

**ABLUFTR EINIGUNG BEI DER MECHANISCH-
BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG (MBA)**

Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA)

BE-156

Wien, November 1999

Projektleitung

Isabella Kossina

Autor

Thomas Angerer

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt, Wien, November 1999
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-511-4

Vorwort

Das Umweltbundesamt beschäftigt sich zur Zeit intensiv mit den Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Untersuchungen in Deutschland wie in Österreich haben gezeigt, daß diese Emissionen nicht zu vernachlässigen sind.

Die vorliegende Arbeit basiert auf Literaturrecherchen und auf Ergebnissen von Emissionsmessungen durch das Umweltbundesamt.

Wir bedanken uns bei folgenden Experten, die durch ihre Informationen zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben:

- Heinz Berger (Thöni Industriebetriebe GmbH)
- Carsten Cuhls (ISAH)
- Werner Folk (Mürzverband)
- Manfred Harant (UBA)
- Günter Matousch (SAB)
- Peter Mostbauer
- Uwe Lahl (BZL GmbH)
- Bernhard Raninger (RAB GmbH)
- Eberhard Reil (Fernwärme Wien GmbH)
- Johannes Schedler (CTP GmbH)
- Andreas Windsperger (Institut f. industrielle Ökologie/NÖ Landesakademie)

Zusammenfassung

Die Abluft aus MBA-Anlagen ist durch eine große Bandbreite an Schadstoffen gekennzeichnet, wobei der größte Teil der Schadstofffracht in den ersten 14 Rottetagen emittiert wird. Die derzeit betriebenen MBA-Anlagen sind i. a. nicht mit effizienten Maßnahmen zur Abluftreinigung ausgestattet. So zielt die Abluftreinigung bei der MBA bis heute ausschließlich auf die Minimierung von Geruchsemissionen ab.

Art und Konzentration (oder Fracht) der Schadstoffe in der Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen sind sehr vielfältig und u. a. von folgenden Parametern abhängig:

- Behandelte Abfälle (Zusammensetzung; Restabfall, Klärschlamm, etc.),
- Menge der behandelten Abfälle,
- mechanische Behandlung der Abfälle (Zerkleinerung, Homogenisierung, etc.),
- biologische Behandlung der Abfälle (Rottetechnik: Kapselung, Umhausung, Prozeßtemperatur, Belüftung, Umsetzen der Abfälle, etc.),
- Ablufterfassung, Abluftweiterleitung, Abluftreinigung.

Bei der Bewertung von Abluftemissionen aus der MBA zeichnet sich ab, daß Staub und saure anorganische Komponenten (SO_2 , HCl , HF) unkritisch sind, daß aber auf organische Stoffe und einzelne Schwermetalle ein besonderes Augenmerk zu legen ist. Ammoniak, Methan sowie N_2O und NO sind ebenfalls von Bedeutung (CUHLS, DOEDENS 1998 d).

Eine grobe Darstellung zum Auftreten der Abluftemissionen (relevante Bereiche, etc.) zeigt die Tabelle 1.

Tabelle 1: Abluftemissionen bei der MBA – relevante Bereiche (BILITEWSKI et al. 1997)

Verfahrensschritt	Aggregat/ Verfahrensbereich	Abluftemissionen
Anlieferung	Bunker	Geruch, Staub, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, sonstige Verwehungen
Vorbehandlung	Aufbreitung (Zerkleinerung, Homogenisierung, Siebung, Fe-Abscheidung, etc.)	Geruch, Staub, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, sonstige Verwehungen
aerobe biologische Behandlung (Rotte)	Mieten, Tunnel, Trommel, Container, etc.	Geruch, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, (Staub, sonstige Verwehungen)
anaerobe biologische Behandlung	Reaktor, Entwässerung, Gasmotoren, etc.	organische und anorganische Schadstoffe über Biogas und Biogasverwertung
Konfektionierung	Sieb, diverse Scheider	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen
Abluftreinigung	Abluftfilter/-wäscher	Geruch, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen
Abwasserreinigung (gegebenenfalls)	Auffangbehälter, Kläranlage	Geruch
Abtransport	Ladeaggregate, Straßen, Transportfahrzeuge	Geruch, Staub, Verwehungen

Emissionsmessungen zeigen, daß folgende Schadstoffemissionen bei MBA-Anlagen im Normalbetrieb (Rohgas) aus heutiger Sicht maßgebliche Frachten aufweisen:

- NH₃,
- NO, N₂O,
- Methan,
- Terpene (Limonen, α-Pinen, β-Pinen),
- Ketone (2-Butanon, Aceton),
- Acetate (Ethylacetat),
- Aldehyde (Acetaldehyd),
- Alkane,
- BTEX,
- FCKW (R12 Dichlordifluormethan),
- CKW.
- (N-C-Verbindungen, Schwermetalle)

In Abhängigkeit u. a. vom Durchsatz der Anlage und der Rottetechnik läßt sich die Emissionsfracht bei der MBA an organischen Kohlenstoffverbindungen aus heutiger Sicht auf ca. 0,4 bis 1,5 kg/t_{Abfall} (Rohgas) abschätzen.

Jedenfalls ist eine Ablufferfassung und –reinigung aus der Sicht des Umweltschutzes erforderlich. Entsprechende Regelungen sollten daher erarbeitet werden.

Bei großtechnischen Betriebsanlagen könnten Emissionsdaten auf einen Bezugssauerstoffgehalt in der Abluft normiert werden. Damit wird den verschiedenen Belüftungsvarianten und Luftmengen Rechnung getragen, indem Stoffaufkonzentrierungen durch Umluftführung sowie Stoffverdünnungen durch Überbelüftung berücksichtigt werden (CUHLS et al. 1998 a).

Aus der Sicht des Umweltbundesamtes ist eine Regelung mittels Frachten als auch Konzentrationen am besten geeignet, Verdünnungseffekte zu minimieren.

Gleichzeitig sollten Meßmethoden standardisiert und eine kontinuierliche Emissionsüberwachung festgelegt werden.

Grundsätzlich ist in bezug auf die Emissionsminderung zwischen Primär- und Sekundärmaßnahmen zu unterscheiden (Abb. 1). Im vorliegenden Bericht werden die Sekundärmaßnahmen dargestellt.

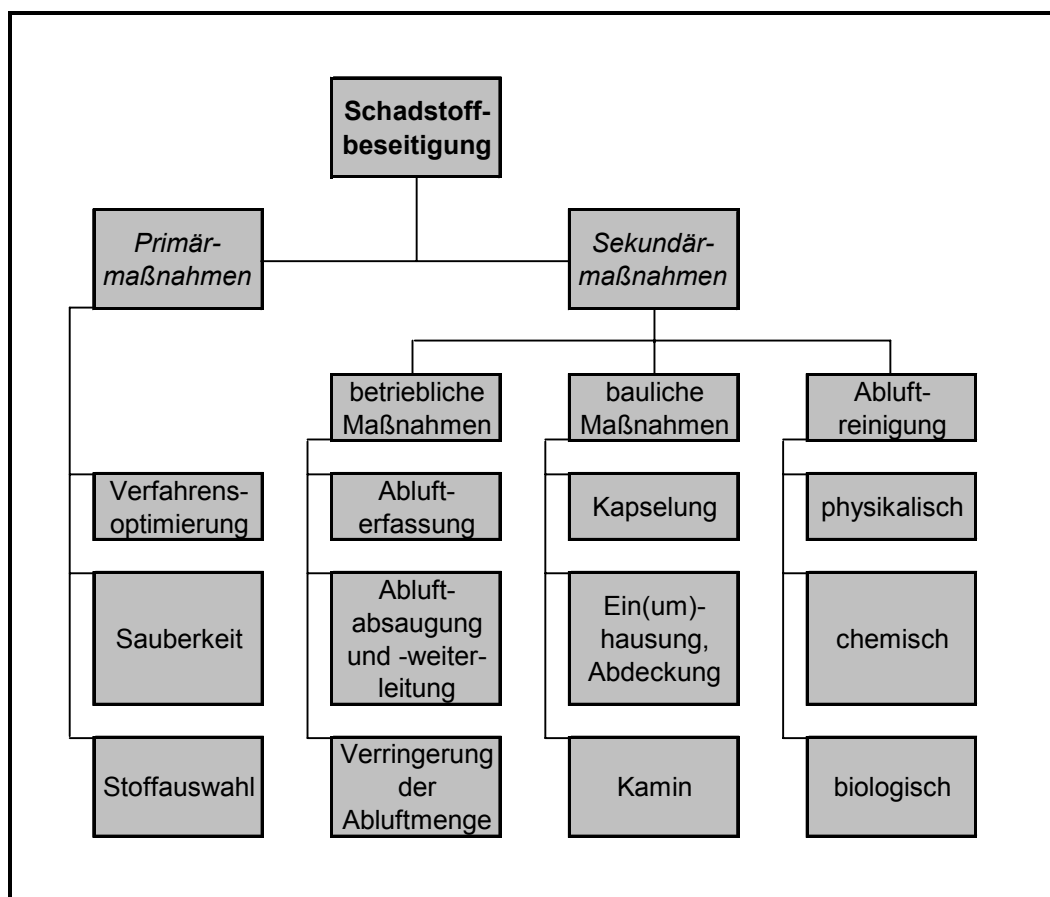


Abbildung 1: Maßnahmen zur Schadstoffbeseitigung (HÜBNER, SCHÖN 1996; graphisch modifiziert)

Die Betriebsanlagen zur MBA verfügen meist über unterschiedliche Rottetechniken (offene, geschlossene Systeme) bzw. Abluffterfassungs- und Weiterleitungssysteme, d. h. über unter-

schiedliche Abluftströme. Somit werden unterschiedliche Maßnahmen für die Nachrüstung von Abluftreinigungsanlagen bei der MBA zur Anwendung kommen.

Die Studie beschreibt die verschiedenen Technologien der Abluftreinigung für die MBA-Abluft, bzw. bei vergleichbaren Verfahren, da eine großtechnische Anwendung bei MBA-Anlagen mangels Vorschriften noch nicht erfolgt.

Folgende Verfahren werden behandelt:

- Biofilter

Im Prinzip werden beim Biofilter die organischen Luftschadstoffe durch Sorptionsprozesse in die wässrige Phase überführt, diffundieren in den Biofilm und werden durch die im Biofilm angesiedelten Mikroorganismen zu CO₂ und H₂O abgebaut.

- Biowäscher

Beim Biowäscherverfahren finden folgende Hauptprozesse bei der Abluftreinigung statt:

- Absorption der Luftschadstoffe in einer Waschflüssigkeit in einem Waschturm o. ä.,
- Regeneration der Waschflüssigkeit in einem Bioreaktor (Belebtschlammbecken, etc.).

Der wesentliche Unterschied zum Biofilter ist, daß beide Teilschritte (Absorption und biologischer Abbau) örtlich voneinander getrennt stattfinden.

- Thermische Nachverbrennung

Das Prinzip der Thermischen Nachverbrennung beruht auf einer Verbrennung von Schadstoffen in der Abluft. Dabei werden organische Schadstoffe in die Verbindungen Wasser und Kohlendioxid überführt.

- Katalytische Nachverbrennung

Das Prinzip der katalytischen Nachverbrennung beruht auf einer Verbrennung von Schadstoffen an einem geeigneten Katalysator, z. B. an einer Edelmetalloberfläche, bei möglichst niedrigen Temperaturen.

- Adsorption

Unter Adsorption versteht man die Anreicherung von anorganischen und/oder organischen gasförmigen Schadstoffen an porösen Feststoffen, die eine große innere Oberfläche besitzen. Die Abscheidung von organischen Molekülen aus der Gasphase beruht entweder auf der Siebwirkung oder auf Anziehungskräften der obersten Molekülschicht der Adsorbentien. Die Adsorbentien sind die eigentlichen Träger des Verfahrens.

- Absorption

Bei der Absorption wird ein Gas von einer Flüssigkeit aufgenommen. In begrenztem Umfang können auch flüssige und feste Substanzen abgeschieden werden.

- Oxidierende Gaswäsche

Bei der oxidierenden Gaswäsche werden der Abluft bei der Naßreinigung gleichzeitig Oxidationsmittel zugesetzt. Auswertungen zeigen, daß oxidierende Gaswäschen zur Lösung spezieller Aufgabenstellungen in mehreren Gewerbe- und Industriezweigen zur Anwendung kommen.

Die Wahl der Abluftreinigungsverfahren ist von verschiedenen Faktoren abhängig, wobei insbesondere die Abluftzusammensetzung und das Abluftmanagement-System zu erwähnen sind.

Grundsätzlich kann man davon ausgehen, daß sich folgende Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen zur Abluftreinigung bei der MBA anbieten:

- Geschlossene Biofilter mit vorgeschaltetem sauren Wäscher
- Thermische Behandlung der Abluft
- Kombinationen Biowäscher – geschlossene Biofilter
- Aktivkohlefilter mit vorgeschaltetem Kondensator nach einem biologischen System
- Mehrstufige chemische (basisch-sauer) Wäscher, inklusive oxidierende Stufe

Die Verfahren zur Abluftreinigung entwickeln sich weiter bzw. werden auch innovative Verfahren derzeit erprobt und entwickelt (z. B. Ozon-, UV-Technologie, nicht-thermische Plasma-Anlagen).

Aus der Sicht des Umweltbundesamtes sollten sowohl für bestehende als auch für neue mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen in Österreich Maßnahmen zur Abluftreinigung festgelegt werden. Es ist daher erforderlich, Regelungen für die Abluftseite der MBA zu erarbeiten.

Im internationalen Vergleich gibt es in Deutschland den Vorschlag (nach dem Entwurf einer Verordnung über anzeigebedürftige Anlagen) den Stand der Technik der erforderlichen Abluftreinigung über die Parameter Gesamtstaub und Gesamtkohlenstoff zu definieren (Tab. 2).

Tabelle 2: Begrenzung der Abluftemissionen nach dem Entwurf einer Verordnung über anzeigebedürftige Anlagen – BimSchV-Entwurf vom 18.02.1998 (CUHLS, DOEDENS 1999)

Parameter	Emissionsgrenzwert	korrespondierender Volumenstrom bei Grenzkonzentration
Gesamtstaub	20 mg/m ³ ab 0,5 kg/h	25.000 m ³ /h
Gesamtkohlenstoff	20 mgC/m ³ bei aerober Stabilisierung von Restabfall ab 0,1 kg/h	5.000 m ³ /h

In Deutschland haben aktuelle Messungen an großtechnischen MBA-Anlagen ergeben, daß Anlagen mit kurzen Intensivrotten (< 1 Woche) mit Abluftreinigungsanlagen (relativ hohe Abscheidegrade) die oben genannte Forderung (Gesamtkohlenwasserstoffe ≤ 20 mg/m³) deutlich überschreiten. Auch mit dem gegenwärtigen Betriebszustand mit Rottezeiten > 2 Wochen und Reinigungsleistungen in bezug auf NMVOC von 40 bis 63 % ist der Grenzwertvorschlag in der Regel nicht einzuhalten. Es könnte jedoch zur differenzierten Bewertung der Gesamt-C-Emissionen bei der MBA statt der Begrenzung des Gesamt-C eine solche als NMVOC erfolgen (CUHLS C., DOEDENS H. 1998 d).

Das Umweltbundesamt in Berlin hat in einem Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung“ seine Anforderungen an die MBA dargestellt, wobei dieser Bericht als Diskussionsgrundlage für die zukünftige Regelung der MBA in Deutschland dient. Unter anderem wurden Anforderungen für die Abluft aus der MBA formuliert (Tabelle 3).

Tabelle 3: Anforderungen an die MBA mit anschließender Ablagerung (UBA-Berlin 1999, Auszug)

Anforderung	Erläuterung
1) Abluft, MBA	
Frachtbegrenzung auf 55 g C/t Abfall	ähnlich geringe luftseitige Emissionsfracht wie bei MVA (17.BimSchV): 55 g C pro Tonne Abfall <u>Messungen bei MBA (mit Biofilter):</u> ca. 300 g C pro Tonne Abfall
Fassung und Behandlung der Abluft aus Nachrotte und aus Umsetzungsvorgängen oder $AT_4 < 20 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ vor Austrag in die Nachrotte	ähnlich geringe luftseitige Emissionsfracht wie bei MVA
Abluft-Kamin	immissionsbezogene Regelung (17. BImSchV, TA Luft)
Abluft-Keimstatus festlegen (Hygiene)	Infektionsschutz, Bebauungsabstand

Das Umweltministerium Schleswig-Holstein hat ein Merkblatt (August 1999) zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung erarbeitet, in dem unter anderem auch die Emissionsbegrenzung behandelt wird. Neben Staub, Emissionen organischer Schadstoffe, etc. werden auch Grenzwerte für Ammoniak ($\leq 10 \text{ mg/m}^3$ im Tagesmittel) und NMVOC ($\leq 20 \text{ mg/m}^3$ im Tagesmittel) formuliert. Die emittierte Kohlenstofffracht (ohne Methan) wird mit 0,5 kg C/Mg verarbeitetem Restabfall begrenzt.

Das sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft hat eine „Immissionschutzrechtliche Anforderung bei Errichtung und Betrieb von Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen (MBA)“ herausgegeben. Es werden neben Staub, Emissionen organischer Schadstoffe, Dioxine und Furane, etc. auch Grenzwerte für Ammoniak ($\leq 20 \text{ mg/m}^3$) und Gesamtkohlenstoff ($\leq 20 \text{ mg/m}^3$) angegeben.

Aus der Sicht des Umweltbundesamtes wird ausgehend vom derzeitigen Wissensstand gefordert, daß für die organische Belastung ein Emissionsgrenzwert (Konzentration) von $\leq 20 \text{ mg C}_{\text{org}}/\text{m}^3$ festgelegt wird.

Eine Begrenzung der organischen Fracht (g/kg_{FS}) bzw. von NH_3 -Emissionen ist ebenso zu fordern, wobei Vorschläge nach Abschluß der aktuellen Messungen des Umweltbundesamtes formuliert werden.

Gleichzeitig ist zu fordern, daß der Begriff einer MBA weiter zu fassen ist und damit jegliche mechanische und/oder biologische Vorbehandlungsverfahren (z. B. Vererdung) von den vorgeschlagenen Regelungen betroffen sind.

INHALTSVERZEICHNIS

1	<u>EINLEITUNG.....</u>	4
1.1	PROBLEMSTELLUNG	4
1.2	ZIELSETZUNG	5
2	<u>ABLUFTEMISSIONEN DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG (MBA).....</u>	6
2.1	AUFTRETEN DER ABLUFTEMISSIONEN – ALLGEMEINES.....	6
2.2	GERUCHSPROBLEMATIK	7
2.3	STAUB	9
2.4	SCHADSTOFFE IN DER ABLUFT AUS DER <u>MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG (MBA)</u>	10
3	<u>TECHNISCHE MÖGLICHKEITEN DER ABLUFTREINIGUNG BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNGS-ANLAGEN.....</u>	23
3.1	ABLUFTREINIGUNG BEI DER MBA IN ÖSTERREICH UND DEUTSCHLAND – ÜBERSICHT	23
3.2	ERFASSUNG UND WEITERLEITUNG DER ABLUFT AUS MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNGSANLAGEN.....	24
3.2.1	ABLUFTERFASSUNG	25
3.2.2	ABLUFTABSAUGUNG UND -WEITERLEITUNG	26
3.3	STAUBABSCHEIDUNG.....	26
3.4	KONDENSATION.....	28
3.5	BIOFILTER.....	31
3.5.1	PHYSIKALISCHE ASPEKTE	31
3.5.2	MIKROBIOLOGISCHE ASPEKTE	32
3.5.3	FILTERMATERIAL	36
3.5.3.1	Aufgaben und Auswahlkriterien	37
3.5.3.2	Arten von Filtermaterialien	37
3.5.4	ROHLUFTKONDITIONIERUNG	39
3.5.4.1	Staub	39
3.5.4.2	Feuchte	40
3.5.4.3	Temperatur.....	41
3.5.5	DIMENSIONIERUNG.....	41
3.5.6	ÜBERWACHUNG	41
3.5.7	PFLEGE UND ENTSORGUNG DES FILTERS	42
3.5.8	ANWENDUNG	43
3.5.9	BIOFILTERTECHNOLOGIEN UND TROPFKÖRPER	44
3.5.9.1	Flächenbiofilter	44
3.5.9.1.1	Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip	45
3.5.9.1.2	Abscheideleistung.....	46
3.5.9.1.3	Verfahrensschwächen.....	48
3.5.9.1.4	Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen	49
3.5.9.2	Containerbiofilter	49
3.5.9.3	Etagenbiofilter.....	51
3.5.9.4	Turmbiofilter.....	52

3.5.9.5	Tropfkörper	52
3.6	BIOWÄSCHER	54
3.6.1	ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN UND VERFAHRENSPRINZIP	54
3.6.2	DIMENSIONIERUNG	56
3.6.3	BIOWÄSCHERTECHNOLOGIEN	56
3.6.3.1	Tropfkörperwäscher nach Prüss/Blunk	56
3.6.3.2	Prallbodenwäscher nach Wilfering	57
3.6.3.3	Füllkörperanlage von Beuthe und Müller	57
3.6.3.4	Biowäscheranlage nach einem niederländischen Patent	57
3.6.3.5	Kombination Biowäscher/Membranreaktor	58
3.6.3.6	Compact Gas Scrubber	58
3.6.3.7	Weiterentwicklungen	59
3.6.4	ÜBERWACHUNG	59
3.6.5	ANWENDUNG UND ABSCHIEDELEISTUNG	59
3.6.6	VERFAHRENSSCHWÄCHEN	62
3.6.7	EINSATZMÖGLICHKEIT IN MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNGSANLAGEN	62
3.7	THERMISCHE NACHVERBRENNUNG (TNV)	63
3.7.1	ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN UND VERFAHRENSPRINZIP	63
3.7.2	ANWENDUNG UND ABSCHIEDELEISTUNG	67
3.7.3	VERFAHRENSSCHWÄCHEN	68
3.7.4	EINSATZMÖGLICHKEIT BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNGSANLAGEN	69
3.8	KATALYTISCHE NACHVERBRENNUNG (KNV)	69
3.8.1	ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN UND VERFAHRENSPRINZIP	69
3.8.2	ANWENDUNG UND ABSCHIEDELEISTUNG	72
3.8.3	VERFAHRENSSCHWÄCHEN	74
3.8.4	EINSATZMÖGLICHKEIT BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNGSANLAGEN	74
3.9	ADSORPTION	74
3.9.1	ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN UND VERFAHRENSPRINZIP	74
3.9.2	ANWENDUNG UND ABSCHIEDELEISTUNG	78
3.9.3	VERFAHRENSSCHWÄCHEN	79
3.9.4	EINSATZMÖGLICHKEIT BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNGSANLAGEN	80
3.10	ABSORPTION	80
3.10.1	ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN UND VERFAHRENSPRINZIP	80
3.10.2	ANWENDUNG UND ABSCHIEDELEISTUNG	83
3.10.3	VERFAHRENSSCHWÄCHEN	85
3.10.4	EINSATZMÖGLICHKEIT BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNGSANLAGEN	85
3.11	OXIDIERENDE GASWÄSCHE	85
3.11.1	ALLGEMEINE ERLÄUTERUNGEN UND VERFAHRENSPRINZIP	85
3.11.2	ANWENDUNG UND ABSCHIEDELEISTUNG	89
3.11.3	VERFAHRENSSCHWÄCHEN	90
3.11.4	EINSATZMÖGLICHKEIT BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNGSANLAGEN	91
4	KOSTENBETRACHTUNGEN ZUR ABLUFTREINIGUNG	92
4.1	INVESTITIONSKOSTEN	92
4.2	BETRIEBSKOSTEN	97
4.3	JAHRESGESAMTKOSTEN	97
4.4	KURZRESUME	98
5	TECHNOLOGIE – BEWERTUNG	99

6	STOFFSPEZIFISCHE ABLUFTBEHANDLUNG	104
7	WEITERFÜHRENDE PROJEKTE.....	105
8	VERZEICHNISSE.....	106
8.1	ABBILDUNGEN.....	106
8.2	TABELLEN.....	107
8.3	ABKÜRZUNGEN	109
8.4	LITERATUR.....	112

1 EINLEITUNG

1.1 Problemstellung

Die in der MBA behandelten Abfälle (Restmüll, Klärschlamm, aber auch andere Abfälle) enthalten die gesamte Palette der klassischen Schadstoffe, d. h. insbesondere die Schwermetalle

- Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei, Zink, etc.

und die verschiedenen organischen Stoffklassen wie

- Aromatische Kohlenwasserstoffe,
- Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LHKW),
- Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW),
- Chlorbenzole,
- Polychlorierte Biphenyle (PCB),
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F),
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), etc. (JAGER, KUCHTA, REINHARDT 1996).

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung können auf dem Luftpfad die Abbauprodukte der organischen Substanz im Restmüll, u. a. Kohlendioxid und Methan sowie Wasserdampf und verschiedene flüchtige Substanzen, wie Quecksilber, Cadmium und verschiedene organische Substanzen ausgetragen werden (JAGER, KUCHTA, REINHARDT 1996). Bisher wurden biologische Verfahren hinsichtlich Emissions- und Immissionsschutz (ausgenommen Geruch) vernachlässigt. Jüngste Untersuchungen weisen jedoch darauf hin, daß dies nicht mehr zulässig ist.

Für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung ist für eine Minderung der Abluftemissionen folgendes zu fordern (MOSTBAUER et al. 1998):

- Das Deponiegut soll ein geringes Methanbildungspotential aufweisen.
- Gerüche sind zu vermeiden bzw. zu vermindern.
- Staubemissionen sind zu begrenzen. Belastete Abluftströme sind in einer Abluftreinigungsanlage in kontrollierter Weise zu behandeln.

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung spielt in der Abfallwirtschaft Österreichs eine wichtige Rolle. Es werden zur Zeit 9 Anlagen zur MBA betrieben, die etwa 303.000 t an Abfällen pro Jahr behandeln (DOMENIG et al. 1998). Der Input dieser Betriebsanlagen besteht zumeist aus Restmüll aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen sowie Klärschlamm und Wasser, der Output hauptsächlich aus Fe-Schrott, heizwertreichen Siebresten und das verbleibende Deponiegut.

An dieser Stelle ist zu fordern, daß der Begriff einer MBA weiter zu fassen ist und damit jegliche mechanische und/oder biologische Vorbehandlungsverfahren (z. B. Vererdung) von den in diesem Bericht vorgeschlagenen Regelungen betroffen sind.

Weitere MBA sind in den Bundesländern Niederösterreich (St. Pölten) und Tirol (Kufstein) geplant. In Oberösterreich (Linz, Steyr), der Steiermark (Liezen) und in Wien wird zur Zeit regional an Konzepten zur MBA gearbeitet.

In Betrieb befindliche Anlagen weisen derzeit keine bzw. geringe Maßnahmen zur Abluftreinigung auf (teilweise Luftbefeuchter, Flächenbiofilter bzw. keine Maßnahmen) und sind ausschließlich auf die Minimierung von Gerüchen ausgelegt. Aufgrund der Aktualität der mecha-

nisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich muß auch die Schadstofffrage geklärt werden.

Da zu fordern ist, daß weiterführende Maßnahmen zur Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen getroffen werden müssen, ist es auch notwendig sich mit den Verfahren der Luftreinhaltetechnik ausreichend auseinanderzusetzen.

Im Regelbetrieb kommen bei der MBA zur Zeit hauptsächlich biologische Abluftreinigungsverfahren zum Einsatz. Die Anwendbarkeit und Effektivität dieser Technologie ist noch eingehend zu prüfen. Sonstige Verfahren zur Abluftreinigung (TNV, KNV, Adsorption, etc.) sind derzeit nicht großtechnisch im Einsatz. Jedoch werden diese Verfahren mit Erfolg in vergleichbaren Anlagen in der Industrie eingesetzt.

In Deutschland wurden bzw. werden im Rahmen des „Verbundvorhabens zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen“ Untersuchungen der Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt. Es stellt sich heraus, daß die Abluftemissionen bei der MBA nicht zu vernachlässigen sind. Die Anlagen emittieren in Abhängigkeit von der Betriebsweise Staub, Geruch, organische Schadstoffe, Metalle sowie anorganische Verbindungen. Es ist derzeit jedoch noch offen, welche Stoffe in der MBA-Abluft das größte Problem darstellen.

Um dies zu beantworten, sollten bei der MBA weitere Abluftuntersuchungen durchgeführt werden. In Österreich wurden daher vom Umweltbundesamt 1998 Messungen an den Betriebsanlagen in Siggerwiesen, Allerheiligen und Kufstein durchgeführt. Diese Untersuchungen wurden 1999 intensiviert und werden im Jahr 2000 fortgesetzt.

1.2 Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, einen Überblick der technischen Möglichkeiten zur Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung darzustellen.

Die Abluftreinigungstechnologien werden in bezug auf Verfahren, Abscheideleistung und Anwendbarkeit hin erläutert. Außerdem wird versucht einen Überblick über die Kosten der Technologien darzustellen.

Die erhobenen Daten werden in eine Technologie-Bewertung einbezogen. Ziel der Bewertung ist es, tendenziell darzustellen, welche Reinigungsverfahren für die MBA-Abluft in Frage kommen könnten.

Außerdem werden aktuelle Daten über die Abluftemissionen (Konzentrationen, Frachten) aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen dargestellt.

Nach FUCHS, MAURER (1997) werden in Kompostierungs- und Rotteanlagen die Gasströme (nach obiger Definition Abgas, insbesondere aus der Intensivrotte bei gekapselten Rotteanlagen) üblicherweise mit der Hallenablufte zusammengeführt, gemeinsam abgeleitet und gereinigt. In der Regel wird dabei von Abluftreinigung gesprochen.

In dieser Arbeit wird bei der MBA nicht unter den Begriffen Abluft und Abgas unterschieden, sondern generell für die Gasströme zumeist der Begriff *Abluft* verwendet.

2 ABLUFTEMISSIONEN DER MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNG (MBA)

Es ist geplant, Regelungen zur Minderung von Abluftemissionen aus der MBA für die relevanten Schadstoffemissionen zu erarbeiten.

Rein qualitativ war bereits in den frühen achtziger Jahren bekannt, daß bei der Kompostierung von Müll (Gesamtmüll) mehr als 450 organische Stoffe freigesetzt werden. Das Problem der Staubfreisetzung wurde ebenfalls bald erkannt, wie auch die Freisetzung von Ammoniak.

2.1 Auftreten der Abluftemissionen – Allgemeines

Nennenswerte Abluftemissionen (organische und anorganische Schadstoffkomponenten) treten bei der MBA vor allem im Intensivrottebereich auf (erste Rottephase). Der Bereich der mechanischen Vorbehandlung von Abfällen sollte in bezug auf die Emissionen über den Luftpfad jedoch nicht vernachlässigt werden. Durch Verfahrensschritte wie Zerkleinerung, Homogenisierung (z. B. Rottetrommel), etc. kann es zu einer Erhöhung der Temperatur des Abfallstroms kommen und Schadstoffemissionen (leicht flüchtige organische Schadstoffe) zur Folge haben. Ebenfalls von Bedeutung ist bei der mechanischen Vorbehandlung das Auftreten von Stäuben, an denen Schadstoffe haften. In geringerem Umfang tragen Lagerbereiche zu den Abluftemissionen aus der MBA bei. Eine grobe Darstellung zum Auftreten der Abluftemissionen (relevante Bereiche, etc.) zeigt die Tabelle 2.1.

Tabelle 2.1: Abluftemissionen bei der MBA – relevante Bereiche (BILITEWSKI et al. 1997)

Verfahrensschritt	Aggregat/ Verfahrensbereich	Abluftemissionen
Anlieferung	Bunker	Geruch, Staub, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, sonstige Verwehungen
Vorbehandlung	Aufbreitung (Zerkleinerung, Homogenisierung, Siebung, Fe- Abscheidung, etc.)	Geruch, Staub, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, sonstige Verwehungen
aerobe biologische Behandlung (Rotte)	Mieten, Tunnel, Trommel, Container, etc.	Geruch, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, (Staub, sonstige Verwehungen)
anaerobe biologische Behandlung	Reaktor, Entwässerung, Gasmotoren, etc.	organische und anorganische Schadstoffe über Biogas und Biogasverwertung
Konfektionierung	Sieb, diverse Scheider	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikoorganismen
Abluftreinigung	Abluftfilter/-wäscher	Geruch, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen
Abwasserreinigung (gegebenenfalls)	Auffangbehälter, Kläranlage	Geruch
Abtransport	Ladeaggregate, Straßen, Transportfahrzeuge	Geruch, Staub, Verwehungen

2.2 Geruchsproblematik

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich war die Minderung von Gerüchen das Kriterium für die Anwendung von Abluftreinigungsverfahren.

Bei der Annahme und der mechanischen Vorbehandlung (Umschlagen, Fördern, Sieben, etc.) der Abfälle werden bei der MBA hauptsächlich leichtflüchtige Geruchsstoffe freigesetzt.

Sind im angelieferten Abfall hohe Bioabfallanteile bzw. hohe Anteile an Lösemitteln enthalten, so kann es zu Geruchsemissionsspitzen kommen. Erhebliche Mengen an Geruchsstoffen werden auch bei der biologischen Behandlung der Abfälle freigesetzt. Ebenso können geruchsintensive chemische Verbindungen bei der Rotte entstehen.

Frisch angelieferte Abfälle können säuerlich, ekelig, etc. riechen. Zumeist weisen diese Materialien aber einen nicht zu definierenden unangenehmen Geruch (typischer „Müllgeruch“) auf. Sollten dem Abfallstrom in der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage gekalkte Klärschlämme beigemischt werden, kann das Stoffgemenge auch einen Geruch nach Ammoniak aufweisen.

Im folgenden sind Geruchsstoffe, die in der Abluft aus der MBA vorkommen (in Abhängigkeit von Rottetechnik, Input, Betriebsweise, etc. der Anlage), angeführt (MOSTBAUER et al. 1998):

- Niedere Carbonsäuren (Buttersäure, Valeriansäure, Capronsäure und Isomere),
- Aldehyde, Ketone, Ester,
- Terpene,
- Schwefelwasserstoff, Mercaptane (in Spuren), Di- und Trisulfide (in Spuren),
- Ammoniak (zeitweise können die Konzentrationen über 100 mg/Nm³ liegen), Amine,
- Heterozyklen (z. B. Skatol),
- geruchsintensive ungesättigte Kohlenwasserstoffe und Aromaten.

Die Tabelle 2.2.1 zeigt Beispiele von Substanzen und deren Geruchsschwellenwerte, die bei der MBA zu Geruchsproblemen führen können.

Tabelle 2.2.1: Geruchsschwellenwerte für einige ausgewählte Stoffe (BEGERT et al. 1997)

Parameter	[ml/m ³]	[mg/m ³]
Ammoniak	2,7	1,9
Essigsäure	1,0	2,5
Schwefelwasserstoff	0,2	0,6
Ameisensäure	1,0	1,9

Bei schlecht belüfteten Rottebereichen in Mieten bzw. Sauerstoffmangel infolge Überwässerung derselben sowie auch zu langer Lagerung unbehandelte Abfälle, kann es zu anaeroben Verhältnissen kommen. Dies bedingt sehr üble Gerüche.

Für die Beurteilung von Gerüchen sind eine Reihe von Faktoren von Bedeutung (KOBELT 1995 a):

- Geruchsqualität (angenehm bis ekeleregend),
- Intensität der Geruchswahrnehmung,
- Häufigkeit und Dauer für das Auftreten von Geruchsimmissionen.

Maßnahmen zur Minimierung von Gerüchen sind im Abschnitt 3 ausführlich beschrieben.

Geruchsbelastungen werden durch die Sinneswahrnehmung des Menschen (olfaktometrische Messungen) bestimmt und werden in GE (Geruchseinheit) angegeben.

Die Bestimmungsmethoden lassen sich in zwei Gruppen unterteilen:

1) *Emissionsmessungen mittels Olfaktometer (Verdünnungsapparat)*

- VDI 3881, Blatt 1 bis 4: Geruchsschwellenbestimmung,
- VDI 3882, Blatt 1: Bestimmung der Geruchsintensität,
- VDI 3882, Blatt 2: Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung.

2) *Immissionsmessungen, durch Beurteilung unverdünnter Luft:*

- VDI 3940: Bestimmung der Geruchsimmisionen durch Begehungen,
- VDI 3883, Blatt 1: Wirkung und Bewertung von Gerüchen, Fragebogentechnik,
- VDI 3883, Blatt 2: Wirkung und Bewertung von Gerüchen, Ermittlung von Belästigungsparametern durch Befragungen.

Die Olfaktometrie erweist sich als störanfälliges, jedoch durchaus anwendbares Verfahren zur Bestimmung von Gerüchen. Es ist äußerst wichtig die Probanden gezielt auszuwählen, da der Mensch der wichtigste Einflußfaktor („Fehlerquelle“) dieser Meßmethodik ist.

Es kann jedoch selbst bei „eingeschulten“ Probanden vorkommen, daß bei der Ermittlung der Geruchsschwelle ein und derselben Geruchsprobe in den Aussagen der einzelnen Probanden („Testriechern“) Schwankungen bis zu drei Verdünnungsstufen auftreten. Aus dieser Streuung der Verdünnungsstufen resultiert eine Verdoppelung oder Halbierung der ermittelten Geruchsstoffkonzentrationen, d. h. statt einer Geruchskonzentration von 100 GE/m³ können 50 GE/m³ bzw. 200 GE/m³ bestimmt werden (PILZ 1998).

Die Schwankungen bei der Ermittlung von Geruchskonzentrationen sind in Tabelle 2.2.2 sehr deutlich dargestellt. Zwei Institute führten am gleichen Ort und zur selben Zeit Messungen nach VDI 3881 durch und kamen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen.

Tabelle 2.2.2: Gegenüberstellung von olfktometrischen Messungen durch 2 Institute zur gleichen Zeit am selben Ort nach VDI 3881 (HOMANS, HAMPEJS 1998)

Parameter	Institut 1	Institut 2
Rohgas [GE/m ³]	2851	9175
Reingas [GE/m ³]	247	1822
Wirkungsgrad [%]	91	80

Die Meßmethodik ist schon hinsichtlich einer Festlegung von Grenzwerten für Gerüche zu diskutieren. Es könnten neben der Olfaktometrie noch *zusätzliche* Messungen (z. B. Ammoniakgehalt in der Abluft, H₂S) durchgeführt werden.

2.3 Staub

Die zu behandelnden Abfälle bei der MBA (Restabfälle, etc.) weisen schon im Anlieferungszustand unterschiedliche Wassergehalte und mehr oder minder hohe Staubanteile auf. Auf-

grund An/Abtransport, mechanischer- und biologischer Behandlung ist deshalb mit Staubemissionen zu rechnen (je nach Betriebsweise).

Nach LAHL, SCHEIDL et al. (1998) haben toxikologische Abschätzungen gezeigt, daß die Staubproblematik bei der MBA durchaus von Bedeutung ist (z. B. Cadmium).

Über die Schadstoffbelastung der Stäube liegen bisher kaum Untersuchungen vor. Nach CUHLS et al. (1998 a) wurden im Staub vor allem Schwermetallverbindungen und schwerflüchtige organische Stoffe nachgewiesen.

Bei Cadmium, Blei, Kupfer, Zink und Nickel liegt eine Freisetzung als Feststoffpartikel bei der MBA nahe.

Mit der Freisetzung von Stäuben ist auch die Freisetzung von Mikroorganismen verbunden. Dies ist bei einem geringen Abstand zu Anrainern ein nicht zu vernachlässigendes Problem.

Der Staubgehalt bei der MBA ist u. a. von der Betriebsweise der Anlage abhängig (z. B. Wassergehalt des Materials).

2.4 Schadstoffe in der Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA)

Art und Konzentration (oder Fracht) der Schadstoffe in der Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen sind sehr vielfältig und u. a. von folgenden Parametern abhängig:

- Behandelte Abfälle (Zusammensetzung; Restabfall, Klärschlamm, etc.),
- Menge der behandelten Abfälle,
- mechanische Behandlung der Abfälle (Zerkleinerung, Homogenisierung, etc.),
- biologische Behandlung der Abfälle (Rottetechnik: Kapselung, Umhausung, Prozeßtemperatur, Belüftung, Umsetzen der Abfälle, etc.),
- Ablufferfassung, Abluftweiterleitung, Abluftreinigung.

In letzter Zeit wurden eine Vielzahl von Untersuchungen durchgeführt, um die Abluftemissionen aus einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage abzuschätzen. Es wurde dabei festgestellt, daß die Schadstoffbelastung der Abluft aus der MBA, nicht wie bisher angenommen, zu vernachlässigen ist. Viele dieser Untersuchungen weisen jedoch bei der Messung methodische Mängel auf.

Im folgenden sind einige negative Einflüsse auf die Untersuchungen der MBA-Abluft angeführt (LAHL, SCHEIDL et al. 1998):

- Die Zeiträume zwischen Anlieferung des Abfalls, der mechanischen Vorbehandlung und dem Befüllen und Starten der Rotte wurden häufig vernachlässigt.
- Der Umfang der untersuchten Stoffe wurde unsystematisch ausgewählt und nicht ausreichend konzipiert.

Sowie:

- Analytische Mängel.
- Es sind sehr große Konzentrationsunterschiede zu erkennen.
- Die Probenahme bei flächenförmigen (Mietenrotte, Flächenbiofilter) Emissionsquellen erweist sich als problematisch.
- Es fehlen für einige Parameter ausreichend geprüfte Probenahmemethoden.
- Nachweisgrenzen.
- Die Erfassung von Prozeßparametern wurde vernachlässigt (Temperatur, O₂, etc.).

Grundsätzlich findet man in der Abluft aus der MBA organische chemische Verbindungen mit einer Molmasse von < 200. Organische Stoffe mit einer Molzahl > 200 sind schwer flüchtig und in der Rotteabluft nur in Spuren vorhanden. Es ist zu beachten, daß überwiegend organische Stoffe vorkommen, die aus Pflanzen oder aus dem biologischen Abbau stammen. Nach MOSTBAUER et al. (1998) machen Acetaldehyd, 2-Butanon, Aceton und Limonen in Summe die überwiegende Fracht aus. In der *nichtgereinigten* Rotteabluft sowie der *nichtgereinigten* Abluft aus der mechanischen Vorbehandlung der Abfälle können aber auch Schwermetalle und Aromaten in toxikologisch maßgebender Fracht enthalten sein.

In den folgenden Tabellen 2.4.1 bis 2.4.10 ist ein Überblick über das Schadstoffinventar der MBA-Abluft (Rohluft) dargestellt. Die Datenlage basiert auf Untersuchungen des Umweltbundesamtes in

- Allerheiligen (HÄUSLER, ANGERER 1999),
- Siggerwiesen (HÄUSLER, ANGERER 1998),
- Kufstein (ANGERER, REISENHOFER 1999).

Die Auswahl der gemessenen Parameter erfolgte in Anlehnung an vergleichbare Messungen in Deutschland.

Bei der Bewertung der Meßergebnisse ist zu berücksichtigen, daß die angegebenen Konzentrationen in den Tabellen 2.4.1 bis 2.4.10 nicht auf einheitliche O₂- bzw. CO₂- Konzentrationen normiert wurden.

