

LEONIE WITTMANN

Charakterisierung und Lokalisierung von  
Emissionen aus mechanisch-biologischen  
Abfallbehandlungsanlagen zur Entwicklung  
einer prozessangepassten Abluftbehandlung

Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft Band 137



Forschungs- und Entwicklungsinstitut für  
Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie  
Abfallwirtschaft e.V. in Stuttgart (FEI)

# **Leonie Wittmann**

**Charakterisierung und Lokalisierung von Emissionen  
aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zur  
Entwicklung einer prozessangepassten Abluftbehandlung**

## **Impressum**

### **Bibliographische Information der Deutschen Bibliothek**

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet die Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

**D 93**, Dissertationen der Universität Stuttgart

### **Leonie Wittmann**

### **Charakterisierung und Lokalisierung von Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zur Entwicklung einer prozessangepassten Abluftbehandlung**

Hauptberichter: **Univ.-Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert**

Mitberichter: **Univ.-Prof. Dr.-Ing. Thomas Pretz**



Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V., Stuttgart (FEI)

### **Erschienen in der Reihe**

Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band **137/2021**

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart

### **Umschlag, Buchgestaltung**

Andreas Sihler, Leonie Wittmann

### **Verlag**

FEI e.V. Eigenverlag, c/o Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft  
Bandtäle 2, 70569 Stuttgart

### **Druck**

logo Print GmbH Gutenbergstraße 39/1, 72555 Metzingen

© 2021 Alle Rechte vorbehalten. Printed in Germany

# **Charakterisierung und Lokalisierung von Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zur Entwicklung einer prozessangepassten Abluftbehandlung**

Von der Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften  
der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde einer  
Doktor-Ingenieurin (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

**Leonie Wittmann geb. Bruggmoser**

aus Freiburg im Breisgau

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert  
Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. Thomas Pretz

Tag der mündlichen Prüfung: 26. November 2020

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft  
der Universität Stuttgart

2020



## Vorwort

Siedlungsabfälle zur Beseitigung sind in Deutschland aufgrund der Bestimmungen der Deponieverordnung vorzubehandeln. Für die Abfallvorbehandlung werden neben thermischen Anlagen auch mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA) für ca. 4,5 Mio. Mg/a der Siedlungsabfälle eingesetzt. Die biologische Behandlung von Restabfällen ist bei aeroben Verfahren mit hohen Luftumsätzen verbunden. Die dabei entstehenden gasförmigen Emissionen sind grundsätzlich schadstoffbelastet und müssen vor der Abgabe an die Atmosphäre gereinigt werden. Dabei sind die Grenzwerte der 30. Bundes-Immissionsschutzverordnung (30. BImSchV) einzuhalten.

Zur sicheren Einhaltung der geforderten Grenzwerte hat sich in Deutschland für die Reinigung der Prozessabgase der biologischen Stufe eine Kombination aus saurem Wäscher und regenerativer thermischer Oxidation (RTO) etabliert. Als Folge des Grenzwertes der 30. BImSchV, der das zulässige Massenverhältnis der emittierten Kohlenstofffracht zu behandelter Abfallmenge angibt, wird die schadstoffbelastete Luft aus anderen Anlagenteilen, wie beispielsweise der Halle zur mechanischen Aufbereitung, zur Belüftung des Materials in der biologischen Stufe eingesetzt. Durch die Mehrfachnutzung der Luft wird der Gesamtabluft-Volumenstrom reduziert.

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung entfällt ein erheblicher Anteil der spezifischen Behandlungskosten auf die Abgasreinigung. So werden in vielen Anlagen etwa zwei Drittel der spezifischen Energiekosten für die Abgasbehandlung aufgewendet. Dies ist größtenteils auf die Notwendigkeit einer Stützfeuerung in der regenerativen Nachverbrennung zurückzuführen, da der Abgasstrom keinen ausreichenden Kohlenstoffgehalt für den autothermen Betrieb aufweist. Dies ist nicht nur unter Wirtschaftlichkeitsaspekten von Bedeutung, sondern auch hinsichtlich der Klimarelevanz des Verfahrens, da die Stützfeuerung bei den aeroben Behandlungsanlagen in der Regel mit Erdgas als fossilem Energieträger betrieben wird.

Frau Dr.-Ing. Leonie Wittmann greift diese hochaktuelle Problematik in ihrer Dissertation auf. Durch die detaillierte Aufklärung der Entstehungsorte der Emissionen sowie die Untersuchung der Zusammensetzung verschiedener Abgasströme nach Art und

Konzentration und die Erfassung der rottezeitabhängigen Konzentrationsverläufe schafft sie die wissenschaftlichen Grundlagen zur Entwicklung einer optimierten und prozessangepassten Abgasbehandlung.

Die Forschungsergebnisse von Frau Wittmann zeigen, dass die Abluft aus MBA besonders innerhalb der ersten Woche in der aeroben Behandlung sehr hoch mit organischen Kohlenstoffkomponenten belastet ist, während in den darauffolgenden Wochen die Ammoniakkonzentrationen für die Abluftreinigung die relevante Kenngröße sind. Durch die zeitlich hochaufgelöste Untersuchung der Konzentrationen an organischen Kohlenstoffverbindungen und Ammoniak in den Abluftströmen von MBA wird von Frau Wittmann ein prozessangepasstes Belüftungs- und Abgasmanagement abgeleitet. Hierdurch ist es nun möglich, die gemäß 30. BImSchV erforderliche regenerative thermische Oxidation der Abluft gezielt einzusetzen und im Vergleich zur heutigen Praxis deutlich kleiner zu dimensionieren, was sowohl unter den Aspekten der Wirtschaftlichkeit als auch der Klimarelevanz für den Betrieb von MBA von erheblicher Bedeutung ist.

Die von Frau Dr.-Ing. Leonie Wittmann vorgelegte Dissertation stellt sowohl für die Wissenschaft als auch für die Umsetzung in die Praxis hervorragende Grundlagen für eine signifikante Verbesserung der Abluftbehandlung in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen zur Verfügung.

Ich wünsche der Arbeit eine weite Verbreitung in der Fachwelt.

Stuttgart, im April 2021

Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert

## Danksagung

Zum erfolgreichen Abschluss meiner Dissertation hat eine Vielzahl an Personen beigetragen, denen ich an dieser Stelle ganz herzlich danken möchte.

Mein besonderer Dank gilt meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert für die Möglichkeit an seinem Lehrstuhl diese Promotion anfertigen zu dürfen. Außerdem danke ich Herrn Prof. Dr.-Ing. Kranert für die umfassende Betreuung sowie die angeregten Diskussionen und die konstruktive Kritik an meiner Doktorarbeit.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Thomas Pretz danke ich für die Übernahme der Mitberichter-schaft sowie die immer gute Zusammenarbeit in den Forschungsvorhaben „Energieeffiziente Abluftbehandlung (EnAB)“.

Mein persönlicher Dank gilt dem gesamten Arbeitsbereich Emissionen. Besonders danke ich meinem Arbeitsbereichsleiter Herrn Dr.-Ing. Martin Reiser für die enorme Unterstützung, Motivation sowie die mir und meiner Arbeit entgegen gebrachte Wertschätzung. Meinen Kolleginnen Imke und Angela danke ich herzlich für die immer emsige Hilfsbereitschaft, die tatkräftige und moralische Unterstützung sowie die anregenden Kaffeepausen. Vielen Dank für Eure Freundschaften.

Ein herzliches Dankeschön geht an alle Projektbeteiligten der Forschungsvorhaben EnAB für die gute Kooperation, Datenbereitstellung und Hilfsbereitschaft. Insbesondere geht mein großer Dank an Herrn Erdogan Coskun, Frau Christina Joost und Herrn Jens Herden. Ostfriesland war immer eine Reise wert.

Ferner möchte ich allen Kolleginnen und Kollegen des Lehrstuhls und des gesamten Instituts herzlich danken, die mich während meines Studiums sowie meiner Promotionszeit begleitet, unterstützt und gefördert haben.

Mein ganz besonders herzlicher Dank gilt meinen Eltern, meinen Geschwistern und meinem Mann für die unermüdliche Unterstützung, die unendliche Geduld, den guten Zuspruch und den immerwährenden Rückhalt während meiner gesamten Studien- und Promotionszeit.



---

## Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>viii</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>xi</b>
<b>Gleichungsverzeichnis</b> .....	<b>xii</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis und Glossar</b> .....	<b>xiii</b>
<b>Chemische Formelzeichen und Begriffe</b> .....	<b>xvi</b>
<b>Physikalische Einheiten und Begriffe</b> .....	<b>xvii</b>
<b>Hintergrund der Dissertation</b> .....	<b>xix</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>xxi</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>xxv</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2 Problemstellung und Zielsetzung</b> .....	<b>3</b>
2.1 <i>Problemstellung</i> .....	3
2.2 <i>Zielsetzung der Arbeit</i> .....	5
<b>3 Stand der Erkenntnisse</b> .....	<b>6</b>
3.1 <i>Rechtliche Grundlagen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung</i> .....	6
3.1.1 Anforderungen an das abzulagernde Material.....	6
3.1.2 Anforderungen an die gasförmigen Emissionen .....	11
3.2 <i>Grundlagen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung</i> .....	14
3.2.1 Biologische Abbauprozesse in aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen .....	16
3.2.2 Vorteile von Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.....	18
3.3 <i>Belüftungsmanagement in mechanisch-biologischen                 Abfallbehandlungsanlagen</i> .....	19
3.4 <i>Mechanisch-biologische Abfallbehandlung im Ausland</i> .....	21
3.4.1 Vergleich der Emissionsgrenzwerte in Deutschland und Österreich .....	23
3.5 <i>Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen</i> .....	25
3.6 <i>Anforderungen an die Abgasreinigungsverfahren in mechanisch-biologischen                 Abfallbehandlungsanlagen</i> .....	27

3.6.1	Thermische Abgasreinigung mittels regenerativer Nachverbrennung .....	28
3.6.2	Biologische Abluftreinigung mittels Biofilter .....	31
3.6.3	Ammoniakabscheidung mittels Gaswäsche .....	35
<b>4</b>	<b>Material und Methoden .....</b>	<b>38</b>
4.1	<i>Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage Großefehn .....</i>	<i>38</i>
4.1.1	Mechanische Aufbereitung .....	39
4.1.2	Biologische Aufbereitung .....	41
4.1.3	Lüftungstechnik und Belüftungsmanagement.....	46
4.1.4	Kennzahlen .....	53
4.2	<i>Anforderungen an die Messtechnik für die Abgasanalytik .....</i>	<i>57</i>
4.3	<i>Voruntersuchungen mittels Probennahme durch Adsorption .....</i>	<i>58</i>
4.4	<i>Grundlagen der Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie .....</i>	<i>60</i>
4.4.1	Grundlagen der Infrarot-Absorptionsspektroskopie .....	61
4.4.2	Aufbau und Messprinzip eines Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometers .....	65
4.4.3	Vorteile der Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie gegenüber anderen infrarotspektroskopischen Analysemethoden .....	71
4.4.4	Multikomponentenanalyse mittels Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie.....	72
4.5	<i>Grundlagen eines Flammenionisationsdetektors.....</i>	<i>75</i>
4.5.1	Aufbau und Messprinzip eines Flammenionisationsdetektors .....	76
4.6	<i>Messung von Kohlenstoffverbindungen mittels Flammenionisationsdetektor und Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer .....</i>	<i>77</i>
4.7	<i>Messstellenmanagement.....</i>	<i>79</i>
4.7.1	Automatische Messstellenumschaltung und Messzyklus .....	79
4.7.2	Messstellenbelegung.....	83
<b>5</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>86</b>
5.1	<i>Ergebnisse der Voruntersuchungen mittels Probennahme durch Adsorption .....</i>	<i>86</i>
5.2	<i>Charakterisierung des Abgases einzelner Rottetunnel.....</i>	<i>87</i>
5.2.1	Kohlenstoffeinzerverbindungen im Abgasstrom.....	89
5.2.2	Stickstoffeinzerverbindungen im Abgasstrom .....	92
5.2.3	Freigesetzte Emissionsfrachten.....	94

5.3	<i>Charakterisierung des Abgases der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle.....</i>	96
5.3.1	<i>Kohlenstoffeinzelverbindungen in der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle.....</i>	97
5.3.2	<i>Emissionsquellen in der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle.....</i>	98
5.4	<i>Kohlenstoffgehalt im Abgas zur regenerativen Nachverbrennung.....</i>	107
5.5	<i>Auswirkungen der zur Belüftung eingesetzten Hallenabsaugung auf Roh- und Reingase bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.....</i>	109
5.5.1	<i>Auswirkungen auf die Abgase aus den Rottetunneln .....</i>	109
5.5.2	<i>Auswirkungen auf das Reingas der regenerativen Nachverbrennung.....</i>	112
<b>6</b>	<b><i>Bewertung, Einordnung und Diskussion der Ergebnisse.....</i></b>	<b>114</b>
6.1	<i>Besondere Erkenntnisse aus den vorgestellten Messergebnissen .....</i>	114
6.2	<i>Einordnung der Emissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.....</i>	115
6.2.1	<i>Einordnung der Gesamtkohlenstoffemissionen .....</i>	116
6.2.2	<i>Einordnung ausgewählter Emissionsfrachten.....</i>	119
6.2.3	<i>Bewertung der Emissionskonzentrationen und –frachten.....</i>	122
6.3	<i>Einfluss der Prozesse bei der mechanischen Aufbereitung auf die Tunnelzu- und Tunnelabluft.....</i>	124
6.4	<i>Einfluss des zu behandelnden Abgasstroms auf die Abgasreinigung mittels Biofilter und regenerativer Nachverbrennung .....</i>	125
6.5	<i>Prozessangepasstes Abgasmanagement .....</i>	127
6.6	<i>Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen .....</i>	133
<b>7</b>	<b><i>Zusammenfassung, Schlussfolgerung und Ausblick .....</i></b>	<b>136</b>
7.1	<i>Zusammenfassung der wissenschaftlichen Erkenntnisse .....</i>	136
7.2	<i>Schlussfolgerung und Ausblick.....</i>	138
<b>8</b>	<b><i>Literatur.....</i></b>	<b>140</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Charakteristischer Verlauf der Freisetzung von NMVOC und Gerüchen bei der Restabfallrotte .....	26
Abbildung 2: Schema einer Dreikammer-RTO .....	30
Abbildung 3: Aufbau eines klassischen Festbettbiofilters .....	32
Abbildung 4: Schematische Darstellung des Temperaturoptimums .....	34
Abbildung 5: Füllkörperkolonne .....	36
Abbildung 6: Verfahrensfliessbild der MBA Großfehn .....	38
Abbildung 7: Luftbild der MBA-Anlage in Großfehn .....	39
Abbildung 8: Halle zur mechanischen Aufbereitung mit Förderband zur biologischen Stufe .....	41
Abbildung 9: Blick in einen Rottetunnel der MBA Großfehn .....	42
Abbildung 10: Schematischer Aufbau der biologischen Aufbereitung (BA) .....	43
Abbildung 11: Skizze eines Rottetunnels.....	45
Abbildung 12: Belüftung eines Rottetunnels .....	48
Abbildung 13: Lüftungstechnik auf dem Dach der Rottetunnel der MBA Großfehn	49
Abbildung 14: Regelklappen zur Steuerung der Belüftung für optimale Rottebedingungen .....	50
Abbildung 15: Schema der Luftführung in der MBA Großfehn.....	51
Abbildung 16: Schema der verschiedenen Abgasreinigungspfade bei der MBA Großfehn .....	52
Abbildung 17: RTO-Anlage (orange) mit vorgeschalteten sauren Wäschern (schwarz) der MBA Großfehn .....	53
Abbildung 18: Spezifischer Energieverbrauch der MBA Großfehn .....	56
Abbildung 19: Schema Thermodesorption von Adsorptionsröhrchen und GC/MS Analyse.....	59
Abbildung 20: Normalschwingungen von CO <sub>2</sub> .....	62
Abbildung 21: IR-Absorptionsspektrum von Kohlenstoffdioxid .....	63
Abbildung 22: IR-Absorptionsspektrum von Essigsäure; c = 41ppm .....	65
Abbildung 23: Schematischer Aufbau eines Michelson-Interferometers.....	66
Abbildung 24: Konstruktive (links) und destruktive (rechts) Interferenz .....	67
Abbildung 25: Interferogramme einer Probe (P) und des Hintergrunds (H).....	70
Abbildung 26: Prinzip der quantitativen Mehrkomponentenanalyse von CALCMET	73

---

Abbildung 27: Skizze eines Flammenionisationsdetektors .....	77
Abbildung 28: Messtechnik zur Abluftanalytik (links) und Probennahmestelle (rechts) auf dem Tunneldach .....	80
Abbildung 29: Fließbild des Probennahmesystems .....	81
Abbildung 30: Abgasführung mit Bypassleitung .....	84
Abbildung 31: Exemplarische Zusammensetzung und zeitlicher Verlauf des Abgases eines Tunnels .....	88
Abbildung 32: Zusammensetzung des Gesamtkohlenstoffpeaks zu Beginn der Rotte .....	90
Abbildung 33: Methankonzentrationen im Mischabgas der zweiten Rottephase .....	91
Abbildung 34: Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas eines Rottetunnels .....	92
Abbildung 35: Exemplarischer Konzentrationsverlauf von Ammoniak und Lachgas .....	93
Abbildung 36: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration in der Hallenabsaugung .....	96
Abbildung 37: Zusammensetzung der Hauptkomponenten der Hallenabsaugung ...	97
Abbildung 38: Addition der Heptan-, MEK- und Ethanolkonzentrationen .....	98
Abbildung 39: Korrelation des Verlaufs der Gesamtkohlenstoffkonzentration in der Hallenabsaugung (linke Y-Achse: schwarze Linie) und der Laufmeldung des Zerkleinerers .....	99
Abbildung 40: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen bei der Zerkleinerung	102
Abbildung 41: Vergleich der Ethanolemmissionen bei der Zerkleinerung .....	103
Abbildung 42: Vergleich der Heptan- und MEK-Emissionen bei der Zerkleinerung	104
Abbildung 43: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen bei der Zerkleinerung und Siebung von Abfällen .....	105
Abbildung 44: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen bei der Verladung der abgetrennten MKF .....	106
Abbildung 45: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen beim Umsetzen und Austragen von Material .....	106
Abbildung 46: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration vor der RTO-Anlage ..	107
Abbildung 47: Gesamtkohlenstoffkonzentration vor der RTO-Anlage .....	108
Abbildung 48: Korrelation zwischen den Kohlenstoffemissionen der Frischluft und der Kohlenstoffbelastung Mischabgas der 2. Rottephase .....	110
Abbildung 49: Zusammensetzung der Hallenabsaugung .....	111
Abbildung 50: Zusammensetzung des Mischabgases der 2. Rottephase .....	111

Abbildung 51: Typischer Konzentrationsverlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration im Reingas .....	112
Abbildung 52: Korrelation zwischen den Konzentrationsverläufen von TVOC im Reingas der MBA-Anlage sowie in der Frischluft.....	113
Abbildung 53: Belüftungsmanagement im Tag- oder Nachtbetrieb für MBA-Anlagen mit aerober biologischer Stufe .....	132
Abbildung 54: Entscheidungsschema.....	135

---

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: Energieverbrauch von MBA-Anlagen.....	4
Tabelle 2: Aufteilung der Deponieklassen .....	9
Tabelle 3: Ablagerungskriterien für DKII Deponie.....	10
Tabelle 4: Grenzwerte der 30. BImSchV .....	12
Tabelle 5: Gegenüberstellung der Emissionsgrenzwerte für MBA-Anlagen in Österreich und Deutschland .....	23
Tabelle 6: Verschiedene Betriebszustände einer Dreikammer RTO .....	31
Tabelle 7: Rotteparameter der 1. Rottephase MBA Großfehn.....	45
Tabelle 8: Rotteparameter der 2. Rottephase MBA Großfehn.....	46
Tabelle 9: Behandelte Abfallmengen der MBA Großfehn in den Jahren 2012, 2014 und 2016 .....	54
Tabelle 10: Absorptionsbereich der funktionellen Gruppen .....	64
Tabelle 11: Analysierte Verbindungen und zur Auswertung verwendete Wellenzahlbereiche .....	75
Tabelle 12: Umrechnung Gesamtkohlenstoff.....	78
Tabelle 13: Messzyklus der automatischen Messstellenumschaltung .....	82
Tabelle 14: Analysierte Emissionsquellen .....	83
Tabelle 15: Mittlere freigesetzte Schadstofffrachten während der gesamten Rottezeit für einen Beispieeltunnel .....	94
Tabelle 16: Übersicht der betrachteten Betriebszustände in der MA und BA .....	101
Tabelle 17: Vergleich der TVOC-Konzentrationen im Rohgas der MA und BA .....	117
Tabelle 18: Freigesetzte Frachten aus MBA-Anlagen im Rohgas .....	120
Tabelle 19: Konzept eines prozessangepassten Belüftungs- und Abgasmanagements .....	130

## **Gleichungsverzeichnis**

Gleichung 1: Schematische Reaktionsgleichung des idealisierten biologischen Abbaus .....	16
Gleichung 2: Vereinfachte Reaktionsgleichungen der Nitrifikation und Denitrifikation .....	18
Gleichung 3: Rechnerische Bestimmung der Fracht von Gesamtkohlenstoff.....	20
Gleichung 4: Rechnerische Bestimmung des Massenverhältnisses von Gesamtkohlenstoff zur Masse des Anlageninputs.....	20
Gleichung 5: Schematische Reaktionsgleichung der Oxidation von Kohlenwasserstoffen .....	28
Gleichung 6: Reaktion von Ammoniak mit Schwefelsäure im sauren Wäscher .....	36
Gleichung 7: Lambert-Beersches Gesetz.....	61
Gleichung 8: Fourier-Transformations-Paar .....	68

## Abkürzungsverzeichnis und Glossar

Abkürzung	Erklärung
AbfAbIV	Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen; kurz: Abfallablagerungsverordnung. In der Fassung vom 20.02.2001, außer Kraft getreten am 16.07.2009
AT	Länderkürzel für Österreich
BA	Biologische Aufbereitung, Anlagenteil einer MBA-Anlage
BImSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnlichen Vorgängen; kurz: Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 17.05.2013.
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes; kurz: Bundes-Immissionsschutzverordnung
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
BW	Brauchwasser zur Bewässerung der Rotte
D	Länderkürzel für Deutschland
DepV	Verordnung über Deponien und Langzeitlager; kurz: Deponieverordnung. In der Fassung vom 02.05.2013.
DK	Deponieklasse
EG	Europäische Gemeinschaft
EnAB	Akronym der Projekte „Energieeffiziente Abluftbehandlung“
ESB	Ersatzbrennstoff
EU	Europäische Union
FID	Flammenionisationsdetektor
Frischluff	Mischgas aus abgasaugter Luft der mechanischen Aufbereitungshalle sowie der Tunnelvorhalle, wird zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt.
FT-IR	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie
GC/MS	Gaschromatograph mit Massenspektrometer als Detektor
GWP	Global Warming Potential. Maß für die Klimawirksamkeit eines Luftschadstoffs. Dabei gilt: GWP von CO <sub>2</sub> = 1, GWP anderer Stoffe: siehe CO <sub>2</sub> -Äquivalente

hmä.	hausmüllähnlich
I.A.R.	Institut für Aufbereitung und Recycling der RWTH Aachen
ISWA	Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart
KrWG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen; kurz: Kreislaufwirtschaftsgesetz. In der Fassung vom 07.10.2013.
MA	Mechanische Aufbereitung, Anlagenteil einer MBA-Anlage
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MBT	Mechanical Biological Treatment. Englische Bezeichnung für MBA
MCT	Mercury-Cadmium-Telluride; Halbleiterverbindung bestehend aus Quecksilber- und Cadmiumtellurid; Detektor des FT-IR-Spektrometers
MKF	Mittelkalorische Fraktion
MKW	Materialkreislauf- und Kompostwirtschaft GmbH & Co. KG, Großefehn. Betreiber der untersuchten MBA-Anlage.
MVA	Müllverbrennungsanlage
MW	Mittelwert (arithmetisches Mittel)
NIST	National Institute of Standards and Technology. Bundesbehörde der Vereinigten Staaten: Nationales Institut für Standards und Technologie.
PTJ	Projektträger Jülich
PW	Prozesswasser. Abwasser aus der biologischen Aufbereitung, das gefasst und zur Bewässerung der Rotte eingesetzt wird.
RP	Rottephase
RTO	Regenerative-thermische-Oxidation
RWTH Aachen	Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
TA Luft	Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. In der Fassung vom 24.07.2002.
TASi	Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. In der Fassung vom 14.05.1993, außer Kraft getreten am 16.07.2009.

TM	Trockenmasse. Masse abzüglich des enthaltenen Wassers; vergleiche TS
TS	Trockensubstanz. Masse abzüglich des enthaltenen Wassers; vergleiche TM
VDI	Verein Deutscher Ingenieure

## Chemische Formelzeichen und Begriffe

Abkürzung	Erklärung
AT <sub>4</sub>	Maß für die Atmungsaktivität von organischem Material innerhalb von vier Tagen, angegeben als: $\frac{mg\ O_2}{g\ TS}$
C/N-Verhältnis	Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff, Maß für den Nährstoffgehalt im Material.
C <sub>gesamt</sub>	Gesamtkohlenstoff. Maß für organische Kohlenwasserstoffverbindungen im Abgas, angegeben als: $\frac{mg\ C}{m^3}$ ; vergleiche TVOC
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CO <sub>2</sub> -Äquivalent	Maß für den relativen Beitrag eines Gases zum globalen Treibhauspotential. Ermöglicht es die Wirkung verschiedener Treibhausgase zu vergleichen.
DOC	Dissolved Organic Carbon. Maß für gelöste organische Substanzen im Eluat, angegeben als: $\frac{mg\ C}{L}$
GB <sub>21</sub>	Maß für die Gasbildungsrate von organischem Material innerhalb von 21 Tagen, angegeben als: $\frac{L}{kg}$
MEK	Methylethylketon, auch 2-Butanon
N <sub>2</sub> O	Distickstoffoxid, Trivialname: Lachgas
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium
NMVOC	Non Methane Volatile Organic Compounds. Summenparameter für leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe ohne Methan.
TOC	Total Organic Carbon. Maß für gelöste und partikuläre organische Substanzen im Eluat, Einheit: $\frac{mg\ C}{L}$
TVOC	Total Volatile Organic Carbon. Maß für flüchtige organische Kohlenwasserstoffverbindungen im Abgas, Einheit: $\frac{mg\ C}{m^3}$ ; vergleiche C <sub>gesamt</sub>
VOC	Volatile Organic Compounds. Summenparameter für leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe im Abgas.

## Physikalische Einheiten und Begriffe

Abkürzung	Erklärung
a	Maßeinheit für die Zeit: 1 a = 1 Jahr
m <sup>3</sup> <sub>B</sub>	Volumen in Kubikmeter im Betriebszustand (Betriebskubikmeter)
°C	Grad Celsius. Maß für die Temperatur, 1 °C = 273,15 Kelvin
d	Maßeinheit für die Zeit: 1 d = 1 Tag
g	Maßeinheit für die Masse: 1 g = 1 Gramm
GE	Geruchseinheit. Maß für die Geruchsbelastung.
Gew.-%	Gewichtsprozent
h	Maßeinheit für die Zeit: 1 h = 1 Stunde
H <sub>o</sub>	Brennwert (veraltet: oberer Heizwert). Maß für die bei der Verbrennung eines Stoffes freiwerdende Wärmemenge.
kg	Maßeinheit für die Masse: 1 kg = 1 Kilogramm = 10 <sup>3</sup> Gramm
L	Maßeinheit für das Volumen: 1 L = 1 Liter
m <sup>3</sup>	Maßeinheit für das Volumen: 1 m <sup>3</sup> = 1 Kubikmeter = 1000 Liter
m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	Volumen in Kubikmeter im Normzustand bei 0 °C und 1013 hPa
mg	Maßeinheit für die Masse: 1 mg = 1 Milligramm = 10 <sup>-3</sup> Gramm
Mg	Maßeinheit für die Masse: 1 Mg = 1 Megagramm = 10 <sup>6</sup> Gramm
min	Maßeinheit für die Zeit. 1 min = 1 Minute = 60 Sekunden
P80	Perzentil P80. 80 % aller Werte sind kleiner oder gleich als der P80-Wert.
s	Maßeinheit für die Zeit. 1 s = 1 Sekunde
Vol.-%	Volumenprozent



## Hintergrund der Dissertation

Die in der vorliegenden Dissertation verarbeiteten Daten wurden im Rahmen der vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) geförderten Forschungsprojekte „Energieeffiziente Abluftbehandlung“, kurz EnAB, unter den Förderkennzeichen 03ET1053B (EnAB) sowie 03ET1378B (EnAB 2) generiert. Die Projekte EnAB und EnAB 2 sind Teil des „6. Energieforschungsprogramms“ der deutschen Bundesregierung mit dem Förderschwerpunkt „Energieeffizienz in Industrie und Gewerbe, Handel und Dienstleistungen“.

Die Forschungsvorhaben wurden als Verbundprojekte von vier Projektpartnern realisiert. Davon stammen zwei aus dem universitären Bereich und zwei aus der Wirtschaft. In *Tabelle 1* sind die Projektpartner aufgeführt.

*Tabelle 1: Übersicht über die Verbundpartner in den Vorhaben EnAB und EnAB2*

Institut	Kurzbezeichnung
Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft	Uni Stuttgart ISWA
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Institut für Aufbereitung und Recycling	RWTH Aachen I.A.R.
Materialkreislauf- und Kompostwirtschaft GmbH & Co.KG, Großefehn	MKW
PlasmaAir AG, Weil der Stadt	PlasmaAir

Der Untersuchungsrahmen der Projekte EnAB und EnAB 2 umfasste nicht nur die Reinigung der Abgase, sondern den gesamten Prozessablauf. Von der mechanischen Aufbereitung (MA) über die biologische Aufbereitung (BA) bis hin zur Abgasreinigung wurden mögliche Maßnahmen im Hinblick auf die Steigerung der Energieeffizienz betrachtet. Die daraus resultierenden Aufgabenfelder waren den jeweiligen Projektpartnern zugeordnet.

Eine energieeffiziente Abluftbehandlung ist grundsätzlich dann zu erzielen, wenn eine prozessangepasste Abluftreinigung stattfindet. Unerlässliche Grundlage hierfür ist die detaillierte Kenntnis der Abgasqualität. Insbesondere die umfassende Analyse der verschiedenen Abgasströme oblag dem ISWA.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Dissertation liegt auf der detaillierten Analytik der Abgaszusammensetzung und dem zeitlichen Verlauf der entstehenden Emissionen bei der Restabfallbehandlung. Weiterhin sind die Entstehungsorte der Emissionen sowohl in der mechanischen Aufbereitung als auch bei den biologischen Abbauprozessen relevant. Die von der Autorin erarbeiteten Ergebnisse sind teilweise in die Projektberichte aufgenommen und dort veröffentlicht.

## Zusammenfassung

In Deutschland werden jährlich etwa 4,5 Mio. Mg (Stand: 2013) Siedlungsabfälle in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) aufbereitet. Der zweistufige Prozess besteht aus einer mechanischen Wert- und Störstoffauslese sowie aus einem aeroben oder einem kombinierten anaerob-aeroben biologischen Aufbereitungsschritt, in dem ein weitgehendender Abbau der im Abfall enthaltenen organischen Verbindungen erfolgt. Als Produkte der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung werden so, neben einem ablagerungsfähigen Deponat, auch Fraktionen zur stofflichen sowie energetischen Verwertung aus dem Restabfall abgetrennt.

Die Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgten an der MBA Großefehn in Niedersachsen. Dort wird die mit Organik angereicherte Feinfraktion aerob in 30 geschlossenen und zwangsbelüfteten Rottetunneln behandelt.

Die aerobe biologische Behandlung von Restabfällen ist mit hohen Luftumsätzen verbunden. Die dabei entstehenden gasförmigen Emissionen sind grundsätzlich schadstoffbelastet und müssen vor der Abgabe in die Atmosphäre gereinigt werden. Dabei sind die Grenzwerte der 30. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV) einzuhalten. Zur sicheren Einhaltung der geforderten Grenzwerte hat sich in Deutschland für die Reinigung der Prozessabgase der biologischen Stufe eine Kombination aus saurem Wäscher und regenerativer Nachverbrennung etabliert. Als Folge des Grenzwertes der 30. BImSchV für das Massenverhältnis der emittierten Kohlenstofffracht zu behandelter Abfallmenge, wird die schadstoffbelastete Luft aus anderen Anlagenteilen, wie beispielsweise der Halle zur mechanischen Aufbereitung, zur Belüftung des Materials in der biologischen Stufe eingesetzt. Durch die Mehrfachnutzung der Luft wird der Gesamtabluftvolumenstrom reduziert. Der überschüssige Anteil, der nicht zur Belüftung benötigt wird, wird mittels biologischer Abluftreinigungsverfahren mit vorgeschaltetem saurem Wäscher gereinigt.

Bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung entfällt ein nicht zu vernachlässigender Anteil der spezifischen Behandlungskosten auf die Abgasreinigung. Beispielsweise werden der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung auf der MBA Großefehn etwa zwei Drittel der spezifischen Energiekosten für die Abgasbehand-

lung aufgewendet. Dies ist größtenteils auf die Notwendigkeit einer Stützfeuerung in der regenerativen Nachverbrennung zurückzuführen, da der Abgasstrom keinen ausreichenden Kohlenstoffgehalt für einen autothermen Betrieb aufweist.

Ziel der vorliegenden Arbeit war die detaillierte Aufklärung der Entstehungsorte der Emissionen sowie der Zusammensetzung verschiedener Abgasströme nach Art und Konzentration. Weitere Untersuchungsschwerpunkte waren die Erfassung der rottezeitabhängigen Konzentrationsverläufe sowie der Zeitpunkte des Auftretens der verschiedenen Abluftinhaltsstoffe während der Behandlung. Diese Erkenntnisse sollen als Grundlage zur Entwicklung einer optimierten und prozessangepassten Abgasbehandlung dienen.

Im Rahmen umfangreicher, kontinuierlicher Messkampagnen mittels FTIR-Spektrometer und Flammenionisationsdetektor konnten charakteristische Konzentrationsprofile erstellt werden. Vor allem in den ersten Tagen der sechswöchigen Behandlungsdauer sind hohe Kohlenstoff-emissionen aus den einzelnen Rottetunneln zu erwarten. Die Kohlenstoffemissionen sind im Wesentlichen ein Gemisch aus Ethanol, 2-Butanon und Heptan. Die kurzzeitigen Konzentrationsspitzen können Werte von etwa 2000 mg C/m<sup>3</sup> bis 5000 mg C/m<sup>3</sup> erreichen. Im weiteren Verlauf der Behandlung sind Konzentrationen von 20 mg C/m<sup>3</sup> bis 150 mg C/m<sup>3</sup> zu erwarten.

Der autotherme Betrieb von Anlagen zur regenerativen Nachverbrennung ist zwar bei Kohlenstoffgehalten von etwa 1000 mg C/m<sup>3</sup> bis 2000 mg C/m<sup>3</sup> möglich, jedoch ist zu beachten, dass der Rohgasstrom eine Mischung von Abgasen verschiedener Abfallchargen ist, welche sich alle in unterschiedlichen Rottestadien befinden. Für den Gesamtkohlenstoffgehalt des Mischabgases ergibt sich bei der MBA Großfehn eine mittlere Konzentration von nur etwa 75 mg C/m<sup>3</sup>. Eine effiziente Nachverbrennung ist insbesondere aufgrund der schwachbelasteten Abgase aus Rotteprozessen der zweiten Rottephase nicht möglich.

Im Anschluss an die Kohlenstoffkonzentrationsspitze wird verstärkt Ammoniak gebildet. Je nach Abfallcharge sind Konzentrationen von bis zu 1500 mg NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> zu erwarten. Eine effektive Ammoniakelimination mittels sauren Wäschers ist zwingend erforderlich und Stand der Technik.

Einen relevanten Abluftstrom bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung stellt die Luft der Hallenabsaugung aus der mechanischen Aufbereitung dar. Die detaillierte Analyse der abgesaugten Luft der mechanischen Aufbereitung lieferte interessante Aufschlüsse über die Emissionspotentiale der einzelnen mechanischen Aufbereitungsschritte. Dieser Abgasstrom ist von besonderem Interesse, da die Luft im Rahmen der erforderlichen Mehrfachnutzung zur Belüftung der Rottekörper eingesetzt wird. Hohe Emissionen aus der mechanischen Aufbereitung von bis zu 150 mg C/m<sup>3</sup> sind immer dann zu erwarten, wenn Material aufbereitet wird. Daraus resultiert ein Tages- und Wochengang, der ebenso in den Abgasen aus Tunneln, in denen Material im fortgeschrittenen Rottestadium behandelt wird, festzustellen ist. Folglich konnte eine Verschleppung insbesondere von organischen Abluftinhaltsstoffen über den Pfad der Belüftung nachgewiesen werden. Die Belüftung trägt vor allem bei Tunneln in der Nachrottephase maßgeblich zur Abgaszusammensetzung bei.

Der Tages- und Wochengang in der Luft der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung ist darüber hinaus auch im Reingas der Gesamtanlage erkennbar. Der Einfluss der Emissionsspitzen auf das Reingas des mittels Biofilter gereinigten Abluftstroms aus der mechanischen Aufbereitung, der nicht zur Belüftung benötigt wird, konnte nachgewiesen werden.

Die Abgasbehandlung auf MBA-Anlagen beinhaltet neben den eingesetzten Abgasreinigungsverfahren in besonderem Maße auch das Abgasmanagement. Durch ein, an die tatsächlich auftretenden Emissionen angepasstes, Abgasmanagement kann der Abgasvolumenstrom zur Nachverbrennung reduziert und gleichzeitig der Kohlenstoffgehalt erhöht werden. Der Abgasvolumenstrom zur Reinigung mittels Biofilter wird entsprechend erhöht. Durch die Erhöhung des Abgasvolumenstroms zur biologischen Reinigung, konnte der Primärenergiebedarf der RTO-Anlage zwischen den Jahren 2012 und 2014 um rund ein Siebtel gesenkt werden.

Das entwickelte Konzept des prozessangepassten Abgasmanagements sieht eine Unterscheidung der Qualität der zu Belüftungszwecken eingesetzten Luft für Rotte-tunnel in der Intensiv- beziehungsweise in der Nachrottephase vor. Die Reinigung von Abgasen aus Tunneln der Nachrottephase mittels Biofilter ist dann möglich, wenn die Belüftung mit schwachbelasteter Luft, zum Beispiel aus der Tunnelvorhalle

erfolgt. Die abgesaugte Luft aus der Halle der mechanischen Aufbereitung sollte für Material, welches sich in der Nachrottephase befindet, ausschließlich zu arbeitsfreien Zeiten verwendet werden. Material während der Intensivrotte birgt selbst ein hohes Emissionspotential und kann mit abgesaugter Luft der mechanischen Aufbereitung belüftet werden. Die Abgasreinigung dieser Tunnel erfolgt dann thermisch.

## Abstract

Every year, about 4.5 million tons (as of 2013) of municipal waste are processed in German mechanical-biological waste treatment plants (MBT) prior to landfilling. The two-stage process consists of a mechanical selection of recyclable materials and impurities, as well as an aerobic or a combined anaerobic-aerobic biological processing step, in which the organic compounds in the waste are largely degraded. In addition to a stabilised material for landfilling there are fractions for material and thermal recycling, as products of mechanical-biological waste treatment.

The investigations within the scope of the present work were carried out at the *MBA Großefehn*, district of Aurich, in Lower Saxony. There, in the biological stage, the fine fraction enriched with organic matter is treated aerobically in 30 closed rotting tunnels.

The aerobic biological treatment of residual waste is associated with high air flow. The resulting gaseous emissions are always polluted, and have to be cleaned before they are released into the atmosphere. The limit values of the 30th Federal Immission Control Ordinance of Germany (30. BImSchV) must be adhered to. To secure adherence to the demanded limits, a combination of an acid scrubber and regenerative thermal oxidation (RTO) has been established in Germany for cleaning the waste gases of the biological stage. To meet the thresholds of the 30th BImSchV for the mass ratio of carbon to treated quantity of waste, the polluted air from other plant areas, such as the hall for mechanical treatment, is used to ventilate the material in the biological stage. The multiple use of the air reduces the volume flow of the total exhaust air. The polluted air, that is not required for ventilation, is cleaned by a biofilter with a preceding acid scrubber.

In the case of mechanical-biological waste treatment, a non negligible proportion of the specific processing costs is to waste gas cleaning. At the *MBA Großefehn*, about two thirds of the specific energy costs are needed for waste gas treatment. This is mainly due to the need for auxiliary firing with natural gas and biogas in the RTO, as the waste gas stream does not have sufficient carbon content for autothermal operation.

The aim of the present study was the detailed localization and characterization of the emissions. This knowledge should be used as a basis for the development of an optimized and process-adapted exhaust gas treatment.

During extensive measurement campaigns, characteristic concentration profiles could be created. Especially in the first days of the six-week processing period, high total carbon emissions are to be expected from the individual rotting tunnels. The main components of the waste gas are ethanol, butanone and heptane. Short-term peaks can reach concentrations of about 2000 mg C/m<sup>3</sup> to 5000 mg C/m<sup>3</sup>. In the further process, concentrations of 20 mg C/m<sup>3</sup> to 150 mg C/m<sup>3</sup> are expected.

In principle, an autothermal operation of plants for regenerative thermal oxidation is possible with carbon contents of about 1000 mg C/m<sup>3</sup> to 2000 mg C/m<sup>3</sup>. But it should be kept in mind, that the raw gas stream is a mixture of waste gases from waste materials, which are at different rotting stages. For the total carbon content of the mixed waste gas at MBT in Großefehn results in an average concentration of only about 75 mg C/m<sup>3</sup>. Particularly, due to the low-contaminated waste gases from rotting processes in the second rotting phase an efficient waste gas combustion is not possible.

After the maximum of the carbon concentration, more ammonia (NH<sub>3</sub>) is produced. Depending on the composition of the rotting material, concentrations of up to 1500 mg NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> can be expected. The effective elimination of ammonia by means of an acid scrubber is mandatory and state-of-the-art.

The detailed analysis of the extracted air of the mechanical treatment, provided interesting information about the emission potentials of the individual mechanical process steps. This waste gas stream is of particular interest, as the air is used to aerate the rotting bodies. High emissions out of the mechanical treatment of up to 150 mg C/m<sup>3</sup>, are always expected when material is processed. The resulting daily and weekly course of the emissions can also be observed in the waste gases from tunnels. As a result, it was possible to detect a carry-over of pollutants via the aeration path.

The influence of daily and weekly course of the emissions can also be seen in the clean gas of the biofilter respectively at the chimney of the entire plant.

In addition to the waste gas cleaning processes, waste gas treatment in MBT plants also includes waste gas management. By a waste gas management which is adapted to the actual emissions, the waste gas volume stream for thermal processing can be reduced, while its carbon content increased. The waste gas volume stream for cleaning by means of biofilters is increased accordingly.

The concept of process-adapted waste gas management intents a distinction, between the quality of the air, used for ventilation purposes in rotting tunnels, in the intensive and in post-rotting phases. The cleaning of waste gases from tunnels in the post-rotting phase by means of biofilters is possible, if the ventilation is carried out with lightly polluted air, for example from the working area in front of the tunnels. The extracted air from the mechanical treatment hall should be used for material that is in the post-rotting phase, during non-working periods only. Due to its high emission potential, material that is in the intensive rotting phase, can be ventilated with extracted air from the mechanical treatment at anytime. The waste gas cleaning of these tunnels should be made thermally.



## 1 Einleitung

Seit Juni 2005 gilt in Deutschland ein Vorbehandlungsgebot für Siedlungsabfälle vor ihrer endgültigen Beseitigung auf Deponien. Ziel einer Vorbehandlung ist eine weitgehende Inertisierung des Materials. Durch die Stabilisierung werden biologische Abbauprozesse nach der Ablagerung minimiert. Dies geschieht durch die gezielte Reduktion der im Abfall enthaltenen Organik. Durch die Vorbehandlung werden die, von Deponien ausgehenden, schädlichen Umweltauswirkungen signifikant gemindert.

Für die Vorbehandlung von Restabfällen haben sich in Deutschland zwei Verfahren etabliert. Diese sind einerseits die thermische Behandlung in Müllverbrennungsanlagen und andererseits die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Das in beiden Fällen erzeugte Deponat muss bezüglich der noch vorhandenen Restabbaubarkeit, den geltenden Grenzwerten der Deponieverordnung (DepV) genügen. Generell werden vorbehandelte Siedlungsabfälle in Deutschland auf Deponien der Deponieklasse II abgelagert. Da bei der thermischen Abfallbehandlung im Vergleich zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) grundsätzlich eine weitergehende Stabilisierung zu erzielen ist, sieht die DepV eine Sonderregelung für mechanisch-biologisch vorbehandelte Siedlungsabfälle zur Ablagerung auf Deponien der Klasse II vor. Material, welches auf DK II Deponien abgelagert wird, muss die Grenzwerte für partikuläre und gelöste organischen Substanzen im Eluat (TOC und DOC) nach Anhang 3 Nummer 2 DepV einhalten. Diese beiden Grenzwerte sind für mechanisch-biologisch vorbehandelte Siedlungsabfälle weniger streng, jedoch muss MBA Deponat zusätzlich Grenzwerte zum Heizwert sowie der Atmungsaktivität ( $AT_4$ ) und dem Restgasbildungspotential ( $GB_{21}$ ) erfüllen.

Durch den gezielten und beschleunigten Abbau der im Abfall enthaltenen Organik, muss bei der Abfallbehandlung ein besonderes Augenmerk auf die potentiell negativen Auswirkungen auf die Umwelt, insbesondere durch gasförmige Emissionen, gelegt werden. Es sind die Grenzwerte der jeweiligen Bundes-Immissionsschutzverordnungen (BImSchV) einzuhalten. Dies sind die 17. BImSchV – Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen bezie-

hungsweise die 30. BImSchV – Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist im Besonderen die Thematik der, bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung entstehenden, gasförmigen Emissionen. Die Untersuchungen fanden an der MBA Großefehn, im Landkreis Aurich, in Niedersachsen statt. Die Vorbehandlung der Restabfälle in der MBA-Anlage in Großefehn erfolgt zweistufig. Nach einer mechanischen Wert- und Störstoffauslese folgt eine aerobe biologische Behandlung in zwangsbelüfteten Rottetunneln.

Rechtlich bindendes Regelwerk für die gasförmigen Emissionen aus MBA-Anlagen ist die 30. BImSchV. Zur Einhaltung der geltenden Grenzwerte der 30. BImSchV und unter dem Aspekt der Energie- und Kosteneffizienz, werden die bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung anfallenden Abgase in der Regel in zwei Teilströme aufgeteilt. Kriterium für die Aufteilung ist alleine ihre Herkunft aus der mechanischen, respektive biologischen Behandlungsstufe. Die tatsächlichen Belastungen der Abgase mit organischen Kohlenstoffverbindungen werden nicht berücksichtigt. Die Abgasbehandlung des Teilstroms aus der mechanischen Stufe erfolgt biologisch, die Abgasinhaltsstoffe des anderen Teilstroms werden thermisch zerstört. Zum Einsatz kommen in der Regel Biofiltersysteme sowie Anlagen zur regenerativ-thermischen Oxidation (RTO). Beide Abgasreinigungssysteme verfügen über einen vorgeschalteten sauren Wäscher zur Ammoniakabscheidung. Trotz der angestrebten Energieeffizienz ist aufgrund der Abgaseigenschaften des Teilstroms zur RTO-Anlage, eine energie- und kostenaufwändige Stützfeuerung zur Aufrechterhaltung des Oxidationsprozesses notwendig.

Zur effizienten Behandlung von Abgasen ist ein an den Prozess angepasstes Reinigungssystem notwendig. Dabei ist die detaillierte Aufklärung der Entstehungsorte beziehungsweise die Identifizierung der emissionsträchtigen Prozesse, in Verbindung mit der zeitlichen Entstehung sowie dem Konzentrationsverlauf der Luftverunreinigungen essentiell. Ziel der vorliegenden Arbeit ist einerseits die detaillierten Charakterisierung der verschiedenen Abluftströme und ihrer Mischungen sowie andererseits das Einbringen der Erkenntnisse zur Entwicklung eines umfassenden Abgasmanagements.

## 2 Problemstellung und Zielsetzung

### 2.1 Problemstellung

Die bei der aeroben biologischen Behandlung von Restabfällen in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA-Anlagen) entstehenden Abgase sind grundsätzlich schadstoffbelastet. Vor dem Austritt in die Atmosphäre müssen die Abgase gereinigt werden, um die geltenden Emissionsbegrenzungen der 30. BImSchV einzuhalten.

Vor allem der Emissionsgrenzwert für das Massenverhältnis der Gesamtkohlenstofffracht zur Masse des Abfallinputs in die MBA-Anlage von 55 g Kohlenstoff pro Mg angelieferten Abfalls, stellt eine Herausforderung an die Abgasreinigung dar. Aufgrund der Begrenzung des Massenverhältnisses, ist auch der Volumenstrom zur Abgasreinigung limitiert. Um den Abgasvolumenstrom möglichst gering zu halten, findet in der biologischen Stufe eine Mehrfachnutzung der Luft und folglich eine Erhöhung der Konzentration von Abgasinhaltsstoffen statt. Mit ökologisch und ökonomisch günstigen, nichtthermischen Abgasreinigungsanlagen, wie Wäschern und Biofiltern, ist die sichere Reinigung dieses Abgasstroms unter die Grenzwerte der 30. BImSchV deshalb nicht möglich.

Zur Einhaltung der geforderten Grenzwerte, hat sich in Deutschland eine Kombination aus saurem Wäscher und der Abgasnachverbrennung in Anlagen zur regenerativ-thermischen-Oxidation (RTO) als Abgasreinigungsverfahren etabliert. Der Verbrennungsprozess läuft jedoch in der Regel nicht autotherm ab. Wenn für den autothermen Betrieb nicht ausreichend Kohlenstoff im Abgasstrom enthalten ist, ist eine Stützfeuerung erforderlich. Diese Stützfeuerung ist energieaufwändig und trägt maßgeblich zum spezifischen Energiebedarf bei der Behandlung von Restabfällen in einer MBA-Anlage bei. Weiterhin werden als Stützfeuerung in der Regel fossile Brennstoffe eingesetzt, die bei der Verbrennung klimarelevantes Kohlenstoffdioxid freisetzen.

Tabelle 1 zeigt die Energieverbräuche von Strom und Gas von MBA-Anlagen mit und ohne Vergärungsstufe, bezogen auf ein Mg Abfallinput. Strom wird beispielsweise

## 2 Problemstellung und Zielsetzung

---

zur Beheizung des Fermenters oder zur Belüftung der Rotten benötigt. Gas wird zum größten Teil für den Betrieb der thermischen Nachverbrennung eingesetzt. Andere Energieverbräuche, zum Beispiel in Form von Kraftstoff für mobile Fördertechnik, sind hier nicht berücksichtigt.

*Tabelle 1: Energieverbrauch von MBA-Anlagen [gekürzt aus DWA-M 388 2014]*

	Stromverbrauch in kWh/Mg <sub>Input</sub>		Gasverbrauch in kWh/Mg <sub>Input</sub>		...davon für RTO in kWh/Mg <sub>Input</sub>	
	Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich
MBA-Anlagen ohne Vergärung	45	27 – 65	41	20 – 60	39	20 – 60
MBA-Anlagen mit Vergärung	65	30 – 90	58	30 – 80	45	25 – 55

Der Gasverbrauch beträgt sowohl bei aeroben als auch anaeroben Anlagen im Mittel etwa 47 % des spezifischen Gesamtenergieverbrauchs. Die Schwankungsbreite des spezifischen Gasbedarfs ist hoch und liegt zwischen 20 kWh/Mg<sub>Input</sub> und 60 kWh/Mg<sub>Input</sub> (MBA-Anlage mit aerober biologischer Stufe) beziehungsweise 30 kWh/Mg<sub>Input</sub> und 80 kWh/Mg<sub>Input</sub> (MBA mit anaerober biologischer Stufe).

Auffällig ist, dass der weitaus größte Anteil des spezifischen Gasverbrauchs für die thermische Nachverbrennung der Abgase benötigt wird. Der hohe Gasbedarf der RTO-Anlage ist auf die Notwendigkeit einer Stützfeuerung zurückzuführen. Vor allem bei MBA-Anlagen ohne Vergärungsstufe ist der Gasverbrauch fast ausschließlich der Stützfeuerung der RTO-Anlage zuzuordnen. Bei MBA-Anlagen mit vorgeschalteter anaerober Behandlung, ist die aerob zu behandelnde Masse aufgrund des bereits erfolgten Abbaus reduziert. Folglich sind der benötigte Volumenstrom zur Belüftung der Nachrotte und damit der zu behandelnde Abgasvolumenstrom geringer als bei MBA-Anlagen ohne Vergärungsstufe. Als Konsequenz kann die RTO-Anlage kleiner dimensioniert werden. Jedoch ist die biologische Restabbauaktivität durch die anaerobe Behandlung bereits stark vermindert, so dass der Gesamtkohlenstoffgehalt im

Abgasstrom geringer als bei einer ausschließlich aeroben Abfallbehandlung ist. Der spezifische Gasverbrauch für die Stützfeuerung zur Aufwendung der benötigten Oxidationsenergie ist dann höher.

### 2.2 Zielsetzung der Arbeit

Aus der Auswertung der Energieverbräuche bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung stellt sich die Optimierung der Abgasreinigung als vielversprechender Ansatz heraus. Die Analyse der Energieverbräuche bei der, in der vorliegenden Arbeit untersuchten, mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage in Großefehn, im Landkreis Aurich (Niedersachsen), ergab für die Abgasreinigung einen Anteil am gesamten Energiebedarf in Höhe von 66 % [Coskun et al. 2016]. Im Rahmen von kontinuierlichen Messkampagnen zur Abgasanalytik wurden im Zeitraum von Februar 2013 bis Februar 2018 an der MBA Großefehn umfangreiche Datensätze generiert. Auf Grundlage derer konnten die Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen charakterisiert und lokalisiert werden.

Eine Maßnahme zur Energieeinsparung bei der Abgasbehandlung ist eine prozessangepasste Abgasreinigung, bei der die tatsächlich entstehenden Emissionen berücksichtigt werden. Weiterhin spielt das Abluftmanagement eine wichtige Rolle, um eine Querkontamination zwischen schwach- und starkbelasteten Abgasströmen zu vermeiden. Die nachgeschaltete Abgasreinigung unterscheidet sich dann je nach Belastungsgrad des Abgasstroms.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, einen Beitrag zur Aufklärung der bestehenden Problematik der energieintensiven Abgasreinigung an MBA-Anlagen zu leisten sowie Lösungsansätze zu bieten. Dabei soll geklärt werden, ob die bisherige Art der Abgasreinigung auf MBA-Anlagen für die anfallenden Abgase tatsächlich geeignet ist oder ob und welche Optimierungspotentiale vorhanden sind. Dazu zeigt die vorliegende Arbeit die Abgaszusammensetzung nach Art, Konzentration, zeitlichem Verlauf und Entstehungsort oder -prozess detailliert auf. Diese Erkenntnisse stellen die Grundlage für die ausgearbeiteten und vorgestellten Abgasbehandlungskonzepte dar.

### 3 Stand der Erkenntnisse

#### 3.1 Rechtliche Grundlagen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Die mechanisch-biologische Behandlung von Siedlungsabfällen in Deutschland unterliegt strengen rechtlichen Anforderungen. Diese beziehen sich einerseits auf die Ablagerungskriterien des stabilisierten Deponats und andererseits auf die bei der Behandlung entstehenden gasförmigen Emissionen. Die entscheidenden rechtlichen Grundlagen im nationalen Recht bilden die *Verordnung über Deponien und Langzeitlager* (DepV) sowie die *30. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes* (30. BImSchV). Durch die in den Verordnungen enthaltenen Grenzwerte werden die Behandlungsintensität des Abfalls zur Erzeugung eines stabilen Deponats beziehungsweise die Anforderung an die Reinigungsleistung der Abgasbehandlungsverfahren maßgeblich bestimmt.

##### 3.1.1 Anforderungen an das abzulagernde Material

Die Abfallrahmenrichtlinie der Europäischen Union (Richtlinie (EU) 2018/851) aus dem Jahr 2018 beinhaltet eine Quotenregelung zur Behandlung von Siedlungsabfällen. Als Zielvorgabe ist zwischen 2025 und 2035 eine schrittweise Erhöhung der Masse an Siedlungsabfällen, die zur Wiederverwendung vorbereitet und recycelt wird, von mindestens 55 Gewichtsprozent auf mindestens 65 Gewichtsprozent gefordert [EU-Abfallrahmenrichtlinie 2018]. Die Pflicht zur Abfallbehandlung für biologisch abbaubare Siedlungsabfälle zur Deponierung wurde bereits 1999 durch eine EU-Richtlinie konkretisiert. Die Europäische Union forderte in der Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien bis zum Jahr 2016 eine stufenweise Reduzierung der „zu deponierende[n] Menge biologisch abbaubarer Siedlungsabfälle auf 35 (Gewichts-) Prozent der Gesamtmenge der biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle“ [EU-Deponierichtlinie 1999]. Als Bezugsjahr war das Jahr 1995 festgesetzt. Im Jahr 2006 sollte eine Verringerung der zu deponierenden, biologisch abbaubaren Abfälle um 25 Gewichtsprozent und im Jahr 2009 um 50 Gewichtsprozent erzielt werden. Diese Forderungen gehen mit einem grundsätzlichen Vorbehandlungsgebot einher.

