

Gewidmet Herrn Univ-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Eduard NACHTIGALL zu seiner
Emeritierung

PETER GRUBER

DER CHEMISCHE UND MINERALOGISCHE AUFBAU DER STÄUBE IM LINZER RAUM

(Mit 42 Abbildungen, 5 Farbtafeln und 17 Tabellen)

Manuskript eingelangt im März 1980

Anschrift des Verfassers:

Mag. Dr. Peter GRUBER, A-8693 Mürzsteg, Dobrein 19

THE CHEMICAL AND MINERALOGICAL COMPOSITION OF DUST IN THE AREA OF LINZ

SUMMARY

The present results of examinations of more than 30 kinds of dust of the urban area of Linz show great differences in composition depending on the source of emission and consequently great differences of influence on the environment while at the same time indicating common characteristics of these kinds of dust.

Chemical analysis of main and trace components in dust demonstrates which substances may have a negative effect on our environment because of their concentration.

A graphic comparison of dust analyses with the average composition of our earth's crust and our soils – as natural standard – vividly demonstrates indicator elements in dust emission such as SO_4 , Pb, Fe, Zn.

On the basis of results of investigations in relevant literature, the origin and possible effects of the analyses substances on the inanimate and living environment are discussed and evaluated.

Through microscopic and mineralogic x-ray diffraction analysis the true nature of dust becomes clearly visible:

- + the kind of particles: soot, coke, iron oxides, calcite, quartz, calcium sulphate, high temperature silicates such as pyroxene and slag glass
- + their varying occurrence in particular kinds of dust

+ the great variety of particles in exterior shape
 + the inner structure of complex dust-particles
 + the size of various dust components
 + even origin and conditions of formation may be recognized in their microscopic picture.
 It can be shown that soot, slag glass, iron oxides, coke, calcium sulphate and quartz have a dominating position in the dust occurring in Linz. Apparently still too little attention is paid to soot with adsorbed carcinogenic hydrocarbons (Benzpyrene).
 The most recent analysis of dust (1978) demonstrates changes in the composition of dust during recent years: a decrease in calcite and quartz and a strong increase in soot and calcium sulphate ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1. Einleitung – Problemstellung	171
2. Methodisches	174
3. Untersuchungsergebnisse	175
3.1. Die Dichte der Linzer Stäube	175
3.2. Trennung der mineralogischen Komponenten mit Schwereflüssigkeiten	176
3.3. Glühverlustbestimmungen	179
3.4. Die spezifische Oberfläche der Stäube	179
3.5. Die Korngrößenverteilung in den Stäuben	181
3.6. Chemische Charakterisierung der Stäube	184
3.6.1. Allgemeines	184
3.6.2. Extraktionsfolge und Bestimmungsmethoden	185
3.6.3. Analysenergebnisse	185
3.6.4. Graphische Darstellung der Konzentration der einzelnen Elemente in Stäuben im Vergleich zu ihrer durchschnittlichen Konzentration in Erdkruste und Boden	185
3.6.5. Graphischer Vergleich von 22 Staubgesamtanalysen mit dem durchschnittlichen Erdkrusten- und Bodenchemismus	232
3.7. Mikroskopische und mineralogische Untersuchung der Linzer Stäube	233
3.7.1. Probenvorbereitung	233
3.7.2. Angewandte mikroskopische Verfahren	233
3.7.3. Röntgendiffraktometer-Bestimmung	234
3.7.4. Stäube unter dem Mikroskop	234
3.7.4.1. Bestimmung der kristallisierten Bestandteile im Durchlicht	234
3.7.4.2. Bestimmung der glasigen Bestandteile	248
3.7.4.3. Bestimmung der opaken Bestandteile im Auflicht	249
3.7.5. Ergebnis des Vergleiches der Stäube von 1973/74 mit Stäuben von 1978	253
4. Zusammenfassung	254
Literatur	255
Anhang	259

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

In dicht besiedelten Gebieten schafft sich der Mensch durch Belastung der Atmosphäre mit Schadstoffen ein noch zu lösendes Problem. Gas- und staubförmige Stoffe verunreinigen unsere Luft. Massemäßig werden etwa fünfmal mehr gasförmige Stoffe (CO , SO_2 , NO_x , HCl , HF . . .) an die Luft abgegeben als staubförmige Partikel (10), CO_2 nicht mitgerechnet. Der größere Beitrag zur Umweltschädigung ist daher von den nicht sichtbaren Anteilen atmosphärischer Verschmutzung gegeben. Auffälliger und deshalb im Vergleich zu gasförmigen Schadstoffen überbewertet sind die Stäube. Stäube haben auf leblose Körper und Organismen vielfältigen Einfluß, dessen Erforschung erst begonnen hat. Infolge der Bedeutung des Staubproblems haben sich schon zahlreiche Untersuchungen damit befaßt. Dieses Wissen aus der Literatur ist jedoch nur übertragbar, wenn man Zusammensetzung und Konzentration der heimischen Flugstäube kennt.

Seit Jahren wird im Linzer Raum bereits der Staubbiederschlag und seine Konzentration in der Atmosphäre mengenmäßig von der Abteilung für Umwelthygiene, Magistrat Linz, gemessen. Bisher fehlte aber eine grundsätzliche chemische und mineralogische Charakterisierung des Linzer Staubes. Eine solche Analyse ist notwendig, um Auswirkungen auf die Umwelt und insbesondere auf die Gesundheit von Mensch und Tier unmittelbar und auf längere Zeit beurteilen zu können.

Soll Staub möglichst vielseitig untersucht werden, müssen verschiedene Analysenverfahren angewendet werden und ihre Aussagen miteinander verbunden werden:

Chemische Analyse, Korngrößenverteilung, Dichte, spezifische Oberfläche und Staubmineralogie, erarbeitet durch mikroskopische Verfahren und Röntgendiffraktometeraufnahmen, sollen ein möglichst umfassendes Bild von den Linzer Stäuben entwerfen.

Die vorliegende Arbeit behandelt die Staubzusammensetzung nur von der anorganischen Seite, während die Untersuchung verschiedener organischer Verbindungen, vor allem im Zusammenhang mit Ruß, vernachlässigt wird. Auch in der Umweltschuttliteratur beginnt sich diese Richtung erst zu entwickeln.

Selbst wenn eine solche umfassende Analyse vorhanden wäre, blieben viele Fragen, bezüglich der Auswirkung von Stäuben, weiterhin unbeantwortet, denn die vielen möglichen Wechselwirkungen zwischen Staubcharakter und den biologischen Systemen im allgemeinen und den

Staubsammelstellen

1-22

Die im Lageplan auf diese Weise gekennzeichneten Stäube wurden 1973 gesammelt

1. Römerbergtunnel
2. Nibelungenbrücke
3. Kloster Dornbach, Koglerweg
4. Promenade
5. St. Isidor
6. Leonfeldner Straße
7. Welser Straße
8. Welser Straße neben Bahn
9. Steyregg
10. Froschberg
11. Alter Markt
12. Bindermichl-Stadlerstraße
13. Urfahrwände
14. Volksgarten
15. Rudolfstraße
16. Kapuzinerstraße
17. Göteborgweg
18. Stockhofstraße
19. Boschweg – Eingang Chemie Linz AG
20. Herrengasse – Spittelwiese
21. Schultestraße
22. Bahnhof-Post

1-8

Die im Lageplan auf diese Weise gekennzeichneten Stäube wurden 1974 gesammelt

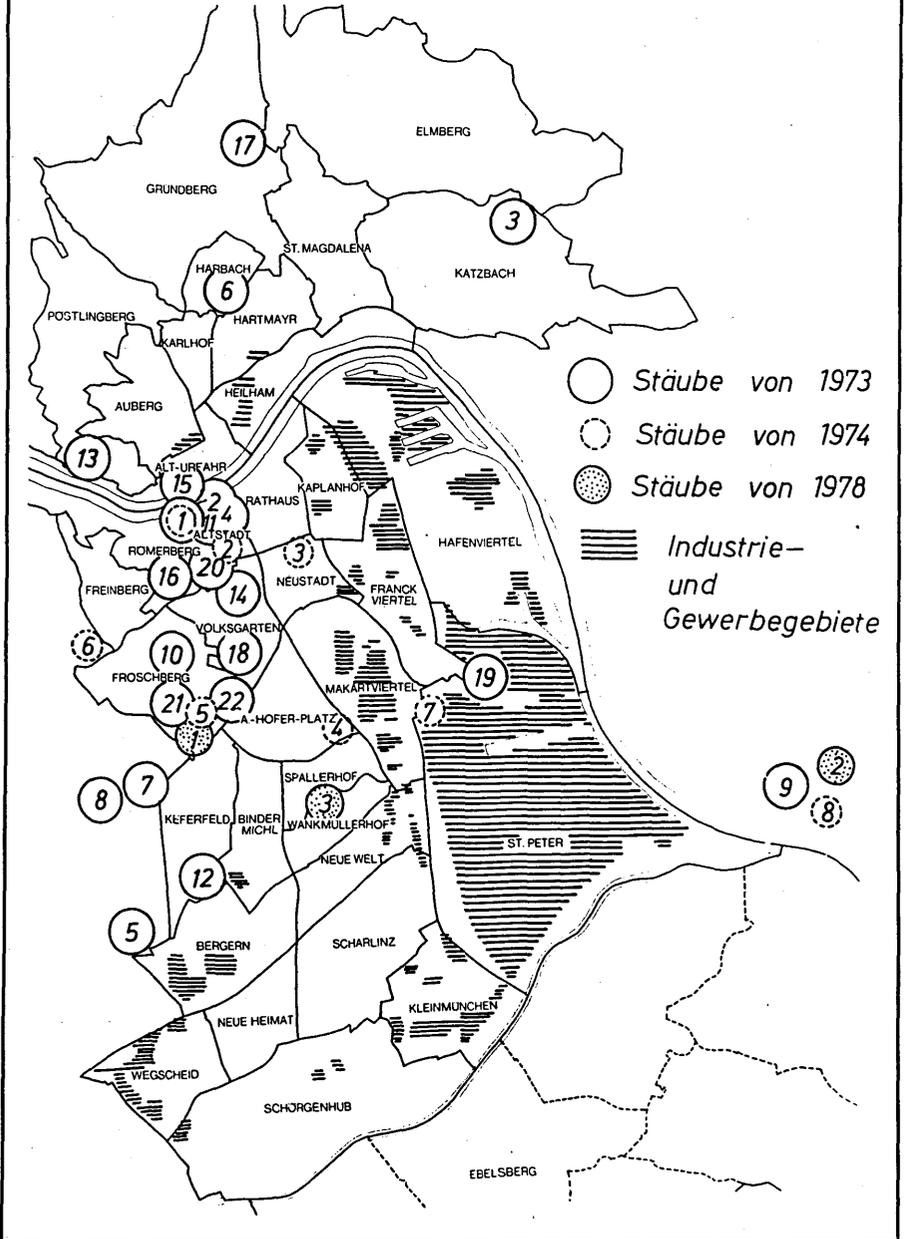
1. Römerbergtunnel
2. Hauptplatz, Dreifaltigkeitssäule
3. Hessenplatz
4. Bulgariplatz
5. Bahnhof
6. Ziegeleistraße
7. Posseltbrücke
8. Steyregg

1-3

Die im Lageplan auf diese Weise gekennzeichneten Stäube wurden 1978 gesammelt von der Magistratsabteilung für Umwelthygiene.

1. Hauptbahnhof
2. Windegg bei Steyregg
3. Wankmüllerhofstraße (ÖAMTC)

Abb. 1: Lageplan der Staubsammelstellen



Einzelindividuen im besonderen sind mit unseren Methoden nicht erfaßbar.

Die Staubanalyse, und sei sie noch so vollständig, stellt nur einen bekannten Faktor dar, dessen Wirkung von vielen anderen, in unterschiedlichster Wechselbeziehung stehenden Vorgängen, beeinflußt wird. Es soll damit zum Ausdruck gebracht werden, daß ein noch wesentlich gesteigerter Untersuchungsaufwand in der Staubanalyse die Gültigkeit der gefundenen Aussage bezüglich der Staubauswirkung nicht nennenswert verbessern kann. Nachteilig für die Dauerhaftigkeit gewonnener Ergebnisse in der Staubborschung erweist sich auch die ständige Weiterentwicklung und Veränderung in der Technologie. Noch entscheidender könnten allerdings Veränderungen in der Energie- und Rohstoffwirtschaft die Zusammensetzung der Emissionen bestimmen.

Solange aber die heimische Industrie produziert und Brennstoff für Haushalte und Kraftfahrzeuge zur Verfügung steht, wird sich an der grundlegenden Zusammensetzung der Linzer Flugstäube wenig verändern.

2. METHODISCHES

Die Definition für Staub nach den VDI-Richtlinien 2031 (1962) lautet: Staub ist ein grobdisperser Stoff beliebiger Form, Struktur und Dichte, dessen Teilchengröße zwischen $0,5 \mu\text{m}$ und $500 \mu\text{m}$ liegt. Stäube sedimentieren, sie sind nur begrenzte Zeit in der Luft. Unter $0,5 \mu\text{m}$ beginnt das Gebiet der Aerosole (Schwebestoffe), die von sich aus nicht mehr sedimentieren.

Probennahme

Die für diese Arbeit verwendeten Stäube stammen aus den Jahren 1973 und 1974. Die sedimentierten Stäube an verschiedenen umweltbelasteten Plätzen des Stadtgebietes (siehe Abb. 1) wurden mittels eines Pinsels in Eprouvetten gesammelt.

Es ist Staub, der sich über längere Zeit an geschützten Stellen ablagert, sodaß man annehmen kann, daß die derart gewonnenen Proben einen Querschnitt ergeben durch die an diesem Ort übliche Staubzusammensetzung. Die Probennahme berücksichtigt nicht die Intensität des Staubbiederschlages.

3. UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE

3.1. Die Dichte der Linzer Stäube

Die Dichte weist bereits auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Stäube im Linzer Stadtgebiet hin. Die Dichtebestimmung erfolgt mittels Pyknometer. Die Werte streuen bei den einzelnen Proben im Bereich von 2,04 bis 2,94 g/cm³ – siehe Tab. 1:

Probe Nr.	Herkunft	Dichte g/cm ³
1	Römerbergtunnel	2,04
2	Hauptplatz	2,85
3	Hessenplatz	2,80
4	Bulgariplatz	2,80
5	Bahnhof (Hauptbh.)	2,94
6	Ziegeleistraße	2,77
7	Posseltbrücke	2,50
8	Steyregg	2,70

Zum Vergleich die Werte der Dichte (g/cm³) einiger in den Stäuben vorkommender mineralischer Komponenten:

Tab. 2: Die Dichtewerte einiger Mineralien

Mineral	Dichtewert (g/cm ³)	Mineral	Dichtewert (g/cm ³)
Hämatit	5,2 – 5,3	Feldspäte	2,6 – 2,65
Magnetit	5,2	Calzit	2,7
Siderit	3,7 – 4,0	Quarz	2,65
Olivin	3,2 – 4,2	Ruß	1,85
Pyroxen	3,2	Koks	1,80
durchschnittl. Boden	2,7 – 2,8		

Deutlich erkennbar ist, daß die Extremwerte durch die Ortswahl bedingt sind. Im Römerbergtunnel (2,04) überwiegt der Abrieb von Straßenbelag und Gummi.

Der Staubniederschlag auf der Posseltbrücke ist ebenfalls nicht repräsentativ, denn hier fallen die groben Teilchen der Kokerei zu stark ins Gewicht. Der hohe Wert am Bahnhof zeigt den Einfluß des Eisens vom Schienenverkehr (Dichte 2,94).

Über weiten Teilen von Linz ist für die durchschnittliche Dichte der Stäube ein Wert von etwa 2,70 bis 2,80 zu erwarten. Ein stets gültiger Durchschnittswert kann nicht aufgestellt werden, da die Staubverteilung sich entsprechend den meteorologischen Bedingungen ändert und außerdem in einer starken Heizperiode der erhöhte Rußgehalt das spezifische Gewicht des Staubes erniedrigt. Die Dichte von Ruß beträgt etwa 1,85 (ULLMANN 1963).

Die durchschnittliche Dichte der Linzer Stäube liegt etwas über der von durchschnittlichen Böden und Gesteinen. Ursache hiefür ist vor allem das starke Auftreten von Fe-Mineralien, in geringerem Maße das Vorkommen von schweren Silikaten (Dichte etwa 3,2 bis 4,2).

3.2. Trennung der mineralogischen Komponenten mit Schwereflüssigkeiten

Auf die Zusammensetzung des Vielstoffsystems Staub kann aus den Dichtewerten allein nicht geschlossen werden.

Trennt man die Staubteilchen in einer Schwereflüssigkeit nach ihrer Dichte, so kann man aus der Häufigkeit der einzelnen Schwerefraktionen in einer Probe bereits Hinweise auf die mögliche mineralogische Zusammensetzung erhalten.

Im Hinblick auf die mineralogische Untersuchung der einzelnen Schwerefraktionen wurde durch Glühen bei 700 °C Ruß, Koks und organische Substanz entfernt. Dies erleichtert die mineralogische Identifizierung der Teilchen.

Im folgenden Trennungsgang war deshalb eine Fraktion mit einer Dichte < 2,4 (Ruß, Koks, organische Substanz) nicht mehr vorhanden.

Tab. 3: Dichtefraktionen nach Trennung mit Schwereflüssigkeit

Probe Nr.:	Herkunft	Dichte 2,9	Dichte 2,9—4,0	Dichte 4,0
1	Römerbergtunnel	99,2 %	0,3 %	0,5 %
2	Hauptplatz	94,0 %	1,7 %	4,3 %
3	Hessenplatz	97,0 %	0,4 %	2,6 %
4	Bulgariplatz	57,6 %	8,9 %	33,5 %
5	Bahnhof	18,7 %	18,3 %	63,0 %
6	Ziegeleistraße	77,3 %	3,9 %	18,8 %
7	Posseltbrücke	94,0 %	0,44 %	5,1 %
8	Steyregg	91,0 %	0,7 %	8,3 %

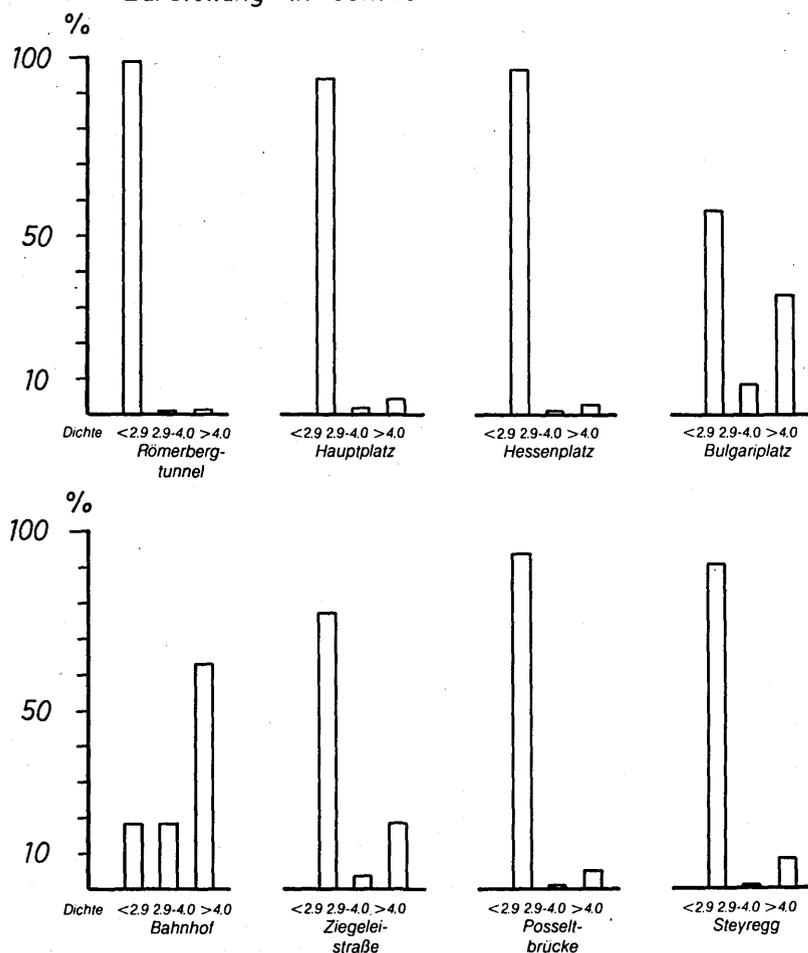
Methode: Als Schwereflüssigkeit diente 1,1,2,2-Tetrabromäthan (Dichte 2,96) = Muthmanns Flüssigkeit und Clericis Lösung (Thalliumformiat und Thalliummalonat mit einer Dichte von 4,03).

Im Durchschnitt zeigen die Untersuchungen (Tab. 3) gegläuhter Stäube je nach Herkunft eine unterschiedliche Verteilung ihrer Schwerefraktionen.

Die Verteilung der drei Dichtefraktionen in den einzelnen Proben gibt Abb. 2 wieder. Welche mineralischen Verbindungen in den einzel-

Abb. 2: Dichtefraktionen nach Trennung mit Schwereflüssigkeiten

Darstellung in Gew. %



Tab. 4: Glühverlustbestimmungen an Stäuben. Stäube gesammelt im Jänner 1973, Glühverlust in % der bei 105° C getrockneten Probe

Probe Nr.:	Herkunft	300°C in %	500°C in %	700°C in %
1	Römerbergtunnel	5,56	10,87	19,21
2	Nibelungenbrücke	4,18	10,25	18,30
3	Kloster Dornbach, Koglerweg	6,49	14,70	19,50
4	Promenade	6,63	17,92	25,34
5	St. Isidor	4,48	10,38	19,91
6	Leonfeldnerstraße	5,31	12,45	17,15
7	Welserstraße	3,19	9,81	14,76
8	Welserstraße neben Bahn	4,13	7,70	15,75
9	Steyregg	3,95	9,43	14,41
10	Froschberg	3,99	10,61	16,89
11	Alter Markt	5,33	13,85	21,88
12	Bindermichl-Stadlerstraße	5,17	13,54	19,30
13	Urfahrwände	4,95	8,05	16,50
14	Volksgarten	5,43	12,56	25,50
15	Rudolfstraße	5,81	10,58	17,34
16	Kapuzinerstraße	3,57	8,85	20,26
17	Göteborgweg	4,32	12,86	19,47
18	Stockhofstraße	4,64	10,45	21,41
19	Boschweg, Eingang Chemie Linz AG	5,17	12,15	16,11
20	Herrengasse - Spittelwiese	3,89	1,47	20,03
21	Schultestraße	7,84	16,71	26,40
22	Bahnhof, Post	1,72	5,09	13,64
Mittelwerte:		4,81	11,24	19,47

Stäube gesammelt im März 1974

Glühverlust wie oben

Probe Nr.:	Herkunft	300°C in %	500°C in %	700°C in %	900°C in %	1100°C in %
1	Straßentunnel	5,7	10,2	20,5	21,5	21,6
2	Hauptplatz	3,6	6,2	20,8	22,7	22,9
3	Hessenplatz	6,8	14,5	24,0	24,8	27,6
4	Bulgariplatz	2,5	7,6	17,7	18,3	18,5
5	Bahnhof	1,6	7,8	14,6	14,8	14,9
6	Ziegeleistr.	3,1	8,0	15,4	16,1	16,3
7	Posseltbrücke	2,3	6,6	15,8	24,0	24,3
8	Steyregg	1,2	3,8	8,9	9,6	10,7
Mittelwerte:		3,35	8,1	17,21	18,97	19,6

nen Schwerefraktionen vorherrschen, wird im Abschnitt über Staubmineralogie behandelt.

3.3. Glühverlustbestimmungen

In einem Vielstoffsystem, wie es in den Stäuben vorliegt, erweist es sich als günstig, den Glühverlust stufenweise bei steigenden Temperaturen zu bestimmen. Dadurch wird das Verhalten eines Staubes beim Glühen deutlicher. Der überwiegende Teil des Staubes, der über Städten niedergeht, stammt aus thermischen Prozessen.

Nach (WHO 1964) beträgt der natürliche Anteil von Staub nicht mehr als 10 %. Verschiedene Rückstände unvollkommener Verbrennung, vor allem Ruße, lassen sich durch Glühen bei 500 ° C noch nicht vollständig im Glühverlust erfassen.

Für die Stäube scheint es daher notwendig zu sein, bei 600–700 ° C zu glühen.

Methode: Gewichts Differenz nach zweistündigem Glühen bei 700 ° C bezogen auf die bei 105 ° C getrocknete Probe.

Bei diesen Temperaturen vollziehen sich jedoch bereits Umwandlungsvorgänge wie

- + Schwarzfärbung von Siderit (FeCO_3) als Folge des neu gebildeten Fe_3O_4 -Gehaltes
- + Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) entwässert völlig zu Anhydrit
- + Calcit (CaCO_3) kann in seiner Randzone bereits mit SiO_2 -haltigen Komponenten reagieren.

Diese Umwandlungen sind in ihrem Ausmaß in der einzelnen Probe nicht erfaßbar, die dabei auftretenden Gewichtsveränderungen sind im gemessenen Glühverlust nicht nachweisbar.

Der Glühverlust kann daher nicht in jedem Fall der Menge verglühten Rußes, Koksens und organischer Substanz gleichgesetzt werden.

In den untersuchten Stäuben fallen die C-haltigen Anteile, die verglühen, wesentlich stärker ins Gewicht als die eben erwähnten ebenfalls ablaufenden Umwandlungen.

3.4. Die spezifische Oberfläche der Stäube

Das Reaktionsvermögen der Stäube hängt, neben der verschiedenen chemischen Zusammensetzung, auch von der Gesamtoberfläche, die für Reaktionen zur Verfügung steht, ab.

Tab. 5: Spezifische Oberfläche der Stäube in m²/g Staub (BET-Methode)

Probe Nr.: entnommen im Januar 1973	m ² /g		Probe Nr.: entnommen im März 1974	m ² /g
1 Römerbergtunnel	17,2		1 Römerbergtunnel	17,2
2 Stadtbrückengeländer	--		2 Hauptplatz	9,7
3 Kloster Dornbach	--		3 Hessenplatz	13,5
4 Promenade	--		4 Bulgariplatz	11,0
5 St. Isidor	--		5 Bahnhof	10,0
6 Leonfeldnerstraße	--		6 Ziegeleistraße	11,7
7 Welserstraße	--		7 Posseltbrücke	10,3
8 Welserstraße neben. Bahn	20,05		8 Steyregg	21,4
9 Steyregg	28,6			
10 Autobahn	20,8			
11 Alter Markt	18,6			
12 Bindermichl - Stadlerstraße	--			
13 Urfahrwände	--			
14 Stadtpark	15,2			
15 Rudolfstraße	12,4			
16 Kapuzinerstraße	19,6			
17 Göteborgweg	--			
18 Stockhofstraße	16,1			
19 Boschweg - Eingang Chemie Linz	--			
20 Herrengasse - Spittelwiese	13,2			
21 Schultestraße	18,0			
22 Bahnhof - Post	25,5			

Umsetzungs- und Lösungsvorgänge, katalytische Reaktionen und Adsorption anderer Schadstoffe werden entscheidend von der spezifischen Oberfläche beeinflusst. Die Bestimmung erfolgte nach der BET-Methode in m^2/g Staub.

Diese Bestimmungen ergeben bei den im Jänner gesammelten Stäuben eine durchschnittliche spezifische Oberfläche von $18,7 \text{ m}^2/\text{g}$. Die im Frühjahr gesammelten Stäube haben eine durchschnittliche Oberfläche von nur $13,1 \text{ m}^2/\text{g}$.

Da sich die industriellen Prozesse in diesem Zeitraum nicht verändern, liegt es nahe, den Ruß für den Unterschied verantwortlich zu machen, der in der kalten Jahreszeit vermehrt anfällt.

Technisch verwendete Ruße haben Oberflächen zwischen 20 und $130 \text{ m}^2/\text{g}$, je nach Bildungsbedingungen (ULLMANN 1963). Vergleichende Oberflächenbestimmungen von Rußen aus Stäuben liegen in der Literatur noch nicht vor.

3.5. Die Korngrößenverteilung in den Stäuben

Nach den VDI-Richtlinien 2031 (1962) enthält Staub definitionsgemäß die Korngrößen von $500 \mu\text{m}$ bis $0,5 \mu\text{m}$. Darunter beginnt das Gebiet der Aerosole.

Die Korngrößenverteilung ist ein wichtiges Kennzeichen der Stäube, denn von ihr hängen die Staubausbreitung, Ablagerung und die biologische Wirksamkeit ab.

Die in nachfolgender Tab. (Tab. 6) angeführten Werte geben die Kornverteilung der sedimentierten Stäube wieder, d. h. Feinstanteile sind unterrepräsentiert und schädliche Aerosole überhaupt nicht erfaßt.

Teilchen, deren Durchmesser größer ist als $10 \mu\text{m}$, sedimentieren sehr bald (WHO 1964). Feinere Teilchen, vornehmlich kleiner als $1 \mu\text{m}$, bilden in der Luft Suspensionen und sedimentieren nicht mehr. Sie unterliegen nur mehr der Auswaschung bei Niederschlägen.

Die Korngrößenbestimmung erfolgte durch Siebung und Sedimentation nach Andreasen. Diese Bestimmungsmethodik ist für heterogene Stäube aber nicht ideal, weil man Staubkörner einheitlicher Dichte annehmen muß. In Wirklichkeit schwankt die Dichte je nach Teilchenart zwischen $1,85$ und $5,2 \text{ g/cm}^3$.

Auffallend ist der hohe Anteil der Korngrößenklasse 63 bis $20 \mu\text{m}$ (Abb. 3) bei allen Stäuben, so daß etwa 60 % aller Stäube aus dieser Korngröße bestehen. Bezüglich dieses Maximums besteht eine Ähnlichkeit zu natürlichen Flugstäuben, wie dem Löß. Körner kleiner als $2 \mu\text{m}$

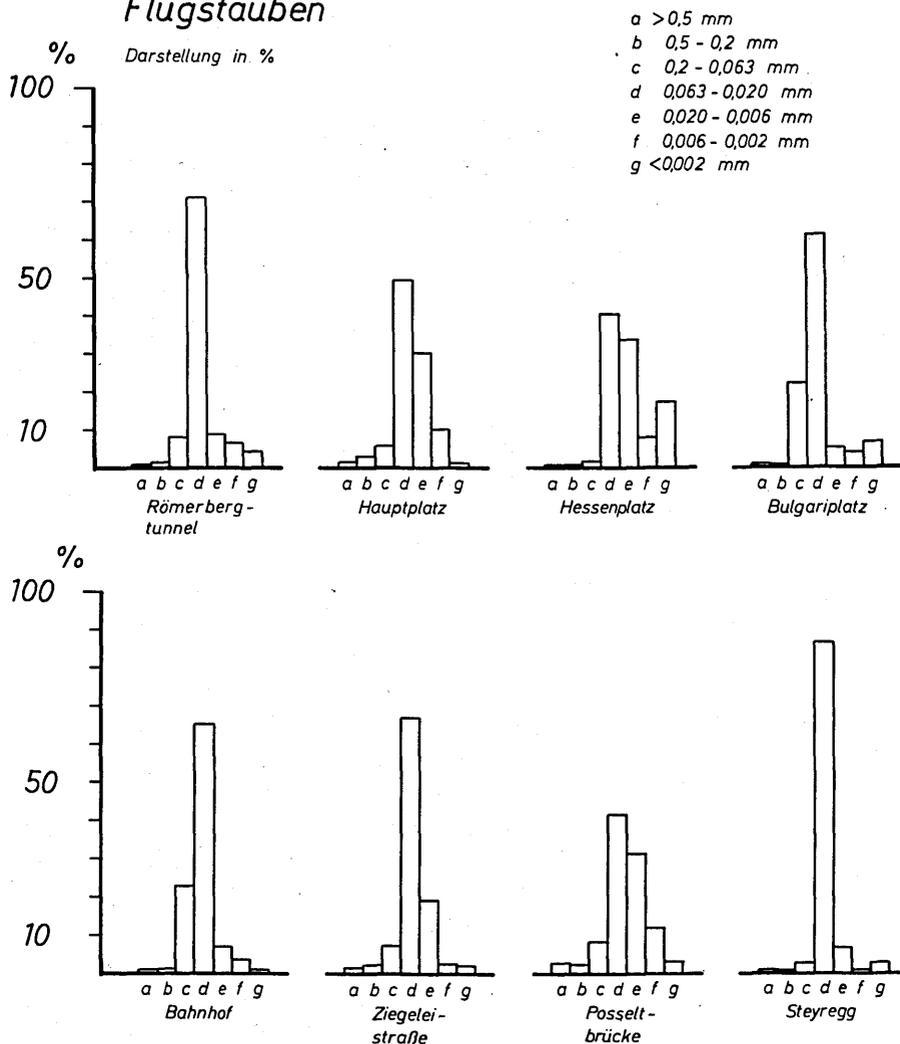
Tab. 6: Korngrößenanalyse: Bestimmung durch Siebung und Sedimentation (nach Andreasen), Werte in %

Probe Nr.:	Herkunft	0,5 mm	0,5 bis 0,2 mm	0,2 bis 0,063 mm	0,063 bis 0,020 mm	0,020 bis 0,0063 mm	0,0063 bis 0,002 mm	0,002 mm
1	Römerbergtunnel	0,7 %	1,2 %	8,0 %	71,0 %	8,6 %	6,3 %	4,2 %
2	Hauptplatz	1,4 %	2,7 %	5,9 %	49,0 %	30,0 %	10,0 %	1,0 %
3	Hessenplatz	0,2 %	0,1 %	1,3 %	40,3 %	33,5 %	8,0 %	17,0 %
4	Bulgariplatz	0	0,9 %	22,3 %	61,0 %	5,0 %	4,0 %	6,8 %
5	Bahnhof	0,3 %	1,0 %	22,8 %	65,0 %	7,0 %	3,2 %	0,6 %
6	Ziegeleistraße	1,3 %	1,6 %	7,2 %	66,5 %	19,0 %	2,3 %	2,0 %
7	Posseltbrücke	2,4 %	2,3 %	7,9 %	41,0 %	31,3 %	1,7 %	3,0 %
8	Steyregg	0	0,1 %	2,8 %	87,0 %	6,5 %	0,8 %	2,7 %
Mittelwert		0,78 %	1,23 %	9,77 %	60,1 %	17,61 %	4,53 %	4,66 %

haben in sedimentierten Stäuben nur mehr einen Anteil von durchschnittlich 4,6 %. Die Obergrenze von 500 μm überschreiten im Schnitt nur 0,8 % Staubanteile.

Langfristige Messungen in deutschen Industriegebieten zeigten im Zeitraum 1964 bis 1974 eine Verschiebung hin zu den Feinstäuben, d. h. der Staubbiederschlag geht zurück, der in der Luft schwebende Anteil aber nimmt zu (LÖFFLER 1976).

Abb. 3: *Korngrößenverteilung in sedimentierten Flugstäuben*



Die Information über Emissionsmessungen im Korngrößenbereich unter $10\ \mu\text{m}$ ist äußerst lückenhaft. Aus Emissionserhebungen und Immissionsmessungen läßt sich für die BRD abschätzen, daß 50 % der Partikel kleiner als $10\ \mu\text{m}$ sind (BROCKE 1974).

Feinstäube gewinnen daher zunehmend an Bedeutung in der Umweltschuttliteratur. Zahlreiche Untersuchungen (KLOSTERKÖTTER 1970, DAUTREBANDE 1961) beweisen die starke Ablagerung der Feinstäube (bei $1\ \mu\text{m}$) in den Lungenbläschen.

Bei zunehmender Atemfrequenz verschiebt sich das Depositionsmaximum von etwa $0,5$ in Richtung $2\ \mu\text{m}$ (KLOSTERKÖTTER 1970). Teilchen größer $5\ \mu\text{m}$ werden fast ausschließlich in den oberen Atemwegen zurückgehalten. Welche Wirkung Stäube in der Lunge entfalten, hängt von ihrer mineralogischen Zusammensetzung ab (EINBRODT 1973, 1976) und von den inhalierten Mengen. Die hier vorliegende Korngrößenanalyse charakterisiert die sedimentierten Stäube, gilt jedoch nicht für die im Linzer Luftraum schwebenden Stäube. Dafür sind andere Sammelmethode wie Analysenmethoden notwendig.

