

# **Belüftung als Instrument zur Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren in MBA-Anlagen**

**Birte Mähl**

Hannover

## **Aeration as an instrument for process optimising of intensive rotting proceedings in MBT plants**

### **Abstract**

The aerobic degradation reactions, which take course in the intensive rotting proceedings, depend on different factors that influence the microbial activity. They thereby define as well the degradation rate as the degradation degree of the organic substance. The main factors of influence, which are oxygen content, temperature and water content, interact jointly by the aeration. The present lectures will describe the stiochiometric and the thermodynamic procedures of calculation in order to determine the required input air volume for a sufficient oxygen entry and heat removal, and to determine the water mass which is removed by the exhaust air.

### **Abstract deutsch**

Die in Intensivrotteverfahren ablaufenden aeroben Abbaureaktionen sind von verschiedenen Faktoren abhängig, die Einfluss auf die mikrobielle Aktivität ausüben und damit sowohl die Abbaugeschwindigkeit als auch den Abbaugrad der organischen Substanzen bestimmen. Die Haupteinflussfaktoren Sauerstoffgehalt, Temperatur und Wassergehalt stehen über die Belüftung miteinander in Wechselwirkung. In dem vorliegenden Beitrag werden stöchiometrische und thermodynamische Berechnungsansätze beschrieben, um das erforderliche Zuluftvolumen sowohl für einen ausreichenden Sauerstoffeintrag als auch für einen ausreichenden Wärmeaustrag sowie die über die Abluft ausgetragene Wassermasse zu ermitteln.

### **Keywords**

Organische Substanzen kommunaler Abfälle - organic substances of municipal solid waste, Stöchiometrie aerober Abbaureaktionen - stoichiometry of aerobic degradation reactions, Thermodynamik aerober Abbauprozesse - thermodynamics of aerobic degradation, Belüftung - aeration, Sauerstoffeintrag über die Zuluft - oxygen entry with input air, Wärmeaustrag über die Abluft - heat removal with exhaust air, Wasseraustrag über die Abluft - water removal with exhaust air.

## 1 Einleitung

Die biologische Behandlungsstufe von MBA-Anlagen wird in Form von aeroben Verfahren, die als Rotte bezeichnet werden, und anaeroben Verfahren, die als Vergärung bezeichnet werden, realisiert. Aerobe Verfahren nehmen im Vergleich zu anaeroben Verfahren einen besonders hohen Stellenwert ein, da sie in allen in der Bundesrepublik Deutschland betriebenen MBA-Anlagen angewendet werden. Die Prozessoptimierung von Intensivrotteverfahren, die durch aktive Belüftung gekennzeichnet sind, gewinnt damit zunehmend an Bedeutung. Die Belüftung übernimmt folgende Funktionen: Versorgung der Mikroorganismen mit Sauerstoff, der als Reaktant in den Stoffwechsel eingeht, Abführung der bei den exotherm ablaufenden aeroben Abbaureaktionen freigesetzten Wärme zur Verhinderung eines Wärmestaus und Abführung des produzierten Kohlendioxids zur Sicherung aerober Bedingungen.

Der Schwerpunkt des vorliegenden Beitrags liegt in der Zusammenstellung und Anwendung von Berechnungsgrundlagen, um die Anforderungen an die Belüftung von Intensivrotteverfahren zu ermitteln. Die Basis der Berechnungen bildet eine repräsentative Zusammenstellung von organischen Substanzen kommunaler Abfälle, für die die Elementarzusammensetzung in Form von Bruttoformeln angegeben werden kann. Für den aeroben Abbau dieser Stoffe werden folgende Berechnungsmethoden angewendet:

- **Stöchiometrie aerober Abbaureaktionen**

Ermittlung des stöchiometrischen Sauerstoffbedarfs, des damit erforderlichen Sauerstoffeintrags über die Zuluft und des erforderlichen Zuluftvolumens.

- **Thermodynamik aerober Abbaureaktionen**

Berechnung der freigesetzten Energie in Form von Wärme, des damit erforderlichen Wärmeaustrags über die Abluft für die Einstellung einer optimalen Prozesstemperatur durch Bestimmung der Enthalpie der Luftströme und des erforderlichen Zuluftvolumens.

