



KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

**Programmgruppe
Systemforschung und Technologische Entwicklung**

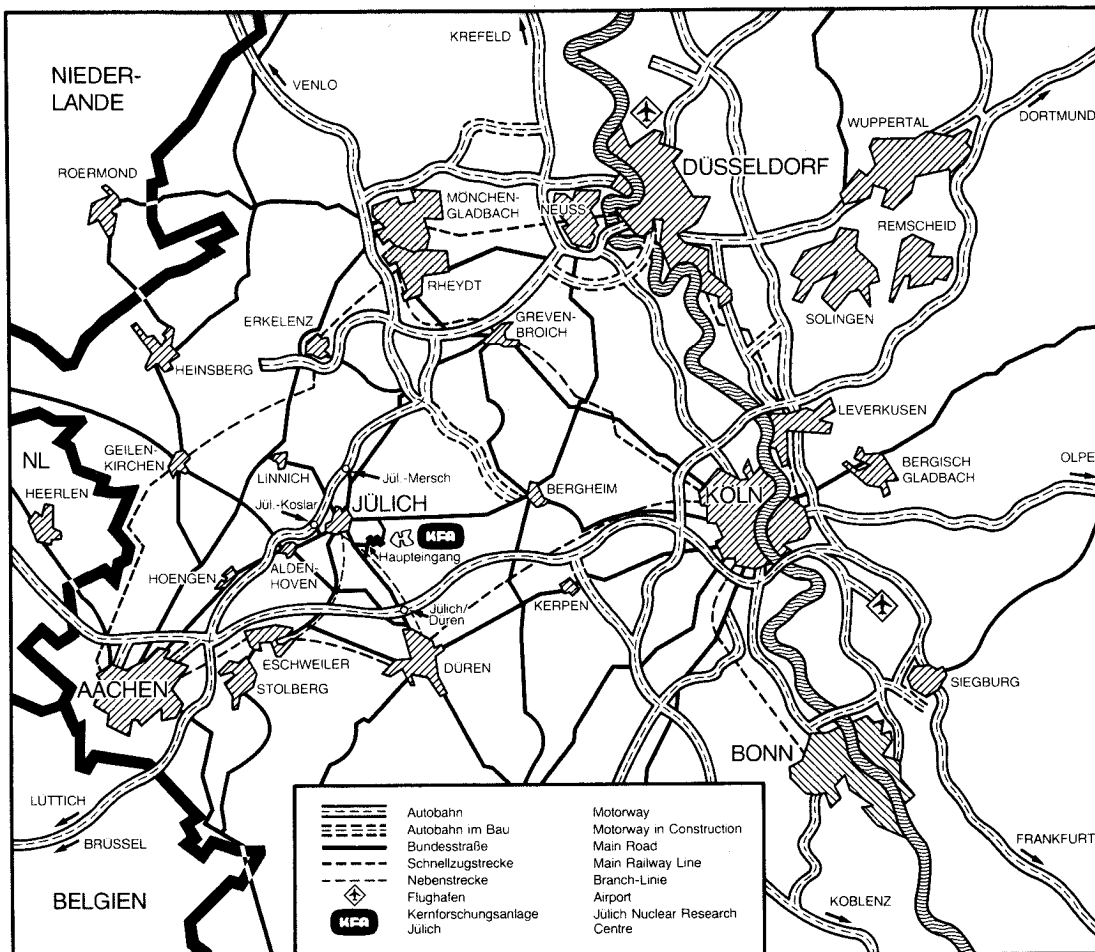
**Angewandte Systemanalyse
Nr. 54**

**Neue Entsorgungsprobleme
kohlegefeuerter Kraftwerke**

von

Andreas Hövelmann

**Jül-2172
Dezember 1987
ISSN 0366-0885**



Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 2172

Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung JÜL-2172

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)

Telefon: 024 61/610 · Telex: 833 556-0 kf d

Angewandte Systemanalyse
Nr. 54

Neue Entsorgungsprobleme kohlegefeuerter Kraftwerke

von

Andreas Hövelmann

D 82 (Diss. T. H. Aachen)

Danksagung

Für die Bereitschaft, die vorliegende Arbeit als Referent zu begleiten, danke ich Herrn Professor Dr.-Ing. K.H. Lindackers. Mein Dank gilt weiterhin Herrn Professor Dr.-Ing. K.F. Knoche für die Übernahme des Koreferats.

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als Doktorand in der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) der Kernforschungsanlage Jülich. Allen Kollegen sei an dieser Stelle herzlich für die wertvolle Unterstützung gedankt.

Besonders möchte ich mich bei Herrn Dr.-Ing. M. Walbeck für die kritische Durchsicht dieser Arbeit bedanken. Für die Mitarbeit bei der Anfertigung der Zeichnungen danke ich Herrn E. Stute.

INHALTSVERZEICHNIS

Einleitung	1
1. Kraftwerksentschwefelung	3
1.1 Minderungstechnologien	3
1.2 Rauchgasentschwefelung	5
1.2.1 Verfahrensbeschreibung	6
1.2.2 Massenströme	9
1.2.2.1 SO ₂	10
1.2.2.2 Flugstaub	12
1.2.2.3 Absorptionsmittel	13
1.2.2.4 Gips	14
1.2.2.5 Abwasser	14
1.2.2.6 Schlamm	15
1.2.2.7 Zusammenfassung	16
2. Staubabscheidung in der REA	19
2.1 Trägheitsabscheidung am Einzeltropfen	20
2.2 Das Wassertropfenspektrum	26
2.3 Sinkgeschwindigkeit der Wassertropfen	29
2.4 Verweilzeit der Wassertropfen	31
2.5 Der Fraktionsentstaubungsgrad	34
2.6 Der Gesamtentstaubungsgrad	38
2.7 Zusammenfassung	39
3. Die natürlichen Radionuklide	41
3.1 Anreicherung in der Flugasche	42
3.2 Konzentration im Absorptionsmittel	46
3.3 Aktivitätsströme in der REA	46
3.3.1 Eintrag durch Flugstaub	48
3.3.2 Eintrag durch Kalkstein	48
3.3.3 Austrag mit der Gipssuspension	49
3.4 Konzentration in den Endprodukten	59
3.4.1 Gips	61
3.4.2 Abwasser	63

3.4.3 Schlamm	66
4. Entsorgung von REA-Schlamm	73
4.1 Verwertung durch Vermischung mit Baustoffen	73
4.1.1 Gips/Schlamm	73
4.1.2 Zement/Schlamm	75
4.2 Deponierung	76
4.2.1 Mischdeponierung	76
4.2.2 Monodeponierung	78
4.2.3 Deponierung nach vorheriger Aufbereitung	79
4.3 Zusammenfassende Bewertung	80
5. Die neue radiologische Immissionssituation	83
6. Schlußbetrachtung	85
7. Anhang	87
7.1 Standard-Basisdaten	87
7.2 Formelzeichen und in Text und Rechnung benutzte Einheiten	88
7.3 Literaturverzeichnis	92

EINLEITUNG

Die Durchführung der Großfeuerungsanlagenverordnung (GFAVo) wird in den bundesdeutschen Kohlekraftwerken zu weittragenden Veränderungen führen. Hinsichtlich der vorgeschriebenen Entschwefelung haben sich die Kraftwerksbetreiber überwiegend für Rauchgas-Naßwäschen entschieden und hier zum großen Teil für Verfahren mit dem Endprodukt Gips. Die hierfür verwendeten Absorbertürme stellen aber gleichzeitig auch Entstaubungsanlagen dar, die in ähnlicher Form in anderen Bereichen der Industrie Verwendung gefunden haben.

Bei dem in die Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) eingebrachten Flugstaub handelt es sich um Feinstaub im Korngrößenbereich kleiner $10\mu\text{m}$, der im vorgeschalteten Elektrofilter nicht abgeschieden wird. An diesem Feinstaub sind in hohen Konzentrationen natürliche Radionuklide angelagert, die, aus der Kohle stammend, bei der Verbrennung freigesetzt werden. Es besteht nun die Möglichkeit, daß die Radionuklide in der REA ausgewaschen werden und sich zusammen mit den durch das Absorptionsmittel in den Prozeß eingebrachten Radionukliden entweder im Endprodukt (Gips, Dünger), im REA-Abwasser oder im Rückstandsschlamm der Kraftwerks-Abwasseraufbereitungsanlage wiederfinden.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Radioaktivität der die REA verlassenden Produkte quantitativ abzuschätzen und eine dadurch eventuell neu entstehende Entsorgungsproblematik zu diskutieren. Betrachtet wird dabei auch die sich neu einstellende radiologische Immissionssituation in der Umgebung von Kohlekraftwerken.

1. KRAFTWERKSENTSCHWEFELUNG

1.1 MINDERUNGSTECHNOLOGIEN

Die GFAVo vom 1.7.1983 /1/ beschränkt die Emission von Schwefeldioxid (SO_2) aus Kraftwerksrauchgasen. Prinzipiell stehen hierfür drei emissionsmindernde Technologien zur Verfügung:

- Brennstoffaufbereitung
- Verbrennungsbeeinflussung
- Abgasreinigung.

Unter Brennstoffaufbereitung ist die Entfernung des Schwefels, der als Pyrit (FeS_2) mit der kristallinen Kohlestruktur verwachsen ist, aus der Kohle zu verstehen. Möglichkeiten und Grenzen der Kohleentschwefelung werden in /2/ aufgeführt.

Verbrennungsbeeinflussende Verfahren sind u.a. unter dem Namen Trocken-Additiv-Verfahren (TAV) bekannt geworden. Dabei wird das gerade bei der Verbrennung entstandene SO_2 noch im Feuerraum mittels eines Absorptionsmittels eingebunden /3,4/. Bis zum Einsatz von Rauchgaswäschern findet dieses Verfahren z.B. in den Braunkohlekraftwerken der RWE Anwendung /5/.

Die wirksamste Entschwefelungsmethode ist die Abscheidung des SO_2 aus den Rauchgasen. Hierfür stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung /6/, die alle als Stand der Technik bezeichnet werden können.

Bild 1 zeigt in einer Darstellung Kenngrößen der drei Schwefelemissions-Minderungstechnologien mit dem Emissionsgrenzwert als zusätzlichem Parameter. Auf der Abszisse ist der Entschwefelungsgrad der Rauchgasreinigung, auf der Ordinate der Schwefelgehalt der Kohle aufgetragen. Die Schwefeleinbindung in die Asche (TAV) variiert zwischen 5 und 60 %.

Der aktuelle Grenzwert (GFAVo von 1983) beträgt 400 mg/m^3 . Die alleinige Anwendung des TAV ($\eta_E=0 \%$) mit einer maximalen Schwefeleinbindung von 60 % kann die Forderung nach dem Grenzwert nicht erfüllen: es wäre ein Schwefelgehalt der Kohle von 0.6 % (untere Grenze: 0.7 % /7/) erforderlich. Führt dagegen eine Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) mit einem Wirkungsgrad von 85 % und ist die natürliche Einbindung des Schwefels in die Asche 5 % /8/, so reicht ein Schwefelgehalt der Kohle von 1.5 % aus, um den Grenzwert von 400 mg/m^3 einzuhalten.

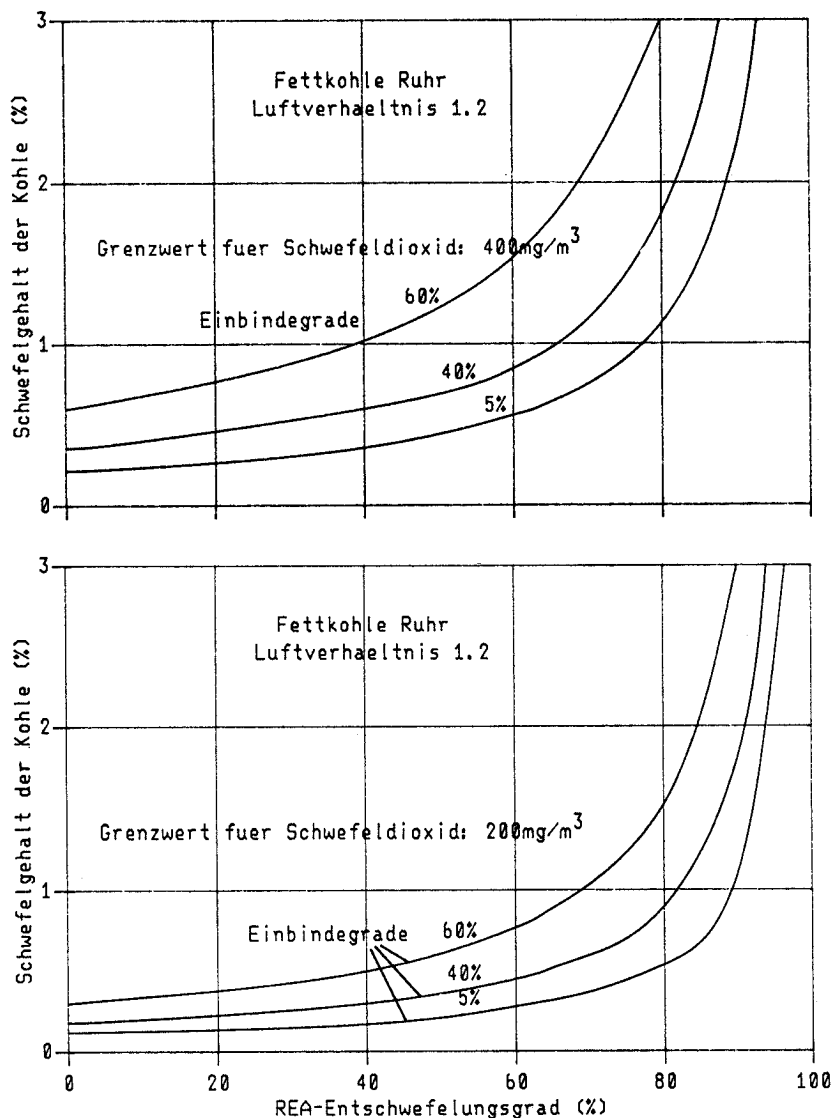


Bild 1: Verknüpfung der drei Emissionsminderungstechnologien für Schwefel (Brennstoffentschwefelung über Schwefelgehalt der Kohle; Rauchgasentschwefelung über REA-Entschwefelungsgrad; Schwefeleinbindung in die Asche über Einbindegrad). Darstellung für zwei Grenzwerte.

Wie das **Bild 2** deutlich macht, werden in Zukunft bei zunehmendem Einsatz von Vollwertkohle die Schwefelgehalte von Steinkohlen nicht über 1 % liegen. Dies bedeutet, daß nach **Bild 1** bei einer leichten Erhöhung des Entschwefelungsgrades der REA auf 89 % die Emission auf 200 mg/m^3 gesenkt werden kann.

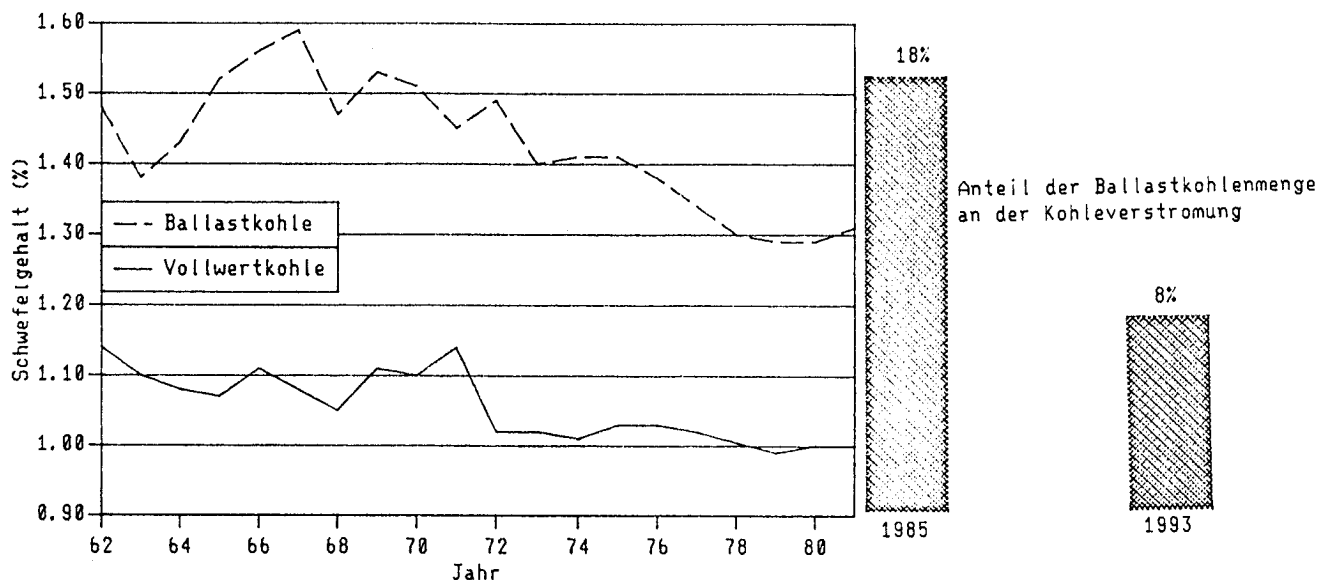


Bild 2: Geplante Entwicklung des Anteils der Ballastkohlenmenge an der Kohleverstromung (Ruhrkohle) /9/ (rechts) und Entwicklung der Schwefelgehalte im Jahresmittel von Ruhrkohle nach /7/ (links).

1.2 RAUCHGASENTSCHWEFELUNG

Bei der Rauchgasentschwefelung unterscheidet man zwischen trockenen, halbtrockenen und nassen Verfahrensweisen. 90 % der Kraftwerksbetreiber haben sich in der Bundesrepublik Deutschland für die nasse Rauchgaswäsche entschieden und hier für Verfahren, die aus dem ausgewaschenen SO_2 mittels Kalk/Kalkstein das Endprodukt Gips erzeugen /6/.

Dabei wird das Rauchgas mit einer Waschsuspension aus Wasser und einem Absorptionsmittel beaufschlagt, mit der das SO_2 eine chemische Reaktion eingeht und ausgewaschen wird. Das entstandene Kalziumsulfid wird zu Kalziumsulfat (CaSO_4) oxidiert und als Gips suspension in einer Aufbereitungsanlage anschließend zu marktfähigem Gips aufbereitet.

Anfängliche Befürchtungen, daß der in nächster Zeit in großen Mengen anfallende REA-Gips (ca. 2.5 Mio.t/a) auf dem Markt nicht mehr absetzbar sein könnte /10/, sind inzwischen weitgehend widerlegt worden. Nach Erkenntnissen von /11/ soll REA-Gips Naturgips substituieren können. Untersuchungen über neue Verwendungsmöglichkeiten sind auch in Zusammenarbeit mit der Gipsindustrie in Arbeit bzw. fertiggestellt /12,13,14,15,16,17,18,19/. Überlegungen hinsichtlich von Verwertungskonzepten unter Berücksichtigung spezifischer Probleme (Qualität, azyklischer Anfall, Transportbedarf) sind im Gange /20/.

Der REA-Gips aus den bundesdeutschen Braunkohlekraftwerken (ca. 1.4 Mio.t/a) wird keiner Wiederverwertung zugeführt. Gemeinsam mit der Braunkohleasche soll der Gips zu einem Stabilisat aufbereitet und als Verfüllmaterial im ausgedienten Tagebau verkippt werden /21,22/.

1.2.1 Verfahrensbeschreibung

Nasse Rauchgasentschwefelungsverfahren mit Gipserzeugung werden in der Bundesrepublik Deutschland hauptsächlich von den Firmen

- Saarberg-Hölter
- Thyssen-Engineering
- Knauf-Research-Cottrell
- Bischoff
- Steinmüller
- Deutsche Babcock

angeboten /6,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32/, deren Verfahren prinzipiell die gleiche Arbeitsweise haben. Als Beispiel soll hier das Verfahren von Steinmüller dienen, das in **Bild 3** dargestellt ist.

Das Herz einer jeden REA ist der Wasch- oder Absorberturm, in dem das im Rauchgas mitgeführte SO_2 in Kontakt mit der Waschsuspension gebracht wird. Absorptionsmittel sind dabei entweder Kalkstein (CaCO_3) oder Kalk (CaO) bzw. Kalkmilch (Ca(OH)_2). Die ablaufenden chemischen Reaktionen sind in

Bild 4 wiedergegeben. Demnach unterscheidet man die zwei parallel ablaufenden Vorgänge "Waschen" des SO_2 und "Aufbereiten" des Absorptionsmittel, aus denen die für die Oxidationsvorgänge benötigten Ionen Ca^{++} und HSO_3^- hervorgehen. Es entsteht Gips, der in einer Suspension gelöst vorliegt und aufbereitet werden muß.

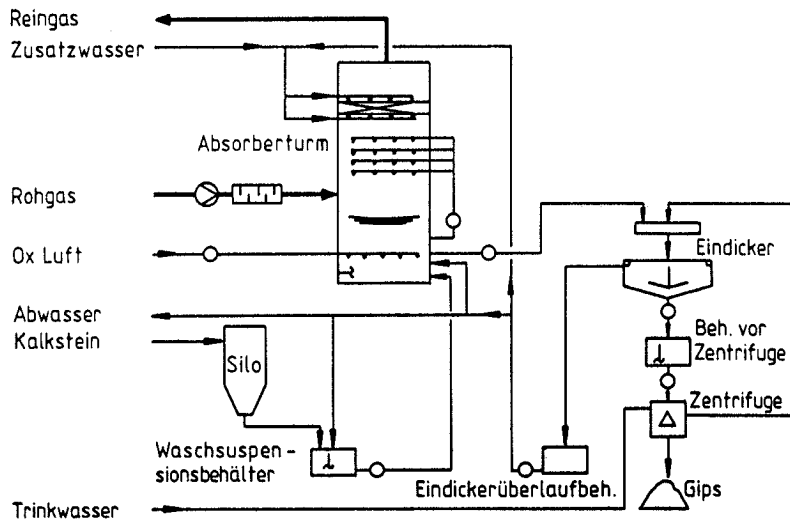


Bild 3: Rauchgasentschwefelungsverfahren nach Steinmüller /6/.

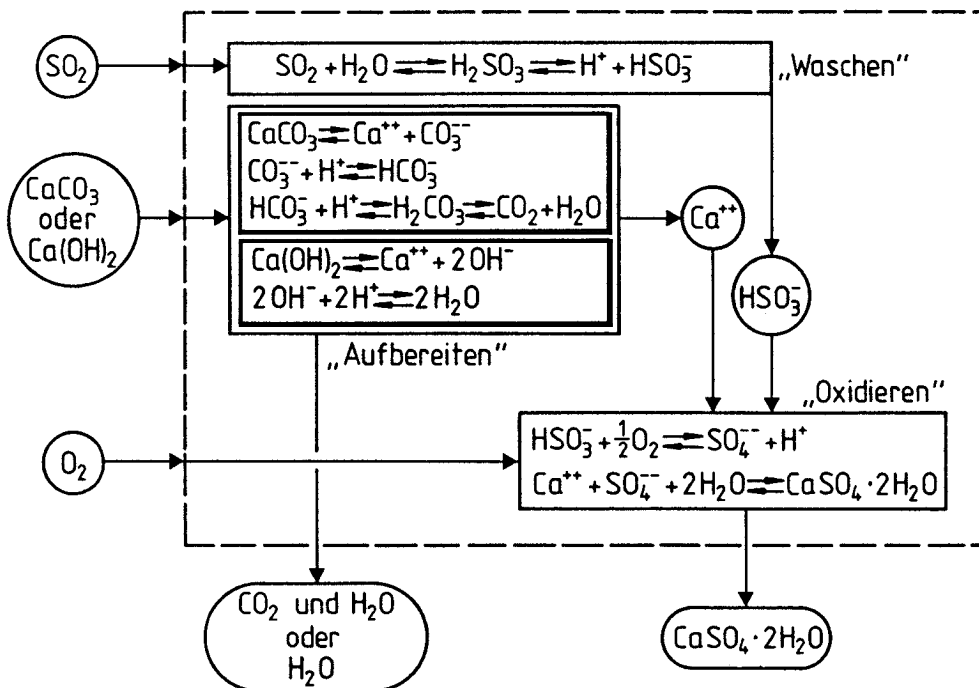


Bild 4: Reaktionsmechanismen bei der Rauchgasentschwefelung nach /6,29/.

Nachdem die Gips suspension z.B. in einem Hydrozyklon zunächst eingedickt wird, ermöglicht im nächsten Schritt z.B. eine Zentrifuge oder ein Vakuum-Bandfilter /33/ die Trocknung des nun verwertbaren Gipses auf eine Restfeuchte von 6 bis 10 % /11/ (**Bild 3**). Ein Teil des Eindickerüberlaufs wird der Chloridkonzentration wegen als Abwasser abgeführt. Dieses darf aufgrund seiner Beschaffenheit nicht unbehandelt abgeleitet werden und muß daher einer Aufbereitungsanlage (**Bild 5**) zugeführt werden, die, wie die **Tabelle 1** zeigt, demnach folgende Aufgaben hat:

- Neutralisation
- Fällung von Calciumsulfat und Calciumfluorid, d.h.
Reduzierung der Salzfracht
- Fällung von Metallen
- Abtrennung von Feststoffen (Klärung) /34/.

Da das Rauchgas insbesondere die sauren Bestandteile Chlor- und Fluorwasserstoff beinhaltet, die neben dem SO_2 mit ausgewaschen werden, können sich besonders beim Einsatz von Vorwäschern sehr niedrige pH-Werte im Abwasser einstellen. Die Neutralisation erfolgt meist mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Dabei werden je nach pH-Wert die mit dem Flugstaub und dem Absorptionsmittel eingebrachten Spuren von Schwermetallen mit ausgefällt. Die Zugabe von Flockungshilfsmitteln ermöglicht in der nächsten Behandlungsstufe eine verbesserte Sedimentation der Feststoffe, z.B. der Metallhydroxid-Flocken und der Gipskristalle. Der sich am Boden des Eindickers ansammelnde Schlamm wird einerseits als Kristallisationskeim in den Aufbereitungsprozeß zurückgeführt, andererseits in einer Kammerfilterpresse entwässert und abgeführt. Der Überlauf des Eindickers wird als Abwasser in eine Vorflut abgegeben /34,35,36,37,38,39,40/.

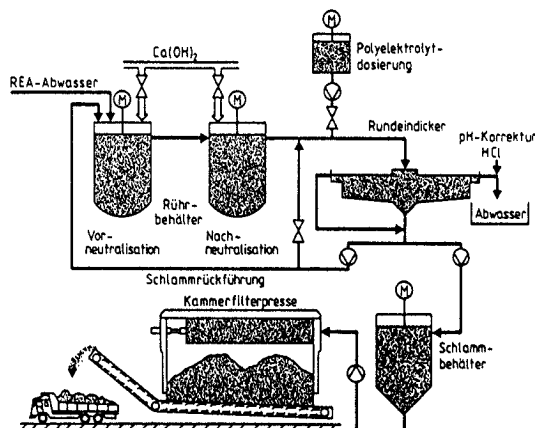


Bild 5: REA-Abwasseraufbereitungsanlage /34/.

Parameter		Grenzwerte	
Ca ²⁺	1500 - 16000		mg/l
Mg ²⁺	300 - 2000		
Na ⁺	400 - 1000		
Hg ²⁺	max. 1	0.05	
Cd ²⁺	max. 0.2	0.05	
Pb ²⁺	max. 3	0.1	
Zn ²⁺	1 - 6	1	
Cr ³⁺	max. 2	0.5	
Cu ²⁺	0.2 - 4	0.5	
Ni ²⁺	0.2 - 5	0.5	
Cl ⁻	5000 - 40000		
SO ₃ ⁻	1200 - 6000	20	
SO ₄ ²⁻	4000 - 5000	2000	
NO ₃ ⁻	500 - 1000		
F ⁻	100 - 300	30	
SiO ₂	150 - 300		
CSB	40 - 500	80	
Feststoffe	15 - 35	0.3/0.5	
pH	1 - 5	8.5/10	-

Tabelle 1: Bandbreite der Zusammensetzung von REA-Abwasser, eine Zusammenstellung aus /36,40,41/, sowie einige diskutierte Grenzwerte für eine Mindestanforderung nach § 7a Wasserhaushaltsgesetz (WHG) /42/.

1.2.2 Massenströme

Die Systemgrenze um eine REA wird wie in **Bild 6** bildlich dargestellt so gezogen, daß folgende In- und Output-Größen relevant sind:

- Input:
- Rauchgas, beinhaltend SO₂ und Staub
 - Absorptionsmittel
- Output:
- Rauchgas, beinhaltend die Reste von SO₂ und Staub
 - Gips
 - Abwasser
 - Schlamm.

Andere Massenströme wie z.B. zuzuführendes Frischwasser werden in diesem Zusammenhang vernachlässigt.

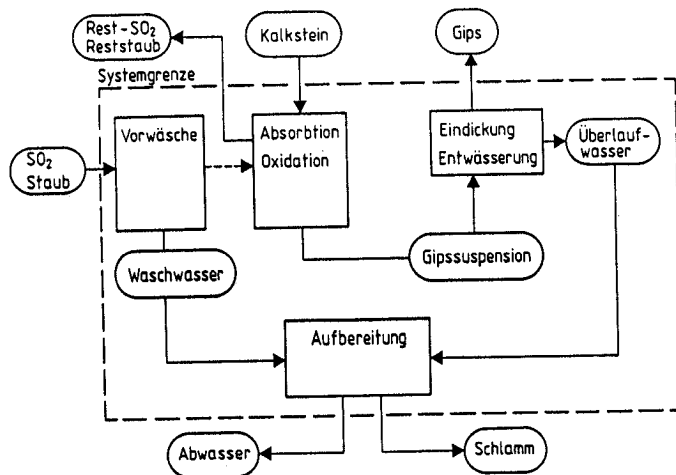


Bild 6: Systemgrenze einer REA.

1.2.2.1 SO_2

Der zu verbrennende Brennstoff Kohle enthält Schwefel mit dem Massenanteil x_S . Der in den Verbrennungskessel eingebrachte Schwefelmassenstrom $\dot{m}_S$ ist dann:

$$\dot{m}_S = x_S \cdot \dot{m}_B$$

$\dot{m}_B$ ist der Brennstoffmassenstrom. Der Schwefel verbrennt zu Schwefeldioxid (SO_2) mit dem stöchiometrischen Faktor 2. Unter Einbeziehung der natürlichen Einbindung des Schwefels in die Kesselasche x_E verläßt folgender SO_2 -Massenstrom den Kessel und gelangt in die REA:

$$\dot{m}_{SO_2} = 2(1-x_E)x_S \cdot \dot{m}_B \quad (Gl. 1.1).$$

Schreibt man für den Rauchgas-Volumenstrom

$$\begin{aligned} \dot{V}_{RG} &= \dot{m}_{RG} / \rho_{RG} \\ \text{oder} \\ \dot{V}_{RG} &= \dot{m}_B (1 + \lambda \cdot L_{St}) / \rho_{RG} \end{aligned}$$

mit λ : Verbrennungs-Luftverhältnis, L_{St} : stöchiometrischer Luftbedarf, ρ_{RG} : Rauchgas-Dichte und bezieht (Gl. 1.1) auf diesen, so ist die spezifische Emission an Schwefeldioxid:

$$E_{SO_2} = 2(1-x_E)x_S \cdot \rho_{RG} / (1+\lambda \cdot L_{St}).$$

Die SO_2 -Emission ist also im wesentlichen bestimmt durch die vorherrschenden Verbrennungsbedingungen (λ , L_{St} , auch x_E) sowie insbesondere durch den Schwefelgehalt des Brennstoffs. Für Fettkohle von der Ruhr und die für diese Zusammenhänge benutzten Standard-Basisdaten (siehe Anhang) gilt z.B.:

x_S (%)	E_{SO_2} (mg/m ³) (i.N.tr.*)
0.8	1400
1.0	1750
1.2	2100

*: im Normzustand trocken

Der Grenzwert der GFAVo /1/ für Kohlefeuerungen liegt bei 400 mg/m³ (i.N.tr.), so daß eine Entschwefelung des Rauchgases in der REA mit einem Wirkungsgrad η_E (nach GFAVo mindestens 85 %) vonnöten ist. So wird aufbauend auf (Gl. 1.1) folgender SO_2 -Massenstrom abgeschieden:

$$\dot{m}_{SO_2,ab} = 2(1-x_E)x_S \eta_E \dot{m}_B.$$

Schreibt man $\dot{m}_B = P_{th}/H_u$ bzw. $P_{el}/(H_u \eta_K)$ mit P_{th} : thermische Kraftwerksleistung, P_{el} : elektrische Kraftwerksleistung, η_K : Kraftwerks-Wirkungsgrad, H_u : Heizwert des Brennstoffs, so erhält man eine Abhängigkeit von der Kraftwerksgröße:

$$\dot{m}_{SO_2,ab} = 2(1-x_E)x_S \eta_E \cdot P_{el} / (\eta_K \cdot H_u) \quad (Gl. 1.2).$$

Nach $\dot{m}_{SO_2,E} = \dot{m}_{SO_2} - \dot{m}_{SO_2,ab}$ kann man nun auch die SO_2 -Restemission eines Kraftwerks berechnen.