3.6. Chemische Charakterisierung der Stäube

3.6.1. Allgemeines

Welche Wirkungen Stäube haben können, ist vornehmlich abhängig von ihrer chemischen Zusammensetzung, der Korngröße und Form. Maßgebend ist dabei nicht nur die Gesamtkonzentration einzelner Stoffe im Staub, sondern auch ihr Löslichkeitsverhalten, vor allem gegenüber Wasser. Zusätzlich werden weitere Lösungsmittel eingesetzt, die in der Bodenkunde zur Bodenanalyse gebraucht werden. Die Ergebnisse sagen aus, ob unter natürlichen Verwitterungsbedingungen ein Stoff schnell oder langsam in Lösung geht; sie stellen somit eine Grundlage dar, um die Schädigung eines Staubes zu beurteilen. Häufig erlauben die Löslichkeitsverhältnisse auch einen Hinweis darauf, in welcher chemischen Verbindung eine Substanz vorliegen wird.

Die hier angewandte Extraktionsfolge wird in der Bodenforschung verwendet, wenn Nährstoffverfügbarkeit und Löslichkeitsverhalten bestimmt werden sollen. Diese Methode wurde auch deshalb übernommen, um das Verhalten des Staubes mit dem natürlichen und wichtigen System – Boden – unmittelbar vergleichen zu können.

Im Boden verbleibt der sedimentierte Staub über lange Zeiträume und er kann daher dort lange Zeit seine Wirkung entfalten; diese hängt

neben der Gesamtkonzentration an Stoffen auch von deren Löslichkeit ab.

3.6.2. Extraktionsfolge und Bestimmungsmethoden

Einwaage: 1 g Staub auf 100 ml Lösung. Eine Probe wurde nacheinander mit folgenden Lösungen extrahiert; Schütteldauer jeweils 1 Stunde, dann zentrifugiert:

Dest. Wasser – n-Ammonazetat – 0,5 n H_2SO_4 – 0,2 m Oxalsäure / 0,2 m Ammonoaxalat-Gemisch (78) – 4 % Na-Dithionit in 0,2 m Na-Zitrat-Lösung – Gesamtaufschluß (HF, $HClO_4$, H_2SO_4) im Pt-Tiegel, oder gelöst in verdünnter HCl – K_2CO_3/Na_2CO_3 – Aufschluß im Pt-Tiegel – Übernahme in verd. HCl für gravimetrische SiO_2 -Bestimmung. Weitere Proben wurden in 25 % HCl 1 Stunde bzw. in 5 % NaOH 1 Stunde gekocht.

Die chemische Analyse der Linzer Flugstäube beschränkt sich auf folgende Bestimmungsstücke:

Mittels AAS¹⁾ wurden bestimmt Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Aluminium, Silizium (als SiO_2 – nach Extraktion: Gravimetrisch nach Karbonataufschluß), Phosphor (als PO_4^{3-} – mit Spektralphotometer nach Sulfomolybdänblau-Methode bei 660 nm), Eisen, Mangan, Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, Nickel, Kobalt, Chrom, Molybdän²⁾.

Der Schwefelnachweis (als SO_4^{2-}) erfolgte gravimetrisch mit 0,2 n $BaCl_2$ als $BaSO_4$. Chlor (als Cl^-) wurde nur mit Wasserauszug bestimmt, spektrophotometrisch als Fe-Thiocyanat-Färbung.

Die Leitfähigkeit (in μS) wurde mittels Leitfähigkeitsmeßgerät im Wasserauszug bestimmt. Der pH-Wert wurde mittels Glaselektrode und Digital-pH-Meter im Wasserauszug (Staub/Wasser-Verhältnis 1:10) gemessen.

Nicht genannt, doch nach heutigem Wissen bedeutend, werden hier Vanadium, Strontium, Quecksilber, Fluor und Beryllium, da diese nur in Spuren und vereinzelt auftreten.

3.6.3. Analysenergebnisse

Auf die in den Tabellen 7 bis 17 zusammengefaßten Ergebnisse der chemischen Analysen wird in den nachfolgenden Kapiteln 9.6.4. und 9.6.5. bei der Behandlung der einzelnen Elemente Bezug genommen.

3.6.4. Graphische Darstellung der Konzentration einzelner Elemente in Stäuben im Vergleich zu ihrer durchschnittlichen Konzentration in Erdkruste und Boden

¹⁾ AAS = Bestimmung mittels Atomabsorptions-Spektralanalyse.

²⁾ Die Mo-Gehalte liegen meist unter der Nachweisgrenze; Mo wurde daher in den nachfolgenden Tabellen nicht eingetragen.

Tab. 7: Wasserlösliche Anteile im Stäuben, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄	SO ₄	Cl
1	Römerberg	680,0	470,0	4200,0	130,0	03,0	10,0	0	963,0	155,0	3310,0	1000,0
2	Hauptplatz	45,0	140,0	1240,0	40,0	05,0	10,0	0	900,0	50,0	6290,0	350,0
3	Hessenplatz	2400,0	2200,0	19600,0	990,0	25,0	240,0	0	1615,0	47,0	8910,0	2800,0
4	Bulgariplatz	650,0	590,0	12400,0	480,0	05,0	105,0	0	1605,0	75,0	6440,0	950,0
5	Bahnhof	92,0	130,0	590,0	70,0	05,0	25,0	0	1390,0	55,0	1100,0	300,0
6	Ziegeleistraße	115,0	230,0	600,0	60,0	05,0	15,0	0	1280,0	40,0	730,0	200,0
7	Posseltbrücke	50,0	210,0	1300,0	45,0	06,0	27,0	0	1925,0	130,0	640,0	850,0
8	Steyregg	550,0	1700,0	19900,0	325,0	08,0	120,0	0	1710,0	95,0	9540,0	400,0

Probe Nr.:	Herkunft	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Cd		pH-Wert	Leitfähigkeit
1	Römerberg	05,0	05,0	0	0	0	0	0		5,75	283
2	Hauptplatz	09,0	02,0	01,0	0	0	0	0		6,01	80
3	Hessenplatz	15,0	155,0	00,5	0	0	0	0		5,77	1140
4	Bulgariplatz	09,0	45,0	00,1	0	0	0	0		5,80	655
5	Bahnhof	10,0	105,0	00,1	0	0	0	0		6,09	55
6	Ziegeleistraße	25,0	235,0	0	0	0	0	0		6,02	56
7	Posseltbrücke	26,0	25,0	00,1	01,0	0	0	00,5		6,03	85
8	Steyregg	20,0	26,0	00,1	01,0	0	0	0		6,00	1000

Tab. 8: In Ammonazetat lösliche Anteile in Stäuben, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄
1	Römerberg	760,0	655,0	11250,0	210,0	06,5	33,5	0	2001,0	457,5
2	Hauptplatz	102,5	225,0	9520,0	105,0	06,0	17,5	0	1787,0	530,0
3	Hessenplatz	2440,0	2660,0	25800,0	1130,0	26,0	307,5	0	3375,0	533,0
4	Bulgariplatz	755,0	705,0	19400,0	550,0	08,5	123,0	0	2514,0	665,0
5	Bahnhof	173,0	270,0	4385,0	121,0	08,5	40,0	0	1820,0	777,0
6	Ziegeleistraße	192,0	415,0	5175,0	122,0	09,0	41,0	0	2140,0	542,0
7	Posseltbrücke	106,0	315,0	8870,0	96,0	08,5	51,0	0	2460,0	740,0
8	Steyregg	642,0	1940,0	28950,0	08,5	08,5	149,0	0	2461,0	504,0

Probe Nr.:	Herkunft	Cl	Pb	Zn	Cu
1	Römerberg	1375,0	43,5	55,0	00,5
2	Hauptplatz	2125,0	19,5	38,0	261,0
3	Hessenplatz	5400,0	31,0	220,0	30,5
4	Bulgariplatz	2900,0	14,0	127,0	10,0
5	Bahnhof	1525,0	15,0	252,0	12,6
6	Ziegeleistraße	1795,0	181,0	1062,0	10,0
7	Posseltbrücke	2100,0	30,0	131,0	05,0
8	Steyregg	665,0	25,0	49,0	0

Tab. 9: In 0,5 n Schwefelsäure lösliche Anteile in Stäuben, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	Na	K	Mg	Fe	Mn	Al	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Cr
1	Römerberg	815,0	1335,0	10960,0	8276,0	473,0	2350,0	593,0	720,0	45,0	50,0	0	0
2	Hauptplatz	195,0	625,0	15100,0	15600,0	757,0	11700,0	660,0	263,0	1381,0	46,0	0	08,0
3	Hessenplatz	2550,0	3760,0	17380,0	9230,0	1007,0	4720,0	541,0	610,0	150,0	65,0	0	06,0
4	Bulgariplatz	880,0	1665,0	15050,0	10510,0	1650,0	5750,0	465,0	527,0	55,0	40,0	0	05,0
5	Bahnhof	363,0	1120,0	6320,0	27010,0	720,0	8100,0	270,0	1602,0	75,0	25,0	0	07,5
6	Ziegeleistraße	287,0	1615,0	10620,0	9910,0	1240,0	6700,0	1040,0	6560,0	55,0	55,0	0	0
7	Posseltbrücke	206,0	895,0	18600,0	8510,0	451,0	4050,0	300,0	561,0	26,0	55,0	0	08,0
8	Steyregg	727,0	3160,0	8690,0	6800,0	1400,0	9700,0	286,0	610,0	19,0	35,0	0	0

Tab. 10: Oxalsäure-Ammonoxalat-lösliche Anteile in Stäuben (= Tamm'sche Lösung), Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	K	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	Pb	Zn
1	Römerberg	2055,0	11560,0	18600,0	593,0	3150,0	7940,0	598,0	845,0
2	Hauptplatz	1375,0	16100,0	28600,0	1137,0	14500,0	11090,0	670,0	308,0
3	Hessenplatz	4060,0	17910,0	20620,0	1287,0	5560,0	13650,0	541,0	667,0
4	Bulgariplatz	2015,0	15770,0	22510,0	2650,0	6550,0	17170,0	469,0	602,0
5	Bahnhof	3120,0	8670,0	80000,0	1520,0	10900,0	22140,0	288,0	1740,0
6	Ziegeleistraße	4010,0	12720,0	35410,0	2590,0	10480,0	14390,0	1940,0	6860,0
7	Posseltbrücke	1280,0	20300,0	20700,0	1860,0	4550,0	12080,0	300,0	640,0
8	Steyregg	4560,0	9430,0	21710,0	2050,0	10150,0	15350,0	291,0	680,0

Probe Nr.	Cu	Ni	Co	Cr
1	59,0	50,0	0	0
2	1561,0	48,0	0	11,0
3	163,0	67,0	0	06,0
4	65,0	45,0	0	17,0
5	105,0	45,0	0	42,0
6	76,0	80,0	0	35,0
7	43,0	58,0	0	11,0
8	25,0	40,0	0	0

Tab. 11: Na-Dithionit/Na-Zitrat-lösliche Anteile in Stäuben, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	Fe	Mn	Al	SiO ₂	Zn	Cu	Ni	Cr	Co
1	Römerberg	25400,0	640,0	3200,0	9380,0	885,0	--	60,5	0	0
2	Hauptplatz	35600,0	1263,0	14740,0	12220,0	330,0	1565,0	60,0	11,0	00,5
3	Hessenplatz	25420,0	1407,0	5680,0	14820,0	700,0	165,0	87,0	06,0	0
4	Bulgariplatz	28110,0	2860,0	6620,0	18240,0	642,0	65,0	57,0	17,0	0
5	Bahnhof	92000,0	1680,0	11100,0	22520,0	1820,0	106,0	57,0	42,0	01,0
6	Ziegeleistraße	40810,0	2880,0	10720,0	15030,0	7040,0	78,0	115,0	35,0	0
7	Posseltbrücke	25700,0	1945,0	4675,0	10160,0	710,0	45,0	81,0	11,0	0
8	Steyregg	26410,0	2204,0	10290,0	16420,0	720,0	25,0	65,0	0	0

Tab. 12: Gesamtaufschluß, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄
1	Römerberg	8000,0	12400,0	74400,0	15200,0	42100,0	880,0	16000,0	465800,0	960,0
2	Hauptplatz	7000,0	11600,0	71000,0	18200,0	62000,0	1900,0	29600,0	464900,0	1540,0
3	Hessenplatz	11800,0	9200,0	82000,0	22100,0	70000,0	2000,0	28000,0	422900,0	1560,0
4	Bulgariplatz	11000,0	10800,0	32800,0	18800,0	135000,0	9800,0	19600,0	493700,0	740,0
5	Bahnhof	41200,0	8800,0	17500,0	10000,0	300000,0	7300,0	31600,0	296000,0	640,0
6	Ziegeleistraße	6000,0	9900,0	38000,0	14100,0	154000,0	4600,0	39000,0	482400,0	1160,0
7	Posseltbrücke	5200,0	10800,0	134000,0	23200,0	112000,0	2900,0	38000,0	385500,0	1900,0
8	Steyregg	8000,0	15000,0	68400,0	12800,0	90000,0	3200,0	47300,0	489100,0	1560,0

Probe Nr.:	Herkunft	SO ₄	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Cd
1	Römerberg	3920,0	940,0	1200,0	88,0	----	16,0	50,0	03,0
2	Hauptplatz	9260,0	820,0	440,0	1800,0	80,0	16,0	100,0	04,0
3	Hessenplatz	19520,0	880,0	880,0	300,0	60,0	19,0	70,0	90,0
4	Bulgariplatz	14590,0	560,0	710,0	120,0	80,0	19,6	180,0	02,0
5	Bahnhof	3710,0	940,0	2400,0	180,0	80,0	20,0	190,0	01,6
6	Ziegeleistraße	8410,0	3080,0	9200,0	140,0	90,0	18,0	152,0	03,0
7	Posseltbrücke	11410,0	500,0	1120,0	104,0	110,0	17,0	96,0	70,0
8	Steyregg	29450,0	400,0	750,0	70,0	60,0	07,0	104,0	01,4

Tab. 13: Lösliche Anteile im Staub nach einstündigem Kochen in 25% HCl, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄
1	Römerberg	3200,0	3060,0	67600,0	13000,0	39000,0	730,0	6000,0	2568,0	680,0
2	Hauptplatz	150,0	960,0	56000,0	16000,0	47000,0	730,0	10500,0	4060,0	1000,0
3	Hessenplatz	3200,0	2250,0	54000,0	17800,0	55400,0	1650,0	14000,0	3852,0	1150,0
4	Bulgariplatz	2400,0	2300,0	29800,0	16800,0	115000,0	7600,0	8400,0	6400,0	550,0
5	Bahnhof	6300,0	1420,0	16000,0	9300,0	258000,0	4750,0	11000,0	17120,0	370,0
6	Ziegeleistraße	2800,0	3200,0	29800,0	12900,0	119000,0	3300,0	23700,0	9410,0	590,0
7	Posseltbrücke	160,0	910,0	89600,0	21000,0	86800,0	1950,0	7700,0	5350,0	1120,0
8	Steyregg	350,0	2040,0	62800,0	10000,0	76000,0	2700,0	12000,0	6850,0	1200,0

Probe Nr.:	Herkunft	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Cd
1	Römerberg	680,0	800,0	55,0	25,0	11,0	15,0	01,0
2	Hauptplatz	700,0	160,0	1500,0	25,0	10,0	50,0	01,0
3	Hessenplatz	740,0	600,0	176,0	29,0	11,0	48,0	06,0
4	Bulgariplatz	580,0	550,0	80,0	31,0	14,0	80,0	01,0
5	Bahnhof	850,0	1800,0	117,0	45,0	13,0	122,0	08,0
6	Ziegeleistraße	2900,0	7200,0	100,0	30,0	11,0	124,0	01,0
7	Posseltbrücke	390,0	800,0	65,0	38,0	10,0	70,0	04,0
8	Steyregg	360,0	345,0	35,0	38,0	04,0	82,0	01,0

Tab. 14: Lösliche Anteile in Staub nach einstündigem Kochen in 5% NaOH, nachdem zuvor bereits alle Proben eine Stunde lang in 25% HCl gekocht worden sind. Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄	Pb	Zn
1	Römerberg	6900,0	50,0	200,0	380,0	10,0	5200,0	112000,0	50,0	0	210,0
2	Hauptplatz	3920,0	30,0	230,0	480,0	12,0	13000,0	134900,0	56,0	0	170,0
3	Hessenplatz	1640,0	10,0	80,0	180,0	08,0	4800,0	137000,0	80,0	0	160,0
4	Bulgariplatz	2500,0	10,0	60,0	190,0	08,0	2400,0	101000,0	53,0	0	104,0
5	Bahnhof	3060,0	14,0	20,0	600,0	10,0	6400,0	76000,0	82,0	0	170,0
6	Ziegeleistraße	4600,0	08,0	60,0	150,0	10,0	6800,0	66000,0	75,0	0	190,0
7	Posseltbrücke	3280,0	26,0	150,0	540,0	10,0	7600,0	121000,0	14,0	0	200,0
8	Steyregg	4260,0	20,0	160,0	580,0	10,0	10800,0	147000,0	12,0	0	240,0

Probe Nr.:	Herkunft	Cu	Ni	Co	Cr	Cd
1	Römerberg	10,0	28,0	04,0	0	01,0
2	Hauptplatz	20,0	20,0	04,0	0	02,0
3	Hessenplatz	04,0	48,0	02,0	0	02,0
4	Bulgariplatz	06,0	14,0	02,0	0	0
5	Bahnhof	10,0	18,0	04,0	0	0
6	Ziegeleistraße	04,0	16,0	02,0	0	04,0
7	Posseltbrücke	06,0	30,0	02,0	0	02,0
8	Steyregg	10,0	22,0	04,0	0	0

Tab. 15: Gesamtaufschluß von Stäuben, nachdem zuvor bereits alle HCl- und NaOH-lösliche Anteile durch einstündiges Kochen in 25% HCl und anschließend in 5% NaOH entfernt worden sind. Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

Probe Nr.:	Herkunft	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄	Pb	Zn
1	Römerberg	710,0	700,0	500,0	1160,0	35,0	5000,0	--	20,0	05,0	40,0
2	Hauptplatz	4700,0	50,0	150,0	970,0	20,0	3500,0	--	21,0	01,0	15,0
3	Hessenplatz	3300,0	20,0	80,0	880,0	22,0	4000,0	--	25,0	0	35,0
4	Bulgariplatz	3100,0	320,0	330,0	2100,0	140,0	7200,0	--	20,0	01,0	33,0
5	Bahnhof	3600,0	280,0	420,0	3400,0	75,0	12400,0	--	40,0	08,0	60,0
6	Ziegeleistraße	1200,0	10,0	60,0	2200,0	25,0	3100,0	--	25,0	01,0	30,0
7	Posseltbrücke	5300,0	1050,0	640,0	1800,0	60,0	10200,0	--	26,0	0	25,0
8	Steyregg	7500,0	1200,0	360,0	1600,0	85,0	20800,0	--	40,0	01,0	28,0

Probe Nr.:	Herkunft	Cu	Ni	Co	Cr	Cd
1	Römerberg	10,0	16,0	0	20,0	0
2	Hauptplatz	20,0	12,0	01,0	28,0	0
3	Hessenplatz	12,0	20,0	0	15,0	0
4	Bulgariplatz	10,0	12,0	0	40,0	01,0
5	Bahnhof	15,0	10,0	0	01,0	01,0
6	Ziegeleistraße	12,0	--	02,0	10,0	0
7	Posseltbrücke	10,0	10,0	0	05,0	02,0
8	Steyregg	09,0	09,0	0	10,0	01,0

Tab. 16: Gesamtaufschluß, Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub

	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	SiO ₂	PO ₄	SO ₄
1 Rümerbergtunnel	22000,0	10800,0	62400,0	12400,0	15000,0	810,0	23800,0	644700,0	660,0	3910,0
2 Nibelungenbrücke	16400,0	7400,0	106000,0	21200,0	40000,0	1120,0	21600,0	283000,0	1300,0	5010,0
3 Kloster Dornbach Koglerweg	23000,0	15200,0	37200,0	11400,0	37000,0	5300,0	21800,0	405900,0	1280,0	450,0
4 Promenade	15000,0	10700,0	70000,0	15200,0	82000,0	3400,0	17200,0	345800,0	2800,0	5700,0
5 St. Isidor	16000,0	8600,0	60200,0	19200,0	108000,0	3600,0	27000,0	349800,0	1020,0	4520,0
6 Leonfeldnerstraße	17400,0	12400,0	51800,0	14800,0	33000,0	12800,0	27600,0	299900,0	1160,0	7060,0
7 Welserstraße	14400,0	4400,0	18000,0	10200,0	236000,0	4100,0	14000,0	299900,0	780,0	6260,0
8 Welserstraße neben Bahn	21000,0	12700,0	49200,0	16800,0	120000,0	2800,0	31800,0	329900,0	2480,0	4470,0
9 Steyregg	26000,0	8600,0	38800,0	15000,0	155000,0	6300,0	26000,0	282600,0	1660,0	19420,0
10 Froschberg	26600,0	8200,0	50900,0	16800,0	156000,0	5200,0	22400,0	318100,0	1080,0	6740,0
11 Alter Markt	8600,0	12800,0	50800,0	15400,0	68000,0	22000,0	28400,0	520700,0	1980,0	7810,0
12 Bindermichl Stadlerstraße	5800,0	7200,0	57200,0	18800,0	97000,0	3300,0	22800,0	449800,0	1020,0	8090,0
13 Urfahrwände	7000,0	1180,0	36800,0	9200,0	19000,0	700,0	26000,0	327900,0	560,0	7160,0
14 Volksgarten	8000,0	1080,0	74000,0	16200,0	28000,0	6200,0	26200,0	499200,0	1380,0	6720,0
15 Rudolfstraße	6000,0	8900,0	52000,0	21400,0	66000,0	2600,0	24000,0	507800,0	2200,0	4430,0
16 Kapuzinerstraße	8600,0	1420,0	43400,0	10200,0	31000,0	890,0	27600,0	382800,0	900,0	4790,0
17 Güteborgweg	6200,0	9300,0	52800,0	13000,0	48000,0	2080,0	18400,0	483300,0	1660,0	4960,0
18 Stockhofstraße	7200,0	7700,0	80200,0	1860,0	67000,0	2120,0	22000,0	448800,0	2200,0	6350,0
19 Boschweg-Eingang Chemie Linz	4000,0	27200,0	92000,0	12000,0	80200,0	3400,0	14400,0	303200,0	4800,0	25530,0
20 Herrengasse - Spittelwiese	5100,0	7000,0	60800,0	10800,0	46000,0	1420,0	15800,0	407700,0	1760,0	5570,0
21 Schultestraße	7600,0	9000,0	38200,0	13800,0	51000,0	1700,0	18000,0	667100,0	1320,0	8360,0
22 Bahnhof - Post	3200,0	5400,0	39900,0	15600,0	212000,0	8000,0	12800,0	438200,0	500,0	8670,0
Mittelwerte:	12504,0	8962,0	55572,0	14148,0	81600,0	4501,0	22254,0	408872,0	1568,0	7362,0

Tab. 17: Gesamtaufschluß, Werte in µg/g Staub

	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Cr	Cd	Mo
1 Rümerbergtunnel	7800,0	560,0	50,0	140,0	02,0	30,0	01,0	200,0
2 Nibelungenbrücke	5800,0	390,0	70,0	310,0	02,0	40,0	01,2	100,0
3 Kloster Dornbach, Koglerweg	2100,0	1100,0	270,0	290,0	02,0	70,0	02,0	120,0
4 Promenade	840,0	580,0	60,0	170,0	01,0	72,0	01,2	40,0
5 St. Isidor	660,0	1100,0	520,0	110,0	02,0	70,0	01,6	0
6 Leonfeldnerstraße	1100,0	510,0	50,0	120,0	00,8	64,0	01,4	20,0
7 Welserstraße	460,0	3800,0	570,0	210,0	04,0	170,0	01,8	140,0
8 Welserstraße neben Bahn	380,0	140,0	136,0	330,0	01,0	90,0	01,2	100,0
9 Steyrëgg	520,0	5900,0	80,0	160,0	01,4	130,0	50,0	150,0
10 Froschberg	560,0	5700,0	120,0	170,0	03,0	280,0	24,0	0
11 Alter Markt	1380,0	2900,0	100,0	146,0	01,0	70,0	30,0	140,0
12 Bindermichl-Stadlerstraße	700,0	1540,0	110,0	80,0	02,0	128,0	01,4	100,0
13 Urfahrwände	280,0	290,0	24,0	200,0	02,0	30,0	420,0	100,0
14 Volksgarten	680,0	2100,0	140,0	160,0	01,0	50,0	30,0	0
15 Rudolfstraße	460,0	310,0	50,0	54,0	02,0	60,0	20,0	100,0
16 Kapuzinerstraße	420,0	556,0	32,0	36,0	01,4	32,0	01,4	0
17 Göteborgweg	510,0	3400,0	70,0	60,0	01,4	90,0	00,6	0
18 Stockhofstraße	780,0	720,0	60,0	64,0	01,0	52,0	00,6	0
19 Boschweg-Eingang Chemie Linz AG	2180,0	4200,0	100,0	74,0	01,4	11,0	20,0	0
20 Herrengasse-Spittelwiese	7700,0	4700,0	80,0	54,0	01,4	40,0	22,0	0
21 Schultestraße	900,0	840,0	60,0	72,0	01,2	72,0	01,6	0
22 Bahnhof-Post	660,0	6700,0	150,0	78,0	02,0	240,0	00,8	0
Mittelwert	1675,0	2183,0	132,0	140,0	01,6	86,0	10,1	0

Umweltprobleme ergeben sich meist dann, wenn Substanzen in unnatürlich hohen Mengen auftreten. Als Maßstab bieten sich zwei natürliche Systeme an, wenn es darum geht, staubförmige Verunreinigungen zu bewerten:

- die durchschnittliche Gesteinszusammensetzung der Erdkruste und
- die durchschnittliche Bodenzusammensetzung

In jeder der folgenden Darstellungen wird dabei nur ein Element betrachtet; und zwar wie es sich in acht unterschiedlichen Stäuben verhält und wie der Vergleich mit natürlichen Maßstäben aussieht. Diese Art der Darstellung läßt mit einem Blick erkennen, welche Elemente im Staub in überdurchschnittlichen und somit unnatürlichen Konzentrationen auftreten und daher besondere Beachtung verdienen. Auf diese Weise treten auch die Leitelemente der Schadstoffe einer Industriestadt deutlich hervor, wie SO_4 , Pb, Fe, Zn. Zugleich werden durch diese Darstellung auch Konzentrationsunterschiede unter den einzelnen Stäuben in ihrer Größenordnung rasch erfaßt. Anschließend folgen Überlegungen hinsichtlich der Bedeutung dieser Substanz in Stäuben.

Natrium

Natrium ist in zahlreichen Verbindungen in der Erdrinde, im Wasser und in Organismen verbreitet und gehört zu den zehn Elementen, die maßgeblich am Aufbau der Erdrinde beteiligt sind. Die Erdkruste enthält im Schnitt 2,83 Prozent Na. In Böden liegt die Konzentration mit 0,1 – 1,0 Prozent wesentlich niedriger, was auf die gute Transportfähigkeit des Na-Ions zurückzuführen ist. Aschen und Schlacken aus Feuerungen können bis 5 Prozent Na enthalten (GUMZ 1958); Hochofenschlacken bis 2 Prozent (KEIL 1949).

In den hier dargestellten Stäuben treten Konzentrationen zwischen 0,52 und 1,4 Prozent auf. Der größte Anteil ist nur schwer löslich und wird erst im Gesamtaufschluß erfaßt. Dies läßt vermuten, daß der überwiegende Teil des Na in Stäuben als Silikat vorliegt. An manchen Stellen weisen hohe wasserlösliche Anteile auf Einfluß der winterlichen Salzstreuung hin (Römerbergtunnel, Hessenplatz). Unabhängig davon besteht das Salzproblem der Großstädte, das mit der winterlichen Salzstreuung (NaCl) zusammenhängt. Die dabei auftretenden Konzentrationen führen zu schweren Schäden an der straßennahen Vegetation, wobei vor allem das Cl-Ion schädlich wirkt.

Abb. 4:

Natrium

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

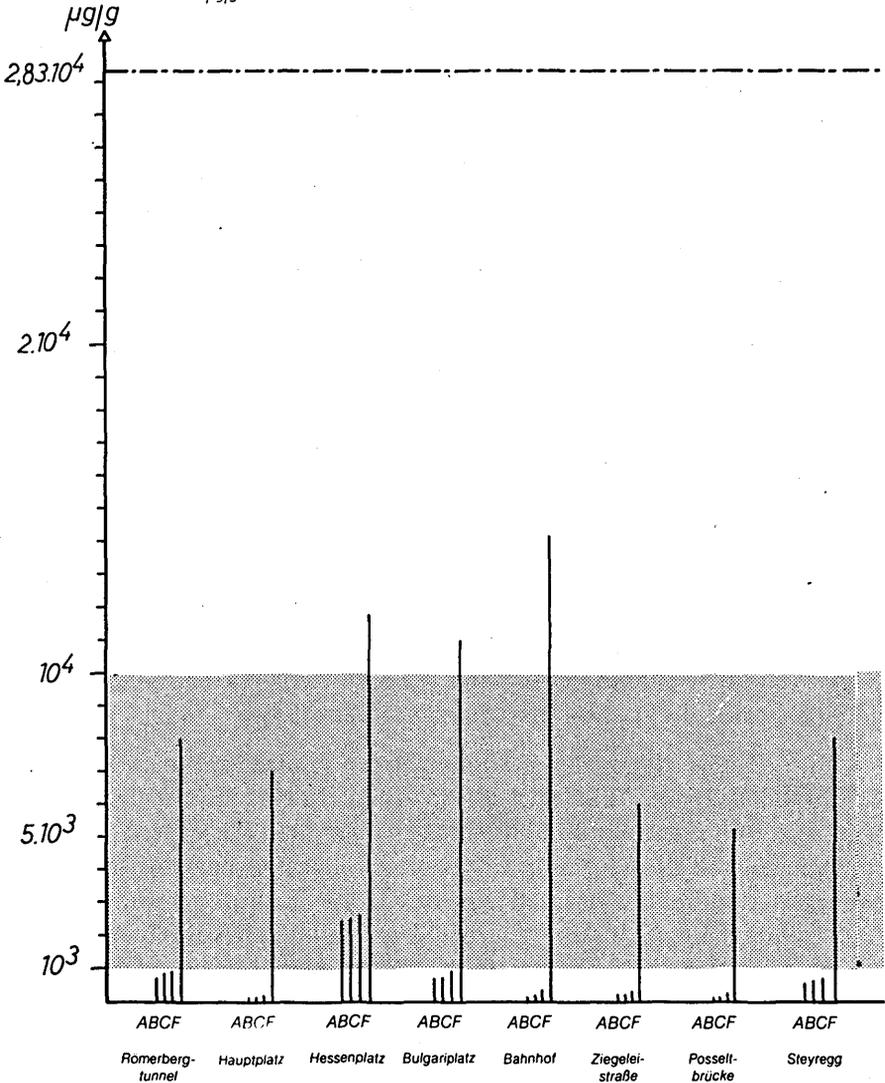
----- Durchschnittliche Konzentration
in der Erdkruste

■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

A in Wasser lösliche Anteile
B in n-Ammonazetat lösliche Anteile
C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile
F Gehalte im Gesamtaufschluss

Nachweisgrenze 10 µg/g

Werte in µg/g Staub



Bedeutung in Stäuben:

Na ist ein Pflanzennährstoff und auch wichtig für den tierischen und menschlichen Organismus. Vom Na-Gehalt der Stäube ist eher eine günstige als eine nachteilige Wirkung zu erwarten.

Kalium

Mit durchschnittlich 2,59 Prozent ist Kalium ein wesentlicher Bestandteil der Erdkruste. Es liegt in den meisten Fällen als Silikat vor (Feldspäte, Glimmer). Als wichtiger Pflanzennährstoff wird es dem Boden stark entzogen, so daß Niedrigwerte von 0,2 Prozent auftreten. Durch Düngung kann der Gehalt auch über 3 Prozent ansteigen. Auch für den Salzhaushalt von Tier und Mensch ist das Kalium-Ion nötig.

In Feuerungsschlacken (Kohlenfeuerung) wurden Mengen bis 2,4 Prozent festgestellt (GUMZ 1958). Andere Untersuchungen weisen in Filterrückständen von Rauchgasen K-Gehalte von 0,04 bis 0,2 Prozent auf (SCHIFFERS 1976). In den untersuchten Linzer Staubproben schwanken die K-Konzentrationen zwischen 0,8 und 1,5 Prozent. Wasserlöslich sind nur weniger als etwa ein Zehntel des Gesamtkali. Der überwiegende Anteil liegt als Silikat vor. Da ungedüngte Böden zu K-Mangel neigen, ist vom K-Gehalt der Stäube eine geringfügige Düngewirkung zu erwarten.

Calcium

Calcium ist mit durchschnittlich 3,6 Prozent am Bau der Erdkruste beteiligt (RAMDOHR 1978). Eine bemerkenswerte Ausnahme stellen großräumige Anreicherungen in den Kalkgebirgen dar.

Die Abb. 6 zeigt, daß der Löß des Linzer Raumes hohe Ca-Gehalte aufweist und somit weit über den durchschnittlichen Bodenkonzentrationen liegt. Der fortschreitende Bodenbildungsprozeß führt zu einer Verarmung an Ca durch Auswaschung und Entzug durch Pflanzen.

Vornehmlich tritt Ca als Karbonat oder Silikat auf. Aschen in technischen Feuerungen enthalten zwischen 4,6 und 23,5 Prozent Ca (GUMZ 1958, SCHREITER 1967, ZINZEN 1943). Hochofenschlacken weisen Gehalte von 20,7 bis 34,2 Prozent Ca auf (KEIL 1949).

Die Linzer Stäube enthalten 1,7 bis 13,4 Prozent Ca im Gesamtaufschluß; der weitaus größte Teil liegt als CaCO_3 im Staub vor, was eindeutig aus den mikroskopischen Aufnahmen zu erkennen ist.

Auch die Auswertung der Debye-Scherrer-Aufnahmen am Röntgendiffraktometer weisen einen beträchtlichen Gehalt an CaCO_3 nach.