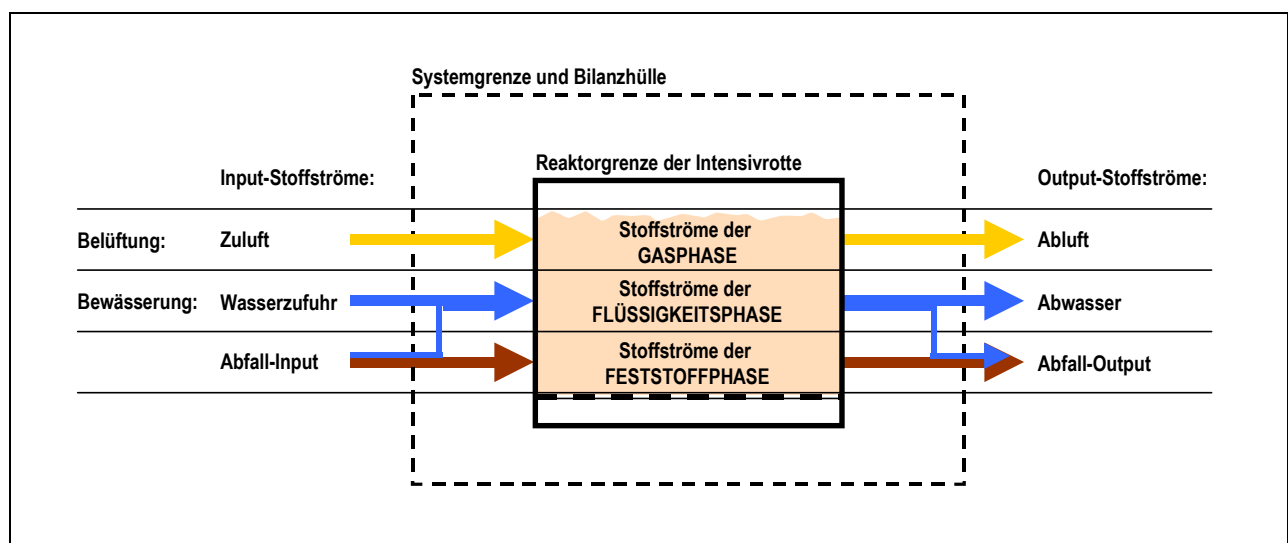
Berechnung des mit dem Wärmeaustrag verbundenen Wasseraustrags über die Abluft durch Bestimmung der Wasserbeladung der Luftströme.

## 2 Aerobe Behandlungsstufe von MBA-Anlagen

### 2.1 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Die in der Bundesrepublik Deutschland praktizierten Anlagenkonzepte zur **mechanisch-biologischen Abfallbehandlung MBA** lassen sich aufgrund der jeweils verfolgten Zielsetzung in die „MBA vor der Ablagerung“, die Müllverbrennungsanlagen vorge-schaltete „MBA vor der thermischen Behandlung“ und die eine nahezu vollständige stoffliche und energetische Verwertung der behandelten Abfälle anstrebende „MBA vor der Verwertung“ differenzieren. Im Rahmen des vorliegenden Beitrages steht das auch als „Endrotteverfahren“ bezeichnete Anlagenkonzept der „MBA vor der Ablagerung“ im Vordergrund, in dem gemischt erfasste Abfälle mit dem Ziel mechanisch aufbereitet und biologisch behandelt werden, um Stör- und Wertstoffe auszuschleusen und den mechanisch-biologisch behandelten Abfall auf Deponien abzulagern.

In der **mechanischen Aufbereitungsstufe** erfolgt eine Stoffstromtrennung in Störstoff- und Wertstofffraktionen sowie in die sogenannte Feinfraktion, die einen hohen Anteil an organischen Substanzen enthält und durch Konditionierung und Homogenisierung in Form von Nährstoffzugabe und Bewässerung zur Einstellung einheitlicher Reaktionsbedingungen auf die anschließende biologische Behandlungsstufe vorbereitet wird. In der **biologischen Behandlungsstufe** werden die organischen Substanzen durch mikrobielle Stoffwechselprozesse bis zu einem in Abhängigkeit der Ausgangssubstanz stehenden Grad umgesetzt und abgebaut. Eine deutliche Reduzierung der Abfallmasse wird in **Intensivrotteverfahren** im Zusammenhang mit gezielter Belüftung und Bewässerung sowie Umsetzung und damit Bewegung des Abfalls erreicht. Das thermodynamische System zeigt Abbildung 1.



**Abbildung 1** Thermodynamisches System „Stoffströme der Intensivrotte von MBA-Anlagen“

Thermodynamic System „Matter streams of the intensive rotting of MBT plants“

## 2.2 Aerobe Abfallbehandlung

### 2.2.1 Mikrobielle Stoffwechselprozesse

Der mikrobielle Stoffwechsel im Verlauf der aeroben Abfallbehandlung erfolgt durch den Prozess der **aeroben Atmung**, bei dem organische Verbindungen unter Verwendung von molekularem Sauerstoff als externem, terminalem Elektronenakzeptor oxidiert werden. Die Quantifizierung der Abbaureaktionen im Hinblick auf die umgesetzten Stoffmengen und die freigesetzte Energie wird anhand der **Stöchiometrie der Reaktion** (siehe Abschnitt 2.2.2) und der **Thermodynamik der Reaktion** (siehe Abschnitt 2.2.3) berechnet.