Bereits mit Inkrafttreten der Technischen Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (TASi) zum 1. Juni 1993 erklärte Deutschland seine Absicht, keine unbehandelten Abfälle mehr zu deponieren. Bis zur Schaffung von ausreichend Behandlungskapazität wurden den Kommunen Übergangsfristen gewährt. Seit dem 1. Juni 2005 dürfen in Deutschland endgültig keine unbehandelten Siedlungsabfälle mehr auf einer Deponie abgelagert werden [TASi 1993]. Dazu wurden in der TASi Ablagerungskriterien, in Form von Grenzwerten beispielsweise für den organischen Anteil im Deponat, formuliert. Die Grenzwerte wurden mit Inkrafttreten der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) im Jahre 2001 und der ersten Deponieverordnung (DepV) im darauffolgenden Jahr weiter konkretisiert. Die DepV von 2002 diente zur Umsetzung der EU Richtlinie 1999/31/EG in nationales Recht. Mit dem Außerkrafttreten der AbfAbIV im Jahr 2009 wurde eine novellierte DepV verabschiedet, deren neueste Fassung aus dem Jahr 2013 stammt.

Als geeignete Maßnahmen zur Stabilisierung von Siedlungsabfällen haben sich einerseits mechanisch-biologische und andererseits thermische Behandlungsverfahren etabliert. Durch die geschaffenen Behandlungskapazitäten zur Vorbehandlung von Siedlungsabfällen, gelang es Deutschland bereits bis zum Jahr 2003, die bis 2009 geforderte Reduktion um 50 Gewichtsprozent der zu deponierenden biologisch abbaubaren Abfälle zu erreichen [Kommission der europäischen Gemeinschaften 2006]. Zwei Jahre später, im Jahr der ausnahmslosen Einführung der Vorbehandlungspflicht, wurde die für 2016 gesteckte Zielvorgabe der EU-Deponierichtlinie zur Reduzierung biologisch abbaubarer Abfälle um 65 Gewichtsprozent bereits vollständig erfüllt [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2005].

Die zur Ablagerung zugelassenen Deponate müssen bezüglich ihrer Restabbaubarkeit definierte Grenzwerte einhalten. Diese Grenzwerte richten sich nach Art der Abfälle, respektive der Qualität des Deponats. Die Zuordnung erfolgt über die Einteilung in Deponieklassen (DK). Welcher Deponiekategorie das abzulagernde Material zugeordnet ist, richtet sich nach der spezifischen Schadstoffbelastung des Abfalls oder des Deponats. Die Deponieklassen sind aufsteigend nach den potentiell schädlichen Auswirkungen des abzulagernden Deponats auf die Umwelt unterteilt. Sind in der

TASi aus dem Jahr 1993 nur die Deponieklassen DK I und DK II definiert, so wird in der DepV aus dem Jahr 2013 mit DK 0 bis DK IV in fünf Klassen unterschieden. Aus der Einteilung in Deponieklassen resultieren spezifische Anforderungen an den Bau, den Betrieb, die Stilllegung und die Nachsorge einer Deponie. Durch entsprechende bauliche Maßnahmen sowie Einrichtungen zur Überwachung sollen die von der Deponie ausgehenden schädlichen Umweltbelastungen, durch flüssige und gasförmige Emissionen, auf ein Minimum reduziert werden. So steigen mit höherer DK beispielsweise die Anforderungen an die Basis- und Oberflächenabdichtung oder die Sickerwasserfassung einer Deponie [TASi 1993; DepV 2013].

Bei der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) lässt sich grundsätzlich eine weitergehende Stabilisierung erzielen als in einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage. Die Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen müssen nicht zwangsläufig deponiert werden, da die von MVA-Schlacken ausgehenden potentiell schädlichen Umwelteinwirkungen aufgrund der weitgehenden Inertisierung nur gering sind. Nach einem Aufbereitungsschritt, bei dem vor allem Wertstoffe wie Eisenmetalle und Nichteisenmetalle abgeschieden werden, können diese zum Beispiel als Füllmaterial im Berg- und Deponiebau oder im Straßenbau eingesetzt werden [LfU 2004]. Dabei sind jedoch unbedingt die geltenden Grenzwerte für die Belastung durch Schwermetalle zu beachten. Ein kleiner, jedoch bedeutender Abfallstrom aus MVA-Anlagen sind die Rückstände aus der Rauchgasreinigungsanlage. Diese Rückstände sind gefährliche Abfälle und werden als Versatzbaustoffe in einer Untertagedeponie beseitigt.

Abfälle aus Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung nehmen in der DepV eine Sonderstellung ein, da sie ungeachtet ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften unmittelbar Deponien der Klasse II zugeordnet werden.

In Tabelle 2 sind die Deponieklassen DK 0 bis DK VI näher erläutert.

Tabelle 2: Aufteilung der Deponieklassen [TASi 1993; DepV 2013]

Deponieklasse	Erläuterung	Zuordnungskriterien
DK 0	Oberirdische Deponie für Inertabfälle mit hohem Mineralikanteil	DepV nach Anhang 3 Nummer 2 für DK 0
DK I	Oberirdische Deponie für nicht gefährliche Abfälle mit sehr geringem Organikanteil und sehr geringer Schadstofffreisetzung im Auslaugungsversuch	DepV nach Anhang 3 Nummer 2 für DK I
DK II	Oberirdische Deponie für nicht gefährliche Abfälle, <b>insbesondere mechanisch-biologisch behandelte Abfälle</b> , mit geringem Organikanteil	DepV nach Anhang 3 Nummer 2 für DK II
DK III	Oberirdische Deponie für nicht gefährliche und gefährliche Abfälle	DepV nach Anhang 3 Nummer 2 für DK III
DK IV	Untertagedeponie für sehr gefährliche Abfälle	

Abweichend von den allgemeinen Zuordnungskriterien für DK II Deponien, gelten für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle besondere Ablagerungsgrenzwerte bezüglich der zulässigen biologischen Restaktivität des Abfalls. Siedlungsabfälle gelten grundsätzlich als nicht gefährlich, weisen jedoch nach einer Behandlung in einer MBA-Anlage noch ein gewisses biologisches Restabbaupotential auf. Für mechanisch-biologisch behandelte Deponate gelten deshalb höhere Grenzwerte für Parameter, die die noch vorhandene biologische Aktivität beziehungsweise die potentielle Restabbaubarkeit beschreiben.

Dies sind gemäß DepV [DepV 2013]:

- der Gehalt aller gelösten und partikulären organischen Substanzen im Eluat (TOC)
- der Gehalt an gelösten organischen Substanzen im Eluat (DOC)

### 3 Stand der Erkenntnisse

- die biologische Restabbaubarkeit der Trockensubstanz (TS), gemessen an der Atmungsaktivität in vier Tagen ( $AT_4$ ) oder der Gasbildungsrate nach 21 Tagen ( $GB_{21}$ )

In Tabelle 3 sind die gesetzlich geforderten Ablagerungskriterien für Deponate auf DK II Deponien und für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle der DK II gemäß Deponieverordnung Anhang 3 Nummer 2 sowie die Toleranzregelungen gemäß Anhang 4 Nummer 4.2 gegenübergestellt.

Bei Deponaten aus MBA-Anlagen gilt ein Messwert als noch eingehalten, wenn das 80. Perzentil die erweiterten Zuordnungskriterien einhält. Zusätzlich zu der Vorgabe, dass 80 % der Messwerte unterhalb der genannten erweiterten Zuordnungskriterien liegen müssen, darf der Median aller Messwerte der letzten 24 Monate den Zuordnungswert nicht überschritten haben [DepV 2013].

*Tabelle 3: Ablagerungskriterien für DKII Deponie und mechanisch-biologisch behandelte Abfälle auf DKII Deponien [DepV 2013]*

Parameter	Zuordnungswert DK II	Max. zulässige Abweichung *	Zuordnungswert MBA Deponat	Zuordnungswert MBA bei Einhaltung des P80
TOC	3 Masse-%	100 %	18 Masse-%	21 Masse-%
$H_0$	-	-	6000 kJ/kg <sub>TM</sub>	7000 kJ/kg <sub>TM</sub>
DOC	80 mg/L	100 %	300 mg/L	600 mg/L
$AT_4$	-	-	5 mg O <sub>2</sub> /g TM	10 mg O <sub>2</sub> /g TM
$GB_{21}$	-	-	20 L/kg TM	30 L/kg TM

\* Die maximal zulässige Abweichung wird nur dann zugestanden, wenn der Median aller Messwerte der letzten 24 Monate den entsprechenden Zuordnungswert eingehalten hat

Die Toleranzregelungen dürfen ausschließlich in Ausnahmefällen greifen. Es muss grundsätzlich sichergestellt werden, dass der konventionelle Betrieb so ausgelegt ist, dass die Einhaltung aller Grenzwerte gewährleistet wird. Betrachtet man MBA-Anlagen mit aerober biologischer Stufe, hat dies, je nach technischer Ausführung,

Behandlungszeiten in der Intensiv- und Nachrotte zwischen sechs und zwölf Wochen zur Folge.

#### 3.1.2 Anforderungen an die gasförmigen Emissionen

In § 15 Absatz 2 Nummer 4 des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) ist verankert, dass bei der Beseitigung von Abfällen keine Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit, insbesondere durch „[...] schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen [...]“ auftreten dürfen [KrWG 2013]. Demnach müssen Emissionen aus Abfallbehandlungsanlagen bestmöglich gemindert werden. Grundsätzlich fordert die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) Emissionen primärseitig zu vermeiden, also bereits die Bildung unerwünschter Emissionen am Entstehungsort durch technische und betriebliche Maßnahmen nach dem Stand der Technik zu unterbinden [TA Luft 2002]. Ist eine Vermeidung der Emissionen primärseitig nicht oder nur unzureichend möglich, sind sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen, in Form von geeigneten Abgasreinigungssystemen, zu ergreifen. In § 7 Absatz 1 Nummer 2 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) steht geschrieben, dass „[...] die von Anlagen ausgehenden Emissionen bestimmte Grenzwerte nicht überschreiten dürfen [...]“ [BImSchG 2013]. Die geltenden Emissionsgrenzwerte sind in weiterführenden Verordnungen definiert, die konkrete Anforderungen an die Reinigungsleistung von Abgasreinigungsverfahren festlegen.

Paragraph 7 des BImSchG schafft die Ermächtigungsgrundlage für den Erlass einer Durchführungsverordnung für mechanisch-biologische-Abfallbehandlungsanlagen. Die Bestimmungen und Anforderungen für MBA-Anlagen sind in der 30. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes festgeschrieben. Die „Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV“ konkretisiert die „Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb“ von MBA-Anlagen und nennt die zulässigen Emissionsgrenzwerte sowie die notwendige Emissionsüberwachung [30. BImSchV 2019].

Beispielsweise soll eine MBA-Anlage mindestens 300 m Abstand zur nächsten Wohnbebauung aufweisen. Weiterhin sollen die Gebäude geschlossen, mit Schleusen ausgestattet und Maschinen gekapselt ausgeführt sein, um die Auswirkungen

auf die Umwelt sowie Belastungen für die Mitarbeiter möglichst gering zu halten. Die trotz Ausschöpfung aller vorhandenen Emissionsminderungspotentiale entstehenden Emissionen müssen gefasst und einer geeigneten Abgasreinigungsanlage zugeführt werden. Zur Fassung der Abgase und um den unerwünschten Austritt von Emissionen zu unterbinden, wird die Luft aus allen Behandlungshallen abgesaugt, so dass ein geringer Unterdruck in den Hallen herrscht. Die 30. BImSchV schreibt zur Abgasreinigung keine bestimmte Technologie vor. Das angewandte Abgasreinigungssystem muss jedoch gewährleisten, dass das gereinigte Abgas vor Eintritt in die Atmosphäre die in der 30. BImSchV vorgegebenen Grenzwerte unterschreitet [30. BImSchV 2019; KrWG 2013; BImSchG 2013].

In § 6 der 30. BImSchV sind Grenzwerte für den Gesamtkohlenstoff, Distickstoffoxid (Lachgas), Dioxine und Furane als Summenparameter, Gesamtstaub sowie geruchsintensive Stoffe enthalten. In Tabelle 4 sind die Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV aufgeführt.

*Tabelle 4: Grenzwerte der 30. BImSchV [30. BImSchV 2019]*

Parameter	Emissionsgrenzwerte	Art der Messung
Organische Stoffe ( <i>als Gesamtkohlenstoff</i> )		
– Halbstundenmittelwert	40 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	kontinuierliche Messung
– Tagesmittelwert	20 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	
– Massenverhältnis ( <i>Monatsmittelwert</i> )	55 g/Mg <sub>Input</sub>	
Distickstoffoxid ( <i>Lachgas</i> ) ( <i>Monatsmittelwert</i> )	100 g/Mg <sub>Input</sub>	kontinuierliche Messung
Dioxine/Furane ( <i>als Summenparameter</i> )	0,1 ng/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	Einzelmessung
Gesamtstaub		
– Halbstundenmittelwert	30 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	kontinuierliche Messung
– Tagesmittelwert	10 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	
Geruchstoffe	500 GE/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	Einzelmessung

Weiterhin schreibt § 9 der 30. BImSchV die kontinuierliche Erfassung der physikalischen Abgasparameter Temperatur, Volumenstrom, Druck, Wasserdampfgehalt sowie der Masse der angelieferten Abfälle vor.

Die Parameter Gesamtkohlenstoff, Lachgas und Gesamtstaub werden gemäß § 29 BImSchG durch kontinuierliche Messungen bestimmt. Dabei werden die ermittelten Konzentrationswerte aufgezeichnet.

Die Grenzwerteinhaltung von Geruchstoffen sowie des Summenparameters von Dioxinen und Furanen wird regelmäßig durch die Probennahme von einer nach § 29b BImSchG zugelassenen Messstelle und der Analyse in zertifizierten Laboren überwacht. Einzelmessungen sind im ersten Jahr nach der Inbetriebnahme alle zwei Monate, an mindestens einem Tag, und im weiteren Betrieb alle zwölf Monate, an mindestens drei Tagen, durchzuführen. Einzelwerte sind grundsätzlich als Dreifachbestimmungen zu ermitteln. Kann ein Anlagenbetreiber nachweisen, dass die Dioxin und Furan Grenzwerte, zum Beispiel aufgrund der Art der Prozessbedingungen oder der eingesetzten Emissionsminderungseinrichtungen dauerhaft sicher unterschritten werden, kann auf die Messung verzichtet werden [30. BImSchV 2019].

Die 30. BImSchV enthält für die in Tabelle 4 genannten Parameter Grenzwerte mit unterschiedlichen Bezugsgrößen. Neben Grenzwerten für die Massenkonzentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), teilweise über unterschiedliche Mittelungszeiträume, wird auch die Einhaltung eines Grenzwerts für das Massenverhältnis ( $\text{g}/\text{Mg}_{\text{Input}}$ ) gefordert. Während die Massenkonzentrationen messtechnisch ermittelt werden, wird das Massenverhältnis rechnerisch bestimmt. Zur Bestimmung des Massenverhältnisses wird der Quotient aus der Emissionsfracht und des Abfallinputs in die MBA-Anlage über einen definierten Zeitraum gebildet. Dazu ist neben der gemessenen Massenkonzentration im Abgasstrom, die Berücksichtigung des Volumenstroms und der Inputmasse notwendig. Für die Summe der emittierten organischen Stoffe (Gesamtkohlenstoff) gibt es drei parallel geltende Grenzwerte. Neben den Grenzwerten der Massenkonzentration, gemittelt über eine halbe Stunde ( $40 \text{ mg}/\text{m}^3_{\text{N}}$ ) beziehungsweise einen Tag ( $20 \text{ mg}/\text{m}^3_{\text{N}}$ ), darf auch das Massenverhältnis von  $55 \text{ g}/\text{Mg}_{\text{Input}}$  nicht überschritten werden.

Distickstoffoxid (Lachgas) ist die einzige grenzwertbehaftete Einzelverbindung. Lachgas hat nur einen Grenzwert für das Massenverhältnis. Lachgas ist von besonderer Bedeutung, da Lachgasemissionen aufgrund ihrer hohen Klimaschädlichkeit von 265 CO<sub>2</sub>-Äquivalenten unbedingt zu minimieren sind [IPCC 2013].

Dioxine und Furane sind in der Regel in den Abgasen aus MBA-Anlagen nicht enthalten. Potentielle Quelle von Dioxinen und Furanen sind halogenhaltige Verbindungen im Abfall. Jedoch sind zur Bildung von Dioxinen und Furanen je nach Verbindung Prozesstemperaturen im Bereich von 200 °C bis 600 °C erforderlich. Diese Temperaturen werden bei den Abbauprozessen in MBA-Anlagen, im Gegensatz zur thermischen Abfallbehandlung in MVA-Anlagen, nicht erreicht [Schwedt 1996; Bank 1995].

#### 3.2 Grundlagen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

In Deutschland gibt es 45 mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (Stand 2013). Diese Anlagen verfügen über eine jährliche Kapazität von über 5,5 Mio. Mg. Im Jahr 2013 wurden knapp 4,5 Mio. Mg Restabfälle zu einem ablagerungsfähigen Stabilat aufbereitet. Etwa ein Drittel der Anlagen arbeitet mit einer aeroben biologischen Behandlungsstufe [Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung 2016].

Bei der mechanischen Aufbereitung wird das Inputmaterial zunächst in einem Zerkleinerungsschritt aufgeschlossen und im Anschluss im Wesentlichen in drei Fraktionen aufgeteilt, die anschließend biologisch, stofflich oder thermisch verwertet werden. Nur der mit Organik angereicherte Siebdurchgang wird unmittelbar in der MBA-Anlage in der biologischen Aufbereitung weiter behandelt. Die abgetrennten Wertstoffe, zum Beispiel Eisenmetalle, werden einem stofflichen Recycling zugeführt, während die heizwertreiche Fraktion thermisch verwertet wird. Die heizwertreiche Fraktion ist ein Gemisch aus Wertstoffen, zum Beispiel Kunststoffen oder Holz, mit unterschiedlichem Heizwert. Diese Mischung aus hoch-, mittel- und niedrigkalorischen Stoffen wird als Mittelkalorische Fraktion (MKF) bezeichnet und in Kraftwerken oder der Industrie als Ersatzbrennstoff (ESB) eingesetzt.

Die mechanische Aufbereitung stellt eine Konditionierung des Materials für die daran anschließende biologische Aufbereitung dar.

Die biologische Behandlung in einer MBA-Anlage kann entweder einstufig oder zweistufig erfolgen. In einstufigen Anlagen wird der Abfall in einer aeroben Restmüllrotte behandelt, während bei zweistufigen Anlagen der Abfall zuerst anaerob vergoren und anschließend einer aeroben Nachrotte unterzogen wird. In beiden Fällen wird das Ziel verfolgt, dass durch die Schaffung optimaler Bedingungen die biologischen Abbauprozesse der im Restmüll enthaltenen Organik kontrolliert und beschleunigt ablaufen. Ohne biologische Vorbehandlung findet der biologische Abbau, der im Abfall enthaltenen Organik, in einer Deponie über einen sehr langen Zeitraum unkontrolliert statt. Durch die biologische Vorbehandlung wird eine Stabilisierung des Materials erreicht, indem die Restabbaubarkeit der Inhaltsstoffe bestmöglich minimiert wird, so dass das Material auf einer Deponie abgelagert werden kann. Die bei dem biologischen Abbau entstehenden gasförmigen und flüssigen Emissionen werden gefasst und gereinigt. Das erzeugte Produkt hat einen kompostähnlichen Charakter, weist aber, trotz der vorgeschalteten Auslese, einen relativ hohen Stör- und Schadstoffgehalt auf, weshalb es nicht als Kompost eingesetzt werden kann. Stattdessen erfolgt eine Ablagerung des Materials auf DKII Deponien [Kranert 2017].

Sowohl bei der Restmüllrottung als auch bei der -vergärung wird durch technische Maßnahmen versucht, ideale Abbaubedingungen zu schaffen. Dies geschieht bei der Verrottung des Materials durch die Bereitstellung von ausreichend Sauerstoff und Wasser sowie der Einstellung der optimalen Mietemperatur. Bei Anlagen zur Vergärung müssen anaerobe Bedingungen im Fermenter sichergestellt und ebenfalls optimale Voraussetzungen bezüglich Feuchtigkeit und Temperatur geschaffen werden.

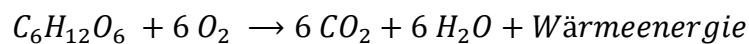
Der in der vorliegenden Arbeit beschriebene Verfahrensablauf betrachtet die MBA Großfehn, im Landkreis Aurich, in Niedersachsen. Die biologische Behandlung auf der MBA Großfehn erfolgt aerob, weshalb auf die anaerobe Behandlung im Weiteren nicht detaillierter eingegangen wird. Der genaue Verfahrensablauf der MBA Großfehn wird im Abschnitt 4.1 detailliert erläutert und dient als Grundlage zum besseren Verständnis der im Weiteren beschriebenen Prozesse.

#### 3.2.1 Biologische Abbauprozesse in aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Bei der Behandlung der aufbereiteten Restabfälle in Rottetunneln wird der biologisch abbaubare Anteil im Abfall unter aeroben Bedingungen zersetzt. Die abbaubare Organik besteht vor allem aus Kohlehydraten, Proteinen und Fetten.

Der Abbau der im Abfall enthaltenen Organik beginnt unmittelbar im Abfallbehälter, jedoch unter ungünstigen Bedingungen. In MBA-Anlagen wird in der mechanischen Aufbereitung das Material zunächst aufgeschlossen. Dadurch wird die Oberfläche des Materials vergrößert und ist für die Mikroorganismen leichter zugänglich. Durch die Schaffung von idealen Bedingungen mittels Belüftung und Bewässerung kann dann ein effektiver Abbau durch Mikroorganismen stattfinden. Die am Abbau beteiligten Mikroorganismen liegen autochthon und ubiquitär im Abfall vor. Die Zugabe eines Inokulums ist nicht erforderlich.

Hauptziel der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ist die vollständige Mineralisierung der im Restabfall enthaltenen Organik zu Kohlenstoffdioxid und Wasser. Die mikrobiologische Reaktion verläuft unter aeroben Bedingungen und ist exotherm. Der idealisierte Abbau wird in Gleichung 1 anhand des Monosaccharids Glukose beschrieben. Tatsächlich sind sowohl der Aufbau der Verbindungen als auch ihr biologischer Abbau weitaus komplexer.



*Gleichung 1: Schematische Reaktionsgleichung des idealisierten biologischen Abbaus am Beispiel von Glukose*

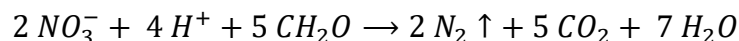
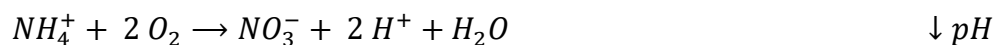
Die am Abbau beteiligten Mikroorganismen beziehen ihren Energie- und Nährstoffbedarf aus den Abfallinhaltsstoffen. Da der Großteil der Kohlehydrate leicht abbaubar, also leicht verfügbar ist, stellen diese die bevorzugte Energie- und Nährstoffquelle für die abbauenden Mikroorganismen dar.

Die im Abfall enthaltenen komplexen Kohlenstoffverbindungen werden zunächst durch Mikroorganismen über zahlreiche Abbaustufen in kleinere, einfacher aufgebaute Kohlenwasserstoffe wie zum Beispiel Alkohole oder Carbonsäuren, aber auch Alkane oder Terpene zerlegt. Diese Zwischenprodukte liegen aufgrund ihres niedrigen Siedepunkts und der hohen Mietemperatur häufig gasförmig vor und entweichen vor Abschluss des Mineralisierungsprozesses aus dem Rottekörper. Der vollständige biologische Abbau der Kohlenstoffverbindungen schließt mit der Oxidation zu Kohlenstoffdioxid und Wasser ab.

Neben Kohlenstoff als Energie- und Nährstoffquelle, sind für den biologischen Abbau auch Stickstoff und Phosphor erforderlich. In der Regel steht Phosphor im Abfall in ausreichenden Mengen zur Verfügung [Bank 1995]. Für einen optimalen Abbau ist das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N), kurz C/N-Verhältnis, im Substrat ausschlaggebend. Für hohe Abbauraten ist ein C/N-Verhältnis von 20:1 bis 30:1 zu Beginn der Rotte anzustreben [Bank 1995]. Jenseits dieses Bereiches wird die Bakterienaktivität und das Bakterienwachstum gehemmt [Kranert 2017].

Die Hauptstickstoffquelle sind proteinhaltige Abfälle. Diese sind vor allem in Küchenabfällen und Speiseresten, wie Fleisch oder Molkereiprodukten, aber auch in pflanzlichen Stoffen, wie Kartoffeln oder Soja enthalten. Proteine sind komplexe Moleküle, die im Wesentlichen aus den chemischen Elementen Stickstoff, Kohlenstoff, Sauerstoff und Wasserstoff aufgebaut sind. Grundbausteine aller Proteine sind einzelne Aminosäuren, welche über Peptidbindungen miteinander verbunden sind. Beim Abbau von Proteinen werden zunächst die Peptidbindungen enzymatisch gelöst, und die Proteine in den einzelnen Aminosäuren gespalten. Dieser Vorgang wird als Ammonifikation bezeichnet. Eine Ammonifikation tritt immer dann auf, wenn Mikroorganismen ihren Energie- und Kohlenstoffbedarf aus Proteinen decken. Dies ist für die Mikroorganismen energieaufwändiger und wird erst dann relevant, wenn keine leichter abbaubaren Kohlenstoffquellen mehr vorhanden sind. Anschließend findet eine Desaminierung der zerlegten Moleküle statt, wobei als Abbauprodukt unter anderem Ammonium ( $NH_4^+$ ), in der Flüssigphase, beziehungsweise Ammoniak ( $NH_3$ ), in der Gasphase, gebildet wird. Ammonium und Ammoniak liegen im Dissoziationsgleichgewicht vor. Mit steigendem pH-Wert verschiebt sich das Gleichgewicht hin zu Ammoniak [Körner 2009; Bank 1995].

Das gebildete  $NH_4^+ / NH_3$  wird auf verschiedenen Wegen dem Prozess entzogen oder abgebaut. Teilweise nehmen die Mikroorganismen den enthaltenen Stickstoff direkt auf und bauen diesen in ihre Biomasse ein. Ein anderer Teil entweicht gasförmig als Ammoniak aus dem Rottekörper. Ammonium wird durch Nitrifikationsvorgänge (siehe Gleichung 2) im Rottekörper zu Nitrit und Nitrat umgewandelt. Sowohl Ammonium als auch Nitrit und Nitrat werden anteilig über den Prozesswasserpfad ausgetragen. Herrschen im Rottekörper anoxische Milieubedingungen, zum Beispiel in Phasen in denen nicht belüftet wird, kommt es zur Denitrifikation. Bei der Denitrifikation wird in Anwesenheit einer Kohlenstoffquelle das gebildete Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert (siehe Gleichung 2). Läuft der Prozess nicht vollständig ab, können als unerwünschte Zwischenprodukte Stickoxide, insbesondere das klimaschädliche Distickstoffoxid ( $N_2O$ , Lachgas), entstehen [Körner 2009; Kranert 2017].



#### *Gleichung 2: Vereinfachte Reaktionsgleichungen der Nitrifikation und Denitrifikation*

Je kleiner das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff wird, was zur Folge hat, dass Stickstoffüberschuss herrscht, desto weiter verschiebt sich das Gleichgewicht hin zu erhöhten Ammoniakemissionen. Dabei muss beachtet werden, dass sich aufgrund der Ammoniakbildung der pH-Wert in den alkalischen Bereich verschiebt und dadurch der biologische Abbau beeinträchtigt wird [Cuhls & Clemens 2012].

#### 3.2.2 Vorteile von Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Bei der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen besteht die Möglichkeit, Stoffe gezielt dem Abfallstrom zu entnehmen. Die ausgeschleusten Teilströme können dann einer höherwertigen Verwertung zugeführt werden. Dadurch werden neben dem biologisch stabilisierten Deponat zur Beseitigung sowohl eine stofflich verwertbare als auch eine energetisch nutzbare Abfallfraktion gewonnen. Gemäß der Abfallhierarchie nach § 6 des Kreislaufwirtschaftsgesetzes ist das stoffliche Re-

cycling oder die thermische Verwertung von Abfällen grundsätzlich ihrer Beseitigung auf Deponien vorzuziehen [KrWG 2013].

Häufig angewendet wird beispielsweise die Abscheidung von Eisenmetallschrott aus dem Restabfall mithilfe von Magneten. Die abgetrennten Eisenmetalle können als Sekundärrohstoffe verkauft und einem Recyclingprozess zugeführt werden. Durch die Verwendung von Sekundäreisenmetallen an Stelle von Eisenerzen sind hohe Energieeinsparungen möglich. Beispielsweise halbiert sich der Energiebedarf bei der Stahlproduktion aus Sekundärrohstoffen im Vergleich zum Einsatz von Primärrohstoffen [Martens 2011]. Je nach Abfallzusammensetzung, sollten die technische Machbarkeit und die wirtschaftliche Rentabilität einer Abtrennung von Nichteisenmetallen geprüft werden. Auch die Abtrennung des mit heizwertreichem Material angereicherten Siebüberlaufs ist bei MBA-Anlagen üblich. Die gewonnene mittelkalorische Fraktion wird beispielsweise als ESB in Industrieanlagen eingesetzt. Der Marktwert der MKF ist jedoch in der Regel negativ.

### 3.3 Belüftungsmanagement in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Die Gewährleistung der Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV haben weitreichende Auswirkungen auf den Betrieb der Anlage. Zur Einhaltung des geltenden Rechts ist ein aufwändiges Belüftungsmanagement in MBA-Anlagen erforderlich. Die Besonderheit bei den vorgegeben Emissionsgrenzwerten der 30. BImSchV sind die parallel geltenden Massenkonzentrations- und Massenverhältnissgrenzwerte für Gesamtkohlenstoff. Die gleichzeitige Einhaltung der beiden Grenzwerte stellt eine große Herausforderung an das Abluftmanagement während des Betriebs von MBA-Anlagen dar.

Gemäß § 9 Nummer 1 und 3 der 30. BImSchV muss die Massenkonzentration von Gesamtkohlenstoff sowie der Abluftvolumenstrom im Abluftkamin kontinuierlich ermittelt werden [30. BImSchV 2019]. Zur Bestimmung der Fracht wird das Produkt aus Massenkonzentration und Abluftvolumenstrom gebildet (siehe Gleichung 3).

$$\text{Fracht} \left[ \frac{gC}{h} \right] = \text{Massenkonzentration} \left[ \frac{gC}{m^3} \right] \cdot \text{Volumenstrom} \left[ \frac{m^3}{h} \right]$$

*Gleichung 3: Rechnerische Bestimmung der Fracht von Gesamtkohlenstoff*

Das Massenverhältnis des Gesamtkohlenstoffs zur Inputmasse ergibt sich als Quotient aus dem Produkt von Fracht und Betriebsdauer sowie dem Anlageninput (Gleichung 4).

$$\text{Massenverhältnis} \left[ \frac{gC}{Mg} \right] = \frac{\text{Fracht} \left[ \frac{gC}{h} \right] \cdot \text{Betriebsdauer} \left[ \frac{h}{a} \right]}{\text{Inputmasse} \left[ \frac{Mg}{a} \right]}$$

*Gleichung 4: Rechnerische Bestimmung des Massenverhältnisses von Gesamtkohlenstoff zur Masse des Anlageninputs*

Die Bestimmung und Grenzwertüberwachung für das Massenverhältnis von Lachgas zur Masse des Anlageninputs erfolgt gleichermaßen.

Durch die gegenseitige Abhängigkeit der einzelnen Parameter sind die jeweilig zulässigen Werte begrenzt. Die Massenkonzentration sowie das Massenverhältnis sind durch Grenzwerte limitiert. Aufgrund der notwendigen Sicherstellung einer Abfallbehandlung, sind weder die Betriebsdauer noch die Inputmasse beeinflussbar. Daraus folgt unmittelbar, dass die zulässige Fracht begrenzt ist. Sind in Gleichung 3 die Werte der Massenkonzentration und der Fracht limitiert, wird gleichzeitig auch der Abluftvolumenstrom beschränkt. Eine Reduktion der Fracht, respektive der Massenkonzentration oder des Volumenstroms, sind die einzigen Möglichkeiten, um das Massenverhältnis zu beeinflussen. Zur Einhaltung aller Grenzwerte der 30. BImSchV gibt es damit zwei betriebliche Möglichkeiten. Entweder wird die emittierte Massenkonzentration reduziert oder der Abgasvolumenstrom minimiert.

Das Maximum der Kohlenstoffkonzentration ist durch die Grenzwerte der 30. BImSchV festgesetzt, während der Minimalwert durch die Leistungsfähigkeit der angewandten Abgasreinigungsverfahren vorgegeben ist. Die Kohlenstoffkonzentration, beziehungsweise die Menge der emittierten Kohlenstofffracht, ist folglich durch betriebliche Maßnahmen nur geringfügig beeinflussbar.

Durch eine Reduktion des Abgasvolumenstroms kann die Menge der freigesetzten Kohlenstofffracht maßgeblich beeinflusst werden. Um einer Begrenzung und Reduktion des Volumenstroms gerecht zu werden, ist eine Mehrfachnutzung der Luft durch eine Kreislaufführung unumgänglich. Dadurch steigt die Konzentration der organischen Kohlenstoffverbindungen im Abgasstrom.

Mit variablen Volumenströmen kann nur gearbeitet werden, wenn die Emissionskonzentration durch gezielte Abgasbehandlung, beispielsweise durch thermische Nachverbrennung, weit unter die Grenzwerte der 30. BImSchV erniedrigt wird. In deutschen MBA-Anlagen werden in der Regel sowohl die Mehrfachnutzung der Luft als auch thermische Abgasreinigungsverfahren angewendet. Die Mehrfachnutzung der Luft begünstigt den Einsatz von thermischen Abgasreinigungsverfahren grundsätzlich. Einerseits ist die Aufkonzentrierung der Abgasinhaltsstoffe, insbesondere des Kohlenstoffgehalts, für die autotherme Funktion thermischer Abgasreinigungsverfahren positiv. Andererseits wird durch die Erhöhung der Abgastemperatur, die Energie, die zum Erreichen der Oxidationstemperatur benötigt wird, theoretisch und zumindest in geringem Maße verringert.

#### 3.4 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung im Ausland

Neben Deutschland setzen auch weitere europäische Länder MBA-Anlagen ein, um die Ziele der EU-Richtlinie 1999/31 EG, zur Reduktion der zu deponierenden Menge an biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle, zu erfüllen [Guinan et al. 2009; Montejo et al. 2013; Lornage et al. 2007]. Infolgedessen wurden in den Jahren 1990 bis 2010 in Europa etwa 180 MBA-Anlagen gebaut und in Betrieb genommen [Montejo et al. 2013].

Insbesondere in Österreich hat sich das Verfahren der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung etabliert. Bedingt durch die eigene Gesetzgebung gelten andere Emissionsgrenzwerte, welche starke Auswirkungen auf die Anforderungen an die Abluftreinigungsverfahren und folglich auch auf das Abluftmanagement haben (siehe dazu Kapitel 3.4.1).

Thermische Behandlungstechniken sind insbesondere für Schwellen- und Entwicklungsländer meist zu kostenintensiv in Bau und Betrieb. Gleichzeitig mit dem Bevölkerungswachstum in Schwellen- und Entwicklungsländern steigt auch die Abfallmenge deutlich an. Thermischen Behandlungstechniken erweisen sich als unflexibel hinsichtlich schwankender Abfallmengen und -qualitäten. Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung stellt in diesen Ländern meist die einzig machbare Möglichkeit der Abfallvorbehandlung dar.

Die in Deutschland und Teilen Europas betriebenen MBA-Anlagen stellen aufgrund ihrer komplexen Belüftungs- und Abgasreinigungseinrichtungen hohe Anforderungen an Planung, Bau und Betrieb. Im Gegensatz dazu werden in Schwellen- und Entwicklungsländern häufig Low-Tech-Varianten von MBA-Anlagen eingesetzt. Die Behandlungskosten in Low-Tech-Anlagen in Schwellen- und Entwicklungsländern liegen mit 8 US \$/Mg bis 12 US \$/Mg bei etwa einem Fünftel der spezifischen Behandlungskosten in deutschen MBA-Anlagen [Münnich et al. 2006].

Als Low-Tech-Ausführung sind MBA-Anlagen ein kostengünstiger Weg sowohl das Volumen als auch die Masse des abzulagernden Materials zu reduzieren. Darüber hinaus werden durch eine Vorbehandlung des Abfalls die Deponiegas- und Deponiesickerwasserbildung verringert und die negativen Umweltauswirkungen von Rohmülldeponien vermindert [Münnich et al. 2006; Dziedzic et al. 2015]. Bei Low-Tech-MBA-Anlagen findet neben einer händischen Auslese der Stör- und Wertstoffe, eine Restmüllrotte meist ohne aktive Belüftung sowie Abgasfassung und -reinigung statt. Bei gleicher Behandlungszeit wird im Vergleich zu High-Tech-MBA-Anlagen jedoch nur eine geringere Stabilisierung des Deponats erreicht [Kranert 2017]. Beträgt in Deutschland die Behandlungsdauer zwischen sechs und zwölf Wochen, so beträgt die Behandlungsdauer in Low-Tech-Anlagen vier bis neun Monate [Münnich et al. 2006].

In Ermangelung einer getrennten Sammlung und Behandlung von Bioabfällen wird das Material in einigen Ländern nach der biologischen Behandlung gegebenenfalls einem weiteren mechanischen Aufbereitungsschritt unterzogen. Zur Verbesserung der Reinheit und Qualität des organischen Materials werden dabei neben einer Feinfraktion zur Deponierung auch Kunststoffe abgetrennt. So können notwendige Pro-

dukte, wie zum Beispiel Kompost, Bodenverbesserer oder Biofiltermaterial, gewonnen werden [Münnich et al. 2006].

### 3.4.1 Vergleich der Emissionsgrenzwerte in Deutschland und Österreich

Österreichische MBA-Anlagen unterliegen anderen gesetzlichen Anforderungen als deutsche. Dies ist insbesondere im Bereich der zulässigen Emissionsgrenzwerte von großer Bedeutung. Während die Emissionsgrenzwerte in Deutschland in der 30. BImSchV festgeschrieben sind, gilt in Österreich die MBA-Richtlinie. Die MBA-Richtlinie hat im Gegensatz zur 30. BImSchV nicht den rechtsverbindlichen Status einer Verordnung [VDI 3475-3, 2006].

In Tabelle 5 sind die Grenzwerte für Emissionen aus MBA-Anlagen in Österreich und Deutschland gegenübergestellt.

*Tabelle 5: Gegenüberstellung der Emissionsgrenzwerte für MBA-Anlagen in Österreich und Deutschland [30. BImSchV 2019; MBA-Richtlinie 2002]*

Parameter	Grenzwerte in AT	Grenzwerte in D
Organische Stoffe ( <i>als Gesamtkohlenstoff</i> )		
– Halbstundenmittelwert	40 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	40 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>
– Tagesmittelwert	20 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	20 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>
– Massenverhältnis	<b>100 g/Mg<sub>Input</sub></b>	55 g/Mg <sub>Input</sub>
Stickstoffoxide ( <i>als Stickstoffdioxid</i> )		
– Halbstundenmittelwert	150 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	<i>keine Vorgabe</i>
– Tagesmittelwert	100 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	<i>keine Vorgabe</i>
Ammoniak	20 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	<i>keine Vorgabe</i>
Distickstoffoxid ( <i>Lachgas</i> )	<i>keine Vorgabe</i>	100 g/Mg <sub>Input</sub>
Dioxine/Furane ( <i>als Summenparameter</i> )	0,1 ng/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	0,1 ng/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>
Gesamtstaub		
– Halbstundenmittelwert	<i>keine Vorgabe</i>	30 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>
– Tagesmittelwert	10 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	10 mg/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>
Geruchstoffe	500 GE/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	500 GE/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>

Die Grenzwerte für die Massekonzentrationen von organischen Stoffen, dem Summenparameter von Dioxinen und Furanen, dem Tagesmittelwert von Gesamtstaub sowie die Geruchstoffkonzentration, sind in beiden Ländern identisch. Eine Bildung von Halbstundenmittelwerten für Staubemissionen ist in Österreich nicht vorgesehen. Zusätzlich gibt es in Österreich Grenzwerte für Stickstoffoxide und Ammoniak, nicht jedoch für Lachgas. Starke Abweichungen gibt es insbesondere zwischen den geforderten Grenzwerten für das Massenverhältnis des Gesamtkohlenstoffs. In Österreich ist mit  $100 \text{ g C/Mg}_{\text{Input}}$  im Vergleich zu  $55 \text{ g C/Mg}_{\text{Input}}$  in Deutschland ein fast doppelt so hohes Massenverhältnis für organische Stoffe zulässig. Dieser Unterschied hat Auswirkungen auf den Betrieb der MBA-Anlage.

Aufgrund der unterschiedlichen Grenzwerte, im Besonderen dem höheren zulässigen Massenverhältnis von Kohlenstofffracht zu Anlageninput, sind die Anforderungen an die Abgasreinigung in Österreich geringer. So ist zum Beispiel das Abluftmanagement weniger komplex, da die Mehrfachnutzung der Luft durch Kreislaufführung nicht zwingend erforderlich ist. Bei gleicher Betriebszeit und gleicher Masse im Anlageninput, ist in Österreich eine um den Faktor 1,8 höhere Fracht zulässig. Da die Grenzwerte für die Massenkonzentration von TVOC identisch sind, hat dies zur Folge, dass der maximal zulässige Volumenstrom 1,8-mal höher als in Deutschland sein kann. Schätzungen zufolge wird in der Praxis in österreichischen MBA-Anlagen zwischen 50 % und 100 % mehr Abgas gereinigt als in Deutschland [Ketelsen 2011]. Durch das größere Abgasvolumen und einer geringeren Mehrfachnutzung der zur Belüftung eingesetzten Luft, wird eine Aufkonzentrierung vermieden. Demzufolge weist das zu behandelnde Abgas in der Regel niedrigere Konzentrationen auf und kann mit nicht-thermischen Abgasreinigungsverfahren behandelt werden. Zum Einsatz kommen Verfahren, die für große Volumenströme mit geringen Kohlenstoffgehalten ausgelegt sind, zum Beispiel Biofilter.

In Österreich ist kein Grenzwert für Lachgasemissionen vorgesehen. Stattdessen gilt ein Grenzwert für Ammoniak und Stickoxide. Grund hierfür ist, dass sowohl Stickoxide als auch Lachgas thermisch sowie biologisch durch Oxidation von Ammoniak gebildet werden können. Ammoniak wird demnach als eine Vorläufersubstanz von Lachgas betrachtet. Zur sicheren Einhaltung der Grenzwerte ist eine zwingende und

weitgehende Elimination von Ammoniak in einer ersten Stufe des Abgasreinigungssystems unumgänglich.

### 3.5 Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Die Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen werden maßgeblich von der Zusammensetzung des Inputmaterials bestimmt. Weiterhin können durch betriebliche Maßnahmen die Milieubedingungen in der biologischen Stufe dergestalt beeinflusst werden, dass in begrenztem Maße Einfluss auf die Abgasqualität genommen werden kann. Dies ist insbesondere durch die dauerhafte Sicherstellung von aeroben Abbaubedingungen möglich.

Die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 3 ist ein technisches Regelwerk des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) und enthält Empfehlungen zur Emissionsminderung an Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen. Die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 3 beschreibt qualitativ die hauptsächlich entstehenden Emissionen aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Dies sind organische Verbindungen, Ammoniak, Gerüche und Stäube. Weiterhin werden Möglichkeiten zur Vermeidung, beziehungsweise zur Reinigung der entstehenden Emissionen aufgezeigt.

In Abbildung 1 ist der schematische Verlauf der Freisetzung von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (NMVOC: Non Methane Volatile Organic Compounds, Summenparameter für leichtflüchtige organische Verbindungen ohne Methan) und Geruchstoffen während der biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen dargestellt. Demnach steigt die Konzentration an NMVOC zu Beginn der Behandlung schnell und stark an, sinkt jedoch nach wenigen Tagen wieder ab. Die Geruchstoffemissionen steigen wesentlich langsamer an und erreichen erst zwei Wochen nach Absinken der Kohlenstoffkonzentrationsspitze ihr Maximum. Dieses ist meist geringer ausgeprägt, jedoch bewegt sich die Freisetzungsrates von Geruchstoffen über einen längeren Zeitraum auf hohem Niveau.

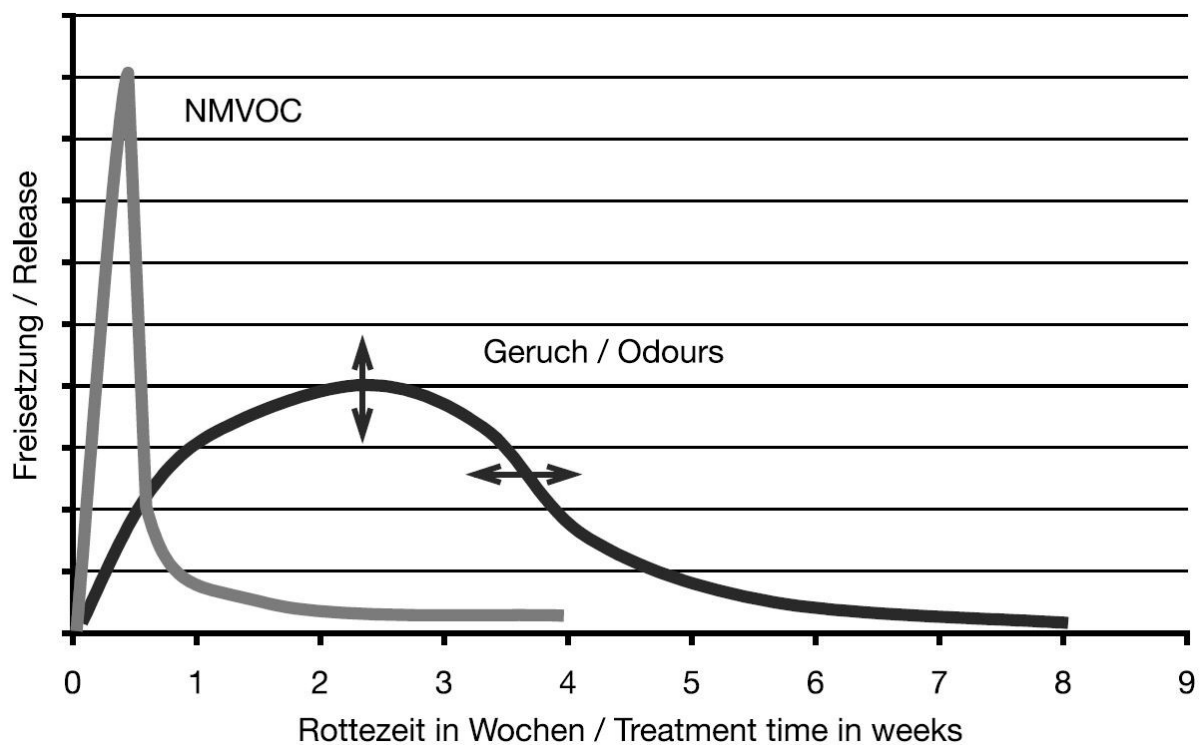


Abbildung 1: Charakteristischer Verlauf der Freisetzung von NMVOC und Gerüchen bei der Restabfallrotte [VDI 3475-3, 2006]

Gerüche werden überwiegend durch das, bei der aeroben Prozessführung entstehende Ammoniak verursacht. Auch einige Kohlenstoffverbindungen, wie beispielsweise Terpene, Carbonsäuren oder Aromate, tragen zum typischen Geruch bei der Restmüllbehandlung bei. Diese liegen jedoch zumeist nur in geringen Konzentrationen vor. Sowohl Ammoniak, als auch die genannten Kohlenstoffverbindungen haben niedrige Geruchsschwellen im Konzentrationsbereich von wenigen  $\text{mg}/\text{m}^3$  oder darunter [GisChem 2019].

Das in den mikrobiologischen Prozessen als Abbauprodukt von Proteinen gebildete Ammoniak ist ein stechend riechendes Gas, das die Schleimhäute von Nase, Augen und Mund reizt. Bei längerer Exposition kann es zu negativen Einflüssen auf die menschliche Gesundheit kommen. Auch kann Ammoniak bei der thermischen oder biologischen Abgasreinigung zu Stickoxiden oxidiert werden [Cuhls & Clemens 2012]. Insbesondere das dabei entstehende sogenannte sekundäre Lachgas ist wegen der hohen Klimarelevanz als besonders kritischer Abgasinhaltsstoff anzusehen. Primärseitig wird Lachgas je nach Temperatur der Rotte als unerwünschtes Zwischenprodukt beim biologischen Abbau der im Abfall enthaltenen Stickstoffverbin-

dungen gebildet [Ketelsen 2011]. Besonders hohe Lachgasemissionen treten bei Temperaturen der Rotte von unter 45 °C auf [Ketelsen 2011]. Das Global Warming Potential (GWP) von Lachgas beträgt 265 CO<sub>2</sub>-Äquivalente [IPCC 2013]. Zur Sicherstellung von geringen Lachgasemissionen aus MBA-Anlagen, müssen diese einen Grenzwert einhalten. Um den Grenzwert der 30. BImSchV für Lachgas von 100 g/Mg<sub>Input</sub> zu gewährleisten, ist es zwingend erforderlich, dass Ammoniak aus den Rohgasen der RTO-Anlage und des Biofilters weitgehend entfernt wird.

Die verschiedenen Abgasinhaltsstoffe stellen unterschiedliche Anforderungen an die Abgasreinigungssysteme. Eine einstufige Reinigung des Abgases bei Einhaltung aller Grenzwerte ist im Allgemeinen nicht möglich.

#### 3.6 Anforderungen an die Abgasreinigungsverfahren in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Die primäre Anforderung an ein Abgasreinigungsverfahren ist die Einhaltung der Grenzwerte der 30. BImSchV. Unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten ist ein Abgasreinigungssystem mit minimalem Einsatz von Hilfsstoffen und Energieträgern anzustreben. Einen Beitrag dazu leistet beispielsweise die Getrennthaltung von unterschiedlich stark belasteten Abgasströmen.

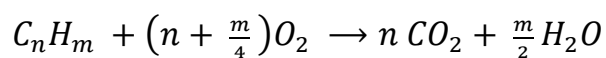
Ammoniak kann mithilfe eines sauren Wäschers zuverlässig aus dem Abgasstrom eliminiert werden. Im gleichen Schritt kann die Bildung von sekundärem Lachgas, als Produkt der Ammoniakoxidation, minimiert werden [Faulstich et al. 2014; Ketelsen 2011]. Auch Stäube können in Wäschern ausgewaschen werden, indem die Partikel vom Waschmedium aufgenommen werden [VDI 3475-3, 2006].

Organische Verbindungen werden bei MBA-Anlagen in Deutschland in der Regel durch Anlagen zur thermischen Nachverbrennung zerstört oder in Biofiltern abgebaut.

#### 3.6.1 Thermische Abgasreinigung mittels regenerativer Nachverbrennung

Um die dauerhafte Einhaltung der Grenzwerte für organische Stoffe sicherzustellen hat sich als Abgasreinigungsverfahren bei MBA-Anlagen die thermische Oxidation etabliert. Thermische Abgasreinigungsverfahren gelten als besonders flexibel, da sie sowohl gegenüber Schwankungen in der TVOC-Konzentration, der qualitativen Abgaszusammensetzung sowie der Abluftvolumina unempfindlich sind. Unabhängig von der Abgasqualität erzielen thermische Abgasreinigungsverfahren hohe Wirkungsgrade und reinigen Abgase zuverlässig auf Gesamtkohlenstoffgehalte unter  $5 \text{ mg C/m}^3$  [VDI 3475-3, 2006; Soyez 2002].

Bei der thermischen Abgasreinigung entsteht aus kohlenwasserstoffhaltigen Abgasinhaltsstoffen ( $C_nH_m$ ) durch Oxidation überwiegend Kohlenstoffdioxid ( $CO_2$ ) sowie Wasserdampf ( $H_2O$ ) [Bank 1995]. Die Oxidation erfolgt bei hohen Temperaturen in einer Flamme. Gleichung 5 beschreibt die zugrundeliegende Reaktion.



*Gleichung 5: Schematische Reaktionsgleichung der Oxidation von Kohlenwasserstoffen*

Als Brenngas dient in der Regel das Prozessabgas. Die Eignung des Abgases als Brenngas variiert je nach Kohlenstoffgehalt. Ist zur Aufrechterhaltung des Verbrennungsvorgangs ein nicht ausreichend hoher Kohlenstoffgehalt im Abgasstrom enthalten, ist ein autothermer Betrieb nicht möglich, und es besteht die Notwendigkeit des Einsatzes eines Zusatzbrennstoffs. Durch eine Stützfeuerung, zum Beispiel mit Erdgas oder Erdöl, kann die benötigte Verbrennungstemperatur aufrechterhalten werden. Sowohl Erdgas als auch Erdöl sind Gemische aus verschiedenen Kohlenwasserstoffen. Die Verbrennung fossiler Energieträger folgt ebenso gemäß obenstehender Gleichung 5 und trägt zu den  $CO_2$  Emissionen einer MBA-Anlage bei. Die Stützfeuerung ist meist der kostenintensivste Faktor der Abgasreinigung. Je höher der Kohlenstoffgehalt und umso konstanter die Abgaszusammensetzung, desto geringer die benötigte Stützfeuerung. Häufigen Einsatz finden RTO-Anlagen in der chemischen Industrie [Peters et al. 2002]. Die dort anfallenden Abgasströme weisen in der

Regel hohe Gesamtkohlenstoffgehalte auf. Anlagen zur Abgasnachverbrennung mit hohem Stützgaseinsatz sind weder aus ökologischer noch aus wirtschaftlicher Sicht anzustreben.

Eine Möglichkeit die thermische Nachverbrennung zu optimieren und wirtschaftlich zu betreiben, indem die Stützfeuerungsleistung minimiert wird, sind Einbauten zur regenerativen Wärmerückgewinnung. Durch die Wärmerückgewinnung können in der Brennkammer Temperaturen von bis zu 800 °C erreicht werden. Eine höhere Temperatur würde eine verstärkte Bildung unerwünschter Stickoxide (thermisches  $NO_x$ ) bewirken. Durch den Einbau von Wärmetauschern werden die Abgase vorgewärmt, so dass die Stützfeuerung auf ein Minimum reduziert werden kann. Anlagen zur regenerativ-thermische-Oxidation lassen sich mit Abgasströmen, mit einer Kohlenstoffkonzentration ab etwa 1000 mg C/m<sup>3</sup> bis 2000 mg C/m<sup>3</sup> autotherm betreiben [VDI 2442, 2014; Doedens et al. 2003; Bank 1995].

Zur regenerativen Wärmerückgewinnung werden Materialien mit hoher Wärmekapazität, beispielsweise Keramiksteine mit einer Wabenstruktur, genutzt. Die Keramiksteine befinden sich direkt in der Oxidationszone. Beim Austritt des Reingases findet ein Energieübertrag vom heißen Reingas auf die kühleren Keramiksteine statt. Diese werden dabei erwärmt. Nach dem Umschaltvorgang eines Betriebszustandes auf den nächsten, wird die gespeicherte Wärme an das dann durchströmende Rohgas abgegeben (siehe Abbildung 2 in Verbindung mit Tabelle 6). Die Wärmeenergie steht damit für den Oxidationsprozess wieder zur Verfügung. Mit zunehmender Dauer des Betriebszustandes nimmt die Temperatur der Wabensteine ab. Ist die Temperaturdifferenz zwischen Abgas und Wabensteinen und damit auch der potentielle Wärmeübertrag zu gering, wird in den nächsten Betriebszustand umgeschaltet. Mit sinkender Temperaturdifferenz sinkt auch der Wirkungsgrad des Wärmeaustauschs. Bei der regenerativen Wärmerückgewinnung lassen sich Wirkungsgrade des Wärmeaustauschers von bis zu 95 % erreichen. Durch den hohen Wirkungsgrad, wird die benötigte Zusatzenergie für den Betrieb deutlich gesenkt. Gleichzeitig wird dem Reingas mehr Wärmeenergie entzogen, so dass die Austrittstemperatur des Reingases stark erniedrigt wird [VDI 2442, 2014; Bank 1995].

