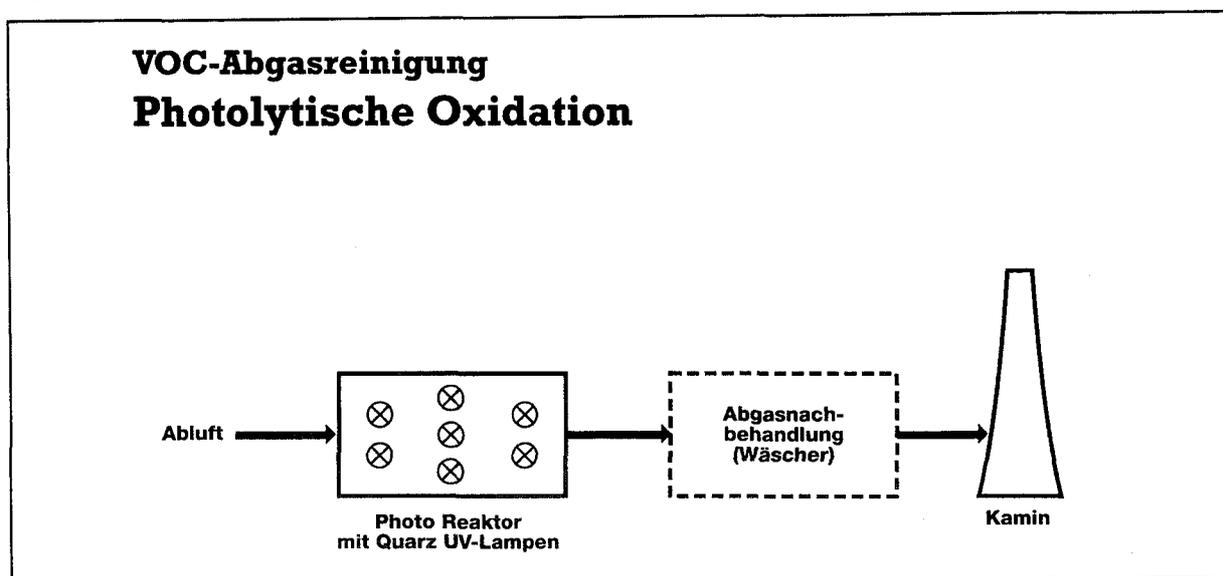
Quelle: O. Carlowitz, 1989

Die katalytische Abgasreinigung hat sich dann bewährt, wenn die Vergiftung des Katalysators auszuschließen ist.

Die thermische Verbrennung eignet sich für hohe Schadstoffgehalte (ab ca. 10 g/m^3), die katalytische Verbrennung für Konzentrationen zwischen 2 und max. 5 g/m^3 . Im Zusammenhang mit den Oxidationsverfahren muß auf die anzustrebende extreme Wärmeverwertung, wie sie heute gefordert wird, verwiesen werden. Eine Einsparung an Zusatzbrennstoff zwischen 75 und 85 % ist heute ohne weiteres möglich. Bezüglich der katalytischen Verbrennung soll hier lediglich auf die Bildung von Nebenprodukten hingewiesen werden. So entsteht z. B. bei der Verbrennung von Butylacetat Acetaldehyd, in einer Größenordnung, die den in der TA-Luft vorgegebenen Emissionsgrenzwert überschreitet.

Die photolytische Oxidation (Abb. 11) basiert auf der Behandlung schadstoffbeladener Abluft mit ultravioletter Strahlung der Wellenlänge zwischen 150 und 250 nm. Sie wurde bislang mit Erfolg bei der Zerstörung vor allem von Vinylchlorid (neben geringen Mengen anderer chlorierter Kohlenwasserstoffe) aus Bodenluft eingesetzt.

Abb. 11:



Alle anderen Verfahren (Adsorption, thermische Verbrennung) waren bei dieser Komponente keine Alternativen. Bei der Bestrahlung entsteht allerdings Phosgen, das mit sorptiven Verfahren zersetzt werden muß.

Bleibt noch auf die jüngst publizierte Methode der Abscheidung von VOC durch die Bestrahlung mit Elektronen hinzuweisen, eine Verfahrensweise, die auch schon zur Abscheidung von SO_2 aus Rauchgasen untersucht wurde. Bei dieser Methode werden die gasförmigen Kohlenwasserstoffe in CO , CO_2 umgewandelt. Als gezielter Anwendungsbereich wird angegeben: große Volumenströme mit niedriger VOC-Beladung was einer Konkurrenz zur biologischen Abluftreinigung gleichkommt. Die Arbeitsweise dieses Verfahrens bei Umgebungstemperatur wird als zusätzlicher Vorteil angesehen.

Im Laufe dieser Vortragsveranstaltung wurden einige Alternativen zur Abluftreinigung vorgestellt. Es dürfte dabei klar geworden sein, daß es zur Lösung einer Aufgabenstellung in der Regel nicht genügt, nur eine Technologie auf deren Einsatzmöglichkeit und Leistungsfähigkeit zu überprüfen.

Jedes Verfahren hat seinen mehr oder weniger begrenzten Einsatzbereich. Der Anlagenbauer, der beratende Ingenieur und der zukünftige Betreiber sind im Rahmen der Planungsarbeiten gefordert, durch vergleichende Betrachtung unter Berücksichtigung der o. e. techni-

schen, standortspezifischen und umweltrelevanten Kriterien das geeignete Verfahren oder die optimale Verfahrenskombination zu erarbeiten. Hierzu gehört eine profunde Kenntnis der verfahrenstechnischen Grundlagen der Einzelverfahren, deren Vor- und Nachteile, die Einsetzbarkeit und der Wirkungsgrad.

Wie ein Vergleich, d. h. das Pro und Contra betrachtend, aussehen kann, zeigt Abb. 12, in dem beispielhaft oxidierende und biologische Waschverfahren gegenübergestellt werden.

Abb. 12:

Kriterien	chemische Oxidation	biologische Oxidation
Einsatzbereich	mehrere Oxidantien in saurer und basischer Waschlösung	Schadstoffe als Substrat für Mikroorganismen geeignet
Anpassung an Abluftverhältnisse	variable Konzentrationen, weiter pH- und Temperaturbereich	Adaptation bei reduzierter Reinigungsleistung
Kinetik	transport- oder reaktionsbestimmt	biologischer Abbau bestimmend, zusätzlicher Belüftungstank
Anfahren, Stillstand	kurzfristig; zeitlich unbegrenzt	Aufbau Biozönose, ohne O ₂ und Nährstoffe zeitlich begrenzt
Betriebsmittel	Energie, Oxidantien, Säuren, Laugen	Energie, Nährsalze (N, P, ...), Säure, Lauge
Werkstoffe	vielfältige Korrosionsangriffe	unproblematisch
Meß- / Regeltechnik	Redox-Potential, pH-Werte, Emissionen	pH-Wert, O ₂ -Gehalt, Schlammdichte, Emissionen
Sicherheit	Toxizität der Oxidantien, Laugen, Säuren	Waschsuspension überwiegend neutral
Entsorgung	ausgeschleuste Waschflüssigkeit aufbereiten (neutralisieren, entgiften), Abwasserbelastung	Überschußschlamm stabilisieren, entwässern

In Abb. 13 sind einige praktisch erarbeitete Parameter aufgelistet, die bei der alternativen Betrachtung eines zur Lösung anstehenden Anwendungsfalles zu berücksichtigen sind.

Abb. 13:

Vergleichskriterien zur Verfahrensauswahl

Abgasverhältnisse

- Schadstoffpalette
- Schadstoffkonzentrationen
- Abgasmenge
- Abgaskonditionierung
- Stabilität der Abgasverhältnisse

Prozeß- und Anlagentechnik

- Stoffrückgewinnung/Stoffumwandlung
- Anlagenvolumen
- Einsatzflexibilität
- Verfügbarkeit/Betriebsverhalten
- Entsorgungsaufwand
- Sicherheit/Akzeptanz
- Marktsituation

Es sind die das Abgas betreffenden Faktoren (links in der Abb., die unmittelbar auf die Prozess- und Anwendungstechnik Einfluß nehmen, bzw. weitere die Entscheidung unterstützende Auswahlkriterien liefern.

Solche gelegentlich aufwendige Untersuchungen erübrigen sich natürlich dann, wenn die Problemvorgabe eindeutig nur eine bestimmte Technologie als Lösung zulässt. Hohe Toluol-Konzentrationen in der Abluft von Tiefdruckanlagen werden schon aus wirtschaftlichen Gründen den Einsatz einer Adsorptionsanlage (mit dem Ziel der Wertstoffrückgewinnung) und nicht einer auch bestens geeigneten thermischen Verbrennungsanlage Vorzug geben. Hat man schrittweise die für den jeweiligen Anwendungsfall infrage kommenden Reinigungsverfahren nach den hier erwähnten Kriterien überprüft, so kann man mit einer, wie in Abb. 14 dargestellten Entscheidungsmatrix, zumindest eine vorläufige Verfahrensbewertung erarbeiten.

Abb. 14:

Eignung für	Verfahren	Abgasreinigungssystem					
		biolog.	Abs.	Ads.	TNV	KNV	Kond.
Schadstoffpalette breit		o	+	+	++	o	o
Konzentration hoch		-	++	+	++	o	++
Konzentration niedrig		++	o	+	o	++	-
Abgas ohne Konditionierung		-	o	o	++	+	o
Abgasmenge groß		+	++	+	++	++	-
Abgasverhältnisse wechselnd		o	o	o	+	o	-
sichere Einhaltung der Grenzwerte		+	++	++	++	++	-
Stoffrückgewinnung		-	+	++	-	-	++
hohe Verfügbarkeit		?	++	++	++	++	++
An-/Abfahren problemlos		o	++	++	++	++	++
Entsorgungsaufwand gering		+	+	++	++	+	++
Sicherheitskonzept einfach		++	+	+	+	+	o

Bewertungskala: ++ voll zutreffend - nicht zutreffend
 + zutreffend ? wenig Erfahrung
 o weniger zutreffend

Versucht man zum Abschluß dieses Referates eine Bewertung unter dem Aspekt des Einsatzes biologischer Abluftreinigungsverfahren im Vergleich zu den anderen erwähnten alternativen Technologien zu wagen, dann ist festzuhalten: Der Einsatz biologisch arbeitender Abluftreinigungsverfahren basiert grundsätzlich auf den Forderungen: Wasserlöslichkeit und biologische Abbauarbeit der Schadstoffkomponenten. In einem nicht zu vernachlässigenden Maße wird die Anwendung durch die Schadstoffkonzentration und zudem bei Vorliegen häufiger, kurzfristig schwankender Abgasverhältnisse limitierend beeinflusst.

Werden aber diese Faktoren erfüllt, so steht mit der biologischen Abgasreinigung ein Instrument zur Verfügung, das in den in der Einführung zu diesem Referat erwähnten Einsatzgebieten den anderen kurz vorgestellten alternativen Technologien meist überlegen ist.

ERHEBUNG DES RESSOURCENBEDARFS UND DER UMWELTBELASTUNGEN VON ABLUFTREINIGUNGSVERFAHREN

Ph. Schönduve*, A. Friedl*, A. Windsperger und A. Schmidt***

*Institut für Verfahrenstechnik, Brennstofftechnik und Umwelttechnik

**Forschungsinstitut Chemie und Umwelt

beide: TU Wien, Getreidemarkt 9, A-1060 Wien

1. ZUSAMMENFASSUNG

Die Auswirkungen der menschlichen Zivilisation auf die Umwelt erfordern eine ganzheitliche Betrachtung des Material- und Energieeinsatzes. Kriterien für die Auswahl technologisch gleichwertiger Verfahrensalternativen haben besondere Bedeutung erlangt.

In dieser Arbeit werden Verfahrensalternativen für die Entfernung von flüchtigen organischen Verbindungen (sog. VOCs) aus Abluft gegenübergestellt. Dazu werden für jedes Verfahren der stoffliche und energetische Ressourcenaufwand bilanziert, der für die Einhaltung einer definierten Reinigungsleistung erforderlich ist.

Die Bilanzierung erfolgt anhand von Daten, die auf der Grundlage eines Richtangebotes (Basic Engineering) von einschlägigen Anlagenplanern erhoben wurden.

2. EINLEITUNG

In den letzten Jahren wurden verstärkt Anstrengungen unternommen, um flüchtige organische Verbindungen (VOCs) aus der Abluft zu entfernen. VOCs gelten als Vorläufersubstanzen für bodennahes Ozon. Dieses verursacht Kopfschmerzen, Atembeschwerden und Augenreizungen.

Es wurden daher sekundäre Umweltschutztechnologien entwickelt, die der Emissionsquelle nachgeschaltet werden.

Grundlage für die Auswahl der zu vergleichenden Verfahren war deren technische Eignung für die Entfernung von VOCs aus der Abluft. Generell geeignet sind

- biologische Verfahren (Biofilter, Tropfkörper-Bioreaktor),
- sorptive Verfahren (Absorption, Adsorption),
- thermische Verfahren (Regenerative Nachverbrennung (mit Keramikschüttung bzw. Wabenkörper) und Katalytische Nachverbrennung).

3. AUFGABENSTELLUNG

Jedes dieser Verfahren erfüllt die Abreinigungsleistung innerhalb eines bestimmten Einsatzgebietes (charakterisiert durch die verfahrenstechnischen Parameter "Gas-Volumenstrom" und "Konzentration des Abluftinhaltsstoffes") – unter technischen und betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten – optimal [1].

Um die Aufwendungen pro Verfahren miteinander vergleichen zu können, wurde für diese Arbeit – als Kompromiß – eine verfahrenstechnische Aufgabenstellung definiert, die quasi in den Einsatzgebieten aller betrachteten Verfahren liegt. In der Aufgabenstellung (s. Tabelle 1) werden die verfahrenstechnischen Parameter berücksichtigt.

Tab. 1: Verfahrenstechnische Parameter der Aufgabenstellung

Abluft-Volumenstrom	10.000 Nm ³ /h
Rohgaskonzentration	3g /Nm ³
Temperatur	25 °C
rel. Luftfeuchte	60 %

Aufgrund dieser Aufgabenstellung (Konzentration) werden Membranverfahren nicht berücksichtigt.

Darüber hinaus soll in der Betrachtung der Einfluß verschiedener VOC-Vertreter (die sich hauptsächlich durch ihre biologische Abbaubarkeit unterscheiden) berücksichtigt werden. Als Abluftinhaltsstoffe werden Ethylacetat, Toluol und Heptan ausgewählt.

In den Richtangeboten wurden dazu die Fälle betrachtet, in denen jew. eine der o. g. Verbindungen die ausschließliche VOC-Beladung in der Abluft darstellt (s. Tabelle 2).

Tab. 2: Übersicht über die eingeholten Richtangebote

Verfahren	Anzahl der ausgelegten Anlagen für den Schadstoff		
	Toluol	Ethylacetat	Heptan
BF	2	2	2
TBR	k. A.	1	k. A.
ABS	2	2	2
ADS	2	1	1
RNV	3	3	3
KNV	3	3	3

BF = Biofilter, TBR = Tropfkörper-Bioreaktor, ABS = Absorption,
 ADS = Adsorption, RNV = Regenerative Nachverbrennung, KNV = Katalytische Nachverbrennung,
 k.A. = keine Auslegung

Die tägliche Betriebsdauer (Schicht- oder Tagesbetrieb) ist für biologische Verfahren von besonderer Relevanz; im Rahmen dieser Arbeit wurde für alle berücksichtigten Verfahren eine Betriebsdauer von 30.000 h zugrunde gelegt.

4. VORGEHENSWEISE

In dieser Arbeit werden dazu für die in Frage kommenden Verfahren sowohl

- die Primär-Aufwendungen an stofflichen Ressourcen (metallische und mineralische Rohstoffe) als auch
- die Aufwendungen an energetischen Ressourcen für den Betrieb (Primär-Aufwendung) und für die Herstellung der Anlagenkomponenten bzw. der Betriebshilfsmittel (Sekundär-Aufwendung)

bilanziert und gegenübergestellt, die für das Einhalten einer definierten Reinigungsleistung erforderlich sind.

Die Auswertung der Sachbilanz erfolgt unter Berücksichtigung des Verfahrenstypes und des zu entfernenden Abluftinhaltsstoffes durch Betrachtung des Stoffdurchsatzes.

Für die entsprechenden Werte der Aufwendungen werden für jede Kombination "Verfahrenstyp – Schadstoff" das arithmetische Mittel gebildet und die Streuung der erhobenen Daten (minimaler und maximaler erhobener Wert) angegeben.

5. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

5.1 Gesamt-Energie-Aufwendungen

Der Wert für die Gesamtenergieaufwendung eines Verfahrens setzt sich zusammen aus den Primär- und den Sekundär-Energieaufwendungen.

Unter den Primär-Energieaufwendungen werden die direkten Energieaufwendungen verstanden, die für den Betrieb erforderlich sind (z.B. für Gebläse bzw. Pumpen). Die Energieaufwendungen berechnen sich aus der Leistungsaufnahme während der Betriebsdauer von 30.000 h.

Unter den Sekundär-Energieaufwendung wird der Energieaufwand verstanden, der für die Herstellung von Anlagenkomponenten bzw. Betriebshilfsmitteln benötigt wird. Entsprechende Daten für den Energieaufwand bei der Herstellung von Stahl, Beton und Keramik sind in der Literatur publiziert [2].

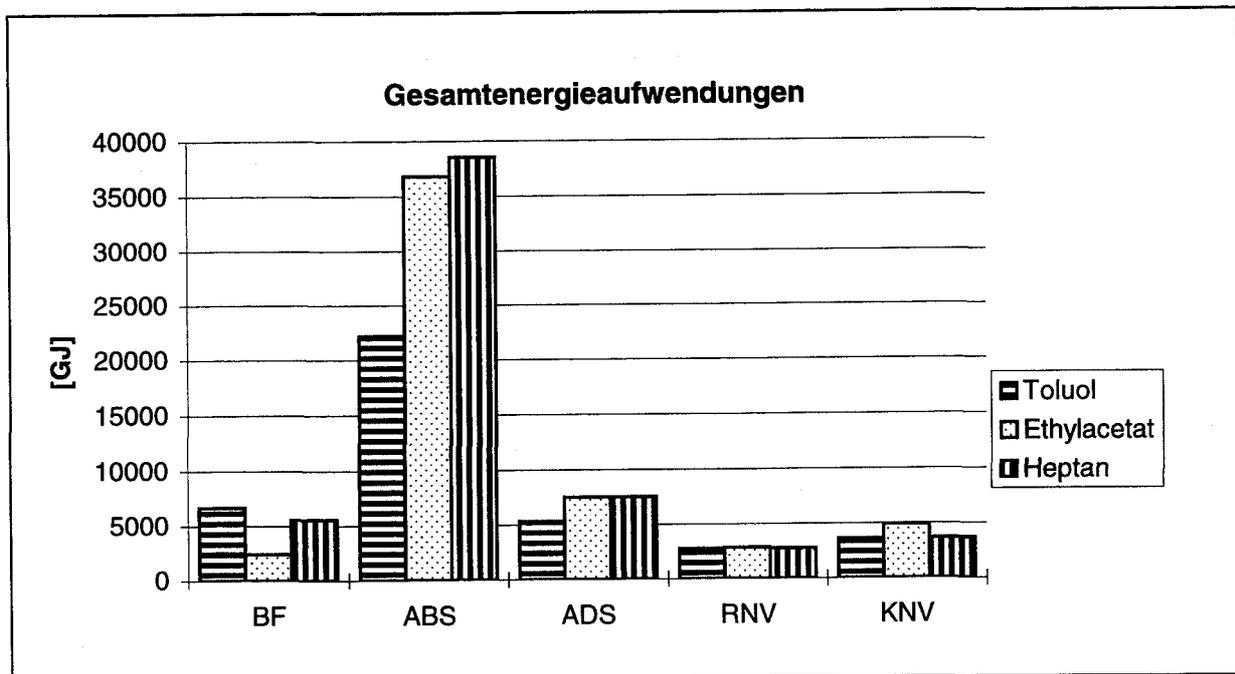
Das Adsorbens und die rückgewonnenen VOCs werden nach Verlassen der Abluftreinigungsanlage durch Verbrennen einer zusätzlichen Nutzung zugeführt. Diese werden somit in der Energie-Bilanz als thermische Gutschrift berücksichtigt.

Die Abb. 1 zeigt die Gesamt-Energieaufwendungen im o.g. Betriebszeitraum für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit vom zu entfernenden Abluftinhaltsstoff (Toluol, Ethylacetat bzw. Heptan).

Die Gesamt-Energieaufwendungen fallen für die thermischen Verfahren – vergleichsweise – am niedrigsten aus (autothermer Betrieb) und für die absorptiven Verfahren am höchsten aus. Die Aufwendungen für die biologischen, adsorptiven und thermischen Verfahren liegen in der selben Größenordnung.

Mit zunehmender biologischer Abbaubarkeit der Abluftinhaltsstoffe wird der Einsatz biologischer Verfahren zur Entfernung dieser Verbindungen zunehmend interessant. So ist die Ressourcenaufwendung für die Entfernung von Ethylacetat geringer als für Toluol. Bei den thermischen Verfahren hingegen hat die biologische Abbaubarkeit keinen Einfluß auf die Einsatzfähigkeit dieser Verfahren.

Abb. 1: Gesamt-Energieaufwendungen in [GJ] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit der zu entfernenden Abluftinhaltsstoffe



Der Grund für die um eine Größenordnung höher liegenden Aufwendungen bei den absorptiven Verfahren liegt hauptsächlich im Energieaufwand für die Regeneration des Absorbens (Rückgewinnung des Abluftinhaltsstoffes).

Bei den thermischen Verfahren fällt die Gesamt-Energieaufwendung für die Regenerative Nachverbrennung geringer aus als bei der Katalytischen Nachverbrennung, was in den geringeren Energie-Aufwendungen während des Betriebs durch interne Energie-Rückgewinnung begründet ist.

5.2 Primäraufwendungen

Es werden die Primäraufwendungen bezüglich der metallischen, mineralischen und biogenen Ressourcen sowie an Fläche und Wasser betrachtet.

Bei den biologischen Verfahren ist der Flächenbedarf vergleichsweise am höchsten, da die Fläche systembedingt – durch das große Filterbettvolumen (biologische Abbaubarkeit) und dessen geringe Höhe (zur Reduzierung des zu überwindenden Druckverlustes) – groß ausfällt (s. Abb. 2). Für die Entfernung von biologisch leichter abbaubaren Substanzen kann – im Falle der biologischen Verfahren – eine Senkung des Ressourcenbedarfes (vornehmlich an Fläche) beobachtet werden. Bei den physikalischen Verfahren wird der Flächenbedarf nur für das Aufstellen der Anlage benötigt. Bei den physikalischen Verfahren konnte ein solcher – biologisch relevanter – Zusammenhang jedoch nicht erkannt werden.

Wasser wird bei den biologischen Verfahren zur Konditionierung der Abluft (zur Aufrechterhaltung der biologischen Aktivität des Filtererbettes) und bei den absorptiven Verfahren (als Kühlmittel bei der Regeneration des Absorbens) benötigt. Die Aufwendungen an Wasser liegen bei den absorptiven Verfahren um eine Größenordnung höher als bei den biologischen Verfahren (s. Abb. 3).

Abb. 2: Primäraufwendungen an Fläche [m²] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit der zu entfernenden Abluftinhaltsstoffe

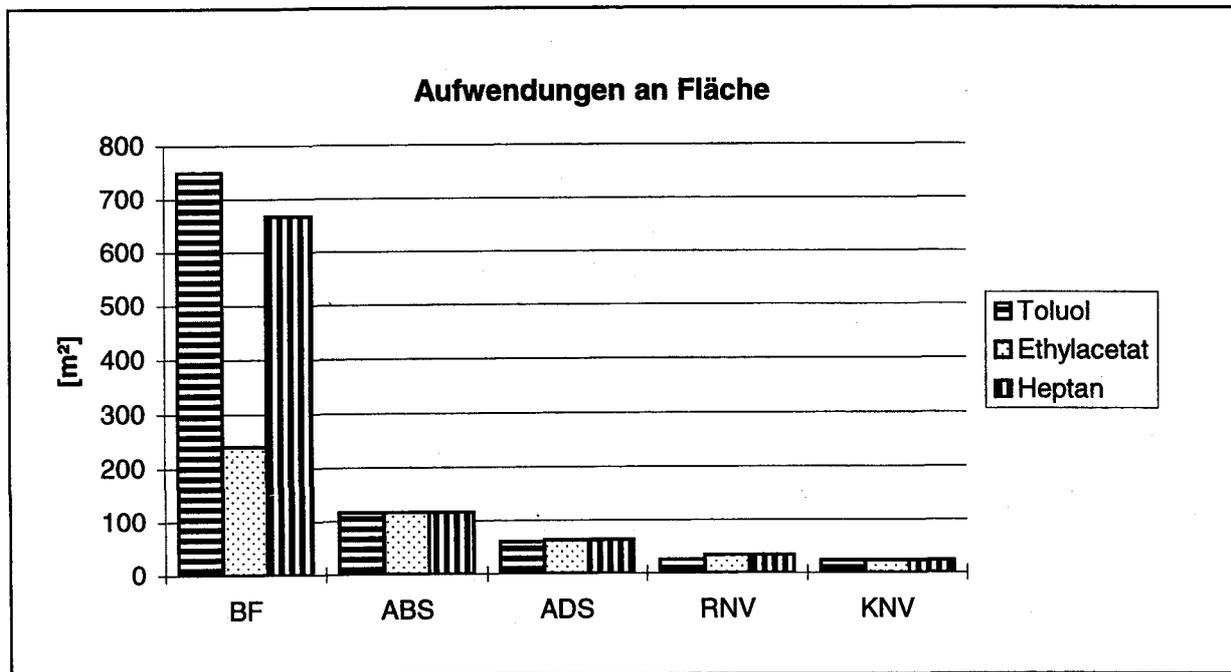
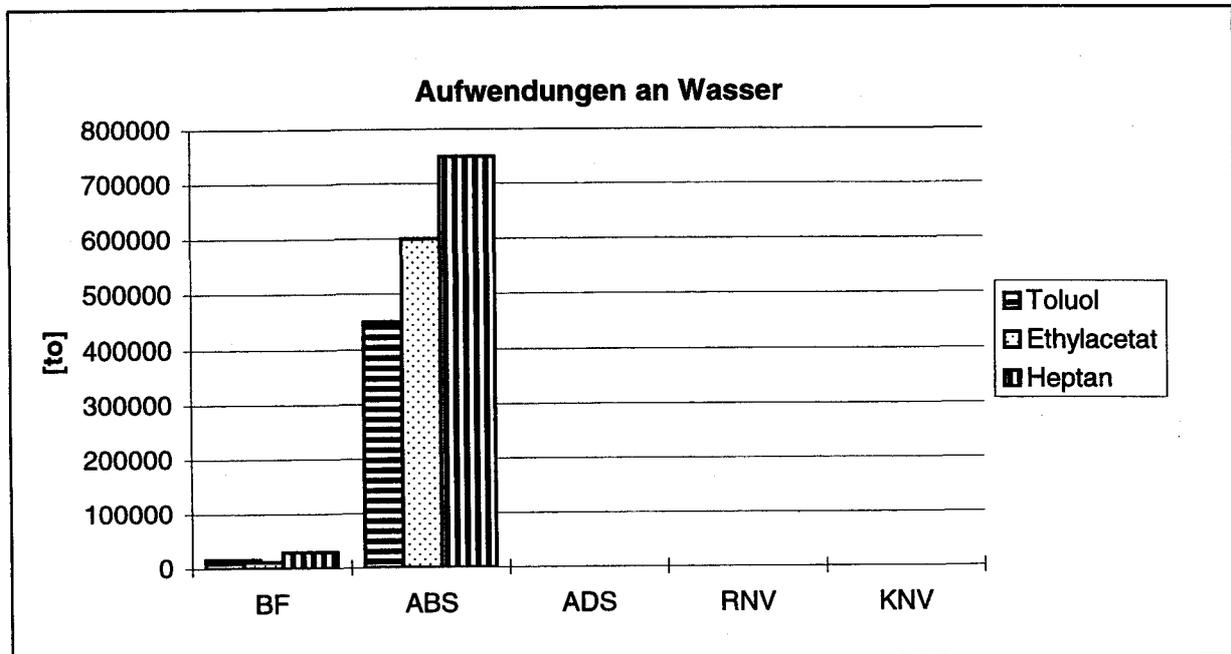


Abb. 3: Primäraufwendungen an Wasser in [t_o] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit der zu entfernenden Abluftinhaltsstoffe



Bei den biologischen Verfahren werden bei den Biofiltern fast ausschließlich mineralische (s. Abb. 4) und bei den Tropfkörper-Bioreaktoren vornehmlich metallische Ressourcen (s. Abb. 5) verwendet.

Abb. 4: Aufwendungen an mineralischen Ressourcen in [to] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit der zu entfernenden Abluftinhaltsstoffe

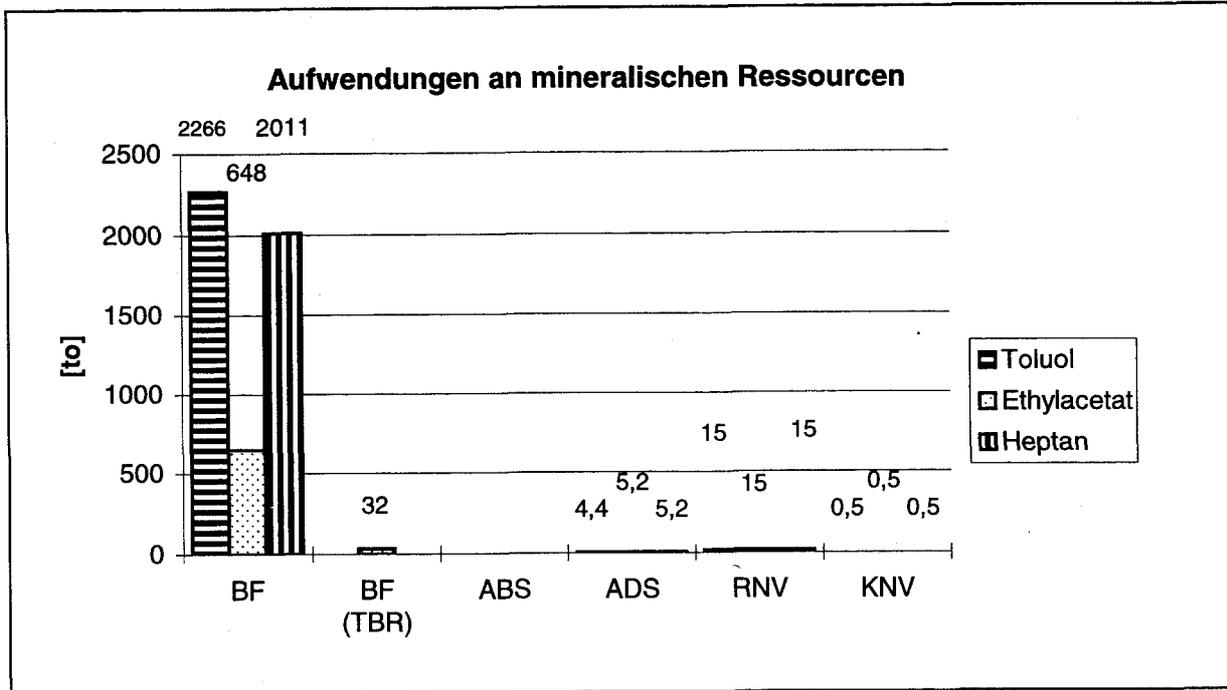
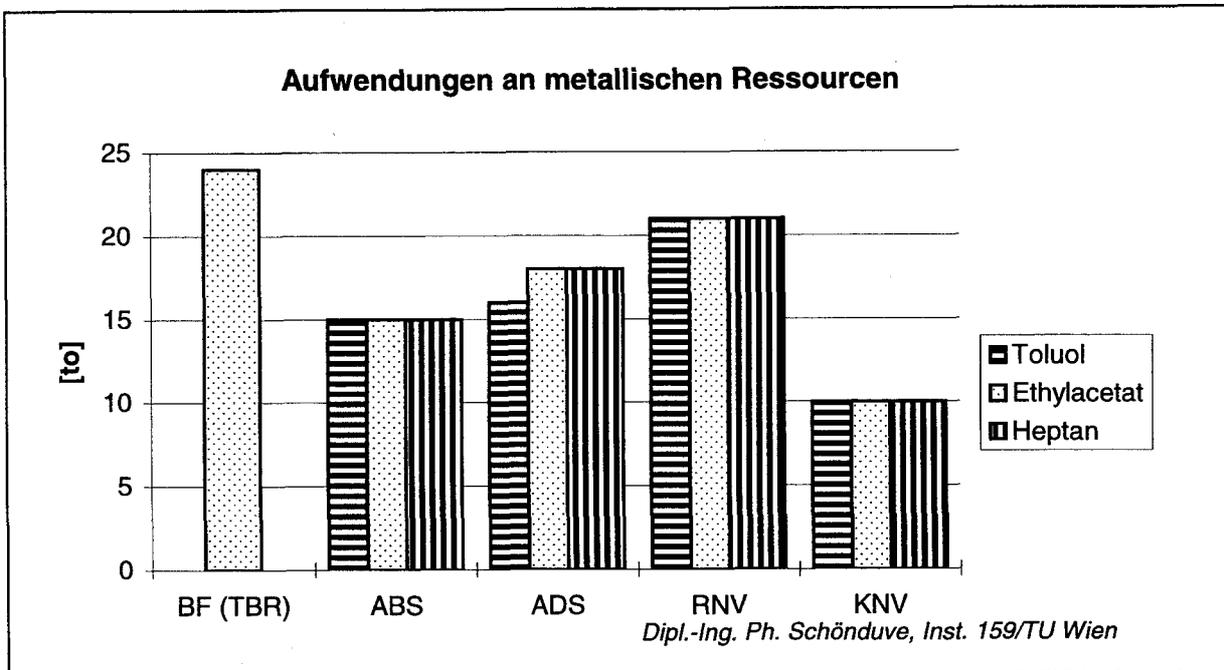
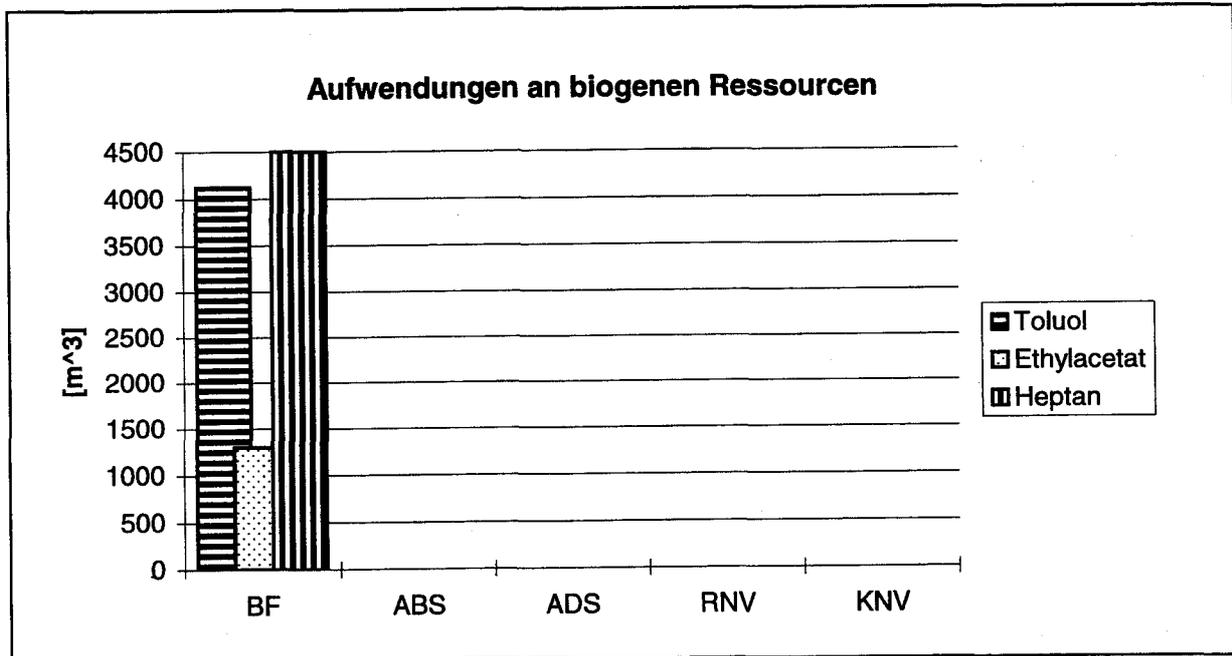


Abb. 5: Aufwendungen an metallischen Ressourcen in [to] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit der zu entfernenden Abluftinhaltsstoffe (TBR=Tropfkörper-Bioreaktor)



Biogene Ressourcen werden nur bei den biologischen Verfahren (Filtermaterial) benötigt (s. Abb. 6).

Abb. 6: Aufwendungen an biogenen Ressourcen in [m³] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit vom zu entfernenden Abluftinhaltsstoff

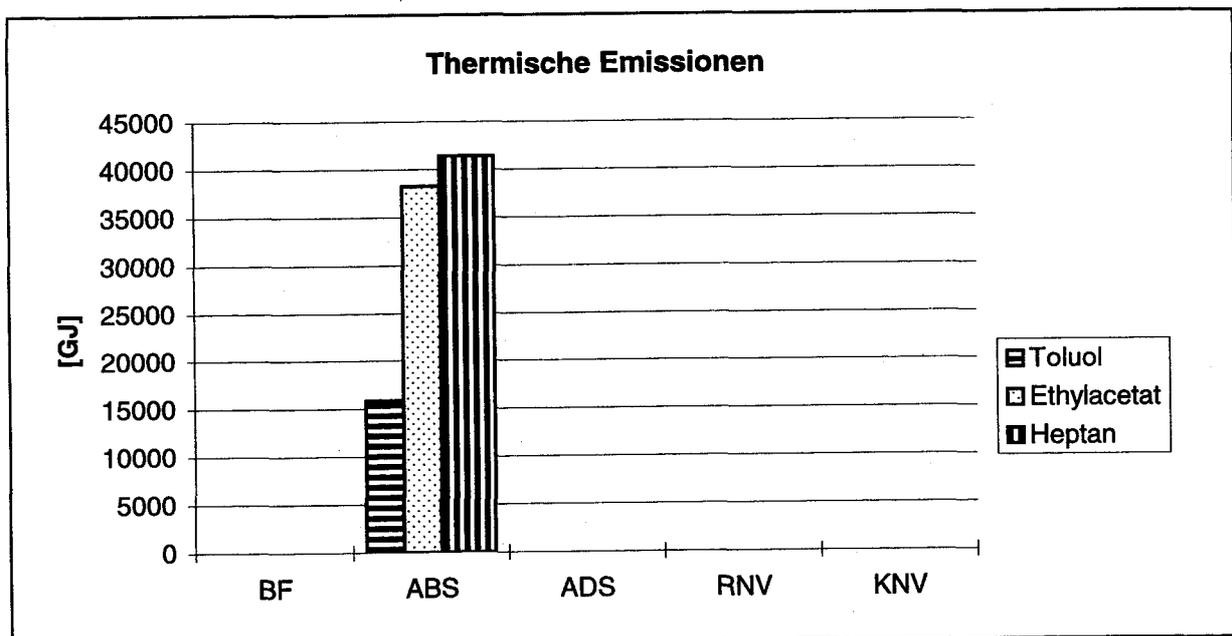


5.3 Umweltbelastungen

Die entstehenden Emissionen werden unterteilt in die Abfallklasse "feste Abfälle" (Metall, Beton, Keramik), Abwasser und gasförmige Emissionen (C_xH_y, CO, NO_x).

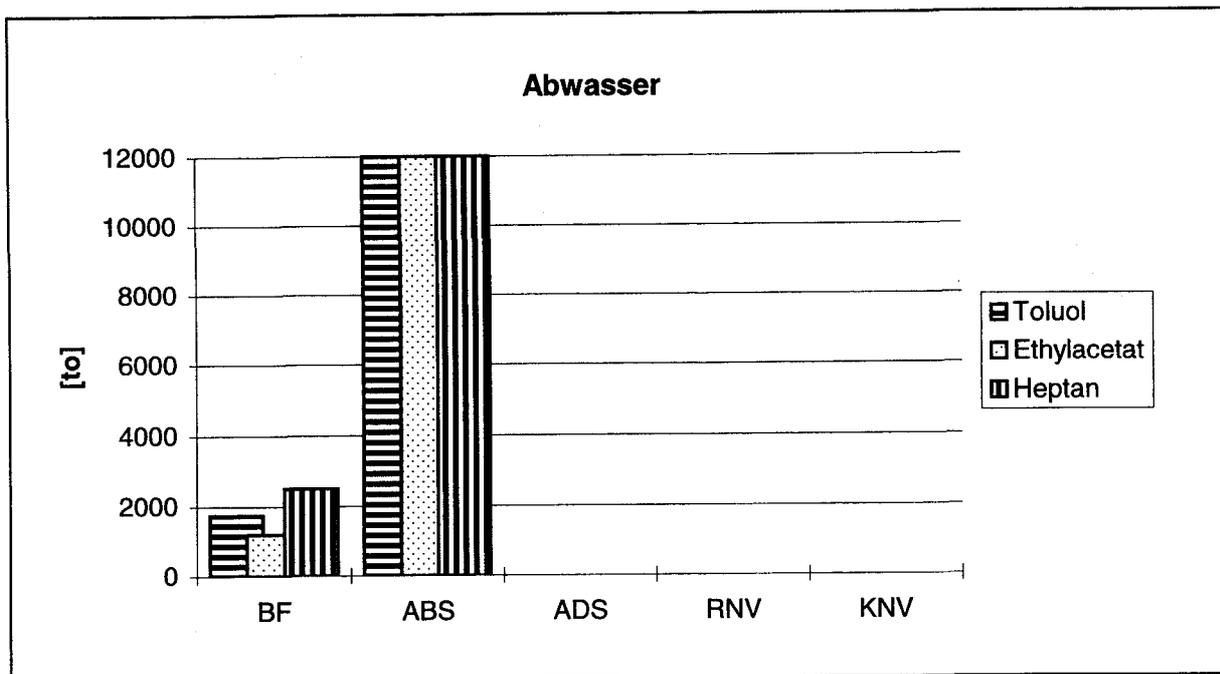
Kühlschritte im Prozeß (bei den absorptiven Verfahren) werden als thermische Emissionen berücksichtigt; das Kühlmittel (z. B. Wasser) wird in seiner Zusammensetzung nicht verändert und deswegen nicht als Abwasser betrachtet (s. Abb. 7).

Abb. 7: Thermische Emissionen der betrachteten Verfahren in [GJ] in Abhängigkeit von den zu entfernenden Abluftinhaltsstoffen



Abwasser fällt nur bei den biologischen Verfahren (Kondensat aus dem Filterbett) und den absorptiven Verfahren (gebundene Luftfeuchtigkeit) an (s. Abb. 8). Im Falle der biologischen Verfahren kann das Abwasser bei Schwermetallfreiheit über den Kanal abgelassen werden; im Falle der absorptiven Verfahren können die organischen Verbindungen durch einen Dekanter weitgehend von der wässrigen Phase abgetrennt werden. Das Abwasser kann dann der Abwasserreinigung zugeführt werden.

Abb. 8: Emissionen an Abwasser in [to] für die betrachteten Verfahren in Abhängigkeit von den zu entfernenden Abluftinhaltsstoffen



Die Anlagen der biologischen Verfahren sind so ausgelegt, daß deren Kohlenwasserstoff-Emissionen den in der TA-Luft genannten Grenzwert nicht überschreiten. Bei den thermischen Verfahren liegen die Kohlenwasserstoff-Emissionen deutlich unter denen von der TA-Luft genannten Grenzwerten (s. Abb. 9).

Bei den absorptiven Verfahren muß bei den Kohlenwasserstoff-Emissionen berücksichtigt werden, daß sich diese aus dem eigentlichen Abluftinhaltsstoff und dem ausgetragenen Waschmittel (Absorbens) zusammensetzen.

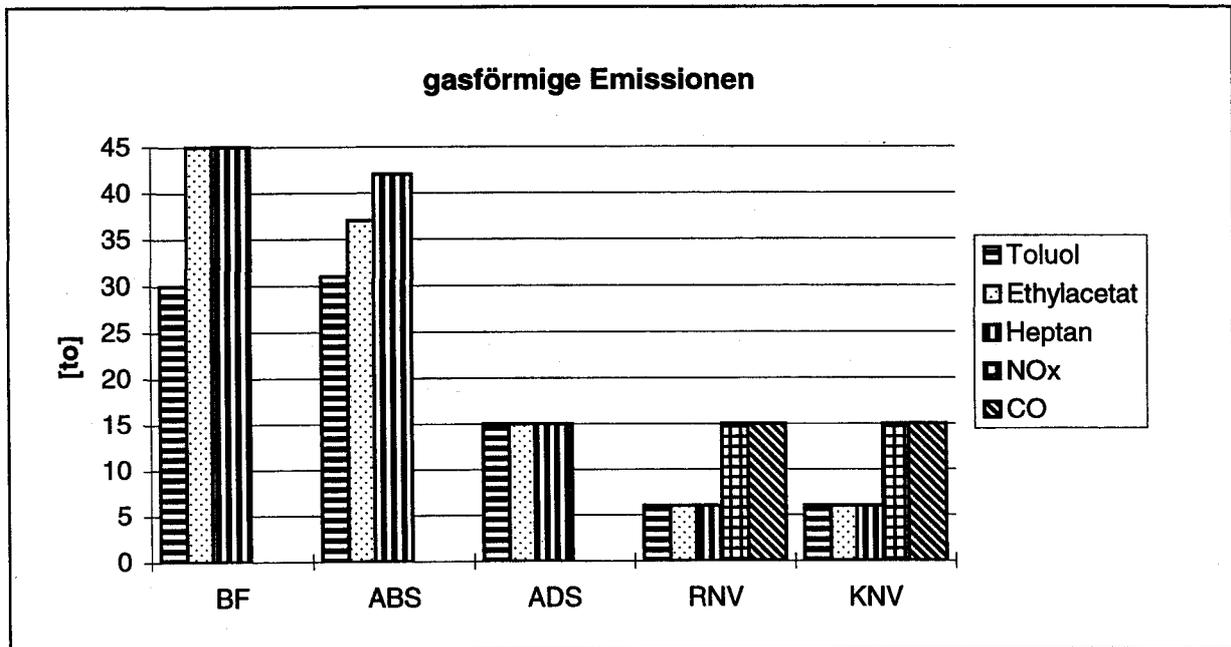
Durch die thermische Oxidation entstehen zusätzliche Emissionen an NO_x und CO .

Mit Betriebsende fällt die gesamte Beton- und Keramikmenge als mineralischer Abfall an.

Während der Betriebsdauer muß Adsorbiermaterial (wegen der nachlassende mechanische Stabilität der Adsorbierschüttung) und ausgestripptes Absorbens ersetzt werden.

Die eingesetzten metallischen Werkstoffe werden durch den Betrieb in der Abluftreinigungsanlage in ihrer Verwendbarkeit nicht eingeschränkt. Sie fallen nach Betriebsende quasi recyclingfähig an.

Abb. 9: Während des Betriebszeitraumes emittierte Menge gasförmiger Stoffe in [to] der betrachteten Verfahren



6. SCHLUSSFOLGERUNG

Es lassen sich für jeden Verfahrenstyp Aussagen über die Art und Größenordnung der Ressourcenaufwendungen und der Umweltbelastungen treffen.

Bei den biologischen Verfahren sind die Aufwendungen an Fläche, Wasser und mineralischen Ressourcen im Vergleich zu den betrachteten Verfahrensalternativen hoch. Die gewählte Aufgabenstellung stellt jedoch – wegen der hohen Konzentration des Abluftinhaltsstoffes – keinen typischen Anwendungsfall für die biologische Abluftreinigung dar; für die Entfernung niedrigerer Konzentrationen des Abluftinhaltsstoffes nehmen die Aufwendungen für dieses Verfahren sowohl absolut als auch im Vergleich zu den alternativen Verfahren ab.

Für die Entfernung von biologisch leichter abbaubaren Substanzen kann – im Falle der biologischen Verfahren – eine Senkung des Ressourcenbedarfes (vornehmlich an Fläche) beobachtet werden. Bei den thermischen Verfahren hingegen hat die biologische Abbaubarkeit keinen Einfluß auf die Einsatzfähigkeit dieser Verfahren.

Die Auswertung der Sachbilanz durch unterschiedliche Bewertungsverfahren ist in Vorbereitung [3]. Diesen Bewertungsverfahren liegt

- die Betrachtung des Stoffdurchsatzes (mit bzw. ohne Berücksichtigung des Recyclings der eingesetzten Materialien) und
- die Bestimmung der Äquivalenz der Umweltbelastungen zugrunde.

7. LITERATUR

- [1] Bhatnagar, S.: Einsatz von Abluftreinigungsanlagen in der Lackiertechnik, in: VDI-Berichte 1034: Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung, Düsseldorf (VDI-Verlag) 1993, 461-472
- [2] Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 1994, 423
- [3] Schönduve, Ph.: Dissertation TU Wien, in Vorbereitung

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Ist abzuschätzen, in welche Richtung sich diese Bilanz verschiebt, wenn man realistische Einsatzgrößen annimmt, d. h. bei thermischen Verfahren höher belastete und bei biologischen Verfahren niedrig belastete?

Antwort: Tendenziell werden die biologischen Verfahren, also die Anlagen, kleiner und kompakter. Die Aufwendung an Ressourcen nimmt daher ab. Es stellt sich die Frage, wie gering man die zu entfernenden Rohgaskonzentrationen ansetzt. Bei den thermischen Verfahren wird der Aufwand an Stützenergie für die Feuerung zunehmen. Bei dieser Aufgabenstellung ist das jedoch bisher nicht der Fall gewesen.

Frage: Bei Ihrer Schadstoffbilanzierung fehlt das CO₂, das mit dem Energieeinsatz in Zusammenhang steht. Es wird aber inzwischen als Schadstoff gehandelt, zumindest was den Treibhauseffekt betrifft. Warum wurde es in Ihre Bilanz nicht mit einbezogen?

Antwort: Wir hatten uns bislang an die Grenzwerte gemäß TA-Luft gehalten. Meines Wissens scheint CO₂ nicht explizit in der TA-Luft auf. Wir können noch nicht sagen, daß diese Bilanzierung abgeschlossen ist. Sie ist als Zwischenergebnis anzusehen, das wir veröffentlichen möchten.



RECHTLICH-ÖFFENTLICHE SITUATION



BIOLOGISCHE ABLUFTREINIGUNG IN ÖSTERREICH

D. Pettauer

Bundesministerium für Umwelt
Untere Donaustraße 11, A-1020 Wien

Die biologische Reinigung von Abluft ist aus der Sicht des Bundesministeriums für Umwelt eine Technologie, die sowohl ökologische als auch ökonomische Vorteile gegenüber chemisch-physikalischen Verfahren bietet. Dies gilt für einen ganz bestimmten Anwendungsbereich, dessen Breite sich gerade in den letzten Jahren bedingt durch eine Vielzahl technischer Neuerungen ausgeweitet hat. Zusätzlich haben in letzter Zeit viele innerbetriebliche Maßnahmen, wie Kreislaufführung oder Substitutionsmaßnahmen, dazu geführt, daß Lösungsmittelverarbeitende Betriebe zunehmend hochbelastete Abluftströme vermeiden. Gerade für diese niedrig belasteten Abluftströme sind biologische Abluftreinigungsverfahren dann meist das Mittel der Wahl.

Neben diesen zukunftsgerichteten Aspekten hat das Umweltministerium auch gewisse gesetzliche Vorgaben zu beachten.

Das Regierungsübereinkommen von 1991-1994 enthält im Kapitel "Luftreinhaltung" die Vorgabe, eine Reduktion der Emissionen flüchtiger organischer Schadstoffe (VOC) in den kommenden 5 Jahren um 30 % auf der Basis von 1987 anzustreben.

Das Ozongesetz von 1992 sieht eine weitere Reduktion der organischen Schadstoffe vor und präzisiert die im Regierungsübereinkommen gestellten Forderungen (Bis 1996: 40 %, bis 2001: 60 %, bis 2006: 70 % Reduktion der VOC).

Die Höhe der durch den Menschen in Österreich verursachten Basisemissionen (von 1987) wird auf ca. 430.000 t jährlich geschätzt.

Eine Entschließung des Nationalrates vom 2. April 1992 im Rahmen des Ozongesetzes sieht vor, daß der Bundesminister für Umwelt, Jugend und Familie die Förderungsmöglichkeiten erweitern solle, um auch im Bereich industrieller und gewerblicher Anlagen emissionsmindernde Maßnahmen zu forcieren und den Einbau von Anlagen zur biologischen Reinigung von Abluft voranzutreiben.

Diese genannten Vorgaben, die einerseits gesetzlicher Natur sind, andererseits aus unseren Ansichten zur biologischen Abluftreinigung entstanden sind, haben das Umweltministerium veranlaßt, eine Studie zur Erfassung der Situation dieser Technologie in Österreich in Auftrag zu geben.

Während dieser Arbeit hat sich gezeigt, daß bei vielen Betroffenen und potentiellen Anwendern ein Defizit an Information über diese Technologie herrscht. Die daraus resultierenden Ressentiments wurden noch verstärkt durch so manche fehlgeplante Anlage in der Vergangenheit.

Das Ziel unserer Studie ist daher, zu informieren und folgende Details zu vermitteln:

- Überblick über die gegenwärtige Situation in Österreich
- Liste der Schadstoffarten und Schadstoffdaten
- Übersicht über Grundlagen der biologischen Abluftreinigung
- Gesetzliche Bestimmungen
- Richtlinien zur Entscheidungshilfe bei der Verfahrenswahl.

GESETZLICHE REGELUNGEN

In Österreich gelten eine Reihe von gesetzlichen Regelungen für die Emission flüchtiger organischer Substanzen:

- Das bereits genannte Ozongesetz.
- Verordnungen nach § 14 Chemikaliengesetz. Die Lösungsmittelverordnung (1991) verfügt Verbote und Beschränkungen bestimmter Lösungsmittel.
- Die Gewerbeordnung schreibt vor, welche Betriebsanlagen einer behördlichen Genehmigung bedürfen und unter welchen Voraussetzungen diese erteilt wird. Die Einhaltung des "Standes der Technik" wird grundsätzlich vorgeschrieben. Beurteilt wird dieser durch behördliche Sachverständige, die sich dabei auf verschiedene Grundlagen stützen. Als solche können beispielsweise ÖNORMEN dienen, wie zum Beispiel über die Verwendung von halogenierten Kohlenwasserstoffen in Lackieranlagen oder für die Emissionsbegrenzung für Dämpfe organischer Verbindungen.
- Verordnungen nach § 82 Gewerbeordnung, derzeit aber nur für Gießereien und die Herstellung bitumöser Mischgüter.
- Auf der Ebene der Landesgesetzgebung gibt es Richtlinien der Ämter der Landesregierungen, welche die bestehenden Rechtsnormen für den sachlichen oder örtlichen Anwendungsbereich präzisieren.

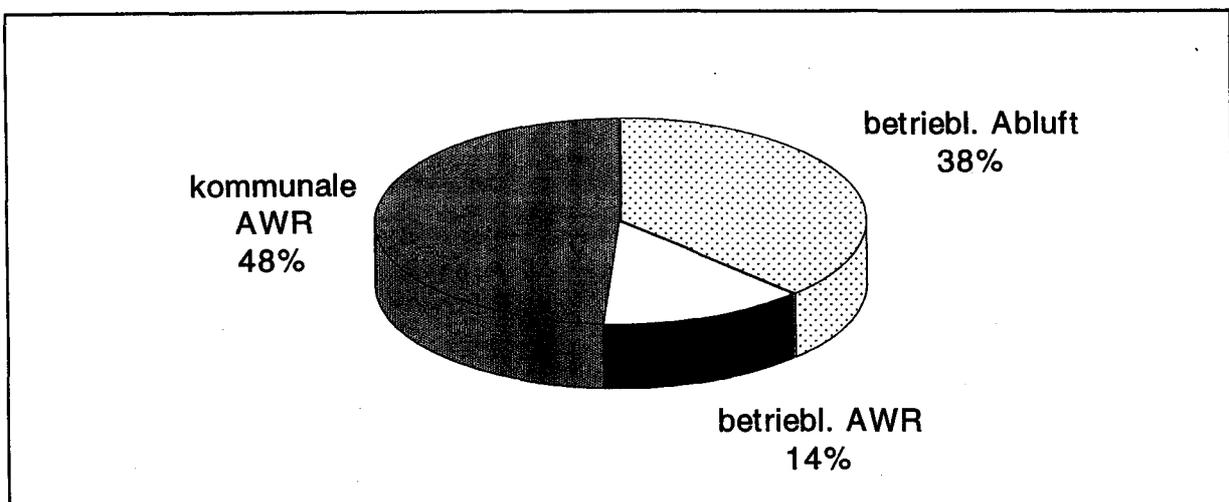
Häufig als Beurteilungsbasis herangezogen werden die Deutsche TA-Luft und Richtlinien des Verbandes Deutscher Ingenieure (VDI).

Derzeit im Entwurfsstadium befindet sich die Lackieranlagenverordnung und ein Bundesimmissionsschutzgesetz. Letzteres enthält im derzeitigen Entwurf Bestimmungen über den Einsatz emissionsarmer Stoffe, Zubereitungen und Produkte.

DIE SITUATION DER BIOLOGISCHEN ABLUFTREINIGUNG IN ÖSTERREICH

Zur Veranschaulichung des Einsatzbereiches von biologischen Abluftreinigungsanlagen in Österreich dient folgende Darstellung:

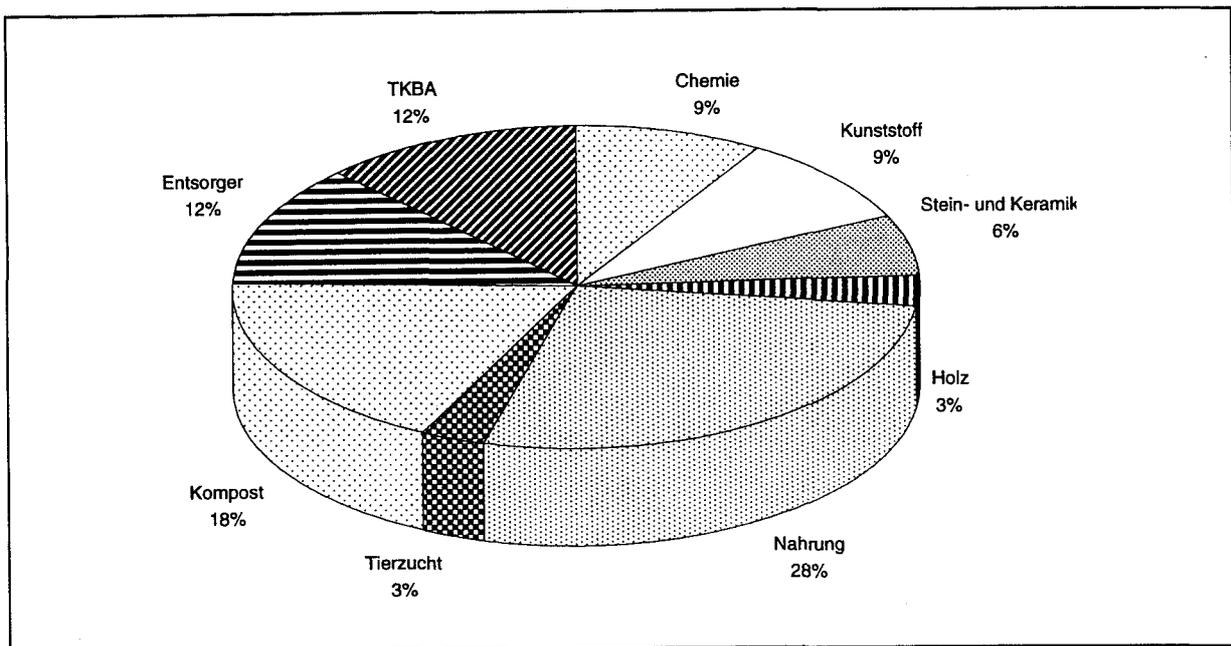
Abb. 1: Einsatzbereich biologischer Abluftreinigungsanlagen in Österreich



Insgesamt fielen fast 64 % der erfaßten biologischen Anlagen in den Bereich kommunaler Kläranlagen zur Geruchsminderung, vor allem im Bereich der Fäkalienübernahme und der Schlammbehandlung. Dies ist unter anderem bedingt durch entsprechende Richtlinien aus den Ämtern der Landesregierungen. In diesen Anwendungsfällen treten auch kaum Schwierigkeiten im Betrieb auf, obwohl die Anlagen ohne Vorversuche und mit minimalem Aufwand und Ausrüstung geplant wurden.

Die Aufteilung nach Zugehörigkeit zu Branchen nach der Einteilung der Bundeswirtschaftskammer zeigt, daß die meisten Einsatzfälle in der Nahrungs- und Genußmittelindustrie mit ca. 28 % der Anlagen vorliegen (Abb. 2).

Abb. 2: Verwendung von biologischen Abluftreinigungsanlagen nach Branchen



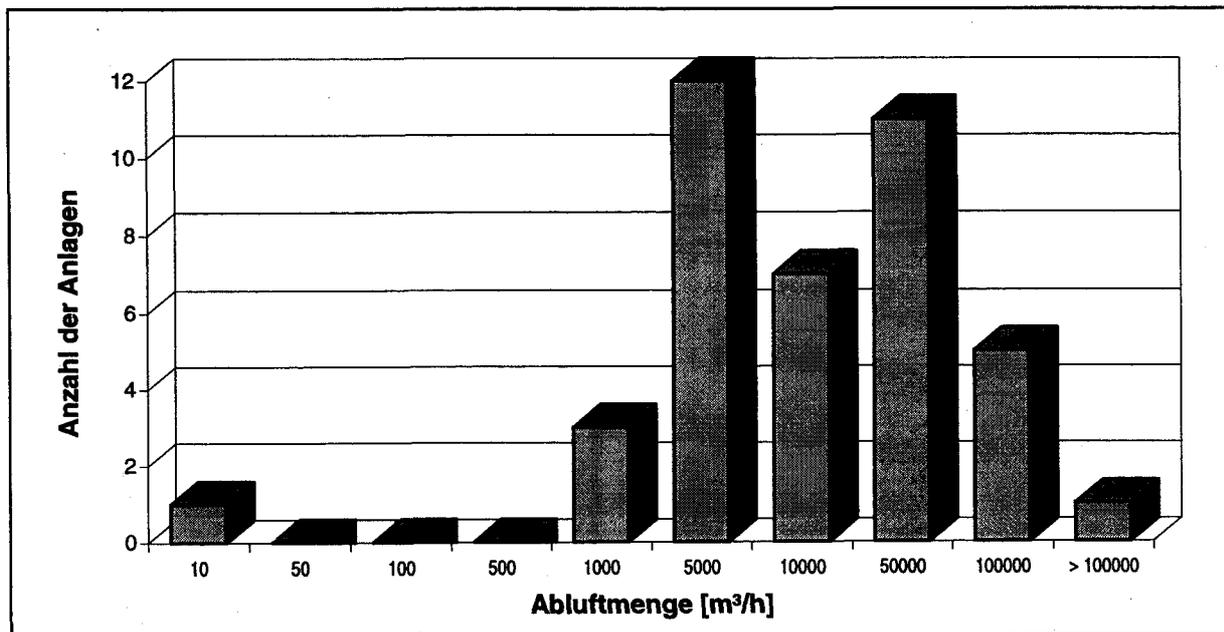
Kompostwerke (18 %), Entsorger (Absaugungen von kontaminierten Mieten und Deponien, 12 %) und Tierkörperbeseitigungsanlagen (12 %) werden von Betrieben aus der chemischen (9 %) und der Kunststoffindustrie (9 %) gefolgt. Interessant dabei erscheint, daß lediglich ein einziger Betrieb gefunden werden konnte, der mit biologischem Verfahren die Abluft einer Lackieranlage entsorgt. Diese Tatsache steht in krassem Widerspruch zur Situation in der BRD. Dort existieren nach verschiedenen Berichten und Herstellerangaben zahlreiche Anlagen im Lackierabluftbereich.

Der Grund für diesen Unterschied mag sein, daß die betriebliche Struktur in Österreich (kleinere Betriebe mit stark unregelmäßigem oder nur sporadischem Lackierbetrieb) Anlaß für die Skepsis ist. An sich wäre ein Einsatz biologischer Verfahren bei Lackieranlagen und anderen lösemittelmittlernden Anlagen – nach Berücksichtigung bestimmter Randbedingungen – durchaus sinnvoll.

Wesentliches Auslegungskriterium für Abluftreinigungsanlagen ist die zu behandelnde Abluftmenge.

Die ziemlich weite Verteilung von Abluftmengen, die in Österreich biologischen Behandlungsanlagen zugeführt werden, ist in Abb. 3 ersichtlich. Die Größen der in Österreich gebauten biologischen Abluftreinigungsanlagen sind ziemlich gleichmäßig über einen Bereich von ca. 5 m³ bis 1.800 m³ verteilt. Dabei finden kleine modulare Anlagen, wie sie im Bereich von Einzelobjektabsaugungen eingesetzt werden, ebenso Anwendung wie Flächenfilter bis 1800 m³ Volumen (Abb. 3).

Abb. 3: Verteilung der österreichischen biologischen Abluftreinigungsanlagen nach Abluftmenge

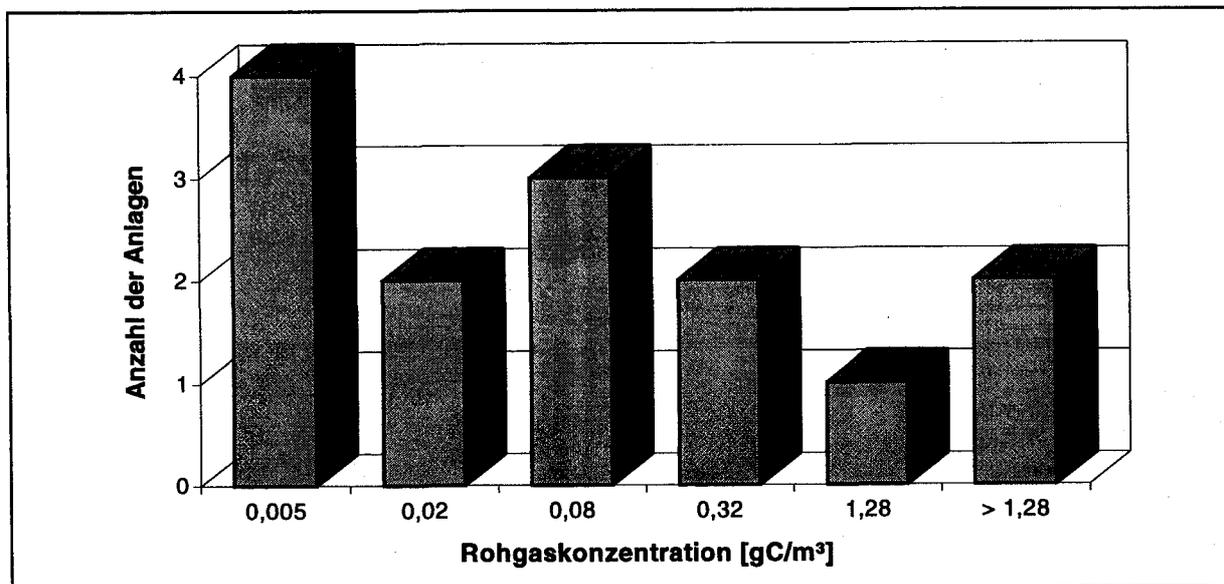


Ein weiteres wesentliches Auslegungskriterium ist die Abluftkonzentration.

Der bei weitem überwiegende Anteil der erfaßten Anlagen dient der Elimination von Geruchsstoffen, ohne über genauere Information über deren Zusammensetzung und Konzentration zu verfügen. Von 98 Abluftreinigungsanlagen wurden bei 14 Konzentrationsmessungen von organischem Kohlenstoff vorgenommen, bei weiteren 8 wurden olfaktometrische Messungen durchgeführt. Der Rest von 76 – bestehend ausschließlich aus Biofiltern – wird ohne meßtechnische Überwachung und damit ohne Möglichkeit zur Ermittlung eines Wirkungsgrades betrieben. Diese 76 Anlagen wurden jedoch, soweit bekannt, nicht aufgrund gewerbebehördlicher Anordnung gebaut, sondern bei an sich unproblematischen Abluftströmen auf freiwilliger vorsorgender Basis errichtet.

Bei den meßtechnisch überprüften Anlagen verteilt sich die Abluftkonzentration wie in Abb. 4 dargestellt.

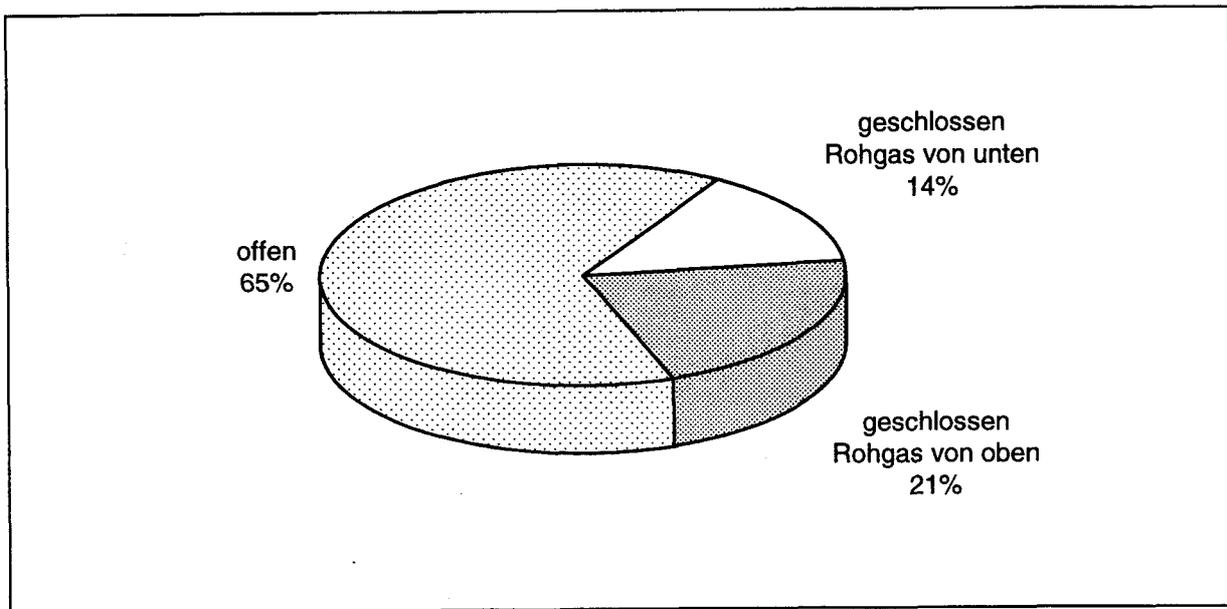
Abb. 4: Meßtechnisch erfaßte Anlagen nach Abluftkonzentration



Zieht man in Betracht, daß ein Großteil der Anlagen ohnedies nur Abluftströme entsorgt, deren Konzentration unter den erfaßten 5 mgC/m^3 liegt, nämlich 76 von 98 Anlagen, wird der momentane Einsatzschwerpunkt der biologischen Verfahren deutlich. Er liegt klar bei geruchsmindernden Maßnahmen, deren Wirkungsgrad aus gesundheitspolitischen Gründen nicht nachgewiesen oder überprüft werden muß.

Die Einteilung der Abluftreinigungsanlagen nach Bau- u. Betriebsweise ergibt folgendes Bild:

Abb. 5: Einteilung der Anlagen nach Bau- und Betriebsweise



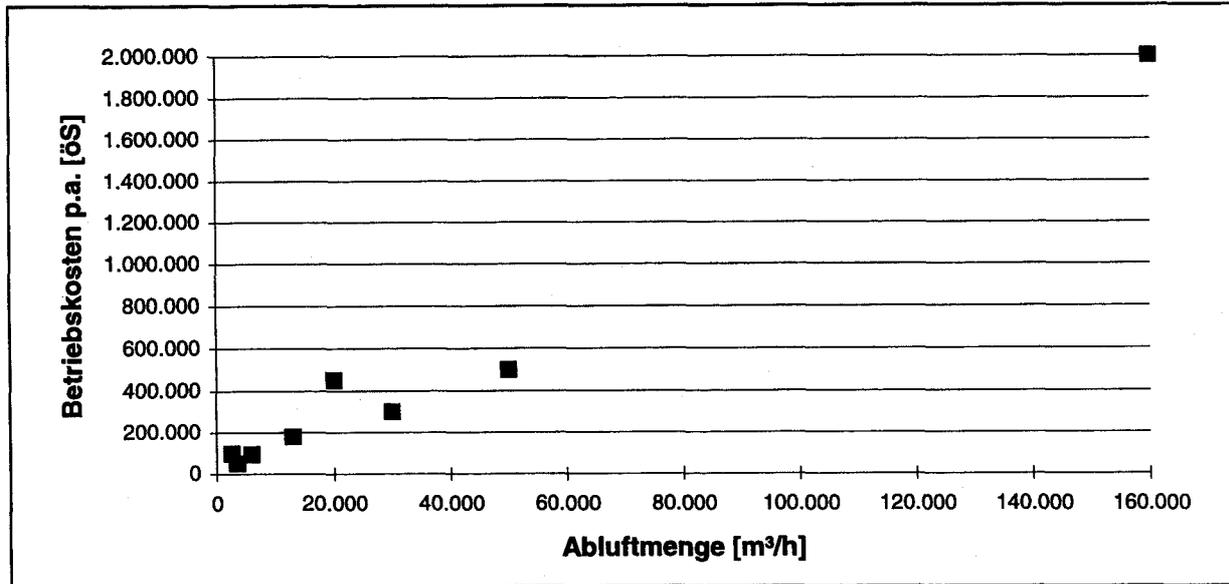
In der biologischen Abluftreinigung kommen in Österreich praktisch ausschließlich Biofilter zur Anwendung. Unter 98 erhobenen Anlagen befinden sich lediglich ein Biowäscher und ein Tropfkörper, die beide zur vollständigen Zufriedenheit ihrer Betreiber arbeiten.

