

Zeitschrift: Schweizer Ingenieur und Architekt
Herausgeber: Verlags-AG der akademischen technischen Vereine
Band: 101 (1983)
Heft: 19

Artikel: Grundlagen zur Berechnung von Müllfeuerungen
Autor: Häggerli, Herbert
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-75132>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 30.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Grundlagen zur Berechnung von Müllfeuerungen

Von Herbert Hämerli, Zürich

Der Müll ist ein guter Brennstoff. Seine Eigenschaften und Verbrennungsprodukte werden beschrieben. Anhand einer stöchiometrischen Verbrennungsrechnung lassen sich die Rauchgasmengen sowie die gasförmigen Luftfremdstoffe bestimmen. Das Leistungsvermögen einer Müllfeuerung wird von der Grösse der Brennkammer sowie der Rostfläche beeinflusst. Beide Teile müssen aufeinander abgestimmt sein. Die Auslegung einer Müllfeuerung lässt sich mit Hilfe des Feuerungs- und Rostleistungsnomogrammes berechnen. Analog zum Rostofen wird auch die Berechnung eines Leistungsnomogrammes für Drehrohröfen gezeigt. Abschliessend werden noch wichtige betriebliche Fragen behandelt.

Einleitung

Bei der Berechnung von Müllfeuerungsanlagen müssen ein paar wichtige vom verwendeten Feuerungssystem unabhängige Grundregeln beachtet werden. So müssen beispielsweise die Brennkammergrössen sowie die dazu passenden Rostflächen sorgfältig aufeinander abgestimmt werden. Am zweckmässigsten geschieht dies mit Hilfe eines Feuerungs- und Rostleistungsnomogrammes, welches für jeden Einzelfall speziell berechnet und aufgezeichnet werden muss. Zudem gilt es die regionalen Ist- und die späteren Soll-Zustände zu berücksichtigen, indem auch die notwendigen Betriebszeiten, Auslastungsgrade sowie die Zahl der Betriebsschichten berechnet werden.

Nur auf diese Weise lassen sich die immer noch häufig vorkommenden Auslegungsfehler vermeiden. Der am meisten vorkommende Auslegungsfehler ist eine zu kleine Brennkammer sowie ein ungünstiges Grössenverhältnis zwischen dem Brennkammervolumen und der Rostfläche. Solche Fehler lassen sich nachträglich kaum korrigieren und führen im ungünstigsten Falle zum Abbruch der Ofenanlage. Ein weiterer fast ebenso häufiger Fehler sind die falsch ausgelegten Verbrennungsluftsysteme. Vor allem bei zu klein ausgelegten Brennkammern wird zwecks Herabsetzung der Brennkammertemperatur die Verbrennungsluftmenge heraufgesetzt. Dadurch kann die notwendige Taupunkttemperatur im Rauchgas sowie die zulässige Strömungsgeschwindigkeit im Filtergehäuse nicht mehr eingehalten werden. Die Folge ist eine gravierende Verschlechterung der Abscheideleistung des Filters. Noch schlimmere Folgen können jedoch auch fehlerhafte Prognosen über die Entwicklung der Müllmengen haben.

Der Müll als Brennstoff und seine Verbrennungsprodukte

Die Eigenschaften des Mülls

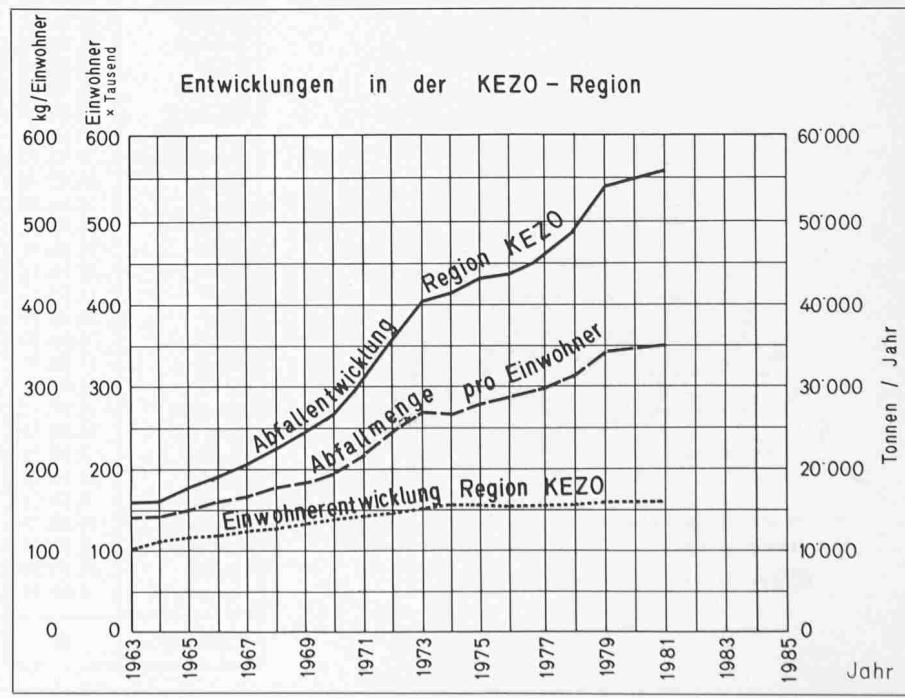
Bekanntlich setzte nach dem Zweiten Weltkrieg in der Schweiz (wie auch im übrigen Europa) eine *stürmische wirtschaftliche Entwicklung* ein, die sich auf die Eigenschaften des Mülls und auch auf die Müllmenge auswirkte. Im Jahre 1969 rechnete man je nach Gegend mit einer *Müllmenge* von 110 bis 220 kg pro Einwohner und Jahr [1], während man 10 Jahre später bereits 352 kg/Ea registrierten konnte [2]. In einzelnen Ortschaften liegt der heutige spezifische Anfall bereits über 400 kg/Ea. Diese quantitative Entwicklung geht besonders deutlich aus der Abfallentwicklung in der Region KEZO (Kehrichtverwertung Zürcher Oberland) hervor (Bild 1).

Bild 1. Abfallentwicklung in der Region KEZO [3]

Tabelle 1. Zusammenstellung über die wichtigsten Eigenschaften von Hausmüll

Physikalische Eigenschaften		
Heizwert (unterer)	ca. 8400 kJ/kg	
Anteil Brennbares	ca. 45 Gew.-%	
Anteil Asche	ca. 25 Gew.-%	
Anteil Wasser	ca. 30 Gew.-%	
Grobelsenmenge (bezogen auf die Gesamtmasse)	ca. 4 bis 5 %	
Schüttgewicht in kg/m ³ :		
loser Müll (Sack oder Eimer)	90 bis 120	
im Müllfahrzeug (gepresst)	350 bis 550	
im Müllbunker	200 bis 300	
Chemische Eigenschaften (Mittelwerte in % bezogen auf TS)		
Kohlenstoff C	30-40	
Wasserstoff H	4-5	
Sauerstoff O	17-30	
Stickstoff N	0,3-0,45	
Chlor Cl	0,5-1,5	
Schwefel S	0,2-0,7	
Schwermetalle in g/kg Müll (feucht)		
Blei Pb	0,6-2,0	
Kupfer Cu	0,12-0,78	
Eisen Fe	10-100	
Zink Zn	0,44-2,30	
Zinn Sn	0,05-0,32	
Chrom Cr	0,02-0,88	
Cadmium Cd	0,003-0,012	
Barium Ba	0,084-1,225	
Zusammensetzung nach Abfallstoffgruppen (Gew.-%)		
	Jahr 1961	Jahr 1975
Papier, Karton	19	40
Küchenabfälle	57	12
Glas, Steine, Keramik	3	12
Metalle	2	5
Holz	1	4
Kunststoffe	2	4
Textilien	2	4
Gummi, Leder	1	2
Verschiedenes	13	17

Ähnlich dramatisch verlief die Entwicklung des Heizwertes. Dieser klet-



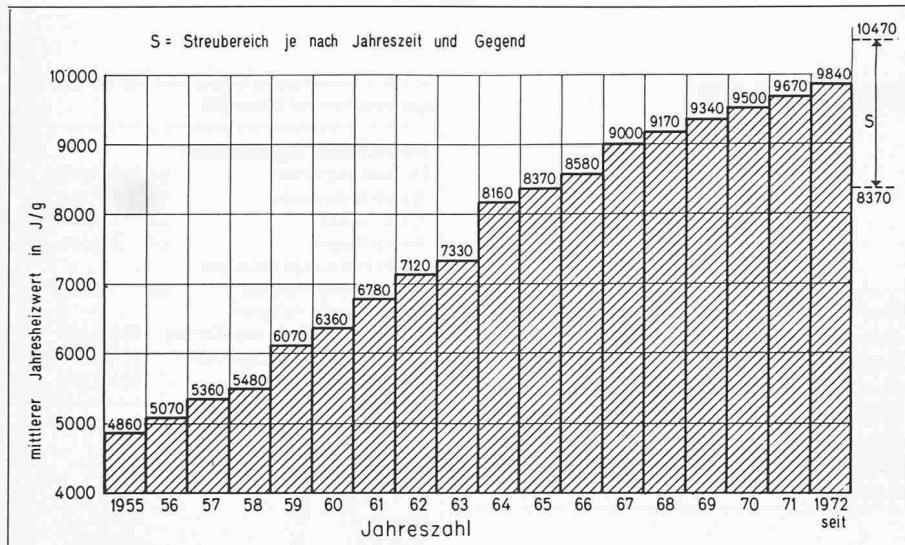


Bild 2. Mittlerer Jahresheizwert seit dem Jahre 1955 [4]

terte seit dem Zweiten Weltkrieg von etwa 3350 J/g unaufhaltsam in die Höhe und begann sich erst etwa seit 1972 bei 9840 J/g zu stabilisieren (Bild 2). Seither pendelt er je nach Jahreszeit und Gegend zwischen 8300 und 10500 J/g. Wie grössere Messreihen zeigen, können einzelne Proben deutlich unterhalb von 8350 J/g liegen, während höhere Werte als 10500 J/g ohne vorbehandelten und speziell aufbereiteten Müll eher selten sind.

Lange Zeit stand auch die Frage zur De-

batte, unter welchen Bedingungen der Müll *ohne Stützfeuer brennbar* ist. Nach eingehenden Untersuchungen ist nach Tanner [5] der Müll ohne Stützfeuer brennbar, wenn sein

$$\text{Wassergehalt } W \leq 50\%$$

$$\text{Aschegehalt } A \leq 60\%$$

$$\text{Gehalt an Brennbarem } B \geq 25\%$$

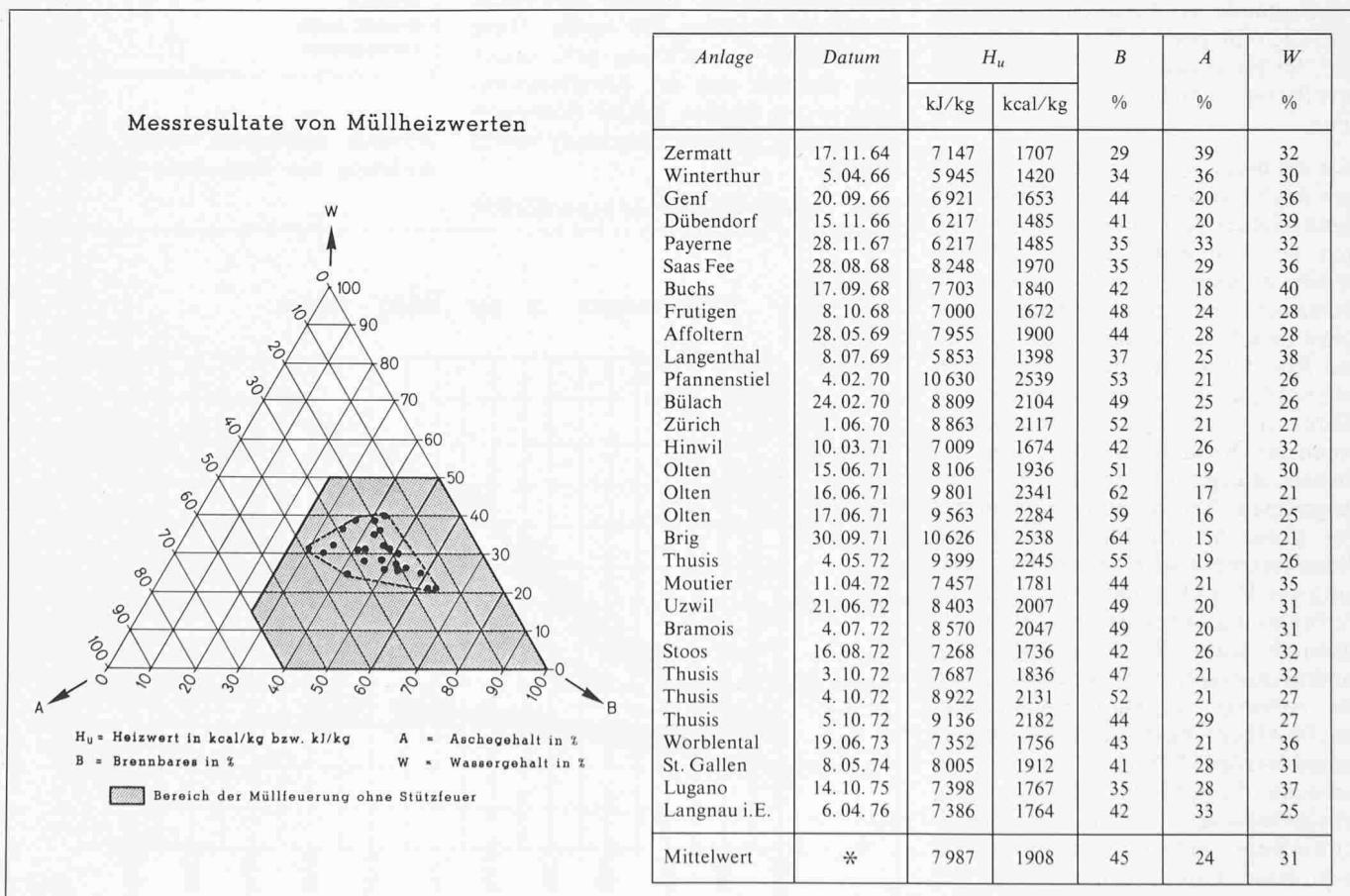
ist und der untere Heizwert nicht tiefer als 3350 J/g liegt. Diese Bedingungen wurden in der Schweiz bereits Mitte der 50er Jahre erreicht. Das schraffierte Feld von Bild 3 zeigt den Bereich, wo

der Müll ohne Stützfeuer brennen kann. Liegt die Zusammensetzung ausserhalb dieses Feldes, so wird der Heizwert so niedrig, dass er entweder nicht mehr selbstständig brennt oder die erforderliche Verbrennungstemperatur nicht mehr erreicht werden kann.

Die in Bild 3 stehende Tabelle zeigt die *durchschnittlichen Heizwerte verschiedener Anlagen*, welche von der EAWAG in den letzten zehn Jahren aufgrund von Leistungsprüfungen von Müllverbrennungsanlagen gemessen wurden. Diese Durchschnittswerte der einzelnen Anlagen wurden aus weit über zweihundert Einzelwerten ermittelt. Nur drei dieser Einzelwerte lagen ausserhalb des Bereiches der Müllfeuerung ohne Stützfeuer und hatten einen Heizwert von weniger als 4200 J/g.

Für die Praxis ist der *untere Heizwert* H_u von grosser Bedeutung, da das im Rauchgas enthaltene Wasser nicht mehr kondensiert werden kann und daher für die Wärmenutzung verloren geht. Dieser Wert kann allerdings nicht unmittelbar gemessen werden; denn er ergibt sich aus der Verbrennungswärme nach Abzug der Verdampfungswärme des vorhandenen und gebildeten Wasserdampfes. Bei einer Bezugstemperatur von 20 °C lässt sich der untere Müllheizwert nach folgender Gleichung berechnen:

Bild 3. Ausgewählte Messresultate von Müllheizwerten aus verschiedenen Anlagen, nach EAWAG [6]



$$H_u = \frac{TS \cdot H_o}{100} - 25(0,09 \cdot H \cdot TS + W)$$

in kJ/kg Müll (grobeisenfrei)

Darin bedeuten W den Wasserballast des Brennstoffes, in unserem Falle bezogen auf 1 kg Müll (feucht und grobeisenfrei) und H den Wasserstoffgehalt des Brennstoffes in Prozenten. Der Faktor 25 ist der aufgerundete Wert 24,99 (= Verdampfungswärme/100). Da der Wassergehalt im Brennstoff Müll sehr hoch ist, muss man die Müllproben vor der Bestimmung des *oberen Heizwertes* H_o trocknen, so dass man in der vorstehenden Gleichung den oberen Heizwert für 1 kg des trockenen Mülls anstatt für 1 kg des feuchten Mülls eingesetzt hat. Daher muss man den Wert H_o (trocken) entsprechend korrigieren, indem man H_o (trocken) mit dem Anteil der Trockensubstanz $TS/100$ (TS = Trockensubstanz in %, bezogen auf den feuchten Müll) multiplizieren und auf diese Weise den oberen Heizwert (trocken) auf den oberen Heizwert (feucht) umgerechnet hat.