Grundsätzlich lassen sich RTO-Anlagen als Zwei- oder Dreikammersysteme betreiben. Nachteil einer Anlage mit nur zwei Kammern ist der kurzzeitige Austrag von ungereinigtem Abgas beim Umschalten zwischen den beiden Kammern. Bei RTO-Anlagen mit drei Kammern kommt es zu keinen Schadstoffpeaks, so dass überwiegend RTO-Anlagen als Dreikammersysteme eingesetzt werden.

Eine Dreikammer-RTO-Anlage ist in Abbildung 2 skizziert. Alle Kammern sind am Boden mit luftdurchlässigen Wabensteinen mit großer Oberfläche ausgelegt. Alle Kammern können grundsätzlich entweder von unten mit Rohgas oder von oben mit Reingas durchströmt werden. Man unterscheidet zwischen drei verschiedenen Betriebszuständen. Ein möglicher Betriebszustand ist in Abbildung 2 dargestellt. Hier wird das kalte Rohgas über die heißen Wabensteine in Kammer I geleitet, im Brennraum oxidiert und durch die aufzuheizenden Wabensteine der Kammer II in den Kamin abgegeben. Währenddessen wird Kammer III mit Spülluft (in der Regel Reingas) gespült. Die Spülalbluft wird ebenfalls über die Kammer II in den Kamin abgegeben.

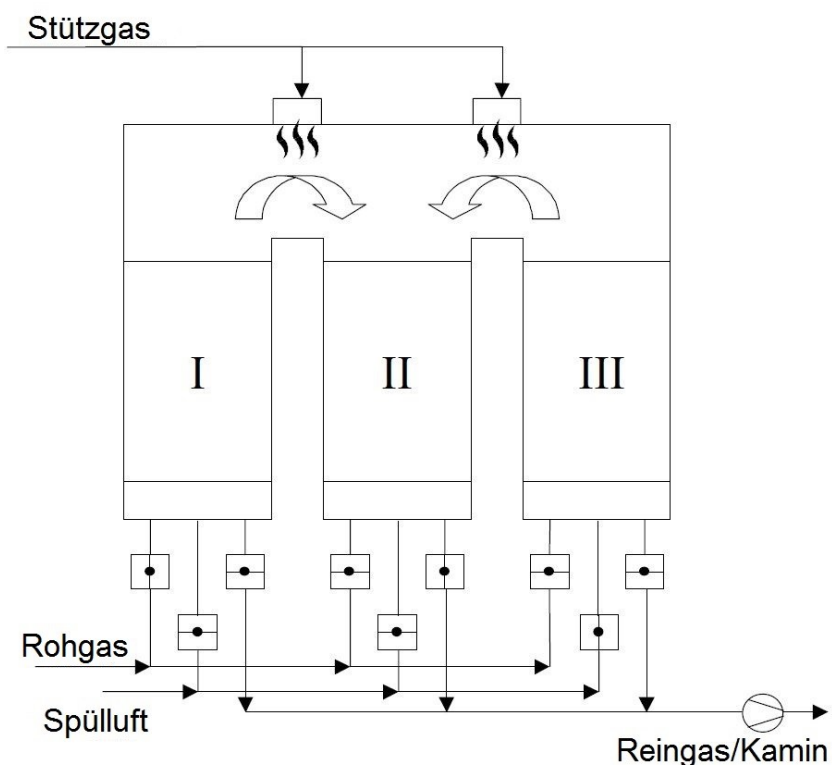


Abbildung 2: Schema einer Dreikammer-RTO, bearbeitet nach [Peters et al. 2002]

Je nach Stellung der Abluftklappen kann jede Kammer in einen anderen der drei beschriebenen Betriebszustände versetzt werden. Welche Kammer dann welche Funktion übernimmt, ist in Tabelle 6 zusammengefasst.

*Tabelle 6: Verschiedene Betriebszustände einer Dreikammer RTO*

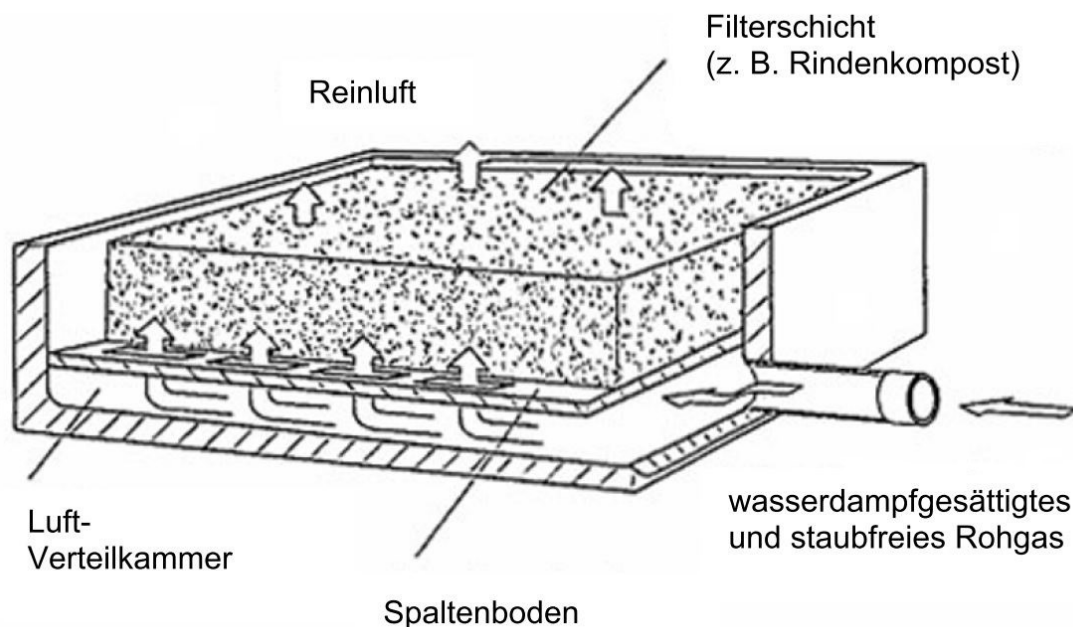
Betriebszustand	Kammer I	Kammer II	Kammer III
<b>1</b> (siehe Abbildung 2)	Rohgas Eintritt	Reingas Austritt	Spülluft Eintritt
<b>2</b> (ohne Abbildung)	Spülluft Eintritt	Rohgas Eintritt	Reingas Austritt
<b>3</b> (ohne Abbildung)	Reingas Austritt	Spülluft Eintritt	Rohgas Eintritt

Das Umschalten zwischen den drei Kammern hat sowohl emissionstechnische als auch energetische Gründe. Während des Betriebs wird immer eine Kammer gespült. Dadurch soll verhindert werden, dass beim Umschalten das in einer Kammer enthaltene Rohgas in den Reingasstrom abgegeben wird und es im Reingas zu kurzfristigen, aber starken Konzentrationsanstiegen kommt. Die Kammer, durch die im aktuellen Betriebszustand das Reingas ausströmt, wurde im vorherigen Zustand immer gespült. Die Kammer, durch die im aktuellen Betriebszustand das Reingas ausströmt, ist im darauffolgenden Zustand immer die Eintrittskammer für das Rohgas. Nur wenn die Wabensteine eine möglichst hohe Temperaturdifferenz im Vergleich zum Rohgas aufweisen, ist ein hoher Energieübertrag möglich. Dies kann nur erreicht werden, wenn regelmäßig umgeschaltet wird.

### 3.6.2 Biologische Abluftreinigung mittels Biofilter

Die biologische Abluftreinigung ist eine kostengünstige Reinigungsmöglichkeit für Abgasströme mit geringen Konzentrationsschwankungen im Rohgas. Biofilter eignen sich besonders für Abgase mit gut wasserlöslichen, biologisch leichtabbaubaren Inhaltsstoffen. Der Einsatz von Biofiltern zur Reduktion von leichtabbaubaren Kohlenstoffverbindungen ist in Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung, wie zum Beispiel Kompostwerken oder MBA-Anlagen, weit verbreitet. Einhergehend mit dem Abbau von Kohlenstoffverbindungen ist die Reduktion von Geruchstoffträgern. Das Abgas

wird in Biofiltern ausschließlich durch mikrobielle Umsetzungsprozesse gereinigt. In Abbildung 3 ist der Aufbau eines Biofilters dargestellt.



*Abbildung 3: Aufbau eines klassischen Festbettbiofilters, bearbeitet nach [VDI 3477, 2016]*

Die an dem biologischen Abbau beteiligten Mikroorganismen siedeln sich auf dem Filtermaterial an. Als besonders geeignet zeigen sich Materialien mit großer spezifischer Oberfläche, wie zum Beispiel Rindenkompost oder Wurzelhölzer. Die Ausführung des Filterbodens und die Porosität der Filterschüttung sind für eine gleichmäßige Durchströmung wichtig. Damit wird eine partielle Austrocknung beziehungsweise Vernässung vermieden. In ausgetrockneten Bereichen tritt Kanalbildung auf. Dort herrscht partiell ein geringerer Druckwiderstand, was eine reduzierte Verweilzeit und damit eine verringerte Reinigungsleistung zur Folge hat. In nassen Zonen kommt es zu einem höheren Druckwiderstand, was bedeutet, dass diese Bereiche weniger durchströmt werden. Daraus resultiert ein Substratmangel, der dazu führt, dass die Mikroorganismen beginnen das Filtermaterial abzubauen [VDI 3477, 2016].

Für den bestmöglichen Abbau sind optimale Milieubedingungen für die Mikroorganismen anzustreben. Dazu gehören neben einer ausreichenden Substratversorgung,

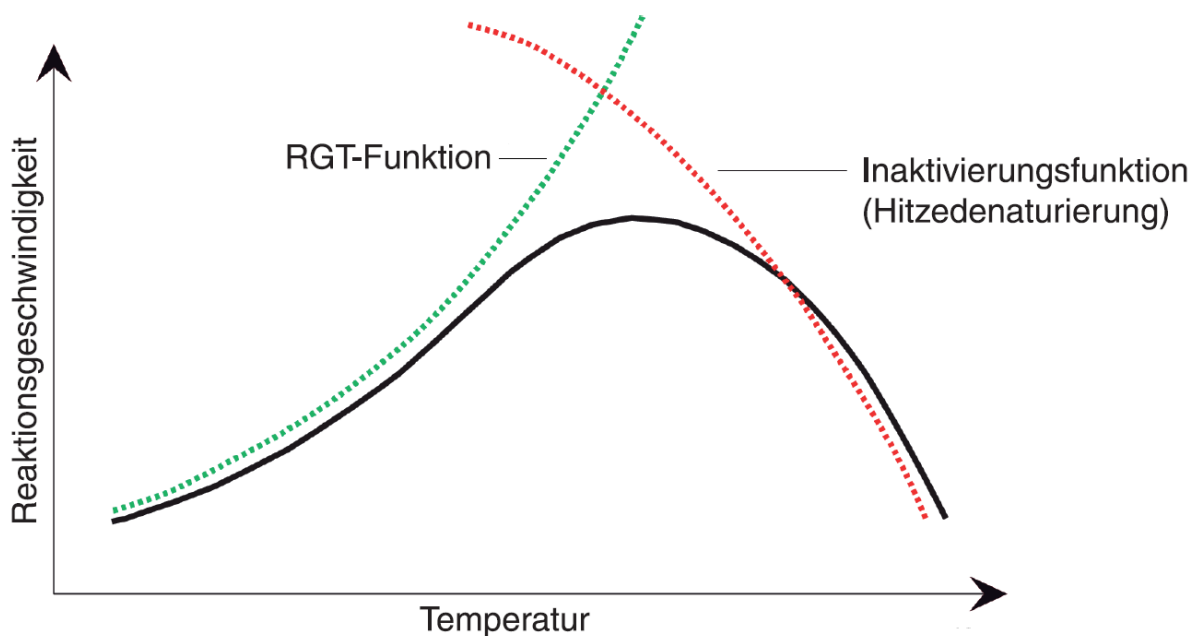
eine optimale Feuchtigkeitszufuhr sowie ein pH-Wert im neutralen Bereich (pH = 5,5 bis pH = 7,5) [VDI 3477, 2016].

Das Substrat dient dem Zellaufbau sowie der Stoffwechselfähigkeiten der Mikroorganismen und besteht aus Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Im Idealfall dienen die Abgasinhaltsstoffe als Substrat. Im Allgemeinen liegen Kohlenstoffverbindungen in ausreichender Konzentration im Abgasstrom vor. Ist dies nicht der Fall, wird die im Filtermaterial enthaltene Organik zersetzt, was zu einer Selbstzerstörung des Biofilters führt. Kann eine ausreichende Versorgung der notwendigen Substrate über den Abgasstrom und das Filtermaterial nicht sichergestellt werden, ist die Zugabe von Nährstoffen erforderlich. Ideal ist ein Nährstoffverhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) zu Phosphor (P) von 100 : 5 : 1. Ist das C : N : P-Verhältnis der Nährstoffe im Ungleichgewicht, besteht die Notwendigkeit stickstoff- und phosphorhaltige Nährsalze zuzugeben [VDI 3477, 2016; VDI 3475-1, 2003].

Das Abgas aus biologischen Prozessen ist meist wassergesättigt, so dass keine zusätzliche Befeuchtung notwendig ist. Ist dies nicht der Fall, erfolgt die Befeuchtung des Gasstroms in der Regel in Verbindung mit der Ammoniakabscheidung mittels Gaswäsche (siehe dazu das folgende Kapitel 3.6.3).

Die Stabilität des pH-Werts ist durch unerwünschten Ammoniak eintrag über den Abgasstrom gefährdet. Gelangt Ammoniak in den Biofilter, wird der mikrobiologische Abbau aufgrund der Verschiebung des pH-Werts gehemmt. Ammoniak liegt im feuchten Milieu des Biofilters als Ammonium vor. Durch die Oxidation von Ammonium, auch Nitrifikation genannt (siehe Gleichung 2), werden über einen Zwischenschritt, bei dem Nitrit ( $NO_2^-$ ) entsteht, neben Nitrat ( $NO_3^-$ ) auch saure Endprodukte ( $H^+$ ) gebildet. Eine Absenkung des pH-Werts ist die Konsequenz. Durch die Abnahme des pH-Werts nimmt die Reinigungsleistung des Biofilters ab und die Standzeit des Filtermaterials wird verkürzt. Unter ungünstigen Bedingungen kann im Biofilter aus Ammoniak das Treibhausgas Lachgas als Fehlprodukt gebildet werden. Zur Vermeidung von negativen Einflüssen auf den Biofilter und zur Vermeidung der sekundären Lachgasbildung empfiehlt die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 1 eine chemische Vorbehandlung des Rohgases bei Ammoniakgehalten größer als  $30 \text{ mg/m}^3$  [VDI 3475-1, 2003; VDI 3477, 2016].

Ein weiterer wichtiger Parameter für den Betrieb von Biofiltern ist die Rohgastemperatur. Die am biologischen Abbau im Biofilter beteiligten Mikroorganismen haben einen schmalen Temperaturbereich, in dem die Reaktionsgeschwindigkeit und die Wachstumsrate maximal sind. Demzufolge ist eine möglichst konstante Rohgastemperatur anzustreben. Jenseits dieses Temperaturoptimums nimmt die Reaktionsgeschwindigkeit stark ab, die Bakterienaktivität wird gehemmt. Liegen die Temperaturen zu hoch, kommt es zu einer Inaktivierung der Bakterien. Diese Zusammenhänge sind in Abbildung 4 erläutert [VDI 3477, 2016].



*Abbildung 4: Schematische Darstellung des Temperaturoptimums bei enzymkatalysierten Reaktionen in Biofiltern [bearbeitet nach VDI 3477, 2016]*

Grundsätzlich lassen sich Biofilter im mesophilen (Abgastemperatur 20 °C bis 40 °C) oder thermophilen (Abgastemperatur > 40 °C) Temperaturbereich betreiben. In beiden Fällen gilt die in Abbildung 4 beschriebene Temperaturabhängigkeit der Bakterienaktivität [VDI 3477, 2016; VDI 3475-1, 2003].

### 3.6.3 Ammoniakabscheidung mittels Gaswäsche

In der Abgasreinigung häufig angewendete Verfahren basieren auf physikalischen und chemischen Absorptionsprozessen. Dabei werden Abgasinhaltsstoffe durch den Kontakt mit einem Waschmedium in die flüssige Phase überführt, gegebenenfalls umgewandelt und so aus dem Abgasstrom entfernt. Aus Kostengründen wird am häufigsten Wasser als flüssiges Medium eingesetzt. Je nach Anwendungsfall werden Additive, zum Beispiel Säuren, in die wässrige Phase zugegeben [Bank 1995].

Bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen werden Wäscher hauptsächlich zur Eliminierung von Ammoniak eingesetzt, das beim Abbau der im Abfall enthaltenen Proteine gebildet wird. Ammoniak ist ein stechend riechendes Gas, das in hohen Konzentrationen gesundheitsschädlich ist. Die Abscheidung von Ammoniak ist auch aus ökologischen Gründen, insbesondere zur Vermeidung der Lachgasbildung, zwingend erforderlich. Zudem kann es durch Ammoniak im Abgasstrom zu der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen, unerwünschten Verschiebung des pH-Werts im Biofilter kommen. Dabei kommt es zu einer Versauerung des Festbetts, was eine Hemmung der mikrobiologischen Abbauaktivität zur Folge hat [VDI 3477, 2016; VDI 3475-1, 2003].

Aus den genannten Gründen empfiehlt die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 1 eine chemische Vorbehandlung des Abgasstroms [VDI 3475-1, 2003]. Gemäß VDI-Richtlinie 3477 sind bei der Ammoniakelimination Ammoniakgehalte unter  $5 \text{ mg/m}^3$  anzustreben [VDI 3477, 2016].

Zur Gaswäsche werden häufig Füllkörperwäscher eingesetzt. Diese verfügen über lose Einbauten, die eine Erhöhung der Kontaktfläche und der Kontaktzeit durch Turbulenz zwischen Abgas und Waschmedium (Absorbens) bewirken. Abbildung 5 zeigt den Aufbau einer Füllkörperkolonne. Die Wäscherkolonnen werden im Gegenstromprinzip von Gas und Flüssigkeit durchströmt [VDI 3679-2, 2014].

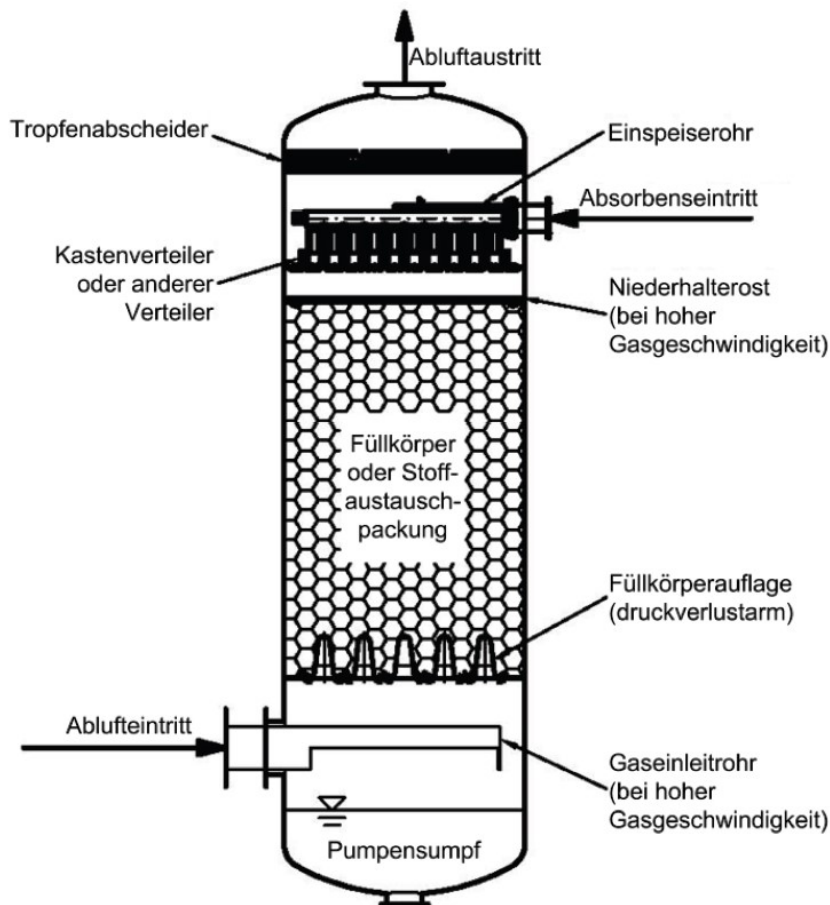
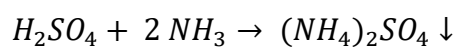


Abbildung 5: Füllkörperkolonne [VDI 3679-2, 2014]

In Wäschern zeigt Ammoniak sehr gute Abscheideleistungen. Aufgrund des alkalischen Charakters von Ammoniak werden zur Elimination von Ammoniak aus einem Abgasstrom in der Regel Füllkörperwäscher, mit angesäuertem Waschwasser mit einem pH-Wert von drei bis vier, eingesetzt. Die basische Verbindung Ammoniak reagiert in Gegenwart einer Säure zu einem Salz. Üblicherweise kommt die zweiprotonige Schwefelsäure ( $H_2SO_4$ ) zum Einsatz [VDI 3679-2, 2014].

Bei der Reaktion von Ammoniak und Schwefelsäure wird Ammoniumsulfat ( $(NH_4)_2SO_4$ ) gebildet (siehe Gleichung 6).



Gleichung 6: Reaktion von Ammoniak mit Schwefelsäure im sauren Wäscher

Der Umwandlungsprozess ist irreversibel. Durch die Kreislaufführung des Waschwassers findet eine Aufkonzentrierung von Ammoniumsulfat statt. Um die Absorptionskapazität aufrecht zu erhalten, muss einerseits zur Einstellung des pH-Werts regelmäßig frische Schwefelsäure zudosiert werden sowie andererseits das bei der Reaktion gebildete Ammoniumsulfat aus dem Wäscherkreislauf entfernt werden. Ab einer Dichte der Ammoniumsulfatlösung von 38 % bis 40 % kann Ammoniumsulfat als Feststoff abgeschlämmt und aus dem Wäscherkreislauf ausgeschleust werden. Das gewonnene Ammoniumsulfat kann beispielsweise als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden [VDI 3679-2, 2014].

Die Elimination von Ammoniak aus dem Abgasstrom mittels schwefelsaurer Wäscher stellt den Stand der Technik dar. Bei sorgfältiger Überwachung und Regelung des pH-Werts des Waschwassers auf  $\text{pH} < 4$ , ist eine konstante Ammoniakabscheidung von über 90 % erzielbar [VDI 3475-3, 2006].

Zur Vermeidung von Verschleppungen von mitgerissenen Tröpfchen der beladenen Waschflüssigkeit in das Reingas oder den nachfolgenden Prozessschritt ist meist ein Tropfenabscheider installiert [VDI 3679-2, 2014].

Ein weiterer gewünschter und positiver Effekt der Gaswäsche ist die Abscheidung von Staub als Konditionierung für die nachfolgenden Reinigungsschritte. Sowohl im Biofilter als auch in den Wabensteinen der RTO-Anlage führen Staubpartikel zu unerwünschten Verblockungen, infolge derer es zu Stillstandszeiten der Abgasreinigungssysteme kommen kann.

## 4 Material und Methoden

### 4.1 Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage Großefehn

Auf der MBA-Anlage der *Materialkreislauf- und Kompostwirtschaft GmbH und Co. KG (MKW)* in Großefehn werden Restabfälle, hausmüllähnliche (hmä) Gewerbeabfälle und Sperrmüll des Landkreises Aurich sowohl mechanisch als auch biologisch aufbereitet. Ein weiterer Anteil des Gesamtinputs stammt aus den Landkreisen Ammerland und Oldenburg. Das Material aus diesen Landkreisen wird extern mechanisch aufbereitet, so dass nur das Feinmaterial zur biologischen Behandlung bei der MBA Großefehn angeliefert wird. Das gesamte Material wird, gegebenenfalls nach der mechanischen Aufbereitung, in vollständig geschlossenen, zwangsbelüfteten Rotte-tunneln aerob behandelt.

Abbildung 6 zeigt das Verfahrensfliessbild der MBA Großefehn.

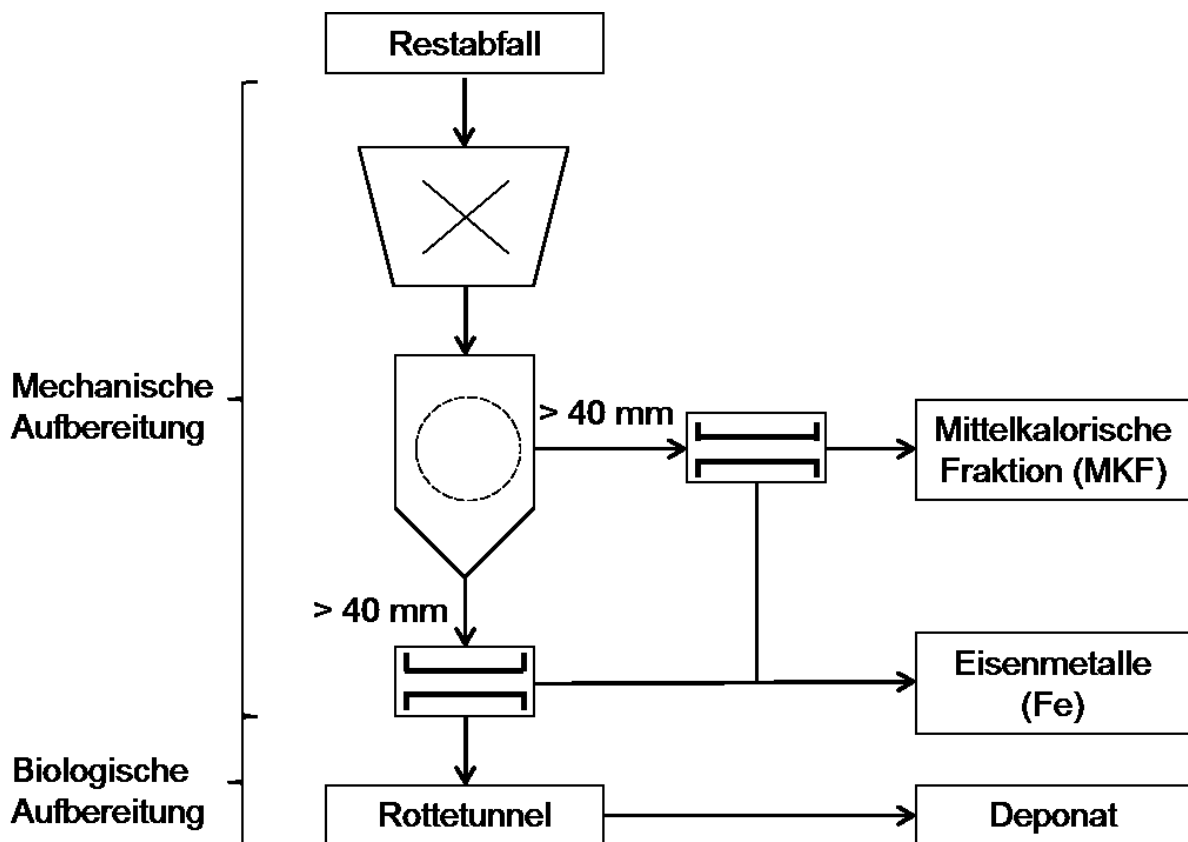


Abbildung 6: Verfahrensfliessbild der MBA Großefehn

Abbildung 7 zeigt ein Luftbild der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage in Großefehn.



Abbildung 7: Luftbild der MBA-Anlage in Großefehn, bearbeitet nach [MKW GmbH & Co. KG 2020]

#### 4.1.1 Mechanische Aufbereitung

In der mechanischen Aufbereitung (MA) der MBA Großefehn findet eine Zerkleinerung, Klassierung und Homogenisierung des Abfalls statt. Weiterhin werden Wert- und Störstoffe ausgelesen.

Durch die Zerkleinerung wird einerseits eine bessere Durchmischbarkeit des inhomogenen Abfallgemischs erreicht und andererseits die spezifische Oberfläche des Abfalls vergrößert. Durch die Vergrößerung der spezifischen Oberfläche wird das Material für die, am mikrobiologischen Abbauprozess beteiligten, Mikroorganismen leichter zugänglich. Weiterhin können Wert- und Störstoffe nach der Zerkleinerung einfacher entfernt werden, da diese durch die mechanische Beanspruchung zum Beispiel aus Verbänden gelöst werden. Nach der Zerkleinerung wird das Material in zwei Fraktionen klassiert.

Die Klassierung erfolgt durch eine Siebtrommel mit einer Maschenweite von 40 mm. Dabei wird die mittelkalorische Fraktion als Siebüberlauf ( $> 40$  mm) abgetrennt. Im Siebüberlauf findet sich vor allem die heizwertreiche Fraktion. Diese besteht beispielsweise aus Holz sowie Kunst- und Leichtstoffen und wird einer externen energetischen Verwertung zugeführt. Der Siebdurchgang ( $< 40$  mm) stellt die mit Organik angereicherte Feinfraktion dar. Aus beiden Stoffströmen werden eisenhaltige Metalle (Fe-Metalle) mittels Überbandmagnet abgeschieden, die einem gesonderten Recyclingprozess unterzogen werden. Der Siebdurchgang wird im Anschluss an die mechanische Aufbereitung in der biologischen Stufe der MBA-Anlage weiterbehandelt.

Etwa ein Drittel des gesamten Anlageninputs der MBA Großefehn wird in einer externen Aufbereitungsanlage mechanisch aufbereitet. Das angelieferte Material durchläuft die MA der MBA Großefehn nur zur Materialaufgabe im Bypass [MKW GmbH & Co. KG 2017].

Sowohl das extern als auch das vor Ort mechanisch aufbereitete Material wird zur biologischen Aufbereitung über ein Förderband in die Rottehalle transportiert. Abbildung 8 zeigt die Halle zur mechanischen Aufbereitung auf der MBA-Anlage in Großefehn sowie das Förderband (silber-graues Gehäuse). Über ein automatisches Eintragssystem wird das Material zur biologischen Behandlung in die 30 Rottetunnel gefüllt. In der in Abbildung 8 erkennbaren schwarzen Leitung wird die aus der Halle zur mechanischen Aufbereitung abgesaugte Luft in die Rottehalle sowie zur Abgasreinigung geführt.



*Abbildung 8: Halle zur mechanischen Aufbereitung mit Förderband zur biologischen Stufe auf der MBA-Anlage in Großefehn [MKW GmbH & Co. KG 2015]*

### 4.1.2 Biologische Aufbereitung

Bei der biologischen Aufbereitung (BA) in der MBA Großefehn handelt es sich um eine semidynamische Restmüllrotte in vollständig geschlossenen, zwangsbelüfteten Rottetunneln. Beim aeroben Abbau der organischen Substanz entstehen neben dem stabilisierten Deponat auch endogenes Prozesswasser, Energie in Form von Wärme sowie gasförmige Emissionen.

Abbildung 9 zeigt einen Rottetunnel der MBA Großefehn. Die Belüftung erfolgt durch die Spigotdüsen am Boden, die Bewässerung über die Leitung an der Tunneldecke. Entstehendes Prozesswasser sickert durch den gelochten Tunnelboden, wird in Prozesswassertanks gesammelt und teilweise zur Mietenbewässerung eingesetzt. Rechts und links oben an den Tunnelwänden sind die Schienen erkennbar, auf denen das automatische Eintragssystem geführt wird.



*Abbildung 9: Blick in einen Rottetunnel der MBA Großefehn [Foto: Martin Kieninger 2013]*

Der mechanisch aufbereitete Abfall gelangt über Förderbänder und ein automatisches Eintragungssystem in die biologische Stufe und wird in insgesamt 30 Rottetunneln verrottet. Die 30 Rottetunnel sind in zwei Tunnelblöcke („Ost“ und „West“) aufgeteilt. Wie in Abbildung 10 dargestellt, sind beide Tunnelblöcke gleichermaßen von der Tunnelvorhalle zugänglich und spiegelsymmetrisch aufgebaut.

Jeder Rottetunnel hat mit einer Breite von 4 m und einer Länge von 25 m eine Grundfläche von 100 m<sup>2</sup>. Die Einfüllhöhe beträgt etwa 2,8 Meter, so dass je nach spezifischer Schüttdichte zwischen 180 Mg und 220 Mg Abfall pro Tunnel behandelt werden. Jeder Tunnel ist weiterhin mit Schienen ausgestattet, auf denen zur Befüllung der Tunnel eine verschiebbare Eintragsbrücke in den jeweiligen Tunnel eingefahren werden kann (siehe Abbildung 9). Die Befüllung der Rottetunnel erfolgt durch eine Öffnung im Tunneldach, durch die das Material auf die Eintragsbrücke fällt und über das Förderbandsystem der Eintragsbrücke gleichmäßig im Tunnel verteilt wird.

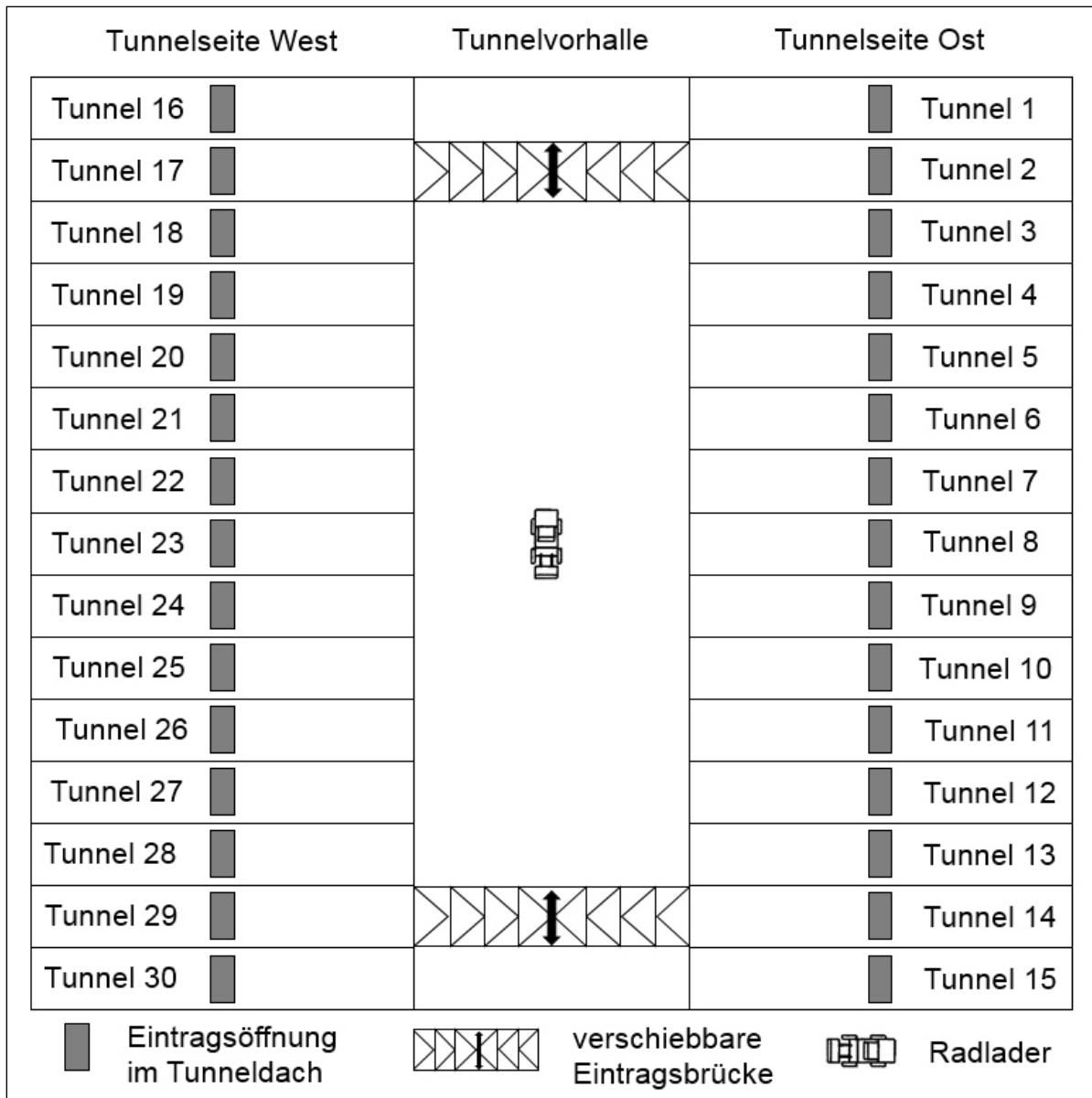


Abbildung 10: Schematischer Aufbau der biologischen Aufbereitung (BA)

Die Rottezeit beträgt zweimal drei Wochen. Der Abfall wird nach einer ersten Rottephase von drei Wochen mittels Radlader ausgetragen und über das automatische Eintragungssystem in einen anderen Rottetunnel eingetragen und weitere drei Wochen behandelt. Durch das Umsetzen wird das Material durchmischt und aufgelockert, was sowohl zu einem vollständigeren als auch einem beschleunigten biologischen Abbau beiträgt.

Das Eintragskonzept sieht vor, dass in den Rottetunneln 9 bis 15 sowie 24 bis 30 ausschließlich frisches Material der ersten Rottephase behandelt wird. In den Tun-

nen 1 bis 7 sowie 16 bis 22 erfolgt die biologische Behandlung des umgesetzten Materials der zweiten Rottephase. Die Tunnel 8 und 23 dienen als Reservekapazität für Umsetzvorgänge.

Jeder Tunnel wird durch Spigotdüsen im Tunnelboden druckbelüftet. Die durchschnittlichen Volumenströme zur Belüftung liegen zwischen 2000 m<sup>3</sup>/h und 2500 m<sup>3</sup>/h. Durch die aktive Belüftung wird der aerobe Abbau durch eine erhöhte Sauerstoffzufuhr unterstützt. So ist es möglich, dass kürzere Rottezeiten erzielt werden.

Beim biologischen Abbau kommt es zu Wärmeentwicklung im Haufwerk. Beim Durchströmen der Luft durch die Miete erwärmt sich der Luftstrom und kann mehr Wasserdampf aufnehmen. Dadurch wird Feuchtigkeit aus dem Mietensystem ausgelesen. Mit abnehmendem Wassergehalt sinkt die biologische Aktivität, wodurch die Abbauleistung der Mikroorganismen abnimmt, während die Gefahr einer Selbstentzündung ansteigt. Um eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten, erfolgt im Laufe der ersten Rottephase durchschnittlich alle zwei Tage eine Rieselbewässerung der Rotte. Während der ersten Hälfte der ersten Rottephase wird bei jedem Bewässerungsvorgang je 10 m<sup>3</sup> Prozesswasser (PW), während der zweiten Hälfte je 8 m<sup>3</sup> Brauchwasser (BW) aufgegeben. In der ersten Rottephase werden insgesamt 90 m<sup>3</sup> Wasser aufgegeben. In der zweiten Rottephase wird die Rotte ebenfalls alle zwei Tage, jedoch nur während der ersten sechs Tage mit je 10 m<sup>3</sup> Brauchwasser pro Bewässerungsvorgang befeuchtet. Danach ist der eintretende Trocknungseffekt gewünscht, um die Masse des Materials für die anschließende Deponierung zu reduzieren. Die biologische Aktivität ist dann niedrig, die Temperaturanstiege im Rottekörper fallen nur noch gering aus. Während der sechswöchigen biologischen Behandlung werden insgesamt 120 m<sup>3</sup> Wasser auf das Haufwerk aufgegeben.

Abbildung 11 zeigt die Skizze eines Schnitts durch einen einzelnen Rottetunnel.

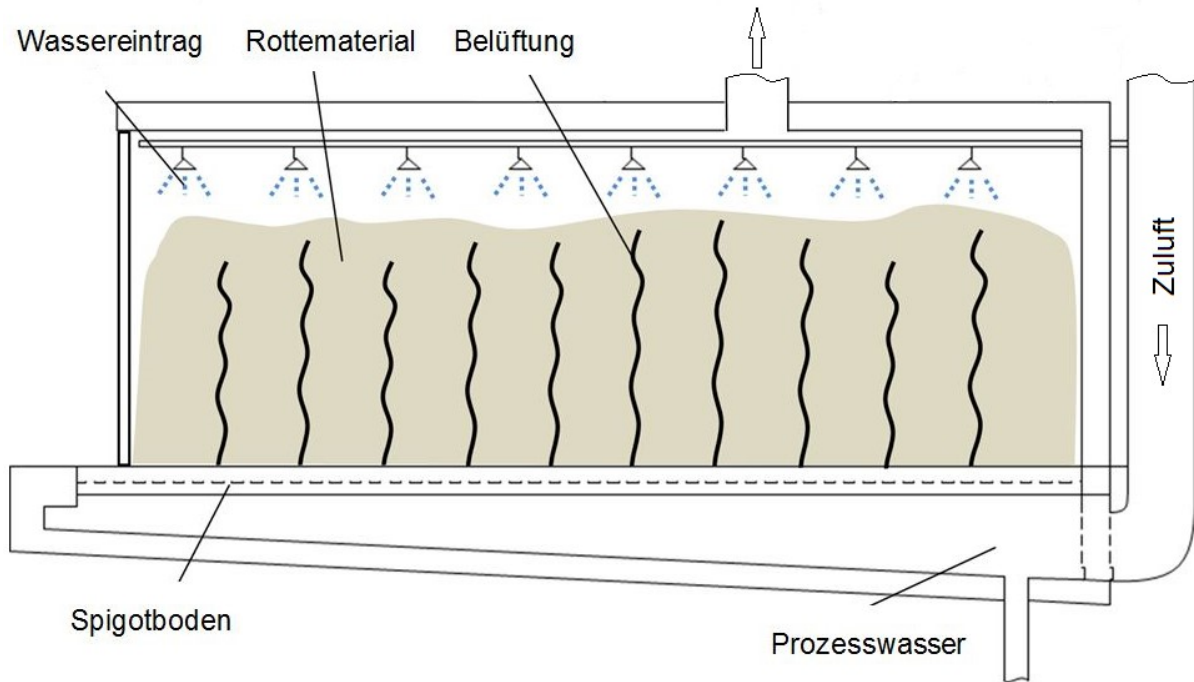


Abbildung 11: Skizze eines Rottetunnels, bearbeitet nach [Coskun et al. 2013]

Die Berieselung erfolgt mit einem Volumenstrom von 0,2 L/min. Vor dem Hintergrund, dass dem Wasser ausreichend Zeit gegeben werden muss, um den gesamten Rottekörper zu durchdringen, wird die Belüftung während der Bewässerung und einer Übergangszeit von etwa zwei Stunden ausgesetzt.

In Tabelle 7 sind die Parameter zur Rottesteuerung der MBA Großfehn während der ersten Rottephase und in Tabelle 8 während der zweiten Rottephase zusammengefasst.

Tabelle 7: Rotteparameter der 1. Rottephase MBA Großfehn

1. Rottephase	Dauer	Volumenstrom Zuluft	Wasserzugabe	Solltemperatur Abluft
Startphase	<i>variabel</i>	2500 m <sup>3</sup> /h	0 m <sup>3</sup>	50 °C
Hauptrotte 1	10 Tage	2000 m <sup>3</sup> /h	10 m <sup>3</sup> alle 2 d (PW)	50 °C
Hauptrotte 2	5 Tage	2000 m <sup>3</sup> /h	8 m <sup>3</sup> alle 2 d (BW)	50 °C
Abkühlphase	<i>variabel</i>	2500 m <sup>3</sup> /h	8 m <sup>3</sup> alle 2 d (BW)	40 °C
Nachlaufphase	<i>variabel</i>	2500 m <sup>3</sup> /h	0 m <sup>3</sup>	40 °C
Summe	21 Tage	-	90 m <sup>3</sup>	-

*Tabelle 8: Rotteparameter der 2. Rottephase MBA Großefehn*

<b>2. Rottephase</b>	Dauer	Volumenstrom Zuluft	Wasserzugabe	Solltemperatur Abluft
Startphase	<i>variabel</i>	2000 m <sup>3</sup> /h	0 m <sup>3</sup>	50 °C
Hauptrotte 1	7 Tage	2000 m <sup>3</sup> /h	10 m <sup>3</sup> alle 2 d (BW)	50 °C
Hauptrotte 2	10 Tage	2000 m <sup>3</sup> /h	0 m <sup>3</sup>	45 °C
Abkühlphase	<i>variabel</i>	2500 m <sup>3</sup> /h	0 m <sup>3</sup>	40 °C
Nachlaufphase	<i>variabel</i>	2000 m <sup>3</sup> /h	0 m <sup>3</sup>	35 °C
Summe	21 Tage	-	30 m <sup>3</sup>	-

Die einzelnen Rottephasen sind in fünf Abschnitte unterteilt. Nur die jeweiligen Zeiträume der Hauptrotte 1 und Hauptrotte 2 sind festgelegt. Die Start- und Abkühlphasen sind abhängig von der Solltemperatur im Abluftstrom und gelten als abgeschlossen, wenn die vorgegebene Temperatur erreicht wird. Die Startphase ist in der Regel kürzer als ein Tag, die Abkühlphase dauert bis zu fünf Tage. Mit der abschließenden Nachlaufphase wird die Einhaltung der gesamten Rottedauer von jeweils drei Wochen sichergestellt. Sollte eine Entleerung der Rottetunnel aufgrund von betrieblichen Gründen nicht möglich sein, verlängert sich die Nachlaufphase entsprechend.

#### 4.1.3 Lüftungstechnik und Belüftungsmanagement

Um unerwünschte diffuse Emissionen aus allen Anlagenteilen zu vermeiden, eine aerobe biologische Behandlung des Abfalls sicherzustellen und gleichzeitig alle vorgegebenen Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV zu gewährleisten, sind eine aufwändige Lüftungstechnik und ein komplexes Belüftungsmanagement notwendig.

Gemäß TA Luft sowie der 30. BImSchV sind alle Hallen geschlossen auszuführen und mit automatisch schließenden Toren oder Schleusen auszustatten [TA Luft 2002; 30. BImSchV 2019]. Die Halle der mechanischen Aufbereitung sowie der Bereich der Tunnelvorhalle werden aktiv abgesaugt, so dass ein leichter Unterdruck erzeugt wird, der in erster Linie den unerwünschten Austritt von Gerüchen in die Umgebung verhindert. Die Luftwechselzahlen werden zwischen Tag- und Nachtbetrieb unterschieden. Im Tagbetrieb wird die Luft in den Hallen grundsätzlich häufiger ausgetauscht.

Aus der MA werden sowohl im Tag- als auch im Nachbetrieb 20000 m<sup>3</sup>/h abgesaugt. Aus der Tunnelvorhalle werden im Tagbetrieb 30000 m<sup>3</sup>/h und im Nachtbetrieb 20000 m<sup>3</sup>/h abgesaugt.

Die abgesaugte Luft aus den Hallen wird zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt. Dies ist vor allem zur Einhaltung der Emissionsgrenzwerte des Massenverhältnisses für den Gesamtkohlenstoffgehalt erforderlich. Nach Gleichung 4 (siehe Abschnitt 3.3) ist das Massenverhältnis unmittelbar mit der Fracht sowie den Betriebsstunden und dem Masseninput gekoppelt. Weder die Betriebsstunden, noch der Materialinput sind frei wählbar. Zur Sicherstellung des Grenzwerts für das Massenverhältnis der Gesamtkohlenstofffracht zum Anlageninput ist einzig die emittierte Kohlenstofffracht beeinflussbar. Die Fracht ist wiederum vom Volumenstrom sowie von der Massenkonzentration im Abluftstrom abhängig. Je größer der Volumenstrom bei gleicher Massenkonzentration, desto höher ist auch die Fracht. Die Emissionskonzentration am Kamin wird maßgeblich von der Leistungsfähigkeit der Abluftreinigung bestimmt. Da eine RTO-Anlage bei ausreichender Stützgasversorgung eine vom Rohgas weitgehend unabhängige, konstante Reingaskonzentration gewährleistet, ist eine Reduktion des Abgasvolumenstroms anzustreben, um die Grenzwerte der 30. BImSchV einzuhalten.

Das „Kurzgutachten zur Frachtbegrenzung für Emissionen aus der MBA“ nennt für klassische Kompostwerke ein durchschnittliches spezifisches Abgasvolumen von 10000 m<sup>3</sup>/Mg bis 15000 m<sup>3</sup>/Mg [Ketelsen 2011]. Vor Inkrafttreten der 30. BImSchV im Jahr 2001 betrug das spezifische Abgasvolumen bei MBA-Anlagen 8000 m<sup>3</sup>/Mg bis 12000 m<sup>3</sup>/Mg. Aufgrund der Begrenzung des Volumenstroms durch die Grenzwerte der 30. BImSchV sowie der daraus folgenden Mehrfachnutzung der Luft, reduzierte sich nach Inkrafttreten der 30. BImSchV das spezifische Abgasvolumen bei MBA-Anlagen auf 2000 m<sup>3</sup>/Mg bis 5000 m<sup>3</sup>/Mg. Diese deutliche Reduzierung der Abgasmenge ist nur durch eine Umluftführung beziehungsweise Mehrfachnutzung der abgesaugten Hallenluft erzielbar [Ketelsen 2011].

Der Einsatz der Luft der Hallenabsaugung dient auch zum Einstellen der gewünschten Zulufttemperatur. Die abgesaugte Luft aus den Hallen (MA und Tunnelvorhalle) wird betriebsintern auch als „Frischluff“ bezeichnet. Die Temperatur der Luft der Hal-

lenabsaugung ist abhängig von der Außentemperatur und in der Regel niedriger als die Temperatur der im Kreis geführten Luft, die sich beim Durchströmen des Rotte­körpers erwärmt. Je nach Fortschritt der biologischen Behandlung, wird eine andere Zieltemperatur im Rottegut angestrebt (siehe Tabelle 7 und Tabelle 8). Diese wird über die Temperatur der Zuluft eingestellt. Neben der Luft der Hallenabsaugung und der Umluft wird keine zusätzliche Außenluft zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt. In Abbildung 12 ist die Belüftung eines Rottetunnels skizziert.

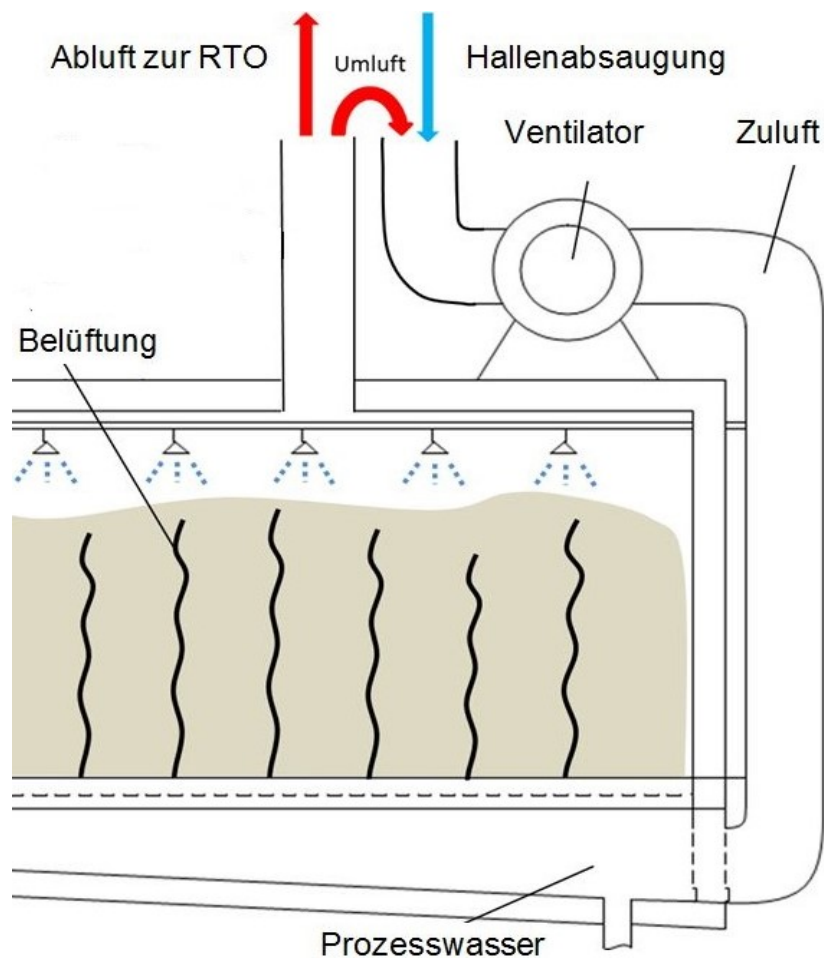


Abbildung 12: Belüftung eines Rottetunnels, bearbeitet nach [Coskun et al. 2013]

Abbildung 13 zeigt die Lüftungstechnik auf dem Dach der Rottetunnel der MBA Großefehn. Die dicke, horizontale Leitung im Vordergrund ist die Abgassammelleitung zur RTO-Anlage. Das Abgas aus den Rottetunneln (dünne, senkrechte Leitung im Vordergrund) wird entweder in die Abgassammelleitung zur RTO-Anlage abgeschlagen oder wird durch die horizontale, dünne Leitung im Kreis geführt und nochmal zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt. Die Abluftsammelleitung, in der die ab-

gesaugte Luft aus der Halle zur mechanischen Aufbereitung zu den Biofiltermodulen geführt wird, wird von der Abgassammelleitung zur RTO-Anlage verdeckt. Lediglich die Zuleitung der „Frischlufte“ aus dieser Abluftsammelleitung zur Umluft ist in Abbildung 13 erkennbar (dünne, vertikale Leitung im Hintergrund).



*Abbildung 13: Lüftungstechnik auf dem Dach der Rottetunnel der MBA Großfehn  
[Foto: Martin Kieninger 2013]*

Das Prozessleitsystem der MBA-Anlage steuert die Zulufttemperatur während des Rotteprozesses, um für den biologischen Abbau optimale Temperaturbedingungen zu gewährleisten. Dies geschieht durch das Öffnen beziehungsweise Schließen von Regelklappen (RK01 bis RK03) bei Über- oder Unterschreiten definierter, vom Rottefortschritt abhängiger Temperaturgrenzen (siehe Tabelle 7 und Tabelle 8). Ist die im Zuluftstrom gemessene Temperatur zu hoch, wird die „Frischlufteklappe“ (RK03) weiter geöffnet und so der Anteil an kühler „Frischlufte“ erhöht. Da der Zuluftvolumenstrom im Regelbetrieb konstant ist, reduziert sich gleichzeitig der Anteil an Umluft. Sinkt die Temperatur der Zuluft unter die in diesem Rottestadium festgelegte Temperaturschwelle, wird die „Frischlufteklappe“ teilweise geschlossen und der „Frischlufteanteil“ auf ein Minimum reduziert. Die „Frischlufteklappe“ wird zu keinem Zeitpunkt vollständig geschlossen, so dass aus jedem Tunnel immer ein geringer Anteil als Abgas

zur Reinigung abgegeben und durch „Frischluff“ ersetzt wird. Dadurch wird ein zur Belüftung des Rottekörpers ausreichender Sauerstoffgehalt in der Zuluft erreicht. Je nachdem wie groß der Anteil an „Frischluff“ ist, der der Umluft zugemischt wird, variiert der Volumenstrom, der zur Abluftsammelleitung zur RTO-Anlage geleitet wird. Je weniger Luft im Umluftbetrieb gefahren wird, desto mehr Luft wird zur RTO-Anlage abgegeben und desto weiter ist die Abluftklappe (RK01) geöffnet. Folglich wird mehr Abgas zur RTO-Anlage abgegeben, wenn die Rotte gekühlt wird, respektive viel Luft im Kreis geführt, um eine für den biologischen Abbauprozess angestrebte Temperatur aufrechtzuhalten.

Zur Erläuterung der Lage der verschiedenen Klappen und zum besseren Verständnis, zeigt Abbildung 14 einen Screenshot des Prozessleitsystems der MBA Großfehn.

