

Thermische Verfahren

Helmut Seifert, Hans-Joachim Gehrman und Jürgen Vehlow

Zusammenfassung

Neben den ursprünglichen Zielen der thermischen Abfallbehandlung (TAB), Inertisierung der Abfälle und Schadstoffzerstörung, gewinnen die Themen Ressourcenschonung und Klimaschutz durch Nutzung der Rückstände und der Energie im Abfall zunehmend an Bedeutung. Durch den Klimawandel notwendige Maßnahmen zur Reduktion von Kohlendioxid werden auch für Abfallverbrennungsanlagen diskutiert. So wird in jüngsten Entwicklungen unter anderem die CO₂-Abscheidung aus dem Abgas der Abfallverbrennung untersucht. Die Grundprozesse der TAB lassen sich entsprechend der Atmosphäre, in der die Reaktion abläuft, in Pyrolyse (inert), Vergasung (unterstöchiometrisch) und Verbrennung (überstöchiometrisch) unterscheiden. Beim Hausmüll dominiert die Verbrennung auf dem Rost mit anschließender Energienutzung in einem Dampfkessel. Zur Auslegung der unterschiedlichen Rostfeuerungen ist zunächst eine Verbrennungsrechnung durchzuführen, bevor eine rostspezifische Dimensionierung vorgenommen werden kann. Die dem Kessel nachgeschaltete Rauchgasreinigung gliedert sich in Entstaubung, Sauergasabreinigung, Entstickung sowie die Entfernung von Dioxinen/Furanen. Vor dem Hintergrund der Diskussion zu dem Verbot von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) ist auch in der Abfallverbrennung zukünftig mit entsprechenden neuen Rauchgasreinigungsstufen bzw. mit der Einführung von Grenzwerten in der Emission zu rechnen. Der Behandlung

H. Seifert · H.-J. Gehrman (✉) · J. Vehlow
Institut für Technische Chemie, Karlsruher Institut für Technologie,
Eggenstein-Leopoldshafen, Deutschland
E-Mail: hans-joachim.gehrmann@kit.edu

H. Seifert
E-Mail: helmut.seifert@kit.edu

von Reststoffen aus der Abfallverbrennung, wie Rostaschen, Filterstäuben und Rauchgasreinigungsrückständen kommt eine wesentliche Bedeutung zu. Die thermische Behandlung von Sonderabfällen insbesondere industrieller Abfälle erfolgt meist in Drehrohröfen, während Klärschlämme häufig in Wirbelschichtöfen verbrannt werden. Sogenannte alternative, mehrstufige pyrolyse- und vergasungsbasierte Verfahren haben sich für gemischte Abfälle bisher in der Praxis nicht durchsetzen können. Derzeit sind Verfahren zum chemischen Recycling für spezielle Fraktionen wie Kunststoffabfälle durch alternative Verfahren in der Pilotierung.

Schlüsselwörter

Thermal waste treatment · Municipal solid waste · Combustion on the grate · Energy recovery · Flue gas cleaning · Dioxins/furans · Per- and Poly-Fluorinated Alkyl Substances · Residues · Hazardous waste · Rotary kiln furnace · Sewage sludge · Fluidized bed furnace · Pyrolysis · Gasification · Chemical recycling

Definition In allen thermischen Verfahren zur Abfallbehandlung wird der Abfall für eine bestimmte Zeit (Verweilzeit) einer erhöhten Temperatur (Reaktionstemperatur) ausgesetzt. Entsprechend der eingestellten Gasatmosphäre, in der der Prozess abläuft, können verschiedene physikalisch-chemische Grundprozesse (⇒ vgl. Abschnitt 9.2) unterschieden werden. Bei den meisten Verfahren wird der Abfall in ausreichender überstöchiometrischer Luftatmosphäre oxidiert, d. h. verbrannt.

9.1 Zielsetzung der thermischen Abfallbehandlung

Die Zielsetzung der thermischen Abfallbehandlung ist seit Einführung der Abfallverbrennung in Deutschland im Jahre 1894 (1. Anlage in Hamburg am Bullerdeich) der Schutz der Gesundheit des Menschen und der Umwelt [1]:

- durch Inertisierung der Abfälle bzw. der entstehenden Reststoffe
Dies geschieht unter erheblicher Volumenreduktion durch die Hausmüllverbrennung bzw. mit starker Massenreduktion durch die Klärschlammverbrennung.
- durch Schadstoffzerstörung
Schadstoffe insbesondere auch toxische und hygienisch problematische Stoffe werden unter hoher Temperatur zerstört, z. B. bei der Sondermüll- und Klinikmüllverbrennung [2].

Zum Zweiten kann mit der thermischen Abfallbehandlung eine wirksame Ressourcenschonung erreicht werden, z.B. durch

- Rückstandsverwertung:
Mit speziellen Verfahren z. B. der Pyrolyse [3] können wertvolle Inhaltsstoffe wie Edelmetalle aus Elektronikschrott oder Brom aus Flammenschutzmitteln zurück gewonnen werden [4]. Aus Rostaschen der Abfallverbrennung werden Metalle, vor allem Eisenschrott und Aluminium zurück gewonnen, sie enthalten aber auch beachtliche Mengen an anderen Nichteisenmetallen, deren Verwertung mehr und mehr Bedeutung gewinnt [5]. Fallen die Schlacken im Verbrennungsprozess gut gesintert oder aufgeschmolzen an, können sie als Baumaterial eingesetzt werden [6].
- Substitution fossiler Brennstoffe
- Energetische Nutzung der Abfälle zur Wärme- oder Stromerzeugung können nennenswerte Mengen fossiler Brennstoffe substituiert werden [7, 8].
- Rohstoffliches Recycling für spezielle Fraktionen insbesondere Kunststofffraktionen können durch Pyrolyse- und Vergasungsverfahren die Polymere soweit abgebaut werden, dass eine rohstoffliche Nutzung der Produkte (Pyrolyseöl, Synthesegas) möglich ist.

Zunehmend an Bedeutung gewinnt das dritte Ziel: die energetische Abfallverwertung leistet einen Beitrag zum Klimaschutz

- durch Vermeidung organischer Emissionen:
Mit den thermischen Verfahren wird die Emission von Gasen mit hohem Treibhauspotential wie Methan und FCKW, die bei der Deponierung freiwerden, vermieden [9].
- durch partiell CO₂-neutrale Energienutzung
Da ein Großteil der Abfälle biogenen Ursprungs ist (z. B. beim Hausmüll meistens >50 Gew. %) und Abfälle somit einen weitgehend regenerativen Brennstoff darstellen, ist das emittierte CO₂ aus diesem Anteil als klimaneutral zu bewerten [10]. Eine Abscheidung von CO₂ aus Rauchgasen und Lagerung oder Nutzung (CCS/U CarbonCapture and Sequestration / Utilisation) würde demnach zu „negativen Emissionen“ führen.

9.2 Grundprozesse der thermischen Abfallbehandlung

Bei der thermischen Abfallbehandlung können vier physikalisch-chemische Grundprozesse unterschieden werden. Dies sind in Abhängigkeit von der Temperatur und Umgebungs- bzw. Behandlungsgasatmosphäre:

- Trocknung
- Pyrolyse
- Vergasung
- Verbrennung

Tab. 9.1 Thermische Grundprozesse, Reaktionsbedingungen und Hauptprodukte

Temperatur [°C]	Pyrolyse	Vergasung	Verbrennung
	250–700	800–1600	850–1300
Druck [bar]	1	1–45	1
Atmosphäre	Inert / N ₂	Vergasungsmedium: O ₂ , H ₂ O, Luft	Luft, O ₂
Stöchiometrie	0	<1	≥1
Produkte:			
Gasphase (Hauptkomponenten)	H ₂ , CO, N ₂ , Kohlenwasserstoffe	H ₂ , CO, CH ₄ , CO ₂ , N ₂	CO ₂ , H ₂ O, O ₂ , N ₂
Feststoff	Asche, Koks	Schlacke	Asche/Schlacke

Der Trocknungsvorgang läuft allen anderen thermischen Prozessen voraus und ist ein physikalischer Prozess, bei dem das Wasser aus dem Abfall in das umgebende Gas (meist Luft) ausgetrieben wird. Dieser Vorgang, der in mehreren Stufen abläuft (Austreiben von Oberflächen gebundenem, dann hygroskopisch gebundenem und zuletzt in Mikroporen kapillar gebundenem Wasser), ist bei Atmosphärendruck unterhalb von 150 °C beendet. Die technisch umgesetzten thermischen Prozesse laufen bei höheren Temperaturen ab (Tab. 9.1).

Oberhalb etwa 200–250°C setzt die Pyrolyse ein, die auch Entgasung oder bei hoher Temperatur Verkohlung genannt wird. Unter Pyrolyse versteht man die thermische Zersetzung von organischem Material unter Ausschluss eines Vergasungsmittels, d. h. der Prozess läuft unter inerter Atmosphäre ab. Pyrolyse-Verfahren erreichen maximale Temperaturen um 700°C; Vergasungs- und Verbrennungsverfahren sind bei höheren Temperaturen angesiedelt.

Die Vergasung ist definiert als partielle Umsetzung von organischen Stoffen bei hohen Temperaturen zu gasförmigen Stoffen (Synthesegas) unter Zugabe eines gasförmigen Vergasungsmittels (i. d. R. Luft, Sauerstoff oder Wasserdampf). Die Vergasung kann autotherm ablaufen, dabei wird die erforderliche Temperatur durch Teiloxidation des organischen Stoffes, meist mit O₂ als Oxidationsmittel, erreicht. In diesem Fall stellt die Vergasung eine unterstöchiometrisch ablaufende Verbrennung dar. Wird die Reaktionstemperatur durch externe Wärmezufuhr erreicht, spricht man von allothermer Vergasung.

Bei der Verbrennung wird der organische Stoff vollständig unter Zugabe eines Oxidationsmittels oxidiert (i. d. R. mit Luft oder Sauerstoff).

Die vier Grundprozesse können in eine aufsteigende Prozesshierarchie, ausgehend von der Trocknung über die Pyrolyse gefolgt von der Vergasung bis zur Verbrennung, eingeordnet werden, wobei jeder Grundprozess als Teilprozess der nächst höheren Prozessstufe zu verstehen ist. So impliziert z. B. jedes Verbrennungsverfahren stets die Prozessstufen der Trocknung, Pyrolyse und Vergasung als Teilprozesse und bei jedem Vergasungsverfahren laufen zunächst Trocknungs- und Entgasungsschritte ab [11].

In den Hauptreaktionsprodukten unterscheiden sich die Grundprozesse wesentlich. So entsteht bei der Pyrolyse neben dem Permanentgas (vor allem aus H₂, CO und N₂ bestehend) auch eine kondensierbare Fraktion, die als sogenanntes Pyrolyseöl auch Kohlenwasserstoffe mit höher siedenden Anteilen (Teere) enthält.

Im Unterschied dazu soll bei Vergasungsverfahren ein möglichst teerfreies Synthesegas erzeugt werden, das im Wesentlichen aus H₂, CO und N₂ besteht. Wird die Vergasung autotherm durchgeführt, ist im Synthesegas auch CO₂ enthalten. Bei der Verbrennung sollen im idealen Fall im Abgas nur Produkte vollständiger Oxidation, d. h. CO₂ und H₂O, sowie N₂ aus der Verbrennungsluft und bei überstöchiometrischer Verbrennung, d. h. mit Luftüberschuss, auch O₂ zu finden sein.

Neben Kohlenwasserstoffen können im Abfall auch weitere umwandelbare Stoffe wie z.B. Schwefel und Chlor enthalten sein, die bei der thermischen Behandlung Schadstoffe wie z.B. SO₂, H₂S oder HCl oder auch Dioxine und Furane bilden können und aus dem Abgas bzw. Syngas abgereinigt werden müssen.

Als feste Produkte (Reststoffe) werden bei der Pyrolyse neben inerter Asche auch kohlenstoffhaltiger Koks gebildet, während die Reststoffe aus der Vergasung und Verbrennung idealerweise aus inerten Schlacken oder Aschen bestehen.

Auch in den festen Produkten können Schadstoffe z. B. Schwermetalle enthalten sein, deren Verhalten insbesondere die Eluierbarkeit beachtet werden muss.

9.3 Standardverfahren zur Abfallverbrennung

Den überwiegenden Anteil der thermischen Verfahren stellen die Verbrennungsverfahren. Grundsätzlich besteht ein solches Verbrennungsverfahren aus einem thermischen Hauptverfahren, einer Wärmenutzung und einer meist mehrstufigen Rauchgasreinigung (Abb. 9.1).

Mit der Bilanzierung sowohl einzelner Stufen als auch des Gesamtverfahrens für Masse, Energie und Einzelspezies können gemäß [12] die energetischen Wirkungsgrade bestimmt werden.

Für die Hauptabfallgruppen Hausmüll, Sonderabfall (besonders behandlungsbedürftige Abfälle) und Klärschlamm hat das IPPC Büro (Integrated Pollution Prevention and Control) der EU in so genannten BREFs (Best Reference documents) technische Referenzverfahren zusammengestellt [13].

9.3.1 Hausmüllverbrennung

Nach Daten des Statistischen Bundesamtes [14] wurden in Deutschland im Jahr 2020 ca. 51 Mio. Mg Hausmüll erzeugt, entsprechend einer jährlichen Pro-Kopf-Quote von 632 kg/E·a [15]. Damit liegt Deutschland weit über dem Durchschnitt der 28 EU-Länder von 505 kg/E·a.

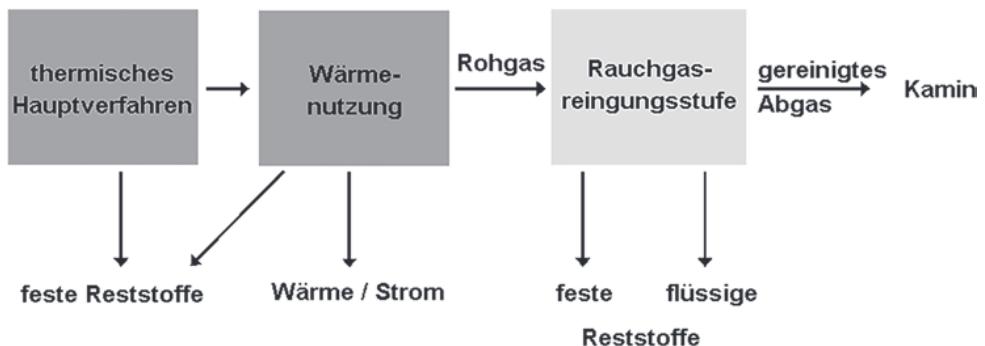


Abb. 9.1 Grundfließbild für Abfallverbrennungsanlagen

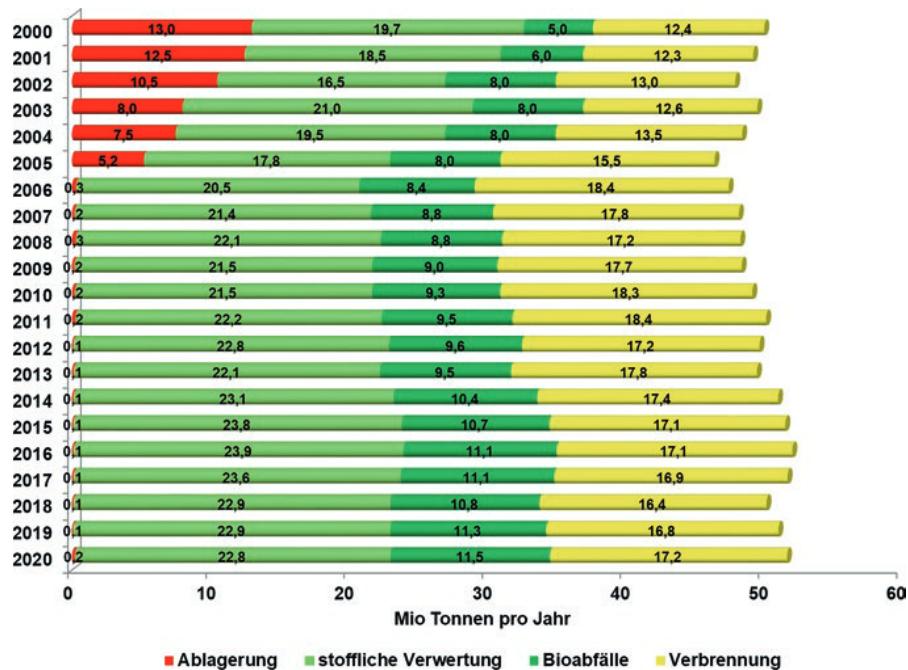


Abb. 9.2 Abfallbilanzen von 2000 bis 2020 in Deutschland [14]

In Deutschland wurden in 2020 [16] (Abb. 9.2) vom Hausmüll ca. 22,8 Mio. Mg oder 44,1 % der stofflichen und 11,5 Mio. Mg oder 22,3 % der biologischen Verwertung (Kompostierung oder Vergärung) zugeführt, 17,2 Mio. Mg oder knapp 33,2 % wurden in 154 [14] thermischen Abfallbehandlungsanlagen mit Energierückgewinnung verbrannt und nur 0,21 Mio. Mg oder 0,4 % wurden deponiert (Abb. 9.2). Seit Juni 2005 ist die

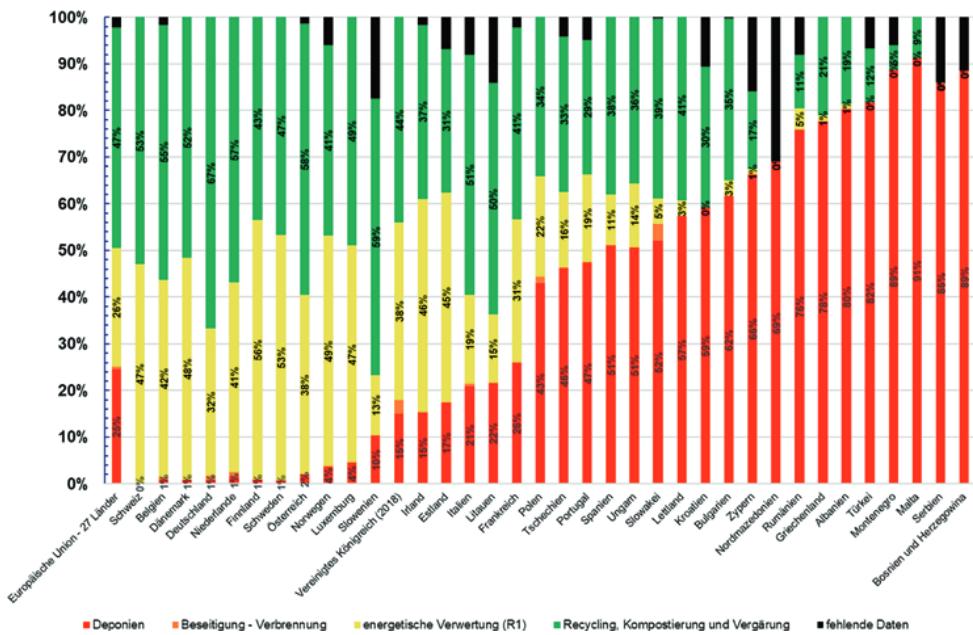


Abb. 9.3 Prozentuale Verwertung und Entsorgung von Siedlungsabfällen in Europa im Jahr 2019 [17]

Ablagerung unbehandelter Abfälle durch die Deponieverordnung untersagt und bei den deponierten Mengen handelt es sich daher um eine zeitlich begrenzte Zwischenlagerung.

Zum Vergleich: In den 27 EU-Staaten (ohne Großbritannien ab 2020) wurden 2019 von den jährlich anfallenden 225 Mio. Mg Siedlungsabfällen etwa 47 % [17] recycelt. Zum Recycling zählt die stoffliche Verwertung, Kompostierung und Vergärung. Deponierung und energetische Verwertung sind mit etwa 25 % gleichgroß. In den einzelnen Staaten stellt sich die Situation sehr unterschiedlich dar (Abb. 9.3) [17].

Während in einigen mitteleuropäischen Staaten und in Skandinavien die Siedlungsabfälle weitgehend verwertet werden und der Restabfall nahezu vollständig verbrannt wird, wird vor allem in den östlichen neuen Mitgliedstaaten der EU ein großer Teil weiterhin direkt deponiert; in einigen Ländern wird bisher keine Abfallverbrennung praktiziert (z. B. Malta, Serbien, Montenegro). Die energetische Verwertung wird in zwei Kategorien unterteilt: Gibt es keine Wärmenutzung, wird sie als „Beseitigung“ bezeichnet, werden Prozessdampf und / oder Strom gewonnen, dann gilt die Energie als „Verwertung“. Dazu wird das sogenannte „R1-Kriterium“ berechnet, das nicht nur zwischen beiden Kategorien unterscheidet sondern auch angibt, wie hoch die energetische Verwertung ist [18].

Nach [19] existierten 2019 in 22 europäischen Ländern insgesamt 500 Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen oder von Ersatzbrennstoffen mit einem Gesamt-

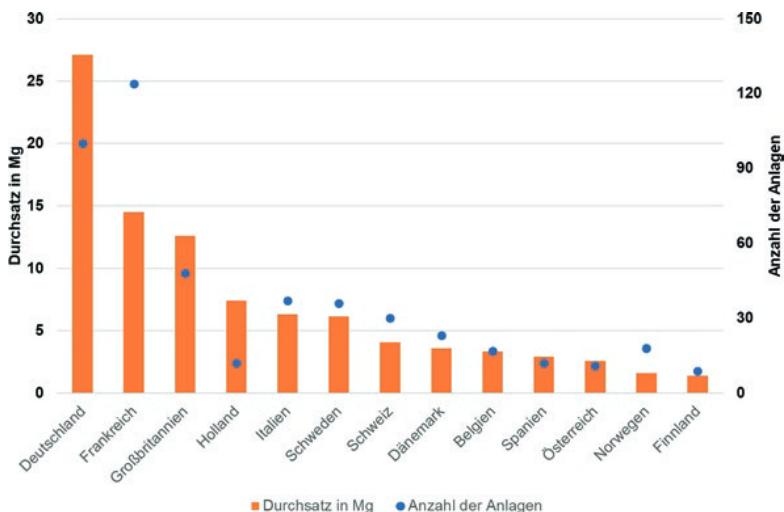


Abb. 9.4 Anzahl und Durchsatz der Haushmüll- und Ersatzbrennstoff-Verbrennungsanlagen in 13 europäischen Ländern [19]

durchsatz von 99 Mio. Mg/a. Abb. 9.4 zeigt die Anzahl und den jährlichen Durchsatz dieser Anlagen für die 13 Länder mit der größten Verbrennungskapazität. In diesen Ländern waren insgesamt 477 Anlagen mit einem Durchsatz von 94 Mio. Mg in Betrieb.

