

1 Einleitung

1.1 Allgemeines zur thermischen Restabfallbehandlung

Zu Abfall gehören nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (§3 Abs. 1 KrWG) Haus-, Geschäfts- und Sperrmüll (Siedlungsabfall) ebenso wie Gewerbe und Industrieabfälle, einschließlich gefährlicher Abfälle [1]. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit werden diese überlassungspflichtigen Siedlungsabfälle, die zumeist den Weg in eine thermische Abfallbehandlungsanlage finden, kurz als "Abfälle" oder "Müll" bezeichnet [2]. Da diese Abfälle für die thermische Abfallbehandlungsanlage den hauptsächlich eingesetzten Brennstoff darstellen, wird der Begriff "Brennstoff" synonym verwendet.

Ende des 19. Jahrhunderts führten das Fehlen geeigneter Erfassungs- und Entsorgungssysteme für Abfall sowie Gesundheitsprobleme in Europa – etwa wegen auftretender Seuchen wie Cholera – zu der Frage, wie Abfall verringert und hygienisiert werden kann? Damit wurde das Zeitalter der technischen Abfallverbrennung eingeläutet. Den Beginn machte im Jahr 1876 die erste Abfallverbrennungsanlage in Nottingham (England). Die erste Abfallverbrennungsanlage in Deutschland entstand nur wenige Jahre später nach der letzten großen Choleraepidemie in Hamburg. Die so genannte "Müllverbrennungsanstalt" nahm im Januar 1896 ihren Regelbetrieb auf, um den Abfall von 300000 Einwohnern der Stadt durch Verbrennung zu entsorgen. Damit war der Grundstein für eine neue Form der Abfallbehandlung gelegt, die sich unter Gesundheits- und Umweltschutzaspekten sowie auch aus ökonomischer Sicht sinnvoll erwies. [1], [3]

Heute leisten die thermischen Abfallbehandlungsanlagen einen erheblichen Beitrag hinsichtlich der umweltgerechten Behandlung von überlassungspflichtigen Siedlungsabfällen (Haus- und Sperrmüll) sowie hausmüllähnlichem Gewerbeabfall. Der Hauptzweck der frühen Anlagen bestand primär in der Abfallbeseitigung, insbesondere zur Hygienisierung und Volumenreduzierung. Der Aspekt einer Energiegewinnung rückte erst mit der Erdölkrise in den 1980er Jahren stärker in den Mittelpunkt. Wenngleich nicht vernachlässigt werden darf, dass bereits seit Beginn der technischen Müllverbrennung, die bei der Verbrennung der Abfälle freiwerdende Energie zur Dampf- und Elektrizitätserzeugung genutzt wurde. Dazu siehe [4].

Seit der Umsetzung der Anforderungen aus der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI) am 1. Juni 2005, mit dem hieraus resultierenden Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Siedlungsabfälle, ist die thermische Abfallbehandlung die vorrangige Behandlungsoption für die Siedlungs- und Gewerbeabfälle, die nicht recycelt werden können oder die aufgrund ihres Schadstoffpotenzials aus den Stoffkreisläufen ausgeschleust werden müssen.

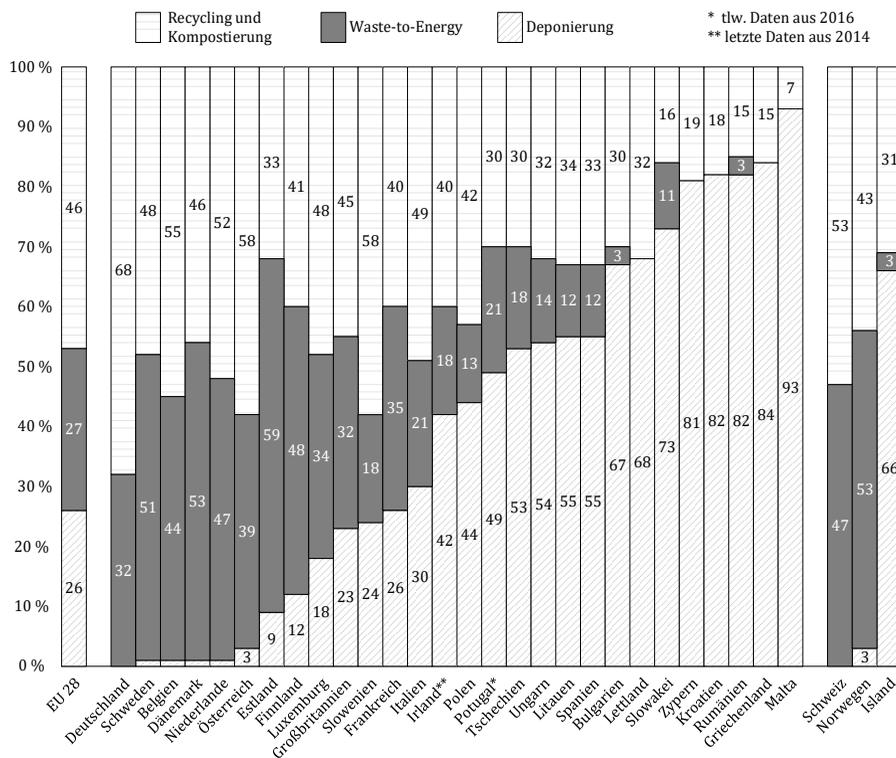
Deutschland verfügt über ein dichtes Netz von Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung. Diese Anlagen setzen sich hierbei insbesondere aus den klassischen Müllverbrennungsanlagen (MVA) und den Verbrennungsanlagen für Ersatzbrennstoffe (EBS-KW) zusammen. Genau genommen zählen auch Altholzverbrennungsanlagen bzw. Biomasse(heiz)kraftwerke (BM(H)KW) sowie Anlagen zur Sondermüllverbrennung (SMVA), Klärschlammverbrennungsanlagen (KVA), Zementwerke und Kohlekraftwerke mit Abfallmitverbrennung zu den Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung.