Wegen der grossen Heterogenität des Mülls kann H_o nur über die chemische Elementaranalyse oder auf experimentellem Wege mit zufriedenstellender Genauigkeit bestimmt werden. Andere vereinfachte Bestimmungen haben sich

nicht bewährt und können zu grossen Fehlern und Irrtümern führen. Die Heizwertbestimmung aufgrund der chemischen Elementaranalyse ist für die Praxis viel zu aufwendig und zu kompliziert. Daher wird H_o im Normalfall nach entsprechender Vorbehandlung der Rohprobe [7] mit dem Kalorimeter bestimmt.

Der Anteil des chemisch gebundenen Wasserstoffes H ist nach den bisherigen Erfahrungen etwa 1/15 des Glühverlustes GV der Trockensubstanz TS . Bei dessen Verbrennung entsteht zum grössten Teil Wasser, während sich nur etwa 0,37% der gesamten Wasserstoffmenge zu Salzsäure verbinden kann. Wie man sieht, ist dieser Anteil sehr klein und kann daher für die Berechnung des unteren Heizwertes vernachlässigt werden.

Setzt man an Stelle des Wasserstoffgehaltes H den Glühverlust GV ($H = GV/15$ bei Hausmüll und $H = GV/16$ bei Klärschlamm) in die Gleichung ein, so ergibt dies:

$$H_u = \frac{TS \cdot H_o}{100} - (0,15 \cdot GV \cdot TS + 25 \cdot W)$$

in kJ/kg Müll (grobeisenfrei)

Mülls sowie von der Schubleistung des Rostes beeinflusst werden. Hohe Glühverluste können gewöhnlich auf eine übersetzte Schubleistung oder eine falsche Auslegung des Rostes zurückgeführt werden, während niedrige Werte sehr hohe thermische Belastungen verraten, welche mit Anbackungen und daher mit häufigen Revisions- und Reinigungsarbeiten bezahlt werden müssen. Außerdem hat ein unsachgemäss betriebener Rost auch negative Auswirkungen auf die Brennkammer, die ihrerseits wiederum ihre Auswirkungen auf das Rauchgasfilter haben. Aus diesem Grunde ist die Prüfung der Ausbrandqualität anlässlich eines Abnahmeversuches [9] unumgänglich und verhindert ein unerlaubtes Hochschrauben der Schubleistung während der Abnahmeprüfung.

Ein weiteres Bewertungskriterium ist auch der C in AOS. Unter «C in AOS» versteht man den Kohlenstoffgehalt der abbaubaren organischen Substanz. Der C in AOS ist vor allem für den Deponiefachmann bei der Beurteilung von Deponiefragen von Interesse und sollte nicht für die qualitative Beurteilung einer Müllfeuerung verwendet werden. Trotzdem kommt es immer wieder vor, dass dieser Wertbegriff der Deponietechnik in die Lieferverträge von Müllfeuerungen aufgenommen wird.

Seit Bestehen der Müllverbrennung wurde angestrebt, die Schlacken in irgendeiner Form zu verwerten, nicht zuletzt, um Deponievolumen einzusparen. In verschiedenen Ländern wurden Schlacken im Wegebau verwendet. Man hat versucht, in speziellen Sinteranlagen (Berlin) Schlacken und Flugasche bei hohen Temperaturen ($>1200^{\circ}\text{C}$) in praktisch wasserunlösliche Sinterbrocken zu verwandeln, die nötigenfalls bedenkenlos abgelagert werden können. Man hoffte jedoch, dass die Granulate mit besonders günstigen wärmetechnischen Eigenschaften für die Betonindustrie brauchbar seien. Das Verfahren hat sich jedoch nicht bewährt, und die Anlage Berlin wurde inzwischen stillgelegt [10].

In der Schweiz gewinnt neuerdings die Verwendung der Müllschlacke als Baustoff für den Strassenbau mehr und mehr an Interesse, auch im Hinblick auf die Recyclingbestrebungen. Einige wenige Müllverbrennungsanlagen in der Schweiz betreiben bereits heute eine solche Schlackenaufbereitung.

Die Eigenschaften der Schlacke

Die Eigenschaften der Schlacke

Die Ablagerung von Rückständen aus Müllverbrennungsanlagen ist aufgrund der chemisch-physikalischen Eigenschaften der Rückstände keineswegs problemlos. Im Gegensatz zu den eigentlichen kompakten *Schlacken*, deren Wasserlöslichkeit gering ist (etwa 3–4%), sind in den *Flugaschen* grössere Mengen (bis zu 35%) wasserlöslicher Stoffe enthalten. Der Anteil der Flugasche in einem Schlacken-Flugaschegemisch beträgt zwar nur 5–10% [8], dieser geringe Anteil liefert jedoch mehr als 50% der wasserlöslichen Stoffe. Die dabei entstehenden Sickerwässer enthalten grössere Mengen gelöster anorganischer Stoffe, die zur Hauptsache Härtebildner darstellen, welche unter Umständen ober- und unterirdische Gewässer im Sinne einer Aufhärtung beeinträchtigen können. Ist zudem die Ausbrandqualität der Schlacke ungenügend, so enthalten die Sickerwässer neben den anorganischen Stoffen noch nennenswerte Mengen organischer Schmutzstoffe.

Daher wurde schon seit jeher versucht, die Ausbrandqualität der Schlacke zu bewerten. Als wichtigstes Bewertungskriterium gilt der Glühverlust GV . Darunter versteht man den brennbaren, Anteil der trockenen Schlacke, welcher von verschiedenen Faktoren, wie Art und Grösse des Rostes, der Rostwärmebelastung, dem brennbaren Anteil des

Tabelle 2. Richtwerte der Schlackeneigenschaften

Physikalische Eigenschaften [12]	
Wassergehalt (WG)	etwa 28%
Trockenmasse (TS)	etwa 72%
Schüttgewicht (nass)	etwa 1,24 t/m ³
Streubereich der Glühverluste (GV), bezogen auf TS	etwa 1 bis 12%
Mittlerer Glühverlust (GV), bezogen auf TS	etwa 5%
Spezifische Grobeisenmenge	etwa 135 kg/t Schlacke
Schüttgewicht des losen Grobeisens	etwa 200 kg/m ³
Chemische Eigenschaften [11]	
Konzentration bez. auf TS in g/kg (95% Vertrauensbereich, ausgedrückt als Spannweite)	
Carbonat, CO ₃ ²⁻	22–30
Chlorid, Cl ⁻	3,0–3,8
Ammonium, NH ₄ ⁺	1,3–1,5
Phosphat, PO ₄ ³⁻	33–47
Siliziumdioxid, SiO ₂	361–401
Eisen, Fe	39–45
Chrom, Cr	0,18–0,24
Nickel, Ni	0,12–0,16
Zink, Zn	4,8–5,6
Kupfer, Cu	2,2–3,0
Blei, Pb	1,4–1,6
Cadmium, Cd	0,014–0,020
Mangan, Mn	1,18–1,32
Cobalt, Co	0,018–0,022
Natrium, Na	8,2–9,4
Kalium, K	3,6–4,0
Calcium, Ca	46–50
Magnesium, Mg	5,2–5,6
Glühverlust (600 °C, 3h)	51–59
C in AOS	19–21

Die Eigenschaften der Rauchgase

Die Rauchgase bestehen aus einem Gemisch von Gasen, Wasserdampf und festen Staubpartikeln. Nach den Richtlinien des Bundes vom 18. Februar 1982

Tabelle 3. Richtwerte von Rauchgaseigenschaften

<i>Im Kamin nach Elektrofiltern [13]</i>	
Temperatur °C	225 – 310
Taupunkt °C	50 – 65
CO ₂ -Gehalt in Vol. %	4,0 – 7,5
H ₂ O-Gehalt in Vol. %	11,0 – 15,0
Staubgehalt mg/m ³ bezogen auf 7% CO ₂	15 – 100
<i>Im Kamin nach Venturiwäschern</i>	
Temperatur °C (Normalfall)	90 – 95
Temperatur °C (bei defektem REKU)	bis 130
CO ₂ -Gehalt in Vol. %	3,0 – 4,5
H ₂ O-Gehalt in Vol. %	11 – 17
Staubgehalt mg/m ³ bezogen auf 7% CO ₂	180 – 260
<i>Im Kamin nach Schlauchfiltern</i>	
Temperatur °C	155 – 235
Taupunkt °C	50 – 60
CO ₂ -Gehalt in Vol. %	4 – 9
H ₂ O-Gehalt in Vol. %	12 – 14
Staubmenge mg/m ³ bezogen auf 7% CO ₂	< 10 – 90
<i>Im Kamin nach Kugelwässcher (einstufig)</i>	
(Pilotanlage [14] der EAWAG)	
Temperatur °C	20 – 60
CO ₂ -Gehalt in Vol. %	6 – 7
H ₂ O-Gehalt in Vol. %	2 – 3
Staubgehalt mg/m ³ bezogen auf 7% CO ₂	180 – 200

Bemerkung:

Die vorstehenden Angaben verstehen sich als gerundete Werte von Messerfahrungen.

darf bei Grossanlagen der Gehalt an Staubpartikeln im Reingas höchstens 50 mg/m³ bezogen auf einen O₂-Gehalt von 11% betragen. Bei Anlagen mit sehr gut ausgelegten Elektrofiltern wurden in Einzelfällen jedoch schon Werte von weniger als 20 mg/m³ gemessen, während man bei Anlagen mit Tuchfiltern sogar Staubgehalte unterhalb von 10 mg/m³ festgestellt hat. In letzterem Falle muss das Filtertuch allerdings in einem sehr guten Zustand sein.

Die Korngrösse der Staubpartikel liegt in der Regel etwa bei 1 bis 1,3 µm. Die Partikel selber sind ein heterogenes Gemisch aus zahlreichen und teilweise unbekannten Substanzen. In den letzten Jahren wurden vor allem die für die Umweltbelastung so bedeutungsvollen Schwermetalle untersucht. Der Streubereich ist je nach Art der Metalle sehr unterschiedlich. Die Werte der im Flugstaub zu erwartenden Metalle sind aus Tabelle 4 ersichtlich.

Gasförmige Schadstoffe passieren die mechanischen Staubabscheider und auch die Elektrofilter ungehindert. Die Konzentrationsbereiche hängen ausschliesslich von der Zusammensetzung des Rohmülls ab und können daher erheblich variieren. Die in Tabelle 4 wiedergegebenen Konzentrationsmengen verstehen sich als Richtwerte von Messerfahrungen.

Tabelle 4. Emissionskennwerte von Müllfeuerungen mit Elektrofiltern

Die Angaben beziehen sich auf einen CO ₂ -Gehalt von 7 Vol.-%	Durchschnittlicher Schadstoffgehalt des Reingases		Schadstoffausstoss kg/t Müll
	mg/m ³ n	ppm	
Staub ["]			
Bei einem Nominaldurchsatz der Anlage von:			
Klasse I < 0,5 t/h	100	-	0,56
Klasse II > 0,5 t/h	50	-	0,28
Schadgase			
Chlorwasserstoff	HCl	954	585
Schwefeldioxid	SO ₂	175	61
Stickoxide	NO _x	180	87
Fluorwasserstoff	HF	2,3	2,6
Kohlenmonoxid	CO	94	75
Kohlenwasserstoff	CH	14	240
Schwermetalle			
Zinkoxid		7	g/t Müll 45
Blei (II)-oxid		1,7	11
Kupfer (II)-oxid		0,3	2,5
Bariumoxid		0,3	1,5
Im Flugstaub und Rauchgaskondensat zu erwartende Schwermetalle		g/kg Flugstaub	
		µg / Liter Rauchgas-kondensat (Einzelmessungen)	
Eisen	Fe	19-189	3 100
Chrom	Cr	1-12	100
Nickel	Ni	Einzelmessung	300
Zinn	Sn	11-17	6 500
Zink	Zn	50-118	20 000
Kupfer	Cu	4-26	2 000
Blei	Pb	24-41	1 200
Cadmium	Cd	1-2	12,5
Antimon	Sb	2-4	keine Messungen
Barium	Ba	1-2	keine Messungen
Quecksilber	Hg	2-4	keine Messungen
pH-Wert des Rauchgaskondensates		0,67	

Bemerkung:

Die vorstehenden Angaben verstehen sich als Richtwerte von Messerfahrungen von Anlagen ohne Nasswaschung. Die Angaben über die Staubkonzentration ["] entsprechen den neuesten *Richtlinien über die Luftreinhaltung beim Verbrennen von Siedlungsabfällen* vom 18. Februar 1982 des Eidg. Departements des Innern. Bei vielen neuzeitlichen Müllverbrennungen werden die Richtlinien über die zulässigen Staubkonzentrationen schon heute erfüllt bzw. unterschritten.

Des weiteren enthalten die Rauchgase aus Müllfeuerungen einen relativ hohen Anteil an *Wasser dampf*, welche im Freien zu kleinen Tropfen kondensieren. Der Anteil des Wassergehaltes liegt je nach Wasserballast des Rohmülls, Art der Rauchgaskühlung sowie des verwendeten Filtertyps zwischen 10 bis 20 Vol.-%. Sobald die Rauchgase im Freien genügend stark abgekühlt sind (der Taupunkt liegt in der Regel zwischen 50 und 65 °C), bilden sich Wasserdropschen. Diese sind sehr sauer. Der pH-Wert liegt je nach Umständen zwischen 0,6 und 1,4. Demzufolge enthält das Rauchgaskondensat ebenfalls eine beachtliche Menge an Schwermetallen (siehe auch Tabelle 4).

Künftige Entwicklungstendenzen (BRAM)

In neuerer Zeit wurde auch verschiedentlich die *Herstellung von Brennstoff aus Müll*, abgekürzt BRAM, diskutiert [15]. Konkret versteht man darunter die Aussortierung aller nichtbrennbarer

Substanzen mit anschliessender Zerkleinerung und Paketierung der brennbaren Stoffe. Auf diese Weise erhofft man sich eine bessere Energiebewirtschaftung, indem man zur Sommerzeit den so aufbereiteten Müll einlagert und ihn erst im Winter verbrennen will. Dadurch besteht auch die Möglichkeit, die Schwermetalle wenigstens teilweise schon vor dem Brennprozess zu eliminieren, anstatt im Feuerraum zu verdampfen und danach durch kostspielige Rauchgasreinigungen wiederum aus dem Rauchgasstrom zu entfernen. Die Wirksamkeit des BRAM-Verfahrens ist gegenwärtig Untersuchungsgegenstand von verschiedenen Forschungsinstituten. Dabei steht natürlich auch das Geruchsproblem, die Trockenelimination von HCl durch Beimischung von Kalkpulver sowie die biogene Trocknung von Klärschlamm im Vordergrund.

Selbstverständlich ist die Qualität des BRAM von der Wirksamkeit des verwendeten Aufbereitungsverfahrens abhängig. Die heute bekannten Verfah-

ren, wie das ECO-BRIQ [15], Bühler [33] sowie dasjenige der ORFA, weisen gewisse technische Unterschiede auf. Während bei den beiden erstgenannten Systemen noch andere konzeptionelle Gesichtspunkte massgebend waren, hat die ORFA ein sehr differenziertes ausschliesslich auf die Herstellung von BRAM ausgerichtetes Verfahren entwickelt, indem der Müll durch mehrere Behandlungsstufen in die vier Fraktionen Grob-, Mittel- und Feinfasern sowie die Schwerteile zerlegt werden kann.