### 2.2.2 Stöchiometrie aerober Umsetzungs- und Abbauprozesse

Die aeroben Umsetzungs- und Abbauprozesse von organischen Substanzen können anhand einer von RICH, 1963 entwickelten stöchiometrischen Gleichung abgeschätzt werden. Die nachfolgend in abgeänderter Form dargestellte chemische Gleichung für die Bruttoreaktion lautet:



Die Gleichung ist anwendbar, sofern die Elementarzusammensetzung der organischen Substanzen im Abfall-Input in der Form  $C_{a;In} H_{b;In} O_{c;In} N_{d;In}$  und im Abfall-Output in der Form  $C_{a;Out} H_{b;Out} O_{c;Out} N_{d;Out}$  angegeben werden kann. Aus den Elementarzusammensetzungen folgt die stöchiometrische Zahl  $\nu_{CHON}$ , die als das molare Verhältnis von Abfall-Output zu Abfall-Input definiert ist. Für die **stöchiometrischen Zahlen**  $\nu$ , die die geforderte Anzahl an beteiligten Molekülen der Reaktanten und Produkte angeben, gelten nach RICH, 1963 folgende Beziehungen:

$$\nu_{O_2} = a_{In} - \nu_n a_{Out} + 0,25 (b_{In} - \nu_n b_{Out}) - 0,5 (c_{In} - \nu_n c_{Out}) - 0,75 (d_{In} - \nu_n d_{Out})$$

$$\nu_{CO_2} = a_{In} - \nu_n a_{Out}$$

$$\nu_{H_2O} = 0,5 (b_{In} - \nu_n b_{Out}) - 1,5 (d_{In} - \nu_n d_{Out})$$

$$\nu_{NH_3} = d_{In} - \nu_n d_{Out}$$

### 2.2.3 Thermodynamik aerober Abbaureaktionen

Die im Verlauf der aeroben Abbaureaktionen in Form von Wärme freigesetzte Energie kann nach HAUG, 1993 aus der Sauerstoffmenge ermittelt werden, die für die Oxidation der organischen Substanzen erforderlich ist. Als Sauerstoffmenge wird der gemäß Abschnitt 2.2.2 stöchiometrisch ermittelte Sauerstoffbedarf herangezogen.

Die Berechnung der freigesetzten Energie basiert auf dem Faktum, dass bei der aeroben Atmung pro Mol Sauerstoff vier Elektronen transportiert werden. Die freigesetzte

Wärme beträgt etwa 109 kJ pro transportiertem Elektron, so dass für aerobe Abbaureaktionen zwischen der **Reaktionswärme  $Q_r$**  und dem stöchiometrischen Sauerstoffbedarf  $m_{O_2, \text{stöch}}$  in der Einheit kg Sauerstoff je kg abgebaute organische Trockenmasse der folgende Zusammenhang besteht:

$$Q_r = - 13.620 m_{O_2, \text{stöch}} \text{ in kJ/kg oTM}$$

### 3 Prozessvoraussetzungen der aeroben Abfallbehandlung

#### 3.1 Ziel der Prozessoptimierung

Das Abfallmaterial enthält Milliarden von Organismen, die in einer Vielzahl verschiedener Arten vertreten sind. Das Ziel der Prozessoptimierung ist, die an den Rotteprozessen beteiligten Organismen in ihrer Entwicklung zu fördern und somit eine hohe mikrobielle Aktivität zu bewirken, um bei hoher Abbauleistung die Behandlungszeit zu minimieren.

Die wesentlichen Einflussfaktoren auf aerobe Abfallbehandlungsprozesse sind der **Sauerstoffgehalt**, die **Temperatur** und der **Wassergehalt**. Die Regelung dieser Einflussgrößen, die im Hinblick auf die jeweiligen optimalen Prozessvoraussetzungen in den folgenden Abschnitten erläutert werden, erfolgt durch gezielte Steuerung der Belüftung und Bewässerung sowie durch Umsetzen und damit Bewegen des Rotteguts.

#### 3.2 Einflussfaktoren auf die mikrobiellen Stoffwechselprozesse

##### 3.2.1 Sauerstoffgehalt

Der von den Mikroorganismen verbrauchte Sauerstoff steigt mit der Geschwindigkeit der Stoffwechselprozesse und dem Gehalt an leicht abbaubaren Substanzen. Bei den mikrobiellen Stoffwechselprozessen werden immer zunächst die leichter abbaubaren organischen Substanzen mit Sauerstoff als Elektronenakzeptor abgebaut, so dass der höchste Sauerstoffverbrauch am Anfang der Intensivrotte zu beobachten ist. Der Sauerstoffverbrauch, der über die Sauerstoffkonzentration in der Abluft ermittelt werden kann, stellt damit einen Parameter für die Steuerung der Belüftung dar.