Die 66 deutschen Müllverbrennungsanlagen (MVA) verfügen mit 179 Verbrennungslinien über eine Gesamtkapazität von 20,6 Mio. t/a. Die Größen dieser Anlagen – angegeben als Brennstoff-

Jahresdurchsatz – variieren zwischen 50000 t/a und 780000 t/a. Alle deutschen MVA sind mit einer Rostfeuerung ausgerüstet und besitzen im Schnitt 2,7 Verbrennungslinien [5].

Die insgesamt 33 EBS-KW¹ mit in Summe 40 Verbrennungslinien besitzen eine Verbrennungskapazität von 6,4 Mio. t/a. Nicht zu vernachlässigen die 56 Biomassekraftwerke² (BMKW) mit einer Verbrennungskapazität von insgesamt 6,6 Mio. t/a Altholz der Klassen A I - A IV [5].

Betrachtet man hingegen die Kreislaufwirtschaft der Mitgliedsstaaten der Europäischen Union³ in Abbildung 1.1, so zeigt sich ein sehr unterschiedliches Niveau. Europaweit werden aktuell noch immer mehr als 70 Mio. t/a deponiert, was auf absehbare Zeit so bleiben wird. Verhandlungen vom Dezember 2017 zum Kreislaufwirtschaftspakt der EU-Kommission sehen einen Kompromiss vor, der die Begrenzung der Deponierung von Siedlungsabfällen auf 10 % des Siedlungsabfallaufkommens im Jahr 2035 festlegt⁴.



* tlw. Daten aus 2016
** letzte Daten aus 2014

Abbildung 1.1: Behandlung von Siedlungsabfällen in Europa 2015 (Daten aus [7], eigene graphische Aufbereitung)

¹ Mit der Nutzung der durch die aufbereiteten Brennstoffe eingebrachten Energie leisten die EBS-KW in erster Linie einen Beitrag zur Versorgung eigener oder benachbarter Produktionsstandorte mit elektrischer Energie, Wärme und/oder Prozessdampf [7].

² Feuerungswärmeleistung (FWL) > 20 MW_{th} oder > 5 MW_{el}

³ EU 28 inkl. Schweiz, Norwegen, Island.

⁴ Mitgliedsstaaten, deren Abfallwirtschaft weniger weit entwickelt ist, erhalten weitere 5 Jahre Aufschub zur Umsetzung der Vorgaben zum Deponieausstieg [7].

Zum Ende des Jahres 2017 existieren weltweit rund 2450 WtE-Anlagen mit einer Behandlungskapazität von über 330 Mio. t/a. Es kann davon ausgegangen werden, dass bis 2026 jedes Jahr 60 neue WtE-Anlagen errichtet werden, was zusätzliche Kapazitäten von 17 Mio. t/a bedeutet [6]. Der Großteil dieser Anlagen wird in Asien (insbesondere China) errichtet werden.

Parallel zur ordnungsgemäßen und schadlosen Behandlung der Abfälle rücken in den letzten Jahren und in der Zukunft die Themenbereiche *effiziente Energieauskopplung aus den thermischen Abfallbehandlungsanlagen* bzw. *Klimaschutz, Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit* immer mehr in den Fokus.

Wie in Abbildung 1.2 dargestellt, würde die durch 78 deutsche thermische Abfallbehandlungsanlagen⁵ produzierte elektrische Energie ausreichen, um 6,2 Mio. Einwohner zu versorgen. Die produzierte Wärmemenge bestehend aus Fern- und Nahwärme- sowie Prozessdampf-Export reicht rechnerisch aus, um 150 Mio. m² Wohnfläche zu beheizen, was etwa 4 % der Gesamtwohnfläche Deutschlands entspricht. [7], [8]

In diesem Zusammenhang nicht zu vernachlässigen ist die Klimarelevanz der thermischen Abfallbehandlung, da der biologisch abbaubare Anteil im Abfall als *klimaneutral* gewertet wird. Die Summe der jährlichen klimarelevanten Belastungen durch thermische Abfallbehandlungsanlagen (ITAD-Mitglieder) steht mit rund 9,3 Mio. t CO_{2eq} einer Entlastung von rund 16,5 Mio. t CO_{2eq} gegenüber, was 0,307 t CO_{2eq}/t Abfall entspricht [7]. Darüber hinaus werden aus den etwa 5,5 Mio. t/a Verbrennungsschlacke aktuell mehr als 80 % der enthaltenen Eisenmetalle und rund 60 % der enthaltenen Nichteisenmetalle zurückgewonnen [9].