9.3.1.1 Rostfeuerungskonzept

Haushmüll und haushmüllähnliche Gewerbeabfälle werden überwiegend in Rostfeuerungsanlagen verbrannt [20]. Moderne Anlagen sind auf Durchsätze von ca. 150.000 Mg/a ausgelegt, dies entspricht einer thermischen Leistung von 50 MW bis 60 MW bei einem mittleren Heizwert von 8 MJ/kg bis 11 MJ/kg. Den typischen Aufbau einer solchen Anlage zeigt Abb. 9.5.

Die Abfälle werden aus dem Müllbunker (1) mit einem Kran über eine Schleuse (2) in den Feuerraum aufgegeben. Der Rost (3) kann aus unterschiedlichen Rostelementen (Stäbe, Walzen, Bänder) aufgebaut und als Balken- oder Walzenrost ausgeführt sein. Er wird von unten mit vorgewärmerter Verbrennungsluft durchströmt.

Die Bewegung der Roststäbe bzw. Walzen des Rostes bewirkt den Transport des Abfalls von der Aufgabe (Zuteiler) zum Ascheaustrag. Dabei wird durch die Schürbewegung ein intensiver Kontakt von Brenngut und Verbrennungsluft geschaffen, sodass ein sehr guter Feststoffausbrand auf dem Rost erreicht wird.

Die teilausgebrannten Rauchgase strömen in die Nachbrennkammer, in der durch die Zugabe von Sekundär- und Tertiärluft eine gute Durchmischung von Gas und Verbrennungsluft erzielt wird, sodass bei Temperaturen von 850–950°C ein vollständiger Ausbrand der Gase gewährleistet wird. Bei Unterschreiten der vom Gesetzgeber geforderten Mindesttemperatur (850°C mit einer Verweilzeit von 2 s nach der letzten Luft-

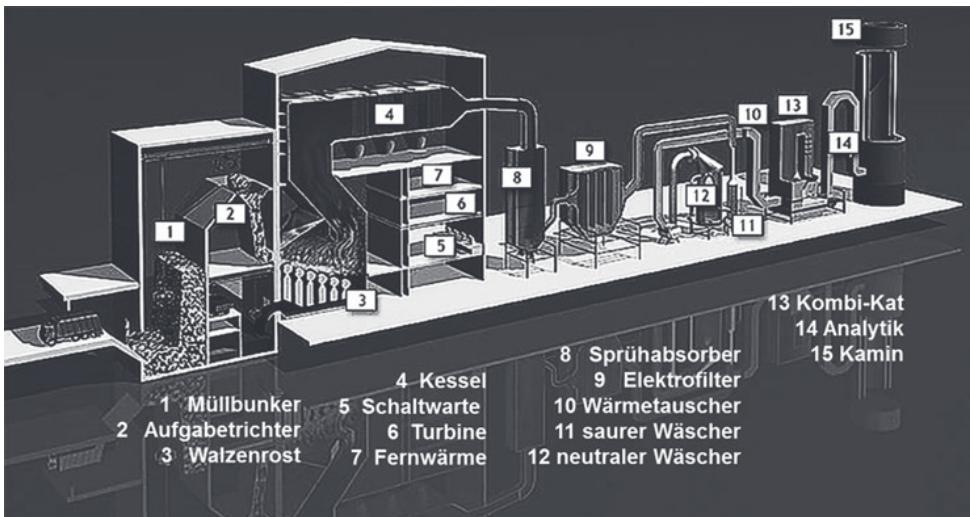


Abb. 9.5 Schema einer Abfallverbrennungsanlage mit Rostfeuerung

zufuhr [21]) werden in der Nachbrennkammer angeordnete Öl- oder Gasbrenner automatisch zugeschaltet.

Im anschließenden Abhitzekessel (4) wird das Rauchgas auf ca. 200°C abgekühlt, der erzeugte Dampf wird als Prozess- oder Heizdampf (7) bzw. für die Verstromung (6) genutzt (typische Dampfparameter 40 bar, 350°C). Nach der Wärmenutzung wird das Gas in einer mehrstufigen, häufig nassen Gasreinigung (8 bis 13), jedoch meist mit Eindampfung des Abwassers („abwasserfrei“), gereinigt, bevor es über den Schornstein (15) ins Freie abgeleitet wird.

9.3.1.2 Elemente und Aufbau von Rostfeuerungen

Die Elemente und Grundfunktionen einer Rostfeuerung sind am Schnittbild einer beispielhaften Anlage dargestellt (Abb. 9.6) [22]. Aus dem Müllbunker wird der Abfall in den Trichter der Abfallaufgabe (1) eingefüllt, von wo er über den Zufuhrschatz mittels einer Beschickungseinrichtung, z. B. einem Stößel (2), auf den Rost (4) im Feuerraum (3) transportiert wird. Der Rost wird von unten in mehreren Unterwindzonen (5) von Primärluft (6) durchströmt.

Unmittelbar nach dem Mülleintrag (A) wird der Müll getrocknet und gezündet (B). In der Hauptverbrennungszone (C) laufen nacheinander die Entgasung, Vergasung und Verbrennung ab. In der Nachbrennzone (D) wird ein vollständiger Feststoffausbrand der Rosttasche sichergestellt, bevor diese über den Nassentschlacker (7) ausgetragen wird. Der Ausbrand der nach oben zum Kessel austretenden Rauchgase wird durch Zugabe von Sekundärluft (bedarfsweise auch Tertiärluft) (8) sichergestellt. Sowohl durch Aufteilung der Verbrennungsluft in Primär- und Sekundärluft (häufig 80/20 %), als auch

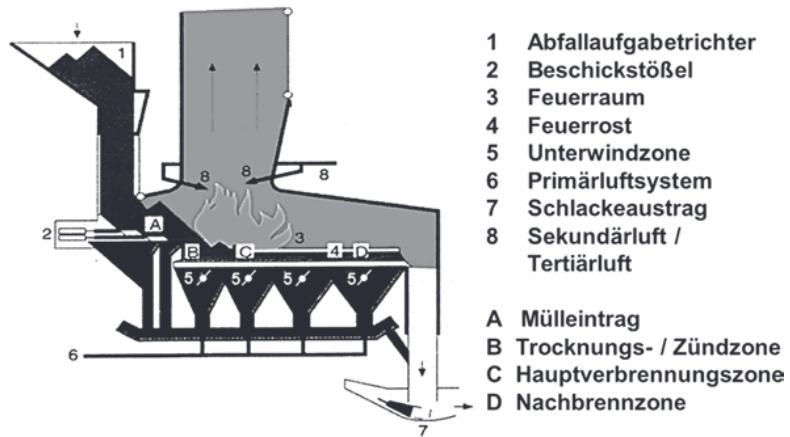


Abb. 9.6 Schnittdarstellung einer Rostfeuerung [22]

durch Aufteilung der Primärluft selbst auf die Unterwindzonen (bei 4 Zonen häufig im Verhältnis 1/2/2/1) lässt sich der Verbrennungsablauf abhängig von den Brennstoffeigenschaften des Abfalls optimieren.

Der Verbrennungsrost hat folgende Anforderungen zu erfüllen:

1. Transport des Abfalls durch den Feuerraum
2. Gleichmäßige Verteilung des Abfalls
3. Zufuhr, Verteilung und Vermischung der Primärluft mit dem Abfall
4. Steuerung der zonenabhängigen Brennstoffverweilzeit mithilfe der Rostvorschubgeschwindigkeiten
5. Geringer Aschedurchfall
6. Geringe Wartung und Verschleiß

Ein Rost besteht aus einzelnen teilweise bewegten Elementen.

Drei verschiedene Arten von Rostelementen werden technisch eingesetzt.

1. Platten und Bänder

Roste aus solchen Elementen nennt man Wanderroste (Abb. 9.7). Heute werden Wanderroste meist nur noch als Zuteilerrost zum Abfalleintrag in den Feuerraum verwendet.

2. Walzen

Mit in Transportrichtung des Abfalls drehenden Walzen werden Walzenroste aufgebaut (Abb. 9.8). Die Primärluft wird in Schlitzen über den Walzenumfang eingeblasen. Walzenroste werden bevorzugt für Anlagen größerer Durchsätze (bis >40 t/h) eingesetzt.

3. Geschürte Stäbe

Geschürte Stäbe sind die am häufigsten eingesetzten Rostelemente. Die Funktion zeigt Abb. 9.9. Dabei wird jeder zweite Stab bewegt, d. h. zwischen zwei bewegten

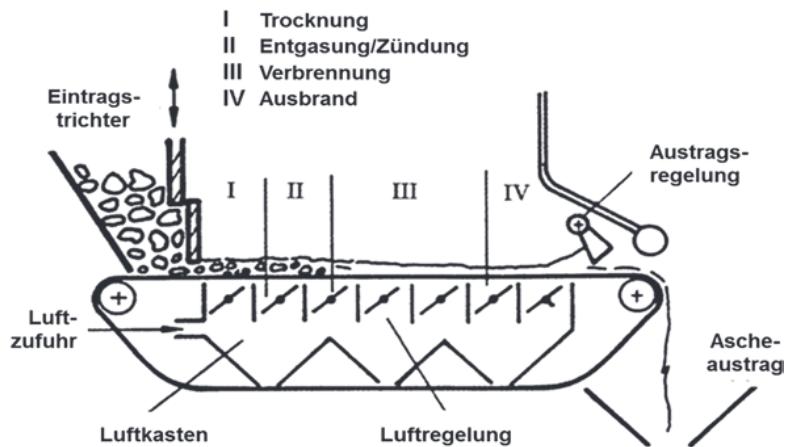


Abb. 9.7 Wanderrost

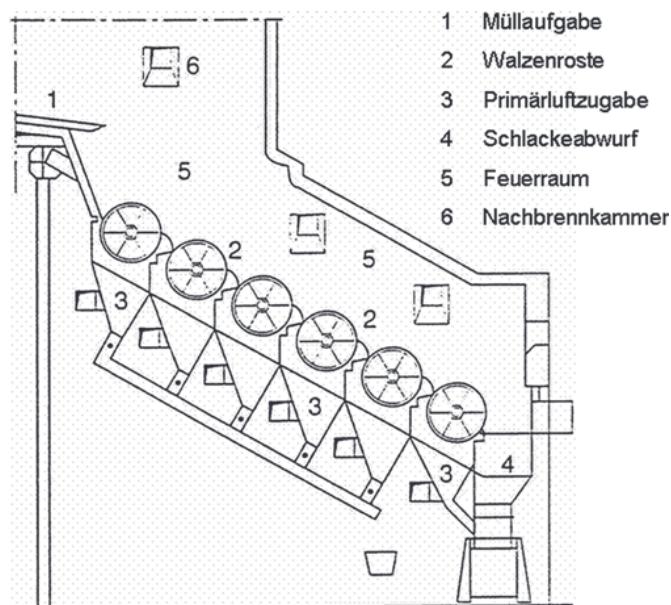


Abb. 9.8 Walzenrost

Stäben (A, B) ist jeweils ein fester Stab (F) angeordnet. Bewegen sich die Stäbe synchron miteinander in Richtung des Mülltransportes nennt man den Rost Vorschubrost (Abb. 9.9a). Laufen dabei jeweils 2 bewegte Stäbe (A und B) gegeneinander, liegt der Spezialfall des Gegenlaufrostes vor (Abb. 9.9b).

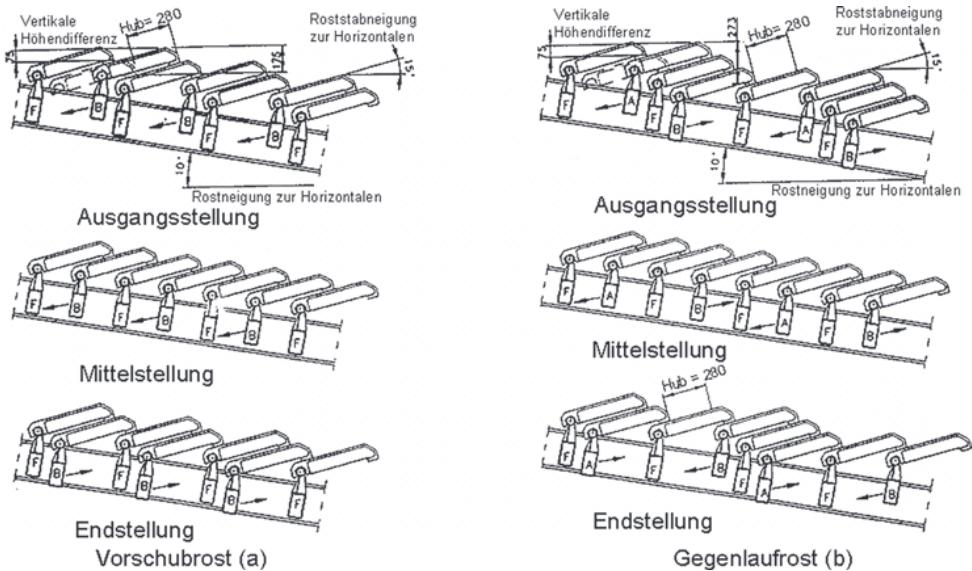


Abb. 9.9 A) Rostbewegung von Vorschubrost und b) Gegenlaufrost

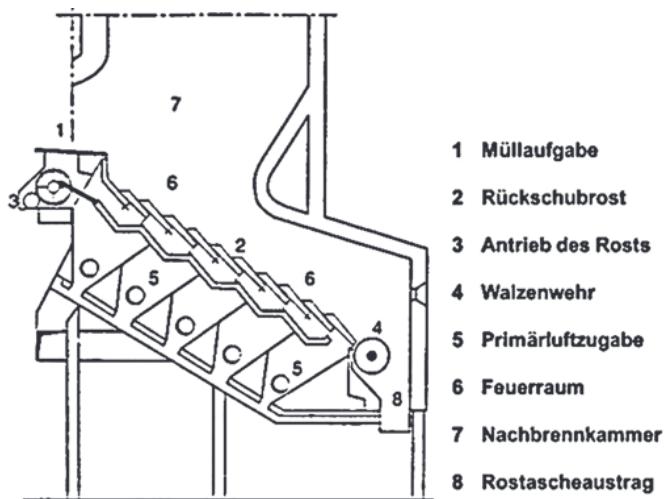


Abb. 9.10 Rückschubrost

Da der Müll in beiden Fällen allein mit Hilfe der Rostbewegung durch den Feuerraum transportiert wird, können solche Roste horizontal oder mit nur geringer Neigung ausgelegt werden. Bewegen sich die Roststäbe (nur jeder zweite Roststab) entgegen der Abfalltransportrichtung, bezeichnet man diesen Rost als Rückschubrost (Abb. 9.10).



Abb. 9.11 Roststab in der Konstruktionszeichnung (linkes Teilbild) und nach Ablauf der Standzeit in einer Feuerung (rechtes Teilbild) [23]

Ein Beispiel für einen einzelnen Roststab zeigt Abb. 9.11 auf der linken Seite. Auf der rechten Seite ist ein Roststab dargestellt, der nach seiner Standzeit ausgetauscht werden muss.

Die Rostbewegung dient beim Rückschubrost ausschließlich der intensiven Durchmischung des Abfalls im Guttbett auf dem Rost und trägt im Unterschied zum Vorschub- und Gegenlaufrost nicht zum Mülltransport durch den Feuerraum bei. Dieser wird nur durch die Schwerkraft bewirkt, weshalb Rückschubroste stets mit einem starken Neigungswinkel (ca. 40–50°) ausgelegt werden. Als Konsequenz ergibt sich für die beiden Typen ein völlig unterschiedliches Mischungs- und Verweilzeitverhalten des Abfalls im Feuerraum (Abb. 9.12).

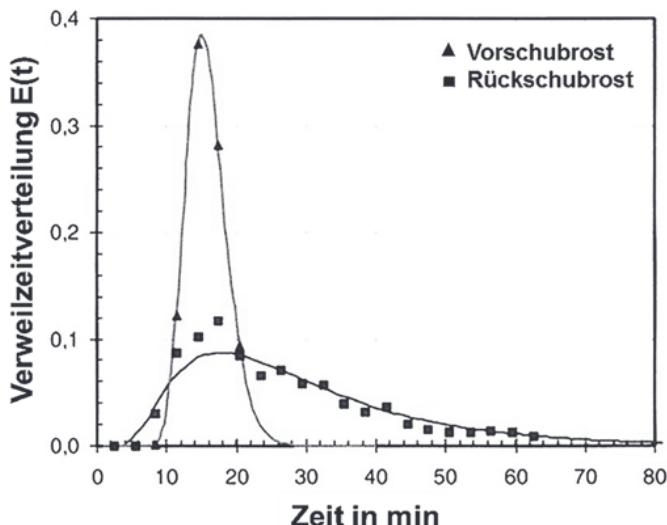


Abb. 9.12 Vergleich der Verteilung der Abfallverweilzeit bei Rück- und Vorschubrost [24]

Durch die intensive Mischwirkung des Rückschubrostes erhält man eine sehr breite Verweilzeitverteilung mit Anteilen sehr großer Verweilzeiten, was den Ausbrand begünstigt, allerdings auch Anteilen mit sehr kurzen Verweilzeiten, die beim Vorschubrost infolge der sehr engen Verweilzeitverteilung vermieden werden.

Zur Verbrennung von unbehandeltem Hausmüll mit maximalen Heizwerten von 12–13 MJ/kg werden die Roststäbe nur durch die von unten zugeführte Primärluft gekühlt. Bei höheren Heizwerten, z. B. für zu Ersatzbrennstoff (EBS) aufbereitetem Abfall, können die Stäbe durch eingebaute, wasserführende Kühlschläuche gekühlt werden.

9.3.1.3 Feuerungstechnische Grundlagen

Zur Auslegung einer Abfallverbrennungsanlage werden zunächst die verbrennungstechnischen Charakterisierungsgrößen für den Abfall benötigt.

Abfallzusammensetzung und Heizwert

Abfall besteht wie jeder andere feste Brennstoff aus

- Brennbarer Substanz (B)
- Asche (A) und
- Wasser (W)

Die Analyse dieser Grundzusammensetzung wird Immediatanalyse oder Proximatanalyse genannt und wird in drei Stufen durchgeführt. Durch Trocknung in Luft (nach DIN 51518) wird der Wasseranteil und durch weitere Erhitzung auf 900°C in inertem Medium der Gehalt an flüchtigen brennbaren Komponenten bestimmt (DIN 51720). Der verbleibende Koks besteht aus festem Kohlenstoff C_{fix} und Asche, die als Rückstand beim Abbrand des Kokses in Luft (DIN 51719) ermittelt wird.

Die brennbare Substanz, die aus Flüchtigen und C_{fix} besteht, kann mittels der Elementaranalyse im Kalorimeter in ihrer elementaren Zusammensetzung (C, H, N, S) bestimmt werden. Der Sauerstoffgehalt im Abfall ergibt sich aus der Differenz beider Analysen (Abb. 9.13).

Aus der Zusammensetzung des Abfalles kann der chemisch gebundene Energieinhalt des Abfalls bestimmt werden. Dabei wird zwischen dem Brennwert (auch oberer Heizwert H_o genannt) und dem technisch relevanteren unteren Heizwert H_u unterschieden. Mit dem oberen Heizwert H_o wird die auf die Brennstoff- und Abfallmenge bezogene Energie definiert, die bei vollständiger Verbrennung unter konstantem Druck frei wird, wobei die Verbrennungsprodukte auf die Bezugstemperatur von 25°C zurückgekühlt werden und der aus dem Brennstoff gebildete Wasserdampf seine Kondensationswärme wieder abgibt. Dieser Wert H_o kann mit dem Kalorimeter im Labor bestimmt werden.

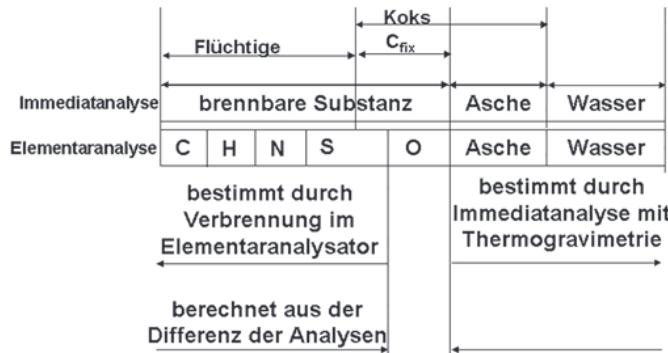


Abb. 9.13 Prinzipielle Zusammensetzung von festen Brennstoffen (Abfällen)

Wird die Kondensationswärme des Wassers nicht berücksichtigt, d. h. wird das Wasser im Abgas dampfförmig angenommen, erhält man den unteren Heizwert H_u , der mit folgender Beziehung (Gl. 9.1) aus dem oberen Heizwert H_o errechnet werden kann:

$$H_u = \frac{100 - W}{100} (H_o - 219,7 \cdot H) - 24,41W \quad (9.1)$$

mit W = Wassergehalt im Abfall [Gew. %]

H = Wasserstoffgehalt im trockenen Abfall [Gew. %]

H_o = oberer Heizwert [$\text{kJ/kg}_{\text{Abfall trocken}}$]

24,41 = Verdampfungsenthalpie des Wassers im Abfall [$\text{kJ}/(\text{kg}_{\text{Abfall}} \cdot \% \text{ Wasser})$]

219,7 = Verdampfungsenthalpie des Wassers aus der Verbrennung des im Abfall enthaltenen Wasserstoffs [$\text{kJ}/(\text{kg}_{\text{Abfall trocken}} \cdot \% \text{ Wasserstoff})$]

H_u = unterer Heizwert [$\text{kJ/kg}_{\text{Abfall feucht}}$]

Der untere Heizwert H_u kann auch mittels empirischer Gleichungen, z. B. nach Dubbel [25] oder nach Boie [25] für `jüngere` Brennstoffe wie Abfall und Biomasse aus der Elementarzusammensetzung nach Gl. 9.2 näherungsweise abgeschätzt werden:

$$H_U = 350 \cdot C + 943 \cdot H + 104 \cdot S + 63 \cdot N - 108 \cdot O - 24,4 \cdot W \left[\frac{\text{kJ}}{\text{kg}} \right] \quad (9.2)$$

mit C, H, S, O, N = Elementkonzentrationen des trockenen Abfalls [Gew. %]

W = Wassergehalt im Abfall [Gew. %]

Die Grenzen selbstgänger Abfallverbrennung können mit Werten der Immediatanalyse im Abfalldreieck nach Tanner [26] dargestellt werden (Abb. 9.14). Nur im Bereich 3 (Wassergehalt $W < 50\%$, Aschegehalt $A < 60\%$ und Brennbares $B > 25\%$) ist eine Verbrennung ohne Stützfeuerung möglich. Für europäischen Hausmüll ist das in der Regel der Fall (Bereich 1), während Hausmüll aus Asien, z. B. aus Japan (Bereich 2) häufig aufgrund des hohen biogenen Anteils zu hohe Wassergehalte aufweist [27].