1.2.2.2 Flugstaub

Das Unverbrennbare in der Kohle, die Asche, fällt nach der Verbrennung als Kessel- oder Flugasche (Flugstaub) an. Der Flugascheanteil ist, wie die **Tabelle 2** zeigt, von der Feuerungsart abhängig.

Verhältnis Kesselasche Flugasche		
	A_{KA}/A_{FA}	
Schmelzfeuerung	86	14
Trockenfeuerung	12	88
Rostfeuerung	22	78

Tabelle 2: Aufteilung der Ascheanteile nach Feuerungsart, nach /43/.

Wenn x_A der Aschegehalt der Kohle ist, so kann für die Flugasche-Emission E_{FA} geschrieben werden:

$$E_{FA} = A_{FA} \cdot x_A \cdot \rho_{RG} / (1 + \lambda \cdot L_{St}) \quad (\text{Gl. 1.3}).$$

Die Staubemission ist nach GFAVo auf 50 mg/m^3 begrenzt, so daß die Flugasche aus dem Rauchgas abgeschieden werden muß. Die **Tabelle 3**, in der für die einzelnen Feuerungsarten die Staub-Rohgasbeladungen (errechnet mit Gl. 1.3 und den Basisdaten nach Anhang) und die für die Einhaltung des Grenzwertes notwendigen Staubabscheidewirkungsgrade dargestellt sind, zeigt, welche hohen Anforderungen an die Staubabscheidung gestellt werden. Diese können z.B. mit Elektrofilteranlagen erfüllt werden. Der nicht abgeschiedene Flugstaub, also die Restemission von 50 mg/m^3 , gelangt als Input in das betrachtete REA-System.

Ist η_{St} der Staubabscheidewirkungsgrad, so kann der in die REA eintretende Flugaschemassenstrom mit

$$\dot{m}_{FA} = x_A A_{FA} (1 - \eta_{St}) \cdot P_{el} / (H_u \cdot \eta_K)$$

beschrieben werden.

	$E_{FA} \text{ (mg/m}^3\text{)}$	notwendiger Staubabscheidewirkungsgrad (%)
Schmelzfeuerung	1870	97.3
Trockenfeuerung	11765	99.6
Rostfeuerung	10430	99.5

Tabelle 3: Staubbeladungen im Rohgas und notwendige Staubabscheidewirkungsgrade.

1.2.2.3 Absorptionsmittel

In der REA wird das SO_2 absorbiert. Die dazu eingesetzten Absorptionsmittel sind entweder gemahlener Kalkstein ($CaCO_3$) oder Kalkmilch ($Ca(OH)_2$), die durch Löschen von Kalk (CaO) hergestellt wird. In **Tabelle 4** ist zu sehen, welche spezifischen Mengen die REA-Anbieter für ihre Verfahren einsetzen.

	x_{CaCO_3} (t/t $_{SO_2}$)	x_{CaO} (t/t $_{SO_2}$)	$x_{Ca(OH)_2}$ (t/t $_{SO_2}$)
Bischoff	1.63	0.89	1.175*
Babcock	1.6	0.875	1.155*
Steinmüller		0.93	1.228*
Thyssen	1.575	0.875	1.157
Mittelwert	1.60	0.89	1.179

Tabelle 4: Spezifische Absorptionsmittelmengen /6/, *: gerechnet.

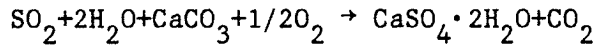
Somit kann mit den mittleren Werten und der Gleichung

$$\dot{m}_{CaCO_3, CaO, Ca(OH)_2} = x_{CaCO_3, CaO, Ca(OH)_2} \cdot \dot{m}_{SO_2}$$

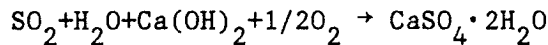
unter Berücksichtigung der (Gl. 1.1) der Absorptionsmittelbedarf berechnet werden.

1.2.2.4 Gips

Basierend auf der Summenformel



bzw.



läßt sich für die Produktion von Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) aus SO_2 der stöchiometrische Faktor $\dot{m}_{\text{Gips}}/\dot{m}_{\text{SO}_2, \text{ab}} = 2.7$ ableiten. Damit ist die aus der abgetrennten SO_2 -Masse (Gl. 1.2) produzierte Gipsmenge

$$\dot{m}_{\text{Gips}} = 5.4(1-x_E) x_S \eta_E P_{\text{el}} / (H_u \cdot \eta_K).$$

1.2.2.5 Abwasser

Die aus einer REA auszuschleusende Abwassermenge ist unmittelbar abhängig vom Chloridgehalt der Wasch- bzw. Gipssuspension. Die Chloride, aus der Kohle stammend, gelangen gasförmig mit dem Rauchgas in die REA und werden nach Kontakt mit der Waschsuspension als wasserlösliches Calciumchlorid mit abgeschieden. Durch die Wasserverluste im Absorberturm (Rauchgassättigung) und die Kreislaufführung des Waschwassers werden die Chloride stark aufkonzentriert. Diese Chloridkonzentration hat nun in zweierlei Hinsicht ihre Grenzen:

- 1.) Der aus der Waschsuspension aufzubereitende Gips darf, soll er marktfähig sein, nur eine bestimmte Menge an Chloriden enthalten (je nach Gipsabnehmer unterschiedlich, z.B. /11/: max. 120 mg/kg). Die Gipswaschung, bei der dem Gips auch die Chloride entzogen werden, kann aber nur bis zu einem bestimmten Grad erfolgen: bei einer Chloridkonzentration in der Wasch- bzw. Gipssuspension von 10'000 mg/l kann sie schon ihre verfahrenstechnische Grenze erreichen /35/.

- 2.) Ein zu hoher Calciumchlorid-Gehalt im Waschwasser vermindert die Löslichkeit von Kalkstein bis zur Unterbindung der SO_2 -Rückhaltung /31/.

Ein Teil der Waschsuspension wird daher als Abwasser abgeführt, um die je nach Verfahren unterschiedlichen maximal möglichen Chloridkonzentrationen nicht zu überschreiten.

Der in das System eingebrachte Chloridmassenstrom entstammt dem Brennstoff mit dem Chloridgehalt x_{Cl} :

$$\dot{m}_{\text{Cl}} = x_{\text{Cl}} \cdot \dot{m}_{\text{B}}.$$

Unterstellt man vollständige Auswaschung der Chloride, so erhält man die Chloridkonzentration in der als Abwasser abgeführten Waschsuspension nach

$$x_{\text{Cl,Abw}}^* = \dot{m}_{\text{Cl}} / \dot{V}_{\text{Abw}}.$$

Daraus folgt mit $\dot{m}_{\text{B}} = P_{\text{el}} / (H_{\text{u}} \cdot \eta_{\text{K}})$ der Abwasservolumenstrom $\dot{V}_{\text{Abw}}$ in Abhängigkeit von x_{Cl} und $x_{\text{Cl,Abw}}^*$:

$$\dot{V}_{\text{Abw}} = (x_{\text{Cl}} / x_{\text{Cl,Abw}}^*) \cdot P_{\text{el}} / (H_{\text{u}} \cdot \eta_{\text{K}}).$$

1.2.2.6 Schlamm

In der REA-Abwasseraufbereitungsanlage fällt unterhalb des Eindickers zunächst Dünnschlamm an, der in einer chargenweise arbeitenden Kammerfilterpresse auf Stichfestigkeit entwässert wird. Die dabei erzielbaren Restfeuchten erstrecken sich zwischen 25 und 75 % /34,37,39,40,41,44/, der Gipsgehalt der Trockensubstanz ist mit 75 bis 85 % /34,39/ relativ hoch. Die anfallenden Mengen von Schlamm sind nur sehr schwierig einheitlich zu erfassen, da viele von Kraftwerk zu Kraftwerk verschiedene Randbedingungen Einfluß auf die Schlammmenge nehmen. In der **Tabelle 5** sind verfügbare Werte aus der Literatur sowie rechnerisch ergänzte Daten dargestellt.

Der in diesem Zusammenhang definierte Schlammfaktor F_{Schl} , der die Abhängigkeit der Schlammmasse vom Volumen des Abwassers angibt, zeigt zwar eine Größenordnung, läßt aber auch die mögliche Bandbreite dieser Kenngröße deutlich werden.

elektrische Kraftwerks- leistung (MW)	Schlamm- anfall (kg/h)	Abwasser- menge (m ³ /h)	Schlamm- faktor (kg/m ³)	Literatur
740	208	36	5.8	/34/
750	417	67.5	6.2	/40/
750	500	33.75*	14.8	/45/
700	120	5 - 40		
		31.5*	3.8	/44/
765	240	43.4*	6.9	/46/
450	115	17	6.8	/47/
		allgemein:	7 - 10	/41/
		Mittelwert:	7.7	

Tabelle 5: Schlamm- und Abwassermengen nach Daten aus der Literatur und daraus folgende Schlammfaktoren. *: gerechnet.

Der Anfall von Schlamm berechnet sich nach der Gleichung

$$\dot{m}_{\text{Schl}} = F_{\text{Schl}} \dot{V}_{\text{Abw}}$$

1.2.2.7 Zusammenfassung

Anhand der in den vorigen Kapiteln vorgestellten Gleichungen können die ein- und austretenden Massenströme einer REA abhängig von der Kraftwerksleistung berechnet werden. Zwischen den Massenströmen und der Kraftwerksleistung besteht ein einfacher linearer Zusammenhang, so daß an dieser Stelle nur exemplarisch auf einen 750 MW_{el}-Steinkohleblock eingegangen wird. Dessen spezifische Daten sind aus dem Anhang zu entnehmen. Wichtige Parameter, die die REA unmittelbar betreffen, werden im folgenden kurz erläutert.

Wie in Abschnitt 1.1 schon kurz erwähnt wurde, ist man bestrebt, schwefelarme Kohle einzusetzen. Da diesbezüglich Verfahrensverbesserungen in der Kohleaufbereitung angestrengt wurden /2,9/, kann mit einem Schwefelgehalt der Kohle von 1 % gerechnet werden. Für die Einhaltung des SO_2 -Grenzwertes nach GFAVo ist dann der Mindest-Entschwefelungsgrad einer REA von 85 % ausreichend. Für den Aschegehalt der Steinkohle wird der bundesdeutsche Mittelwert von 14.5 % nach /43/ angenommen. Bezüglich des Chloridgehaltes der Kohle wird mit einem Wert von 0.15 % gerechnet, der zukünftig allerdings etwas höher liegen kann /35/. Die Chloridkonzentration in der Waschsuspension wird aufgrund der noch nicht möglichen einwandfreien Handhabung der Verfahrenstechnik für höhere Konzentrationen /35/ auf 10'000 mg/l festgelegt. Für den Schlammfaktor soll der aus Literaturwerten entstandene Mittelwert von 7.7 kg/m^3 gelten.

Mit diesen Werten ergibt sich **Bild 7**, in dem die ein- und austretenden Massenströme dargestellt sind. Wie zu sehen ist, entweichen trotz Rauchgasentschwefelung stündlich noch 670 kg SO_2 in die Atmosphäre, 3.63 t stehen dagegen zur „Gipsproduktion“ zur Verfügung. Hierfür werden je nach REA-Verfahrensweise entweder 6.84 t/h CaCO_3 oder $5.04 \text{ t/h Ca(OH)}_2$ bereitgestellt. Daraus entstehen zusammen 9.81 t Gips in der Stunde.

Beachtlich ist, daß trotz Einsatz hochwirksamer Staubabscheider immerhin noch 120 kg/h Flugstaub in die REA gelangen. Den Verbleib dieses Flugstaubes wird das folgende Kapitel dieser Arbeit zum Thema haben.

Das Abwasser stellt mit 33.75 t/h bzw. m^3/h den mengenmäßig größten Strom in der REA dar, wogegen der Schlamm im Stundenmittel nur in geringen Mengen anfällt.

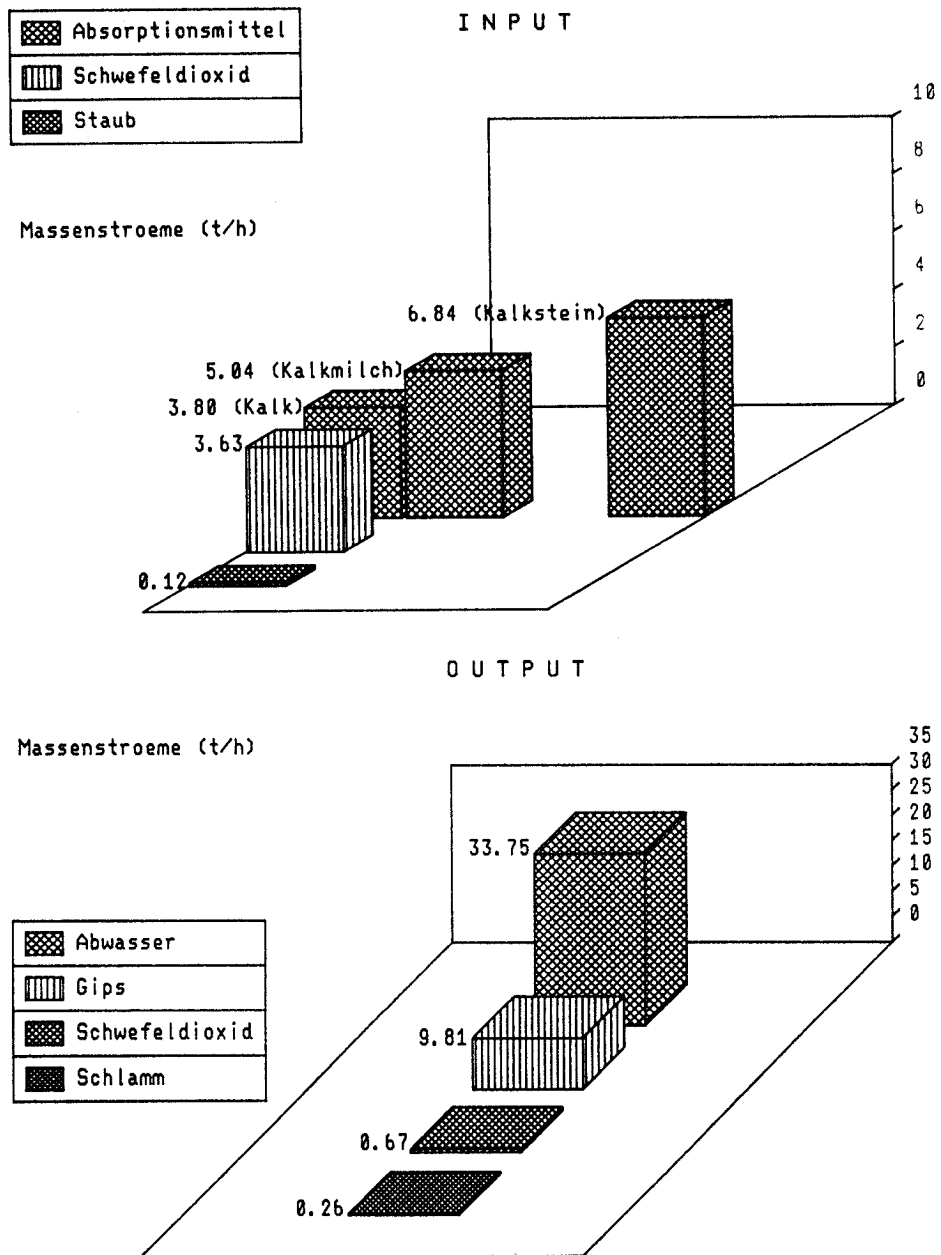


Bild 7: Gerechnete In- und Outputströme der REA eines 750 MW-Steinkohlekraftwerks, alle Angaben in t/h.

2. STAUBABSCHEIDUNG IN DER REA

Wie bereits in Kap.1.2.2.7 ausgeführt wurde, gelangen nicht unbeträchtliche Mengen von Flugstaub in die Rauchgasentschwefelungsanlage. Bei diesem Flugstaub handelt es sich um Feinstaub im Korngrößenbereich $10\mu\text{m}$ und kleiner, der in den Elektrofiltern nicht oder nur unzureichend abgeschieden wird.

Der Waschturm einer REA nun ist den zur Entstaubung von Ab- und Rauchgasen aus anderen industriellen Bereichen eingesetzten Naßentstauber-Waschtürmen äußerlich und vom Verfahrensprinzip her sehr ähnlich. Auch bei der Rauchgasentschwefelung wird ein Gas mit einer Flüssigkeit beaufschlagt, allerdings primär zum Zwecke der SO_2 -Absorption. Bei der Naßentstaubung sollen die Flüssigkeitstropfen dagegen Staubkörnchen mitreißen und damit aus dem Gas entfernen. Die Naßentstauber-Waschtürme zählen allerdings im Vergleich zu anderen Naßentstauber-Bauarten zu den schlechten Entstaubern (Tabelle 6). Für vergleichende Betrachtungen werden hier der Gesamtentstaubungsgrad (entspricht dem Wirkungsgrad) und das sogenannte Grenzkorn herangezogen. Dieses ist das Staubkorn mit demjenigen Durchmesser, bei dem eine 50 %-ige Abscheidung vorliegt. Je kleiner das Grenzkorn eines Wäschers ist, desto wirksamer arbeitet er.

Wäschertyp	Gesamtentstaubungs- grad (%)	Grenzkorn (μm)
Waschturm	42.0	1.17
Strahlwäscher einst.	59.4	0.95
Wirbelwäscher	67.1	0.82
Rotationszerstäuber, einst.	80.1	0.40
Rotationszerstäuber, zweist.	89.9	0.17
Venturiwäscher	95.6	0.05

Tabelle 6: Ergebnis einer vergleichenden Untersuchung zwischen Naßentstaubern /48/.

Jedoch müssen sich REA-Absorbertürme und Naßentstauber-Waschtürme von den Betriebsbedingungen her voneinander unterscheiden, da /49/ vermutet,

daß durch den Einsatz von REA die Flugascheemission von Kohlekraftwerken verringert wird. Neben /35,50/ spricht auch /29/ den REA eine gewisse Entstaubungsleistung zu: hier wird z.B. die Meinung vertreten, daß die Verringerung der Staubemission durch die Anwendung der Rauchgasentschwefelung in derselben Größenordnung liegen wird wie durch die Einführung weiterentwickelter Staubabscheider (Elektrofilter) in den Jahren 1966 bis 1982 (Bild 8). Zusätzlich ergaben Messungen von /41/ an einer REA Entstaubungsgrade um 90 %.

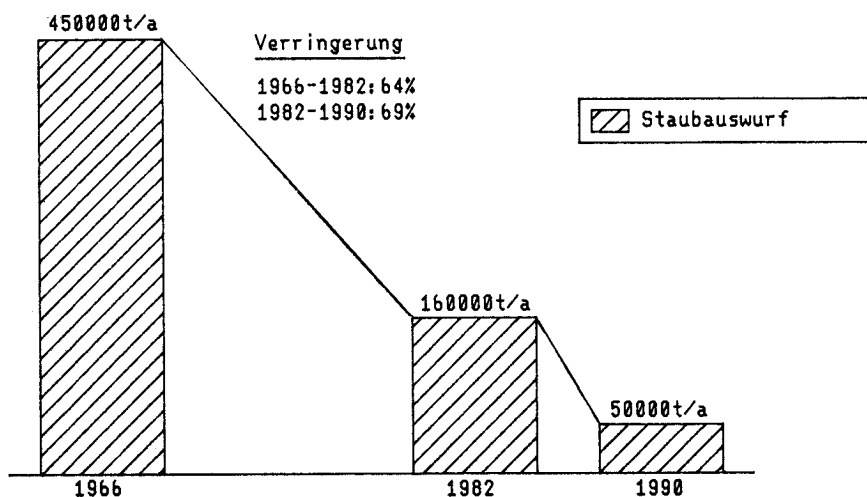


Bild 8: Vermutete Entwicklung der Staubemission von Kohlekraftwerken nach /29/.

Im folgenden wird der Entstaubungsgrad eines Rauchgasentschwefelungs-Waschturms theoretisch untersucht. Dabei wird das Modell der Trägheitsabscheidung unter Verwendung charakteristischer Daten aus der Rauchgasentschwefelungs-Praxis benutzt.

2.1 TRÄGHEITSABSCHEIDUNG AM EINZELTROPFEN

Von einem einzelnen Wassertropfen ausgehend, entwickelte /51/ erstmalig eine Theorie über die Staub-Naßabscheidung. Dabei handelt es sich um eine sog. Stoßabscheidung /52,53/, die für Partikel größer $0.5 \mu\text{m}$ überwiegend durch Trägheitseffekte bedingt ist. Andere Abscheideeffekte sind z.B. Diffusion, elektrische Kräfte, Kondensation /54/.

Ausgangspunkt der Betrachtungen ist ein einzelner Wassertropfen, der sich relativ zur Strömung eines Fluids (hier: Rauchgas) bewegt. Folgende idealisierende Bedingungen müssen beachtet werden:

- Der Wassertropfen hat Kugelform.
- Die Staubteilchen sind gleichmäßig im Rauchgas verteilt.

Zudem wird unterstellt, daß die Tropfen sich nicht gegenseitig beeinflussen. Real ist sicherlich eine gewisse gegenseitige Beeinflussung anzunehmen, die aber im wesentlichen nur zu einer längeren Verweilzeit führen würde. Diese Verweilzeit kann später (s. Kap. 2.4) ohnehin nur grob festgelegt werden.

Das Rauchgas umströmt den Tropfen, wie es in **Bild 9** anhand der Stromlinien dargestellt ist. Die Staubteilchen bewegen sich zunächst auf diesen Stromlinien, d.h. sie folgen der Strömung mit deren Geschwindigkeit. Nähern sie sich dem Tropfen, so können ausreichend mit Masse behaftete Staubteilchen aufgrund ihrer Trägheit die Stromlinien verlassen. Treffen sie dabei auf den Tropfen auf, so bleiben sie an ihm haften und gelten als abgeschieden. Nun kann man eine sog. Grenzstaubbahn definieren, auf der ein Teilchen von der ursprünglichen Stromlinie abgelenkt wird und gerade noch auf den Tropfen auftrifft. Dann gelten alle Partikel auf der Fläche innerhalb der Grenzstaubbahn als abgeschieden.

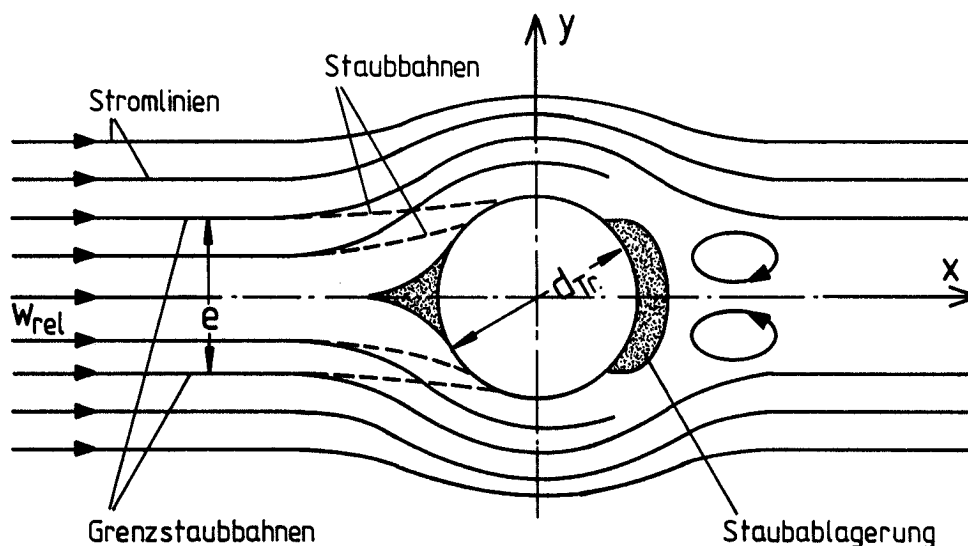


Bild 9: Staubabscheidung am Einzeltropfen.

Das Verhältnis der Fläche, die die Grenzstaubbahn einschließt, zu der projizierten Tropfenfläche, die der Strömung entgegengestellt wird, ist der Entstaubungsgrad am Einzeltropfen:

$$\eta_{Tr} = (e/R)^2 \quad (Gl. 2.1).$$

Die Betrachtungen beziehen sich auf die vorderseitige Tropfenabscheidung. Aufgrund abgelöster Wirbel auf der Rückseite des Tropfens können aber noch wenige Prozent feiner Teilchen abgeschieden werden /55/.

Zur Ermittlung von e müssen die Staubteilchenbahnen bekannt sein. Zu ihrer Berechnung wird am Staubteilchen ein Kräftegleichgewicht aufgestellt, wobei der Einfluß von Schwerkraft und Auftrieb im allgemeinen vernachlässigt wird /54/. Somit gilt das Gleichgewicht zwischen Trägheit und Strömungswiderstand :

$$m_T \cdot d\vec{w}/dt = c_W A_T \cdot \rho_{RG} / 2 \cdot (\vec{W} - \vec{w}) \cdot |\vec{W} - \vec{w}| \quad (Gl. 2.2)$$

(m_T : Teilchenmasse; A_T : Teilchenfläche, die der Strömung entgegengestellt wird; c_W : Widerstandsbeiwert; ρ_{RG} : Rauchgasdichte; W : absolute Rauchgas- (Strömungs)geschwindigkeit ; w : absolute Staubteilchengeschwindigkeit).

Führt man in (Gl. 2.2) die Dimensionslosigkeit ein, so erhält man eine Abhängigkeit vom Trägheits- oder Stokesparameter Stk und der Reynoldszahl Re_T :

$$d\vec{w}'/dt' = 3/4 \cdot c_W / d_{Tr} \cdot Re_T / Stk \cdot (\vec{W}' - \vec{w}') \cdot |\vec{W}' - \vec{w}'| \quad (Gl. 2.3)$$

$$\text{mit } Re_T = d_T v_{rel} \rho_{RG} / \eta_{RG}$$

$$\text{und } Stk = d_T^2 v_{rel} \rho_T / (\eta_{RG} \cdot d_{Tr})$$

(d_T : Staubteilchendurchmesser; d_{Tr} : Tropfendurchmesser; v_{rel} : Anfangs-Relativgeschwindigkeit des Tropfens gegenüber dem Rauchgas bzw. dem Staubteilchen; ρ_T : Teilchendichte; η_{RG} : Rauchgasviskosität).

Der Widerstandsbeiwert c_W ist abhängig von Re_T . Die Anwendung des Stokesschen Gesetzes $c_W = 24/Re_T$ (z.B. /56/) ist aber nur für $0 \leq Re_T \leq 1$ anwendbar, so daß folgendes von /57/ gefundene Gesetz verwendet wird:

$$c_W = 24/Re_T + 5.48/Re_T^{0.573} + 0.36 \quad \text{für } 0 \leq Re_T \leq 80.$$

Bezieht man in (Gl. 2.3) die dimensionslosen Ortskoordinaten x', y' ein, so ergeben sich für den Weg der Staubteilchen folgende Differentialgleichungen :

$$d^2 x' / dt'^2 = 3/4 c_W / d_{Tr} Re_T / Stk \cdot (U' - dx' / dt') \cdot |U' - dx' / dt'| \quad (Gl. 2.4)$$

$$d^2 y' / dt'^2 = 3/4 c_W / d_{Tr} Re_T / Stk \cdot (V' - dy' / dt') \cdot |V' - dy' / dt'| \quad (Gl. 2.5)$$

(U', V' : dimensionslose Geschwindigkeitskomponenten der Strömung).

Die Berechnung der (Gl. 2.4) und (Gl. 2.5) macht die Kenntnis des Geschwindigkeitsfeldes der Strömung um den Tropfen notwendig. Eine Kenngröße für diese Strömung ist die Reynoldszahl Re_{Tr} für den Tropfen:

$$Re_{Tr} = d_{Tr} v_{rel} \rho_{RG} / \eta_{RG} \quad (Gl. 2.6),$$

die im Bereich $10 \leq Re_{Tr} \leq 7000$ zu erwarten ist. Wenn definitionsgemäß bei $Re_{Tr} > 100$ Potentialströmung vorliegen soll /10,58/, ergibt sich **Bild 10**. Dort sind in Abhängigkeit von Tropfengröße und Relativgeschwindigkeit zwischen Tropfen und Strömung die möglichen Strömungszustände bildlich dargestellt. Als zusätzliche Grenzbedingung gilt, wie noch gezeigt werden wird, daß für bestimmte Tropfen nur bestimmte Geschwindigkeiten möglich sind. Es ist ersichtlich, daß für Wassertropfen mit Durchmessern größer 530 μm nur und für kleinere Tropfen überwiegend Potentialströmung vorliegt.

Für Potentialströmung können nach /59/ die dimensionslosen Geschwindigkeitskomponenten der Strömung mit folgenden Gleichungen berechnet werden:

$$U' = 1 - R^2 (x^2 - y^2) / (x^2 + y^2)^2 \quad (Gl. 2.7)$$

$$V' = -2R^2 x \cdot y / (x^2 + y^2)^2 \quad (Gl. 2.8).$$

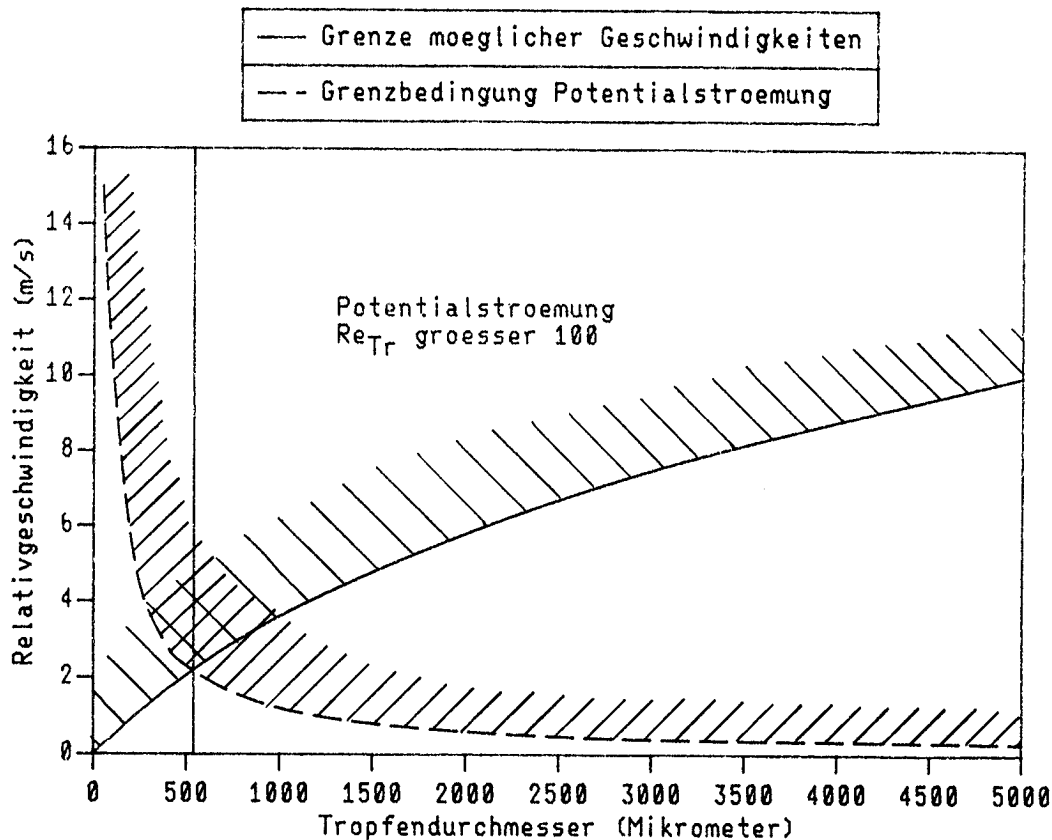


Bild 10: Strömungszustände von Wassertropfen im REA-Waschturm.