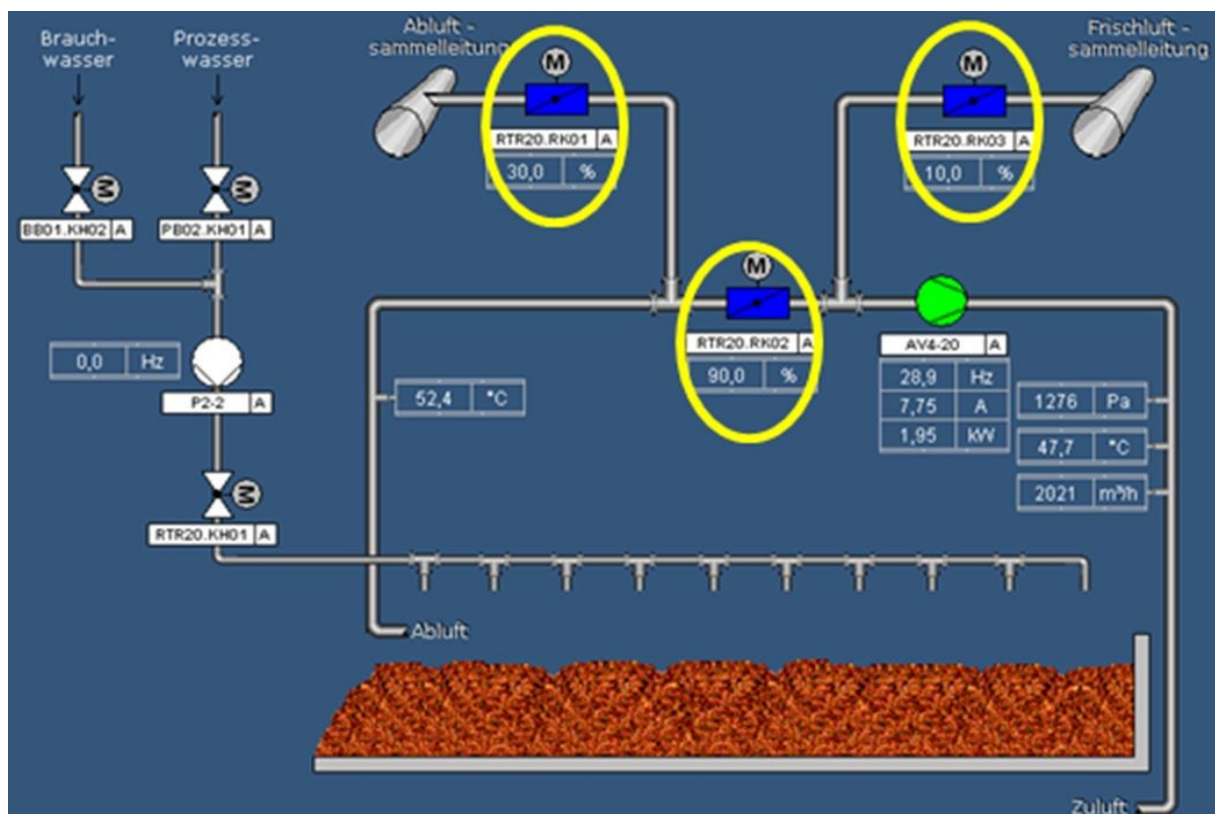


Abbildung 14: Regelklappen zur Steuerung der Belüftung für optimale Rottebedingungen [Screenshot Prozessleitsystem MBA Großfehn]

In Abbildung 15 ist die Luftführung der gesamten MBA Großfehn dargestellt. Dabei wird zwischen schwachbelasteter „Frischluff“ (blau skizziert) sowie hochbelastetem Abgas der Rottetunnel (rot skizziert) unterschieden. Die „Frischluff“ ist eine Mischung

aus den Hallenabsaugungen der mechanischen Aufbereitung sowie der Tunnelvorhalle, die zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt wird.

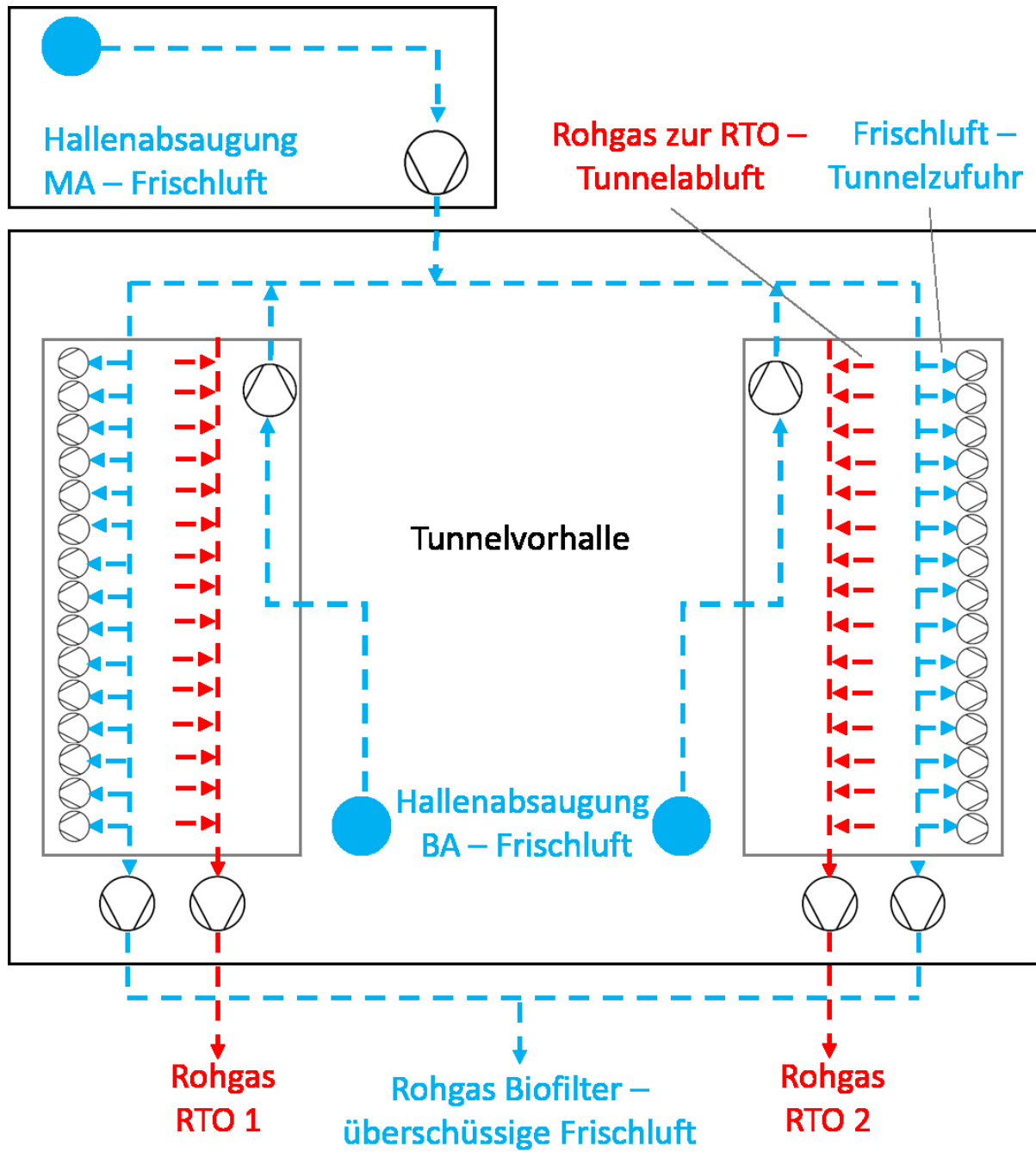


Abbildung 15: Schema der Luftführung in der MBA Großefehn, bearbeitet nach [Coskun et al. 2016]

Die Abgase werden je nach Beladung entweder der RTO-Anlage oder den Biofiltermodulen zugeführt. So wird der überschüssige Anteil an „Frischluft“, welcher nicht

zur Belüftung der Rottetunnel benötigt wird, biologisch gereinigt, während die Tunnelabgase zur RTO-Anlage geführt werden.

In beiden Fällen sind saure Wäscher zur Ammoniakelimination und Staubabscheidung vorgeschaltet. In Abbildung 16 ist das Schema der Abgasreinigung bei der MBA Großefehn skizziert.

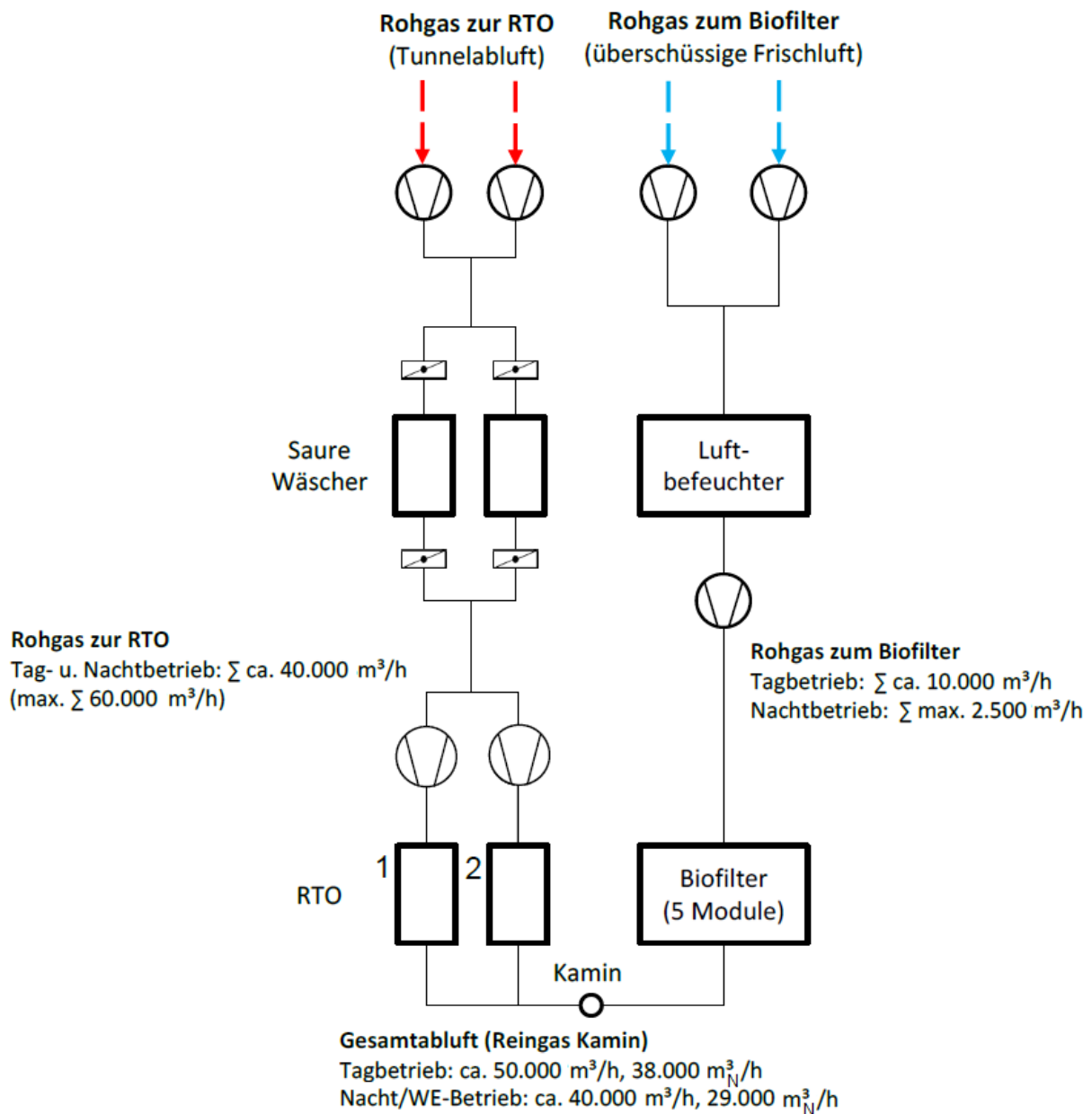


Abbildung 16: Schema der verschiedenen Abgasreinigungspfade bei der MBA Großefehn, bearbeitet nach [Coskun et al. 2016]

Abbildung 17 zeigt die beiden parallel installierten Dreikammer-RTO-Anlagen (orange) der MBA Großfehn sowie die vorgeschalteten sauren Wäscherkolonnen (schwarz) und den Kamin, über den sowohl das Reingas der RTO-Anlagen als auch das der Biofiltermodule abgeleitet werden. Die Biofiltermodule sind hinter den RTO-Anlagen installiert und werden in Abbildung 17 von diesen verdeckt.



*Abbildung 17: RTO-Anlage (orange) mit vorgeschalteten sauren Wäschern (schwarz) der MBA Großfehn [MKW GmbH & Co. KG 2013]*

### 4.1.4 Kennzahlen

Die MBA Großfehn der *Materialkreislauf und Kompostwirtschaft GmbH und Co. KG* verfügt über eine genehmigte jährliche Anlagenkapazität von 62700 Mg/a in der mechanischen Stufe sowie 28300 Mg/a in der biologischen Stufe. Das Inputmaterial besteht aus Hausmüll, Sperrmüll sowie hmä. Gewerbeabfällen [MKW GmbH & Co. KG 2013, 2015, 2017].

Etwa zwei Drittel der angelieferten Abfälle sind Restabfälle, hmä. Gewerbeabfälle sowie Sperrmüll aus der kommunalen Abfallsammlung des Landkreises Aurich. Da-

von werden etwa 70 Massen-% als MKF und Eisenmetalle abgetrennt und einem gesonderten Verwertungsweg zugeführt. Das übrige Drittel des Anlageninputs besteht einerseits aus bereits mechanisch aufbereiteten Abfällen aus den Landkreisen Oldenburg und Ammerland sowie andererseits einem geringen Anteil an separat angeliefertem hmä. Gewerbeabfall privater Entsorger [MKW GmbH & Co. KG 2013, 2015, 2017].

Bezogen auf den gesamten Anlageninput werden zirka 40 Massen-% als mittelkalorische Fraktion zur energetischen Verwertung abgetrennt. Die thermische Verwertung erfolgt in Bremen und Weener. Dort wird die MKF als Substitut für fossile Energieträger eingesetzt. Die MKF wird zu einem negativen Marktwert abgegeben. Etwa 10 Massen-% des angelieferten Materials werden aus der Sperrmüllfraktion als Altholz zurückgewonnen und ebenfalls thermisch verwertet [MKW GmbH & Co. KG 2013, 2015, 2017].

Mit etwa 1,5 Massen-% des Anlageninputs stellen Eisenmetalle den kleinsten Anteil an ausgeschleusten Materialien dar. Der abgetrennte Schrott erzielt einen positiven Marktwert und wird von externen Recyclingunternehmen stofflich verwertet [MKW GmbH & Co. KG 2013, 2015, 2017].

In Tabelle 9 sind die Abfallmengen der MBA Großefehn in den Jahren 2012, 2014 sowie 2016 zusammengefasst.

*Tabelle 9: Behandelte Abfallmengen der MBA Großefehn in den Jahren 2012, 2014 und 2016 [MKW GmbH & Co. KG 2013, 2015, 2017]*

	2012*	2014*	2016*
Anlageninput	57330 Mg	62337 Mg	65124 Mg
...davon abgetrennte Fraktionen	30419 Mg	35959 Mg	34598 Mg
...davon zur biologischen Behandlung	26299 Mg	30611 Mg	27051 Mg
Anlagenoutput	23260 Mg	23635 Mg	20504 Mg
Rotteverlust	12 %	23 %	24 %

*\* fehlende Massen sind Verluste, zum Beispiel durch Wasseraustrag.*

Über 40 Massen-% der angelieferten Abfallmenge gelangt nach der Wertstoffentfrachtung in die biologische Stufe der MBA Großefehn. Nach einer Behandlungszeit von sechs Wochen beträgt der Rotteverlust etwa 25 %. Die deutliche Steigerung der Abbauleistung in der BA zwischen den Jahren 2012 (12 %) und 2014 (23 %) ist auf Modifikationen der Betriebsführung, insbesondere bei der Rottebelüftung, zurückzuführen. Nach der zweistufigen Behandlung während sechs Wochen, wurden im Jahr 2016 etwa 30 Massen-% der Inputmasse als Stabilat für die endgültige Ablagerung auf der Deponie Mansie ausgetragen [MKW GmbH & Co. KG 2013, 2015, 2017].

Zur Behandlung des Abfalls in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen ist der Einsatz verschiedener Energieträger notwendig. Bei den einzelnen Prozessschritten wird Energie in Form von Strom, Diesel und Gas benötigt. Strom wird beispielsweise für die Aufbereitungsaggregate, die Förderbänder sowie zur Belüftung der Rottetunnel benötigt, während die mobile Transporttechnik, wie zum Beispiel Radlader zur Beschickung der Aggregate, dieselbetrieben sind. Gas wird ausschließlich für den Betrieb der RTO-Anlage benötigt.

Abbildung 18 zeigt die prozentuale Verteilung der spezifischen Energieverbräuche der MBA Großefehn; einerseits nach Prozessschritten sowie andererseits bezogen auf die eingesetzten Energieformen Diesel, Strom und Gas (Erd- und Biogas) im Jahr 2012 [Coskun et al. 2016].

Aus Abbildung 18 wird deutlich, dass nur etwa ein Drittel des Gesamtenergiebedarfs für die eigentlich Abfallbehandlung in der mechanischen und biologischen Stufe der Anlage benötigt wird. Demgegenüber müssen die übrigen zwei Drittel des spezifischen Energiebedarfs für die Abgasbehandlung in der RTO-Anlage aufgewendet werden. Dies spiegelt sich auch in der Verteilung der verbrauchten Energieträger wider. Mehr als die Hälfte der eingesetzten Energieträger ist Gas, welches ausschließlich als Stützfeuerung zur Aufrechterhaltung des Oxidationsprozesses in der RTO-Anlage eingesetzt wird.

Eine Besonderheit der MBA Großefehn ist, dass die MKW GmbH am gleichen Standort neben der MBA-Anlage eine Bioabfallvergärungsanlage betreibt, so dass

anteilig Biogas anstelle von Erdgas zur Stützfeuerung der RTO-Anlage eingesetzt wird.

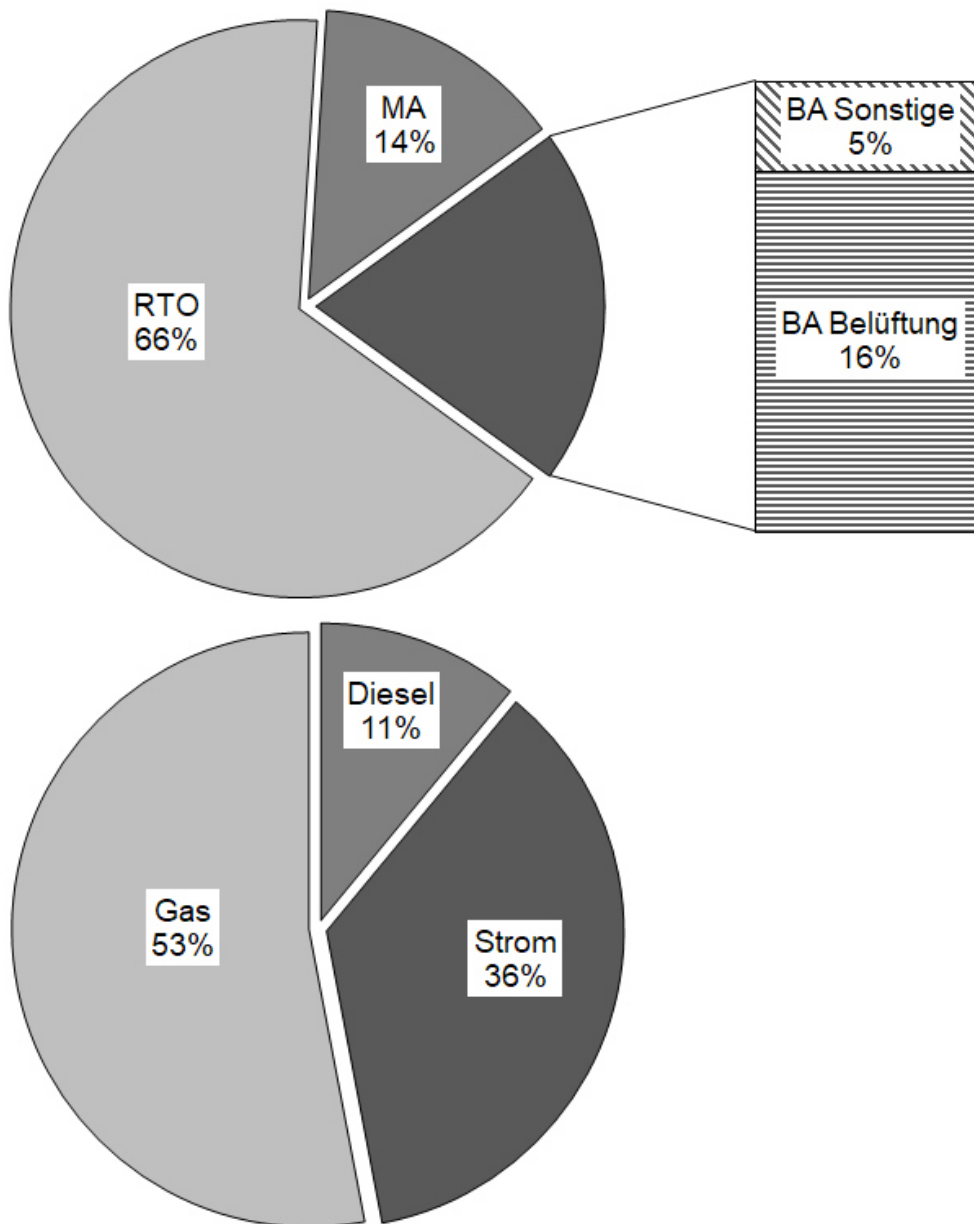


Abbildung 18: Spezifischer Energieverbrauch der MBA Großfehn im Jahr 2012 je Prozessschritt (oben) sowie nach Energieform (unten), bearbeitet nach [Coskun et al. 2016]

Sowohl aus der Analyse der spezifischen Energieverbräuche nach Prozessschritten als auch nach Energieform, lässt sich ein großes potentielles Einsparpotential auf Seiten der Abgasbehandlung erkennen.

## 4.2 Anforderungen an die Messtechnik für die Abgasanalytik

Die Abgase, die bei biologischen Abbauprozessen entstehen, sind komplexe Mehrkomponentengemische. Neben einer Vielzahl an organischen Verbindungen wie Alkohole und Säuren, finden sich auch eine Reihe an anorganischen Verbindungen wie verschiedene Stickstoffverbindungen und Kohlenstoffdioxid. Bei der Verrottung von Restabfällen in voneinander abgetrennten Rottetunneln ist zu beachten, dass das zu behandelnde Abgas ein Verschnitt zahlreicher Abgasströme aus den einzelnen Rottetunneln ist.

Je nach Fortschritt der Rotteprozesse in den einzelnen Tunneln, unterscheiden sich die Abgase sowohl nach Art der enthaltenen Verbindungen als auch nach deren Konzentration stark. Die resultierende Abgaszusammensetzung stellt die Messtechnik der Abgasanalytik vor eine große Herausforderung. Die angewandte Messtechnik muss einerseits sowohl organische als auch anorganische Einzelverbindungen bestimmen sowie andererseits kontinuierlich Messdaten erfassen können, um sämtliche auftretenden Änderungen und Schwankungen der Abgaszusammensetzung abbilden zu können. Die Erfassung eines kontinuierlichen Konzentrationsverlaufs über längere Zeiträume ist mittels Messverfahren mit Probennahme und Analyse im Labor nicht möglich. Dennoch wurden im Rahmen von Voruntersuchungen Einzelproben auf Adsorptionsröhrchen gezogen, im Labor analysiert und ausgewertet (siehe Abschnitt 4.3).

Für die kontinuierliche Analytik der Abgaszusammensetzung aus den Rottetunneln einer MBA-Anlage, ist eine Kombination aus Flammenionisationsdetektor (FID) und FT-IR-Spektrometer (Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer) geeignet.

Mit einem FID können ausschließlich Kohlenstoffverbindungen als Summenparameter (Gesamtkohlenstoff TVOC – Total Volatile Organic Carbon) bestimmt werden. Dieser Parameter ist besonders in Hinblick auf die geltende Gesetzgebung von Interesse. Jedoch besteht überdies die Notwendigkeit eines weiteren Messverfahrens, das einerseits die einzelnen Kohlenstoffverbindungen identifiziert und andererseits auch anorganische Emissionen bestimmen und quantifizieren kann. Aufgrund der Eigenschaft, mehrere Komponenten simultan, kontinuierlich und in-situ bestimmen zu

können, ist das FT-IR-Spektrometer besonders für die Analytik von komplexen Abgaszusammensetzungen geeignet. Die FT-IR Analytik zeichnet sich außerdem durch ihre hohe Selektivität bei guter Empfindlichkeit und Robustheit aus [Zwick & Basmer o. J.].

Die physikalischen Einflussgrößen sind bei den Messungen zu beachten. Das Abgas aus Tunneln einer MBA-Anlage liegt im Allgemeinen in einem Temperaturbereich zwischen 35 °C und über 60 °C vor. Dabei ist das Abgas wassergesättigt. Die Lösung, respektive die Rücklösung von Abgasinhaltsstoffen im Kondensat sind unbedingt zu vermeiden, da andernfalls mit Minder- beziehungsweise Überbefunden zu rechnen ist. Durch eine Beheizung sämtlicher Messgasleitungen und Messeinrichtungen wird das Auskondensieren des Wasserdampfs im Abgasstrom unterbunden. Beim Durchströmen der Luft durch den Rottekörper werden außerdem Staub und Partikel in den Abgasstrom ausgetragen. Um Verschmutzung und Beschädigung der Messtechnik zu vermeiden, ist eine effiziente Abscheidung von Partikeln in beheizten Vorfiltern unumgänglich.

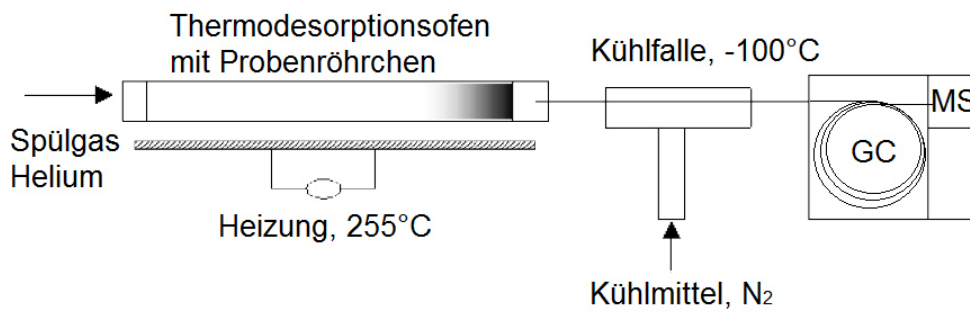
### 4.3 Voruntersuchungen mittels Probennahme durch Adsorption

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden Gasproben an verschiedenen Messpunkten auf Tenax® Röhrchen adsorbiert. Im Labor wurden die Gasproben mittels Gaschromatographie und massenselektivem Detektor (GC/MS) analysiert.

Tenax® ist der Markenname für Poly-(2,6-Diphenyl-*p*-phenylenoxid). Das Polymerharz hat eine große spezifische Oberfläche von etwa 35 m<sup>2</sup>/g und eignet sich gut für die Adsorption von flüchtigen organischen Verbindungen [Sigma-Aldrich 2019]. Der Adsorptionsprozess von Abgasinhaltsstoffen findet durch aktive Probennahme mittels Pumpe statt. Die Probennahme erfolgt mit einem festen Volumenstrom von 167 ml/min, so dass das Probennahmenvolumen über die Dauer der Sammelzeit bestimmt wird. Im konkreten Anwendungsfall betrug die Sammelzeit 5 Minuten, was einem Probennahmenvolumen von etwa 800 ml entspricht.

Abbildung 19 zeigt den schematischen Aufbau der Thermodesorption und GC/MS Analystechnik.

## 1. Schritt: Kryofokussierung



## 2. Schritt: Injektion

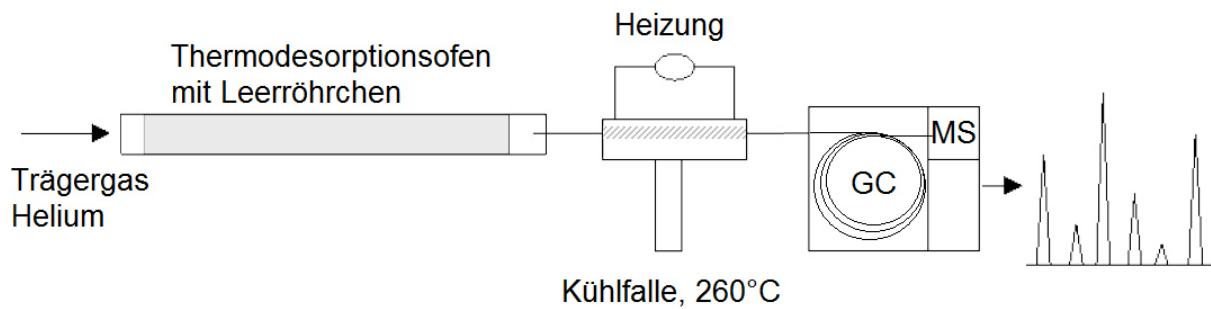


Abbildung 19: Schema Thermodesorption von Adsorptionsröhrchen und GC/MS Analyse, bearbeitet nach [BAFU 2013]

Die Desorption der adsorbierten Verbindungen erfolgt thermisch im Heliumgasstrom. Der Thermodesorptionsofen wird auf bis zu 255 °C erhitzt. Der Desorptionszeitpunkt ist abhängig von den Siedepunkten der adsorbierten Verbindungen. Die verdampften Analyten werden zunächst in einer, mit flüssigem Stickstoff gekühlten, Kühlfalle bei -100 °C gesammelt. Ziel dieser Kryofokussierung ist es, dass alle Analyten gleichzeitig in die GC-Säule injiziert werden. Durch rasche Temperaturerhöhung in der Kühlfalle auf 260 °C werden alle dort kondensierten Verbindungen schlagartig wieder in die Gasphase überführt und in die GC-Säule gegeben. Als mobile Phase dient Helium, als stationäre Phase eine Kapillarsäule mit unpolarem Film. Durch Wechselwirkungen zwischen den Verbindungen und der stationären Phase der GC-Säule sowie einem Temperaturgradienten im GC-Ofen wird das Gasmisch aufgetrennt. Die Detektion erfolgt in einem Quadrupol-Massenspektrometer nach dem Masse/ Ladungsverhältnis. Die Auswertung erfolgt über den Vergleich der aufgenommenen Massenspektren mit einer umfangreichen Spektrendatenbank des National Institute of Standards and Technology (NIST).

Zur Thermodesorption kam ein *Gerstel TDS 2* System zum Einsatz. Die gaschromatographische Auftrennung und massenselektive Detektion erfolgte mit einem *Agilent GC/MSD 6890/5970*.

Mittels GC/MS kann eine Vielzahl flüchtiger organischer Verbindungen mit einer niedrigen Nachweisgrenze bestimmt werden. Eine Bestimmung anorganischer Verbindungen wie Ammoniak oder Kohlenstoffdioxid und sehr leichtflüchtiger Verbindungen wie Methan oder Ethanol ist mittels GC/MS beziehungsweise mit der eingesetzten GC-Säule und der angewandten Messmethode nicht möglich.

Bedingt durch die Probennahme mittels Adsorption sowie die Analyse mittels GC/MS kann nur eine stichprobenartige Abgasanalytik erfolgen. Die Anforderungen eines kontinuierlichen, zeitlich hochaufgelösten Analyseverfahrens kann auf diese Weise nicht erfüllt werden, jedoch sind die gewonnenen Erkenntnisse über die Abgasinhaltsstoffe vor allem im Hinblick auf die Methodik der weiteren Analysentechnik von großer Wichtigkeit.

### 4.4 Grundlagen der Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie

Die FT-IR-Spektroskopie ist ein Verfahren zur Bestimmung von infrarot-aktiven Molekülen. Die Infrarotspektroskopie beruht auf den Wechselwirkungen zwischen elektromagnetischer Strahlung und Molekülen im infraroten Wellenlängenbereich. Infrarote Strahlung wird mit Wellenlängen zwischen 0,75  $\mu\text{m}$  bis 1000  $\mu\text{m}$  emittiert [Zwick & Basmer o. J.]. Bei der FT-IR-Spektroskopie wird jedoch nur das Spektrum im Wellenlängenbereich von 2  $\mu\text{m}$  bis 12  $\mu\text{m}$ , was einem Wellenzahlenbereich von 5000  $\text{cm}^{-1}$  bis etwa 800  $\text{cm}^{-1}$  entspricht, analysiert [Gasmeter Technologies Oy 2016].

Bei der Abgasmessung mittels FT-IR-Spektrometer kann eine zerstörungsfreie und kontinuierliche in-situ Analytik stattfinden. Dazu wird der Abgasstrom durch eine, von breitbandigem Infrarotlicht durchstrahlte, Messzelle geleitet und die Absorption des Lichtstrahls bestimmt.

Die kontinuierliche Analytik der Abgaszusammensetzung aus den Rottetunneln der MBA Großfehn erfolgte mit einem *DX4000N FT-IR Gas Analytator* der Firma *GASMET<sup>TM</sup>*.

#### 4.4.1 Grundlagen der Infrarot-Absorptionspektroskopie

Beinahe jeder Stoff weist eine charakteristische Absorptionslinie auf. Lediglich diatomare, homonukleare Moleküle wie O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> oder Cl<sub>2</sub> sowie Edelgase wie Helium, Neon, Argon oder Krypton stellen eine Ausnahme dar [Ansyco GmbH 2006].

Ist die Messzelle mit Messgas gefüllt, kommt es zu Wechselwirkungen zwischen der ausgesandten IR-Strahlung und den funktionellen Gruppen einer Verbindung. An den Wechselwirkungen sind nur die, für die vorhandene Verbindung charakteristischen Wellenlängen beteiligt. Bei der Wechselwirkung kommt es zu einem Energieübertrag der Strahlung auf die Moleküle. Durch den Energieübertrag wird die Intensität der spezifischen Wellenlängen gemindert. Die Abschwächung der Strahlungsintensität erfolgt gemäß des in Gleichung 7 dargestellten Lambert-Beerschen Gesetzes:

$$E = \log \frac{I_0}{I} = \log \frac{1}{T} = \varepsilon * c * d$$

Hierin bedeuten:

<i>E</i>	<i>Absorption (Extinktion)</i>	$\varepsilon$	<i>stoffspezifischer Extinktionskoeffizient</i>
<i>I<sub>0</sub></i>	<i>Intensität des eingestrahnten Lichts</i>	<i>c</i>	<i>Stoffmengenkonzentration</i>
<i>I</i>	<i>Intensität des ausgestrahlten Lichts</i>	<i>d</i>	<i>optische Weglänge der Messzelle</i>
<i>T</i>	<i>Transmission</i>		

*Gleichung 7: Lambert-Beersches Gesetz zur Abschwächung der Strahlungsintensität durch Absorption*

Anhand der stoffspezifischen und wellenzahlabhängigen Abschwächung der IR-Strahlung, können die in der Probe enthaltenen Komponenten qualitativ bestimmt werden. Zur quantitativen Bestimmung nutzt man die direkte Korrelation zwischen der Stoffkonzentration und der Schwächung der ausgesandten Strahlung.

Bei dem Energieübertrag kommt es zu einer Anregung der Moleküle, die durch die Strahlung in Schwingungen versetzt werden. Dabei ändert sich das Dipolmoment [Zwick & Basmer o. J.]. Die auftretenden Schwingungen werden einerseits nach ihrer Art, das bedeutet Valenz- oder Deformationsschwingung und andererseits nach ihrer räumlichen Ausprägung, also symmetrische oder antisymmetrische Schwingung, unterschieden. Unter Valenzschwingungen oder auch Streckschwingungen versteht man Schwingungsformen, bei denen sich die Bindungslängen zwischen den Atomen ändern, während bei Deformationsschwingungen, auch Beugeschwingungen genannt, die Bindungswinkel variabel sind [Zwick & Basmer o. J.].

Abbildung 20 zeigt die verschiedenen Normalschwingungen von Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ). Die verschiedenen Schwingungen treten bei unterschiedlichen Wellenlängen auf. Jedoch sind nicht alle Schwingungsbewegungen auch infrarot-aktiv.

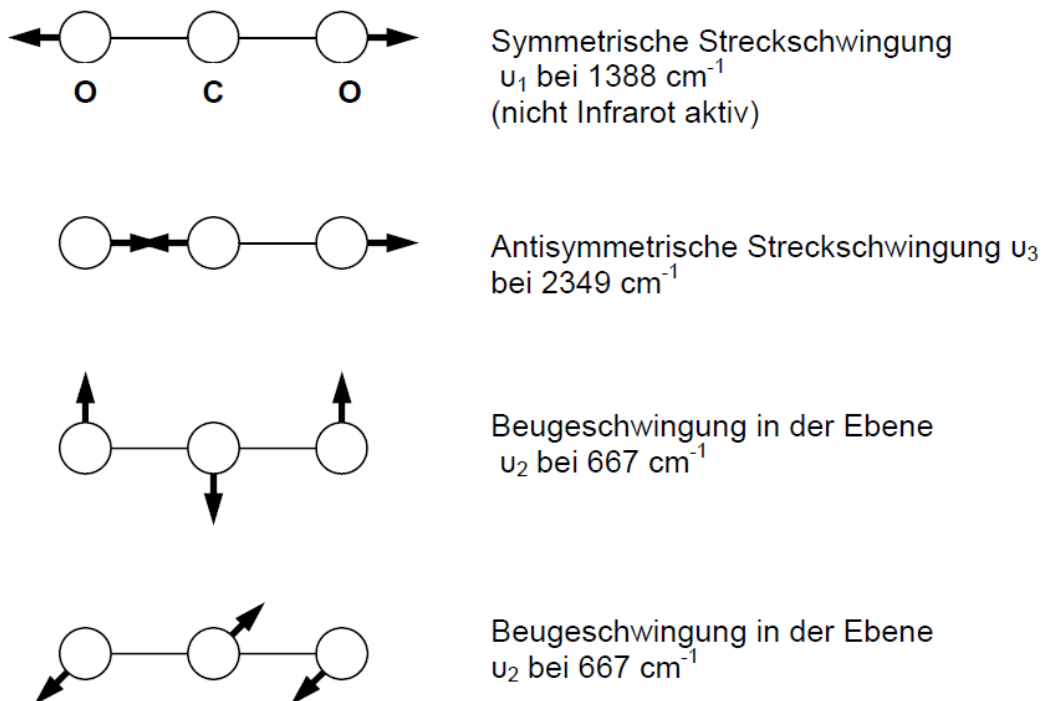


Abbildung 20: Normalschwingungen von  $\text{CO}_2$  [Ansyco GmbH 2006]

In Abbildung 21 ist das zugehörige IR-Absorptionsspektrum von Kohlenstoffdioxid dargestellt. Die Schwingungsanregung bei mehreren Wellenzahlen ist im Spektrum

durch die Ausprägung mehrerer Absorptionsbanden sichtbar. Sowohl die antisymmetrische Streckerschwingung bei  $2349\text{ cm}^{-1}$  als auch die Beugeschwingungen in der Ebene bei  $667\text{ cm}^{-1}$  sind erkennbar. Die kleinen Absorptionsbanden im Bereich von  $3600\text{ cm}^{-1}$  und  $3700\text{ cm}^{-1}$  sind auf geringe Mengen von Wasserdampf in der Messzelle zurückzuführen.

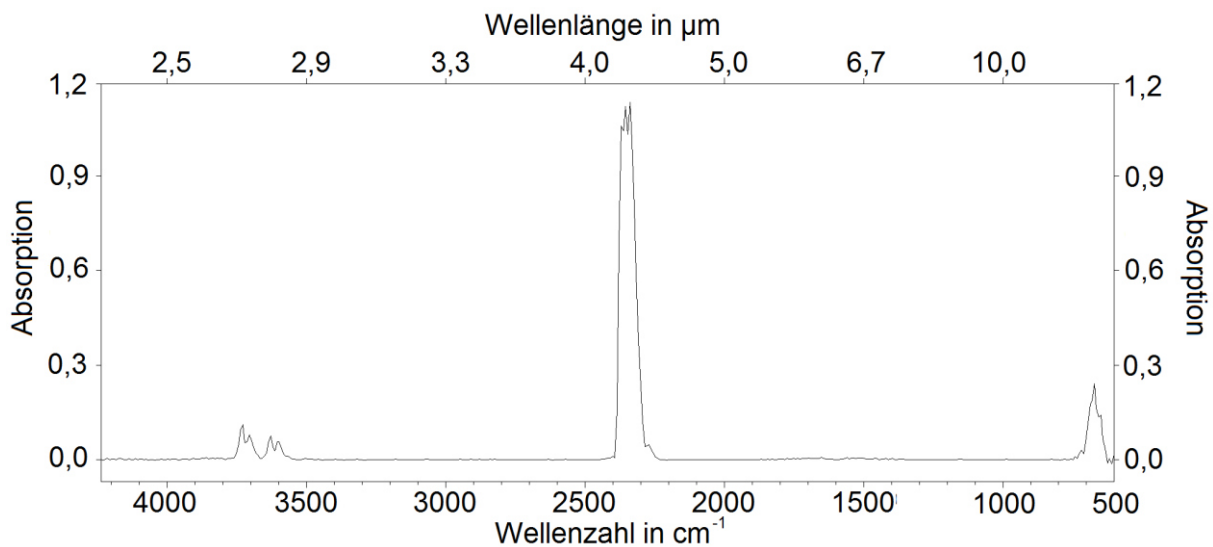


Abbildung 21: IR-Absorptionsspektrum von Kohlenstoffdioxid mit einer Konzentration von 300 ppm, bearbeitet nach [Ansyco GmbH 2019]

Bei komplexer aufgebauten Molekülen finden die Wechselwirkungen des Lichts im infraroten Wellenlängenbereich nicht mit dem gesamten Molekül, sondern nur mit charakteristischen Bindungen beziehungsweise funktionellen Gruppen statt. Diese Bindungen absorbieren in einer oder mehreren diskreten Banden.

In Tabelle 10 sind ausgewählte funktionelle Gruppen mit zugehörigen Absorptionsbanden aufgelistet.

Verfügt ein Molekül über mehrere charakteristische Bindungen, sind auch mehrere Absorptionsbanden zu erwarten. Gleichzeitig weisen verschiedene Moleküle mit gleichen charakteristischen Bindungen entsprechend gleiche Absorptionsbanden auf. Diese unterscheiden sich jedoch in der Intensität und Ausprägung. Eine eindeutige Identifikation ist in diesen Fällen über das übrige Spektrum möglich.

Tabelle 10: Absorptionsbereich der funktionellen Gruppen [Zwick &amp; Basmer o. J.]

Funktionelle Gruppe/ Stoffgruppe	Verbindungen	Absorptionsbande in $\text{cm}^{-1}$
Alkylgruppe	$C - H$ (in Alkanen)	1315 – 1475
	$C - H$ (in Aldehyden)	2800 – 3000
	$C - H$ (C als Teil eines aromatischen Rings)	2700 – 2800
	$C - H$ (C als Teil eines aromatischen Rings)	3000 – 3100
Hydroxylgruppe	$O - H$	3600 – 3650
Carbonylgruppe	$C = O$	1690 – 1750
Carboxylgruppe	$O - H$   $C = O$	1770 – 1820
Nitrogruppe	$NO_2$	1340, 1500
Alkohole/Ester/Ether	$C - O$	1050 – 1400
Alkene	$C = H$	1620 – 1680
Aromate	$C = C$ (in aromatischen Ringen)	1450 – 1600
Amine/Amide	$N - H$	3300 – 3500
	$O = C - N$	1630 – 1690

Abbildung 22 zeigt beispielhaft das IR-Spektrum von Essigsäure ( $CH_3COOH$ ) mit einer Konzentration von  $c = 41 \text{ ppm}$ . In der Abbildung ist die Wellenzahl gegen die Absorption aufgetragen. Essigsäure enthält eine Carboxylgruppe ( $COOH$ ), welche wiederum eine Hydroxylgruppe ( $OH$ ) enthält. Weiterhin ist eine C-H Kette Bestandteil von Essigsäure. Die charakteristische Carboxylgruppe ist im Wellenzahlbereich um  $1700 \text{ cm}^{-1}$  deutlich erkennbar. Auch die Hydroxylgruppe bei etwa  $3600 \text{ cm}^{-1}$  und die C-H Bindungen im Wellenzahlbereich zwischen  $1000 \text{ cm}^{-1}$  und  $1500 \text{ cm}^{-1}$  sind ersichtlich. Das Gesamtbild aller Absorptionsbanden ist für jede Verbindung einzigartig und charakteristisch und ist vergleichbar mit einem Fingerabdruck.

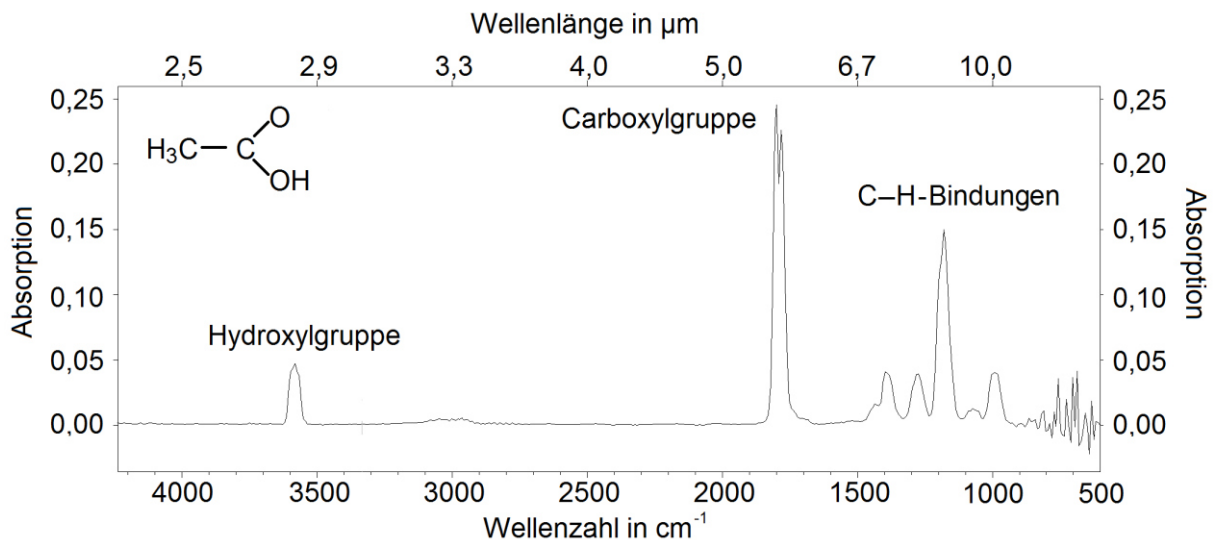


Abbildung 22: IR-Absorptionsspektrum von Essigsäure;  $c = 41 \text{ ppm}$ , bearbeitet nach [Ansyco GmbH 2019]

Bei ideal kollimiertem, einfarbigem Licht einer definierten Wellenlänge kann ausschließlich eine Komponente beziehungsweise funktionelle Gruppe bestimmt werden, die für die emittierte Wellenlänge charakteristisch ist. Der bei der Analytik der Abgaszusammensetzung von Rottetunneln verwendete Infrarotstrahler emittiert jedoch breitbandiges Licht. Hierdurch besteht die Möglichkeit der Multikomponentenanalytik.

#### 4.4.2 Aufbau und Messprinzip eines Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometers

Das Kernstück eines FT-IR-Spektrometers ist ein Interferometer. Dieses besteht aus einer IR-Lichtquelle, einem Strahlteiler, einem festen sowie einem beweglichen Planspiegel, einer Gasmesszelle sowie einem Detektor. Weiterhin ist in der Regel ein Referenzlaser, mit monochromatischem Licht, zur Bestimmung der Spiegelpositionen in ein Interferometer integriert.

Abbildung 23 zeigt den Aufbau eines Michelson-Interferometers.

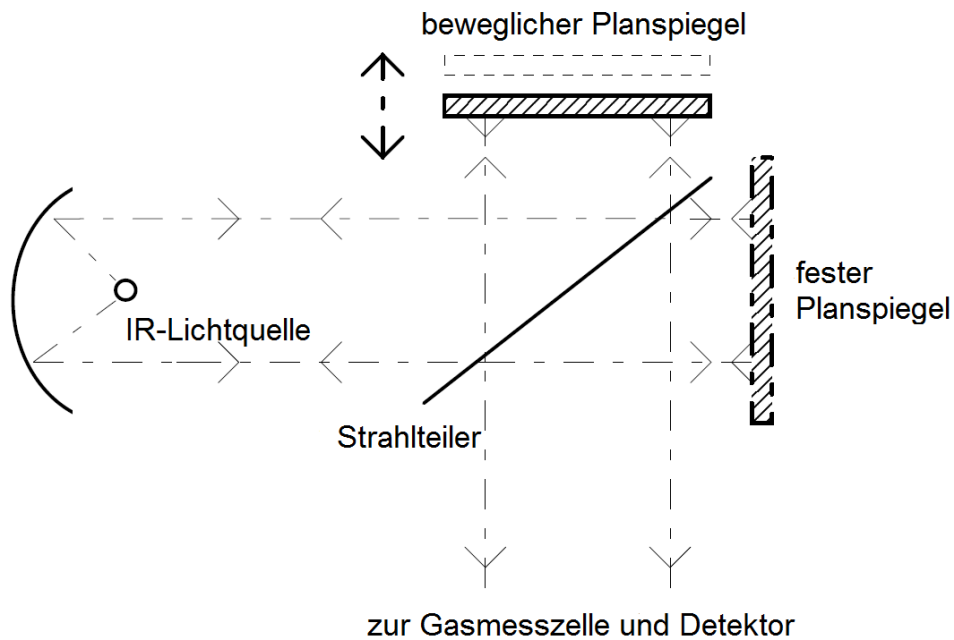


Abbildung 23: Schematischer Aufbau eines Michelson-Interferometers, bearbeitet nach [Ansyco GmbH 2006]

Als Infrarotquelle dient ein keramischer Siliziumcarbidkristall (SiC), der durch Aufheizen auf etwa 1550 Kelvin breitbandiges IR-Licht emittiert. Die ausgesandten IR-Strahlen werden zunächst gesammelt und gebündelt, bevor sie auf einen halbdurchlässigen Strahlteiler aus Zinkselenid (ZnSe) treffen. Der Strahlteiler ist in einem Winkel von  $45^\circ$  zu den einfallenden Parallelstrahlen installiert und spaltet diese in zwei senkrecht zueinander stehende Teilstrahlen auf. Nach der Selbstreflexion an zwei Planspiegeln treffen die zwei Teilstrahlen erneut auf den Strahlteiler. Dort werden sie durch erneute Reflexion beziehungsweise Transmission wieder zusammengeführt. Der rekombinierte Lichtstrahl durchstrahlt eine Gasmesszelle, welche sich in einem beheizbaren Ofen befindet [Ansyco GmbH 2006].

Nach dem Durchdringen der Gasmesszelle trifft der Strahl auf einen gekühlten Detektor. Der Detektor ist ein Halbleiter, bestehend aus Quecksilber- und Cadmiumtellurid (MCT - Mercury-Cadmium-Telluride). Treffen IR-Strahlen auf den Detektor, kommt es zu einem photoelektrischen Effekt, bei dem Elektronen aus dem Halbleiter gelöst werden. Eine Elektronikeinheit wandelt das Messsignal in ein elektrisches Signal um. Der thermoelektrisch, mittels Peltier-Element, auf  $-38^\circ\text{C}$  gekühlte Detektor arbeitet in einem Wellenzahlbereich von  $900\text{ cm}^{-1}$  bis  $4200\text{ cm}^{-1}$ . Die optische Weg-

länge der Infrarotstrahlen, von der Lichtquelle zum Detektor, beträgt 5 Meter [Ansyco GmbH 2006].

Durch die Verschiebung einer der beiden Planspiegel kann eine unterschiedliche Länge der Strahlengänge beider Teilstrahlen erzeugt werden. Dadurch kommt es zu gewollten Interferenzen. Durch die Überlagerung der beiden Lichtstrahlen addieren sich ihre Wellen auf. Je nach Ausprägung der Verschiebung der zwei Lichtstrahlen zueinander, steigt oder sinkt die Amplitudenhöhe. Es sind zwei Grenzfälle definiert, zwischen denen jegliche Überlagerungszustände möglich sind [Gerhard 2016].

Abbildung 24 zeigt die beiden Grenzfälle der konstruktiven und destruktiven Interferenz.

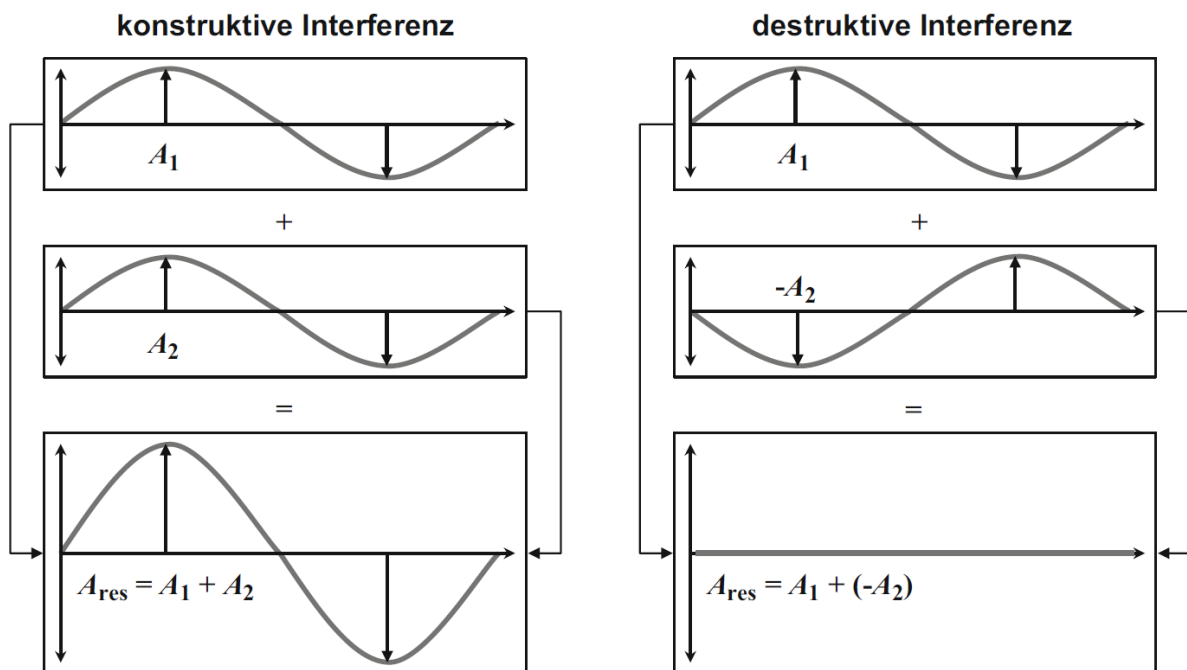


Abbildung 24: Konstruktive (links) und destruktive (rechts) Interferenz [Gerhard 2016]

Bei dem ersten Grenzfall (Abbildung 24 links), der konstruktiven Interferenz, sind zwei Lichtstrahlen gleicher Wellenlänge ( $A_1$  und  $A_2$ ) in Phase, das bedeutet, dass die Amplitude ( $A_{\text{res}}$ ) verstärkt wird. Im Gegensatz dazu kommt es zu einer destruktiven Interferenz (Abbildung 24 rechts), wenn der Phasenunterschied zweier Lichtstrahlen

der gleichen Wellenlänge genau eine halbe Wellenlänge beträgt. Die Lichtstrahlen ( $A_1$  und  $A_2$ ) löschen sich dann gegenseitig vollständig aus ( $A_{\text{res}} = 0$ ) [Gerhard 2016].

Im Interferometer eines FT-IR-Spektrometers wird durch den erzeugten Gangunterschied ein Interferenzmuster erzeugt, dessen Aussehen von der Phasenverschiebung der beiden Lichtwellen abhängt. Das Interferogramm stellt die Intensität der Überlagerung als Funktion eines optischen Wegunterschiedes dar. Die interferierten Lichtstrahlen durchstrahlen anschließend die Messzelle. In der Messzelle kommt es zu Wechselwirkungen zwischen den enthaltenen Gasmolekülen und der Strahlung. Sind in der Messzelle infrarot-aktive Moleküle vorhanden, wird die Intensität des Lichts bei molekulspezifischen Wellenlängen abgeschwächt. Der Detektor erfasst die verbliebene Strahlungsintensität und wandelt diese in ein elektrisches Signal um. Zur Auswertung findet eine rechnergestützte Fourier-Transformation, eine Integraltransformation, statt. Die Fourier-Transformation erlaubt die Berechnung der Anteile einzelner Wellenlängen aus dem Interferogramm. Dabei wird aus dem Wegunterschied  $x$  der beiden Teilstrahlen die entsprechende Wellenzahl ( $\nu^{-1}$ ), das heißt der Kehrwert der Wellenlänge des Lichts, errechnet. In dem erzeugten Spektrum ist die Absorption oder Transmission gegen die Wellenzahl aufgetragen [Ansyco GmbH 2006; Zwick & Basmer o. J.].