Nach KRANERT, 2000 ist eine maximale Sauerstoffverbrauchsrate zwischen 0,8 und 2,0 g O<sub>2</sub>/(kg oTM · h) abzudecken. Darüber hinaus haben praxisbezogene Untersuchungen gezeigt, dass eine deutliche Verlangsamung der mikrobiellen Aktivität bei einer Sauerstoffkonzentration in der Abluft unterhalb von 10 Vol.-% eintritt.

### 3.2.2 Temperatur

Die aeroben Abbaureaktionen verlaufen exotherm, so dass durch die Aktivität der Mikroorganismen Energie in Form von Wärme an die Umgebung abgegeben und die Temperatur im System erhöht wird. Die in der organischen Substanz gebundene chemische Energie verringert sich mit zunehmendem Abbaugrad, so dass die Temperatur im System mit der Behandlungszeit deutlich abnimmt und als Indikator für die Stoffwechselaktivität Aussagen über den Abbaugrad zulässt. Darüber hinaus hängt die mikrobielle Aktivität von der Temperatur im System ab, so dass für den Betrieb der aeroben Abfallbehandlung folgende Temperaturbereiche zu berücksichtigen sind:

- **Minimale Temperaturen**

Temperaturen unter 15 °C lassen die Stoffwechselprozesse sehr langsam ablaufen und sind somit zu vermeiden.

- **Maximale Temperaturen**

Das absolute Temperaturmaximum liegt bei etwa 85 °C, da die Gefahr der Selbstentzündung des Abfallmaterials besteht. Temperaturen über 75 °C denaturieren die Proteine der meisten Organismen, so dass die mikrobielle Aktivität limitiert wird. Der Stickstoffabbau wird bereits ab einer Temperatur von 55 °C aufgrund von Proteinzerersetzung begrenzt.

- **Optimaler Temperaturbereich**

Optimale Temperaturen liegen aufgrund der mikrobiologischen Randbedingungen im Bereich zwischen 15 und 55 °C vor. Optimale Abbaubedingungen der biologischen Abfallbehandlung werden jedoch bei Temperaturen von 45 bis 55 °C erreicht.

### 3.2.3 Wassergehalt

Die zur Verfügung stehende Wassermenge und damit der Wassergehalt übernimmt beim biologischen Abbau der organischen Substanzen eine bedeutende Funktion, da die Mikroorganismen Nahrung nur in gelöster Form aufnehmen können. Die Voraussetzung für mikrobielle Stoffwechselprozesse ist somit, dass alle Substanzen mit einem Wasserfilm überzogen sind. Für die biologische Abfallbehandlung gelten folgende Grenzen:

- **Minimale Wassergehalte**

Die mikrobielle Aktivität wird bei Wassergehalten unter 25 bis 30 % stark vermindert und bei Wassergehalten unter 10 % zum Stillstand gebracht.

- **Maximale Wassergehalte**

Wassergehalte über 70 % sind bei aeroben Prozessen unerwünscht, da sie die Durchlüftung behindern und damit anaerobe Bedingungen bewirken.

- **Optimale Wassergehalte**

Der optimale Wassergehalt liegt bei der aeroben Abfallbehandlung in Abhängigkeit von der Struktur des Abfallgemisches zwischen 45 und 65 %.

## 4 Belüftung von Intensivrotteverfahren

### 4.1 Thermodynamische Zustandsgrößen der Zuluft und Abluft

Die in das System eingetragene Zuluft entspricht der atmosphärischen Luft, die in der Fachliteratur als feuchte Luft bezeichnet wird. Die feuchte Luft bildet ein Gemisch aus trockener Luft und Wasserdampf, der in wechselnden Mengen zwischen 0 % bei tiefen Temperaturen und etwa 3 Masse-%  $\approx$  4 Vol.-% vorliegt.

Für die Berechnung der erforderlichen Zuluftvolumen in Abschnitt 4.2 und 4.3 werden die in Tabelle 1 aufgeführten Parameter und Konstanten angesetzt.

**Tabelle 1** Thermodynamische Zustandsgrößen für die Berechnung der Zuluftvolumen  
Thermodynamic state variables for the calculation of the input air volume