Dadurch können offenbar, wie die ersten stichprobeartigen Untersuchungen zeigen, *erhebliche Mengen an Schwermetallen ausgeschieden* werden (siehe Tabelle 5). In gleicher Weise gilt dies auch für die Chloride. Die bisherigen Resultate der mechanischen Chloridabscheidung dürften jedoch kaum für die Einhaltung der vorgeschriebenen HCl-Grenzwerte von Rauchgasen ausreichen. Aus diesem Grunde müssen die heute marktgängigen Aufbereitungsverfahren entsprechend verbessert werden, falls man bei den Müllverbrennungen eine Nachrüstung mit Rauchgaswäschnern vermeiden will.

Die Verbrennung von Hausmüll

Probleme der Müllverbrennung

In den letzten Jahren ist die Müllverbrennung vor allem wegen den Säure- und Schwermetallemissionen heftig kritisiert worden. Übereifrig Umweltschützer wollen sie sogar verbieten und wiederum die Deponierung einführen. Dabei werden die *positiven Seiten* geflissentlich übersehen, so vor allem die Tatsache, dass 70% des Hausmülls aus organischer Substanz bestehen, deren Kohlenstoff durch Assimilationsvorgänge aus der Atmosphäre entnommen wurde und demzufolge durch den Verbrennungsprozess in Form von CO₂ wiederum in die Atmosphäre rezirkuliert wird (Bild 4). Ein derartiges Recycling ist mit der Verbrennung von fossilen Brennstoffen zweifellos nicht möglich. In diesem Falle findet nämlich eine eingleisige Verlagerung des Kohlenstoffes vom Erdreich in die Atmosphäre statt, was inzwischen zu einem globalen Anstieg des CO₂-Gehaltes geführt hat.

Daher sollte die gegenwärtige Technik der *Rauchgasreinigung von Müllverbrennungen verbessert* werden [16], indem inskünftig nebst dem Staub auch die gasförmigen Luftfremdstoffe sowie die Schwermetalle eliminiert werden. Aus diesem Grunde laufen zur Zeit verschiedene Versuche im Pilotmassstab.

Tabelle 5. Äquivalenter Konzentrationsvergleich als Orientierungsgröße zwischen Rohmüll (praktische Erfahrungswerte) und dem ORFA-BRAM (statistisch nicht abgesicherte Einzelmessungen)

	Rohmüll	ORFA-BRAM	Reduktion
Gewichtsmengen:	kg	kg	% bez. Rohmüll
Grobfasern	285	285	0
Mittelfasern	190	190	0
Feinfasern	75	75	0
Schwerteile (*)	140	0	100
Wasserballast (*)	250	0	100
Grobeisen (*)	60	0	100
Total des Gewichtes	1000	550	45
Art des Stoffes:	kg/1000 kg Rohmüll	kg/550 kg BRAM	% bez. Rohmüll
Kohlenstoff (C)	210 - 280	228	0-18
Wasserstoff (H)	28 - 35	34	0- 6
Stickstoff (N)	2 - 4,5	4	0-11
Sauerstoff (O)	119 - 210	197	0- 6
Schwefel (S)	1,4- 4,9	0,4	70-90
Chlorid (Cl ⁻)	3,5- 10,5	3	14-70
Schwermetalle:	kg/1000 kg Rohmüll	kg/550 kg BRAM	% bez. Rohmüll
Eisen (Fe)	10 - 100	2	80-98
Chrom (Cr)	0,02 - 0,88	0,05	0-94
Zink (Zn)	0,44 - 2,30	0,3	32-85
Kupfer (Cu)	0,12 - 0,78	0,08	33-89
Blei (Pb)	0,6 - 2,0	0,08	86-96
Cadmium (Cd)	0,003- 0,012	0,002	33-83

(*) wird bei der Herstellung von ORFA-BRAM nicht verwendet bzw. wird durch das ORFA-Verfahren ausgeschieden. Daher entsprechen 1000 kg Rohmüll 550 kg BRAM.

Vereinzelte Müllverbrennungen sind inzwischen mit weitergehenden Rauchgasreinigungseinrichtungen nachgerüstet worden, deren Tauglichkeit jedoch in verschiedener Hinsicht immer noch unbefriedigend sind.

Ein weiteres, wenn auch nicht so bedeutungsvolles Problem ist die *thermische Belastung der Umwelt*, welche in lokalem Rahmen unter Umständen ganz erheblich sein kann. Sie erfolgt durch die Kaminabgase oder durch das Abwasser aus Nasswäschern. In letzterem Falle gibt es zwar eine Verordnung über die Abwassereinleitungen [22], welche eine zulässige Höchsttemperatur von maximal 25 °C vorschreibt. Zudem darf der Vorfluter höchstens um 3 °C erwärmt werden. Leider werden diese Bedingungen in verschiedenen Müllverbrennungen nicht eingehalten, da das eingeleitete Waschwasser gewöhnlich eine Temperatur von 60 °C aufweist. In einem Falle ist sogar die Erwärmung eines Baches von 5,5 °C auf 8 bis 13,5 °C nachgewiesen worden.

Solche Vorkommnisse sind *kein Grund zur Dramatisierung*, sie zeigen jedoch, wie schnell die vorhandenen Probleme durch die Schaffung von neuen «gelöst» werden. Im Zuge von Energiesparmassnahmen wird man auch hier gute und praktikable Lösungen finden und finden müssen, die sich sowohl umwelttechnisch wie auch wirtschaftlich vertreten lassen.

Letztere Forderung, nämlich eine möglichst *wirtschaftliche Energieverwer-*

tung, ist im Falle der Müllverbrennung *besonders schwierig*. Die Gründe liegen in der Tatsache, dass der Müll ohne Rücksichtnahme auf den tatsächlichen Energiebedarf fortlaufend verbrannt werden muss. Daher muss namentlich im Sommer die Überschussenergie entweder vernichtet oder mittels einer relativ teuren Turbogruppe in elektrische Energie umgewandelt werden. Umgekehrt kann es im Winter vorkommen, dass der Energiebedarf grösser ist als das Produktionsvermögen der Müllverbrennung, und deswegen eine Zusatzfeuerung in Betrieb genommen werden muss [17]. Aus diesem Grunde kann eine sinnvolle Energieverwertung nie-mals mit der Müllverbrennung allein, sondern nur im Rahmen eines übergeordneten Verbundsystems befriedigend gelöst werden. Dabei sollte auch eine Nutzung der Abwärme von Kaminanlagen miteinbezogen werden, deren Abwärmeverluste immerhin zwischen 20 und 30% der Bruttoenergie liegen.

Eine *Kaminanlage* sollte daher nicht mehr wie bis anhin als eine untergeordnete technische Einrichtung betrachtet werden, welche nicht billig genug sein kann. Dank dieser Denkweise wurden während langer Zeit sämtliche Ofeneinheiten an einen einzigen Zug ange schlossen. Die Strömungsgeschwindigkeiten liegen in solchen Fällen etwa bei 10 m/s und weniger, was nicht nur eine Verschmutzung der Kaminmündung bewirkt, sondern auch zu erhöhten Im-

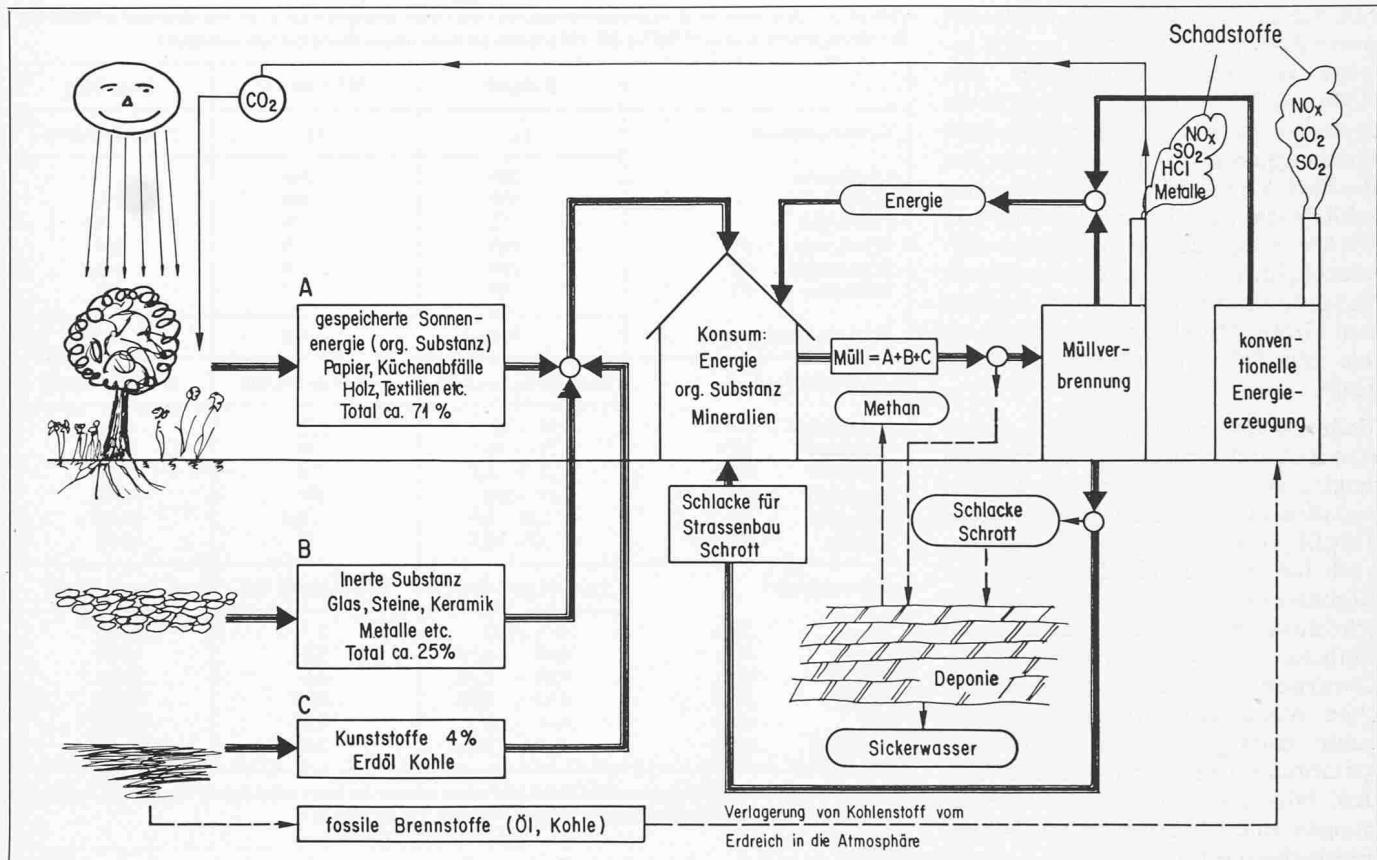


Bild 4. Stoffkreislauf bei der Verbrennung sowie der Nutzung der im Müll gespeicherten Sonnenenergie

Tabelle 6. Luftbedarfs- und Verbrennungsrechnung für Müll, nach Gumz [36], mit Ergänzungen des Autors. Grundgleichungen für das vom Verfasser entwickelte Computerprogramm Calor 2

Kol.	Sauerstoffbedarf		Luftbedarf		Rauchgasmengen		Rauchgasanteile		Prod.
A	B	C	D	E	F	G	O	P	
%	m^3_n/kg	kg/kg	m^3_n/kg	kg/kg	m^3_n/kg	kg/kg	Vol.-%	Gew.-%	
$A(1)=C$	$22,39/12,011$ $B(1)=1,864 A(1)$	$32/12,011$ $C(1)=2,6642 A(1)$	$D(1)=8,87666 A(1)$	$E(1)=11,4807 A(1)$	$22,26/12,011$ $F(1)=1,8533 A(1)$	$44,011/12,011$ $G(1)=3,6642 A(1)$	$O(1)=F(1)/F(10)$	$P(1)=G(1)/G(10)$	CO_2
$A(2)=S$	$22,39/32,066$ $B(2)=0,6982 A(2)$	$32/32,066$ $C(2)=0,9979 A(2)$	$D(2)=3,3248 A(2)$	$E(2)=4,3002 A(2)$	$21,89/32,066$ $F(2)=0,6827 A(2)$	$64,066/32,066$ $G(2)=1,9979 A(2)$	$O(2)=F(2)/F(10)$	$P(2)=G(2)/G(10)$	SO_2
$A(3)=H_2$	$22,39/4,032$ $B(3)=5,5531 A(3)$	$32/4,032$ $C(3)=7,9365 A(3)$	$D(3)=26,4433 A(3)$	$E(3)=34,2002 A(3)$	$44,8/4,032$	$36,032/4,032$ $=8,9365 H_2$	$O(3)=F(3)/F(10)$	$P(3)=G(3)/G(10)$	H_2O
$A(4)=O_2^*$	$-22,39/32$ $B(4)=-0,6997$ $A(4)$	$-32/32$ $C(4)=-1 A(4)$	$D(4)=-3,3319 A(4)$	$E(4)=-4,3092 A(4)$	$F(3)=11,111^*$ $[A(3)-A(6)*0,02842]$	$G(3)=8,9365^*$ $[A(3)-A(6)*0,02842]$			
O_2^{**}					$(n-1) \cdot 0,21 L_{min}$ $F(4)=[A(9)-1] \cdot 0,21 D(5)$	$(n-1) \cdot 0,232 L_{min}$ $G(4)=[A(9)-1] \cdot 0,232 D(5)$	$O(4)=F(4)/F(10)$	$P(4)=G(4)/G(10)$	Q_2
$A(5)=N_2$					$22,4/28,016$ $F(5)=0,7995 A(5)$	$1 N_2$ $G(5)=1 A(5)$	$O(5)=F(5)/F(10)$	$P(5)=G(5)/G(10)$	N_2
N_2^{**}					$n \cdot 0,79 \cdot L_{min}$ $F(6)=A(9) \cdot 0,79 D(5)$	$n \cdot 0,768 \cdot L_{min}$ $G(6)=A(9) \cdot 0,768 \cdot D(5)$	$O(6)=F(6)/F(10)$	$P(6)=G(6)/G(10)$	N_2^{**}
$A(8)=WL$					$n \cdot L_{min} WL$ $F(7)=A(9) \cdot D(5) \cdot A(8)$	$n \cdot GL_{min} WL$ $G(7)=A(9) \cdot E(5) \cdot A(8)$	$O(7)=F(7)/F(10)$	$P(7)=G(7)/G(10)$	H_2O
$A(7)=WB$					$22,4/18,016$ $F(8)=1,243 A(7)$	WB $G(8)=1 \cdot A(7)$	$O(8)=F(8)/(10)$	$P(8)=G(8)/G(10)$	H_2O
$A(6)=Cl$					$F(9)=A(6) \cdot 0,6317$	$G(9)=1,02842 A(6)$ $G(9)=\frac{36,468^*}{35,46} A(6)$	$O(9)=F(9)/(10)$	$P(9)=G(9)/G(10)$	HCl
Σ	$B(\Sigma)=O_{min}=\Sigma B(I)$	$C(\Sigma)=GO_{min}=\Sigma C(I)$	$D(\Sigma)=L_{min}=\Sigma D(I)$	$E(\Sigma)=GL_{min}\Sigma E(I)$	$F(10)=V=\Sigma F(I)$	$G(10)=G=\Sigma G(I)$	$O(10)=\Sigma O(I)$	$P(10)=\Sigma O(I)$	Σ

WB = Wasserballast des Brennstoffes in kg/kg Brennstoff

* Der Sauerstoffgehalt des Brennstoffes ist abzuziehen

* Der Sauerstoffgehalt des Brennstoffes ist abzuziehen ** Gasanteile aus Verbrennungsluft m^3_n/m^3_n Trockenluft

© 2013 SAGE Publishing Group Ltd. All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior permission of the publisher.

510

Wasserballast der Verbrennungsluft

Luft

enluft

Ballast

888888

Verbre

610

missionsbelästigungen führen kann. Aus diesem Grunde wurden mit der Zeit die Kaminquerschnitte für Strömungsgeschwindigkeiten von etwa 12 bis 15 m/s ausgelegt. Im Revisionsfall können demzufolge, je nach Zahl der stillgelegten Ofenblocks, Strömungsgeschwindigkeiten von nur 5 m/s und weniger vorkommen. Da aber in der Praxis häufig ein bis zwei Ofenblocks nicht im Betrieb sind, hat man in neuerer Zeit angefangen, sämtliche Ofeneinheiten mit einem eigenen Zug auszurüsten. Gleichzeitig hat man auch zwecks besserer Verdünnung der Schadstoffe die Strömungsgeschwindigkeiten bis auf 25 m/s heraufgesetzt. Sowohl die optimale Kaminhöhe wie auch die Strömungsgeschwindigkeit kann heute aufgrund von verfeinerten Berechnungsmethoden [18] nach praxisorientierten Gesichtspunkten errechnet werden.