Die beiden wichtigsten Gleichungen der Fourier-Transformation sind in Gleichung 8 dargestellt. Für weiterführende detaillierte mathematische Einzelheiten wird auf einschlägige Fachliteratur verwiesen.

$$I(x) = \int_{-\infty}^{+\infty} B(\nu) \cos(2 \pi \nu x) d\nu \quad (\text{a})$$

$$B(\nu) = \int_{-\infty}^{+\infty} I(x) \cos(2 \pi \nu x) dx \quad (\text{b})$$

Hierin bedeuten:

$B(\nu)$  Einstrahl-/Amplitudenspektrum (spektrale Energiedichte bei der Wellenlänge  $\nu$ )

$I(x)$  Interferogramm bei Wegdifferenz  $x$  (Strahlungsintensität am Detektor)

$\nu$  Wellenlänge

$x$  Weglängenunterschied (Spiegelweg)

*Gleichung 8: Fourier-Transformations-Paar [Zwick & Basmer o. J.]*

Gleichung 8 (a) beschreibt das Interferogramm ( $I(x)$ ) als Funktion der Wellenlänge  $\nu$ . Das Interferogramm setzt sich aus den Überlagerungsfunktionen aller Wellenzahlen zusammen. Gleichung 8 (b) beschreibt das Einstrahlspektrum ( $B(\nu)$ ) als Funktion des Weglängenunterschieds  $x$ . Die Auflösung der Spektren wird maßgeblich von der Länge des Wegunterschieds der beiden Teilstrahlen bestimmt. Die beste Auflösung ist theoretisch bei unendlichem Weglängenunterschied erzielbar [Zwick & Basmer o. J.; Universität Regensburg 2011].

Die aus den Interferogrammen transformierten Einstrahlspektren werden zur Erstellung von Transmissions- oder Absorptionsspektren herangezogen. Zusätzlich ist zur Auswertung neben dem Messspektrum einer Gasprobe ein Hintergrundspektrum (Nullspektrum) notwendig. Dazu wird ein infrarot-inaktives Gas, beispielsweise Stickstoff ( $N_2$ ), durch die Messzelle geleitet. Das aufgenommene Hintergrundspektrum dient zur Kompensation möglicher Veränderungen im Analysator, zum Beispiel durch Alterung oder Verunreinigungen [Zwick & Basmer o. J.].

Abbildung 25 zeigt beispielhaft ein Interferogramm einer Probe (P) und des Hintergrunds (H) sowie die daraus berechneten Einstrahlspektren.

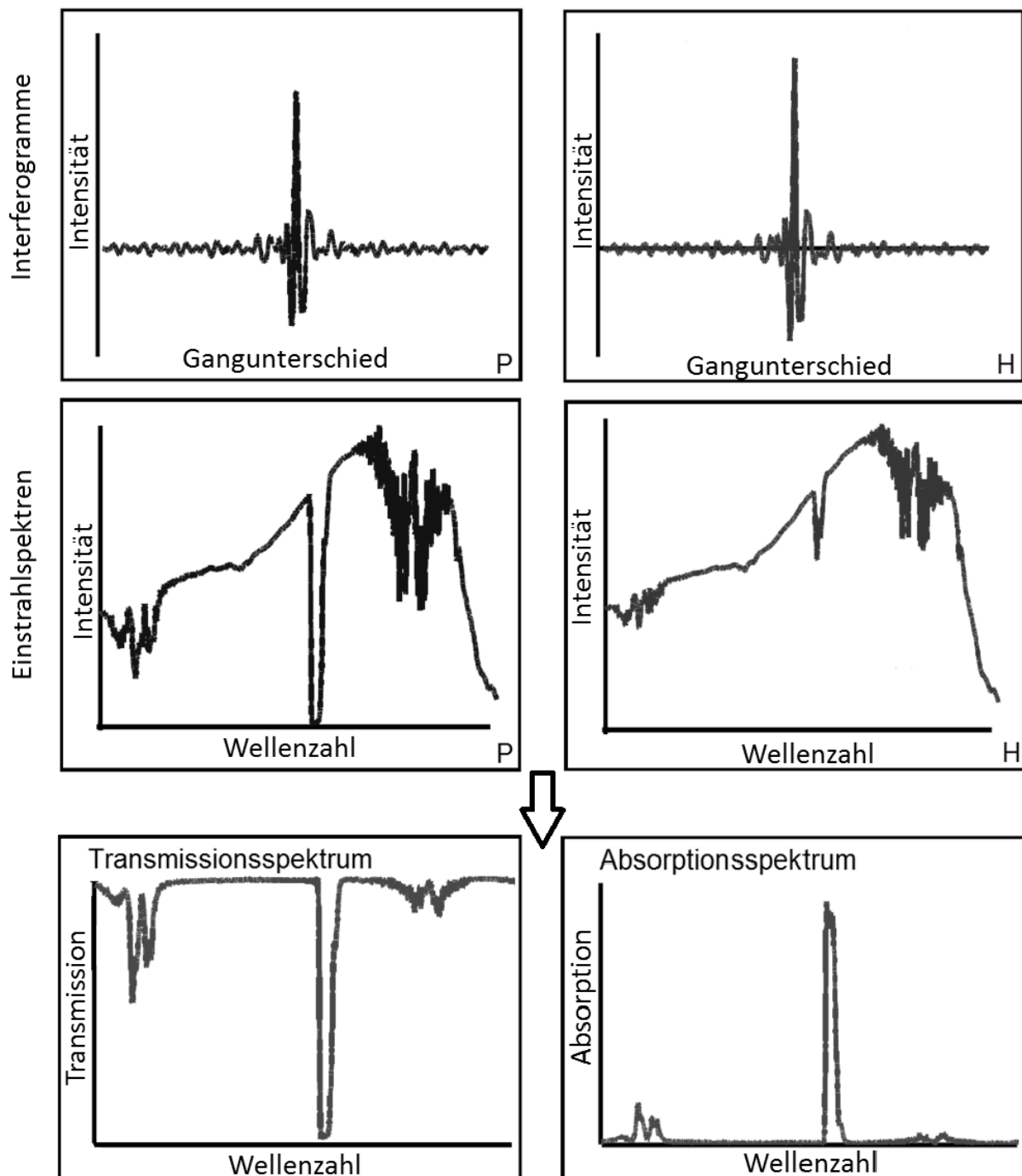


Abbildung 25: Interferogramme einer Probe (P) und des Hintergrunds (H) sowie die Transformation in ihre Einstrahlspektren und die draus resultierende Transmission- und Absorptionsspektren, bearbeitet nach [Zwick & Basmer o. J.]

Durch den Vergleich der Einstrahlspektren der Probe und des Hintergrunds wird das Transmissions- beziehungsweise Absorptionsspektrum der Probe bestimmt. Das Transmissionsspektrum wird aus dem Verhältnis von Proben- zu Hintergrundspektrum bestimmt. Bei einer Transmission von 100 % kommt es zu keiner Absorption

dieser Wellenlänge durch Gasmoleküle der Probe. Die gesamte Energie dieser Wellenlänge erreicht den Detektor. Bei einer Transmission von 0 % kommt es zur Totalabsorption und damit zur kompletten Auslöschung dieser Wellenlänge. Das Absorptionsspektrum wird als negativer Logarithmus des Transmissionsspektrums berechnet [Zwick & Basmer o. J.].

Jedes erzeugte Spektrum ist charakteristisch für die im Messgas enthaltenen Verbindungen. Der Intensitätsverlauf der Wellenlängen ergibt eine Art Fingerabdruck. In einer Spektrenbibliothek sind die spezifischen Absorptionismuster hinterlegt, anhand derer eine eindeutige Bestimmung der Komponenten in der Probe möglich ist.

#### 4.4.3 Vorteile der Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie gegenüber anderen infrarotspektroskopischen Analysemethoden

Die FT-IR-Spektroskopie bietet gegenüber anderen infrarotspektroskopischen Analysemethoden drei messtechnische Vorteile.

Von großer Bedeutung ist der sogenannte Fellgett- oder auch Multiplex-Vorteil. Darunter versteht man den Vorteil, welcher durch die gleichzeitige Erfassung von verschiedenen Wellenlängen erzielt wird. Dies ist aufgrund des breitbandigen IR-Strahlers, verbunden mit der Beweglichkeit einer der beiden Spiegel und der Erzeugung von Interferenzmustern möglich. Damit können mehrere Komponenten parallel bestimmt werden. Weiterhin wird das Detektorrauschen im Unterschied zu dispersiven Verfahren über den gesamten Wellenlängenbereich verteilt, wodurch das Signal-Rausch-Verhältnis deutlich steigt [Zwick & Basmer o. J.; Universität Regensburg 2011; Yozgatli 2002].

Weiterhin kommt der Jacquinot- oder Durchsatz-Vorteil zum Tragen. Im Gegensatz zu dispersiven IR-Spektrometern benötigt ein FT-IR-Spektrometer keinen Spalt oder keine Blende zur Isolation einer diskreten Wellenlänge. Infolgedessen wird die Lichtausbeute am Detektor deutlich erhöht, da mehr Licht und damit auch mehr Intensität den Detektor erreicht. Entsprechend wird das Rauschen und folglich die Nachweisgrenze verringert [Zwick & Basmer o. J.; Yozgatli 2002].

Der Connes-Vorteil beschreibt die Nutzung eines HeNe-Referenzlasers mit kleiner, monochromatischer Wellenlänge zur Bestimmung des Weglängenunterschieds der beiden Teilstrahlen. Die Bestimmung des Weglängenunterschieds mit hoher Genauigkeit trägt zur Stabilität und Präzision der Spektren bei [Zwick & Basmer o. J.; Universität Regensburg 2011].

Für den parallelen Einsatz mehrerer Analytoren ist ein weiterer Vorteil der FT-IR-Spektroskopie, dass die FT-IR-Spektroskopie ein zerstörungsfreies Messverfahren ist. Die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Messgases werden während der Analyse nicht verändert, so dass das Messgas im Anschluss auch für weitere Analysen zur Verfügung steht.

#### 4.4.4 Multikomponentenanalyse mittels Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie

Bei der Analytik von MBA-Abgasen ist insbesondere der Multiplex-Vorteil von großer Bedeutung. Aufgrund der Eigenschaft, mehrere Komponenten simultan, kontinuierlich und in-situ bestimmen zu können, ist das FT-IR-Spektrometer besonders für die Analytik eines Multikomponentengemischs geeignet. Gerade bei nicht oder wenig bekannter Abgaszusammensetzung ist diese Eigenschaft auch für die Methodenentwicklung vorteilhaft. Die FT-IR Analytik zeichnet sich außerdem durch ihre hohe Selektivität aus. Ein FT-IR-Spektrometer ist für Online-Messungen einsetzbar.

Das Messspektrum stellt die Überlagerung der Absorptionsspektren aller im Abgas vorhandenen Verbindungen dar. In der Methode wählt der Anwender aus einer Spektrenbibliothek die Referenzspektren derjenigen Verbindungen, die zur Auswertung herangezogen werden. Die Auswertesoftware CALCMET gleicht das Messspektrum mit den in der Methode hinterlegten Referenzspektren ab und zerlegt das Messspektrum in seine kombinierten Einzelspektren. Die Software wählt und berechnet diejenige Kombination an Referenzspektren, die sich am wenigsten vom Messspektrum unterscheidet.

Für jede chemische Verbindung, die in der Spektrenbibliothek enthalten ist, sind Referenzspektren verschiedener Konzentrationen hinterlegt, so dass neben der Identifi-

zierung auch eine Quantifizierung durch die Ermittlung von Multiplikationsfaktoren erfolgen kann. Die Multiplikationsfaktoren beschreiben das Vielfache der Konzentration des Referenzspektrums zur Ermittlung der tatsächlichen Konzentration.

In Abbildung 26 sind beispielhaft ein Messspektrum und zwei Referenzspektren (A und B) dargestellt. Die Verdoppelung des Referenzspektrums A und die Verdreifachung des Referenzspektrums B sowie die Kombination beider multiplizierter Referenzspektren über alle Wellenlängen, ergibt in sehr guter Näherung das Messspektrum. Anhand der Korrelation der Wellenzahlen von Mess- und Referenzspektren erfolgt der qualitative Nachweis. Da die Konzentrationen der Referenzspektren bekannt sind, kann mithilfe der Multiplikationsfaktoren die Quantifizierung erfolgen [Ansyco GmbH 2002].

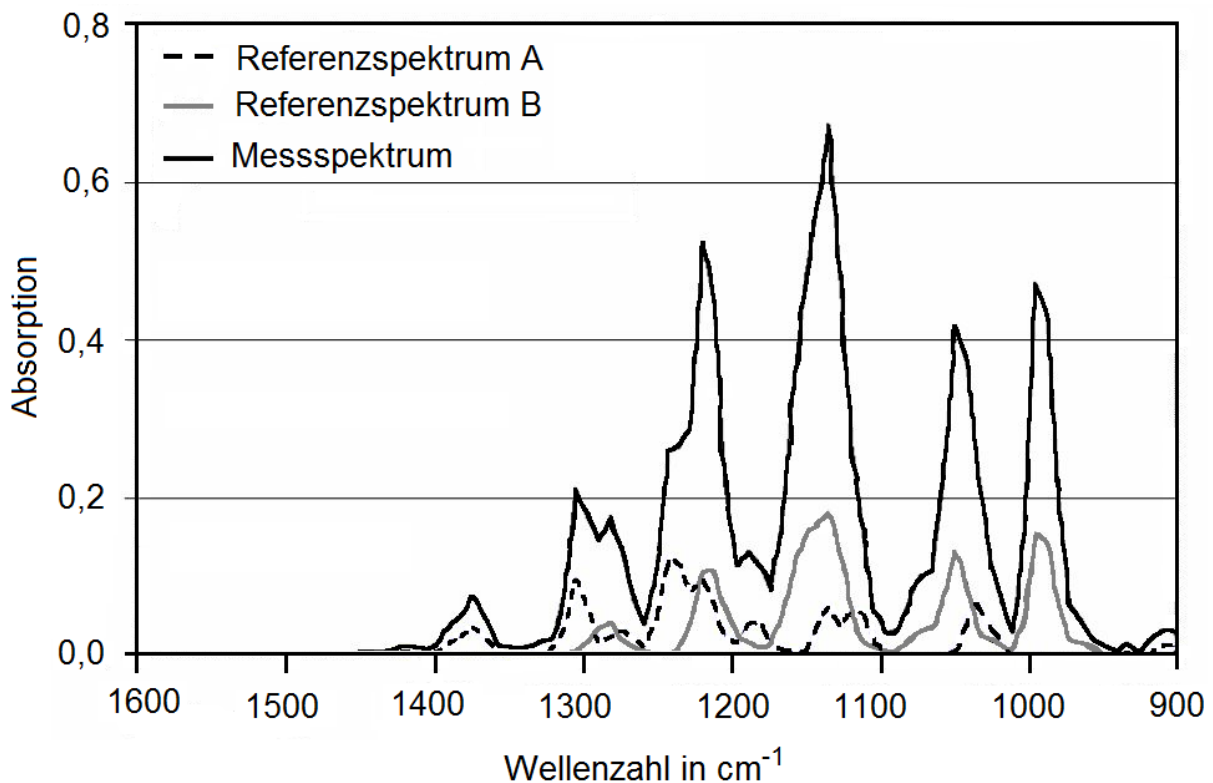


Abbildung 26: Prinzip der quantitativen Mehrkomponentenanalyse von CALCMET, bearbeitet nach [Ansyco GmbH 2002]

Bei der Methodenentwicklung können zur Auswertung zunächst die Referenzspektren einiger weniger zu erwartenden Verbindungen herangezogen werden. Verbleibt

ein großer Rest zwischen den kombinierten Referenzspektren und dem Messspektrum, kann sich durch Hinzufügen beziehungsweise Entfernen von Referenzspektren weiterer Komponenten iterativ an die tatsächliche Abgaszusammensetzung angenähert werden. Grundsätzlich besteht auch die Möglichkeit Messspektren nachträglich mit einer erweiterten beziehungsweise reduzierten Methode auszuwerten. So können beispielsweise auch einmalig auftretende Abgasinhaltsstoffe berücksichtigt werden.

Bei der Methodenentwicklung zur Analytik der Abgaszusammensetzung aus Rottetunneln von MBA-Anlagen, war die Kenntnis der Zusammensetzung von Kompostierungsabgasen vorab hilfreich. Wie in Kapitel 4.3 beschrieben gaben weiterhin Abgasprobennahmen auf Tenax®-Röhrchen, die anschließende gaschromatographische Analyse und die massenspektrometrische Auswertung im Labor, Aufschluss über die Zusammensetzung.

Die entwickelte Methode zu Analytik der Abgaszusammensetzung an Rottetunneln einer MBA-Anlage umfasst insgesamt 21 Komponenten aus unterschiedlichen Stoffgruppen. Die in Tabelle 11 aufgeführten Analyten werden routinemäßig ausgewertet.

Zahlreiche der aufgeführten Verbindungen treten nur in sehr geringen Konzentrationsbereichen auf, so dass für die Ergebnisdarstellung (siehe Kapitel 5) nur eine auf die Hauptkomponenten reduzierte Anzahl an Verbindungen herangezogen wird.

*Tabelle 11: Analysierte Verbindungen und zur Auswertung verwendete Wellenzahlbereiche in Rotteabgasen von MBA-Anlagen*

Komponente	Auswertebereich 1 Wellenzahl in cm <sup>-1</sup>	Auswertebereich 2 Wellenzahl in cm <sup>-1</sup>	Auswertebereich 3 Wellenzahl in cm <sup>-1</sup>
Ameisensäure	895 – 1200	-	-
Ammoniak	910 – 1200	-	-
α -Pinen	-	-	2550 – 3200
Benzol	950 – 1200	-	3030 – 3300
Essigsäure	895 – 1230	2550 – 2995	-
Ethanol	887 – 1312	-	-
Ethylacetat	1000 – 1280	2550 – 2995	-
Formaldehyd	2550 – 2850	-	-
Heptan	-	-	2550 – 3200
Kohlenstoffdioxid	926 – 1250	2000 – 2200	-
Kohlenstoffmonoxid	-	2000 – 2223	2450 - 2500
Lachgas	-	1900 – 2222	2450 – 2650
Limonen	-	-	2550 – 3200
Methylethylketon	-	1011 – 1304	2550 – 3200
Methan	-	-	2700 – 3200
Methanol	966 – 1250	-	2550 – 3150
Stickstoffdioxid	1560 – 1644	-	2500 – 2970
Stickstoffmonoxid	-	1875 – 2138	-
Toluol	-	-	3030 – 3300
Triethylamin	-	-	2678 – 3149
Wasserdampf	-	-	3200 – 3500

#### 4.5 Grundlagen eines Flammenionisationsdetektors

Der Flammenionisationsdetektor (FID) ist ein klassisches Analysengerät für Abgasmessungen. Jedoch ist die Aussagekraft eines FID auf den Kohlenstoffgehalt des Abgases als Summenparameter (mg C/m<sup>3</sup>) begrenzt. Zur Bewertung der Verbrennungseigenschaften eines Abgases ist diese Angabe ausreichend. Auch zur Überwachung des Kohlenstoffgrenzwerts in der Abluft genügt häufig eine FID-Messung. Konkrete Informationen über die Abgaszusammensetzung können jedoch mittels FID nicht gewonnen werden.

### 4.5.1 Aufbau und Messprinzip eines Flammenionisationsdetektors

In einem Flammenionisationsdetektor werden kohlenstoffhaltige Verbindungen in einer Luft-/ Wasserstoff-Flamme verbrannt. Durch die Energiezufuhr der Flamme sind Gase je nach Zusammensetzung mehr oder weniger gut ionisierbar. Die in den Molekülen enthaltenen  $C - C$  oder  $C - H$  Bindungen werden in der Flamme oxidiert, wobei als Zwischenprodukte Ionen gebildet werden. Die Ionisationsenergie stammt einerseits aus der Flamme, andererseits aber auch aus der Oxidationsenergie des Kohlenstoffs [Baumbach 1994].

Die Brennerdüse bildet die Anode, eine über der Flamme installierte Ringelektrode die Kathode. Zwischen den beiden Elektroden liegt eine Gleichspannung an. Durch die angelegte Spannung entsteht ein geringer Ionenstrom, der durch die Verbrennung eines kohlenwasserstoffhaltigen Messgases verstärkt wird. Der erzeugte Ionenstrom wird als Spannungsabfall über den Widerstand gemessen [Baumbach 1994].

Die Ionenausbeute pro verbranntem Kohlenstoffatom ist sehr gering. Der Ionenstrom bewegt sich im Pico- bis Nano-Amperebereich [Schwedt & Vogt 2010]. Das abgenommene Signal wird mit einem Elektrometer gemessen, verstärkt und am FID direkt angezeigt und gegebenenfalls an einen Computer zur Auswertung weitergeleitet.

Abbildung 27 zeigt den schematischen Aufbau eines FID.

Aus den Bindungsformen beziehungsweise Bindungspartnern resultieren unterschiedliche Proportionalitätsfaktoren. Sogenannte Responsefaktoren spiegeln das Ansprechverhalten des Detektors für die entsprechende Verbindung wider. In der Regel erfolgt die Kalibrierung mit Propangas ( $C_3H_8$ ), dem der Responsefaktor  $R_f = 1$  zugeordnet wird. Die Responsefaktoren anderer Komponenten lassen sich aus dem Verhältnis der Konzentrationsanzeige des FID zwischen der gesuchten und der Bezugssubstanz (Propan) bei gleicher Konzentration berechnen. Die Responsefaktoren sind neben der Ionisierbarkeit der Verbindung auch von den Geräteeigenschaften und den Messbedingungen abhängig. Sie sind in der Regel in tabellierter Form vom Gerätehersteller erhältlich.

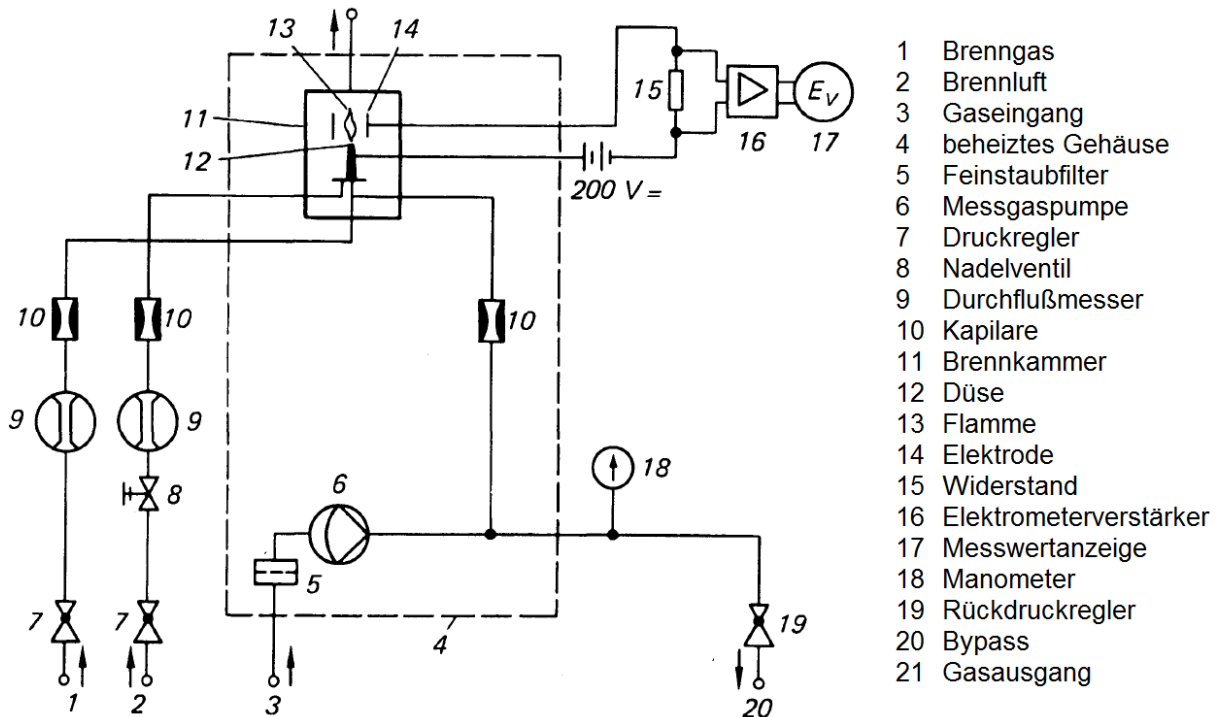


Abbildung 27: Skizze eines Flammenionisationsdetektors, bearbeitet nach [VDI 3481-3, 1995]

Durch die Ionisierung in der Wasserstoffflamme werden die im Messgas enthaltenen Verbindungen zerstört. Eine an den FID anschließende, weitere Analytik ist somit ausgeschlossen.

#### 4.6 Messung von Kohlenstoffverbindungen mittels Flammenionisationsdetektor und Fourier-Transformations-Infrarot-Spektrometer

Grundsätzlich misst der FID alle organischen Kohlenstoffverbindungen als Gesamtkohlenstoff, während das FT-IR-Spektrometer einzelne organische Verbindungen bestimmt. Jedoch besteht die Möglichkeit der Umrechnung. Nur bei wenigen Anwendungsfällen, wie zum Beispiel Methanmessungen auf Deponien, wird das FID zur Bestimmung einer einzelnen, bekannten Verbindung eingesetzt. Liegt ein Stoffgemisch vor, ist als Grundlage für die Zerlegung des Gesamtkohlenstoffgehalts des FID in die einzelnen Bestandteile, die genaue Kenntnis der Zusammensetzung notwendig. Bei schwankender Abgaszusammensetzung ist dazu eine parallele und gegebenenfalls kontinuierliche Messung notwendig. Liegt ein Gas mit zeitlich konstanter relativer

Stoffzusammensetzung vor, genügen Einzelprobennahmen beispielsweise mittels adsorptiver oder absorptiver Verfahren und Analyse im Labor [BAFU 2013].

Bei der Anwendung der FID Messung zur Analytik der Abgaszusammensetzung aus Rottetunneln einer MBA-Anlage, kann keine Rückrechnung auf die einzelnen Kohlenstoffverbindungen stattfinden. Die Abgaszusammensetzung ist über die Zeit betrachtet sehr inhomogen, so dass auf aufwändige, einzelne Probennahmen mittels Adsorptionsröhrchen und GC/MS Analytik verzichtet wird. Das parallel messende FT-IR-Spektrometer übernimmt diese Aufgabe.

*Tabelle 12: Umrechnung Gesamtkohlenstoff*

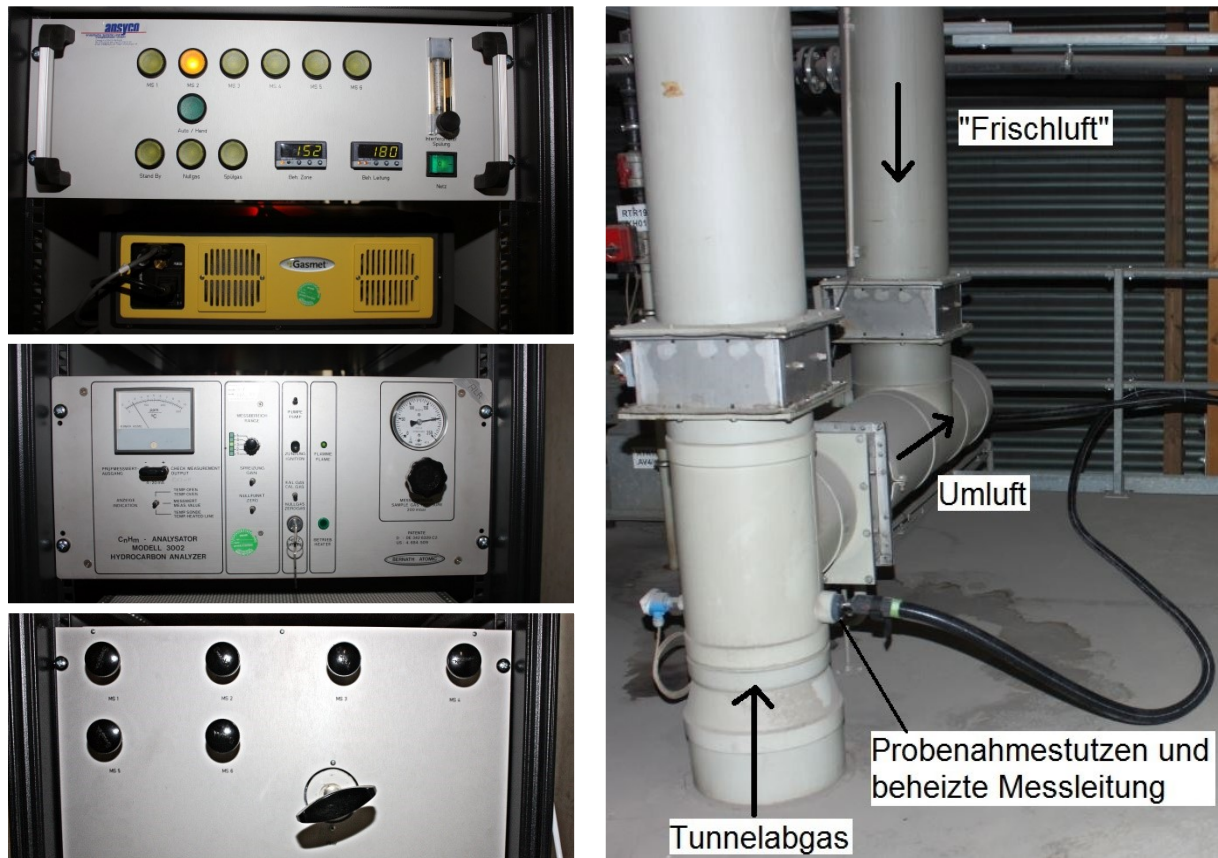
Parameter	Beschreibung	Beispiel: Heptan ( $C_7H_{16}$ )
Konzentrationsmessung des Moleküls i mittels FT-IR	$c_i$ in $mg/m^3$	$c_i = 100$
Masse eines Kohlenstoffatoms	$M_c$ in $g/mol$	$M_c = 12$
Masse des Moleküls i	$M_i$ in $g/mol$	$M_{Heptan} = 100,2$
Anzahl an Kohlenstoffatomen im Molekül i	$CN$ (Carbon Number)	$CN = 7$
Kohlenstoffgehalt des Moleküls i	$c_c = \frac{c_i * M_c * CN}{M_i}$	$c_c = \frac{100 * 12 * 7}{100,2} = 84$
Responsefaktor (Rf) des Moleküls i	<i>stoffspezifischer und gerätetypabhängiger Wert (tabelliert)</i>	$Rf = 0,93$
Effektive Anzahl an Kohlenstoffatomen im Molekül i	$ECN = CN * Rf$ (Effective Carbon Number)	$ECN = 7 * 0,93 = 6,51$
Effektive Molare Masse	$M_{c,eff}$ in $gC/mol$ $M_{c,eff} = M_c * ECN$	$M_{c,eff} = 12 * 6,51 = 78,12$
Beitrag des Moleküls i zum Gesamtkohlenstoff des FID	$c_{FID}$ in $mgC/m^3$ $c_{FID} = \frac{c_i * M_c * M_{c,eff}}{M_i}$	$c_{FID} = \frac{100 * 78,12}{100,2} = 78$

Eine Umrechnung der Konzentrationen der Einzelverbindungen in  $\text{mg}/\text{m}^3$  des FT-IR-Spektrometers auf ihren Kohlenstoffgehalt in  $\text{mg C}/\text{m}^3$  erfolgt mithilfe der Anzahl der Kohlenstoffatome. Aus den Einzelergebnissen kann durch Addition ein Gesamtkohlenstoffgehalt ermittelt werden. Zum Vergleich dieses rechnerischen Gesamtkohlenstoffgehalts mit dem Gesamtkohlenstoffgehalt des FID müssen die spezifischen Responsefaktoren  $R_f$  des Detektors Berücksichtigung finden. In Tabelle 12 wird die Umrechnung von Konzentrationen von Einzelverbindungen auf ihren Kohlenstoffgehalt genauer erläutert und anhand des Beispiels von Heptan veranschaulicht.

## 4.7 Messstellenmanagement

### 4.7.1 Automatische Messstellenumschaltung und Messzyklus

Die Messtechnik wurde zusammen mit der Messperipherie in einem Rack eingebaut (Abbildung 28, Fotos links). Neben den beiden Analysegeräten (Abbildung 28 Foto links oben: FTIR-Spektrometer (gelb) und Mitte: FID), sind eine Steuereinheit zur Umschaltung zwischen den Messstellen (Abbildung 28 Foto links oben) sowie eine kombinierte Filter- und Vorabsaugungseinheit (Abbildung 28 Foto links unten) in dem Rack verbaut. Um sicherzustellen, dass trotz langer Leitungszuführungen immer das entsprechende Messgas in ausreichender Menge zur Verfügung steht, werden mithilfe der Vorabsaugpumpe alle Messstellen kontinuierlich angesaugt. Mittels der Steuereinheit wird dann bestimmt, welche Ventile geöffnet werden und damit welches Messgas den Analysegeräten zugeführt wird. Weiterhin wird ein Computer zur Ansteuerung der Messstellenumschaltung sowie zur Aufzeichnung der Messwert eingesetzt (ohne Abbildung).



*Abbildung 28: Messtechnik zur Abluftanalytik (links) und Probennahmestelle (rechts) auf dem Tunneldach. Foto links oben: Steuereinheit zur Umschaltung zwischen den Messstellen sowie FTIR-Spektrometer (gelb). Foto links Mitte: Flammenionisationsdetektor. Foto links unten: Filtereinheit mit Vorabsaugung [Fotos: Martin Kieninger 2013]*

Die zu analysierenden Gase werden durch Teflonleitungen, die mit einer Kunststoffhülle mit integrierten Heizelementen ummantelt sind, in die Filtereinheit zur Partikelabscheidung und anschließend zu den Analysatoren geführt. Das rechte Foto in Abbildung 28 zeigt exemplarisch eine Probennahmestelle für das Abgas auf dem Tunneldach eines Rottetunnels. Eine Beheizung der Leitungen war zwingend erforderlich, um Kondensationseffekte und damit mögliche Minderbefunde zu vermeiden. Auch die Messstellenumschaltung, die Filtereinheiten und die Analysegeräte wurden beheizt, um konstante Bedingungen zu erhalten und Kondensation zu unterbinden.

Der Aufbau der Messstellenumschaltung und der Aufbau des automatischen Probennahmesystems ist in Abbildung 29 skizziert.

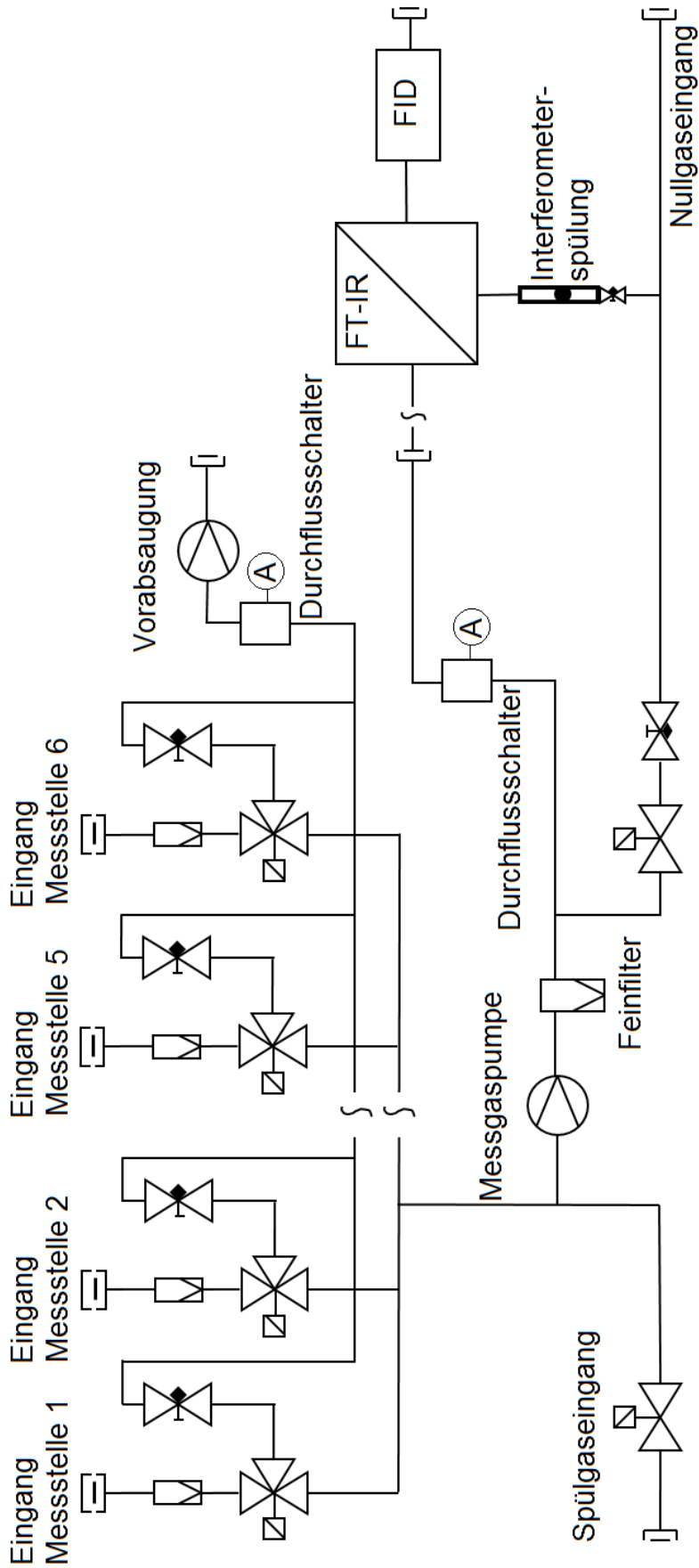


Abbildung 29: Fließbild des Probennahmesystems, bearbeitet nach [Ansyco GmbH 2012]

Mit der eingesetzten automatischen Messstellenumschaltung bestand die Möglichkeit, bis zu sechs Messstellen nacheinander zu analysieren. Ein Messzyklus setzte sich aus abwechselnden Mess- sowie Spülzeiten zusammen. Vor jeder Messung wurde die Messzelle des FT-IR-Spektrometers zunächst mit dem Gas der nachfolgenden Messstelle gespült, damit sichergestellt war, dass sich nur Gas der vorgesehenen Messstelle in der Messzelle befand. Dazu wurde die Messstelle vor der eigentlichen Analyse für 120 Sekunden mit dem Messgas gespült. Anschließend wurden drei Messungen mit einer Messdauer von jeweils 20 Sekunden durchgeführt. Mit dem in Tabelle 13 beschriebenen Messzyklus konnten etwa drei Dreifachbestimmungen pro Stunde und Messstelle durchgeführt werden. Bezogen auf eine Rottezeit von sechs Wochen war damit eine sehr gute zeitliche Auflösung realisierbar.

*Tabelle 13: Messzyklus der automatischen Messstellenumschaltung*

Messstelle	1. Bestimmung	2. Bestimmung	3. Bestimmung	Dauer
Messstelle 1	20 s	20 s	20 s	60 s
	Spülung der Messzelle			120 s
Messstelle 2	20 s	20 s	20 s	60 s
	Spülung der Messzelle			120 s
Messstelle 3 bis 5 inkl. Spülzeiten	...			540 s
Messstelle 6	20 s	20 s	20 s	60 s
	Spülung der Messzelle			120 s
Dauer Messzyklus				1080 s = 18 min

Die Analytik mittels FT-IR-Spektrometer basiert auf den Wechselwirkungen zwischen Abgasinhaltsstoffen und infrarotem Licht. Durch diese Art der zerstörungsfreien Analytik, werden die chemischen Eigenschaften des Gases nicht verändert. Im Gegensatz dazu wird das Messgas im Flammenionisationsdetektor verbrannt und die Moleküle dabei zerstört. Deshalb wurden die Proben zunächst durch die Messzelle des FT-IR-Spektrometers geführt und anschließend mittels FID gemessen. Der FID wur-

de jedoch nur zeitweise in Reihe nach dem FT-IR-Spektrometer betrieben. Aufgrund von hohen Ammoniakkonzentrationen, im Gas einiger Messstellen, insbesondere in Tunnelabgasen, in Verbindung mit den chemisch-aggressiven Eigenschaften von Ammoniak wurde der FID im Bypass betrieben. Dies bedeutet, dass nur eine ausgewählte Messstelle mittels FID, dafür aber kontinuierlich und nicht nach dem in Tabelle 13 beschriebenen Messzyklus, gemessen wurde. Dabei wurde ausschließlich Gas einer Messstelle, in dem geringe Ammoniakgehalte zu erwarten waren, mittels FID analysiert. Insbesondere das Reingas, der im Rahmen der Projekte EnAB errichteten Versuchsanlage zur alternativen Abgasreinigung, wurde über ein T-Verteiler dem FID zugeführt, um den Grenzwert der 30. BImSchV für den Gesamtkohlenstoff mit dem Standardverfahren zu erfassen.

#### 4.7.2 Messstellenbelegung

Insgesamt standen sechs Messstellen gleichzeitig zur Verfügung. Diese konnten frei belegt werden und jederzeit an die gewünschten Untersuchungsziele angepasst werden. In Tabelle 14 sind die analysierten Quellen zusammengefasst und genauer beschrieben.

*Tabelle 14: Analysierte Emissionsquellen*

Analysierte Quelle	Bemerkung
Abgas einzelner Rottetunnel	Abgas aller Rottetunnel wird in Abgassammelleitung zur RTO-Anlage zusammengeführt
Abgassammelleitung	Abgas zur Reinigung in der RTO-Anlage
„Frischluff“ abgesaugte Luft aus Halle der mechanischen Aufbereitung sowie der Tunnelvorhalle	Wird zur Temperatureinstellung anteilig zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt. Überschüssiger Anteil wird mittels Kombination aus saurem Wäscher und Biofilter gereinigt
Bypassleitung	Möglichkeit der Herstellung gezielter Mischabgase, zum Beispiel nur Abgas aus Tunneln der 2. Rottephase

Zur Aufnahme des Status quo fanden umfangreiche Messkampagnen an mehreren Rottetunneln statt. In Abhängigkeit von den in die Rottetunnel eingefüllten Abfall-

chargen konnten so charakteristische Verläufe der Abgaskonzentration und Abgaszusammensetzung einzelner Rotteprozesse über die komplette Rottezeit aufgenommen werden. Des Weiteren wurde das Mischgas aus abgesaugter Luft der mechanischen Aufbereitungshalle sowie der Tunnelvorhalle, welches zur Belüftung der Rottetunnel wiederverwendet wird, beprobt. Auch das Rohgas zur RTO-Anlage wurde detailliert betrachtet, um die Eignung des Abgases als Brenngas zu bewerten. Zur abgasseitigen Entkopplung von Rottetunneln verschiedener Rottestadien, wurde eine Bypassleitung errichtet und mit einer Abgasmessstelle ausgestattet (siehe Abbildung 30).

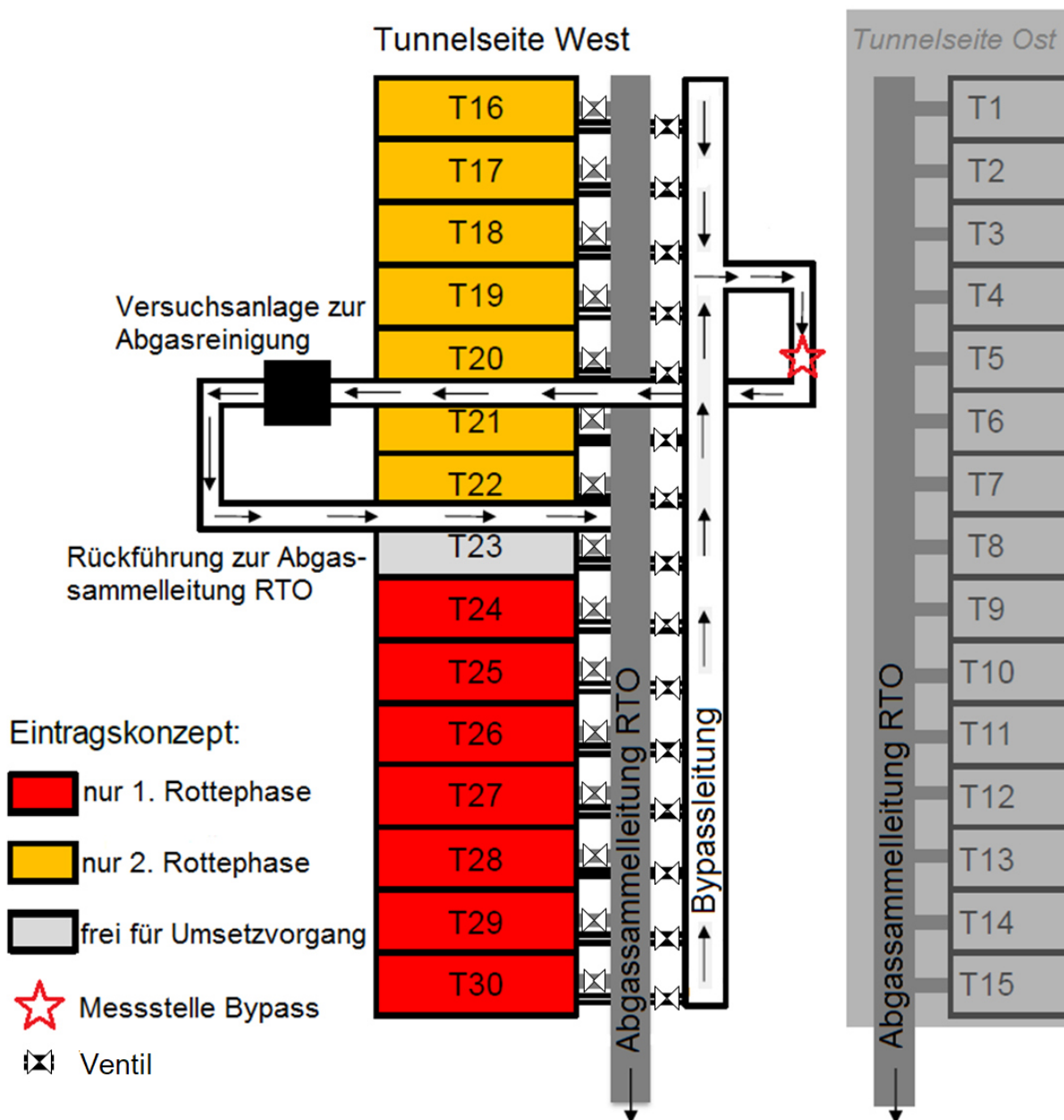


Abbildung 30: Abgasführung mit Bypassleitung, bearbeitet nach [Coskun et al. 2018]

Die Bypassleitung wurde parallel zur Abgassammelleitung zur RTO-Anlage installiert. Jeder Rottetunnel der Tunnelseite West konnte über automatische Klappen das Abgas entweder in die Abgassammelleitung zur RTO-Anlage oder in die Bypassleitung abgeben. Es konnten gezielt Mischabgase beispielsweise von Tunneln der 2. Rottephase erzeugt werden. So wurde die Möglichkeit geschaffen, weitere Informationen über die Abgasentstehung während der biologischen Behandlung zu erhalten. Im Rahmen des Projekts EnAB bestand weiterhin die Möglichkeit für diesen Teilabgasstrom alternative Abgasreinigungsverfahren zu untersuchen. Eine Rückführung des entkoppelten Teilabgasstroms in die Abgassammelleitung zur RTO-Anlage war aufgrund einer behördlichen Auflage, die nur einen Emissionspunkt zuließ, eingerichtet.

### 5 Ergebnisse

#### 5.1 Ergebnisse der Voruntersuchungen mittels Probennahme durch Adsorption

Die Ergebnisse der auf Tenax®-Röhrchen adsorbierten Proben und der Analyse mittels GC/MS ergaben Alkane, Ketone, Carbonsäuren, Aromate und Terpene als Hauptinhaltsstoffe im Abgas von Rottetunneln von MBA-Anlagen. So konnten beispielsweise Heptan, 2-Butanon (Methylethylketon - MEK), Essigsäure, Benzol, Toluol, Xylol, Limonen und Pinen nachgewiesen werden. Der Nachweis von Methan und Ethanol war mit der verwendeten GC-Säule und der angewandten GC/MS Methode nicht möglich.

Mithilfe der Analysenergebnisse ist lediglich eine qualitative Beschreibung des Abgases als Momentaufnahme zum Zeitpunkt der Probennahme möglich. Aufgrund der zahlreichen prozessspezifischen Einflüsse, wie zum Beispiel der Qualität der zur Belüftung eingesetzten Luft, der Zeitpunkt der Bewässerung oder das Alter der Rotte ist eine quantitative Aussage über die Abgaszusammensetzung sowie eine Abbildung des Konzentrationsverlaufs nicht möglich.

Grundsätzlich sind die Ergebnisse von Adsorptionsproben stark von Ort und Zeitpunkt der Probennahme abhängig. Die auftretenden Schwankungen in der Zusammensetzung und dem Konzentrationsniveau im Abgas eines Rottetunnels sind maßgeblich vom Rottefortschritt abhängig. Einzelne Probennahmen auf Adsorptionsröhrchen sind Momentaufnahmen und erlauben keine Abbildung eines Konzentrationsverlaufs, über den gesamten Rottezeitraum von sechs Wochen, mit angemessener zeitlicher Auflösung. Der personelle, zeitliche und finanzielle Aufwand für Probennahme, Laboranalytik und Datenauswertung ist sehr hoch und steht aufgrund der genannten Nachteile in keinem Verhältnis zum Nutzen.

## 5.2 Charakterisierung des Abgases einzelner Rottetunnel

Zur Aufklärung der Emissionen, die beim biologischen Abbau von Restabfall in Rottetunnel entstehen, fanden umfangreiche Messkampagnen mittels FTIR-Spektrometer und FID statt. Durch die Ausführung der biologischen Stufe als Tunnelrotte bestand die Möglichkeit das Abgas einzelner Tunnel über den gesamten Rotteprozess aufzuzeichnen. Darüber hinaus wurde die Hallenabsaugung als Mischabgas aus der mechanischer Aufbereitung und der Tunnelvorhalle analysiert. Die Zusammensetzung dieses Luftstroms ist von Interesse, da dieser teilweise zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt wird. Der überschüssige Anteil wird vor dem Austritt in die Atmosphäre über eine Kombination aus saurem Wäscher und Biofilter gereinigt. Weiterhin war das Mischabgas der Abgassammelleitung, das in der RTO-Anlage gereinigt wird, von Interesse. Durch die errichtete Bypassleitung, konnten überdies definierte Mischabgase erzeugt und analysiert werden.

Der in Abbildung 1 dargestellte schematische Verlauf der Freisetzung von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen und Geruchstoffen, während der biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen, konnte bestätigt werden und mithilfe der Ergebnisse umfassender Monitoringphasen genauer beschrieben werden.

Abbildung 31 zeigt den typischen Verlauf von Gesamtkohlenstoff und Ammoniak über die gesamte Rottezeit von sechs Wochen.

Je nach Abfallcharge schwankt die Höhe der freigesetzten Emissionen aufgrund der inhomogenen chemischen Zusammensetzung des Abfalls. Für die Gesamtkohlenstoffkonzentration sind zu Beginn der Behandlungszeit Maximalkonzentrationen von etwa  $2000 \text{ mg C/m}^3$  bis über  $5000 \text{ mg C/m}^3$  zu erwarten. Nach den ersten fünf bis sieben Tagen sinkt die Konzentration stark ab und liegt dann zwischen etwa  $20 \text{ mg C/m}^3$  und  $150 \text{ mg C/m}^3$ . Im Gegensatz zu der TVOC-Konzentration steigt die Ammoniakkonzentration nur langsam an. Die maximalen Ammoniakkonzentrationen aus einem Rottetunnel bewegen sich im Bereich von etwa  $1000 \text{ mg/m}^3$  bis  $1500 \text{ mg/m}^3$  und sinken im zeitlichen Verlauf ab.

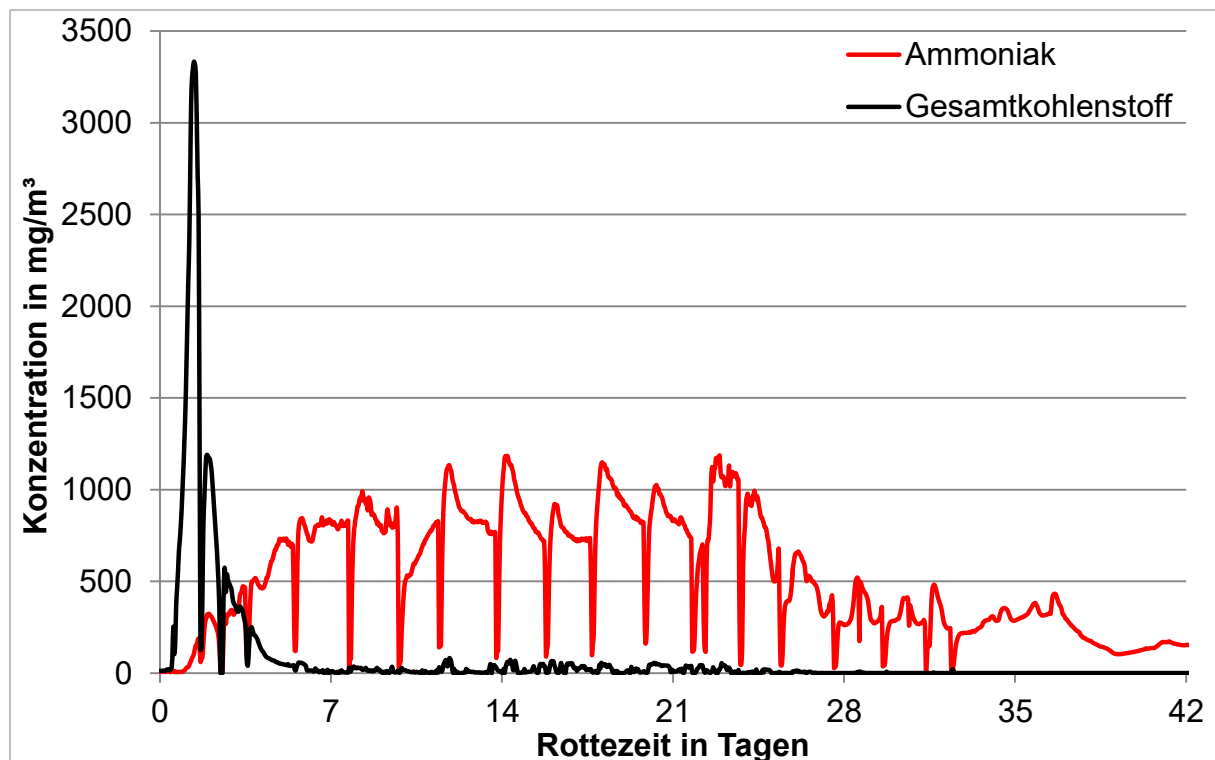


Abbildung 31: Exemplarische Zusammensetzung und zeitlicher Verlauf des Abgases eines Tunnels. Zu erwartende Maximalkonzentrationen von Gesamtkohlenstoff: 2000 mg C/m<sup>3</sup> bis 5000 mg C/m<sup>3</sup>, Maximalkonzentrationen von Ammoniak: 1000 mg NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> bis 1500 mg NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Regelmäßiges Absinken der Konzentrationen aufgrund der durchschnittlich alle zwei Tage erfolgenden Bewässerung der Miete.

In regelmäßigen Abständen sinkt sowohl die Konzentration von Ammoniak als auch die von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen stark ab. Das Rottekonzept der MBA Großfehn sieht eine durchschnittlich alle zwei Tage erfolgende Mietenbewässerung vor, welche die Ursache der Konzentrationsabfälle ist. Während der Bewässerung und einer Übergangszeit von etwa zwei Stunden wird die Druckbelüftung deaktiviert, um das vollständige Eindringen des Wassers in den Mietenkörper zu gewährleisten. Infolgedessen findet vorübergehend kein aktiver Stoffaustausch in die Gasphase statt. Zudem ist Ammoniak leicht wasserlöslich und wird durch die Beregnung aus der Luft ausgewaschen. Lediglich aufgrund des, in der Abgassammelleitung zur Abgasreinigungsanlage anliegenden, leichten Unterdrucks wird ein sehr geringer Volumenstrom als Abgas abgegeben. Die regelmäßige Bewässerung erfolgt während der ersten Rottephase sowie der ersten zehn Tage der zweiten Rottephase. Eine weitere Bewässerung findet danach nicht mehr statt, um das Material zu trocknen und für die endgültige Beseitigung auf einer Deponie zu konditionieren.

Die Zusammensetzung und der zeitliche Verlauf der Abgase einzelner Tunnel folgen einem charakteristischen Gang. Die Gesamtkohlenstoffemission ist eine Mischung zahlreicher kohlenstoffhaltiger Verbindungen. Aufgrund der geringen Geruchsschwelle von Ammoniak von  $1 \text{ mg/m}^3$  bis  $5 \text{ mg/m}^3$  [GisChem 2018] und der hohen Konzentrationen im Abgas, lassen sich die in Abbildung 1 beschriebenen Geruchstoffemissionen überwiegend auf Ammoniak zurückführen.