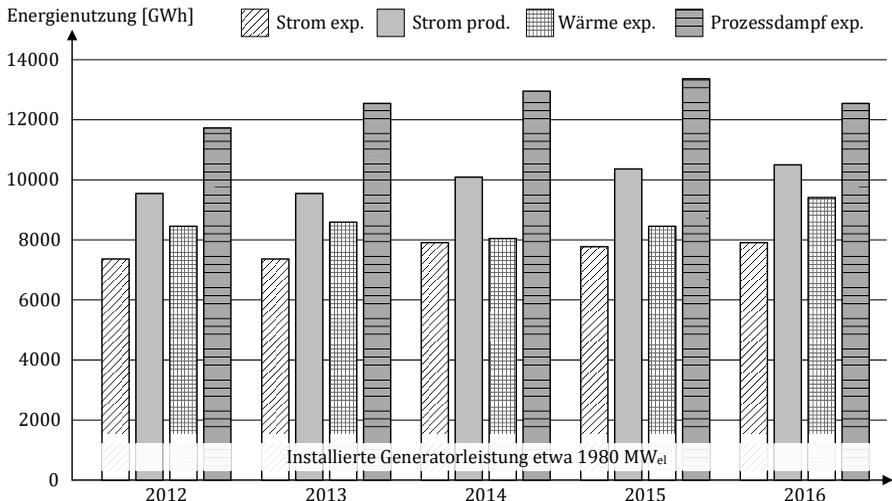


Abbildung 1.2: Energienutzung ITAD-Mitglieder 2012 - 2016 (Daten aus [7], eigene graphische Aufbereitung)

⁵ ITAD-Mitglieder im Jahre 2016; hauptsächlich MVA und EBS-KW.

1.2 Grundlagen zur Rostfeuerung in Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung

Ein Großteil der weltweit in Betrieb befindlichen Anlagen sind mit einer Rostfeuerungstechnologie⁶ ausgerüstet [6]. Diese in unterschiedlichen Varianten (siehe Kapitel 2.1.1) anzutreffenden Rostfeuerungen wurden erstmals Ende des 19. Jahrhunderts zur Verbrennung von Kehricht und festen Abfällen eingesetzt. Die Rostfeuerung hat sich als bewährte Verbrennungstechnik mit hoher Betriebssicherheit und Verfügbarkeit, mit gutem Mineralisierungsgrad der Schlacke und mit variablen Nutzungsmöglichkeiten der freigesetzten Wärme durchgesetzt. Weitere Gründe dafür liegen u. a. in der guten Skalierbarkeit, der großen Flexibilität und Robustheit dieser Systeme und in den mittlerweile zahlreich vorliegenden Erfahrungswerten.

Der wesentliche Vorteil bei der Anwendung der Rostfeuerungstechnologie ist, dass der zur thermischen Verwertung gelangende Abfall keiner umfangreichen Aufbereitung oder Vorbehandlung bedarf.

An dieser Stelle wird nun beispielhaft der Ablauf der Müllverbrennung in einer Rostfeuerung beschrieben. Für detailliertere Darstellungen der einzelnen Teilaspekte sei auf das Kapitel 2.1 verwiesen.

Nach der Anlieferung, die per LKW, Bahn oder Schiff erfolgen kann, wird der Abfall in einem sog. Bunker zwischengelagert. Der Bunker muss ausreichend groß dimensioniert sein, damit auch bei starkem Müllaufkommen noch genügend Platz zum Mischen (Homogenisieren) des Brennstoffs vorhanden ist. Zusätzlich dient der Bunker als "Zwischenspeicher", um die Zeiten ohne Müllanlieferung überbrücken zu können (z. B. nachts, an Wochenenden und Feiertagen). Das Mischen des Abfalls im Bunker dient dazu, um ein möglichst homogenes Brennstoffgemisch herzustellen, bevor es in die Feuerung aufgegeben wird.

Die eigentliche Feuerungseinheit besteht aus einem Aufgabetrichter, einem Aufgabeschacht, einer mechanischen Brennstoffaufgabe und dem Verbrennungsrost. Oberhalb des Rostes befindet sich der Feuerraum. Der Feuerraum ist üblicherweise mit Feuerfestmassen und SiC-Werkstoffen ausgekleidet bzw. ausgemauert.

Mittels Polypgreifern, die mehrere Kubikmeter Müll aus dem Bunker fassen können, wird der Aufgabetrichter in unregelmäßigen Abständen vom Müllkranführer beschickt. Der Müllkranführer muss sich nämlich nicht nur um die Beschickung der Feuerung kümmern, sondern auch um das Mischen des Abfalls im Bunker und um das Freiräumen der Abkippstellen. Ein minimaler Füllstand im Aufgabeschacht darf nicht unterschritten werden, da durch die Müllsäule ein (annähernd) luftdichter Abschluss des Feuerraums gegenüber dem Müllbunker sichergestellt wird. Ist dieser Luftabschluss nicht gewährleistet, wird aufgrund des im Feuerraum herrschenden Unterdruckes Falschluf aus dem Müllbunker gezogen, was – neben den unkontrollierten Feuerungsbedingungen – die Gefahr von Rückbränden bis hin zu Bunkerbränden erhöht.

Die Brennstoffaufgabe besteht in der Regel aus einem hydraulisch angetriebenen Stößel, der den vor ihm liegenden Müll durch eine Vorhubbewegung auf den Rost schiebt. Während der Rückhubbewegung des Stößels rutscht "frischer" Brennstoff aus dem Aufgabeschacht nach und kann bei der nächsten Vorhubbewegung wieder auf den Rost gefördert werden. Der Abfall wird

⁶ Daher werden in der vorliegenden Arbeit ausschließlich Anlagen bzw. Verbrennungslinien berücksichtigt, die mit einer Rostfeuerung ausgerüstet sind (MVA, EBS-KW, BMKW).

also auf den Verbrennungsrost "geschoben", auf dem er durch den Feuerraum transportiert wird und die Prozessschritte Trocknung, Pyrolyse (Entgasung) und Koksabbrand durchläuft.