Ein weiteres Problem waren die sogenannten *Hochtemperatur-Korrosionen*. Diese traten ab Mitte der 60er Jahre bei verschiedenen neuzeitlichen Grossanlagen auf. Dabei handelte es sich durchwegs um Anlagen mit Betriebsdrücken von über 60 bar, was einer Satt dampf temperatur von 260 °C und mehr entspricht. Demzufolge mussten die Rohrwandtemperaturen über 300 °C liegen. Nach *Defèche* [19] und anderen Autoren [20, 21] bildet sich bei dieser Temperatur in Gasstrom ein reduzierendes Medium, welches Korrosionen verursachen soll. Inzwischen hat man in der Praxis das Problem - nebst anderen Massnahmen - so gelöst, indem man die Betriebsdrücke der Kessel auf etwa 40 bar reduzierte. Auf diese Weise lässt sich (auf Kosten des Wirkungsgrades) eine ungünstige Temperaturzone mit reduzierender Atmosphäre an den Kesselwänden vermeiden.

Verbrennungsrechnung für Hausmüll

Die Verbrennungsrechnung stellt eine Stoffbilanz des Verbrennungsvorganges dar. Man geht zweckmäßig von der Elementaranalyse des Brennstoffes (in Masse-%), bezogen auf die wasser- und aschefreie Substanz, aus und kann die Auswirkung verschiedener Wasser- und Ascheballaste in einfacher Weise berücksichtigen. Die molaren Grundgleichungen der Verbrennung sind aus Tabelle 6 ersichtlich.

Hierin sind die Molekularkonstanten aufgrund der Internationalen Atomgewichtstabelle (1954), die Molvolumina nach DIN 1871 eingesetzt, bei welchen die Abweichungen der «realen Gase» beim Normzustand (0 °C, 1013 mbar) vom Molvolumen der idealen Gase ($22,414 \text{ m}^3/\text{kmol}$) berücksichtigt sind. Beim Wasserdampf ist der Normzustand ein hypothetischer Umrech-

Tabelle 7. Verbrennungsrechnung von normalem Hausmüll bei einer Luftüberschusszahl von $n = 2,2$; berechnet mit dem Programm Calor 2

ZUSAMMENSTELLUNG DER MUELLEIGENSCHAFTEN: GASMENGE BEI = 2.2				
PROZENTUALE ANTEILE DER TROCKENSUBSTANZ: KOHLENSTOFF A (1) = 34.0000 SCHWEFEL A (2) = .2000 WASSERSTOFF A (3) = 4.5000 SAUERSTOFF A (4) = 33.0000 STICKSTOFF A (5) = .7000 CHLOR A (6) = .6000				
UEBRIGE ANGABEN: WASSERBALLAST DES FEUCHTEN MUELLSIN 0/0 A (7) = 30.0000 WASSERBALLAST DER VERBRENNUNGSLUFT IN NM3/NM3 TROCKENLUFT A (8) = .0189				
BERECHNUNGSERGEBNISSE FUER DEN:	SAUERSTOFFBEDARF	LUFTBEDARF		
	B NM3/KG	C KG/KG	D NM3/KG	E KG/KG
FUER DEN STOFFANTEIL: C = .4436 .6341 2.1126 2.7324 S = .0010 .0014 .0047 .0060 H2 = .1749 .2500 .8330 1.0773 (CHEM. GEBUNDEN) O2 = -.1616 -.2310 -.7697 -.9954				
MIN. SAUERSTOFFBED.: B (5)= VOL. NM3/KG .4579 C (5)= GEW. KG/KG .6545				
MINIMALER LUFTBEDARF: D (5)= VOL. NM3/KG 2.1806 E (5)= GEW. KG/KG 2.8203 LUFTUEBERSCHUSS (TROCKEN) D(6) E(6) 2.6167 3.3844				
ERFORDERLICHE VERBRENNUNGSLUFT (TROCKEN) D(7) E(7) 4.7973 6.2047				
BERECHNUNGSERGEBNISSE:	RAUCHGASMENGEN	RAUCHGASANTEILE		
	F NM3/KG	G KG/KG	O VOL.0/0	P GEW.0/0
AUS DEM STOFFANTEIL: C ENTSTEHT CO2 .4411 .8721 7.8762 14.9066 S ENTSTEHT SO2 .0010 .0028 .0171 .0478 H ENTSTEHT H2O .3487 .2804 6.2260 4.7935				
AUS VERBRENNUNGSLUFT O2 = .5495 .6071 9.8123 10.3769 AUS BRENNSTOFF N2 = .0039 .0049 .0700 .0838				
AUS VERBRENNUNGSLUFT N2 = 3.7899 3.6843 67.6734 62.9770 AUS VERBRENNUNGSLUFT H2O = .0907 .0943 1.6190 1.6126 BALLAST AUS BRENNST, H2O = .3729 .3000 6.6586 5.1280 AUS BRENNSTOFF CL = .0027 .0043 .0474 .0738				
TOTALE RAUCHGASMENGE: F(10)=VOL. NM3/KG 5.6002 G(10)=GEW. KG/KG 5.8503 O(10)=VOL. PROZENT 100.0000 P(10)=GEW. PROZENT 100.0000				

nungszustand, d. h. das Molvolumen ist nicht feststellbar; es wird daher (ohne wesentlichen Nachteil für die Genauigkeit) mit dem abgerundeten Wert 22,4 m^3/kmol gerechnet.

Ein wichtiger, mit den Wetter- und Klimabedingungen stark wechselnder Bestandteil der Verbrennungsluft ist ihr *Wasserdampfgehalt*. Er ergibt sich aus der Temperatur, dem Sättigungsgrad und dem Druck der Umgebungsluft. Zweckmäßig führt man die Verbrennungsrechnung mit trockener Luft durch - obwohl es sie praktisch nicht gibt - und berücksichtigt den Wasserballast der trockenen Verbrennungsluft m^3/m^3 trockene Luft. Für allgemeine Zwecke rechnet man in unseren Breiten mit «mittelfeuchter Luft», das ist ein Sättigungsgrad von 80% bei 20 °C und normalem Luftdruck. Der Wasserballast der zugeführten Verbrennungsluft beträgt dann nach *Gumz* [36]:

$$0,8 \cdot 0,01898 [\text{kg}/\text{m}^3] \cdot 1,234 [\text{m}^3/\text{kg}] = = 0,0189 \text{ m}^3 \text{ H}_2\text{O}/\text{m}^3 \text{ (trockene Luft)}$$

Der vorstehende Wert dürfte für die meisten Verbrennungsrechnungen ge-

nügend genau sein. Erst in besonderen Fällen oder in anderen Breitengraden muss der Wasserballast der zugeführten Verbrennungsluft unter Umständen den tatsächlichen Bedürfnissen angepasst werden. Trotz alledem ist der Rechenaufwand enorm und lässt sich von Hand kaum durchführen. Aus diesem Grunde wurde vom Verfasser ein spezielles Computerprogramm (Calor 2) entwickelt und aufgrund von praktischen Messungen ausgetestet. Mit Hilfe dieses Programmes lässt sich für jeden beliebigen Müll oder Müllgemisch eine exakte stöchiometrische Verbrennungsrechnung durchführen. Die Ergebnisse für einen normalen Durchschnittsmüll sind in den beiden Tabellen 7 und 8 wiedergegeben und dürften für die meisten praktischen Fälle genügen.

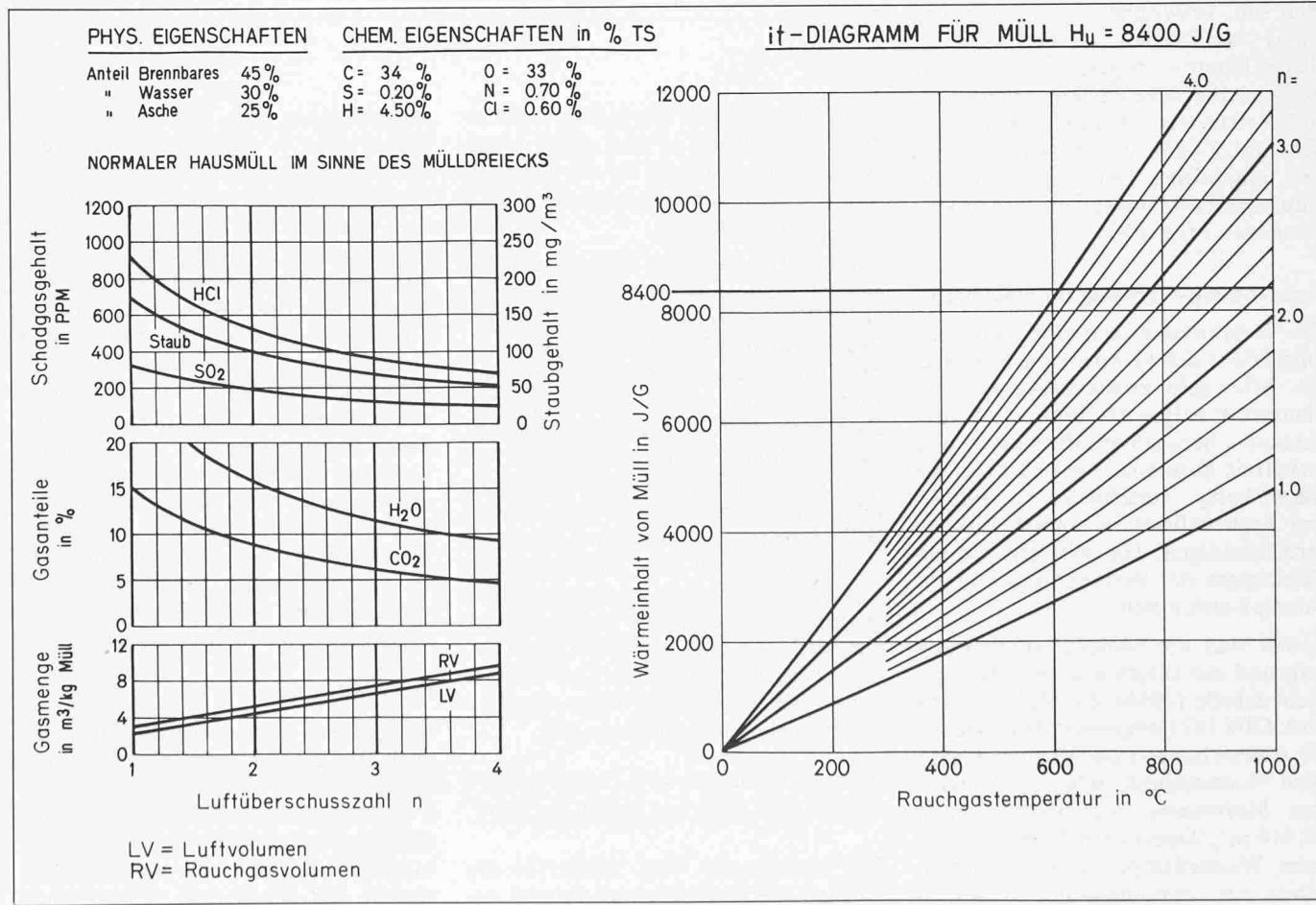
Das it-Diagramm

Im gleichen Computer-Programm ist auch eine Plot-Routine eingebaut, mit deren Hilfe die in den beiden Tabellen 7 und 8 enthaltenen Werte graphisch dargestellt werden können. Als Darstellungsform benutzt man am zweckmäßigsten das sogenannte *it-Diagramm*.

Tabelle 8. Enthalpie der Rauchgase in Funktion der Temperatur und des Luftüberschusses für normalen Hausmüll

HEIZWERT HU= 8400. J/G PROZENTUALE ANTEILE AN: B= 45.00 W= 30.00 A= 25.00											
LUFTUEB- ERSCHUSS - ZAHL	ENTHALPIE DER RAUCHGASE IN FUNKTION DER TEMPERATUR UND DES LUFTUEBERSCHUSSES										
	0 OC	100 OC	200 OC	300 OC	400 OC	500 OC	600 OC	700 OC	800 OC	900 OC	1000 OC
U(I)	Y(I,1)	Y(I,2)	Y(I,3)	Y(Y(I,4))	Y(I,5)	Y(I,6)	Y(I,7)	Y(I,8)	Y(I,9)	Y(I,10)	Y(I,11)
1.00	2.40	418.42	848.99	1293.50	1751.33	2221.86	2704.46	3198.52	3703.42	4218.53	4743.24
1.20	2.87	476.15	965.36	1469.85	1988.93	2521.96	3068.27	3627.20	4198.09	4780.27	5373.07
1.40	3.33	533.88	1081.74	1646.19	2226.54	2822.07	3432.09	4055.89	4692.76	5342.00	6002.91
1.60	3.79	591.62	1198.11	1822.54	2464.14	3122.18	3795.91	4484.57	5187.43	5903.74	6632.75
1.80	4.25	649.35	1314.49	1998.88	2701.75	3422.29	4159.72	4913.25	5682.10	6465.47	7262.58
2.00	4.71	707.08	1430.86	2175.23	2939.35	3722.40	4523.54	5341.94	6176.77	7027.21	7892.42
2.20	5.17	764.81	1547.24	2351.58	3176.96	4022.51	4887.35	5770.62	6671.44	7589.95	8522.26
2.40	5.64	822.55	1663.61	2527.92	3414.56	4322.61	5251.17	6199.30	7166.11	8150.68	9152.09
2.60	6.10	880.28	1779.99	2704.27	3652.17	4622.72	5614.98	6627.99	7660.79	8712.42	9781.93
2.80	6.56	938.01	1896.36	2880.62	3889.77	4922.83	5978.80	7056.67	8155.46	9274.15	10411.77
3.00	7.02	995.74	2012.74	3056.96	4127.38	5222.94	6342.61	7485.36	8650.13	9835.89	11041.60
3.20	7.48	1053.48	2129.11	3233.31	4364.98	5523.05	6706.43	7914.04	9144.80	10397.63	11671.44
3.40	7.94	1111.21	2245.49	3409.65	4602.58	5823.16	7070.24	8342.72	9639.47	10959.36	12301.27
3.60	8.41	1168.94	2361.86	3586.00	4840.19	6123.26	7434.06	8771.41	10134.14	11521.10	12931.11
3.80	8.87	1226.67	2478.24	3762.35	5077.79	6423.37	7797.87	9200.09	10628.81	12082.83	13560.95
4.00	9.33	1284.41	2594.61	3938.69	5315.40	6723.48	8161.69	9628.77	11123.48	12644.57	14190.78

LUFTUEB- ERSCHUSS- ZAHL	VERBREN- NUNGS- ZAH	RAUCH- GAS- MENGE	KOHLEN- DIOXID CO2	WASSER- GEHALT H2O	SALZ- SAUREAN- DIOXIDAN-	SCHWEFEL- DIOXIDAN-	STAUB- GEHALT	t Brennkammer 987 °C			
								NM3/KG	VOL. 0/0	VOL. 0/0	VOL. PPM
U(I)	X(I,1)	X(I,2)	X(I,3)	X(I,4)	X(I,5)	X(I,6)	X(I,7)				
1.00	2.18	2.93	15.03	26.00	904.25	325.75	171.81				
1.20	2.62	3.38	13.06	22.82	785.32	282.91	149.21				
1.40	3.05	3.82	11.54	20.38	694.03	250.02	131.87				
1.60	3.49	4.27	10.34	18.46	621.76	223.99	118.13				
1.80	3.93	4.71	9.36	16.89	563.12	202.86	106.99				
2.00	4.36	5.16	8.56	15.59	514.59	185.38	97.77				
2.20	4.80	5.60	7.88	14.50	473.75	170.67	90.01				
2.40	5.23	6.04	7.30	13.57	438.93	158.12	83.40				
2.60	5.67	6.49	6.80	12.77	408.87	147.29	77.69				
2.80	6.11	6.93	6.36	12.07	382.66	137.85	72.71				
3.00	6.54	7.38	5.98	11.46	359.62	129.55	68.33				
3.20	6.98	7.82	5.64	10.91	339.19	122.19	64.45				
3.40	7.41	8.27	5.34	10.42	320.95	115.62	60.98				
3.60	7.85	8.71	5.06	9.99	304.58	109.72	57.87				
3.80	8.29	9.16	4.82	9.59	289.80	104.40	55.06				
4.00	8.72	9.60	4.59	9.23	276.38	99.57	52.51				

Bild 5. Das it-Diagramm für normalen Hausmüll mit einem Heizwert von $H_u = 8400 \text{ J/g}$, berechnet und geplottet mit dem Computerprogramm Calor 2

Dieses ist im Prinzip eine graphische Darstellung des Wärmeinhaltes (der Enthalpie) der Rauchgase, die aus einer Gewichtseinheit des Brennstoffes in Abhängigkeit der Temperatur gebildet werden. Das in Bild 5 dargestellte it-Diagramm gilt für Hausmüll bei einem Heizwert von etwa 8400 J/g. Des Weiteren ist auch der Wasser-, CO₂, SO₂- und HC1-Gehalt in Funktion der Luftüberschusszahl n ersichtlich. Die beiden Schadstoffkomponenten SO₂ und HC1 zeigen den theoretisch höchstmöglichen Anteil im Rauchgas an. In Wirklichkeit wird ein Teil der Schadstoffe stets durch die Schlacke sowie die abfiltrierte Flugasche ausgetragen. Dadurch sind die tatsächlich durchs Kamin ausgestossenen Schadstoffmengen etwas geringer als die theoretisch errechneten Werte.