Abb. 5:

Kalium

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— — — Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 ■ ■ ■ Durchschnittliche Gehalte in Boden

A in Wasser lösliche Anteile
 B in n-Ammonazetat lösliche Anteile
 C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile
 D in Tamm'scher Lösung lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß

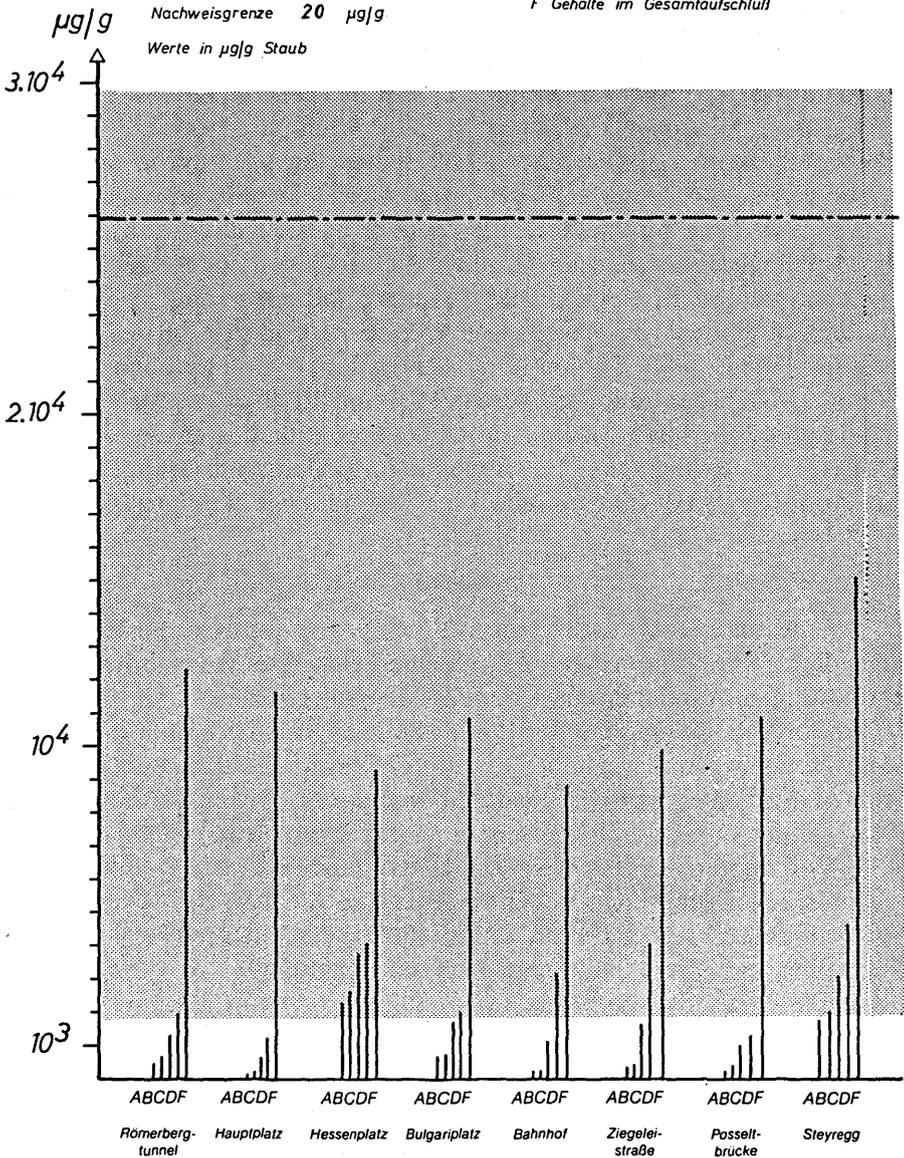
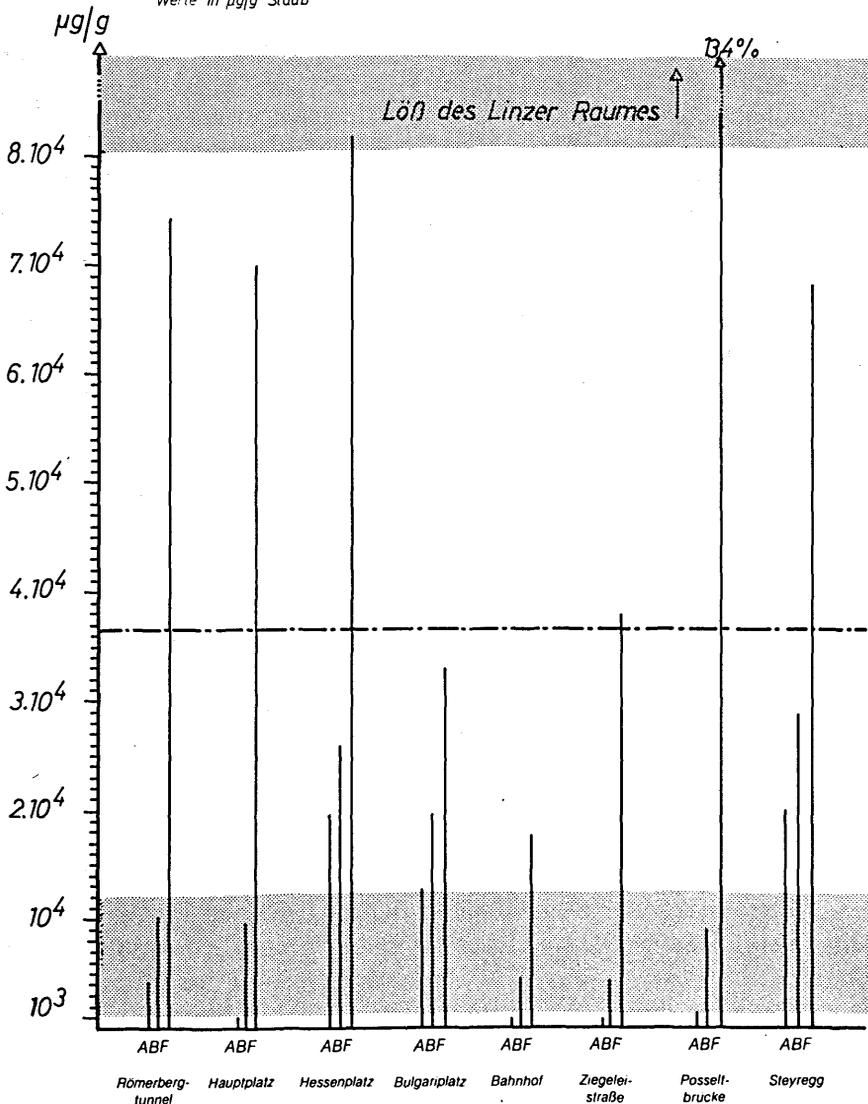


Abb. 6: *Calcium*
Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

- - - Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 A in Wasser lösliche Anteile
 B in n-Ammonazetat lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß
 ■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

Nachweisgrenze 10 µg/g

Werte in µg/g Staub



Wichtig ist in manchen Proben auch der Anteil an Gips $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. In geringerem Umfang ist Ca in verschiedene Gläser und Silikate eingebaut. Untergeordnet tritt Anorthit ($\text{Ca}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) auf.

Besonders auffällig ist die hohe Wasserlöslichkeit des Ca in einigen Proben (Hessenplatz, Bulgariplatz, Steyregg). Ein Vergleich mit der Abb. 11 zeigt den Zusammenhang. Hohe Ca-Gehalte im Wasserauszug treten dort auf, wo gleichzeitig hohe SO_4 -Werte nachgewiesen wurden.

$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ – Gips ist leichter wasserlöslich als das CaCO_3 . Anhydrit CaSO_4 , der aus Feuerungsanlagen emittiert wird, wandelt sich nach Zutritt von Feuchtigkeit in Gips $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ um. Anhydrit konnte an Staubbünnschliffen mikroskopisch nicht nachgewiesen werden und auch nicht röntgendiffraktorisch.

Feinkörniger Kalk dient als Zuschlagstoff im Hüttenprozeß. Kalkteilchen können in der Sinteranlage durch den starken Luftdurchsatz mitgerissen werden. Auch Zement- und Düngemittelproduktion können Ca-Verbindungen freisetzen. Ca kann aus Hochtemperaturprozessen auch in Form von CaO entweichen. Dieses reagiert bei Zutritt von Wasser stark alkalisch – CaO plus $\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{OH})_2$.

CaO konnte mikroskopisch nur an einer einzigen Staubprobe, nämlich Boschweg/Eingang Chemie Linz AG, gefunden werden.

Bisherige Untersuchungen kalkhaltiger Flugstäube bezüglich ihrer Wirkung auf Boden und Pflanze sind in ihren Ergebnissen neutral, manchmal eher günstig; z. B.: ausgeglichener Ca-Haushalt im Boden erhöht Resistenz gegen SO_2 (23); dem Kulturboden zugefügte CaCO_3 -Gaben setzen die Schwermetallaufnahme aus dem Boden herab (SCHÖNBECK 1974). Nach Bestäubung von Ackerböden mit Zementofenflugstaub konnte im Wachstum kein Unterschied zur O-Parzelle erkannt werden (SCHEFFER 1961).

In den abgelagerten Stäuben selbst dürfte CaCO_3 eine wichtige Funktion haben: In der Atmosphäre über den Industriegebieten auftretende H_2SO_3 bzw. H_2SO_4 wird durch Kalk neutralisiert!



Diese Reaktionen funktionieren bereits bei geringer atmosphärischer Feuchte in der Luft und sicher intensiver nach Sedimentation der Stäube.

Diese atmosphärische Neutralisationsreaktion zwischen feinkörnigem CaCO_3 bzw. CaO und den sauren Bestandteilen der Industrieatmosphäre, insbesondere der Schwefelsäure H_2SO_4 , ist wichtig. Der

Atmosphäre werden bereits beträchtliche Mengen an SO_2 noch während der Sedimentation der Stäube entzogen. Weiters kann in sedimentierten Stäuben bei vorhandener Feuchtigkeit der pH-Wert nicht weit absinken. Der pH-Wert des Wasserausguges (1g Staub in 100 ml dest. Wasser geschüttelt) schwankt in den einzelnen Stäuben zwischen 5,8 bis 6,2. Hier sei erwähnt, daß bereits das Vorhandensein von atmosphärischem CO_2 den pH-Wert im Niederschlagswasser (Nebel) auf 5 bis 5,6 absinken läßt (BARTON 1973, BRIMBLECOMBE 1975). Wie stark sich in vielen Industriegebieten das SO_2 bzw. SO_3 auf Niederschläge, insbesondere Nebel auswirken kann, beweisen pH-Werte $< 3,0$ in Niederschlägen (BARTON 1973).

Im stark sauren Bereich würden Korrosionsvorgänge am Ablagerungsort der Stäube intensiver verlaufen, z. B. auf Zinkblech von Flachdächern. Der Staub selbst würde sich in stark saurem Milieu schneller zersetzen, d. h. die Löslichkeit vieler Komponenten wäre höher, wodurch Schadstoffe zur Wirkung kämen.

Auf die Erde des Mühlviertels dürfte der Ca-Gehalt der Linzer Stäube eine geringfügige Düngewirkung ausüben, südlich der Donau sind die natürlichen Ca-Gehalte so hoch, daß zusätzliches Ca unauffällig bleibt.

Eine bedeutende Veränderung gegenüber diesen Analysen weisen die jüngsten Stäube auf, die von der Magistratsabteilung für Umwelthygiene zur Verfügung gestellt wurden. Stäube von 1978 zeigen deutlich geringere Calcitgehalte, hingegen wesentlich mehr Gips $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. Diese Beurteilung erfolgte nur aufgrund mikroskopischer Beobachtungen. Chemische Analysen wurden von den jüngsten Stäuben nicht gemacht.

Magnesium

Magnesium ist an der Zusammensetzung der Erdkruste mit 2,1 Prozent beteiligt. In den meisten Böden liegen die Mg-Gehalte zwischen 0,1 und 1,0 Prozent. In Gegenden, wo Magnesit MgCO_3 bzw. Dolomit (Ca, Mg) CO_3 vorkommt, dagegen weit höher.

Die Abb. 7 zeigt, daß auch in LÖB höhere Mg-Gehalte vorkommen. In der Erdkruste ist der größte Teil des Mg in Silikaten gebunden (Pyroxene, Olivin, Biotit, Amphibole).

Magnesium dient als wichtiger Pflanzennährstoff und wird den Böden stark entzogen. Ähnlich wichtig ist Mg für den tierischen und menschlichen Organismus.

Abb. 7:

Magnesium

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

--- Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste

■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

Nachweisgrenze 20 µg/g

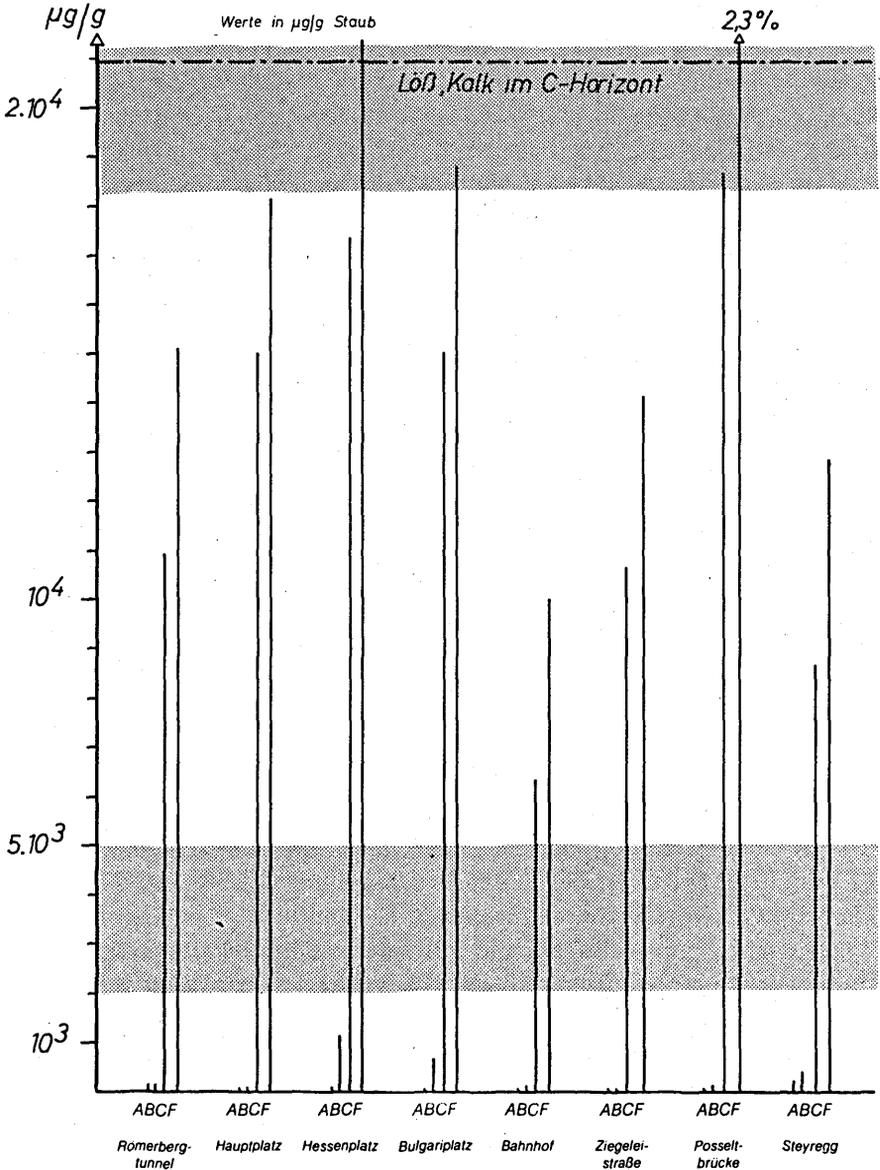
Werte in µg/g Staub

A in Wasser lösliche Anteile

B in n-Ammonazetat lösliche Anteile

C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile

F Gehalte im Gesamtaufschluß



In Aschen technischer Feuerungen treten Mg-Gehalte etwa zwischen 0,3 und 3,0 Prozent auf (GUMZ 1958, ZINZEN 1943, SCHREITER 1967). Hochofenschlacken enthalten 1,2 bis 7,8 Prozent Mg (KEIL 1949). In den Linzer Stäuben schwankt der Mg-Gehalt von 1,0 bis 2,3 Prozent.

Die in Abb. 7 dargestellten Löslichkeitsverhältnisse weisen deutlich daraufhin, daß der überwiegende Anteil als Karbonat vorliegt und nicht als Silikat, weil nach Extraktion in 0,5 n H_2SO_4 bereits etwa drei Viertel des gesamten Mg in Lösung gehen. Im restlichen Anteil scheint Mg als Silikat vorzuliegen; einerseits in kristallinen Phasen wie im Pyroxen $(Mg, Fe)_2 Si_2O_6$ (s. Staubmineralogie), andererseits in den häufig auftretenden glasigen Komponenten, deren konkrete chemische Zusammensetzung jedoch nicht untersucht ist.

Vergleicht man die wasserlöslichen Anteile an Ca (590 – 1990 $\mu g/g$) mit den wasserlöslichen Anteilen an Mg (40 – 990 $\mu g/g$), zeigt sich dessen geringere Löslichkeit. Es ist bekannt, daß Mg-Karbonate in schwach saurem Milieu geringere Löslichkeit haben als Calciumkarbonat. Diese Löslichkeitsverhältnisse sind außerdem ein Hinweis dafür, daß Mg-Karbonate für die Reaktion mit sauren Bestandteilen der Industrielatmosphäre nicht so bedeutsam sind wie die entsprechenden Ca-Verbindungen. So entstandene Mg-Sulfate wären außerdem gut wasserlöslich.

Herkunft des Magnesiums in den Stäuben:

Der Großteil des Mg in Linzer Stäuben hat wahrscheinlich die gleiche Herkunft wie das Ca. Vermutlich werden dolomitische Kalke in industriellen Prozessen, vor allem beim Sintern, eingesetzt.

Das in Form von Silikaten (kristallin oder glasig) vorhandene Mg kann aus den Hochofenanlagen und ebenso aus größeren technischen Feuerungen stammen. Der natürliche Einfluß dürfte im Durchschnitt gering sein. Von den im Linzer Staub auftretenden Mg-Verbindungen ist eine geringfügige Düngewirkung zu erwarten.

Aluminium

Die durchschnittliche chemische Zusammensetzung unserer Erdkruste weist 8,1 Prozent Aluminium auf, vor allem in Form von Al-Silikaten.

Verwittern diese Silikate, so bilden sich daraus als Verwitterungsprodukte die Tonminerale. Je nach Verwitterungsbedingungen werden in einem Boden Al-Hydroxide angereichert oder abtransportiert. Im

gemäßigten Klima enthalten Böden 1,5 bis 5 Prozent Al. Dieses Aluminium wird für die Pflanzenwurzel aber erst unter pH 5,0 verfügbar (LOUB 1975).

In Hochofenschlacken beträgt der Al-Gehalt 2,6 bis 9,0 Prozent (KEIL 1949). Braunkohlenaschen enthalten 4,9 bis 15,8 Prozent Al (GUMZ 1958), Steinkohlenaschen etwa 13 Prozent Aluminium (ZINZEN 1943).

Die Linzer Stäube weisen Werte zwischen 1,6 und 4,7 Prozent Al im Gesamtaufschluß auf. Wie aus der Abb. 8 ersichtlich ist, sind dies im Vergleich zu den natürlichen Maßstäben – Gestein und Boden – geringe Gehalte.

Die Wasserlöslichkeit des Al in Linzer Stäuben liegt unter der Nachweisgrenze des angewendeten Verfahrens. Hohe Löslichkeit tritt bei Extraktion in kochender 5 % NaOH auf. Vor allem Gläser und gewisse Anteile kristalliner Al-Silikate gehen dabei in Lösung. Auch bei der Extraktion in kochender 25 % HCL werden die Al-enthaltenden glasigen und kristallinen Verbindungen stark angegriffen. Die nach dieser Behandlung durchgeführte mikroskopische Untersuchung zeigt starke Auflösungserscheinungen, vor allem in der Glasphase.

Bedeutung: Eine beachtenswerte Rolle kommt dem Aluminium in den Linzer Flugstäuben nicht zu. Eine Al-Freisetzung durch Verwitterung sedimentierter Stäube in einer vegetationsschädigenden Konzentration ist nicht zu erwarten, da bei den herrschenden pH-Werten heimischer Böden Silikate nur langsam zersetzt werden und ein rascher Einbau des Al in Tonminerale stattfindet.

Pflanzenwurzeln schädigende Konzentrationen an Al-Ionen sind erst < pH 4,0 üblich, wobei in einem solchen Fall das natürlich vorkommende Aluminium in seiner Wirkung dominiert.

Eisen

Eisen ist am Aufbau der Erdkruste zu 5 Prozent beteiligt und tritt meist als Silikat, Oxid, seltener als Karbonat auf.

Im Boden liegt die Konzentration bei 0,5 bis 4,0 Prozent Fe. Aschenanalysen von Braunkohlen weisen 2,0 bis 24,3 Prozent Fe auf (GUMZ 1958); Steinkohlenaschen enthalten etwa 12,0 bis 17,0 Prozent Fe (GUMZ 1958, SCHREITER 1967); Hochofenschlacke enthält nur bis 2 Prozent Fe.

Der Eisengehalt in den Linzer Flugstäuben bewegt sich zwischen 4,2 und 15,4 Prozent, ein Extrem erreicht sogar 30 Prozent, ist aber sedimentationsbedingt.

Die Konzentration an Eisen in Stäuben liegt damit deutlich über der durchschnittlichen Zusammensetzung der Erdkruste und über den durchschnittlichen Fe-Gehalten in Böden (Abb. 9). Dies kennzeichnet den starken Einfluß der Schwerindustrie auf die Staubzusammensetzung.

Eisenverbindungen in Stäuben: Im Linzer Staub liegt das Eisen vorherrschend in oxidischen Phasen vor, wie Magnetit (Fe_3O_4), Hämatit (Fe_2O_3); in geringerem Umfang tritt Siderit auf. Übereinstimmend damit ist die Löslichkeit in Wasser und in n-Ammonazetat äußerst gering. Reaktionen zwischen atmosphärischen Schwefeloxiden und Eisen scheinen unbedeutend zu sein, denn Anwesenheit von FeSO_4 , FeCl_2 müßten höhere Eisengehalte im Wasserauszug bewirken.

Erst 0,5 n H_2SO_4 vermag Fe-Mengen von 0,5 bis 2,0 Prozent zu lösen. In Oxalsäure/Ammonoxalat (Tammischer Lösung) extrahiert gehen 1,5 bis 3,5 Prozent Fe in Lösung. Der größte Teil der Eisenverbindungen löst sich erst im Gesamtaufschluß. Vor allem der Magnetit Fe_3O_4 ist das beständigste Oxid des Eisens und bildet sich meist bei höheren Temperaturen aus anderen Eisenverbindungen.

Im Hüttenprozeß wird Magnetit als Erzmineral direkt eingesetzt, andererseits bildet er sich beim Sintervorgang aus anderen Erzmineralen. Feinverteilter Magnetit tritt auch in den verschiedenen Feuerungsschlacken und Aschen auf, zum Beispiel wandelt sich der meist beträchtliche Pyritgehalt (FeS_2) in Kohlen um in SO_2 und Fe_3O_4 .

In geringerem Umfang liegt das Eisen in Linzer Stäuben als Hämatit Fe_2O_3 vor. Beide Verbindungen sind mikroskopisch zu unterscheiden. Mengenmäßig folgt an dritter Stelle das Eisen in Silikaten, wie verschiedenen Gläsern und kristallinen Verbindungen (Pyroxen, Melilith).

Wirkung von Fe-haltigen Stäuben: Eisen ist für den pflanzlichen sowie für den tierischen Organismus ein essentielles Element und ist in Enzymen der Zellatmung wie im roten Blutfarbstoff eingebaut. Für Mensch und Tier werden Eisenstäube als inert oder ungiftig betrachtet. Trotzdem führt Einatmen von Fe-Oxiden bei Metallarbeitern an exponierten Stellen nach fünf bis zehn Jahren zu einer Staublungenerkrankung, der Siderose (LOUB 1975). Andererseits sind Kombinationswirkungen inaktiver Fe-Oxide mit anderen Schadstoffen, wie zum Beispiel Benzpyrenen bekannt, wodurch sich die Gefährlichkeit des Benzpyrens steigert. Aus der Nahrung vermag unser Organismus nur etwa 4 bis 10 Prozent des darin enthaltenen Eisens aufzunehmen (SCHÜTTE 1965).

Abb. 9:

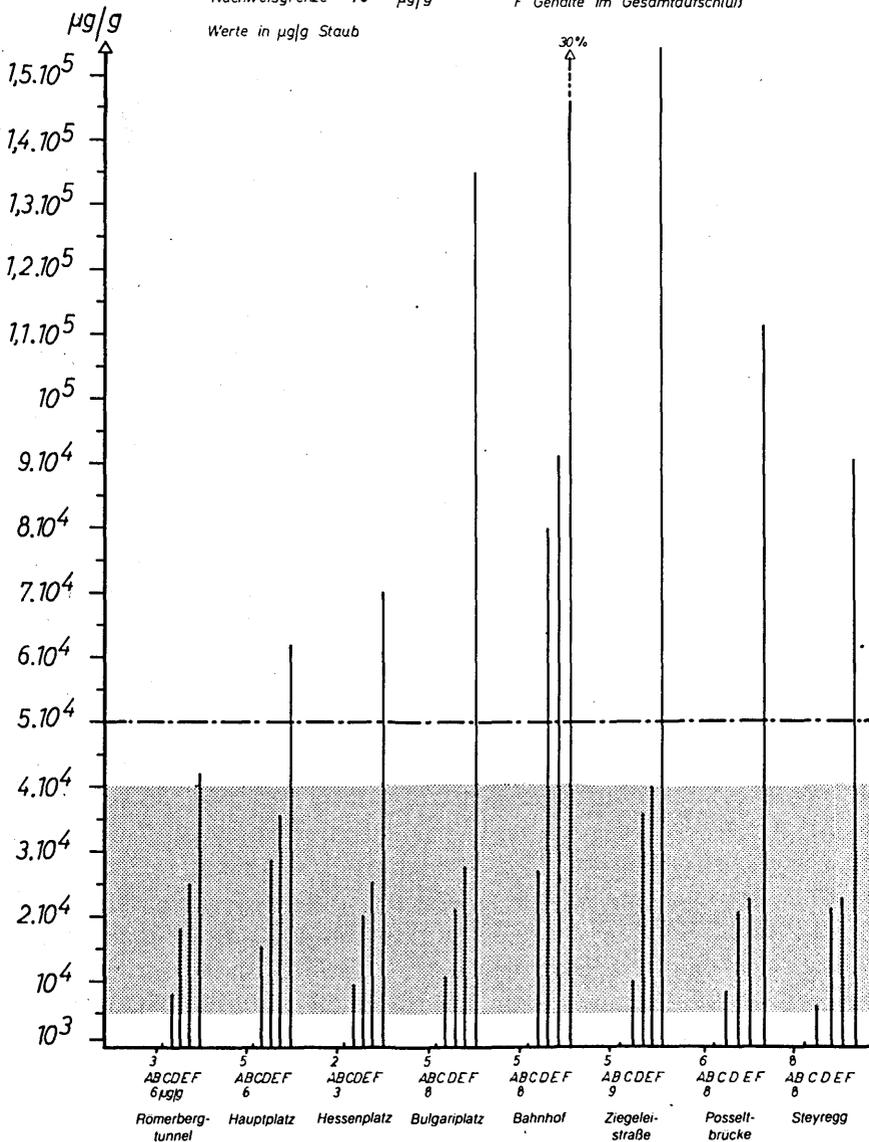
Eisen

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 ■ Durchschnittliche Gehalte in Boden

A in Wasser lösliche Anteile
 B in n-Ammonazetat lösliche Anteile
 C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile
 D in Tamm'scher Lösung lösliche Anteile
 E in Na-Dithionit Na-Zitrat lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß

Nachweisgrenze 10 µg/g
 Werte in µg/g Staub



Über Nahrungsmittel, wie Früchte und Gemüse, die im Linzer Raum wachsen und mit Fe-Staub kontaminiert sind, können auf diese Weise keine schädlichen Mengen Eisens in unseren Organismus* aufgenommen werden (LOUB 1975).

Weiters weisen Inhalationsversuche (CHUN 1974) von Quarzstaub kombiniert mit diesem Inertstaub auf eine Verstärkung der Quarzwirkung hin.

Wirkung auf Boden und Pflanzen: Versuche, bei denen Parzellen mit Eisenstaub bestäubt wurden ($1,5 \text{ g/Tag/m}^2$), konnten keinerlei ertragsmindernde Wirkung nachweisen (BERGER 1966). Andere Untersuchungen schreiben den Stäuben aus dem Bereich Hochofen und Stahlwerk einen günstigen Einfluß auf den Pflanzenertrag zu. Stäube aus der Sinteranlage verhalten sich fast neutral (33). Günstige Auswirkungen zeigen auch Konverterstäube, indem sie Chlorosen, eine Eisenmangelkrankung, verhindern können.

Im wesentlichen kann gesagt werden, daß die Fe-haltigen Komponenten des Linzer Staubes für sich allein – infolge ihrer chemischen Stabilität – keine Umweltgefährdung darstellen. Berücksichtigt man jedoch die in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesene Kombinationswirkung an sich harmloser Staubkomponenten mit gefährlicheren (Quarz, Schwefeldioxid), wodurch die Schädlichkeit um das Mehrfache steigen kann, so wird deutlich, daß auch sogenannte Inertanteile ihre Bedeutung im Gesamtstaub haben.

Eine zusätzliche wichtige Rolle spielen die Fe-haltigen Staubkomponenten auch für die Oxidation des SO_2 , wodurch in der Industriemosphäre SO_2 äußerst rasch zu SO_3 oxidiert wird (BARTON 1973, CHUN 1974).

Phosphor

Phosphor als PO_4 ist zu 0,36 Prozent an der durchschnittlichen Gesteinszusammensetzung beteiligt und tritt im wesentlichen als Apatit $\text{Ca}_5[(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})(\text{PO}_4)]$ auf. Als wichtiger Pflanzennährstoff wird PO_4 dem Boden entzogen, weshalb die Bodenkonzentrationen im Schnitt bei 0,06 bis 0,25 Prozent liegen. Aschen aus Kohlenfeuerungen enthalten 0,2 bis 4,0 Prozent PO_4 . Die PO_4 -Konzentration in den Linzer Stäuben liegt zwischen 0,06 und 0,2 Prozent im Gesamtaufschluß. In der vorhergehenden Abb. ist zu erkennen, daß die Phosphorgehalte der Stäube weit

* Die letale Dosis von Eisensalzen für den Menschen liegt bei 50 g FeSO_4 , für Erwachsene bzw. 3 bis 10 g FeSO_4 per os für Kinder.

Abb. 10:



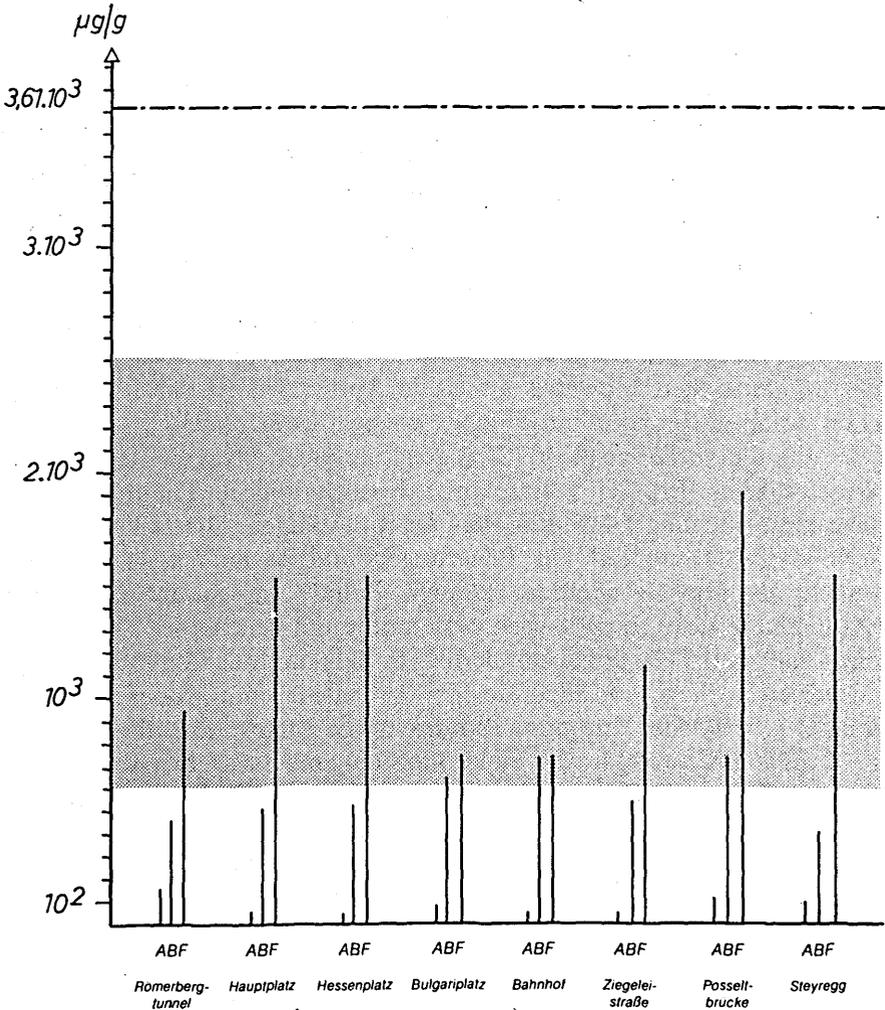
Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 ■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

A in Wasser lösliche Anteile
 B in n-Ammonazetat lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß

Nachweisgrenze 10 $\mu g/g$

Werte in $\mu g/g$ Staub



unter dem durchschnittlichen Gehalt unserer Erdkruste liegen. Auch auf Böden ist kaum eine Düngewirkung zu erwarten.

Schwefel, bestimmt als SO_4 , im Linzer Staub:

SO_4 besitzt nur einen 0,15-Prozent-Anteil an der durchschnittlichen Zusammensetzung der Kruste. Ähnlich niedrig, 0,06 bis 0,6 Prozent, sind die Gehalte in durchschnittlichen Bodenbildungen.

Aschen aus Feuerungsanlagen enthalten 0,5 bis 3,0 Prozent, teilweise sogar über 20 Prozent SO_4 (GUMZ 1958, ZINZEN 1943). Die Linzer Flugstäube weisen Konzentrationen zwischen 0,3 und 2,9 Prozent auf.

Aus der Abb. 11 ist ersichtlich, daß der Schwefelgehalt, bestimmt als SO_4 , in den Linzer Stäuben in unnatürlich hoher Konzentration auftritt. Dieser Schwefel wird zum überwiegenden Teil bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe als SO_2 freigesetzt. Kohle und Heizöl enthalten 0,5 bis 4 Prozent Schwefel (37). In der freien Atmosphäre oder adsorbiert an Staubteilchen, die katalytisch wirken, wie Ruß und Eisenoxide (BARTON 1973, BRIMBLECOMBE 1974, HILL 1971), erfolgt die Oxidation:



Die Reaktionsgeschwindigkeit der Umwandlung liegt zwischen 6 und 25 Prozent pro Stunde. Im Schnitt sind im Winter etwa 7 Prozent des luftgetragenen Schwefels als H_2SO_4 vorhanden (BENARIS 1973). In einer weiteren Reaktion mit Calcium entsteht $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

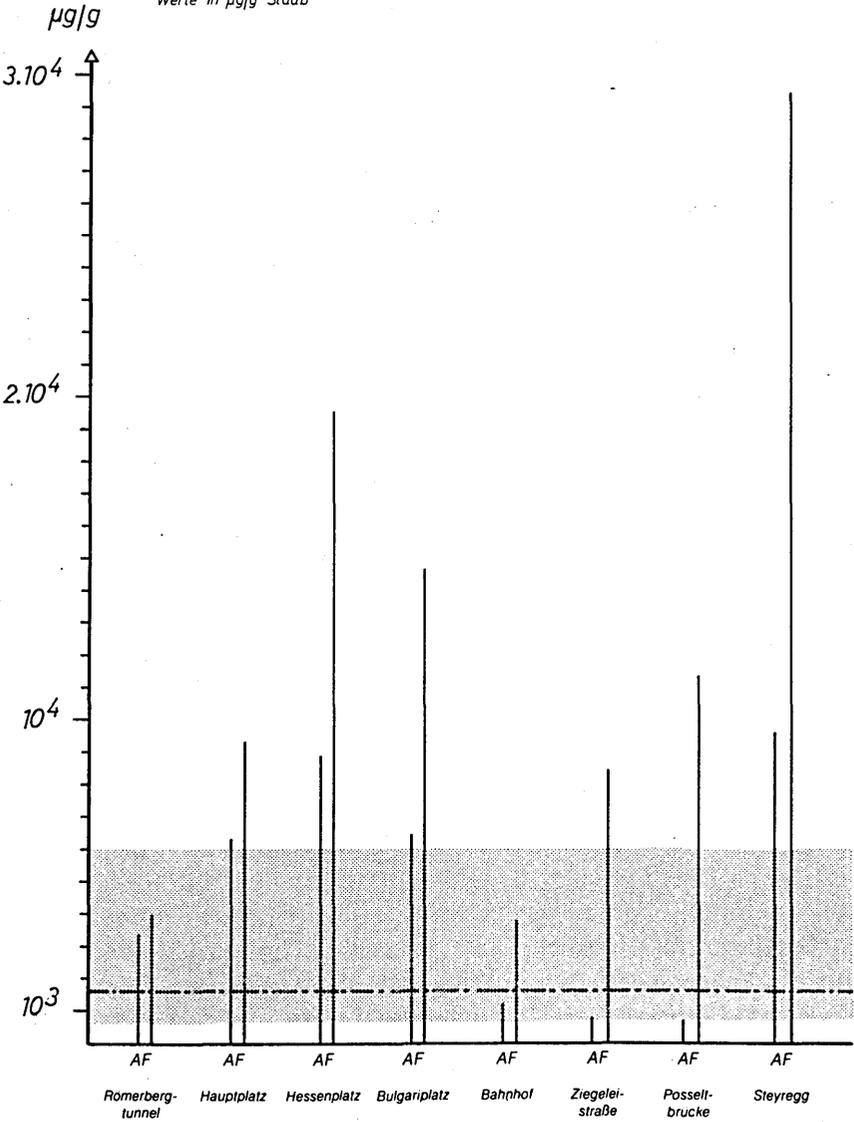
Wie die vorherige Abb. (SO_4) zeigt, ist nicht das gesamte Sulfat in Wasser löslich. Ein Teil könnte als Anhydrit vorliegen. Die mineralogische Untersuchung kann dies aber nicht bestätigen. Dieses kristallwasserfreie CaSO_4 stammt aus Feuerungen und ist in Wasser schwerer löslich als Gips. Außerdem können Sulfide im Staub die hohen SO_4 -Gehalte des Gesamtaufchlusses mitbestimmen. Es ist auch denkbar, daß ein Teil des analysierten Sulfats an der Stauboberfläche adsorbiert vorliegt, vor allem an den Rußteilchen mit großer, zum Teil innerer Oberfläche. Nur jener Teil des an die Atmosphäre abgegebenen gasförmigen Schwefeldioxids ist in der Staubanalyse nachweisbar, der in und an den sedimentierten Stäuben zum Sulfat reagiert hat. Die in Linzer Stäuben gefundenen hohen Sulfatgehalte machen es notwendig, auf die Wirkung des SO_2 kurz einzugehen, da in diesem Fall die alleinige Betrachtung der SO_4 -Konzentrationen das Problem der Schwefeloxide in Industriegebieten nicht richtig wiedergeben würde.