Der auf dem Rost befindliche Brennstoff bildet ein sog. Müllbett oder Brennstoffbett aus, welches am Rostanfang am dicksten ist und in Richtung Rostende immer dünner wird. Zuerst wird das im Abfall enthaltene Wasser verdampft, bevor im Anschluss die Pyrolyse beginnt. Dabei werden flüchtige Gase freigesetzt, die oberhalb des Brennbetts mit in den Feuerraum eingedüster Luft (Sekundärluft) nachverbrennen. Das Brennbett auf dem Rost wird von unten im Kreuzstrom mit Luft (Primärluft) oder – häufig bei Biomasse- und EBS-Anlagen – mit rezirkuliertem Rauchgas ("Rezigas") durchströmt.

Die gesamte, dem Rost zugeführte Verbrennungsluft ergibt, bezogen auf das Brennstoffinventar auf dem Rost, überstöchiometrische Verhältnisse, was jedoch punktuell unterstöchiometrische Bedingungen (insbesondere in der Hauptbrandzone) nicht ausschließt. Entlang des Rostweges kann über verschiedene, getrennt regelbare Primärluftzonen sowohl die absolute Menge der Primärluft als auch die Verteilung längs des Rostes beeinflusst werden. Mit dieser Maßnahme wird versucht, dem unterschiedlichen Trocknungs- und Zündverhalten, insbesondere bei wechselnden Heizwerten, zu begegnen und somit dauerhaft einen optimalen Ausbrand (gas- und feststoffseitig) zu gewährleisten. Mittels einer Abgasrückführung (Rauchgasrezirkulation) ist es möglich, die Gastemperaturen im Feuerraum und den Luftüberschuss zu beeinflussen.

Analog zu den Primärluftzonen besteht auch der Rost aus mehreren Elementen (Zonen). Das heißt, die Rostelementengeschwindigkeit bzw. die Hubfrequenz, hat Einfluss auf die Transportgeschwindigkeit und somit auf die Verweilzeit des Abfalls auf dem Rost. In der Praxis haben sich realisierbare Verweilzeiten im Bereich von ca. 0,5 h bis max. 2,5 h gezeigt. Zusätzlich kann durch eine Variation der Hubfrequenzen von Aufgabeschieber und Rostzonen die Höhe des Brennbettes variiert bzw. beeinflusst werden. Am Ende des Rostes fällt dann das idealerweise vollständig ausgebrannte Asche-/Schlacke-Gemisch in einen Entschlacker / Entascher, wo es zuerst im Wasserbad abgekühlt und dann in den Schlackebunker transportiert wird.

Die gesetzlichen Randbedingungen⁷ erfordern eine weitestgehende Nutzung des Energieinhaltes der verbrannten Abfälle [11]. Aus der durch die Verbrennung der Abfälle entstehenden Wärme wird daher in der Regel Dampf zur weiteren Verwendung als Heizwärme, Prozesswärme und/oder zur Erzeugung von elektrischem Strom gewonnen. Dies geschieht mittels einem der Feuerung nachgeschalteten Dampferzeuger, der in MVA in der Regel als Wasserrohrkessel im Naturumlauf ausgeführt ist. Analog zum Feuerraum sind auch Teile des Dampferzeugers mit verschiedensten SiC-Werkstoffen ausgekleidet.

Oberhalb der Ausmauerung können die Membranwände des Strahlungszuges bzw. in weiterer Folge auch die Rohrbündel der Konvektionszüge mit speziellen Werkstoffen⁸ schweißplattiert ("gecladded") werden. Diese Schweißplattierung bietet zusätzlichen Schutz vor Korrosion und Erosion. Zwischen der Feuerung einer MVA und dem nachgeschalteten Dampferzeuger gibt es eine Vielzahl von Wechselwirkungen. Zum Beispiel kann mit der Wahl der Kombination aus

⁷ Wärmenutzungsverordnung (WNVO) [140] nach § 5 Abs. 1 Nr. 4 BImSchG [10].

⁸ Ein verbreiteter Cladding-Werkstoff ist z. B. eine NiCr22Mo9Nb-Legierung, bekannt unter dem Namen "Alloy 625" (2.4856 | UNS N06625) ist eine [12].

Ausmauerung und Cladding der Gradient des Temperaturabbaus längs des 1. Kesselzuges maßgeblich beeinflusst werden.

Spannungsfelder und bekannte Probleme beim Betrieb von thermischen Abfallbehandlungsanlagen

Die thermische Abfallbehandlung weist gegenüber der Verbrennung von herkömmlichen fossilen Brennstoffen wie Erdgas, Erdöl, Braun- oder Steinkohle wesentliche Unterschiede auf. So ist insbesondere der eingesetzte Brennstoff durch Heterogenität sowohl in Bezug auf seine chemisch-physikalische Zusammensetzung als auch seine Korngrößenverteilung gekennzeichnet. Die genannten Heterogenitäten unterliegen zusätzlich saisonalen, regionalen und witterungsbedingten und Schwankungen.