Des weiteren wäre noch zu beachten, dass die in der Graphik dargestellten Staubmengen entweder gemessen oder angenommen wurden, und zwar bezogen auf den ebenfalls gewünschten oder gemessenen CO₂-Gehalt. Der CO₂-Gehalt wird aufgrund des Kohlenstoffgehaltes des Mülls stöchiometrisch exakt berechnet, wobei eine vollständige Oxidation des Kohlenstoffes vorausgesetzt wird. Danach wird der Staubgehalt in Funktion des CO₂-Gehaltes der entsprechenden Luftüberschusszahl in Beziehung gesetzt und ausgeplottet.

Weitere Eingabedaten sind nebst dem Heizwert die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Mülls. Letztere müssen in Prozent der Trockensubstanz TS eingelesen werden, während die physikalischen Eigenschaften sich als prozentuale Anteile der feuchten Müllmasse verstehen. Diese sehr wichtigen Eingabedaten sind im it-Diagramm oben links (siehe Bild 5) einge tragen und beruhen auf effektiv gemessenen Daten, welche einem normalen Durchschnittsmüll entsprechen. Somit dürfte das abgebildete Beispiel für die meisten praxisorientierten Fälle genügen.

Das Computer-Programm Calor 2 hat sich sehr gut bewährt und wird heute auch für die Berechnung von Sondermüll und Mischungen zwischen Hausmüll und Industrieabfällen usw. eingesetzt. Es ist in Fortran geschrieben. Die Plotzeit für das mehrfarbige A3-Format beträgt etwa 25 Minuten.

Vorgänge bei der Verbrennung fester Stoffe

Bei der thermischen Behandlung von Brennstoffen, zu denen auch der Müll gehört, können im Prinzip folgende Vorgänge beobachtet werden: Trocknung, Entgasung, Vergasung und schliesslich die Verbrennung. Jedem

Tabelle 9. Einteilung der thermischen Prozessverfahren [34]

Verfahren Vorgang	Trocknung	Pyrolyse	Vergasung	Verbrennung
Trocknung	x	x	x	x
Entgasung		x	x	x
Vergasung			x	x
Verbrennung				x
<i>Produkte</i>				
Gasförmig	Wasserdampf	Wasserdampf brennbare Gase	Wasserdampf brennbare Gase	Rauchgase
Fest	Brennbares Asche	Koks Asche	Asche	Asche

dieser Vorgänge sind Temperaturen und Parameter zugeordnet, die die Reaktionsgeschwindigkeit [34] beeinflussen.

Die *Trocknung des Materials* erfolgt bei Temperaturen um 100 °C. Dabei kann die Trocknung durch Strahlung aus dem Feuerraum (Oberflächentrocknung) oder durch konvektive Wärmeübertragung durch ein Trägermedium (Gas, Luft, Rauchgas usw.) erfolgen. Um diesen Vorgang zu beschleunigen, muss entweder die der Strahlung ausgesetzte Oberfläche gross oder das Trägermedium vorgewärmt sein.

Bei der *Entgasung* werden flüchtige Bestandteile bei Temperaturen um 250 °C und höher ausgetrieben. Dabei handelt es sich einerseits um Wasser, andererseits um Schwelgase, Kohlenwasserstoffe usw. Eine reine Entgasung ist nur dann möglich, wenn keine oxidierenden Mittel vorhanden sind. Da die Zündtemperatur dieser Entgasungsprodukte relativ tief ist (250 bis 350 °C), entzünden sie sich im Beisein von Sauerstoff augenblicklich. Die Entgasung ist nur von der zugeführten Wärmemenge abhängig.

Die nächste Prozessstufe ist die *Vergasung*. Darunter versteht man die Umsetzung von fixem Kohlenstoff zu gasförmigen Produkten. Dieser Vorgang spielt sich vorwiegend im Temperaturbereich zwischen 500 bis 600 °C ab. Nebst der Temperatur wirken Wasserdampf und Sauerstoff als reaktionsfördernd. Schliesslich erfolgt die eigentliche *Verbrennung*, die die brennbaren Gase aus den vorangegangenen Prozessabläufen vollständig oxidiert. Als Verbrennungsprodukte entstehen im wesentlichen Kohlendioxid und Wasserdampf. Anhand der vorangegangenen Definitionen der einzelnen Vorgänge können gleichzeitig die thermischen Verfahren gegliedert und definiert werden, je nachdem, bei welchem Vorgang der Reaktionsablauf abgebrochen wird.

Bei den meisten Verbrennungsverfahren, so auch bei der Müllverbrennung,

sind die vier erwähnten Vorgänge räumlich und zeitlich nicht scharf voneinander trennbar. Teilweise verlaufen die Vorgänge parallel und beeinflussen sich dementsprechend gegenseitig.

Die Auslegung der Müllfeuerung

Die Dimensionierung des Feuerraumes

Wechselwirkung zwischen der Brennkammer und dem Rost

Nebst den theoretischen Kenntnissen des Verbrennungsvorganges sind bei Müllverbrennungsanlagen die praktischen Erfahrungen von grösster Wichtigkeit. Wie nämlich die Messergebnisse bei der Leistungsprüfung von Müllfeuerungen immer wieder zeigen, sind im allgemeinen die Feuerräume zu knapp dimensioniert, was gewöhnlich zu grossen betrieblichen Schwierigkeiten führt. Zudem stimmen die meisten thermischen Feuerraumbelastungen mit denjenigen des Rostes nicht überein, d. h. die effektive Durchsatzleistung eines Ofens richtet sich stets nach dem Gesetz des Minimums. Es ist daher für den projektierenden Ingenieur von grosser Wichtigkeit, dass die Rost- und Feuerraumabmessungen übereinstimmen. Am besten geschieht dies durch das gleichzeitige Aufzeichnen des sogenannten Rost- und Feuerungsnomogrammes.

Des weiteren müssen zur Sicherstellung der Ausbrandqualität sowie der Geruchlosigkeit die Rauchgase eine Mindesttemperatur von 800 °C durchlaufen. Anderseits sollen die Rauchgase die Maximaltemperatur von 1000 °C auf keinen Fall überschreiten, ansonst die Kesselwände von teigigen Flugaschepartikeln verschmutzt werden könnten.

Schmelzen der Flugasche

Eines der grössten Probleme der Müllfeuerung ist die sukzessive Herabsetzung des Leistungsvermögens der Anla-

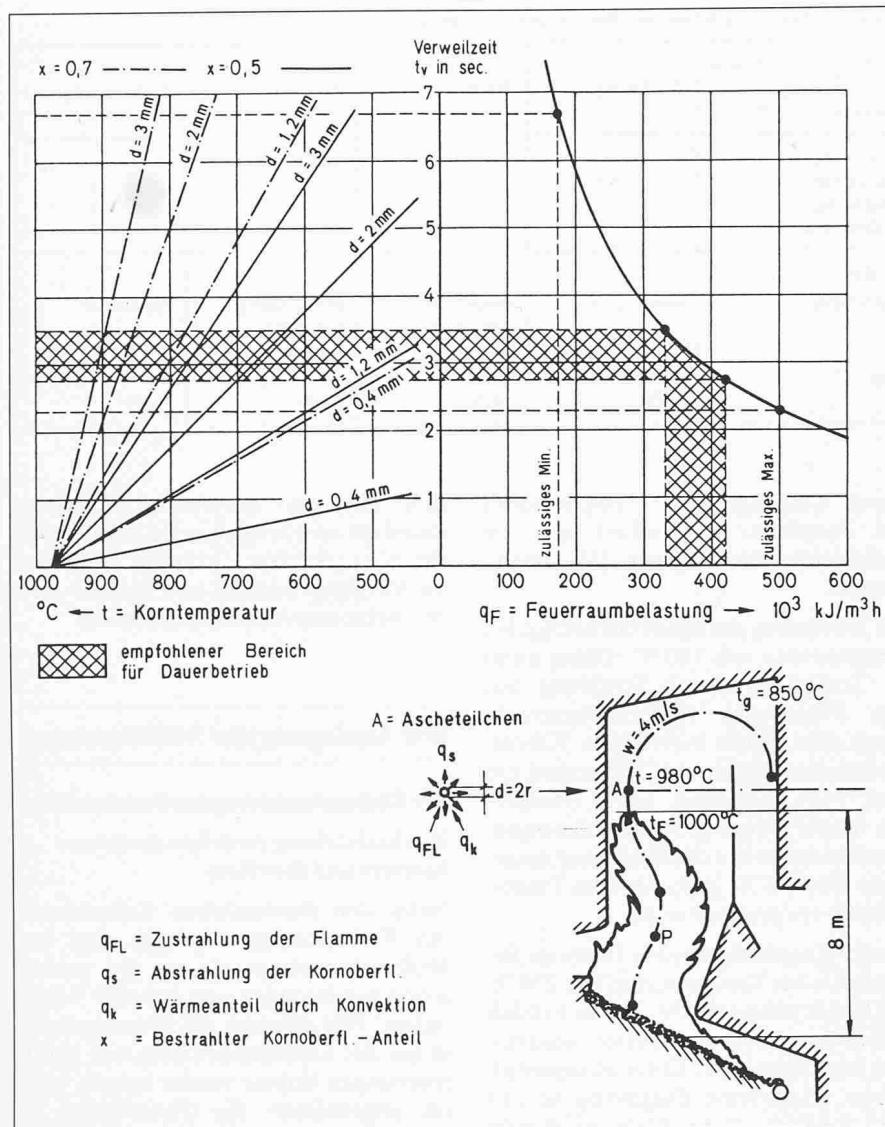


Bild 6. Verweilzeit der Flugasche in Funktion der Feuerraumtemperatur und der Feuerraumbelastung

ge durch die zunehmende Verschmutzung der Kesselheizfläche während der Reisezeit. Verschmutzungsursache sind die aus dem Feuerbett herausgerissenen Flugascheteilchen, deren Grösse von der Feuerführung, der Müllzusammensetzung sowie dem Aschegehalt abhängig ist. Zudem bestehen zwischen der Teilchengrösse, der Korntemperatur sowie der Fluggeschwindigkeit wichtige physikalische Beziehungen. Sobald nämlich die Teilchentemperatur bei einer bestimmten Fluggeschwindigkeit gegenüber der Kesselwandtemperatur zu hoch ist, findet an den Kesselwänden eine Versinterung der Flugasche statt. Dieses Phänomen hat Pessiridis [23] mittels einer *theoretischen Modellrechnung* untersucht, deren Ergebnisse recht gut mit den praktischen Erfahrungswerten von thermischen Feuerraumbelastungen übereinstimmen.

Die Modellvorstellung nach Pessiridis sowie deren Ergebnisse sind aus Bild 6 ersichtlich. Betrachtet man ein Ascheteilchen A (Bild 6) auf seiner Bahn,

und zwar an der Stelle, wo das Teilchen gerade aus der Flamme herausfliegt, so stellt man fest, dass dieses Teilchen die Zustrahlung von der Flamme q_{FL} erhält. Auf seiner Oberfläche wird infolge der Geschwindigkeit $w = 4 \text{ m/s}$ ein Wärmeanteil durch Konvektion q_k übertragen, gleichzeitig strahlt das Teilchen selbst mit seiner ganzen Oberfläche eine bestimmte Wärmemenge q_s aus, wobei die Zustrahlung durch die Brennkammerwände (wegen ihrer niedrigen Temperatur) vernachlässigt werden kann. Demzufolge lautet die Grundgleichung nach Pessiridis [24]:

$$x \cdot q_{FL} + q_k - q_s = dQ$$

Die nach der vorstehenden Gleichung berechneten Ergebnisse sind in Bild 6 dargestellt, deren Kurvenzüge als gerade Büschel erscheinen. Nebst den unterschiedlichen Korngrössen von 0,4 ; 1,2 ; 2 und 3 mm Durchmesser wurde auch der Anteil der bestrahlten Teilchenoberfläche mit $x = 0,5$ und $x = 0,7$ dargestellt. Wie aus der Abbildung

deutlich hervorgeht, nimmt die Oberflächentemperatur mit sinkendem Partikeldurchmesser sehr rasch ab, während umgekehrt bei steigendem Durchmesser eine wesentlich längere Verweilzeit benötigt wird, bis die Oberflächentemperatur etwa gleich gross ist wie die betrachtete Kesselwandtemperatur.

Bedeutungsvoll ist auch der bestrahlte Oberflächenanteil x . Bei $x = 1$ ist das Teilchen vollständig mit Flammen umhüllt und erhält allseitig Zustrahlung aus der Flamme. Es erfolgt eine rasche Erwärmung des Teilchens, bis seine Temperatur die Schmelztemperatur erreicht hat. Bleibt die Temperatur des Teilchens unverändert, so befindet es sich im Gleichgewicht. Die durch Strahlung und Konvektion zugeführte Wärmemenge ist gleich der durch das Teilchen abgestrahlten Wärmemenge. Aufgrund dieser Überlegungen hat Pessiridis [25] das Wärmegleichgewicht für eine Kornoberflächentemperatur von 980°C berechnet und fand dabei einen Beiwert für x von 0,80673.

Thermische Feuerraum-Belastung

Solche Erkenntnisse sind für die Praxis von grosser Bedeutung, da die Verfügbarkeit sowie der Wirkungsgrad der Müllverbrennung sehr stark von der *Verschmutzung der Kesselwände* beeinflusst werden. Untersuchungen haben nämlich ergeben, dass der Schmelzpunkt für Flugasche bei 1260, der Fliesspunkt bei 1160 und der Erweichungspunkt bei 1100°C liegt. Leider gibt es keine Angaben über die sehr wichtige Versinterungstemperatur, da diese weitgehend auch von der Fluggeschwindigkeit des Aschepartikels abhängig ist.

Da aber zwischen der Versinterungstemperatur und der Fluggeschwindigkeit bzw. der Verweilzeit eines Partikels kausale Zusammenhänge bestehen, kann man auch die Verweilzeit in Funktion der Feuerraumbelastung wie folgt beschreiben:

$$\begin{aligned} t_v &= \frac{T_o \cdot H_u \cdot 3600}{Q \cdot T_f \cdot q_f} \\ &= \frac{273 \cdot 8400 \cdot 3600}{5,6 \cdot 1273 \cdot q_f} \\ &= \frac{1,156 \cdot 10^6}{q_f} \end{aligned}$$

wobei:

$$\begin{aligned} Q &= \text{Rauchgasmenge } [\text{m}^3_n/\text{kg Müll}] \\ &= 5,6 \\ H_u &= \text{Heizwert (unterer) } [\text{kJ/kg Müll}] \\ &= 8400 \\ T_f &= \text{Feuerraumtemperatur } [\text{K}] \\ &= 1273 \end{aligned}$$

$$T_o = \text{Temperatur (bez. } 0^\circ\text{C)} \quad [\text{K}]$$

$$= 273$$

$$q_f = \text{Feuerraumbelastung}$$

$$[\text{kJ/m}^3\text{h}] = f(0-600 \cdot 10^3)$$

$$t_v = \text{Verweilzeit} \quad [\text{s}]$$

Setzt man in die vorstehende Gleichung die in der Parameterliste enthaltenen Werte ein, so erhält man die Verweilzeit t_v in Funktion der Feuerraumbelastung (Bild 6).