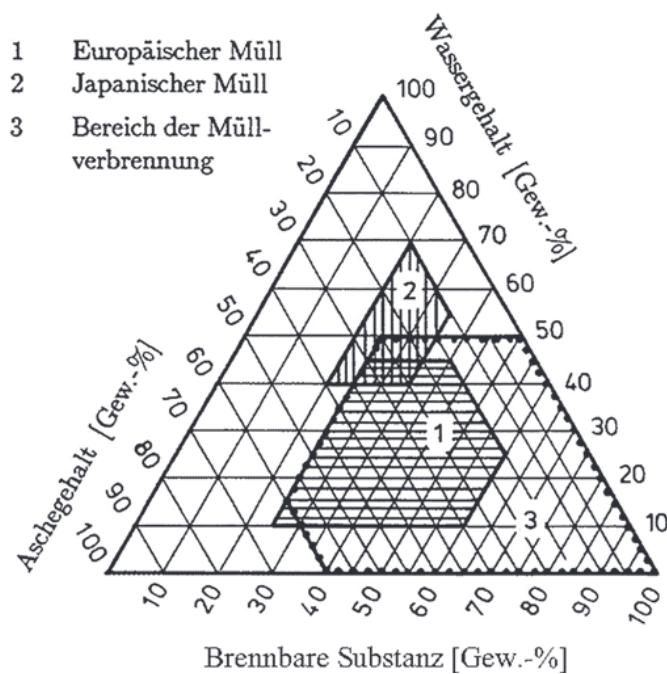


Abb. 9.14 Abfalldreieck nach Tanner [26]

Mit dieser Forderung an die Abfallzusammensetzung korreliert ein Mindestheizwert von $H_u \geq 5.000 \text{ kJ/kg}$ [26], der für eine selbstgängige Verbrennung erforderlich ist. In Europa liegen die unteren Heizwerte für Hausmüll trotz beträchtlicher Streuungen (vgl. Tab. 9.2) stets darüber, wobei im Mittel Werte zwischen 9.000 und 10.000 kJ/kg erreicht werden. Damit lassen sich die häufig gesetzlich geforderten Mindestverbrennungstemperaturen (z. B. in Deutschland bei der Hausmüllverbrennung nach 17. BImSchV [21]: >850°C mit 2 s Verweilzeit nach der letzten Luftzugabe) problemlos erfüllen.

Wie in Tab. 9.2 gezeigt, ist ein beachtlicher Anteil (50–60 %) der Abfälle biogenen Ursprungs (z. B. in Form von organischen Abfällen oder Papier), sodass dieser Energieanteil bei der energetischen Verwertung als erneuerbare Energie und somit als klimaneutral zu bewerten ist.

Spezifische Verbrennungskenngrößen

Grundlage zur Auslegung einer Verbrennungsanlage ist die Kenntnis von spezifischen, d. h. auf die Brennstoffmenge bezogenen Werten für den Mindestluftbedarf l_{\min} und die entstehende Mindestabgasmenge v_{\min} bei stöchiometrischer Verbrennung. Diese Werte erhält man üblicherweise aus einer Verbrennungsrechnung. Dabei wird mit Kenntnis der Elementarzusammensetzung des Brennstoffs die stöchiometrische Oxidationsreaktion für jedes Element angesetzt. Zum Beispiel lautet die Reaktionsgleichung für Kohlenstoff C

Tab. 9.2 Unterer Heizwert des Hausmülls und biogener Energieanteil in Europa [8]

Land	H _u [MJ/kg]	Biogener Energie- anteil
Belgien	9,4	0,53
Bulgarien	7,2	0,48
Dänemark	8,5	0,65
Deutschland	10	0,67
Finnland	10,1	0,55
Frankreich	9,5	0,59
Griechenland	8,6	0,62
Irland	10,9	0,58
Italien	10,0	0,59
Luxemburg	8,7	0,58
Niederlande	9,2	0,70
Norwegen	11,0	0,64
Österreich	9,7	0,49
Polen	7,2	0,54
Portugal	10,4	0,50
Rumänien	7,1	0,52
Russland	8,0	0,78
Schweden	10,7	0,75
Schweiz	11,6	0,58
Slowakei	6,6	0,51
Spanien	8,7	0,62
Tschech. Republik	5,1	0,68
Ungarn	7,8	0,45
Ver. Königreich	10,5	0,63



Aus Gl. 9.3 leitet sich ab: 1 kmol C mit 12 kg (molare Masse von C = 12 g/mol) benötigt für die stöchiometrische Verbrennung 1 kmol O₂ mit 32 kg (molare Masse von O = 16 g/mol) und erzeugt dabei eine Abgasmenge von 1 kmol CO₂ mit 44 kg.

Mit dem konstanten Molvolumen von 22,41 m³/kmol erhält man

- den spezifischen stöchiometrischen Sauerstoffbedarf für C: 1,87 m³ O₂/kg C
- und die spezifische CO₂-Abgasproduktion für C: 1,87 m³ CO₂/kg C

Führt man diese Rechnung für die bei der Verbrennung wesentlichen Elemente C, H, S und O durch, erhält man für den minimalen Sauerstoffbedarf gemäß Gl. 9.4

$$O_{2\min} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall}} \right] = 22,41 \cdot \left(\frac{C}{12} + \frac{H}{4} + \frac{S}{32} - \frac{O}{32} \right) = 1,87 \cdot C + 5,6 \cdot H + 0,7 \cdot S - 0,7 \cdot O \quad (9.4)$$

mit C, H, S und O als Gewichtsanteile im Abfall $\left[\frac{kg}{kg} \right]$ und mit dem Sauerstoffgehalt der Luft von 21 % ergibt sich der Mindestluftbedarf (trockene Luft) für die stöchiometrische Verbrennung mit Gl. 9.5:

$$l_{\min, trocken} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall}} \right] = O_{2\min} \cdot \frac{100}{21} \quad (9.5)$$

Für die trockene Mindestabgasmenge $v_{\min, tr}$ kann die obige Verbrennungsrechnung analog durchgeführt werden und man erhält

$$v_{\min, trocken} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall}} \right] = 22,41 \cdot \left(\frac{C}{12} + \frac{S}{32} + \frac{N}{28} \right) + \frac{79}{100} \cdot l_{\min, trocken} = 1,87 \cdot C + 0,7 \cdot S + 0,8 \cdot N + 0,79 \cdot l_{\min, trocken} \quad (9.6)$$

Für die feuchte Mindestabgasmenge erhält man unter Berücksichtigung sowohl des Wassers, das aus der Verbrennung von Wasserstoff H im Abfall gebildet wird, als auch der Feuchte W des Abfalls:

$$v_{\min, feucht} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall}} \right] = 22,41 \cdot \left(\frac{C}{12} + \frac{H}{2} + \frac{S}{32} + \frac{N}{28} + \frac{W}{18} \right) + \frac{79}{100} l_{\min, trocken} = 1,87 \cdot C + 11,2 \cdot H + 0,7 \cdot S + 0,8 \cdot N + 1,25 \cdot W + 0,79 \cdot l_{\min, trocken} \quad (9.6a)$$

mit C, H, S, N, W als Gewichtsanteile im Abfall [kg/kg]

Der Hauptanteil (ca. 2/3) des feuchten Abgases kommt bei üblichen Abfallzusammensetzungen aus dem Stickstoff der Verbrennungsluft (0,79 l_{\min}). Neben der oben gezeigten detaillierten Verbrennungsrechnung werden für erste Abschätzungen auch häufig heizwertabhängige empirische Formeln zur Berechnung der Mindestmenge von Verbrennungsluft und Abgas benutzt.

- **Tipp** Die einfachste Faustformel für den Mindestluftbedarf lautet:

$$l_{\min, tr} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall, roh}} \right] \approx 0,25 \cdot H_{u, roh} \left[MJ/kg \right] \quad (9.7)$$

Diese Beziehung, die sich auf Abfallrohdaten bezieht (d. h. nicht getrockneten Abfall), liefert jedoch meist zu niedrige Werte. Etwas besser angepasst erscheinen die statistischen Formeln nach Cerbe-Hoffmann für feste Brennstoffe [28]:

$$l_{\min} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall}} \right] = 0,241 \cdot H_u + 0,5 \quad (9.8)$$

$$v_{\min, feucht} \left[\frac{m^3}{kg_{Abfall}} \right] = 0,213 \cdot H_u + 1,65 \quad (9.9)$$

mit H_u in [MJ/kg]

Beispiel Brennstoffe	Heizöl	Steinkohle Gb	Braunkohle Rb	Stroh	Holz	Klärschlamm	Kunststoff	Hausmüll
Immediatanalyse								
Wassergehalt	% 0	0 10	0 50	0 10	0 25	0 70	0 0	0 25
Aschegehalt	% 0	8,3 7,5	5 2,5	6,5 5,9	1 0,8	46 13,8	0 35	26,3
Flüchtige Best.	% 100	34,7 31,2	49,4 24,7	79 71,1	80 60,0	51 15,3	100 55	41,3
Fixed C	% 0	57 51,3	45,9 23,0	15,5 14,0	19 14,3	3 0,9	0 10	7,5
Elementaranalyse								
C	% 86,3	72,5 65,3	67 33,5	47,4 42,7	52 39,0	25,5 7,7	86 38	28,5
H	% 13,1	5,6 5,0	4,9 2,5	5,7 5,1	5,6 4,2	5 1,5	14 5	3,8
N	% 0	1,3 1,2	0,7 0,4	0,6 0,5	0,5 0,4	3,3 1,0	0 0,8	0,6
S	% 0,2	0,9 0,8	0,4 0,2	0,1 0,1	0,1 0,1	1,1 0,3	0 0,4	0,3
Cl	% 0	0,16 0,1	0,1 0,1	0,5 0,5	0,1 0,1	0,1 0,0	0 0,8	0,6
O	% 0,4	11,2 10,1	21,9 11,0	39,2 35,3	40,7 30,5	19,0 5,7	0,0 20,0	15,0
Energiegehalt								
oberer Heizwert aus Kalorimeter	MJ/kg 45,5	31,4 28,3	26,7 13,4	18,8 16,9	19,7 14,8	12 3,6	46 13,3	10,0
unterer Heizwert mit Kal., El. U. Imm.	MJ/kg 42,6	30,2 26,9	25,6 11,6	17,6 15,6	18,5 13,2	10,9 1,6	42,9 12,2	8,5
unterer Heizwert nach Boie "jüng. Br."	MJ/kg 42,5	29,6 26,4	25,8 11,7	17,8 15,8	19,1 13,7	11,9 1,9	43,3 15,9	11,4
Sauerstoffbedarf								
elementar	kg/kg 3,35	2,28 2,05	1,97 0,98	1,33 1,20	1,43 1,07	0,90 0,27	3,42 1,22	0,91
elementar	Nm³/kg 2,35	1,60 1,44	1,38 0,69	0,93 0,84	1,00 0,75	0,63 0,19	2,39 0,85	0,64
Mindestluftbedarf								
elementar	kg/kg 14,38	9,79 8,81	8,44 4,22	5,71 5,14	6,14 4,60	3,87 1,16	14,66 5,23	3,92
elementar	Nm³/kg 11,16	7,59 6,84	6,55 3,27	4,43 3,99	4,76 3,57	3,00 0,90	11,38 4,06	3,04
"Faustformel" 0,25*Hu	Nm³/kg 10,66	7,54 6,73	6,41 2,90	4,39 3,89	4,62 3,31	2,73 0,39	10,74 3,05	2,14
nach Cerbe-Hoffmann	Nm³/kg 10,66	7,77 6,99	6,68 3,29	4,73 4,25	4,95 3,69	3,13 0,88	10,85 3,44	2,56
Mindestabgasmenge trocken								
elementar	kg/kg 14,20	10,20 9,18	8,95 4,47	6,13 5,52	6,62 4,97	3,96 1,19	14,40 5,42	4,07
elementar	Nm³/kg 10,43	7,37 6,63	6,43 3,22	4,39 3,95	4,74 3,55	2,88 0,87	10,60 3,93	2,94
Mindestabgasmenge feucht								
elementar	kg/kg 15,38	10,70 9,73	9,39 5,19	6,64 6,08	7,13 5,60	4,41 2,02	15,66 5,87	4,65
elementar	Nm³/kg 11,90	8,00 7,32	6,98 4,11	5,03 4,85	5,37 4,34	3,44 1,90	12,16 4,49	3,67
nach Cerbe-Hoffmann	Nm³/kg 11,30	8,08 7,38	7,11 4,12	5,39 4,96	5,59 4,47	3,97 1,98	10,80 4,25	3,47

Abb. 9.15 Vergleich der Verbrennungskenngrößen für verschiedene Brennstoffbeispiele

In Abb. 9.15 sind für verschiedene Brennstoffe und Abfälle die spezifischen verbrennungstechnischen Kenngrößen verglichen. Dabei ergibt sich in erster Näherung für Hausmüll mit einem Wassergehalt von 25 Ma.-% ein Mindestluftbedarf von $3,04 \text{ m}^3/\text{kg}_{\text{Abfall}}$ und eine feuchte Abgasmenge von $3,67 \text{ m}^3/\text{kg}_{\text{Abfall}}$.

Reale Feuerungen können aus Gründen ungenügender Mischungsgüte nicht mit der stöchiometrischen Mindestluftmenge betrieben werden. Vielmehr ist ein Luftüberschuss erforderlich, der durch die sogenannte Luftzahl λ als Verhältnis von tatsächlich zugeführter Luftpumpe l zur Mindestluftmenge l_{\min} erfasst wird:

$$\lambda = \frac{l}{l_{\min}} \quad (9.10)$$

Die Überschussluft ergibt sich damit zu

$$l - l_{\min} = (\lambda - 1) \bullet l_{\min} \quad (9.10a)$$

Zur Berechnung der tatsächlichen spezifischen Abgasvolumina v bzw. v_{feucht} muss die Überschussluft zu den Mindestabgasvolumina v_{\min} bzw. $v_{\min, \text{feucht}}$ addiert werden.

In der Praxis werden Hausmüllfeuerungen meist mit einer Luftzahl von $\lambda = 1,6$ – $2,0$ betrieben. Die Luftzahl kann mit folgender Näherungsformel aus dem O₂-Gehalt des trockenen Rauchgases abgeschätzt werden:

$$\lambda \approx \frac{21}{21 - O_{2tr}[\text{Vol.}\%]} \quad (9.11)$$

Nach der 17. BImSchV [21] muss der O₂-Gehalt im trockenen Abgas bei Hausmüllverbrennungsanlagen über 6 Vol.% liegen, das entspricht einer Luftzahl λ von >1,4.

Bei einer angenommenen Luftzahl λ von 1,7 ergibt sich gemäß Gl. (9.11) ein O_{2,tr}=8,6 Vol.% im Rauchgas. Mit einem l_{min} von 3,04 m³/kg errechnet sich nach Gl (9.10) ein Luftbedarf l von 5,17 m³/kg_{Abfall} sowie mit Gl. (9.10a) eine trockene Abgasmenge v_{trocken} von 5,07 m³/kg_{Abfall} bzw. für das feuchte Abgas v_{feucht} von 5,84 m³/kg_{Abfall}.

Zur Auslegung einer Verbrennungsanlage erhält man die tatsächlichen absoluten Luft- und Abgasströme durch Multiplikation der spezifischen Werte mit dem Durchsatz, d. h. dem zu verbrennenden Abfallstrom.

9.3.1.4 Auslegung einer Rostfeuerung

Mit Kenntnis der verbrennungstechnischen Charakterisierungsgrößen, insbesondere dem relevanten Bereich des Heizwertes, kann die Rostfeuerung ausgelegt werden. Dazu sind zwei Kenngrößen von Bedeutung:

- die mechanische Rostbelastung \dot{Q}_r

$$\dot{Q} \equiv \frac{\dot{B}_m}{F_R} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] \quad (9.12)$$

Die mechanische Rostbelastung \dot{Q}_r ist definiert als der auf die Rostfläche F_R [m²] bezogene Brennstoff (Abfall)-Mengenstrom \dot{B}_m [kg/h] und soll nach Herstellerangaben im Bereich von 230–300 kg/m²h (0,064–0,085 kg/m²s) liegen.

Wird die mechanische Rostbelastung mit dem unteren Heizwert H_u multipliziert, erhält man

- die Rostwärmebelastung \dot{q}_r

$$\dot{q}_r \equiv \dot{Q}_r \bullet H_u = \frac{\dot{B}_m \bullet H_u}{F} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{m}^2 \bullet \text{h}} \right] \quad (9.13)$$

\dot{q}_r gibt die thermische Belastung des Rostes wieder und wird von Häggerli in [22] für die Praxis zwischen 1,8 und 2,5 GJ/m² h (0,5–0,7 MW/m²) empfohlen. Maximalwerte sollen 3 GJ/m² h (0,83 MW/m²) nicht übersteigen.

In einem Rostleistungsnomogramm (Abb. 9.16) [22] wird bei vorgegebenem Heizwert und angenommener Rostwärmebelastung die mechanische Rostbelastung ermittelt und damit unter Festlegung einer ausbrandsicheren Rostlänge die sogenannte Breitenleistung [Mg/mh] im Nomogramm bestimmt. Mit diesem Wert kann bei vorgegebener Rostbreite die Rostleistung, d. h. der Durchsatz [Mg/h] ermittelt werden oder bei gegebenem Durchsatz die erforderliche Rostbreite festgelegt werden.

Für übliche Rostlängen von maximal 10 m können sich bei Durchsätzen von >30 Mg/h erforderliche Rostbreiten >15 m ergeben, die dann modular in mehrere Rostbahnen aufgeteilt werden können.

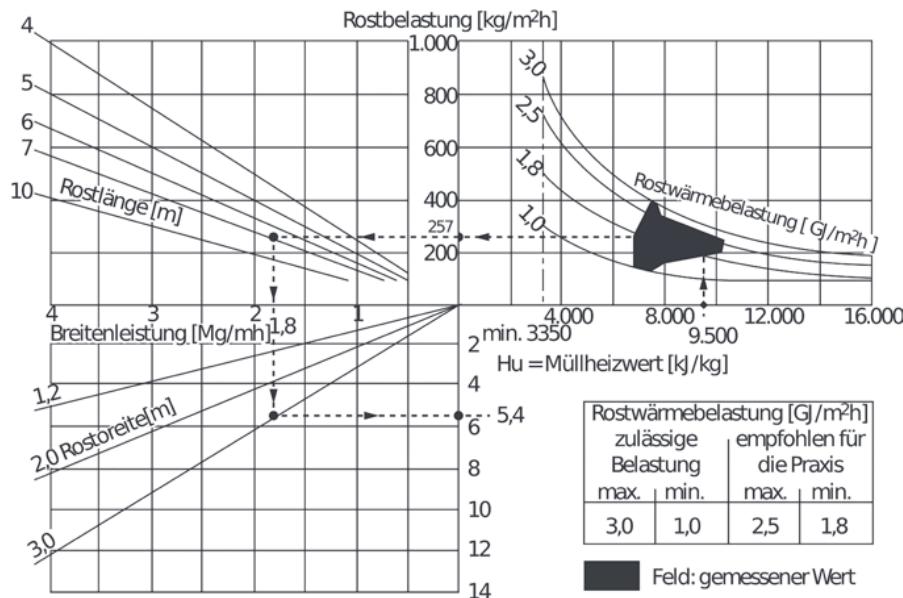


Abb. 9.16 Rostleistungsnomogramm für Müllöfen

Als Arbeitsdiagramm für den auszulegenden Bereich des Heizwertes wird im so genannten Feuerungsleistungsdiagramm die Bruttowärmeleistung \dot{Q}_w [MW] über dem Mülldurchsatz \dot{B}_m [t/h] aufgetragen (Abb. 9.17) [22].

Als Parameter sind die Geraden konstanten Heizwertes mit dem schraffierten Arbeitsbereich eingetragen. Für den Basisauslegungsheizwert (10.500 kJ/kg in Abb. 9.17) wird die maximale Bruttowärmeleistung (MCR), die als obere Grenze durch die Kesselauslegung (im Beispiel 30 MW) festgeschrieben ist, bei maximalem Mülldurchsatz (bei 10,2 Mg/h) erreicht. Wird der Heizwert erhöht, reduziert sich der Durchsatz, der jedoch bei sinkendem Heizwert aufgrund der maximalen mechanischen Rostbelastung nicht über den max. Auslegungswert gesteigert werden kann.

Die horizontal eingetragene Untergrenze der Bruttowärmeleistung wird durch die Mindestfeuerraumtemperatur festgelegt und die vertikal eingetragene Grenze beim minimalen Mülldurchsatz resultiert aus einer minimalen Gutbethöhe zum thermischen Schutz des Rastes.

9.3.1.5 Gasreinigung

Qualität des Rohgases

Die Hochtemperatur-Oxidation im Brennraum einer Abfallverbrennungsanlage bewirkt nach den obigen Ausführungen neben der oxidativen Stoffumwandlung eine Auf trennung der Inhaltsstoffe des Abfalls auf die beiden Ausgänge Rostasche und Rauch-

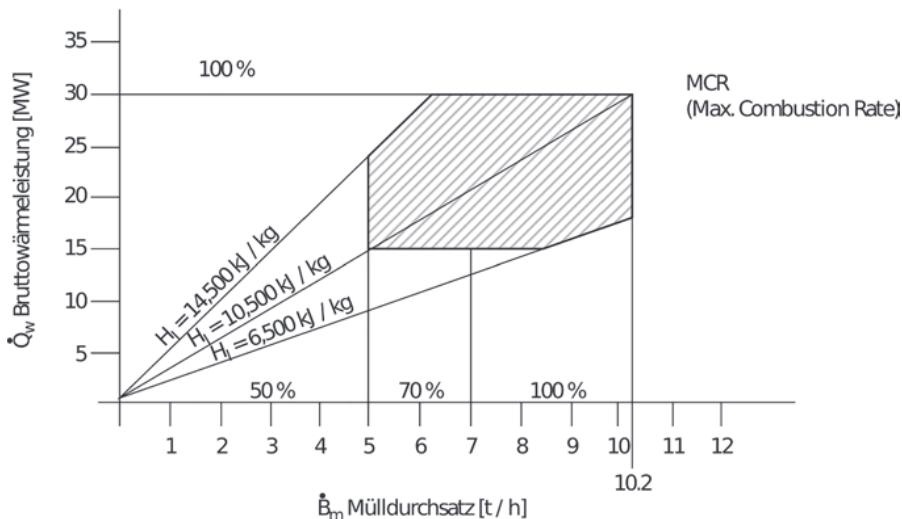


Abb. 9.17 Feuerungsleistungsdiagramm

gas, im ungereinigten Zustand Rohgas genannt, gemäß dem in Abb. 9.18 dargestellten Schema.