Die erwähnte Mehrfach-Heterogenität der zu verbrennenden Abfälle und die damit schwer zu erfassende Operationsbreite der thermischen Behandlung, erschweren neben einer vorausschauenden Betriebsweise auch die Auslegung und Konstruktion solcher Anlagen, die im Wesentlichen auf Erfahrungswerten der Anlagenbauer beruht. Dies trifft insbesondere auf den mechanisch-konstruktiven Teil der Brennstoffförderung, also Brennstoffaufgabe und Rost, zu. Es existieren eine Vielzahl an unterschiedlichen Konstruktionen, die in der Vergangenheit gebaut wurden bzw. die sich aktuell in Betrieb befinden und die sich zum Teil erheblich voneinander unterscheiden. Dies lässt den Schluss zu, dass bei der Auslegung von Neuanlagen ausschließlich empirisch vorgegangen wird. Auch die oft durchgeführten Modifikationen an bestehenden Konstruktionen legen nahe, dass ein Optimum bis dato noch nicht erreicht ist. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Abfallzusammensetzung von Anlage zu Anlage unterschiedlich ist. Abbildung 1.3 stellt symbolisch die zu berücksichtigenden und zum Teil divergierenden Anforderungen bei der Auslegung und beim Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen dar.

Im Betrieb fehlen meistens die physikalisch-chemischen Daten des jeweiligen Abfalls, wie z. B. brennbarer Anteil, Wassergehalt, Inertanteil, Trockensubstanz und auch Heizwert. Gleiches gilt für die chemische Zusammensetzung des Abfalls. Laboranalysen hinsichtlich der im Abfall enthaltenen Hauptelemente Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Stickstoff (N), Schwefel (S) und chemisch gebundener Sauerstoff (O) liefern aufgrund der analysierten Kleinstmengen keine repräsentativen Ergebnisse. Die Daten liegen außerdem stark zeitverzögert vor, sodass der untersuchte Abfall bereits verbrannt wurde. Der größte Unsicherheitsfaktor bei der Auslegung und beim Betrieb von diesen Anlagen liegt demnach in der mehrfachen Heterogenität der Abfälle. Diese wird verursacht durch sich ständig verändernde Einzelbrennstoffe, deren Mischungsverhältnis untereinander und deren unterschiedliche Feuchtegehalte. Auch große Schwankungsbreiten hinsichtlich der geometrisch-physikalischen Eigenschaften innerhalb der Einzelbrennstoffe, wie z. B. Form, Stückigkeit, Oberflächen, Fließ- und Verteilungsverhalten sowie Konsistenz sind relevant [14]. Für keine dieser Größen ist eine betriebstaugliche "online"-Messung verfügbar. Demnach kann keine quantitativ zufriedenstellende Aussage über Heizwert, Zündwilligkeit, Verbrennungs- und Förderverhalten der zur Verbrennung gelangenden Abfälle getätigt werden. Die im Feuerungsprozess auftretenden Schwankungen müssen durch gezielte Steuerung des Verbrennungsvorganges ausgeglichen werden.

Die Reproduzierbarkeit dieser Maßnahmen und die daraus resultierenden Prozessreaktionen sind jedoch nicht zuverlässig gegeben. Die beschriebenen Probleme und Unwägbarkeiten beim

Betrieb einer Feuerung mit Restabfall in Kombination mit der Forderung nach maximaler Effizienz bzw. Energieausbeute bei gleichzeitiger Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte, führen zu ausgeprägten Zielkonflikten.

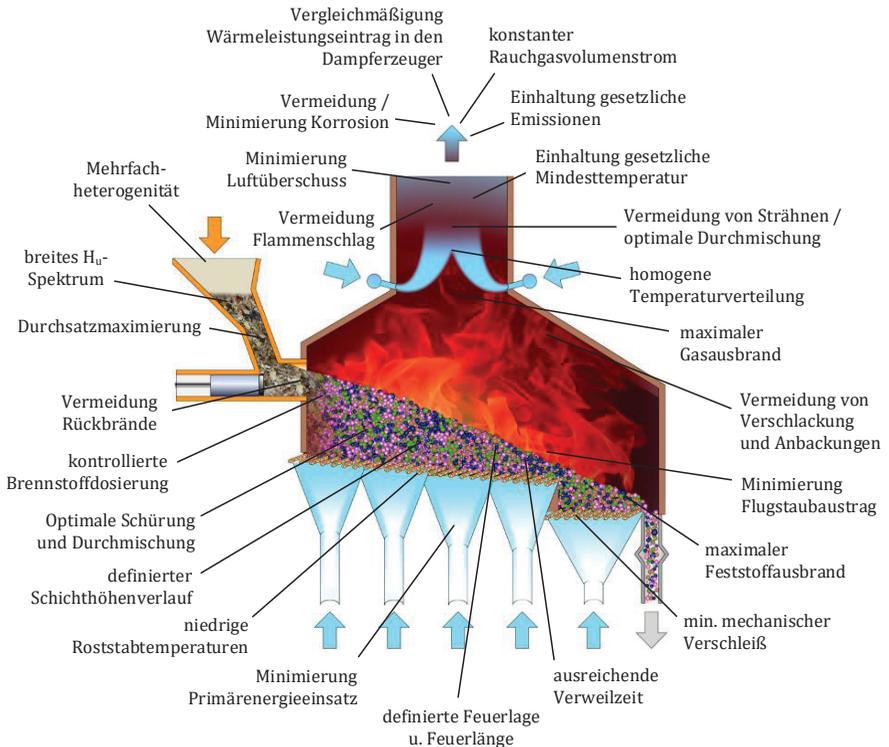


Abbildung 1.3: Spannungsfeld beim Betrieb einer Rostfeuerungsanlage in einer thermischen Abfallbehandlungsanlage (Bildhintergrund aus [13])

1.3 Hintergrund und Zielsetzung

Die Vorgänge im Feuerraum sind wesentliche Ursache für die Prozesse in den nachgelagerten Anlagenkomponenten. Dies betrifft u. a. die Wärmetechnik, ebenso wie die Schadstoffbildung von z. B. CO und NO_x , aber auch von korrosionsfördernden Spezies wie Chloriden.