Die zulässigen Feuerraumbelastungen basieren auf rein praktischen Erfahrungen. Zu Beginn der 60er Jahre waren noch Feuerraumbelastungen bis zu 545 000 kJ/m³h üblich. Durch die inzwischen erfolgte Veränderung der Mülleigenschaften war dieser Wert jedoch viel zu hoch und musste herabgesetzt werden. Die heute für die Praxis empfohlenen Werte für Dauerbetrieb liegen demzufolge zwischen 330 000 bis 420 000 kJ/m³h, wobei noch weitere zu beachtende Angaben in Tabelle 10 enthalten sind. Zeichnet man die für die Praxis empfohlenen Feuerraumbelastungen ins Diagramm ein (Bild 6, schraffiertes Band), so sieht man sofort, dass die Verweilzeit der Ascheteilchen etwa 2,8 bis 3,5 s beträgt, was nach den Berechnungen von Pessiridis für praktisch alle vorkommenden Korngrößen eine Oberflächentemperatur von weniger als 900 °C ergibt.

Das Feuerungs-Nomogramm

Die Bemessung der beiden Ofenelemente *Rost* und *Feuerraum* müssen sorgfältig aufeinander abgestimmt sein. Die praktischen Erfahrungen zeigen immer wieder, dass die Feuerräume gegenüber den Rosten zu klein bzw. zu knapp bemessen sind. In einem zu kleinen Feuerraum verbrennen die Gase nur unvollständig und der Wirkungsgrad sinkt. Des weiteren muss mit einem Ansteigen der Feuerraumtemperatur gerechnet werden, was zu einem unerwünschten Schmelzen der Flugasche führen kann.

Zu gross angelegte Feuerräume, die obendrein von Kesselrohren stark gekühlt werden, bringen im allgemeinen und besonders bei Teillast keine Vorteile. Bei Müllfeuerungen darf aus Gründen der Geruchsemmission eine minimale Feuerraumtemperatur von 800 °C ohnehin nicht unterschritten werden. Nach den bisherigen Erfahrungen liegen die zulässigen Konstruktions- und Betriebsdaten innerhalb der in Tabelle 10 enthaltenen Grenzen.

Damit die verschiedenen, nicht leicht überschaubaren Zusammenhänge zwischen Heizwert, Durchsatz, Betriebsstunden und den erforderlichen Arbeitsschichten zueinander in die richtige Beziehung gebracht werden können,

Tabelle 10. Zulässige Konstruktions- und Betriebsdaten von Feuerräumen

Dimension	Konstruktions- und Betriebsdaten			
	zulässige Daten		empfohlen für die Praxis	
	max.	min.	max.	min.
<i>Feuerraum-Volumenanteile:</i>				
Feuerraum total	%	100	100	100
Hauptbrennkammer	%	70	50	70
Nachbrennkammer	%	30	50	30
<i>Wandstärke:</i>				
Blechmantel + Ausmauerung	cm	65	50	65
<i>Temperaturen:</i>				
Hauptbrennkammer	°C	1050	800	950
Austritt Nachbrennkammer	°C	900	800	880
Aussenwand (Oberfl. Blechmantel)	°C	mittel ca. 60	mittel ca. 55	mittel ca. 30
Raumluft Ofenhaus	°C	mittel ca. 30	mittel ca. 30	mittel ca. 30
<i>Wärmebelastung:</i>				
Feuerraum (Gesamtvolumen)	GJ/m ³ h	0,500	0,170	0,420
<i>Wärmeausgabe:</i>				
vom Ofenmantel an Raumluft	kJ/m ² h°C	mittel ca. 11,8	mittel ca. 11,8	mittel ca. 11,8

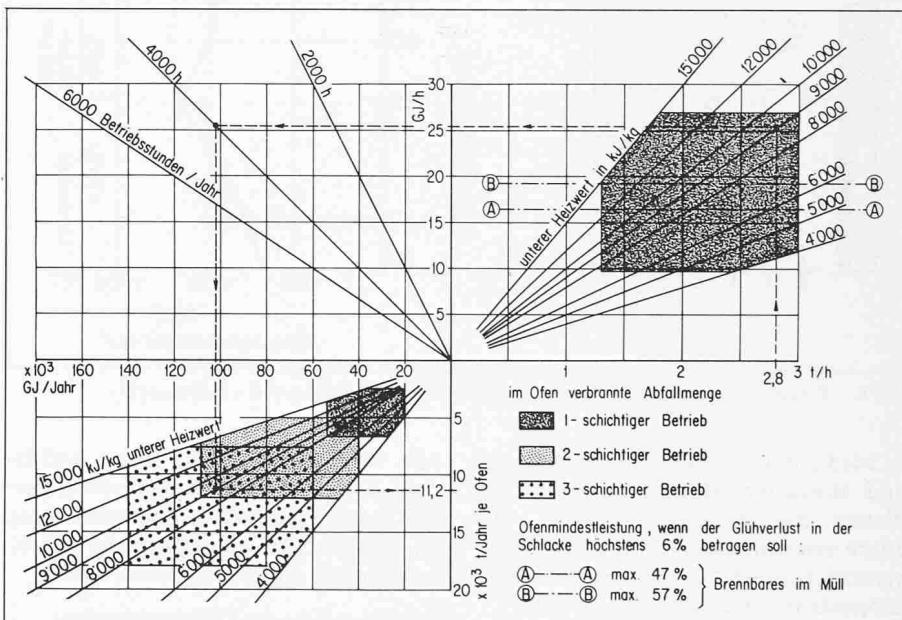


Bild 7. Feuerungsmonogramm für einen Müllofen für 3 t/h

empfiehlt es sich, mittels des *Rostleistungs-Nomogrammes* (bei Drehrohröfen das *Leistungsnomogramm für Drehrohröfen*) und der Grösse des Feuerraumes ein sogenanntes *Feuerungsnomogramm* zu konstruieren. Ein solches Nomogramm (Bild 7) ist vor allem bei der Konzipierung eines Anlageprojektes sehr nützlich, indem auch die möglichen Betriebsfälle eingezeichnet werden können. Auf diese Weise kann das künftige Betriebsgeschehen sehr anschaulich und leicht verständlich dargestellt werden. Im abgebildeten Feuerungsnomogramm ist die Verarbeitungsleistung eines Müllofens für 3 t/h graphisch dargestellt, und zwar in Abhängigkeit der Müllmenge des durchschnittlichen Jahresheizwertes sowie der Betriebsstundenzahl. Oben

rechts ist der Arbeitsbereich des Ofens je Stunde dargestellt, während unten links die Verarbeitungskapazität des Ofens während des ganzen Jahres sowie die Zahl der Arbeitsschichten ersichtlich ist. Die Handhabung des Nomogrammes ist äusserst einfach und kann am besten durch das eingezeichnete Beispiel nachgeprüft werden.

Konstruktion der Brennkammer

Nebst der richtigen Bemessung der Brennkammergeometrie sind auch einige *Konstruktionsmerkmale* zu beachten. Im neuzeitlichen Müllofen- und Dampferzeugerbau werden die Feuerräume und Dampfkessel mit Blechtafeln verkleidet. Die Ausmauerung dieser Verkleidung besteht aus Schamottefutter und Isolierung. Letzte-

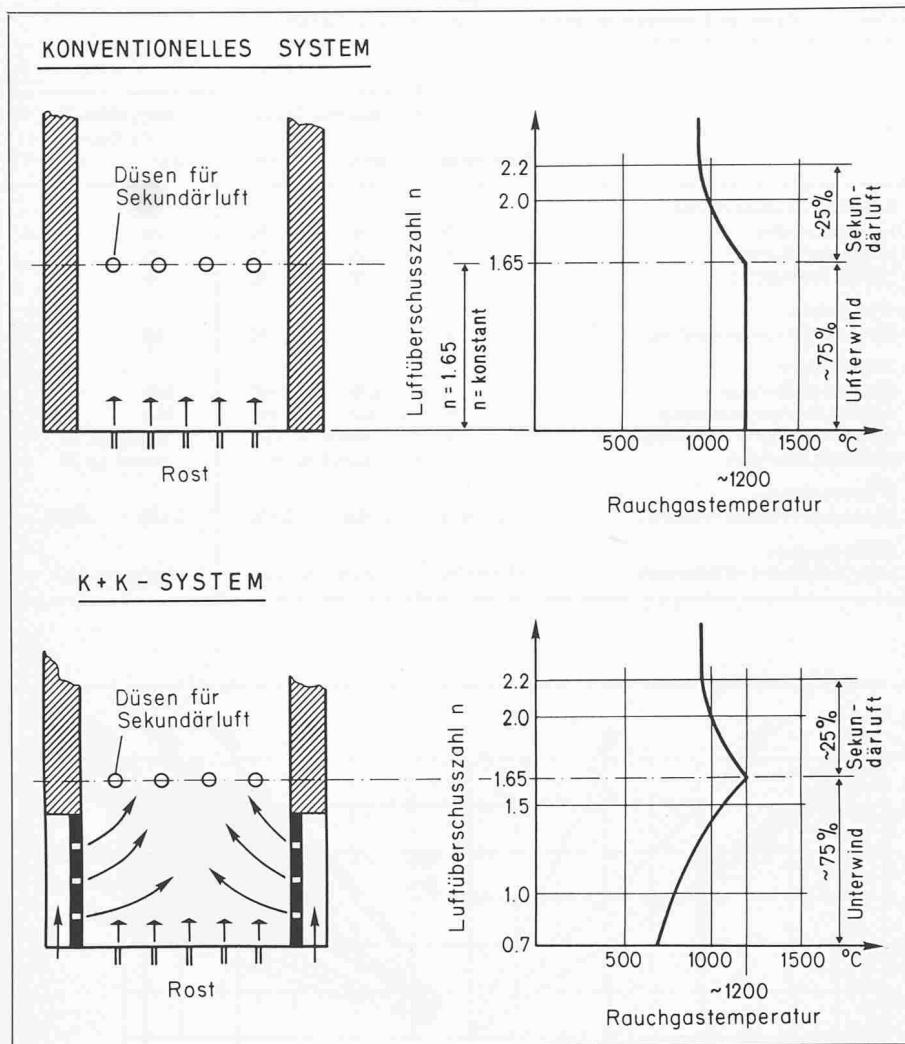


Bild 8. Temperaturverlauf im Feuerbett bei einem konventionellen und dem K + K-System [35]

re wird aus Leichtschamotte, Diatomit und ähnlichen Massen in Form von Platten oder Granulat gebildet. Dadurch erreicht man bei einer Innentemperatur von 900 °C eine Außenwandtemperatur von etwa 60 °C.

In den letzten Jahren wurden zur Verringerung von Anbackungen sowie zur Verbesserung der Luftverteilung sogenannte *K + K-Platten* [26] eingesetzt. Bei dieser Konstruktion wird im Prinzip die gemauerte Wand durch eine luftgekühlte Gussplattenwand ersetzt. Die einzelnen Gussplatten sind etwa 2 cm dick und haben auf der Rückseite zwei hakenförmige Nasen. Dadurch können die Platten an eine mit Löchern versehene Blechplatte angehängt werden. Auf der Rückseite der Blechplatte befindet sich ein einfaches Luftverteilungssystem, welches die Kühlung durch die Löcher und zwischen den Platten hindurch in den Feuerraum als Verbrennungsluft leitet. Auf diese Weise wird die eingestrahlte Wärmemenge schnell durch die Konstruktion an die Kühlung abgeführt. Die resultierende Gussoberflächentemperatur liegt somit wesentlich tiefer als die Wandtemperatur konventionell ausgemauerter Öfen. Die tie-

fere Temperatur alleine schon verhindert Anbackungen, zudem verhindert die Luftströmung den Flammenschlag an die Wände. Die bisherigen Erfahrungen sind durchaus positiv (Bild 8).

Die Steuerung der Verbrennungsluft

Die Zuführung und Steuerung der Verbrennungsluft kann auf verschiedene Art und Weise erfolgen. Bild 9 zeigt die Funktion einer *Müllverbrennungsanlage mit Wärmevernichtung*, wie sie vielfach in der Schweiz gebaut worden ist. Im Prinzip saugt das Saugzuggebläse die Rauchgase aus dem Ofen durch einen Rekuperator in den Nasswäscher. Dort werden sie gekühlt, gereinigt und danach durch einen Kamin ins Freie geleitet. Die Regulierung des Unterdruckes im Feuerraum geschieht durch eine druckabhängige Regulierklappe. Die durch die variable Rauchgasmenge verursachten Druckschwankungen werden somit ausgeglichen. Der Sollwert des Feuerraumdruckes beträgt im Normalfall -0,4 mbar. Die Ersatzluft wird mit Hilfe eines Unter- und Oberwindventilators in den Ofen befördert.

Der *Unterwind* gelangt durch den Rost, der *Oberwind* durch ein Düsenystem

in den Feuerraum. Die Regulierung der Ersatzluftmenge geschieht in Abhängigkeit der Feuerraumtemperatur, wobei bei steigender Feuerraumtemperatur der Unterwind gedrosselt bzw. der Oberwind geöffnet werden muss und umgekehrt. Bei einer Anlage mit Wärmeverwertung tritt an Stelle des gemauerten Feuerraumes der Kessel, während an Stelle der Nassentstaubung ein Elektrofilter eingesetzt wird.

Damit die Schläcke auf dem Rost nicht zu schmelzen beginnt, darf die *Temperatur im Feuerbett* auf keinen Fall über 1000 °C ansteigen, d. h. die entbundene Wärmeenergie muss durch den Luftstrom abtransportiert werden. Da aber, wegen der niedrigeren Temperatur, mit einer relativ grossen Luftmenge (große Luftüberschusszahl) gefahren werden muss, entsteht in der Brennkammer durch mitgerissene Teilchen eine unerwünschte Staubentwicklung. Zwecks Verminderung dieser Staubentwicklung und besserer Beherrschung der Feuerbettermperatur wird die Belüftung des Rostes so reguliert, dass auf dem Rost eine mehr oder weniger unvollkommene Verbrennung stattfindet und die entsprechende Nachverbrennung erst in der Brennkammer erfolgt.

Die Dimensionierung des Rostes

Verbrennungsvorgänge auf dem Rost

Die Temperatur des Feuerbettes kann dadurch herabgedrückt werden, dass die *Oxidierung des Brennstoffes* nur so lange fortschreiten kann, wie es noch verfügbaren Sauerstoff in der Verbrennungsluft gibt. Dieser wird um so mehr verbraucht sein, je grösser die glühende Oberfläche des Brennstoffes ist und je schneller die bereits oxidierten CO₂-Moleküle an der Brennstoffoberfläche durch frische O₂-Moleküle ersetzt werden. Der Vorgang ist vorwiegend vom Bewegungszustand der Luft und damit auch von der Dichte des Feuerbettes abhängig, wobei eine turbulentere Strömung auch für einen schnellen Ersatz von verbrauchten durch frische Luftteilchen an der Brennstoffoberfläche sorgt. Je weiter man also vom Rost in die Brennstoffsicht vordringt, um so weniger wird freier Sauerstoff in der Luft angetroffen. Bei einer Schichtdicke *a* (Bild 10) wird der Sauerstoff ganz zu CO₂ verbraucht worden sein.