Bei den Biofiltern findet man deutlich verschiedene Bau- und Betriebsweisen, die natürlich in engem Zusammenhang mit dem jeweiligen Anwendungsfall stehen. Anlagen zur Elimination geringer Mengen an übelriechenden Substanzen können in der Praxis in offener Bauweise bei hinreichender Funktionstüchtigkeit ausgeführt werden. Dabei ergeben sich oft Probleme mit der Feuchtekonstanz der Filtermaterialien und damit in der Folge Riß- und Kanalbildung sowie Randgängigkeitserscheinungen. Diese wirken sich bei Anlagen zur Elimination sehr gut abbaubarer und sehr gut wasserlöslicher Substanzen in geringer Konzentration, wie sie z. B. auf kommunalen Kläranlagen zum Einsatz kommen, meist nicht eklatant aus.

Bei Anlagen, die mit relativ hohen Konzentrationen an problematischen Abluftinhaltsstoffen beschickt werden, wird hauptsächlich die geschlossene Bauweise gewählt. Als Ausnahme dazu wurde auch eine hoch mit Lösemitteln belastete Anlage als offener Biofilter projektiert, deren Funktionen jedoch bei weitem nicht den gewünschten Anforderungen entspricht.

Ein weiterer für den Betrieb von biologischen Abluftreinigungsanlagen interessanter Punkt sind die Betriebskosten. Darüber konnten leider nur wenige verwertbare Daten ermittelt werden, da die meisten Betreiber ihre Kosten im Rahmen des gesamten Betriebes nicht aufzuspalten vermochten. Bei den 8 Anlagen, die in der Lage waren Betriebskosten bekanntzugeben, liegen diese zwischen 50.000 und 2 Mio öS jährlich.

Abb. 6: Betriebskosten im Verhältnis zur Abluftmenge



Die spezifischen jährlichen Betriebskosten verhalten sich entsprechend homogen und liegen zwischen 10 und 20 öS pro m³ und Stunde. Betriebskosten sind also ziemlich linear abhängig von der zubehandelnden Abluftmenge, was sich daraus erklärt, daß die Energiekosten für Gebläse den Hauptbestandteil daran bilden.

BETRIEBSPROBLEME

Im allgemeinen erfüllen biologische Abluftreinigungsanlagen die in sie gesetzten Erwartungen. Es muß betont werden, daß praktisch alle Anlagenbetreiber sich ziemlich intensiv sowohl mit der Technologie, als auch mit den auf diesem Gebiet angebotenen Anlagen auseinandergesetzt haben. Diesem Umstand ist auch zu verdanken, daß die meisten Anlagen ihren Wirkungsgrad betreffend anstandslos arbeiten. Zu bemerken ist auch, daß besonders bis vor einigen Jahren auch von seiten der Betreiber selbst noch relativ viel an Entwicklungsarbeit geleistet wurde. Diese verfügen daher teilweise über sehr wertvolle Praxiserfahrung.

In Gesprächen mit Planern von biologischen Abluftreinigungsanlagen kamen vor allem Probleme bei der Datengewinnung zur Sprache. Einerseits existieren noch keine Meßwerte für die meisten Abluftströme, andererseits werden bei Messungen nur bestimmte Betriebszustände erfaßt, die dem Dauerbetrieb der Filteranlagen schließlich nicht mehr entsprechen.

Dabei wurde auch Kritik am Vorgehen einiger Abluftanalytiker laut. Bei der Auswahl jenes Betriebszustandes, der im Zuge einer meßtechnischen Überwachung betrachtet wird, sollte jedenfalls höchste Sorgfalt bezüglich seiner Repräsentativität walten.

Ein weiteres Problem betrifft die Auswahl der für den Anlagenbetrieb notwendigen Parameter. In Einzelfällen unterlassene Messungen – z. B. von Staub – bei sonst korrekter Meßwertfassung, können ganz wesentliche Mehrkosten verursachen.

Das Auftreten von Schwierigkeiten im maschinellen Bereich ist aus unserer Erfahrung eher weniger häufig anzutreffen als bei chemisch-physikalischen Anlagen ähnlicher Funktion. Wesentliches Augenmerk ist sicherlich auf verbesserte Erhebungsarbeit als Grundlage für die ordnungsgemäße Auslegung und Materialwahl zu legen. In diesem Bereich ist aufgrund der jahrzehntelangen Erfahrungen im Anlagenbau an sich ausreichend Wissen vorhanden, das jedoch hauptsächlich aus Informationsmangel nicht angewandt werden kann.

KRITERIEN ZUR AUSWAHL VON VERFAHREN

Der im Rahmen dieser Untersuchung geortete Mangel an Information sowohl seitens der Betreiber als auch bei Planern und Errichtern veranlaßte uns, diesem Personenkreis auch Kriterien zur Verfahrensauswahl zur Verfügung zu stellen.

Bei schlecht abbaubaren Verbindungen wird durch die größer auszulegende Biologie – schon rein aus Kostengründen – viel früher eine Entscheidung in Richtung einer Alternative im Bereich der chemisch-physikalischen oder thermischen Entsorgung zu suchen sein. Insofern macht sich also die biologische Abbaubarkeit als wesentliches Kriterium bei der Verfahrensauswahl stark bemerkbar.

Ebenso wie die Abbaubarkeit ist die Rohgaskonzentration ein wesentliches, aber kein absolutes Kriterium. In Abhängigkeit von der zu behandelnden Substanz und etwaigen toxischen Effekten muß von Fall zu Fall die Sinnhaftigkeit der biologischen Entsorgung überprüft werden. In jenen Fällen, in denen die Überschreitung von Grenzwerten keinesfalls zu befürchten ist (also reine Desodorierung) können Biofilter jedenfalls Einsatz finden. Bei höher konzentrierten Abluftströmen müssen Pilotversuche Klarheit über die Einsetzbarkeit biologischer Verfahren schaffen.

Weitere zu berücksichtigende Faktoren können wie in Tabelle 1 dargestellt werden.

Tab. 1: Auswahlkriterien für Verfahren

Bereich	Faktor
Rohgasanfall	Kontinuität Lage der Anfallstelle(n)
Rohgascharakteristik	Menge Konzentration Erfordernis der Konditionierung
Möglichkeiten zur Verwertung	stofflich energetisch
Investitionen	Anlagenkosten Infrastrukturkosten
Betriebskosten	Energie sonstige Betriebsmittel
Servicekosten (Wartung)	intern extern
Räumliche Vorgaben	Platzbedarf Anrainer behördliche Vorschriften

Zusätzlich wurde auch ein Entscheidungsdiagramm erstellt, das selbstverständlich nur als grobe Richtlinie für die Zuordnung von Abluftreinigungsverfahren zu spezifischen Abluftströmen dient. Es wurde darin versucht, die wichtigsten Kriterien, aufgrund derer Verfahren ausgewählt werden, in einen Entscheidungsbaum einzubauen. Da in der Praxis häufig eine Vielzahl von zusätzlichen, lokalen Kriterien im Entscheidungsprozeß Eingang finden, muß auch das vorliegende Diagramm unvollständig sein. Allerdings soll es dazu verwendet werden können, die einzelnen Entscheidungsschritte, nach denen Abluftreinigungsverfahren gewählt werden, zu verfolgen.

FÖRDERUNG

Um nun eine weitere Verbreitung von biologischen Abluftreinigungsanlagen zu fördern, wurde vom Umweltministerium – neben der Mitveranstaltung und Unterstützung dieser Tagung in Innsbruck – auch eine finanzielle Förderungsmöglichkeit geschaffen. Detailauskünfte darüber sind bei der Österreichischen Kommunalkredit AG erhältlich. Im Rahmen der betrieblichen Umweltförderung des Umweltförderungsfonds wird eine Subvention von 27% der umweltrelevanten Investitionskosten angeboten.

Die Studie "Biologische Abluftreinigung in Österreich" und nähere Auskünfte sind erhältlich bei: Bundesministerium für Umwelt, Dr. Dietmar Pettauer oder Dipl.-Ing. Barbara Perthen, Untere Donaustraße 11, 1020 Wien, Tel. 21132/2013, Fax 21132/2008.

RECHTLICHE SITUATION DER ZULASSUNG VON ANLAGEN ZUR BIOLOGISCHEN ABLUFTREINIGUNG IN DEUTSCHLAND

H. Ludwig

Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,
Bernkastelerstraße 8, PF 12 06 29, D-53048 Bonn

1 GRUNDLEGENDE GESETZLICHE ÄNDERUNG

Das Recht der Zulassung von Anlagen zur biologischen Abluftreinigung muß im größeren Zusammenhang gesehen werden, insbesondere im Zusammenhang mit der Zulassung von Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen.

Durch Gesetz vom 22. April 1993 (Bundesgesetzblatt I S. 466) wurde bestimmt, daß ortsfeste Abfallentsorgungsanlagen (außer Deponien) keiner Zulassung nach § 7 des Abfallgesetzes mehr bedürfen, sondern nur noch einer Genehmigung nach den Vorschriften des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG). Maßgeblich für die Frage, ob eine Anlage einer Genehmigung nach dem BImSchG bedarf, ist die Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV).

2 REGELUNGEN DER 4. BIMSCHV

Nach § 1 Abs. 1 Satz 1 der 4. BImSchV bedürfen Anlagen, die im Anhang zu dieser Verordnung genannt sind, einer Genehmigung, soweit den Umständen nach zu erwarten ist, daß sie länger als während der 12 Monate, die auf die Inbetriebnahme folgen, an demselben Ort betrieben werden. Nr. 8 des Anhangs der 4. BImSchV bestimmt u. a., daß folgende Anlagearten einer Genehmigung nach dem BImSchG bedürfen:

1. Anlagen zur Kompostierung mit einer Durchsatzleistung von mehr als 10 Tonnen je Stunde im Verfahren unter Beteiligung der Öffentlichkeit (Nr. 8.5 Spalte 1);
Anlagen zur Kompostierung mit einer Durchsatzleistung von 0,75 Tonnen bis weniger als 10 Tonnen je Stunde im Verfahren ohne Beteiligung der Öffentlichkeit (Nr. 8.5 Spalte 2);
2. Anlagen zur Behandlung von verunreinigtem Boden, der nicht ausschließlich am Standort der Anlage entnommen wird, im Verfahren unter Beteiligung der Öffentlichkeit (Nr. 8.7 Spalte 1);
Anlagen zur Behandlung von verunreinigtem Boden, der ausschließlich am Standort der Anlage entnommen wird, im Verfahren ohne Beteiligung der Öffentlichkeit (Nr. 8.7 Spalte 2);
3. Abfallentsorgungsanlagen zur Lagerung od. Behandlung von Abfällen (Nr. 8.11 Spalte 2);

Daneben ist die allgemeine gültige Definition des Begriffs der Anlage in § 1 Abs. 2 der 4. BImSchV zu beachten. Danach erstreckt sich das Genehmigungserfordernis auf alle vorgesehenen

1. Anlagenteile und Verfahrensschritte, die zum Betrieb notwendig sind, und
2. Nebeneinrichtungen, die mit den Anlagenteilen und Verfahrensschritten nach Nummer 1 in einem räumlichen und betriebstechnischen Zusammenhang stehen und die für
 - a. das Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen,
 - b. die Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen oder
 - c. das Entstehen sonstiger Gefahren, erheblicher Nachteile od. erheblicher Belästigungen von Bedeutung sein können.

Durch die Neufassung der genannten Nr. 8 des Anhangs der 4. BImSchV treten viele Auslegungsfragen auf. Davon sind u. a. folgende für biologische Behandlungsanlagen bedeutsam:

1. Fallen Kompostierungsanlagen mit kleinerer Durchsatzleistung als 0,75 Tonnen je Stunde unter die allgemeine Auffang-Vorschrift der Nr. 8.11?
2. Bedürfen Anlagen zur biologischen Behandlung der Abluft von solchen Anlagearten, für die eine Genehmigung nicht erforderlich ist, einer Genehmigung nach der Nr. 8.11? (Beispiel: Anlage zur biologischen Reinigung der Abluft einer nicht-genehmigungs-bedürftigen Intensivtierhaltung.)

Die insgesamt aufgetretenen Auslegungsfragen sind Anlaß für eine Novelle der 4. BImSchV, die zurzeit vorbereitet wird.

3 RICHTLINIE DER EG ÜBER ABFÄLLE

Bei dieser Novelle ist vor allem die Richtlinie 75/442/EWG der EG über Abfälle vom 15. Juli 1975 (ABl. Nr.L 194 S. 47), geändert durch die Richtlinie 91/156/EWG vom 18. März 1991 (ABl. Nr.L 78 S. 32), zu beachten. Diese Richtlinie ist bei der geplanten Novelle der 4. BImSchV im Hinblick auf die meisten in der Richtlinie genannten Anlagenarten vollständig in deutsches Recht umzusetzen.

Nach dem Wortlaut dieser Richtlinien-Bestimmungen bedürfen Anlagen, in denen Stoffe oder Gegenstände,

- die unter die Abfallgruppen nach Anhang I der Richtlinie fallen (potentielle Abfälle) und
 - deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muß, und die
 - nach einem Verfahren gemäß Anhang II A beseitigt werden oder
 - nach einem Verfahren gemäß Anhang II B verwertet werden,
- einer Genehmigung.

Das inzwischen von der Kommission der EG zur Konkretisierung der Abfallgruppen nach Anhang I erstellte Abfallverzeichnis vom 20. Dezember 1993 enthält in Übereinstimmung mit Anhang I der Richtlinie bei den einzelnen Abfallarten aus den verschiedenen Bereichen jeweils eine allgemeine Auffangposition für nicht näher spezifizierte Abfälle; die Abfallarten sind damit nicht abschließend bezeichnet.

Einen Hinweis auf den Begriff der Entledigung enthält die Richtlinie nicht.

Unter den Beseitigungsverfahren des Anhangs A mit Bezug auf die biologische Behandlung sind zu nennen:

- Behandlung im Boden (z.B. biologischer Abbau von flüssigen oder schlammigen Abfällen im Erdreich usw.) - D 2 -
- Biologische Behandlung, die nicht an anderer Stelle in Anhang A beschrieben ist und durch die Endverbindungen oder Gemische entstehen, die mit einem der in Anhang A aufgeführten Verfahren entsorgt werden, - D 8 -

Unter den Verwertungsverfahren des Anhangs B mit Bezug auf die biologische Behandlung sind zu nennen:

- Verwertung/Rückgewinnung organischer Stoffe, die nicht als Lösungsmittel verwendet werden
- Aufbringen auf den Boden zum Nutzen der Landwirtschaft oder der Ökologie, einschließlich der Kompostierung und sonstiger biologischer Umwandlungsverfahren, mit Ausnahme von Fäkalien und sonstigen natürlichen, ungefährlichen Stoffen aus der Landwirtschaft, die innerhalb der Landwirtschaft verwendet werden

Die genannten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren enthalten keine dem deutschen Recht vergleichbaren unteren Bagatellgrenzen, bei deren Unterschreitung eine Genehmigung nicht erforderlich ist. Somit erhebt sich die Frage, ob die in der 4. BImSchV bestimmten Grenzen, z. B. 0,75 t je Stunde bei Kompostierungsanlagen, in Einklang stehen mit EG-Recht. Dies wiederum wirft die Frage auf, ob die EG-Richtlinie einen Ansatzpunkt für die Einführung von Bagatellgrenzen bietet. Ausgangspunkt für entsprechende Überlegungen sind die Artikel 9 und 10 der Richtlinie. Danach bedürfen alle Anlagen, in denen Beseitigungs- oder Verwertungsverfahren nach Anhang A bzw. Anhang B durchgeführt werden, zum Zwecke des Artikels 4 der Richtlinie einer Genehmigung. Artikel 4 fordert, sicherzustellen, daß Abfälle verwertet oder beseitigt werden, ohne daß die menschliche Gesundheit gefährdet wird und ohne daß Verfahren oder Methoden verwendet werden, welche die Umwelt schädigen können. Aus dieser Vorschrift läßt sich daher ableiten, daß Anlagen, die weder das genannte Gefährdungs- noch Schädigungspotential besitzen, von der Genehmigungspflicht ausgenommen werden können. Somit können im nationalen Recht im Grundsatz Bagatellgrenzen eingeführt werden.

Der Wortlaut der Nr. D 2 scheint eindeutig festzulegen, daß alle Bodensanierungsanlagen erfaßt werden, also auch solche, bei denen der Boden nicht entnommen wird, sog. in situ-Anlagen. Hier ist zu fragen, ob denn der Abfallbegriff der Richtlinie überhaupt erfüllt ist. Der Abfallbegriff setzt sich aus zwei Elementen zusammen: einem Stoff gemäß Anhang I und der Entledigung. Kontaminierter Boden fällt zweifellos unter Anhang I, ist somit ein potentieller Abfall. Wird der Boden aus dem Erdreich entnommen, handelt es sich zweifellos um einen Stoff oder Gegenstand, dessen sich der Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muß. Wird entnommener kontaminierter Boden zum Zwecke der Beseitigung oder Verwertung behandelt, liegt daher ein genehmigungsbedürftiger Tatbestand vor. Wird jedoch der Boden nicht entnommen, sondern die Verunreinigung durch Einsatz von Bakterien im Boden unmittelbar biologisch behandelt, handelt es sich nicht um einen Stoff oder Gegenstand, dessen sich der Besitzer entledigt. Der Abfallbegriff ist nicht erfüllt. Die englische Übersetzung der Nr. D 2 - Land treatment (e. g. biodegradation of liquid or sludge discards in soils, etc.) - ist auch sehr viel neutraler.

Es bleibt somit die Frage, ob die biologische Reinigung von Abluft aus irgendwelchen technischen Anlagen, die ihrerseits nicht genehmigungsbedürftig sind, einem Genehmigungserfordernis unterliegen. Hierzu ist ein Hinweis auf Artikel 2 Abs. 1 Buchstabe a) der Richtlinie notwendig. Danach gilt die Richtlinie nicht für gasförmige Ableitungen in die Atmosphäre. Bei der Abluft aus technischen Anlagen handelt es sich zweifellos um gasförmige Ableitungen. Für sie gilt somit die Richtlinie nicht. Ihre biologische Behandlung kann somit aus Gründen der Richtlinie nicht zu einer genehmigungspflichtigen Anlage führen.

Allerdings ist nochmals auf den bereits dargestellten, umfassenden, nationalen Begriff der Anlage in der 4. BImSchV hinzuweisen. Danach bedürfen solche biologischen Abluftreinigungsanlagen einer Genehmigung, die als Nebeneinrichtung einer aus anderen Gründen genehmigungsbedürftigen Anlage betrieben werden. Daran soll auch künftig nichts geändert werden. Eine Definition der Anlage besteht z. Z. innerhalb der Europäischen Union nicht, so daß dieser Begriff in den Mitgliedstaaten sehr unterschiedlich gehandhabt wird. Es wird daher versucht, bei der z. Z. in Brüssel in Beratung befindlichen Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung eine vergleichbare Definition einzubringen.

BIOLOGISCHE ABLUFTREINIGUNG IN DER SCHWEIZ

Beurteilung und Vollzugsvorgehen bei Geruchsimmissionen nach biologischer Abluftreinigung

P. Matti

Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit des Kantons Bern
Laupenstrasse 22, CH-3011 Bern

ZUSAMMENFASSUNG

Schweizerische Luftreinhaltebestimmungen führten in den letzten 10 Jahren zu einem beachtlich hohen Stand der technischen Abgasreinigungsanlagen. Daher ist es nicht erstaunlich, dass auch biologische Verfahren, insbesondere zur Geruchsminderung, eingesetzt wurden.

Nach den schweizerischen Immissionsschutzbestimmungen sind Geruchsimmissionen übermässig, wenn aufgrund einer Erhebung feststeht, dass sie einen wesentlichen Teil der Bevölkerung in ihrem Wohlbefinden erheblich stören.

Damit stellt sich regelmässig auch die Frage, ob die geruchsmindernden Emissionsbegrenzungen genügend wirksam sind, letztendlich die verbleibenden Geruchsimmissionen im betroffenen Gebiet übermässig sind oder nicht. Die zuständige Behörde muss also diese Frage zweifelsfrei beantworten können, sei es bei der Abnahme einer neuen Anlage oder oft auch in Klagefällen bei bestehenden Anlagen. Leider sind Geruchsimmissionen viel schwerer zu erfassen und zu bewerten, als dies bei den in vielem ähnlichen Lärmimmissionen möglich ist. Bei Gerüchen kann auf den Menschen als "Messgerät" vorläufig nicht verzichtet werden. Andererseits muss eine Beurteilung möglichst objektiv und reproduzierbar sein.

Im Kanton Bern werden in einem Extraktionswerk seit rund 25 Jahren Schlachtabfälle verarbeitet. Die Geruchsabluft wird abgesaugt und einem Biofilter zugeleitet. Der Biofilter wurde 1982 aufgrund von Klagen eingebaut. Im Frühjahr 1993 wurden von der Bevölkerung wiederum Klagen über starke und andauernde Geruchsimmissionen vorgebracht.

Es war also abzuklären, ob die Emissionsbegrenzungen eingehalten werden und die verbleibenden Geruchsimmissionen übermässig sind oder nicht.

Vom Betrieb wurde nach den Vorgaben der Behörde eine private Umweltschutz – Fachfirma beauftragt eine Emissions- und Stoffflussanalyse auszuarbeiten. Es zeigte sich, dass Sanierungsmassnahmen im Rahmen der Emissionsbegrenzungs-Vorschriften erforderlich sind.

Während zwei Monaten im Herbst 1993 wurden mit Begehungen in Anlehnung an die Richtlinie VDI 3940 von ortsfremden Versuchspersonen die Geruchsbelästigung erhoben. Die dabei verwendete Methode der Geruchsermittlung durch Begehungen lieferte brauchbare Ergebnisse und ermöglichte Aussagen über das Ausmass der Belästigung.

Gleichzeitig wurden in den geruchsbelasteten Gebieten Fragebogen an die Bevölkerung verschickt. Nachdem die nach Zufallprinzip verschickten Fragebogen bei den Adressaten angekommen waren, die Aktion somit bekannt wurde, erhielt die Untersuchungsstelle unaufgefordert weitere Fragebogen einer Bürgervereinigung.

Aufgrund der Untersuchungen werden tatsächlich übermässige Geruchsimmissionen vom Extraktionswerk verursacht. Interessant aber nicht unerwartet werden die Gerüche von den betroffenen Anwohnern als stärker störend bewertet, als von den ortsunabhängigen Versuchspersonen. Am stärksten gestört fühlen sich, ebenfalls wie erwartet, die Mitglieder der Bürgerinitiative.

Daraus wird ersichtlich, dass bei aktuellen Klagefällen kaum auf die Betroffenen allein abgestellt werden kann. Die subjektive Komponente dieser Beurteilungen kann nicht ausgeschlossen werden. Damit wird aber ein rechtlich einwandfreier Entscheid erschwert, wenn nicht gar verunmöglicht.

Die private Umweltschutz-Fachfirma hat daher die Resultate der Begehungen durch ortsfremde Personen zusätzlich nach der Geruchsmissions-Richtlinie Nordrhein – Westfalen ausgewertet. Auch aufgrund dieser Beurteilung steht fest, dass übermässige Geruchsmissionen verursacht werden.

Die erforderlichen Sanierungsmassnahmen wurden im Frühjahr 1994 grösstenteils abgeschlossen. Im Juli und August 1994 wurden in kleinerem Ausmass als bei der Kampagne im Herbst 1993 erneut Begehungen mit Versuchspersonen durchgeführt, um den vorläufig erreichten Sanierungsstand zu überprüfen.

Eine gleichzeitige Untersuchung sollte abklären, ob mit messtechnischen Methoden, auf weniger aufwendige Weise und kontinuierlich, dieselben Resultate erhalten werden könnten. An einem ausgewählten Standort wurden mit einem mobilen Gaschromatographen kontinuierliche Immissionsmessungen durchgeführt.

Nach Aussagen des Extraktionswerks traten ab Anfang August 1994 aufgrund des ausserordentlich heissen Wetters technische Schwierigkeiten auf. Zeitweise musste der Betrieb sogar stillgelegt werden. Dies führte dazu, dass im August 1994 vermehrt grosse Geruchsprobleme auftraten. Dagegen konnte der Juli 1994 als Normalbetrieb bezeichnet werden. Die Begehungsergebnisse ergaben beim Normalbetrieb eine tragbare Geruchsbelastung gegenüber dem unsanierten Zustand vom Herbst 1993. Der gestörte Betriebsablauf im August 1994 führte dagegen wiederum zu unzumutbaren Geruchsmissionen. Die Unterschiede dieser beiden Betriebsabschnitte konnten mit der Behebungsmethode gut erfasst und bewertet werden.

Mit Begehungen und Befragungen können Geruchsbelastungen objektiv und rechtssicher abgeklärt werden. Die Untersuchungen dürfen nicht nur die Betroffenen allein umfassen. Der Aufwand ist verhältnismässig gross. Er könnte mit messtechnischen Methoden verkleinert werden. Dieser Sachverhalt wird im Kanton Bern weiterbearbeitet.

1 VORBEMERKUNGEN

Gesamtschweizerische Luftreinhaltebestimmungen führten in den letzten 10 Jahren zu einem beachtlich hohen Stand der technischen Abgasreinigungsanlagen.

Daher ist es nicht erstaunlich, dass auch biologische Verfahren, insbesondere zur Geruchsminderung, in zahlreichen Fällen eingesetzt wurden.

Damit stellt sich aber regelmässig auch die Frage, ob die geruchsmindernden Massnahmen genügend wirksam, letztendlich die verbleibenden Geruchsmissionen im betroffenen Gebiet übermässig sind oder nicht. Die zuständige Behörde muss also diese Frage zweifelsfrei beantworten können, sei es bei der Abnahme einer neuen Anlage oder oft auch bei Klagefällen, die bestehende Anlagen betreffen.

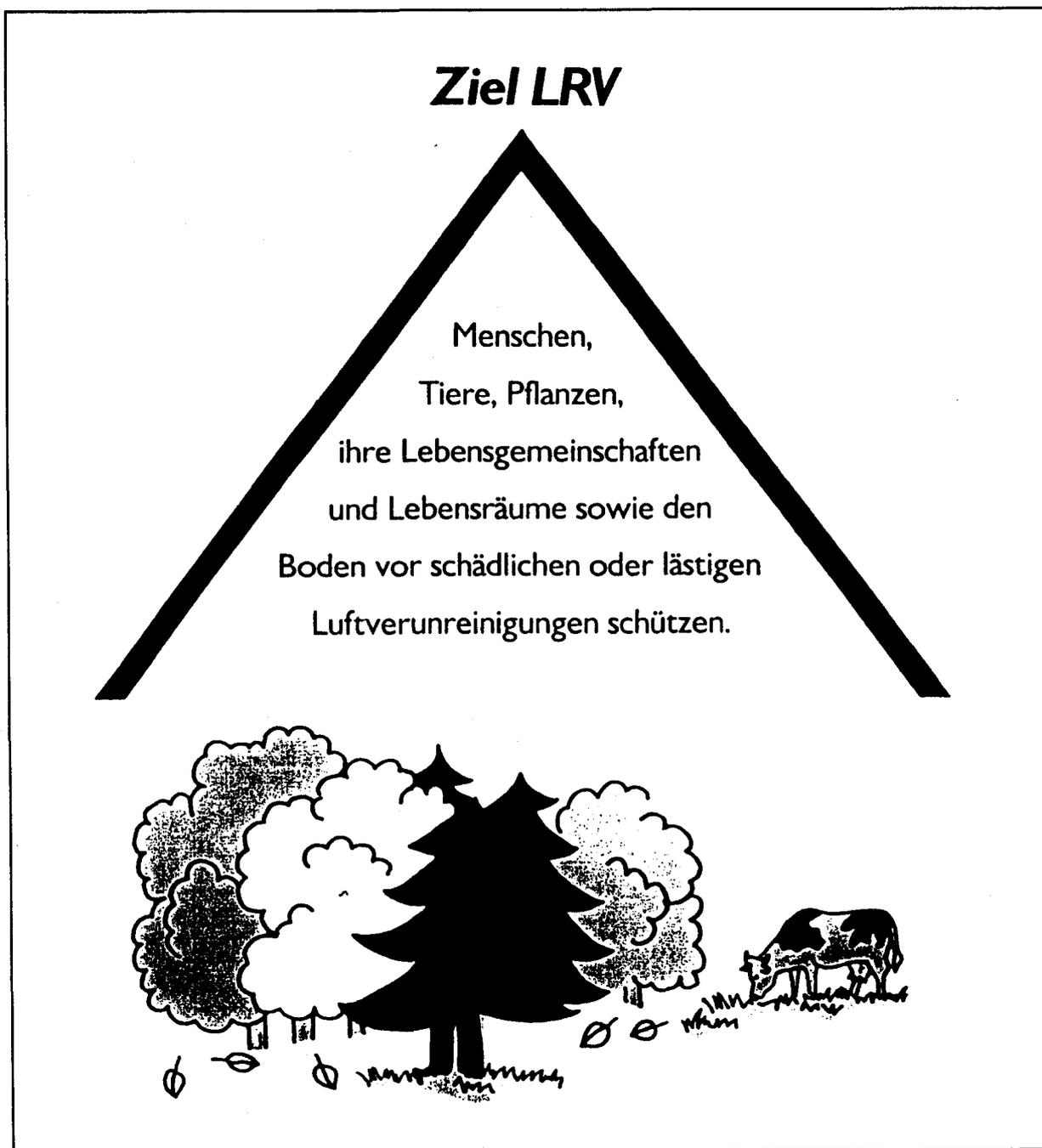
Leider sind Geruchsmissionen viel schwerer zu erfassen und zu bewerten, als dies bei den in vielem ähnlichen Lärmmissionen möglich ist. Bei Gerüchen kann auf den Menschen als "Messgerät" vorläufig nicht verzichtet werden. Andererseits muss eine Beurteilung möglichst objektiv und reproduzierbar sein. Insbesondere müssen die Schlussfolgerungen zu rechtlich einwandfreien Entscheiden führen, damit nicht Wettbewerbsverzerrungen oder Verstösse gegen das Verhältnismässigkeitsprinzip verursacht werden.

Aufgrund dieser Vorbemerkungen wird im vorliegenden Vortrag weniger auf die Technik der biologischen Abgasreinigungen eingegangen, sondern vielmehr das "Darumherum", speziell die Beurteilung und das Vollzugsverfahren in der Schweiz, aufgrund eines Praxisfalls, dargestellt.

2 GESETZLICHE GRUNDLAGEN

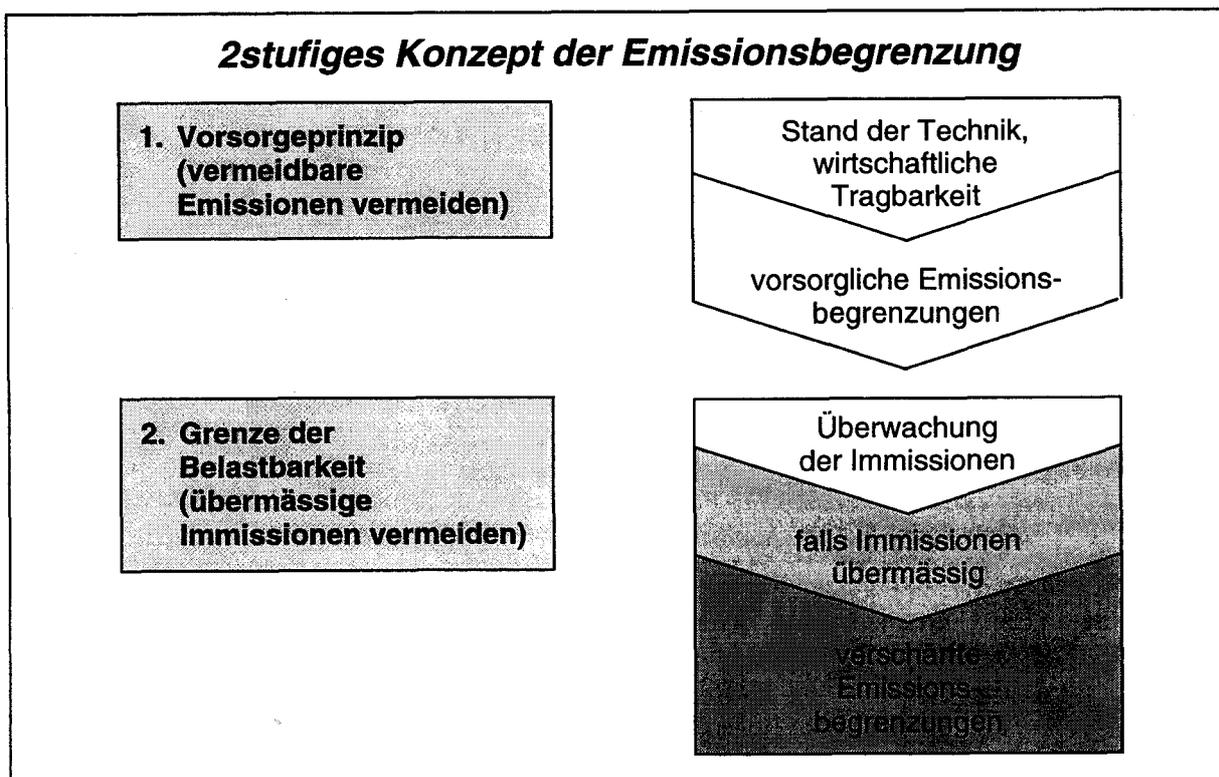
Die LRV [1] soll Menschen, Tiere, Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften sowie den Boden vor schädlichen und lästigen Luftverunreinigungen schützen (s. Abb. 1).

Abb. 1: Ziel der Luftreinhalte-Verordnung



Dieses anspruchsvolle Ziel wird mit einem 2-stufigen Konzept der Emissionsbegrenzung verfolgt. Unabhängig von der bestehenden Luftbelastung sind Emissionen im Rahmen der Vorsorge so weit zu begrenzen, als dies technisch und betrieblich möglich sowie wirtschaftlich tragbar ist. Die Emissionsbegrenzungen werden verschärft, wenn feststeht oder zu erwarten ist, dass die Einwirkungen unter Berücksichtigung der bestehenden Luftbelastung schädlich oder lästig werden (s. Abb. 2).

Abb. 2: Das 2stufige Konzept der Emissionsbegrenzung



Für Anlagen, in denen Tierkörper, Tierkörper-Teile und Erzeugnisse tierischer Herkunft verarbeitet werden, gelten folgende vorsorgliche Emissionsbegrenzungen (s. Abb. 3).

Abb. 3: Vorsorgliche Emissionsbegrenzungen nach LRV

Anlagen zur Tierkörper-Verwertung

1. Begriff und Geltungsbereich

- a. Tierkörper-Verwertungsanstalten;
- b. Erzeugnisse tierischer Herkunft, die zur Verwertung oder Beseitigung in Tierkörper-Verwertungsanstalten gesammelt oder gelagert werden;
- c. Anlagen zum Schmelzen von tierischen Fetten;
- d. Anlagen zur Herstellung von Gelatine, Hämoglobin sowie von Tierfutterprodukten;
- e. Anlagen zur Trocknung von Kot.

2. Bauliche und betriebliche Anforderungen

- a. Prozessanlagen und Lager, bei denen sich Gerüche entwickeln können, sind in geschlossenen Räumen unterzubringen;
- b. geruchsintensive Abgase sind zu erfassen und einer Abgasreinigungsanlage zuzuführen;
- c. Roh- und Zwischenprodukte sind in verschlossenen Behältern zu lagern.

Diese vorsorglichen Emissionsbegrenzungen werden ergänzt oder verschärft, sollte es sich erweisen, dass die Geruchsimmissionen übermässig sind. Nach der LRV sind Geruchsimmissionen dann übermässig, wenn aufgrund einer Erhebung feststeht, dass sie einen wesentlichen Teil der Bevölkerung in ihrem Wohlbefinden erheblich stören.

Damit ist explizit gesagt, dass nach öffentlichem Recht offenbar dem Einzelnen eine gewisse Geruchsbelastung zugemutet wird, solange sie nicht erheblich störend ist. Andererseits zeigt die nicht näher umschriebene Immissionsvorschrift, in welchem Spannungsfeld sich die Behörde oder der Sachverständige befindet, wenn Geruchsimmissionen beurteilt werden müssen.

Es ist daher verständlich, wenn die betroffene Bevölkerung auf sofortige Schliessung der Anlage pocht, der Anlagebetreiber sich aber keiner Schuld bewusst ist, er "lebt" ja mit seinen Gerüchen. Die "Wahrheit" befindet sich meistens zwischen diesen beiden Polen. Die Schwierigkeit liegt "nur" darin, sie herauszufinden, nicht Messbares messbar zu machen und damit zu einem nachvollziehbaren transparenten Entscheid zu kommen.

3 SACHVERHALT

Im Kanton Bern werden in einem Extraktionswerk seit rund 25 Jahren Knochen, Schlachtabfälle, Häute, ganze Tierkörper und Federn verarbeitet. Die Produkte sind Knochenmehl, Fleischknochenmehl, Knochenfett und Protanfett. Die Verarbeitungsmenge beträgt heute rund 70.000 t/Jahr. Die Anlage wird von Montag 12.00 Uhr bis Samstag 12.00 Uhr durchgehend betrieben.

Alle Geruchsquellen, Rohwarenannahme-Stellen sowie belastete Raumabluft werden abgesaugt (max. 70.000m³/h) und einem Biofilter (630 m³ Biomasse, bestehend aus Heidekraut und Fasertorf) zugeleitet.

Der Biofilter wurde 1982 aufgrund von Klagen über unzumutbare Geruchsimmissionen eingebaut. Er funktionierte bis zum Frühjahr 1993 zufriedenstellend. Zu diesem Zeitpunkt wurden von der Bevölkerung wiederum vermehrt Klagen über starke und andauernde Geruchsimmissionen vorgebracht.

Es war also abzuklären, ob:

- a. die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen eingehalten werden;
- b. die verbleibenden Geruchsimmissionen übermässig sind.

4 UNTERSUCHUNGEN

Vom Betrieb wurde nach den Vorgaben der Vollzugsbehörde eine private Umweltschutz-Fachfirma beauftragt eine Emissions- und Stoffflussanalyse auszuarbeiten. Es zeigte sich, dass Sanierungsmassnahmen im Rahmen der vorsorglichen Emissionsbegrenzungen erforderlich sind (s. Tabelle 1).

Gleichzeitig wurde geprüft, ob die Geruchsimmissionen als übermässig bezeichnet werden müssen. Während zwei Monaten im Herbst 1993 wurden mit Begehungen von ortsfremden Versuchspersonen und mit Befragungen der ortsansässigen Bevölkerung die Geruchsbelästigung erhoben.

Tab. 1: Geruchsemissionsquellen der Tierkörperverwertungsanlage

Quelle	Beschreibung	Häufigkeit	Geruch	Beurteilung
Biofilter	Flächenquelle am Boden, 500 m ²	Montag 12.00 bis Samstag 12.00, kontinuierlich	400 GE/m ³ , zeitweise höher, 55.000 bis 70.000 m ³ /h	◆◆◆
Rohwarennahme	bei Durchzug entweichende Hallenluft	mehrmals pro Tag während kürzeren Perioden	ca. 20.000 GE/m ³	◆◆
Trockenschmelzer	Hallenluft entweicht durch Tor auf Ostseite	wenn Tor ganz geöffnet wird oder bei Durchzug, kann täglich mehrmals kurzzeitig vorkommen	ca. 2.500 GE/m ³ , Luftstrom einige m ³ /s	◆
ARA	Abwasserförderstrecke, Strömungsbrecher	bei grossen Anlieferungsmengen, jeweils im Stundenbereich	nach Aussagen der ARA-Mitarbeiter deutlich wahrnehmbarer Geruch	◆
Pressenraum	Hallenluft entweicht bei Durchzug durch Tür auf Westseite oder eher durch Gitterlamellen in der Wand auf Ostseite	bei Durchzug, eher selten (in der Regel reicht Unterdruck im Raum aus, weil viele Absaugstellen)	ca. 2.500 GE/m ³ , Luftstrom klein	▲
Abwasserschächte, Kanalisation	kleine Öffnung in den ca. 2 Abwasserschächten, Dämpfe aus überdecktem Sammelbecken	sporadisch kleine Schwaden	bis 20.000 GE/m ³ (Rohwarennenseite), aber sehr kleiner Luftstrom, starke Verdünnung an Quelle	▲
Mehlabbfüllung	Hallenluft entweicht durch Tür bei Rampe	längere Zeit während Tagesbetrieb	stechender Ameisensäuregeruch überdeckt Mehleruch	▲ MAK-Wert-Problem
Mehltransportleitung	Absaugung durch Leitung mit Ausblas auf Dach, kleiner Luftstrom	kontinuierlich	lokaler Ameisensäure- und Mehleruch, verdünnt sich sofort	▼

Legende zur Beurteilung: ◆ Sehr relevante bis relevante Quellen, führen zumindest zeitweise zu Geruchsemissionen
 ▲ Quellen, an welchen höchstens sporadisch Geruchsemissionen auftreten, geringe Immissionsrelevanz
 ▼ Quelle ohne Immissionsrelevanz

4.1 Ermittlung der Geruchshäufigkeit durch ortsfremde Personen

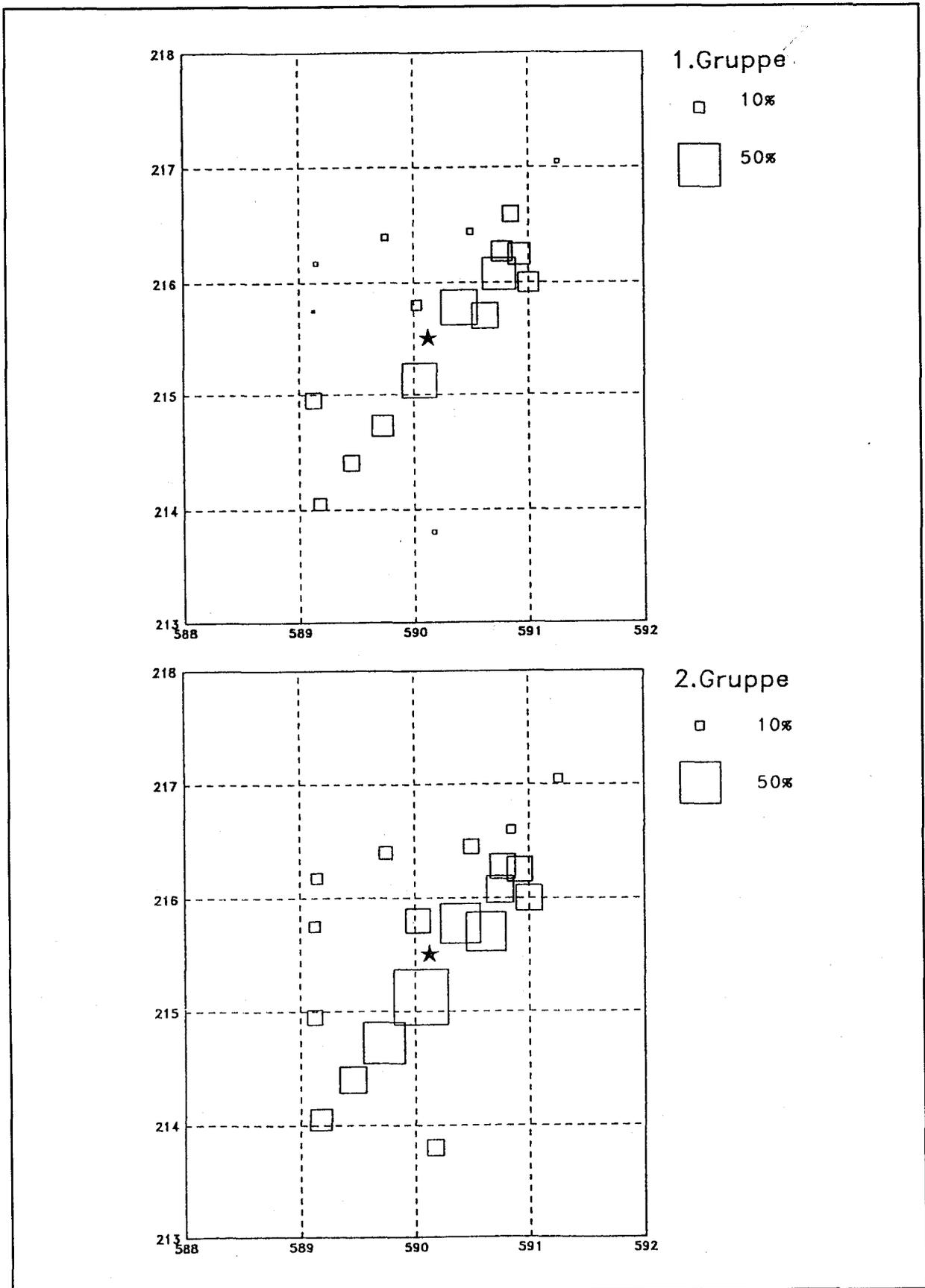
Diese Untersuchung wurde in Anlehnung an die Richtlinie VDI 3940 [2] durchgeführt und an die vorliegenden Verhältnisse angepasst. Zwei unabhängige Gruppen von Probanden, die an der Universität Bern rekrutiert worden waren, wurden zufällig auf die Tage der Messperiode verteilt und auf einen Parcours mit 19 Riechposten geschickt (s. Beilage 1 und 2).

Interessant ist die gute Übereinstimmung der Geruchs-Auftretenswahrscheinlichkeit der insgesamt 1.424 Feststellungen der beiden Gruppen (s. Abb. 4).

Dies deutet darauf hin, dass die im vorliegenden Fall verwendete Methode der Geruchsermittlung durch Begehungen brauchbare Ergebnisse liefert und Aussagen über die Belästigung ermöglicht.

Die durch die Probanden protokollierten Intensitäten liegen auf einer Belästigungsskala von 0-6 in 77 % der Fälle unter 3,5. In 23 % der Fälle wurde der Geruch nach Extraktionswerk als sehr intensiv empfunden. Auf der Qualitätsskala, wo die Gerüche als angenehm, neutral oder unangenehm charakterisiert werden mussten, gaben 41 % der Probanden an, dass der Geruch nach Extraktionswerk sehr unangenehm war. Damit wird die Belästigung von ortsfremden Personen als stark empfunden (s. Tabelle 2).

Abb. 4: Übereinstimmung der Geruchswahrnehmung



Tab 2: Auftreten des Tierkörper-Verwertungsgeruchs nach Wochentagen

	Anzahl Messungen	TKVA-Geruch registriert	proz. Anteil	Intensität ≤ 3.5	Intensität > 3.5
Montag	228	46	20.2	65	35
Dienstag	246	63	25.6	87	13
Mittwoch	304	60	19.7	75	25
Donnerstag	152	49	32.2	71	29
Freitag	171	37	21.6	73	27
Samstag	152	50	32.9	86	14
Sonntag	171	28	16.4	82	18

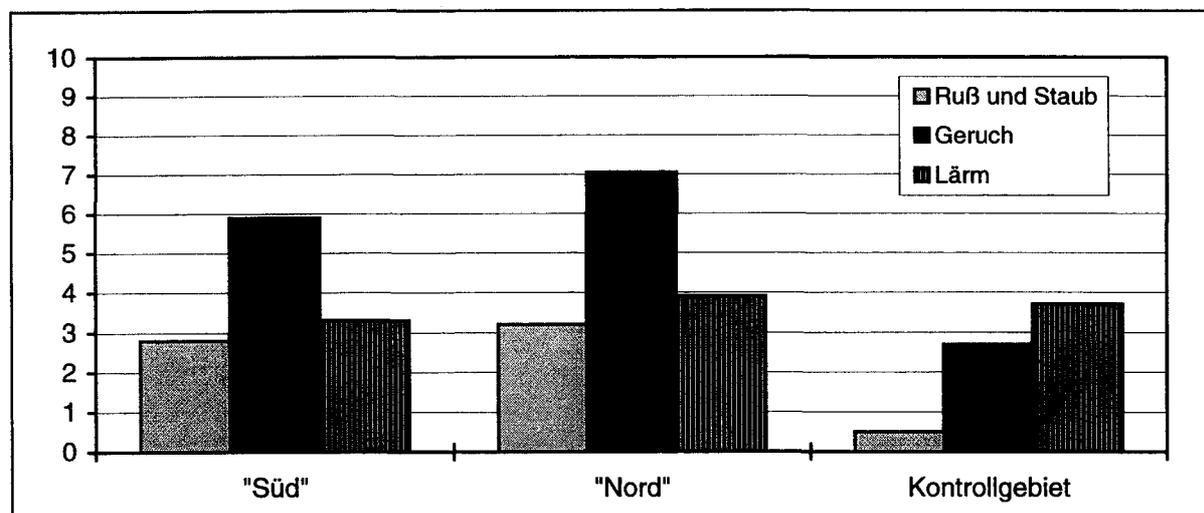
4.2 Fragebogenaktion bei den Anwohnern

71 Fragebogen wurden in die belasteten Gemeindegebiete "Süd" und "Nord" verschickt. Zusätzlich wurde ein Kontrollgebiet "West" ausgeschieden, welches ausserhalb der Hauptwindrichtungs-Achsen liegt. Die Rücklaufquote von 59 % kann als recht guter Erfolg der Aktion gewertet werden.

Der Fragebogen war nicht nur auf Geruchsbelastungen ausgelegt, sondern enthielt auch Fragen über Belästigungen durch Lärm und Staub. So wurde eine gewisse Beurteilung möglich, ob die gemachten Angaben brauchbar sind und der Ausfüllende die Fragen verstanden hat. Auf einer Belästigungsskala (Thermometerskala) war anzugeben, wie stark die Belästigung durch Lärm, Geruch, Russ bzw. Staub war (s. Beilage 3).

Von den 39 Antwortenden fühlten sich gesamthaft 31 durch Gerüche belästigt. Als häufigste Quelle wurde das Extraktionswerk angegeben. Wo das Extraktionswerk als Quelle bezeichnet wurde, fühlten sich 25 (64 %) sehr stark gestört. Es ist verständlich, dass insbesondere jene Personen antworteten, die sich belästigt fühlten. Geht man davon aus, dass sich die nicht Antwortenden überhaupt nicht belästigt fühlen, ist der Anteil der geruchsbelästigten Anwohner immer noch hoch (38 %). Der Mittelwert für Geruch nach der 10teiligen "Fieberthermometer-Skala" betrug im Gebiet "Süd" 5,9, im Gebiet "Nord" 7,1, im Kontrollgebiet "West" 2,7 (s. Abb. 5).

Abb. 5: Belästigung nach Thermometer-Skala

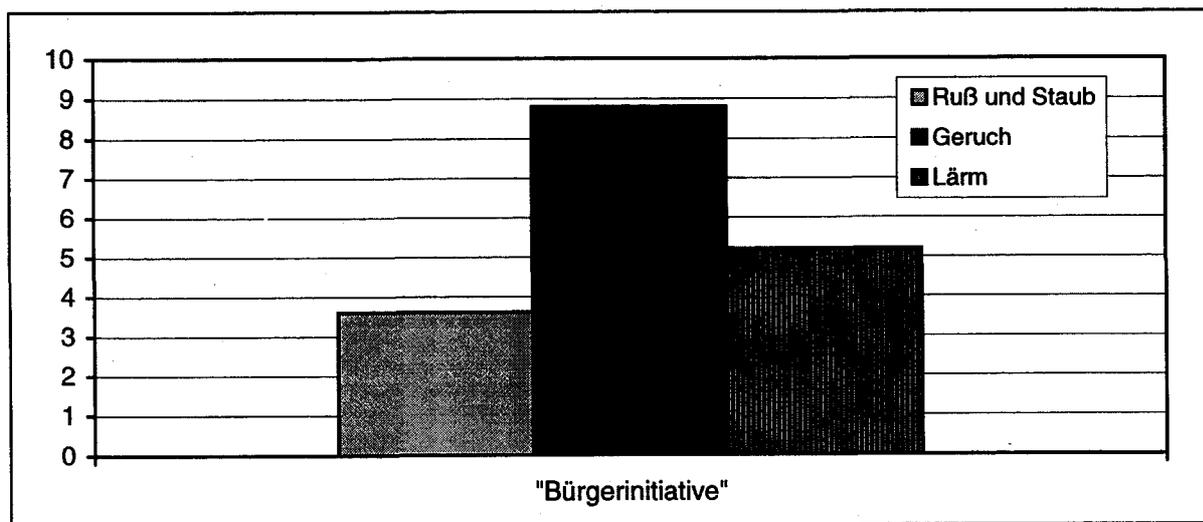


4.3 Zusätzliche Fragebogen der Bürgerinitiative

Nachdem die nach Zufallprinzip verschickten Fragebogen bei den Adressaten angekommen waren, die Aktion somit bekannt wurde, erhielt die Untersuchungsstelle unaufgefordert 15 weitere Fragebogen einer Bürgervereinigung. Diese Personen wohnen ausschliesslich im Gebiet "Nord".

Alle 15 Antwortenden fühlten sich durch Gerüche stark gestört (8,8 auf der Thermometer-Skala, s. Abb. 6).

Abb. 6: Belästigung nach Thermometer-Skala



5 BEURTEILUNG

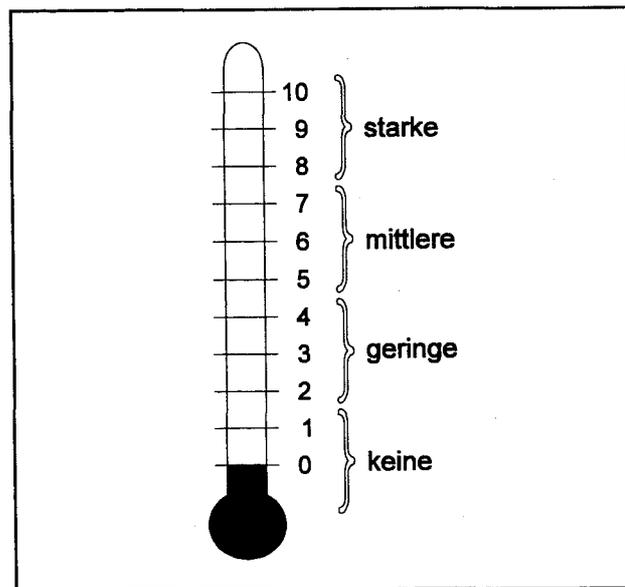
Zuerst gilt es die LRV-Definition von übermässigen Geruchsmissionen (erhebliche Störung eines wesentlichen Teils der Bevölkerung, vgl. Ziffer 2) zu interpretieren. Nach der Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 115 [3] ergibt sich eine erhebliche Belästigung, wenn wenigstens 25 % der betroffenen Personen stark gestört werden. Eine einzelne Person gilt nach der "Thermometerskala" als erheblich gestört, wenn sich die Belästigung mit >8 angibt. Nach den weiteren Untersuchungen der erwähnten Schriftenreihe fühlen sich mindestens 25 % der Bevölkerung eines Beurteilungsgebiets, das mindestens 20 Personen umfasst, als erheblich belästigt, wenn der Mittelwert über alle Befragten in diesem Gebiet den Wert 5 übersteigt (s. Tabelle 3 u. Abb. 7).

Tab. 3: Beurteilung von geruchsbelasteten Gebieten aufgrund des Ausmasses der Störung sowie des %-Anteils stark gestörter Personen

Belästigung	Ausmass der Störung*	%-Anteil stark Gestörter	Massnahmen
stark	> 5	> 25	Sofortmassnahmen
mittel	3-5	10-25	langfristig
zumutbar	< 3	< 10	keine besonderen

* Skalenwert auf Fieberthermometerskala (Abb. 7)

Abb. 7: Thermometerskala
zur direkten Belästigungserfassung



Aufgrund der Untersuchungen nach Ziffer 4 wird ersichtlich, dass tatsächlich übermässige Geruchsimmissionen vom Extraktionswerk verursacht werden. Interessant, aber nicht unerwartet werden die Gerüche von den betroffenen Anwohnern als stärker störend bewertet, als von den ortsunabhängigen Personen. Am stärksten gestört fühlen sich, wie erwartet, die Mitglieder der Bürgerinitiative.

Daraus wird ersichtlich, dass bei aktuellen Klagefällen kaum allein auf die Betroffenen abgestellt werden kann. Die subjektive Komponente dieser Beurteilungen kann nicht ausgeschlossen werden. Damit wird aber ein rechtlich einwandfreier Entscheid erschwert, wenn nicht gar verunmöglicht.

Die private Umweltschutz-Fachfirma hat daher die Resultate der Begehungen durch ortsfremde Personen nach Ziffer 4.1 gemäss der Geruchsimmissions-Richtlinie des Landes Nordrhein-Westfalen [4] ausgewertet. Der Geruchseindruck wird nur als Ja/Nein-Aussage ("es riecht/es riecht nicht") festgehalten. Die Geruchsintensität und -qualität (Hedonik) werden nicht erfasst. Damit wird ausgeschlossen, dass diese Mehrfachabfrage das Messergebnis beeinflusst. Die Messgrösse (Geruchshäufigkeit und -dauer) wird vom Probanden während jeweils zehn Minuten am Messort erfasst. Diese Auswertung ergab einen Geruchsstundenanteil von 21,6 % (s. Tabelle 4).

Tab. 4: Auswertung der Begehungen

Posten	Nov.-Dez. 1993	Juli 1994	August 1994
Nr.	Geruchsstunden in %	Geruchsstunden in %	Geruchsstunden in %
3	14,7	0,0	33,3
10	2,7	5,6	14,3
11	13,3	0,0	19,0
13	22,7	5,6	23,8
14	25,3	5,6	23,8
14 a	20,8	16,7	28,6
15	34,7	22,2	28,6
18	24,0	5,6	42,9
19	36,5	16,7	42,9
total	21,6	8,7	28,6

Für Wohn-/Mischgebiete wird eine relative Grenzhäufigkeit von 0,10 (10 % der Jahresstunden), für Gewerbe-/Industriegebiete von 0,15 (15 % der Jahresstunden) angegeben.

Auch aufgrund dieser Beurteilung steht fest, dass übermässige Geruchsimmissionen verursacht werden.

6 WEITERGEHENDE UNTERSUCHUNGEN

Die erforderlichen Sanierungsmassnahmen wurden im Frühjahr 1994 grösstenteils abgeschlossen. Im Juli und August 1994 wurden in kleinerem Ausmass als bei der Kampagne im Herbst 1993 erneut Begehungen durch Probanden durchgeführt, um den vorläufig erreichten Sanierungsstand zu überprüfen.

Gleichzeitig wurde abgeklärt, ob mit messtechnischen Methoden auf weniger aufwendige Weise und kontinuierlich dieselben Resultate erhalten werden könnten.

6.1 Ermittlung der Geruchshäufigkeit durch ortsfremde Personen

Nach Aussagen des Extraktionswerks traten ab Anfang August 1994 aufgrund des ausserordentlich heissen Wetters technische Schwierigkeiten auf. Zeitweise musste der Betrieb sogar stillgelegt und das angelieferte Material zwischengelagert werden. Dies führte dazu, dass im August 1994 vermehrt grosse Geruchsprobleme auftraten. Dagegen konnte der Juli 1994 als Normalbetrieb bezeichnet werden. Die Begehungsergebnisse, beurteilt nach NRW und VDI 3940, ergaben beim Normalbetrieb eine tragbare Geruchsbelastung gegenüber dem unsanierten Zustand vom Herbst 1993. Der gestörte Betriebsablauf im August 1994 führte dagegen wiederum zu unzumutbaren Geruchsimmissionen (s. Tabelle 4).

6.2 Ermittlung der Geruchshäufigkeit durch messtechnische Methoden

Gleichzeitig mit den Abklärungen nach Ziffer 6.1 wurden am Messort Nr. 14 kontinuierliche Messungen mit einem mobilen Gaschromatograph durchgeführt. Ausgehend von den Emissionskonzentrationen der Biofilter- und Raumabluft wurde versucht, für die Geruchsimmissionen stellvertretende Stoffe zu analysieren und immissionsseitig kontinuierlich zu messen. Daraus würden sich folgende Vorteile ergeben:

- a. lückenlose Überwachung;
- b. keine subjektive Bewertungsmomente;
- c. geringerer Kostenaufwand als bei Begehungen.

Aufgrund dieser Sachlage werden die Abnahmeuntersuchungen nach der Sanierung im Herbst 1994 nicht nur mit Begehungen, sondern auch mit einem erweiterten kontinuierlichen Messkonzept durchgeführt.

7 AUSBLICK

Abklärungen über Geruchsimmissionen verursachen in der Regel aufwendige Untersuchungen und sind entsprechend teuer.

Die Resultate müssen jedoch rechtssicher, d. h. transparent, nachvollziehbar und objektiv sein.

In Konfliktfällen können die Betroffenen subjektiv überreagieren. Daher eignen sich für die Beurteilungen Begehungen durch ortsunabhängige Personen besser.

Messtechnische Methoden können den Aufwand verkleinern. Sie müssen aber an den Einzelfall angepasst werden. Diese Methode wird im Kanton Bern weiterbearbeitet.

LITERATUR

- [1] LRV
Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 15. Dezember 1994
- [2] VDI 3940
Bestimmung der Geruchsstoffimmission durch Begehungen, Oktober 1993, Beuth-Verlag Berlin
- [3] Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 115
Grundlagen zur Beurteilung von Geruchsproblemen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), November 1989
- [4] Geruchsimmissions-Richtlinie NRW
R. Both, K. Otterbeck, B. Prinz: die Geruchsimmissions-Richtlinie des Landes Nordrhein-Westfalen, Kommentar und Anwendung in der Praxis, Staub-Reinhaltung der Luft 53, Springer-Verlag 1993

BEILAGE 1**BEGEHUNGSPROTOKOLL**

Name:.....

Datum:.....

Startzeit:.....

Endzeit:.....

Wetter:Charakteristik: sonnig regnerisch neblig Schnee

eigene Anmerkungen:.....

Bedeckungsgrad: 0 1/4 1/2 3/4 4/4

Windrichtung:

Windgeschwindigkeit kein Wind schwach mittel stark**Befindlichkeit:**

	Ja	Nein
Fühlen Sie sich wohl heute?	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Wenn nein: Leiden Sie unter	Erkältung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Kopfschmerz	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Übelkeit	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Allergie	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Sonstiges, was?		

Aufgabe:

Bitte bleiben Sie 3 Minuten am Beobachtungsort stehen. Beurteilen Sie dann die Intensität ev. aufgetretener Gerüche. Geben Sie an, nach was es gerochen hat. Schätzen Sie ab, wie lange während dieser 3 Minuten Gerüche aufgetreten sind.

Unterschrift:

Beob.Ort	Beschrieb	Intensität	es riecht nach.....	Dauer	angenehm - unangenehm											
					sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Ecke Rosenweg, Baumgarten; Strassenlampe	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	Stadion, Strassenlampe Mitte Parkplatz	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
3	Schachenweg-Kurve, Strassenlampe links	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
4	Wegweiser, bei Abzweigung rechts (dunkel)	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
5	am Gitter der Pumpstation	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
6	Bremgartenweg, nach dem letzten Haus (ca. 50m), Strassenlampe	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
7	beim ersten Haus, Strassenlampe	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
8	nach Autobahnüberführung, ausserhalb des Waldes, Ortstafel Buswil , kleine Einmündung rechts	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
9	den Schildern Richtung Biel folgen, Telefonmast rechts vor Bahnübergang	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
10	zurück, nach Unterführung Telefonstange links	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
11	Gitter nach der letzten Häuserreihe	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm	1	2	3	4	5	6	7	8	9

Intensität	es riecht nach	Dauer	es riecht nach	Dauer	es riecht nach	Dauer	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
							1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5	6	7	8	9
12	Weidezaun rechts vor grossem Baum	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
13	neue Siedlung, Halteverbotsfahle, ca. 70m von Tafel weg vor die Häuserreihe stehen	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
14	Schützenhaus Busswil	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
14a	weiter Länggasse Richtung Lyss	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
15	bei Abzweigung links, Baum	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
16	Autobahnbrücke	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
18	Vor Pumpwerk Lyss	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								
19	alte Matte, einziger grösserer unbebauter Fleck im Industriegelände, Strassenlampe	0 1 2 3 4 5 6	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	A G L V S.....	30" 1' 2' 3'	sehr angenehm									neutral									sehr unangenehm								

Intensität

0 = kein Geruch
 1 = sehr schwach
 2 = schwach
 3 = deutlich
 4 = stark
 5 = sehr stark

es riecht nach

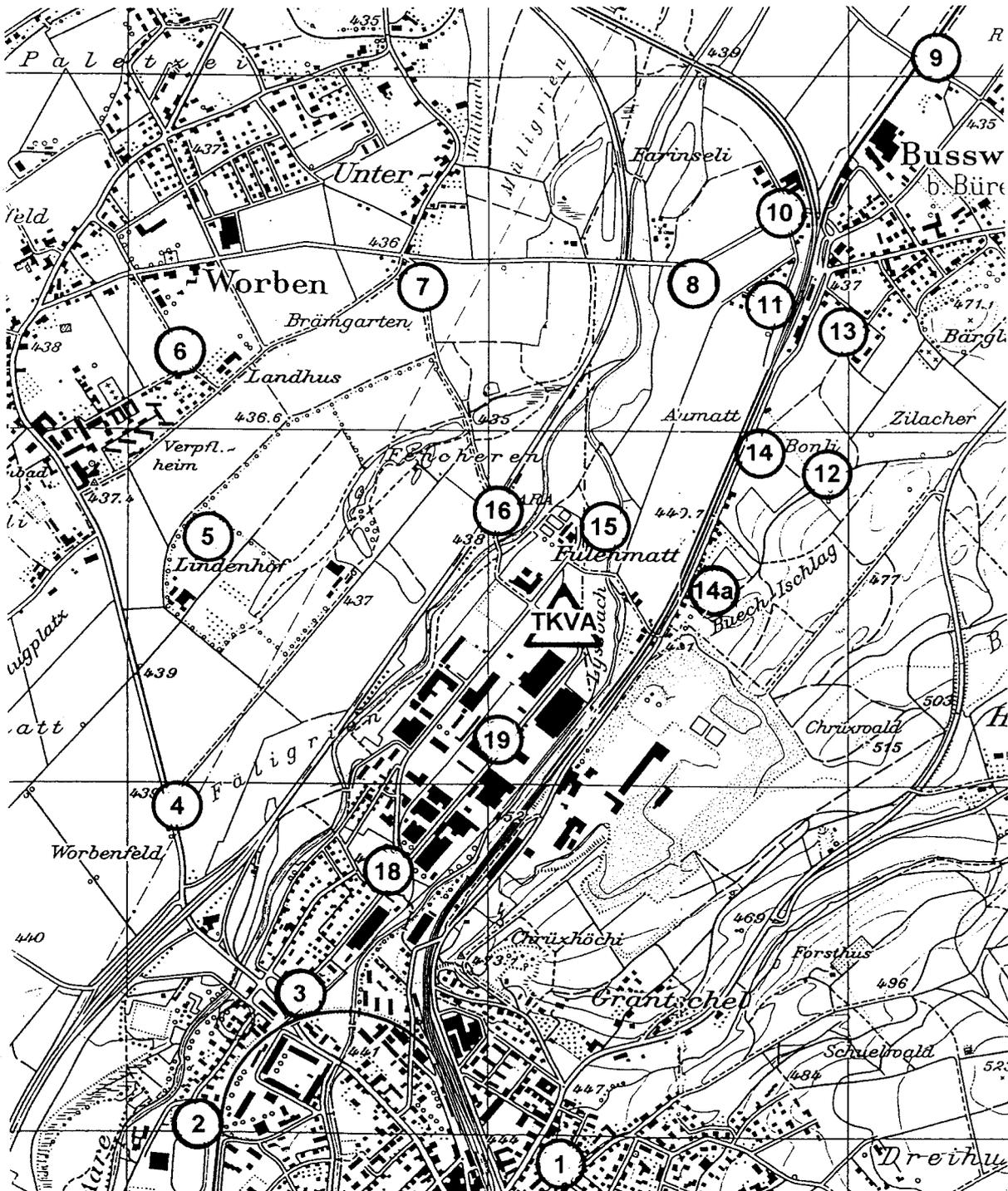
A = ARA
 G = Tierkörper-Verwertungsanlage
 L = Landwirtschaft
 V = Verkehr
 S = sonstiges

Dauer

30" = 0 - 30 Sekunden
 1' = 30 Sek. - 1 Minute
 2' = 1 - 2 Minuten
 3' = 2 - 3 Minuten

BEILAGE 2

Geruchsparcours



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 9. 8. 1994

- | | |
|----------------------------|-------------------------------------|
| Beurteilungsgebiet "Süd": | Posten 1, 2, 3, 14a, 15, 16, 18, 19 |
| Beurteilungsgebiet "Nord": | Posten 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14 |
| Kontrollgebiet: | Posten 4, 5, 6, 7 |
| TKVA: | Anlagestandort |

BEILAGE 3

FRAGEBOGEN

Füllen Sie bitte den Fragebogen möglichst vollständig aus und senden Sie ihn anschliessend im beigelegten (frankierten) Umschlag **bis 14. Januar 1994** zurück.

Bitte tragen Sie die Antworten mit einem Kreuz in die vorgegebenen Felder ein (Beispiel)

Falls Sie nachträglich korrigieren müssen, so streichen Sie das falsche Kreuz deutlich durch (Beispiel)

Die Antworten werden selbstverständlich streng vertraulich behandelt.

Für Ihr Verständnis und Ihre Bereitschaft zur Mitarbeit danken wir Ihnen im voraus bestens.

FRAGEBOGEN

Gebiet **A 12**
K3 K4

1. Wie lange leben Sie schon in Ihrer Wohnung oder Ihrem Haus?

- seit weniger als einem Jahr..... 1
 - seit 1 bis 3 Jahren..... 2
 - seit 4 bis 10 Jahren..... 3
 - seit mehr als 10 Jahren..... 4
- K5

2. Wenn Sie eine neue Wohnung suchen, wie wichtig sind Ihnen die unten aufgeführten Eigenschaften einer Wohnumgebung?

	sehr wichtig	weniger wichtig	egal	
Einkaufsmöglichkeiten.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K6
Grünflächen, Erholungsraum.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K7
Luftqualität im Freien.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K8
Verkehrsbedingungen.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K9
Unterhaltungsmöglichkeiten.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K10
Ruhe.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K11

3. Wie sind Sie nun mit diesen Eigenschaften in Ihrer Wohngegend tatsächlich zufrieden?

	sehr zufrieden	mässig zufrieden	unzu- frieden	
Einkaufsmöglichkeiten.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K12
Grünflächen, Erholungsraum.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K13
Luftqualität im Freien.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K14
Verkehrsbedingungen.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K15
Unterhaltungsmöglichkeiten.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K16
Ruhe.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 3	K17

4. Haben Sie je daran gedacht, aus Ihrer Wohnung oder Ihrem Haus wegzuziehen?

ja... 1 nein 2 K18

Wenn "ja", aus welchem Grund am ehesten, aus welchem am zweitehsten ? Bitte je nur einen Grund ankreuzen!

	am ehesten	am zweitehsten
Arbeitsplatzwechsel.....	<input type="checkbox"/> 1.....	<input type="checkbox"/> 1
Platzgründe	<input type="checkbox"/> 2.....	<input type="checkbox"/> 2
Strassenverkehrslärm.....	<input type="checkbox"/> 3.....	<input type="checkbox"/> 3
Mietzins	<input type="checkbox"/> 4.....	<input type="checkbox"/> 4
Luftverschmutzung	<input type="checkbox"/> 5.....	<input type="checkbox"/> 5
anderer Grund: _____	<input type="checkbox"/> 6.....	<input type="checkbox"/> 6
	K19	K20

5. Glauben Sie, dass in Ihrer Wohnumgebung eine Belästigung vorliegt durch

Russ und Staub.....ja 1.....nein 2 K21

Gerüche.....ja 1.....nein 2 K22

Lärm

6. Falls Sie zuhause durch Russ und Staub, Gerüche oder Lärm gestört werden, welches ist die wichtigste Quelle?

Quelle:	für Russ und Staub	für Gerüche	für Lärm
Strassenverkehr	<input type="checkbox"/> 1.....	<input type="checkbox"/> 1.....	<input type="checkbox"/> 1
Industriebetriebe.....	<input type="checkbox"/> 2.....	<input type="checkbox"/> 2.....	<input type="checkbox"/> 2
Landwirtschaft	<input type="checkbox"/> 3.....	<input type="checkbox"/> 3.....	<input type="checkbox"/> 3
Abwasserreinigungsanlage ARA.....	<input type="checkbox"/> 4.....	<input type="checkbox"/> 4.....	<input type="checkbox"/> 4
Gewerbebetriebe	<input type="checkbox"/> 5.....	<input type="checkbox"/> 5.....	<input type="checkbox"/> 5
andere	<input type="checkbox"/> 6.....	<input type="checkbox"/> 6.....	<input type="checkbox"/> 6
	K24	K25	K26

Können Sie die Quellen genau lokalisieren? _____

7. Wie stark sind Gerüche von aussen zuhause in Ihrer Wohnung wahrnehmbar?

nicht zu riechen

gerade eben zu riechen.....

schwach zu riechen

deutlich zu riechen.....

stark zu riechen

sehr stark zu riechen

unerträglich stark zu riechen.....