In technischer Hinsicht ist SO_2 der wichtigste Stimulator der atmosphärischen Korrosion (BARTON 1973). Beim Menschen verursacht

Abb. 11: SO_4

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— — — Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 A in Wasser lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß
 ■■■■■ Durchschnittliche Gehalte in Böden
 Nachweisgrenze 100 $\mu\text{g/g}$
 Werte in $\mu\text{g/g}$ Staub



SO₂ in Konzentrationen von 2,5 bis 5 mg/m³ Luft schwere Reizung der Atemwege. Solche Konzentrationen werden häufig in Linz gemessen (WEISS 1959).

Tierversuche bewiesen, daß langdauernde Exposition Lungenschäden verursacht (LEWIS 1974). Besonders deutlich treten Wirkungen an der Vegetation hervor, die über Blattschäden bis zum Absterben einzelner Pflanzenarten in Industriegebieten führen können. Die Giftigkeit beruht auf der reduzierenden Wirkung des SO₂ in den Geweben (HAUT 1961, KNABE 1971, WHO 1964, GUDERIAN 1970, WEHNER 1928, ARNDT 1971).

Auf den Bodenchemismus kann SO₂ bei langer Einwirkung eine Verschiebung des pH-Wertes zum sauren Bereich hervorrufen. Daraus folgen verstärkte Nährstoffauswaschung, Strukturverschlechterung und eine Verringerung der biologischen Aktivität (LOUB 1975). Trotz des starken Hervortretens des zivilisatorischen Anteils an atmosphärischem SO₂ bleibt seine Bedeutung doch meist lokal auf Industriestädte beschränkt. Im gesamten atmosphärischen Schwefelhaushalt entfällt auf den vom Menschen erzeugten Anteil zwar ein merklicher, aber keinesfalls überwiegender Teilbetrag.

Am atmosphärischen Schwefelkreislauf hat die Industrie etwa einen Anteil von 40 Mio./t, das Meer von 160 Mio./t und der Boden von 70 Mio./t (ISRAEL 1973). Daraus ersieht man, daß vom Menschen beachtliche Mengen SO₂ auf relativ kleinem Raum freigesetzt werden und dort von den betroffenen Ökosystemen verkraftet werden müssen.

Mangan

Der Mangangehalt der Erdkruste beträgt im Durchschnitt 0,1 Prozent und liegt meist gebunden in Silikaten oder Oxiden vor. In Böden liegt der hauptsächlich anzutreffende Manganwert zwischen 0,07 und 0,5 Prozent. Stäube weisen Konzentrationen im Bereich von 0,19 bis 1,0 Prozent auf.

Bemerkenswert ist die hohe Wasserlöslichkeit des Mangans im Vergleich zu Eisen. Weiters die relativ hohe Löslichkeit in 0,5 n H₂SO₄, was ein Hinweis darauf sein könnte, daß zum Teil Karbonate mit Mn-Gehalt zersetzt werden. Diese überdurchschnittlichen Mangangehalte in Stäuben stammen wahrscheinlich überwiegend aus dem Siderit FeCO₃, vom Erzberg, der sich durch seinen wertvollen Mn-Gehalt bis 2 Prozent auszeichnet. Die Sinteranlage wäre ein denkbarer Weg in die Atmosphäre.

Abb. 12:

Mangan

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste

■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

Nachweisgrenze 10 µg/g

Werte in µg/g Staub

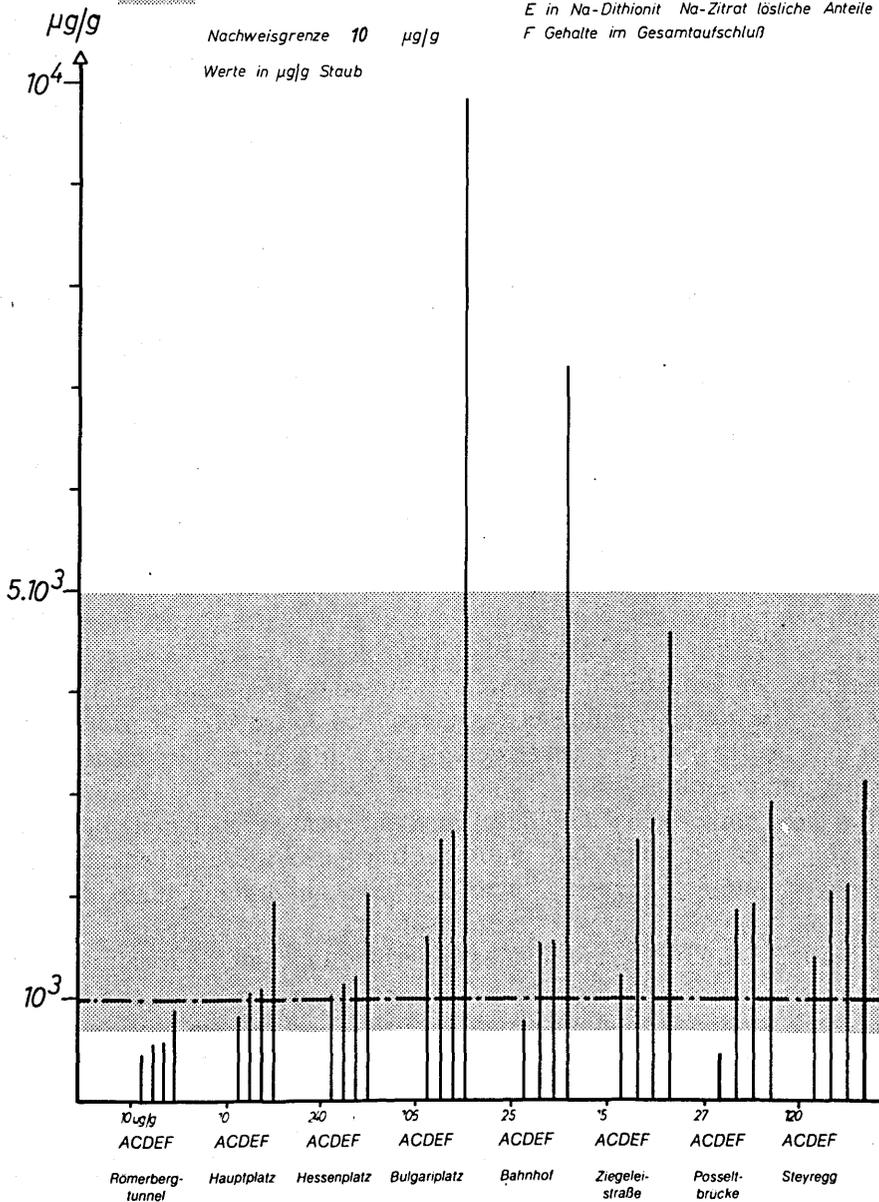
A in Wasser lösliche Anteile

C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile

D in Tamm'scher Lösung lösliche Anteile

E in Na-Dithionit Na-Zitrat lösliche Anteile

F Gehalte im Gesamtaufschluß



Bedeutung des Mangans in Stäuben: Mangan zählt als unentbehrliches Spurenelement für die Pflanze. Für die Pflanzenwurzel wird Mangan mit sinkendem pH-Wert des Bodens zunehmend verfügbar.

Mangan stellt auch für den tierischen und menschlichen Organismus ein wichtiges Spurenelement dar. Bei Rindern ist Mangan wesentlich für die Fortpflanzungsfähigkeit, es spielt auch eine wichtige Rolle bei der Knochenentwicklung (SCHÜTTE 1965). Vom Mangangehalt der Linzer Flugstäube ist auf die Vegetation eine positive Wirkung denkbar.

Zink

Zink ist in Gesteinsanalysen im Durchschnitt nur als Spurenelement mit $65 \mu\text{g/g}$ (0,0065 Prozent) vertreten. Für Böden ist Zink ebenso ein ausgesprochenes Spurenelement und ist in Konzentrationen von 10 bis $300 \mu\text{g/g}$ (0,001 bis 0,03 Prozent) auffindbar.

In Linzer Stäuben ist Zink in Mengen von 440 bis $1200 \mu\text{g/g}$ (0,044 bis 0,12 Prozent) enthalten. Die Abb.13 zeigt deutlich den unnatürlichen Zinküberschuß in Linzer Stäuben. Zink könnte man somit als Leitelement bewerten, dessen starkes Auftreten aus natürlichen Quellen nicht erklärbar ist.

Die extremen Zinkwerte des Staubes vom Bahnhof und der Ziegeleistraße, bis 0,9 Prozent, sind auf den Einfluß der Probennahme zurückzuführen und nicht repräsentativ für den Linzer Staub. Hier zeigt sich der Einfluß des Zinkbleches, auf dem sich der Staub abgelagert hatte. ZnSO_4 ist leicht wasserlöslich und bildet sich teilweise unter dem Einfluß der Industriatmosphäre, wenn sedimentierte Stäube längere Zeit den Witterungseinflüssen ausgesetzt sind. Diese Metallkorrosion ist in den beiden Proben nachgewiesen durch ihre für Stäube nicht mehr repräsentativen Zinkgehalte.

Der größte Anteil des Zinks in Stäuben löst sich bereits in 0,5 n H_2SO_4 , was bedeutet, daß unter natürlichen Witterungsbedingungen Zinkverbindungen in relativ kurzer Zeit abgebaut und umgesetzt werden können.

ZnO und ZnCO_3 sind denkbare Verbindungen in Stäuben und sind bereits in schwachen Säuren, auch organischen, löslich (LOUB 1975). Diese Verbindungen liegen in so geringen Korngrößen vor, daß eine mineralogische Identifizierung nicht möglich ist. Außerdem sind sie in so geringen Konzentrationen vorhanden, daß sie auch durch röntgenographische Methoden nicht identifiziert werden können. Am wahrscheinlichsten tritt Zink als ZnO auf, das sich im abgelagerten Staub allmählich

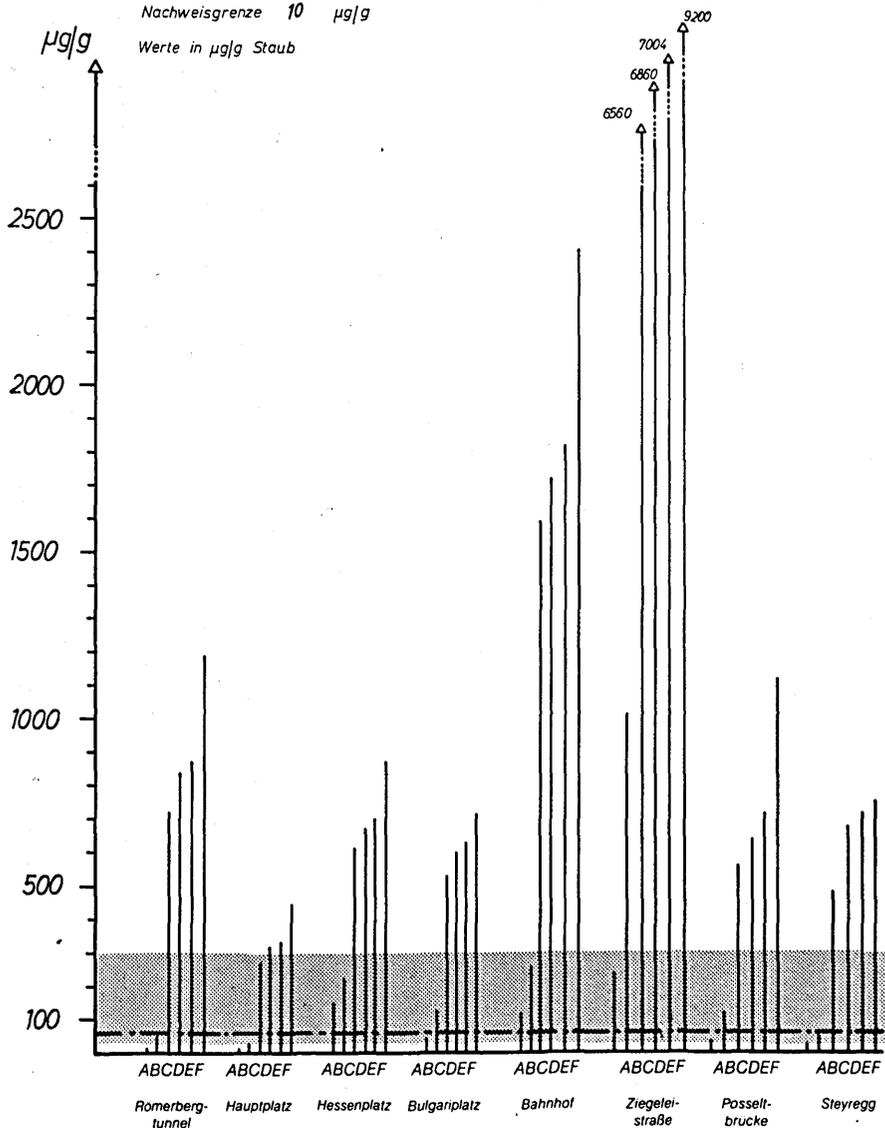
Abb. 13: Zink

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 ■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

A in Wasser lösliche Anteile
 B in n-Ammonazetat lösliche Anteile
 C in 0,5n H₂SO₄ lösliche Anteile
 D in Tamm'scher Lösung lösliche Anteile
 E in Na-Dithionit Na-Zitrat lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß

Nachweisgrenze 10 µg/g
 Werte in µg/g Staub



zu ZnCO_3 umsetzt. Ein Vorgang, wie er auch bei natürlichen Zinkmineralien üblich ist.

Aus Hochtemperaturprozessen und beim Feuerverzinken verdampft Zink und reagiert zu ZnO . Eine geringe Rücklieferquote führt beim Zink zum Verzetteln, ebenso führt Korrosion zum Verbrauch von Zink (TEWORTE 1973). Auf diese Weise wird Zink auf die Umwelt verteilt und ist praktisch nicht mehr rückgewinnbar.

Die Bedeutung des Zinks für Boden und Pflanze:

Gelangen Zn-haltige Flugstäube in den Boden, kommt es allmählich zu starken oberflächlichen Anreicherungen, denn Zink zeigt eine geringe Mobilität, weil es stark an Ton-Humus-Komplexe gebunden (GRÖSSMANN 1974, SCHÖNBECK 1974) ist, besonders bei neutralen bis schwach alkalischen Böden (GARBER 1974). Die Beweglichkeit des Zinks steigt mit sinkendem pH-Wert. Zink hat als Spurenelement im Pflanzenstoffwechsel eine zentrale Stellung. Zinkmangel tritt bei Bodenkonzentrationen von etwa 1 bis 10 $\mu\text{g/g}$ ein.

Untersuchungen in Schadgebieten zeigten, daß Bodenkonzentrationen von 1000 $\mu\text{g/g}$ Zink und bei einem gleichzeitigen Bleigehalt von 250 $\mu\text{g/g}$ bereits Schäden verursachen. Düngeversuche ergaben bei 300 $\mu\text{g/g}$ im Boden noch keine Ertragsminderungen (GARBER 1974). Hohe Zinkkonzentrationen beeinträchtigen auch den Keimungsvorgang (ERNST 1965).

Bedeutung für den tierischen und menschlichen Organismus:

Auf den tierischen Organismus wirkt Zink in höheren Konzentrationen als Passagedgift; es wird vom Darm schlecht aufgenommen und mit dem Harn leicht ausgeschieden. Schleimhautreizung und Abmagerung als Zinkwirkungen werden durch Anwesenheit von Blei noch verstärkt (HAPKE 1974). Zink im Überschuß wirkt antagonistisch auf die Kupferaufnahme im Darm, wodurch der Kupfergehalt im Körper abnimmt (GARBER 1974).

Zink ist in relativ großen Mengen im tierischen Organismus vorhanden, etwa halb soviel wie Eisen. Der Zinkgehalt der Keimzellen ist besonders hoch. Zn-Mangel führt zu Sterilität der männlichen Individuen (EINBRODT 1973). Eine Schädigung der menschlichen Gesundheit ist vom Zinkgehalt der Flugstäube nicht zu erwarten.

Blei

Blei ist in durchschnittlichen Gesteinen nur in Spuren von 15 $\mu\text{g/g}$ (0,0015 Prozent) zu finden. Ähnlich niedrig liegen die Gehalte in Böden,

Abb. 14:

Blei

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— — — Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste

A in Wasser lösliche Anteile

B in n-Ammonazetat lösliche Anteile

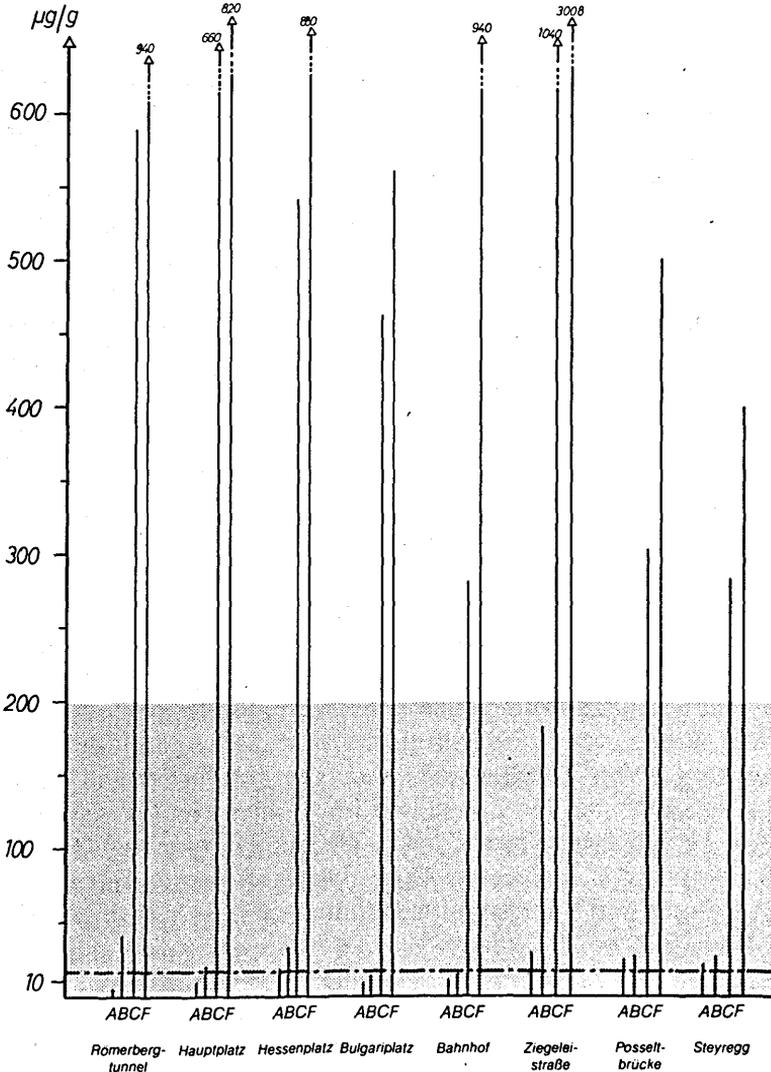
C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile

F Gehalte im Gesamtaufschluß

■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

Nachweisgrenze 10 µg/g

Werte in µg/g Staub



wo ein Bereich von 2 bis 200 $\mu\text{g/g}$ (0,0002 bis 0,02 Prozent) gemessen wird. Im krassen Gegensatz zu den natürlichen Bleigehalten unserer Umwelt stehen die hohen Bleiwerte der Linzer Flugstäube, in denen 400 bis 2000 $\mu\text{g/g}$ (0,04 bis 0,3 Prozent) auftreten. Die Abb. 14 veranschaulicht diese Konzentrationsverhältnisse.

Herkunft:

Etwa 18 Prozent des Gesamtbleiverbrauches entfallen auf Antiklopfmittel in Treibstoffen. Benzin enthält in Österreich etwa 0,4 g Pb/Liter (TEWORTE 1973). Aus den Verbrennungsmotoren tritt hauptsächlich PbO und Blei an Halogene (Br, Cl) gebunden aus. In wenigen Tagen erfolgt die Umsetzung zu Bleikarbonaten (TER HAR 1972). Die aus Motoren austretenden Bleiverbindungen weisen zu 95 Prozent Teilchengrößen von weniger als 0,5 μm auf und erreichen damit optimale Lungengängigkeit. Nach diesen Untersuchungen liegen 70 bis 80 Prozent dieser emittierten Bleiverbindungen in wasserlöslicher Form vor. Demgegenüber ist die Wasserlöslichkeit der Bleiverbindungen in sedimentierten Linzer Stäuben nur gering, woraus man schließen kann, daß sich eine Karbonatisierung bereits vollzogen hat. Ein weiterer Hinweis für diesen Vorgang ist die gute Löslichkeit in verdünnter Säure, wobei sich die gebildeten Bleikarbonate zersetzen. Bei den vorliegenden Bleikonzentrationen hat sich die Verwendung von 0,5 n H_2SO_4 als Extraktionsmittel noch als brauchbar gezeigt.

Blei reagiert bei höheren Konzentrationen zum schwerlöslichen Bleisulfat PbSO_4 . Bleiverbindungen gelangen aber auch bei der Schrottaufbereitung über die Flugstäube in die Atmosphäre. Engste lokale Bedeutung haben Schutzanstriche auf Bleibasis.

Bedeutung des Bleigehalts im Staub:

Den Bildungsbedingungen entsprechend tritt Blei besonders in menschlichen Ballungsräumen und deren Verbindungswegen in Erscheinung. Die Wirkung des Bleis trifft dort den Menschen unmittelbar.

Infolge geringer Teilchengröße gelangen die Pb-Verbindungen bis in die Alveolarräume der Lunge, wo sie größtenteils (bis 80 Prozent) vom Gewebe aufgenommen werden – auf Grund der inneren Oberfläche von 80 bis 100 m^2 (SCHLIPKÖTER 1973). Dagegen werden nur etwa fünf Prozent des mit der Nahrung aufgenommenen Bleis resorbiert (KLOKE 1974).

Vornehmlich erfolgt der Einbau in die Knochensubstanz, doch auch der Bleigehalt von Haaren, Nägeln, Leber und Nieren wird erhöht (BARRY 1975, SCHLIPKÖTER 1973). Bleiverbindungen schädigen vor allem

den Verdauungstrakt, die roten Blutkörperchen und das Nervensystem, denn Blei ist ein Enzymgift. Als besonders empfindliche Personengruppen gelten Schwangere und Kinder. Blei überwindet die Plazentaschranke und wird besonders bei Schwangeren aus dem Knochen mobilisiert.

Auch bei Tieren übt das über die Atemwege aufgenommene Blei eine 20- bis 50fach größere Wirkung aus, da Blei im Futter nur zu etwa 1 bis 2 Prozent ausnutzbar ist (OELSCHLÄGER 1972). Interessant ist, daß Blei mit der Milch nicht vermehrt ausgeschieden wird, so daß selbst Milch von chronisch bleivergifteten Tieren weiter verkehrsfähig ist (HAPKE 1974).

Blei im Boden:

Blei im Boden zeigt ähnlich dem Zink kaum eine Neigung zur Verlagerung und reichert sich daher in den oberen Bodenschichten an. Bei der Nährstoffaufnahme durch die Pflanze bleibt Blei vornehmlich in der Wurzel zurück und wird kaum weitertransportiert.

Blei ist in den Linzer Stäuben ein ganz wesentliches Leitelement, da seine Konzentration den natürlichen Bleigehalt bei weitem übertrifft. Diesem Element kommt bei der Beurteilung der Staubwirkung besondere Bedeutung bei.

Siliziumdioxid (SiO_2)

SiO_2 ist mit 60 Prozent der hauptsächliche Bestandteil unserer Erdkruste. SiO_4 -Tetraeder bilden die Bausteine aller vorkommenden Silikate und ebenso des Quarzes. Stabile Silikate, insbesondere der Quarz, widerstehen der Verwitterung und reichern sich daher in Böden an, wo durchschnittliche Gehalte von 47 bis 70 Prozent (oft mehr) SiO_2 auftreten. Sie bilden das Gerüst, um das herum sich die komplizierte Bodendynamik abspielt.

Schmelzen technischer Feuerungen enthalten 30 bis 40 Prozent SiO_2 (ZINZEN 1943); Aschenanalysen von Braunkohlenfeuerungen zeigen 28 bis 50 Prozent SiO_2 (GUMZ 1958); in Steinkohlenflugaschen wurden rund 41 Prozent SiO_2 bestimmt; in österreichischen Flugaschen 36 bis 40 Prozent SiO_2 .

Die Linzer Flugstäube enthalten zwischen 29,6 und 48,9 Prozent SiO_2 . Die wasserlöslichen Anteile bewegen sich zwischen 0,09 und 0,19 Prozent.

Untersuchungen an SiO_2 -Pulvern (BERGMANN 1962) konnten nachweisen, daß SiO_2 -Glas 16mal leichter löslich ist als kristallisierter Quarz. Kieselsäureglas stellt die Hauptmenge von Schlackenansätzen dar (GUMZ 1958).

Solche Schlackenglaskügelchen können bei der mikroskopischen Untersuchung der Stäube häufig angetroffen werden, da sie mit dem Rauchgasstrom aus großen Feuerungsanlagen mitgerissen werden.

Bei Hochtemperaturprozessen verdampft SiO_2 , das rasch wieder zu SiO_2 oxidiert (GUMZ 1958). Dieses liegt in feinsten Verteilung im Staub vor, meist als Kügelchen kleiner als $2\ \mu\text{m}$ und befindet sich im Glaszustand. Im mineralogischen Dünnschliff ist dieses Feinstkorn der Stäube, oft angeklebt an größere Teilchen, häufig anzutreffen, doch infolge zu geringer Korngröße war eine exakte Identifizierung dieser Teilchen nicht mehr möglich.

Darauf beruht vielleicht die hohe Wasserlöslichkeit, die bei SiO_2 zu beobachten ist – im Gegensatz zu Aluminium, dessen Löslichkeit in Wasser unter der Nachweisgrenze liegt. In kochender 25prozentiger HCl löst sich sehr wenig SiO_2 (0,2 bis 1,7 Prozent), dagegen steigt die Löslichkeit von SiO_2 in kochender fünfprozentiger NaOH auf 10,1 bis 14,7 Prozent an. Glasige Komponenten werden dabei völlig zerstört, kristalline Silikate angelöst. Im wesentlichen kann man die in fünfprozentiger NaOH gelöste SiO_2 -Menge als die gelöste Glasphase auffassen. Schwer lösliche Silikate, wie die Pyroxene und vor allem der Quarz, werden dadurch nicht ersetzt (RAMDOHR 1978).

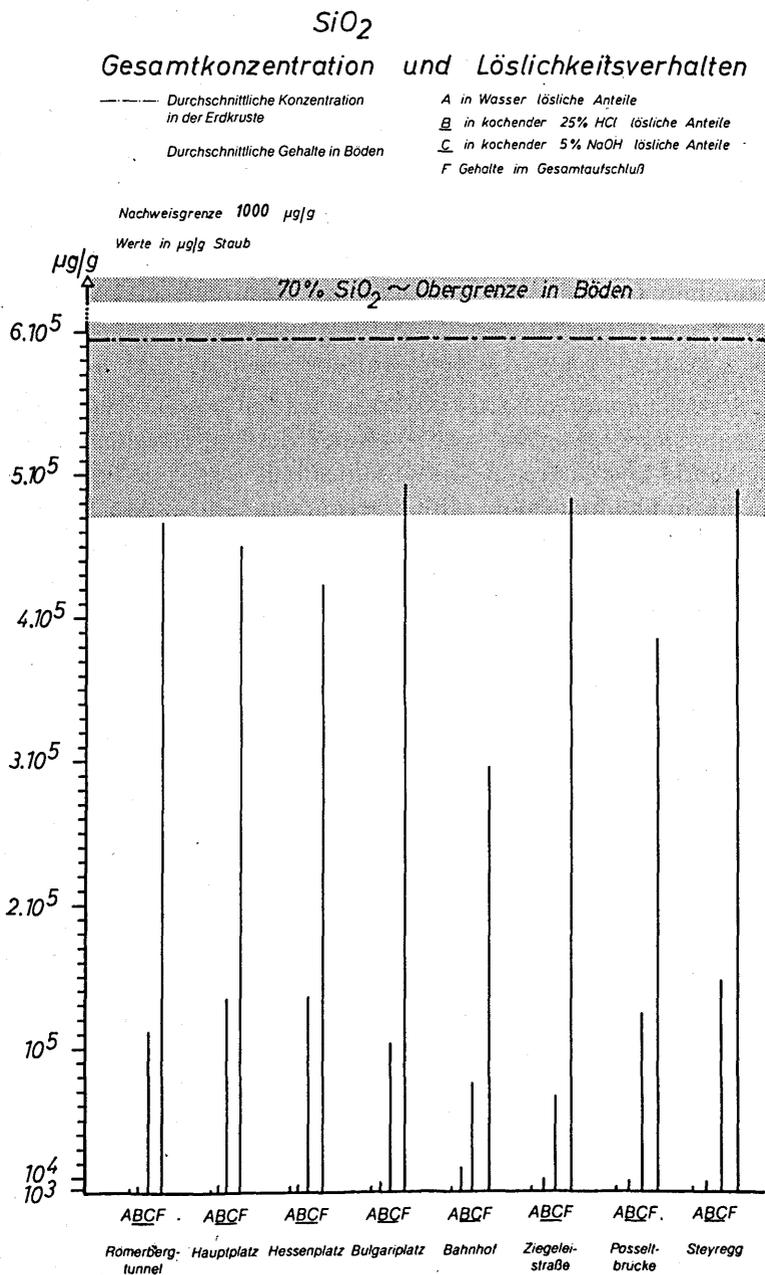
Dieses SiO_2 findet sich erst im Gesamtaufschluß wieder. Wie die Abb. 15 (SiO_2) zeigt, überwiegt in allen dargestellten Staubproben dieser schwer lösliche kristalline Anteil. Nimmt man die mikroskopische Untersuchung zu Hilfe, wird dieser Befund bestätigt.

SiO_2 in Form von Quarz dominiert unter den vorhandenen Silikaten. Quarz liegt als trigonaler beta-Quarz vor. Daß dies möglich ist, trotz überstandenen Hochtemperaturaufenthaltes, soll folgende Betrachtung zeigen:

Quarz liegt unter Umweltbedingungen als trigonaler beta-Quarz vor. Bei 576° wandelt er sich in die hexagonale alpha-Modifikation um. Alfa und beta-Quarz sind in ihrem Gitterbau sehr ähnlich, ihre gegenseitige Umwandlung erfolgt reversibel und mit großer Geschwindigkeit. Über 870° existiert SiO_2 als hexagonaler alpha-Tridymit, über 1470° ist kubischer alpha-Cristobalit stabil. Die Umwandlungen alfa-Quarz – 870° – alfa-Tridymit verlaufen außerordentlich träge (ORTE-MANN 1951).

Beim Verbrennungsvorgang (z. B. Kohlenstaubfeuerung oder Sinteranlage) erfolgt wegen der kurzen Verweildauer keine Umwandlung bei 870° in den alfa-Tridymit. Es vollzieht sich lediglich eine Umwand-

Abb. 15:



lung vom trigonalen beta-Quarz. Zur mineralogischen Untersuchung liegt der gesamte Quarz wieder als normaler trigonaler beta-Tiefquarz vor.

Herkunft:

Ein beträchtlicher Quarzanteil scheint vom Sinterprozeß zu stammen, wobei Quarzteilchen mitgerissen werden, ehe ein Versintern und Zusammenbacken erfolgen konnte.

SiO₂ in verschiedenen Silikaten: In untergeordneter Menge enthält der Gesamtaufschluß SiO₂ aus verschiedenen Silikaten. Vor allem die Pyroxene (Mg, Fe)₂ [Si₂O₆] widerstehen den vorher angewendeten Lösungsmitteln (s. Abb. 15, SiO₂) und zersetzen sich erst unter dem Angriff des Gesamtaufschlusses.

Auswirkungen:

Nach Ablagerung des SiO₂ im Boden sind in diesem System keine Veränderungen zu erwarten; der SiO₂-Anteil des Staubes gliedert sich in die bestehende Dynamik ein. Weitaus wichtiger ist der gesundheitliche Aspekt, der mit staubförmigem SiO₂ verbunden ist: Quarzstaub verursacht in der Lunge und seinem lymphatischen Gewebe allergische Reaktionen, die nach längerer Zeit zum Erscheinungsbild der Silikose führen (WHO 1964, ... 1969), einer schweren Form der Staublung.

Wichtig hierfür sind die Korngrößen, in denen Quarzstaub auftritt. – Teilchen größer als 5 µm werden in den oberen Atemwegen wirkungsvoll abgeschieden und mit dem Bronchialschleim entfernt. Teilchen kleiner als 1,0 µm gelangen jedoch bevorzugt in die Lungenalveolen und können dort die krankhaften Gewebsveränderungen auslösen. Tierexperimentell wurde nachgewiesen, daß bereits eine geringe Menge an Quarz (3 bis 4 Prozent im Staub) das Eindringen eines inerten Staubes in das Lungen- und Lymphgewebe um das 5- bis 20fache steigern und seine Elimination signifikant verschlechtern kann (KLOSTERKÖTTER 1970). Somit ist es wichtig, auch geringe Quarzanteile zu berücksichtigen. Die Linzer Flugstäube enthalten 29 bis 48 Prozent SiO₂.

Die hier vorliegende Untersuchung ist jedoch nicht geeignet, eine Aussage zu treffen bezüglich der Menge des gefährlichen Feinstanteiles in der Linzer Atmosphäre, da nur die sedimentierten Stäube untersucht wurden. In diesen sind die Korngrößen < 1,0 µm auf alle Fälle unterrepräsentiert, da diese Korngröße fast nicht mehr von selbst sedimentiert. Für niederschlagsfreie Perioden werden Verweilzeiten in der Atmosphäre von 100 bis 1000 Stunden angegeben (ESMEN 1972). Haften an größeren Partikeln und folgende Sedimentation muß auf

Grund mikroskopischer Beobachtungen angenommen werden. Erst wenn die maximalen und durchschnittlichen SiO_2 -Konzentrationen und die Korngrößenverteilung der Schwebestäube untersucht ist, kann eine gültige Aussage über Schädlichkeit oder Harmlosigkeit des SiO_2 -Anteiles in der Linzer Luft abgegeben werden.

Jüngste, 1978 von der Abteilung für Umwelthygiene, Magistrat Linz, gesammelte Stäube, die hier zum Vergleich zur Verfügung gestellt wurden, zeigen bezüglich Quarz eine wichtige Veränderung: Der Quarzanteil ist zurückgegangen, was auf wirksame Filterung der Abgase der Sinteranlagen hinweist.