Die Schichthöhe *a* ist vom Bewegungszustand der Luft und von der Brennstoffsichtung abhängig. Ist die Brennstoffsicht geringer als *a*, so findet eine vollkommene Verbrennung mit Luftüberschuss statt, denn die Abgase enthalten beim Verlassen der Schicht noch unverbrannten Sauerstoff. Ist die Brennstoffsicht höher als *a*, so wer-

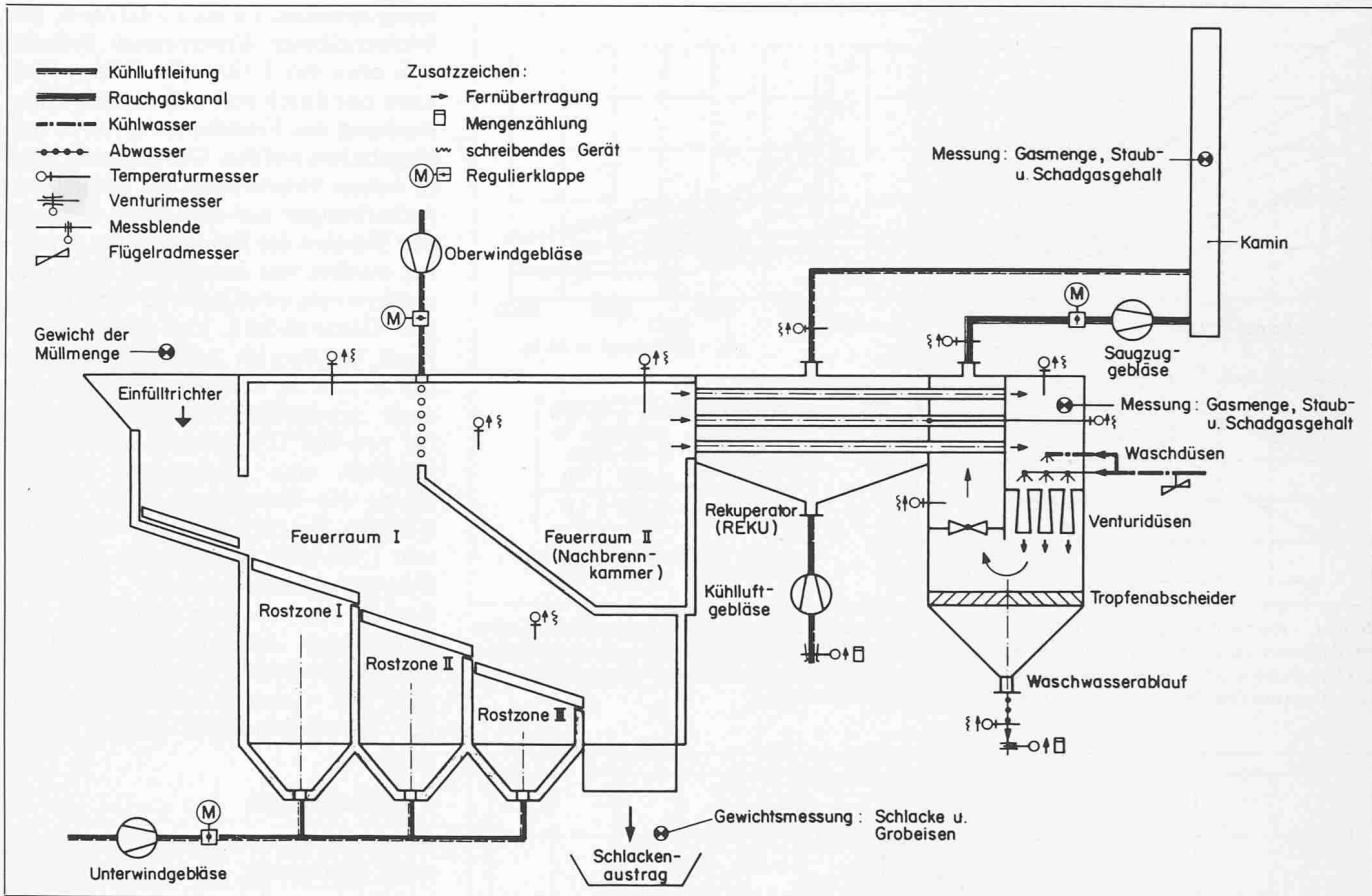


Bild 9. Schalschema für eine konventionelle Müllverbrennung mit Wärmevernichtung

den die höher liegenden Brennstoffstücke von den heißen Gasen erhitzt. Im glühenden Zustand nimmt jedoch der Kohlenstoff so begierig Sauerstoff auf, dass er ihn den CO_2 -Molekülen entzieht, wenn kein freier Sauerstoff vorhanden ist. Es findet also eine Reduktion ($\text{CO}_2 + \text{C} = 2\text{CO}$) statt, die um so weiter fortschreitet, je höher die Schicht ist. Bei einer Schichthöhe b würde man also in den Abgasen bereits viel Kohlenoxid CO vorfinden, die Verbrennung verliefre sehr unvollkommen.

Dieser Vorgang der unvollkommenen Verbrennung wird, wie bereits erwähnt, bei der Müllverbrennung zur Temperatursteuerung im Brennstoffbett genutzt. In der Folge kam es bei mehreren Müllverbrennungsanlagen [28] wegen Bedienungsfehlern zu unerwünschten Überhitzungen, die im Extremfall sogar zur vollständigen Verglühung des Rostunterbaus und damit zu einem totalen Zusammenbruch des Rostes führte. Als Abhilfe hat man an exponierten Stellen des Rostunterbaus einen Thermostaten angebracht, welcher beim Überschreiten der Solltemperatur die Unterwindmenge entsprechend drosselt.

Rostwärmebelastung

Für die Auslegung der Rostleistung ist, wie aus dem vorangegangenen Abschnitt hervorgeht, die Rostwärmebela-

stung massgebend und kann aufgrund der folgenden einfachen Beziehungen berechnet werden:

$$\text{Rostbelastung } Q_r = B_m / F_r \\ [\text{kg}/\text{m}^2 \cdot \text{h}]$$

$$\text{Rostwärmebelastung } q_r = B_m \cdot H_u / F_r \\ [\text{kJ}/\text{m}^2 \cdot \text{h}]$$

wobei:

B_m = Brennstoffmenge in kg/h

F_r = Rostfläche in m^2

Ausser den konstruktiven Eigenschaften des Rostes sind die vorstehenden Leistungsgrössen auch von den Eigenschaften des Mülls (Stückgrösse, Brennverhalten, Aschegehalt), von der Temperatur der zugeführten Verbrennungsluft und von der durchgesetzten Luftmenge abhängig. Da der Brennstoff Müll viele flüchtige Bestandteile enthält, ist die Rostbelastung bzw. Rostwärmebelastung im Vergleich zu Stein-kohlerosten verhältnismässig niedrig. Die brennbaren flüchtigen Bestandteile oxidieren im Feuerraum, während die Veraschung der nicht flüchtigen Teile auf dem Rost erfolgt. Nach den Beobachtungen der letzten Jahre nimmt aber der Anteil an brennbaren flüchtigen Bestandteilen im Müll stärker zu als diejenigen der festen Teile. Aus diesem Grunde steigt die Rostwärmebelastung wesentlich langsamer an, als dies aufgrund der jährlichen Heizwertsteigerung der Fall sein müsste.

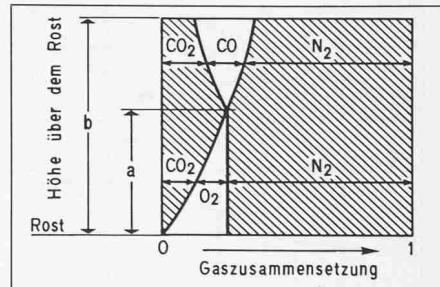


Bild 10. Gaszusammensetzung in verschiedenen Höhen über dem Rost [27]

Breitenleistung

Auch die Breitenleistung ist für die Beurteilung des Rostes ein weiteres wichtiges Mass. Sie gibt die Höchstleistung an, die je m Rostbreite erreicht werden kann. Allerdings steht sie in einem gewissen Abhängigkeitsverhältnis zur Rostlänge. Nach den bisherigen Erfahrungen sollte eine Rostlänge von 4 m auf keinen Fall unterschritten werden, ansonst die Steuerung der Schubleistung und die damit verbundene Ausbrandqualität nicht mehr richtig beherrscht werden kann. Roste, die kontinuierlich bewegt werden können, haben wegen der besseren Entaschung eine höhere Breitenleistung, als dies bei diskontinuierlichen Rosten der Fall ist. In der Regel können Roste, die kürzer als 6 m sind, nur diskontinuierlich bewegt werden und haben deshalb im Gegensatz zu längeren Rosten eine gerin-

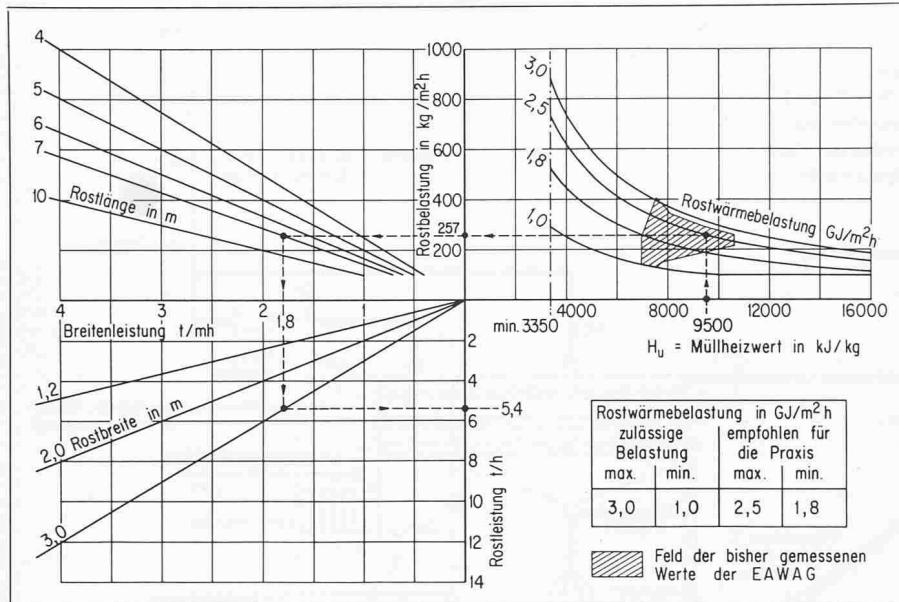


Bild 11. Rostleistungsnomogramm für Müllöfen. Die Wahl der zulässigen Betriebsparameter ist nebst dem Müllheizwert auch von der gewünschten Ausbrandqualität (Glühverlust der Schlacke) sowie der Standzeit des Ofens (Reisezeit) abhängig. Im praktischen Anwendungsfall soll das Rostleistungs-zweckmässigerweise zusammen mit dem Feuerungsnomogramm (Bild 7) aufgezeichnet werden

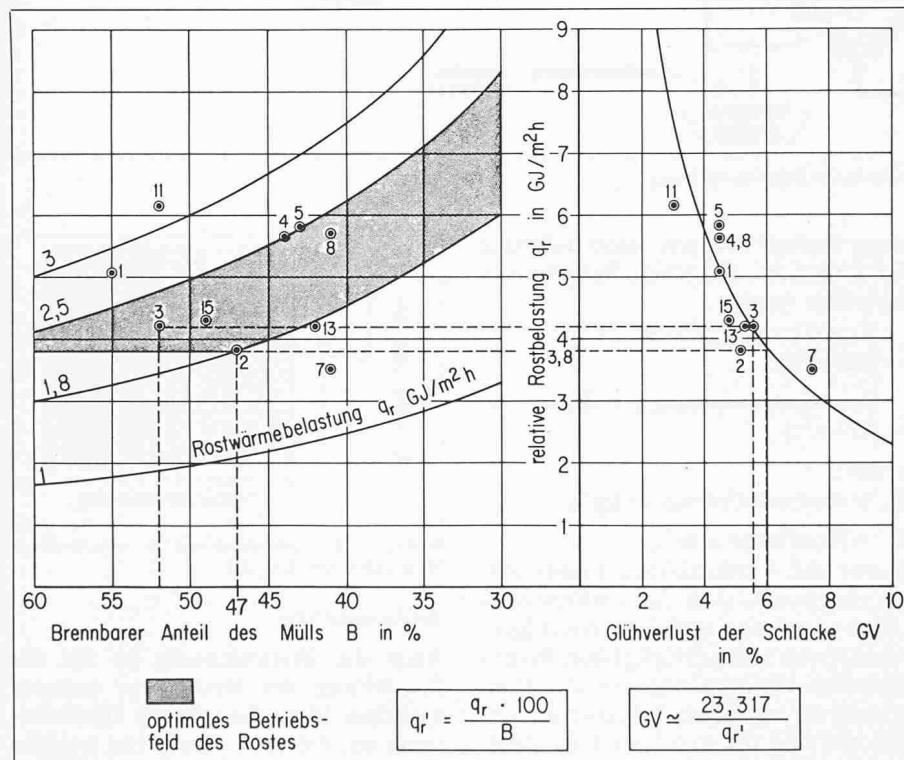


Bild 12. Rostleistung und Glühverlust der Schlacke in Funktion des «brennbaren Anteils» des Mülls sowie der relativen Rostbelastung

gere Breitenleistung. Die Breitenleistung lässt sich nach folgender Formel berechnen.

$$\text{Breitenleistung } Q_b = B_m / R_b \quad [\text{kg}/\text{mh}]$$

wobei:

$$R_b = \text{Rostbreite in m}$$

Rostleistungsnomogramm

Die Zusammenhänge der verschiedenen Einflussgrößen, die die Rostlei-

stung bestimmen, sind kompliziert und wenig übersichtlich. Aus diesem Grunde wurde vom Verfasser [29] ein spezielles Rostleistungsnomogramm (Bild 11) entwickelt, aus dem die Rostleistung in Funktion der verschiedenen Einflussgrößen herausgelesen werden kann. Die Berechnung der Einflussgrößen erfolgte aufgrund der in den vorstehenden Abschnitten enthaltenen Formeln und praktischen Erfahrungswerte.

Wie aus Bild 11 ersichtlich ist, liegt der günstigste Bereich der Rostwärmebe-

lastung zwischen 1,8 bis 2,5 GJ/m²h. Der höchstzulässige Grenzbereich befindet sich etwa bei 3 GJ/m²h. Dieser Wert kann nur durch eine andauernde Überwachung des Feuerbettes erreicht und eingehalten werden. Des weiteren muss in diesem Fahrbereich mit vermehrten Anbackungen auf dem Rost sowie an den Wänden der Brennkammer gerechnet werden, was namentlich bei Grossanlagen eine empfindliche Verkürzung der Ofenstandzeit zur Folge haben kann. Im Bereich zwischen 1,8 und 1 GJ/m²h ist die andauernde Einhaltung einer minimalen Feuerraumtemperatur von 800 °C erschwert und bedingt ebenfalls eine permanente Überwachung des Feuerbettes durch das zuständige Betriebspersonal. Unterhalb von 1 GJ/m²h muss bereits mit einer Brennkammertemperatur gerechnet werden, die deutlich unterhalb von 800 °C liegt. Außerdem ist der CO₂- und Wassergehalt der Rauchgase extrem tief, was auch den Reinigungseffekt des Elektrofilters spürbar herabsetzt.

Ausbrandqualität

Aufgrund einer statistischen Auswertung gemessener Rostwärmebelastungen sowie der brennbaren Anteile von Müll lässt sich der Glühverlust empirisch abschätzen (Bild 12). Der Wert 23,317 ist eine auf statistischem Wege ermittelte Konstante, während die relative Rostwärmebelastung q'_r mit Hilfe der effektiven Rostwärmebelastung q_r und dem brennbaren Anteil des Mülls berechnet werden kann. Falls der Glühverlust unterhalb 6% liegen soll, darf die relative Rostbelastung von 3,8 GJ/m²h nicht unterschritten werden. Des weiteren muss, sobald der brennbare Anteil des Mülls höher als 47% liegt, die effektive Rostbelastung entsprechend angehoben werden. Die in der graphischen Darstellung eingetragenen Punkte zeigen die tatsächlichen Werte von 10 Messungen verschiedener Ofentypen. Die beiden gemessenen Extremwerte an den Endpunkten der Kurve sind in der Darstellung nicht mehr enthalten. Die vorstehend beschriebene empirische Berechnungsmethode zur Bestimmung des Glühverlustes gilt nur für Hausmüll im Sinne des Mülldreieckes und Schlacken aus Rostöfen ohne Vermischung mit Flugasche aus Elektrofiltern oder Nasswäschern.

Der Drehrohröfen

Der Einsatz von Drehrohröfen eignet sich vor allem für schlammförmige, pastöse und teigige Abfallstoffe. Grundsätzlich kann damit auch Hausmüll verbrannt werden, was jedoch im Vergleich zu Rostöfen stets teurer sein wird. Die Drehrohröfen werden heute

vorwiegend für die Verbrennung von Industrieabfällen und Sondermüll eingesetzt.