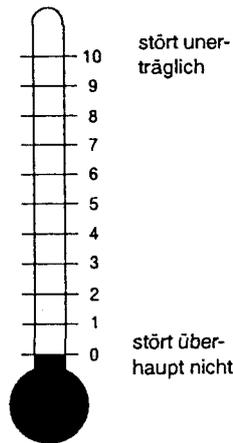
K27

8. Nehmen wir an, dies wäre ein Thermometer, mit dem man messen kann, wie stark Sie zuhause durch Russ und Staub, Gerüche oder Lärm gestört werden.

Die Marke 10 bedeutet, dass z.B. Russ und Staub Sie zuhause fast unerträglich stören; die Marke 0, dass es Sie überhaupt nicht stört.

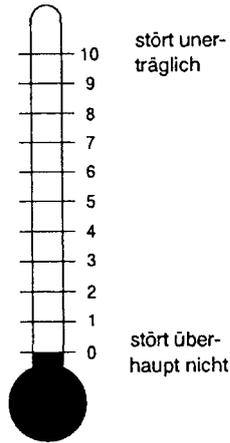
Wo würden Sie sich persönlich auf diesem Thermometer punkto Russ und Staub, Gerüche oder Lärm einstufen? (Markieren Sie Ihre Position auf der Thermometer-Skala mit einem x)

Russ und Staub



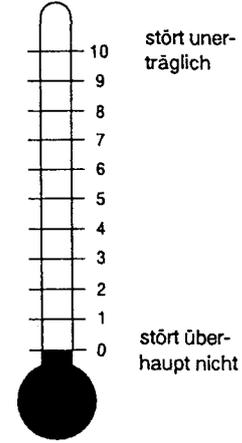
K28

Gerüche



K29

Lärm



K30

9. Wann stören Sie schlechte Gerüche von aussen am meisten?

- a) im Frühling K31
- im Sommer K32
- im Herbst K33
- im Winter K34

- b) morgens K35
- abends K36
- tagsüber K37
- nachts K38

- c) werktags K39
- Wochenende K40

10. Bitte geben Sie an, wie stark Sie zuhause durch Gerüche von aussen belästigt werden:

- nicht belästigt 1
- sehr schwach belästigt 2
- schwach belästigt 3
- deutlich belästigt 4
- stark belästigt 5
- sehr stark belästigt 6
- unerträglich stark belästigt 7

K41

11. Halten Sie zuhause die Belästigung durch

- Russ und Staub.....zumutbar 1 unzumutbar 2 K42
 Gerüche.....zumutbar 1 unzumutbar 2 K43
 Lärmzumutbar 1 unzumutbar 2 K44

12. Bitte geben Sie an, wie häufig Sie im Durchschnitt Gerüche von aussen riechen können.

- so gut wie gar nicht..... 1
 ungefähr 1 Mal pro Monat 2
 ungefähr 1 Mal pro Woche 3
 ungefähr 1 Mal pro Tag 4
 mehrere Stunden am Tag..... 5
 Tag und Nacht..... 6
 K45

13. Riecht es in Ihrer Wohnumgebung folgendermassen:

	ja	nein		sehr angenehm	neutral	sehr unangenehm			
aromatisch.....	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	K46						K51
verdorben, faul	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	K47						K52
chemisch	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	K48						K53
nach Autoabgasen .	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	K49						K54
anders, wie	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2	K50						K55

Wenn ja, kreuzen Sie bitte auf den nebenstehenden Skalen ein, wie angenehm oder unangenehm Sie den jeweiligen Geruch empfinden.

Beispiel: In Ihrer Wohnumgebung riechen Sie Autoabgase und empfinden diese als ziemlich unangenehm.

Dann kreuzen sie folgendes an:

nach Autoabgasen. ... ja nein 1 2 3 4 5 6 7 8 9

14. Wie häufig verursachen bei Ihnen Gerüche

	sehr oft	oft	manch- mal	selten	nie	
Kopfschmerzen.....	<input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 4	<input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1	K56
Übelkeit	<input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 4	<input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1	K57
Schlaflosigkeit.....	<input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 4	<input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1	K58
Hustenreiz	<input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 4	<input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1	K59
Appetitlosigkeit	<input type="checkbox"/> 5	<input type="checkbox"/> 4	<input type="checkbox"/> 3	<input type="checkbox"/> 2	<input type="checkbox"/> 1	K60

15. Werden Sie zuhause durch Gerüche so stark gestört, dass Sie die Fenster schliessen müssen?

- sehr oft 5
 - oft 4
 - manchmal..... 3
 - selten..... 2
 - nie..... 1
- K61

16. Glauben Sie, dass die Gerüche von aussen gesundheitsschädigend sind?

- nein, nicht..... 1
 - ja, ein wenig 2
 - ja, ziemlich..... 3
 - ja, sehr..... 4
- K62

Nun haben wir noch einige Fragen zur Statistik, deren Beantwortung uns helfen soll, eine möglichst repräsentative Untersuchung durchzuführen. Wie alle anderen Angaben werden auch diese Antworten absolut vertraulich behandelt werden.

17. Alter:
- 17 bis 30 Jahre..... 1
 - 31 bis 40 Jahre..... 2
 - 41 bis 50 Jahre..... 3
 - 51 bis 65 Jahre..... 4
 - über 65 Jahre 5
- K63

18. Geschlecht:
- weiblich 1
 - männlich..... 2
- K64

19. Berufliche Tätigkeit:
- Angestellte/r 1
 - leitende/r Angestellte/r 2
 - selbständig Erwerbende/r..... 3
 - Rentner/in..... 4
 - nicht erwerbstätig (Hausfrau/mann, Student/in) .. 5
- K65

20. Ausbildung:
- Primarschule 1
 - Sekundarschule, Berufsschule..... 2
 - Mittelschule, Hochschule..... 3
- K66

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Haben Sie daran gedacht, Leitsubstanzen zuzusetzen?

Antwort: Wir haben nur eine Anlage in diesem Gebiet, daher stellt sich nicht die Frage von Überlagerungen oder Quellenidentifikation. Die Untersuchungen gehen in Richtung Dimethylsulfid, einem Tracer des Biofilters dieser Anlage. Bisher konnte keine saubere Trennung erreicht werden, daher sind noch weitere Messungen nötig. Wir glauben aber, daß mit dieser Methode sowohl Aufwand als auch Subjektivität der Protokollierenden stark reduziert werden könnte, da die Ergebnisse durch etwas "Meßbares" unterstützt werden.

Frage: Die Subjektivität übler Gerüche nimmt mit der Häufigkeit oder Dauer der Geruchsbelästigung zu. Deshalb sollte man nicht unbeteiligte Personen für die Beurteilung der Geruchsbelästigung hinzuziehen, sondern Bürger, die in dieser Gegend wohnen oder sich häufig dort aufhalten.

Antwort: Geruchsemissionen sind praktisch immer eine Frage von Episoden, da es selten eine dauernde, gleichmäßige Geruchsbelastung gibt. Daher kann sich die Nase nicht adaptieren. Untersuchungen zeigen, daß sich Anrainer nicht durch starke oder schwache Gerüche belästigt fühlen, sondern durch das häufige Auftreten derselben.

Frage: Wurde in der Untersuchung das ortsübliche Ausmaß der Geruchsemissionen berücksichtigt?

Antwort: Grundsätzlich gibt es keine spezifische Ortsüblichkeit. In einem Wohngebiet nach der Raumplanung sind 10 % der Jahresstunden das Maß der Dinge, in Gewerbe- oder Industriegebieten (auch mit Besiedelung) sind es 15 % der Jahresstunden.

Frage: Wir führen Geruchsuntersuchungen nach VDI durch. Die Proben werden immer vor Ort entnommen und ausgewertet. Durch Bestimmung der Geruchsintensität nach Geruchseinheiten kann rückgeschlossen werden, wie weit Emissionen aus einer Anlage eine Beeinträchtigung verursachen können oder nicht. Die Bewertung Ihrer Begehung scheint mir dagegen sehr subjektiv zu sein, da ein Gewöhnungseffekt und eine gewisse Aggressivität gegen manche Emitenten immer vorhanden ist. Nach Ihrer Bewertungsskala war die Belastung vor der Sanierung 27 (oder 22), nach der Sanierung 8 und später 32. Daraus ist ersichtlich, daß eine kleine Störung nach der Sanierung höher bewertet wurde als der Ausgangszustand.

Antwort: Bei allen Geruchsuntersuchungen unter Einbeziehung der menschlichen Nase können Sie eine gewisse Subjektivität nicht ausschließen. Es zeigt sich aber, daß ortsfremde Personen bei Begehungen wesentlich objektiver reagieren, auch ortsfremde Personen haben die Störfälle herausgefiltert. Die Meßtechnik soll bei diesen Untersuchungen die Objektivität unterstützen.

Frage: Ihre Methode ist nur mit Einschränkungen anwendbar, da nur typische, ortsfremde Gerüche gemessen werden können. Die Gerüche dagegen, die üblicherweise in einem Dorf zu einer Beeinträchtigung führen können (z.B. durch Landwirtschaft), können nicht erfaßt werden, da sie industrielle Maßstäbe nicht erreichen. Neben der Olfaktometermethode zur Klassifizierung der Geruchseinheiten kann durch GC-Analysen eine zusätzliche Zuordnung und Einschränkung durchgeführt werden.

Antwort: Die VDI-Richtlinie schließt ortsübliche Gerüche aus Landwirtschaft, Autoverkehr etc. aus. Es werden nur die typischen, produktionsspezifischen Gerüche aufgenommen. Beim vorliegenden Fall sind die Gerüche spezifisch. Die Probanden wurden über die Geruchscharakteristik unterrichtet, d.h. sie wußten, wie eine Feuerung oder Autoverkehr riecht. Untersuchungen dieser Art kann man nicht unvorbereitet durchführen. In unserer Gesetzgebung liegt sehr großes Gewicht auf der Einhaltung von Emissionsbegrenzung-

gen. Wenn die Anlage in Ordnung ist (funktionierender Biofilter, richtige Ableitung etc.) beschränkt sich die Emissionsbelastung auf wenige spezielle Anlagen.

Frage: Grundsätzlich müßten sämtliche Störungen in flächendeckenden Untersuchungen durchgeführt werden. Um die Abhängigkeit der Geruchsstörung von der Windrichtung zu berücksichtigen, ist es notwendig eine Klimastatistik oder Windmessungen hinzuzuziehen.

Antwort: Selbstverständlich wurden auch Windmessungen durchgeführt, vor allem der GC-Messungen wegen. Es wurde auch auf Übereinstimmung geprüft.

ABLUF TREINIGUNG IN DER PRAXIS



BIOLOGISCHE ABWASSER- UND ABLUF TREINIGUNGSANLAGEN BIOCHEMIE Ges.m.b.H.

K. H. Greil und K. Schaefer
Biochemie Ges.m.b.H.
A-6250 Kundl

Die Fa. Biochemie Ges.m.b.H. eine Tochter des Schweizer Sandoz Konzern, ist als Fermentationsspezialist bekannt und zählt heute zu den weltweit größten Herstellern von Antibiotika, u. a. ein Drittel des Weltbedarfs an oralem Penicillin. Darüberhinaus werden eine Reihe anderer Antibiotika, Enzyme und Hormone für Mensch und Tier sowie Naturdünger aus Produktionsreststoffen hergestellt. Der Betrieb beschäftigt derzeit rd. 1.800 Mitarbeiter.

Im Rahmen umfangreicher Umschlußmaßnahmen wurden unterschiedliche Abwasserqualitäten in streng getrennten Leitungssystemen zusammengefaßt (5-Kanal-Trennsystem). Dies war eine Voraussetzung für die Umsetzung eines Abwasserkonzeptes mit zwei biologischen Reinigungsstufen.

In der Abwasserreinigungsanlage 1 wird das hoch organisch belastete Prozeßabwasser (gen. Industrieabwasser) aus den einzelnen Produktionsanlagen nach einem von Biochemie entwickelten Hochlastverfahren biologisch gereinigt. In einem Durchlaufverfahren mit einer CSB-Raumbelastung von $50-60 \text{ kgm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ wird eine Reinigungsleistung von deutlich über 90 % erzielt. Nach Abtrennung der Biomasse fließt das Abwasser in die Pufferbecken der 2. Stufe.

Das organisch gering belastete Prozeßabwasser (gen. Waschwasser) wird mit dem Ablauf der Abwasserreinigungsanlage 1 gemischt und in der Abwasserreinigungsanlage 2 nach dem Belebtschlammverfahren biologisch gereinigt. Die Reinigungsleistung beider Anlagen zusammen liegt bei über 95 % CSB bzw. über 99 % BSB₅.

Durch die Abtrennung und Trocknung des Penicillinpilzmycel nach Extraktion des Wirkstoffes einerseits, und der bei der Aufarbeitung der Abwässer gebildeten Biomasse andererseits erzeugt die Biochemie aus Reststoffen zwei organische Düngemittel, die v. a. bei Spezialanwendungen deutliche Vorteile gegenüber herkömmlichen Düngern aufweisen.

Für die Behandlung der Abluft einer Produktionsanlage wurden u. a. auch Versuche mit Biofiltern gemacht. Die positiven Ergebnisse ermutigten zu einem Abluftreinigungskonzept, bei dem die Produktionsabluft zunächst zur Belüftung in der Abwasserreinigungsanlage 1 verwendet und anschließend über Biofilter gereinigt wird. Mittlerweile wird die Abluft sämtlicher Behälter der Anlagen 1 und 2 zum Biofilter hin abgesaugt. Zwei Biofilterbeete mit einer Fläche von je 450 m^2 werden mit einer Abluftmenge von rd. $50.000 \text{ m}^3/\text{h}$ belastet. Als Biofiltermaterial wurden mit der Mischung Heidekraut und Torf die besten Erfahrungen gemacht. Die olfaktometrisch bestimmte Reinigungswirkung liegt über 90 %, Bilanzen über einzelne Lösemittel ergaben einen praktisch vollständigen Abbau. In die Filterbeete wird jährlich frisches Filtermaterial nachgefüllt, und aufgrund zu hoher Verdichtung des Materials erfolgt alle 3-4 Jahre eine vollständige Auswechslung.

BIOFILTERKONSTRUKTIONEN

P. Bernt

Kessler + Luch GmbH

Rathenaustraße 8, D-35394 Gießen

EINLEITUNG

Der Einsatz von Biofiltern ist bei einer geruchsintensiven Abluft mit relativ niedriger Gesamt-C-Konzentration bereits etabliert (z. B. Kläranlagen, Kompostieranlagen, Lebensmittelindustrie). Zwischenzeitlich nehmen die Anwendungsfälle, bei denen der Filter hohe organische Frachten eliminiert, weiter zu (z. B. Druckfarbenherstellung, Lösemittelherstellung).

Die Abluftvolumina, welche durch Biofilteranlagen zu reinigen sind, reichen von wenigen hundert Kubikmetern bis zu mehreren hunderttausend Kubikmetern.

Die unterschiedlichen Einsatzbereiche und Volumenströme bedingen unterschiedliche Anforderungen an den Biofilter. Der Einsatz verschiedener Biofilterkonstruktionen wird dadurch notwendig.

CONTAINERBAUWEISE

Die Containerbauweise ist für Abluftvolumenströme bis max. 20.000 m³/h einsetzbar. Pro Container werden 1000-5000 m³/h abgereinigt.

Containerabmessungen (L x B x H)	20 Fuß	6,5 x 2,5 x 1,75 m
	40 Fuß	12 x 2,5 x 1,75 m

Bei größeren Volumenströmen werden die Container über- und nebeneinander angeordnet.

Im Bodenbereich des Containers befindet sich ein Luftverteilsystem, das als Doppelboden ausgebildet ist und gleichzeitig als Auffangwanne von Kondens- und Oberflächenwasser dient. Das aufgefangene Überschußwasser kann als Befeuchterwasser dem Biofilter wieder zugeführt werden. Als Auflageboden für das Filtermaterial dient ein Hartholz- oder Kunststoff-Spaltenboden mit allseitig umlaufender Abdeckung zur Vermeidung von Randströmungen. Ein weiteres Hindernis für Randströmungen bildet ein umlaufendes Abweisblech, das auch beim allmählichen Verdichten des Filtermaterials eine Lückenbildung verhindert (s. Abb. 1 u. 2).

FLÄCHENBAUWEISE

Bei größeren Abluftvolumenströmen bietet Kessler + Luch das Biovar-Flächenfilter an. Es stellt bei Größenordnungen von mehr als 20.000 m³/h Abluft, häufig eine preiswerte Alternative zum Mehrcontainersystem dar.

Ganz dem Kundenwunsch entsprechend sind mehrere Bauformen möglich:

- ➔ Flächenfilter in Betonbauweise
- ➔ Flächenfilter mit Betonwanne und GFK-Wänden
- ➔ Flächenfilter mit Betonwanne und Holzwänden
- ➔ Flächenfilter in Stahlbauweise
- ➔ Flächenfilter als Dachfilter auf einem Gebäude.

Abb. 1: Kessler + Luch Biovar-Biofilter als Containeranlage

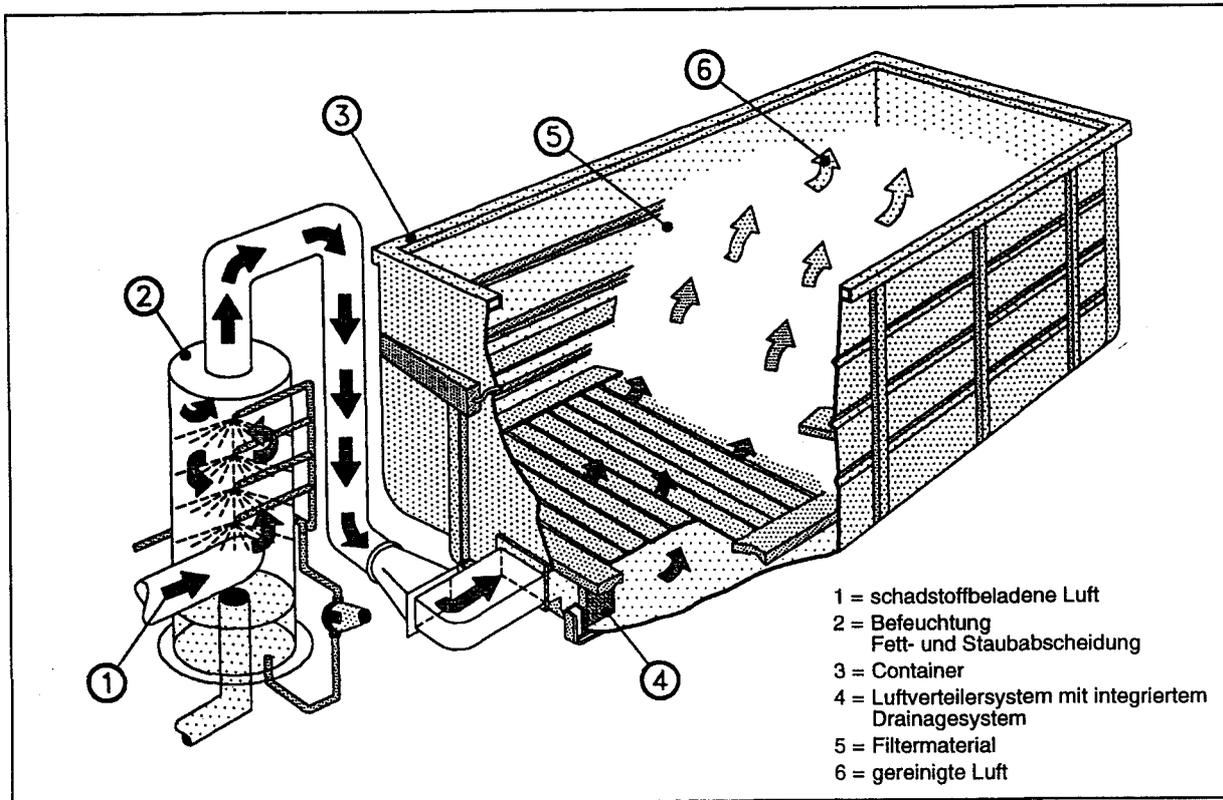
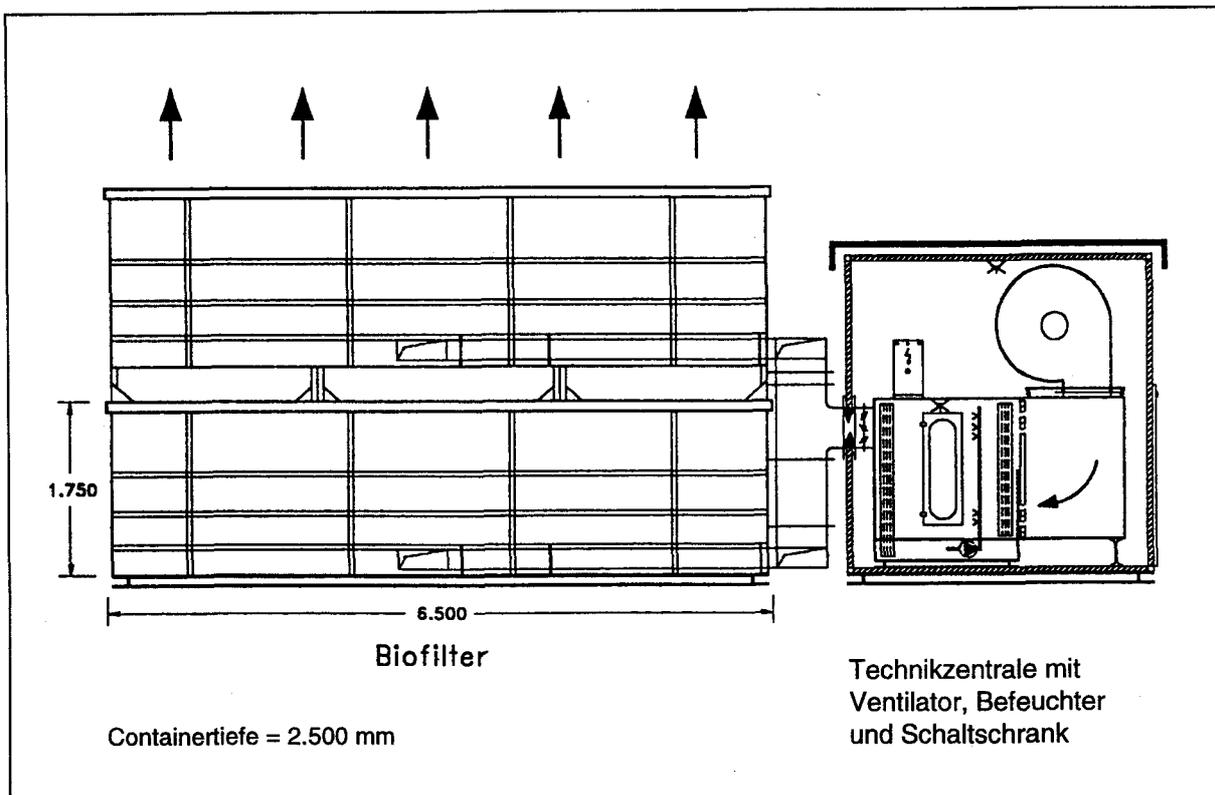


Abb. 2: Kessler + Luch Biovar-Biofilter als Containeranlage



BESCHREIBUNG EINER VARIANTE

Die Biofilteranlage besteht aus einem Beton/Holz/GFK-Filter (Abb. 3). Aufgebaut ist der aus mehreren Kammern bestehende Flächenfilter auf einer Betonwanne mit Betonsockeln für die Auflage des Spaltenbodens. Die Außen- und Zwischenwände bestehen aus GFK-Wandplatten. Der untere Bereich der Betonkonstruktion dient als Wanne in der Überschußwasser gesammelt und abgeleitet wird. Der Spaltenboden besteht aus Rosten von 2,5 m x 1,0 m Fläche mit einer Spaltenbreite von ca. 12 mm. Die Roste werden zu einer beliebigen Gesamtfilterbodenfläche auf einer Holzbalkenunterlage verlegt.

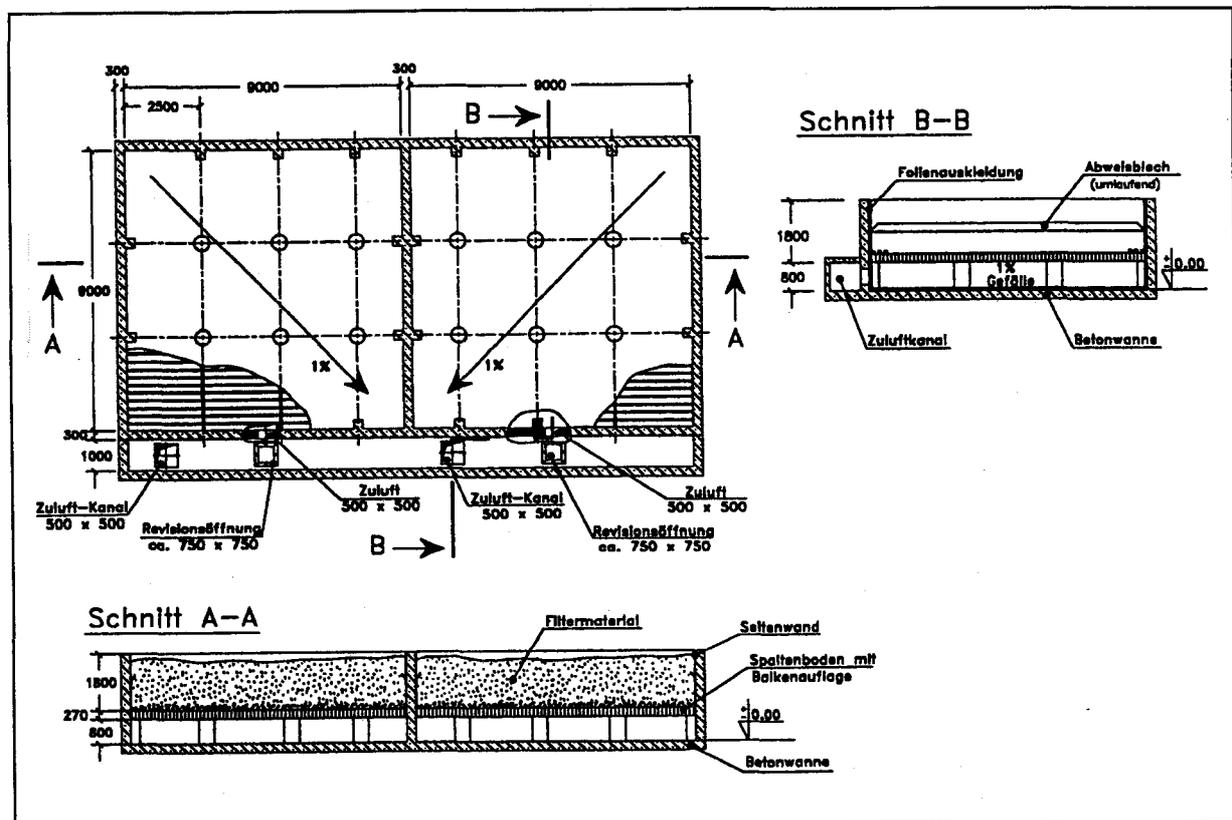
An den Randflächen sind Roste mit ca. 500 mm breiten Totzonen (geschlossene Spalte) zur Verhinderung von Randströmungen eingesetzt. Desweiteren werden ebenfalls zur Verhinderung von Randströmungen ca. 300 mm breite Abweisbleche oberhalb des Spaltenbodens angebracht.

Eine Filtermaterialschüttung aus Wurzelholz und speziell ankompostiertem Rindenhumus mit einer Körnung von 10-40 mm und 6-18 mm, versehen mit Nähr- und Puffersubstanzen, Schütthöhe 1.500 mm, dient als Trägermaterial für die natürlich adaptierten Mikroorganismen.

Zur Verteilung der Abluft auf die Biofilterkammern ist ein Betonkanal vorgesehen. Durch Öffnungen in den Seitenfundamenten der Hüllkonstruktion wird die Abluft durch Absperrklappen horizontal in den Doppelboden eingeleitet. Die verunreinigte Abluft durchströmt vertikal die Filterschicht und wird währenddessen durch biochemische Aktivität der Mikroorganismen gereinigt.

Überschußwasser, welches aus dem Biofiltermaterial austritt, läuft als Sickerwasser aus der Bodenwanne (Gefälle) in die Bodeneinläufe des Verteilkanals.

Abb. 3: Kessler + Luch Biovar-Biofilter als Flächenfilteranlage



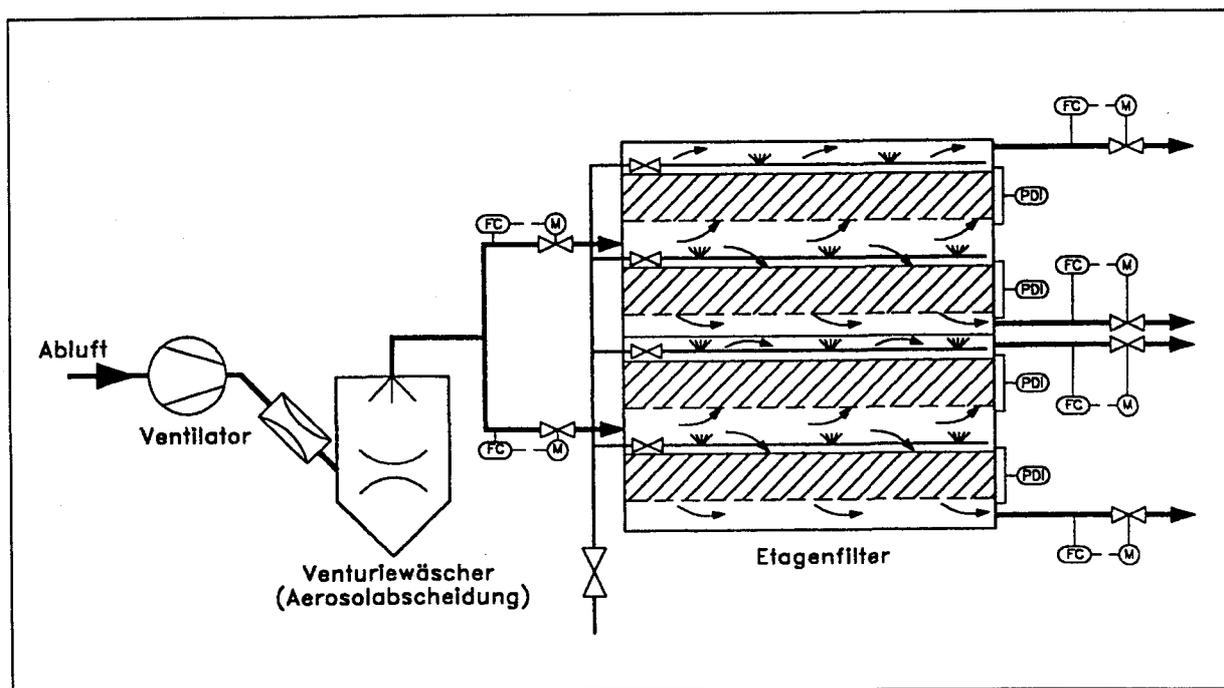
ETAGENFILTER

Für Einsatzbereiche, in denen große Abluftvolumenströme zu reinigen sind, aber nur eine geringe Aufstellfläche zur Verfügung steht, bietet Kessler + Luch das Biovar-Etagenfilter (Abb. 4) an.

Durch ein speziell entwickeltes Biofilteranströmverfahren ist es Kessler + Luch gelungen Zwei- und Vieretagenfilter mit jeweils nur einem Anströmboden zu versehen. Die so eingesparte Bauhöhe reduziert die Massen und somit Baukosten.

Bei einem Vieretagenfilter wird der zu reinigende Abluftvolumenstrom in zwei Teilströme in die gemeinsame Abströmkammer von Ebene 1 und 2 sowie 3 und 4 geleitet. Die genaue Aufteilung wird mittels Volumenstromregler vorgenommen. In den beiden Anströmkammern wird der obere Filter von unten nach oben und der untere Filter von oben nach unten durchströmt. Eine gleichmäßige Beaufschlagung beider Teilfilter wird durch den Einsatz von Volumenstromreglern, welche am Reinluftaustritt installiert sind, gewährleistet. Bei der Beachtung von strömungstechnischen Gesichtspunkten gelten die gleichen Maßnahmen wie beim Flächen- oder Containerfilter.

Abb. 4: Kessler + Luch Biovar-Biofilter in Etagenbauweise mit vorgeschaltetem Venturiewäscher zur Aerosolabscheidung



GESCHLOSSENE FILTEREINHEITEN

Bei vielen Anwendungen der Biofilter liegt die Aufgabe in der Eliminierung von Geruchsbelästigungen, z.B. aus Kläranlagen. Diese Belästigungen treten jahreszeitlich bedingt unterschiedlich stark auf. Die Anlage muß in der Regel im Sommer höhere Wirkungsgrade erreichen als im Winter, d.h., witterungsbedingte Einflüsse spielen eine untergeordnete Rolle. Ein durch Kälte und Nässe hervorgerufener schlechter Wirkungsgrad im Winter kann nur niedrige Emissionen eliminieren. Im Fall der Kläranlagen treten im Winter geringere Geruchsfrachten auf, so daß sich der schlechtere Wirkungsgrad nicht negativ bemerkbar macht.

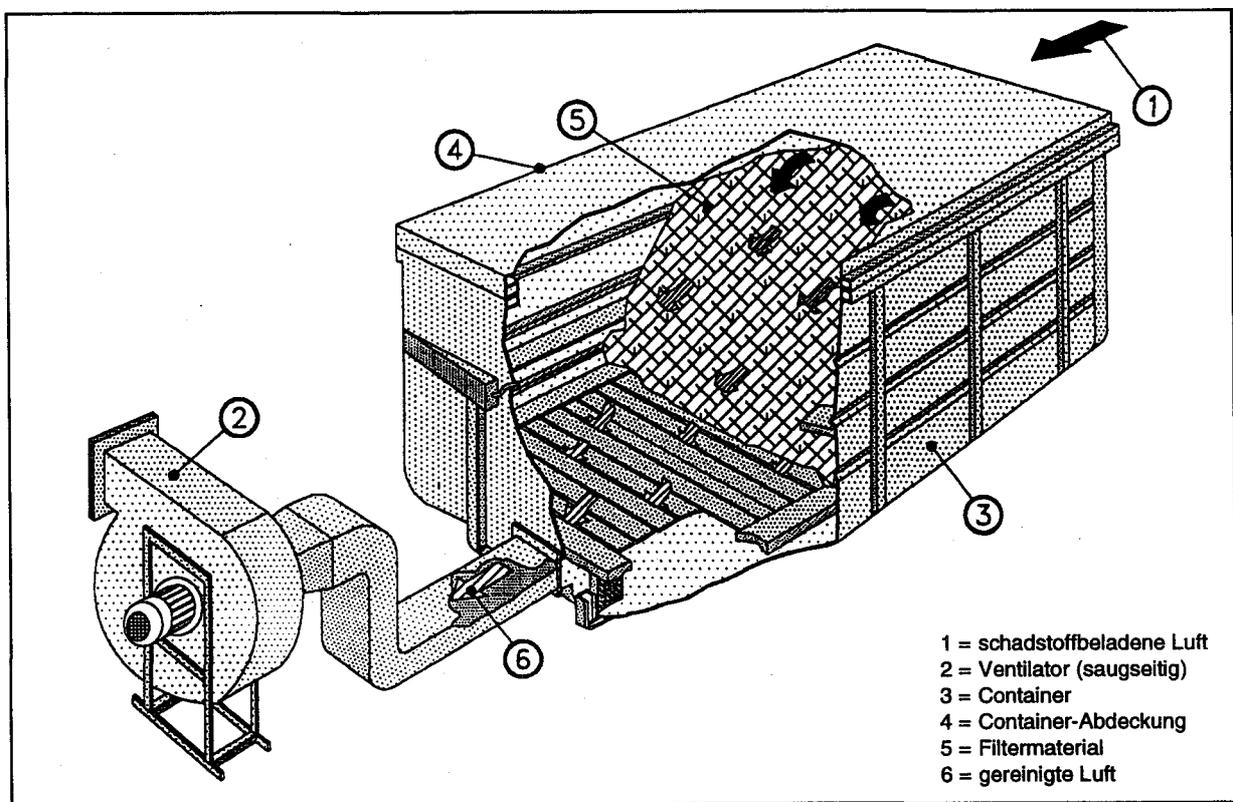
Anders sieht es bei Einsätzen aus, welche jahreszeitlich unabhängig, Winter wie Sommer eine gleichbleibende Leistung vom Biofilter abfordern. Diese Einsätze findet man häufig bei der Lösemittelabscheidung, da solche Emissionen in geschlossenen Produktionshallen bei gleichbleibenden Produktionsprozessen entstehen (z. B. Druckfarbenherstellung, Kunststoffindustrie).

Bei Biofiltern in diesem Einsatzgebiet, empfehlen wir den Einsatz von geschlossenen Systemen (Container-, Flächen- oder Etagenfilter) (s. Abb. 5).

Vorteile:

- die Witterungseinflüsse werden verringert;
- eine Umkehrung der Anströmung ist möglich (aus Gründen der Befeuchtung);
- es sind definierte Emissionsöffnungen für Kontrollmessungen gegeben.

Abb. 5: Kessler + Luch Biovar-Biofilter als Containeranlage mit Abdeckung



DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Welches Holz verwenden Sie für den Belüftungsboden und dessen Unterkonstruktion?

Antwort: In der Regel verwenden wir Bongossi-Holz oder Lärchenholz. Bongossi-Holz hat den Vorteil, daß es von der Beständigkeit her seinesgleichen sucht. Sehr häufig verwenden wir aber auch Kunststoff (PE-Folie für die Seitenwände).

Frage: Wie lange ist die Lebensdauer von Lärchenholz im Vergleich zu Bongossi?

Antwort: Etwa 50 %. Auch bezüglich des Doppelbodens variiert die Materialanwendung von Fall zu Fall. Je nach Rahmenbedingungen ist sehr vieles möglich.

Frage: Wie lange ist die Standzeit des Filtermaterials?

Antwort: In der Regel sind Standzeiten von 3 bis 5 Jahren möglich. Wir haben aber auch Anlagen, die länger laufen. Die Standzeiten sind sehr stark abhängig von der Abluft, die gereinigt wird. Bei Kläranlagen spielt der H₂S-Gehalt häufig eine große Rolle und wenn Übersäuerung des Filtermaterials eintritt, kann es ausgewechselt werden.

Frage: Wie entfernen Sie das Filtermaterial aus den Containern?

Antwort: Wenn Einzelcontainer nebeneinander stehen, dann wird die Zuluftleitung abgeflanscht. Mit einem Gleitabsetzfahrzeug wird der Container zum Kompostwerk transportiert, das Filtermaterial abgeladen und der Container neu befüllt.

Frage: Was passiert mit dem Filtermaterial im Kompostwerk?

Antwort: In der Regel befinden sich keine Schadstoffe mehr im Filtermaterial. Daher wird es dem ganz normalen Kompostierungsprozeß unterzogen. Für die Entsorgung benötigt man eine Unbedenklichkeitsbescheinigung, die meist der örtliche TÜV ausstellt. Daraufhin wird das Material freigegeben.

Frage: Wenn es nicht freigegeben wird, was passiert dann damit?

Antwort: Das ist bei uns noch nicht vorgekommen. Wenn sich im Filter Rückstände von Schwermetallen oder halogenierten Kohlenwasserstoffen befinden, dann muß das Material als Sondermüll verbrannt werden. Dieser Fall kann durch die zu reinigende Abluft eintreten und ist daher nicht zu verhindern.

Frage: Wie können Sie das Filtermaterial von Holzkassettenfiltern austauschen?

Antwort: Unabhängig von Holz- oder GFK-Wänden wird es mit dem Seilbagger ein- und ausgebracht. Bei der Holzbauweise wird gerissenes Wurzelholz als Filtermaterial für die untere Deckschicht verwendet. Mit Holzhackschnitzeln erzielt man einen geringeren Wirkungsgrad, aber dafür befinden sich sehr viele Paraffine in die Abluft. Bei Rindenhumus werden Druckverluste bis ins Unendliche gefahren, was wiederum bei Holzhackschnitzeln nicht der Fall ist. Das Filtermaterial wird je nach Anwendungsfall individuell angepaßt.

Frage: Haben Sie beim Transport von befüllten Containerfiltern negative Auswirkungen auf das Filtermaterial bemerkt?

Antwort: Bei Transporten über lange Strecken ist ein Setzungsprozeß feststellbar, der sich aber nicht negativ auf den Druckverlust auswirkt. Das eigentliche Problem ist, daß die Randgängigkeit wieder aufkommt. Deshalb wird am Rand nochmals extra verdichtet, sobald die Anlage in Betrieb genommen wird. Druckverluste treten kaum auf, da sehr grobes Material verwendet wird. Der Feinanteil wird in der Regel herausgefiltert.

Frage: Welche Vorteile bringt die Verwendung eines Druckbodens für zwei Ebenen?

Antwort: Geringere Bauhöhe bzw. Baumassen und demnach geringere Baukosten.

Frage: Stellt sich durch den Druckboden eine höhere Geschwindigkeit ein?

Antwort: Nein. Es werden Baukosten eingespart, da für zwei Filter nur eine Ebene (Decke) benötigt wird.

UNTERSUCHUNGEN IM RAHMEN DER ERSTELLUNG DER ÖNORM S2020 FÜR BIOFILTERKOMPOSTE

W. Rieneck und G. Gstraunthaler

Institut für Mikrobiologie der Universität Innsbruck
Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck

1 EINLEITUNG

Die Biofiltertechnologie konnte sich in den letzten Jahren als praktikable Alternative, besonders bei der Behandlung von geruchsbelasteten Abluftströmen, etablieren. Sie zeichnet sich vor allem durch geringe Kosten bei Planung und Bau der Anlagen und einen vergleichsweise minimalen Aufwand bei deren laufendem Betrieb aus. Die Schadstoffe werden dabei nicht nur auf physikalischem oder chemischem Weg in eine andere Zustandsform überführt, welche aus kurzfristigen Überlegungen heraus im Moment leichter zu entsorgen oder zwischenzulagern erscheint; durch die Metabolisierung der Luftschadstoffe im Biofilm werden diese im optimalen Betrieb vielmehr zu biologisch unbedenklichen Produkten wie Kohlendioxid und Wasser umgewandelt.

Müllkompost konnte sich – vor allem als Mischung mit unterschiedlichen Strukturmaterialien – als hervorragendes Biofiltermedium behaupten. Seine enorme biologische Aktivität und sein vielfältiges mikrobielles Artenspektrum ermöglichen eine rasche Anpassung an unterschiedlichste Abluftinhaltsstoffe, ohne ein zusätzliches Animpfen mit spezialisierten Mikroorganismen durchführen zu müssen.

Die in der neuen österreichischen Müllverordnung vorgeschriebene Mülltrennung und getrennte Kompostierung biogener Abfallstoffe wird in kürzester Zeit zu einem starken Anstieg der Verfügbarkeit von hochwertigen Biokomposten führen. Da dieser Rohstoff nicht mehr – wie es bisher bei Hausmüllkomposten meist noch der Fall ist – auf Deponien gelagert werden kann, ist es notwendig, sinnvolle Absatzgebiete dafür zu erschließen. Der Bereich der Biofiltration stellt einen solchen rasch wachsenden Markt für Biokomposte dar. Um jedoch eine gleichbleibende Qualität des Produktes gewährleisten zu können wurden Parameter ermittelt, welche zur Güteklassifizierung und -sicherung geeignet erscheinen und die Grundlage einer ÖNORM für Komposte im Biofilterbau darstellen sollen.

Zur Evaluierung dieser Parameter wurde ein System entwickelt, mit dessen Hilfe unterschiedliche Biofiltermaterialien bei der Reinigung geruchsbelasteter Abluft untersucht werden können. Zu diesem Zweck wurden drei Probenbiofilter unterschiedlicher Dimensionen konstruiert. Diese wurden mit Meßsensoren für Temperatur und Gesamtkohlenstoffgehalt der Luft versehen. Zusätzlich zu den eigentlichen Filtern sollte auch eine automatische Meßwerterfassung entwickelt werden, um sowohl die Flammenionisationsdetektorsignale als auch jene der Temperatursensoren kontinuierlich aufzuzeichnen. Unter Zuhilfenahme dieses Komplettsystems wurden verschiedene Filtermaterialien getestet, um ihre Reinigungsleistung und deren Veränderung auch über längere Zeiträume mit der biologischen Aktivität der Materialien in Beziehung zu setzen.

2 AUFBAU DER PROBEBIOFILTER

Die Filterkörper (Abb. 1) aller drei Probefilter sind aus je drei Segmenten aufgebaut. Zwischen den einzelnen Segmenten liegen je zwei Verbindungsringe aus verzinktem Stahl. Die Segmentwände werden durch flexible Gummischläuche gebildet, welche ein Zusammensetzen der gesamten Konstruktion erlauben. Das Filtermaterial kann also seinem natürlichem Setzungsbestreben folgen, ohne daß eine nennenswerte Randgängigkeit zu beobachten wäre. Durch eine ausreichende Ringspannung der Segmentwände wird auch die radiale Ausdehnung der Filter verhindert.

Der Innendurchmesser der beiden größeren Filter 1 und 2 (Abb. 2) liegt bei 1.000 mm, der kleine Filter durchmißt hingegen nur 490 mm. Die Segmenthöhe beträgt bei Filter 1 und 2 maximal etwa 450 mm, die Segmente von Filter 3 sind hingegen nur 350 mm hoch.

Den augenfälligsten Unterschied zwischen den Filtern stellt neben der Größe die Behandlung des Rohgases dar. Die großen Filter beziehen ihre Zuluft direkt aus dem Filteruntergrund eines an der Müllkompostanlage Roppen installierten Biofilters. Eine zusätzliche Zuluftkonditionierung ist daher nicht notwendig.

Im Gegensatz dazu kann der Probefilter 3 (Abb. 3) auch mit Zuluftströmen beschickt werden, die vor Ort hergestellt werden können und definierte Abluftinhaltsstoffe enthalten können. Er verfügt daher über eine zusätzliche Steuerungseinrichtung zur Befeuchtung und Temperaturregelung des Rohgases.

Abb. 1: Probefilter 3 (A) und 1 (B), installiert an der Abfallverwertungsanlage Roppen

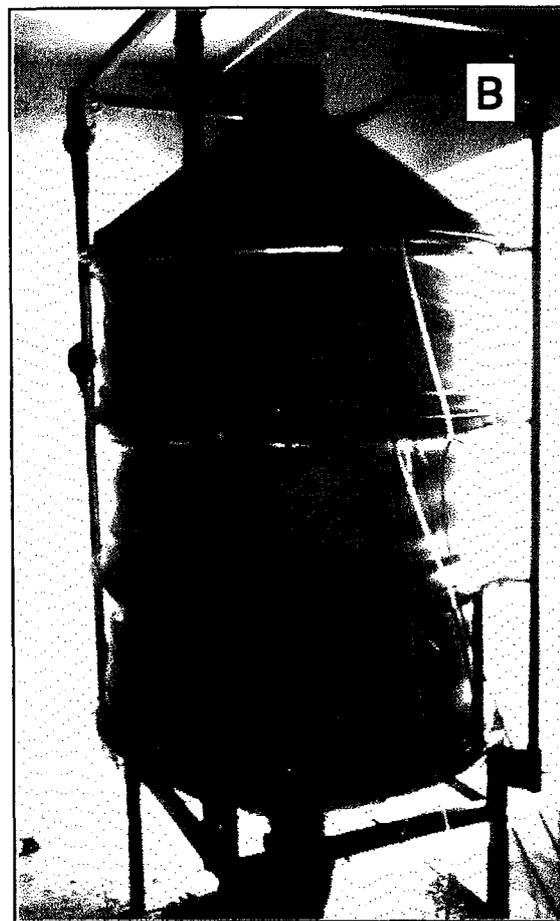
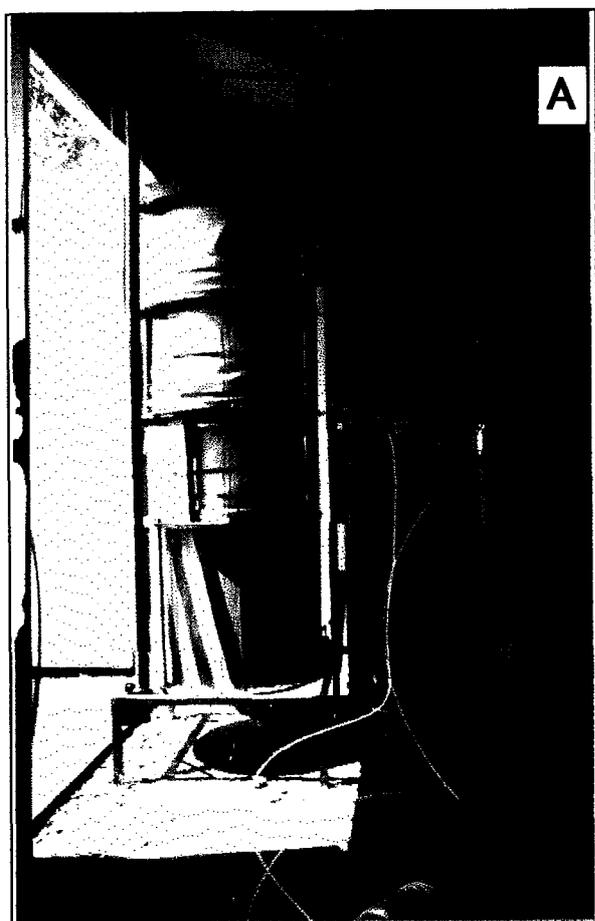


Abb. 2: Anschlußschema der Filter 1 und 2.

BF..... Biofilter,
 V1, V2..... Ventilatoren,
 F1, F2..... Filterkörper
 K1, K2..... Drosselklappen,
 D..... Drehzahlregelung,

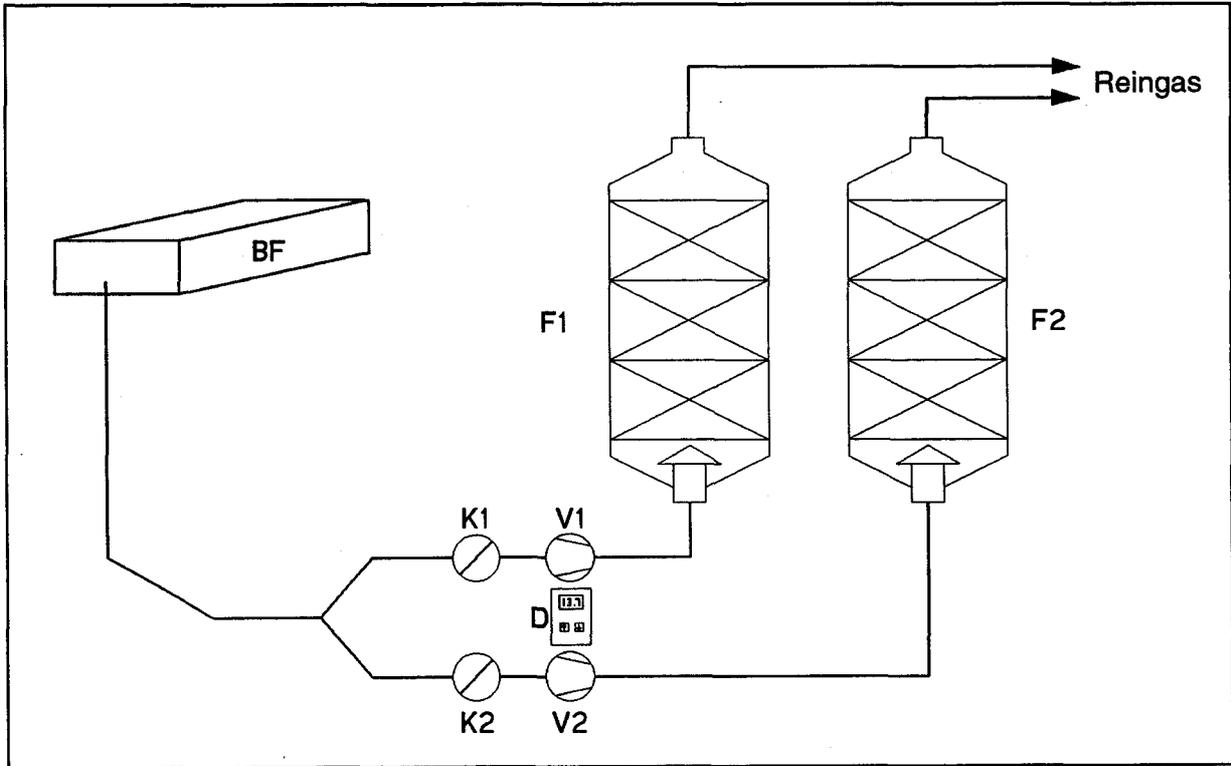
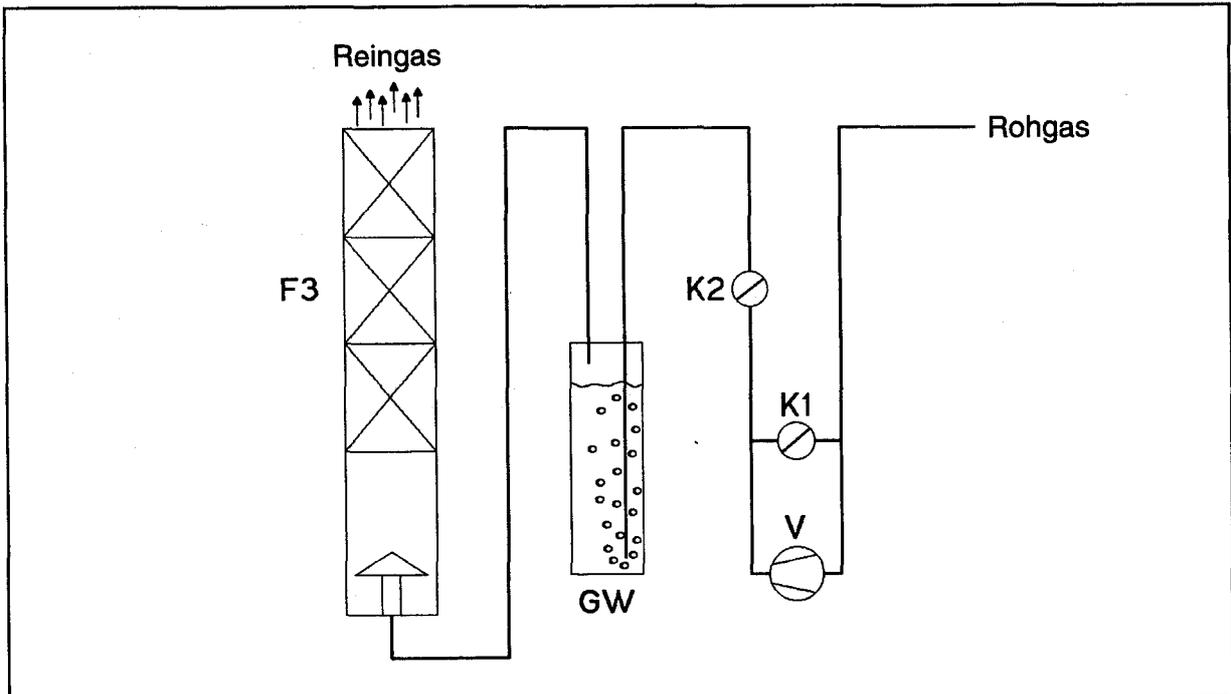


Abb. 3: Anschlußschema Filter 3

K1, K2..... Drosselklappen,
 GW..... Gaswäsche,
 V..... Ventilator,
 F1, F2..... Filterkörper



3 MESSWERTERFASSUNG

Neben den Analysen, welche an den Komposten selbst durchgeführt wurden, fanden während sieben Langzeitversuchen Online-Messungen direkt an den Probebiofiltern statt. Im Rahmen dieser Online-Messungen sollte die Temperatur des Zu- und Abgases sowie jene des Filtermaterials ermittelt werden. Zusätzlich war eine Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes der Gasströme mit Hilfe eines Flammenionisationsdetektors (FID) vorgesehen.

Als Meßsystem diente ein 8 MHz PC, welcher mit einer Wandlerkarte vom Typ PCL-711 der Firma PCLab ausgestattet wurde. Mit Hilfe dieser Karte konnten sowohl die analogen Signale des FID als auch die digitalen Informationen des verwandten Temperaturmoduls ausgewertet werden.

Außerdem wurden zwei Umschaltlogiken entwickelt, welche eine Ansteuerung von 12 Temperaturmeßstellen und 6 FID-Meßstellen ermöglichen. Weiters wurden an den Filtern per Hand die Abstände zwischen den Segmenten gemessen.

Zur kontinuierlichen Bestimmung der Temperatur- und des Kohlenstoffgehaltes wurde ein Meßprogramm erstellt, welches die Daten graphisch anzeigt und in einem standardisierten Format zur weiteren Bearbeitung auf Festplatte ablegt.

Die Abb. 4-6 zeigen die einzelnen Komponenten der automatischen Meßwerterfassung, die ebenfalls bei der Kompostierungsanlage Roppen installiert wurden.

Abb. 4: Umschalteinheit der FID-Meßstellen



Abb. 5: Umschalteneinheit der Temperatur-Meßstellen

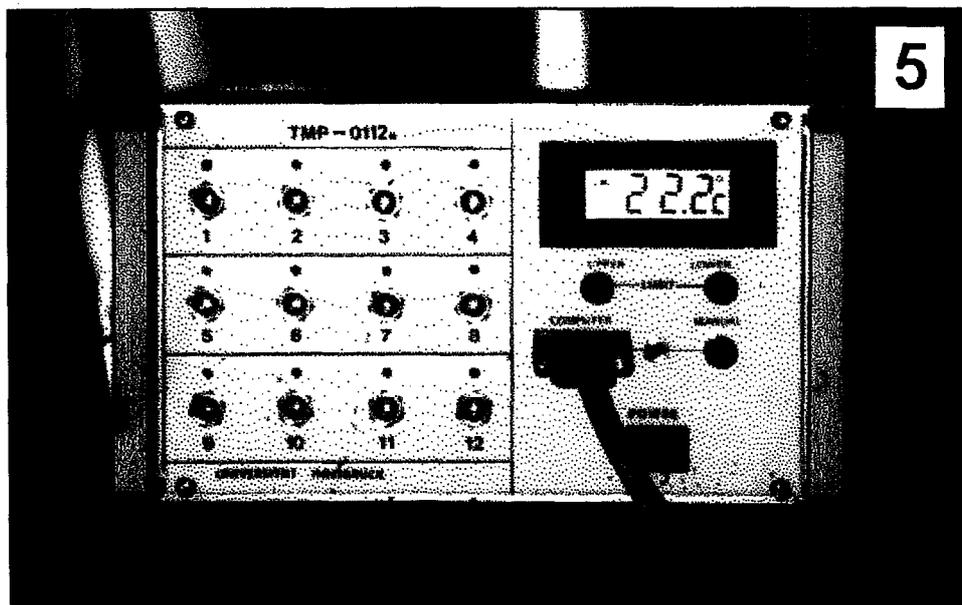
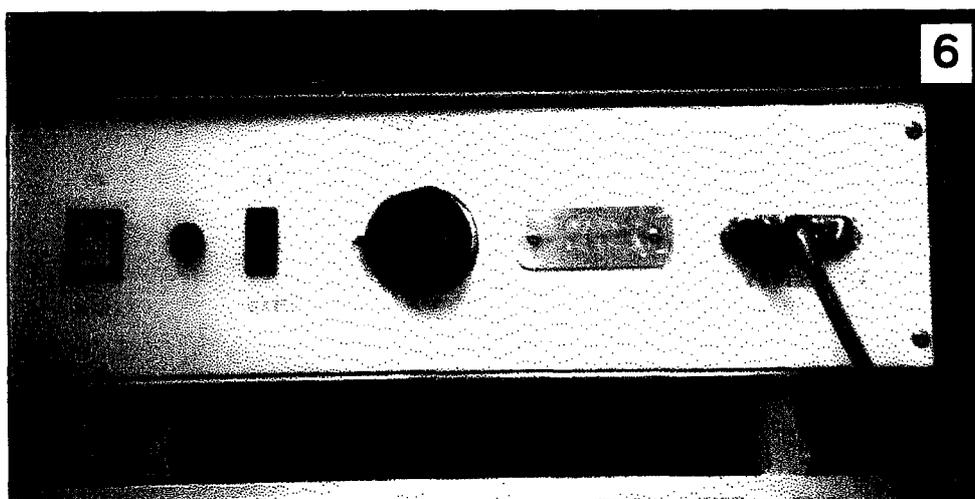


Abb. 6: Magnetventilsteuerung



4 BESCHREIBUNG DES ROHGASES

Obwohl der Probiebiofilter 3 (Abb. 3) mit einer Zuluftkonditionierung ausgestattet ist und somit auch mit eigens erzeugten Rohgaszusammensetzungen beschickt werden kann, wurden bei den bisherigen Versuchen alle drei Filter mit Rohgas aus der Müllverwertungsanlage Roppen betrieben. Die Zuluft zu den Probiefiltern wurde aus dem unteren Filterbett des Biofilters der Anlage entnommen und mittels drehzahl geregelter Ventilatoren durch die Probiefilter gepreßt. Das geruchsbelastete Gas stammt direkt aus der Rottetrommel, in welcher die Vorrotte des angelieferten Abfalls stattfindet. Die Geruchsbelastung und die Temperatur der Abluft sind jedoch nicht konstant, sondern zeigen abhängig vom Betriebszustand der Anlage große Schwankungen (Abb. 7 u. 8). Die relative Feuchte der Zuluft wurde direkt vor den Probiefiltern diskontinuierlich überprüft und lag stets bei 100 % RF.

Abb. 7: Änderung der Rohgasbelastung im Wochenverlauf

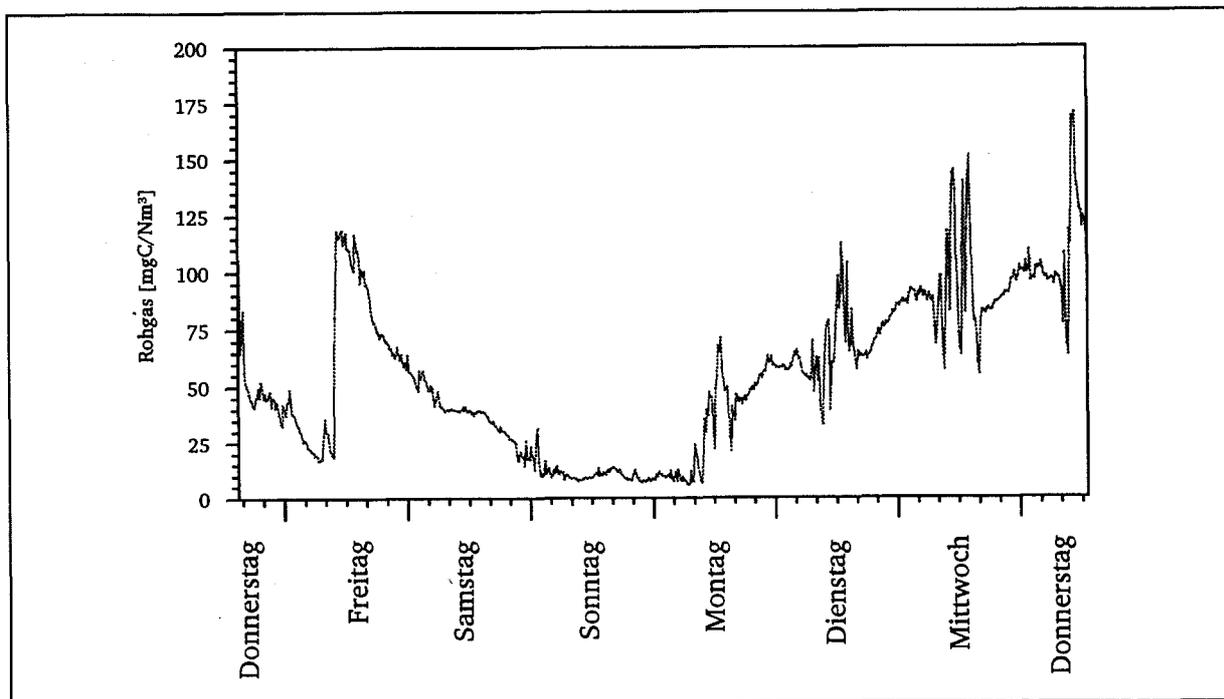
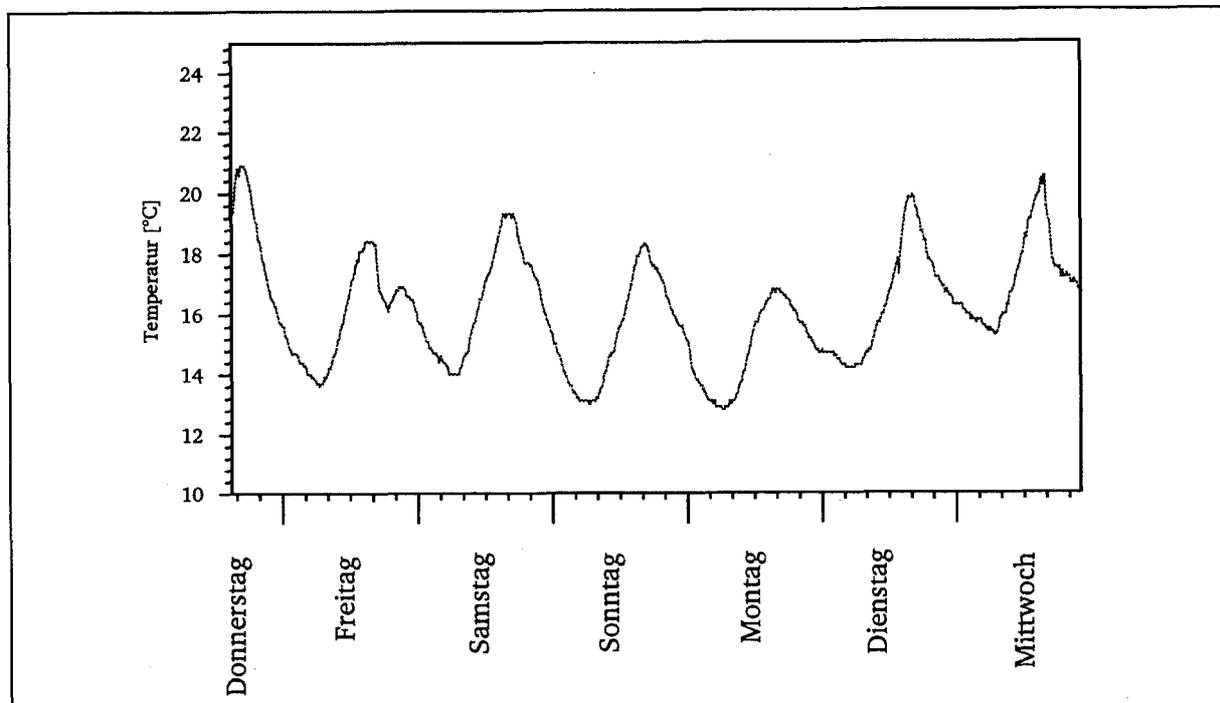


Abb. 8: Änderung der Rohgastemperatur im Wochenverlauf

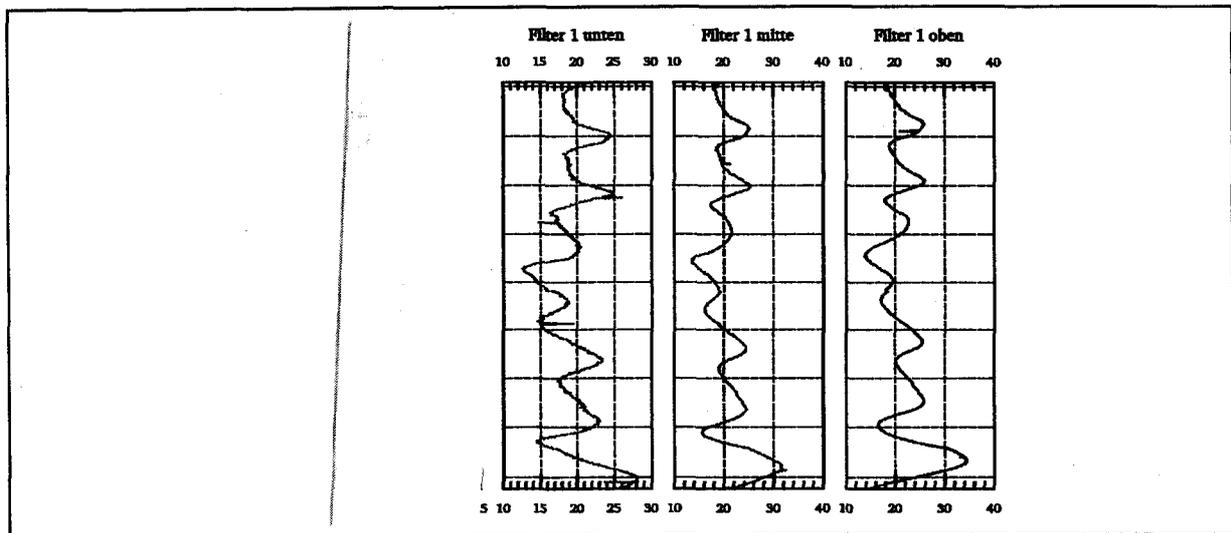


5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

5.1 Temperatur

Anhand Abb. 9 ist die deutliche Abhängigkeit der Temperatur im Filtermedium von jener der Zuluft zu erkennen. Das Biofiltermedium reagiert – in den aufeinanderfolgenden Segmenten jeweils etwa um 4 bis 5 Stunden zeitversetzt – in direkter Weise auf die Temperaturschwankungen des Rohgases. Zusätzlich ist die Temperatur des Filtermaterials gegenüber jener des Rohgases durch die exothermen Abbaureaktionen der Mikroorganismen um etwa 2 bis 10 Grad erhöht. Aussagen über die mikrobielle Aktivität im Biofilter lassen sich bei der Verwendung der Rohluft aus der Müllkompostierungsanlage Roppen anhand der Temperaturmessungen im Filtermaterial jedoch kaum treffen. Bei der Verwendung von definierten Rohgaszusammensetzungen und einer annähernd konstanten Rohgastemperatur wird der Temperaturmessung bei der Beurteilung der mikrobiologischen Umsatzprozesse im Filter ein höherer Stellenwert zuzuordnen sein.

Abb. 9: Temperaturverlauf im VersuchsfILTER 1 (Angaben in °C)



5.2 Biologische Aktivität des Filtermaterials

Die mikrobiologischen Kennwerte "Dehydrogenaseaktivität" und "Biomasse" (über die substratinduzierte Atmungsaktivität berechnet) wurden jeweils zu Beginn und am Ende der einzelnen Versuche bestimmt. Abb. 11 illustriert eine recht typische Veränderung der biologischen Aktivität im Probiebiofilter im Verlauf eines Langzeitversuches.

Die mikrobiologischen Aktivitätsparameter steigen während der Filterstandzeit häufig weiter an. Dieser Effekt konnte insbesondere bei reifen Komposten oder bei Filtermaterialien mit besonders hohem Strukturanteil festgestellt werden. Bei allen durchgeführten Versuchen außer Versuch 1 (Abb. 10) konnte nach Beendigung eine geringer werdende biologische Aktivität von unten nach oben im Probiebiofilter gemessen werden. Dieser "Gradient" der mikrobiellen Aktivität im Filter dürfte sich vor allem durch den höheren Nährstoffeintrag über das Rohgas in den unteren Filterschichten einstellen. Die abbauaktive Mikroflora ist in hohem Maße an diese Nährstoffe adaptiert und dürfte sich also im unteren Bereich stärker vermehren.