Tabelle 2.4.1: Schwermetalle

Schwermetalle					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft;)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
As [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	< 0,01 < 0,1 < 0,01	< 0,02 < 0,1 < 0,01	< 0,01 – 0,05 < 0,2 – 0,8 < 0,01 – 0,07	< 0,01 - -
Hg [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	0,5 10,8 - 11,0 4,1 - 4,2	1,1 – 3,8 11,4 – 39,7 0,8 – 2,8	0,5 – 0,7 2,6 – 4,3 0,2 – 0,3	0,5 7,7 – 7,9 0,7	3,2 – 4,4 3,7 – 4,5 19,4 – 23,5
Cd [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 0,003 – 0,02 < 0,06 – 0,4 < 0,02 – 0,1	0,02 – 0,05 0,2 – 0,5 0,01 – 0,04	< 0,003 < 0,02 < 0,001	0,01 – 0,04 0,2 – 0,6 0,01 – 0,05	< 0,006 – 0,02 0,02 0,12
Pb [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 0,03 – 0,07 < 0,6 – 1,3 < 0,2 – 0,5	0,1 1,0 – 1,3 0,1	0,05 0,3 0,02	0,3 – 0,8 5,3 – 11,7 0,5 – 1,0	0,1 – 0,34 0,1 – 0,4 0,5 – 2,1
Cu [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 0,08 – 0,2 < 1,5 – 3,7 < 0,6 – 1,4	< 0,2 < 2,0 < 0,1	< 0,3 < 2,1 < 0,2	9,8 – 11,5 153 – 175 13,4 – 15,4	< 0,14 – 0,2 0,23 1,21
Mn [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 0,08 – 0,3 < 1,5 – 5,6 < 0,6 – 2,1	< 0,2 < 2,0 < 0,1	≤ 0,2 ≤ 1,3 ≤ 0,1	5,1 – 27,1 79,5 – 413 7,0 – 36,2	0,2 – 0,4 0,21 – 0,46 1,07 – 2,42
Ni [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	0,2 – 0,3 3,7 – 5,6 1,4 – 2,1	< 0,2 – 0,3 < 2,0 – 3,1 < 0,1 – 0,2	< 0,2 < 1,3 < 0,1	2,6 – 20,9 40,5 – 319 3,5 – 27,9	< 0,14 - -

Tabelle 2.4.2: VOC

VOC					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
Alkane					
Cyclohexan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,04 – 0,06 0,7 – 1,1 0,3 – 0,4	1,6 – 2,6 16,2 – 25,9 1,2 – 1,9	2,1 – 2,3 12,3 – 13,6 1,0 – 1,1	0,3 3,7 – 4,4 0,3 – 0,4	0,2 – 0,23 0,2 – 0,24 1,04 – 1,23
n-Heptan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,03 – 0,07 0,6 – 1,3 0,2 – 0,5	1,4 – 2,5 14,1 – 25,0 1,0 – 1,8	2,6 – 3,0 15,6 – 18,3 1,2 – 1,5	0,3 3,7 – 4,2 0,3 – 0,4	0,16 – 0,23 0,16 – 0,24 0,83 – 1,23
n-Oktan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,04 – 0,06 0,7 – 1,1 0,3 – 0,4	3,6 – 4,3 37,6 – 43,0 2,7 – 3,0	1,9 – 2,1 11,4 – 12,9 0,9 – 1,0	0,2 – 0,3 3,0 – 3,8 0,3	0,12 – 0,21 0,12 – 0,21 0,62 – 1,1
n-Nonan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,1 1,8 – 2,6 0,7 – 1,0	8,9 – 11,4 88,0 – 116 6,3 – 8,3	10,4 – 11,1 62,7 – 66,7 5,0 – 5,3	0,8 – 1,1 10,8 – 14,3 0,9 – 1,2	0,39 – 0,42 0,39 – 0,43 2,02 – 2,25
n-Dekan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,4 – 0,5 6,8 – 9,3 2,6 – 3,6	3,3 – 4,0 32,6 – 41,5 2,3 – 3,0	17,7 – 18,6 108 – 112 8,6 – 8,9	1,9 – 2,5 26,9 – 32,6 2,4 – 2,9	0,8 – 1,04 0,82 – 1,04 4,29 – 5,4
n-Undekan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,5 9,0 – 9,4 3,5 – 3,6	0,7 – 0,8 6,4 – 7,9 0,5 – 0,6	10,5 – 14,1 66,0 – 83,5 5,2 – 6,6	2,6 – 3,5 37,9 – 47,5 3,3 – 4,2	0,8 – 1,17 0,82 – 1,16 4,29 – 6,07
n-Dodekan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,2 2,9 – 3,3 1,1 – 1,3	0,2 1,6 – 2,0 0,1	2,6 – 4,9 16,3 – 29,2 1,3 – 2,3	1,9 – 2,2 27,2 – 29,3 2,4 – 2,6	0,29 – 0,42 0,3 – 0,42 1,55 – 2,18
Terpene					
Campher [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	1,1 20,4 – 20,9 7,8 – 8,0	n.n. n.n. n.n.	0,3 – 1,2 1,8 – 6,9 0,1 – 0,5	0,4 – 0,5 5,2 – 5,9 0,5	0,35 – 0,63 0,36 – 0,64 1,88 – 3,31
α-Pinen [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	1,1 – 1,2 19,1 – 21,5 7,3 – 8,3	7,6 – 9,1 74,4 – 92,2 5,3 – 6,6	8,8 – 9,7 55,3 – 58,4 4,4 – 4,6	1,8 – 2,3 24,4 – 29,9 2,1 – 2,6	0,86 – 1,02 0,88 – 1,02 4,61 – 5,29
β-Pinen [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	1,2 – 1,4 22,4 – 25,2 8,6 – 9,7	1,9 – 2,8 18,6 – 28,2 1,3 – 2,0	10,1 – 11,6 63,8 – 68,6 5,1 – 5,4	1,2 – 1,7 17,6 – 22,1 1,5 – 1,9	1,03 – 1,33 1,06 – 1,32 5,52 – 6,9
Limonen [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	17,7 – 18,5 327 – 338 125 – 130	28,2 – 36,4 278 – 380 19,9 – 27,2	56,7 – 62,1 336 – 392 26,6 – 31,1	30,8 – 41,9 443 – 571 38,8 – 50,0	10,9 – 13,5 11,2 – 13,5 58,3 – 70
Aromaten					
Benzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,02 – 0,04 0,4 – 0,7 0,1 – 0,3	0,2 – 0,3 2,4 – 3,0 0,2	0,6 3,7 – 3,9 0,3	0,3 – 0,4 4,4 – 4,8 0,4	< 0,12 - -
Toluol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,2 – 0,3 3,5 – 4,7 1,3 – 1,8	6,5 – 7,1 65,5 – 70,2 4,7 – 5,0	14,9 – 16,9 88,1 – 105 7,0 – 8,3	1,7 – 2,2 23,3 – 28,7 2,0 – 2,5	0,57 – 0,58 0,57 – 0,6 2,95 – 3,12

Ethylbenzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,07 – 0,1 1,3 – 1,8 0,5 – 0,7	2,6 – 3,5 25,8 – 36,1 1,8 – 2,6	6,9 – 7,5 43,3 – 45,5 3,4 – 3,6	1,5 – 1,9 19,9 – 25,5 1,7 – 2,2	0,21 – 0,25 0,21 – 0,26 1,1 – 1,3
m-, p-Xylol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,2 3,0 – 3,8 1,1 – 1,5	6,2 – 8,6 61,0 – 90,3 4,4 – 6,5	18,8 – 20,3 118 – 122 9,3 – 9,7	4,6 – 5,7 62,5 – 75,7 5,5 – 6,6	0,51 – 0,55 0,52 – 0,55 2,73 – 2,89
o-Xylol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,06 – 0,1 1,1 – 1,8 0,4 – 0,7	1,5 – 2,2 14,5 – 23,2 1,0 – 1,7	5,3 – 6,1 33,6 – 36,3 2,7 – 2,9	1,0 – 1,3 14,3 – 16,6 1,2 – 1,5	0,2 – 0,25 0,2 – 0,26 1,04 – 1,34
Styrol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,05 – 0,06 0,9 – 1,1 0,3 – 0,4	0,2 – 0,4 1,7 – 4,0 0,1 – 0,3	3,7 – 4,9 23,1 – 28,8 1,8 – 2,3	0,3 – 0,5 4,8 – 6,2 0,4 – 0,5	0,18 – 0,19 0,18 – 0,19 0,95 – 0,98
Chlorbenzole					
Chlorbenzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	< 0,02 < 0,4 < 0,1	0,5 – 0,7 4,9 – 7,1 0,4 – 0,5	0,4 2,1 – 2,4 0,2	0,03 – 0,04 0,4 – 0,5 0,04 – 0,05	n.n. n.n. n.n.
1,3-Dichlorbenzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.
1,4-Dichlorbenzol [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,02 – 0,03 0,4 – 0,5 0,1 – 0,2	n.n. n.n. n.n.	1,2 – 1,7 7,4 – 9,8 0,6 – 0,8	0,1 – 0,2 2,0 – 2,9 0,2 – 0,3	< 0,45 – 0,53 bis 0,53 bis 2,75

Tabelle 2.4.3: Acetate und Ketone

Acetate und Ketone					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottetrommel, Sommerprobe)
Acetate					
n-Butylacetat [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	< 0,01 < 2,2 < 0,8	2,1 – 2,7 20,9 – 26,9 1,5 – 1,9	2,4 – 2,6 15,0 – 16,6 1,2 – 1,3	0,5 – 1,1 7,1 – 15,3 0,6 – 1,3	0,35 – 0,36 0,36 1,9
iso-Butylacetat [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	2,1 – 2,5 20,9 – 24,5 1,5 – 1,8	1,1 – 1,3 6,9 – 8,1 0,5 – 0,6	n.n. – 0,2 n.n. – 3,0 n.n. – 0,3	n.n. n.n. n.n.
tert. Butylacetat [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	< 0,1 < 2,2 < 0,8	0,5 – 0,7 5,2 – 6,7 0,4 – 0,5	1,1 – 1,2 7,2 – 7,4 0,6	< 0,7 < 9,4 < 0,8	n.n. n.n. n.n.
Ethylacetat [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,4 – 1,1 7,4 – 19,9 2,8 – 7,6	4,6 – 5,6 45,0 – 55,0 3,2 – 3,9	20,0 – 21,2 126 – 135 10,0 – 10,7	1,6 – 1,9 20,5 – 27,9 1,8 – 2,4	0,68 – 0,7 0,7 3,6
Ketone					
Aceton [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	4,5 – 6,4 79,5 – 115 30,5 – 44,0	9,7 – 14,2 95,1 – 139 6,8 – 10,0	51,8 – 53,8 330 – 340 26,2 – 26,9	36,8 – 45,5 531 – 621 46,5 – 54,4	27,6 – 29,9 27,5 – 30,8 143,1 – 160,3

2-Butanon [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	20,8 – 27,5 370 – 495 142 – 190	1,8 – 2,8 18,0 – 27,5 1,3 – 2,0	21,4 – 22,0 135 – 141 10,7 – 11,2	22,4 – 25,3 319 – 346 28,0 – 30,3	6,6 – 7,3 6,6 – 7,5 34,3 – 39
2-Hexanon [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	< 0,7 < 11,7 < 4,5	n.n. – 3,4 n.n. – 33,8 n.n. – 2,4	0,9 5,5 – 5,6 0,4	n.n. – 0,3 n.n. – 4,2 n.n. – 0,4	0,05 – 0,08 0,05 – 0,08 0,27 – 0,41

Tabelle 2.4.4: CKW

CKW					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rotttrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rotttrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
1,1-Dichlorethen [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	-	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.
Dichlormethan [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	n.a. n.a. n.a.	406 – 857 4243 – 8487 304 – 608	521 – 1081 3083 – 6819 245 – 541	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.
trans-1,2- Dichlorethen [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	-	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.
cis-1,2- Dichlorethen [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	-	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	399 – 416 5674 – 5832 497 – 511	n.n. n.n. n.n.
1,2-Dichlorethen [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	n.a. n.a. n.a.	-	-	-	n.a. n.a. n.a.
1,2-Dichlorethan [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	n.a. n.a. n.a.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.a. n.a. n.a.
1,1,1- Trichlorethan [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	15,1 – 25,6 272 – 455 104 – 174	2540 – 2624 25137 – 25967 1800 – 1860	1594 – 2371 10057 – 15154 798 – 1202	25,7 – 66,8 349 – 908 30,5 – 79,5	19 – 22,3 18,9 – 22,5 98,5 – 117,1
Trichlormethan [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	33,1 – 40,9 328 – 405 23,5 – 29,0	134 – 178 847 – 1124 67,2 – 89,1	11,7 – 12,8 159 – 174 13,9 – 15,3	19,2 – 22,1 19,1 – 22,7 99,5 – 118,4
Tetrachlorme- than [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	58,3 – 80,6 1051 – 1434 403 – 550	37,7 – 59,7 373 – 591 26,7 – 42,3	19,7 – 27,9 116 – 168 9,2 – 13,3	24,0 – 50,7 325 – 688 28,5 – 60,3	n.n. n.n. n.n.
Trichlorethen [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 5,8 – 7,0 < 105 – 124 < 40,3 – 47,5	45,1 – 58,2 447 – 576 32,0 – 41,3	826 – 849 5213 – 5354 413 – 425	63,6 – 83,6 864 – 1136 75,7 – 99,5	30,3 – 30,7 30,6 – 31,2 159,2 – 162,4

Tetrachlorethen [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 3,2 < 57,6 < 22,1	451 – 526 4459 – 5203 319 – 373	1728 – 1730 10906 – 11051 865 – 877	16,4 – 48,7 223 – 661 19,5 – 57,9	7,1 – 7,9 7,1 – 8 36,8 – 41,5
---	---------------------------	---------------------------------------	---	---	-------------------------------------

Tabelle 2.4.5: FCKW

FCKW					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
R11 Trichlorfluormethan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	12,0 119 8,5	9,0 51,8 4,1	0,3 4,1 0,4	0,39 – 0,40 - -
R12 Dichlordifluormethan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	16,0 158 11,3	0,5 2,9 0,2	0,3 4,1 0,4	0,22 – 0,24 - -
R21 Dichlorfluormethan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	-	n.n. n.n. n.n.	-
R113 1,1,2 Trichlortrifluorethan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	< 0,1 < 0,6 < 0,05	n.n. n.n. n.n.	0,33 - -
R114 1,2 Dichlortetrafluorethan [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	0,4 2,3 0,2	0,3 4,1 0,4	0,21 – 0,24 - -

Tabelle 2.4.6: Aldehyde

Aldehyde					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
Formaldehyd [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	< 0,02 < 0,3 < 0,1	< 0,003 < 0,03 < 0,002	0,1 0,6 – 0,8 0,05 – 0,07	-	n.n. n.n. n.n.
Acetaldehyd [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	1,2 18,7 – 19,1 7,2 – 7,3	> 8,1 > 86,2 > 6,2	15,6 – 21,8 98,6 – 138 7,8 – 11,0	-	26,6 26,8 – 27,9 139,4 – 145,2
Propionaldehyd [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	0,1 1,5 – 1,8 0,6 – 0,7	0,9 9,4 – 9,5 0,7	0,8 – 1,2 5,1 – 7,5 0,4 – 0,6	-	0,62 – 0,65 0,63 – 0,68 3,25 – 3,52

Valeraldehyd [mg/Nm ³]	0,3 – 0,4	0,04	0,1 – 0,2	-	n.n.
[g/h]	4,8 – 5,4	0,4	0,7 – 1,2		n.n.
[g/t _{Abfall}]	1,9 – 2,1	0,03	0,06 – 0,1		n.n.

Tabelle 2.4.7: PAH

PAH					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
Naphthalin [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	14787 – 16665 258 – 304 98,8 – 117	-	-	-	17100 – 20600 17,25 – 20,17 89,71 – 104,86
Acenaphthylen [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	1227 – 1307 22,4 – 22,8 8,6 – 8,7	-	-	-	150 – 200 0,14 – 0,2 0,74 – 1,03
Acenaphthen [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	5513 – 9925 96,1 – 181 36,8 – 69,5	-	-	-	810 – 870 0,81 – 0,85 4,2 – 4,4
Fluoren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	4355 – 7111 75,9 – 130 29,1 – 49,8	-	-	-	580 – 1100 0,57 – 1,11 2,96 – 5,76
Phenanthren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	1697 – 3653 29,6 – 66,7 11,3 – 25,6	-	-	-	1870 – 2350 1,88 – 2,3 9,8 – 11,96
Anthracen [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	221 – 320 3,9 – 5,8 1,5 – 2,2	-	-	-	120 – 210 0,118 – 0,21 0,61 – 1,1
Fluoranthren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	852 – 1629 14,8 – 29,7 5,7 – 11,4	-	-	-	40 – 210 0,035 – 0,21 0,18 – 1,08
Pyren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	629 – 1095 11,0 – 20,0 4,2 – 7,7	-	-	-	30 – 150 0,03 – 0,15 0,16 – 0,79
Benz(a)anthracen [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	325 – 332 5,7 – 6,1 2,2 – 2,3	-	-	-	30 0,026 0,14
Triphenylen [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	220 – 247 4,0 – 4,3 1,5 – 1,7	-	-	-	4 0,003 0,02
Benz(b)fluoranthren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	183 – 287 3,2 – 5,2 1,2 – 2,0	-	-	-	10 – 20 0,012 – 0,018 0,06 – 0,095

Benz(k)fluoranth en [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	183 – 243 3,2 – 4,4 1,2 – 1,7	-	-	-	10 – 20 0,014 – 0,016 0,07 – 0,08
Benz(e)pyren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	11,0 – 19,0 0,2 – 0,3 0,1	-	-	-	3 0,003 0,015
Benz(a)pyren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	237 – 247 4,1 – 4,5 1,6 – 1,7	-	-	-	10 – 20 0,012 – 0,015 0,063 – 0,076
Indeno(1,2,3- c,d)pyren [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	239 – 293 4,2 – 5,3 1,6 – 2,1	-	-	-	20 0,018 0,09
Benz(a,h)anthrac en [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	294 – 428 5,1 – 7,8 2,0 – 3,0	-	-	-	10 – 20 0,012 – 0,016 0,06 – 0,08
Ben- zo(g,h,i)perylene [ng/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	214 – 277 3,7 – 5,1 1,4 – 1,9	-	-	-	20 0,02 0,1

Tabelle 2.4.8: Chlorbenzole

Chlorbenzole					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
1,3,5 Trichlor- benzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	10 – 70 178 – 1288 68 – 494	-	20 – 270 123 – 1648 10 – 123	-	30 – 280 31 – 290 160 – 1530
1,2,4 Trichlor- benzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	500 – 540 8884 – 9933 3407 – 3809	< 20 < 201 < 14,4	1980 – 2140 12224 – 13065 970 – 974	65000 – 69000 1033032–1039680 90493 – 91075	3900 – 4600 3900 – 4850 20340 – 25240
1,2,3 Trichlor- benzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	130 – 140 2310 – 2575 886 – 988	< 17 < 171 < 12,1	240 – 360 1482 – 2198 118 – 164	22000 – 23000 346560–349642 30358 – 30628	1000 – 1160 1020 – 1220 5280 – 6300
1,2,3,5 Tetra- chlorbenzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	4,0 – 6,0 73,6 – 107 28,2 – 40,9	< 1 < 10,1 < 0,7	3 – 5 18,1 – 30,5 1,5 – 2,3	150 2260 – 2384 198 – 209	6 – 7 6 – 7 32 – 38
1,2,4,5 Tetra- chlorbenzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	7,0 124 – 129 47,7 – 49,4	< 2 < 20,1 < 1,4	9 – 11 55,6 – 67,2 4,4 – 5,0	530 – 540 7986 – 8582 700 – 752	20 – 30 21 – 30 111 – 160

1,2,3,4 Tetra- chlorbenzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	13,0 – 16,0 239 – 284 91,7 – 109	< 1 < 10,1 < 0,7	20 122 – 123 9,1 – 9,8	490 – 500 7534 – 7787 660 – 682	30 – 50 30 – 50 153 – 270
Pentachlorbenzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	23,0 – 29,0 423 – 515 162 – 198	< 1 < 10,1 < 0,7	20 – 30 122 – 185 9,1 – 14,7	89,0 – 95,0 1341 – 1510 117 – 132	50 – 60 48 – 63 250 – 330
Hexachlorbenzol [ng/Nm ³] [µg/h] [µg/t _{Abfall}]	69,0 – 87,0 1269 – 1546 487 – 593	7 70,4 5,0	14 – 43,0 85,8 – 265 6,4 – 21,1	42,0 – 56,0 633 – 890 55,4 – 78,0	30 30 – 35 150 – 180

Tabelle 2.4.9: Phthalate

Phthalate					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
Di-methyl- phthalat [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	2,9 – 3,6 53,3 – 64,0 20,5 – 24,5	< 0,8 < 8,2 < 0,6	28,0 – 30,0 173 – 183 13,7	5,0 – 5,2 78,4 – 79,5 6,9 – 7,0	1,4 – 3,6 1,47 – 3,66 7,6 – 19,02
Di-ethyl-phthalat [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	0,8 – 1,1 14,2 – 20,2 5,5 – 7,8	< 0,2 < 2,0 < 0,1	14,0 85,5 – 86,4 6,4 – 6,9	14,0 – 18,0 222 – 271 19,5 – 23,8	2,1 – 7,2 2,2 – 7,32 11,45 – 38,05
Di-butyl-phthalat [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	0,4 – 0,7 7,1 – 12,9 2,7 – 4,9	< 0,2 < 2,0 < 0,1	7,3 – 7,8 44,6 – 48,2 3,3 – 3,8	5,8 – 7,6 92,2 – 115 8,1 – 10,0	1,8 – 8,1 1,89 – 8,23 9,8 – 42,81
Benzyl-butyl- phthalat [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 0,2 < 3,6 < 1,4	< 0,2 < 2,0 < 0,1	0,3 – 0,5 1,9 – 3,1 0,1 – 0,2	< 0,2 < 3,2 < 0,3	< 0,2
Di-ethylhexyl- phthalat [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	0,4 – 0,8 7,4 – 14,2 2,8 – 5,5	< 0,2 < 2,0 < 0,1	0,2 1,2 0,1	6,3 – 8,4 94,9 – 133 8,3 – 11,7	< 0,2
Di-octyl-phthalat [µg/Nm ³] [mg/h] [mg/t _{Abfall}]	< 0,2 < 3,6 < 1,4	< 0,2 < 2,0 < 0,1	< 0,2 < 1,2 < 0,1	< 0,2 < 3,2 < 0,3	< 0,2

Tabelle 2.4.10: Sonstige

Sonstige					
Parameter	Allerheiligen (Tunnelabluft, Frühjahrsprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Winterprobe)	Siggerwiesen (Abluft- Rottetrommel; Sommerprobe)	Siggerwiesen (Hallenabluft; Winterprobe)	Kufstein (Abluft- Rottemodul, Sommerprobe)
NH ₃ [mg/Nm ³] [g/h] [g/t _{Abfall}]	-	11,5 – 21,1 118 – 216 8,5 – 15,5	-	147 – 209 2095 – 2922 183 – 256	80 – 100 83,2 – 104,7 433,3 – 545,5
TEQ PCDD/F [pgTE/Nm ³] [ngTE/h] [ngTE/t _{Abfall}]	-	0,03 – 0,07 0,2 – 0,5 0,02 – 0,04	-	0,7 – 1,2 10,1 – 17,8 0,9 – 1,6	-
TEQ PCB [ngTE/Nm ³] [µgTE/h] [µgTE/t _{Abfall}]	-	0,02 – 0,03 0,1 – 0,2 0,01	-	0,007 – 0,008 0,05 – 0,1 0,004 – 0,01	-

Die MBA-Abluft ist durch eine große Bandbreite an Schadstoffen, jedoch in geringen Konzentrationen (schwankend) gekennzeichnet. Man kann davon ausgehen, daß der größte Teil der Schadstofffracht in den ersten 14 Rottetagen ausgetragen wird. Zu dieser Zeit ist eine Abluffterfassung sowie -reinigung jedenfalls erforderlich.

In dem BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen“ wird die Abluftproblematik bei der MBA vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik an der Universität Hannover (ISAH) in Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Aerosolforschung vertieft untersucht.

In der Phase 1 wurden vor allem Screening-Untersuchungen zum Vorkommen von Umweltchemikalien, insbesondere auf dem Emissionspfad Abluft der MBA durchgeführt (CULS C., DOEDENS H., LEVSEN K., ARTELT S. 1997 und CULS C., DOEDENS H., MÖNKEBERG F. 1998).

Es wurden die weit über 300 identifizierten Einzelsubstanzen aus dem Vielstoffgemisch anhand von Umweltkriterien bewertet, klassifiziert und in einer umfangreichen Stoffliste aggregiert. In einer 2. Phase werden die Emissionen der MBA-Anlagen in Düren, Lüneburg, Friesland, Bassum und Wittstock quantifiziert und bewertet.

Bei der Bewertung von Abluftemissionen aus der MBA zeichnet sich ab, daß Staub und saure anorganische Komponenten (SO₂, HCl, HF) unkritisch sind, daß aber auf organische Stoffe und einzelne Schwermetalle ein besonderes Augenmerk zu legen ist. Ammoniak, Methan sowie N₂O und NO sind ebenfalls von Bedeutung (CUHLS, DOEDENS 1998 d).

Das Methan ist für die MBA besonders bedeutsam (ausgenommen Vorrotte, Stabilatanlagen), da es infolge eines nicht auszuschließenden geringfügigen anaeroben biologischen Abbaus auch bei aktiv belüfteten Rotteverfahren ca. 10 bis 60 % der gesamten organischen Kohlenstoffemissionen ausmachen kann (CUHLS, DOEDENS 1998 d).

Folgende Parameter weisen aus heutiger Sicht bei MBA-Anlagen im Normalbetrieb (Rohgas) voraussichtlich maßgebliche Frachten auf:

- NH₃,
- NO, N₂O,
- Methan,
- Terpene (Limonen, α-Pinen, β-Pinen),
- Ketone (2-Butanon, Aceton),

- Acetate (Ethylacetat),
- Aldehyde (Acetaldehyd),
- Alkane,
- BTEX,
- FCKW (R12 Dichlordifluormethan),
- CKW.
- (N-C-Verbindungen, Schwermetalle)

In Abhängigkeit u. a. vom Durchsatz der Anlage und der Rottetechnik läßt sich die Emissionsfracht bei der MBA an organischen Kohlenstoffverbindungen aus heutiger Sicht auf ca. 0,4 bis 1,5 kg/t_{Abfall} (Rohgas) abschätzen. In der Tabelle 2.4.11 ist eine Auswertung der Emissionsmessungen des UBA in Allerheiligen, Kufstein und Siggerwiesen bezüglich Ø Gesamtkohlenstoff dargestellt.

Tabelle 2.4.11: Auswertung

MBA-Anlage	Ø Volumenstrom [Nm ³ /h]	Ø Durchsatz [t _{Abfall} /h]	Ø Fracht [kg C/h]	Ø Fracht [kg C/t _{Abfall}]	Ø C ¹⁾ [mg C/Nm ³]
Allerheiligen (Rohgas Rottetunnel, Probenahme Mai 98)	17.388	2,6	3,47	1,34	200
Siggerwiesen (Rohgas Rottetrom- meln, Probenahme Februar 98)	9.897	13,9	4,94	0,36	499
Siggerwiesen (Rohgas Rottetrom- meln, Probenahme Juli/August 98)	6.124	12,8	6,2	0,48	1013
Siggerwiesen (Abluft der Rottehalle → Mietenabluft, Pro- benahme März 98)	13.582	11,4	8,91	0,78	656
Kufstein (Rohgas Rottebox, Probenahme Sep- tember 98)	1.050	0,192	0,25	1,29	236
Kufstein (Rohgas Rottebox, Probenahme No- vember 98)	1.117	0,174	0,075	0,43	67,1
Kufstein (Reingas Rottebox nach Containerbiofil- ter, Probenahme No- vember 98)	1.025	0,174	0,05	0,30	51

1) Gesamtkohlenstoff: Flammenionisationsdetektion nach VDI 3481 Bl. 1

Nach CUHLS, DOEDENS (1998 c) kommt auch der Teilfraktion org.-N eine besondere Bedeutung zu. Man kann davon ausgehen, daß in dieser Fraktion insbesondere basische Stickstoffverbindungen (Amine) vorliegen. Flüchtige Amine treten bei der Zersetzung von

Lebensmitteln (Fleisch, Fisch) auf und sind durch ihren unangenehmen Geruch gekennzeichnet.

In Deutschland wird in einem BImSchV-Entwurf eine Limitierung der Abluftbelastung bei anzeigebedürftigen Anlagen zur MBA gefordert. In Anlehnung an bisherige Regelwerke wird dort der Gehalt an Gesamtkohlenwasserstoffen (Summe C) auf $\leq 20 \text{ mg/m}^3$ begrenzt. Aktuelle Messungen an großtechnischen MBA-Anlagen haben ergeben, daß Anlagen mit kurzen Intensivrotten (< 1 Woche) mit Abluftreinigungsanlagen (relativ hohe Abscheidegrade) die oben genannte Forderung deutlich überschreiten. Auch mit dem gegenwärtigen Betriebszustand mit Rottezeiten > 2 Wochen und Reinigungsleistungen in bezug auf NMVOC von 40 bis 63 % ist der Grenzwertvorschlag in der Regel nicht einzuhalten. Es könnte jedoch zur differenzierten Bewertung der Gesamt-C-Emissionen bei der MBA statt der Begrenzung des Gesamt-C eine solche als NMVOC erfolgen (CUHLS C., DOEDENS H. 1998 d).

Das Umweltbundesamt in Berlin hat in einem Bericht zur „*Ökologischen Vertretbarkeit*“ der *mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung*“ seine Anforderungen an die MBA dargestellt, wobei dieser Bericht als Diskussionsgrundlage für die zukünftige Regelung der MBA in Deutschland dient. Unter anderem wurden Anforderungen für die Abluft aus der MBA formuliert (Tabelle 2.4.12).

Tabelle 2.4.12: Anforderungen an die MBA mit anschließender Ablagerung (UBA-Berlin 1999, Auszug)

Anforderung	Erläuterung
1) Abluft, MBA	
Frachtbegrenzung auf 55 g C/t Abfall	ähnlich geringe luftseitige Emissionsfracht wie bei MVA (17.BimSchV): 55 g C pro Tonne Abfall <u>Messungen bei MBA (mit Biofilter):</u> ca. 300 g C pro Tonne Abfall
Fassung und Behandlung der Abluft aus Nachrotte und aus Umsetzungsvorgängen oder $AT_4 < 20 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ vor Austrag in die Nachrotte	ähnlich geringe luftseitige Emissionsfracht wie bei MVA
Abluft-Kamin	immissionsbezogene Regelung (17. BImSchV, TA Luft)
Abluft-Keimstatus festlegen (Hygiene)	Infektionsschutz, Bebauungsabstand

CUHLS C., DOEDENS H. (1998 d) schlagen infolge hoher Stickstoffausträge (NH_3 , org.-N) vor, daß ebenso NH_3 -Emissionen begrenzt werden sollten, zumal Ammoniak zu einer Beeinträchtigung der Biofilterleistung beitragen kann.

Das Umweltministerium Schleswig-Holstein hat ein Merkblatt (August 1999) zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung erarbeitet, in dem unter anderem auch die Emissionsbegrenzung behandelt wird. Neben Staub, Emissionen organischer Schadstoffe, etc. werden auch Grenzwerte für Ammoniak ($\leq 10 \text{ mg/m}^3$ im Tagesmittel) und NMVOC ($\leq 20 \text{ mg/m}^3$ im Tagesmittel) formuliert. Die emittierte Kohlenstofffracht (ohne Methan) wird mit 0,5 kg C/Mg verarbeitetem Restabfall begrenzt (Lahl 1999).

Das sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft hat eine „Immissionsschutzrechtliche Anforderung bei Errichtung und Betrieb von Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen (MBA)“ herausgegeben. Es werden neben Staub, E-

missionen organischer Schadstoffe, Dioxine und Furane, etc. auch Grenzwerte für Ammoniak ($\leq 20 \text{ mg/m}^3$) und Gesamtkohlenstoff ($\leq 20 \text{ mg/m}^3$) angegeben (Lahl 1999).

Aufgrund der Belastung der Abluft (infolge der großen Bandbreite an Schadstoffen) aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ist die Festlegung von Grenzwerten sowie einer entsprechenden Abluftreinigung aus der Sicht des Umweltbundesamtes notwendig. Es wird ausgehend vom derzeitigen Wissensstand gefordert, daß für die organische Belastung ein Emissionsgrenzwert (Konzentration) von $\leq 20 \text{ mg C}_{\text{org}}/\text{m}^3$ festgelegt wird.

Eine Begrenzung der organischen Fracht (g/kg_{FS}) bzw. von NH_3 -Emissionen ist ebenso zu fordern, wobei Vorschläge nach Abschluß der aktuellen Messungen des UBA (siehe Kapitel 7) formuliert werden.

Aus der Sicht des Umweltbundesamtes ist eine Regelung mittels Frachten als auch Konzentrationen am besten geeignet, Verdünnungseffekte durch Überbelüftung zu minimieren.

Nach CUHLS et al. (1998 a) sollten für großtechnische Betriebsanlagen die Grenzwerte und die Emissionsdaten auf einen Bezugssauerstoffgehalt in der Abluft normiert werden. Damit wird den verschiedenen Belüftungsvarianten und Luftmengen Rechnung getragen, indem Stoffaufkonzentrierungen durch Umluftführung sowie Stoffverdünnungen durch Überbelüftung berücksichtigt werden.

Gleichzeitig müssen Meßmethoden standardisiert und eine kontinuierliche Emissionsüberwachung festgelegt werden.

3 TECHNISCHE MÖGLICHKEITEN DER ABLUFTREINIGUNG BEI MECHANISCH-BIOLOGISCHEN ABFALLBEHANDLUNGSANLAGEN

Der Stand der Technik, die Technologie, Anwendungsbeispiele bzw. Reinigungsleistung der Abgas/Abluftreinigungsverfahren sind in den, in Tabelle 3 dargestellten, VDI-Richtlinien erläutert.

Tabelle 3: VDI-Richtlinien zu Abluft/Abgasreinigungsverfahren

VDI-Richtlinie	Titel
2280	Emissionsminderung – flüchtige organische Verbindungen – insbesondere Lösemittel
2442	Abgasreinigung durch thermische Verbrennung
2443	Abgasreinigung durch oxidierende Gaswäsche
3476	Katalytische Verfahren der Abgasreinigung
3477	Biologische Abgas-/Abluftreinigung, Biofilter
3478	Biologische Abluftreinigung, Biowäscher
3674	Abgasreinigung durch Adsorption, Oberflächenreaktion und heterogene Katalyse
3675	Abgasreinigung durch Absorption
3475 ¹⁾	<i>Emissionsminderung – Biologische Abfallbehandlungsanlagen</i>

1) in Vorbereitung

3.1 Abluftreinigung bei der MBA in Österreich und Deutschland – Übersicht

In der folgenden Tabelle 3.1 ist eine grobe Übersicht zur Abluftreinigungssituation (angewandte Verfahren zur Abluftreinigung) bei der MBA dargestellt (ANGERER 1997, CUHLS et al. 1998 a, GANSER 1998, LAHL & SCHEIDL et al. 1998, TEGTMEYER 1998, THOME-KOZMIENSKY 1995)

Tabelle 3.1: Abluftreinigung bei der MBA, Stand 1998

mechanisch-biologische Betriebsanlage	Abluftreinigungsverfahren	Abluftvolumen [m ³ /h]	Filterflächenbelastung [m ³ /m ² .h]
Aich-Assach	Rotte-Filter-Kompostierung	11.500	k. A.
Allerheiligen	Staubfilter, Flächenbiofilter (2 Stk.)	60.000	150 (1), 150 (2)
Fischamend	nicht vorhanden	-	-
Frojach-Katsch	nicht vorhanden	-	-
Herzogsdorf (Gerling)	Flächenbiofilter	15.000	50
Kirchdorf/Krems	nicht vorhanden	-	-
Oberpullendorf	Flächenbiofilter	125.000	75
Ort im Innkreis	Flächenbiofilter	k. A.	k. A.
Siggerwiesen	Staubfilter, Absetzkammer, Wärmetauscher (2 Stk.), Luftbefeuchter, Flächenbiofilter (2 Stk.)	ca. 150.000	200 (1), 40 (2)
Zell am See	Luftbefeuchter (2 Stk.), Flächenbiofilter (2 Stk.)	70.000	140 (1), 50(2)
Kufstein (Versuchsanlage)	Containerbiofilter (2 Stk.), Flächenbiofilter	22.000	k. A.
Diepholz (D)	Luftbefeuchter, gekapselter Biofilter	ca. 200.000	k. A.
Wunderburg (D)	Biowäscher, Biofilter	ca. 100.000	k. A.
Lüneburg (D)	Luftbefeuchter, Biofilter	max. 70.000	83
Quarzbichl (D)	Sprühbefeuchter, Flächenbiofilter	20.000	36
Düren-Horm (D)	Luftbefeuchter, Flächenbiofilter	max. 65.000, Durchschnitt 40.000	70
Friesland/Wittmund	Luftbefeuchter, Biofilter	k. A.	k. A.

3.2 Erfassung und Weiterleitung der Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Um die Abluft aus Lagerbereichen, mechanischen Behandlungsaggregaten und der biologischen Vorbehandlung einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage einem Reinigungsverfahren zuführen zu können, ist es notwendig, sie zu erfassen und weiterzuleiten. Die Luftführung beeinflusst die zu behandelnde Abluftmenge und damit das nachgeschaltete Reinigungsverfahren. Das Abluftvolumen sollte aus technischer und ökonomischer Sicht klein gehalten werden.

Im praktischen Anwendungsfall bedingt dies eine Kreislaufführung bzw. Wiederverwendung der schadstoffbeladenen Luft. Unter Wiederverwendung versteht man eine Nutzungskaskade, d. h., daß gering belastete Abluft als Zuluft für stärker belastete Bereiche verwendet werden kann (z. B. Verwendung von Bunkerabluft als Zuluft für die Intensivrotte). Die Abluft aus dem Bunker, der Aufbereitung und den biologischen Behandlungsschritten ist in jedem Fall zu erfassen, abzuleiten und zu behandeln (MOSTBAUER et al. 1998). In welchen Anlagenteilen die Abluft erfaßt werden sollte, zeigt die folgende Tabelle 3.2.

Tabelle 3.2: Ablufferfassung (MOSTBAUER et al. 1998)

Aggregat bzw. Arbeitsvorgang, bei dem eine Erfassung, Weiterleitung und Behandlung notwendig ist
Anlieferung in den Bunker
Lagerung im Abfallbunker
Aufgabe aufs Band, Beschickung und Entleerung von Aufbereitungsaggregaten
Innerbetrieblicher Transport, besonders Bandübergabestellen
Klärschlamm bunker
Zerkleinerung
Homogenisierung
Homogenisierung mit gleichzeitiger Vorrotte, Vorrotte (als Startphase der Rotte)
Magnetscheider
Klassierung (Siebung, Windsichter, ballistische Separation, Sortierung, etc.)
Hauptrotte
Umsetzen bei der Hauptrotte
Beschickung und Entleerung Vor- und Hauptrotte
Aufbereitung und innerbetrieblicher Transport nach der Hauptrotte
Aufbereitung und/oder innerbetrieblicher Transport nach der Nachrotte
Lagerung von heizwertreichen Fraktionen (BRAM), Ballenpressen für heizwertreiche Fraktionen (BRAM)
Beschickung von Fahrzeugen beim Abtransport
Weitere Aggregate bzw. Anlagenbereiche, bei denen Stäube, Aerosole oder flüchtige Stoffe aus Abfall oder Klärschlämmen freigesetzt werden

3.2.1 Ablufferfassung

Grundsätzlich kann bei Maßnahmen der Ablufferfassung unterschieden werden in (KÖSTER 1996)

- Kapselung,
- Abdeckung und
- Um(Ein)hausung.

Welche dieser Maßnahmen zur Anwendung kommen, hängt vom jeweiligen Anwendungsfall ab. Es sollte auf jeden Fall vermieden werden, daß schadstoffbeladene Abluft aus der MBA ohne entsprechende Behandlung in die Atmosphäre gelangt.

Bei der Erfassung der Abluft ist zwischen punktförmigen und flächigen Emissionsquellen zu unterscheiden. Eine Punktquelle hat den Vorteil, eine örtliche, fast vollständige Erfassung bzw. Absaugung der Abluft zu ermöglichen. Die Ablufferfassung bei Flächenquellen ist

schwieriger durchzuführen. Es empfiehlt sich, die flächigen Emissionsquellen (Rohluftströme) durch bauliche Maßnahmen auf eine Punktquelle zu reduzieren.

3.2.2 Abluftabsaugung und -weiterleitung

Zur Abluftabsaugung haben sich in der Praxis Ventilatoren vielfach bewährt:

Nach ATV – M 204 (1996) kann man folgende Bauarten von Ventilatoren unterscheiden:

- *Radialventilatoren*, bei denen die Luft axial angesaugt und radial weitergeleitet wird,
- *Axialventilatoren*, bei denen die Luft in axialer Richtung angesaugt und gefördert wird und
- *Querstrom-Ventilatoren*, bei denen die Luft über einen Teil des Laufradumfangs eintritt und über den anderen austritt.

Der Ventilator hat die Aufgabe, die Abluft aus der mechanisch-biologischen Behandlungsanlage über Rohrleitungen oder ähnliches abzusaugen und in weiterer Folge einem Abluftbehandlungsverfahren zuzuführen. Die Werkstoffwahl sollte der chemischen/mechanischen Aggressivität der Abluftbestandteile angepaßt werden. Dies soll auch bei den Abluftleitungen berücksichtigt werden. Bei der Dimensionierung von Ventilatoren sind die Bemessungskriterien der Volumenstrom der abzusaugenden Abluft sowie die Gesamtdruckerhöhung. Ventilatoren können zu einer Geräuschentwicklung in Gebäudebereichen aber auch Außenbereichen beitragen. Bei hohen Schallwerten der Ventilatoren könnten Schalldämpfer eingebaut werden. Die Apparate sollten in eigenen Räumen aufgestellt werden, was sich auch positiv auf die Elektrik auswirkt (trockene Luft).

Die Abluftleitungen (Kanäle, Rohrleitungen) sollten so ausgeführt werden, daß eine gleichmäßige Strömung gewährleistet wird. Man sollte scharfe Kanten, Ecken, Krümmungen und Einbauten vermeiden (Geräuschentwicklung, Ablösungserscheinungen). Die Leitungen sind außerdem möglichst glatt auszuführen, damit nur geringe Druckverluste im Leitungssystem auftreten. In den Leitungen kann es zu einer Kondensation von Wasser kommen, das entsprechend abzuleiten und zu entsorgen ist. In der Praxis ist eine ausreichende Abfuhrmöglichkeit für Kondenswasser in den Leitungen oft nur unzureichend gewährleistet. Abhilfe können bauliche Maßnahmen schaffen (Gefälle), an denen das Kondenswasser abgezogen wird.

Die Abluftführung sollte regelmäßig gesäubert, sowie auf Funktionsfähigkeit und Dichtheit überprüft werden.

3.3 Staubabscheidung

Nach MOSTBAUER et al. (1998) wird bei der MBA eine Emissionsbegrenzung für Staub (Gesamtstaub) von 10 mg/Nm³ vorgeschlagen. Dieser Wert ist durchaus mit bewährten Verfahren der Staubabscheidung einzuhalten. Zur Entstaubung von Abluft werden mechanische und elektrische Verfahren eingesetzt. Die mechanische Entstaubung kann durch Sedimentieren, Auswaschen und Filtrieren erfolgen. Die elektrische Entstaubung wendet zur Abtrennung der Feststoffe die Wirkung des elektrischen Feldes von hochgespannten Gleichstrom an.

Staubemissionen können auch durch primäre Maßnahmen vermindert werden. Folgende Möglichkeiten bieten sich an (CUHLS et al. 1998 a):

- Bauliche Kapselung,
- Vermeidung von größeren Fallhöhen bei Bandübergabestellen (mechanische Vorbehandlung),
- Einsatz staubvermeidender, langsamlaufender Zerkleinerungsaggregate,
- Staubniederschlag durch Wasserbedüsung an kritischen Punkten,
- Bewässerung des Rotteguts beim Umsetzen,
- Vermeidung von zu großen Fallhöhen bei der Förderung des Rotteguts (biologische Vorbehandlung).

Eine Staubabscheidung wird auch eine Minderung von Schwermetallbelastungen in der MBA-Abluft (insbesondere im Anlieferbereich und der mechanischen Behandlung der Abfälle) nach sich ziehen. Diese Annahme sollte aber für einzelne Metalle durch umfangreiche Untersuchungen bestätigt werden.