Die *Verbrennungsluft* [30] kann im Gleich- oder Gegenstrom des Brennmaterials zugeführt werden. Beim Gegenstromverfahren wird sehr nasses Material nur dann getrocknet, wenn die Schwelgase zur Zündung kommen und für den weiteren Wärmebedarf genügend Brennstoff zur Verfügung steht. Beim Gleichstromverfahren ist der zulässige Wassergehalt des Brennstoffes etwas geringer als beim Gegenstromverfahren. Der Innenraum des Drehrohrofens ist gewöhnlich für den Abbrand der Schwelgase (insbesondere bei energiereichen Brennstoffen) viel zu klein, so dass außerhalb des Drehrohrofens eine spezielle Nachbrennkammer angebaut werden muss. Für die Auslegung des Brennkammervolumens gelten dieselben Regeln wie beim Rostofen.

Die *Leistung eines Drehrohrfens* wird von verschiedenen Parametern beeinflusst (Bild 12). Die wichtigste Einflussgröße ist die Mantelwärmebelastung, d. h. die spezifische Wärmebelastung je Quadratmeter Innenfläche der Drehrohrtrommel. Falls keine andere Feuerungseinheit vorgeschaltet ist, sollte die Länge des Drehrohrfens mindestens 7 m und höchstens 12 m betragen. Falls die zulässige Höchtlänge nicht ausreicht, muss der Drehrohrfen zweiteilig und mit separatem Luftanschluss für jeden Ofenteil ausgeführt werden. Weitere Konstruktionsangaben sind aus Tabelle 11 ersichtlich.

Die Drehrohröfen werden gerne auch zur *Verbrennung von Klärschlamm* eingesetzt, wenn der Klärschlamm nicht ohne Bedenken landwirtschaftlich genutzt werden kann. Ein bekanntes Beispiel ist die kombinierte Verbrennung von Hausmüll und Klärschlamm der Region Zofingen [31]. Hier wird der bis zur Stichfestigkeit vorentwässerte Klärschlamm im Drehrohrfen verbrannt, während der Hausmüll in einem Rostofen verascht wird. Beide Ofeneinheiten sind miteinander durch Rauchgaskanäle verbunden, so dass der brennende Hausmüll als Stützfeuer zur Verbrennung des Klärschlammes genutzt werden kann.

Betriebliche Fragen

Seit einigen Jahren kann man in den Feuerräumen und auch auf den Rostpartien ein vermehrtes Anbacken von Flugasche beobachten. Diese Tatsache gilt vor allem für den Feuerraum. Hier scheint ein strukturelles Verhalten der Flugasche in Verbindung mit der Strömungsgeschwindigkeit und der Tempe-

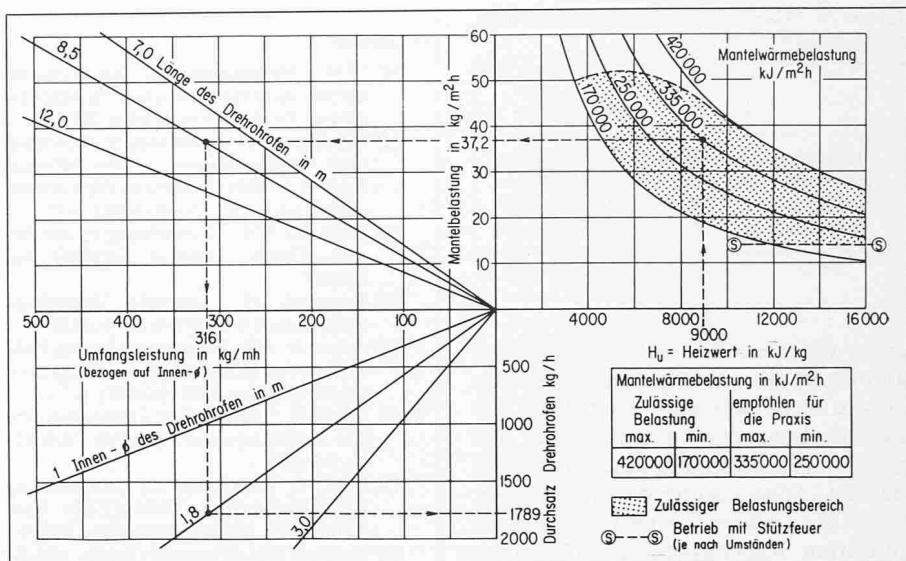


Bild 13. Leistungsnomogramm für Drehrohröfen

Tabelle 11. Zulässige Konstruktions- und Betriebsdaten von Drehrohröfen

Dimension	Konstruktions- und Betriebsdaten				
	zulässige Daten		empfohlen für die Praxis		
	max.	min.	max.	min.	
Innendurchmesser des Drehrohrfens	m	3,0	1,0	2,6	1,4
Länge des Drehrohrfens	m	12,0	7,0	10,0	8,0
Stärke der Ausmauerung (Stampfmasse)	cm	25	15	25	15
Trommelneigung	/	1:25	1:25	1:25	1:25
Drehzahl	U/min	0,5	0,4	0,5	0,4
Feuerraumtemperatur	°C	1000	800	950	820
Mantelwärmebelastung ¹	kJ/m²h	420 000	170 000	335 000	250 000
Mantelbelastung ²	kg/m²h	54	15	50	16
Umfangleistung ³	kg/m h	648	105	500	128

¹ Mantelwärmebelastung = Thermische Belastung pro Quadratmeter der zylindrischen Innenfläche des Drehrohrfens je Stunde.

² Mantelbelastung = Brennstoffmenge pro Quadratmeter der zylindrischen Innenfläche des Drehrohrfens je Stunde.

³ Umfangleistung = Brennstoffmenge je Laufmeter des Innenumfangs des Drehrohrfens je Stunde.

ratur eine Rolle zu spielen, während auf den Rostpartien eher zu hohe Temperatur, also eine Art Schlackenschmelzen verantwortlich zu sein scheint. Sind die Rauchgase einmal bis auf etwa 650 °C abgekühlt (siehe auch Bild 6), so treten nach den bisherigen Beobachtungen keine Versinterungen mehr auf. Des weiteren scheint es auch, dass bei höheren Heizwerten in steigendem Masse mit Versinterungen gerechnet werden muss.

Da der Heizwert in den letzten Jahren stark angestiegen ist und da der Wassergehalt im Müll relativ niedrig ist, ist die *Luftüberschusszahl* zur Verhinderung von Anbackungen auf den Rosten und in der Brennkammer ständig erhöht worden, was zu einer unerwünschten Taupunktverschiebung vor dem Eintreten in den Elektrofilter führte. Dieser sollte etwa zwischen 52 und

65 °C liegen [32]. Trifft dies nicht zu, so arbeitet der Elektrofilter nicht richtig und die gewünschte Staubabscheidung bleibt aus. Auch der Wärmeaustausch zwischen den heißen Rauchgasen und der Kesselfläche wird beeinträchtigt, da die Strahlungszahl trockener Gase wesentlich tiefer liegt als diejenige von feuchten Gasen. Aus diesem Grunde muss bei der Auslegung und Überwachung von Müllfeuerungsanlagen besonders auf möglichst hohe CO₂-Gehalte, feuchte Rauchgase sowie auf Feuerraumtemperaturen von unter 1000 °C geachtet werden.

Zur Verhinderung von Anbackungen und zur Beherrschung der Feuerraumtemperaturen wurden früher öfters *Rauchgasrückführungen in die Müllverbrennungen* eingebaut. In solchen Fällen wurde jeweils die erforderliche Rauchgasmenge am Filteraustritt

Tabelle 12. Präsenz- und Betriebsstunden pro Jahr, nach Schichten

	h_t h/Jahr	h_p h/Jahr
1schichtig	2000	1500-1800
2schichtig	4000	3000-3800
3schichtig	6000	4800-5500
4schichtig	8000	7000-7500

durch ein spezielles Geblase abgesaugt und direkt an den exponierten Stellen in die Brennkammer eingedüst. Da aber die Brennkammertemperatur, wegen der Heterogenität des Mülls, sehr starken Schwankungen unterworfen ist, ist die richtige Dosierung der rückgeführten Rauchgasmenge sehr stark erschwert. Aus diesem Grunde ist man von diesem Verfahren wieder abgekommen. Außerdem ist eine gewisse Pflege und Wartung der Rückführgebläse unumgänglich, was mit einer betrieblichen Mehrbelastung verbunden ist. Ein weiterer Nachteil dieses Verfahrens ist die Bildung von Stickoxiden in der Brennkammer.

Eine weitere wichtige betriebliche Frage ist diejenige des *Auslastungsgrades der Anlage*. Bekanntlich versteht man darunter den prozentualen Anteil der höchstmöglichen Jahresleistung in bezug auf die theoretische Präsenzzeit h_t der Betriebsschichten. Die Aufgabe der Betriebsführung besteht nun darin, die effektive Betriebszeit h_p des Ofens möglichst nahe an die theoretische Präsenzzeit der Betriebsschichten heranzuführen, was in der Praxis nicht möglich ist (siehe Tabelle 12). Diese Zusammenhänge gilt es bei der Berechnung des Feuerungsnomogrammes je nach Fragestellung zu berücksichtigen, d. h. der projektierende Ingenieur muss sich die Gewissheit verschaffen, ob das Feuerungsnomogramm die theoretisch höchstmöglichen oder die effektiv möglichen Betriebsfelder enthalten soll (im Falle von Bild 7 werden die theoretisch höchstmöglichen Betriebsfelder dargestellt).

$$A = \frac{100 \cdot J}{Q_m \cdot h_t} = \frac{100 \cdot Q_e \cdot h_p}{Q_m \cdot h_t} [\%]$$

$$J_h = Q_m \cdot h_t [\text{t/Jahr}]$$

wobei:

$$\begin{aligned} A &= \text{Auslastungsgrad} & [\%] \\ J &= \text{gewogener Jahresdurchsatz der} \\ &\quad \text{Anlage} & [\text{t/Jahr}] \end{aligned}$$

Literatur

- [1] IAM: «Abfallbeseitigung». Int. Kongress der Int. Arbeitsgemeinschaft für Müllforschung (IAM) 1967 in Basel; p. 698
- [2] Bundesamt für Umweltschutz: «Kommunale Abfallentsorgung in der Schweiz, Stand: 1.1.1980». Bundesamt für Umweltschutz, Form. 319.710 dfi (1981); p. 55
- [3] EAWAG/Afa: «Entwicklung in der Region KEZO». Graphik EAWAG Nr. 3-16182
- [4] Hämerli H.: «Mittlerer Jahresheizwert». Graphik EAWAG Nr. 4-16183
- [5] Tanner R.: «Die Entwicklung der Von Roll-Müllverbrennungsanlagen». Schweizerische Bauzeitung, Heft 16 (1965); p. 7+8
- [6] EAWAG (Hämerli H.): «Messresultate von Müllheizwerten». Graphik EAWAG Nr. 3-16100
- [7] EAWAG: «Methoden zur Untersuchung von Abfallstoffen». EAWAG Abt. feste Abfallstoffe, Methodensammlung (1977)
- [8] Grabner/Hirt/Petermann/Braun: «Müllschlacke: Eigenschaften-Deponieverhalten-Verwertung». Schweiz. Vereinigung für Gewässerschutz und Lufthygiene (1979); p. 11-19
- [9] Hämerli H.: «Die Leistungsprüfung von Müllfeuerungen». ISWA-Journal Nr. 26/27 (Dez. 78/Jan. 79); p. 6-8
- [10] siehe [8]; p. 6+7
- [11] siehe [8]; p. 151-184
- [12] Hämerli H.: «Die Auslegung und Prüfung von Müllfeuerungen». Interner Bericht der EAWAG, unveröffentl. (1978); p. 42
- [13] Jutzi W.: «Emissionen/Immissionen anorganischer Luftfremdstoffe bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen». ISWA-Journal Nr. 26/27 (vom Dezember 78/Januar 79)
- [14] Hämerli H.: «POLLUX-I: Versuche mit dem Kugelbettwäscher». Interner Bericht der EAWAG, unveröffentlicht (1978)
- [15] Bracker P.: «Stand der Herstellung von BRAM und Erzeugnisse der Feuerungsversuche im Zementwerk Anneliese, Paderborn». 42. Abfalltechnisches Kolloquium (26. März 1982), Universität Stuttgart
- [16] EAWAG (Braun/Brunner/Grabner/Hämerli/Obrist): «Stand des Wissens und der Technik bei der Rauchgasreinigung in Müllverbrennungsanlagen». EAWAG-Bericht Nr. 30-512 (Mai 1982)
- [17] Hämerli H.: «Probleme der Energiespeicherung bei der Müllfeuerung». Schweizer Ingenieur und Architekt 25/82 (1982); p. 557
- [18] Jansen U.: «Richtlinien über die Mindesthöhen von Kaminen». VFWL-Tagung (1978); p. 26-29
- [19] Defèche J.: «Korrosionen bei der Müllverbrennung». 4. Int. IAM-Kongress, Basel, 2.-5. Juni 1969; p. 444-465
- [20] Perl K.: «Korrosionsschäden an Dampfkesseln von Müllverbrennungsanlagen». Energie, 18. Jg., Nr. 8 (August 1968); p. 353-354
- [21] Rasch R.: «Korrosion bei der Müllverbrennung». Müll und Abfall, 1. Jg. (1969), Nr. 2 und Nr. 3
- [22] Bundesamt für Umweltschutz: «Verordnung über die Abwassereinleitungen vom 1. April 1977». Gesetz Nr. 814.225.21
- [23] Pessiridis S.: «Theoretische Untersuchung der Abkühlung von Flugascheteilchen im Rauchgassstrom einer Müllverbrennungsanlage». Müll, Abfall, Abwasser, Heft 15 (1970); p. 33-37
- [24] siehe [23], Seite 34, Gleichung Nr. 2 und folgende
- [25] siehe [23], Seite 37, Gleichung Nr. 15
- [26] Matthes Th.: «Feuerraumauskleidung mittels luftgekühlter Stahlgussplatten in der Müllverbrennungsanlage Bremen». VGB Kraftwerkstechnik, Heft 6 (Juni 1978); p. 430-435
- [27] Bosnjakovic F.: «Technische Thermodynamik». Steinkopff-Verlag Dresden, I. Teil (1972); p. 389
- [28] EAWAG (Hämerli H.): «Zerstörter Roststab infolge Überhitzung». EAWAG-Jahresbericht 1972; p. 22 Abb. 9
- [29] EAWAG (Hämerli H.): «Optimierung von Müllverbrennungsanlagen». EA-WAG-Jahresbericht 1978; p. 57 Abb. 37
- [30] Palm R.: «Trommelöfen für die Abfallverbrennung». Aufbereitungstechnik, Jg. 7, Heft 12 (1966); p. 1-8
- [31] Scholl K.: «ARA und KVA Oftringen». Anlagebeschreibung des Zweckverbandes Zofingen (1977); p. 42
- [32] siehe [16], Seite 41
- [33] Wyss F.J.: «Energie-Recycling mit Hilfe der Müllpelletsierung». Separatdruck aus Wasser-Boden-Luft-Umweltschutz Nr. 1 (1980)
- [34] Kiinstler H., Nüesch P.: «Wirtschaftliche und technische Überlegungen am Verbrennungssystem sowie an nachgeschalteten Elementen». Recycling Berlin '79 Band 1 (1979); p. 406
- [35] Nüesch P.: Persönliche Mitteilung. K+K-Ofenbau. Oktober 1982
- [36] Gumz H.: «Kurzes Handbuch der Brennstoff- und Feuerungstechnik». Springer-Verlag (1962); p. 312/313

J_h = höchstmögliche Jahresleistung
[t/Jahr]

Q_m = maximaler Ofendurchsatz [t/h]

h_t = theoretische Präsenzzeit der Schichten [h/Jahr]

Q_e = effektiver Ofendurchsatz [t/h]

h_p = effektive Betriebszeit des Ofens [h/Jahr]

In der Praxis werden häufig die effektiven Betriebsfelder ermittelt, wobei man gewöhnlich nebst dem Ist-Zustand auch den zu erwartenden Soll-Zustand be-

rechnet und ins Feuerungsnomogramm einzeichnet. Danach empfiehlt es sich, den Auslastungsgrad für die beiden Zustände nach den vorstehenden Formeln zu berechnen. Auf diese Weise erhält man eine gute Übersicht über das heutige und künftige Betriebsgeschehen sowie eine Entscheidungshilfe für eine spätere Anlageerweiterung.

Adresse des Verfassers: H. Hämerli, Ing. SIA, Mutschellenstr. 14, 8002 Zürich.