Hinsichtlich der Qualität der Verbrennungsergebnisse (z. B. Emissionen, Energieausbeute, Korrosion, Verschmutzung usw.) existieren im derzeitigen Anlagenpark "gute" und "schlechte" Anlagen, jedoch auch Anlagen, die nahezu störungsfrei laufen. Umbauten an Feuerungen haben sich statistisch, in Bezug auf die genannten Qualitätsmerkmale, nicht erfolgreicher erwiesen als Neubauten. Weder Anlagenerrichter noch die Betreiber wissen *wirklich*, wo die Ursachen für Erfolg oder Misserfolg liegen.

Aufwendige Auswertungen konstruktiver, betrieblicher und verfahrenstechnischer Parameter (z. B. [15], [16], [17]) mit multivariaten, statistischen Methoden haben noch kein eindeutiges

Ergebnis einer *optimalen* Anlagenkonstellation liefern können. Möglicherweise werden die *wirklich relevanten* Daten und Parameter in die konventionelle Verfahrenstechnik und Konstruktion nicht aufgenommen. Ein alternativer Ansatz ist demnach die Entwicklung von Feuerungsmodellen, mit dem die relevanten Parameter deutlich gemacht werden können. Siehe dazu das Kapitel 2.3, in dem mögliche Lösungswege durch Entwicklung und Anwendung von numerischen Feuerungsmodellen beschrieben werden.

Eine Ursache der umschriebenen Probleme liegt darin, dass der in die Feuerung aufzugebene Abfall weder in seiner Qualität praxisingerecht zu charakterisieren ist, noch hinsichtlich seiner Quantität "online" messbar ist. Der heterogene Brennstoff führt zu ungleichmäßigen Verbrennungszuständen, die u. a. das Freisetzen von emissions- und korrosionsrelevanten Schadstoffen beeinflussen.

Darüber hinaus können Zustände im Anlagenbetrieb auftreten, die den Betrieb erschweren und in seiner Effizienz beeinträchtigen. Diese negativen Zustände können durch eine optimale Feuerleistungsregelung⁹ (FLR) vermieden oder zumindest erheblich reduziert werden. Details zur FLR sind im Kapitel 2.1.4 zu finden.

Die FLR hat u. a. die Aufgabe, den richtigen Brennstoffmassenstrom für eine gewünschte Soll-Dampfleistung zu dosieren. Die produzierte Ist-Dampfleistung soll trotz des heterogenen Brennstoffs möglichst konstant sein und sich bestmöglich an den eingestellten Sollwert annähern. Dabei sind sowohl Phasen mit deutlicher Unter- als auch Überproduktion möglichst zu vermeiden. Neben den vergleichsweise problemlos messbaren Hauptregelgrößen wie Dampfmassenstrom, Sauerstoffüberschuss und Feuerraumtemperatur(en), wäre die Kenntnis des *aktuell vorherrschenden Brennstoffmassenstroms* für die FLR eine wesentliche Verbesserung, die eine Vielzahl an neuen Möglichkeiten zur Optimierung der Feuerführung eröffnen würde.

Zudem wären daraus abgeleitete Zusammenhänge hinsichtlich weiterer Merkmale zur quantitativen Abfallcharakterisierung (wie z. B. Dichte, Heizwert, Wasser- und Aschegehalt) wünschenswert. Dies gestaltet sich jedoch schwierig, da die Abfallschüttung aus einer Vielzahl einzelner Bestandteile besteht und daher hinsichtlich chemisch-physikalischer Eigenschaften nur schwer zu charakterisieren ist. In diesem Zusammenhang stellt sich zwangsläufig die Frage nach gegenseitigen Abhängigkeiten der genannten Merkmale und wie diese quantifiziert werden können. Welchen Einfluss beispielsweise variierende Wasser- bzw. Aschegehalte auf die Schüttdichte des Abfalls haben können, ist weitgehend unbekannt. Des Weiteren muss ein Zusammenhang zwischen Heizwert und Dichte des Abfalls untersucht und quantifiziert werden, da sich daraus wiederum ein Einfluss auf den Massenstrom ergibt.

Da weder der aufzugebene Massenstrom, noch der durch den Aufgabeschacht "fließende" Volumenstrom und auch keine Brennstoffdichten bekannt bzw. kontinuierlich messbar sind, ist man seit jeher beim Betrieb der Abfallverbrennungsanlage auf einen empirisch ermittelten Zusammenhang zwischen der Aufgabefrequenz und dem in Folge erzeugten Dampfmassenstrom angewiesen. Diese Aufgabefrequenz wird (zeitverzögert) durch die FLR als Reaktion auf die produzierte Dampfmenge kontinuierlich adaptiert.

⁹ Genau genommen ist die korrekte Bezeichnung "Feuerungsregelung", da diese wesentlich *mehr* als die Leistung der Feuerung regelt. Gebräuchlich ist jedoch der Begriff der "Feuerleistungsregelung" (FLR), der hier synonym verwendet wird.

Bei sinkender Dampfleistung wird die Aufgabefrequenz erhöht und bei steigender Dampfleistung wird die Aufgabefrequenz reduziert. Für eine optimierte Feuerungsregelung sollte es demnach ein vorrangiges Ziel sein, sich von diesem – sehr zeitaufwendig zu ermittelnden und fehleranfälligen – empirischem Zusammenhang zu lösen.