#### 5.2.1 Kohlenstoffeinzelverbindungen im Abgasstrom

In Abbildung 31 ist die mittels FID ermittelte Gesamtkohlenstoffkonzentration dargestellt. Mittels des parallel messenden FT-IR-Spektrometers lassen sich die Konzentrationen der Einzelverbindungen im Abgasstrom bestimmen. Aus den Konzentrationen der kohlenstoffhaltigen Einzelverbindungen kann deren Kohlenstoffgehalt rechnerisch bestimmt und durch Aufsummierung der Einzelgehalte ein rechnerischer Gesamtkohlenstoffgehalt ermittelt werden. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit die einzelnen Bestandteile des Summenparameters Gesamtkohlenstoff des FID zu zerlegen (Abbildung 32).

Die im Abgas enthaltenen Kohlenstoffverbindungen sind überwiegend kurzkettige Kohlenwasserstoffe mit niedrigen Siedepunkten. Zu Beginn des Abbaus sind Ethanol, Heptan und MEK (2-Butanon) die dominierenden Abgasspezies.

Die Differenz zwischen dem mit dem Flammenionisationsdetektor bestimmten Kohlenstoffgehalt und dem rechnerisch ermittelten Wert ist auf eine Vielzahl weiterer, in sehr geringer Konzentration vorliegenden, Einzelsubstanzen zurückzuführen. Beispielfhaft sei hier Methanol genannt.

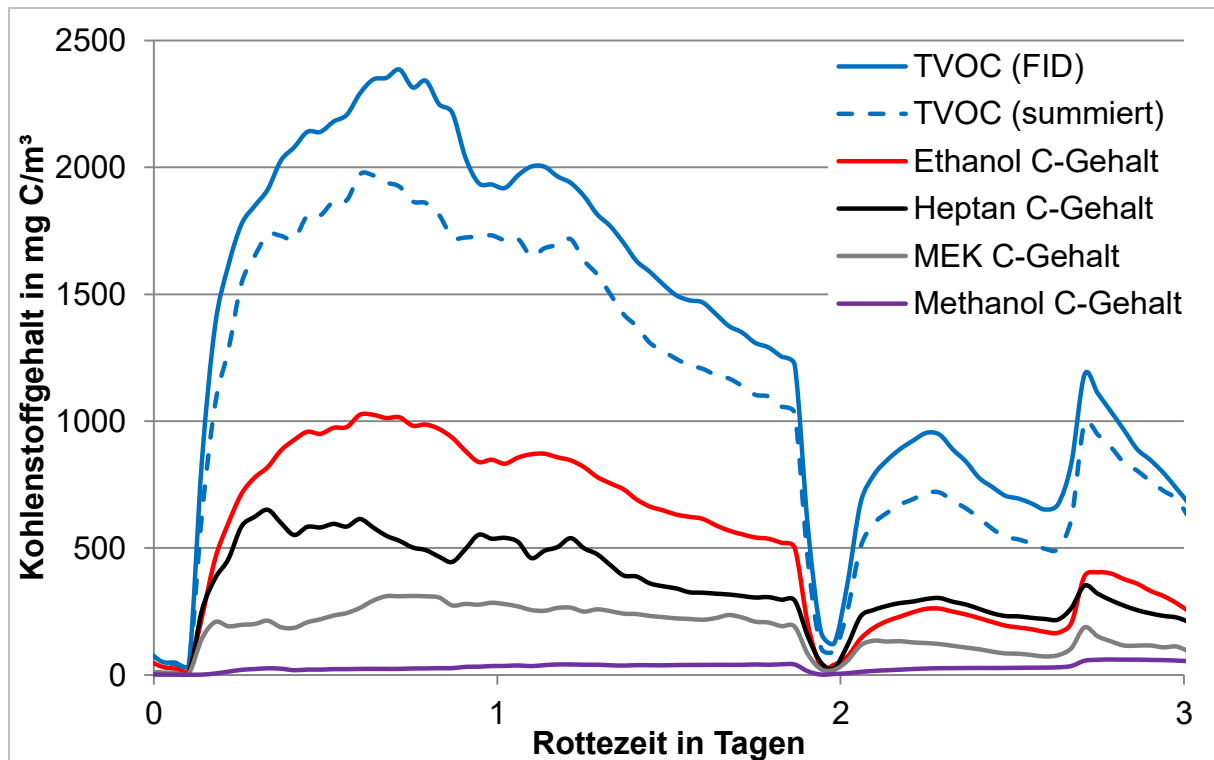


Abbildung 32: Zusammensetzung des Gesamtkohlenstoffpeaks zu Beginn der Rotte, angegeben in  $\text{mg C/m}^3$

Entgegen der Literaturangaben spielen Methanemissionen aus der Rotte keine große Rolle. Im Bericht des Umweltbundesamts Deutschland zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ von MBA-Anlagen, werden 10 % bis 60 % der Gesamtkohlenstoffemissionen Methan zugeschrieben. Es werden durchschnittliche Methankonzentration von  $10 \text{ mg/m}^3$  bis  $20 \text{ mg/m}^3$  genannt [Umweltbundesamt Deutschland 1999]. Abbildung 33 zeigt den Verlauf der Methankonzentration im Mischabgas mehrerer Rottetunnel über einen Zeitraum von etwa zwei Monaten. Dabei wurde zwischen zwei Zuständen unterschieden. Im ersten Fall war der Sauerstoffeintrag in den Rottekörper über die Belüftung aufgrund verschmutzter Spigotdüsen beeinträchtigt. Es kam zur Ausbildung anaerober Zonen und infolgedessen einer verstärkten Methanbildung. Die mittleren Methanemissionen lagen trotz dessen bei etwa  $10 \text{ mg/m}^3$  bis  $20 \text{ mg/m}^3$ . Es waren Spitzen von über  $30 \text{ mg/m}^3$  bis  $50 \text{ mg/m}^3$  zu verzeichnen. Im zweiten Fall war die Sauerstoffversorgung für die abbauenden Mikroorganismen nach der Reinigung der Spigotdüsen deutlich verbessert. Das durchschnittliche Konzentrationsniveau von Methan bewegte sich dann unter  $5 \text{ mg/m}^3$ . Konzentrationsspitzen im Verlauf sind deutlich schwächer ausgeprägt. Umgerechnet auf den Volumengehalt ergeben die genannten Konzentrationen unter 1 Vol.-% Methan im Abgas.

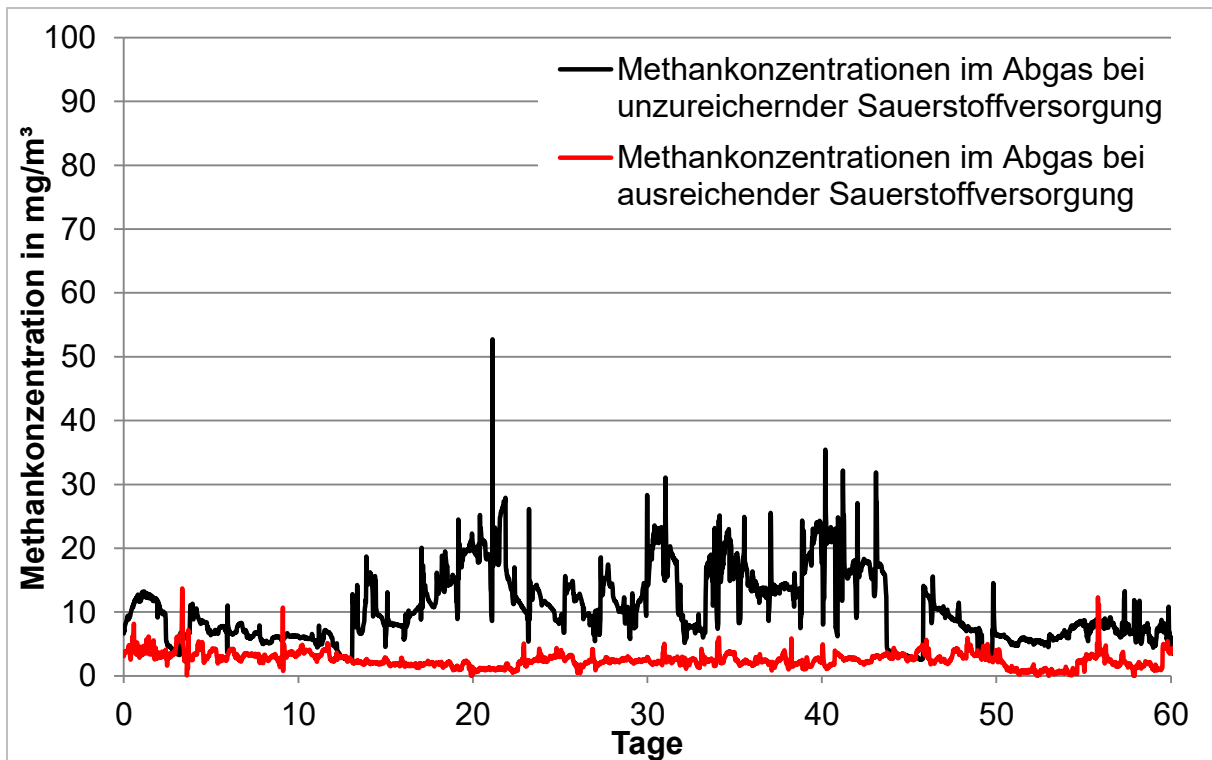


Abbildung 33: Methankonzentrationen im Mischabgas der zweiten Rottephase bei unzureichender und ausreichender Sauerstoffversorgung über die Belüftung

Die kurzzeitig auftretenden Spitzen sind in beiden betrachteten Fällen ebenfalls auf die Bewässerungsphasen, in Verbindung mit den deaktivierten Belüftungsaggregaten zurückzuführen. Nachdem die Belüftung wiederaufgenommen wird, wird das gebildete Methan aus den Poren des Rottematerials ausgetragen. Grundsätzlich ist immer dann eine verstärkte Methanbildung zu erwarten, wenn anaeroben Bedingungen im Rottekörper herrschen. Eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff kann durch eine optimierte Belüftung der Rottetunnel sichergestellt werden.

Die ausreichende Sauerstoffversorgung ist auch am Kohlenstoffdioxidgehalt ( $\text{CO}_2$ ) des Tunnelabgases ableitbar. Abbildung 34 zeigt den  $\text{CO}_2$ -Gehalt in Volumenprozent im Abgas eines Rottetunnels über beide Rottephasen. Der  $\text{CO}_2$  Gehalt liegt meist unter 5 Vol.-%. Lediglich eine Spitze jeweils zu Beginn der ersten und zweiten Rottephase ist zu erkennen. Der Konzentrationsverlauf von  $\text{CO}_2$  weist, ebenso wie der Verlauf von Methan, infolge der Bewässerungsphase einen kurzen Anstieg auf.

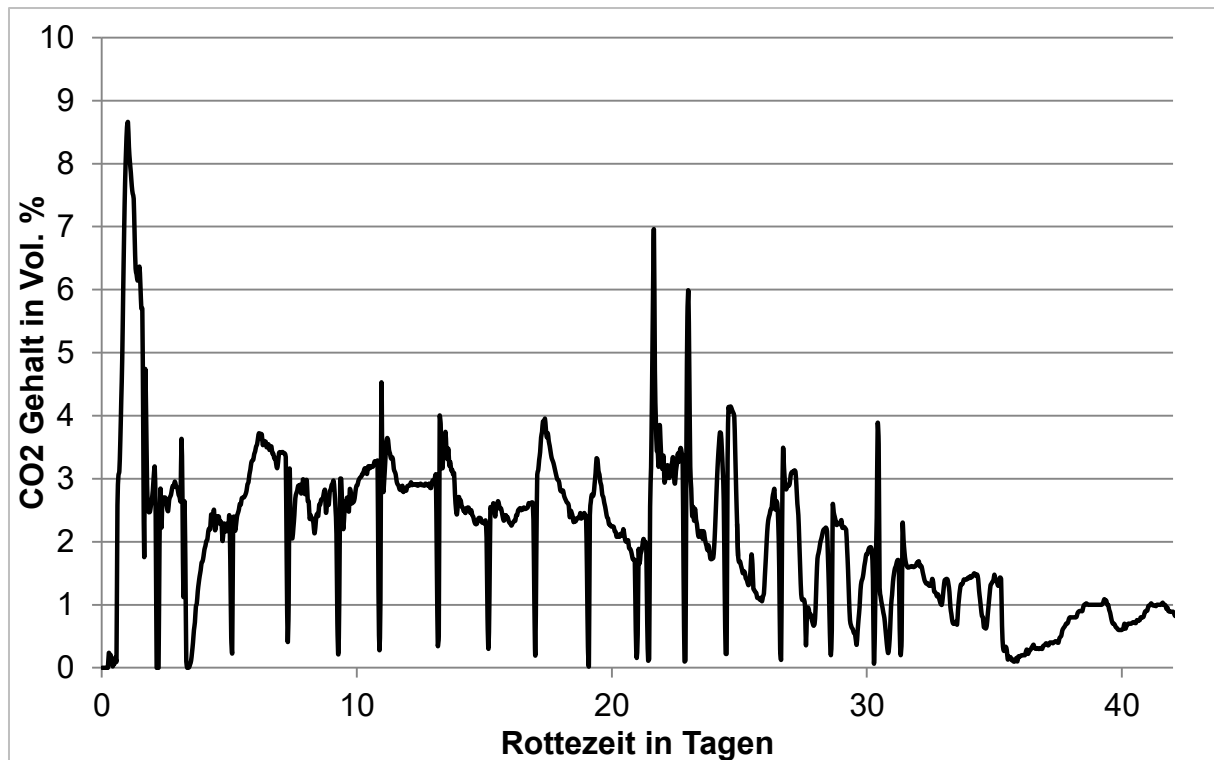


Abbildung 34: Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas eines Rottetunnels über die gesamte Rottezeit von sechs Wochen

Demgegenüber werden bei gezielt anaeroben biologischen Prozessen Gase mit Methangehalten von 55 Vol.-% bis 70 Vol.-% sowie Kohlenstoffdioxidgehalten von 30 Vol.-% bis 45 Vol.-% gebildet [Kranert 2017].

### 5.2.2 Stickstoffeinzelverbindungen im Abgasstrom

Bei mikrobiologischen Abbauprozessen im Restmüll sind vor allem Ammoniak und Lachgas als relevante Stickstoffverbindungen zu nennen. Ammoniak ist Hauptursache des typischen Geruchs bei der Restmüllrottung. Ammoniak kann zudem Ausgangssubstanz für die Bildung von Lachgas sein. Lachgas ist aufgrund seiner hohen Klimarelevanz von großer Bedeutung.

In Abbildung 35 sind die Ammoniak- und die Lachgasemissionen über die gesamte sechswöchige Rottezeit aufgetragen. Etwa zwei Tage nach Beginn der Rottezeit steigen die Ammoniakemissionen an. In regelmäßigen Abständen sinken die Ammoniakkonzentrationen ab. Dies ist wie bereits erwähnt auf das Bewässerungskonzept

der MBA Großefehn und die damit verbundene vorübergehende Deaktivierung der Belüftung zurückzuführen. Die Ammoniakkonzentrationen schwanken zwischen  $500 \text{ mg/m}^3$  und bis zu  $1500 \text{ mg/m}^3$ . Gegen Ende der zweiten Rottephase sinken die Ammoniakkonzentrationen deutlich ab. Die Bewässerung wird ausgesetzt, um eine Trocknung des Materials anzustreben. Wird kein weiteres Wasser aufgegeben, sinkt die Verfügbarkeit der wassergelösten Nährstoffe für die am Abbau beteiligten Mikroorganismen. Durch die eintretende Trocknung, geht die biologische Aktivität zurück.

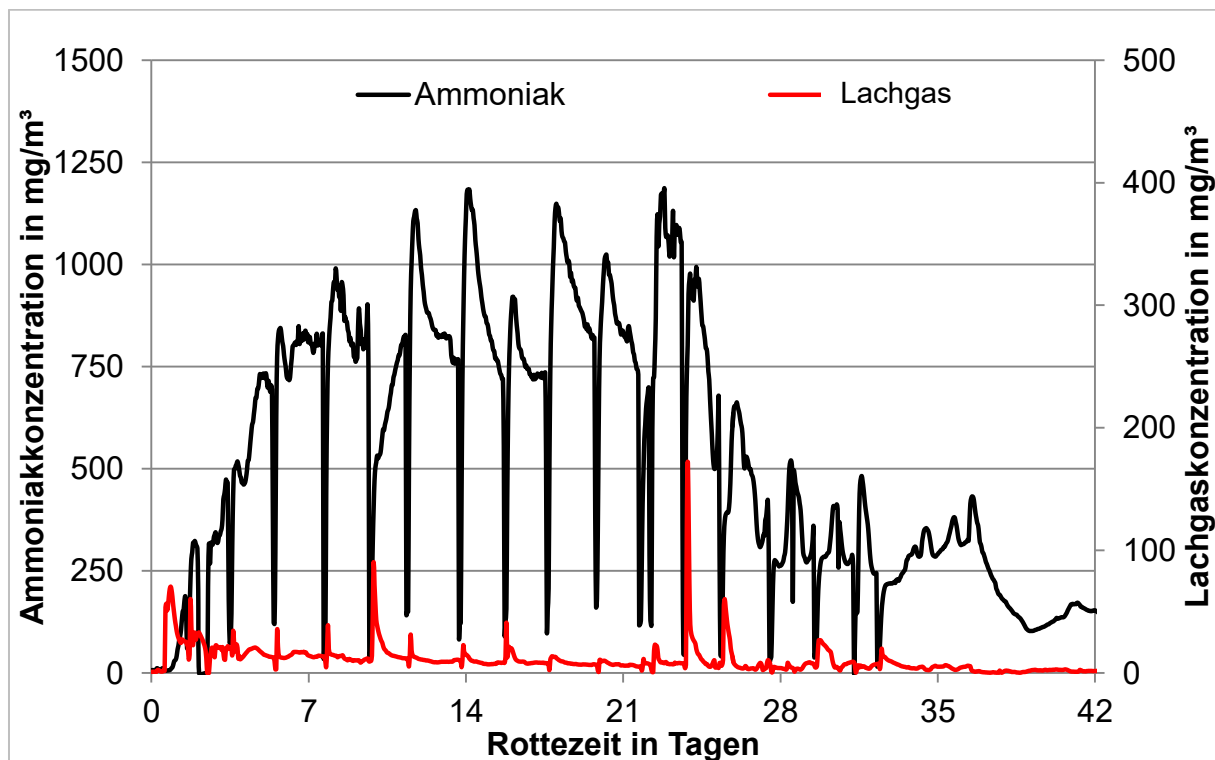


Abbildung 35: Exemplarischer Konzentrationsverlauf von Ammoniak und Lachgas im Abgas eines Rottetunnels über sechs Wochen Rottezeit

Die Lachgaskonzentration ist im Allgemeinen niedrig. Jedoch ist nach den Bewässerungsphasen, während derer nicht belüftet wird, kurzzeitig ein deutlicher Konzentrationsanstieg zu verzeichnen. Die durchschnittliche Lachgaskonzentration im Abgas eines Rottetunnels beträgt  $10 \text{ mg/m}^3$  bis  $15 \text{ mg/m}^3$ , die Spitzen können Konzentrationen bis zu  $200 \text{ mg/m}^3$  erreichen.

## 5 Ergebnisse

### 5.2.3 Freigesetzte Emissionsfrachten

Bei der Betrachtung der Frachten über den gesamten Rottezeitraum von sechs Wochen fällt ebenfalls auf, dass die Freisetzung sehr inhomogen ist. In Tabelle 15 ist die mittlere Freisetzung ausgewählter Verbindungen als Konzentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) und Fracht ( $\text{g}/\text{h}$ ) während verschiedener Zeiträume dargestellt.

*Tabelle 15: Mittlere freigesetzte Schadstofffrachten während der gesamten Rottezeit für einen Beispieltunnel; bezogen auf eine Inputmasse von 385 Mg*

Rottezeit in Tagen (in Stunden)	0 – 7 (168 h)		8 – 28 (504 h)		29 – 42 (336 h)		0 – 42 (1008h)
	in $\text{mg}/\text{m}^3$	in $\text{g}/\text{h}$	in $\text{mg}/\text{m}^3$	in $\text{g}/\text{h}$	in $\text{mg}/\text{m}^3$	in $\text{g}/\text{h}$	in $\text{g}/\text{Mg}_{\text{Input}}$
Lachgas	10	7	6	8	5	8	23
Ammoniak	219	154	428	554	92	113	925
Methan	57	41	34	37	13	12	81
Essigsäure	66	47	5	6	4	5	34
Methanol	100	70	9	12	9	10	58
Heptan	196	139	26	29	4	5	105
2-Butanon	366	259	33	43	32	37	212
Ethanol	1076	757	26	32	8	9	383
<b>TVOC (FID)</b>	<b>915</b>	<b>646</b>	<b>49</b>	<b>47</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>343</b>

Die Rottezeit wurde in drei Phasen unterteilt. Die Unterteilung erfolgte auf Grundlage des charakteristischen Verlaufs der Zusammensetzung des Abgases eines Rottetunnels. In der siebentägigen ersten Phase wird der Rotteprozess gestartet. Es sind die höchsten TVOC-Konzentrationen zu erwarten. In der dreiwöchigen mittleren Phase schreitet der Abbauprozess weiter voran und starke anorganische Emissionen, insbesondere Ammoniak, sind zu erwarten. Die letzte Phase umfasst die letzten zwei Wochen der sechswöchigen Behandlungszeit. Das Material ist dann in der Nachrottephase. Während dieser Phase wird die Bewässerung ausgesetzt und die biologische Aktivität nimmt ab.

In den in Tabelle 15 betrachteten Rottetunnel wurden etwa 175 Mg aufbereitetes Material eingetragen. In der mechanischen Aufbereitung wurden bereits etwa 55 Massen-% abgetrennt. Bezogen auf diesen Tunnel betrug die Inputmasse in die MBA-Anlage  $385 \text{ Mg}_{\text{Input}}$ .

Zur Ermittlung des relevanten Volumenstroms wurden Volumenmessungen in Abhängigkeit zu den, durch das Prozessleitsystem überwachten und gesteuerten Rottebedingungen, durchgeführt. Der Abgasvolumenstrom wurde anhand des konstanten Zuluftvolumenstroms zur Belüftung von  $2000 \text{ m}^3_{\text{B}}/\text{h}$  sowie den Klappenstellungen, über die der Anteil der Um- und Frischluft gesteuert wird, ermittelt. Der durchschnittlich anfallende Abgasvolumenstrom betrug in den ersten sieben Tagen etwa  $700 \text{ m}^3_{\text{B}}/\text{h}$  und während der restlichen Rottezeit etwa  $1200 \text{ m}^3_{\text{B}}/\text{h}$ . In der ersten Phase wird viel Luft im Umluftbetrieb gehalten, um die Solltemperatur der Rotte aufrechtzuerhalten. Es fällt entsprechend weniger Abgas an. Während der folgenden Phasen wird der Anteil an kühler Frischluft erhöht, wodurch sich gleichzeitig die anfallende Abgasmenge erhöht.

Aus den mittels FID ermittelten TVOC-Konzentrationen konnten Kohlenstofffrachten berechnet werden. Im Beispiel wurden über die gesamte Behandlungsdauer betrachtet etwa  $343 \text{ g C/Mg}_{\text{Input}}$  freigesetzt. Davon allein während der ersten sieben Tage etwa  $282 \text{ g C/Mg}_{\text{Input}}$ , was einem Anteil von über 80 % entspricht. In den folgenden drei Behandlungswochen wurden etwa  $61 \text{ g C/Mg}_{\text{Input}}$  emittiert. In den letzten beiden Wochen betrug der Anteil an der gesamten Kohlenstofffracht unter 1 % der gesamten Kohlenstoffemissionen ( $< 1 \text{ g C/Mg}_{\text{Input}}$ ).

Alle aufgeführten Komponenten mit Ausnahme von Ammoniak weisen in der ersten Behandlungswoche die höchsten Emissionen auf. Ammoniak zeigt die höchsten Frachten in den Behandlungswochen zwei bis fünf. Ähnliches war bereits bei den Konzentrationsverläufen zu beobachten.

### 5.3 Charakterisierung des Abgases der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle

Da die abgasaugte Luft der mechanischen Aufbereitungshalle und der Tunnelvorhalle als Frischluft zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt wird, ist die Belastung dieses Luftstroms mit organischen Kohlenstoffverbindungen von großem Interesse.

Abbildung 36 zeigt exemplarisch den charakteristischen Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration in der Hallenabsaugung über den Zeitraum von zwei Wochen.

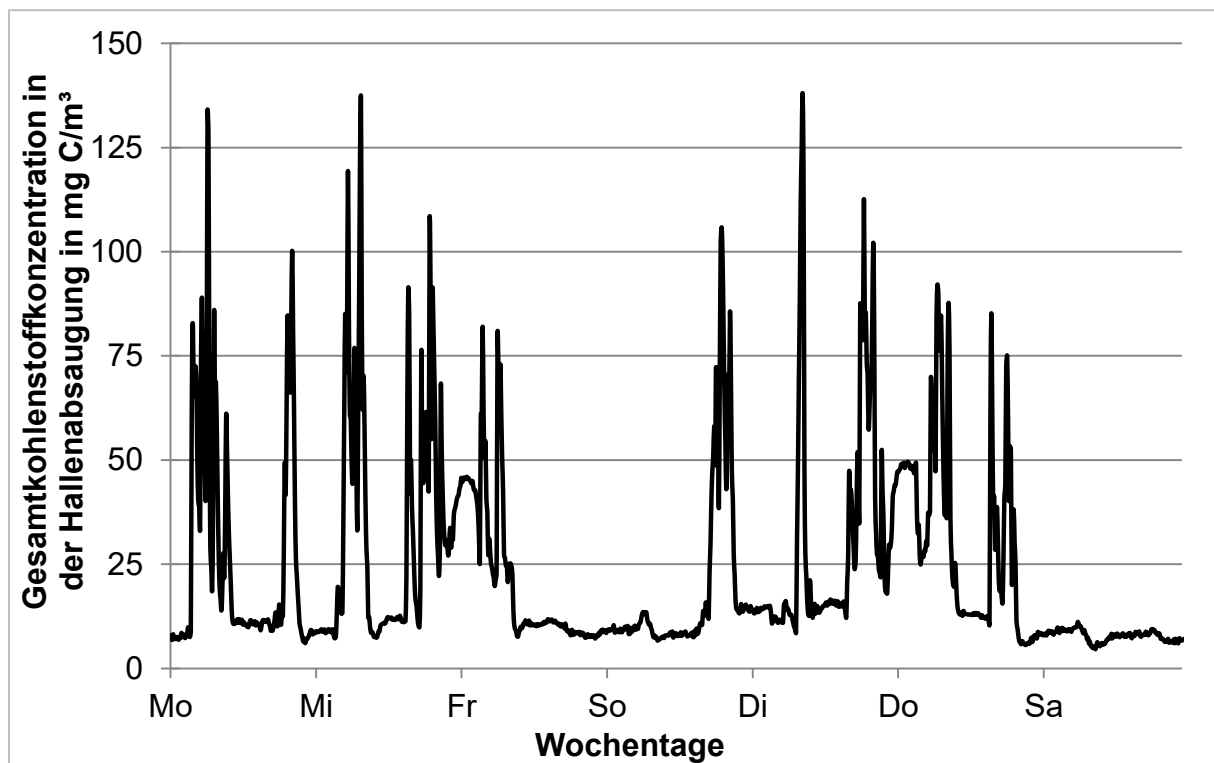


Abbildung 36: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration in der Hallenabsaugung während eines Zeitraums von zwei Wochen

Der Konzentrationsverlauf von Gesamtkohlenstoff im Mischgas der abgasaugten Luft der mechanischen Aufbereitungshalle und der Tunnelvorhalle folgt einem charakteristischen Gang. Es lassen sich sowohl ein Tages- als auch ein Wochengang beschreiben. Werktags zwischen etwa 06:00 Uhr und 20:00 Uhr steigt die Belastung in dem Mischgas immer wieder kurzzeitig und stark an. In den Nachtstunden sowie am Wochenende bewegt sich die Konzentration auf einem fast konstanten und niedrigen

Niveau. Das Grundniveau der Belastung der Hallenabsaugung nachts sowie an arbeitsfreien Tagen liegt unter  $25 \text{ mg C/m}^3$ . Arbeitstäglich sind ausgeprägte Konzentrationsspitzen im Bereich von bis zu  $150 \text{ mg C/m}^3$  zu verzeichnen. In Einzelfällen können auch kurzzeitig höhere Spitzen auftreten.

### 5.3.1 Kohlenstoffeinzelverbindungen in der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle

Die Analyse der Zusammensetzung der abgesaugten Luft der Hallen ist mithilfe der Ergebnisse des FT-IR-Spektrometers möglich. Die Hauptbestandteile dieser Spitzen sind Ethanol, MEK und Heptan. In Abbildung 37 ist der Verlauf dieser drei kohlenstoffhaltigen Verbindungen dargestellt.

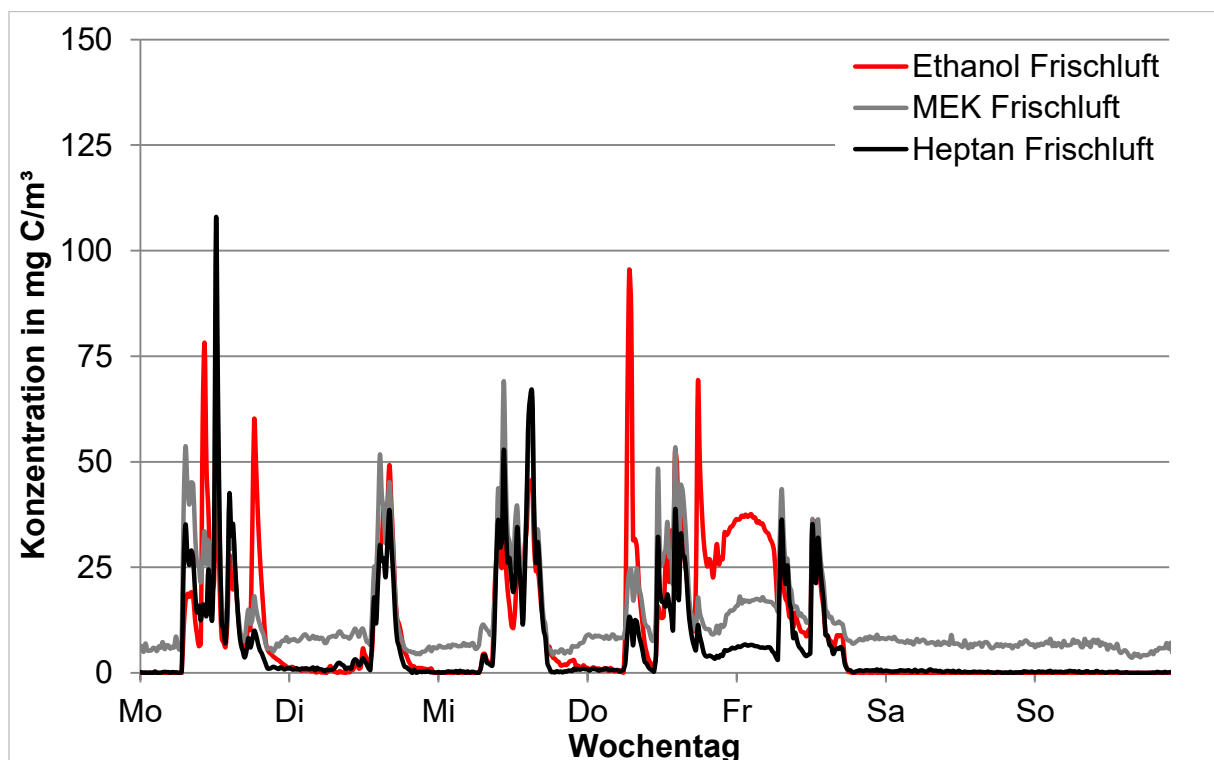


Abbildung 37: Zusammensetzung der Hauptkomponenten der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung. Dargestellt ist die erste Woche aus Abbildung 36, angegeben in  $\text{mg C/m}^3$

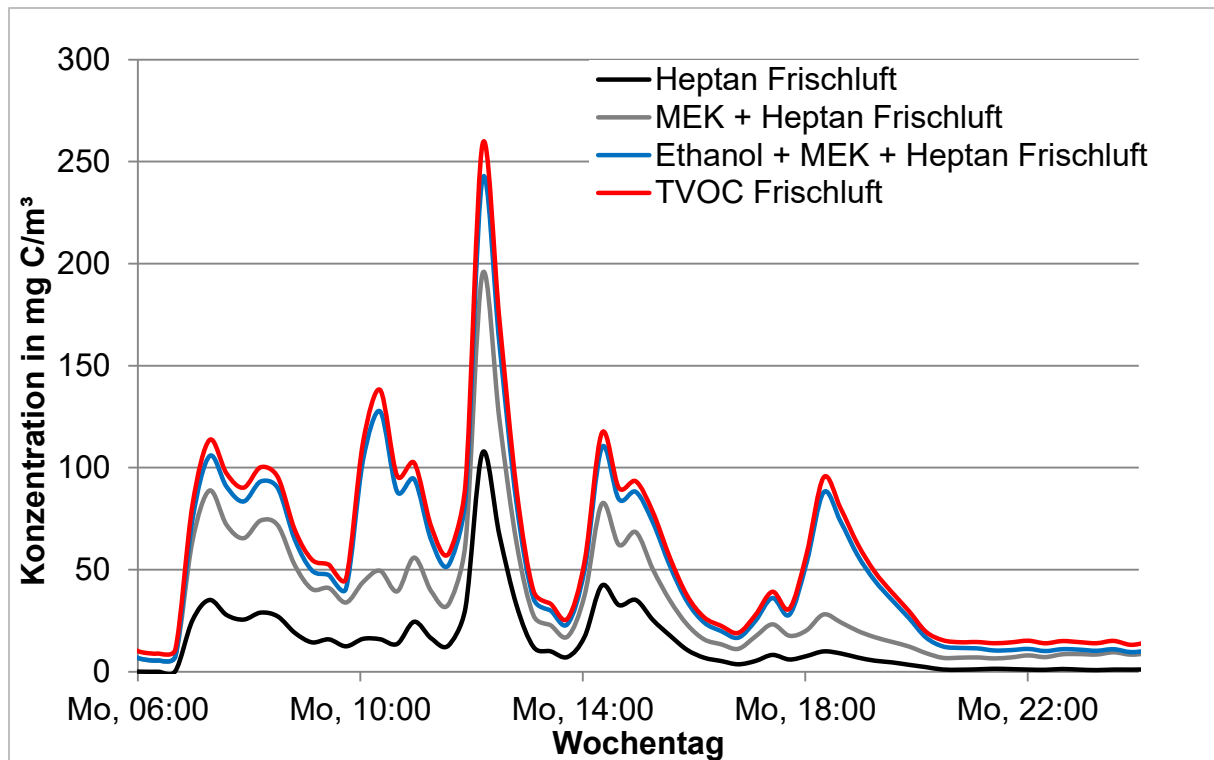


Abbildung 38: Addition der Heptan-, MEK- und Ethanolkonzentrationen in der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitungen gibt in guter Näherung den TVOC. Dargestellt ist der erste Tag aus Abbildung 36, angegeben in  $\text{mg C/m}^3$

In Abbildung 38 sind diese drei Verbindungen exemplarisch an einem Wochentag aufsummiert. Aus der Addition ergibt sich in sehr guter Näherung der in Abbildung 36 gezeigte Konzentrationsverlauf des Gesamtkohlenstoffgehalts.

### 5.3.2 Emissionsquellen in der Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle

Aufgrund des deutlichen Tages- sowie Wochengangs des Konzentrationsverlaufs im Mischabgas der abgesaugten Luft der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle, ist von einer maßgeblichen Beeinflussung der Abgasqualität durch den Betrieb in der mechanischen Aufbereitung auszugehen. Dies wird durch Abbildung 39 bestätigt. Als Indikator für Betrieb in der mechanischen Aufbereitung wurden die Laufmeldungen des Zerkleinerungsaggregats herangezogen.

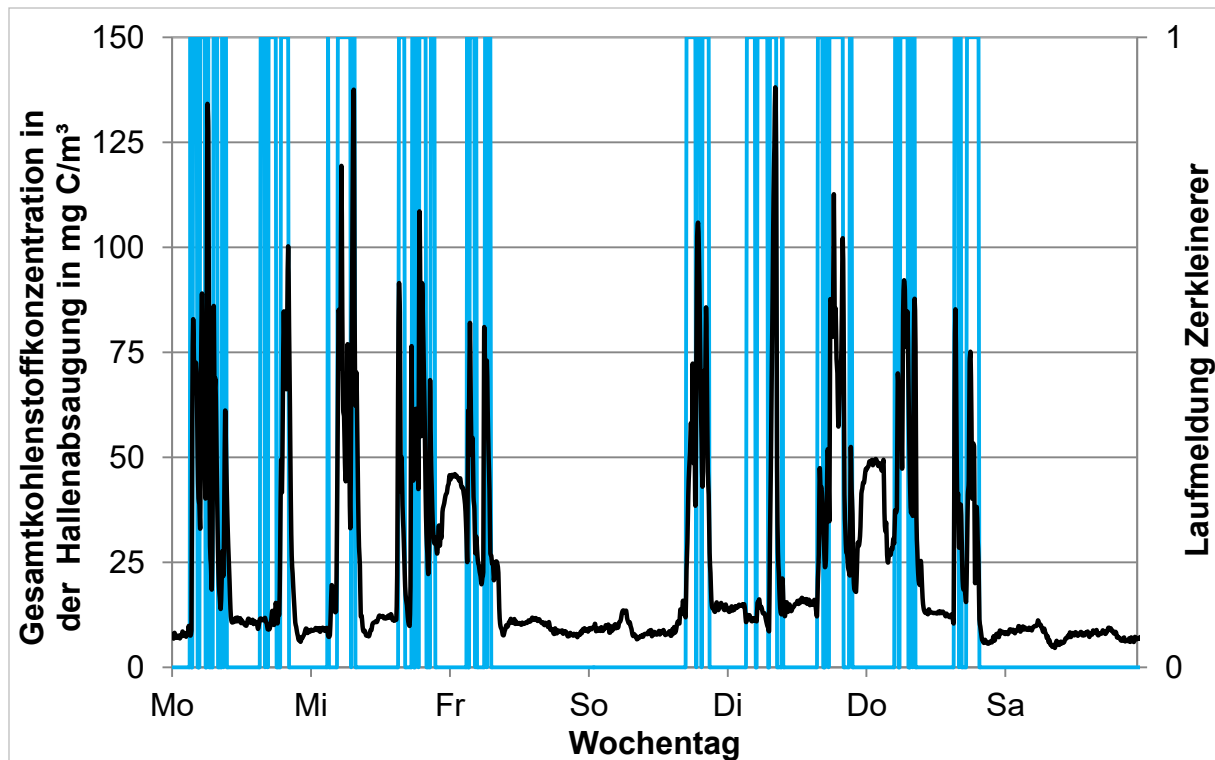


Abbildung 39: Korrelation des Verlaufs der Gesamtkohlenstoffkonzentration in der Hallenabsaugung (linke Y-Achse: schwarze Linie) und der Laufmeldung des Zerkleinerers (rechte Y-Achse: graue Balken: 1 = in Betrieb; 0 = außer Betrieb),

In Abbildung 39 sind die Laufmeldungen des Zerkleinerers (0 = außer Betrieb; 1 = in Betrieb) sowie der Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration in der Hallenabsaugung dargestellt. Es ist eine klare Korrelation zwischen den Laufmeldungen des Zerkleinerers und den Anstiegen der Kohlenstoffkonzentration in der abgesaugten Hallenluft ersichtlich. Ist der Zerkleinerer in Betrieb, steigt der Kohlenstoffgehalt deutlich an. Zu arbeitsfreien Zeiten wie zum Beispiel nachts oder am Wochenende ist der Zerkleinerer nicht in Betrieb, und der Kohlenstoffgehalt in der Hallenabsaugung bewegt sich auf niedrigem Niveau.

Die verschiedenen Aufbereitungsschritte in der MA bergen unterschiedliche Emissionspotentiale. Um dem Einfluss der einzelnen Aktivitäten in der mechanischen Aufbereitung auf die Konzentrationsspitzen in der Frischluft genauer zu betrachten, wurden zahlreiche Versuche durchgeführt. Dabei wurde darauf geachtet, dass zu einem Zeitpunkt nur eine definierte Tätigkeit in der MA beziehungsweise in der BA durchgeführt wurden.

In der BA wird lediglich zwischen zwei möglichen Zuständen unterschieden. Einerseits das Umsetzen von Material nach der ersten Rottephase und andererseits das Austragen von ausgerottetem Deponat nach Abschluss der zweiten Rottephase.

In der MA gibt es zahlreiche zu betrachtende Tätigkeiten. Die untersuchten Prozesse unterscheiden sich einerseits nach der Abfallart und Abfallherkunft sowie andererseits nach dem Aufbereitungsschritt. Im besonderen Fall der MBA Großefehn beeinflusst die Abfallherkunft die Emissionen, da der Teilabfallstrom aus den Landkreisen Ammerland und Oldenburg bereits mechanisch aufbereitet angeliefert wird. Dieser Materialstrom ist bereits aufgeschlossen und das Material ist älter. Dies hat Einfluss auf die mikrobiologische Aktivität im Material und somit auf die gebildeten Emissionen.

Weiterhin wurden die Emissionen während des Nacht- und Wochenendbetriebs ausgewertet.

Alle Tätigkeiten, die die Abluftqualität der Hallenabsaugung beeinflussen können, sind in Tabelle 16 zusammengefasst. Durch die Aufteilung ist die Möglichkeit gegeben, die Emissionen den einzelnen Prozessschritten zuzuordnen.

Die Dauer der einzelnen untersuchten Tätigkeiten inklusive der Zeit, die die abgesaugte Luft von der Quelle zum Messpunkt benötigte, betrug zwischen 30 Minuten und 100 Minuten, dabei wurde alle 3 Minuten ein Messwert aufgenommen.

Tabelle 16: Übersicht der betrachteten Betriebszustände in der MA und BA. Im Folgenden verwendetet Kurzbezeichnungen sind fettgedruckt.

	Betriebszustand	Beschreibung	Abfallherkunft
<b>MA</b>	<b>Zerkleinerung</b>	Zerkleinerung von Hausmüll / hmä. Gewerbeabfall / gemischten Siedlungsabfällen	1. LK Aurich <b>(frischer Hausmüll)</b>
	<b>Zerkleinerung &amp; Siebung</b>	Zerkleinerung und Siebung von Hausmüll / hmä. Gewerbeabfall / gemischten Siedlungsabfällen	2. hmä. <b>Gewerbeabfall</b> Niedersachsen
	<b>Verladung MKF</b>	Verladung von mittelkalorischer Fraktion (Siebüberlauf) auf LKW	3. gemischte Siedlungsabfälle der Inseln Baltikum, Juist und Norderney <b>(Inselabfälle)</b>
	<b>Materialaufgabe</b>	Aufgabe von bereits mechanisch vorbehandeltem Hausmüll im Bypass, ohne Einsatz des Sieb- und Zerkleinerungsprozesses	<b>extern aufbereiteter</b> Hausmüll der LK Ammerland und Oldenburg
	<b>Ruhezustand</b>	Arbeitsfreie Zeit (Nacht, Wochenenden und Feiertage)	–
<b>BA</b>	<b>Materialumsetzen</b>	Umsetzen von Rottematerial der 1. Rottephase in einen anderen Rottetunnel. Austrag mittels Radlader, Eintrag mittels automatischem Eintragsystem	–
	<b>Materialaustrag</b>	Austrag von Rottematerial nach der 2. Rottephase mittels Radlader und Verladung auf LKW	–

In Abbildung 40 sind die TVOC-Konzentrationen in der Frischluft dargestellt, die je nach Materialherkunft bei dem ersten Prozessschritt in der mechanischen Aufbereitung freigesetzt wurden. Dies sind einerseits der Zerkleinerungsprozess und andererseits die Materialaufgabe. Hierbei wird deutlich, dass die Zerkleinerung des Hausmülls aus dem Landkreis Aurich die höchsten Emissionen verursacht. Auch die

Materialaufgabe des extern aufbereiteten Hausmülls aus den Landkreisen Ammerland/Oldenburg zeigt ein hohes Emissionspotential. Demgegenüber zeigen die Gewerbeabfälle Niedersachsens und die gemischten Inselabfälle bei der Zerkleinerung nur einen sehr geringen Konzentrationsanstieg von TVOC in der Frischluft.

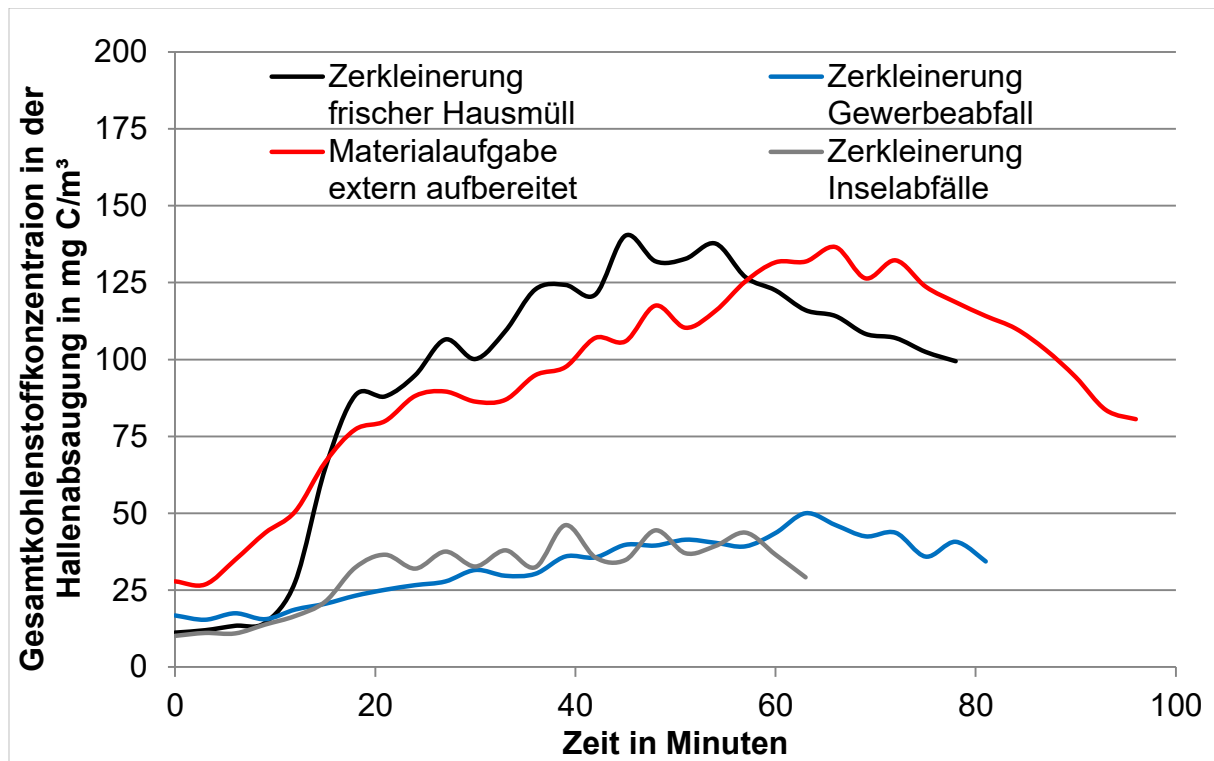


Abbildung 40: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen bei der Zerkleinerung von Abfällen verschiedener Herkunft, angegeben in  $\text{mg C/m}^3$

Interessant ist die unterschiedliche Zusammensetzung der TVOC-Konzentrationsverläufe der betrachteten Zustände „Zerkleinerung – frischer Hausmüll“ und „Materialaufgabe – extern aufbereitet“. Abbildung 41 zeigt die Ethanolmissionen des in Abbildung 40 dargestellten Gesamtkohlenstoffs bei der Zerkleinerung von frischem Hausmüll und der Materialaufgabe des bereits extern aufbereiteten Materials. Hierbei wird deutlich, dass das extern aufbereitete Material sehr hohe Ethanolmissionen aufweist. Der biologische Abbau ist aufgrund des höheren Alters des zerkleinerten Materials bereits weiter fortgeschritten.

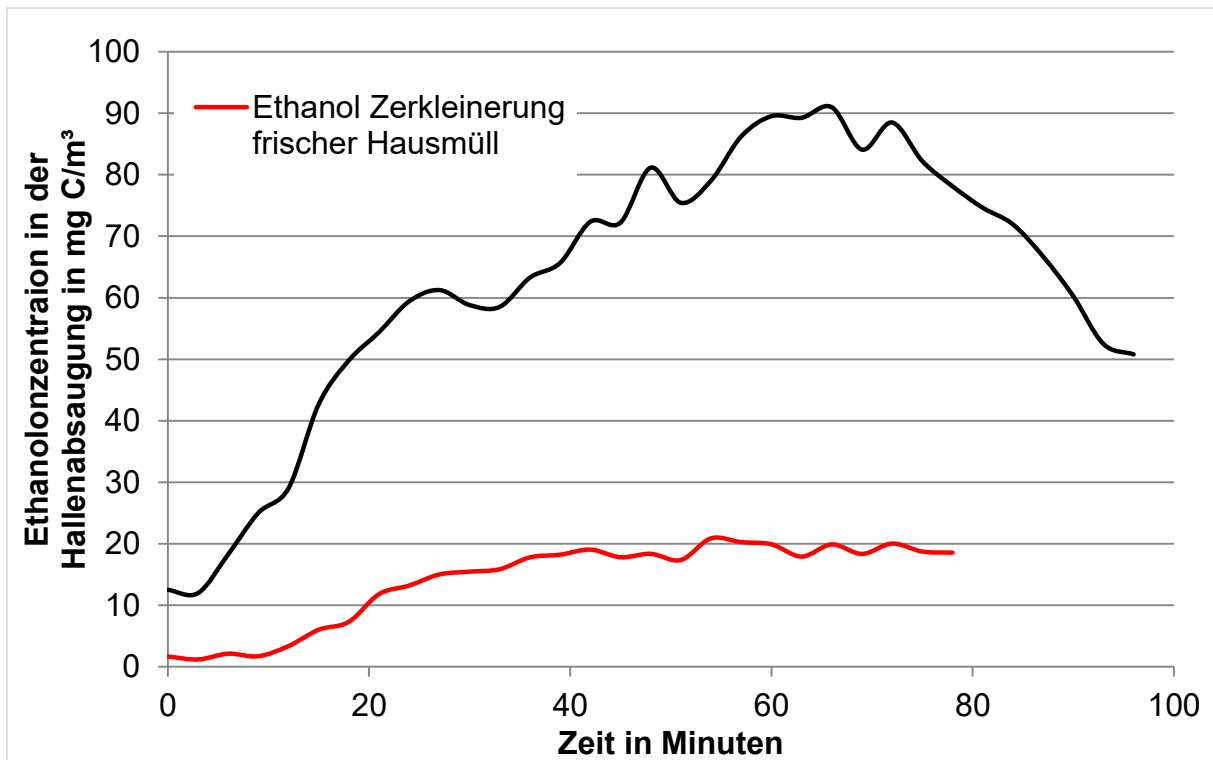


Abbildung 41: Vergleich der Ethanolemissionen bei der Zerkleinerung von frischem Hausmüll und der Aufgabe von bereits aufbereitetem Material, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

Ein umgekehrtes Konzentrationsverhältnis der beiden Abfallchargen unterschiedlicher Herkunft zeigt sich in Abbildung 42. Der frische Hausmüll aus dem Landkreis Aurich verursacht zwar eine ähnlich hohe Gesamtkohlenstoffbelastung, die jedoch vor allem auf MEK und Heptan zurückzuführen ist. Diese Erkenntnis ist in Anbetracht der unterschiedlich guten Abbaubarkeit von Ethanol beziehungsweise MEK und Heptan von Bedeutung.

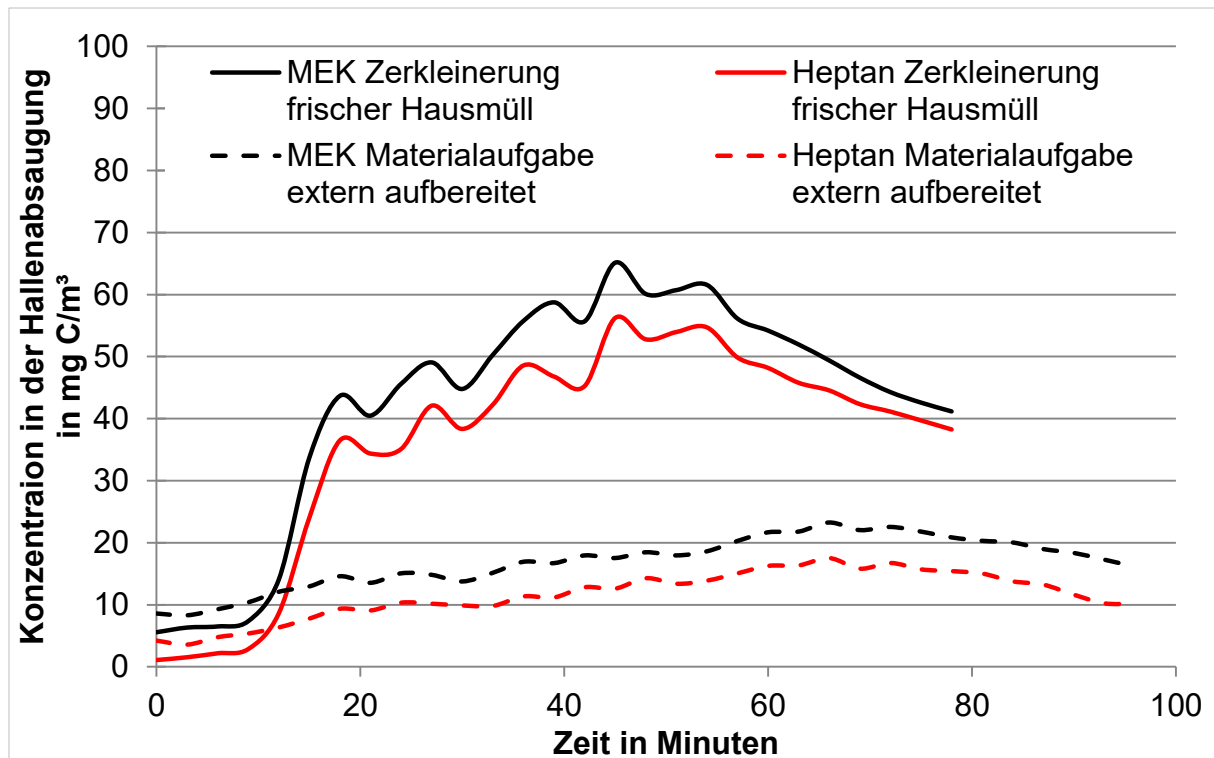


Abbildung 42: Vergleich der Heptan- und MEK-Emissionen bei der Zerkleinerung von frischem Hausmüll und der Aufgabe von bereits aufbereitetem Material, angegeben in  $\text{mg C/m}^3$

Die Emissionsverläufe, wenn zusätzlich zur Zerkleinerung auch gesiebt wird, sind in Abbildung 43 dargestellt. Auch bei der Kombination der beiden Prozessschritte sind die Emissionen von frischem Hausmüll aus dem LK Aurich am höchsten. Im Vergleich zu der, bei der Zerkleinerung freigesetzten Gesamtkohlenstoffemission in die Hallenabsaugung, ist der bei der Siebung verursachte zusätzliche Beitrag zur Gesamtkohlenstoffkonzentration gering. Die Zerkleinerung und Siebung der Inselabfälle führen zu keinem ausgeprägten Konzentrationsanstieg. Bei der Behandlung der Gewerbeabfälle kommt es zu einer kurzfristigen, deutlichen Konzentrationsspitze. Diese ist auf die inhomogene Abfallzusammensetzung der Gewerbeabfälle zurückzuführen und nicht reproduzierbar. Durch die Bewegung des Abfalls in der Siebtrommel werden Agglomerationen gelöst, was Emissionsspitzen zur Folge haben kann.

Der Abfallstrom aus den Landkreisen Ammerland und Oldenburg wird extern mechanisch aufbereitet. Das Material wird lediglich im Bypass von der Halle der MA in die Rottetunnel der BA geführt. Diese Fraktion durchläuft das Siebaggugat nicht.

