

MONTANWERKE BRIXLEGG

WIRKUNGEN AUF DIE UMWELT

Christian SPINDELBALKER

Alarich RISS

Josef HACKL

Helmut HOJESKY

Elfriede KASPEROWSKI

Michael MÜLLEBNER

Horst NOWAK

Rosemarie PESCHECK

Monographien

Bd. 25

Wien, Juni 1990

Projektleiter: Dipl.-Ing. Dr. Ch. Spindelbalker
Mag. A. Riss

Autoren:

Dipl.-Ing. J. Hackl	Kapitel 6.1
Dr. H. Hojesky	Kapitel 4, 5
Dipl.-Ing. Dr. E. Kasperowski	Kapitel 7.4
Ing. M. Müllebnr	Kapitel 3.1
Dr. H. Nowak	Kapitel 7 (ohne 7.4)
Dr. R. Pescheck	Kapitel 3.3
Mag. A. Riss	Kapitel 6.2, 8, 9
Dipl.-Ing. Dr. Ch. Spindelbalker	Kapitel 1, 2, 3.1, 3.2, 10

Chemische Analytik:

Prof. H. Hagenmaier (PCDD/PCDF), Institut für organische Chemie der Universität Tübingen; Mag. E. Benetka, Institut für Landwirtschaft des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf, Ing. R. Rebler (Schwermetalle)

Graphiken: A. Kirmes, L. Lössl, M. Müllebnr, H. Nowak, H. Schentz, Ch. Spindelbalker

Textgestaltung u. editorische Betreuung: B. Lackner, Ch. Pfeiffer, A. Wiesmahr, E. Lössl

Übersetzung: Andrew Poulter

Titelbild: In den Montanwerken Brixlegg wird unter anderem Elektronikschrott zur Rückgewinnung der Wertmetalle eingesetzt. Bei der thermischen Behandlung entstehen Dioxine.
Photo: A. Riss/Umweltbundesamt

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1010 Wien, Biberstraße 11.

Druck: Radinger, Scheibbs.

Die Vervielfältigung der Karten erfolgte mit Genehmigung des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (Landesaufnahme) in Wien, Zl. L 60 712/89.

© Umweltbundesamt, Wien, Juni 1990.

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-060-0

MONTANWERKE BRIXLEGG – AUSWIRKUNGEN AUF DIE UMWELT (Zusammenfassung)

Österreich besitzt derzeit keinen aktiven Kupfererzbergbau. Die inländische Kupferproduktion stützt sich daher ausschließlich auf die Aufarbeitung von heimischen und importierten Schrotten und Rückständen (Importanteil ca. 60 %). Zum Teil wird auch ein aus Kupfererz gewonnenes Vorprodukt (Blisterkupfer) aus dem Ausland zugekauft. Diese Rohstoffe werden in der Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. am Standort Brixlegg (Tirol) zu Elektrolytkupfer und verschiedenen Kupferlegierungen aufgearbeitet.

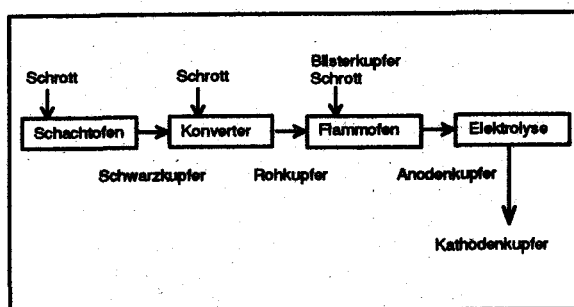


Abb.1: Kupferraffination im Montanwerk Brixlegg

Die aus dem Jahr 1953 stammende Elektrolyseanlage wurde nach Verfahrensänderungen bereits seit geraumer Zeit weit über der ursprünglichen Auslegungskapazität von 20.000 t/a betrieben (1987: ca. 33.000 t). Für eine weitere Expansion der Produktion mit den bestehenden Anlagen bestand jedoch aus technischen Gründen kein Spielraum. Dies führte zum Neubau einer den Anforderungen an einen zeitgemäßen Betrieb gerecht werdenden Elektrolyseanlage mit hohem Automatisierungsgrad.

Mit der im Frühjahr 1988 erfolgten Inbetriebnahme ist nunmehr die Möglichkeit

geschaffen, auch die vorgelagerten Schmelzanlagen mit einer höheren Auslastung zu betreiben. Da aber gerade die Schmelzprozesse mit hohen Emissionen verbunden sind, stellt sich die Frage, wie sich die Produktionssteigerung auf die Umwelt, insbesondere den Nahbereich des Werkes, auswirkt. Eine Frage, die besonderes Gewicht erhält, da die betroffene Region bereits in der Vergangenheit durch die Einwirkung von Luftschadstoffen schwer in Mitleidenschaft gezogen wurde.

1 Ist-Zustand

Eine Zusammenfassung der bisherigen Untersuchungen über die Belastung der Umwelt im Raum Brixlegg zeigt, daß noch gravierende Wissenslücken bestehen. Dementsprechend unvollständig muß die nachfolgende Darstellung des Ist-Zustandes bleiben, wenngleich durch einige eigene Untersuchungen versucht wurde, die Kenntnisse in ausgewählten Teilbereichen zu erweitern.

o Emission von Luftschadstoffen

Um einen Überblick über die derzeit pro Jahr emittierten Luftschadstoffmengen zu gewinnen, wurde versucht, auf der Basis der bekannten Emissionsdaten (Grundlage: Emissionsmessungen der Arbeitsgemeinschaft Technischer Umweltschutz, Wien, aus dem Jahr 1988) eine Gesamtbilanz für die definierten Quellen zu erstellen.

Die Werte beinhalten keine Emissionen, die diffus entweichen (z.B. über Hallenentlüftungen) oder durch Verwehungen entstehen.

Jährliche Emission von Luftschadstoffen aus gefaßten Quellen der Kupferhütte Brixlegg (1987)

Schwefeldioxid	ca.	97 t/a
schwermetallhaltiger Staub	ca.	6 t/a
organische Kohlenstoffverbindungen	ca.	136 t/a
Chloride	ca.	4 t/a
Dioxine (in TCDD-Äquivalenten nach BGA)	ca.	31 g/a

Die in der Zusammenstellung angeführten Zahlen sind nur als Anhaltswerte zu verstehen. Im übrigen erhebt die Auflistung keinen Anspruch auf vollständige Erfassung der verschiedenen Schadstoffarten. Die Aufstellung zeigt aber, daß die Emissionen mit Ausnahme des Schwefeldioxids weniger ein mengenmäßiges Problem darstellen, sondern ihre Brisanz eher durch die Toxizität gewisser Inhaltsstoffe, z.B. bestimmter Schwermetalle oder der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane, gewinnen.

o Abwassersituation

Höchstzulässige Tagesfrachten im Abwasser der Montanwerke Brixlegg

Zink	19,80 kg/d
Nickel	13,20 kg/d
Zinn	13,20 kg/d
Eisen	13,20 kg/d
Blei	6,60 kg/d
Kupfer	6,60 kg/d
Arsen	0,66 kg/d
Cadmium	0,66 kg/d
Silber	0,66 kg/d
Quecksilber	0,07 kg/d

Die Abwässer der Montanwerke Brixlegg sind produktionsbedingt in erster Linie durch Schwermetalle belastet. Aufgrund der Beschcidlage sind die in der Tabelle angeführten Tagesfrachten zulässig.

Bei Einhaltung der vorgeschriebenen Grenzwerte ist keine nachhaltige großräumige Beeinträchtigung des Inn durch Schwermetalle zu erwarten. Erwähnenswert ist aber, daß durch einzelne Anlagen der Montanwerke Brixlegg erhebliche Salzfrachten, vor allem Chloride, in den Inn gelangen. Darüber hinaus ist der Vorfluter Aufnahmemedium für feinkörniges Schlackengranulat aus dem Schachtöfen.

o Entsorgung von Reststoffen

Abgesehen von der oben erwähnten Einleitung des Schlackengranulats in den Inn werden den vorliegenden Informationen zufolge alle innerbetrieblich anfallenden Reststoffe entweder verkauft oder im Schachtöfen aufgearbeitet.

o Immissionssituation

Die SO_2 -Immissionssituation in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg ist aufgrund der Emissionscharakteristik durch kurze hohe SO_2 -Konzentrationsspitzen, aber relativ niedrige Langzeitmittelwerte der SO_2 -Konzentration gekennzeichnet. An einer werksnahen Meßstelle (Innweg) wurden Ende der 70iger Jahre die höchsten SO_2 -Spitzen mit Konzentrationswerten über $4,0 \text{ mg } SO_2/m^3$ gemessen. Die Jahresmittelwerte hingegen lagen seit Beginn der kontinuierlichen Messungen im Jahr 1976 stets unter $0,09 \text{ mg } SO_2/m^3$.

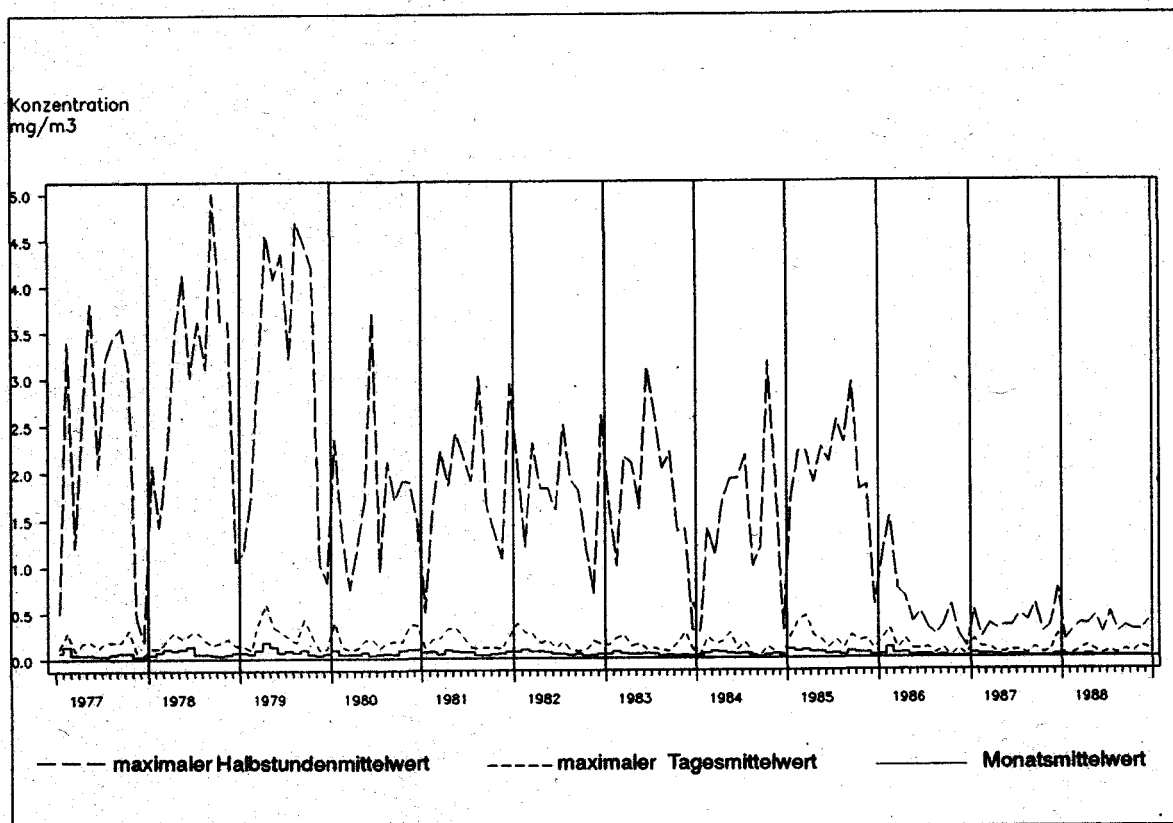


Abb.2: Maximaler Halbstundenmittelwert und maximaler Tagesmittelwert des Monats sowie Monatsmittelwert der Schwefeldioxidkonzentration an der Meßstelle Brixlegg-Innweg in den Jahren 1977 bis 1988

Durch bauliche Maßnahmen im Werk konnte die Höhe der SO_2 -Spitzenbelastungen gesenkt werden. Dennoch kam es auch im Jahr 1987 und 1989 zu Überschreitungen des in der Anlage 2 der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG (BGBl. Nr. 161, 1987) genannten und ab 1991 einzuhaltenden Grenzwertes zum Schutz des Menschen für Schwefeldioxid in Verbindung mit Staub. Die Belastung durch *Staubniederschlag* (Deposition) nahm an Meßstellen in Werksnähe in den Jahren 1984 bis 1986 zu und 1987 und 1988 wieder ab, an anderen Meßstellen wurden keine Veränderungen festgestellt. Der Schwermetallgehalt im deponierten Staub sank zwar nach 1980 infolge emissionsmindernder Maßnahmen im Werk, die Grenzwerte der 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen BGBl.Nr. 199/1984 wurden aber auch nach 1988 für die erhobenen Schwer-

metalle Kupfer, Blei und Zink teilweise beträchtlich überschritten, so etwa bei Kupfer bis zum Fünffachen.

o Waldzustand

Untersuchungen des Schadstoffeintrages und eine Schadenszonierung des Waldes im Raum Brixlegg weisen die Kupferhütte Brixlegg als Verursacherquelle starker Waldschäden aus. Im Hauptbelastungsgebiet, dem Matzenköpfl, ist eine langzeitliche Gefährdung des Waldes infolge der nachhaltigen Vergiftung des Waldbodens gegeben (Waldverwüstung gemäß § 16 Forstgesetz 1975 i.d.F 1987). Insgesamt ist in den im Einflußbereich gelegenen Schutz- und Bannwäldern mit einer Verringerung bzw. mit dem Verlust der Schutz- und Wohlfahrtswirkungen sowie des Einkommens der Waldbesitzer und des Fremdenverkehrs zu rechnen.

o Boden

Aus *bergbaulicher Sicht* läßt vor allem die chemische Zusammensetzung des Abbaumaterials der Bergbauhalden (Fahlerz) eine geogene Belastung des Bodens mit Kupfer, Antimon, Arsen und Quecksilber erwarten. Im Gebiet des alten Bergbaugesbietes Weng südwestlich von Brixlegg könnte zusätzlich eine erhöhte geogene Cadmiumbelastung vorliegen. Allgemein besitzen die flach- bis mittelgründigen Böden im Raum Brixlegg gutes bis mäßiges Ausgleichsvermögen im Hinblick auf Schwermetallimmissionen. Lokal kann es an exponierten Nordwest- und Nordhängen (z.B. Matzenköpfl) infolge seichtgründiger Bodenverhältnisse und geringem Pufferungsvermögen zu Schwermetallanreicherungen durch Immissionen im Boden kommen. Zahlreiche Untersuchungen beschäftigten sich mit dem *Schwermetallgehalt der Böden* im Raum

Brixlegg. Da sich die bisherigen Bodenanalysen nur mit einigen ausgewählten Schwermetallen befaßten, wurde vom Umweltbundesamt eine umfassendere Untersuchung des Bodens auf sechzehn verschiedene Schwermetalle durchgeführt. Die Ergebnisse aller Messungen zeigen, daß der Boden im Raum Brixlegg teilweise außerordentlich hoch mit den Elementen Zink, Cadmium, Kupfer und Blei belastet ist. Auch für die Elemente Arsen, Quecksilber, Antimon und Zinn wurden sehr hohe Konzentrationen in den Bodenproben festgestellt. An den hochbelasteten Standorten in der Hauptwindrichtung des Werkes liegen die Zink-, Kupfer- und Arsengehalte im Boden in einem Konzentrationsbereich, der sich negativ auf das Pflanzenwachstum auswirkt. Die Cadmiumwerte an diesen Standorten können zu Gehalten in Pflanzen führen, die kritisch für Tiere sein können.

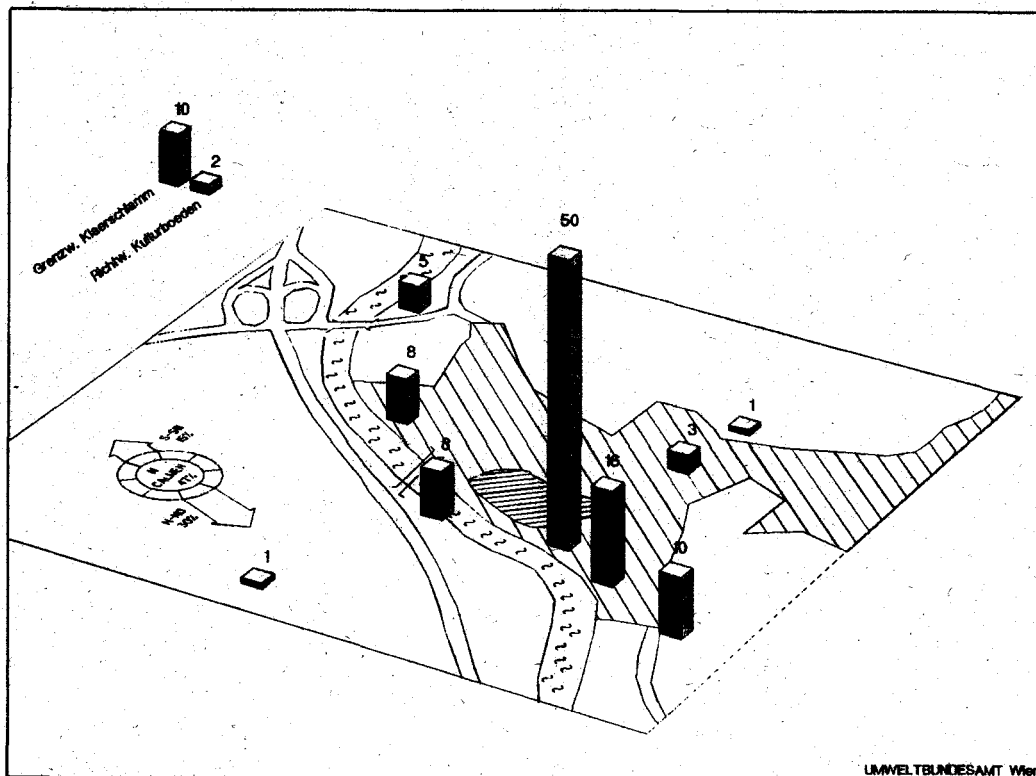


Abb.3: Beispiel für die Bodenbelastung im Raum Brixlegg: Cadmium im Oberboden (in mg/g)

Legende

Werkbereich eng schraffiert, Siedlungsbereich weit schraffiert; lw.: landwirtschaftlich

o Belastungen durch Dioxine

Eine *Bodenuntersuchung* des Umweltbundesamtes auf polychlorierte Dibenzodioxine und -furane erbrachte im Umkreis des Montanwerkes Brixlegg von ca. 1 km Konzentrationen zwischen 4 und 420 pg TCDD-Äquivalente pro g

Boden (berechnet nach BGA-Vorschlag), wobei eine Zunahme der Werte in allen Richtungen zum Werk zu verzeichnen ist und in den Hauptwindrichtungen wesentlich höhere Belastungen ermittelt wurden (Abb.4).

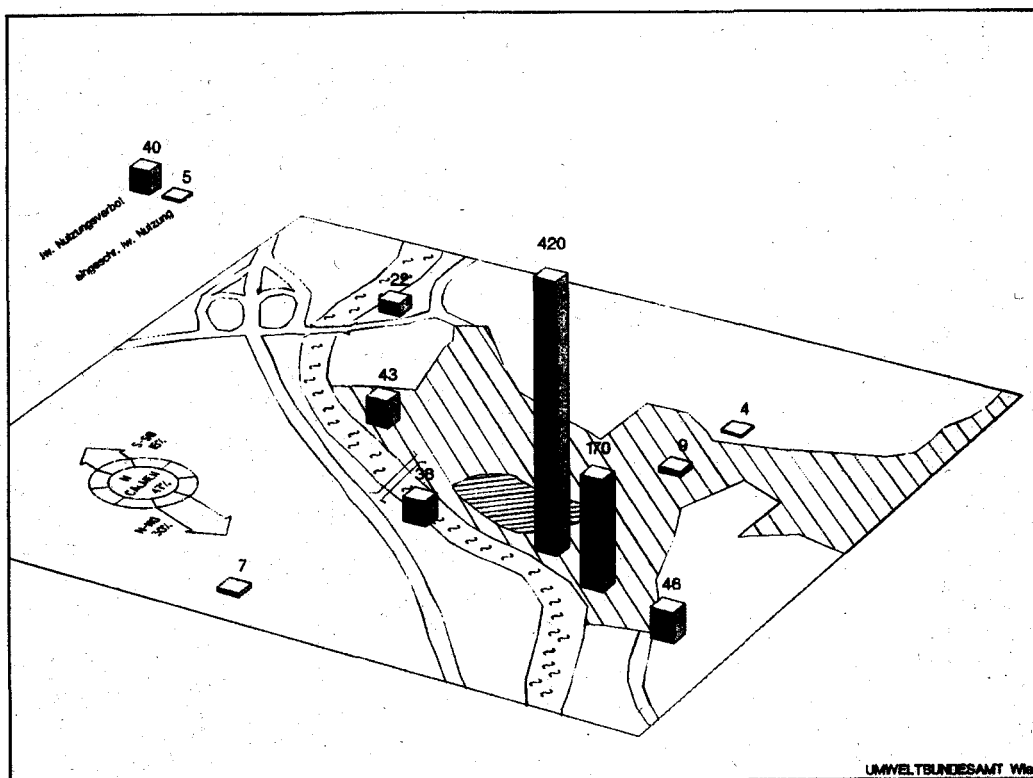


Abb.4: TCDD-Äquivalente (nach BGA) im Oberboden im Raum Brixlegg (in pg/g)

Legende

Werkbereich eng schraffiert, Siedlungsbereich weit schraffiert; lw.: landwirtschaftlich

Nach Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes Berlin sollte bei einer Belastung des Bodens über 5 pg TCDD-Äquivalente pro g keine Grünlandwirtschaft mehr betrieben werden. Die davon betroffene Zone reicht über das Untersuchungsgebiet hinaus. In weiterführenden Untersuchungen konnte diese Zone auf einen Streifen eingegrenzt werden, der 4 km talaufwärts und 1,5 km talabwärts reicht.

Um Hinweise auf die Belastung der Luft mit Dioxinen und auf den zeitlichen Verlauf der Emissionen zu erhalten, wurden auch Fichtennadeln untersucht. Die Analyseergebnisse zeigten eine erhöhte Belastung der Luft mit Dioxinen im Sommer 1987 und in den Jahren davor. Eine anschließende Untersuchung der Dioxinkonzentration in der Luft durch das Bundesgesundheitsamt Berlin bestätigte

an einem werksnahen Standort die hohe Belastung der Umgebungsluft.

Gras- und Heuproben von bewirtschafteten Flächen in der Hauptwindrichtung vom Werk erwiesen sich bis in eine Entfernung von etwa 3 km als beträchtlich mit Dioxinen belastet.

Die *Untersuchung von Kuhmilch auf Dioxine* ergab bei Milch von landwirtschaftlichen Betrieben mit einem größeren Anteil ihrer Futterflächen im immissionsbeeinflussten Gebiet Werte zwischen 520 und 1420 pg TCDD-Äquivalenten pro Liter. Im Vergleich dazu liegen ausländische Durchschnittswerte (ohne spezifische Belastung) um 30 pg TCDD-Äquivalenten pro Liter und die Vergleichswerte der Tiroler Milchuntersuchung um 100 pg TCDD-Äquivalenten pro Liter. Der Konsum derart belasteter Milch über einen längeren Zeitraum führt besonders bei Kindern zu einem Überschreiten der nach heutigem Wissensstand aus präventiver Sicht tolerierbaren Aufnahme von Dioxinen. Nachdem seit März 1988 im Montanwerk keine sichtbar kunststoffhaltigen Materialien mehr eingesetzt wurden, konnte eine Verringerung der Dioxinbelastung von Luft und Futtergras um etwa ein Drittel festgestellt werden, was allerdings keineswegs ausreichend ist.

Eine drastische Reduzierung der Dioxinmissionen aus dem Montanwerk Brixlegg führt sicher zu einer Verringerung der Dioxinbelastung von Kuhmilch aus dem immissionsbeeinflussten Gebiet, da einiges dafür spricht, daß zum Zeitpunkt der Untersuchungen der größere Teil der Dioxine im Futtergras aus der Luft (und nicht aus dem Boden) stammte. Bodenbelastungen bleiben allerdings wegen der langen Halbwertszeit von Dioxinen über Jahrzehnte bestehen. Auswirkungen von Bodenbelastungen auf die Nahrungskette Gras – Kuh – Milch

– Mensch können aufgrund fehlender Erfahrungen nicht vorhergesagt werden, weshalb besondere Vorsicht geboten scheint.

2 Prognose

Im vorliegenden Bericht wird eine Abschätzung zukünftiger Entwicklungen im Bereich der *Emissionen von Luftschadstoffen* versucht. Anlaß für die Durchführung dieser theoretischen Überlegungen sind die in der Kupferhütte Brixlegg geplanten Kapazitätserhöhungen.

o Emissionsprognose

Die Hochrechnung der Emissionsdaten stützt sich im wesentlichen auf die Emissionsmessungen der Arbeitsgemeinschaft Technischer Umweltschutz (Wien) des Jahres 1988. Die Hochrechnung kann sich daher nur auf die damals gemessenen Schadstoffe beziehen und muß wichtige Punkte, wie etwa das Ausmaß der Stickstoffoxidemission, offen lassen.

Folgende *Annahmen* bilden die Grundlage der Abschätzung:

- Betrieb der neuen Elektrolyseanlage mit einer Jahresproduktion von 50.000 t Kathodenkupfer
- Einhaltung der von den Vertretern der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. angegebenen Kapazitätsobergrenzen in den vorgeschalteten pyrometallurgischen Anlagen und Fortbestehen der derzeitigen Anlagenkonfiguration
- Keine Verarbeitung von zugekauftem Schwarzkupfer

Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen, daß der auf das Jahr bezogene Schadstoffmassenstrom aus gefaßten Quellen bei Volllast der neuen Elektrolyseanlage im Vergleich zu 1987 bei *Schwefeldioxid* um 15 % sinken wird. Dies ist in erster Linie auf die Verwen-

dung eines schwefelärmeren Brennstoffs zurückzuführen.

Bei den *staubförmigen Stoffen* ist eine etwa 12 %ige Zunahme der jährlichen Emission zu erwarten.

Wenn man bereits jetzt in Rechnung stellt, daß die geplante thermische Nachverbrennung beim Schachtofen eine Konzentration von 50 mg org. C/Nm³ einhält, so könnte die auf die Kupferhütte Brixlegg bezogene *Gesamtemission organischen Kohlenstoffs* im Vergleich zu 1987 um ca. 80 % reduziert werden.

Seit Anfang August 1989 befindet sich eine Nachverbrennungsanlage im Probetrieb. Sie wurde in erster Linie errichtet, um die Dioxinmissionen drastisch zu minimieren.

Unterstellt man im Hinblick auf die im Probetrieb befindliche thermische Nachverbrennungsanlage ferner, daß im Abgas des Schachtofens eine Konzentration von 0,1 ng 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nicht überschritten wird, so sinkt die jährliche Emissionsrate an *polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen* bezogen auf sämtliche pyrometallurgische Anlagen von 31 g/a im Jahr 1987 auf etwa 0,68 g/a Toxizitätsäquivalente pro Jahr.

Untersuchungen von Gras zur Immissionskontrolle von Ende August 1989, aber auch vom 1. und 2. Grasschnitt 1990 haben allerdings gezeigt, daß nach wie vor beträchtliche Dioxinmengen emittiert werden. Diese Ergebnisse sind in einem eigenen Bericht (Umweltbundesamt 1990) beschrieben.

Für die *Chloridmission* ergibt sich bedingt durch die höhere Anodenkupferproduktion ein Anstieg von 4,1 t/a (1987) auf ca. 4,7 t/a.

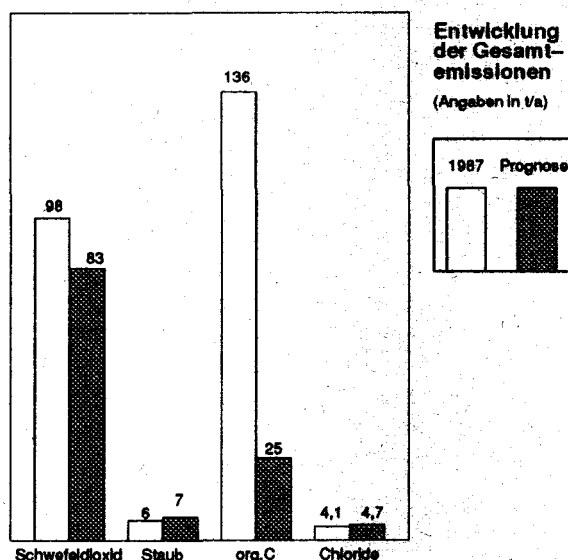


Abb.5: Entwicklung der Gesamtemissionen der Kupferhütte Brixlegg. Vergleich 1987 – Prognose

o Tendenzen der Immissionsbelastung

Die *SO₂-Immissionsbeiträge* der meisten Anlagen in der Kupferhütte Brixlegg unterliegen deutlichen Schwankungen. Da sich diese Beiträge überdies in vielfältiger Weise überlagern, ist eine Aussage über zu erwartende Immissionskonzentrationen als Folge der Emissionen des gesamten Anlagenkomplexes dann besonders schwierig, wenn kurze Mittelungszeiten (Halbstundenmittelwerte) gewählt werden.

Aber auch bei der Mittelwertbildung über längere Zeiträume ist eine differenzierte Betrachtung erforderlich. Für den in der vorliegenden Prognose angenommenen Fall einer Elektrolytkupferproduktion von 50.000 t/a ist mit dem häufigeren Anfahren von Chargenprozessen bzw. einer erhöhten Betriebsstundenanzahl zu rechnen. Damit erhöht sich prinzipiell aber auch die Emissionsdauer und die Zahl der Emissionsspitzen. Obwohl die *SO₂-Emissionskonzentrationen* verschiedener Anlagen sinken werden, kann daher aus der ermittelten, auf das

Jahr bezogenen SO_2 -Emissionsreduktion nicht unmittelbar auf ein Absinken der Tages- oder Monatsmittelwerte der SO_2 -Immissionskonzentration geschlossen werden. Bei Staub und organischen Verbindungen ist

mit einer Verschlechterung des Langzeitflusses zu rechnen, wenn die geplanten Produktionssteigerungen nicht von zusätzlichen emissionsmindernden Maßnahmen begleitet werden.

THE MONTANWERKE BRIXLEGG COPPERWORKS: EFFECTS UPON THE ENVIRONMENT

(Summary)

There is at present no active copper mining in Austria. Domestic copper production is therefore exclusively based on the treatment of local and imported scrap metal and residues (imports contribute ca. 60%). In addition, an initial product of the treatment of copper-ore (blister copper) is supplemented by purchases from abroad.

These raw materials are processed into electrolytic copper and different copper alloys at the copperworks of Montanwerke Brixlegg Ltd., located at Brixlegg (Tirol).

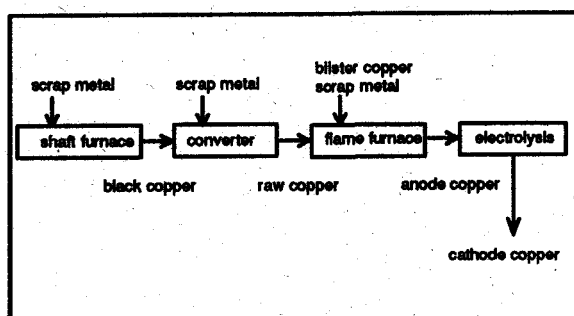


Fig.1: Copper Purification in the Brixlegg Copperworks

For some time now, after modifications to the process, the electrolytical system of the plant, which was installed in 1953, has been operated far beyond the original design capacity of 20,000 t/a (1987: ca. 33,000 t).

For technical reasons, there was no scope for a further expansion of production with the present system. This led to the construction of a new, highly automated electrolysis plant which met the requirements of an up-to-date operation. Furthermore, when the plant was put into

operation in early 1988 it became possible to operate connected smelting plants at a higher capacity.

However, since high emission levels are associated with the smelting processes, the question arises as to how the increase in production affects the environment, especially the immediate environs of the plant. This question is especially pertinent since, in the past, the region was detrimentally affected by air pollutants.

1 The Current Situation (1987)

A review of previous investigations into the pollution of the environment around Brixlegg indicates that serious gaps in our knowledge still exist. Consequently, the following report of the current situation must remain incomplete even though we have attempted to extend understanding in selected areas through a few of our own investigations.

o Emission of Air Pollutants

To gain an overview of the annual amount of air pollutants which are currently emitted, an attempt was made to draw up a complete survey of the chimney stacks on the basis of known emission data (based on emission measurements for 1988 published by the Arbeitsgemeinschaft Technischer Umweltschutz, Vienna).

Excluded from these values are emissions which escape from the plant in a diffuse manner (e.g. via ventilation systems) or which arise through the drift of particulate matter.

Table: Annual Emission of Air Pollutants from Fixed Sources (Chimney Stacks) of the Brixlegg Copperworks (1987)

<i>sulphur dioxide</i>	<i>ca.</i>	<i>97 t/a</i>
<i>heavy metal-rich dust</i>	<i>ca.</i>	<i>6 t/a</i>
<i>organic carbon compounds</i>	<i>ca.</i>	<i>136 t/a</i>
<i>chloride</i>	<i>ca.</i>	<i>4 t/a</i>
<i>dioxin (in TCDD-Equivalents, following the Umweltbundesamt)</i>	<i>ca.</i>	<i>31 g/a</i>

The numbers in the above table are to be treated as approximate values.

In any case, the list does not claim to be a complete record of the different types of pollutant. However, the table does show that, with the exception of sulphur dioxide, the problem represented by these emissions lies not in the quantity of the materials but in the extreme toxicity of certain elements and compounds contained in the emissions, e.g. specific heavy metals, polychlorinated dibenzodioxin and dibenzofuran.

o Sewage

Table: Highest Permitted Daily Loads in Industrial Effluent from Montanwerk Brixlegg.

<i>zinc</i>	<i>19,80 kg/d</i>
<i>nickel</i>	<i>13,20 kg/d</i>
<i>tin</i>	<i>13,20 kg/d</i>
<i>iron</i>	<i>13,20 kg/d</i>
<i>lead</i>	<i>6,60 kg/d</i>
<i>copper</i>	<i>6,60 kg/d</i>
<i>arsenic</i>	<i>0,66 kg/d</i>
<i>cadmium</i>	<i>0,66 kg/d</i>
<i>silver</i>	<i>0,66 kg/d</i>
<i>mercury</i>	<i>0,07 kg/d</i>

As a consequence of production processes the effluents from the Brixlegg copperworks are polluted primarily by heavy metals. According to specific standards set by the authorities the above daily loads are permissible.

If the prescribed boundary values are observed no lasting or extensive damage to the River Inn by heavy metals is to be expected.

However, it is worth mentioning that a considerable salt load, notably in the form of chlorides, passes into the River Inn through certain parts of the Brixlegg copperworks. Moreover, the outlet channel of the plant receives fine-grained clinker granules from the shaft furnace which are then discharged into the River Inn.

o Waste Management of Residues

According to the available information, all remaining waste materials which accumulate within the plant are either sold or processed in the shaft furnace.

o The Immission Situation

Due to the character of its emission, the SO₂-immission situation in the environs of Brixlegg is characterized by brief, high SO₂-concentration peaks but a relatively low, long-term average value.

At the end of the 1970s, a measuring site near the copperworks (Innweg), recorded the highest SO₂-peaks with concentration values of 4.0 mg SO₂/m³. By contrast, since the introduction of continual measurement from 1976, the annual average value has lain constantly below 0.09 mg SO₂/m³.

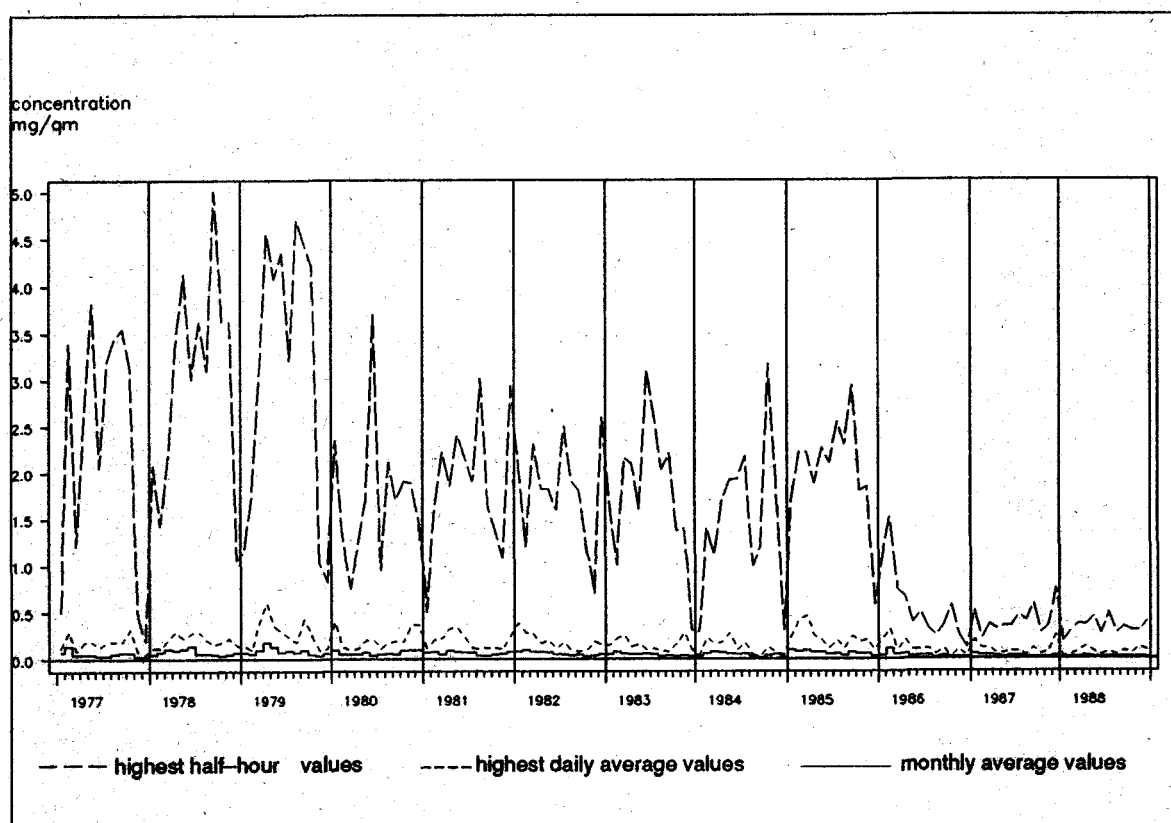


Fig.2: Highest Half-Hour Values and Highest Daily Average Values of the Month as well as Monthly Average Values of Sulphur Dioxide Concentrations recorded by the Brixlegg-Innweg Measuring Site from 1977 to 1988.

By introducing structural changes in the works, the high level of SO₂-peak pollution could be lowered.

However, SO₂-emissions from the plant in 1987 and 1989 exceeded the boundary value set in Appendix 2 of an "Immission-Protection Agreement" according to Para. 15a of the Austrian Federal Constitution (Federal Law Gazette No. 161, 1987). This boundary value for SO₂ bound to particulate matter, which was set for the protection of humans, is obligatory from 1991 onwards.

According to measurements taken near the plant, there was an increase in pollution by depositions of particulate matter from 1984 to 1986 and a decrease again in 1987 and 1988; no changes were registered at other measuring sites. The heavy metal content of the deposition actually diminished after 1980 as a result of measures taken at the works to reduce emissions, but the boundary value of the second regulation against forest-damaging air pollution, Federal Law Gazette No. 199/1984, was in part considerably exceeded for the investigated heavy metals copper, lead and zinc, so, e.g., the value for copper exceeded the permitted limit by five times.

o State of Forest

Investigations of the introduction of pollutants and of damage zones within the forest in the Brixlegg area point to the copperworks as the cause of heavy forest damage. In the case of the most damaged zone, the Matzenköpfl, a long-term endangering of the wood as a consequence of persistent poisoning of the forest floor is evident (forest devastation according to para.16 Forest Law 1975 as of 1987). As a whole, for protective forest lying within the threatened area, a deterioration or loss of protective and social functions, as well as a loss of income for forest owners and for tourism, is to be expected.

o Soil

Above all, from a mining perspective, one can expect a basic contamination of the soil with copper, antimony, arsenic and mercury according to the chemical composition of the excavated materials in the quarrying heap (pale ore). In addition, in the area of the old mining area of Weng, SW of Brixlegg, there could well be a higher level of cadmium contamination.

Generally, shallow and medium-depth soils in the environs of Brixlegg possess a good to moderate compensation capacity with respect to heavy metal immis-

sions. Locally, as a consequence of shallow soils and a reduced buffering capacity, increased heavy metal levels can occur in the soil of exposed NW and N slopes through immissions (e.g. at Matzenköpfl).

Numerous investigations have dealt with the heavy metal content of the soil in the Brixlegg area. However, since earlier soil analyses only examined a few selected heavy metals, the Federal Environmental Agency undertook a comprehensive investigation of sixteen different heavy metals.

The results of all measurements reveal that the soil in the Brixlegg area is, in part, extremely polluted with high levels of the elements zinc, cadmium, copper and lead. Also, in the same soil probes very high concentrations of the elements arsenic, mercury, antimony and tin were recorded.

In highly contaminated locations lying in the path of the prevailing wind direction from the copperworks, the zinc, copper and arsenic contents in the soil are present in concentrations which adversely affect plant growth. The cadmium value in these locations could lead to concentrations in plants which can be critical for foraging animals.

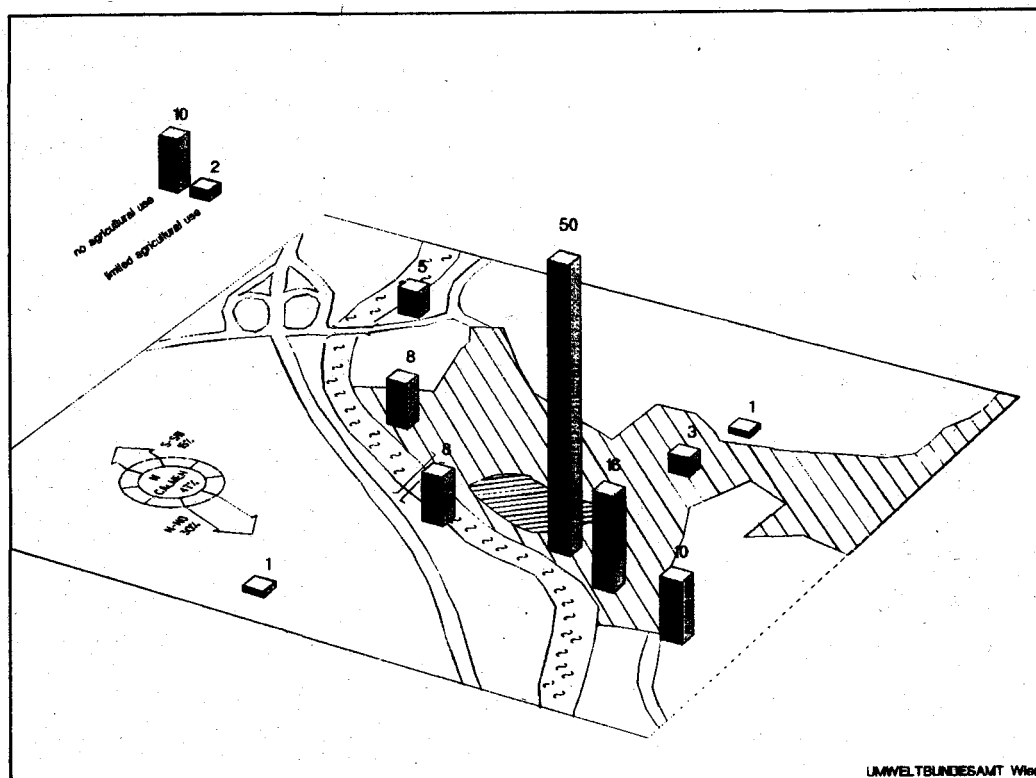


Fig.3: An Example of Soil Contamination in the Brixlegg Area: Cadmium in Upper Soil Layers (in microg/g). (10=limit value for sewage sludge; 2=reference value for agricultural soils)

o Dioxin Pollution

A soil investigation of polychlorinated dibenzodioxins and furans within an area ca. 1 km around Montanwerk Brixlegg conducted by the Federal Environmental Agency uncovered concentrations between 4 to 420 pg

TCDD-Equivalents pro g soil (reckoned according to the BGA proposal). An increase of the value in all directions from the plant is to be noted. Furthermore, along the prevailing wind directions a considerably higher level of pollution was detected (Fig.4).

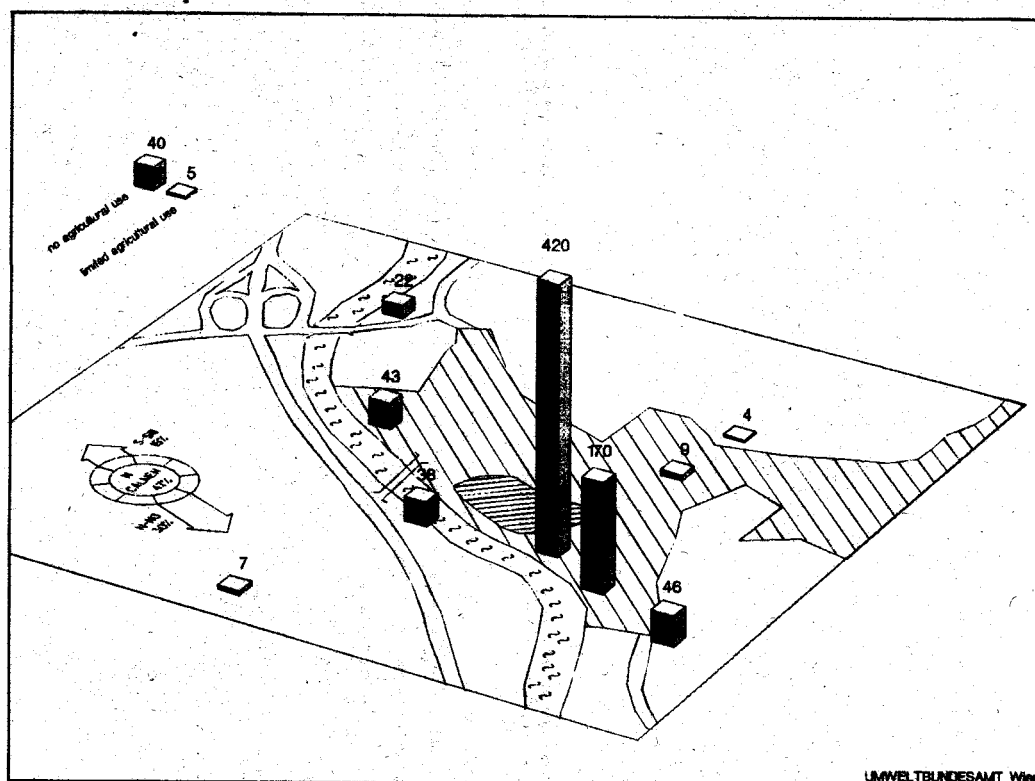


Fig.4: TCDD-Equivalents (after BGA) in Upper Soil levels in the Brixlegg Area (in pg/g).
 (40=level of prohibited agricultural usage; 5=level of restricted agricultural usage;
 plant area=densely hatched)

According to recommendations issued by the Federal Health Agency in Berlin, when a level of soil pollution exceeding 5 pg TCDD-Equivalents pro g is reached no further foraging should take place. The zone of contamination which falls under this stricture extends far beyond the area of the present investigation. In ongoing investigations this zone could be delimited to a strip of land which extends 4 km up the valley and 1.5 km down the valley from the plant site.

In order to obtain evidence of air pollution by dioxins and of the temporal passage of the emissions, pine needles were also investigated. The results of these analyses indicate a high contamination of the air by dioxins in the summer of 1987 and in preceding years. A later study of dioxin concentration in the air undertaken by the Federal Health Agency, Berlin confirms

the high air pollution levels in the environs at a location near the copperworks.

Experiments on grass and hay taken from cultivated regions which lie along the prevailing wind direction from the plant prove that these areas are considerably contaminated by dioxins for a distance of 3 km.

Analyses of cow milk for dioxins produced values of between 520–1420 pg TCDD-Equivalents pro liter for milk produced by agricultural enterprises where a large proportion of the feeding area lies within regions influenced by immissions. In comparison, foreign average values (without specific contamination) lie around 30 pg TCDD-Equivalents pro liter while the comparative value produced by the Tirol milk study is around 100 pg TCDD-Equivalents pro liter.

From a preventative point of view, and according to the present state of knowledge, consumption of this type of contaminated milk over an extended period, especially by children, leads to an exceeding of the tolerable intake of dioxins.

Since March 1988, no materials with visible plastic content have been used in the Montanwerk. Subsequently, a reduction of air and fodder contamination by dioxins of around one third was ascertained; this reduction, however, is far from satisfactory.

A drastic reduction of dioxin emissions from Montanwerk Brixlegg would certainly lead to a reduction of dioxin contamination of cow milk produced in the area which is influenced by immissions. It can be assumed that, at the time of the investigation, the largest proportion of dioxin in fodder derived from the air (and not from the soil).

In any case, soil contamination can last for decades because of the long half-life of the dioxins. Due to lack of empirical knowledge, the effects of this soil pollution on the food chain grass-cow-milk-human cannot be predicted. Hence, it appears necessary to demand extreme caution.

2 Forecast

The present report also attempts to assess future developments in the area of the emission of air pollutants. The impetus for the implementation of these theoretical remarks is the planned increase in output at the Brixlegg copperworks.

o Emission Forecast

The high estimate of the emission data is supported essentially by the emission measurements for 1988 published by the Arbeitsgemeinschaft Technischer Umweltschutz (Vienna). Accordingly, the

high estimate can only be related to the contaminating materials present at that time and must leave open important points like, e.g., the extent of nitrogen oxide emissions.

The following assumptions form the basis of the evaluation:

- the operation of the new electrolysis system with an annual production of 50,000 t cathode copper
- compliance with the upper capacity limit set by representatives of Montanwerk Brixlegg Ltd. in the connected pyrometallurgical systems and the continuance of the present system configuration
- no processing of additionally purchased black copper

The results of the calculations indicate that in the present year, with the full utilization of the new electrolysis system, the sulphur dioxide content in the mass of the polluting stream from chimney stacks will fall by 15% in comparison to 1987. In the first place, this reduction is to be connected with the use of fuel containing less sulphur.

For particulate matter one can expect an approximate increase of 12% in the annual emission.

Given that the planned thermal after burning in the shaft furnace keeps the concentration of organic C/Nm³ to below 50mg, the overall emission of organic carbon by the Brixlegg copperworks could be reduced by approximately 80% in comparison to 1987.

Trials with an afterburner unit have been run in the plant since the beginning of August 1989. The unit was installed primarily to drastically reduce dioxin emissions.

With reference to the newly installed and tested thermal afterburner unit, if it is further assumed that a concentration of 0.1 ng 2,3,7,8-TCDD-Equivalents in the

waste gases of the shaft furnace is not exceeded, then the annual emission rate of *polychlorinated dibenzodioxins and furans* will fall with reference to the entire pyrometallurgical systems from 31 g/a in 1987 to about 0.68 g/TE per year.

In any case, analyses of grass undertaken at the end of August 1989 (in connection with immission controls), as well as during the first and second grass cuttings of 1990 have shown that now, as before, considerable quantities of dioxin have been emitted. These results are described in a separate report (Federal Environmental Agency 1990).

For the chloride emission there is an increase from 4.1 t/a (1987) to ca. 4.7 t/a as a consequence of higher anode copper production.

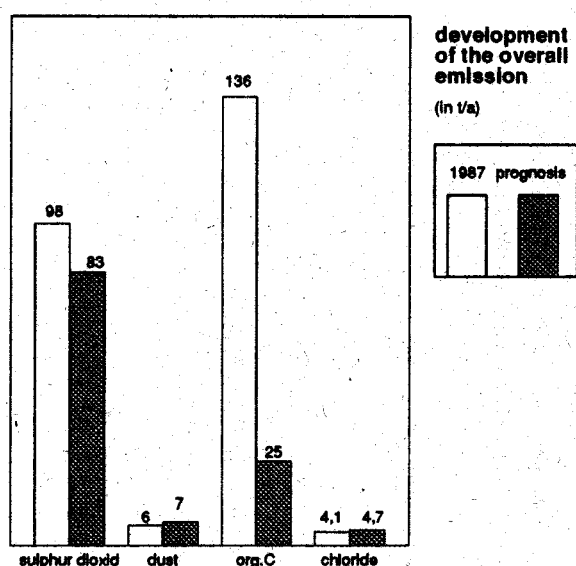


Fig.5: Development of the Overall Emission of the Brixlegg Copperworks. Comparison 1987 – Forecast.

o Tendencies of Pollution by Immissions

The SO₂-immission contributions of the majority of systems in the Brixlegg copperworks are subject to clear fluctuations. Since these contributions are also in many ways superimposed on each other, a statement concerning the expected immission concentrations due to emissions of the entire system-complex is especially difficult if the short measurement intervals (1/2 hourly average values) are to be chosen.

However, average values collected over a longer period also require a differentiated view. In the case of electrolytic copper production of 50,000 t/a, as assumed by the present forecast, one must reckon with the frequent operation of charge processes or a greater number of operating hours. Consequently, the duration of emissions and the number of emission peaks are concomitantly increased.

Although the SO₂-emission concentrations of different systems will decrease, one cannot immediately deduce from an established reduction of SO₂-emissions in the relevant year a corresponding reduction in the daily or monthly average values of SO₂-immission concentrations.

If the planned increase in production at Brixlegg is not accompanied by additional measures to reduce emissions, then, with respect to the damage caused by toxic particulate matter and organic compounds, a long-term deterioration is to be expected.

INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung

Summary

1	Einleitung und Problemstellung	1
2	Technologie der Sekundärkupfer-Erzeugung	5
2.1	Allgemeines	5
2.2	Aufbereitung der Altmaterialien	6
2.3	Schmelzmetallurgische Verfahren	7
2.3.1	Schachtofen	9
2.3.2	Konverter	12
2.3.3	Anodenofen	16
2.3.3.1	Diskontinuierliche Verfahren	16
2.3.3.2	Kontinuierliche Verfahren	19
2.4	Elektrolytische Raffination	20
2.4.1	Grundlagen	20
2.4.2	Technische Einrichtungen	24
2.4.3	Ablauf der Elektrolyse	26
2.4.4	Neue Entwicklungen	27
2.5	Kathodenverarbeitung	32
3	Kupferhütte Brixlegg	34
3.1	Technische Beschreibung der Anlagen	36
3.1.1	Schachtofenanlage	36
3.1.2	Konverteranlage	54
3.1.3	Flammofenanlage	66

3.1.4	Bemusterungsanlage	80
3.1.5	Elektrolyseanlage	88
3.1.6	Gießerei	96
3.1.7	Nickelsulfatanlage	98
3.1.8	Anodenschlammaufbereitung	104
3.1.9	Kupferoxichloridanlage	108
3.1.10	Energieversorgung	113
3.2	Emission von Luftverunreinigungen	116
3.2.1	Schachtofenanlage	116
3.2.1.1	Schachtofen	116
3.2.1.2	Schlackenaufbereitung	129
3.2.2	Koverteranlage	130
3.2.3	Flammofenanlage	139
3.2.4	Bemusterung	150
3.2.5	Elektrolyseanlage	158
3.2.6	Gießerei	159
3.2.7	Nickelsulfatanlage	159
3.2.8	Anodenschlammaufbereitung	159
3.2.9	Kupferoxichloridanlage	160
3.2.10	Energieversorgung	161
3.2.11	Innerbetriebliche Lagerung und Transport	162
3.2.12	Überblick – Emission von Luftschadstoffen	163
3.3	Abwassersituation	169
3.3.1	Rechtliche Grundlagen	169
3.3.2	Darstellung der quantitativen Abwasserverhältnisse	170
3.3.3	Darstellung der qualitativen Verhältnisse der Werksabwässer ..	172
3.3.4	Zukunftsaspekte	183
4	Meteorologische Rahmenbedingungen	184
4.1	Windverhältnisse	184
4.2	Inversionsschichten	190

5	Darstellung der Immissionssituation – bisherige Entwicklungen und Stand	192
5.1	Übersicht	192
5.2	SO ₂ -Immissionsbelastung	199
5.3	Belastung durch Staubbiederschlag	205
6	Folgen der Schadstoffemissionen der Hütte Brixlegg für die Vegetation	211
6.1	Belastungen des Waldes	211
6.1.1	Bedeutung des Waldes im Raum Brixlegg	211
6.1.2	Waldausstattung	212
6.1.3	Geschichtliches zur Schadstoffbelastung des Waldes um Brixlegg	212
6.1.4	Ergebnisse bisheriger Untersuchungen	212
6.1.4.1	Zustand des Waldes nach Erhebungen mit Color-Infrarot-Luftbildern im Jahr 1975	213
6.1.4.2	Schwermetallbelastung des Waldes in der Umgebung des Hüttenwerkes Brixlegg	216
6.1.4.2.1	Untersuchung der Mykorrhiza und Humusaufgabe	216
6.1.4.2.2	Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichtenpflanzen	216
6.1.4.3	Nadelanalysen	217
6.1.4.4	Österreichische Waldzustandsinventur	218
6.1.5	Laufende Untersuchungen	218
6.1.5.1	Waldschadenskartierung anhand von Zuwachs- untersuchungen an der Baumart Fichte	218
6.1.5.2	Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen möglicher pathomorphologischer Veränderungen im Raum Brixlegg	220
6.1.6	Schlußbemerkung zu den forstlichen Erhebungen	222
6.2	Flechtenkartierung	223
7	Geogene und Anthropogene Belastung der Böden	226
7.1	Geologische Situation des Untersuchungsgebietes	226

7.1.1	Geologische Ressourcen	226
7.1.2	Umweltbewertung der geologischen Situation	227
7.1.3	Historischer Rückblick zu den Emissionen bei Verarbeitung und Verhüttung von Kupfererzen	236
7.2	Böden und Bodennutzung im Untersuchungsgebiet	238
7.2.1	Bodenstandorte	238
7.2.2	Belastung land- und forstwirtschaftlicher Böden	242
7.3	Geltende Richt- und Grenzwerte in bezug auf Boden- belastungen mit Schwermetallen in Österreich	244
7.4	Überblick über die bisher durchgeführten Untersuchungen	245
7.4.1	Schwermetallgehalte von Boden- und Pflanzenproben Ausgewählte Ergebnisse der Studie: Umweltbestands- aufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung – Unteres Inntal	245
7.4.2	Schwermetallgehalte in Boden- und Grasproben Ergebnisse der Untersuchungen im Auftrag der Landesforstdirektion Innsbruck	254
7.4.3	Untersuchungen der Schwermetallbelastung von Waldböden	257
7.4.3.1	Untersuchung der Mykorrhiza und der Humusaufgabe	257
7.4.3.2	Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichtenpflanzen ..	259
7.4.4	Humus- und Wurzeluntersuchungen am Matzenköpfl als Beispiel für die Folgen der Schwermetallbelastung	260
7.4.5	Tiroler Bodenbelastungskataster	264
8	Dioxinuntersuchungen im Raum Brixlegg	266
8.1	Einleitung	266
8.2	Chemische Struktur und Bezeichnung von PCDD/PCDF	267
8.3	Toxizität von PCDD/PCDF und Anwendung von Äquivalenzfaktoren	268
8.4	Bodenuntersuchung	271

8.4.1	Auswahl der Probenahmestandorte	271
8.4.2	Bodenprobenahme	272
8.4.3	Probenvorbereitung und chemische Analyse	274
8.4.4	Ergebnisse	275
8.4.5	Bewertung	299
8.5	Fichtennadeluntersuchung	301
8.5.1	Auswahl der Probenahmestandorte und Probenahme	302
8.5.2	Probenvorbereitung und chemische Analyse	303
8.5.3	Ergebnisse und Diskussion	303
8.6	Untersuchung der Umgebungsluft	307
8.6.1	Probenahme und chemische Analyse	307
8.6.2	Ergebnisse und Diskussion	308
8.7	Kuhmilchuntersuchung	309
8.7.1	Auswahl der Kuhmilchproben und Probenahme	310
8.7.2	Chemische Analyse	311
8.7.3	Ergebnisse	311
8.8	Heu- und Grasuntersuchung	315
8.8.1	Probenahme	316
8.8.2	Ergebnisse und Diskussion	316
8.9	Bioakkumulation von PCDD/PCDF	323
8.10	Zusammenfassung und Bewertung der Dioxin-Untersuchung	326
9	Weitere Untersuchungen des Umweltbundesamtes	330
9.1	Schwermetalluntersuchungen in Böden und Pflanzen	330
9.1.1	Probenvorbereitung und chemische Analyse	330
9.1.2	Ergebnisse und Diskussion der Bodenanalysen	331
9.1.3	Ergebnisse und Diskussion der Grasanalysen	343
9.2	Reaktion ausgewählter Bodentiergemeinschaften auf die Schadstoffbelastung in Brixlegg	346

10	Betriebsinterne Vorhaben und zukünftige Luftbelastungen	348
10.1	Abschätzung der möglichen Produktionserhöhungen	348
10.1.1	Veränderungen von Rohstoffeinsatz, Energieversorgung und Produktionsverfahren	348
10.1.2	Prognostizierte Massenströme der Schachtofenanlage	354
10.1.3	Prognostizierte Massenströme der Konverteranlage	355
10.1.4	Prognostizierte Massenströme der Flammofenanlage	357
10.1.5	Prognostizierte Auslastung der Bemusterungsanlage	362
10.1.6	Prognostizierte Auslastung der Anlagen zur Primärdampferzeugung	362
10.1.7	Überblick – Prognostizierte Massenströme der pyrometallurgischen Anlagen	363
10.1.8	Auswirkungen auf die der Elektrolyse nachgeschalteten Anlagen	365
10.1.8.1	Gießerei	365
10.1.8.2	Nickelsulfatanlage	365
10.1.8.3	Anodenschlammanlage	366
10.2	Auswirkungen auf die Schadstoffbelastung der Luft	368
10.2.1	Voraussichtliche Entwicklung der Emission von Luftschadstoffen	368
10.2.2	Fehlerabgrenzung zur Emissionsprognose	378
11	Literaturverzeichnis	381

ANHANG

A1	Verzeichnis der Abkürzungen	398
A2	Verzeichnis der Tabellen	402
A3	Verzeichnis der Abbildungen	410

1 EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Verfasser: C. SPINDELBALKER

Die Schließung industrieller Kreisläufe stellt heute in einer Zeit, in der die Begrenztheit terrestrischer Rohstoffvorräte offenkundig und tief im öffentlichen Bewußtsein verankert ist, ein weithin anerkanntes Ziel der Wirtschaftspolitik dar. Demnach ist anzustreben, daß Güter nach Gebrauch einer Wiederaufbereitung zugeführt werden und die Wertstoffe neuerlich in den Produktionsprozeß einfließen.

Dafür spricht neben dem Argument der Ressourcenverknappung auch die Entlastung der Abfallentsorgungssysteme. Recycling ist damit neben der Abfallvermeidung eine der Schlüsselstrategien zur Lösung der aktuellen Abfallprobleme.

Die tatsächlichen Motive für die Etablierung altstoffverwertender Betriebe lagen zumindest bisher jedoch auf einer ganz anderen Ebene. So ist im Bereich der NE-Metallindustrie der wesentlich geringere Energieverbrauch beim Recycling von Rücklaufmaterial maßgebend dafür, daß zum Beispiel Aluminium und Kupfer kostengünstig aus Altstoffen gewonnen werden.

Es liegt in der Natur der Hüttenprozesse, daß sie mit einer starken Emission von Luftschadstoffen verbunden sind, die, weil diese Prozesse selten in geschlossenen Reaktoren ablaufen, nur schwer zu fassen sind.

Die Gewinnung von Reinkupfer aus Altmaterialien stellt dabei keine Ausnahme dar. Im Gegenteil, das mögliche Schadstoffspektrum weitet sich infolge der zunehmenden Komplexität der Schrotte ständig aus und korreliert zeitlich verschoben mit den technologischen Trends beispielsweise in der Elektronikindustrie. Die Einführung neuer Werkstoffe und der zuneh-

mende Anteil moderner Verbundwerkstoffe hat für die Schrottverarbeitung selbstverständlich Konsequenzen hinsichtlich der Technologie, aber auch Folgen für die Umwelt sind nicht auszuschließen.

Der Entwicklung und Anwendung geeigneter Verfahren zur Vortrennung der in Frage kommenden Schrotte sind ökonomische Grenzen gesetzt, sodaß man - zumindest bisher - Stoffen, die den metallurgischen Raffinationsprozeß nicht negativ beeinflussen, nur geringe Aufmerksamkeit schenkte.

Zu den Umweltbeeinträchtigungen durch die Emission von Schwermetallen - einem Problem, das naturgemäß auch in der Primärhütte auftritt - kommt in der Sekundärhütte, sofern sie kunststoffhältige Altmaterialien verarbeitet, noch die Emission von organischen Stoffen und eventuell von Halogeniden hinzu. Schwefeldioxid fällt in der Primärhütte hochkonzentriert an und wird in der Regel zu Schwefelsäure umgewandelt. In der Sekundärhütte lohnt sich hingegen die Gewinnung von Schwefelsäure im allgemeinen nicht, weil die Abgaskonzentrationen zu gering sind.

In der Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. sind die heute auftretenden Schwefeldioxidemissionen im Gegensatz zu früher nicht mehr auf den Einsatz schwefelhaltiger Erze, sondern überwiegend auf die Verwendung schwefelhaltiger Brennstoffe zurückzuführen. Die Verarbeitung von Kupfererzkonzentraten wurde in Brixlegg bereits vor Jahrzehnten eingestellt.

Die Emission von Schwermetallen und Schwefelverbindungen aus der Kupferhütte Brixlegg führte schon in der Vergangenheit zu massiven Umweltbeeinträchtigungen. Geruchsintensive Kohlenwasserstoff-Emissionen sensibilisierten die ortsansässige Bevölkerung, sodaß die Betroffenen Sorge über die Folgen einer Produktionssteigerung in der Kupferhütte äußerten.

Aufgabe der vorliegenden Studie ist es, den derzeitigen Wissenstand über die von der Hütte Brixlegg verursachten Umweltbelastungen gesamtheitlich darzustellen. Die Notwendigkeit einer Erfassung der innerbetrieblichen Zusammenhänge ergibt sich zwangsläufig, weil eine Produktionsausweitung geplant ist (Kapazitätserhöhung der Elektrolyse), die das letzte Glied in einem mehrstufigen Raffinationsprozeß betrifft.

Ein weiteres Ziel dieser Untersuchung war das Aufzeigen von Informationsdefiziten über den Umweltzustand in der Umgebung der Hütte. Daß nicht alle von der Hütte ausgehenden Umweltbelastungen bereits bekannt sind, zeigen deutlich die Ergebnisse der Dioxinuntersuchungen des Umweltbundesamtes in Boden, Vegetation und Kuhmilch. Diese ersten Resultate der Dioxinuntersuchungen wurden in diesem Bericht aufgenommen. Kontrolluntersuchungen von Dioxinen in der Umgebung der Kupferhütte werden laufend durchgeführt.

Eines war von vornherein klar: Das Schließen der bestehenden Informationslücken würde den Umfang dieser Studie bei weitem sprengen. Mit der vorliegenden Untersuchung sollte aber eine fundierte Grundlage für weitere Überlegungen über die zukünftige Entwicklung geschaffen werden.

Es war nicht primäre Aufgabe der Untersuchung, neue Daten zu erheben und zu publizieren. Daraus resultiert, daß mit Ausnahme der Dioxin- und Schwermetalluntersuchungen des Umweltbundesamtes die hier verwendeten Daten größtenteils schon an anderer Stelle veröffentlicht sind.

Die interdisziplinäre Zusammenstellung dieser Daten erfolgte u.a. auf Anregung und Wunsch der Landesforstdirektion des Amtes der Tiroler Landesregierung, um eine umfassende Beschreibung der aktuellen Umweltsituation im Raum Brixlegg

zur Hand zu haben. Die Beschreibung des Ist-Zustandes ist jedoch auch ein Kernpunkt jeder Abschätzung zukünftiger Entwicklungen und stellt folglich den wesentlichen Grund für die Verwendung bereits publizierter Meßergebnisse dar.

Die Autoren sind sich der Problematik bewußt, die sich daraus ergibt, daß in dieser Studie nur die Kupferhütte Brixlegg als Emittent berücksichtigt wird, und daß Verkehr, Hausbrand, etc. keine Berücksichtigung finden. Zweifellos dominieren jedoch im Untersuchungsgebiet die Emissionen dieses Unternehmens.

Dem Außenstehenden, der zunächst mit den vielschichtigen Abläufen in einem historisch gewachsenen Betrieb nicht vertraut ist, bereitet es gewisse Schwierigkeiten, sich ein Bild über die aktuellen betrieblichen Gegebenheiten zu verschaffen. Dies umso mehr, als technische Informationen in dem bei Behörden aufliegenden Datenmaterial i.a. nur sehr spärlich vorhanden sind und zum Teil nicht mehr dem neuesten Stand entsprechen.

Übersichtliche Massenbilanzen, die nach Meinung des Umweltbundesamtes auch bei der Genehmigung von Einzelanlagen eine wesentliche Entscheidungsgrundlage darstellen sollten, scheinen zumindest im gegenständlichen Fall in die Genehmigungspraxis noch nicht Eingang gefunden zu haben.

Material- und Energiebilanzen stellen für den Unternehmer ein wesentliches Planungs- und Optimierungsinstrument dar. Sie sind daher heute aus der betrieblichen Praxis nicht wegzudenken. Ihr Einsatz erscheint aber auch bei umweltbezogenen Bewertungen und planerischen Aussagen unverzichtbar, wenn es um die Quantifizierung von Umwelteinflüssen geht. Daher bilden Massenbilanzen einen wichtigen Bestandteil der vorliegenden Untersuchung. Eine Energiebilanzierung im engeren Sinn erschien im konkreten Fall von nachrangiger Bedeutung, da versucht wurde, die emissionsrelevanten Energieträger als Massenströme in der Bilanzierung zu erfassen.

2 TECHNOLOGIE DER SEKUNDÄRKUPFER-ERZEUGUNG

Verfasser: C. SPINDELBALKER

2.1 Allgemeines

Bei der Kupfererzeugung unterscheidet man zwischen der Gewinnung aus Erzen, der Primärkupfer-Produktion, und der Aufarbeitung von Rücklaufmaterial, der Sekundärkupfer-Produktion.

In Österreich steht seit 1977 kein Kupfererz-Bergbau in Betrieb. Da in der einzigen heimischen Kupferhütte, den Montanwerken Brixlegg, auch kein importiertes Kupferkonzentrat verarbeitet wird, ist für Österreich derzeit ausschließlich die Erzeugung von Sekundärkupfer von Bedeutung.

Weltweit gesehen liegt heute der Sekundärkupfer-Anteil an der Kupferproduktion etwa in der Größenordnung des Primärkupferaufkommens. Der hohe Stellenwert des recyclierten Kupfers kann mit dem vergleichsweise geringen Energiebedarf der Wiederaufarbeitung erklärt werden (Ray et al., 1985):

Primärkupfer-Erzeugung	118 GJ/t
Sekundärkupfer-Erzeugung	19 GJ/t

Das Sekundärkupferaufkommen teilt sich mengenmäßig je zur Hälfte in die Gewinnung aus altem und aus neuem Schrott. Neuer Schrott - er entsteht als Abfallstoff in der kupferverarbeitenden Industrie - kann ohne aufwendige Raffination wieder in den Prozeß eingesetzt werden. Alter Schrott hingegen fällt durch Rücklauf von kupferhaltigen Gebrauchsgütern an und durchläuft in der Regel einen mehrstufigen Raffinationsprozeß, ehe er einer Wiederverwendung zugeführt werden kann.

Im Hinblick auf das in der Kupferhütte Brixlegg eingesetzte Rücklaufmaterial soll in diesem Abschnitt primär die Aufarbeitung von altem Schrott zu Reinkupfer behandelt werden. Die Raffination von sortenreinem Legierungsschrott auf Reinkupfer bzw. Reinlegierungen ist nicht Gegenstand der Ausführungen.

2.2 Aufbereitung der Altmaterialien

Für einige Schrottarten wurden Methoden zur Senkung des Fremdstoffanteils entwickelt, von denen folgende Verfahren häufiger anzutreffen sind:

- mechanische und thermische Verfahren:
Aufbereitung kunststoffhaltiger Schrotte und Altkabel
- Magnetsortierung:
zur Aussonderung von Eisenteilen
- Handsortierung:
zur Abtrennung grober Nichteisen-Bestandteile
- Ausschmelzen von Lötzinn aus Autokühlern:
zur Gewinnung niedrigschmelzender Metalle
- Schwerkraft-Trennsysteme

Die Abtrennung des Kunststoffanteils ist hinsichtlich der Emission von organischen Luftschadstoffen im pyrometallurgischen Raffinationsprozeß von besonderer Bedeutung. Sie wird großtechnisch vor allem zur Wiedergewinnung des Leitermaterials aus Altkabel eingesetzt.

Die mechanischen Kabelzerlegung beruht auf den Verfahrensschritten

- Homogenisierung durch Quetschen, Reißen und Schneiden
- Abtrennen durch Sieben, Windsichten und Trockenflotation.

Bei den thermischen Verfahren unterscheidet man das Abbrennen in Anwesenheit von Luftsauerstoff und die Pyrolyse unter Sauerstoffausschluß.

Die Montanwerke Brixlegg verarbeiten zwar zum Teil vorbehandelten Schrott. Im Bereich der Kupferhütte selbst erfolgt aber keine Konditionierung der angelieferten Altmaterialien.

2.3 Schmelzmetallurgische Verfahren

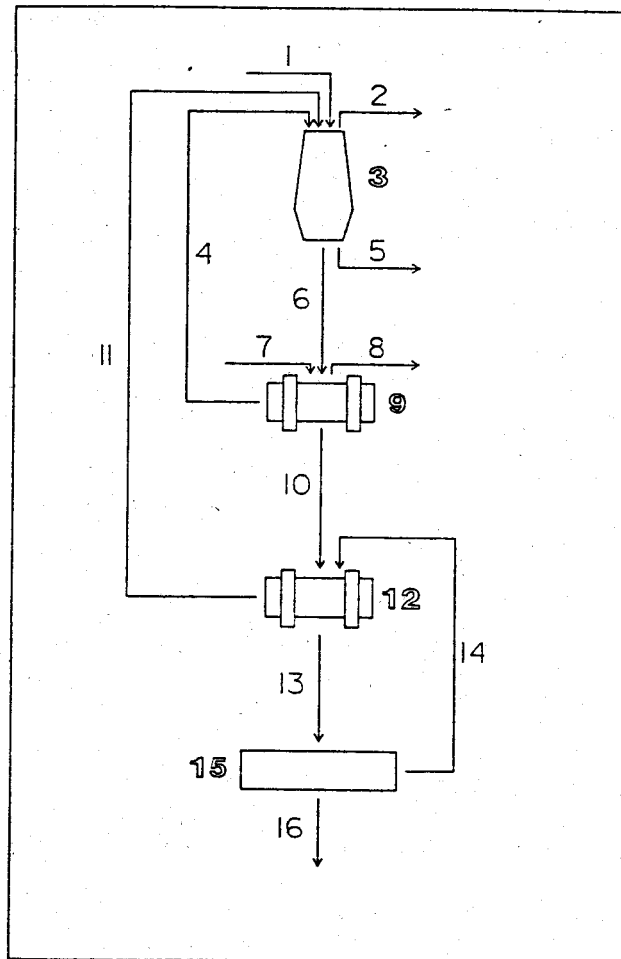
Trotz zahlreicher Anstrengungen zur Entwicklung hydrometallurgischer Raffinationsprozesse haben sich auf diesem Technologiesektor bis heute nur die pyrometallurgischen Verfahren in der Praxis durchgesetzt.

Die pyrometallurgische Verarbeitung von Altmaterialien geht ursprünglich auf das KNUDSEN-Altmetallkonverterverfahren zurück, bei dem Schrott in fester Form in den Konverter eingesetzt und nur die Konverterschlacke gemeinsam mit kupferhältigen Krätzen im Schachtofen reduzierend behandelt wurde. Das im Konverter erblasene Rohkupfer wurde zum Abschluß der pyrometallurgischen Behandlung im Anodenofen raffiniert.

Bei der heute meist angewendeten Verfahrenskombination von Schachtofen, Konverter und Flammofen kann das Einsatzmaterial je nach Kupfergehalt alle Raffinationsstufen durchlaufen oder in einem der nachgeschalteten Schmelzaggregate erschmolzen werden.

Die Reihenfolge, in der die einzelnen Verfahrensstufen vom Schmelzgut durchlaufen werden, entspricht dem in Abbildung 2.1 wiedergegebenen Schema.

Abbildung 2.1: Verfahrensschema der Sekundärkupfererzeugung
(abgeleitet aus: Umweltbundesamt Berlin,
1980: S. 210)



1 Kupferschrott (10...40 % Cu), Kohle und Quarz	9 Konverter
2 zinkhaltige Stäube	10 Rohkupfer (ca. 95 % Cu)
3 Schachtofen	11 Anodenofenschlacke
4 Konverterschlacke (30...40 % Cu)	12 Anodenofen
5 Schlacke (1...2 % Cu)	13 Anoden (ca. 98,5 % Cu)
6 Schwarzkupfer (75...85 % Cu)	14 Anodenschrott
7 Kupferlegierungen (70...80 % Cu)	15 Kupferelektrolyse
8 zinnhaltige Stäube (15...20 % Cu)	16 Kupferkathoden (ca. 99,99 % Cu)

Bei altem Schrott, dessen Zusammensetzung bei der Anlieferung im Normalfall nur in groben Zügen bekannt ist und überdies von Los zu Los stark variieren kann, ist eine sorgfältige Bestimmung des Wertstoffgehaltes unerlässlich. Dazu werden Proben gezogen, von denen in der sogenannten "Bemusterungsanlage" Versuchsschmelzen angefertigt werden.

2.3.1 Schachtofen

EINSATZSTOFFE

Das Aufgabegut des Schachtofens setzt sich aus Kupferschrott mit niedrigem Kupfergehalt (10...40 %) und Koks als Reduktionsmittel und Brennstoff zusammen. Koks kann zum Teil durch Heizöl ersetzt werden. Zur Verbesserung der Schlackebildung werden Retourschlacken, Eisenschrott und Zuschlagstoffe wie Quarzsand und Kalkstein verwendet.

KONSTRUKTION UND BETRIEBSABLAUF

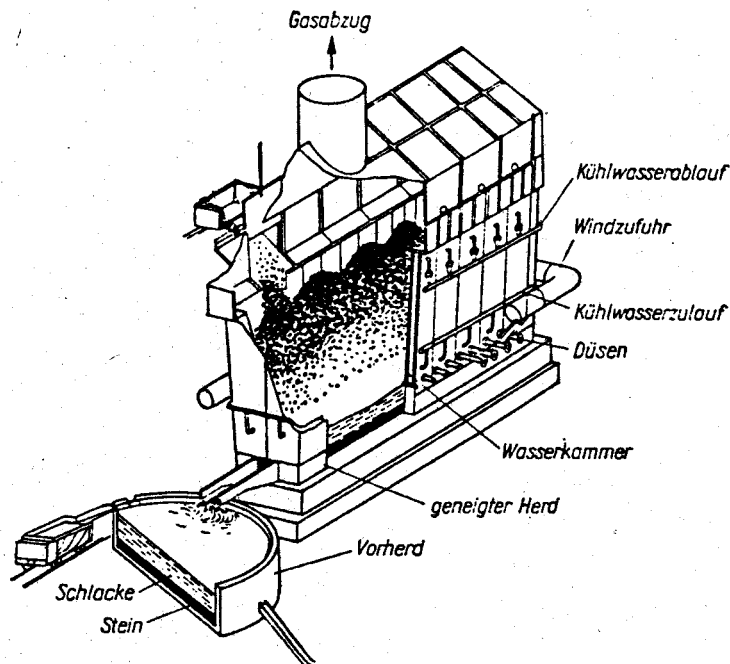
Schachtöfen werden meist als Wassermantelschachtöfen mit rechteckigem Querschnitt gebaut. Für kleine Schmelzleistungen werden auch Rundöfen eingesetzt.

typische Kenndaten:

Länge	3...10 m
Breite	bis 1,5 m
Höhe	bis 9 m
Windpressung	bis 0,2 bar
Windverbrauch	400...1.600 m ³ /t Beschickung
Kühlwasserverbrauch	5...7 m ³ /t Schmelzgut
	6...8 m ³ /t granulierte Schlacke

Durchsatz	15...100 t Möller/(m ² .d)
Koksbedarf	8...12 % der Beschickung

Abbildung 2.2: Wassermantelschachtofen (Heinz, 1977: S. 34)



Durch die Gicht des Schachtofens - sie ist in modernen Schachtöfen mit zentraler Gasabführung und seitlich angeordneten Beschickungsöffnungen ausgeführt - gelangen Möller, bestehend aus Schmelzgut und Zuschlagstoffen, und Brennstoff in den sich im unteren Teil verjüngenden Schacht. Als Schutz gegen aggressive Schlacke verzichtet man zumindest im Schmelzbereich des Schachtes auf eine Ausmauerung und benutzt die eigene Schlacke als Schutz- und Isolationsschicht, indem an eisernen, wassergekühlten Kästen eine Schlackenschicht angefroren wird. Diese Kühlkästen werden entweder nur im Schmelzbereich oder über die volle Höhe des Schachtofens eingesetzt.

Oberhalb des maximalen Flüssigkeitsstandes befinden sich konisch geformte Düsen (Blasformen) mit bis zu 100 mm Durchmesser, die über eine gemeinsame Windleitung mit Verbrennungsluft versorgt werden.

In der NE-Metallurgie haben sich beim Schachtofen zwei Maßnahmen zur Beeinflussung des Ofenganges seit langem bewährt:

Die Vorwärmung des Blasewinds wird vorwiegend aus Gründen der Brennstoffersparnis durchgeführt. Den gleichen Effekt erzielt man durch Erhöhung des Sauerstoffgehaltes in der Gebläseluft. Zusätzlich bewirkt die Sauerstoffanreicherung bei vermindertem Gasvolumen eine Steigerung der Schmelzleistung. Der Vermehrung des Sauerstoffangebots sind jedoch dadurch, daß der CO-Gehalt des Gichtgases ansteigt, Grenzen gesetzt. Außerdem sinkt bei hohem Sauerstoffgehalt die Gasdurchlässigkeit des Möllers, da sich schwer schmelzbare Silikate bilden, die stückiges Aufgabegut untereinander verkleben. In der Praxis bewegt sich daher der Sauerstoffgehalt der Blaseluft zwischen 23 und 25 %.

Hauptreduktionsmittel des Schachtofenprozesses ist CO, welches teils direkt durch Verbrennung des Kokes vor den Düsen entsteht, teils durch Umsetzung von CO_2 mit glühendem Koks gebildet wird, während die Reduktion durch festen Kohlenstoff in der Schmelzzone nur eine untergeordnete Rolle spielt. In dem Maß, als der Brennstoff vergast und die Beschickung schmilzt, rutscht die Schachtfüllung nach unten.

Man unterscheidet, ausgehend von der Gicht mit Temperaturen um 100°C - diese Temperatur kann in bestimmten Fällen auch wesentlich höher liegen ("heiße Gicht") - bis zur Formebene mit 1500°C , drei Zonen. In der obersten Zone erfolgt die Vorwärmung der Beschickung, Wasserverdampfung und Dissoziation einiger Sulfide, Carbonate und Sulfate, sowie die Oxidation von Zinkdämpfen durch CO_2 und H_2O . Die zweite Zone ist die Reduktionszone, in der Reaktionen zwischen Feststoffen und Gasen erfolgen. Die wichtigsten Vorgänge in der

dritten Zone, der Schmelzzone, sind Reaktionen zwischen geschmolzenen Stoffen oder zwischen festen und geschmolzenen Stoffen, z.B. die Reduktion durch festen Kohlenstoff und die Bildung der Schlacke.

Die zweiphasige Schmelze, bestehend aus Schwarzkupfer mit 85 % Kupfergehalt und Schlacke, sammelt sich im Absetzherd und wird mit einer Temperatur von ca. 1.250 °C abgestochen.

2.3.2 Konverter

Das im Schachtofen erschmolzene Schwarzkupfer kann wegen seiner metallischen Verunreinigungen nicht direkt im Flammofen weiterbehandelt werden. Es wird daher in einem Sekundärkupferkonverter verblasen. Dabei geht der größte Teil der Begleitmetalle in den Flugstaub, der Rest in die Schlacke über.

EINSATZSTOFFE

Traditionell wird der flüssige Transfer des Schachtofenproduktes bevorzugt. Das setzt jedoch geeignete Pufferkapazität voraus, um den Übergang vom kontinuierlichen Schachtofenprozeß zum Batch-Betrieb des Konverters zu regeln.

In gewissen Fällen wird daher u.a. festes Schwarzkupfer chargiert. Auch Schrott geeigneter Zusammensetzung kann direkt in den Konverter eingeschmolzen werden.

KONSTRUKTION

Die für diese Zwecke verwendeten Konverter weisen keine grundsätzlichen Unterschiede gegenüber den zum diskontinuierlichen Verblasen von Kupferstein eingesetzten Konvertern auf. Sie sind jedoch erheblich kleiner dimensioniert.

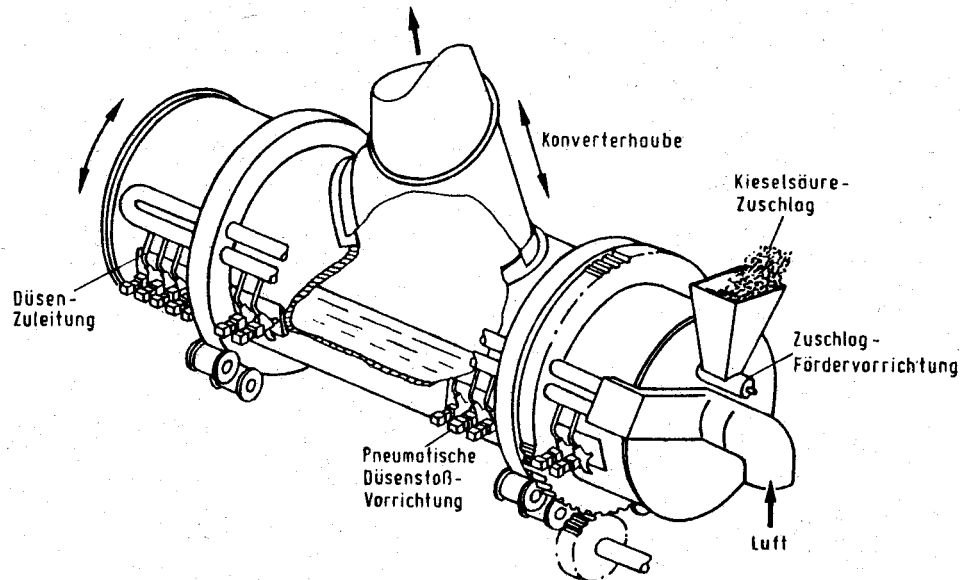
Der stehende Konverter (Great-Falls-Typ) ist nur noch von historischem Interesse.

Eine vergleichsweise geringe Verbreitung hat der Siphon-Konverter (Hoboken-Typ) gefunden. Vorteile dieser Bauart, wie z.B. gute Abdichtung des Abgassystems und dadurch weniger Verdünnung bzw. diffuse Emission, steht der Nachteil höherer Investitionskosten bei gleichzeitig niedrigem Durchsatz gegenüber.

Eine neuere Entwicklung auf dem Gebiet der Primärkupfer-Verhüttung ist der rotierende Aufblas-Konverter.

Unter den verschiedenen Konvertertypen besitzt in Europa der liegende Peirce-Smith-Konverter mit basischer Auskleidung (Magnesit- oder Chrommagnesit-Steine) eine gewisse Vorrangstellung. Die meisten Konverter dieser Art fassen 5 bis 20 t Metall, wobei das Fassungsvermögen mit zunehmender Abnutzung des Futters (Ausmauerung) ansteigt.

Abbildung 2.3: Liegender, seitlich blasender Konverter
(Pawlek, 1983: S. 353)



Der Peirce-Smith-Konverter besteht aus einem horizontal gelagerten Stahlzylinder, an dem parallel zur Längsachse eine Düsenreihe mit etwa 12 bis 18 Düsen von 30 bis 50 mm Durchmesser angebracht ist (seitlich blasendes Gerät).

Das Konvertermaul, das in der Mitte oder seitlich vorgesehen ist, dient gleichzeitig als Einsatzöffnung, als Ausguß und sehr oft auch als Abgasabzug.

BETRIEBSABLAUF

Die eigentliche Konverterreaktion, das Verblasen der Begleitmetalle des Kupfers, beginnt sofort nach der Verflüssigung des Metalls, wobei die metallischen Verunreinigungen je nach Siedepunkt verdampfen, zum Teil auch verschlacken.

Zink verdampft nahezu vollständig und geht schon nach kurzer Blasedauer fast restlos in den Flugstaub über. Ein Teil des Zinks verschlackt zunächst als Zinkoxid, wird jedoch durch Koks wieder reduziert und verdampft.

Ebenfalls relativ leichtflüchtig ist Blei, das überwiegend als Bleioxid abgetrennt wird.

Der starken Neigung des Zinns zur Verschlackung muß durch die laufende Reduktion des Zinnoxides in der Schlacke entgegengewirkt werden. Dies erreicht man durch die Anwesenheit von Eisen oder Koks in der Schlacke.

Kupfer und Nickel gehen praktisch nicht in den Flugstaub. Sie sind - entgegen dem Verfahrensziel - in erheblichen Mengen in der Schlacke vorzufinden.

Die Konverterschlacke, die 20 % des Kupfers, 50 % des Nickels und 60 % des Zinns aufnimmt, muß daher im Schacht-ofen aufgearbeitet werden. Die Verringerung dieses Wertmetallumlaufes, als einem wesentlichen Ziel der Verfahrensoptimierung, kann durch folgende Parameter beeinflusst werden:

- Aggregatzustand und Zusammensetzung des Einsatzmaterials
- Menge und Zeitpunkt der Zugabe von Koks, Eisen und anderer Zuschlagstoffe
- zeitliche Abstimmung des Blasens
- Vorwärmung des Blasewinds
- Variation des Sauerstoffanteils im Blasewind

Am Prozeßende liegt ein Metall vor, das sich aus etwa 96 % Kupfer und - in Abhängigkeit von Einsatzmaterial - aus Spuren von Blei, Zinn, Antimon, Nickel und Edelmetallen zusammensetzt. Dieses Rohkupfer muß im Anodenofen nachraffiniert werden, bevor es auf elektrochemischem Weg zu Reinkupfer verarbeitet wird.

2.3.3 Anodenofen

2.3.3.1 Diskontinuierliche Verfahren

Die pyrometallurgische Aufarbeitung von Kupfer-Altmaterialien findet ihren Abschluß in der Schmelzflußraffination, die üblicherweise in Herdflamöfen oder Drehtrommelöfen vorgenommen wird. Die Raffination verfolgt drei vorrangige Ziele:

- Entlastung der Elektrolyse durch weitere Abtrennung unedler Begleitmetalle
- Reduzierung des Schwefelgehalts auf ca. 0,004 %, um eine glatte Anodenoberfläche zu erhalten
- Senkung des Sauerstoffgehalts auf ca. 0,15 % mit dem Ziel, Erstarrungsschwindung beim Anodengießen zu vermeiden

EINSATZSTOFFE

Geeignete Einsatzstoffe der Schmelzflußraffination sind Blisterkupfer aus dem Primärkupferkonverter, Rohkupfer aus dem Sekundärkupferkonverter, Altkupfer mit hohem Kupferanteil und Anodenreste aus der Elektrolyse.

OFENTYPEN

Der Aggregatzustand des Vorlaufmaterials bestimmt weitgehend die Wahl des Ofentyps. Für den festen Eintrag eignen sich in erster Linie Herdflamöfen mit einem Fassungsvermögen bis zu 400 t, während Drehtrommelöfen mit einer Kapazität bis ca. 300 t Kupfer vor allem bei flüssiger Übergabe Anwendung finden.

Die Vorteile des Drehtrommelofens lassen sich in vier Punkten zusammenfassen:

- günstige Investitionskosten
- beträchtlich kürzere Schmelz- und Verhüttungszeiten
- geringer Verschleiß der Auskleidung
- verhältnismäßig geringer Brennstoffverbrauch

Die Öfen werden vorwiegend mit Öl oder Erdgas befeuert. Die Kohlenstaubfeuerung hat in der Sekundärkupferindustrie nur geringe Verbreitung gefunden.

Der thermischen Ausdehnung der Auskleidung aus Magnesit- oder Chrommagnesitsteinen muß insbesondere im Herdofenbau durch spezielle Gewölbekonstruktionen Rechnung getragen werden.

PROZESSABLAUF

Der Flammofenprozeß beginnt mit dem Beschicken und, wenn feste Stoffe eingesetzt werden, mit dem Einschmelzen des Vorlaufmaterials mit oxidierender Flamme. Dadurch wird bereits in dieser Arbeitsphase Sauerstoff von der Schmelze aufgenommen; die folgende Periode, das Blasen und Braten, wird verkürzt.

In der eigentlichen Oxidationsphase wird Luft in die Schmelze eingeblasen, und zwar durch einfache Eisenrohre beim Herdflammpfen oder einige wenige Düsen beim Drehtrommelofen. Beim exothermen Blaseprozeß bildet sich Cu_2O , das die unedleren Metalle oxidiert. Diese Oxide der Begleitmetalle gehen, soweit sie nicht verdampfen, in die Schlacke. Die Verschlackung verläuft bei Eisen, Kobalt und Zink vollständig, auch Blei und Zinn können weitgehend entfernt werden. Nickel, Arsen, Antimon, die Edelmetalle und die als Selenide und Telluride vorliegenden Elemente Selen und Tellur verbleiben großteils im Kupfer.

Der Schlackenanteil im Anodenofen der Montanwerke Brixlegg beträgt 8 %. Wegen des mit zunehmender Oxidationsdauer bis auf 40 % ansteigenden Kupfergehaltes wird diese Schlacke wieder in den Schachtofen eingebracht.

Gegen Ende der Oxidationsphase entweicht bei einem Cu_2O -Gehalt von ca. 10 %, wenn Cu_2S in der Schlacke vorhanden ist, Schwefeldioxid. Für diesen Prozeßabschnitt hat sich die Bezeichnung "Braten" eingebürgert.

Da Cu_2O nur in flüssigem, nicht aber in festem Kupfer löslich ist, gilt es, im nächsten Prozeßschritt, dem Polen, den Sauerstoffgehalt durch reduzierende Gase von 1 % auf 0,02 % bis 0,03 % zu senken.