Bereiche der im Rohgas zu erwartenden Konzentrationen einzelner Komponenten und typische bei der Verbrennung von 1 Mg Hausmüll über das Rohgas transportierte Massenströme sind in Tab. 9.3 zusammengefasst. Im Vergleich mit anderen thermischen Prozessen sind besonders HCl, SO₂ und die PCDD und PCDF (polychlorierte Dibenzop-Dioxine und Dibenzofurane) zu beachten, die im Folgenden als PCDD/F bezeichnet werden sollen.

Rechtliche Regelungen

Die Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen sind strengen Regelungen unterworfen. In der EU sind die entsprechenden Grenzwerte in der Richtlinie für industrielle Emissionen 2010/75/EU niedergelegt. Diese Werte müssen in allen Mitgliedstaaten eingehalten werden, nur in wenigen Staaten haben die nationalen Behörden für vereinzelte Schadstoffe wie Hg oder NO_x niedrigere Grenzwerte festgelegt.

In anderen Industriestaaten gelten ähnlich strenge Werte, wenn auch die nationalen Grenzwerte manchmal über denjenigen der EU liegen. In den USA und vor allem in Japan werden von der Regierung nur Richtwerte vorgegeben, die von den lokalen Genehmigungsbehörden jedoch jeweils deutlich verschärft werden. Eine Zusammenstellung der Emissionsgrenzwerte ausgewählter Schadstoffe in der EU, den USA und Japan findet sich in Tab. 9.4.

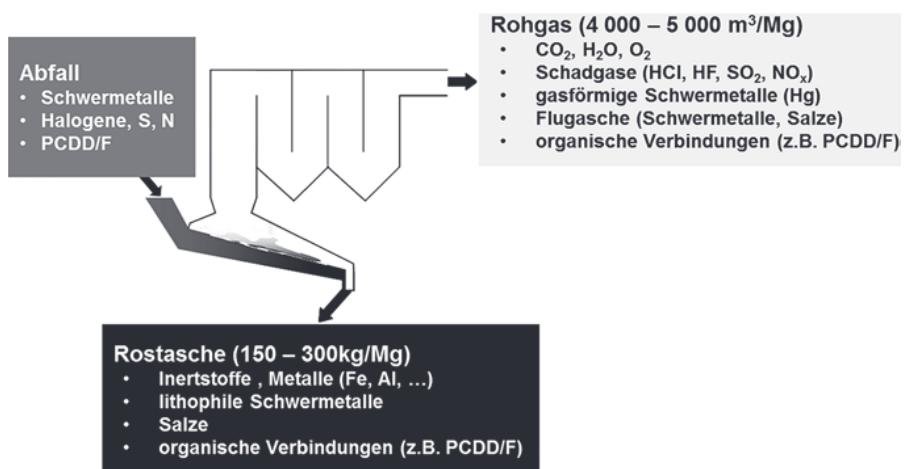


Abb. 9.18 Stofftrennung im Brennraum einer Abfallverbrennungsanlage (Mengen pro Mg Abfall)

Tab. 9.3 Konzentrationsbereiche und Massenströme im Rohgas einer Abfallverbrennungsanlage (¹: ng(I-TEQ)/m³; ²: mg(I-TEQ)/Mg; I-TEQ ≡ Internationales Toxizitätsäquivalent)

	Konzentration (mg/m ³)	Masse (kg/Mg)
O ₂	60.000–120.000	500
CO ₂	150.000–200.000	900
H ₂ O	110.000–150.000	600
Staub	1000–5000	20
HCl	500–2000	6,5
SO ₂	150–400	2
NO	100–500	2
NH ₃	5–30	0,1
CO	<10–30	0,1
TOC	1–10	0,02
Hg	0,1–0,5	0,002
PCDD/F	0,5–5 ¹	<5 ²

Prinzipien der Gasreinigung

Eine einzelne Prozessstufe ist nicht ausreichend, um die Schadstoffe von den oben angegebenen Rohgasniveaus auf Konzentrationen unterhalb der Emissionsgrenzwerte abzureinigen. Entsprechend den Eigenschaften der Schadstoffe werden verschiedene Technologien zu einer Kette einzelner Verfahrensstufen zusammengefasst. Ein typischer Aufbau der Gasreinigung in modernen Großanlagen ist in Abb. 9.19 dargestellt.

Tab. 9.4 Emissionsgrenzwerte ausgewählter Schadstoffe in der EU, den USA und Japan (Tagesmittelwerte; ¹ mg/m³; ² 273 K, 101,3 kPa, 11 Vol.% O₂; ² 273 K, 101,3 kPa, 7 Vol.% O₂; ³ 273 K, 101,3 kPa, 14 Vol.% CO₂; ⁴ Cd+Tl; ⁵ ng(I-TEQ)/m³)

	EU ¹ 2010/75/EU	USA ²	Japan ³
CO	50	100	50
TOC	10		
Dust	10	24	10–50
HCl	10	25	15–50
HF	1		
SO ₂	50	30	10–30
NO _x	200	150	30–125
Hg	0,05	0,08	0,03–0,05
Cd	0,05 ⁴	0,02	
PCDD/F ⁵	0,1	0,3	0,1

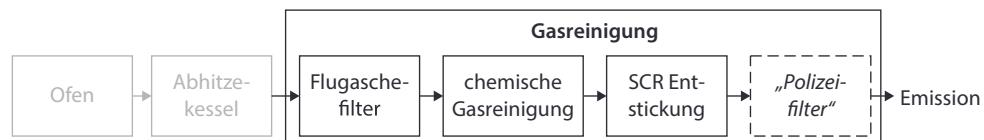


Abb. 9.19 Typische Verfahrenskette der Rauchgasreinigung in modernen Abfallverbrennungsanlagen

Der erste Reinigungsschritt ist üblicherweise eine Entstaubung, der die chemische Abreinigung der sauren Gase folgt. In den meisten Anlagen findet dann die Reduktion der Stickoxide statt und häufig ist eine Adsorptionsstufe zur Feinreinigung nachgeschaltet, die auch als „Polizeifilter“ bezeichnet wird. Entscheidungskriterium für die Auswahl der zu implementierenden Technologien ist nicht allein deren Effizienz, zu berücksichtigen sind auch die Möglichkeiten und Kosten der Reststoffentsorgung, behördliche Auflagen und lokale Besonderheiten.

Entstaubung

Für die Partikelabscheidung wird häufig ein Elektrofilter, kurz E-Filter genannt, eingesetzt. In E-Filtern passiert das staubbeladene Gas mit geringer Geschwindigkeit Gänge zwischen hintereinander gespannten und auf einem elektrischen Potential von 30–300 kV gehaltenen Metalldrähten, den Sprühelektroden, und geerdeten Metallplatten, den Kollektorplatten. Die Staubpartikel werden im elektrischen Feld abgelenkt und auf den Metallplatten abgeschieden (linke Grafik in Abb. 9.20). Die Platten werden durch regelmäßiges Klopfen gereinigt. Mit einem E-Filter lassen sich Reststaubgehalte von wenigen mg/m³ erreichen.

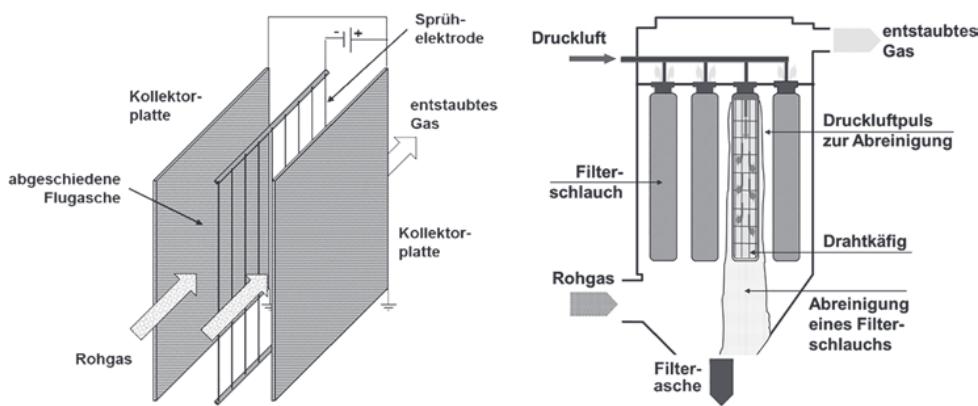


Abb. 9.20 Funktionsweise eines E-Filters (links) und eines Gewebefilters (rechts, ein Filter-schlauch wird abgereinigt)

Niedrigere Werte garantiert ein Gewebefilter, das bevorzugt in trockenen Gas-reinigungssystemen zu finden ist. In Gewebefiltern wird das staubbeladene Gas in eine Kammer mit auf Drahtkäfige aufgezogenen Gewebeschläuchen aus temperatur-resistantem Material, z. B. PTFE, in wenigen Fällen auch mineralischen Geweben, geleitet. Das Gas durchströmt die Schläuche von außen, der abgeschiedene Staub wird durch Druckluftpulse von innen abgelöst und über Trichter ausgetragen. Das Schema eines Gewebefilters mit Abreinigung zeigt die rechte Grafik in Abb. 9.20.

Da im Temperaturbereich um oder unter 200°C, in dem Filter betrieben werden, praktisch alle Metalle außer Hg auf den Oberflächen der Staubpartikel kondensiert sind, garantiert eine exzellente Entstaubung im Allgemeinen – bis auf Hg – die Einhaltung der Schwermetall-Emissionsgrenzwerte. Partikelgebundene PCDD/F werden ebenfalls wirkungsvoll abgeschieden. In modernen Anlagen mit ihrem höheren Anteil an gasförmigen PCDD/F müssen aber weitergehende Schritte zur deren Abscheidung vorgesehen werden.

Abreinigung saurer Gase

Nach der Entstaubung folgt üblicherweise die Abreinigung saurer Gase, für die prinzipiell zwei verschiedene Verfahrenskonzepte zum Einsatz kommen können:

- nass (mit oder ohne Abwasser), und
- trocken unter Nutzung von Ca-Verbindungen, meistens Ca(OH)_2 , oder NaHCO_3 als Neutralisationsmittel.

Beide Verfahrenstypen sind in der Lage, alle Emissionsgrenzwerte einzuhalten, unterscheiden sich aber in den Betriebstemperaturen und vor allem in ihrer Stöchiometrie. Während nasse Verfahren nahezu stöchiometrische Mengen an Neutralisationsmitteln

Tab. 9.5 Typische Temperaturbereiche und Stöchiometriefaktoren für HCl und SO₂ in nassen und trockenen Gasreinigungsverfahren (¹ Wärmepumpen im sauren Wäscher)

	T in °C	Stöchiometriefaktor des Neutralisationsmittel	
		HCl	SO ₂
Nasse Verfahren	(< 40 ¹) 60–65	1,02–1,15	
Trockene Verfahren			
Ca(OH) ₂	140–180	1,1–1,5	1,3–3,5
NaHCO ₃	140–250	1,04–1,2	

benötigen, arbeiten trockene Verfahren wegen der weniger effizienten heterogenen Reaktion zwischen Gas und Feststoff mit einem gewissen Überschuss an Neutralisationsmittel. Die typischen Temperaturbereiche und Stöchiometriefaktoren der gebräuchlichen Verfahrensvarianten sind in Tab. 9.5 zusammengestellt.

Die nasse Gasreinigung ist in Mitteleuropa weit verbreitet und wird in mindestens zwei Stufen durchgeführt. In einer ersten sauren Stufe, die häufig als reiner Venturi-Wäscher oder zweistufig ausgelegt ist, werden Chlorwasserstoff (HCl), Bromwasserstoff (HBr) und Fluorwasserstoff (HF) abgeschieden. Diese Stufe wird bei sehr niedrigen pH-Werten (pH < 1) gefahren, um auch Quecksilber (Hg) effizient abzureinigen. Hg liegt im Rohgas als zweiseitige Verbindung vor und bildet in stark sauer chloridreicher Lösung einen Chlorkomplex nach der Reaktionsgleichung [29]



Dieses Tetrachloromercurat ist sehr stabil, solange keine Reduktionsmittel zugegen sind. Bei zu hohem pH-Wert kann SO₂ als Sulfit in die Waschlösung gelangen, wodurch das zweiseitige Hg zu einwertigem reduziert wird und der Komplex zerfällt. Einwertiges Hg disproportioniert spontan und bildet nach Gl. 9.15 metallisches Hg, das nur schwer abzutrennen ist.



Dem sauren Wäscher wird ein `neutraler` Wäscher zur Schwefeldioxid (SO₂)-Abscheidung nachgeschaltet, häufig ein Füllkörper-Wäscher, dessen pH-Wert knapp unter dem Neutralpunkt gehalten wird, um die Mitabscheidung von CO₂ zu verhindern.

Die Absalzlösungen beider Wäscher werden gemeinsam oder getrennt mit NaOH oder Ca(OH)₂ neutralisiert, wobei häufig schwefelhaltige Verbindungen wie Na₂S oder organische Sulfide wie TMT 15, das Na-Salz des Trimercaptotriazins, zugesetzt werden, um Hg und andere Schwermetalle zu fällen. Die von ausgefallenen Metallhydroxiden (typisch sind 0,5–2 kg pro Mg Abfall) befreite Lösung kann an einen Vorfluter abgegeben werden. Das Schema einer nassen Gasreinigung mit Abwasserabgabe zeigt Abb. 9.21.

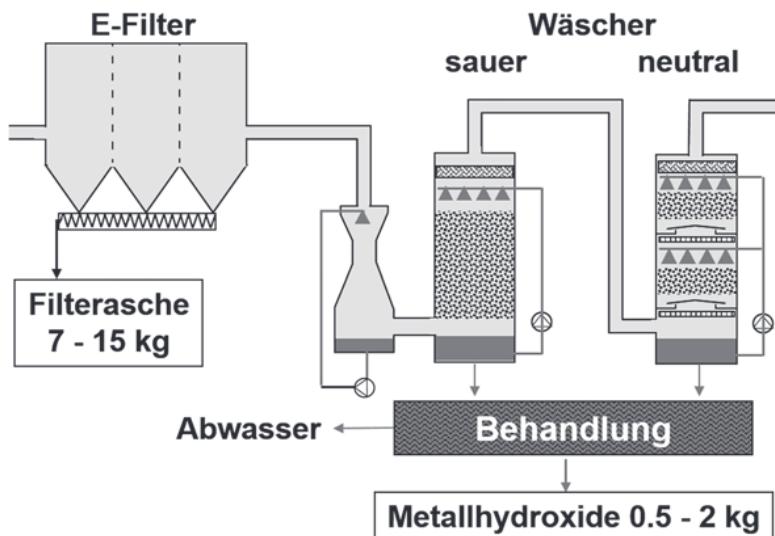


Abb. 9.21 Nasse Rauchgasreinigung mit Abwasserabgabe (Reststoffmengen je Mg verbrannten Abfalls)

Solche Systeme sind sehr effizient und garantieren typische Emissionswerte von 1–5 mg/m³ für HCl und <1 mg/m³ für HF und HBr. Der zweite Wäscher reduziert SO₂ bis in die Größenordnung von 10 mg/m³. Die Grafik enthält die Reststoffmengen, die sich bei einer Neutralisation der im Wasser gelösten Salze mit Natronlauge (NaOH) berechnen lassen. In jedem Fall liegt der Stöchiometriefaktor in nassen Verfahren nahe 1, sodass die nasse Gasreinigung ein Minimum an Reststoffen (Salzen) produziert.

In Deutschland, aber auch in anderen Ländern wird oft die Abgabe von Abwasser aus der Gasreinigung von den Behörden nach dem Wasserhaushaltsgesetz [30] für Hausmüllverbrennungsanlagen verboten und die Absalzlösungen müssen eingedampft werden. Die übliche Konfiguration einer nassen Gasreinigung ohne Abwasserabgabe ist in Abb. 9.22 dargestellt. Nach der Staubabtrennung in einem Elektrofilter wird ein Sprühtrockner geschaltet, in dem die neutralisierten Absalzlösungen der Wäscher in den heißen Gasstrom eingedüst werden. Es empfiehlt sich, Hg vor der Eindampfung gezielt auszuschleusen, was z. B. durch Ionenaustausch leicht realisierbar ist [29]. Die bei der Verdampfung entstehenden Salze werden in einem Gewebefilter abgeschieden. Die Reststoffmengen entsprechen den in Abb. 9.21 angegebenen Werten.

Diese Art der Gasreinigung beseitigt zwar das Problem der Abwasserreinigung, hinterlässt aber einen Reststoff, der weitgehend aus löslichen Salzen besteht und damit ein Entsorgungsproblem verursacht.

Trockene Gasreinigungsverfahren haben als heterogene Feststoffreaktionen generell eine ungünstigere Stöchiometrie als nasse Verfahren. Konventionelle Verfahren nutzen die Reaktivität von gemahlenem Kalkstein, trockenem Ca(OH)₂ nach Befeuchtung des

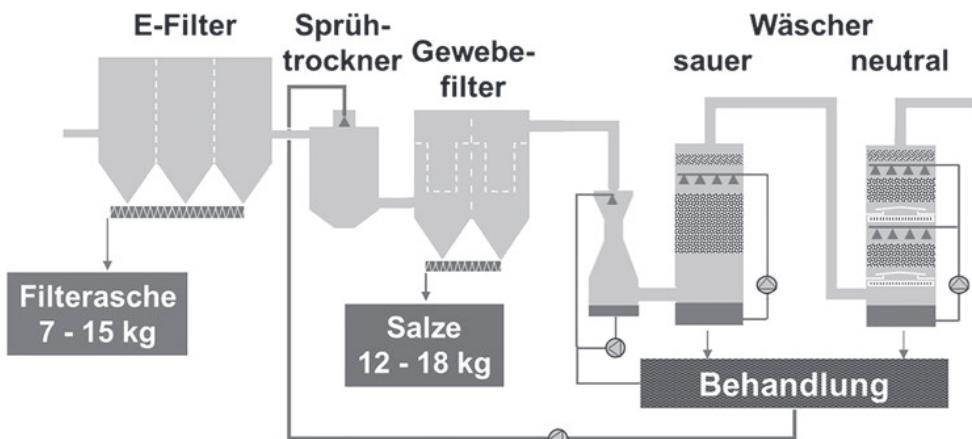


Abb. 9.22 Abwasserfreie nasse Rauchgasreinigung (Reststoffmengen je Mg verbrannten Abfalls)

Rohgases, oder aber einer $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Lösung/Suspension zur Einbindung der sauren Gase in einem Sprüh-trockner. Die letzte Variante wird allgemein bevorzugt, da sie verfahrenstechnisch am einfachsten zu realisieren und stöchiometrisch am günstigsten ist. Die üblichen Stöchiometriefaktoren liegen für HCl bei 1,1–1,5 und können für SO_2 Werte > 3 erreichen. Dem Neutralisationsmittel wird immer ein Adsorber zur Einbindung von Hg und den PCDD/F zugegeben.

Das Prinzip einer trockenen Gasreinigung mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ als Neutralisationsmittel ist in der linken Grafik der Abb. 9.23 dargestellt. Auch hier sind die typischen Reststoffmengen angegeben. Eine Vorabscheidung der Flugstäube ist optional, wird aber selten realisiert.

Seit den 1990er Jahren wird zunehmend frisch aufgemahlt NaHCO₃ eingesetzt, das in Bezug auf seine Stöchiometrie den nassen Verfahren nahe kommt [31]. In allen Fällen wird nach der NaHCO₃-Eindüsung ein Adsorber, z. B. Aktivkohle, zur Abscheidung von Hg und Dioxinen zugegeben. Die Rückstände dieses Verfahrens werden in vielen Anlagen von dem Lizenzinhaber zurückgenommen und in einem chemischen Prozess verwertet. Das Verfahrensschema dieses NEUTREC® genannten Prozesses ist in der rechten Grafik der Abb. 9.23 dargestellt.

Entstickung

In allen Ländern ist auch die Emission von Stickoxiden reglementiert. Durch Primärmaßnahmen, z. B. gestufte Verbrennung, sind die Grenzwerte im Allgemeinen nicht einzuhalten. Als Reduktionsmethoden bietet sich die nichtkatalytische Reduktion (SNCR, selective non-catalytic reduction) durch Eindüsung von Ammoniak (NH_3) oder einem Amin bei Temperaturen um 900 °C im Bereich der Nachbrennkammer an. SNCR ist in der Lage, den gültigen Grenzwert für NO_x einzuhalten, könnte aber bei der zu erwartenden Absenkung dieses Wertes auf ≤ 100 mg/m³ Schwierigkeiten haben.

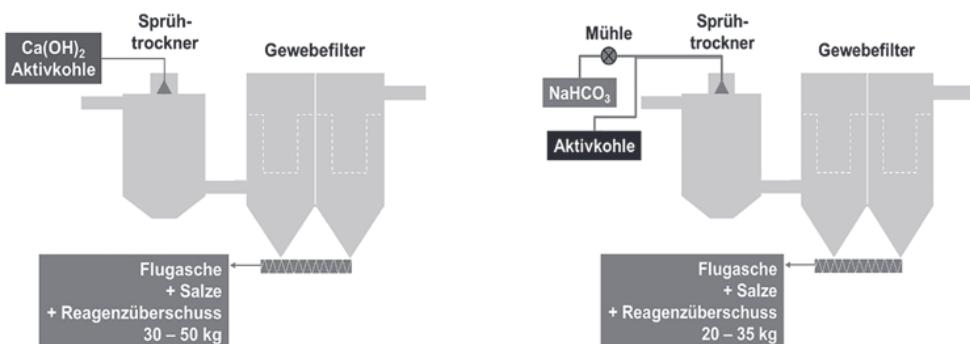


Abb. 9.23 Trockene Gasreinigungsverfahren mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (links) und NaHCO_3 (rechts) Reststoffmengen je Mg verbrannten Abfalls

In der Mehrzahl der Anlagen wird daher das SCR-Verfahren (selective catalytic reduction), die katalytische Reduktion im Temperaturbereich 200–250°C, bevorzugt. Die höhere Effizienz bezahlt man im Falle einer nassen Gasreinigung mit der Notwendigkeit der Aufheizung des Gases, bei trockenen Verfahren kann diese entfallen.