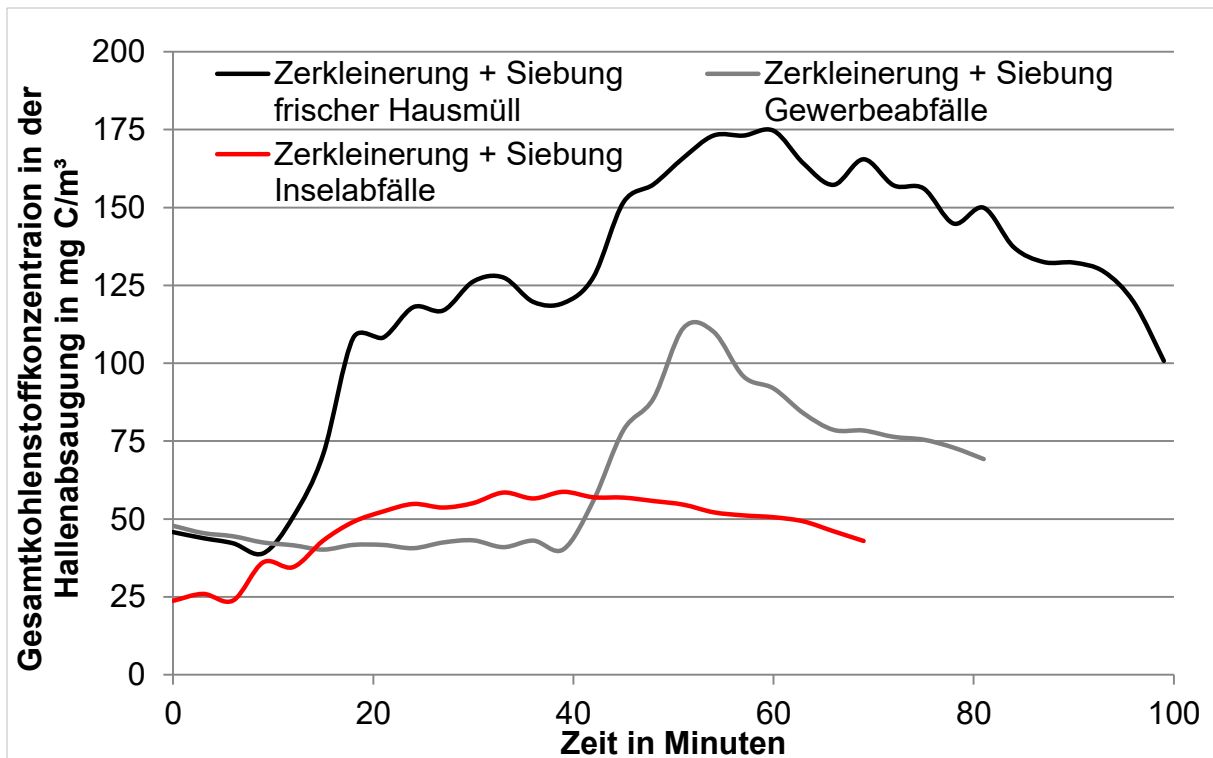


Abbildung 43: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen bei der Zerkleinerung und Siebung von Abfällen verschiedener Herkunft, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

Die bei der Siebung als Siebüberlauf anfallende mittelkalorische Fraktion (MKF) wird zunächst in der MA gesammelt, auf einen LKW verladen und der externen Verbrennung zugeführt. Bei der Verladung werden kaum nennenswerte Emissionen freigesetzt (Abbildung 44). Die Abfallherkunft spielt bei der Verladung der MKF keine Rolle.

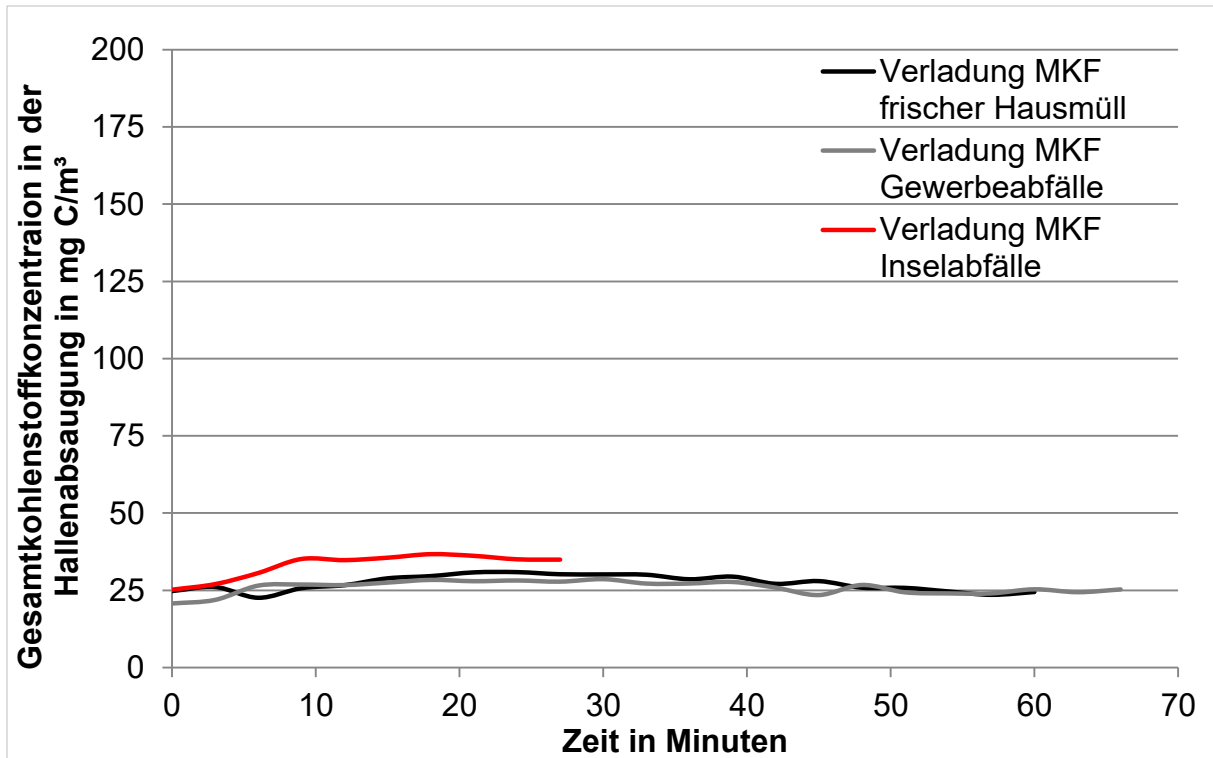


Abbildung 44: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen bei der Verladung der abgetrennten MKF aus Abfällen verschiedener Herkunft, angegeben in mg C/m³

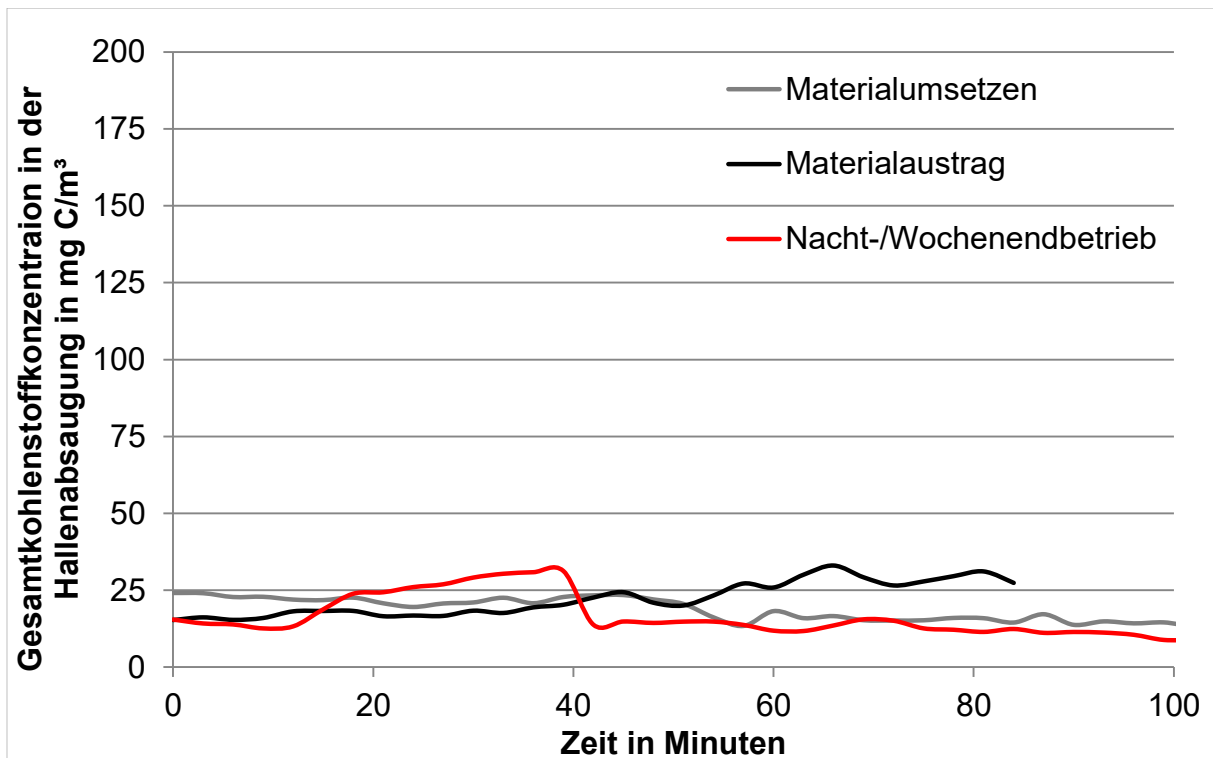


Abbildung 45: Vergleich der Gesamtkohlenstoffemissionen beim Umsetzen und Austragen von Material in der BA sowie die Emissionen während des Nacht- und Wochenendbetriebs, angegeben in mg C/m³

Vergleichbar mit der Verladung der MKF verursacht weder das Umsetzen noch das Austragen von Rottematerial hohe Emissionen. In Abbildung 45 ist neben diesen beiden Zuständen in der BA auch die Belastung während des Nacht- und Wochenendbetriebs dargestellt. Die Gesamtkohlenstoffbelastung liegt selten über 25 mg C/m<sup>3</sup>, zumeist etwa bei 10 mg C/m<sup>3</sup>.

#### 5.4 Kohlenstoffgehalt im Abgas zur regenerativen Nachverbrennung

Die Qualität des Abgasstroms zur RTO-Anlage ist durch den Parameter Gesamtkohlenstoff gekennzeichnet. Je höher der Kohlenstoffgehalt, desto effizienter verläuft der Oxidationsprozess. In Abbildung 46 sind die Ergebnisse der Analyse des Gesamtkohlenstoffgehalts im Abgasstrom zur RTO-Anlage als Mischabgas einer Tunnelseite über einen Zeitraum von sechs Monaten aufgetragen.

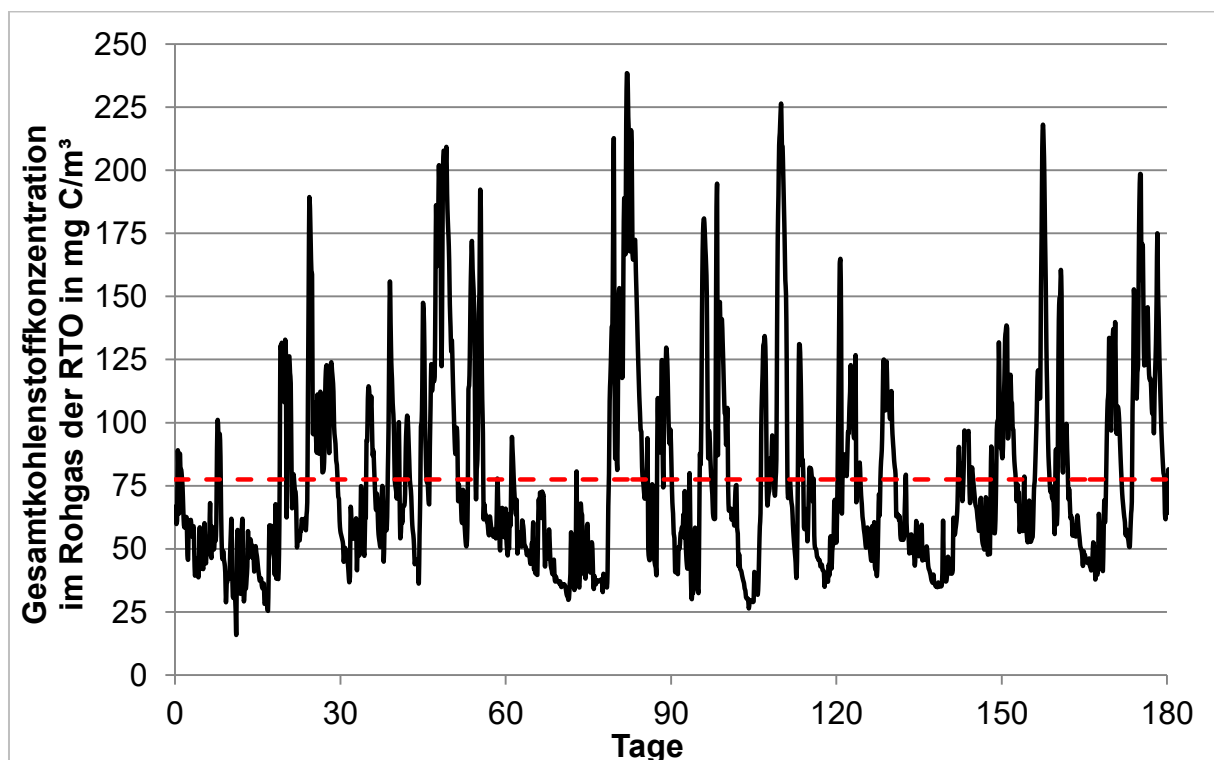


Abbildung 46: Verlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration vor der RTO-Anlage über einen Zeitraum von sechs Monaten und der arithmetische Mittelwert, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

Das Rohgas zur RTO-Anlage besteht aus einer Mischung von Abgasen aus 15 Rot-tunneln, die sich alle in einem anderen Rottestadium befinden. Etwa die Hälfte der 15 Tunnel befindet sich in der ersten, die andere Hälfte in der zweiten Rottephase. Dies hat zur Folge, dass es zu einer Vergleichmäßigung der Kohlenstoffkonzentration kommt und die hohen Kohlenstoffkonzentrationen zu Beginn der Behandlungszeit ausgeglichen werden. Trotz allem unterliegt der Konzentrationsverlauf deutlichen Schwankungen und ist geprägt von starken kurzzeitigen Konzentrationsanstiegen und -abfällen. Die Konzentrationsspitzen treten unregelmäßig auf und sind unterschiedlich stark ausgeprägt. Die Schwankungsbreite liegt in einem Konzentrationsbereich zwischen  $25 \text{ mg C/m}^3$  und etwa  $250 \text{ mg C/m}^3$ . Es ergibt sich eine mittlere Konzentration von etwa  $75 \text{ mg C/m}^3$  (rote gestrichelte Linie in Abbildung 46).

Die starken Anstiege sind auf den Eintrag von frischem Material in einzelne Rot-tunnel zurückzuführen. Abbildung 47 zeigt den Verlauf der Rohgaskonzentration von Gesamtkohlenstoff im Abgasstrom zur RTO-Anlage, als Mittelwerte über drei Stunden und einen Zeitraum von zwei Wochen.

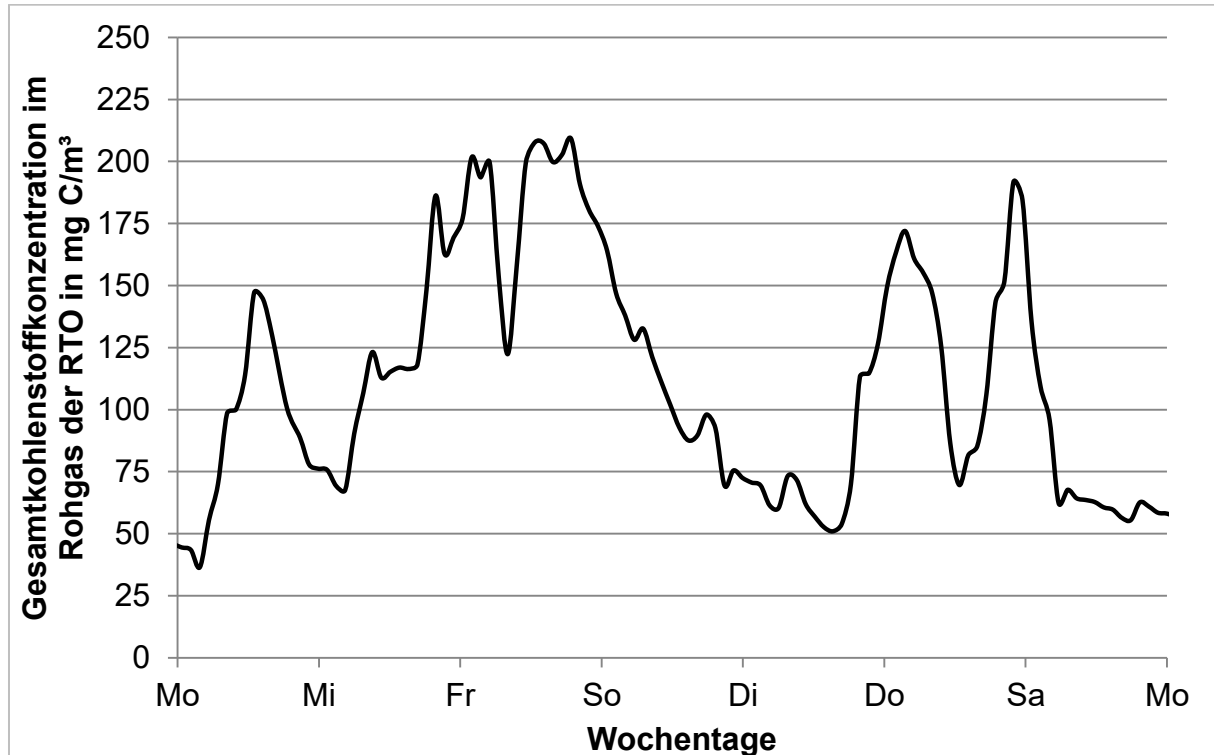


Abbildung 47: Gesamtkohlenstoffkonzentration vor der RTO-Anlage über einen Zeitraum von zwei Wochen, angegeben in  $\text{mg C/m}^3$

Der Anstieg der Konzentration von Kohlenstoffverbindungen nach dem Eintrag von frischem Material beginnt unmittelbar nach Start der Behandlungszeit und dauert etwa zwei Tage. Danach sinkt die Gesamtkohlenstoffkonzentration wieder ab. Da an den Wochenenden keine Befüllung der Rottetunnel erfolgt, sinken die Konzentrationen im Laufe der Wochenenden ab. Das führt dazu, dass vor allem zu Wochenbeginn die Gesamtkohlenstoffkonzentration niedrig ist.

## 5.5 Auswirkungen der zur Belüftung eingesetzten Hallenabsaugung auf Roh- und Reingase bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Wie in der Beschreibung des Belüftungsmanagements (siehe Abschnitte 3.3 und 4.1.3) detailliert erläutert, wird die abgesaugte Luft aus den Hallen der mechanischen Aufbereitung sowie der Tunnelvorhalle teilweise zur Belüftung der Rottetunnel verwendet. Damit wird das Ziel verfolgt, den Abgasvolumenstrom zur Reinigungsanlage zu minimieren. Der überschüssige Anteil der Hallenabsaugung wird über Biofilter gereinigt.

### 5.5.1 Auswirkungen auf die Abgase aus den Rottetunneln

Der Beitrag der abgesaugten Luft aus der Tunnelvorhalle zur Belastung der Frischluft ist, wie in Abschnitt 5.3.1 und Abbildung 45 gezeigt, gering. Maßgebliche Quellen der organischen Kohlenstoffverbindungen in der Frischluft sind die Prozesse in der mechanischen Aufbereitung, insbesondere die Zerkleinerung der angelieferten Abfälle.

Vor allem bei Rottematerial, das sich bereits in einem fortgeschrittenen Rottestadium befindet, tragen die Inhaltsstoffe, die über die Belüftung eingetragen werden, maßgeblich zum Konzentrationsprofil der Emissionen eines Rottetunnels bei.

So lässt sich das gleiche Muster der kurzzeitig stark ansteigenden Gesamtkohlenstoffbelastung in der Hallenabsaugung (siehe Abbildung 36), auch in der Bypassleitung (Abbildung 48), in der ein Mischabgas aus mehreren Rottetunnel der zweiten Rottephase strömt, feststellen. Die organischen Abgasinhaltsstoffe in der Hallenabsaugung werden über den Pfad der Belüftung in das Rotteabgas verschleppt. Wie

Abbildung 48 zu entnehmen, korrelieren die Emissionen in der Frischluft mit denen im Mischabgas von Rottetunneln der zweiten Rottephase (Bypass).

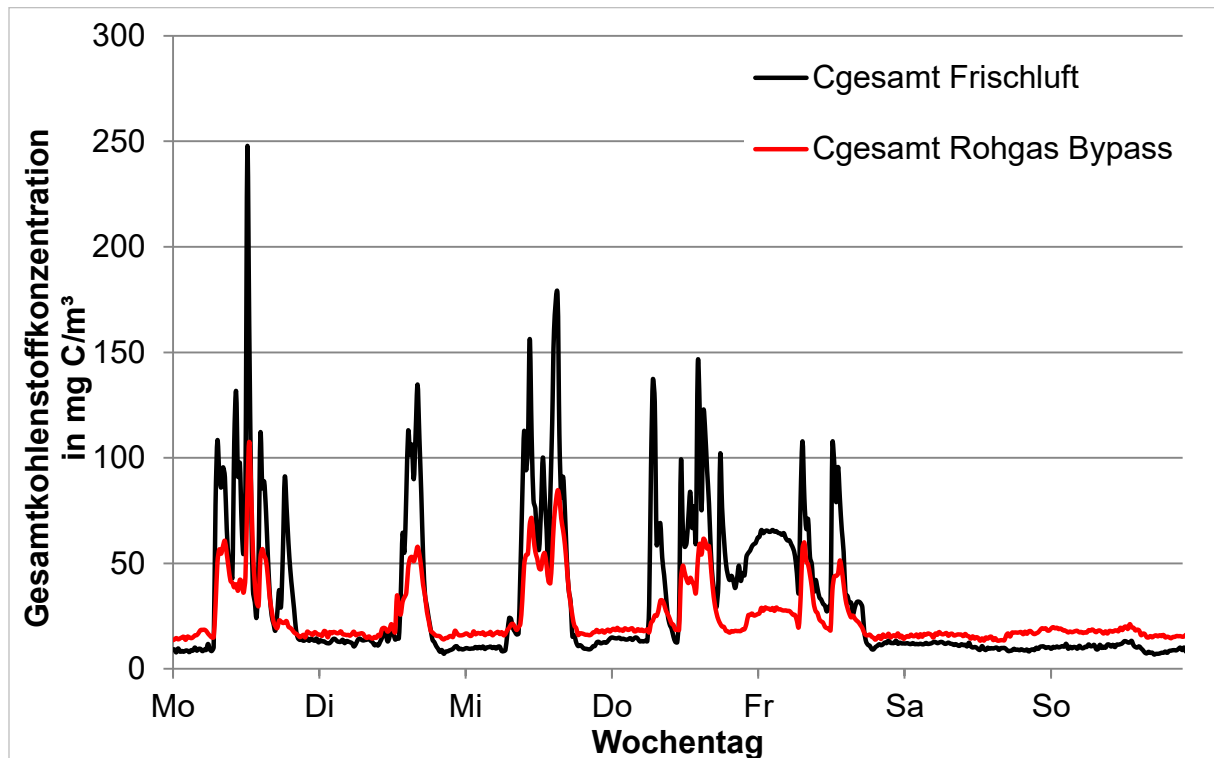


Abbildung 48: Korrelation zwischen den Kohlenstoffemissionen der Frischluft und der Kohlenstoffbelastung Mischabgas der 2. Rottephase (Bypassleitung), angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

Die Konzentrationsverläufe der drei Hauptkomponenten Ethanol, MEK und Heptan, sind für die Frischluft in Abbildung 49 und das Mischabgas der zweiten Rottephase in Abbildung 50 dargestellt.

Auffällig ist, dass die Ethanolkonzentration im dargestellten Zeitraum deutlich reduziert wird, wohingegen die Konzentrationen der Abgasinhaltsstoffe MEK und Heptan zwar vermindert werden, aber dennoch in hohen Konzentrationen im Abgasstrom wiederzufinden sind.

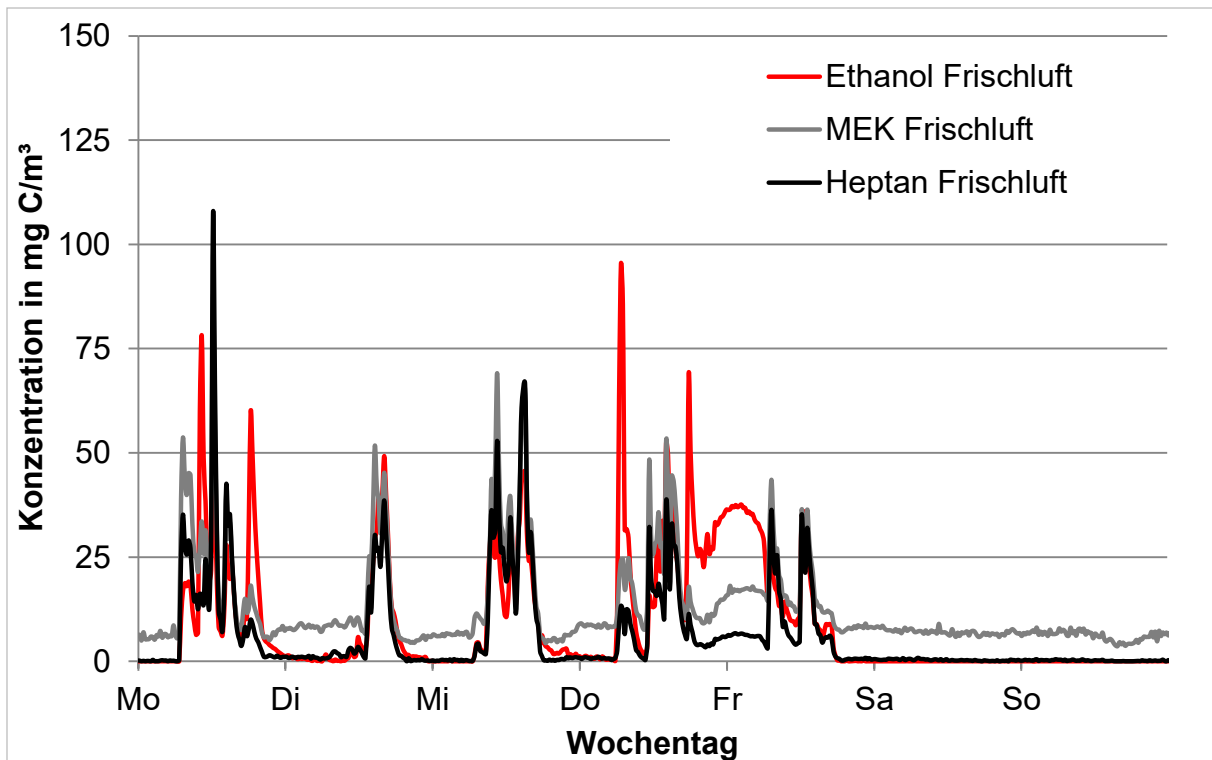


Abbildung 49: Zusammensetzung der Hallenabsaugung, bezogen auf den Kohlenstoffgehalt der Hauptverbindungen Ethanol, MEK und Heptan, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

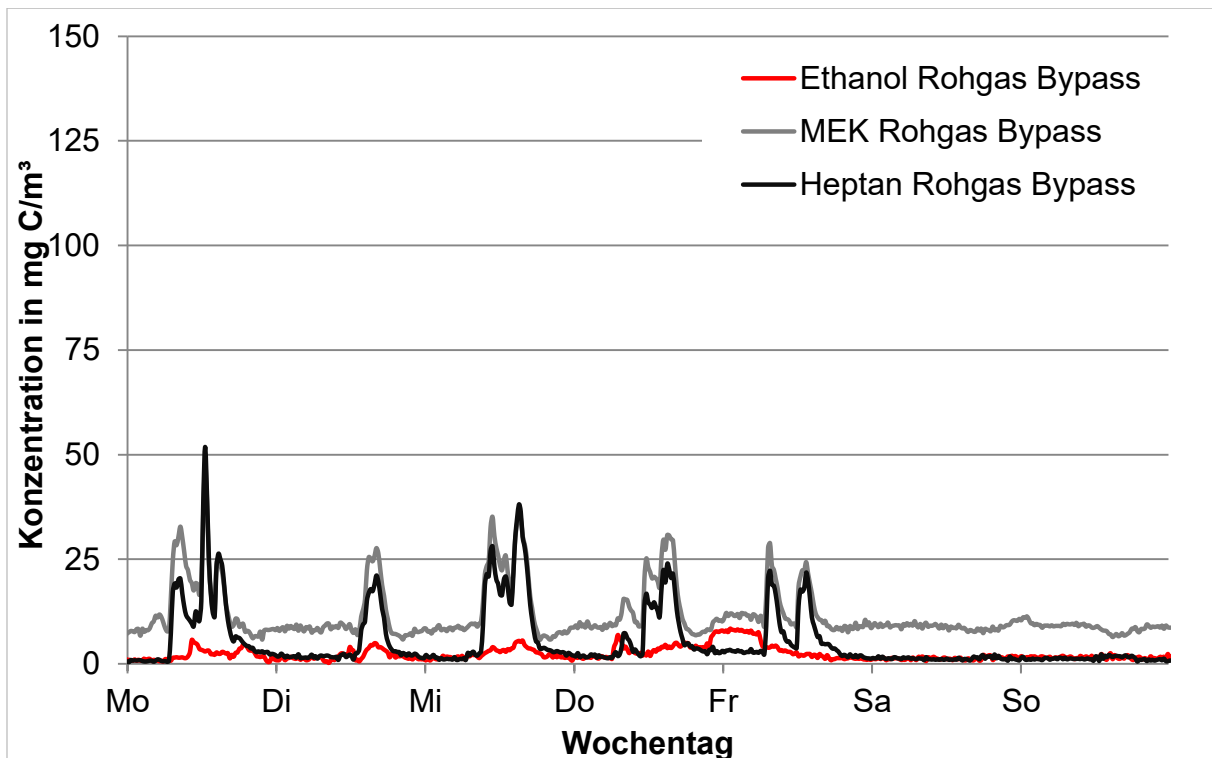


Abbildung 50: Zusammensetzung des Mischabgases der 2. Rottephase, bezogen auf den Kohlenstoffgehalt der Hauptverbindungen Ethanol, MEK und Heptan, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

## 5.5.2 Auswirkungen auf das Reingas der regenerativen Nachverbrennung

Auch auf die Reingasqualität der Gesamtanlage nimmt die Abluftqualität der abgasaugten Hallenluft Einfluss. In Abbildung 51 ist der Konzentrationsverlauf der FID Messungen an der kontinuierlichen Reingasmessstelle nach § 29 BImSchG über einen Zeitraum von zwei Wochen dargestellt. Einerseits sind der Verlauf der Halbstundenmittelwerte sowie andererseits die einzelnen Tagesmittelwerte dargestellt. Die Grenzwerte der 30. BImSchV für TVOC von 40 mg C/m<sup>3</sup> als Halbstundenmittelwert sowie 20 mg C/m<sup>3</sup> als Tagesmittelwert sind dauerhaft eingehalten. Jedoch ist wiederum ein Tages- und Wochengang ersichtlich.

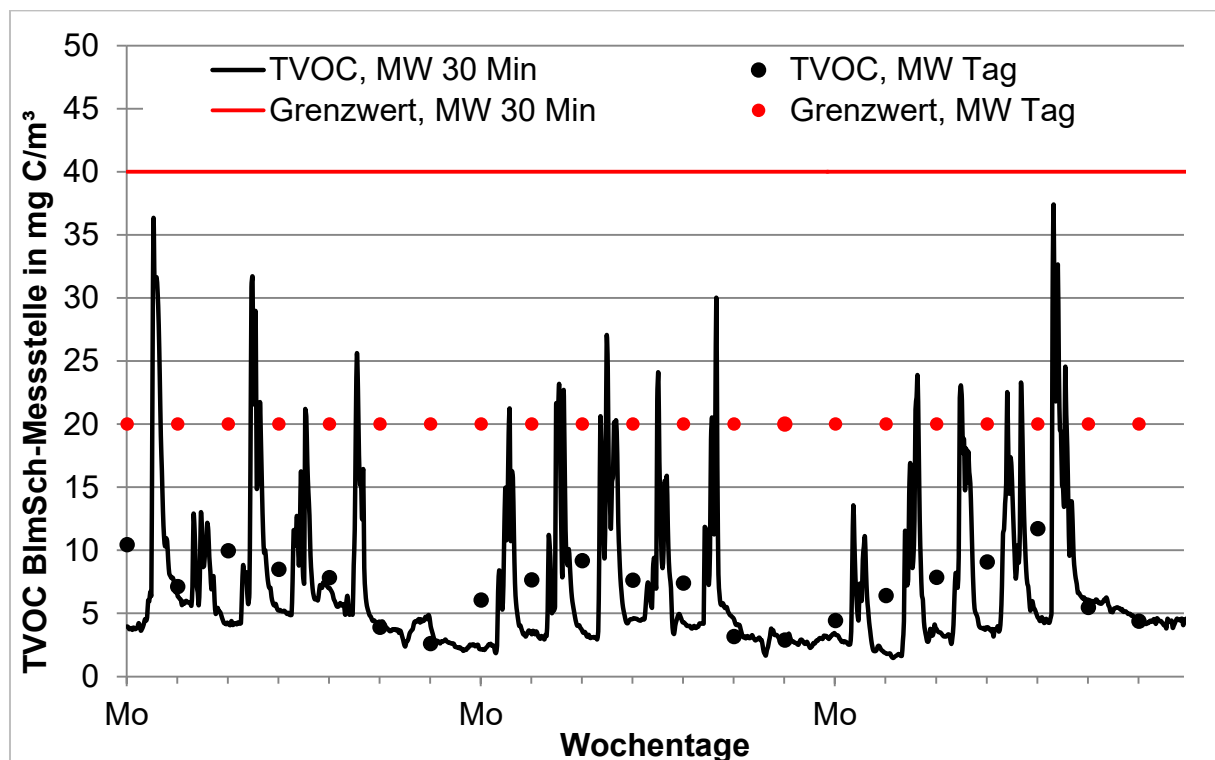


Abbildung 51: Typischer Konzentrationsverlauf der Gesamtkohlenstoffkonzentration im Reingas der MBA-Anlage an einer nach § 29 BImSchG eingerichteten Messstelle sowie die Grenzwerte gemäß der 30. BImSchV. Dargestellt sowohl als Halbstundenmittelwerte als auch als Tagesmittelwerte, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

Die Quelle der in Abbildung 51 dargestellten Konzentrationsspitzen im Reingas der nach § 29 BImSchG eingerichteten Messstelle der MBA-Anlage kann entweder die RTO-Anlage oder eines der Biofiltermodule sein. Da RTO-Anlagen das Abgas weitgehend unabhängig von der Rohgasqualität auf konstant niedrige Reingaskonzentra-

tionen reinigen, liegt die Vermutung nahe, dass die Biofiltermodule die Quelle der Konzentrationsspitzen sind. In Bezug auf die enthaltenen Kohlenwasserstoffe entspricht das Rohgas der Biofiltermodule qualitativ der Frischluft, bestehend aus der abgesaugten Luft der Hallen der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle. Einziger Unterschied zwischen der Frischluft und dem Rohgas der Biofiltermodule ist die Ammoniakabscheidung im sauren Wäscher. In Abbildung 52 ist die Korrelation im Tagesgang zwischen der TVOC-Konzentration in der Frischluft und der TVOC-Konzentration im Reingaskamin der MBA-Anlage aufgezeigt.

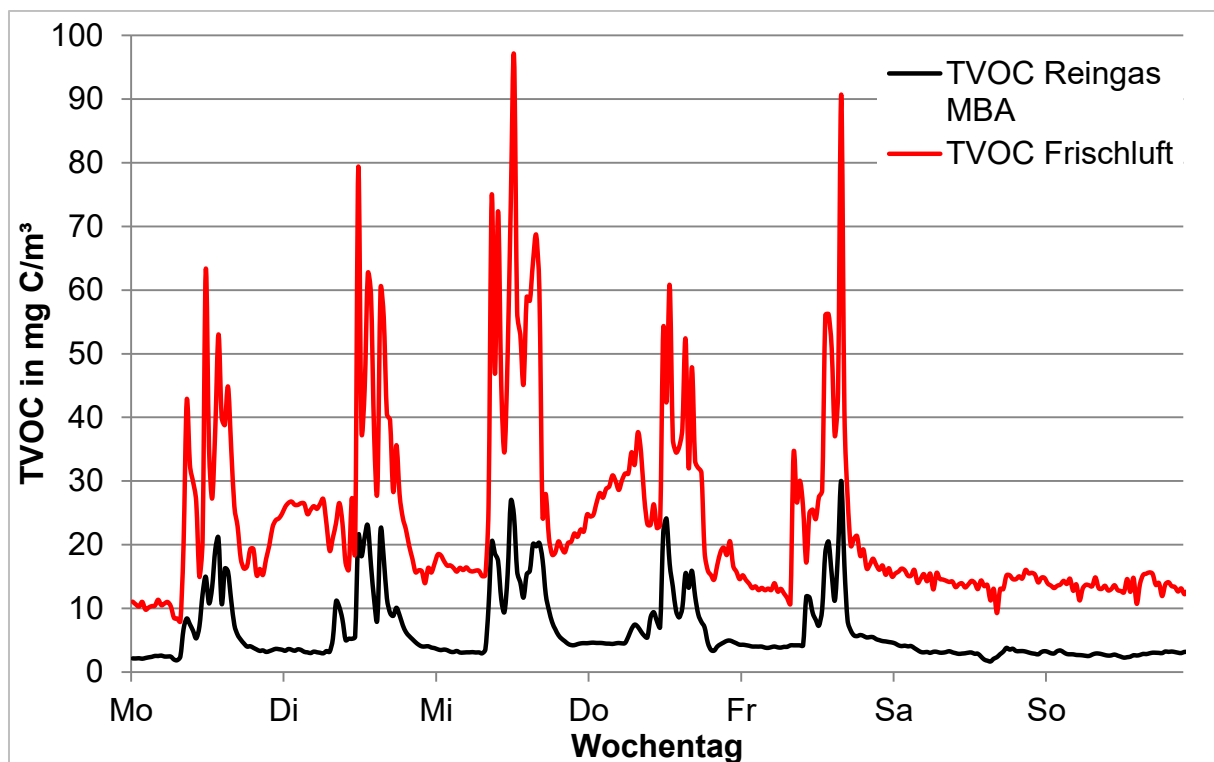


Abbildung 52: Korrelation zwischen den Konzentrationsverläufen von TVOC im Reingas der MBA-Anlage sowie in der Frischluft, angegeben in mg C/m<sup>3</sup>

### 6 Bewertung, Einordnung und Diskussion der Ergebnisse

#### 6.1 Besondere Erkenntnisse aus den vorgestellten Messergebnissen

Emissionen aus MBA-Anlagen waren Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Insbesondere durch die gesetzliche Pflicht zur Vorbehandlung von Restabfällen vor der Ablagerung auf Deponien, rückte Anfang der 2000er Jahre die mechanisch-biologische Abfallbehandlung als Alternative zur Abfallverbrennung in den Blickpunkt. In Hinblick auf die Einführung der 30. BImSchV fanden zahlreiche Messkampagnen statt. Schwerpunkt und Ziel dieser Untersuchungen waren die Machbarkeit der Einhaltung der geplanten beziehungsweise geltenden Emissionsbegrenzungen der 30. BImSchV sowie die daraus resultierenden Folgen für den Betrieb und die notwendigen Abgasreinigungsverfahren von MBA-Anlagen. Die Analysen beschränkten sich zumeist auf die gemischten Abgasströme zur Reinigung. Dazu wurde eine Aufgliederung nach den Entstehungsorten in der mechanischen oder der biologischen Stufe sowie der Reinigung mittels Biofilter oder RTO-Anlage durchgeführt. Aus den Ergebnissen wurde ein Abgasmanagement für MBA-Anlagen in Deutschland abgeleitet, das in erster Linie darauf ausgerichtet war, die Emissionsgrenzwerte der 30. BImSchV sicher einzuhalten. Durch die Begrenzung des Massenverhältnisses von Gesamtkohlenstofffracht und jährlichem Anlageninput etablierte sich die Mehrfachnutzung der Luft zur Reduzierung des Abgasvolumenstroms. Weitere Potentiale der energieeffizienten Abgasbehandlung durch ein prozessangepasstes Abgasmanagement blieben weitgehend unbeachtet.

Im Gegensatz dazu ist das Thema der vorliegenden Arbeit die Charakterisierung und Lokalisierung von Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Die wesentlichen Unterschiede zwischen den hier vorgestellten und den in der Literatur dargestellten Untersuchungen liegen im Umfang der Emissionsmessungen sowie der Charakterisierung und Identifizierung verschiedener Emissionsquellen. Durch kontinuierliche Abluftanalytik wurde eine breite Datenbasis geschaffen. Die Abluftanalytik umfasste neben der Erfassung von Tunnelabgasen einzelner Abfallchargen über komplette Rottezyklen, auch langfristige Analysen verschiedener Rohgasströme, wie zum Beispiel die Hallenabsaugung der mechanischen Aufbereitung sowie das Rohgas zur Abgasbehandlung in der RTO-Anlage. Auf Grundlage der generier-

ten Daten konnten die komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen der verschiedenen Abgasströme bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung aufgeklärt werden (siehe Abschnitte 6.3 und 6.4).

Die detaillierte Kenntnis der Abgaszusammensetzung einerseits und das Wissen über Entstehungsort und Entstehungszeitpunkt andererseits, stellen die Voraussetzung für ein prozessangepasstes Abgasmanagement dar. Die Art und Intensität der Abgasbehandlung bei MBA-Anlagen orientiert sich an den, in der 30. BImSchV vorgegebenen Emissionsgrenzwerten. Konkrete Abgasreinigungsverfahren werden zur Erreichung der Grenzwerte nicht vorgeschrieben. Die Leistungsfähigkeit von biologischen Abgasreinigungsverfahren sowie die Energieeffizienz von thermischen Abgasreinigungsverfahren sind jedoch maßgeblich von der Rohgasqualität abhängig. Je genauer die Abgaseigenschaften bekannt sind, desto einfacher können die Abgasströme entsprechend der Anforderungen der nachgeschalteten Abgasreinigungsverfahren aufgeteilt werden. Je besser das Abgasmanagement ist, desto effizienter können die tatsächlich auftretenden Emissionen behandelt und schlussendlich eliminiert werden.

### 6.2 Einordnung der Emissionen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Die Zusammensetzung und der zeitliche Verlauf der Abgasentstehung bei der isolierten Betrachtung eines Rotteprozesses in einem Rottetunnel folgen dem erwarteten Ablauf. Die in Abbildung 31 gezeigte charakteristische Abgasentstehung lässt sich mit den, in Abschnitt 3.2.1 über die biologischen Abbauprozesse in aeroben MBA-Anlagen gegebenen, Erläuterungen nachvollziehen.

Kurz nach dem Befüllen der Rottetunnel setzt der Abbau, der im Abfall enthaltenen leichtabbaubaren organischen Verbindungen verstärkt ein. Infolgedessen kommt es zu der in Abbildung 31 dargestellten stark ausgeprägten Konzentrationsspitze von Gesamtkohlenstoff. Die auftretende Konzentrationsspitze klingt nach wenigen Tagen ab. Dies spricht dafür, dass die leicht verfügbaren Kohlenstoffwasserstoffverbindungen innerhalb von kurzer Zeit abgebaut werden. Insgesamt sinken die Gesamtkoh-

lenstoffkonzentrationen im Rotteverlauf eines einzelnen Rottetunnels stark ab, wodurch auch der Gesamtkohlenstoffgehalt im Rohgas vor der RTO-Anlage auch stärker als in der Literatur beschrieben absinkt [unter anderem: Umweltbundesamt Österreich 2012; VDI 3475-3, 2006; Ketelsen 2011]. Dies ist vor allem auf die beobachtete geringe Methanbildung zurückzuführen.

Ist keine leichtverfügbare Organik mehr vorhanden verschiebt sich das C/N-Verhältnis dergestalt, dass Stickstoffüberschuss herrscht. Die Mikroorganismen beziehen dann ihren Nährstoff- und Energiebedarf aus stickstoffhaltigen Verbindungen, wie beispielsweise Proteinen. Beim Abbau von Proteinen wird verstärkt Ammoniak gebildet und freigesetzt. Folglich steigt die Ammoniakkonzentration im Abgas (siehe Abbildung 31).

### 6.2.1 Einordnung der Gesamtkohlenstoffemissionen

Emissionen aus MBA-Anlagen sind Gegenstand zahlreicher Studien welche zur Einordnung der Messergebnisse herangezogen werden. Insbesondere aus Österreich liegen umfangreiche Messdaten von MBA-Anlagen vor. Im Vergleich zu den Literaturwerten liegen die im Rahmen der eigenen Messungen ermittelten Konzentrationswerte in den Abgasströmen in einer vergleichbaren Größenordnung.

In Tabelle 17 sind verschiedene Angaben zu den Gesamtkohlenstoffemissionen in der MA und der BA zusammengefasst.

Tabelle 17: Vergleich der TVOC-Konzentrationen im Rohgas der MA und BA (Tunnelrotte)

Quelle	TVOC Rohgas BA* in mg C/m <sup>3</sup>	TVOC Rohgas MA** in mg C/m <sup>3</sup>
Eigene Messungen	30 – 250	Tagbetrieb: 25 – 125 Nachtbetrieb: 5 – 25
[VDI 3475-3, 2006]	50 – 500	5 – 80
[Ketelsen 2011]	250 – 350 ...davon Intensivrotte: 300 – 400 ...davon Nachrotte: 80 – 120	30 – 50 Tagbetrieb: 20 – 100 Nachtbetrieb: 5 – 15
[Mattersteig & Friese 2011]	50 – 110	–
[Umweltbundesamt Österreich 2012]	Intensivrotte: 290 – 375 Nachrotte: 3	–
[Umweltbundesamt Österreich 1999]	200	–

\* In Deutschland: Abgasstrom i. d. R. zur RTO-Anlage

\*\* In Deutschland: Abgasstrom i. d. R. zur Belüftung oder zum Biofilter

Dem Abgas aus der biologischen Behandlung wird eine höhere Kohlenstoffbelastung zugeschrieben. In Deutschland wird dieser Abgasstrom in der Regel mittels thermischer Verfahren gereinigt. Der schwächer belastete Abgasstrom aus der mechanischen Aufbereitung wird überwiegend mit biologischen Verfahren behandelt. In Österreich finden teilweise ausschließlich biologische Abgasreinigungsverfahren Anwendung. Dies ist möglich, da österreichische MBA-Anlagen aufgrund der anderen gesetzlichen Vorgaben (siehe Abschnitt 3.4.1) in der Regel mit höheren Luftdurchsätzen arbeiten. Dies führt theoretisch zu einem niedrigeren Konzentrationsniveau. Dies spiegelt sich in den in der Literatur genannten Konzentrationsbereichen jedoch nicht eindeutig wider. Werden in den Veröffentlichungen verschiedene Techniken von biologischen Behandlungsverfahren betrachtet, wurden zur besseren Vergleichbarkeit mit den eigenen Messergebnissen, sofern gesondert aufgeführt, nur die Werte für Tunnelrotten berücksichtigt.

Die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 3 „Emissionsminderung – Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen“ nennt als typische Gesamtkohlen-

stoffkonzentrationen im Rohgas der RTO-Anlage 50 mg C/m<sup>3</sup> bis 500 mg C/m<sup>3</sup>. Höhere TVOC-Konzentrationen sind auf einen erhöhten Methananteil aufgrund unzureichender Belüftung zurückzuführen. Wird die erste biologische Stufe anaerob betrieben, sind nach VDI 3475-3 höhere TVOC-Konzentrationen bei der aeroben Nachrotte zu beobachten. Eine weitere Unterscheidung aerober MBA-Technologien findet nicht statt. Die Emissionen aus der Anlieferung und der mechanischen Aufbereitung werden in einem Konzentrationsbereich von 5 mg C/m<sup>3</sup> bis 80 mg C/m<sup>3</sup> abgegeben [VDI 3475-3, 2006].

Das „Kurzgutachten zu Frachtbegrenzung für Emissionen aus der MBA“ im Auftrag des Lebensministeriums Österreich [Ketelsen 2011] führt für Tunnelrotten Gesamtkohlenstoffkonzentrationen von 250 mg C/m<sup>3</sup> bis 350 mg C/m<sup>3</sup> an. Wird statt einer reinen aeroben biologischen Abfallbehandlung eine anaerobe Vergärung vorgeschaltet, sind in der aeroben Nachrotte deutlich höhere Gesamtkohlenstoffkonzentrationen zu erwarten. Dies ist nach Ketelsen auf das noch vorhandene Methanbildungspotential zurückzuführen. Die Konzentrationen liegen dann im Bereich von 500 mg C/m<sup>3</sup> bis zu 800 mg C/m<sup>3</sup>. Der Autor beschreibt zudem eine stark schwankende, von der Qualität der angelieferten Abfälle abhängige, Belastung in der Abluft der MA. Konzentrationen von 20 mg C/m<sup>3</sup> bis 100 mg C/m<sup>3</sup> im Tagbetrieb sowie 5 mg C/m<sup>3</sup> bis 15 mg C/m<sup>3</sup> während der Nachtstunden und am Wochenende sind zu erwarten [Ketelsen 2011].

Die umfangreichen Untersuchungen der Mattersteig & Co. Ingenieurgesellschaft mbH an österreichischen MBA-Anlagen ergaben Gesamtkohlenstoffbelastungen von 50 mg C/m<sup>3</sup> bis 110 mg C/m<sup>3</sup> [Mattersteig & Friese 2011].

Im Projekt „Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA)“ des österreichischen Umweltbundesamtes wurden die Ergebnisse von Rohgasen verschiedener MBA-Anlagen mit unterschiedlichen Behandlungstechnologien, wie Tunnel- oder Hallenrotten sowie aerobe und anaerobe Verfahren ausgewertet. Die Kohlenstoffkonzentrationen für MBA-Anlagen mit geschlossener aerober Intensivrotte werden mit etwa 290 mg C/m<sup>3</sup> bis etwa 375 mg C/m<sup>3</sup> angegeben. Der Methangehalt im Abgas ist sehr hoch und wird mit einem Anteil von über 70 % an den Gesamtkohlestoffemissionen angegeben. Die genannten Emissio-

nen aus der anschließenden geschlossenen Nachrotte sind mit  $3 \text{ mg C/m}^3$  vernachlässigbar. Allerdings resultiert dieser rechnerisch ermittelte Wert aus den Messergebnissen von offenen Nachrotten und ist deshalb kritisch zu betrachten. Es bleibt festzuhalten, dass die TVOC-Emissionen aus Intensiv- und Nachrotte sehr unterschiedliche Konzentrationsniveaus aufweisen. Folgt die Nachrotte auf eine anaerobe Vergärungsstufe, sind die zu erwartenden Kohlenstoffemissionen mit  $350 \text{ mg C/m}^3$  bis  $460 \text{ mg C/m}^3$  deutlich höher [Umweltbundesamt Österreich 2012].

Das Umweltbundesamt Österreich nennt in einer anderen Studie Konzentrationen von  $50 \text{ mg C/m}^3$  bis über  $1000 \text{ mg C/m}^3$ . Die große Schwankungsbreite ist auf die Berücksichtigung verschiedener Rottetechniken wie Tunnel-, Trommel-, Hallen- oder Boxenrotten zurückzuführen. Dabei weisen Rottetrommeln die höchsten, und Rotteboxen die niedrigsten Gesamtkohlenstoffemissionen auf. Die durchschnittliche Konzentration von TVOC für eine MBA-Anlage mit Rottetunneln wird mit  $200 \text{ mg C/m}^3$  angegeben [Umweltbundesamt Österreich 1999].

### 6.2.2 Einordnung ausgewählter Emissionsfrachten

Auch die Einordnung der ermittelten Messdaten in Bezug auf die freigesetzten Frachten pro angeliefertem und behandeltem Mg Abfall, zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Werten aus der Literatur.

Es ist grundsätzlich zu beachten, dass sowohl die Methan- als auch die Ammoniakfrachten insbesondere bei vorgeschalteter anaerober Behandlung im oberen Bereich der Konzentrationsspannen liegen. Sind hohe Methanfrachten zu verzeichnen, sind in der Folge auch höhere TVOC-Frachten zu erwarten.

In Tabelle 18 sind die Frachten von Lachgas, Ammoniak, Methan und TVOC aus verschiedenen Untersuchungen zusammengefasst. Bezugsgröße ist, sofern nicht anders angegeben, die angelieferte Abfallmenge in Megagramm.

*Tabelle 18: Freigesetzte Frachten aus MBA-Anlagen im Rohgas mit aerober biologischer Stufe/Tunnelrotte, wenn nicht anders angegeben in g/Mg Anlageninput*

	Lachgas in g/Mg	Ammoniak in g/Mg	Methan in g/Mg	TVOC in g/Mg
Eigene Messungen (Mittelwerte)	18	750	55	450
[VDI 3475-3, 2006]*	10 - 50 *	400 - 1600 *	50 - 500 *	800 - 1000 * (nur NMVOC)
[Cuhls & Clemens 2012]	20 - 180	600 - 1400	400 - 1200	-
[Ketelsen 2011]	15 - 100	-	60 % - 80 % 30 % - 40 %** des TVOC	900 - 1250 400 - 600**
[Umweltbundesamt Österreich 2012]	20	680 - 740	70 % - 80 % des TVOC	1050 - 1150
[Umweltbundesamt Österreich 1999]	-	10 - 550	-	400 - 1500

\* Werte beziehen sich auf g/Mg Rotteeintrag

\*\* „Anlagen mit Rotte und geringerer Methanbildung durch höhere Belüftungsraten“

Die VDI-Richtlinie 3475 Blatt 3 nennt für primäres Lachgas, das während des Rotteprozesses gebildet wird, Frachten von 10 g N<sub>2</sub>O/Mg bis 50 g N<sub>2</sub>O/Mg. Hauptquelle von Lachgas sind Nachrotten im mesophilen Temperaturbereich. Die zu erwartenden Ammoniakfrachten werden mit 400 g NH<sub>3</sub>/Mg bis 1600 g NH<sub>3</sub>/Mg angegeben. Laut VDI 3475-3 sind sowohl Lachgas- als auch Ammoniakemissionen aus frischem Abfall sowie bei dessen mechanischer Aufbereitung sehr gering und zu vernachlässigen [VDI 3475-3, 2006]. Die genannte Schwankungsbreite für Methan ist mit 50 g CH<sub>4</sub>/Mg bis 500 g CH<sub>4</sub>/Mg sehr hoch. Über die gesamte Behandlungszeit betrachtet, betragen die NMVOC-Emissionen 800 g C/Mg bis 1000 g C/Mg. Davon werden nur in den ersten 14 Tage der Rottezeit bereits 600 g C/Mg bis 800 g C/Mg freigesetzt, was in etwa 80 % der gesamten NMVOC-Emissionen entspricht. Grundsätzlich gilt, dass die NMVOC-Emissionen materialspezifisch, also von der Abfallzusammensetzung abhängig sind. Wohingegen die TVOC-Emissionen durch die Prozesssteuerung, insbesondere durch die Vermeidung von anaeroben Zonen mit ver-

stärkter Methanbildung durch eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Rotte beeinflussbar sind. Sämtliche in der VDI 3475-3 genannten Werte für Massenverhältnisse beziehen sich nur auf den Rotteeintrag und nicht auf den Anlageneintrag. Eine Ausnahme stellt die abgesaugte Luft aus der Anlieferungs- und Aufbereitungshalle dar. Dort sind TVOC-Frachten von etwa 20 g C bis 55 g C pro angeliefertem Mg Abfall zu erwarten [VDI 3475-3, 2006].

Cuhls und Clemens geben für die klimarelevanten Gase Lachgas und Methan Emissionsfrachten von 20 g N<sub>2</sub>O/Mg bis 180 g N<sub>2</sub>O/Mg und 400 g CH<sub>4</sub>/Mg bis 1200 g CH<sub>4</sub>/Mg an. Obwohl zwischen den Frachten von Lachgas und Methan etwa eine Zehnerpotenz liegt, liegen die emittierten CO<sub>2</sub>-Äquivalente nach Cuhls und Clemens, aufgrund der deutlich höheren Klimarelevanz von Lachgas, in vergleichbaren Größenordnungen. Die ermittelten Ammoniakfrachten in verschiedenen MBA-Anlagen erstrecken sich im Bereich von 600 g NH<sub>3</sub>/Mg bis 1400 g NH<sub>3</sub>/Mg. Eine Angabe der TVOC-Frachten erfolgt in dieser Veröffentlichung nicht [Cuhls & Clemens 2012].