Bei genauerer Betrachtung der Abbildung 1.4 wird deutlich, dass sich die Dichte des kompressiblen Abfalls durch sein Eigengewicht verändern wird, während er vom Aufgabetrichter durch den Aufgabeschacht in den Bereich der Aufgabestöße wandert. Es ist auch vorstellbar, dass durch den Aufgabeschieber eine zusätzliche Kompression auf den vor ihm liegenden Müll ausgeübt wird, was zu einer weiteren Volumen- bzw. Dichteveränderung führen kann.

Sowohl über die Dichteverhältnisse im Aufgabeschacht als auch im unmittelbaren Nahbereich des Aufgabeschiebers sind bisher keine Daten oder Messreihen bekannt. Dies gilt analog auch für den Dichteverlauf, der sich vom Rostanfang bis zum Ende des Rostes einstellt.

Neben der Mehrfach-Heterogenität hinsichtlich seiner Zusammensetzung, unterscheidet sich der Abfall auch in vielerlei Hinsicht (Partikelbeweglichkeit, Formstabilität, Porosität etc.) von "herkömmlichen" Schüttgütern und ist daher schwer zu berechnen. Viele der für "herkömmliche" Schüttgüter geltenden mathematischen Beziehungen wie z. B. zur Ermittlung der Schüttgütdichte in Abhängigkeit der Spannung oder die Bestimmung des Böschungswinkels können auf Abfall nicht angewendet werden. Dies gilt ebenso für Messverfahren z. B. zum praktischen Messen von Fließeigenschaften. Details hierzu siehe [18].

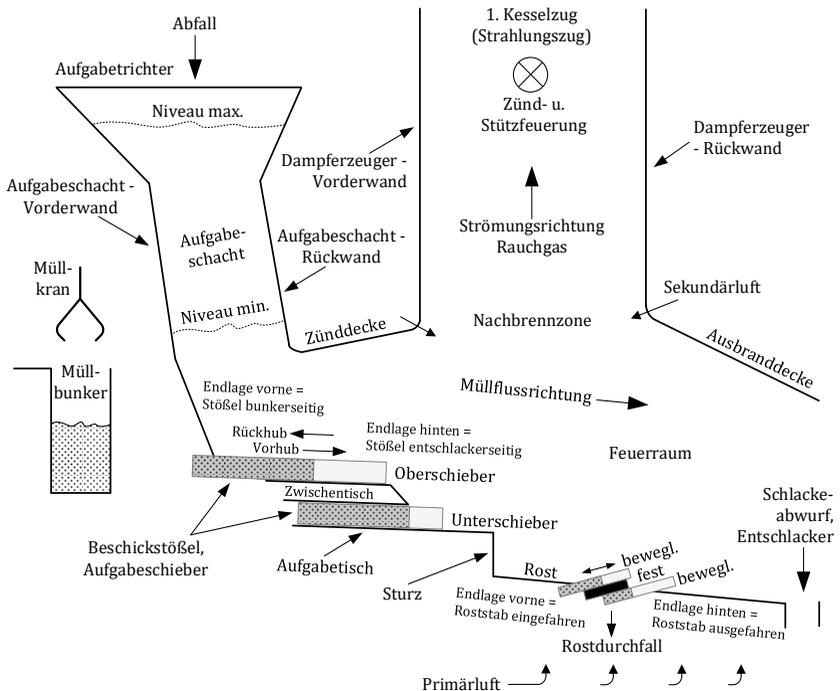


Abbildung 1.4: Schematischer Aufbau im Längsschnitt und Nomenklatur einer großtechnischen Rostfeuerungsanlage mit Doppelkolbenbeschickung (nicht maßstabsgetreu)

Für die Bestimmung des *Brennstoffmassenstroms* ist es notwendig, zum einen die *Dichte* zu kennen, die der Abfall einnimmt während er vom Aufgabeschieber auf den Rost dosiert wird. Zum anderen muss das *Abfallvolumen* bekannt sein, welches der Aufgabeschieber bei seinem Vorhub bewegt. Es wurde bereits erwähnt, dass weder die Dichte noch das Volumen gemessen werden können. Somit bleibt als einzige praxistaugliche Möglichkeit, diese Unbekannten aus anderen betrieblich verfügbaren Messgrößen und/oder aus der gegebenen Anlagegeometrie abzuleiten.

Kurz zusammengefasst sollen in der vorliegenden Arbeit folgende Themen konkret umgesetzt werden:

- Entwicklung und Validierung einer Methodik zur heizwertabhängigen Bestimmung des Brennstoffmassenstroms an thermischen Abfallbehandlungsanlagen mit Stößelbeschickung.
- Aufbauend auf die Berechnung des Brennstoffmassenstromes, sollen auch die notwendigen Hubzahlen bestimmt werden können. Dadurch kann das Feuerleistungsdiagramm einer Verbrennungslinie erweitert werden und die Feuerungsregelung kann über den gesamten Lastbereich und das gesamte Heizwertband vorkonfektioniert werden.
- Programmierung der Brennstoffmassenstromformel in der Prozessleittechnik bestehender Anlagen zur Optimierung der Feuerungsregelung und zur "online"-Bestimmung des Brennstoffmassenstromes.
- Erweiterung des Feuerungsmodells "CombAte" um das Modul "optimierte Brennstoffaufgabe" zur realitätsgetreuen Simulation der Brennstoffbeschickung.