Entfernung der PCDD/F

Eine Gruppe von Schadstoffen, die besonders im Blickfeld der Öffentlichkeit steht, sind die polychlorierten Dioxine und Furane (PCDD/F). International ist ein Emissionsgrenzwert von 0,1 ng(I-TEQ)/m³ üblich, während im Rohgas moderner Verbrennungsanlagen Konzentrationen im Bereich 0,5–5 ng(I-TEQ)/m³ gemessen werden. Die Bildung der PCDD/F kann durch Primärmaßnahmen minimiert werden; deren einfachste ist ein guter Ausbrand in Verbindung mit geringem Staubaustrag und guter Kesselreinigung [32].

Wirksamer ist die Erhöhung des SO_2 -Gehalts im Rohgas, was bei Anlagen mit nasser Rauchgasreinigung durch Extraktion des Schwefels aus den Ablaugungen des neutralen Wäschers und die Rückführung in die Nachbrennkammer realisiert werden kann [33]. Dieser Prozess, dessen Fließbild in Abb. 9.24 dargestellt ist, reduziert nicht nur die PCDD/F-Konzentration in die Nähe des Emissionsgrenzwerts, er reduziert durch die Sulfatierung der Flugstäube auch die Kesselkorrosion.

Dioxine adsorbieren leicht an Kohlenstoff und können daher durch ein Festbettfilter mit Aktivkoks oder durch Zugabe geringer Mengen von Aktivkohle in den Gasstrom in einem Flugstromverfahren sicher entfernt werden. Im letzteren Falle ist ein Gewebefilter zu verwenden, in dessen Filterkuchen eine gute Adsorption stattfindet.

Die katalytische Oxidation im Temperaturbereich um 200–250°C ist eine weitere wirkungsvolle Methode, gasförmige PCDD/F zu zerstören [34]. Wird ein SCR-Verfahren zur Entstickung angewendet, so kann der hintere Teil des Katalysators oxidierend gefahren werden. Der Vorteil der katalytischen Oxidation ist die vollständige Zerstörung

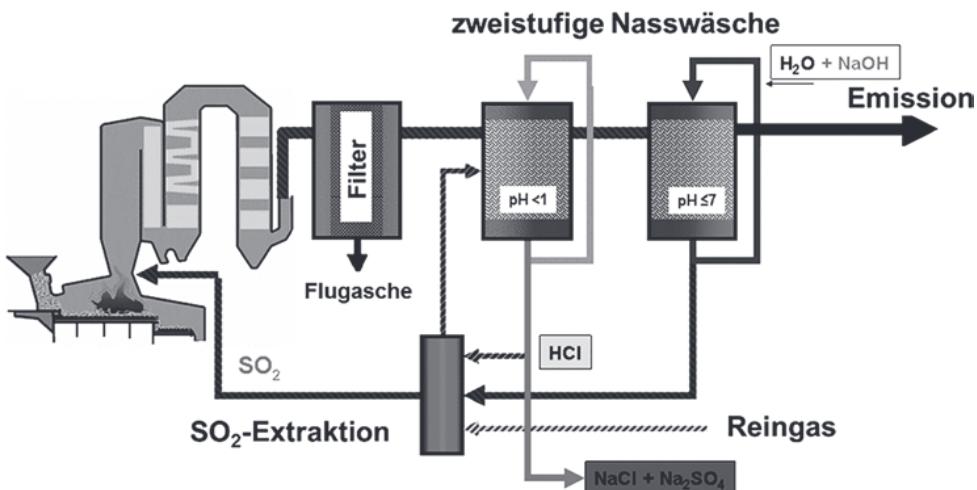


Abb. 9.24 Fließbild des Schwefel-Rückführprozesses zur Dioxinminimierung

der organischen Verbindungen; es fallen keine Reststoffe an, die behandelt oder abgelagert werden müssten.

Beispiel PCDD/F-Abscheidung

Auch das REMEDIA®-Verfahren nutzt einen Katalysator zur PCDD/F-Zerstörung [35]; er ist in das PTFE-Gewebe eines Gewebefilters eingebaut, seine Betriebstemperatur liegt bei 180–240°C. Das Verfahren ist für die trockene Gasreinigung entwickelt worden und kombiniert so die Abscheidung saurer Gase mit der Zerstörung der PCDD/F.

Für gasförmige PCDD/F lässt sich die Adsorptionswirkung von Kunststoffen im Temperaturbereich <100°C zur Abreinigung ausnutzen [36]. Das ADIOX®-Verfahren verwendet einen mit Aktivkohle beladenen Kunststoff zur Herstellung von Füllkörpern und Tropfenabscheidern in Gaswäschen und ermöglicht so eine integrierte PCDD/F-Abscheidung auch in der nassen Gaswäsche. ◀

9.3.1.6 Reststoffe der Abfallverbrennung

Massenströme bei der Verbrennung in Rostfeuerungsanlagen

Die typischen Reststoffströme bei der Verbrennung von 1000 kg Abfall in einer Abfallverbrennungsanlage sind in Abb. 9.25 dargestellt [6, 13]. Der Hauptmassenstrom, die Rostasche, auch Schlacke oder MV-Schlacke genannt, fällt in Mitteleuropa mit ungefähr 150–250 kg an. Aus ihm lassen sich ca. 15–30 kg Eisenschrott und bis zu 5 kg Nicht-eisenmetalle abtrennen.

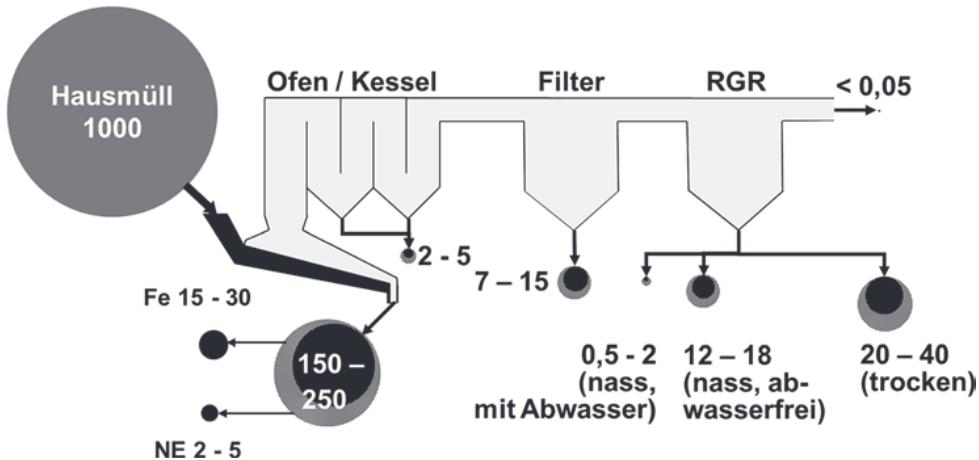


Abb. 9.25 Massenströme in einer Abfallverbrennungsanlage in kg (NE = Nichteisenmetalle)

Die Menge der im Abhitzekessel anfallenden Aschen wird von der Bauart des Kessels und von der aus dem Brennraum ausgetragenen Flugstaubmenge bestimmt. Kesselaschen sind in Deutschland wie auch in den meisten anderen Ländern wegen ihres höheren Schadstoffgehalts getrennt von den Rostaschen zu halten und werden im Allgemeinen gemeinsam mit den Filteraschen entsorgt.

Die Menge der Reststoffe aus der Rauchgasreinigung wird bestimmt durch das angewendete Reinigungsverfahren. Im Falle einer nassen Gaswäsche verbleiben nach Neutralisation der Absalzlösungen geringe Mengen an Metallhydroxiden. Die ca. 12–18 kg Salze, vornehmlich Chloride und Sulfate, liegen entweder gelöst im Abwasser vor oder sie fallen in einer Eindampfanlage in fester Form an. Trockene Rauchgasreinigungsverfahren auf Ca-Basis benötigen überstöchiometrische Mengen an Neutralisationsmittel und liefern damit erheblich höhere Reststoffmengen im Bereich 20 bis 40 kg.

Austrag und Zusammensetzung von Rostaschen

Die Rostaschen fallen in konventionellen Verbrennungsanlagen vom Ende des Verbrennungsrosts in einen Nassentschlacker, in dem die Asche schockartig gekühlt wird und der gleichzeitig für die Absperrung des unter leichtem Unterdruck stehenden Feuerraums gegenüber der Atmosphäre sorgt. Wird der Nassentschlacker mit einem Überschuss an Wasser gefahren, so findet eine Wäsche der Rostasche statt, wodurch ein erheblicher Teil des Chloridgehalts herausgelöst wird. Das Schema eines solchen Nassentschlackers zeigt die linke Grafik in Abb. 9.26 [37].

Insbesondere in der Schweiz sind mittlerweile einige Abfallverbrennungsanlagen mit einer Trockenentschlackung ausgerüstet worden. Ein solches System ist in der rechten Grafik der Abb. 9.26 dargestellt [38]. Für den Luftabschluss wird die Rostschlacke im Schlackenschacht aufgestaut, sodass eine eindeutige Trennung zwischen der Feue-

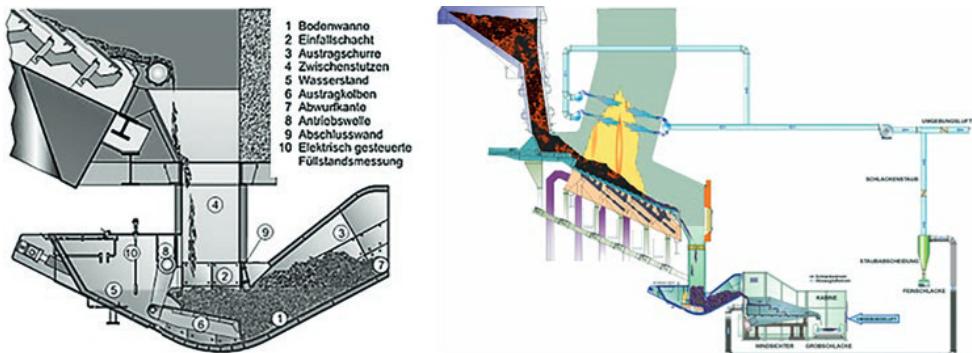


Abb. 9.26 Nassentschlacker (links; [37], modifiziert) und Trockenentschlackung (rechts; [38, 39])

rung und der Entschlackung gegeben ist. Die trocken aus dem Verbrennungssystem ausgetragene gesamte Rostschlacke wird direkt einem Windsichter zugeführt, in dem der Fein- und Staubanteil unter 1 mm sowie Faseranteile von der Grobschlacke abgetrennt werden. Nachfolgend wird in einem Staubabscheider (etwa Zyklon) die Feinschlacke aus dem Luftstrom abgeschieden. Die entfrachtete Windsichterluft mit einem sehr geringen Anteil an Schlackenstaub kann der Sekundärluft zugeführt werden. Durch die Abtrennung der Feinfraktion im Windsichter zu Beginn des Förderweges wird die Staubbelastung der gesamten nachfolgenden Transport- und Aufbereitungsaggregate minimiert. Der Trockenaustrag hat Vorteile, wenn eine optimale Rückgewinnung von NE-Metallen angestrebt wird, da diese besonders in der Feinfraktion der Rostaschen angereichert sind [5].

Rostaschen setzen sich aus oxidischen und silikatischen Phasen, geringen Mengen löslicher Salze und schwerflüchtiger organischer Verbindungen, sowie Resten an Unverbranntem und metallischen Komponenten zusammen [40]. Letztere umfassen bis über 10 % Eisenschrott und bis zu 3 % NE-Metalle, wobei Al den weitaus größten Anteil stellt [41].

Eine Schlüsselgröße für die Qualität der Rostaschen ist ihr Ausbrand, also der Gehalt an Kohlenstoffverbindungen, der, gemessen als TOC (total organic carbon), einen wesentlichen Parameter für den Zugang zu Deponien wie auch für die Verwertung darstellt. Eine optimierte Feuerungsregelung und der durchweg hohe Heizwert heutigen Hausmülls garantieren, dass in modernen Abfallverbrennungsanlagen TOC-Werte <1 Gew-% in den Rostaschen sicher erreicht werden.

Die Belastung mit niedrig flüchtigen organischen Schadstoffen wie PAK (poliaromatische Kohlenwasserstoffe) und organischen Chlorverbindungen, hier speziell den PCDD/F, hat in den letzten Jahrzehnten durch verbesserte Verbrennungsführung ständig abgenommen [42]. Letztere erreichen heute mit ca. 1–20 ng(I-TEQ)/kg nahezu den Bereich der Belastung natürlicher Böden in Deutschland (um 1 ng(I-TEQ)/kg) [43].

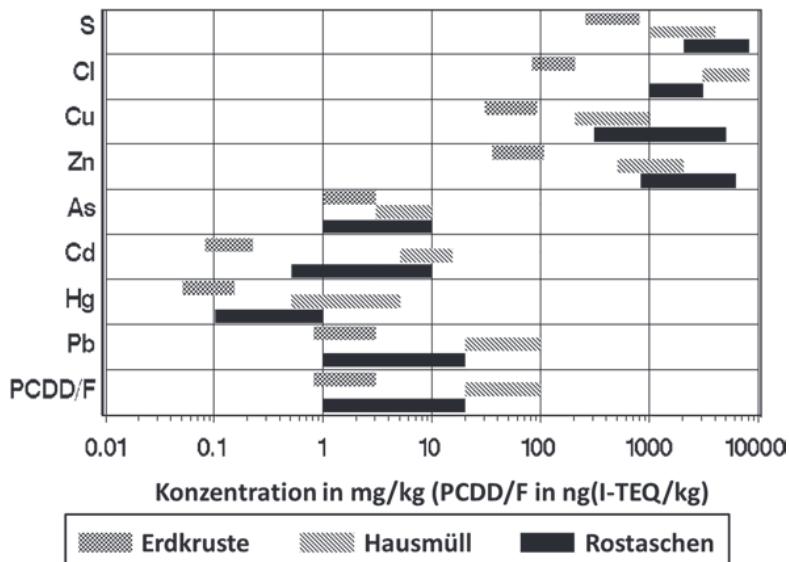


Abb. 9.27 Konzentrationsbereiche ausgewählter Elemente in der Erdkruste, im Hausmüll und in Rostaschen

Die Rostaschen tragen unterschiedliche Anteile an löslichen Salzen und Schwermetallverbindungen. In Abb. 9.27 sind Konzentrationsbereiche ausgewählter Elemente in Rostaschen zusammengestellt. Zum Vergleich enthält das Diagramm auch deren Gehalte in der Erdkruste und im Hausmüll [6, 44]. Die Darstellung zeigt, dass die meisten Elemente in den Rostaschen deutlich gegenüber ihrem Vorkommen in der Erdkruste angereichert sind und dass nur für einige thermisch flüchtige Elemente, z. B. Cl, Cd, Hg oder Pb, niedrigere Konzentrationen als im Hausmüll gefunden werden. Die Schwermetalle liegen in den Rostaschen üblicherweise als Oxide oder in Silikate eingebunden vor und sind damit in Wasser schwer löslich.

Entsorgung und Verwertung der Rostaschen

Die Entsorgung von Rostaschen auf Deponien, mehr noch die Verwertung von Rostaschen, hängt entscheidend von deren Umweltverträglichkeit ab. Für die Bewertung der Umweltverträglichkeit ist die Löslichkeit von Schwermetallen aus den Aschen von größerer Bedeutung als ihre Konzentration in denselben. Für die meisten Schwermetallverbindungen liegt das Löslichkeitsminimum im schwach alkalischen Bereich bei pH-Werten um 9–10.

Die Löslichkeit wird durch standardisierte Elutionsverfahren ermittelt und ist ein entscheidendes Kriterium sowohl für die Ablagerung auf Deponien als auch für die Verwertung. Das Europäische Komitee für Standardisierung CEN (Comité Européen de Normalisation) hat vier verschiedene Elutionstests vorgelegt, die in den EU-Mitglied-

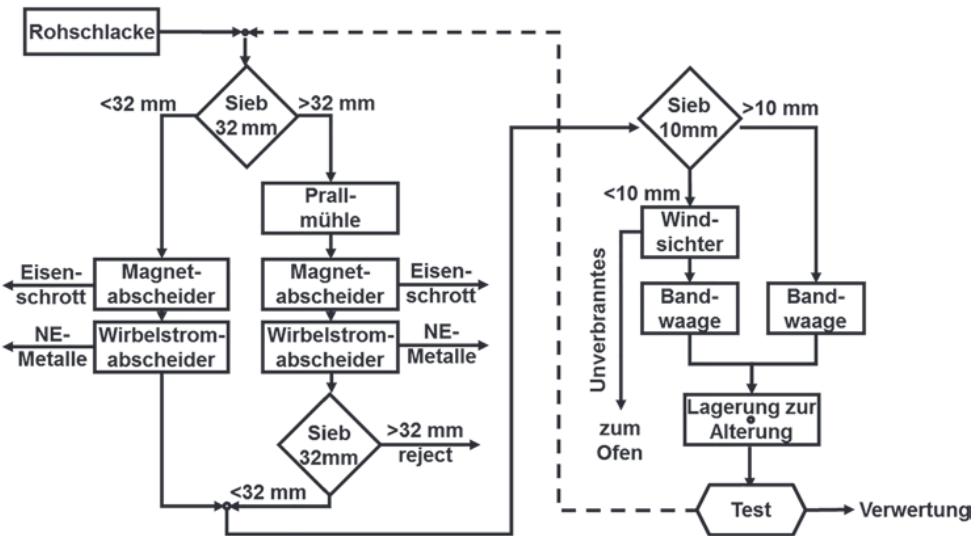


Abb. 9.28 Aufbereitung von Rostaschen in Hamburg ([46], modifiziert)

staaten als Standardverfahren anzuwenden sind. Für Deutschland bietet sich der zweistufige Elutionstest EN-12457-3 an. Er sieht in der ersten Stufe ein Flüssigkeits-Feststoffverhältnis ($L/S = \text{liquid-to-solid ratio}$) von 2 l/kg und eine Elutionszeit von 6 h, in der zweiten Stufe ein L/S von 8 l/kg und eine Elutionszeit von 18 h vor, was addiert theoretisch den Bedingungen des alten deutschen Standardtests DEV S4 (DIN 38 414 Teil 4) mit $L/S = 10$ l/kg und einer Elutionszeit von 24 h entspricht.

Häufiger wird in Deutschland aber inzwischen der einstufige Elutionstest EN-12457-4 angewendet, mit einem Gesamt-Flüssigkeits-Feststoffverhältnis $L/S = 10$ l/kg und einer Gesamtelutionszeit von 24h.

Die beschriebenen Tests werden ohne pH-Kontrolle durchgeführt. Frische Rostaschen aus modernen Anlagen weisen eine hohe Alkalinität mit pH-Werten bis >12 auf. Unter diesen Bedingungen steigt die Löslichkeit von Verbindungen einiger amphoterer Schwermetalle, vor allem von denen des Pb, wieder an und gefährdet damit eventuell die Deponierung, vor allem aber die Verwertung der Rostaschen.

Für die Ablagerung auf Deponien sind die Qualitätsanforderungen auf EU-Ebene in der Richtlinie 1999/31/EC über Abfalldeponien, bekannt als ‘Deponierichtlinie’ niedergelegt, im deutschen Recht regelt die Deponieverordnung von 2021 diese Anforderungen. Für die Verwertung, die in Deutschland vor allem im Straßen- und Dammbau erfolgt, hat die LAGA, die interministerielle Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, eine Reihe von Elutionsrichtwerten in einem Merkblatt festgeschrieben [45]. In dem Merkblatt ist auch vorgesehen, dass die Rostaschen vor einer Verwertung 12 Wochen lang zu lagern sind. Die Alterung, auch Alteration genannt, führt zu Mineralumwandlungen und

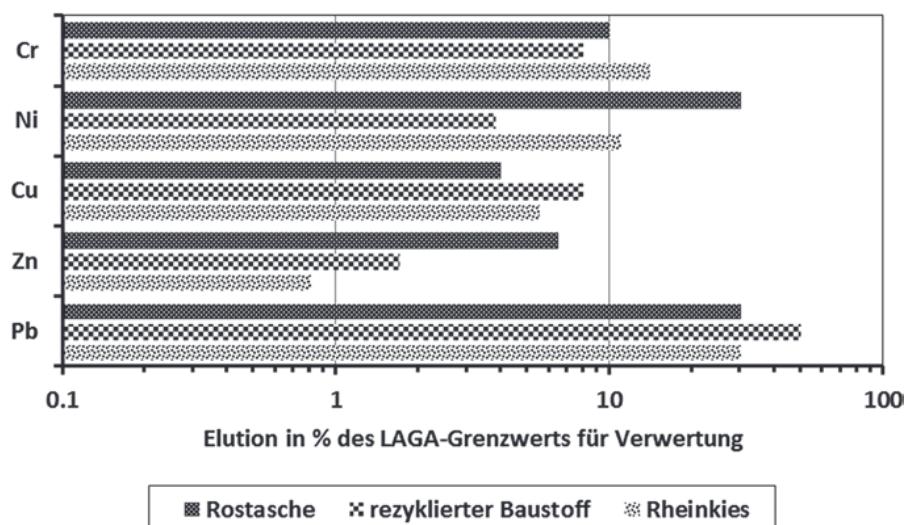


Abb. 9.29 Elutionswerte von aufbereiteter Rostasche, gemittelt aus je 52 Beprobungen zweier Anlagen [46, 48] sowie rezykliertem Baustoff und Rheinkies [49] (dargestellt in Prozent des LAGA-Grenzwerts für die Verwertung im Straßenbau)

durch CO₂-Aufnahme aus der Luft durch Karbonatbildung zu einer Absenkung des pH-Werts, was wiederum die Elution der Schwermetalle verringert [6].

Ein technisches Beispiel für eine Vorbehandlung mit intensiver Separierung von Eisen- und auch Nichteisenmetallen ist in Abb. 9.28 [46] dargestellt. Es zeigt sich, dass die Aufarbeitung einen erheblichen Aufwand bedeutet, der durch den Erlös des als sekundären Baustoff abgegebenen Mineralstoffs nicht gedeckt werden kann. Inzwischen lässt sich aber aus dem Verkauf der separierten Metalle ein Gewinn erzielen, der bei steigenden Rohstoffpreisen und dem wachsenden Bedarf der Industrie vor allem an NE-Metallen auch in Zukunft erwirtschaftbar erscheint [47].

Die Qualität aufbereiteter und gealterter Rostaschen erfüllt die Bedingungen für eine Verwertung leicht, wie die Elutionswerte ausgewählter Schwermetalle zeigen (Abb. 9.29), die den Durchschnitt von 52 Beprobungen über ein Jahr hinweg in zwei kommerziellen Schlackeaufbereitungsanlagen dokumentieren [46, 48]. In die Grafik sind ebenfalls Elutionswerte aufgenommen, die an rezykliertem Baustoff und Rheinkies gewonnen wurden [49].