Das Polen gliedert sich in die beiden Phasen Dichtpolen und Zähpolen:

Beim Dichtpolen wird zunächst eine leicht reduzierende Ofenatmosphäre eingestellt, die dann intensiviert wird, um SO_2 restlos zu entfernen. Gepolt wird mit frischen oder feuchten Holzstämmen, die in die Schmelze eingetaucht werden. Dadurch werden die Polgase Wasserstoff, Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe (Methan) und Wasserdampf freigesetzt, die als Spülgas Schwefeldioxid aus der Schmelze austreiben.

Das Dichtpolen wird beendet, wenn die Schöpfprobe blasenfrei erstarrt, also dicht ist.

Aufgabe des anschließenden Zähpolens ist es, Cu_2O mit Hilfe der aus den Baumstämmen entweichenden Polgase zu Kupfer zu reduzieren.

In mehreren modernen Kupferraffinerien hat das sogenannte "Gas-Polen" mit Hilfe von Erdgas das umständliche Polen mit Holz ersetzt.

Sobald der Sauerstoffgehalt der Schmelze den richtigen Wert erreicht hat, wird das Metall direkt in wassergekühlte Kupferformen gegossen, die in ihren Abmessungen auf die in

der nachfolgenden Elektrolyseanlage verwendeten Anoden abgestimmt sind. Als Trennmittel werden Aufschlammungen von Bariumsulfat oder Aluminiumsilicat in Wasser verwendet.

Der Gießvorgang wird entweder diskontinuierlich auf Karussell-Gießmaschinen oder kontinuierlich auf Bandgießmaschinen durchgeführt. Bandgegoßene Anoden zeichnen sich durch höhere Qualität aus. Ihre perfekte Geometrie und Oberfläche ermöglicht die Verringerung des Elektrodenabstandes in der Elektrolyseanlage.

2.3.3.2 Kontinuierliche Verfahren

Dem in der Primärkupfer-Erzeugung bestehenden Trend, einzelne Prozeßstufen zu koppeln und kontinuierlich ablaufen zu lassen, steht man bei der Verwertung von Kupfer-Altmaterial bisher eher reserviert gegenüber, weil die durchgesetzten Stoffströme in den meisten Fällen für einen wirtschaftlichen Betrieb zu klein sind.

Die Vorteile der kontinuierlichen Raffination liegen zum einen im niedrigen Energieverbrauch. Darüber hinaus sind aber auch die Abgasprobleme durch den gleichförmigen Anfall leichter zu beherrschen.

Unter der Bezeichnung CONTIMELT wird ein neues Verfahren zur kontinuierlichen Produktion von Anodenkupfer angeboten. Dabei wird geeignetes Vorlaufmaterial in einem Anodenschacht-ofen, der auf einem ovalen Herdofen aufgesetzt ist, eingeschmolzen. Das Kupfer fließt nach der Oxidationsphase kontinuierlich aus dem Herdofen ab und gelangt über den Vorherd in einen Trommelofen, der als zweite, reduzierende Stufe angeschlossen wird. Das Verfahren befindet sich derzeit in großindustrieller Erprobung.

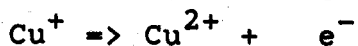
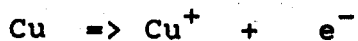
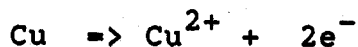
2.4 Elektrolytische Raffination

2.4.1 Grundlagen

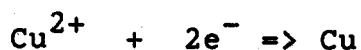
Obwohl durch die thermischen Raffinationsprozesse der größte Teil der unedleren Verunreinigungen aus dem Kupfer entfernt wird, bleibt es dennoch der elektrolytischen Raffination vorbehalten, Restgehalte von Arsen, Antimon und Edelmetallen abzuscheiden. Schon Spuren dieser Metalle beeinflussen die physikalischen Eigenschaften des Reinmetalls wesentlich.

Bei der Raffinationselektrolyse wird das vorraffinierte Kupfer anodisch in einem geeigneten Elektrolyten aufgelöst und als Reinkupfer an der Kathode niedergeschlagen.

Kupfer geht unter dem Einfluß des Gleichstroms an der Anode in Lösung:



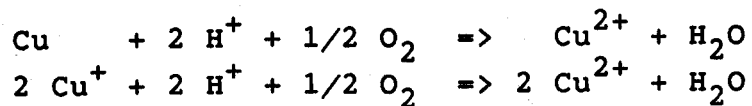
An der Kathode laufen folgende Reaktionen ab:



Einwertiges Kupfer entsteht somit an beiden Elektroden, kann aber auch bei der Auflösung von Cu_2O durch die freie Schwefelsäure des Elektrolyten gebildet werden. Beim Überschreiten der Gleichgewichtskonzentration disproportionieren die einwertigen Kupferionen:



Diese Reaktion ist für das Auftreten von Kupfer im Anodenschlamm verantwortlich. Die entstehenden Cu^{2+} -Ionen erhöhen die Konzentration im Elektrolyten ebenso, wie dies durch Oxidation von Cu oder Cu^+ -Ionen mit Luftsauerstoff geschieht:



Zur Kompensation werden daher 2 % der Bäder mit Blei-Anoden ausgestattet, an denen Kupfer abgeschieden und dadurch aus dem Elektrolyten entfernt wird.

VERHALTEN DER VERUNREINIGUNGEN

Hinsichtlich ihres Verhaltens im Elektrolyseprozeß lassen sich die Verunreinigungen in drei Gruppen zusammenfassen:

a) elektronektivere Elemente als Kupfer: Fe, Zn, Mn, Co, Cd, Ni, Pb, As, Sb, Sn, Bi

Diese Elemente werden aus den Anoden gelöst, aber nicht kathodisch abgeschieden. Eisen, Kobalt, Zink, Cadmium und Mangan bleiben im Elektrolyten gelöst. Nickel bildet Sulfate, die sich im Elektrolyten anreichern. Nur das in der Anode vorhandene Nickeloxid geht in den Anodenschlamm. Auch Blei sammelt sich als Sulfat im Anodenschlamm, während Zinn und Wismut hydrolysieren.

Andere Elemente wiederum, wie Arsen und Antimon, sind für den Elektrolyseprozeß insofern unangenehm, als sie bei zu niedriger Elektrolyttemperatur unlösliche Adsorptions- und Additionsverbindungen in Form sog. "treibender Schlämme" ausbilden. Arsen findet man zu 25 %, Antimon zu 60 % im Anodenschlamm.

- b) elektropositivere Elemente als Kupfer: Au, Ag, Se, Pt, Pd, Te

Aufgrund ihrer Stellung in der elektrochemischen Spannungsreihe gehen sie anodisch nicht in Lösung und fallen in den Anodenschlamm. Silber wird bei hoher Stromdichte in Spuren gelöst und an der Kathode abgeschieden. In Anwesenheit von Chlorid-Ionen tritt jedoch eine Fällung als AgCl ein.

Selen und Tellur treten als Selenide bzw. Telluride von Kupfer und Silber im Anodenschlamm auf.

- c) Als dritte Gruppe der Verunreinigungen sind nichtmetallische Bestandteile der Anode zu nennen, die man ebenfalls im Anodenschlamm vorfindet.

ELEKTROLYT

Die wesentlichste Eigenschaft des Elektrolyten ist seine selektive Löslichkeit für Kupfer. Die Praxis hat gezeigt, daß ein wäßriger Elektrolyt mit folgender Zusammensetzung dieser Aufgabe am besten gerecht wird:

Cu	35 ... 45 g/l
H ₂ SO ₄	150 ... 220 g/l
Cl ⁻	0,02 ... 0,07 g/l

Daneben werden Kolloide, Leim, Gelatine, Sulfitablauge, Thioharnstoff und Flockungsmittel (sulfonierte Kohlenwasserstoffe) als Badzusätze verwendet, um die Ausbildung dichter und glatter Niederschläge an der Kathode zu begünstigen. Andererseits setzen sie aber durch Einlagerungen die Kathodenqualität herab.

Da sich lösliche Verbindungen im Elektrolyten anreichern, wird ein Teilstrom (Endelektrolyt) laufend abgezogen und aufgearbeitet. Entscheidende Meßgrößen sind dabei die Arsen- und die Nickelkonzentration, die folgende Werte nicht überschreiten sollen:

20 g/l Ni

10 g/l As

Eine wichtige Größe zur Minimierung des spezifischen Energiebedarfs ist die Elektrolyttemperatur. Man arbeitet daher heute im Temperaturbereich zwischen 60 °C ... 65 °C.

BADSPANNUNG UND STROMDICHTEN

Die angelegte Spannung zählt in der Praxis zu den wesentlichsten elektrischen Größen. Sie hat eine Vielzahl von Widerständen und Gegenspannungen zu überwinden:

- Ohmscher Widerstand des Elektrolyten
abhängig von der Zusammensetzung des Elektrolyten, der Temperatur, der Badkonstruktion und vom Elektrodenabstand;
- Polarisation
überwiegend Konzentrationspolarisation, die durch verstärkte Elektrolytbewegung reduziert wird;
- Überspannung durch organische Zusätze
- Spannungsverluste in Leitungen und Kontakten
verringert durch spezielle Kontakte (BALTIMORE-Kontakt, WHITEHEAD-Kontakt);
- Anoden-Passivierung z.B. bei hoher Stromdichte

In konventionellen Elektrolyseanlagen liegt die Badspannung heute bei 0,25 bis 0,3 V.

Da nach dem 1. Faradayschen Gesetz die abgeschiedene Metallmenge zur durch die Elektrolysezelle geflossenen Strommenge direkt proportional ist, erhält man über die Stromstärke bzw. die auf die Kathode bezogene Stromdichte eine entscheidende Aussage über die Produktivität einer Elektrolyse. Einerseits bietet eine hohe Stromdichte wirtschaftliche Vorteile, weil der Kupferbehang durch die größere Leistung kürzer in der Anlage gebunden ist. Durch die größere Potentialdifferenz steigt aber der spezifische Energieverbrauch. Außerdem nimmt vor allem bei zu geringer Elektrolytbewegung die Gefahr der Verunreinigung der Kathoden durch Fremdmetalle, insbesondere durch Arsen zu.

Die kathodische Stromdichte konventioneller Anlagen liegt heute meist zwischen 200 und 250 A/m².

2.4.2 Technische Einrichtungen

ENERGIEVERSORGUNG

Die Gleichrichtung des elektrischen Stroms erfolgt allgemein mit Silizium-Gleichrichtern, die sich durch einen hohen Wirkungsgrad auszeichnen.

Der Stromverbrauch der Elektrolyse liegt zwischen 200 und 300 kWh/t Kupfer, die Stromausbeute variiert zwischen 92 und 96 %. Für eine hohe Energieausbeute ist die rasche Behebung auftretender Kurzschlüsse unerlässlich. Neben der händischen Temperaturkontrolle bieten sich vor allem Infrarotkameras als Überwachungseinrichtungen an.

Die heute allgemein gebräuchliche Schaltungsweise ist das sog. Multiple-System (Walkersystem). Dabei werden die Bäder mit ihrer Längsseite aneinander gekoppelt und zu längeren

Gruppen hintereinandergeschaltet. Innerhalb eines Bades werden abwechselnd je etwa 30 bis 50 Anoden und Kathoden eingehängt, die untereinander parallel geschaltet sind.

ANODEN UND KATHODEN

Die Dimensionen der Anoden sind nicht einheitlich. In modernen Elektrolyseanlagen werden jedoch meist Anoden mit Massen von 300 ... 380 kg und annähernd quadratischer Form eingesetzt (Seitenlänge: 0,9 ... 1,1 m; Dicke: 4 ... 5 cm).

Als Kathoden werden auf Kupfer-, Titan- oder rostfreiem Stahl-Mutterblechkathoden elektrolytisch aufgebrachte, dünne Kupferstartbleche verwendet.

Da der elektrische Widerstand mit abnehmendem Abstand zwischen den Oberflächen der Elektroden sinkt, ist der Elektrodenabstand eine wesentliche Einflußgröße für den Stromverbrauch. Der Optimierung des Elektrodenabstands sind insofern Grenzen gesetzt, als mit geringerem Abstand die Kurzschlußgefahr steigt. Gängige Werte liegen bei ca. 2,5 cm.

ELEKTROLYSEZELLEN

Herkömmliche Elektrolysezellen sind in Eisenbeton mit einer Innenauskleidung von 3...5 mm Hartblei oder Kunststoff (Hart-PVC) ausgeführt.

ELEKTROLYTZIRKULATION

Der Elektrolyt wird innerhalb der Anlage im Kreislauf geführt. Er fließt aus mit Dampf beheizten Behältern über Druckleitungen zu den Bädern. Die Beheizung des Elektrolyten kann auch über Durchlauferhitzer erfolgen.

Konventionelle Elektrolyseanlagen werden nach dem Querströmungsprinzip betrieben, d.h. die Elektrolytzu- und ablaufarmaturen befinden sich an den Stirnseiten der Bäder; die Elektrolytbewegung im Bad erfolgt quer zur Elektrodenrichtung. Die Zirkulationsgeschwindigkeit ist so bemessen, daß der Badinhalt in jeweils 3 ... 5 Stunden erneuert wird.

In den neuen Großraumbädern (Onahama, Japan) kann das Parallelstromprinzip realisiert werden, bei dem der Elektrolyt mit 20-fach erhöhtem Volumenstrom parallel zu den Elektroden strömt. Da die Strömungsgeschwindigkeit in dieser Anordnung dabei nur um ein Vierfaches ansteigt, wird so die Gefahr der Anodenschlammaufwirbelung verringert.

2.4.3 Ablauf der Elektrolyse

HERSTELLUNG VON STARTBLECHEN

In gesonderten Mutterblechbädern (ca. 5 % der Gesamtbäderzahl) werden auf mit Trennmitteln (Öl, Kolophonium, ...) vorbehandelten Mutterblechen ca. 1 mm starke Startbleche abgeschieden. An die abgezogenen und gerichteten Kupferbleche werden dann Ohren genietet, durch die die Kathodenstange gesteckt wird.

Durch die Verwendung von Titanmutterblechen kann eine deutliche Kostensenkung erzielt werden, weil sich dann der kosten- und arbeitsintensive Einsatz von Trennmitteln erübrigt.

KATHODENPRODUKTION

Der eigentliche Elektrolyseprozeß beginnt, nachdem die Bäder mit den Anoden und Startkathoden behängt, mit Elektrolyt gefüllt und an den Stromkreis angeschlossen sind. Während des

Prozesses ist eine kontinuierliche Überwachung erforderlich, um auftretende Kurzschlüsse zu erkennen und zu beheben. Die Anodenreise - der Zeitraum, den die Anode im Bad verbleibt - hängt von der Anodendicke und der Stromdichte ab. Die Kathodenreise ist meist wesentlich kürzer, sodaß die Kathoden während einer Anodenreise mehrmals gewechselt werden.

Am Ende der Anodenreise wird der über dem Anodenschlamm stehende Elektrolyt abgezogen, die Anodenreste werden gereinigt und entfernt. Nach dem Absaugen des Anodenschlammes kann die gereinigte Badgruppe neu behängt und der Elektrolyseprozeß fortgesetzt werden.

VERARBEITUNG DES ANODENSCHLAMMES

Der Hauptanteil des Anodenschlammes besteht aus Kupferpulver, abgefallenen Knospen und Anodenresten. Die weitere Zusammensetzung hängt von den Anodenverunreinigungen ab und variiert in weiten Grenzen. Die Aufarbeitung hinsichtlich der Elemente Selen, Tellur und der Edelmetalle ist uneinheitlich und wird auf die jeweilige Zusammensetzung abgestimmt. Es kommen sowohl pyrometallurgische als auch hydrometallurgische Verfahren zur Anwendung.

2.4.4 Neue Entwicklungen

Die vielfältigen, im folgenden nur kurz angeführten Maßnahmen und Entwicklungen auf dem Gebiet der elektrolytischen Kupferraffination zielen sowohl auf eine Senkung der Betriebskosten, insbesondere der Personal- und Energiekosten, als auch auf eine Erhöhung der Kathodenqualität ab.

o verbesserte Anodenqualität durch

- gewichtskontrolliertes Gießen von Anoden
- Anodenvorbereitung durch Richten der Anoden bzw. Anodenohren
- Bandguß

- o verbesserte Startkathodenqualität und verminderte Personalkosten durch
 - Mechanisierung von Arbeitsabläufen
 - z.B.: Abziehen von Mutterblechen und Anfertigen von Starterblechen;
 - Transport und Waschen von Kathoden, Anoden und Anodenresten
 - Einsatz von Titanmutterblechen
- o verbesserte Raumausnutzung durch
 - Großbäder
 - geringeren Elektrodenabstand
 - Erhöhung der Stromdichte
- o Verbesserungen bei den Elektrolytzirkulationssystemen durch
 - bessere Temperaturkontrolle
 - Filtration des Elektrolyten
- o Verbesserungen bei der Stromversorgung durch
 - Silizium- oder Thyristor-Gleichrichter mit automatischer Stromkonstanthaltung
 - verbesserte Kontaktsysteme
- o Verbesserungen bei der Bäderüberwachung durch
 - Verwendung von Gaußmetern, Infrarotüberwachung und kontinuierliche Badspannungsmessung
- o Reduktion des Dampfverbrauches durch
 - gemeinsame Badzwischenräume
 - Abdeckung und Isolation der Bäder

Von den in den letzten Jahrzehnten entwickelten Elektrolysekonzepten sollen im folgenden jene beiden Maßnahmen näher beleuchtet werden, die in der neu errichteten Anlage in Brixlegg verwirklicht wurden.

Dem allgemeinen Trend zur Erhöhung der Stromdichte stehen Probleme entgegen, die sich aus den verschiedenen Polarisierungen und Passivitätserscheinungen ergeben. Zur Zeit gibt es zwei Strategien, um Konzentrationsunterschiede im Nahbereich der Elektroden und die Bildung schlecht leitender Oxidschichten auf der Anode bei gegenüber dem Normalfall von 250 A/m^2 erhöhter Stromdichte zu vermeiden:

Eine Möglichkeit besteht darin, die Elektrolytzirkulation drastisch zu erhöhen. Dieses Konzept läßt sich, wie bereits an anderer Stelle erwähnt, durch im Parallelstrom durchflossene Großbäder ohne Schlamm aufwirbelung realisieren (Onahama, Japan).

Die zweite großtechnisch genutzte Technologie ist das auch in Brixlegg angewendete Umkehrstrom-Elektrolyseverfahren (PCR - periodic current reversal). Das Verfahren ist dadurch gekennzeichnet, daß ein kurzzeitiger periodischer Stromrichtungswechsel die von den hohen Stromdichten hervorgerufenen Polarisationserscheinungen und Konzentrationsprofile an den Elektroden aufhebt.

Die Relation von Umkehr- zu Normalstrom soll zwischen 1:20 und 1:40 liegen (z.B. 5 s Umkehrstrom auf 100 s Normalstrom). Der gravierendste Nachteil dieser Methode besteht darin, daß der Verbrauch an elektrischer Energie mit steigender Stromdichte stark ansteigt, wobei allerdings durch das geringere Elektrolytvolumen eine gewisse Dampfgutschrift zu berücksichtigen ist. Bei ungenügender Anodenqualität ist mit zunehmender Stromdichte auch eine Beeinträchtigung der Kathodenqualität nicht auszuschließen.

Nach diesem 1966 in Bulgarien entwickelten Verfahren werden heute in sieben Raffinationselektrolyseanlagen 16 % der Weltproduktion erzeugt.

Eine geringfügige Steigerung der Stromdichte erlaubt auch die Elektrolyse mit Permanentkathoden aus Edelstahl. Die Hauptvorteile dieser bei Mount Isa (Australien) entwickelten Methode liegen jedoch im reduzierten Personalaufwand, der günstigeren Flächenausnutzung und dem geringeren Elektrodenabstand. Die Entwicklung dieser Methode, bei der die Herstellung von Startblechen entfällt, war eng verknüpft mit der Verfügbarkeit geeigneter mechanischer Systeme zum Strippen der in den Produktionsbädern eingehängten Permanentkathoden.

In der folgenden Tabelle werden die Daten von Elektrolyseanlagen gegenübergestellt, die nach der konventionellen Methode, dem Umkehrstromverfahren und mit Permanentkathoden betrieben werden. Die verglichenen Anlagen sind jeweils auf eine Jahresproduktion von 100.000 t ausgelegt.

Tabelle 2.1: Vergleich verschiedener Kupferelektrolyseanlagen (Traulsen et al., 1985)

		konv.	P C R	Permanent-Kathoden
	A/m ²	235	322 eff.	255
Badausführung		konventionell mit gemeinsamer Zwischenwand		
Badlänge	m	4,85	4,85	4,85
Anzahl der Bäder				
Produktion		560	416	482
Mutterblech		38	42	-
Regulierbäder		8	8	6
Endentkupferung		8	8	8
Elektrodenabstand	mm	105	105	95
Anodentyp		konv.	<--	<--
Anodenmaße	mm	915x920	915x920	915x920
Badstrom				
Produktion	A	19000	26000 (eff)	22300
Mutterblech	A	19000	19000	-
Regulierbäder	A	19000	19000	22300
Endentkupferung	A	10000	10000	10000
Zahl der Gruppen				
Produktion		14	10	17
Mutterbleche		1	1	-
Regulierbäder		1	1	1
Endentkupferung		2	2	2
Stromkreise				
Produktion/Mutterblech		1	2	1
Regulierbäder		1	1	1
Endentkupferung		?	?	?
Elektrolytkreisläufe				
Produktion		4	3	4
Mutterbleche		1	1	-
Gebäude				
Bäderhalle u. Elektrodenvorbereitung	m ²	7746	6647	6380
Elektrolytzirkulation/Nebenanlagen/Versorgungssysteme	m ²	1752	1632	1608
Kathodenlager	m ²	2590	2574	2574
Stromdichte				
Produktionsbäder	A/m ²	235	322	255
Mutterblechbäder	A/m ²	220	220	-
Regulierbäder	A/m ²	235	235	255
Endentkupferungsbäder	A/m ²	124	124	124
Stromausbeute				
Produktionsbäder	%	92	92	93
Zeitausbeute	%	92,5	90,5	93
Anodenreise	Tage	21	14	21
Kathodenreise	Tage	10/11	7	7
Elektrodenwechsel				
Tage pro Woche		5	5	5
Schichten pro Tag		2	2	2
Betrieb d. Mutterblechbäder				
Tage pro Woche		6	6	-
Durchschn. Anodengewicht	kg	285	261	306
Durchschn. Anodenschrottanteil	%	19,3	21,1	18
Durchschn. Kathodengewicht	kg	116	104	41,9

2.5 Kathodenverarbeitung

Der Verkauf des Elektrolytkupfers erfolgt nur selten direkt als Kathodenkupfer, weil das vorliegende kristalline Gefüge für die meist erforderliche plastische Verformung nicht geeignet ist. Der anschließende Umschmelzprozeß bringt eine Umwandlung mit sich und bietet außerdem die Möglichkeit, Desoxidationsmittel oder Legierungszusätze in die Schmelze einzubringen. Bei der Verfahrensführung ist darauf zu achten, daß das gießfertige Kupfer möglichst arm an Schwefel bleibt; Sauerstoff- und Wasserdampfgehalt müssen richtig eingestellt werden.

Das Umschmelzen kann in folgenden Ofentypen durchgeführt werden:

diskontinuierlich

- brennstoffbeheizte Öfen mit kleinem Fassungsvermögen: koksbeheizte Tiegelöfen (bis 1 t) oder gas- bzw. ölgefeuerte Drehtrommelöfen (bis 5 t)
- Herdflämmöfen mit Heizöl oder Erdgas beheizt (250 bis 600 t Inhalt)

kontinuierlich

- Niederfrequenz-Induktionsrinnenöfen mittlerer Größe
- Kathoden-Schachtofen mit schwefelfreien Brennstoffen beheizt

Wird durch das Umschmelzen Schwefel in die Schmelze eingebracht, muß analog zu den Vorgängen im Anodenofen eine Feuerraffination zur Entfernung der Verunreinigung erfolgen (z.B. Herdflämmofen).

Als Alternative bietet sich die Beheizung mit schwefelarmen Brennstoffen oder elektrischer Energie im Induktionsrinnenofen oder Kathodenschachtofen an. Die beiden genannten Ofentypen eignen sich besonders für den kontinuierlichen Strangguß.

Im Kathodenschachtofen, auch ASARCO-Ofen genannt, werden unter schwach reduzierender Atmosphäre Durchsätze bis 80 t/h erzielt. Über einen Warmhalte- und Temperatúrausgleichsofen erfolgt das kontinuierliche Gießen zu den vermarktbaren Formaten.

3 KUPFERHÜTTE BRIXLEGG

Der Anlagenkomplex der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. - vereinfacht dargestellt in Abbildung 3.1 - besteht aus zahlreichen Produktionsanlagen, die hinsichtlich der Stoffflüsse in enger wechselseitiger Beziehung stehen (Kupferraffinationslinie). Einige Werksteile sind aber völlig unabhängig von anderen Produktionsanlagen (Kupferoxichloridanlage).

Wie bereits in der Einleitung betont, ist die quantitative Beschreibung der Stoffflüsse im Anlagenkomplex

2. Grund- und Verfahrensfließbilder

Im nächsten Schritt wurden aus technischen Beschreibungen Fließbilder abgeleitet und den Betriebseinheiten zugeordnet. Diese Fließbilder erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Vielmehr sind nur die wesentlichsten, für die Bestimmung der Stoffströme und das Verständnis der Verfahrensabläufe notwendigen Aggregate und Fließlinien wiedergegeben.

3. Massenbilanzen

Schließlich konnte aus den Fließbildern in Verbindung mit den aus den Bescheiden, technischen Beschreibungen und sonstigen Unterlagen gewonnenen Daten das quantitative Strombild (Sankey-Diagramm) für die jeweilige Betriebseinheit erstellt werden.

3.1 Technische Beschreibung der Anlagen

Ausgangsmaterialien und Reststoffe, die nur einen geringen Kupfergehalt aufweisen, werden in einem ersten Schritt unter reduzierenden Bedingungen im Schachtofen eingeschmolzen.

BESCHREIBUNG DER ANLAGE

Schachtofen

Der Schachtofen wurde von den Montanwerken Brixlegg in den Jahren 1966/67 im Eigenbau errichtet.

Er besteht aus einem gemauerten Sockel mit einem Tiegel zur Aufnahme der Schmelzen von Schlacke und Metall. Auf ihm ruhen die Kühlkästen mit den eingebauten Windformen. Darüber befindet sich der gemauerte Schacht. Er wird allseits von wassergekühlten Trägern gestützt, die auf einer Tragkonstruktion aufliegen.

Einrichtungen zur Beschickung

Die Beschickung des Schachtofens erfolgt absätzig, jeweils abwechselnd mit Möller und Koks. Dazu wird das Einsatzmaterial, das sich in einem Chargiercontainer befindet, zunächst mit Hilfe eines Transportwagens über eine Rampe auf die Höhe der Beschickungsöffnung gebracht. Dort wird der Container auf einen Chargierwagen überstellt, von dem das Einsatzgut über eine Unwuchtförderrinne in den Schachtofen gelangt. Mit dieser, in den Jahren 1976/77 umgestalteten Beschickungsanlage wurden folgende Verbesserungen erzielt:

- Einschränkung der Staubentwicklung auf den Horizont der Ofenbeschickung
- Durchsatzsteigerung
- Senkung der Koksrate

Windanreicherung

Durch die Windanreicherung mit 2 ... 3 % Sauerstoff wird ebenfalls der Kokseinsatz verringert und die Schmelzleistung erhöht. Die Sauerstoffverdampfungsanlage besteht aus einem 75.000 l fassenden, vakuumisolierten Tank, einem Rippenrohr-Freiluftverdampfer und den erforderlichen Leitungen zu den Blasformen.

Abhitzeanlage

Die Abgase des Schachtofens werden zur Wärmerückgewinnung in die Abhitzeanlage geführt. Diese setzt sich aus einem Strahlungsteil und dem nachfolgenden Rauchrohrkessel (Vacek-Kessel) zusammen und ermöglicht im gemeinsamen Dampfkessel die Erzeugung von 21 t Dampf/d.

Durch Frischluftzufuhr wird die Abgastemperatur auf die für die nachgeschaltete Schlauchfilteranlage zulässige Höhe gesenkt. Die im Schachtofenfilter anfallenden Stäube gelangen in die aus vier Silos und diversen Fördereinrichtungen bestehende Siloanlage und werden dort zwischengelagert, bis sie mit Silotransportern abtransportiert werden.

Ein Saugzugventilator mit einer Leistungsaufnahme von 34 kW (bei 20° C) befördert das entstaubte Abgas über den ca. 45 m hohen, gemauerten Kamin ins Freie.

Schachtofenvorherd

Das im Schachtofentiegel gesammelte Kupfer wird periodisch in eine Gießpfanne abgestochen. Im Schachtofenvorherd, der mit einem Brenner für Heizöl schwer befeuert wird, trennen sich Schlacke und Metallschmelze.

Schachtofennebenentsorgung

Die Schachtofennebenentsorgung erfaßt das beim Abstich entweichende Abgas und die diffusen Emissionen aus dem Bereich der Gicht. Die gesammelten Abgase werden in einer Schlauchfilteranlage mit Jet-Abreinigung entstaubt.

Schlackenaufbereitung

Die flüssige Schachtofenschlacke wird im Vorherd von der Metallschmelze abgezogen und läuft über die Granuliertrinne in das mit Wasser aus dem Alpbach gefüllte Löschbecken. Durch den Abschreckvorgang fällt Granulat im Korngrößenbereich von 0 bis 5 mm an. Das durch mehrmaliges Umlagern vor-entwässerte Produkt wird zunächst in Tagessilos zwischengelagert, dann über ein Förderband in die mit Heizöl extra leicht befeuerte Trockentrommel gebracht und getrocknet. Das Abgas des Trockners wird in einer Gewebefilteranlage mit Druckluftabreinigung entstaubt.

Das Granulat kann nur dann als Sandstrahlgut verkauft werden, wenn es normgerecht in Korngrößen zwischen 0,25 mm und 2,8 mm vorliegt. Daher ist eine Trennung in einzelne Kornfraktionen erforderlich. Primär anfallendes Überkorn wird in einem Walzenbrecher zerkleinert und erneut auf die Klassiersiebe aufgebracht. Das Unterkorn, von dem rund 0,5 t/d anfallen, kann keiner Verwendung zugeführt werden. Es wird daher in den Vorfluter verbracht. Die einschichtig betriebene Schlackenaufbereitungsanlage ist für einen Durchsatz von 8 t/h ausgelegt.

EINSATZSTOFFE

Die Bandbreite möglicher Einsatzmaterialien für den Schachtofenprozeß ist besonders vielfältig und wird wesentlich vom Marktangebot bestimmt. Die Metallgehalte der relativ kleinen

Schrottkontingente unterliegen starken Schwankungen. Schwer zu charakterisieren sind auch die organischen Verunreinigungen der Einsatzstoffe. Informationen über die für den pyrometallurgischen Prozeß entscheidenden Metallgehalte des inhomogenen Vorlaufmaterials erhält man durch die Anfertigung von Versuchsschmelzen.

Die nachfolgende Liste der Schachtofeneinsatzstoffe des Jahres 1987 beruht auf Werksangaben. In der Zusammenstellung wurde versucht, neben den quantitativ überwiegenden Schrotten vor allem die innerbetrieblich anfallenden Reststoffe vollständig zu erfassen:

Tabelle 3.1: Schachtofen-Einsatzstoffe des Jahres 1987

-
- o Altschrotte
 - Eisenmaterialien (plattiertes Eisen, Elektromotorenteile, Relais)
 - Zinkmaterialien (Messinge, zinkhaltige Altschrotte)
 - o Schlacken
 - Repetierschlacke des Schachtofens
 - Konverterschlacke
 - Flammofenschlacke
 - Kupferhältige Fremdschlacken
 - o Oxidische Aschen und Krätzen
 - o Kupferhydroxidmaterialien und Kupfersalze
 - o Innerbetrieblich anfallende Reststoffe
 - Rückstände aus der Abhitzeanlage des Schachtofens
 - Filterkuchen aus der Abgasentschwefelungsanlage beim Konverter
 - Filterstaub aus der Flammofenanlage
 - Filterstaub aus der Bemusterungsanlage
 - Entkupferungskathoden aus der Elektrolyseanlage
 - Entkupferungsschlamm
 - Endschlämme aus der Anodenschlammanlage
 - Filterkuchen aus der Nickelsulfatanlage
 - Sulfidschlämme aus der Nickelsulfatanlage
-

Bei einer Beprobung und Identifizierung des Kunststoffanteiles des Schachtofeneinsatzgutes (Knapp, 1984) im Jahr 1984 wurden im damals eingesetzten Altschrott (Telefon-schrott, Relais-schrott, Zählergehäuse, Platinen) folgende Kunststoffe identifiziert:

Tabelle 3.2: Kunststoffarten im Schachtofen-Einsatzgut
(Beprobung 1984)

<u>Polyolefine</u>
Polyethylen
Polypropylen
<u>Styrol-Polymerisate</u>
Polystyrol-Copolymer
<u>Halogenhaltige Homopolymere</u>
Polyvinylchlorid
<u>Heteropolymere gemischten Kettenbaus</u>
Polycarbonat
Polyoxymethylen
Cellulose-Acetobutyrat
<u>Phenoplaste</u>
<u>Aminoplaste</u>
<u>vernetzte Reaktionsharze</u>
Epoxidharz

ZUSCHLAG- UND BRENNSTOFFE

Als Reduktionsmittel und Energieträger im Schachtofenprozeß dient Koks. Kalk und Quarz werden als Schlackenbildner eingesetzt.

HAUPTPRODUKT

Im Schachtofen wird das sogenannte "Schwarzkupfer" erschmolzen (ca. 49 t/d), das folgende durchschnittliche Zusammensetzung aufweist:

Tabelle 3.3: Durchschnittliche Zusammensetzung des Schwarzkupfers (1987)

Element	Gehalt (%)
Cu	76
Fe	5
Ni	5
Sn	4
Zn	4
Pb	4
S	1
Rest (u.a. Ag, As, Sb)	1

Darin werden folgende Werte ausgewiesen (Angaben in % Masse)

Silikogene Komponenten

Quarz:	< 1
Cristobalit:	-
Tridymit:	-
Summe der silikogenen Komponenten: (freie kristalline Kieselsäure)	< 1

Toxische Komponenten

Antimon:	0,05
Blei:	0,18
Cadmium:	< 0,01
Mangan:	0,36
Zinn:	0,36
Summe der toxischen Komponenten:	< 1,0

Cancerogene Komponenten

Arsen:	< 0,01
Beryllium:	< 0,01
Chromate:	< 0,01
Nickel:	0,14
Kobalt:	0,03
Summe der cancerogenen Komponenten:	< 0,2

Damit werden in dieser Analyse die Anforderungen nach der TRgA erfüllt.

Die Bestimmungen der TRgA fordern zum Nachweis der Unbedenklichkeit mindestens alle drei Jahre diese Untersuchung des Strahlmaterials von einer unabhängigen, staatlichen Stelle.

Filterstäube

Das Abgas des Schachtofens wird über die Gicht abgezogen und durch Zumischung von Frischluft abgekühlt. Flugstäube werden anschließend mit einem Schlauchfilter abgeschieden.

Beim Abstich anfallende Abgase werden durch die sogenannte Schachtoffennebenentsorgung separat erfaßt und zur Staubabscheidung ebenfalls einem Gewebefilter zugeführt.

Als typische Zusammensetzung der Filterstäube der Schachtofenanlage bei einem Anfall von rund 8,5 t/d im Jahr 1986 bzw. 5 t/d im Jahr 1987 (Hauptfilter und Nebenentsorgung) gibt das Werk an:

Tabelle 3.5: Typische Zusammensetzung des Flugstaubes der Schachtofenanlage

Element	Gehalt (%)
Zn	30
Pb	14
Cu	10
Cl	6
Sn	1
Al	2
S	2
Fe	1
Mg	0,5
Untergeordnete Elemente ca.	5
Summe	71,5
Rest: O ₂ , gebunden	

Eine 1974 durchgeführte Analyse im Rahmen der Genehmigung der Siloanlage zur Lagerung der Schachtofen-Filterstäube weist eine erheblich andere Zusammensetzung auf, was verdeutlicht, wie stark die Zusammensetzung der Flugstäube von den Einsatzstoffen beeinflusst wird.

Tabelle 3.6: Beispiel für die Zusammensetzung von Filterstäuben der Schachtofenanlage

Element	Gehalt (%)
Zn	60
Pb	8
Cl	2
Cu	2 - 3
Summe	72 - 73
Rest: O ₂ , gebunden bzw. unbekannt	

In einer vom Werk in Auftrag gegebenen Studie im Rahmen der Untersuchung der Emissionssituation (Michalke, Felbermayer, 1982) wurden auch die Stäube des Schachtofens, der Konverter, der Flammöfen und der Bemusterung untersucht. Aus der Studie geht allerdings nicht eindeutig hervor, ob die Filterstäube selbst oder der Reststaub reingasseitig analysiert wurde. Erstgenannte Vorgangsweise ist ob der einfachen Probenahme die naheliegendere, im zweiten Fall bestehen aber zumindest Anhaltspunkte über mögliche Inhaltsstoffe der in den Schlauchfiltern abgeschiedenen Stäube.

Bei den oben genannten Untersuchungen wurden die Stäube mittels energiedispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) auf die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn sowie auf SiO₂ untersucht. Weiters wurde der Gehalt an organischen Kohlenstoffverbindungen (als CH₄-Äquivalente) im Rauchgas ermittelt, was insoferne Rückschlüsse auf die Stäube ermöglicht, als hohe Gehalte an organischen Kohlenstoffverbindungen im Rauchgas Indiz für hohe Gehalte auch in den Flugstäuben sein können.

Die Studie weist für die Stäube des Schachtofenhauptfilters neben den Schwermetallen Blei und Zink als Hauptanteile, Kupfer als Nebenbestandteil aus, der Nachweis von Chrom und Silizium war unsicher. In welchen Konzentrationen die Elemente zu finden waren, ist nicht angeführt. Die restlichen untersuchten Elemente konnten nicht nachgewiesen werden.

In den Stäuben der Schachtofennebenentsorgung wurden Blei und Zink als Hauptbestandteile und Kupfer als Nebenbestandteil nachgewiesen.

Des weiteren wurden im Rauchgas hohe Werte an "Organo-C-Verbindungen" gemessen ($420 \text{ mg/m}^3 \text{ CH}_4$ -Äquivalente).

Im Jahr 1984 vom Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführte Analysen (Bekanntgabe der Ergebnisse in Form der an die Montanwerke Brixlegg gerichteten Schreiben vom 8. Oktober 1984 [Betreff: Rauchgas- und Flugstaubanalysen] und vom 22. Jänner 1985 [Betreff: Ergänzende Bemerkungen]) ergaben, daß besonders hochmolekulare Ringverbindungen im Filterstaub zu finden sind. Im Rahmen dieser Messungen wurden insgesamt ca. $820 \mu\text{g}$ organische C-Verbindungen/g Filterstaub nachgewiesen. Einige davon wirken nachweislich krebserregend.

Dazu wörtlich aus dem oben zitierten Schreiben vom 8. Oktober 1984 an die Montanwerke:

" ... wurden einige andere, als kanzerogen erwiesene polyzyklische, aromatische Verbindungen in z.T. nicht unbeträchtlichen Konzentrationen identifiziert ... "

So wurden beispielsweise $43 \mu\text{g}$ Benz-a-pyren/g Filterstaub nachgewiesen.

Die Filterstäube des Schachtofens werden derzeit zur Weiterverarbeitung zu Mischmetall in die BRD exportiert.

Ofenausbruch

In geringen Mengen fällt weiters die feuerfeste Ausmauerung des Schachtofens an. Die feuerfeste Auskleidung muß laufend ausgebessert werden, um die Betriebsbereitschaft aufrecht zu erhalten.

Diese Wartungs- und Reinigungsarbeiten werden in Intervallen von drei Wochen ausgeführt. Über die Lebensdauer der Ausmauerung des Schachtofens insgesamt liegen keine genaueren Angaben vor, größenordnungsmäßig kann sie bei zwanzig Jahren und darüber liegen.

Der Ofenausbruch des Schachtofens wird mit den Ausbrüchen der Konverter und der Flammöfen teilweise im Werk verwertet, teilweise an die Feuerfestindustrie zur Aufarbeitung abgegeben.

Weißes Schamottmaterial wird aufgemahlen und als Stichmasse verwendet. Aus den Magnesitmauerungen werden händisch kupferhaltige Teile aussortiert, zerkleinert und im Schachtofen eingesetzt. Der Rest geht zurück an die Feuerfestindustrie, wo das Material aufgemahlen wird und daraus Magnesitstampfmassen hergestellt werden.

Vermutungen dahingehend, daß dieses Material auf der werkeigenen Sondermülldeponie in St. Gertraudi abgelagert wird (Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck, Zl. 1236/78 vom 10. Juli 1978), fanden keine Bestätigung. Die Deponie dient dem Werk zur Ablagerung von Bauschutt und Abbruchmaterial.

Tabelle 3.7: Technische Daten der Betriebseinheit 1 -
Schachtofenanlage

<u>Schachtofen</u>		
Hersteller		Montanwerke Brixlegg
<u>Konstruktionsdaten</u>		
Querschnitt	mm	1.000 x 2.500 (in der Blaseebene)
Höhe	mm	ca. 8.000
<u>Betriebsbedingungen</u>		
Temperatur		
an der Gicht	°C	500 ... 900
am Abstich	°C	1.150
Winddurchsatz	Nm ³ /h	6.000
Sauerstoffzusatz	Vol%	ca. 3
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Beschickung und Abstich		in Abständen von ca. 30 Minuten
mittl. Verweilzeit	h	3
Betriebsweise		dreischichtig
<u>Betriebsstunden</u>		
1982	h/a	5.725
1987	h/a	6.238
Einsatz (ohne Koks)	t/d	146 (Jahresdurchschnitt 1987)
<u>Ausbringen</u>		
Schwarzkupfer	t/d	ca. 49
Filterstaub	t/d	5 (Jahresdurchschnitt 1987)
Schlacke	t/d	ca. 45
<u>Schachtofenvorherd</u>		
Heizölverbrauch 1987	t/a	258
<u>Abhitzeanlage</u>		
Leistung	MW	2,2
Dampfproduktion	t/d	21
<u>Schachtofenhauptfilter</u>		
Hersteller		Intensiv
Type		IFS 162/9 x 3,5
Abreinigung		Hubbalkenfilter
Filterstoff		mit Spülluft
Zahl der Schläuche		Polyacryl
Dimensionen der Schläuche		216
Länge	mm	3.250
Durchmesser	mm	200
Filterfläche		450 m ²
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h)	45
max. Filtereintrittstemperatur	°C	120
Abgasvolumenstrom (nach Schlauchfilter)	Nm ³ /h	ca. 19.000 (Werksangabe)
Inbetriebnahme		vor 1967

Schachtofenzusatzfilter

Hersteller	SCHEUCH
Type	IMPULS-FILTER SFDR 5/8-C-7
Abreinigungsverfahren	Heißgasausführung
Filterstoff	Jet-Abreinigung
Zahl der Schläuche	PePe 551
Dimensionen der Schläuche	378
Länge	mm 3.350
Durchmesser	mm 160
Filterfläche	m ² 650
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h) 35
max. Filtereintrittstemperatur	°C 130
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h 21.000 (Werksangabe)

Installierung	Ende 1980
Abnahmemessung	19. März 1981
Staubgehalt	
Garantiewert	mg/Nm ³ 50

Kamin-Schachtofennebenentsorgung

Höhe	m 17
Durchmesser	mm 900

Schachtofenstaubsiloanlage

Benutzungsbewilligung	1974

Sauerstoffverdampfungsanlage

Fassungsvermögen des	
Lagertanks	1 75.000
Verdampfer	4 Rippenrohr-Freiluft-verdampfer

Benutzungsbewilligung	12. April 1977

Schlackenaufbereitung

Durchsatzleistung	t/h 8

Herstellungs- und Betriebsbewilligung	1973

Bewilligung zur Herstellung wesentlicher Änderungen	21. März 1984
Inbetriebnahme der Filteranlage	Anfang 1987

Kamin - Schlackenaufbereitung

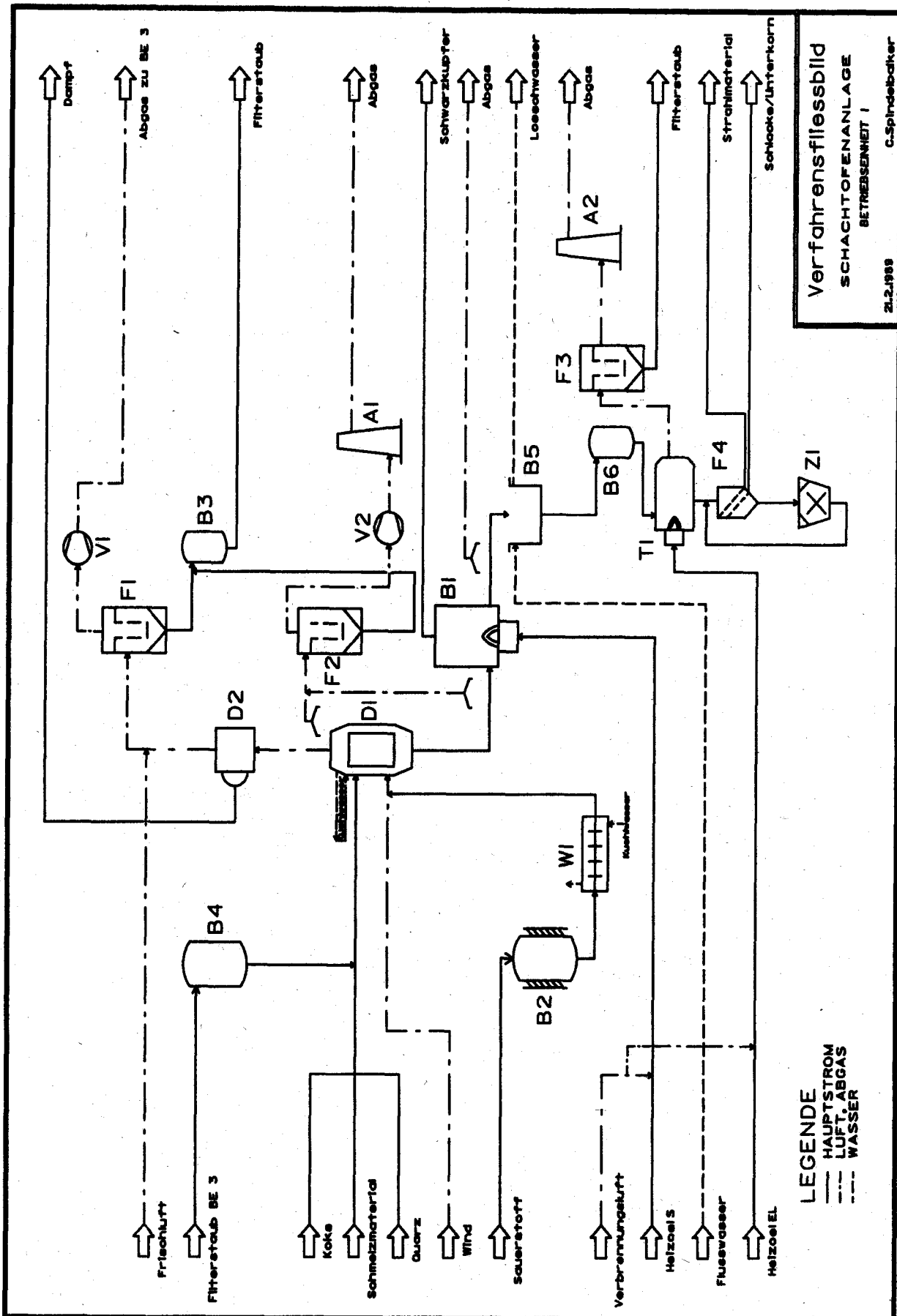
Höhe	m 12
Durchmesser	mm 500

Abbildung 3.2: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 1 -
Schachtofenanlage

Legende zu Abbildung 3.2

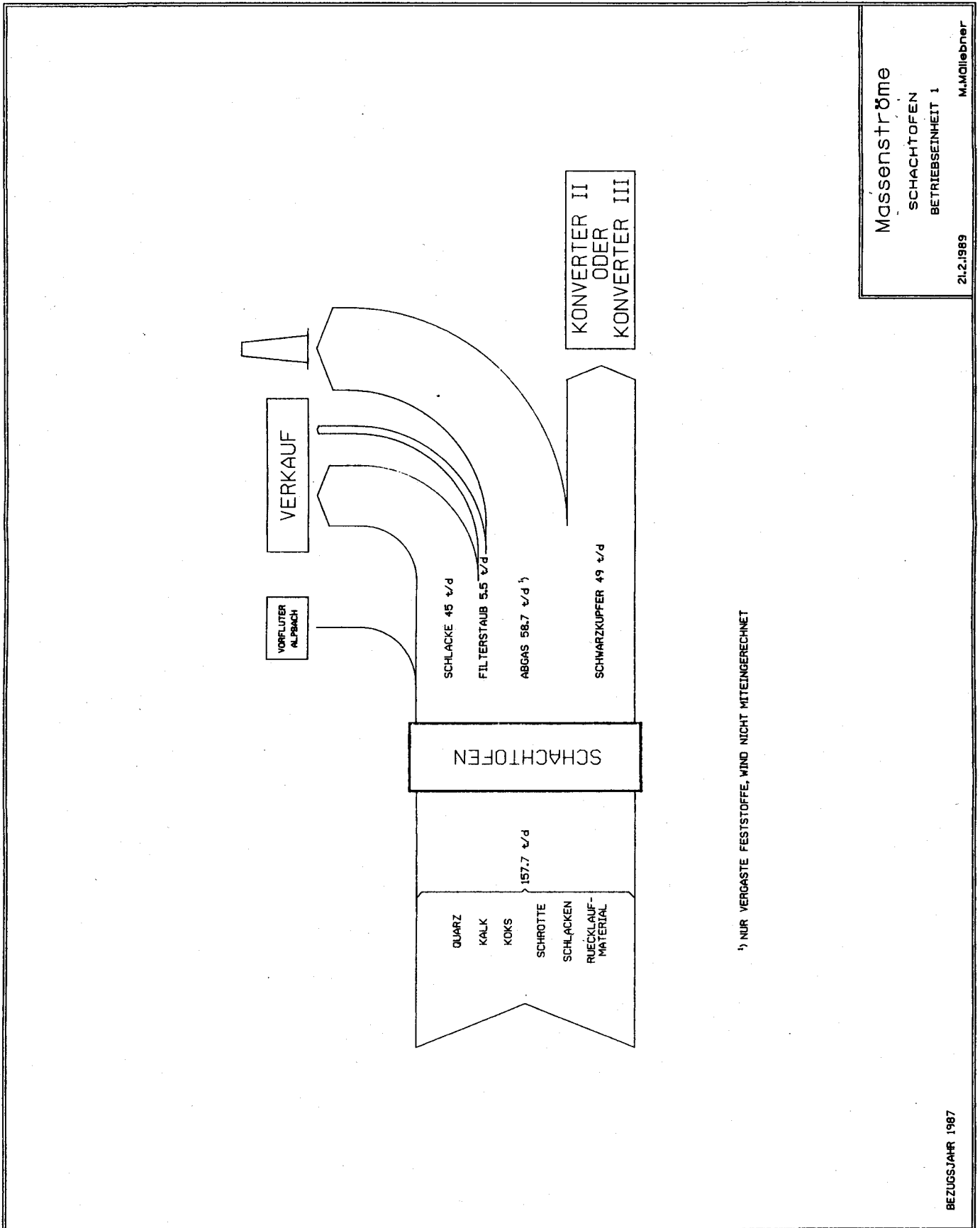
A1	Schornstein - Schachtofennebenentsorgung
A2	Kamin - Schlackenaufbereitung
B1	Schachtofenvorherd
B2	Sauerstofftank
B3	Filterstaubsilo
B4	Zuteilsilo für Flammofenfilterstaub
B5	Schlackenlöschbecken
B6	Zwischenbehälter für Schlackengranulat
F1	Schachtofenhauptfilter
F2	Schachtofennebenfilter
F3	Filteranlage - Schlackenaufbereitung
F4	Siebapparat
T1	Trommeltrockner
V1	Saugzugventilator - Schachtofenhauptentstaubung
V2	Saugzugventilator - Schachtofennebenentstaubung
W1	Sauerstoffverdampfer
Z1	Brecher

Abbildung 3.2



Verfahrensfliessbild
SCHACHTOFENANLAGE
BETRIEBSENHEIT I
21.2.1998
C. Spindebaker

Abbildung 3.3: Massenströme der Schachtofenanlage
(Bezugsjahr 1987)



3.1.2 Konverteranlage (Betriebseinheit 2)

In der Schmelzhütte der Kupferhütte Brixlegg sind neben dem Schachtofen und den beiden Flammöfen auch drei seitlich blasende Peirce-Smith-Konverter situiert. Von den derzeit vorhandenen Konvertern ist fast ausschließlich der Konverter III mit einem Fassungsvermögen von 25 t in Betrieb. Ein 7 t-Konverter wird abgebaut werden. Der zweite 7 t-Konverter wird bei Ausfall des Konverters III in Betrieb genommen (z.B. während der Neuzustellung).

BESCHREIBUNG DER KONVERTERANLAGE

Der Konverter III ist ein liegender Trommelkonverter mit in der Mitte angeordnetem Maul. Als Zustellung werden Chrommagnetitsteine verwendet. Der Konverter wird von einem 16 kW-Druckluftmotor angetrieben.

Die Beschickung mit Schmelzmaterial und Zuschlagstoffen erfolgt mit Hilfe eines Laufkrans über die pneumatisch bedienbare Beschickungsöffnung.

Nach dem Chargieren wird der Einsatz unter Zufuhr von Verbrennungsluft, die mit Sauerstoff angereichert ist, mit einem Ölbrenner aufgeschmolzen. In der darauf folgenden Oxidationsphase (Blasen) wird über zwölf Düsen Luft in das schmelzflüssige Bad geblasen, um die Begleitmetalle des Kupfers durch Oxidation oder Verdampfung zu entfernen.

Der Oxidationsprozeß wird durch den Einsatz von Koks unterbrochen. An der Oberfläche der Metallschmelze bildet sich lokal eine Reduktionszone aus, in der Metalloxide aus der Schlacke zurückgewonnen werden. Diese erste Schlacke wird vom Bad abgezogen und in fester, zerkleinerter Form in den Schachtofen eingebracht. Im Anschluß an eine weitere Oxidationsphase wird erneut Schlacke gezogen und das Rohkupfer abgegossen.

Die Abgase der Konverter II und III werden über einen wassergekühlten Rohrkrümmer aus den Konvertertrommeln geführt und gelangen dann in eine ebenfalls wassergekühlte Absetzkammer. Die Abgastemperatur wird durch geregelte Frischluftzumischung und mit Hilfe eines Flächenkühlers auf mindestens 140 °C gesenkt. Sollte diese Temperatur überschritten werden, wird zum Schutz der nachfolgenden Filteranlage ein zusätzliches Klappenkühlssystem in Betrieb genommen, oder der in der Gewebefilteranlage gewonnene Flugstaub wird ausgetragen und für den Transport abgesackt.

Das entstaubte Abgas wird über ein Radialgebläse aus dem Konverterfilter angesaugt und tritt während des 180minütigen Blaseprozesses mit ca. 65 °C in den Wäscher der Entschwefelungsanlage ein. Das im Abgas enthaltene Schwefeldioxid wird vom Reaktionsmittel, einer alkalischen Magnesiumoxidsuspension, absorbiert und mit Luftsauerstoff zu Magnesiumsulfat oxidiert. Die anfallende Suspension wird in einer Filterpresse filtriert. Das Filtrat, eine ca. 17 %ige Magnesiumsulfatlösung, wird bis zum Abtransport in einem gummierten Betontank gelagert. Abnehmer dieses Produktes sind die Papierindustrie und die Industrie zur Erzeugung von feuerfesten Stoffen.

Die Entsorgung des Filterkuchens erfolgt im Schachtofen der Kupferhütte.

Das entschwefelte Abgas gelangt über einen Tropfenabscheider und den auf dem Wäscher angeordneten Kamin ins Freie.

Von der Abzugshaube über dem Konvertermaul werden die Abgase zum Abgassystem der Flammöfen geleitet.

Außerhalb der Blasezeit treten die Abgase unter Umgehung der Entschwefelungsanlage entstaubt aus einem 18 m hohen Kamin ins Freie.

EINSATZSTOFFE

Das Einsatzgut der Konverter besteht aus flüssigem Schwarzkupfer mit einem Schwefelgehalt von 0,6 % bis 1,2 % und aus verschiedenen Schrotten und Legierungsabfällen, die in festem Zustand eingesetzt werden. Zusätzlich werden Koks als Reduktionsmittel und Quarz als Zuschlagstoff chargiert.

HAUPTPRODUKT

Als typische Zusammensetzung des Rohkupfers wird angegeben:

Tabelle 3.8: Zusammensetzung des Rohkupfers (1987)

Element	Gehalt (%)
Cu	96
Ni	1,4
Pb	0,3
Sn	0,3
O ₂	1,4
Rest (u.a. Ag, As, Sb)	0,6

KUPPELPRODUKTE

Schlacken

Die in Brixlegg zur Anwendung kommende Variante der Konverterprozeßführung sieht einen zweimaligen Schlackenabzug vor. Beide Schlacken werden nach dem Erkalten gebrochen und in den Schachtofen eingesetzt.

Die Zusammensetzung der Konverterschlacken ist von den metallurgischen Zusammenhängen, aber auch von den Verunreinigungen der Schmelze und somit vom Einsatz in den Konverter abhängig. Pro Charge fallen nach Werksangaben insgesamt (erste und zweite Schlacke) rund 8,5 t Konverterschlacke an.

Filterstäube

Aus der Konverterschmelze austretende Metalldämpfe oxidieren in der sauerstoffhaltigen Atmosphäre des Konverters nach und fallen in den Flugstäuben als Oxide an.

Die Flugstäube werden in einer Schlauchfilteranlage abgeschieden. Im Zuge einer 1982 durchgeführten Emissionsmessung (Michalke, Felbermayer, 1982) wurden zwei Staubproben, eine entnommen während des Einsetzens und Schmelzens und eine während des Blasens, analysiert.

In der Einsetzphase wurden im Staub Blei und Zink als Hauptelemente und Kupfer als Nebenbestandteil festgestellt, die anderen untersuchten Elemente konnten nicht nachgewiesen werden. Angaben über Mengen liegen nicht vor.

Für die Blasephase weist die Elementaranalyse dieselben Elemente aus wie beim Einsetzen. Ob die quantitative Zusammensetzung sich ändert, ist nicht bekannt.

Die Filterstäube des Konverters werden abgesackt und derzeit zur Weiterverarbeitung nach Großbritannien exportiert.

Stoffe aus der Entschwefelungsanlage

In der Blaseperiode werden die Konverterabgase zusätzlich zur Entstaubung auch einer Entschwefelung unterzogen.

Bei der in der Entschwefelungsanlage anfallenden Waschlösung handelt es sich um eine Suspension. Neben gasförmigen Stoffen (SO_2 , Halogenide, ...) wird auch noch Reststaub in der Waschlösung gebunden. Die suspendierten Feststoffe werden abfiltriert und verbleiben im Filterkuchen. Dieser setzt sich somit im wesentlichen aus den Metalloxiden des Reststaubes und den von vornherein im Magnesitflugstaub vorhandenen Verunreinigungen (vor allem CaSO_4 als Reaktionsprodukt des CaO , Fe_3O_4) zusammen.

Das verkaufsfertige Filtrat weist einen MgSO_4 -Gehalt um 17 % mit geringen Mengen von MgSO_3 (0,5 %) und Cl (0,05 %) auf. Reste von Schwermetallen sind vorhanden (Cu, Fe, Ni, Sb, As: alle < 1 mg/l; Zn: 2 mg/l).

Pro Jahr werden ca. 100 t Waschlösung verbraucht. Die Menge an Filterkuchen bewegt sich nach Werksangaben um die 100 kg/Tag (Entsorgung im Schachtofen).

Des weiteren wird alle drei Wochen in der Höhe der Düsen-ebene die Ausmauerung der Konverter erneuert. Alle zwei Jahre wird die feuerfeste Auskleidung überhaupt neu gestellt. Wie mit dem Ofenausbruch verfahren wird, ist in Kapitel 3.1.1 beschrieben.

**Tabelle 3.9: Technische Daten der Betriebseinheit 2 -
Konverter II**

Hersteller		VOEST
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Chargendauer	h	ca. 2
Betriebsweise		zweischichtig
Chargen pro Tag	Ch./d	6 ... 8
Betriebsstunden		
1982	h/a	578
1987	h/a	887
Einsatz	t/Ch.	ca. 7,5
Ausbringen		
Rohkupfer	t/Ch.	ca. 4,3
Filterstaub	t/Ch.	ca. 0,6
Schlacke	t/Ch.	ca. 2,8
Betriebsbewilligung		ca. 1948

Tabelle 3.10: Technische Daten der Betriebseinheit 2 - Konverter III und Abgasentsorgungseinrichtungen

Konverter		
Hersteller		VOEST
Betriebsbedingungen		
Blaseluftmenge	Nm ³ /h	ca. 3.600
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Chargendauer	h/Ch.	4,9 (1987)
Blasedauer	h/Ch.	ca. 3
Betriebsweise		zweischichtig
Mo ... Fr	Ch./d	3 ... 4
Sa + So	Ch./d	2
Betriebsstunden		
1982	h/a	3.707
1987	h/a	3.546
Einsatz	t/Ch.	22,5 (Jahresdurchschnitt 1987)
Koks	t/Ch.	0,45
Heizölverbrauch		
pro Charge	t/Ch.	0,14
1987	t/a	119 (Konverter II + III)
Ausbringen		
Rohkupfer	t/Ch.	13
Filterstaub	t/Ch.	1,7
Schlacke	t/Ch.	8,5
Betriebsbewilligung		19. Dezember 1969
Absetzkammer		
Volumen	m ³	25
Luftkühler		
Hersteller		Badische Maschinenfabrik Durlach
Type		System Garant Typ GTKS
Konverterfilteranlage		
Hersteller		INTENSIV
Type		Typ IFS 308/ 22 x 3,5
Abreinigungsverfahren		mechanisch
Filterstoff		PE
Zahl der Schläuche		308 (in 22 Kammern zu je 14 Schläuchen angeordnet)
Dimensionen der Schläuche		
Länge	mm	3.250
Durchmesser	mm	220
Filterfläche	m ²	ca. 700
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h)	ca. 50
max. Filtereintritts-temperatur	°C	140
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	ca. 35.000 (Werksangabe)
Erweiterungsbewilligung		22. November 1956

Konverterfilterkamin

Höhe	m	18
Durchmesser	mm	700

Abgasentschwefelungsanlage

Hersteller	Refractories Consulting and Engineering GmbH
Reaktionsmittel	magnesiumoxidhaltiger Flugstaub aus der Magnesitindustrie
Wäschertyp	Sprühwäscher ohne Einbauten
pH-Betriebsbereich	6 ... 8
Reaktionsprodukt	17 %ige MgSO_4 -Lösung
	2 ... 5 % Feststoffgehalt

Inbetriebnahme	Ende Dezember 1985
Betriebsbewilligung	28. Mai 1986

Aufsatzkamin

Höhe	m	23
Durchmesser	mm	900

**Abbildung 3.4: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 2 -
Konverteranlage**

Die Konverter I und II wurden nur zum Teil berücksichtigt.

Legende zu Abbildung 3.4

A3	Aufsatzkamin - Entschwefelungsanlage
A4	Kamin - Konverterfilter
B7	Absetzkammer
B8	SO ₂ -Wäscher
D3	Konverter I
D4	Konverter II
D5	Konverter III
F5	Konverterfilter
F6	Filterpresse - Entschwefelungsanlage
P1	Sumpfpumpe - Entschwefelungsanlage
V3	Saugzugventilator - Konverter
W2	Flächenkühler

Abbildung 3.4

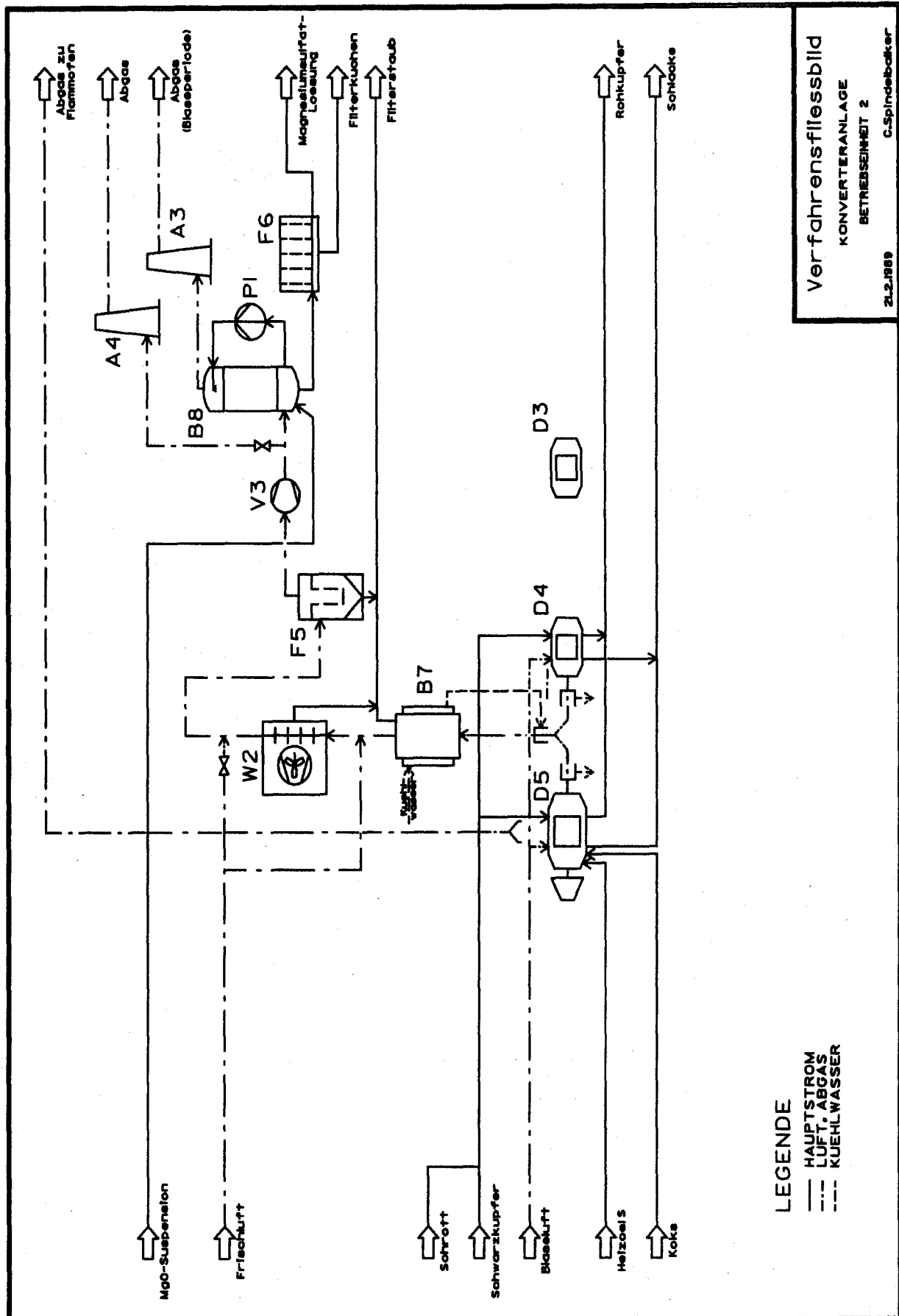


Abbildung 3.5: Massenströme des Konverters II
(Bezugsjahr 1987)

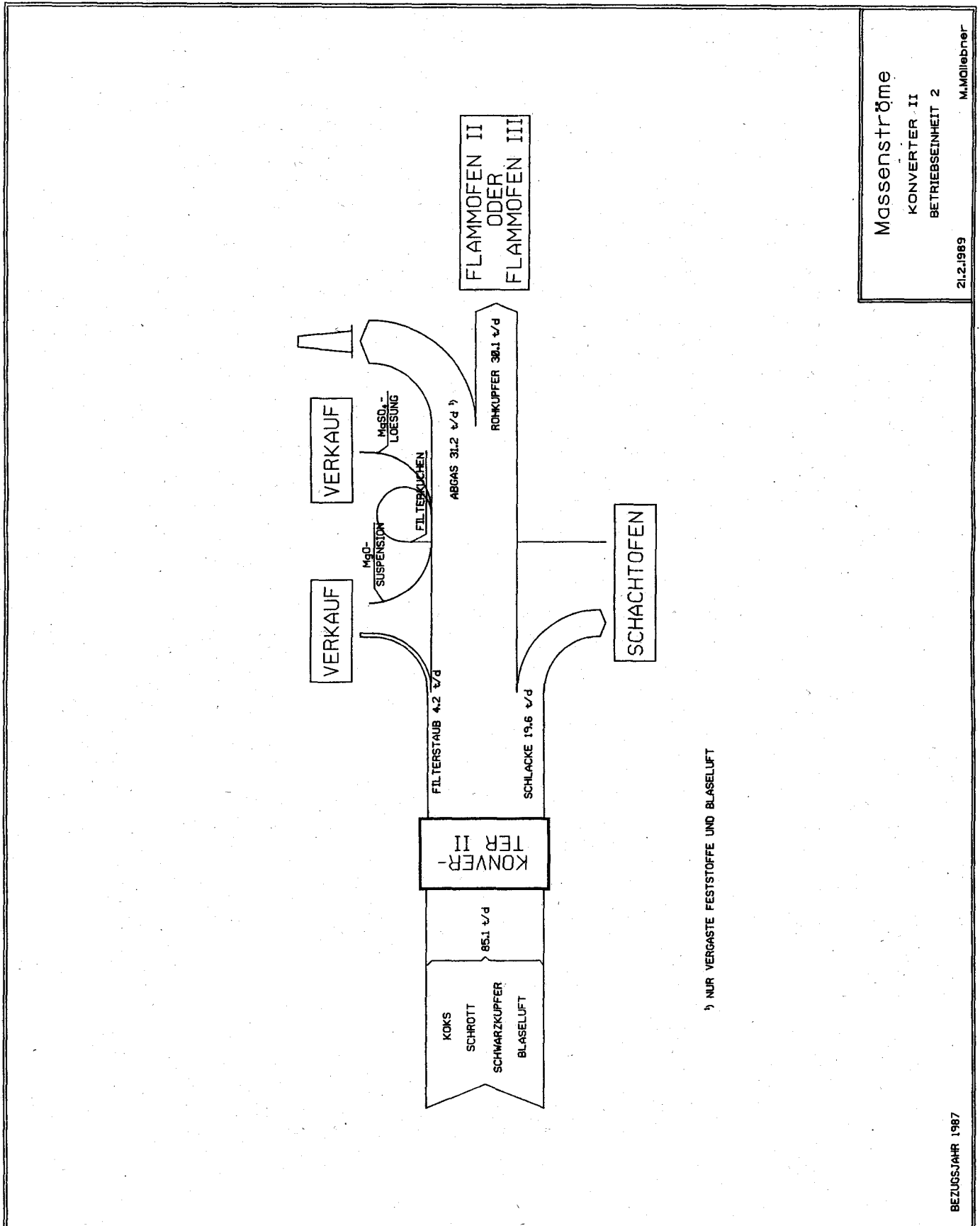
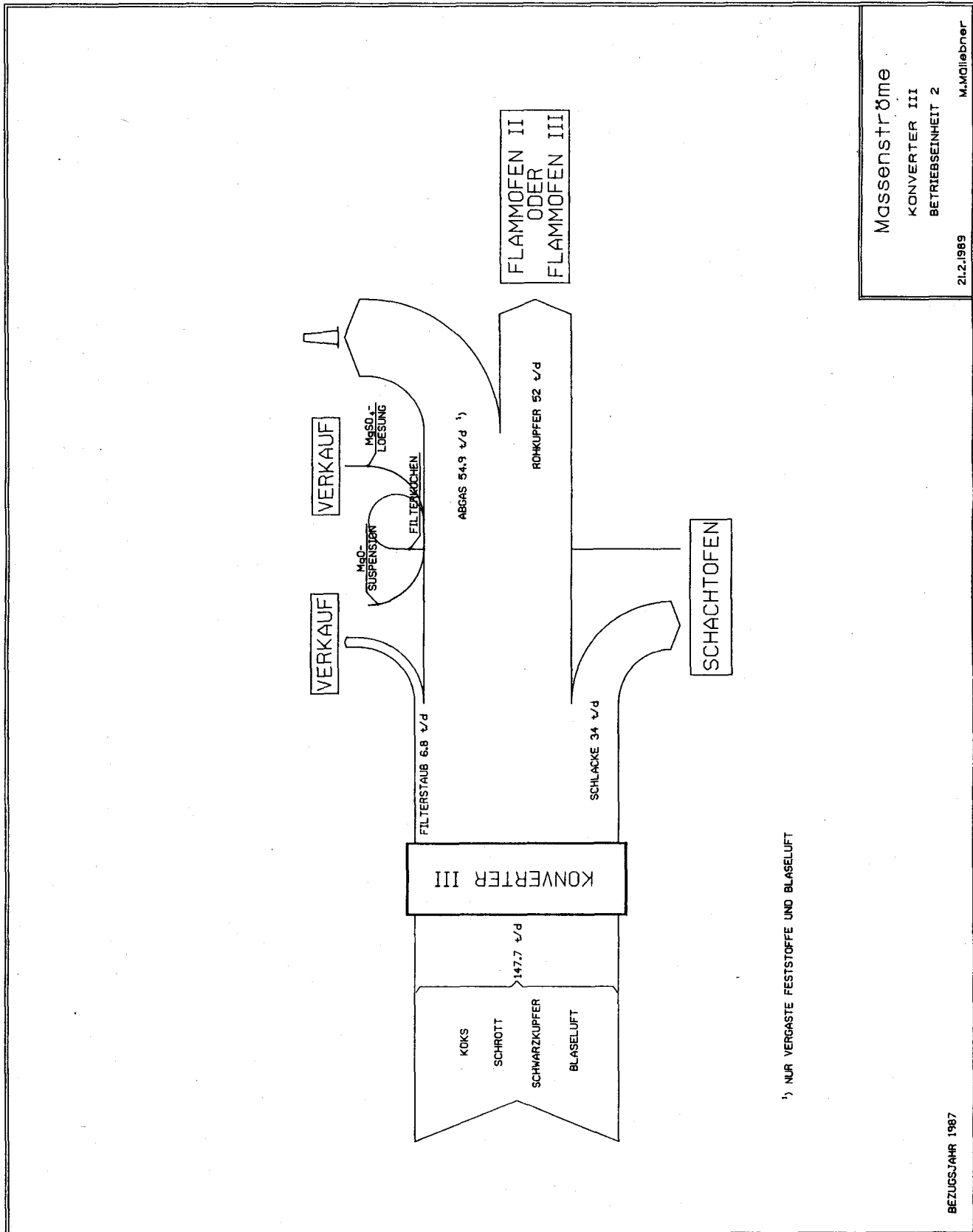


Abbildung 3.6: Massenströme des Konverters III
(Bezugsjahr 1987)



3.1.3 Flammofenanlage (Betriebseinheit 3)

Die pyrometallurgische Raffination wird in der Kupferhütte Brixlegg mit der Gewinnung von Anodenkupfer in zwei Anodenöfen (Herdflamöfen) abgeschlossen.

Obwohl der gleichzeitige Betrieb der beiden Raffinieröfen technisch möglich ist, wird derzeit der Flammofen II nur während der Stillstandszeiten des Flammofens III eingesetzt. Der momentane Anodenkupferbedarf kann auch bei dieser abwechselnden Betriebsweise gedeckt werden. Die Nummerierungen II und III sind darauf zurückzuführen, daß ursprünglich auch ein Flammofen mit 60 t Fassungsvermögen vorhanden war. In den im Bezugsjahr 1987 gegebenen Ausbaustufen lagen die Abstichgewichte der beiden Flammöfen bei 120 t bzw. bei 145 t Anodenkupfer.

Die nachfolgende Beschreibung bezieht sich ausschließlich auf diesen Anlagenzustand.

Die mit 1. Oktober 1988 eingetretenen Veränderungen werden im Kapitel 10 behandelt.

BESCHREIBUNG DER FLAMMOFENANLAGE

Flammofen III - Bauzustand 1987

Der Herdflammofen ist mit Spezial-Chrommagnesitsteinen ausgestattet und mit einer Stahlblechwanne eingefast. Das Gehäuse ruht auf einem Betonfundament und starken Zwischenträgern, die die Luftkühlung des Bodens ermöglichen.

Das Vorlaufmaterial kann durch zwei Einsatztüren und eine Eingußöffnung für flüssiges Einsatzgut in den Ofen eingebracht werden. Ein Stichloch auf der Längsseite dient zum Abguß des Anodenkupfers in die Anodengießanlage. Als weitere Arbeitsöffnung ist die sogenannte Polttüre anzuführen.

Der Schmelzofen wird mit zwei Brennern befeuert, die bis zu 1.000 kg/h Heizöl schwer verbrauchen. Entsprechend den variablen Ofenbedingungen sind die beiden Dampfzerstäuberbrenner über einen breiten Leistungsbereich regelbar. Die zugeführte Verbrennungsluft wird mit Sauerstoff angereichert.

Die Abgase verlassen über den Fuchs an der vorderen Stirnseite den Flammofen.

Anodengießanlage - Bauzustand 1987

Das flüssige Anodenkupfer wird über eine Gießrinne direkt in die Anodengießanlage geleitet. Die Gießmaschine (Gießkarussell) besteht aus 14 ringförmig aneinandergereihten Anodenformen, aus zwei Gießmulden, einer Anodenaushebvorrichtung und dem Kühlbecken für die Produktions-, Mutterblech- und Ausschußanoden.

Um die Trennung der Formteile von den Anodenformen zu erleichtern, werden die Formen mit einer wäßrigen Bariumsulfat-Suspension besprüht.

Die gegossenen Anoden werden auf dem Gießkarussell durch aufgedüstes Wasser auf mindestens 700 °C abgekühlt. Zur weiteren Abkühlung werden sie durch die Kühlbecken geführt.

Abhitzeanlage

Die Abgase der Flammöfen gelangen jeweils in einen der beiden Strahlungsteile, kommen dann mit einer Temperatur von maximal 600 °C in den gemeinsamen Konvektionsteil und verlassen diesen mit maximal 300 °C.

Abgasführung

Nach dem Abhitzekessel werden die Abgase in eine Rohrleitung eingebunden und einem Mischzyklon zugeführt. In dieser Mischstrecke werden die Flammofenabgase mit staubbeladenen Abgasen aus verschiedenen Entfallstellen verdünnt.

Diese Abgase werden an folgenden Stellen abgezogen:

- Granuliertrinne zur Granulierung der Schachtofenschlacke
- Leck- und Nebenentfallstellen an den Konvertern
- Leckstellen bzw. Arbeitsöffnungen an den Flammöfen

Bei den Konvertern werden die Abgase durch eine zentrale Einsaugstelle am Schmelzhüttendach erfaßt. Eine automatisch geregelte Frischluftzufuhr verhindert das Überschreiten der maximal zulässigen Filtereintrittstemperatur.

Vor der Schlauchfilteranlage wird über eine pneumatische Fördereinrichtung pulsweise Kalkhydrat in den Abgasstrom eingedüst. Die Maßnahme, die vor allem dem Korrosionsschutz dient, bewirkt auch eine gewisse Abscheidung saurer Gase.

In der Schlauchfilteranlage wird der Flugstaub gemeinsam mit den Reaktionsprodukten und unreaktiertem Kalkhydrat abgeschieden. Zur wirtschaftlicheren Ausnutzung des Reaktionsmittels wird das Gemenge nochmals in den Rohgasstrom eingeblasen. Schließlich wird es pneumatisch in einen Bunker über der Schachtofenchargierung befördert und in beliebigen Intervallen dem Schachtofen zugeführt.

Zur Förderung des Abgases ist nach dem Filter ein drallge-
regelter Saugzugventilator angeordnet.

Das Flammofenabgas wird zunächst mit dem Schachtofenabgas
vereint. In der Folge wird der Gesamtgasstrom jedoch wieder
auf zwei Kamine aufgeteilt.

EINSATZSTOFFE

Das Vorlaufmaterial wird überwiegend in fester Form in die
Flammöfen eingebracht. Es setzt sich aus dem in den vorher-
gehenden Raffinationsstufen gereinigten Rohkupfer und aus
Kupferaltmaterialien zusammen, die bedingt durch ihren hohen
Kupfergehalt in einem Schritt zu Anodenkupfer verarbeitet
werden. In der folgenden Tabelle wird beispielhaft die
Zusammensetzung einer Charge angeführt:

Tabelle 3.11: Beispiel für die Zusammensetzung einer Flamm-
ofencharge (Michalke, Felbermayer, 1982)

	Massenanteil (%)
Rohkupfer, fest	6
Rohkupfer, flüssig	18,5
Blisterkupfer	17
Kupferabfälle, Schrott	38
Anodenabfälle aus der Elektrolyse	20
Aluminiumbronze	0,5

Weitere Beispiele für Einsatzmaterialien sind Kupfersinter,
Ofenansätze, Modelle, kupferhältige Rückstände.

Wie bei den anderen Schmelzöfen, so ist auch das in die
Flammöfen eingesetzte Gut zum Teil durch Kunststoffe, z.B.
Polyethylen, Polypropylen, PVC und durch Lackbeschichtungen
verunreinigt. Die Liste der Begleitmetalle umfaßt die
Elemente Sn, Zn, Ni, Fe, Bi, Sb, Se und Te.

HAUPTPRODUKT

Am Ende der pyrometallurgischen Raffination liegt ein Anodenkupfer vor, in dem die Begleitelemente nur mehr in geringen Prozentsätzen aufscheinen.

Tabelle 3.12: Zusammensetzung des Anodenkupfers (1987)

Element	Gehalt (%)
Cu	98,8
Ni	0,5
Pb	0,4
O ₂	0,1
Rest (u.a. Ag, As, Sb, Sn)	0,2

KUPPELPRODUKTE

Schlacken

Die Schlacken der Flammöfen, pro Charge fallen ca. 12 t an, werden wieder im Schachtofen eingesetzt. Über deren genaue Zusammensetzung liegen keine Angaben vor.

Filterstäube

Die Elementaranalyse der Flammofenfilterstäube (Michalke, Felbermayer, 1982) brachte für die beiden untersuchten Betriebsphasen Einsetzen/Niederschmelzen und Blasen/Polen keine Unterschiede: Cu, Pb und Zn als Hauptbestandteile, As als Nebenbestandteil, Cr und Ni mit unsicherem Nachweis; Angaben bezüglich der anfallenden Menge liegen dem Umweltbundesamt nicht vor.

Eine 1977 durchgeführte Analyse zeigte folgende Zusammensetzung des Flammofenflugstaubes (entnommen aus: Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck. Zl. 2410/79 vom 26.11.1979):

Tabelle 3.13: Zusammensetzung des Flammofenflugstaubes (1977)

Element	Gehalt (%)
Cu	29,20
Pb	14,60
Zn	8,90
As	0,07
Cl	5,50
Summe	58,57
Rest: O ₂ gebunden bzw. unbekannt	

Diese Analyse wurde noch vor der Errichtung der Filteranlage vorgenommen; die oben genannten Schwermetalle sind somit nunmehr zum überwiegenden Teil in den Filterstäuben enthalten.

1987 wurden im Forschungszentrum Seibersdorf (ÖFZS, 1987) vom Werk gezogene Proben des Flammofenfilterstaubes auf Dioxine und polyzyklische Aromaten untersucht, um aufgrund der Filterstaubanalysen Aussagen über die Emission der genannten Luftschadstoffe zu treffen. Dabei sollten auch die Auswirkungen des Einsatzes von Leiterplattenpyrolysat im Flammofen (Probe Nr. 2) untersucht werden. Zu Vergleichszwecken wurde der Filterstaub einer Charge analysiert, bei der kein Pyrolysat eingesetzt wurde (Probe Nr. 1). Insgesamt konnten bei der Untersuchung nur überaus geringe Mengen, nämlich 2,7 ppb (Probe Nr. 1) bzw. 2,0 ppb (Probe Nr. 2) TCDD's gesamt nachgewiesen werden. Der Gehalt an 2,3,7,8TCDD lag jeweils unter der Nachweisgrenze. Bromierte Dioxine

wurden nicht identifiziert. Der Gehalt an PAH wird mit 100 ppm (Probe Nr. 1) und 75 ppm (Probe Nr. 2) angegeben, Benz-a-pyren lag unter der Nachweisgrenze.

Obgleich die Gehalte an TCDD's und PAH's in der Tat gering sind, wirft die Seibersdorfer Untersuchung in mehrfacher Hinsicht Fragen auf:

- o Der Untersuchungsbericht gibt keinerlei Auskunft über Zeitpunkt, Ort und Art der Probenahme. Dies ist insbesondere deshalb von Bedeutung, da durchaus vorstellbar ist, daß in gewissen Betriebsphasen (vor allem dem Er-schmelzen) die Emissionen an organische Verbindungen ver-gleichsweise hoch sein können.
- o Die Beurteilung der Dioxine erfolgte nur auf Basis der TCDD's. Es stellt sich die Frage, ob nicht für eine Be-wertung auch andere polychlorierte Dibenzodioxine und -furane erfaßt werden sollten.
- o Auch wäre zur Aussage, daß sich in der Hütte Brixlegg die in der Gasphase zusätzlich emittierten TCDD's in etwa der Größenordnung der Gehalte in den Filterstäuben bewegen, zu prüfen, ob die Voraussetzungen, die den Messungen in der dazu zitierten Literatur (Nottrodt et al, 1984) zugrunde-liegen, auf die Brixlegger Verhältnisse übertragbar sind.

Ofenausbruch

Alle zwei Jahre wird die feuerfeste Auskleidung der Flamm-öfen neu zugestellt. Innerhalb dieses Zeitraumes wird die Ausmauerung in regelmäßigen Intervallen zehn- bis zwölfmal ausgebessert. Mit dem dabei anfallenden Material wird wie im Kapitel 3.1.1 beschrieben verfahren.

Tabelle 3.14: Technische Daten der Betriebseinheit 3
- Flammofen II

Hersteller		MAERZ Ofenbau
Konstruktionsdaten		
Zustellung		Chrommagnetitsteine
Zahl der Brenner		1
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Chargendauer	h/Ch.	24
Einsetzen	h/Ch.	4
Einschmelzen	h/Ch.	8
Abschlacken	h/Ch.	0,5
Oxidieren	h/Ch.	2
Polen	h/Ch.	5
Aufheizen, Gießen	h/Ch.	4,5
Betriebsweise		dreischichtig
Chargen pro Tag	Ch./d	1
Betriebsstunden		
1982	h/a	840
1987	h/a	984
Heizölverbrauch		
pro Charge	t/Ch.	14,1
1987	t/a	578
Ausbringen		
Anodenkupfer	t/Ch.	ca. 120
Filterstaub	t/Ch.	ca. 0,8
Schlacke	t/Ch.	ca. 10
Betriebsbewilligung		vor 1970

Tabelle 3.15: Technische Daten der Betriebseinheit 3
- Flammofen III (Bauzustand 1987)

Flammofen III - Bauzustand 1987		
Hersteller		MAERZ Ofenbau
Konstruktionsdaten		
Herdmaße		
außen	mm	10.260 x 6.350
innen	mm	7.100 x 4.120
Badtiefe	mm	800
Zustellung		Chrommagnetitsteine
Zahl der Brenner		2
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Chargendauer	h/Ch.	24
Einsetzen	h/Ch.	ca. 6
Einschmelzen	h/Ch.	ca. 4
Abschlacken	h/Ch.	ca. 2
Oxidieren	h/Ch.	ca. 2
Polen	h/Ch.	ca. 3
Aufheizen, Gießen	h/Ch.	ca. 7
Betriebsweise		dreischichtig
Chargen pro Tag	Ch./d	1
Betriebsstunden		
1982	h/a	6.504
1987	h/a	6.120
Heizölverbrauch		
pro Charge	t/Ch.	15,3
1987	t/a	3.907
Ausbringen		
Anodenkupfer	t/Ch.	ca. 145
Filterstaub	t/Ch.	ca. 1
Schlacke	t/Ch.	ca. 12
Betriebsbewilligung		1973
Anodengießanlage - Bauzustand 1987		
Hersteller		LURGI
Type		HVK 3
Leistung		25 t/h
Anodenzahl		14
Anodenformat	mm	800 x 760
Anodenmasse	kg	218
Betriebsdauer	h/d	5 ... 6
Kühlwasserbedarf	m ³ /h	150 (kein Umlaufwasser)
Benutzungsbewilligung		13. Mai 1963

Abhitzeessel
Hersteller

Wagner-Biro AG
Werk Graz

Baujahr		1971
Leistung	MW	6,2
Strahlungsteil		
Heizflächen	m ²	110
	m ²	83
Dampfüberhitzer		
Heizfläche	m ²	130
Überhitzungstemperatur	°C	360
Betriebsdruck	bar	ca. 30
Dampfleistung	t/d	70
	t/h	8 (maximal)

Flammofenfilter

Hersteller

INTENSIV

Type

IFJ 45/20-3-DX

Abreinigungsverfahren

Jet-Druckluftab-
reinigung

Abreinigungsluftstrom Nm³/h

260

Filtermaterial

Polypropylen

Zahl der Schläuche

900 (in 20 Abteilungen
zu je 45 Schläuchen an-
geordnet)

Dimensionen der Schläuche

Länge	mm	3375
Durchmesser	mm	160
Filterfläche	m ²	1530
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h)	105
Filtereintritts- temperatur	°C	max. 115

Abgastemperatur

nach Abhitzeessel	°C	350 ... 370
nach dem Mischzyklon	°C	100

Abgasvolumenstrom

Nm³/h 114.000 (Auslegung)

Flammofenabgas

Nm³/h 14.000 ... 15.000

Zumischstrom durch

Luftklappen Nm³/h 8.000 ... 10.000

Abgasstrom nach

Abhitzeessel Nm³/h 22.000 ... 25.000

Zumischstrom aus
diversen Nebent-
fallstellen

Nm³/h 63.000 ... 66.000

Abgasstrom nach dem

Mischzyklon Nm³/h ca. 88.000

Benützungsbewilligung

10. Februar 1983

Staubgehalt

mg/Nm³ 20 (Garantiewert)

Saugzugventilator

Volumenstrom

Bm³/h 190.000

Leistungsbedarf an

der Welle kW 190

Drehzahl

U/min 660

Stahlkamin

Höhe

m 25

Durchmesser

mm 1.500

Volumenstrom

Nm³/h 67.500 (Auslegung)

gemauerter Kamin

Höhe

m 50

Durchmesser

mm 1.500

**Abbildung 3.7: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 3 -
Flammenofenanlage**

Legende zu Abbildung 3.7

A5	Blechkamin - Flammofen
A6	Kamin - Schachtofenhauptentsorgung und Flammofen
B9	Anodengießanlage
D6	Flammofen II
D7	Flammofen III
D8	Abhitzeessel - Flammofen
F7	Mischzyklon - Flammofen
F8	Flammofenfilter
V4	Saugzugventilator - Flammofen

Abbildung 3.7

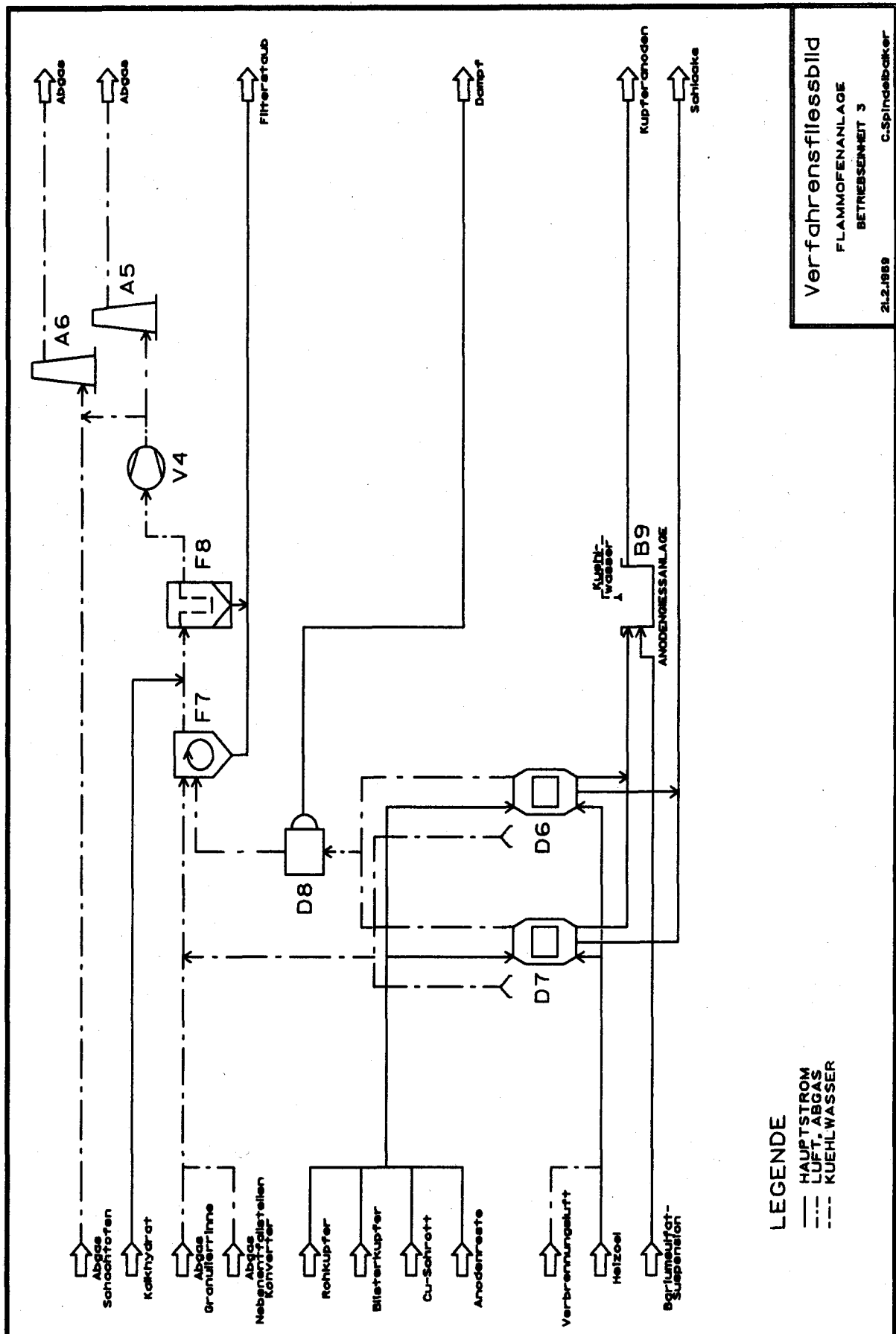


Abbildung 3.8: Massenströme des Flammofens II
(Bezugsjahr 1987)

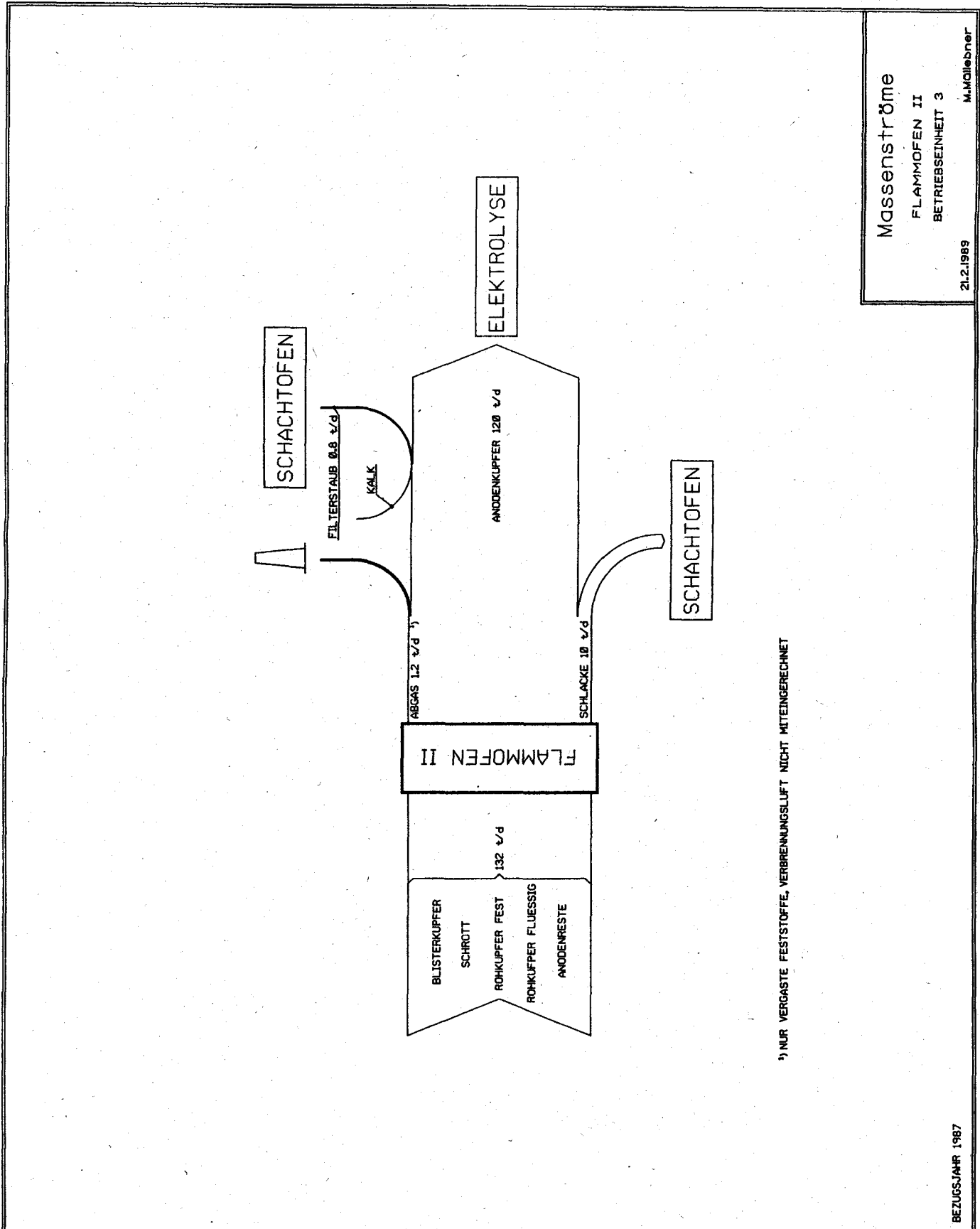
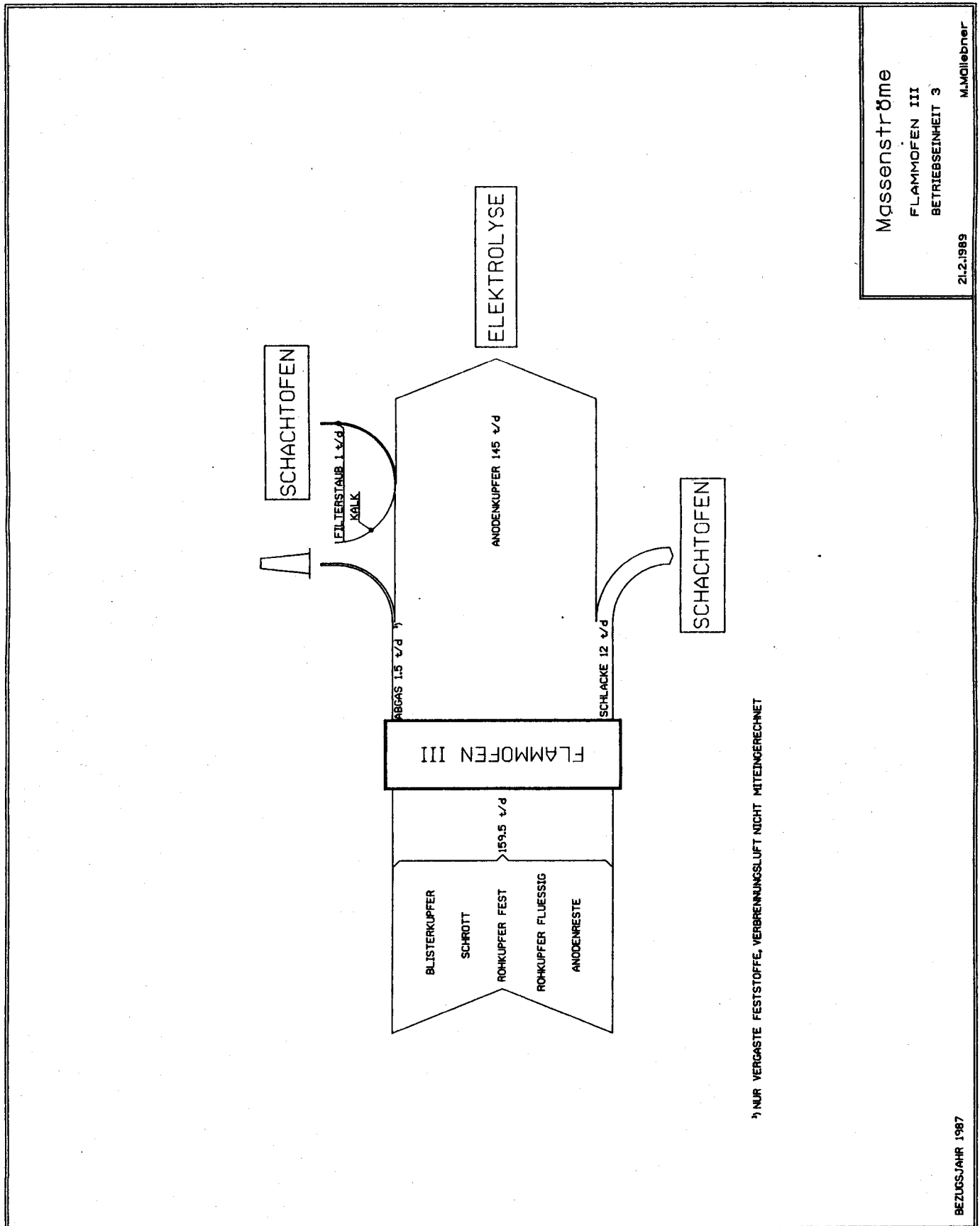


Abbildung 3.9: Massenströme des Flammofens III
(Bezugsjahr 1987)



3.1.4 Bemusterungsanlage (Betriebseinheit 4)

BESCHREIBUNG DER BEMUSTERUNGSANLAGE

In der Bemusterung wird der Wertstoffgehalt der metallischen Einsatzstoffe bestimmt. Dazu wird ein Teil des angelieferten Vormaterials (1 ... 5 %) beprobt und in mit Heizöl schwer befeuerten Tiegelöfen eingeschmolzen.