Kupfer

Kupfer tritt in der Erdkruste mit $45 \mu\text{g/g}$ (0,0045 Prozent) als Spurenelement auf, ebenso im Boden, wo Konzentrationen zwischen 2 bis $200 \mu\text{g/g}$ (0,0002 bis 0,02 Prozent) üblich sind. Kupfer dient als essentielles Spurenelement für pflanzliches und tierisches Leben. Mangel ist häufiger bekannt als Überschuß. Da es in besonderem Maße an Ton- und Humuskomplexe des Bodens gebunden wird, bewirken auch sehr hohe Kupfergehalte keine Schädigung.

Der Kupfergehalt in den Linzer Stäuben ist unbedeutend. An zwei Stellen (Hauptplatz und Hessenplatz) treten höhere Konzentrationen auf, bedingt durch die unmittelbare Nähe von Kupfer als Baumaterial.

Cadmium

Cadmium tritt in den meisten Gesteinen nur in geringsten Spuren von $0,2 \mu\text{g/g}$ (0,00002 Prozent) auf; in Böden zeigt es einen Konzentrationsbereich von 0,1 bis $2,0 \mu\text{g/g}$.

In den Linzer Stäuben ist Cadmium nur in unbedeutenden Mengen vorhanden. Zwei auffallende Werte sind, bedingt durch die Probennahme, stark vom Untergrund beeinflusst. Es wird vermutet, daß die Lackschicht des Untergrundes, von dem die Stäube aufgesammelt wurden, Cd enthielt. Der Linzer Staub bietet keine Cadmium-Probleme.

Grundsätzlich gilt Cadmium als giftiges Metall, das in den letzten Jahren die Aufmerksamkeit als Umweltgift auf sich gezogen hat. Cadmium und Zink sind chemisch verwandt. Gesundheitsschäden, aus Japan als „Itai-Itai“-Krankheit bekannt geworden, betreffen vor allem Nieren und Knochen. Das Verhalten des Cadmiums im Boden ist dem Zink sehr ähnlich.

Abb. 16:

Kupfer

Gesamtkonzentration und Loslichkeitsverhalten

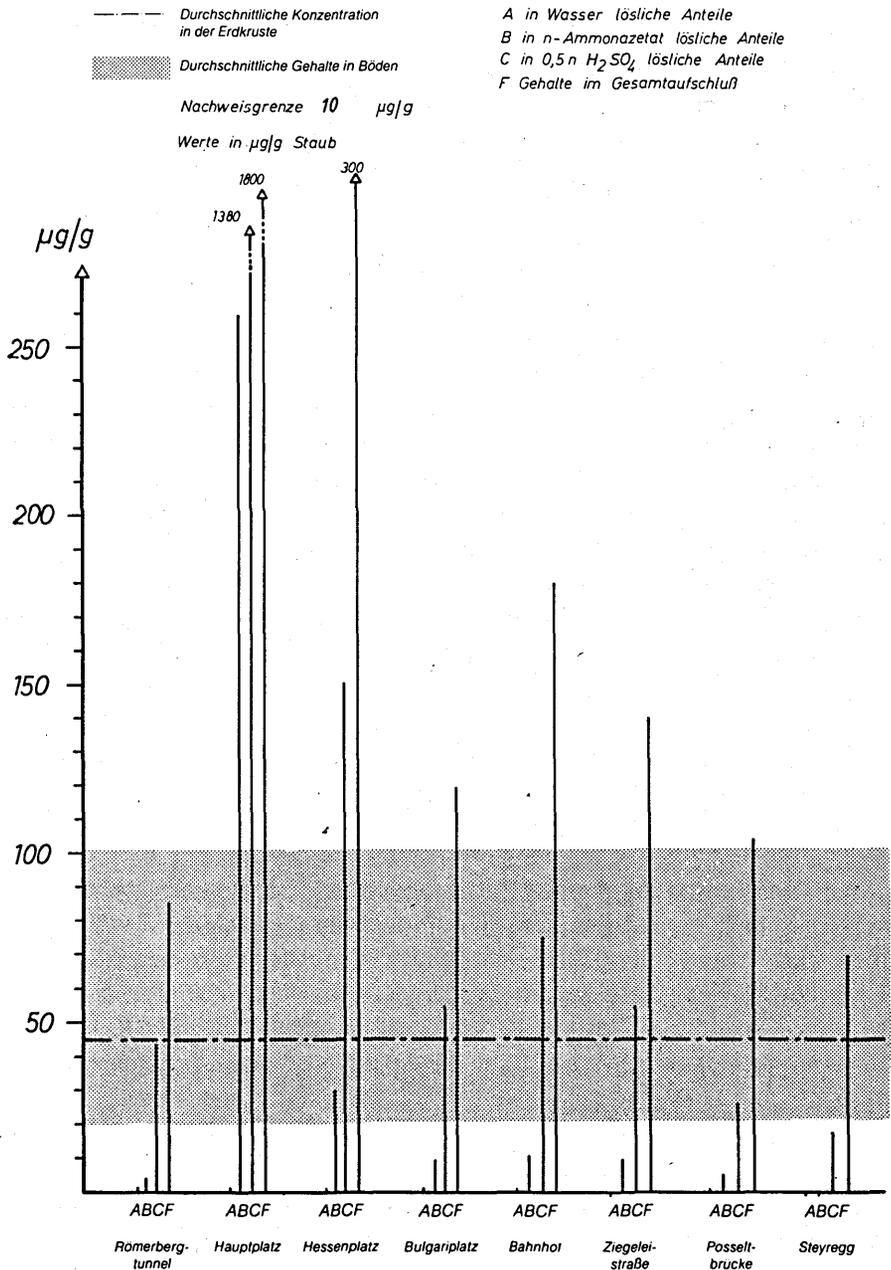


Abb. 17:

Cadmium

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— — — Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste

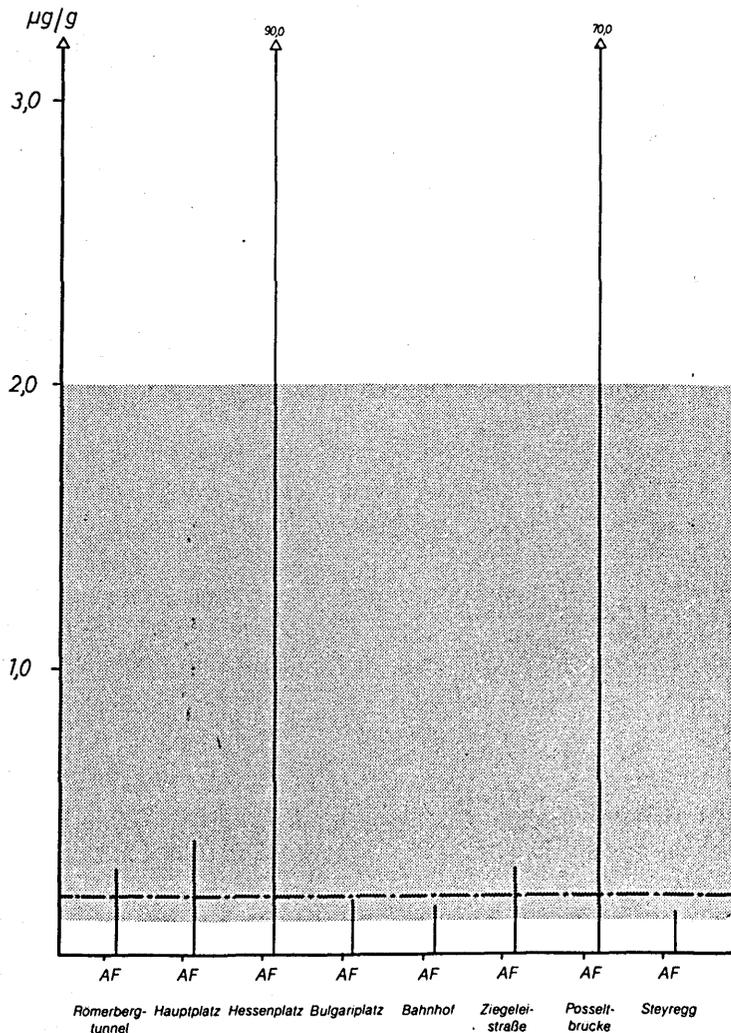
A in Wasser lösliche Anteile

F Gehalte im Gesamtaufschluß

■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

Nachweisgrenze 10 µg/g

Werte in µg/g Staub



Nickel

Die Erdkruste enthält im Schnitt $80 \mu\text{g/g}$ Nickel. Durchschnittliche Böden weisen Ni-Konzentrationen von 10 bis $100 \mu\text{g/g}$ auf. Wie die Abb. 18 veranschaulicht, liegen die Nickelgehalte in Stäuben im natürlichen Bereich. Stäube enthalten 50 bis $110 \mu\text{g/g}$ Nickel. Auf Grund seiner geochemischen Verwandtschaft mit Eisen sind solche Konzentrationen durchaus zu erwarten. Hervorzuheben ist die relativ hohe Löslichkeit der Ni-Verbindungen in $0,5 \text{ n H}_2\text{SO}_4$.

Aus Nährlösungsversuchen ist bekannt, daß Ni-Gehalte um $80 \mu\text{g/g}$ toxisch zu wirken beginnen (CHAPMAN 1970). Auf natürlichen Böden, die sich auf Serpentin entwickelt haben, wurden Konzentrationen bis zu $8000 \mu\text{g/g}$ Gesamtnickel gemessen. Dort gedeiht nur mehr eine besonders angepaßte natürliche Vegetation, die Serpentinflora (LÖTSCHERT 1969). Vom human- und veterinärmedizinischen Bereich liegen keine Berichte über Nickel als Umweltgefahr vor.

Kobalt

Die durchschnittlichen natürlichen Kobaltgehalte in Gesteinen der Erdkruste (Abb. 19) liegen bei $23 \mu\text{g/g}$. Bodenbildungen weisen etwa 8 bis $80 \mu\text{g/g}$ Kobalt auf. In den Linzer Flugstäuben liegen die Kobaltgehalte unter diesem natürlichen Durchschnitt.

Kobalt ist ein Spurenelement, das für pflanzliches Leben geringere Bedeutung hat als für tierisches. Zwischen dem Kobaltgehalt der Böden und dem Eisengehalt des Ausgangsgesteins besteht eine enge Beziehung (SCHEFFER 1970).

In den Linzer Stäuben konnte eine Wasserlöslichkeit von Kobaltverbindungen nicht nachgewiesen werden. Auch $0,5 \text{ n H}_2\text{SO}_4$ konnte keine nachweisbaren Mengen lösen, im Gegensatz zum Nickel.

Chrom

Die mittlere Erdkrustenzusammensetzung (Abb. 20) weist $200 \mu\text{g/g}$ Chrom auf. Bodenbildungen enthalten durchschnittlich 10 bis $100 \mu\text{g/g}$. Die Analysenwerte für Chrom in den Linzer Stäuben liegen zwischen 50 und $190 \mu\text{g/g}$.

Chrom ist wie Nickel ein wichtiges Legierungselement für Stähle und findet auch im Oberflächenschutz weite Verwendung. Mit gelösten Chromsalzen arbeiten Gerbereien. Nicht nachweisbare Wasserlöslichkeit und die niedrige Chrom-Konzentration weisen darauf hin, daß von

Abb. 18:

Nickel

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

--- Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste

A in Wasser lösliche Anteile

C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile

F Gehalte im Gesamtaufschluß

■ Durchschnittliche Gehalte in Boden

Nachweisgrenze 10 µg/g

Werte in µg/g Staub

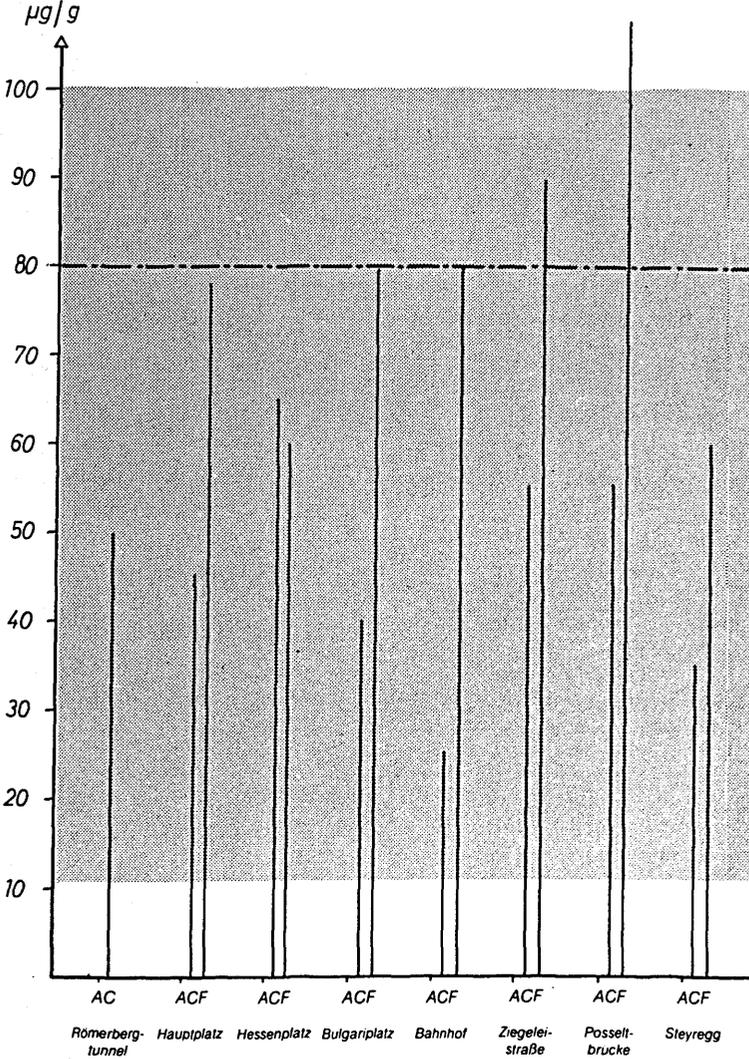


Abb. 19:

Kobalt

Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— — — Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 ■ ■ ■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

A in Wasser lösliche Anteile
 C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtauflauf

Nachweisgrenze 20 µg/g

Werte in µg/g Staub

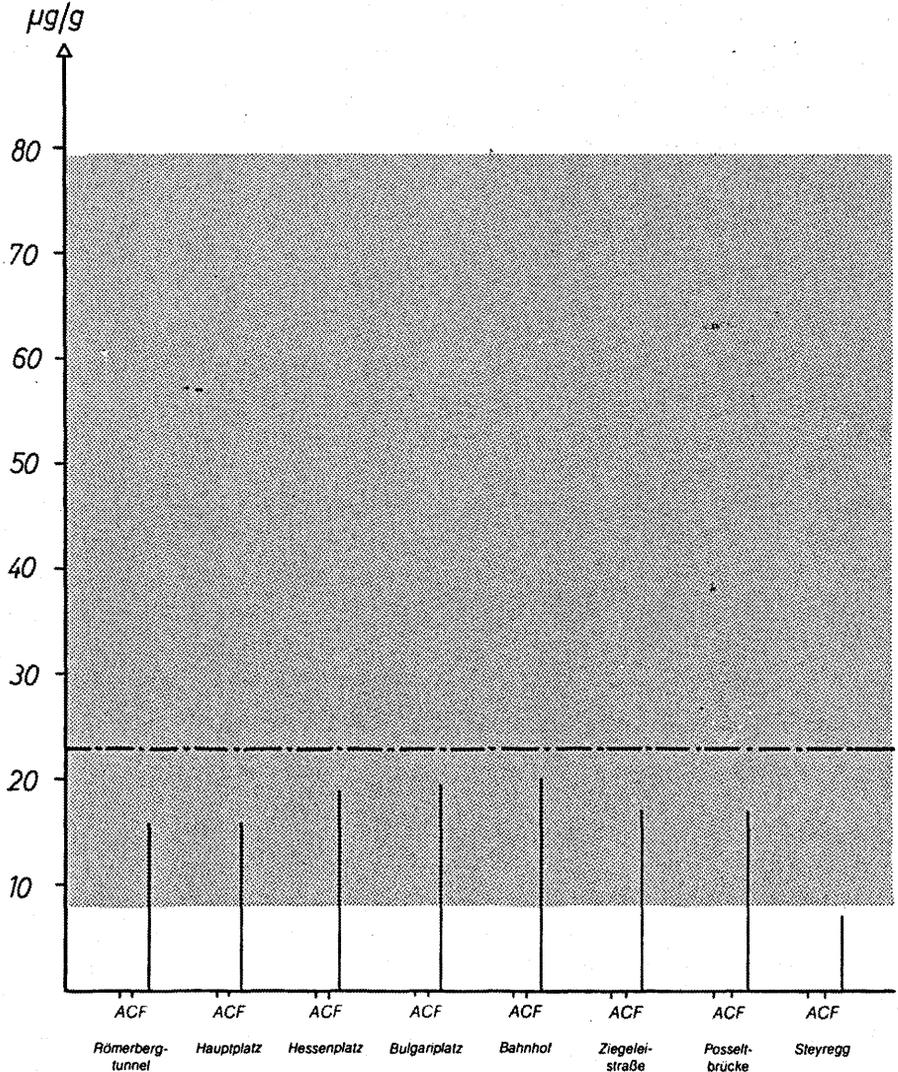


Abb. 20:

Chrom

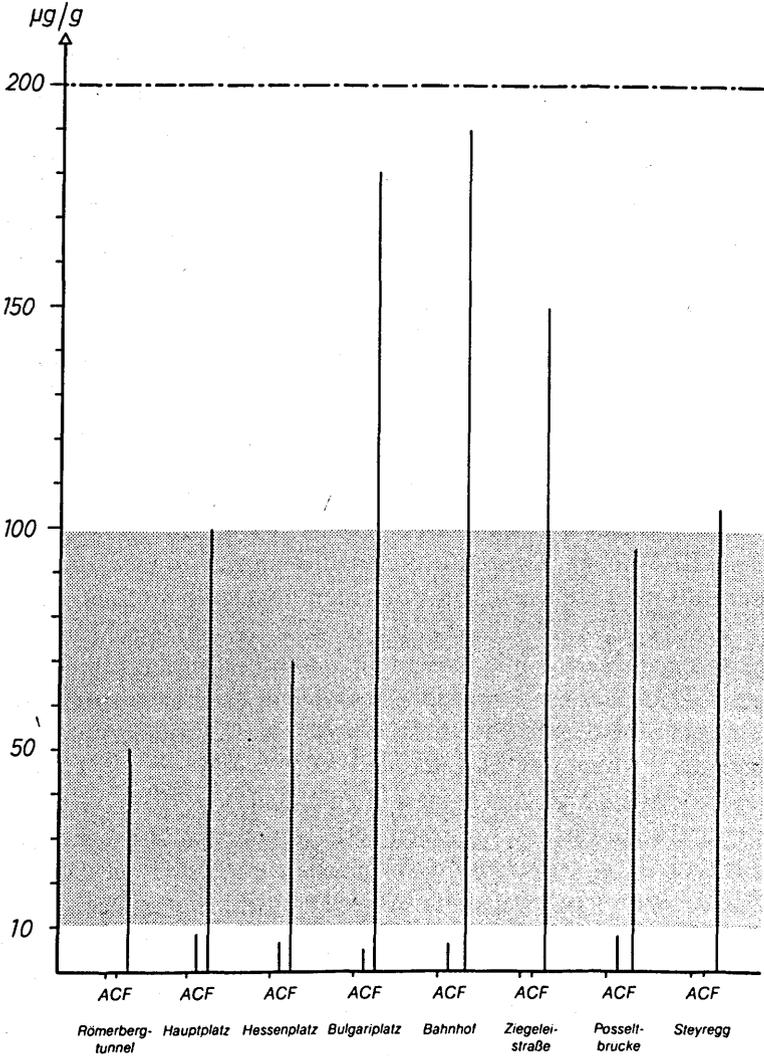
Gesamtkonzentration und Löslichkeitsverhalten

— — — Durchschnittliche Konzentration in der Erdkruste
 ■ ■ ■ Durchschnittliche Gehalte in Böden

A in Wasser lösliche Anteile
 C in 0,5 n H₂SO₄ lösliche Anteile
 F Gehalte im Gesamtaufschluß

Nachweisgrenze 20 µg/g

Werte in µg/g Staub



den Chromgehalten der Linzer Stäube keine Umweltprobleme zu erwarten sind. Im Gegensatz dazu ist bekannt, daß Cr-Verbindungen im Abwasser und seinen Klärschlämmen lokal größere Bedeutung haben.

3.6.5. Graphischer Vergleich von 22 Staubgesamtanalysen mit dem durchschnittlichen Erdkrusten- und Bodenchemismus

Für diese Darstellung wurden die Gesamtanalysen von 22 verschiedenen Linzer Stäuben herangezogen, die im Winter 1973 gesammelt wurden. Die gefundenen Analysewerte sind in Tab. 16 und 17 wiedergegeben. Den graphischen Vergleich zeigen die Abb. 21–42 (siehe Anhang). Zusätzlich wurde der Glühverlust im selben Maßstab eingezeichnet.

Um alle analysierten Elemente – Haupt- und Spurenelemente – in einer Abbildung vergleichen zu können, mußten PO_4^{--} , SO_4^{--} , Mn, Zn und Pb $10 \times$ überhöht und die in noch niedrigeren Konzentrationen auftretenden Elemente Cu, Cd, Ni, Co und Cr sogar $200 \times$ überhöht dargestellt werden.

Die logarithmische Darstellung der Ergebnisse wurde versucht, doch sie konnte die in den Stäuben auftretenden Elementkonzentrationen nicht anschaulich wiedergeben.

Der gewählte Maßstab reicht von 0 bis $2,5 \cdot 10^5 \mu\text{g/g}$, d. h. von 0 bis 25 Prozent. Eine Substanz, die in einer Konzentration von 25 Prozent in Stäuben vertreten ist, kann nicht mehr in ihrem vollen Umfang eingezeichnet werden, doch wurde jeweils der Prozentgehalt dazugeschrieben. In welchen Konzentrationen die einzelnen Elemente in den Stäuben auftreten, kann auch in Prozenten abgelesen werden, denn $10^4 \mu\text{g/g} = 1$ Prozent. Das Analyseergebnis vom Gesamtaufschluß wird als gerade, durchgezogene Linie dargestellt. Jedes bestimmte Element kann mit einem Blick im geochemischen Vergleich gesehen werden. Dieser Rahmen gibt die durchschnittliche chemische Zusammensetzung der Erdkruste an. Es handelt sich dabei um Mittelwerte von 5000 Gesteinsanalysen, vor allem von den Kontinenten (RAMDOHR 1978). Gleichzeitig sind die durchschnittlichen Analysewerte von durchschnittlichen Böden eingezeichnet, indem dieser Bereich punktiert dargestellt ist. Die Staubzusammensetzung kann auf diese Weise rasch mit natürlichen Maßstäben (Gestein und Boden) verglichen werden. Unnatürlich hohe Konzentrationen einer Substanz fallen sogleich auf, sie fallen sozusagen aus dem natürlichen Rahmen. Dies bedeutet, daß diese Substanz nicht aus der natürlichen Umgebung stammen kann, sondern der Mensch und seine

Technik die Verursacher solcher Stoffkonzentrationen sind. Die 22 Abbildungen bleiben zur Erläuterung der Linzer Staubsituation ohne zusätzlichen Kommentar.

Da die Staubsammelpunkte nicht systematisch genug gewählt sind, lassen sich auch keine exakten Überlegungen zur Ausbreitung einzelner Komponenten anstellen. Es scheint auch nicht sehr zielführend, für bestimmte Stellen im Raume Linz einen für längere Zeit typischen und bleibenden Staubchemismus festlegen zu wollen. Der Vorgang der Staubverteilung ist zwar im wesentlichen abschätzbar, doch keinesfalls für längere Perioden sicher bestimmbar. Diese Analysen können daher den Linzer Staub nur grundsätzlich charakterisieren. Man kann daraus nicht ableiten, daß Staub am Hauptplatz immer diese, Staub am Bulgariplatz immer jene Zusammensetzung aufweisen wird, wie sie in der vorliegenden Arbeit bestimmt wurde.

Aus den Ergebnissen von insgesamt 30 analysierten Stäuben erkennt man neben der Vielfalt der Zusammensetzung auch das Gemeinsame dieser Stäube.

3.7. Mikroskopische und mineralogische Untersuchung der Linzer Stäube

Um die verschiedenen optischen Verfahren in der Staubanalyse anwenden zu können, mußten vom Staub Dünnschliffe und Anschliffe hergestellt werden.

3.7.1. Probenvorbereitung

Anschliffherstellung: Staub wird in Kunstharz eingebettet, geringfügig abgeschliffen und die so gewonnene plane Oberfläche poliert (SCHNEIDERHÖHN 1952).

Dünnschliffherstellung: Nach Einbetten in Kunstharz wird die Staubprobe auf einen Objektträger aufgekitet und auf 0,03 mm dünn geschliffen und mit einem Deckglas abgedeckt. Dieses Präparat eignet sich bestens für alle optischen Verfahren im Durchlicht.

Körnerpräparat: Staub wird in Immersionsflüssigkeiten mit unterschiedlichem Brechungsindex eingebettet, mit einem Deckglas abgedeckt und im durchfallenden Licht untersucht. Unter Anwendung des Interferenzkontrasts läßt sich damit einfach der Brechungsindex der mineralischen Komponenten bestimmen.

3.7.2. Angewandte mikroskopische Verfahren

Durchlichtmikroskopie am Reichert Zetopan: Polarisationsmikroskopie – Interferenzkontrastverfahren – Dunkelfeld – Ultraviolett-Fluoreszenz

Auflichtmikroskopie am Reichert MeF II: Hellfeld – Dunkelfeld – Polarisationsmikroskopie – Interferenzkontrast

Die mikroskopischen Methoden erläutert ausführlich die Literatur (FREUND 1965, BEYER 1973, EMONS 1973, RINNE-BEREK 1973).

Der optische Nachweis der mineralischen Komponenten im Staub stützt sich auf folgende Kriterien: Bestimmung der Brechungsindizes – Ordnung der Interferenzfarben im polarisierten Licht und Abschätzung der Doppelbrechung – Erkennen des Kristallsystems aufgrund der äußeren Umrisse und der Auslöschungsschiefe – Achsenbilder im konoskopischen Strahlengang – Anisotropieeffekte bei gekreuzten Polarisatoren – Pleochroismus – Innenreflexe und Farbe der mineralischen Komponenten – Selektive Mineralanfärbemethoden auf Calcit, Feldspat und Gips.

Die Mineralbestimmung wurde durch die Schwereretrennung vereinfacht, denn die Dichte ist bereits ein wichtiger Faktor für die Bestimmung. Außerdem sind in einer Dichtefraktion nur wenige verschiedene Minerale vorhanden und außerdem angereichert. Zusätzlich wurden von den einzelnen Dichtefraktionen noch Röntgendiffraktometerbestimmungen durchgeführt, welche die optische Bestimmung unterstützen.

3.7.3. Röntgendiffraktometerbestimmung am Pulverpräparat

Eine plane Staubprobe (Dünnschliff) wird mit monochromatischem Röntgenlicht $\text{Cu}_k \alpha_{1,2}$, Wellenlänge 1.54178 Å, bestrahlt.

3.7.4 Stäube unter dem Mikroskop

Betrachtet man einen Dünnschliff im durchfallenden Licht, unterscheiden sich deutlich die durchsichtigen und undurchsichtigen (opaken) Bestandteile voneinander.

3.7.4.1. Bestimmung der kristallisierten Bestandteile im Durchlicht

Unter polarisiertem Licht können die lichtdurchlässigen Teilchen grundsätzlich unterteilt werden in optisch anisotrope, d. h. kristallisierte Verbindungen und optisch isotrope Gläser.

Kristalle des kubischen Systems verhalten sich auch optisch isotrop, doch würden sich ihre Umrisse von denen der Gläser unterscheiden. Es erweist sich als günstig, die Polarisationsfilter nicht vollständig zu kreuzen, sonst würde der Hintergrund völlig schwarz erscheinen und es könnten die opaken Teilchen nicht mehr abgebildet werden, wie die Bilder 1, 2, 3, 9, 11, 12, 13 zeigen. Kristallisierte Staubbestandteile leuchten im polarisierten Licht in typischen und kennzeichnenden Interferenzfarben auf. In Dünnschliffdicke (0,003 mm) sind diese Farben ein Bestimmungskriterium (Bild 4, 5, 6, 7, 8), weil sich daraus die Doppelbrechung des Kristallschnittes abschätzen läßt.

Folgende Komponenten wurden in den Linzer Stäuben mikroskopisch nachgewiesen:

Die Probe nimmt durch langsame Bewegung während der Aufnahme verschiedene Winkel zum einfallenden Strahl ein. Die Röntgenstrahlung wird an den entsprechenden Netzebenen des Kristallgitters reflektiert, wenn die Reflexionsbedingung $\sin \vartheta = n\lambda / 2d$ erfüllt ist und löst in einem Zählrohr Impulse aus, die auf einem Schreiber registriert werden. Aus diesen Reflexen und ihrer charakteristischen Lage kann jede kristallisierte Substanz identifiziert werden.

Quarz, SiO_2

Quarz als gesteinsbildendes Material ist in der Erdkruste zu 12,6 Prozent vorhanden. Im Staub liegt er als trigonaler Tiefquarz vor. Der Brechungsindex ist für $n_o = 1,544$ und $n_e = 1,553$. Seine Doppelbrechung ist mit 0,009 sehr gering. In Schlifffdicke treten daher als Interferenzfarben Grau und Gelbweiß der I. Ordnung auf.

Körner entsprechender Schnittlage zeigen das Achsenkreuz, das für optisch einachsige Minerale zu erwarten ist. Damit unterscheiden sich solche Körner eindeutig von Feldspäten. Mit einer Dichte von 2,65 findet sich Quarz nach Schwereretrennung in der Dichtefraktion $< 2,9$ angereichert. Ätzen der Schliifoberfläche über HF Dampf und anschließende Färbung mit Methylblau zeigt bei Quarz keine Wirkung, zum Unterschied von Feldspäten oder Olivin.

Im Pulverdiagramm der Röntgendiffraktometeraufnahmen wird Quarz an seinen d-Werten erkannt; $d = 3,34, 4,25, 1,81$.

Auf die Bedeutung von Quarz in den Linzer Flugstäuben wird ausführlicher auf S 221 ff. eingegangen. Bemerkenswert ist, daß die 1978 gesammelten Stäube wesentlich geringere Quarzgehalte aufweisen als die 1973/74 gesammelten Proben. Dies zeigt deutlich die Wirkung der Abscheidung beim Sinterprozeß.

Calcit, CaCO_3

Calcit ist ein gesteinsbildendes Mineral und ist in der Erdkruste durchschnittlich mit 1,5 Prozent vertreten. Kalkstein besteht zu über 90 Prozent. aus CaCO_3 .

Häufig weist Calcit in den Stäuben die typischen Spaltrhomboeder auf. Zwillingslamellen nach (0112) können oft beobachtet werden, denn diese Verzwillingung wird schon durch geringe Scherbeanspruchung ausgelöst. Typisch ist auch die gegenseitige Verzahnung der einzelnen Kristallite, die im Schliff als Polygonpflaster erscheint. Mit einer Dichte von 2,72 tritt Calcit nach Trennung in Tetrabromäthan (D 2,96) in der Schwerefraktion $< 2,9$ auf.

Calcit hat die Brechungsindizes $n_\gamma 1,658$, $n_\alpha 1,486$ und $n_\beta 1,566$. Calcit zeigt mit 0,172 sehr hohe Doppelbrechung, so daß beim Betrachten im polarisierten Licht, aber ohne Analysator, ein Dichroismus ähnlicher Effekt auffällt. Calcit wurde außerdem an mehreren Schlifffen mit Alizarin-Rot S in 0,04 n HCl rot gefärbt. Alle anderen Karbonate bleiben dabei farblos.

Die Pulverdiagramme von Debye-Scherrer-Aufnahmen zeigten die drei kennzeichnenden d-Werte 3,05, 1,92 und 1,88 (TRÖGER 1969). Mengenverhältnisse und Bedeutung von Calcit im Linzer Staub werden eingehender auf S. 199 ff. behandelt.

Gips, $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Gips mit einer Dichte 2,3 bis 2,4 tritt in der Schwerefraktion $< 2,9$ auf und erscheint im Dünnschliff farblos. Er kristallisiert monoklin-prismatisch. Im polarisierten Licht zeigt er Interferenzfarben wie der Quarz, da seine Doppelbrechung ebenfalls 0,009 beträgt. Sein Habitus ist meist tafelig entwickelt, Gips aus Fällungsreaktionen zeigt öfters nadelig-spießige Tracht.

Gips läßt sich mit Titangelb im Dünnschliff charakteristisch färben und mit UV-Fluoreszenz vorzüglich nachweisen. Röntgendiffraktometeraufnahmen zeigen die charakteristischen d-Werte bei 7,56, 3,06 und 4,27. Anhydrit (CaSO_4 wasserfrei) konnte auf diese Weise nicht festgestellt werden.

Die im Jahre 1978 gesammelten Stäube zeigen eine beachtliche Zunahme an Gips, gegenüber Stäuben von 1973/74. Dazu muß allerdings bemerkt werden, daß Unterschiede bezüglich der Probennahme bestehen.

Orthopyroxen, $(\text{Mg, Fe})_2\text{Si}_2\text{O}_6$

Wesentlich seltener als Calcit, Quarz und Gips tritt in den Stäuben der Pyroxen auf. Kristallisiert rhombisch und zeigt meist einen säuligen Habitus und eine deutliche Streckung nach der c-Achse. Öfters finden sich nadelförmige Kristalle. In den meisten Fällen sind Spaltrisse nach

Erläuterungen zur Farbtafel I:

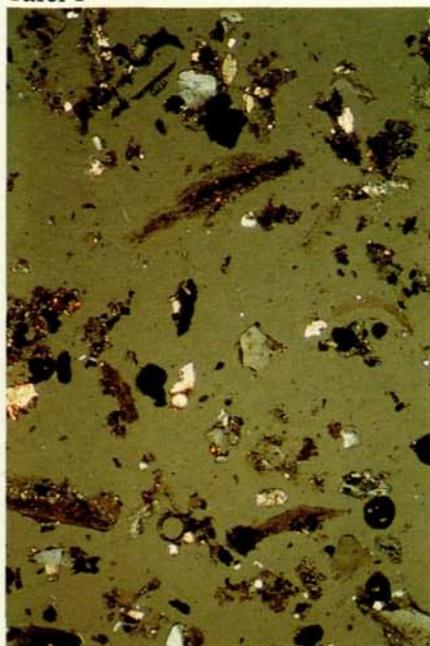
Bild 1: Staub vom Bahnhof – 1978. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Braunes Schlackenglas verkittet Calcit-, Quarz- und Koksteilchen.

Bild 2: Staub aus Windegg bei Steyregg – 1978. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Ruß, Koks und Eisenoxide erscheinen schwarz, Gläser dunkelbraun bis klar durchsichtig, Gips, Quarz und Calcit hell.

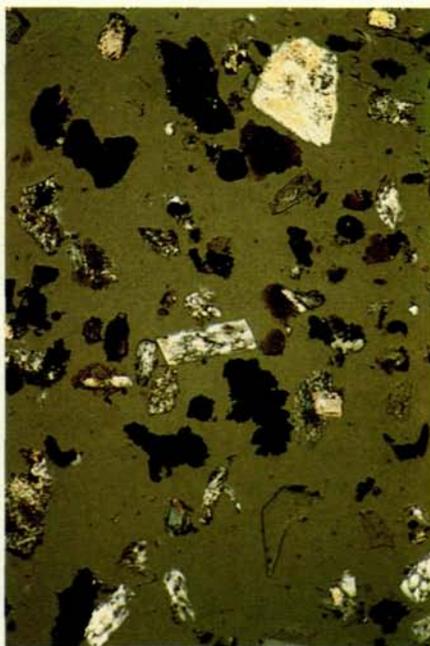
Bild 3: Staub vom Bahnhof – 1974. Geglüht bei 600°C . Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Magnetit erscheint schwarz, Hämatit rot, weiß bis grau der Calcit und Quarz. Braune Kugeln aus Schlackenglas enthalten Mullitausscheidungen, nadelförmig.

Bild 4: Wie Bild 3, jedoch 320fach vergrößert. Polarisiertes Durchlicht. Braune Schlackenglaskugel enthält Nadeln und Tafeln von Mullit. Schwarz und rot erscheinen die Eisenoxide.