Mit (Gl. 2.7) und (Gl. 2.8) werden nun die Grenzstaubbahnen aus (Gl. 2.4) und (Gl. 2.5) in einem aufwendigen Rechenverfahren ermittelt /60/. Die vorgenannten Gleichungen stellen ein Anfangswertproblem eines Systems vierter Ordnung dar, das in geschlossener Form nicht lösbar ist. Die Berechnung muß daher numerisch erfolgen. Zunächst wird hierfür das System in ein äquivalentes Gleichungssystem erster Ordnung transformiert. Die Lösung der neuen Differentialgleichung wird mit dem Burlisch-Stoer'schen Extrapolationsverfahren vorgenommen. Die Berechnung der Grenzstaubbahnen erfolgt nun solange durch Lösen der Differentialgleichung, bis das betrachtete Staubteilchen entweder auf den Tropfen auftrifft oder an ihm vorbeigeflogen ist. Die für die Rechnungen verwendeten Daten sind dem Anhang zu entnehmen.

In Bild 11 sind einige Grenzstaubbahnen für die Randbedingungen $Re_{Tr}=1000$ und $d_{Tr}=1000 \mu m$ dargestellt. Wenn die Auftreffbedingung $x^2+y^2=R+d_{Tr}/2$ (x, y : Ortskoordinaten der Staubteilchen) gerade noch erfüllt ist, fliegen alle Staubteilchen, die sich oberhalb ihrer jetzt festgelegten Grenzstaubbahn bewegen, am hier von links angeströmten Tropfen vorbei. Der

Ausgangspunkt einer Grenzstaubbahn, die y-Koordinate in der ungestörten Strömung, ist die Größe e , die für die (Gl. 2.1) benötigt wurde. Nun ist

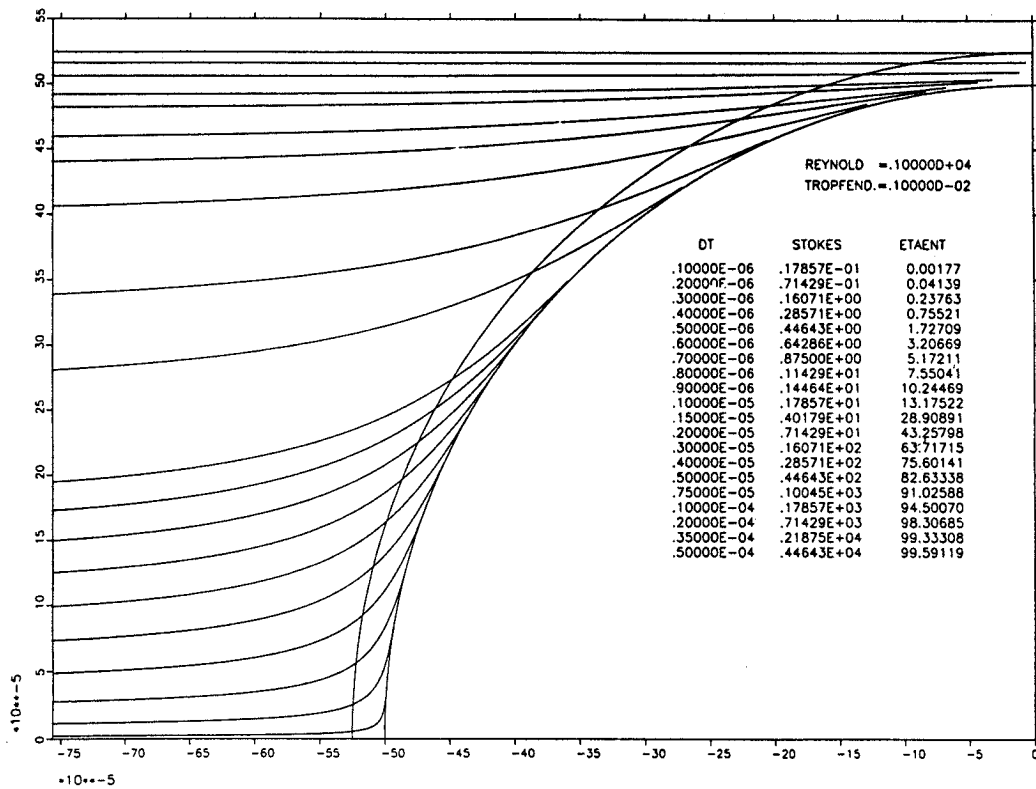


Bild 11: Grenzstaubbahnen.

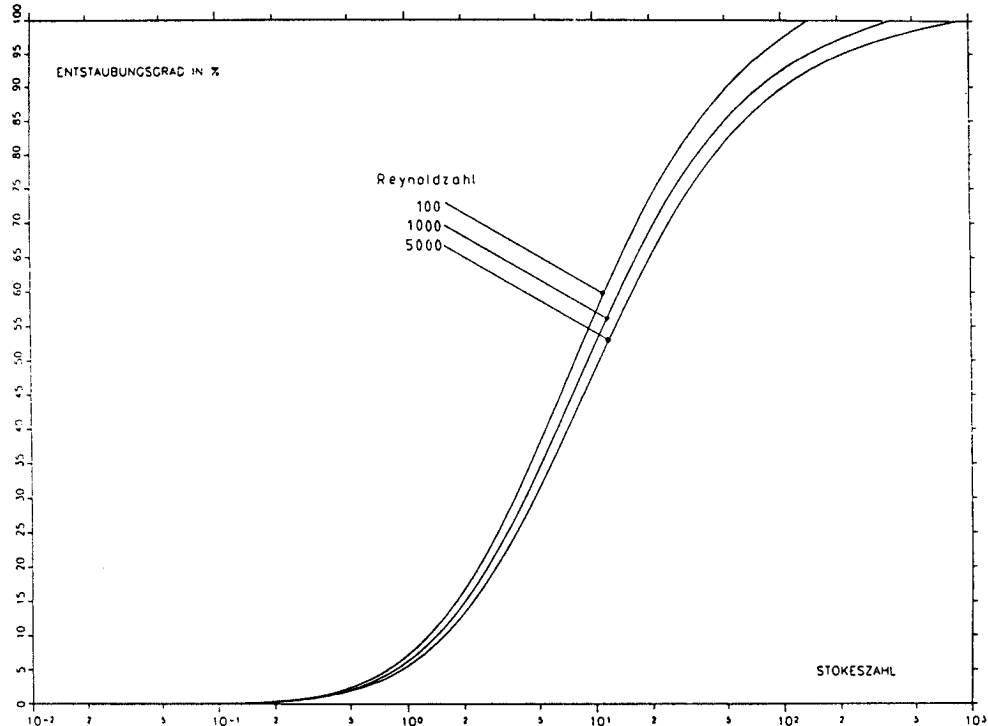


Bild 12: Enstaubungsgrade am Einzeltropfen, Potentialströmung.

der Entstaubungsgrad am Einzeltropfen eindeutig bestimmt. Seine Abhängigkeit von der Stokeszahl, in der alle wesentlichen Einflußgrößen zusammengefaßt sind, ist in **Bild 12** zu sehen. Als zusätzlicher Parameter ist die Reynoldszahl für den Tropfen mit in die Darstellung aufgenommen.

Da die Grenzstaubbahnen nur die Schwerpunktskoordinaten der Teilchen abbilden, die Teilchen aber eine endliche Ausdehnung haben, ist der Tropfen in der Lage, auch Staubpartikel zu erfassen, deren Schwerpunkt in der unbeeinflussten Strömung außerhalb seiner Projektionsfläche liegen. Dadurch entstehen Entstaubungsgrade größer 100 %.

Da die Kurven aus **Bild 12** relativ nah beieinander liegen, wird für den Potentialströmungszustand der Entstaubungsgrad am Einzeltropfen analytisch mit der Gleichung

$$\eta_{Tr} = (\text{Stk}/(\text{Stk}+3.8))^2$$

approximiert. Die Beschreibung der Strömung für Reynoldszahlen kleiner 100 ist mit erheblichem Rechenaufwand verbunden. Andererseits ist dieser Strömungszustand, wie das **Bild 10** gezeigt hat, selten. Daher wird hier auf die Berechnungen von /61/ und die spezielle Anwendung von /58/ zurückgegriffen:

$$\text{Re}_{Tr}=10,20: \eta_{Tr}=(\text{Stk}/(\text{Stk}+22.3))^{1.95}$$

$$\text{Re}_{Tr}=40: \eta_{Tr}=(\text{Stk}/(\text{Stk}+18.5))^{2.07}$$

$$\text{Re}_{Tr}=60,80: \eta_{Tr}=(\text{Stk}/(\text{Stk}+9.1))^{1.84}$$

Damit ist die Staubabscheidung am Einzeltropfen ausreichend beschrieben.

2.2 DAS WASSERTROPFENSPEKTRUM

In einem Wäscher befinden sich sehr viele aus Düsen versprühte Wassertropfen in unterschiedlichen Größen. Theoretische Aussagen über die im Wasserturm vorhandenen Tropfengrößen sind aufgrund der komplexen Systemkonfiguration aber nicht möglich /62,63,64,65/, es sei denn, daß mit im Versuch

ermittelten Parametern Modellrechnungen möglich werden /66,67/. Berechnungen mit mittleren Tropfendurchmessern (z.B. Sauter-Durchmesser) können, wie Experimente gezeigt haben /68/, zu extrem falschen Ergebnissen führen. Die Kenntnis von gemessenen Tropfengrößenverteilungen ist somit unumgänglich.

Starken Einfluß auf ein Tropfenspektrum hat die Düsenform und der Sprühdruk. Für eine vergleichende Betrachtung ist weiterhin die Breite der Tropfendurchmesserfraktionen wichtig. Für eine in **Bild 13** für REA verwendete Spiraldüse wurden bei zwei verschiedenen Drücken die Tropfenspektren A (0.5 bar) und B (1.0 bar) gemessen, die anhand der absoluten Anteile der Tropfenfraktionen (ΔQ_3) am Gesamtvolumen in **Bild 14** als Histogramm abgebildet sind. Hierbei handelt es sich um Meßergebnisse der Fa. Lechler aus dem Jahr 1986, die Düsen u.a. für Rauchgasentschwefelungsanlagen der Saarberg-Hölter-Lurgi GmbH herstellt. Wie zu sehen ist, wird hier das Waschwasser bei höherem Druck feiner versprüht als bei niedrigem Druck. Ein weiteres Tropfenspektrum C, 1986 gemessen in einer Anlage der Deutsche Babcock AG bei anderen Betriebsbedingungen, jedoch mit derselben Düsenform, ist ebenfalls in **Bild 14** dargestellt.

Die Meßverfahren, die zur Ermittlung der Tropfenspektren gedient haben, sind dem Verfasser nicht bekannt. Die Literatur /66/ gibt jedoch Auskunft über die derzeit üblichen Meßmethoden.

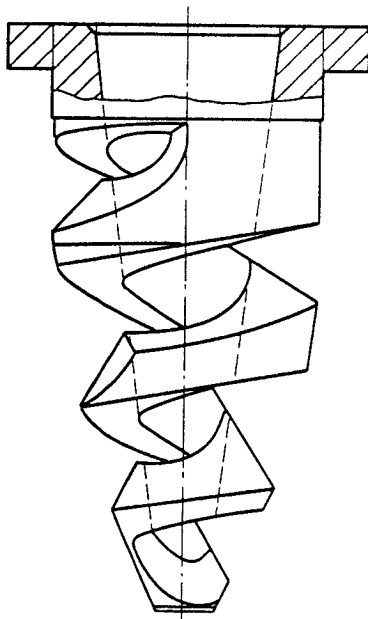


Bild 13: Spiraldüse.

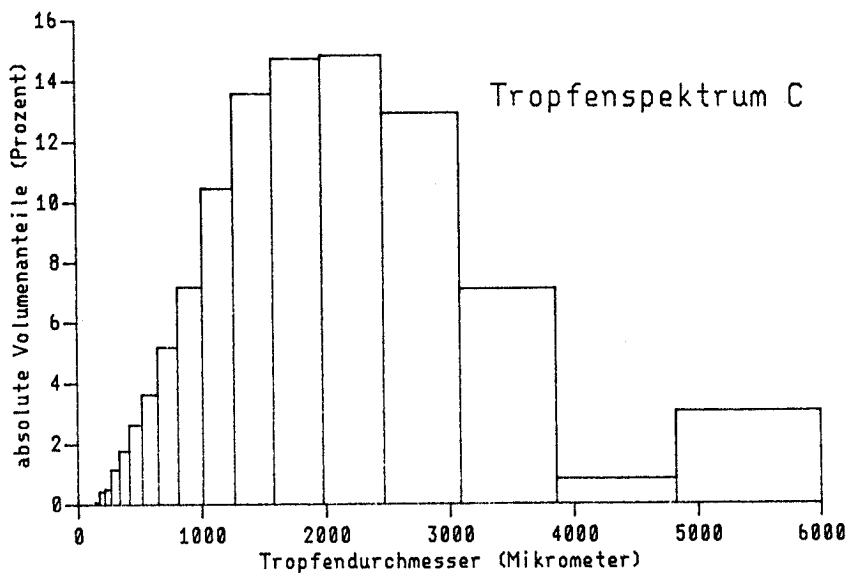
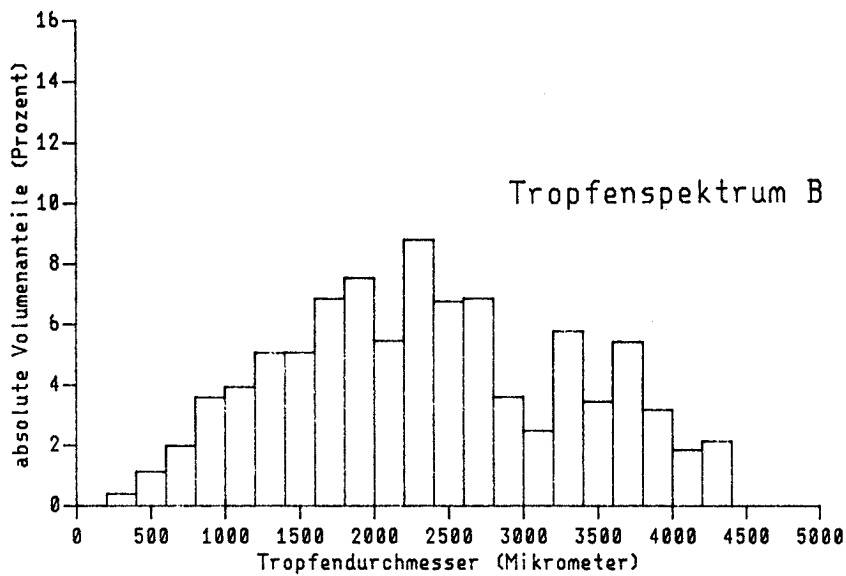
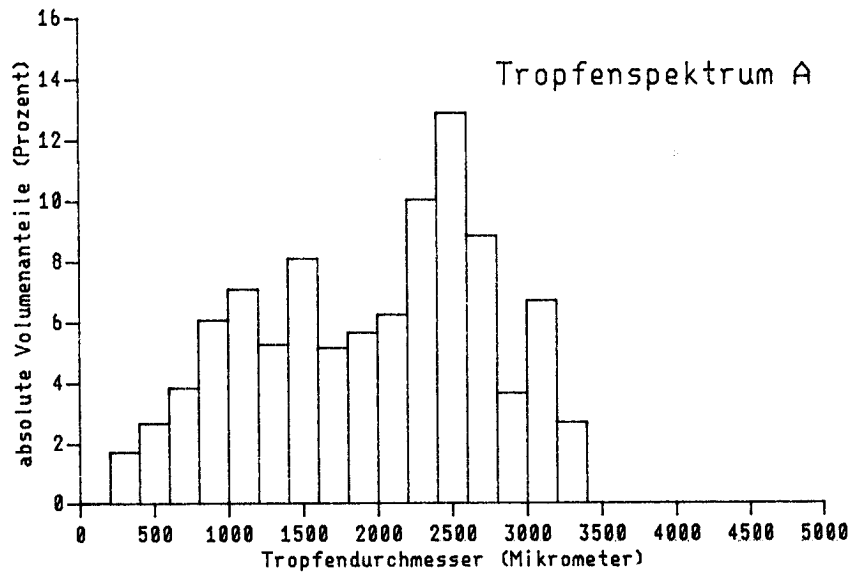


Bild 14: Gemessene Tropfenfraktionen A, B und C.

2.3 SINKGESCHWINDIGKEIT DER WASSERTROPFEN

Maßgeblichen Einfluß auf die Staubabscheidewirksamkeit nimmt die Relativgeschwindigkeit v_{rel} zwischen Staubteilchen und Wassertropfen:

$$v_{rel} = v_{RG} + v_S \quad (Gl. 2.9).$$

(Gl. 2.9) gilt explizit für Wäscher, die nach dem Gegenstrom-Prinzip arbeiten. Die Rauchgasgeschwindigkeit v_{RG} im Wäscher ist bedingt durch die notwendige Verweilzeit für die SO_2 -Absorption. Sie liegt im allgemeinen bei $v_{RG} = 3$ m/s. Die Absolutgeschwindigkeit v_S von Wassertropfen ist die Lösung einer Differentialgleichung, die sich aus dem Kräftegleichgewicht des im Gegenstrom zum Rauchgas fallenden Tropfen ergibt. Es gilt das Gleichgewicht der Gewichtskraft zum Auftrieb, zum Strömungswiderstand und zur Trägheit:

$$\vec{F}_G - \vec{F}_A - \vec{F}_W - \vec{F}_T = 0 \quad (Gl. 2.10).$$

Die zur Lösung erforderliche Anfangsbedingung ist die Düsenaustrittsgeschwindigkeit v_{S0} , die sich in den einzelnen Fällen sehr unterschiedlich darstellt. Sie ist in erster Linie abhängig von der Druckdifferenz an der Düse und von der gestalterischen Ausführung der Düse selbst. Für die in Kap. 2.2 vorgestellten Tropfenspektren gelten folgende Düsenaustrittsgeschwindigkeiten :

Tropfenspektrum	Düsenaustrittsgeschwindigkeit v_{S0} (m/s)
A	7
B	10
C	13

Der Widerstandsbeiwert wird für den zu erwartenden Reynolds-Bereich nach /69/ wie folgt berechnet:

$$c_W = 24/Re_{Tr} + 4/Re_{Tr} + 0.4.$$

In Bild 15 sind Tropfengeschwindigkeiten für die Anfangsbedingung $v_{S0}=10$ m/s (Spektrum B) in Abhängigkeit der Zeit t für verschiedene Tropfendurchmesser dargestellt. Zu sehen ist, daß die Tropfen je nach Durchmesser unterschiedlich stark abgebremst werden und dann konstante Sinkgeschwindigkeiten erreichen. Die stationäre Sinkgeschwindigkeit des größten betrachteten Tropfen ist z.B. nach 2.5 Sekunden erreicht. Die Absolutgeschwindigkeit kleiner Tropfen kann negativ werden, d.h. sie werden nach einer gewissen Zeit von der Gegenströmung mitgerissen und folgen dem Rauchgas. Der Grenzdurchmesser des Tropfens, der theoretisch in der Schwebe gehalten würde, liegt bei $800\text{ }\mu\text{m}$.

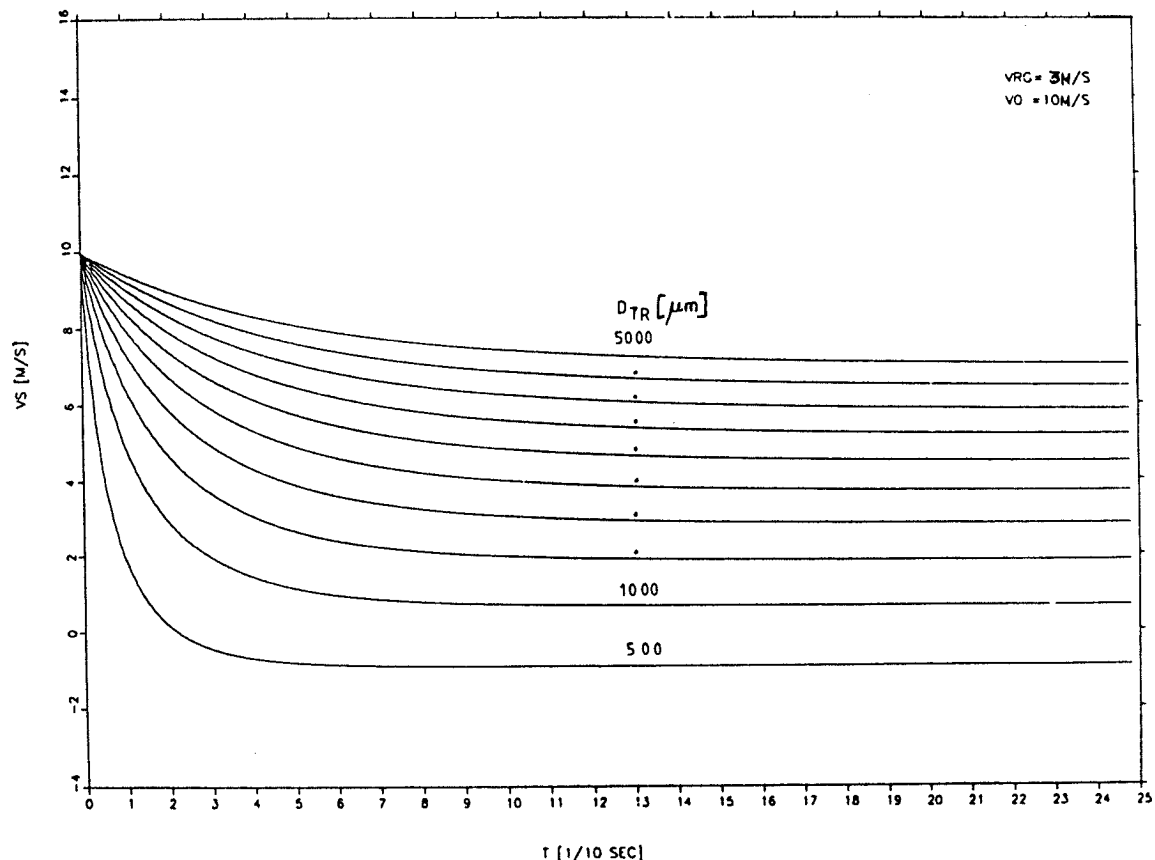


Bild 15: Wassertropfen-Absolutgeschwindigkeiten in REA-Wäschern.

Da die Tropfen kleiner $800\text{ }\mu\text{m}$ aber weiterhin eine Relativgeschwindigkeit $v_{rel} \neq 0$ besitzen, tragen sie immer noch zur Entstaubung bei. Diese Tropfen werden in Tropfenabscheidern oberhalb der Waschtürme mit guten Wirkungsgraden abgeschieden. Neuere Untersuchungen hierzu wurden von /70/ angefertigt. Die Tropfen, die vollends die Geschwindigkeit des Rauchgases annehmen, d.h. deren Relativgeschwindigkeit $v_{rel}=0$ wird, haben Durchmesser kleiner $50\text{ }\mu\text{m}$. Die Tropfenspektren aus Kap. 2.2 haben aber gezeigt, daß

Tropfen mit diesen Durchmessern überhaupt nicht bzw. nur sehr selten in REA vorkommen. Somit tragen alle Tropfen zur Entstaubung bei.

2.4 VERWEILZEIT DER WASSERTROPFEN

Das Waschwasser wird im Waschturm aus in unterschiedlichen Höhen angeordneten Düsenebenen versprüht. Ein typischer REA-Wäscher ist der des Kraftwerks Wilhelmshaven (System Bischoff) der z.B. sechs Sprühebenen besitzt. (Bild 16). Diese werden je nach Rohgas-SO₂-Beladung in Stufen zu- bzw. abgeschaltet. Die Wassertropfen legen also unterschiedlich lange Wege zurück, d.h. die Verweilzeit, eine für die Entstaubung wesentliche Größe, ist je nach Tropfengröße variabel. Sie ist explizit abhängig vom Ort des Tropfenursprungs: der Düsen.

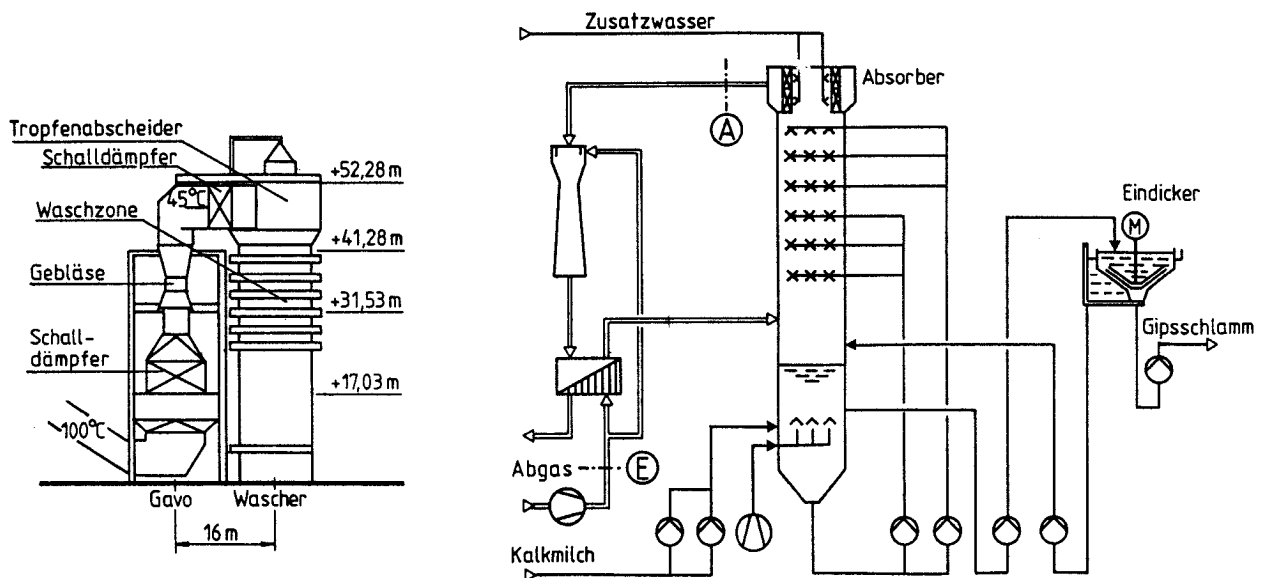


Bild 16: Verfahrensprinzip und Abmessungen des Waschturms der REA 2 im Kraftwerk Wilhelmshaven /70,71/.

Der zurückgelegte Weg $x_{Tr}=f(t)$ der Tropfen ergibt sich analog zu Kap. 2.3 als Ergebnis einer Differentialgleichung, die dem Kräftegleichgewicht am Tropfen entspricht (Gl. 2.10). Die Verweilzeit folgt aus der Bedingung $x_{Tr}=\Delta h_{Sj}$, wobei Δh_{Sj} der Abstand der Sprühebene j zum Wäschersumpf ist. Für Tropfen, deren Bewegungsrichtung sich umkehrt, gilt als zurückgelegter Weg die Summe aus Fall- und Steigstrecke: $x_{Tr}=2x_{Tr,F}+\Delta h_{Aj} \cdot x_{Tr,F}$

ist hierbei die Fallstrecke bis zum Umkehrpunkt, Δh_{Aj} der Weg von der Sprühebene j bis zum Tropfenabscheider am Kopf des Wäschers.

Bild 17 zeigt typische Abmessungen eines REA-Wäschers. In **Bild 18** ist die erforderliche Waschwasserbeladung des Rauchgases als Funktion der Rohgas-SO₂-Beladung wiedergegeben. Für eine durchschnittliche SO₂-Beladung eines Steinkohlekraftwerks von 2000 mg/m³ (Kap. 1.2.2.1, S. 11) müssen demnach vier Sprühebenen in Betrieb sein mit einem Gesamt-Waschwassergehalt des Rauchgases von $(L/G)_{\text{ges}} = 12 \text{ l/m}^3$.

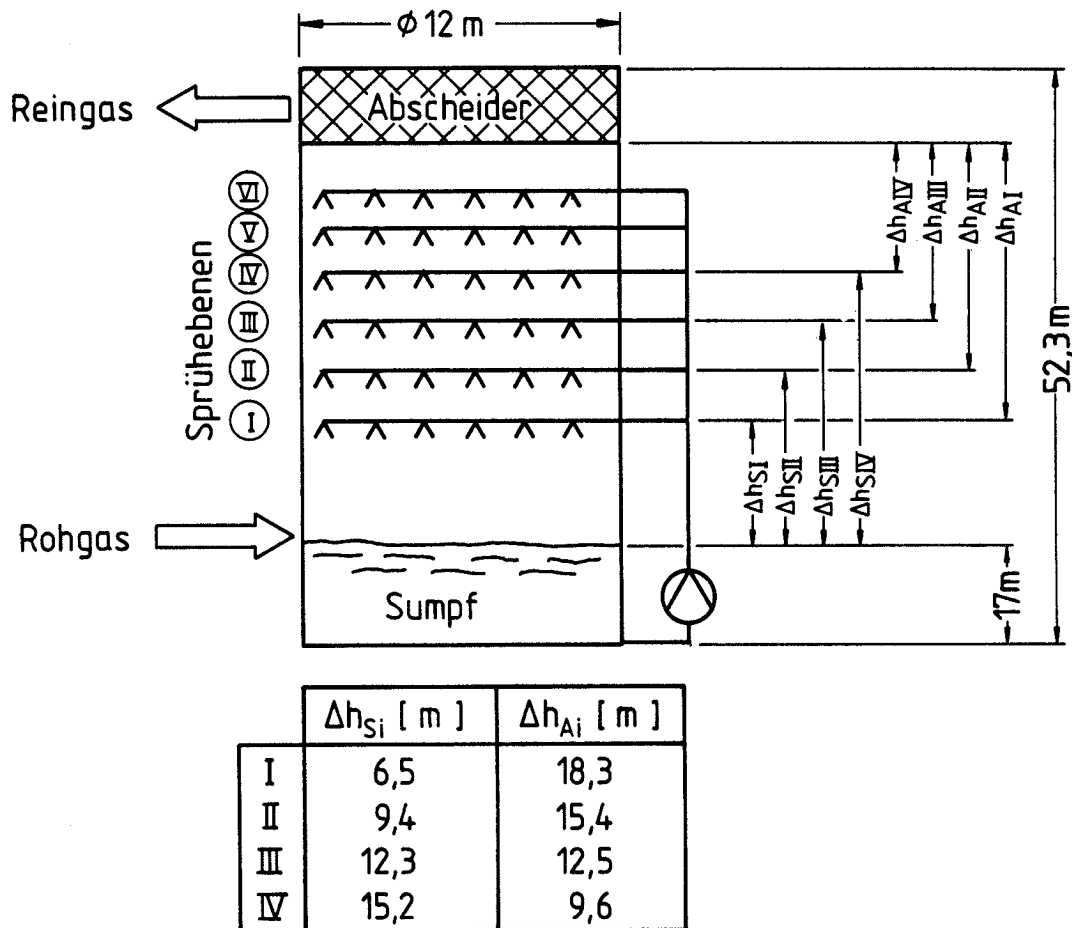


Bild 17: Geometrie eines REA-Absorberturms.

Unterstellt man, daß nach **Bild 17** die Düsenebenen I bis IV in Betrieb sind, so ergibt sich mit den Abmessungen wie gegeben die Abhängigkeit der Verweilzeit vom Tropfendurchmesser und der Lage der Düsen wie in **Bild 19** dargestellt. Die Verweilzeiten der steigenden Tropfen aus den unteren Sprühebenen gegenüber steigenden Tropfen aus höheren Ebenen sind naturgemäß

höher. Für fallende Tropfen gilt der umgekehrte Zusammenhang. Der theoretische Fall des Grenztropfens, der in der Schwebelage gehalten würde und somit eine unendliche Verweilzeit hätte, wird ausgeschlossen. Die größte Verweilzeit wird auf 100 Sekunden festgelegt.