1.4 Vorgehen

Die gewonnenen Erkenntnisse sollen sowohl für die Auslegung von Neuanlagen als auch zur Optimierung von Feuerungsregelungen nutzbar gemacht werden. Um die Übertragbarkeit der erarbeiteten Lösungen auf vergleichbare Anlagen gewährleisten zu können, ist es zielführend mit "allgemeingültigen" geometrischen Zusammenhängen und algebraischen Beziehungen zu arbeiten.

In Bezug auf die verschiedenen existierenden Varianten von Müllbeschicksystemen gab es noch keine Datenbasis auf die hätte zugegriffen werden können. Somit war als erster Schritt erforderlich, eine einheitliche Datenbasis zu schaffen. In die Analyse eines Beschicksystems müssen die *konstruktiven* (statisch) und die *betrieblichen* Parameter (dynamisch) eingehen. Demnach mussten sowohl Konstruktionsdaten (Geometrien) als auch Betriebsdaten bestehender Verbrennungslinien beschafft und analysiert werden. Dazu standen insgesamt 167 Verbrennungslinien an 68 europäischen Standorten zur Verfügung.

Es zeigte sich, dass es technische, betriebliche und organisatorische Restriktionen gibt, die die Auswahl der Anlagen einschränken. Die Auswahlmatrix der betrachteten Verbrennungslinien sowie eine Erläuterung zu den Auswahlkriterien findet sich im Anhang in Kapitel 8.1 (siehe Tabelle 8.1).

Schlussendlich wurden 50 Verbrennungslinien (VL) an 28 Standorten aus 7 europäischen Ländern in die Datenanalyse aufgenommen, wie in Tabelle 1.1 dargestellt. Es befinden sich 47 klassische MVA darunter sowie 1 Biomasse-HKW und 2 EBS-KW. Alle 50 Verbrennungslinien besitzen eine Stößelbeschickung.

Bei der Auswahl der Anlagen wurde darauf geachtet, dass möglichst belastbare Aussagen getroffen werden können. Daher sind die betrachteten Anlagen zum einen hinsichtlich der Brennstoffe vergleichbar und zum anderen ist eine max. mögliche Bandbreite an Anlagengrößen und Rosttechnologien abgedeckt.

Hinsichtlich der Feuerraumgeometrie (Gleichstrom-, Mittelstrom-, Gegenstromfeuerung; siehe Kapitel 2.1.1) wurde nicht unterschieden, da davon auszugehen ist, dass die Feuerraumgeometrie für die Brennstoffbeschickung und den Brennstofftransport eine untergeordnete Rolle spielt.

Tabelle 1.1: Zusammensetzung der analysierten Verbrennungslinien (VL)

Länder (Anzahl Verbrennungslinien)	Rost	Σ VL
AT (2), BE (1 ¹⁰), CH (3), DE (19 ¹¹), NL (3 ¹²), PL (2), UK (1)	Vorschubrost	31
DE (14)	Walzenrost	14
CH (2), DE (2), NL (1)	Rückschubrost	5

Ein kompletter Datensatz¹³ einer Verbrennungslinie besteht aus:

- Betriebsdaten¹⁴ aus dem laufenden Anlagenbetrieb; mit exakt spezifizierten Anforderungen hinsichtlich Qualität und Quantität.
- Maßstabsgetreue Konstruktionszeichnungen von Aufgabetrichter, Aufgabeschacht, Aufgabeschieber, Rostfeuerung und nachgeschaltetem Dampferzeuger.
- Allgemeine Angaben zur jeweiligen Verbrennungslinie: Typ, Hersteller, Baujahr, Feuerleistungsdiagramm, Auslegungsdaten und ggf. Besonderheiten.

Die Eigenschaften der Betriebsdaten stellen sich wie folgt dar:

- Daten aus dem laufenden Anlagenbetrieb, ohne Sonderzustände wie geplante oder ungeplante Stillstände, auch nicht unmittelbar nach Beginn oder kurz vor Ende der Reisezeit, da diese Zeiträume den regulären Anlagenbetrieb oft nicht repräsentieren.
- Betrieb mit konstantem Dampfleistungs-Sollwert, denn nur bei konstantem Sollwert gilt näherungsweise der Zusammenhang, dass der zu untersuchende Brennstoffmassenstrom (bei einem definierten Heizwert) auch in einem definierten Dampfmassenstromäquivalent resultiert.
- Möglichst lange Zeiträume sollen analysiert werden, um eine max. mögliche Schwankungsbreite in den Brennstoffqualitäten abzudecken. Als Mindestkriterium wurden 7 · 24 h (als nicht notwendigerweise zusammenhängender Zeitraum) angesetzt und als optimaler Zeitraum 1 - 6 Monate. Die Datensätze sollten jedenfalls öfters die Zeiträume des Wechsels vom

¹⁰ EBS-KW

¹¹ inkl. 1 EBS-KW

¹² inkl. 1 Biomasse-HKW

¹³ Die Betriebsdaten, die konstruktiven Unterlagen und die allgemeinen Angaben zur Verbrennungslinie können nur vom unmittelbaren Anlagenbetreiber geliefert werden und stellen höchst sensible (z. B. Emissionswerte) und z. T. vertrauliche Informationen dar. Aus diesem Grund wurden Vertraulichkeitsvereinbarungen geschlossen, mit der Auflage, dass Anlagenstandorte nur anonymisiert und Betriebsdaten z. T. nur normiert wiedergegeben werden.

¹⁴ Eine Auflistung der von jeder untersuchten Anlage vorhandenen Betriebsdaten befindet sich im Anhang in Kapitel 8.1 in Tabelle 8.2.