Bei der MBA bieten sich zur Staubabscheidung vor allem die Abluftfilterung und Naßentstaubung an:

▪ **Filter**

Bei der mechanischen Abluftfilterung können grundsätzlich zwei Verfahren unterschieden werden:

- Tiefenfiltration und
- Oberflächenfiltration.

Bei der *Tiefenfiltration* strömt die Abluft durch ein Filtermittel (Faserstoff, etc.). Staubteilchen bis etwa 1 µm Korngröße werden zuerst zurückgehalten. Sie lagern sich im Filtermittel ein und verschließen die vorhandenen größeren Öffnungen. Dadurch wird eine Filterhilfsschicht gebildet und ermöglicht, daß feinste Staubteilchen abgeschieden werden. Bei der Abreinigung des Filters geht die Filterhilfsschicht teilweise verloren und muß wieder aufgebaut werden.

Bei der *Oberflächenfiltration* erfolgt die Staubablagerung an der Oberfläche einer mikroporösen Membran (50 µm Dicke, z. B.: Fluor-Polymer), die mit einem Trägerfaserstoff (z. B.: Polyesterfilz, Glasfasergewebe) verbunden ist. Die abgelagerte Staubschicht wird bei der Abreinigung vollständig abgestoßen oder fällt von selbst ab (HEMMING 1993).

Es lassen sich hohe Abscheidegrade erzielen, wobei einige mg/m³ Reststaub in der Reinluft zu erzielen sind.

Filtrationsabscheider werden als Schlauchfilter oder Flächenfilter gebaut, die als Saug- oder Druckfilter betrieben werden.

Filternde Abscheider können hohe Abscheidegrade erzielen und somit niedrige Reinluftkonzentrationen von < 5 mg/m³ erreichen (BURTSCHER et al. 1996).

▪ **Naßentstaubung**

Bei der Naßentstaubung werden die Staubpartikeln gewöhnlich von Wasser aufgenommen und durch Trägheitskräfte abgeschieden.

Folgende Verfahren könnten z. B. zur Anwendung kommen:

- Sprühwäscher,
- Strahlwäscher,
- Venturi-Wäscher.

Die Naßentstaubung hat insbesondere den Vorteil, daß sie bei der Verwendung von Biofiltern als primäres Abluftreinigungsverfahren die Abluft vor dem Filter befeuchtet.

3.4 Kondensation

Die Reinigung der Abluft mittels Kondensation beruht auf dem Prinzip, daß durch die Unterschreitung des Taupunkts einer Gasphase eine Verflüssigung eintritt. Für den Prozeß entscheidend ist dabei die Abhängigkeit der Konzentration eines Stoffes in der Abluft von der Temperatur. In Abbildung 3.4.1 ist diese Abhängigkeit für einige ausgewählte organische Komponenten dargestellt.

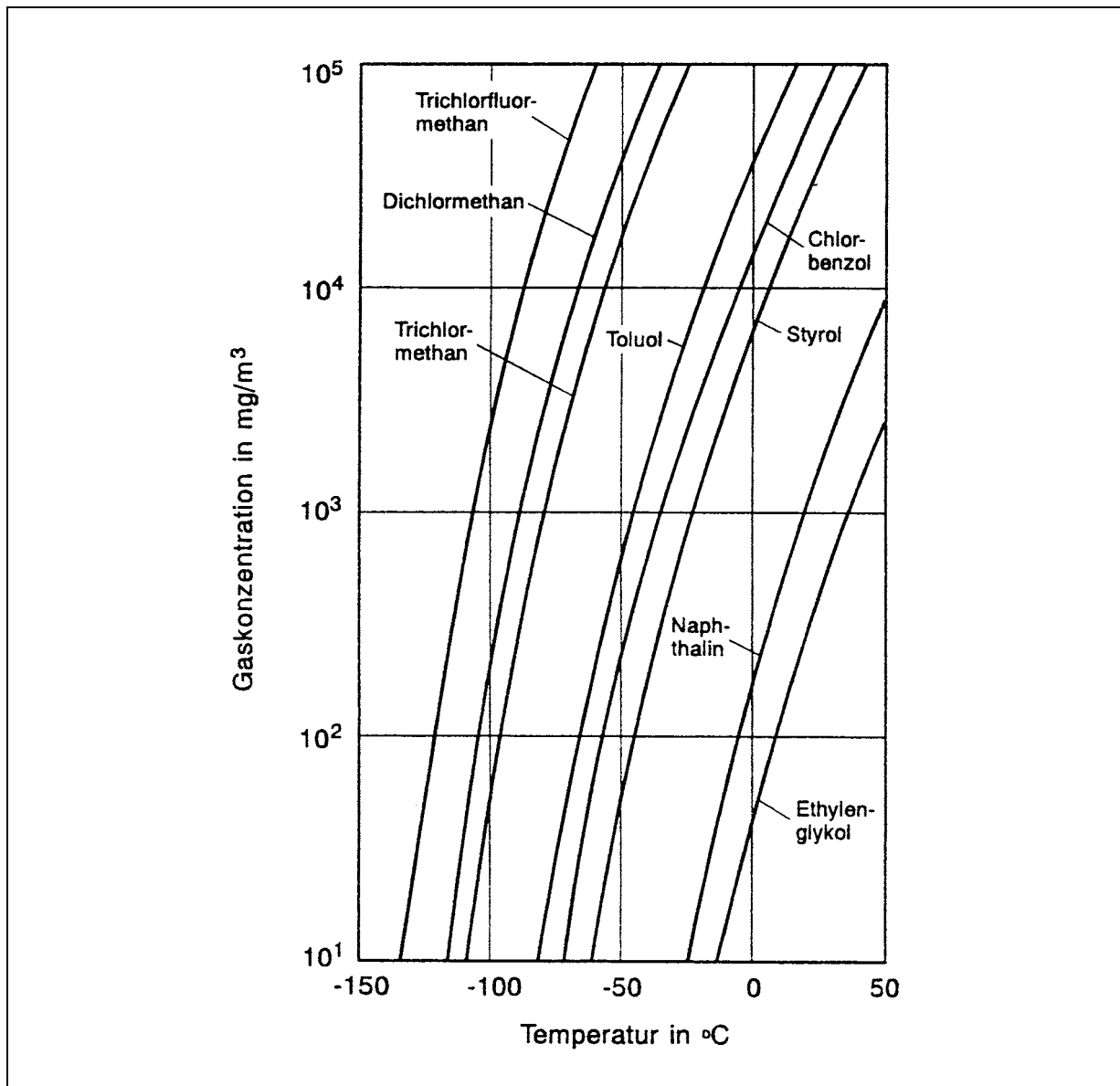


Abb. 3.4.1: Gaskonzentration organischer Komponenten bei Normaldruck und verschiedenen Temperaturen (SCHULTES, 1996)

In der Regel liegt ein sehr steiler Verlauf der Temperatur/Konzentrations-Kurven vor. Dadurch kann abgeleitet werden, daß eine teilweise Schadstoffabtrennung bereits durch relativ geringe Temperaturabsenkungen ermöglicht wird. Die Konzentration eines Stoffes ist umso niedriger, je tiefer die Temperatur und je höher der Gesamtdruck des Dampf-Luftgemisches

sind. Man kann organische Dämpfe aus der Abluft dadurch abscheiden, indem das Gemisch gekühlt, oder gekühlt und komprimiert wird. Dabei wird ein Kondensat gebildet.

Nach FUCHS, MAURER (1997) unterscheidet man folgende Kondensationsverfahren:

- **Kondensation durch indirektes Kühlen:**
Der beladene Abluftstrom wird an Kühlflächen (Wärmetauscher) abgekühlt. Als indirekte Wärmetauscher können Rohrbündel-, Haarnadel- oder Spiralschlangewärmetauscher eingesetzt werden. Die Kondensation erfolgt hierbei örtlich getrennt vom Kühlmittel. In der Abb. 3.4.2 ist ein Rohrbündelkondensator dargestellt.
- **Kondensation durch direktes Kühlen:**
Der beladene Abluftstrom wird direkt mit dem Kühlmittel in Kontakt gebracht. Je nach den physikalischen Eigenschaften von Kondensat und Kühlmittel können diese ineinander löslich sein. In der Abb. 3.4.3 ist ein Beispiel einer direkten Kondensation in einer Füllkörperkolonne mit einer Gegenstromführung der Phasen dargestellt.
- **Kondensation unter Druck:**
Der Abscheidegrad ist umso höher, je weiter die Abluft abgekühlt und komprimiert wird.
- **Kondensation durch Expansion:**
Die in einer oder mehreren Druckstufen verdichtete Prozeßluft wird in einer Expansions-turbine unter Entnahme von Arbeit entspannt. Die hiermit verbundene Temperaturerniedrigung bewirkt eine Auskondensation des Schadstoffes.

Als problematisch sollte man bei der MBA-Abluft die chemische/mechanische Aggressivität der Abluftbestandteile in Bezug zum Werkstoff sehen. Möglicherweise scheidet dadurch eine Kondensation unter Druck als Reinigungsmöglichkeit aus.

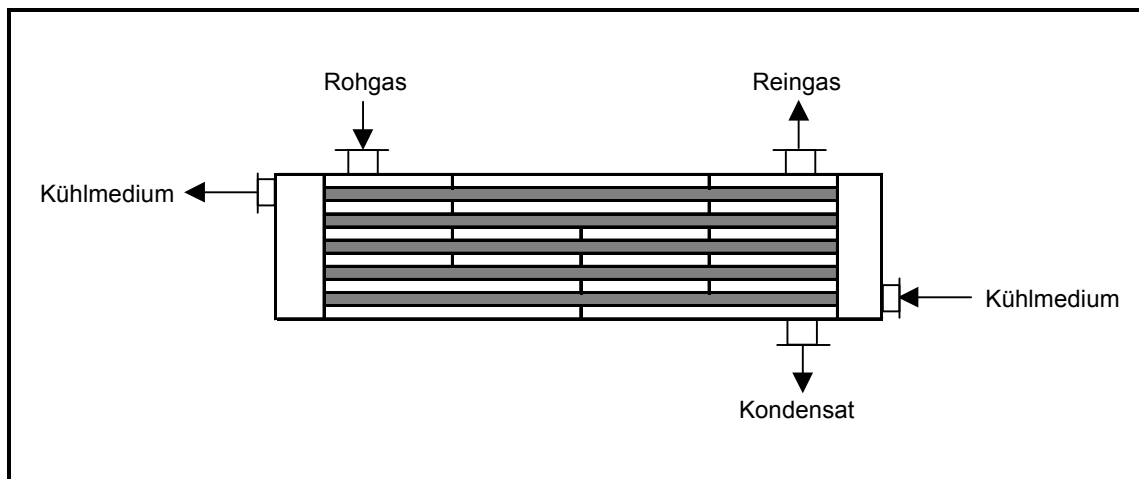


Abb.3.4.2: Indirekte Kondensation mittels Rohrbündelkondensator (SCHULTES, 1996)

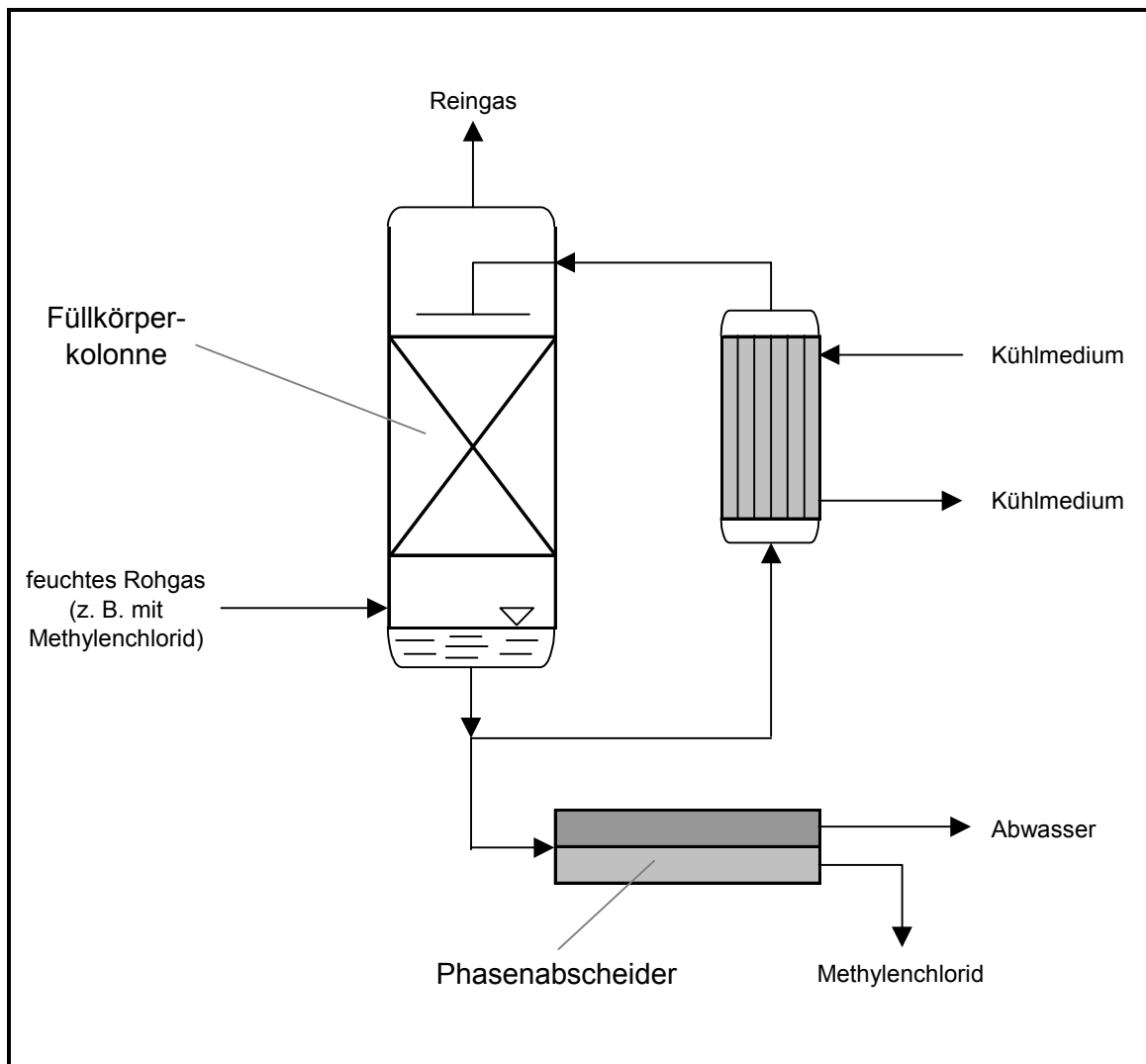


Abb.3.4.3: Direkte Kondensation in einer Füllkörperkolonne mit einer Gegenstromführung der Phasen (SCHULTES, 1996)

Für eine qualitative Kondensation von zahlreichen organischen Lösemitteln sind sehr niedrige Temperaturen erforderlich. Der Energieaufwand, der für diese starke Temperaturabsenkung notwendig ist, hat das Kondensationsverfahren als alleiniges Abluftreinigungsverfahren für mit organischen Lösemitteln beladene Abluft in der Praxis nicht zur Anwendung kommen lassen. Bei feuchter Abluft ist außerdem die Vereisung von Anlagen durch gefrierendes Wasser bei der Unterschreitung des Gefrierpunkts an Kühlflächen besonders zu beachten (NEUBACHER, UCKRO 1992).

Die Rotteabluft aus der MBA liegt in einem Temperaturbereich von ca. 40 bis 70 °C. Durch Abkühlung auf 20 bis 25 °C über Wärmetauscher (z. B.) fällt Kondensat an, das entweder in den Rotteprozeß rückgeführt oder in Kläranlagen entsorgt werden kann. Durch den Wärmetauscher kann gegebenenfalls ein erheblicher Anteil der C- und N- Fracht abgeschieden werden. Sollte bei der Ablufterfassung die Rotteabluft mit kühlerer Abluft aus anderen Anlagenbereichen (z. B. Hallenabluft, etc.) der mechanisch-biologischen Behandlungsanlage vermischt werden, so tritt bereits eine teilweise Kondensation ein. Beim Einsatz von Wärmetauschern in MBA-Anlagen darf jedoch die chemische Aggressivität von einigen Bestandtei-

len der MBA-Abluft nicht vernachlässigt werden. Dies ist bei der Wahl geeigneter Werkstoffe zu beachten.

Bei der biologischen Behandlung in der Rottebox der Firma HerHof wird die Abluft aus der Rotte über einen Wärmetauscher geführt, wobei gleichzeitig die Zuluft zur Rotte erwärmt wird. In Siggerwiesen (Salzburg) gelangt ein Teilstrom der Abluft aus der mechanisch-biologischen Behandlungsanlage in ein Kühlsystem.

Nach NEUBACHER, UCKRO (1992) ist das Abluftreinigungsverfahren der Kondensation gut geeignet in Kombination mit anderen Verfahren zur Vorabscheidung der Lösemittel.

Bei der MBA wird eine Kondensation für die Abluftreinigung eher als Vorabscheider (z. B. Wärmetauscher vor einem biologischen System) zum Einsatz kommen.

3.5 Biofilter

Die Geburtsstunde des Biofilters schlug im Jahre 1957 als Richard D. Pomeroy das US-Patent Nr. 2 793 096 mit dem Titel „De-odoring of gas streams by the use of micro-biological growth“ erteilt wurde. Sein Filter bestand aus einer Schicht aus organischem Filtermaterial (Kompost), unter dem in einer Schüttung von grobem Kies gelochte Luftverteilungsrohre liegen (KOBELT 1995 b).

Im Prinzip werden beim Biofilter die organischen Luftschadstoffe durch Sorptionsprozesse in die wässrige Phase überführt, diffundieren in den Biofilm und werden durch die im Biofilm angesiedelten Mikroorganismen zu CO_2 und H_2O abgebaut. Anorganische Verbindungen (z. B. NH_3 , H_2S) können im Biofilter ebenfalls abgebaut werden. Die beiden Teilschritte Sorption und biologischer Abbau der Schadstoffe finden beim Biofilter am gleichen Ort, d. h. auf der Oberfläche des Filtermaterials, statt.

Das Kapitel Biofilter wird in dieser Publikation gegenüber anderen Verfahren sehr umfangreich dargestellt, da der Biofilter zur Zeit das am häufigsten eingesetzte Verfahren zur Abluftreinigung bei der MBA ist. Die Anwendbarkeit und Effektivität dieser Technologie ist noch eingehend zu prüfen.

3.5.1 Physikalische Aspekte

Die Sorption oder Aufnahme eines gasförmigen Stoffes kann prinzipiell auf zwei Wegen erfolgen:

- Adsorption an einer Feststoffoberfläche. Je nach Art der Bindung spricht man von Physisorption (van der Waals'sche Kräfte) oder von Chemisorption, wenn die Bindung mehr chemischen Bindungskräften gleicht. In der Regel ist nur erstere bedeutend.
- Absorption in einer Flüssigkeit. In diesem Fall werden die Gasmoleküle von der Flüssigkeit aufgenommen und liegen darin gleichmäßig vor. (SABO 1990)

Da die biochemischen Reaktionen in der Regel in wässriger Phase erfolgen, ist die Absorption von besonderer Bedeutung.

Daraus folgt, daß Luftschadstoffe, die mikrobiell zu reinigen sind, sich im den Mikroorganismen umgebenden Wasserfilm lösen müssen.

Bei der biologischen Abluftreinigung kann man davon ausgehen, daß die löslichen Komponenten in hoher Verdünnung und niedrigem Druck vorliegen (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1997).

Die Gaslöslichkeit im Gleichgewichtszustand kann somit mit dem linearen Henry'schen Gesetz beschrieben werden (Gleichung 1).

$$1) \quad p_i = H_i \cdot X_i$$

(p_i	Partialdruck der Komponente i in der Gasphase [Pa])
	H_i	Henry-Koeffizient [Pa]	
	X_i	Molenbruch der Komponente i in der flüssigen Phase	

Die Löslichkeit der Abluftinhaltsstoffe in dem den Mikroorganismen umgebenden Wasserfilm beschreibt das oben angeführte Gesetz, wobei man eine Lösung bekannter Konzentration der Komponente i in einem Lösungsmittel (Wasser bei der biologischen Abluftreinigung) herstellt. Von dieser Lösung bestimmt man experimentell verschiedene Konzentrationen der Komponente i über der Lösung bei bekannter Temperatur. Daraus ermittelt man den Henry-Koeffizienten, der für manche Stoffe tabelliert ist.

Der Henry-Koeffizient kann näherungsweise auch nach einer Faustformel (Gleichung 2) berechnet werden (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1997).

$$2) \quad H_i = 16,04 \cdot 10^3 \cdot M \cdot P \cdot S^{-1} \cdot T^{-1}$$

(H_i	Henry-Koeffizient substanzspezifisch [Pa.l.mol ⁻¹ .K ⁻¹])
	M	Molmasse [g]	
	S	Wasserlöslichkeit [g.l ⁻¹]	
	P	Dampfdruck [Pa]	
	T	Temperatur [K]	

Der Partialdruck der Komponente i ist umso höher, je flüchtiger die Substanz ist. Die Löslichkeit eines Gases in einer Flüssigkeit ist umso geringer, je höher der Henry-Koeffizient ist. Ein ausreichend kleiner Henry-Koeffizient der Abluftinhaltsstoffe (< 5 bis 10) ist also die Voraussetzung für die Anwendung der biologischen Abluftreinigung im allgemeinen und des Biowärschers im besonderen (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1997).

3.5.2 Mikrobiologische Aspekte

Die Schadstoffe in der Rohluft werden durch die Stoffwechselftigkeit der Mikroorganismen abgebaut.

In der Tabelle 3.5.1 sind einige ausgewählte Schadstoffe und ihre biologische Abbaubarkeit, Wasserlöslichkeit und ihr Siedepunkt dargestellt.

Tabelle 3.5.1: Biologische Abbaubarkeit, Wasserlöslichkeit, Siedepunkt einiger ausgewählter Schadstoffe (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1994; n.n. 1997)

Parameter	biologische Abbaubarkeit	Bemerkungen	Siedepunkt [°C]	Wasserlöslichkeit [g/l]
Chlorbenzol	nicht leicht biologisch abbaubar	k. A.	132	0,488
1,2-Dichlorethan	nicht leicht biologisch abbaubar	k. A.	83,5	8,85
Ethylacetat	leicht biologisch abbaubar	k. A.	77	65
Phenol	leicht biologisch abbaubar	neigt bei Anwesenheit von Formaldehyd (Harzherstellung) zur spontanen Polymerisation, die wäßrige Lösung reagiert leicht sauer, aufgrund der guten Lösl. mögliches Eintreten toxischer Konzentrationen.	182	67
Ethylbenzol	leicht biologisch abbaubar	k. A.	136,25	0,866
Benzol	leicht biologisch abbaubar	toxische Effekte bei hohen Konzentrationen	80,1	1,78 bei 20 °C
Toluol	leicht biologisch abbaubar	k. A.	111	0,47 bei 16 °C 0,82 bei 22 °C
o-; m-; p-Xylol	leicht biologisch abbaubar	k. A.	114; 139; 138	0,175; 0,162; 0,185
Styrol	gute Abbaubarkeit	k. A.		
Cyclohexan	schlecht biologisch abbaubar	k. A.	80,7	0,055
Dekan	ger. Kenntnisse	k. A.		
Hexan	gute Abbaubarkeit	k. A.		
Oktan	gute Abbaubarkeit	k. A.		
Penthan	ger. Kenntnisse	k. A.		
Ether	ger. Kenntnisse	k. A.		
Aldehyde	sehr gute Abbaubarkeit	k. A.		
Ketone	gute Abbaubarkeit	k. A.		
Carbonsäuren	sehr gute Abbaubarkeit	k. A.		
Mercaptane	gute Abbaubarkeit	k. A.		
Ethanol	sehr leicht biologisch abbaubar	k. A.	78,5	gut löslich
Methanol	sehr leicht biologisch abbaubar	k. A.	64,7	vollständig mischbar
1-Propanol	sehr leicht biologisch abbaubar	k. A.	82,5	mischbar
Formaldehyd	leicht biologisch abbaubar	unter Umständen Probleme mit auftretender Polymerisation mit anderen reaktiven Molekülen, mögliche toxische Effekte bei höheren Konzentrationen	-19	unbegrenzt

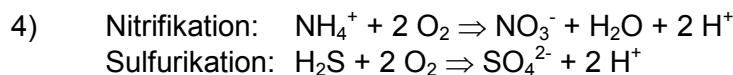
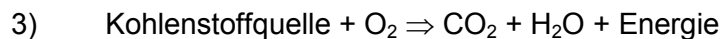
Die an der Abluftreinigung beteiligten Mikroorganismen bzw. deren Stoffwechselfätigkeit werden durch folgende Faktoren beeinflusst:

- Feuchte,
- Sauerstoffversorgung,
- Nährstoffversorgung,
- pH-Wert,
- Temperatur
- Salzkonzentration im Medium (Biofilter) und
- toxische Stoffe (Schwermetalle, Säuren, hohe Konzentrationen von chlorierten Kohlenwasserstoffen) in der Rohluft.

Um eine mit Schadstoffen belastete Abluft aus Betriebsanlagen biologisch reinigen zu können, müssen die Stoffe biologisch abbaubar bzw. wie schon erwähnt in Wasser löslich sein. Dem Wasser kommt somit eine sehr wichtige Rolle beim Biofilter zu, weshalb die **Feuchte** des Filtermaterials die Funktion des Reinigungsaggregats mitentscheidet.

Für den oxidativen Stoffwechsel der Mikroorganismen ist eine ausreichende **Sauerstoffversorgung** wesentlich:

In den Gleichungen 3 und 4 sind die prinzipiellen Reaktionen beim Abbau organischer und anorganischer Luftschadstoffe durch Mikroorganismen dargestellt (FETZNER, ROTH, SCHÖFFMANN 1995)



Die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen im Filter wird durch die zuströmende Rohluft gewährleistet. Wird der Biofilm durch Nässe oder mikrobielle Schleimbildung zu dick, können die Mikroorganismen nicht mehr ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden. Dies kann zu anaeroben Bedingungen in Teilbereichen des Filters und damit zu einem Rückgang der Reinigungsleistung sowie zu einer sekundären Geruchsentwicklung führen.

Bezogen auf die Trockensubstanz setzt sich eine Bakterie in etwa wie folgt zusammen (BUWAL 1993):

- 50 Gew.% Kohlenstoff,
- 20 Gew.% Sauerstoff,
- 14 Gew.% Stickstoff,
- 8 Gew.% Wasserstoff,
- 3 Gew.% Phosphor und
- 4 Gew.% Spurenelemente (K, Ca, Mg, Fe, etc.).

Neben Wasser und Sauerstoff benötigt der mikrobielle Stoffwechsel **Nährstoffe**, wie die Makroelemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Phosphor (P) sowie schwefelhaltige Verbindungen, verschiedene Mineralsalze und Spurenelemente in einem ausgewogenen Verhältnis. Als Anhaltspunkt geht man bei der Abluftreinigung, angelehnt an die biologische Abwasserreinigung, von einem C : N : P-Verhältnis von ca. 100 : 5 : 1 aus. Für die Stoffwechselfätigkeit

tigkeit von Mikroorganismen gilt das Gesetz vom Minimum: Dasjenige essentielle Element, dessen Konzentration ins Minimum gerät, limitiert die Stoffwechselleistungen und das Wachstum der Organismen (FETZNER, ROTH, SCHÖFFMANN 1995).

Der optimale **pH- Wert** bei einer biologischen Abluftreinigung liegt im neutralen bis leicht alkalischen Bereich. Durch den mikrobiellen Stoffwechsel kann der pH-Wert im Medium (Filtermaterial) in den sauren Bereich gelangen (bei Oxidation von $\text{NH}_3 \Rightarrow \text{HNO}_3$, bei Oxidation von $\text{H}_2\text{S} \Rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$).

Die **Temperaturbereich** bei der biologischen Abluftreinigung sollte zwischen 15 und 40 °C liegen.

Eine zu hohe **Salzkonzentration** im Biofilter bewirkt einen, ähnlich dem Austrocknen, stoffwechselhemmenden Effekt, da von Salzionen „gebundenes“ Wasser für die Zelle nicht mehr verfügbar ist.

Toxische Stoffe in der Zuluft zum Biofilter können den Mikroorganismen schaden und damit die Leistungsfähigkeit des Filters herabsetzen.

In der Natur gibt es eine Vielzahl von Mikroorganismen, die Schadstoffe in der Abluft aus einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage abbauen. In Tabelle 3.5.2 sind einige ausgewählte Verbindungen, sowie Beispiele für Mikroorganismen, die für deren Abbau befähigt sind, dargestellt.

Tabelle 3.5.2: Mikroorganismen für den aeroben biologischen Abbau einiger ausgewählter Verbindungen (SCHULTES, 1996)

Parameter	Mikroorganismus
Aceton	Pseudomonas, Rhodococcus
Alkane	Acinetobacter, Pseudomonas
Alkohole	Rhodococcus, Amycolata, Mycobakterium
Amine	Pseudomonas, Streptomyces, Mycobakterium
Ammoniak	Nitrosomonas
Anilin	Pseudomonas, Aspergillus, Nocardia
Aromaten	Pseudomonas, Acinetobacter, Rhodococcus
Benzoate	Arthobacter, Acinetobacter
Benzaldehyde	Acetobacter
Butylacetate	Pseudomonas
Cyclohexan	Acinetobacter
Dichlorethan	Xanthobacter
Dichlormethan	Hyphomicrobium
Dimethylformamid	Nitrobacter, Nitrosomonas
Ethylenglykol	Xanthobacter
Formaldehyd	Pseudomonas, Mycoplana
Flourphenol	Alcaligenes
Indol	Xanthobacter
Kohlenmonoxid	Pseudomonas, Mycoplana
Merkaptoethanol	Pseudomonas
Methanol	Pseudomonas
Methylketon	Pseudomonas
Methylmercaptophenol	Nocardia
Naphtalin	Pseudomonas
Niedere Fettsäuren	Bacillus, Streptomyces, Nocardia
Nitrit	Nitrobacter
Petroleum	Acinetobacter, Pseudomonas
Phenol	Pseudomonas, Trichosporon
Propionaldehyd	Pseudomonas, Rhodococcus
Schwefelverbindungen, Methylmercaptan, Dimethylsulfid, u.a.	Thiobacillus, Pseudomonas, Mucor, Penicillium, Aspergillus
Skatole	Rhodococcus
Thiophenol	Bacillus
Toluol	Pseudomonas

3.5.3 Filtermaterial

Die Filterschicht ist das zentrale Element eines Biofilters. Seine Eigenschaften beeinflussen die Abscheideleistung des Reinigungsaggregats.

3.5.3.1 Aufgaben und Auswahlkriterien

Das Filtermaterial soll folgende Aufgaben erfüllen:

- Trägerschicht für die Mikroorganismen,
- Speicherung von Feuchtigkeit,
- Versorgung der Mikroorganismen mit nicht in der Rohluft enthaltenen Nährstoffen und Spurenelementen,
- Pufferung gegenüber Schwankungen der Schadstoffkonzentration, Temperatur, Feuchte in der Zuluft, pH-Wert,
- Sorptionsfläche für Schadstoffe,
- Versorgung der Mikroorganismen mit Nährstoffen in Stillstandszeiten,
- Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen.

Die angeführten Aufgaben des Filtermediums bedingen folgende Kriterien zur Beurteilung des Materials (VDI-Richtlinie 3477):

- Porosität \Rightarrow Lückenvolumen ca. 40 bis 60 % (gewährleisten der Sauerstoffversorgung),
- wirksame Oberfläche (große Besiedlungsdichte der Mikroorganismen, große Grenzschichtfläche zwischen strömendem Gas und dem die Oberfläche des Filtermediums umschließenden Wasserfilm \rightarrow hoher Stofftransport),
- Homogenität (gewährleisten einer gleichmäßigen Durchströmung des Filterbetts),
- Wasseraufnahmekapazität (gewährleisten einer gleichmäßigen Feuchtigkeit im Filterbett, Feuchte in der Filterschicht ca. 30 bis 60 %,

sowie

- Korngrößenverteilung,
- adsorptive und absorptive Eigenschaften,
- geringer Druckverlust der Strömung,
- Stabilität („Stützgerüst“ für Durchströmung),
- Abbaubarkeit (Setzung)
- Eigengewicht (Setzung),
- Standzeit,
- Eigengeruch,
- Entsorgungsmöglichkeit,
- Kosten.

3.5.3.2 Arten von Filtermaterialien

Die Optimierungsmöglichkeiten bei Filtermaterialien sind mit Sicherheit noch nicht ausgeschöpft. In der Praxis werden Materialmischungen erzeugt, die für den speziellen Anwendungsfall geeignet sind.

Die üblicherweise in der biologischen Abluftreinigung eingesetzten Materialien lassen sich nach KOBELT (1995 b) vereinfacht in drei große Gruppen einteilen:

- *Inerte Filtermaterialien* aus überwiegend synthetisch hergestellten Stoffen,
- *organische Materialien*,
- und *modifizierte Mischungen*, die zu etwa 80 % aus einem organischen Grundmaterial (Kompost, etc.) bestehen, dem zur Strukturverbesserung und als Stützmaterial bis zu 20 % eines inerten körnigen Materials entweder aus Naturstoffen (Vulkanschlacke, Blähton, Bimsstein) oder Kunststoffen (Styropor, etc.) zugegeben wird.

Zusätzlich kann man dem organischen Filtermaterial bzw. der modifizierten Mischung Adsorbentien (Aktivkohle) zugeben, um die Adsorptionsfähigkeit des Filtermediums zu verbessern. Zum Beispiel können dadurch Konzentrationsschwankungen gepuffert werden. In der Tabelle 3.5.3 sind Wirkungsgrade für verschiedene Filtermaterialien dargestellt. Getestet wurden

Biofilter im Labor- und halbertechnischen Maßstab. Hierbei kamen als Trägermaterial Komposterde aus Grünabfall und aus Kärschlamm, Aktivkohle und Zeolithe zum Einsatz (LAHL, SCHEIDL et al. 1998).

Tabelle 3.5.3: Wirkungsgrade von Biofiltern mit unterschiedlichen Filtermaterialien (LAHL, SCHEIDL et al. 1998)

Parameter	Aktivkohle η [%] nach			Grünabfallkompost η [%] nach		
	17 s	20 s	30 s	30 s	45 s	70 s
Benzol	90	93	88	36	51	70
Toluol	97	99	98	11	24	89
m-, p-Xylol	96	n.v.	94	-29	n.v.	n.v.
o-Xylol	93	91	95	-629	-94	83
Dichlormethan	-204	-224	19	35	-188	-103
Tetrachlorethen	94	91	98	57	-19	-80
Tetrachlorkohlenstoff	-5	25	21	-11	-13	-8
1,1,1-Trichlorethan	-54	-65	0	-9	-59	34
Trichlorethen	68	82	3	0	-30	27
Trichlormethan	9	-60	-50	11	-44	-43
Vinylchlorid	-7	56	4	-11	-3	-5
Nicht-Methan-Organik	97	99	88	11	24	89
H ₂ S	100	100	99	95	99	100

n.v.: nicht verfügbar
 η : Wirkungsgrad

Hierbei zeigt sich, daß die Wahl des Filtermaterials die Wirkungsgrade von Biofiltern wesentlich beeinflusst. Es ist in der Tabelle 3.5.3 ersichtlich, daß bei der Verwendung von Aktivkohle im Filtermaterial hohe Abscheideleistungen bei relativ geringen Verweilzeiten erzielt werden können.

Sollten inerte Materialien als Filtermedium Anwendung finden, so ist es erforderlich fehlende Nähr- und Spurenstoffe mittels Nährlösung zuzuführen. Die organischen Filtermaterialien als auch die modifizierten Mischungen können eine Versorgung der Mikroorganismen mit Nährstoffen, die ihnen nicht mit der Zuluft zum Filter zugeführt werden, übernehmen. In der ÖNORM S 2020 „Biofiltermaterialien auf Kompostbasis“ sind die Anwendbarkeit von Kompost und Kompostmischungen als Biofiltermaterialien bzw. die Anforderungen von Prüfparametern festgelegt.

In den Tabellen 3.5.4 und 3.5.5 sind die Parameter Porosität und Schüttdichte sowie die spezifischen Oberflächen einiger Filtermaterialien dargestellt (Sabo 1998).

Tabelle 3.5.4: Porositäten und Schüttdichten von einigen Filtermaterialien (SABO 1998)

Filtermaterial	Porosität (ϵ)	Schüttdichte [kg/dm^3] ¹
Müllkompost	0,35	0,78
Rindenkompst (fein)	0,4	0,72
Rindenkompst (grob)	0,55	0,6
Fasertorf (langfaserig)	0,85	0,1
Blähton (gebrochen)	0,66	0,4
Lavakies (fein: 0,8 bis 3 mm)	0,5	1,14
ca. 70% Müllkompost und 30% Blähton	0,52	0,62
Ca. 60% Rindenkompst (fein) und 40% Blähton	0,63	0,64

1) Material wie verfüllt

Definition der Porosität (ϵ):

$$\epsilon = V_0 / V_S = (V - V_S) / V_S$$

(ϵ	Porosität)
V ₀	Porenvolumen		
V _S	Feststoffvolumen		
V	Gesamtvolumen		

Tabelle 3.5.5: Spezifische Oberflächen von einigen Filtermaterialien, die in großtechnischen Versuchen verwendet wurden (SABO 1998)

Filtermaterial	Spezifische Oberfläche [m^2/g]
Kompost (fein)	4,0
Gebrochener Blähton (fein)	1,4
Gebrochener Blähton (grob)	1,2
Kompost/Blähton (60:40)	2,4

3.5.4 Rohluftkonditionierung

Um optimale Betriebsbedingungen von Biofiltern zu gewährleisten, ist es erforderlich die Rohluft zu konditionieren. In den folgenden Unterkapiteln werden die wichtigsten in der Rohluft einzustellenden Parameter (Staub, Feuchte, Temperatur) näher betrachtet.

3.5.4.1 Staub

Staub kann die Abscheideleistung des Biofilters stark beeinträchtigen, da eine Verstopfungsgefahr der Poren in der (z. B. unteren) Filterschicht besteht. Dies führt zu erhöhtem Druckverlust und in weiterer Folge zu Kanalbildung im Filtermedium, was die Filterwirkung verschlechtert. Neben Staub können auch Fette und Aerosole in der Rohluft den Biofilter in seiner Wirksamkeit beeinflussen.

Verfahren zur Staubabscheidung sind in Kapitel 3.3 ausführlich beschrieben.

3.5.4.2 Feuchte

Die Feuchtigkeit des Filtermaterials spielt bei der biologischen Abluftreinigung mittels Biofilter eine wichtige Rolle, da die Mikroorganismen zur Erhaltung ihrer Lebensfunktionen und zur Metabolisierung der Luftschadstoffe einen gewissen Wassergehalt benötigen. Sie sollte im Filtermedium ca. 30 bis 60 % betragen. Sollte das Filtermedium austrocknen kann es zu Rißbildung kommen und die Abscheideleistung herabsetzen. Die Rohluft sollte eine relative Feuchte von > 95 % aufweisen. Unter ungünstigen Bedingungen können trotz gesättigter Rohluft Trockenzone im Filter entstehen. Dies könnte zum Beispiel eintreten, wenn sich durch Sonneneinstrahlung die obere Filterschicht erwärmt. In der Abb. 3.5.1 ist die Abhängigkeit des Wirkungsgrades eines Biofilters von der Materialfeuchte dargestellt (→ graphisch modifiziert).

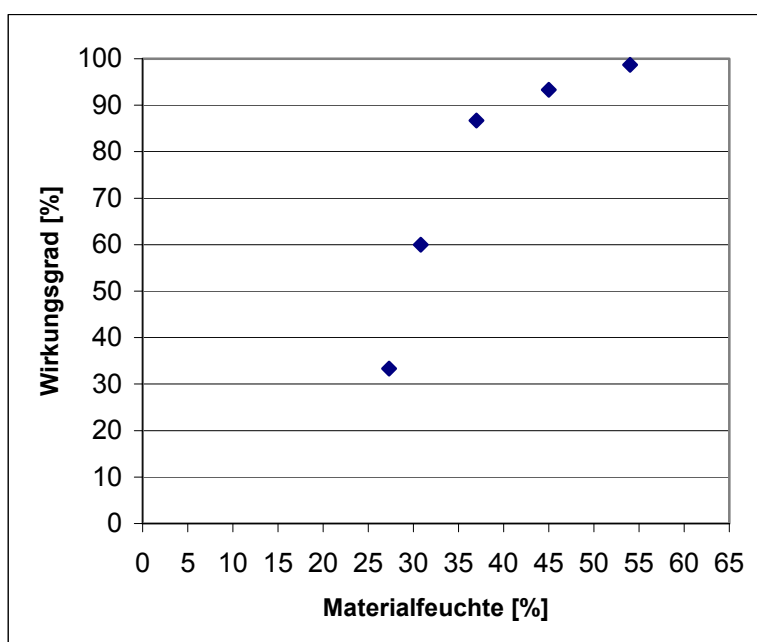


Abb. 3.5.1: Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Materialfeuchte, Filtermaterial: Müllkompost (SABO 1998)

Durchnässte Filterbereiche sollten vermieden werden, da sie schlecht durchlüftet werden. Es stellen sich anaerobe Verhältnisse ein, wobei starke Eigengerüche des Filtermaterials auftreten können.

Für die Befeuchtung der Rohluft können folgende Verfahren zur Anwendung kommen:

- Luftwäscher (wie auch in der Klimatechnik eingesetzt, jedoch größere Abmessungen),
- Dampfluftbefeuchter,
- Zentrifugalbefeuchter, etc.

Sollten Luftwäscher zur Luftbefeuchtung zum Einsatz kommen, können Belastungsspitzen in der Rohluft vor dem Biofilter abgepuffert werden.

In den mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen Lüneburg (D) und Düren (D) werden beispielsweise physikalisch arbeitende Wäscher zur Rohluftbefeuchtung eingesetzt.

3.5.4.3 Temperatur

Die Ablufttemperaturen aus mechanisch-biologischen Betriebsanlagen sind von der biologischen Behandlung der Abfälle, der Abluftführung bzw. -erfassung und den Außentemperaturen abhängig. Im Winter kann es durchaus erforderlich sein die Abluft vor dem Biofilter zu erwärmen, während im Sommer eine Abluftkühlung erforderlich sein könnte. Über Wärmetauscher kann sowohl die Kühlung als auch die Erwärmung erfolgen. Bei direkter Aufheizung der Abluft mit Dampf wird gleichzeitig die relative Feuchtigkeit der Luft erhöht.

Um einen intensiven Schadstoffabbau durch die Mikroorganismen im Biofilter zu gewährleisten, sollte die Rohluft eine Temperatur von ca. 15 bis 40 °C aufweisen. Ideal wäre eine Temperatur von ca. 35 °C (BUWAL 1993).

Temperaturen < 5 °C sowie > 60 °C könnten die Mikroorganismen schädigen.

3.5.5 Dimensionierung

Die Dimensionierung eines Biofilters ist zum Großteil von folgenden Einflußgrößen abhängig:

- Zu behandelnder Abluftvolumenstrom,
- Art und Konzentration der Abluftinhaltsstoffe.

In Deutschland werden Biofilter für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen zum Teil mittels der Filterflächenbelastung ausgelegt.

Die Filterflächenbelastung (Einheit $\rightarrow m^3/m^2 \cdot h$) ist der Abluftvolumenstrom, der pro Stunde 1 m² Filterfläche durchströmt.

Um eine gute Reinigungsleistung zu erzielen, wird eine Bemessungsgrundlage von kleiner 100 m³/m²·h empfohlen.

Als Alternative zur Flächenbelastung kann man Biofilter auch mittels Filtervolumenbelastung, dimensionieren.

Die Filtervolumenbelastung (Einheit $\rightarrow m^3/m^3 \cdot h$) ist der Abluftvolumenstrom, der pro Stunde ein Filtervolumen von 1 m³ durchströmt.

Bei der Dimensionierung von Biofiltern, die zur industriellen Abgasreinigung eingesetzt werden, wird die *spezifische Filterbelastung* herangezogen.