Die Tiegelöfen besitzen hydraulische Kippvorrichtungen, über die das Schmelzgut in Formen auf einem elektrisch fahrbaren Gießwagen gegossen wird. Der Brenner bleibt bei diesem Vorgang stationär.

Der von den Tiegelöfen I und II emittierte Staub wird über Abzugshauben und eine gemeinsame Absaugrohrleitung erfaßt und gelangt über einen Funkenabscheider zur Gewebefilteranlage. In diese Absaugleitung ist eine Frischluftklappe eingebaut, die eine Verdünnung des Abgases ermöglicht.

Die damit bewirkte Kühlung des Rohgases ist beim gleichzeitigen Betrieb der drei Tiegelöfen erforderlich, um die Filtereintrittstemperatur auf maximal 120 °C abzusenken.

Zur Abscheidung gasförmiger Schadstoffe und zur Erhöhung der Standzeit des Filtermaterials wird vor der Filteranlage Weißkalk über ein Dosiergerät in den Rohgasstrom aufgegeben.

Das Reingas der Bemusterungsanlage wird über einen Saugzugventilator in den 45 m hohen, gemauerten Kamin gedrückt.

Die kontinuierliche Kontrolle der Einhaltung des Emissionsgrenzwertes für Staub erfolgt durch das zwischen der Schlauchfilteranlage und dem Ventilator eingebaute Rauchdichtemeßgerät (Sick RM 61).

Gattierungsanlage

In der sogenannten BEMUSTERUNG I befindet sich neben den Tiegelöfen eine Gattierungsanlage, die zur Vorsortierung der Rohstoffproben dient. Entlang einer Förderrinne ist ein Sortiermannschaft eingesetzt, um bestimmte Teile des Einsatzgutes auf verschiedene Behälter zu verteilen. Bei metallhäftigen Krätzen wird die Vibrationsrinne als Portionierer für ein Sieb verwendet.

Kollergang

In den Räumlichkeiten der BEMUSTERUNG II werden nicht-metallische Substanzen, vor allem Schlacken, gekollert und gesiebt.

Kammertrockner

Die Feuchtebestimmung von Bemusterungsproben wird ebenfalls in der BEMUSTERUNG II durchgeführt. Dazu wird das Einsatzgut bei Temperaturen bis 200 °C in einem Kammertrockner getrocknet. Ein weiterer Verwendungszweck dieses Apparates ist die Trocknung von Kupferoxichlorid.

KUPPELPRODUKTE (der Schmelzöfen in der Bemusterungsanlage)

Schlacken

Die beim Erschmelzen anfallenden Schlacken sind aufgrund des geringen Fassungsvermögens der Tiegel mengenmäßig von geringer Bedeutung. Je nach erschmolzenem Schrott, Chargengröße und -anzahl ergibt sich eine Menge von 0,1 bis 2 t/Tag, die im Schachtofen entsorgt wird.

Filterstäube

Bei den Emissionsmessungen 1982 (Michalke, Felbermayer, 1982) wurden die Abgase - zum Zeitpunkt der Messungen waren noch keine Gewebefilter installiert - zweier Chargen analysiert. Die Elementaranalyse der Flugstäube mittels Röntgenfluoreszenzanalyse ergab folgendes Bild, wobei bei dieser Messung keine Unterschiede in der Zusammensetzung der Stäube der beiden Chargen festgestellt werden konnten:

Tabelle 3.16: Zusammensetzung der Filterstäube aus der Bemusterungsanlage (Michalke, Felbermayer, 1982)

Element	Bemerkung	Gehalt (M%)
Cu	Hauptbestandteil	12,6
Pb	"	4,9
Zn	"	20,4
Cr	Nachweis unsicher	0,034
Ni	"	0,014
Ti	"	0,014
V	"	0,09

As, Cd und Si konnten nicht nachgewiesen werden. Die Zusammensetzung des verbleibenden Restes ist nicht bekannt.

Eine zweite Abgasmessung bei der Bemusterungsanlage (Felbermayer, 1984) verdeutlicht aber, daß die Quantität der Elemente stark durch das Einsatzmaterial beeinflusst wird. Auch zu diesem Zeitpunkt waren noch keine Staubabscheider installiert. Drei Chargen wurden gefahren und dabei aber nur der Gehalt an Ni und Cd untersucht.

1. Charge: Kühler, gemischt
2. Charge: Cu-Draht, abgebrannt
3. Charge: Cu-Abfall, isoliert

Die Ergebnisse seien hier tabellarisch angeführt. Dabei zeigt sich, daß der Anfall an Gesamtstaub sich im Verhältnis von rund 1:8 bewegen kann, der Gehalt z.B. an Cd kann ca. um den Faktor 13 unterschiedlich sein.

Tabelle 3.17: Zusammensetzung der Flugstäube bei der Bemusterungsanlage. Vergleich verschiedener Chargen (Felbermayer, 1984)

		1. Charge	2. Charge	3. Charge
Staub, gesamt	kg/h	9,58	3,25	1,19
Ni	%	0,03	0,11	0,26
Cd	%	0,58	0,06	0,04

Bei der Messung 1982 wurden 16 mg/m^3 org. C emittiert, demnach dürfte der Gehalt an Kohlenwasserstoffen im Staub vernachlässigbar gering sein. 1984 wurde diese Komponente nicht gemessen.

Seit Mitte 1985 werden die Flugstäube der Bemusterungsanlage in Schlauchfiltern abgeschieden. Zusätzlich wird Weißkalk eingedüst und mit den Flugstäuben abgeschieden. Der Additivverbrauch liegt bei rund 140 bis 700 kg/Monat.

Demnach setzen sich die Filterstäube im wesentlichen aus CaSO_4 , CaO , Cu, Pb, Zn und geringen Mengen diverser toxischer Schwermetalle zusammen. Der Anfall von 12 bis 33 kg Filterstaub/d ist überaus gering. Die Entsorgung der Stäube erfolgt durch Aufgabe im Schachtofen.

Tabelle 3.18: Technische Daten der Betriebseinheit 4
- Tiegelofen I und II

Hersteller		FULMINA
Type		KS 70 OES
Konstruktionsdaten		
Auskleidung		Grafit
Zahl der Brenner		1
Betriebsdaten		
max. Brennerleistung	kW	650
max. Schmelztemperatur	°C	1.300
Schmelzleistung	kg/h	315
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Chargendauer	h/Ch.	ca. 1,5
Betriebsweise		zweischichtig, bei Bedarf beide Öfen gleichzeitig
Betriebsstunden		
1982	h/a	ca. 2.600
1987	h/a	ca. 3.070
Einsatzgewicht	t/Ch.	0,5
Heizölverbrauch pro Stunde		
1987	t/h	ca. 0,045
	t/a	140 (Tiegelofen I ... III)
Betriebsbewilligung		8. Oktober 1980

Tabelle 3.19: Technische Daten der Betriebseinheit 4
- Tiegelofen III und Abgasentsorgungseinrichtungen

Tiegelofen III

Hersteller		FULMINA
Konstruktionsdaten		
Auskleidung		Grafit
Zahl der Brenner		1
Betriebsablauf		diskontinuierlich
Betriebsweise		zweischichtig
Betriebsstunden		
1987	h/a	ca. 1.500
Einsatzgewicht	t/Ch.	0,05
Betriebsbewilligung		vor 1970

Gewebefilteranlage

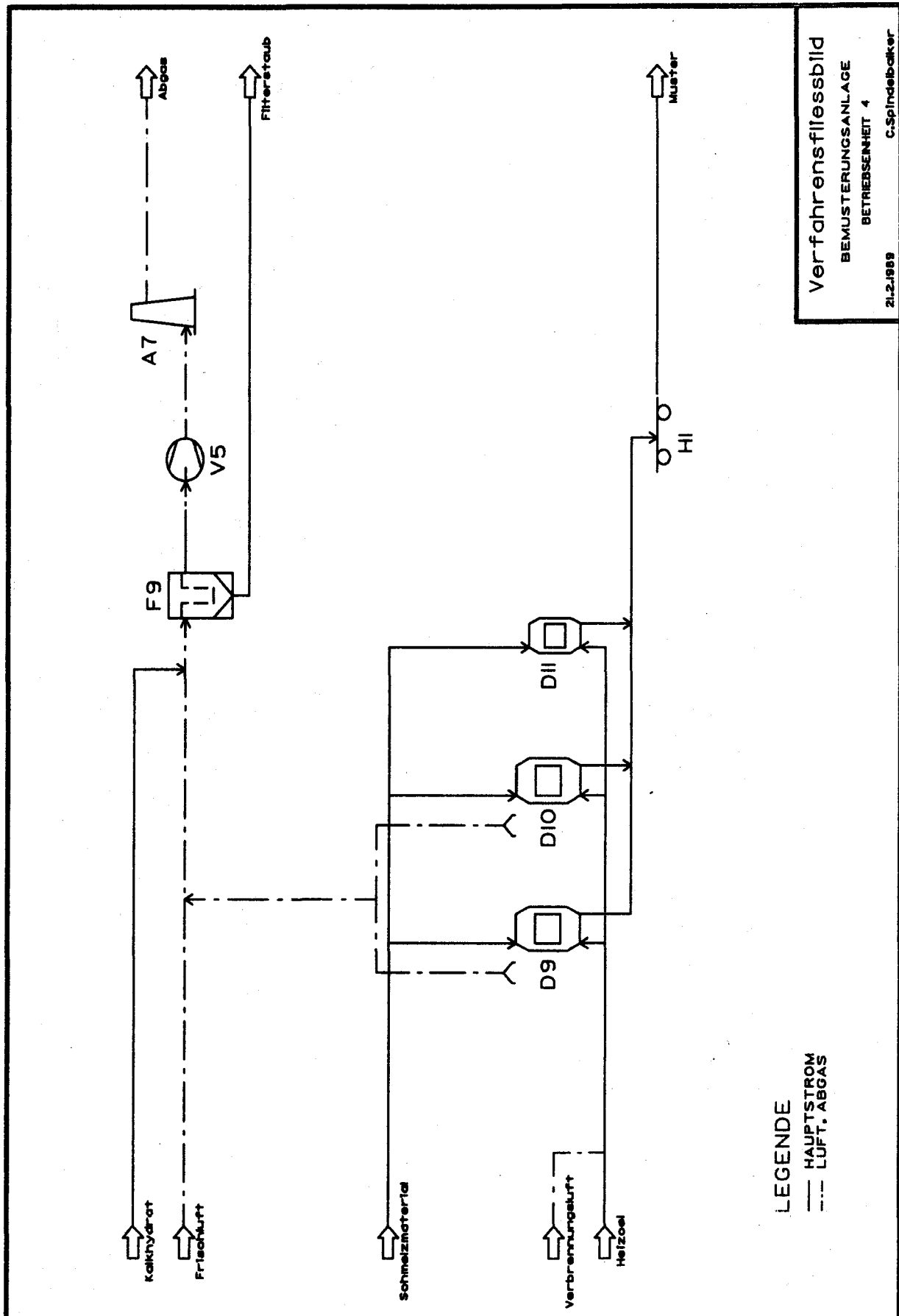
Hersteller		SCHEUCH
Type		Impuls-Filter SFDR 5/9-C-5 Heißgasausführung
Abreinigungsverfahren		vollautomatische Druckluftabreinigung
Filtermaterial		DTDT 550
Zahl der Schläuche		225 (in 5 Kammern zu je 45 Schläuchen an- geordnet)
Dimensionen der Schläuche		
Länge	mm	3.375
Durchmesser	mm	165
Filterfläche	m ²	380
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h)	92
max. Filtereintritts- temperatur	°C	120
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	32.000 bei 40 °C bzw. 120 °C
entspricht:		
bei Schmelzbeginn	Nm ³ /h	25.500
bei Schmelzende	Nm ³ /h	21.500
Inbetriebnahme		Mitte 1985
Benutzungsbewilligung		19. Februar 1986

**Abbildung 3.10: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 4 -
Bemusterungsanlage**

Legende zu Abbildung 3.10

A7	Kamin - Bemusterung
D9	Tiegelofen I
D10	Tiegelofen II
D11	Tiegelofen III
F9	Bemusterungsfilter
H1	Gießwagen - Bemusterung
V5	Saugzugventilator - Bemusterung

Abbildung 3.10



3.1.5 Elektrolyseanlage (Betriebseinheit 5)

Die folgenden Ausführungen konzentrieren sich auf die neu errichtete Raffinationselektrolyse. Die von 1953 bis 1988 betriebene alte Anlage wird hier nur in dem Maße berücksichtigt, als es für Vergleichszwecke sinnvoll erscheint.

In der Kupferraffinationselektrolyse wird Anodenkupfer, das mit 0,5 ... 1,5 % Begleitmetallen verunreinigt ist, durch die selektive Wirkung des Gleichstroms in hochreines Kathodenkupfer umgewandelt.

Die in der Kupferhütte Brixlegg neu errichtete Anlage zeichnet sich dadurch aus, daß in ihr die neuesten Entwicklungen auf dem Gebiet der Elektrolysetechnik aufgegriffen und mit dem speziellen, in Brixlegg entwickelten Umkehrstromverfahren kombiniert werden.

EINSATZSTOFFE

Das auf pyrometallurgischem Weg vorraffinierte Anodenkupfer wird in der Anodengießanlage in Anodenform gegossen. Das Stückgewicht der Anoden, die in der neuen Anlage mit dem Format 944 mm x 940 mm eingesetzt werden, beträgt je nach Dicke 280 kg bis 340 kg.

Die in der Anode vorhandenen Verunreinigungen setzen sich aus ca. 0,3 M% Ni, ca. 0,3 M% Pb und geringen Anteilen von Sn, As, Sb, Se, Te, Au, Ag, Pt und Pd zusammen.

Durch die kontinuierliche Aufarbeitung eines Teilstroms wird folgende Elektrolytzusammensetzung aufrechterhalten:

Tabelle 3.20: Durchschnittliche Elektrolytzusammensetzung

durchschnittlicher Gehalt	
	(g/l)

H ₂ SO ₄	170
Cu	50
Ni	20
As	4,5
Na	0,9
Sb	0,5
Cl	0,025

Um dichte und glatte kathodische Abscheidungen zu erhalten, werden als Inhibitoren wirkende organische Zusätze wie Thioharnstoff, Knochenleim oder Avitone und Salzsäure zudosiert.

BESCHREIBUNG DER ANLAGEN

Anodenvorbereitung

In der Anodenpräparationsmaschine werden die aus der Schmelzhütte angelieferten Anoden in einer Presse plan gepreßt und die Anodenohren im gewünschten Winkel ausgerichtet. Anschließend werden sie in der Vereinzelungsstation so ausgerichtet, daß die Anodenkörper den vorgesehenen Anodenabstand einhalten. Mit Hilfe eines Krans und spezieller Gehänge wird jeweils ein vollständiger Zellenbehang, bestehend aus 57 Anoden, in die Zelle eingebracht.

Elektrische Anlagen

Die Hauptstromversorgung erfolgt ausgehend von der 25 kV-Schaltanlage der alten Elektrolyse über zwei Kabelsysteme. Ein System dient der Versorgung der Nebenbetriebe (1.000 kVA), das zweite speist die Gleichrichteranlage der Elektrolyse mit einer Primärleistung von 4.200 kVA.

Die Gleichrichteranlage besteht aus einem Transformatorteil und einem Thyristor-Umkehrstromrichter. Die insgesamt zwölf Zellengruppen werden über zwei Gleichstromtrenner (40 kA, 1.500 V) und Kupferschienenpakete an den Gleichrichter angeschlossen.

Produktionszellen

Die Produktionszellen werden aus vorgefertigten Stahlbetonelementen zusammengesetzt, deren Innenwände mit Kunststoff ausgekleidet sind. Die 156 Großbäder werden mit jeweils 57 Anoden und 56 Kathoden behängt. Als Kathoden dienen Permanentkathoden aus Edelstahl.

Nach Ablauf der Anodenreise, deren Dauer zwei bis drei Kathodenreisen entspricht, werden die Restanoden entfernt und in einer Anodenwaschmaschine vom anhaftenden Anodenschlamm gereinigt. Gleichzeitig wird der Elektrolyt aus dem Bad abgepumpt und der Anodenschlamm, der sich am Boden der Elektrolysezellen ansammelt, in einen Vorratsbehälter für die Aufarbeitung zwischengelagert.

Elektrolytkreislauf

Die beiden Elektrolytumlaufsysteme bestehen jeweils aus folgenden Einheiten:

- Zirkulationsbehälter
- Vorratsbehälter
- Pumpe
- Röhrenwärmetauscher für Direktdampf
- Hochbehälter

Normalumlauf:

Während der Kupferabscheidung wird der Elektrolyt vom Zirkulationsbehälter über den Wärmetauscher in den Hochbehälter gepumpt und von dort über ein Fallrohr den einzelnen Zellen zugeführt. Nach Durchlaufen der Zellen wird der Elektrolyt wieder im Zirkulationsbehälter gesammelt.

Ein Teilstrom wird über die Segregationszellen abgezogen und in der Entkupferungsanlage regeneriert.

Anodenwechsel:

Beim Anodenaustausch wird der über dem Anodenschlamm stehende Elektrolyt in einen Vorratsbehälter geleitet, mit Hilfe eines Plattenfilters filtriert und in den Zirkulationsbehälter zurückgeführt.

Der Hauptteil des Anodenschlammes wird gemeinsam mit dem Restelektrolyten über eine Bodenöffnung in einen Dekantierbehälter befördert, in dem der Elektrolyt vom Anodenschlamm getrennt wird. Der Restelektrolyt wird über den Vorratsbehälter wieder in den Kreislauf eingeschleust. Aus dem Anodenschlamm werden in der Anodenschlammaufbereitung Wertmetalle gewonnen. Zuvor aber erfolgt - noch in der Elektrolyseanlage - die Entkupferung mit Hilfe von Normalelektrolyt.

Kathodenbehandlung

Am Ende der Kathodenreise werden die Permanentkathoden mit dem anhaftenden Kupferbelag einer Kathoden-Strippingmaschine zugeführt. Nachdem in der Waschstation dieses Aggregates anhaftendes Kupfer abgewaschen und das zur Isolation verwendete Wachs abgeschmolzen wurde, können in der unmittelbar angeschlossenen Stripping-Station die Kupferkathoden abgelöst werden. Sie werden in der nachfolgenden Bending-Station gestapelt, gepreßt, gebündelt und zur Weiterverwendung bereitgestellt.

Eventuell beschädigte Startbleche werden in der Reject-/Inject-Station ausgeschieden. Die an den Rändern mit Wachs isolierten und vereinzelt Kathoden stehen dann für die nächsten Einsätze bereit.

Entkupferungsanlage

Die Entkupferung eines Teilstroms des Elektrolyten erfolgt in dem 1953 in Betrieb genommenen Entkupferungssystem, das im Zuge der Neuerrichtung der Produktionsbäder um vier Zellen erweitert wurde.

Der aufzuarbeitende Elektrolyt wird in den Segregationszellen teilentkupert und im Trennlaugenbehälter zwischengelagert. Von dort wird er über Pufferbehälter in die in Serie geschalteten Entkupferungszellen geleitet. Bei einer Stromstärke von 6.000 A wird Kupfer mit Hilfe von Bleianoden und Kupferkathoden aus der Lösung abgetrennt. Nach einer ca. achtstündigen Kreislaufphase werden acht bis zehn Tage lang 0,8 bis 1 m³/h Elektrolyt auf einen Restgehalt von 0,5 g Cu/l eingestellt. Der entkupferte Elektrolyt wird in der Nickelsulfatanlage weiter behandelt.

Aus den Zellen aufsteigende Säurenebel werden abgesaugt und durchlaufen vor dem Austritt ins Freie einen Wäscher.

Der in den Entkupferungszellen anfallende Schlamm wird mit Wasser gereinigt, filtriert und dem Schachtofen zugeführt.

Tabelle 3.21: Technische Daten der alten und der neuen Elektrolyseanlage

		alte Anlage	neue Anlage
Baujahr		1953	1988
PCR seit		1969	1988
Kapazität	t/a ₂	35.000	50.000
Vorwärtsstromdichte	A/m ²	320	- ¹
Baddimensionen	m	2,5 x 0,9 x 1,3	- ¹
Anzahl der Bäder			
Produktion		350	156
Mutterbleche		30	-
Segregation		?	17 ... 24
Entkupferung		6	10
Anoden pro Zelle		26	57
Kathoden pro Zelle		25	56
Anodenabstand	mm	92	- ¹
Anodentyp		konventionell	konventionell
Anodenmaße	mm	800 x 760	944 x 940
Anodenmasse	kg	218	- ¹
Anodenreise	d	15	- ¹
Anodenresteanteil	%	17	ca. 19 ²
Kathodenmaße	mm	850 x 800	1000 x 1000
Kathodenmasse	kg	60 ... 80	- ¹
Kathodenreise	d	5	- ¹
Badstrom(Prod.)			
vorwärts	kA	15	- ¹
rückwärts	kA	6	- ¹
Stromkreise(Prod.)		2	2
Elektrolytkreisläufe		?	2
(Prod.)			
Elektrolyttemp.	°C	60 ... 62	- ¹
Schwefelsäureverbrauch			
1982	t	397,8	
1987	t	407,7	
Stromverbrauch	kWh/t Cu	530	- ¹
Dampfverbrauch	t/t Cu	0,3	- ¹

- 1 zur Wahrung des Betriebsgeheimnisses keine Angabe
2 bei einer Produktion von 50.000 t Kathodenkupfer/a

Abbildung 3.11: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 5 -
Elektrolysanlage

Legende zu Abbildung 3.11

A8	Anodenpräparationsmaschine
A9	Produktionszellen
A10	Kathodenstrippingmaschine
A11	Anodenwaschmaschine
A12	Segregationszellen
A13	Entkupferungszellen
B10	Dekantierbehälter
B11	Laugungsbehälter
B12	Vorratsbehälter
B13	Zirkulationsbehälter
B14	Hochbehälter
B15	Trennlaugenbehälter
B16	Wäscher - Entkupferungsanlage
B17	Bodengrube
F10	Anodenschlamm - Filterpresse
F11	Anodenwaschwasser - Filter
F12	Filter - Anodenschlammdekantierung
F13	Plattenfilter - Elektrolyt
F14	Filternutsche - Entkupferungsschlamm
F15	Filterpresse - Entkupferungsschlamm
P2	Elektrolytpumpe
P3	Endelektrolytpumpe
W3	Wärmetauscher

3.1.6 Gießerei (Betriebseinheit 6)

Die Gießerei der Montanwerke Brixlegg besteht aus fünf Induktionsrinnenöfen, zwei zweisträngigen Stranggießanlagen, einer einsträngigen Gießanlage und einer Kaltkreissägeanlage.

Das Einsatzmaterial der Schmelzöfen setzt sich aus Kupferkathoden, die im Werk erzeugt oder zugekauft werden, aus Rücklaufschrott (Preß- und Ziehabfälle) und sogenanntem Direkteinsatzmaterial zusammen.

Die Beheizung der Schmelzöfen erfolgt durch ein magnetisches Wechselfeld, das in einer von der Schmelze durchflossenen Rinne erzeugt wird. Die Temperaturerhöhung in der Rinne überträgt sich durch die Badbewegung auf den Ofeninhalt.

Die fertige, nötigenfalls auflegierte Schmelze wird mit einer Gießtemperatur von ca. 1.100 °C über den direkt angeflanschten Vorherd vergossen.

Es werden vorwiegend Rundbarren mit Durchmessern von 100 bis 410 mm in Kurzkokillen diskontinuierlich abgegossen, mit dem Gießkran ausgehoben und auf der Sägeanlage abgelängt.

Daneben stehen Walzplatten-Formate mit maximalen Abmessungen von 675 x 125 mm und Vierkantbarren im Programm.

Das Qualitätenprogramm der Montanwerke Brixlegg umfaßt neben den Kupferkathoden umgeschmolzene

- Reinkupfersorten,
- phosphordesoxidierte Qualitäten,
- silberlegierte Qualitäten (max. 0,21 % Ag),
- zinnlegierte Qualitäten (max. 0,5 % Sn).

Einrichtungen zur Erfassung und Beseitigung auftretender Luftschadstoffemissionen sind nicht vorhanden.

Tabelle 3.22: Technische Daten der Betriebseinheit 6 -
Gießerei

Induktionsrinnenöfen

Fassungsvermögen	t	ca. 3,5
Nennleistung	kW	300
Abstichgewicht	t	ca. 3,0

Gießanlagen

Gießgeschwindigkeit	mm/min	80 ... 300
Chargengewicht	kg	1.000 ... 3.800
Gießleistung	t/h	max. 5,8

3.1.7 Nickelsulfatanlage (Betriebseinheit 7)

Zur Stabilisierung der Metallionenkonzentration wird ständig ein Teilstrom des Elektrolyten aus den Elektrolysezellen abgezogen. Die weitere Aufarbeitung des Elektrolyten verfolgt im wesentlichen drei Ziele:

- Abtrennung der gelösten Verunreinigungen
- Gewinnung von Nickelsulfat
- Rückführung der gereinigten Schwefelsäure

Das dabei gewonnene Nickelsulfat wird an die Galvanikindustrie verkauft.

Im ersten Reinigungsschritt muß der Elektrolyt nach einem elektrolytischen Verfahren entkupfert werden. Diese elektrolytische Entkupferung wird in einer an die Elektrolyse angeschlossenen Anlage außerhalb der Nickelsulfatanlage durchgeführt.

BESCHREIBUNG DER NICKELSULFATANLAGE

Der auf unter 0,5 g/l entkupferte Elektrolyt wird in vier Behältern mit einem Fassungsvermögen von je 45 m³ im Säureraum zwischengelagert, bevor er in der Nickelsulfatanlage einen mehrstufigen Konzentrations- bzw. Reinigungsprozeß durchläuft:

- Aufkonzentrierung des Elektrolyten von ca. 20 % auf ca. 70 % Schwefelsäure

In zwei homogenverbleiten Verdampfern, welche mit einem Mantel bzw. mit Heizschlangen ausgestattet sind, wird unter Vakuum der Elektrolyt auf ca. 70 % Schwefelsäure konzentriert. Dabei fällt das im Elektrolyten enthaltene Nickel als Rohnickelsulfat-Monohydrat aus.

- Abtrennung des Rohnickelsulfats aus der Schwefelsäure

Die Schwefelsäure-Rohnickelsulfatsuspension wird in mit einem Keramikbelag versehene Nutschen abgelassen. Durch Anlegen von Vakuum wird die Schwefelsäure durch den Nickelskuchen hindurchgezogen und ins Säuremagazin gepumpt, von wo sie wieder zur Elektrolyse rückgeführt wird.

Das in der Nutsche zurückgebliebene Rohnickelsulfat wird mittels Heißwasser gelöst und in den sogenannten Kalkfällbehälter gepumpt.

- Hydroxidfällung

Bei diesem Reinigungsschritt erfolgt die Abtrennung der Metalle der Eisengruppe durch Fällung mittels CaCO_3 , wobei durch Einleiten von Preßluft und Hinzufügen von Wasserstoffperoxid zusätzlich eine Oxidation herbeigeführt wird.

Die Abtrennung des Hydroxidkuchens erfolgt mittels einer Kammerfilterpresse.

Das Filtrat gelangt zur nächsten Reinigungsstufe.

- Abtrennung von Arsen, Antimon, Zink und Restkupfer mittels H_2S -Einleitung

In einer H_2S -Gasentwicklungsanlage wird aus Na_2S -Schuppen und Schwefelsäure Schwefelwasserstoff erzeugt, der aus der Rohnickelsulfatlösung die Verunreinigungen wie z.B. As, Sb, Zn und Cu als Sulfide ausfällt. Durch die Einleitung von H_2S sinkt während der Fällung der pH-Wert der Nickelsulfatlösung, was dazu führt, daß bereits ausgefälltes Zink zum Teil wieder in Lösung geht. Es wird daher zur Erhöhung des pH-Wertes eine Zwischenneutralisation mittels Calciumcarbonat durchgeführt. Das dabei entstehende CO_2 wird ebenso wie das bei den verschiedenen Manipulationen anfallende H_2S in einem Natronlaugewäscher aufgefangen. Die Abtrennung der ausgefallenen Sulfide erfolgt mittels einer Kammerfilterpresse.

- Kristallisation des Nickelsulfates

Die nunmehr vorliegende reine Nickelsulfatlösung wird in einem unter Vakuum stehenden Umlaufkristallisator soweit aufkonzentriert, daß Nickelsulfat mit 6 H_2O ausfällt. Dieses Salz wird mittels einer Schubzentrifuge von der Mutterlauge getrennt, anschließend getrocknet und in 50 kg-Säcke abgefüllt.

Die Lagerung erfolgt üblicherweise auf Europool-Paletten, wobei auf jede Palette 20 Säcke verladen werden.

RESTSTOFFE

Bei den selektiven Fällungsreaktionen fallen zwei Arten von Filterrückständen an:

- Hydroxide der Eisengruppe
- Sulfide der Elemente As, Cu, Sb, Zn

Beide Filterkuchen werden im Schachtofen entsorgt.

Tabelle 3.23: Technische Daten der Betriebseinheit 7 -
Nickelsulfatanlage

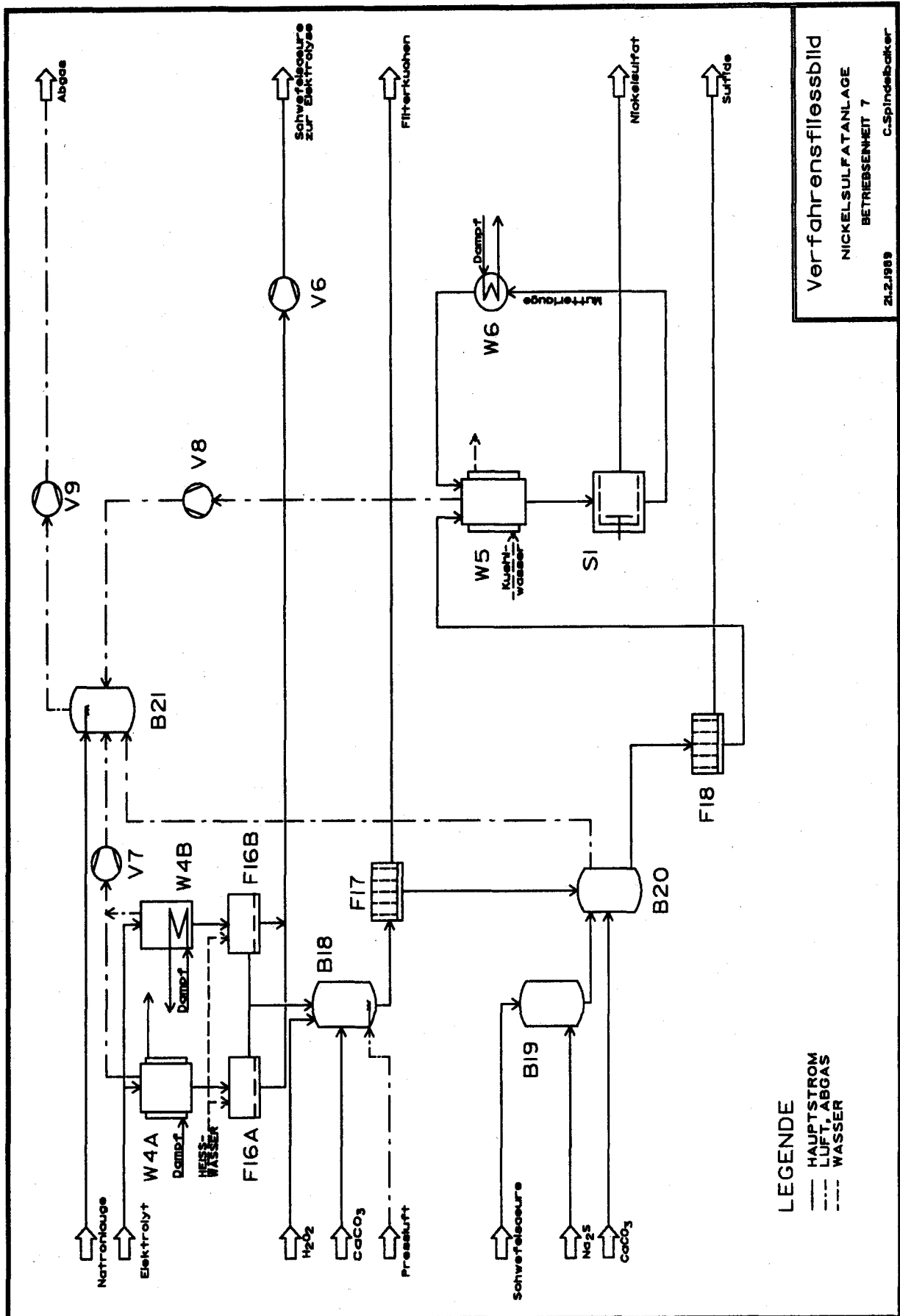
<u>Nickelsulfatanlage</u>		
Hersteller		LURGI
Produktion	t/a	ca. 500
<u>Betriebsbewilligung</u>		
		19. Februar 1954
<u>Schwefelwasserstofferzeugung</u>		
Betriebsbewilligung		1975
Betriebsbewilligung der umgebauten Anlage		1982

Abbildung 3.12: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 7 -
Nickelsulfatanlage

Legende zu Abbildung 3.12

B18	Kalkfällbehälter
B19	H ₂ S-Gasentwickler
B20	Sulfidfällbehälter
B21	Natronlaugewäscher
F16A	Filternutsche-Rohnickelsulfat
F16B	Filternutsche-Rohnickelsulfat
F17	Kammerfilterpresse - Hydroxide
F18	Kammerfilterpresse - Sulfide
S1	Schubzentrifuge
V6	Vakuumpumpe - Schwefelsäure
V7	Vakuumpumpe - Verdampfer
V8	Vakuumpumpe - Kristallisator
V9	Saugzuggebläse - Nickelsulfatanlage
W4A	Verdampfer
W4B	Verdampfer
W5	Umlaufkristallisator
W6	Wärmetauscher - Filtrat/Nickelsulfatanlage

Abbildung 3.12



Verfahrensflussbild

NICKELSULFATANLAGE

BETRIEBSENHEIT 7

21.2.1989

C.Spindler

3.1.8 Anodenschlammaufbereitung (Betriebseinheit 8)

Seit 1983 wird neben der Nickelsulfatanlage eine weitere Anlage betrieben, die aus einem bei der Elektrolyse anfallenden Nebenprodukt Wertstoffe gewinnt. Nach einem im Werk entwickelten Verfahren werden aus dem Anodenschlamm (AS), der sich auf dem Boden der Elektrolysezellen ansammelt, die Wertmetalle Selen, Silber, Gold, Platin und Palladium gewonnen.

BESCHREIBUNG DER ANODENSCHLAMMAUFBEREITUNG

Das von den Montanwerken Brixlegg entwickelte Verfahren ist ein rein hydrometallurgischer Prozeß, wobei auf eine Gold- bzw. Silberelektrolyse verzichtet wird. Der Energieaufwand ist vergleichsweise gering, die Metallausbringung höher als bei den üblichen Verfahren. Aus Gründen der Geheimhaltung kann nur eine vereinfachte Beschreibung der Prozesse veröffentlicht werden.

Zuerst werden die Cu-Ni-Anteile weitgehend aus dem Anodenschlamm gelöst und in die Kupferelektrolyse rückgeführt. Die weiteren Schritte bestehen aus selektiven Löse- bzw. Fäll- und Zementationsoperationen.

Dabei fällt einerseits ein silberhältiger Rückstand an, aus dem nach Extraktion, Reduktion und verschiedenen Reinigungsoperationen ein reines Silberpulver gewonnen wird. Daraus wird nach dem Trocknen reinstes Silber erschmolzen.

Aus der Lösung, die neben anderen Metallen hauptsächlich Gold, Platinmetalle und Selen enthält, wird das Gold von den Platinmetallen getrennt und in der Scheiderei auf Reingold aufgearbeitet. Die Platinmetalle werden nicht einzeln rein

dargestellt, sondern als Zementat, das vor allem Palladium und Platin enthält, verkauft. Auch das Selen, das aus der verbleibenden Lösung als letztes abgetrennt wird, wird derzeit noch als Rohselen verkauft. Es sind allerdings Bestrebungen im Gange, durch eine Verfeinerung des Verfahrens das Selen in einer handelsüblichen Reinheitsstufe herzustellen und zu verkaufen.

Um die Einleitungsbedingungen für die aus dieser Anlage in den Kanalstrang gelangenden Produktionsabwässer erfüllen zu können, werden in einer Abwasseraufbereitungsanlage Kalkhydrat zur Hydroxidfällung, Natriumsulfid zur Abtrennung von Blei und Kupfer sowie nötigenfalls Cu-Lösung zur Vermeidung eines Sulfidionen-Überschusses eingesetzt. Die Suspension wird in einer Filterpresse filtriert und der abgetrennte Schlamm in den Schachtofen verbracht.

EINSATZSTOFF

In der Raffinationselektrolyse fallen derzeit jährlich rund 300 t Anodenschlamm an. Seine chemische Zusammensetzung hängt von den Verunreinigungen der eingesetzten Kupferanoden ab und variiert daher von Charge zu Charge innerhalb gewisser Grenzen. Eine ungefähre Angabe der Inhaltsstoffe enthält die folgende Tabelle:

Tabelle 3.24: Zusammensetzung des Anodenschlammes

Metall	Gehalt (kg/t Trockensubstanz)
As	10
Ba	100
Cu	60
Ni	30
Pb	350
Sb	30
Se	10
Sn	30
Sulfat	200
Edelmetalle	50
Restelemente	130

RESTSTOFFE

Im Zuge der Aufarbeitungsprozesse fällt ein sogenannter "Endschlamm I" an, pro Jahr ca. 240 t, der im Schachtofen entsorgt wird. Die Zusammensetzung dieses Schlammes stellt sich wie folgt dar:

Tabelle 3.25: Beispiel für die Zusammensetzung des Endschlammes I der Anodenschlammaufbereitung

Komponente	Zusammensetzung (M%)
Pb	48
Sn	3,5
Cu	4,8
Sb	5,9
Zn	0,4
Ni	6,8
As	1,1
Cl	3,1
SO ₄	2,5

Ebenfalls im Schachtofen entsorgt wird der "Endschlamm II" (rund 220 t/a), der noch folgende Wertmetalle enthält:

Tabelle 3.26: Beispiel für die Zusammensetzung des Endschlammes II der Anodenschlammaufbereitung

Element	Gehalt (g/t)
Cu	130.000
Ag	650
Au	21
Pd	1,4
Pt	2,2

Tabelle 3.27: Technische Daten der Betriebseinheit 8 - Anodenschlammaufbereitung

Hersteller		GRILL & GROSZMANN gemeinsam mit den MONTANWERKEN BRIXLEGG
Kapazität	kg AS/d	1.700
Betriebsweise	Schichten/d	2 (wochentags)
	Schicht/d	1 (Wochenende)
Anodenschlamm-Einsatz		
1984	t	183,5
1985	t	244,6
1986	t	289,9
1987	t	ca. 300
Produktion		
Gold	kg/a	ca. 150
Platin	kg/a	ca. 20
Palladium	kg/a	ca. 90
Silber	t/a	ca. 30
Selen	t/a	?
Bewilligungen der Berghauptmannschaft Innsbruck		
- Bewilligung zur Errichtung des maschinellen Teiles:		
Zl. 274/82 vom 19. Jänner 1982		
- Bewilligung zur Errichtung des baulichen Teiles:		
Zl.: 1293/81 vom 11. September 1981		
- Benützungsbewilligung:		
Zl. 33.369/8/87 vom 15. September 1987		

3.1.9 Kupferoxichloridanlage (Betriebseinheit 9)

Der Gewinnungsprozeß beruht auf der Umsetzung von Calciumcarbonat mit Kupferchlorid-Lösungen, die aus der Leiterplattenindustrie zugekauft werden. Das fertige Kupferoxichlorid ($3 \text{ Cu(OH)}_2 \cdot \text{CuCl}_2$) wird als Pflanzenschutzmittel verwendet.

BESCHREIBUNG DER ANLAGE

Das einwertige Kupferchlorid muß zunächst mit Hilfe von Wasserstoffperoxid oxidiert werden. Sodann wird in drei Fällbehältern gleichzeitig eine Fällung mit einer Calciumcarbonataufschlammung durchgeführt. Das bei der Fällung entstehende CO_2 wird abgesaugt und in einer Gaswäsche aufgefangen. Nach der Fällung wird die wäßrige Suspension auf einer Filterpresse filtriert und gewaschen. Als Nebenprodukt entsteht bei der Fällung pro Charge 1 t Calciumchlorid, das in den Inn geleitet wird.

Das Kupferoxichlorid wird anschließend unter Zuhilfenahme von Wasser und Ligninsulfonat angeteigt und in einem Fließbettrockner mit Heißluft von ca. 150°C bis zu einer bestimmten Restfeuchte getrocknet. Das getrocknete Pulver fällt über ein Wehr und wird zusammen mit der Abluft von einem Saugzugventilator zu einem Sackfilter gesaugt, wo die Abtrennung des Kupferoxichlorids erfolgt. Das Reingas gelangt über einen Kunststoffkamin mit ca. 200 mm Durchmesser ins Freie. Das Produkt wird pneumatisch in zwei Speichersilos befördert, in einem Wägesilo gewogen und mit den entsprechenden Mengen an Zuschlagstoffen (Kalk, Ligninsulfonat) versehen. Der nachgeschaltete Schneckenmischer homogenisiert das Gut, bevor es über einen Zwischensilo zu einer Perplex-Mühle geführt, fein gemahlen und für den Versand

abgesackt wird. Die Abgase aus den genannten Speicherbehältern und der Mühle werden in einer separaten Gewebefilteranlage entstaubt.

EINSATZSTOFF

Die angelieferten Lösungen enthalten ca.

80 ... 100 g/l Kupfer(II)-chlorid
1 ... 5 g/l Kupfer(I)-chlorid
70 ... 130 g/l freie Salzsäure.

RESTSTOFFE

Die Werksvertretung führt an, daß die in dieser Anlage anfallenden Reststoffe mengenmäßig von geringer Bedeutung sind und der Entsorgungsweg immer über den Schachtofen verläuft.

Tabelle 3.28: Technische Daten der Betriebseinheit 9 -
Kupferoxichloridanlage

<u>Kupferoxichloridanlage</u>		
Hersteller		SPIES & SOHN
Kapazität	t/a	2.500 (1981)
	t/d	2,5
Chargengröße	kg	750 (als Cu angegeben)
Chargendauer	h	8
Betriebsbewilligung		30. November 1961
<u>Fließbettrockner</u>		
Hersteller		ESCHER WYSS
Type		FT 60/300
Durchsatz	kg/h	250
Trocknungsfläche	m ²	0,6
Feuchte nach Filter-		
presse	%	max. 28
Restfeuchte	%	max. 0,5
Lufttemperatur	°C	140
Luftmenge	m ³ /h	1.560
Betriebsbewilligung		17. Juni 1977

Filteranlage-Fließbettrockner

Hersteller		MICROPULL
Abreinigungsverfahren		Druckluft
Filtermedium		PE
Zahl der Filterschläuche		64 (in acht Reihen zu je 8 Schläuchen)
Dimensionen der Schläuche		
Länge	mm	1.930
Durchmesser	mm	120
Filterfläche	m ²	46,6
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h)	85
max. Filtereintritts-temperatur	°C	80
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	ca. 4.000
Staubgehalt (Auflage)	mg/Nm ³	max. 150

Filteranlage - Silo und Mühle

Filtertyp		Gewebefilter
Fabrikat		Puls-Air-Filter (Fa. Bühler/Schweiz)
Abreinigungsverfahren		Druckstoß
Filtermedium		PE
Zahl der Filterschläuche		64 (in acht Reihen zu je 8 Schläuchen)
Dimensionen der Schläuche		
Länge	mm	1.930
Durchmesser	mm	120
Filterfläche	m ²	5,8
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² .h)	85
max. Filtereintritts-temperatur	°C	40
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	ca. 500

Abbildung 3.13: Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 9 - Kupferoxichloridanlage

Legende zu Abbildung 3.13

- A14 Kunststoffkamin - Kupferoxichloridanlage
- B22 CaCO₃-Aufschlammbehälter
- B23 Oxidationskessel
- B24A Fällbehälter
- B24B Fällbehälter
- B24C Fällbehälter
- B25 Abgaswäscher - Fällbehälter
- B26A Speichersilo - Kupferoxichlorid

B26B	Speichersilo - Kupferoxichlorid
B27	Wägesilo
B28	Zwischensilo
B29	Absackbehälter
F19	Filterpresse - Kupferoxichlorid
F20	Filteranlage - Fließbettrockner
F21	Filteranlage - Silo- und Mühlenabluft
P4	Pumpe - Kupferoxichlorid-Suspension
P5	Mohnpumpe
P6	Wäscherkreislaufpumpe
R1	Rührwerk
R2	Schneckenmischer
T2	Fließbettrockner
V10	CO ₂ -Absaugung
V11	Zuluftventilator - Fließbettrockner
V12	Saugzugventilator - Kupferoxichloridfilter
V13	Drehkolbengebläse
V14	Saugzugventilator - Abluft/Kupferoxichloridanlage
W7	Wärmetauscher - Fließbettrockner
Z2	Perplex-Mühle

3.1.10 Energieversorgung (Betriebseinheit 10)

Unter den in den Montanwerken Brixlegg eingesetzten Energieträgern dominiert derzeit Heizöl schwer. Insgesamt setzt sich der Gesamtenergieverbrauch des Werkes aus den in Tabelle 3.29 angegebenen Komponenten zusammen.

Tabelle 3.29: Gesamtenergieverbrauch der Kupferhütte
Brixlegg (1987)

Energieträger	Verbrauch (TJ)
elektrische Energie	130
Heizöl schwer	263
Heizöl extra leicht	21
Gießereikoks	99
Buchen- und Erlenholz	32

Tabelle 3.30: Heizöl schwer-Jahresverbrauch der einzelnen
Anlagen im Jahr 1987

Betriebsanlage	Verbrauch(t)
Schachtofen	258
Konverter	119
Flammofenanlage	4.485
Bemusterungsanlage	140
Steambloc	1.216

Neben Heizöl schwer, das im Jahr 1987 einen durchschnittlichen Schwefelgehalt von 1,32 % aufwies, kommt auch Heizöl extra leicht zum Einsatz. Es wird vorwiegend für Aufheizzwecke, zur Schnelldampferzeugung und in der Schlackenaufbereitungsanlage verwendet.

Die Lagerung von Heizöl extra leicht erfolgt in fünf Tanks mit je 2.500 l Fassungsvermögen; Heizöl schwer wird zentral in einem Tank mit 800 t Lagerkapazität gespeichert.

Der Schwefelgehalt des im Hüttenbereich eingesetzten Gießereikokes liegt bei 0,8 %.

DAMPFERZEUGUNG

Zur Gewinnung von Dampf stehen zwei Primärdampfkessel und zwei Abhitzeessel zur Verfügung.

Primärdampferzeugung:

Steambloc (Heizöl schwer)	3,5 MW
2 Henschel-Kessel (Heizöl extra leicht)	3,0 MW

Sekundärdampferzeugung:

Abhitzeessel Schachtofen	2,2 MW
Abhitzeessel Flammofen	6,2 MW

Die Hauptabnehmer des Dampfes liegen in den Bereichen Nikkelsulfatanlage und Elektrolyse. Zu den Nebenverbrauchern zählt die Heizölvorwärmung in der Schmelzhütte und die Beheizung von Bädern und Arbeitsräumen.

Tabelle 3.31: Technische Daten der Betriebseinheit 10
- STEAMBLOC-Dampfkesselanlage

Kessel		
Hersteller		WAAGNER BIRO AG
Type		Einflammrohr-Rauchrohr- Dreizugkessel Typ 400
Heizfläche	m ²	122
Betriebsdruck	bar	max. 10
Dampferzeugung	kg/h	max. 4.550
Feuerung		
Hersteller		WANSON
Type		Druckölf Feuerung B2-OA
Heizöl schwer- Verbrauch	kg/h	320
Betriebsbewilligung		12. September 1962

HEISSWASSERERZEUGUNG

Zur Heißwassererzeugung wird eine CALIQUA-Anlage mit einer Leistung von 8 t/h eingesetzt.

3.2 Emission von Luftverunreinigungen

Verfasser: C. SPINDELBALKER

3.2.1 Schachtofenanlage (Betriebseinheit 1)

3.2.1.1 Schachtofen

Die überaus große Vielfalt der Einsatzstoffe des Schachtofens erschwert die zuverlässige Bewertung der Emissionen dieser Anlage. Gemeinsam ist diesen Einsatzstoffen nur der geringe Kupfergehalt, während die Verunreinigungen qualitativ und quantitativ von Charge zu Charge stark schwanken können. Dadurch wird auch die Aussagekraft von kurzzeitigen Emissionsmessungen stark relativiert. Durch die Emissionsmessungen der ARGE Technischer Umweltschutz Wien (1988) bei unterschiedlichen Einsatzmaterialien dürfte die Emissionssituation der Schachtofenanlage relativ gut beschreibbar sein.

AUFLAGEN ZUR EMISSIONSBEGRENZUNG

Soweit bekannt ist, gibt es keine in einem Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck festgeschriebenen Auflagen, die die Emission von Luftschadstoffen dieser Anlage durch die Festlegung eines Emissionsgrenzwertes begrenzen.

Allerdings wurde aufgrund der Dioxinmeßergebnisse des Umweltbundesamtes (siehe auch Kapitel 8) in der Niederschrift der Berghauptmannschaft Innsbruck vom 25. Februar 1988 bescheidmäßig

"der Einsatz von Altkupfermaterialien, denen augenscheinlich PVC beigemischt ist oder anhaftet, in den pyrometallurgischen Anlagen der Kupferhütte, das sind Schachtofen, Konverter und Flammofen, bis zum Nachweis, daß durch die dabei emittierten Schadstoffe keine Gefährdung von Personen gegeben oder zu befürchten ist, verboten."

EMISSIONSVERLAUF

Der zeitliche Verlauf der Emissionen ist eng verbunden mit dem Beschickungsrhythmus. Zwar wird durch kleine Intervalle versucht, das Temperaturprofil im Schacht konstant zu halten. Außerdem war man in den letzten Jahren bemüht, die Temperaturen im oberen Teil des Schachtes möglichst auf hohem Niveau zu halten, um dadurch die besonders emissions-trächtigen Aufheiz- und Schwelprozesse zu beschleunigen bzw. zu vermeiden. Trotzdem zeigt der dreischichtig betriebene Schachtofen infolge der Wechselbeziehung zwischen Einsatzmaterial, Beschickungsrhythmus und Schadstoffemission einen ungleichförmigen Emissionsverlauf.

Dieser enge Zusammenhang läßt sich am Beispiel der SO₂-Emission bei Einsatz des Flammofen-Filterstaubes demonstrieren:

Durch die Eindüsung von Ca(OH)₂ in den Rohgasstrom der Flammofenanlage erreicht man neben der Schonung des Filtermaterials vor dem Angriff aggressiver Inhaltsstoffe gleichzeitig eine gewisse Einbindung des Schwefeldioxids. Der Einsatz der in der Flammofen-Filteranlage anfallenden Feststoffe in den Schachtofen führt allerdings dann, wie die Messungen des Institutes für Umweltschutz und Emissionsfragen (Michalke, Felbermayer, 1980) zeigen, zu einem Anstieg der SO₂-Emissionen aus dem Schachtofen.

Rund 2 m³ dieses Filterstaubes werden täglich in den Schachtofen eingesetzt. Während die SO₂-Emissionen des Schachtofens den Messungen von Michalke und Felbermayer zufolge im Durchschnitt bei ca. 260 mg/m³ bis 300 mg/m³ liegen, bewirkt der Zusatz des Flammofenfilterstaubes nach 2.30 Stunden einen Anstieg auf 500 mg SO₂/m³ und eine weitere Erhöhung auf ca. 700 mg/m³ nach 3.30 Stunden. Diese Emissionsspitze klingt nach einer Stunde auf den Wert 330 mg/m³ ab.

Möglicherweise treten solche Emissionsspitzen auch bei organischen Luftschadstoffen auf, wenn ungünstige Verbrennungsbedingungen - wie sie im Schachtofen häufig gegeben sind - mit einem hohen Anteil an organischen Verunreinigungen im Einsatzgut zusammentreffen. Durch zur Zeit getätigte Investitionen werden diese Spitzen möglicherweise in Zukunft vermindert. Die Schwankungen des Staubgehaltes im Rohgas werden von einer gut funktionierenden Gewebefilteranlage kompensiert.

Zur Verminderung der Dioxinemissionen (vgl. Tab. 3.40) wurde im Sommer 1989 eine Nachverbrennungsanlage installiert, die auch Emissionen von organischen Kohlenstoff vermindern soll.

Tabelle 3.32: Emissionsverlauf beim Schachtofen

Emissionsdauer	24 h/d
Betriebsunterbrechung	3 Tage in Abständen von jeweils 3 Wochen zur Reinigung 30 Tage in den Monaten Juli/August für Reparaturen 25 Tage für unvorhergesehene Revisionsarbeiten und Stillstände aufgrund technischer Gebrechen oder Personalmangel
<u>Emissionsspitzen</u>	
Hauptentstaubung	
SO ₂	1 ... 2 Spitzen pro Tag durch Einsatz von Flammofen-Filterstaub
org. C	Maximum nach der Beschickung bis 1.700 mg/Nm ³
Nebenentsorgung	starke Schwankungen in Abhängigkeit von Beschickung und Abstich
org. C	Maximum bei ca. 480 mg/Nm ³

ERFASSUNG DIFFUSER EMISSIONEN

Die Emissionen beim Beschicken und beim Abstich werden größtenteils durch Abzugshauben erfaßt und über die Schachtofennebenentsorgung gereinigt. Trotzdem stellt der diffuse Austritt von Schadstoffen, dessen Ursache in Verpuffungen, unkontrolliertem Nachrutschen und ähnlichen unerwünschten Vorgängen liegt, ein ungelöstes Problem des Schachtofenprozesses dar.

ABGASFÜHRUNG

Der Energieinhalt des Schachtofenrohrgases wird zunächst in einem Abhitzekeßel zur Dampferzeugung genutzt. Für die anschließende Entstaubung in einer Gewebefilteranlage ist jedoch eine weitere Absenkung des Temperaturniveaus erforderlich. Aus diesem Grund wird das Rohgas durch Frischluftzufuhr abgekühlt, wodurch der Volumenstrom des Schachtofenabgases auf rund $20.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$ ansteigt. Nach der Entstaubung im Schachtofenhauptfilter wird das Reingas gemeinsam mit einem Teil der Flammofenabgase über einen 50 m hohen, gemauerten Kamin ins Freie geführt.

Die durch die Schachtoffennebenentsorgung erfaßten diffusen Emissionen sind durch Frischluftzutritt stark verdünnt und abgekühlt, sodaß sie direkt in das Schachtofenzusatzfilter geleitet werden können. Das Reingas wird über einen 17 m hohen Kamin emittiert.

Tabelle 3.33: Hauptemissionsquellen des Schachtofens

HAUPTENTSTAUBUNG

Einheit	Emissionsquelle	Kamin A6
Höhe	m	50
Durchmesser	mm	1.500

Messung von Michalke und Felbermayer (1982)

Abgastemperatur an der Meßstelle	$^{\circ}\text{C}$	72
Abgasvolumenstrom	Nm^3/h	ca. 31.360^1

Messung der ARGE T.U.² (1988)

Abgastemperatur vor Saugzugventilator	°C	63 - 75
Abgasvolumenstrom Schachtofen	Nm ³ /h	21.061
Flammofen	Nm ³ /h	24.000

NEBENENTSTAUBUNG

Einheit	Emissionsquelle	
Kamin A1		
Höhe	m	17
Durchmesser	mm	900

Messung von Michalke und Felbermayer (1982)

Abgastemperatur	°C	ca. 50
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	20.620

Messung der ARGE T.U.² (1988)

Abgastemperatur im Kamin	°C	75 - 83
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	18.400

1 Unter der Annahme, daß das Schachtofenabgas zur Gänze über Kamin A6 abgeleitet wird und die beiden Kamine A5 und A6 jeweils mit der Hälfte der Summe aus Schachtofen- und Flammofenabgasmenge beaufschlagt werden.

2 Arbeitsgemeinschaft Technischer Umweltschutz Wien

LUFTSCHADSTOFFE

Am Schachtofen wurden bereits mehrmals, meist mit unterschiedlichen Zielvorgaben, Emissionsmessungen durchgeführt. Bei den Messungen der ARGE Technischer Umweltschutz Wien (im folgenden abgekürzt: ARGE T.U.) im Jahr 1988 ging es darum, das Emissionsverhalten bei wechselnden Einsatzstoffen zu erfassen (ARGE T.U. Wien, 1988). Die vorliegende Studie übernimmt für die Schachtofenhauptentsorgung nur die Ergebnisse der Messung SO/1, da die Vertreter der Montanwerke Brixlegg G.m.b.H. das bei diesem Versuch eingesetzte Material im wesentlichen als repräsentativ für das Jahr 1987 bezeichnen.

Schwefelverbindungen

Schwefel gelangt zum einen über den als Brennstoff und Reduktionsmittel eingesetzten Gießereikoks in den Schachtofen. Der bei weitem größere Eintrag erfolgt aber durch die verschiedensten innerbetrieblichen Reststoffe.

Zu diesen zählen z.B.:

- Filterstäube aus der Flammofen- und Bemusterungsanlage
- Filterkuchen aus der Rauchgasentschwefelungsanlage beim Konverter
- Sulfidschlämme aus der Nickelsulfatanlage
- Schlämme aus der Anodenschlammanlage

Den Großteil des eingebrachten Schwefels findet man im Schwarzkupfer wieder.

Tabelle 3.34: Schwefelaustrag durch Schwarzkupfer und Filterstaub

	Ausbringen (kg/h)	Schwefelgehalt (%)	Schwefelaustrag (kg/h)
Schwarzkupfer	2000	1	20
Filterstaub	208	2	4

Tabelle 3.35: Schwefeldioxid-Emissionen der Schachtofenanlage

Messung	Einsatzstoffe	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
HAUPTFILTER				
Michalke, Felbermayer (1980)	- Stahl-Cu-Draht, Kühler, Koaxialkabel	13.480	299,9	4,044
	- Flammofenfilterstaub	13.480	max. 706,7	max. 9,526
Michalke, Felbermayer	Cu-Fe-Material; Flugstaub unbekannter Herkunft	18.970	263	4,99
ARGE T.U. (1988) SO/1	Sonderhaufen 1; Relaischrott Schlacken, Messingabfälle, Rückstände	21.061	11,8	0,249
SCHACHTOFENNEBENENTSORGUNG				
Michalke, Felbermayer (1982)		20.620	< 60	< 1,24
ARGE T.U. (1988) SON		18.400	47	0,86 ¹

1 Korrigierter Wert; vgl. ARGE T.U. (1988)

Tabelle 3.36: Schwefeltrioxid-Emissionen des Schachtofens

Messung	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
HAUPTFILTER			
Michalke, Felbermayer (1982)	18.970	< 20	< 0,38

Messungen von sulfidischen Gasen (Kohlenoxidsulfid, Schwefelwasserstoff) liegen nicht vor. Es besteht durchaus die Möglichkeit, daß neben den organischen Stoffen auch Schwefelverbindungen für die Geruchsemission des Schachtofens verantwortlich sind.

Stickstoffoxide

Die Stickstoffoxid-Emissionen des Schachtofens wurden bisher nicht gemessen. Aufgrund der im Schachtofen vorherrschenden, reduzierenden Bedingungen werden diese Schadstoffe vermutlich nur in geringem Ausmaß emittiert.

Chlorwasserstoff

Chlorverbindungen gelangen über Schrotte und innerbetriebliche Reststoffe, zum Beispiel über den Flammofen-Filterstaub, in den Schachtofen. Einen relativ hohen Prozentsatz des Chlors (6 %) findet man im Filterstaub wieder, zu einem geringen Teil auch in Form von adsorbierten, chlorierten polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen.

Die im Reingas gemessenen Chloridkonzentrationen zeigt die folgende Tabelle:

Tabelle 3.37: Chlorid-Emissionen der Schachtofenanlage

Messung	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
HAUPTFILTER			
Michalke, Felbermayer (1982)	18.970	1	0,019
ARGE T.U. (1988) SO/1	21.061	3,44	0,072
NEBENENTSORGUNG			
ARGE T.U. (1988) SON	18.400	0,4	0,007

Fluorwasserstoff

Während bei der Messung 1982 die Fluorid-Emissionen unter der Erfassungsgrenze von 1 mg/Nm³ lagen, traten bei den neuerlichen Untersuchungen 1988 Konzentrationen bis 4,8 mg/Nm³ auf. Die Durchschnittswerte der Messung SO/1 sind in der Tabelle 3.38 angeführt.

Tabelle 3.38: Fluorid-Emissionen der Schachtofenanlage

Messung	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
ARGE T.U. (1988) SO/1	1,56	0,033

Organische Stoffe

Ursache für die Emission von Kohlenwasserstoffen aus dem Schachtofen ist in erster Linie die Verunreinigung des Einsatzproduktes mit organischen Materialien. Diese Stoffe werden aufgrund der relativ niedrigen Temperaturen im oberen Schachtabschnitt und der reduzierenden Ofenatmosphäre nur zum Teil verbrannt. Es ist anzunehmen, daß unter diesen Bedingungen Kunststoffe in die Monomere bzw. in niedermolekulare Verbindungen gespalten oder zu einem komplizierten Gemisch organischer Stoffe zersetzt werden.

Zur Quantifizierung der organischen Abgasinhaltsstoffe wurde als Summenparameter der gesamte organische Kohlenstoff (org. C) nach dem Meßprinzip der Flammenionisation bestimmt.

Tabelle 3.39: org. C-Emissionen der Schachtofenanlage

Messung	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Bezugs- komponente	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
<u>HAUPTFILTER</u>				
Michalke, Felbermayer (1982)	18.970	Methan	420	7,97
ARGE T.U. (1988) SO/1	21.061	Methan oder Propan	860 (Mittelwert)	18,12
<u>NEBENENTSORGUNG</u>				
Michalke, Felbermayer (1982)	20.620	Methan	n.n.	-
ARGE T.U. (1988) SON	18.400	Methan oder Propan	106 (Mittelwert)	1,95

Bei den umfangreichen Untersuchungen der ARGE T.U. wurden besonders umweltrelevante organische Luftschadstoffe im Abgas des Schachtofens bestimmt. In Tabelle 3.40 sind die Emissionen der Schadstoffgruppen polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), Chlorbenzole, Chlorphenole, polychlorierte Biphenyle (PCB) und polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF) jeweils als Summe angegeben, wobei PCDD und PCDF zusätzlich mit Hilfe von TCDD-Äquivalenzfaktoren bewertet werden.

Tabelle 3.40: Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch die Schachtofenanlage (Messung der ARGE T.U., 1988; SO/1 und SON)

Schadstoffgruppe	Summenkonzentration	Gesamtmassenstrom
HAUPTFILTER		
PAH	> 1,34 mg/Nm ³	> 28,16 g/h
Chlorbenzole	1.585 µg/Nm ³	33.410 mg/h
Chlorphenole	2.666 µg/Nm ³	56.110 mg/h
PCB	1.789,1 µg/Nm ³	37.649 mg/h
PCDD/PCDF	5.460,55 ng/Nm ³	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon ¹	405,22 ng/Nm ³	8,53 mg/h
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA ¹	186,66 ng/Nm ³	3,93 mg/h
NEBENENTSORGUNG		
PAH	> 0,578 mg/Nm ³	> 10,67 g/h
Chlorbenzole	58,3 µg/Nm ³	1.073 mg/h
Chlorphenole	51,6 µg/Nm ³	949 mg/h ²
PCB	216,9 µg/Nm ³	3.989 mg/h ²
PCDD/PCDF	1.914,62 ng/Nm ³	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon ¹	85,77 ng/Nm ³	1,57 mg/h
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA ¹	54,58 ng/Nm ³	1,00 mg/h

1 zur Definition und Anwendung der Äquivalenzfaktoren siehe Kapitel 8.3

2 Korrigierter Wert; vgl. ARGE T.U. (1988)

Die in der TA Luft (1986) als krebserzeugend eingestuften PAH's Benzo(a)pyren und Dibenz(a,h)anthracen waren in den Proben nicht nachweisbar (Nachweisgrenze $0,05 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$).

Staubförmige anorganische Luftschadstoffe

Vor dem Einbau der Nachverbrennungsanlage im Sommer 1989 war die einzige Maßnahme zur Emissionsminderung beim Schachtofen die Entstaubung durch filternde Abscheider. Die beiden Gewebefilter wurden 1960 bzw. 1981 in Betrieb genommen. Die Kontrolle der Funktionstüchtigkeit der Filteranlage erfolgte lange Zeit nur über die visuelle Wahrnehmung von Staubaustritt. Seit Jahresbeginn 1988 überwacht eine kontinuierliche Meßeinrichtung die Funktion der Filteranlage.

Tabelle 3.41: Gesamtstaub-Emissionen der Schachtofenanlage

Messung	Abgas- volumenstrom (Nm^3/h)	Konzentration (mg/Nm^3)	Massenstrom (kg/h)
<u>HAUPTFILTER</u>			
Michalke, Felbermayer (1982)	18.970	11	0,21
ARGE T.U. (1988) SO/1	21.061	11,7 (Mittelwert)	0,25
<u>ZUSATZFILTER</u>			
Michalke, Felbermayer (1982)	20.620	9	0,18
ARGE T.U. (1988) SON	18.400	1,4	0,03

Die Analyse des Reststaubes in den Reingasströmen zeigt folgende durchschnittliche Zusammensetzungen:

Tabelle 3.42: Reststaub im Reingas nach dem Hauptfilter und dem Zusatzfilter der Schachtofenanlage (Messungen SO/1 und SON der ARGE T.U., 1988)

Element	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	Massenstrom (g/h)	Anteil (%)
HAUPTFILTER			
As	2,0	0,04	0,2
Sn	69,92	1,47	9,8
Sb	17,03	0,36	2,4
Hg	2,31	0,05	0,3
Cu	9,62	0,2	1,3
Zn	567,3	11,94	79,2
Pb	46,89	0,98	6,6
Cd	0,98	0,02	0,1
NEBENENTSORGUNG			
As	1,19	0,02	0,1
Sn	40,18	0,74	4,7
Sb	8,74	0,16	1,0
Hg	0,15	0,003	0,02
Cu	13,18	0,24	1,5
Zn	650,9	11,98	76,3
Pb	137,1	2,52	16
Cd	1,96	0,04	0,2

Quecksilber in der Gasphase

Erstmals wurde bei den Messungen der ARGE T.U. (1988) auch die gas- und dampfförmige Emission von Quecksilber erfaßt. Dabei zeigte sich, daß dieses Element zu ca. 90 % (Hauptfilter) bzw. zu 94 % (Zusatzfilter) über die Gasphase emittiert wird.

Tabelle 3.43: Quecksilber-Emissionen der Schachtofenanlage

Messung	Quecksilberkonzentration ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)		Massenstrom (g/h)
	fest	gasförmig	
<u>HAUPTFILTER</u>			
ARGE T.U. (1988) SO/1	2,31	18,75	0,444
<u>NEBENENTSORGUNG</u>			
ARGE T.U. (1988) SON	0,15	2,3	0,045
Gesamtmassenstrom ca.			0,5

Geruchsstoffe

Vom Schachtofen werden zeitweilig Geruchsstoffe emittiert. Im Bericht des Institutes für Umweltschutz und Energiefragen vom 20. Juni 1983 (Felbermayer, 1983) wird diese Geruchsbelastigung auf die überhöhte Emission von organischem Kohlenstoff zurückgeführt. Eine eindeutige Identifizierung der Geruchsstoffe wurde bisher nicht vorgenommen.

3.2.1.2 Schlackenaufbereitung

Die wesentlichste Emissionsquelle für Luftschadstoffe im Bereich der Schlackenaufbereitung stellt der mit Heizöl extra leicht befeuerte Trommeltrockner dar. Aus diesem Grund wird das Abgas seit Anfang 1987 in einer Gewebefilteranlage entstaubt. Meßberichte, die die Wirksamkeit der Filteranlage belegen, wurden nicht bekanntgegeben, sodaß derzeit keine Aussagen über die Emission von Luftschadstoffen aus dieser Anlage möglich sind.

3.2.2 Konverteranlage (Betriebseinheit 2)

AUFLAGEN ZUR EMISSIONSBEGRENZUNG

Bei den diesbezüglichen Recherchen konnten keine bescheidmäßig festgesetzten Auflagen zur Begrenzung von Staubemissionen aus den Konvertern ermittelt werden.

Zur Vermeidung von kurzzeitig hohen SO₂-Emissionen ist für die Blasespitze die Inbetriebnahme der Entschwefelungsanlage vorgesehen. Auflagen, die sich auf das Abgas nach der Entschwefelungsanlage beziehen und den Schwefeldioxid-Gehalt begrenzen, wurden mit folgendem Wortlaut im Bescheid Zl. 33.356/2/85 der Berghauptmannschaft Innsbruck vom 21. Februar 1985 festgelegt:

- "1. Der SO₂-Konzentrationswert von max. 200 mg/m³ (0 °C, 1013 mbar trocken) ist reingasseitig nach der Entschwefelung durch ein zweckentsprechendes, kontinuierlich registrierendes Emissionsmeßgerät (z.B. IR-Meßgerät) nachzuweisen. Der Meßwert ist als Halbstundenmittelwert anzugeben.*
- 2. Bei Inbetriebnahme der Entschwefelung ist das Emissionsmeßgerät durch eine staatlich autorisierte Prüfstelle zur kalibrieren.*
- 3. Das Emissionsmeßgerät ist durch eine Fachkraft des Betriebes einmal wöchentlich mit Null- und Eichgas nachzukalibrieren.*
- 4. Die Meßprotokolle sind über einen Zeitraum von sieben Jahren beim Betrieb aufzubewahren.*
- 5. Das Konverterabgas darf während der Blasespitze nicht ungereinigt über einen Notkamin ins Freie geleitet werden."*

EMISSIONSVERLAUF

Während im Schachtofen durch häufiges Chargieren und Abstecken ein quasikontinuierlicher Ablauf bei annähernd konstanter, reduzierender Ofenatmosphäre organisiert werden kann, wechseln beim Konverter völlig unterschiedliche Ofenbedingungen einander ab. Sie sind ausgerichtet auf maximale Reinheit des Rohkupfers und möglichst vollständiges Verbringen der metallischen Verunreinigungen in den Flugstaub. Als Begleiterscheinung treten in den einzelnen Ofenphasen verschiedene Schadstoffe kurzfristig in sehr hohen Konzentrationen auf.

In der Blaseperiode wird der im Schwarzkupfer enthaltene Schwefel freigesetzt. In der Folge kommt es zu hohen Schwefeldioxid-Werten im Rohgas. Seit 1985 wird daher das entstaubte Abgas während der 180-minütigen Blasedauer des Konverters III (wenn in Betrieb, auch des Konverters II) in einer Entschwefelungsanlage gereinigt.

Eine weitere Emissionsspitze ist während der Reduktionsphase zu verzeichnen. Durch das Einsetzen von Koks in den Konverter kommt es kurzzeitig zu einem starken Anstieg der Emission von unverbrannten Kohlenwasserstoffen.

Tabelle 3.44: Emissionsverlauf des Konverters III

Emissionsdauer	ca. 16 h/d
Betriebsunterbrechung	in diesen Fällen wird Konverter II in Betrieb genommen
<u>Emissionsspitzen</u>	
SO ₂ -Spitze im Rohgas	Blaseperioden; ca. 9 h/d (Entschwefelungsanlage ist in Betrieb)
org.C-Spitze im Reingas	Kokseinsatz; ca. 30 Minuten/d (3 x 10 Minuten) ³ mit Spitzen bis 320 mg org. C/Nm ³

ERFASSUNG DIFFUSER EMISSIONEN

Der liegende Konverter ist, wie der Schachtofen, ein Schmelzaggregat, dessen Abgase konstruktions- und prozeßbedingt nur schwer zu erfassen sind.

ABGASFÜHRUNG

Die über dem Maul des Konverters III gesammelten Abgase werden zur Verdünnung und Abkühlung der Flammofenabgase dem Abgassystem der Flammöfen zugeführt. Beim kleineren Konverter II verläuft die Abgasführung identisch.

Die Entsorgung des Konverterabgases erfolgt in dem bereits im Abschnitt 3.1.2 detailliert beschriebenen Rohrsystem, das zunächst in eine Gewebefilteranlage mündet. Nach der Abtrennung des wertstoffhaltigen Flugstaubes wird das Abgas entweder direkt in den Kamin A4 gedrückt oder in die Entschwefelungsanlage geleitet. Der Weg über die Entschwefelungsanlage wird, wie bereits erwähnt, nur während der Blasephase gewählt. Das Abgas tritt dann über den Aufsatzkamin A3 in die Atmosphäre.

Zur Kontrolle des Schwefeldioxid-Gehaltes sind kontinuierlich arbeitende Meßgeräte im Rohgasstrom und im Reingasstrom nach der Entschwefelungsanlage eingebaut. Zusätzlich wird auch die Rauchdichte laufend registriert.

Tabelle 3.45: Hauptemissionsquellen der Konverteranlage

Angaben zur Austrittsöffnung	Einheit	Emissionsquellen	
		Kamin A4	Aufsatzkamin A3
Höhe	m	18	23
Durchmesser	mm	700	900
<u>Messung von Michalke und Felbermayer (1982)</u>			
Abgastemperatur	°C	< 75	< 65
Abgasvolumenstrom			
Durchschnitt	Nm ³ /h	35.825	
(ohne Blaseperiode)			
Blaseperiode	Nm ³ /h		32.485
<u>Messung der ARGE T.U. (1988)</u>			
Abgastemperatur an			
Meßstelle vor Kamin A4	°C	72	
Abgastemperatur an			
Meßstelle im Kamin A3	°C		62
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	35.100	35.100
(alternierend)			

LUFTSCHADSTOFFE

Schwefelverbindungen

Die während der Blasedauer prozeßbedingt sehr hohen Schwefeldioxid-Emissionen waren ausschlaggebend für die Errichtung einer Entschwefelungsanlage.

Die zur Prozeßkontrolle installierten SO₂-Meßgeräte wurden am 12. und 13. Dezember 1985 bzw. am 16. Jänner 1986 vom Institut für Umweltschutz und Energiefragen (Jenbach) kalibriert (Felbermayer, 1986).

Tabelle 3.46: Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Konverters III (Chargendurchschnittswerte)

Messung	Abgasvolumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
ARGE T.U. (1988) KO/1; mit Relais- schrott	35.100	13,11	0,46
ARGE T.U. (1988) KO/2; ohne Relais- schrott	35.100	40,19	1,41

Stickstoffoxide

Aufgrund der für den Konverterprozeß charakteristischen Prozeßbedingungen dürften die Konverter zu den größten NO_x-Emittenten der Kupferhütte Brixlegg zählen. Zur Quantifizierung bzw. zur Bewertung des Einflusses der Entschwefelungsanlage wären Emissionsmessungen erforderlich.

Chlorwasserstoff

Die Emission saurer Gase (SO₂, HCl) ist beim Einsatzmaterial ohne Relaischrott deutlich höher.

Tabelle 3.47: Chlorid-Emissionen des Konverters III (Chargendurchschnittswerte)

Messung	Abgasvolumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
ARGE T.U. (1988) KO/1; mit Relais- schrott	35.100	0,05	0,0018
ARGE T.U. (1988) KO/2; ohne Relais- schrott	35.100	0,18	0,0063

Organische Stoffe

In den oxidierenden Phasen des Konverterprozesses kommt es nur zu einem geringen Ausstoß organischer Stoffe. Beim Koks-einsatz tritt in der Regel eine kurzzeitige Emissionsspitze auf.

Tabelle 3.48: organisch-C-Emissionen des Konverters III
(Chargendurchschnitt)

Messung	Abgasvolumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
ARGE T.U. (1988) KO/1; mit Relais- schrott	35.100	< 13	< 0,45
ARGE T.U. (1988) KO/2; ohne Relais- schrott	35.100	< 8	< 0,28 ¹

1 korrigierter Wert; vgl. ARGE T.U. (1988)

Tabelle 3.49: Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch den Konverter III (Messungen KO/1 und KO/2 der ARGE T.U., 1988)

Schadstoffgruppe	Summenkonzentration	Gesamtmassenstrom
<u>Messung KO/1; mit Relaisschrott</u>		
PAH	$\geq 0,013 \text{ mg/Nm}^3$	$\geq 0,454 \text{ g/h}^1$
Chlorbenzole	12,3 $\mu\text{g/Nm}^3$	431 mg/h
Chlorphenole	24,9 $\mu\text{g/Nm}^3$	872 mg/h
PCB	0,25 $\mu\text{g/Nm}^3$	8,78 mg/h
PCDD/PCDF	12,06 ng/Nm^3	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon	0,30 ng/Nm^3	0,010 mg/h
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA	0,26 ng/Nm^3	0,009 mg/h
<u>Messung KO/2; ohne Relaisschrott</u>		
PAH	$\geq 0,003 \text{ mg/Nm}^3$	$\geq 0,105 \text{ g/h}$
Chlorbenzole	2,67 $\mu\text{g/Nm}^3$	93,7 mg/h
Chlorphenole	5,05 $\mu\text{g/Nm}^3$	177 mg/h
PCB	0,42 $\mu\text{g/Nm}^3$	14,7 mg/h
PCDD/PCDF	8,82 ng/Nm^3	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon	0,18 ng/Nm^3	0,006 mg/h
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA	0,16 ng/Nm^3	0,006 mg/h

1 mit korrigierten Werten für Fluoranthren und Pyren berechnet;
vgl. ARGE T.U. (1988)

Die in der TA Luft (1986) als krebserzeugend eingestuften PAH's Benzo(a)pyren und Dibenz(a,h)anthracen waren in den Proben nicht nachweisbar (Nachweisgrenze $0,01 \mu\text{g/Nm}^3$).

Staubförmige anorganische Luftschadstoffe

Wegen seines hohen Wertstoffgehaltes wird der Konverter-Flugstaub seit jeher in einem Gewebefilter abgeschieden. Bei den Messungen der ARGE T.U. wurden folgende Reingaskonzentrationen ermittelt:

Tabelle 3.50: Gesamtstaub-Emission des Konverters III
(Messungen KO/1 und KO/2 der ARGE T.U., 1988)

Messung	Abgasvolumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
ARGE T.U. (1988) KO/1; mit Relaisschrott	35.100	3,42	0,12 ¹
ARGE T.U. (1988) KO/2; ohne Relaisschrott	35.100	0,25	0,0088 ¹

1 korrigierter Wert, vgl. ARGE T.U. (1988)

Tabelle 3.51: Reststaub im Reingas des Konverters III
(Messungen KO/1 und KO/2 der ARGE T.U., 1988)

Element	Konzentration (µg/Nm ³)	Massenstrom (g/h)	Anteil (%)
<u>Messung KO/1; mit Relaisschrott</u>			
As	7,58	0,27	1,4
Sn	19,39	0,68	3,7
Sb	19,28	0,68	3,6
Hg	0,05	0,002	0,009
Cu	20,36	0,71	3,8
Zn	241,6	8,48	45,6
Pb	221,6	7,78	41,8
Cd	0,3	0,011	0,06
<u>Messung KO/2; ohne Relaisschrott</u>			
As	6,31	0,22	1,6
Sn	31,59	1,11	7,8
Sb	0,73	0,03	0,18
Hg	0,05	0,002	0,012
Cu	43,74	1,53	10,9
Zn	158,3	5,56	39,3
Pb	161,9	5,68	40,2

Tabelle 3.52: Quecksilberemissionen des Konverters III

Messung	Quecksilberkonzentration		Massenstrom (g/h)
	staubförmig ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	in der Gasphase ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	
ARGE T.U. (1988) K0/1; mit Relaischrott	0,05	11,03	0,392 ¹
ARGE T.U. (1988) K0/2; ohne Relaischrott	0,05	3,79	0,132

1 berechnet mit korrigiertem Wert; vgl. ARGE T.U. (1988) Kapitel 4.3.3.8

3.2.3 Flammofenanlage (Betriebseinheit 3)

Die folgenden Ausführungen beziehen sich wegen fehlender Emissionsmessungen am Flammofen II ausschließlich auf den Flammofen III (Bauzustand 1987). Weiters wird angenommen, daß die beiden Flammöfen nicht gleichzeitig in Betrieb genommen werden.

AUFLAGEN ZUR EMISSIONSBEGRENZUNG

In der Niederschrift der Berghauptmannschaft Innsbruck, aufgenommen am 18. Mai 1971, wurde aus Anlaß einer Verhandlung über die Bewilligung zur Errichtung eines neuen 130 t-Flammofens folgende ergänzende Anordnung erteilt:

"3. Im Interesse der Umweltschutzes ist die Entstaubung der Abgase des neuen Flammofens verläßlich so zu gestalten, daß die Verunreinigung der Außenluft durch den neuen Flammofen in keinem Falle vermehrt wird.

Beim späteren Betrieb der erweiterten Schmelzhütte ist durch Messungen zu kontrollieren, daß die Verunreinigung der Außenluft keinesfalls einen höheren Grad erleidet als bisher.

Diese Messungen haben mindestens alle drei Monate zu erfolgen. Der bisherige Verunreinigungsgrad der Außenluft ist durch Mittelung der bisherigen Messungen innerhalb eines Jahres festzustellen und der Berghauptmannschaft spätestens bei der Verhandlung der Erteilung der Betriebsbewilligung für die neue Anlage zu melden."

Mit Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck vom 12. Juli 1978 (Zl. 1257/78) wurde ferner angeordnet:

"1. Beim Flammofen ist durch eine entsprechende Entstaubungsanlage zu sorgen, daß der Staubgehalt bezogen auf die unverdünnten Abgase (Abgase ohne Kühlluft) nicht mehr als 75 mg/m^3 beträgt.

2. In bezug auf die SO_2 -Belastung der Außenwelt dürfen die Werte der Zone 3 im Nahbereich der Kupferhütte Brixlegg nicht mehr überschritten werden."

Für die Durchführung dieser Anordnungen wurde eine Frist bis 31. Dezember 1979 eingeräumt.

Anlässlich der Bewilligung zur Errichtung des Flammofenfilters in der Schmelzhütte (Bescheid Zl. 2410/79 vom 26. November 1979) wurden folgende, für die Emission von Luftschadstoffen relevanten Auflagen erteilt:

- "3. Der Reststaubgehalt des Reingases ist durch autorisierte Sachverständige zu ermitteln.*
- 4. Der SO₂-Gehalt des Reingases ist durch Messungen eines autorisierten Sachverständigen zu überprüfen, wobei in dem Gutachten der Schwefelgehalt des Heizöls und das Einsatzgut in den Flammofen zu berücksichtigen sind.*
- 5. Der SO₂-Gehalt der gereinigten Schachtofenabgase ist nach dem Einsetzen von Flammofenfilterstaub durch einen Sachverständigen unter Berücksichtigung der eingesetzten Menge und des übrigen Einsatzgutes zu überprüfen."*

Im Bescheid Zl. 539/83 vom 10. Februar 1983, der die Bewilligung zur Benützung des Flammofenfilters zum Gegenstand hat, wird u.a. folgende weitere Auflage für erforderlich gehalten:

- "3. Zur Kontrolle der forstschädlichen Luftverunreinigung ist jährlich die Entnahme von Nadelproben an 5 Fichtenbäumen mit der chemischen Untersuchung von jeweils zwei Nadeljahrgängen sowie die Untersuchung von 4 Bodenproben durchzuführen."*

EMISSIONSVERLAUF

Obwohl im Flammofen zum Teil Reaktionen mit spontaner und sehr heftiger Schadstoffentwicklung stattfinden, sind die Schwankungen der im Reingas auftretenden Schadstoffkonzentrationen nicht sehr ausgeprägt. Der Grund dafür liegt u.a. in der extremen Verdünnung der Flammofenabgase durch die über Abzugshauben erfaßte Hallenluft.

Tabelle 3.53: Emissionsverlauf beim Flammofen III

Emissionsdauer	24 h/d
Emissionsquellen	Kamin A5 und A6
Stillstandszeiten	während betriebsbedingter Stillstandszeiten ist Flammofen II in Betrieb
<u>Emissionsspitzen</u>	
org. C	bei der Beschickung bis 336 mg/Nm ³ ; beim Polen bis 200 mg/Nm ³
CO	beim Polen bis 9.900 mg/Nm ³

ERFASSUNG DIFFUSER EMISSIONEN

Im Bereich der Arbeitsöffnungen des Flammofens sind Vorrichtungen zur Erfassung der bei den Chargier- und Polvorgängen in die Schmelzhalle austretenden Emissionen angebracht. Eine Aufsichtsperson wird dazu angehalten, durch die Betätigung von Regulierklappen, die Kühlluft von der Stelle mit größtem Staubanfall abzuziehen. Über den Wirkungsgrad der Einrichtungen kann keine Aussage getroffen werden. Aufgrund der sichtbaren, in die Halle austretenden Stäube und Dämpfe ist insbesondere während des sechsständigen Gießvorganges mit hohen Sekundäremissionen zu rechnen. Diese Emissionen treten entlang der Gießrinne und in der Folge beim Abschreckvorgang im Anodengießrad auf. Zusätzlich kommt es beim Aufbringen von Bariumsulfat auf die Anodenformen zu einer örtlich begrenzten, sehr massiven Staubentwicklung.

ABGASFÜHRUNG

Auf die ausführliche Beschreibung des Rohrleitungssystems, der Kalkeindüsung und der Gewebefilteranlage kann unter Hinweis auf die Ausführungen im Abschnitt 3.1.3 an dieser Stelle verzichtet werden.

Tabelle 3.54: Hauptemissionsquellen des Flammofens III

Angaben zur Austrittsöffnung	Einheit	Emissionsquellen	
		Kamin A5	Kamin A6
Höhe	m	25	50
Durchmesser	mm	1.500	1.500
<u>Messung von Michalke und Felbermayer (1982)</u>			
Abgastemperatur	°C	50 ... 90	50 ... 90
Abgasvolumenstrom vom Flammofen	Nm ³ /h	50.340	31.360
vom Schachtofen	Nm ³ /h	-	18.970
<u>Messung der ARGE T.U. (1988)</u>			
Abgastemperatur auf der Bühne des Kamins A5	°C	85 ... 90	
Abgasvolumenstrom vom Flammofen	Nm ³ /h	57.500	24.000
vom Schachtofen	Nm ³ /h	-	21.061

Der Einbau kontinuierlich registrierender Meßgeräte für die Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen im Abgas ist geplant.

LUFTSCHADSTOFFE

Schwefeldioxid

Im Gegensatz zu den Konvertern, bei denen die kurzzeitig auftretenden hohen SO₂-Emissionsspitzen auch immissionsseitig zu kurzzeitigen Spitzenbelastungen führten und damit Anlaß für Emissionsminderungsmaßnahmen waren, obwohl der SO₂-Ausstoß mengenmäßig nicht so ins Gewicht fiel, stellt bei den Flammöfen eher der SO₂-Massenstrom ein Problem dar. Das zur Senkung der SO₂-Konzentration eingesetzte Trocken-

sorptionsverfahren mit einem Entschwefelungsgrad von ca. 62 % vermindert zwar die SO_2 -Emission, trotzdem bleiben die Flammöfen die größten Schwefeldioxidemittenten der Montanwerke Brixlegg. Da zum Unterschied zu den Konvertern die SO_2 -Emission ausschließlich brennstoffbedingt ist, wäre die wirksamste Abhilfe die Verwendung eines schwefelärmeren Brennstoffes. Dementsprechend wird bei den Montanwerken Brixlegg seit 1988 nur mehr Heizöl schwer mit einem Schwefelgehalt von maximal 1 % eingesetzt. Zur weiteren Verminderung der SO_2 -Emissionen wäre eine Feuerung mit Erdgas anzustreben, ist doch im Unterschied zu den Konvertern die SO_2 -Emission ausschließlich brennstoffbedingt.