Molare Masse $M$ von Sauerstoff	$M_{O_2}$	=	31,998 8	g/mol
Volumenanteil $\phi$ von Sauerstoff in der Zuluft	$\phi_{O_2,Fr}$	=	0,209 3	$m^3 O_2/m^3 tL$
Normdichte $\rho_n$ von trockener Luft	$\rho_{n,tL}$	=	1,292 86	kg/m <sup>3</sup>
Normdichte $\rho_n$ von Wasserdampf	$\rho_{n,WD}$	=	0,803 89	kg/m <sup>3</sup>
Gaskonstante $R$ von trockener Luft	$R_{tL}$	=	286,921 95	J/(kg K)
Gaskonstante $R$ von Wasserdampf	$R_{WD}$	=	461,441 07	J/(kg K)
Luftdruck	$P$	=	101.325	Pa
Normdruck	$p_n$	=	101.325	Pa
Thermodynamische Normtemperatur	$T_n$	=	273,15	K
Temperatur $t$ der Zuluft	$t_{Zul}$	=	20,00	°C
Temperatur $t$ der Abluft	$t_{Abl}$	=	55,00	°C
Relative Feuchte $\varphi$ der Zuluft	$\varphi_{Zul}$	=	0,70	---
Relative Feuchte $\varphi$ der Abluft	$\varphi_{Abl}$	=	1,00	---
Dampfdruck $p_s$ von Wasser in der Zuluft	$p_s(t_{Zul})$	=	2.336,74	Pa
Dampfdruck $p_s$ von Wasser in der Abluft	$p_s(t_{Abl})$	=	15.739,34	Pa
Spezifische Enthalpie der Zuluft	$h_{Zul}$	=	45,98761	kJ/kg tL
Spezifische Enthalpie der Abluft	$h_{Abl}$	=	352,945 65	kJ/kg tL
Wärmeausstrag über die Abluft	$h_{Aus}$	=	306,958 05	kJ/kg tL
Wasserbeladung der Zuluft	$X_{Zul}$	=	0,010 20	kg WD/kg tL
Wasserbeladung der Abluft	$X_{Abl}$	=	0,114 35	kg WD/kg tL
Wasserausstrag über die Abluft	$X_{Aus}$	=	0,104 15	kg WD/kg tL

## 4.2 Funktionen und Berechnungsansätze der Belüftung

### 4.2.1 Sauerstoffeintrag

Die erforderliche Sauerstoffmenge für den aeroben Abbau der organischen Substanzen ist in erster Linie von dem Ausgangsmaterial bzw. Inputmaterial abhängig. Die exakte Sauerstoffmenge kann gemäß Abschnitt 2.2.2 stöchiometrisch berechnet werden, sofern die Zusammensetzung des Input- und Outputmaterials bekannt ist. Der stöchiometrische Sauerstoffbedarf  $m_{O_2, \text{stöch}}$  bezogen auf die vollständig abgebaute organische Trockenmasse variiert zwischen 1 kg O<sub>2</sub>/kg oTM für hoch oxidative Substrate, wie Stärke und Cellulose, und 4 kg O<sub>2</sub>/kg oTM für Kohlenwasserstoffe (siehe Tabelle 2). Für viele komplexe Substrate, wie kommunale Abfälle und Klärschlämme, die ein Gemisch aus Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten bilden, kann nach HAUG, 1993 von einer erforderlichen Sauerstoffmenge von etwa 2 kg Sauerstoff je kg abgebaute organische Substanz ausgegangen werden.

Aus dem stöchiometrischen Sauerstoffbedarf  $m_{O_2, \text{stöch}}$  folgt das erforderliche Volumen der trockenen Zuluft unter physikalischen Normbedingungen  $V_{n; tL(O_2, \text{stöch})}$ :

$$V_{n; tL(O_2, \text{stöch})} = m_{O_2, \text{stöch}} \frac{1}{\rho_{n; O_2}} \frac{1}{\phi_{O_2}} \quad \text{in } m^3 \text{ tL/kg oTM}$$

### 4.2.2 Wärmeaustrag

An die Belüftung wird neben der Sauerstoffversorgung die Anforderung gestellt, die freigesetzte Wärme aus dem Abfallmaterial abzuführen. Die dafür erforderliche Zuluftmenge ergibt sich aus dem Quotienten der Reaktionswärme  $Q_r$  gemäß Abschnitt 2.2.3 und der Differenz aus der spezifischen Enthalpie der Abluft  $h_{\text{Abl}}$  und der spezifischen Enthalpie der Zuluft  $h_{\text{Zul}}$ . Die Berechnung des erforderlichen Volumens der trockenen Zuluft unter physikalischen Normbedingungen für den Wärmeaustrag  $V_{n; tL(Q)}$  erfolgt nach der Beziehung:

$$V_{n; tL(Q)} = \frac{Q_r}{h_{\text{Abl}} - h_{\text{Zul}}} \frac{1}{\rho_{n; tL}} \quad \text{in } m^3 \text{ tL/kg oTM}$$

Für die **spezifische Enthalpie  $h$**  der Zuluft und der Abluft gilt:

$$h = c_{p; tL} t + X (\Delta h_V + c_{p; WD} t) \quad \text{in } \text{kJ/kg tL}$$

Für die **Wasserbeladung  $X$**  der Zuluft und der Abluft gilt:

$$X = \frac{R_{tL}}{R_{WD}} \frac{\phi p_s(T)}{p - \phi p_s(T)} \quad \text{in } \text{kg WD/kg tL}$$



### 4.2.3 Wasseraustrag

Der durch die Belüftung bewirkte Wärmeaustrag hat zur Folge, dass Wasser aus dem Abfallmaterial und damit über die Abluft aus dem System ausgetragen wird. Die durch das Abfallmaterial strömende Luft wird erhitzt und nimmt Feuchtigkeit auf, so dass das verbleibende Abfallmaterial demzufolge trocknet. Der Wassergehalt ist neben dem Sauerstoffgehalt ein begrenzender Faktor für die mikrobielle Aktivität, so dass eine nicht beabsichtigte biologische Trocknung des Abfallmaterials bewirkt wird.