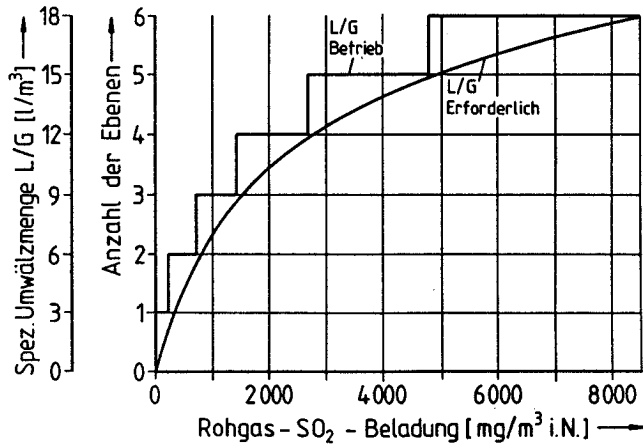


Bild 18: Rohgas-SO₂-Beladung und daraus folgende Betriebsparameter /72/.

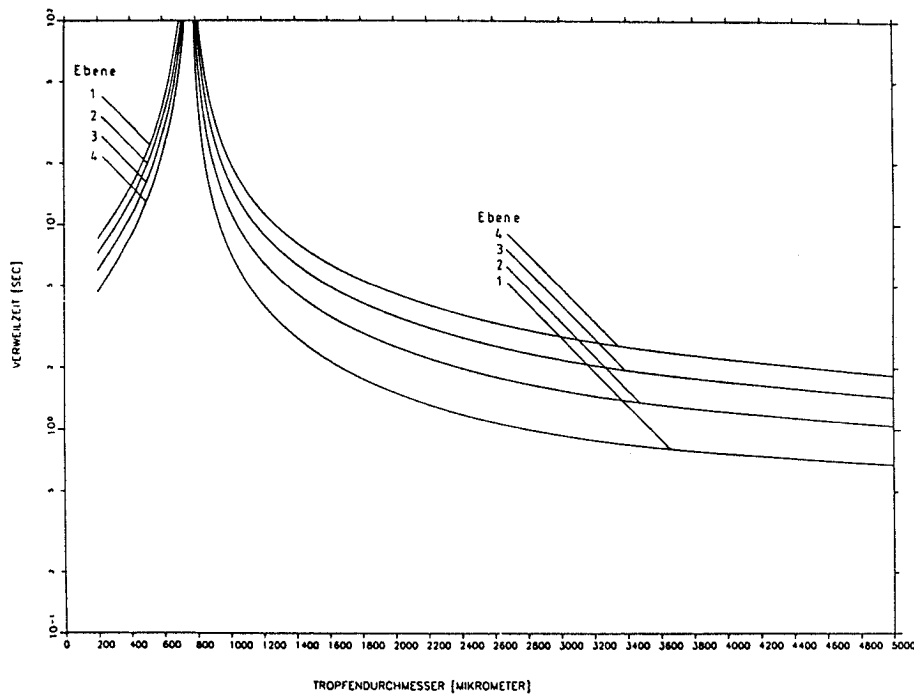


Bild 19: Verweilzeiten der Wassertropfen im Wäscher.

2.5 DER FRAKTIONSENTSTAUBUNGSGRAD

Die Staubmassenbilanz an einem Volumenelement im Waschturm ist

$$\dot{m}_{\text{Ein}} = \dot{m}_{\text{Aus}} + \dot{m}_{\text{Ab}} \quad (\text{Gl. 2.11}),$$

wobei $\dot{m}_{\text{Ein}}$ und $\dot{m}_{\text{Aus}}$ der ein- bzw. austretende und $\dot{m}_{\text{Ab}}$ der an den Wassertropfen abgeschiedene Staubmassenstrom ist. Bezieht man in (Gl. 2.11) die Staubteilchenkonzentration c_T im Rauchgas mit ein, so ergibt sich in Anlehnung an /73/:

$$\dot{V}_{\text{RG}} c_T = \dot{V}_{\text{RG}} (c_T + dc_T) + \dot{V}_{\text{ger,Tr}} \cdot \dot{n}_{\text{Tr}} \cdot c_T \quad (\text{Gl. 2.12}).$$

$\dot{V}_{\text{ger,Tr}}$ ist hierbei das gereinigte Rauchgasvolumen eines einzelnen Tropfens, das sich aus dem zurückgelegten Weg des Tropfens und damit über v_{rel} aus der Zeit berechnen läßt:

$$\dot{V}_{\text{ger,Tr}} = \eta_{\text{Tr}} \cdot \pi/4 \cdot d_{\text{Tr}}^2 v_{\text{rel}} dt$$

mit η_{Tr} als Entstaubungsgrad am Einzeltropfen (Kap. 2.1, S. 26). $\dot{n}_{\text{Tr}}$ ist die pro Zeit erzeugte Tropfenanzahl:

$$\dot{n}_{\text{Tr}} = \dot{V}_{\text{Tr}} / (\pi/6 \cdot d_{\text{Tr}}^3)$$

($\dot{V}_{\text{Tr}}$: Volumenstrom der Tropfen).

Zusammen mit dem Waschflüssigkeits/Gasverhältnis $(L/G) = \dot{V}_{\text{Tr}} / \dot{V}_{\text{RG}}$ ergibt sich nach Umstellung aus (Gl. 2.12):

$$dc_T / c_T = -3/2 \cdot (L/G) / d_{\text{Tr}} \cdot \eta_{\text{Tr}} v_{\text{rel}} dt \quad (\text{Gl. 2.13}).$$

Die Integration der (Gl. 2.13) mit der Anfangsbedingung $c_{T0} = c_{T,\text{Roh}}$ und die Einführung des Entstaubungsgrades nach

$$\eta = 1 - c_T / c_{T,\text{Roh}}$$

($c_{T,\text{Roh}}$: Staubkonzentration im Rohgas)

ergibt:

$$\eta_{i=1-e}^{-3/2 (L/G)/d_{Tr}} \int_0^{t_v} \eta_{Tr} v_{rel} dt \quad (Gl. 2.14).$$

Hierbei ist t_v die Verweilzeit, die vom Wassertropfendurchmesser abhängt (Kap. 2.4). (Gl. 2.14) bezieht sich nur auf eine bestimmte Tropfenfraktion i , so daß geschrieben werden muß:

$$\eta_{i=1-e}^{-3/2 (L/G)_i / d_{Tr,i}} \int_0^{t_v} \eta_{Tr,i} v_{rel,i} dt \quad (Gl. 2.15).$$

Nach der Einführung des spezifischen Reinigungsvolumen m

$$m = 3/2 d_{Tr}^{-1} \int_0^{t_v} \eta_{Tr} v_{rel} dt \quad (Gl. 2.16)$$

wird aus (Gl. 2.15):

$$\eta_{i=1-e}^{-(L/G)_i m_i}.$$

Da am Entstaubungsvorgang das gesamte Tropfenspektrum teilnimmt, muß jede einzelne Fraktion mit

$$(L/G)_i = \Delta Q_{3,i} \cdot (L/G)_{ges}$$

berücksichtigt werden, so daß sich der Fraktionsentstaubungsgrad η_F mit

$$\eta_{F=1-e}^{-(L/G)_{ges} \cdot \sum_i \Delta Q_{3,i}} \quad (Gl. 2.17)$$

beschreiben läßt.

Da die Verweilzeit t_v in (Gl. 2.16) auch eine Funktion der Lage der Sprühebenen ist, muß (Gl. 2.17) für jede Sprühebene separat gelöst werden:

$$\eta_{F,Ebene j=1-e}^{-(L/G)_{Ebene j} \cdot \sum_i \Delta Q_{3,i}}.$$

Somit ergibt sich für den Gesamt-Fraktionsentstaubungsgrad η_F^* :

$$\eta_F^* = \sum \eta_{Ebene j} \quad (Gl. 2.18),$$

wobei $\eta_F^* = f(d_T)$.

(Gl. 2.18) wurde für die drei Tropfenspektren A, B und C aus Kap. 2.2 unter Verwendung der Geometrie des REA-Wäschers aus **Bild 17** berechnet. Jede der vier in Betrieb befindlichen Sprühebene belädt dabei das Rauchgas mit $(L/G)_{\text{Ebene } j} = 3 \text{ l/m}^3$. Die Ergebnisse sind in **Bild 20** festgehalten.

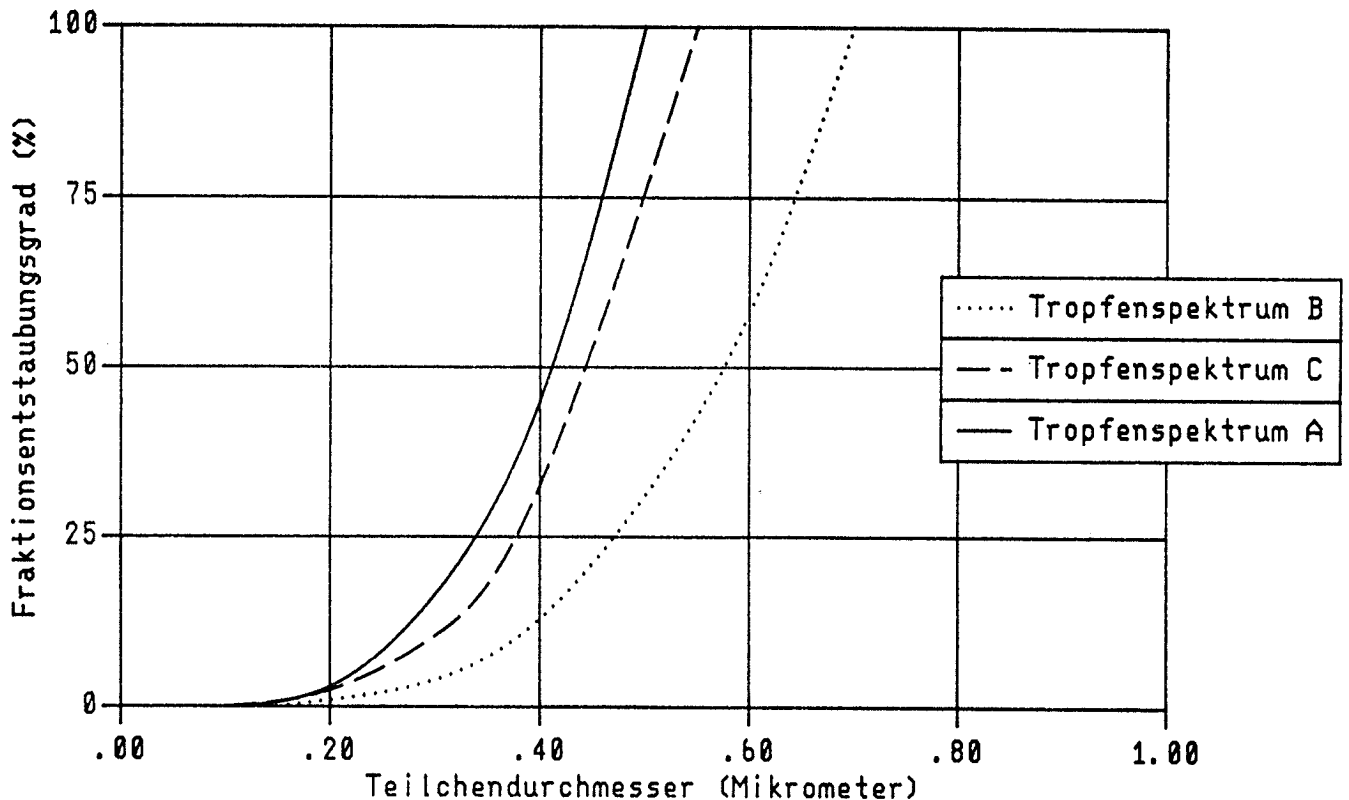


Bild 20: Fraktionsabscheidegrade für REA-Wäscher.

Das Tropfenspektrum A scheidet den Staub am wirksamsten ab, dicht gefolgt vom Tropfenspektrum C. Das Spektrum B fällt gegenüber A und C dagegen etwas ab. Dieses wird auch anhand des Grenzkorns (siehe auch Kap. 2) deutlich:

Tropfenspektrum	Grenzkorn (μm)
A	0.41
C	0.45
B	0.57

Vergleicht man die hier gerechneten Fraktionsentstaubungsgrade von REA mit denen von Allein-Naßentstaubern (Bild 21), so erkennt man, daß Rauchgasentschwefelungsanlagen zu den mittelguten Entstaubungsanlagen gezählt werden können. Gegenüber dem herkömmlichen Waschturm ist eine erhebliche Verbesserung festzustellen. Dies kann man sich mit der erheblich größeren Verweilzeit der Wassertropfen im Wäscher erklären.

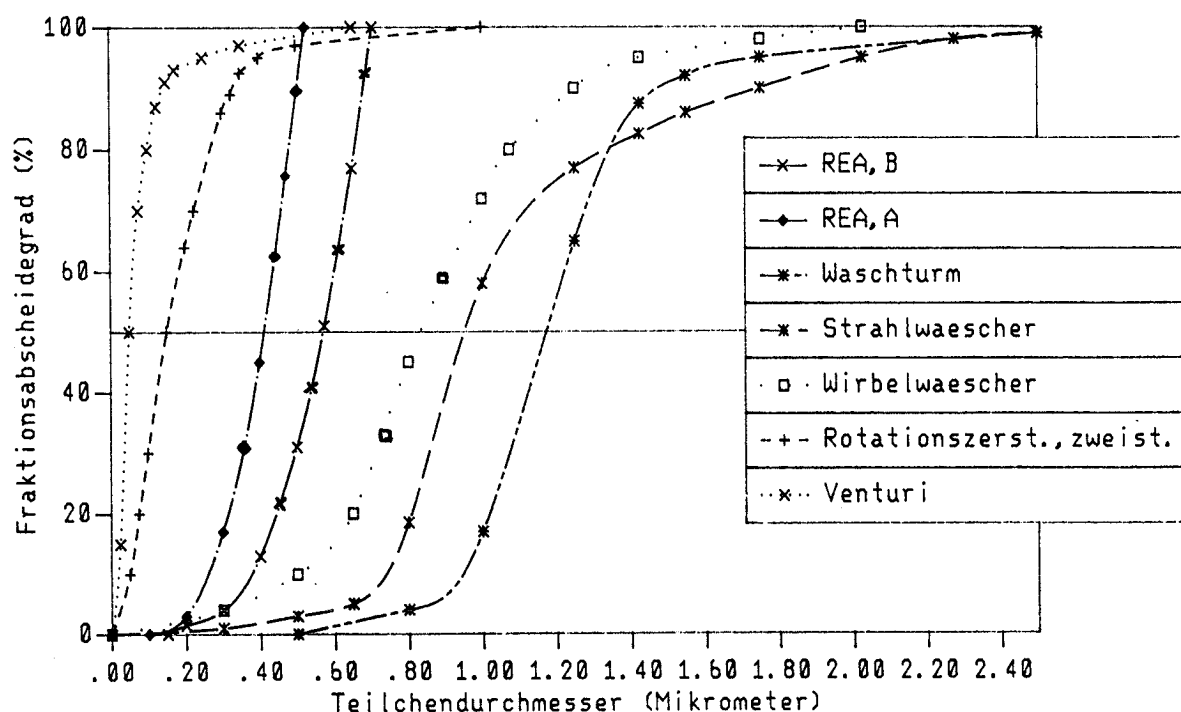


Bild 21: Fraktionsabscheidegrade der REA-Wäscher im Vergleich zu anderen Naßentstaubern.

2.6 DER GESAMTENTSTAUBUNGSGRAD

Zur Berechnung des Gesamtentstaubungsgrades ist die Einbeziehung der Korngrößenverteilung des abzuscheidenden Staubes erforderlich. Die Messung dieser Korngrößenverteilungen wurde für bundesdeutsche Kohlekraftwerks-Reingase bisher nur von /70/ und /74/ vorgenommen. Die Meßtechnik für den vom Rauchgas in relativ geringen Mengen mitgeführten Staub ist schwierig zu handhaben, bedenkt man, daß sehr kleine Staubpartikel von wenigen μm Durchmesser zu bestimmen sind. Die Summenrückstandskurven von vier Kraftwerks-Reingasen sind in **Bild 22** dargestellt. Die Summenrückstände sagen dabei aus, wieviel Prozent der in der Probe enthaltenen Staubeilchen kleiner oder gleich dem angegebenen Durchmesser sind. Wie in **Bild 22** zu sehen ist, können die Stäube von der Feinheit und von ihrer Gesamtmasse her erheblich voneinander differieren.

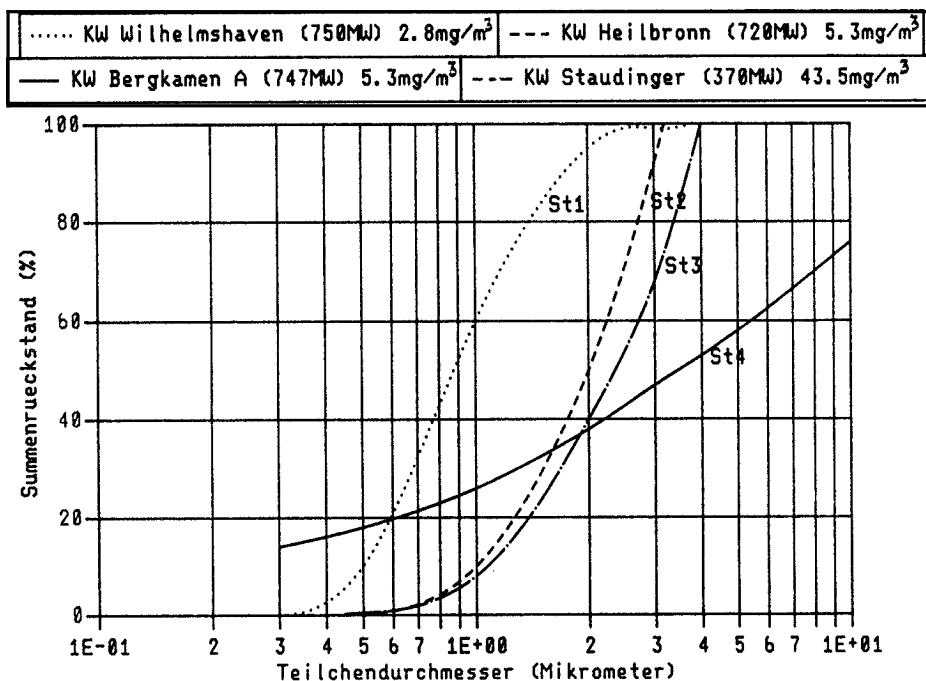


Bild 22: Summenrückstandskurven von vier Kohlekraftwerks-Reingasstäuben nach /70/ und /74/.

Durch die Partikelgrößenverteilung muß für den Gesamtentstaubungsgrad geschrieben werden:

$$\eta_{\text{ges}} = \sum \Delta Q_{3,k} \cdot \eta_F^*$$

Mit $\Delta Q_{3,k}$ werden dabei die Absolutanteile der einzelnen Staubeilchen-Fractionen am gesamten Staubburchmesser-Spektrum bezeichnet. Daraus ergeben sich mit den für die Tropfenspektren A,B und C errechneten Fraktionsentstaubungsgraden die in **Tabelle 7** aufgeführten Gesamtentstaubungsgrade.

Staub	η_{ges} (%)			
	Tropfenspektrum			Durchschnitt
	A	B	C	
St1	96.4	87.5	93.9	92.6
St2	99.9	98.9	99.7	99.5
St3	100.0	100.0	100.0	100.0
St4	87.3	81.9	85.6	84.9

Tabelle 7: Gesamtentstaubungsgrade für die Stäube aus Bild 22 und die Tropfenspektren A,B und C.

Aus der **Tabelle 7** wird ersichtlich, daß alle Gesamtentstaubungsgrade überdurchschnittlich hoch liegen. Es zeigt sich jedoch, daß es die mittelfeinen Stäube St2 und St3 sind, die in einer REA einer optimalen Abscheidung unterliegen. Weder der feine Staub St1 noch der grobe Staub St4 werden so gut abgeschieden. Wie zu erwarten war, ist es das Tropfenspektrum A, das gefolgt von den Tropfenspektren C und B mit den besten Wirkungsgraden abscheidet. Der über alle Staubsorten und Tropfenspektren gemittelte Gesamtentstaubungsgrad beträgt 94.3 %. Mit diesem Wert wird in den folgenden Kapiteln gerechnet.

2.7 ZUSAMMENFASSUNG

Die Ausführungen haben gezeigt, daß REA-Waschtürme als ausgezeichnete Entstauber bezeichnet werden können. In erster Linie trägt hierfür die hohe Verweilzeit der Wassertropfen im Absorber Verantwortung. Entscheidenden Einfluß nehmen aber auch Wassertropfenspektrum und Staubsorte. Diese Erkenntnis kann in vielerlei Hinsicht zu Konsequenzen führen in Betriebsweise und Emissionsverhalten von Kohlekraftwerken:

- Um die gute Entstaubungsleistung von Rauchgasentschwefelungsanlagen wissend, kann z.B. der vorgeschaltete Elektrofilter mit kleinerer Kapazität gefahren werden.
- Die nun fast staubfrei den Kamin verlassenden Rauchgase führen zu veränderten Verhältnissen hinsichtlich der Umweltverträglichkeit von Kohlekraftwerken.
- Die, wie im folgenden Kapitel noch gezeigt werden wird, mit Spurenelementen behafteten abgeschiedenen Staubteilchen können zu einer neuen Rückstandsproblematik führen.

3. DIE NATÜRLICHEN RADIONUKLIDE

Kohle und die für die Rauchgasentschwefelung eingesetzten Absorptionsmittel enthalten die natürlichen radioaktiven Substanzen U-238 und Th-232 mit den Elementen ihrer Zerfallsketten sowie K-40. Der Anteil an U-235 am Gesamt-Urangehalt ist so gering /75,76/, daß er hier vernachlässigt wird. Die Zerfallsketten von U-238 und Th-232 sind in **Bild 23** dargestellt. K-40 zerfällt in ein stabiles Kalzium.

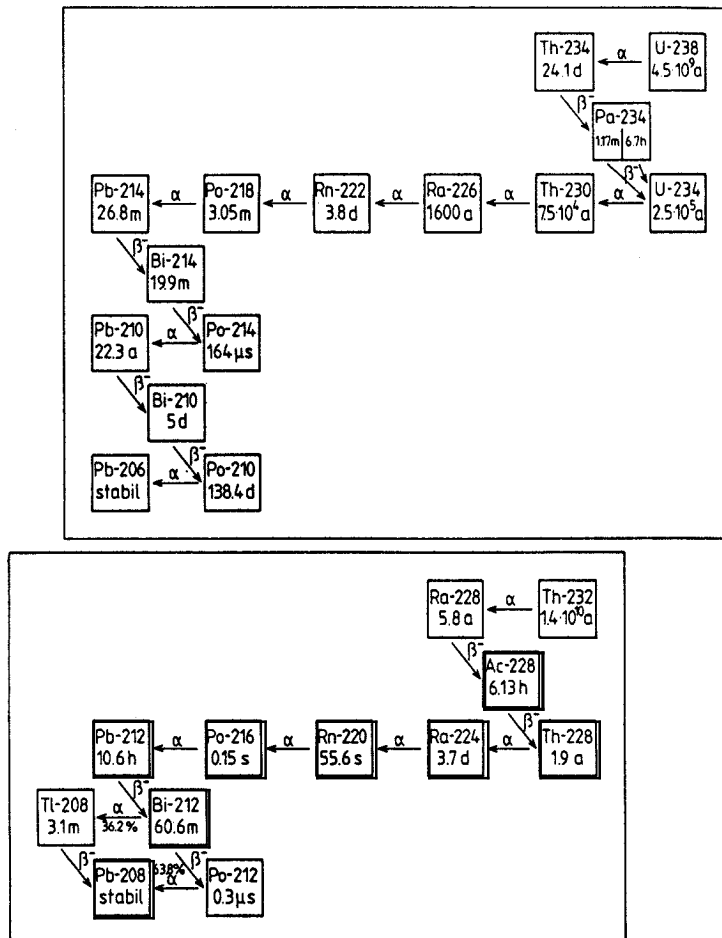


Bild 23: Die natürlichen radioaktiven Zerfallsreihen von U-238 und Th-232.

Die Radionuklide gelangen auf unterschiedlichen Wegen in die REA und verlassen diese in aufkonzentrierter Form mit deren Endprodukten Gips, Abwasser und Schlamm. Zu untersuchen ist nun die quantitative Erfassung der radioaktiven Kontaminierung dieser Endprodukte sowie daraus folgende mögliche Strahlenbelastungen für den Menschen.

Die äußere Strahleneinwirkung durch die Nuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen und des K-40 ist, soweit lediglich α - und β -Strahlen emittiert werden, bei der Beurteilung der menschlichen Strahlenbelastung vernachlässigbar /76/. Gefahr droht, wenn spezielle Radionuklide in den menschlichen Organismus gelangen, z.B. durch Inhalation. Z.B. wird das REA-Produkt Gips wie auch in einigen Fällen der anfallende Schlamm in Form von Gipskartonplatten oder Abbindeeregler o.ä. im Häuserbau verwendet. Die den Zerfallsketten des U-238 und des Th-232 zugehörigen Edelgase Radon (Rn-222) und Thoron (Rn-220) entweichen dann gasförmig den Wänden und sorgen für eine zusätzliche radioaktive Belastung der Atemluft /77/. Über den Atemtrakt geraten Radon und Thoron in den menschlichen Körper, wo ihre kurzlebigen, aber γ -strahlenden Folgeprodukte mit hohen Dosen wirksam werden /78,79/.

3.1 ANREICHERUNG IN DER FLUGASCHE

Über die Kohle als Brennstoff werden Spuren von natürlichen Radionukliden in das Kraftwerk eingebracht. Beispielhafte Gehalte einzelner Nuklide in bundesdeutscher Stein- und Braunkohle sind in **Tabelle 8** wiedergegeben. Aus ihr wird deutlich, daß Braunkohle eine niedrigere Aktivität bezüglich aller Radionuklide aufweist. Daneben sei auf zahlreiche Meßwerte für ausländische Kohlen hingewiesen: /80,81,82,83/.

Aktivität (Bq/kg (pCi/g))						
	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210	Th-232	K-40
Steinkohle	37.0 (1.0)	18.5 (0.5)	25.9 (0.7)	29.6 (0.8)	18.5 (0.5)	77.7 (2.1)
Braunkohle	14.8 (0.4)	7.4 (0.2)	14.8 (0.4)	11.1 (0.3)	18.5 (0.5)	48.1 (1.3)

Tabelle 8: Aktivität bundesdeutscher Kohlen /74/.

Bei der Verbrennung von Kohle reichern sich die Nuklide in der Schlacke und/oder am Flugstaub an. Inwieweit sich die Anreicherung einzelner Nuklide am Flugstaub quantitativ darstellt, ist jedoch nur schwer vorhersagbar. Das liegt daran, daß die Anreicherungsmechanismen noch weitgehend ungeklärt sind. Einen wichtigen Einfluß aber nimmt die mineralogische oder chemische Form der Nuklide in der Kohle /82/:

Uran kann in der Kohle als Urandioxid (UO_2) oder als mineralisches Koffinit eingebunden in einem Silizium-Komplex vorliegen. Bei einer Temperatur von 1500-1600 °C entsteht aus UO_2 das flüchtige UO_3 , das Koffinit wird in der Silikatschmelze der Schlacke eingebunden.

Thorium ist verbunden mit dem chemisch sehr widerstandsfähigem Mineral Zirkon (ZrSiO_4), das die Asche bildet. Kleine Mineralienkörner können mit dem Rauchgas ausgetragen werden und zählen so zum Flugstaub.

Radium kann eine flüchtige Form annehmen, wobei für Ra-226 bei Experimenten eine größere Anreicherung in der Flugasche festgestellt wurde als für Ra-228. Das hängt damit zusammen, daß Ra-226 ein Tochternuklid von U-238 ist und somit (über Urandioxid) leichtflüchtig und daß Ra-228 aus der Th-232-Reihe kommt und somit Silikat-gebunden ist.

Blei verdampft und entweicht wie die Bleioxide gasförmig mit dem Rauchgas.

Kalium liegt nicht als Oxid vor, sondern als stabiles Kalium-Aluminium-Silikat oder in ähnlicher mineralischer Form /84/. Es reichert sich somit ähnlich dem Thorium vornehmlich in der Schlacke an /80/.

Nach Messungen stellte /81/ fest, daß alle Oxide der Elemente, die sich im Flugstaub anreichern, bei 1500 °C verdampfen. Der Siedepunkt der Nuklid-oxide kann also eine kennzeichnende Größe für das Anreicherungsverhalten sein.

Auf diesen Erkenntnissen aufbauend, kann folgende Theorie angenommen werden:

- Bei maximaler Feuerraumtemperatur bleiben die nicht-flüchtigen Substanzen fest oder geschmolzen zurück. Die

flüchtigen Elemente verdampfen total oder teilweise und werden mit dem Rauchgas ausgetragen.

- Bei der Abkühlung der Rauchgase adsorbieren oder kondensieren die flüchtigen Elemente an der Oberfläche der Staubpartikel. Da kleine Partikel eine spezifisch größere Oberfläche haben als große Partikel, ist demnach die Menge, die pro Masse kondensiert, für kleine Partikel größer.

Das Anreicherungsverhalten der Radionuklide wird im allgemeinen nach Messungen mit sogenannten Anreicherungsverhältnissen oder -faktoren beschrieben. Dabei benutzt fast jeder Forscher eine andere Definition /75,80,81,82,85/. Die einzelnen Ergebnisse sind somit nur schwer miteinander vergleichbar und haben nur qualitativen Charakter. Sie bestätigen aber die oben angestellten Vermutungen über die An- bzw. Abreicherungen einzelner Radionuklide in der Flugasche. Als Beispiel sollen hier die Meßergebnisse aus /82/ aufgeführt werden, wo auch zusätzlich das Anreicherungsverhalten in Abhängigkeit der Staubteilchengröße untersucht wurde (**Bild 24**).

Blei ist in der Flugasche gegenüber der eingesetzten Kohle stark, Radium schwach angereichert. Uran hält sich diesbezüglich zwischen diesen beiden Tendenzen auf. Thorium reichert sich wie Kalium (hier aufgrund der Definition des Anreicherungsfaktors nicht berücksichtigt, aber von /80/ festgestellt) in der Schlacke an. Schön zu sehen an der Darstellung in **Bild 24** ist der progressive Anstieg der Anreicherung mit abnehmender Staubteilchengröße. Die in die REA eintretenden Stäube sind somit radioaktiv höher belastet, da sie sich im Korngrößenbereich kleiner 10 µm befinden.

Die Aktivität von Reingas-Flugasche aus bundesdeutschen Kraftwerken wurde von /74/ gemessen, was zur allgemeinen Berechnung der radiologischen Immissionssituation von Kohlekraftwerken diente. Die einzelnen Werte für ein Steinkohlekraftwerk sind in **Tabelle 9** aufgeführt.