Sie errechnet sich aus der Masse der Abluftinhaltsstoffe, die je Filtervolumen und Zeiteinheit durch das Filter strömen (Einheit $\Rightarrow g/m^3 \cdot h$ bzw. GE/m³·h bei Geruchseseitigung). Diese Methode berücksichtigt die Schadstofffracht, setzt aber die Kenntnis von Abbauraten voraus, welche oftmals erst in Vorversuchen ermittelt werden müssen. Die Abluftkomponenten müssen ebenfalls bekannt sein bzw. ermittelt werden. Aus diesen Angaben und dem gewünschten Wirkungsgrad läßt sich die spezifische Filterbelastung und damit auch die Größe des Biofilters berechnen (SABO 1998).

3.5.6 Überwachung

Zahlreiche Pilotversuche sowie Erfahrungen mit bestehenden Anlagen haben gezeigt, daß der Biofilter wie jedes andere Verfahren zur Abluftreinigung ordnungsgemäß betrieben und überwacht werden muß. Es ist nicht als ausreichend anzusehen, Filter (ausschließlich) zeitweise zu bewässern, wie es derzeit bei MBA-Anlagen in Österreich großteils der Fall ist.

Für die Eigenüberwachung von Biofiltern sollten täglich folgende Einflußgrößen erfaßt werden:

- Feuchtigkeit der Rohluft,
- Temperatur der Rohluft,
- $\text{TOC}_{\text{Rohluft}}$,
- $\text{TOC}_{\text{Reinluft}}$,
- Gleichmäßigkeit der Durchströmung,
- allgemeiner Zustand,
- NH_3 , Rohluft-

Der Lebensraum der Mikroorganismen ist das Filtermaterial, welches so zu gestalten ist, daß ein optimaler Betrieb des Biofilters gewährleistet wird.

Zur Überwachung des Filtermaterials sollten folgende Parameter zeitweise erfaßt werden:

- Abströmverhalten (bei offenen Flächenfiltern),
- pH-Wert des Filtermaterials,
- Wassergehalt des Filtermaterials,
- Glühverlust des Filtermaterials (bei Biofiltern auf Kompostbasis),
- Druckverlust,
- Temperatur des Filtermaterials,
- Setzungszustand,
- O_2 -Gehalt im Rohgas.

Die Funktionsfähigkeit des Filters kann durch den Wirkungsgrad ausgedrückt werden. Dieser wird z. B. durch das Verhältnis des organischen Kohlenstoffs in der Roh- und Reinluft bestimmt (kontinuierlich, zeitgleich).

3.5.7 Pflege und Entsorgung des Filters

Durch unsachgemäße Behandlung können bei Biofiltern Störungen auftreten und zur Herabsetzung der Reinigungsleistung führen. Man sollte bei der Filterdimensionierung immer eine gewisse Sicherheit einkalkulieren.

Die Ergebnisse von zahlreichen Untersuchungen in der Praxis zeigen, daß die Durchströmung von Biofiltern mangels schlechter Filterpflege bzw. Befüllung teilweise sehr ungleichmäßig ist. In der Abb. 3.5.2 ist das Raster mit den gemessenen Volumenströmen auf der Fläche eines Flächenbiofilters mit einer Größe von ca. 1.400 m² dargestellt. Es fanden sich Bereiche die sehr stark durchströmt wurden und auch solche, die vollkommen undurchlässig waren. Im Falle der stark durchströmten Bereiche waren die Verweilzeiten sehr kurz und somit die Abscheideleistungen niedriger als in der Planung vorgegeben.

42	38	44	43	37	33	36	39	37	33	36	35
31	25	28	22	0	28	24	25	22	28	31	36
36	25	22	23	0	0	11	20	20	20	22	20
31	28	27	22	23	20	23	28	17	25	36	38
28	20	25	24	17	8	10	11	11	20	20	36

Abb. 3.5.2: Spezifische Volumenströme in m³/m².h auf der Fläche eines Biofilters (SABO 1998)

Probleme ergeben sich, wenn das Filtermaterial austrocknet, da in diesem Fall Risse entstehen und Verklumpungen auftreten. Dies verschlechtert die Reinigungsleistung des Filters. Die Trocknungserscheinungen können durch eine spätere Befeuchtung des Materials nur unvollständig behoben werden. Wichtig ist deshalb eine ständige Kontrolle des Filtermaterials (siehe Kapitel 3.5.6).

Pflanzenbewuchs sollte entfernt werden. Da durch die Pflanzenwurzeln die Struktur des Filtermaterials und dadurch eine gleichmäßige Durchströmung gestört wird (FISCHER 1990).

Nach RANINGER (1998) wiederum wirkt sich ein gleichmäßiger, flachwurzeliger Pflanzenbewuchs positiv auf den Biofilter aus (gleichmäßige Durchströmung). Bei unregelmäßiger Durchströmung können die Pflanzen aufgrund unterschiedlichen Wuchses (Braunfärbung) auf diesen Mißstand aufmerksam machen.

Im Durchschnitt kann man mit Betriebszeiten des Filtermaterials von etwa 1 bis 3 Jahren rechnen. Das Filtermaterial wird dann entnommen und durch neues ersetzt. Jedoch kann es gegebenenfalls ausreichen, nur Teile des Materials zu ersetzen bzw. reicht es auch, das Material gut zu mischen und wieder einzubauen.

Die Entsorgung des Filtermaterials ist von der Abluftzusammensetzung und der Zusammensetzung des Materials abhängig. Bei Biofiltern in der MBA, die mit organischen Materialien und gering belasteter Abluft arbeiten, kann man davon ausgehen, daß das Filtermaterial in den Rotteprozeß der Betriebsanlage eingebracht und als Deponiegut abgelagert werden kann (je nach Filtermaterial).

3.5.8 Anwendung

Anwendungskriterien für Biofilterverfahren nach KOBELT (1995 b):

- Die luftfremden Stoffe müssen durch Sorptionsprozesse in die wässrige Phase überführt werden können.
- Die Substanzen müssen biologisch abbaubar sein.
- Die Substanzen dürfen nicht toxisch wirken (die Biozönose des Filters darf nicht durch toxische Effekte beeinträchtigt werden).
- Weder die Abbau- noch die Zwischenprodukte dürfen den biologischen Prozeß negativ beeinflussen (pH-Wert-Änderung, etc.).
- Die mittlere Schadstoffkonzentration sollte je nach Art und Zusammensetzung bis ca. 2 g/m³ betragen.

In der folgenden Tabelle 3.5.6 sind einige Einsatzgebiete von Biofiltern (Flächenbiofilter, Containerbiofilter, Synergie-Filterkonzept) dargestellt. Der Einsatz von Biofiltern bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ist in Kapitel 3.1 dargestellt.

Der Filter dient bei der MBA zur Zeit ausschließlich zur Geruchsminderung.

Tabelle 3.5.6: Biofilter in Praxis und Pilotversuchen (HERZOG & THISSEN 1997, KOBELT 1997, MACKOWIAK 1995, NISI & PAUL 1996)

Einsatzgebiet bzw. Versuchsstandort	Schadstoff in der Abluft	Bemerkungen
Mercedes – Benz, Werk Untertürkheim/ Gießereiabluft	C_{org}	Flächenbiofilter, Abscheideleistung hinsichtlich C_{org} ca. 70 bis 80 %
Sperrholzplattenherstellung, Fa. Sklejka Eko/Ostrow (Polen)	Formaldehyd, (C_{org})	3 geschlossene Biofiltermodule (je 25 m ² Filterfläche) mit Luftbefeuchter, ca. 30.000 Bm ³ /h Abluft im Dauerbetrieb, Filterflächenbelastung von 400 m ³ /m ² .h, Abscheideleistung hinsichtlich Formaldehyd ca. 90 %
Chemiebetrieb	Fluorbenzol (83 – 86 %), Fluortoluol (7 – 8 %), Toluol (3 – 4 %), 2-Chlor-6-Fluortoluol (ca. 3 %), Konzentration: 8 bis 13 g/m ³	Containerbiofilter, Luftmenge: 400 m ³ /h (Feuchte: ca. 100 %, Temperatur: 38 bis 43 °C), animpfen des Filters mit Flouraromatenabbauern, Kalkzugabe vor Beginn der Versuche (wegen zu erwartender Übersäuerung), für alle Komponenten Abbauraten von mehr als 70 % erreicht
CWS-Lackfabrik/Düren	Bis zu 800 mg/m ³ an organischen Substanzen	Synergie-Filterkonzept (Vorwäscher, Biofilter, Nachadsorber), Abluft: 6.000 bis 10.000 m ³ /h, Reinluftwerte: < 25 mg C_{org} /m ³

Weitere Einsatzbereiche von Biofilteranlagen sind in der VDI-Richtlinie 3477 „Biologische Abgas-/Abluftreinigung – Biofilter“ genannt.

3.5.9 Biofiltertechnologien und Tropfkörper

3.5.9.1 Flächenbiofilter

Der Flächenfilter ist die ursprüngliche Variante des Biofilters. Derzeit ist er das in der Praxis am weitesten verbreitete Verfahren der Biofiltertechnologie. In Abb. 3.5.3 ist eine Prinzipskizze eines Flächenbiofilters dargestellt.

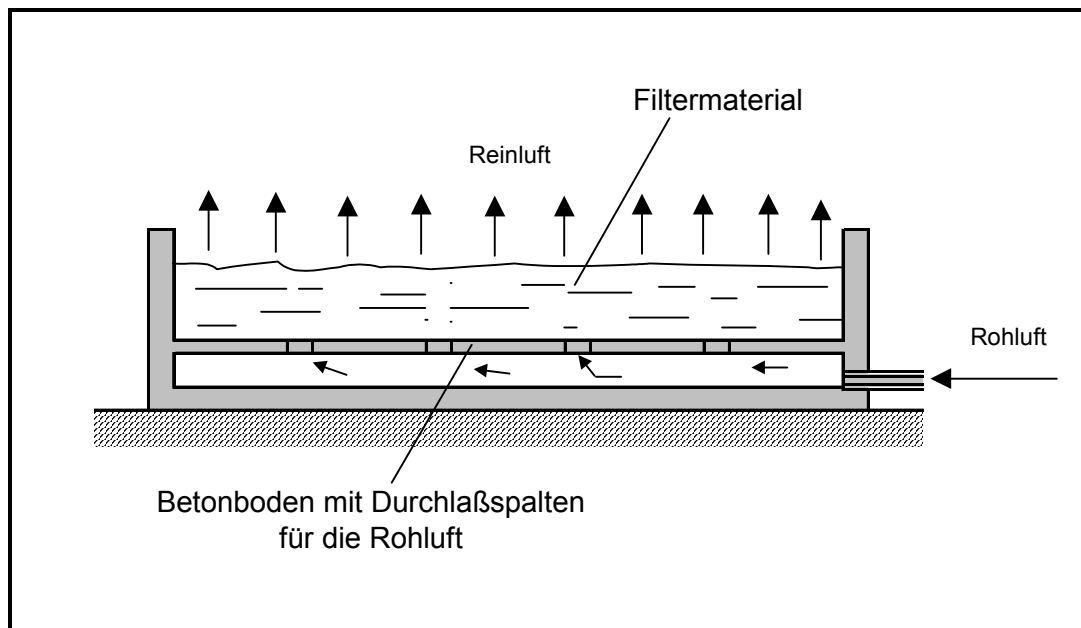


Abb. 3.5.3: Prinzipskizze eines Flächenbiofilters – Rostboden (Spaltenboden, Drainrohre, etc.)

3.5.9.1.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Die zu behandelnde Abluft wird vom Ventilator mittels Leitungssystem gegebenenfalls nach einer Rohluftkonditionierung (siehe Kapitel 3.5.4) zum Biofilter befördert. Die konditionierte Rohluft dringt nun von unten in den Flächenbiofilter ein, durchströmt ihn gleichmäßig auf die Filterfläche verteilt nach oben und verläßt das Aggregat gereinigt in die Atmosphäre.

Man unterscheidet in bezug auf die Art der Luftverteilung zwei Verfahren:

- Filter mit strukturierter Luftverteilung durch gelochte Rohre, Formsteine, Spaltböden oder Gitterroste (aus verzinktem Stahl, Holz, Kunststoff), geschlitzte Fertigteile aus Beton (durch Baumaschinen befahrbar), etc. und
- Druckkammerfilter.

Der Unterschied der angeführten Verfahren besteht hauptsächlich in der Größe des Druckverlustes für die horizontale Verteilung der Abluft über die gesamte Filterfläche.

Das Filtermaterial hat meist eine Schütthöhe von etwa 0,5 bis 1,5 m und liegt auf einer befestigten Fläche. Diese Fläche sollte befahrbar ausgeführt sein, da dies die Pflege und eventuelle Instandsetzung des Filters erleichtert. Das Filtermaterial kann auch von einer Betonwandung eingefaßt sein.

Da sich am Boden des Filters Oberflächen- und Sickerwasser ansammelt, müßte ein Flächenbiofilter zum Schutz des Grundwassers mit einer Untergrundabdichtung versehen sein. In den Wässern können gelöste organische Stoffe, Säuren und sonstige umweltgefährdende Stoffe enthalten sein. Die anfallenden Flüssigkeiten sollten nicht zur Befeuchtung des Filters verwendet werden (Geruchsproblematik, Versalzen oder Übersäuern des Filters). Durch bauliche Maßnahmen soll eine Entwässerungsmöglichkeit gegeben sein (z. B. Auffangbecken). Beim Betreiben des Filters muß darauf geachtet werden, daß das Filtermaterial nicht austrocknet bzw. sich trockene Teilbereiche ausbilden, da ansonsten eine ausreichende Abscheideleistung der Anlage nicht gegeben ist. Dies wird einerseits mittels Rohluftkonditionierung (Befeuchtung) und durch Befeuchten des Filtermaterials (Sprengleranlagen, etc.) vermieden.

3.5.9.1.2 Abscheideleistung

Es erweist sich als schwierig für die Abluft aus der MBA Reinigungsleistungen für Flächenbiofilter anzugeben. In der Literatur wurde zum Teil nicht festgehalten, ob die Messungen im Rohgas bzw. Reingas zeitparallel durchgeführt wurden. Die Abluftkonzentrationen vieler Stoffe aus der MBA sind durch Schwankungen gekennzeichnet. Aus diesem Grund verfälscht eine zeitlich getrennte Probenahme von Roh- und Reingas den Wirkungsgrad der Reinigungsanlage. Bei Flächenbiofiltern steht man weiters vor dem Problem, zu einer repräsentativen Probenahme zu gelangen (flächenförmige Emissionsquelle). In Kapitel 3.5.7 wird deutlich dargestellt, daß eine gleichmäßige Durchströmung des Filters meist nicht gewährleistet ist. Dies verdeutlicht die Wichtigkeit der Probenahme bei Abluftuntersuchungen in der Reingas nach Flächenbiofiltern.

Es wurde in dieser Arbeit schon auf den wichtigen Stellenwert eines ordnungsgemäßen Betriebs einer Biofilteranlage hingewiesen. Dieser Punkt wird in der Praxis meist vernachlässigt. Die Filter werden zum Teil unsachgemäß betrieben, sodaß keine gleichmäßige Durchströmung des Filterbettes gegeben ist, wodurch Konzentrationsmessungen in der Reingas wenig aussagekräftig sein können.

Zur Zeit existiert keine ausreichende Datengrundlage, um die Abscheideleistung von Flächenbiofiltern für die Schadstoffe in der Abluft aus der MBA eindeutig zu beschreiben. In der Literatur wird z. B. für C_{org} oftmals von Reinigungsleistungen $> 90\%$ gesprochen, jedoch konnten diese Angaben in jüngsten Untersuchungen nicht bestätigt werden. Die Erkenntnisse dieser Untersuchungen sind sehr unterschiedlich und lassen noch keine Aussagen zur Reinigungsleistung von Flächenbiofiltern zu. Es ist unbedingt notwendig weitere Untersuchungen durchzuführen, um eine breite Datenbasis zu schaffen, damit die Anwendbarkeit von Flächenbiofiltern als Reinigungsverfahren für MBA-Abluft diskutiert werden kann.

In der Tabelle 3.5.7 ist beispielhaft ein Meßergebnis zur Abscheideleistung von Flächenbiofiltern der mechanisch-biologischen Behandlungsanlage (im Durchschnitt 40.000 m³/h Abluftvolumen) in Lüneburg dargestellt. Dem Filter (Filterflächenbelastung ca. 100 m³/m².h) ist allerdings ein Luftwäscher vorgeschaltet. Die Angaben zur Rohluft beziehen sich auf die MBA-Abluft vor *Luftwäscher und Biofilter*. Der Luftwäscher ist im wesentlichen für die Abscheidung von Ammoniak zuständig. Es könnten auch weitere Luftschadstoffe, je nach Wasserlöslichkeit, durch den Wäscher absorbiert worden sein.

Bei starkem Frost wurde durch Eisbildung offensichtlich, daß die Abluft den Biofilter sehr ungleichmäßig durchströmte. Während ein großer Teil der Oberfläche geschlossen vereist war, kam es besonders im Randbereich zu verstärkter Gasgängigkeit (Durchbrüchen). Demzufolge war die Reinigungsleistung vergleichbar schlecht (CUHLS, DOEDENS, MÖNKEBERG 1998 b).

Möglicherweise ist auch aufgrund geringer Schadstoffkonzentrationen in der Rohluft eine zu geringe Population (Besiedelung) an Mikroorganismen vorhanden, womit der Betriebsbereich hier möglicherweise nicht gegeben ist. Dies könnte mit ein Grund für die schlechte Abscheideleistung sein.

Tabelle 3.5.7: Konzentrationen von Luftschadstoffen in der Abluft der MBA Lüneburg, zeitparallele Messungen aus 2/98 (CUHLS, DOEDENS, MÖNKEBERG 1998 b)

Stoff	Rohluft [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	Reinluft [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	Abscheideleistung [%] (Luftwäscher und Flächenbiofilter)
Acetaldehyd	640 bis 3.000	260 bis 640	≈ 75
2-Butanon	3.100 bis 4.100	1.100 bis 1.800	≈ 60
Ethylacetat	15 bis 52	0 bis 100	-
Aceton	520 bis 3.200	200 bis 320	≈ 86
n-Octan	98 bis 280	82 bis 240	≈ 15
n-Nonan	180 bis 280	125 bis 150	≈ 40
n-Decan	240 bis 310	110 bis 170	≈ 49
n-Undecan	220 bis 260	130 bis 170	≈ 38
n-Dodecan	93 bis 160	91 bis 130	≈ 13
n-Tridecan	39 bis 110	0 bis 110	≈ 26
α -Pinen	350 bis 490	77 bis 170	≈ 71
β -Pinen	280 bis 390	0 bis 170	≈ 75
Limonen	9.200 bis 12.400	12.000 bis 28.000	-
Camphen	82 bis 200	110 bis 160	≈ 4
Trichlorflourmethan	59 bis 61	26 bis 69	≈ 21
Tetrachlorethen	4	0 bis 3	≈ 38
Chlorbenzol	1	0 bis 1	≈ 50
1,3-Dichlorbenzol	4 bis 12	4 bis 10	≈ 13
1,4-Dichlorbenzol	4 bis 13	4 bis 11	≈ 12
Benzol	4 bis 5	4 bis 5	0
Toluol	28 bis 33	9 bis 12	≈ 66
Ethylbenzol	18 bis 20	4 bis 11	≈ 60
m-/p-Xylol	61 bis 68	8 bis 13	≈ 84
o-Xylol	20 bis 23	5 bis 13	≈ 58
Styrol	24 bis 29	7 bis 12	≈ 64
iso-Propylbenzol	4	1 bis 3	≈ 50
n-Propylbenzol	11 bis 12	3 bis 7	≈ 57
1,3,5-Trimethylbenzol	14 bis 45	4 bis 8	≈ 80
1,2,4-Trimethylbenzol	17 bis 66	4 bis 15	≈ 42
n-Butylbenzol	8 bis 9	0 bis 1	≈ 94
Naphtalin	16 bis 18	3 bis 8	≈ 68
Phenole	18	35	-
Methan	21.000	14.000	≈ 33
Gesamt C	45.000	33.000	≈ 27
Quecksilber	0,6	0,4	≈ 33
Ammoniak	39.000	7.800	≈ 80
Schwefeldioxid	760	490	≈ 35

In der MBA Horm in Düren wird die Abluft (im Durchschnitt 40.000 m³/h Abluftvolumen, \approx 27 Sekunden Verweilzeit im Filter) mittels *Flächenbiofilter und Luftwäscher* behandelt. In der Tabelle 3.5.8 sind Abscheideleistungen für ausgewählte organische Stoffe dargestellt.

Tabelle 3.5.8: MBA Horm (Düren): Wirkungsgrad des Biofilters, Messungen des ISAH, 12.-14.8.1996 (LAHL, SCHEIDL et al. 1998)

Stoffklasse	Substanz	Abscheideleistung, Biofilter [%]
FCKW	R11	< 10 %
	R12	< 10 %
	R 21	< 10 %
	R 22	< 10 %
	R113	< 10 %
	R114	< 10 %
CKW	Dichlormethan	45 %
	1,1,1-Trichlorethan	56 %
	Trichlorethen	78 %
	Tetrachlorethen	87 %
Aromaten	Benzol	36 %
	Toluol	99 %

Weitere Angaben zur Reinigungsleistung sind in Kapitel 3.5.8 (Tabelle 3.5.6) dargestellt.

3.5.9.1.3 Verfahrensschwächen

Nach HÜBNER (1996) bestehen während des Betriebs der Filter wenig Möglichkeiten, steuernde oder unterstützende Maßnahmen vorzunehmen.

Es gestaltet sich als schwierig die Reinluft nach Flächenbiofiltern zu untersuchen. Der Filter stellt eine flächige Emissionsquelle dar, wodurch eine repräsentative Probenahme in Frage gestellt ist. Zumeist ist eine gleichmäßige Durchströmung des Biofilters in der Praxis nicht gegeben (infolge Randgängigkeit, Rißbildung, durchnässte Filterbereiche, etc.), wodurch die Probenahme der Reinluft zusätzlich erschwert wird (\rightarrow auch Überwachungsproblem).

An dieser Stelle soll auf die Probleme bei der Geruchsmessung bei offenen Systemen (Biofilter, Mieten, etc.) mit dem Haubensystem hingewiesen werden: Je nach gewählten Strömungsverhältnissen an der Messhaube erhält man die „gewünschten“ GE-Werte.

Die Funktionstüchtigkeit des Reinigungsaggregats wird durch die Witterung beeinflusst. Frost, Regen, hohe Außentemperaturen beeinträchtigen das Filtermaterial und somit die Abscheideleistung des Biofilters. In diesem Zusammenhang ist es äußerst wichtig, daß der Flächenbiofilter ordnungsgemäß betrieben wird. Die Rohluft muß konditioniert (Temperatur, Feuchte) und das Filtermaterial regelmäßig gewartet werden (Setzungen, Befeuchtung des Materials, etc.). Die Feuchte des Filtermaterials ist ein wesentlicher Punkt der Filtertechnologie (absorbieren der Schadstoffe), da der mikrobiologische Abbau der Schadstoffe in der flüssigen Phase erfolgt. Die erforderliche Materialfeuchte wird durch Zuführung wasserdampfgesättigter Rohluft bzw. durch Filterbewässerung bewerkstelligt. Trotz dieser Maßnahmen besteht jedoch die Gefahr, daß Teilbereiche im Filter austrocknen. Dies führt zu Rißbildung und dadurch zu schlechten Abscheideleistungen.

Bisherige Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Flächenbiofiltern für breite Schadstoffspektren in der Rohluft konnten keine einheitlichen Ergebnisse erzielen.

In einem Stoffgemisch mit gut und schlecht biologisch abbaubaren Stoffen (z. B. MBA-Abluft) werden bevorzugt biologisch gut abbaubare Stoffe eliminiert. Vermutlich werden nur bei ausreichender Verweilzeit und geringer Filterflächen- bzw. Raumbelastung auch biologisch schlechter abbaubare Stoffe aus der Abluft entfernt.

Bei Flächenbiofiltern ist auch der große Flächenbedarf von Nachteil.

Weiters ist anzuführen, daß NH_3 im Biofilter zur Bildung von N_2O beiträgt bzw. auch den C-Abbau hemmen kann (gilt für Biofilter allgemein, nicht nur für Flächenbiofilter) (CUHLS, DOEDENS 1998 c). In diesem Fall ist es notwendig dem Biofilter u. a. einen sauren Wäscher zur NH_3 -Abscheidung vorzuschalten.

3.5.9.1.4 Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Flächenbiofilter sind in vielen Industriebereichen als Verfahren der Abluftreinigung in Verwendung. Es zeigt sich, daß der Filter eine große Bandbreite an Schadstoffen aus den entsprechenden Ablüften eliminieren kann. Jedoch ist nicht zu übersehen, daß der Filter ein System darstellt, daß empfindlich auf etwaige Störungen reagiert.

Der Flächenfilter wurde in Deutschland in bezug auf seine Reinigungsleistung hin untersucht (für MBA-Abluft). Die Ergebnisse fielen sehr uneinheitlich aus bzw. konnten die Anwendbarkeit von Flächenbiofiltern für die MBA-Abluft nicht nachweisen. Dies kann auf Probleme bei der Abluftprobenahme bzw. die schlechte Betriebsweise der Filter zurückgeführt werden. Der Flächenbiofilter als alleiniges Abluftreinigungsverfahren bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ist nicht ausreichend.

Um die Reinigung von MBA-Abluft mittels Biofilter zu gewährleisten ist es aus heutiger Sicht notwendig, das System Biofilter u. a. um einen sauren Wäscher zu ergänzen. Dieser könnte zu einer Vergleichmäßigung der Schadstofffrachten beitragen bzw. N-Verbindungen in der Abluft (z. B. NH_3) vor dem Biofilter entfernen. Außerdem wäre durch Einsatz von hochsiedenden, adsorptionsfördernden Substanzen zusätzlich zur Waschflüssigkeit des Wäschers die Erfassung von schwer wasserlöslichen Schadstoffen möglich.

Denkbar wäre auch eine Kombination von zwei Biofiltern in Serie (zweistufiges System) mit vorgeschalteter Abluftkonditionierung, wobei ein Biofilter (1. Stufe) zu einer Vergleichmäßigung der Schadstofffrachten beiträgt. Leicht abbaubare, gut wasserlösliche Komponenten in der Rohluft werden in der 1. Stufe abgeschieden.

Die Frage der Überwachung des Reingases nach einem Flächenbiofilter bleibt zur Zeit mangels Untersuchungen unbeantwortet.

3.5.9.2 Containerbiofilter

In der Abb. 3.5.4 ist ein Containerbiofilter nach VDI-Richtlinie 3477 dargestellt.

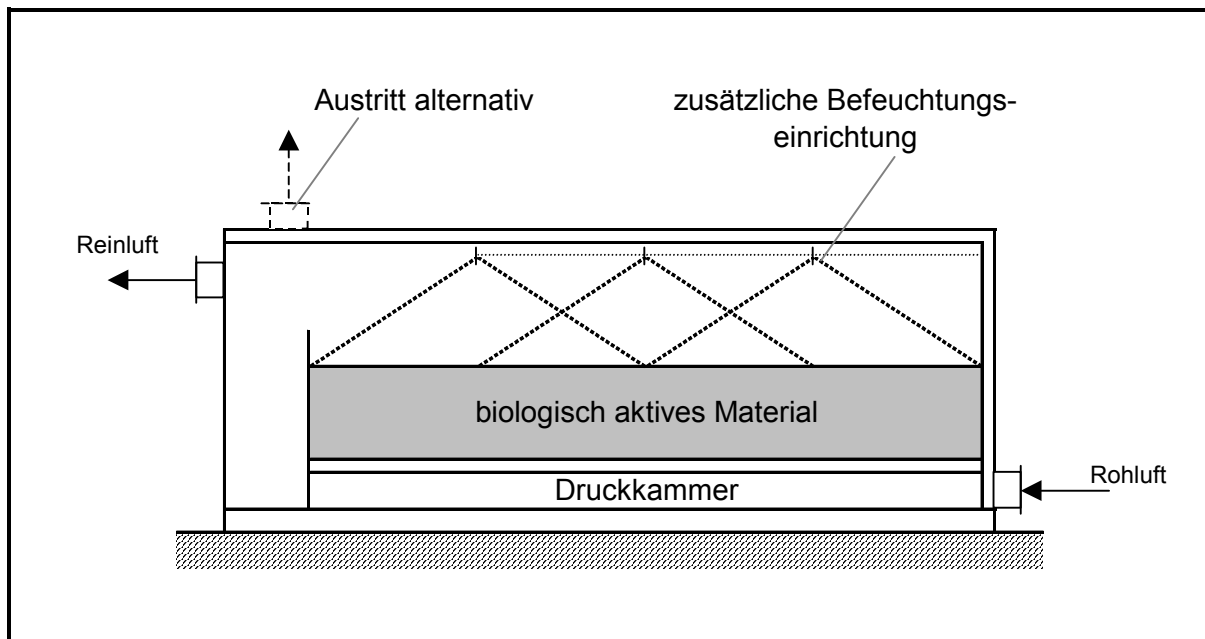


Abb. 3.5.4: Prinzipskizze eines Containerbiofilters (VDI-Richtlinie 3477)

Ein Containerfilter ist vom Prinzip her ein kleiner transportabler Flächenbiofilter in einem Behälter. Sollten Containerfilter hintereinander geschaltet werden, kann sich eine Schichtung verschiedener Mikroorganismen in den verschiedenen Filtern ausbilden. Überwachungsgeräte, Befeuchtung der Rohluft sowie erforderliche Gebläse können in den Containern installiert werden. Probleme wie Randgängigkeit werden durch entsprechende Einbauten vermieden. Bei der Wahl der Werkstoffe für die Anlage ist das wichtigste Kriterium die Korrosionsbeständigkeit. Zum Einsatz kommen z. B. Module aus Stahl, PE und Edelstahl bzw. Kombinationen aus Stahl und PE. Die Module können problemlos transportiert bzw. entleert werden. Durch die geschlossene Bauweise kann das Reinigungsaggregat überwacht und gesteuert werden. Die Reinluft gelangt beim Containerfilter über entsprechende Leitungen in die Atmosphäre und kann dadurch gegenüber dem Flächenfilter besser untersucht werden. Die Rohluft kann bei der geschlossenen Filterbauweise *von oben oder von unten* dem Apparat zugeführt werden. Die Luftführung von oben nach unten bringt Vorteile bei der Befeuchtung des Filtermaterials mit sich (gleichmäßige Durchfeuchtung). Die eingetragene Feuchte durch die Zuluft wird im oberen Bereich des Biofilters abgegeben und überschüssiges Wasser kann dann gleichmäßig durch den gesamten Filter nach unten sickern. Kompaktbiofilter sind nicht so anfällig auf äußere Einflüsse, z. B. Witterung, wie die Flächenfilter. Die angewendeten Filterflächenbelastungen bei Containerfiltern liegen je nach Anwendungsfall im Bereich von etwa 50 bis 500 m³/m²·h. Für einen Abluftvolumenstrom von 4.000 (5.000) Bm³/h könnte man Behältermaße von ca. 12,1 m • 2,5 m • 2,6 m (L • B • H) annehmen (MÖSSINGER 1998).

Die wesentlichen Nachteile eines Containerbiofilters liegen in der erschwerten Kontrolle der Filteroberfläche. Eine visuelle Kontrolle des Abströmverhaltens ist bei geschlossenen Biofiltern nicht möglich. Während des Betriebs der Anlage können nicht auszuschließende Verdichtungs- und Trockenzone nicht rechtzeitig erkannt und beseitigt werden. Die zur Qualitätskontrolle in entsprechenden Zeitabständen notwendige Erprobung der Biomasse wird erschwert (EITNER 1998). Hinzu kommt ein hoher Arbeitsaufwand beim Filtermaterialwechsel.

Angaben zur Abscheideleistung sind in Kapitel 3.5.8 (Tabelle 3.5.5) dargestellt.

In bezug auf den Einsatz von Containerbiofiltern bei der MBA zur Abluftreinigung gilt ähnliches wie bei Flächenbiofiltern.

Im folgenden sind einige Vorteile des Containerfilter gegenüber dem Flächenfilter angeführt:

- Witterungsbeständiger (z. B. Regen),
- einfachere Einstellung der erforderlichen Milieubedingungen (z. B. Feuchte),
- einfache Überwachung der Reinluft möglich (keine flächenförmige Emissionsquelle),
- modulare, kompakte Bauweise,
- geringer Flächenbedarf,
- mobil.

Nachteile:

- Hohe Druckverluste,
- aufwendiger Ein- und Austrag des Filtermaterials (FERNIS, GROEVER, BAUER 1996).

3.5.9.3 Etagenbiofilter

Beim Etagenbiofilter sind mehrere Biofilter (offene oder geschlossene Bauweise) übereinander angeordnet. Diese Bauweise kommt bevorzugt zur Anwendung, wenn die örtlichen Platzverhältnisse für die benötigten Filterflächen nicht ausreichend sind. In Abb. 4.5.5 ist eine Prinzipskizze eines offenen Etagenbiofilters dargestellt.

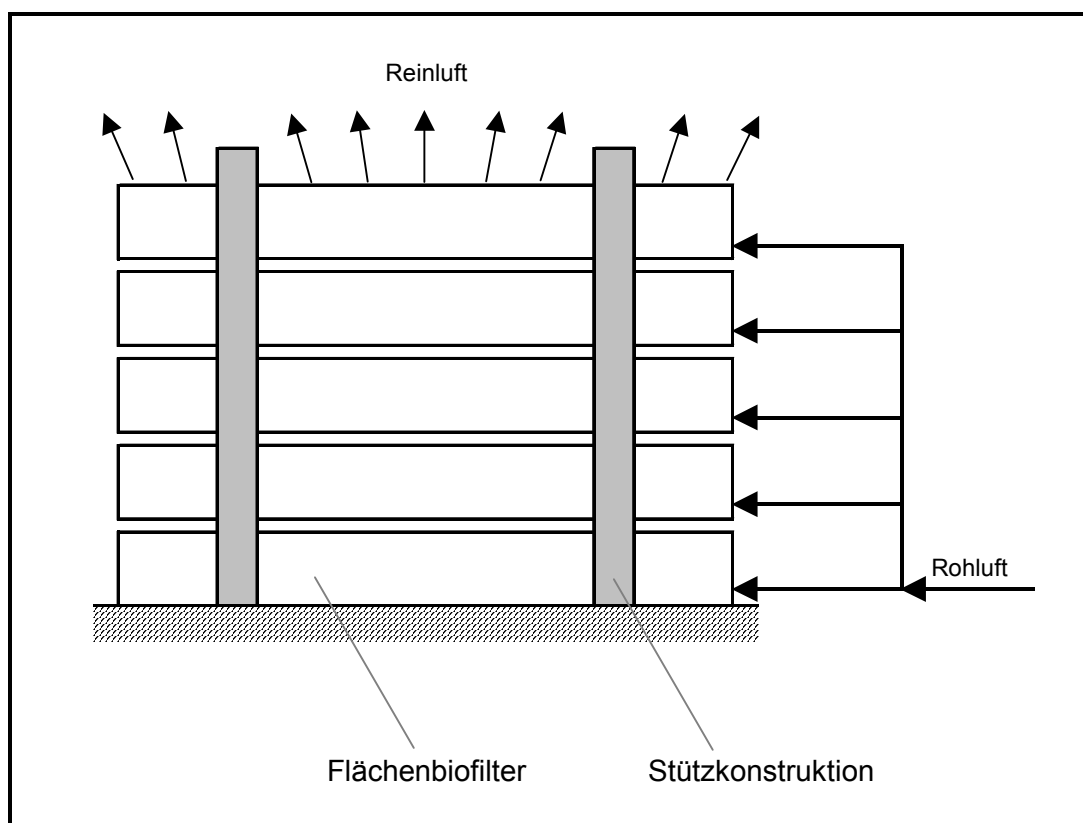


Abb. 3.5.5: Prinzipskizze eines Etagenbiofilters

3.5.9.4 Turmbiofilter

Die Grundidee beim Turmfilter bestand auf der Tatsache, daß es bei Abluftgemischen zu einer Schichtung verschiedener Mikroorganismen im Filtermaterial kommt.

Es werden Schütthöhen von einigen Metern aufgebracht, was zu erheblichen Druckverlusten und in weiterer Folge zu hohen Energiekosten führt. Charakteristisch für den Filter ist seine geschlossene Bauweise, das Fläche/Höhenverhältnis und eine integrierte Austragsvorrichtung für den unteren Teilbereich des Filtermaterials. Das ausgetragene Material kann an der Filteroberseite wieder aufgebracht werden.

3.5.9.5 Tropfkörper

Ein Tropfkörper ist von der Bauart her mit einem Biowäscher zu vergleichen, jedoch erfolgt hier wie beim Biofilter keine örtliche Trennung zwischen Absorptionsteil bzw. Biologie. Wegen der Ähnlichkeit der Verfahrensprinzipien von Biofilter und Tropfkörper wird der Tropfkörper in dieser Arbeit dem Biofilter zugeordnet.

Nach VITZTHUM (1996) beruht der wesentliche Unterschied zwischen Biofilter und Tropfkörper darin, daß beim Anfahren des Tropfkörpers die Trägerkörper mit Mikroorganismen angeimpft werden müssen, während sich beim Biofilter die Mikroorganismen im (organischen) Filtermaterial von Anfang an befinden. Innerhalb weniger Wochen bildet sich beim Tropfkörper ein biologischer Rasen auf dem Tropfkörper aus.

Die Biomasse ist auf Füllkörpern aus Kunststoff immobilisiert über welche die Rohluft im Gegenstrom zum Waschwasser geführt wird. Die Abluft wird so wie beim Biowäscher in engen Kontakt mit der Waschflüssigkeit gebracht. Die Schadstoffe lösen sich im Waschwasser, diffundieren in den Biofilm und werden von der Biomasse abgebaut. Um einer Verlagerung der Schadstoffe in die Waschflüssigkeit vorzubeugen, wird das Wasser im Kreislauf gefahren. Bei Bedarf wird der Flüssigkeit eine Nährlösung beigemischt (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1997).

In der Abb. 3.5.6 ist eine Prinzipskizze eines Tropfkörpers dargestellt.

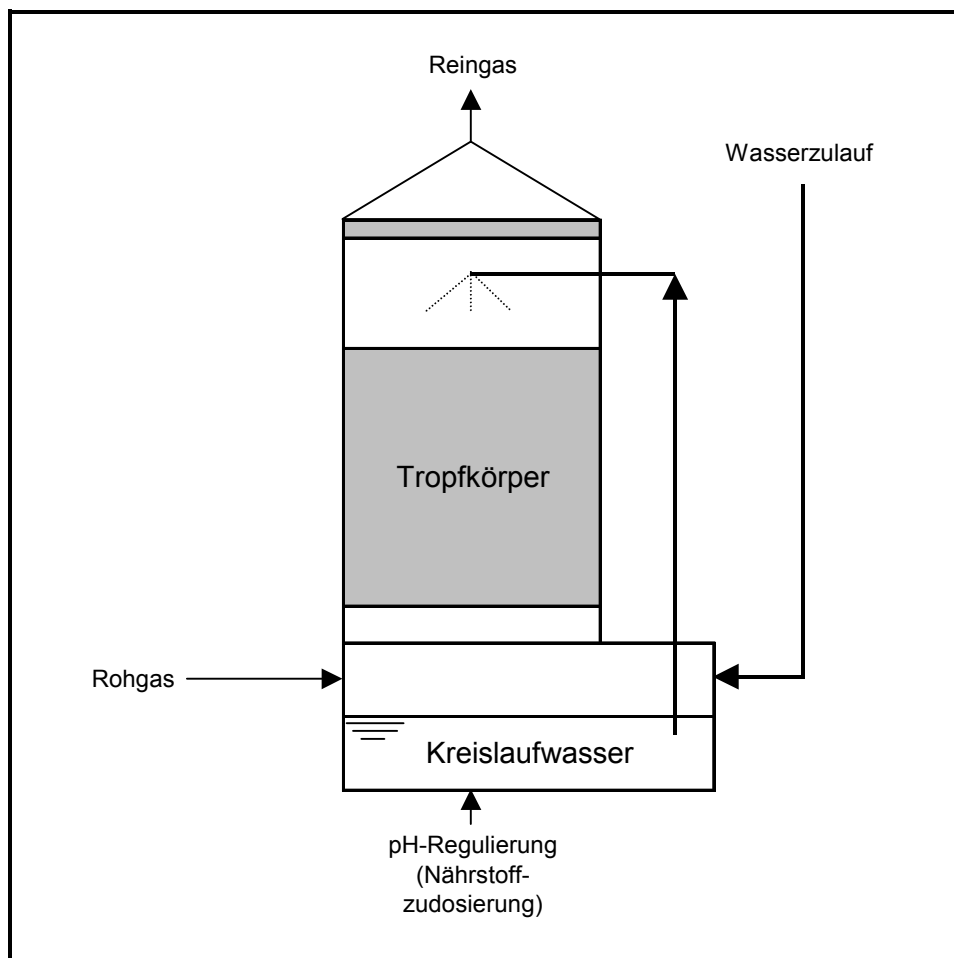


Abb. 3.5.6: Prinzipskizze eines Tropfkörpers (FISCHER, MOTZ, SABO, SCHNEIDER 1996)

Nach VITZTHUM (1996) sind im folgenden einige Einsatzbereiche von Tropfkörpern angeführt:

- Tabakindustrie (Geruch, Ethanol),
- Lackverarbeitung (Aceton, Ethanol),
- Flexodruck (Ethanol, Ethylacetat),
- Druckfarben (Toluol, Ethanol),
- Klärwerk (Methan, Geruch),
- Kläranlage (Geruch),
- „Müllkompostwerk“ (Geruch).

Die Funktion eines Tropfkörpers kann durch plötzliche Ablösung des biologischen Bewuchses auf den Füllkörpern beeinträchtigt werden. Es können sich ebenfalls Probleme durch die Möglichkeit des Verstopfens der Kolonneneinbauten, infolge eines starken Wachstums der Mikroorganismen ergeben. Dies tritt vor allem bei hohen Schadstoffkonzentrationen in der Abluft auf.

3.6 Biowäscher

3.6.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Beim Biowäscherverfahren finden folgende Hauptprozesse bei der Abluftreinigung statt:

- Absorption der Luftschadstoffe in einer Waschflüssigkeit in einem Waschturm o. ä.,
- Regeneration der Waschflüssigkeit in einem Bioreaktor (Belebtschlammbecken, etc.).

Der wesentliche Unterschied zum Biofilter ist, daß beide Teilschritte (Absorption und biologischer Abbau) örtlich voneinander getrennt stattfinden. Jedoch gibt es auch kombinierte Bauarten, bei denen der mikrobielle Abbau im Sumpf des Absorbers stattfindet. Wie beim Biofilter gilt auch beim Wäscher, daß ein mikrobieller Abbau von Schadstoffen, die Löslichkeit in die wässrige Phase voraussetzt. Wird das Verfahren des Biowäschers zum Abbau von schwer wasserlöslichen Substanzen (Henrykoeffizient > 20) angewandt, so besteht die Möglichkeit dem Belebtschlamm-Wasser-Gemisch biologisch inerte Hochsieder als Lösungsmittel beizumengen, um das Absorptionsvermögen zu erhöhen.

Nach KOBELT (1995 b) ist im folgenden der Ablauf des Verfahrens in seinen Teilschritten beschrieben:

- Die belastete Abluft tritt in den Absorber ein (i. a. von unten nach oben).
- Die Waschflüssigkeit (z. B. Wasser) wird meist im Gegenstrom dazu geführt und nimmt dabei aus der Abluft Schadstoffe und Sauerstoff auf.
- Die gereinigte Abluft wird aus dem Absorber an die Atmosphäre bzw. an ein nachgeschaltetes Reinigungssystem abgegeben, während die mit Schadstoffen belastete Waschflüssigkeit zur Reinigung zum Bioreaktor geführt wird.
- Im Bioreaktor erfolgt der mikrobielle Abbau der Schadstoffe, wobei im allgemeinen durch Belüftung dem Prozeß zusätzlich Luft (Sauerstoff) zugeführt werden kann, da der im Absorber zugeführte Sauerstoff meist für die mikrobielle Oxidation der Substanzen nicht ausreicht.
- Das gereinigte Wasser wird einem Sedimentationsgefäß zugeführt.
- Das durch den mikrobiellen Abbau entstandene CO_2 wird mit der Entlüftung ausgetragen.
- Im Sedimentationsgefäß werden die im Wasser schwebenden Bakterienflocken sedimentiert und die Flüssigkeit wieder dem Absorber als Waschflüssigkeit zugeführt.
- Die abgeschiedene Biomasse wird in den Bioreaktor rückgeführt (bei Überschuß aus dem Prozeß entfernt).