Die über den Abluftstrom aus dem System ausgetragene Wasserdampfmasse  $m_{WD,Aus}$  wird mit der Wasserbeladung  $X$  der Abluft und der Zuluft wie folgt quantifiziert:

$$m_{WD,Aus} = m_{WD,Abl} - m_{WD,Zul}$$

$$m_{WD} = X V_{n;TL(Q)} \rho_{n;TL} \quad \text{in kg WD/kg oTM}$$

## 4.3 Erforderliches Zuluftvolumen

Die erforderlichen Zuluftvolumen für den aeroben Abbau unterschiedlicher organischer Substanzen von kommunalem Abfall, deren Elementarzusammensetzung im Wesentlichen HAUG, 1993 und KROGMANN, 1994 entnommen sind, zeigt Tabelle 2. Die ermittelten Werte geben das jeweils gesamte Volumen an feuchter Zuluft gemäß Tabelle 1 an, um für den aeroben Abbau der gesamten organischen Substanz zum einen den Sauerstoffeintrag sicherzustellen und zum anderen den Wärmeaustrag für eine Temperatur im System von 55 °C zu gewährleisten.

Der **Sauerstoffeintrag** aufgrund des stöchiometrischen Sauerstoffbedarfs liegt zwischen 0,6 und 4 kg O<sub>2</sub>/kg oTM, damit ergibt sich ein erforderliches Volumen an feuchter Zuluft zwischen 2 und 15 m<sup>3</sup> fL/kg oTM. Der **Wärmeaustrag** erfordert hingegen Volumen an feuchter Zuluft zwischen 22 und 150 m<sup>3</sup> fL/kg oTM. Im Vergleich zu dem Sauerstoffeintrag sind somit für den Wärmeaustrag um den Faktor 10 höhere Luftmengen erforderlich. Der mit dem Wärmeaustrag verbundene **Wasseraustrag** über die Abluft beträgt durchschnittlich 6 kg WD/kg oTM. Demzufolge ist ein kontinuierlicher Ausgleich durch Bewässerung während der gesamten Behandlungszeit erforderlich, um einen optimalen Wassergehalt einzuhalten.

Im Hinblick auf die Bewertung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Berechnungen auf rein theoretischen Grundlagen basieren und somit für die praktische Umsetzung sowohl die systemspezifischen Randbedingungen als auch die abfallspezifische Abbaukinetik heranzuziehen sind.

**Tabelle 2** Erforderliches Zuluftvolumen für den Sauerstoffeintrag  $V_{Zul(O_2, st\ddot{o}ch)}$  und den Wärmeausstrag  $V_{Zul(Q)}$  sowie die über die Abluft ausgetragene Wasserdampfmasse  $m_{WD, Aus}$  bezogen auf den vollständigen aeroben Abbau organischer Substanzen kommunaler Abfälle

Required input air volume for the stoichiometric oxygen demand  $V_{Zul(O_2, st\ddot{o}ch)}$  and the heat removal  $V_{Zul(Q)}$  as well as the water vapor mass removed by exhaust air  $m_{WD, Aus}$  for the complete aerobic degradation of organic substances of municipal waste