Da in den einzelnen Prozeßphasen unterschiedliche Brennerleistungen erforderlich sind, variiert in Abhängigkeit vom jeweiligen Heizölverbrauch auch der SO_2 -Ausstoß.

Tabelle 3.55: Heizölverbrauch des Flammofens III
(Werksangaben für 1987)

Betriebsphase	Dauer (h)	Heizölverbrauch
Einsetzen	6	708
Einschmelzen	4	
Abschlacken	2	583
Oxidieren	2	
Polen	3	
Aufheizen, Gießen	7	550

Die 1982 gemessenen SO_2 -Konzentrationen stehen von der Tendenz her im Widerspruch zu den auf einzelne Betriebsphasen bezogenen Heizölverbrauchsdaten, da demzufolge höhere SO_2 -Emissionen mit niedrigerem Heizölverbrauch korrelieren müßten.

Tabelle 3.56: Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Flammofens III bei Messungen von Michalke, Felbermayer (1982); Schwefelgehalt des Heizöls: 1,7 %

Meß-	Abgas-	Konzen-	Massen-		
		dauer	volumenstrom	tration	strom
		(h)	(Nm ³ /h)	(mg/Nm ³)	(kg/h)
Einsetzen/Niederschmelzen		13	81.695	310	25,3
Blasen/Polen		1,10	81.695	527	43,1

Wesentlich niedrigere SO₂-Emissionen wurden 1988 gemessen:

Tabelle 3.57: Schwefeldioxid-Emissionen des Flammofens III bei den Messungen der ARGE T.U. (1988); (Chargendurchschnittswerte; Schwefelgehalt des Heizöls: ca. 1,3 %)

Messung	Abgas-	Konzentration	Massenstrom
	volumenstrom	(mg/Nm ³)	(kg/h)
	(Nm ³ /h)		
ARGE T.U. (1988) FO/1; mit thermisch behandeltem Schrott	81.500	86,02	7,01
ARGE T.U. (1988) FO/2; mit mechanisch behandeltem Schrott	81.500	88,53	7,23

Die SO₂-Emissionen pro Flammofencharge (Flammofen III) betragen 168,2 kg (Messung FO/1) bzw. 173,5 kg (Messung FO/2). Bei einem Heizölverbrauch von 15,3 t/Charge (Schwefelgehalt 1,32 %) errechnen sich demnach Abscheidegrade für SO₂ von 58 % bzw. 57 %.

Stickstoffoxide

Angaben über die Emission von Stickstoffoxiden liegen nicht vor.

Chlorwasserstoff

Bei Chargen mit thermisch behandeltem Schrott treten im Flammofenprozeß offensichtlich wesentlich höhere Chlorid-Emissionen auf:

Tabelle 3.58: Chlorid-Emissionen des Flammofens III

Messung	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
ARGE T.U. (1988) FO/1; mit thermisch behandeltem Schrott	81.500	11,1	0,905
ARGE T.U. (1988) FO/2; mit mechanisch behandeltem Schrott	81.500	1,1	0,0898

Organische Verbindungen

Offensichtlich unabhängig von der Art der Vorbehandlung des Einsatzmaterials treten nennenswerte Emissionen von organischen Stoffen, ausgedrückt als gesamter organischer Kohlenstoff, nur während der Beschickung und beim Polen auf (ARGE T.U., 1988).

Über den gesamten Ofenzyklus gemittelt, liegen die org. C-Emissionen unterhalb 1,31 kg/h (Messung FO/1; < 16 mg org. C/Nm³) bzw. 1,01 kg/h (Messung FO/2; < 12,4 mg org. C/Nm³).

Tabelle 3.59: Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch den Flammofen III (Messungen FO/1 und FO/2 der ARGE T.U., 1988)

Schadstoffgruppe	Summenkonzentration	Gesamtmassenstrom
<u>Messung FO/1; mit thermisch behandeltem Schrott</u>		
PAH	$\geq 0,0056 \text{ mg/Nm}^3$	$\geq 0,457 \text{ g/h}$
Chlorbenzole	8,16 $\mu\text{g/Nm}^3$	666 mg/h^1
Chlorphenole	23,6 $\mu\text{g/Nm}^3$	1.920 mg/h
PCB	3,81 $\mu\text{g/Nm}^3$	311 mg/h
PCDD/PCDF	51,51 ng/Nm^3	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon	1,35 ng/Nm^3	0,11 mg/h
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA	0,99 ng/Nm^3	0,08 mg/h
<u>Messung FO/2; mit mechanisch behandeltem Schrott</u>		
PAH	$\geq 0,0016 \text{ mg/Nm}^3$	$\geq 0,129 \text{ g/h}$
Chlorbenzole	7,52 $\mu\text{g/Nm}^3$	612 mg/h
Chlorphenole	4,35 $\mu\text{g/Nm}^3$	354 mg/h
PCB	1,48 $\mu\text{g/Nm}^3$	121 mg/h
PCDD/PCDF	19,69 ng/Nm^3	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon	0,62 ng/Nm^3	0,05 mg/h
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA	0,41 ng/Nm^3	0,03 mg/h

1 Korrigierter Wert; vgl. ARGE T.U. (1988)

Die in der TA Luft (1986) als krebserzeugend eingestuft PAH's Benzo(a)pyren und Dibenz(a,h)anthracen waren in den Proben nicht nachweisbar (Nachweisgrenze $0,01 \mu\text{g/Nm}^3$).

Staubförmige anorganische Luftschadstoffe

Die heftigen Reaktionen während der Prozeßstufen Blasen und Polen führen zu hohen, rohgasseitigen Staubkonzentrationen. Auch das Einsetzen ist mit einer vergleichsweise intensiven Staubeentwicklung verbunden. Durch die Gewebefilteranlage wird jedoch der Staubgehalt des Reingases weitgehend unabhängig von der Rohgaszusammensetzung gesenkt und hängt damit in erster Linie von Filterparametern, wie z.B. dem Abreinigungszyklus oder dem Zustand des Gewebes, ab.

Der in einer Auflage des Bescheides Zl. 1257/78 vom 12. Juli 1978 mit 75 mg/m^3 festgelegte Staubgrenzwert liegt um ein Vielfaches über den mit einer Gewebefilteranlage erzielbaren Werten, vorausgesetzt, daß als Bezugsgröße jener Abgasstrom heranzuziehen ist, der durch die Abluft der Nebenentfallstellen erheblich verdünnt wird.

Tabelle 3.60: Gesamtstaub-Emissionen des Flammofens III

Betriebsphase	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Kon- zentration (mg/Nm ³)	Massen- strom (kg/h)
Einsetzen und Niederschmelzen (Michalke, Felbermayer, 1982)	81.695	6	0,50
Blasen und Polen (Michalke, Felbermayer, 1982)	81.695	5	0,42
Gesamter Ofenzyklus (Michalke, Felbermayer, 1980)	66.870	21,5	1,44
Gesamter Ofenzyklus (ARGE T.U., 1988; FO/1)	81.500	8,36	0,68
Gesamter Ofenzyklus (ARGE T.U., 1988; FO/2)	81.500	6,15	0,5

Tabelle 3.61: Reststaub im Reingas des Flammofens III (Messungen FO/1 und FO/2 der ARGE T.U., 1988)

Element	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	Massenstrom (g/h)	Anteil (%)
<u>Messung FO/1; mit thermisch behandeltem Schrott</u>			
As	46,01	3,75	2,3
Sn	42,36	3,45	2,1
Sb	56,73	4,62	2,8
Hg	0,45	0,04	0,02
Cu	475,1	38,72	23,5
Zn	770,3	62,78	38,1
Pb	607,3	49,51	30,0
Cd	17,19	1,4	0,85
Ni	4,43	0,36	0,2
Cr	1,11	0,09	0,05
<u>Messung FO/2; mit mechanisch behandeltem Schrott</u>			
As	31,79	2,59	2
Sn	47,05	3,83	2,9
Sb	46,82	3,82	2,9
Hg	0,38	0,03	0,02
Cu	335,2	27,32	20,8
Zn	681,8	55,57	42,4
Pb	454,2	37,02	28,2
Cd	12,03	0,98	0,75

Quecksilber in der Gasphase

Auch vom Flammofen liegen nur Messungen von Quecksilber und nicht von anderen flüchtigen Elementen in der Gasphase vor. Zum Beispiel wäre die Emission von Arsen in der Gasphase ebenfalls von Interesse, was bei künftigen Messungen bedacht werden sollte.

Tabelle 3.62: Quecksilberemissionen des Flammofens III

Messung	Quecksilberkonzentration		Massenstrom (g/h)
	staubförmig ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	in der Gasphase ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	
ARGE T.U. (1988) FO/1; mit thermisch behandeltem Schrott	0,45	3,13	0,3
ARGE T.U. (1988) FO/2; mit mechanisch behandeltem Schrott	0,38	2,02	0,2 ¹
1 berechnet mit korrigiertem Wert; vgl. ARGE T.U. (1988) Kapitel 5.4.3.8			

3.2.4 Bemusterung (Betriebseinheit 4)

AUFLAGEN ZUR EMISSIONSBEGRENZUNG

Nachdem bereits im Jahr 1982 (Michalke, Felbermayer, 1982) Emissionsmessungen in der Bemusterungsanlage durchgeführt worden waren, zeigten neuerliche Messungen im Jahr 1984 (Felbermayer, 1984) in Abhängigkeit vom Einsatzgut sehr stark unterschiedliche Staubemissionen. Bei den daraufhin notwendigen Korrekturen der Emissionsabschätzung wurde deutlich, daß die Bemusterungsanlage der bei weitem größte Staubemittent der Kupferhütte war. Aus diesem Grund wurde eine Gewebefilteranlage mit rohgasseitiger Kalkeindüsung errichtet.

Mit Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck Zl. 33352/3/85 vom 22. Februar 1985 wurden folgende Auflagen erteilt:

- "1. Die Staubemission vom max. 20 mg/m^3 (0°C , 1013 mbar) im trockenen unverdünnten Abgas ist mit Hilfe eines dauerregistrierenden Extinktionsmeßgerätes, gemessen als Halbstundenmittelwert, nachzuweisen.*
- 2. Eine Emissionsüberschreitung bis max. 75 mg/m^3 ist höchstens für die Zeitdauer einer Charge zulässig.*
- 3. Das aus der Absaughaube über das Gewebe im Filter abgeführte Abgas darf nicht ungereinigt über einen Notkamin ins Freie abgeleitet werden.*
- 4. Bei Inbetriebnahme des Gewebefilters ist das Extinktionsmeßgerät von einer behördlich autorisierten Institution zu kalibrieren.*
- 5. Die Funktionsfähigkeit des Extinktionsmeßgerätes ist in jährlichen Abständen durch eine Fachkraft (z.B. Lieferfirma) zu überprüfen.*
- 6. Die Meßprotokolle sind über einen Zeitraum von sieben Jahren beim Betrieb aufzubewahren.*

7. *Durch weitere Staub-Immissionsmessungen über den Zeitraum eines Jahres nach Inbetriebnahme des Filters ist die Auswirkung der Filterung der Abgase der Bemusterungsanlage auf die Umgebung zu überprüfen.*
8. *Das Filter zur Entstaubung der Abgase nach der Bemusterung ist bis längstens 30. Juni 1985 in Betrieb zu nehmen.*
9. *Dem Ansuchen um Benützungsbewilligung für das Gewebefilter der Bemusterungsanlage sind Unterlagen über die Fundamentierung sowie die durchgeführten Schutzmaßnahmen beizuschließen, außerdem die bis zu diesem Zeitpunkt möglichen Nachweise hinsichtlich der Funktionsfähigkeit des Filters."*

EMISSIONSVERLAUF

Bedingt durch die von Muster zu Muster unterschiedliche Zusammensetzung der Einsatzstoffe schwanken auch die Schadstoffkonzentrationen im Rohgas der Tiegelöfen.

Das beweisen die Staubmessungen, die am 30. und 31. August 1984 durchgeführt wurden (Felbermayer, 1984). Durch die in der Zwischenzeit installierte Gewebefilteranlage mit Trockenadditivierung werden allerdings die Staubemissionen nunmehr auf niedrigem Niveau begrenzt.

Die Schwefeldioxid-Emissionen sind auf den schwefelhaltigen Brennstoff zurückzuführen. Dadurch besteht bei diesem Schadstoff zwar keine Chargenabhängigkeit, jedoch zeigen sich bei den Emissionsmessungen doch Konzentrationsschwankungen. Sie dürften primär mit den Einflußparametern der Trockenadditivierung in Zusammenhang stehen. Emissionsspitzen beim Zusatz von Schwefel, der in fester Form zur Erniedrigung des Schmelzpunktes von Cu-Fe-Schrott in die Schmelze eingebracht wird, sind nicht auszuschließen.

Tabelle 3.63: Emissionsverlauf der Tiegelöfen in der Bemusterungsanlage

	Tiegelofen I + II	Tiegelofen III
Emissionsdauer	12 h/d	12 h/d
Chargenzahl	4 Chargen/d	unterschiedlich
Chargendauer	unterschiedlich	unterschiedlich
Emissionsquelle	Kamin A7	Kamin A7
Stillstandszeiten	Nachtstunden/Wochenende/Feiertage	
Emissionsspitzen		
SO ₂	vermutlich bei Zusatz von Schwefelpulver	
org. C	bei Faßaufgabe Spitzen bis ca. 80 mg/Nm ³	

ERFASSUNG DIFFUSER EMISSIONEN

Die Abgase der Tiegelöfen I und II werden über Abzugshauben erfaßt. Die Entsorgung des kleineren Tiegelofens III ist nicht geklärt. Diffuse Emissionen treten vor allem bei Befüll- und Gießvorgängen auf. Darüber hinaus besteht auch die Möglichkeit, daß die Wirksamkeit der Absauganlage durch die zur Kühlung notwendige Frischluftzufuhr beeinträchtigt wird. Die bei der staubhygienischen Untersuchung am 2. Juli 1986 (Hofer und Großkopf, 1986) festgestellten Mängel deuten möglicherweise auf eine nicht ausreichende Erfassung der Emissionen hin. In der Zwischenzeit wurden aber Verbesserungsmaßnahmen ergriffen.

ABGASFÜHRUNG

Die Einrichtungen zur Emissionsreduktion bestehen bei der Bemusterungsanlage aus Abzugshauben, einer Vorrichtung zur Kalkeinbringung und der Gewebefilteranlage. Die Beschreibung und die technischen Daten sind dem Abschnitt 3.1.4 zu entnehmen.

Zur kontinuierlichen Filterüberwachung wurde im Reingaskanal ein SICK-Rauchdichtemeßgerät RM 61 angeordnet (Kalibrierung siehe Felbermayer, 1985).

Tabelle 3.64: Hauptemissionsquellen der Bemusterungsanlage

Angaben zur Austrittsöffnung	Einheit	Emissionsquelle Kamin A7
Höhe	m	40
Durchmesser	mm	1.000
<u>Messung von Michalke und Felbermayer (1982)</u>		
Abgastemperatur	°C	40 ... 105
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	21.500 ... 25.500
<u>Messung der ARGE T.U. (1988)</u>		
Abgastemperatur an der Meßstelle vor dem Kamin A7	°C	35 ... 55
Abgasvolumenstrom	Nm ³ /h	22.000

LUFTSCHADSTOFFE

Schwefeldioxid

Bei einem durchschnittlichen Heizölverbrauch (Heizöl schwer mit 1,32 % S) von 45 kg/h ist rohgasseitig mit einer brennstoffbedingten SO₂-Emission von 1,19 kg/h zu rechnen. Wie die in Tabelle 3.65 angeführten Meßergebnisse zeigen, ist der Einfluß der Trockenadditivanlage sehr uneinheitlich.

Tabelle 3.65: Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Tiegel-
ofens I der Bemusterungsanlage
(ARGE T.U., 1988)

Messung	Ersatzstoff	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
B/1	Relaischrott	13,19	0,29
B/2	Kupferspäne	48,80	1,07
B/3	Messingkrätze	51,70	1,14
B/4	Sauen	58,58	1,29
B/5	Kupfershredder	18,00	0,4
B/6	Kupferabfall, gemischt	16,60	0,37
B/7	Messingschrott, geshreddert	17,39	0,38
B/8	Brenner	46,40	1,02
Mittelwert (ohne B/8)		32	0,7

Stickstoffoxide

Angaben über die Stickstoffoxidemissionen liegen auch für die Bemusterungsanlage nicht vor.

Chlorwasserstoff

Die noch vor dem Einbau der Trockenadditivanlage gemessene, niedrige Konzentration (Michalke, Felbermayer, 1982) wäre als Hinweis darauf zu werten, daß die Anlage rohgasseitig nur mit einer geringen Chloridbelastung beaufschlagt wird. Bei den Messungen 1988 traten jedoch auch im Reingas Werte auf, die um den Faktor 3 höher lagen.

Tabelle 3.66: Chlorid-Emissionen des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage

Messung	Einsatzstoff	Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
<u>Michalke, Felbermayer (1982)</u>				
	Kupferdraht, Kupferschredder	18.710	1,5	0,028
<u>ARGE T.U. (1988)</u>				
B/1	Relaisschrott	22.000	0,98	0,022
B/2	Kupferspäne	22.000	4,32	0,095
B/3	Messingkrätze	22.000	3,78	0,083
B/4	Sauen	22.000	1,20	0,026
B/5	Kupferschredder	22.000	1,28	0,028
B/6	Kupferabfall, gemischt	22.000	1,41	0,031
B/7	Messingschrott, geschreddert	22.000	0,88	0,019
B/8	Brenner	22.000	3,74	0,082
Mittelwert (ohne B/8)			2	0,043

Organische Verbindungen

Zum Zeitpunkt der Messungen vom 15. bis 18. Juni 1982 (Michalke, Felbermayer, 1982) wurde beim Einsatz von Kupferdraht und Schreddermaterial eine org. C-Konzentration von 16 mg/Nm³ (Massenstrom 0,3 kg/h) ermittelt.

Bei den Messungen 1988 (ARGE T.U. (1988), B/1 ... B/8) traten zwar Emissionsspitzen bis 83 mg/Nm³ bei Relaisschrott bzw. bis 16 mg/Nm³ bei gemischtem Kupferabfall auf. Im Mittel lagen die Konzentrationen aber jeweils unter 8 mg/Nm³.

Tabelle 3.67: Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch den Tiegelofen I der Bemusterungsanlage (ARGE T.U., 1988; integrale Messung über die Chargen B/1 ... B/8)

Schadstoffgruppe	Summenkonzentration	Gesamtmassenstrom
PAH	$\geq 0,0514 \text{ mg/Nm}^3$	$\geq 1,129 \text{ g/h}$
Chlorbenzole	$0,99 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	$21,3 \text{ mg/h}$
Chlorphenole	$173 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	$3,71 \text{ mg/h}$
PCB	$0,51 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$	$11,0 \text{ mg/h}$
PCDD/PCDF	$188,59 \text{ ng/Nm}^3$	
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach Eadon	$1,49 \text{ ng/Nm}^3$	$0,032 \text{ mg/h}$
in 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten nach BGA	$2,2 \text{ ng/Nm}^3$	$0,048 \text{ mg/h}$

Die in der TA Luft (1986) als krebserzeugend eingestuften PAH's Benzo(a)pyren und Dibenz(a,h)anthracen waren in der Probe nicht nachweisbar (Nachweisgrenze: $0,05 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$).

Staubförmige anorganische Luftschadstoffe

Anlässlich der Kalibrierung des Rauchdichtemeßgerätes wurde 1985 der Staubgehalt im Reingas nach der Filteranlage bestimmt (Felbermayer, 1985). Der Meßwert lag mit 4 mg/Nm^3 (arithmetisches Mittel aus drei Meßwerten) deutlich über den extrem niedrigen Meßergebnissen der neuerlichen Emissionsmessungen 1988.

Tabelle 3.68: Gesamtstaub-Emission des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage

Messung	Abgasvolumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
Felbermayer (1985)	21.500 ... 25.500	4	0,86 ... 1,02
ARGE T.U. (1988)	22.000	0 ... 0,28	0 ... 0,006
B/1 ... B/8			

Tabelle 3.69: Reststaub im Reingas des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage (integrale Messung B/1 ... B/8 der ARGE T.U., 1988)

Element	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	Massenstrom (g/h)	Anteil (%)
As	0,5	0,011	2,3
Sn	5,52	0,121	24,9
Sb	0,58	0,013	2,6
Hg	0,09	0,002	0,4
Cu	4,85	0,107	21,9
Zn	3,84	0,084	17,3
Pb	4,22	0,093	19
Cd	0,77	0,017	3,5
Ni	1,5	0,033	6,8
Cr	0,3	0,007	1,4

Bei staubhygienischen Untersuchungen, die von der Österreichischen Staub(Silikose)-Bekämpfungsstelle im Auftrag des Unfallverhütungsdienstes der Allgemeinen Unfallversicherungsanstalt durchgeführt wurden (Hofer und Großkopf, 1986), traten im Bereich der Tiegelöfen Überschreitungen des Grenzwertes für Blei auf.

In der Umgebung des Kollergangs wurden die Grenzwerte für Gesamtstaub, Kupfer, Blei und Aluminium um ein Vielfaches überschritten. Weiters wurde festgehalten, daß beim Betrieb des Trockenofens sichtbarer Rauch austritt, der zu einer Geruchsbelästigung führt.

An den angesprochenen Aggregaten wurden inzwischen Verbesserungen angestrebt, die Meßergebnisse der von der Behörde aufgetragenen Untersuchungen stehen noch aus.

Quecksilber in der Gasphase

Tabelle 3.70: Quecksilberemission des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage (integrale Messung B/1 ... B/8 der ARGE T.U., 1988)

Quecksilberkonzentration staubförmig ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)		Massenstrom (g/h)
in der Gasphase ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)		
0,09	0,06	0,003

3.2.5 Elektrolyseanlage (Betriebseinheit 5)

Die "Emissionsbeurteilung für die geplante Kupferraffinationselektrolyse in Brixlegg" (Marr, 1986) bewertet die möglichen gasförmigen Emissionen der Elektrolyseanlage als so geringfügig, daß sie nicht als Immissionen weiterverfolgt werden können.

Untersucht wurden im einzelnen die Schwefelsäure-Verdunstung, das Auftreten von Schwefelsäurenebel (acid mist) und die Bildung von Arsenwasserstoff.

Das Ausmaß der Verdunstung von Schwefelsäure durch Undichtigkeiten und durch die Elektrodenmanipulation wurde mit rund $0,01 \text{ mg SO}_3/\text{m}^3$ beziffert. Das Entstehen von acid mist, darunter versteht man die nebelartige Verteilung von Elektrolyt in der Hallenluft, ist auf die Gasbildung an den Elektroden und das Mitreißen von Elektrolyttröpfchen durch entweichende Gasblasen zurückzuführen. Da nach Ansicht des Gutachters beim Umkehrstromverfahren durch Polarisations-effekte bedingte Überspannungen nicht auftreten, ist bei der neu errichteten Elektrolyseanlage keine Bildung von Säurenebel zu erwarten.

Raffinationselektrolysen werden normalerweise bei Arsenkonzentrationen bis zu 10 g/l im Elektrolyten gefahren. In der Kupferhütte Brixlegg wird jedoch ein wesentlich niedrigerer Wert (2 ... 3 g/l) eingehalten, weil der Nickelgehalt als limitierender Faktor eine Aufarbeitung des Elektrolyten noch vor dem Erreichen höherer Arsenwerte erforderlich macht. Der Gutachter rechnet daher nicht mit der Emission von Arsenwasserstoff.

3.2.6 Gießerei (Betriebseinheit 6)

Im Bereich der Gießerei sind keine Vorkehrungen zur Erfassungen von Luftschadstoffen vorhanden. Nach Aussagen der Werksvertretung treten bei den in dieser Betriebsanlage stattfindenden Schmelz-, Gieß- und Ablängprozessen keine relevanten Emissionen auf.

3.2.7 Nickelsulfatanlage (Betriebseinheit 7)

Zur Entsorgung der in dieser Betriebseinheit anfallenden H_2S -hältigen Abgasströme ist ein mit alkalischem Absorptionsmittel betriebener Wäscher vorgesehen. Da es sich beim Waschen von H_2S -hältigen Abgasströmen mit alkalischem Absorptionsmittel um eine Säure-Base-Reaktion handelt, ist mit einem hohen Wirkungsgrad zu rechnen.

Nach Angaben der Werksvertretung sind andere Emissionsquellen prozeßbedingt nicht möglich.

3.2.8 Anodenschlammaufbereitung (Betriebseinheit 8)

Aus Gründen der Geheimhaltung war ein Betreten des Gebäudes, in dem die Betriebseinrichtungen untergebracht sind, nicht möglich. Abgesehen von der in groben Zügen vorliegenden Prozeßbeschreibung stehen weitere konkrete Bewertungsgrundlagen

nicht zur Verfügung. Eine Abschätzung der aus dieser Anlage emittierten Luftschadstoffe ist deshalb nicht möglich.

3.2.9 Kupferoxichloridanlage (Betriebseinheit 9)

Auch die Kupferoxichloridanlage zählt zu jenen Betriebsanlagen, über deren Emissionen nur sehr spärliche Informationen vorliegen. Neben einem Gaswäscher zur Reinigung der Fällbehälter-Abluft kommt offensichtlich den beiden Gewebefilteranlagen eine zentrale Bedeutung bei der Behandlung der schadstoffbeladenen Abluftströme zu.

Im Fall jenes Gewebefilters, das zur Produktabtrennung nach dem Fließbettrockner verwendet wird, gibt es Hinweise darauf, daß eine Auflage zur Begrenzung des Staubgehaltes auf 150 mg/m^3 erteilt wurde.

Das Ergebnis einer an diesem Filter durchgeführten Staubbemessung wird im Bericht des Institutes für Umweltschutz und Energiefragen vom 20. Juni 1983 (Felbermayer, 1983) zitiert, ein detaillierter Meßbericht fehlt jedoch.

Die laufende Betriebsüberwachung der Filteranlage erfolgt - im Verdachtsfall - durch Abzweigung eines Teilstroms. Die Bildung eines Staubansatzes auf einer in den Abgasteilstrom gehaltenen Glasplatte wird als Indiz für eine Funktionsstörung gewertet. Diese Art der Kontrolle entspricht nicht dem Stand der Technik und stellt eine unbefriedigende Lösung dar.

Tabelle 3.71: Gesamtstaub-Emission des Gewebefilters beim Fließbettrockner (zit. in Felbermayer, 1983)

Abgas- volumenstrom (Nm ³ /h)	Konzentration (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
4.000	25	0,1

Die Abgase der Produktsilos und der Mühle werden ebenfalls entstaubt. Angaben über den Reststaubgehalt nach der Filteranlage sind nicht bekannt.

3.2.10 Energieversorgung (Betriebseinheit 10)

Neben der Primärdampferzeugung, bei der Heizöl schwer als Energieträger verwendet wird, soll in diesem Abschnitt auch die Verbrennung von Heizöl extra leicht, die hauptsächlich zu Vorwärmung und in der Schlackenaufbereitung zur Trocknung dient sowie die damit verbundene Emission von Luftschadstoffen behandelt werden. Die Abschätzung kann sich, weil Emissionsmessungen fehlen, nur auf die Emission von Schwefeldioxid beziehen.

Tabelle 3.72: Heizölverbräuche und SO₂-Emissionen der in der Betriebseinheit 10 zusammengefaßten Anlagen

	Heizölverbrauch (t/a)	Schwefelgehalt (M%)	SO ₂ -Emission (t/a)
<u>Steambloc</u>			
1982	914	1,72	31,4
1987	1.216	1,32	32,1
<u>Verbrennung von HEL</u>	460	0,3	2,8

3.2.11 Innerbetriebliche Lagerung und Transport

Emissionen, die bei Lagerung, Be- und Entladung sowie Transport von staubförmigen Gütern entstehen, sind naturgemäß nur sehr schwer zu quantifizieren. Da keine eingehenden Untersuchungen vorliegen, kann dieser Problemkreis nur angedeutet werden.

Im einzelnen muß in den Montanwerken Brixlegg bei folgenden Vorgängen mit dem Auftreten diffuser Staubemissionen gerechnet werden:

- Manipulation von Filterstäuben: Soweit bekannt ist, sind Austrags-, Transport- und Übergabestellen für die in den Gewebefiltern anfallenden Stäube staubdicht ausgeführt.
- Transport und Manipulation der staubförmigen Einsatzstoffe: Der Transport der staubförmigen Einsatzstoffe erfolgt in offenen Fahrzeugen. Der Sammelbegriff "Manipulation" ist in diesem konkreten Fall hauptsächlich auf die Aufgabe in den Schachtofen einzugrenzen. Dabei auftretende Staubemissionen werden vermutlich von der Schachtofen-Nebenentsorgung erfaßt und dem Zusatzfilter zugeführt.
- Lagerung von staubförmigen Einsatzstoffen (z.B. Metalloxide, die in den Schachtofen eingesetzt werden): Nach Einschätzung der Montanwerke Brixlegg war ein wesentlicher Teil der als Immission nachzuweisenden Staubb Belastung auf die Verwehung von staubförmigem Einsatzgut zurückzuführen, das im Werksgelände früher frei gelagert wurde. Die damaligen Maßnahmen zur Vermeidung dieser Verwehungen beschränkten sich darauf, die Halden bei bestimmten Wetterlagen mit Wasser zu besprengen. Da aus prozeßtechnischen Gründen feuchte Einsatzstoffe unerwünscht sind, wurden Lagerboxen errichtet, die für die Aufnahme der oxidischen Einsatzstoffe geeignet sind.

3.2.12 Überblick - Emission von Luftschadstoffen

Im folgenden wird versucht, eine grobe Abschätzung der Emission von Luftschadstoffen aus den pyrometallurgischen Prozessen und aus der Verbrennung von Heizölen in den Jahren 1982 und 1987 vorzunehmen.

Die Berechnungen stützen sich auf

- Angaben über den Brennstoffverbrauch und die Brennstoffzusammensetzung
- Emissionsmessungen von Michalke und Felbermayer (1982)
- Emissionsmessungen der ARGE T.U. (1988) und auf
- Betriebsdaten.

Tabelle 3.73: Betriebsdaten. Vergleich 1982 - 1987

Betriebseinheit	Betriebsstunden		Veränderung (%)
	1982	1987	
1 (Schachtofen)	5.725	6.238	+ 9
2 (Konverter)	4.285	4.433	+ 3,5
3 (Flammofen)	7.344	7.104	- 3
4 (Bemusterung)	2.617	3.070	+ 17

Als nachvollziehbare und für alle Schadstoffe einheitliche Methode mußte die Hochrechnung von punktuellen Emissionsmessungen gewählt werden, obwohl anzumerken ist, daß die tatsächliche Emissionssituation durch diese Einzelmessungen nicht ausreichend charakterisiert wird. Dies trifft in besonders hohem Maß für die IUE-Messungen (Michalke, Felbermayer, 1982) zu. Weite Fehlergrenzen sind aber auch bei den Ergebnissen für 1988 einzuräumen, wenn man in Betracht zieht, daß etwa für die Konverteranlage von den Werksvertretern SO₂-Emissionen angegeben werden, die um 100 % über der Hochrechnung liegen.

Bei den Berechnungen für 1987 konnte der Zusammenhang zwischen wechselndem Einsatzmaterial und resultierendem Emissionsverhalten zumindest zum Teil berücksichtigt werden, indem eine auf Werksangaben beruhende Zuordnung getroffen wurde:

Schachtofen: Einsatzmaterial des Jahres 1987 entspricht in seiner Zusammensetzung im wesentlichen jenem der Messung SO/1

Konverter: Einsatzmaterial des Jahres 1987 entspricht im wesentlichen zu 80 % jenem der Messung KO/1 (mit Relaisschrott) und zu 20 % jenem der Messung KO/2 (ohne Relaisschrott)

Flammofen: Einsatzmaterial des Jahres 1987 entspricht jeweils zur Hälfte jenem der Messung FO/1 (mit thermisch vorbehandeltem Schrott) und jenem der Messung FO/2 (mit mechanisch nachbehandeltem Schrott)

Tabelle 3.74: Jährlicher Schadstoff-Ausstoß der pyrometallurgischen Anlagen und der Anlagen zur Erzeugung von Primärdampf

Einheit: kg/a	SO ₂		STAUB		org. C		Cl ⁻		F ⁻	
	1982	1987	1982	1987	1982	1987	1982	1987	1982	1987
<u>Betriebseinheit 1</u>										
SCHACHTOFEN	> 35.667	6.918	2.223	1.747	45.628	125.197	109	493	< 109	206
SCHLACKENAUFBEREITUNG (ohne Trockner)	-	-	?	?	-	-	-	-	-	-
<u>Betriebseinheit 2</u>										
KONVERTER II/III	135.752	2.882	748	433	1.514	< 1.844	2.571	12	< 148	-
<u>Betriebseinheit 3</u>										
FLAMMOFEN II/III	143.514	50.581	3.366	4.191	11.934	< 8.241	949	3.534	< 581	-
<u>Betriebseinheit 4</u>										
BEMUSTERUNG I/II	6.909	2.149	3.271	< 18	785	< 540	73	132	< 50	-
BEMUSTERUNG III	?	?	?	?	?	?	?	?	-	-
<u>Betriebseinheit 10</u>	- 34.565	34.900	?	?	?	?	-	-	-	-
SUMME ca.	356.000	97.000	10.000	6.000	60.000	< 136.000	3.700	4.200	< 900	200

Die Berechnungen zeigen bezogen auf einzelne Schadstoffe unterschiedliche Tendenzen, die zum einen auf die sich im Vergleichszeitraum ändernde Auslastung der Schmelzaggregate, zum anderen auf nicht näher erklärbare Unterschiede in den Emissionsmeßergebnissen zurückzuführen sind. Nicht zuletzt spiegelt sich darin aber auch das Wirksamwerden verschiedener emissionsmindernder Maßnahmen wider:

- Errichtung eines Gewebefilters in der Bemusterungsanlage
- Bau der Entschwefelungsanlage bei den Konvertern
- Senkung des Schwefelgehaltes im Heizöl schwer von 1,7 % auf 1,3 %

Tabelle 3.75: Gesamtschadstoffemissionen der pyrometallurgischen Anlagen und der Anlagen zur Primärdampferzeugung. Vergleich 1982 - 1987

	SO ₂		Staub		org. C		Chlorid	
	1982	1987	1982	1987	1982	1987	1982	1987
Emission in t/a	356	97	10	6	60	136	3,7	4,2
Veränderung in %	- 73		- 40		+ 127		+ 14	

Die vorliegende Bilanz bleibt unvollständig, da nach wie vor für verschiedene gefaßte Quellen keine geeigneten Daten zur Verfügung stehen und zudem gewisse Schadstoffe bisher überhaupt nicht gemessen wurden. Das betrifft in erster Linie die aus der Sicht der Lufthygiene wichtigen Stickstoffoxide. Derartige Messungen wurden in Aussicht gestellt.

Eine eingehendere Untersuchung und Präzisierung wäre aber auch im Hinblick auf die Emission von Schwermetallen in der Gasphase erforderlich. Eine solche Untersuchung liegt für Quecksilber nunmehr vor.

In den letzten Jahren wurde bekannt, daß andere Metalle, Halbmetalle und Metallverbindungen, die aufgrund ihrer Toxizität bzw. Karzinogenität einer besonders strengen Überwachung bedürfen, ebenfalls mit den Standardmethoden der Richtlinie VDI 2066 (Bl. 1) nicht zufriedenstellend erfaßt werden.

Aus diesem Grund sind bei Anlagen, die Schwermetalle emittieren, neuerdings zweistufige Probenahmemethoden üblich, wobei filtergängige Stoffe - Feinststäube sowie dampf- bzw. gasförmig vorliegende Verbindungen - in einer zweiten Abscheidestufe auf naßchemischem Weg erfaßt werden (Jockel und Misteale, 1986).

Während man bis vor etwa fünf Jahren davon ausging, daß bei Abgastemperaturen unter 100 °C Verbindungen, wie z.B. Arsen-trioxid, nicht mehr im Reingas auftreten, zeigte sich in den letzten Jahren, daß auch bei diesen niedrigen Temperaturen Schwermetalle durch die Probenahmefilter nach VDI 2066 treten können (Felten, 1987).

Bei Messungen in einer Kupferhütte hat der Vergleich der einfachen Meßanordnungen nach VDI 2066 mit der Absorptionsapparatur, z.B. bei der Bestimmung des Arsengehaltes, aber auch bei anderen Schwermetallen, hinter filternden Abscheidern gravierende Unterschiede erbracht. Die filtergängigen Anteile lagen zum Teil sogar erheblich über den im Filter abgeschiedenen Mengen.

Mit den vom IUE bzw. von der ARGE T.U. (Ausnahme: Quecksilber) bei den bisherigen Messungen in den Montanwerken Brixlegg angewendeten Meßmethoden ist nach dem heutigen Stand des Wissens nicht sichergestellt, daß filtergängige Schwermetalle vollständig erfaßt werden. Es wird daher im Hinblick auf die Emission gesundheitsgefährdender Staubinhaltsstoffe angeregt, die Erfassung der Staubemissionen sämtlicher pyrometallurgischer Anlagen mit der verbesserten Meßmethode durchzuführen.

Aufgrund der Messungen der ARGE T.U. (1988) kann für das Jahr 1987 nunmehr eine erste Jahresbilanz über die staubförmigen Schwermetallemissionen aus definierten Quellen und die Jahresemission ausgewählter organischer Verbindungen aufgestellt werden.

Tabelle 3.76: Jährliche Schwermetallemissionen der pyrometallurgischen Anlagen (1987)

Einheit: kg/a	As	Sn	Sb	Hg ¹	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
<u>Betriebseinheit 1</u> SCHACHTOFEN	0,37	13,8	3,2	3,1	2,7	149,2	21,8	0,37	-	-
<u>Betriebseinheit 2</u> KONVERTER II/III	1,15	3,4	2,4	1,5	3,9	35	32,6	0,04	-	-
<u>Betriebseinheit 3</u> FLAMMOFEN II/III	22,5	25,9	30,0	1,8	234,6	420,4	307,4	8,5	1,3	0,3
<u>Betriebseinheit 4</u> BEMUSTERUNG I/II	0,03	0,4	0,04	0,009	0,3	0,3	0,3	0,05	0,1	0,02
SUMME ca.	24	44	36	6	242	605	362	9	1	0,3

1 staubförmig und über die Gasphase

Tabelle 3.77: Jährliche Emission ausgewählter organischer Stoffe aus den pyrometallurgischen Anlagen (1987)

	PAH (kg/a)	Chlorbenzole (kg/a)	Chlorphenole (kg/a)	PCB (kg/a)	2,3,7,8-TCDD-Äquivalente nach Eadon (g/a)	BGA (g/a)
<u>Betriebseinheit 1</u> SCHACHTOFEN	≥ 242	215	356	260	63,0	30,6
<u>Betriebseinheit 2</u> KONVERTER II/III	≥ 1,7	1,6	3,3	0,04	0,04	0,04
<u>Betriebseinheit 3</u> FLAMMOFEN II/III	≥ 2,1	4,5	8,1	1,5	0,57	0,39
<u>Betriebseinheit 4</u> BEMUSTERUNG I/II	≥ 3,5	0,07	0,01	0,03	0,1	0,15
SUMME ca.	≥ 250	220	370	260	64	31

3.3 Abwassersituation

Verfasser: R. PESCHECK

3.3.1 Rechtliche Grundlagen (vorhandene Wasserrechtsbescheide)

Die rechtlichen Grundlagen für die Ableitung der betrieblichen Abwässer der Kupferhütte Brixlegg der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H., vormals Vereinigte Metallwerke Ranshofen-Berndorf AG, Montanwerke Brixlegg bzw. Austria Metall AG, Montanwerke Brixlegg, stellen die nachfolgend angeführten wasserrechtlichen Bescheide des Landeshauptmannes von Tirol dar:

- Zl. IIIa1 - 525/17 vom 3. Juni 1965
- Zl. IIIa1 - 5741/38 vom 9. Dezember 1978
- Zl. IIIa1 - 5741/59 vom 12. März 1985
- Zl. IIIa1 - 5741/71 vom 9. März 1987

Tabelle 3.78: Übersicht über die Bescheidinhalte hinsichtlich der Abwassermengen

	Fäkalab- wasser	Werks- und Kühlwasser	Regen- wasser	Gesamt- ableitung
Bescheid 1965				
Alpbacher Ache		62 l/s	-	62 l/s
Inn				
Bescheid 1978				
Alpbacher Ache	2 l/s	-		74 l/s
Inn	26 l/s	74 l/s	828 l/s	1004 l/s
Bescheid 1985				
Alpbacher Ache				92,5 l/s
Inn			843 l/s	1037,5 l/s
Bescheid 1987				
Erweiterung der bestehenden Konsense				
Inn	+ 0,06 l/s	+ 1,8 l/s Werksw. (über 16 h) + 1,85 l/s Kühlw.	+ 8 l/s	1049,21 l/s

3.3.2 Darstellung der quantitativen Abwasserverhältnisse

Die mit Bescheid des Landeshauptmannes von Tirol vom 3. Juni 1965, Zl. IIIa1 - 525/17, für die Vereinigten Metallwerke Ranshofen - Berndorf AG, Montanwerke Brixlegg, erlassene wasserrechtliche Bewilligung sah eine Gesamtabwassermenge von 62 l/s für die Ableitung von Betriebsabwässern in die Alpbacher Ache bzw. in den Inn vor.

Mit Bescheid Zl. IIIa1 - 5751/38 vom 9. Dezember 1978 wurde dieser Konsens auf 102 l/s Betriebsabwasser erhöht. Davon entfallen 28 l/s auf Fäkalabwasser und 74 l/s auf Werks- und Kühlwässer, die zum Teil in die Alpbacher Ache (2 l/s Fäkalabwasser über Kanalstrang 26) bzw. in den Inn (100 l/s Fäkal- und Betriebsabwässer) abgeleitet werden. Darüber hinaus werden noch als Abflußmengen für Regenwasser 74 l/s in die Alpbacher Ache (Kanalstrang 26) und 828 l/s in den Inn konsensmäßig festgehalten.

Die Ableitung der Werks- und Kühlwässer erfolgt zum allergrößten Teil über den Hauptstrang 8 bei Fluß km 252,070 rechtsufrig in den Inn. Auch ein großer Teil des Regenwasseranfalls (677 l/s) wird über diesen Kanal abgeführt.

Über das Werksgerinne gelangen bei Fluß km 252,314 außer Regenwässern (151 l/s) noch nicht näher definierte "Brunnenabwässer im Bereich des Werkstättengebäudes" (nördlicher Bereich) sowie Dach- und Kühlwässer aus dem Bereich der Schmelzhüttenerweiterung (südlicher Bereich) und der Oberflächenabfluß des Werksplatzes vor der "Alten Hütte" in den Inn.

Über den Strang 29, der bei Fluß km 252,040 in unmittelbarer Nähe des Hauptstranges 8 in den Inn mündet, dürfen bescheidgemäß Regenwässer vom sog. Kornkasten eingeleitet werden.

Über Ersuchen der Austria Metall AG, Montanwerke Brixlegg wurde am 12. März 1985 die wasserrechtliche Bewilligung zur Entwässerung eines kombinierten LKW- und PKW-Parkplatzes über einen eigenen Schlammfang und Mineralölabscheider in den Alpbach (max. 18,5 l/s) und zur Entwässerung des nordwestlichen Werksareals (etwa 15 l/s) über das Werksgerinne in den Inn erteilt (Zl. IIIa1- 5741/59).

Der Bescheid Zl. IIIa1 - 5741/71 vom 9. März 1987 gestattet im Zusammenhang mit der Errichtung einer Anodenschlammverarbeitungsanlage die Erhöhung der eingeleiteten Wassermengen in den Inn, und zwar um max. 1,8 l/s für Produktionswässer, um max. 1,85 l/s für Kühlwässer, um 0,06 l/s für Fäkalwässer und um 8 l/s für Regenwässer, d.h., daß die zulässige Produktionsabwassermenge um max. $24 \text{ m}^3/16 \text{ Stunden}$, die Fäkalabwassermenge um max. $2 \text{ m}^3/\text{d}$, die Kühlwassermenge um max. $160 \text{ m}^3/\text{d}$ erhöht worden sind.

3.3.3 Darstellung der qualitativen Verhältnisse der Werksabwässer

Im Bescheid vom 9. Dezember 1978 wurden für einzelne Parameter, und zwar die Schwermetalle Blei, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink und Zinn bereits Grenzwerte erlassen, die bei der Einleitung in den Vorfluter einzuhalten sind. Diese Liste erfuhr im Bescheid vom 9. März 1987 eine Erweiterung um die Schwermetalle Arsen, Cadmium, Eisen und Silber. Für Antimon und Selen sind keine Grenzwerte angegeben; es findet sich der generell für das Abwasser geltende Hinweis, daß es in fünffacher Verdünnung auf Versuchsfische innerhalb von 24 Stunden nicht toxisch wirken darf.

Tabelle 3.79: Beschaffenheit der Abwässer der AMAG Brixlegg entsprechend den Bescheiden vom 9. Dezember 1978 und vom 9. März 1987

Parameter	Vorschreibung in den Bescheiden	Emissionsrichtlinie des BMLF September 1981
Temperatur	$\leq 25^{\circ} \text{C}$	$\leq 30^{\circ} \text{C}$
absetzbare Schwebestoffe nach zwei Stunden	$\leq 0,3 \text{ ml/l}$	$\leq 0,3 \text{ ml/l}$
pH-Wert	$\geq 6,5$ und $\leq 8,5$	$6,5 - 8,5$
Blei	$1,0 \text{ mg Pb/l}$	$1,0 \text{ mg Pb/l}$
Kupfer	$1,0 \text{ mg Cu/l}$	$1,0 \text{ mg Cu/l}$
Nickel	$2,0 \text{ mg Ni/l}$	$2,0 \text{ mg Ni/l}$
Quecksilber	$0,01 \text{ mg Hg/l}$	$0,01 \text{ mg Hg/l}$
Zink	$3,0 \text{ mg Zn/l}$	$3,0 \text{ mg Zn/l}$
Zinn	$2,0 \text{ mg Sn/l}$	$2,0 \text{ mg Sn/l}$
Arsen	$0,1 \text{ mg As/l}$	$0,1 \text{ mg As/l}$
Cadmium	$0,1 \text{ mg Cd/l}$	$0,1 \text{ mg Cd/l}$
Eisen	$2,0 \text{ mg Fe/l}$	$2,0 \text{ mg Fe/l}$
Silber	$0,1 \text{ mg Ag/l}$	$0,1 \text{ mg Ag/l}$
Antimon	bei fünffacher Verdünnung keine toxische Wirkung auf Versuchsfische innerhalb von 24 Stunden	
Selen		
Toxizität		bei fünffacher Verdünnung darf das Abwasser
innerhalb von		24 Stunden auf Versuchsfische nicht toxisch wirken

Die Vorschriften in den Bescheiden entsprechen somit im wesentlichen den Emissionsrichtlinien des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft aus dem Jahr 1981.

Bei Produktionsstätten, wie der Kupferhütte Brixlegg der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H., ist abwasserseitig mit Schwermetallbelastungen (hier vorrangig mit erhöhten Konzentrationen von Blei, Kupfer, Nickel und Arsen) sowie hohen Salzanteilen (Chlorid, Sulfat) zu rechnen. Weiters sind bei Betrieben dieser Art Schwankungen beim pH-Wert und den anfallenden Abwassermengen (Werks- und Kühlwässer) sowie ein Anfall von Feststoffen (Schlacketeilchen) zu erwarten.

Die in den Abwässern aus den einzelnen Produktionsstätten enthaltenen Salzanteile sind durch herkömmliche abwassertechnische Maßnahmen kaum reduzierbar. Hingegen können die einzelnen Schwermetalle durch Fällung und anschließende Filtrierung weitgehend eliminiert werden. Kann durch Mischung der teils sauer, teils alkalisch anfallenden Wässer keine entsprechende Neutralisation erreicht werden, ist es möglich, den pH-Wert durch Zugabe von Säuren bzw. Laugen den Emissionsrichtlinien des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft entsprechend einzustellen und damit den behördlichen Vorschriften zu entsprechen.

Vorflutuntersuchungen des Inn zeigten, daß die Abwässer der Kupferhütte Brixlegg geeignet sind, im Bereich der Abwasserfahne eine verödende Wirkung auf die Besiedelung des Gewässerbodens (Benthos) auszuüben. Die Tatsache, daß das Benthos nicht vollständig vernichtet wird, sondern noch Vertreter von gegen Industrieabwässer relativ unempfindlichen Arten überbleiben und erst verpuppte Larven absterben, deutet auf eine stoßweise, den diskontinuierlich ablaufenden Produktionsprozessen entsprechende Belastung des Vorfluters durch Abwässer hin.

Die für die Beurteilung der qualitativen Abwasserverhältnisse zur Verfügung stehenden Unterlagen - sie beschränken sich

bloß auf die eingangs genannten Bescheide - gestatten keine detaillierten Einblicke in die Produktions- bzw. abwassertechnischen Gegebenheiten.

Die folgenden Berechnungen gehen von der Annahme aus, daß bei voller Ausnützung des Konsenses die bescheidmäßigen Auflagen eingehalten werden. Da im Bescheid von 1978 nur Summenwerte für Kühlwässer und Produktionsabwässer angegeben sind, ist eine entsprechende Trennung nicht möglich. Aus diesem Grund werden die grenzwertentsprechenden Belastungen auf die gesamte Abwassermenge über 24 Stunden berechnet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit ist dieselbe Vorgangsweise auch für die Angaben im Bescheid des Jahres 1987 gewählt worden.

Die Abschätzung der durch die Emissionen hervorgerufenen Immissionen wurde auf die Niederwasserführung des Inn beim Pegel Brixlegg bezogen. Es ist daher zu betonen, daß die folgenden Ergebnisse nicht Gegebenheiten, sondern die aufgrund der Aktenlage erlaubten ungünstigsten Fälle wiedergeben.

Im Bescheid von 1978 wird der Konsens für Betriebsabwässer mit 74 l/s festgelegt, wobei sich diese Menge aus Produktions- und Kühlwässern zusammensetzt (siehe auch Bescheid 1987). Neu in diesem Bescheid gegenüber jenem von 1965 ist die Festlegung von Emissionsgrenzwerten für die Schwermetalle Blei, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink und Zinn, die den Werten der vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1981) herausgebrachten "Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen" ("Emissionsrichtlinie") entsprechen. Es findet sich jedoch kein Hinweis auf eine limitierte täglich abzuleitende maximale Abwassermenge. Wird von der Voraussetzung ausgegangen, daß pro Sekunde 74 l Abwasser anfallen, ergibt das eine tägliche Gesamtabwassermenge von $6394 \text{ m}^3/\text{d}$. Daraus resultierende Schwermetallfrachten bewegen sich in stark differierenden Größenordnungen, d.h. sie schwanken von weniger als 100 g/d bis zu nahezu 20 kg/d.

Tabelle 3.80: Maximal zulässige Stunden- bzw. Tagesfrachten bei Einhaltung der Grenzwerte des Bescheides 1978

Metallgehalt Emissionsgrenzwert ge- mäß Bescheid von 1978		stündl. Fracht bei 74 l/s	Tagesfracht
Blei	1,0 mg Pb/l	266,4 g Pb/h	6,39 kg/d
Kupfer	1,0 mg Cu/l	266,4 g Cu/h	6,39 kg/d
Nickel	2,0 mg Ni/l	532,8 g Ni/h	12,79 kg/d
Quecksilber	0,01 mg Hg/l	2,7 g Hg/h	0,063 kg/d
Zink	3,0 mg Zn/l	799,2 g Zn/h	19,18 kg/d
Zinn	2,0 mg Sn/l	532,8 g Sn/h	12,79 kg/d

Tabelle 3.81: Stunden- bzw. Tagesfrachten gemäß Emissionsrichtlinie für die im Abwasser enthaltenen Metalle

Metallgehalt Emissionsgrenzwert ge- mäß Emissionsrichtlinie		stündl. Fracht bei 74 l/s	Tagesfracht
Arsen	0,1 mg As/l	26,6 g As/h	0,64 kg/d
Cadmium	0,1 mg Cd/l	26,6 g Cd/h	0,64 kg/d
Eisen	2,0 mg Fe/l	532,8 g Fe/h	12,79 kg/d
Silber	0,1 mg Ag/l	26,6 g Ag/h	0,64 kg/d

Der Bescheid vom 9. März 1987 sieht eine Erhöhung der Produktions- und Kühlwässer vor. Bei den Produktionswässern wird eine maximale Erhöhung um 24 m^3 in einem Zeitraum von 16 Stunden gestattet, bei den Kühlwässern eine um max. 160 m^3 über 24 Stunden erlaubt. Es wird dabei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß die im Bescheid vom 9. Dezember 1978 festgeschriebenen Emissionswerte auch während des Betriebes der Anodenschlammanlage einzuhalten sind. Zusätzlich werden Grenzwerte für Arsen, Cadmium, Eisen und Silber, die mit den Werten in der Emissionsrichtlinie des Bundesministeriums für

Land- und Forstwirtschaft ident sind, in den Bescheid aufgenommen. Für Antimon und Selen wurden festgelegt, daß sie bei fünffacher Verdünnung für Versuchsfische nicht giftig sein dürfen.

Unter Zugrundelegung des Bescheides vom 9. März 1987 muß mit einem höchstzulässigen täglichen Abwasseranfall von $6.657 \text{ m}^3/\text{d}$ gerechnet werden.

Die konsensmäßig höchstzulässigen Tagesfrachten ergeben sich dann folgendermaßen:

Tabelle 3.82: Höchstzulässige Stunden- bzw. Tagesfrachten gemäß Bescheid 1987

Metallgehalt			stündliche	Tagesfracht aus
Emissionsgrenzwert			Fracht bei	16 h von 77,65 l/s
			77,65 l/s	+ 8 h von 74 l/s
Blei	1,0	mg/l	279,5 g/h	6,60 kg/d
Kupfer	1,0	mg/l	279,5 g/h	6,60 kg/d
Nickel	2,0	mg/l	559,1 g/h	13,20 kg/d
Quecksilber	0,01	mg/l	2,8 g/h	0,07 kg/d
Zink	3,0	mg/l	838,6 g/h	19,80 kg/d
Zinn	2,0	mg/l	559,1 g/h	13,20 kg/d
Arsen	0,1	mg/l	27,9 g/h	0,66 kg/d
Cadmium	0,1	mg/l	27,9 g/h	0,66 kg/d
Eisen	2,0	mg/l	559,1 g/h	13,20 kg/d
Silber	0,1	mg/l	27,9 g/h	0,66 kg/d

Nachfolgende Gegenüberstellung, die auf den konsensmäßigen Daten basiert, zeigt für die tägliche Erhöhung der Frachten folgendes Resultat:

Tabelle 3.83: Erhöhung der Tagesfrachten entsprechend der Konsenserweiterung (1987)

Element	Erhöhung durch Konsens von 1987 gegenüber 1978 (kg/d)
Blei	0,21
Kupfer	0,21
Nickel	0,41
Quecksilber	0,002
Zink	0,63
Zinn	0,41
Arsen	0,02
Cadmium	0,02
Eisen	0,41
Silber	0,02

Die Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1987) sieht Richtwerte für einzelne Schwermetalle vor. Demnach sollen durch Abwassereinleitungen außerhalb der unmittelbaren Durchmischungszone folgende Werte (als Gesamtwert der Probe aus dem Freiwasser) nicht überschritten werden:

Tabelle 3.84: Richtwerte gemäß Immissionsrichtlinie für Fließgewässer (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1987)

Blei	0,05 mg Pb/l
Kupfer	0,01 mg Cu/l
Nickel	0,03 mg Ni/l
Quecksilber	0,005 mg Hg/l
Zink	0,1 mg Zn/l
Cadmium	0,001 mg Cd/l

Für die anderen im Bescheid angeführten Metalle (Zinn, Arsen, Eisen, Silber) sieht die Richtlinie keine Regelungen vor.

Die der nachfolgenden Berechnung für das jeweilige Schwermetall zugrundegelegten Immissionswerte für den Inn sind den Publikationen des beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1979/80, 1982, 1983, 1985/86) eingerichteten Wasserwirtschaftskatasters "Gewässergüte der Fließgewässer Tirols" entnommen und ergeben folgende Mittelwerte.

Tabelle 3.85: Schwermetallgehalte des Inn bei Brixlegg

Element	Mittelwert im Inn (mg/l)
Blei	0,021
Kupfer	0,004
Nickel	< 0,01
Quecksilber	0,00013
Zink	0,01
Zinn	keine Untersuchungen
Arsen	0,0016
Cadmium	0,0003
Eisen	0,22 ... 5,25
Silber	keine Untersuchungen

Es muß besonders auf den im wesentlichen geogen bedingten Gehalt an Eisen hingewiesen werden, der starken Schwankungen unterliegt und von der jeweiligen Schwebstoffführung des Inn (Schluffanteile im Schmelzwasser!) geprägt und direkt proportional mit ihr verknüpft ist. Als Extremwerte wurden bei den verschiedenen Untersuchungen 0,22 mg Fe/l als Minimum und 5,25 mg Fe/l als Maximum gefunden.

Entsprechend der Anforderung (Punkt 3.2) der Richtlinie, wonach die Richtwerte grundsätzlich bei jeder Wasserführung eingehalten werden sollen, wird für die Berechnung der Er-

höhung der Schwermetallbelastung des Inn durch die Abwasser-
einleitung von der niedrigsten Wasserführung des Inn beim
Pegel Brixlegg (NQ = $51,4 \text{ m}^3/\text{s}$) ausgegangen. Somit ergibt
sich für die Situation des Vorfluters außerhalb des Einlei-
tungsbereiches und der dazugehörigen Abwasserfahne folgendes
Bild (Tabelle 3.86):

Tabelle 3.86: Durch die Ableitung bewirkte Immissionerhöhung
im Inn

Element	im Inn vorhan- dene Immission (mg/l) (Mittelwert)	eingeleitete Fracht (mg/s) (max. Wert)	für den Inn be- rechnete Immis- sionszunahmen (mg/l) Q = 51.400 l/s
Blei	0,021	77,65	0,0015
Kupfer	0,004	77,65	0,0015
Nickel	< 0,01	155,3	0,0030
Quecksilber	0,00013	0,776	-
Zink	0,01	232,95	0,0045
Zinn	keine Untersuchung	155,3	0,0030
Arsen	0,0016	7,765	0,0002
Cadmium	0,0003	7,765	0,0002
Eisen	stark schwankend	155,3	0,0030
Silber	keine Untersuchung	7,765	0,0002

Die Gegenüberstellung der Richtwerte der Immissionsricht-
linie und die für die Niederwasserführung des Inn auf Basis
der konsensmäßigen Einleitung berechnete Erhöhung der vor-
handenen Konzentrationen zeigt, daß es bei strenger Einhal-
tung der im Wasserrechtsbescheid angegebenen Schwermetall-
mengen nicht zu Grenzwertüberschreitungen im Vorfluter
kommen dürfte (Tabelle 3.87):

Tabelle 3.87: Vergleich der berechneten Immissionen mit den Richtwerten

Element	Immissionsrichtwert (mg/l)	berechnete Immission $Q = 51,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (mg/l)
Blei	0,05	0,0225
Kupfer	0,01	0,0055
Nickel	0,3	0,0130
Quecksilber	0,0005	n.b.
Zink	0,1	0,0145
Zinn	-	0,003
Arsen	-	0,0018
Cadmium	0,001	0,0005
Eisen	-	0,003
Silber	-	0,002

Der hier vorgenommenen Berechnung wird die (theoretische) Annahme zugrundegelegt, daß bereits an der Einleitungsstelle der Abwässer in den Inn eine vollkommene Durchmischung eintritt. Dieser - rein rechnerisch gesehenen - günstigen Situation steht jedoch die Tatsache gegenüber, daß an der Einleitungsstelle selbst bzw. in der anschließenden Abwasserfahne sehr wohl mit Immissions-Grenzwertüberschreitungen zu rechnen ist. Es kann allerdings davon ausgegangen werden, daß sich diese mit zunehmender Einmischung verringern.

Ein Problem, das bisher noch nicht zur Sprache gekommen ist, stellt möglicherweise die Belastung von Niederschlagswasser mit Schwermetallstaub dar.

Neben den Schwermetallen muß produktionsbedingt noch mit teilweise sogar sehr großen Salzmengen gerechnet werden. Hier sind an anionischen Parametern Chlorid und Sulfat zu nennen. Es sind aber weder in der Emissionsrichtlinie noch in der Immissionsrichtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft spezielle Grenzwerte für diese Ionen angeführt, sondern es wird dem Ermessen des Amtssachverständigen überlassen, je nach Situation entsprechende Limitierungen zu treffen.

Als bedeutender Emittent für Salzfrachten ist wohl die Kupferoxichlorid-Anlage anzusehen, von der 125 kg CaCl_2/h in den Inn abgeleitet werden. Basierend auf einer - konsensmäßigen - Gesamtabwassermenge von 77,65 l/s ergibt dies einen CaCl_2 -Anfall von 447 mg CaCl_2/l , die in den Inn abgeleitet werden.

Da Chlorid zu jenen Substanzen gehört, die einmal im Wasser vorhanden, nicht durch Abbauvorgänge vermindert werden und infolge ihrer guten Löslichkeit sowie Mobilität leicht in das Grundwasser gelangen können, ist aus der Sicht des Gewässer- und Umweltschutzes eine Reduktion derartiger Emissionen anzustreben. Um so mehr, als - wie Untersuchungen nunmehr auch in Österreich zeigen - die Chloridbelastung ein zunehmendes Problem für das Grundwasser bedeutet und nicht rechtzeitig genug prophylaktische Maßnahmen ergriffen werden können.

Wie bereits im Abschnitt 3.1.1 angeführt, wird das in der Schlackenaufbereitungsanlage anfallende Unterkorn in den Inn eingeleitet (ca. 0,5 t/d).

Diese Ableitung in den Inn ist prinzipiell abzulehnen. Sowohl in der Bundesrepublik Deutschland wie auch in Österreich wird in den einschlägigen Normen die Deponierung von Schlacken aus der NE-Metallindustrie auf einer Sonderabfalldeponie empfohlen.

Obwohl man davon ausgehen kann, daß das Material gegenüber einem neutralen Medium weitestgehend inert ist (siehe auch Tabelle 3.88), unterliegen die Schlacken langfristig der Erosion, wodurch Schwermetalle freigesetzt und letzten Endes in den Sedimenten angereichert werden könnten. Außerdem kann nicht ausgeschlossen werden, daß durch Vermischung mit anderen Werksabwässern im Abwassersystem des Werkes die SiO_2 -Matrix der Schlacken angegriffen wird oder Schwermetalle, insbesondere im Zusammenspiel mit im Abwasser oder im

Vorfluter mitangeführten Komplexbildnern, direkt aus der Matrix herausgelöst werden. Die Schwermetallgehalte der Werksabwässer können dabei durchaus gering sein, da durch die Zumischung von Abwasser aus anderen Produktionsbereichen Verdünnungseffekte auftreten. Eine Deponierung der Schlacke auf einer entsprechend ausgestatteten Deponie wäre einer Ableitung in den Inn auf alle Fälle vorzuziehen.

Tabelle 3.88: Eluierverhalten einer granulierten Fayalith-Schlacke (Ermittlung nach dem Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung S 4) (Kraft, 1988)

pH des Eluiermittels	ca. 6
pH des Eluats	6,4
Leitfähigkeit des Eluiermittels	2 μ S
Leitfähigkeit des Eluats	17 μ S
Eindampfrückstand (105 °C)	< 20 mg/l

Ion	Konzentration (mg/l)
Ag	< 0,02
As	< 0,05
Be	< 0,01
Cd	< 0,01
Cr	< 0,05
Co	< 0,02
Cu	0,10
Hg	< 0,005
Mn	< 0,02
Ni	0,02
Pb	< 0,01
Sb	< 0,1
Se	< 0,1
Sn	< 0,5
Zn	0,3
Cl	< 1
SO ₄	< 10

3.3.4 Zukunftsaspekte

Das System der abwasserführenden (inklusive Kühlwasser) Kanalisation ist bekannterweise in älteren Betrieben oft äußerst kompliziert und führt häufig über mehrere Stränge in den jeweiligen Vorfluter. Im Hinblick auf eine vereinfachte Überwachung der konsensmäßigen Emissionen wäre im Werk Brixlegg der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. eine Zusammenfassung sämtlicher Abwässer und ihre gemeinsame Ableitung in den Inn anzustreben.

Auf die Beschaffenheit sowie die Auswirkungen der Fäkalwässer ist in dieser Beurteilung nicht eingegangen worden, da die Reinigung kommunaler Abwässer derzeit kein technisches Problem mehr darstellt.

Wie die angestellten Berechnungen zeigen, ist bei Einhaltung der im Bescheid festgehaltenen Emissionsgrenzwerte kaum mit einer nachhaltigen großräumigen Beeinträchtigung des Inn als Vorfluter zu rechnen. Voraussetzung dafür ist allerdings die strikte Einhaltung der Vorschriften.

Es sollte in Anbetracht der hohen Emissionen in die Luft überlegt werden, ob nicht die von Dach- und Betriebsflächen auf dem Werksgelände bei Regen anfallenden Niederschlagswässer in einem Retentionsbecken gesammelt und entsprechend dosiert in den Vorfluter abgeleitet werden sollen.

Inhalt zukünftiger Bescheide müßte wohl auch eine Weiterentwicklung der Abwasserreinigung entsprechend dem Stand der Technik sein bzw. eine Verminderung der anfallenden Abwassermengen durch innerbetriebliche recyclierende Maßnahmen beinhalten.

4 METEOROLOGISCHE RAHMENBEDINGUNGEN

Verfasser: H. HOJESKY

Zur exakten Bestimmung der Ausbreitungsverhältnisse in einem Gebiet ist es nötig, eine Vielzahl meteorologischer Parameter für die Dauer von zumindest einem Jahr zu messen, um den Jahresgang der einzelnen meteorologischen Größen zu erhalten (Erstellung einer Immissionsklimatologie). Zu den Bodenmessungen gehören dabei neben Wind-, Lufttemperatur- und Luftfeuchtheitsmessungen auch Strahlungs- und Niederschlagsmessungen. Sehr wichtig ist - insbesondere in orographisch modifiziertem Gelände - die Erfassung eines Vertikalprofils der Lufttemperatur und des Windes.

Im Raum Brixlegg wird von all den genannten Parametern nur der Bodenwind erfaßt. Eine Übertragung von Meßergebnissen aus anderen Gebieten des Inntals auf Brixlegg ist nur sehr eingeschränkt möglich.

4.1 Windverhältnisse

Die horizontale Luftbewegung wird durch den zweidimensionalen Windvektor beschrieben. Der Betrag dieses Vektors ist die Windgeschwindigkeit, die Richtung des Vektors gibt die Windrichtung an.

In der freien Atmosphäre (ab rund 1000 m Höhe über der Erdoberfläche) werden Richtung und Geschwindigkeit des Windes durch die großräumige Druckverteilung bestimmt. In geringeren Höhen (in Bodennähe) kommt es aber durch den Einfluß der Reibung zu Änderungen der großräumigen Luftströmungen. Ausserdem können sich infolge besonderer topographischer Verhältnisse lokale Windsysteme ausbilden (Land-/Seewind, Berg-/Talwind, Hangwind).

Die Messung des horizontalen Bodenwindes soll in einer Standardhöhe von 10 m über Grund erfolgen, um den Einfluß der Reibung an der Erdoberfläche klein zu halten. Die Auswertung der Meßreihe der Windrichtung liefert eine Häufigkeitsverteilung. Die Analyse dieser Windrichtungsverteilung läßt erkennen, welche Gebiete um einen Emittenten häufig von dessen Abgasfahne betroffen werden.

Seitens des Amtes der Tiroler Landesregierung werden seit vielen Jahren Windmessungen im Raum Brixlegg durchgeführt. Für den vorliegenden Bericht standen Auswertungen aus den Jahren 1975 bis 1980 sowie 1982 bis 1986 zur Verfügung.

Bis 1980 lag die Windmeßstelle (Bezeichnung Matzenau) etwa 1 km südwestlich des Werkes auf einem großen Feld nahe dem Schloß Matzen (Abbildung 4.1); topographisch ist das die erste Uferterrasse des Inn mit einer Seehöhe von etwa 520 m. Der Windgeber war in einer Höhe von rund 2,5 m über Grund montiert. - Im Jahr 1981 wurde die Windmeßstelle näher zum Werk hin verlegt (Entfernung etwa 250 m südwestlich der Hauptemittenten des Werks, Bezeichnung Wengfeld). Der neue und bis heute bestehende Standort liegt am Rand eines großen Feldes auf der zweiten Innuferterrasse (Seehöhe 526 m, siehe Abbildung 4.1). Der Geber ist 4 m über Grund montiert.

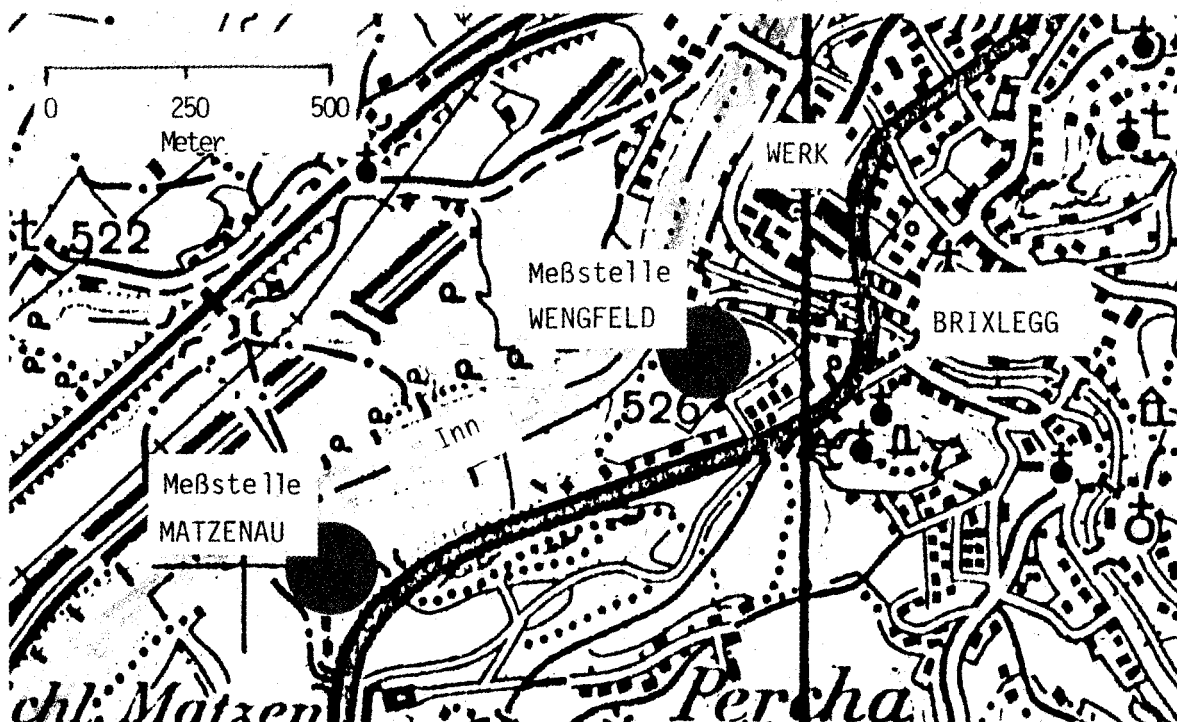


Abbildung 4.1: Lage der Windmeßstellen Matzenau und Wengfeld

Grundsätzlich sind in den Tal- und Beckenlagen Österreichs größere Häufigkeiten von Kalmen (= Windstillen) zu erwarten als etwa am Alpenostrand. Durch die geringe Höhe des Gebirgs über Grund sind die Windmessungen in hohem Maße durch Reibung an der Erdoberfläche beeinflusst, was sich in einer höheren Häufigkeit von Kalmen ausdrückt als bei Messungen in 10 m Höhe. Dazu kommt noch, daß bei der Auswertung der Windmeßreihe Windgeschwindigkeiten $< 1 \text{ m/s}$ ($< 3,6 \text{ km/h}$) als Kalmen gewertet wurden. Diese beiden Tatsachen erklären, warum bei der Meßreihe Brixlegg eine überdurchschnittlich hohe Kalmenhäufigkeit auftritt.

Die häufigsten Windrichtungen sind (entsprechend dem Regime der Talauf- bzw. Talabwinde) Nord bis Nordost bzw. Süd bis West (siehe Abbildungen 4.2 und 4.3). Diese Windrichtungen

entsprechen nicht der Hauptzugrichtung des Inntals östlich von Innsbruck, weil durch besondere topographische Verhältnisse im Raum Brixlegg/Rattenberg (der Stadtberg, 908 m hoch, schiebt sich weit in den Talgrund vor) das Tal aus seiner Richtung WSW-ENE mehr nach S-N umknickt. Dieser Knick macht sich auch im Lauf des Inn bemerkbar.

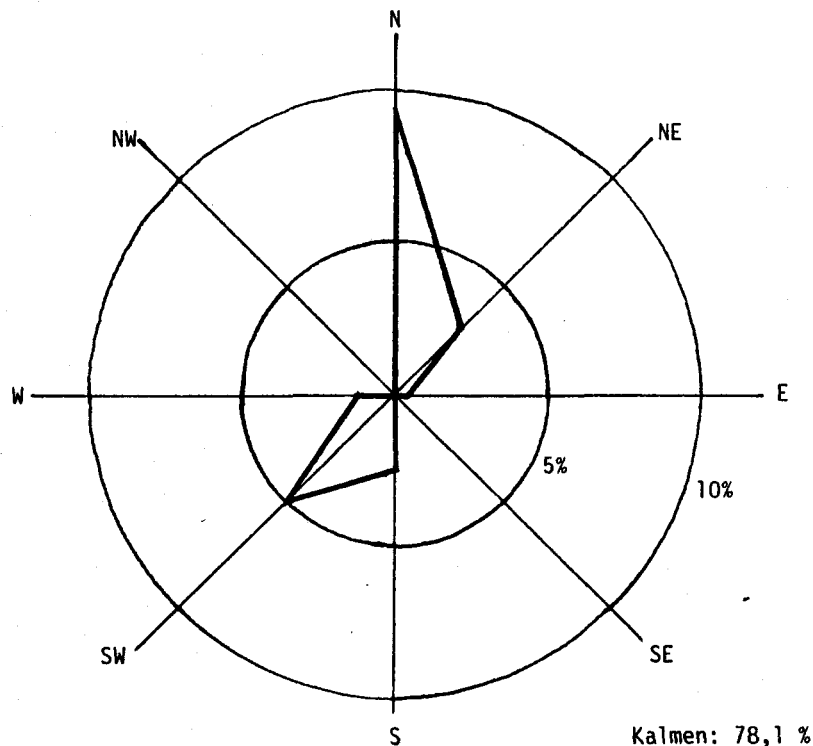


Abbildung 4.2: Windrichtungsverteilung in Prozent an der Meßstelle Matzenau, Zeitraum 1975...1980

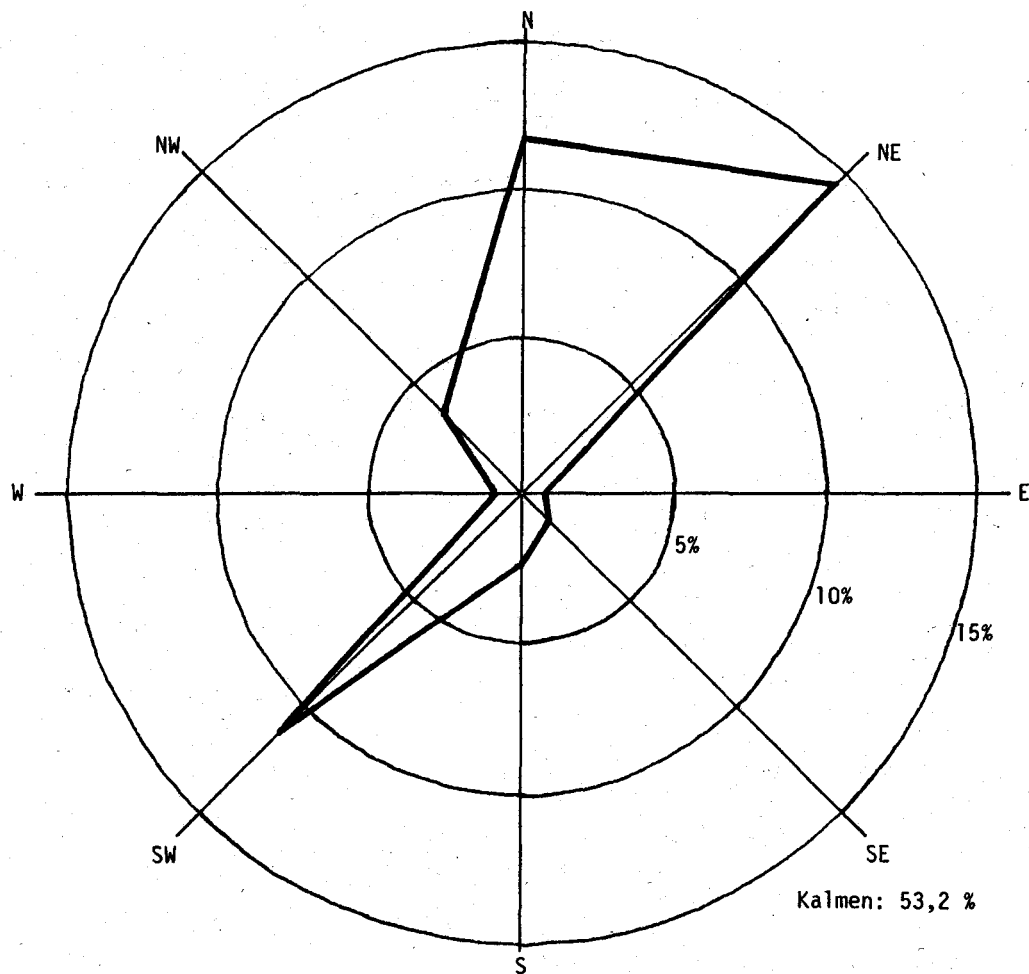


Abbildung 4.3: Windrichtungsverteilung in Prozent an der Meßstelle Wengfeld, Zeitraum 1982...1986

Gemäß der Theorie des Berg-/Talwindsystems dominieren in den Nachmittagsstunden Talaufwinde, in den späten Nachtstunden Talabwinde. Aus den nach Tagesvierteln ausgewerteten Häufigkeiten der Windrichtung (siehe Tabellen 4.1 und 4.2) läßt sich erkennen, daß die Talaufwinde (aus Richtung N bis NE) am Nachmittag ($11^h - 17^h$) sehr gut ausgeprägt sind. Die Talabwinde (S bis W) in der zweiten Nachthälfte ($23^h - 5^h$) hingegen sind nicht so gut ausgebildet, weil schwache Winde bzw. Kalmen vorherrschen. Die geringe Luftbewegung in dieser Zeit von 23^h bis 5^h verdeutlicht die überdurchschnittlich hohe Häufigkeit von Kalmen.

Tabelle 4.1: Relative Häufigkeiten der Windrichtung in Prozent, gesamt und getrennt nach Tagesvierteln an der Meßstelle Matzenau von 1975 bis 1980

	gesamt	23 ^h -5 ^h	5 ^h -11 ^h	11 ^h -17 ^h	17 ^h -23 ^h
N	9,5	2,2	4,7	23,5	5,7
NE	3,2	1,5	1,7	6,4	3,6
E	0,5	0,7	0,1	0,3	0,9
SE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S	2,5	2,1	3,5	2,9	1,4
SW	4,9	3,0	6,6	6,8	4,9
W	1,2	0,8	1,4	1,6	1,2
NW	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1
C	78,1	89,7	81,9	58,4	82,1

Tabelle 4.2: Relative Häufigkeiten der Windrichtung in Prozent, gesamt und getrennt nach Tagesvierteln an der Meßstelle Wengfeld von 1982 bis 1986

	gesamt	23 ^h -5 ^h	5 ^h -11 ^h	11 ^h -17 ^h	17 ^h -23 ^h
N	11,8	4,8	9,3	21,5	11,2
NE	14,6	5,8	7,2	30,4	15,3
E	0,8	0,7	0,2	0,5	2,1
SE	1,3	1,3	0,5	1,0	2,3
S	2,4	3,2	2,3	1,5	2,4
SW	11,3	6,6	16,5	14,9	7,6
W	0,8	0,3	1,1	1,4	0,5
NW	3,7	1,0	4,2	8,0	1,4
C	53,2	76,3	58,6	20,7	57,1

Die jährliche mittlere Windgeschwindigkeit betrug am Standort Matzenau durchwegs weniger als 1 m/s infolge der Geberhöhe von nur 2,5 m. Am Standort Wengfeld wurden Jahresmittel zwischen 1,1 und 1,4 m/s festgestellt. Umgerechnet auf die Standardhöhe von 10 m ergeben sich daraus mittlere Windgeschwindigkeiten, die (in Abhängigkeit von der atmosphärischen Schichtung) zumindest um 0,2...0,3 m/s höher liegen als die in Tabelle 4.3 angegebenen Werte.

Tabelle 4.3: Jahresmittelwerte der Windgeschwindigkeiten
(in m/s)

Jahr	Meßstelle	
	Matzenau	Wengfeld
1975	0,4	
1976	0,5	
1977	0,5	
1978	0,5	
1979	0,6	
1980	0,8	
1982		1,1
1983		1,2
1984		1,2
1985		1,2
1986		1,4

4.2 Inversionsschichten

Eine Inversionsschicht (Temperaturumkehrschicht) in der Atmosphäre ist eine Sprungschicht für viele meteorologische Elemente. So ändern sich innerhalb einer vertikal nur gering ausgedehnten Schicht neben der Lufttemperatur auch die Feuchtigkeits- und Windverhältnisse grundlegend. Unterhalb der Inversionsschicht liegt in der Regel eine lokal beeinflusste abgeschlossene Luftmasse mit niedriger Temperatur und hoher Luftfeuchtigkeit, oft in Verbindung mit Kalmen oder

nur schwachen Winden. Oberhalb der Inversion ist die Luftmasse meist wärmer und trockener; die Windverhältnisse sind von der allgemeinen Strömung beherrscht.

Nach einer Untersuchung der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (Friedrich, 1970) treten im Unterinntal durchschnittliche Inversionshöhen von 600 bis 800 m NN auf. Daher liegen die Inversionshöhen im Raum Brixlegg zwischen etwa 80 und 280 m über Grund. Die somit festgelegte (geringe) Höhe der Mischungsschicht unterhalb der Inversion kann zu hohen Schadstoffanreicherungen in dieser Luftschicht führen. Da das Inntal von Bergen eingeschlossen ist, die durchwegs weit höher sind als die Mischungsschichthöhe von 80 bis 280 m, kommt es insbesondere an den Hängen knapp unterhalb der Inversionsschicht zu massiven Schadstoffkonzentrationen.

Aus der Häufigkeit des Auftretens von Nebel kann auf die Häufigkeit von bodennahen Inversionsschichten rückgeschlossen werden. Im Unterinntal gibt es an 60 bis 70 Tagen pro Jahr zeitweisen Nebel. Im Vergleich dazu weist das Grazer Becken eine doppelt so hohe Nebelhäufigkeit auf (140 Tage pro Jahr), Mayrhofen im Zillertal dagegen nur 20 Tage mit Nebel pro Jahr.

Da besonders in der warmen Jahreszeit nicht jede Inversion zu Nebelbildung führt, ist somit im Raum Brixlegg mit dem Auftreten von Inversionen an insgesamt mindestens 60 Tagen pro Jahr zu rechnen.

5 DARSTELLUNG DER IMMISSIONSSITUATION - BISHERIGE ENTWICK- LUNGEN UND STAND

Verfasser: H. HOJESKY

5.1 Übersicht

Die Immissionssituation im Raum Brixlegg wird dominiert durch Emissionen aus der Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg. Durch die besondere Lage des Werks am Talboden des Inntals und die vorherrschend talparallelen Winde (siehe Kapitel 4) sind die leeseitigen Gebiete am Talboden und bestimmte Prallhänge in der näheren Umgebung des Werks (z.B. Matzenköpfl) besonders durch hohe Immissionskonzentrationen belastet. Die große Kalmenhäufigkeit bzw. die häufigen schwachen Winde tragen dazu bei, daß die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe oft nur in geringem Ausmaß verdünnt werden und es rund um das Werk kurzzeitig zu extrem hohen Schadstoffkonzentrationen kommen kann.

Der hohen Schadstoffbelastung im Raum Brixlegg wurde auch bei der Zonenabgrenzung des Landesgebietes Tirol (Amt der Tiroler Landesregierung, 1978) Rechnung getragen. Als hoch belastete Gebiete (entsprechen Zone III) wurden in dieser Verordnung nur das Kerngebiet der Stadt Innsbruck und der Bereich rund um das Montanwerk Brixlegg ausgewiesen (siehe Abbildung 5.1). Als Zone II wurden Bereiche rund um größere Gemeinden klassifiziert (z.B. Innsbruck und Umgebung, Wörgl und Umgebung, Telfs, Wattens usw.). Die Zone I ist das Landesgebiet von Tirol, welches nicht zu Zone II oder III gehört. Je nach Zugehörigkeit eines Gebietes zu einer bestimmten Zone dürfen dort bestimmte höchstzulässige Immissionskonzentrationen nicht überschritten werden.

Mit der 68. Verordnung zum Luftreinhaltegesetz der Tiroler Landesregierung vom 1. Dezember 1987 entfallen die als Zone III ausgewiesenen Gebiete.

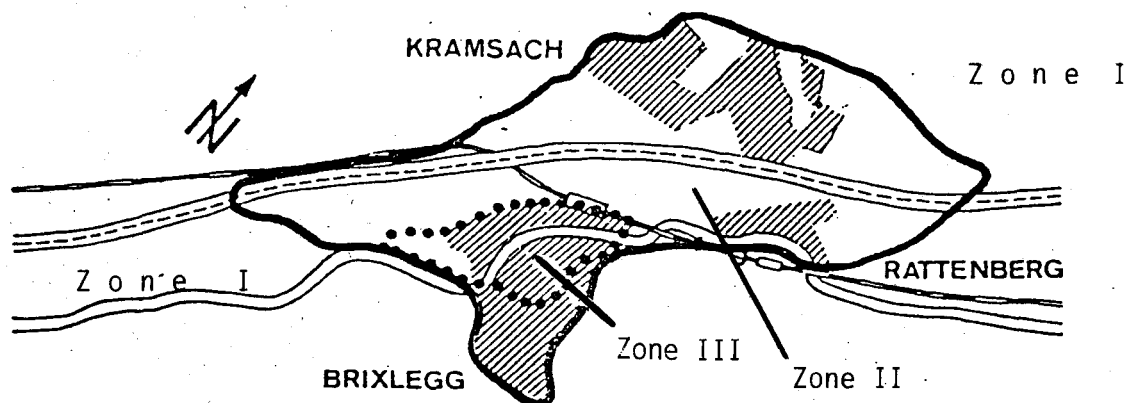


Abbildung 5.1: Zonenabgrenzung im Raum Brixlegg

(aus: VO der Landesregierung vom 20.12.1977, LGBI. Nr. 5/1978. Mit der Novelle vom 1.12.1987, LGBI. Nr. 68/1987 entfällt Zone III).

Seitens des Amtes der Tiroler Landesregierung liegt eine Reihe von Ergebnissen kontinuierlicher Immissionsmessungen von Schwefeldioxid vor. Eine Übersicht der einzelnen Standorte mit Angaben über die Zone, in der die jeweilige Meßstelle nach der Tiroler Luftreinhalteverordnung liegt, sowie über die Seehöhe und den Betriebszeitraum findet man in Tabelle 5.1. Alle genannten Schwefeldioxidmeßstellen sind in einem Kartenausschnitt (Abbildung 5.2) dargestellt.

Tabelle 5.1: Stationäre SO₂-Immissionsmeßstellen im Raum Brixlegg

Meßstelle	Zone	Seehöhe	Betriebszeitraum
Brixlegg Innweg	II	520 m	seit 1975
Salzgeber	II	520 m	1. Hälfte 1976
Antretter	II	520 m	1. Hälfte 1976
Reith/Alpbachtal Wengfeld	II	520 m	1973...1977
Reith/Alpbachtal Ried	I	660 m	Sommer 1984
Brixlegg Matzenau	II	520 m	Herbst 1977, 1986 ...April 1987
Reith/Alpbachtal Percha	I	600 m	Sommer 1987
Brixlegg TIWAG	II	530 m	Nov. 1987 ... Okt. 1988
Brixlegg Bahnhof	II	520 m	seit Nov. 1988

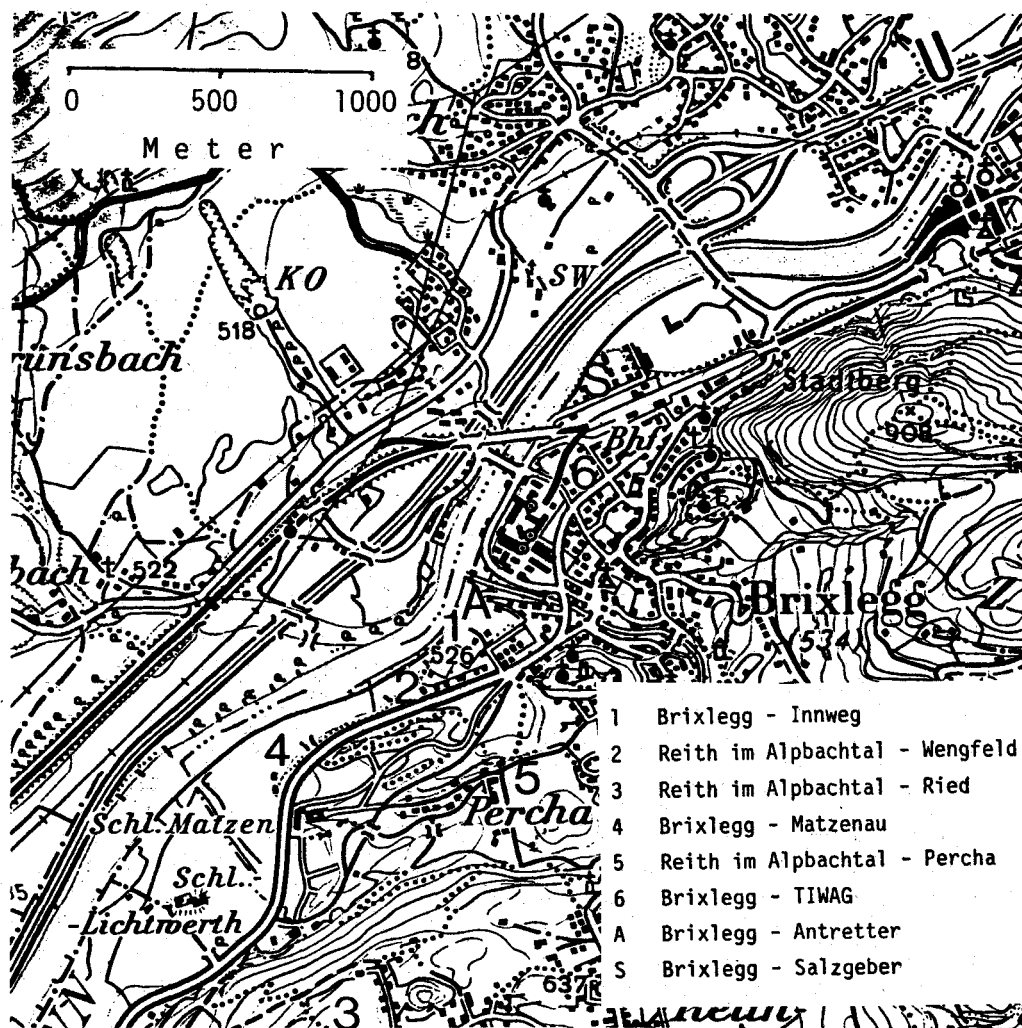


Abbildung 5.2: Lage der SO_2 -Meßstellen des Amtes der Tiroler Landesregierung im Raum Brixlegg

An der Meßstelle Innweg wird seit dem Jahr 1975 die Schwefeldioxidkonzentration in der Luft gemessen. Diese Meßstelle befindet sich in 520 m Seehöhe am nordwestlichen Rand eines Siedlungsgebietes und ist rund 200 m von den Hauptemittenten des Montanwerkes entfernt (siehe Abbildung 5.2). Sie liegt laut Novelle zur Tiroler Luftreinhalteverordnung in Zone II (in der ersten Fassung der Luftreinhalteverordnung war dieser enge Bereich um das Werk noch als Zone III ausgewiesen worden). Die Windmeßstelle Wengfeld befindet sich in unmittelbarer Nähe der Schwefeldioxidmeßstelle Innweg.

An zwei werksnahen Meßstellen im Luv und Lee der Montanwerke (auf einer Achse entsprechend den Hauptwindrichtungen) wurde Anfang 1976 die Schwefeldioxid-Belastung erhoben. Die Meßstellen hatten die Bezeichnung Salzgeber (nordöstlich des Werks zwischen Bahnhof und Inn) und Antretter (südwestlich des Werks nahe der Meßstelle Innweg).

Am Fuß des Matzenköpfls (am westlichen Rand des Siedlungsgebietes) lag von 1973 bis 1977 die SO_2 -Meßstelle Reith im Alpbachtal-Wengfeld auf einer Seehöhe von etwa 520 m (Zone II).

Westlich von Reith im Alpbachtal wurde im Sommer 1984 auf etwa 660 m Seehöhe eine SO_2 -Meßstelle (Bezeichnung Reith im Alpbachtal-Ried) betrieben. Die Meßstelle lag oberhalb der bewaldeten Hanglagen in rund 1,8 km Entfernung vom Montanwerk in der Zone I.

Eine weitere SO_2 -Meßstelle wurde am Fuß des Matzenköpfls in der Matzenau im Herbst 1977 betrieben (Seehöhe 520 m, Zone II). Die Entfernung zu den Montanwerken betrug etwas mehr als 1 km. Von 1986 bis Ende April 1987 wurden an dieser Stelle neuerlich kontinuierliche SO_2 -Messungen durchgeführt.