In Abb. 3.6.1 ist eine Prinzipskizze eines Biowäschers dargestellt.

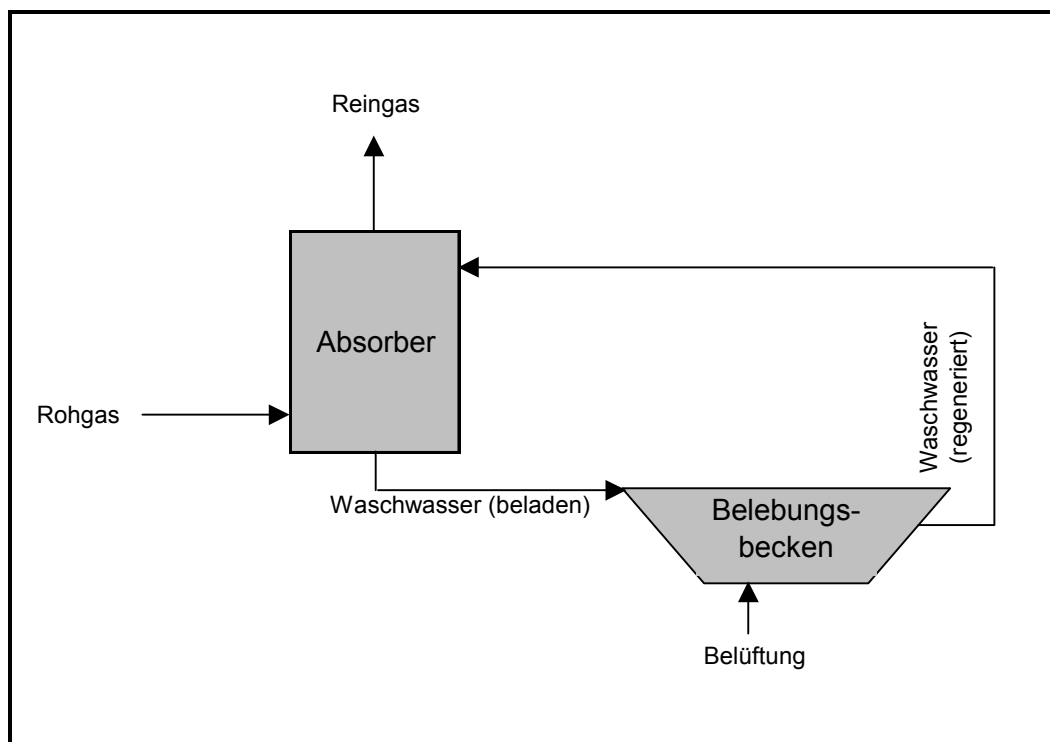


Abb. 3.6.1 Prinzipskizze eines Biowäschers – suspendierte Mikroorganismen

Die beim Biofilter beschriebenen physikalischen und biologischen Prozesse gelten prinzipiell auch für den Biowäscher. Der Unterschied der beiden Verfahren ist, wie erwähnt, daß Absorption und biologischer Abbau der Schadstoffe in der Abluft beim Biowäscher nicht an einem und dem selben Ort stattfinden.

Der wichtigste Bauteil einer Biowäscheranlage ist der Absorber. Da die für den Absorptionsvorgang mitbestimmende Phasengrenzfläche zwischen Flüssigkeit und Gas von der konstruktiven Gestaltung des Absorbers abhängt, kann der Stoffaustausch durch seine bauliche Ausführung beeinflußt werden. Bei der Absorption wird die schadstoffbeladene Abluft mit der Waschflüssigkeit (meist Wasser) in Kontakt gebracht. In weiterer Folge lösen sich die Schadstoffe in der Flüssigkeit.

In der Praxis werden meist folgende Bauarten verwendet:

- Füllkörperwäscher,
- Gasblasenwäscher,
- Bodenkolonnen,
- Düsenwäscher,
- Rotationswäscher.

Der biologische Abbau der Schadstoffe hängt wie beim Biofilter von Mikroorganismen ab. Die Schadstoffe in der Abluft dienen den Organismen als Nahrung. Sollten in der Abluft nicht genügend Nährstoffe (C, N, P) in Form von Schadstoffen vorhanden sein, so ist es notwendig, diese durch Nährlösungen zuzuführen.

3.6.2 Dimensionierung

Zum Auslegen eines Biowäschers sind grundsätzlich folgende Parameter zu bestimmen (CERAJEWSKI 1995):

- *Abluftzusammensetzung:*
 - Volumenstrom,
 - Temperatur,
 - Druck,
 - Art der Toxizität,
 - Konzentration der Toxizität.
- *Thermodynamische Parameter:*
 - Spezifische Phasengrenzfläche, zwischen Abluft und Waschflüssigkeit,
 - Stoffübergangskoeffizient,
 - Absorptionskoeffizient,
 - Maximale Berieselungsdichte.
- *Mikrobielle Parameter:*
 - Mikrobielle Reaktionsgeschwindigkeit des Schadstoffabbaus,
- *Verfügbarkeit:*
 - Betriebszeiten der Anlage,
 - Abweichende Betriebszustände.

Umfangreichere Ausführungen sind in der VDI-Richtlinie 3478 „Biologische Abluftreinigung – Biowäscher“ zu finden.

3.6.3 Biowäschertechnologien

3.6.3.1 Tropfkörperwäscher nach Prüss/Blunk

Prüss und Blunk erhielten im Jahre 1941 ein Patent auf ein biologisches Verfahren zur „Reinhaltung von luft- und sauerstoffhaltigen Gasgemischen, die biologisch zerstörbare Riech- und/oder Feststoffe enthalten“. Dabei handelte es sich um einen mit 3 m³ Lavaschlacke gefüllten Tropfkörperwäscher mit einer Höhe von 3,50 m, in dem das zu reinigende Gasgemisch (H₂S, 645 mg/m³) von oben nach unten geführt wird. Es wurde vorgeklärtes Wasser mit einem KMnO₄- Verbrauch von 188,5 mg/l im Gleichstrom verdüst. In einem Absetzbecken wurde der entstehende Schlammzuwachs abgeschieden. Um eine ausreichende Nährstoffversorgung sicherzustellen, wurde nach Bedarf Nährlösung zudosiert. (KOBELT 1995 b) In der Abb. 3.6.2 ist der Biowäscher nach Prüss/Blunk dargestellt.

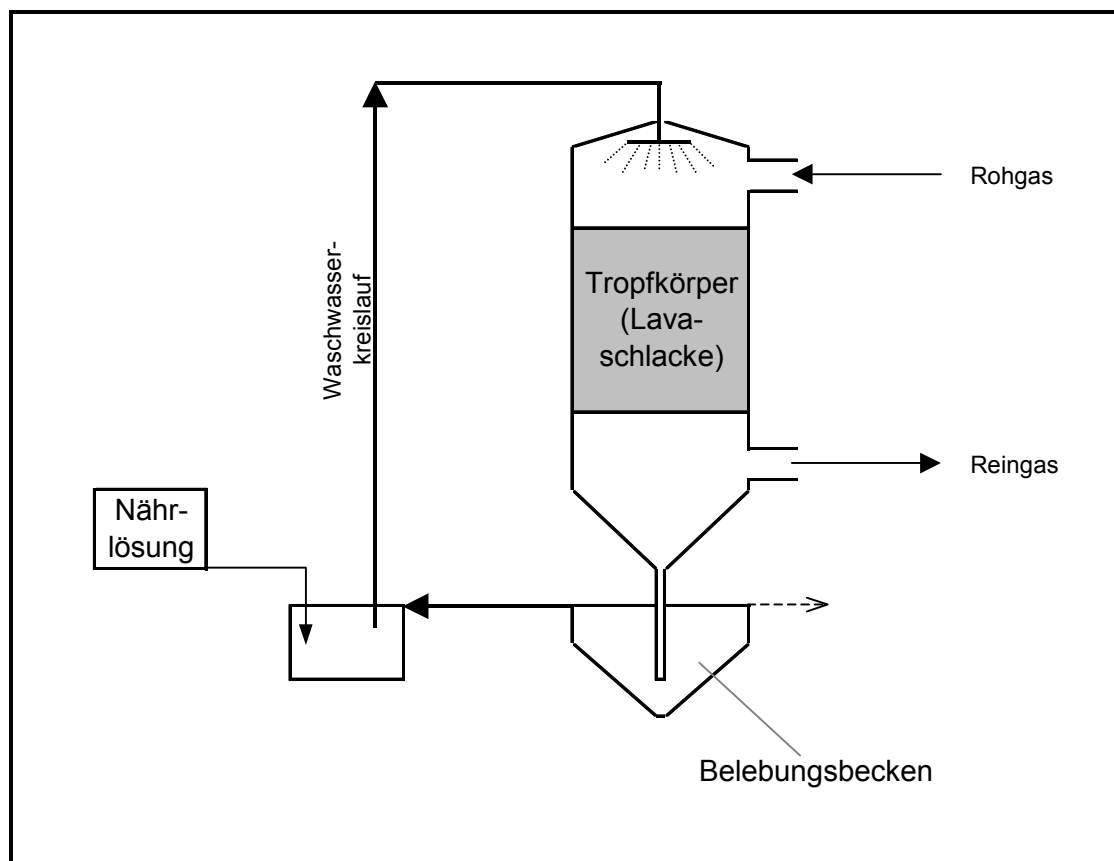


Abb. 3.6.2: Biowäscher nach Prüss/Blunk (KOBELT 1995 b)

3.6.3.2 Prallbodenwäscher nach Wilfering

Dieser Biowäscher wurde von Wilfering im Jahre 1970 zum Patent angemeldet. Dabei handelte es sich um einen Prallbodenwäscher, bei dem die Abluft von unten nach oben geführt und das mit Belebtschlamm versetzte Wasser oben in den Behälter gegeben wird. Mittels Prallböden werden das Wasser und die Luft miteinander verwirbelt. Der Wäscher wurde z. B. zur Desodorierung von Stallluft eingesetzt.

3.6.3.3 Füllkörperanlage von Beuthe und Müller

Die Anlage, die in den frühen 70iger Jahren zum Patent angemeldet wurde, unterscheidet sich nur unwesentlich von den bisher bekannten. Die Erfinder gaben an, daß das Verfahren zur Reinigung von Abluft die mit aromatischen KW und Aldehyd verschmutzt war, genutzt wurde.

3.6.3.4 Biowäscheranlage nach einem niederländischen Patent

Diese erste großtechnisch ausgeführte Anlage wurde zur Desodorierung von ca. 50.000 m³/h Abluft aus einer Tierkörperverwertungsanlage verwendet.

Sie besteht aus einem zweistufigen Absorber in Form von Sprühwäschern ohne Einbauten, mit einem Durchmesser von 2,5 m und einer Höhe von 5 m.

Hier die bekannt gewordenen technischen Daten (KOBELT 1995 b):

- Luftgeschwindigkeit: 2,8 m/s
- Kontaktzeit: 1,4 bis 2 s
- Waschflüssigkeitsmenge (Belebtschlamm suspension):
 - 1. Stufe: 7,60 m³/h
 - 2. Stufe: 3,94 m³/h
- Düsendruck: 2 bar
- Reinigungsleistung: „Die Reinluft war praktisch geruchslos“

Vor dem Bau der Großanlage wurden Versuche im Pilotmaßstab durchgeführt (8 m³/h Abluft).

3.6.3.5 Kombination Biowäscher/Membranreaktor

Durch den Biowäscher können leicht flüchtige und/oder schwer wasserlösliche Schadstoffe in der Abluft nur zum Teil abgebaut werden. Mit dem Membranverfahren können diese Substanzen vor der eigentlichen biologischen Behandlung aus der Abluft entfernt werden. Mittels einer gasdurchlässigen chemisch inerten Membran werden Gas- und Flüssigkeitsphase getrennt. Die Membran dient als Adsorbens, Zwischenspeicher und Nährstoffquelle. Die in der Abluft schwer wasserlöslichen Stoffe werden an der Membran sorptiv gebunden und diffundieren durch die Membran. An der äußeren Oberfläche der Membran desorbieren die Substanzen, diffundieren zum adaptierten Mikroorganismenbewuchs und werden dort abgebaut. Der Membranreaktor besteht aus Silikonschläuchen, die sich in einem Becken aus Nährlösung befinden. Die schadstoffbeladene Abluft durchströmt diese Schläuche und wird gereinigt.

In einer halbtechnischen Versuchsanlage wurden Vergleiche über den Abbau schwerwasserlöslicher Substanzen zwischen Membranreaktor und Biofilter angestellt:

- Styrol und Toluol lassen sich im Vergleich zum Biofilter besser abbauen.
- Methanol wird im Vergleich zum Biofilter schlechter abgebaut.
- Chlorierte Verbindungen lassen sich mittels Membranreaktor besser abbauen.
- Hexan wird beim Membranverfahren schlecht abgebaut, da sich dieser Stoff auch schlecht in Silicongummi löst.

Ein großer Vorteil gegenüber dem Biofilter ist die pH-Wert-Korrektur mit Säure oder Lauge (CERAJEWSKI 1995).

3.6.3.6 Compact Gas Scrubber

Hierbei handelt es sich um das aus der Abwassertechnik bekannte Verfahren des Tauchtropfkörpers. Er besteht aus vier hintereinanderliegenden Kammern mit je einem scheibenförmigen rotierenden Tauchtropfkörper.

Die Ontario Research Foundation gibt für Phenol folgende Reinigungsleistungen an (Kobelt 1995 b):

- Rohgaskonzentration: 6997 bis 984 mg Phenol/m³
- Reingaskonzentration: 3,54 bis 0,1 mg Phenol/m³

Dies entspricht einer Reduzierung um 99,9 %.

3.6.3.7 Weiterentwicklungen

In den letzten Jahren wurden einige neue Konzepte zur Biowäschertechnologie entwickelt. Im folgenden sind nach DIEHL (1998 b) Verfahrensverbesserungen zum Biowäscher angeführt:

- Zugabe eines organischen Hochsieders (Lösevermittlers) zur Verbesserung der Absorption schwer wasserlöslicher Verbindungen.
- Entfernung von schwer wasserlöslichen und/oder flüchtigen Verbindungen in einem Membranreaktor mit Hilfe von Dimethylsilicon-Membranen.
- Immobilisierung der Mikroorganismen im Regenerationsbehälter an Aktivkohle: Gesteigerte Abbauleistung durch erhöhte Zelldichte im Reaktor und Pufferwirkung der Aktivkohle, an der die abzubauenen Schadstoffe adsorbiert werden.
- Durch geschickte Gestaltung der Böden in der Waschkolonne wird die Absorption der Schadstoffe und deren mikrobiologischer Abbau im Wäscher ermöglicht, so daß ein separates Regenerationsbecken überflüssig ist.
- Anbindung eines mit weitgehend aus konventionellen Apparaten ausgestatteten Biowäschers an die biologische Stufe einer Werkskläranlage.

3.6.4 Überwachung

Für die Eigenüberwachung von Biowäschern sollten folgende Einflußgrößen erfaßt werden:

- Temperatur der Roh- und Reinluft,
- Druckverluste,
- Temperatur im Belebungsbecken,
- Füllstandsregelung im Belebungsbecken,
- Aktivität der Bakterien (CSB, BSB oder TOC),
- Trockensubstanz,
- TOC_{Rohluft} ,
- TOC_{Reinluft} ,
- pH-Wert (*Der optimale und tolerierbare pH-Bereich weist nach SPITZBART, 1996, bei den einzelnen Organismengruppen erhebliche Unterschiede auf. KOHLER, 1982, konnte nachweisen, daß in Biowäschern bei pH-Werten unter 6 bzw. über 11 keine nennenswerte biologische Aktivität mehr auftritt*),
- Volumenströme (Abluftmenge, Flüssigkeitsmenge).

3.6.5 Anwendung und Abscheideleistung

Biowäscher nach dem Wasser-Belebtschlammverfahren sind als Stand der Technik zur Entfernung wasserlöslicher Lösemittel anzusehen. Das Verfahren ist für Konzentrationen von < 1 bis 2 g C/m^3 gut geeignet. Nach WINDSPERGER (1998) kann der Biowäscher aber durchaus auch bei Konzentrationen von bis zu 5 mg C/m^3 betrieben werden. Der Einsatz dieses Verfahrens findet aber dort seine Grenzen, wo die zu absorbierenden Luftschadstoffe Henry- bzw. Verteilungskoeffizienten ca. > 5 haben, da dann die erforderlichen Wassermengen und damit z. B. der Energieverbrauch, der zum Pumpen der Kreislaufflüssigkeit benötigt wird, zu hoch wird (SCHIPPERT 1993).

Die Aufnahmefähigkeit des Waschmittels kann jedoch durch Zugabe eines hochsiedenden Öls zum Wasser/Belebtschlammgemischs auch für schlecht wasserlösliche Stoffe gesteigert werden. Der Grund für die Steigerung der Aufnahmefähigkeit ist, die um zwei- bis viermal höhere Löslichkeit der zu absorbierenden Substanzen im Hochsieder im Vergleich zu Wasser. Der Hochsieder wirkt als eine Art Lösevermittler zwischen Luft und Wasser/Belebtschlamm.

Man kann natürlich nicht jedes beliebige hochsiedende Öl einsetzen. Folgende Eigenschaften sollten von Hochsieder erfüllt werden (SCHIPPERT 1993):

- geringe Wasserlöslichkeit,
- niedriger Eigendampfdruck,
- geringe biologische Abbaubarkeit,
- geruchslos,
- keine toxische oder hemmende Wirkung auf die Mikroorganismen.

Mögliche Probleme beim Einsatz von Hochsiedern:

- Restlöslichkeit in Wasser → zusätzliche Abwasserbelastung,
- bildet Emulsion mit Wasser → Schadstoffausträge möglich.

In der Tabelle 3.6.1 sind Einsatzgebiete von Biowäschern dargestellt.

Tabelle 3.6.1: Biowäscher in Praxis und Pilotversuchen (DIEHL 1998 a, SCHIPPERT 1993)

Einsatzgebiet bzw. Versuchsstandort	Schadstoff in der Abluft	Bemerkungen
Produktion von Polymeren	Monomere aus Kunststoffproduktion im Batch-Verfahren, Produktions- und Hallenabluft mit schwankender Abluftmenge und –zusammensetzung, Henry-Koeffizient der Hauptkomponente > 15, Konzentration: 0,5 bis 2 g/m ³	Biowäscher mit Anschluß an eine Abwasserreinigungsanlage (Eigenkonstruktion der Degussa), im Winter Vorwärmung der Rohluft mit Heißdampf möglich, 10.000 m ³ /h Abluftvolumen, Rohlufttemperatur: 25 bis 50 °C, kein Staub in der Rohluft, Reinluftkonzentration: < 100 mg/m ³
Getränkedosenlackieranlage	(20 bis 30 kg/h wasserlösliche Lösemittel, 2 bis 4 kg/h Harze → aerosolförmig bei 35 °C), Rohluftkonzentration: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Propanol: 85,2 mg/m³ ▪ Butanol: 19,0 mg/m³ ▪ Pentanol: 46,4 mg/m³ ▪ Butylglykol: 267 mg/m³ ▪ Dibutylglykol: 24,3 mg/m³ ▪ Toluol: 6,0 mg/m³ 	Niederdruckventuri zur Harzabscheidung und Abluftkühlung auf 35 °C, 2-stufiger Biowäscher (Wasser-Belebtschlammanlage), 50.000 Nm ³ /h Abluftvolumen, Rohlufttemperatur: 180 °C, Reinluftkonzentration: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Propanol: 0,29 mg/m³ ▪ Butanol: 0,03 mg/m³ ▪ Pentanol: 0,21 mg/m³ ▪ Butylglykol: 0,22 mg/m³ ▪ Dibutylglykol: 0,4 mg/m³ ▪ Toluol: 5,1 mg/m³
Druckereibetrieb	35 bis 270 kg/h wasserlösliche Lösemittel: <ul style="list-style-type: none"> ▪ ca. 15 % Ethylacetat ▪ 5 bis 30 % 2-Methoxypropanol ▪ 53 bis 78 % Ethanol ▪ ca. 2 % Isopropanol Rohluftkonzentration: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Summe Lösemittel: 100 bis 2.800 mg/m³ 	Biowäscher (Wasser-Belebtschlammanlage, 1-stufige Absorption, 2-stufiges Belebungsbecken (Bayer-Turmbiologie), 80.000 bis 150.000 Nm ³ /h Abgasvolumen, Rohlufttemperatur: 30 bis 50 °C, Reinluftkonzentration: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Summe Lösemittel: 1 bis 65 mg/m³
Lackierbetrieb	siehe Tabelle 3.6.2	siehe Tabelle 3.6.2

Die Braunschweiger Umweltbiotechnologie GmbH führte im Rahmen eines vom Land Niedersachsen geförderten Vorhabens praxisorientierte Untersuchungen zur biotechnologischen Behandlung von lösemittelhaltigen Abluftströmen aus Industriebetrieben durch. Es wurden drei Biofilter und ein Biowäscher eingesetzt. Bei der untersuchten Abluft handelt es sich um Emissionen aus einer automatischen Spritzlackieranlage.

Während einer 13-monatigen Untersuchungsphase wurde dem Biowäscher ein Abluftvolumenstrom von 1.000 m³/h zugeführt. Es zeigte sich, daß die Geruchsstoffkonzentration lediglich um weniger als 40 % verringert wurde. Grund für den schlechten Wirkungsgrad war, daß schlecht wasserlösliche Lösemittel wie Toluol kaum ausgewaschen werden. Die relativ hohe

Geruchsstoffkonzentration der Reinluft wird in diesem Fallbeispiel hauptsächlich durch Toluol verursacht (HÜBNER 1996).

Tabelle 3.6.2: Beispiel Lackierbetrieb: Leistungsfähigkeit eines Biowäschers (HÜBNER 1996)

BIOWÄSCHER (1.000 m³/h Rohluft)					
Parameter	Rohluft	Reinluft	Einheit	Wirkungsgrad [%]	lösl. in Wasser [g/l]
C _{ges}	644	120	mg/Nm ³	81	-
Geruch	810	510	GE/m ³	37	-
Aceton	340	70	mg/Nm ³	79	unbegrenzt
Toluol	160	140	mg/Nm ³	12	0,5
2-Propanol	72	17	mg/Nm ³	76	unbegrenzt
Butylacetat	100	13	mg/Nm ³	87	50 bis 100
MEK	170	54	mg/Nm ³	68	90
Diacetonalkohol	230	6,7	mg/Nm ³	97	mischbar

3.6.6 Verfahrensschwächen

Beim Biowäscher ist bis zum Erreichen der vollen Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen eine längere Adaptionszeit erforderlich. Bei sehr stark schwankenden Abluftzusammensetzungen wie bei der MBA ist außerdem eine ausreichende Reinigungsleistung in Frage gestellt. Das Verfahren ist nur bedingt für schlecht wasserlösliche Abluftinhaltsstoffe wie z. B. Xylol, Toluol CKW, FCKW geeignet (siehe auch Tabelle 4.6.2).

Sehr stark schwankende Abluftzusammensetzungen und Temperaturen sind für das Verfahren problematisch (SCHIPPERT a).

Außerdem hat das System Biowäscher noch folgende Schwächen:

- Werkstofffragen sind zum Teil noch ungeklärt (Korrosion),
 - hoher Wartungs- und Überwachungsaufwand,
 - Entsorgung von Überschusschlamm,
 - Verstopfungsproblem der Kolonneneinbauten,
- sowie
- nach STOCKHAMMER et al. (1992) sind längere Stillstandszeiten der Anlage ohne Nährstoffzufuhr und Belüftung nicht möglich und
 - Probleme beim Teillastbetrieb vorhanden
- sowie
- nach WINDSPERGER (1998) kann bei größeren Schadstoffkonzentrationen in der Abluft der Bewuchs von Düsen, Pumpen, Ventilatoren zu Problemen führen.

3.6.7 Einsatzmöglichkeit in mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Der Biowäscher könnte bei der MBA als Vorstufe zum Biofilter eingesetzt werden. Dabei wird die Schadstofffracht der Abluft vor dem Filter minimiert. Dies könnte insofern den Vorteil mit sich bringen, daß die Schadstoffpalette in der Zuluft zum Biofilter verringert wird. Bei der

Verwendung eines Flächenbiofilters kann die erforderliche Filterfläche bei vorgeschaltetem Biowäscher verkleinert werden.

Im Biowäscher werden die leicht wasserlöslichen Schadstoffe abgeschieden und biologisch abgebaut. Im Biofilter werden anschließend die schwerer wasserlöslichen Schadstoffe in der Luft abgeschieden und ebenfalls biologisch abgebaut. Das Filtermaterial des Biofilters hat in diesem Fall eine sehr wichtige Bedeutung, denn es muß dem speziellen Anwendungsfall entsprechen.

Niedrige Wirkungsgrade von Biowäschern können durch eine Überladung des Waschwassers mit Ammoniak auftreten. Bei hohen Klärschlammanteilen im Input der MBA weist die Abluft ein sehr enges C/N-Verhältnis auf und führt zu einer Anreicherung von NH_4 in der Waschflüssigkeit, weil letzteres nicht abgebaut werden kann. Hierbei ist die Absorptionsfähigkeit der Waschflüssigkeit stark herabgesetzt, wodurch nur mehr wenige Abluftkomponenten in Lösung gehen (SPITZBART 1996).

3.7 Thermische Nachverbrennung (TNV)

Anlagen der thermischen Nachverbrennung zur Entsorgung von Abgasen, die dampf- und gasförmige Kohlenwasserstoffe beinhalten, sind heute in vielen Zweigen der Industrie verbreitet.

3.7.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Prinzipiell werden bei der thermischen Nachverbrennung organische Schadstoffe mit Toxizitätspotential in die nichttoxischen Verbindungen Wasser und Kohlendioxid überführt. In der Abb. 3.7.1 ist eine Prinzipskizze einer thermischen Nachverbrennung dargestellt.

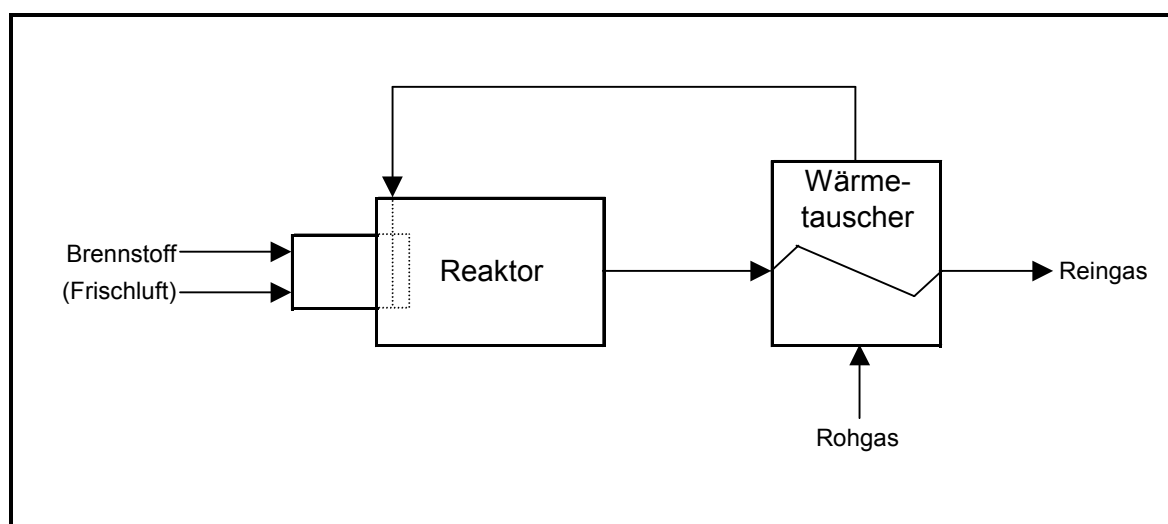


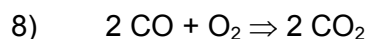
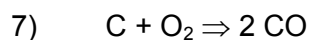
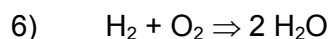
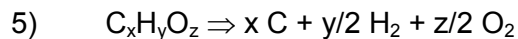
Abb. 3.7.1: Prinzipskizze einer thermischen Nachverbrennung

Eine einwandfreie Verbrennung wird hauptsächlich durch folgende Punkte bestimmt (n. n. 1990):

- Temperaturführung im Verbrennungsraum nach Höhe und Gleichmäßigkeit.
- Vermischung der an der Verbrennungsreaktion beteiligten Reaktionspartner vor und im Verbrennungsraum.
- Verweilzeit des Reaktionsgemisches im Verbrennungsraum.
- Art der Schadstoffe nach chemischer und physikalischer Zusammensetzung.
- Sauerstoffgehalt im Verbrennungsgemisch.

Ebenso ein wichtiger Einflußfaktoren für eine optimale Verbrennung ist die Vorwärmung der Reaktanten.

Die bei der Verbrennung ablaufenden Reaktionen können durch die Gleichungen 5 bis 8 in allgemeiner Form beschrieben werden. Wegen der erhöhten Temperaturen dissoziieren zunächst die Kohlenwasserstoffe zu den brennbaren Bestandteilen Kohlenstoff und Wasserstoff sowie zu Sauerstoff, die daraufhin zu Wasser und Kohlenmonoxid bzw. -dioxid umgesetzt werden. (SCHULTES 1996)



Für eine weitgehend schadstofffreie Verbrennung ist der vollständige Kohlenstoffumsatz zum Kohlendioxid entscheidend.

In der Abb. 3.7.2 ist ersichtlich, daß die Kohlenstoffkonzentration am Brenneraustritt schon bei Temperaturen um 760 °C reduziert ist. Dies bedeutet, daß ein effektiver Stoffumsatz der Kohlenwasserstoffe und des Kohlenstoffs nach Gleichung 5 und 7 bereits bei relativ niedrigen Verbrennungstemperaturen erfolgt. Das entstehende Kohlenmonoxid muß jedoch bei höheren Temperaturen oxidiert werden. In der Regel müssen Verbrennungstemperaturen von 800 bis 1.200 °C zur vollständigen Oxidation angewendet werden. In Abb. 3.7.3 ist die Restkonzentration an Kohlenmonoxid bei der Verbrennung organischer Verbindungen bei verschiedenen Temperaturen dargestellt.

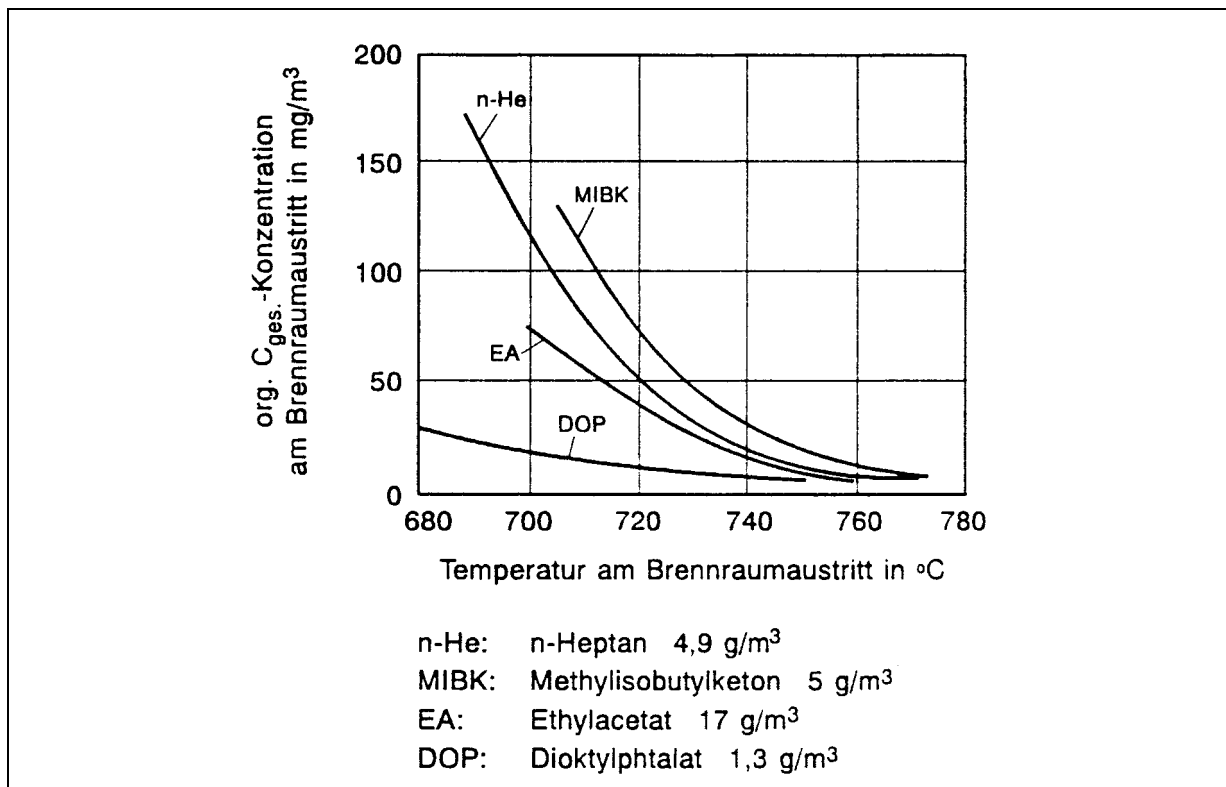


Abb. 3.7.2: Restkonzentration an Gesamt-Kohlenstoff organischer Verbindungen bei verschiedenen Verbrennungstemperaturen (SCHULTES 1996)

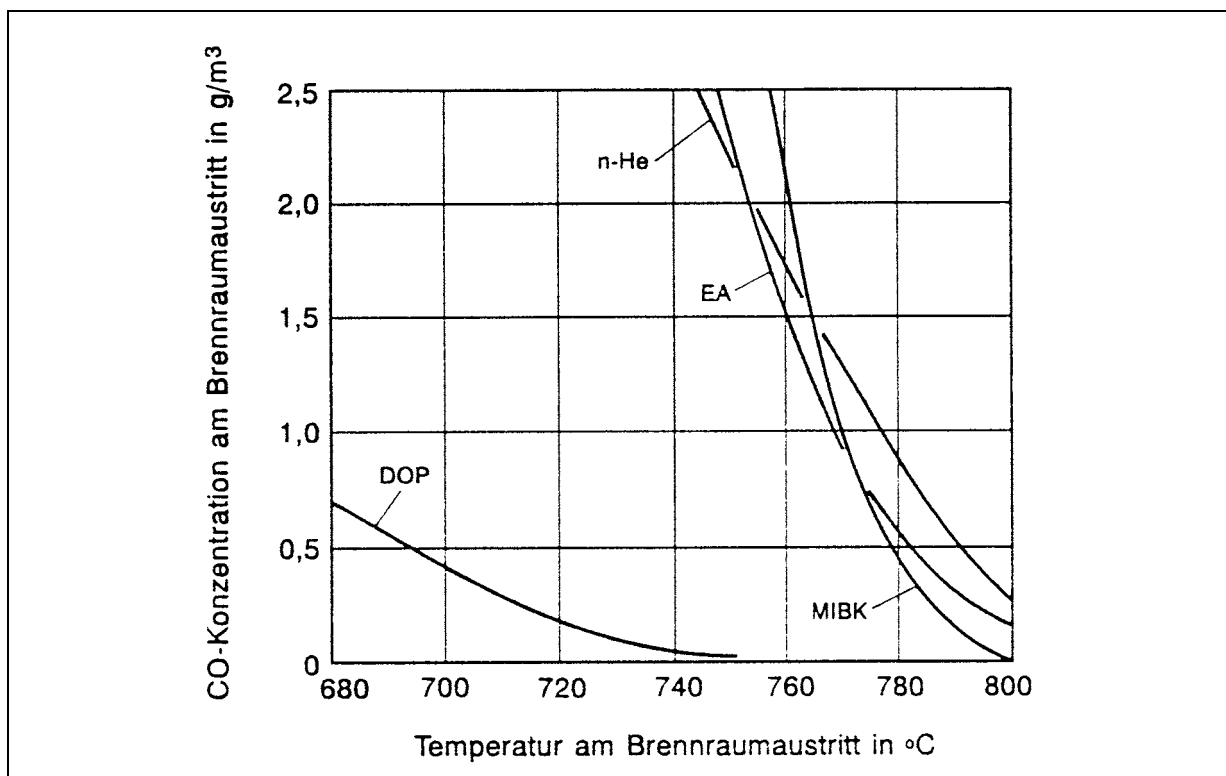


Abb. 3.7.3: Restkonzentration an Kohlenmonoxid bei der Verbrennung organischer Verbindungen bei verschiedenen Temperaturen (SCHULTES 1996)

Verbrennungsräume werden meist nach dem Restgehalt an Kohlenmonoxid im Abgas ausgelegt.

In der Tabelle 3.7.1 sind verbrennungsspezifische Parameter verschiedener Rohgaskomponenten dargestellt.

Tabelle 3.7.1: Verbrennungsspezifische Parameter verschiedener Rohgaskomponenten (HÜBNER, SCHÖN 1996)

Parameter	Zündtemperatur [°C]	Heizwert [kJ/mol]	Mindestluftbedarf [m ³ /m ³]
Benzol	555	3.168	35,7
Toluol	535	3.770	42,9
Methanol	455	676	7,1
Aceton	465	1.689	19,0
Ammoniak	630	313	3,6
Schwefelwasserstoff	290	534	7,1

Es lassen sich drei Gruppen von thermischen Verbrennungsanlagen zur Nachverbrennung von Ablüften unterscheiden (CARLOWITZ 1996):

- A) Speisung von Abluft anstelle der Verbrennungsluft in eine herkömmliche Kesselfeuerung oder thermische Behandlung von Abfällen.
- B) Entsorgung von Abluft in einer separaten thermischen Abluftreinigungsanlage mit dem Ziel, Prozeßwärme zu erzeugen (prozeßwärmeorientierte Abhitzenutzung).
- C) Entsorgung der Abluft in einer separaten Abluftreinigungsanlage mit dem Ziel, möglichst wenig Brennstoff einzusetzen (Auslegung nach minimalem Brennstoffeinsatz).

Bei einer vorhandenen Kesselfeuerung wird die zur Verbrennung benötigte Verbrennungsluft durch die zu reinigende Abluft aus einem Prozeß (z. B. MBA) ersetzt bzw. ergänzt. Bei diesem Verfahren ist eine Regelung des Sauerstoffgehaltes notwendig, da über den Luftpfad unterschiedliche Stoffe (Mengen) mit unterschiedlichen Heizwerten eingebracht werden. Zu beachten wäre beim Einsatz dieses Verfahrens, ob die anfallende Abluftmenge der benötigten Verbrennungsluftmenge entspricht. Wenn die anfallende Abluftmenge viel größer ist, als die benötigte Verbrennungsluftmenge, so ist die Einspeisung in eine Kesselanlage nicht mehr anzuwenden, da es bei einer überstöchiometrischen Fahrweise in einem (vom Wärmeträger) gekühlten Flammrohr zur vermehrten Bildung von Produkten unvollständiger Verbrennung kommt (CARLOWITZ 1996).

In diesem Fall sollten die oben angeführten Gruppen B und C zum Einsatz kommen.

Das Verfahren der Gruppe B dient zur Wärmeträgerherstellung (Dampferzeugung), wobei der Enthalpiestrom des Reingases genutzt wird. Der erzeugte Prozeßwärmestrom ist bedeutend kleiner als bei Gruppe A, da die Verbrennungstemperatur so klein wie möglich gehalten wird. Anwendung findet dieses System bei Betrieben, die in etwa einen Wärmebedarf haben, der der Erzeugten entspricht. Der erzeugte Prozeßwärmestrom kann jedoch durch den Einsatz von Abluftvorwärmern verringert werden.

Sind in einem Betrieb große Abluftströme mit niedrigen Schadstoffbelastungen zu entsorgen, bzw. wird Prozeßwärme nur in geringem Umfang benötigt, so kann auf das Verfahren der Gruppe C) zurückgegriffen werden. Es wird hierbei angestrebt, die thermische Nachverbrennung mit minimalem Brennstoffeinsatz zu betreiben. Es ist anzustreben, die Verbrennung au-

totherm zu führen (d. h.: der Heizwert der Schadstoffe sollte genügen, um eine Temperaturerhöhung von Abluftvorwärm- auf Reaktionstemperatur zu erreichen). Wenn dies nicht der Fall ist (z. B. zu geringe Konzentration von Schadstoffen), werden hohe Abluftvorwärmtemperaturen nötig (z. B. Vorwärmung der Abluft durch keramische Regenerativ-Wärmetausch-Elemente, gegebenenfalls Zusatz von Stützbrennstoff → regenerative Nachverbrennung, RNV).

Bei Verwendung einer RNV-Anlage zur thermischen Abluftreinigung ist für den Dauerbetrieb eine staubarme Rohluft notwendig, damit eine Verschmutzung der keramischen Körper im Thermoreaktor vermieden wird.

3.7.2 Anwendung und Abscheideleistung

Einsatzbereiche für TNV/RNV-Anlagen (GOLIBRZUCH 1993):

- TNV-Kompakt-Geräte: bis ca. 1.000 bis 50.000 m³/h Volumenstrom, maximale Schadstoffbelastung ca. 20 g/m³
- TNV-Anlagen: bis ca. 1.000 bis 100.000 m³/h Volumenstrom, maximale Schadstoffbelastung ca. 30 g/m³
- RNV-Anlagen: bis ca. 180.000 m³/h, max. ca. 4 g/m³, bei einem minimalen Wärmehöckgewinnungsgrad von 85 %.

Die thermische Nachverbrennung hat den Vorteil, daß mit diesem System die meisten Kohlenwasserstoffe zerstört werden. Es können bei diesem Verfahren unabhängig von der Eingangskonzentration Reinluftbelastungen von < 20 mg C_{ges}/m³ erreicht werden (CARLOWITZ 1996).

In der Tabelle 3.7.2 sind Einsatzgebiete der thermischen Nachverbrennung dargestellt.

Tabelle 3.7.2: Thermische Nachverbrennung (TNV) in Praxis und Pilotversuchen (CARLOWITZ & DIEKMANN & SPENDLIN 1997, GOLIBRZUCH 1993)

Einsatzgebiet bzw. Versuchsstandort	Schadstoff in der Abluft	Bemerkungen
Betrieb der Gummiindustrie, Bereich der Metallgummifertigung	300 bis 500 mg/m ³ Lösemittel	Feinfilter für Stäube im Luftstrom, Erdgasfeuerung eines Dreizug-Flammrohr-Rauchrohrkessels, Nutzung des erzeugten Dampfes im Betrieb, Abluftmenge: ca. 12.000 m ³ /h. Ergebnisse der Messungen beim Probebetrieb bezogen auf Normzustand und 3 Vol.% O ₂ im Rauchgas: <ul style="list-style-type: none"> ▪ CO: nicht nachweisbar, ▪ TOC_{FID}: nicht nachweisbar ▪ NO_x: 125 bis 171 mg/m³ (abhängig von der Feuerungsleistung)
Vielfältig einsetzbar	bis ca. 30 g C _{org} /m ³	TNV-Anlagen, bis ca. 100.000 m ³ /h Abgasvolumen, Reaktionstemperatur ca. 750 °C, Ziel: Einhalten der Grenzwerte gemäß TA-Luft
Vielfältig einsetzbar	bis ca. 4 g C _{org} /m ³	RNV-Anlagen mit Reaktionskammer + Brenner + Einzelkammern mit keramischen Regenerativ-Wärmeaustausch-Elementen, bis ca. 180.000 m ³ /h Abgasvolumen, Reaktionstemperaturen von 800 bis 1.000 °C, Ziel: Einhalten der Grenzwerte gemäß TA-Luft
Vielfältig einsetzbar	bis ca. 20 g C _{org} /m ³	TNV-Kompakt-Geräte mit Abgasvorwärmer + Brenner, bis ca. 50.000 m ³ /h Abgasvolumen, Reaktionstemperatur ca. 750 °C, Ziel: Einhalten der Grenzwerte gemäß TA-Luft
Papierbeschichtungsanlage	5 g Lösemittel/m ³	TNV-Anlage mit Abgasvorwärmer, 15.000 m ³ /h Abgasvolumen, Reaktionstemperatur 760 °C, Reingaskonzentration: 20 mg Lösemittel/m ³

Weitere Einsatzgebiete sind in der VDI-Richtlinie 2442 „Abgasreinigung durch thermische Verbrennung“ genannt.