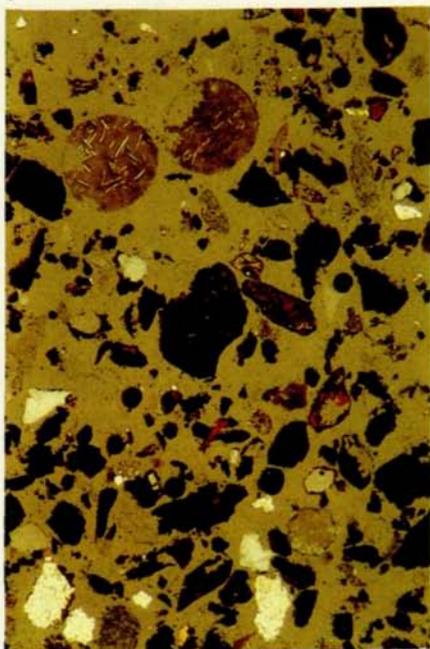
Tafel I



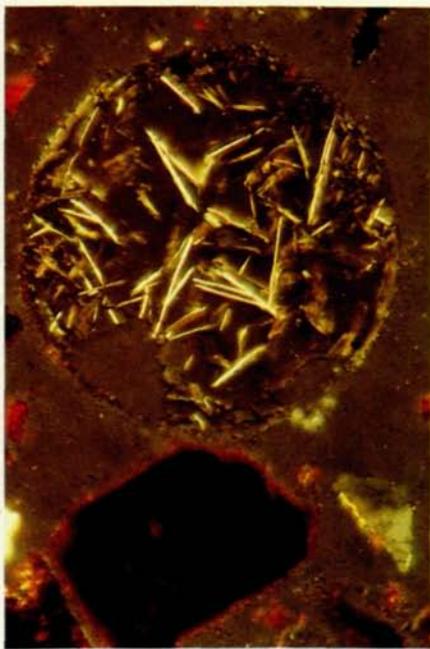
1



2



3



4

Erläuterungen zu Farbtafel II:

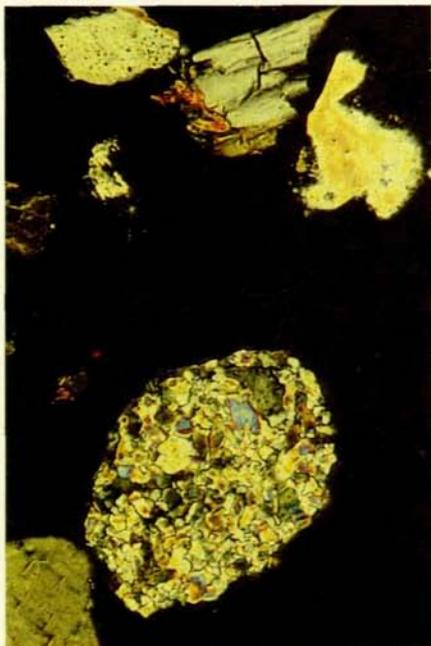
Bild 5: Staub aus der Ziegeleistraße – 1973. Polarisiertes Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 320fach. Bunt ist der aus vielen Kristalliten aufgebaute Calcit, der Quarz ist grau. Die schwarzen Eisenoxide im Hintergrund sind bei Dunkelstellung der Polarisatoren nicht erkennbar.

Bild 6: Staub vom Kloster Dornbach, Koglerweg – 1973. Gekreuzte Polarisatoren. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Grau erscheint der Quarz, hell und dunkelgestreift (Zwillingslamellen) der Feldspat. In diesem Staub überwiegt der natürliche Anteil (Böden).

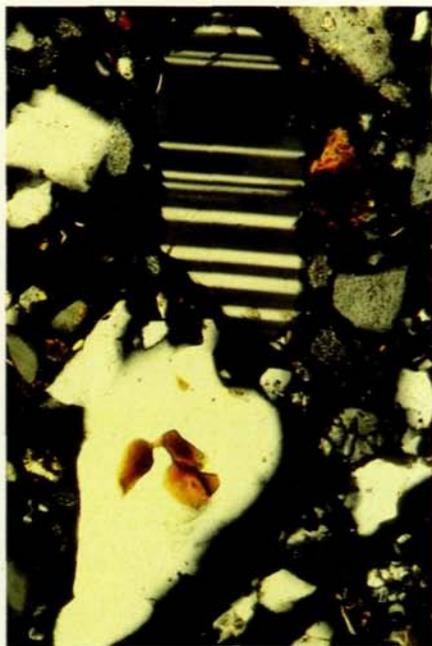
Bild 7: Staub vom Bulgariplatz – 1974. Gekreuzte Polarisatoren. Mikroskopische Vergrößerung 320fach. Orange leuchtet der Pyroxen auf, daneben ein Teilchen (Glas und CaO und Eisenoxide) aus der Sinteranlage.

Bild 8: Staub vom Bulgariplatz – 1974. Gekreuzte Polarisatoren. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Staub wurde in 25% Salzsäure gekocht. Quarz und Pyroxen lösen sich dabei nicht.

Tafel II



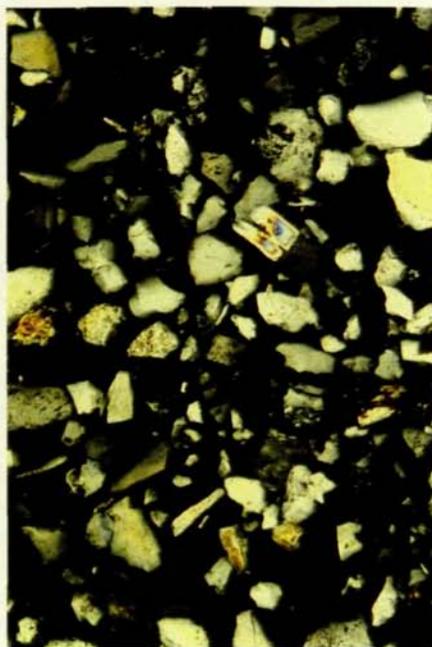
5



6



7



8

Erläuterungen zu Farbtafel III:

Bild 9: Staub vom Bahnhof – 1974. Geglüht bei 600° C. Mikroskopische Vergrößerung 320fach. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Auffallende Schlackenkugel mit Hohlräumen und Magnetitskelett. Die dunklen Teilchen sind ausschließlich die Eisenoxide Magnetit und Hämatit.

Bild 10: Staub vom Bulgariplatz – 1974. Mikroskopische Vergrößerung 320fach. Anschliff. Polarisiertes Auflicht. Weißes, schaumiges Schlackenglas wird außen durch Eisenoxidpigment rot gefärbt.

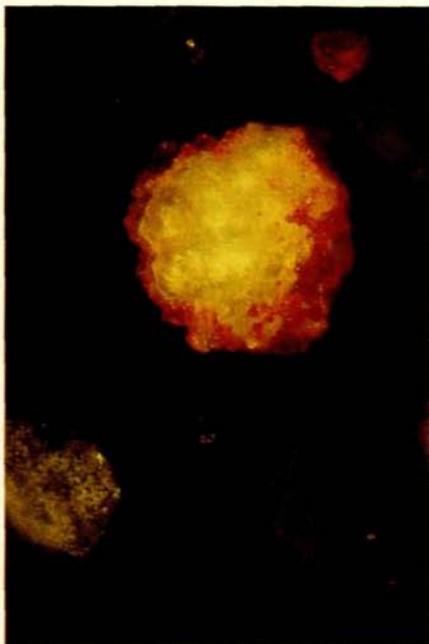
Bild 11: Staub von der Wankmüllerhofstraße – 1978. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Schwarz erscheinen Ölruß (rund und hohlraumreich) und traubiger Ruß, Koks und Eisenoxide. Hell leuchten Quarz und Calcit.

Bild 12: Staub aus der Wankmüllerhofstraße – 1978. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Typischer Ölruß ist rund und hohlraumreich, Quarz ist grau, Gipsnadeln leuchten weiß auf, Gläser sind nur undeutlich zu erkennen.

Tafel III



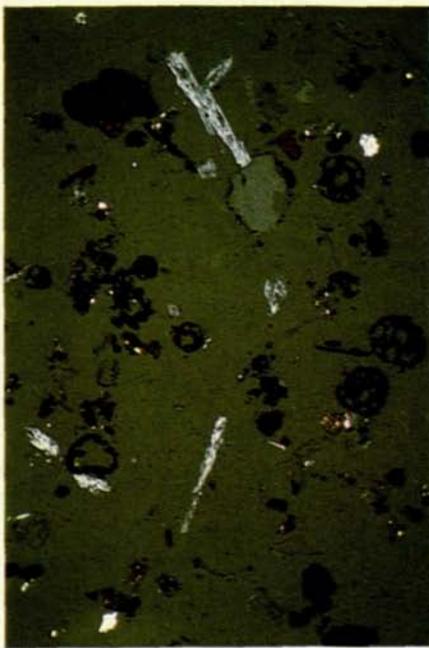
9



10



11



12

Erläuterungen zu Farbtafel IV:

Bild 13: Staub aus Steyregg – 1978. Teilweise polarisiertes Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Koks und Eisenoxide erscheinen schwarz, Schlackenglas braun, die Kristalle von Gips, Quarz und Calcit hell. Umwandlung von Siderit zu Glas und Magnetit ist an einigen Teilchen erkennbar (Sinteranlage).

Bild 14: Staub vom Bulgariplatz – 1974. Dichtefraktion $> 4,0!$ Normales Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Eisenoxide treten auf als undurchsichtige, eckige oder runde Teilchen mit und ohne Hohlräume.

Bild 15: Staub aus der Ziegeleistraße – 1974. Dichtefraktion $> 4,0!$ Teilweise polarisiertes Durchlicht. Mikroskopische Vergrößerung 80fach. Hämatit erscheint rot, die anderen Eisenoxide bleiben schwarz. Da die Schwerentrennung unvollständig war, sind auch einige helle Kristalle (Quarz und Calcit) vorhanden.

Bild 16: Staub von der Posseltbrücke – 1974. Anschliff. Auflicht-Interferenzkontrast. Ölimmersion. Mikroskopische Vergrößerung 500fach. Eine Eisenoxidskugel erscheint bei genauer Untersuchung aus Hämatit (hell) und Magnetit (dunkel) aufgebaut.

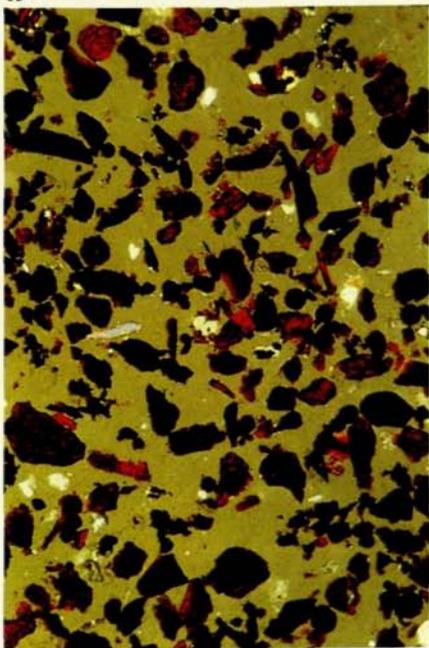
Tafel IV



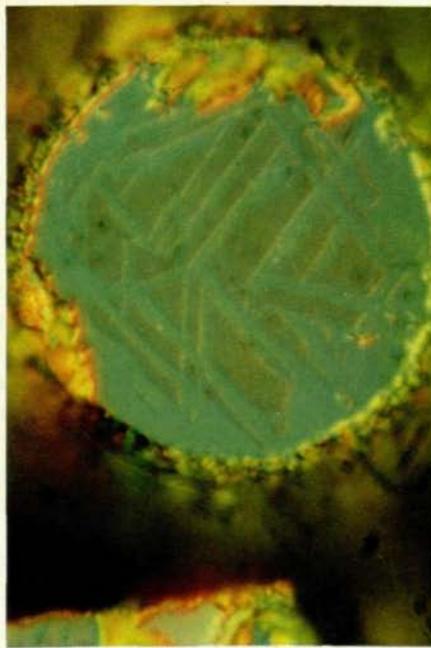
13



14



15



16

Erläuterungen zu Farbtafel V:

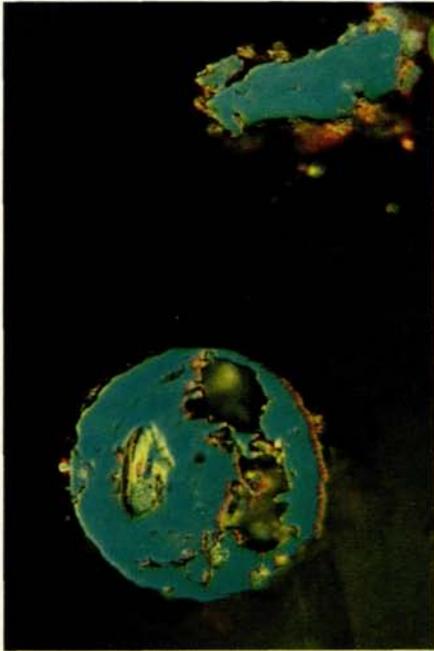
Bild 17: Staub aus Steyregg – 1978. Mikroskopische Vergrößerung 500fach. Anschliff. Auflicht-Interferenzkontrast. Ölimmersion. Eisenoxidkugel mit unregelmäßigen inneren Hohlräumen.

Bild 18: Staub aus Steyregg – 1974. Anschliff. Auflicht-Interferenzkontrast. Ölimmersion. Mikroskopische Vergrößerung 500fach. Hohlkugel aus Eisenoxiden – hell erscheint Hämatit, dunkel Magnetit.

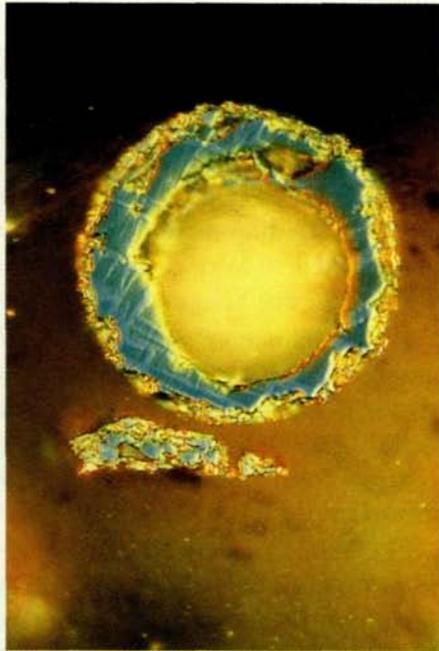
Bild 19: Staub vom Bulgariplatz 1974. Anschliff. Auflicht-Interferenzkontrast. Ölimmersion. Mikroskopische Vergrößerung 500fach. Eisenreiches, schaumiges Schlackenglas erscheint rot, Eisenoxidgebilde grün.

Bild 20: Staub von der Posseltbrücke – 1974. Anschliff. Auflicht-Interferenzkontrast. Ölimmersion. Der überwiegende Teil der Eisenoxide in den Stäuben zeigt diese eckigen Formen. Magnetit, Hämatit und Glas bauen diese Teilchen auf.

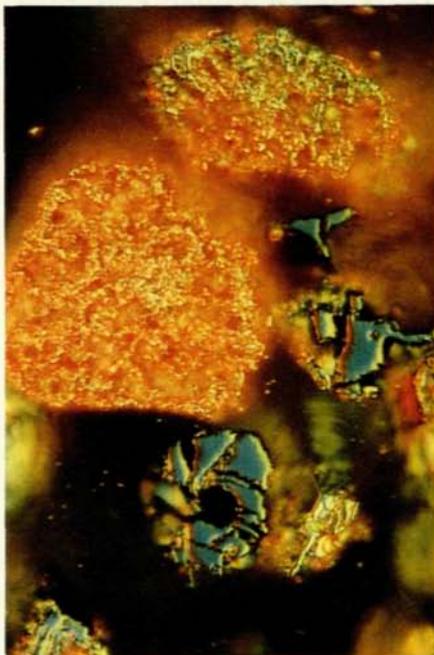
Tafel V



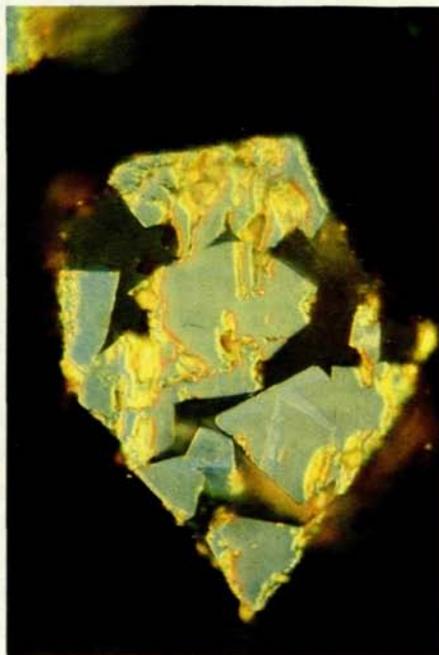
17



18



19



20

(110) erkennbar (MACHATSCHKI 1953). Es ist Orthopyroxen, da Klingenstatit schiefe Auslöschung zeigt.

Die Farbe in Dünnschliffdicke ist blaß bläulich bis bräunlich. Bei gekreuzten Polarisatoren tritt die Interferenzfarbe Orangegelb II. Ordnung auf. Die Doppelbrechung liegt bei 0,025 bis 0,030.

Die gefundenen Pyroxene zeigen deutlichen Pleochroismus, was auf den hohen Eisengehalt zurückzuführen ist. Ein weiterer Beweis, daß es sich um Orthopyroxen handelt, sind die am Röntgendiffraktometer gemessenen d -Werte 3,16, 2,85 und 2,50. Die Röntgenaufnahmen wurden an der Schwerefraktion 2,9 bis 4,0 durchgeführt.

Die Pyroxene mit ihrer Dichte von 3,2 bis 3,4 haben sich darin angereichert und konnten dadurch leichter bestimmt werden. Angereichert haben sich die Pyroxene auch in jenen Proben, die mit 5 Prozent NaOH gekocht wurden. Von den üblichen Säuren (HCl, HF . . .) werden Pyroxene wenig angegriffen, so daß man sie auf diese Weise sogar aus ihrer Umgebung isolieren kann.

Die Bildung von Pyroxenen erfolgt in der Natur nur im Hochtemperaturbereich, bei gleichzeitigem geringen Wasserdampfdruck. Solche Bedingungen herrschen auch in verschiedenen technischen Schlacken, wie beim Hochofenprozeß oder in technischen Feuerungen. Pyroxen ist vermutlich der Träger des Titangehaltes der Schlacken, in denen sie zu 10 bis 20 Prozent vertreten sein können.

Verwitterung: Seltsamerweise sind Pyroxene sehr empfindlich gegenüber CO_2 -reichem Wasser; dadurch werden sie bei der natürlichen Verwitterung bald angeätzt und schließlich aufgelöst. In alten Sedimenten findet man daher keine Pyroxene mehr. Bei der Verwitterung werden Orthopyroxene völlig umgewandelt in Karbonate, Eisenhydroxide und freies SiO_2 .

Melilith, $\text{Ca}_2(\text{Mg, Al})[(\text{Si, Al})_2\text{O}_7]$

Äußerst selten ist in den Stäuben ein Melilithkristall zu entdecken. Melilith kann als extrem SiO_2 -armes Äquivalent der Pyroxene gelten.

Normalerweise gehen die Interferenzfarben bei gekreuzten Polarisatoren über das Grau der I. Ordnung nicht hinaus. Gefunden wurde vermutlich ein Akermanit mit Eisengehalt, der sich durch typische anomale Interferenzfarben – Lavendelblau und Lederbraun – auszeichnet. Fe-reiche Melilithe zeigen solche Interferenzfarben (RÜSBERG 1972). Durch Säuren sind Melilithe unter Abscheidung einer gallertigen

SiO_2 -Schicht leicht zersetzlich. Zur weiteren Diagnose müßte diese Schicht angefärbt werden. Melilithe kristallisieren tetragonal skalenoedrisch. Gerade Auslöschung ist charakteristisch.

Vorkommen: In künstlichen Schlacken, vor allem Hochofenschlacken sind Melilithe häufig anzutreffen (TRÖGER 1969, RÜSBERG 1912). Sie erscheinen meist in prismatischer bis tafeliger Ausbildung. Olivine, die auch auftreten könnten, wurden nicht gefunden.

Feldspäte

Noch seltener findet man Feldspäte in den Linzer Flugstäuben. Die Kristallisation von Plagioklasen (Na,Ca) $[(\text{Si,Al}) \text{AlSi}_2\text{O}_8]$ vor allem von Anorthit, im wesentlichen Ca $[\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8]$ ist auch aus Schlackenuntersuchungen bekannt (GUMZ 1958, KEIL 1949). Wesentlich häufiger treten Feldspäte in der Natur auf, denn zu 57,9 Prozent besteht die Erdkruste aus Feldspäten. Die Bestimmung, um welchen Plagioklas es sich handelt, war mit der vorhandenen mikroskopischen Einrichtung nicht möglich.

Das Achsenbild im konoskopischen Strahlengang entscheidet gegen Quarz und für einen Feldspat. Die starke Neigung der Feldspate zur Zwillingsbildung ist im Bild ersichtlich. Die Doppelbrechung liegt bei 0,007. Eine Ätz- und Farbreaktion auf Kalifeldspat K $[\text{AlSi}_3\text{O}_8]$ blieb negativ. Diese wenigen Anhaltspunkte legen nahe, daß es sich um einen Feldspat aus der Plagioklasreihe handeln muß, vermutlich ein Ca-reiches Glied, den Anorthit.

Glimmer

Glimmer, in diesem Fall Biotit, konnte überhaupt nur in einer Probe gefunden werden, die außerhalb des Stadtgebietes gesammelt wurde, nämlich beim Kloster Dornbach, Koglerweg.

Glimmer kann bei industriellen Hochtemperaturprozessen nicht entstehen. Schichtsilikate sind bei höheren Temperaturen nicht mehr stabil und wandeln sich meist in schaumiges Glas um oder entwickeln sich über die Glasphase zu stabilen kristallinen Verbindungen, die bei höheren Temperaturen beständig sind. Ein solcher Vorgang vollzieht sich z. B. beim Verfeuern von Kohle, die Glimmer in beträchtlicher Menge enthalten kann (LOUB 1975). Das völlige Fehlen von Glimmer in durchschnittlichen Stäuben zeigt, wie gering der natürliche Beitrag – etwa aus Sand und Boden – in den Linzer Flugstäuben ist!

Mullit, $Al_6 Si_2 O_{13}$

kristallisiert rhombisch, weist eine Dichte von 3,03 auf und eine Doppelbrechung von 0,014 und eine hohe Dispersion der Lichtbrechung. Mullit ist ein Hochtemperaturprodukt und kommt in Schlacken, Schamotte und Porzellan, Klinkern usw. als Neubildung vor. Im Linzer Staub ist sein Auftreten unbedeutend.

Häufig enthält Linzer Staub glasige Partikel, die gerne kugelförmig entwickelt sind. Manchmal erscheinen darin nadelige Kristalle, die bei Anwendung stärkster Vergrößerung rhombisches Aussehen zeigen (Bild 14, 15). Das Maß der Doppelbrechung entspricht etwa 0,014, was auf einen Mullit hinweisen könnte. Eine hohe Dispersion der Lichtbrechung ist auffällig. Eine genauere Bestimmung erfolgte nicht, doch geben auch verschiedene Arbeiten aus der Literatur Hinweise, daß es sich dabei um Mullitnadeln handelt (GUMZ 1958).

3.7.4.2. Die glasigen Bestandteile in den Linzer Flugstäuben

Die Schlackengläser entstammen Hochtemperaturprozessen, in denen sich SiO_2 -reiche Schmelze bildet. Winzige Tröpfchen dieser Schmelze – oft ist es nur eine dünne Schmelzhaut – werden vom Gasstrom mitgerissen und gelangen rasch in kühlere Zonen, wo sie erstarren. In dieser Schnelligkeit können sich aus der Schmelze keine dem Chemismus des Glases entsprechenden Kristalle bilden.

Bild 9 zeigt eine Kugel aus braun gefärbtem Schlackenglas, in der Skelettkristallbildungen von Magnetit Fe_3O_4 auftreten. Bild 3 und 4 zeigen wie in Schlackenglas feine Mullitnadeln kristallisieren. Schlackenglaskügelchen müssen nicht immer massiv sein, häufig weisen sie Hohlräume auf, verursacht durch Entgasungsvorgänge während ihrer Entstehung. Grundsätzlich besteht hier eine Ähnlichkeit mit vulkanischen Aschen, die überwiegend aus glasigen Splittern und Kugeln bestehen.

Schlackengläser weisen einen wechselnden Brechungsindex auf, der zwischen 1,57 und 1,73 liegt. Die Dichten durchschnittlicher Feuerraum-schlacken liegen bei 2,65 und 2,95 (GUMZ 1958). Die Oberfläche häufiger Flugaschen beträgt mehr als $2,4 m^2/g$. Schlackenglas wirkt auch als Bindemittel, z. B. beim Sinterprozeß. Bild 13 zeigt, daß solche verkittete Teilchen mit dem Rauchgasstrom mitgerissen werden, bevor sie sich im Glas gelöst haben. Die Farbe dieser Gläser erscheint im Stereomikroskop bei 20 bis 30facher Vergrößerung dunkelbraun bis schwarzbraun.

In Dünnschliffdicke zeigen sie hellbraunen Farbton. Solche Gläser sind der Mineralogie längst bekannt, ihre Färbung wird auf submikroskopische Kristallite von Magnetit zurückgeführt (TRÖGER 1969).

Häufig liegt Glas in Flugstäuben in Form wolkiger, lockerer Gebilde vor, die in Abhängigkeit vom Eisengehalt farblos, gelblich, orange oder rot erscheinen. Solche Teilchen sind nur in Feuerungsanlagen zu erwarten, in denen Temperaturen über 1000 ° C erreicht werden (McCRONE 1968). Mit steigender Temperatur in den Brennkammern steigt auch der Feinanteil im Flugstaub. Es verdampfen Teile der Schlacke, die dann wieder als äußerst feiner Staub sublimieren (BATEL 1962).

Herkunft: Schlackengläser werden aus technischen Feuerungsanlagen freigesetzt. Flugasche aus kohlegefeuerten kalorischen Kraftwerken besteht fast ausschließlich aus Glas und ist ein begehrteter Zuschlagstoff in der Zementindustrie. Schlackenglas, welches der Sinteranlage entstammt, ist deutlich zu unterscheiden durch seinen Gehalt an Calcit, Magnetit und Quarz. Beachtliche Gehalte an SiO_2 und fast das gesamte analysierte Aluminium liegen in den Gläsern vor.

3.7.4.3. Die opaken Teilchen in Linzer Flugstäuben

Auffällig treten im Dünnschliff die lichtundurchlässigen Teilchen hervor; sie können jedoch nicht eindeutig bestimmt werden, es sei denn, man kann aus Erfahrung aufgrund typischer Formen eine Entscheidung treffen. Im wesentlichen sind die undurchsichtigen, schwarzen Teilchen in den Linzer Stäuben Ruß, Koks und Eisenoxide. Ihre Bestimmung und Unterscheidung ist erst mit dem Verfahren der Auflichtmikroskopie möglich.

Ruß

Ruß ist amorpher Kohlenstoff, der bei unvollkommener Verbrennung organischer Stoffe entsteht. In Feuerungen tritt starkes Rußen vor allem beim Anheizen auf, weil die Temperatur im Feuerraum niedrig ist und geringer Zug zu wenig Sauerstoff zuführt.

Auffallend im Staubbild ist der Ölruß in Form hohlraumreicher rundlicher Gebilde. Der Vorgang, der zu ihrer Bildung führt, ist untersucht (McCRONE 1968): Öltropfen heizen sich sehr schnell auf und brennen an ihrer Außenseite zu einer harten Kruste ab. Wenn das Öl im Inneren sich dann verflüchtigt, verbrennt das Ganze zu einer schwarzen hohlraumreichen Masse. Diese Teilchen werden meist rasch aus der

heißen Zone mitgerissen und gelangen in die Umwelt. Wenn die Temperatur über 1000°C ansteigt, verkohlt das Ganze zu kleinen, nahezu farblosen glasigen Splintern. Die Teilchen, die aus den Heizungen stammen, können sehr verschieden sein. Jedes hat seine eigene Temperatur- und Zeitgeschichte hinter sich. Manchmal werden auch Teilchen unvollständig verbrannt mitgerissen. Bild 2 und 11 zeigen traubig zusammengesetzte Rußpartikel, die sich aus vielen kleinen Teilchen zusammensetzen. Ruß hat eine sehr große Oberfläche, etwa 20 bis $130\text{ m}^2/\text{g}$ (ULLMANN 1963).

Sie absorbieren, ähnlich wie Aktivkohle, andere beim Verbrennungsprozeß entstandene Stoffe, wie z. B. Teerprodukte, höhere polyzyklische Kohlenwasserstoffe (Benzpyrene) und SO_2 .

Ruß ist der bedeutendste Träger des Benzpyrengeltes. Im Winter ist der Benzpyrengelhalt oft 20mal so hoch wie im Sommer, so daß Werte zwischen 30 und $2000\text{ }\mu\text{g}/\text{g}$ Feinstaub gemessen werden (LOUB 1975). Die Pyknometerdichten der Ruße schwanken zwischen 1,82 und $1,89\text{ g}/\text{cm}^3$.
Biologische Schädigungsmöglichkeiten:

Mensch: Erst lange und starke Kohlenstoffinhalation führt zu Schädigungen der Atemwege und ruft Bronchitis hervor. Lungenveränderungen werden erst nach 25 Jahren Expositionszeit gefunden, wobei bis zu 8,8 Prozent Kohlenstoff in der Lunge angereichert wurden (EINBRODT 1973).

Pflanze: Rußteilchen setzen sich besonders auf wachstüberzogenen Epidermen der Pflanzenblätter fest. Nadelbäume verlieren ihre Nadeln dadurch früher als üblich. Damit sinkt die Assimilationsfläche und die Produktion organischer Substanz (ULLRICH 1963).

Böden: Durch Rußemittenten kann sich Benzpyren im Boden anreichern; nachgewiesen ist eine solche Anreicherung bereits neben Raffinerien, Kokereien und Autobahnen. Die Vielfalt der Bodenmikroorganismen ist jedoch in der Lage, Benzpyrene abzubauen.

Koksteilchen: Im polarisierten Auflicht sind Koks und Magnetit durch einen deutlichen Anisotropieeffekt des Koks zu unterscheiden, d. h. bei Tischdrehung bleibt Magnetit dunkel, Koks zeigt abwechselnd Aufhellung (MASEK 1975). Zusätzlich wurden in manchen Proben Koks und Eisenoxide durch Schwereflüssigkeiten voneinander getrennt. In der Fraktion mit der Dichte $> 4,0$ ist Koks mit einer Dichte 1,55 bis $1,8\text{ g}/\text{cm}^3$ nicht mehr vorhanden.

Da die Kohlefeuerung durch Einsatz von Erdöl und Erdgas stark zurückgedrängt worden ist, hat Flugkoks derzeit in den Stäuben

geringere Bedeutung gegenüber früher. Merkliche Mengen kleinster Koksteilchen werden in der Kokerei beim Löschen des Kokes mitgerissen. Ein wichtiger Koksemittent bleibt weiterhin auch die Sinteranlage.

Auswirkungen: Als Ergebnis von Untersuchungen über Stäube aus Hütten stellte sich heraus, daß Stäube aus dem Bereich Hochofen und Stahlwerk einen relativ günstigen Einfluß auf die Vegetation ausübten; Stäube aus der Kokerei hingegen einen relativ negativen Einfluß hatten (MASEK 1972).

Eisenoxide, Magnetit Fe_3O_4 und Hämatit Fe_2O_3

Untersucht man in Linzer Flugstäuben nach Trennung mit Schwereflüssigkeiten die Fraktion mit der Dichte $> 4,0$, so zeigt sich ein Blick wie in Bild 14. Im polarisierten Licht bei unvollständig gekreuzten Polarisatoren erweisen sich die opaken Körner als Magnetit Fe_3O_4 – schwarz und als Hämatit Fe_2O_3 – mit roten Innenreflexen leuchtend (Bild 15).

Größtenteils sind die beiden Eisenoxide miteinander verwachsen. Bei Anwendung starker Vergrößerung können diese Verwachsungen von Magnetit und Hämatit in einem einzelnen Staubkorn deutlich erkannt werden. Vor allem durch Anwendung des Interferenzkontrasts in der Mikroskopie können beide oxidischen Phasen deutlich unterschieden werden wie die Bilder 16, 18 und 20 zeigen. Auffallend und häufig anzutreffen sind Vollkugeln aus Eisenoxiden. Bild 16 zeigt einen Anschliff einer solchen Kugel und die Verteilung der Oxide darin: hell erscheint Hämatit – dunkel der Magnetit.

Bemerkenswert ist das Auftreten von Hohlkugeln, wobei der Hohlraum meist exzentrisch liegt. Solche Hohlkugeln zeigt Bild 18 und 19. Bild 10 zeigt schaumiges Glas, das durch feinverteiltes Fe_2O_3 mit roten Innenreflexionen leuchtet. Daneben erscheint eine Hohlkugel aus Eisenoxiden, bei der man den Eindruck gewinnt, daß sie unter Rotation erstarrt ist. Grundsätzlich sind alle diese kugeligen Gebilde aus schmelzflüssigen Tropfen hervorgegangen.

Wenn in einer solchen Schmelze nicht Eisenoxide, sondern Silikate dominieren, wachsen in dem rasch abkühlenden Glastropfen nur Skelettkristalle von Magnetit Fe_3O_4 heran; dies zeigt Bild 9.

Solche Skelettkristalle entstehen dann, wenn die Diffusion der Gitterbausteine erschwert ist infolge der hohen Viskosität des abkühlenden Glases, zugleich aber eine starke Übersättigung infolge rascher Abkühlung vorhanden ist.

Gerne erfolgt die Kristallisation der Eisenoxide an der Außenzone solcher Schlackenkugeln, vermutlich weil die Schmelze feinste Eisenoxidteilchen assimiliert. Am häufigsten treten die opaken Eisenoxide der Linzer Flugstäube in Form kantiger Teilchen auf (Bilder 14 u. 15). Genauere Betrachtung zeigt, daß sie nicht nur aus Eisenoxid gebaut sind, sondern auch in unterschiedlichen Mengen Glas enthalten (Bild 20)

Magnetit, Fe_3O_4

Er gehört mit seiner Dichte von 5,12 zu den schwersten Komponenten im Linzer Flugstaub. Magnetit kann aus den Stäuben leicht mittels eines Magneten isoliert werden. Bedeutsam ist auch seine große Härte von 5,5 (MOHS). Er kristallisiert kubisch, was für seine mikroskopische Bestimmung wichtig ist.

Sein Bildungsbereich ist weit gespannt: In der Natur bildet er wichtige Erzlagerstätten und hat auch einen wichtigen Anteil in Linzer Hochöfen. Feinverteilt kommt er in allen magmatischen Gesteinen vor. Künstlich tritt er in verschiedensten Schlackenbildungen auf, häufig in Form von Kristallskeletten. In der Sinteranlage entsteht Magnetit durch Erhitzen von Siderit, FeCO_3 .

Magnetit findet sich im Walzenzunder. Oxidationsvorgänge bei Abkühlung oder neuerliche Erhitzung bewirken Hämatitausscheidungen. Die sich bildenden Hämatitlamellen liegen dabei häufig parallel (111) des Magnetits – Bild 16 (TROJER 1963). In glasig erstarrten Schmelzen kann Magnetit in submikroskopischer Größe die Gläser braun färben.

Gegen die Verwitterung ist Magnetit sehr beständig. Nur langsam wird Sauerstoff aufgenommen und eine Zwischenphase bildet sich. Erst allmählich wandelt sich diese Zwischenphase unter Wasseraufnahme in braunen Goethit um. Die Eisenfreisetzung nach Staubablagerung erfolgt daher nur sehr zögernd. Endprodukt seiner Verwitterung ist Goethit, das Eisenhydroxidgel, das unter dem herrschenden Klima aus allen Eisenverbindungen entsteht und die Braunfärbung der verschiedensten Verwitterungsbildungen bewirkt. Röntgendiffraktometerbestimmungen der Eisenoxide konnten mit der vorhandenen Kupferröhre nicht ausgeführt werden. Für die übrigen Untersuchungen ist es sogar günstig, wenn man die Eisenoxide vorher trennt.