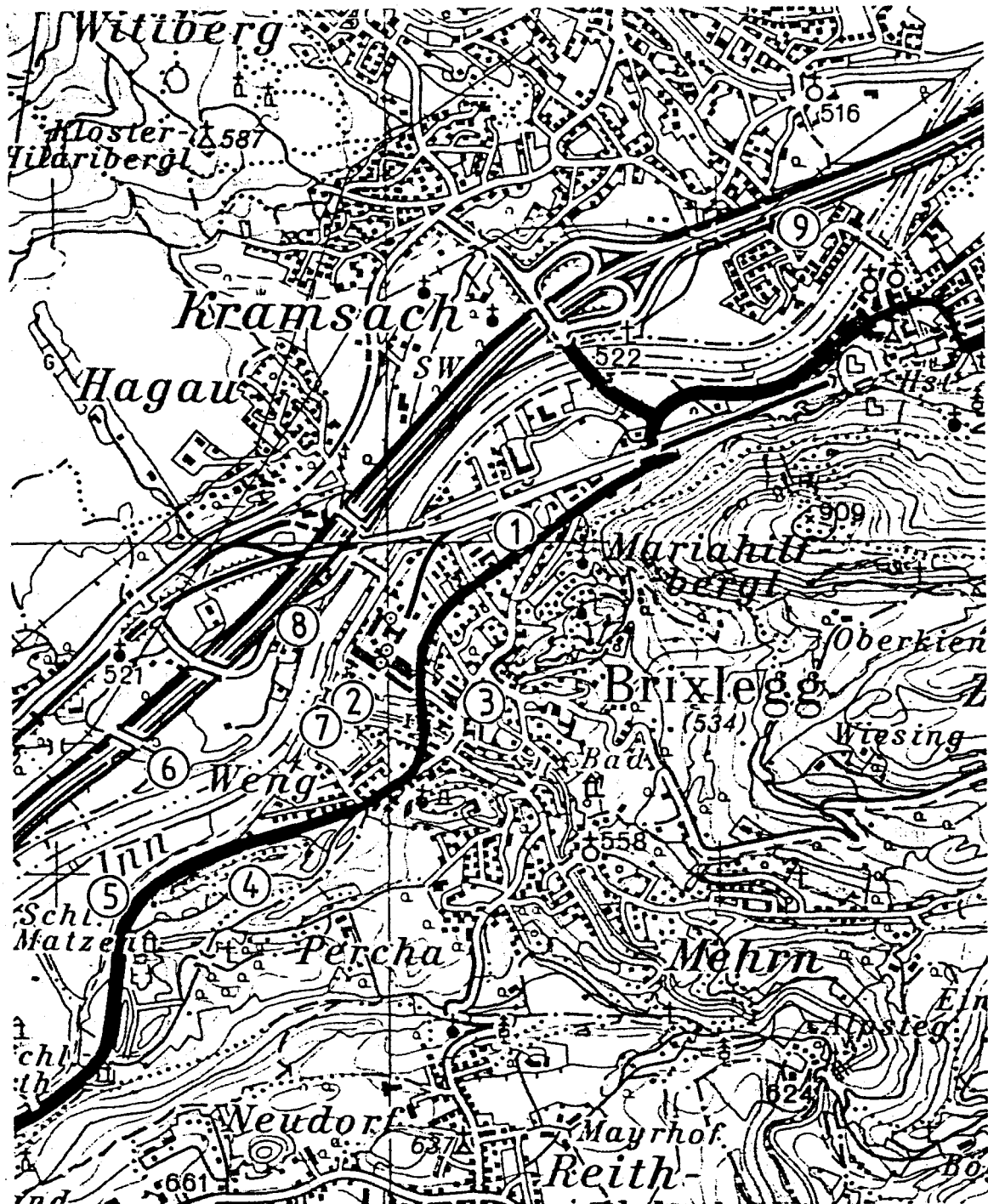
Im Sommer 1987 wurde die in der Matzenau abgebaute Meßstation in Reith im Alpbachtal - Percha betrieben (Seehöhe etwa 600 m, Entfernung vom Werk rund 1 km, Zone I). Die Meßstelle lag an einer Geländekante mit freier Anströmbarkeit vom Werk her.

Von November 1987 bis Oktober 1988 wurde die Meßstation nordöstlich des Werks in etwa 200 m Entfernung von den Hauptemittenten betrieben (Brixlegg TIWAG, Seehöhe rund 530 m, Zone II).

Anfang November 1988 wurde diese Meßstelle vom Standort TIWAG etwas nach Norden verlegt und mit Brixlegg Bahnhof bezeichnet (Seehöhe 520 m, Zone II).

Im Umkreis des Montanwerks wurden seit 1979 sechs Staubniederschlagsmeßstellen eingerichtet (siehe Abbildung 5.3); dabei wurde sowohl die Belastung durch Staubniederschlag als auch der Gehalt an Kupfer, Blei und Zink im Staubniederschlag erhoben. Im Jahr 1985 kam eine siebente Niederschlagsmeßstelle hinzu (Münster) und in den beiden folgenden Jahren eine in Kramsach-Hagau und in Voldöpp. Damit sind derzeit (Frühjahr 1989) neun Niederschlagsmeßstellen in Betrieb.

Abbildung 5.3: Lage der Staubniederschlagsmeßstellen des Amtes der Tiroler Landesregierung im Raum Brixlegg (aus: Landesforstdirektion Innsbruck 1989)



① Brixlegg - Bahnhof	⑥ Münster
② Brixlegg - Innweg	⑦ Brixlegg - Container
③ Brixlegg - Kirche	⑧ Kramsach - Hagau
④ Matzenköpfl	⑨ Kramsach - Voldöpp
⑤ Matzenau - Niederbacher	

Im Februar 1982 führte das Österr. Bundesinstitut für Gesundheitswesen einige stichprobenartige Transmissionsmessungen von Schwefeldioxid im Raum Brixlegg durch (ÖBIG, 1982). Die Messungen zeigten, daß die prozeßbedingten unzulässig hohen SO_2 -Emissionen zum derzeitigen Zeitpunkt sehr hohe kurzzeitige SO_2 -Immissionen windabwärts von der Quelle verursacht haben. Untersuchungen von Niederschlags- bzw. Schneeproben wurden von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt durchgeführt (Smidt, 1982).

Im Jahr 1988 wurden in der Umgebungsluft Dioxinkonzentrationen bestimmt und dabei hohe Werte festgestellt (vergleiche Kap. 8.6).

Zusätzliche Belastungen des Gebiets um Brixlegg erfolgen durch den Verkehr auf der nahegelegenen Inntalautobahn. Betrachtet man die Emissionen auf einem 1 km langen Teilstück der Autobahn und legt eine Fahrzeugfrequenz von etwa 4.000 LKW pro Tag und etwa 20.000 PKW pro Tag in beiden Richtungen zugrunde (Zahlen aus 1986), so wird die Luftqualität durch folgende Emissionen zusätzlich beeinträchtigt:

Stickstoffoxide	160-180 kg/d
Kohlenstoffmonoxid	40- 60 kg/d
Kohlenwasserstoffe	25- 40 kg/d
Staub und Ruß	5- 8 kg/d
Schwefeldioxid	7- 10 kg/d

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß sich die Erfassung der Immissionssituation im Grunde auf Messungen der Schwefeldioxidkonzentration und des Staubniederschlags beschränkt. Über die Immissionskonzentrationen von Schwebstaub bzw. über dessen Inhaltsstoffe sowie über die Konzentrationen von Stickstoffoxiden, Kohlenwasserstoffen und Chloriden liegen keine Ergebnisse vor. Die in Kapitel 3 dargestellten Emissionen verschiedenster Substanzen lassen jedoch den Schluß zu, daß auch immissionsseitig mit Belastungen durch weitere (teilweise toxische) anorganische und organische Verbindungen zu rechnen ist.

5.2 SO₂-Immissionsbelastung

Infolge der technologischen Prozesse (diskontinuierlicher Betrieb mit Emissionsspitzen), auf die im Kapitel 3.2 näher eingegangen wurde, kam und kommt es vor allem zu hohen SO₂-Spitzenbelastungen im Lee (an der windabgewandten Seite) des Werks; es traten in der Vergangenheit mehrmals maximale Halbstundenmittelwerte von über 4,0 mg SO₂/m³ auf. An der Meßstelle Innweg wurden in allen Monaten innerhalb der letzten 13 Jahre teilweise extrem hohe Überschreitungen der SO₂-Grenzwerte aus der 2. Forstverordnung festgestellt (Überschreitungen bis zum 30-fachen des Grenzwertes; Grenzwert für Nadelwälder April-Oktober 0,14 mg SO₂/m³, November-März 0,30 mg SO₂/m³ - das ist jeweils das Doppelte des 97,5 Perzentils für den Halbstundenmittelwert). Mehrmals im Monat wurden dabei Halbstundenmittelwerte zwischen 0,8 und 3,0 mg SO₂/m³ gemessen. Zwischen den typischerweise eine halbe bis eine Stunde dauernden hohen Belastungen fällt die SO₂-Konzentration rasch wieder auf einen niedrigen Pegel von <0,10 mg SO₂/m³ ab. Dadurch liegen die Jahresmittelwerte seit 1976 stets unter 0,09 mg SO₂/m³ (siehe Abbildung 5.4).

Das Auftreten von extrem hohen Konzentrationen an der Meßstelle Innweg ist auch aus Abbildung 5.5 zu ersehen. In dieser Abbildung ist der maximale Halbstundenmittelwert eines Monats, der maximale Tagesmittelwert eines Monats und der Monatsmittelwert der Jahre 1976 bis 1988 aufgetragen. Daß die hohen Belastungen nur von kurzer Dauer sind, zeigt sich in der großen Differenz zwischen maximalem Halbstundenmittelwert und maximalem Tagesmittelwert.

SO₂-Jahresmittelwerte Brixlegg Innweg 1976-1988

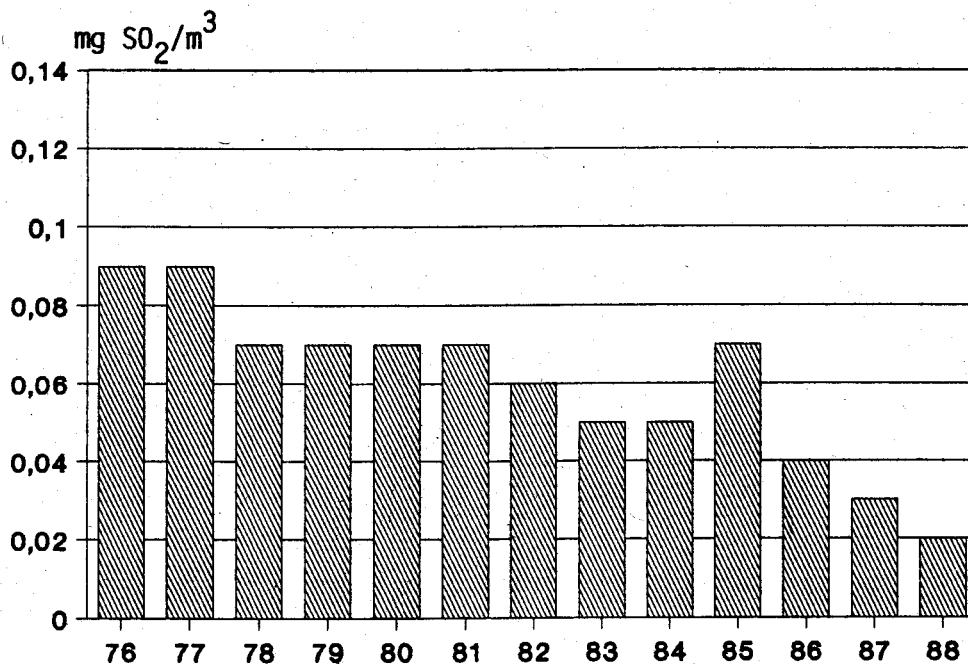


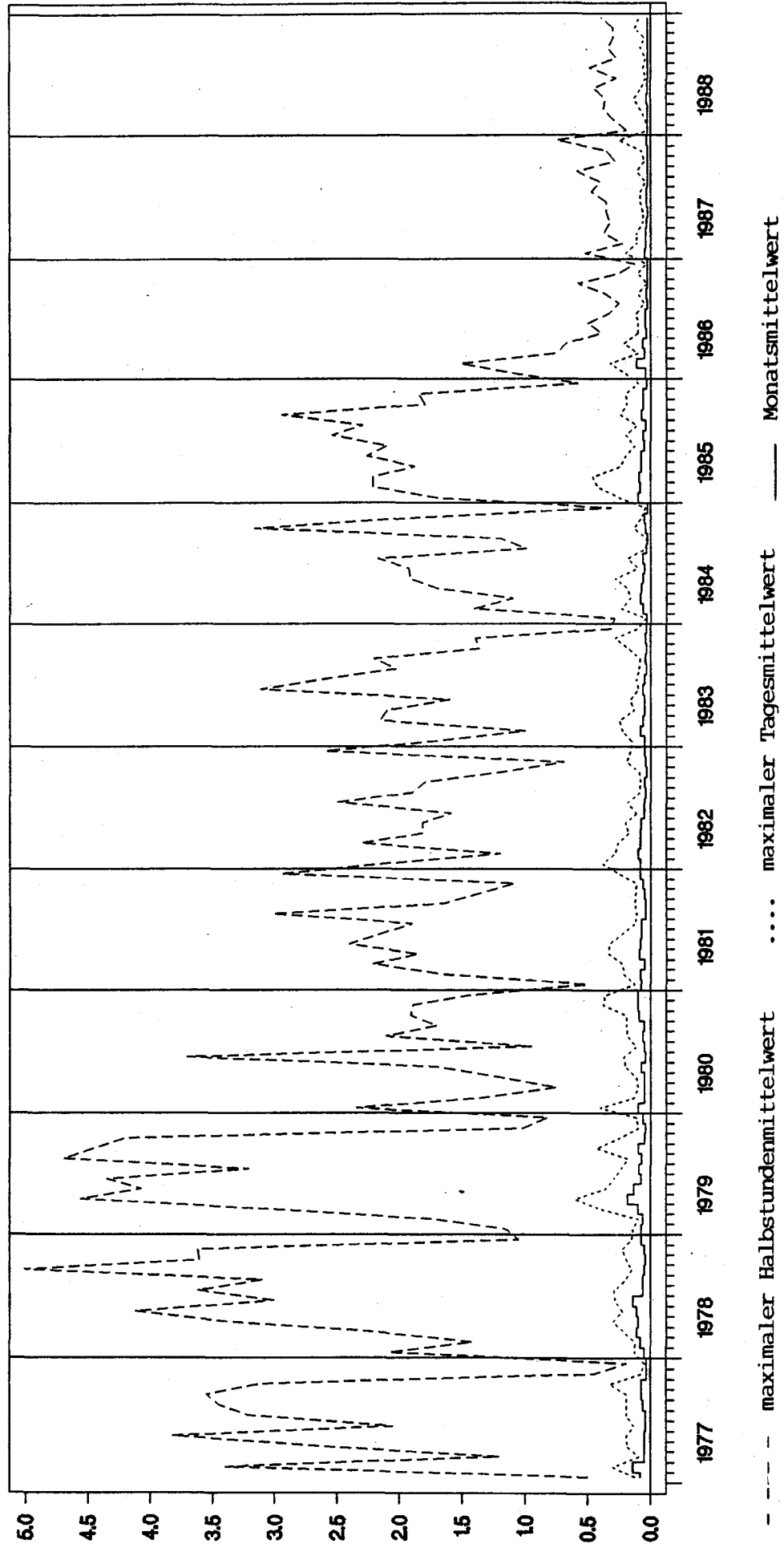
Abbildung 5.4: Jahresmittelwerte der SO₂-Belastung an der Meßstelle Innweg 1976 bis 1988
(aus Landesforstdirektion Innsbruck, 1989)

An der Meßstelle Reith im Alpbachtal-Wengfeld, die etwas weiter vom Werk entfernt ist als die Meßstelle Innweg, sind die Belastungen geringer. Es wurden jedoch auch an dieser Meßstelle Überschreitungen des Grenzwertes aus der 2. Forstverordnung bis zum 13-fachen festgestellt. Als maximaler Halbstundenmittelwert im Zeitraum 1973 bis 1977 wurde 1,83 mg SO₂/m³ gemessen.

An der nur kurzzeitig betriebenen Meßstelle Reith im Alpbachtal-Ried wurde allgemein eine niedrige SO₂-Konzentration gefunden.

Abbildung 5.5: Maximaler Halbstundenmittelwert und maximaler Tagesmittelwert des Monats sowie Monatsmittelwert der Schwefeldioxidkonzentration an der Meßstelle Innweg in den Jahren 1977 bis 1988 (aus Landesforstdirektion Innsbruck, 1985, 1986, 1987 b, 1988, 1989)

Konzentration
mg/m³



Die meisten Halbstundenmittelwerte lagen unter $0,05 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$; strich jedoch die Abgasfahne über die Meßstelle hinweg, wurden maximale Halbstundenmittelwerte bis zu $0,51 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ erreicht. Somit kam es auch an dieser Meßstelle zumindest kurzzeitig zu Überschreitungen der Grenzwerte der 2. Forstverordnung.

Die vom Montanwerk mehr als 1 km entfernte SO_2 -Meßstelle Reith im Alpbachtal-Matzenau wurde zeitweise mit Halbstundenmittelwerten von mehr als $0,80 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ belastet, was ebenso Überschreitungen der Grenzwerte der 2. Forstverordnung bedeutet.

An der Meßstelle Percha lagen die Halbstundenmittelwerte im Zeitraum von Juli bis September 1987 meist unter $0,10 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$. Als maximaler Halbstundenmittelwert wurden im Juli 1987 $0,24 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ gefunden.

Die Parallelmessungen im Februar/März 1976 an den Meßstellen Salzgeber und Antretter zeigen deutlich den Luv-Lee-Effekt. Im Luv (vor Überströmen) des Werks wurden Halbstundenmittelwerte von maximal $0,10 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ gemessen, im Lee (nach Überströmen) des Werks jedoch fallweise mehr als $1,50 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$. Im Lee fand man also bis zum 15-fachen der im Luv des Werks gemessenen Werte. Man kann daraus ermessen, wie wichtig die Berücksichtigung der Windrichtung bei der Interpretation der Immissionssituation ist.

Die Aufstellung der SO_2 -Jahresmittelwerte an der Meßstelle Innweg von 1977 bis 1988 zeigt eine Abnahme dieser Werte bis 1983, ab 1984 aber wieder eine deutliche Zunahme (Abbildung 5.4). Erst ab Mai 1986 besserte sich die Situation (siehe dazu auch Abbildung 5.5). Das ist darauf zurückzuführen, daß die hohen SO_2 -Spitzen, für die vor allem die Emissionen aus dem Konverter verantwortlich zu machen waren, durch den Einbau einer Abgasreinigungsanlage mit Jahresende 1985 verrin-

gert werden sollten. Infolge späterer bautechnischer Maßnahmen (Beseitigung einer Überbrückung der Filter) wurde die volle Schadstoffreduktion erst ab Mai 1986 erreicht. Zwischen Juni und Dezember 1986 wurden nur mehr 3 Halbstundenmittelwerte über $0,50 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ gemessen (maximaler Halbstundenmittelwert $0,67 \text{ mg}/\text{m}^3$ im Oktober 1986). Die Werte für das maximale monatliche 97,5 Perzentil lagen im selben Zeitraum zwischen $0,05$ und $0,22 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$, womit an der Meßstelle Innweg auch nach Einbau der Abgasreinigungsanlage die Grenzwerte für SO_2 für Nadelwälder aus der 2. Forstverordnung sowohl bezüglich des 97,5 Perzentils (April...Oktober $0,07 \text{ mg}/\text{m}^3$, November...März $0,15 \text{ mg}/\text{m}^3$) als auch bezüglich des Tagesmittelwerts (April...Oktober $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$, November...März $0,10 \text{ mg}/\text{m}^3$) als auch bezüglich des maximalen Halbstundenmittelwerts (April...Oktober $0,14 \text{ mg}/\text{m}^3$, November...März $0,30 \text{ mg}/\text{m}^3$) deutlich überschritten wurden (Landesforstdirektion Innsbruck, 1987 b).

Im Jahr 1987 waren die Verhältnisse an der Meßstelle Innweg ähnlich denen der zweiten Hälfte des Jahres 1986. Der maximale Halbstundenmittelwert wurde im Dezember 1987 mit $0,75 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ gemessen (Landesforstdirektion Innsbruck, 1987 - 1989). Das maximale monatliche 97,5 Perzentil lag in den Wintermonaten bei $0,25 \text{ mg}/\text{m}^3$, in den Sommermonaten bei $0,18 \text{ mg}/\text{m}^3$. Die maximalen Tagesmittelwerte betrugen im Winter $0,25 \text{ mg}/\text{m}^3$ und im Sommer $0,11 \text{ mg}/\text{m}^3$. Damit kam es (so wie im Jahr davor) auch 1987 zu Überschreitungen der Grenzwerte aus der 2. Forstverordnung, und zwar nach allen drei Beurteilungskriterien.

Die Immissionsverhältnisse der Jahres 1988 sind insofern bemerkenswert, als hier in den Frühlings- und Sommermonaten die höchsten SO_2 -Halbstundenmittelwerte des Jahres auftraten, während die maximalen Konzentrationen zu Jahresbeginn vergleichsweise niedrig sind.

Die SO_2 -Belastung an der Meßstelle Innweg zeigt insgesamt seit Mai 1986 abnehmende Tendenz. Die Abgasreinigung des Konverters hat zur Folge, daß seither die Konzentrationspitzen, bezogen auf den Halbstundenmittelwert, viel niedriger sind. Durch die im März 1988 erfolgte Umstellung des eingesetzten Brennstoffes auf ein Heizöl schwer mit niedrigerem Schwefelgehalt von 1 %, konnte die SO_2 -Immissionsbelastung verbessert werden, was sich in niedrigeren SO_2 -Tages- und -Monatsmittelwerten der Immissionskonzentrationen niederschlägt. Trotzdem kann es aber noch immer zu Konzentrationen kommen, die weit über den Grenzwerten der Forstverordnung liegen.

Unter Beibehaltung des derzeitigen technischen Standes wird es auch zu Überschreitungen des in der Anlage 2 der Immissionsschutzvereinbarung gemäß Art. 15a B-VG (BGBI. Nr. 161, 1987) genannten und ab 1991 einzuhaltenden Grenzwertes zum Schutz des Menschen für Schwefeldioxid in Verbindung mit Staub als Halbstundenmittelwert kommen. Bei dieser Grenzwertregelung gilt das Auftreten von höchstens drei Halbstundenmittelwerten größer $0,20 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$, jedoch kleiner gleich $0,50 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ pro Tag nicht als Grenzwertüberschreitung. Ein Halbstundenmittelwert über $0,50 \text{ mg}/\text{m}^3$ bedeutet aber eine Grenzwertüberschreitung. Ein solcher Wert wurde im Dezember 1987 und dreimal im Jahr 1989 überschritten.

Die Transmissionsmessungen des Österr. Bundesinstitutes für Gesundheitswesen (ÖBIG, 1982) ergaben, daß nach dem Ausstoß einer Abgaswolke an den Prallhängen im Lee des Montanwerkes Konzentrationen bis zu $1,40 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ auftreten können (Entfernung vom Werk etwa 1,7 km). Gleichzeitig traten am Talgrund Werte von nur $0,12 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$ auf. Diese Ergebnisse unterstreichen, daß die leeseitigen Hanglagen (Prallhänge) besonders von hohen Schadstoffkonzentrationen betroffen sein können.

5.3 Belastung durch Staubbiederschlag

Die Messung des Staubbiederschlages erfolgt mittels Auffanggefäßen, die 28 Tage lang exponiert werden. Durch die einfache Meßmethode (etwa durch Herauswehen von Partikeln oder Verschmutzung) sind Unsicherheiten nicht auszuschließen, aber gemittelt über einen Zeitraum (Jahr) ergeben sich durchaus brauchbare Aussagen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen mittels des Staubbiederschlagsmeßnetzes zeigen, daß in Werksnähe die Staubdeposition (die Masse des deponierten Staubes pro Zeit- und Flächeneinheit) in den Jahren 1984 bis 1986 zugenommen hat. An der Meßstelle Innweg konnten im Jahr 1986 als Jahresmittelwert Staubmengen von $0,52 \text{ g/m}^2\text{d}$ festgestellt werden, was einer deutlichen Erhöhung gegenüber den entsprechenden Mittelwerten aus den Jahren 1984 ($0,23 \text{ g/m}^2\text{d}$) und 1985 ($0,32 \text{ g/m}^2\text{d}$) gleichkommt. In den Jahren 1987 und 1988 ging der Gesamtstaubbiederschlag am Innweg wieder zurück (der Jahresmittelwert für 1988 beträgt $0,17 \text{ g/m}^2\text{d}$). An den anderen Meßstellen blieb der Jahresmittelwert im Bereich von $0,10$ bis $0,20 \text{ g/m}^2\text{d}$ für den Zeitraum 1984 bis 1988 in etwa gleich. Der höchste Jahresmittelwert des Staubbiederschlagsmeßnetzes wurde am Matzenköpfl mit $0,21 \text{ g/m}^2\text{d}$ gemessen.

Bezüglich des im Staub befindlichen Schwermetallgehalts erbrachten die Analysen, daß ab dem Jahr 1980 die extremen Spitzenbelastungen durch Schwermetalle infolge von baulichen Maßnahmen im Montanwerk etwas zurückgegangen sind. Die Belastung ist aber immer noch derart hoch, daß in den letzten sechs Jahren die (im Vergleich zur Schweizer Luftreinhalteverordnung sehr hoch angesetzten) Grenzwerte der 2. Forstverordnung in bezug auf den Bleigehalt ($2,5 \text{ kg/ha.a}$ als Jahresmittelwert) an zwei der neun Meßstellen, in bezug auf den Kupfergehalt ($2,5 \text{ kg/ha.a}$ als Jahresmittelwert) an fünf

Meßstellen und in bezug auf den Zinkgehalt (10,0 kg/ha.a als Jahresmittelwert) an drei Meßstellen überschritten wurden (siehe Abbildungen 5.6 bis 5.8). Die Kupferbelastung an der Meßstelle Innweg im Jahr 1982 erreichte das 10-fache des Grenzwertes der 2. Forstverordnung. Diese hohe Schwermetallbelastung führt zu einer großen Akkumulierung einzelner Schwermetalle im Boden (siehe Kapitel 7).

Die Schwermetallbelastung durch Blei, Kupfer und Zink im Staubniederschlag nahm im Jahr 1988 gegenüber dem vorangegangenen Jahr ab (Ausnahme: Meßstelle Matzenköpfl, dort nahm die Belastung zu; siehe dazu die Abbildungen 5.6 bis 5.8). An der Meßstelle Innweg wurde der Grenzwert für Blei im Jahr 1987 bis zum 3-fachen und im Jahr 1988 bis zum 1,5-fachen, für Kupfer bis zum 6,5-fachen bzw. 5-fachen und für Zink bis zum 2,5-fachen bzw. 1,5-fachen überschritten.

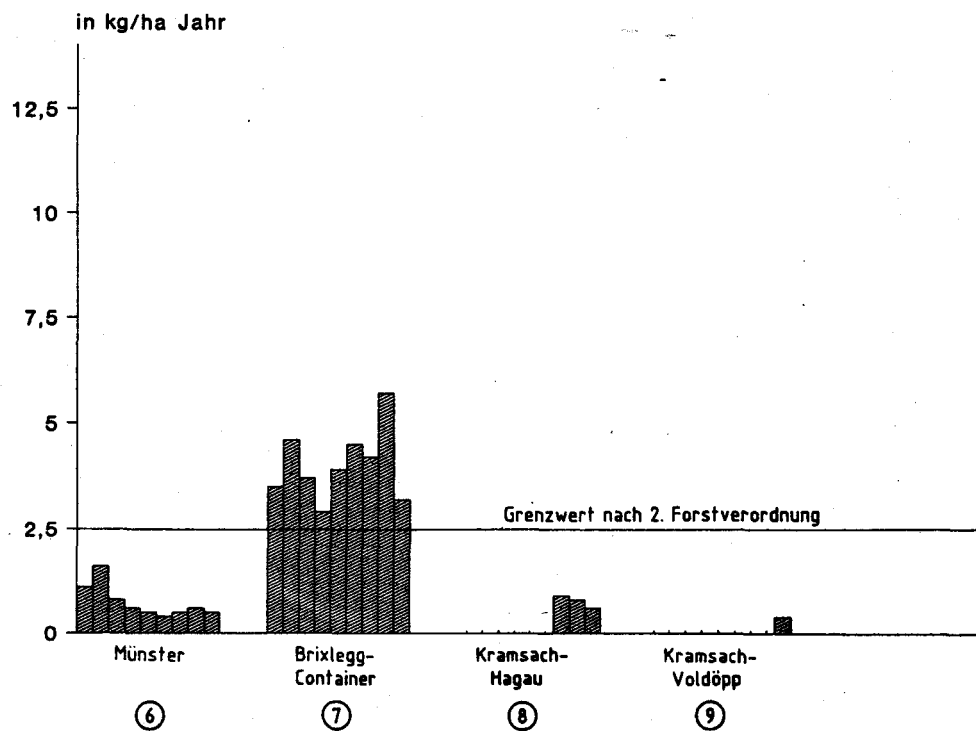
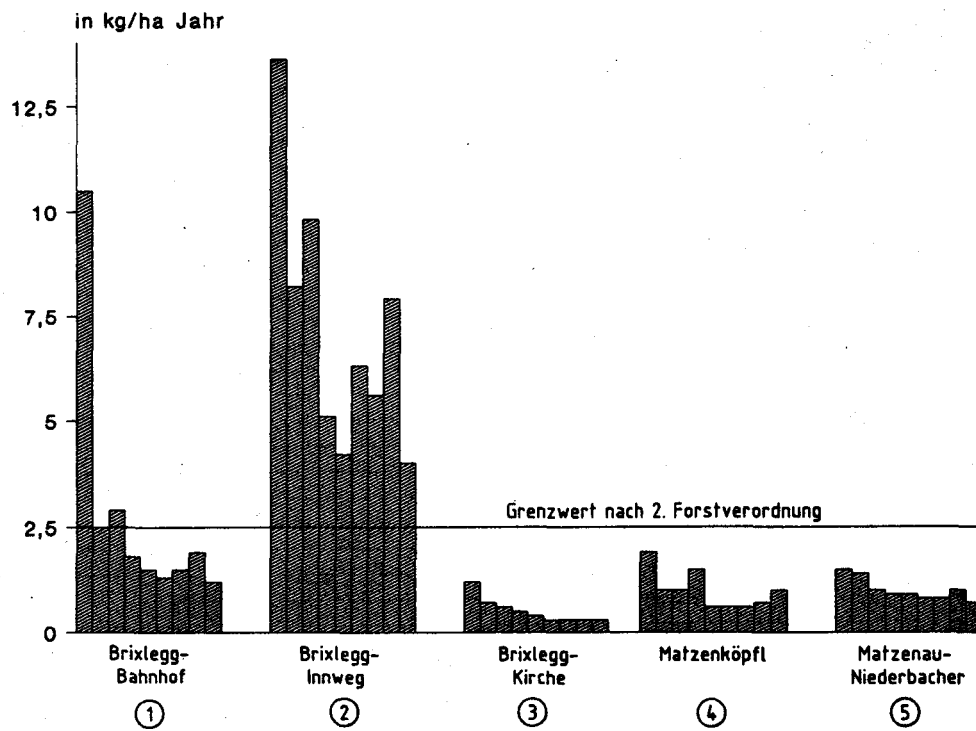


Abbildung 5.6: Belastung durch den Bleigehalt im Staubniederschlag (Landesforstdirektion Innsbruck, 1989)

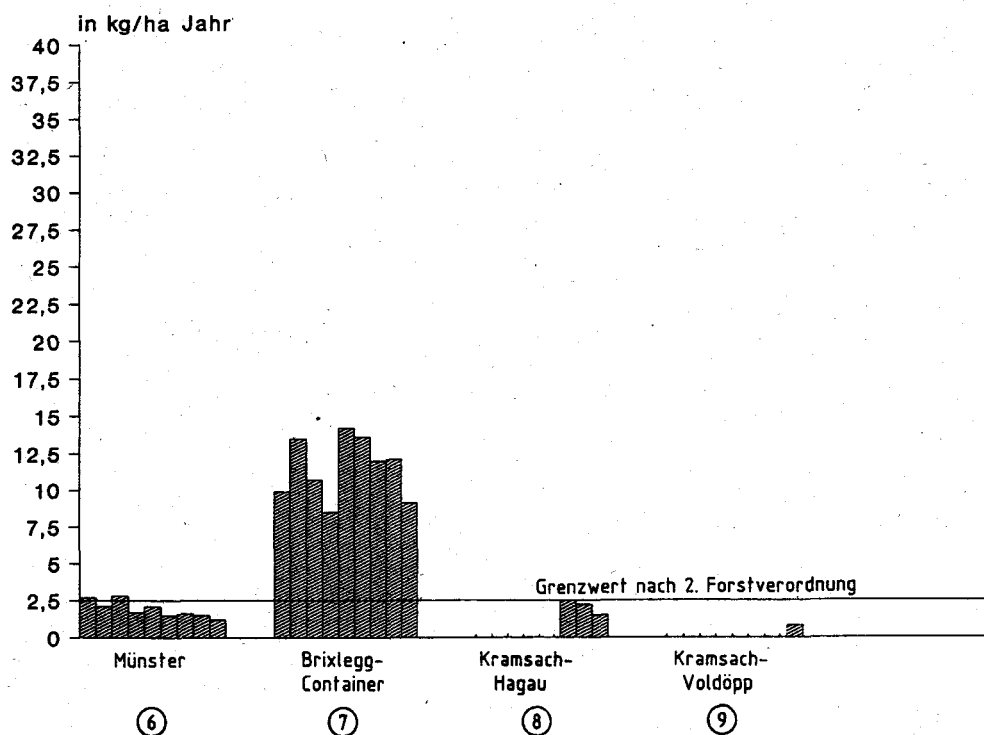
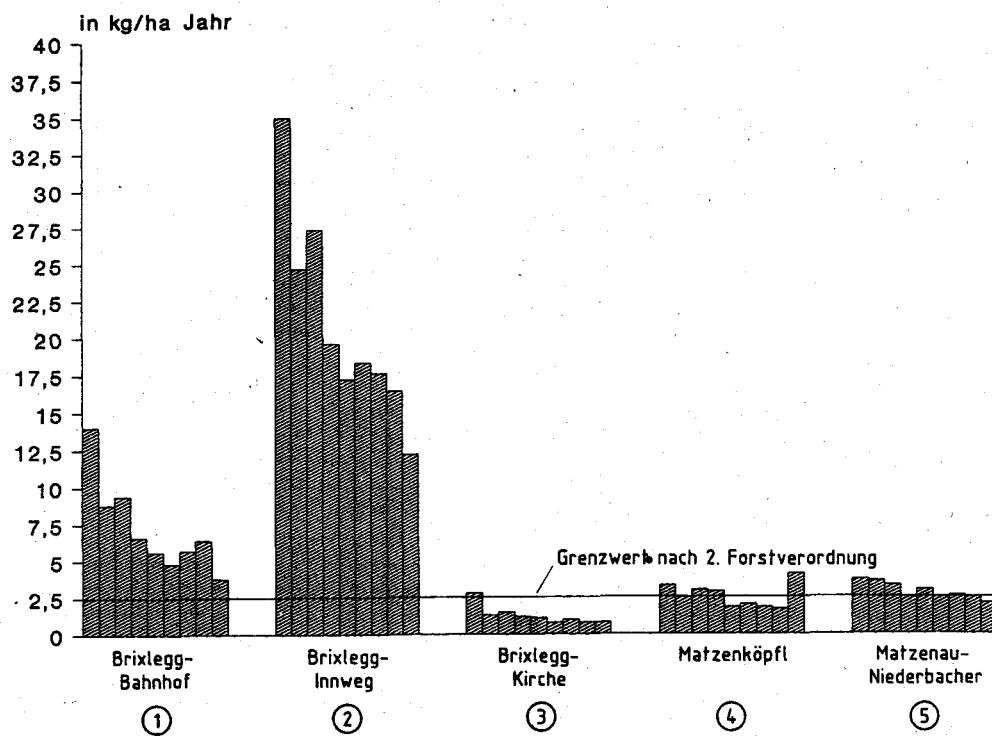


Abbildung 5.7: Belastung durch den Kupfergehalt im Staubniederschlag (Landesforstdirektion Innsbruck, 1989)

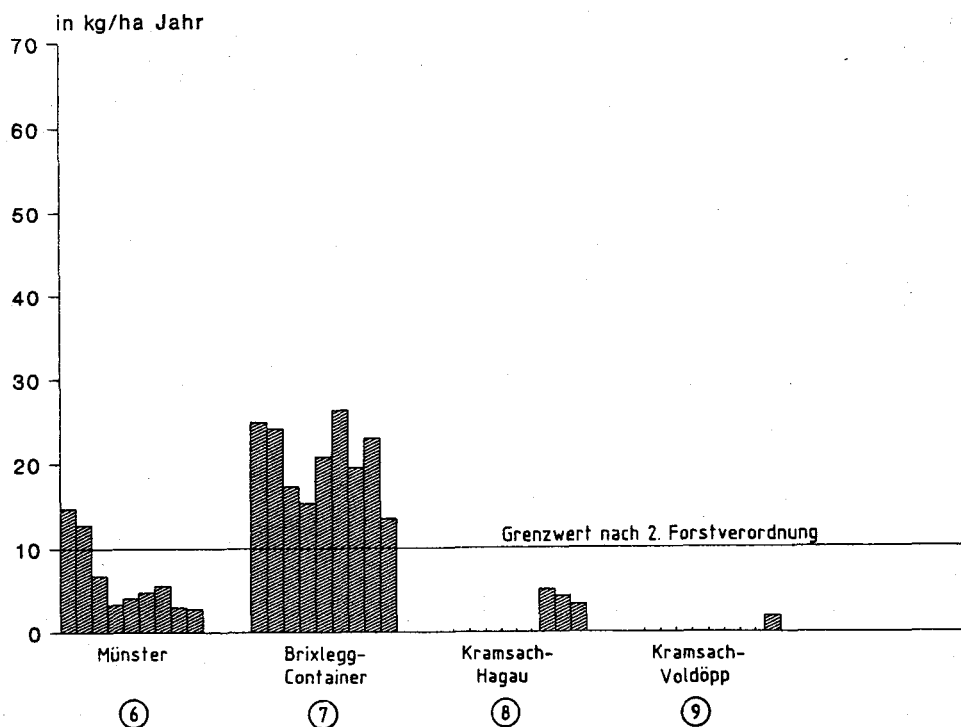
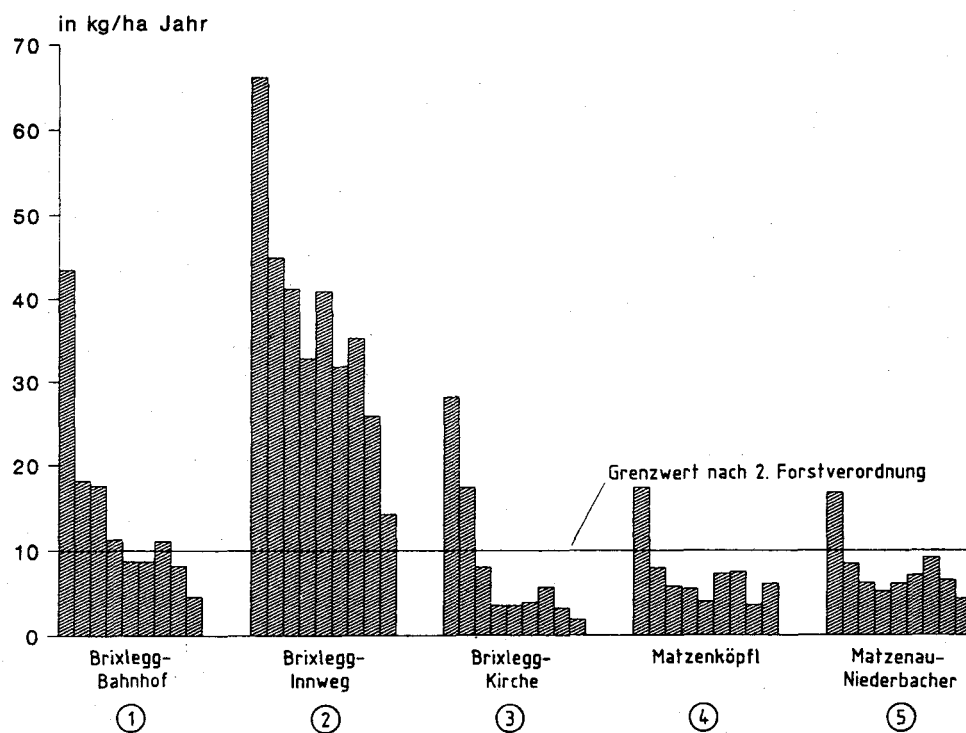


Abbildung 5.8: Belastung durch den Zinkgehalt im Staubniederschlag (Landesforstdirektion Innsbruck, 1989)

Obwohl nur die drei Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink genauer untersucht sind, soll hier deutlich darauf hingewiesen werden, daß analog zur Belastung durch diese drei Metalle weitere Schwermetalle in hohen Konzentrationen im Staubniederschlag zu finden sein werden.

Die Niederschlagsuntersuchungen, die die Forstliche Bundesversuchsanstalt (Smidt, 1982), durchführte, zeigten vor allem in jenen Gebieten, die häufig im Lee des Montanwerks liegen, erhöhte Leitfähigkeitswerte sowie erhöhten Sulfat-, Chlorid- und Zinkgehalt. In der Nähe des Montanwerks wurden Leitfähigkeitswerte von mehr als 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt. Im Vergleich dazu findet man in größerer Entfernung vom Werk bzw. außerhalb der Hauptwindrichtungen in gering verunreinigten Niederschlagsproben Leitfähigkeitswerte von weniger als 15 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ähnlich wie die Leitfähigkeitswerte nehmen auch die Massenbruchteile der Sulfat-, Chlorid- und Zinkionen mit zunehmender Entfernung vom Werk ab.

6 FOLGEN DER SCHADSTOFFEMISSIONEN DER HÜTTE BRIXLEGG FÜR DIE VEGETATION

6.1 Belastungen des Waldes

Verfasser: J. HACKL

6.1.1 Bedeutung des Waldes im Raum Brixlegg

Wald ist im Raum Brixlegg mit einem Flächenanteil von rund 70 % der Kulturfläche (umliegende Gemeinden mit einbezogen) ein wesentliches Landschaftselement. Bedeutend ist seine Rolle hinsichtlich der Schutz- und Wohlfahrtswirkungen für die umliegende Bevölkerung, aber auch als wirtschaftlicher Faktor, als Lieferant von Holz und somit Arbeitsplatz- und Einkommensgarant.

Eine der für den Menschen so wichtigen Wohlfahrtsfunktionen, die Ausfilterung von Luftschadstoffen, ist für Teilbereiche des Waldgebietes von tödlicher Wirkung. Innerhalb der letzten Jahrzehnte konnten Menschen mit wachen Augen den rasanten Niedergang des Waldes am Matzenköpfel im Nahbereich des Montanwerkes Brixlegg mitverfolgen.

Mehrere Einzeluntersuchungen (Kronenzustand, Waldboden) und langjährige Messungen des Schadstoffeintrages verschiedener Institutionen verdeutlichen die ernsthafte, langfristige Gefährdung des Waldes.

Die hier erarbeitete Studie soll aus der Zusammenschau von Einzeluntersuchungen einen eingehenden Überblick der Bedrohung des Waldes durch Luftschadstoffe, als deren Urheber das Montanwerk Brixlegg anzusehen ist, vermitteln.

6.1.2 Waldausstattung

Die Gesamtwaldfläche jener Gemeinden, welche im Einflußbereich der Emissionen des Montanwerkes Brixlegg liegen, beträgt 4.818 ha, das sind 37,8 % der Verwaltungsfläche (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1985). Davon sind 1.718 ha Schutzwald, im wesentlichen an der Südseite des Inntalbodens an den Steilabfällen im Bereich der Siedlungsgebiete. Am Stadtberg wurden, der besonderen Schutzwirkung des Waldes für den menschlichen Lebensraum entsprechend, 10 ha als Bannwald ausgeschieden (siehe Kartendarstellung, Abbildung 7.6).

6.1.3 Geschichtliches zur Schadstoffbelastung des Waldes um Brixlegg

Eine Beeinträchtigung der Baumvegetation hat vermutlich schon vor Jahrhunderten durch Emissionen einer Kupfer- und Silberschmelzstätte stattgefunden. Dokumentarisch belegt wurde der Einfluß von Hüttenemissionen bereits im Jahr 1831 (Riedl, 1984). Die abnorme Humusform des Waldbodens am Matzenköpfl, bestehend aus einer 20 bis 30 cm mächtigen, federnden Matte aus unzersetzten Nadeln und Blättern, erregte schon vor mehr als zwei Jahrzehnten Aufmerksamkeit.

Verstärkte "Humus"erosion, steigender Schadholzanfall und völliges Ausbleiben der Naturverjüngung sind einige Hinweise von mehreren, daß die Lebensgrundlage des Waldes im nächsten Umfeld der "Hütte" Brixlegg langfristig vernichtet wird.

6.1.4 Ergebnisse bisheriger Untersuchungen

Über den Schadstoffeintrag wurde im Kapitel 5 ausführlich berichtet. Im besonderen soll hier noch einmal auf den Eintrag von Schwermetallen und dessen jahrelang eklatante

Überschreitung der Grenzwerte für forstschädliche Luftverunreinigungen laut 2. Forstverordnung sowie die hohe SO_2 -Belastung hingewiesen werden.

Im folgenden wurden jene Untersuchungen zusammengefaßt, die sich mit dem Zustand der Waldvegetation im speziellen beschäftigen.

6.1.4.1 Zustand des Waldes nach Erhebungen mit Color-Infrarot-Luftbildern im Jahr 1975 (ÖBIG, 1978)

Die im Rahmen der Umweltbestandsaufnahme des Unteren Inntals im Jahr 1975 durchgeführte Erhebung dokumentiert den Einfluß der von der Hütte Brixlegg verursachten Immissionen auf den Zustand des Waldes.

Für die Umgebung des Werkes wurde aufgrund der Häufigkeit des Auftretens geschädigter Nadelbäume eine Zonenausscheidung mit unterschiedlicher Immissionsbelastung vorgenommen.

Diese Zonierung sowie die Zuordnungskriterien sind im Kartenausschnitt in Abbildung 6.1 bzw. in den Erklärungen im Anschluß an die Abbildung wiedergegeben.

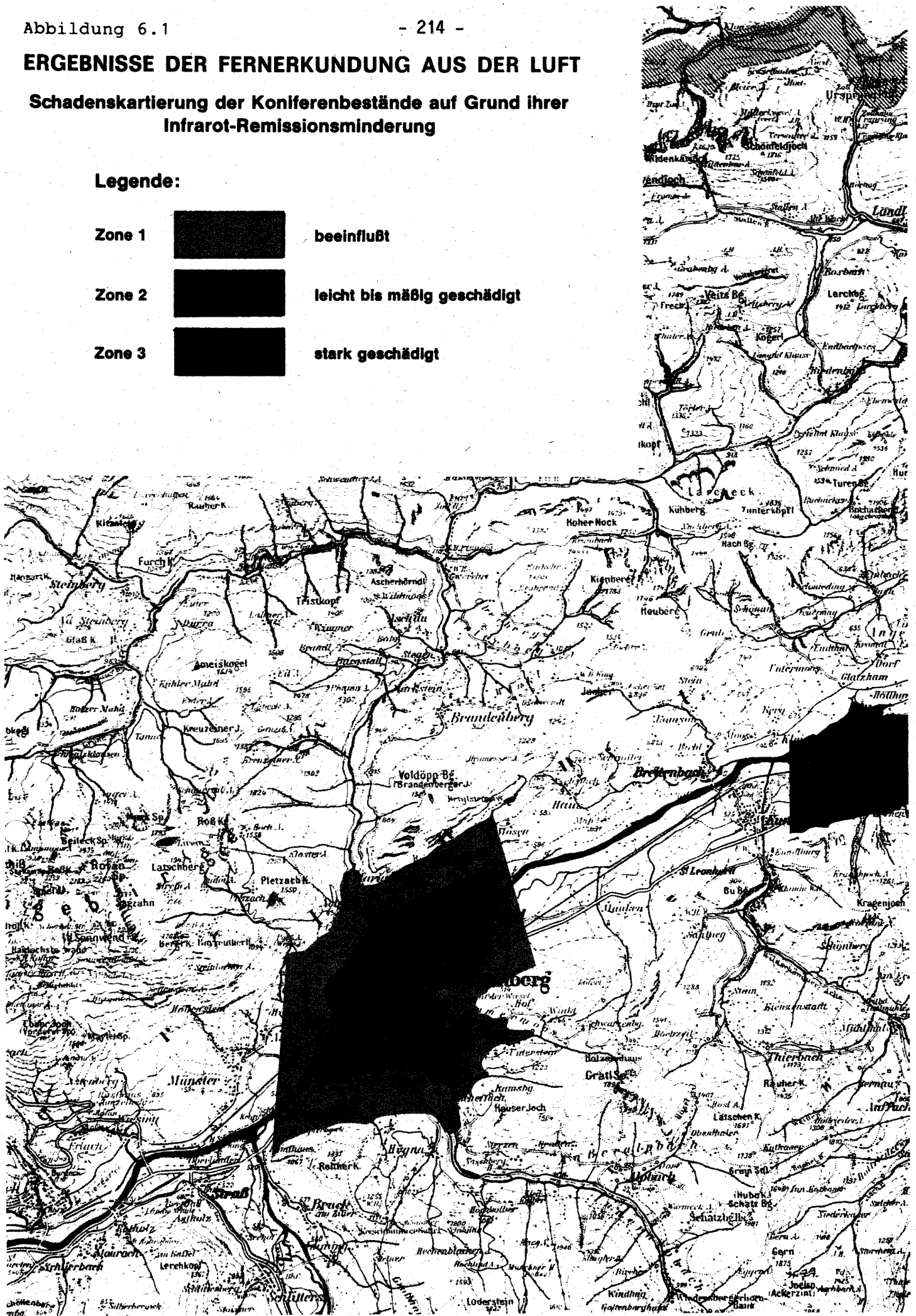
Begleitende Nadelanalysen in der selben Vegetationsperiode, welche die Belastung durch SO_2 überprüfen sollten sowie Schwermetallanalysen konnten massive Immissionseinwirkung im besonderen südwestlich des Montanwerkes Brixlegg als Ursachen für die starken Schädigungen des Waldbestandes nachweisen. Eine Flechtenkartierung sowie eine Analyse der meteorologischen Situation untermauerten diese Schlußfolgerungen.

ERGEBNISSE DER FERNERKUNDUNG AUS DER LUFT

Schadenskartierung der Koniferenbestände auf Grund ihrer Infrarot-Remissionsminderung

Legende:

Zone 1		beeinflusst
Zone 2		leicht bis mäßig geschädigt
Zone 3		stark geschädigt



Erklärungen zu Abbildung 6.1 (ÖBIG, 1978):

o Zone 0 = "Schädigungsfreie Zone"

Luftbild: Eindeutiges Überwiegen von Einzelkronen der Vitalitätsstufe 1, daher sehr stark differenziertes Erscheinungsbild der Waldbestände und eindeutige Dominanz der roten Farbtöne in den Originaldiapositiven. Das örtliche Auftreten einiger Nadelbaumkronen der Vitalitätsstufe 2 geht auf ungünstige Verhältnisse (z.B. seichtgründige und trockene Standorte) zurück. Das vereinzelte Auftreten von Bäumen der Schädigungsstufen 3 und 4 steht nicht mit Immissionsbeeinflussungen, sondern mit anderen Schädigungsursachen (z.B. Pilzbefall, Schadinsekten, Blitzschlag, usw.) im Zusammenhang.

Natur: An den Fichten können durchschnittlich sieben bis neun Nadeljahrgänge festgestellt werden, die Kronen erscheinen daher dicht und von gesunder grüner Farbe. Nur im Bereich ungünstiger Standorte treten teilweise etwas schütter erscheinende Kronen mit blaßgrüner Nadelfarbe auf. Die Baumart Tanne ist häufig anzutreffen und zeigt im allgemeinen ein vitales Erscheinungsbild. Baumflechten treten sehr häufig an Stämmen und Ästen auf, insbesondere an alten, teilweise aber auch an jüngeren Bäumen (etwa ab 15 Jahren).

o Zone 1 = "beeinflusste Zone"

Luftbild: Nadelbaumkronen der Vitalitätsstufen 1 und 2 halten sich im allgemeinen die Wage, in älteren Beständen sind jedoch Kronen der Schädigungsstufe 2 bereits stärker vertreten als Kronen der Vitalitätsstufe 1. Die Kronen der Laubbäume (Buche, Ahorn, Esche) erscheinen in den Originaldiapositiven in kräftigen, roten Farben, verblaßte Farben (als Folge vorzeitiger herbstlicher Laubverfärbung) sind nur sehr selten anzutreffen. Im Bereich landwirtschaftlich genutzter Grundstücke überwiegen noch relativ kräftige rote Farbtöne. Gesamtheitlich gesehen haben die Waldflächen ebenso wie die landwirtschaftlichen noch ein relativ stark differenziertes Erscheinungsbild.

Natur: Die Fichten verfügen im Durchschnitt über 5 bis 6, teilweise auch noch über mehr Nadeljahrgänge, es treten jedoch schon häufig schütter erscheinende Bäume auf. Ältere Nadeln zeigen eine schmutzgrüne Farbe. Tanne sind noch relativ häufig anzutreffen, weisen jedoch zumeist sehr schütter Benadelung auf. Baumflechten sind meist nur noch auf älteren Bäumen am Stammfuß und im untersten Stammbereich vertreten.

o Zone 2 = "leicht bis mäßig geschädigte Zone"

Luftbild: Eindeutiges Überwiegen von Kronen der Schädigungsstufe 2, in älteren Beständen nur mehr vereinzelte Kronen der Vitalitätsstufe 1. Selbst in mittelalten und jungen Beständen überwiegt bereits die Vitalitätsstufe 2. Einzelbaumkronen der Vitalitätsstufe 3 (in den Originaldiapositiven bei Mitleicht meist braune Farbtöne mit grünen Farbnuancen, im Gegenlicht dunkelbraune mit Nuancen zu grün bis blau) treten insbesondere in älteren Beständen auf. An den Kronen der Kiefern und Lärchen überwiegen (wie in den Zonen 0 und 1) noch rote Farbtöne, die aber deutlich heller sind als bei gesunden Fichten. Laubbäumkronen haben teilweise bereits verblaßte Rottöne als Folge einer immissionsbedingten (Gas und Staub) vorzeitigen herbstlichen Laubverfärbung. Im Bereich der landwirtschaftlich genutzten Flächen treten etwas verblaßte rote Farbtöne in Erscheinung.

Natur: Die Fichte verfügt durchschnittlich nur über vier bis fünf (im oberen Kronenbereich meist nur vier) Nadeljahrgänge, wobei die älteren Nadeln eine schmutzig- bis braungrüne Farbe aufweisen. Die Tanne ist nur mehr in wenigen, stark geschädigten und verkümmerten Exemplaren anzutreffen. Flechten fehlen an den Stämmen selbst bei Altbäumen und gedeihen meist nur im untersten Teil des Wurzelllaufes (bis etwa Stockhöhe), kleinräumig, in geschützten frischen Lagen.

o Zone 3 = "stark geschädigte Zone"

Luftbild: Es überwiegen die Kronen der Schädigungsstufe 3, nur vereinzelt sind noch Kronen der Vitalitätsstufe 2 festzustellen. Die Kronen der Kiefern und Lärchen zeigen schon stark verblaßte rote Farbtöne, die im Originaldiapositiv teilweise in hellgraue Farben übergehen. An Laubbäumen ist bereits häufig eine zumindest teilweise (auch einseitige) vorzeitige Laubverfärbung zu konstatieren. Auf Grünlandflächen treten lokale Bereiche mit verblaßten Farbtönen häufiger auf.

Natur: Die Fichten haben im Durchschnitt nur mehr drei bis vier (im oberen Kronenbereich vielfach nur 2 bis 3) Nadeljahrgänge, ihre Kronen erscheinen folglich schütter bis sehr schütter. Ältere Nadeln sind schmutzgrün, die Rinde der Stämme ist meist verrußt, einige zeigen Harzfluß (Harzaustritt im Ansatzbereich abgestorbener Äste). Am Boden ist im unmittelbaren Bereich der Einzelkronen eine stärker denn normale Nadelstreuendecke und selbst bei lockerem Bestandschluß eine nur spärliche Begrünung festzustellen, offenbar als Folge der durch den Nadelabfall bedingten Versauerung, noch verstärkt durch im Traufbereich zum Boden gelangendes saures Niederschlagswasser. Die gegenüber Immissionen von SO_2 , H_2S , HF und Cl-Salzen empfindlichste Baumart Tanne ist in dieser Zone bereits ausgestorben, Lärchen und vor allem Kiefern lassen an Vitalität zu wünschen übrig. Baumflechten fehlen, vielfach sind auch Moose im Bereich des Stammfußes bzw. Wurzelanlaufes infolge des abfließenden sauren Niederschlagswassers abgestorben.

6.1.4.2 Schwermetallbelastung des Waldes in der Umgebung des Hüttenwerkes Brixlegg

6.1.4.2.1 Untersuchung der Mykorrhiza und Humusaufgabe (Göbl, Mutsch, 1985; vgl. auch Kapitel 7.4.3.1)

Mykorrhizapilze leben in Symbiose mit Baumwurzeln und sind von essentieller Bedeutung für die Nährstoffaufnahme des Baumes aus dem Boden.

Göbl und Mutsch (1985) analysierten die Auswirkungen der langjährigen Immissionen von Schwermetallen und SO_2 in Waldböden des Matzenköpfls.

Im Rahmen der Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß Mykorrhizapilze in der (mächtigen) Streuschicht aufgrund der hohen SO_2 - und Schwermetallbelastungen nicht überleben können. Erst in tieferen, weniger "vergifteten" Bodenschichten ist ein schwacher Besatz der mehr oder weniger stark geschädigten Baumwurzeln mit allerdings zum Großteil schwer geschädigten, deformierten Mykorrhizen zu finden.

Die Folge des Fehlens von mykorrhiza- und streuzersetzenden Pilzen ist, daß vorhandene Nährstoffe in der Streu gebunden bleiben und dem Baum daher nicht nutzbar gemacht werden können.

6.1.4.2.2 Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichten- pflanzen (Glatzel, 1985); vgl. Kapitel 7.4.3.2

Die von Glatzel durchgeführten Untersuchungen sollten klären, ob die Bodenverseuchung auf Waldstandorten im Umfeld Brixlegg neben der direkten Schädigung durch Luftschadstoffe zum Absterben von Waldbäumen führen kann.

Die Ergebnisse bestätigen, daß die extreme Anreicherung mit Schwermetallen im Auflagehumus direkte Wachstumshemmungen bei Fichten durch schwere Schädigung des Wurzelsystems und Störungen des Nährstoffhaushaltes hervorrufen.

Eine Wiederaufforstung des Matzenköpfls ist infolge der jahrzehnte- bzw. jahrhundertelangen negativen Nahwirkungen (feste Bindung der Schwermetalle im Humus) selbst bei erheblichen (noch nicht bekannten) Waldbodensanierungsmaßnahmen in Frage gestellt.

6.1.4.3 Nadelanalysen (Landesforstdirektion Innsbruck, 1988)

Im Raum Brixlegg werden, sowie im gesamten Inntal, seit mehr als 10 Jahren Nadelanalysen erhoben. In diesem Zeitraum kam es zu regelmäßigen Grenzwertüberschreitungen. Die Grenzwerte sind laut 2. Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen wie folgt definiert:

§ 5.(1) Über die Höchstanteile im Sinne des § 48 lit.b des Forstgesetzes 1975 hat bei Messungen am Bewuchs, unter Verwendung der Baumart Fichte als Indikator, zu gelten:

a) Geringere Schwefelgehalte als die in lit.b. angegebenen überschreiten den zulässigen Immissionsgrenzwert bereits dann, wenn in einem Nadeljahrgang im jeweiligen Untersuchungsgebiet im selben Jahr zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Flächen eine Differenz von 0,03 % S in der Trockensubstanz oder mehr auftritt.

b) Findet lit.a keine Anwendung, werden für die ersten drei Nadeljahrgänge die zulässigen Höchstanteile wie folgt festgesetzt:

1. bei Schwefel

Nadeljahrgang	% S i.d.Tr.	
	Sulfat	Gesamtschwefel
1	0,08	0,11
2	0,11	0,14
3	0,14	0,17

In den Berichten an den Tiroler Landtag (Landesforstdirektion, Innsbruck 1988, 1989) werden für den Beurteilungsraum Brixlegg und Umgebung für den Zeitraum 1986/87 und auch 1988 die höchsten Schwefelgehalte in Fichtennadeln von ganz Tirol ausgewiesen. Grenzwertüberschreitungen gemäß der 2. Forstverordnung traten an zahlreichen (v.a. den werksnahen) Probepunkten auf, obwohl 1988 die SO₂-Belastung weiter zurückgegangen ist.

Der Vergleich von werksnahen und werksfernen Probepunkten zeigt eine deutliche Abnahme der Schwefelgehalte mit der Entfernung.

6.1.4.4 Österreichische Waldzustandsinventur

Aussagen über verstärkte Waldschäden im näheren Umfeld Brixlegg können über die österreichische Waldzustandsinventur nicht gemacht werden, da trotz der Einrichtung von 6 Verdichtungsprobepunkten zu den 2 Grundnetzpunkten (4 x 4 km Raster) keine Aufnahme in den unmittelbaren Bereich der Hütte Brixlegg fällt (Abbildung 6.2).

6.1.5 Laufende Untersuchungen

6.1.5.1 Waldschadenskartierung anhand von Zuwachsuntersuchungen an der Baumart Fichte

Eine Untersuchung der forstlichen Bundesversuchsanstalt im Auftrag der Landesforstdirektion Tirol hat die Beeinträchtigung der Zuwachsleistung von Fichten durch Immissionen der Montanwerke Brixlegg zum Inhalt. Ergebnisse lagen zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht vollständig vor.

Abbildung 6.2: Lage der Waldzustandsinventur-Untersuchungspunkte im Großraum Brixlegg



6.1.5.2 Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen möglicher pathomorphologischer Veränderungen an Fichtennadeln im Raum Brixlegg

Für die Nadeln der Fichte, wie auch die der übrigen Gattungen der Pinaceae, Cupressaceae und Taxaceae ist eine reichliche Ausbildung epicuticulärer Wachse charakteristisch. Die Funktion der Wachsschicht liegt in der Regulation des Gasaustausches und im Schutz vor übermäßiger Verdunstung und Infektion sowie Extraktion von Metallionen durch Säuren (z.B.: "Saurer Regen"). Bei Fichten aus sogenannten "Reinluftgebieten" überziehen die Wachsauflagerungen die gesamte Oberfläche der Nadel und weisen besonders im Bereich der Spaltöffnungen ein Geflecht aus röhrenförmigen Strukturen auf.

Im Rahmen einer Studie des Umweltbundesamtes (Umweltbundesamt, 1989) wurden vergleichende morphologische Analysen der epicuticulären Wachse von verschiedenen Probestandorten durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, daß die vom Standort Matzenköpfl stammenden Nadelproben durch eine starke Erosion der Oberflächenwachse und eine deutliche Pfropfenbildung in den Spaltöffnungen gekennzeichnet sind (Abbildung 6.3). An den Oberflächen der beprobten Nadeln wurde eine Auflage mit zahlreichen Fremdpartikeln festgestellt. Die morphologischen Veränderungen (Wachsstrukturverlust, Pfropfenbildung in den Atmungsorganen) sowie die Staubauflagerungen auf den Fichtennadeln weisen auf eine Immissionsbelastung hin. Fichtennadeln eines emittentenfernen Kontrollstandortes (Innervals) lassen in den Spaltöffnungen noch ein reichlich ausgebildetes, "gesundes" Wachseflecht erkennen (Abbildung 6.4).

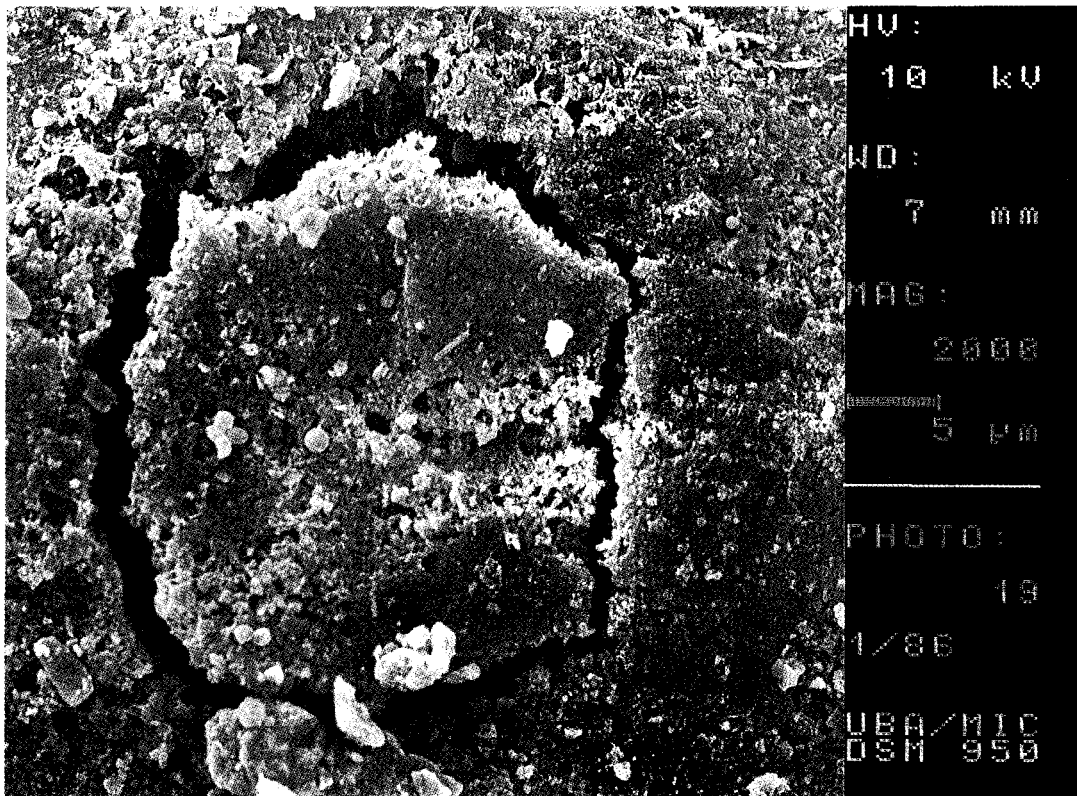


Abbildung 6.3: *Picea abies*, Nadeloberfläche.
Standort Matzenköpfl-Nadeljahrgang 1987
(Vergrößerung: 2.600 x)

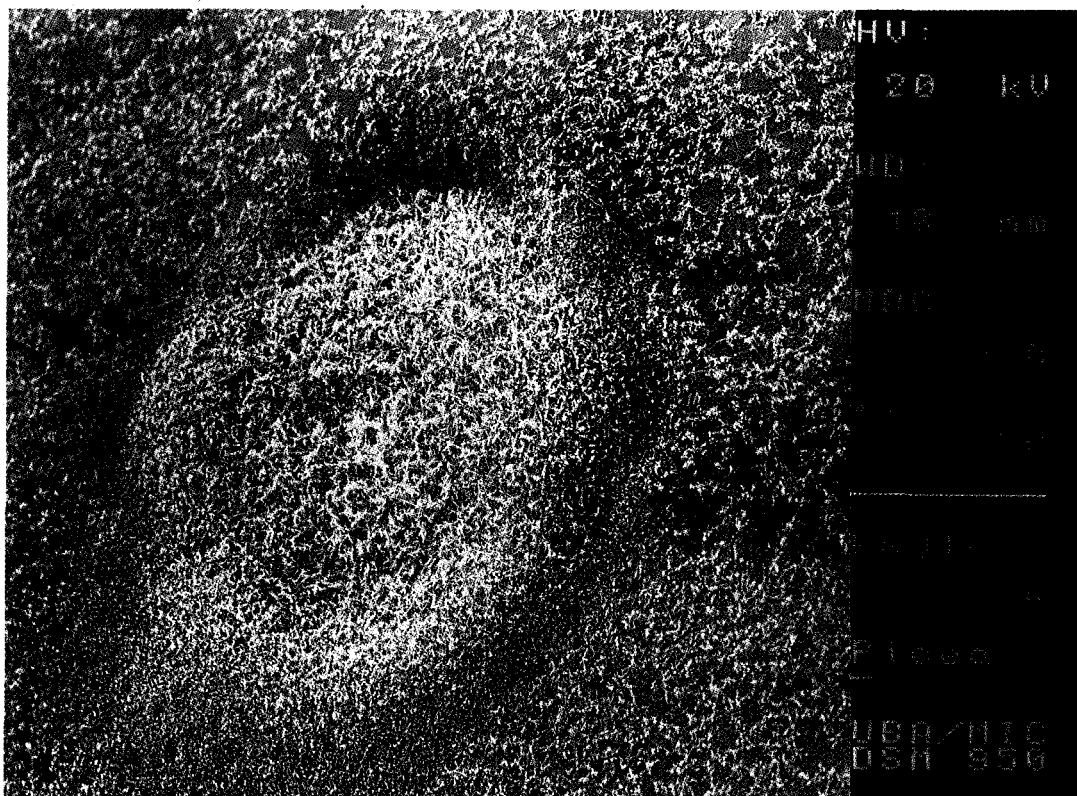


Abbildung 6.4: *Picea abies*, Nadeloberfläche.
Referenzstandort Innervals - Nadeljahrgang
1987 (Vergrößerung: 2.800 x)

6.1.6 Schlußbemerkung zu den forstlichen Erhebungen

Aus mehreren Untersuchungen kann aufgrund der räumlichen Verteilung des Schadstoffeintrages und der Zonierung der Schäden am Wald (Vegetation und Boden) die Hütte Brixlegg als Verursacherquelle nachgewiesen werden. Mit der Nähe zum Werk und dem Anstieg der Schadstoffbelastung wächst auch das Schädigungsausmaß und führt im Hauptbelastungsgebiet (Matzenköpfl) bereits zum Absterben des Waldes.

Wie Untersuchungen deutlich zeigen, ist am Matzenköpfl durch die nachhaltige Vergiftung (besonders durch stark gebundene Schwermetalle im Waldboden) für Jahrzehnte bis Jahrhunderte eine Wiederbewaldung - wenn überhaupt - nur mit ganz erheblichem Sanierungsaufwand möglich. Dies kommt einer Verwüstung des Waldes laut § 16 Forstgesetz 1975 gleich.

Die Belastung der umliegenden laut Waldentwicklungsplan als Schutz- und Bannwälder ausgewiesenen Wälder läßt eine Verringerung der Schutzfunktionsfähigkeit befürchten.

Neben finanziellen Einbußen für die Waldeigentümer durch die Verringerung (Zuwachsleistung) bzw. Verlust der Einkommensquelle wird auch eine Belastung des Fremdenverkehrs nicht aufzuhalten sein, da ein immissionsgeschädigter bis absterbender Wald weder dem Erholungs- noch dem Sicherheitsbedürfnis (Angst vor Naturereignissen) eines Urlaubspublikums mit steigendem Umweltbewußtsein entspricht. Auch ist anzunehmen, daß Erholungssuchende angesichts des geschädigten Waldes um ihre eigene Gesundheit fürchten. Konsequenz der vorliegenden Untersuchungsergebnisse muß daher sein, alles daranzusetzen, den Schadstoffausstoß der Hütte Brixlegg zu minimieren.

6.2 Flechtenkartierungen

Verfasser: A. RISS

Flechten sind eine physiologische Einheit aus Pilzen und Algen. Sie besitzen keine Wurzeln (sie heften sich nur am Substrat fest) und nehmen alle notwendigen Stoffe direkt aus der Luft auf, können aber auch keine Stoffe ausscheiden. Somit entfällt jede Beeinflussung durch den Boden.

Flechten reagieren sehr sensibel auf Luftschadstoffe. Sie werden vor allem durch SO_2 und NO_x , aber auch durch andere Schadgase, Ruß und Staub geschädigt. Sie reagieren auf die Gesamtheit der Schadstoffe und die schädigende Wirkung wird über einen langen Zeitraum integriert erfaßt. Flechten sind auch in den Wintermonaten - der Zeit der höchsten Schadstoffbelastung - stoffwechselaktiv und so sämtlichen Luftschadstoffen ausgesetzt. Die Flechtenkartierung ist somit eine ausgezeichnete Methode, einen Überblick über den Einfluß der Schadstoffe auf die Vegetation zu erhalten.

Im Raum Brixlegg wurde in den Jahren 1975 und 1986 eine Flechtenkartierung durchgeführt (Bortenschlager und Schwarzer, 1987).

Es wurden dazu 5 Zonen nach Differenzialarten festgelegt:

- Zone I: nicht nachweisbare Beeinflussung
- Zone II: schwache Beeinflussung
- Zone III: starke Beeinflussung
- Zone IV: sehr hohe Beeinflussung
- Zone V: Flechtenwüste

Durch den Vergleich der Ausdehnung der einzelnen Zonen in den beiden Untersuchungsjahren läßt sich die Entwicklung des Schadstoffeinflusses im Zeitraum von 11 Jahren zeigen.

Wie aus den beiden Karten in Abbildung 6.5, Ergebnisse der Flechtenkartierung 1975 und 1986, deutlich ersichtlich ist, hat sich das beeinflusste Gebiet etwas ausgedehnt, aber nicht dramatisch verändert. Generell aber hat sich die Schadstoffbelastung weiter manifestiert, was sich durch die massive Ausdehnung der mittel- bis stark belasteten Zonen zeigt.

Die Zone I ist deutlich zurückgegangen. Die Zone V hat sich vor allem nach Nordosten ausgedehnt. Diese Zone tritt ebenfalls punktuell am Matzenköpfl auf, dieses Vorkommen ist aber auf den Karten nicht ausgewiesen.

Da die Flechten auf die Gesamtheit der Umweltbelastung integriert über einen längeren Zeitraum reagieren, können aufgrund einer Flechtenkartierung keine exakten Aussagen über Einzelschadstoffe gemacht werden. Die Gesamtausdehnung der beeinflussten Gebiete hat sich im Raum Brixlegg/Rattenberg nicht wesentlich vergrößert. Geändert hat sich nur die Intensität der Beeinflussung. Die Belastung ist innerhalb der beeinflussten Gebiete stärker geworden, der Gradient von den unbelasteten zu den stark belasteten Gebieten ist wesentlich steiler geworden. Aufgrund der in den letzten 11 Jahren stattgefundenen Zonenveränderungen können zwei Hauptursachen der Belastung festgestellt werden, einerseits Industrieabgase, deutlich erkennbar an der Ausdehnung der Zone II und Vergrößerung der Zone IV, andererseits Verkehr/Autobahn, deutlich erkennbar an der Veränderung Zone II zu Zone III.

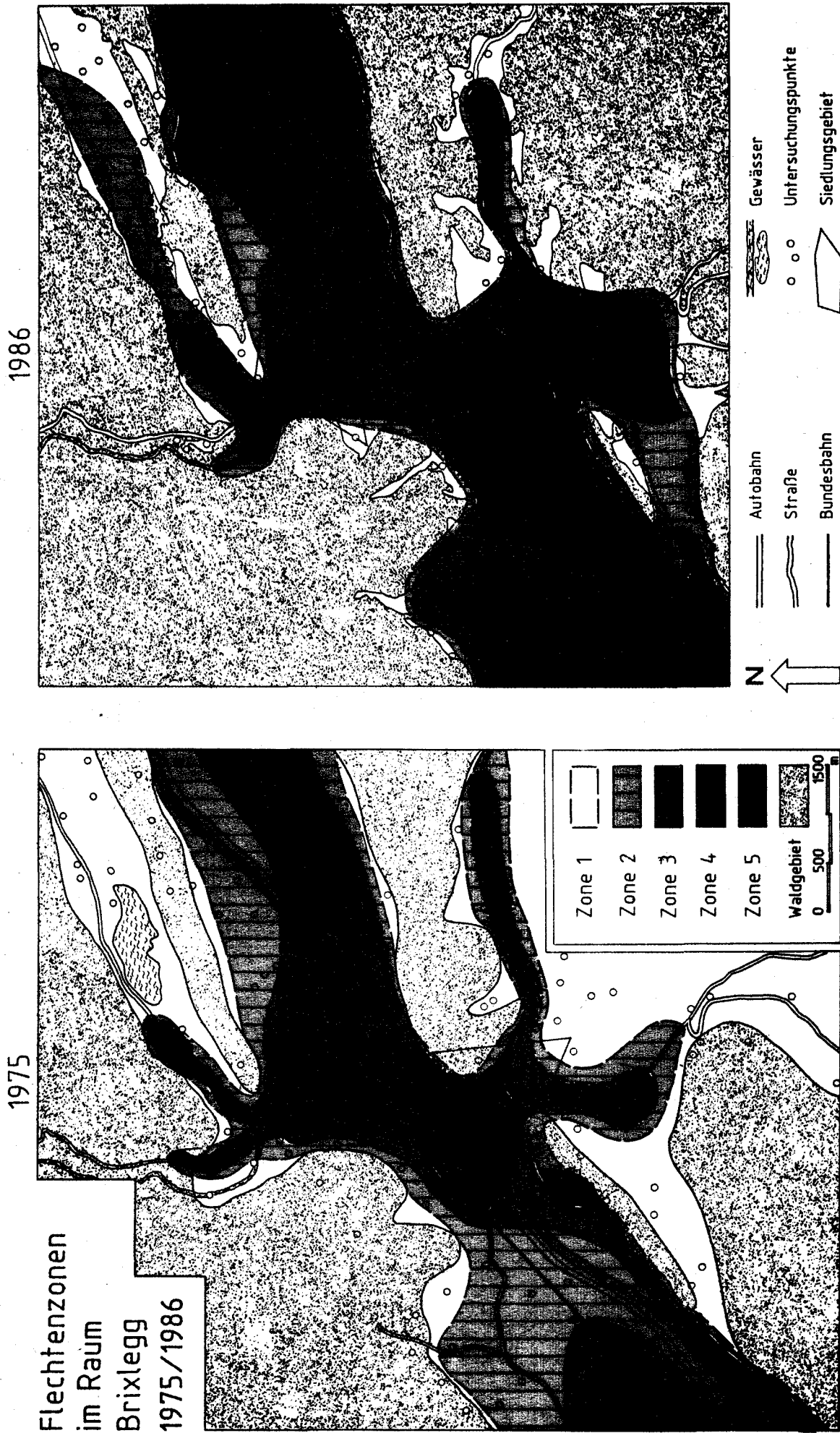


Abbildung 6.5: Ergebnisse der Flechtenkartierung 1975 und 1986 (Bortenschlager und Schwarzer, 1987)

7 GEOGENE UND ANTHROPOGENE BELASTUNG DER BÖDEN

7.1 Geologische Situation des Untersuchungsgebietes

Verfasser: H. NOWAK

7.1.1 Geologische Ressourcen

Das Bearbeitungsgebiet Brixlegg umfaßt den Grenzbereich zwischen nördlichen Kalkalpen und der Grauwackenzone.

Südlich des Inn liegen sehr genaue Detailkartierungen, einschließlich der alten Bergbaue durch H. Pirkl (1961) und durch die Geologische Bundesanstalt (1984) vor. Für das Gebiet nördlich des Inn ist nur eine geologische Spezialkarte (1:75000) aus dem Jahre 1912 vorhanden, sodaß eine vergleichende geologische Betrachtungsweise des Raumes Brixlegg nicht möglich ist.

Hauptverbreitungsgestein ist der Schwazer Dolomit, dessen Hauptzug vom Reitherkogel (1.336 m) bis zum Hauserjoch und der Gratlspitze (1.898 m) im Osten streicht. Er begrenzt den Südrand des Untersuchungsgebietes. Nach Norden zu werden die Kalke und Dolomite in zahlreiche Schollen (z.B. Matzenköpfl) zerlegt, die bis an die Bundesstraße bei St. Gertraudi und Percha heranreichen. In diese Schollenlandschaft eingelagert findet sich östlich von Reith ein Gips- und Anhydritlager, das heute fast zur Gänze abgebaut ist und nur mehr durch Pingen (Erdfälle) und Abbauwerke in der Landschaft morphologisch erkennbar ist.

Östlich des Alpbaches zwischen Brixlegg und Alpsteig liegen kleine Schuppen von Raibler Schichten (vorwiegend Sandsteine und Schiefertone) sowie Partnachsichten (Schiefertone und Schiefermergel), die teilweise zu Hangrutschungen und Vermurungen neigen.

Der gesamte Untersuchungsraum wird durch Moränen- und Terrassenmaterial überlagert, aus dem die höchsten geologischen Schollenteile z.B. bei St. Gertraudi oder das Matzenköpfl östlich von Brixlegg herausragen.

Als jüngste geomorphologische Einheit wurden die Schutt- und Schwemmkegel (z.B. Alpbachschwemmkegel), auf dem die Stadt Brixlegg liegt, abgelagert. Diese Kegel sind hauptsächlich aus schlecht sortiertem grobem Schutt- und Schwemmaterial aufgebaut.

7.1.2 Umweltbewertung der geologischen Situation

Der Schwazer Dolomit als Hauptverbreitungsgestein der Grauwackenzone im Gebiet um Brixlegg verwittert zu stumpfen Kuppen, die vielfach bewaldet sind. Durch Vererzung im Dolomit mit Fahlerzen und Kupferkies können geogene Schwermetallbelastungen auftreten. Infolge Wassermangels finden sich nirgends Dauersiedlungen; in der Almzone südlich von Brixlegg dominieren daher auf Dolomitstandorten karge, wasserlose Galtalmen. Die Almböden in Hanglage sind oft flachgründige, feinerdearme "Skelettböden" mit geringer Adsorptionskraft für Schwermetalle.

An der Gesteinsgrenze des Dolomits (z.B. Reitherkopf und Larchkogel) treten Einsturztrichter auf, die auf Auslaugung in diesem Bereich hinweisen (Verkarstungen). Wald- und Grünlandstandorte sind an exponierten Nordwest- und Nordosthängen infolge schlechter Wasserversorgung und ungeeigneter Standortseignung extrem durch Immissionseinflüsse von Schwermetallen gefährdet, weil in diesen Böden eine starke Anreicherung erfolgt.

Desgleichen besitzen lokale Buntsandsteinrücken, wie sie südöstlich von Brixlegg liegen, infolge der sandig, grusigen Bodenverwitterungsdecke und ungenügender Bodenwasserversorgung kaum ein größeres Pufferungsvermögen, sodaß Immissions-einflüsse durch Schwermetalle in diesem Gebiet voll zur Wirkung kommen können und zusätzlich Versauerungseffekte im Grünland verstärkt auftreten.

Die Schiefertone und -mergel (Partnachsichten, Raibler Schichten) liefern infolge leichter Verwitterbarkeit weiche geologische Geländeformen (z.B. östlich von Brixlegg im Zimmermoos), deren Standortpotential keine geogenen Schwermetallbelastungen aufweist und gute Adsorptionseigenschaften gegenüber derartigen Einträgen besitzt.

Eine Sonderstellung nimmt die Zone mit Gipsvorkommen ein, die von Reith im Südwesten von Brixlegg bis zur Holzalm im Osten reicht. Aufgelassene Gipstagebaue und zahlreiche Pingen (Lösungshohlformen im Gips), in welchen die Gewässer der Umgebung versickern, kennzeichnen diese Gesteinsformation. Einzelne Stolleneinbrüche, die durch Gipsauslaugungen hervorgerufen wurden, sind für die Bergbaureviere Großkogel und Silberberg im Süden von Brixlegg signifikant.

Die pleistozäne Grundmoränenlandschaft der Reitherterrasse (SW von Brixlegg und des Scheffachberges südlich von Brixlegg) mit ihrer Durchmischung von Schotter, Sand und Geschiebelehm bildet mäßig gute Bodenstandorte, die durch hohe Lehm- und Tonanteile Schwermetalle in beträchtlichem Maß adsorbieren können.

Die Gipszone wird zumeist von kalkreichem, tonigem Grundmoränenmaterial überlagert, das hohes Aufnahmevermögen gegenüber Schwermetallen besitzt.

Die tiefgründigen Seetonablagerungen südlich von Brixlegg neigen in Steillagen zu Hangrutschungen; als Grünlandstandorte besitzen diese tiefgründigen Böden hohe Speicherkapazität gegenüber Immissionseinträgen durch Schwermetalle.

Für den Raum Brixlegg ergibt sich folgendes geologisches Ressourcenpotential (vgl. Abbildung 7.1 und 7.2):

Über die Kalke und Dolomite ist nur eine Untersuchung aus dem Jahr 1920 bekannt. Danach weisen die Fahlerz-, Schwer- und Kupferkiesvererzungszonen geogene Schwermetallbelastungen mittlerer Höhe auf.

Die geochemischen Untersuchungen (Abbildung 7.3 bis 7.5) des Bundesgebietes auf Schwermetalle, bei denen Bach- und Lockersedimente analysiert werden, beproben keine Industrieimmissionsgebiete, sodaß für das Gemeindegebiet Brixlegg keine Backgroundbelastungswerte vorliegen.

An Primärmineralien treten auf den Halden der im Schwazer Dolomit angelegten Bergbaue südlich von Brixlegg Fahlerz (z.T. in Form des Quecksilber führenden Schwazites), Baryt- und Siderit auf (Gstrein, 1981; Haditsch, 1969; Schmidegg, 1947a). An sekundären Verwitterungsmineralien finden sich verschiedene wasserhaltige Kupferverbindungen und Limonit.

Die chemische Zusammensetzung, vor allem der Fahlerze, läßt im Bereich der Bergbauhalden eine Belastung des Bodens mit Kupfer, Antimon, Arsen und auch Quecksilber erwarten. Im Raume der alten Bergbaue westlich und östlich von Brixlegg könnte eine erhöhte Cadmiumbelastung hinzutreten. Allerdings liegen bislang keine Messungen vor (Hradil, 1926; Knauer, 1928; Mostler, 1969).

Südwestlich und nordwestlich von Brixlegg finden sich ältere, lokal begrenzte Abbaureviere (z.B. St. Gertraudi, u.a.). Südlich davon sind die Großreviere des Großkogel- und des Silberbergreviers im Osten durch zahlreiche Tagschächte, Unterbaustollen und Schurfstellen in verschiedenen Höhenlagen gekennzeichnet.

Abraumhalden und bergtechnische Einrichtungen sind heute nur noch teilweise im Gelände erkennbar bzw. ihre Lage rekonstruierbar, sodaß Volumsberechnungen der Abraumhalden heute nicht mehr durchgeführt werden können.