Das Gutachten von Ketelsen gibt nur für Lachgas und TVOC Zahlenwerte für die emittierten Frachten aus MBA-Anlagen an. Die Lachgasfrachten bewegen sich in einer vergleichbaren Größenordnung wie die bereits genannten Literaturdaten und betragen 15 g N<sub>2</sub>O/Mg bis 100 g N<sub>2</sub>O/Mg [Ketelsen 2011]. Bei der Freisetzung von TVOC unterscheidet Ketelsen zwischen „MBA mit Rotte und reduzierten Luftmengen“, „MBA mit Rotte und höheren Luftmengen oder anderer Abfallqualität“ sowie „MBA mit Rotte und geringerer Methanbildung durch höhere Belüftungsraten“. Bei den beiden erstgenannten Anlagenkonzepten werden zwischen 1000 g C/Mg und 1250 g C/Mg beziehungsweise 900 g C/Mg und 1100 g C/Mg freigesetzt, während bei höheren Belüftungsraten nur 400 g C/Mg und 600 g C/Mg emittiert werden. Grund dafür sind deutlich unterschiedliche Anteile an Methan. Bei den beiden erstgenannten Anlagenkonzepten beträgt der Methananteil an der Gesamtkohlenstofffracht 60 % bis 80 %, während bei „MBA mit Rotte und geringerer Methanbildung durch höhere Belüftungsraten“ nur 30 % bis 40 % der TVOC-Fracht auf Methan zurückzuführen sind. Bei der ausschließlichen Betrachtung der Werte der NMVOC-Frachten, sind diese nach Ketelsen bei allen Anlagenkonzepten vergleichbar [Ketelsen 2011].

Das Umweltbundesamt Österreich nennt in verschiedenen Veröffentlichungen Werte für das Massenverhältnis von Abluftinhaltsstoffen zum Anlageninput. Diese unterscheiden sich teilweise deutlich. Das Projekt „Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA)“ führt für MBA-Anlagen mit aerober Intensiv- sowie aerober Nachrotte Lachgasemissionen mit einem Massenverhältnis von 20 g N<sub>2</sub>O/Mg auf. Als Hauptquelle wird die Nachrotte genannt. Die Ammoniakfracht im Rohgas, bezogen auf den Abfallinput wird mit 680 g NH<sub>3</sub>/Mg bis 740 g NH<sub>3</sub>/Mg in einem sehr engen Bereich angegeben. Ebenso wie die Gesamtkohlenstoffemissionen mit 1050 g C/Mg bis 1150 g C/Mg. Nach der Veröffentlichung sind etwa 70 % bis 80 % des TVOC auf Methan zurückzuführen [Umweltbundesamt Österreich 2012].

Eine ältere Studie des Umweltbundesamt Österreich führt insbesondere für die untere Grenze der angegebenen Spanne deutlich geringere Werte auf. So beträgt die Ammoniakfracht im Verhältnis zum Abfallinput 10 g NH<sub>3</sub>/Mg bis 550 g NH<sub>3</sub>/Mg. Die Gesamtkohlenstofffracht pro Mg Input wird, basierend auf Messwerten und in Abhängigkeit von dem angewandten Rotteverfahren, auf 400 g C/Mg bis 1500 g C/Mg geschätzt [Umweltbundesamt Österreich 1999].

### 6.2.3 Bewertung der Emissionskonzentrationen und –frachten

Grundsätzlich werden alle Emissionen, die bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung entstehen, von der Zusammensetzung des Abfallinputs, bestimmt. Die Abfallzusammensetzung unterliegt großen Schwankungen beispielsweise durch den Wechsel der Jahreszeiten oder unterschiedlichen Bebauungsstrukturen im Entsorgungsgebiet. In der Folge sind auch großen Schwankungsbreiten der gasförmigen Emissionen zu erwarten. Weiterhin beeinflusst die Art der biologischen Stufe sowie die Betriebsführung, die Entstehung von Emissionen.

Sowohl bei den Konzentrationen als auch bei den Frachten des Gesamtkohlenstoffs sind die selbstermittelten Werte im unteren Bereich der Literaturwerte angesiedelt. Hohe Gesamtkohlenstoffemissionen sind in der Regel auf hohe Methanemissionen zurückzuführen. Eine verstärkte Methanbildung konnte im Rahmen der eigenen Messungen nicht nachgewiesen werden. Die vergleichsweise niedrigen Methanemissio-

nen, sprechen für eine gute Versorgung der Rotte mit Sauerstoff und dauerhaft aeroben Bedingungen im Rottekörper. Infolgedessen ist der Gesamtkohlenstoffgehalt im Rohgas zur RTO-Anlage niedrig.

Die Ammoniakemissionen sind sowohl bei den eigenen Messungen als auch in allen aufgeführten Literaturdaten als hoch anzusehen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass Ammoniak aufgrund seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften eine Sonderrolle bei der Abgasreinigung darstellt. Eine effiziente Abscheidung von Ammoniak aus dem Abgasstrom mittels saurer Wäsche ist unkompliziert möglich. Voraussetzungen sind eine dauerhafte Sicherstellung der sauren Bedingungen im Waschwasser und ein regelmäßiges Abschlämmen des Waschwassers, um die Abscheideleistung langfristig zu erhalten. Durch eine effiziente Ammoniakelimination als erste Stufe der Abgasreinigung, wird auch die Bildung von sekundärem Lachgas in der thermischen Abgasbehandlung oder im Biofilter vermieden.

Die Bildung von primärem Lachgas, als Produkt der Denitrifikation von Nitrat im Rottekörper, ist bei einer guten Rottesteuerung gering. Die selbst ermittelten Werte sprechen einerseits dafür, dass durch die Kreislaufführung der Luft ein zu starkes Abkühlen der Rotte vermieden wird. Andererseits wird aufgrund der guten Sauerstoffbereitstellung die Ausbildung anoxischer Zonen unterbunden.

Gemäß des Klimaberichts 2018 der deutschen Bundesregierung beträgt der Anteil der Abfall- und Abwasserwirtschaft an den jährlichen klimarelevanten Emissionen etwa 10 Mio. Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalente. Davon entfallen etwa 10 % auf die biologische Abfallbehandlung (MBA-Anlagen und Kompostwerke). Etwa 80 % der klimaschädlichen Emissionen werden von AbfalldPONen verursacht. Hauptquelle ist hier das Deponiegas aus Altdeponien, auf denen unbehandeltem Siedlungsabfällen abgelagert wurden. Der Rest ist auf die Abwasserbehandlung zurückzuführen [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2019].

### 6.3 Einfluss der Prozesse bei der mechanischen Aufbereitung auf die Tunnelzu- und Tunnelabluft

Mit zunehmender Rottedauer tritt der Anteil der Emissionen aus dem biologischen Abbau im zu reinigenden Abgasstrom in den Hintergrund. Dies zeigt insbesondere auch die Betrachtung der aus einem Rottekörper emittierten Frachten (Abschnitt 5.2.3). Nachdem die im Rottematerial enthaltenen, leichtabbaubaren Kohlenwasserstoffe abgebaut sind, sinken die Emissionen von kohlenstoffhaltigen Verbindungen stark ab. Dies ist vor allem bei Rottematerial, welches sich in der zweiten Rottephase befindet der Fall. Die in den Veröffentlichungen von Ketelsen und dem Umweltbundesamt Österreich genannten, niedrigen TVOC-Konzentrationen von Nachrotten unterstreichen dies [Ketelsen 2011; Umweltbundesamt Österreich 2012].

Tritt mit zunehmender Rottedauer der Anteil der Emissionen aus dem biologischen Abbau im zu reinigenden Abgasstrom in den Hintergrund, so steigt der Einfluss der über die Belüftung eingetragenen organischen Abgasinhaltsstoffe. Die Verunreinigungen in dem Luftstrom, welcher zur Belüftung eingesetzt wird, stammen aus der mechanischen Aufbereitung. Die freigesetzten Emissionen bei der mechanischen Aufbereitung schwanken in Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung stark. Die Grundbelastung der abgesaugten Luft der Aufbereitungs- und Tunnelvorhalle ist gering und liegt sowohl bei eigenen Messungen als auch nach VDI 3475-3 und Ketelsen im Bereich von  $5 \text{ mg C/m}^3$  bis  $25 \text{ mg C/m}^3$  [VDI 3475-3, 2006; Ketelsen 2011]. Im Tagbetrieb können die bei der mechanischen Aufbereitung erzeugten Emissionen im Maximum um den Faktor 5 bis 25 höher liegen.

Abbildung 48 zeigt die signifikante Korrelation des Konzentrationsverlaufs der Luft der Hallenabsaugung, die zur Belüftung der Rottetunnel eingesetzt wird, sowie des Mischabgases von Rottetunneln der zweiten Rottephase. Dies lässt den Schluss zu, dass der Beitrag von biologischen Abbauprozessen zur Gesamtkohlenstoffemission im fortgeschrittenen Rottestadium sehr niedrig ist. Insbesondere die nur geringfügig höheren Gesamtkohlenstoffkonzentrationen im Mischabgas der zweiten Rottephase, im Vergleich zu denen in der abgesaugten Luft der Hallen, während der arbeitsfreien Zeiten, zeigen, dass kaum neue Emissionen gebildet werden. Außerdem bedeutet die Korrelation eine Verschleppung von organischen Abgasinhaltsstoffen über die

Belüftung. Das Abgas wird mit zunehmender Rottezeit, sowohl in der Zusammensetzung als auch der Konzentrationshöhe und dem zeitlichen Verlauf, von den verschleppten Emissionen aus der mechanischen Aufbereitung dominiert. Die zeitliche Korrelation zwischen der Abfallaufbereitung in der MA sowie den Emissionsspitzen in der Luft der Hallenabsaugung wurden in Abbildung 39 gezeigt und in den Abschnitten 5.3 und 5.5 erläutert.

Der Einfluss der Emissionen aus der mechanischen Aufbereitung von Restabfällen auf den Rotteprozess wurde bisher nicht betrachtet. In der Regel sind die Konzentrationen im Abgasstrom nach dem Durchströmen des Rottekörpers niedriger als in der Frischluft. Die Abweichungen sind auf die chemisch-biologischen Eigenschaften der Abgasinhaltsstoffe zurückzuführen. Die Mikroorganismen im Rottekörper arbeiten dabei ähnlich wie die in einem Biofilter [VDI 3475-3, 2006]. Die Reduktion der Verbindungen wird von ihrer biologischen Abbaubarkeit bestimmt. Die Einzelverbindung Ethanol ist gut wasserlöslich und leicht biologisch abbaubar. Beim Durchströmen des Rottekörpers bauen die dort angesiedelten Bakterien Ethanol, im Gegensatz zu Heptan oder MEK, größtenteils ab.

### 6.4 Einfluss des zu behandelnden Abgasstroms auf die Abgasreinigung mittels Biofilter und regenerativer Nachverbrennung

Bei der Reinigung der Abgase aus den Rottetunneln einer MBA-Anlage kommen in Deutschland Verfahren der thermischen Nachverbrennung, zum Beispiel eine RTO-Anlage, zum Einsatz. Hierbei bestimmt der Kohlenstoffgehalt, als Summenparameter aller Kohlenstoffverbindungen, die Eignung des Abgases als Brenngas maßgeblich. Je weiter der Kohlenstoffgehalt im Abgasstrom die, für jede RTO-Anlage spezifische, Grenze des autothermen Betriebs unterschreitet, desto mehr Energie muss extern zugeführt werden, um den Oxidationsprozess aufrecht zu halten. Übliche Grenzen des autothermen Betriebs von RTO-Anlagen liegen je nach technischer Ausführung im Bereich von 1000 mg C/m<sup>3</sup> und 2000 mg C/m<sup>3</sup> [VDI 2442, 2014; Doedens et al. 2003; Bank 1995]. Wie Abbildung 46 und Abbildung 47 zeigen, liegen die tatsächlichen Kohlenstoffkonzentrationen im Abgas der MBA Großfehn im Bereich von 30 mg C/m<sup>3</sup> bis 250 mg C/m<sup>3</sup> und damit deutlich unter der Grenze eines autothermen

Betriebes. Die Konzentrationen erreichen höchstens ein Viertel, der für den selbsttätigen Oxidationsprozess notwendigen Kohlenstoffkonzentrationen. Ein Betrieb ohne Stützfeuerung mit Erd- oder Biogas ist somit zu keiner Zeit möglich.

Neben einem ausreichenden Kohlenstoffgehalt, ist eine geringe Ammoniakkonzentration im Rohgas zur RTO-Anlage zwingend erforderlich, um die Bildung von sekundärem Lachgas zu unterbinden. Außerdem kann Ammoniak aufgrund seiner aggressiven Eigenschaften die Wabenkörper in der RTO-Anlage schädigen. Für Ammoniak zeigen sich sehr gute Abscheideleistungen in sauren Wäschern, so dass Ammoniak bei zuverlässigem Betrieb der sauren Wäscher kein Problem bei der Abgasreinigung darstellt.

Die vorliegenden Studien bestätigen die Problematik einer zu geringen Kohlenstoffkonzentrationen im Abgasstrom zur RTO-Anlage. Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Gesamtkohlenstoffkonzentration von dem angewandten Behandlungsverfahren in der biologischen Stufe abhängig ist. Reine aerobe Verfahren gehen in der Regel mit niedrigeren Gesamtkohlenstoffemissionen einher, als aerobe Nachrotten nach einer anaeroben Vergärung als erste Stufe der biologischen Behandlung. Dies ist darin begründet, dass es durch die Belüftung bei der aeroben Nachbehandlung von Gärresten zur Ausgasung von Methan kommt [Ketelsen 2011].

Der charakteristische Emissionsverlauf aus der mechanischen Aufbereitung, stellt aufgrund der stark schwankenden Konzentrationen die nachfolgende Abgasreinigung vor große Herausforderungen. Im Allgemeinen sind Biofilter träge Systeme, die nicht auf kurzfristige Konzentrationsunterschiede reagieren können. Im Gegensatz dazu reinigen RTO-Anlagen das Abgas, weitgehend unabhängig von der Rohgasqualität, konstant auf Reingaskonzentrationen unter  $5 \text{ mg C/m}^3$ , sofern ausreichend Stützgas zur Verfügung steht [VDI 3475-3, 2006; Soyez 2002]. Schwankungen in der Reingaskqualität sind somit nicht auf die thermische Abgasbehandlung zurückzuführen. Die Quelle der in Abschnitt 5.5.2 beschriebenen Spitzen im Reingas am Kamin der MBA-Anlage ist der Abgasstrom, der über die Biofiltermodule gereinigt wird (siehe dazu Abbildung 51). Dieser Abgasstrom setzt sich aus der überschüssigen, nicht für die Belüftung der Rottetunnel benötigten, abgesaugten Luft der Halle zur mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle zusammen und wird über eine Kombina-

tion aus saurem Wäscher und Biofilter gereinigt. Wiederrum konnten hier die Prozesse in der mechanischen Aufbereitung, insbesondere die Zerkleinerung von Abfällen, als Quelle identifiziert werden. In Zeiten ohne Aktivität in der mechanischen Aufbereitung spielt der Beitrag des biologisch gereinigten Abgasstroms zu den Gesamtemissionen der Anlage nur eine untergeordnete Rolle.

Die in der Literatur beschriebenen Werte konnten im Rahmen von eigenen Messungen bestätigt werden, darüber hinaus ist es gelungen, die Zusammenhänge detailliert aufzuklären. So trägt Material in der zweiten Rottephase kaum zum Kohlenstoffgehalt im Abgasstrom bei. Der Abgasstrom aus Tunneln der zweiten Rottephase wird jedoch maßgeblich von der Qualität der Belüftung beeinflusst.

### 6.5 Prozessangepasstes Abgasmanagement

Zur wirkungsvollen Reinigung von Abgasen mit schwankender Zusammensetzung stehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten zur Verfügung.

Entweder besteht die Notwendigkeit eines Abgasreinigungssystems, das unempfindlich gegenüber Konzentrationsschwankungen ist und welches schnell auf diese Schwankungen reagieren kann. Die Effizienz der dabei eingesetzten Abgasreinigungsverfahren ist in der Regel nicht an die vorliegenden Abgaseigenschaften angepasst und dementsprechend nicht optimal. Alternativ werden mehrere Abgasreinigungsverfahren benötigt, die über ein umfassendes Abgasmanagement mit Teilströmen mit verschiedenen Abgasqualitäten versorgt werden und diese reinigen. Durch ein Abgasmanagement, können die eingesetzten Abgasreinigungssysteme an die tatsächlich entstehenden Prozessabgase angepasst werden. Die Effizienz des Gesamtsystems ist höher als bei der ersten Variante.

Die Abgasqualitäten, ihr zeitlicher Verlauf und ihre Herkunft sind die Grundlage für ein prozessangepasstes Abluftmanagement, und für eine effiziente Abgasreinigung unerlässlich. Hauptkriterium für die Wahl eines geeigneten Abgasreinigungsverfahrens ist die Schadstoffbelastung und der zeitliche Verlauf. Die Unterscheidung nach tatsächlichem Belastungsgrad ist nur mit großem messtechnischem Aufwand kontinuierlich zu erfassen. Eine unmittelbare Aus- und Bewertung der Messergebnisse,

wonach eine Aufteilung nach Belastung erfolgt, ist nicht möglich. Als leicht anwendbares und automatisierbares Kriterium hat sich einerseits die Zeit und andererseits die Abgastemperatur erwiesen. Um diese Kriterien anzuwenden, ist die detaillierte Kenntnis der Abgasentstehung in Bezug auf den zeitlichen Verlauf und die Herkunft notwendig.

Bisher erfolgt die Aufteilung der Abgasströme ausschließlich nach ihrer Herkunft aus mechanischer oder biologischer Aufbereitung. Die abgesaugte Luft aus der Halle der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle wird mittels saurem Wäscher und Biofilter gereinigt, während die Abgase der biologischen Behandlung nach dem Durchströmen eines sauren Wäschers in einer RTO-Anlage verbrannt werden. Die im Tages- und Rotteverlauf tatsächlich entstehenden Emissionen finden keine Berücksichtigung.

Im Rahmen der umfangreichen Messkampagnen konnten charakteristische Konzentrationsverläufe von Abgasströmen verschiedener Herkunft identifiziert werden. So konnten einerseits Erkenntnisse über das Abgas der biologischen Prozesse hinsichtlich ihres Belastungsgrads erlangt werden sowie andererseits die Prozesse der mechanischen Aufbereitung und hier vorwiegend die Zerkleinerung, als nicht zu vernachlässigende Emissionsquelle identifiziert werden. Das Zusammenspiel dieser Erkenntnisse ermöglicht die zeitliche Aufteilung der Abgasströme je nach Belastungsgrad ohne großen Aufwand.

Der zur Belüftung eingesetzte Luftstrom setzt sich aus den Hallenabsaugungen der mechanischen Aufbereitung und der Tunnelvorhalle zusammen. Emissionen in der Tunnelvorhalle sind insbesondere dann zu erwarten, wenn das Material bewegt wird. Jedoch konnte gezeigt werden, dass die auftretenden Emissionen sowohl beim Materialaustrag als auch beim Umsetzen des Materials zwischen der ersten und zweiten Rottephase sehr gering sind.

Die Ergebnisse in Abbildung 40 bis Abbildung 45 belegen, dass der Belastungsgrad der zusammengeführten Teilströme zur Belüftung sehr unterschiedlich ist. Das Konzept eines prozessangepassten Abgasmanagements zur effizienten Abgasreinigung sieht eine Trennung der Teilströme vor. Ziel ist es, den schwachbelasteten Teilstrom

aus der Tunnelvorhalle zur Belüftung von Rottetunneln der zweiten Rottephase und den hochbelasteten Teilstrom aus der Halle der mechanischen Aufbereitung zur Belüftung von Rottetunneln der ersten Rottephase einzusetzen. Durch die Nutzung von schwachbelasteter Luft aus der Hallenabsaugung der Tunnelvorhalle, kann das Abgas aus Rottetunneln der zweiten Rottephase - zumindest zeitweise - über Biofilter gereinigt werden. Insgesamt kann so der Abgasvolumenstrom zur biologischen Behandlung erhöht und der Abgasvolumenstrom zur RTO-Anlage reduziert werden. Durch den verringerten Luftdurchsatz in der RTO-Anlage sinkt der Stützgasbedarf.

Das vorhandene Einsparpotential auf Seiten der Abgasreinigung konnte im Forschungsvorhaben EnAB gezeigt werden. Im Rahmen des Projekts EnAB wurde der schwachbelastete Abgasvolumenstrom zur biologischen Reinigung erhöht. Anhand der einfachen Kriterien Rottealter und Temperatur im Abluftstrom der Rotte, wurde die biologische Aktivität im Rottekörper abgeschätzt. Fiel die Temperatur unter ein festgesetztes Limit, wurde der Abgasstrom zur biologischen Reinigung geführt. Infolgedessen konnte der Primärenergiebedarf der RTO-Anlage an der MBA Großfehn zwischen dem Bezugsjahr 2012 und dem Jahr 2014 um 14 % gesenkt werden [Coskun et al. 2016].

Grundsätzlich muss bei der Aufteilung von Abgasströmen nach Belastungsgrad zwischen Tag- und Nachtbetrieb unterschieden werden. Der Nachtbetrieb gilt gleichermaßen an arbeitsfreien Tagen. Da während arbeitsfreien Zeiten nicht mit Emissionsspitzen aus der mechanischen Aufbereitung zu rechnen ist, kann die Luft der Absaugung aller Hallen zu Belüftung von Tunneln der zweiten Rottephase eingesetzt werden, und das Abgas ebenfalls mittels Biofilter gereinigt werden.

Grundsätzlich ist der zu handhabende Luftvolumenstrom nachts oder am Wochenende, wenn kein Betrieb in der MBA-Anlage herrscht, geringer. Die Luftwechselraten in den Hallen sind im Nachtbetrieb soweit reduziert, dass einerseits ausreichend Luft zur Belüftung der Rottetunnel zur Verfügung steht sowie andererseits die nachfolgenden Abgasreinigungsverfahren benötigen, um in Betrieb zu bleiben. Sowohl Biofilter, als auch RTO-Anlagen müssen aus prozessspezifischen Gründen kontinuierlich mit Abgas beschickt werden. Für die Mikroorganismen stellt das Abgas eine Lebensgrundlage dar. Der Entzug dieser essentiellen Lebensgrundlage führt zu Stress bis

hin zum Absterben der Mikroorganismen. RTO-Anlagen benötigen insbesondere bei der Inbetriebnahme viel Energie und Zeit um auf Betriebstemperatur zu kommen, um volle Reinigungsleistung zu erzielen. Ein An- und Abfahren der RTO-Anlage nach Bedarf ist ökologisch und ökonomisch nicht sinnvoll.

Das Emissionsbildungspotential von Rottematerial der ersten Rottephase ist zeitweise hoch. Eine Reinigung mittels thermischer Nachverbrennung zur Einhaltung der geltenden Grenzwerte der 30. BImSchV ist erforderlich. Die Belüftung mit belasteter Luft der Hallenabsaugung MA und die Entsorgung des Abgases in der RTO-Anlage sind dann sinnvoll.

In Tabelle 19 ist das Konzept eines prozessangepassten Abgasmanagements zusammengefasst. Dabei werden überschüssige, nicht zur Belüftung der Rottetunnel benötigte, Volumina aus den Hallenabsaugungen grundsätzlich mittels Biofilter gereinigt.

*Tabelle 19: Konzept eines prozessangepassten Belüftungs- und Abgasmanagements*

	Betriebszustand	Herkunft der Luft zur Belüftung	Art des Abgasreinigungsverfahrens
1. Rottephase (Intensivrotte)	Tag- und Nachtbetrieb	Hallenabsaugung aller Hallen mit Luftwechsel, <b>insbesondere</b> der Halle zur mechanischen Aufbereitung	<b>RTO-Anlage</b> + vorgeschalteter saurer Wäscher zur Abscheidung von Ammoniak
2. Rottephase (Nachrotte)	Tagbetrieb	Hallenabsaugung aller Hallen mit Luftwechsel, <b>mit Ausnahme</b> der Halle zur mechanischen Aufbereitung	<b>Biofilter</b> + vorgeschalteter saurer Wäscher zur Abscheidung von Ammoniak
	Nachtbetrieb	Hallenabsaugung aller Hallen mit Luftwechsel	

Abbildung 53 zeigt schematisch das Prinzip des Belüftungs- und Abgasmanagements im Tag- oder Nachtbetrieb. Sofern keine Unterscheidung in Tag- und Nachtbetrieb möglich ist, gilt das Belüftungsmanagement des Tagbetriebs ganztägig. Dies kann dann der Fall sein, wenn kein Teilstrom aus anderen Hallen als der mechanischen Aufbereitung zur Verfügung steht.

Die einzelnen Prozessschritte bei der Abfallbehandlung sind in Abbildung 53 grau hinterlegt.

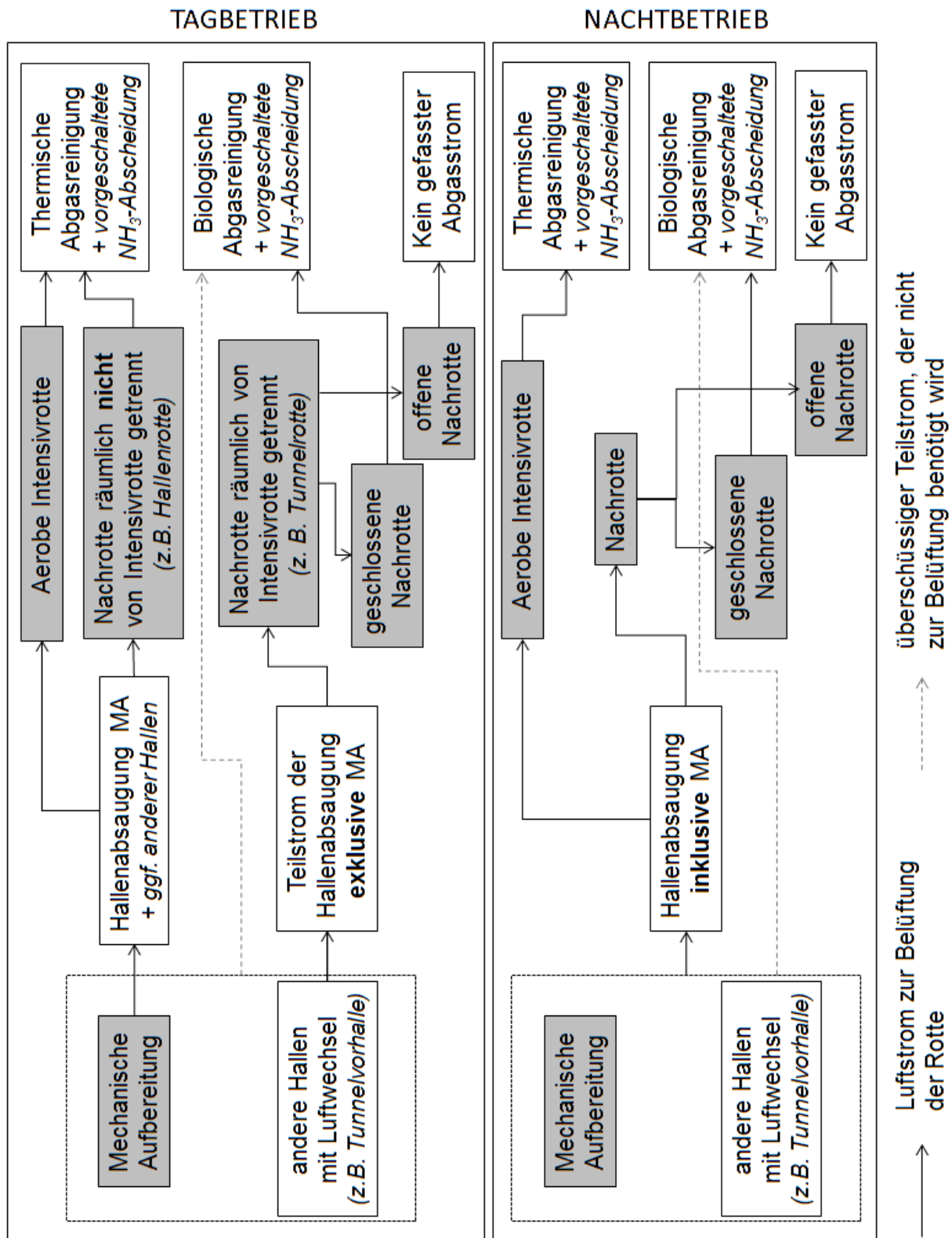


Abbildung 53: Belüftungsmanagement im Tag- oder Nachtbetrieb für MBA-Anlagen mit aerober biologischer Stufe. Sofern kein Teilstrom aus anderen Hallen als der MA zur Verfügung steht, gilt das Belüftungsmanagement des Tagbetriebs ganztägig. Grau hinterlegt sind die einzelnen Prozessschritte.

### 6.6 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen

Im Allgemeinen sind unter Beachtung spezifischer Randbedingungen die Ergebnisse auf andere MBA-Anlagen übertragbar. Diese sind zum Beispiel die Art der biologischen Stufe oder die Ausführung der Nachrotte. Grundsätzlich wird empfohlen, die abgesaugte Luft aus der Halle der mechanischen Aufbereitung nicht zur Belüftung von Rotten in fortgeschrittener Rottephase zu verwenden. Der Eintrag von organischen Kohlenstoffverbindungen über die Belüftung ist dann höher, als die gasförmigen Abbauprodukte der dann noch stattfindenden biologischen Prozesse. Grundvoraussetzung dafür ist das Vorhandensein eines Luftstroms aus einer anderen Halle mit Luftwechsel als der Tunnelvorhalle, zum Beispiel auf Anlagen mit Tunnelrotte. Grundsätzlich muss die Aufteilung in zwei Teilströme technisch machbar sein. Ziel der Belüftung mit unterschiedlichen Teilströmen je nach Rottealter ist es, eine effiziente nachgeschaltete Abgasreinigung zu ermöglichen. Werden Nachrotten beispielsweise mit abgesaugter Luft aus der Tunnelvorhalle belüftet, ist eine Reinigung im Biofilter möglich. Im konventionellen Betrieb werden Nachrotten mit einem Luftgemisch aller abgesaugter Hallen belüftet, so dass eine thermische Behandlung gemeinsam mit dem Abgas aus der Intensivrotte erforderlich wird.

Aus diesen Voraussetzungen resultieren einige Einschränkungen. So sind MBA-Anlagen mit anaerober biologischer Stufe ausgenommen. Das Material aus Anlagen mit anaerober biologischer Behandlung weist auch nach der Vergärung noch ein hohes Methangasbildungspotential auf. Infolge des vorhandenen hohen Restgasbildungspotentials von Methan, ist das bei der aeroben Nachrotte entstehende Abgas nicht für die Behandlung in einem Biofilter geeignet. Da die aerobe Nachrotte der einzige Prozessschritt ist, der eine Belüftung benötigt, ist es notwendig und sinnvoll die abgesaugte Luft aus der Halle der mechanischen Abfallaufbereitung zur Belüftung einzusetzen. So kann im Hinblick auf den geltenden Grenzwert für das Massenverhältnis von Gesamtkohlenstoff, die Luft mehrfach genutzt werden und eine Reduktion des gesamten Abgasvolumens erfolgen. Eine zusätzliche biologische Abgasreinigungsstufe ist bei MBA-Anlagen mit Vergärung in der Regel nicht erforderlich. Auch ist das Konzept der getrennten Belüftung nur bei einer räumlichen Trennung von Intensiv- und Nachrotte, zum Beispiel in unterschiedlichen Rottetunneln, möglich. Bei

Hallenrotten in denen das Material je nach Rottefortschritt auf ein anderes Rottefeld umgesetzt wird, ist das Konzept nicht anwendbar. Ebenso bei offenen Nachrotten, die nur passiv belüftet werden, so dass weder Luftbedarf besteht, noch ein gefasster Abgasstrom vorhanden sind.

Abbildung 54 soll als Entscheidungsschema unterstützen, welche Möglichkeiten der effizienten Abgasreinigung bei MBA-Anlagen zur Verfügung stehen.

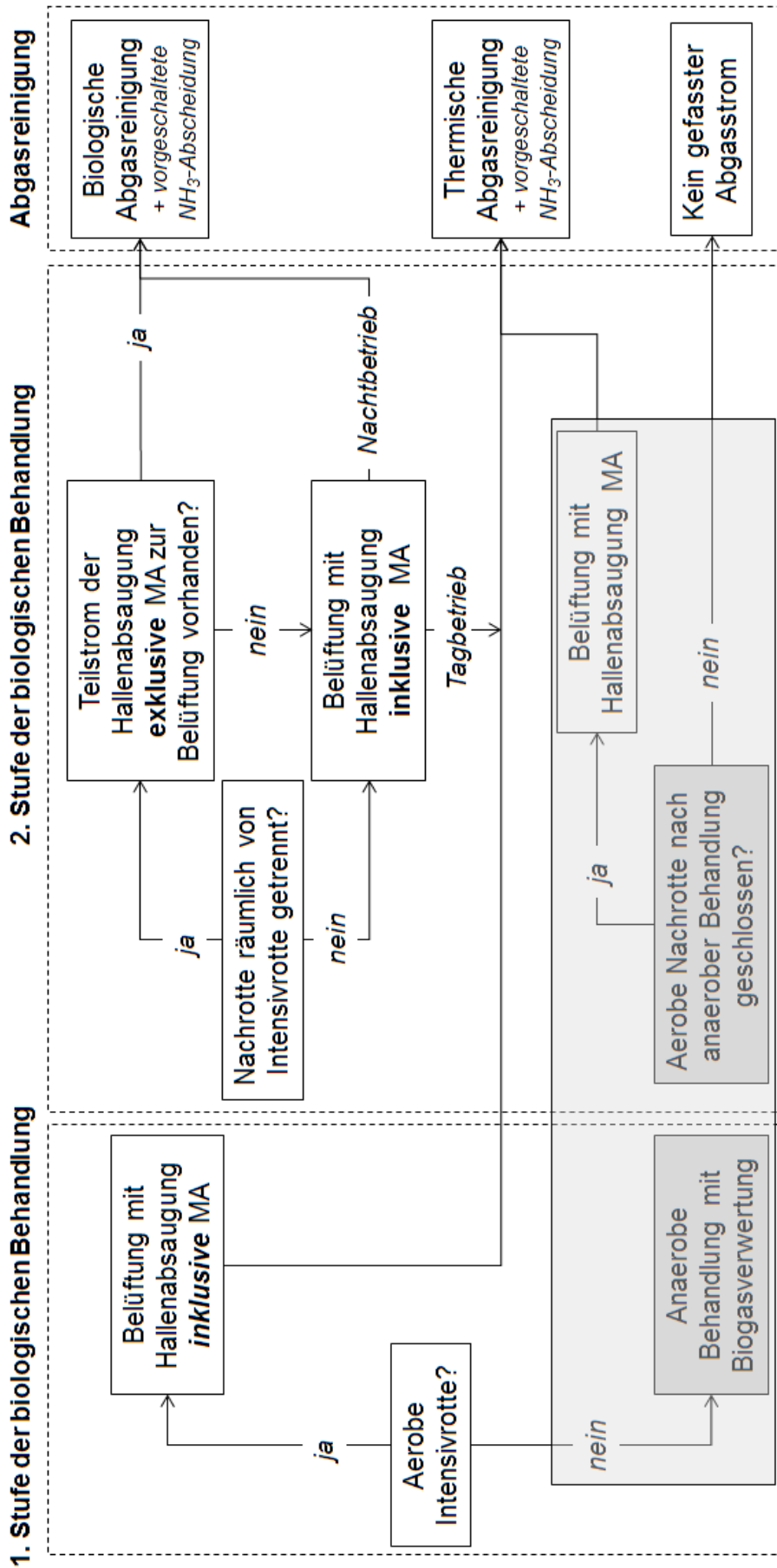


Abbildung 54: Entscheidungsschema, grau: Anlagen mit anaerober Behandlung

## 7 Zusammenfassung, Schlussfolgerung und Ausblick

### 7.1 Zusammenfassung der wissenschaftlichen Erkenntnisse

Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit lag in der detaillierten Charakterisierung der verschiedenen Abgasströme und der Lokalisierung der maßgeblichen Emissionsorte auf MBA-Anlagen. Wichtig in diesem Zusammenhang war der Zeitpunkt der Abgasentstehung während des gesamten Prozesses der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Ziel war es, aus den gesammelten Ergebnissen eine an den Prozess und die tatsächlichen Emissionen angepasste Abgasbehandlung zu entwickeln. Unverzichtbares Mittel zur Erreichung dieses Ziels war eine kontinuierliche Abgasanalytik. Neben der Erfassung der Emissionen, die bei der biologischen Behandlung einzelner Abfallchargen über den gesamten Rotteprozess entstehen, wurden auch langfristige Abgasanalysen der Zu- und Abluftströme aus den unterschiedlichen Bereichen der MBA Großfehn durchgeführt.

Aus den umfangreichen Messergebnissen konnten die komplexen Zusammenhänge des Belüftungsmanagements sowie der Abgasqualitäten aufgeklärt werden. Weiterhin konnte das wechselseitige Zusammenspiel der unterschiedlichen Abgasströme ermittelt werden. Im Wesentlichen sind zwei Erkenntnisse als Grundlage für ein prozessangepasstes Abgasmanagement zu nennen:

1. Die Halle zur mechanischen Aufbereitung konnte, insbesondere während der Betriebszeiten der Aggregate als relevante Emissionsquelle identifiziert werden. Diese Erkenntnis steht der konventionellen Vorgehensweise einer Reinigung des Abgasstroms aus der Halle der mechanischen Aufbereitung mit einfachen biologischen Verfahren gegenüber. Auch die Verwendung des abgesaugten Abgasstroms dieser Halle wird teilweise zur Belüftung der Rotten kritisch zu bewerten. Es ist sowohl ein Einfluss der Abgasinhaltsstoffe aus diesem Luftstrom auf die Rotteabgas- als auch die Reingasqualität der Biofilter feststellbar. In beiden Fällen sind die bei der mechanischen Aufbereitung entstehenden, Emissionsspitzen nachweisbar. Infolgedessen sollte insbesondere die uneingeschränkte Verwendung zur Belüftung und die dauerhafte Reini-

gung, der zweitweise hochbelasteten abgesaugte Luft aus der mechanischen Aufbereitungshalle, mittels Biofilter überdacht werden.

2. Das Abgas aus der biologischen Stufe wird grundsätzlich in RTO-Anlagen behandelt. Die Notwendigkeit von energieaufwendigen, thermischen Verfahren zur Abgasreinigung ist jedoch nicht zu jedem Zeitpunkt der biologischen Behandlung gegeben. Wie dargestellt, folgen die Emissionen bei der biologischen Behandlung einer Abfallcharge in einem Rottetunnel einem charakteristischen Verlauf. Dieser ist geprägt von starken Unterschieden im Konzentrationsniveau von organischen Inhaltsstoffen im Tunnelabgas. Insbesondere in der zweiten Rottephase ist der Kohlenstoffgehalt im Abgasstrom niedrig. Eine Abgasreinigung mittels nichtthermischer Verfahren ist möglich. Jedoch muss dann ein besonderes Augenmerk auf die Qualität der zur Belüftung verwendeten Luft gelegt werden.

Werden die Abgasströme nach der tatsächlichen Belastung mit organischen Kohlenstoffverbindungen aufgeteilt, kommt es zu einer Verschiebung der Abgasvolumina von Biofilter und RTO-Anlage. Eine Reduktion des Volumenstroms zur thermischen Abgasbehandlung, die mit einer Steigerung des Kohlenstoffgehalts einhergeht, ist dann zu erwarten. Sinkt das thermisch zu behandelnde Abgasvolumen, kann die RTO-Anlage kleiner dimensioniert werden. Durch die Konzentrationserhöhung und die Reduktion des Abgasvolumenstroms, sinkt der Einsatz von Stützgas zur Aufrechterhaltung des Oxidationsprozesses zwangsläufig. Die Einsparung von Energieträgern ist sowohl ökologisch als auch ökonomisch anzustreben.

So konnte durch die Aufteilung der Abgasströme nach Belastungsgrad anhand der einfachen Kriterien, Rottealter und Temperatur im Abluftstrom der Rotte, als Indikator für die biologische Aktivität im Rottekörper, der Energiebedarf der RTO-Anlage im Vergleich zum konventionellen Betrieb um 14 % gesenkt werden [Coskun et al. 2018].

### 7.2 Schlussfolgerung und Ausblick

Die Themen Klima- und Umweltschutz gewinnen in Deutschland zunehmend an Bedeutung. Auch eine verantwortungsvolle Abfallwirtschaft leistet einen wichtigen Beitrag dazu. Insbesondere das Vorbehandlungsgebot von Siedlungsabfällen vor der endgültigen Beseitigung auf Deponien trägt bereits seit vielen Jahren zur Reduzierung der negativen Umweltauswirkungen von Deponien bei. Durch die gezielte Reduktion der im Abfall enthaltenen Organik vor der Ablagerung, kann die Deponiegas- und Deponiesickerwasserentstehung auf ein Minimum verringert werden. Insbesondere die von Deponien ausgehenden klimaschädlichen Methanemissionen können durch die Abfallvorbehandlung maßgeblich reduziert werden.

Die Vorteile der Vorbehandlung kommen jedoch nur dann in vollem Umfang zum Tragen, wenn die bei der Vorbehandlung entstehenden flüssigen und gasförmigen Emissionen nicht ungehindert in die Umwelt gelangen. Prozessabwässer müssen gefasst und recycelt oder einem geeigneten Reinigungsverfahren unterzogen werden. Die Bildung von gasförmigen Emissionen sollte durch eine optimale Betriebsführung bestmöglich unterbunden werden. Nicht vermeidbare gasförmige Emissionen müssen gefasst und einer effizienten Abgasreinigung zugeführt werden. Eine Abgasreinigung kann dann effizient arbeiten, wenn diese auf den Prozess und die zu reinigenden Abgase abgestimmt ist. Dazu leisten die Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit einen wichtigen Beitrag.

Auch wenn der Beitrag von klimaschädlichen Emissionen durch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung vergleichsweise gering ist, sollten die Bestrebungen fortgeführt werden durch eine optimale Rottesteuerung und effektive Abgasreinigungsverfahren insbesondere die Lachgasemissionen auf ein Minimum zu senken. Weiterhin kann durch den verstärkten Einsatz von nichtthermischen Abgasreinigungsverfahren bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung der Stützgasbedarf in RTO-Anlagen reduziert und damit zusätzliche CO<sub>2</sub> Emissionen vermieden werden. Darüber hinaus ist auf MBA-Anlagen ein möglichst weitgehender biologischer Abbau der im Abfall enthaltenen Organik anzustreben. Weist ein Deponat nur eine geringe Restabbaubarkeit auf, hat dieses nach der Ablagerung auf einer Deponie auch nur ein geringes Deponiegasbildungspotential.

Eine grundsätzliche Übertragbarkeit der im Rahmen der Untersuchungen auf der MBA Großfehn gewonnenen Ergebnisse auf andere mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen ist gegeben. Die Ergebnisse zeigen, dass die praktische Umsetzbarkeit möglich ist. Jedoch erfordern die Vielfältigkeit der Behandlungsprozesse und die verschiedenen Verfahrenskombinationen sowie die Komplexität der Belüftungstechnik weitere anlagenspezifische Untersuchungen.

## 8 Literatur

- [30. BImSchV 2019] 30. *BImSchV*: Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen), 2019.
- [Ansyco GmbH 2002] *Ansyco GmbH*: Bedienungsanleitung CALCMET Software V2005 (1.2) für GASMET FT-IR Analytoren, Karlsruhe, 2002.
- [Ansyco GmbH 2006] *Ansyco GmbH*: GASMET DX4000N FT-IR Gas Analysator tragbar - Bedienungsanleitung Hardware, Karlsruhe, 2006.
- [Ansyco GmbH 2012] *Ansyco GmbH*: Aufkleber auf Messturm: Fließbild des Probennahmesystems im Projekt EnAB, 2012.
- [Ansyco GmbH 2019] *Ansyco GmbH*: IR-Spektrensammlung: Online-Tool, <http://www.ansyco.de/tools/ftir-spectrum-library>; Zugriff am 22.01.2019.
- [Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung 2016] *Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA)*: ASA-Strategie 2030: Ressourcen- und Klimaschutz durch eine stoffspezifische Abfallbehandlung, Enningerloh, 2016.
- [BAFU 2013] *BAFU (Bundesamt für Umwelt)*: Emissionsmessung bei stationären Anlagen. Emissions-Messempfehlungen, Bern (CH), 2013, [www.bafu.admin.ch/uv-1320-d](http://www.bafu.admin.ch/uv-1320-d).
- [Bank 1995] *Bank, M.*: Basiswissen Umwelttechnik: Wasser, Luft, Abfall, Lärm, Umweltrecht. Vogel Buchverlag, Würzburg, 1995.
- [Baumbach 1994] *Baumbach, G.*: Luftreinhaltung - Entstehung, Ausbreitung und Wirkungen von Luftverunreinigungen - Messtechnik, Emissionsminderungen und Vorschriften. Springer Verlag, Berlin, 1994.
- [BImSchG 2013] *BImSchG*: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz), 2013.
- [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2005] *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU)*: Umsetzung der EU-Deponierichtlinie: Bericht über die deutsche Strategie zur Verringerung der Deponierung biologisch abbaubarer Abfälle, <https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/abfallrecht/europaeische-union/umsetzung-der-eu-deponierichtlinie/>; Zugriff am 30.05.2018.

- [Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit 2019] *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU): Klimaschutzbericht 2018*,  
[https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Klimaschutz/klimaschutzbericht\\_2018\\_bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzbericht_2018_bf.pdf), Zugriff am 01.03.2020.
- [Coskun et al. 2013] *Coskun, E.; Feil, A.; Pretz, T.; Bruggmoser, L.; Reiser, M.; Kranert, M.; Joost, C.; Dörnath, H.-H.; Glocker, B.; Marienfeld, S.; Dobslaw, C.: 1. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben Energieeffiziente Abluftbehandlung (EnAB), 2013.*
- [Coskun et al. 2016] *Coskun, E.; Feil, A.; Pretz, T.; Bruggmoser, L.; Reiser, M.; Kranert, M.; Joost, C.; Dörnath, H.-H.; Glocker, B.; Marienfeld, S.; Dobslaw, C.: Schlussbericht zum Forschungsvorhaben Energieeffiziente Abluftbehandlung - EnAB, 2016.*
- [Coskun et al. 2018] *Coskun, E.; Feil, A.; Pretz, T.; Wittmann, L.; Reiser, M.; Kranert, M.; Joost, C.; Dörnath, H.-H.; Glocker, B.; Marienfeld, S.; Dobslaw, C.: Schlussbericht zum Anschlussvorhaben Energieeffiziente Abluftbehandlung 2 - EnAB 2, 2018.*
- [Cuhls & Clemens 2012] *Cuhls, C.; Clemens, J.: Emissionen von Lachgas aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung: Studie erstellt im Auftrag des Lebensministeriums, Wien, 2012.*
- [DepV 2013] *DepV: Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung), 2013.*
- [Doedens et al. 2003] *Doedens, H.; Kahn, R.; Stockinger, J.; Glüsing: Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung: Teilvorhaben 1: Verfahrenstechnische Überprüfung der Anlagenkonzeption Teilvorhaben 2: Untersuchungen zur Führung des Abluftmanagements. BMBF-Verbundvorhaben, 2003.*
- [DWA-M 388 2014] *DWA-M 388: Merkblatt DWA-M 388: Mechanisch-Biologische (Rest-) Abfallbehandlung (MBA), 2014.*
- [Dziedzic et al. 2015] *Dziedzic, K.; Łapczyńska-Kordon, B.; Malinowski, M.; Niemiec, M.; Sikora, J.: Impact Of Aerobic Biostabilisation And Biodrying Process Of Municipal Solid Waste On Minimisation Of Waste Deposited In Landfills. Chemical and Process Engineering 36 (2015), 4, S. 381–394.*

- [EU-Abfallrahmenrichtlinie 2018] *EU-Abfallrahmenrichtlinie*: RICHTLINIE 2018/851/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle, 2018.
- [EU-Deponierichtlinie 1999] *EU-Deponierichtlinie*: Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26.04.1999 über Abfalldeponien, 1999.
- [Faulstich et al. 2014] *Faulstich, M.; Harms, I.; Kanning, K.; Ketelsen, K.; Müller, F.; Traue, A.; Vodegel, S.*: Ganzheitliche Entwicklung zum ressourceneffizienten Betrieb von MBA-Prozessen mit RTO-Technologie: ZIM Kooperationsprojekt KF 285130RH1 und KF 2207513RH1, Clausthal-Zellerfeld, Hannover, 2014.
- [Gasmeter Technologies Oy 2016] *Gasmeter Technologies Oy*: White Paper: FTIR Gas Analysis, Helsinki, Finnland, 2016, <https://www.gasmet.com/whats-new/white-papers/free-white-paper-on-ftir-gas-analysis/>; Zugriff am 17.01.2018.
- [Gerhard 2016] *Gerhard, C.*: Tutorium Optik: Ein verständlicher Überblick für Physiker, Ingenieure und Techniker. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2016.
- [GisChem 2018] *GisChem (Gefahrstoffinformationssystem Chemikalien der BG RCI und der BGHM)*: Ammoniak (Gas), 2018, [https://ssl.gischem.de/suche/dokument.htm?client\\_session\\_Dokument=2818](https://ssl.gischem.de/suche/dokument.htm?client_session_Dokument=2818); Zugriff am 10.01.2019.
- [GisChem 2019] *GisChem (Gefahrstoffinformationssystem Chemikalien der BG RCI und der BGHM)*: Gefahrstoffsuche - Sicherheitsdatenblätter, <https://ssl.gischem.de/suche/index.htm>; Zugriff am 01.03.2019.
- [Guinan et al. 2009] *Guinan, B.; Milton, D.; Kirkman, R.; Kristiansen, T.; O'Sullivan, D.*: Critical Analysis of the Potential of Mechanical Biological Treatment for Irish Waste Management, Wexford, 2009, <http://erc.epa.ie/safer/downloadCheck.jsp?isoID=98&rID=10251&atID=1444>; Zugriff am 06.01.2020.
- [IPCC 2013] *IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change)*: Climate Change 2013: The Physical Science Basis, New York, 2013.
- [Ketelsen 2011] *Ketelsen, K.*: Kurzgutachten zur Frachtbegrenzung für Emissionen aus der MBA: Studie erstellt im Auftrag des Lebensministeriums Österreich, Wien, 2011.
- [Kommission der europäischen Gemeinschaften 2006] *Kommission der europäischen Gemeinschaften*: Bericht der Kommission an den Rat und das europäische Parlament über die Umsetzung des Gemeinschaftsrechts im Bereich der Abfallwirt-

- schaft für den Zeitraum 2001 - 2003: Richtlinie 75/422/EWG über Abfälle, Richtlinie 91/689/EWG über gefährliche Abfälle, Richtlinie 75/439/EWG über die Altölbeseitigung, Richtlinie 86/278/EWG über Klärschlamm, Richtlinie 94/622/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle und Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien, Brüssel, 2006.
- [Körner 2009] *Körner, I.*: Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung: Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragungsprozesse. Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 2009.
- [Kranert 2017] *Kranert, M.* (Hrsg.): Einführung in die Kreislaufwirtschaft: Planung - Recht - Verfahren. Springer Vieweg, Wiesbaden, 2017.
- [KrWG 2013] *KrWG*: Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz), 2013.
- [LfU 2004] *LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg)*: Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen in Baden-Württemberg: Erhebung über die Entsorgungswege und die Qualitäten von Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen in Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2004.
- [Lornage et al. 2007] *Lornage, R.; Redon, E.; Lagier, T.; Hébé, I.; Carré, J.*: Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management* (2007), 27, S. 1755–1764.
- [Martens 2011] *Martens, H.*: Recyclingtechnik: Fachbuch für Lehre und Praxis. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2011.
- [Mattersteig & Friese 2011] *Mattersteig, S.; Friese, M.*: Bericht über die Durchführung von Emissionsmessungen im Roh- und Reingas an der MBA Oberpullendorf der Umweltdienst Burgenland GmbH und an der MBA St. Pölten der Abfall und Verwertung "Am Ziegelofen" GmbH sowie Auswertung von internen Emissionsmessungen im Roh- und Reingas an der BA Frohnleiten, Markranstädt, 2011.
- [MBA-Richtlinie 2002] *MBA-Richtlinie (AT)*: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (Österreich): Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, 2002.
- [MKW GmbH & Co. KG 2013] *MKW GmbH & Co. KG*: Geschäftsbericht 2012, Aurich, 2013.
- [MKW GmbH & Co. KG 2015] *MKW GmbH & Co. KG*: Geschäftsbericht 2014, Aurich, 2015.

- [MKW GmbH & Co. KG 2017] *MKW GmbH & Co. KG*: Geschäftsbericht 2016, Aurich, 2017.
- [MKW GmbH & Co. KG 2020] *MKW GmbH & Co. KG*: Vorstellung der Anlagen auf dem Internetauftritt der MKW GmbH & Co. KG, [https://mkw-grossefehn.de/images/MKW2020/anlage\\_web\\_wertstoffhofe.jpg](https://mkw-grossefehn.de/images/MKW2020/anlage_web_wertstoffhofe.jpg); Zugriff am 14.03.2020.
- [Montejo et al. 2013] *Montejo, C.; Tonini, D.; del Carmen Márquez, M.; Astrup, T. F.*: Mechanical-biological treatment: Performance and potentials: An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of Environmental Management* (2013), 128, S. 661–673.
- [Münnich et al. 2006] *Münnich, K.; Mahler, C. F.; Fricke, K.*: Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste Management* (2006), 26, S. 150–157.
- [Peters et al. 2002] *Peters, N.; Nunge, S.; Geldermann, J.; Rentz, O.*: Bericht über Beste Verfügbare Technik (BVT) im Bereich der Lack- und Klebstoffverarbeitung in Deutschland: Teilband I: Lackverarbeitung, 2002.
- [Schwedt 1996] *Schwedt, G.*: Taschenatlas der Umweltchemie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1996.
- [Schwedt & Vogt 2010] *Schwedt, G.; Vogt, C.*: Analytische Trennmethoden. Wiley-Vch Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2010.
- [Sigma-Aldrich 2019] *Sigma-Aldrich*: Tenax Porous Polymer Adsorbent, <https://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/supelco/11982?lang=de&region=DE>; Zugriff am 03.01.2019.
- [Soyez 2002] *Soyez, K.*: Umsetzung der 30. BImSchV in modernen MBA, Abfallkolloquium Freiberg, 2002, <http://www.gts-oekotech.de/abfallwirtschaft.htm>; Zugriff am 06.06.2018.
- [TA Luft 2002] *TA Luft*: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz: Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft, 2002.
- [TASi 1993] *TASi*: Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, 1993.
- [Umweltbundesamt Deutschland 1999] *Umweltbundesamt Deutschland*: Bericht zur "Ökologischen Vertretbarkeit" der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung, Berlin, 1999.

- [Umweltbundesamt Österreich 1999] *Umweltbundesamt Österreich: Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA)*, Wien, 1999.
- [Umweltbundesamt Österreich 2012] *Umweltbundesamt Österreich: Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA): Projekt KAMBA*, Wien, 2012.
- [Universität Regensburg 2011] *Universität Regensburg: Fortgeschrittenen-Praktikum: Fourier-Transformations-IR-Spektroskopie*, <http://www.physik.uni-regensburg.de/studium/praktika/f/fourier>; Zugriff am 04.01.2019.
- [VDI 3481-3, 1995] *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 3481 Blatt 3: Messen gasförmiger Emissionen - Messen von flüchtigen organischen Verbindungen, insbesondere von Lösemitteln mit dem Flammenionisationsdetektor (FID)*, Düsseldorf, 1995.
- [VDI 3475-1, 2003] *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 3475 Blatt 1: Emissionsminderung - Biologische Abfallbehandlungsanlagen - Kompostierung und Vergärung Anlagenkapazität mehr als ca. 6.000 Mg/a*, Düsseldorf, 2003.
- [VDI 3475-3, 2006] *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 3475 Blatt 3: Emissionsminderung - Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen*, Düsseldorf, 2006.
- [VDI 2442, 2014] *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 2442: Abgasreinigung - Verfahren und Technik der thermischen Abgasreinigung*, Düsseldorf, 2014.
- [VDI 3679-2, 2014] *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 3679 Blatt 2: Nassabscheider - Abgasreinigung durch Absorption (Wäscher)*, Düsseldorf, 2014.
- [VDI 3477, 2016] *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): VDI-Richtlinie 3477: Biologische Abgasreinigung - Biofilter*, Düsseldorf, 2016.
- [Yozgatli 2002] *Yozgatli, H. P.: Unsicherheiten in der quantitativen FT-IR-Spektroskopie. Dissertation*, Berlin, 2002.
- [Zwick & Basmer o. J.] *Zwick, G.; Basmer, P.: Theorie der FT-IR Spektroskopie: GASMET FT-IR Analysator, CALCMET Software*, o. J.

Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und  
Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. (FEI)