Abb. 10: Veränderung einiger Kennwerte im Laufe der Filterstandzeit im Versuchsfilter 1
DHA.. Dehydrogenaseaktivität, **BM**.....Biomasse, **WG**.....Wassergehalt,
WS.... Wassersättigung, **TOC**...Total Organic Carbon, **GV %**....Glühverlust.
 Einheiten s. Beilage ÖNORM

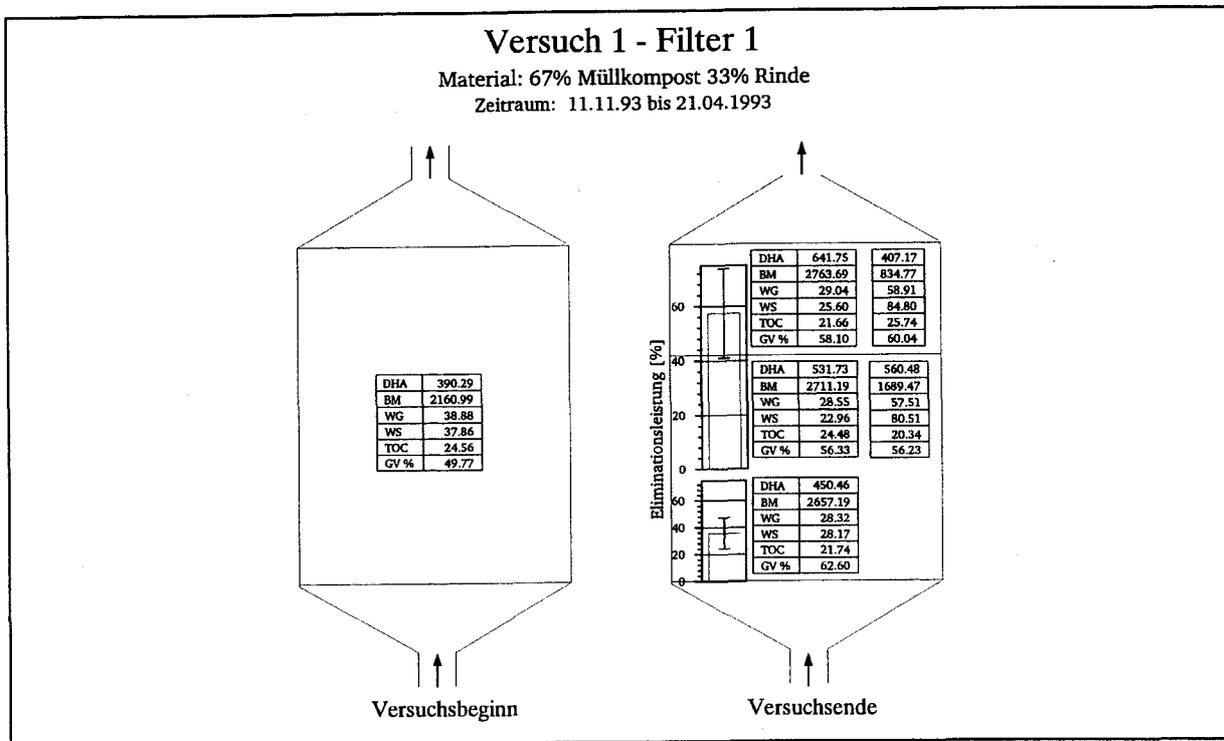
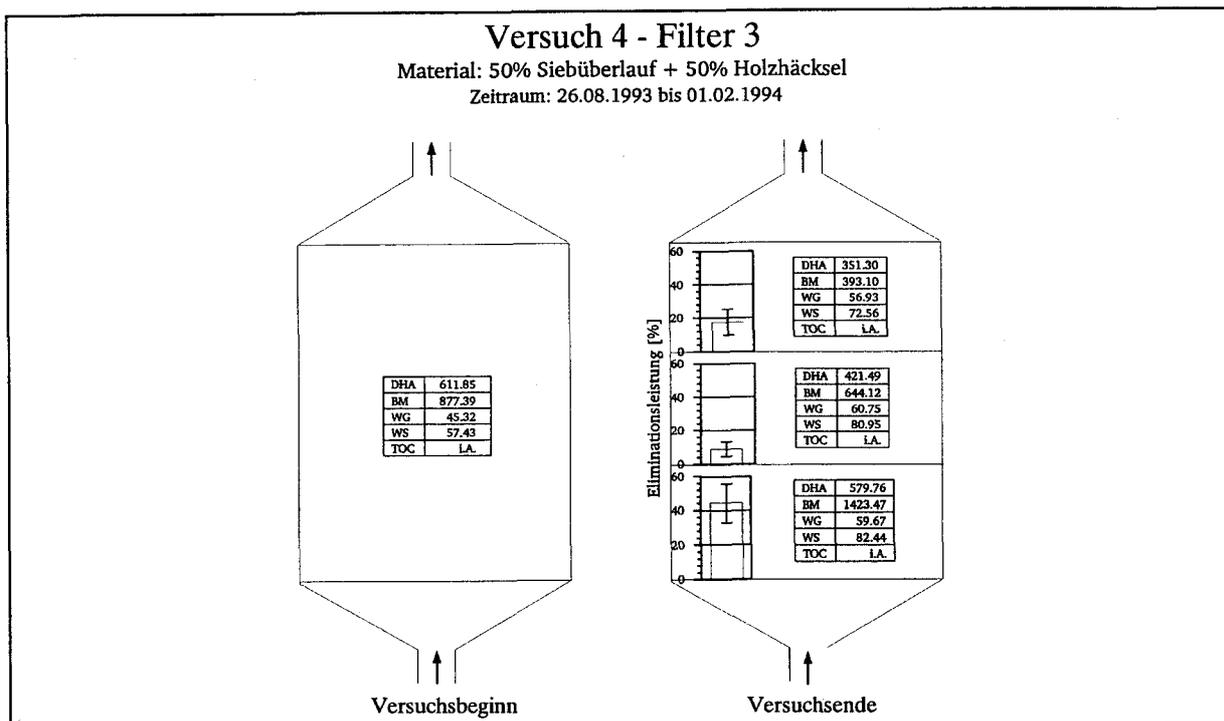


Abb. 11: Veränderung einiger Kennwerte im Laufe der Filterstandzeit im Versuchsfilter 3
DHA.. Dehydrogenaseaktivität, **BM**.....Biomasse, **WG**.....Wassergehalt,
WS.... Wassersättigung, **TOC**...Total Organic Carbon, **GV %**....Glühverlust.
 Einheiten s. Beilage ÖNORM



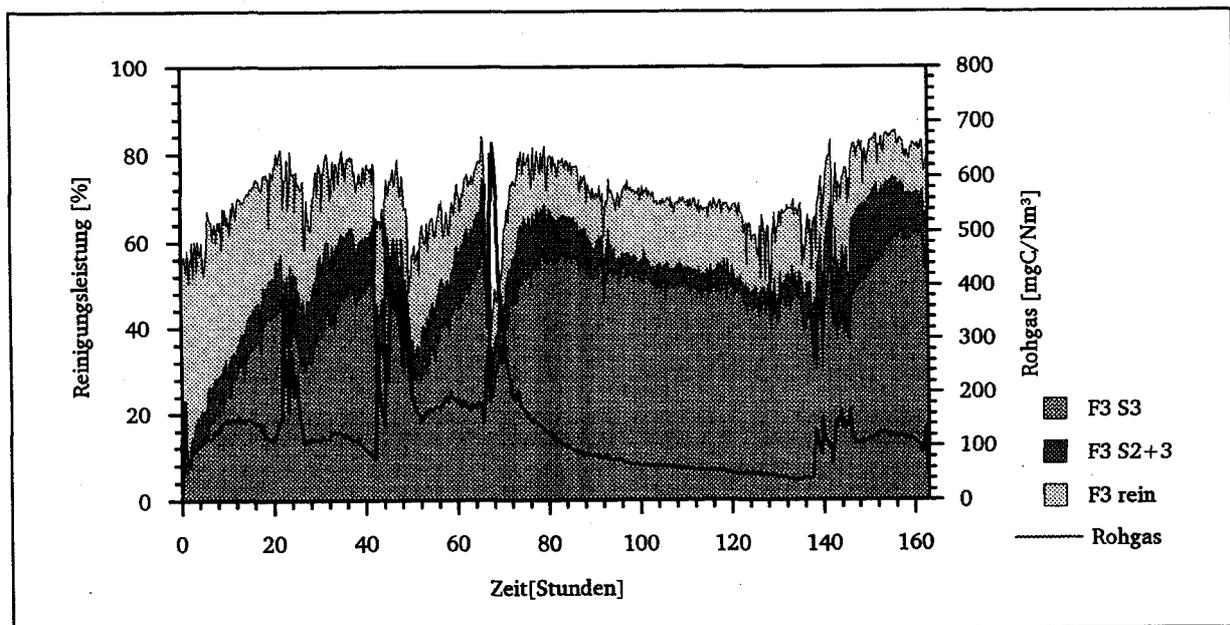
Die höhere Wasserverfügbarkeit in den unteren Filterschichten wirkt sich ebenfalls positiv auf das Wachstum der dort siedelnden Mikroorganismen aus. Messungen des Wassergehaltes des Filtermediums brachten jedoch kaum Unterschiede zwischen den einzelnen Segmenten zutage.

Da die Filter selbst nicht wärmeisoliert sind, können in den Randschichten Kondensationseffekte und vernäbte Zonen beobachtet werden. Diese Zonen erschienen beim Austrag der "verbrauchten" Filterschüttung stark verklumpt und verklebt und zeichneten sich stets durch eine weit geringere biologische Aktivität aus. In diesen Bereichen dürften unter Umständen bereits mikroaerophile Verhältnisse herrschen, ein Zustand, der in einem Biofilter wenn möglich verhindert werden sollte. Diese Randbereiche wiesen jedoch eine nur Breite von maximal 7-10 cm auf und schienen kaum negative Einflüsse auf die Reinigungsleistung der Probefilter auszuüben.

5.3 Abbauraten

Bei Messungen der Abbauraten der einzelnen Segmente eines Filters konnten deutliche Zusammenhänge zwischen der biologischen Aktivität und der Reinigungskapazität des Filters aufgezeigt werden. Der größte Beitrag zur Eliminationsleistung eines Probefilters wird häufig vom untersten Segment erbracht. Besonders dann, wenn man sehr hohe Reinigungsleistungen beobachtet, werden oft weit mehr als 50 % der organischen Abluftinhaltsstoffe im unteren Drittel eliminiert (Abb. 12). Vergleicht man diese Werte mit jenen eines Filters ähnlicher Eliminationsleistung (ca. 80 %-90 %), dessen drei Segmente eine gleichmäßige Verteilung der biologischen Aktivität aufweisen, erkennt man die Bedeutung der Parameter Biomasse und Dehydrogenaseaktivität für die Beurteilung von Filterkomposten. In diesem Fall trugen, wie aus Abb. 10 ersichtlich, alle drei Segmente etwa ein Drittel zur Reinigungsleistung des Gesamtfilters bei.

Abb. 12: Reinigungsleistung der einzelnen Segmente von Filter 3 im Vergleich zur Rohgasbelastung
 F3 S3... unteres Segment, F3 S2+3 ..unteres und mittleres Segment, F3 rein . gesamter Filter



5.4 ÖNORM

Die aus den Vorversuchen und den Untersuchungen an den Probebiofiltern gewonnenen Daten führten schließlich zur Erstellung eines Normenvorschlages für die ÖNORM S 2020 "Biofiltermaterialien auf Kompostbasis – Eignungskriterien und Prüfparameter". Neben allgemeinen Kennwerten (Wassergehalt, Wasserkapazität, pH-Wert, Glühverlust und Nährstoffgehalt) und den beiden mikrobiologischen Parametern "Biomasse" und "Dehydrogenaseaktivität" fanden auch vier bodenmechanische Kennwerte Eingang in diese Norm. Diese bodenmechanischen und bodenphysikalischen Parameter erlauben die Abschätzung der Strukturstabilität und der inneren Oberfläche des Biofiltermaterials. Die Kennwerte und Methoden zu deren Bestimmung wurden parallel zu den Untersuchungen in Innsbruck und Roppen von einer Arbeitsgruppe unter Dipl. Ing. Dr. Helfried Breyman an der "Bautechnischen Versuchs- und Forschungsanstalt Salzburg" erarbeitet.

Diese Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung gefördert.

ANNEX

Prüfparameter des Vorschlags (August 1994) der ÖNORM S2020
BIOFILTERMATERIALIEN AUF KOMPOSTBASIS
Anforderungen und Prüfparameter

Tabelle 1: Allgemeine Kennwerte

Kennwert	Einheit	Beurteilungskriterien für Kompostmischungen	Prüfmethode gemäß
Wassergehalt	[%FS]	40 bis 60	ÖNORM S 2023
Wasserkapazität	[%TS]	≥ 120	ÖNORM S 2023
pH-Wert	–	6,5 bis 8,5	ÖNORM S 2023
Glühverlust	[%TS]	≥ 50	ÖNORM S 2023
Nährstoffe	[mg/kgTS]	x)	ÖNORM S 2023
FS = Feuchtsubstanz TS = Trockensubstanz x) dieser Wert ist vom Ausgangsmaterial abhängig und vom Biofiltermaterialhersteller anzugeben			

Tabelle 2: Mechanische Kennwerte

Kennwert	Einheit	Beurteilungskriterien für Kompostmischungen	Prüfmethode gemäß
Dichte der lockersten Lagerung	[g. cm ⁻³]	0,4 bis 0,6	DIN 18126
Längenbezogener Filterwiderstand	[Pa.s.m ⁻²]	600 bis 2500	6.1
Setzungsverhalten (Stauchung)	[%]	bis 25 (?)	6.1
Kriechmaß ¹⁾	[mm]	bis 10 (?)	6.1
1) Beurteilung im Zusammenhang mit längenbezogenem Filterwiderstand			

Tabelle 3: Mikrobiologische Kennwerte

Kennwert	Einheit	Beurteilungskriterien für Kompostmischungen	Prüfmethode gemäß
Dehydrogenase	[µg INTF/g.h]	≥ 400	6.2.2
Biomasse	[mg Biom./100 g TS]	≥ 1000	6.2.1

FORMALDEHYDENTFERNUNG AUS DER ABLUFT IN EINER BIOFILTERANLAG IM TECHNISCHEN MASSSTAB

J. Maćkowiak

ENVICON Engineering GmbH
Baßfeldshof 2-6, D-46537 Dinslaken

ZUSAMMENFASSUNG

Im Beitrag wird eine großtechnische Anlage beschrieben, in welcher seit über 1,5 Jahren im Dauerbetrieb ca. 30.000 Bm³/h mit Formaldehyd belastete Abluft gereinigt werden.

Die Anlage besteht aus einem Befeuchter und 3 Stück Biofiltermodulen mit jeweils 25 m² Biofilterfläche. Trotz sehr hoher spezifischer Filterbelastung von 400 m³/m²·h, kennzeichnet sich die Anlage durch extrem geringe Druckverluste aus, welche ca. 700 Pa betragen. Die Abscheidewirkung von Formaldehyd liegt bei ca. 90 %, und erfüllt somit den von den lokalen Behörden verlangten Grenzwert von 0,6 mg/m³ im Reingas.

1 EINLEITUNG

Bei der Herstellung von Sperrholzplatten, welche mittels Melamin-Harnstoff und Formaldehyd-Klebstoffen verklebt werden, werden in die Umgebung große Mengen an Formaldehyd emittiert. Die jährlichen Emissionswerte lagen bei einem polnischen Sperrholzplattenhersteller – der Firma Sklejka Eko/Ostrow – bei mehreren Tonnen, welche eine Gefährdung für die umliegende, dicht besiedelte Gegend darstellten.

ENVICON Engineering/Dinslaken wurde Anfang 1992, nachdem die Phase der Pilotversuche nach über einjährigen Versuchen erfolgreich abgeschlossen war, mit der Planung einer großtechnischen Anlage beauftragt. Darüber wurde bereits in der Literatur [1] berichtet.

In einer Pilotanlage, die aus einem Befeuchter und einem Biofilter mit einer Filterfläche von 3,4 m² bestand, wurden im Bypass-Verfahren ca. 400 bis 1.400 Bm³/h Abluft gereinigt. Die Abscheidewirkung der Pilotanlage lag – je nach spezifischer Biofilterbelastung – zwischen 70 und 95 % und die Druckverluste lagen zwischen 500 und 2.000 Pa/m. Der Testbetrieb dauerte mehr als 1 Jahr und wurde mit der Auftragserteilung an ENVICON Engineering/Dinslaken für die Planung und den Bau einer großtechnischen Anlage abgeschlossen.

Die Anlage sollte – nach ersten Schätzungen – ca. 46.000 m³/h Abluft reinigen.

2 AUSLEGUNG UND BESCHREIBUNG DER GROSSTECHNISCHEN ANLAGE

In der ersten Phase des Planungsauftrages wurde dem Auftraggeber ein Maßnahmenkatalog vorgestellt, der zur Reduzierung der Formaldehydkonzentration am Arbeitsplatz, in der gesamten Produktionshalle sowie zur Reduzierung der gesamten zu reinigenden Abluftmenge führte.

Durch diese Vormaßnahmen wurde die Abluftmenge bei $V_G \cong 30.000$ Bm³/h festgelegt. Die zu reinigende Abluft war trocken, ihre relative Feuchte lag zwischen 15 und 50 %; die Eintrittstemperaturen betragen bis zu 50 °C.

Aus Platzmangel am ursprünglich geplanten Aufstellungsort mußte der Biofilter in der Halle aufgestellt werden, wo die dem Biofilter und dem Befeuchter zur Verfügung stehende Gesamtfläche nur ca. 100 m² betrug. Dadurch mußte die Anlage für hohe spezifische Belastungen – nahe an der Belastungsgrenze des Biofilters – ausgelegt werden. Die Belastungsgrenze für den "Versuchsbiofilter" mit $A_{BF} = 3,4 \text{ m}^2$ lag bei ca. 411 m³/m² · h [1]. Als Betriebspunkt für den zu installierenden Biofilter wurde eine spezifische Filterbelastung von 400 m³/m² · h gewählt, was eine gesamte Biofilterfläche von 75 m² ergab. Um den gesamten Druckverlust des Gases in dem Filtermaterial zu verringern, wurden weitere, nachfolgend angegebene Maßnahmen getroffen:

- a. möglichst genaue Gasverteilung
- b. geringe Änderung der Rezeptur für die Biofilterfüllung, um den Belastungsbereich des Biofilters zu erweitern, mit gleichzeitiger Druckverlustreduzierung innerhalb des Betriebsbereiches.

2.1 Auslegungsparameter für den Befeuchter

Zur Auslegung des Befeuchters der trockenen Luft wurde das in [2] vorgestellte Auslegungsverfahren nach dem TSB-Modell verwendet. Es ergaben sich folgende Auslegungsparameter:

Kolonnendurchmesser d_s	=	2,4 m
gesamte Kolonnenhöhe H	=	6,5 m
Wasserumlaufmenge	=	25 m ³ /h
installierte Pumpenleistung	=	4 kW
spezifische Flüssigkeitsbelastung	=	5,5 m ³ /m ² · h
relative Luftfeuchtigkeit am Ausgang	=	mehr als 98 %

2.2 Bestimmung der Filtermaterialhöhe H

In den Pilotversuchen [1] wurden bei vergleichbaren spezifischen Filterbelastungen von $u_{v,B} = 250\text{-}400 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ im Mittel Abscheidegrade um 80 % erzielt. In der großtechnischen Anlage mußten höhere Abscheidegrade von rund 90 % erzielt werden. Man sollte dabei beachten, daß das Verhältnis der Biofilterfläche A_{BF} die Fläche des Pilotbiofilters um das 22-fache übersteigt und daß mit einer Verschlechterung der Filtermaterialschüttung gerechnet werden mußte.

Unter der vereinfachten Annahme, daß man den Formaldehydabbau im Biofilter bei der geringen HCHO-Konzentration als eine Absorption mit ausschließlich gaseitigem Stofftransport-Widerstand betrachtet, kann nach Gl. (3) – anhand des bekannten HCHO-Abscheidegrades – die Zahl der gaseitigen Übergangseinheiten NTU_G gemäß der Definition

$$NTU_G = \ln\left(\frac{y_{ein}}{y_{aus}}\right) \quad (1)$$

bestimmt werden. Für die Abscheidewirkung η gilt die Gl. (2)

$$\eta = \left(1 - \frac{y_{aus}}{y_{ein}}\right) \quad (2)$$

aus Gl. (1) und Gl. (2) erfolgt nun die Gl. (3)

$$NTU_G = -\ln(1 - \eta) \quad (3)$$

Für die Schütthöhe $H = 1,0$ m erhält man nach dem $HTU \times NTU$ -Modell, Gl. (4), folgende Beziehung zwischen dem Abscheidegrad η und der Höhe einer Übergangseinheit HTU_G

$$HTU_G = \frac{H}{NTU_G} = \frac{1}{-\ln(1-\eta)} \quad (4)$$

Nach Einsetzen von $\eta = 80 \%$ ergibt sich ein HTU_G -Wert von $HTU_G \approx 0,62$ m.

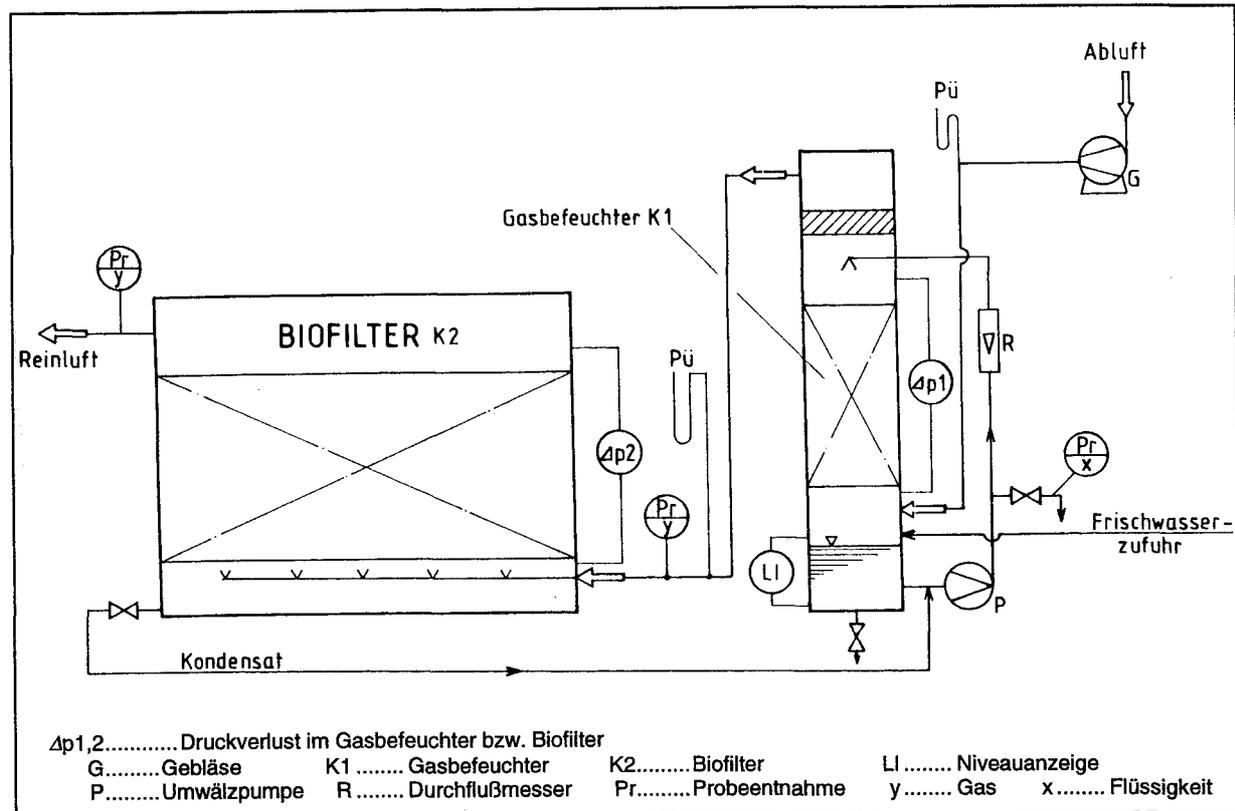
Für eine 90 %ige HCHO-Abscheidewirkung der Schüttung sind daher nach Gl. (5) $NTUG = 2,3$ Übergangseinheiten erforderlich und somit – unter der Annahme, daß die gleiche Trennleistung des Filtermaterials, wie im Pilotbiofilter besteht und für die technische Ausführung $HTU_G = 0,62$ m gilt – erhält man nach Gl. (5) für die gesamte Filtermaterialhöhe H

$$H = NTU_G \cdot HTU_G = 2,3 \cdot 0,62 \text{ m} = 1,43 \text{ m} \quad (5)$$

Es wurde eine Filtermaterialhöhe von 1,5 m festgelegt, was bei einer Biofilterfläche von $A_{BF} = 75 \text{ m}^2$ ein Biofiltermaterialvolumen von V_F zu $V_F = 112,5 \text{ m}^3$ ergibt. Zusätzlich wurde noch eine Reserve von ca. 30 cm für den Fall vorgesehen, daß die gewünschte Trennleistung nicht erreicht wird.

Das Schema der im August 1993 fertiggestellten Anlage zeigt Abb. 1.

Abb. 1: Schema der Biofilteranlage zur Entfernung von Formaldehyd aus einem Abluftstrom von $30.000 \text{ Bm}^3/\text{h}$ (3 Biofiltermodule mit jeweils 25 m^2 , 1 Befeuchter mit $ds = 2,4$ m)



Die Funktionsweise der Anlage ist identisch mit der der Pilotanlage, die bereits in der Arbeit [1] ausführlich beschrieben ist.

3 MESSERGEBNISSE

Die Kapazität der Anlage nach Abb. 1 wurde stufenweise von Woche zu Woche nach der Inbetriebnahme von ca. 6.750 über 13.500 und 23.250 bis auf ca. 30.000 Bm³/h erweitert.

Bei den Betriebsbedingungen sind die auf einen Meter Filtermaterial bezogenen Druckverluste $(\Delta p/H)_B$ deutlich kleiner, als im Pilotbiofilter und betragen bei Vollast der Anlage rund 250 Pa/m. Der Biofilter wird deutlich unterhalb der maximalen Belastungsgrenze betrieben, was zum Teil auf eine anders gewählte Filtermaterialrezeptur zurückzuführen ist.

Die Anlage ist bis dato etwa 16 Monate in Betrieb und nach den letzten Kontrollmessungen sind die Druckverluste im Biofilter praktisch in der gleichen Größenordnung von ca. 360 Pa geblieben. Dies bestätigt eine Zusammenstellung nach Tabelle 1, in der die Betriebsbedingungen und die Leistungsdaten der Anlage in verschiedenen Betriebsmonaten der Anlage dargestellt sind.

Besonders auffallend in der Zusammenstellung nach Tabelle 1 ist auch ein geringer Druckverlust im Befeuchter und ein praktisch gleicher Druckverlust in allen drei Biofiltermodulen. Der Gesamtdruckverlust der Anlage ist mit 700 Pa als extrem gering zu bezeichnen.

Tab. 1: Zusammenstellung der Betriebsdaten der großtechnischen Anlage zur Formaldehydabscheidung aus der Abluft

PARAMETER	EINHEIT	MESSTAG			
		05.11.1993	12.11.1993	30.12.1993	24.01.1994
V_L	m ³ /h	25	25	25	30
U_L	m/s · 10 ³	1,535	1,535	1,535	1,842
V_g	Bm ³ /h	29127	28970	29127	23364
$V_{g,N}$	Nm ³ /h	26463	26620	26620	21220
U_{VK}	m/s	1,79	1,79	1,79	1,41
F_{VK}	√Pa	1,94	1,94	1,94	1,73
$\frac{\Delta P_4}{H_k}$	Pa/m	142,0	147,0	152,0	93,2
U_{VB}	m ³ /m ² · h	388,4	386,4	388,4	311,5
$\frac{\Delta P_1}{H_k}$	Pa/m	241,9	235,4	209,0	209,2
$\frac{\Delta P_2}{H_k}$	Pa/m	241,9	235,4	202,7	215,7
$\frac{\Delta P_3}{H_k}$	Pa/m	235,4	222,3	209,0	209,2
$C_{HCHO, \text{ ein}}$	mg/m ³	4	1	1	1
$C_{HCHO, \text{ aus}}$	mg/m ³	0,5	0,2	0,15	0,15
η_{HCHO}	%	87,5	80	85	85

Die Abscheideleistung der gesamten drei Biofiltermodule liegt zwischen 80 und 95,5 %. Die kleinen Werte werden jeweils am Anfang einer Woche gemessen, da die Anlage im 6-Tage-Betrieb läuft und sonntags außer Betrieb genommen wird. Die Ausgangskonzentration von Formaldehyd lag an den Kontrollmeßtagen unter dem geforderten Wert von 0,6 mg/m³.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Im vorliegenden Beitrag wurde eine großtechnische Anlage zur Reinigung von ca. 30.000 Bm^3/h Abluft dargestellt und beschrieben. Nach einem ca. 1,5jährigen Betrieb arbeitet die Anlage stabil, ohne irgendwelche betrieblichen Probleme, bei praktisch gleichen Druckverlusten von ca. 700 Pa.
Bei Formaldehydeingangskonzentrationen in der Biofilteranlage zwischen 5-7 mg/Nm^3 (maximal ca. 25 mg/m^3), werden in der Anlage ca. 80-95,5 % Formaldehyd reduziert. Die trockene Eingangsluft mit einer Temperatur von 35-50° C und einer relativen Feuchte von 15 % wird bis auf 100 % gesättigt.
2. Die erzielten Meßergebnisse bestätigen insbesondere die Gültigkeit von Auslegungsverfahren [2] des Befeuchters und der Biofiltermodule. Bei Einhaltung gleicher Betriebsverhältnisse in der Pilotanlage und in der großtechnischen Anlage, muß man mit einem Sicherheitszuschlag von lediglich ca. 20 % für die Filterhöhe rechnen, wenn man eine vergleichbare Trennleistung in der großtechnischen Anlage erzielen möchte. Dies gelingt nur dann, wenn die Gasverteilung im Biofilter sorgfältig ausgelegt wird.
3. Das in diesem Beitrag vorgestellte Verfahren zur Bestimmung der Filterhöhe bei den verschiedenen Abscheidewirkungen des Biofilters gilt zunächst für den Fall der Formaldehydabscheidung und wird durch Messungen am Pilotbiofilter und an den drei Biofiltermodulen mit jeweils 25 m^2 bestätigt.
4. Die Arbeit zeigt, daß die Auslegung einer großtechnischen Anlage ohne Pilotversuche nicht möglich gewesen wäre.

LITERATUR

- [1] Maćkowiak, J. (1992): Abscheidung von Formaldehyd aus der Abluft im Biofilter WLB-Wasser, Luft und Boden, 3, S. 65/66.
- [2] Maćkowiak, J. (1991): Fluidodynamik von Kolonnen mit modernen Füllkörpern und Packungen für Gas/Flüssigkeitssysteme. Salle + Sauerländer, Verlag Aarau, Frankfurt am Main.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Welches Biofiltermaterial haben Sie verwendet?

Antwort: Für den großtechnischen Biofilter, der bei höheren Belastungen als der Pilotbiofilter betrieben wurde, haben wir Holzhäcksel mit Torf und Heidekraut verwendet. Durch Zugabe von Holzhäcksel stieg die Porosität des Materials an, wodurch Druckverluste gesenkt werden konnten.

Frage: Bei Ihrer Pilotanlage bildete sich Ameisensäure. Wurde KOH, die Sie daraufhin zusetzten, aufgesprüht?

Antwort: Ja. KOH wurde zugesetzt, als der pH-Wert im Filtermaterial unter 5,5 sank, was auch eine Stabilisierung des pH-Wertes im unteren Filterbereich bewirkte.

Frage: Tritt diese Versäuerung auch bei großtechnischen Anlagen auf?

Antwort: Wir haben einen konstanten pH-Wert von 5,5. Die Ameisensäure wird vermutlich durch Stillstand und Belüftung des Biofilters mit Sauerstoff innerhalb von 6 Stunden abgebaut. Bei der großtechnischen Ausführung wird kein KOH zugesetzt.

Frage: Treten Staubbelastungen in der Abluft auf?

Antwort: Sowohl Staub als auch ein Teil des Formaldehyds werden bereits im Vorwäscher (dem Befeuchter) abgeschieden.

Frage: Funktioniert der Befeuchter auch dann, wenn keine Abluft vorhanden ist?

Antwort: Nach Produktionsstop funktioniert der Befeuchter noch 6 Stunden, d.h. der Biofilter wird noch 6 Stunden belastet und anschließend wird mit Frischluft gefahren.

Anmerkung: Wir haben Messungen mit Propionaldehyd durchgeführt. Wenn die Biologie überlastet wird, dann geht die Oxidation nicht bis CO_2 und H_2O , sondern es bildet sich Propionsäure. Erst wenn die Belastung sinkt, wird die Propionsäure zu CO_2 und H_2O abgebaut.

REINIGUNG VON LACKIEREREI-ABLUF MIT EINEM GITTERTRÄGER-BIOFILTER

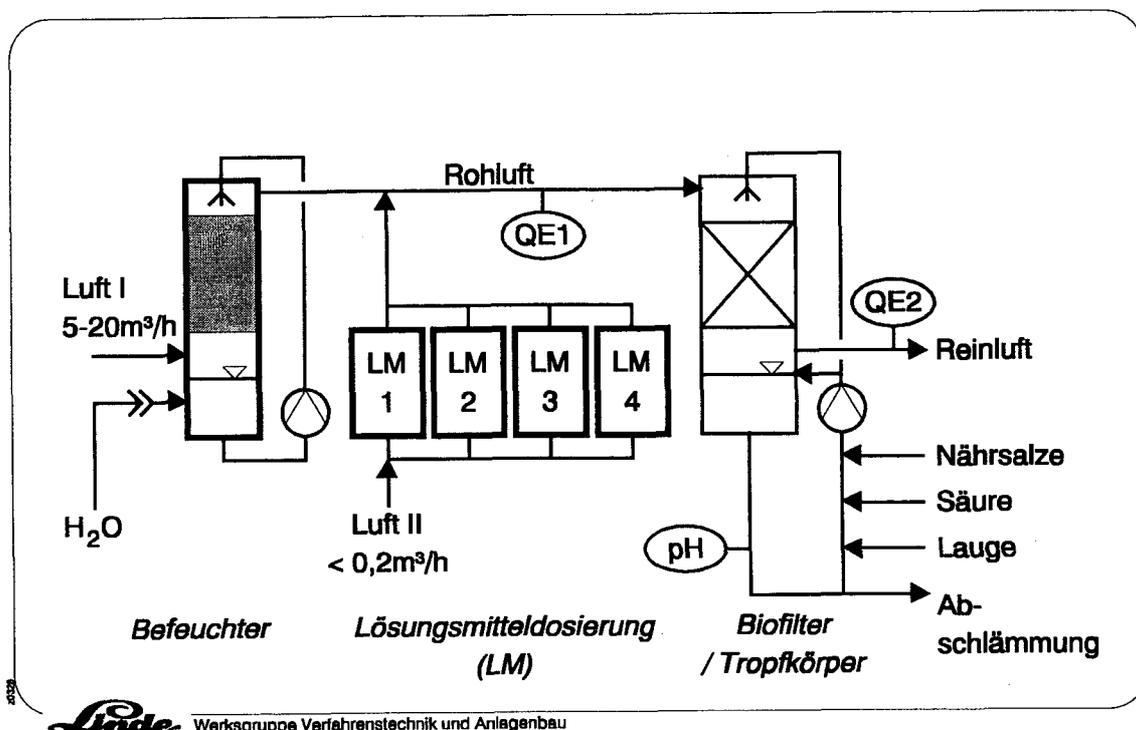
R. Bronnenmeier, P. Fitz und H. Tautz,
Linde AG, Werksgruppe Verfahrenstechnik & Anlagenbau
Dr.-Carl-von-Linde-Straße 6-14, D-82049 Höllriegelskreuth

1 EINLEITUNG

Obwohl die Anwendung lösemittelarmer Lacke zunimmt, werden heute noch überwiegend konventionelle Lacke eingesetzt: 1992 wurden in Deutschland 555.400 t konventionelle und 155.600 t lösemittelarme und -freie Lacke produziert /1/. Größere Lackierstraßen setzen über 100.000 m³/h Abluft frei. Bei Verwendung stark lösemittelhaltiger Lacke werden für die Abluft Reinigungsanlagen gebraucht. Nach der Entwicklung eines Abluft-Biowäschers für leicht wasserlösliche Schadstoffe, wie z. B. Formaldehyd /2/, erarbeitete die Linde AG, Werksgruppe Verfahrenstechnik und Anlagenbau, Höllriegelskreuth, deshalb auch ein Verfahren für die biologische Reinigung von Lackierereiabluft.

2 BESCHREIBUNG DER VERSUCHSANLAGE

Abb. 1: Schema der Biofiltertechnikumsanlage



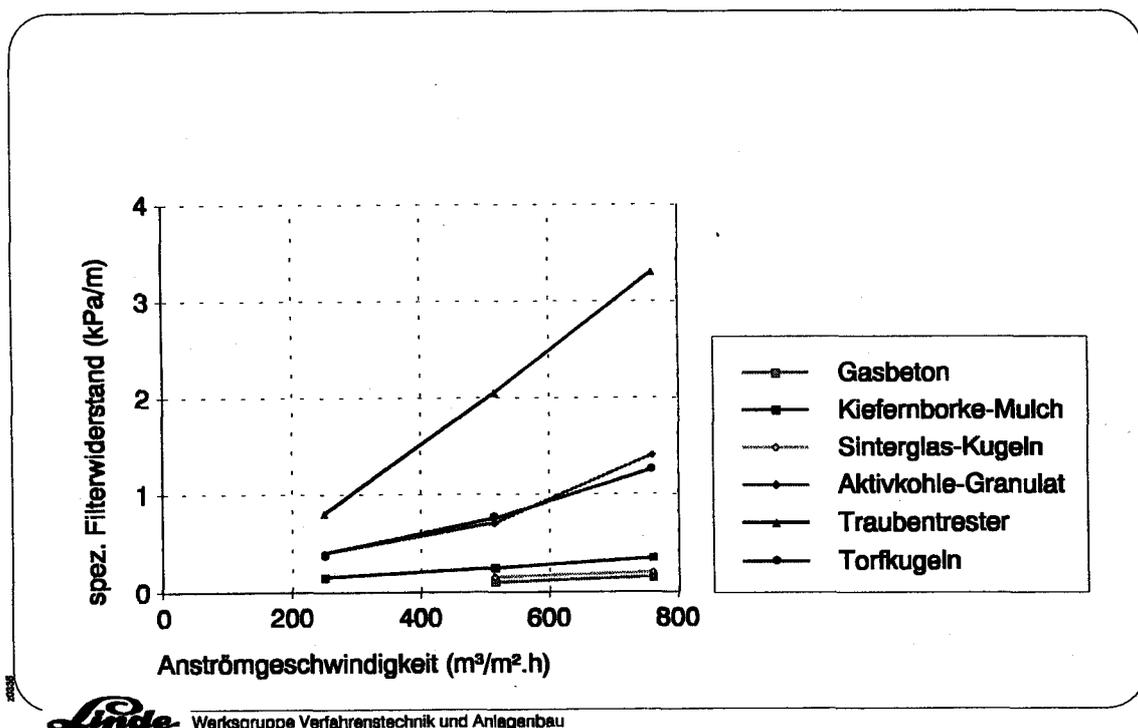
Der Hauptluftstrom I wird in einem Füllkörperwäscher befeuchtet. Verdunstungsverluste im Wasserreservoir des Befeuchters werden laufend durch Frischwasserzufuhr ausgeglichen. Ein kleiner, trockener Luftstrom II wird durch die Lösungsmitteldosierstrecken LM 1 bis LM 4 geleitet und danach in den feuchtigkeitsgesättigten Hauptluftstrom I gespeist. Nach Durch-

laufen einer Mischstrecke und Passieren der Meßstelle QE 1 tritt der schadstoffhaltige Rohluftstrom in den Kopfraum von vier parallel geschalteten Bioreaktoren ein, von denen in Abb. 1 nur einer dargestellt ist. In den Reaktoren befindet sich eine Trägermaterialzone von 80 cm Höhe und 10 cm Durchmesser. Das Trägermaterial wird über einen Flüssigkeitskreislauf berieselt. Je nach Berieselungsdichte ist Biofilter-, Tropfkörper-, oder Biowäscherbetrieb möglich. Die schadstoffhaltige Luft durchläuft die Reaktoren von oben nach unten, tritt als sog. Reinluft über einem kleinen Sumpf aus und passiert die Meßstelle QE 2. Der Sumpf wird durch einen eigenen Kreislauf ständig umgewälzt. Damit bleibt er homogen suspendiert und Sauerstoffmangel wird vermieden. Der pH-Wert des Sumpfes wird geregelt. Die Nährstoffdosierung erfolgt kontinuierlich in grober Orientierung am geplanten Schadstoffumsatz. Träger und Sumpf werden periodisch gereinigt.

3 TRÄGERMATERIAL

Der Entwicklung lag – nicht zuletzt auch aufgrund von Erfahrungen mit der Pilotanlage des Biowäschers für leicht wasserlösliche Schadstoffe – folgende Überlegung zugrunde: Hohe volumenspezifische Umsätze setzen Bakterienwachstum und Nährsalzdosierung voraus. Nachteilig ist dabei die Volumenzunahme des Biofilms und – bei konventionellem Trägermaterial oder Schüttungen – der allmählich ansteigende Druckverlust im Reaktor. Schon bei niedrigen Gasgeschwindigkeiten unter 360 m/h sind Druckverluste von 100-250 Pa/m die Regel /3/. Die Ergebnisse eigener Messungen mit frischen, unbewachsenen, trockenen Trägermaterialien sind in Abb. 2 dargestellt, in der die spezifischen Filtermaterialwiderstände in kPa/m über der Anströmgeschwindigkeit der Luft aufgetragen sind. Besonders für die technisch zur Einsparung von Anströmfläche wünschenswerten höheren Gasgeschwindigkeiten oder bei Hochbauweise sind die meisten dieser Materialien wegen des damit verbundenen hohen Druckverlusts nicht gut geeignet.

Abb. 2: Druckverlust diverser trockener Trägermaterialien in Abhängigkeit von der Anströmgeschwindigkeit



Auch die anderen bekannten Nachteile, wie hohes Gewicht (Tabelle 1), lokale Inhomogenität, Verdichtung und Verfilzung, lokale Vernässung oder Übersäuerung infolge meß- und regeltechnischer Probleme ermutigten dazu, einen neuen Weg zu gehen. Die grundlegende Verbesserung sahen wir in einem Plattenbiofilter /4/, das aus Platten in geordneter Packung besteht, die tangential angeströmt werden. Als weitere Verbesserung dieses – experimentell erprobten – Plattenbiofilters wurden, wegen der besseren Flüssigkeitsverteilung und des geringen Gewichts, Gittermaterialien mit verschiedenen Maschenweiten ausgewählt /5/.

Tab. 1: Schüttgewichte diverser Trägermaterialien bei einer Wasseraktivität von $a_w=0,95$

Trägermaterial	(kg/m ³)	Trägermaterial	(kg/m ³)
Buchenspäne	261	Gasbeton	353*
Holzschnitzel	190	Sinterglas-Kugeln	219
Torfkugeln	560	Linpor® (offenporiger Schaumstoff)	20
Traubentrester	450	Gitterträger	45

* wurde nicht mit feuchter Luft behandelt

Linde

Werkgruppe Verfahrenstechnik und Anlagenbau

Die Gitter können als ebene Fläche, als Rohrbündel oder in anderer geeigneter Geometrie angeordnet sein. Die Abstände der Gitterflächen liegen im cm-Bereich, damit eine Abreinigung mit scharfem Flüssigkeits-Strahl oder mechanisch erfolgen kann. Die Stege der Gitter sind so verschweißt, daß eine sehr gleichmäßige Flüssigkeitsverteilung bzw. Benetzung gewährleistet ist: Bereits bei sehr niedriger Berieselungsdichte wird zwischen den Gitterstegen ein Flüssigkeitsfilm aufgespannt, der Mikroorganismen enthält und beidseitig von der Luft überströmt wird. Diese Anordnung erzeugt auch bei Bewuchs mit einem im schlimmsten Fall mehrere Millimeter dicken Biofilm keinen relevanten Druckverlust. Der Druckverlust des Gittermaterials ist wesentlich niedriger als bei den in Abb. 2 aufgeführten Trägermaterialien. So ist bei der von uns angestrebten, in der bisherigen Biofiltertechnik nicht realisierten, Gasgeschwindigkeit von 1,1 m/s ein Druckverlust von ca. 20 Pa/m zu erwarten. Zwar erreicht man mit diesen Gittern nur relativ geringe Oberflächen pro Reaktorvolumen; es wird jedoch möglich, Biofilter in Hochbauweise mit hohem Gasdurchsatz und geringem Grundflächenbedarf zu bauen. Eine Variante ist der Betrieb als Kreuzstromreaktor, in dem die Luft horizontal den von oben befeuchteten Träger durchströmt.

Über experimentelle Ergebnisse mit solchen "Gitterträger-Biofiltern" wird nun berichtet. Standardbetriebsbedingungen waren 234 m/h Anströmgeschwindigkeit und 24-26 °C. Da die eingesetzten Gitterträger in den Reaktoren verschieden angeordnet waren, schwankt die Packungsdichte zwischen 63 und 90 m² Gitter pro m³ Reaktor.

4 ERGEBNISSE

4.1 Versuche mit simulierter Lackierereiabluft

In der Abluft eines Lackierereibetriebs fanden sich als Hauptkomponenten Butylacetat (= Essigsäure-n-butylester) und die in Tabelle 2 aufgelisteten Aromaten. Die (aus den Konzentrationen in der Abluft errechneten) Gleichgewichtskonzentrationen im Wasser erlauben eine Beurteilung ihrer Bioverfügbarkeit, wenn man davon ausgeht, daß sie vor der Aufnahme in die Zelle mindestens einen Wasserfilm passieren müssen. Die Versuchsanlage wurde mit dem Gasgemisch als Biowäscher, Tropfkörper und Biofilter betrieben (Abb. 3). Dabei wurde Butylacetat vollständig umgesetzt, während nahezu kein Aromatenabbau stattfand ($< 10 \text{ g/m}^3 \cdot \text{h}$ pro Aromat).

Tab. 2: Organische Hauptkomponenten in der Abluft einer Lackiererei und korrespondierende Gleichgewichtskonzentrationen in Wasser

Schadstoff	Rohluftkonz. (mg/m^3)	Gleichgew. Konz. in Wasser (g/m^3) bei $T = 20^\circ\text{C}$, $p = 100 \text{ kPa}$
Toluol	50	0,23
Ethylbenzol	100	0,49
o-Xylol	25	0,17
m-Xylol	200	1,15
p-Xylol	200	1,11
Butylacetat	400	70,0

 Werksgruppe Verfahrenstechnik und Anlagenbau

Da die Eliminierung des Butylacetats soweit unproblematisch ist, wird im folgenden nur über Ergebnisse berichtet, die mit reinem Aromatengemisch gemäß Tabelle 2 erhalten wurden.

4.2 Anfahrbetrieb und Nährsalzversorgung

Das Anfahren der Biofilter erfolgte mit weniger als 1 g Bakterien (Trockenmasse) pro m^2 Gitterfläche. Die Animpfkulturen stammten aus dem Waschwasser einer Lackiererei. Sie wurden identifiziert und auf Unbedenklichkeit geprüft /6/. Ihre Vorkultivierung lief unter Sterilbedingungen in zuckerhaltiger Nährlösung. Nach dem Überführen in das Biofilter gewöhnten sie sich rasch an die dort herrschenden Bedingungen und der Aromatenabbau setzte innerhalb von ca. 15 Stunden ein. War die Kultur bereits an Aromaten voradaptiert und die Nährsalzversorgung nicht limitierend, erhielt man optimierte Anfahrvorgänge wie in Abb. 4. Hier wurde mit einer abgeschlammten Kultur aus einem anderen Biofilter gestartet. Ist eine Komponente im Nährsalz limitierend, so wird der Anfahrprozeß verzögert und kann durch Nährsalznachdosierung beschleunigt werden. In Abb. 5 wird dies demonstriert. Die Pfeile symbolisieren die Nachdosierung von Nährsalzen.

Abb. 3: Reinigung von simulierter Lackiererei-Abluft im Labor-Biowäscher

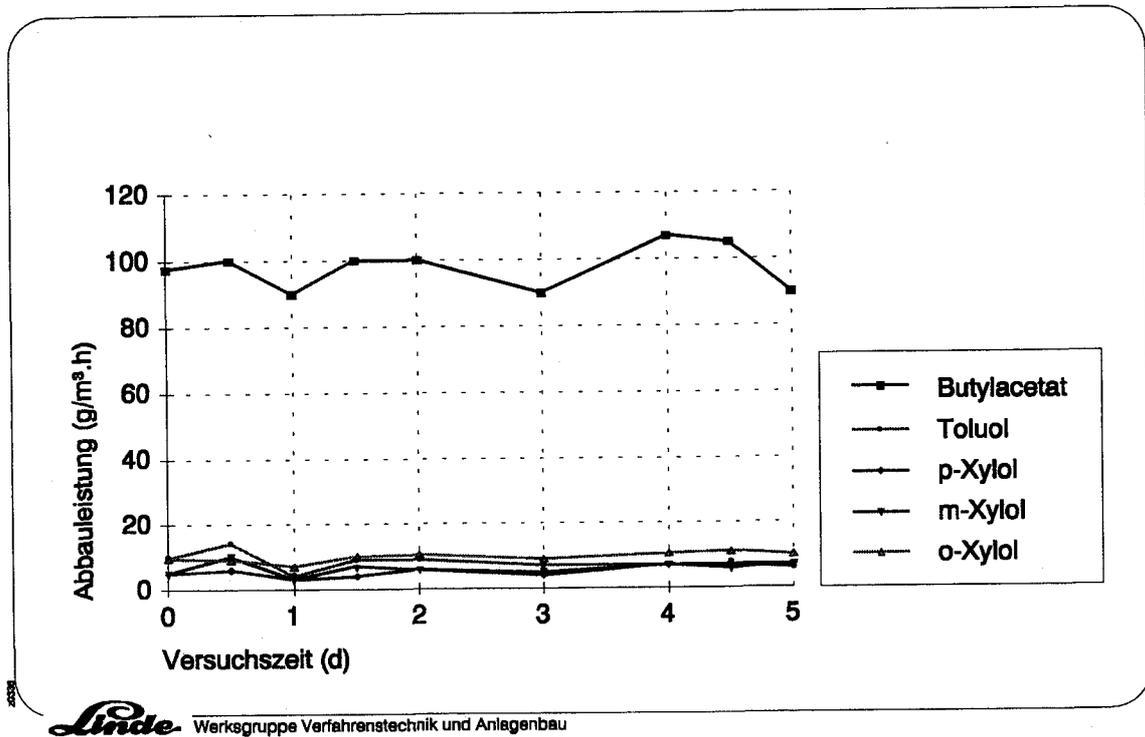


Abb. 4: Optimierter Anfahrprozeß mit adaptierter Kultur

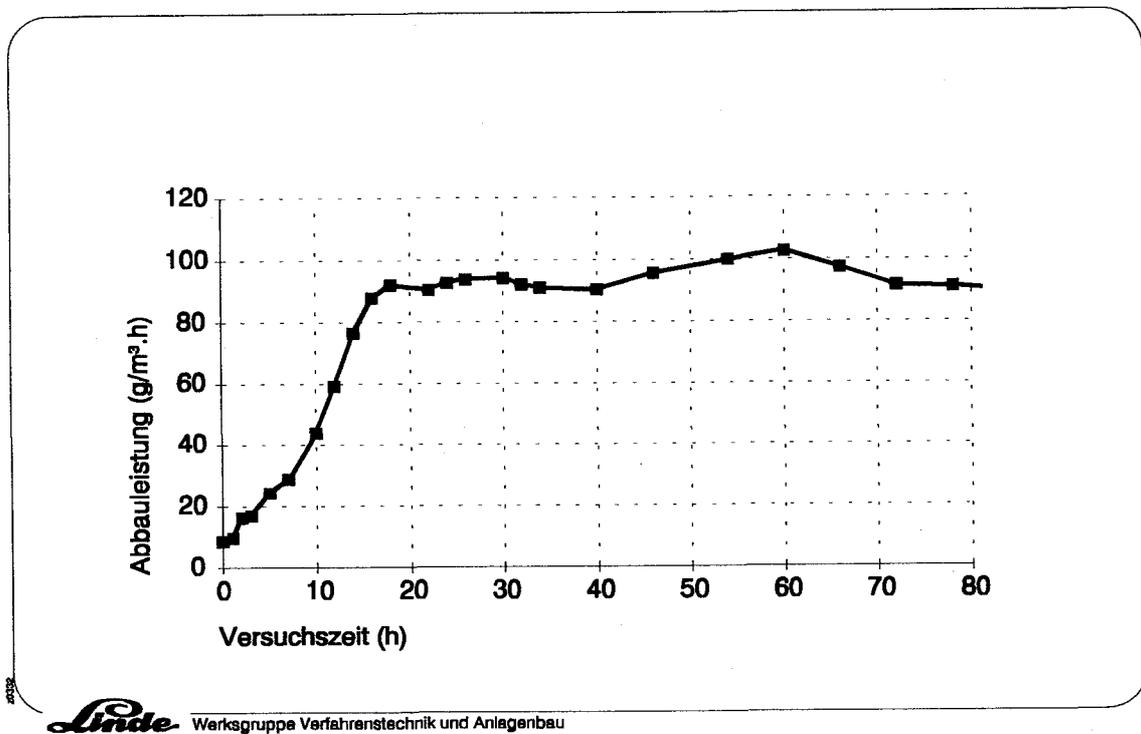
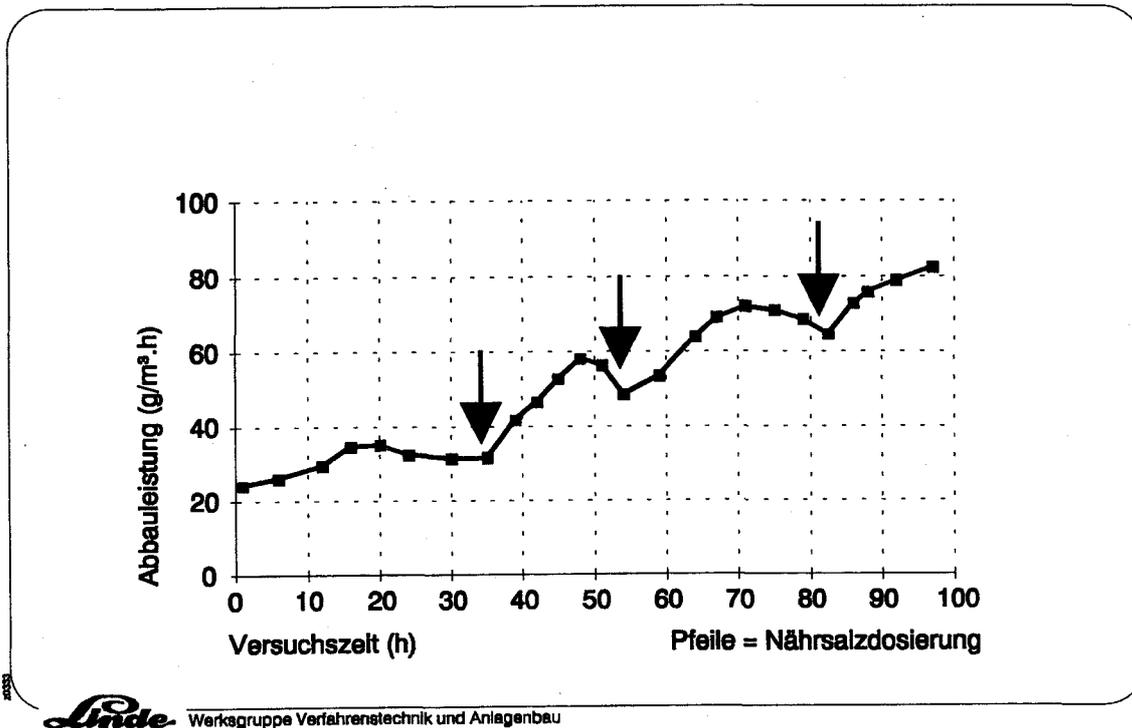


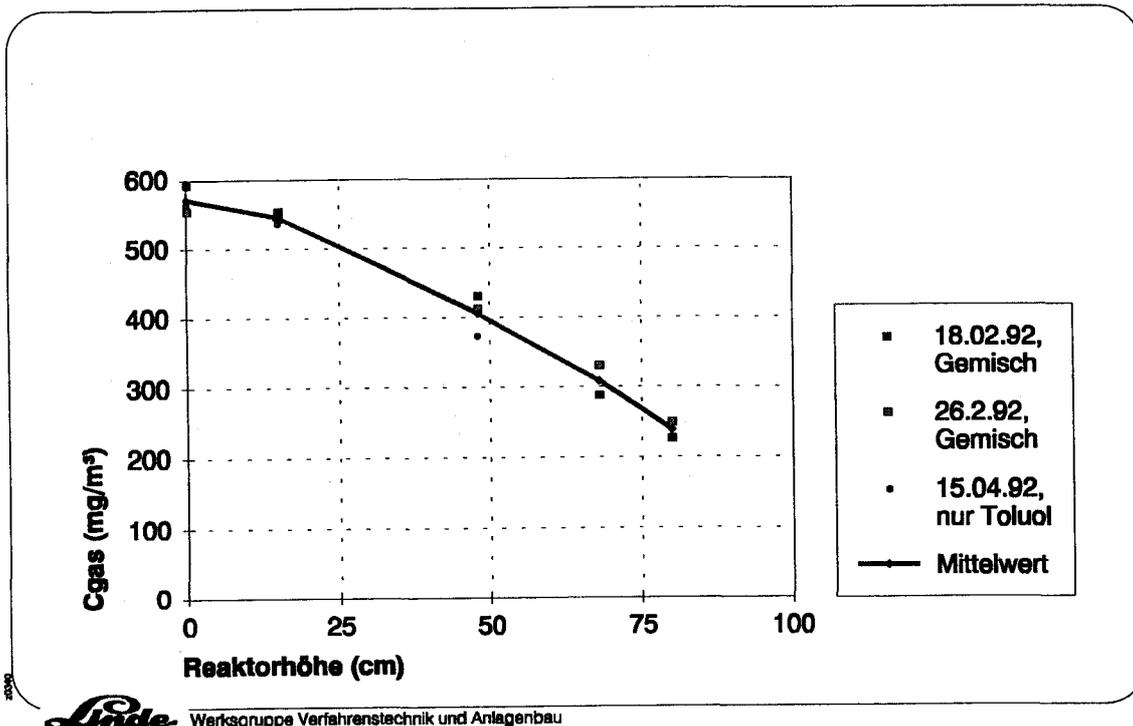
Abb. 5: Anfahrprozeß eines Biofilters bei Nährsalzmangel



4.3 Stationäre Betriebsdaten normal- und niedriglast-adaptierter Biofilter

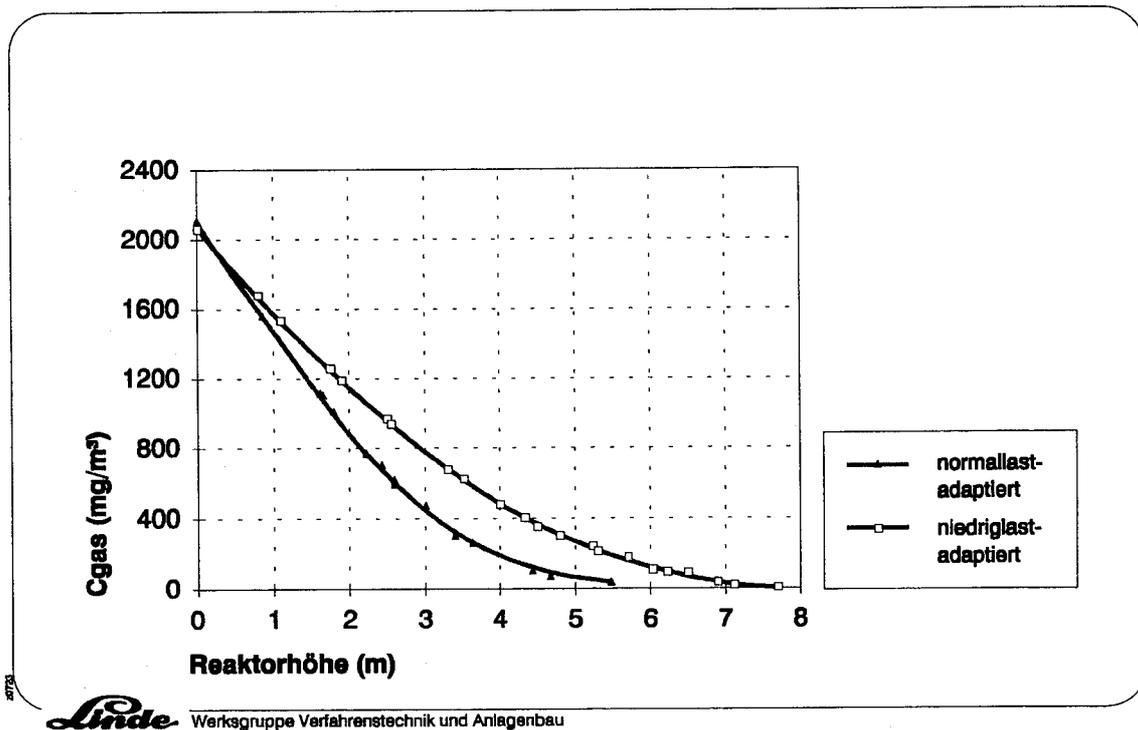
Im "Normallastbetrieb" wurde die Aromatenkonzentration der Rohluft ab dem Animpfen gemäß Tabelle 2 eingestellt (= 575 mg/m³ und mehrere Wochen beibehalten (Schwankungsbreite ± 5 %). Die Messung der Konzentrationsabnahme der Aromaten im 80 cm langen Biofilter ergab den in Abb. 6 dargestellten, gut reproduzierbaren Verlauf:

Abb. 6: Konzentrationsverlauf der Aromaten in der Gasphase einer 0,8 m hohen Biofilterpackung



In der Eintrittszone wird weniger umgesetzt als ab ca. 20 cm Tiefe; dort nimmt die Konzentration annähernd linear ab bis auf 250 mg/m^3 . Die Ursache für den geringeren Umsatz im Eintrittsbereich zeigte sich beim Öffnen des Biofilters: In der Sprühzone bildet sich fast kein Biofilm auf dem Träger aus. Die geringfügig höhere Aktivität am untersten Meßpunkt kann durch Aromatenumsatz im Sumpfkreislauf verursacht sein. Mit diesem normallast-adaptierten Biofilter wurde anschließend eine Versuchsserie durchgeführt, bei der die Aromatenkonzentration der Rohluft (C_{ein}) zwischen 2.000 und 30 mg/m^3 variiert wurde. Jeder Betriebspunkt wurde so lange eingehalten, bis eine konstante Reinluftkonzentration C_{aus} erreicht war.

Abb. 7: Konzentrationsverlauf der Aromaten in der Gasphase eines Hochbiofilters



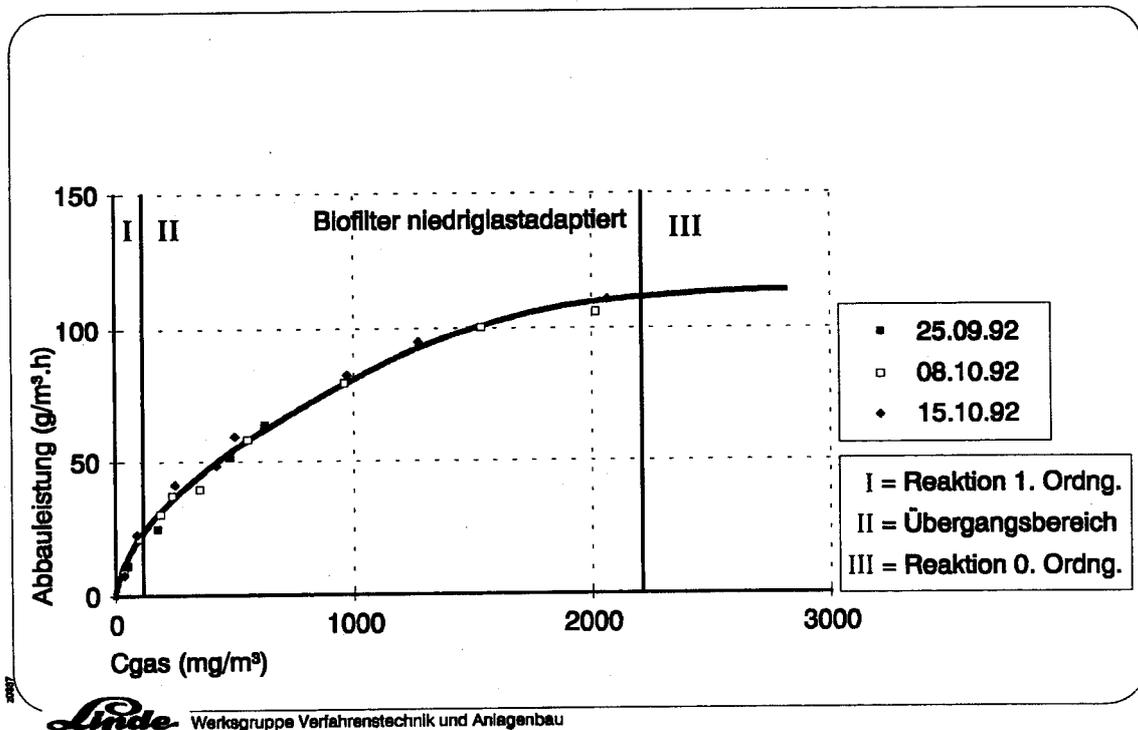
Fügt man alle so gemessenen Wertepaare C_{ein} und C_{aus} in einem Diagramm " C_{gas} über Reaktorhöhe" zusammen, erhält man den fiktiven Aromatenkonzentrationsverlauf in der Gasphase eines ca. 5,6 m hohen Biofilters (Abb. 7). Man sieht, daß die Konzentration im Bereich oberhalb 800 mg/m^3 linear und steil abfällt. Bei geringeren Konzentrationen (C_{gas}) flacht der Kurvenverlauf immer stärker ab. Die zweite etwas weniger steil abfallende Kurve wurde mit einem niedriglast-adaptierten Biofilter aufgenommen. Das Niedriglast-Biofilter war frisch angeimpft und sechs Wochen mit $C_{\text{ein}} = 80 \text{ mg/m}^3$ Aromaten betrieben worden. Anschließend wurde C_{ein} variiert, und die Wertepaare C_{ein} , C_{aus} ermittelt. Die Ergebnisse zeigen:

- Auch das niedriglast-adaptierte Biofilter ist bei höheren Belastungen zu guten Abbauleistungen fähig. Für 99,6 %igen Umsatz von ca. 2000 mg/m^3 Aromaten ist bei 234 m/h Anströmgeschwindigkeit entweder ein $5,6 \text{ m}$ hohes normallast-adaptiertes, oder ein ca. 8 m hohes niedriglastadaptiertes Biofilter erforderlich;
- auch bei niedrigen Aromatenkonzentrationen ist ein langzeitstabiler Betrieb möglich. Es treten keine Auszehrungserscheinungen der Kultur auf;
- Reinluftwerte von nur $6 \pm 4 \text{ mg/m}^3$ Aromatengehalt sind realisierbar.

Diese Aussagen sind für den Betrieb des Feinreinigungsbereiches eines großtechnischen Hochbiofilters von erheblicher Bedeutung.

Ermittelt man aus Abb. 7 für das niedriglast-adaptierte Biofilter die volumenbezogenen Abbauleistungen und trägt diese über der Aromatenkonzentration der Rohluft auf, ergibt sich Abb. 8.

Abb. 8: Abbauleistung als Funktion der Aromatenkonzentration der Luft C_{gas}



Bis zu einer Eintrittskonzentration von 120 mg/m^3 steigt die Abbauleistung linear mit dem Aromatengehalt der Rohluft (I). Über 120 mg/m^3 flacht der Anstieg der Abbauleistung mit zunehmender Konzentration ab (II), bis schließlich oberhalb 2000 mg/m^3 die maximale Abbauleistung erreicht ist (III).

4.4 Dynamik bei Lastschwankungen und im Zweischicht-Betrieb

In Abb. 9 sind die Konzentrationsverläufe in Roh- und Reinluft eines 80 cm langen Biofilters bei sprunghafter Änderung der Eintrittskonzentration dargestellt. Die Abbauleistung paßt sich innerhalb einer Minute der neuen Konzentration an. Die gemessene CO_2 -Entwicklung folgt dem neuen Lastzustand innerhalb von zwei bis vier Minuten.

Es wurde auch untersucht, wie sich das Biofilter beim Zweischicht-Betrieb einer Lackiererei verhält. Das Ergebnis zeigt Abb. 10: Nach jeweils achtstündigem Stop der Aromatenzufuhr setzte die Abbauleistung bei 90% des Mittelwertes ein und stieg innerhalb der 16 h Schicht auf bis zu 120% des Mittelwertes an. Daraus kann man auch die enorme Betriebsstabilität ersehen.

Abb. 9: Anpassungszeit des Biofilters bei Lastschwankungen

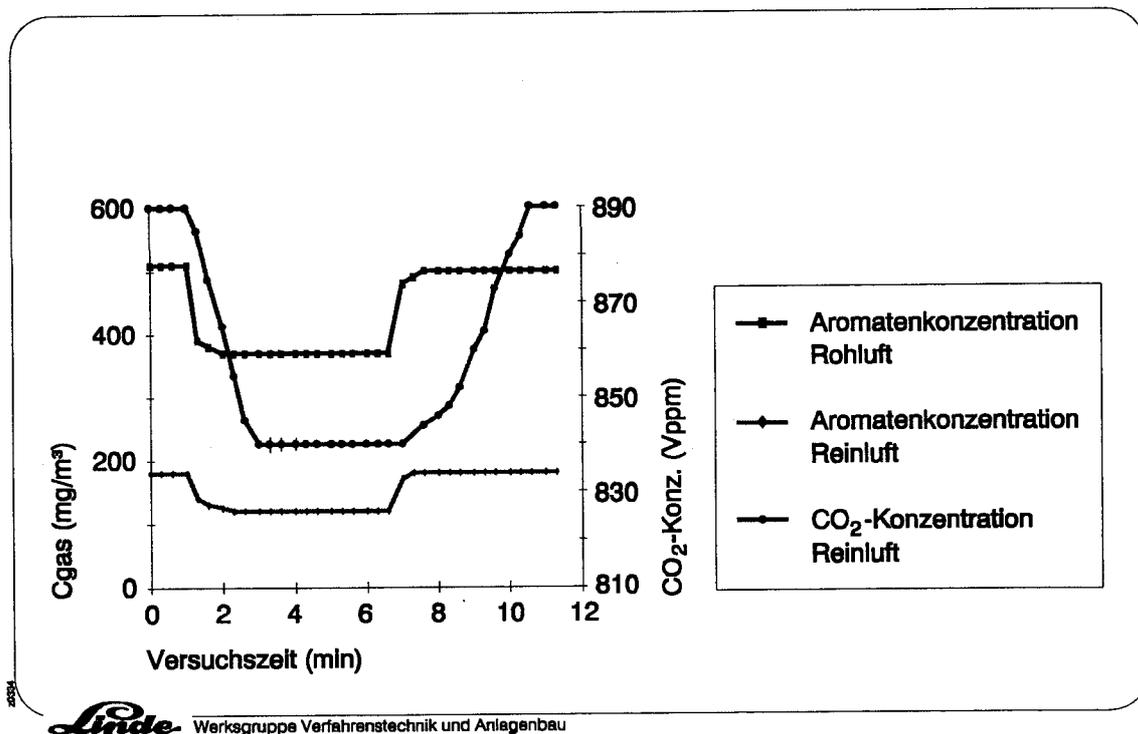
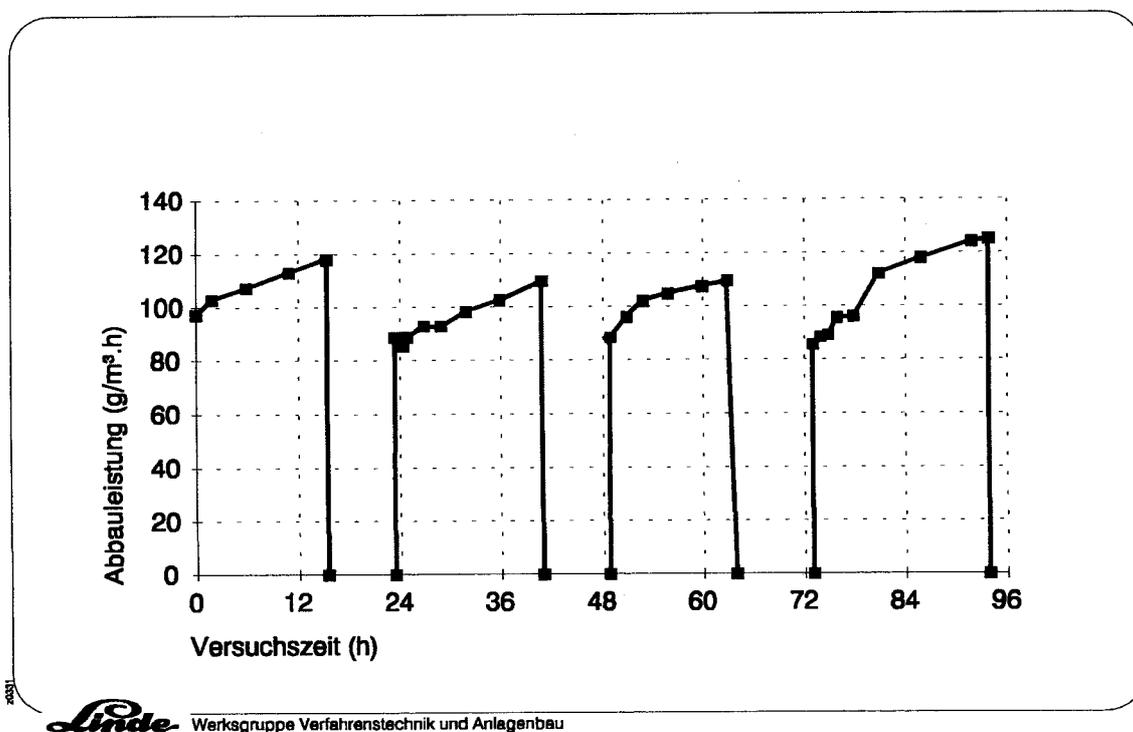


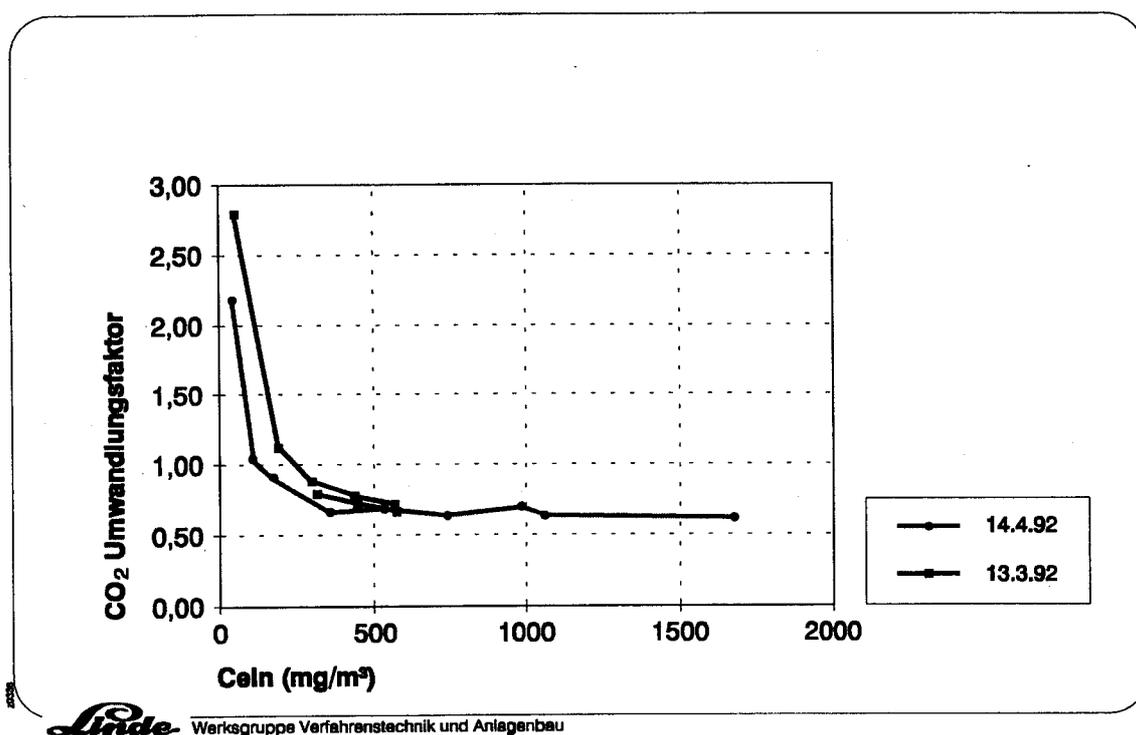
Abb. 10: Betriebsstabilität eines Biofilters beim Zweischicht-Arbeitsrhythmus eines Lackiererei



4.5 CO₂- und Biomassebildung

An einem normallast-adaptierten Biofilter wurde C_{ein} variiert und die jeweils ausgestoßene CO₂-Menge bilanziert. Der Umwandlungsfaktor gibt das Massenverhältnis aus dem in Form von CO₂ abgegebenen zu dem in Form von Aromaten absorbierten Kohlenstoff wieder. Die beiden Kurven in Abb.11 ergaben sich aus Messungen, die in einem Abstand von einem Monat durchgeführt wurden. Sie besagen, daß bei $C_{\text{ein}} > 400 \text{ mg/m}^3$ zwei Drittel des Aromaten-Kohlenstoffs in CO₂ überführt werden. Man kann daraus schließen, daß das restliche Drittel in die Biomassesynthese eingeht.