Abbildung 7.1: Geologie und Bergbau südlich und östlich von Brixlegg (nach Pirkl, 1961)

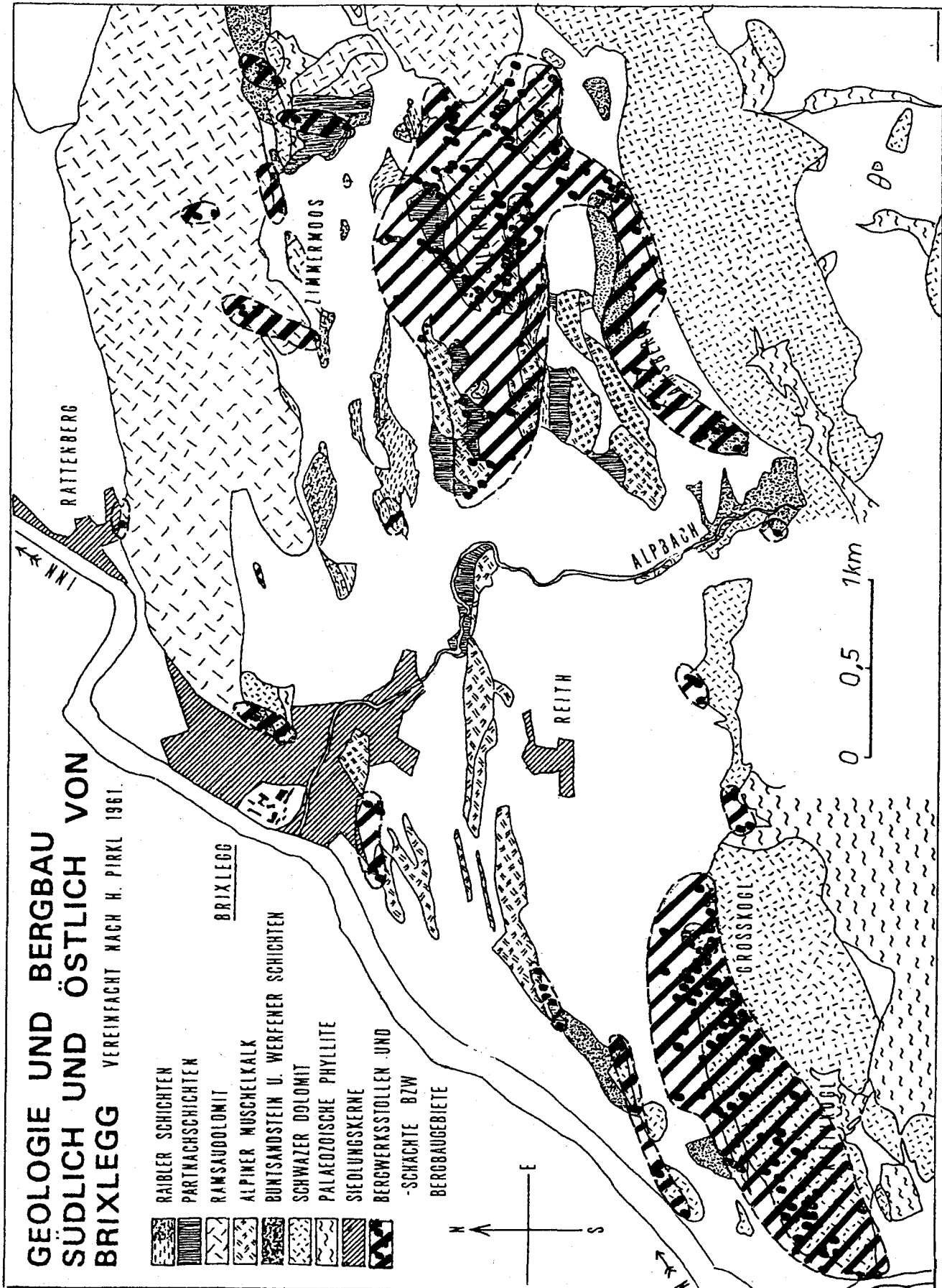
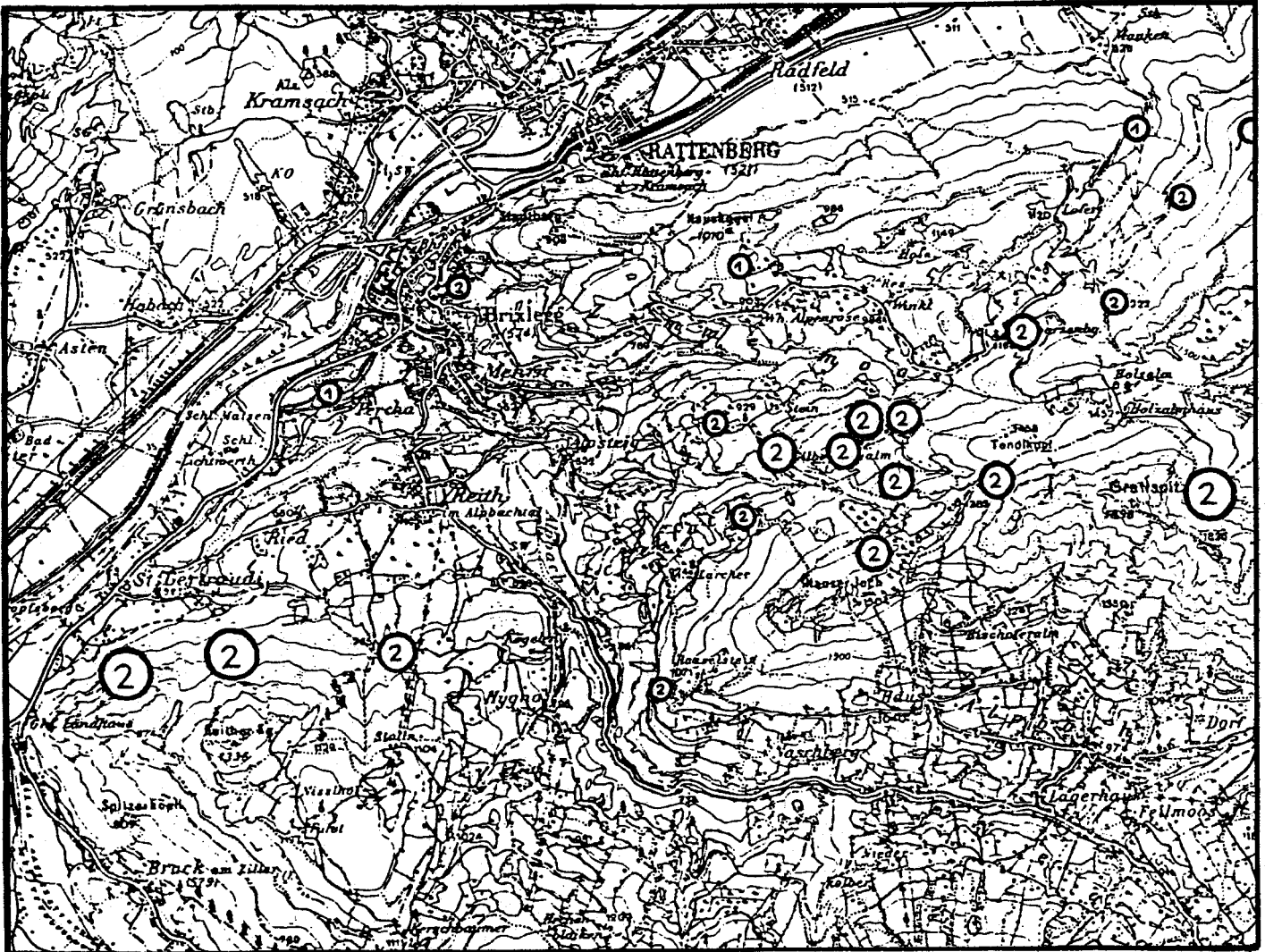


Abbildung 7.2: Ehemalige Erzbergbaue und Schürfe
(Geologische Bundesanstalt, 1987)



- 1 Blei (Zink)
- 2 Fahlerz

Abbildung 7.3: Geochemische Untersuchungen auf Kupfer
(Geologische Bundesanstalt, 1987)

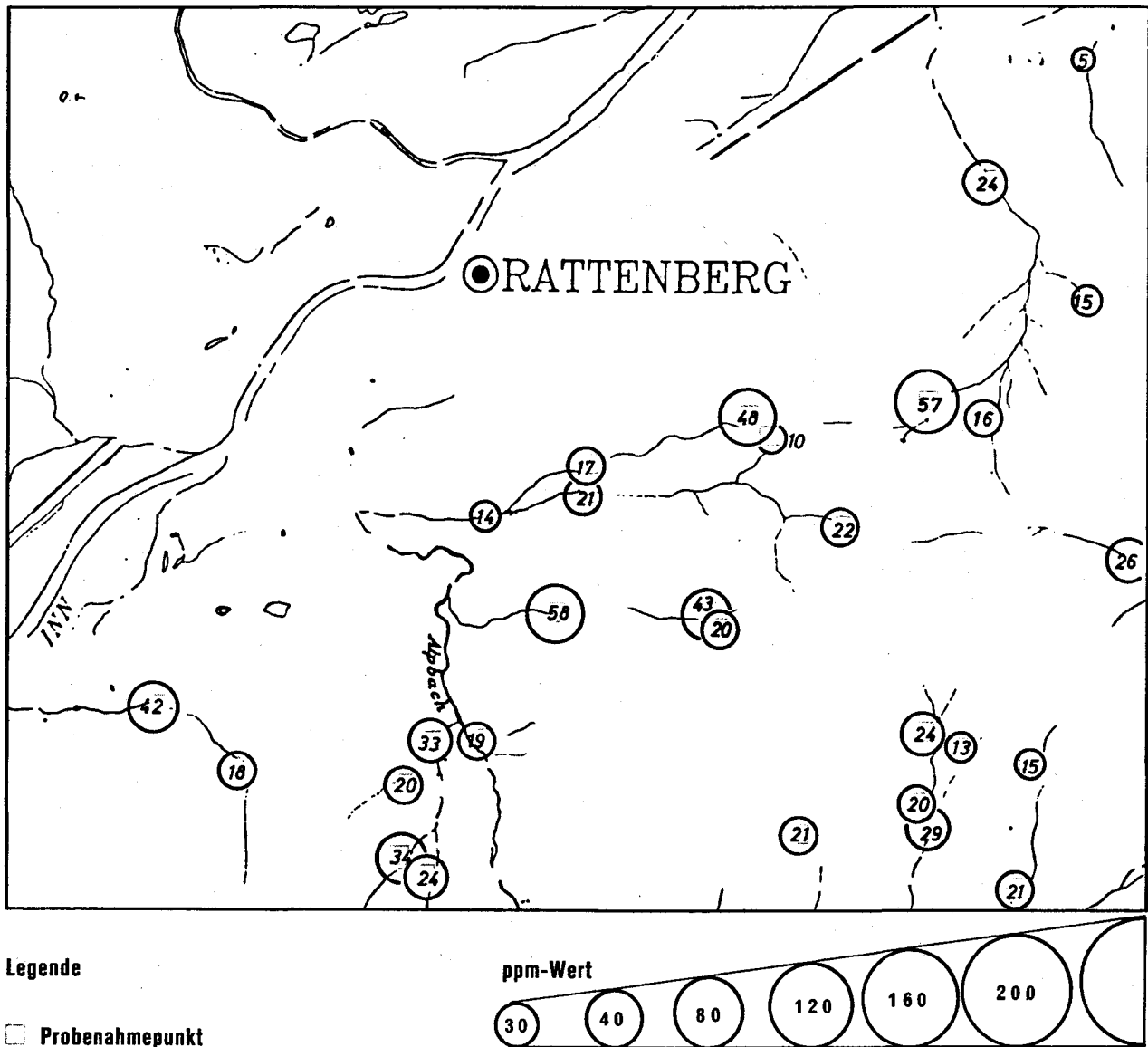


Abbildung 7.4: Geochemische Untersuchungen auf Zink
(Geologische Bundesanstalt, 1987)

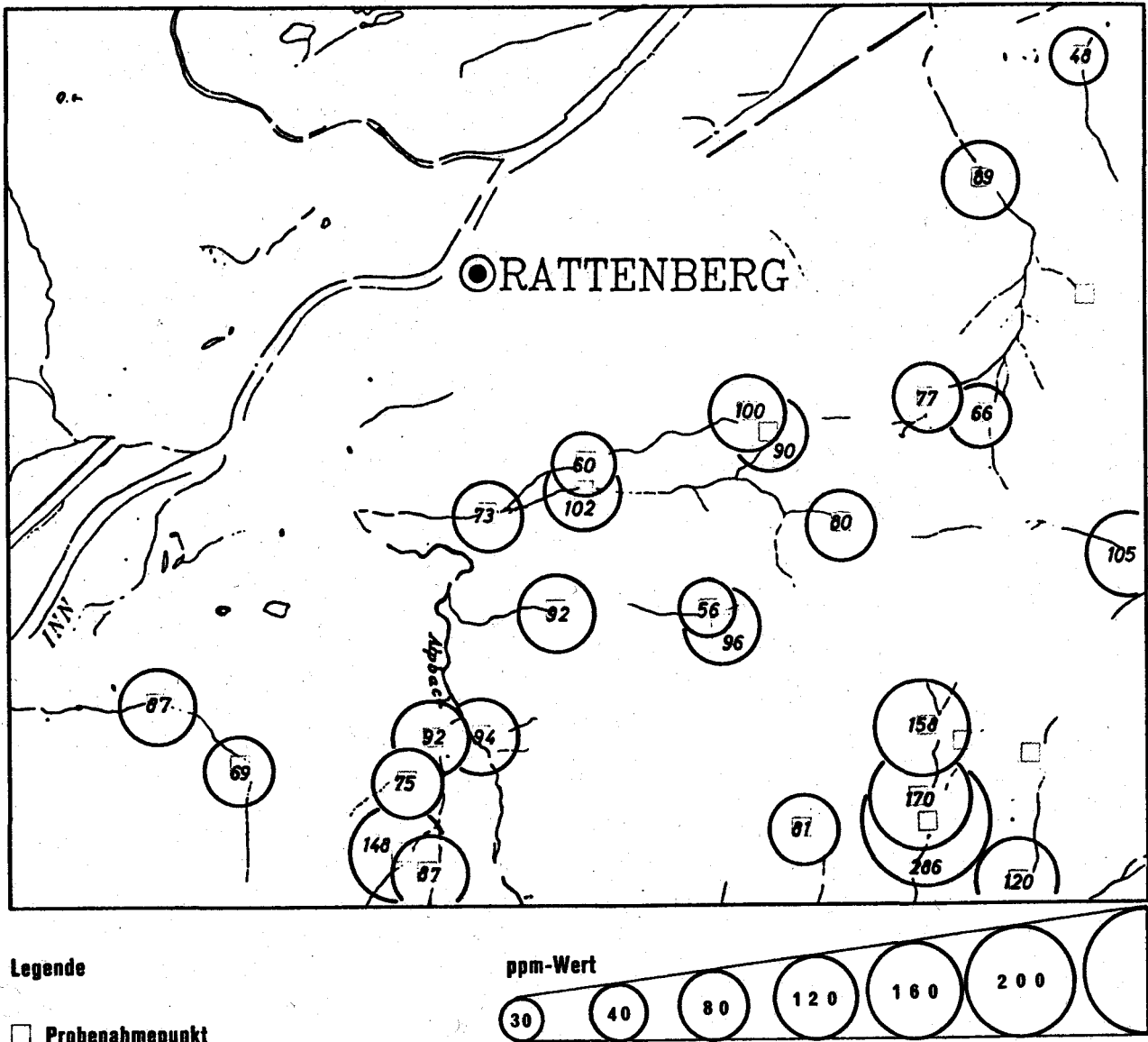
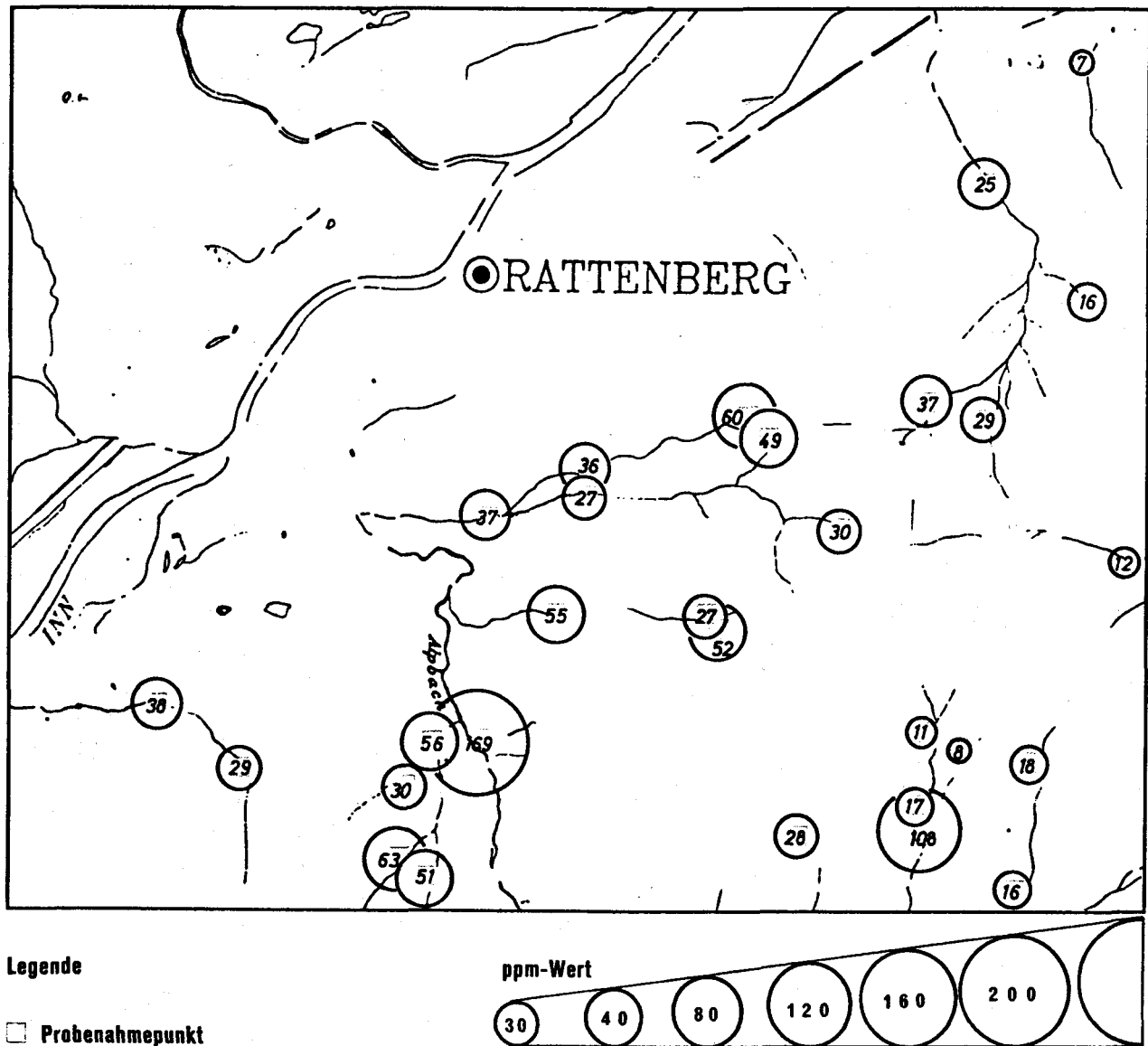


Abbildung 7.5: Geochemische Untersuchungen auf Blei
(Geologische Bundesanstalt, 1987)



7.1.3 Historischer Rückblick zu den Emissionen bei Verarbeitung und Verhüttung von Kupfererzen

Paschen (1988 und Schreiben an die Berghauptmannschaft Innsbruck GZ.34.960/139/88 vom 13. Dezember 1988) berechnete eine Abschätzung der "Emissionen", das heißt derjenigen Produkte, die von den Montanwerken Brixlegg (Kupferhütte) im Laufe ihrer Geschichte seit dem Jahre 1463 in die Umwelt abgegeben worden sind. Es wurden nur gasförmige und feste Stoffe in die Berechnung einbezogen.

Die größten Unsicherheiten der Abschätzungen liegen darin, daß sich die Verarbeitungsstandorte in den Jahren 1483 ... 1980 zwischen den Revieren Brixlegg und Schwaz erstreckten.

Es wurden nicht nur Fahlerze, die in den Revieren Brixlegg - Schwaz gewonnen wurden, eingesetzt, sondern auch Erzkonzentrate aus anderen Bergbaurevieren. Die Erzanlieferungen erfolgten auch aus anderen Teilen Österreich-Ungarns.

Die Luftschadstoffe wurden aus der Hütte diffus oder über Essen und Schornsteine abgeleitet. Es handelt sich dabei um heiße Abgase, Wasserdampf, Verbrennungsprodukte von Schwefel (Schwefeldioxid) und Kohlenstoff (Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid), flüchtige Metalle und deren Verbindungen (Arsen, Arsentrioxid, Quecksilber und -verbindungen).

Aufgrund der Mengenbilanzierung kommt Paschen (1988 und Schreiben an die Berghauptmannschaft Innsbruck GZ.34.960/139/88 vom 13. Dezember 1988) für den Zeitraum 1943 ... 1980 auf folgende Emissionen:

Tabelle 7.1: Emissionen von Luftschadstoffen im Zeitraum
1463 ... 1980

Luftschadstoff	Masse (t)
SO ₂	1.000.000
Staub	200.000
As ₂ O ₃	70.000
Sb ₂ O ₃	25.000
Pb ₂ O ₃	15.000
Hg	14.000

Schlacken entstehen beim Erz- bzw. Konzentratschmelzprozeß aus der sogenannten "Gangart" des Erzes, dem "tauben Gestein", oxidsilikatische Verbindungen der Komponenten FeO, SiO₂, Al₂O₃, CaO, MgO, u.a.

Durch die Mengen- und Metallbilanz in drei Verfeinerungsvarianten kommt Paschen schließlich zu folgendem Schlackenaufkommen.

Tabelle 7.2: Schlackenaufkommen im Zeitraum 1463 ... 1980

Luftschadstoff	Masse (t)
Schlacke/Abgänge	12.000.000
Sb in der Schlacke	110.000
Zn in der Schlacke	120.000

7.2 Böden und Bodennutzung im Untersuchungsgebiet

Verfasser: H. NOWAK

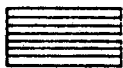
7.2.1 Bodenstandorte

Aufgrund der Geologie, Geomorphologie und der Bodenbewertung wurden nachstehende Standorteinheiten (vgl. Karte: Böden und Bodennutzung) ausgeschieden (unter Verwendung von Bodenschätzungsunterlagen der Finanzlandesdirektion Innsbruck, 1982):

Erläuterungen zu Abbildung 7.6:



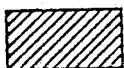
- Moorgebiete bzw. trockengelegte Moore
Tiefgründige Moorböden in Muldenlagen mit guten Wasserverhältnissen, sehr gute Grünlandstandorte.



- Talaue der Seitenbäche des Inn
Sehr gute Grünlandstandorte auf tiefgründigem Schwemm- und Akkumulationsmaterial mit guter Wasserversorgung. Gutes Ausgleichsvermögen.

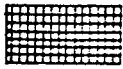


- Talaue und Niederterrasse des Inn
Gute bis mittlere Grünlandstandorte, mäßige Ackerstandorte auf mittel- bis seichtgründigem lehmigen Schotter bis Sandsubstrat. Wechselfeuchte Bodenverhältnisse; gutes bis mäßiges Ausgleichsvermögen.



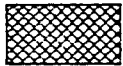
- Höhere Terrassenlagen der Innhauptterrasse
Mäßige Grünlandstandorte. Seichtgründige Rendzinaböden auf Schottermaterial, mit relativ trockenen Bodenverhältnissen, mäßiges Ausgleichsvermögen.

- Quartäre Moränenlandschaft



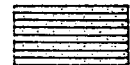
Quartäres Moränenmaterial meist (Würm) mit hohem Feinmaterialanteil (lehmiges Sandmaterial). Sehr gute bis gute Grünlandstandorte mit guter Wasserversorgung, z.T. Ackernutzung möglich.

- Quartäre Moränenlandschaft mit Seetonablagerungen



Quartäre Seetonablagerungen teilweise in hängiger Lage, lokale Stauwasserhaltung. Vergleyte Braunerde. Gute Grünlandstandorte, mäßig bis schlechte Ackerstandorte, gutes Ausgleichsvermögen.

- Hangzonen mit quartären Moränenablagerungen und Schuttmaterial



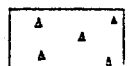
Häufig steile Lage mit quartären Moränenmaterial, Schwemm- und Schuttmaterial oder anstehenden Kalk- und Dolomitgrus. Flach bis seichtgründige Rendzinaböden mit mäßiger Wasserversorgung, mäßige Grünlandstandorte, schlechte Ackerstandorte, geringes Aufnahmevermögen.

- Hangzonen mit Fels- und Schuttmaterial



Hängige bis steile Lagen auf Fels, Schutt und Schwemmkegel, seichtgründige Rendzina oder Rohböden. Trockene Standorte mit schlechter Wasserversorgung, schlechte Grünlandstandorte z.T. Hutweide - Laubholz - Nadelholzstandorte.

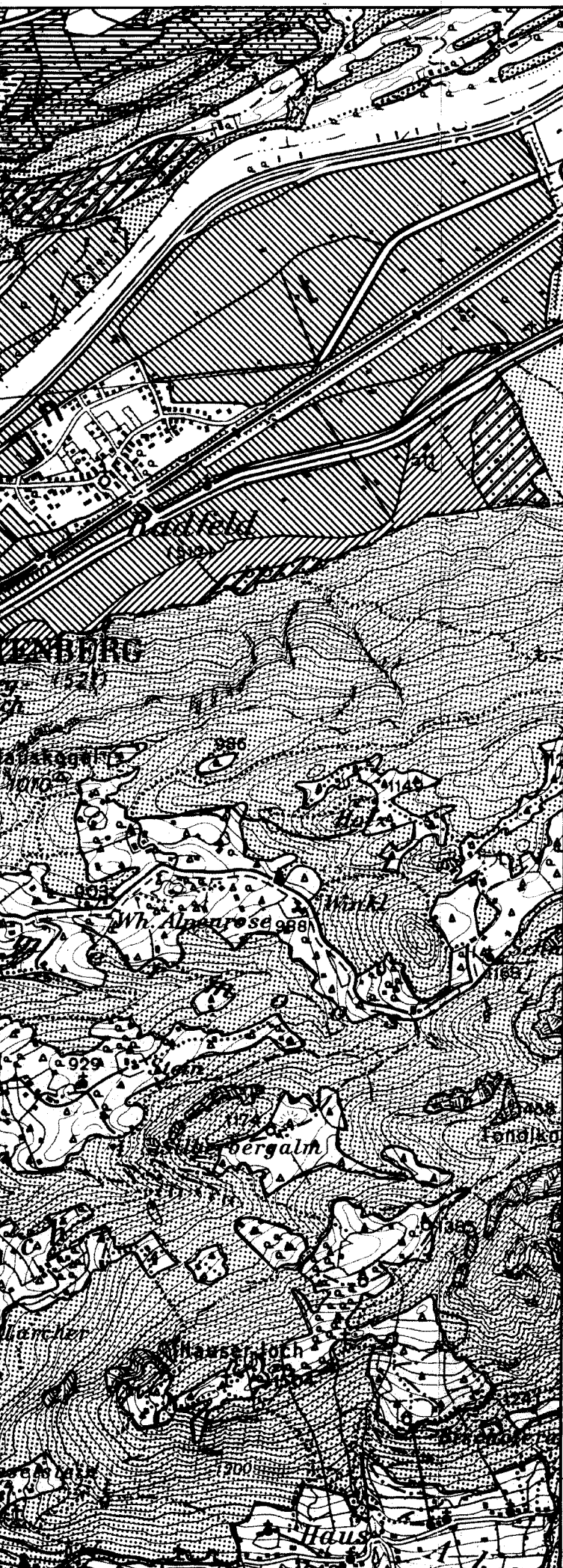
- Steilhänge mit anstehenden Felspartien und Schuttmaterial

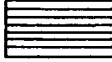
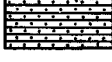
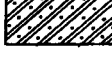
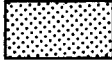


Seichtgründiges Bodenmaterial auf anstehenden Fels oder Schutt mit wechselhafter Wasserversorgung. Sehr schlechte Grünlandstandorte. Bei Höhenlage mit guter Wasserversorgung, gute Almstandorte; in S- und SW-Exposition trockene Hutweide- und Waldstandorte.



Abbildung 7.6: Böden und Bodennutzung



-  Moorgebiete bzw. trockengelegte Moorflächen
-  Talaue der Seitenbäche des Inn
-  Talaue und Niederterrasse des Inn
-  Höhere Terrassenlagen
-  Quartäre Moränenlandschaft
-  Quartäre Moränenlandschaft mit Seetonablagerungen
-  Hangzonen mit quartären Moränenablagerungen
-  Hang- und Schuttkegelzonen mit Fels- bzw. Schuttmateriale
-  Steilhänge mit anstehendem Fels oder Schutt
-  Wald



1:25 000



1 cm $\approx$ 250 m

7.2.2 Belastung land- und forstwirtschaftlicher Böden

Ein besonderes Problem stellt die Belastung der Böden durch schwermetallhaltige Stäube in der Umgebung der Hüttenindustrie dar. In Abhängigkeit von Teilchengröße und Dichte der anfallenden Flugstäube reichern sich Schwermetalle wie Blei, Zink, Cadmium, Kupfer, u.a. meist als Oxide in höheren Konzentrationen im Oberboden an.

Als besonders nachteilig erweist sich die Fixierung der schwermetallhaltigen Immissionsbestandteile in lehmigen und tonigen Böden. Sorptionsvorgänge verhindern eine Auswaschung der toxischen Substanzen in tiefere Bodenschichten, die ständige Zufuhr weiterer Metalloxide läßt die Belastung der Humusschicht und des Oberbodens ansteigen, bis vegetationsarme "Rauchblößen" entstehen. Aufgrund der Erfahrung ist zu erwarten, daß auch nach Aufhören des Schadstoffeintrages diese Flächen kaum Pflanzenwuchs zeigen werden.

Im Untersuchungsgebiet wird die Bodenfruchtbarkeit durch Immissionseinträge gebietsweise, vor allem in Reliefstaulagen, z.B. am Matzenköpfl, erheblich beeinträchtigt werden.

Durch die Akkumulation von Luftverunreinigungen ausgelöste Bodenprozesse und Stoffaufnahme führen zu einer Destabilisierung der Standortökosysteme, die sich in einem Rückgang von Quantität und Qualität der pflanzlichen Produktion sowie in erhöhter Anfälligkeit gegen biotische Schädigungen bis zum totalen Ausfall einiger Wild- und Kulturpflanzen führt.

Aufgrund der Bodenstandortverhältnisse und der Bodennutzung ergibt sich für den Raum Brixlegg folgende Bewertung:

Die tiefgründigen Terrassenböden (Graue Auböden und Rendzinaböden) beiderseits des Inn sind gute Acker-Grünlandstandorte. Sie besitzen infolge ihres Ton- und Lehmgehaltes eine hohe Sorptionsfähigkeit gegenüber Schwermetallen. Die Grünland- und Ackerprodukte sollen verstärkt beprobt werden, um den Schwermetalltransfer in der Nahrungskette zu kontrollieren.

Problemgebiete liegen an den NE- und SW-Hängen der Kalk- und Dolomiterhebungen (Matzenköpfl, Reitherkogel, Stadtberg u.a.) im Raum Brixlegg. An diesen Hängen mit seichtgründigen Rendzinaböden sind sowohl die Waldstandorte als auch die kargen Grünlandgebiete durch direkte Immissionseinträge in der Hauptwindrichtung des Montanwerkes stark gefährdet.

Die gleiche Problematik zeigt sich auch jenseits des Inn im Gebiet Kramsach und Münster, wo durch Schwermetalleinträge Bestandsstabilitätsverluste in den Waldgebieten auftreten (vgl. Waldentwicklungsplan, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1985).

7.3 Geltende Richt- und Grenzwerte in bezug auf Bodenbelastungen mit Schwermetallen in Österreich

Verfasser: H. NOWAK

In Österreich gibt es in einigen Bundesländern Grenzwerte für Schwermetallkonzentrationen, die bei der Klärschlammausbringung nicht überschritten werden dürfen (Tabelle 7.3). Andere Bundesländer bereiten ähnliche Regelungen vor.

Für Böden, die für biologischen Landbau genutzt werden, existieren ebenfalls seit 1987 Richtwerte für Schwermetalle im Boden.

Tabelle 7.3: Richt- und Grenzwerte für Schwermetallgehalte in österreichischen Böden
(Gesamtgehalt in mg/kg)

Element	Grenzwerte Klärschlammverordnung Vorarlberg (LGBI. für Vorarlberg Nr. 31/1987)	Grenzwerte Bodenschutzprogramm- verordnung Steiermark (LGBI. für die Steiermark Nr. 87/1987)	Richtwerte für den biologischen Landbau (Österr. Sanitätsverwaltung 1987)
As	-	20	-
Cd	3	2	2
Co	-	50	-
Cr	100	100	100
Cu	100	100	100
Hg	2	2	2
Mo	-	30	-
Ni	60	60	60
Pb	100	100	100
Zn	300	300	300

In einer Untersuchung des Umweltbundesamtes wurden im Raum Brixlegg Schwermetallgehalte im Boden gefunden, die teilweise weit über den tolerierbaren Gehalten liegen (siehe Kapitel 9.1).

7.4 Überblick über die bisher durchgeführten Untersuchungen

Verfasser: E. KASPEROWSKI

7.4.1 Schwermetallgehalte von Boden- und Pflanzenproben. Ausgewählte Ergebnisse der Studie: Umweltbestandsauf- nahme durch Fernerkundung und Bodenmessung - Unteres Inntal (ÖBIG, 1978)

Um Aussagen über eine mögliche Schwermetallbelastung an landwirtschaftlich genutzten Böden in der Umgebung des Montanwerkes treffen zu können, wurden vom Österreichischen Bundesinstitut für Gesundheitswesen (ÖBIG, 1978) 1975 auf Initiative der Landesforstdirektion Innsbruck Boden- und Pflanzenuntersuchungen durchgeführt. Die Proben wurden von der Landwirtschaftlich-chemischen Versuchs- und Untersuchungsstelle Rotholz auf die Schwermetalle Cu, Zn, Pb, Mn und Fe untersucht.

Im Umkreis von vier Kilometern vom Emittenten wurde ein Netz von Probenahmestellen (insgesamt 46 Grünlandstandorte) über das Inntal gelegt, um die mögliche Abhängigkeit der belasteten Böden vom Emittenten darstellen zu können (Abbildung 7.6).

Aufgrund der unterschiedlichen geologischen Gegebenheiten weisen die Böden unterschiedlich hohe pH-Werte auf. Als typische Grünlandböden sind sie reich an organischer Substanz. Bodenproben mit niedrigem Gehalt lassen auf straßennahe Flächen bzw. Schüttmaterial schließen.

Es wurde festgestellt, daß die Böden im Untersuchungsgebiet hoch bis außerordentlich hoch mit Schwermetallen belastet sind.

Es ist aber nicht von der Hand zu weisen, daß die Böden der südlichen Talseite aufgrund ausgedehnter Erzlagerstätten, die vom Mittelalter bis in die Neuzeit abgebaut wurden, belastet sind. Auch der Talverlauf und die Windhäufigkeit spielen eine Rolle. Die hohen Schwermetallgehalte der Pflanzen, die in Richtung Emittent ansteigen, lassen erkennen, daß die Schwermetallbelastung der Böden zumindest teilweise auf längerfristige Immissionseinträge zurückzuführen ist (vgl. Kapitel 7.1.3).

In der vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz in Auftrag gegebenen Studie "Umweltbestandsaufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung - Unteres Inntal" wurden die Ergebnisse publiziert (ÖBIG, 1978). Dieser Studie sind Tabelle 7.4 und die Abbildungen 7.7 bis 7.11 entnommen, die die Belastung der Böden mit den Schwermetallen Zink, Kupfer und Blei in Abhängigkeit zur Entfernung vom Emittenten verdeutlichen.

Tabelle 7.4: Schwermetallgehalte von Böden und Pflanzen (Angaben in ppm) nach ihrer Distanz zum Emittenten. Die Messungen wurden von der Landwirtschaftlich-chemischen Versuchs- und Untersuchungsstelle Rotholz durchgeführt (ÖBIG, 1978)

Entfernung in m	Probe- nummer	B ö d e n			P f l a n z e n		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
bis 250	50	2600	2200	810	1816,0	1246,0	194,3
	18	850	1200	700	120,8	349,6	67,8
	53	1700	2000	1500	100,9	472,1	49,4
Mittelwert		1717	1800	1003	679	689	103,8
bis 500	42	690	1100	500	259,5	562,2	95,1
	43	2850	4900	1100	557,3	998,9	172,4
	51	2100	3100	1300	267,9	1136,0	85,7
	52	2000	2200	1600	287,0	750,5	111,5
	47	540	1100	512	94,0	235,0	30,0
Mittelwert		1636	2480	1002	293,1	736,5	98,9
bis 750	41	495	705	425	92,4	300,7	47,3
	48	130	180	280	29,8	73,4	21,3
	12	280	465	300	128,8	295,7	35,9
	3	56	97	51	31,0	76,4	14,5
	38	635	710	525	156,0	235,0	36,3
	39	790	1100	490	82,5	254,0	29,6
Mittelwert		398	543	345	86,8	205,9	30,8
bis 1000	4	82	130	340	54,1	99,5	30,3
	5	56	130	97	31,7	69,7	19,0
	10	370	880	160	80,8	248,7	29,0
	36	150	180	220	25,3	113,8	14,8
	37	100	120	205	33,4	135,7	23,0
	35	170	200	150	25,1	73,1	13,6
	49	595	840	500	72,0	327,2	31,6
Mittelwert		218	354	239	46,1	152,5	23,0
bis 1250	2	92	190	92	31,8	59,4	14,8
	19	280	360	280	52,5	151,1	31,5
	20	177	275	177	75,8	218,1	50,9
	34	110	130	285	20,4	71,0	12,5
	40	340	500	300	78,6	212,5	23,4
	7	190	360	90	43,5	142,7	23,1
	8	355	540	200	90,5	258,6	35,6
Mittelwert		221	336	203	56,2	159,1	27,4
bis 1500	21	120	245	255	29,6	95,2	21,2
	14	180	310	83	43,7	181,0	17,0
	22	190	400	290	28,3	98,5	17,8
Mittelwert		163	318	209	33,9	124,9	18,7
bis 1750	6	57	240	94	20,9	45,9	8,3
	13	200	380	99	49,3	139,3	25,7
Mittelwert		128	310	97	35,1	92,6	17,0
bis 2000	31	84	300	260	13,0	75,5	12,6
bis 2250	33	360	1400	1050	29,3	105,9	25,2
bis 2500	23	48	81	69	41,9	73,3	14,7
	30	165	270	145	49,2	120,9	19,3
	29	98	165	170	29,4	79,7	10,5
	15	130	230	74	25,6	74,5	19,2
Mittelwert		110	187	115	36,5	87,1	15,9
bis 2750	32	78	250	260	15,3	64,9	10,5
	28	54	83	175	29,4	94,4	11,5
Mittelwert		66	167	218	22,4	79,7	11,0
bis 3000	25	62	112	60	23,0	62,8	16,7
bis 3250	1	19	43	105	18,2	49,7	17,1
	24	54	104	60	25,1	73,3	15,7
	26	105	170	99	37,6	82,5	21,9
Mittelwert		59	106	88	27,0	68,5	18,2
bis 3500	16	84	140	45	27,0	74,8	14,5
bis 3750	27	72	130	105	25,0	56,3	8,3
bis 4000	17	40	54	20	27,2	72,2	14,7

Abbildung 7.7: Lage der Boden- und Pflanzenproben
(ÖBIG, 1978)

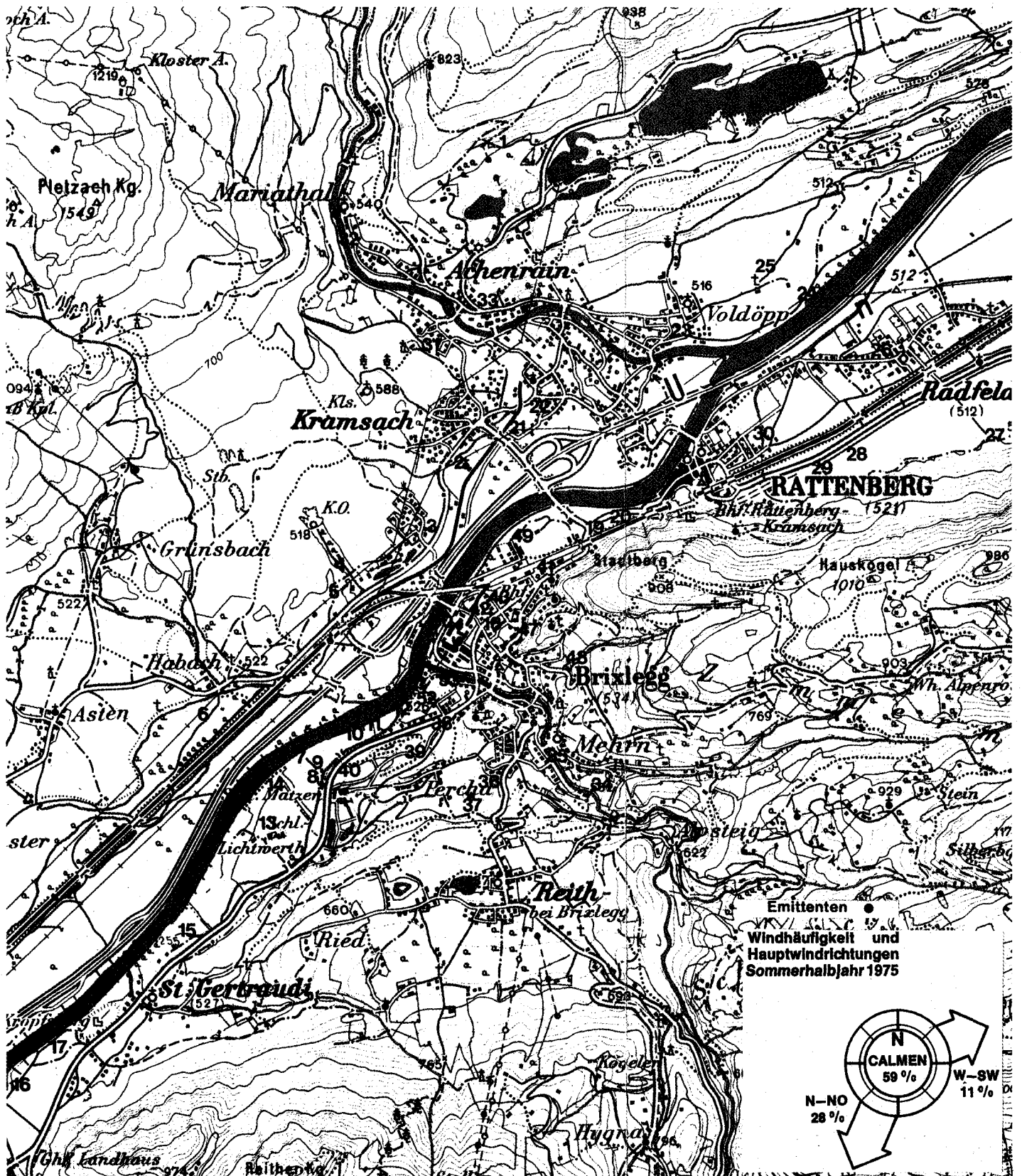
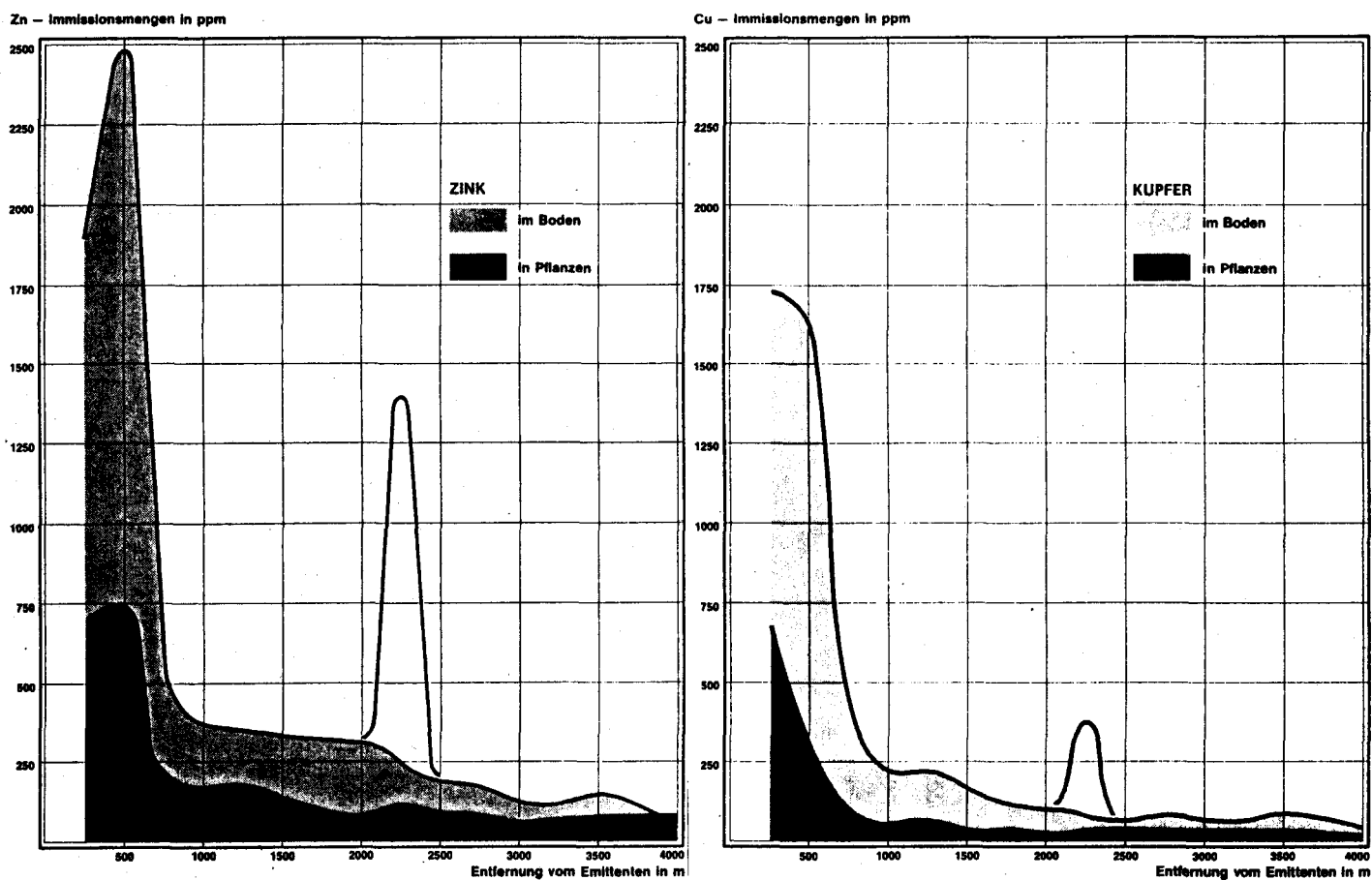
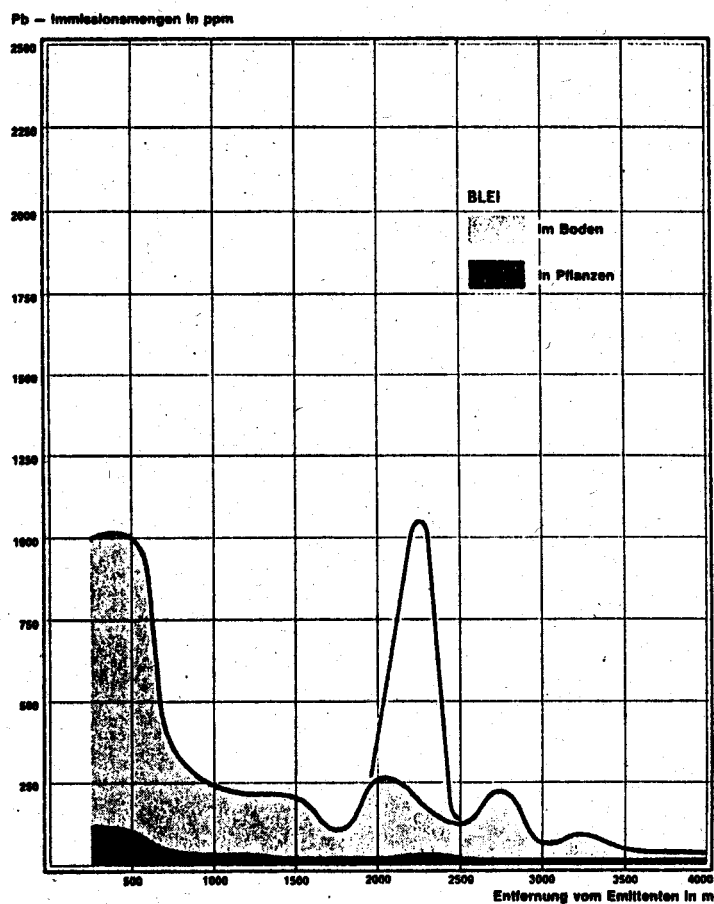


Abbildung 7.8: Kupfer- und Zink-Immissionsmengen auf Pflanzen und in Böden. Die Messungen wurden von der Landwirtschaftlich-chemischen Versuchs- und Untersuchungsstelle Rotholz durchgeführt (ÖBIG, 1978)



Cu- und Zn-Immissionsmenge auf und in Pflanzen bzw. Böden nach ihrer Distanz zum Emittenten. Der herausfallende Bodenwert in 2,250 m Entfernung vom Emittenten repräsentiert den Standort eines vor vielen Jahren aufgelassenen Montanwerks. Der hohe Wert ist wohl im Boden, aber nur in geringem Maße in den oberirdischen Teilen der Pflanzen nachweisbar.

Abbildung 7.9: Blei-Immissionsmengen auf Pflanzen und in Böden. Die Messungen wurden von der Landwirtschaftlich-chemischen Bundesanstalt Versuchs- und Untersuchungsstelle Rotholz durchgeführt (ÖBIG, 1978)



Pb-Immissionsmenge auf und in Pflanzen bzw. Böden nach ihrer Distanz zum Emittenten. Der herausfallende Bodenwert in 2,250 m Entfernung vom Emittenten repräsentiert den Standort eines vor vielen Jahren aufgegebenen Montanwerks. Der hohe Wert ist wohl im Boden, aber nur in geringem Maße in den oberirdischen Teilen der Pflanzen nachweisbar.

Abbildung 7.10: Bodenbelastungszonen durch Kupferimmissionen
(ÖBIG, 1978)

Windhäufigkeit und
Hauptwindrichtungen
Sommerhalbjahr 1975

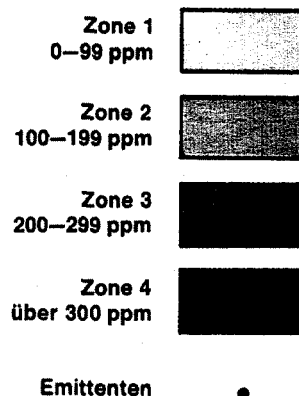
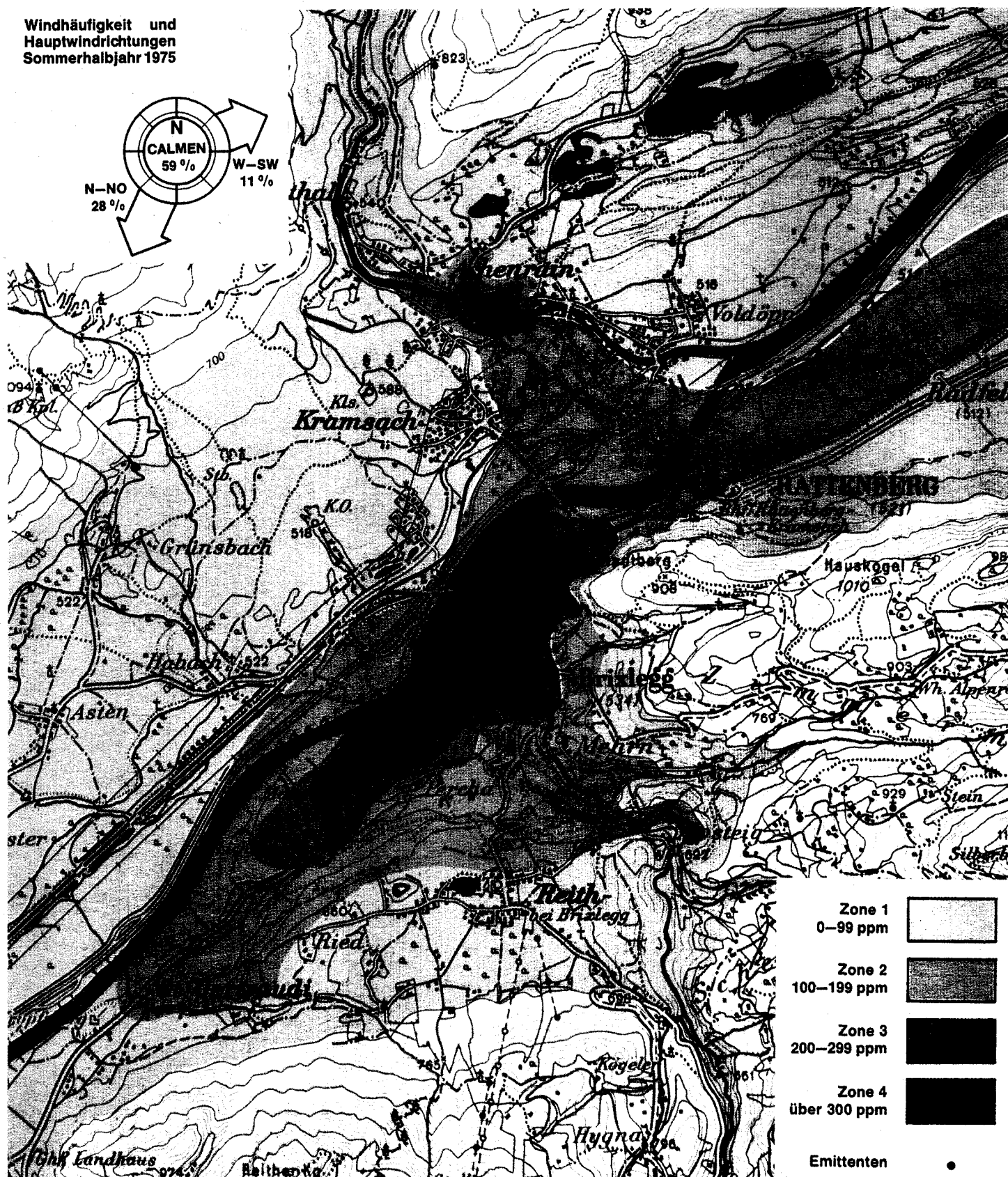
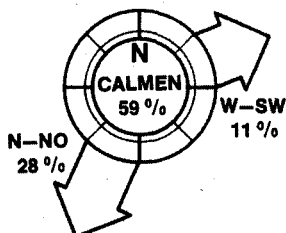


Abbildung 7.11: Bodenbelastungszonen durch Zinkimmissionen
(ÖBIG, 1978)

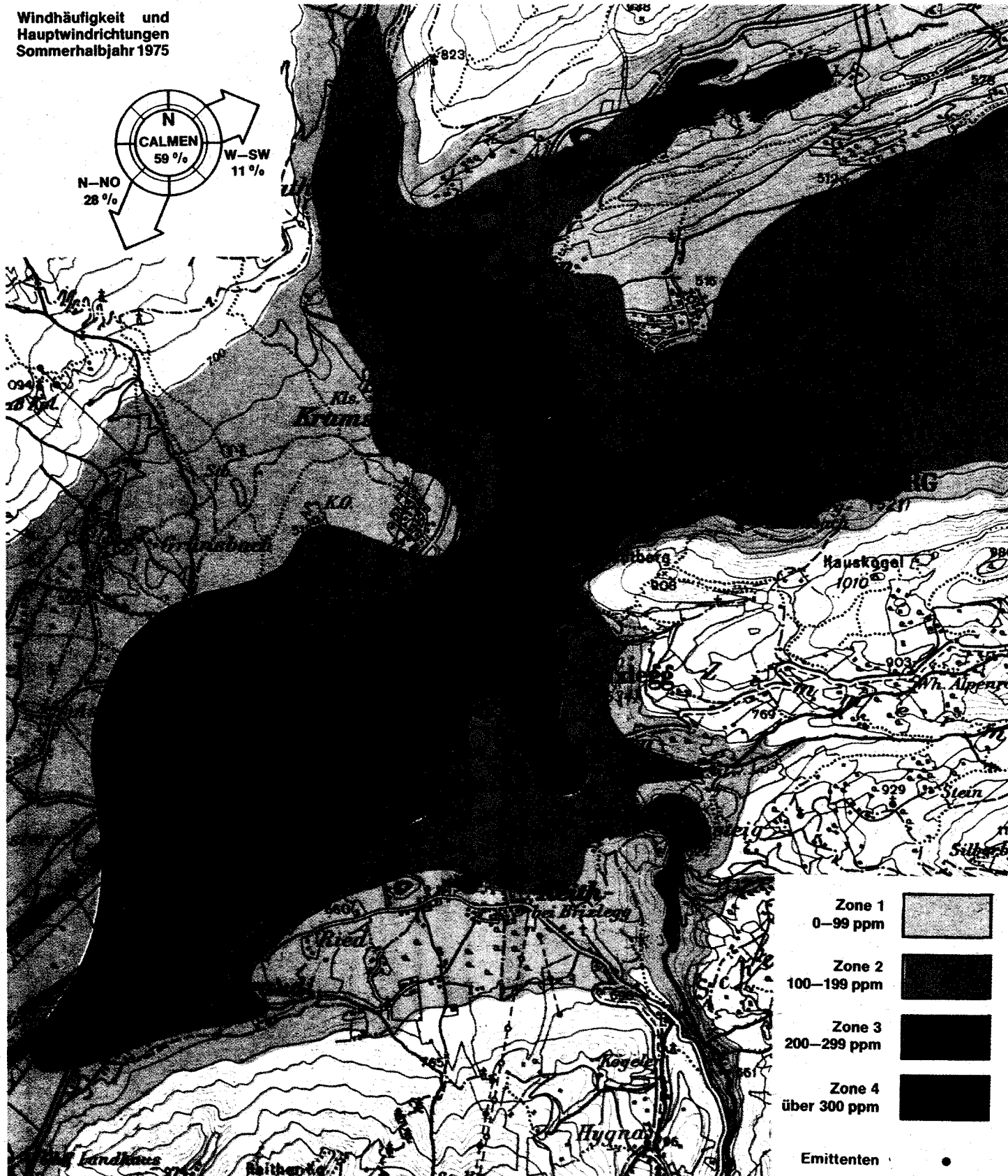
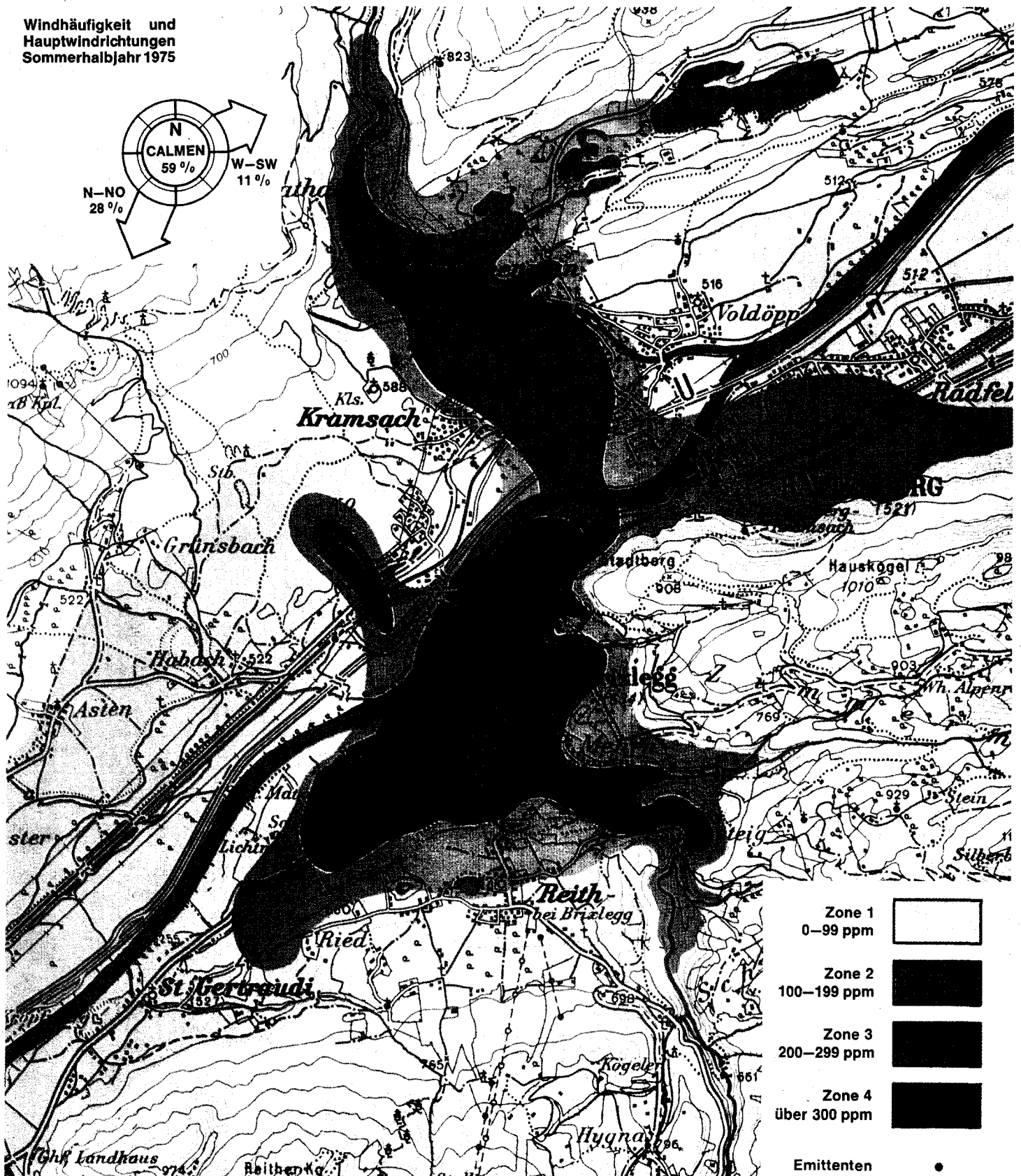
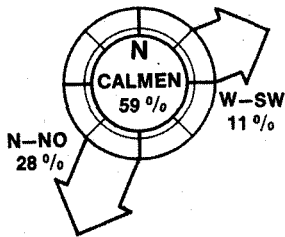


Abbildung 7.12: Bodenbelastungszonen durch Bleiimmissionen
(ÖBIG, 1978)

Windhäufigkeit und
Hauptwindrichtungen
Sommerhalbjahr 1975



7.4.2 Schwermetallgehalte in Boden- und Grasproben.

Ergebnisse der Untersuchungen im Auftrag der Landesforstdirektion Innsbruck, (Landesforstdirektion Innsbruck 1987a,b)

Seit dem Jahr 1980 werden vom Amt der Tiroler Landesregierung - Landesforstdirektion - im Raum Brixlegg Böden auf Schwermetallgehalte untersucht. Die Analysen werden von der Landwirtschaftlich-chemischen Versuchs- und Untersuchungsstelle Rotholz durchgeführt. Die vier Meßstellen (Bahnhof, Innweg, Matzenköpfl, Niederbacher) werden einmal jährlich, jeweils im Herbst, auf Bleigehalt im Boden untersucht. Parallel werden Grasproben (Futtermittel) untersucht. Ab 1982 wurden Cadmium und ab 1983 Nickel in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Seit 1986 umfaßt die Palette auch die Schwermetalle Eisen, Kupfer und Zink. Wie den Tabellen 7.5 und 7.6 zu entnehmen ist, sind die höchsten Schwermetallwerte während der Versuchsjahre überwiegend für den Standort Matzenköpfl zu verzeichnen. Die Bodenbelastung an Blei erreichte Werte bis zum 65-fachen des empfohlenen Richtwertes (Tabelle 7.3). Die Werte für Blei der Jahre 1985 und 1986 sind gegenüber den vorangegangenen sprunghaft angestiegen, was für die anderen Standorte nicht gilt.

Tabelle 7.5: Bodenschwermetallgehalte im Raum Brixlegg und Reith im Alpbachtal. 1980 - 1986

Meßstellen	Jahr der Probenahme	Pb	Cd	Ni	Fe	Cu	Zn
1 Bahnhof	1980	608	-	-			
	1981	675	-	-			
	1982	660	8	-			
	1983	725	13	32			
	1985	620	9	40			
	1986	630	6	39	29075	1000	1325
2 Innweg	1980	2334	-	-			
	1981	1390	-	-			
	1982	1690	12	-			
	1983	1950	18	93			
	1985	1800	23	80			
	1986	2000	35	95	30250	4290	4250
4 Matzenköpfl (Wald)	1980	2465	-	-			
	1981	4575	-	-			
	1982	1270	9	-			
	1983	1750	19	90			
	1985	6500	60	330			
	1986	6300	57	375	25125	18250	9325
5 Niederbacher	1980	221	-	-			
	1981	220	-	-			
	1982	195	5	-			
	1983	175	5	45			
	1985	230	6	40			
	1986	475	16	60	20050	1825	2200

Quellenangabe: Landesforstdirektion Innsbruck (1987b)

Tabelle 7.6: Grasschwermetallgehalte im Raum Brixlegg und Reith im Alpbachtal. 1980 - 1986

Meßstelle	Jahr der Probenahme	Pb		Cd		Ni		Fe		Cu		Zn	
		a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
1 Bahnhof	1980	79,5	83,5	-	-	-	-						
	1981	39,1	35,6	-	-	-	-						
	1982	24,7	31,1	3,4	3,0	-	-						
	1983	158,4	102,4	7,7	5,3	20,6	17,6						
	1985	24,8	28,0	4,3	6,5	7,7	7,7						
	1986	5	4,6	0,6	0,5	6	6	176	165	26	25	132	138
2 Innweg	1980	48,4	51,8	-	-	-	-						
	1981	19,9	19,8	-	-	-	-						
	1982	12,7	12,8	0,8	1,1	-	-						
	1983	183,0	229,2	7,5	8,5	20,8	24,0						
	1985	38,2	32,6	1,4	1,3	9,7	6,4						
	1986	63	55	2,9	2,5	12	12	1058	937	176	169	854	632
4 Matzenköpfl	1980	89,1	159,8	-	-	-	-						
	1981	31,8	42,2	-	-	-	-						
	1982	8,5	19,1	0,4	0,6	-	-						
	1983	123,7	80,3	2,3	3,0	7,2	6,2						
	1985	40,8	34,2	-	-	4,3	5,3						
	1986	41	60	1,6	1,4	4	7	330	506	53	55	594	396
5 Niederbacher	1980	51,2	53,5	-	-	-	-						
	1981	21,6	19,5	-	-	-	-						
	1982	19,3	20,3	1,0	1,1	-	-						
	1983	78,4	91,8	3,0	4,2	16,5	20,1						
	1985	14,0	14,0	1,2	-	5,4	3,8						
	1986	18	23	2,1	2,7	7	7	325	322	52	61	177	197

Anmerkung: Die Buchstaben a, b bezeichnen zwei nebeneinanderliegende Flächen von ca. je 1 m².

Quellenangabe: Landesforstdirektion Innsbruck (1987b).

7.4.3 Untersuchungen der Schwermetallbelastung von Waldböden

7.4.3.1 Untersuchung des Mykorrhiza und der Humusaufgabe (Göbl, Mutsch, 1985)

Göbl und Mutsch haben am Matzenköpfl bei Brixlegg im Herbst 1983 begonnen, den Einfluß langjähriger, starker Immissionen von Schwermetallen und Schwefeldioxid (SO_2) auf den Boden (Humusaufgabe und Mineralboden) und auf die Mykorrhizaentwicklung zu untersuchen. Dazu wurden drei vergleichbare, im östlichen Teil des Matzenköpfls gelegene Standorte mit tiefer, ungestärkter Streuaufgabe unter Fichte gewählt. Die Probenahmen erfolgten zu drei verschiedenen Terminen (Oktober 1983, April 1984, Mai 1984).

Die Ergebnisse wurden wie folgt zusammengefaßt:

"1. Chemische Analysen ergaben, daß eine starke Akkumulation von Schwermetallen (Cu, Pb, Cd, Zn und Ni) vorwiegend auf die mächtige, unzersetzte Streuaufgabe beschränkt ist, daß in einer Schicht abgestorbener Mykorrhizen insbesondere Cu, Pb und Cd angereichert sind (Tabelle 7.7).

Die Schwermetalle zeigen im Vergleich zu den Richtwerten für Kulturböden nach Kloke (1980) eine starke Überhöhung: für Ni wurde etwa die 10fache, für Zn etwa die 200fache, für Cd etwa die 300fache, für Pb etwa die 500fache und für Cu etwa die 1000fache Konzentration bestimmt. Im AB-Horizont konnte für Ni keine, für die übrigen Elemente eine höchstens 25fache Überhöhung bei Gegenüberstellung zu häufig vorkommenden Werten festgestellt werden. Co und Cr zeigen in allen Horizonten übliche Werte.

In den meisten Fällen weisen die Elemente Cu, Zn, Ni und Pb in der jüngsten Streuschicht (O_1) die niedrigsten, in der dritten Streuschicht (O_3) die höchsten Gehalte auf. Die Höhe der Cd-Gehalte war von der Zugehörigkeit zu einem bestimmten Streuhorizont unabhängig.

Die Werte für Mn entsprechen durchaus Nadelanalysen (O_1 - O_4) bzw. Bodenanalysen (AB-Horizont).

- 2. Ein Test, bei dem Mycelien streubewohnender Pilze in vitro auf den entsprechenden Substraten getestet wurden, brachte adäquate Ergebnisse. Das Wachstum war in der Streu stark belasteter Standorte völlig unterdrückt, konnte aber für tiefere Bodenschichten nachgewiesen werden (Tabelle 7.8).*
- 3. Mykorrhizen fehlen in der Streuschicht völlig, während im Unterboden an mehr oder weniger stark geschädigten Wurzeln ein sehr schwacher Besatz gefunden wurde. Die Mykorrhizen weisen zum Großteil schwere Schäden auf, die bis zu Deformationen von knollen- oder traubenförmigem Habitus reichen.*

Die Zellwände der Rinde, auch der Endodermis, verkorken sehr rasch, sind auffallend verdichtet, und intrazelluläre Hyphen sind häufig. Die Art der Schäden, die an den Mykorrhizen auftritt, ist vergleichbar mit Befunden, die von anderen Autoren für vorhandene Waldschadensgebiete erstellt wurden.

Die Wurzeln älterer Bäume sind in Felsspalten verankert. Mykorrhizen werden vermutlich in tieferen Schichten gebildet."

Tabelle 7.7: Analysenergebnisse der Fichtenstreu und des darunterliegenden Bodenhorizonts vom Matzenköpfl in $\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz

	pH	Cu	Mg	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd
Standort 1									
O/1	4,6	8.100	50	4.500	6	23	125	2.950	97
O/2	4,6	11.000	85	8.600	13	11	250	3.250	102
O/3	4,4	16.500	85	10.900	19	8	355	5.050	67
O/4	4,5	8.400	80	9.200	21	10	180	4.350	61
AB ⁴	5,6	225	220	360	21	51	47	147	7
Standort 2									
O/1	4,3	9.700	40	4.300	9	10	140	3.450	74
O/2	4,2	10.500	45	5.200	12	13	215	3.700	71
O/3	4,2	13.500	45	7.500	19	13	315	4.100	72
O/4	4,7	10.100	245	1.700	18	7	105	4.350	107
AB ⁴	6,9	265	535	285	18	57	44	175	4
Standort 3									
O/1	4,5	10.200	40	1.700	5	15	95	4.700	54
O/2	4,3	17.500	70	4.050	20	19	370	5.700	91
O/3	4,2	11.500	70	4.250	13	8	220	6.100	71
O/4	4,2	10.500	80	2.950	36	13	155	5.050	38
AB ⁴	6,2	525	370	395	24	54	65	295	23

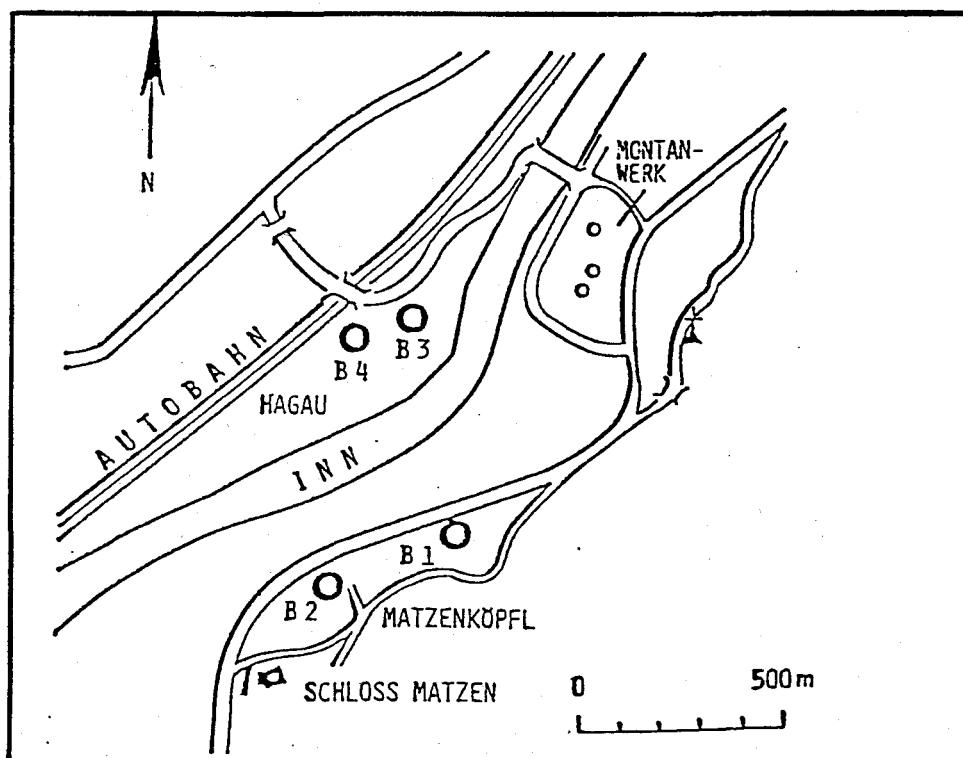
Tabelle 7.8: Wuchsverhalten von Testpilzen nach vier Wochen Kulturdauer auf Substraten des vorderen Matzenköpfl und auf Vergleichssubstraten unter Fichten (Myceldurchmesser in cm)
(Göbl, Mutsch, 1985)

Substrat-horizont	<i>Macrolepiota procera</i>	<i>Lepista mida</i>	<i>Clitocybe nebularis</i>	<i>Clitocybe geotropa</i>	<i>Laccaria amethystina</i>
O/1	-	-	-	-	-
O/2	-	-	-	-	-
O/3	-	-	-	-	-
O/4	-	-	-	-	-
A	++ schwaches Wachstum	++ schwaches Wachstum	+ Impfstück ausgehypht	+ Impfstück ausgehypht	-
AB	9 cm kräftige Mycelstränge	5,5 cm Mycel zart	5,5 cm Mycel zart	5,5 cm Mycel zart	4 cm Mycel sehr zart

7.4.3.2 Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichtenpflanzen (Glatzel, 1985)

Zur Klärung der Frage, ob die ausgeprägten Waldschäden im Raum Brixlegg auf schlechte Luftqualität oder auf schlechten Bodenzustand zurückzuführen sind, wurden 1984 von Prof. Glatzel - Institut für Forstökologie an der Universität für Bodenkultur - Gefäßversuche angelegt. Es wurde Auflagenhumusmaterial von vier definierten Waldstandorten in unterschiedlicher Lage zum Montanwerk ausgewählt (Abbildung 7.13). Zum Vergleich wurde nicht schwermetallbelastetes Vergleichssubstrat aus einer Fichtendickung am Jauerling (NÖ) verwendet.

Abbildung 7.13: Lage der Probenwerbungsflächen in Relation zum Montanwerk Brixlegg (Glatzel, 1985)



Die Ergebnisse zeigen, daß die beiden Bestände nördlich des Inn einem geringeren Schadstoffeintrag ausgesetzt sind. Mit 10,5 g Metallen (Summe aus Blei, Kupfer, Zink und Nickel) je Kilogramm Humus im werksnahen und 6,2 g Metallen je Kilogramm im werksfernen Teil werden aber auch hier noch hohe Belastungen erreicht (Vergleichswert: Jauerling <200 mg !!).

Insgesamt sind die Schwermetallgehalte in den untersuchten Waldbeständen im Raum Brixlegg so hoch, daß mit starker Beeinträchtigung der Streuzersetzung zu rechnen ist. Aus den Angaben von Tyler (1976) läßt sich die theoretische Hemmung des Streuabbaues als Folge von Kupfer- und Zinkanreicherung grob errechnen. Sie beträgt für die Proben B1 und B2 mehr als 90 %, für B3 etwa 75 % und für B4 noch immer mehr als 60 %. Die extreme Anreicherung des Auflagehumus und sein lockeres Gefüge ohne jede Lebendverbauung beweisen, daß im Raum Brixlegg der Streuabbau tatsächlich stark gehemmt ist.

Der Gefäßversuch zeigte, daß auf den untersuchten Standorten im Raum Brixlegg bei Fichtenpflanzen mit direkter Wachstums- hemmung als Folge extremer Schwermetallanreicherung im Auflagehumus zu rechnen ist. Die betroffenen Pflanzen zeigten schwere Schäden am Wurzelsystem und Störungen des Nährstoff- haushaltes.

7.4.4 Humus- und Wurzeluntersuchungen am Matzenköpfl als Beispiel für die Folgen der Schwermetallbelastung (Landesforstdirektion Innsbruck, 1986)

Die Kartierung der Schwermetallbelastung des Bereiches Matzenköpfels wurde 1985 im Auftrage der Gemeinde Brixlegg durchgeführt, um Sanierungsmaßnahmen ableiten zu können. Auf Anregung der Landesforstdirektion wurden die Universität für Bodenkultur (Wien) sowie die Innsbrucker Außenstelle der

Forstlichen Bundesversuchsanstalt eingeschaltet. Dabei wurden der Auflagehumus und Boden des Matzenköpfls chemisch analysiert und auf die Wuchseignung im Versuchswege getestet. Im Labor wurden abgesehen von weiteren Boden- und Humusanalysen besonders die Mykorrhizapilze untersucht. Es sind dies Pilze, die üblicherweise mit den Baumwurzeln eine Lebensgemeinschaft bilden und ihnen helfen, ausreichend Nährstoffe für den Baum aus dem Boden zu beschaffen.

Um die notwendige Voraussetzung für jede Sanierungsarbeit zu erkennen, wurden zur Feststellung der flächigen Ausdehnung der verschiedenen Humusbelastungen, an 26 systematisch verteilte Stichproben bei einem Raster von 50 x 30 m Untersuchungsmaterial entnommen.

In den Abbildungen 7.14 bis 7.17 ist das Ergebnis der Untersuchungen für die Schwermetalle Kupfer, Blei, Cadmium und Zink im Auflagehumus dargestellt. Es sind nicht nur enorme Grenzwertüberschreitungen bei diesen Schwermetallen zu verzeichnen (Cadmium - 24fach, Zink - 49fach, Blei - 100fach, Kupfer über 100fach), das Ergebnis macht auch auf eine unerwartete weiträumige Ausdehnung des stark verseuchten Humus aufmerksam. Vergleichsweise ist der darunter liegende Mineralboden nur gering mit Schadstoffen belastet.

Abbildung 7.14: Kupferbelastung im Auflagehumus
(Landesforstdirektion Innsbruck, 1986)

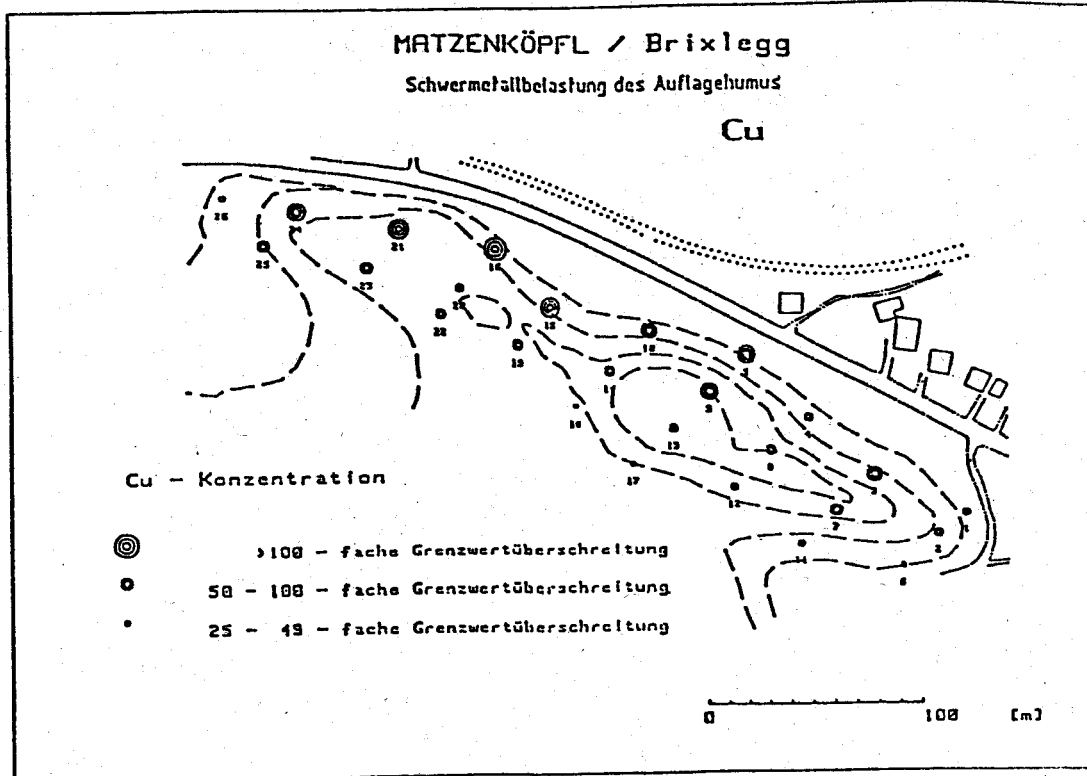


Abbildung 7.15: Bleibelastung im Auflagehumus
(Landesforstdirektion Innsbruck, 1986)

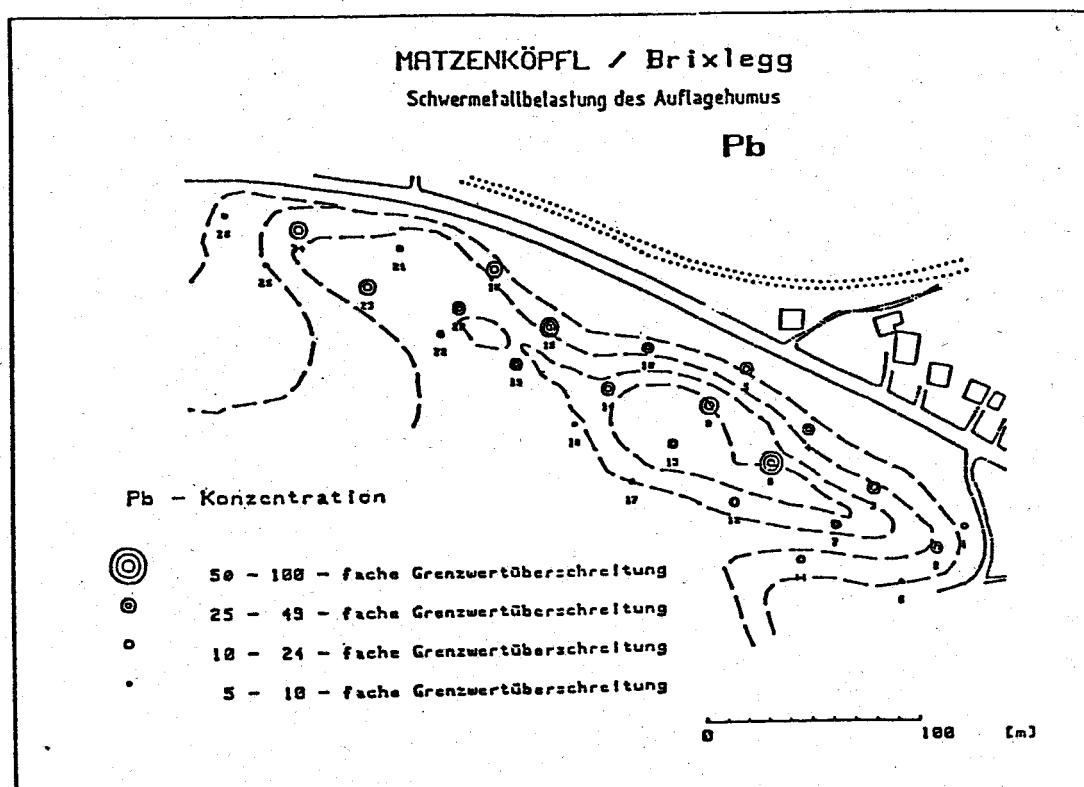


Abbildung 7.16: Cadmiumbelastung im Auflagehumus
(Landesforstdirektion Innsbruck, 1986)

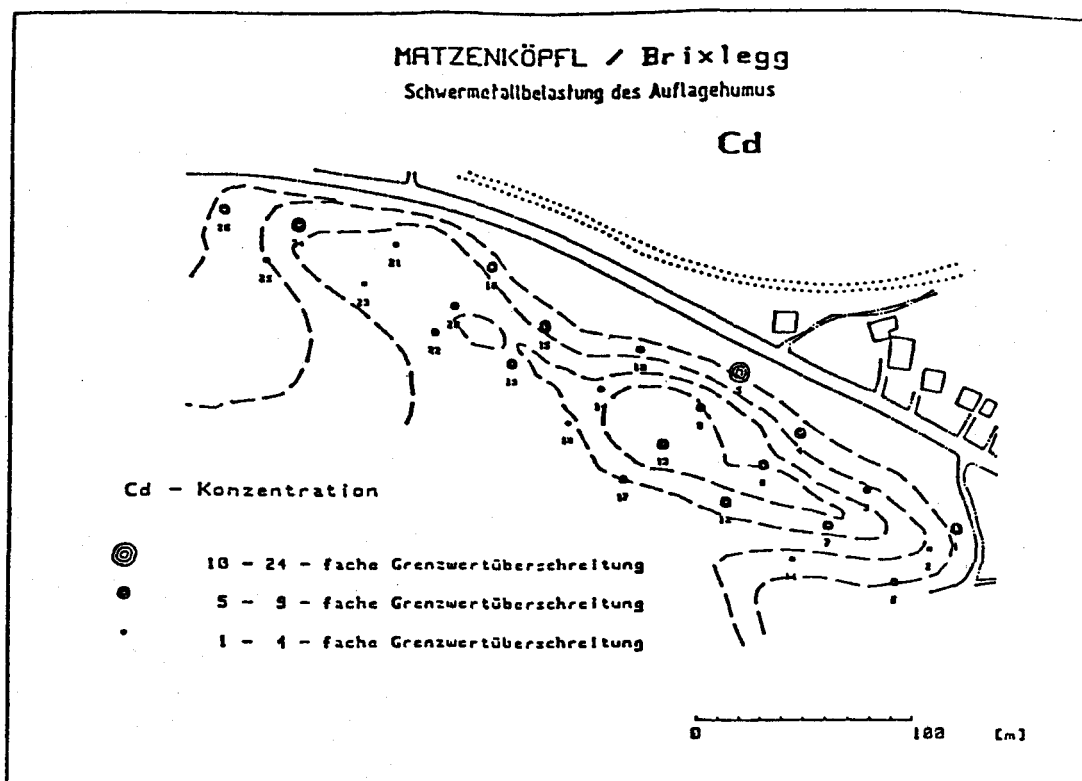
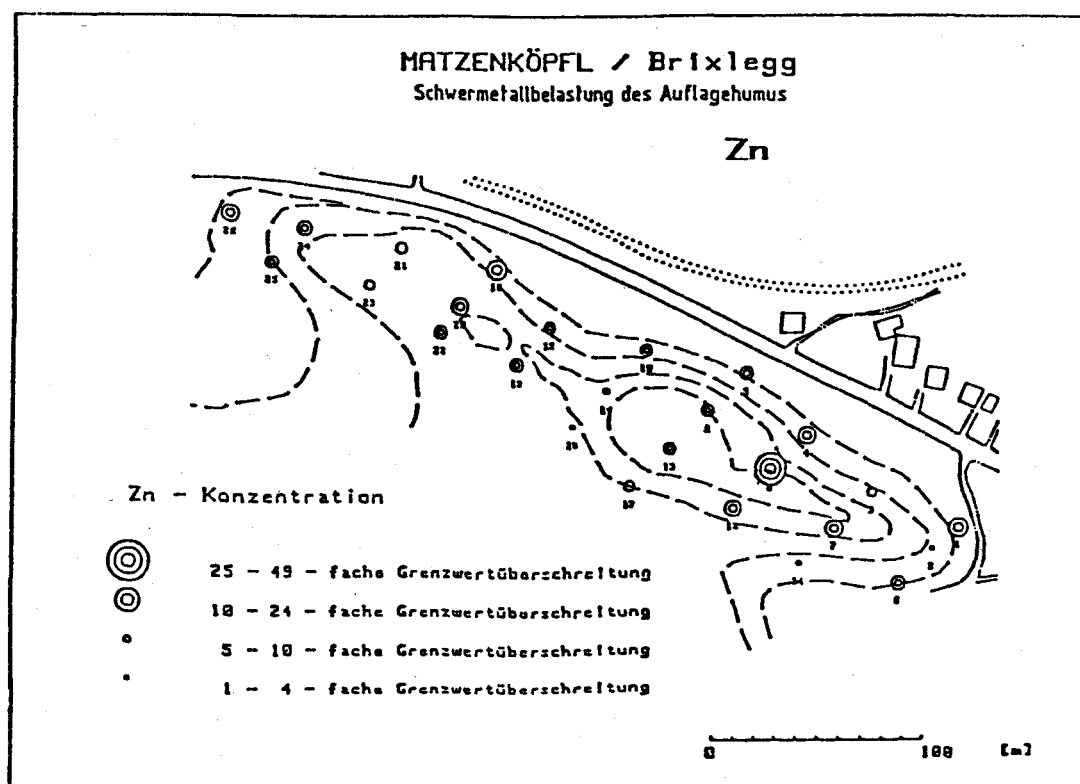


Abbildung 7.17: Zinkbelastung im Auflagehumus
(Landesforstdirektion Innsbruck, 1986)

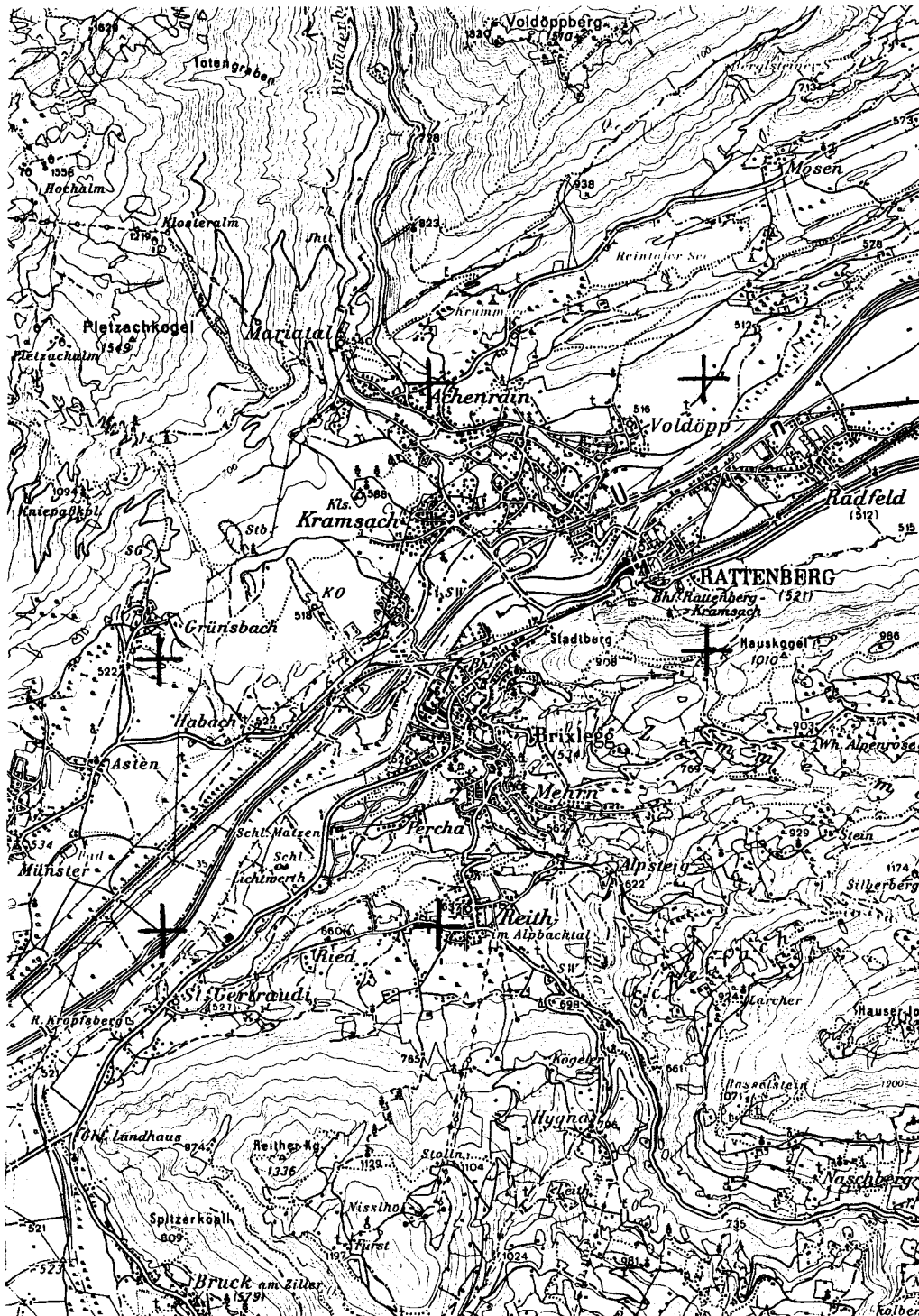


7.4.5 Tiroler Bodenbelastungskataster (Landesforstdirektion, 1987b)

Im Rahmen der Tiroler Bodenzustandsinventur wurden die landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden im Bereich von Brixlegg beprobt und untersucht. Die Festlegung der sechs Probeflächen erfolgte in Anlehnung an das Stichprobenverfahren (= Rasternetz) der Waldzustandsinventur des Landes. Die Probeflächen der landwirtschaftlich genutzten Böden liegen in den Schnittpunkten eines 2 x 2 km-Rasters (Abbildung 7.18) und sind somit gegenüber dem 4 x 4 km-Raster der Waldzustandsinventur verdichtet.

Es ist geplant, diese Untersuchungen, die im Jahr 1988 durchgeführt wurden, alle fünf Jahre zu wiederholen, um Veränderungen des physikalischen und chemischen Bodenzustandes sicher und rechtzeitig erkennen zu können. Die Ergebnisse wurden im "Bericht über den Zustand der Tiroler Böden" (Amt der Tiroler Landesregierung, 1989) veröffentlicht.

Abbildung 7.18: Lage der Probeflächen des Tiroler Bodenbelastungskatasters im Bereich Brixlegg (nach Angaben der Landwirtschaftlich-chemischen Versuchs- und Untersuchungsstelle Rotholz)



8 DIOXINUNTERSUCHUNGEN IM RAUM BRIXLEGG

Verfasser: A. RISS

8.1 Einleitung

Dioxin spielt spätestens seit dem Chemieunfall 1976 in Seveso in der öffentlichen Umweltdiskussion eine Rolle. Das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin, eine vom Menschen hergestellte chemische Verbindung, besitzt eine mit keinem anderen synthetischen Molekül vergleichbar hohe Toxizität. Es entsteht als manchmal unvermeidliches Nebenprodukt bei chemischen Synthesen und gelangt als Produktverunreinigung, bei der Entsorgung kontaminierter Reststoffe oder bei Chemieunfällen in die Umwelt, ist extrem persistent und akkumuliert in Organismen.

Seit Anfang der 80er Jahre stehen wesentlich effizientere Analysenmethoden zur Verfügung. Das Interesse wandte sich zunehmend den mit dem "Sevesodioxin" chemisch verwandten Verbindungen, den polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/PCDF) zu. Es wurde erkannt, daß eine große Zahl von Vertretern dieser Verbindungsklasse bei thermischen Prozessen entsteht, an denen chlorhaltige Substanzen beteiligt sind. Dabei kommt der Müllverbrennung eine besondere Bedeutung zu.

In den letzten wenigen Jahren wandte sich das Interesse auch dem Autoverkehr als Emittenten von PCDD/PCDF zu, wobei über die Bedeutung dieser Emissionsquelle noch kaum Vorstellungen bestehen.

PCDD/PCDF sind anthropogen erzeugte Substanzen ohne jeden Nutzen, besitzen teilweise eine außerordentlich hohe Toxizität, hohe Persistenz und neigen aufgrund ihrer Fettlöslichkeit zur Akkumulation in Organismen. Sie lassen sich in vielen Umweltproben und auch im menschlichen Fettgewebe nachweisen.

Sedimentuntersuchungen haben ergeben, daß die Verteilung von PCDD/PCDF in der Umwelt mit dem Aufschwung der chlororganischen Chemie ab den 40er Jahren einsetzte (Czuczwa und Hites, 1986, Hagenmaier et al, 1986 a).

Von besonderer Bedeutung für diese Studie sind PCDD/PCDF-Emissionen aus Anlagen, die ähnlich wie die Montanwerke Brixlegg kunststoffhältiges Abfallmaterial zur Rückgewinnung von Wertmetallen in thermischen Prozessen behandeln. Emissionsuntersuchungen an einigen thermischen Metallrückgewinnungsanlagen in der BRD wurden von Hagenmaier et al (1986 b) publiziert.

8.2 Chemische Struktur und Bezeichnung von PCDD/PCDF

PCDD und PCDF sind zwei Verbindungsklassen unterschiedlichen Chlorierungsgrades, wobei die Anzahl der Chloratome durch die Vorsilbe und ihre Stellung durch die systematische Bezeichnung der in Abbildung 8.1 gezeigten Struktur formal wiedergegeben wird.

Abbildung 8.1: Strukturformel der PCDD/PCDF sowie die durch Chlorsubstitution möglichen Verbindungen eingeteilt nach Chlorierungsgrad (Homologe), Isomere und Kongenere (aus Hagenmaier, 1990)

Polychlorodibenzo-p-dioxine
(PCDD)

Polychlorodibenzofurane
(PCDF)

Anzahl der Chloratome	Anzahl der PCDD-Isomere	Anzahl der PCDF-Isomere
1	2	4
2	10	16
3	14	28
4	22	38
5	14	28
6	10	16
7	2	4
8	1	1
Kongenere	75	135

Theoretisch sind 75 verschiedene PCDD und 135 verschiedene PCDF, insgesamt also 210 Verbindungen möglich.

8.3 Toxizität von PCDD/PCDF und Anwendung von Äquivalenzfaktoren

Zum Gefahrenpotential des 2,3,7,8-TCDD wird im Wortprotokoll des Georgswerder Symposiums 1984 (Zustimmende: Fortunati, Di Domenico, Kleppinger, Epstein) angeführt:

"2,3,7,8-TCDD ist von allen synthetisch hergestellten Verbindungen die mit der größten Toxizität, Carcinogenität und Teraogenität. Die Gefahren, die durch TCDD-Exposition entstehen, werden noch verstärkt durch seine Anreicherung in Organismen, durch gleichzeitige Exposition gegenüber Begleitstoffen, die ebenfalls giftig und krebserregend sind (diese beinhalten andere PCDD, PCDF und CKW,

insbesondere HCH) und durch mögliche synergistische Effekte mit anderen Verbindungen (insbesondere wegen der großen ribosomalen Enzyminduktionsfähigkeit des TCDD).

Während aus diesen wissenschaftlichen Erwägungen heraus die einzige sichere Expositions-Konzentration beim TCDD Null sein muß, ist es aus pragmatischen Gründen zweckmäßig, Interventionskonzentrationen für Kurzzeitexpositionen, bei denen chronisch toxische Effekte ausgelöst werden können, festzulegen und diese dann als Grundlage für die öffentliche Gesundheitspolitik zu verwenden."

Zur Bewertung des gesundheitlichen Risikos der Aufnahme geringer Mengen toxischer Substanzen über einen langen Zeitraum sind Daten zur chronischen Toxizität notwendig. Diese existieren bisher nur für das 2,3,7,8-TCDD und ein Gemisch zweier Hexa-CDD's. Da bei thermischen Prozessen meist Isomerengemische entstehen und bei entsprechender Analytik fast immer Isomerengemische gefunden werden, mußte aus Gründen der Umwelt- und Gesundheitsvorsorge eine Möglichkeit gefunden werden, trotzdem eine Bewertung vornehmen zu können.

Heute ist es international üblich, die einzelnen Isomeren mit einem Bewertungsfaktor, sogenannten "Äquivalenzfaktoren" zu versehen und so mit der Toxizität des 2,3,7,8-TCDD vergleichbar zu machen. Es wurden eine Reihe von Vorschlägen für Äquivalenzfaktoren gemacht.

Zur Problematik der Anwendung von Äquivalenzfaktoren für die Beurteilung der Toxizität von PCDD/PCDF-Gemischen führt der Berliner Toxikologe Neubert in den Schlußfolgerungen zum Dioxin-Kolloquium, das in Mannheim vom 5. bis 7. Mai 1987 abgehalten wurde, aus, "daß die anwesenden Toxikologen darin übereinstimmen, daß es keine solide wissenschaftliche Grundlage für die Aufstellung solcher 'Faktoren' zur Beurteilung einer möglichen chronischen Toxizität nach Exposition gegenüber relativ kleinen Dosen gibt. Derartige

Faktoren können lediglich als 'grobe Hilfsmittel' für administrative Zwecke angesehen werden, d.h. um überhaupt einen Anhaltspunkt über eine mögliche Toxizität dieser PCDD's und PCDF's zu erhalten. Mit solchen Faktoren wird das Risiko wahrscheinlich überschätzt; das ist akzeptabel, wenn die Verminderung einer möglichen gesundheitlichen Schädigung des Menschen das Ziel ist." (Neubert, 1987; Unterstreichung vom Verf.)

In der vorliegenden Untersuchung wird der Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes und Umweltbundesamtes Berlin für die Bewertung zugrunde gelegt (Umweltbundesamt Berlin, 1985). Dieser Vorschlag sieht vor, daß die 2,3,7,8-substituierten PCDD und PCDF jeweils mit einem Faktor und die Differenz auf die Summe der Einzelisomere eines Chlorierungsgrades ebenfalls mit einem Faktor nach folgendem Schema bewertet werden:

Tabelle 8.1: Äquivalenzfaktoren nach Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes Berlin (Umweltbundesamt Berlin, 1985)

Homologe	Isomere	Äquivalenzfaktor
Tetra-CDD/CDF	2,3,7,8-TCDD	1
	2,3,7,8-TCDF	1/10
	andere	1/100
Penta-CDD/CDF	2,3,7,8-substituierte	1/10
	andere	1/100
Hexa-CDD/CDF	2,3,7,8-substituierte	1/10
	andere	1/100
Hepta-CDD/CDF	2,3,7,8-substituierte	1/100
	andere	1/1000
Okta-CDD/CDF		1/1000

Neuerdings gewinnt der Vorschlag für Äquivalenzfaktoren des "Comittee on Challenges of Modern Society" an Bedeutung, die "International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds" (CCMS, 1988).

Die zwei wesentlichen Unterschiede zum Vorschlag des BGA (Umweltbundesamt Berlin, 1985) bestehen darin, daß einerseits nur 2,3,7,8-substituierte Isomere berücksichtigt werden, andererseits zwei wichtige Isomere, nämlich das 1,2,3,7,8-Cl₅-DD und das 2,3,4,7,8-Cl₅-DF mit dem Faktor 0,5 statt 0,1 bewertet werden.