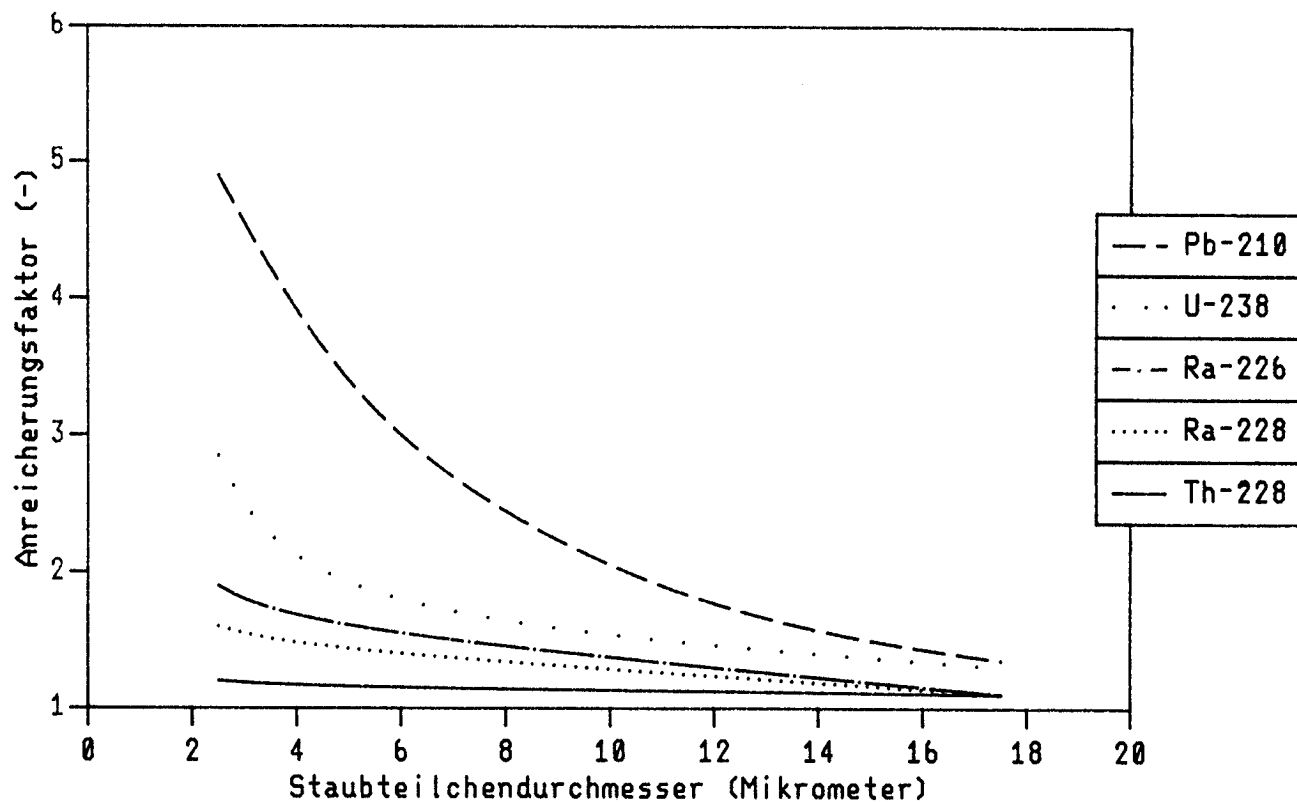


Bild 24: Anreicherungs-faktoren in Abhängigkeit der Partikeldurchmesser für Elektrofilterasche.

	Nuklidgehalt	
	Bq/kg	pCi/g
U-238	336.7	9.1
U-234	347.8	9.4
Th-230	218.3	5.9
Ra-226	296.0	8.0
Pb-210	2442.0	66.0
Po-210	4588.0	124.0
Th-232	88.8	2.4
K-40	962.0	26.0

Tabelle 9: Mittlere Nuklidgehalte von Reingasstaub eines Steinkohlekraftwerks.

3.2 KONZENTRATION IM ABSORPTIONSMITTEL

Für die Absorption von SO_2 in einer REA wird Kalkstein (CaCO_3) oder Kalk eingesetzt. Die folgenden Betrachtungen beziehen sich aber nur auf Kalkstein, da es hauptsächlich aufgrund seiner ökonomischen Attraktivität /31/ mittlerweile weitaus häufiger gebraucht wird als Kalk. Meßwerte für die natürliche Aktivität von CaCO_3 sind in der Literatur nicht häufig zu finden. Eine Zusammenstellung findet sich in **Tabelle 10**, aus der die Größenordnung von Radionuklidkonzentrationen im Kalkstein ersichtlich wird.

3.3 AKTIVITÄTSSTRÖME IN DER REA

Gegenstand der folgenden Untersuchungen wird sein, wieviel durch den Flugstaub und das Absorptionsmittel in die REA eingebrachte Aktivität den Waschturm der Rauchgasentschwefelungsanlage mit der Waschsuspension verläßt.

Dabei wird angenommen, daß die im Rauchgas enthaltenen Radionuklide vollständig am Flugstaub adsorbiert sind und so mit demselben Wirkungsgrad abgeschieden werden wie der Staub. Auf diese Weise gelangen diese Radionuklide in den Sumpf des Wäschers, wo sie nun Bestandteil der Waschsuspension sind. Berücksichtigt werden somit nicht die gasförmig im Rauchgas mitgeführten radioaktiven Spurenelemente, von denen wahrscheinlich auch ein nicht unbeträchtlicher Teil mit ausgewaschen wird.

Die dem Wäscher der REA der SO_2 -Beladung des Rauchgas entsprechend zugeführte Waschwassermenge wird kontinuierlich mit dem Absorptionsmittel aufbereitet. Die Radionuklide, die dem Absorptionsmittel als Verunreinigung angehören, sind somit schon der Waschsuspension zugehörig, wenn diese im Waschturm versprüht wird.

In der sich am Grund des Wäschers ansammelnden Wasch- bzw. Gips suspension ist die Summe der Radionuklide aus Flugstaub und Absorptionsmittel enthalten.

Aktivität (Bq/kg (pCi/g))					
	/86/	/87/	/88/	/41/	/89/(USA)
U-238		18.5 (0.5)	18.5 (0.5)	5.6 (0.15)	33.7 (0.9) 20.7 (0.6)
Ra-226	18.5 0.5	14.8 (0.4) 25.9 (0.7) 37.0 (1.0)			45.1 (1.2) 28.1 (0.8)
Th-232	18.5 (0.5)	5.6 (0.15) 3.7 (0.1)	7.4 (0.2)		2.6 (0.07)
K-40	37.0 (1.0)	85.1 (2.3) 92.5 (2.5) 92.5 (2.5)	37.0 (1.0)		
Pb-210					53.7 (1.5) 35.5 (0.9)
Po-210					27.8 (0.8) 12.6 (0.3)

Tabelle 10: Aktivität von Kalkstein.

3.3.1 Eintrag durch Flugstaub

Zur Bestimmung des durch den Flugstaub in die REA eingebrachten Aktivitätsstromes $\dot{A}_{1,1}$ des Nuklids 1 diene folgender Ansatz:

$$\dot{A}_{1,1} = A_{St,1} E_{St} \dot{V}_{RG} \quad (\text{Gl. 3.1}),$$

mit $A_{St,1}$: spezifische Aktivität des Flugstaubs bezüglich des Nuklids 1;
 E_{St} : Staubbeladung des Rauchgas; $\dot{V}_{RG}$: Rauchgasvolumenstrom.

Gemäß der Gleichung

$$\dot{V}_{RG} = P_{el} (1 + \lambda L_{St}) / (\eta_{KH} \cdot \rho_{RG}) \quad (\text{Gl. 3.2})$$

(siehe auch Kap.1.2.2.1) erhält man einen direkten Zusammenhang mit der Kraftwerksgröße. Führt man den in Kap.2.6 errechneten mittleren REA-Gesamtentstaubungsgrad η_{ges} in (Gl. 3.1) ein und berücksichtigt (Gl. 3.2), so erhält man den im REA-Waschturm abgeschiedenen Aktivitätsstrom des Nuklids 1, der durch den Flugstaub eingebracht wurde:

$$\dot{A}_{1,1} = \eta_{ges} A_{St,1} E_{St} \cdot P_{el} (1 + \lambda L_{St}) / (\eta_{KH} \cdot \rho_{RG}) \quad (\text{Gl. 3.3}).$$

η_{ges} hat dabei den Wert 94.3 %, E_{St} ist maximal 50 mg/m^3 groß. Aufgrund optimal arbeitender der REA vorgeschalteter Elektrofilter kann E_{St} aber auch kleinere Werte annehmen. In den folgenden Betrachtungen wird diesem Umstand dadurch Rechnung getragen, daß für die minimale Staubbeladung des Rauchgas ein Wert von 10 mg/m^3 gelten soll.

3.3.2 Eintrag durch Kalkstein

Der Ansatz für den durch das Absorptionsmittel Kalkstein eingebrachten Aktivitätsstrom $\dot{A}_{2,1}$ des Nuklids 1 lautet:

$$\dot{A}_{2,1} = A_{CaCO_3,1} \dot{m}_{CaCO_3}$$

mit $A_{\text{CaCO}_3,1}$: spezifische Aktivität des Absorptionsmittels bezüglich des Nuklids 1; $\dot{m}_{\text{CaCO}_3}$: CaCO_3 -Massenstrom.

Nach Kap. 1.2.2.3 ist

$$\dot{m}_{\text{CaCO}_3} = x_{\text{CaCO}_3} \cdot \dot{m}_{\text{SO}_2}$$

mit $x_{\text{CaCO}_3} = 1.6$ (Tabelle 4), so daß

$$\dot{A}_{2,1} = A_{\text{CaCO}_3,1} x_{\text{CaCO}_3} \dot{m}_{\text{SO}_2} \quad (\text{Gl. 3.4})$$

geschrieben werden kann. Nach

$$\dot{m}_{\text{SO}_2} = E_{\text{SO}_2} \cdot \dot{V}_{\text{RG}}$$

wird mit E_{SO_2} : SO_2 -Rohbeladung des Rauchgas und (Gl. 3.2):

$$\dot{A}_{2,1} = A_{\text{CaCO}_3,1} x_{\text{CaCO}_3} E_{\text{SO}_2} \cdot P_{\text{el}} (1 + \lambda L_{\text{St}}) / (\eta_{\text{Ku}} \cdot \rho_{\text{RG}}) \quad (\text{Gl. 3.5}).$$

E_{SO_2} soll dabei in den folgenden Rechnungen zwischen 1000 und 3000 mg/m^3 variiert werden.

3.3.3 Austrag mit der Gipssuspension

Der mit der Wasch- bzw. Gipssuspension aus dem REA-Wäscher abgeführte Gesamt-Aktivitätsstrom $\dot{A}_1$ des Nuklids 1 ist:

$$\dot{A}_1 = \dot{A}_{1,1} + \dot{A}_{2,1}$$

Unter Berücksichtigung der (Gl. 3.3) und der (Gl. 3.5) ergibt sich somit:

$$\dot{A}_1 = P_{\text{el}} (1 + \lambda L_{\text{St}}) / (\eta_{\text{Ku}} \cdot \rho_{\text{RG}}) \cdot (A_{\text{St},1} E_{\text{St}} + A_{\text{CaCO}_3,1} x_{\text{CaCO}_3} E_{\text{SO}_2}) \quad (\text{Gl. 3.6}).$$

Zunächst soll (Gl. 3.6) für die sechs Nuklide U-238, Ra-226, Pb-210, Po-210, Th-232 und K-40 gelöst werden. Im weiteren Verlauf werden dann auch andere Elemente der Zerfallsreihen mitberücksichtigt, um nach

$$\dot{A} = \sum \dot{A}_i \quad (\text{Gl. 3.7})$$

die Summe der den Waschturm verlassenden Aktivität zu berechnen.

Zu klären ist nun, welche Werte für die spezifischen Aktivitäten von Flugstaub und Kalkstein in der Rechnung zu verwenden sind. Die Tabellen 9 und 10 haben gezeigt, welche Größenordnungen für $A_{\text{St},1}$ und $A_{\text{CaCO}_3,1}$ gelten. Diese Daten dienen als Anhaltspunkte für eine Parametervariation; sie werden als Mittelwerte verstanden zu minimalen und maximalen Eckwerten in der gleichen Größenordnung.

Berücksichtigt man auch die anderen Radionuklide neben den in den Tabellen 9 und 10 aufgeführten Elementen der Zerfallsketten von U-238 und Th-232, so erhält man die Summe der Aktivität, die aus dem REA-Waschturm austritt. Für die übrigen Tochternuklide von U-238 und Th-232 liegen aber nur teilweise Meßwerte vor. Für die Festlegung der benötigten Daten dienen daher folgende Überlegungen: Das Kennzeichen einer radioaktiven Zerfallsreihe ist das sogenannte radioaktive Gleichgewicht, d.h. alle Nuklide einer Reihe weisen pro Zeiteinheit die gleiche Anzahl von Zerfällen auf. Dieses radioaktive Gleichgewicht wird gestört, wenn die gasförmigen Elemente Rn-222 (U-238-Reihe) und Rn-220 (Th-232-Reihe) entweichen, was besonders bei der Kohleverbrennung der Fall ist /84/. Im Flugstaub kann daher eine Störung des radioaktiven Gleichgewichts hinter Rn-222 und Rn-220 angenommen werden. Dasselbe gilt für Kalkstein, bei dem es in seinen natürlichen Lagerstätten abhängig von seiner Porosität, seiner Feuchtigkeit und anderen Einflüssen /76/ zu 14 /79/ bis 100 %-igen /49/ Aktivitätsverlusten durch Entweichen der Edelgase Rn-222 und Rn-220 kommen kann. Ausgehend von diesen Betrachtungen wird nun gefolgert:

- Die ersten sechs Glieder der U-238-Reihe (bis Rn-222) und die ersten fünf Glieder der Th-232-Reihe (bis Rn-220) stehen im radioaktiven Gleichgewicht. Soweit nicht Meßwerte (z.B. für Ra-226) vorliegen, wird für die entsprechenden

Elemente dieselbe Aktivität, d.h. Zerfälle pro Sekunde und Masse, angenommen wie für ihre Muttersubstanz.

- Die auf Rn-222 und Rn-220 folgenden Tochternuklide bleiben aufgrund der Störung des radioaktiven Gleichgewichts unberücksichtigt, es sei denn, daß Meßwerte (z.B. für Pb-210 und Po-210) vorliegen.

Wie sich die Festlegung der einzelnen Daten darstellt, ist der **Tabelle 11** zu entnehmen.

Bei der Gegenüberstellung der Aktivität von Flugstaub und Kalkstein ist festzustellen, daß der Staub im Durchschnitt eine um ein bis zwei Zehnerpotenzen höhere Aktivität aufweist als das Absorptionsmittel. Besonders krass ist der Unterschied für die stark flüchtigen Elemente Pb-210 und Po-210, die sich Flugstaub vermehrt anreichern. Hier kann der Staub eine um den Faktor 500 höhere Aktivität besitzen als Kalkstein.

Die Berechnungen ((Gl. 3.6) und (Gl. 3.7)) wurden für ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk durchgeführt mit den spezifischen Daten für Kraftwerk, Brennstoff und Rauchgas aus dem Anhang. In den **Bildern 25 bis 31** sind die Ergebnisse graphisch dargestellt. Auf den Ordinaten aufgetragen sind die abgeschiedenen d.h. die aus dem REA-Waschturm abgeführten Aktivitätsströme in der Einheit Bq/h. Diese Größe ist abhängig gemacht worden von der auf der Abszisse aufgetragenen Schwefeldioxidbeladung des Rohgases und der Rauchgas-Staubbeladung vor REA. In die Bilder eingetragen sind die Ergebnisse für die jeweils maximalen und minimalen spezifischen Aktivitäten für Flugstaub und Kalkstein.

spezifische Aktivität (Bq/kg - (pCi/g))		
Nuklid 1	$A_{St,1}$	$A_{CaCO_3,1}$
U-238	37.0- 740.0 *	1.9- 74.0 *
	(1.0- 20.0)	(0.05- 2.0)
Th-234	37.0- 740.0 **	1.9- 74.0 **
	(1.0- 20.0)	(0.05- 2.0)
Pa-234	37.0- 740.0 **	1.9- 74.0 **
	(1.0- 20.0)	(0.05- 2.0)
U-234	37.0- 740.0 *	1.9- 74.0 **
	(1.0- 20.0)	(0.05- 2.0)
Th-230	18.5- 555.0 *	1.9- 74.0 **
	(0.5- 15.9)	(0.05- 2.0)
Ra-226	37.0- 740.0 *	3.7- 92.5 *
	(1.0- 20.0)	(0.1- 2.5)
Pb-210	370.0-5550.0 *	3.7-111.0 *
	(10.0- 150.0)	(0.1- 3.0)
Po-210	1850.0-9250.0 *	3.7- 74.0 *
	(50.0- 250.0)	(0.1- 2.0)
Th-232	37.0- 185.0 *	0.37- 37.0 *
	(1.0- 5.0)	(0.01- 1.0)
Ra-228	37.0- 185.0 **	0.37- 37.0 **
	(1.0- 5.0)	(0.01- 1.0)
Ac-228	37.0- 185.0 *	0.37- 37.0 **
	(1.0- 5.0)	(0.01- 1.0)
Th-228	37.0- 185.0 *	0.37- 37.0 **
	(1.0- 5.0)	(0.01- 1.0)
Ra-224	37.0- 185.0 **	0.37- 37.0 **
	(1.0- 5.0)	(0.01- 1.0)
K-40	370.0-1850.0 *	3.7-185.0 *
	(10.0- 50.0)	(0.1- 5.0)

*: aus Meßwerten, **: radioaktives Gleichgewicht angenommen

Tabelle 11: Bandbreiten der für die Rechnungen verwendeten spezifischen Aktivitäten von Flugasche und Kalkstein.

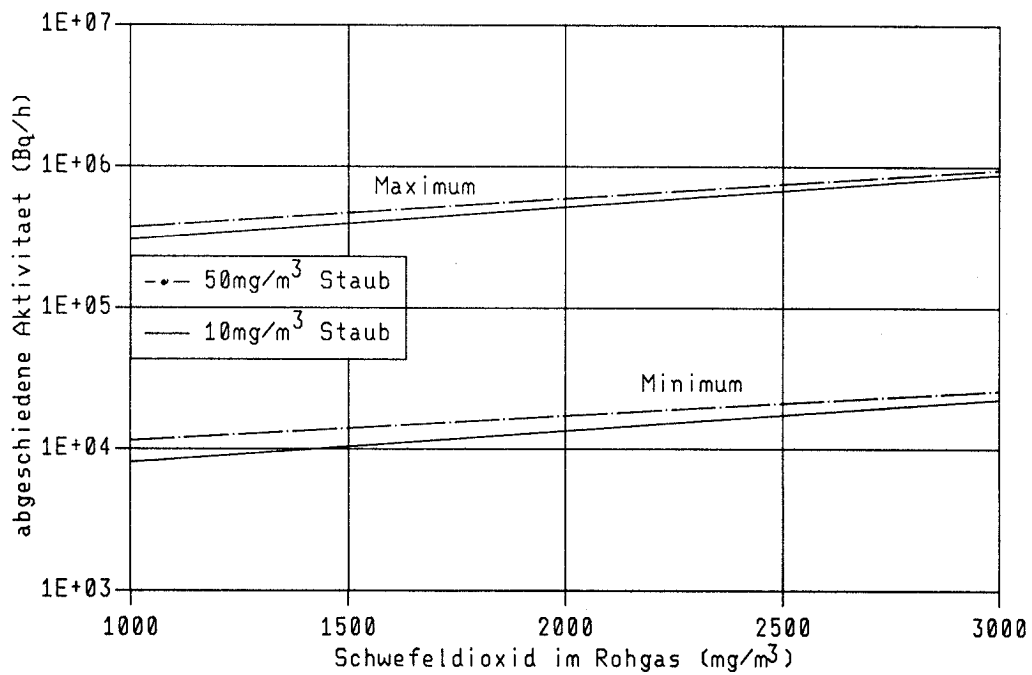


Bild 25: Aktivitätsströme durch U-238.

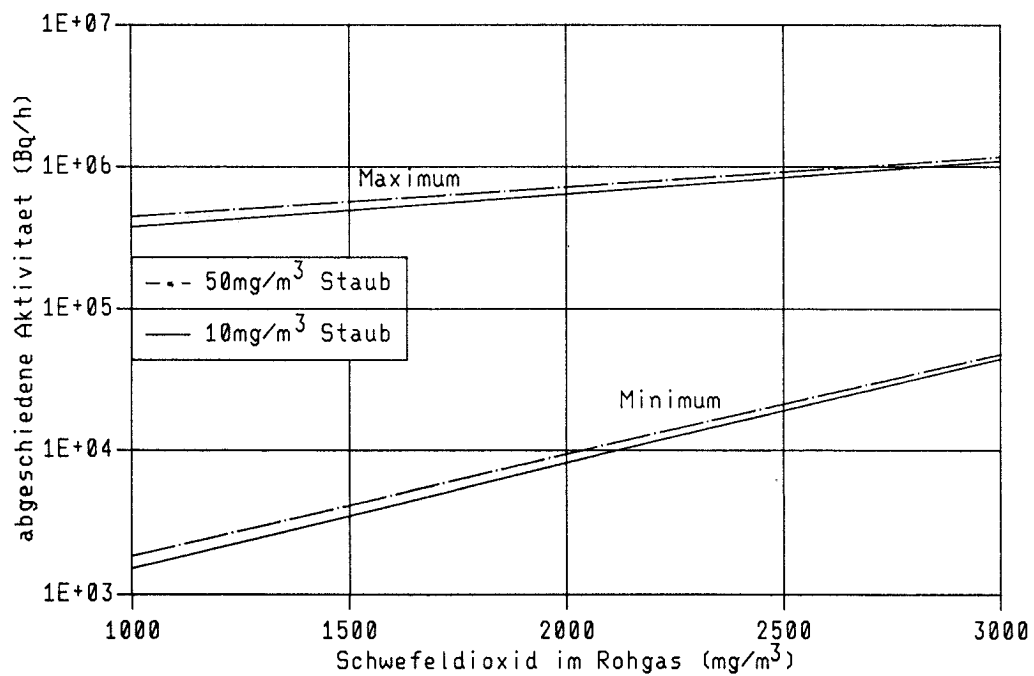


Bild 26: Aktivitätsströme durch Ra-226.

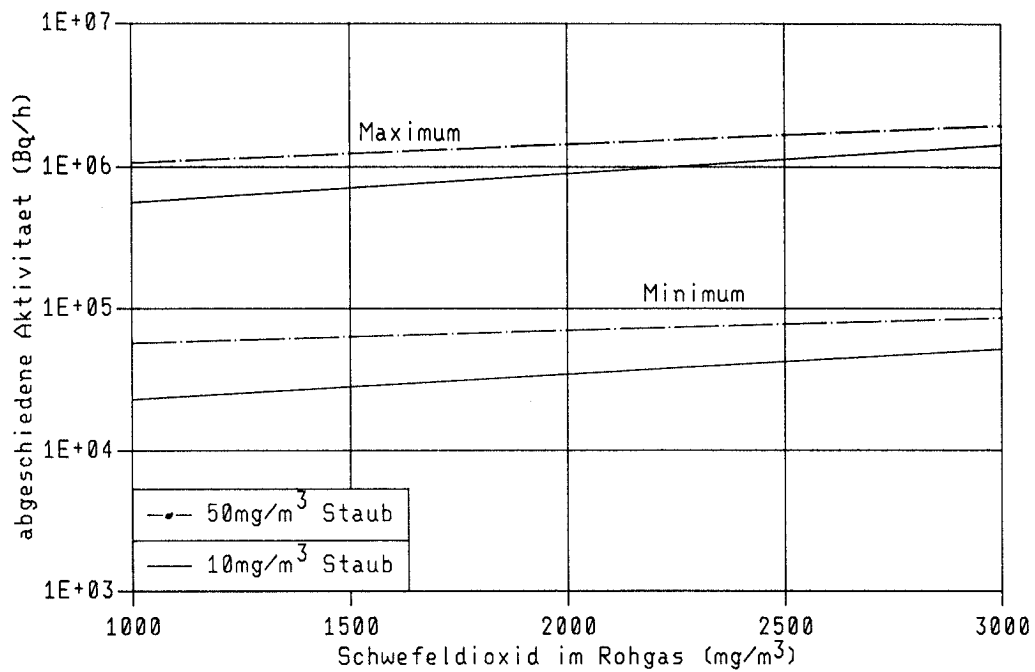


Bild 27: Aktivitätsströme durch Pb-210.

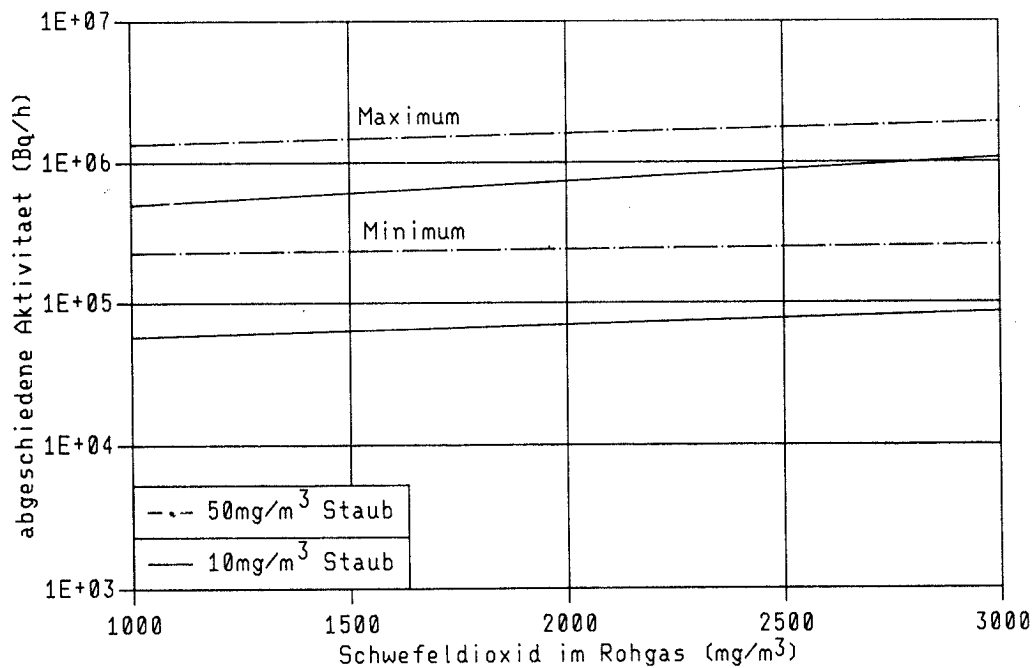


Bild 28: Aktivitätsströme durch Po-210.

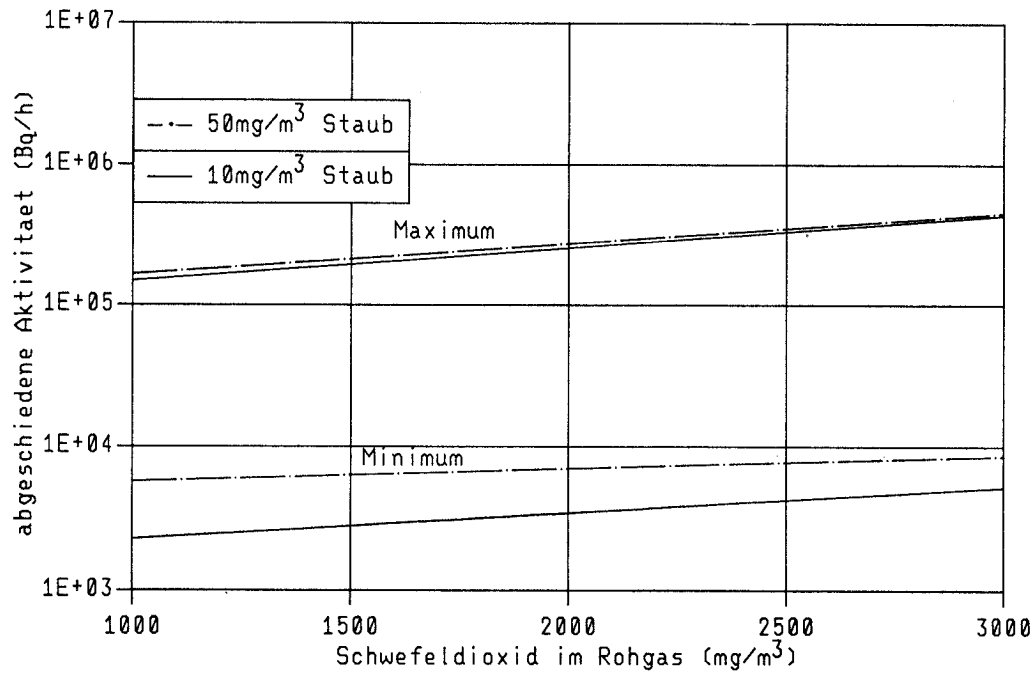


Bild 29: Aktivitätsströme durch Th-232.

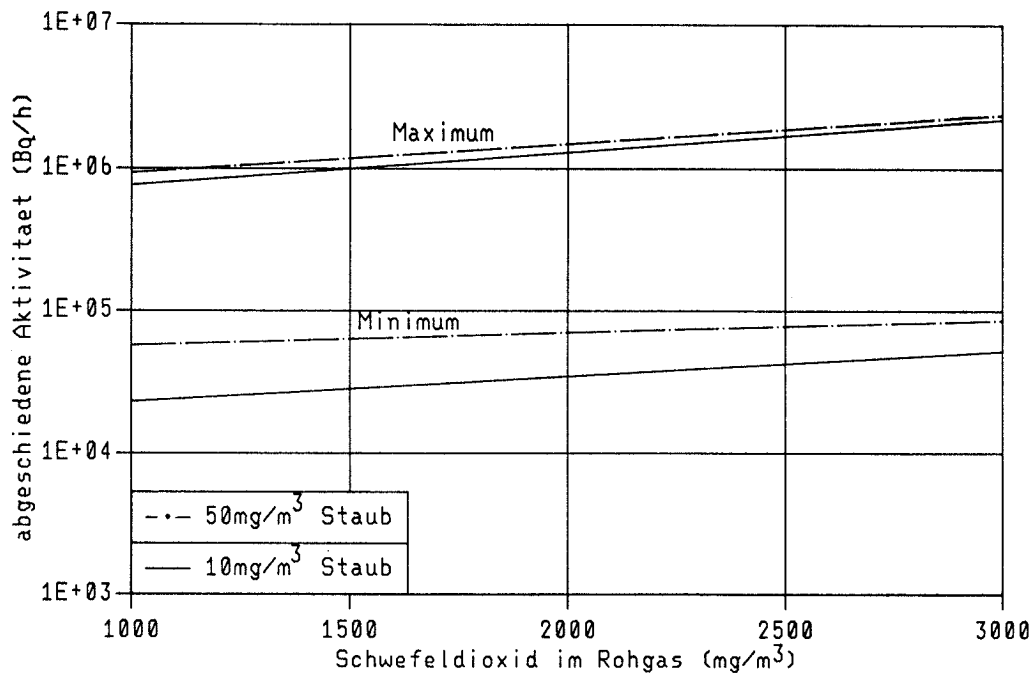


Bild 30: Aktivitätsströme durch K-40.

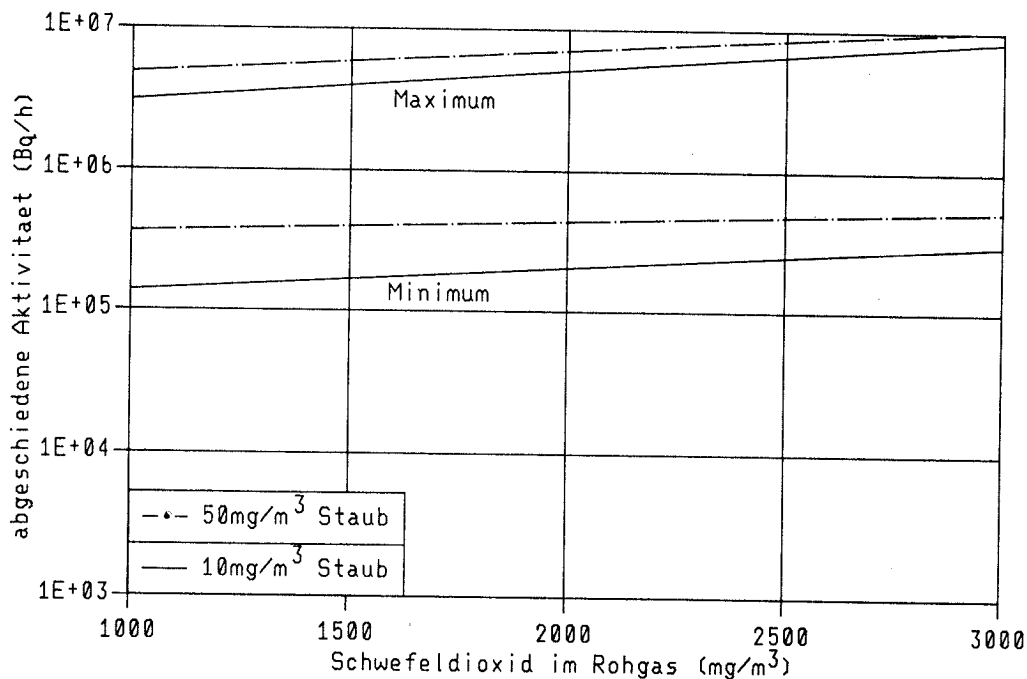


Bild 31: Aktivitätsströme durch die Gesamtheit aller Nuklide.