Das Balkendiagramm dokumentiert, dass Rostaschen die LAGA-Grenzwerte für die Verwertung im Straßenbau weit unterschreiten und ihre Elutionsstabilität der von rezyklierten Baustoffen und sogar als Baustoffe eingesetzten natürlichen Materialien nahe kommt. Wegen dieser hohen Umweltverträglichkeit werden in Deutschland ca. 80 % aller Rostaschen (derzeit ca. 4 Mio. Mg/a) verwertet. In den Niederlanden wie auch in Dänemark beträgt dieser Anteil nahezu 100 %. Zukünftig soll die Verwertung von

Tab. 9.6 Inertisierungsverfahren für Filteraschen

Verfahren	Additive/Prozess
Verfestigung/Stabilisierung	Neutralisationsschlamm: „Bamberger Modell“
	Pozzolanische Abfälle: Flugasche aus Kohlekraftwerken
	Chemische Stabilisierung: Chelatbildner, Sulfide
	Organische Zusätze: Asphalt, Bitumen
Thermische Behandlung	PCDD/F-Zerstörung: Hagenmaier-Trommel
	Sintern: Matrixmodifikation
	Schmelzen: ohne Additive
	Verglasung: mit Additiven
Kombinierte Prozesse	Wäsche/saure Extraktion-Verfestigung mit Zement: Schweizer TVA-Verfahren
	Saure Extraktion – thermische Behandlung: 3R-Verfahren
	Saure Extraktion – Metallabscheidung, Deponierung: FLUWA-Prozess, FLUREC [52]

mineralischen Ersatzbaustoffen über eine Mantelverordnung in Deutschland bundeseinheitlich geregelt werden [50].

Gutes Sintern des Gutbetts auf dem Rost einer Verbrennungsanlage ist ein Garant zur Erzeugung von Rostaschen mit hoher Elutionsstabilität und niedrigem Restkohlenstoffgehalt. Eine thermische Nachbehandlung ist für die Verwertung im Straßenbau nicht notwendig. Besonders das in Japan in sehr vielen Anlagen durchgeführte Einschmelzen führt bei Rostaschen aus mitteleuropäischen Abfallverbrennungsanlagen nicht zu einer signifikanten Qualitätsverbesserung [51]. Berücksichtigt man den hohen Energieaufwand, so muss konstatiert werden, dass Schmelzverfahren für Rostaschen aus Gründen der Ökoeffizienz abzulehnen sind.

Qualität und Entsorgung der Filteraschen

Filteraschen und in verminderter Maße auch Kellaschen zeichnen sich durch einen deutlich höheren Gehalt an Salzen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen aus. In Deutschland gehören sie zu den überwachungsbedürftigen Abfällen und sind auf Sonderdeponien, bevorzugt unter Tage, abzulagern. Da diese Entsorgung teuer ist, hat es nicht an Versuchen gefehlt, zumindest Teile dieser Reststoffe durch Behandlung zu inertisieren oder sogar einer Verwertung zuzuführen. Eine Zusammenstellung der wichtigsten Behandlungstechnologien für Filteraschen enthält Tab. 9.6 [6].

Generell ist festzustellen, dass Verfestigungs- und Stabilisierungsverfahren nur Diffusionsbarrieren aufbauen, dass sie die Toxizität der Reststoffe aber nicht beseitigen. Sie stellen somit keine echten Senken für toxische Komponenten dar und fanden daher nur geringe Verbreitung als Vorbehandlung für eine einfache Deponierung. Zementverfestigung und der Einsatz von Chelatbildnern finden sich in einer Reihe von japanischen Anlagen.

Thermische Verfahren zerstören zumindest die organischen Schadstoffe wie z. B. die PCDD/F. Die Behandlung durch Schmelzen und Verglasung wandelt Filteraschen in sehr kompakte glasartige Produkte um, die sich durch hohe Elutionsstabilität auszeichnen. Diese Produkte lassen sich verwerten und die beim Schmelzen verdampften oder in einer Metallschmelze anfallenden Schwermetalle sind rückgewinnbar. Die hohen Investitionskosten und der hohe Energieeinsatz dürften aber eine Kostendeckung der Verfahren durch Verkauf der Produkte im Allgemeinen verhindern. Außerdem treten bei der Behandlung von Filteraschen durch den hohen Halogenid- und Alkaligehalt größere Probleme mit flüchtigen Spezies und damit höhere Mengen an Nebenprodukten auf, die wiederum als Sonderabfälle entsorgt werden müssen. Schmelz- und Verglasungsverfahren finden praktisch nur in Japan Anwendung. In Europa sind um 1990 mehrere derartige Verfahren bis in den Demonstrationsmaßstab entwickelt worden, keines dieser Verfahren hat Eingang in die Technik gefunden.

Das in der Schweiz in etliche Anlagen praktizierte TVA-Verfahren entfernt lösliche Salze und stabilisiert die Filteraschen dann mit Zement. Das Ziel ist ein besseres Verhalten auf der Deponie.

Verfahrensbeispiele

Das mehrstufige 3R-Verfahren wurde in den 1980er Jahren entwickelt [53]. In einem ersten Verfahrensschritt werden die eluierbaren Schwermetalle aus den Filter- und Kesselaschen mit den von Hg befreiten Absalzlösungen des sauren Wäschers extrahiert. Die abfiltrierten und mit Ton vermischten Reste werden pelletiert und zur thermischen Behandlung zurück in den Feuerraum der Abfallverbrennungsanlage verbracht. Das Verfahren stellt eine Senke für Hg und große Anteile der extrahierbaren Schwermetalle – z. B. Cd, Zn, Cu, Pb – dar. Organische Schadstoffe werden im Brennraum zerstört und die verbliebenen Metallverbindungen durch Sintern stabilisiert. Eine mit dem 3R-Verfahren ausgerüstete Verbrennungsanlage benötigt also keine Deponie für Filter- und Kesselaschen.

In der Schweiz wurde auf der Basis dieses Verfahrens das FLUWA-Verfahren entwickelt [54], das inzwischen in 50 % der Abfallverbrennungsanlagen eingesetzt wird. Die mineralischen Reststoffe werden zusammen mit den Rostaschen deponiert, aus den Extraktionslösungen werden Metallhydroxide ausgefällt und einer Zinkhütte zugeführt.

Bereits um 1990 wurden Verfahren entwickelt um aus den Lösungen des 3R-Verfahrens insbesondere Zn zurück zu gewinnen [55]. Eine technische Umsetzung ließ sich aber zur damaligen Zeit wegen mangelnder Wirtschaftlichkeit nicht realisieren. Inzwischen sind die Metallpreise erheblich angestiegen und so ist in der Schweiz Ende 2012 das FLUREC-Verfahren in Betrieb genommen worden, das aus den Lösungen des FLUWA-Verfahrens elektrolytisch hochreines Zn abscheidet [56].

Qualität und Entsorgung der Gasreinigungsrückstände

Wie oben dargestellt, produzieren die verschiedenen Rauchgasreinigungsverfahren unterschiedliche Arten und Mengen von Reststoffen. Im Falle der Abwasserabgabe aus einer nassen Rauchgasreinigung ist zu klären, ob die in den Abläufen enthaltene Salzfracht vom vorhandenen Vorfluter verkraftet wird und ob eine Herstellung von NaCl, HCl, elementarem Chlor bzw. von Gips aus diesen Lösungen sinnvoll ist. Gips wird inzwischen in vielen Anlagen aus den Absalzlösungen des neutralen Wäschers hergestellt und hat einen Markt gefunden. Seltener werden in Deutschland die chloridhaltigen Lösungen des sauren Wäschers verwertet. Derartige Verfahren sind entwickelt worden [57], ihre Anwendung ist aber wegen der Kosten nur dort sinnvoll, wo die gereinigte Säure oder das Salz im Eigenbetrieb eingesetzt wird, oder wo ein stabiler Markt gefunden werden kann.

Im Allgemeinen werden bei Nassverfahren die Absalzlösungen neutralisiert und entweder in einem Sprühtrockner oder extern eingedampft. Die Reststoffe sind wasserlösliche Salze, insbesondere Chloride und Sulfate, deren Deponierung problematisch ist.

Eine trockene Gasreinigung produziert, wie oben bereits ausgeführt, erheblich größere Mengen an Salzen, da wegen der überstöchiometrischen Fahrweise unverbrauchtes Reagenz mit ausgetragen wird. In einigen Fällen werden bei der trockenen Gasreinigung die Filteraschen gemeinsam mit den Gasreinigungsreststoffen abgeschieden. Diese Rückstände sind in jedem Fall als Sonderabfall einzustufen und, wie die Salze aus der abwasserfreien nassen Gasreinigung, auf besonders gesicherten und damit teuren Sonderabfalldeponien abzulagern.

Die hohen Ablagerungskosten sollten also der nassen Gasreinigung mit Abwasserreinigung und Abwasserabgabe einen Vorteil einräumen, genauso wie sie eine Inertisierung der Filteraschen favorisieren sollte, was aber in den meisten Ländern und vor allem auch in Deutschland nicht der Fall ist. Ein Grund für diese Situation ist die ökonomische Attraktivität der Tieflagerung solcher Stoffe in Salzminen. Seit geraumer Zeit verlangen die Bergämter die Rückverfüllung der Kavernen in alten Steinsalz- und Kaligruben. Für diese als Verwertung anerkannte Verfüllung sind auch Reststoffe aus der Rauchgasreinigung zugelassen. Somit ist auf dem Verordnungswege eine Verwertung der problematischen Reststoffe aus der Gasreinigung ohne größere Vorbehandlung als eine geeignete Verpackung gefunden worden. Es ist offensichtlich, dass neben einer solchen Verwertung nur schwer ökonomische Wege für technische Behandlungs- und Verwertungsverfahren zu finden sein werden, selbst wenn diese die Option der Herstellung marktgängiger Produkte bieten sollten.

9.3.2 Sonderabfallverbrennung im Drehrohrofen

Besonders überwachungsbedürftige Abfälle (Sondermüll) aus Haushalten, Gewerbe und Industrie werden überwiegend in Drehrohranlagen verbrannt. Anlagen mit einem Durchsatz von ca. 40.000 Mg/a sind Stand der Technik, dies entspricht je nach Heizwert (bis

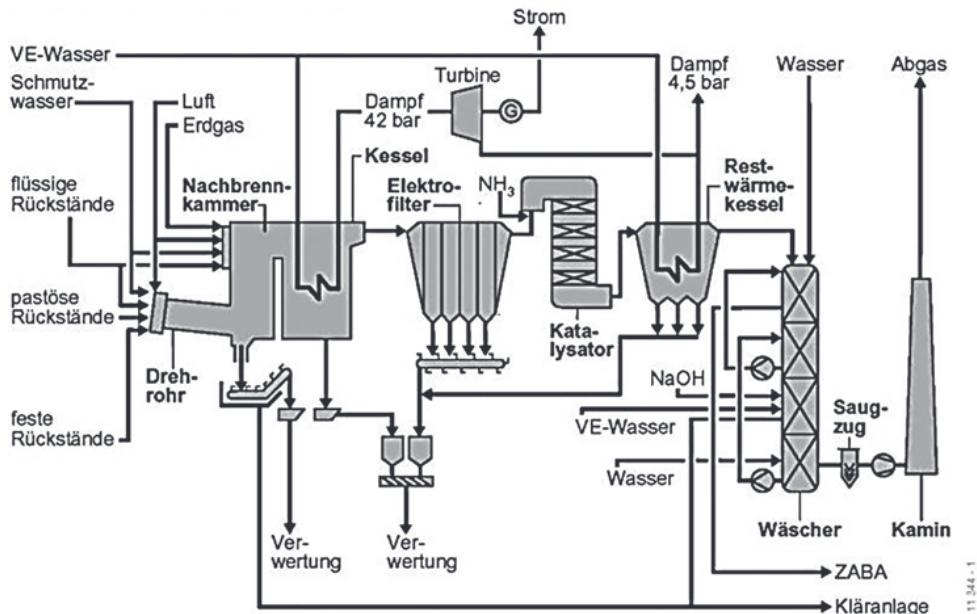


Abb. 9.30 Schema einer Drehrohranlage mit Wärmenutzung und Rauchgasreinigung [58]

2,4 MJ/kg für Schmutzwasser und bis 40 MJ/kg für verunreinigte Lösemittel) einer thermischen Leistung von 35–40 MW.

Die Anlagen bestehen aus einem mit Feuerfestmaterial ausgekleideten Drehrohr ($L = 10\text{--}12 \text{ m}$ / $D = 4,5\text{--}5 \text{ m}$), einer Nachbrennkammer und einem Abhitzekekessel (Abb. 9.30). Feste Abfälle werden in Gebinden (bis 200 l Rollreiffass) oder als bulk-Ware aus dem Bunker über eine Schurre in das Drehrohr aufgegeben. Pastöse und schlammförmige Abfälle werden über Lanzen, flüssige Abfälle über Brenner an der Stirnwand des Drehrohrs zugeführt. Das leicht geneigte Drehrohr rotiert mit ca. 10 Umdrehungen pro Stunde, sodass die Feststoffanteile langsam zum Drehrohrauslauf transportiert werden (Verweilzeit 5–24 h) und dabei ein vollständiger Ausbrand des Feststoffes gewährleistet ist. Je nach Verbrennungstemperatur ($900\text{--}1100^\circ\text{C}$) wird trockene Asche oder schmelzflüssige Schlacke am Ende des Drehrohrs in einen Nassentschlacker ausgetragen.

Im System Drehrohr/Nachbrennkammer gewährleistet das Drehrohr den Ausbrand der festen Abfälle. Vermischung und Verweilzeit der Rauchgase im Drehrohr sind nicht ausreichend für den Ausbrand der Gasphase, sodass insbesondere bei instationären Verbrennungszuständen (z. B. Gebindeverbrennung) nicht ausgebrannte Rauchgase in die Nachbrennkammer strömen. Moderne Anlagen sind mit einer runden, ausgemauerten Nachbrennkammer ($H = 15 \text{ m}$, $D = 5\text{--}6 \text{ m}$) mit Brennern für flüssige Abfälle oder Luftlanzen zur Vermischung der Rauchgase aus dem Drehrohr ausgestattet. Bei Temperatu-

ren von 950–1050°C und Sauerstoffkonzentrationen von ca. 10 Vol. % in der Nachbrennkammer ist der vollständige Ausbrand der Rauchgase gewährleistet. Im nachgeschalteten Abhitzekessel, der in der Regel als Schottenwandkessel ausgeführt ist, werden die Rauchgase auf ca. 200°C abgekühlt; der erzeugte Dampf (typisch 40 bar, 350°C) wird als Prozesswärme oder zur Verstromung eingesetzt. Zur Gasreinigung werden die in Abschnitt 9.3.1.5 beschriebenen Verfahren eingesetzt. Abb. 9.30 zeigt das Fließbild einer modernen Drehrohranlage mit Wärmenutzung und Rauchgasreinigung [58].

9.3.3 Klärschlammverbrennung im Wirbelschichtofen

Klärschlämme, insbesondere aus der industriellen Produktion, werden überwiegend in Wirbelschichtöfen verbrannt. Man unterscheidet stationäre und zirkulierende Wirbelschichten. Der heizwertarme Klärschlamm muss zunächst entwässert und eventuell mit einem Heizwertträger (z.B. Ballastkohle) angereichert werden, bevor er in den Wirbelschichtofen eingetragen wird. Moderne stationäre Wirbelschichtanlagen werden heute für jährliche Durchsätze bis 50.000 Mg Schlammtröckensubstanz gebaut, dies entspricht einer Filterkuchenmenge von ca. 200.000 Mg/a bzw. einer thermischen Leistung von ca. 25 MW (unterer Heizwert ca. 3,5 MJ/kg).

Prinzipiell besteht der Wirbelschichtofen aus einem zylindrischen Schacht mit einem Düsenboden, durch den vorgewärmte Verbrennungsluft eingetragen wird. Die Luft durchströmt das Wirbelbett gegen die Schwerkraft und hält es damit in Bewegung. Das Bettmaterial besteht zu ca. 90 % aus Sand oder Schlacke und nur zu ca. 10 % Brennstoff. Das Inertmaterial dient als Wärmeträger. Aufgrund der intensiven Durchmischung von Inertmaterial, Brennstoff und Verbrennungsluft stellen sich im Wirbelbett homogene Temperatur- und Konzentrationsverteilungen ein, sodass heizwertarme Brennstoffe sehr gut ausbrennen. Die Feuerraumtemperatur liegt bei 850–950°C.

Beim stationären Wirbelbett wird nur die feinkörnige Asche mit dem Rauchgas aus dem Wirbelbett transportiert und über einen Staubabscheider ausgetragen, während bei der rotierenden Wirbelschicht das gesamte Bettmaterial im Kreislauf gefahren wird. Die Wärmeauskopplung zur Dampferzeugung erfolgt über Wärmetauscherflächen, die sowohl im Wirbelbett als auch im Rauchgas nach der Wirbelschicht angeordnet sind. Die Gasreinigung ist prinzipiell wie bei den im Abschnitt 9.3.1.5 beschriebenen Rostofenanlagen aufgebaut. Abb. 9.31 zeigt das Fließbild einer Wirbelschichtanlage für industrielle Klärschlämme mit Wärmenutzung und Rauchgasreinigung [59].

9.4 Mitverbrennung von Abfällen – Ersatzbrennstoffe

Neben der Verbrennung von Abfällen in speziellen Abfallverbrennungsanlagen werden zunehmend vor allem Hausmüll bzw. hausmüllähnliche Abfälle und Klärschlämme in nicht primär zur thermischen Abfallverwertung ausgelegten Anlagen mitverbrannt.

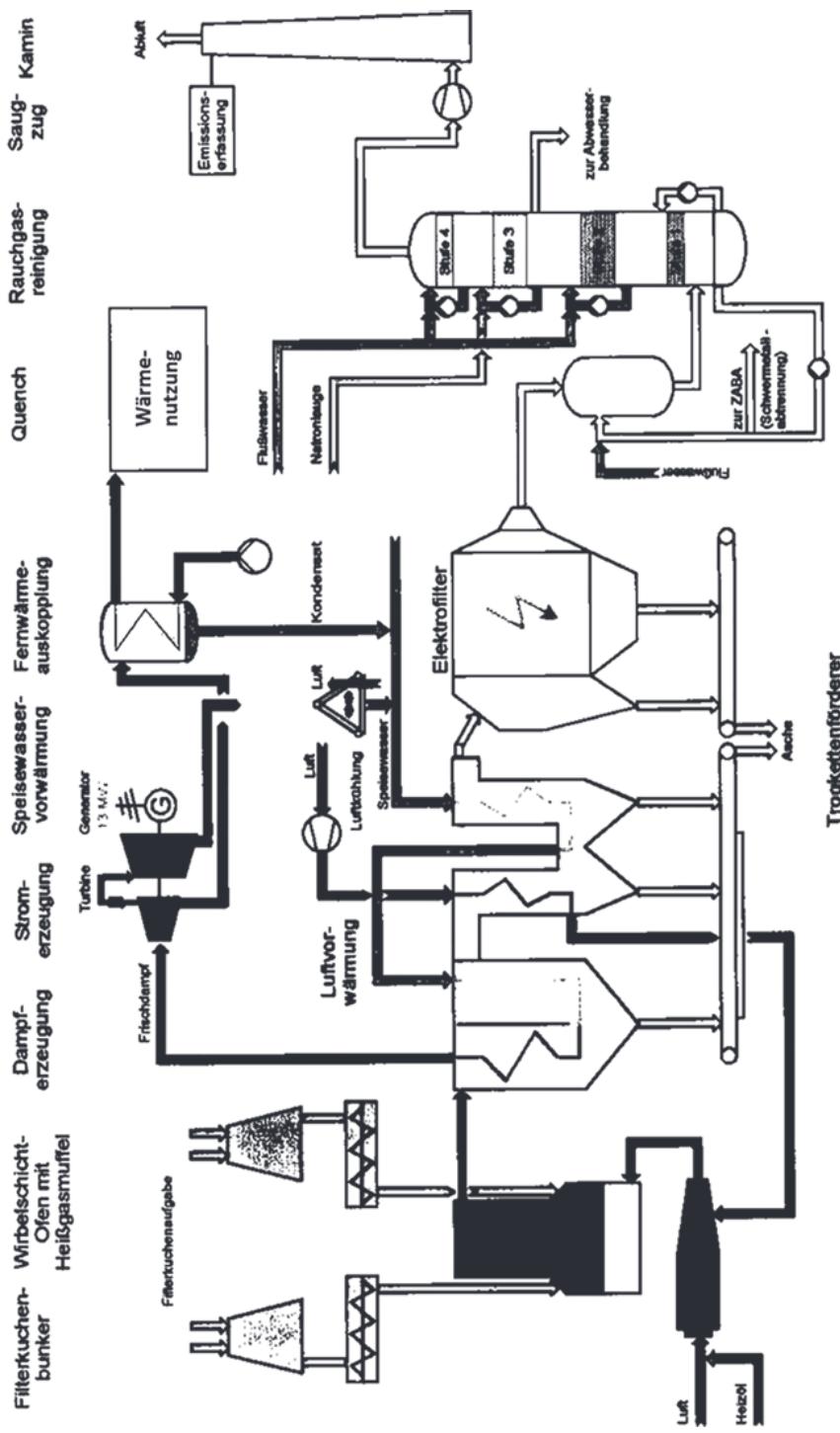


Abb. 9.31 Schema einer Klärschlamm-Wirbelschichtverbrennungsanlage mit Wärmenutzung und Rauchgasteinigung [59]

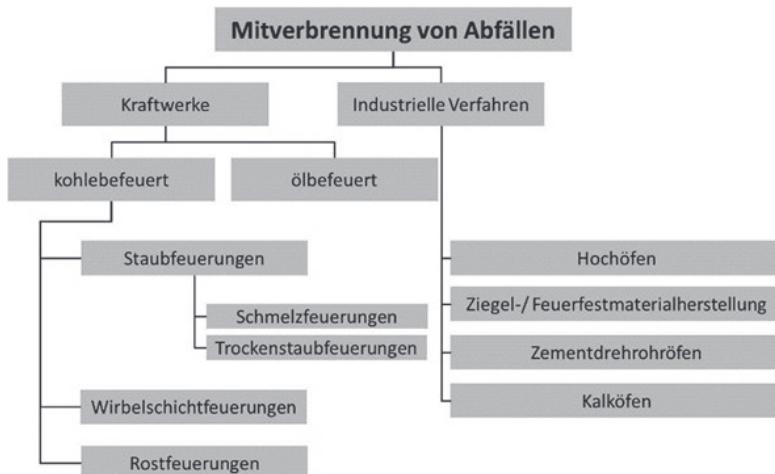


Abb. 9.32 Möglichkeiten der Mitverbrennung

Für die Mitverbrennung gelten die gleichen Zielsetzungen, wie sie in Abschnitt 9.1 beschrieben werden, wobei zusätzlich die ökonomischen Vorteile (geringe spezifische Investitionskosten) und die höhere Energieeffizienz der angewandten Prozesse als Anreiz dienen.