Abb. 11: Einfluß der Eintrittskonzentration auf die Umsetzung der Aromaten zu CO₂



Bei $C_{\text{ein}} < 115 \text{ mg/m}^3$ bzw. $< 260 \text{ mg/m}^3$ wurde mehr Kohlenstoff in Form von CO₂ emittiert als in Form von Aromaten absorbiert. Es wurde somit Biomasse veratmet und es stellte sich die Frage nach der Existenzfähigkeit der Mikroorganismen bei niedrigkonzentrierter Aromatenzufuhr. In drei frisch angeimpften Niedriglastversuchen mit $C_{\text{ein}} = 80 \text{ mg/m}^3$ wurde daher über sechs Wochen hinweg eine vollständige Biomassebilanzierung durchgeführt. Dabei ergab sich, daß zwischen 11 und 17,5% des umgesetzten Aromatenkohlenstoffs in die Biomassesynthese eingegangen waren. Das bedeutet, daß sich die Mikroorganismen an die gegebenen Verhältnisse anpassen und auch bei niedrigem Schadstoffangebot noch wachsen können. Der gemessene Biomassezuwachs zeigt, wie wichtig es ist, daß der Biomasseträger abgereinigt werden kann.

4.6 Einsatz von Lösungsvermittlern

Bei 20 °C sind maximal ca. 200 mg/l Xylol in dest. Wasser löslich. Durch Zugabe geringer Mengen eines kommerziellen Lösungsvermittlers auf Polyethylenglykolderivat-Basis konnten bis zu 1 g/l m-Xylol in der wäßrigen Phase einer gesättigten Lösung angereichert werden. Dieser Lösungsvermittler war für die Bakterien in der angewandten Konzentration nicht

toxisch. Es wurde versucht, durch Zudosierung des Lösungsvermittlers in vier stationär betriebene Biofilter eine Erhöhung des Aromatenumsatzes zu erzielen. Dies gelang nur bei einem der Biofilter. Dieses erbrachte vor der Dosierung des Lösungsvermittlers aber nur 50 % und danach 70 % des Umsatzes der anderen Biofilter. Bei bereits gut laufenden Anlagen scheint somit eine Leistungssteigerung durch Lösungsvermittler nicht möglich zu sein. Der praktische Nutzen der Lösungsvermittler-Dosierung wird außerdem durch intensive Schaumbildung beeinträchtigt.

4.7 Eigengeruch

Der Geruch der Reingluft hinter Biofiltern ist bedingt durch den Geruch der verbleibenden Schadstoffe und den Eigengeruch des Biofilters. Zur olfaktometrischen Ermittlung des Eigengeruchs des Biofilters wird deshalb die Aromatendosierung für je eine Stunde abgeschaltet und anschließend die Probe für die olfaktometrische Messung gezogen.

In einer Versuchsreihe wurde durch Verzicht auf regelmäßige Abreinigung die Ausbildung eines dicken Biofilms zugelassen.

Der geringe Anfangsgeruch von ca. 50 GE/m³, der in den ersten Betriebswochen auftritt, stieg im Lauf der Monate auf bis zu 400 GE/m³ an. Das entspricht etwa 30 % des Wertes der Rohluft mit 550 mg/m³ Aromatengehalt!

Um den Eigengeruch eines Biofilters möglichst gering zu halten, ist es vorteilhaft, wenn man das Trägermaterial abreinigen kann. Bei Biofiltern mit konventionellen Trägermaterialien ist dies nicht möglich.

4.8 Biologische Sicherheit

Nach fünfmonatigem Betrieb wurden aus drei Biofiltern die Hauptkulturen isoliert und durch die DSM (Deutsche Stammsammlung für Mikroorganismen) identifiziert. Von den sechs Kulturen, die z. T. in allen drei Biofiltern vorkamen, waren fünf Gram-negativ und gehörten der Risikogruppe 1 bzw. 1* an. Sie sind somit unbedenklich /6/. Das Gram-positive Bakterium ist eine bisher unbekannte Species und gehört zur Gruppe coryneformer Stäbchen mit Zellwandtyp B7, von denen keine pathogenen Varianten bekannt sind. Zwei der gefundenen Hauptstämme gehören zur gleichen Species wie eine der Animpfkulturen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Mit einer lackierereotypischen Rohluft wurde ein unkonventionelles biologisches Verfahren zur Abluftreinigung entwickelt, das folgende Merkmale aufweist:

- Der Einsatz selektierter Startkulturen ermöglicht Anfahren in ein bis zwei Tagen und höchstmögliche spezifische Aktivität der Biomasse.
- Die Verwendung von gitterförmigem, tangential angeströmtem Trägermaterial. Dadurch sind extrem niedrige Gasdruckverluste und Hochbauweise oder Kreuzstrombauweise möglich.
- Keine Verpilzung, Verstopfung oder Versäuerung.
- Das Gittermaterial sorgt durch sehr feine und gleichmäßige Verteilung der Flüssigphase für optimale Befeuchtung des Biofilms, der zwischen den Stegen aufgespannt ist.
- Die Zufuhr von Nährsalzen sichert reproduzierbare, hohe und stabile Aktivität des Biofilms

- Periodische Abreinigung des Trägermaterials verhindert starke Eigengeruchsentwicklung und hohes Schlammalter. Auch Staub aus der Rohluft wird bei der Abreinigung entfernt.
- Das Trägermaterial ist langlebig und muß nicht innerhalb weniger Jahre mit hohem Kostenaufwand entsorgt, bzw. neu beschafft werden.

Das Verfahren ist reif für die Vermarktung.

6 LITERATUR

- /1/ Auskunft des statistischen Bundesamtes.
- /2/ Bronnenmeier R., M. Menner (1992): Reinigung formaldehydhaltiger Abluft in einer Pilotanlage unter Einsatz einer Starterkultur. In A. J. Dragt, J. van Ham: Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies, pp. 265-272, Elsevier Science Publishers.
- /3/ Kuchta K., C. Ryser (1993): Biofilter, Wirkung, Einsatzmöglichkeiten und Steuerung. Entsorgungspraxis 9, S. 634-641.
- /4/ Tautz H., U. Lang: Offenlegungsschrift DE 4017384 A1, Anmeldetag 30.05.90, Anmelder: Linde AG, Wiesbaden.
- /5/ Deutsche Patentanmeldung P 42 13 814.0.
- /6/ BG Chemie Merkblatt B 006, 1 /92, ZHN 1 /346: Eingruppierung biologischer Agenzien: Bakterien.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Diese Frage betrifft die Umrechnung auf die Kinetik. Man sieht eine Verringerung der Konzentration, die progressiv ist, d.h. bei fortschreitender Höhe wird der Anstieg größer. Das bedeutet ein inverses Verhalten gegenüber einer normalen chemischen Reaktionsordnung. Haben Sie eine mittlere oder maximale spezifische Rate genommen und berechnet?

Antwort: Die Wertepaare, die sich überlappen, haben immer 80 cm Strecke. Man muß diese Daten aus vielen 80 cm Schüttungen hintereinander packen. Dann erhält man diesen Verlauf und kann umrechnen.

Frage: Haben Sie verfolgt, welche Xylole abgebaut und welche zurückgeblieben sind?

Antwort: Orthoxylole ist am schwersten abbaubar. Die Konzentration von Orthoxylole in der Rohluft betrug nur 25 mg/m³, von Para- und Metaxylole 200 mg/m³. Wir setzten auch einen aus einer Lackiererei isolierten Stamm ein. Ein Wildtypstamm, der im Laufe der Zeit gewachsen war, konnte alles umsetzen. Die biospezifische Abbaurate von Orthoxylole lag bei 40 mg/g.h, von Para- und Metaxylole bei 190-230 mg/g.h. Der aus der Lackiererei isolierte Stamm konnte dagegen nur 30 mg/g.h Ethylbenzol abbauen.

Frage: Wie groß ist das Verhältnis von Waschflüssigkeit zu ihrem eigentlichen Trägerbett? Ist die spezifische Abbauleistung nur auf das Trägerbett oder auf das gesamte Volumen plus Flüssigkeit bezogen?

Antwort: Die spezifische Abbauleistung ist auf die Biomasse in einem speziellen Vorversuch bezogen.

BIOFILTERSYSTEM: BIOTON-VERFAHREN

Ch. van Lith

ClairTech BV, Postfach 65, NL-3930 EB Woudenberg

FILTERVOLUMEN

Die wesentliche Bedingung, die bei der Planung eines Biofilters von Bedeutung ist, ist das Filtervolumen. Dieses ist abhängig von einer Vielzahl verschiedener Parameter wie der Art der Verunreinigung, der Konzentration, der Temperatur des Abluftstromes, dem gewünschten Wirkungsgrad und dem verwendeten Filtermaterial.

Für das BIOTON®-Filtermaterial sind einige Erfahrungswerte in Tabelle 1 zusammengefaßt. Die Verweilzeit ist allgemein und für drei spezifische Anwendungsgruppen angegeben. Es muß hier besonders darauf hingewiesen werden, daß diese Angaben als Auslegungshinweise zu werten sind. Aus der Verweilzeit (t) kann das benötigte Filtervolumen (V) – in der nachfolgenden Formel angeführt – mit Hilfe des Abluftstromes (G) berechnet werden:

$$V [m^3] = \frac{G [m^3/h] \cdot t [s]}{3600}$$

Aufgrund von mehr als 65 Großinstallationen und mehr als 60 durchgeführten Versuchen verfügt die Firma ClairTech über ein sehr breites Wissen hinsichtlich der Auslegung. Sofern die exakte Anwendung bei ClairTech noch nicht bekannt ist, werden mit Hilfe einer Versuchsanlage die für die Planung notwendigen Daten ermittelt.

Tab. 1: Verweilzeit bei BIOTON®-Filtermaterial

Emission	Verweilzeit t (s)							
	0	10	20	30	40	50	60	70
Allgemeine	[-----]							
Abwasserkläranlagen/ Kompostieranlagen	[-----]							
Nahrungsmittel Aromen, Essenzen und Riechstoff-industrie	[-----]							
Lösemittel- verarbeitung	[-----]							

KONDITIONIERUNG DES ABLUFTSTROMES

Eine gute Konditionierung des verunreinigten Abluftstromes ist von essentieller Bedeutung für die Wirkung eines Biofilters. Die Abluft muß mit Feuchtigkeit angereichert werden, so daß vor dem Eintritt in das biologische Material die relative Luftfeuchte > 95 % ist. Die Ablufttemperatur sollte nach Befeuchtung zwischen +15 und +40 °C sein. Bei geringeren Anforderun-

gen an die biologische Aktivität kann die Temperatur auch $< 10\text{ °C}$ sein. Eine Temperaturerhöhung zwischen 5 und 10 °C verdoppelt die biologische Wirkung. Schließlich ist darauf zu achten, daß der Abluftstrom rückstandsfrei ist, um ein Verstopfen des Filtermaterials zu verhindern. Die Bestimmung der Konditioniereinheit ist von großer Bedeutung. In praktisch allen Anwendungsfällen ist ein Luftbefeuchter notwendig. Die Entstaubung sowie die Temperaturanpassung mit Hilfe eines Wärmetauschers ist entsprechend zu regeln. Die Firma Clair-Tech hat die Erfahrung, auch diese Anlagen zur Vorbehandlung adäquat zu entwerfen.

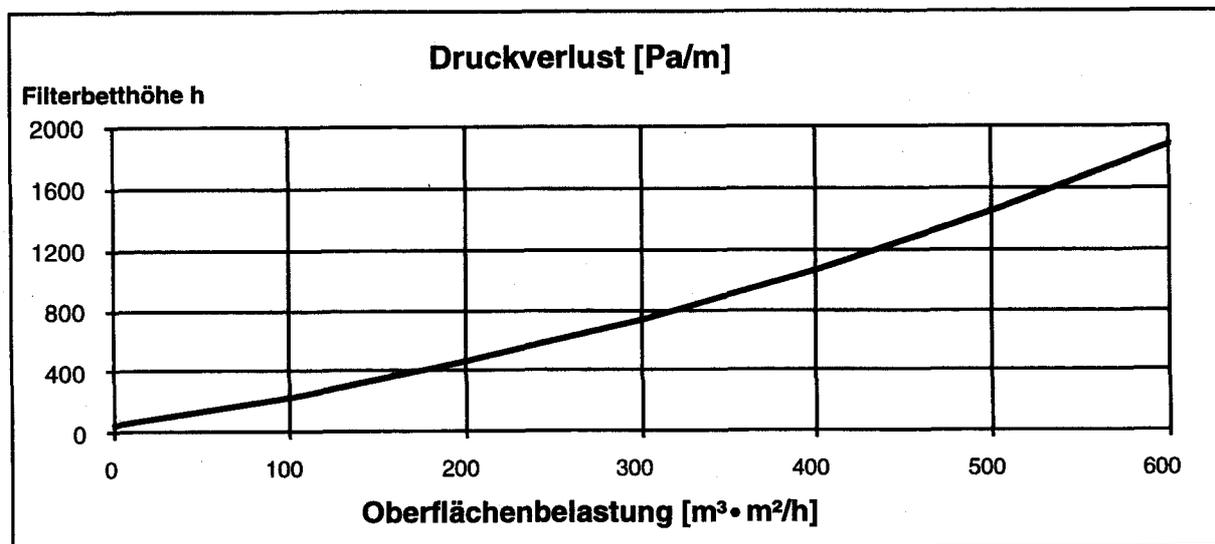
VENTILATOR UND DRUCKVERLUST DES FILTERMATERIALS

Die Auslegung des Ventilators hat den zu erwartenden Druckverlust über die gesamte Installation am Ende der Standzeit des Filtermaterials zu berücksichtigen. Der Druckverlust über die Vorbehandlungseinheiten muß separat berücksichtigt werden, da dieser im allgemeinen nicht – im Hinblick auf die Zeit – zunehmen wird. Bei der Inbetriebnahme soll der Druckverlust ca. 50-70% der erwarteten Werte am Ende der Standzeit betragen. Der Druckverlust über das BIOTON®-Filtermaterial wird mit Hilfe der Oberflächenbelastung (O), des Filtermaterials, des zu behandelnden Abluftstromes (G), dem Filtervolumen (V) und der Filtermaterialhöhe (H) berechnet:

$$O[\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h}] = \frac{G[\text{m}^3 / \text{h}] \cdot H[\text{m}]}{V[\text{m}^3]}$$

Aus der Oberflächenbelastung (O) und der Filterbetthöhe (H) kann im Mittel aus Abb. 1 der Druckverlust des BIOTON®-Filters bestimmt werden.

Abb. 1: Bestimmung des Druckverlustes [Pa/m] im BIOTON®-Filter



BIOTON® Filtermaterial, das mit einem inerten Stützkorn aus z.B. Kunststoff vermischt ist, hat eine Standzeit von 5 Jahren. In dieser gesamten Zeit ist ein Unterhalt bzw. Wartung des Materials nicht erforderlich. Vollständig aus organischem Material bestehende Filter müssen 1 mal pro Jahr behandelt werden, indem sie aufgelockert werden. Hinzu kommt, daß diese Materialien aufgefüllt werden müssen.

OBERFLÄCHENBELASTUNG

Für Biofilter gelten eine minimale und eine maximale Oberflächenbelastung. Die min. Oberflächenbelastung ist ca. $50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ für Filter mit einem organischen Anteil (Kompost, Torf, Heide usw.). Bei einer noch geringeren Oberflächenbelastung muß darauf geachtet werden, daß die Wärme, welche durch die Bakterien produziert wird, nicht völlig abgeführt wird, so daß thermophile Bakterien vermehrt anzufinden sind. Diese thermophilen Bakterien fördern die schnelle Kompostierung des Filtermaterials, so daß die Standzeit stark reduziert wird.

Die max. Oberflächenbelastung wird durch die Art des Filtermaterials bestimmt. Langfaserige Materialien können mit $200 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ belastet werden. Hochwertige Filtermaterialien, sowie das BIOTON®-Filtermaterial, können mit bis $600 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ belastet werden. Bei dem Entwurf eines Biofilters ist darauf zu achten, daß die angegebene Luftbelastung innerhalb dieser Grenzen bleibt.

DURCHSTRÖMUNGSRICHTUNG DES ABLUFTSTROMES

Die Durchströmung des Filtermaterials kann von unten-nach-oben sowie von oben nach unten erfolgen. Traditionell wird die von unten-nach-oben-Durchströmung gewählt. Bei offenen Filtersystemen ist eine andere Beaufschlagung auch nicht möglich.

Vom technische Standpunkt aus gesehen, hat die von oben nach unten gerichtete Durchströmung mehrere Vorteile. Auf der Eintrittseite der Abluft in das Filtermaterial enthält diese die höchste Konzentration an Verunreinigungen und der Abluftstrom ist noch nicht völlig mit Feuchte gesättigt (ausgehend von einer niemals idealen Befeuchtungseinrichtung). Das bedeutet, daß die größte Austrocknung des Filtermaterials beim Eintritt der Abluft stattfinden wird. Damit kann durch ein zusätzliches Bedüsungssystem dieser Austrocknung des Materials gezielt entgegengewirkt werden. Es wird damit verhindert, daß das gesamte Filtermaterial mit Wasser übersättigt werden muß, um die trockenen Stellen an der Ablufteintrittsstelle zu erreichen.

Weiterhin kann bei einer von oben nach unten gerichteten Durchströmung die Oberflächenbelastung erhöht werden, ohne daß die Gefahr besteht, daß das Filtermaterial in ein Wirbelbett überführt wird. Bei dieser Verfahrensweise ist ein Beobachten der meist kritischen Stellen im Filtermaterial durch entsprechende Inspektionsluken von oben einfach möglich.

OFFENE ODER GESCHLOSSENE FILTERSYSTEME

Der Unterschied zwischen einem offenen und einem geschlossenem Biofiltersystem ist im wesentlichen durch die Betriebssicherheit gekennzeichnet. Bei einem offenen System werden Wetterbedingungen einen Einfluß auf die Wirkungsweise, im wesentlichen auf den Druckverlust und damit auf die Abluftmenge, haben. Für Bereiche, die hinsichtlich der Druckschwankungen empfindlich sind, kommt deshalb nur ein geschlossenes Biofilter in Betracht. Biofilter, die diskontinuierlich betrieben werden, sollten ebenfalls geschlossen sein, da während der Stillstandszeit Pflanzenbewuchs oder z. B. fallender Schnee die Durchströmung beeinflussen bzw. blockieren könnte.

Hochbelastete Biofiltersysteme sind sehr stark abhängig von einer zusätzlichen Wasserbedüsung, gesteuert über eine ständige Feuchtemessung des Filtermaterials. In einem offenen System ist eine derartige Überwachung technisch schlecht ausführbar. Daher wird angeraten, offene Filtersysteme bei einer organischen Belastung des Filtermaterials von $18 \text{ g}/\text{m}^3$

und höher nicht mehr einzusetzen, es sei denn, man nimmt in Kauf, daß ein derartiges System mindestens 1 mal pro Woche mit Wasser besprüht wird.

Offene Filtersysteme können dann eingesetzt werden, wenn die Abluft kontinuierlich anfällt, sie niedrig belastet ist und aus einem Prozeß stammt, der sowohl durch Druck- sowie durch Volumenschwankungen wenig beeinflussbar ist.

STEUERUNGS- UND REGELUNGSTECHNIK

Einen großen Teil der benötigten Steuerungs- und Regelungstechnik beansprucht die Konditioniereinheit des Abluftstromes. Im Biofilter selbst wird im allgemeinen nur der Feuchtegehalt des Filtermaterials kontrolliert und, falls notwendig, wird ein Bedüsungssystem den zusätzlichen Wasserbedarf ergänzen. Diese zusätzliche Feuchtezugabe kann im Prinzip auf drei Arten erfolgen (Tabelle 2).

Tab. 2: Zur Verfügung stehende Befeuchtungsmethoden für Biofilter

Methode	Beschreibung
Automatisch	Der Feuchtigkeitsgehalt des Filtermaterials wird automatisch gemessen. Die Befeuchtung aus Sprühdüsen über dem Filterbett wird durch das Signal des Feuchtigkeitsmessers aktiviert. Eine Warnung für den Filtermaterial-Wassergehalt wird vorgesehen.
Halb-Automatisch	Die Befeuchtungsanlage wird mit einer Schaltuhr gesteuert, wobei die Sprühfrequenz regelmäßig mittels Probeentnahmen (1-4 x pro Monat) oder einer kontinuierlichen Messung des Feuchtigkeitsgehaltes nachgeregelt wird.
Manuell	Es wird eine Befeuchtungsanlage mit einem von Hand abschließbaren Ventil installiert. Für regelmäßige Probeentnahmen (1 x pro Monat) wird ein Befeuchtungsschema ausgearbeitet.

Die erforderliche Wassersprühfrequenz hängt vom stündlichen Wasserverlust ab, und ClairTech empfiehlt, eine der vorgenannten Befeuchtungseinrichtungen zu verwenden. Die Besprühfrequenz wird aus der Effektivität der Vorbefeuchtung und der Verbrennungswärme der Verunreinigungen im Abluftstrom berechnet (Tabelle 3). Hierbei kann vereinfachend angenommen werden, daß 1 kg Verunreinigung eine Verdampfung von 10 kg Wasser verursacht. In Europa beträgt der Anfall von Regenwasser ca. 400-1.000 l/m² · a. Diese Wassermenge ist nicht ausreichend, um die Verdampfungsverluste in einem offenen Biofiltersystem völlig zu kompensieren. Den Erfahrungen der Firma ClairTech zufolge, sind kontinuierliche Feuchtemessungen des Filtermaterials verlässlich genug, um ein gleichmäßiges Material zu erhalten. Die Gewichtsabnahme durch den Feuchteverlust wird registriert.

Tab. 3: Empfohlene Befeuchtungsmethoden für Biofilter

Sprühfrequenz [Tage]	Methode
< 3	Automatische Methode
3-7	Halb-automatische Methode
>7	Von Hand bedienbare Methode

BIOFILTRATION IM WERK SCHWAZ DER FIRMA TYROLIT AG

L. Hajek

R E A Recycling- und Energieverwertungsanlagen GmbH
Ortsstraße 24, A-2331 Vösendorf

SYSTEMBESCHREIBUNG

Die bei der Produktion der Schleifkörper in den Werken II und III aus den Trockenöfen austretende Abluft enthält Stoffe, die zur Geruchsbelästigung führen.

Es wurden deshalb, je Produktionshalle, eine Abluftreinigung installiert.

Um bei dem vorliegenden Problemkreis ein Biofilter einsetzen zu können, mußten einige zusätzliche Verfahrensschritte vorgesehen werden, da sonst ein dauerhafter Betrieb der Biologie nicht gewährleistet wäre.

Rohgasdaten

Abgasmenge von den Öfen:	ca.	20.000 m ³ /h
Zusätzliche Raum- od. Falschluf:	ca.	5.000 m ³ /h
Ablufttemperatur von den Öfen:	ca.	80-100 °C
Summe org. C	max.:	195 mg/m ³
	normal:	100 mg/m ³
darin enthaltene Phenole	max.:	120 mg/m ³
	normal:	70 mg/m ³
Ammoniak	max.:	300 mg/m ³
	normal:	70 mg/m ³
Silikonöle u. Trennwachse		

Diese Abluft ist so zu reinigen, daß eine Reinluft mit folgenden Werten in die Atmosphäre abgegeben wird:

Phenole:	< 20 mg/m ³
Formaldehyd:	< 20 mg/m ³
Ammoniak:	< 30 mg/m ³

Die Behandlung der Abluft erfolgt in folgenden Schritten:

- Temperaturreduzierung durch einen Quenchkühler auf die für den biologischen Prozeß erforderliche Temperatur von unter 40 °C.
- Dabei kondensieren die vorher dampfförmigen Silikonöle und Wachse und werden im nachgeschalteten Waschprozeß ausgewaschen.
- Der Wäscher ist als Differenzdruckwäscher ausgebildet, in dem die Abluft gemeinsam mit dem Waschwasser durch einen fächerförmigen Hohlkörper gezwungen wird. Dadurch erfolgt die Abscheidung der Öle, Wachse und eventueller Feststoffe.

- Da Ammoniak die Lebensdauer der Biofiltermasse erheblich reduzieren würde, mußte der Waschprozeß auch eine Reduktion des relativ hohen Ammoniakanteils in der Abluft ermöglichen.
- Um jedoch Phenole bzw. Formaldehyd mit auszuwaschen, wird der Wasserkreislauf des Wäschers durch Zudosierung von Essigsäure sauer gefahren.
- Die nachgeschaltete Biologie, System ClairTech, ist zweistufig ausgeführt, die Durchströmung erfolgt von oben nach unten, die Befeuchtung der Biomasse ist automatisiert. Der nachgewiesene Reingaswert an org. C liegt unter 10 mg/Nm^3 .

VERGLEICH DES ABBAUS VON ETHYLACETAT IN BIOFILTERN UND TROPFKÖRPER-BIOREAKTOREN

R. Reitzig, F. Pröll, I. Schindler, Ph. Schönduve und A. Friedl
Institut für Verfahrens-, Brennstoff- und Umwelttechnik der TU Wien
Getreidemarkt 9, A-1060 Wien

1 EINLEITUNG

Man kennt heute verschiedene Verfahren zur biologischen Abluftreinigung, die sich im Vergleich zu den alternativen chemisch-physikalischen Verfahren durch geringeren Investitions- und Betriebskostenbedarf auszeichnen. Außerdem werden sekundäre Emissionen und somit die Verlagerung der Abfallproblematik in ein anderes Umweltkompartiment vermieden. Von den biologischen Verfahren konnten sich bislang insbesondere der Biofilter und der Tropfkörper-Bioreaktor neben dem Biowäscher großtechnisch durchsetzen. Im Rahmen dieses Beitrages sollen das Abbau- und Druckverlustverhalten von klassischen Biofiltern mit konventionellem Kompostfilterbett, von Biofiltern mit alternativen Füllmaterialien, darunter einem Füllmaterial-optimierten Biofilter, und von Tropfkörper-Bioreaktoren betrachtet werden. Es wurde das in Lacken und Druckfarben häufig enthaltene Ethylacetat als Modellschadstoff für einen leicht wasserlöslichen Luftschadstoff verwendet.

2 BETRIEBSTECHNISCHE PROBLEME VON BIOFILTERN

Obwohl Biofilter inzwischen Stand der Technik sind, weisen sie immer noch eine Vielzahl betriebstechnischer Probleme auf. Diese liegen ursächlich zumeist in der Austrocknung des Filterbettes und den daraus resultierenden Begleiterscheinungen wie Randgängigkeit und Kanalbildung begründet. Daraus resultieren suboptimale Abbauleistungen, die vom Anlagenbetreiber nicht mehr zu tolerieren sind, da er unter Umständen mit den ihm vorgeschriebenen Grenzwerten in Konflikt gerät.

Die Austrocknung des Filterbettes ist bedingt einerseits durch die technisch schwierig zu erreichende Feuchtesättigung des Rohgases mit der dem Biofilter vorgeschalteten Rohgaskonditionierung und andererseits durch die Wärme, die aufgrund der mikrobiellen Oxidation beim Luftschadstoffabbau im Biofilter entsteht. Die Kombination von ungenügender Abluftbefeuchtung und Erwärmung des Biofilters führen zwangsläufig zu einer kontinuierlichen Austrocknung des Filtermaterials. Eine ausreichende Feuchte des Filterbettes ist jedoch eine für eine zufriedenstellende mikrobielle Abbautätigkeit unabdingbare Voraussetzung. Zum Ausgleich dieses Feuchteverlustes werden Biofilter üblicherweise berieselt. Dies führt jedoch bei den heutzutage zumeist eingesetzten Kompostschüttungen vor allem zu einem signifikanten Ansteigen des Druckverlustes und dadurch bedingt zu erhöhten Energiekosten für die Gebläse. In weiterer Folge kommt es zu einem regelrechten "Versotten" (Verschlammung) des Komposts vor allem in den tieferen Bereichen der Filterschüttung. Auch dies führt zu Kanalbildung und Randgängigkeit des Abluftstromes durch den Biofilter. Weiterhin können dadurch anaerobe (also nicht mit Sauerstoff versorgte) Zonen entstehen, von denen die Bildung sekundärer Geruchsstoffe und eine Versäuerung des Filterbettes ausgehen können. Als Resultat findet nur noch in wenigen Bereichen im berieselten Biofilter ein effektiver Stoffübergang der Luftschadstoffe aus der Gasphase in die wässrige Phase und eine optimale mikrobielle Abbautätigkeit statt.

3 BEDEUTUNG DER FILTERBETTFEUCHTE UND MERKMALE DER UNTERSUCHTEN VERFAHREN

Die Eliminierung des Abluftinhaltsstoffes erfolgt in drei Teilschritten:

1. Überführen des Abluftinhaltsstoffes in die wässrige Phase (Absorption),
2. Transport der gelösten Abluftinhaltsstoffe zu den Mikroorganismen (Diffusion) und
3. Regeneration der wässrigen Phase durch eine biologische Abbaureaktion.

Hierbei ist zu beachten, daß für das Überleben der Mikroorganismen und deren Stoffwechselaktivität (zum Abbau von Luftschadstoffen!) eine wässrige Phase unabdingbar ist. Das Vorhandensein von Wasser im Füllmaterial in ausreichender für die Mikroorganismen zur Verfügung stehender Quantität ist gerade beim praktischen Betrieb von Biofiltern eine oft vernachlässigte Notwendigkeit.

Beim Biofilter dient eine niedrige Berieselungsdichte der Biofilmbefeuchtung, und somit der Aufrechterhaltung einer für die Mikroorganismen nötigen Wasseraktivität (a_w -Wert). Beim Tropfkörper-Bioreaktor führt eine hohe Berieselungsdichte zur Ausbildung einer makroskopischen bewegten Wasserphase auf dem Biofilm, wobei der in der umgepumpten Mikroorganismensuspension stattfindende Schadstoffabbau neben demjenigen im Biofilm eine nicht untergeordnete Rolle spielt. Diese makroskopisch bewegte Wasserphase wirkt auch als Stofftransportbarriere für Sauerstoff und Luftschadstoffe, die die suspendierten und die immobilisierten Mikroorganismen umgibt.

Tabelle 1 zeigt die Systemparameter der drei untersuchten Verfahren zur biologischen Abluftreinigung.

Tab. 1: Grundsätzliche Verfahrensmerkmale von klassischen Biofiltern, Füllmaterial-optimierten Biofiltern und Tropfkörper-Bioreaktoren.

	Klassischer Biofilter	Füllmaterialoptimierter Biofilter	Tropfkörper-Bioreaktor
Füllmaterial	biogen, evtl. mit Stützmaterialien	biogen, aber feuchte- und strukturstabil	inert, meist aus Kunststoff
Mikroorganismen	autochthone Flora	autochthone Flora, evtl. Inokulierung	künstlich zu inokulieren
Befeuchtung	Rohgas unbedingt H ₂ O-gesättigt, evtl. zusätzliche Berieselung	Rohgas nicht zwingend H ₂ O-gesättigt, intermittierende Berieselung	konstante oder intermittierende Berieselung
Druckverlust	hoch	mittel	niedrig
Nährsalze	im Füllmaterial enthalten	im Füllmaterial enthalten	in Kreislaufflüssigkeit zuzudosieren
Betriebsstabilität	Austrocknung kritisch	hoch	hoch
Rohgasausfall	unkritisch für Tage und Wochen	unkritisch für Tage und Wochen	kritisch nach wenigen Stunden
Regelmöglichkeit	schlecht	gut	sehr gut
Standzeit	Monate bis 2 Jahre	2 bis 5 Jahre erwartet	mehr als 5 Jahre

Der Füllmaterial-optimierte Biofilter ist mit strukturiertem Kompost geschüttet. Dieses am Institut für Verfahrens-, Brennstoff- und Umweltechnik der TU Wien entwickelte Biofilterfüllmaterial ist im Gegensatz zu dem in Biofiltern heute meistens verwendeten Kompost

feuchtestabil und erlaubt deshalb eine problemlose intermittierende Berieselung. Bei einer derartigen Berieselung steigt der betriebskostenrelevante Druckverlust beim Durchströmen der Reaktorschüttung mit der Abluft nur geringfügig an. Durch die Möglichkeit der Berieselung des feuchtestabilen Füllmaterials entfällt die bei konventionellen Kompostschüttungen gegebene Notwendigkeit einer Feuchtesättigung des Rohgases vor Eintritt in den Biofilter. Diese bisher unabdingbare Rohgaskonditionierung ist mit der Verwendung von strukturier-tem Kompost als Biofilterfüllmaterial entbehrlich. Dies stellt einen Vorteil dar, da die zur Rohgasbefeuchtung nötigen Wäscher anlagentechnisch aufwendig sind und eine Feuchte-sättigung in der betrieblichen Praxis ohnehin nur schwierig zu bewerkstelligen ist. Dies wirkt sich positiv auf niedrigere Anlageninvestitionskosten durch den Wegfall einer Befeuch-tungseinrichtung und auf eine höhere Betriebsstabilität aus.

4 VERWENDETE VERSUCHSANLAGEN

Für die vergleichenden Untersuchungen der verschiedenen Füllmaterialien wurden drei ver-schiedene Versuchsanlagen (s. Tabelle 2) verwendet, die prinzipiell jeweils aus zwei Teilan-lagen bestehen, einer zur Herstellung befeuchteter Abluft, welche eine definierte Menge Schadstoff enthält (Rohgaskonditionierung), und einer weiteren zur biologischen Abluftreini-gung derselben (Sorptions und mikrobieller Abbau). Als Bioreaktoren dienen bei Versuchs-anlage 1 vier modular aufgebauten Festbettreaktorkolonnen und bei den Versuchsanlagen 2 und 3 jeweils eine Festbettreaktorkolonne. Durch Variation der Umpumprate der Kreislauf-bzw. Berieselungsflüssigkeit können die Versuchsanlagen sowohl als klassischer oder in-termittierend befeuchteter Biofilter als auch als Tropfkörper-Bioreaktor betrieben werden. Die Luftführung der Versuchsanlagen ist variabel von oben nach unten (Gleichstrom von Luft und Wasser) oder von unten nach oben (Gegenstrom von Luft und Wasser) einstellbar. Die relevanten Daten der drei Versuchsanlagen und die damit untersuchten Füllmaterialien sind in Tabelle 3 angegeben.

Tab. 2: Beschreibung der Versuchsanlagen (BF: Biofilter)

	Versuchsanlage 1	Versuchsanlage 2	Versuchsanlage 3
Schüttvolumen V_R	30,0 l	4,4 l	90,0 l
Durchmesser d	0,19 m	0,15 m	0,285 m
Reaktorhöhe h	1,06 m	0,25 m	1,41 m
Verhältnis d/h	0,17	0,6	0,2
Querschnittfläche	0,028 m ²	0,0177 m ²	0,064 m ²
Untersuchte Füllmaterialien	Grünkompost Kompost mit Holzstücken Strukturierter Kompost Maisspindeln	Palling 15 der Fa. Raschig	Dinpac 1 der Fa. Envicon
Umpumprate der Kreislaufflüssigkeit	klassischer Biofilter: 0 intermittierend befeuchtet BF.: 7,5 m ³ /m ³ Reaktorvol.h für 10 min. alle 48 h	11 m ³ /m ³ Reaktorvol.h kontinuierlich	6 m ³ /m ³ Reaktorvol.h kontinuierlich
Gasanalytik	vollautomatisierte semi- kontinuierl. GC-Messung	diskontinuierliche GC-Messung	kontinuierliche FID-Messung

5 UNTERSUCHTE FÜLLMATERIALIEN

Tab. 3: Kenndaten der untersuchten Füllmaterialien (PP: Polypropylen)

	biogener Grünkompost	Grün- und Müll- kompost mit angerösteten Holzstücken	Strukturierter Kompost mit Zuschlag- stoffen	getrocknete Mais- spindeln für 2 Monate kompostiert	Dinpac 1 aus PP, nicht hy- drophilisiert	Pallringe 15 aus PP, hydrophil. mit H ₂ SO ₄ durch- broch. Zyl.
Hersteller	Fa. SAB GmbH	Fa. SAB GmbH	Eigen- produktion	Land- wirtschaft	Fa. Envicon	Fa. Raschig
Größe [mm]	Siebfraktion 8	Siebfr. 8 u. Holzstücke 20-100	ca. 7x20	ca. 30x30	47x18x1,5	15x15
Lückengrad [m ³ /m ³]	0,3-0,6	0,3-0,6	0,42	0,57	0,92	0,87
Spezif. Ober- fläche [m ² /m ³]	ca. 3000	ca. 2000	187	111	135,1	350
Inokulierung mit Mikroorg.	unnötig, da autochthone Flora vorh.	unnötig, da autochthone Flora vorh.	unnötig, da autochthone Flora vorh.	empfehlens- wert	vor- adaptierte MO nötig	vor- adaptierte MO nötig
Nährsalz- dosierung	unnötig	unnötig	unnötig	unnötig	nötig	nötig

6 ERGEBNISSE DES ETHYLACETATABBAUS MIT UNTERSCHIEDLICHEN FÜLLMATERIALIEN

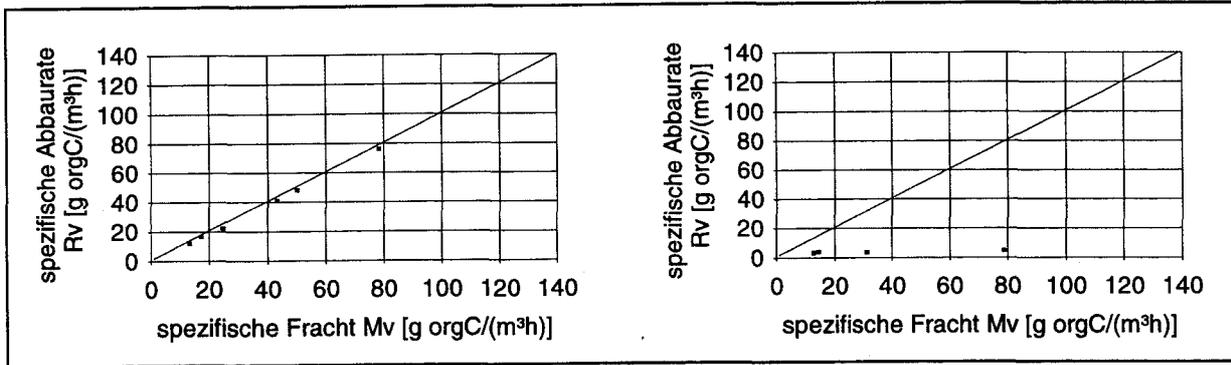
Die Füllmaterialien wurden auf ihre Leistungsfähigkeit zum Abbau von Ethylacetat untersucht. Dabei wurden drei verschiedene Betriebsmodi angewendet, nämlich klassischer Biofilter ohne Befeuchtung, intermittierend befeuchteter Biofilter und Tropfkörper-Bioreaktor. Abb. 1-8 zeigen die spezifischen Abbauraten R_v [$\text{g}/(\text{m}^3_{\text{Reaktorvolumen}} \cdot \text{h})$] über den spezifischen Frachten [$\text{g}/(\text{m}^3_{\text{Reaktorvolumen}} \cdot \text{h})$] bei ähnlichen Raumgeschwindigkeiten k^* [$\text{m}^3/(\text{m}^3_{\text{Reaktorvolumen}} \cdot \text{h})$].

Nach einer 10tägigen Adaptierung an den Luftschadstoff baut der derzeit häufig in Biofiltern eingesetzte Grünkompost das Ethylacetat mit einer hohen reaktorvolumenspezifischen Abbaurate von $78 \text{ g org C}/(\text{m}^3\text{h})$ bei einer spezifischen Rohgasfracht R_v von $78 \text{ g org C}/(\text{m}^3\text{h})$, entsprechend einem Wirkungsgrad (Umsatz) von 100 %, ab (s. Abb. 1). Der Rohgasstrom von $50 \text{ m}^3/(\text{m}^3_{\text{Reaktorvolumen}} \cdot \text{h})$ wurde befeuchtet auf 80 % rel. Luftfeuchte und durchströmte die 100 cm hohe Reaktorschüttung von oben nach unten. Nach 30 Tagen unter diesen Betriebsbedingungen war die optisch durch die Plexiglaswandungen des Bioreaktors erkennbare "Feuchtefront" (diskrete Trennlinie zwischen trockenem und feuchtem Kompost) 70 cm von der Oberkante der Schüttung nach unten gewandert. Dabei war die spezifische Abbaurate auf nur $8 \text{ g org C}/(\text{m}^3\text{h})$ bei einer spezifischen Rohgasfracht von $78 \text{ g org C}/(\text{m}^3\text{h})$, entsprechend einem Wirkungsgrad (Umsatz) von ca. 10 %, abgesunken (s. Abb. 2). Diese drastisch verschlechterten Abbauwerte des hier untersuchten Laborbiofilters innerhalb von nur 20 Betriebstagen widerspiegelt die in der industriellen Praxis mit Biofiltern oft gemachte Erfahrung, daß anfänglich gut funktionierende Biofilter bei Austrocknung nur mehr schlechte Abscheideleistungen bringen. Eine derartig ausgetrocknete Kompostschüttung läßt sich

nach unseren Erfahrungen auch durch Berieselung nicht mehr befeuchten. In der betrieblichen Praxis muß ein derartig ausgetrockneter Biofilter neu befüllt werden. Da eine Feuchtesättigung des Rohgasstromes schwierig zu realisieren ist, kommt es häufig zu derartigen Austrocknungen und in Folge zu einer schlechten Abbauleistung des Biofilters.

Abb. 1: Unbefeuchteter Kompost nach 10 Betriebstagen, $k^* = 50 \text{ 1/h}$

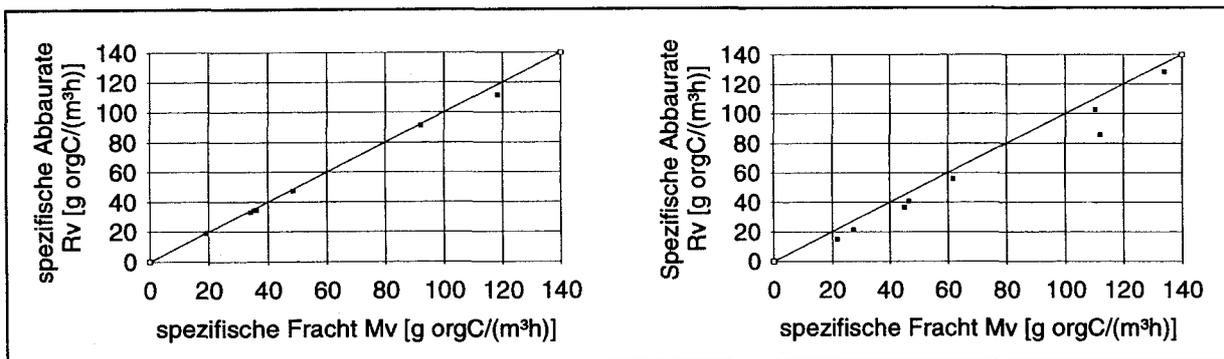
Abb. 2: Unbefeuchteter Kompost nach 30 Betriebstagen, $k^* = 50 \text{ 1/h}$



Auch bei Feuchtesättigung des Rohgases kommt es zu einem kontinuierlichen Feuchteaustag aus dem Biofilter durch die aufgrund der mikrobiellen Oxidationsvorgänge entstehende Wärmetönung. Aus diesem Grunde sind moderne Biofilteranlagen mit Berieselungseinrichtungen ausgerüstet, um dem Austrocknen des Füllmaterials vorzubeugen. Damit läßt sich langfristig eine hohe Abbauleistung (96 % Umsatz bei einer spezifischen Fracht von 120 g org C/(m³h)) des Grünkomposts aufrechterhalten (s. Abb. 3: Kompost intermittierend befeuchtet, d. h. alle 48 Stunden für 10 Minuten). Auch (85 % Umsatz bei einer spezifischen Fracht von 120 g org C/(m³h)) baut eine Mischung aus 33,3 Vol.% Grünkompost, 33,3 Vol.% Müllkompost und 33,3 Vol.% 2 bis 10 cm großen angerotteten Holzstücken zur Auflockerung der Mischung Ethylacetat sehr gut ab (s. Abb. 4).

Abb. 3: Kompost intermittierend befeuchtet, $k^* = 61 \text{ 1/h}$

Abb. 4: Kompost mit Holzstücken, intermittierend befeuchtet, $k^* = 59 \text{ 1/h}$

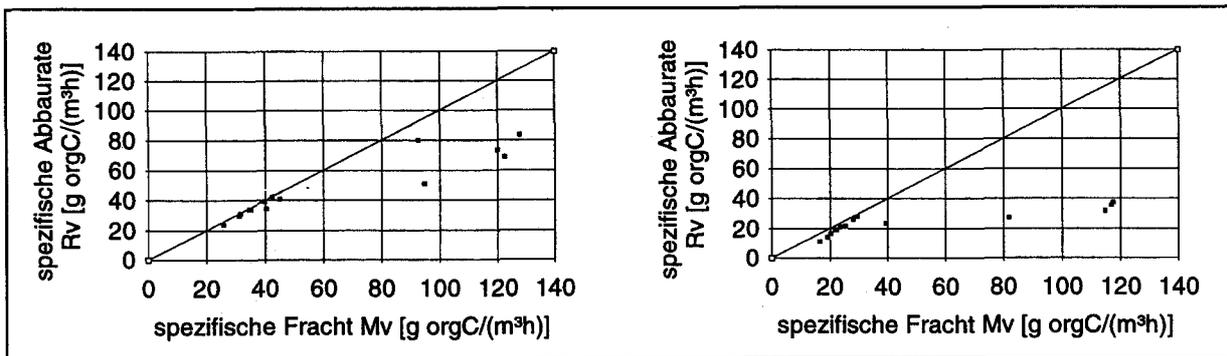


Strukturierter Kompost (s. Abb. 5) baut bei einer spezifischen Fracht von 60 g org C/(m³h) mit 92 % Umsatz ab und bei einer spezifischen Fracht von 120 g org C/(m³h) noch mit 66 % Umsatz ab. Die geringeren Abbauleistung im Vergleich zu unbehandeltem Kompost sind vermutlich durch eine niedrigere spezifische Oberfläche bedingt, die für eine mikrobielle Besiedelung und für die Stoffaustauschvorgänge zwischen Luft- und Wasser-/Festphase zur Verfügung stehen.

Abbauversuche mit während zweier Monate ankompostierten Maisspindeln (s. Abb. 6), einem schwierig weiterverwertbarem Abfallprodukt der Landwirtschaft, als Füllmaterial für einen intermittierend befeuchteten Biofilter erbrachten unzufriedenstellende Ergebnisse. Diese konnten auch durch Mineralsalzdosierungen in die Berieselungsflüssigkeit nicht verbessert werden. Die Gründe hierfür dürften in der rel. niedrigen spezifischen Oberfläche von $111 \text{ m}^2/\text{m}^3$ trotz der Wabenstruktur der Maisspindeln und in evtl. auftretenden Diauxieeffekten (leichter als Ethylacetat für die Mikroorganismen verwertbare Kohlenstoffquellen trotz Kompostierung) liegen.

Abb. 5: Strukturierter Kompost intermittierend befeuchtet, $k^* = 59 \text{ 1/h}$

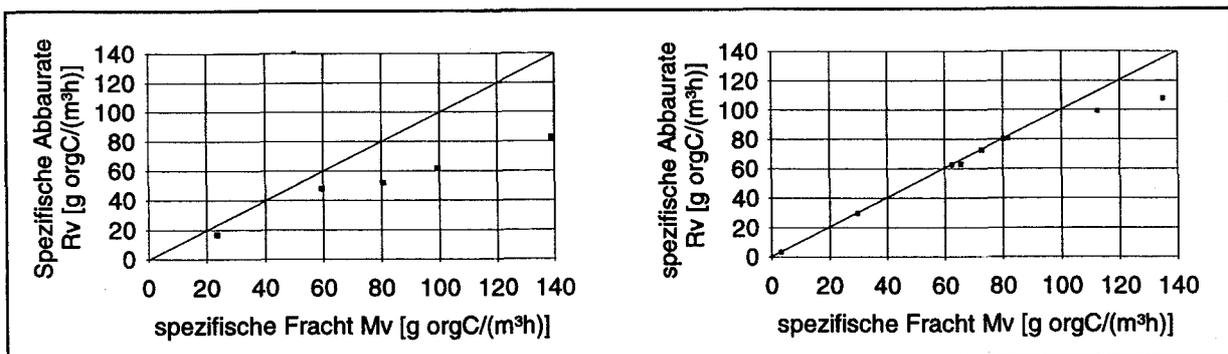
Abb. 6: Kompostierte Maisspindeln intermittierend befeuchtet, $k^* = 50 \text{ 1/h}$



Der Vergleich der inerten Kunststofffüllkörper Dinpac 1 (s. Abb. 7) und Pallring 15 (s. Abb. 8) zeigt, daß das Füllmaterial mit der höheren spezifischen Oberfläche (Pallring 15 mit $350 \text{ m}^2/\text{m}^3$) bessere Abbauleistungen erzielt als dasjenige mit der geringeren spezifischen Oberfläche (Dinpac 1 mit $135 \text{ m}^2/\text{m}^3$).

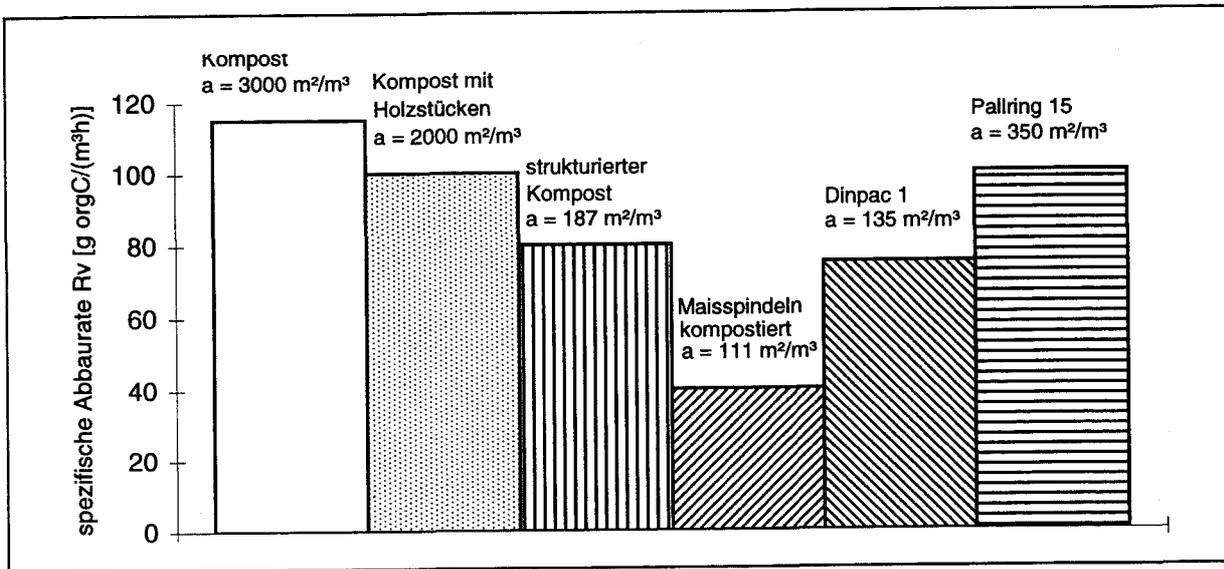
Abb. 7: Dinpac 1 kontinuierlich berieselt, $k^* = 56 \text{ 1/h}$

Abb. 8: Pallring 15 kontinuierlich berieselt, $k^* = 100 \text{ 1/h}$



Die spezifischen Oberflächen und die Abbauraten bei einer reaktorvolumenspezifischen Rohgasfracht von $120 \text{ g org C}/(\text{m}^3\text{h})$ sind zusammenfassend für alle untersuchten Füllmaterialien in Abb. 9 grafisch dargestellt.

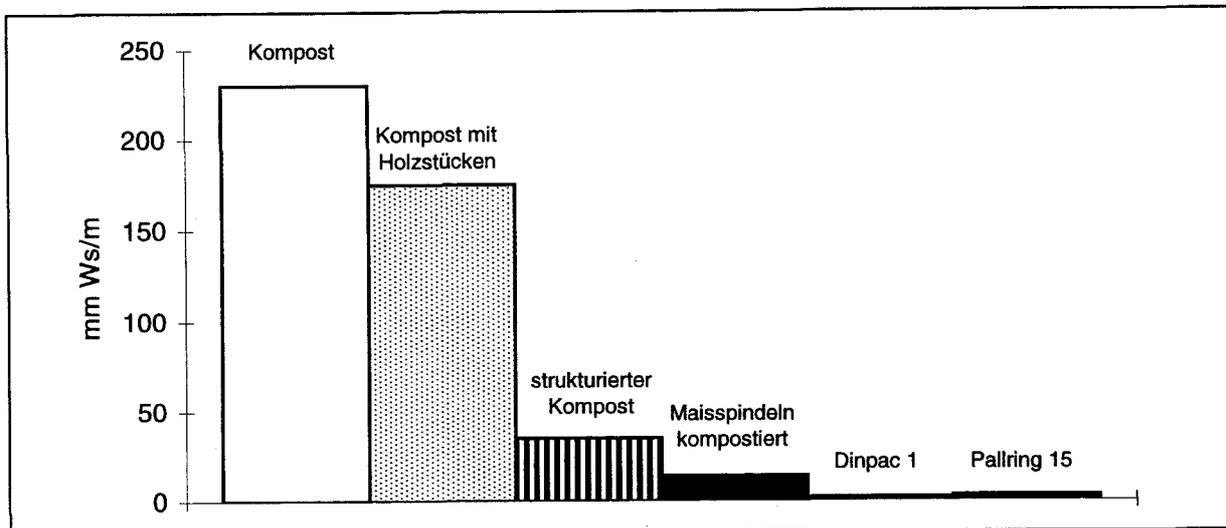
Abb. 9: Reaktorvolumenspezifische Abbauraten bei einer reaktorvolumenspezifischen Rohgasfracht von 120 g org C/(m³h). Die spezifischen Oberflächen a der Füllmaterialien sind angegeben.



7 ERGEBNISSE DES DRUCKVERLUSTVERGLEICHS

Zur Beurteilung eines Füllmaterials muß neben der erzielbaren Abbauleistung unbedingt auch der durch die Biofilterschüttung verursachte Druckverlust berücksichtigt werden, da dieser ein die Betriebskosten durch den Gebläseenergiebedarf maßgeblich beeinflussender Faktor ist. Die durch die verschiedenen Füllmaterialien verursachten Druckverluste bei Raumgeschwindigkeiten von $k^* = 59 \text{ m}^3/(\text{m}^3\text{h})$ über die Reaktorschüttung sind in Abb. 10 dargestellt. Hinsichtlich des verursachten Druckverlustes sind der strukturierte Kompost und die inerten Kunststoffüllkörper sehr gut für den Einsatz in berieselten biologischen Ablaufreinigungungsverfahren geeignet.

Abb. 10: Druckverlustwerte [mm Wassersäule pro Meter Reaktorschütthöhe] der verschiedenen Füllmaterialien bei $k^*=59 \text{ 1/h}$. Kompost, Kompost mit Holzstücken, strukturierter Kompost und Maisspindeln wurden intermittierend befeuchtet, Dinpac 1 und Pallringe 15 kontinuierlich berieselt.



8 ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Aus den Daten der erzielten Abbauleistungen läßt sich eine grundsätzliche Eignung von Kompost und inerten Füllkörpern zur biologischen Abluftreinigung ableiten. Die spezifischen Oberflächen, die reaktorvolumenspezifischen Abbauraten und die Wirkungsgrade bei reaktorvolumenspezifischen Rohgasfrachten von 60 und 120 g org C/(m³h) sind für alle untersuchten Füllmaterialien in Tabelle 4 zusammengefaßt. Der Zusammenhang von hohen spezifischen Oberflächen und hohen Abbauleistungen ist deutlich erkennbar.

Tab. 4: Kenndaten und Leistungswerte der Füllmaterialien

Füllmaterial	Kompost intermittierend befeuchtet	Kompost mit Holzstücken intermitt. befeuchtet.	strukturierter Kompost intermitt. befeuchtet.	Maisspindeln kompostiert intermitt. befeuchtet.	Dinpac 1 kontinuierl. berieselt	Pallring 15 intermitt. befeuchtet
Parameter						
spezif. Oberfl. a [m ² /m ³]	ca. 3000	ca. 2000	ca. 187	ca. 111	135	350
Lückengrad ε [m ³ /m ³]	0,3-0,6	0,3-0,6	ca. 0,42	ca. 0,57	0,87	0,92
Druckverlust [mmWS/m] (bei k* = 60 1/h)	225	175	35	15	2	4
Abbaurrate [g C/(m ³ h)] bei Mv=60 g C/(m ³ h)	ca. 60	ca. 55	ca. 55	ca. 30	ca. 48	ca. 60
Wirkungsgrad [%]	100	92	92	50	80	100
Abbaurrate [g C/(m ³ h)] bei Mv=120 g C/(m ³ h)	ca. 115	ca. 102	ca. 80	ca. 40	ca. 75	ca. 100
Wirkungsgrad [%]	96	85	66	33	63	83

Die mit konventionellem Kompost erzielbaren hohen Abbauleistungen sind an Feuchtegehalte geknüpft, die durch Rohgaskonditionierung alleine nicht erreichbar sind. Bei Berieselung verursacht konventioneller Kompost (und ähnliche hier nicht beschriebene Füllmaterialien wie z. B. Torf-Heidekraut-Mischungen) einen zu hohen Druckverlust. Vergleichbar hohe Abbauleistungen sind auch mit inerten Füllkörpern bei sehr geringem Druckverlust erzielbar, diese erfordern jedoch einen hohen Regelbedarf der Anlage, z. B. hinsichtlich der pH-Wertregulation und der Nährsalzdosierung.

Strukturierter Kompost als Alternative zu diesen konventionellen Füllmaterialien kann eine Reihe von Vorteilen in sich vereinen, wodurch ein rel. geringer Druckverlust und niedrige Betriebskosten verursacht werden. Aufgrund des geringeren regeltechnischen Bedarfs (pH-Pufferung und Nährsalzversorgung durch das Füllmaterial) und der nicht nötigen Rohgasbefeuchtungseinrichtung entstehen niedrigere Investkosten. Ein Rohgasausfall bei Anlagenstillstand ist unkritisch für die Mikroorganismen, da sie im Kompost alternative Kohlenstoffquellen zur Verfügung haben. Darüberhinaus lassen sich aufgrund der Feuchtestabilität des strukturierten Komposts lange Standzeiten auch bei Berieselung bei langfristig hohen spezifischen Abbauleistungen realisieren. Mit diesem Füllmaterialien wird eine gleichmäßige Durchströmung des gesamten Biofilters mit der zu reinigenden Abluft erreicht, wobei der mikrobielle Abbau aufgrund des im gesamten Filterbett gegebenen ausreichenden Feuchtegehalts optimal funktioniert.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Wie bestimmen Sie die spezifische Oberfläche von Kompost?

Antwort: Durch Hochrechnungen aus den Absorptionsleistungen und mit Hilfe von Literaturwerten. Die spezifische Oberfläche eines so feinkörnigen Materials selbst zu bestimmen ist schwierig.

Frage: Haben Sie bei den gesamten Installationen die Invest- und Betriebskosten über die Abschreibungszeit plus Zinsen berücksichtigt?

Antwort: Ich bin grundsätzlich davon ausgegangen, daß bei inerten Füllkörpern, die in Tropfkörperbioreaktoren betrieben werden, aufgrund des größeren regeltechnischen Bedarfs höhere Investitionskosten notwendig sind. Wegen des niedrigen Druckverlustes werden jedoch die Betriebskosten gesenkt. Eine Quantifizierung ist noch nicht möglich.

Frage: Was verstehen Sie unter „Feuchtestabilität“?

Antwort: Ich meine damit, daß das Füllmaterial einer Berieselung über längere Zeit standhält.

Frage: Weshalb haben Sie nur eine Raumgeschwindigkeit von 50? (ist ein sehr kleiner Wert)

Antwort: Um einen Vergleich zwischen den verschiedenen Füllmaterialien zu ermöglichen, habe wir diese relativ niedrige Raumgeschwindigkeit von 50 angenommen. Letztendlich zählt die spezifische Rohgasfracht/m³ Reaktorvolumen und Stunde.

Frage: Bei einer so kleinen Raumgeschwindigkeit müßten Sie auf einen Umsatz von etwa 100 % kommen. Bei großer Verweilzeit wird alles umgesetzt. Ihre Umsätze lagen bei 60-80 %.

Antwort: Eine Rohgasfracht von 120 g organischem Kohlenstoff/m³.h liegt über dem Bereich, für den die biologische Abluftreinigung normalerweise in Frage kommt. Wir haben dennoch Werte von 96, 85, 83, 63, 33, usw. erreicht.

Frage: Haben Sie die Gesamtoberfläche, sprich geringe oder große Höhe, berücksichtigt?

Antwort: Sowohl die Durchmesser zu den Höhenverhältnissen der Anlagen als auch die Volumina wurden angegeben.

BIOLOGISCHE REINIGUNG CKW-KONTAMINierterer ABLUFT

D. Jäger

C.A.R. Construction and Recycling GmbH
Rudolf-Diesel-Straße 4, D-21684 Stade

Es gibt genügend Produktionslinien, deren Abluftströme Beimengungen von Chlorkohlenwasserstoffen enthalten, obwohl die CKW's auf dem Index stehen und immer weniger produziert werden.

Für diese Abluftströme mit geringem CKW-Gehalt wurde uns von der Großchemie ein Testzyklus in Auftrag gegeben.

Es war der Großchemie klar, daß man das Problem der CKW-Vernichtung auch mit einer Hochtemperaturverbrennungsanlage (HTV) angehen kann, jedoch spricht der Energieaufwand dagegen.

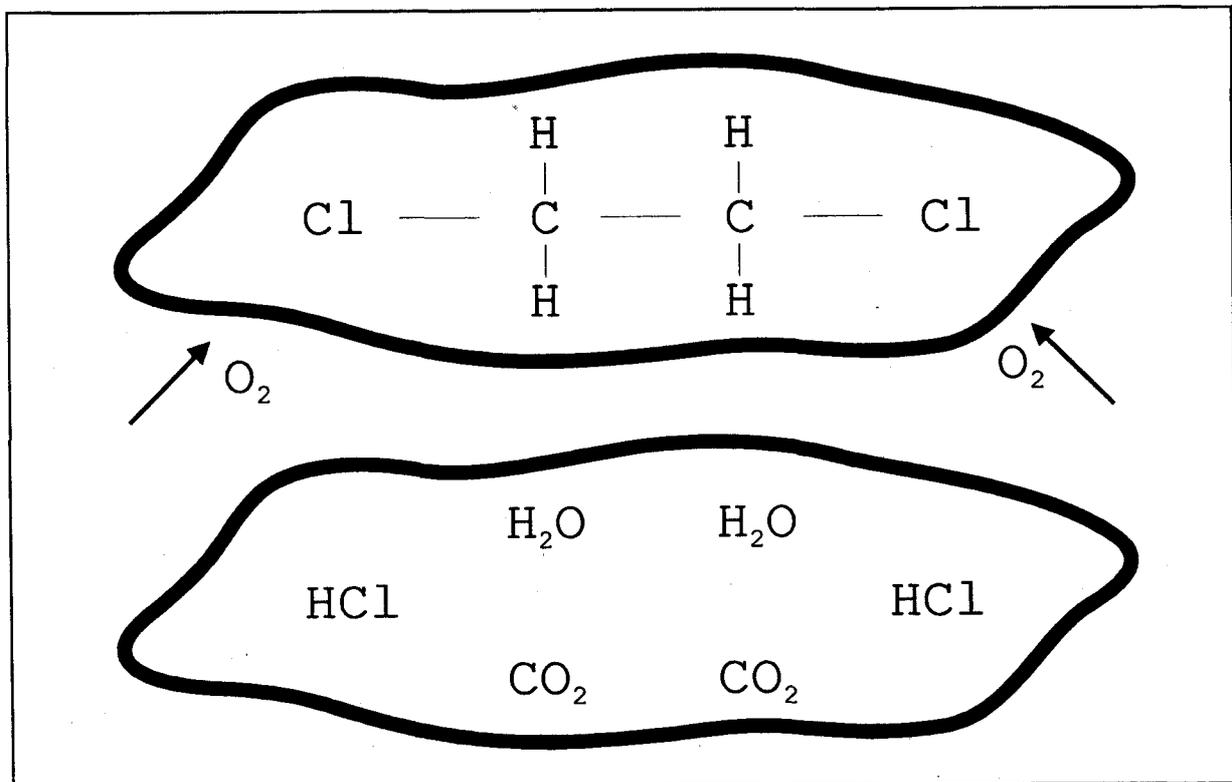
Dem Testzyklus gingen selbstverständlich einige Laborversuche voraus.

In diesen Laborversuchen wollten wir 2 vorgegebene Aufgaben lösen:

1. Die Bestimmung der Sterberate im Vergleich zur Populationsrate.
2. Die Entwicklung einer Meßmethode für die Bestimmung der Sterberate, günstigenfalls eine automatisierbare mitlaufende Meßmethode.

Die Theorie zu den vorlaufenden Laborversuchen zeigt Abb. 1. Als Beispiel habe ich Ethylendichlorid gewählt: Abb. 1 zeigt die Inkorporation. Das Bakterium hat also das Sauerstoffmolekül aufgenommen, um die Oxidation, sprich den Stoffwechsel zu starten.

Abb. 1: Oxidativer Abbau von Ethylendichlorid



Es sind H₂O, CO₂ und Salzsäure gebildet worden. Hier nun zeigt sich die Toxizität des Ethylendichlorid. Es kommt zur Ansäuerung des Mediums

Wir hatten somit einen Parameter für die Sterberate gefunden und konnten eine Messung im Großversuch installieren.

Tabelle 1 zeigt die Rohluft der laufenden Produktion einer Chemieanlage im Osten.

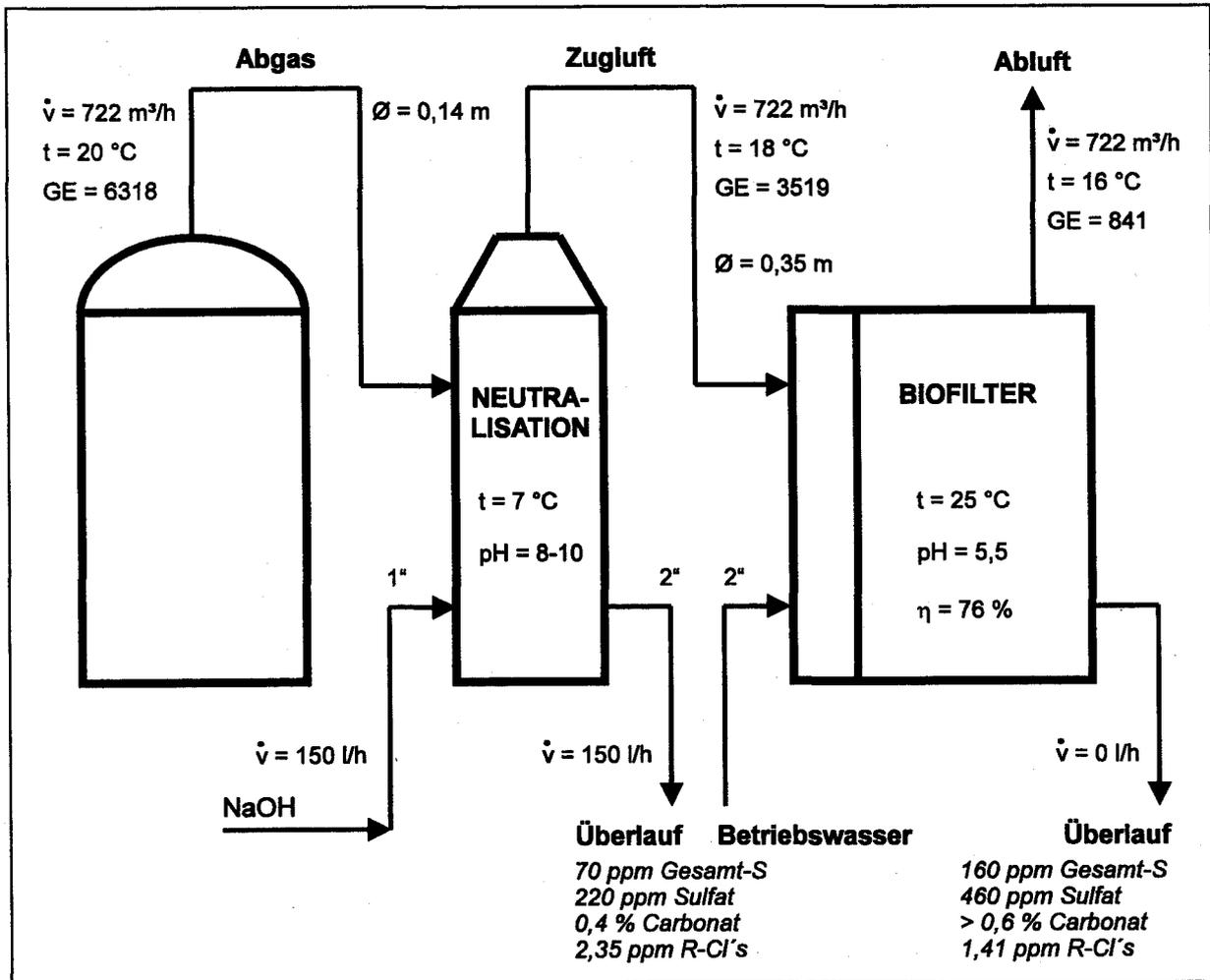
Tab. 1: Ergebnisse des Pilotversuches (Werte in µg/m³)

Schadstoffe	Rohluft	nach der Neutralisation	Reinluft nach dem Biofilter	Geruchsschwelle
Dichlormethan	28	12		540000
1,2 Dichlorethan	7301	53	14	24000
Trichlorethan	62	29	18	1134
1,2 Dichlorpropan	1996	967	112	1167
1,3 Dichlorpropan	324	96	10	
2,3 Dichlorpropan	312	44	4	
Perchlorethylen	684	257	86	31356
Monochlorbenzol	2061	806	53	980
2-Chlortoluol	235	132	64	235
3-Chlortoluol	206	81	46	235
Chloroform	667	70	35	250000
Chlorverbindungen	13876	2547 (81%)	442 (82%)	
Dimethyldisulfid	120	35	3	
Dimethyltrisulfid	227	18		62
Dimethyltetrasulfid	14	8		
Methylisobutylket.	4935	882	35	410
Dimethylether	1063	126	6	
Toluol	132	28	12	17550
Cyclohexan	82	38	13	
Geruchseinheiten	GE = 6318		GE = 841	

Die Auflistung zeigt die "Chemie" einer Großanlage. Für das Wachstum der Mikroorganismen haben wir Nährsalze zugegeben.