Die Verhältnisse sind linearer Natur und zeigen für alle dargestellten Nuklide dasselbe Verhalten: steigt der SO₂-Wert und damit der Einsatz von Kalkstein, erhöht sich zwangsläufig auch die in das System eingebrachte und damit auch abgeführte Aktivität. Analoges gilt auch hinsichtlich der Staubbeladung: wird diese größer, so wird auch der Aktivitätsstrom größer. Entsprechend der Variation der Daten für die spezifischen Aktivitäten liegt die Bandbreite zwischen maximalen und minimalen Aktivitätsströmen zwischen 1 bis 1.5 Zehnerpotenzen.

Für eine durchschnittliche SO₂-Beladung von 2000 mg/m³ und einem angenommenen Staubgehalt des Rauchgases von 30 mg/m³ werden für mittlere spezifische Aktivitäten von Kalkstein und Flugstaub z.B. folgende Aktivitätsströme umgesetzt:

U-238	323'000 Bq/h	8.7 µCi/h
Ra-226	399'000 Bq/h	10.8 µCi/h
Pb-210	648'000 Bq/h	17.5 µCi/h
Po-210	686'000 Bq/h	18.5 µCi/h
Th-232	154'000 Bq/h	4.2 µCi/h
K-40	814'000 Bq/h	22.0 µCi/h
Gesamt	3'160'000 Bq/h	85.4 µCi/h.

Die Zahlen machen deutlich, daß Th-232 den geringsten und K-40 den größten Beitrag zur gesamten aus dem REA-Wäscher abgeführten Aktivität beisteuert. Die relativ hohen Werte für die aus der U-238-Reihe stammenden Nuklide Pb-210 und Po-210 sind mit der hohen Anreicherung dieser Elemente im Flugstaub zu erklären. In den **Bildern 32** und **33** sind die Anteile des Flugstaubs an der gesamten abgeführten Aktivität der Nuklide U-238 und Po-210 zu sehen. Im Vergleich zu U-238 ist bei Po-210 die Ursache für den Aktivitätsstrom hauptsächlich durch den Eintrag mit dem Flugstaub zu suchen. Im vorliegenden Fall lauten die Zahlen:

Staubanteil	
U-238	11 %
Po-210	60 %.

Desweiteren ist in den **Bildern 32** und **33** als auch im **Bild 34** zu erkennen, daß der Staubanteil an der Aktivität zwangsläufig mit Erniedrigung der Rauchgas-Staubbeladung und mit der Erhöhung der SO₂-Rohgasfracht abnimmt. Er erniedrigt sich auch, wenn sich die spezifischen Aktivitäten von Kalkstein und Flugstaub erhöhen. Das ist damit zu erklären, daß die Bandbreite der Werte für Kalkstein gegenüber den Werten für Flugstaub z.B. bei U-238 um den Faktor 2 und bei Po-210 sogar um den Faktor 4 größer ist. In **Bild 34** ist der Staubanteil an der Aktivität für die Summe aller berücksichtigten Nuklide dargestellt. Für den vorliegenden Fall durchschnittlicher Werte beträgt dieser z.B. ca. 32 %.

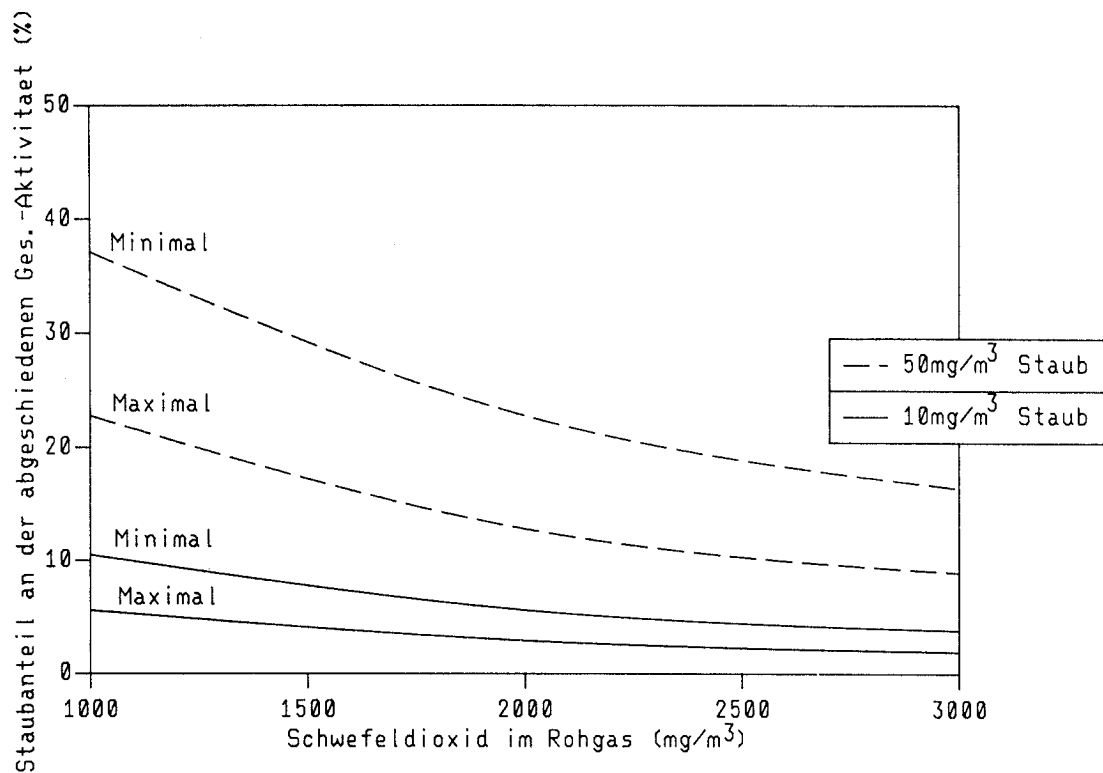


Bild 32: Anteil des Flugstaub an der Aktivität von U-238.

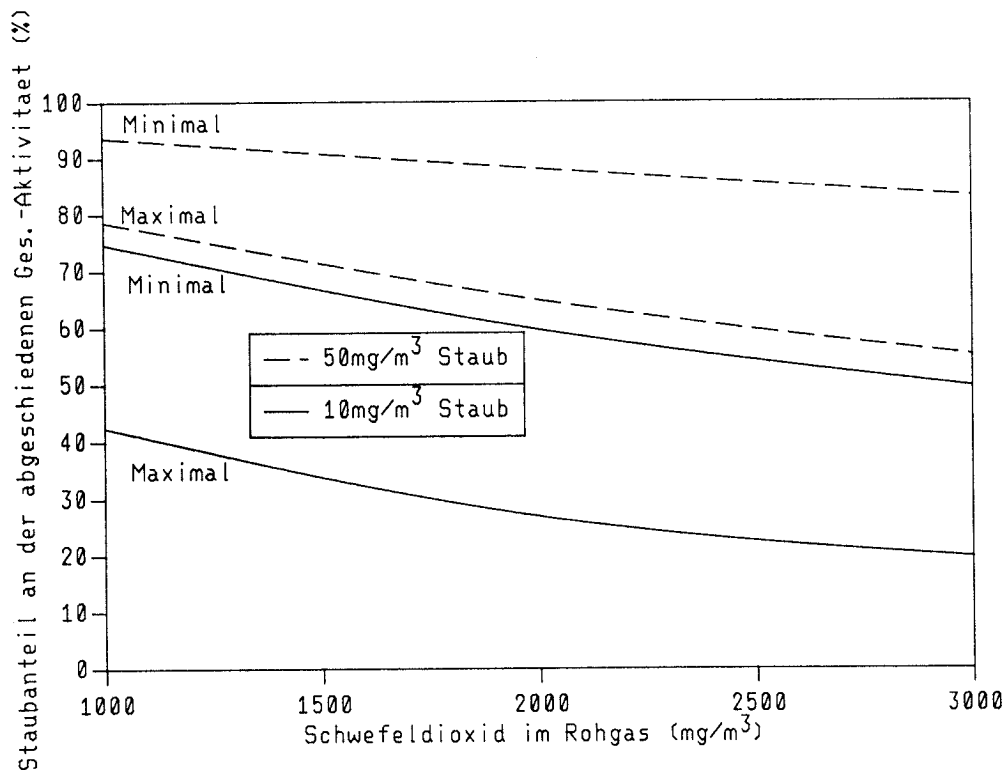


Bild 33: Anteil des Flugstaub an der Aktivität von Po-210.

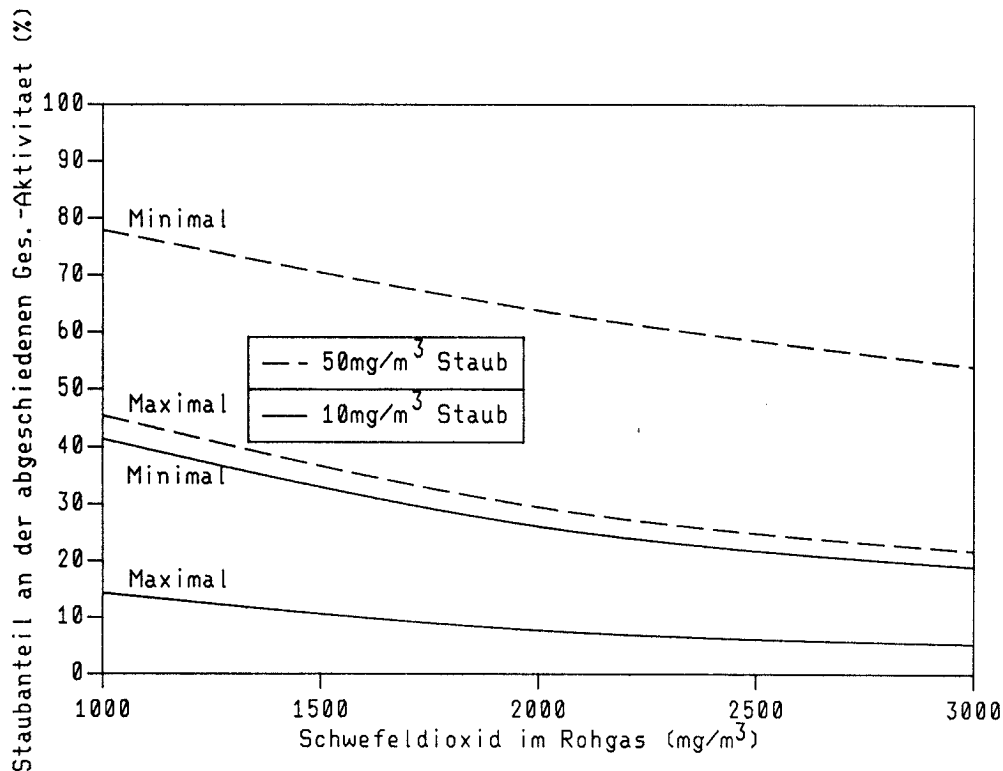


Bild 34: Anteil des Flugstaub an der Aktivität aller Radionuklide.

3.4 KONZENTRATION IN DEN ENDPRODUKTEN

Die Konzentration der Nuklide in der Gipssuspension bzw. die spezifische Aktivität der Gipssuspension, die den REA-Wäscher verläßt, ist mit den Ansätzen aus den vorherigen Kapiteln berechenbar und ist für ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk bekannt. Wie in Bild 35 dargestellt ist, entstehen aus der Gipssuspension die drei Endprodukte Gips, Schlamm und Abwasser. Die einzelnen Verfahrensschritte, die von der Suspension zu den Produkten führen, werden hier allerdings nicht näher erläutert. In Kap. 1.2.2 sind die Massenströme von Gips, Schlamm und Abwasser bestimmt worden, so daß nun nach der einfachen Beziehung

$$A_{n,1} = x_{1,n} \cdot \dot{A}_1 / \dot{m}_n \quad (\text{Gl. 3.8})$$

die spezifische Aktivität eines REA-Endproduktes $A_{n,1}$ bzgl. des Nuklids 1 berechnet werden kann. Im einzelnen bedeuten n: Identifikation des End-

produktes; $\dot{m}_n$: Massenstrom des Endproduktes n; $x_{1,n}$: Anteil des Nuklids 1, das in das Endprodukt n gelangt.

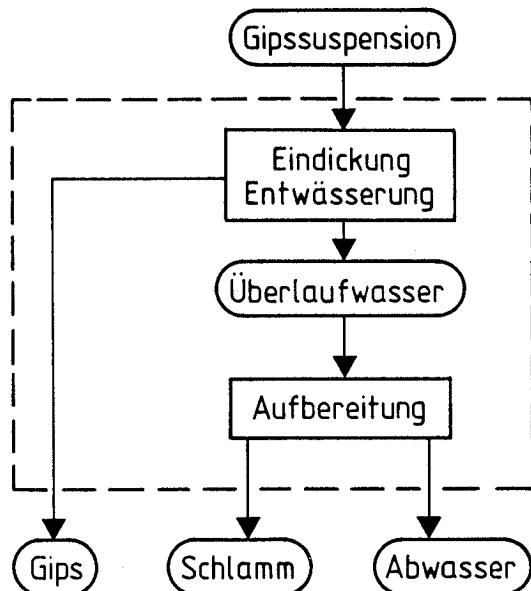


Bild 35: Verbleib der Gipssuspension.

Für eine erste quantitative Abschätzung der Problematik dient eine Überlegung, die für die Berechnung der Strahlenexposition des Menschen in und um kerntechnischen Anlagen Grundlage ist /90/. Für eine erste Bewertung des Gefährdungspotentials durch radioaktive Kontamination werden dort Daten für Rechnungen verwendet, die durchweg maximale Ergebnisse erwarten lassen. Folgt daraus eine unzulässig hohe Exposition, so muß überlegt werden, ob entweder die radioaktiven Emissionen reduziert werden müssen oder es muß nachgewiesen werden, daß die Berechnung „überkonservativ“ gewesen ist.

In diesem Sinne wird für A_1 in (Gl. 3.8) jeweils der maximale Wert ($E_{SO_2} = 3000 \text{ mg/m}^3$; $E_{St} = 50 \text{ mg/m}^3$; A_{St} und A_{CaCO_3} maximal) verwendet. $x_{1,n}$ soll zunächst für jedes Produkt n den Wert 1 haben, d.h. sämtliche eingebrachten Radionuklide werden mit dem jeweils betrachteten Endprodukt n ausgetragen. Die Berechnungen gelten wieder für ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk mit $\dot{m}_n$ aus **Bild 7** (Kap. 1.2.2.7).

3.4.1 Gips

Die Ergebnisse für das Endprodukt Gips sind in **Tabelle 12** aufgeführt. Definiert man den REA-Gips als radioaktiven Abfall, so erfordert dessen Beseitigung nach der bundesdeutschen Strahlenschutzverordnung (SSV), § 4, /91/ eine Genehmigung, wenn für die einzelnen Nuklide gewisse Grenzwerte überschritten werden. Diese Grenzwerte sind mit in der **Tabelle 12** dargestellt.

Nuklid	spezifische Aktivität (Bq/kg (pCi/g))	
	Gips	Grenzwert für radioaktiven Abfall
U-238	97 (2.6)	370'000 (10'000)
U-234	97 (2.6)	370 (10)
Ra-226	119 (3.2)	370 (10)
Pb-210	198 (5.3)	370 (10)
Po-210	197 (5.3)	370 (10)
Th-232	46 (1.3)	3'700 (100)
Ra-228	46 (1.3)	370 (10)
Ac-228	46 (1.3)	3'700 (100)
Th-228	46 (1.3)	370 (10)
K-40	243 (6.6)	nicht beschränkt

Tabelle 12: Mit Maximalabschätzung errechnete spezifische Aktivitäten von REA-Gips im Vergleich zu den Grenzwerten für radioaktiven Abfall nach SSV.

Legt man zusätzlich weiterhin die SSV zur Bewertung der Radiotoxizität zugrunde und definiert den REA-Gips als „festen Stoff“, der mit radioaktiven Substanzen natürlichen Ursprungs versetzt ist, so bedarf es zu seiner Handhabung einer Genehmigung, falls ein Grenzwert für die einzelnen Nuklide von 370'000 Bq/kg überschritten wird.

In beiden Definitionsfällen wäre nach SSV keine Genehmigung zur Beseitigung oder Handhabung nötig, da die mit Maximalabschätzung errechneten Werte aus **Tabelle 12** größtenteils weit unterhalb den Grenzwerten der

Strahlenschutzverordnung liegen. Der REA-Gips soll größtenteils in die Baustoffindustrie entsorgt werden. Dort gilt als Richtwert für die freie Verwendung von Baustoffen der Wert 370 Bq/kg bzgl. Radium und Thorium /86/. Dieser Wert wird auch mit den maximal im REA-Gips vorkommenden Konzentrationen nicht überschritten. Der Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen kann somit hinsichtlich seiner radioaktiven Kontaminierung als ungefährlich eingestuft werden.

Dieselbe Vermutung äußerte schon /11/, der die Aktivität der Nuklide Ra-226 und Th-228 im REA-Gips einmalig gemessen hat (**Tabelle 13**). Diese Vermutung kann nach den vorliegenden Rechnungen bestätigt werden.

Nuklid	spezifische Aktivität (Bq/kg (pCi/g))
Ra-226	9.62 (0.26)
Th-228	1.48 (0.04)

Tabelle 13: Gemessene spezifische Radioaktivität von REA-Gips bzgl. der Nuklide Ra-226 und Th-228 /11/.

Vergleicht man die errechneten Aktivitätswerte für REA-Gips mit denen von Naturgips und Chemiegips (z.B. Phosphorit), so stellt man fest, daß REA-Gips teilweise sogar eine geringere Aktivität besitzen kann als andere handelsübliche und gebräuchliche Gipsarten. In **Tabelle 14** sind Meßergebnisse aus /86/ für die Nuklide Ra-226, Th-232 und K-40 den entsprechenden errechneten Werten aus **Tabelle 12** gegenübergestellt.

spezifische Aktivität (Bq/kg (pCi/g))			
Nuklid	Naturgips	Chemiegips	REA-Gips
Ra-226	max.37.0	max.1660.0	max.119.0
	(max.2.0)	(max.44.9)	(max.3.2)
Th-232	max.11.1	max.140.6	max.46.0
	(max.0.3)	(max.3.8)	(max.1.3)
K-40	max.185.0	max.407.0	max.243.0
	(max.5.0)	(max.11.0)	(max.6.6)

Tabelle 14: Vergleich der Radioaktivität von Natur-, Chemie- und REA-Gips.
Meßwerte aus /86/.

3.4.2 Abwasser

Tabelle 15 gibt die mit der Maximalabschätzung gefundenen Rechenergebnisse für die Radioaktivität des REA-Abwassers bezüglich einiger spezieller Nuklide sowie der Gesamtheit aller Nuklide wieder.

Zur Beurteilung der Radiotoxizität des Abwassers wird ein Vergleich angestellt zu den vorliegenden Verhältnissen in kerntechnischen Anlagen, wo meist die Aktivität des gesamten Nuklidgemischs zur Bewertung herangezogen wird. Ein Wasser gilt dort als schwach aktiv, wenn eine spezifische Aktivität von 370 Bq/l nicht überschritten wird /92/. Das Abwasser aus REA ist somit schwachaktiv und dies wahrscheinlich an der unteren Grenze, da **Tabelle 15** mit 305 Bq/l nur die ungünstigsten Verhältnisse wiedergibt.

Nuklid	spezifische Aktivität (Bq/l (pCi/ml))	
U-238	28	(0.8)
Ra-226	35	(0.9)
Pb-210	57	(1.6)
Po-210	57	(1.6)
Th-232	13	(0.4)
K-40	71	(1.9)
andere Nuklide		
zusammen	44	(1.2)
Gesamt	305	(8.2)

Tabelle 15: Mit Maximalabschätzung errechnete spezifische Aktivität von REA-Abwasser.

Entscheidend jedoch ist die von der Genehmigungsbehörde individuell festgelegte Begrenzung der radioaktiven Emission mit dem Abwasser über einen bestimmten Zeitraum. Zur Berechnung dieser Größe soll für das 750 MW-Steinkohlekraftwerk eine Benutzungsstundendauer von 5000 h/a /93/ gelten. Die damit errechnete radioaktive Emissionsrate ist in **Tabelle 16** für das Nuklid U-238 und in **Tabelle 17** für die Gesamtheit aller Nuklide im Vergleich zu einzelnen kerntechnischen Anlagen dargestellt.

U-238-Emissionsrate (TBq/a)		
Uranerzgruben	$7.4 \cdot 10^{-3}$	/88/
Urananreicherungs- anlagen	$1.1 \cdot 10^{-7}$	/88/
Brennelementherstel- lungsanlage	$3.7 \cdot 10^{-3}$	/88/
750MW-Steinkohle- kraftwerk	$4.7 \cdot 10^{-3}$	

Tabelle 16: Vergleich der U-238-Emissionsraten über das Abwasser zwischen einem Kohlekraftwerk und kerntechnischen Anlagen.

Gesamtaktivitäts-Emissionsrate (TBq/a)		
Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor	$5.7 \cdot 10^{-3}$	/88/
Wiederaufarbeitungs- anlage (1500 t/a)	$2.2 \cdot 10^{-2}$	/88'
750 MW-Steinkohle- kraftwerk	$5.1 \cdot 10^{-2}$	

Tabelle 17: Vergleich der Gesamtaktivitäts-Emissionsrate über das Abwasser zwischen einem Kohlekraftwerk und kerntechnischen Anlagen.

Man sieht, daß das REA-Abwasser bezüglich seiner Aktivitäts-Emissionsrate Werte aufweist, die die Aktivitätswerte von Abwässern aus kerntechnischen Anlagen überschreiten kann. In /88/ wurde aber explizit aufgeführt, daß sich diese Werte innerhalb der gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte befinden.

3.4.3 Schlamm

Analog zu den REA-Produkten Gips und Abwasser wird auch für den Schlamm die spezifische Radioaktivität mit einer Maximalabschätzung berechnet. Die Ergebnisse sind im Vergleich zu den Grenzwerten für radioaktiven Abfall aus der Strahlenschutzverordnung in **Tabelle 18** dargestellt.

spezifische Aktivität (Bq/kg (pCi/g))				
Nuklid	Schlamm		Grenzwerte für radioaktiven Abfall	
U-238	3665	(99)	370'000	(10'000)
U-234	3665	(99)	370	(10)
Ra-226	4500	(122)	370	(10)
Pb-210	7462	(202)	370	(10)
Po-210	7423	(201)	370	(10)
Th-232	1750	(47)	3'700	(100)
Ra-228	1750	(47)	370	(10)
Ac-228	1750	(47)	3'700	(100)
Th-228	1750	(47)	370	(10)
K-40	9154	(247)	nicht beschränkt	

Tabelle 18: Mit Maximalabschätzung errechnete Aktivitäten von REA-Schlamm im Vergleich zu den Grenzwerten für radioaktiven Abfall nach SSV.

Es ist zu sehen, daß die Werte für den Schlamm die Grenzwerte teilweise um das 20fache überschreiten, was eine unzulässig hohe Kontamination bedeutet. Hier ist eine Überprüfung der für die Rechnung verwendeten Daten nötig. Im folgenden wird deshalb der tatsächliche Austrag der Radionuklide mit dem Schlamm in möglichst engen Grenzen abgeschätzt.

Vergegenwärtigt man sich das **Bild 35**, so vollzieht sich die erste Trennung der Radionuklide in zwei Ströme bei der Eindickung bzw. Entwässerung der Gips suspension. Dieser Prozeß läßt sich aufgrund der Kompliziertheit der

physikalischen Vorgänge im Verfahren selber aber theoretisch nur unzureichend beschreiben /z.B. 94/. Für die Abschätzung, wieviel Nuklide im Überlaufwasser verbleiben, werden daher vergleichbare Messungen aus /41/ herangezogen. Dort wurden die Konzentrationen von anderen Spurenelementen (diverse Schwermetalle und Uran ohne nähere Angaben) in den einzelnen Massenströmen einer REA gemessen. Neben einigen nicht erklärbaren Meßergebnissen wird aber festgestellt, daß ca. 20 bis 55 % aller Schwermetalle, die analog zu den Radionukliden durch die Kohle und das Absorptionsmittel in die REA gelangt sind, mit dem Gips ausgetragen werden (**Tabelle 19**).

Element	Löslichkeit	Austrag mit dem Gips (%)
As	schwer	55
Be	gut	25
Cd	gut	19
Co	gut	33
Cr	schwer	53
Cu		36
Ni	gut	25
Pb	schwer	41
V	schwer	48
Zn	gut	46
U		37

Tabelle 19: Meßergebnisse aus /41/.

Ein Maß für die Intensität des Austrags mit dem Gips kann die Löslichkeit der Elemente im Wasser sein: je schlechter die Löslichkeit ist, desto höher ist der Austrag mit dem Gips. Man stelle sich dazu vor, daß die schwer löslichen Elemente vorwiegend an Gipskristallen adsorbieren und die gut löslichen aufgrund der guten Separation im Eindicker etc. vorwiegend in der Flüssigkeit verbleiben. Von den in **Tabelle 19** aufgeführten schwer löslichen Elementen (As,Cr,Pb und V) liegt der Austrag mit dem Gips zwischen 41 und 55 %, während die gut löslichen Elemente (Be,Cd,Co,Ni,Zn) Gips-Austräge zwischen 19 und 46 %, also teilweise deutlich darunter, verzeichnen. Da den Elementen Uran und Thorium nun zumindestens grob eine schwere Löslichkeit in Wasser zugeordnet werden kann /95,96/, wird unter

Berücksichtigung des speziellen Meßwertes für Uran (37 %) ein mittlerer Gipsaustrag für diese Elemente von 40 % angenommen. Für die anderen Nuklide wird der Einfachheit halber dasselbe physikalische Verhalten unterstellt wie für ihre Muttersubstanzen.

In das Überlaufwasser der Verfahrensstufe Eindickung gelangen also im Mittel 60 % aller Radionuklide.

Die nachfolgenden Behandlungsstufen für dieses Überlaufwasser beinhalten in der Hauptsache das Verfahren der Fällung/Flockung mit anschließender Trennung durch Sedimentation. Ein Teil der Abwasseraufbereitungsanlage eines Kernkraftwerks kann auch eine chemische Fällung beinhalten, wogegen die Trennung fest/flüssig meist über Filtration oder Zentrifugation geschieht /97,98,99/. Durch die Ähnlichkeit beider Anlagen liegt es nahe, vorhandene Erfahrungs- bzw. Meßwerte von der Kernkraftwerks-Abwasseraufbereitungsanlage auf die Rauchgasentschwefelungs-Abwasseraufbereitung zu übertragen.

In der Kerntechnik beschreibt man den Wirkungsgrad einer Aufbereitungsanlage mit Dekontaminationsfaktoren. Diese sind definiert als die Quotienten aus den Aktivitäten im Inputstrom zu den Aktivitäten im Outputstrom. Der Dekontaminationsfaktor für die chemische Fällung von Radionukliden liegt nach /99/ zwischen 2 und 100, /97/ gibt den konkreten Wert 10 an. Dieser Wert besagt, daß im Reinwasser nur noch 10 % der ursprünglichen Aktivität enthalten sind, 90 % der Nuklide somit in den Schlamm gelangen.

Die Abscheidung von Schwermetallen aus dem Abwasser einer REA wurde von /35/ gemessen (Bild 36). Die Abscheidegrade liegen dabei zwischen 20 und 95 %, in der Mehrheit aber über 80 %.

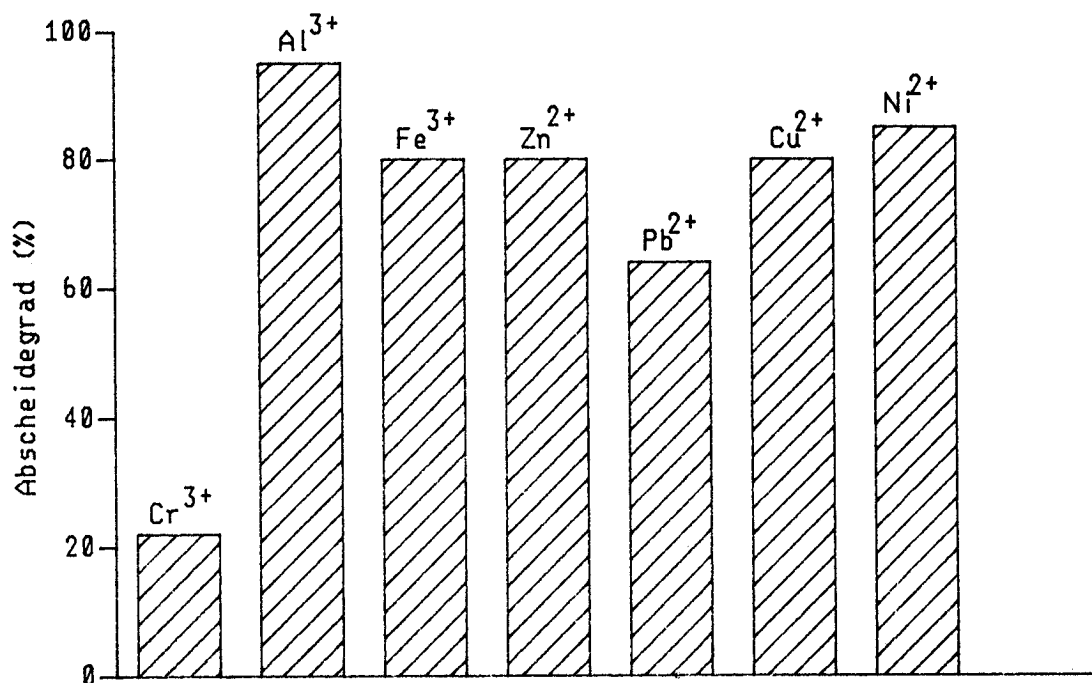


Bild 36: Gemessene Abscheidegrade von Schwermetallen in der Abwasserbehandlung einer REA /35/.

Unterstellt man nun, daß die natürlichen Radionuklide dasselbe chemisch/physikalische Verhalten zeigen wie einerseits die künstlichen Nuklide aus Kernkraftwerken und andererseits wie die Schwermetalle aus dem Abwasser einer REA, so zeigt die Tendenz der Abscheidung deutlich in den Bereich 80 bis 90 %. Somit wird hier der Anteil der Nuklide, die in den Schlamm gelangen, mit dem Mittelwert 85 % abgeschätzt. Insgesamt finden also im Mittel $x_{1,n} = 51$ % aller Radionuklide, die sich in der Gips suspension befunden haben, den Weg in den Schlamm.

Die spezifische Aktivität des REA-Schlamm wird nun unter Verwendung des neuen Wertes für $x_{1,n}$ mit der (Gl. 3.8) neu berechnet. Für die spezifischen Aktivitäten von Flugstaub und Kalkstein finden Mittelwerte aus der **Tabelle 11** Verwendung. Für die Beladung des Rauchgas werden ebenfalls mittlere Daten eingesetzt: $E_{SO_2} = 2000 \text{ mg/m}^3$; $E_{St} = 30 \text{ mg/m}^3$. Die Ergebnisse finden sich in der **Tabelle 20**.

Aktivität (Bq/kg (pCi/g))				
Nuklid			Grenzwert für radioaktiven Abfall	
U-238	635	(17.2)	370'000	(10'000)
U-234	635	(17.2)	370	(10)
Ra-226	790	(21.4)	370	(10)
Pb-210	1280	(34.6)	370	(10)
Po-210	1350	(34.5)	370	(10)
Th-232	302	(8.2)	3'700	(100)
Ra-228	635	(17.2)	370	(10)
Ac-228	635	(17.2)	3'700	(100)
Th-228	635	(17.2)	370	(10)

Tabelle 20: Abgeschätzte tatsächliche spezifische Aktivität von REA-Schlamm im Vergleich zu den Grenzwerten der SSV für radioaktiven Abfall.