Die Mitverbrennung von Abfällen kann sowohl in Kraftwerken unterschiedlicher Technologien als auch in Industriefeuerungen stattfinden (Abb. 9.32).

Häufig werden bei der Mitverbrennung von Abfällen sogenannte Ersatzbrennstoffe (EBS), d. h. aus Abfällen gewonnene Brennstoffe, eingesetzt. Die Herstellung und Klassifizierung ist im Detail in Kap. 7.1.6 erläutert.

Die durch Trocknung, mechanische Aufbereitung und/oder mechanisch-biologische Aufbereitung (MBA) von nicht gefährlichen Abfällen erzeugten EBS erreichen höhere Heizwerte und sind in ihren kalorischen und verbrennungstechnischen Eigenschaften den fossilen Regelbrennstoffen ähnlicher [60]. Bei den EBS wird nach Herkunft der Abfälle zwischen EBS-S (aus gemischten Siedlungsabfällen) und EBS-P (aus produktions-spezifischen Gewerbeabfällen) unterschieden.

Zur Spezifizierung hochkalorischer Ersatzbrennstoffe, so genannter SRF (Solid Recovered Fuels), wurde eine europäische Klassifizierung gemäß der europäischen Norm CEN/TS15359 festgelegt [61]. Danach erfolgt die vollständige Klassifizierung der SRF über drei Zahlen (zwischen 1 und 5), die die Eingruppierung des SRF in die Kategorien Heizwert, Chlorgehalt und Quecksilbergehalt ausdrückt (Tab. 9.7).

Gemäß statistischer Daten der Jahre 2012 bis 2016 wurden vom gesamten europäischen SRF-Aufkommen von annähernd 17 Mio. Mg mit ca. 9 Mio. Mg mehr als 50 % in Deutschland produziert (Abb. 9.33) [62]. Die zeitliche Entwicklung des Einsatzes von SRF in Deutschland zeigt Abb. 9.34.

Tab. 9.7 Klassifikation von SRF nach CEN/TS 15359

Kategorie	Einheit	Klasse				
		1	2	3	4	5
Unterer Heizwert (H_u)	MJ/kg	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Chlor	Gew.-% (tr.)	$\leq 0,2$	$\leq 0,6$	$\leq 1,0$	$\leq 1,5$	≤ 3
Quecksilber	Gew.-% (tr.)	$\leq 0,02$	$\leq 0,03$	$\leq 0,08$	$\leq 0,15$	$\leq 0,5$

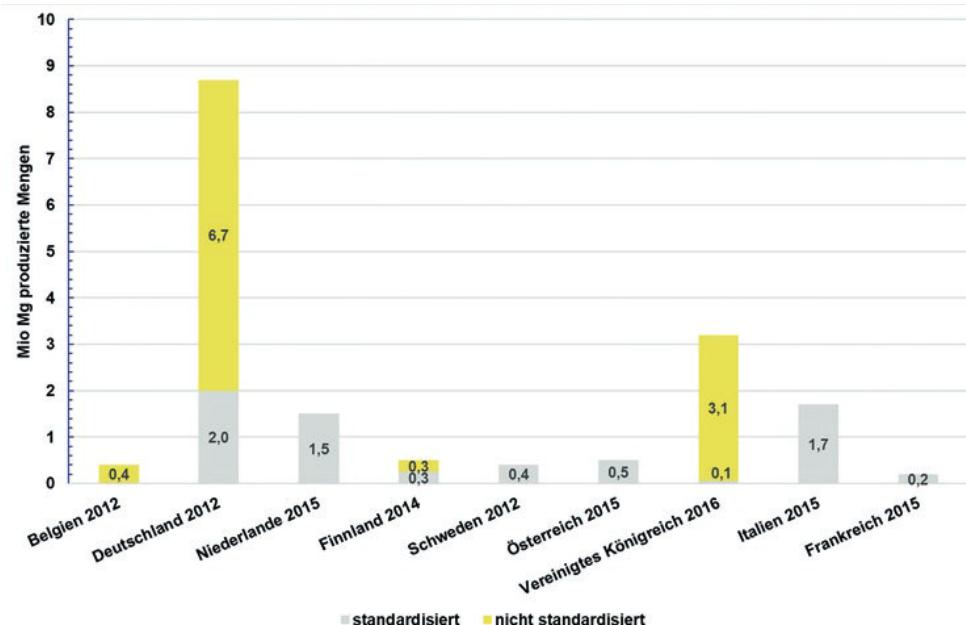


Abb. 9.33 Produktion von SRF mit Daten aus den Jahren 2012 bis 2016 in Europa ([62]; Werte in Mio Mg)

Mit dem Kohleausstiegsgesetz [64] nimmt der Einsatz an Sekundärbrennstoffen in Kohlekraftwerken erwartungsgemäß ab. Die freiwerdenden Kapazitäten gelangen sowohl in den Zementbereich als auch in Industrie- und Ersatzbrennstoffkraftwerke.

Mit einer Einsatzmenge von 2,4 Mio. Mg/a (2020) sind Sekundärbrennstoffe aus Gewerbeabfällen und hochkalorischen Fraktionen zu einer unverzichtbaren Energiequelle für die deutsche Zementindustrie geworden. Im Jahr 2020 erreichte die Substitutionsrate in deutschen Zementwerken durch Ersatzbrennstoffe nahezu 70 % [63].

In den letzten Jahren gewinnt der Einsatz in industriellen Kraftwerken, z. B. in der chemischen Industrie bzw. der Papierindustrie, an Bedeutung. Daten zu eingesetzten Mengen gibt es nach [65] für 2018 als Schätzwert mit etwa 5,5 Mio Mg. In EBS-Kraftwerken werden etwa 6,3 Mio Mg verbrannt [65]. Der Gesamtnutzungsgrad dieser An-

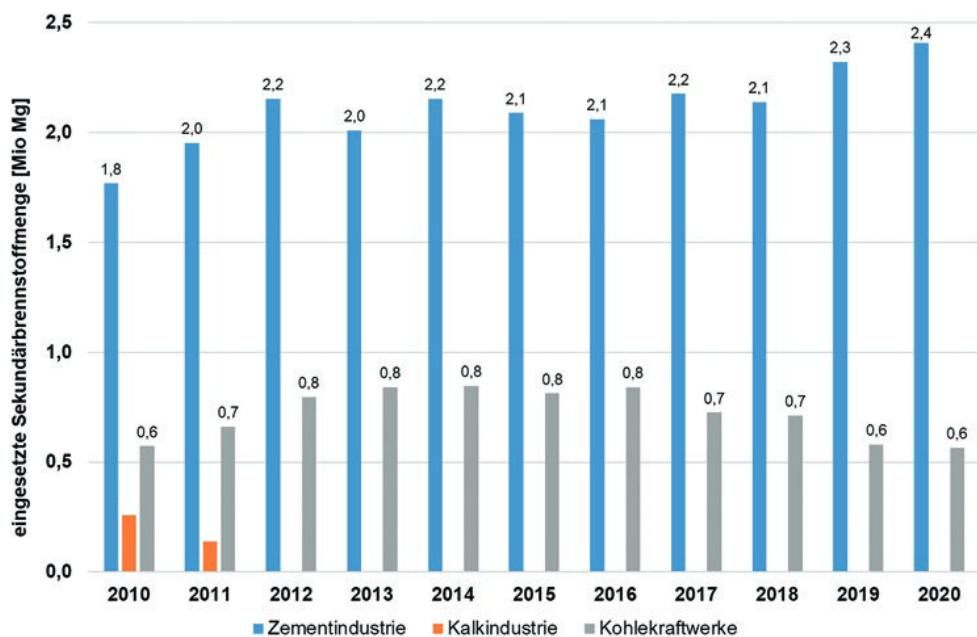


Abb. 9.34 Entwicklung der Einsatzmengen von Sekundärbrennstoffen in Deutschland Angaben für Brennstoffe aus Gewerbeabfällen bzw. hochkalorischen Fraktionen [63])

lagen liegt bei rund 70 % (Strom, Wärme und Dampf), weil sie häufig an Industriestandorte gekoppelt und entsprechend optimiert sind, z. B. auf eine ganzjährige Lieferung von Prozessdampf.

Die unterschiedlichen Stückigkeiten des EBS (von Staubfeuerung über Hackschnitzel bis zu Pellets) wie sie in Mitverbrennungsanlagen zum Einsatz kommen zeigt Abb. 9.35.

9.5 Alternative Verfahren der thermischen Abfallbehandlung

9.5.1 Verfahrensprinzipien

Derzeit werden zur thermischen Abfallbehandlung überwiegend die oben beschriebenen Verbrennungsverfahren eingesetzt. Weltweit waren Ende 2018 ca. 2450 Anlagen mit einer Kapazität von 370 Mio. Mg/a in Betrieb [66]. Seit langer Zeit sind als Alternativen aber auch Pyrolyse- und Vergasungsverfahren entwickelt worden, die für un behandelte Siedlungsabfälle in Deutschland mit einer Ausnahme keine Anwendung fanden, in Japan dagegen einen beachtlichen Marktanteil haben.

Die proklamierten Vorteile derartiger Verfahren sollen eine höhere Energieausbeute, geringere Emissionen und qualitativ hochwertigere Reststoffe sein, die zum großen Teil



Abb. 9.35 Unterschiedliche Stückigkeiten von Ersatzbrennstoffen (Hackschnitzel, Pellets, Fluff, Staub)

als geschmolzene Schlacken anfallen. Außerdem werden geringere Prozesskosten versprochen.

Die beiden oben genannten Verfahrenstypen arbeiten unterstöchiometrisch, die Pyrolyse unter Ausschluss von Luft, die Vergasung mit Luftzahlen unter 1; beide sind zwei- oder mehrstufig ausgelegt, wobei die letzte thermische Verfahrensstufe im Allgemeinen eine Verbrennung ist. Die meisten Verfahren benötigen eine Vorbehandlung des Einsatzstoffs, in den meisten Fällen EBS oder SRF.

Als Pyrolysestufe dient vorwiegend ein beheiztes Drehrohr, zur Vergasung werden Schachtofen oder Festbettreaktoren, Wirbelschichten, Roste sowie Flugstromreaktoren eingesetzt. Die Verbrennungsstufe ist üblicherweise eine Brennkammer. Bei einigen Verfahren wird das Synthese-/Produktgas zur Verstromung in Gasmotoren eingesetzt, direkt oder nach Zwischenreinigung einer Gasturbine zugeführt oder in einen industriellen thermischen Prozess, z. B. ein Zementdrehrohr oder einen Kalkofen eingespeist.

Zur Vergasung wird in praktisch allen Fällen Luft, sauerstoffangereicherte Luft oder reiner Sauerstoff eingesetzt. Die Prozessparameter von Pyrolyse und Vergasung finden sich in Tab. 9.1.

9.5.2 Pyrolyseverfahren

Pyrolyse zur Behandlung von Siedlungsabfällen wird nur in wenigen technischen Anlagen eingesetzt. Die erste kommerzielle Anlage ging 1984 in Burgau in Bayern mit einem Durchsatz von ca. 30 000 Mg/a in Betrieb [67]. Das Fließbild dieser Anlagen, die

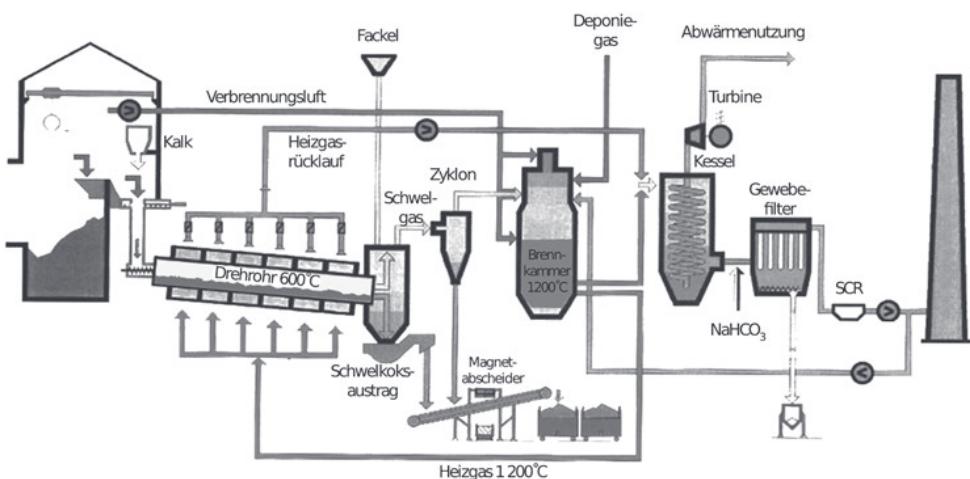


Abb. 9.36 Hausmüllpyrolyseanlage Burgau ([68], modifiziert)

zwischenzeitlich mehrfach aufgerüstet wurde, zeigt Abb. 9.36. Die Anlage wurde Ende 2015 stillgelegt.

Der per Rotorschere zerkleinerte Hausmüll wird in ein außenbeheiztes Drehrohr eingebbracht und bei 600°C pyrolysiert. Der Reststoff, Schwelkoks genannt, ein Gemisch aus Inertmaterial und hohen Organikanteilen, wird ausgetragen, von Eisenschrott befreit und untertage abgelagert. Das Schwelgas passiert einen Zyklon zur Abscheidung grober Flugstäube und wird bei 1200°C in einer Brennkammer zusammen mit Deponiegas verbrannt. Ein Teil des Rauchgases wird zur Beheizung des Drehrohrs eingesetzt, die Hauptmenge passiert einen Abhitzekessel und eine mit NaHCO_3 betriebene trockene Gasreinigung.

In den 1990er Jahren baute die Firma Siemens in Fürth eine großtechnische Schwel-Brenn-Anlage [69], die der oben beschriebenen Anlage sehr ähnlich war. Das Drehrohr wurde über eingebaute Rohrbündel mit Heißluft beheizt, die Pyrolysetemperatur betrug 450°C. Das Schwelgas wurde nicht entstaubt, der Koks wurde aus dem festen Reststoff abgetrennt und mit dem Schwelgas gemeinsam in einer Brennkammer bei 1350°C verbrannt. Die Anlage wurde im Probebetrieb wegen Blockaden des Gaskanals und Problemen mit den Drehrohrdichtungen stillgelegt, das Verfahren vom Markt genommen.

Siemens hatte eine Lizenz an die Firma Mitsui Environmental Systems in Japan vergeben, wo etliche großtechnische Anlagen des jetzt MES R21 genannten Verfahrens in Betrieb genommen wurden [70]. Auch die japanische Firma Takuma nahm eine Lizenz und baute einige Anlagen mit geringerem Durchsatz. Beide Firmen bauten insgesamt 11 Anlagen mit einem Gesamtdurchsatz von annähernd 2400 Mg/d. Das Verfahren wird aber inzwischen in Japan wegen geringer Energieausbeute und hoher Investitions- und Betriebskosten nicht mehr angeboten.

Zwischen 2001 und 2009 wurde in Hamm eine ConTherm genannte Drehrohrpyrolyse, in der aufbereitete plastikreiche Abfallfraktionen eingesetzt wurden, als Vorschaltanlage für ein Kohlekraftwerk betrieben [71]. Die Anlage bestand aus zwei Linien mit einem Gesamtdurchsatz von 100.000 Mg/a. Die Anlage hatte technische Probleme, z. B. Ablagerungen im Pyrolysegasrohr zum Kraftwerk. Die Ökonomie gestaltete sich schwierig, da die Preise des Einsatzmaterials ständig anstiegen. ConTherm wurde daher 2009 außer Betrieb genommen.

9.5.3 Vergasungsverfahren

Auch Vergasungsverfahren für Siedlungsabfälle wurden entwickelt. Es handelt sich meistens um zweistufige Verfahren mit einer Verbrennung des Synthesegases in einer Brennkammer. Daneben gibt es einige Verfahren, bei denen die Vergasungs- und die Verbrennungsstufe nahezu ohne räumliche Trennung ineinander übergehen, z. B. das Energos- [72] oder das Cleergas-Verfahren [73], die eigentlich als zweistufige Verbrennung zu bezeichnen sind, aus Gründen der Akzeptanz und teilweise günstigerer Stromtarife im Rahmen der Unterstützung alternativer Technologien als Vergasungsverfahren angeboten werden.

Zu den Verfahren, die eine deutliche Trennung der Stufen aufweisen, sollen einige Beispiele näher beschrieben werden. Ein Verfahren, das in den 1990er Jahren in Deutschland und der Schweiz auf den Markt drängte, ist das Thermoselect Verfahren [74]. Es handelt sich dabei um eine Verfahrenskette aus einer Entgasung des un behandelten Abfalls in einem Kanal bei ca. 600°C, der Vergasung bei 1200°C in einer Kammer mit Einschmelzung des Reststoffs bei 2000°C und einer sehr aufwendigen Synthesegasreinigung, wie Abb. 9.37 zeigt. Das Ziel des Verfahrens war eine hochwertige Nutzung aller Reststoffe, vor allem des Synthesegases.

Eine erste großtechnische Anlage wurde in Karlsruhe errichtet, hier wurde das Synthesegas allerdings in einer Brennkammer verbrannt. Die Anlage wurde nach Problemen im Probebetrieb 2000 und 2001 bereits 2004 wegen hoher Verluste stillgelegt. Damit scheiterten auch einige andere Projekte in Europa. In Japan hat die Firma JFE/Kawasaki Steel eine Lizenz des Verfahrens genommen und betreibt 5 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von ca. 1,3 Mio. Mg/a. Das Verfahren wird inzwischen wegen zu geringer Energieausbeute und zu hoher Kosten in Japan nicht weiter angeboten.

Das am weitesten verbreitete Verfahren ist eine Schachtofen-Vergasung von un behandelten Siedlungsabfällen unter Zugabe geringer Mengen an Koks [75]. Das bei bis zu 2000°C erzeugte Synthesegas wird ohne Behandlung direkt in einer Brennkammer verbrannt. Den Vergasungsteil des Verfahrens zeigt die linke Grafik in Abb. 9.38. Das Verfahren wird seit 1979 von Nippon Steel unter dem Namen DMS (Direct Melting System) angeboten, zurzeit sind 28 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von 6200 Mg/d in Betrieb. Die Firma JFE bietet ein sehr ähnliches Verfahren an.

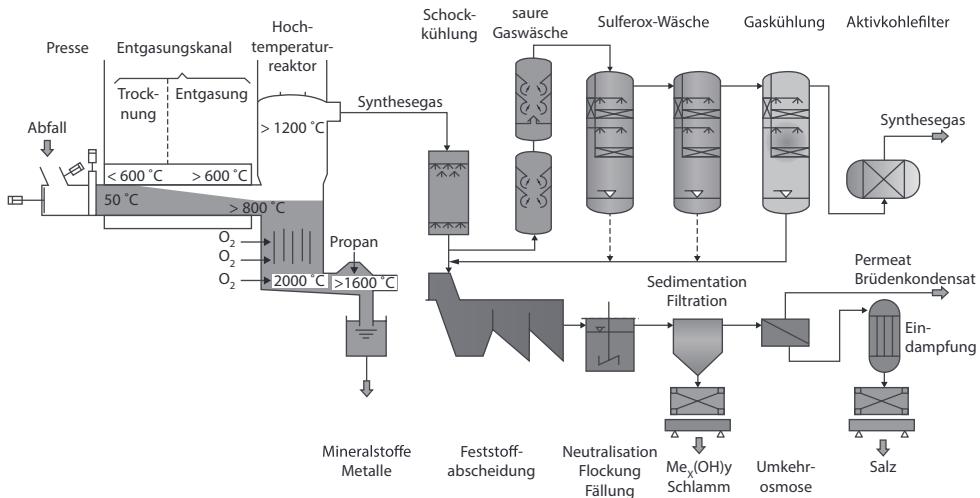


Abb. 9.37 Fließbild des Thermoselect-Verfahrens [22]

Ein weiteres in Japan verbreitetes Verfahren ist eine Wirbelschichtvergasung mit nachfolgender Verbrennung in einer Drall-Brennkammer, das Ebara-TwinReg-Verfahren [76]. Der Abfall muss auf eine passende Stückigkeit durch Zerkleinerung vorbereitet werden. Auch hier wird das Synthesegas nach passieren eines Zyklons direkt verbrannt. Bis 2009 wurden in Japan 12 Anlagen mit 21 Linien und einer Gesamtkapazität von 3100 Mg/d gebaut. Das Schema des Vergasungs- und Verbrennungsteils des Verfahrens ist in der rechten Grafik der Abb. 9.38 zu sehen.

9.5.4 Marktsituation der Alternativ-Verfahren

Wie oben ausgeführt, haben die Pyrolyseverfahren zurzeit in Europa für Siedlungsabfälle keinen Markt und auch in Japan wird diese Verfahrensklasse nicht weiterverfolgt. Für andere Abfallströme wie z. B. Kunststoffe oder Elektronikschrott könnte sich die Situation in Zukunft ändern, denn ein Vorteil dieser Verfahren ist die hohe Qualität der aus den festen Reststoffen rückgewinnbaren Metalle. Insbesondere vor dem Hintergrund der Diskussion zum chemischen Recycling von Kunststoffabfällen als Beitrag zur Kreislaufwirtschaft werden derzeit Pyrolyseverfahren pilotiert [77], um Öle z. B. als Naphtasubstitut der chemischen Industrie zur Verfügung zu stellen.