3.7.3 Verfahrensschwächen

Der verfahrenstechnische Aufwand der thermischen Nachverbrennung kann beträchtlich ansteigen, wenn mit den Kohlenwasserstoffen auch anorganische Substanzen zur Oxidation gelangen. Zum Beispiel wird Schwefel zu Schwefeldioxid, Chlor zu Chlorwasserstoff, Fluor zu Fluorwasserstoff (pflanzenschädigend), Stickstoff zu Stickoxiden, Phosphor zu Phosphoroxid und Arsen zu Arsenoxid umgesetzt (SCHULTES 1996).

Bei der Verbrennung von Ablüften mit geringem Brennstoffgehalt bei hohen Temperaturen kann ein Einsatz von zusätzlichen Heizmitteln erforderlich sein.

Die hohen Temperaturen führen in Verbindung mit der geforderten Mindestverweilzeit zu recht großen Abmessungen der Brennkammer (KRUMBÖCK 1996).

Eine Dioxinbildung bei der TNV kann durch geeignete Reaktionsbedingungen vermieden werden.

3.7.4 Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Bei der Verbrennung von MBA-Abluft wird es nötig sein Heizmittel einzusetzen, da eine autotherme Betriebsweise der TNV nicht gewährleistet ist.

Sollte die Möglichkeit bestehen die Abluftverbrennung in einer naheliegenden Kesselfeuerung durchzuführen, wäre eine thermische Nachverbrennung der MBA-Abluft eine sinnvolle Lösung zur Abluftreinigung. Zu bedenken ist an dieser Stelle, daß Rotteabluft niedrige O₂-Gehalte aufweisen kann (z. B. 17 %) und annähernd wassergesättigt ist. Ebenso muß eine zusätzliche Möglichkeit für die Abluftreinigung vorgesehen sein, sollte die Kesselfeuerung gewartet werden. Eine weitere Möglichkeit wäre eine gemeinsame Fassung und Behandlung von MBA-Abluft und Deponiegas, sofern die örtlichen Gegebenheiten es zulassen.

3.8 Katalytische Nachverbrennung (KNV)

Das Prinzip der katalytischen Nachverbrennung beruht auf einer Verbrennung von Schadstoffen an einem geeigneten Katalysator, z. B. an einer Edelmetalloberfläche, bei möglichst niedrigen Temperaturen.

3.8.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Die für die Oxidation erforderliche hohe Temperatur kann reduziert werden, wenn der Stoffumsatz in Gegenwart eines Katalysators abläuft. Durch die Anwesenheit eines Katalysators wird die Aktivierungsenergie der bei der TNV beschriebenen Reaktionen (siehe Kapitel 3.7.1) stark herabgesetzt, wobei die Umsatzgeschwindigkeiten bei reduzierter Temperatur steigen. Der typische Temperaturbereich bei der KNV beträgt ca. 200 bis 500 °C. Die Oxidation von organischen Stoffen kann z. B. bei den in der Tabelle 3.8.1 angeführten Verbrennungstemperaturen erfolgen, wobei der Metallkatalysator eine gleichzeitige nichtselektive Oxidation besonders vieler Gaskomponenten ermöglicht.

Der Grad der Schadstoffentfernung ist eine Funktion der Temperatur und der Art des Schadstoffes (HERION, MEISSNER 1993):

- *Aliphaten*: Sie können bei Temperaturen zwischen 210 und 350 °C oxidiert werden. C₂- und C₃- Verbindungen lassen sich am besten umsetzen. Olefine lassen sich besser entfernen als Paraffine.
- *Aromaten*: Sie können ebenfalls bei Temperaturen zwischen 210 und 350 °C oxidiert werden.
- *Halogenverbindungen*: Sie benötigen meist Temperaturen oberhalb 350 °C.
- *Heteroverbindungen*: Verbindungen die Sauerstoff, Stickstoff oder Schwefel enthalten lassen sich sehr leicht oxidieren. Der Temperaturbereich liegt zwischen 180 und 250 °C.

- *Anorganische Stickstoff- und Schwefelverbindungen sowie Kohlenmonoxid:* Sie können bereits bei sehr niedrigen Temperaturen (150 bis 250 °C) oxidiert werden.

Tabelle 3.8.1: Verbrennungstemperaturen von organischen Verbindungen bei der katalytischen Nachverbrennung (HERION, MEISSNER 1993)

Stoffgruppe	Verbindungen	Oxidationstemperatur [°C]
Azyklische Kohlenwasserstoffe	▪ Ethylen	280
	▪ Propylen	210
	▪ Pentan	350
Aromaten	▪ Benzol	350
	▪ Toluol	200
	▪ Styrol	190
Heteroverbindungen	▪ Sauerstoffhaltig: Methyl-ethylketon	240
	▪ Stickstoffhaltig: Dimethylformamid	220
Anorganische Verbindungen	▪ Kohlenmonoxid	180
	▪ Ammoniak	270
	▪ Schwefelwasserstoff	220

In Abb. 3.8 ist eine Prinzipskizze einer katalytischen Nachverbrennung dargestellt.

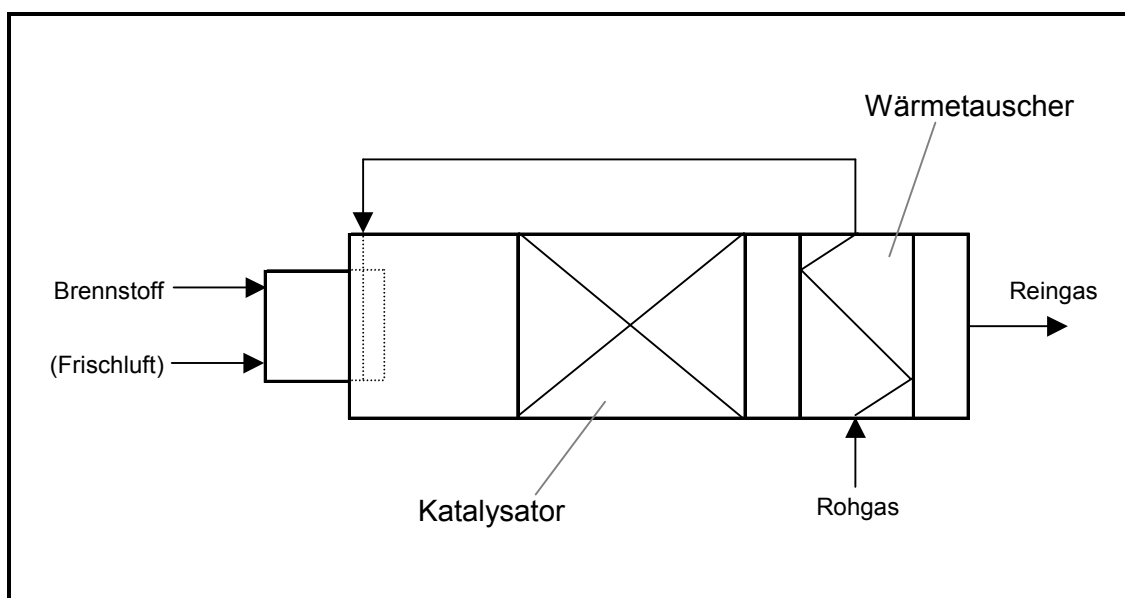


Abb. 3.8: Prinzipskizze einer katalytischen Nachverbrennung

Die Rohluft wird mittels Wärmetauscher aufgeheizt und beim Durchströmen des Katalysators von Schadstoffen befreit. Die entstehende Temperaturerhöhung wird über den Wärmetauscher zum Vorheizen der Rohluft genutzt. Der dargestellte Brenner ist zum Anfahren der Anlage notwendig bzw. wenn die Schadstoffkonzentration in der Rohluft zu gering ist, um einen autothermen Betrieb zu gewährleisten.

Verfahrenstechnisch von Bedeutung sind die Kenngrößen Reaktionstemperatur, Raumgeschwindigkeit und Druckverlust über das Katalysatorbett.

Im folgenden werden diese Größen näher betrachtet (HERION, MEISSNER 1993):

- **Raumgeschwindigkeit:** Sie ist die Menge an Abgas die in 1 Stunde über 1 m³ Katalysator geführt werden kann. Dieser Parameter bestimmt über die Anlagengröße. Bei Raumgeschwindigkeiten zwischen 10.000 und 20.000 Nm³/m³.h können übliche Abgase gereinigt werden. Zur vollständigen Umsetzung von besonders schwer abbaubaren Stoffen können auch Werte < 5.000 Nm³/m³.h nötig sein.
- **Temperatur:** Die Raumgeschwindigkeit und der zu entfernende Schadstoff bestimmen die Temperatur, die benötigt wird, um eine vollständige Umsetzung der Substanz zu gewährleisten.
- **Druckverlust:** Er wird von der Gasgeschwindigkeit, der Katalysatorform, –abmessung bzw. der Betthöhe beeinflusst und muß vom Gebläse überwunden werden. Bei der KNV sind die typischen Druckverluste im Bereich von 10 bis 50 mbar. Ein Mindestdruckverlust ist für eine ausreichende Gasverteilung notwendig. Angestrebt wird aus energetischen Gründen ein möglichst niedriger Wert.

Katalysatoren sind häufig Formkörper, welche von feinsten Kapillaren durchzogen sind und kleine Hohlräume aufweisen. Solche Katalysatoren haben eine äußere und innere Oberfläche. Die Größe der inneren Oberfläche wird durch die feinsten Kapillaren bestimmt und ist viel größer als die äußere Oberfläche. Nichtporöse Katalysatoren finden seltener Anwendung (mit Edelmetall belegte Drähte). Chemische Reaktionen können auf der inneren und der äußeren Oberfläche ablaufen.

Von der Formgebung unterscheidet man bei Katalysatoren in Füllkörper (Pellets, etc.), Netze oder gewebeartige Strukturen und monolithische Körper mit Rohren und Kanälen (Wabenkörper) (VDI-Richtlinie 3476).

Vom Aufbau her unterscheidet man zwischen Vollkontakten und Trägerkatalysatoren (die aktive Phase befindet sich auf dem Basismaterial).

In der Tabelle 3.8.2 sind Katalysatoren für die Gasreinigung dargestellt.

Tabelle 3.8.2: Katalysatoren für die Gasreinigung (VDI-Richtlinie 3476)

Schadstoffe	Katalysatortyp	Arbeitstemperatur	Eigenschaften
Autoabgase (Ottomotor), Kohlenwasserstoffe, CO, NO _x	Pt/Rh/Pd auf keramischen Trägern	300 bis 950 °C	Thermisch und mechanisch sehr stabile Katalysatoren
Dämpfe von organischen Verbindungen, Geruchsstoffe	Edelmetalle oder Metalloxide auf keramischen Trägern	300 bis 800 °C	Oberflächenreiche Trägerkatalysatoren oder Vollkontakte
H ₂ S und SO ₂ aus Schwefelgewinnungsanlagen	Al ₂ O ₃	120 bis 150 °C	
SO ₂ aus H ₂ SO ₄ -Produktion	V ₂ O ₅ + Alkalioxid, Vollkontakt	400 bis 450 °C	Mittlere bis gute thermische und mechanische Widerstandsfähigkeit

Die Aktivität des Katalysators nimmt aufgrund chemischer Einflüsse, Ablagerungen fester Reaktionsprodukte auf der Oberfläche (z. B. Kohlenstoffablagerung bei Behandlung von organischen Verbindungen) und Alterung (z. B. Strukturveränderungen des Katalysators infolge Sinterung) nach einiger Zeit ab.

3.8.2 Anwendung und Abscheideleistung

Katalytische Verfahren werden zur Reinigung von ca. 1.000 bis 40.000 m³/h Abluftvolumen mit einer maximalen Schadstoffbeladung von 5 g/m³ eingesetzt (GOLIBRZUCH 1993).

Sie dienen hauptsächlich zur Reinigung von Ablüften mit bekannten Zusammensetzungen. Beispiele sind die katalytische Reduktion von NO_x mit NH₃ in Abgasen von Salpetersäure-Anlagen, die katalytische Nachverbrennung von Autoabgasen und die Reinigung industrieller Abgase.

In der Tabelle 3.8.3 sind Einsatzgebiete der katalytischen Nachverbrennung dargestellt.

Tabelle 3.8.3: Katalytische Nachverbrennung (KNV) in Praxis und Pilotversuchen (HERION & MEISSNER 1993, GOLBRZUCH 1993, KRUMBÖCK 1996)

Einsatzgebiet bzw. Versuchsstandort	Schadstoff in der Abluft	Bemerkungen
BASF Antwerpen, Cyclohexanon (Anolon)-Anlage	TOC: 3.000 bis 5.000 mg/Nm ³ (im wesentlichen C1- bis C5-Alkane, Cyclohexanol, Cyclohexanon) CO: 1,3 bis 1,6 Vol. % H ₂ : 0,2 Vol. %	KNV-Anlage, 43.000 Nm ³ /h Rohgas (2 bis 2,5 Vol. % O ₂ wird eingestellt), Reaktortemp.: 460 bzw. 464 °C (je nach Lastfall), CO und H ₂ werden quantitativ abgebaut, TOC-Reingas: 5 mg/Nm ³ bei 4,4 Vol. % O ₂ bzw. 50 mg/Nm ³ bei 2,1 Vol. % O ₂ (je nach Lastfall)
Kunststoffverarbeitender Betrieb	Styrol: ca. 1,6 g/Nm ³	KNV-Anlage, 4.900 Nm ³ /h Rohgas, Gaseintrittstemp. von 280 °C, Reingaskonzentration: im Durchschnitt 7 mg C _{org} /Nm ³ , kein autothermer Betrieb → ca. 10 m ³ /h Gasverbrauch
Allgemein	bis ca. 5 g C _{org} /m ³	KNV-Anlagen mit Abgasvorwärmung und Brennereinrichtung, bis ca. 40.000 m ³ /h Abgasvol., Reaktionstemp. ca. 350 °C, Ziel: Einhaltung der Grenzwerte gemäß TA-Luft
Anlage zur Temperung von Schleifscheiben	Ammoniak: 250 mg/Nm ³ Phenol: 50 mg/Nm ³ Formaldehyd: 20 mg/Nm ³	KNV-Anlage, 9.000 Nm ³ /h Abgas, Gastemp. von 270 °C, Reinigungsanforderungen: 1 mg/Nm ³ an Phenol und Formaldehyd bzw. sollten maximal 50 mg/Nm ³ NO _x aus dem Stickstoff des NH ₃ entstehen → die Anforderungen konnten erfüllt werden
Hoechst, Werk Gendorf, VC-Produktion	<ul style="list-style-type: none"> ▪ CO: 10.000 mg/Nm³ ▪ HCl: < 1 mg/Nm³ ▪ NO_x: k. A. ▪ C₂H₃Cl + C₂H₄Cl₂: 200 mg/Nm³ ▪ C_{org} (Klasse I bis III): 8.000 mg/Nm³ ▪ PCDD/PCDF (TE): k. A. 	<p>Vorwärmung des Abgases auf 350 bis 380 °C, Katalysator (2 Katschichten: dotiertes Aluminiumoxid + Edelmetall), Erdgaszusatzfeuerung vorhanden (falls nötig), Abgasmenge: 15.000 Nm³/h, Abgastemperatur nach der Edelmetallschicht (2. Schicht) des Kat: 500 bis 600 °C, Verweilzeit im Katbett: ca. ½ s, Dampferzeuger zur Wärmerückgewinnung, Kühler: Austrittstemp. ≅ 50 °C, Wäscher um noch enthaltenen Chlorwasserstoff auszuwaschen,</p> <p>Konzentration nach der Reinigung:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ CO: < 50 mg/Nm³ ▪ HCl: < 10 mg/Nm³ ▪ C₂H₃Cl + C₂H₄Cl₂: 0,3 mg/Nm³ ▪ C_{org} (Klasse I bis III): < 50 mg/Nm³ ▪ PCDD/PCDF (TE): 0,0072 ng/Nm³

Weitere Anwendungsbeispiele sind in der VDI-Richtlinie 3476 „Katalytische Verfahren der Abgasreinigung“ genannt.

Auswahl typischer chemischer Verbindungen, die mit dem Verfahren der katalytischen Nachverbrennung aus der Abluft entfernt werden können:

- *Aliphaten*: Ethylen, Propan, Butan, Heptan.
- *Aromaten*: Benzol, Toluol, Xylol.
- *Heteroverbindungen (Sauerstoff)*: Alkohole, Aceton, Formaldehyd, Ethylenoxid, Glyoxal, Essigsäureethylester, CO.
- *Schwefel/Stickstoff*: Tiophen, Amine.

3.8.3 Verfahrensschwächen

Sollte die zu behandelnde Abluft einen zu geringen Brennstoffgehalt aufweisen, um einen autothermen Betrieb zu gewährleisten, so ist es bei der KNV (ähnlich wie bei der TNV) nötig, zusätzliche Energie einzusetzen.

Wenn in der Abluft anorganische Substanzen enthalten sind, können nach erfolgter Abluftbehandlung toxische Stoffe entstehen, die mittels nachgeschaltetem Reinigungsverfahren wieder entfernt werden müssen. In der zu reinigenden Abluft können auch Stoffe wie z. B. (S-, P-, As-, Si-, Pb-, und Halogenverbindungen → Katalysatorgifte) vorhanden sein und die Wirksamkeit des Katalysators bzw. damit seine Reinigungsleistung sowie Lebensdauer herabsetzen.

Durch Stäube wird der Katalysator mechanisch beansprucht (Abrieb, Verstopfung) und in weiterer Folge beschädigt. In diesem Zusammenhang wird es oft notwendig sein, die zu reinigende Luft zuvor zu entstauben (siehe Kapitel 3.3).

3.8.4 Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Grundsätzlich werden Katalysatoren zur Reinigung von Abgasen mit hohen Schadstoffkonzentrationen eingesetzt.

Nach FUCHS, MAURER (1997) führte die Firma HerHof Versuche zur weitergehenden Abluftreinigung mittels einer Kombination aus Biofilter und Katalysator durch. Mit dieser Kombination konnten gute Reinigungsleistungen für PCB (rund 90 % Reduzierung), jedoch keine befriedigenden Abscheideleistungen für die sonstige Chlororganik sowie für BTXE, erzielt werden.

3.9 Adsorption

Die adsorptive Abscheidung von organischen Komponenten zählt in der Luftreinhaltung zu den ältesten Grundverfahren die technisch realisiert wurden (1917).

3.9.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Unter Adsorption versteht man die Anreicherung von anorganischen und/oder organischen gasförmigen Schadstoffen an porösen Feststoffen, die eine große innere Oberfläche besit-

zen. Die Abscheidung von organischen Molekülen aus der Gasphase beruht entweder auf der Siebwirkung oder auf Anziehungskräften der obersten Molekülschicht der Adsorbentien. Die Adsorbentien sind die eigentlichen Träger des Verfahrens.

Die Adsorption kann wie folgt unterschieden werden:

- *Physisorption*: Bindungskräfte der Adsorption sind physikalischer Natur (reversibler Bindungszustand).
- *Chemisorption*: Wechselwirkungen treten auf, die die chemische Struktur der adsorbier-ten Stoffe verändern (häufig irreversibel).

Als Adsorbentien können folgende Stoffe verwendet werden:

- Aktivkohle,
- Aktivkoks,
- Silikagel,
- Aktivtonerde,
- zeolithische Molekularsiebe.

In der folgenden Tabelle 3.9.1 sind die charakteristischen Unterscheidungsmerkmale zwischen den verschiedenen Adsorbentien dargestellt. Für alle Materialien gilt, daß ihre sehr poröse Struktur eine große Kontaktfläche pro Volumen zwischen den Phasen erzeugt.

Tabelle 3.9.1: Charakteristische Stoffeigenschaften von Adsorptionsmitteln (SCHULTES 1996)

Parameter	Aktivkohle	Aktivkoks	Silicagel	Zeolithisches Molekularsieb
Hauptbestandteil	C	C	SiO ₂	Al ₂ O ₃ – SiO ₂
Korngröße [mm]	3 bis 10	3 bis 10	1 bis 5	1 bis 5
Feststoffdichte [g/cm ³]	2,0 bis 2,2	ca. 1,9	ca. 2,2	ca. 2,6
Partikeldichte [g/cm ³]	0,6 bis 0,9	ca. 0,9	ca. 1,1	1,1 bis 1,5
Rütteldichte [g/cm ³]	0,3 bis 0,5	ca. 0,6	0,4 bis 0,8	0,6 bis 0,9
Makroporendichte [cm ³ /g]	0,4 bis 1,1	0,2 bis 0,3	0,05 bis 0,1	0,3 bis 0,4
Mikroporendichte [cm ³ /g]	0,25 bis 0,5	0,05 bis 0,1	0,3 bis 0,45	0,25 bis 0,3
Spezifische Oberfläche [m ² /g]	600 bis 1.500	Ca. 100	250 bis 850	500 bis 1.000
Spezifische Wärmekapazität [J/kg K]	840	840	920	920
Anwendungsbeispiele zur Abluftreinigung	SO ₂ , NO _x , Geruchsstoff, Lösemittel, H ₂ S	SO ₂ , NO _x , CH ₄ , CO ₂	Geruchsstoff, CKW	SO ₂ , NO _x , Hg, H ₂ S, organische Komponenten, CKW

Desweiteren sollte das Adsorbens folgende Eigenschaften besitzen (KRILL 1993):

- Hohe Selektivität für die abzuscheidende Komponente.
- Hohes Aufnahmevermögen auch bei geringen Konzentrationen.
- Leichte Desorbierbarkeit nach der Beladung.
- Beständigkeit bei Temperaturwechsel.
- Abriebfestigkeit.
- Beständigkeit gegen Gase, Lösemittel, Säuren, Laugen, Wasserdampf.
- Hohe Hydrophobie.

Für die Adsorption sind neben der inneren Oberfläche der Adsorbentien noch Temperatur, Molekulargewicht, Siedepunkt sowie Konzentration des zu adsorbierenden Stoffes und der Druck maßgebend. Tiefe Temperatur und hoher Druck begünstigen die Adsorption.

Der Einsatz des Verfahrens bei der MBA (auch andere Bereiche) ist von den Eigenschaften der zu adsorbierenden Stoffe abhängig. Sie können wie folgt zusammengefaßt werden (KRILL 1993):

- Molekulargewicht,
- Siedepunkt/Siedebereich,
- Chemische Struktur, Konstitution,
- Chemische Stabilität,
- Desorbierbarkeit,
- Wasserlöslichkeit,
- Chemische Reaktionsfähigkeit,
- Zündverhalten

Das Adsorptionsverfahren ist ebenso von der relativen Feuchte des Rohgases und den Eigenschaften der verwendeten Aktivkohle abhängig.

Das Adsorptionsverfahren kann durch Harze, Stäube, etc. negativ beeinflusst werden, da sie die Kapillaren des Adsorptionsmittels blockieren können. Sollte die Abluft z.B. Staub beinhalten, so ist eine Vorabscheidung (siehe Kapitel 3.3) vorzuschalten.

Die Beladung eines Adsorbens mit organischen Komponenten kann maximal bis zur Gleichgewichtsbeladung erfolgen. Die grafische Darstellung des Adsorptionsgleichgewichtes erfolgt in einem Beladungsdiagramm (Abb.3.9).

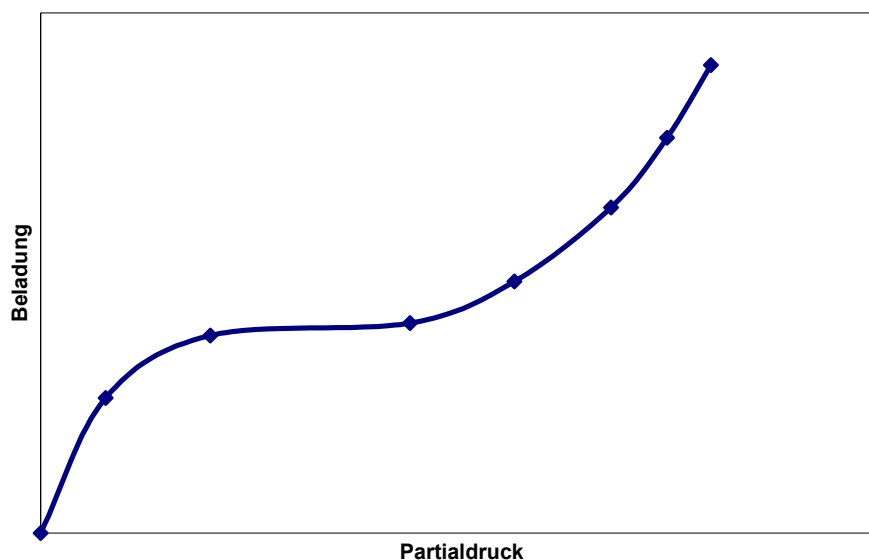


Abb. 3.9: Charakteristischer Verlauf einer Adsorptionsisotherme (SCHULTES 1996)

Nach Langmuir liegt ein Gleichgewicht dann vor, wenn die Zahl der adsorbierten Moleküle gleich ist mit der pro Zeiteinheit desorbierten Stoffmenge, bzw. die dadurch belegte Oberfläche, gleich der frei werdenden Fläche ist.

Bei der Regeneration (Wiederbelebung) der beladenen Adsorbentien muß eine Wärmemenge aufgewendet werden, die höher ist als die sogenannte Adsorptionswärme (Wärme, die bei der Adsorption der Moleküle entsteht).

Als Adsorptionsverfahren kommen das Festbett- und das Bewegtbettverfahren zum Einsatz. Beim *Festbettverfahren* ruht das Adsorbens im Adsorber auf einem Tragrost. Die Festbettadsorber sind technisch einfach konzipiert, ihr Betrieb kann manuell, halbautomatisch und vollautomatisch erfolgen. In bezug auf mechanische Beanspruchungen (Abrieb) zeichnen sie sich als sehr robust aus. Negativ wirken sich der erhöhte Arbeitsaufwand sowie die Empfindlichkeit der Adsorbenschüttung gegenüber Verstopfungen durch Staubablagerung aus.

In der Praxis werden überwiegend folgende Verfahrensweisen eingesetzt:

- Vertikaladsorber,
- Horizontaladsorber,
- Ringadsorber.

Beim *Bewegtbettverfahren* kann die Adsorption in Wanderbetten und Wirbelschichten durchgeführt werden. Dabei erfolgen Adsorption und Desorption in getrennten Apparaten oder Apparateilen, zwischen denen das Adsorptionsmittel im Kreislauf geführt wird (VDI-Richtlinie 3674). Infolge intensiver Stoffkontaktierung ergeben sich bei Wirbelbettadsorbern größere Beladungen durch den zu adsorbierenden Stoff (Nachteil → erhöhter mechanischer Verschleiß). Ebenso von Vorteil ist bei Wirbelbettadsorbern die kleinere Bauweise und der geringe Druckverlust.

3.9.2 Anwendung und Abscheideleistung

Die Adsorption zeichnet sich durch ihre Unempfindlichkeit gegen Konzentrationsschwankungen in der Abluft aus. Sie kann in einem breiten Konzentrationsbereich (ca. 5 bis 20 g Lösemittel/m³) Verwendung finden. Die ökonomische Grenze des Verfahrens liegt im Bereich von etwa 20 g Lösemittel/m³ Abluft.

Sie wird infolge deren hohen Affinität zu organischen Dämpfen häufig in der Abluftreinigung eingesetzt.

Sie wird eingesetzt in der

- Nahrungs- und Genussmittelindustrie,
- chemischen und pharmazeutischen Industrie,
- Futtermittelindustrie,
- Tierkörperverwertungsindustrie,
- Massentierhaltung,
- Lackverarbeitung und Filmherstellung,
- Abwassertechnik,
- Altlastensanierung,
- chemisch-physikalische Abfallbehandlung,
- Lagerung gefährlicher Abfälle.

Nach MOSTBAUER (1998 a) waren 1996 insgesamt 6 Adsorberanlagen bei CP-Anlagen und Lagerflächen für gefährliche Abfälle in Österreich vorhanden. Auch stark schwankende Konzentrationen stellen kein Problem dar, solange der Filter nicht verbraucht (belegt) ist.

Bei den angesprochenen Anwendungsgebieten handelt es sich um Abluft, die mit organischen Stoffen bzw. einer Vielzahl schwer erfassbarer Substanzen, die infolge ihrer Geruchsbelästigung oder toxischen Wirkung abgeschieden werden müssen (FUCHS, MAURER, 1997).

In der Tabelle 3.9.2 sind im Speziellen zwei Einsatzgebiete von Adsorptionsverfahren dargestellt.

Tabelle 3.9.2: Adsorptionsverfahren in Praxis und Pilotversuchen (BRÄUER 1993, RIESTERER 1993)

Einsatzgebiet bzw. Versuchsstandort	Schadstoff in der Abluft	Bemerkungen
Verpackungsindustrie	Organische Kohlenwasserstoffe mit bis zu 150 mg/Nm ³	Partikelabfilterung, 3 Zeolithe-Festbett-Adsorber (Container), 1 Desorptionsanlage, Abluftmenge: 45.000 Nm ³ /h, Ablufttemperatur: < 45 °C, Abluftfeuchte: 60 bis 80% r. F., Austrittskonzentration: < 5 mg/Nm ³
Bodensanierung, Stadt Frankfurt/M.	1.000 mg CKW/kg Boden (auch BTX)	Zweistufige-Aktivkohle-Anlage (belastete Bodenluft wird abgesaugt und verdichtet), Austrittskonzentration: ca. 1 mg CKW/kg Boden

Die Anwendung großtechnischer Anlagen, erfordert halbtechnische Versuche, um die Betriebsverhältnisse zu bestimmen.

3.9.3 Verfahrensschwächen

Bei der Adsorption werden die Schadstoffe auf einen Feststoff übertragen, der nach seiner Sättigung verbrannt, deponiert oder seinerseits wieder regeneriert werden muß. Die Schadstoffe erscheinen jedoch an einer anderen Stelle wieder, da sie nach der Adsorption nur verlagert und nicht zerstört werden (KRUMBÖCK 1996).

Wenn verbrauchte Aktivkohle oder -koks verbrannt wird, dann ist für die adsorbierten Stoffe zwar eine Beseitigung gegeben, jedoch gilt zu bedenken, daß bei der Herstellung von Aktivkohle oder -koks Emissionen (PAH, Teerbestandteile, Phenole, NH₃) auftreten.

Bei Aktivkohlen ist bei relativen Feuchtigkeitsgehalten > 50 % mit einer Minderung der Beladung zu rechnen, während bei den makroporösen Polymeren und den hydrophoben Zeolithen kein gravierender leistungshemmender Einfluß festzustellen ist (KRILL 1993).

Nach SCHIPPERT führen feuchte Gasströme trotz des hydrophoben Grundcharakters der Aktivkohle zu einer Wasseranreicherung in der Aktivkohle, insbesondere oberhalb von 60 % relativer Feuchte, was zu einer deutlichen Beeinträchtigung der Adsorptionskapazität (insbesondere bei niedrig siedenden Lösemitteln) führt. Selbst bei relativen Feuchten unter 60 % muß damit gerechnet werden, daß durch den Einfluß der Luftfeuchtigkeit 10 bis 20 % der theoretischen Beladepkapazität blockiert werden. Kapazitätsmindernd wirken sich ebenfalls auch Anteile von sehr hoch siedenden Lösemitteln oder Staub aus, die zu einer irreversiblen Blockierung der Aktivkohle führen können.

Weiters ist mit einer Herabsetzung der Reinigungsleistung beim Adsorptionsverfahren (für MBA-Rohluft) durch häufiges Verstopfen infolge Keimbeseidelungen zu rechnen.

3.9.4 Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Nach FUCHS, MAURER (1997) wurde in Rostock ein Firmenkonsortium zur Errichtung einer Restabfallvorbehandlung beauftragt, dessen Konzeption zusätzlich zum Biofilter eine Abluftreinigung über Aktivkohle vorsieht.

Es wurden in Rostock Summenbelastungen von kritischen Stoffgruppen (CKW, Aromaten, aliphatische KW, Terpene, organische Schwefelverbindungen und weitere Kohlenwasserstoffe) bestimmt. Alle Stoffgruppen (mit Ausnahme von Spuren an Terpenen) wurden vom Aktivkohlefilter unter die Nachweisgrenze gesenkt. Als Adsorptionsmittel wurde Aktivkohle verwendet. In der Endausführung ist als Adsorptionsmittel Koks vorgesehen (SCHAK 1998).

Da die Abluft aus der MBA Parameter aufweisen kann, die die Leistungsfähigkeit des Adsorptionsmittels herabsetzen kann (z. B. Staub, Feuchte), sollte die Adsorption bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen nach einer Rohluftkonditionierung (z. B. Entstaubung, etc.) erfolgen.

Bei der MBA könnte das Adsorptionsverfahren als sogenannter „Polizeifilter“ z. B. nach einem Biofilter zum Einsatz kommen. Dabei ist die Möglichkeit gegeben, Stoffe aus der MBA-Abluft zu eliminieren, die von den Mikroorganismen nicht bzw. nur begrenzt abgebaut werden. Außerdem kann bei etwaigen Betriebsstörungen des Biofilters eine Verfügbarkeit der Abluftreinigungsanlage gewährleistet werden.

3.10 Absorption

Bei der Absorption wird ein Gas von einer Flüssigkeit aufgenommen. In begrenztem Umfang können auch flüssige und feste Substanzen abgeschieden werden. Die Absorption ist somit ein mögliches Verfahren zur Reinigung von schadstoffbelasteter Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen.

3.10.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Die Konzentration organischer Verbindungen in der Abluft kann durch Absorption vermindert werden.

Als Absorptionsverfahren lassen sich zwei Prinzipien unterscheiden:

- Physikalische Absorption: Die Schadstoffe in der Abluft werden in der Waschflüssigkeit (z. B. Wasser) lediglich gelöst.
- Chemische Absorption: Bei geringer Gaslöslichkeit werden der Waschflüssigkeit Reaktanden zugegeben, mit welchem dann die Schadstoffe in der Abluft reagieren.

Die oxidierende Gaswäsche wird in Kapitel 3.11 erläutert.

Die physikalische Absorption zeichnet sich durch verfahrenstechnische Einfachheit aus. Das Verfahren ist aber nicht nur bei bestimmten Stoffen einsetzbar (siehe Kapitel 3.10.2).

Ein prinzipielles Schema eines Absorptionsverfahrens mit Regenerierung der beladenen Waschflüssigkeit ist in Abb. 3.10.1 dargestellt.

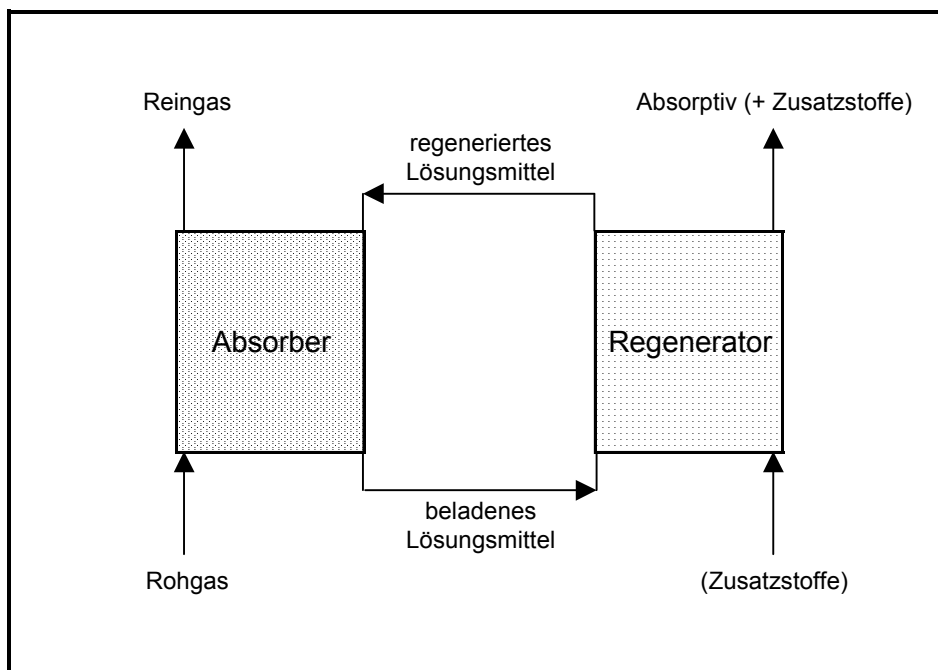


Abb 3.10.1: Prinzipskizze eines Absorptionsverfahrens mit Regenerierung

Die Waschflüssigkeit nimmt im Absorber die Schadstoffe der Abluft auf und gelangt in den Reaktionsbehälter, in dem die beladene Flüssigkeit aufbereitet wird. Anschließend gelangt die vom Absorptiv befreite Waschflüssigkeit wieder in den Absorber.

Folgende Verfahren können zur Wiederherstellung der Waschflüssigkeit zur Anwendung kommen:

- Evakuieren,
- Reaktivierung,
- Extraktion,
- Adsorption,
- Kristallisation,
- Chemische Trennverfahren,
- Fällungsreaktion,
- Elektrolyse,
- pH-Wert-Einstellung.

In der Abb. 3.10.2 sind einige wichtige Absorberbauarten dargestellt (Füllkörperwäscher mit Gegenstromführung, Füllkörperkreuzstromwäscher mit Kreuzstromführung, Venturiwäscher mit Gleichstromführung). Bei der Mehrzahl in der Praxis angewandten physikalischen Absorptionsverfahren werden Füllkörperkolonnen verwendet. Teilweise kommen Absorber mit geordneten Packungen, Böden oder Rieselfilmabsorber zum Einsatz. Am einfachsten ist es, wenn die Waschflüssigkeit in einen leeren Turm gesprüht wird, so daß die Tropfen von oben nach unten fallen. Das im Gleich- oder Gegenstrom dazu bewegte Gas überströmt dann diese Tropfen, wobei es zum Stoffaustausch kommt. Wegen der großräumigen Vermischung lassen sich jedoch in einer solchen Sprühkolonne nur ein bis zwei Trennstufen realisieren (KUTZER, MERSMANN 1993).

Dasselbe gilt auch für die Blasensäule, da es bei höheren Gasleerrohrgeschwindigkeiten zu einer großräumigen Vermischung kommt (KUTZER, MERSMANN 1993).

Blasensäulen sind durch enorme Druckverluste der Gase gekennzeichnet und sollten für die chemische Absorption bei einer sehr langsamen Reaktion eingesetzt werden.

Venturiwäscher, Strahlabsorber werden bei der Abluftreinigung dann eingesetzt, wenn ein ausreichender Reinigungseffekt in einer Trennstufe erreicht werden kann (z. B. chemische Absorption).

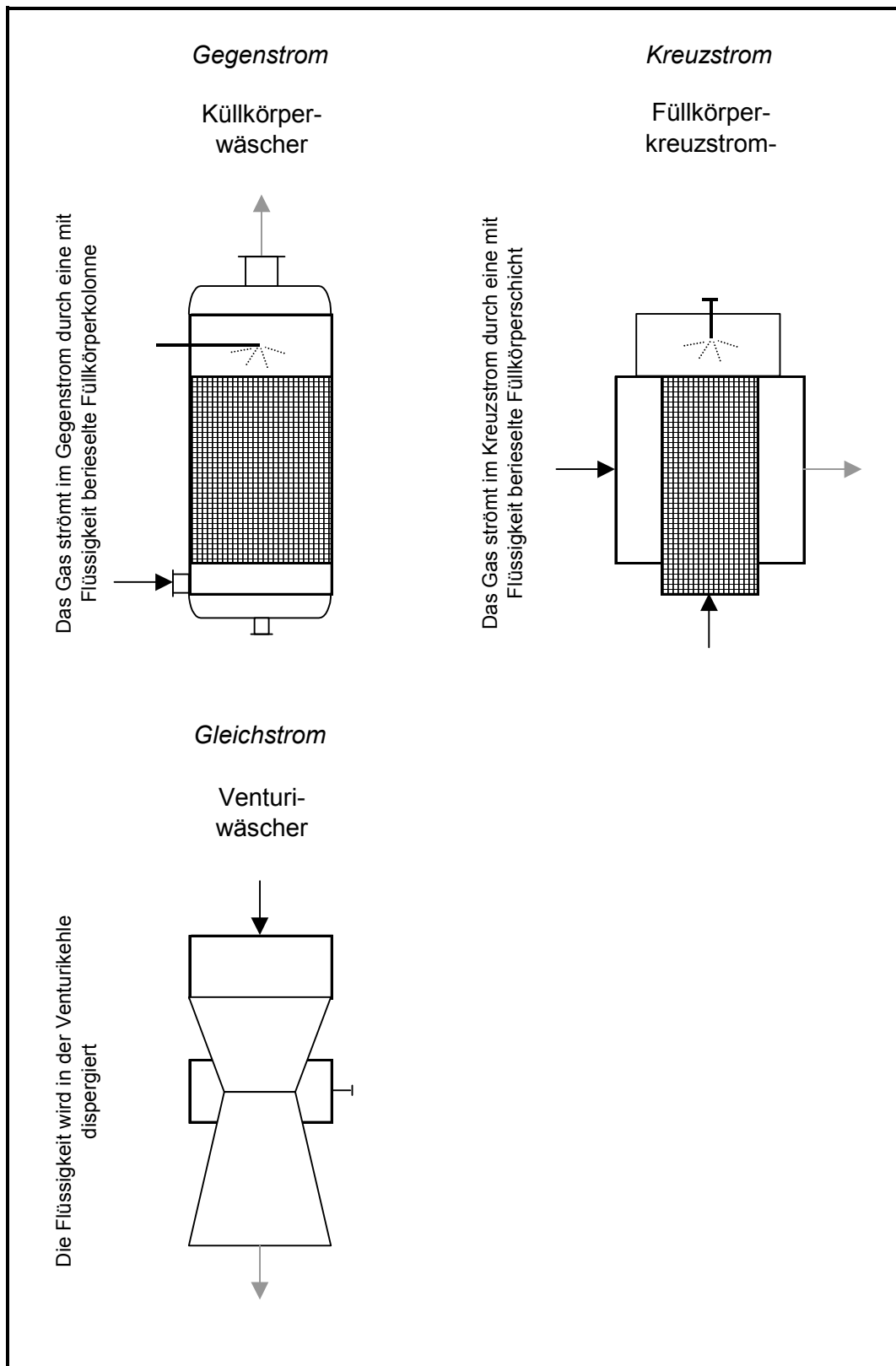


Abb. 3.10.2: Bauarten von Absorbern (nach VDI-Richtlinie 2443)

Als Waschflüssigkeit zum Entfernen von Schadstoffen in der Abluft ist prinzipiell jede Flüssigkeit einsetzbar, die diese Stoffe lösen bzw. chemisch binden kann.

Kriterien zur Wahl der Waschflüssigkeit:

- Schadstoffe in der Abluft, deren chemische und physikalische Eigenschaften sowie Konzentration,
- niedriger Dampfdruck der Absorbentien (Vermeidung zusätzlicher Emissionen),
- Möglichkeiten zur Regenerierung und Entsorgung der beladenen Waschflüssigkeit,
- vorgeschriebene Reinluftkonzentrationen,
- Kosten, Handhabung, Korrosivität.