Hämatit, Fe_2O_3

Hämatit hat in natürlichen Vorkommen einen ebenso weiten Bildungsbereich, der sich von magmatischen bis hin zu den sedimentä-

ren Bildungsbedingungen erstreckt. In technischen Schlacken und Schmelzen kristallisiert er meist in Form dünntafeliger, seltener rundlicher Gebilde. Häufig entsteht Hämatit im Feinerzsinter, in Schlacken der Hüttenindustrie, in den verschiedensten Feuerungsschlacken, Röst-erzen und Kiesabbränden. Wo er feinverteilt auftritt, ist er ein starkes rot färbendes Pigment.

Eisenoxidhydrate in Kohlen wandeln sich bei deren Verfeuerung ebenfalls in roten Hämatit um. Im Temperaturbereich über 1000° C bildet sich dann der Magnetit. Unter reduzierender Atmosphäre läuft diese Umwandlung rascher ab (OTTEMANN 1951).

Bestimmungsmerkmale: Im normalen Durchlicht erscheint Hämatit schwarz und undurchsichtig. Er zeigt im Anschliff geringe, aber bereits deutliche Anisotropieeffekte. Diese sind jedoch noch viel geringer als die von Koks (Graphit). Besonders deutlich erscheinen diese Anisotropieeffekte unter Ölimmersion. Besonders kennzeichnend sind im polarisierten Licht (Durchlicht) oder im Dunkelfeld die blutroten Innenreflexe (RAHMDOR 1955). Ausreichend dünne Lamellen zeigen auch schwachen Dichroismus, bläulichrot-gelblichrot. Im Auflicht sind Magnetit und Hämatit gut zu unterscheiden; Magnetit reflektiert schwächer und erscheint daher dunkler; Hämatit reflektiert stärker und erscheint dadurch heller.

In den Stäuben sind die Eisenoxide mit einer Dichte von 5,2 g/cm³ die schwersten Anteile. Dies hat Einfluß auf die Sedimentation aus der Luft. Wie die Abbildungen zeigen, treten die beiden Eisendioxidformen in Staubkörnern meist mitsammen auf, oft in gesetzmäßiger Verwachsung.

3.7.5. Ergebnis des Vergleiches der Stäube von 1973/74 mit Stäuben von 1978

Im wesentlichen gilt die Zusammensetzung der Linzer Stäube, wie sie in den Proben von 1973/74 gefunden wurde, auch für die Staubsituation 1978. Folgende Veränderungen im Laufe der letzten Jahre scheinen allerdings bemerkenswert zu sein:

- + Der Anteil von Quarz und Calcit ist deutlich geringer geworden. Diese beiden wichtigen Staubkomponenten sind nach wie vor vorhanden, doch nicht mehr in diesem Ausmaß. Dies scheint auf die wirksame Filterung der Abgase der Sinteranlage zurückzugehen.
- + Hochtemperatursilikate, wie Pyroxene sind heute wie vor mehreren Jahren in vergleichbaren Mengen vorhanden.

- + Der typische Ölruß hat im Linzer Staub im verglichenen Zeitraum stark zugenommen.
- + Der Gehalt an Gips hat besonders stark zugenommen (Bild 2 u. 12). Die Form der Kristalle weist allerdings darauf hin, daß viele Kristalle durch Eindunsten aus einer Lösung ausgefällt wurden. Eindampfen des Inhaltes (Regenwasser) der Bergerhoffgefäße und Trocknen des Staubes ist üblich. Ein Teil der strahligen Gipsnadeln scheint sich dabei gebildet zu haben.
- + Die glasigen Komponenten treten stärker hervor.
- + Große Partikeln scheinen in ihrer Häufigkeit abzunehmen, feinere Teilchen scheinen zuzunehmen.

Die hier aufgezählten Punkte zeigen nur einen Trend in der Veränderung der Staubzusammensetzung an. Eine verlässliche Aussage müßte sich auf wesentlich umfangreichere Vergleiche beziehen, als dies hier geschehen ist.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse an über dreißig Stäuben des Linzer Stadtgebietes lassen große Unterschiede der Zusammensetzung in Abhängigkeit von der Emissionsquelle und damit auch starke Unterschiede der Einflüsse auf die Umwelt erkennen, zugleich zeigen sie aber auch gemeinsame Eigenschaften dieser Stäube.

Die chemische Analyse der Haupt- und Spurenbestandteile in Stäuben bringt zum Ausdruck, welche Stoffe auf Grund ihrer Konzentration eine nachteilige Wirkung auf unseren Lebensraum ausüben können.

Der graphische Vergleich der Staubanalysen mit der durchschnittlichen Zusammensetzung unserer Erdkruste und unserer Böden – als natürliche Maßstäbe – läßt Leitelemente in den staubförmigen Emissionen anschaulich hervortreten, z. B. SO_4 , Pb, Fe, Zn.

Herkunft und mögliche Wirkungen der analysierten Substanzen auf die leblose und belebte Umwelt werden an Hand von Forschungsergebnissen aus der Literatur diskutiert und beurteilt.

Durch mikroskopische, mineralogische und Röntgendiffraktometeruntersuchungen wird die eigentliche Natur des Staubes erst anschaulich sichtbar:

- + die Art der Teilchen: Ruß, Koks, Eisenoxide, Calcit, Quarz, Gips, Hochtemperatursilikate wie Pyroxene und Schlackengläser.

- + ihr unterschiedliches Auftreten in einzelnen Stäuben
- + die Formenmannigfaltigkeit der Teilchen ihrer äußeren Form nach
- + der innere Aufbau der komplexer zusammengesetzten Staubteilchen
- + die Größe der verschiedenen Staubkomponenten
- + selbst Herkunft und Bildungsbedingungen können am mikroskopischen Bild erkannt werden.

Es zeigt sich, daß Ruße, Schlackengläser, Eisenoxide, Kokse, Gips, Calcit, Quarz in den Linzer Stäuben eine zentrale Stellung einnehmen. Offensichtlich kommt dem Ruß mit absorbierten kanzerogenen Kohlenwasserstoffen noch zuwenig Aufmerksamkeit zu.

Die Untersuchung jüngster Stäube (1978) weist Veränderungen in der Staubzusammensetzung der letzten Jahre nach:

- + Abnahme von Calcit und Quarz und
- + deutliche Zunahme von Ruß und Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

LITERATUR

- ARNDT, M., 1971: Konzentrationsänderungen bei Blattfarbstoffen unter Einfluß von Luftverunreinigungen. *Environment Pollution* 1971, Bd. 2, S. 37–48; Elsevier Publ., England.
- BARRY, P. S. I., 1975: Ein Vergleich von Bleikonzentrationen in menschlichen Geweben. *Brit. J. ind. Med.* 32, Nr. 2, S. 119–139.
- BARTON, K., 1973: Schutz gegen atmosphärische Korrosion. Verlag Chemie, Weinheim.
- BATEL, W., 1972: Entstaubungstechnik; Grundlagen, Verfahren, Meßwesen. Springer Verlag, Heidelberg.
- BENARIE, M. und MENARD, T., 1973: Klimatisch beeinflusste Umwandlung von schwefeliger Säure zu Schwefelsäure, untersucht am Beispiel eines industriellen Ballungsgebietes, Rouen. *Staub-Reinhaltung der Luft*, Bd. 33, Nr. 10, S. 415.
- BERGMANN, I. u. PATTERSON, S., 1962: SiO_2 Pulver in lungengängiger Korngröße; orientierende Untersuchung der Lösungsgeschwindigkeit in NaOH. *Staub-Reinhaltung der Luft* 22, Nr. 6.
- BEYER, H., 1973: *Handbuch der Mikroskopie*. VEB, Berlin.
- BRIMBLECOMBE, P. u. SPEDDING, J., 1975: Die katalytische Oxidation von mikromolaren wäßrigen Schwefeldioxid-Lösungen. *Staub-Reinhaltung der Luft* 35, Nr. 6.
- BROCKE, W., 1974: Die Immissionssituation aus der Sicht der Emission. *Staub-Reinhaltung der Luft* 34, Nr. 9, S. 329–332.
- CHUN, K. C. u. QUON, H. J. E., 1974: Die Kapazität der Fe_2O_3 -Partikel für die Oxidation des SO_2 in der Luft. *Staub-Reinhaltung der Luft* 34, Nr. 6.
- MCCRONE, W. C., 1968: *Morphological Analysis of particulate pollutants*. Air pollution, Vol. II. Academic Press.
- DAUTREBANDE, L., BECKMANN, H. und WALKENHORST, W., 1961: Licht- und elektronenmikroskopische Untersuchungen zur Abscheidung von Staub in den Atemwegen. *Staub-Reinhaltung der Luft* 21, Nr. 3.

- EINBRODT, H. J., ROSMANITH, J., DELBECK, G. und AMORT, H., 1973: Die biologische Wirkung von Zink im Hinblick auf eine Immissionsbegrenzung für den Menschen. Staub-Reinhaltung der Luft 33, Nr. 11, S. 453-457.
- EINBRODT, H. J., 1973: Zur biologischen Schädigungsmöglichkeit durch die Kohlenstoffmodifikation Koks und Graphit. Staub-Reinhaltung der Luft 33, Nr. 12, S. 474.
- EINBRODT, H. J., 1976: Zur Kombinationswirkung von Feinstaub an der Lunge. Staub-Reinhaltung der Luft 36, Nr. 3, S. 122.
- EMONS, H. H., KEUNS, H. u. SEYFARTH, H. H., 1973: Chemische Mikroskopie. VEB, Leipzig.
- ERNST, W., 1965: Über den Einfluß des Zinks auf die Keimung von Schwermetallpflanzen und auf die Entwicklung der Schwermetallpflanzengesellschaft. Botanisches Institut der Univ. Münster. Bericht.
- ESMEN, A. u. CORN, M., 1972: Die Verweilbarkeit von Aerosolpartikel in der Stadtluft. Staub-Reinhaltung der Luft 32, Nr. 7, S. 308.
- FREUND, H., 1965: Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Bd. 1, Teil 1; Umschau Verlag, Frankfurt.
- GARBER, K., 1974: Schwermetalle als Luftverunreinigung, Blei-Zink-Cadmium-Beeinflussung der Vegetation. Staub-Reinhaltung der Luft 34, Nr. 1, S. 1-7.
- GRÖSSMANN, G., 1974: Untersuchungen über Anreicherungen von Schwermetallen in Böden mit und ohne Bearbeitung. Staub-Reinhaltung der Luft 34, Nr. 1, S. 22-23.
- GUDERIAN, R. u. HAUT, H., 1970: Nachweis von SO₂-Wirkungen auf Pflanzen. Staub-Reinhaltung der Luft 30, Nr. 1.
- GUMZ, W., KIRSCH, H. u. MACKOWSKY, M. T., 1958: Schlackenkunde. Verlag Springer, Heidelberg.
- ACKER, L. u. SCHORMÜLLER, J., 1969: Handbuch der Lebensmittelchemie, Bd. 8, Teil 2 - Wasser und Luft. Springer Verlag, Heidelberg.
- RADEMACHER, B., 1970: Handbuch der Pflanzenkrankheiten, Bd. 1, Teil 4. Die nichtparasitären Krankheiten. Parey Verlag, Berlin.
- HAPKE, H. J., 1974: Wirkung durch Blei, Cadmium und Zink bei Nutztieren. Staub-Reinhaltung der Luft 34, Nr. 1, S. 8-10.
- HAUT, H., 1961: Die Analyse von SO₂-Wirkungen im Laboratoriumsversuch auf Pflanzen. Staub-Reinhaltung der Luft 21, Nr. 2.
- HILL, A. C., 1971: Vegetation, a sink for atmospheric pollutants. Journal of Air Pollution Control Ass. 21, Nr. 6.
- ISRAEL, H. u. G. W., 1973: Spurenstoffe in der Atmosphäre. Wissenschaftliche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KEIL, F., 1949: Hochofenschlacke. Verlag Stahleisen, Düsseldorf.
- KLOKE, A., 1974: Blei-Zink-Cadmium; Anreicherung in Böden und Pflanzen. Staub-Reinhaltung der Luft 34, Nr. 1, S. 18-21.
- KLOSTERKÖTTER, W., 1970: Zur Problematik der Festlegung von MAK-Werten für Stäube. Staub-Reinhaltung der Luft 30, Nr. 10.
- KNABE, W., 1971: Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verminderung von Emissionsschäden. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 26, S. 41-54.
- KRISCHNER, H., 1974: Einführung in die Röntgenfeinstrukturanalyse. Vieweg, Braunschweig.
- LEE, E., PATTERSON, R., CRIDER, L., u. WAGMAN, J., 1972: Konzentration und Größenverteilung von Feststoffteilchen in Autoabgasen. Staub-Reinhaltung der Luft 32, Nr. 1, S. 38.

- LEWIS, T. R., 1974: Toxizität langfristiger Exposition von Schwefeloxiden. Staub-Reinhal-
tung der Luft 34, Nr. 4, S. 156.
- LOUB, W., 1975: Umweltverschmutzung und Umweltschutz in naturwissenschaftlicher
Sicht. F. Deuticke, Wien.
- LOUB, W., 1975: Umweltverschmutzung und Umweltsanierung im Bereich des Bodens.
Umweltforschung an der Hochschule für Bodenkultur, hrsg. v. H. Franz in ÖHZ
1. 2. 1975.
- LÖFFLER, F., 1976: Möglichkeiten und Grenzen der Feinstaubabscheidung. Chemie-Inge-
nieur-Technik, 48. Jhg., Nr. 1, S. 26–34.
- LÖTSCHERT, W., 1969: Pflanzen an Grenzstandorten. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- MACHATSCHKI, F., 1953: Spezielle Mineralogie auf geochemischer Grundlage. Springer
Verlag, Wien.
- MALISSA, H., 1976: Betrachtungen zur integrierten Staubanalyse mit physikalischen
Methoden. Zeitschrift Angewandte Chemie, März 1976.
- MASEK, V., 1972: Einfluß der Flugstäube von Hüttenunternehmen auf einige biologische
Prozesse der Pflanzen. Staub-Reinhaltung der Luft, 32, Nr. 3, S. 112–114.
- MASEK, V., 1975: Steinkohlenpetrographie und mikroskopische Integrationsanalyse im
Dienste der Staubdiagnostik in einer Kokerei und in deren Umgebung. Staub-Reinhal-
tung der Luft, 35, Nr. 1, S. 9–11.
- OELSCHLÄGER, W., 1972: Zusammensetzung staubförmiger Kraftfahrzeugemissionen und
deren Wirkung auf landwirtschaftliche Nutztiere. Staub-Reinhaltung der Luft 32, Nr. 6,
S. 243–248.
- OTTEMANN, J., 1951: Über die Mineralbestandteile von Braunkohlenasche und ihre
Bedeutung für die Beurteilung von Aschenbindern. Akademie Verlag, Berlin.
- POPA, B. u. IANCU, V., 1973: Die Wahrscheinlichkeit für bestimmte Konzentrationen bei
der Ausbreitung fester Schadstoffteilchen in Industriegebieten. Staub-Reinhaltung der
Luft 33, Nr. 1, S. 20–24.
- RAHMENDOR, P., 1955: Die Erzminerale und ihre Verwachsungen. Akademie Verlag, Berlin.
- RAHMENDOR, P., u. STRUNZ, H., 1978: Klockmanns Lehrbuch der Mineralogie. Verlag Enke,
Stuttgart.
- RINNE-BEREK, 1973: Anleitung zur allgemeinen und Polarisationsmikroskopie der Festkör-
per im Durchlicht. 3. Aufl. v. Schumann, H. u. Korndner, F. Schweizerbart'sche
Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RÜSBERG, F. W.; 1912: Mineralogisch-chemische Untersuchungen an Olivin- und Melilith-
kristallen in Hochofenschlacken. Dissertation Münster i. W.; Regensberg'sche Verlags-
buchdruckerei.
- SCHEFFER, F., PRZEMECK, E. u. WILMS, W., 1961: Untersuchungen über den Einfluß von
Zementofenflugstaub auf Boden und Pflanze. Staub-Reinhaltung der Luft 21, Nr. 6.
- SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P., 1970: Lehrbuch der Bodenkunde. 7. Aufl., Verlag
Enke, Stuttgart.
- SCHIFFERS, A. u. PIETZNER, H., 1976: Chemische und physikalische Untersuchungen an
Rauchgasrückständen aus braunkohlengefeuerten Kesselanlagen im Rheinischen Re-
vier. Braunkohle 1976, Heft 1/2.
- SEELINGER, F., 1968: Grundlagen der Linzer Stadtplanung. Hrsg. v. d. Bauverwaltung der
Landeshauptstadt Linz.
- SCHLIPKÖTER, H. W. u. POTT, F., 1973: Die gesundheitliche Bedeutung von Blei.
Staub-Reinhaltung der Luft 33, Nr. 11, S. 441–446.

- SCHNEIDERHÖHN, H., 1952: Erzmikroskopisches Praktikum. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SCHÖNBECK, H., 1974: Nachweis schwermetallhaltiger Immissionen durch ausgewählte pflanzliche Indikatoren. Staub-Reinhaltung der Luft 34, Nr. 6, S. 214-224.
- SCHÜTTE, K. H., 1965: Biologie der Spurenelemente. BLV, Wien.
- TER HAR, G. L. u. BAYARD, M. A., 1972: Die Zusammensetzung luftgetragener Bleipartikel. Staub-Reinhaltung der Luft 32, Nr. 10, S. 422.
- TEWORTE, W., 1973: Blei-Zink-Cadmium; Gewinnung, Einsatz und Emissionen. Staub-Reinhaltung der Luft 33, Nr. 11, S. 422-431.
- TROJER, F., 1963: Die oxidischen Kristallphasen der anorganischen Industrieprodukte. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- TRÖGER, W. E., 1969: Optische Bestimmung der gesteinsbildenden Mineralien. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ULLMANN, F., 1963: Enzyklopädie der technischen Chemie, Bd. 14. Urban und Schwarzenberg, München.
- ULLRICH, H., 1963: Forderungen an die Luftreinhaltung zum Schutze der Vegetation. Staub-Reinhaltung der Luft 23, Nr. 3.
- WEISS, E. u. FRENZEL, J. W., 1959: Witterung und Klima von Linz. Teil III: Lokalklimatische und luftchemische Untersuchungen im Raume von Linz. Magistrat Linz (Hrsg.).
- WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1964: Die Verunreinigung der Luft. Verlag Chemie, Weinheim.
- ZINZEN, A., 1943: Brennstoffaschen in technischen Feuerungen. Forschung auf dem Gebiet des Ingenieurwesens, Bd. 14, Nr. 4, Berlin.

ANHANG
zu Kapitel 3.6.5.

Abb. 21:

Römerbergtunnel

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung, mittlerer chemischer Zusammensetzung der Erdkruste und durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

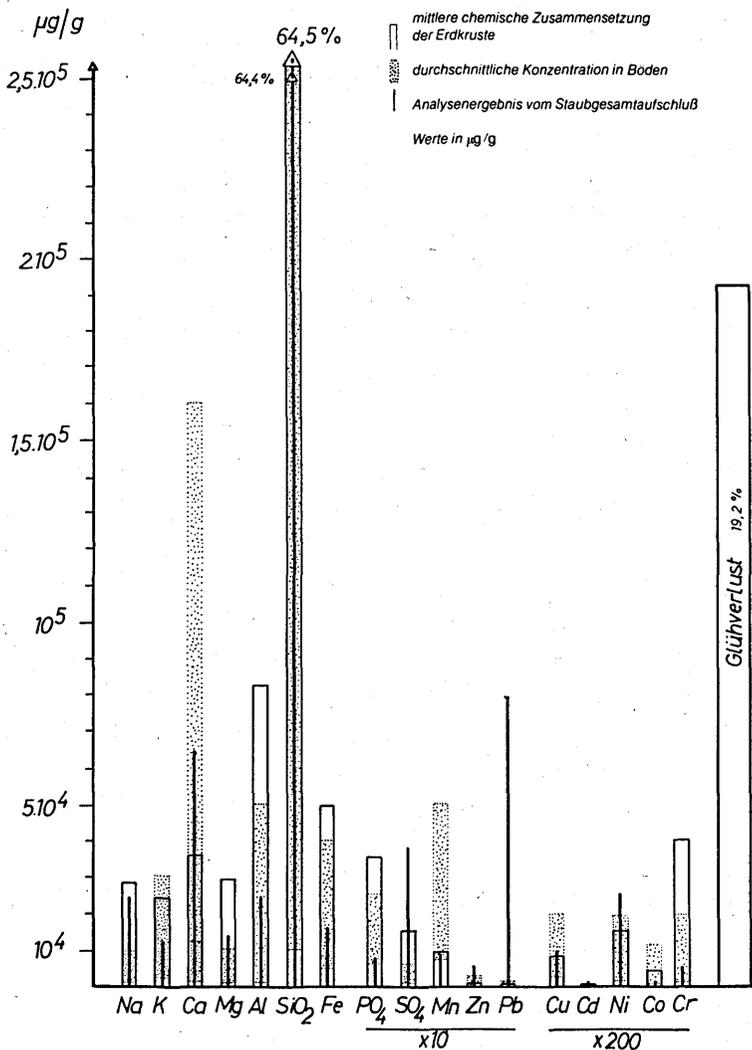


Abb. 22:

Nibelungenbrücke

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

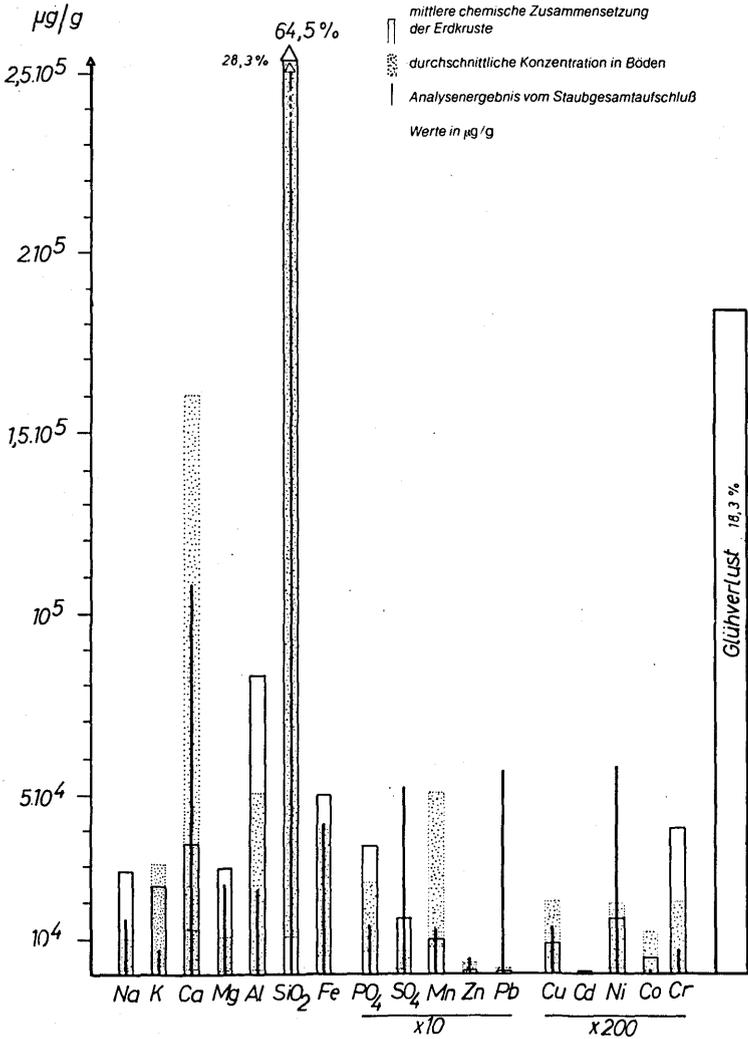


Abb. 23:

Kloster Dornbach

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenergebnen in Böden.

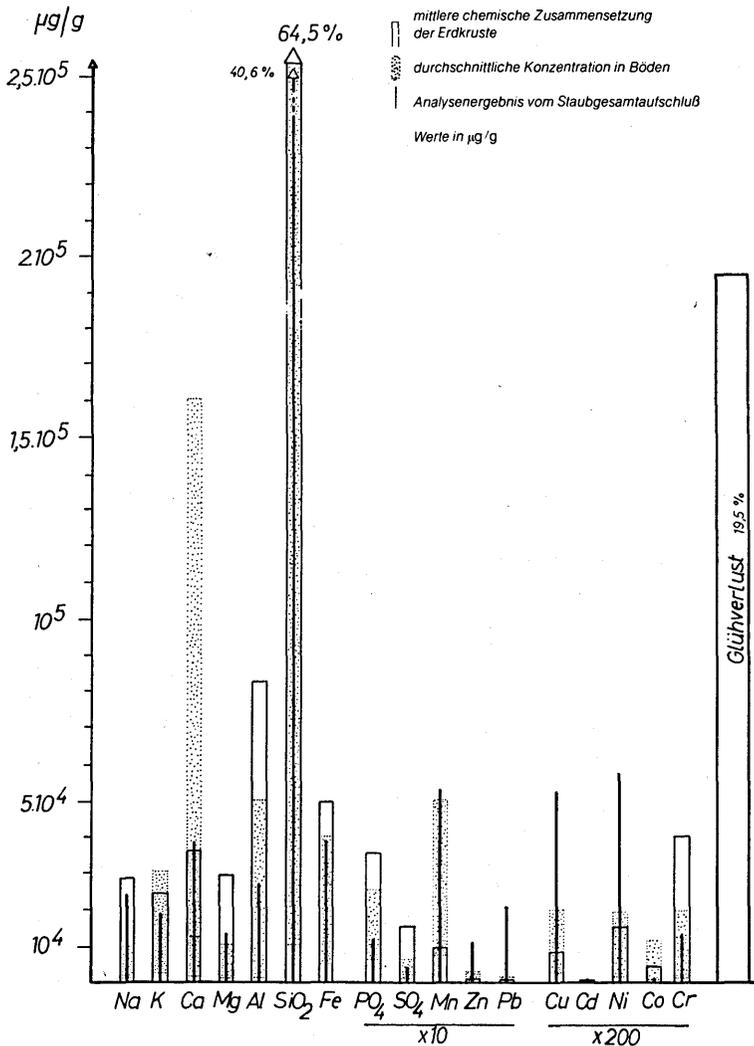


Abb. 24:

Promenade

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

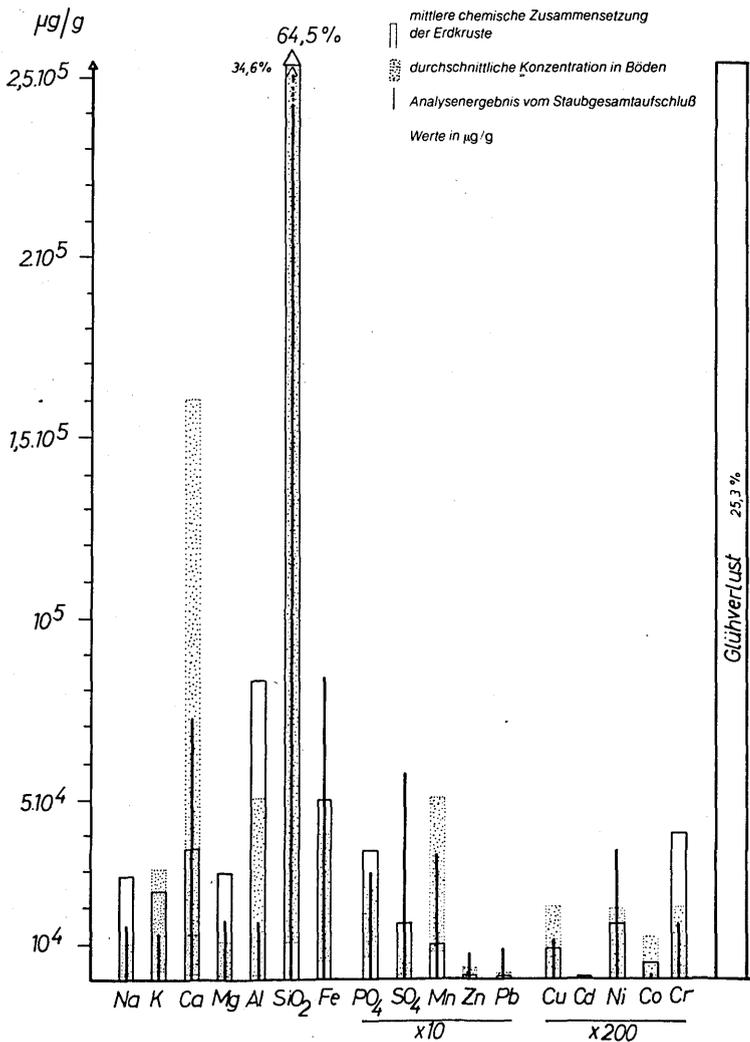


Abb. 25:

St. Isidor

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden

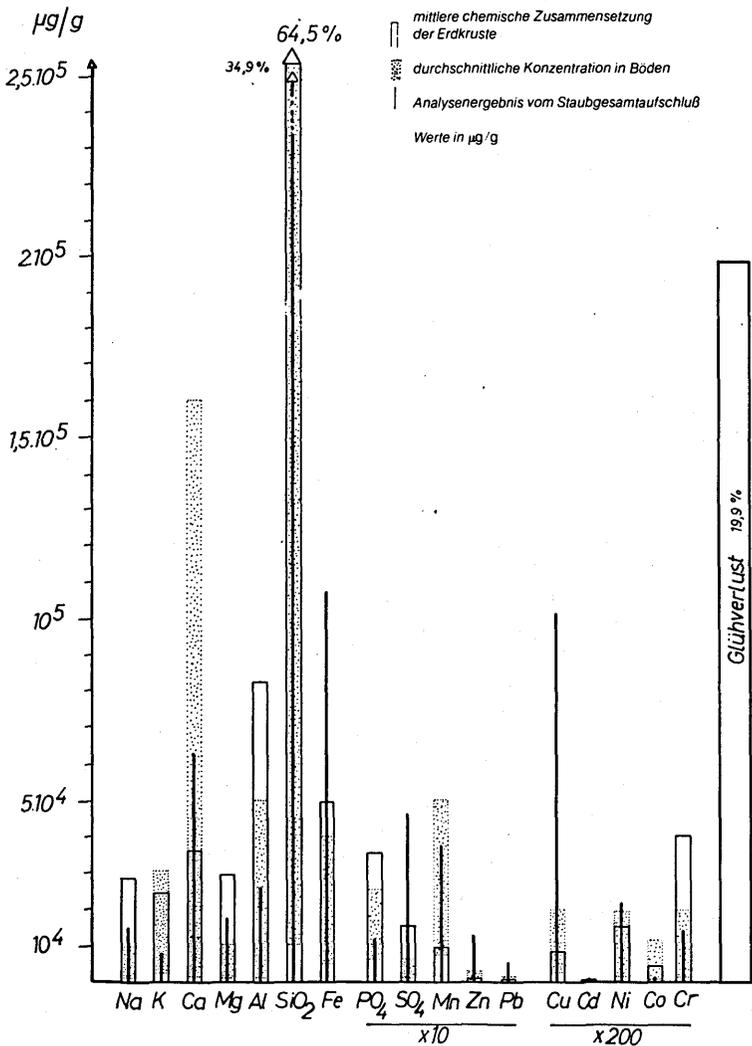


Abb. 26:

Leonfeldnerstraße

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

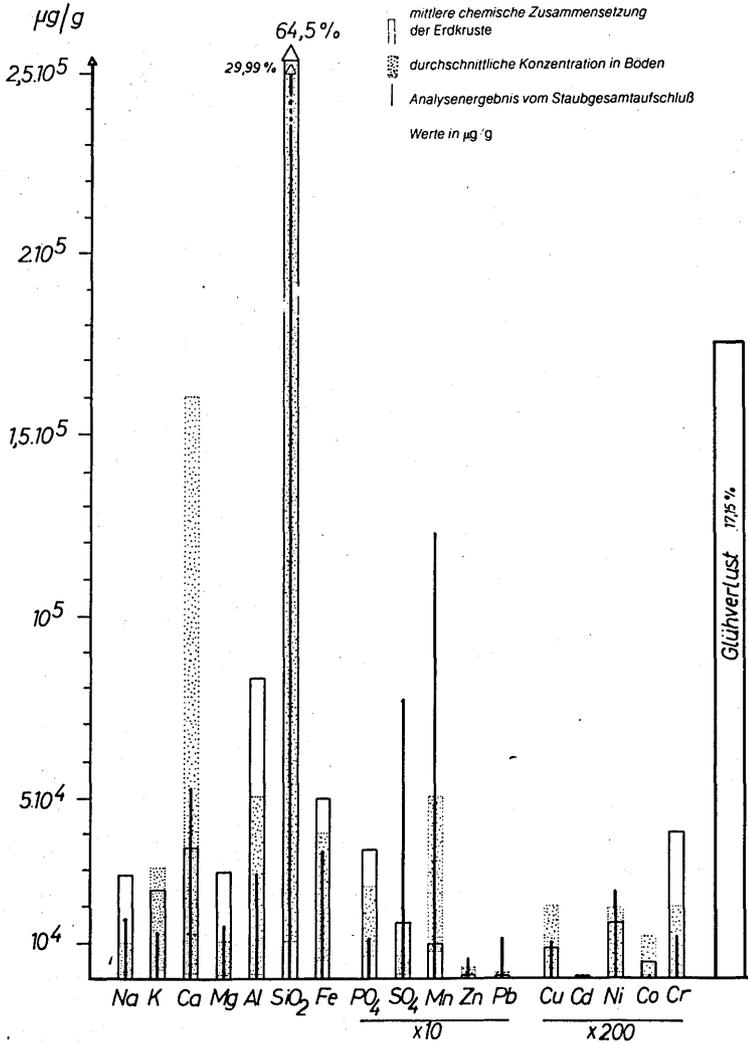


Abb. 27:

Abb.: 26 Welserstraße
 Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
 mittlerer chemischer Zusammensetzung
 der Erdkruste und
 durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

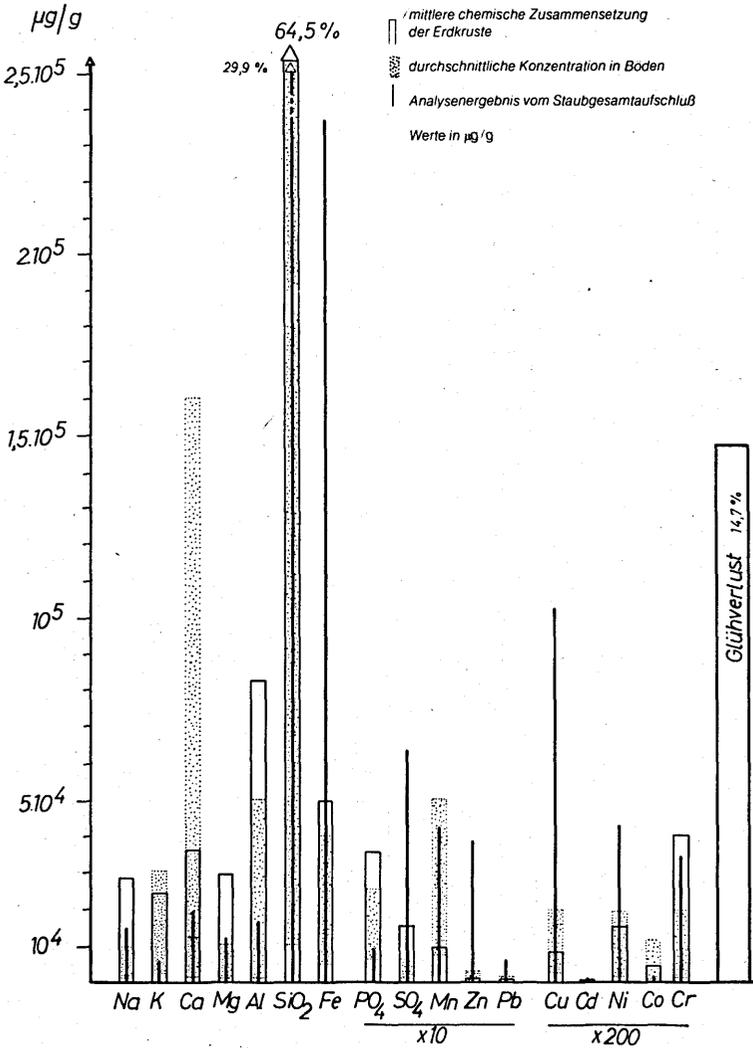


Abb. 28:

Welserstraße neben Bahn

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenergebnen in Böden.