Sieht man von den Nukliden U-238, Th-232 und Ac-228 ab, so überschreiten alle mit realistischen Daten errechneten Aktivitätswerte des REA-Schlammes die Grenzwerte für radioaktiven Abfall. Die vorherige zu hoch angesetzte Kontamination ist nun relativiert worden. Da aber trotzdem Grenzwerte überschritten werden, müßten die Emissionen an Radionukliden reduziert werden. Einer Verminderung der Radionuklide im Schlamm würde jedoch einer Anreicherung der Aktivität im Abwasser gegenüberstehen. Dies jedoch steht im Widerspruch zur erforderlichen Abwasserqualität bei Einleitung in eine Vorflut.

Die Werte ordnen den REA-Schlamm der Kategorie „schwachaktiver Abfall“ zu, dort freilich an der unteren Grenze. Setzt man aber die Maßstäbe der Strahlenschutzverordnung bei der Entsorgung des REA-Schlamm als Abfall (z.B. Verbringung auf eine Deponie) an, so wäre diese Entsorgungspraxis zumindest genehmigungspflichtig. Von entscheidender Bedeutung wird allerdings sein, inwieweit die SSV mit ihren Bestimmungen in einem Kohlekraftwerk Einzug halten kann, da sie offenbar für eine Anwendung in diesem Bereich nicht vorgesehen ist und somit die rechtliche Handhabe fehlt.

Analog zu den Überlegungen bezüglich des Schlamms soll nun kurz auch die realistische Kontamination des REA-Abwassers dargestellt werden. Wie in der folgenden Übersicht zu sehen ist, verringert sich die spezifische Aktivität und die radioaktiven Emissionsraten des REA-Abwassers bei Verwendung realistischer Daten um jeweils etwa eine Zehnerpotenz. Sie liegen aber trotzdem noch in derselben Größenordnung wie die Abwässer aus kerntechnischen Anlagen (**Tabellen 16 und 17**):

Gesamte spezifische Aktivität: 28 Bq/l (0.74 pCi/ml)

U-238-Emissionsrate eines 750 MW-Stein-

kohlekraftwerks: $4.2 \cdot 10^{-4}$ TBq/a

Gesamt-Emissionsrate eines 750 MW-Stein-

kohlekraftwerks: $4.6 \cdot 10^{-3}$ TBq/a.

4. ENTSORGUNG VON REA-SCHLAMM

Wie das vorherige Kapitel gezeigt hat, muß die Entsorgung von REA-Schlamm aufgrund der erhöhten Aktivitätswerte neu überdacht werden. Dazu werden zunächst die momentan in der Kraftwerksindustrie üblichen Entsorgungspraktiken in Hinblick auf die Radioaktivität geprüft und bewertet. Anschließend werden daraus folgende Konsequenzen und neue Vorschläge für die REA-Schlamm-Entsorgung vorgestellt.

4.1 VERWERTUNG DURCH VERMISCHUNG MIT BAUSTOFFEN

Der Schlamm aus Rauchgasentschwefelungsanlagen kann bis zu 80 % /34,39,47/ aus Gips bestehen, was einige REA-Betreiber dazu veranlaßte, den Schlamm als Rohstoff für die Bauindustrie zu verwenden. Dazu wird der Schlamm entweder dem REA-Gips noch im Kraftwerk beigemischt /47/ oder als Abbindeverzögerer dem Baustoff Zement zugeschlagen /34,45/.

Durch die Vermischung des REA-Schlamm mit anderen Stoffen wird ein Verdünnungseffekt erzielt, der sich positiv auf die spezifischen Aktivitätswerte auswirkt, wenn, wie noch gezeigt werden wird, gewisse Mindestbedingungen bezüglich der Mischungsverhältnisse eingehalten werden.

4.1.1 Gips/Schlamm

Es liegt nahe, die beiden bei der Rauchgasentschwefelung anfallenden festen Rückstände Gips und Schlamm miteinander zu vermischen, um die Entsorgungsproblematik von zwei auf einen Massenstrom zu reduzieren. Da die anfallende Schlammmenge nur einen kleinen Teil der Gipsmenge ausmacht, scheint die Mischung keinen negativen Einfluß auf die von den

Gipsabnehmern geforderten Abnahmebedingungen, z.B. Einhaltung eines bestimmten Weißgehaltwertes, zu nehmen.

Ein Problem der Gips/Schlamm-Mischung ist, daß der Gips kontinuierlich, der Schlamm dagegen diskontinuierlich anfällt. Eine homogene Mischung beider Komponenten ist daher nur zu bewerkstelligen, wenn eine separate Mischstation mit Zwischenlagerung der Mischungskomponenten eingerichtet wird, die den Gips mit dem Schlamm in einem geforderten Mindest-Mischungsverhältnis zusammenbringt. Daß dieses notwendig ist, zeigt das **Bild 37**, in dem die radioaktive Belastung der Gips/Schlamm-Mischung anhand des Nuklids Ra-226 abhängig vom Mischungsverhältnis dargestellt ist. Für diese Darstellung wurden wieder Daten verwendet, die die obere Grenze des Möglichen wiedergeben (s. Kap.3).

Zunächst ist die triviale Feststellung zu machen, daß mit zunehmendem Mischungsverhältnis die spezifische Aktivität des Mischprodukts steigt. Dabei können nun Grenz- bzw. Richtwerte überschritten werden, die in /86/ diskutiert werden. Um eine zusätzliche radioaktive Belastung des Menschen durch z.B. im Häuserbau verwendete Materialien so weit wie möglich einzuschränken, werden dort gewisse Richtwerte bzgl. des Radium- und Thoriumgehaltes von Baustoffen genannt. Diese sind:

spez.Aktivität < 370 Bq/kg Ra oder Th: freie Verwendung
< 925 Bq/kg Ra oder Th: Anzeigepflicht
≥ 925 Bq/kg Ra oder Th: Zulassungspflicht.

In **Bild 37** sind diese Grenzbedingungen mit aufgenommen worden.

Würde man den Gips und den Schlamm eines 750 MW-Steinkohlekraftwerks kontinuierlich miteinander vermischen, so hätte man ein Mischungsverhältnis von 1:40, womit die spezifische Aktivität des Gipses ungefähr verdoppelt ist. Beansprucht man nun die in /86/ genannten Richtwerte als Bewertungsgrundlage, so kann schon bei einem Mischungsverhältnis Schlamm zu Gips von ca. 1:20 die Grenze der unbedenklichen freien Verwendung erreicht sein. Schon die Verringerung der zu vermischenden Gipsmenge um die Hälfte wäre damit im ungünstigsten Fall nicht mehr unbedenklich im Bezug auf die radioaktive Belastung des Mischprodukts.

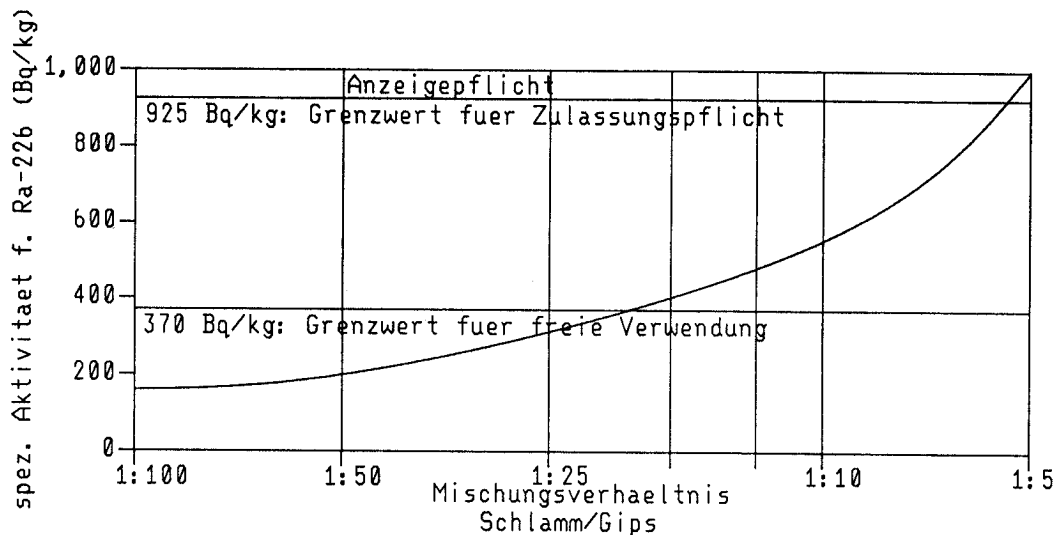


Bild 37: Mit Maximalabschätzung ermittelte Abhängigkeit der spezifischen Aktivität der Mischung Gips/Schlamm bzgl. Ra-226 vom Mischungsverhältnis.

4.1.2 Zement/Schlamm

Dem Baustoff Zement werden sogenannte Abbindeeregler zugegeben, die das Abbinden von Zement beschleunigen oder verzögern. Diese Zusatzstoffe wirken chemisch auf die Zementerhärtung. Dem hauptsächlich gebräuchlichen Portlandzement wird als Abbindeverzögerer entweder Gipsstein oder Anhydrit (CaSO_4) zugemahlen /100/. Aufgrund des schon angesprochenen hohen Gipsgehaltes des REA-Schlammes wird dieser teilweise als Ersatz für die normal gebräuchlichen Abbindeverzögerer verwendet.

Für eine Überprüfungsrechnung sollen nun folgende Voraussetzungen gelten (ungünstigste Bedingungen):

- CaO (Brantkalk)-Gehalt des Portlandzement: 67 % /100/
- max. spez. Aktivität von CaO bzgl. Ra-226: 55.5 Bq/kg (1.5 pCi/g) /86/
- Abbindezusatz-Gehalt (REA-Schlamm): 5 % /100/

max. spez. Aktivität von REA-Schlamm bzgl. Ra-226: 4500 Bq/kg (122 pCi/g).

Mit diesen Werten errechnet sich eine maximal mögliche spezifische Aktivität des Mischprodukts Zement/Schlamm bzgl. Ra-226 von 260 Bq/kg (7 pCi/g). Normalerweise (d.h. bei Verwendung von Anhydrit o.ä. als Abbindeverzögerer) beträgt dieser Wert maximal 48 Bq/kg (1.3 pCi/g) /86/, so daß von einer nicht unbedeutenden Erhöhung der Radioaktivität von Zement gesprochen werden kann. Trotzdem kann die Mischung Zement/Schlamm frei verwendet werden, da eine Überschreitung des Richtwertes von 370 Bq/kg (10 pCi/g) (s. Kap. 4.1.1) nicht zu erwarten ist.

4.2 DEPONIERUNG

Einige Kraftwerksbetreiber haben sich entschieden, den REA-Schlamm auf Deponien zu verbringen /44,45/. In Frage kommen dabei Ablagerungen auf Mischdeponien oder nur für diesen Zweck einzurichtende Monodeponien. Zu unterscheiden ist weiterhin die Deponierung mit und ohne Aufbereitung.

4.2.1 Mischdeponierung

Mischdeponien sind vielfach kraftwerkseigene Deponien, auf denen die Rückstände eines Kohlekraftwerks entsorgt werden, z.B. Kessel- und Flugasche oder der Schlamm aus der Kühlturm-Zusatzwasseraufbereitungsanlage (KZA) /45/.

Die Problematik von Deponien hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit wird von /101/ eingehend beschrieben: zu befürchten sind z.B. Auslaugungen von für die Umwelt schädlichen Stoffen mit dem Deponie-Sickerwasser, die das Grundwasser verunreinigen können. Da auch in der Asche Schwermetalle aufkonzentriert vorhanden sind, wurde die u.a. von /102/ befürchtete Mobilisierung dieser Spurenelemente in Flugaschedeponien von /103/ eingehend untersucht. Es wurde festgestellt, daß eine meßbare Anreicherung der

Schwermetalle im Deponieuntergrund und im Sickerwasser nicht vorhanden ist. Als Grund hierfür wird u.a. die Neubildung von Mineralien genannt, an denen die Spurenelemente adsorbieren. Andererseits können die Spurenelemente von vorneherein in der glasartigen Struktur (in Kesselasche mehr als in Flugasche) eingebunden sein /104/. Trotzdem wird für die Neuanlage von Deponien empfohlen, einen dichten Untergrund für die Deponie zu schaffen, um einen Kontakt des Sickerwassers mit dem Grundwasser sicherheitshalber zu vermeiden.

Der Anfall an Asche in einem Kohlekraftwerk ist sehr viel größer als der Anfall an REA-Schlamm: setzt man einen mittleren Aschegehalt der Steinkohle von 14.5 % /43/ voraus, so ergibt sich ein Gesamt-Aschemassenstrom (Flug- und Kesselasche) für ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk von ca.

30 t/h. Das ist ungefähr die 100fache Menge von dem, was an REA-Schlamm anfällt. Durch eine gleichzeitige Verkipfung von Asche und REA-Schlamm auf einer Deponie ist somit eine ausreichende "Abmagerung" der Nuklidkonzentration im Schlamm gegeben. Die Nuklidgehalte von Kraftwerksaschen liegen in derselben Größenordnung wie z.B. der REA-Gips /82,83,89,105/, woraus folgt (s. Kap. 4.1.1), daß damit in diesem Fall die Mischungsverhältnisse für eine ausreichende Verdünnung der Konzentrationen gegeben sind. Ob das Auslaugverhalten der sich in der Asche befindenen Spurenelemente jedoch auf das Auslaugverhalten der mit der Asche vermengten Schlamm-Spurenelemente übertragbar ist, bleibt dahingestellt. So ist es fraglich, ob die Radionuklide des REA-Schlammes im Deponiekörper verbleiben.

Zudem wird in den wenigsten Fällen die Asche vollständig deponiert. Vielmehr ist es das Bestreben der Kraftwerksbetreiber, die Asche einer Verwertung zuzuführen. So wurden beispielsweise im Jahr 1980 64.8 % /43/ der gesamten in der Bundesrepublik Deutschland anfallenden Kraftwerksasche in die Bauindustrie entsorgt. Die Entwicklungstendenz ist hierbei steigend, da z.B. die bevorstehende 4.Novelle zum Abfallbeseitigungsgesetz (AbfG) das Gebot der Abfall- bzw. Rückstandsverwertung beinhaltet /45/. So können teilweise nur sehr geringe Mengen von Asche für die gleichzeitige Deponierung mit REA-Schlamm zur Verfügung stehen. Somit verliert das Deponiegut weiter an ausreichender Sicherheit gegen die Auslaugung von Spurenelementen, insbesondere der Radionuklide im Schlamm.

Die Möglichkeit der Abfuhr des REA-Schlamm auf eine externe Sondermülldeponie sollte aufgrund der erhöhten Aktivitätswerte ausscheiden, da hier längerfristig Probleme auftreten können. Das Sickerwasser, das sich am gegenüber dem Erdreich abgedichteten Deponieboden ansammelt, wird aller Voraussicht nach die Radionuklide nach einer gewissen Zeit mit sich führen. Bei der Aufbereitung des Deponie-Sickerwassers entsteht neuer Aufbereitungsschlamm, der erneut mit derselben Entsorgungsproblematik anstehen würde.

4.2.2 Monodeponierung

Die Ablagerung von REA-Schlamm auf einer speziell für diesen Zweck einzurichtenden Monodeponie beinhaltet dieselbe Problematik wie eine Mischdeponie. Für die Abschätzung der Umweltverträglichkeit einer solchen Monodeponie diene folgender Ansatz: betrachtet werden soll das gesamte Nuklidgemisch, das mit dem Schlamm auf eine Deponie verbracht wird, die eine 20jährige Betriebszeit haben soll. Wenn ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk eine Benutzungsstundendauer von 5000 h/a hat, so fallen in 20 Jahren ca. 26'000 t REA-Schlamm an. Nimmt man weiterhin an, daß der Schlamm dieselbe Dichte hat wie sein Hauptbestandteil Gips, so errechnet sich ein benötigtes Deponievolumen von ca. 11440 m³. Soll die Deponie unter geometrischen Gesichtspunkten optimal sein, so erhält man nach /101/ mit einer fiktiven Deponiehöhe von 5 m ein Flächenbedarf von ca. 2750 m². Verwendet man die tatsächliche spezifische Aktivität des Schlamms nach **Tabelle 20**, so werden in 20 Jahren $3.1 \cdot 10^{11}$ Bq (8.4 Ci) deponiert. Diese Aktivität soll gleichmäßig über einen Zeitraum von 50 Jahren vollständig mit dem Sickerwasser abgeführt werden. Der Sickerwasseranfall beträgt im Durchschnitt $5 \text{ m}^3 / (\text{ha} \cdot \text{d})$ /101/, so daß mit einer radioaktiven Kontamination des Monodeponie-Sickerwassers von ca. 12'500 Bq/l (338 pCi/ml) für das Nuklidgemisch gerechnet werden muß.

Die Monodeponie muß gegenüber dem Untergrund abgedichtet sein, so daß das Sickerwasser aufgefangen werden kann. Berücksichtigt man, daß der oben errechnete Wert nur ein Mittelwert darstellt und eventuelle Abflußspitzen

nicht mitberücksichtigt sind, so sollte eine Aufbereitungsanlage zur Dekontamination des Sickerwassers zur Verfügung stehen.

4.2.3 Deponierung nach vorheriger Aufbereitung

Um eine Auslaugung des Deponiegutes zu vermeiden, bietet es sich an, die zu deponierende Masse so aufzubereiten, daß sie von vorneherein gegenüber der Umwelt abgeschlossen ist. Eine ähnliche Verfahrensweise wird für die Entsorgung des REA-Gipses der rheinischen Braunkohlekraftwerke praktiziert. Dieser REA-Gips wird im Braunkohletagebau deponiert, da er in der Gipsindustrie nicht mehr untergebracht werden kann. Primäre Problemstellung war hier allerdings die Gefährdung des Grundwassers durch die nicht unbeträchtliche Sulfatauslaugung. Man entwickelte ein Verfahren, bei dem ein Stabilisat aus Flugasche, Naßasche und Gips gebildet wird, das bei bestimmten Bedingungen eine hinreichend kleine Wasserdurchlässigkeit besitzt. Versuchsergebnisse haben gezeigt, daß bei ausreichender Wasserzugabe und Lagerungszeit sowie einem nicht zu hohem Gipsanteil im Stabilisat (max. 25 %) eine Deponierung des Stabilisats auch im Grundwasser möglich ist /106/.

Aus den USA ist ein ähnliches Verfahren bekannt geworden /107/. Die dort installierten REA produzieren als einzigen Output quasi die Gipssuspension, in der alle drei zu entsorgenden Komponenten noch zusammengefaßt sind. Diese Sulfatschlämme dürften aufgrund ihrer Eigenschaften nur auf Sondermülldeponien verbracht werden. Daher entschloß man sich zu einer REA-Rückstandsstabilisierung mit anschließender Fixierung. Bei der Stabilisierung wird der Wasseranteil der teilweise entwässerten Gipssuspension durch Zusatz trockener Flugasche reduziert. Bei der anschließenden Fixierung werden neben einer weiteren Feuchtereduktion außerdem noch zementartige, hydraulische Eigenschaften durch die sog. puzzolanischen Reaktionen (Zement/Beton erhärtung) erzeugt. Es entsteht ein ungefährliches und stabiles Material, das dem Beton sehr ähnlich ist. Es hat eine genügende Festigkeit, niedrige Eluierbarkeit und eine geringe Permeabilität. Das Stabilisat wird im Deponiekörper vom Wasser umströmt anstatt durchströmt. Es kann somit kein Stoffaustausch zwischen Wasser und Festkörper

stattfinden. Zudem sind die Schwermetalle in der Matrix des Stabilisats fixiert und können nicht ausgelaugt werden. Dieses Verfahren ist in den USA an 40 Rauchgasentschwefelungsanlagen großtechnisch erprobt.

4.3 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG

Es wurden mehrere Entsorgungsvarianten für REA-Schlamm vorgestellt, die im folgenden im Hinblick auf ihre Umweltverträglichkeit und ihre Einsatzmöglichkeiten bewertet werden.

Die Entsorgung des REA-Schlammes durch Vermischung mit dem REA-Gips ist eine mögliche Lösung des Problems, da eine ausreichende Verdünnung der Radionuklid-Konzentrationen gewährleistet werden kann. Es ist aber unbedingt notwendig, auf eine homogene Mischung mit möglichst kleinen Mischungsverhältnissen zu achten. Dazu ist ein gewisser Aufwand notwendig, der eine kraftwerksinterne Mischstation mit Zwischenlagerung beider Mischkomponenten umfaßt. In **Bild 38** ist ein Fließdiagramm dargestellt, nach dem eine Gips/Schlamm-Mischung arbeiten könnte.

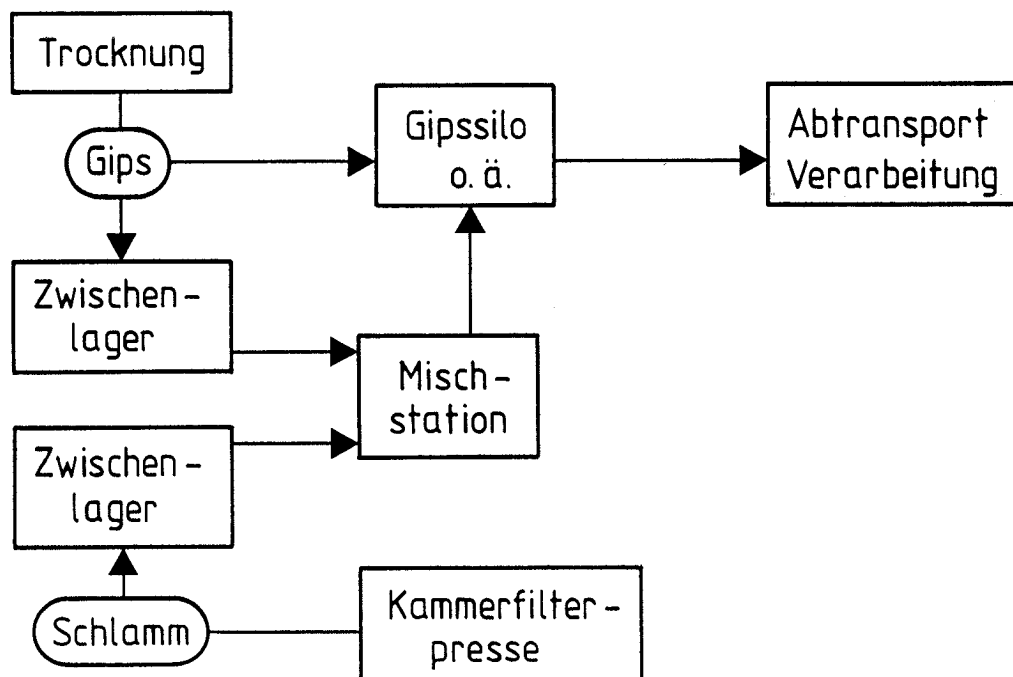


Bild 38: Vorschlag für die Wege von Gips und Schlamm zu deren Vermischung.

Ein Vorteil dieser Verfahrensweise liegt natürlich darin, daß noch im Kraftwerk die zu entsorgenden Massenströme von zwei auf einen Massenstrom reduziert werden. Nachteilig ist die zumindest unsichere Entsorgungslage des REA-Gipses im allgemeinen, da nach wie vor eine Abhängigkeit von Abnehmern in der momentan konjunkturschwachen Bauindustrie besteht. In einer in diesen Fragen übersensibilisierten Öffentlichkeit kann es zudem zu Problemen kommen, wenn ein an der einen Stelle schwachradioaktiver Abfall an einer anderen Stelle ein am Menschen verwendeter Baustoff wird.

Die Verwendung des REA-Schlammes als Zuschlagstoff für Zement kann eine als machbar zu bezeichnende Entsorgungsvariante sein, da hier gezwungenermaßen sehr kleine Mischungsverhältnisse eingehalten werden müssen.

Da kein betriebsinterner zusätzlicher Aufwand notwendig ist, ist diese Möglichkeit von finanzieller Seite her als positiv zu bewerten. Andererseits eröffnen sich hierbei dieselben Probleme hinsichtlich Abhängigkeit von Dritten und Wirkung nach außen wie für die Vermischung des Schlammes mit dem REA-Gips.

Die Mischdeponierung des REA-Schlammes mit der im Kraftwerk anfallenden Asche kann nicht eindeutig als umweltverträglich bezeichnet werden. Ungeklärt ist das Auslaugverhalten der Radionuklide des Schlammes im Aschege-
menge. Da die Asche nicht als Sondermüll klassifiziert worden ist /8/ und somit eine Basisabdichtung für Aschedeponien nicht vorgeschrieben ist, kann es hier zu einer Umweltbeeinträchtigung kommen. Weiterhin bleibt auch ungeklärt, welche Entsorgung für die Asche selbst in Zukunft in Frage kommt. Der angestrebten Verwertung stehen Probleme bzgl. der Konsistenz der Asche durch die Einführung von Entstickungstechnologien (höhere Anteile an Verbrennlichem durch DeNO_x -Primärmaßnahmen, Ammoniakspuren durch DeNO_x -Sekundärmaßnahmen) im Wege.

Die Entsorgung des REA-Schlammes auf öffentliche Deponien respektive Sondermülldeponien muß als fragwürdig gelten, da eine öffentliche konventionelle Deponie keine Lagerstätte für schwachradioaktiven Abfall sein sollte.

Eine Monodeponierung des REA-Schlammes geht mit erheblichem technischem und finanziellem Aufwand einher. Da mit einer zwar schwach- aber doch ra-

radioaktiven Kontamination des Sickerwassers zu rechnen ist, muß eine solche Monodeponie an der Basis abgedichtet sein. Eine integrierte Sickerwassererfassung führt das Sickerwasser einer Dekontaminationsanlage zu, die dieses aufbereitet. Es ist anzunehmen, daß der Aufwand einer solchen Entsorgungsvariante in keinem Verhältnis zum letztendlich doch nicht gesicherten Erfolg steht. Auf jeden Fall sollte auf eine Monodeponierung verzichtet werden, wenn andere Entsorgungsmöglichkeiten offen sind.

Eine Deponierung des REA-Schlammes mit vorheriger Aufbereitung nach amerikanischem Muster wie vorgestellt sollte dagegen auf jeden Fall geprüft werden, da auch positive deutsche Erfahrungen mit dieser Verfahrensweise vorliegen. Diese Entsorgung kann nach den vorliegenden Berichten als sicher gelten. Der Aufwand ist auf der einen Seite zwar nicht unerheblich (Aufbereitungsanlagen, Deponie), jedoch kann auf der anderen Seite auf andere Verfahrensschritte verzichtet werden. Hierzu zählt die Kammerfilterpresse, da eine Entwässerung des Schlammes nicht mehr notwendig ist.

5. DIE NEUE RADIOLOGISCHE IMISSIONSSITUATION

Ausgehend von dem mit dem Rauchgas durch den Kraftwerkskamin entweichenden Flugstaub, an dem die Radionuklide wie berichtet zu einem großen Teil adsorbiert sind, kommt es in der Umgebung von Kohlekraftwerken durch Wash- und Fallout zu einer radiologischen Immissionsbelastung. Um das Jahr 1980 wurde dieser Effekt intensiv untersucht, wobei man bezüglich der radioaktiven Immission auch den Vergleich zu Kernkraftwerken anstellte /74,84,85,108,109,110,111,112,113,114/. Die Messungen ergaben, daß in der Umgebung von Kohlekraftwerken die durch diese verursachte radioaktive Strahlung nur einen sehr geringen Teil der natürlichen Strahlung ausmacht und von daher meistens nicht von ihr unterschieden werden kann. Trotzdem war die radioaktive Belastung immerhin höher als bei Kernkraftwerken /111,114/.

Diese Verhältnisse haben sich nach der Einführung der Rauchgasentschwefelung weiterhin zum positiven geändert. Nach

$$I_N = \chi \cdot E'_N \cdot P_{el}$$

mit I_N : spezifische Nuklidimission für den bodennahen Bereich (Bq/m^3); χ : Ausbreitungsfaktor (s/m^3); E'_N : spezifische Nuklidemission (Bq/GW); P_{el} : elektrische Kraftwerksleistung (GW)

ist die radioaktive Immission einer bestimmten Quelle berechenbar. Auf dieser Basis ermittelte /74/ unter Zugrundelegung des Ausbreitungsmodells der Richtlinie der Strahlenschutzkommission (SSK) /90/ die Werte für ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk. Infolge der zusätzlichen Entstaubung durch die Rauchgasentschwefelung erhält man nun mit dem in Kap. 2.6 errechneten Gesamtentstaubungsgrad der REA neue Werte für E'_N , die in **Tabelle 21** im Vergleich zu den alten, von /74/ benutzten Daten dargestellt sind.

Mit einem Ausbreitungsfaktor von $\chi = 6 \cdot 10^{-9} \text{ s/m}^3$ und einer Benutzungsdauer des Kraftwerks von 8760 h/a (ungünstigste Verhältnisse) ergeben sich die alten und neuen Immissionsdaten für den bodennahen Bereich, die in der **Tabelle 22** aufgeführt sind. Neben diesen Werten ist zum Vergleich die

natürliche Strahlenbelastung sowie die Zunahme dieser Strahlung durch das Kohlekraftwerk mit aufgenommen.

Nuklid	spezifische Emission (10^6 Bq/GWa (mCi/GWa))	
	alte Werte /74/	neue Werte mit REA
U-238	416 (11)	24 (0.6)
Ra-226	361 (10)	21 (0.6)
Pb-210	3053 (83)	174 (4.7)
Po-210	5744 (155)	327 (8.8)
Th-232	111 (3)	6 (0.2)
K-40	1193 (32)	68 (1.8)

Tabelle 21: Spezifische radioaktive Emissionswerte für ein 750 MW-Steinkohlekraftwerk mit und ohne REA.

Strahlenbelastung (10^{-8} Bq/m ³ (10^{-17} Ci/m ³))					
Nuklid	natürliche Strahlung	alte Werte ohne REA	Zunahme (%)	neue Werte mit REA	Zunahme (%)
U-238	259 (7)	7.4 (0.2)	3.0	0.5 (0.1)	0.2
Ra-226	259 (7)	7.4 (0.2)	3.0	0.4 (0.1)	0.2
Pb-210	51800 (1400)	59.2 (1.6)	0.1	3.3 (0.9)	0.006
Po-210	11100 (300)	111.0 (3.0)	1.0	6.2 (1.7)	0.06
Th-232	185 (5)	2.2 (0.06)	1.0	0.1 (0.03)	0.05
K-40	3700 (100)	22.2 (0.6)	0.6	1.3 (0.4)	0.04

Tabelle 22: Vergleich der durch ein 750 MW-Kohlekraftwerk (mit und ohne REA) verursachten Strahlung mit der natürlichen Strahlung im bodennahen Bereich in der Umgebung des Kraftwerks.

Man kann angesichts der Daten aus **Tabelle 22** davon ausgehen, daß die ohnehin schon geringe durch ein Kohlekraftwerk verursachte radioaktive Immissionsbelastung durch den Einsatz von Rauchgasentschwefelungsanlagen nunmehr bis auf das Nullniveau abgesenkt wird.

6. SCHLUßBETRACHTUNG

Ziel dieser Arbeit war es, die durch die Einführung der nassen Rauchgasentschwefelungs-Technologie aufkommenden neuen Entsorgungsprobleme kohlegefeuerter Kraftwerke quantitativ abzuschätzen. Als Indikator für die Umweltverträglichkeit dienten die natürlichen Radionuklide, die mit der Kohle und dem Absorptionsmittel in das System eingebracht werden. Sie werden mit den die Rauchgasentschwefelungsanlage verlassenden Massenströmen (Gips, Abwasser, Schlamm) wieder abgeführt und kontaminieren diese mit Radioaktivität. Um das Problem praxisnah darzustellen, beziehen sich die Rechnungen auf eine Kraftwerksgröße, die zunehmend für die Kohleverbrennung zur Stromerzeugung eingesetzt wird: den 750 MW-Steinkohleblock.

Es war zu vermuten, daß der Rest-Flugstaub, der im Elektrofilter nicht abgeschieden wird und der relativ hoch mit Radionukliden angereichert ist, im Rauchgasentschwefelungs-Wäscher mit ausgewaschen wird. Aufbauend auf der klassischen Theorie der Trägheitsabscheidung wurde der Entstaubungsgrad einer REA berechnet. Er beträgt durchschnittlich 94.3 %.