3.10.2 Anwendung und Abscheideleistung

Das Verfahren eignet sich für ein Abluftvolumen ab ca. 5.000 m³/h. Die obere Grenze des Verfahrens in bezug auf das Abluftvolumen ist kostenabhängig.

Nach REIL (1998) sind Absorptionsverfahren sehr flexibel hinsichtlich Konzentrationschwankungen, womit der Einsatz dieses Verfahrens bei der MBA nahe liegt (in Kombination mit anderen Verfahren; z. B. Biofilter).

Anwendung der Absorption:

➤ **Physikalische Absorption**

- Für Stoffe, die niedriger siedeln als Wasser: Methanol, Ethanol, Aceton, Formaldehyd, Acetaldehyd, Ammoniak, niedrig siedende Amine.
- Für Stoffe, die höher siedeln als Wasser: Ameisensäure, Dimethylformamid, Glykole und Glykolether, Essigsäure.

➤ **Chemische Absorption**

- Zum Auswaschen sauer reagierender organischer Abluftverunreinigungen (organische Säuren, Phenole, Kresole, Mercaptane) mit alkalischen Lösungen (Sodalösung, Natron-, Kalilauge).
- Zum Auswaschen basisch reagierender gasförmiger Abluftkomponenten (Amine, Pyridin und ähnliche stickstoffhaltige Stoffe, z. B. Ammoniak) mit sauren Lösungen (verdünnte Schwefelsäure).
- Zur Reinigung von Abluft, die verschiedene Komponenten enthält, die mit Waschmitteln mit unterschiedlichem Säuregrad entfernt werden müssen. Es können Anlagen mit mehreren Waschstufen zum Einsatz kommen.

In Tabelle 3.10.1 sind Beispiele einiger technischer Absorptionsverfahren für bestimmte Schadstoffe dargestellt. Die Tabelle 3.10.2 zeigt für einige Einsatzgebiete von Absorptionsanlagen Abscheidegrade für bestimmte Schadstoffe.

Tabelle 3.10.1: Beispiele technischer Absorptionsverfahren (KUTZER, MERSMANN 1993)

Absorbierter Stoff	Absorbens	Prozeß, Produkt
SO ₂	Natriumsulfit	Wellmann-Lord-Verfahren (SO ₂)
SO ₂	Calciumhydroxid	Gips
SO ₂	Tetraethenglykoldimethylether (TEGDME)	Linde-Solinox-Verfahren (SO ₂)
HCl	Wasser	Salzsäuregewinnung
NH ₃	Wasser	NH ₃ -Rückgewinnung
NH ₃	Schwefelsäure	Ammoniumsulfat
NH ₃	Salpetersäure	Ammoniumnitrat
NH ₃	Salzsäure	Ammoniumchlorid
NO, NO ₂	Wasser	Salpetersäure
CO ₂ , H ₂ S	Alkazid M	Alkazid-Wäsche
H ₂ S	Diethanolamin (DEA)	DEA-Wäsche
Lösungsmittel (z. B. CKW)	Polyethenglykoldimethylether (PEGDME), TEGDME, Siliconöle	Lösungsmittel

Tabelle 3.10.2: Abscheidegrade bei ausgeführten Absorptionsanlagen (FUCHS, MAURER 1997)

Einsatzgebiet	Schadstoff	Rohgas [mg/m ³]	Reingas [mg/m ³]	Abscheidegrad [%]
Verarbeitung von Geflügelschlachtabfällen und Federn	Geruchsstoffe (Gesamt- C)	50	12,5	75
	Geruchsstoffe (Gesamt- C)	350	50	75
Suppenwürze-Fabrikation	Chlorwasserstoff	25.000	< 10	> 99
	Schwefelwasserstoff	0,8	n. n.	> 99
	Aldehyd	4	0,03	> 99
	Mercaptan	2,3	n. n.	> 99
Entsorgung	Gesamt- C	150	35	77
	Schwefelverbindungen	14,2	< 1	> 93
Abluft aus Abwasser-Klärschlammbehälter und –Eindicker	Ammoniak	2,8	0,12	> 95

n.n.: unterhalb der Nachweisgrenze

3.10.3 Verfahrensschwächen

Das Auswaschen der Luftschadstoffe wird in der Regel bei Atmosphärendruck durchgeführt. Geringe Restgehalte von organischen Verbindungen erfordern daher unter Umständen den Einsatz aufwendiger Mittel (z. B.: große Bodenzahl bzw. Turmhöhen, große Waschflüssigkeitsmengen, hoher Druckverlust beim Waschen bzw. Regenerieren).

Die zu reinigende Rohluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung sollte möglichst partikelfrei sein.

Unter Umständen kann eine unerwünschte biologische Aktivität bei der Absorption auftreten.

Die Absorption von Schadstoffen in einer Flüssigkeit führt in weiterer Folge zu belastetem Abwasser, das seinerseits wieder behandelt werden muß.

Als weitere Verfahrensschwäche wäre anzumerken, daß sich das notwendige Gleichgewicht für eine kontinuierliche Schadstoffabscheidung nur langsam einstellt (träges Verhalten).

3.10.4 Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung werden physikalisch arbeitende Wäscher zur Abluftkonditionierung (Staub, Feuchte) vor dem Biofilter eingesetzt. Inwieweit die Schadstoffe in der Abluft dabei von Waschflüssigkeit aufgenommen werden, wurde bislang nicht untersucht. Bei NH_3 ist eine hohe Abscheideleistung möglich. Im Rahmen des BMBF-Verbund Forschungsvorhaben (Deutschland) wurden 1998 verstärkt Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Luftwäschern (unter Zugaben von Chemikalien in den Sprühwasserstrom) bei der MBA (Lüneburg, Diepholz, Friesland) durchgeführt.

Bei Einsatz von chemischen Wäschern in der MBA wären wegen saurer und basischer Schadstoffe in der Abluft zwei verschiedene Wäscher (zweistufige Absorberanlage) einzusetzen. Es sind bei diesem Verfahren sehr niedrige Konzentrationen in der Reinluft zu erwarten.

Eine zweistufige Absorberanlage wird vermutlich nicht alle Geruchsstoffe beseitigen können (MOSTBAUER 1998 a).

3.11 Oxidierende Gaswäsche

Bei der oxidierenden Gaswäsche werden der Abluft bei der Naßreinigung gleichzeitig Oxidationsmittel zugesetzt. Auswertungen zeigen, daß oxidierende Gaswäschen zur Lösung spezieller Aufgabenstellungen in mehreren Gewerbe- und Industriezweigen zur Anwendung kommen.

3.11.1 Allgemeine Erläuterungen und Verfahrensprinzip

Bei der oxidativen Gaswäsche treten folgende Vorgänge auf:

- Physikalische, chemische Absorption und Adsorption,
- Oxidation,
- Auswaschung von Feststoffpartikeln,
- Kondensation.

Die Reaktionen laufen bevorzugt in wässrigen Lösungen und in feuchter Gasphase ab. Für den Reaktionsablauf ist die *Kontaktzeit* zwischen Schadstoff und Oxidationsmittel (1 s bis mehrere Sekunden), die *Temperatur* (beeinflusst die Löslichkeit der Oxidantien), der *Druck* (beeinflusst die Löslichkeit gasförmiger Oxidantien), die *Konzentration* sowie der *pH-Wert* (beeinflusst Absorption, Reaktionsgeschwindigkeit, Grad des oxidativen Abbaus) maßgebend.

Als Oxidationsmittel kommen in Frage:

- Oxidantien auf der Basis von Sauerstoff (aktiver Sauerstoff, O₂, O₃, H₂O₂),
- Oxidantien auf der Basis von Sauerstoffverbindungen höherwertiger Metalle (KMnO₄),
- Oxidantien auf der Basis von Chlor (Cl₂, ClO₂, OCl).

In der Tabelle 3.11.1 sind die Eigenschaften einiger Oxidationsmittel dargestellt:

Tabelle 3.11.1: Eigenschaften einiger Oxidationsmittel (KRILL, MENIG 1993)

Oxidationsmittel	Lieferform/Herstellung or Ort	Löslichkeit [g/l] bei 20 °C, 1013 hPa	Stabilität	Toxizität	Einsatz im pH-Bereich
Ozon	Herstellung vor Ort aus Luft/ O ₂ stille elektrische Entladung	1	instabil (in Reinfluft explosiv)	reizend, Atemgift	> 6
Chlor	Flüssiggas	7,2	stabil	Atemgift	> 7
Wasserstoffperoxid	wässrige Lösung		stabil	stark ätzend	bis 10
Natriumhypochlorid	Flüssigkeit, Bleichlauge	150 handelsüblich	bedingt stabil*	giftig, ätzend	> 7
Natriumchlorid	Feststoff	375	stabil	ätzend	> 7
Natriumbromat	Feststoff	350	stabil	ätzend	ca. 1
Kaliumpermanganat	Feststoff	65	stabil	leicht ätzend	1 bis 14

*) Mehrere Monate als Lösung lagerfähig

Bei der Auswahl von Oxidationsmitteln sollten folgende Punkte einbezogen werden:

- Art und Konzentration der Schadstoffe in der Abluft,
- Wirksamkeit des Oxidationsmittels und Abbau des Schadstoffes,
- Oxidationspotential,
- Reaktionsgeschwindigkeit,
- Aggregatzustand und Reaktionsmilieu der Oxidantien,
- Reaktionsprodukte der Oxidantien und deren Einfluß auf Abluft und Abwasser,
- Reaktionsaggregat und sonstige Einrichtungen,
- Energieaufwand,
- Verbrauch an Oxidationsmittel.

Die Oxidantien müssen in einer geeigneten Flüssigkeit (Wasser) gelöst werden. Sie können kontinuierlich oder diskontinuierlich in den Waschflüssigkeitskreislauf eingebracht werden.

Je nach Aggregatzustand der Oxidantien kann dies folgendermaßen erfolgen:

- Feste Oxidantien ⇒ Auflösen in einem Lösebehälter,
- gasförmige Oxidantien ⇒ Absorbieren in der Flüssigkeit,
- flüssige Oxidantien ⇒ Mischen in der Flüssigkeit.

Vor der Anwendung einer oxidierenden Gaswäsche bei der Reinigung von Abluft aus Industrie, etc ist es empfehlenswert Vorversuche durchzuführen.

Je nach Verfahren kann bzw. sollte der Abluftreinigung mittels oxidierender Gaswäsche eine Konditionierung der Abluft vorgeschaltet werden.

Folgende Punkte kommen in Betracht:

- Entstaubung,
- Abkühlung,
- Befeuchtung.

Da mit dem Abluftstrom nach der Gaswäsche Flüssigkeitstropfen mitgerissen werden, ist es erforderlich, nach dem Wäscher einen Tropfenabscheider nachzuschalten. Bei Verwendung von Ozon als Oxidationsmittel ist außerdem ein nachgeschalteter Restozonzerstörer erforderlich.

Die Prozeßsteuerung, -regelung bzw. -überwachung erfolgt bei der oxidierenden Gaswäsche mittels folgender Parameter:

- Rohluftkonzentration,
- Reinluftkonzentration,
- pH-Werte,
- Redox-Potential,
- Konzentration des Oxidationsmittels,
- Olfaktometrie (Gerüche).

In Abb. 3.11 ist ein Prinzipschema einer oxidierenden Gaswäsche dargestellt, die beispielhaft für den Einsatz zur Geruchseliminierung ist (das Prinzip gilt gleichermaßen für Schadstoffe).

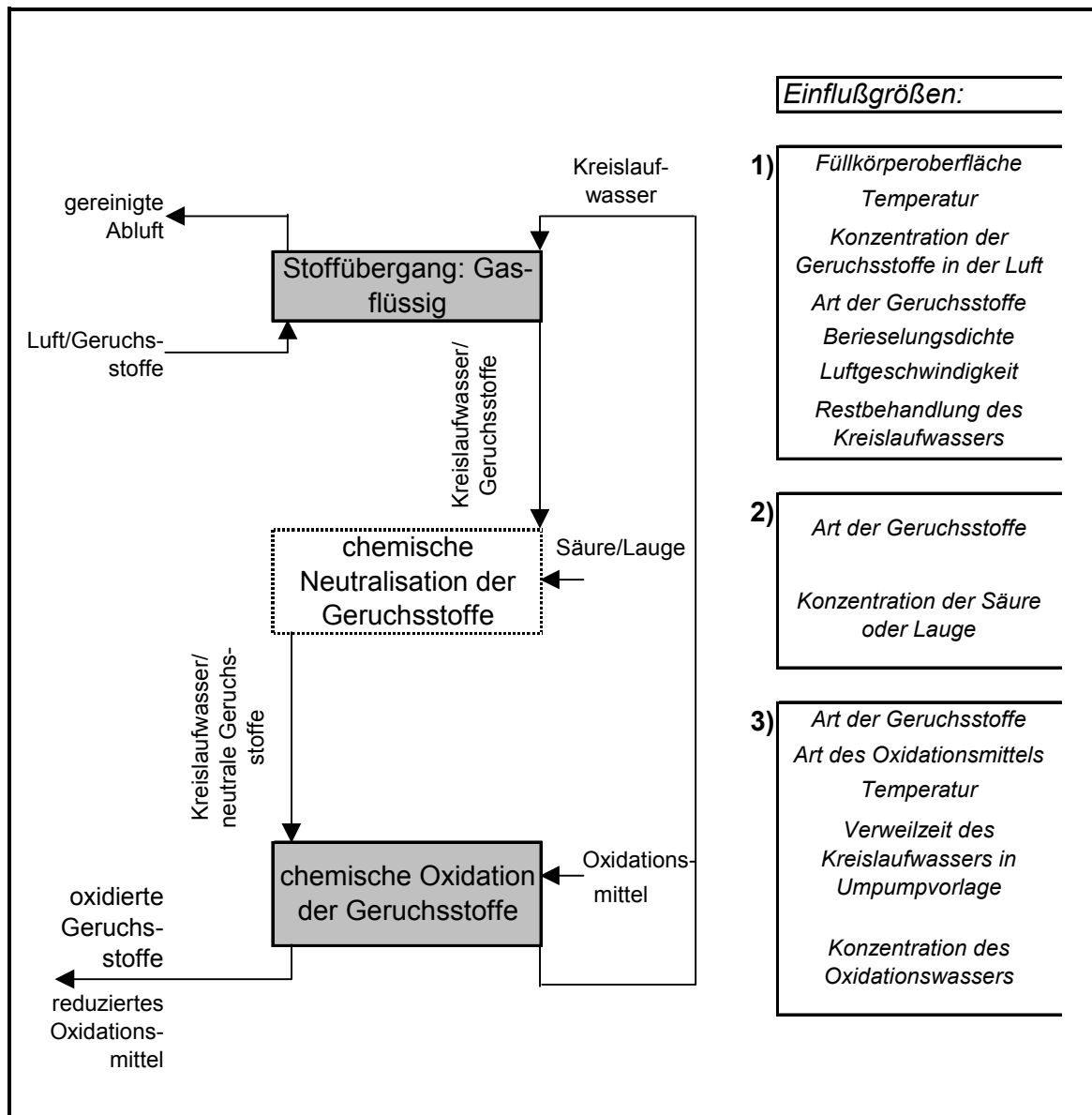


Abb. 3.11: Prinzipschema einer oxidierenden Gaswäsche beispielhaft für den Einsatz zur Geruchsstoffeliminierung (VDI-Richtlinie 2443)

Bauarten von Gaswäschern sind in Kapitel 3.10 in der Abbildung 3.10.2 dargestellt.

3.11.2 Anwendung und Abscheideleistung

Die Gaswäsche weist große Flexibilität und Anpassungsfähigkeit an Wechsel der Schadstoffkonzentrationen und Schadstoffarten durch relativ freie Wahl von Konzentrationen und Art des Konzentrationsmittels und freie Wahl von pH-Werten. Bei Temperaturen von 10 bis 90 °C ist der Einsatz des Verfahrens möglich (SCHIPPERT a).

Die oxidierende Gaswäsche wird in folgenden Bereichen eingesetzt (KRILL, MENIG 1993):

- Chemische Industrie,
- Pharma-Industrie,
- Metall-Industrie,
- Elektronik-Industrie,
- Nahrungs- und Genußmittelindustrie,
- Verarbeitung tierischer Produkte,
- Massentierhaltung,
- Entsorgungsbetriebe,
- Altlastensanierung.

Im Prinzip werden bei der oxidierenden Gaswäschen organische und anorganische Schadstoffe im Abluftstrom behandelt. In der Tabelle 3.11.2 ist eine Übersicht zu Einsatzgebieten für ausgewählte Schadstoffe zusammengestellt.

Tabelle 3.11.2: Wirkungsgrade für ausgewählte Einsatzgebiete und Schadstoffe (VDI-Richtlinie 2443)

Parameter	Anwendungsbeispiel	Rohgas [mg/m ³]	Reingas [mg/m ³]	Wirkungsgrad [%]
Schwefelwasserstoff	*1)	0,8	n. n.	99,8
	*2)	1,9	0,005	
Gesamt-Schwefelverbindungen	*3)	14,2	< 0,9	> 93,5
	*4)	9,2	0,27	97
Aldehyd (berechnet als HCHO)	*1)	4	0,03	99,3
Merkaptan (berechnet als SH)	*1)	2,3	n. n.	
	*2)	0,55	n. n.	
Gesamt-Kohlenstoff	*1)	Kurzzeitig (10 min.) 1.000	Ca. 150	85
		Durchschnittswert 150	35	76,7
	*2)	24	5	79,2
Amine gemessen als NH ₂	*4)	8,8	n. n.	
Ammoniak	*2)	3,2	0,12	96,3
	*3)	2,8	0,12	95,7
Phenol	*2)	0,4	n. n.	

n. n. unterhalb der Nachweisgrenze

- *1) Prozeßabgas aus einer Suppenwürze-Fabrik (50 bis 60 °C): Vorwäsche zur Auswaschung von Salzsäure und Staub, Hauptwäsche zur Oxidation von Geruchsstoffen, ausgeführt als Gegenstromdüsenwäsche mit einer 5 %igen gepufferten Kaliumpermanganat-Lösung.
- *2) Prozeßabgas aus einer chemischen Sonderabfallbehandlungsanlage (stoßweise und mit wechselnder Zusammensetzung anfallender Schadstoffe, 20 bis 30 °C): Zweistufige Gegenstrom-Waschanlage mit einer basischen (5 %ige alkalische Kaliumpermanganat-Lösung) und einer sauren (5 %ige saure Kaliumpermanganat-Lösung) Waschstufe.
- *3) Abluft aus Abwasser-Klärschlammbehältern und –eindickern (geruchsintensive Abluft mit ca. 20 °C): Füllkörperwäscher mit vorgelegter Natronlauge-Waschstufe (5 %ige Natronlauge), Oxidation mit Chlor.
- *4) Abluft aus einer biologischen Abwasserreinigungsanlage (Tropfkörperabluft): Drei parallel angeordnete Dreistufen-Querstromwäscher mit Füllkörpern in der Kontaktzone einer jeden Stufe, Waschflüssigkeiten sind verdünnte (pH-gesteuerte) Schwefelsäure (erste Stufe), verdünnte (pH- und Redox-Wert gesteuerte) Natronbleichlauge (zweite Stufe) und verdünnte Natronlauge (dritte Stufe).

3.11.3 Verfahrensschwächen

Bei der oxidierenden Gaswäsche besteht immer die Möglichkeit des Austragens von gasförmigen Schadstoffen (Chemikalien), was zu Umweltbelastungen führt. Bei chemischen Wäschern muß das anfallende Abwasser gereinigt werden. Die Waschflüssigkeit wird zwar üblicherweise im Kreislauf gefahren, jedoch können Stoffe durch Nebenreaktionen entstehen (Salze), die eine Behandlung der Waschflüssigkeit erfordern (Chargenweises Erneuern bzw. Regenerieren der Waschflüssigkeit). Die Werkstoffe im System sind Korrosionsangriffen ausgesetzt.

Bei Einsatz von Chlorbleichlauge sind durch Fehlfunktionen Emissionen von Chlor möglich bzw. können giftige Chlorierungsprodukte (Chloramine, Chloraromaten) entstehen (SCHIPPERT a).

Sollte Permanganat zum Einsatz kommen, so kann es infolge Braunsteinbildung zu Ablagerungen im System kommen. Bei der Verwendung von Hypochlorid als Oxidationsmittel ist die Bildung von CKW im Wäscher zu erwarten.

Bei der Naßozonisierung wird Ozon in das Waschwasser zugemischt. Wegen der Giftigkeit sollte die Ozonkonzentration in der Reinluft $< 1 \text{ mg/m}^3$ sein. In der zu behandelten Abluft können auch langkettige Moleküle vorhanden sein und somit die Gefahr einer Teiloxidation bestehen. Dadurch kann es zu einer zusätzlichen Geruchsbelästigung kommen. Dies kann man durch ein „Fahren“ des Wäschers mit Ozonüberschuß, mit einer nachgeschalteten Reduktionsstufe zur Entfernung des Ozons, verhindern (ATV – M 204, 1996).

In Abhängigkeit von der Schadstoffkonzentration in der Abluft und der oxidativen Abbaubarkeit der Schadstoffe sind mehr oder weniger hohe Chemikalienverbräuche zu erwarten.

An dieser Stelle sollte nicht vernachlässigt werden, daß einige Chemikalien unter hohem Energieeinsatz hergestellt werden (H_2O_2 , NaOCl).

3.11.4 Einsatzmöglichkeit bei mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen

Bei der Reinigung von niedrig konzentrierten Abluftströmen, wie bei der MBA zu erwarten, ist die oxidierende Gaswäsche prinzipiell anwendbar. Für den speziellen Fall empfiehlt es sich, in Vorversuchen das entsprechende Verfahren (Wäscherbauart, Oxidationsmittel) auszuwählen und dessen Reinigungsleistung zu überprüfen. Die oxidierende Gaswäsche ist für variable Konzentrations- und Temperaturschwankungen geeignet. Aufgrund des breiten Schadstoffspektrums in der Abluft aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen ist es im Anwendungsfall erforderlich, die Anlage mehrstufig auszulegen (z. B. saurer Wäscher/oxidierender Wäscher). Ein Vorteil des Reinigungssystems ist die Unempfindlichkeit bei Stillständen, da das Anfahren der Anlage kurzfristig und zeitlich unbegrenzt erfolgen kann.

4 KOSTENBETRACHTUNGEN ZUR ABLUFTREINIGUNG

Hypothesen über Kostenabschätzungen sind im Zusammenhang mit Abluftreinigungsverfahren eher kritisch zu sehen.

Die Investitionskosten einer Abluftreinigungsanlage sind direkt abhängig von dem zu reinigenden Abluftvolumen sowie vom individuellen Grad des Aufwands, der zur Reinigung erforderlich ist. Sehr oft kosten Peripherie und Nebenaggregate der Abluftreinigungsanlage so viel wie diese selbst (HUG 1993).

Die Kostenangaben infolge Recherchen von Herstellern sowie Betreibern sind meist grob gehalten bzw. erschweren eine optimale Differenzierung zwischen den Investitionskosten der Abluftreinigungsanlage und den Investitionskosten der Abluftefassungs- und Abluftweiterleitungssysteme.

Bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen ist es nicht möglich einheitliche Aussagen zu den Kosten der Abluftreinigung zu treffen. Die Betriebsanlagen verfügen meist über unterschiedliche Rottetechniken (offene, geschlossene Systeme) bzw. Abluftefassung- und Weiterleitungssysteme und somit über unterschiedliche Abluftströme (Volumenstrom, Schadstoffbelastungen, Staubbelastung, etc.). Somit werden die Investitionskosten für Abluftreinigungsanlagen bei der MBA sehr unterschiedlich sein.

Die Betriebskosten einer Anlage zur Abluftreinigung sind die maßgeblichen Faktoren zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. In diesem Zusammenhang ist vor allem der finanzielle Aufwand für die zum Betrieb der Anlage notwendige Energie zu sehen. Die Kosten für Wartung, Reparaturen sowie Entsorgung anfallender Reststoffe sind ebenfalls Teil der Betriebskosten.

4.1 Investitionskosten

In der Tabelle 4.1.1 sind Investitionskosten von bestehenden bzw. geplanten Abluftreinigungsverfahren dargestellt. Die Angaben stammen von Anlagenherstellern bzw. Betreibern von diversen Betriebsanlagen.

Tabelle 4.1.1: Investitionskosten einiger Abluftreinigungsverfahren

Verfahren	Bemerkungen/Leistungsumfang	spezifische Investitionskosten [ATS/(m ³ /h)]
Flächenbiofilteranlage (Entsorgungsunternehmen)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 10.000 m³/h ▪ Flächenbiofilter (70 m²) - Belüftungsboden ohne Unterkellerung - Belüftungsboden ist schwer befahrbar - Reinigung der Schlitzrinnen auch während des Betriebes möglich - Filtermaterial: Grobkompost und Wurzelholz (Rohschütthöhe ca. 2 m) ▪ Axialventilator - Leistung: 6,5 kW ▪ Luftwäscher (waschen, befeuchten der Rohluft) ▪ Zusätzliche Leistungen - bauseitige Leistungen - Einweisung des Betriebspersonals - E- Installationen 	ca 85 ¹
Flächenbiofilteranlage (Klärschlammverbrennungsanlage)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 30.000 m³/h ▪ Flächenbiofilter (300 m²) - Belüftungsboden ohne Unterkellerung - Belüftungsboden ist schwer befahrbar - Reinigung der Schlitzrinnen auch während des Betriebes möglich - Ableitung des Regeneintrags über die Schlitzrinnen - Verwendung des Regeneintrags zur Befeuchtung - Filtermaterial: Grobkompost und gerissenes Wurzelholz (Rohschütthöhe ca. 2 m) ▪ Axialventilator - Leistung: 36 kW ▪ Luftwäscher (waschen, befeuchten und entstauben der Rohluft) ▪ Zusätzliche Leistungen - bauseitige Leistungen - Einweisung des Betriebspersonals - E- Installationen 	ca. 70 ¹
Aktivkohlefilteranlage (Entsorgungsunternehmen)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 10.000 m³/h ▪ betriebsfertig montiert 	ca. 110 ¹
Regenerative Thermische Nachverbrennungsanlage (kohlenwasserstoffhaltige, geruchsbeladene Abluft)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 50.000 m³/h ▪ Quarzkies als Wärmespeicher ▪ kontinuierliche Fahrweise Voraussetzung (kein Schichtbetrieb) 	ca. 168 ²
Containerbiofilteranlage (Bioabfallkompostierungsanlage)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Containerbiofilter in zwei Etagen ▪ Ventilator ▪ zwei Biowäscher mit zwei Reaktionsbecken ▪ diverse Pumpen ▪ Belüftungseintichtung ▪ Kamin 	105 bis 210 ²

Tabelle 4.1.1: Investitionskosten einiger Abluftreinigungsverfahren (Fortsetzung)

Verfahren	Bemerkungen/Leistungsumfang	spezifische Investitionskosten [ATS/(m ³ /h)]
Containerbiofilteranlage (abgeschätzt für MBA-Abluft)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 4.000 (5.000) m³/h ▪ Behälter <ul style="list-style-type: none"> - Abmessungen: ca. 78,7 m³ - Filtermaterial (Hackholz und Rindenkompost): V ≈ 30 m³ - effektive Filterfläche ≥ 20 m² - flächendeckende automatische Filteroberflächenberechnung ▪ Luftwäscher (Sprühwäscher in liegender Bauweise <ul style="list-style-type: none"> - Abmessungen: ca. 2,04 m³ (zuzüglich variabler Baulänge für Füllkörperpackung) ▪ Fördergebläse (Radialgebläse) <ul style="list-style-type: none"> - P ≈ 7,50 kW (Nennleistung) ▪ E- und MSR-Technik ▪ Medienverrohrung intern ▪ Zubehör ▪ Zusätzliche Dienstleistungen (z. B. Einweisung des Betriebspersonals, etc.) 	ca. 200 ³
Containerbiofilteranlage (Biogasanlage)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 2.500 m³/h ▪ Behälter <ul style="list-style-type: none"> - Abmessungen: ca. 30,6 m³ ▪ Filtermaterial: Grünholzhäcksel ▪ Luftbefeuchter ▪ Ventilator <ul style="list-style-type: none"> - Leistung: 3,2 kW 	ca. 165 ¹
Flächenbiofilteranlage (Spanplattenherstellung)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 50.000 m³/h ▪ Flächenbiofilter (500 m²) <ul style="list-style-type: none"> - Belüftungsboden ohne Unterkellerung - Belüftungsboden ist schwer befahrbar - Reinigung der Schlitzrinnen auch während des Betriebes möglich - Ableitung des Regeneintrags über die Schlitzrinnen - Verwendung des Regeneintrags zur Befeuchtung ▪ Filtermaterial: Grobkompost und gerissenes Wurzelholz (Rohschütthöhe ca. 2 m) ▪ Ventilator <ul style="list-style-type: none"> - Leistung: 36 kW ▪ Luftwäscher (waschen, befeuchten und entstauben der Rohluft) ▪ Zusätzliche Leistungen <ul style="list-style-type: none"> - bauseitige Leistungen - Einweisung des Betriebspersonals - E- Installationen 	ca. 55 ¹

Tabelle 4.1.1: Investitionskosten einiger Abluftreinigungsverfahren (Fortsetzung)

Verfahren	Bemerkungen/Leistungsumfang	spezifische Investitionskosten [ATS/(m ³ /h)]
Adsorptionsanlage (Isopropanolbeladene Abluft)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 42.000 m³/h ▪ Aktivkohle-Wirbelschichtanlage ▪ Isopropanolgehalt: max. 420 kg/h ▪ Konzentration: 10 g/m³ ▪ Desorption mittels Wärmeträger und im Gegenstrom Lösemittelaustrag mittels Inertgas ▪ Aktivkohleverbrauch: < 2 % pro Jahr der im Umlauf befindlichen Kohlemenge ▪ Ablufttemperatur bei 8.000 m³/h: 150 °C (<i>keine MBA-Bedingungen</i>) 	ca. 320 ⁴
Containerbiofilteranlage (abgeschätzt für MBA-Abluft, Intensivrottebereich)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: 1.500 m³/h ▪ 15 m² Containerbiofilter ▪ Luftwäscher 	135 ⁵
Biofilteranlage (abgeschätzt für geruchsbeladene MBA-Abluft, größere NH ₃ -Belastung zu erwarten)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Abluftvolumen: ca. 25.000 m³/h ▪ Biofilter in Modulbauweise aus GFK ▪ Filterfläche: 120 m² ▪ Schütthöhe: 1,5 m ▪ Filtermaterial: Fasertorf-Heidekraut-Filtermischung ▪ Vorwäscher ▪ Dosierstation zu Zudosierung von Schwefelsäure in das Waschwasser des Vorwäschers (Verbesserung der Absorbierung von NH₃) ▪ Ventilator aus Edelstahl (30 kW) ▪ Schaltschrank für die angelieferten Anlagenteile fertig verdrahtet ▪ Montage der Anlage ▪ Inbetriebnahme der Anlage mit Einweisung des Bedienungspersonals 	ca. 54 ⁶

- 1) Investitionskosten exklusive Montagekosten sowie Kosten für Ablufferfassungs-, Weiterleitungssysteme
- 2) nicht feststellbar, ob Montagekosten sowie Kosten für für Ablufferfassungs-, Weiterleitungssysteme inkludiert sind
- 3) Investitionskosten exklusive den Kosten für Ablufferfassungs-, Weiterleitungssysteme; nicht feststellbar, ob Montagekosten inkludiert sind
- 4) Der Richtpreis beinhaltet die Anlage in korrosionsgeschützter Ausführung, die automatische Betriebsweise einschließlich Aktivkohle, Montage und Inbetriebnahme
- 5) Richtpreis exklusive Luftwäscher
- 6) genannter Preis unverteuert

Weitere Angaben zu Anlagenkosten für komplette Anlagen einschließlich allem erforderlichen Zubehör sind in der Tabelle 4.1.2 dargestellt.

Tabelle 4.1.2: Anlagenkosten (GOLIBRZUCH 1993)

Verfahren ¹	Anlagenkostenbereich in Mio. ATS ²
Katalytische Nachverbrennung	3,4 bis 18,9
Thermische Nachverbrennung	3,4 bis 17,5
Regenerative Nachverbrennung	6,3 bis 16,7
Etagenbiofilter	2,1 bis 8,1
Flächenbiofilter	1,5 bis 3,9

- 1) zu behandelnde Abluftvolumenströme zwischen 5.000 und 60.000 m³/h
 2) Literaturangaben in DM → mit Faktor 7 in ATS umgerechnet

Spezifische Investitionskosten sind, ausgehend von bisherigen Praxiserfahrungen (Geruchsbeseitigung), in der Tabelle 4.1.3 zusammengefasst (HÜBNER, SCHÖN 1996).

Tabelle 4.1.3: Kostenrahmen für den Bau von Abluftreinigungsanlagen – Geruchsbeseitigung (HÜBNER, SCHÖN 1996)

Reinigungstechnik	Investitionskosten [ATS/m ³ •h Abluft] [*]
Biofilter	56 bis 175
- (z. B. Flächenbiofilter)	- (105)
- (z. B. Etagenbiofilter)	- (140)
Biowäscher	56 bis 350
Biotrickling (Rieselbett)	105 bis 140
Absorption (Gaswäsche)	56 bis 350
Nachverbrennung	175 bis 350

* Originalangaben in DM → Umrechnung: 1 DM ≅ 7 ATS

In der Tabelle 4.1.4 sind Anhaltswerte für Investitionskosten angeführt, die auf der Grundlage von Angaben verschiedener Hersteller und Anlagenbetreiber ermittelt wurden und als Vergleichszahlen dienen können (KOBELT 1995 b).

Tabelle 4.1.4: Investitionskosten (KOBELT 1995 b)

Verfahren	Investitionskosten [%]
Thermische Nachverbrennung	100
Katalytische Nachverbrennung	115
Aktivkohleadsorption	40
Waschverfahren	60
Biowäscher	55
Flächenbiofilter	50

Zusammenfassend ist ersichtlich, wie schwierig es ist, für bestimmte Abluftreinigungsverfahren die entsprechenden Investitionskosten zu ermitteln, da sie stark vom jeweiligen Anforderungsfall (Ablufterfassung, Abluftführung, Abfallbehandlungstechnologie, etc.) abhängen. Jedoch sind in den oben angeführten Tabellen erste Abschätzungen angegeben, mit welchen Investitionskosten Betreiber von Betriebsanlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung zu rechnen haben.

4.2 Betriebskosten

Über die Betriebskosten konnten leider nur sehr wenige Informationen in Erfahrung gebracht werden, da die meisten Betreiber diverser Firmen, Unternehmen, etc. ihre Kosten im Rahmen des gesamten Betriebes nicht splitten.

Die Betriebskosten für Biofilter liegen in einem Bereich von ca. 50.000 bis 2.000.000 ATS/a. Die spezifischen jährlichen Betriebskosten betragen etwa 10 bis 20 ATS/(m³/h) und sind ziemlich linear abhängig von der zu behandelnden Abluftmenge. Dies resultiert daraus, daß die Energiekosten für Gebläse den Hauptbestandteil daran bilden (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1994).

In der Tabelle 4.2.1 sind Anhaltswerte für Betriebskosten angeführt, die auf der Grundlage von Angaben verschiedener Hersteller und Anlagenbetreiber ermittelt wurden und als Vergleichszahlen dienen können (KOBELT 1995 b).

Tabelle 4.2.1: Betriebskosten (KOBELT 1995 b)

Verfahren	Betriebskosten [%]
Thermische Nachverbrennung	100
Katalytische Nachverbrennung	85 bis 90
Aktivkohleadsorption	80
Waschverfahren	60
Biowäscher	25 bis 30
Flächenbiofilter	20 bis 25

Spezifische Betriebskosten sind, ausgehend von bisherigen Praxiserfahrungen (Geruchsbe-seitigung), in der Tabelle 4.2.2 zusammengefaßt (HÜBNER, SCHÖN 1996).

Tabelle 4.2.2: Kostenrahmen für den Betrieb von Abluftreinigungsanlagen – Geruchsbeseiti-gung (HÜBNER, SCHÖN 1996)

Reinigungstechnik	Betriebskosten [ATS/1.000 m ³ ·h Abluft] [*]
Biologische Verfahren	3,5 bis 10,5
Absorption (Gaswäsche)	7 bis 35
Nachverbrennung	
- mit Wärmerückgewinnung	- 21 bis 105
- ohne Wärmerückgewinnung	- 175 bis 210

* Originalangaben in DM → Umrechnung: 1 DM ≅ 7 ATS

4.3 Jahresgesamtkosten

Für die Wirtschaftlichkeit eines Verfahrens sind die Gesamtkosten eines Jahres entschei-dend. Diese setzen sich aus den Kapitalkosten sowie den Betriebskosten zusammen. In der Tabelle 4.3.1 sind die Ausgangswerte für eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach GOLIBRZUCH (1993) angeführt. Die Tabelle 4.3.2 zeigt die Ergebnisse der Betrachtung. Die Betrachtung ist auf Deutschland orientiert bzw. für einen allgemeinen Anwendungsfall der Abluftreinigung (nicht speziell für die MBA).

Tabelle 4.3.1: Werte für Wirtschaftlichkeitsberechnungen (GOLIBRZUCH 1993)

Werte für Wirtschaftlichkeitsberechnungen	
Parameter	Angabe
Abluftvolumenstrom	maximal 60.000 m ³ /h
Ablufttemperatur	ca. 50 °C
Schadstoffbeladung	1 bis 2 g/m ³ *)
Schadstoff-Heizwert	9,3 kWh/kg
Anlagekosten	100 %
Investitionskosten	120 % der Anlagekosten
Reparaturkosten	4 % der Anlagekosten
Abschreibungszeit	7 Jahre
Zinssatz	10 %
Kapitaldienst pro Jahr	20 % der Investitionskosten
Katalysator-Standzeit	3 Jahre
Biomasse-Standzeit	3 Jahre
Jahresbetriebsstundenzahl	4.000
Zusatzbrennstoffpreis	0,04 DM/kWh
Strompreis	0,18 DM/kWh
Frischwasserpreis	2 DM/m ³
Abwasserpreis	3 DM/m ³
Katalysatorpreis	90 DM/kg
Biomassepreis	850 DM/m ³
Katalysator-Bedarf	0,05 kg/(m ³ /h)
Biomasse-Bedarf	0,0067 m ³ /(m ³ /h)
Wasserverbrauch Biofilter	15 g/(m ³ /h)
Stand: Jänner 1993	

*) Die Rohgas-Konzentrationen bei der MBA liegen laut Messungen des UBA im Bereich von 70 bis 1.000 mg/Nm³ (siehe Tabelle 2.4.11).

Tabelle 4.3.2: Jahresgesamtkosten von Abluftreinigungsanlagen (GOLIBRZUCH 1993)

Verfahren	Jahresgesamtkostenbereich [Mio DM/a]
Katalytische Nachverbrennung	0,11 bis 0,99
Thermische Nachverbrennung	0,15 bis 1,46
Regenerative Nachverbrennung	0,35 bis 0,96
Etagenbiofilter	0,12 bis 0,5
Flächenbiofilter	0,09 bis 0,3
Stand: Jänner 1993	

4.4 Kurzresümee

Die Kostenunterschiede sind überraschend gering, auch wenn der Biofilter Vorteile zeigt. Allerdings weist der Biofilter größere Kostenunsicherheiten auf (z. B. Aufwand für den Betrieb des Filters). Eindeutige Angaben zu den Kosten der Abluftreinigung kann man erst nach praktischen Umsetzungen an MBA-Anlagen eruieren.

Einzig der Wettbewerb kann entscheiden, welche Variante der Abluftreinigung die ökonomischste Lösung darstellt.

5 TECHNOLOGIE – BEWERTUNG

Das Schadstoffspektrum der Abluft einer MBA ist durch zwei wesentliche Eigenschaften charakterisiert (JAGER, KUCHTA, REINHARDT 1996):

- Die Bandbreite der enthaltenen Schadstoffe ist sehr groß.
- Die Konzentrationen der einzelnen Schadstoffe sind zum Teil eher gering (schwankend).

Prinzipiell besitzen die in Kapitel 3 erläuterten Abluftreinigungsverfahren das Potential, die in der MBA-Abluft enthaltenen Schadstoffe zu entfernen bzw. zu eliminieren. In den Tabellen 5.1 und 5.2 ist eine Bewertung der in Betracht kommenden Abluftreinigungstechnologien für die MBA-Abluft dargestellt. Die Daten für die Bewertung entstammen der Literatur, Angaben diverser Anlagenhersteller, Angaben diverser Anlagenbetreiber und Fachleuten (siehe auch Kapitel 3).

Tabelle 5.1: Bewertung der Abluftreinigungstechnologien

Eigenschaft	FBF	CBF	BW	TNV	KNV	ADS	ABS	OGW
1. geeignet für								
kleine Abluftmenge	0	++	++	+	++	+	+	+
große Abluftmenge	++	0	++	++	+	+	++	++
breite Schadstoffpalette	0 (-)	0	0	++	0	+	-	0
hohe Schadstoffkonzentration	-	-	0 (+)	++	+ (0)	0	+	+
geringe Schadstoffkonzentration	+	+	0	--	++	+	0	0
schwankende Schadstoffkonzentrationen	0 (-)	0 (-)	0	+	0	+	++	++
wechselnde Abluftverhältnisse	0	0	0	+	-	0	++	++
2. zu erwarten ist								
kein Einsatz von Zusatzenergie und Chemikalien (ausgenommen Ventilator)	++	++	0	--	-	+	0	--
kein Problem bei An-/Abfahren	0	0	0	++	++	+	-	++
Resistenz gegenüber Störungsanfälligkeit und Querempfindlichkeit (in bezug auf Staub, untersch. WG, anderen Abluftinhaltsstoffen)	-	-	0	+	-	-	0	0

einfache Wartung	0	0	0	+	+(0)	+	++	+
einfache Nachsorge (gasförmige Emissionen, feste Reststoffe, Abwasser)	+ (-)	+ (-)	0	0	-	-	0	-
einfaches Sicherheitskonzept	++	++	++	0	0	+	+	-
Erfahrung bei der Reinigung von MBA- Abluft	++	+	0	--	-	-	-	-
Erfahrung bei der Reinigung von mit Lösemitteln belasteter Abluft	+	+	+	++	++	+	0	+
einfache Überwachung	--	+	++	++	++	++	++	++
Abluftkonditionierung	ja	ja	ja	nein (in der Regel nicht)	ja	ja	nein	nein

FBF	Flächenbiofilter	++	voll zutreffend
CBF	Containerbiofilter	+	zutreffend
BW	Biowäscher	0	mittelmäßig zutreffend
TNV	Thermische Nachverbrennung	-	wenig zutreffend
KNV	Katalytische Nachverbrennung	--	nicht zutreffend
ADS	Adsorption		
ABS	Absorption		
OGW	Oxidierende Gaswäsche		

Tabelle 5.2: Bewertung der Abluftreinigungstechnologien (Fortsetzung)

Parameter	FBF	CBF	BW	TNV	KNV	ADS	ABS	OGW ³
Alkane	+	+	0	+	+	+	+	+
FCKW	-	-	-	0 ¹	-	0	+	-
CKW	-(0)	-(0)	-(0)	0 ¹	0 ¹	+	+	+
Acetate	+	+	+	+	+	0	0	+
Ether	+	+	0	+	+	0	+	+
Terpene	+	+	+	+	+	+	0	+
Aromaten	0	0	0	+	+	+	+	+
Aldehyde/Ketone	+	+	+	+	+	0	0	+
Chlorierte Aromaten	--	--	--	0 ¹	0 ¹	+	--	+
C _{org}	0 (+)	0 (+)	0	+	+	+	-	+
NH ₃	0 ²	0 ²	0 ²	0	0 ¹	-	+	+
Phenole	+	+	+	+	+	+	-	+
PAK	--	--	?	+	+	+	-	0

FBF	Flächenbiofilter	+	gut geeignet
CBF	Containerbiofilter	0	geeignet
BW	Biowäscher	-	wenig geeignet
TNV	Thermische Nachverbrennung	--	nicht geeignet
KNV	Katalytische Nachverbrennung	?	wenig Erfahrung
ADS	Adsorption	1	besondere Betriebsbedingungen
ABS	Absorption	2	hängt von der organischen Belastung bzw. von der NH ₃ Konzentration ab
OGW	Oxidierende Gaswäsche	3	Unter Einsatz stark oxidierender Chemikalien oder Ozon

Anmerkung zu Tabelle 5.2: In dieser Tabelle ist auf die Bewertung der Eignung der Abluftreinigungstechnologie hinsichtlich einer Beaufschlagung mit allen in der Tabelle angegebenen Parameter zusammen zu wenig eingegangen (eher Einzelbetrachtung). Es erwies sich als ziemlich schwierig Aussagen darüber (z. B. Wechselwirkungen, etc.) zu treffen, da es keine umfangreichen praktischen Untersuchungen gibt um dies zu ermöglichen. Biologischen Systeme können z. B. an einen bestimmten Schadstoff oder eine bestimmte Schadstoffgruppe adaptiert werden, jedoch sind bei der Behandlung eines Vielstoffgemisches wie der Abluft aus der MBA der biologischen Abluftreinigung Grenzen gesetzt (BILITEWSKI, HEILMANN 1999).