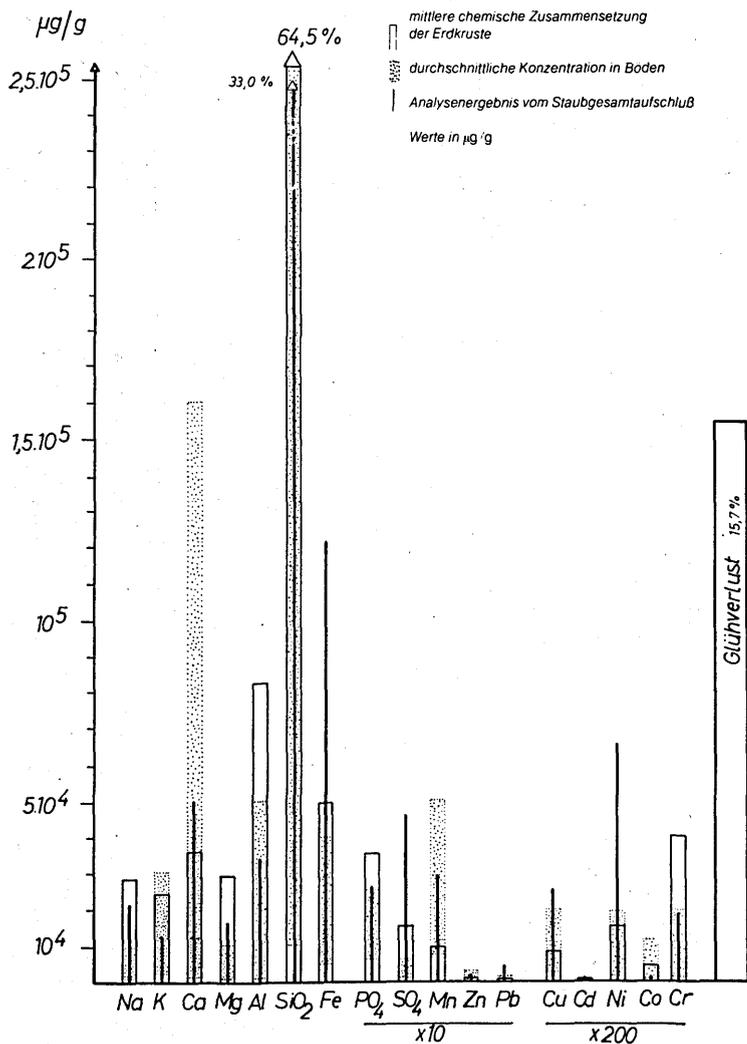


Abb. 29:

Steyregg

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

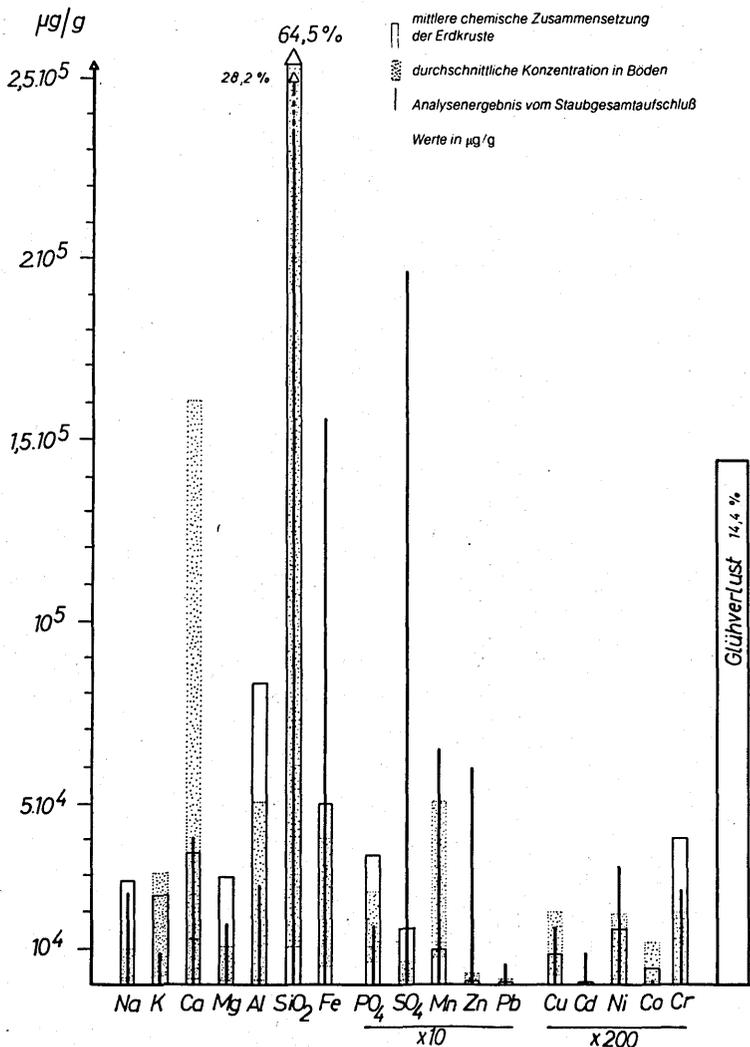


Abb. 30:

Froschberg

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

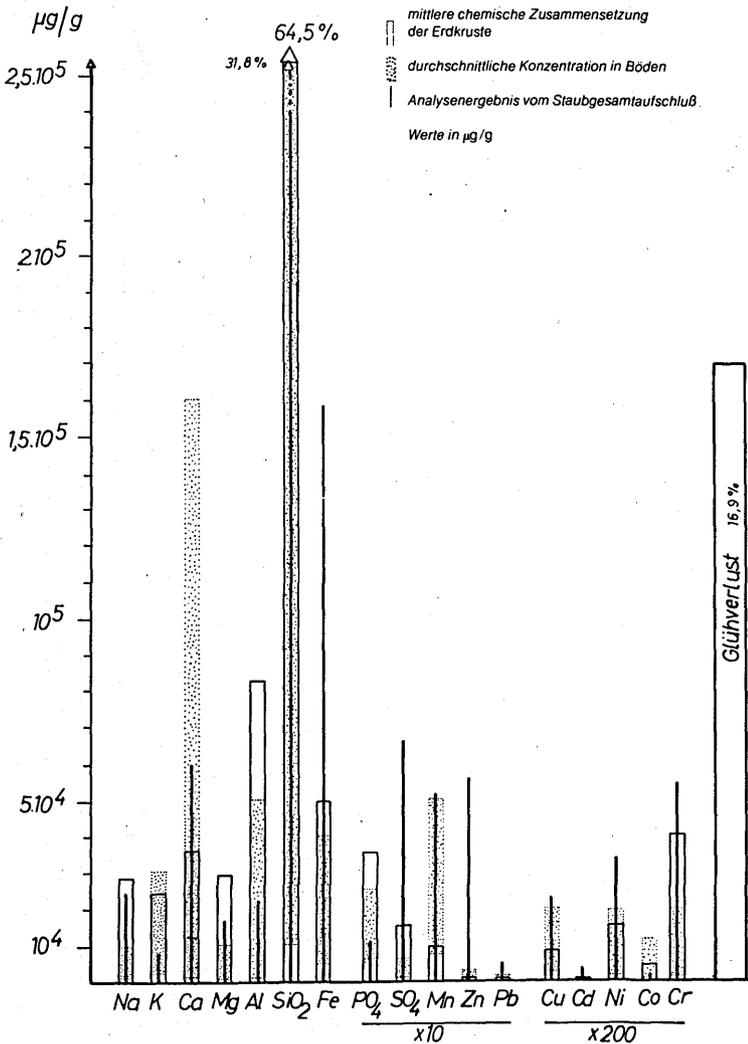


Abb. 31:

Alter Markt

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenergebnen in Böden.

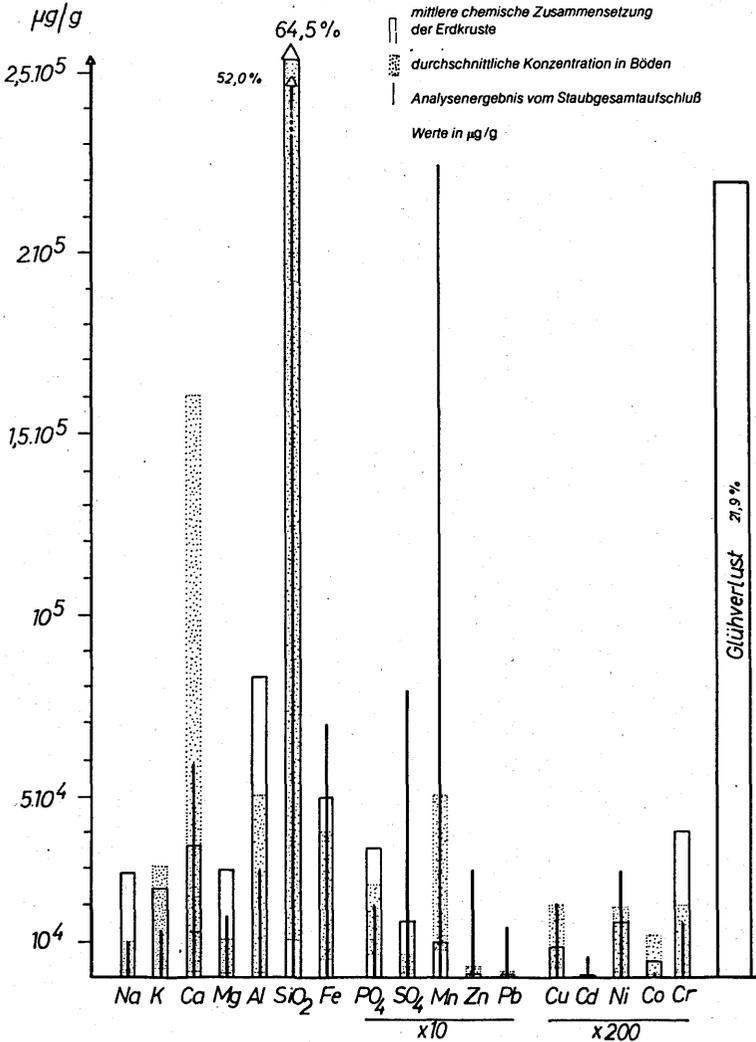


Abb. 32:

Bindermichl - Stadlerstraße

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

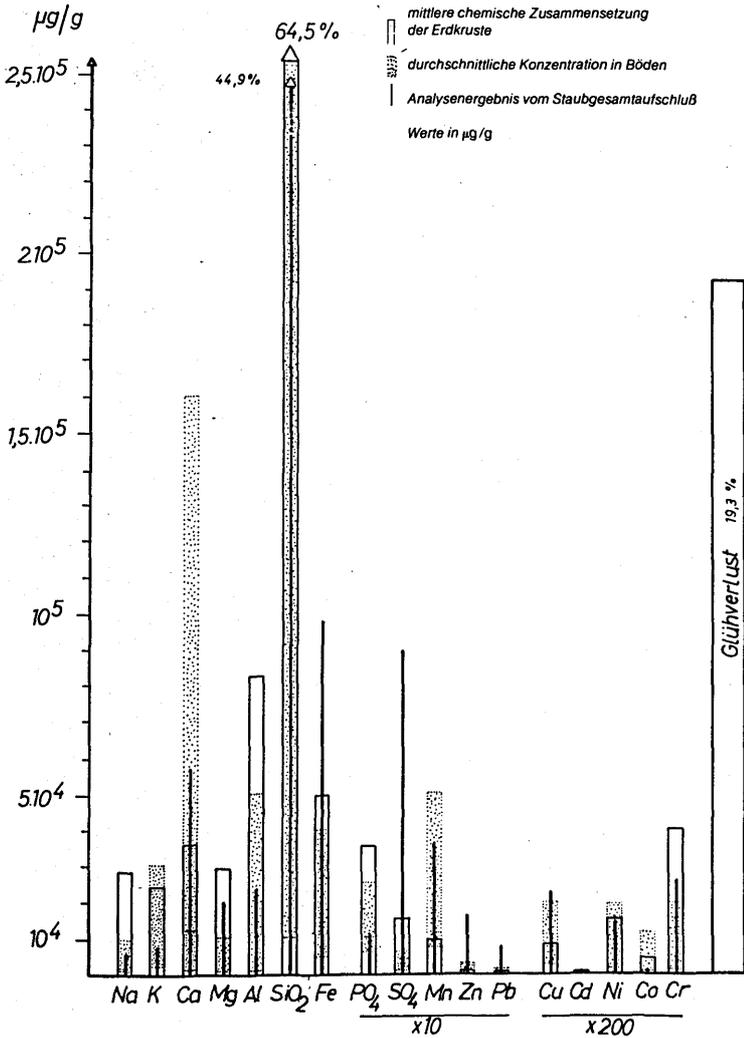


Abb. 33:

Urfahrwände

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung, mittlerer chemischer Zusammensetzung der Erdkruste und durchschnittlichen Analysenergebnissen in Böden.

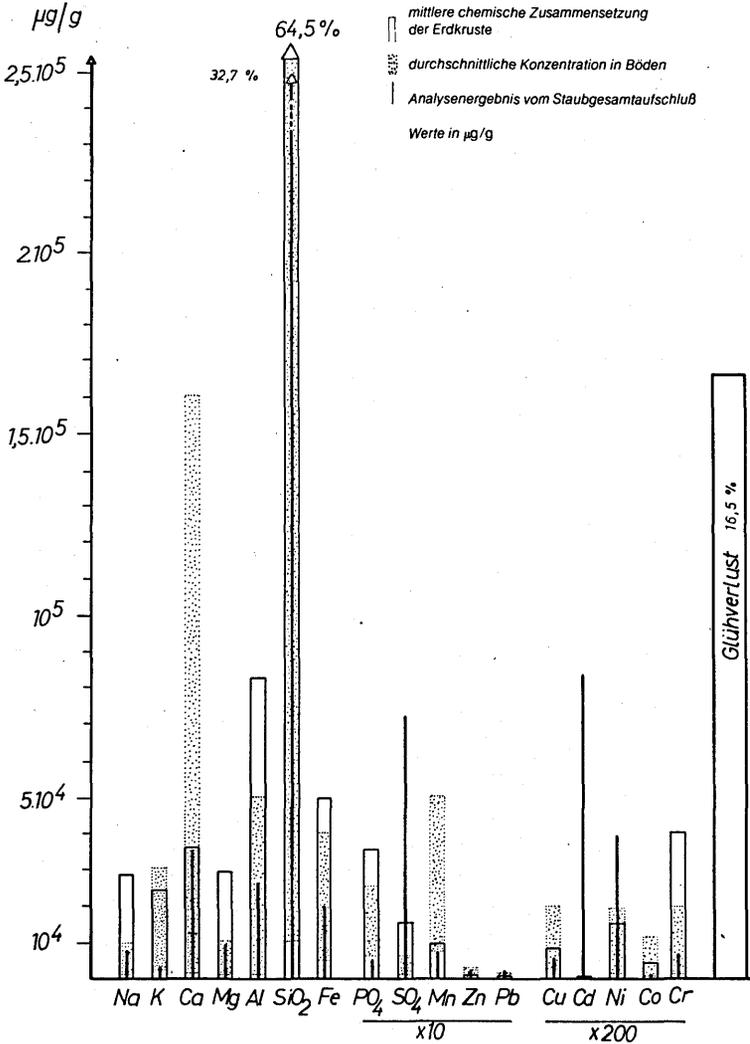


Abb. 34:

Volksgarten

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

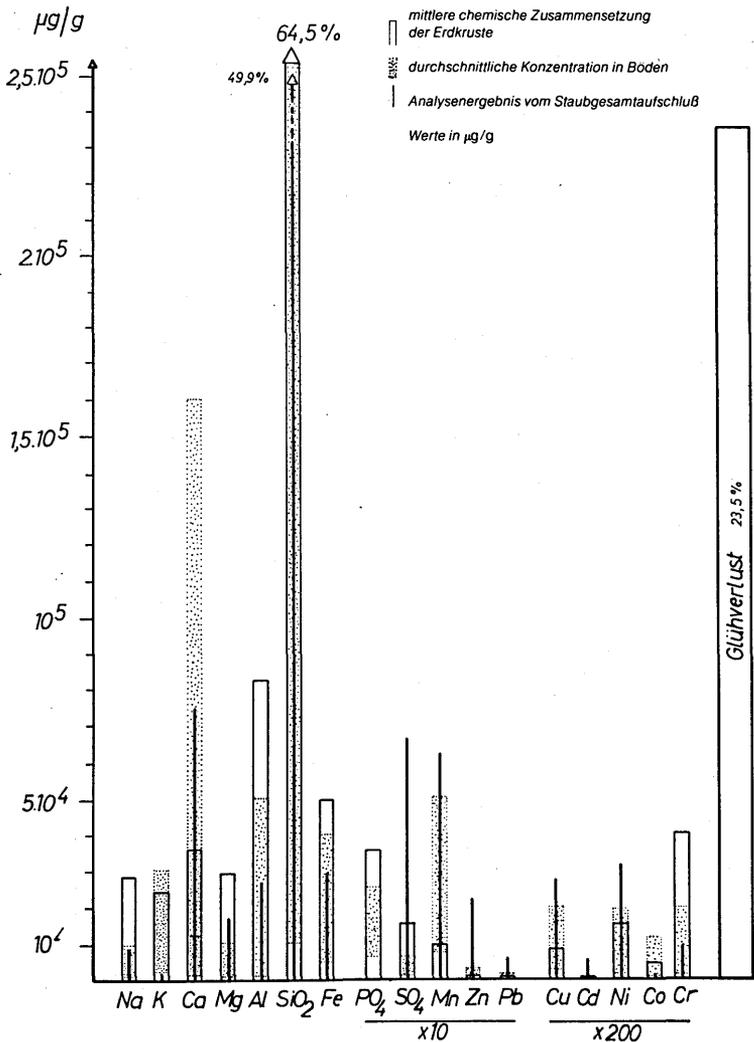


Abb. 35:

Rudolfstraße

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung, mittlerer chemischer Zusammensetzung der Erdkruste und durchschnittlichen Analysenergebnen in Böden.

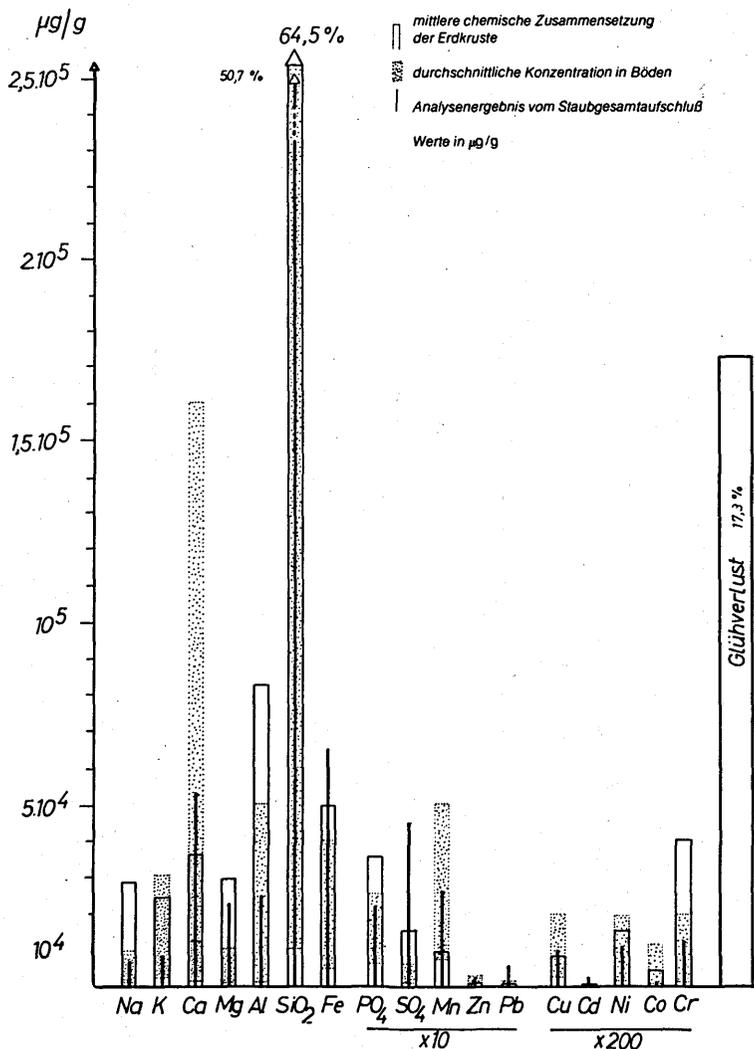


Abb. 36:

Kapuzinerstraße

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

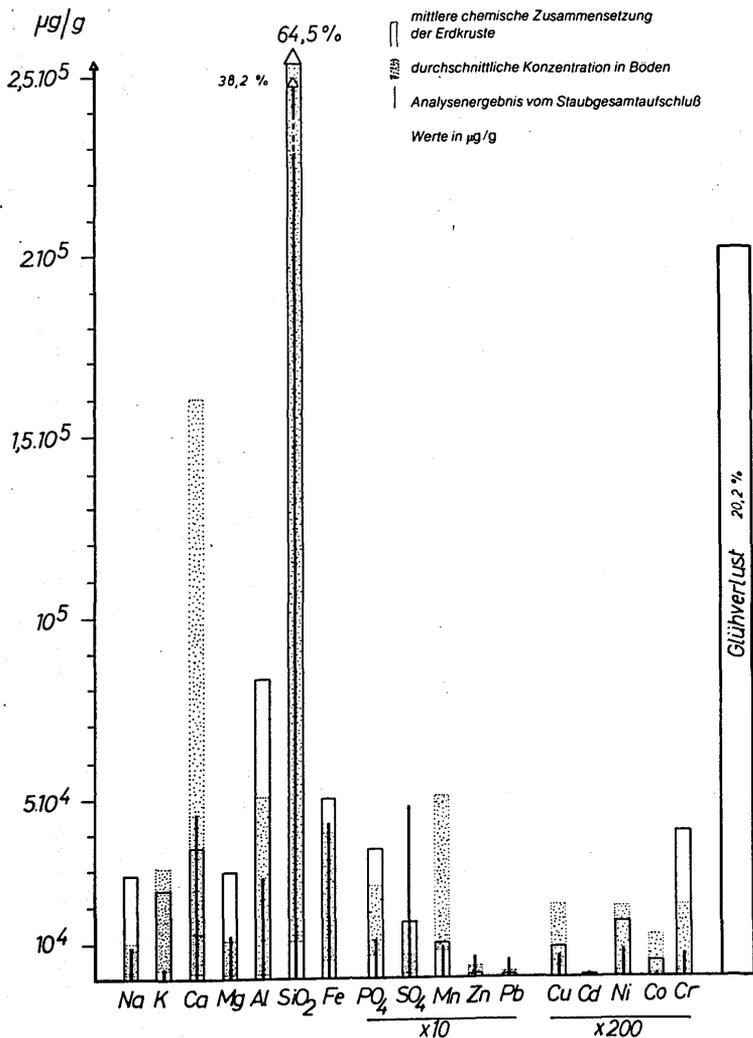


Abb. 37:

Göteborgweg

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenergebnen in Böden.

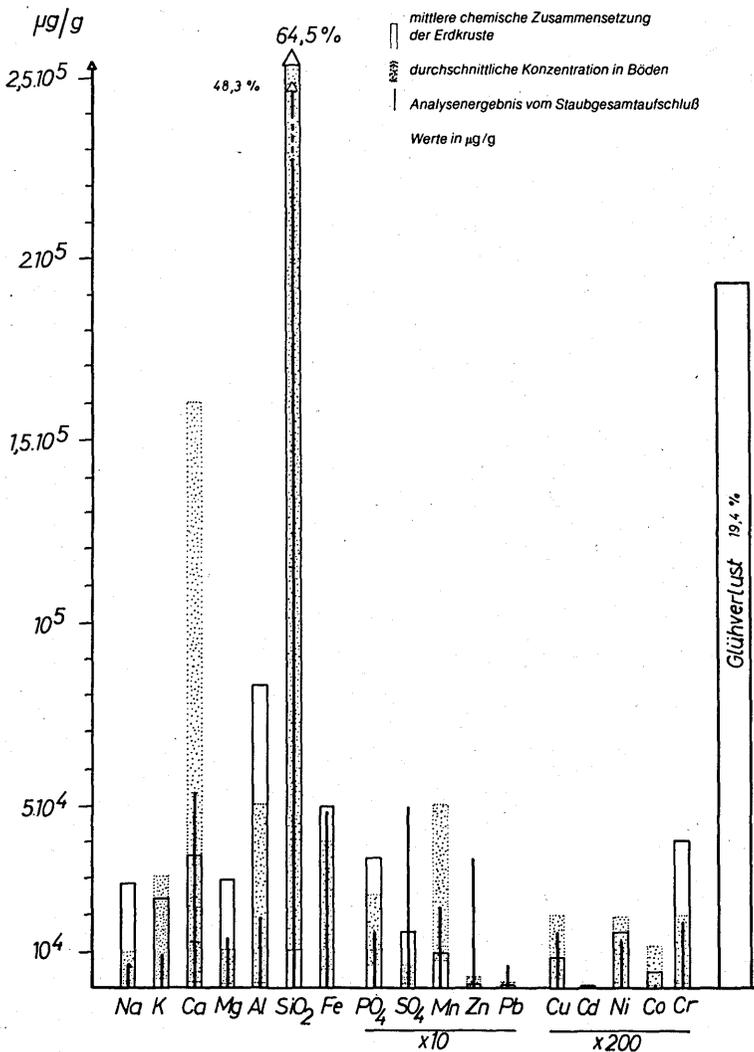


Abb. 38:

Stockhofstraße

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

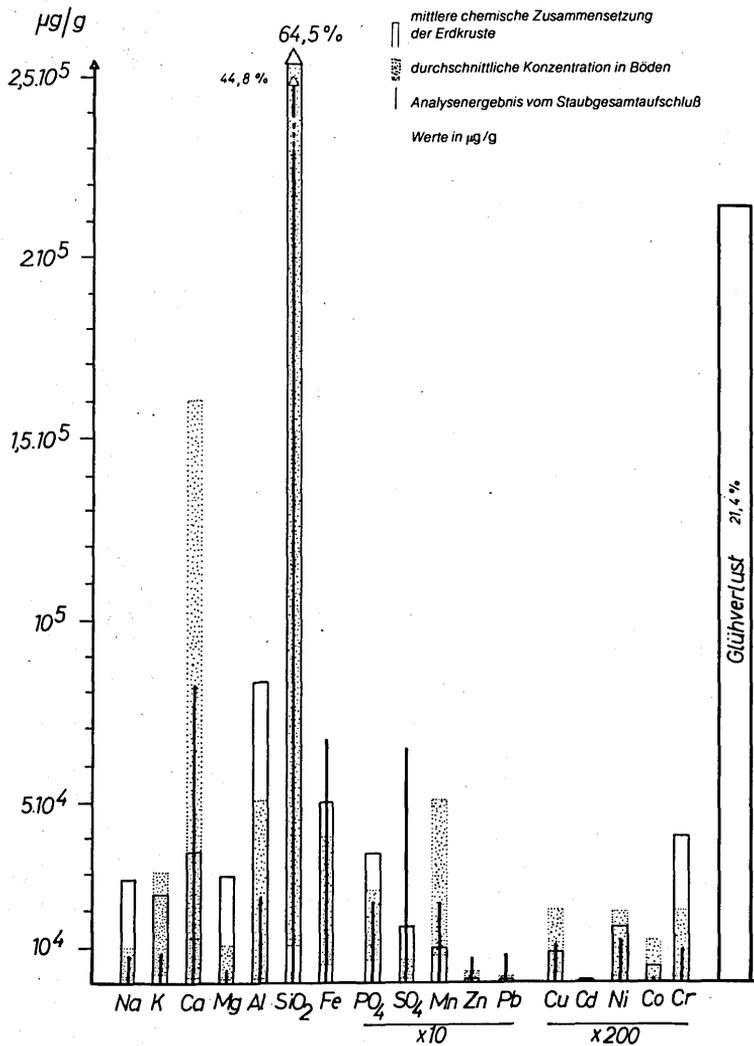


Abb. 39:

Boschweg - Eingang Chemie Linz AG

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

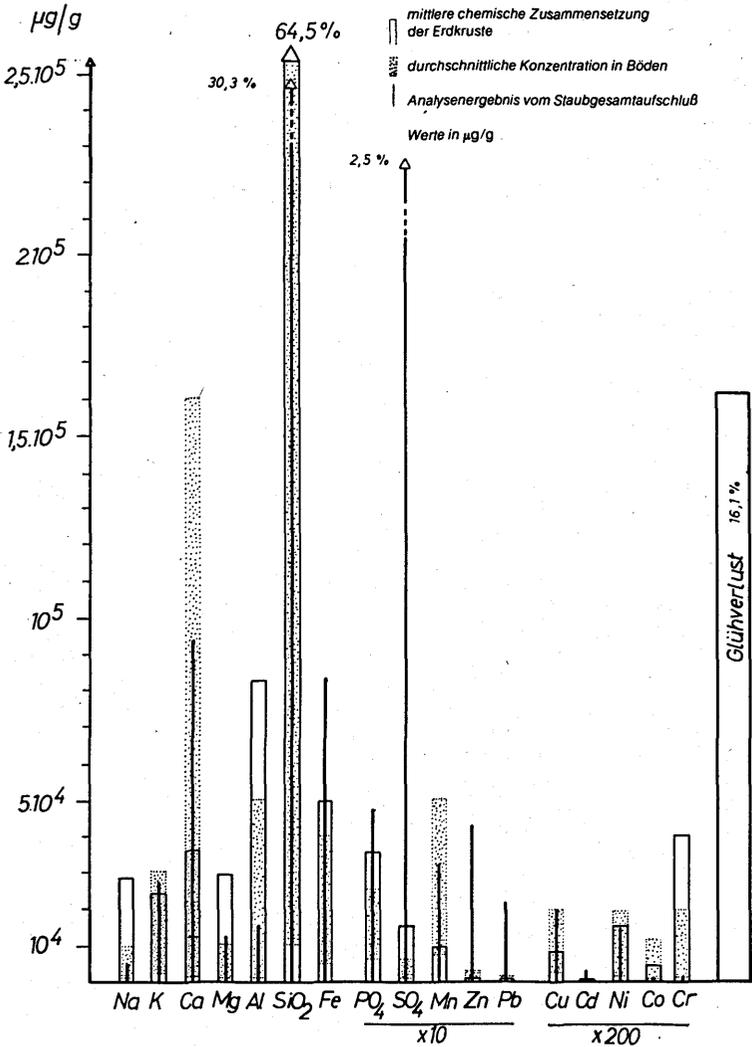


Abb. 40:

Herrengasse - Spittelwiese

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

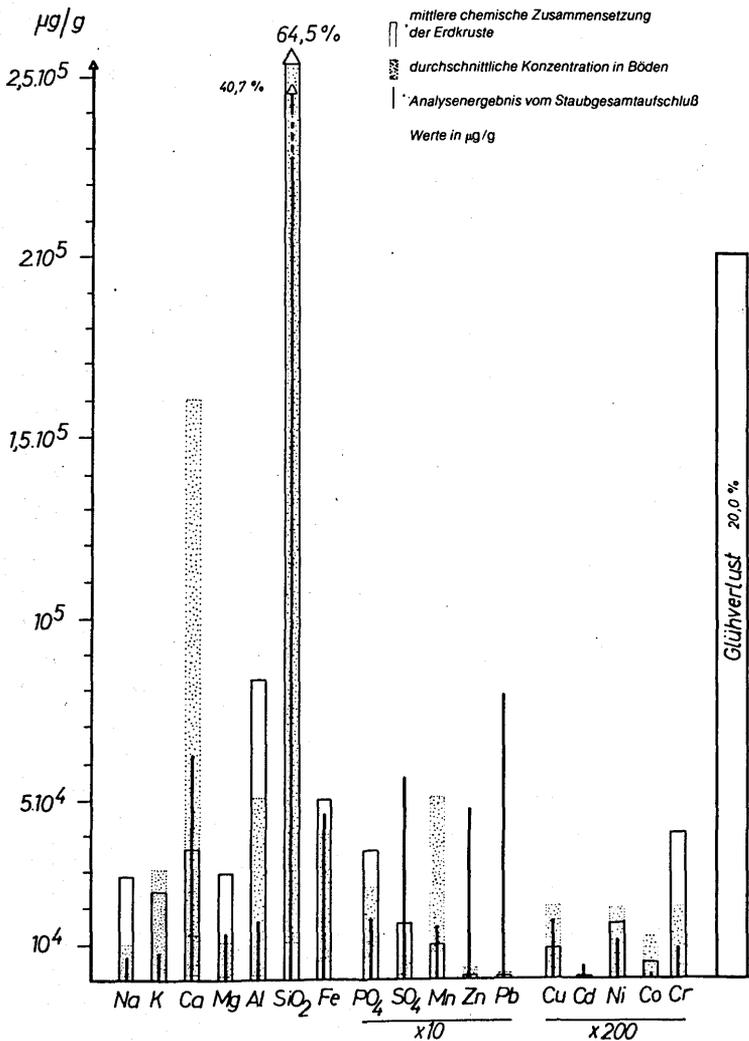


Abb. 41:

Schultestraße

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung,
mittlerer chemischer Zusammensetzung
der Erdkruste und
durchschnittlichen Analysenergebnen in Böden.

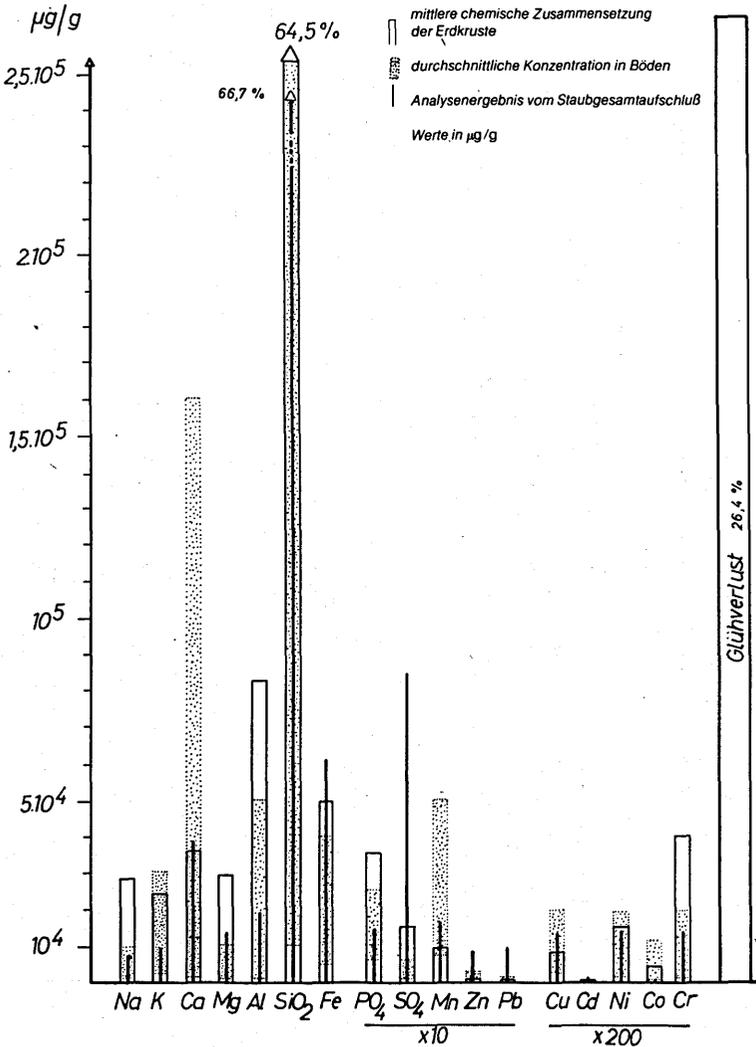


Abb. 42:

Bahnhof - Post

Vergleich zwischen Staubzusammensetzung, mittlerer chemischer Zusammensetzung der Erdkruste und durchschnittlichen Analysenwerten in Böden.