In Abb. 2 ist der Aufbau des Großversuchs gezeigt. Links im Bild der Rohluftbehälter. Mittig ist ein Wäscher angeordnet. Hier wird die Neutralisation des Befeuchtungswassers erreicht. Rechts im Bild das Biofilter mit Befeuchter. Die Überläufe wurden in eine biologische Kläranlage abgeleitet.

Abb. 2: Massenbilanz Biofilter



Im Sumpf des Wäschers (Bild Mitte) wurde der pH-Wert auf pH 8-10 eingestellt, um den biologischen Rasen im Wäscher vor zu starker Säurebildung zu schützen.

Im Sumpf des Biofilters mußten wir letztendlich ebenfalls eine pH-Messung installieren. Die Versauerung des Sumpfwassers hat sich eindeutig als Parameter für das Verhältnis Populationsrate zu Lethalrate erwiesen.

Wir konnten im Wäscher einen Abbau der chlorierten Kohlenwasserstoffe von 81 % und im Biofilter einen Abbau von 82 % feststellen (Tabelle 1).

Der Geruchsabbau war außerordentlich groß, aber noch nicht groß genug, um die Anforderungen an die TA-Luft zu erfüllen. Jedoch lassen sich die Konstruktionsgrößen für eine 1:1-Anlage aus diesem Großversuch ableiten.

Aufgrund der Versuchsanlage dieser Größe und einer Versuchsdauer von 3 Monaten sind wir sicher, daß diese Biofilteranwendung großtechnisch durchgeführt werden kann.

Die 1:1-Anlage ist in Planung und stellt sich wie folgt dar:

Der Belüftungsboden auf dem das Biobeet lagert, besteht aus einer Betonplatte (30 cm dick) mit einbetonierten Schlitzrinnen aus Edelstahl für die Luftverteilung. Das heißt, der Belüftungsboden ist nicht unterkellert und ohne Ringmauern hergestellt.

Hier einige Merkmale eines C.A.R. Biofilters:

- Bauweise ohne Luftverteilungskeller.
- Der Belüftungsboden ist schwerlastbefahrbar (60t).
- Die Biobeetfüllung besteht aus gerissenem Wurzelstock.
- Die Lebenszeit der Biobeetfüllung beträgt min. 4 Jahre.
- Die Füllhöhe des Biobeetes beträgt im frischen Zustand 2,2 m.
- Es ist keine Biobeetpflege, d. h. kein Auflockern über die ganze Lebenszeit der Biobeetfüllung nötig.
- Die Montagezeit für die Biofilteranlage beträgt ca. 3 Monate.
- Keine Beton-Korrosion.
- Die Schlitzrinnen sind aus Edelstahl 1.4301/1.4571 hergestellt (patentiert).
- Das Belüftungssystem ist durch Begehung des luftführendes Mittelrohres inspizierbar.
- Die Schlitzrinnen können durch Spülrohre auch während des Betriebes gereinigt werden.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Weshalb haben Sie bei Verwendung von gerissenem Wurzelholz eine Schütthöhe von etwa 1,5 m gewählt? Wie hoch können Sie überhaupt aufschütten?

Antwort: Wir haben auf 2 m aufgeschüttet. Um die Verweilzeit zu verlängern und die Biobeetfläche zu verkleinern, beabsichtigen wir auf 3 m zu erhöhen. Und das ist bei grobem Wurzelholz möglich. Die durchgängige Befeuchtung des Holzes ist dabei wesentlich, da es durch die biologische Reaktion zu einer Austrocknung kommt.

Frage: Könnten Sie eine kostengünstige Berieselung von oben vorsehen?

Antwort: Da die Befeuchtung das Wichtigste für die Betreibung eines Biofilters ist, würde ich sogar eine Berieselung in der Mitte der Schütthöhe vorsehen.

Frage: Ist die Einheit Mikrogramm/m³ richtig?

Antwort: Ja. Die Milligrammgröße ist in diesem Bereich der Großchemie (tailgas) nicht mehr ausreichend.

Frage: Treten Probleme mit der offenen Bauweise bei Sonneneinstrahlung oder Wasserrückhaltung nach Regen auf?

Antwort: Jeder Kondenswasser- oder Regeneintrag von außen wird in der Schlitzrinne gesammelt und zum Mittelrohr transportiert. Dieses hat ein Gefälle zum Sumpf, der unter einem Ventilator liegt. Im Sumpf befindet sich eine Tauchpumpe, die das Kondens- oder Regenwasser in den Wäscher hineinträgt. Neben dem Wasser, das der Befeuchtung dient, gelangt auch einiges an Biologie in den Wäscher, was jedoch beabsichtigt ist.

Frage: Könnten Sie einige Worte zur Analytik bzw. Gasüberwachung sagen?

Antwort: Für unsere Versuche haben wir die Olfaktometrie angewendet. Das ist eine relativ teure Methode, da sie mit mehreren Probanden durchgeführt wird. Außerdem dürfen diese Versuche nur an bestimmten, dafür zugelassenen Instituten durchgeführt werden. Es besteht jedoch bereits die Möglichkeit der automatisierten Olfaktometrie. Durch eine gleichmäßige Belüftung des Biobeetes konnten wir eine optimale Ausnutzung der gesamten Schüttung erzielen.

BIOLOGISCHE ABLUFTREINIGUNG: ZANDER-TROPFKÖRPER

M. A. Kottwitz

Zander Umwelt GmbH

Rollnerstraße 111, D-90408 Nürnberg

1 DIE ZANDER UMWELT GMBH

Die Zander Umwelt GmbH ist ein Unternehmen, das sich mit der Entwicklung von biologischen Verfahren für den Umweltschutz befaßt. Das Team besteht aus Ingenieuren und Biologen. Ein entsprechend eingerichtetes Labor kann auch Analysen und Messungen als Dienstleistung anbieten.

Das Leistungsangebot der Zander Umwelt GmbH:

Lieferung von Anlagen zur Abluftreinigung:

- Zander Tropfkörper
- Biofilter
- Entstaubung
- Späneabsaugung

Beratung:

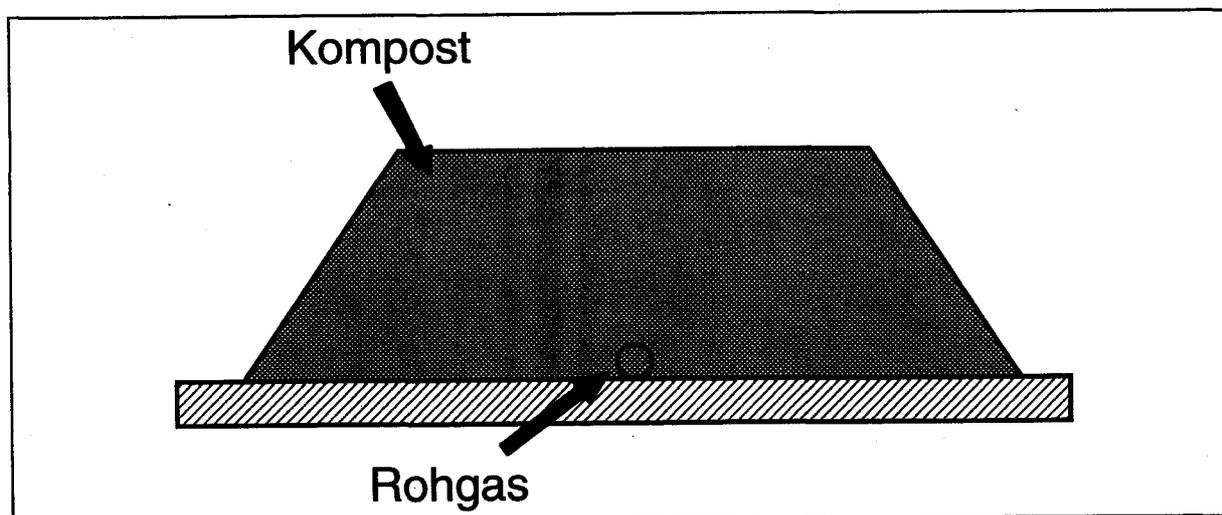
- Istzustandserfassung
- Emissionsmessung
- Schadstoff-Analysen
- Abbaubarkeitsversuche für Abluft und Abwasser

2 GESCHICHTE DER BIOLOGISCHEN ABLUFTREINIGUNG

2.1 Biofilter

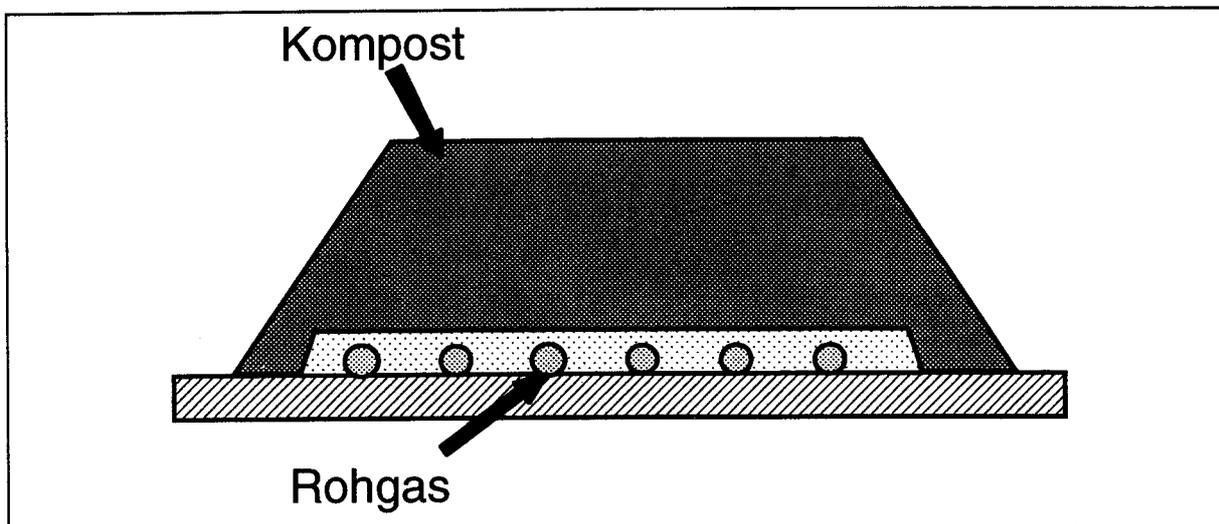
Die biologische Abluftreinigung wurde schon in den 60er Jahren erprobt. Hier wurden vor allem Versuche mit geruchsbelasteter Luft aus Tierkörperverwertungen und Kläranlagen durchgeführt. Es handelte sich dabei um Biofilter. Diese funktionieren relativ einfach, dadurch, daß die belastete Luft durch eine Kompostschüttung geleitet wird. Im Kompost lebende Mikroorganismen oxidieren die Schadstoffe zu CO_2 und H_2O .

Abb. 1: Erste Biofilter mit einfachster Luftführung und offener Kompostschüttung



Ende der 70er wurden Biofilter dann häufiger eingesetzt, als die Anforderungen des Umweltschutzes stiegen. Die damals aufgetretenen Probleme beim Einsatz von Biofiltern konnten im Laufe der Jahre zwar vermindert werden. Eine endgültige Lösung für die meisten Probleme wurde jedoch nicht gefunden. Die Luftverteilung wurde als erstes verbessert.

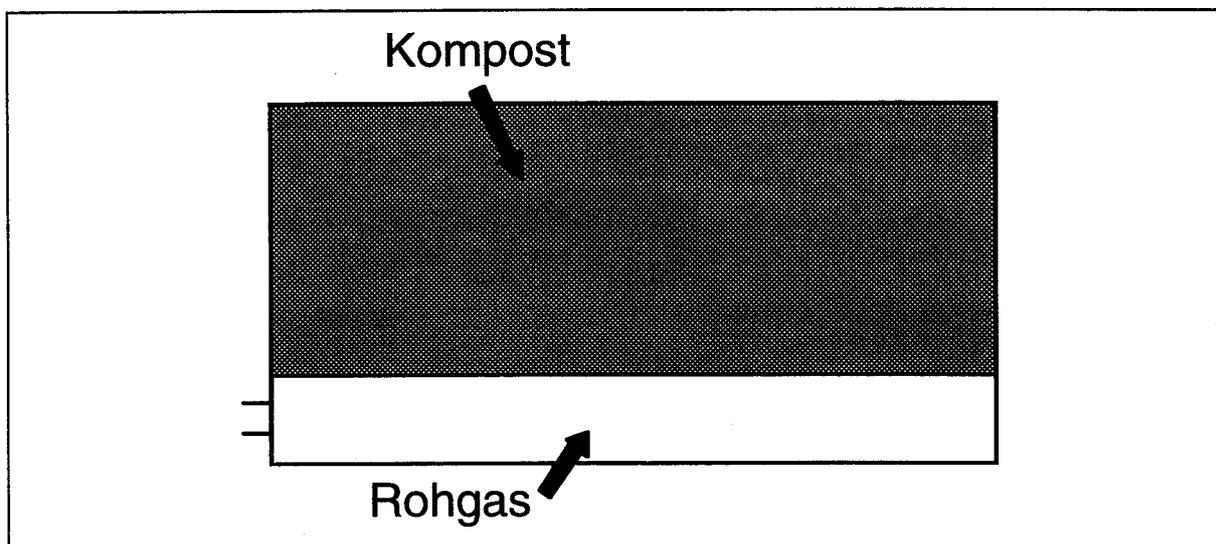
Abb. 2: Verbesserung der Luftverteilung durch Kiesschicht und mehrere Luftkanäle.



Die simpelste Version des Biofilters ist in Abb. 1 dargestellt. Mit diesem System war keine befriedigende Luftverteilung zu erzielen. Deshalb wurde in die unterste Schicht des Filters eine grobe Kies-Schüttung eingebracht (s. Abb. 2). Außerdem wurde die Anzahl der Luftkanäle erhöht.

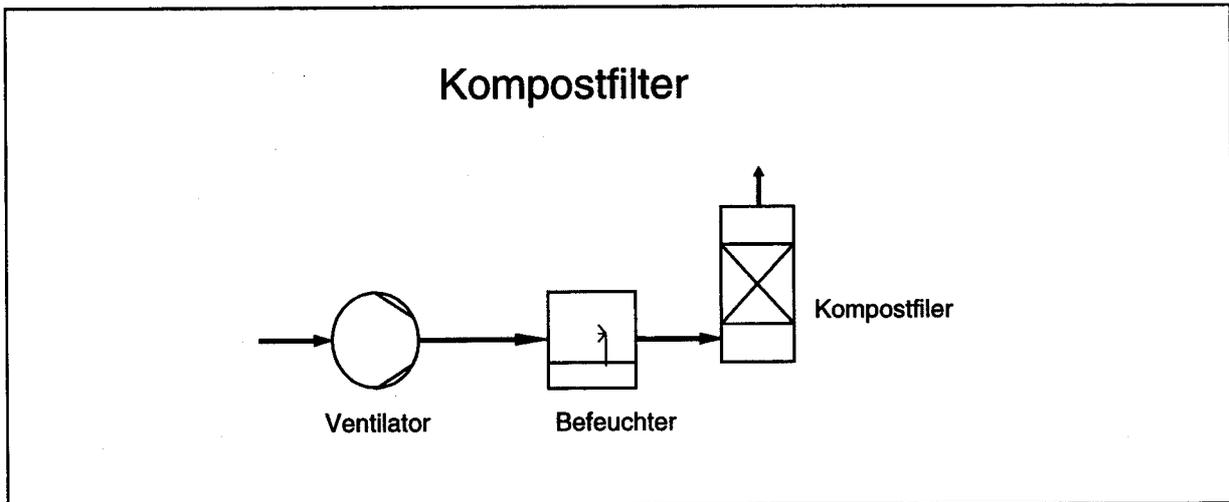
Im Verlaufe der 80er wurden breite Erfahrungen mit diesem Verfahren gesammelt. Verschiedene Konstruktionen und Verfahrensvarianten wurden propagiert und eingesetzt. Recht weit verbreitet sind Filter wie in Abb. 3 dargestellt. Ein Hohlraum unter dem Filterbett brachte eine deutliche Verbesserung der Luftverteilung. Jedoch sind in derartigen Anlagen immer noch unterschiedliche Luftdurchsätze über die Fläche feststellbar.

Abb. 3: Die nächste Entwicklungsstufe führte zu großvolumigen Luftverteilungen und Aufbau des Filters mit Umfassungswänden



Neben dem Problem der Luftverteilung wurde ein anderes Problem immer deutlicher. Die Biofilterfüllung muß immer gleichmäßig feucht gehalten werden. Änderungen (gleichgültig in welche Richtung) führen zu großen Problemen (Risse, Durchbrüche, Kondensation). Aus diesem Grunde ist eine Wasserdampfsättigung der Luft beim Eintritt in das Filtermaterial anzustreben.

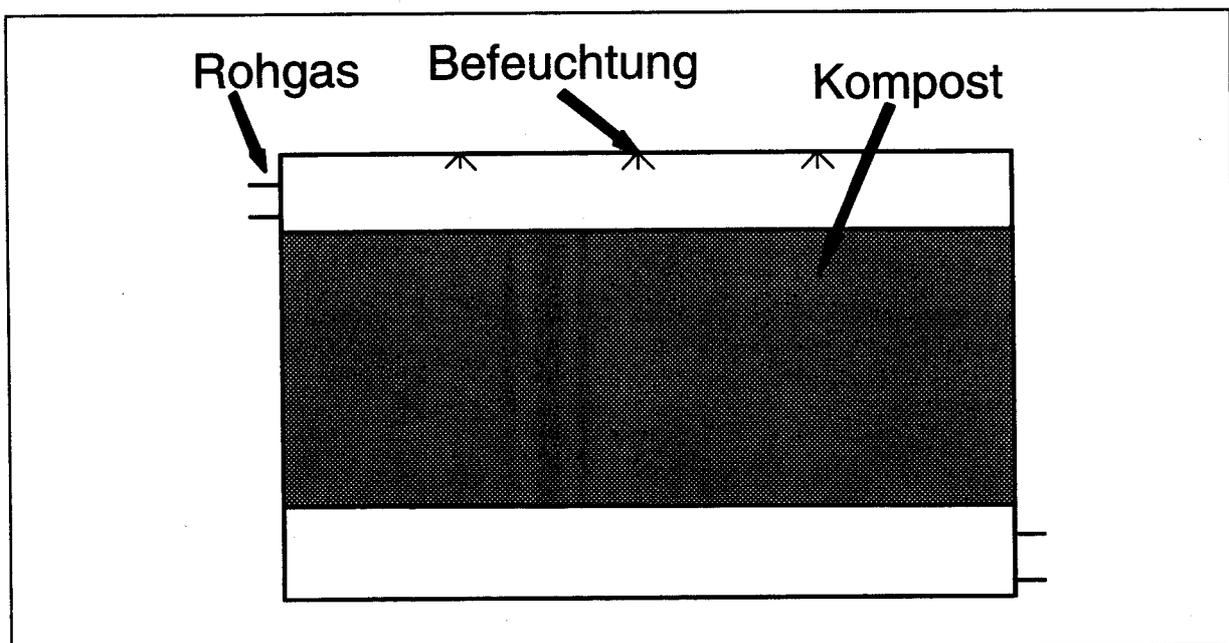
Abb. 4: Schematische Darstellung einer Kompostfilteranlage mit Ventilator, Befeuchter und Filter.



Eine Biofilteranlage ist schematisch in Abb. 4 dargestellt. Die Befeuchtungseinrichtung stellt nach wie vor ein Problem für die Biofilter dar, da eine Befeuchtung auf möglichst 100% rel. Feuchte erzielt werden muß.

Einige Hersteller gehen nun noch einen Schritt weiter und bauen das Filterbett in eine geschlossenes Gehäuse ein. Die Luft wird nun von oben nach unten geführt, was eine Befeuchtung durch Besprühen erleichtert (s. Abb. 5).

Abb. 5: Derzeit modernste Bauart von Kompostfiltern. Geschlossenes Gehäuse mit Beregnungseinrichtung und Luftführung von oben nach unten.



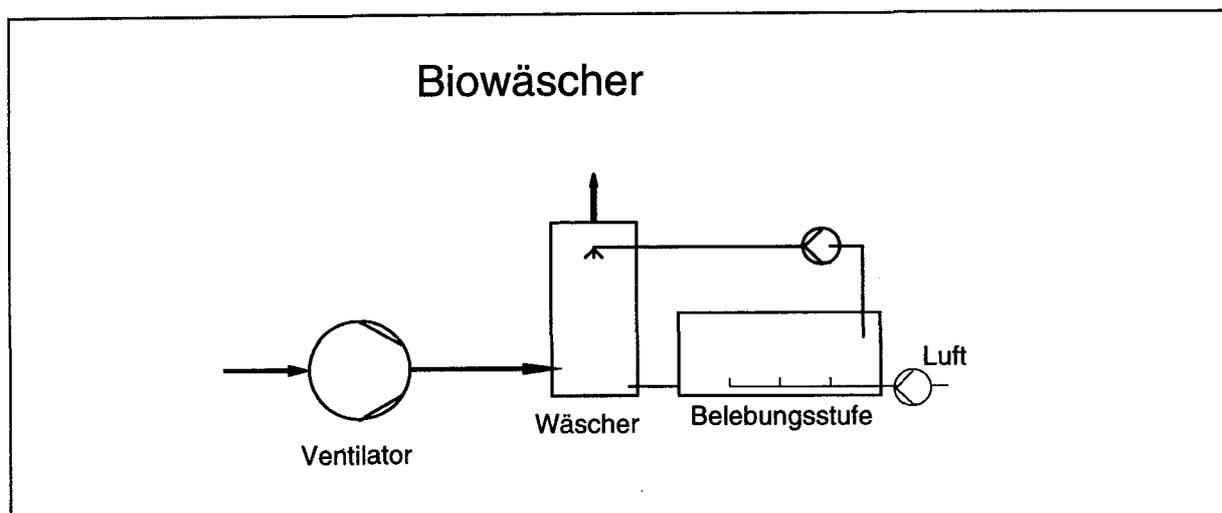
Die Probleme, die Kompostfilter im praktischen Einsatz mit sich bringen, nahm sich die Zander Umwelt GmbH zum Anlaß, ein Verfahren zu entwickeln, das den Anforderungen des industriellen Einsatzes gerecht wird. Probleme der Kompostfilter sind:

- Luftverteilung auf eine große Fläche
- Feuchtehaushalt im Filtermaterial
- Flächenbedarf
- Pflegeaufwand
- Filtermaterialaustausch
- Energiebedarf

2.2 Biowäscher

Parallel zum Biofilter wurde ein Verfahren entwickelt, das vor allem wasserlösliche Schadstoffe abreinigen kann. Die Biowäscher absorbieren die Schadstoffe im Washwasser, welches in einer Belebungsstufe biologisch gereinigt wird (s. Abb. 6). Das gereinigte Washwasser kann wieder zur Absorption genutzt werden. Dieses Verfahren wird um so aufwendiger, je besser die Reingaswerte sein müssen. Zwar ist hier keine Befeuchtung der Abluft notwendig, jedoch ist der Energieaufwand für die Belüftung der Belebungsstufe erheblich.

Abb. 6: Schematische Darstellung eines Biowäschers

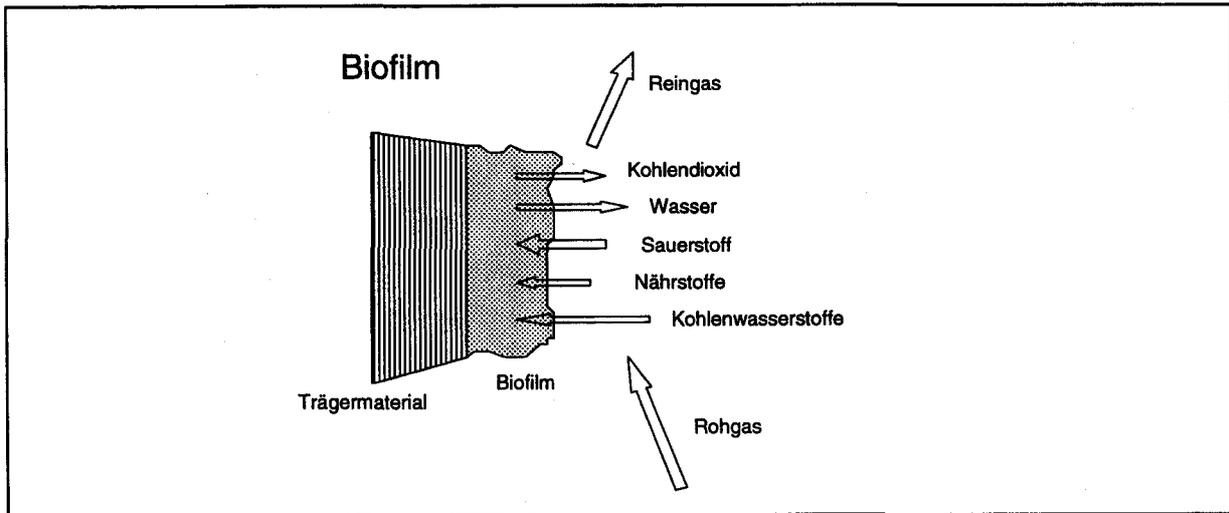


Den Biowäschern zugeordnet wird ein Verfahren, das die Mikroorganismen auf einem Trägermaterial im Wäscher fixiert. Eine getrennte biologische Reinigungsstufe ist dadurch nicht mehr unbedingt notwendig. Dieses Verfahren wird als Biowäscher mit fixierten Mikroorganismen bezeichnet. Hauptprobleme dieses Verfahrens stellen der schwierige Abtransport von entstandener Biomasse und das Erreichen niedriger Reingaswerte dar.

3 DER BIOLOGISCHE ABBAU VON SCHADSTOFFEN

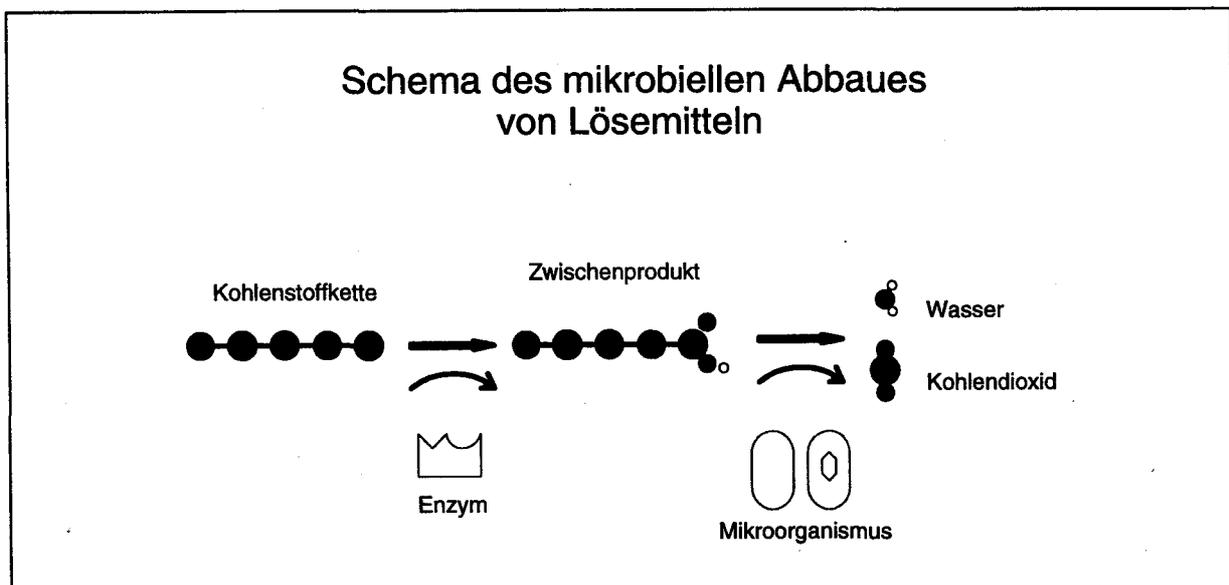
Der biologische Abbau der Schadstoffe in einem Biofilter erfolgt in einem sogenannten Biofilm, der in Abb. 7 dargestellt ist. Die Schadstoffe diffundieren in den Biofilm. Ebenso müssen Sauerstoff und Nährstoffe in den Biofilm transportiert werden. Im Biofilm werden die Schadstoffe von den Mikroorganismen oxidiert. Die Abbauprodukte (CO_2 und H_2O) werden aus dem Biofilm an die vorbeistreichende Luft abgegeben.

Abb. 7: Schematische Darstellung der Transportvorgänge am Biofilm eines Zander-Tropfkörpers.



Im Biofilm befinden sich Enzyme, die die ersten Schritte des Abbaus vornehmen können. Diese Enzyme werden von den Mikroorganismen abgegeben. Bruchstücke oder ganze Moleküle werden von den Mikroorganismen in die Zellen aufgenommen. Dort werden die Kohlenwasserstoffe zu CO_2 und H_2O oxidiert, wodurch die Mikroorganismen Energie gewinnen. Diese gewonnene Energie dient zum Aufbau von energiereichen Verbindungen, wie z. B. Zucker. Dieser ist in Abb. 8 als Sechseck dargestellt.

Abb. 8: Vereinfachte Darstellung des mikrobiellen Abbaues von Kohlenwasserstoffen.

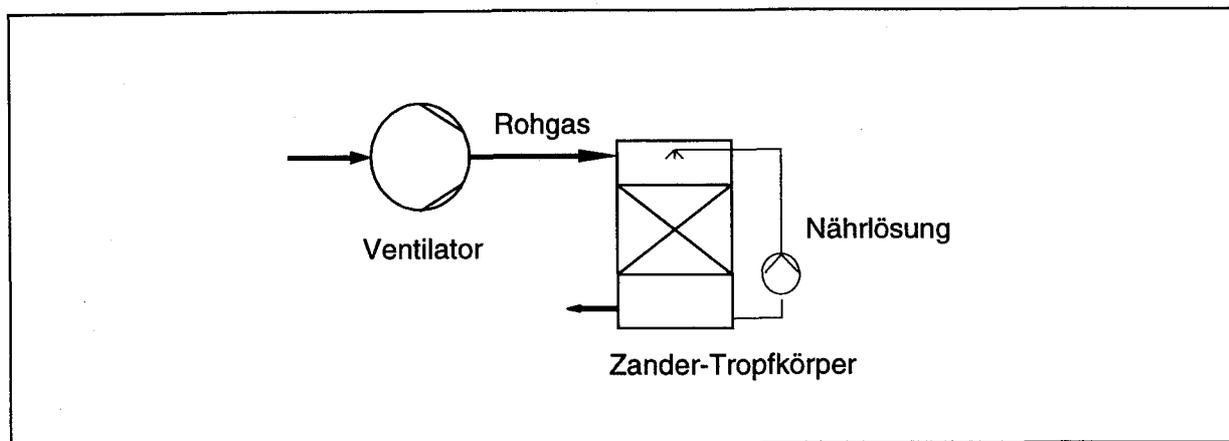


4 DAS ZANDER-TROPFKÖRPERVERFAHREN

Als Ausgangspunkt für die Entwicklung des Verfahrens diente das o. g. Biowäscherverfahren mit fixierten Mikroorganismen. Das Zander-Tropfkörperverfahren (Abb. 9) unterscheidet sich von diesem jedoch durch mehrere Merkmale:

- Eine Absorption in ein Waschmedium findet nicht statt.
- Die Schadstoffe werden direkt zum Biofilm transportiert.
- Das Wachstum von Biomasse wird gesteuert.
- Es werden überwiegend Pilze und Hefen in den Anlagen angesiedelt.

Abb. 9: Verfahrensschema einer Zander-Tropfkörperanlage.



Für die Praxis haben sich folgende Vorteile des Zander-Tropfkörperverfahrens herausgestellt:

- geringer Flächenbedarf
- geringer Energiebedarf
- kein Filtermaterialwechsel
- vollautomatischer Betrieb
- geringer Wartungsaufwand

Einsatzgebiete

Das Zander-Tropfkörperverfahren kann eingesetzt werden zur Beseitigung von Lösemitteln und Gerüchen in Abluftströmen. Beispielhaft seien hier einige Branchen genannt, für die der Zander-Tropfkörper geeignet ist.

Lösemittelbeseitigung

- Lackierung
- Lackherstellung
- Siebdruck
- Flexodruck
- Kunststoffverarbeitung

Geruchsbeseitigung

- Fisch-, Fleischverarbeitung
- Fischmehlverarbeitung
- Kläranlagen
- Tierkörperverwertung
- Kompostierungsanlagen

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Die Grundlagen der mikrobiellen Physiologie beruhen doch auf Wasser, sowohl der Stofftransport in die Zelle hinein als auch aus der Zelle heraus. Da man bisher nur wenige Organismen kennt, die nur von Wasserdampf allein leben können, kann ich mir nicht vorstellen, wie diese Stoffumsetzungen in Ihrem Fall erfolgen sollen. Ich halte eine Adsorption an die Zelle in trockenem oder halbtrockenem Zustand für möglich, jedoch bezweifle ich einen Metabolismus oder eine Mineralisation. Ist diese Braunfärbung nicht ein Zeichen einer Anreicherung von polymeren, teilweise abgebauten Verbindungen?

Antwort: Der Biofilm, der etwa 0,5 mm stark ist, enthält sehr viel Wasser. Wir gehen jedoch davon aus, daß auf der Oberfläche des Biofilms kein geschlossener Wasserfilm mehr vorhanden ist. Wenn der Film durchgetrocknet ist, sind die Mikroorganismen unwirksam. Vereinfachte Darstellung der biologischen Abbauschritte: Die Oxidationsschritte werden zu einem Teil vom Mikroorganismus, zum anderen Teil im Biofilm selbst durchgeführt. Dazu sind Enzyme notwendig, die von den Mikroorganismen ausgeschieden werden und nur in wäßriger Lösung wirksam sind.

Frage: Mir ist bewußt, daß der Wassergehalt von Zellen mindestens 80 % beträgt. Schleime enthalten zum Teil noch mehr Wasser. Ich sehe das Problem weniger in der Aufnahme oder Umsetzung außerhalb der Zelle, sondern im Abtransport der Verbindungen, welche für die Zelle toxisch sind. Diese „Fäkalien“ können nur mit Wasser abtransportiert werden. Sind diese in Ihrem Fall nicht immer vorhanden?

Antwort: Um diese Stoffe abtransportieren zu können, berechnen wir den Tropfkörper. In unserer Anlage in Nürnberg haben wir einen Beregnungszyklus von 4 Stunden Pause und 1 Minute Beregnung. Der Bewuchs ist seit etwa 4 Monaten konstant. Die Anlage arbeitet ohne Schwankungen.

Frage: Sie haben Azeton verwendet. Wenn kein Sauerstoff vorhanden ist, wird Azeton nicht abgebaut und bleibt somit in der Flüssigkeit. Bei Salzsäure oder einer Aldehydgruppe entsteht Propionsäure, wenn Sie den Flüssigkeitsfilm zu weit absenken. Propionsäure ändert, wenn sie nicht abgespült wird, den pH-Wert und weiterer Abbau ist nicht möglich. Haben Sie noch andere Verbindungen außer Azeton untersucht?

Antwort: Wir untersuchten wenig lösliche Stoffe wie Toluol und Styrol und als löslichen Stoff Ethanol, bei dem wir sehr hohe Umsatzraten erzielen konnten. Essigsäure, die dabei entsteht, muß natürlich abtransportiert werden. Bei dem Versuch mit Ethanol haben wir maximale Beregnungspausen von 2 Stunden.

Frage: Ihre These stützt sich scheinbar auf die Aussage, daß durch ein Fehlen des Wasserfilms ein guter Stofftransport hin zu den Mikroorganismen erzeugt wird. Sie sagten, daß Sie bereits über einen langen Zeitraum einen sehr kontinuierlichen Betrieb festgestellt haben. Was passiert, wenn Sie, auch diskontinuierlich, einmal beregnen und damit einen Wasserfilm aufbringen? Müßte dieser nicht den Stofftransport einschränken? Wie verhält sich dabei die Entwicklung des Reingaswertes?

Antwort: Das kann man bei den Toluolversuchen recht gut sehen. Wenn wir länger als zwei Minuten beregnen, dann tritt eine Erhöhung im Reingas ein.

Frage: Über welchen Zeitraum stellt sich dann wieder der alte Reingaswert ein?

Antwort: Das hängt vom Luftzustand und der Trocknungsgeschwindigkeit ab. Je höher der Wassergehalt in der Luft ist, desto länger dauert die Einstellung des Ausgangswertes. Sobald genügend freie, trockene Oberfläche vorhanden ist, ist der alte Wert wieder erreicht.

Frage: In welcher Zeiteinheit?

Antwort: Minuten.

Frage: Ich stimme mit Ihnen überein, daß der Wasserfilm den Transport behindert. Diese unvollständige Oxidation, die zur Säuerung führt, ist meist durch ein Sauerstoffdefizit begründet. D.h., sowohl Schadstoff- als auch Sauerstofftransport werden durch den Film behindert. Der Wasserfilm ist aber notwendig für die Feuchte und den Abtransport. Wir haben die Erfahrung gemacht, daß das Abtropfen einer einmal besprühten Kolonne bis über eine Stunde fort dauert. Wir versuchten auch mit höheren Raten zu fahren. Durch den auf der Reingasseite dazukommenden Stoffübergangswiderstand konnten wir einen Einstieg beobachten. Wenn Sie "Pulsen" verzichten Sie während dieser Zeit auf gutes Reingas. Außerdem dauert es sehr lange, bis die Flüssigkeit wieder abgetropft ist. Sie fahren also nicht mit einem fast nicht vorhandenen Film, sondern mit Filmen unterschiedlicher Dicke. Durch das Pulsen kann die Filmdicke zeitweise über bzw. unter dem Normalen liegen. Wahrscheinlich erreichen Sie aber durch diese Methode keine besseren Verhältnisse im Film. Es wäre daher interessant, die Abbauraten mit den anderen Betriebsbedingungen zu korrelieren.

Antwort: Wir gehen davon aus, daß wir im Filter über die gesamte Schütthöhe unterschiedliche Zustände haben. Die ersten 50 cm werden sehr schnell trocken, da dort die trockene Luft auftritt. Darunter ist die Luft nahezu wassergesättigt. Diese Bereiche trocknen daher wesentlich langsamer aus. Die Wasserverteilung ist auch bei Beregnung nicht 100 %ig, da nur Teilbereiche und nicht die gesamte verfügbare Oberfläche naß werden. Bei schwerlöslichen Stoffen führt eine längere Beregnung zu einem Anstieg im Reingas, die darauffolgende Austrocknung wieder zu einer Absenkung. Wir gehen aber davon aus, daß wir überwiegend relativ trockene Flächen zur Verfügung haben.

Frage: Sie behaupten, daß kein Wasserfilm vorhanden ist. Ihr Biofilm hat eine Dicke von 3 mm. Da der Stoffübergang ebenso am Ende des Biofilms stattfindet, müssen Sie die Bakterien auch dort versorgen. Wenn die Bakterien, die ursprünglich am Träger sitzen, absterben, fällt der Biofilm ab. Wir haben Versuche mit verschiedenen Berieselungsdichten durchgeführt und dabei festgestellt, daß bei starker Berieselung vor allem bei Toluol der Abbau abnimmt. Als mittlere Berieselungsdichte haben wir $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ angenommen und sowohl kontinuierlich als auch diskontinuierlich befeuchtet. Ein minimaler Wasserfilm ist unbedingt notwendig.

Antwort: Unser Biofilm ist im Endstadium maximal 0,5 mm dick. Wenn von den Tropfkörpern sehr geringe Massenumsätze verlangt werden, verwenden wir 0,1 mm Filmdicke.

Frage: Ist dann im Vergleich zur Größe eines Bakteriums der Wasserfilm nicht mehr so groß?

Antwort: Die Frage ist, ob noch ein Wasserfilm vorhanden ist oder nicht.

Frage: Jede Zelle, die mit der Außenwelt in Berührung kommt, ist entweder tot oder befeuchtet wie die Schleimhäute. Jedes Enzym funktioniert nur in Wasser, d.h. daß die ganze 3D-Struktur von Enzymen darauf aufgebaut ist, sich nur im Wasser einzustellen. Sie brauchen besonders in Komposten relativ hohe a_w -Werte. Beim Tropfkörper dauert das Abtropfen relativ lang, da durch die Oberflächenspannung der Wasserfilm in den Poren aufgespannt wird. Das Wasser wird daher nur über die Zuluft abgetrocknet, richtiges Abfließen gibt es dort nicht.

Antwort: Der Tropfkörper soll auch nicht völlig austrocknen, sondern es soll nur sichergestellt werden, daß möglichst weite Bereiche der Oberfläche ohne geschlossenem Wasserfilm sind. Damit enthält der Biofilm immer noch sehr viel Wasser. Um den Biofilm zu trocknen benötigen Sie sehr viel Energie.

Frage: Kommt es bei der Berieselung zu einem kurzzeitigen Druckverlustranstieg?

Antwort: Dieser ist minimal und kaum meßbar. Bei unserer 20.000 m^3 Anlage haben wir normalerweise 80 Pascal Druckverlust.

Frage: Sie müssen ein Optimum an Berieselung finden, um konstante Rohgasbedingungen zu erhalten. Wenn sich daher im Rohgas die Konzentrationen ändern, müßten Sie sowohl die Berieselung als auch die Verfahrensweise auf die Konzentrationen abstimmen. Das erscheint mir verfahrenstechnisch äußerst schwierig.

Antwort: In den bei uns realisierten Anlagen bewegt sich alles innerhalb von Toleranzgrenzen.

Frage: Ich glaube es gibt keine Probleme zwischen 700 und 800 mg, aber bei Schwankungen in Richtung 1,5 g in der Rohluft wird es problematisch.

Antwort: Wir haben bei unserer 20.000 m³ Anlage eine mittlere Konzentration von 720 mg. Wenn die Produktion nicht läuft, beträgt die Grundbelastung etwa 100 mg. Während der Produktion liegt sie bei 720 mg für einen 16-Stunden Tag. Wir beregnen die Anlage kontinuierlich nach eingestellten Zyklen. Wir verändern nur die Luftmenge und die Konzentration. Wir konnten bisher keine Veränderungen im Verhalten des Biofilters nach z.B. 3-wöchigem Stand-by-Betrieb feststellen.

Frage: Haben Sie schon Sekundäremissionen bemerkt, z.B. durch den Biofilm selbst?

Antwort: Nebenprodukte der biologischen Verfahren, die im Reingas zu finden sind, können unter Umständen eine neue Geruchsbelastung darstellen. Beim Abbau von Geruchsstoffen werden sowohl Kohlenwasserstoffe als auch anorganische Stoffe abgebaut. Das Problem besteht bereits darin, die Rohgaszusammensetzung festzustellen. Meines Wissens können 250-300 Substanzen im Rohgas zu finden sein. Es ist daher extrem schwer nachvollziehbar, was mit diesen Substanzen im Tropfkörper biologisch passiert. Geruchskonzentrationen von unter 100 Geruchseinheiten sind aber durchaus erreichbar. Wir haben einen Versuch an einer Kläranlage durchgeführt, bei dem wir nach 3-monatigem Betrieb die Anlage vom Rohgas entfernt haben. Nach 2-tägigem Betrieb mit Frischluft stellten wir einen Eigengeruch der Anlage von etwa 30 Geruchseinheiten fest. Da bei Kläranlagen häufig Stoffe entstehen, die sehr gut absorbiert, nicht abgebaut und nur sehr langsam wieder desorbiert werden, vermuten wir, daß das der Eigengeruch war. Unter 30 GE Eigengeruch ist das meiner Meinung nach technisch nicht machbar.

Frage: Wie konnten Sie feststellen, daß die Oberfläche trocken ist?

Antwort: Durch Sichtkontrolle und mit Hilfe des Binokulars. Wir konnten bisher noch keine vernünftige Methode finden, um den Wasserfilm nachzuweisen.

Frage: Meiner Erfahrung nach wird der Abbau rapide schlechter, wenn die Oberfläche trocken ist. Sie geben in 1 Minute 25 Liter zu und diese müssen innerhalb von 4 Stunden abgetrocknet sein. Ich würde Ihnen raten, das Gewicht mit einzubeziehen.

Antwort: Die Beregnung dauert etwa 20 Sekunden bis 1 Minute. Nach einigen Minuten ist der Ausgangszustand wieder erreicht. Er ist in dieser Form sehr lange stabil. Nach etwa vier Stunden tritt dann eine zusätzliche Trocknung ein. Ich möchte nochmals betonen, daß ich nicht den Biofilm an sich trocknen, sondern nur das freie, verfügbare Wasser im Tropfkörper möglichst gering halten möchte. Die relative Feuchte wird sowohl am Eingang als auch am Ausgang des Filters gemessen. Wir gehen immer mit gesättigter Luft aus dem Filter heraus. Gerade im Winter liegt das Rohgas bei 15 bis 25 % relativer Feuchte, am Ausgang haben wir 100 %.

ERFAHRUNGEN MIT EINEM NEUEN TYP RIESELBETTREAKTOR

R. Oosting, L. G. C. M. Urlings, P. H. van Riel und T.H. Tammes

Tauw Milieu bv
Handelskade 11, NL-7417 DE Deventer

Zusammenfassung

Die Luftreinigung bildet einen wichtigen Teilbereich des Umweltschutzes. Deswegen wird kontinuierlich nach Mitteln und Wegen gesucht, um bestehende Luftreinigungsverfahren zu optimieren. In den letzten Jahren zeigte sich dabei immer deutlicher, daß die biologische Abluftreinigung interessante Möglichkeiten bietet.

So hat Tauw Milieu bv in den vergangenen Jahren Erfahrungen gesammelt mit einem Biotricklingfilter (Rieselbettreaktor), einem System, das eine gute Prozeßbeherrschbarkeit mit niedrigen Kosten kombiniert. Im folgenden Text werden zwei Pilotversuche mit Biotricklingfiltern (BTF) beschrieben. Das erste Projekt betrifft die Entfernung von Lösemitteln aus der Abluft von Spritzlackieranlagen, das zweite die Optimierung des Klimas in einem Stall mittels Stallluftrezirkulation und Stallluftsäuberung (Ammoniak- und Geruchsentfernung) mit einem BTF. In beiden Fällen hat sich erwiesen, daß der Biotricklingfilter gut funktioniert: Bei der Entfernung von Lösemitteln werden Aromaten und gut wasserlösliche Kohlenwasserstoffe wie Acetate und Alkohole simultan aus der Abluft entfernt; wichtig ist dabei aber, daß die Konzentrationen der Kohlenwasserstoffe nicht zu stark fluktuieren. Bei starker Fluktuation sollte eine Puffertechnik angewandt werden. Bei der Stallluftreinigung hat sich erwiesen, daß ein Biotricklingfilter in Kombination mit einer Rezirkulation der Stallluft die Ammoniakemissionen um 90 % vermindern kann. Neben Ammoniak lassen sich auch Geruchskomponenten wie Schwefelwasserstoff entfernen.

PILOTVERSUCH 1: Entfernung von Lösemitteln aus der Abluft von Spritzlackieranlagen mit Hilfe eines Biotricklingfilters

Der Möbelhersteller Koninklijke Auping B.V. verarbeitet in der Endbearbeitung von Schlafzimmermöbeln hochwertige Qualitätslacke. Geformte Teile werden durch Spritzpistolenzerstäubung, teils automatisiert, mit Grundierlack und Decklack versehen. Zur Verringerung der Kohlenwasserstoff- und Geruchsemissionen wird an der Umsetzung eines prozeßintegrierten Maßnahmenpaketes gearbeitet. Diese Maßnahmen werden jedoch kurzfristig, auch vor dem Hintergrund der Produktionssteigerung, nicht zur gewünschten Emissionsreduzierung führen. Aus diesem Grund wurde mit einer eingehenden Untersuchung nachgeschalteter Techniken begonnen.

Nach einer ersten Auswahl zeigte sich, daß eine biologische Technik durchaus einsetzbar wäre. Bereits bestehende Systeme (Biofilter, Biowäscher) sind u.a. im Hinblick auf ihre Größe weniger geeignet. Ein neuer Typ Rieselbettreaktor (Biotricklingfilter) erwies sich als möglicherweise anwendbar. Um Erfahrungen mit dieser neuen Technik zu sammeln, wurde im Zeitraum Januar bis August 1993 eine Pilotanlagenuntersuchung ausgeführt, deren Gegenstand Einsatz und Entwicklung eines Rieselbettreaktors zur Reinigung der Abluft aus der automatischen Spritzkabine der Holzlackiererei und damit zur Reduzierung der Kohlenwasserstoff- und Geruchsemission war.

Konzept

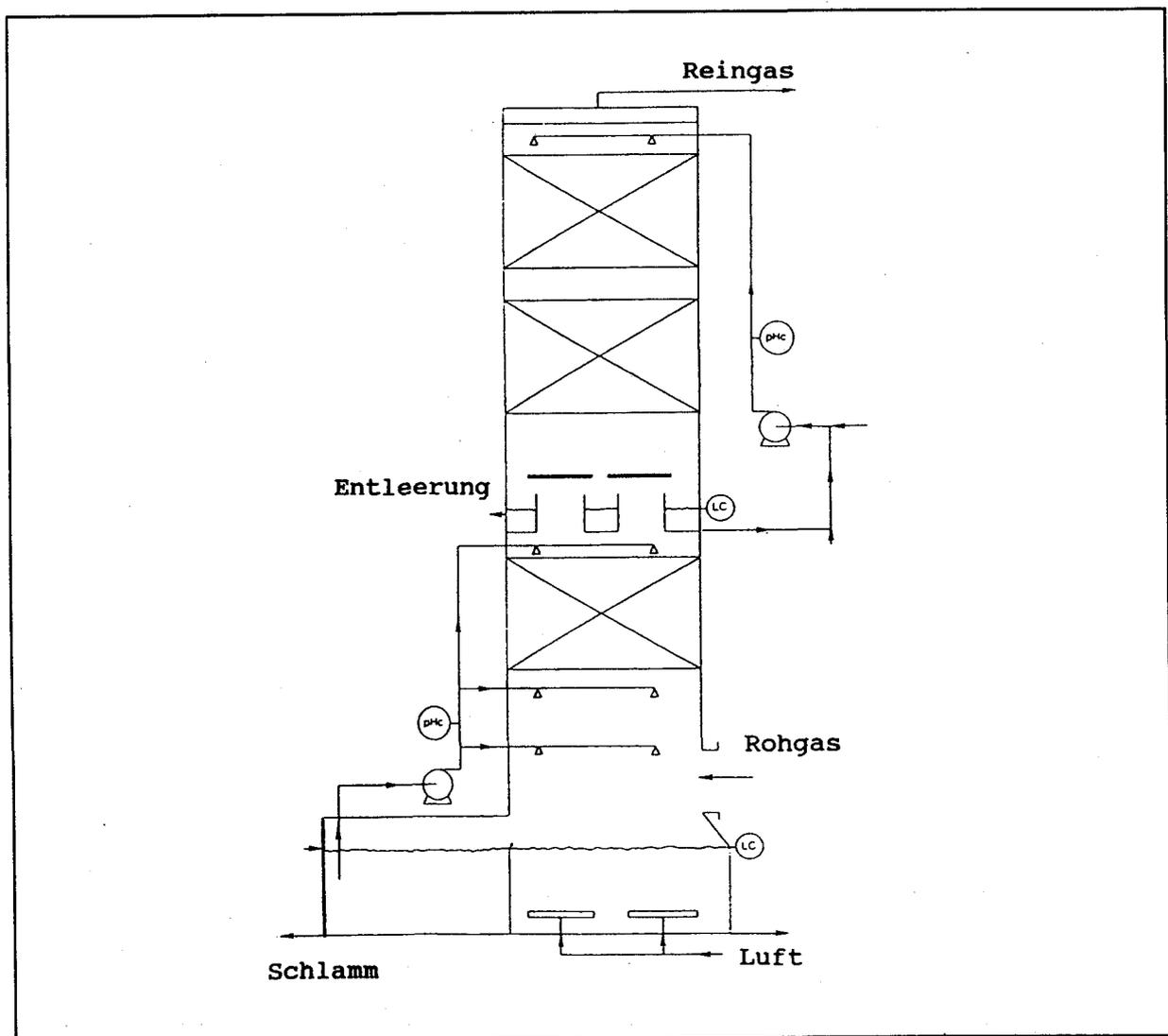
Vor Durchführung des Projektes hat Tauw Milieu bv einen Rieselbettreaktor konzipiert. Aus einer Machbarkeitsstudie (1992) ging hervor, daß es für die Behandlung von Multikomponentensystemen günstig ist, eine Mehrstufenbehandlung durchzuführen. Die wichtigsten Komponenten der zu behandelnden Abluft sind:

- Xylen
- Toluol
- Butylacetat
- Äthylacetat
- Butanol
- Äthanol
- MIBK/MEK

Der Kohlenwasserstoffanteil in der Abluft ist nicht konstant. Er variiert einerseits im Hinblick auf die Zusammensetzung, da täglich mehrmals ein anderer Lacktyp verwendet wird, und andererseits in bezug auf den Anteil, da nur dann gespritzt wird, wenn sich Holzteile unter den Spritzköpfen befinden.

Aufgrund der Zusammensetzung des Kohlenstoffbelastungsprofils entschied sich Tauw für ein Zwei-Stufen-Konzept (Abb. 1).

Abb. 1: Schematische Darstellung des Rieselbettreaktors



In der ersten Stufe werden die gut wasserlöslichen Komponenten behandelt. Die Entfernung aus der Gasphase erfolgt hintereinander durch zwei Düsensets, eine Packung ($h = 0,5\text{m}$) und ein weiteres Düsenet. Durch die Mikroorganismen auf dem neuen Packungsmaterial (retikuliertes Polyurethan), aber auch durch die Organismen in der Flüssigkeit werden die absorbierten Komponenten abgebaut. Zur Mischung und O_2 -Übertragung wird mit Membranbelüftern belüftet.

In der zweiten Stufe werden die Aromaten mit Hilfe des Packungsmaterials (Oberflächenvergrößerung) aus der Gasphase entfernt und gleichzeitig durch die im Packungsmaterial vorhandenen Mikroorganismen abgebaut. Das vorhandene Düsenet dient zur Befeuchtung des Packungsmaterials, zur Nährstoffanfuhr und pH-Regelung.

Nach den Funktionstests wurde der Rieselbettreaktor durch Aufbringen spezifischer Bakterienkulturen gestartet. Hierbei wurden die erste und zweite Stufe unterschiedlich beschickt.

Auf die erste Stufe wurden 10 Liter folgender Mischkultur aufgebracht:

- *Pseudomonas* BCG 6
- *Pseudomonas* BCG 20
- *Pseudomonas* BCG 30
- *Pseudomonas* BCG 18

Diese Mischkultur wurde unter kontrollierten Bedingungen auf einer Äthylacetat-, MIBK-, Butylacetat- und MEK-Mischung gezüchtet und dient als Grundlage für die zu entwickelnden (Mikro-)Ökosysteme.

Die Beschickung der zweiten Stufe richtet sich hauptsächlich auf den Abbau von Aromaten. Die Mischkultur wurde auf einer Xylen- und Toluol-Mischung gezüchtet und enthält:

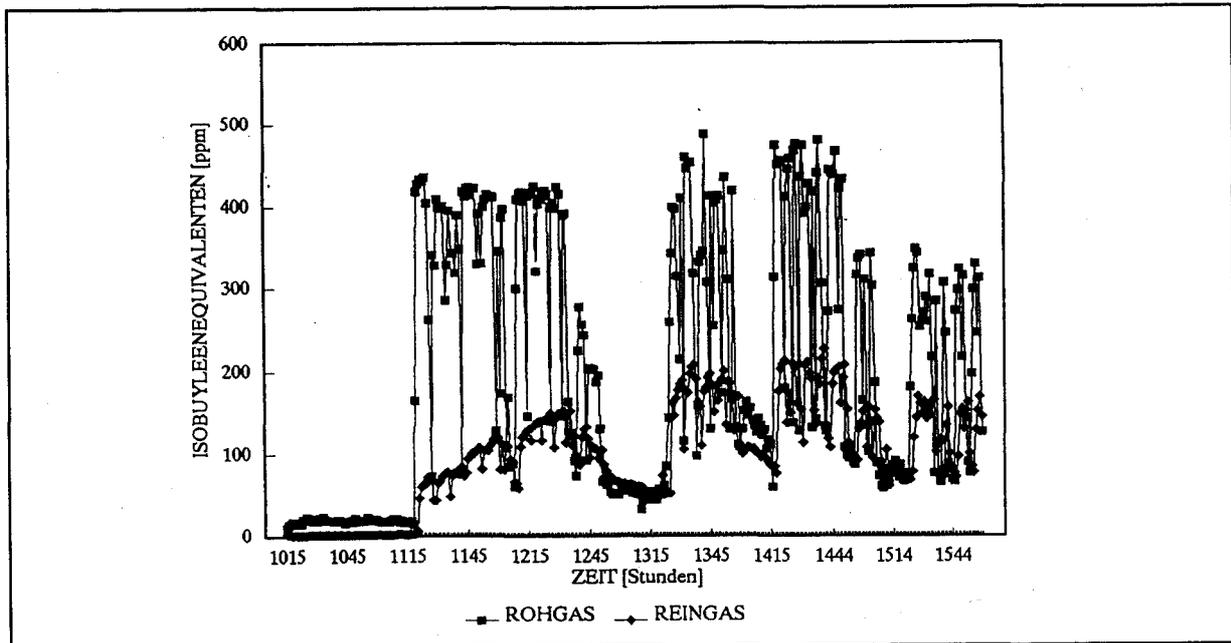
- *Pseudomonas* GJ 40
- *Pseudomonas* GJ 8
- *Pseudomonas* GJ 100.

Während des Tests wurden regelmäßig Proben aus der Gasphase und der Flüssigphase entnommen. Diese wurden im zertifizierten Umweltlabor von Tauw Milieu bv analysiert. Gleichzeitig wurden mit dem PID sehr häufig "On-line"-Messungen durchgeführt. Die Entwicklung der Biomasse wurde mittels Aktivitätsmessungen und Mikroskopie verfolgt.

Ergebnisse

Nach Anlaufen des Versuches zeigte sich, daß eine leichte Steuerung möglich ist. Im Laufe der Zeit blieb das Druckgefälle niedrig (ca. 40 Pa) und der pH-Wert pendelte um pH 7. Es traten keine Verstopfungen der Leitungen und/oder des Flüssigkeitsverteilersystems auf. Zweimal wurde jedoch ein leichtes Zusetzen des Packungsmaterials durch fadenförmige Organismen festgestellt. Dies wurde zum Teil durch das Vorhandensein hoher Konzentrationen an gut abbaubaren Komponenten verursacht. Bemerkenswert ist, daß das Zusetzen einer relativ hohen Keton-Belastung folgte. PID-Messungen zeigten, daß bei relativ hoher Belastung ein ziemlich guter Abbau erzielt wurde. Infolge der Fluktuation der eingehenden Konzentrationen schwankte der Ertrag jedoch zwischen 30 und 90 %. Abb. 2 zeigt die Ergebnisse einer repräsentativen PID-Ertragsmessung.

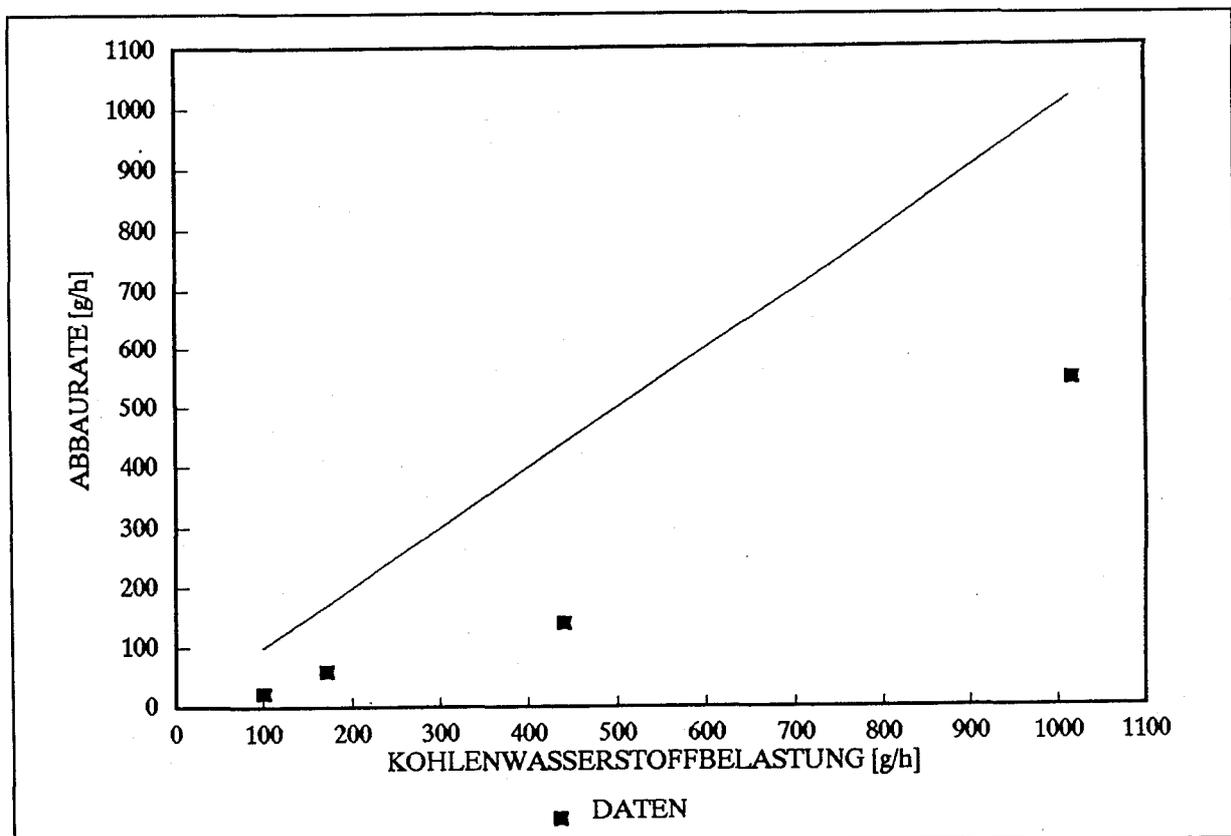
Abb. 2: PID-Ertragsmessung



Zusätzlich zu PID-Messungen wurden Proben entnommen, um den durchschnittlichen Ertrag pro Stunde festzulegen. Diese Werte liegen bei 55 %.

Abb. 3 stellt die Entfernungskapazität als Funktion der angebotenen Belastung dar. Erwartungsgemäß entfernt sich die Kurve bei höheren Belastung von der 100 %-Linie.

Abb. 3: Entfernungskapazität im Vergleich zur Belastung



Das Funktionieren der Stufen ist vom Ertrag der ersten Stufe abhängig. Dieser wird in bedeutendem Maße vom stark schwankenden Charakter der eingehenden Konzentration und der Zusammensetzung bestimmt. Die Fluktuation erwies sich als wesentlich stärker als angenommen, wodurch ein Durchschlagen in die zweite Stufe auftrat. Dies hatte zur Folge, daß anstelle der zwei spezifischen Kulturen im ganzen System eine uniforme Biomasse entstand. Die vorhandene Biomasse setzte besonders Alkohole und Acetate um, aber war auch in der Lage, Aromaten abzubauen.

Der Aromatenabbau findet nur bei übermäßigem Vorhandensein von Aromaten statt. Bei übermäßigem Vorhandensein anderer Kohlenwasserstoffe wird die Möglichkeit des Enzymsystems, Aromaten abzubauen, unterdrückt (Katabolitrepression).

Neben Kohlenwasserstoffanalysen wurden auch Geruchsanalysen durchgeführt. Es stellte sich heraus, daß die Kapazität zwischen $3 \cdot 10^5$ und $10 \cdot 10^5$ g.e./m³ Packung · Std. variiert.

Die KWS-Erträge lagen über den Geruchserträgen, besonders bei hoher Belastung des Rieselbettreaktors. Ein Teil der angebotenen Kohlenwasserstoffe wird emittiert, nachdem diese in ein Zwischenprodukt (häufig teilweise oxidiert) umgesetzt worden sind.

Diese Komponenten haben häufig eine etwas höhere Geruchsbelastung, so daß die Kohlenwasserstoffreduktion möglicherweise stärker ausfällt als die Geruchsreduktion.

Kostenindikation

Ausgehend von der heutigen Emissionssituation wurde für 100.000 m³/Std. eine Kostenindikation erstellt.

Die Investitionskosten liegen zwischen NLG $1,5-2 \cdot 10^6$. Die Betriebskosten betragen ca. NLG 4,- pro kg entferntem Kohlenwasserstoff. Dies ist im Vergleich zu gängigen Biowaschsystemen relativ kostengünstig.

Folgerungen

Die Luftreinigung durch Rieselbettreaktoren stellt in der heutigen Situation eine reelle Option dar: Die biologische Aktivität ist gut, alle Komponenten können umgesetzt werden, und das System funktioniert apparatetechnisch gesehen über einen längeren Zeitraum stabil. Bevor zu einer "Full-scale"-Umsetzung übergegangen werden kann, ist es jedoch von Bedeutung, dem System die Füllung gleichmäßiger anzubieten. Dies kann durch Puffer erzielt werden. Ein Einführungsexperiment mit Pulverkohledosierung an der ersten Stufe des Rieselbettreaktors zeigt, daß die Fluktuationen tatsächlich abgeschwächt werden können, und daß dieser Prozeß auf diese Weise apparatetechnisch gut durchführbar ist. In bezug auf die Kosten bietet dieses System eine interessante Perspektive, auch im Hinblick auf den geringen Platzbedarf dieses Systems.

PILOTVERSUCH 2: Stalluftreinigung mit Hilfe eines Biotricklingfilters

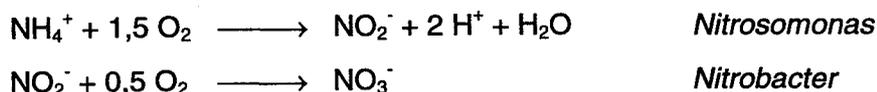
In den Niederlanden wird danach gestrebt, die Ammoniak-Emission bis zum Jahr 2000 um 70 % zu verringern (Bezugsjahr 1980). Ein Teil dieser Emissionssenkung wird über Luftbehandlungssysteme realisiert werden können. In diesem Zusammenhang wurde in früheren Studien [1][2], ein neuartiges Packungsmaterial zum Einsatz gebracht. Durch den geringeren Druckabfall und die große spezifische Benetzungsfläche in Kombination mit einem guten Bakterien-Haftvermögen erwies sich das Material als geeignetes Trägermaterial in einer neuartigen Biotricklingfilteranlage. Im Rahmen der Studie "Untersuchung der Klimatisierung in Deckställen in der Schweinehaltung bezogen auf Vermehrungsergebnisse, Emission und Energieverbrauch", die vom Versuchsbetrieb für Schweinehaltung "Varkensproefboerderij Raalte" (Einsatzort und Tieruntersuchungen) und Tolsma 2000 (Ventilationstechnik) in Emmeloord (NL) durchgeführt wurde, kam die von Tauw Milieu entwickelte Biotricklingfilteranlage als Luftreinigungssystem zum Einsatz.

Neues Konzept

Das herkömmliche Verfahren der Stallventilation beruht auf der kontinuierlichen Erneuerung der Stallluft. Wird dabei eine ausreichende Frischluftmenge angesaugt, dann kann auf diese Weise zwar eine gute Stallluftqualität realisiert werden, es kommt aber auch zu erheblichen Ammoniak- und Wärme-Emissionen. Im Rahmen der Studie wurde von einem neuen, von Tolsma 2000 entwickelten Lüftungskonzept ausgegangen: der Stallluft-Rezirkulation mit Stallluftreinigung. Eine unabdingbare Voraussetzung für eine Rezirkulation der Abluft aus Schweineställen besteht darin, daß diese Luft in aufeinanderfolgenden Stufen gereinigt, entkeimt und gekühlt wird. Die Reinigung dient zur Entfernung der Ammoniak- und Geruchsbelastung, die Entkeimung zur Abtötung möglicherweise vorhandener Krankheitserreger, und die Kühlung zur Temperaturregelung. Dabei muß natürlich eine ausreichende Sauerstoffversorgung der aufgestellten Tiere, in diesem Fall Schweine, gewährleistet sein. Zu diesem Zweck wird ein kleiner Teil der rezirkulierten Luft erneuert. Die Konzentration der akkumulierten Gase, insbesondere Kohlendioxid und Methan, und Sauerstoff kann durch die Zufuhr einer gewissen Ergänzungsluftmenge auf einem vertretbaren Niveau gehalten werden.

Biotricklingfilter

Der Biotricklingfilter besteht aus einem Filtergehäuse mit darin eingebrachtem Packungsmaterial (retikuliertem Polyurethan). Dieses Packungsmaterial wird mit Wasser besprüht, in dem das Ammoniak und die Geruchskomponenten gelöst werden. Die auf dem Filtermaterial angesiedelten Bakterien setzen die Substanzen in Nitrat und andere unschädliche Verbindungen um:

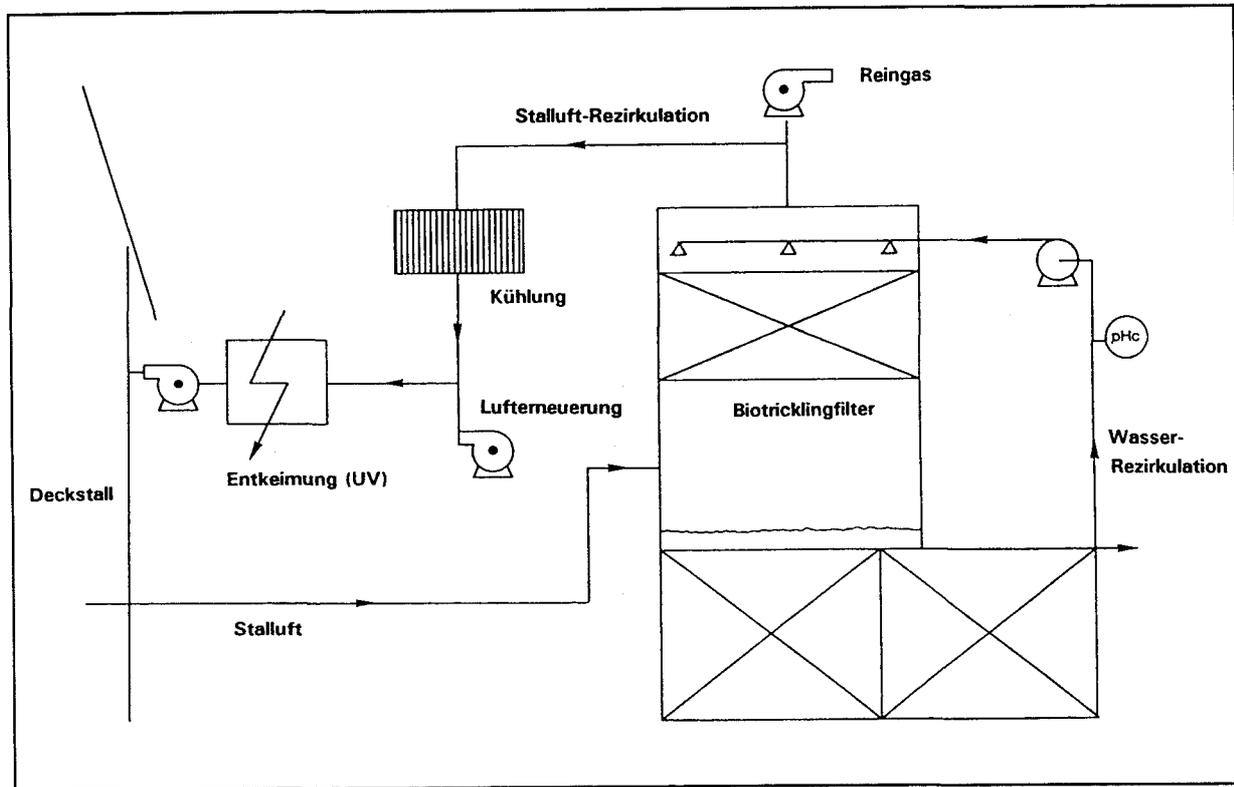


Im Rahmen der Untersuchung wurden drei Ställe miteinander verglichen:

1. ein traditioneller Deckstall mit Dachventilation und 50 mm Wärmedämmung (DE-01);
2. ein traditioneller Deckstall mit Dachventilation und 150 mm Wärmedämmung (DE-05);
3. ein Deckstall mit Luftrezirkulationssystem und 150 mm Wärmedämmung (DE-03).