Die Radioaktivität, die durch die am Flugstaub adsorbierten Radionuklide in das System eingebracht wird, war somit bekannt. Da auch Stützwerte für die spezifische Radioaktivität des Absorptionsmittel bekannt waren, konnte der Umsatz der Radionuklide in der REA berechnet werden. Für die Abschätzung der radioaktiven Kontamination der REA-Endprodukte diente der Ansatz aus dem Strahlenschutz, wonach zunächst einmal mit theoretisch maximal möglichen Daten gerechnet wird. Es ergab sich, daß unter Zugrundelegung von Bewertungsmaßstäben aus dem Strahlenschutz eine Gefährdung des Menschen vom REA-Gips sowie dem REA-Abwasser nicht ausgeht. Allein im REA-Schlamm sind solch erhöhte Radioaktivitätswerte festzustellen, die die Kraftwerksbetreiber dazu veranlassen sollten, über die Entsorgung des Schlamms nachzudenken. Hierzu wurden einige Vorschläge diskutiert.

Für die Braunkohle wurden keine Rechnungen angestellt, da sich aufgrund der gegenüber der Steinkohle in allen Bereichen dieses Problems niedrigeren Werte nicht dieselbe Entsorgungsproblematik stellt.

Durch die weitergehende Staubrückhaltung in der Rauchgasentschwefelung geht die radiologische Immissionsbelastung in der Umgebung von Kohlekraftwerken praktisch auf Nullniveau zurück.

7. ANHANG

7.1 STANDARD-BASISDATEN

Brennstoff (Steinkohle)

$L_{St}=11.82$ Fettkohle Ruhr nach /115/

$H_u=30$ MJ/kg

$x_S=1$ %

$x_A=14.5$ % Mittelwert für in bundesdeutschen Kraftwerken
verbrannte Steinkohle /43/

$x_{Cl}=0.15$ % /35/

Kraftwerk

$\eta_K=40$ %

$t_B=4000$ h/a Mittellast

$\lambda=1.2$

Rauchgas

$\rho_{RG}(i.N.tr.)=1.4$ kg/m³

$\eta_{RG}=1.6 \cdot 10^{-5}$ kg/(m·s)

$v_{RG}=3$ m/s

REA

$\eta_E=85$ % Mindestwert nach GFAVo /1/

$(L/G)_{ges}=12$ l/m³

$(L/G)_j=3$ l/m³

Sonstige Daten

$x_E=5$ %

$\rho_T=2500$ kg/m³

7.2 FORMELZEICHEN UND IN TEXT UND RECHNUNG BENUTZTE EINHEITEN

$\dot{A}$	Summe der den Waschturm verlassenden Aktivität (Bq/h)
$\dot{A}_{1,1}$	Aktivitätsstrom des Nuklids 1 im Flugstaub (Bq/h)
$\dot{A}_{2,1}$	Aktivitätsstrom des Nuklids 1 im Kalkstein (Bq/h)
$A_{CaCO_3,1}$	spezifische Aktivität des Kalkstein bzgl. des Nuklids 1 (Bq/kg,pCi/g)
A_{FA}	Flugascheanteil an der Asche (-,%)
A_{KA}	Kesselascheanteil an der Asche (-,%)
$\dot{A}_1$	Gesamt-Aktivitätsstrom (Bq/h)
$A_{n,1}$	spezifische Aktivität des Endprodukts n bzgl. des Nuklids 1 (Bq/kg,pCi/g,Bq/l,pCi/ml)
$A_{St,1}$	spezifische Aktivität des Flugstaubes bzgl. des Nuklids 1 (Bq/kg,pCi/g)
A_T	Teilchenfläche, die der Strömung entgegengestellt wird (m ²)
c_T	Staubkonzentration im Rauchgas (mg/m ³)
c_{T0}	Anfangsbedingung für die Staubkonzentration im Rauchgas (mg/m ³)
$c_{T,Roh}$	Staubkonzentration im Rohgas (mg/m ³)
c_W	Widerstandsbeiwert (-)
x	Ausbreitungsfaktor (s/m ³)
d_T	Staubteilchendurchmesser (m,µm)
d_{Tr}	Tropfendurchmesser (m,µm)
$d_{Tr,i}$	mittlerer Tropfendurchmesser der Tropfen- fraktion (m,µm)
Δh_{Aj}	Abstand der Sprühebene j zum Tropfenabscheider (m)
Δh_{Sj}	Abstand der Sprühebene j zum Wäschersumpf (m)
ΔQ_3	Anteil der Tropfenfraktion am Gesamtvolumen aller Tropfen (-,%)
e	y-Koordinate der Grenzstaubbahn in der ungestörten Strömung (m,µm)
E_{FA}	Flugasche-Emission (mg/m ³)
E'_N	spezifische Nuklidemission (Bq/GWa)
E_{SO_2}	Schwefeldioxid-Emission (mg/m ³)

E_{St}	Staubbeladung des Rauchgas (mg/m^3)
η	Entstaubungsgrad (-,%)
η_i	Entstaubungsgrad für eine Tropfenfraktion (-,%)
η_E	Rauchgas-Entschwefelungsgrad (-,%)
η_F	Fraktionsentstaubungsgrad (-,%)
η_F^*	Gesamt-Fraktionsentstaubungsgrad (-,%)
η_{ges}	mittlerer REA-Gesamtentstaubungsgrad (-,%)
η_K	Kraftwerks-Wirkungsgrad (-,%)
η_{RG}	Rauchgasviskosität (kgm/s)
η_{Tr}	Entstaubungsgrad am Einzeltropfen (-,%)
F_A	Auftrieb (N)
F_G	Gewichtskraft (N)
F_{Schl}	Schlammfaktor (kg/m^3)
F_T	Trägheitskraft (N)
F_W	Widerstandskraft (N)
H_u	Heizwert des Brennstoffs (MJ/kg)
I_N	spezifische Nuklidimission für den bodennahen Bereich (Bq/m^3)
i	Identifikation einer Tropfenfraktion
j	Identifikation einer Sprühebene
k	Identifikation einer Staubfraktion
(L/G)	Waschwasserbeladung des Rauchgas (l/m^3)
$(L/G)_i$	Waschwasserbeladung des Rauchgas durch eine Tropfenfraktion (l/m^3)
$(L/G)_{ges}$	Gesamt-Waschwasserbeladung des Rauchgas (l/m^3)
L_{St}	stöchiometrischer Luftbedarf (-)
λ	Verbrennungs-Luftverhältnis (-)
m	spezifisches Reinigungsvolumen (-)
$\dot{m}_A$	Aschemassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{Ab}$	abgeschiedener Staubmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{Aus}$	aus einem Volumenelement austretender Staubmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_B$	Brennstoffmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{Ein}$	in ein Volumenelement eintretender Staubmassen-

	strom (kg/s)
$\dot{m}_{\text{Gips}}$	Gipsmassenstrom (kg/s, t/h, t/a)
$\dot{m}_{\text{CaCO}_3}$	Kalksteinmassenstrom (kg/s, t/h)
$\dot{m}_{\text{CaO}}$	Kalkmassenstrom (kg/s, t/h)
$\dot{m}_{\text{Ca(OH)}_2}$	Kalkmilchmassenstrom (kg/s, t/h)
$\dot{m}_{\text{Cl}}$	Chloridmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_n$	Massenstrom des Endprodukts n (kg/s)
$\dot{m}_S$	Schwefelmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{\text{Schl}}$	Schlammassenstrom (kg/s, t/h)
$\dot{m}_{\text{SO}_2}$	Schwefeldioxidmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{\text{SO}_2, \text{ab}}$	abgeschiedener Schwefeldioxidmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{\text{SO}_2, \text{E}}$	emittierter Schwefeldioxidmassenstrom (kg/s)
$\dot{m}_{\text{RG}}$	Rauchgasmassenstrom (kg/s)
m_T	Staubteilchenmasse (kg)
$\dot{n}_{\text{Tr}}$	pro Zeit erzeugte Tropfenanzahl (s^{-1})
P_{el}	elektrische Kraftwerksleistung (MW)
P_{th}	thermische Kraftwerksleistung (MW)
R	Tropfenradius (m, μm)
Re_T	Reynoldszahl für die Strömung um ein Staubteilchen (-)
Re_{Tr}	Reynoldszahl für die Strömung um den Tropfen (-)
ρ_{RG}	Rauchgasdichte (kg/m^3)
ρ_T	Staubteilchendichte (kg/m^3)
Stk	Stokesparameter (-)
t	Zeit (s)
t'	dimensionslose Zeitkenngröße (-)
t_B	Jahresberatzungsstunden (h/a)
t_V	Verweilzeit der Wassertropfen (s)
U'	dimensionslose Geschwindigkeitskomponente der Strömung (-)
V'	dimensionslose Geschwindigkeitskomponente der Strömung (-)
$\dot{V}_{\text{Abw}}$	Abwasservolumenstrom (l/s , m^3/h)
$\dot{V}_{\text{RG}}$	Rauchgasvolumenstrom (m^3/s , m^3/h)
$V_{\text{RG, Tr}}$	gereinigtes Rauchgasvolumen eines Tropfen (m^3)
$\dot{V}_{\text{Tr}}$	Tropfenvolumenstrom (m^3/s)
v_{rel}	Relativgeschwindigkeit des Tropfens gegenüber dem

	Rauchgas bzw. dem Staubteilchen (m/s)
v_S	Absolutgeschwindigkeit eines Wassertropfen (m/s)
v_{SO}	Düsenaustrittsgeschwindigkeit (m/s)
w	absolute Rauchgas(Strömungs)geschwindigkeit (m/s)
w'	absolute dimensionslose Rauchgasgeschwindigkeit (-)
w	absolute Staubteilchengeschwindigkeit (m/s)
w'	absolute dimensionslose Staubteilchengeschwindigkeit (-)
x'	dimensionslose Ortskoordinate des Staubteilchens (-)
x_A	Aschegehalt des Brennstoffs (-,%)
x_{CaCO_3}	spezifischer Kalksteineinsatz (t/t_{SO_2})
x_{CaO}	spezifischer Kalkeinsatz (t/t_{SO_2})
$x_{Ca(OH)_2}$	spezifischer Kalkmilcheinsatz (t/t_{SO_2})
x_{Cl}	Chloridgehalt der Kohle (-,%)
$x_{Cl,Abw}^*$	Chlorid-Konzentration im REA-Abwasser (mg/l)
x_E	Schwefeleinbindung in die Kesselasche (-,%)
$x_{l,n}$	Anteil des Nuklid l, das in das Endprodukt n gelangt (-,%)
x_S	Schwefelgehalt des Brennstoffs (-,%)
x_{Tr}	Weg eines Wassertropfen (m)
$x_{Tr,F}$	Fallstrecke eines Wassertropfen (m)
y'	dimensionslose Ortskoordinate des Staubteilchens (-)

7.3 LITERATURVERZEICHNIS

- /1/ -
 Verordnung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
 (Verordnung über Großfeuerungsanlagen - 13.BImSchV)
 22.6.1983
- /2/ v.d. Gathen, R.
 Möglichkeiten und Grenzen der Entschwefelung von Steinkohle
 Glückauf 115(79)3 S.112/118
- /3/ Michelfelder, S.
 Chughtai, M.Y.
 Direktentschwefelung in Dampferzeugerfeuerungen
 Vortrag auf dem Jahrestreffen der Verfahrens-Ingenieure in
 München, 19. bis 21.Sept.1984
- /4/ Rolf, A.
 Brüggemann, K.
 Versuche zur Reduzierung der Schwefeldioxidemission durch
 Kalkeinblasen an einer Wanderrostfeuerung
 VGB Kraftwerkstechnik 65(85)9 S.810/815
- /5/ Lenkewitz, H.
 Planung der Rauchgasreinigung bei der Nachrüstung von
 Altanlagen in Braunkohlekraftwerken
 Feuerungstechnik und Umweltschutz S.253/284
 Verlag TÜV Rheinland

- /6/ -
Sechs Fragen - Neun Antworten
Eine Übersicht über die Chemie der Rauchgasentschwefelung
Energie 35(83)1/2 S.18/22
- /7/ Roge, G.
Die Minderung der spezifischen Schwefeldioxidemission aus Steinkohlekraftwerken
Glückauf 120(84)7 S.435/438
- /8/ Heitsch, T.
Brenk, H.D.
Rückstandsentsorgung von Feuerungsanlagen für fossile Brennstoffe
Studie im Auftrag der KFA Jülich, 12/84
- /9/ von der Gathen, R.
Produktverbesserung durch Verfahrensentwicklungen in der Steinkohleaufbereitung
Glückauf 119(83)23 S.1143/1147
- /10/ -
Der Überschuß
Rauchgasgips - ein Substitutionsrohstoff für Naturgips?
Energie 36(84)6 S.40/48
- /11/ Gutberlet, H.
Gips aus der Rauchgasentschwefelung
VGB Kraftwerkstechnik 63(83)4 S.335/344

- /12/ Böhm, E.
 Folgeprodukte der Rauchgasendreinigung
 Technische Mitteilungen 78(85)1/2 S.64/67
- /13/ Eggersdorf, R.
 Haag, R.
 Entsorgung von Entschwefelungsprodukten
 Technische Mitteilungen 78(85)1/2 S.67/71
- /14/ -
 Marktchancen für REA-Produkte
 Wasser, Luft und Betrieb 9(85) S.48/50
- /15/ Hamm, H.
 Rauchgasentschwefelung und Reststoffentsorgung
 Wasser, Luft und Betrieb 4(84) S.34/39
- /16/ Bassier, F.-K.
 Die Verwendung von Alpha-Halbhydrat aus der Rauchgasreinigung als Baustoff untertage
 Erzmetall 37(84)2 S.79/83
- /17/ Bloss, W.
 Eigenschaften von Entschwefelungsgipsen und deren
 Verarbeitung - Eine Übersicht
 Jahrbuch der Dampferzeugungstechnik, 5. Ausgabe 1985/86 Bd.2
 S.1118/1131
- /18/ Weiler, H.
 Verwertung von Gipsen aus Rauchgasentschwefelungsanlagen
 Entsorgungspraxis 3(83) S.164/174

- /19/ Volkart, K.
Rauchgasgips - Substitutionsrohstoff für Naturgips?
Bauwirtschaft (84)30/31 S.1018/1022
- /20/ -
Verwertungskonzept für die Reststoffe aus Kohlekraft-
werken
Gips aus der Rauchgasentschwefelung
Elektrizitätswirtschaft 85(86)8 S.305/311
- /21/ Hoffmann, H.
Entsorgung der Abscheideprodukte
Feuerungstechnik und Umweltschutz S.239/251
Verlag TÜV Rheinland 1985
- /22/ Bloss, W.
Die Problematik der Entsorgung von Rauchgasgips am Beispiel
des rheinischen Braunkohlereviers
Zement-Kalk-Gips 37(84)10 S.540/546
- /23/ Celikkilic, F.

Stand und Anforderung neuer Rauchgasentschwefelungs-
verfahren in der BRD
Diplomarbeit 1983, Lehrstuhl für Energie und Kraft-
werkstechnik, Essen
- /24/ Esche, M.
Rauchgasentschwefelungs- und Abgasreinigungsanlagen
Saarberg-Hölter-Verfahren
Erdöl und Kohle 30(77)11 S.511/514

- /25/ -
 Rauchgasentschwefelung und Abgasreinigung
 Firmenmitteilung der Saarberg-Hölter-Lurgi GmbH
 Feb. 1986
- /26/ -
 Rauchgasentschwefelung und Abgasreinigung
 Firmenmitteilung der Saarberg-Hölter-Lurgi GmbH
 Jan. 1983
- /27/ Stellbrink, B.
 Hegemann, K.-R.
 Maßnahmen zur Vereinfachung und Erhöhung der
 Effektivität der Rauchgasentschwefelung im Kraftwerk
 Wilhelmshaven
 VGB Kraftwerkstechnik 66(86)4 S.2/7
- /28/ -
 Rauchgasentschwefelung
 Firmenmitteilung der Knauf-Research-Cottrell GmbH
 März 1986
- /29/ Voos, H.
 Rauchgasreinigung - angewandte Verfahren und Entwicklungen
 Technische Mitteilungen 76(85)10 S.498/504
- /30/ -
 Rauchgasentschwefelung
 Firmenmitteilung der Babcock AG, März 1986

- /31/ Fahlenkamp, H.
 Entwicklungstendenzen der Rauchgasentschwefelungstechnik
 auf Kalksteinbasis
 Technische Mitteilungen 78(85)1/2 S.9/12
- /32/ Clausen, C.P.
 Zwahr, H.
 Die Rauchgasreinigungsanlage für das Kraftwerk Hafen,
 Block 2
 VGB Kraftwerkstechnik 66(86)1 S.27/32
- /33/ Bosselmann, W.
 Stellbrink, B.
 Betriebserfahrungen mit der REA2 und der Rauchgaswiederauf-
 heizung im Kraftwerk Wilhelmshaven
 VGB Kraftwerkstechnik 63(83)8 S.1/8
- /34/ Gutberlet, H.
 Aufbereitung des Abwassers aus der REA des Kraftwerk
 Scholven
 VGB Kraftwerkstechnik 64(84)1 S.41/49
- /35/ Schönbucher, B.
 Dieterle, E.
 Abwasser aus Rauchgasentschwefelungsanlagen - Zusammen-
 setzung und Aufbereitung -
 VGB Kraftwerkstechnik 64(84)8 S.679/688
- /36/ Sieth, J.
 Abwasser aus REA
 Technische Mitteilungen 78(85)1/2 S.71/73

- /37/ Frenzel, J.
Putz-Kolonnen
Abwasserbehandlung bei REA
Energie 38(86)1/2 S.50/54
- /38/ Schönbucher, B.
Abwasser aus Rauchgasreinigungsanlagen für kohlegefeuerte
Kraftwerke
Entstehung und Zusammensetzung
Energie 38(86)4 S.16/25
- /39/ Frenzel, J.
Forck, B.
Aufbereitung von Abwässern aus nasser REA
Jahrbuch der Dampferzeugungstechnik, 5.Ausgabe 1985/86 Bd.2
S.1136/1143
- /40/ Burgmann, F.
Betriebserfahrungen mit der Abwasseraufbereitung hinter
einer REA
VGB Kraftwerkstechnik 9(86)66 S.866/871
- /41/ Gutberlet, H. et al
Messung der Schwermetallabscheidung einer Rauchgasentschwe-
felungsanlage nach dem Kalkwaschverfahren
VGB Techn.-wissenschaftl. Berichte "Wärme- und Krafwerke"
VGB-TW 303
- /42/ -
Grundlagen für die Beurteilung von Abwasser aus REA
Arbeitskreis "Wärmebelastung der Gewässer", 1984
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

- /43/ Böhm, E. et al
 Stand der Verwertung von Rückständen aus Kohlekraftwerken
 VGB Kraftwerkstechnik 63(83)4 S.344/350
- /44/ Bucher, H.
 Schönbucher, B.
 Gesamtkonzept der Wasser- und Abwasseraufbereitung in einem modernen Kraftwerk
 VGB-Konferenz Kraftwerk und Umwelt, 1985 S.221/230
- /45/ Wollny, S.
 Genehmigung und Bau einer Deponie für Kraftwerksrückstände
 VGB-Konferenz Kraftwerk und Umwelt, 1985 S.195/202
- /46/ Karger, R.
 Betriebserfahrungen mit den REA der VEW AG
 Rauchgasreinigung
 Tagung der VDI-Gesellschaft Energietechnik, Darmstadt
 Feb.1986
- /47/ -
 Persönliche Mitteilung der Isar-Amperwerke AG
 unveröffentlicht
- /48/ Holzer, K.
 Naßabscheidung von Feinstäuben und Aerosolen
 Chemie Ingenieur Technik 51(79)3 S.200/207

- /49/ Nakaoka, A. et al
 Environmental Effects of Natural Radionuclides from Coal-
 Fired Power Plants
 Health Physics 47(84)3 S.407/416
- /50/ Krolewski, H.
 Maßnahmen zur Luftreinhaltung bei Kraftwerken und ihre
 Auswirkungen auf Wasser und Abfall
 VGB Kraftwerkstechnik 65(85)9 S.801/806
- /51/ Barth, W.
 Grundlegende Untersuchungen über die Reinigungsleistung
 von Wassertropfen
 Staub 19(59)5 S.175/180
- /52/ Sell, W.
 Staubabscheidung an einfachen Körpern und in Luftfiltern
 Forschungsheft 347, VDI-Verlag, Berlin 1931
- /53/ Johnstone, H.F.
 Roberts, M.H.
 Deposition of Aerosol Particles from Moving Gas Streams
 Industrial and Engineering Chemistry Nov.1949, S.2417/2423
- /54/ Rennhack, R.
 Physikalische Grundlagen der Staubabscheidung in naß-
 arbeitenden Systemen
 Technische Mitteilungen 76(83)8/9 S.428/440

- /55/ Muschelknautz, E.
Haller, H.
Bewertung von Wäschern aufgrund von Abscheidegrad-
messungen
Technische Mitteilungen 76(83)8/9 S.435/440
- /56/ Schuch, G.
Löffler, F.
Über die Abscheidewahrscheinlichkeit von Feststoff-
partikeln an Tropfen in einer Gasströmung durch Träg-
heitseffekte
Verfahrenstechnik 12(78)5 S.302/306
- /57/ Ihme, F. et al
Theoretische Untersuchungen über die Umströmung und den
Stoffübergang an Kugeln
VDI-Berichte Nr.187, 1972, S.84/91
- /58/ Schuch, G.
Theoretische und experimentelle Untersuchungen zur
Auslegung von Naßabscheidern
Dissertation TU Karlsruhe, 1978
- /59/ Krause, E.
Strömungslehre
Umdruck zur Vorlesung TH Aachen 1981
- /60/ Schneider, S.
Herleitung von Fraktionsentstaubungsgraden naßarbeitender
Systeme
Diplomarbeit TH Aachen 1987

- /61/ Ihme, F. et al
Programm zum Berechnen der Umströmung und des Stoff-
übergangs an Kugeln
Universitätsbibliothek der TU Berlin, 1972
- /62/ Wicke, M.
Aufbau, Leistung und Betriebsverhalten von Naßentstaubern
Fortschrittsbericht VDI-Zeitschr. Reihe 3, Nr.33, 1970
- /63/ -
Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie, Band 2
Verfahrenstechnik I
Verlag Chemie, Weinheim/Bergstr. 1972
- /64/ Schütz, M.
Untersuchung zur kombinierten Naßabscheidung von
Stäuben und gasförmigen Komponenten aus Industrieab-
gasen
Fortschrittsbericht der VDI-Zeitschr. Reihe 3, Nr.48, 7/79
VDI-Verlag, Düsseldorf
- /65/ Weber, E.
Brocke, W.
Apparate und Verfahren der industriellen Gasreinigung
Band 1: Feststoffabscheidung
R. Oldenbourg Verlag München Wien 1973
- /66/ Rinkes, H.
Fahrni, F.
Tropfengrößenverteilung beim Zerstäuben
Verfahrenstechnik 1(67)8 S.346/356

- /67/ Troesch, H.A.
Die Zerstäubung von Flüssigkeiten
Chemie Ingenieur Technik 26(54)6 S.311/320
- /68/ Schegk, C.-D.
Löffler, F.
Über den Einfluß der Tropfengrößenverteilung auf
verfahrenstechnische Prozesse am Beispiel Naßabscheider
Vortrag bei der Fachausschußsitzung in Würzburg,
Mai 1986, demnächst auch in Chemie Ingenieur Technik
- /69/ Rautenbach, R.
Mechanische Verfahrenstechnik II
Umdruck zur Vorlesung TH Aachen SS1978
- /70/ Wurz, D. et al
Verbesserte Tropfenabscheider in Rauchgaswäschern als
Voraussetzung für Maßnahmen zur Emissionsminderung
Forschungsbericht KfK-PEF 7, Institut für Technische
Thermodynamik, Uni Karlsruhe, Mai 1986
- /71/ Stellbrink, B.
Betriebserfahrungen und Entwicklungstendenzen in der
Rauchgasreinigung
VGB Kraftwerkstechnik 64(84)4 S.355/362
- /72/ Makinejad, N.
Valbert, G.
Entschwefelungsverfahren für Braunkohlekraftwerke
Jahrbuch der Dampferzeugungstechnik, 5.Ausgabe 1985/86 Bd.2
S.1045/1050

- /73/ Dau, G.
 Berechnung des Abscheidegrades von Venturi-Naßentstaubern
 Dissertation Universität Kaiserslautern, 1977
- /74/ Jockel, W.
 Radioaktive Emissionen aus konventionellen Kraftwerken
 Abschlußbericht des Forschungsvorhabens St.Sch.695
 TÜV Köln, März 1980
- /75/ Biehusen, I.
 Untersuchungen zum Anreicherungsverhalten toxischer Schwer-
 metalle in den Massenströmen eines Kohlekraftwerks
 Dissertation Uni Hamburg 1980
- /76/ Keil, R. et al
 Vorkommen natürlicher Radionuklide im Boden
 Die natürliche Strahlenexposition des Menschen S.21/30
 Georg Thieme Verlag Stuttgart 1974
- /77/ Jacobi, W.
 Schraub, A.
 Interne Strahlenexposition durch Rn-222, Rn-220 und ihre
 kurzlebigen Zerfallsprodukte
 Die natürliche Strahlenexposition des Menschen S.118/128
 Georg Thieme Verlag Stuttgart 1974
- /78/ Muth, H.
 Bilanz der externen und internen natürlichen Strahlen-
 exposition
 Die natürliche Strahlenexposition des Menschen S.129/139
 Georg Thieme Verlag Stuttgart 1974

- /79/ Heyder, J.
 Vorkommen natürlicher Radionuklide in der bodennahen
 Atmosphäre
 Die natürliche Strahlenexposition des Menschen S.51/53
 Georg Thieme Verlag Stuttgart 1974
- /80/ Klein, D.H. et al
 Pathways of Thirty-Seven Trace Elements Through Coal-Fired
 Power Plant
 Environmental Science & Technology 9(75)10 S.973/979
- /81/ Kaakinen, J.W. et al
 Trace Element Behavior in Coal-Fired Power Plant
 Environmental Science & Technology 9(75)9 S.862/869
- /82/ Coles, D.G. et al
 Behavior of Natural Radionuclides in Western Coal-Fired
 Power Plants
 Environm.Sci.Techn. 12(78)4 S.442/446
- /83/ Klusek, C.S. et al
 Trace Element and Radionuclide Mass Balances at a Coal-
 Fired Electric Generating Station
 Environmental International 9(83) S.139/144
- /84/ Chatterjee, B. et al
 Untersuchungen über die Emission von Radionukliden aus
 Kohlekraftwerken
 GSF-Bericht S-617, Neuherberg 1980

- /85/ Greiner, N.R. et al
Estimation of Radionuclides Releases from Specific Large
Coal-Fired Industrial and Utility Boilers
Los Alamos National Lab., NM
Report No.: LA-9845-MS 8/83
- /86/ -
Die Strahlenexposition von außen in der BRD durch
natürliche radioaktive Stoffe im Freien und in Wohnungen
unter Berücksichtigung des Einflusses von Baustoffen
BMI 1978
- /87/ Schraub, A.
Natürliche Strahlenexposition
Atomkernenergie 23(74)2 S.127/136
- /88/ Bonka, H.
Strahlenexposition
Vorlesung TH Aachen
- /89/ Wagner, P.
Greiner, N.R.
Third Annual Report
Radioactive Emissions from Coal Production and Utilisation
Los Alamos Nat. Lab. LA-9359-PR, 1982
- /90/ -
Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der
Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit
der Abluft
Empfehlung der Strahlenschutzkommission, BMI 1977

- /91/ -
Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung) vom 13.10.1976
R.König Druck- und Verlags-GmbH, München 1978
- /92/ Herzog, W.
Abwasserdekontamination an Kernkraftwerken
Bericht des Staatl. Materialprüfungsamtes NW für den
Minister für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr des
Landes NRW, April 1975
- /93/ -
Statistiken der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke
e.V. (VDEW)
VDEW-Verlags- und Wirtschaftsgesellschaft der Elektrizitätswerke mbH, Frankfurt
- /94/ Trawinski, H.
Näherungsansätze zur Berechnung wichtiger Betriebsdaten für Hydrozyklone und Zentrifugen
Chemie Ingenieur Technik 30(58)2 S.85/95
- /95/ Gindler, J.E.
The Radiochemistry of Uranium
National Academy of Sciences
National Research Council NAS-NS-3050, 1962
- /96/ Hyde, E.K.
The Radiochemistry of Thorium
National Academy of Sciences
National Research Council NAS-NS-3004, 1960

- /97/ Heitmann, H.G.
Chemische Behandlung von Abwässern aus Kraftwerken
Brennstoff Wärme Kraft 38(86)11 S.499/509
- /98/ Schroeder, H.J.
Aufbereitung radioaktiver Abwässer im KRB
atomwirtschaft 7(69) S.363/368
- /99/ Lindackers, K.H.
Umweltbelastung durch Energieumwandlung
Vorlesung TH Aachen WS 1986/87
- /100/ Karsten, R.
Bauchemie
Dr.Lüdecke- Verlagsgesellschaft mbH, Heidelberg 1976
- /101/ Hövelmann, A.
Entsorgung von Mülldeponien
Diplomarbeit TH Aachen 1/86
- /102/ Schmidt, W.
Aufbereitung und Weiterverwertung von Flugasche
einschließlich Sinterung zu Leichtbauzuschlagstoffen
VGB-Konferenz Kraftwerk und Umwelt 1981, S.123/126
- /103/ Maury, H.D. et al
Zur Mobilisierung von Haupt- und Spurenelementen durch
Oberflächen- und Grundwasser in Flugaschedeponien aus
Steinkohlekraftwerken
VGB Kraftwerkstechnik (83)7 S.606/613

- /104/ Kirsch, H.
Schwarz, G.
Über den Aussagewert chemischer Analysen von emittierten
Kraftwerksstäuben
VGB Kraftwerkstechnik 59(79) S.202/206
- /105/ Tracy, B.L.
Prantl, F.A.
Radiological Impact of Coal-Fired Power Generation
J.Environ.Radioactivity 2(85) S.145/160
- /106/ Willmes, O.
Winter, K.
Untersuchungen zum Deponieverhalten von Rückständen
aus Verbrennung und Entschwefelung bei rheinischer Braun-
kohle
VGB-Konferenz Kraftwerk und Umwelt 1985, S.182/195
- /107/ Johnson, C.A.
Földerer, A.A.
Herstellung von deponierbaren oder verwertbaren Produkten
durch Stabilisierung/Fixierung von Calciumsulfatschlamm
aus Kalkstein-Rauchgaswäschen
VGB-Konferenz Kraftwerk und Umwelt 1985, S.203/213
- /108/ Bretschneider, J.
Vergleich der Strahlenexposition durch radioaktive Emission
aus konventionellen und aus Kern-Kraftwerken
Forschungsbericht des Instituts für Strahlenhygiene (ISH)
des Bundesgesundheitsamtes 9/1981

- /109/ Murtha, M.J.
Burnet, G.
Assessment of the Environmental Impact of Power Plant Fly
Ash
3rd Miami International Conference on Alternative Energy
Sources, Miami Beach, USA 12/1980
- /110/ -
Bewertung der Strahlenexposition in der Umgebung von Stein-
kohlekraftwerken und Vergleich mit der Strahlenexposition
durch Kernkraftwerke
Umwelt Nr.88 v. 8.4.1982 S.34/37
- /111/ Bunzl, K. et al
Radionuklide in der Umgebung eines Kohlekraftwerks
Bericht Nr.940 der Gesellschaft für Strahlen- und Umwelt-
forschung 5/1983
- /112/ -
Proceedings of the Workshop on Radioactivity Associated
with Coal Use
Los Alamos National Laboratory
Report No.: LA-9106-C 12/1981
- /113/ Glowiak, B.J.
Pacyna, J.M.
Radiation Dose Due to Atmospheric Releases From Coal-
Fired Power Stations
Int.J.EnvIRON.Stud. 161(80) S.23/28
- /114/ Renz
Technik der Dampferzeugung
Umdruck zur Vorlesung TH Aachen SS1984