Für Vergasungsverfahren und vor allem den eigentlich als Zweistufen-Verbrennung zu bezeichnenden Verfahren sieht die Situation in Europa, insbesondere im Vereinigten Königreich, positiver aus. Dort werden solche Verfahren mit 2 ROCs (Renewable Obligation Certificates) bewertet, doppelt so hoch wie konventionelle Verbrennungsver-

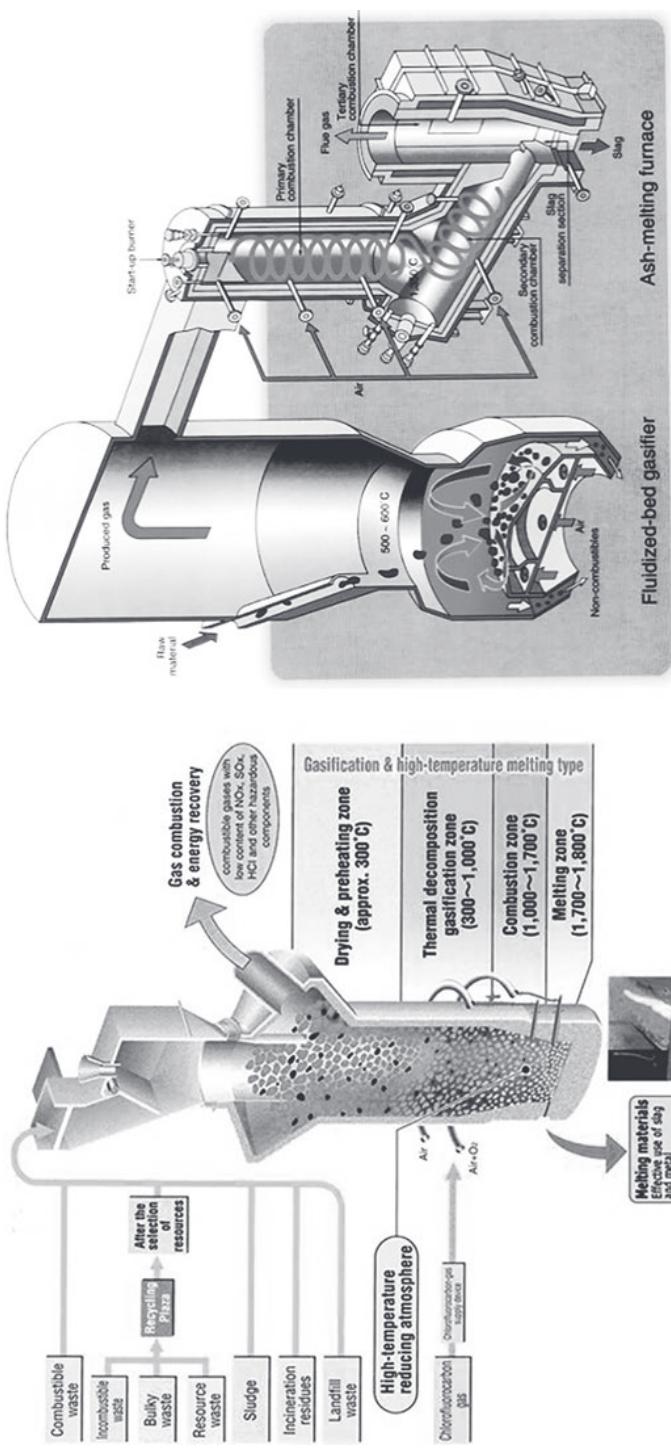


Abb. 9.38 Schema des Vergasungssteils des Nippon Steel DMS-Verfahrens (links) und des Vergasungs- und Verbrennungssteils des Ebara-TwinReg-Verfahrens (rechts)

fahren, was eine höhere Vergütung des abgegebenen Stroms und damit einen kommerziellen Vorteil bedeutet.

In Japan haben alternative Verfahren Vorteile, da viele Anlagen geringere Kapazitäten als in Europa haben und damit der ökonomische Vorteil der Größe weniger stark zu Buche schlägt. Des Weiteren sind dort die Kosten der Abfallbehandlung höher, da in vielen Rostverbrennungen Rost- und z. T. auch Filteraschen eingeschmolzen werden. Außerdem spielte die Nutzung der Energie in Japan bisher nur eine nachgeordnete Rolle. Ein Nachteil der meisten Alternativverfahren ist ihre begrenzte Verfügbarkeit. So ist der Wartungsaufwand offensichtlich beachtlich und viele Vergasungsanlagen werden weniger als 300 Tage im Jahr betrieben.

Wurden in den 2000er Jahren zum Teil bis zu 70 % der Neuanlagen in Japan als Vergasungs- oder Pyrolyseanlagen ausgeführt [78], so änderte sich die Situation am Ende des Jahrzehnts, da die Ökonomie der Anlagen und vor allem die Energieausbeute eine immer größere Rolle bei der Vergabe neuer Anlagen spielten. Seit 2008 sind wieder mehr als 75 % der Neubauten in bewährter Rosttechnik ausgeführt.

In anderen Ländern wie USA und Kanada werden die alternativen Verfahren mit den oben angeführten Argumenten weiterhin am Markt angeboten. Es ist aber zu vermuten, dass für die absehbare Zukunft derartige Technologien nur Teilmärkte erobern werden und hier vor allen für gut definierte und hochenergetische Abfallfraktionen, bevorzugt aus dem gewerblichen und industriellen Bereich. Rechnet man alle Ausgaben für die Bereitstellung eines hochwertigen Einsatzstoffes in die Bilanzen ein, werden sich eventuelle höhere Energieausbeuten eines solchen Verfahrens nur schwer als echte ökonomische Gewinne herausstellen.

Fragen zu Kap. 9

1. Welche drei Hauptzielrichtungen verfolgt die thermische Abfallbehandlung und wodurch werden sie erreicht?
2. Wie definieren sich die drei Grundprozesse der thermischen Abfallbehandlung?
3. Wie ist eine Hausmüllverbrennungsanlage in der Regel aufgebaut?
4. Welches sind die Hauptkomponenten der Verfahrenskette?
5. Aus welchen Elementen ist eine Rostfeuerung aufgebaut und welche Funktionen hat der Verbrennungsrost zu erfüllen?
6. Welches sind die gebräuchlichsten Rostarten, wie sind diese zu charakterisieren?
7. Welches sind die vier Grundbestandteile fester Brennstoffe und somit auch des Abfalls? Mit welcher Analyse werden sie bestimmt?
8. Auf welchen beiden Kenngrößen basiert die Auslegung einer Rostfeuerung, wie sind diese definiert?
9. Was beschreibt das Feuerungsleistungsdiagramm und wodurch sind die Grenzen in diesem Diagramm bestimmt?
10. Welches sind die Hauptaufgaben (5) einer Rauchgasreinigung (RGR)? Welche Arten von RGR unterscheidet man?

11. An welchen Stellen (Anlagenkomponenten) einer Hausmüllverbrennung entstehen feste oder flüssige Reststoffe, wie sind diese zu charakterisieren?
12. Nennen Sie einige „Alternative Verfahren“ der thermischen Abfallbehandlung und geben Sie die im jeweiligen Verfahren benutzten Grundprozessstufen an!
13. Mit welchen Verbrennungsverfahren werden a) Sonderabfälle und b) Klärschlämme behandelt?

Literatur

- [1] Zwahr, H.: 100 Jahre thermische Müllverwertung in Deutschland. VGB Kraftwerkstechnik, 76, H. 2, 126–133, 1996
- [2] Christill, M., Kolb, T., Seifert, H., Leuckel, W.: Untersuchungen zum thermischen Abbauverhalten chlorierter Kohlenwasserstoffe, VDI-Berichte Nr. 1193, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1995, S. 381
- [3] Scheirs, J., Kaminsky, W.: Feedstock recycling and pyrolysis of waste plastics: converting waste plastics into diesel and other fuels, Wiley Series in Polymer Science, Hoboken, NJ, 2006
- [4] Hornung, A., Koch, W., Schöner, J., Furrer, J., Seifert, H., Tumiatti, V.: Environmental engineering recycling of electronical and electrical equipment (EEE), 21st International Conference on Incineration and Thermal Treatment Technologies (IT3), New Orleans, LA, USA, May 2002
- [5] Bunge, R.: Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche. In: KVA-Rückstände in der Schweiz. Der Rohstoff mit Mehrwert (Schenk, K., Hrsg.), Bundesamt für Umwelt, Bern, 2010, S. 170
- [6] Chandler, A. J., Eighmy, T. T., Hartlén, J., Hjelmar, O., Kosson, D. S., Sawell, S. E., van der Sloot, H. A., Vehlow, J.: Municipal solid waste incinerator residues, Elsevier Publishers, Amsterdam, 1997
- [7] Seifert, H.: Energetische Nutzung von Abfall durch Schadstoffarme Verfahren – ein Beitrag zur regenerativen Energie, 4. Symposium der deutschen Akademie der Wissenschaften – Energie und Umwelt, Springer Verlag, Berlin, 2000
- [8] Vehlow, J.: Waste-to-Energy initiatives in the European Union: mandated energy recovery from wastes, NAWTEC 14, Tampa, 1.–3. May 2006
- [9] Rittmeyer, C., Kaese, P., Vehlow, J., Vilöhr, W.: Decomposition of organohalogen compounds in municipal solid waste incineration plants. Part II: Co-combustion of CFC containing polyurethane foams. Chemosphere, 28, 1455, 1994
- [10] Seifert, H.: Energy recovery from waste – a contribution to climate protection, 7th European Conference on Industrial Furnaces and Boilers (INFUB), Porto, April 2006
- [11] Bilitewski, B., Härdtle, M.: Grundlagen der Pyrolyse von Rohstoffen. In: Pyrolyse von Abfällen (Thomé-Kozmiensky, K.J., Hrsg.), EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin, 1985
- [12] Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL, Fachbereich Umwelttechnik: VDI-Richtlinie 3460, Blatt 2 (Weißdruck), Juni 2014
- [13] European Commission: Integrated Pollution Prevention and Control – reference document on the best available techniques of waste incineration, Joint Research Centre, IPTS C, Seville, 2006: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi_bref_0806.pdf
- [14] statistisches Bundesamt DESTATIS, Abfallbilanz 2020

- [15] statistisches Bundesamt DESTATIS, Abfallaufkommen pro Kopf und Jahr für Deutschland und Europa
- [16] destatis Fachserie 19, Reihe 1, Artikelnummer: 2190100177005, 2019
- [17] Eurostat – Municipal Waste Statistics; https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment
- [18] European Commission: Guidelines on the interpretation of the R1 energy efficiency formula for incineration facilities dedicated to the processing of municipal solid waste according to Annex II of Directive 2008/98/EC on waste; <https://ec.europa.eu/environment/pdf/waste/framework/guidance.pdf>; Annex II of directive 2008/98/EC
- [19] 2019 data. Source: CEWEP Members + Eurostat
- [20] Albert, F. W.: Die Niederungen des Alltags: Über den erfolgreichen Betrieb einer Müllverbrennungsanlage. VGB-Kraftwerkstechnik, 77, 39–47, 1997
- [21] Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, 17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen vom 2. Mai 2013), Bundesgesetzblatt Teil I, 1021, 1044, 3754
- [22] Thomé-Kozmiensky, K. J.: Thermische Abfallbehandlung, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin, 1994
- [23] Firma Breiding GmbH
- [24] Scholz, R., Beckmann, M., Schulenburg, F.: Abfallbehandlung in thermischen Verfahren. In: Verbrennung, Vergasung, Pyrolyse – Verfahrens- und Anlagenkonzepte (Bahadir, M., Collins, H.-J., Hock, B., Hrsg.), B. G. Teubner Verlag, Stuttgart, 1, 2001
- [25] Dubbel: Taschenbuch für den Maschinenbau (Grote, K.-H., Feldhusen, J., Hrsg.), Springer-Verlag, Berlin
- [26] Reimann, D. O., Hä默li, H.: Verbrennungstechnik für Abfälle in Theorie und Praxis, Schriftenreihe Umweltschutz, Bamberg, 1995
- [27] Görner, K.: Technische Verbrennungssysteme, Springer-Verlag, Berlin, 1991
- [28] Cerbe Wilhelms, G.: Technische Thermodynamik: Theoretische Grundlagen und technische Anwendungen, Carl Hanser Verlag, München, 2013
- [29] Braun, H., Metzger, H., Vogg, H.: Zur Problematik der Quecksilber-Abscheidung aus Rauchgasen von Müllverbrennungsanlagen, 1. Teil. Müll und Abfall, 18, 62, 1986; 2. Teil, Müll und Abfall, 18, 89, 1986
- [30] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer Abwasserverordnung - AbwV) 2014
- [31] Fellows, K. T., Pilat, M. J.: HCl sorption by dry NaHCO₃ for incinerator emission control, Journal of the Air & Waste Management Association, 40, 887, 1990
- [32] Vogg, H., Merz, A., Stieglitz, L., Vehlow, J.: Chemisch-verfahrenstechnische Aspekte zur Dioxinreduzierung bei Abfallverbrennungsprozessen. VGB Kraftwerkstechnik, 69, 795, 1989
- [33] Hunsinger, H., Seifert, H., Jay, K.: Reduction of PCDD/F formation in MSWI by a process-integrated SO₂ cycle. Environmental Engineering Science, 24, 1145, 2007
- [34] Hiraoka, M., Takeda, N., Okajima, S., Kasakura, T., Imoto, Y.: Catalytic destruction of PCDDs in flue gas. Chemosphere, 19, 361, 1989
- [35] Pranghofer, G. G., Fritzky, K. J.: Destruction of polychlorinated dibenz-p-dioxins and Dibenzofurans in Fabric Filters. 3rd International Symposium on Incineration and Flue Gas Treatment Technologies, Brussels, July 2–4, 2001
- [36] Andersson, S., Kreisz, S., Hunsinger, H.: Innovative material technology removes dioxins from flue gases. Filtration and Separation, 40, 22, 2003
- [37] Martin GmbH: Entschlacker, 2017: <https://www.martingmbh.de/de/technologien.html>
- [38] Langhein, E.-C.; Hanenkamp, A.; Schönsteiner, M.; Koralewska, R.: Trockenaschen vom Abfall bis zum Wertstoff Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik, München (D); Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, Band 4; Herausgeber: Karl J. Thomé-Kozmiensky

†, Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky, Bernd Friedrich, Thomas Pretz, Peter Quicker, Dieter Georg Senk, Hermann Wotruba; veröffentlicht: 2017; ISBN: 978-3-944310-35-0

- [39] Langhein, E.-C.; Hanenkamp, A.; Schönsteiner, M.; Koralewska, R.: Hohes Wertschöpfungspotenzial; Die „Martin Slagline“ kombiniert den trockenen Austrag und die Aufbereitung von Rostschlacke; ReSource 2/2017
- [40] Pfrang-Stotz, G., Reichelt, J.: Mineralogische, bautechnische und umweltrelevante Eigenschaften von frischen Rohschlacken und aufbereiteten/abgelagerten Müllverbrennungsschlacken unterschiedlicher Rost- und Feuerungssysteme. Berichte der Deutschen Mineralogischen Gesellschaft, 1, 185, 1995
- [41] Ammann, P.: Dry extraction of bottom ashes in WtE plants. CEWEP-EAA Seminar, Copenhagen, September 2011
- [42] Vehlow, J., Bergfeldt, B., Hunsinger, H.: PCDD/F and related compounds in solid residues from municipal solid waste incineration – a literature review. Waste Management & Research, 24, 404, 2006
- [43] Fiedler, H.: Sources of PCDD/PCDF and impact on the environment. Chemosphere, 32, 55, 1996
- [44] Vehlow, J.: Bottom ash and APC residue management. In: Power Production from Waste and Biomass – IV (Sipilä, K., Rossi, M., Hrsg.), VTT Information Service, VTT, Espoo, 151, 2002
- [45] LAGA: Merkblatt Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle, verabschiedet durch die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) am 1. März 1994. In: Müll-Handbuch (Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Hrsg.). Berlin: Erich Schmidt Verlag, Kennzahl 7055, Lfg. 4/94, 1994
- [46] Zwahr, H.: MV-Schlacke – mehr als nur ein ungeliebter Baustoff? Müll und Abfall, 37, 114, 2005
- [47] Vehlow, J., Seifert, H.: Management of residues from energy recovery by thermal waste-to-energy systems and quality standards. Report for IEA Bioenergy Task 36 Topic 5, 2017: http://task36.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2016/06/Report_Topic5_Final-5.pdf
- [48] Pfrang-Stotz, G., Schneider J.: Comparative studies of waste incineration bottom ashes from various grate and firing systems, conducted with respect to mineralogical and geochemical methods of examination. Waste Management & Research, 13, 273, 1995
- [49] Sauter, J.: Vergleichende Bewertung der Umweltverträglichkeit von natürlichen Mineralstoffen, Bauschutt-Recyclingmaterial und industriellen Nebenprodukten. Diplomarbeit am Institut für Straßen- und Eisenbahnwesen der Universität Karlsruhe (TH), 2000
- [50] <https://www.gesetze-im-internet.de/ersatzbaustoffv/ErsatzbaustoffV.pdf>
- [51] Schneider, J., Vehlow, J., Vogg, H.: Improving the MSWI bottom ash quality by simple in-plant measures. In: Environmental Aspects of Construction with Waste Materials (Goumans, J. J. J. M., van der Sloot, H. A., Aalbers, Th. G., Hrsg.), Elsevier Publishers, Amsterdam, S. 605, 1994
- [52] FLUREC-Verfahren; <https://www.kebag.ch/abfall-energie/flurec.html>
- [53] Vehlow, J., Braun, H., Horch, K., Merz, A., Schneider, J., Stieglitz, L., Vogg, H.: Semi-technical demonstration of the 3R process. Waste Management & Research, 8, 461, 1990
- [54] Frey, R., Brunner, M.: Rückgewinnung von Schwermetallen aus Flugaschen. In: Optimierung der Abfallverbrennung (Thomé-Kozmiensky K. J., Hrsg.), TK-Verlag, Neuruppin, S. 443, 2004
- [55] Volkman, Y., Vehlow, J., Vogg, H.: Improvement of flue gas cleaning concepts in MSWI and utilization of by-products. In: Waste Materials in Construction (Goumans, J. J. J., van der Sloot, H. A., Albers, T. G., Hrsg.), Elsevier Publishers, Amsterdam, S. 145, 1991

- [56] Schlumberger, S.: Neue Technologien und Möglichkeiten der Behandlung von Rauchgasreinigungsrückständen im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenmanagements. In: KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert (Schenk K., Hrsg.), Bundesamt für Umwelt, Bern, S. 194, 2010
- [57] MVR, Salzsäureherstellung, 2017: <http://www.mvr-hh.de/Salzsaeureherstellung.45.0.html>
- [58] Joschek, H.-I., Dorn, I.-H., Kolb, T.: The rotary kiln/the chronicle of a modern technology taking BASF waste incineration as an example. VGB Kraftwerkstechnik, 75, 370, 1995
- [59] Thomé-Kozmiensky, K. J.: Klärschlammteilsorgung, TK-Verlag, Thomé-Kozmiensky Neuruppin, 1998
- [60] Bleckwehl, S., Riegel, M., Kolb, T., Seifert, H.: Charakterisierung der verbrennungstechnischen Eigenschaften fester Brennstoffe. Verbrennung und Feuerungen. 22. Deutscher Flammentag, Braunschweig, 21.–22.09.05, VDI-Berichte 1888, Seiten 93 – 100, VDI-Verlag Düsseldorf, ISBN: 3-18-091888-8
- [61] Frankenhäuser, M.: SRF – CEN standards, definitions and biogenic content. Production and utilisation options for Solid Recovered Fuels. IEA Bioenergy Wokshop Task 32 and 36, Dublin, 2011: http://task36.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2016/06/European_standardization_of_Solid_Recovered_Fuels-2011-10-20.pdf
- [62] Trends in the use of solid recovered fuels; Authors: Giovanna Pinuccia Martignon (RSE); Edited by Inge Johansson and Mar Edo (RISE); Copyright © 2020 IEA Bioenergy. All rights Reserved, ISBN, 978–1–910154–72–4; Published by IEA Bioenergy
- [63] Perspektiven der Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen nach dem Ausstieg aus der Kohleverstromung; Sigrid Hams und Prof. Dr.-Ing. Sabine Flamme; Müll und Abfall 2 · 22; Seite 84 bis 89
- [64] Kohleausstiegsgesetz 2020; <https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Artikel/Service/kohleausstiegsgesetz.html>
- [65] TEXTE 51/2018; Projektnummer 75778 UBA-FB EF001021; Energieerzeugung aus Abfällen, Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030 von Prof. Dr.-Ing. Sabine Flamme, Dipl.-Betriebswirt Jörg Hanewinkel neovis GmbH + Co. KG; Prof. Dr.-Ing. Peter Quicker, Dr. Kathrin Weber Ingenieurbüro Qonversion; Im Auftrag des Umweltbundesamtes
- [66] Tagesanzeiger Köln vom 8. Januar 2020: „Der Markt für Anlagen in der thermischen Abfallverwertung bleibt weiter stark“; <http://kweu.de/dJlJ/>
- [67] Fichtel, K.: Bericht über die Müllpyrolyse-Anlage Burgau. In: Müllverbrennung und Umwelt 2 (Thomé-Kozmiensky, K. J., Hrsg.), EF-Verlag, Berlin, S. 662, 1987
- [68] Gehrmann, H.-J.: Mathematische Modellierung und experimentelle Untersuchungen zur Pyrolyse von Abfällen in Drehrohrsystemen. Dissertation (2005); Monographie CUTEC Schriftenreihe 67, ISBN 3-89720-836-9
- [69] Berwein, H. J.: Weiterentwickelt: Schwellbrennverfahren. Entsorgungspraxis 6, 242, 1988
- [70] Ayukawa, A., Uno, S.: Utilization of Pyrolysis Char from MSW. 2. i-CIPEC, Jeju, Korea, 5.–7- September 2002
- [71] Schulz, W., Hauk, R.: Kombination einer Pyrolyseanlage mit einer Steinkohlekraftwerksfeuerung. 11. DVV-Kolloquium Stoffliche und thermische Verwertung von Abfällen in industriellen Hochtemperaturprozessen, TU Braunschweig, Braunschweig, September 1998
- [72] del Alamo, G., Hart, A., Grimshaw, A., Lundstrøm, A.: Characterization of syngas produced from MSW gasification at commercial-scale ENERGOS plants. Waste Management, 32, 1835, 2012
- [73] Goff, S.: Covanta R&D developments in MSW gasification technology. WTERT 2012 BI-Annual Conference, Columbia University, New York, 18.–19. Oktober 2012: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/WTERT2012/proceedings/wtert2012/presentations/Steve%20Goff.pdf>

- [74] Stahlberg, R., Feuerriegel, U.: Das Thermoselect-Verfahren zur Energie- und Rohstoffgewinnung – Konzept, Verfahren, Kosten -. VDI-Berichte Nr. 1192, 319, 1995
- [75] Tanigaki, N., Manako, K., Osada, M.: Co-gasification of municipal solid waste and material recovery in a large-scale gasification and melting system. Waste Management, 32, 667, 2012
- [76] Suzuki, S.: The Ebara Advanced Fluidization Process for energy recovery and ash vitrification. 15th North American Waste to Energy Conference, 21.–23. May 2007, Miami, Proceedings 11, 2007
- [77] Pressemitteilung BASF und ARCUS 2022. <https://www.bASF.com/at/de/media/news-releases/2022/09/p-22-328.html>
- [78] Vehlow,J., Seifert, H., Eyssen, R.: Japans Abfallmanagement im Strukturwandel. Müll und Abfall, 47, 254, 2015