In den Stallbereichen wurden mit einem Multigas-Meßsystem (Infra Red) kontinuierlich die Temperatur, die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Ammoniak-, Kohlendioxid-, Methan- und "Lachgas"-Konzentrationen gemessen. In Abb. 4 ist der Prozeßablauf im Stall mit Stallluftzirkulation in schematischer Form dargestellt.

Abb. 4: Schematisch Darstellung des Prozeßablaufes



Ergebnisse

Aus den Versuchen geht hervor, daß der Biotricklingfilter sowohl apparatetechnisch als auch prozeßtechnisch sehr gut funktioniert. Apparatetechnisch funktioniert die Anlage über längere Zeit stabil, d. h. mit niedrigem Druckabfall, guter pH-Steuerung und geringer Wartung. Prozeßtechnisch liefert die Biotricklingfilteranlage unter den eingestellten Betriebsbedingungen einen Reinigungsertrag von etwa 90 %. Abb. 5 zeigt die Ammoniakkonzentration in den drei miteinander verglichenen Ställen.

Die Ammoniak-Konzentration im Stall schwankt zwischen 2 und 4 ppm. Die gängige Anforderung für gute Stallluftqualität lautet, daß die Konzentration unter 10 ppm liegen muß.

Aus Laboranalysen (u. a. GC/MS) geht außerdem hervor, daß es im Stall nicht zu einer Akkumulation von organischen Substanzen und H_2S kommt. Der Geruch unterscheidet sich wesentlich von demjenigen in den Referenzställen, er ist angenehmer. Daraus läßt sich folgern, daß mit dem Biotricklingfilter neben Ammoniak auch Geruchskomponenten abgebaut werden. Abb. 6 zeigt die Ammoniakemission pro Tier und Tag für die drei Ställe.

Abb. 5: Ammoniakkonzentration in den Ställen DE-01, DE-03 und DE-05 als Funktion der Zeit

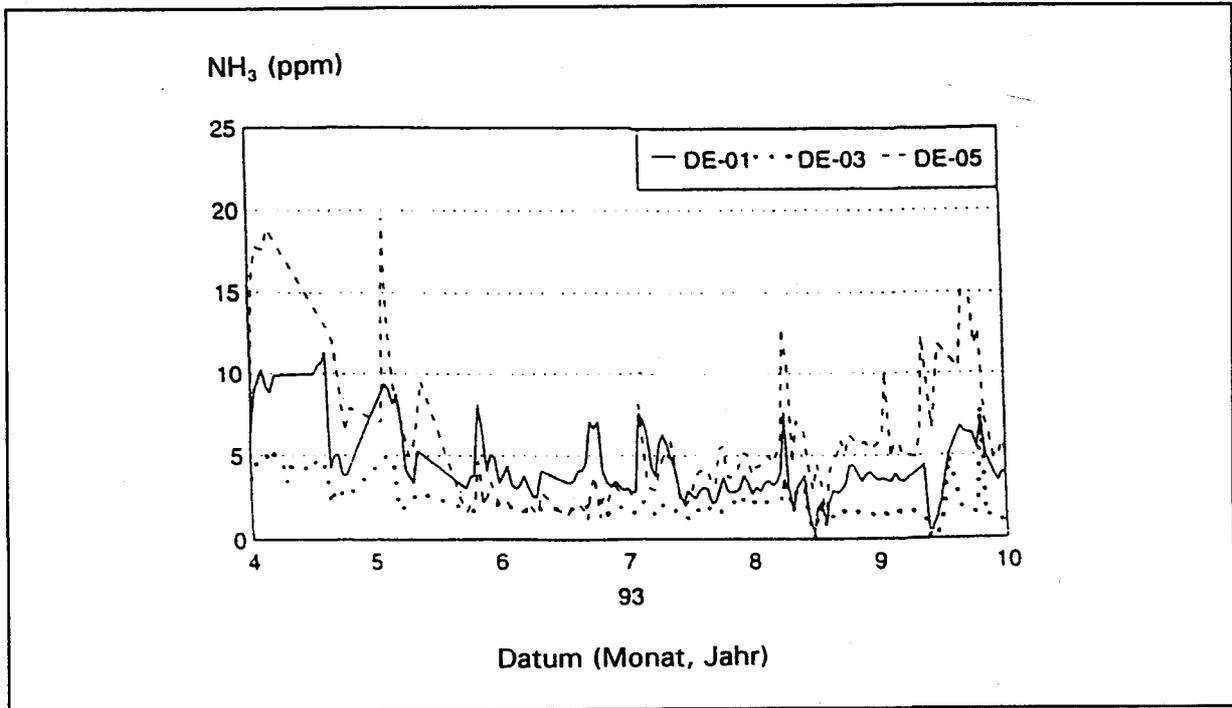
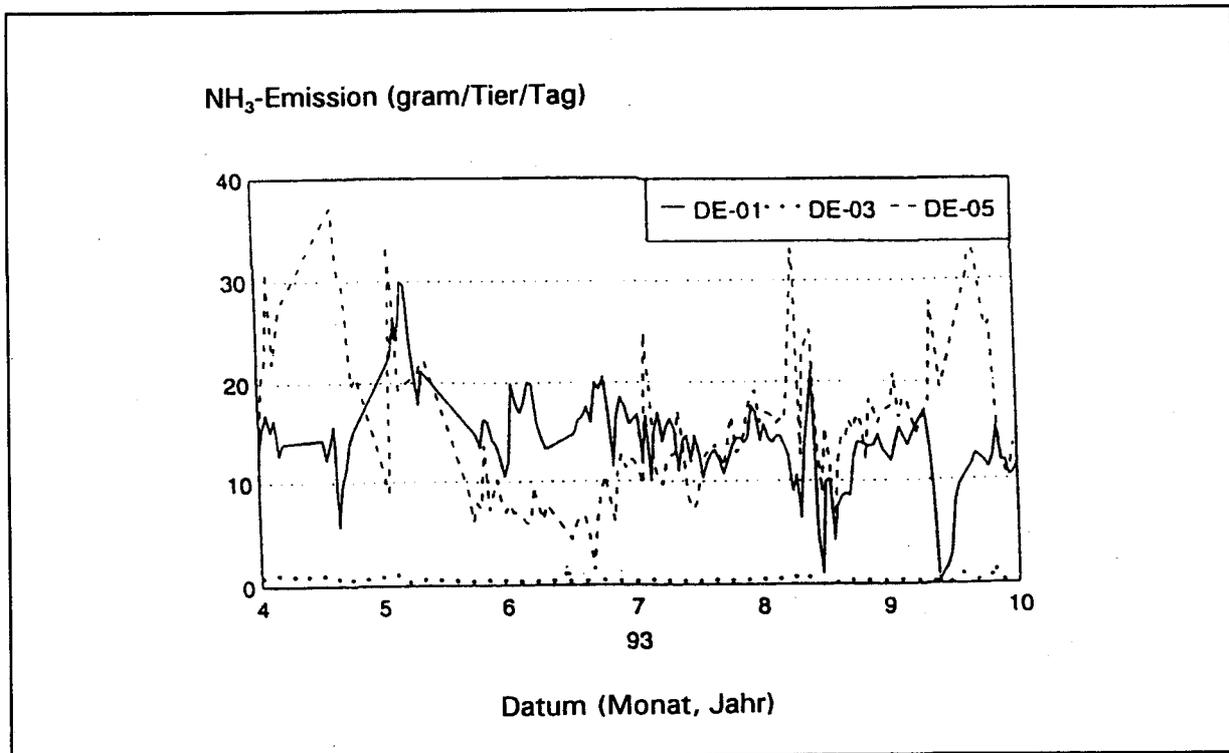
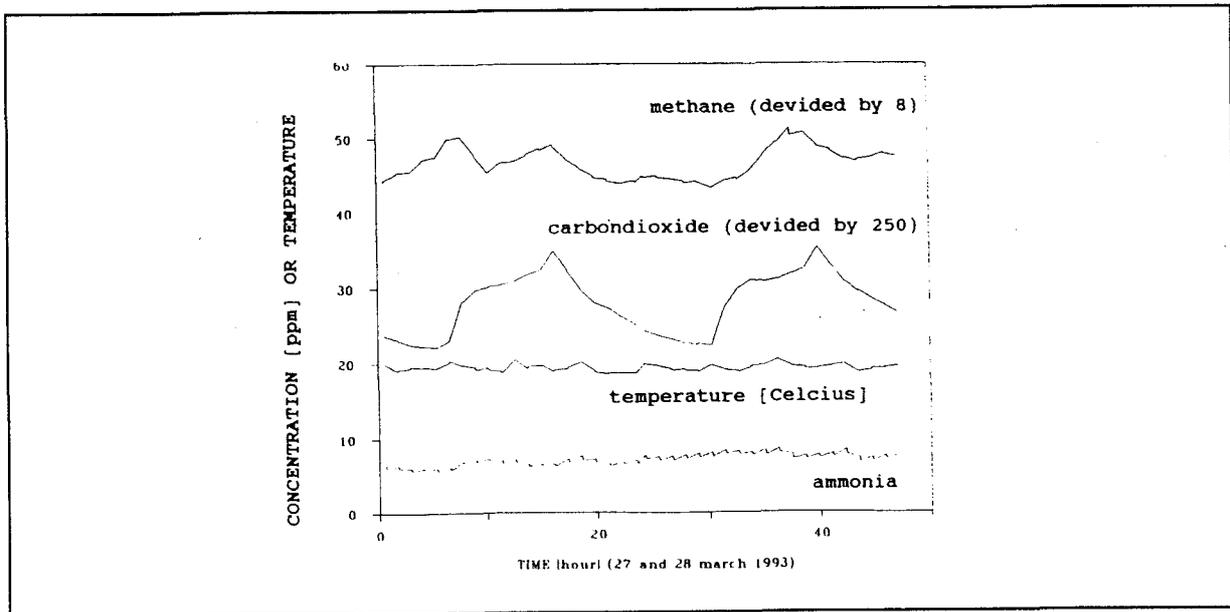


Abb. 6: Ammoniakemission als Funktion der Zeit



Die Ammoniakemission ist etwa 90 % niedriger als aus anderen Ställen. Abb. 7 illustriert die stabile Betriebsführung. Auffällig ist der Tag-/Nacht-Rhythmus der CO₂-Konzentration. Über die gesamte Anlage wird ein Druckabfall von 25 Pascal (2,5 mm WS) gemessen.

Abb. 7: Konzentrations- und Temperaturänderungen über 24 Stunden im Stall mit Stalluftrezirkulation



Folgerungen

Der Ausstoß des Stalles mit Stalluftrezirkulation (DE-03) war 0,2 kg NH₃ pro Tierplatz und Jahr gegenüber 5,3 kg NH₃ pro Tierplatz und Jahr für DE-01, beziehungsweise 5,7 kg NH₃ pro Tierplatz und Jahr für DE-05. Der Normwert zur Erlangung des sog. "Groen Label" (Grünen Zertifikates) liegt für die Mastschweinehaltung bei 1,5 kg NH₃/Tierplatz und Jahr; dieser Wert wird folglich (mit Leichtigkeit) erreicht. Ein weiterer Vorteil besteht in der Möglichkeit der Rezirkulation der von den Schweinen abgegebenen Wärme (etwa 250 Watt pro Tier). Die Frage, ob in diesem Stall auch bessere Produktionsergebnisse erzielt werden, wird zurzeit noch untersucht.

Schlußfolgerungen

Aus beiden Projekten geht hervor, daß Rieselbettreaktoren (Biotricklingfilter) sehr gut in der Lage sind, bei geringer Wartung stabil und mit großer Sicherheit zu funktionieren. Weitere Vorteile bestehen im geringen Druckabfall und im geringen Platzbedarf. Bei stark fluktuierenden Konzentrationen muß mit Puffertechniken gearbeitet werden. Biotricklingfilter können zur Verringerung von Geruchs- und Ammoniak-Emissionen sowie zur Entfernung von Lösemitteln aus Abluft eingesetzt werden.

Die Autoren danken NOVEM (Utrecht und Sittard) für ihren Beitrag.

LITERATUR

- [1] Oosting, R., van Riel, P.H., van Driel, C. (1992a): Alternatief pakkingsmateriaal voor biologische systemen. (Alternatives Packungsmaterial für biologische Systeme). Procestechnologie, Dezember 1992.
- [2] Oosting, R., Urlings, L.G.C.M., van Riel, P.H., van Driel, C. (1992b): BIOPUR®: Alternative packing for biological systems. Studies in Environmental Science 51, Elsevier.
- [3] Oosting, R., Urlings, L.G.C.M., Maas, A., Tammes, H., van Riel, P.H. (1993a): "Verwijdering van vluchtige organische stoffen uit ventilatielucht" (Entfernung flüchtiger organischer Stoffe aus Abluft) und
Oosting, R., Urlings, L.G.C.M., Tolsma, A., van 't Klooster C.E. (1993b): "Verwijdering van ammoniak uit stallucht" (Entfernung von Ammoniak aus Stalluft). Präsentation auf "Jaarvergadering Vereniging Lucht" (Jahresversammlung Verein Luft) Utrecht, 18. Juni 1993. Paper Nr. 1993-P-11a (1993a)/1993-P-21b(1993b).
- [4] Diks, R. M. M. (1992) "The removal of dichloromethane from waste gases in a biological trickling filter". Dissertation Technische Universität Eindhoven.
- [5] Kok, H. J. G. (1991): "Biowassystemen voor de behandeling van koolwaterstofhoudende afgasen" (Biowaschsysteme für die Behandlung von kohlenwasserstoffhaltiger Abluft). TNO-Bericht (Niederländische Organisation für angewandte naturwissenschaftliche Forschung), Nr. 91-151.
- [6] Oosting, R., Urlings, L.G.C.M., van Riel, P.H., van Driel, C., Maas, A., (1994): Entfernung von Lösemitteln aus der Luft von Spritzlackieranlagen mit einem Rieselbettreaktor. VDI Berichte 1104.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Wie lange ist bei den Polyurethan-Schaumversuchen der 1. Pilotversuch gelaufen? Hatten Sie Probleme mit Druckanstieg und Zuwachsen?

Antwort: Der 1. Pilotversuch lief etwa 8 Monate. Bei Betriebspausen kam es, bedingt durch teilweises Absterben der Biomasse und Anwachsen fadenförmiger Organismen, zu einem leichten Druckanstieg von 50 bis 100 Pascal. Verstopfung trat keine ein.

Anmerkung: Bei Kohlenwasserstoffgemischen wachsen Polyurethanschäume unter hohen Belastungen sehr rasch zu. Durch das Austrocknen der Biomasse während Betriebspausen zieht sich der PU-Schaum zusammen, was einen Druckanstieg zur Folge hat.

Frage: Wenn man einen Biofilter, der mit Aromaten läuft, abstellt, entwickeln sich manchmal höhere Organismen, die anscheinend die Biomasse teilweise auffressen. Beim Start des Filters werden diese durch die Aromaten vergiftet und verschwinden wieder.

Antwort: Höhere Organismen in größerer Anzahl haben wir beim 2. Pilotversuch mit Ammoniak festgestellt, beim Aromatenabbau dagegen nur wenige.

BIOLOGISCHE REINIGUNG HOCHBELASTETER ABLUFTSTRÖME

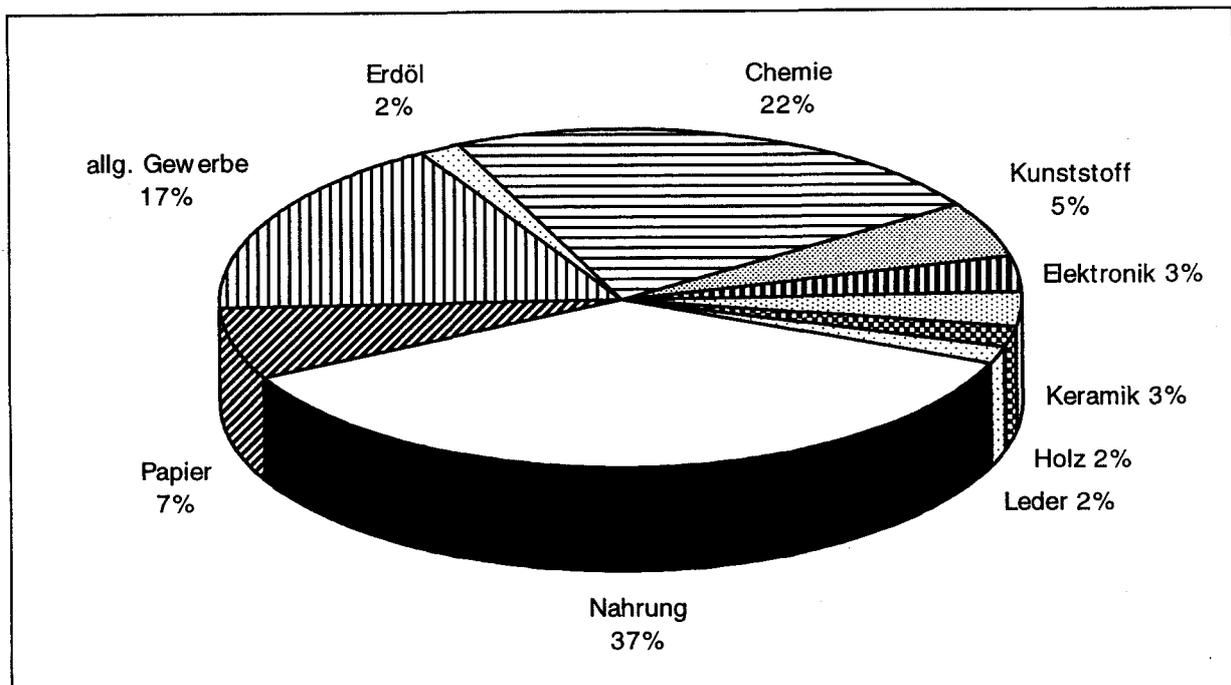
P. Holubar und R. Braun

Universität für Bodenkultur, Institut für Angewandte Mikrobiologie
Nußdorfer Lände 11, A-1190 Wien

AUSGANGSSITUATION

Abluftströme, die nur mit niedrigen Konzentrationen von organischen Schad- oder Geruchsstoffen verunreinigt sind, werden mittels biologischer Abluftreinigung in vielen Fällen zufriedenstellend gereinigt. Dies ist, unter anderem, das Ergebnis einer Studie, die das Institut für Angewandte Mikrobiologie (IAM) im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie österreichweit durchgeführt hat [1].

Abb. 1: Branchenweiser Einsatz der biologischen Abluftreinigung

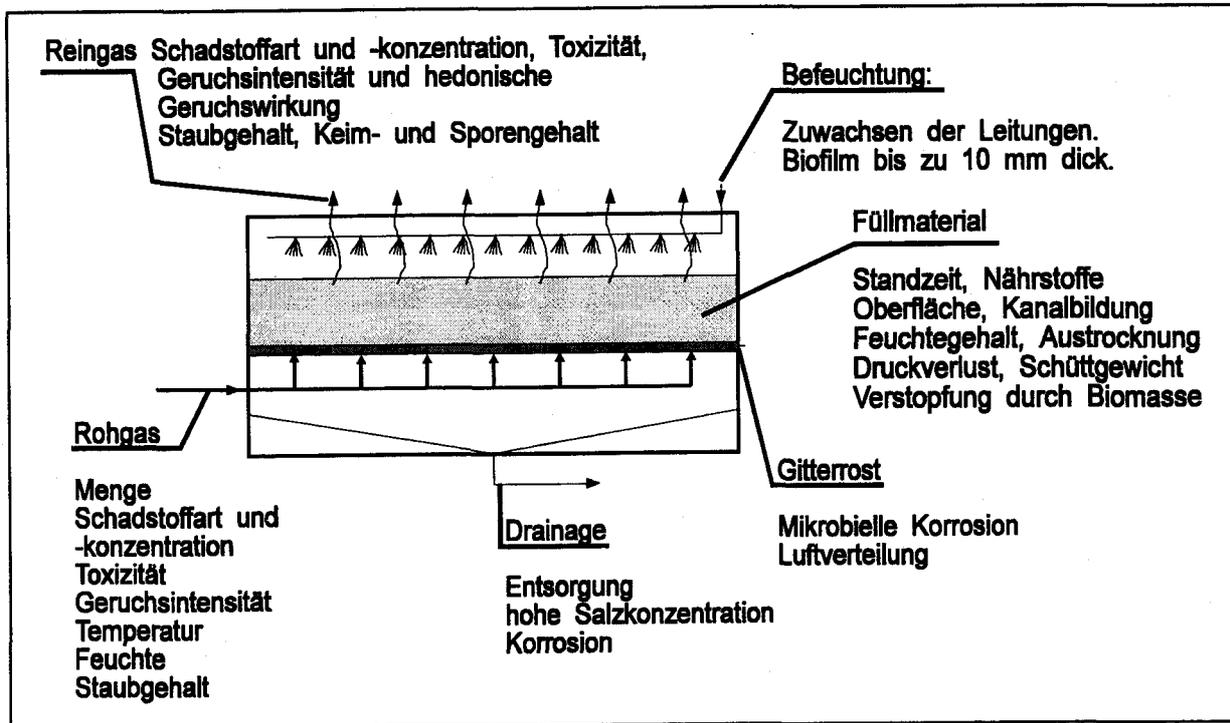


37 % der Anlagen kommen im Bereich der Nahrungsmittel- und Genußmittelindustrie zum Einsatz. 22 % werden in der chemischen Industrie und der Rest in anderen Gewerbe- und Industriesparten eingesetzt (Abb. 1). Lediglich einige wenige Anlagen ließen sich im Bereich der Kunststoff- und Petrochemie ermitteln.

Der Großteil der in Österreich bestehenden Anlagen wird also zur Desodorierung von Abluftströmen eingesetzt. Bei hohen Konzentrationen von schwer abbaubaren organischen Substanzen in der Abluft, ist die biologische Behandlung problematisch.

Die dabei zu berücksichtigenden Faktoren zeigt schematisch die Abb. 2.

Abb. 2: Problembereich von biologischen Abluftreinigungsanlagen



FORSCHUNGSARBEITEN DES IAM

Im Rahmen von verschiedenen Projekten zur biologischen Reinigung industrieller Abluftströme wurden am IAM Inhaltsstoffe wie etwa Schwefelkohlenstoff, Schwefelwasserstoff und verschiedene Kohlenwasserstoffe untersucht. Dazu wurden sowohl Biofilter und Tropfkörperreaktoren, als auch Biowäscher eingesetzt.

Nach der Identifizierung der Abluftinhaltsstoffe mittels GC-MS wurden im Labormaßstab ausgewählte Substanzen auf ihre biologische Abbaubarkeit geprüft. So wurden etwa die Leistungszahlen für den Abbau der Kohlenwasserstoffe Toluol, Heptan, Cyclohexan und 2,2,4-Trimethylpentan (Isooctan) in Biofiltersäulen ermittelt. In diesen Versuchen wurde das Abbauverhalten des Biofilters bei unterschiedlichen Konzentrationen, Verweilzeiten und Frachten, als in der Praxis notwendige Dimensionierungsparameter, getestet.

In Tropfkörperreaktoren wurde der Abbau von Toluol und Heptan- Gemischen untersucht.

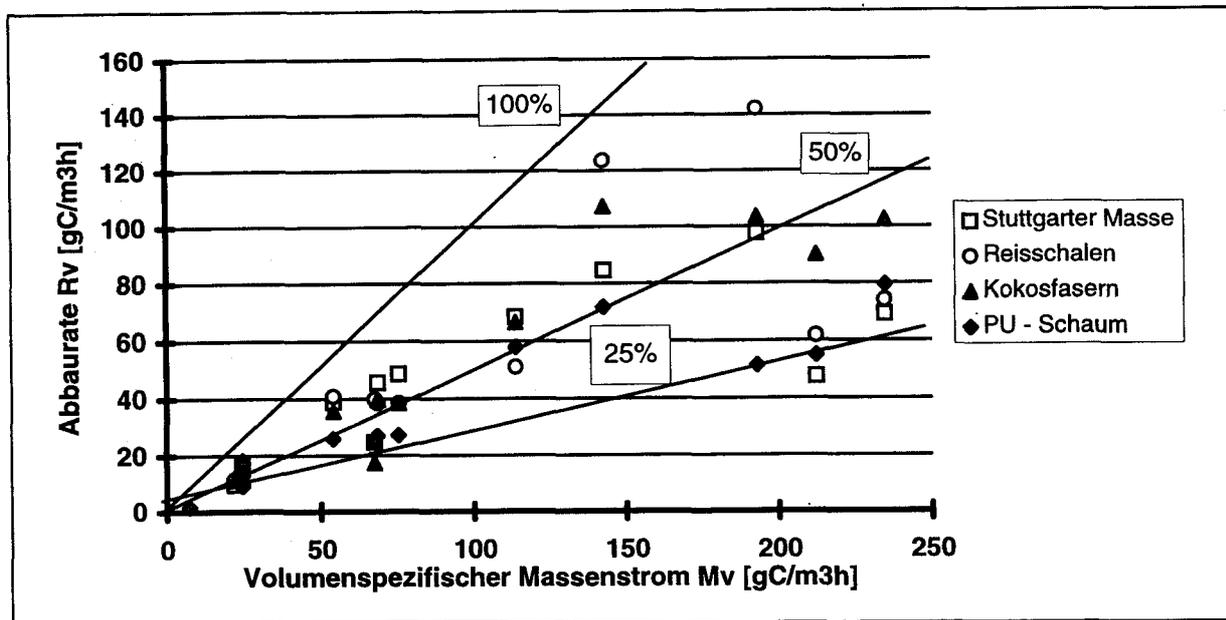
Verschiedene, in der Praxis Verwendung findende Füllmaterialien, wie verschiedene Kompostarten, Kokosfasern, Reisschalen, Sonnenblumenkernschalen und Polyurethanschäume wurden bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen auf ihre Tauglichkeit untersucht.

ERGEBNISSE

Die durchgeführten Versuche zeigen die prinzipielle Eignung biologischer Verfahren auch bei hochbelasteten Abluftströmen.

Am IAM wurden für Toluol-Heptan-Gemische in Biofiltern und Tropfkörperreaktoren volumenspezifische Abbauraten R_v von $50-120 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ermittelt (Abb. 3 u. 4).

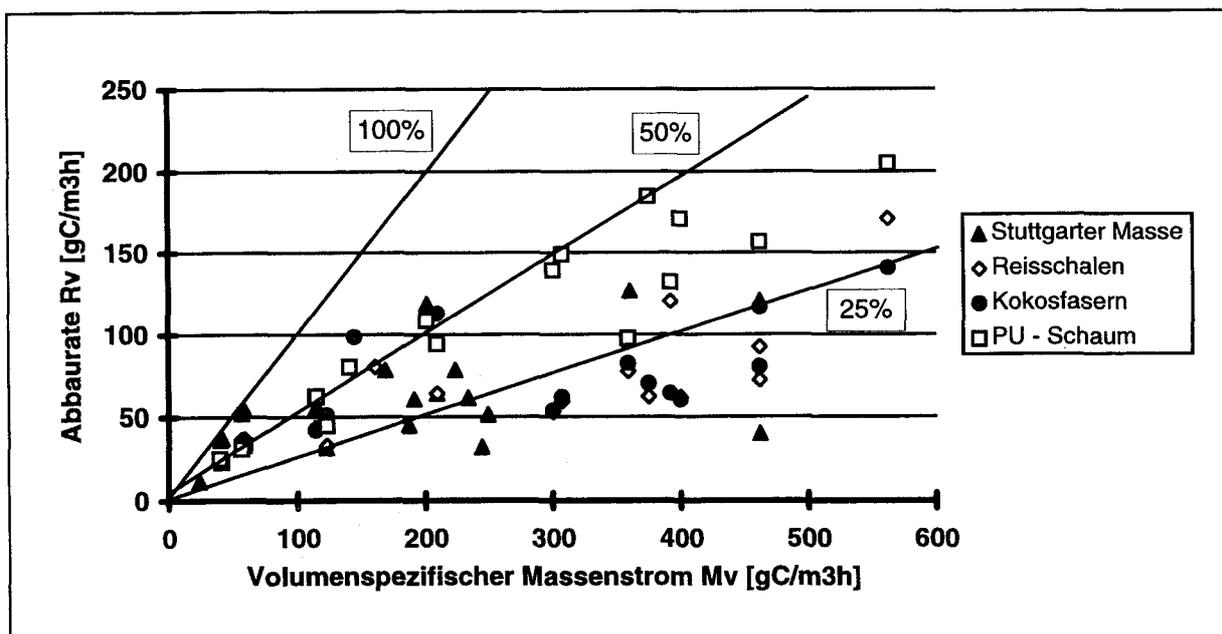
Abb. 3: Test verschiedener Filtermaterialien hinsichtlich des Abbaues von Toluol-Heptan (50 vol%) im Biofilter (Vol. 3 I; volumsspez. Volumenbelastung $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)



Der Wirkungsgrad hängt allerdings stark von der Volumsbelastung und der Rohgaskonzentration ab. Während bei einer volumsspezifischen Volumenbelastung von $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ der Wirkungsgrad aller getesteten Filtermaterialien bei etwa 50 % lag, verringerte sich dieser bei volumsspezifischen Volumenbelastungen von $250 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ auf durchschnittlich 30 %.

Man muß bei der Beurteilung des Wirkungsgrades allerdings bedenken, daß die beiden Schadstoffkomponenten aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit keine idealen Substrate darstellen. Mit herkömmlichen Lösemitteln wie etwa Butylacetat und Ethylacetat müßten sich bei ähnlichen Belastungen wesentlich bessere Wirkungsgrade erzielen lassen.

Abb. 4: Test verschiedener Filtermaterialien hinsichtlich des Abbaues von Toluol-Heptan (50 vol%) im Biofilter (Vol. 3 I; volumsspez. Volumenbelastung $250 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)



Bei der Durchführung der Versuche zeigte sich ein zentrales Problem der Reinigung von hochbelasteten Abluftströmen. Selbst bei bestmöglicher Befeuchtung des Rohgases trocknet das Biofiltermaterial durch die, beim mikrobiellen Abbau, entstehende Wärme aus [2] und es kommt im Filtermaterial zu Kanal- und Rißbildungen. Bei einer Rückbefeuchtung des Biofiltermaterials kommt es oftmals zur Verschlammung, einer Erhöhung des Druckverlustes und zu verstärkter Randgängigkeit. Dieser Effekt ist in Abb. 5 deutlich zu erkennen. Kurz zuvor war der mit Müllkompost gefüllte Biofilter durch Berieselung der Oberfläche rückbefeuchtet worden. Der dadurch erhöhte Druckverlust in der Mitte des Filters führt zu deutlich meßbarere Randgängigkeit und damit, vor allem bei kleineren Anlagen, zu einer Verringerung des Gesamtwirkungsgrades.

Nach dem Abtrocknen des Filters stellt sich dann wieder gute Abbauleistung über die gesamte Filterfläche ein.

Abb. 5: Konzentrationsprofil der Reingluft nach Rückbefeuchtung in Abhängigkeit des Meßpunktes vom Abstand zum Rand der quadratischen Versuchsanlage

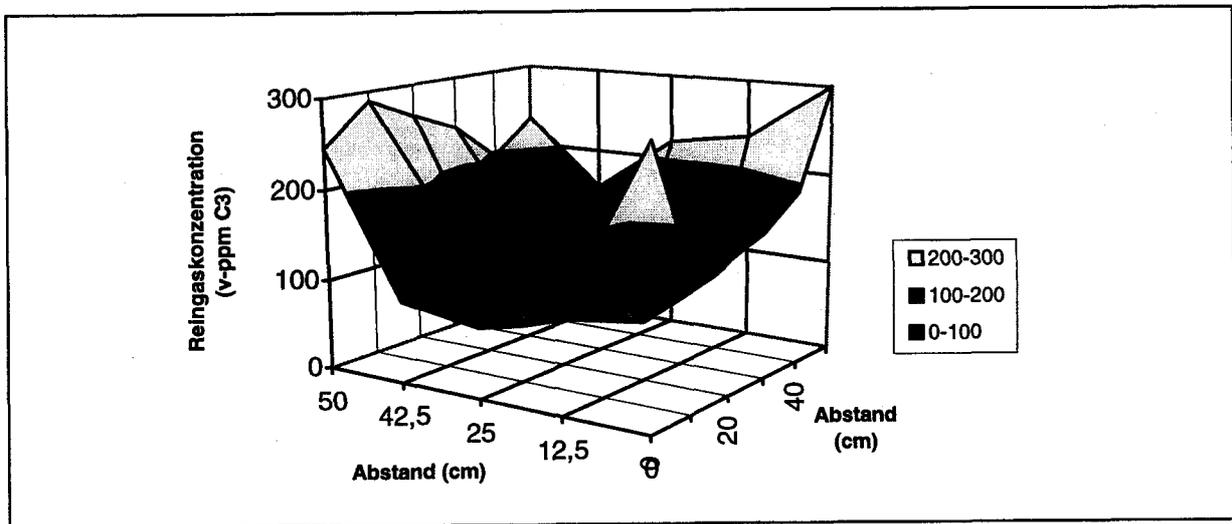
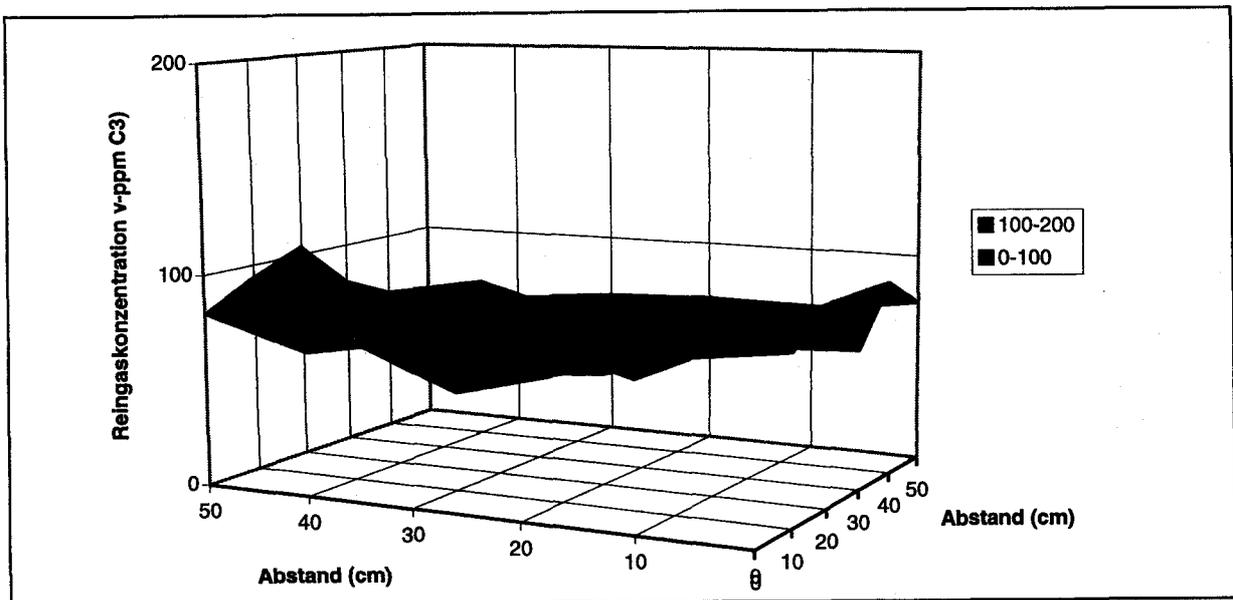


Abb. 6: Konzentrationsprofil der Reingluft nach Abtrocknung des überschüssigen Wassers in Abhängigkeit des Meßpunktes vom Abstand zum Rand der quadratischen Versuchsanlage



Diese Ergebnisse führten am IAM bei hochbelasteten Abluftströmen zum Einsatz von Tropfkörperreaktoren und Biowäschern.

Bei der Verwendung von Tropfkörperreaktoren ist jedoch das Problem des Verstopfens durch zuwachsende Biomasse zu beobachten [3], und reine Biowäscher wiederum sind nur für ausreichend wasserlösliche Abluftinhaltsstoffe geeignet, da sie durch den Stoffübergang der Schadstoffe aus der Abluft in die flüssige Wäscherphase limitiert sind [4]. Abhilfe kann hier das Biosolv-Verfahren schaffen [5].

ZIELE DER FORSCHUNG AM IAM

Die in der oben erwähnten Studie des IAM erhobene Situation der biologischen Abluftreinigung in Österreich zeigt, daß viele mögliche Anwender noch zu konventionellen Techniken der Abluftreinigung tendieren. Dies ist auch durch die Unsicherheiten bei der Auslegung von biologischen Abluftreinigungsanlagen zu erklären. Vor allem auf dem Sektor der Analytik der Abluftinhaltsstoffe und der Abschätzung deren biologischer Abbaubarkeit sind viele Anlagenplaner überfordert. Die Forschungsaktivitäten des IAM sollen in dieser Hinsicht mehr Sicherheit bringen und letztlich bessere Auslegung von technischen Anlagen erlauben.

LITERATUR

- [1] Braun R., Holubar P. und C. Plas (1994): Biologische Abluftreinigung in Österreich, Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- [2] Holubar P., Plas C., Weiß B., Saschofer S. und R. Braun (1994): Kohlenwasserstoff-Elimination mit einem Polyurethanschaumbioreaktor, VDI-Berichte 1104, 505-510.
- [3] Weber F.J. und S. Hartmans (1994): Toluene Degradation in a Trickle-Bed Reaktor – Prevention of Clogging, VDI Berichte 1104, 161-168.
- [4] Schindler I., Friedl A. und A. Schmidt (1994) Abbaubarkeit von Ethylacetat, Toluol und Heptan in Tropfkörperbioreaktoren, VDI-Berichte 1104, 135-147.
- [5] Poppe W. und E. Schippert (1992): Das KCH-Biosolv-Verfahren in Kombination mit einem Biowäscher herkömmlicher Art, In: Biotechniques for Air Pollution Abatement and Odour Control Policies, A.J. Dragt und J. van Ham (Ed.).

BIOLOGISCHE REINIGUNG VON NO_x- UND CO-HÄLTIGER ABLUFT

M. Wellacher und K.-H. Robra

Institut für Abfalltechnologie und Mikrobiologie, Technische Universität Graz,
Petersgasse 12, A-8010 Graz

EINLEITUNG

Die steigende Mobilität in den Industrieländern verursacht Straßentunnelbauten nicht nur mehr in gebirgigen Regionen, sondern auch in Städten. Die gefährlichsten Komponenten in Straßentunnelabluft sind Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂). Für die Sicherheit der Autofahrer sind große Belüftungsanlagen notwendig, die dafür sorgen, daß die toxischen Grenzkonzentrationen der Schadstoffe nicht überschritten werden. Über diese Belüftungsanlagen emittieren Straßentunnels hohe Luftmengen mit nur geringen Konzentrationen an Schadstoffen. Die durchschnittlichen Tageskonzentrationen am Katschbergtunnel, wo eine Pilotanlage zur biologischen Abluftreinigung installiert wurde, lauten:

CO	20 ppm
NO	4 ppm
NO ₂	1 ppm

Abluftkammine für Straßentunnels werden vor allem im städtischen Gebiet immer seltener genehmigt, wenn keine Abluftreinigung vorgesehen ist. Bis heute konnte kein Reinigungssystem für CO und NO in den vorliegenden Konzentrationen gefunden werden.

Unser Institut untersuchte im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes die biologischen Reinigungsmöglichkeiten für CO und NO_x der wichtigsten Schadstoffe der Tunnelabluft. Ziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung eines biologischen Reinigungsverfahrens, mit besonderer Berücksichtigung des spezifischen Filterwiderstandes, welcher aus wirtschaftlichen Gründen möglichst niedrig gehalten werden sollte.

DURCHGEFÜHRTE UNTERSUCHUNGEN UND ERGEBNISSE

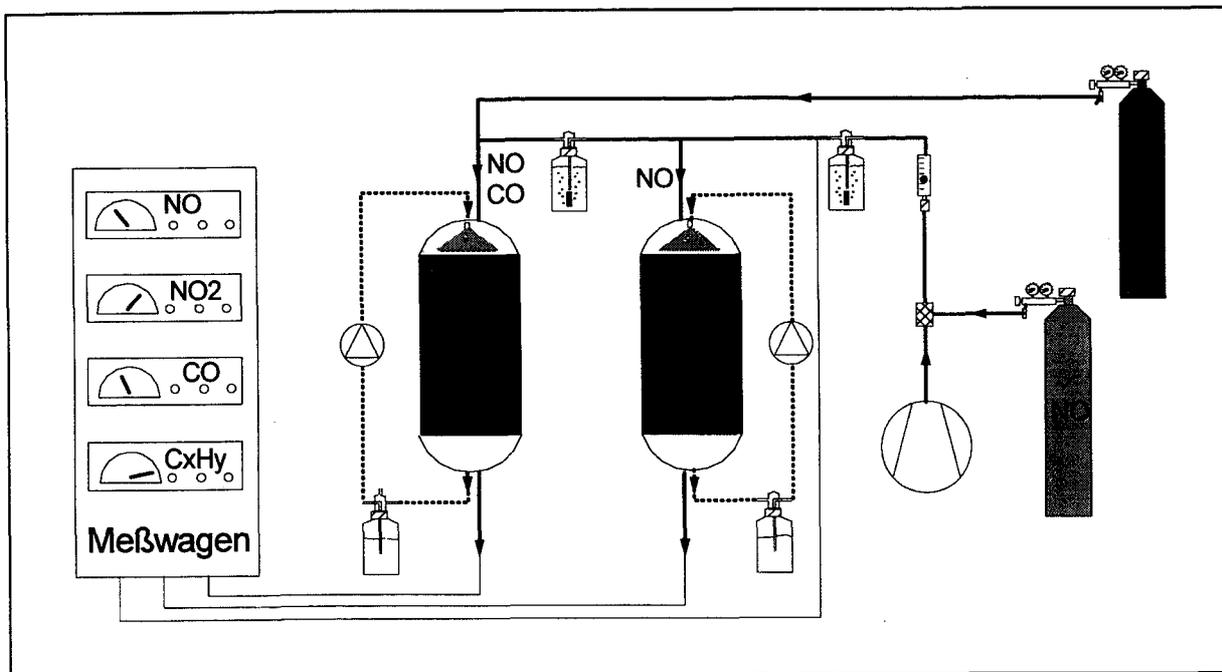
Aus der Natur sowie aus der Abluft und dem Staub von Straßentunnels wurden Mikroorganismen-Mischpopulationen unter Begasung mit einer künstlichen Abluft in Frittenkulturen angereichert. Diese künstliche Abluft enthielt gleichbleibende Konzentrationen an NO_x und CO, welche sich an den oben genannten Werten orientierten. Unter mehreren Ansätzen wurde jene Population ausgewählt, die NO_x und CO aus der künstlichen Abluft am besten eliminierte. Die maximalen Abscheidegrade während der Anreicherung betragen:

CO	10%
NO	16%
NO ₂	70%

Die Bedingungen in diesen Frittenkulturen waren aber ungünstig verglichen mit konventionellen biologischen Abluftreinigungsverfahren. Die Aufenthaltszeit betrug nur 0,1-0,5 s, die Temperatur nur 16-18 °C.

Als zweite Verfahrensstufe nach der Anreicherung wurde ein Biotropfkörper mit 16 l-Leerrohrvolumen gewählt. Das Filtervolumen wurde so um den Faktor 2000 vergrößert. Die beste der angereicherten Mischpopulationen wurde auf einem inerten Träger immobilisiert und der Biotropfkörper mit einem Nährmedium berieselt (s. Abb. 1).

Abb. 1: Schematische Darstellung der Biotropfkörper-Versuchsanlage.



Die Verweilzeiten im Biotropfkörper konnten zwischen 6 und 180 s frei gewählt werden. Folgende maximale Abscheidegrade konnten bei simulierten Tunnelabluftbedingungen mit dieser Anlage erzielt werden:

CO	99%
NO	18%

In parallel dazu gemessenen Leerproben mit autoklaviertem bzw. unbewachsenem Material war eine wesentlich geringere bis keine Elimination meßbar. Auch Kohlenwasserstoffe aus Kompressorölen, die anlagenbedingt in der generierten Abluft vorhanden waren, konnten weitgehend eliminiert werden. Der spezifische Filterwiderstand bei 400 mm Reaktorhöhe und $260 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \times \text{h})$ Filtervolumenbelastung betrug 4 Pa. Ausgenommen den Schadstoff NO waren die Projektziele im Labor erreicht worden. In den durchgeführten Versuchen konnten verschiedene Einflußparameter für die Elimination der einzelnen Schadstoffe gefunden werden, die beim folgenden Schritt wesentlich zur Konzeption des Verfahrens beitragen.

Der nächste Schritt bestand im Aufbau einer Pilotanlage und der Umsetzung der erzielten Laborergebnisse auf wirkliche Straßentunnelabluft. Auch dieses Ziel konnte befriedigend gelöst werden. Bei Aufenthaltszeiten von 7,5-11 s und Ablufttemperaturen von 4-10 °C konnten die Laborergebnisse weitgehend bestätigt werden. Auch Abluftschadstoffe, die im Labor nicht vorhanden waren, wurden von den Mikroorganismen eliminiert.

Diese Arbeit wurde vom Forschungsförderungsfonds für die gewerbliche Wirtschaft gefördert und in Zusammenarbeit mit dem Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU-Graz und der Firma Geoconsult Ingenieurgemeinschaft, Salzburg, durchgeführt.

KOMBINATION VON BIOFILTERN MIT ANDEREN VERFAHREN ZUR VORABSCHIEDUNG (Chemowäscher, Aktivkohlefilter, Biowäscher)

S. Knauf

Kessler + Luch GmbH

Rathenaustraße 8, D-35394 Gießen

Der Wirkungsgrad einer biologischen Abluftreinigungsanlage (BAR) hängt von zwei Faktoren ab. Zum einen müssen die Milieufaktoren Temperatur, pH-Wert, Feuchte, Schadstoffkonzentration und Vorhandensein toxischer Substanzen so eingestellt sein, daß die Biologie, d. h. die Mikroflora, existieren und arbeiten kann. Zum anderen müssen die technischen Parameter Druckverlust, Energieverbrauch und Abschlämrate des Befeuchters so gering wie möglich gehalten werden. Diese Forderungen sind in vielen Anwendungsfällen nur einzuhalten, wenn die biologische Abluftreinigung mit anderen Verfahren – biologisch oder nicht biologisch – kombiniert wird.

In Tabelle 1 sind die Einsatzfälle, in denen eine Verfahrenskombination notwendig wird, aufgezählt.

Die einzelnen Verfahrenskombinationen werden nachfolgend beschrieben und ihre Vor- und Nachteile diskutiert.

Tab. 1: Beispiele für Verfahrenskombinationen (BAR = Biologische Abluftbehandlung)

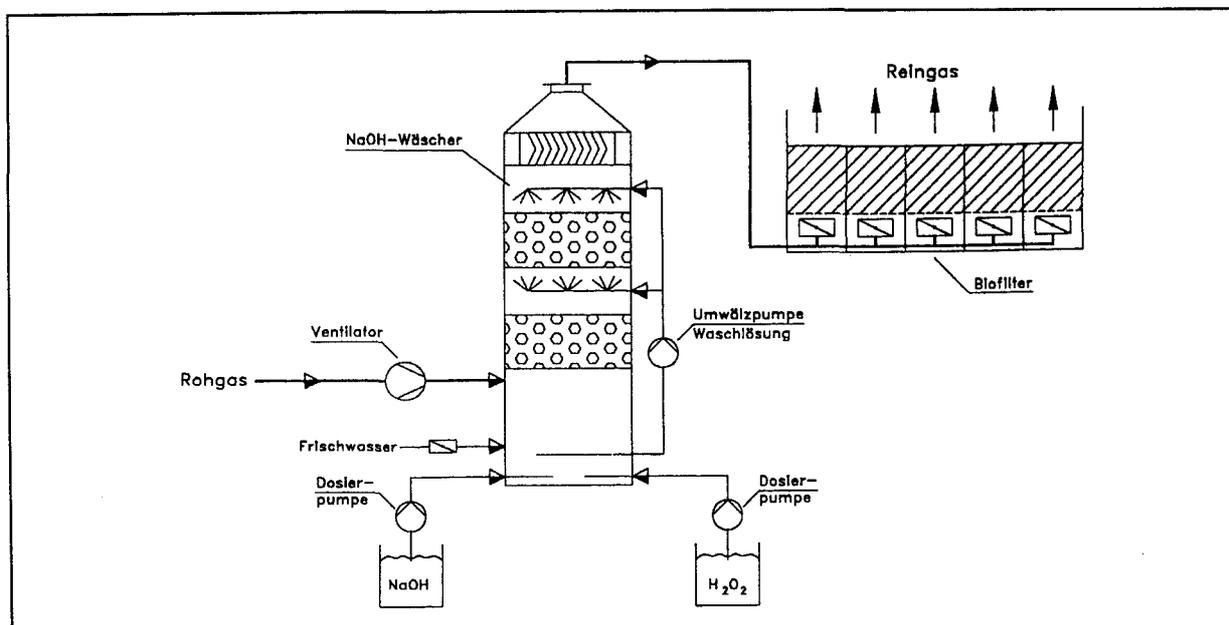
Einsatzfall	Problem	Verfahrenskombination
Kläranlage, Klärschlammbehandlung, Ölmühle	H ₂ S-Gehalt > 5-10 mg/m ³	BAR mit vorgeschaltetem NaOH-Wäscher, bei explosionsgefährlicher Abluft als Wirbelwäscher
Fettschmelze, Großküchen (Fritteuse)	Fettaerosole > 1mg/m ³	BAR mit vorgeschaltetem Aerosolabscheider, speziell Rotationsabscheider
Lackproduktion, Gießerei	Staubgehalt > 1-3 mg/m ³	BAR mit vorgeschaltetem Staubfilter, bei Feinststaub modifizierter Venturiwäscher
Lackverarbeitung, GFK-Produktion	hohe Konzentrationsspitzen	BAR mit vorgeschalteter Adsorptionsanlage, z. B. Aktivkohlefilter
Entsorgungsbetriebe, Deponiesickerwasser- aufbereitung	in BAR nicht abbaubare Verbindungen	BAR mit nachgeschalteter Adsorptionsanlage als Polzeifilter, z. B. Aktivkohlefilter
Kompostieranlagen	extrem hohe Geruchsfrachten u. extrem geringe Reingaskonzentration	Biofilter mit vorgeschaltetem Biowäscher

1. BIOFILTER MIT VORGESCHALTETEM NaOH-WÄSCHER

In Kläranlagen mit langen Verweilzeiten des Abwassers in schlecht belüfteten Kanalnetzen wird H_2S (Schwefelwasserstoff) in einem anaeroben Abbauprozess gebildet. In den Kläranlagen strippt das leichtflüchtige H_2S in turbulent durchströmten Bereichen wie Rechenraum und Wehr in die Luft aus. Zum Schutz der Klärwerker und der Anlieger wird diese stark riechende Luft abgesaugt und über eine BAR gereinigt. Neben den sonstigen geruchsintensiven Substanzen wird das H_2S von den Mikroorganismen oxidiert, so daß aus dem H_2S H_2SO_4 (Schwefelsäure) gebildet wird. Die Schwefelsäure führt zu einer Versauerung des Biofiltermaterials bis zu einem pH-Wert von 1 oder 2. Bei einer Anlage mit $100 \text{ mg } H_2S/m^3$ mußte das Biofiltermaterial aus diesem Grund bereits nach wenigen Wochen ausgewechselt werden, da die geruchsreinigende Leistung bei saurem pH-Wert reduziert ist.

Mit Hilfe eines NaOH-Wäschers läßt sich das H_2S bis auf Werte $< 5 \text{ mg}/m^3$ auswaschen. Die restlichen $5 \text{ mg}/m^3$ werden im Biofilter abgebaut und die entstehende Säure durch Kalkzumi-schung abgepuffert. Im NaOH-Wäscher löst sich das H_2S als Na_2S (Natriumsulfid). Dieses liegt allerdings nur bei alkalischen pH-Werten gelöst vor. Bei einer Neutralisierung, zu der es beim Abschlämmen des Wäschers kommt, strippt wieder das leicht flüchtige H_2S aus. Aus diesem Grund muß das gelöste Na_2S zu SO_4^{2-} (Sulfat) oxidiert werden. Dies kann z. B. durch gesteuerte Zugabe von H_2O_2 (Wasserstoffperoxid) erfolgen. Durch die Oxidation erhöht sich außerdem die Standzeit des Waschwassers, da das Na_2S durch Oxidation in das nicht flüchtige Sulfat umgewandelt wird. Die Steuerung der H_2O_2 -Zudosierung erfordert allerdings einige Erfahrung von Seiten des Anlagenherstellers, da die Steuerung über eine Redoxsonde nicht möglich ist. Abb. 1 zeigt das Schema eines Biofilters mit vorgeschaltetem NaOH-Füllkörperwäscher.

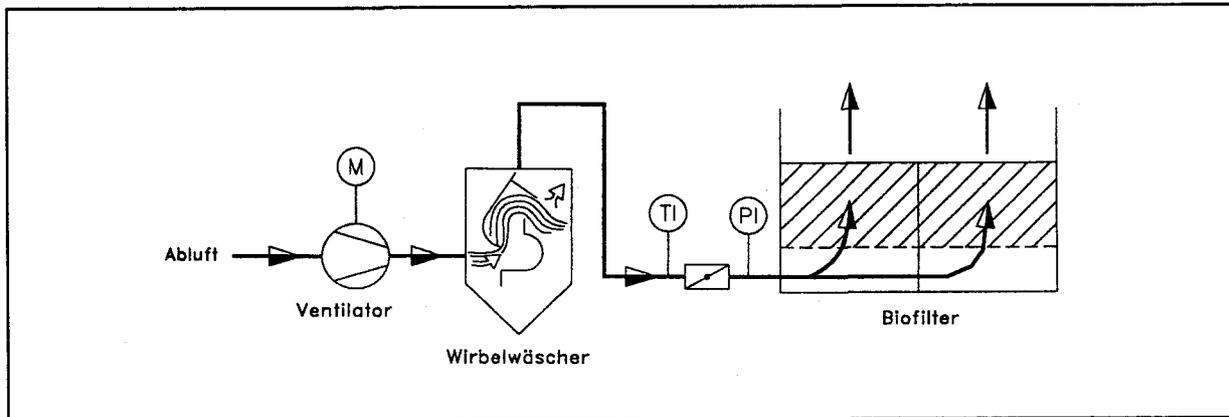
Abb. 1: Schema eines Kessler + Luch Biofilters mit vorgeschaltetem NaOH-Wäscher (Leitschema)



In Ölmühlen fällt bei der Herstellung von Rapsöl H_2S in großen Mengen an. Auch hier muß ein NaOH-Wäscher vorgeschaltet werden. Im Fall der Ölmühlen muß allerdings die Explosionsgefahr der Abluft beachtet werden, weshalb Wäscher mit bewegten Einbauten (z. B. Pumpe) nicht in Frage kommen. In zwei Anwendungsfällen wurde deswegen ein Wirbelwäscher eingesetzt, bei dem die Vermischung von Wasserphase und Gasphase in einer Kehle erfolgt. In dieser Kehle entsteht ohne Einsatz von mechanischen Aggregaten ein Wasser-

wirbel, durch den die Abluft hindurchgesaugt wird. Zusätzlich hat der Wirbelwäscher bei geeigneter Einstellung der Druckdifferenz in der Kehle eine gute Abscheideleistung für die in der Abluft der Ölmühlen ebenfalls enthaltenen Staubaerosole. In Abb. 2 ist eine Kombination aus Wirbelwäscher und Biofilter dargestellt.

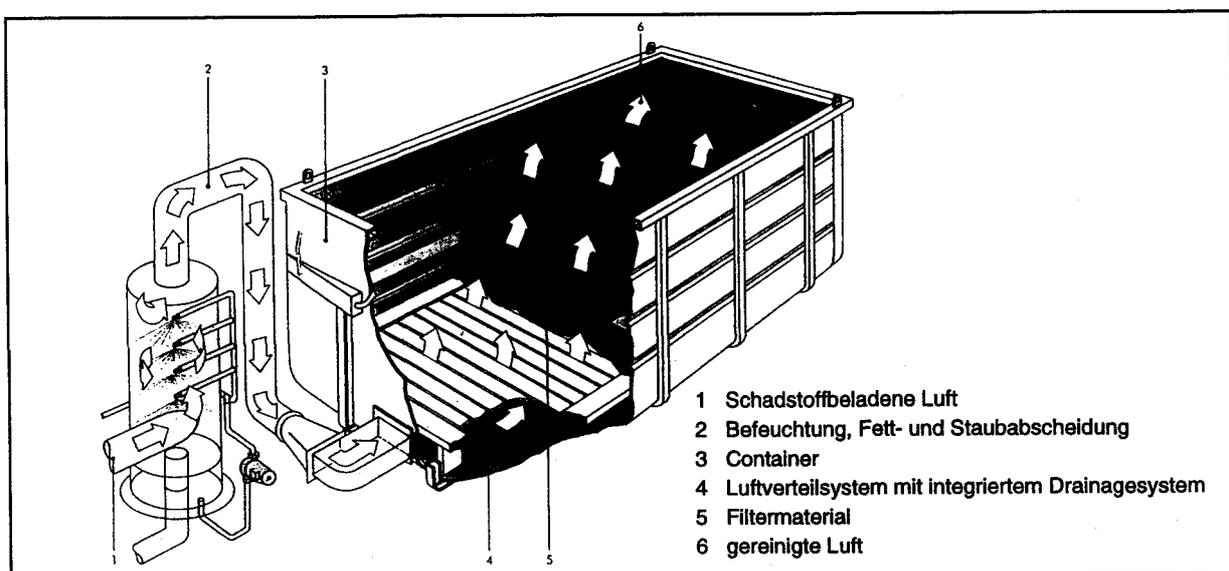
Abb. 2: Schema eines Kessler + Luch Biofilters mit vorgeschaltetem Wirbelwäscher



2. BIOFILTER MIT VORGESCHALTETEM AEROSOLABSCHIEDER

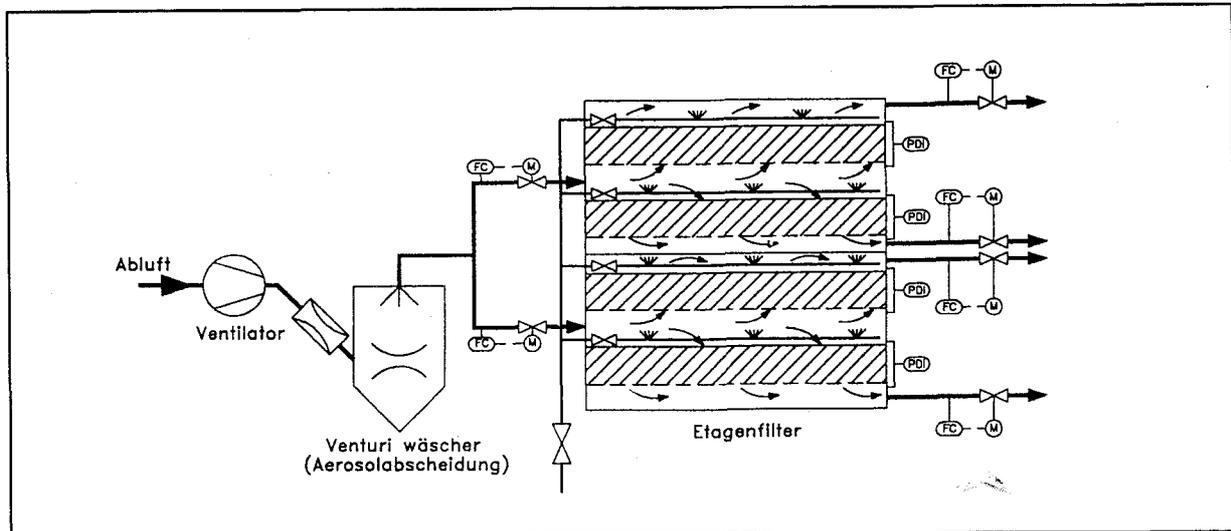
Fettaerosole inaktivieren jeden Biofilter in kurzer Zeit, da sich das Fett als Film auf der Oberfläche des Biofiltermaterials anlagert und so den Stoffaustausch zwischen Mikroorganismen und Abluft unterbindet. Die Mikroorganismen werden nicht mehr ausreichend mit O_2 versorgt, so daß der Biofilter zum anaeroben System umkippt und anfängt, stark riechende Produkte des anaeroben Stoffwechsels freizusetzen. Beim Einsatz von Biofiltern in Bereichen mit fetthaltiger Abluft ist für eine Garantie der Funktionsfähigkeit die Vorabscheidung entscheidend. Fettaerosole sind sehr feine Aerosolpartikel, die sich nur schwer abscheiden lassen. Im Rotationswäscher der Fa. Kessler + Luch werden die Fettaerosolpartikel durch die Abkühlung im Wäscherwasser zu größeren Partikeln kondensiert und über die Rotationsbewegung abgeschieden. Bedingt durch die gute Reinigungsleistung des Vorwäschers beträgt die Standzeit eines solchen Biofilters, der in einer Großküche eingesetzt wird, bereits 4 Jahre. In Abb. 3 ist ein Biofilter mit vorgeschaltetem Rotationswäscher dargestellt.

Abb. 3: Schema eines Biofilters mit vorgeschaltetem Rotationswäscher



3. BIOFILTER MIT VENTURIWÄSCHER

Abb. 4: Biofilter mit vorgeschaltetem Venturiwäscher



In der Lackindustrie, Gießereien und vielen anderen Industriezweigen wird Abluft freigesetzt, die über einen Biofilter zu reinigen ist und in Konzentrationen $> 1-3 \text{ mg/m}^3$ Staubaerosole enthält. Pigmente der Lackherstellung können meist über einen Staubfilter gut abgereinigt werden. In der Gießerei sind neben Staub aber auch oft harzartige Aerosole enthalten, die einen Staubfilter schnell verstopfen würden. In diesem Fall muß ein Venturiwäscher eingesetzt werden. Je nach Partikelgröße muß ein geeigneter Druckverlust in der Venturikehle eingestellt werden. Problematisch ist allerdings die schlechte Befeuchtungsleistung des Venturiwäschers. Damit nicht noch zusätzlich ein Befeuchter nachgeschaltet werden muß, muß der Wäscher durch zusätzliche Bedüsungseinrichtungen modifiziert werden. Ein Biofilter mit Venturiwäscher ist in Abb. 4 schematisch dargestellt.

4. BIOFILTER MIT NACHGESCHALTETEM AKTIVKOHLEADSORBER

Die Abluft aus Spritzkabinen schwankt sehr stark in ihren Konzentrationswerten. Im Biofiltermaterial können kurzzeitige Spitzen gut abgefangen werden. Spitzen von mehr als 10 min Dauer sind allerdings nicht mehr zu glätten. Damit Biofilterfläche eingespart werden kann, sind einige Hersteller dazu übergegangen, den Biofiltern Aktivkohlefilter vorzuschalten, die diese Spitzenbelastungen abfangen sollen. In Zeiten mit geringen Abluftkonzentrationen erhofft man sich eine Reinigung des Aktivkohlefilters durch Desorption. Die desorbierten Komponenten sollen dann in dem zu diesem Zeitpunkt schwach belasteten Biofilter abgebaut werden. So leicht die Adsorption an die Aktivkohle ist, so schwer ist andererseits die Desorption, sie ist nur möglich, wenn die Abluft erheblich erwärmt wird ($> 100 \text{ }^\circ\text{C}$), und unter Einsatz wasserdampfgesättigter Luft. Wird nur die normale Abluft zur Desorption eingesetzt, können nur einige leicht desorbierbare Verbindungen ausgetragen werden. Der Rest verbleibt auf der Aktivkohle. Die verschiedenen adsorbierten Verbindungen verschlechtern dann die Adsorption der leichtdesorbierbaren Verbindungen, so daß der Aktivkohlefilter schnell beladen ist und keine glättende Wirkung mehr hat.

5. BIOFILTER MIT NACHGESCHALTETEM AKTIVKOHLEFILTER

Bei Entsorgungsbetrieben und bei der Deponiesickerwasseraufbereitung werden immer wieder chlorierte organische Verbindungen in der Abluft gefunden. Diese sind in der Regel nicht über eine BAR abzureinigen. Da aber gerade für diese Verbindungen strenge Auflagen vorliegen, müssen diese Verbindungen nach dem Passieren des Biofilters abgefangen werden. Dies erfolgt am einfachsten mit einem Aktivkohlefilter. In diesem Fall ist eine Regenerierung der Aktivkohle nicht sinnvoll, so daß sie reaktiviert oder verbrannt werden muß. Der Vorteil des vorgeschalteten Biofilters ist eine erhebliche Verlängerung der Standzeit der Aktivkohle. Ein großer Nachteil ist der hohe der Feuchtegehalt der Abluft nach dem Biofilter. Der hohe Feuchtegehalt vermindert die Adsorptionskapazität der Aktivkohle. Abhilfe kann der Einsatz einer hydrophobierten Aktivkohle schaffen. Diese ist allerdings nicht mehr regenerierbar und muß verbrannt oder deponiert werden.

6. BIOFILTER MIT VORGESCHALTETEM BIOWÄSCHER

Eine Verfahrenskombination aus Biofilter und Biowäscher ist nur sinnvoll, wenn der Biofilter ohne die Vorreinigung mit großen Filterflächen erstellt werden müßte und dieser Platz nicht zur Verfügung steht. Grundsätzlich ist es möglich, zur Reinigung der Abluft einer Kompostieranlage mit einem Biofilter allein auszukommen. Muß die Fläche allerdings wegen der hohen Beladung der Abluft größer als der zur Verfügung stehende Platz ausgelegt werden, ist der Einsatz eines Biowäschers sinnvoll. Bedacht werden muß dabei allerdings, daß der Biowäscher einen wesentlich höheren Wartungsaufwand als ein Biofilter erfordert. Außerdem wird immer zusätzliches Abwasser anfallen, da auch ein Biowäscher nicht ohne kontinuierliche Abschlammung betrieben werden kann. Ein Biowäscher kann die Geruchsfrachten um ca. 50 % reduzieren, so daß sich bei Geruchsstoffkonzentrationen von mehr als 10^4 - 10^5 GE/m³ eine Flächensparnis des Biofilters ergibt.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Sie haben eine Anlage vorgestellt, bei der ein H₂S-Vorwäscher installiert ist. Bei welchem pH-Wert arbeitet dieser Wäscher?

Antwort: Im alkalischen Bereich von etwa pH 9.

Frage: Sie haben gleichzeitig CO₂-Auswaschungen. Welchen Wirkungsgrad hat dann der Wäscher?

Antwort: Es sind zwei Wäscher in Reihe geschaltet und diese bringen die Reinigungsleistung von 100 mg auf < 5 mg. Es funktioniert nicht mit einem einstufigen Wäscher. In der Vorversuchsphase hat man sogar vermutet, daß man drei Stufen einsetzen müßte, da Methan in der Abluft ist. Man stellte fest, daß die H₂S-Abscheidung in Kombination mit Methan sehr schlecht ist. Trotzdem sind nur zwei Stufen notwendig.

Frage: Man hat beabsichtigt, in Lackierbetrieben Aktivkohlepuffer vorzuschalten. Wenn die Aktivkohle aber sehr hoch beladen ist und man mit unbelasteter Luft hineinfährt, dann müßte sich eigentlich das Gleichgewicht in die andere Richtung einstellen?

Antwort: Der „Trick“ der Aktivkohle ist, daß die Adsorption so stark ist, daß die Adsorptionsenergien höher sind.

Frage: Man klärt wäßrige Farbstofflösungen, in dem man Aktivkohle zugibt. Ich bezweifle aber, daß H_2O , wie Sie behaupten, an die Aktivkohle gebunden wird.

Antwort: Sie müssen Wasser- von Luftkohlen unterscheiden.

Frage: Wir haben Abluftmessungen mit Aktivkohleröhrchen gemacht und festgestellt, daß das Wasser kondensiert, wenn man es nicht beheizt. Das Wasser hat offenbar keinen Einfluß.

Antwort: Doch, denn man braucht Wasser, um die Komponenten wieder auszutreiben. Bei hydrophobierten Kohlen ist das kein Problem, dafür tritt das Problem der Regenerierung auf.

Frage: Haben Sie jemals einen Aktivkohlebewuchs bemerkt?

Antwort: Ich weiß aus eigenen Erfahrungen, daß Aktivkohle einen Bewuchs bekommt, daß sie wider Erwarten sehr hohe Standzeiten hat. Es wurde ein Biofilm auf Aktivkohle nachgewiesen.

Frage: Ich kann mir nicht vorstellen, daß Aktivkohle mit ihrer großen inneren Oberfläche mit einem schleimigen Biofilm bewachsen werden kann.

Antwort: Die Aktivkohle wird nicht dermaßen bewachsen, daß in Folge eine Verstopfung auftritt. Man weiß aus anderen Versuchen, daß durch Einsatz von Aktivkohle in Biofiltern oder Biowäscherlösungen die dort adsorbierten Verbindungen für die Mikroorganismen nicht mehr zugänglich waren.

Frage: Ist Ihnen die biologische Regenerierung eines Aktivkohlefilters bekannt?

Antwort: Nein. Man hat versucht, Aktivkohle bewußt in Filtern einzusetzen.

Anmerkung: Es ist nicht so, daß eine beladene Aktivkohle nichts mehr abgibt. Wenn Sie ein beladenes Aktivkohlefilter haben und es ohne Belastung fahren, findet eine schleichende Desorption statt.

VERFAHRENSKOMBINATION MIT BIOFILTERN ZUR ABLUFTREINIGUNG (Synergiefilter)

N. Thißen

OTTO GmbH & Co. KG Geschäftsbereich Umwelttechnik
Eschenweg 2-4, D-64331 Weiterstadt

1 EINLEITUNG

Die Technik der biologischen Abgasreinigung ist eine sich in der letzten Zeit vermehrt etablierende Variante des Umweltschutzes bei gasförmigen Schadstoffquellen.

In diesem Zusammenhang ist ein deutlicher Trend weg von den konventionellen Biofilterbeeten mit rein organischer Biomasse hin zu Verfahrensvarianten mit hochwertiger Verfahrenstechnik unter Einbeziehung für die Biofiltertechnik neuer Materialien und in Kombination mit ergänzenden Verfahrensschritten.

Diese Optimierung der biologischen Abgasreinigungstechnologie zielt auf eine Verbesserung des Abreinigungsverhaltens, eine Ausdehnung der Einsatzgebiete und natürlich auf eine Reduzierung der Investitions- und Betriebskosten der einzusetzenden Technologie.

Im Rahmen dieses Vortrags wird anhand einiger Beispiele die Technik biologischer Abgasreinigung im Hause OTTO GmbH & Co. KG Geschäftsbereich Umwelttechnik erläutert.

In diesem Zusammenhang wird wesentlich auf die Kombination des Biofilters mit anderen Verfahrenskomponenten eingegangen. Zuvor werden jedoch kurz die Besonderheiten der in diesem Verfahren eingesetzten Biomasse beleuchtet.

2 DAS BIOFILTER

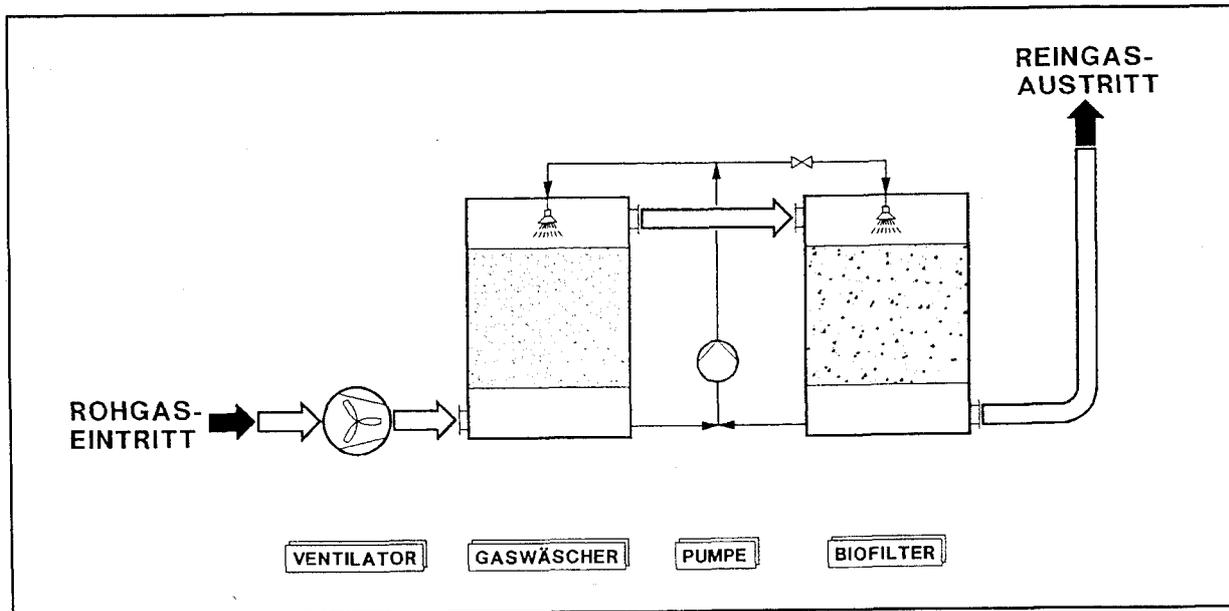
Wurden während der Anfangszeit der Entwicklungsarbeiten an unserer Technik Abluft und Befeuchtungswasser im Gegenstrom zueinander (Wasser von oben, Abgas von unten) durch den Biofilter geleitet, so haben intensive theoretische und experimentelle Arbeiten zu dieser Thematik die Erkenntnis gebracht, daß die Gleichstromführung dieser beiden Stoffströme (Durchströmung des Biofilters von oben nach unten) deutliche Vorteile für den Feuchtehaushalt des Biofiltermaterials und somit für das Wohlbefinden der für den Schadstoffabbau verantwortlichen Mikroorganismen erbringt (Abb. 1).