Um Abluftreinigungstechnologien zu bewerten, ist es auch notwendig die Reststoffe (feste Reststoffe, Abwasser und gasförmige Emissionen) nach erfolgter Abluftbehandlung zu betrachten, da sie eine entsprechende Technologieanwendung direkt beeinflussen. In der Tabelle 5.3 sind die Reststoffe der Abluftreinigungstechnologien dargestellt.

Tabelle 5.3: Reststoffe der Abluftreinigungsverfahren – Übersicht

Abluftreinigungsverfahren	Feste Reststoffe, Abwasser, gasförmige Emissionen
Biofilter	Filtermaterial, Sickerwasser, CO ₂ , organische Verbindungen, möglicherweise N ₂ O (bei Abbau von NH ₃)
Biowäscher	Biomasse, Wasser, CO ₂ , organische Verbindungen
Thermische Nachverbrennung	CO ₂ , CO, Schadstoffe in der Abluft (NO _x , etc.)
Katalytische Nachverbrennung	verbrauchter Katalysator, CO ₂ , CO, Schadstoffe in der Abluft (NO _x , etc.)
Adsorption	beladenes Adsorptionsmittel
Absorption	Abwasser, gegebenenfalls Schlamm aus der Behandlung dieses Abwassers
Oxidierende Gaswäsche	Abwasser, gegebenenfalls Schlamm aus der Behandlung dieses Abwassers

Die Bewertung in den Tabellen 5.1 und 5.2 soll lediglich eine Tendenz zur Eignung der verschiedenen Technologien der Abluftreinigung für die MBA-Abluft aufzeigen, da für einige der genannten Verfahren die praktischen Erfahrungen bei der Anwendung für die MBA-Abluft nur unzureichend bzw. nicht vorhanden sind. In Anbetracht der meist zahlreichen Ausführungsvarianten der oben genannten Verfahren der Abluftreinigung ist ein verallgemeinerter (theoretischer) Vergleich nur begrenzt möglich. Die obige Bewertung bietet aber die Möglichkeit einer Entscheidungshilfe, welches Verfahren zur Reinigung der MBA-Abluft geeignet sein könnte.

Eine effektive Verminderung der organischen Schadstoffe in der MBA-Abluft ist durch das Verfahren der thermischen Nachverbrennung sicher gewährleistet. Die geringen Schadstoffkonzentrationen bei der MBA machen einen allfälligen Einsatz von Zusatzenergie notwendig.

Durch die KNV ist ebenfalls eine effektive Verminderung der organischen Schadstoffe in der MBA-Abluft möglich. Nachteil der KNV ist die mögliche Schädigung des Katalysators durch sogenannte Katalysatorgifte. Zu den für die vorliegende Fragestellung relevanten Katalysatorgiften dürften unter anderem einige Schwermetalle gehören. Daher werden Katalysatoren in der Regel erst nach einer Vorentstaubung eingesetzt (LAHL, SCHEIDL et al. 1998).

Ein Vorteil der Adsorption ist die Anwendbarkeit zur Reinigung von Abluft mit großer Schadstoffpalette sowie die Unempfindlichkeit gegenüber Konzentrationsschwankungen. Bei Verwendung von Adsorptionsverfahren zur Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung beeinflusst die Feuchte der Abluft die Wirkungsweise des Verfahrens negativ. Ebenso negativ wirkt sich die Entsorgung des beladenen Adsorbens auf die Verfahrenswahl aus.

Die oxidierende Gaswäsche hat den Vorteil, daß das Verfahren gegenüber Konzentrationsschwankungen der zu reinigenden Abluft sehr flexibel ist. Das Verfahren hat den Nachteil, daß man bei der Reinigung von Abluft die Schadstoffe in die wässrige Phase überführt und somit ein Abwasserproblem erzeugt. Dieses Wasser ist dann zu reinigen. Zudem wirkt sich der Chemikalieneinsatz bei der Abluftreinigung negativ auf eine Bewertung aus.

Wie auch bei der oxidierenden Gaswäsche verlagert man bei der Absorption die Schadstoffe von der Luft in das Wasser. Für eine breite Schadstoffpalette in der Abluft ist das Verfahren der Absorption weniger geeignet. Unter Umständen ist für einige Schadstoffe in größeren

Konzentrationen ein eigener Wäscher nötig. Positiv anzumerken ist die Flexibilität des Verfahrens hinsichtlich Konzentrationsschwankungen (im kontinuierlichen Betrieb).

Beim Biowäscher ist bis zum Erreichen der vollen Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen eine längere Adaptionszeit erforderlich. Bei sehr stark schwankenden Abluftzusammensetzungen wie bei der MBA ist eine ausreichende Reinigungsleistung in Frage gestellt. Sehr stark schwankende Abluftzusammensetzungen und Temperaturen sind für das Verfahren problematisch. Um entsprechende Abscheidegrade zu erzielen, ist die Löslichkeit der Schadstoffe eine Voraussetzung, da die Schadstoffe in der wäßrigen Phase biologisch abgebaut werden.

Ein Nachteil des Flächenbiofilters ist die Schwierigkeit bei der Überwachung. Durch die flächige Emissionsquelle wird es problematisch nachzuweisen sein, ob eine ausreichende Reinigungsleistung sichergestellt ist. Wenn der Biofilter in geschlossener Bauweise vorliegt (z. B. Containerbiofilter), kann man diesem Problem abhelfen, da man es hierbei mit einer punktförmigen Emissionsquelle zu tun hat. Beim Betrieb der Filter wird es unabdingbar sein, die zuströmende Rohluft zu konditionieren (Temperatur, Feuchte, Staub). Aus heutiger Sicht ist es auch nötig NH_3 vor dem Biofilter aus dem Abluftzustrom zu entfernen, da es sich negativ auf die Reinigungsleistung des Aggregats auswirkt (Hemmung des C-Abbaus, N_2O -Problem nach dem Filter, etc.). Ebenso beeinflusst die Wasserlöslichkeit der Schadstoffe die Reinigungsleistung der Biofilter, da der biologische Abbau in wäßriger Phase vor sich geht. Von Vorteil sind beim Biofilter die Kosten (Einschränkung: Kostenunsicherheit, da oftmals nachlässige Betriebsweise) sowie der geringe Einsatz an Zusatzenergie (z. B. Befeuchtung). Ebenso wirkt sich die gute Eignung bei der Reinigung von Abluft mit geringen Schadstoffkonzentrationen positiv für die Anwendbarkeit der Biofiltertechnologie bei der MBA aus. Einschränkend sollte an dieser Stelle darauf verwiesen werden, daß Flächenbiofilter bei der MBA bisher eher nachlässig betrieben werden (→ schlechte Abscheidegrade bei bisherigen Untersuchungen).

Schlußfolgerungen:

An dieser Stelle sei darauf verwiesen, daß die Anwendung von Abluftreinigungsverfahren von der Technologie der MBA abhängig ist (Abluftführung, Aufbereitung, Biotechnologie, etc.). Somit sollte für den speziellen Anwendungsfall entschieden werden, welches Verfahren zur Reinigung der Abluft einzusetzen ist.

Grundsätzlich kann man jedoch davon ausgehen, daß sich folgende Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen zur Abluftreinigung bei der MBA anbieten:

- Geschlossene Biofilter mit vorgeschaltetem sauren Wäscher.
- Thermische Behandlung der Abluft.
- Kombinationen Biowäscher – geschlossene Biofilter.
- Aktivkohlefilter mit vorgeschaltetem Kondensator nach einem biologischen System.
- Mehrstufige chemische (basisch-sauer) Wäscher, inklusive oxidierende Stufe.

Ergänzend soll an dieser Stelle angemerkt werden, daß sich die Verfahren zur Abluftreinigung dynamisch weiterentwickeln bzw. auch innovative Verfahren, wie z. B. das nicht-thermische Plasmaverfahren, derzeit erprobt und entwickelt werden (für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung, z. B. Fa. HerHof).

6 STOFFSPEZIFISCHE ABLUFTBEHANDLUNG

Eine mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage ist in verschiedene Verfahrensschritte unterteilt:

- Abfallannahme (Bunker),
- mechanische Vorbehandlung der Abfälle (Zerkleinerung, Siebung, Homogenisierung, Fe-Abtrennung, etc.; kann vor und/oder nach und/oder während der biologischen Behandlung erfolgen),
- biologische Behandlung der Abfälle (Intensivrotte, Nachrotte, etc.).

Diesen Verfahrensschritten entstammen unterschiedlich belastete Abluftströme. Zur Zeit werden die Abluftströme bei den meisten österreichischen Betriebsanlagen zusammengefaßt und in weiterer Folge zumeist über einen Flächenbiofilter gereinigt. Die Anlagen in Fischamend (NÖ), Kirchdorf (OÖ) und Frojach/Katsch (ST) verfügen über keine Maßnahmen zur Abluffterfassung sowie Reinigung. In Siggerwiesen (S) werden bestimmte Abluftströme getrennt erfaßt und behandelt. In den Behandlungsanlagen, die über eine Abluftreinigung verfügen, wird zusätzlich zu den Abluftströmen aus den einzelnen Verfahrensschritten der Abfallbehandlung zum Teil die Hallenabluft miterfaßt und gereinigt. Somit fallen in der Praxis bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung mitunter sehr große Volumenströme an. Ziel einer optimal ausgeführten Abluftbehandlung sollte es sein, daß unterschiedliche Abluftströme entsprechend ihrer Belastung erfaßt bzw. gereinigt werden.

Die Abluft aus partikelfreisetzenden Verfahrensschritten (z. B. Abfallbunker, mechanische Vor- und Nachbehandlung der Abfälle) sollte immer zuerst einer Entstaubungsmaßnahme unterzogen werden. Die Abluftströme aus dem Bunker bzw. der Aufbereitung sind mit organischen Stoffen belastet und sollten nach erfolgter Entstaubung einer weitergehenden Abluftreinigung zugeführt werden. Optional kann die entstaubte Luft auch als Zuluft zu biologischen Prozessen verwendet werden.

Die Abluft aus der Hauptrotte ist wegen ihrer Geruchs- und Schadstoffbelastung einem Abluftreinigungsverfahren zuzuführen. Aus der Nachrotte ist mit niedrig belasteten Abluftströmen zu rechnen, die der Hauptrotte zum Zwecke der Belüftung zugeleitet werden könnte.

Es ist anzustreben die Abluftströme aufgrund ökonomischer Betrachtungen gering zu halten. In diesem Zusammenhang erweist es sich als nötig, Falschlufabsaugungen zu vermeiden. Die Abluft aus den Hallenkomplexen sollte nicht gemeinsam mit anderen Abluftströmen ge- faßt und gereinigt werden.

Es soll hier ergänzend erwähnt werden, daß bei einer gut geplanten Ablufführung mithilfe von Wärmetauschern, regelbaren Klappen und Ventilatoren die Abluftmenge minimiert und gleichzeitig für einen optimalen Wärmehaushalt in der Rottehalle bzw. den Mieten gesorgt werden kann. So kann z. B. die Zuluft der Rotte durch die heiße Rotteabluft erwärmt, und gleichzeitig ein Teil der Schadstoffe durch Kondensation aus der Rotteabluft eliminiert werden, weil bei der Abkühlung der heißen, wassergesättigten Rotteabluft (Rohluft) ein erheblicher Anteil des Wasserdampfes kondensiert (MOSTBAUER et al. 1998).

Bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen mit einer Hauptrotte in geschlossenen Systemen kann bei anschließender weiterer Rotte in einer Halle (Nachrotte) durch gemeinsame Reinigung der jeweiligen Abluftströme die Konzentration in der Abluft einigermaßen konstant gehalten werden bzw. sind absolut gesehen die „Belastungsspitzen“ geringer (Pufferwirkung bei Zusammenführung mehrerer Abluftströme → vergleichmäßigte Beaufschlagung der Abluftreinigungsanlage).

7 WEITERFÜHRENDE PROJEKTE

Die biologische Abfallbehandlung wird seit geraumer Zeit praktiziert, jedoch fehlen bislang einheitliche Vorschriften für einen umweltgerechten Betrieb dieser Anlagen. Mit der Publikation „Grundlagen für eine Technische Anleitung für eine mechanisch-biologische Vorbehandlung von Abfällen“ (MOSTBAUER et al. 1998), die gemeinsam mit dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (BMUJF) erarbeitet wurden, hat Österreich einen ersten Schritt in Richtung eines Regelwerkes für den Betrieb von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen unternommen. Derzeit werden die erarbeiteten Grundlagen für eine Technische Anleitung mit den beteiligten Kreisen in Arbeitsgruppen diskutiert.

Nicht enthalten im UBA-Report für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen sind Regelungsvorschläge betreffend Grenzwerte für die Begrenzung organischer und anorganischer Schadstoffemissionen aus MBA-Anlagen, da wesentliche Informationen fehlten.

Zur Ergänzung des noch fehlenden Wissens und der Datensicherung der derzeit verfügbaren Abluftreinigungstechnologien und den erzielbaren Reingaskonzentrationen wurde das Projekt „*Technologien und Konzepte der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Anlagen zur Vorbehandlung von Restmüll*“, initiiert. Dieses Projekt wird vom Umweltbundesamt gemeinsam mit dem BMUJF durchgeführt.

Allgemeine Angaben zum Projekt:

Aufbauend auf bereits vorhandene Studien wie z. B. „Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich“ (LAHL, SCHEIDL et al. 1998) und Erfahrungen mit der Messung von Abluftemissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen des Umweltbundesamtes, sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Parameter sind in der Abluft aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zu messen ?
- Welche Grenzwerte sind dafür festzulegen ?
- Mit welcher Technologie (Abluftreinigung) und welchen Konzepten (Ablufferfassung, Abluftführung, Teilstrombehandlung,...) sind diese Grenzwerte einzuhalten ?

Das Projekt wird sowohl theoretische Arbeiten (Emissionen, Technologie, etc.) als auch praktische Arbeiten (Messungen, Technologiebetrachtungen, etc.) zur Abluftproblematik der MBA beinhalten. Ebenso soll das Projekt die technischen und kostenmäßigen Zusammenhänge zwischen Abluftmanagement und Filtersystem/technik verständlich machen.

Angaben zum praktischen Teil des Projekts:

An zwei österreichischen Betriebsanlagen zur MBA (Anlage Allerheiligen, Pilotanlage Kufstein) werden großtechnische Anlagen (ca. 1.000 bis 2.000 m³/h Abluftvolumen) zur Reinigung der Abluft getestet. Ein wesentliches Ziel ist u. a. der Nachweis der Reinigungsleistung und der erzielbaren Reingaswerte durch das Verfahren.

Folgende Verfahren zur Abluftreinigung werden getestet:

Kufstein	⇒	System „ <i>Saurer Wäscher und geschlossener Biofilter</i> “
Allerheiligen:	⇒	System „ <i>Saurer Wäscher und geschlossener Biofilter</i> “ <u>und</u> System „ <i>Thermisch regenerative Oxidation</i> “

Schlußendlich sollte man nach Beendigung dieser Arbeit Folgerungen ableiten können, die in eine gesetzliche Regelung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung eingehen.

Das Umweltbundesamt warnt an dieser Stelle vor einer einseitigen Fixierung der Filtersysteme auf eine bestimmte Technik.

8 VERZEICHNISSE

8.1 Abbildungen

Abb. 3.4.1: Gaskonzentration organischer Komponenten bei Normaldruck und verschiedenen Temperaturen (SCHULTES, 1996)	28
Abb.3.4.2: Indirekte Kondensation mittels Rohrbündelkondensator (SCHULTES, 1996)	29
Abb.3.4.3: Direkte Kondensation in einer Füllkörperkolonne mit einer Gegenstromführung der Phasen (SCHULTES, 1996).....	30
Abb. 3.5.1: Abhängigkeit des Wirkungsgrades von der Materialfeuchte, Filtermaterial: Müllkompost (SABO 1998)	40
Abb. 3.5.2: Spezifische Volumenströme in $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ auf der Fläche eines Biofilters (SABO 1998).....	42
Abb. 3.5.3: Prinzipskizze eines Flächenbiofilters – Rostboden (Spaltenboden, Drainrohre, etc.).....	45
Abb. 3.5.4: Prinzipskizze eines Containerbiofilters (VDI-Richtlinie 3477).....	50
Abb. 3.5.5: Prinzipskizze eines Etagenbiofilters	51
Abb. 3.5.6: Prinzipskizze eines Tropfkörpers (FISCHER, MOTZ, SABO, SCHNEIDER 1996).....	53
Abb. 3.6.1 Prinzipskizze eines Biowäschers – suspendierte Mikroorganismen	55
Abb. 3.6.2: Biowäscher nach Prüss/Blunk (KOBELT 1995 b).....	57
Abb. 3.7.1: Prinzipskizze einer thermischen Nachverbrennung.....	63
Abb. 3.7.2: Restkonzentration an Gesamt-Kohlenstoff organischer Verbindungen bei verschiedenen Verbrennungstemperaturen (SCHULTES 1996).....	65
Abb. 3.7.3: Restkonzentration an Kohlenmonoxid bei der Verbrennung organischer Verbindungen bei verschiedenen Temperaturen (SCHULTES 1996).....	65
Abb. 3.8: Prinzipskizze einer katalytischen Nachverbrennung	70
Abb. 3.9: Charakteristischer Verlauf einer Adsorptionsisotherme (SCHULTES 1996).....	77
Abb 3.10.1: Prinzipskizze eines Absorptionsverfahrens mit Regenerierung	81
Abb. 3.10.2: Bauarten von Absorbern (nach VDI-Richtlinie 2443).....	82
Abb. 3.11: Prinzipschema einer oxidierenden Gaswäsche beispielhaft für den Einsatz zur Geruchsstoffeliminierung (VDI-Richtlinie 2443)	88

8.2 Tabellen

Tabelle 2.1: Abluftemissionen bei der MBA – relevante Bereiche (BILITEWSKI et al. 1997)	7
Tabelle 2.2.1: Geruchsschwellenwerte für einige ausgewählte Stoffe (BEGERT et al. 1997)	8
Tabelle 2.2.2: Gegenüberstellung von olfktometrischen Messungen durch 2 Institute zur gleichen Zeit am selben Ort nach VDI 3881 (HOMANS, HAMPEJS 1998).....	9
Tabelle 2.4.1: Schwermetalle	11
Tabelle 2.4.2: VOC	12
Tabelle 2.4.3: Acetate und Ketone	13
Tabelle 2.4.4: CKW	14
Tabelle 2.4.5: FCKW	15
Tabelle 2.4.6: Aldehyde.....	15
Tabelle 2.4.7: PAH	16
Tabelle 2.4.8: Chlorbenzole.....	17
Tabelle 2.4.9: Phthalate.....	18
Tabelle 2.4.10: Sonstige.....	19
Tabelle 2.4.11: Auswertung.....	20
Tabelle 2.4.12: Anforderungen an die MBA mit anschließender Ablagerung (UBA-Berlin 1999, Auszug).....	21
Tabelle 3: VDI-Richtlinien zu Abluft/Abgasreinigungsverfahren.....	23
Tabelle 3.1: Abluftreinigung bei der MBA, Stand 1998	24
Tabelle 3.2: Abluffterfassung (MOSTBAUER et al. 1998)	25
Tabelle 3.5.1: Biologische Abbaubarkeit, Wasserlöslichkeit, Siedepunkt einiger ausgewählter Schadstoffe (BRAUN, HOLUBAR, PLAS 1994; n.n. 1997).....	33
Tabelle 3.5.2: Mikroorganismen für den aeroben biologischen Abbau einiger ausgewählter Verbindungen (SCHULTES, 1996)	36
Tabelle 3.5.3: Wirkungsgrade von Biofiltern mit unterschiedlichen Filtermaterialien (LAHL, SCHEIDL et al. 1998).....	38
Tabelle 3.5.4: Porositäten und Schüttdichten von einigen Filtermaterialien (SABO 1998).....	39
Tabelle 3.5.5: Spezifische Oberflächen von einigen Filtermaterialien, die in großtechnischen Versuchen verwendet wurden (SABO 1998)	39
Tabelle 3.5.6: Biofilter in Praxis und Pilotversuchen (HERZOG & THISSEN 1997, KOBELT 1997, MACKOWIAK 1995, NISI & PAUL 1996)	44
Tabelle 3.5.7: Konzentrationen von Luftschadstoffen in der Abluft der MBA Lüneburg, zeitparallele Messungen aus 2/98 (CUHLS, DOEDENS, MÖNKEBERG 1998 b).....	47
Tabelle 3.5.8: MBA Horm (Düren): Wirkungsgrad des Biofilters, Messungen des ISAH, 12.-14.8.1996 (LAHL, SCHEIDL et al. 1998)	48
Tabelle 3.6.1: Biowäscher in Praxis und Pilotversuchen (DIEHL 1998 a, SCHIPPERT 1993)	61
Tabelle 3.6.2: Beispiel Lackierbetrieb: Leistungsfähigkeit eines Biowäschers (HÜBNER 1996)	62
Tabelle 3.7.1: Verbrennungsspezifische Parameter verschiedener Rohgaskomponenten (HÜBNER, SCHÖN 1996).....	66
Tabelle 3.7.2: Thermische Nachverbrennung (TNV) in Praxis und Pilotversuchen (CARLOWITZ & DIEKMANN & SPENDLIN 1997, GOLIBRZUCH 1993).....	68
Tabelle 3.8.1: Verbrennungstemperaturen von organischen Verbindungen bei der katalytischen Nachverbrennung (HERION, MEISSNER 1993).....	70
Tabelle 3.8.2: Katalysatoren für die Gasreinigung (VDI-Richtlinie 3476).....	71
Tabelle 3.8.3: Katalytische Nachverbrennung (KNV) in Praxis und Pilotversuchen (HERION & MEISSNER 1993, GOLBRZUCH 1993, KRUMBÖCK 1996).....	73
Tabelle 3.9.1: Charakteristische Stoffeigenschaften von Adsorptionsmitteln (SCHULTES 1996)	76
Tabelle 3.9.2: Adsorptionsverfahren in Praxis und Pilotversuchen (BRÄUER 1993, RIESTERER 1993).....	79
Tabelle 3.10.1: Beispiele technischer Absorptionsverfahren (KUTZER, MERSMANN 1993)	84
Tabelle 3.10.2: Abscheidegrade bei ausgeführten Absorptionsanlagen (FUCHS, MAURER 1997)....	84
Tabelle 3.11.1: Eigenschaften einiger Oxidationsmittel (KRILL, MENIG 1993).....	86
Tabelle 3.11.2: Wirkungsgrade für ausgewählte Einsatzgebiete und Schadstoffe (VDI-Richtlinie 2443)	90

Tabelle 4.1.1: Investitionskosten einiger Abluftreinigungsverfahren	93
Tabelle 4.1.1: Investitionskosten einiger Abluftreinigungsverfahren (Fortsetzung)	94
Tabelle 4.1.1: Investitionskosten einiger Abluftreinigungsverfahren (Fortsetzung)	95
Tabelle 4.1.2: Anlagenkosten (GOLIBRZUCH 1993).....	96
Tabelle 4.1.3: Kostenrahmen für den Bau von Abluftreinigungsanlagen – Geruchsbeseitigung (HÜBNER, SCHÖN 1996).....	96
Tabelle 4.1.4: Investitionskosten (KOBELT 1995 b)	96
Tabelle 4.2.1: Betriebskosten (KOBELT 1995 b)	97
Tabelle 4.2.2: Kostenrahmen für den Betrieb von Abluftreinigungsanlagen – Geruchsbeseitigung (HÜBNER, SCHÖN 1996).....	97
Tabelle 4.3.1: Werte für Wirtschaftlichkeitsberechnungen (GOLIBRZUCH 1993).....	98
Tabelle 4.3.2: Jahresgesamtkosten von Abluftreinigungsanlagen (GOLIBRZUCH 1993)	98
Tabelle 5.1: Bewertung der Abluftreinigungstechnologien	99
Tabelle 5.2: Bewertung der Abluftreinigungstechnologien (Fortsetzung)	101
Tabelle 5.3: Reststoffe der Abluftreinigungsverfahren – Übersicht.....	102

8.3 Abkürzungen

Abb:	Abbildung
ABS:	Absorption
ADS:	Adsorption
ATS:	österreichischer Schilling
Bm³:	Betriebskubikmeter
BMUJF	Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie
BF:	Biofilter
Bp:	boiling point (Siedepunkt)
BRAM:	Brennstoff aus Müll
BSB:	biologischer Sauerstoffbedarf
BTXE:	Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol
BW:	Biowäscher
bzw:	beziehungsweise
ca:	circa
CSB:	chemischer Sauerstoffbedarf
D:	Deutschland
d. h:	das heißt
DM:	Deutsche Mark
etc:	et cetera
Fa:	Firma
FS:	Feuchtsubstanz
Gaseintrittstemp:	Gaseintrittstemperatur
Gastemp:	Gastemperatur
GE:	Geruchseinheit

ger:	geringe
ges:	gesamt
Gew. %:	Gewichtsprozent
ggf:	gegebenenfalls
hwr:	heizwertreich
i. a:	im allgemeinen
incl:	inclusive
k. A:	keine Angaben
KNV:	katalytische Nachverbrennung
KW:	Kohlenwasserstoffe
Lösl:	Löslichkeit
lösl:	löslich
MAX:	maximal
MBA:	mechanisch-biologische Abfallbehandlung
Mg:	Megagramm
MIN:	minimal
Mio:	Millionen
MVA:	Müllverbrennungsanlage
n. a:	nicht analysiert
Nm ³ :	Normkubikmeter
n. n:	unterhalb der Nachweisgrenze
NÖ:	Niederösterreich
o. ä:	oder ähnliches
OGW:	oxidierende Gaswäsche
OÖ:	Oberösterreich
Reaktionstemp:	Reaktionstemperatur

Reaktortemp:	Reaktortemperatur
RNV:	regenerative Nachverbrennung
S:	Salzburg
ST:	Steiermark
Stk:	Stück
therm:	thermisch
TNV:	thermische Nachverbrennung
TOC:	total organic carbon
TS:	Trockensubstanz
u. a:	unter anderem
UBA	Umwelbundesamt
untersch:	unterschiedlich
VDI:	Verein Deutscher Ingenieure
VOC:	volatile organic compounds
Vol.%:	Volumsprozent
WT:	Wärmetauscher
WG:	Wassergehalt
z. B:	zum Beispiel

8.4 Literatur

ANGERER T. (1997): Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung (MBRVD) in Österreich. Diplomarbeit am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben.

ANGERER T., REISENHOFER A. (1999): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Pilotanlage Kufstein. Bericht Band 126 des Umweltbundesamtes.

ARNOLD, PFLIEGENSDÖRFER (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Tholander Ablufttechnik GmbH.

ATV-M 204 (1996): Stand und Anwendung der Emissionsminderungstechnik bei Kläranlagen – Gerüche, Aerosole. In: ATV-Regelwerk / Abwasser-Abfall.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1997): Luftschadstoffe – Auswirkungen auf Gesundheit und Natur.

BEGERT A. et al. (1997): Grundlagen für eine technische Anleitung zur chemisch-physikalischen Behandlung von Abfällen. Report 138 des Umweltbundesamtes.

BERGER H. (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Thöni Industriebetriebe GmbH.

BERKMEN M. I. (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Wessel Umwelttechnik GmbH.

BILITEWSKI B., HEILMANN A. (1999): Gutachten für Abfallwirtschaft Region Rhein-Wupper zum Leitfaden „Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept“. Dresden, 1999.

BILITEWSKI B. et al. (1997): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung. In: Beihefte zu Müll und Abfall. Hrsg. BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“. Dresden, Hamburg.

BRÄUER H. W. (1993): Adsorptive Abluft- und Abgasreinigung mit der Festbett- und Wirbelschichttechnik. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Kolloquium Mannheim, März 1993.

BRAUN R., HOLUBAR P., PLAS C. (1994): Biologische Abluftreinigung in Österreich – Stand und Zukunft biologischer Verfahren in der Abluftreinigung. Hrsg. BMUJF Sektion II.

BRAUN R., HOLUBAR P., PLAS C. (1997): Biologische Abluftreinigung. In: Umweltbiotechnologie in Österreich: Schwerpunkt Nachsorge. Monographie des Umweltbundesamtes (Band 85B).

BURTSCHER K., REITER B.: Vergleich zweier Systeme zur Reinigung der Abluft aus Spänetrocknern. Interner Bericht des Umweltbundesamtes (IB-528)

BUWAL (1993): Abluftreinigung mit Biofiltern und Biowäscher. In: Schriftenreihe Umwelt Nr. 204. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

CARLOWITZ O. (1996): Thermische Verbrennung mit regenerativer Abgasvorwärmung. In VDI Berichte 1241 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Tagung Mannheim, März 1996.

CARLOWITZ O., DIEKMANN A., SPENDLIN H. H. (1997): Produktionsoptimierung und Abgasentsorgung am Beispiel eines Herstellungsprozesses für Metallgummiartikel. In: Entsorgungspraxis 3/97.

CERAJEWSKI J. (1995): Biowäscher. In: Biologische Abfallbehandlung. Hrsg. K. J. THOME-KOZMIENSKY. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.

CUHLS C., DOEDENS H. (1999): „Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Parameter, Meßtechnik und Bewertung.“ In: Bio- und Restabfallbehandlung III – biologisch • mechanisch • thermisch. Hrsg. K. Wiemer, M. Kern. Fachbuchreihe Abfallwirtschaft des Witzenhausen-Instituts. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen.

CUHLS C. et al. (1998 a): Leitfaden – Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept. Hrsg. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW.

CUHLS C., DOEDENS H., MÖNKEBERG F. (1998 b): Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen. In: BMBF-Statusseminar „Verbundvorhaben mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“, Universität Potsdam, März 1998.

CUHLS C., DOEDENS H. (1998 c): Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. In: DepoTech 1998 – Restabfallbehandlung-Deponietechnik-Entsorgungsbergbau und Altlastenproblematik. Hrsg. Dirk Hengerer, Karl-Erich Lorber, Michael Nelles & Georg L. F. Wöber. A. A. Balkema, Rotterdam.

CUHLS C., DOEDENS H. (1998 d): Viel warme Luft. In: Müllmagazin, 4/1998.

CUHLS C., DOEDENS H., FRICKE K., WALLMANN R. (1997): Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Abfallwirtschafts Journal 5/1997.

CULS C., DOEDENS H., LEVSEN K., ARTELT S. (1997): Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der biologischen Vorbehandlung von Restabfällen, Phase 1: Screening, Emissionsqualität und Stoffliste. Abschlußbericht, BMBF-Verbundvorhaben, FKZ:1490959.

DIEHL B. (1998 a): schriftliche Mitteilung der Firma Degussa AG

DIEHL B. (1998 b): Biowäscher: Aufbau, Verfahrensvarianten und Betriebserfahrungen mit einem neuen Biowäscherkonzept. In: Seminar „Biologische Abluftreinigung – Grundlagen, Grundlagen, Einsatzbereiche und Grenzen der biologischen Verfahren. Technische Akademie Esslingen, Februar 1998.

DOMENIG M. et al. (1998): Nicht gefährliche Abfälle in Österreich – Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1998. Monografie Band 103 des Umweltbundesamtes.

EITNER D. (1998): Biofiltration zur Abluftbehandlung in Klärwerken. In: Entsorgungspraxis 6/98.

- EITNER D. (1996): Möglichkeiten und Grenzen des Biofiltereinsatzes zum Abbau organischer Lösemittel in Abluftströmen. In: WLB 7-8/1996.
- FERNIS G., GROEVER E., BAUER W. P. (1996): Aktive und passive Verhinderung von Geruchsbelästigungen beim Betrieb von Bioabfallkompostwerken. In: Korrespondenz Abwasser 8/96.
- FETZNER S., ROTH M., SCHÖFFMANN H. (1995): Biologische Abluftreinigung im Biofilter: Mikrobiologische Aspekte. In: Abluftreinigung – Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Tagungsbericht des Umweltbundesamtes (Band 13).
- FISCHER K. (1990): Biofilter: Aufbau, Verfahrensvarianten und Dimensionierung. In: Biologische Abluftreinigung - Anwendungsbeispiele, Möglichkeiten und Grenzen für Biofilter und Biowäscher. Expert-Verlag, Ehningen bei Böblingen.
- FISCHER K., MOTZ U., SABO F., SCHNEIDER T. (1996): Biologische Abluftreinigung: Entwicklung, Stand der Technik und Potential. In: WLB – Marktspiegel Umwelttechnik 1996.
- FUCHS A., MAURER G. (1997): Anlagen zur aeroben mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restmüll und Klärschlamm. Schriftenreihe des BMUJF - Band 8/1998.
- GANSER (1998): schriftliche Mitteilung der WGV Recycling GmbH Quarzbichl.
- GAJEWSKI W.: Behandlung von Abwasser – insbesondere Deponiesickerwasser – durch Überführung der Schadstoffe in die Gasphase und katalytische Oxidation. In: EP-Spezial No. 2.
- GOLIBRZUCH W. (1993): Thermische Verfahren der Abgasreinigung – Einsatzbereiche, Anwendungsbeispiele, Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Kolloquium Mannheim, März 1993.
- HARTIG M. (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Lufttechnik Bayreuth
- HÄUSLER G., ANGERER T. (1999): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Anlage Allerheiligen. Bericht Band 138 des Umweltbundesamtes.
- HÄUSLER G., ANGERER T. (1998): Abluftemissionen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Anlage Siggerwiesen. Bericht Band 139 des Umweltbundesamtes.
- HEITS H., LAURENZIS A., WERNER U. (1997): Biologische Abgasreinigung mit kontrolliertem Biomasseausstrag im periodisch rückgespülten Rieselbettreaktor. In: Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 57 (1997), Springer-Verlag.
- HEMMING W. (1993): Verfahrenstechnik – 7. überarbeitete und erweiterte Auflage. Vogel Verlag, Würzburg.
- HERION C., MEISSNER R. (1993): Katalytische Abgasreinigung in der chemischen Industrie. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Kolloquium Mannheim, März 1993.
- HERZOG H., THISSEN N. (1997): Biologische Abluftreinigung am Beispiel der Lackherstellung. In: WLB 3/1997.

HOMANS J., HAMPEJS G. (1998): Die Entwicklung der Olfaktometrie und ihre Auswirkung auf die Ablufttechnik in der Kompostierung. In: Entsorgungspraxis 3/98.

HÜBNER R., SCHÖN M. (1996): Geruch – Messung und Beseitigung. In: Umweltschutz – Entsorgungstechnik. 1. Auflage. Vogel Buchverlag, Würzburg, 1996.

HÜBNER R. (1996): Biologische Verfahren. In: Seminar „Aktuelles zur Luftreinhaltung am Beispiel lösemittelhaltiger Abluft“, Hannover, November 1996.

HUG J. (1993): Abgasreinigung bei lösemittel-emittierenden Anlagen – Die richtige Systemwahl: TNV, KNV, RNV, ADR (adsorptive Verfahren). In: Emissionsminderung bei lösemittel-emittierenden Anlagen am Beispiel der Lackier- und Druckanlagen. UTECH Berlin '93 Seminar 01.

HÜGLE T., MANNEBECK D. (1993): Befeuchtung von Biofiltern. In: Entsorgungspraxis 3/93.

JAGER R., KUCHTA K., REINHARDT T. (1996): Technische Möglichkeiten und Konzepte zur weitergehenden Abluftreinigung für MBA. In: VDI-Seminar „Planung von biologisch-mechanischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA), Betriebserfahrungen, Risiken“, Düsseldorf, Juni 1996.

JÄGER (1998): schriftliche Mitteilung der Firma C.A.R. Construction and Recycling GmbH.

JANIK (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Lurgi Bamag GmbH.

KOBELT G. (1997): Der Abbau von Fluorkohlenwasserstoffen mit einem Biofilter. In: Entsorgungspraxis 10/97.

KOBELT G. (1996): Abluftreinigung mit Biofiltern – Möglichkeiten und Grenzen. In WLB 3/1996.

KOBELT G. (1995 a): Geruchsemissionen. In: Biologische Abfallbehandlung. Hrsg. K. J. THOME-KOZMIENSKY. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.

KOBELT G. (1995 b): Biologische Abluftreinigung / Grundlagen – Planung – Betrieb. VDI-Verlag, Düsseldorf

KOHLER H. (1982): Behandlung geruchsintensiver Abluft in Wäscher unter Verwendung einer Belebtschlamm suspension. In Fortschr.-Berichte VDI-Z., Reihe 15, Nr. 22.

KOHLER W. (1996): Technologien zur Abluftreinigung bei Bodenluftsanierungen – Verfahrensauswahl. In: Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Hrsg.: Landesamt für Umweltschutz (Karlsruhe).

KÖSTER W. (1996): Die Bedeutung von Geruchsemissionen und Geruchsimmissionen für die Planung und den Betrieb von Abwasser- und Abfallentsorgungsanlagen. In: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Hrsg.: M. Dohmann – Institut für Siedlungswasserwirtschaft der rhein. westf. techn. Hochschule Aachen.

KRILL H. (1993): Adsorptive Abgasreinigung – eine Bestandsaufnahme. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung. Kolloquium Mannheim, März 1993.

KRILL H., MENIG H. (1993): Oxidierende Gaswäsche. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Kolloquium Mannheim, März 1993.

KRUMBÖCK R. (1996): Katalytische Reinigung eines CKW- haltigen Abgasstromes. In: VDI Berichte 1241 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Tagung Mannheim, März 1996.

KUTZER St., MERSMANN A. (1993): Absorptive Abgasreinigung. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Kolloquium Mannheim, März 1993.

LAHL U. (1999): schriftliche Mitteilung der BZL GmbH.

LAHL U., SCHEIDL K. et al. (1998): Abluftemissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich. Monographie Band 104 des Umweltbundesamtes.

MACKOWIAK J. (1995): Formaldehydentfernung aus der Abluft in einer Biofilteranlage im technischen Maßstab. In: Abluftreinigung – Theorie und Praxis biologischer und alternativer Technologien. Tagungsbericht des Umweltbundesamtes (Band 13).

MAIRITSCH K. (1998): schriftliche Mitteilung der TU-Wien.

MÖSSINGER (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Reinluft Umwelttechnik Ingenieurgesellschaft mbH.

MOSTBAUER P. et al. (1998): Grundlagen für eine technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen. Report-151 des Umweltbundesamtes.

MOSTBAUER P. (1998 a): Persönliche Mitteilung im Rahmen eines Informationsgespräches am 11.05.1998.

NISI D., PAUL H. (1996): Biofilteranlage in einer Gießerei – 3 Jahre Betriebserfahrung. In: VDI Berichte 1241 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung. Tagung Mannheim, März 1996.

n.n. (1997): Informationsblatt: Biologische Abbaubarkeit von Abluftinhaltsstoffen. Fa. Wessel Umwelttechnik GmbH.

n. n. (1990): Lösemittelabscheidung aus schwach belasteten Abluftströmen. In: ENTSORGA-Magazin Entsorgungswirtschaft 3/90.

NEUBACHER F. P., UCKRO S. (1992): Abtrennung von organischen Lösemitteln aus Abluftströmen mittels Adsorption. Hrsg. OÖ Umweltschutzanwaltschaft.

ÖNORM S 2020: Biofiltermaterialien auf Kompostbasis – Anforderungen und Prüfparameter

PILZ G. (1998): schriftliche Mitteilung der Firma Austrian Energy & Environment

RANINGER (1998): Persönliche Mitteilung im Rahmen eines Informationsgespräches am 23.09.1998.

REIL E. (1998): Persönliche Mitteilung im Rahmen eines Informationsgespräches am 27.08.1998.

REISENHOFER A. (1998): Persönliche Mitteilung am 29.10.1998.

Richtlinie 96/61 der Europäischen Union (IPPC-Richtlinie)

RIESTERER H. J. (1993): Einsatz von Zeolithen in Anlagen zur Abluftreinigung. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung“. Kolloquium Mannheim, März 1993.

SABO F. (1990): Verfahrenstechnische Grundlagen der biologischen Abluftreinigung. In: Biologische Abluftreinigung – Anwendungsbeispiele, Möglichkeiten und Grenzen für Biofilter und Biowäscher. Expert-Verlag, Ehningen bei Böblingen.

SABO (1998): Biofilter in der Praxis – Planung, Dimensionierung und Betriebserfahrungen. In: Seminar „Biologische Abluftreinigung – Grundlagen, Grundlagen, Einsatzbereiche und Grenzen der biologischen Verfahren. Technische Akademie Esslingen, Februar 1998.

SCHAK R. (1998): schriftliche Mitteilung der AGA GmbH

SCHIPPERT E. (1993): Abscheidung von Lösemitteln im Biowäscher. In: VDI Berichte 1034 „Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung. Kolloquium Mannheim, März 1993.

SCHIPPERT E. (keine Angaben): Abluft reinigen und Lösemittel rückgewinnen durch Aktivkohle-Adsorption. In: Produktinformation – Anlagentechnik der ÖSKO Österreichische Säurebau- und Korrosionsschutz Gesellschaft M. B. H.

SCHIPPERT E. a (keine Angabe): Oxidative und biologische Gaswäsche zur Reduzierung von Geruchsemissionen – ein Vergleich. In: Produktinformation – Umwelttechnik der ÖSKO Österreichische Säurebau- und Korrosionsschutz Gesellschaft M. B. H.

SCHULTES M. (1996): Abgasreinigung – Verfahrensprinzipien, Berechnungsgrundlagen, Vergleichsverfahren. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

SPITZBART M. (1996): Kombinierte Biowäsche / Biofiltration zur Abluftreinigung auf Kompostierungsanlagen. Diplomarbeit am Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft. Universität für Bodenkultur in Wien.

STOCKHAMMER et al. (1992): Einsatz von Biowäschern in der chemischen Produktion. In: Chem.-Ing.-Tech. 64 (1992) Nr. 2. S. 148-155.

THOME-KOZMIENSKY K. J. (1995): Biologische Abfallbehandlung. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin.

TEGMEYER E. (1998): schriftliche Mitteilung der Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH.

UBA-BERLIN (1999): Bericht zur Ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen.

VDI-Richtlinie 2280: Emissionsminderung – flüchtige organische Verbindungen – insbesondere Lösemittel.

VDI-Richtlinie 2442: Abgasreinigung durch thermische Verbrennung.

VDI-Richtlinie 2443: Abgasreinigung durch oxidierende Gaswäsche.

VDI-Richtlinie 3476: Katalytische Verfahren der Abgasreinigung.

VDI-Richtlinie 3477: Biologische Abgas-/Abluftreinigung – Biofilter.

VDI-Richtlinie 3478: Biologische Abluftreinigung – Biowäscher.

VDI-Richtlinie 3674: Abgasreinigung durch Adsorption – Oberflächenreaktion und heterogene Katalyse.

VDI-Richtlinie 3675: Abgasreinigung durch Absorption.

VITZTHUM E. (1996): Polyurethan-Schaum als Trägermaterial zur biologischen Abluftreinigung. In: Entsorgungspraxis 12/96.

WINDSPERGER A. (1998): Persönliche Mitteilung im Rahmen eines Informationsgespräches am 11.09.1998.