Organische Substanz	$m_{O_2, st\ddot{o}ch}$ kg O <sub>2</sub> /kg oTM	$V_{Zul(O_2, st\ddot{o}ch)}$ m <sup>3</sup> fL/kg oTM	Q kJ/kg oTM	$V_{Zul(Q)}$ m <sup>3</sup> fL/kg oTM	$m_{WD, Aus}$ kg WD <sub>Aus</sub> /kg oTM
<b>KOHLENHYDRATE:</b>					
Glucose C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	1,07	<b>3,89</b>	- 14.515	<b>39,90</b>	<b>4,92</b>
Lactose C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>11</sub>	1,12	<b>4,09</b>	- 15.279	<b>42,00</b>	<b>5,18</b>
Stärke, Cellulose (C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> ) <sub>n</sub>	1,18	<b>4,32</b>	- 16.128	<b>44,33</b>	<b>5,47</b>
<b>FETTE (Lipide):</b>					
Buttersäure C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	1,82	<b>6,62</b>	- 24.733	<b>67,98</b>	<b>8,39</b>
Palmitinsäure C <sub>16</sub> H <sub>32</sub> O <sub>2</sub>	2,87	<b>10,47</b>	- 39.091	<b>107,45</b>	<b>13,26</b>
<b>PROTEINE (Aminosäuren):</b>					
Glycin C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> NO <sub>2</sub>	0,64	<b>2,33</b>	- 8.709	<b>23,94</b>	<b>2,95</b>
Glutaminsäure C <sub>5</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>4</sub>	0,98	<b>3,57</b>	- 13.330	<b>36,64</b>	<b>4,52</b>
Cystein C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> NO <sub>2</sub> S	0,79	<b>2,89</b>	- 10.791	<b>29,66</b>	<b>3,66</b>
<b>KOHLENWASSERSTOFFE:</b>					
Methan CH <sub>4</sub>	3,99	<b>14,55</b>	- 54.335	<b>149,35</b>	<b>18,44</b>
n-Decan C <sub>10</sub> H <sub>22</sub>	3,49	<b>12,71</b>	- 47.478	<b>130,50</b>	<b>16,11</b>
<b>RESTABFALL:</b>					
Organische Fraktion C <sub>31</sub> H <sub>50</sub> O <sub>26</sub> N	1,12	<b>4,07</b>	- 15.205	<b>41,79</b>	<b>5,16</b>
Organische Fraktion C <sub>27</sub> H <sub>47</sub> O <sub>18</sub> N	1,36	<b>4,97</b>	- 18.569	<b>51,04</b>	<b>6,30</b>
<b>BIOABFALL</b>					
• <b>Küchenabfälle:</b>					
Speisereste C <sub>18</sub> H <sub>20</sub> O <sub>14</sub> N	0,74	<b>2,70</b>	- 10.071	<b>27,68</b>	<b>3,42</b>
Vegetabilien C <sub>29</sub> H <sub>4</sub> O <sub>22</sub> N	0,82	<b>2,97</b>	- 11.103	<b>30,52</b>	<b>3,77</b>
Frittierte Fette C <sub>170</sub> H <sub>27</sub> O <sub>34</sub> N	1,94	<b>7,06</b>	- 26.378	<b>72,51</b>	<b>8,95</b>
Proteine C <sub>16</sub> H <sub>24</sub> O <sub>5</sub> N	1,50	<b>5,46</b>	- 20.407	<b>56,09</b>	<b>6,92</b>
• <b>Gartenabfälle:</b>					
Gartenabfallgemisch C <sub>27</sub> H <sub>38</sub> O <sub>16</sub> N	1,40	<b>5,12</b>	- 19.118	<b>52,55</b>	<b>6,49</b>
Gras, Laub C <sub>10</sub> HO <sub>8</sub> N	0,67	<b>2,44</b>	- 9.110	<b>25,04</b>	<b>3,09</b>
Rinde, Holz C <sub>336</sub> H <sub>40</sub> O <sub>282</sub> N	0,76	<b>2,77</b>	- 10.349	<b>28,45</b>	<b>3,51</b>
<b>Papier, Kartona-</b> <b>gen:</b> C <sub>174</sub> H <sub>23</sub> O <sub>177</sub> N	0,58	<b>2,13</b>	- 7.954	<b>21,86</b>	<b>2,70</b>
<b>Klärschlamm:</b> C <sub>108</sub> H <sub>200</sub> O <sub>81</sub> N	1,33	<b>4,85</b>	- 18.116	<b>49,80</b>	<b>6,15</b>
<b>Biomasse:</b> C <sub>67</sub> H <sub>127</sub> O <sub>27</sub> N <sub>16</sub> S	1,45	<b>5,27</b>	- 19.696	<b>54,14</b>	<b>6,68</b>

## 5 Zusammenfassung

Die Belüftung aerober Abfallbehandlungsprozesse, die in MBA-Anlagen in Form von Intensivrotteverfahren realisiert werden, übernimmt die Funktion, einerseits Sauerstoff über die Zuluft in das System einzutragen und andererseits Wärme über die Abluft aus dem System auszutragen. Der erforderliche Wärmeaustrag bewirkt gleichzeitig einen Wasseraustrag über die Abluft und damit eine nicht erwünschte Trocknung des Abfallmaterials.

Das Ziel der Prozessoptimierung biologischer Behandlungsstufen von MBA-Anlagen ist die Minimierung der Behandlungszeit bei hoher Abbauleistung, die von der mikrobiellen Aktivität und damit von den Milieubedingungen im System abhängen. Die wesentlichen Einflussfaktoren sind der Sauerstoffgehalt, die Temperatur und der Wassergehalt. Optimale Prozessvoraussetzungen liegen bei einer maximalen Sauerstoffversorgung von 0,8 bis 2,0 g O<sub>2</sub>/(kg oTM · h), einer Temperatur von 45 bis 55 °C und einem Wassergehalt zwischen 45 und 65 % vor. Da diese Einflussfaktoren über die Belüftung miteinander in Wechselwirkung stehen, setzt das Erreichen einer minimalen Behandlungszeit einen optimierten Betrieb der Steuergrößen Belüftung und Bewässerung sowie Umsetzung des Rotteguts voraus. Der Sauerstoffgehalt in der Abluft und die Temperatur im Abfallgemisch dienen als Steuerparameter für die Belüftung von Intensivrotteverfahren und können ebenfalls als Prozesskenngrößen eingesetzt werden, da sie Aussagen über den Abbaugrad der organischen Substanzen zulassen.