Voraussetzung dafür ist, daß das Biofilter in geschlossener Bauweise gestaltet ist – eine Voraussetzung, die bereits seit Beginn unserer Entwicklungsarbeiten an Biofiltern erfüllt ist; der Problematik offener Systeme bewußt, wurde in unserem Hause noch kein offener Biofilter konzipiert und gebaut.

Neben einer kontrollierten Strömungsführung der Abluft vom Anlageneintritt bis hin zum Austritt aus der Anlage über einen Kamin erreicht man dadurch eine Unabhängigkeit von klimatischen Schwankungen sowie absolut kontrollierte Verhältnisse für den Wasserhaushalt des Biofilters bzw. des Biofiltermaterials.

Der Biofilter wird sowohl in standardisierter Modul- oder Containerbauweise als auch als an die vorliegenden Bedingungen angepaßter Behälter ausgeführt.

Abb. 1: Konventionelles Biofilterkonzept



3 DAS BIOFILTERMATERIAL

Wie bereits einleitend erwähnt konzentriert sich ein Teil unserer Entwicklungsarbeiten auf die Optimierung des Lebensraums für die Mikroorganismen.

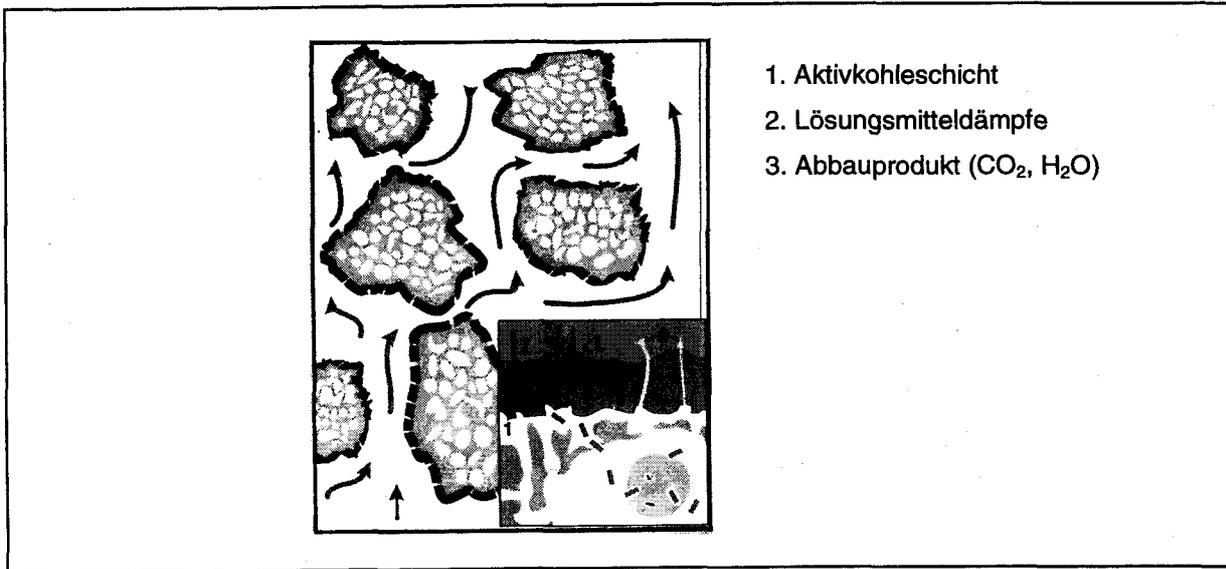
Biomassen organischen Ursprungs haben die Eigenschaft, daß sie aufgrund ihrer begrenzten Abbauraten bei vertretbaren Schütthöhen und somit auch Druckverlusten sehr große Anströmflächen aufweisen und ein entsprechend großes Installationsvolumen bzw. eine entsprechend große Fläche benötigen.

Darüber hinaus unterliegen organische Biomassen aufgrund ihrer Herkunft stets einem Angriff durch Mikroorganismen, der letztlich zu einem Verrotten des Materials führt. Damit ist zunächst ein beständiger Anstieg des per se bereits hohen Druckverlustes beim Durchströmen sowie in weiterer Folge die Wandlung des Lebensraums für die Mikroorganismen verbunden, woraus letztlich die Notwendigkeit eines Austauschs der Filtermasse resultiert.

So ist ja der Austausch von Filtermassen auf der Basis rein organischer Biofiltermaterialien (z. B. Rindenmulch) im Vierteljahresrythmus von einigen Anwendungsfällen bekannt.

Bei der von uns verwendeten Biomasse, dem sogenannte Fattinger-Biosorbens (Abb. 2), handelt es sich wesentlich um Partikel inerten Materials mit einem hydrophilen Kern (z. B. Gasbeton, Bimsstein, Blähton) mit einem großen Wasserspeichervermögen, der selbst bereits eine adsorptiv wirkende Oberfläche aufweist, zusätzlich jedoch mit Aktivkohle mit hydrophoben Eigenschaften beschichtet ist. Vor dem Auftrag der Aktivkohle werden in den großen Poren des hydrophilen Kerns die für den Schadstoffabbau erforderlichen Mikroorganismen angeimpft.

Abb. 2: Das Fattinger-Biosorbens



Diese Aktivkohleschicht auf den Partikeln des Biosorbens, das stets feucht gehalten wird, erfüllt mehrere verfahrenstechnische Funktionen:

- schlecht oder nicht aus der Luft in Wasser absorbierbare Schadstoffkomponenten werden von der Aktivkohle adsorbiert und so dem zu reinigenden Abgasstrom entzogen; dabei werden sie auf ein ähnliches niedriges Energieniveau gebracht wie bei der Kondensation beziehungsweise Absorption;
- der Zwischenschritt der Adsorption der Schadstoffe auf der Aktivkohle wirkt vermittelnd für deren Transport zu den Mikroorganismen; somit werden auch schlecht oder gar nicht direkt aus der Luft in Wasser absorbierbare Schadstoffe im Biosorbens aufgenommen und dadurch als Nahrung für die Mikroorganismen zugänglich und von diesen abgebaut;
- darüber hinaus werden adsorbierte Schadstoffe von Mikroorganismen, die in die Aktivkohleschicht hineinwachsen, auch direkt aus der adsorbierten Phase abgebaut;
- die katalytischen Eigenschaften der Aktivkohle helfen, toxische Schadstoffkomponenten in biologisch abbaubare Stoffe zu wandeln; die Aktivkohleschicht wirkt gewissermaßen als Schutzschild für die Mikroorganismen;
- die Gesamtmasse der Aktivkohle in der Biomasse stellt somit auch einen ersten Puffer gegenüber Schwankungen der Konzentration im zu reinigenden Abgas dar; insbesondere wird durch diesen Aktivkohle-Puffer auch die Auswirkung fallweise auftretender kurzzeitiger hoher bis toxischer Schadstoffkonzentrationsspitzen, wie sie in technischen Prozessen auftreten können, aufgefangen beziehungsweise auf eine sehr kleine Schicht der Biomasse am Biofiltereintritt begrenzt.

Insbesondere durch diesen letzten Punkt erhalten die in den Biosorbenspartikeln angesiedelten Mikroorganismen einen Schutz vor Schadstoffen oder Schadstoffkonzentrationen, die nicht ihrer natürlichen Umgebung entsprechen.

Die körnige poröse Struktur der Biomassepartikel bietet im Gegensatz zu konventionellen organischen Biomassen den Schadstoffen eine große spezifische Stoffaustauschfläche für den Stofftransport zu den Mikroorganismen; die Begrenzung auf ein festgelegtes Korngrößenpektrum gewährleistet einen definierten und niedrigen spezifischen Strömungswiderstand der Biomasse. Beide Attribute tragen zu einer kleinen Bauweise und somit zu niedrigen Investitions- und spezifischen Betriebskosten bei.

Da das Fattinger-Biosorbens ein inertes Material mit Zumischung begrenzter Mengen organischen Materials ist, sind mit diesem Material gegenüber konventioneller organischer Biomasse, die im Laufe der Zeit einem Verrottungsprozeß unterworfen ist, hohe Standzeiten zu erreichen.

Bei bislang von uns gebauten Anlagen mußte bisher das Biosorbens nicht ausgetauscht werden.

Die Zumischungen organischen Materials werden wesentlich für die erste Besiedelung des Biofilters mit Mikroorganismen benötigt; haben die Mikroorganismen erst einmal auf diesem Material Fuß gefaßt, breiten sie sich im Verlauf ihrer natürlichen Adaptation während der Inbetriebnahmezeit auch sehr rasch auf die inertesten Bestandteile des Biosorbens aus und siedeln sich dort dauerhaft an.

Die dazu erforderlichen Aufbaustoffe entnehmen sie weitestgehend dem organischen Anteil des Biosorbens, das somit im Laufe der Zeit, wie in konventionellen Biofiltern auch, verrottet, sowie dem Wasser für die zusätzliche Befeuchtung des Biofilters. Über diese Befeuchtungsflüssigkeit können den Mikroorganismen später in regelmäßigen Abständen (z. B. einmal monatlich) auch die in geringen Mengen nötigen Aufbaustoffe in Form von gelöstem Dünger zugeführt werden, wenn der organische Anteil am Biosorbens verrottet und verbraucht ist.

Dabei ist, wie die Erfahrungen mit bereits seit mehreren Jahren in Betrieb befindlichen Anlagen aus unserem Hause (z. B. Abluftreinigungsanlage auf der Kläranlage in Lausanne) zeigen, durch den Verrottungsprozeß im Gegensatz zu Biofiltern mit konventioneller Biomassenfüllung kein Anstieg des Druckverlustes über den Biofilter im Laufe der Betriebszeit zu verzeichnen; eher sinkt der Druckverlust durch die frei werdenden Strömungswege zwischen den inertesten Partikeln definierten Durchmessers geringfügig.

Sollte das Biofiltermaterial dennoch einmal ausgetauscht werden müssen, so wird dieses Material mittels eines industriellen Staubsaugers aus dem Biofilter entnommen, vom Hersteller zurückgenommen und wieder aufbereitet; der Betreiber erhält im Austausch eine neue Biomassefüllung für seinen Biofilter.

4 FEUCHTEHAUSHALT DES BIOFILTERS

Zwar ist dem Biofilter in praktisch allen Fällen ein Gaswäscher zur Befeuchtung der Abluft vor Eintritt in den Biofilter vorgeschaltet, doch ist es mit vertretbarem Aufwand kaum möglich, die in den Biofilter eintretende Abluft auf 100 % relativer Feuchte zu halten. Alleine daraus würde bereits eine Austrocknung des Biofiltermaterials durch von der nicht gesättigten Luft aufgenommene Feuchte aus dem Biofilter resultieren. Allerdings ist dieser Effekt vergleichsweise klein.

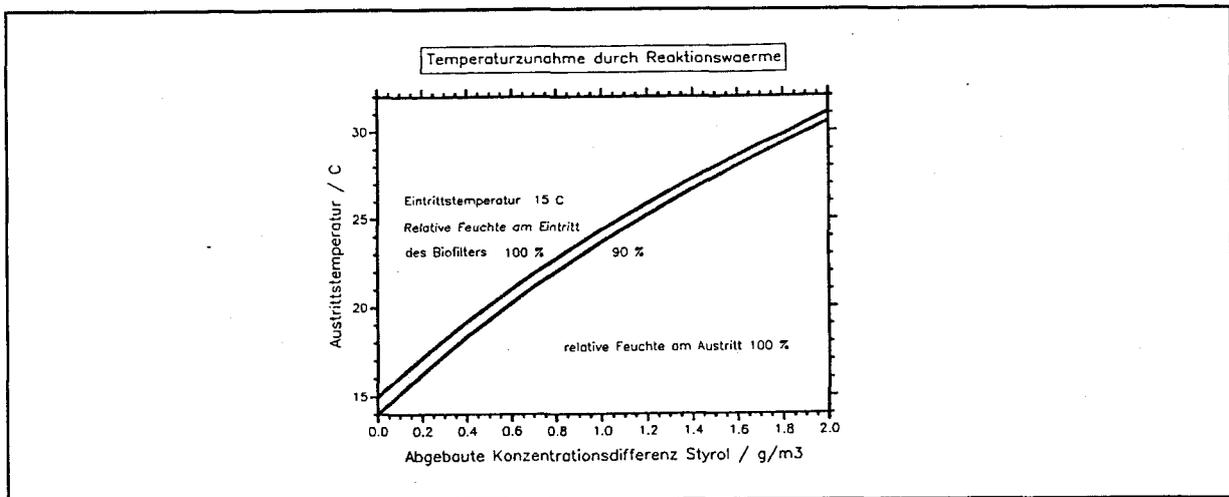
Ein größeres Augenmerk ist auf die potentielle Austrocknung durch die Temperaturzunahme der Abluft bei der Durchströmung des Biofilters durch die exotherme Reaktion der Schadstoffumsetzung zu richten.

Theoretische Untersuchungen auf der Basis integraler Stoffmengen- und Energiebilanzierungen zeigen den bedeutenden Einfluß des Schadstoffabbaus auf den Energie- und Stoffhaushalt des Biofilters; diese nachfolgenden theoretischen Ergebnisse wurden bereits durch hier noch nicht dargestellte punktuelle Messungen an unterschiedlichen Systemen bestätigt.

Anhand des Abbaus von Styrol in einem Biofilter sei zunächst die Auswirkung auf den Energiehaushalt erläutert.

Abb. 3 zeigt die Zunahme der Ablufttemperatur bei der Durchströmung des Biofilters in Abhängigkeit von der abgebauten Konzentrationsdifferenz des Styrol.

Abb. 3: Abhängigkeit der Austrittstemperatur der Abluft aus dem Biofilter von der abgebauten Konzentrationsdifferenz Styrol



Bei dieser Betrachtung resultiert die Temperaturzunahme aus der bei der exothermen Umsetzung des Styrols zu H₂O und CO₂ durch die biochemische Oxidation durch Mikroorganismen freiwerdenden Reaktionswärme.

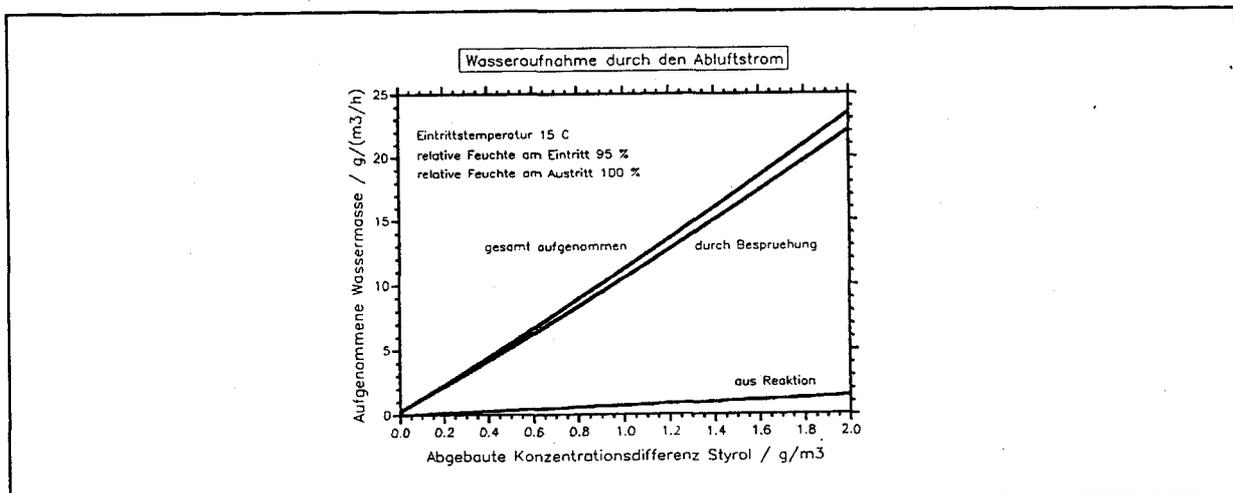
Dabei ist berücksichtigt, daß die relative Feuchte durch die Temperaturzunahme steigt, was einen Wasserbedarf zur Befeuchtung auf 100 % am Austritt des Biofilters nach sich zieht, der wiederum durch das bei der Schadstoffumwandlung gebildete H₂O vermindert wird.

Es wird im Diagramm modellhaft zwischen den beiden Fällen 90 % und 100 % relative Feuchte am Eintritt in den Biofilter unterschieden.

Wesentlicher Unterschied ist die insgesamt niedrigere Austrittstemperatur bei niedriger Eintrittsfeuchte durch die Abkühlung der Abluft bei der Wasseraufnahme. Darüber hinaus zeigt sich bei $\Delta c = 0 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ eine gegenüber der Eintrittstemperatur (15 °C) auf ca. 14 °C reduzierte Austrittstemperatur bei 90 % Eintrittsfeuchte. Erst bei ca. $\Delta c = 100 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ abgebautem Styrol sind Ein- und Austrittstemperatur gleich. Darüber hinaus ist eine gegenüber der Eintrittstemperatur höhere Austrittstemperatur zu vermerken.

Die Abb. 4 zeigt die Auswirkung des Energiehaushalts auf den über die Vorbefeuchtung hinausgehenden Wasserbedarf des Biofilters durch zusätzliche Besprühung.

Abb. 4: Wasserbedarf des Biofilters in Abhängigkeit der abgebauten Konzentrationsdifferenz Styrol



In Abb. 4 wird zwischen der bei der Reaktion gebildeten Wassermenge, die vom Luftstrom aufgenommen wird, der bei der Besprühung erforderlichen Wassermenge und der gesamt vom Luftstrom aufgenommenen Wassermenge unterschieden.

Wesentlich ist in Abb. 4 die Tatsache, daß bereits bei vergleichsweise niedrigen abgebauten Schadstoffkonzentrationen erhebliche Wassermengen zur Befeuchtung des Biofilters aufgesprüht werden müssen. Dabei spielt das beim Schadstoffabbau gebildete Wasser eine eher untergeordnete Rolle.

Wird dieser Wasserbedarf vernachlässigt, so resultiert daraus unweigerlich des Austrocknen des Biofilters. Wie erste Messungen gezeigt haben, ist diese Stoffmengen- und Energiebilanzierung ein geeignetes Mittel, die für die Befeuchtung des Biofilters erforderliche Wassermenge vorherzubestimmen.

5 DAS SYNERGIEFILTERKONZEPT

Verfahrenstechnisch gesehen ist der Biofilter ein Reaktor zur biochemischen Oxidation von unerwünschten Schad- und/oder Geruchs-Stoffen.

Bei den von uns konzipierten Anlagen wird prinzipiell zwischen solchen Anwendungsfällen unterschieden, bei denen die zu reinigende Abluft mit organischen Kohlenwasserstoffen verunreinigt ist, und solchen, bei denen Geruchsstoffe aus der Abluft abzubauen sind.

5.1 Reinigung mit organischen Lösemitteln verunreinigter Abluft

5.1.1 Betriebsweise bei Konzentrationsschwankungen

Eine Eigenart praktisch aller Biofilter und auch einer Vielzahl anderer biologischer Abgasreinigungssysteme ist die, daß sie nahezu keine Speicherkapazität gegenüber Schadstoffkonzentrationsspitzen aufweisen, wie sie bei einer Vielzahl industrieller Produktionsprozesse auftreten. Selbst kurzzeitig auftretende Konzentrationsspitzen schlagen mehr oder weniger ungefiltert durch das System durch und finden sich im "Reingas" wieder.

Aus diesem Grund reicht es üblicherweise nicht aus, solche Systeme auf einen mittleren Schadstoffmassenstrom hin auszulegen, sondern es sind bei der Auslegung die maximal auftretenden Konzentrationsspitzen zugrunde zu legen.

Bereits daraus resultiert eine Überdimensionierung des Biofilters gegenüber dem mittleren Schadstoffmassenstrom, die sich wesentlich in den Betriebskosten niederschlägt.

5.1.2 Betriebsweise bei nicht kontinuierlicher Produktion

Ein weiterer Grund für eine Überdimensionierung eines Biofilters kann in der Produktionszeit des vorgeschalteten Prozesses, aus dem das zu reinigende Abgas stammt, begründet sein.

Zur Verdeutlichung sein einmal ein Produktionsprozeß zugrunde gelegt, der 8 h/d und an 5 d/w arbeitet und dabei Schadstoffe im Abgas in konstanter Konzentration liefert. Ein konventionelles Biofiltersystem muß die in dem Abgas aus dem Produktionsprozeß anfallenden Schadstoffe innerhalb dieser 40 h auf den maximal zulässigen Reingaswert abbauen. Während der verbleibenden 128 h wird der Biofilter nicht mit Schadstoffen beaufschlagt und die Mikroorganismen werden nicht mit Nahrung versorgt.

Durch Zwischenspeicherung eines Teils der Schadstoffe, die ja für die Mikroorganismen Nahrung darstellen, gelingt es, die Mikroorganismen kontinuierlich mit Nahrung zu versorgen; die Arbeitszeit der Mikroorganismen wird dabei von 40 h auf 168 h ausgedehnt. Daraus

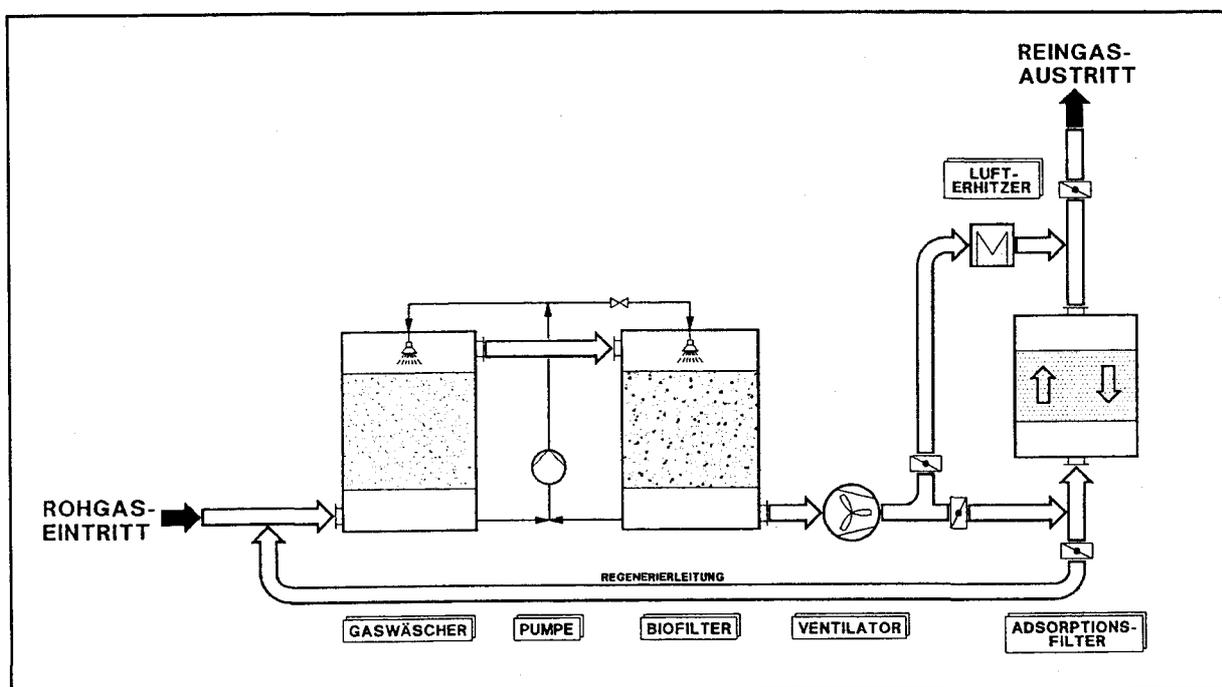
resultiert, gleichbleibende Abbauraten vorausgesetzt, daß nur ca. 24 % Abbauleistung erforderlich ist, bzw. der Biofilter also lediglich ca. ein Viertel der Größe eines konventionellen Biofilters haben muß.

5.1.3 Synergiefiltersystem mit Adsorber

Biofilter und auch die anderen Konzepte zur Biologischen Abgasreinigung, die als Maßnahme zur Reinigung des Abgases eingesetzt werden, können den einzuhaltenden Reingaswert betreffend insbesondere bei Abgasen mit Konzentrationsspitzen nur bei entsprechend großer Überdimensionierung sicher arbeiten (Kosten für Investitionen und Filtermasseaustausch).

Für solche Fälle wurde Kombination aus einem Biofilter und einem nachgeschalteten Adsorber (Synergiefilter) entwickelt (Abb. 5).

Abb. 5: Biofilter mit nachgeschaltetem Adsorber (Synergiefilter)



Innerhalb dieses Konzepts arbeitet der Biofilter weniger als Maßnahme zur Reinigung des Abgases, sondern lediglich als Reaktor zum biochemisch oxidativen Abbau von Schadstoffen. Für die Einhaltung des eigentlichen Reingaswertes ist die zweite Stufe des Synergiefilters, der dem Biofilter nachgeschaltete Adsorber, verantwortlich.

Seine Aufgabe ist die Zurückhaltung aller Schadstoffe, die das Biofilter unabgebaut passieren und einen unzulässig hohen Reingaswert verursachen würden.

Da der Adsorber nur eine endliche Speicherkapazität gegenüber Schadstoffen aufweist, muß er entsprechend dem Schadstoffanfall regeneriert werden. Diese Regeneration erfolgt üblicherweise außerhalb der Produktionszeiten. Die bei der Regeneration mit einem kleinen, in einem Heizregister erwärmten Luftstrom desorbierten Schadstoffe werden über eine Bypassleitung dem Biofilter wieder zugeführt und dort abgebaut. Die im Biofilter gereinigte Luft wird dann wieder für die Regeneration des Adsorbers verwendet.

Da das Regenerationsgas während dieser Zeit in einem geschlossenen Kreislauf geführt wird, werden während der Zeit der Regeneration keine Schadstoffe an die Umgebung emittiert; der Biofilter wird nun kontinuierlich mit Schadstoffen versorgt.

Innerhalb dieses Konzepts wird das Biofilter derart dimensioniert, daß er die während der Produktionszeit (z. B. 40 h/w) in der zu reinigenden Abluft anfallenden Schadstoffe während des gesamten zur Verfügung stehenden Zeitraums (z. B. 168 h/w) abbaut, während der Adsorber die innerhalb der Produktionszeit nicht abgebauten Schadstoffe zwischenspeichert und so den einzuhaltenden Reingaswert sicherstellt. Entsprechend klein fällt der Biofilter aus.

Das Gesamtsystem wird lediglich auf die mittlere Schadstoffkonzentration im Abluftstrom ausgelegt. Das Auftreten von Schadstoffen in Konzentrationsspitzen ist problemlos, da die durch den Biofilter durchschlagenden Schadstoffspitzen vom Adsorber sicher aufgefangen werden. Bei entsprechender Dimensionierung des Adsorbers kann ein praktisch vollkommen schadstofffreies Reingas erreicht werden.

Biochemisch sehr schlecht abbaubare Substanzen (z. B. bestimmte Chlorkohlenwasserstoffe) können sich im System anreichern und in regelmäßigen Abständen (z. B. in wöchentlichem Abstand) mittels Kondensation aus dem Desorptionsgas ausgeschleust werden.

5.1.4 Weiterentwicklungen

5.1.4.1 Theoretische Betrachtung zur Reaktionskinetik

Allgemein kann die biochemische Oxidation von Schadstoffen mit der Gleichung

$$\frac{dc}{dt} = -k \cdot c^n$$

beschrieben werden, worin n die Ordnung der Reaktion ist.

Für eine Reaktion nullter Ordnung gilt für die Konzentration in Abhängigkeit von der Verweilzeit $c(t)$

$$c(t) = c_0 - k \cdot t$$

sowie für die Abbaurate R der Zusammenhang

$$R(t) = \text{const.}$$

c_0 sei darin die Anfangs- oder Eintrittskonzentration, t die Zeit und k eine Reaktionskonstante.

Hinweise aus der Literatur und auch eigene Untersuchungen bestätigen, daß eine Vielzahl von Lösemitteln in Biofiltern nach einer Reaktion erster Ordnung abgebaut werden. Der Verlauf der Konzentration im Biofilter läßt sich dann mit der Beziehung

$$c(t) = c_0 \cdot \exp[-k \cdot t]$$

sowie die Abbaurate mit der Beziehung

$$R(t) = c_0 \cdot \frac{1 - \exp[-k \cdot t]}{t}$$

beschreiben. Für einen Biofilter mit festliegenden Verhältnissen für Geometrie und Strömungsgeschwindigkeit wird daraus für die Konzentration

$$c(t) = c_0 \cdot k$$

sowie für die Abbaurate

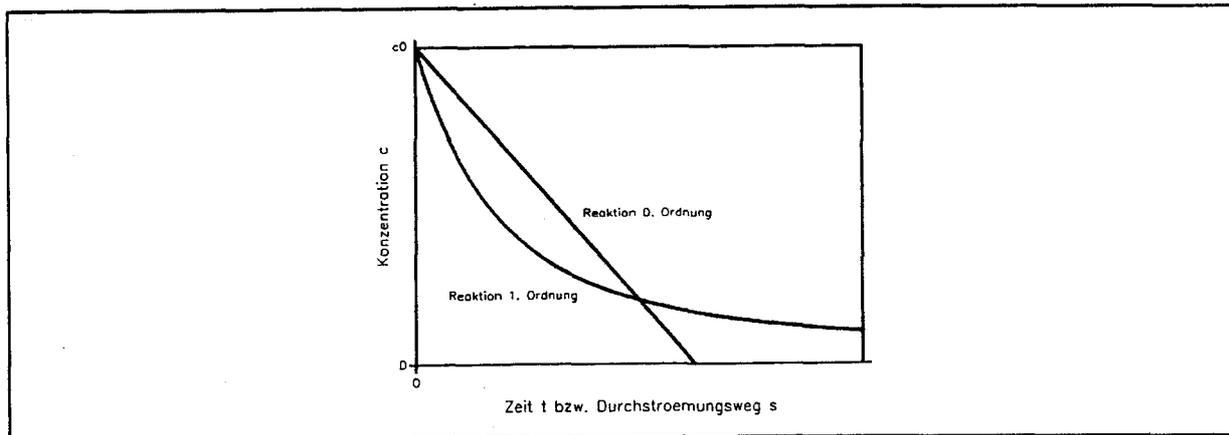
$$R(t) = c_0 \cdot k$$

Dem ist zu entnehmen, daß bei Lösemitteln, die nach einer Reaktion erster Ordnung abgebaut werden, eine der Konzentration proportionale Steigerung der Abbaurrate eintritt.

Diese Zusammenhänge sind in den Abb. 6-8 skizziert.

Wird bei Schadstoffen, die nach einer Reaktion 0. Ordnung abgebaut werden, bei geeigneter Durchströmungslänge theoretisch eine Austrittskonzentration $0 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ erreicht (Abb. 6), so ist dies bei einer Reaktion 1. Ordnung theoretisch erst nach unendlich langer Zeit der Fall.

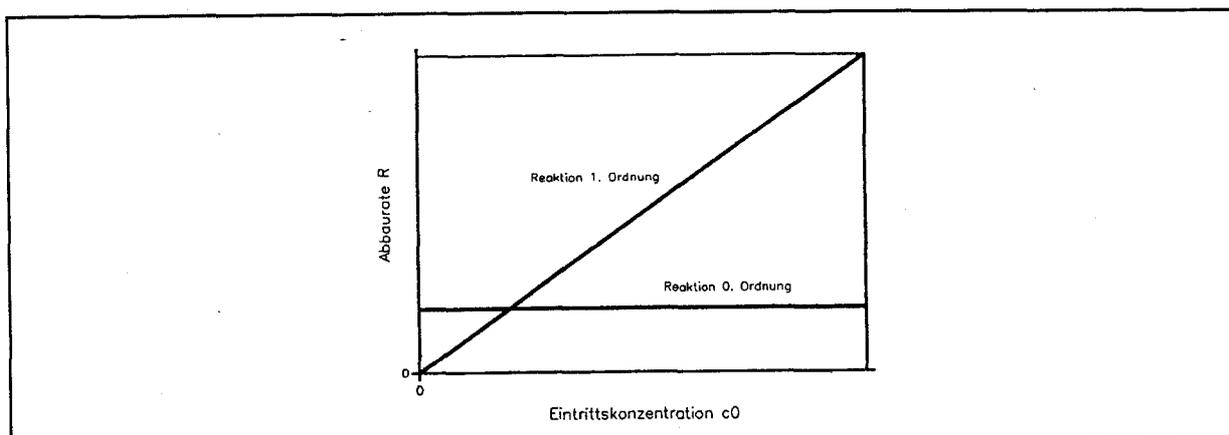
Abb. 6: Abhängigkeit des Konzentrationsabbaus im Biofilter von der Reaktionsordnung



Wird die Schadstoffkonzentration bei einer Reaktion 0. Ordnung linear abgebaut, so sinkt sie bei einer Reaktion 1. Ordnung entsprechend des exponentiellen Zusammenhang im ersten Biofilterabschnitt wesentlich schneller als im hinteren Teil der Durchströmung.

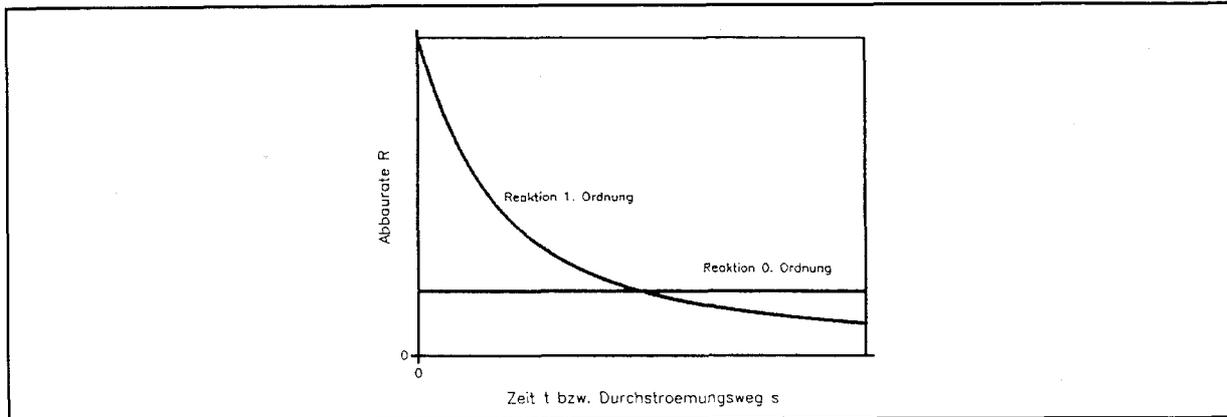
Die Abbaurrate in Abhängigkeit von der Eintrittskonzentration ist bei einer Reaktion 0. Ordnung konstant, steigt hingegen bei einer Reaktion 1. Ordnung linear mit der Eintrittskonzentration (Abb. 7).

Abb. 7: Abhängigkeit der Abbaurrate von der Eintrittskonzentration bei unterschiedlichen Reaktionsordnungen



Weiterhin ergibt sich eine konstante Abbaurrate über den Durchströmungsweg bei einem Abbau nach einer Reaktion 0. Ordnung, während bei einer Reaktion 1. Ordnung die Abbaurrate im vorderen Durchströmungsbereich des Biofilters am größten ist (Abb. 8).

Abb. 8: Abhängigkeit des Verlaufs der Abbaurrate im Biofilter von der Reaktionsordnung



5.1.4.2 Einfluß und Bedeutung für das Biofilterdesign

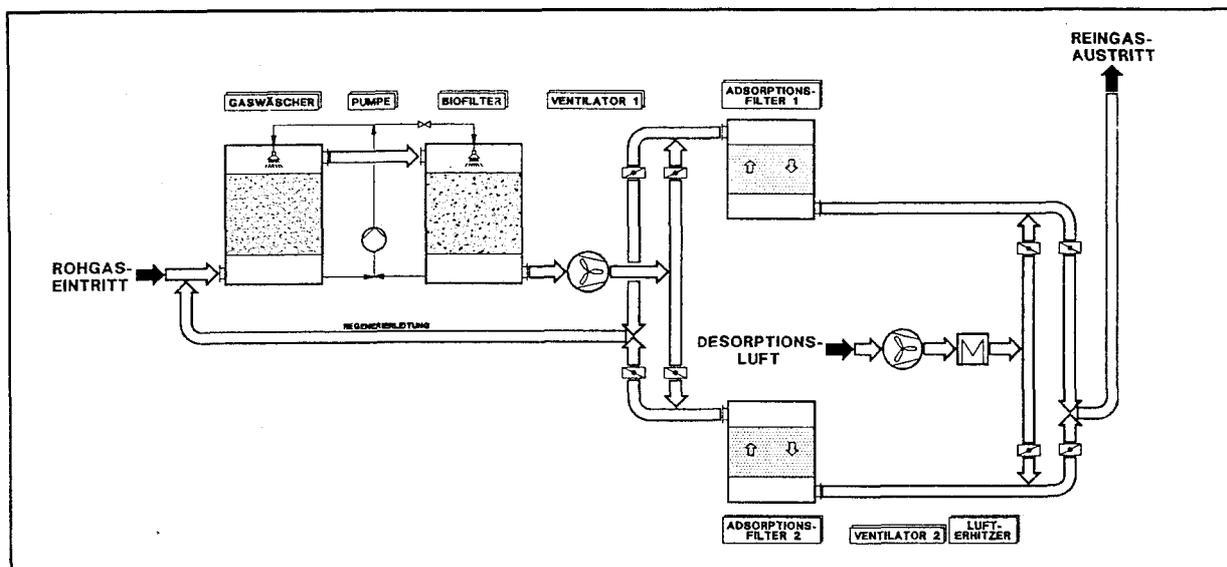
Die vorstehenden theoretischen Betrachtungen zeigen wesentlich, daß bei Schadstoffen, die nach einer Reaktion 1. Ordnung abgebaut werden, der Schadstoffabbau hauptsächlich im vorderen Bereich des Biofilters erfolgt, während wegen der exponentiellen Zusammenhänge der hintere Biofilterteil in Bezug auf den Gesamtumsatz keinen wesentlichen Anteil mehr hat.

Im Rahmen des Synergiefilterkonzepts bedeutet dies, daß der Biofilter möglichst "kurz" ausgeführt wird, also in einem Bereich mit hohen Abbauraten arbeitet; nicht abgebaute Schadstoffe werden im nachgeschalteten Adsorber adsorbiert und während dessen Regeneration wieder in den Abluftstrom vor dem Gaswäscher rückgeführt, wodurch eine hohe Eintrittskonzentration in den Biofilter erreicht wird (Abb. 9).

Die Folge ist ein vergleichsweise kleiner Biofilter als Reaktor zur biochemischen Oxidation von Schadstoffen, der wegen der hohen Eintrittskonzentrationen mit entsprechend hohen Abbauraten und somit sehr effektiv arbeitet.

Die Reingaskonzentration wird bei diesem Konzept durch die Dimensionierung der Adsorber definiert. Dabei können dem Biofilter zwei parallel verschaltete Adsorber nachgeordnet sein, die abwechseln adsorbieren bzw. desorbiert werden. Dadurch wird, auf den Gesamtprozeß bezogen, ein quasi kontinuierlicher Betrieb erreicht.

Abb. 9: Synergiefilter mit zwei nachgeschalteten Adsorbern für den kontinuierlichen Betrieb



5.2 Reinigung mit Geruchsstoffen verunreinigter Abluft

5.2.1 Problemstellung

Im Zusammenhang mit der Geruchsbelastung auf Kläranlagen können beispielsweise folgende Geruchs-/Schadstoffe auftreten:

- Aldehyde
- aliphatische Kohlenwasserstoffe
- aromatische Kohlenwasserstoffe
- sauerstoffhaltige Verbindungen
- schwefelhaltige Verbindungen (Thioalkohole)
- stickstoffhaltige Verbindungen (Amine, Indole, Skatole)
- Halogen-Kohlenwasserstoffe
- Schwefelwasserstoff H_2S
- Ammoniak NH_3

Von den aufgeführten Schadstoffen sind die Aldehyde sowie die schwefelhaltigen Verbindungen Mercaptane und die stickstoffhaltigen Verbindungen Indole und Skatole für Geruchsminderung besonders problematisch, da die Geruchsschwellenwerte für solche Stoffe äußerst niedrig liegen.

Diese Schadstoffe treten bei Kläranlagen in Konzentrationen bis zu 25000 GE/m^3_N auf, wobei je nach Anforderung unterschiedlich niedrige Reingaskonzentrationen einzuhalten sind. Sie liegen üblicherweise in einem Bereich zwischen 100 und 1000 GE/m^3_N .

Dabei können heute Reingaskonzentrationen unter 100 GE/m^3_N eingehalten werden, unter der Einschränkung, daß bei der olfaktometrischen Schadstoffkonzentrationsbestimmung nicht mit synthetischer Luft gearbeitet wird und das Probandenteam feststellt, ob noch ein unangenehmer Geruch wahrnehmbar ist.

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, daß Biofilter nach längerem Betrieb einen Eigengeruch meist im Bereich 200 bis 500 GE/m^3_N entwickeln, der allerdings mit dem abzureinigenden Schadstoffgeruch bei funktionierender Anlage keine Gemeinsamkeit mehr hat.

5.2.2 Problemlösung

Erfahrungen sowohl aus Betriebsanlagen und auch aus zahlreichen Versuchen bestätigen, daß Abgasströme, die mit solchen Schadstoffen belastet sind, nicht mit vertretbarem Aufwand auf hinreichend tiefe Reingaswerte gereinigt werden können, wenn entweder nur chemische Wäscher – dies gilt auch für mehrstufige Ausführungen – oder nur Biofilter zur Abgasreinigung herangezogen werden.

So wurde beispielsweise von einigen Herstellern in einem nächsten Schritt die Chemiesorption mit der nachgeschalteten Biofiltertechnologie verknüpft.

Mit diesem Schritt wurden zwar ein Teil bislang aufgetretener Restprobleme gelöst, jedoch blieben dabei noch folgende Probleme bestehen:

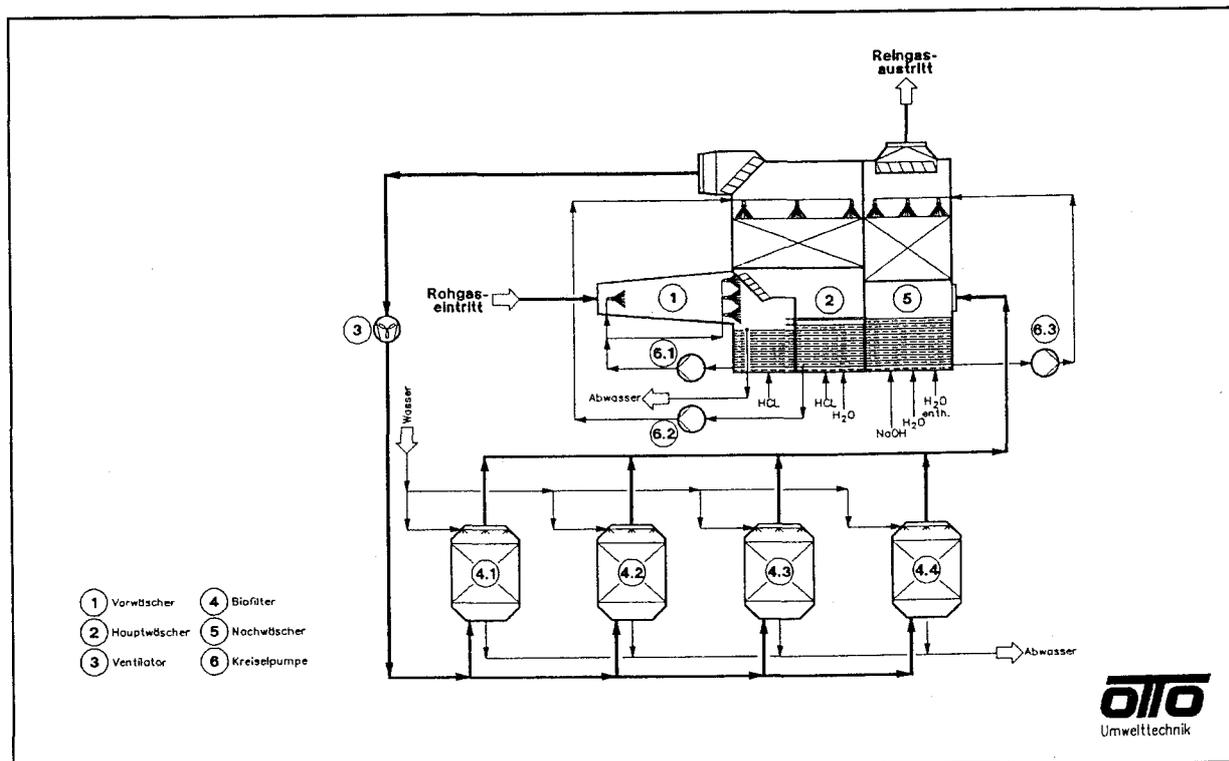
- weiterhin Verbrauch großer Mengen an Chemikalien,
- Gefahr einer Störung der nachgeschalteten Biologie durch eine stark oxidierende Wäsche.

Zusammenfassend wurde auf der Basis dieser Erkenntnisse in unserem Hause eine Technik zur Abgasreinigung entwickelt, bei der die Vorteile der beiden Abgasreinigungssysteme Biofilter und naßchemische Reinigungsstufe optimal kombiniert sind. Durch diese Maßnahme wird eine sichere Einhaltung der geforderten Reingaswerte gewährleistet, die auch in der Umgebung der Anlage keine Belästigungen durch Geruchsstoffe verursacht.

Der nachgeschaltete Naßwäscher erfüllt in diesem Konzept neben der Beseitigung letzter stinkender Abgasbestandteile als weitere Funktionen die oxidative Beseitigung des Eigengeruchs des Biofilters.

Am Beispiel einer ausgeführten Anlage zur Abgasreinigung auf der Kläranlage in Lausanne sei das Verfahrensprinzip erläutert (Abb. 10).

Abb. 10: Verfahrensschema der Abluftreinigungsanlage auf der Kläranlage Lausanne (Schweiz)



Durch diese Kombination von Biofilter und nachgeschaltetem Gaswäscher werden folgende Maßnahmen erreicht:

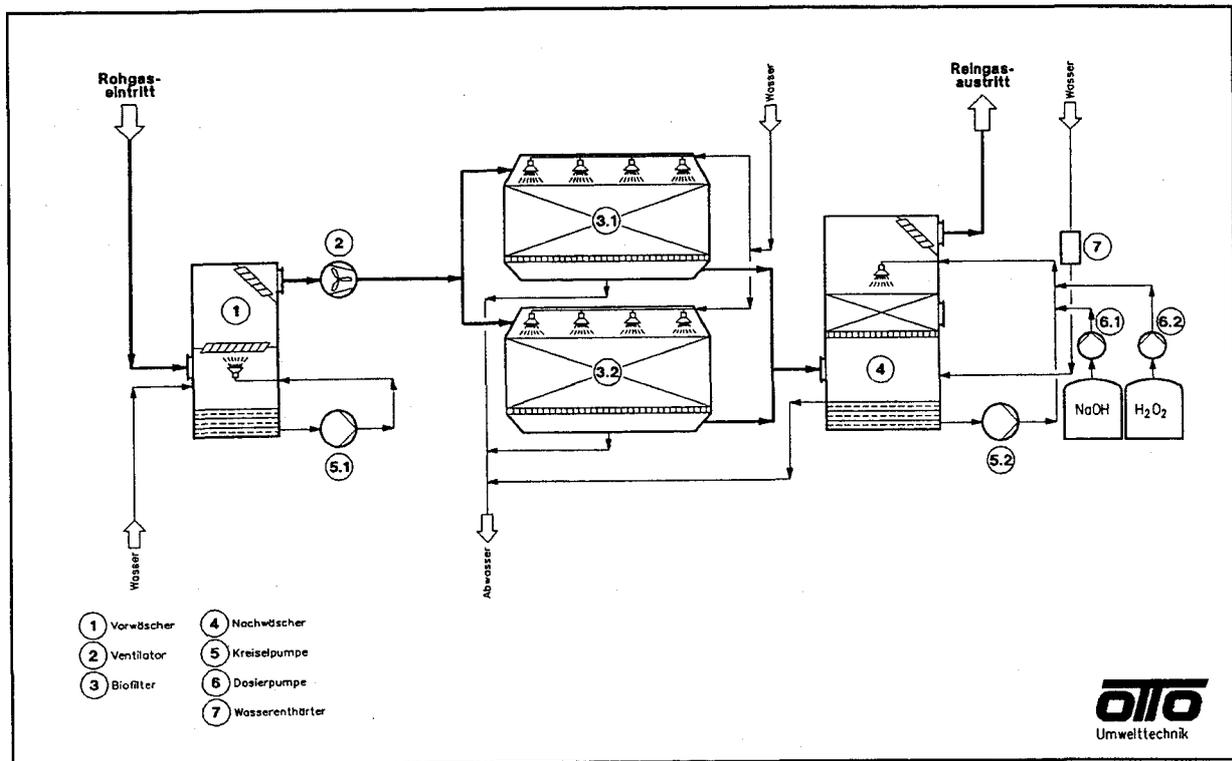
- minimaler Chemikalienverbrauch durch bevorzugte Umsetzung der Schadstoffe durch Mikroorganismen im Biofilter mittels Luftsauerstoff (und nicht durch Chemikalien);
- weitgehende Beseitigung des Biofiltereigengeruchs;
- minimaler Verbrauch an enthärtetem Wasser in dem im alkalischen pH-Bereich arbeitenden Nachwäscher.

Dabei werden vom Biofilter hauptsächlich die C-Verbindungen, jedoch auch teilweise S-Verbindungen und N-Verbindungen abgebaut.

5.2.3 Weiterentwicklungen

Nun liefert die vorgestellte Anlage zwar sehr gute Ergebnisse, doch wurde diese Anlage bereits vor mehr als drei Jahren konzipiert und entsprach dem damaligen Stand der Technik in unserem Hause; zwischenzeitlich hat sich jedoch in der Entwicklung einiges getan, worauf nachfolgend am Beispiel des Verfahrensschemas einer neuen geplanten Abluftreinigungsanlage für eine Kläranlage eingegangen wird (Abb. 11).

Abb. 11: Weiterentwicklung zur Reinigung mit Geruchsstoffen beladener Abluft



Eine Konsequenz aus diesen Erkenntnissen ist die robustere und kleinere Ausführung des Vorwäschers zur Befeuchtung und Staubabscheidung, der durch eine (obere) Opferschicht im Biofilter ergänzt werden soll.

Weiterhin wird die chemisorptive Behandlung nun vollständig hinter dem Biofilter installiert; es wird also zum Abbau der Schadstoffe wesentlich der preiswerte und umweltfreundliche Luftsauerstoff als Oxidationsmedium in einem biochemischen Reaktor und nicht Sauerstoff aus teuren Chemikalien eingesetzt. Im Biofilter sich anreichende Abbauprodukte werden durch diskontinuierliches Besprühen mit Wasser ausgespült.

In der Nachbehandlung kann auf Wäscher mit kontinuierlicher Kreislaufberieselung verzichtet werden. Als Kontaktflächen werden in dieser Nachbehandlungsstufe Schichten körnigen hydrophilen Materials eingesetzt, die regelmäßig, jedoch diskontinuierlich in periodisch einstellbaren Abständen mit der jeweiligen chemikalienhaltigen Flüssigkeit bedüst werden. Dadurch werden einerseits der Aufwand an Energie für die sonst erforderliche permanente Flüssigkeitsumwälzung in Wäschern und andererseits, was von wesentlichem Vorteil ist, der Chemikalieneinsatz minimiert.

Für erhöhte Anforderungen (im Schema nicht dargestellt) kann die Nachbehandlung in folgenden Schritten (mehrstufiges System) erfolgen:

- eine saure Schicht (Auswaschung von Ammoniak und Aminen),
- eine alkalische oxidierende Schicht (Auswaschung der Schwefelverbindungen, Oxidation von z. B. H_2S bis zu Na_2SO_4 und Sterilisation),
- eine Schicht zur Zerstörung überschüssigen Oxidationsmittels durch Natriumhydrogensulfit (NaHSO_3).

Diese letzte Nachbehandlungsstufe beseitigt auch noch in der Abluft enthaltene Spuren von Aldehyden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Anhand der Problematik konventioneller biologischer Abluftreinigungssysteme werden praxiserprobte Lösungen mittels der Synergiefiltertechnologie der Firma OTTO GmbH & Co. KG Geschäftsbereich Umwelttechnik aufgezeigt.

Der Biofilter ist ein im absteigenden Gleichstrom von Abluft und Befeuchtungsflüssigkeit durchströmter Bioreaktor. Die für die Schadstoffoxidation erforderlichen Mikroorganismen siedeln in und auf einem weitgehend inerten Biosorbens mit Aktivkohlebeschichtung mit Zumischung begrenzter Mengen organischer Komponenten. Neben verfahrenstechnischen Vorteilen sind mit diesem Biosorbens sehr hohe Standzeiten erreichbar.

Für den Fall der Reinigung mit Lösemitteln verunreinigter Abluft wird als Synergiefilter eine Kombination aus Biofilter und nachgeschalteter Adsorberstufe eingesetzt. Dadurch werden die Dimensionen des Biofilters deutlich reduziert. Darüber hinaus wird bei entsprechender Auslegung des nachgeschalteten Adsorbers, der in regelmäßigen Abständen innerhalb eines Kreislaufs über das Biofilter regeneriert wird, ein praktisch beliebig niedriger Reingaswert erreicht. Das System wird lediglich auf eine mittlere Schadstoffkonzentration ausgelegt und ist dennoch unempfindlich gegenüber in der Abluft auftretenden zeitlichen Konzentrationspitzen. Durch rein verfahrenstechnische Maßnahmen kann eine Steigerung der Abbaurrate im Biofilter und somit eine weitere Volumenreduzierung des Biofilters erreicht werden.

Geruchsstoffe werden mittels eines Synergiefilters aus einer Kombination eines Biofilters mit nachgeschalteter naßchemischer Nachbehandlung aus Abluftströmen beseitigt. In diesem Fall wird ein Großteil der Schadstoffe zunächst bei hoher Konzentration mittels Luftsauerstoff im Biofilter abgebaut, woraus ein niedriger Chemikalienverbrauch zum Abbau der verbliebenen Schadstoffe in der naßchemischen Nachbehandlung resultiert. Diese Nachbehandlungstufe ist nicht als konventioneller Wäscher mit großem kontinuierlich umgepumptem Flüssigkeitsstrom, sondern als regelmäßig, aber diskontinuierlich mit geringen Mengen an Chemikalien befeuchteter Stofftaucher und Reaktor mit porösen Füllkörpern bei niedrigen Investitions- und Betriebskosten sowie minimalem Verbrauch an Chemikalien gestaltet.

DISKUSSION ZUM VORTRAG

Frage: Die Aktivkohle kann bei Regenerationsprozessen Glimmnester bilden. Damit haben Sie, wie in Ihrer Anlage, eine Zündquelle. Das ist in einfachen Biofilteranlagen nicht der Fall bzw. leichter zu beheben. Da Ihre Anordnung offensichtlich darauf ausgelegt ist größere Lasten und Spitzen zu verarbeiten, haben Sie möglicherweise in manchen Situationen sowohl ein zündfähiges Gemisch als auch eine Zündquelle. Wie begegnen Sie dieser Sicherheitsfrage?

Antwort: Eigene Erfahrungen haben wir mit dieser Problematik noch nicht gemacht, da wir bisher nur Konzentrationen im Bereich von unter 10 g untersucht haben. Ich könnte mir vorstellen diesen Problemen damit zu begegnen, daß man keine reaktionsfähigen Adsorbentien wie Zeolithe einsetzt. Mir ist nicht bekannt, daß es dabei jemals zu einem Brand in einem Adsorber, der mit diesem Adsorbens gefüllt war, gekommen ist. Man müßte aber dafür zusätzliche Investitionskosten aufbringen, da die sogenannten weißen Adsorbentien erheblich teurer sind als die Aktivkohle.

Anmerkung: Während der 2jährigen Versuchsphase der GFK-Herstellung ist eine Aktivkohlereinigungsanlage eines Mitbewerbers vollständig verbrannt. Speziell bei Verwendung von Styrol ist die Brandgefahr sehr groß.

Frage: Ich habe von Versuchen an einem Universitätsinstitut gehört, dort wurde Styrol in einem Biofilter gefahren. Styrol wurde nicht vollständig abgebaut. Ein Teil des Styrols hat im Biofilter polymerisiert. Haben Sie auch schon solche Beobachtungen gemacht?

Antwort: Nein.

ANHANG



Österreichische Gesellschaft für Biotechnologie, Sektion West
Institut für Mikrobiologie der Universität Innsbruck
Umweltbundesamt, Wien

ABLUF TREINIGUNG
Theorie und Praxis
biologischer und alternativer Technologien

23.-25. November 1994

Kongreßzentrum Igls
Eugenstraße 2
A-6080 Innsbruck-Igls

Ziel der Tagung

Abluftreinigungssysteme werden zur Elimination von Schadstoffen aus Luftströmen eingesetzt. Die ständig steigenden Anforderungen und behördlichen Auflagen bedingen zunehmend den Einsatz effizienter Anlagen. Einem großen Spektrum von Anwendungsfällen steht eine Vielzahl unterschiedlicher physikalischer, chemischer oder biotechnischer Verfahren gegenüber.

Im Rahmen dieser Tagung präsentieren und diskutieren führende Firmen aktuelle Abluftreinigungssysteme. Wissenschaftliche Grundlagen und Rahmenbedingungen werden von Experten erläutert. Die rechtliche und öffentliche Situation der Abluftreinigung in Deutschland, Österreich und der Schweiz wird von Vertretern der Behörden vorgestellt.

Die Tagung soll ein Informations- und Diskussionsforum für potentielle Anwender, Behörden, Betreiber und Hersteller von Technologien und Anlagen darstellen. Eine begleitende Firmenausstellung im Kongreßgebäude soll das Tagungsprogramm ergänzen.

Veranstalter

Österreichische Gesellschaft für Biotechnologie, Sektion West

Institut für Mikrobiologie der Universität Innsbruck

Umweltbundesamt, Wien

Förderer

Bundesministerium für Umwelt, Wien (A)

Kessler + Luch GmbH Umwelttechnik, Gießen (D)

Tagungsprogramm

23. November 1994

- 8.30 Öffnung des Tagungsbüros im Kongreßzentrum
- 9.30 Prof. Dr. F. SCHINNER
Österreichische Gesellschaft für Biotechnologie, Innsbruck (A):
Begrüßung
- 9.40 Dipl.-Ing. M. SCHNEIDER
Umweltbundesamt, Wien (A):
Biologische Abluftreinigung aus der Sicht des Umweltbundesamtes
- 9.50 Prof. Dr. K. KIRCHNER
DECHEMA, Karl-Winnacker-Institut, Frankfurt a. M. (D):
Biologische Abluftreinigung: Anwendungsbeispiele, reaktions- und verfahrenstechnische Grundlagen
- 10.50 Dr. D. PETTAUER
Bundesministerium für Umwelt, Wien (A):
Biologische Abluftreinigung in Österreich
- 11.30 Ministerialrat Dr. H. LUDWIG
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn (D):
Rechtliche Situation der Zulassung von Anlagen zur biologischen Abluftreinigung in Deutschland
- 12.10 Mittagessen im Kongreßzentrum
- 13.30 FH-Ing. P. MATTI
Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit, Abteilung Umweltschutz, Bern (CH):
Biologische Abluftreinigung in der Schweiz – Beurteilung und Vollzugsvorgehen bei Geruchsimmissionen nach biologischer Abluftreinigung
- 14.10 Dipl.-Ing. P. BERNT
Kessler + Luch GmbH Umwelttechnik, Gießen (D):
Biofilterbauarten – angepaßt an die Standortbedingungen (mobile Bauweise, Flächenfilter, Etagenfilter)
- 14.45 Dipl.-Biol. R. REITZIG
Institut für Verfahrenstechnik der TU Wien (A):
Vergleich des Abbaus von Ethylacetat in Biofiltern und Tropfkörper-bioreaktoren
- 15.20 Kaffeepause

- 15.50 Univ.-Doz. Dr. A. WINDSPERGER
Forschungsinstitut für Chemie und Umwelt der TU Wien (A):
Verfahrensvarianten bei der Anwendung biologischer Festbettreaktoren
- 16.35 Dipl.-Ing. R. OOSTING
TAUW Milieu bv, Deventer (NL):
Erfahrungen mit einem neuen Rieselbettreaktor
- 17.10 C. van LITH
Clairtech bv, Wondenberg (NL):
Biofiltersystem BIOTON und BIOTRICKLING-Verfahren

24. November 1994

- 9.00 Dr. habil. J. MACKOWIAK
ENVICON, Engineering für Luft und Wassertechnik GmbH, Dinslaken (D): Form-
aldehydabscheidung aus der Abluft in einer Biofilteranlage im technischen Maßstab
- 9.35 Dipl.-Ing. D. JÄGER
C.A.R. Construction and Recycling GmbH, Stade (D):
Biologische Reinigung CKW-kontaminierter Abluft
- 10.15 Dr R. BRONNENMEIER
Linde AG, Höllriegelskreuth (D):
Reinigung von Lacklösemittelhaltiger Abluft mit einem Gitterträger-Biofilter
- 10.50 Kaffeepause
- 11.15 Dipl.-Biol. M. KOTTWITZ
Zander Umwelttechnik GmbH, Nürnberg (D):
Biologische Abluftreinigung mit dem Zander-Tropfkörperverfahren
- 11.50 Dipl.-Biol. S. KNAUF
Kessler + Luch GmbH, Gießen (D):
Kombination von Biofiltern mit anderen Verfahren zur Vorabscheidung
(Chemowäscher, Aktivkohlefilter, Biowäscher)
- 12.25 Mittagessen im Kongreßzentrum
- 14.00 Dr. N. THISEN
Otto GmbH & Co. KG, Weiterstadt (D):
Verfahrenskombination mit Biofiltern zur Abluftreinigung (Synergiefilter)
- 14.35 Dr. S. FETZNER
ROTH GmbH, Oberteuringen (D):
Biologische Abluftreinigung im Biofilter

15.10 Dipl.-Ing. P. SCHÖNDUVE
Institut für Verfahrenstechnik der TU Wien (A):
Erhebung des Ressourcenbedarfs und der Umweltbelastungen von
Abluftreinigungsverfahren

15.45 Kaffeepause

16.15 Dr. H. KRILL
Lurgi Energie und Umwelt GmbH, Frankfurt a. M. (D):
Alternativen der Abluftreinigung

25. November 1994

10.00–12.30 Exkursion 1:
Besichtigung der biologischen Abwasser- und Abluftreinigungsanlagen der
Biochemie GmbH in Kundl

12.30 Mittagessen in Kundl (Einladung der Biochemie GmbH)

14.00–16.00 Exkursion 2:
Besichtigung der Biofilteranlagen (geschlossenes System) der
Tyrolit-Schleifmittelwerke Swarovski KG in Schwaz

TAGUNGSTEILNEHMER

Alter, Dr. Jürgen
LEUNA-WERKE GmbH
Zentralbereich Forschung
Abt. Verfahrenstechnik
Am Haupttor
D-06236 Leuna

Bernt, Dipl.-Ing. Peter
Kessler + Luch GmbH Umwelttechnik
Rathenaustraße 8
D-35394 Gießen

Beutel, Ralf
WEIDNER GmbH
Abt. Umwelttechnik
Sudetenstraße 8
D-85107 Baar-Ebenhausen

Brezansky, Dipl.-Ing. Alfred
Wiener Umwelthanwaltschaft
Meiereistraße 7
A-1020 Wien

Bronnenmeier, Dr. R.
Linde AG
Werksgruppe Verfahrenstechnik
und Anlagenbau
Dr.-Carl-von-Linde-Straße 6-14
D-82049 Höllriegelskreuth

Ditz, Dr. Wilhelm
Magistrat Wels O.Ö.
Abt. ASV
Stadtplatz 55
A-4600 Wels

Ebner, Christian
Universität Innsbruck
Institut für Mikrobiologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck

Fetzner, Dr. Susanne
ROTH GmbH
Wiss. Berater für Mikrobiologie
Raiffeisenstraße 2
D-88094 Oberteuringen

Fiala, Mag. Ingeborg
Bundesministerium für Umwelt
Abt. I/9
Radetzkystraße 2
A-1031 Wien

Fischer, Carsten
Körber AG
Abt. Prozeßentwicklung
Kampchaussee 8-32
D-21033 Hamburg

Fischer, Claus
Air-Cure GmbH
Abt. Verkauf
Am Brunnenweg
D-64584 Biebesheim

Fleischhacker, Dr. Gerhard
CEF-Austria
Mölbling 2
A-9330 Treibach

Friedl, Dr. Anton
Technische Universität Wien
Institut für Verfahrens-,
Brennstoff- und Umwelttechnik
Getreidemarkt 9/159
A-1060 Wien

Fornari, Mirco
Autonome Provinz Bozen – Südtirol
Amt für Luft und Lärm
Abt. 29 Umwelt- und Arbeitsschutz
Cesare-Battisti-Straße 21
I-39100 Bozen

Greil, Dipl.-Ing. Karl-Heinz
Biochemie GmbH
Biotech Produktion
A-6250 Kundl

Griesbach, Dipl.-Ing. Ingo
Schröter GmbH & Co. KG
Abt. Technik und Umweltschutz
Bahnhofstraße 86
D-33829 Borgholzhausen

Hajek, Ing. L.
R E A Recycling und
Energieverwertungsanlagen GmbH
Ortsstraße 24
A-2331 Vösendorf

Hofer, Hermann
Bühler AG
Abt. Umwelttechnik
CH-9240 Uzwil

Hohmann, Stefan
ENVIROTEC Gesellschaft für
Umwelt- und Verfahrenstechnik mbH
Richard-Ruff-Straße 2
D-63594 Hasselroth

Holubar, Dipl.-Ing. Peter
Universität für Bodenkultur
Institut für Angewandte Mikrobiologie
Nußdorfer Lände 11
A-1190 Wien

Huber, Astrid
Universität Innsbruck
Institut für Mikrobiologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck

Jäger, Dipl.-Ing. Detlef
C.A.R. Construction and Recycling GmbH
Rudolf-Diesel-Straße 4
D-21684 Stade

Kahr, Ing. Rudolf
GLK Gesellschaft für Lüftungs-
und Klimatechnik mbH
Umwelt-Techno-Z
A-5503 Mitterberghütten

Kirchner, Prof. Dr. K.
DECHEMA e.V.
Karl-Winnacker-Institut
Theodor-Heuss-Allee 25
D-60386 Frankfurt a.M.

Knauf, Dipl.-Biol. Susanne
Kessler + Luch GmbH Umwelttechnik
Rathenaustraße 8
D-35394 Gießen

Kneubühler, Dr. Werner
ROHNER AG
Abt. Sicherheit/Umwelt/Qualität
Gempenstraße 6
CH-4133 Pratteln

König, Dr. Ursula
Wiener Umwelthanwaltschaft
Meiereistraße 7
A-1020 Wien

Kottwitz, Dipl.-Biol. Max
Zander Umwelt GmbH
Rollnerstraße 111
D-90408 Nürnberg

Krill, Dr. Herbert
Lurgi Energie und Umwelt GmbH
Abt. E-LLV
Lurgiallee 5
D-60295 Frankfurt a. M.

Ludwig, Ministerialrat Herbert
Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit
Referat IG 1/2
Postfach 120629
D-53048 Bonn

Mackowiak, Dr. habil. J.
ENVICON Engineering für
Luft- und Wassertechnik GmbH
Baßfeldstraße 2-4
D-46537 Dinslaken

Margesin, Dr. Rosa
Universität Innsbruck
Institut für Mikrobiologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck

Matti, Ing. Peter
Kantonales Amt für Industrie,
Gewerbe und Arbeit
Abteilung Umweltschutz
Laupenstraße 22
CH-3011 Bern

Mayr, Ing. Bernhard
RAG – Umwelt- und
Brandschadensanierungen GmbH
Quellenstraße 185
A-1100 Wien

Mosor, Dipl.-Ing. Thomas
Magistrat MA 22 Wien
Abt. Umweltschutz
Ebendorfer Straße 4
A-1010 Wien

Neubauer, Ing. Jakob
Amt der O.Ö. Landesregierung
Abt. Umweltschutz
Goethestraße 86
A-4020 Linz

Oosting, Dipl.-Ing. Reinder
Tauw Milieu bv, R & D
Handelskade 11
NL-7400 AC Deventer

Ottenschläger, Helfried
GLK Gesellschaft für Lüftungs-
und Klimatechnik mbH
Umwelt-Techno-Z
A-5503 Mitterberghütten

Pettauer, Dr. Dietmar
Bundesministerium für Umwelt
Sektion II
Unter Donaustraße 11
A-1020 Wien

Pernfuß, Mag. Barbara
Universität Innsbruck
Institut für Mikrobiologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck

Ploder, Dr. Werner
ÖMV AG
Labor für Forschung
Mannswörther Straße 28
A-2320 Schwechat

Rabe, Hanno
Rambergstraße 32
D-30161 Hannover

Rechberger, Ing. Franz
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Fachabteilung V
Alberstraße 1
A-8010 Graz

Reiser, Dipl.-Chem. Martin
Universität Stuttgart
Institut für Siedlungswasserbau
Abt. Biologische Abluftreinigung
Bandtäle 1
D-70569 Stuttgart

Reitzig, Dipl.-Biol. Rüdiger
Technische Universität Wien
Institut für Verfahrens-,
Brennstoff- und Umwelttechnik
Getreidemarkt 9/159
A-1060 Wien

Rieneck, Mag. Wolfram
Universität Innsbruck
Institut für Mikrobiologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck

Roth, Manfred
ROTH GmbH
Geschäftsführer
Raiffeisenstraße 2
D-88094 Oberteuringen

Ruhland, Dr. Kerstin
ÖKOTOX
Institut für Analytische Chemie und
Radiochemie der Universität Innsbruck
Innrain 52a
A-6020 Innsbruck

Sabo, Dr. Franjo
Reinluft Umwelttechnik
Ingenieurgesellschaft mbH
Klopstockstraße 32
D-70193 Stuttgart

Sanin, Peter
Autonome Provinz Bozen – Südtirol
Amt für Luft und Lärm
Abt. 29 Umwelt- und Arbeitsschutz
Cesare-Battisti-Straße 21
I-39100 Bozen

Schinner, Prof. Dr. Franz
Universität Innsbruck
Institut für Mikrobiologie
Technikerstraße 25
A-6020 Innsbruck

Schirrmann, Dr. Jörg
ENVI Verfahrenstechnik
Ingenieurgesellschaft mbH
Brandenburgische Straße 46
D-10707 Berlin

Schneider, Dipl.-Ing. Manfred
Umweltbundesamt
Spittelauer Lände 5
A-1090 Wien

Schöffmann, Ing. Herbert
Roth-Vertriebs-GmbH
Handelsagentur Schöffmann
Dachbergweg 9
A-9330 Althofen

Schönduve, Dipl.-Ing. Philipp
Technische Universität Wien
Institut für Verfahrens-,
Brennstoff- u. Umwelttechnik
Getreidemarkt 9/159
A-1060 Wien

Sottopietra, Dipl.-Ing. Arthur
Umweltinstitut des Landes Vorarlberg
Montfortstraße 4
A-6901 Bregenz

Spaan, Dipl.-Ing. Joseph
Kessler + Luch GmbH
Obere Grauensteinstraße 20
CH-8594 Güttingen

Stimmeder, Dipl.-Ing. Gerhard
Bundesministerium für Umwelt
Sektion II/3
Untere Donaustraße 11
A-1020 Wien

Thißen, Dr. Nikolaus
OTTO GmbH & Co. KG
Bereich Umwelttechnik
Eschenweg 2-4
D-64331 Weiterstadt

Unterpertinger, Dr. Fritz
Bundesministerium für Umwelt
Sektion II, Sektionsleiter
Untere Donaustraße 11
A-1020 Wien

Van Lith, Chris
Clairtech bv
Postfach 65
NL-3930 EB Woudenberg

von Koch, Johannes
WEIDNER GmbH
Abt. Umwelttechnik
Sudetenstraße 8
D-85107 Baar-Ebenhausen

Weidinger, Dr. Marlies
Magistrat Linz
Amt für Umweltschutz
Neues Rathaus
Hauptstraße 1-5
A-4041 Linz

Wellacher, Dipl.-Ing. Martin
Technische Universität Graz
Institut für Abfalltechnologie und Mikrobiologie
Petersgasse 12
A-8010 Graz

Windsperger, Doz. Dr. Andreas
Technische Universität Wien
Forschungsinstitut für Chemie und Umwelt
Getreidemarkt 9/151
A-1060 Wien

Wittorf, Dr. F.
Föhrenkamp 8c
D-31303 Burgdorf

Wolfer, Barbara
Degussa AG
Zweigniederlassung Wolfgang
Abt. VT-BP
Rodenbacher Chaussee 4
D-63403 Hanau

Zimmer, Ing. Helmut
Funder Industrie GmbH
Klagenfurter Straße 87-89
A-9300 St. Veit/Glan