8.4 Bodenuntersuchung

PCDD/PCDFs zeigen eine hohe Fähigkeit zur Akkumulation im Boden, da es sich um sehr persistente Verbindungen mit einer hohen Immobilität im Boden handelt. Modellrechnungen, die das Schicksal einer Chemikalie in der Ökosphäre beschreiben, zeigen, daß der Boden und das Sediment nahezu ausschließlich als Zielmedium für die in die Umwelt eingetragenen Dioxine in Betracht kommen (vgl. Neidhard und Herrmann, 1987).

In der Umgebung des Montanwerkes Brixlegg wurde eine Bodenuntersuchung auf PCDD/PCDF durchgeführt, um festzustellen, ob auf diesen möglichen Emittenten eine Bodenkontamination zurückzuführen ist und um Entscheidungsgrundlagen für eventuell notwendige administrative Maßnahmen zu schaffen.

8.4.1 Auswahl der Probenahmestandorte

In der Umgebung des Montanwerkes Brixlegg wurden in den Hauptwindrichtungen (südwestlich und nordöstlich vom Montanwerk) und quer dazu neun Standorte in Entfernungen zwischen 230 und 960 m vom Werkszentrum ausgewählt. Zusätzlich wurden zwei Proben als Vergleichsproben

entnommen. Eine Probe stammt von einer stark verkehrsbeeinflussten Fläche (direkt neben der Brennerautobahn bei Matrei) und eine aus dem Zillertal (bei Schlitters; 6,5 km südwestlich vom Werk). Es handelt sich bei allen Standorten um Dauerwiesen, außer bei den Standorten Matzenköpfl (1) und Zillertal (7), wo Waldbodenproben (Hauptbaumart Fichte) genommen wurden.

In Tabelle 8.2 sind die Bezeichnungen der Probenahmestandorte angeführt und ihre Lage zum Montanwerk beschrieben.

Tabelle 8.2: Standorte für die Bodenprobenahme

Nr.	Bezeichnung	Richtung	Entfernung vom Werk	Standort	Probenahmetiefe	Faktor (kg/m ²)
2	Innweg	SW	230 m	Wiese	5 cm	51,0
5	Sportplatz	SW	400 m	Wiese	5 cm	33,8
1	Matzenköpfl	SW	700 m	Wald	5 cm	30,7
8	Niederfeldweg	NO	580 m	Wiese	5 cm	41,5
9	Autobahnzubringer	NO	1060 m	Wiese	5 cm	46,8
10	Innufer/Kramsach	NW	260 m	Wiese	4 cm	33,1
11	Waldrand/Kramsach	NW	820 m	Wiese	5 cm	56,5
3	Schulgasse	SO	420 m	Wiese	5 cm	55,0
4	Hauptschule	SO	660 m	Wiese	5 cm	47,6
6	Brennerautobahn/Matrei	-	-	Wiese	5 cm	59,1
7	Zillertal/Schlitters	SW	6,5 km	Wald	4 cm	9,6

Die Lage der Probenahmestandorte in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg ist der Karte (Abbildung 8.2) zu entnehmen.

8.4.2 Bodenprobenahme

Es wurden ausschließlich Flächen mit ungestörtem, unbearbeiteten Boden herangezogen. Damit ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen gewährleistet.

In der Region Brixlegg wird im landwirtschaftlichen Bereich fast ausschließlich Milchwirtschaft mit Dauergrünland betrieben, was ebenfalls eine Probenahme auf ungestörten Böden und in erster Linie von Wiesen notwendig erscheinen ließ.

Abbildung 8.2: Lage der Probenahmestandorte (im Raum Brixlegg) für die erste Bodenuntersuchung auf PCDD/PCDF



Als Probenahmetiefe wurden die für ungestörte Böden üblichen 5 cm gewählt (vgl. z.B. Berlincioni und Di Domenico, 1987). Da PCDD/PCDF aufgrund ihres lipophilen Charakters stark an die organischen Substanz im Boden gebunden sind, daher im Boden relativ immobil sind und sich nur langsam in tiefere Schichten verlagern (vgl. Neidhard und Herrmann, 1987 und Rotard, 1987), ist mit einer Probenahmetiefe von 5 cm gewährleistet, daß annähernd der gesamte PCDD/PCDF-Gehalt erfaßt wird. Für Dauergrünland muß auch davon ausgegangen werden, daß damit die für die Pflanzen zur Nähr- und Schadstoffaufnahme bedeutsame Bodenschicht erfaßt wird.

Für die Bodenprobenahme wurden mit einem Bodenstecher pro Probe je 30 Einstiche bis 5 cm Tiefe (Ausnahmen Standorte 10 Innufer/Kramsach und 7 Zillertal/Schlitters: 4 cm Tiefe) in zufälliger Verteilung auf einer Fläche mit ca. 10 m Durchmesser entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Damit wurde jeweils eine Fläche von 765 cm^2 pro Standort als Probe genommen, womit sich die in Tabelle 8.2 angeführten Faktoren für eine flächenbezogene Auswertung der Meßwerte ergeben.

8.4.3 Probenvorbereitung und chemische Analyse

Die Bodenproben wurden durchmischt, im Umlufttrockenschrank bei 50°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und ein Teil davon zur chemischen Analyse versendet.

Die Proben wurden am Institut für organische Chemie der Universität Tübingen von Hagenmaier auf PCDD/PCDF analysiert. Dafür wurden die Proben gemahlen und nach Zusatz von ^{13}C -markierten PCDD und PCDF 20 h in einer Soxhlet-Apparatur mit Toluol extrahiert. Nach chromatographischer Reinigung der Extrakte wurden die Proben mittels GC/MS auf polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane untersucht. Die Nachweisgrenze lag für die Einzelisomere bei ca. 1 pg/g .

8.4.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der chemischen Analyse der Bodenproben auf PCDD/PCDF sind in der Tabelle 8.3 zusammengestellt, wobei jeweils die Summen der Chlorhomologen und die toxikologisch wichtigen in 2,3,7,8-Stellung substituierten Isomere in pg/g (ppt) angegeben sind. In den letzten drei Zeilen sind für jede Probe die TCDD-Äquivalente nach zwei verschiedenen Vorschlägen berechnet, und zwar nach dem Vorschlag des BGA/UBA Berlin und nach Eadon.

Räumliche Verteilung der Belastung

In den Abbildungen 8.3 - 8.16 ist in dreidimensionaler Darstellung die räumliche Verteilung der Bodenbelastung des Raumes Brixlegg in TCDD-Äquivalenten (in pg/g und $\mu\text{g}/\text{m}^2$), als Summe der PCDD, Summe der PCDF und Summen der Chlorhomologen jeweils in pg/g gezeigt. Das Werksgelände ist in diesen Darstellungen eng und das Siedlungsgebiet weit schraffiert. Die Windrose zeigt die Hauptwindrichtungen mit 30 % Windanteil aus Nord und Nordost und mit 15 % aus Süd und Südwest an. Der Calmenanteil beträgt 47 %.

Die räumliche Verteilung zeigt für nahezu alle Meßwerte eine Zunahme zum Montanwerk Brixlegg. Die höchsten Werte wurden in unmittelbarer Werksnähe (Standort 2, Innweg) gefunden.

Die Belastung ist in den Hauptwindrichtungen südwestlich und nordöstlich des Werksgeländes wesentlich höher als quer zu den Hauptwindrichtungen.

Abweichungen von dieser räumlichen Verteilung ergeben sich beim oktachlorierten Dibenzodioxin (Abbildung 8.11), das in nordöstlicher und nordwestlicher Richtung im Vergleich zu den anderen PCDD/PCDF stärker vertreten ist. Das Okta-CDD ist eine Substanz, die toxikologisch nicht relevant ist und die man in Proben, die keiner spezifischen Belastung unterliegen, im Vergleich zu den anderen PCDD/PCDF in höheren Konzentrationen findet.

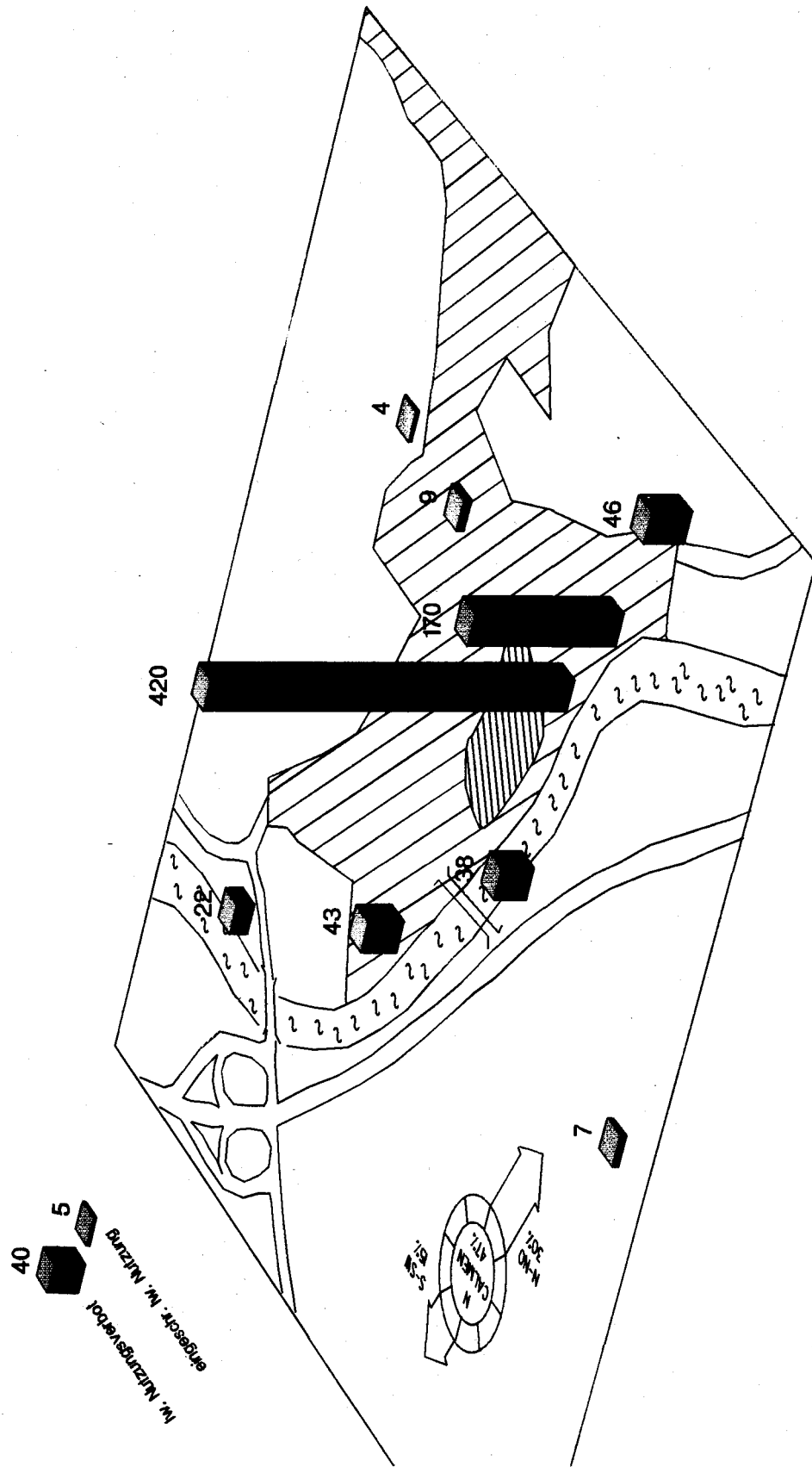
Tabelle 8.3: PCDD/PCDF in Bodenproben (in pg/g)

Standort	2	5	1	8	9	10	11	3	4	6	7
Lage zum Werk	230m SW	400m SW	700m SW	580m NO	1060m NO	260m NW	820m NW	420m SO	660m SO	Brenner	6,5km SW
Summe Cl ₁ DD	3600	870	140	210	150	230	40	40	30	n.n.	170
Summe Cl ₄ DD	4200	890	350	230	250	220	40	50	30	n.n.	130
Summe Cl ₅ DD	2000	540	300	170	80	170	20	30	20	n.n.	40
Summe Cl ₆ DD	750	230	290	370	150	510	90	30	20	50	120
Summe Cl ₇ DD	430	250	210	1550	1130	1140	970	40	40	50	270
Cl ₈ DD											
Summe PCDD	10980	2780	1290	2530	1760	2270	1160	180	140	100	730
Summe Cl ₁ DF	5100	1400	450	430	250	340	60	80	40	50	450
Summe Cl ₄ DF	4700	1200	400	330	210	350	60	70	30	70	240
Summe Cl ₅ DF	2000	560	300	270	110	220	40	60	20	30	110
Summe Cl ₆ DF	870	250	280	260	80	250	50	30	10	20	100
Cl ₈ DF	650	150	140	280	130	460	140	20	10	n.n.	n.n.
Summe PCDF	13320	3560	1570	1570	780	1620	350	260	110	170	900
2,3,7,8-Cl ₁ DD	12	6	n.n.	1	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	1	n.n.	n.n.
1,2,3,7,8-Cl ₁ DD	85	19	17	6	3	8	2	12	n.n.	n.n.	10
1,2,3,4,7,8-Cl ₁ DD	62	13	8	5	2	6	n.n.	2	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,6,7,8-Cl ₁ DD	92	22	15	16	5	15	1	2	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,7,8-Cl ₁ DD	54	15	8	n.n.	4	10	1	2	n.n.	n.n.	n.n.
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₁ DD	320	120	160	238	81	307	65	14	9	24	58
2,3,7,8-Cl ₁ DF	300	92	23	15	9	15	3	7	2	9	16
1,2,3,7,8-Cl ₁ DF	550	140	41	43	22	38	6	6	5	5	26
(+1,2,3,4,8-Cl ₁ DF)											
2,3,4,7,8-Cl ₁ DF	250	69	23	21	11	28	3	4	2	7	13
1,2,3,4,7,8-Cl ₁ DF	270	72	39	34	18	29	5	10	3	n.n.	n.n.
(+1,2,3,4,7,9-Cl ₁ DF)											
1,2,3,6,7,8-Cl ₁ DF	210	61	39	62	11	20	4	7	2	10	29
1,2,3,7,8-Cl ₁ DF	15	2	n.n.	5	1	2	n.n.	1	n.n.	n.n.	n.n.
2,3,4,6,7,8-Cl ₁ DF	140	42	34	15	8	13	2	4	2	n.n.	n.n.
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₁ DF	590	190	200	138	53	156	34	23	9	11	68
1,2,3,4,7,8-Cl ₁ DF	54	16	13	11	4	n.n.	n.n.	2	n.n.	n.n.	n.n.
TCDD-Äquivalente: BGA	420	114	46	43	22	38	7	9	4	5	21
Edon	470	128	48	35	18	36	6	18	4	7	28

Die Nachweisgrenze für die Einzelisomere lag bei ca. 1 pg/g. n.n.: nicht nachweisbar

Abbildung 8.3

TCDD - Äquivalente (nach BGA) im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g



TCDD - Aequivalente (nach BGA) im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/m2

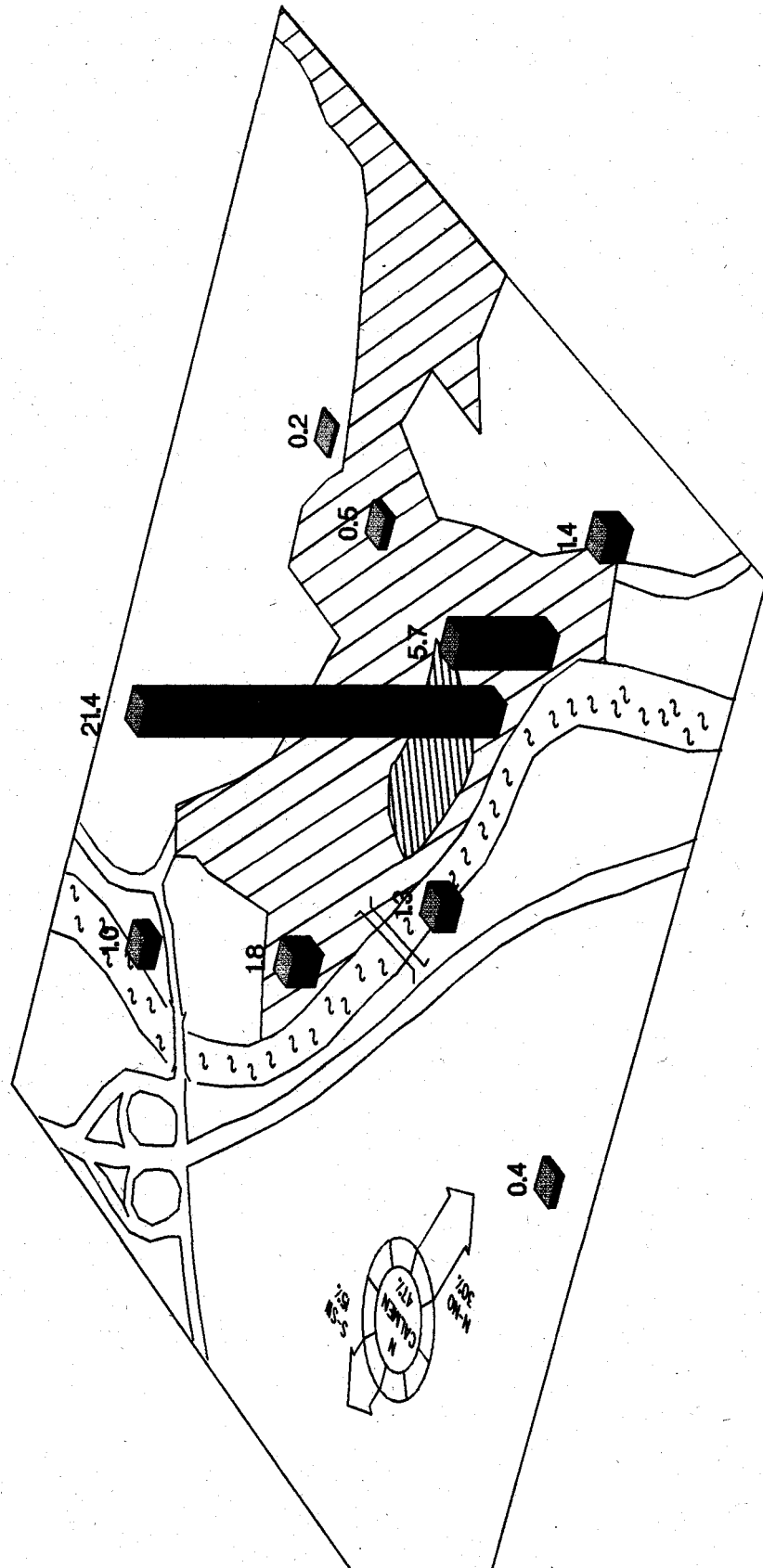
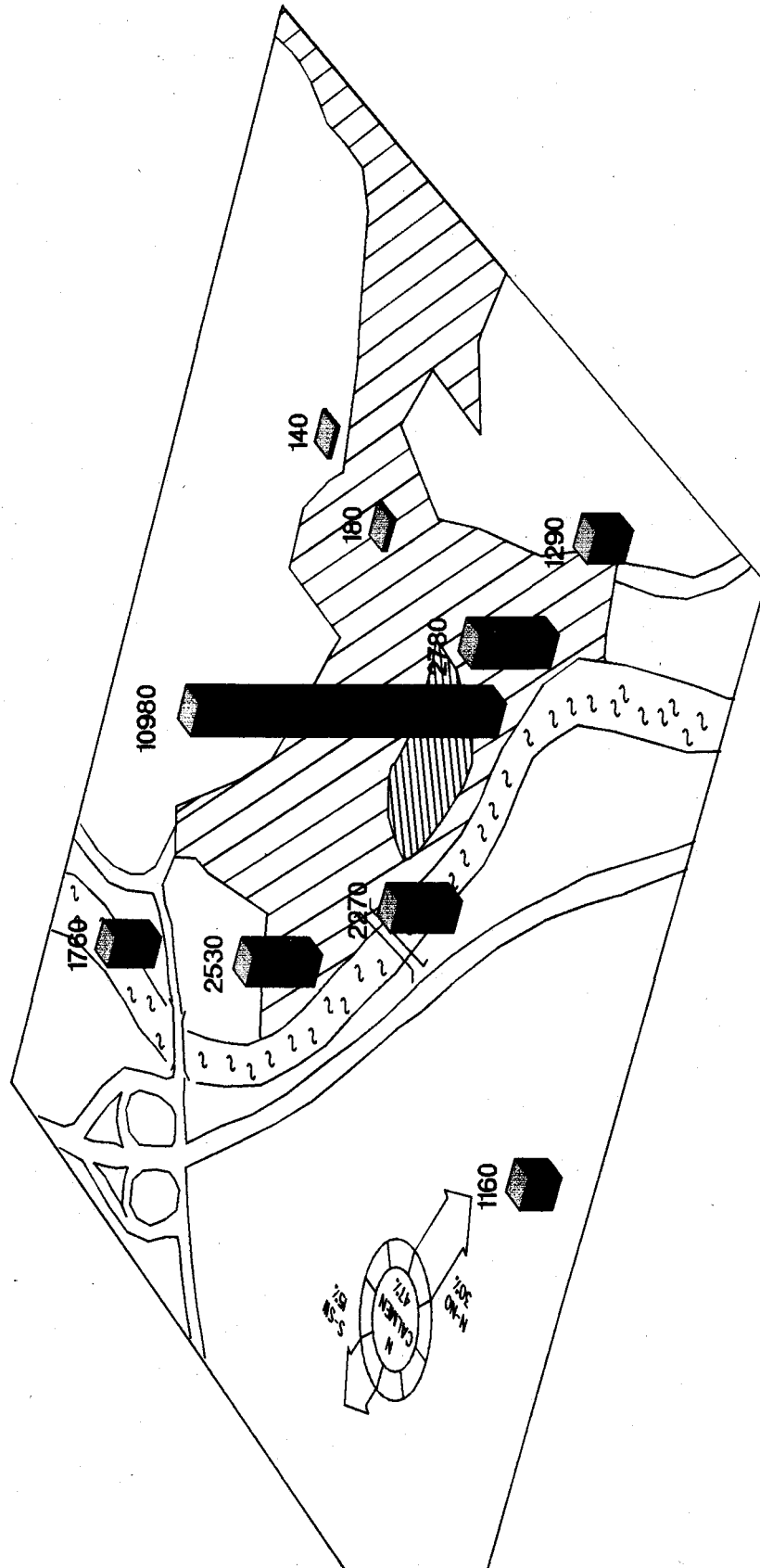
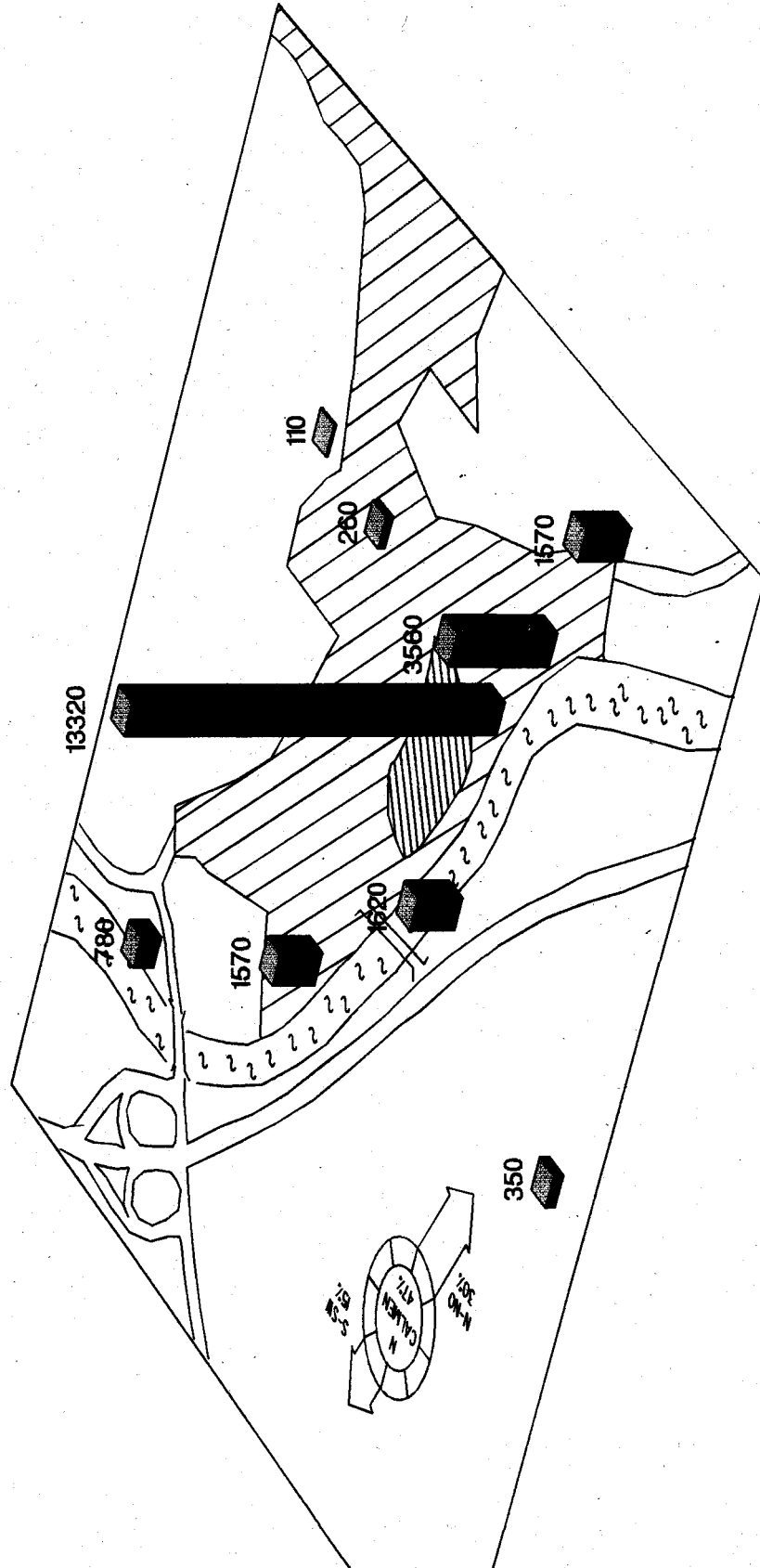


Abbildung 8.5

Summe der polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

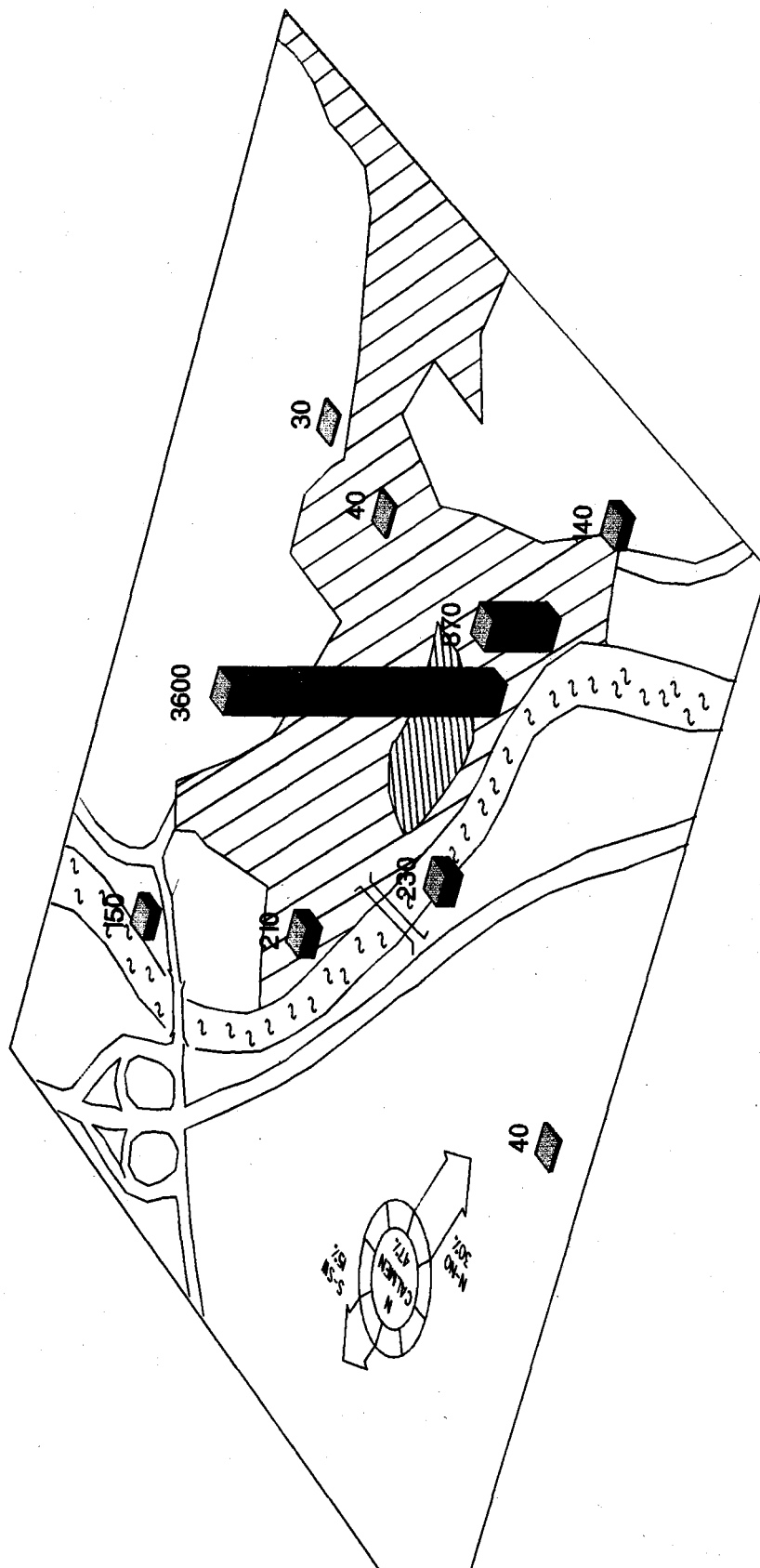


Summe der polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g



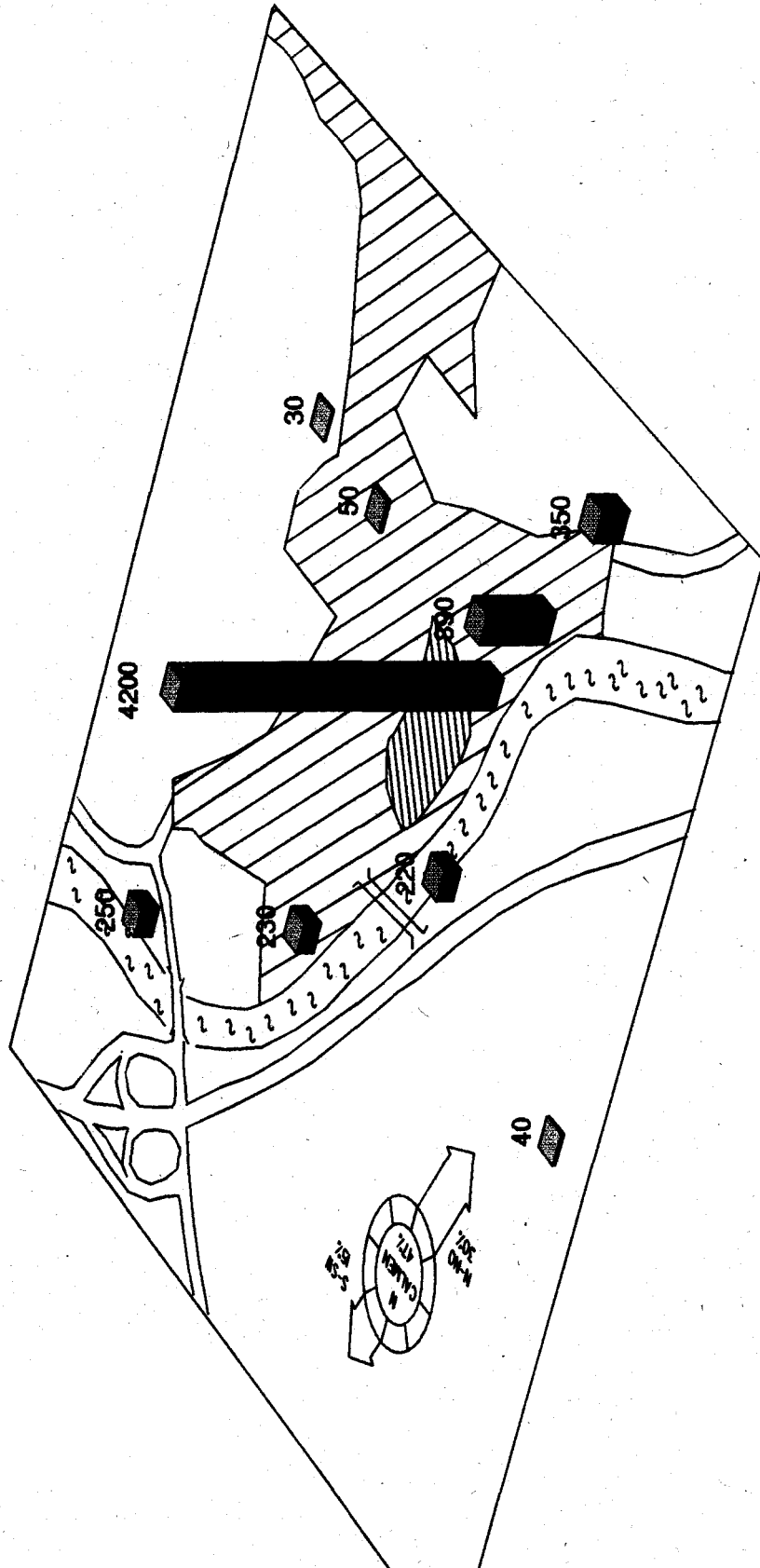
Summe der tetrachlorierten Dibenzodioxine im Raum Brixlegg in pg/g

Abbildung 8.7



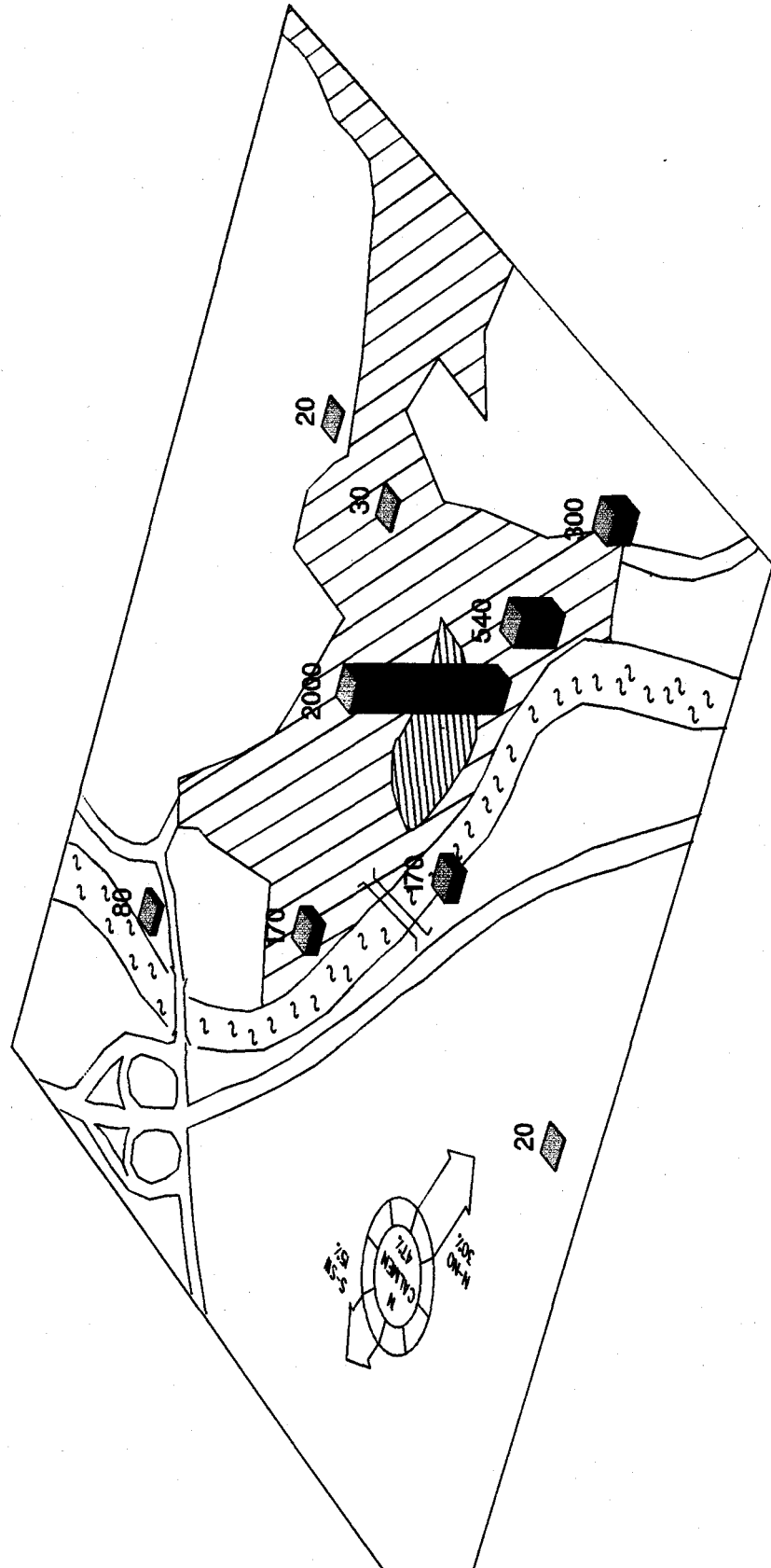
Summe der pentachlorierten Dibenzodioxine im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

Abbildung 8.8



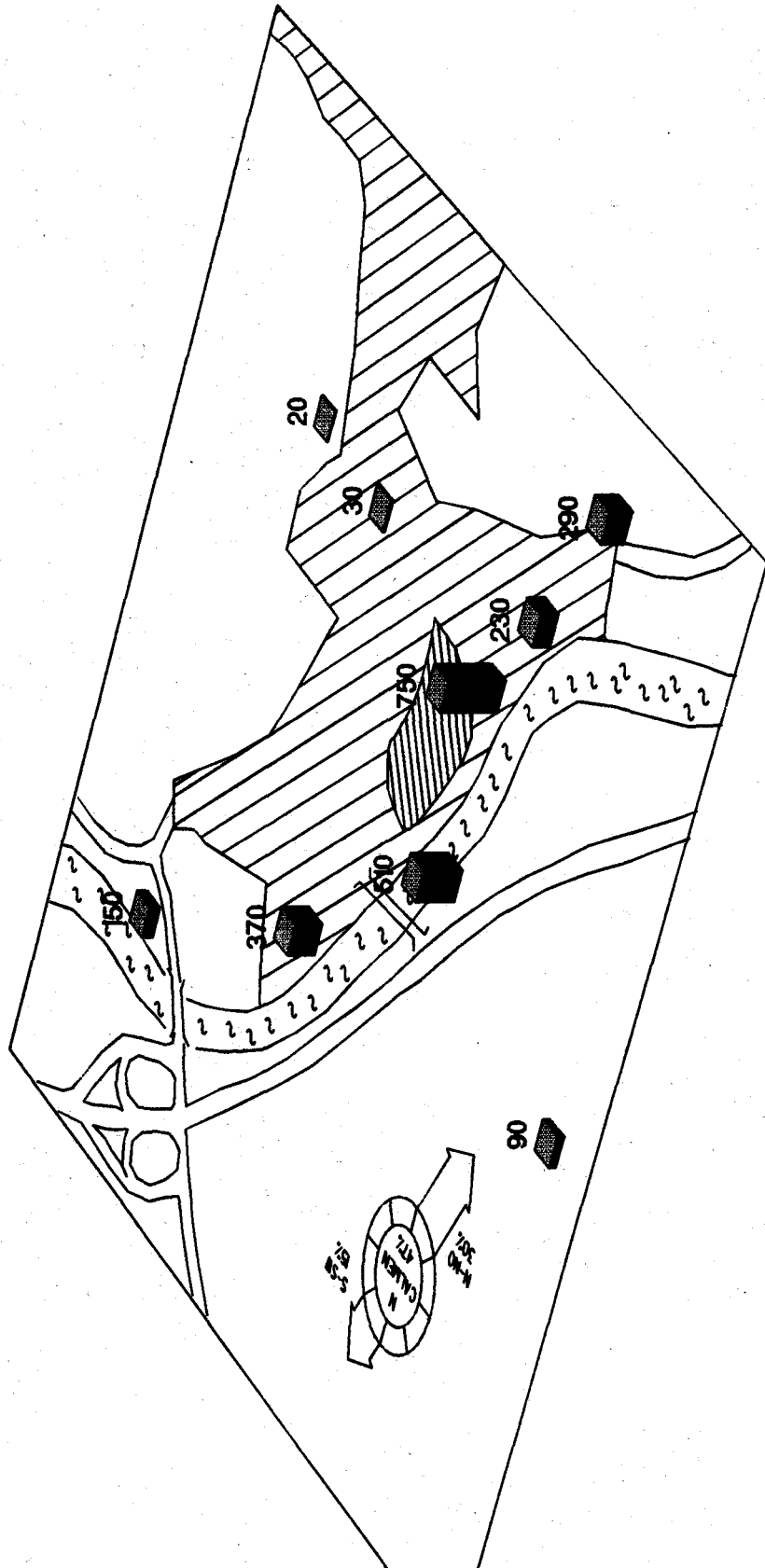
Summe der hexachlorierten Dibenzodioxine im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

Abbildung 8.9

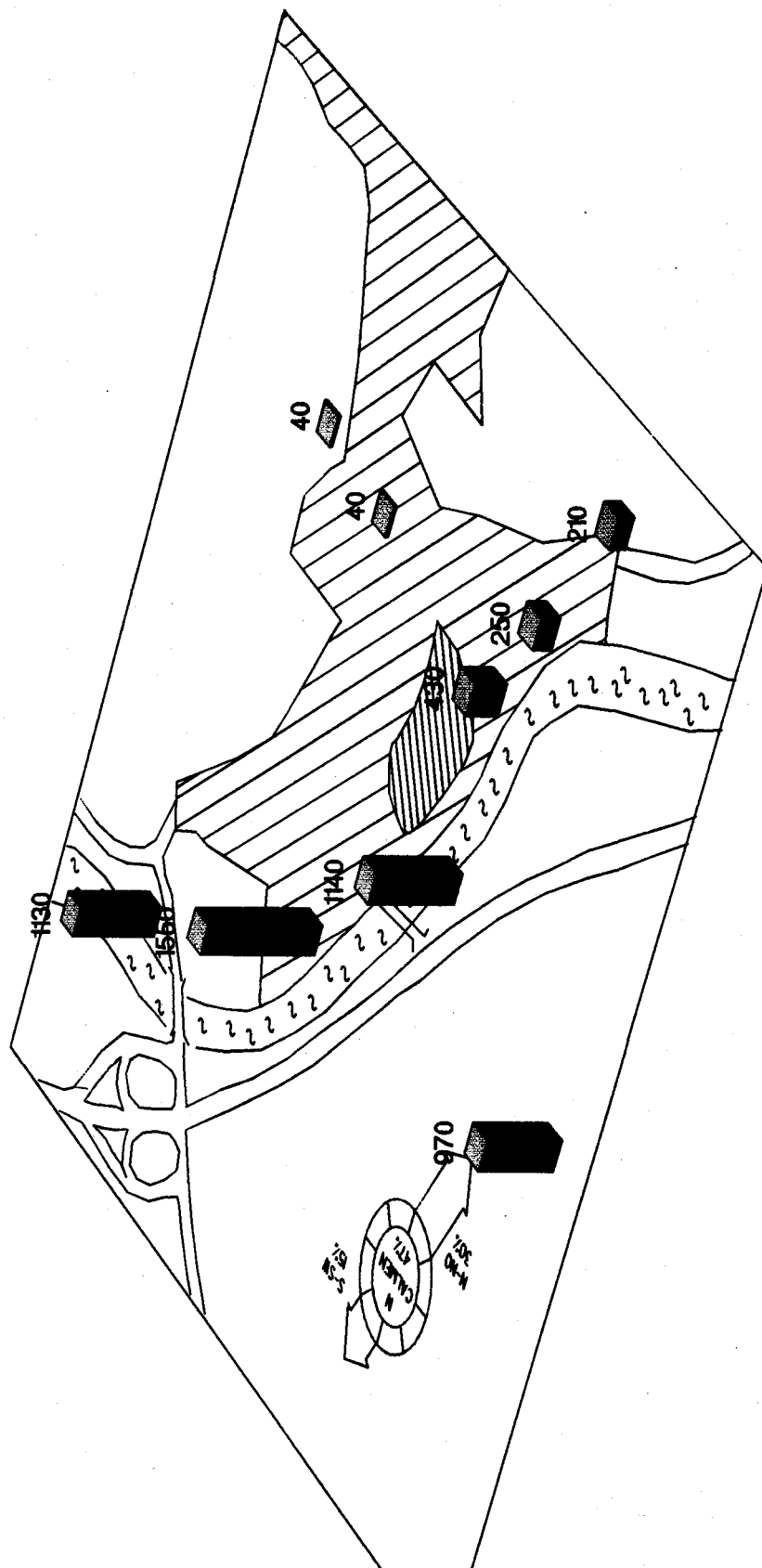


Summe der heptachlorierten Dibenzodioxine im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

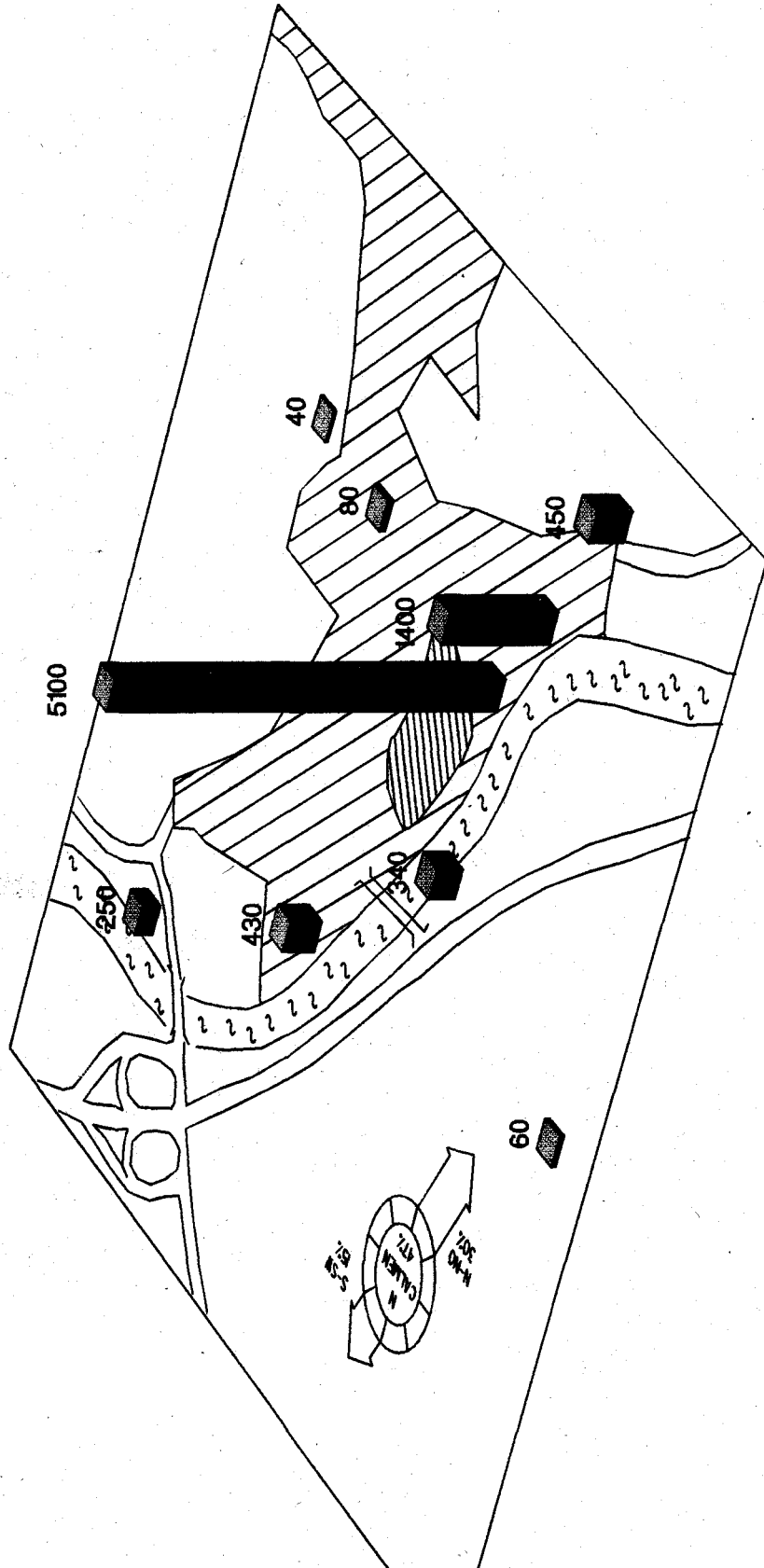
Abbildung 8.10



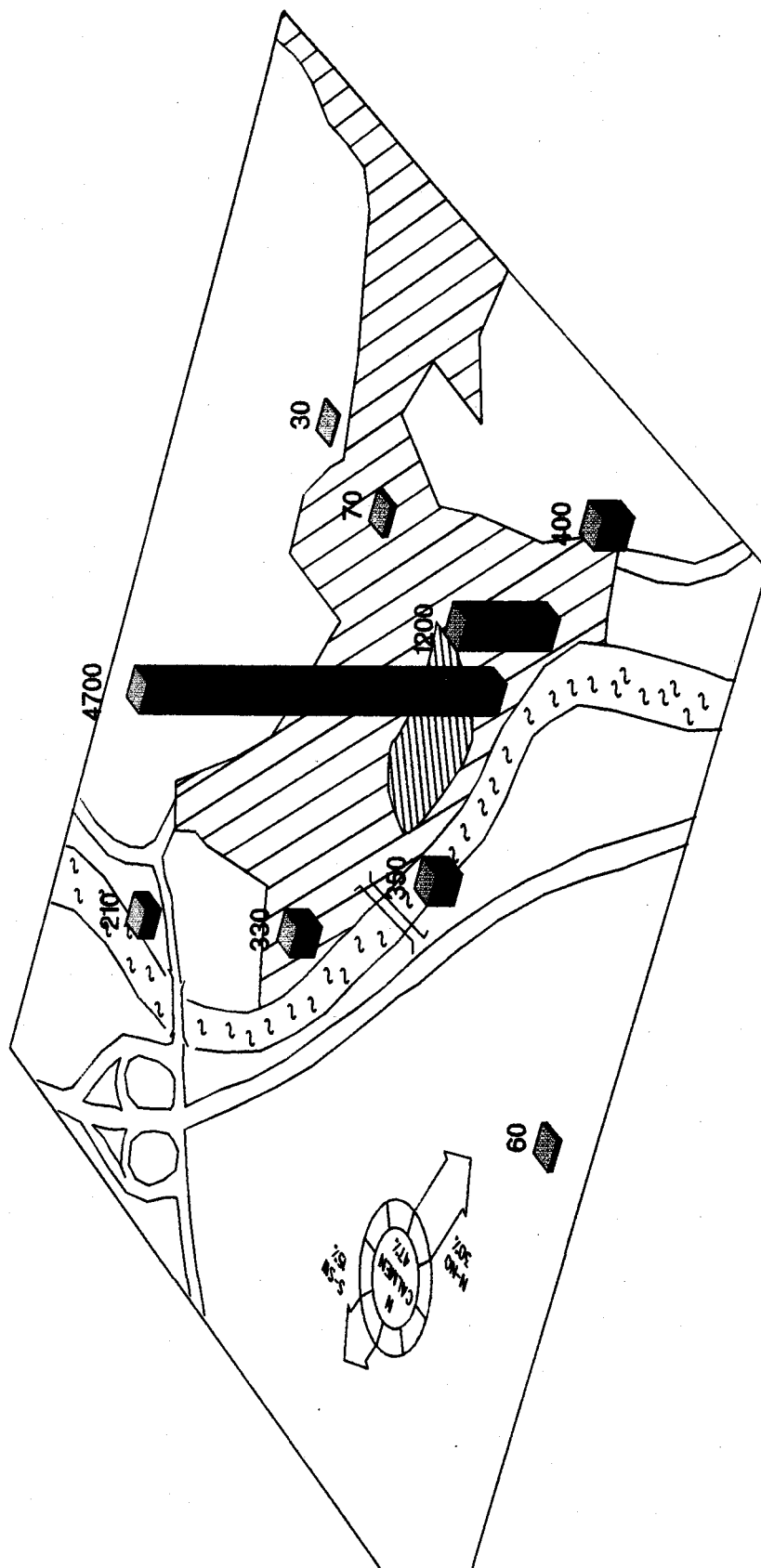
Oktachloriertes Dibenzodioxin im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g



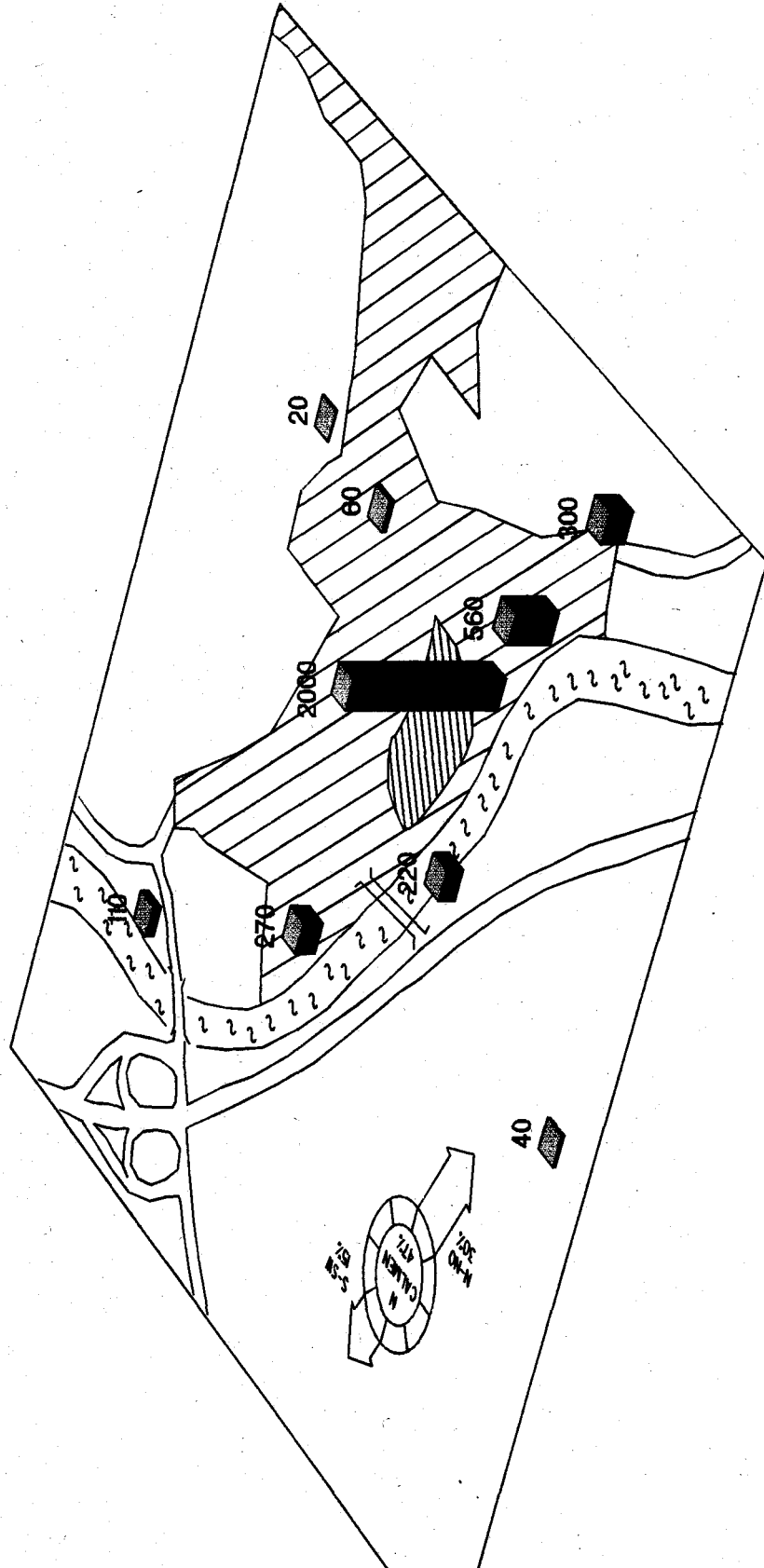
Summe der tetrachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g



Summe der pentachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

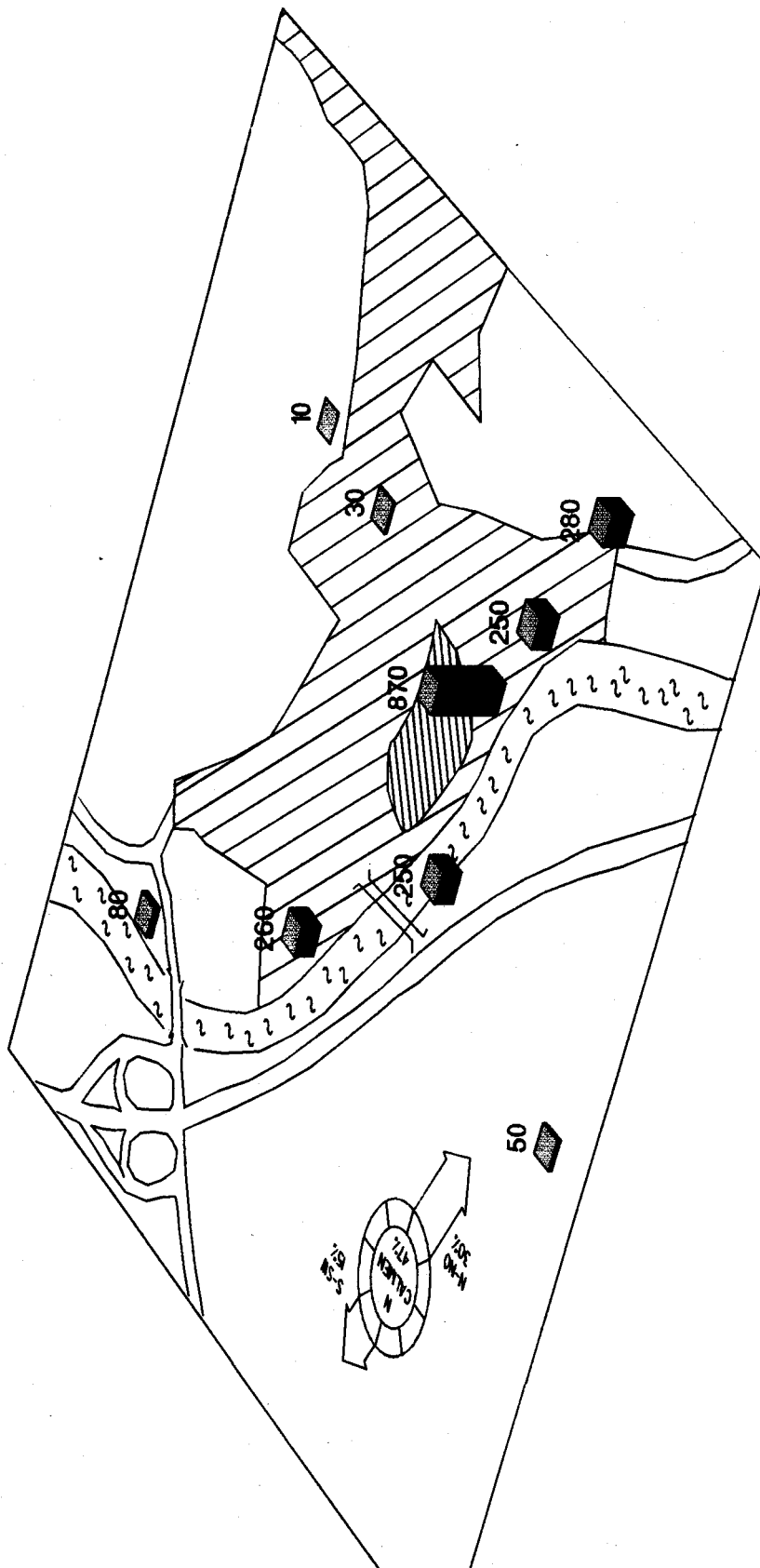


Summe der hexachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

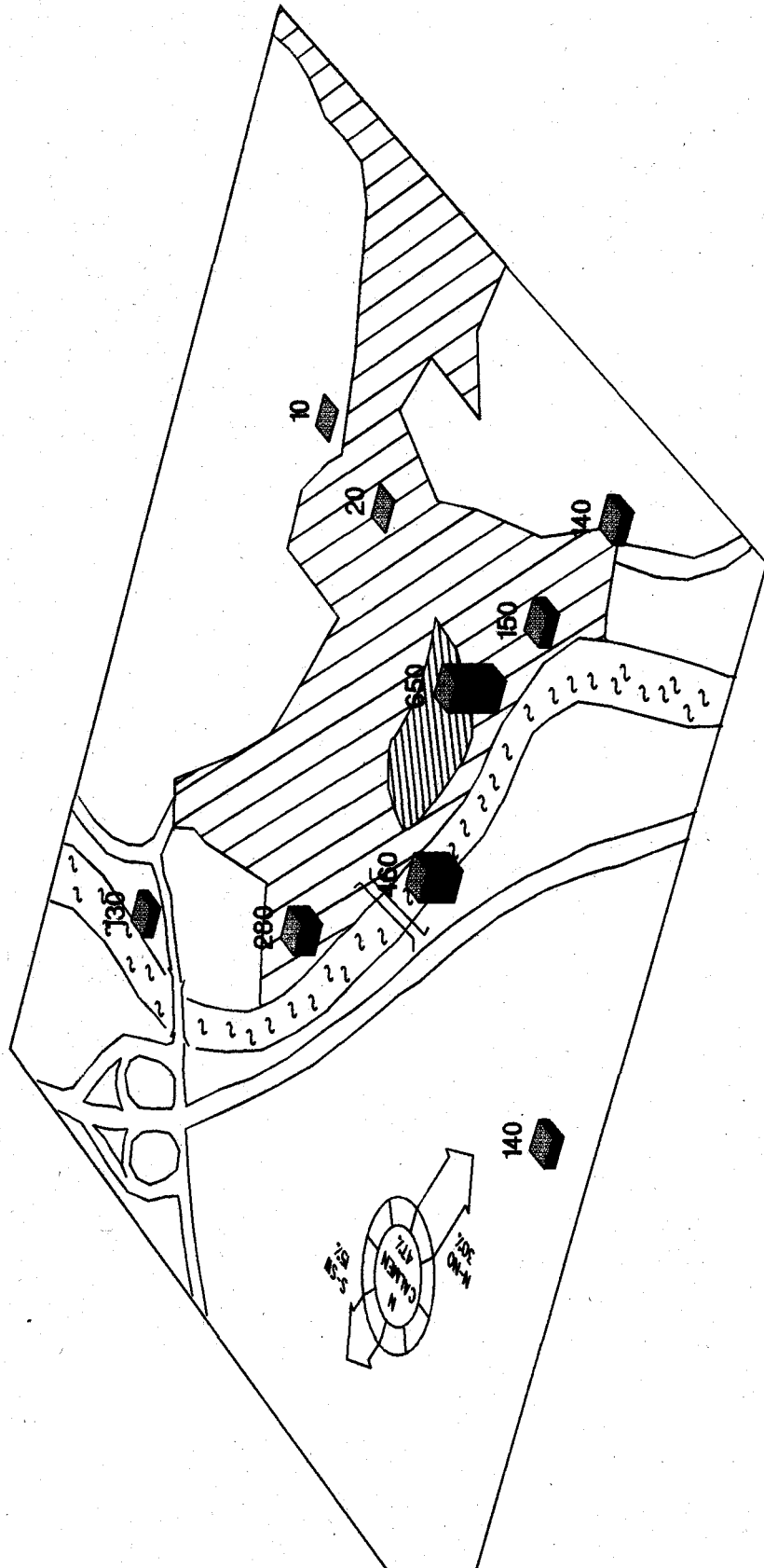


Summe der heptachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g

Abbildung 8.15



Oktachloriertes Dibenzofuran im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g



In südwestlicher Richtung vom Werk (Hauptwindrichtung) nimmt die Belastung des Bodens (berechnet in TCDD-Äquivalenten) von 420 pg/g Boden auf 46 pg/g Boden in 700 m Entfernung etwa um den Faktor 10 ab. In südöstlicher Richtung nimmt die Belastung auf 4 pg im gleichen Abstand etwa um den Faktor 100 ab.

Die räumliche Verteilung der Bodenbelastung läßt auf das Montanwerk Brixlegg als Emittenten der PCDD/PCDF schließen.

Die Zone über 40 pg TCDD-Äquivalente pro g Boden läßt sich mit der vorliegenden und mit später durchgeführten Untersuchungen (vgl. Tabelle 8.10) gut abgrenzen. Sie umfaßt einen schmalen Streifen parallel zum Inn und reicht etwa 1400 m in südwestlicher Richtung und etwa 600 m in nordöstlicher Richtung vom Werk. Das dem Werk gegenüberliegende Innufer wird nicht erreicht. Zum Zentrum des Ortes (südöstliche Richtung) nimmt die Bodenbelastung rasch ab.

Vergleich der Belastung mit Staubbiederschlagswerten

Ein Vergleich der Höhe der PCDD/PCDF-Belastung des Bodens in der Umgebung des Montanwerkes mit der Menge des Staubbiederschlages, der von der Landesforstdirektion Tirol seit einigen Jahren erfaßt wird (vgl. Kapitel 5.3), zeigt an den entsprechenden Standorten eine gute Übereinstimmung.

Muster der Verteilung der Chlorhomologen und Einzelisomere

In den Abbildungen 8.17 - 8.21 sind die Summen der chlorhomologen PCDD und PCDF für jeden Standort dargestellt, womit sich die Muster ihrer Verteilung vergleichen lassen.

Abbildung 8.17

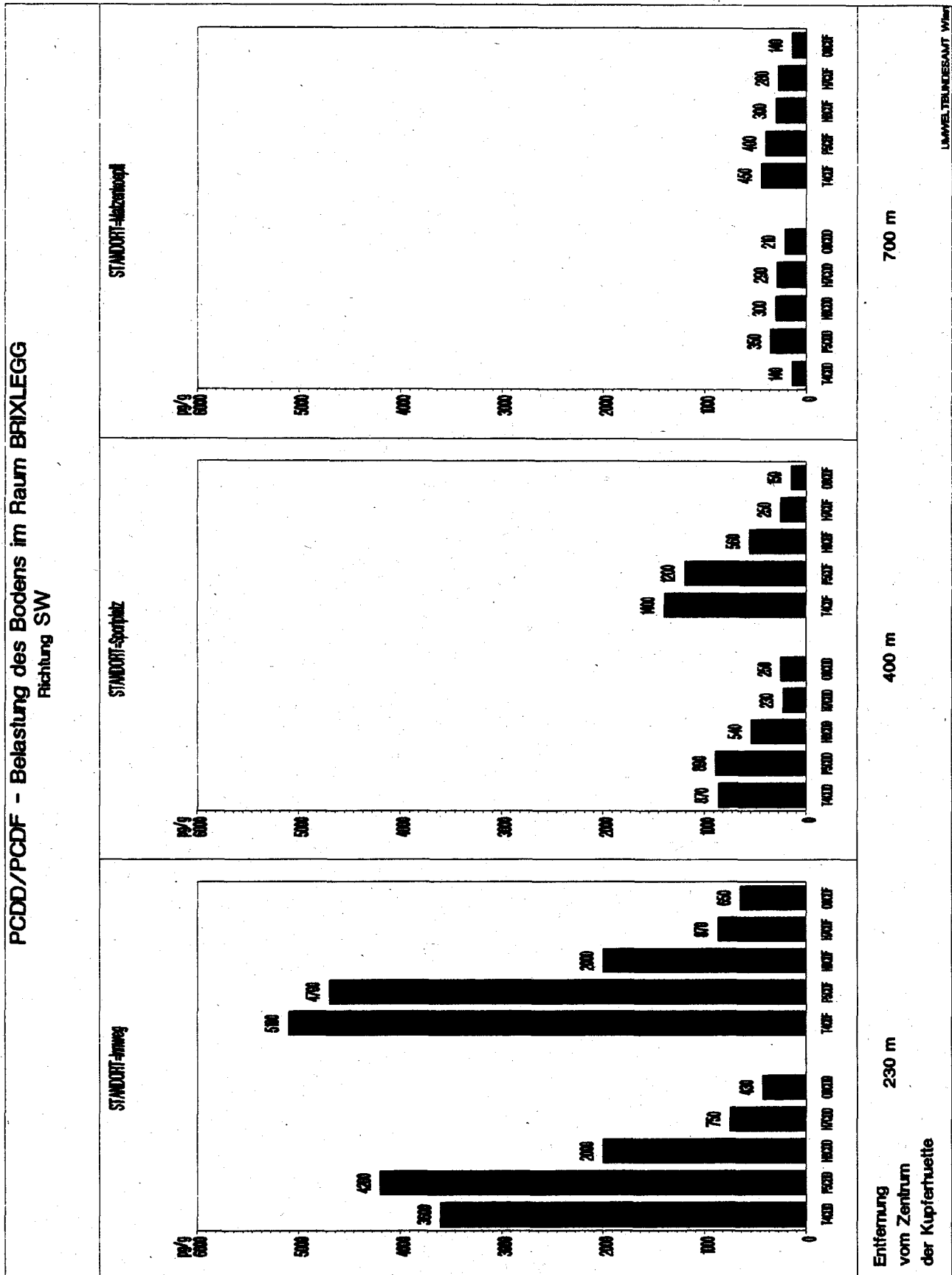


Abbildung 8.18

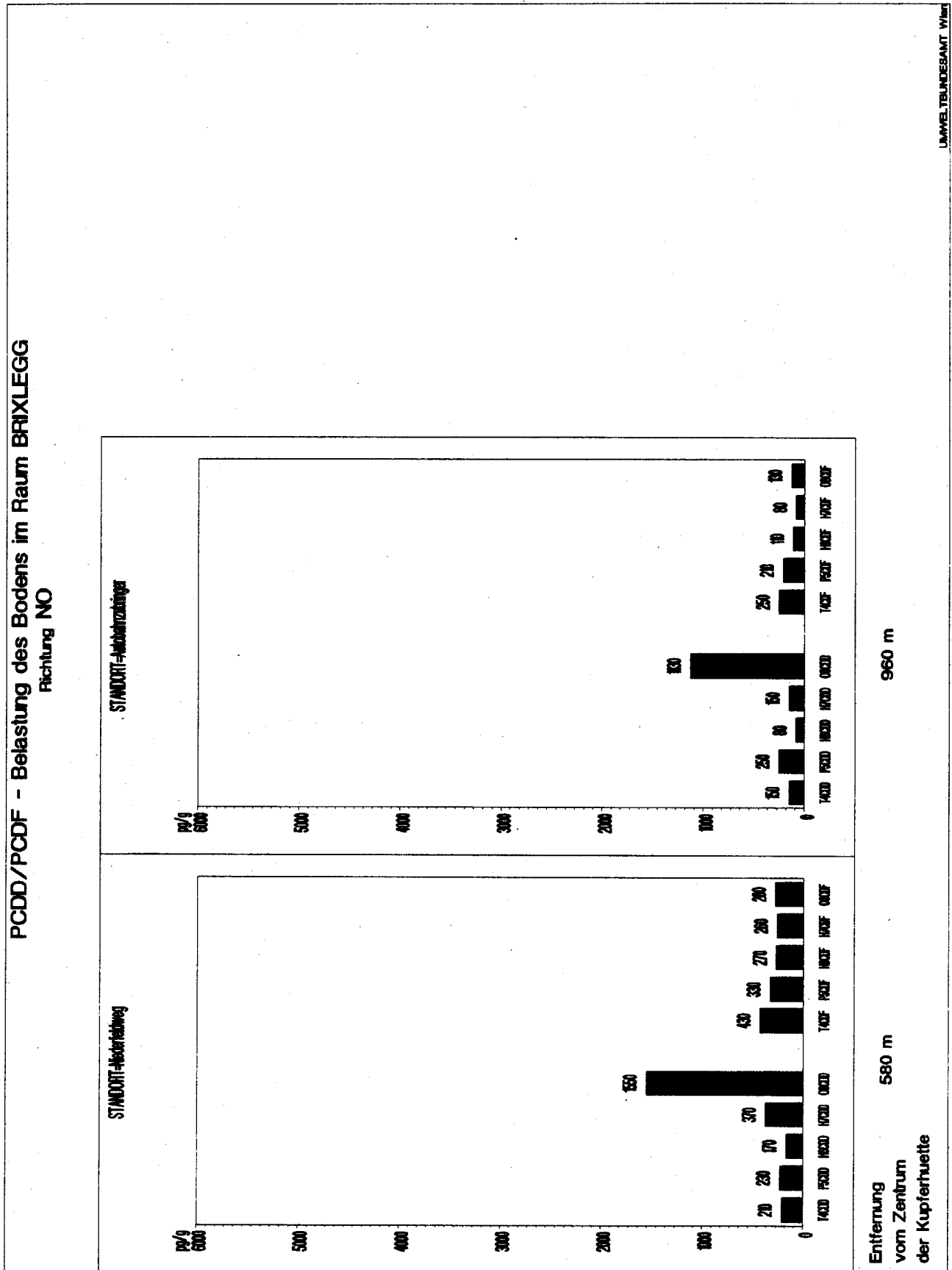
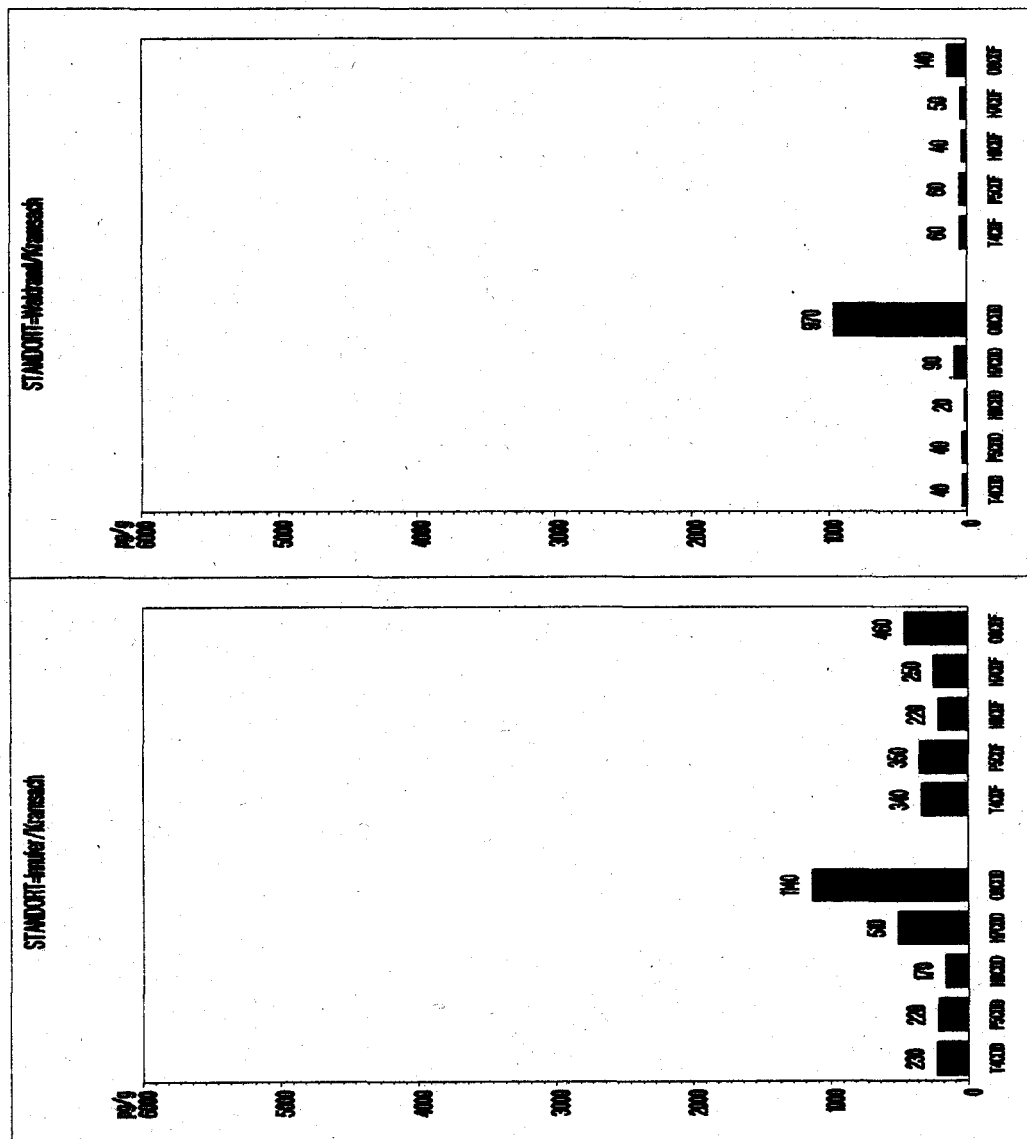


Abbildung 8.19

PCDD/PCDF - Belastung des Bodens im Raum BRIXLEGG
Richtung NW



Entfernung vom Zentrum der Kupferhütte 260 m 820 m

Abbildung 8.20

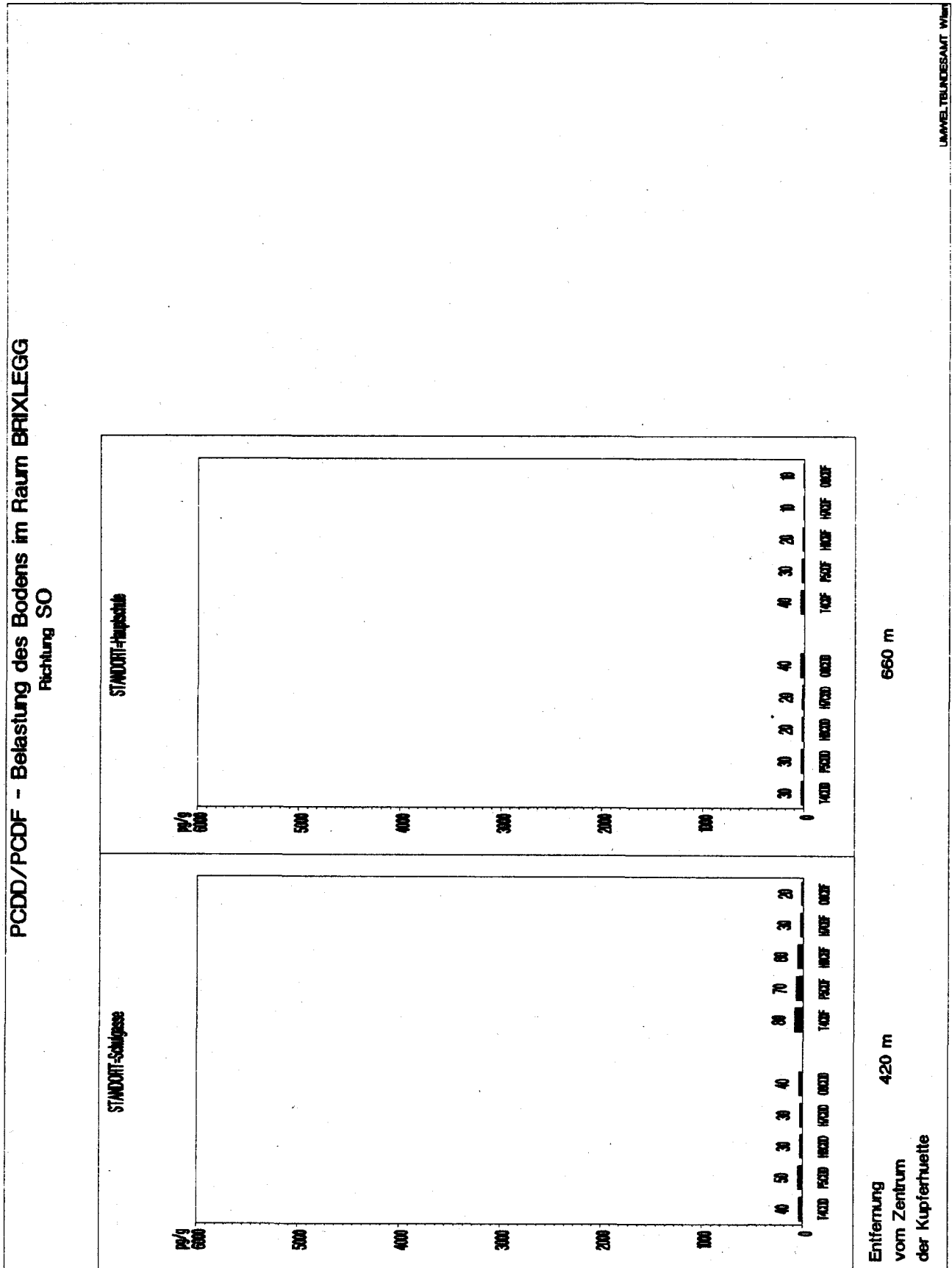
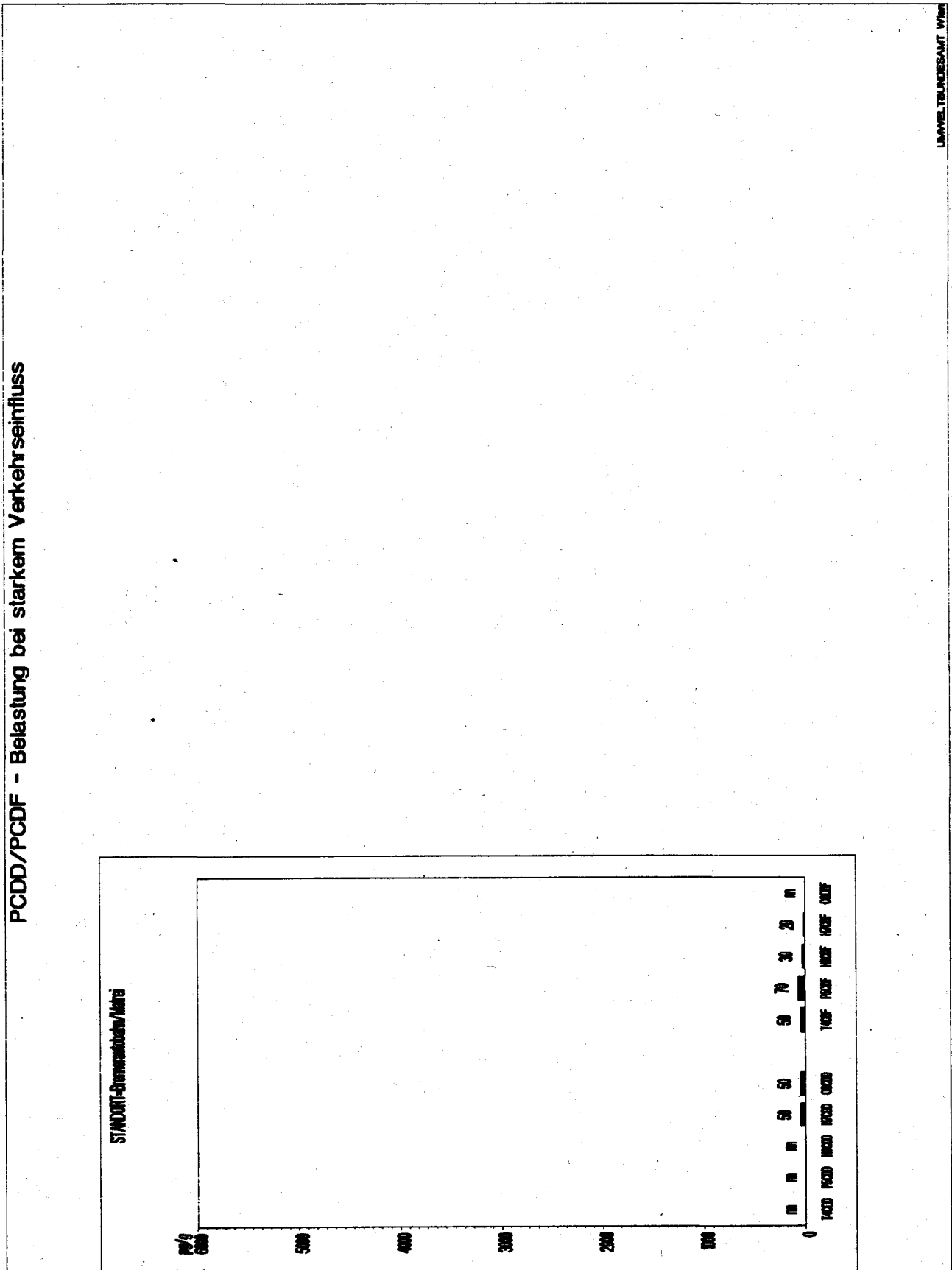


Abbildung 8.21



Bei den Standorten Innweg, Sportplatz und Matzenköpfl (Abbildung 8.17, Richtung SW - Hauptwindrichtung) sind die Werte von den niedrig zu den höher chlorierten Dibenzodioxinen zuerst zu- und dann abnehmend. Die Werte für die Dibenzofurane nehmen mit dem Chlorierungsgrad ab. Dieses Muster entspricht dem bei Nottrodt et al (1984) angegebenen häufigsten Muster in Flugaschen.

In den anderen Richtungen (Abbildungen 8.18 und 8.19) sind die Hepta-CDD, das Okta-CDD und das Okta-CDF stärker vertreten. Diese toxikologisch vergleichsweise unbedeutenden Verbindungen weichen in ihrer räumlichen Verteilung etwas von den anderen PCDD/PCDF ab.

Das 2,3,7,8-TCDD ("Seveso-Dioxin") konnte in weiterführenden Bodenuntersuchungen in südwestlicher Richtung vom Werk bis in eine Entfernung von 2900 m vom Montanwerk nachgewiesen werden.

Insgesamt entspricht das Muster der Verteilung der einzelnen Isomeren in den Bodenproben im Raum Brixlegg dem Muster, das bei thermischen Prozessen entsteht.

Vergleichsproben

In der vorliegenden Bodenuntersuchung wurde eine Vergleichsbodenprobe von einem extrem verkehrsbeeinflussten Standort, nämlich von einem Grünstreifen direkt neben der Fahrbahn der Brennerautobahn bei Matrei im siedlungsfreien Gebiet (Standort 6) einbezogen, da in jüngster Zeit der Verkehr als möglicher Verursacher von PCDD/PCDF-Belastungen diskutiert wird und der Verkehr im Inn- und Vipptal eine große Rolle spielt.

In dieser Bodenprobe konnten nur die Hepta- und Okta-CDD und PCDF nachgewiesen werden. Das Verteilungsmuster der Summen der einzelnen Chlorierungsgrade unterscheidet sich von dem in den Proben von der Umgebung des Werksgebietes (vgl. Tabelle 8.3 und Abbildung 8.21).

Bezüglich der Summe der PCDD weist die Bodenprobe vom Brenner etwas niedrigere, bezüglich der PCDF etwas höhere Werte als die am niedrigsten belastete Probe im Umkreis von 1 km um das Werk (Standort 4) auf.

Eine Berechnung der TCDD-Äquivalente (nach BGA) der Probe vom Brenner ergibt 5 pg/g Boden, was etwa der Probe vom Standort 4 entspricht.

Eine zweite Vergleichsprobe stammt von einem Waldstandort am Eingang des Zillertals (Standort 7, bei Schlitters). Das Verteilungsmuster der Einzelisomere und die Höhe der Belastung dieser Probe entspricht bezüglich der Konzentrationen an PCDD/PCDF etwa der Probe 9 (960 m in nordöstlicher Richtung vom Werk), abgesehen vom Okta-CDD, das am Standort 9 stärker vertreten ist. Bei diesem Standort ist zu beachten, daß die Probenahmetiefe (wegen Wurzeln und Steinen) geringer war als bei den übrigen Proben. Eine flächenbezogene Auswertung der Probe 7 ergibt etwa ein Fünftel der Belastung der Probe 9 (vgl. Tabelle 8.2). Ferner ist zu beachten, daß Belastungen von Böden von Nadelwaldstandorten mit Schadstoffen wegen der starken Filterwirkung des Waldes generell höher sind als Belastungen von Kulturböden. Möglicherweise gilt dies für fettlösliche Substanzen, die sich in den Kutikularwachsen der Nadeln anreichern und mit dem Nadelfall auf den Boden gelangen, in besonderem Maße.

Im Vergleich mit einer Untersuchung von Bodenproben aus Baden-Württemberg (Hagenmaier 1988, persönliche Mitteilung) zeigt sich, daß die tetra- und pentachlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane in den Proben mit Hintergrundbelastung im Gegensatz zu der niedrigstbelasteten Probe aus dem Raum Brixlegg (Probe 4, Hauptschule) nicht nachgewiesen werden konnten. Die höher chlorierten Verbindungen, vor allem das toxikologisch nicht relevante oktachlorierte Dibenzodioxin, wurden jedoch in diesen Proben in höherer Konzentration als in der Probe 4 (Hauptschule) gefunden.

Ähnliches gilt für Hintergrundbodenproben aus der Umgebung von Florenz, wo tetra- und pentachlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane ebenfalls nicht nachgewiesen werden konnten (Berlincioni und Di Domenico, 1987).

8.4.5 Bewertung

Zur Bewertung der Belastung des Bodens mit PCDD/PCDF wurde am 18.2.1988 ein Expertengespräch in Innsbruck geführt, an dem W. Rotard (Bundesgesundheitsamt Berlin) als Experte für Dioxinbelastungen von Böden zugezogen wurde. In der BRD werden eine Reihe verschiedener Forschungsvorhaben zum Verhalten von PCDD/PCDF in der Umwelt durchgeführt, an denen das BGA-Berlin führend beteiligt ist. Es gibt mittlerweile in der BRD Erfahrungen mit Kontaminationsfällen, die dem Fall Brixlegg vergleichbar sind. Rotard gab für die Umgebung von Brixlegg Empfehlungen, basierend auf der vorliegenden Bodenuntersuchung ab. Diese der Landesforstdirektion Tirol und dem Umweltbundesamt in schriftlicher Form übermittelte Empfehlung entspricht der Vorgangsweise in der BRD und wurde wie folgt begründet:

BELASTUNG ÜBER 1000 pg TCDD-ÄQUIVALENTE PRO g BODEN:

Austausch des Bodens

Dieser Wert wird auch im werksnahen Bereich nicht erreicht (höchster Wert: 420 pg TCDD-Äquivalente pro g Boden).

Der Richtwert für den Bodenaustausch wird mit neueren Untersuchungen begründet, nach denen Kinder 130 mg Staub pro Tag aufnehmen. Legt man 100 mg tägliche Staubaufnahme und 10 kg Körpergewicht zugrunde, wird bei einer Bodenbelastung von 1000 pg TCDD-Äquivalenten pro g die obere Grenze der tolerierbaren täglichen Aufnahme von 10 pg TCDD-Äquivalenten pro kg Körpergewicht erreicht.

BELASTUNG ÜBER 40 pg TCDD-ÄQUIVALENTE PRO g BODEN:

Verbot der landwirtschaftlichen Nutzung

Dieser Wert wird in Brixlegg in einer Zone überschritten, die sich gut eingrenzen läßt. Sie reicht in einem schmalen Streifen ca. 1400 m Richtung SW und ca. 600 m Richtung NO vom Werk (Hauptwindrichtungen).

BELASTUNG ÜBER 5 pg TCDD-ÄQUIVALENTE PRO g BODEN:

Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung

Einschränkung heißt, daß keine Pflanzen, deren unterirdische oder knapp über dem Boden wachsende Pflanzenteile als Nahrungsmittel bzw. für die Nahrungsmittelproduktion oder als Futtermittel bzw. für die Futtermittelproduktion verwendet werden, angebaut werden dürfen.

Die Zone, die zwischen 5 und 40 pg TCDD-Äquivalenten pro g Boden belastet ist, läßt sich mit der vorliegenden Bodenuntersuchung nicht eingrenzen, da diese Zone über das Untersuchungsgebiet hinausreicht. Weitere Untersuchungen (Riss et al. 1989, 1990) haben ergeben, daß die Zone etwa 4 km talaufwärts (SW) und etwa 1,5 km talabwärts (NO) reicht.

Die Empfehlung zur Einschränkung der landwirtschaftlichen Produktion heißt, daß keine Grünlandwirtschaft in dieser Zone mehr möglich ist, was durch die Ergebnisse der Kuhmilchuntersuchung (siehe Kapitel 8.7) bestätigt wird.

Die Richtwerte für das Verbot bzw. die Einschränkung der landwirtschaftlichen Nutzung sind mit dem Übergang von PCDD/PCDF vom Boden in die Pflanzen begründet. Für einige Pflanzen existieren darüber neue Untersuchungen aus der BRD, über die Rotard beim Expertengespräch kurz berichtete. Für einige Pflanzen (Karotten, Zwiebeln, Kartoffeln und Mais) sind bei Geyer et al (1987) Daten für den Übergang von 2,3,7,8-TCDD vom Boden in die Pflanzen zusammengefaßt.

8.5 Fichtennadeluntersuchung

Pflanzliche Oberflächen akkumulieren lipophile organische Spurenstoffe aus der Atmosphäre (Buckley, 1982). Gaggi und Bacci (1985) zeigten diese Tatsache für eine Reihe von chlorierten Kohlenwasserstoffen an Koniferennadeln. Daß dieses Verfahren auch für Ultraspurenstoffe wie PCDD/PCDF geeignet ist, ergaben Untersuchungen von Reischl et al (1987b) an Fichtennadeln. Dieselben Autoren konnten auch zeigen, daß ein Zusammenhang zwischen der Summe der PCDF in der Luft und in Fichtennadeln besteht (Reischl et al, 1987a) und dieses

Verfahren daher geeignet ist, mit PCDD/PCDF belastete Gebiete mit erhöhten PCDD/PCDF-Gehalten in der Luft aufzufinden.

Im Juli 1987 wurde eine Fichtennadelprobe auf PCDD/PCDF analysiert. Das Ergebnis zeigte gegenüber den Angaben bei Reischel et al (1987a und 1987b) stark erhöhte Werte.

Daraufhin wurden Fichtennadelproben von drei Standorten nach Nadeljahrgängen getrennt auf eine Belastung mit PCDD/PCDF untersucht.

Ziel dieser Untersuchung war, Aussagen über eine erhöhte Belastung der Luft im Jahr 1987 treffen zu können und Hinweise über die Belastung der Luft in den Jahren davor zu erhalten.

8.5.1 Auswahl der Probenahmestandorte und Probenahme

Für die erste Fichtennadelprobenahme wurde am 16. Juli 1987 ein Waldstandort mit Waldschäden 800 m südwestlich vom Werkszentrum (Hauptwindrichtung) am Matzenköpfl, ca. 100 m hinter der Geländekante, ausgewählt. Für die nachfolgende Fichtennadeluntersuchung wurden am 7. und 8. Oktober 1987 Proben von folgenden 3 Standorten genommen:

- Standort 1 (Matzenköpfl) 580 m Seehöhe

Waldstandort im immissionsbeeinflussten Gebiet in der Hauptwindrichtung vom Werk mit starken Waldschäden, Hauptbaumart Fichte, an der zum Werk exponierten Geländekante am Matzenköpfl, ca. 50 m über dem Talboden, 700 m südwestlich vom Werkszentrum. Es wurden Äste von 5 Fichten im Umkreis von ca. 50 m in 2 m Höhe entnommen.