Die auf rein stöchiometrischen und thermodynamischen Grundlagen basierenden Berechnungen für unterschiedliche organische Substanzen kommunaler Abfälle, die Bestandteil des vorliegenden Beitrags sind, haben folgende Ergebnisse ergeben:

- **Zuluftvolumen für den erforderlichen Sauerstoffeintrag**

Der stöchiometrische Sauerstoffbedarf liegt zwischen 0,6 und 4 kg O<sub>2</sub>/kg oTM, damit ergibt sich ein erforderliches Zuluftvolumen zwischen 2 und 15 m<sup>3</sup> fL/kg oTM. Um eine Sauerstoffmenge von 2 kg je kg abgebaute organische Substanz abzudecken, ist entsprechend ein Lufteintrag von rund 7 m<sup>3</sup> fL je kg abgebaute organische Substanz erforderlich.

- **Zuluftvolumen für den erforderlichen Wärmeaustrag**

Die Einstellung einer Temperatur im System von 55 °C erfordert Zuluftvolumen zwischen 22 und 150 m<sup>3</sup> fL/kg oTM, die im Vergleich zu dem Sauerstoffeintrag um den Faktor 10 höher sind. Der mit diesem Wärmeaustrag verbundene **Wasseraustrag** über die Abluft beträgt durchschnittlich 6 kg WD/kg oTM, so dass für die Aufrechterhaltung der mikrobiellen Aktivität eine entsprechend an den Rottefortschritt angepasste kontinuierliche Bewässerung erforderlich ist.

## 6 Summary

The aeration of aerobic waste treatment processes, which are realised in MBT plants in form of intensive rotting proceedings, adopts the following function, on the one hand delivering oxygen into the system by the input air and on the other hand removing heat out of the system by the exhaust air. The required heat removal causes at the same time a water removal by the exhaust air and thereby a non-wished drying of the waste material.

Minimising the treatment time at a high degradation efficiency, which is connected with the microbial activity and depend on the systems' environment condition, is the aim of optimising the process. The substantial factors of influence are oxygen content, temperature and water content. Optimal process requirements are at an oxygen supply of 0.8 to 2.0 g O<sub>2</sub> per kg organic dry mass and hour, a temperature of 45 to 55 °C and a water content ranging from 45 to 65 %. Achieving a minimum treatment time requires an optimal management of the control variable aeration and irrigation, as well as transposing of the waste material, as the influence factors jointly interact by the aeration. The oxygen content in the exhaust air and the temperature in the waste fuel serve as control parameters for the aeration of the intensive rotting proceedings and can be used likewise as process identity variable, because they allow declarations about the degradation degree of the organic substances.

The stoichiometric and the thermodynamic calculations for the different organic substances of municipal waste, which are based only on theory and are part of this lecture, have the following results:

- **Input air volume for the required oxygen entry**

The stoichiometric oxygen demand ranges from 0.6 to 4 kg O<sub>2</sub>/kg organic dry mass. Thereby, a required input air volume ranges from 2 to 15 m<sup>3</sup> humid air/kg organic dry mass. In order to cover an oxygen quantity of 2 kg per kg of the degraded organic substance, an air entry of about 7 m<sup>3</sup> fL per kg of degraded organic substance is required.

- **Input air volume for the required heat removal**

The focus of a temperature in the system of 55 °C requires input air volume that range from 22 to 150 m<sup>3</sup> humid air/kg organic dry mass that, compared to the oxygen entry, is 10 times higher. The water removal which is combined with this heat removal by the exhaust air averages 6 kg water vapor/kg organic dry mass, so that a corresponding and continuous watering is required for the maintenance of the microbial activity.

## 7 Literatur

- Haug, R. T. 1993 The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, USA.
- Kranert, M. 2000 Grundlagen der Kompostierung.  
In: Biologische Abfallverwertung; W. Bidlingmaier (Hrsg.); Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; S. 37 - 55.
- Krogmann, U. 1994 Kompostierung -Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung-.  
Hamburger Berichte -Abfallwirtschaft Technische Universität Hamburg-Harburg-, Band 7 (Dissertation); R. Stegmann (Hrsg.); Economia Verlag, Bonn.
- Rich, L. G. 1963 Unit Processes of Sanitary Engineering. John Wiley & Sons, Inc., New York.

### **Anschrift der Verfasserin**

Dipl.-Ing. Birte Mähl  
Voltmerstraße 47  
D-30165 Hannover  
Telefon +49 511 352 40 78  
Email bmaehl@web.de