- Standort 6 (Brennerautobahn/Matrei) 1070 m Seehöhe

Stark verkehrsbeeinflusster Waldstandort im siedlungsfreien Gebiet, 5 m bergseitig vom Fahrbahnrand entfernt, vor dem Autobahnparkplatz 2 km vor der Autobahnstation Matrei in Fahrtrichtung Brenner. Es wurden autobahnseitige Äste von 3 kleineren Fichten in 1 bis 2 m Höhe entnommen.

- Standort 7 (Zillertal/Schlitters) 620 m Seehöhe

Waldstandort, Hauptbaumart Fichte, mit Standort 1 bzgl. Vegetation, Gesteinsuntergrund, Hangneigung und Hangrichtung vergleichbar. 6,5 km südwestlich vom Werk, 3 km südlich vom Inn. Es wurden Äste von 3 Fichten in ca. 2 m Höhe entnommen.

Bei der Probenahme im Juli (Matzenköpfl) wurden die Nadeljahrgänge (ca. 1984 bis 1987) gemeinsam verwendet. Bei der Probenahme im Oktober 1987 wurden die Triebe nach den Nadeljahrgängen 1984 bis 1987 getrennt.

8.5.2 Probenvorbereitung und chemische Analyse

Die Äste bzw. Triebe wurden im Umlufttrockenschrank bei 50°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, die Äste bzw. Ästchen entfernt und die Nadeln gemahlen.

Die chemischen Analysen wurden am Institut für organische Chemie der Universität Tübingen von H. Hagenmaier durchgeführt.

8.5.3 Ergebnisse und Diskussion

Die Fichtennadelprobe vom Juli 1987 (Matzenköpfl) wurde auch auf polybromierte Dibenzodioxine und polybromierte Dibenzofurane sowie monobromierte/polychlorierte bzw. dibromierte/polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane untersucht.

Diese Verbindungen konnten in der Probe bei Nachweisgrenzen von ca. 5 bis 1 pg/g für die Mono- bis Hexabromkongeneren nicht nachgewiesen werden.

Dieses Ergebnis ist möglicherweise damit begründet, daß bromierte Dioxine und Furane gegenüber UV-Licht nicht so stabil sind wie PCDD/PCDF und die Oberflächen der Fichtennadeln dem Licht stark ausgesetzt sind.

Die Ergebnisse der chemischen Analyse der Fichtennadelproben auf PCDD/PCDF sind in der Tabelle 8.4 zusammengestellt, wobei jeweils die Summen der Homologen eines Chlorierungsgrades und die toxikologisch wichtigen in 2,3,7,8-Stellung substituierten Isomere in pg/g (ppt) angegeben sind. Die TCDD-Äquivalente bei Berechnung nach Vorschlag des Bundesgesundheitsamtes/Umweltbundesamt Berlin, der Environmental Protection Agency (EPA) und nach Eadon sind ebenfalls angegeben.

In den Abbildungen 8.22 und 8.23 sind die PCDD/PCDF als Summen der einzelnen Chlorierungsgrade für die einzelnen Nadeljahrgänge nebeneinander für den Standort 1 (Matzenköpfl) und 7 (Zillertal/Schlitters) dargestellt.

Die Werte des Nadeljahrganges 1987 zeigen die Belastung der Luft des Frühjahres und Sommers 1987 an. Die älteren Nadeljahrgänge sind tendenziell höher belastet, was auf einen Immissionseinfluß auch in den Jahren davor hinweist. Die Nadeloberflächen akkumulieren zwar PCDD/PCDF im Lauf der Zeit, allerdings kann wegen des nicht quantifizierbaren Fotoabbaus und wegen einer möglichen Gleichgewichtseinstellung zwischen Luft- und Nadelbelastung auch nicht relativ auf die Höhe der jährlichen Immission geschlossen werden.

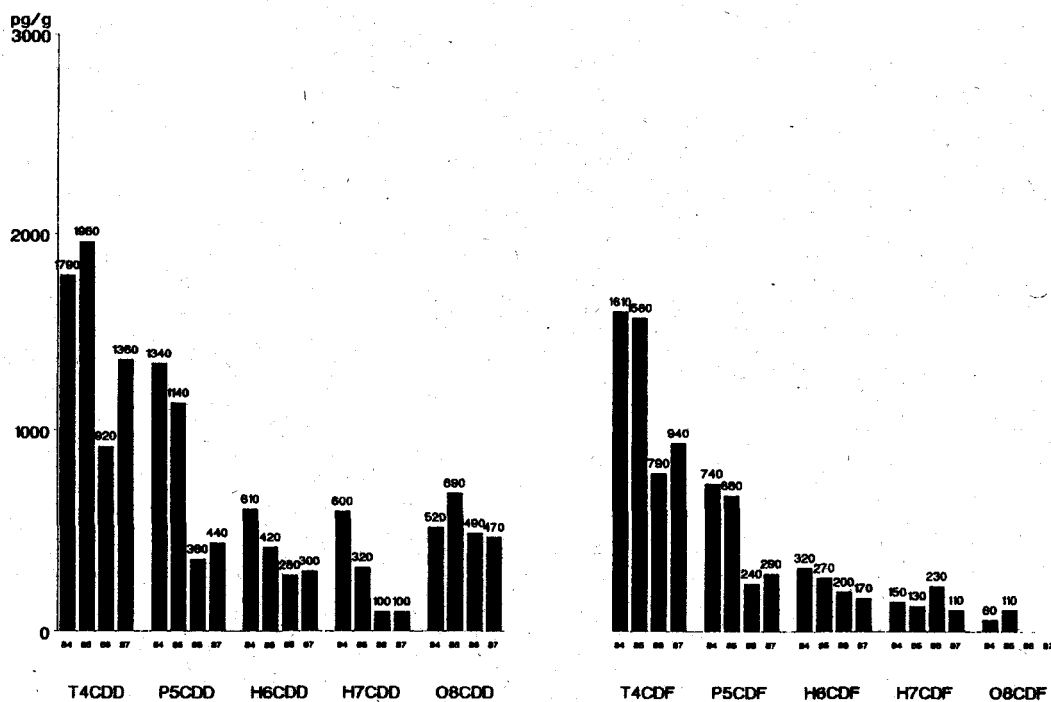
Tabelle 8.4: PCDD/PCDF in Fichtennadelproben (in pg/g Trockensubstanz)

Standort	MK	1 Matzenköpfl (700 m SW)	6 Brennerautobahn/Matrei	7 Zillertal/Schlitters (6,5km SW)
Probenahme	7/87	10/87	10/87	10/87
Nadeljahrgang	84-87	84	85	86
Summe Cl ₁ DD	980	1.790	1.960	920
Summe Cl ₁ DD	820	1.340	1.140	360
Summe Cl ₅ DD	950	610	420	280
Summe Cl ₆ DD	1.310	600	320	100
Summe Cl ₇ DD	7.620	520	690	490
Cl ₈ DD				
Summe PCDD	11.680	4.860	4.530	2.150
Summe PCDD				
Summe Cl ₄ DF	850	1.610	1.580	790
Summe Cl ₅ DF	330	740	680	240
Summe Cl ₆ DF	180	320	270	200
Summe Cl ₇ DF	290	150	130	230
Cl ₈ DF	130	60	110	n.n.
Summe PCDF	1.780	2.880	2.760	1.460
2,3,7,8-Cl ₄ DD	8	7	7	14
1,2,3,7,8-Cl ₄ DD	18	28	20	14
1,2,3,4,7,8-Cl ₅ DD	68	26	15	6
1,2,3,6,7,8-Cl ₅ DD	58	39	20	15
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DD	47	39	20	15
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DD	660	253	137	51
2,3,7,8-Cl ₄ DF	55	94	89	75
1,2,3,7,8-Cl ₄ DF	66	121	109	70
(+1,2,3,4,8-Cl ₅ DF)				
2,3,4,7,8-Cl ₅ DF	37	47	50	11
1,2,3,4,7,8-Cl ₅ DF	33	48	48	45
(+1,2,3,4,7,9-Cl ₆ DF)				
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DF	25	38	31	49
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DF	< 1	n.n.	n.n.	2
2,3,4,6,7,8-Cl ₆ DF	12	25	20	22
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	160	137	119	116
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇ DF	34	n.n.	n.n.	13
TCDD-Äquivalente: BGA	104	121	109	74
EPA 86	56	80	72	51
Eadon	84	126	111	82

Nachweisgrenze für die Einzelisomeren lag bei ca. 1 pg/g

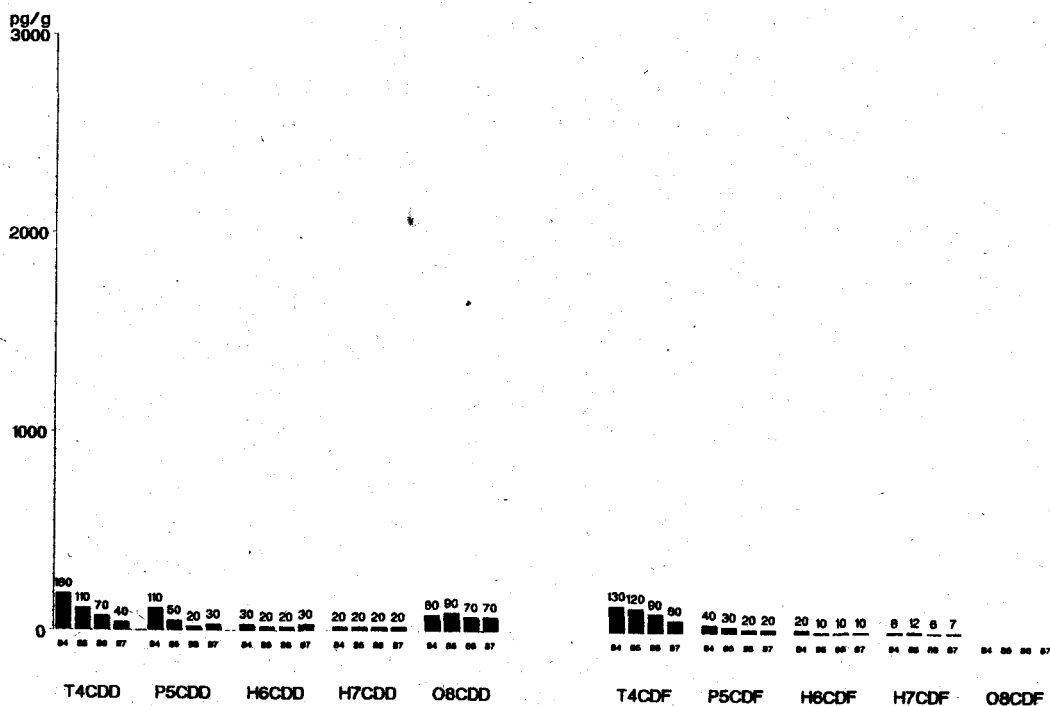
n.n.: nicht nachweisbar

Abbildung 8.22: PCDD/PCDF in Nadelproben vom Matzenköpfl getrennt nach Nadeljahrgängen



UMWELTBUNDESAMT Wien

Abbildung 8.23: PCDD/PCDF in Nadelproben vom Zillertal getrennt nach Nadeljahrgängen



UMWELTBUNDESAMT Wien

Der Vergleich des werksnahen Standorts Matzenköpfl mit dem 6,5 km entfernten Standort Zillertal/Schlitters zeigt eine etwa um den Faktor 10 höhere Belastung am werksnahen Standort.

Im Vergleich mit Fichtennadeluntersuchungen aus der BRD (Reischl et al, 1987a) liegen die Belastungen der Nadeln vom Matzenköpfl bezüglich der Summe der PCDD etwa um den Faktor 10 und bezüglich der Summe der PCDF um den Faktor 4 über Nadelproben aus einem Industriegebiet. Der Vergleich mit Proben aus einem Reinluftgebiet in der BRD zeigt, daß die Werte vom Matzenköpfl um den Faktor 40 höher liegen.

8.6. Untersuchung der Umgebungsluft

Nachdem die Belastung des Raumes Brixlegg mit PCDD/PCDF durch die Boden- und Fichtennadeluntersuchungen bekannt war, wurden vom Bundesgesundheitsamt Berlin (Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, W. Rotard) Untersuchungen der PCDD/PCDF-Konzentrationen in der Umgebungsluft durchgeführt (Christmann et al, 1988 b).

8.6.1 Probenahme und chemische Analyse

Während 4 Meßperioden von je 11 - 15 Tagen wurden in 300 m Entfernung von der Hauptemissionsquelle in der Hauptwindrichtung je 700 - 1000 m³ Luft über einen PU-Schaumpfropfen gesammelt, die PCDD/PCDF extrahiert und mittels GC/MS analysiert. Die Nachweisgrenzen für die Einzelisomere lagen zwischen 0,01 und 0,1 pg/m³.

8.6.2 Ergebnisse und Diskussion

In der Tab. 8.5 sind die Ergebnisse der Messungen in den 4 Meßperioden für die Summen der Einzelisomere eines Chlorierungsgrades zusammengestellt. Zum Vergleich sind Mittelwerte von Messungen in Berlin und Gelsenkirchen angeführt (Christmann et al, 1988 b).

Tabelle 8.5: PCDD/PCDF-Gehalte in der Umgebungsluft (4 Meßperioden, in pg/m^3)

Meßperiode vom bis (1988)	Brixlegg				Berlin	Gelsenkirchen
	I	II	III	IV	(n=10)	(n=5)
	18.2.	17.5.	31.5.	29.6.		
	29.2.	31.5.	15.6.	13.7.		
Summe C14DD	23.6	17.8	10.8	9.6	n.n.	n.n.
Summe C15DD	13.9	16.2	7.6	10.8	n.n.	0.3
Summe C16DD	2.7	2.8	1.8	1.9	n.n.	0.4
Summe C17DD	3.9	2.3	0.7	1.2	9.6	5.1
Summe C18DD	2.7	2.1	0.5	1.0	8.5	8.5
Summe PCDD	46.8	41.2	21.4	24.5	18.1	14.3
Summe C14DF	52.7	40.1	37.6	38.0	0.3	0.4
Summe C15DF	18.6	13.0	9.1	15.3	n.n.	0.2
Summe C16DF	5.6	5.3	2.6	4.7	0.3	0.5
Summe C17DF	3.3	4.6	1.2	3.3	3.4	1.3
Summe C18DF	1.1	n.n.	0.9	0.8	0.2	n.n.
Summe PCDF	81.3	63.0	51.4	62.1	4.2	2.4
TCDD-Äquivalente (BGA)	2.3	1.9	1.2	1.5	0.1	0.1

Die gemessenen PCDD/PCDF-Gehalte in der Umgebungsluft in TCDD-Äquivalenten liegen mit 1.2 bis 2.3 pg/m³ wesentlich höher als Vergleichswerte. Insbesondere ein Wert von 2.3 pg/m³ TCDD-Äquivalenten wurde nach Angaben des BGA Berlin bisher noch nie gemessen. In Innenräumen kann es in Extremfällen durch die Anwendung von Holzschutzmitteln zu vergleichbaren Belastungen (in Äquivalenten) kommen (Christmann et al, 1988 b).

Ab März 1988 wurden im Montanwerk Brixlegg keine sichtbar kunststoffhältigen Materialien als Einsatzstoffe mehr verwendet. Die Meßperiode I fällt in eine Zeit, in der im Montanwerk Brixlegg die üblichen Einsatzmaterialien verwendet wurden, während die Perioden II-IV in der Zeit liegen, in der keine sichtbar kunststoffhältigen Materialien (abgesehen von einzelnen Tagen für Emissionsmessungen) mehr eingesetzt wurden.

Nach dieser Maßnahme konnte eine Verminderung der Belastung der Luft um 17 % (Meßperiode II), 48 % (Meßperiode III) bzw. 35 % (Meßperiode IV) festgestellt werden.

8.7 Kuhmilchuntersuchung

Die toxikologisch wichtigen, in 2,3,7,8-Stellung substituierten PCDD/PCDF reichern sich im tierischen Fett und im Milchfett stark an. Connett und Webster (1987) haben aus Daten von Fütterungsversuchen berechnet, daß im Gleichgewicht die Konzentration des 2,3,7,8-TCDD im Milchfett um den Faktor 12,2 höher liegt als die Konzentration im Futter.

In die Dioxinuntersuchung des Umweltbundesamtes wurde deshalb eine Kuhmilchprobe von einem landwirtschaftlichen Betrieb einbezogen, der einen größeren Teil seiner Futter-

flächen im immissionsbeeinflussten Gebiet hat (vgl. Tabelle 8.6, und 8.7, Probe 2A).

In dieser Probe wurde ein stark erhöhter Gehalt an PCDD/PCDF gefunden. In der Folge trat man von seiten der Tiroler Landesregierung an das Umweltbundesamt heran, an einem Milchuntersuchungsprogramm teilzunehmen, das weitere Grundlagen für Entscheidungen liefern sollte.

8.7.1 Auswahl der Kuhmilchproben und Probenahme

Von Vertretern der Tiroler Landesregierung und von einem Mitarbeiter des Umweltbundesamtes wurden die Milchproben mit dem Ziel ausgewählt, die voraussichtlich am stärksten belasteten Höfe zu erfassen, Aussagen über die Belastung der Sammelmilch aus der Region treffen zu können und einen Vergleich mit Milch aus der Region abseits der Hauptwindrichtungen bzw. mit Milch abseits von potentiellen Emittenten zu ermöglichen.

Es wurden daher am 25.02.1988 folgende Milchproben genommen (Mischproben von den einzelnen Höfen bzw. Sammelmilchproben):

6 Milchproben von Höfen mit Wiesen im Immissionseinflußgebiet des Montanwerkes Brixlegg (Pr. Nr. 1-6).

1 Milchprobe von einem Hof mit Wiesen ausschließlich abseits der Hauptwindrichtung in 3 km Entfernung vom Montanwerk (Pr. Nr. 7).

1 Sammelmilchprobe (Tankwagen) aus der Region Brixlegg/Kramsach/Zimmermoos (Pr. Nr. 9).

1 Sammelmilchprobe aus der Käserei Kössen, deren Einzugsgebiet abseits von möglichen Emittenten liegt (Pr. Nr. 8).

Die Futterwiesen der beprobten Höfe liegen teilweise zerstreut. Ihre Lage zum Emittenten (Größe, Entfernung und Richtung) ist in Tabelle 8.6 ersichtlich. Die durchschnittliche Milchleistung der Kühe liegt zwischen 4000 und 5500 kg/Jahr. Es wird zwischen 1 und 2,5 kg Kraftfutter pro Kuh und Tag zugefüttert. Bei einem der Höfe (Probe 6) wird auch Gras- und Maissilage verfüttert.

8.7.2 Chemische Analyse

Die Milchproben wurden einer isomerenspezifischen Analyse der PCDD/PCDF an der Universität Tübingen nach der bei Rappe et al (1987) angegebenen Analysenvorschrift im Auftrag der Tiroler Landesregierung durchgeführt.

8.7.3 Ergebnisse

In der Tabelle 8.6 sind die Ergebnisse (2,3,7,8-TCDD und TCDD-Äquivalente) zusammengefaßt. In dieser Tabelle sind auch einige Meßergebnisse von Kuhmilch und Muttermilch aus der Literatur zum Vergleich zusammengestellt. Tabelle 8.7 zeigt die Einzelergebnisse der Tiroler Milchproben.

Von den 210 theoretisch möglichen PCDD und PCDF wurden in diesen Milchproben nur 7 PCDD und 9 PCDF gefunden, die alle in 2,3,7,8-Stellung substituiert sind. Diese Gruppe umfaßt alle Verbindungen, die als das "dirty dozen" bezeichnet werden.

Tabelle 8.6: Beschreibung der Kuhmilchproben mit Angaben zur Lage der Futterwiesen zum Emittenten (HWR: Hauptwindrichtung). TCDD-Äquivalente (BGA) und 2,3,7,8-TCDD in ng/kg; Vergleichswerte (Kuhmilch und Muttermilch) aus Literaturangaben

Pr.Nr.	Lage der Wiesen bzw. Probenbeschreibung		TCDD-Äquivalente (BGA)		2,3,7,8-TCDD	
			Milch	Fett	Milch	Fett
<u>Kuhmilch aus Tirol:</u>						
2	3,5 ha 750 - 950 m SW	HWR	1,42	33,8	0,75	17,8
	2,5 ha 600 - 800 m W					
2A	"	Probenahme 07.10.1987	0,77	20,8	0,30	8,1
5	7 ha 1100-1400 m SW	HWR	1,25	37,0	0,63	18,5
	4,4 ha 5000 m WSW, hinter Reither Kogel					
1	19,7 ha 1400 - 2200 m SW	HWR	1,05	30,0	0,55	15,7
3	3 ha 1000 - 1150 m SW	HWR	0,70	17,3	0,38	9,4
	4 ha 1600 - 1900 m SW	(nördl. Inn)				
	7 ha 2500 - 3500 m WSW	(nördl. Inn)				
6	14 ha 700 - 1400 m WSW	(nördl. Inn)	0,52	15,3	0,14	4,1
4	3 ha 1100 - 1600 m SW					
	8 ha 2800 m SO (Reith)	(neben 7)	0,52	13,5	0,18	4,7
7	9 ha 2600 m SO (Reith)	(neben 4)	0,11	3,1	0,02	0,6
9	Sammelmilch Brixlegg/ Kramsach/Zimmermoos		0,38	12,1	0,08	2,5
8	Sammelmilch Kössen		0,08	3,6	<0,01	<0,5
<u>Vergleichswerte:</u>						
<u>Kuhmilch</u>						
BRD ¹	Mittelwert 8 Proben		0,032 ⁴	0,92	0,008 ⁴	0,2
CH ²	Mittelwert 2 Proben		0,026	0,62	<0,013	<0,3
	Suhr (Müllverbren-		0,145	4,57	0,038	1,20
	Hunzenschwil (nungsanlage)		0,258	5,77	0,049	1,10
	Rheinfelden (Chemieindustrie)		0,122	3,50	0,021	0,60
<u>Muttermilch</u>						
BRD ¹	Mittelwert 30 Proben		0,705 ⁴	17,6	0,14 ⁴	3,4
Ostöster- reich ³	Mittelwert 2 Proben		0,37	9,5	0,11	2,8

¹ Beck et al. 1987

² Rappe et al. 1987

³ WHO 1989

Tabelle 8.7: PCDD/PCDF in Kuhmilchproben (in ng/kg)
(Probenahme 2A: Oktober 1987; 1 bis 9: Februar 1988)

Probennummer	2A	2	5	1	3	6	4	7	9	8
Fettgehalt	3,70%	4,20%	3,40%	3,50%	4,00%	3,40%	3,85%	3,50%	3,15%	2,25%
auf Milchbasis:										
2,3,7,8-Cl ₄ DD	0,30	0,75	0,63	0,55	0,38	0,14	0,18	0,02	0,08	< 0,01
1,2,3,7,8-Cl ₅ DD	0,46	1,04	0,87	0,73	0,55	0,32	0,35	0,08	0,22	0,04
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DD	0,13	0,16	0,19	0,16	0,16	0,22	0,17	0,08	0,15	0,03
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DD	0,34	0,48	0,50	0,36	0,25	0,44	0,35	0,17	0,32	0,14
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DD	0,13	0,40	0,12	0,19	0,16	0,41	0,41	0,12	0,38	0,08
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DD	0,36	0,24	0,58	0,68	0,23	0,95	0,34	0,11	0,18	0,13
Cl ₈ DD	1,79	1,15	10,0	5,10	0,76	2,96	1,76	0,26	0,63	0,21
2,3,7,8-Cl ₄ DF	0,09	0,31	0,31	0,28	0,07	0,10	0,04	0,02	0,05	0,02
1,2,3,7,8-Cl ₅ DF	0,18	0,27	0,22	0,22	0,06	0,07	0,05	0,02	0,06	0,02
2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	2,25	1,25	1,97	0,93	0,43	0,32	0,28	0,08	0,23	0,08
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	0,48	1,12	0,91	0,92	0,64	0,67	0,64	0,12	0,43	0,14
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DF	0,30	0,72	0,61	0,60	0,44	0,45	0,50	0,11	0,41	0,12
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DF	n.n.	0,06	0,01	0,02	0,02	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	0,24	0,80	0,32	0,37	0,32	0,55	0,54	0,09	0,48	0,08
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	0,27	0,36	0,23	0,85	0,24	0,92	0,34	0,22	0,19	0,19
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇ DF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cl ₈ DF	0,29	0,46	0,13	1,01	0,39	0,83	0,46	0,33	0,23	0,16
auf Fettbasis:										
2,3,7,8-Cl ₄ DD	8,1	17,8	18,5	15,7	9,4	4,1	4,7	0,6	2,5	< 0,5
1,2,3,7,8-Cl ₅ DD	12,5	24,5	25,3	20,9	13,6	9,5	9,2	2,2	7,0	1,8
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DD	3,5	3,7	5,4	4,7	4,1	6,5	4,5	2,2	4,8	1,3
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DD	9,3	11,2	14,5	10,2	6,1	12,9	9,1	4,9	10,2	6,2
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DD	3,5	9,4	3,6	5,5	4,1	12,1	10,6	3,4	12,1	3,6
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DD	9,8	5,6	17,1	19,5	5,7	27,9	8,8	3,1	5,7	5,8
Cl ₈ DD	48,5	27,1	293,0	145,7	18,9	87,1	45,7	7,4	20,0	9,3
2,3,7,8-Cl ₄ DF	2,4	7,4	9,0	7,9	1,8	2,9	1,0	0,6	1,6	0,9
1,2,3,7,8-Cl ₅ DF	4,8	6,3	6,5	6,2	1,6	2,1	1,3	0,6	1,9	0,9
2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	61,2	29,5	57,6	26,5	10,6	9,4	7,3	2,2	7,3	3,6
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	12,9	26,5	26,8	25,9	15,9	19,7	16,6	3,4	13,6	6,2
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DF	8,3	17,1	17,8	17,1	10,8	13,2	13,0	3,1	13,0	5,3
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DF	n.n.	1,3	0,3	0,7	0,6	0,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	6,5	18,8	9,4	10,5	8,0	16,2	14,0	2,6	15,2	3,6
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	7,3	8,5	6,8	24,2	5,8	27,1	8,8	6,3	6,0	8,4
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇ DF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cl ₈ DF	7,9	10,9	3,9	28,7	9,7	24,4	11,9	9,4	7,3	7,1

Dieses Verteilungsmuster der einzelnen PCDD/PCDF in den Milchproben unterscheidet sich vom Verteilungsmuster in den Boden- und Fichtennadelproben aus dem Raum Brixlegg, bei denen die 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF nur einen Bruchteil der gesamten PCDD/PCDF ausmachen.

Das Ergebnis, daß die in 2,3,7,8-Stellung substituierten Verbindungen in biologischen Proben (Kuhmilch, Muttermilch, tierisches und menschliches Fettgewebe) angereichert sind, stimmt mit Literaturangaben überein.

Bei den höher belasteten Proben (1-6) stammt etwa die Hälfte der TCDD-Äquivalente vom 2,3,7,8-TCDD. Dieser Anteil ist wesentlich höher als der von den Tiroler Vergleichsproben und als der von in der Fachliteratur beschriebenen Proben.

Das Ergebnis der Untersuchung läßt sich folgendermaßen zusammenfassen:

- * Die Milchproben von Höfen mit Wiesen im vom Montanwerk Brixlegg immissionsbeeinflussten Gebiet (vor allem in der Hauptwindrichtung südwestlich des Werkes bis zur Entfernung von etwa 2,5 km rechts vom Inn) zeigten stark erhöhte Gehalte an PCDD/PCDF (520-1420 pg/l TCDD-Äquivalente).
- * Je näher diese Wiesen beim Werk liegen und je größer der Anteil dieser Wiesen an der Gesamtfläche der beprobten Höfe ist, desto höher war die Belastung der Milch.
- * Die Richtung westlich vom Werk (links vom Inn) scheint etwas begünstigt zu sein. Allerdings waren die Meßwerte einer Probe von einem werksnahen Hof (Probe 6, 650-1000m) auch noch stark erhöht (520 pg/l TCDD-Äquivalente).

- * Auch die Tankwagensammelmilch aus der Region Brixlegg/Kramsach/Zimmermoos war deutlich mit PCDD/PCDF belastet (380 pg/l TCDD-Äquivalente).
- * Die als Vergleichsprobe gewählte Sammelmilch Kössen (Einzugsgebiet abseits von möglichen Emittenten) wies einen Gehalt von 80 pg TCDD-Äquivalente pro Liter Milch auf. Dieser Wert beträgt etwa das Doppelte des Mittelwertes aus 8 Milchproben aus der Bundesrepublik Deutschland (Beck et al 1987), und liegt ca. um den Faktor 2,5 unter dem Mittelwert zweier Milchproben aus der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage in der Schweiz (Rappe et al 1987).
- * Der Vergleich zweier Betriebe in Reith (3 km südöstlich des Werkes, abseits der Hauptwindrichtung), von denen einer ca. ein Drittel seiner Wiesen in der stark immissionsbeeinflussten Zone 1 km südwestlich des Werkes hat, zeigt ebenfalls einen deutlichen Unterschied in der Belastung (520 zu 110 pg/l TCDD-Äquivalente).

8.8 Heu- und Grasuntersuchung

Nachdem die Belastung von Kuhmilch und der Luft im Raum Brixlegg mit PCDD/PCDF festgestellt und als Verursacher die Montanwerke Brixlegg erkannt worden waren, wurde als erste Maßnahme zur Verringerung der PCDD/PCDF-Emissionen ab März 1988 (mit Ausnahme einiger Tage für Meßzwecke) im Montanwerk keine sichtbar kunststoffhaltigen Materialien mehr eingesetzt.

Über das Tierfutter werden die 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF-Isomere im tierischen Fett und im MilCHFett angereichert. Die Kenntnis der Belastung des Tierfutters mit PCDD/PCDF war daher von Interesse.

8.8.1 Probenahme

Von 4 Flächen in der Hauptwindrichtung (südwestlich) vom Werk waren im Februar 1988 Heuproben aus der Saison 1987 erhältlich. Dabei wurden nach Möglichkeit Mischproben aus den 3 Schnitten hergestellt. Bei einer dieser Proben handelt es sich um die Probe eines Betriebes, dessen gesamte Wirtschaftsfläche in der Hauptwindrichtung vom Werk liegt. Somit korrespondiert diese Probe örtlich und zeitlich mit einer Milchprobe dieses Betriebes vom Februar 1988.

Anfang Mai 1988 wurden von 4 Flächen in der Hauptwindrichtung (südwestlich vom Werk) und von einer Fläche südlich des Werkes Grasproben von bewirtschafteten Dauerpiesen entnommen.

Die Probefläche betrug jeweils mehrere ha, auf der je nach Größe der Probefläche zwischen 7 und 12 zufällig verteilte m^2 mit einem Rahmen abgesteckt und vollständig abgeerntet wurden. Ein Aliquot der Mischproben wurde bei $50^{\circ}C$ im Umlufttrockenschrank getrocknet und zur chemischen Analyse versendet.

Der Zeitpunkt dieser Probenahme war knapp vor der 1. Mahd gewählt, sodaß die Vegetation ausreichend weit entwickelt war. Die Ernte betrug für die Probefläche zwischen 670 und 1360 g Frischsubstanz pro m^2 .

8.8.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Proben von Heu und Gras sind in den folgenden beiden Tabellen zusammengestellt. Tabelle 8.8 zeigt die Meßergebnisse für die Heuproben der Saison 1987. In Tabelle 8.9 sind die Meßergebnisse der Grasproben vom Mai 1988 zusammengestellt.

Tabelle 8.8: PCDD/PCDF in Heuproben (Saison 1987, Mischproben aus 3 Schnitten) in ng/kg TS

Richtung SW	1000- 1100m	1100- 1400m	1400- 2200m
Summe Cl ₄ DD	263	2001	1632
Summe Cl ₅ DD	195	536	388
Summe Cl ₆ DD	89	76	64
Summe Cl ₇ DD	62	39	33
Cl ₈ DD	334	82	86
Summe PCDD	943	2734	2203
Summe Cl ₄ DF	260	1092	983
Summe Cl ₅ DF	76	211	184
Summe Cl ₆ DF	46	58	45
Summe Cl ₇ DF	20	14	21
Cl ₈ DF	4	9	7
Summe PCDF	406	1384	1240
2,3,7,8-Cl ₄ DD	2.4	2.9	9.4
1,2,3,7,8-Cl ₅ DD	5.7	39.2	25.2
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DD	7.4	1.1	1.2
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DD	5.0	2.4	2.6
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DD	2.5	n.n.	n.n.
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DD	27	15	13
2,3,7,8-Cl ₄ DF	33.0	42.7	38.5
1,2,3,7,8-Cl ₅ DF	15.1	26.7	23.7
(+1,2,3,4,8-Cl ₅ DF)			
2,3,4,7,8-Cl ₅ DF	8.5	9.6	6.6
1,2,3,4,7,8-Cl ₆ DF	9.8	8.5	7.5
(+1,2,3,4,7,9-Cl ₆ DF)			
1,2,3,6,7,8-Cl ₆ DF	6.5	6.7	5.0
1,2,3,7,8,9-Cl ₆ DF	n.n.	n.n.	n.n.
2,3,4,6,7,8-Cl ₆ DF	5.4	4.0	3.0
1,2,3,4,6,7,8-Cl ₇ DF	20	14	21
1,2,3,4,7,8,9-Cl ₇ DF	n.n.	n.n.	n.n.
TCDD-Äquivalente (BGA)	21	57	53

Tabelle 8.9: PCDD/PCDF in Grasproben (Mai 1988) in ng/kg TS

Richtung	Südwesten (Hauptwindrichtung)				Süden
Entfernung	280- 450m	1100- 1400m	1400- 2200m	2350- 2900m	750- 1000m
Summe C1 ₄ DD	740	1210	660	550	490
Summe C1 ₄ DD	300	330	340	150	270
Summe C1 ₅ D	120	75	51	48	100
Summe C1 ₆ DD	18	22	18	17	23
C1 ₈ DD	28	32	31	21	12
Summe PCDD	1206	1669	1100	786	895
Summe C1 ₄ DF	370	510	320	210	340
Summe C1 ₅ DF	200	180	110	52	170
Summe C1 ₆ DF	83	44	38	18	60
Summe C1 ₇ DF	10	17	11	11	18
C1 ₈ DF	6	9	8	5	6
Summe PCDF	669	760	487	296	594
2,3,7,8-C1 ₄ DD	7	8	9	6	7
1,2,3,7,8-C1 ₅ DD	3	3	5	4	4
1,2,3,4,7,8-C1 ₆ DD	4	2	2	1	2
1,2,3,6,7,8-C1 ₆ DD	4	2	1	1	4
1,2,3,7,8,9-C1 ₆ DD	2	n.n.	n.n.	n.n.	2
1,2,3,4,6,7,8-C1 ₇ DD	9	10	7	8	11
2,3,7,8-C1 ₄ DF	26	38	24	16	27
1,2,3,7,8-C1 ₅ DF	19	18	14	4	18
(+1,2,3,4,8-C1 ₅ DF)					
2,3,4,7,8-C1 ₅ DF	13	9	6	4	11
1,2,3,4,7,8-C1 ₆ DF	13	7	6	3	9
(+1,2,3,4,7,9-C1 ₆ DF)					
1,2,3,6,7,8-C1 ₆ DF	10	5	5	2	8
1,2,3,7,8,9-C1 ₆ DF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2,3,4,6,7,8-C1 ₆ DF	5	3	2	1	5
1,2,3,4,6,7,8-C1 ₇ DF	10	17	11	11	18
1,2,3,4,7,8,9-C1 ₇ DF	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
TCDD-Äquivalente (BGA)	34	40	30	20	30

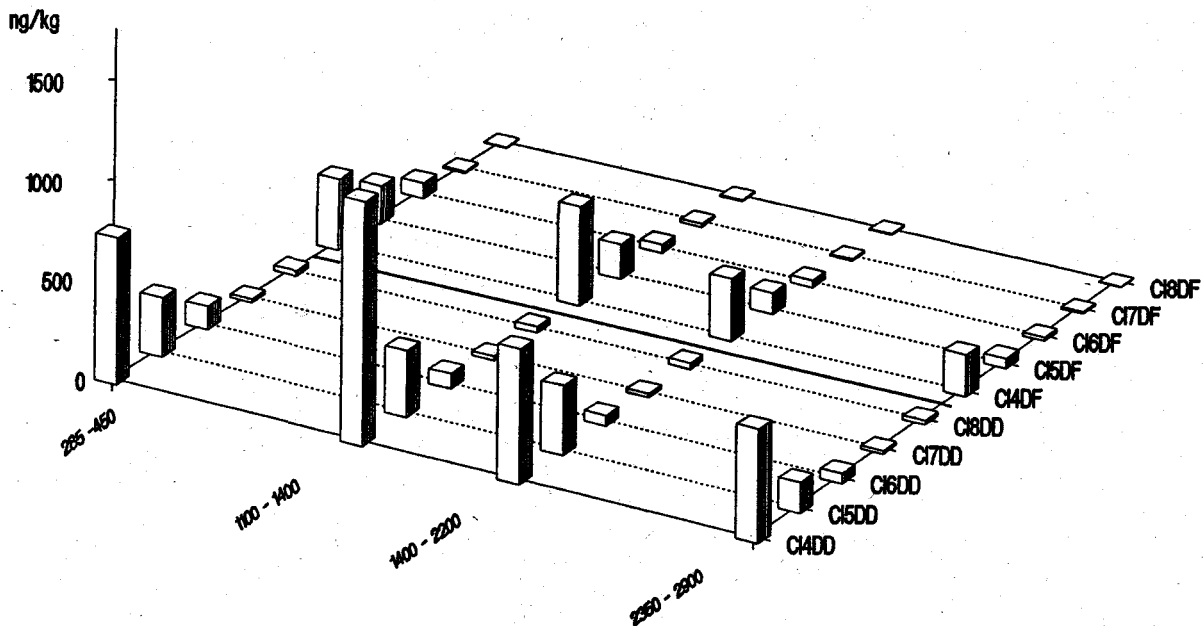
Alle untersuchten Proben von Heu der Saison 1987 und von Gras vom Mai 1988 enthielten beträchtliche Mengen an PCDD/PCDF.

Sowohl bei den Heuproben vom Jahr 1987 als auch bei den Grasproben vom Mai 1988 fällt auf, daß die jeweils höchste Belastung auf der Fläche zwischen 1100 und 1400 m in der Hauptwindrichtung vom Werk (südwestlich) gefunden wurden. Die werksnäheren Probeflächen (1000 - 1100 m im Jahr 1987 bzw. 280 - 450 m im Mai 1988) sind jeweils geringer belastet. Für die Proben aus dem Jahr 1987 könnte als Grund die abschirmende Wirkung eines Windschutzstreifens angenommen werden, der zwischen Werk und beprobten Flächen in einer Entfernung von 600 - 800 m liegt. Die geringere Belastung der Grasprobe von der werksnächsten Fläche (280 - 450 m SW) gegenüber den weiter vom Werk entfernten Flächen läßt sich möglicherweise damit erklären, daß wegen der Höhe der Hauptemissionsquelle für PCDD/PCDF der Bereich maximaler Immissionskonzentration in etwas größerer Entfernung liegt. Die Artenzusammensetzung mit hohem Ampferanteil auf diesen Probefläche könnte ebenfalls für eine geringere PCDD/PCDF-Deposition verantwortlich sein.

Ab dem Belastungsschwerpunkt in 1100 - 1400 m Entfernung nehmen die Belastungen des Grases mit zunehmender Entfernung ab. In Abbildung 8.24 ist die Belastung der Grasproben vom Mai 1988 in südwestlicher Richtung (Hauptwindrichtung) vom Werk dargestellt.

Die Abbildung zeigt auch, daß das Verteilungsmuster der Summen der einzelnen Chlorierungsgrade bei den verschiedenen Proben gut übereinstimmt.

Abbildung 8.24: PCDD/PCDF in Grasproben vom Mai 1988 in der Hauptwindrichtung (SW) vom Montanwerk (in ng/kg Trockensubstanz mit Entfernungsangaben in m).



Für die Heuproben von 1987 ist die Übereinstimmung der Isomerenmuster nicht in dem Ausmaß gegeben. Der Grund dafür ist in der Probenahme zu suchen, die für diese Probe nur mehr vom bereits geernteten Heu möglich war. Unterschiedliche Anteile der einzelnen Schnitte des Jahres 1987 in einer Probe können deshalb nicht ausgeschlossen werden.

Der Belastungsschwerpunkt für die Heu- und Grasproben 1100 - 1400 m südwestlich des Montanwerkes deckt sich nicht mit dem Punkt der höchsten gefundenen Bodenbelastung, 230 m südwest-

lich des Werkes (vgl. Kapitel 8.4). Die im Boden gemessenen Werte repräsentieren eine über viele Jahre akkumulierte Belastung. Möglicherweise haben in früheren Jahren niedrige Emissionsquellen im Montanwerk eine größere Rolle gespielt.

"

Parallel zu den Grasproben vom Mai 1988 wurden auch Bodenproben von denselben Flächen entnommen. Die Probenahme erfolgte mit einem Bodenstecher von 5 cm Durchmesser auf 5 cm Tiefe, wobei zwischen ca. 30 und 100 Einstiche statistisch verteilt über die gesamte Probefläche von mehreren ha entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt wurde.

In der Tabelle 8.10 sind die wichtigsten Meßergebnisse der korrespondierenden Gras- und Bodenproben gegenübergestellt:

Tabelle 8.10: Vergleich von PCDD/PCDF in Gras- und entsprechenden Bodenproben (in ng/kg TS)

Richtung	Südwesten (Hauptwindrichtung)				Süden	
Entfernung	280-450m		1100-1400m		2350-2900m	
Probe	Gras	Boden	Gras	Boden	Gras	Boden
Summe PCDD	1206	3160	1669	1460	1100	730
Summe PCDF	669	3010	760	1000	487	528
2,3,7,8-TCDD	7	12	8	5	9	2
TCDD-Äquiv. (BGA)	34	117	40	41	30	22
					20	14
					30	7

Die Tatsache, daß sowohl in Proben der Saison 1987 als auch in den Proben vom Mai 1988 beträchtliche Mengen an PCDD/PCDF gefunden wurde, ist insoferne bemerkenswert, als ab Anfang März 1988 im Montanwerk kein sichtbar kunststoffhaltiges Material mehr verwendet wurde. Die Vegetationsperiode des Grases 1988 fällt somit in diese Zeit. Zur Verdeutlichung des Effektes dieser Maßnahme sind die wesentlichen Meßwerte des Grases von denselben Flächen in der Tabelle 8.11 noch einmal gegenübergestellt.

Tabelle 8.11: Vergleich von PCDD/PCDF in Heu (1987) und Gras (Mai 1988) in ng/kg TS

Richtung SW (HWR)	1100-1400m			1400-2200m		
	Heu 1987	Gras 1988	%	Heu 1987	Gras 1988	%
Summe PCDD	2734	1669	-39	2203	1100	-50
Summe PCDF	1384	760	-45	1240	487	-61
2,3,7,8-Cl ₄ DD	2,9	8	+176	9,4	9	- 4
TCDD-Äquiv.	57	40	-30	53	30	-43

In TCDD-Äquivalenten ausgedrückt betrug die PCDD/PCDF-Belastung des Grases des 1. Schnittes von 1988 gegenüber Heu 1987 etwa 60 %. Diese Verringerung der Belastung kann aller Wahrscheinlichkeit nach auf das Kunststoffeinsatzverbot im Montanwerk zurückgeführt werden.

In diesem Zusammenhang sei auf neue Arbeiten verwiesen, die die PCDD/PCDF-Entstehung bei der thermischen Behandlung von PVC sowohl in der Praxis (Hagenmaier et al, 1986 a) als auch im Laborversuch (Christmann et al, 1989 a) nachweisen.

Es muß allerdings betont werden, daß die PCDD/PCDF-Belastung des Futtergrases von den immissionsbeeinflußten Flächen auch im Jahr 1988 noch beträchtlich war und daher die Verringerung der PCDD/PCDF-Belastung durch das PVC-Einsatzverbot im Montanwerk keineswegs zu einem befriedigenden Erfolg führte.

8.9 Bioakkumulation von PCDD/PCDF

Zur Abschätzung der Umweltgefährlichkeit einer Chemikalie wird unter anderem auch ihr Bioakkumulationspotential in Organismen herangezogen. Dazu wurde der Begriff des Bioakkumulationsfaktors (BAF) eingeführt, der als das Verhältnis der Konzentration im Zielmedium zur Konzentration im Ausgangsmedium berechnet wird und so z.B. den Übergang einer Substanz vom Boden in Pflanzen oder vom Futter in tierische Organismen bzw. in die Milch beschreibt.

Ein $BAF = 1$ bedeutet, daß die Konzentration im Ausgangs- und Zielmedium gleich ist. Bei einem BAF größer 1 ist die Konzentration im Zielmedium höher (Anreicherung), bei einem BAF kleiner 1 geringer als im Ausgangsmedium (Abreicherung).

Für den Übergang von 2,3,7,8-TCDD vom Boden in einige Pflanzen (Karotte, Zwiebel, Kartoffel, Mais) sind bei Geyer et al (1987) Daten zusammengestellt.

Die Bioakkumulationsfaktoren liegen für die oberirdischen Pflanzenteile dieser Pflanzen zwischen 0,25 und 0,66 (bezogen auf trockenen Boden und die Trockensubstanz der Pflanzen) bei Konzentrationen des 2,3,7,8-TCDD im Boden im unteren ppt-Bereich (vergleichbar Brixlegg).

Für das Verhalten von PCDD/PCDF im Dauergrünland existieren keine zugänglichen Daten. Aus den Untersuchungen im Raum Brixlegg ergeben sich einige Hinweise, daß der Hauptanteil der Belastung des Grases mit PCDD/PCDF derzeit über die Luft und nicht über Wurzelaufnahme aus dem Boden erfolgt. Dafür sprechen ein Vergleich der Isomerenmuster im Boden und im Heu von derselben Probestfläche mit den Luftmeßdaten (Riß et al 1989) und die Auswirkungen des Kunststoffeinsatzverbotes auf die Luft- und Grasbelastung (vgl. Kapitel 8.6 und 8.8). Eine Prognose, wie weit die Grasbelastung und in der Folge die Belastung der Kuhmilch bei einer drastischen Reduzierung der PCDD/PCDF-Emission aus dem Montanwerk zurückgehen wird, ist nicht möglich.

Für den Übergang Futter - Milchfett haben Connett und Webster (1987) aus Daten von Fütterungsversuchen einen Bioakkumulationsfaktor für 2,3,7,8-TCDD von 12,2 berechnet.

Von Geyer et al (1987) wird für das 1,2,3,6,7,8-Cl₆DD ein BAF von 2,4, für das 1,2,3,4,6,7,8-Cl₇DD von 0,25, für das Cl₈DD von 0,05 und für Cl₈DF von 0,02 aus Daten von einem Fütterungsversuch mit verunreinigtem Pentachlorphenol errechnet.

Nach diesen Angaben reichern sich die gefährlicheren, in 2,3,7,8-Stellung substituierten, niedriger chlorierten Dioxine im Milchfett an.

Die Untersuchungen aus dem Raum Brixlegg lassen einen Vergleich der PCDD/PCDF-Belastung des Heus und der Milch eines landwirtschaftlichen Betriebes zu, dessen gesamte Hofffläche in der Hauptwindrichtung in 1,4 bis 2,2 km Entfernung vom Montanwerk liegt. Die entsprechenden Daten (Heu von der Saison 1987, Milchprobenahme im Februar 1988)

Für das Verhalten von PCDD/PCDF im Dauergrünland existieren keine zugänglichen Daten. Aus den Untersuchungen im Raum Brixlegg ergeben sich einige Hinweise, daß der Hauptanteil der Belastung des Grases mit PCDD/PCDF derzeit über die Luft und nicht über Wurzelaufnahme aus dem Boden erfolgt. Dafür sprechen ein Vergleich der Isomerenmuster im Boden und im Heu von derselben Probefläche mit den Luftmeßdaten (Riß et al 1989) und die Auswirkungen des Kunststoffeinsatzverbotes auf die Luft- und Grasbelastung (vgl. Kapitel 8.6 und 8.8). Eine Prognose, wie weit die Grasbelastung und in der Folge die Belastung der Kuhmilch bei einer drastischen Reduzierung der PCDD/PCDF-Emission aus dem Montanwerk zurückgehen wird, ist nicht möglich.

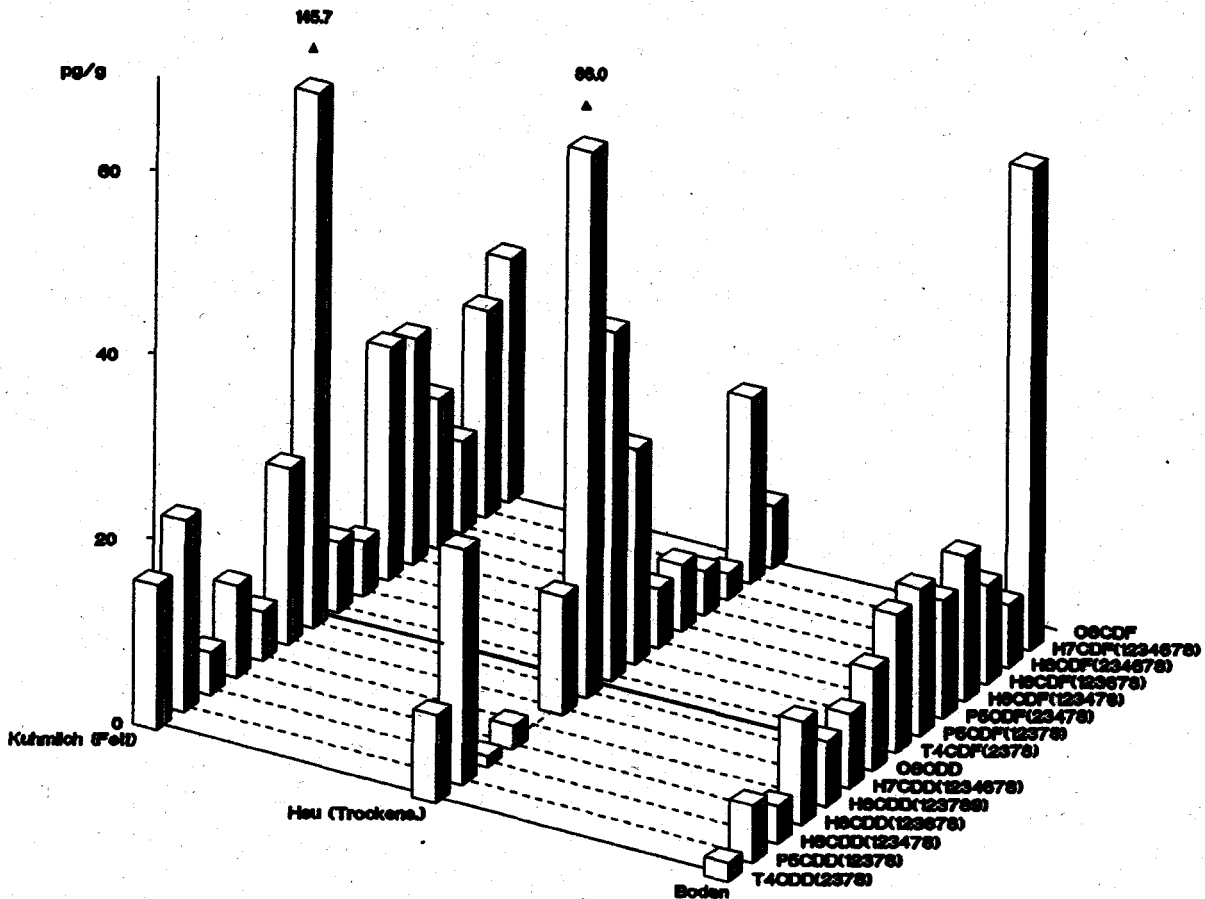
Für den Übergang Futter - Milchfett haben Connett und Webster (1987) aus Daten von Fütterungsversuchen einen Bioakkumulationsfaktor für 2,3,7,8-TCDD von 12,2 berechnet.

Von Geyer et al (1987) wird für das 1,2,3,6,7,8-Cl₆DD ein BAF von 2,4, für das 1,2,3,4,6,7,8-Cl₇DD von 0,25, für das Cl₈DD von 0,05 und für Cl₈DF von 0,02 aus Daten von einem Fütterungsversuch mit verunreinigtem Pentachlorphenol errechnet.

Nach diesen Angaben reichern sich die gefährlicheren, in 2,3,7,8-Stellung substituierten, niedriger chlorierten Dioxine im Milchfett an.

Die Untersuchungen aus dem Raum Brixlegg lassen einen Vergleich der PCDD/PCDF-Belastung des Heus und der Milch eines landwirtschaftlichen Betriebes zu, dessen gesamte Hofffläche in der Hauptwindrichtung in 1,4 bis 2,2 km Entfernung vom Montanwerk liegt. Die entsprechenden Daten (Heu von der Saison 1987, Milchprobenahme im Februar 1988)

Abbildung 8.25: Vergleich von 2,3,7,8-substituierten PCDD/-PCDF in Boden, Heu und Milchfett von derselben Fläche (in ng/kg TS bzw. Fett)



8.10 Zusammenfassung und Bewertung der Dioxinuntersuchung

Kernstück der Dioxinuntersuchung des Umweltbundesamtes im Raum Brixlegg war die Bodenuntersuchung. PCDD/PCDF zeigen eine hohe Fähigkeit zur Akkumulation im Boden, da es sich um sehr persistente Verbindungen mit einer hohen Immobilität im Boden handelt. Man geht heute von einer Halbwertszeit im Boden von etwa 10 Jahren aus.

und daraus errechenbare Bioakkumulationsfaktoren sind in Tabelle 8.12 angegeben. Sie sollen aber nur als Hinweis auf die Größenordnung verstanden werden, da es sich um einzelne Freilanddaten handelt, die nicht unter exakten Versuchsbedingungen gewonnen wurden.

Tabelle 8.12: Gegenüberstellung der in 2,3,7,8-Stellung substituierten PCDD/PCDF-Isomere in einer Heu- und einer Milchfettprobe und daraus errechnete Bioakkumulationsfaktoren

	Heu (ng/kg TS)	Kuhmilch (ng/kg TS)	BAF
2,3,7,8-Cl4DD	9.4	15.7	1.7
1,2,3,7,8-Cl5DD	25.2	20.9	0.8
1,2,3,4,7,8-Cl6DD	1.2	4.7	3.9
1,2,3,6,7,8-Cl6DD	2.6	10.2	3.9
1,2,3,7,8,9-Cl6DD	n.n.	5.5	-
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DD	13	19.5	1.5
Cl8DD	86	145.7	1.7
2,3,7,8-Cl4DF	38.5	7.9	0.2
1,2,3,7,8-Cl5DF	23.7	6.2	0.3
(+1,2,3,4,8-Cl5DF)			
2,3,4,7,8-Cl5DF	6.6	26.5	4.0
1,2,3,4,7,8-Cl6DF	7.5	25.9	3.5
(+1,2,3,4,7,9-Cl6DF)			
1,2,3,6,7,8-Cl6DF	5.0	17.1	3.4
1,2,3,7,8,9-Cl6DF	n.n.	0.7	-
2,3,4,6,7,8-Cl6DF	3.0	10.5	3.5
1,2,3,4,6,7,8-Cl7DF	21	24.2	1.2
1,2,3,4,7,8,9-Cl7DF	n.n.	n.n.	-
Cl8DF	7	28.7	4.1

Die Abbildung 8.25 zeigt einen Vergleich der 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF im Boden, Heu und Milchfett von derselben Fläche.

Die Bodenuntersuchung erbrachte im Umkreis von ca. 1 km um die Montanwerke Brixlegg Werte zwischen 4 und 420 pg TCDD-Äquivalente pro g Boden (berechnet nach BGA-Vorschlag), wobei eine Zunahme der Werte in alle Richtungen zum Werk zu verzeichnen ist und in den Hauptwindrichtungen wesentlich höhere Werte gemessen wurden.

Nach Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes Berlin sollte bei Bodenbelastungen über 40 pg TCDD-Äquivalenten pro g Boden keine landwirtschaftliche Nutzung zum Zweck der Nahrungsmittel- und Futterproduktion mehr betrieben werden. Die betroffene Fläche läßt sich mit den vorliegenden Bodenuntersuchungen gut eingrenzen. Sie reicht in einem schmalen Streifen parallel zum Inn ca. 1400 m Richtung SW (talaufwärts) und ca. 600 m Richtung NO (talabwärts) vom Werk.

Bei einer Bodenbelastung zwischen 5 und 40 pg TCDD-Äquivalenten (Richtwert des BGA) sollte die landwirtschaftliche Nutzung aus gesundheitlichen Vorsorgegründen eingeschränkt werden. Das bedeutet, daß Pflanzenteile, die unterirdisch oder knapp über dem Boden wachsen, nicht zur Nahrungs- oder Futtermittelproduktion herangezogen werden sollten. Unter diese Einschränkung würde somit eine Einstellung der Grünlandwirtschaft, die das Untere Inntal prägende Bewirtschaftungsform, fallen. Diese Zone läßt sich mit der vorliegenden Bodenuntersuchung nicht abgrenzen. Sie liegt teilweise außerhalb des Untersuchungsgebietes. Sie konnte durch weiterführende Untersuchungen eingegrenzt werden und reicht ca. 4 km talaufwärts und ca. 1,5 km talabwärts vom Werk (Riss et al. 1989, 1990).

Die angeführten Richtwerte des Bundesgesundheitsamtes Berlin für die landwirtschaftliche Bodennutzung sind mit dem Übergang der PCDD/PCDF vom Boden in die Pflanzen begründet. Landwirtschaftliche Beschränkungen sind dabei als gesundheitliche Vorsorgemaßnahmen zu verstehen. Es ist darauf hinzuweisen, daß die Hauptbelastung der Bevölkerung über die Nahrung erfolgt und die Belastung über die Atemluft einen vergleichsweise geringen Beitrag liefert.

Die Fichtennadeluntersuchung zeigte eine erhöhte Belastung der Luft mit PCDD/PCDF im Sommer 1987. Sie ergab auch Hinweise auf eine erhöhte Luftbelastung in den Jahren vor 1987.

Eine Untersuchung der Umgebungsluft durch das Bundesgesundheitsamt Berlin ergab stark erhöhte PCDD/PCDF-Konzentrationen im Frühjahr und Sommer 1988, wobei nach dem Verbot des Einsatzes von kunststoffhaltigen Materialien eine Verringerung um durchschnittlich ein Drittel festgestellt wurde.

Die Kuhmilchuntersuchung ergab bei Milch von landwirtschaftlichen Betrieben mit einem größeren Anteil ihrer Futterflächen im immissionsbeeinflussten Gebiet Werte zwischen 520 und 1420 pg TCDD-Äquivalenten pro Liter. Ausländische Durchschnittswerte (ohne spezifische Belastung) liegen um 30 pg TCDD-Äquivalente pro Liter, die Vergleichswerte der Tiroler Milchuntersuchung um 100 pg TCDD-Äquivalente pro Liter.

Diese Werte sind mit dem für die (lebenslange) tägliche Aufnahme als tolerierbar angesehenen 1 bis 10 pg TCDD-Äquivalenten pro kg Körpergewicht in Beziehung zu setzen. Wegen hoher durchschnittlicher Verzehrsmengen von Milch und Milchprodukten vor allem durch Kinder, die wegen des geringen

Körpergewichts besonders belastet werden, sollte diese vergleichsweise hoch mit PCDD/PCDF belastete Milch aus Vorsorgegründen nicht konsumiert werden. Mütter, die über einen längeren Zeitraum diese hochbelastete Milch konsumiert haben, sollten wegen der Anreicherung der 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF in der Muttermilch und der biologischen Halbwertszeit beim Menschen von 6 Jahren nicht stillen.

Wegen des starken Überganges der 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF ins Milchfett ist die Grünlandwirtschaft die ungünstigste Bewirtschaftungsform für mit PCDD/PCDF belastete Flächen.

Die Grasuntersuchung zeigte eine Belastung von Heu aus dem Jahr 1987 und von Gras aus dem Jahr 1988 mit PCDD/PCDF, wobei nach dem Kunststoffeinsatzverbot im Montanwerk eine Reduzierung der Belastung um etwa ein Drittel festgestellt werden konnte.

Einige Hinweise sprechen dafür, daß der Hauptanteil der Grasbelastung im Raum Brixlegg derzeit aus der Luft und nicht aus dem Boden stammt.

Trotzdem läßt sich nicht prognostizieren, wie weit die Milchbelastung bei einer drastischen Minderung der PCDD/-PCDF-Emission aus dem Montanwerk Brixlegg zurückgehen würde.

Nach Auffassung des Umweltbundesamtes ist es daher angebracht, sich bei den notwendigen administrativen Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft auch nach einer möglicherweise erreichbaren drastischen Reduzierung der PCDD/PCDF-Emissionen aus dem Montanwerk Brixlegg an die zitierten, vom Bundesgesundheitsamt Berlin empfohlenen Richtwerte für Bodenbelastungen mit PCDD/PCDF zu halten.

9. WEITERE UNTERSUCHUNGEN DES UMWELTBUNDESAMTES

Verfasser: A. RISS

9.1 Schwermetalluntersuchungen in Böden und Pflanzen

Die Gehalte von Böden und Pflanzen im Raum Brixlegg an den Elementen Kupfer, Zink und Blei wurden schon 1978 in der Studie des Österreichischen Bundesinstituts für Gesundheitswesen "Umweltbestandsaufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung - Unteres Inntal" umfassend dokumentiert (vgl. Kapitel 7.4.1). Spätestens seit damals ist die hohe Belastung des Raumes Brixlegg mit diesen Elementen bekannt. Von der Landesforstdirektion Tirol wird neuerdings zusätzlich zu diesen Elementen auch Cadmium und Nickel jährlich in Böden und Pflanzen untersucht (Landesforstdirektion Innsbruck, 1988; vgl. Kapitel 7.4.2).

Über eine Reihe anderer Schadelemente, die teilweise eine erhebliche Umweltgefährlichkeit besitzen, lagen bisher keine Daten aus dem Raum Brixlegg vor.

Deshalb wurden in den für die Dioxinuntersuchung genommenen Bodenproben und Grasproben vom Mai 1988 die Gesamtgehalte einer Reihe von Schwermetallen bestimmt.

9.1.1 Probenvorbereitung und chemische Analyse

Die für die Dioxinuntersuchung genommenen Bodenproben (vgl. 8.4.2) wurden gesiebt (2 mm). Die im Mai 1988 genommenen Grasproben (vgl. 8.8.1) wurden gemahlen.

Der Aufschluß und die chemischen Analysen wurden am Institut für Landwirtschaft des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt.

2 g der homogenisierten Grasproben wurden mit 20 ml eines Säuregemisches ($\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4 = 5+1$) aufgeschlossen (für die leicht flüchtigen Elemente mit Rückflußkühlung), in 100 ml destilliertem Wasser aufgenommen und filtriert.

In den Bodenproben wurde Thallium mit einem Komplexbildner in einem organischen Lösungsmittel angereichert. Quecksilber und Thallium wurden mit Atomabsorptionsspektroskopie (Quecksilber: Kaltdampftechnik - Amalgamzusatz; Thallium: Graphitrohrküvette), alle übrigen Elemente mittels Plasmaemissionsspektroskopie analysiert.

In den Grasproben wurden Kupfer, Zinn und Zink mittels Plasmaemissionsspektroskopie, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Vanadium mittels Atomabsorptionsspektroskopie (Graphitrohrküvette), Arsen, Antimon und Selen mittels Atomabsorptionsspektroskopie in Hydridtechnik und Quecksilber im selben System mit Amalgamzusatz analysiert.

9.1.2 Ergebnisse und Diskussion der Bodenanalysen

Die Ergebnisse der Bodenanalysen sind in der Tabelle 9.1 in mg/kg (ppm) lufttrockener Feinboden zusammengestellt. In dieser Tabelle ist auch der Bereich häufiger Gehalte in Böden, der für Kulturböden als tolerierbar angesehene Gehalt (Kloke, 1980) und der Grenzwert, der in den Verordnungen einzelner Bundesländer für Klärschlämme festgelegt ist, für die verschiedenen Elemente angegeben.

Für die Elemente Zink (Zn), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Blei (Pb), wurden die von wenigen der Meßpunkte bereits bekannten teilweise außerordentlich hohen Gehalte des Bodens bestätigt. Die Ergebnisse für die Elemente Arsen (As), Quecksilber (Hg), Antimon (Sb) und Zinn (Sn) sind neu und zeigen für diese Schwermetalle ebenfalls teilweise außerordentlich hohe Gehalte.

Tabelle 9.1: Schwermetalle im Oberboden im Raum Brixlegg
(in mg/kg)

Nr.	Entfernung und Richtung vom Werk	Zn	Cd	Cu	As	Hg	Pb	Sb	Sn	Mi	Tl	Cr	Co	V
2	230 m SW.	4460	49,7	3200	175	4,3	1070	187	116	89,4	0,31	37,1	17,5	36,7
5	400 m SW	3130	16,2	2710	251	21,8	1430	965	95,6	74,0	0,32	36,6	18,7	43,7
1	700 m SW	1030	10,3	3690	1180	65,0	1960	2700	177	75,8	0,99	28,0	12,4	50,8
8	580 m NO	2490	8,1	1170	79,5	5,4	609	300	106	58,0	0,13	32,7	15,2	39,0
9	960 m NO	519	4,8	367	36,0	2,1	159	75	14,4	39,6	0,23	32,1	13,6	36,8
10	260 m NW	1570	8,4	1530	102	2,8	606	237	54,9	65,6	1,12	26,5	13,9	30,9
11	820 m NW	164	1,0	78	27,8	2,8	111	68	3,3	32,3	0,04	37,7	11,3	49,6
3	420 m SO	720	3,3	518	90,4	10,2	549	405	44,3	36,0	0,14	36,9	14,9	45,1
4	660 m SO	181	1,0	85	38,2	3,0	105	117	2,8	33,0	0,84	37,0	14,4	50,0
häufig von		3	0,01	1	0,1	0,01	0,1	0,01	1	2	0,01	2	1	10
bis		50	1	20	20	1	20	0,5	20	50	0,5	50	10	100
Richtwert Kulturböden		300	2	100	20	2	100	5	50	50	1	100	50	50
Grenzwert Klärschlamm		2000	10	500	20	10	500	-	-	100	-	500	100	-

Die tolerierbaren Gehalte bei Kulturböden werden für Antimon etwa bis zum 500-fachen, für Arsen bis zum 60-fachen, für Quecksilber und Kupfer bis zum 30-fachen, für Blei bis zum 20-fachen, für Cadmium und Zink bis zum 15-fachen und für Zinn bis zum 3-fachen überschritten.

In den Abbildungen 9.1 bis 9.8 ist in einer dreidimensionalen Darstellung die räumliche Verteilung der Belastung des Oberbodens mit einigen Schadelementen im Umkreis von ca. 1 km um das Montanwerk Brixlegg gezeigt.

Bei Cadmium und Zink nehmen die Gehalte in allen Richtungen mit der Entfernung vom Montanwerk ab. Die Werte für Arsen, Quecksilber, Blei und Antimon nehmen vom Montanwerk zum Matzenköpfl (Richtung SW) zu und in alle anderen Richtungen ab. Bei Kupfer und Zinn ist ebenfalls eine Abnahme der Gehalte des Bodens in alle Richtungen feststellbar außer zum Matzenköpfl, wo die Konzentrationen etwa gleich hoch wie in Werksnähe liegen.

Bei Nickel (Ni) und Thallium (Tl) wird der tolerierbare Gehalt in Kulturböden teilweise leicht überschritten.

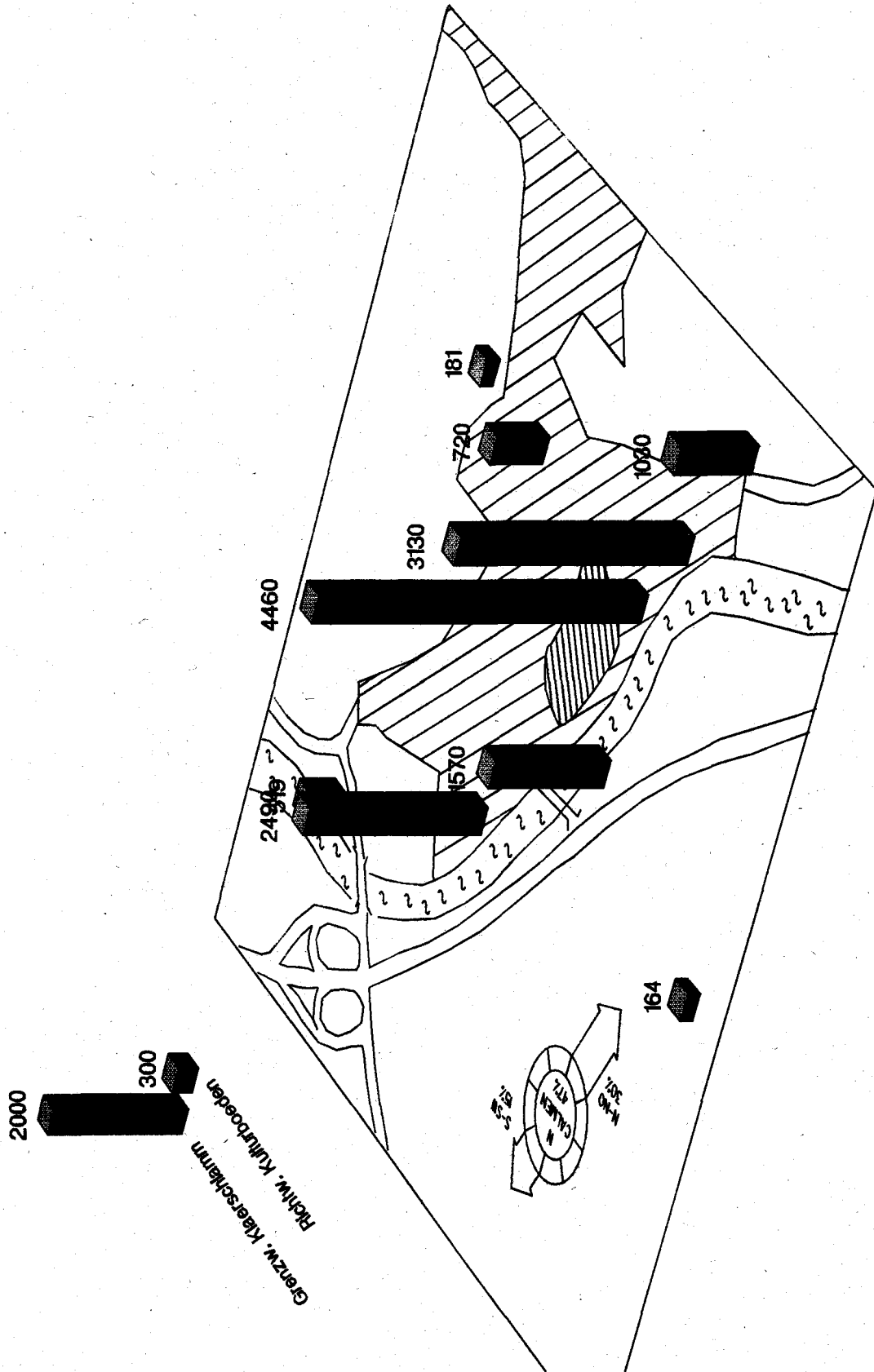
Die Gehalte des Bodens an Chrom (Cr), Cobalt (Co) und Vanadium (V) liegen im normalen Bereich und zeigen keine Abhängigkeit von der Entfernung zum Montanwerk.

Molybdän wurde nur am Standort 1 (3,2 mg/kg) und 10 (1,4 mg/kg) bei einer Nachweisgrenze von 1 mg/kg gefunden. Selen und Tellur konnten bei Nachweisgrenzen von ca. 5 mg/kg nicht nachgewiesen werden.

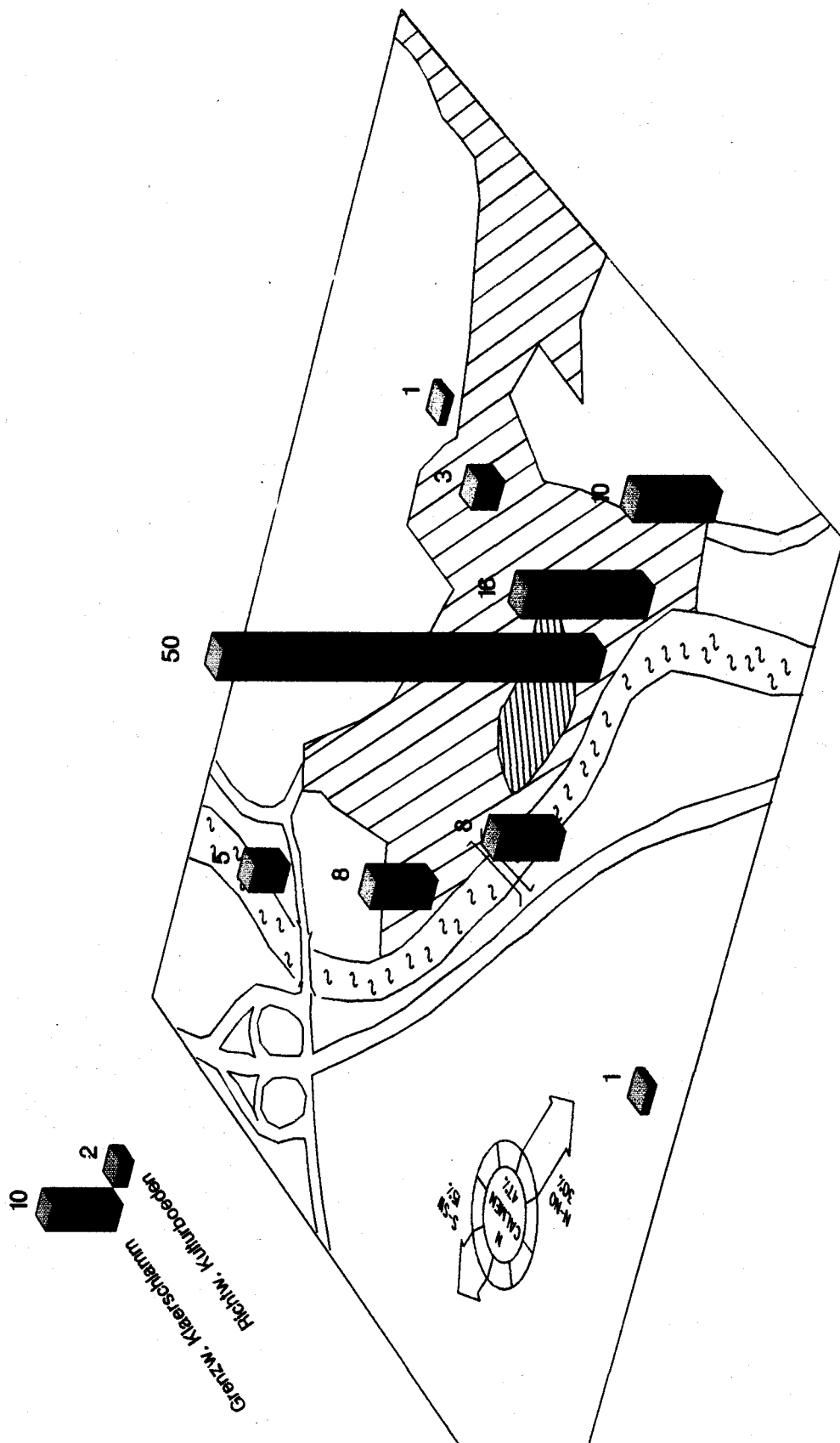
Aus der vorliegenden Untersuchung geht nicht im einzelnen hervor, wie weit die außerordentlich hohen Schwermetallbelastungen auf Emissionen aus der Kupferhütte zurückzuführen sind. In diesem Bergbaugebiet muß auch mit natürlichen und historischen Belastungen des Bodens mit einigen

Abbildung 9.1

Zink im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g



Cadmium im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$



Kupfer im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g

Abbildung 9.3

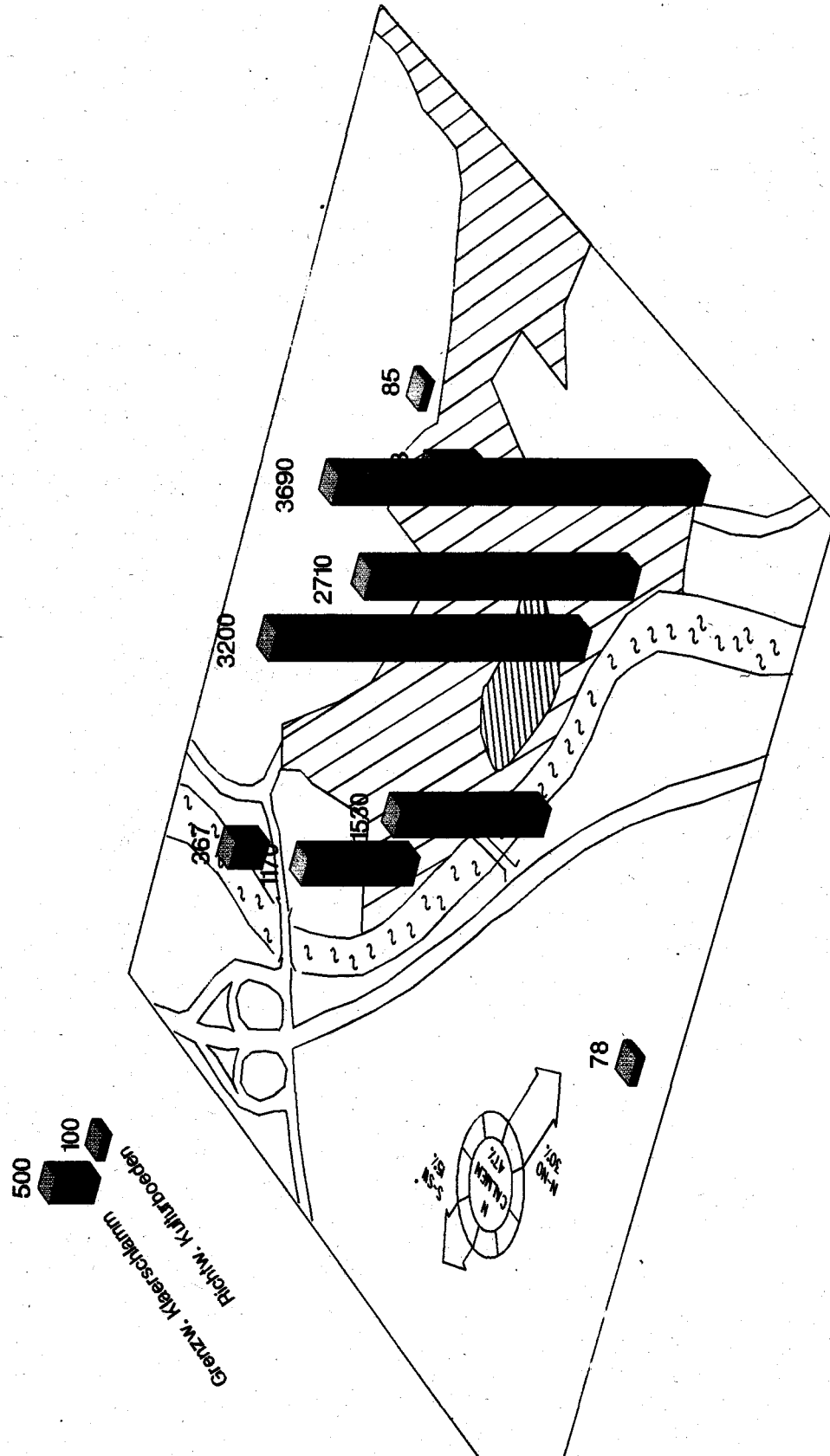
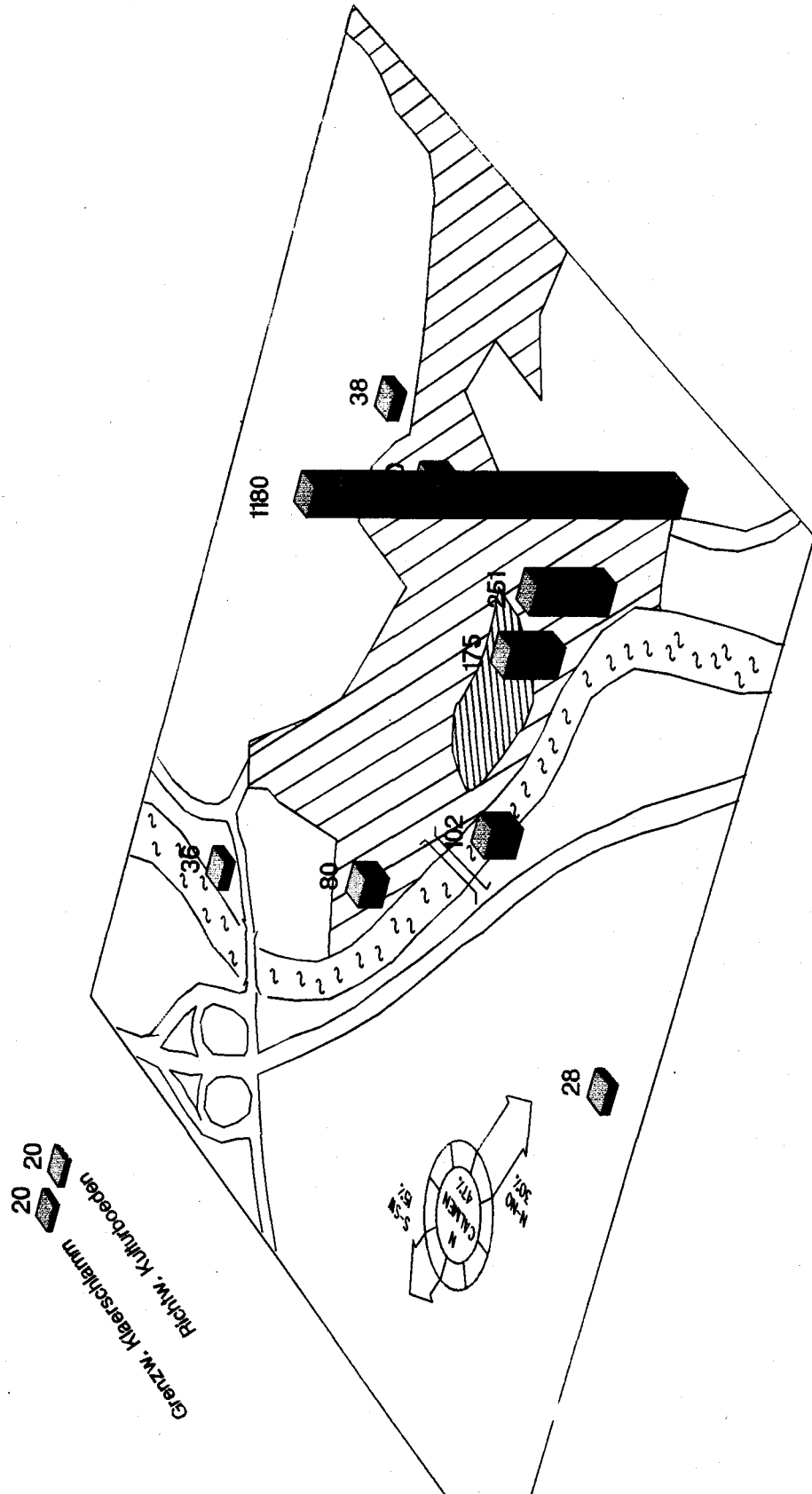
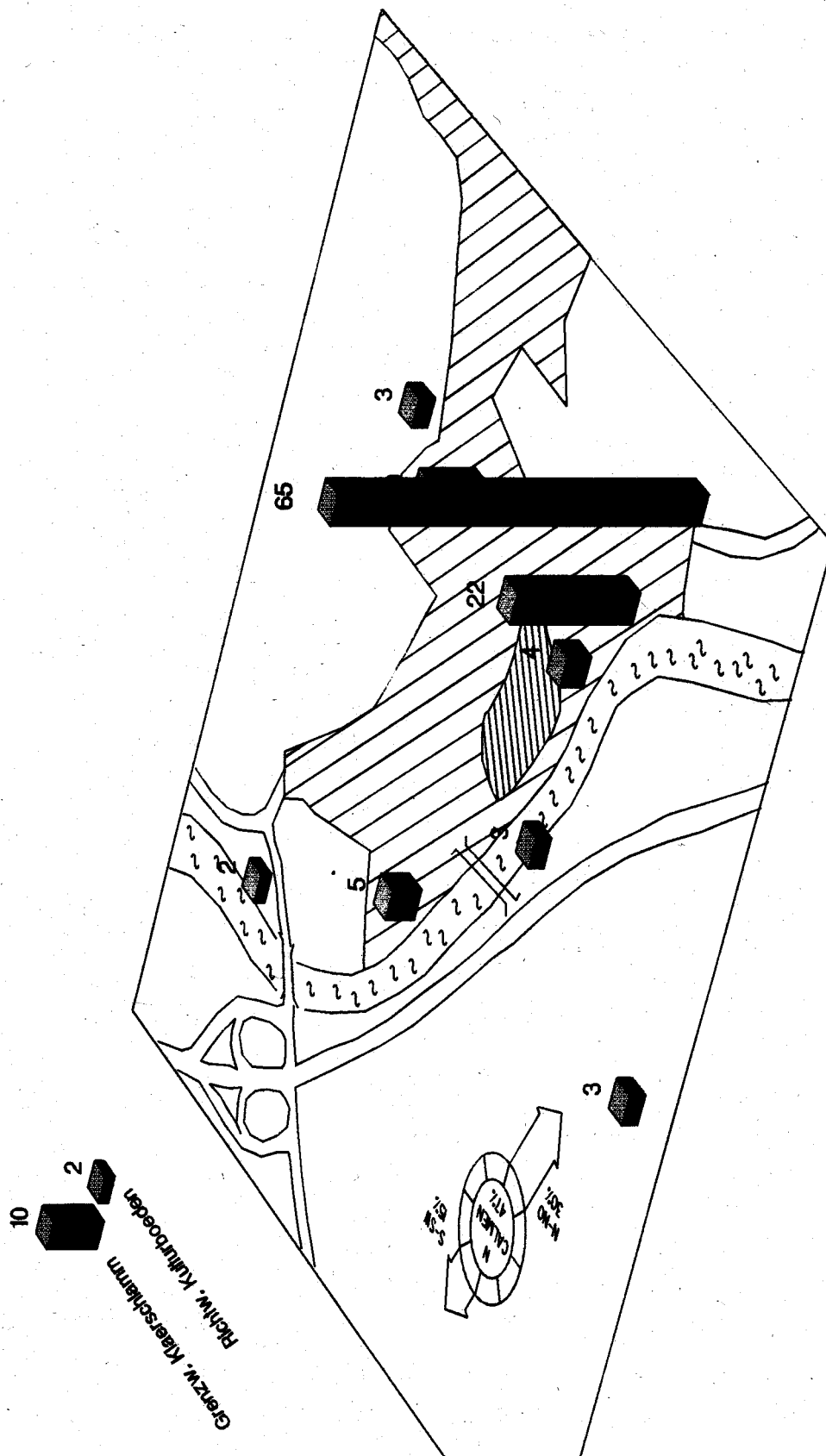


Abbildung 9.4

Arsen im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g



Quecksilber im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g



Blei im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g

Abbildung 9.6

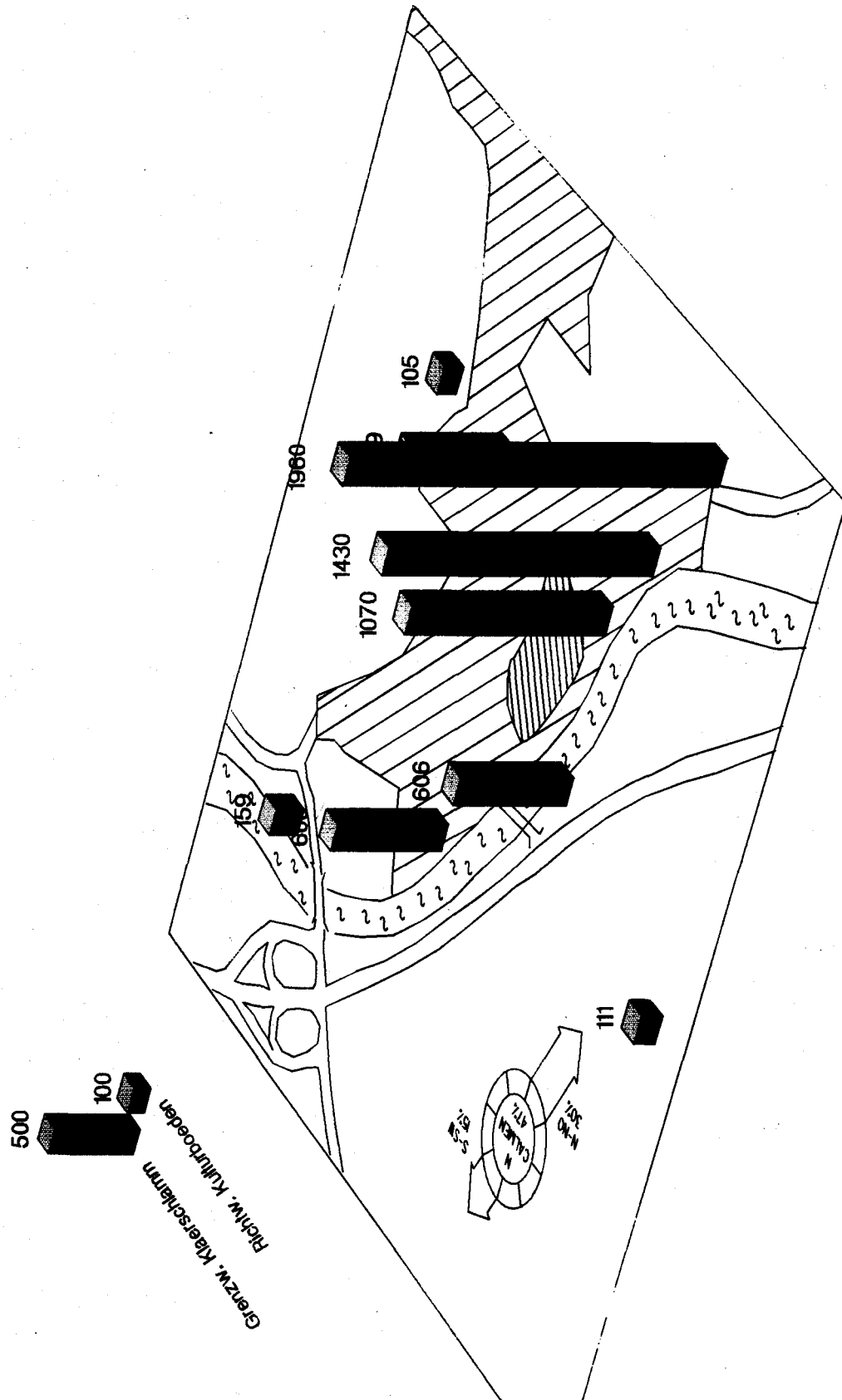


Abbildung 9.7

Antimon im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g

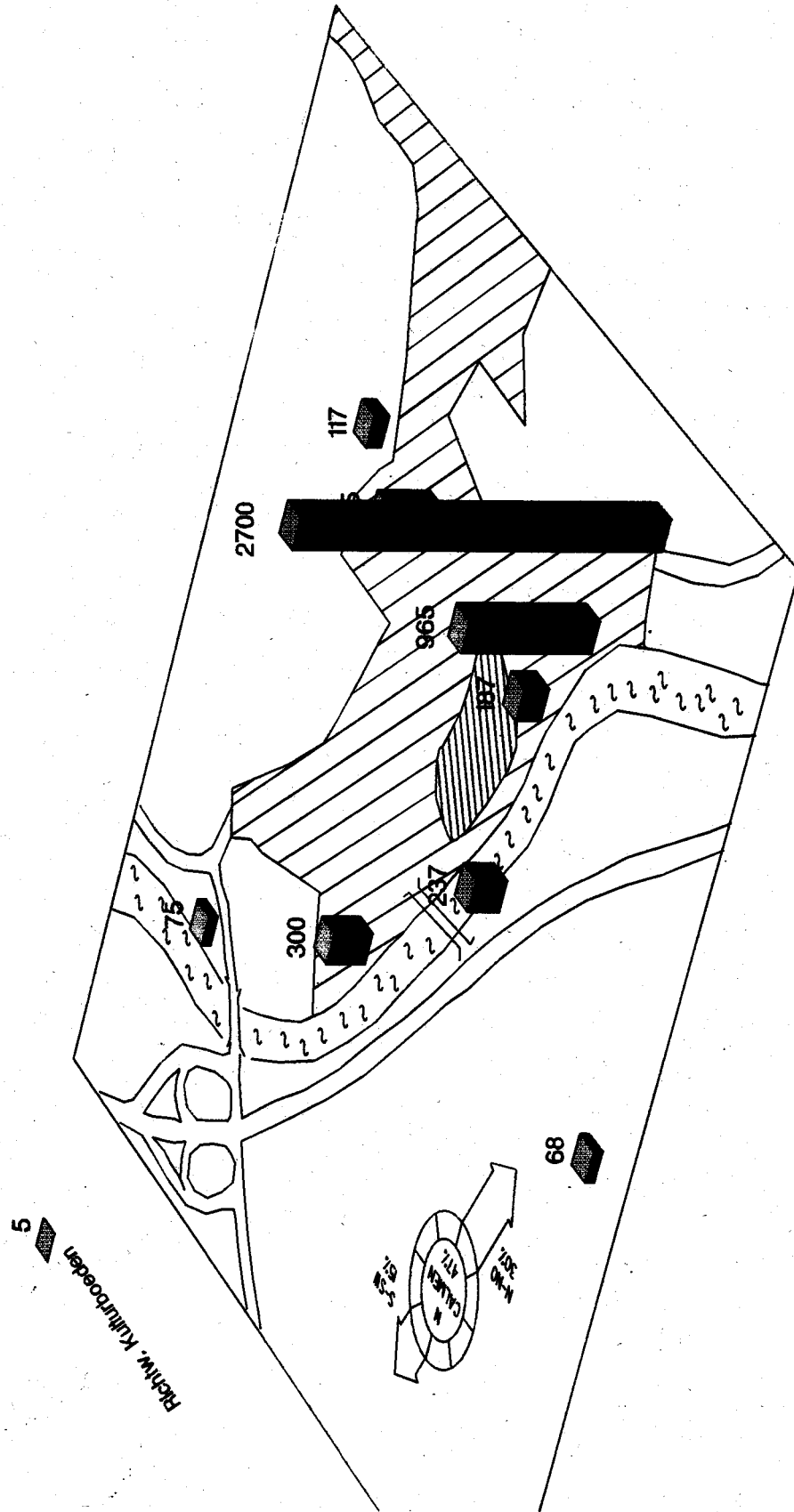
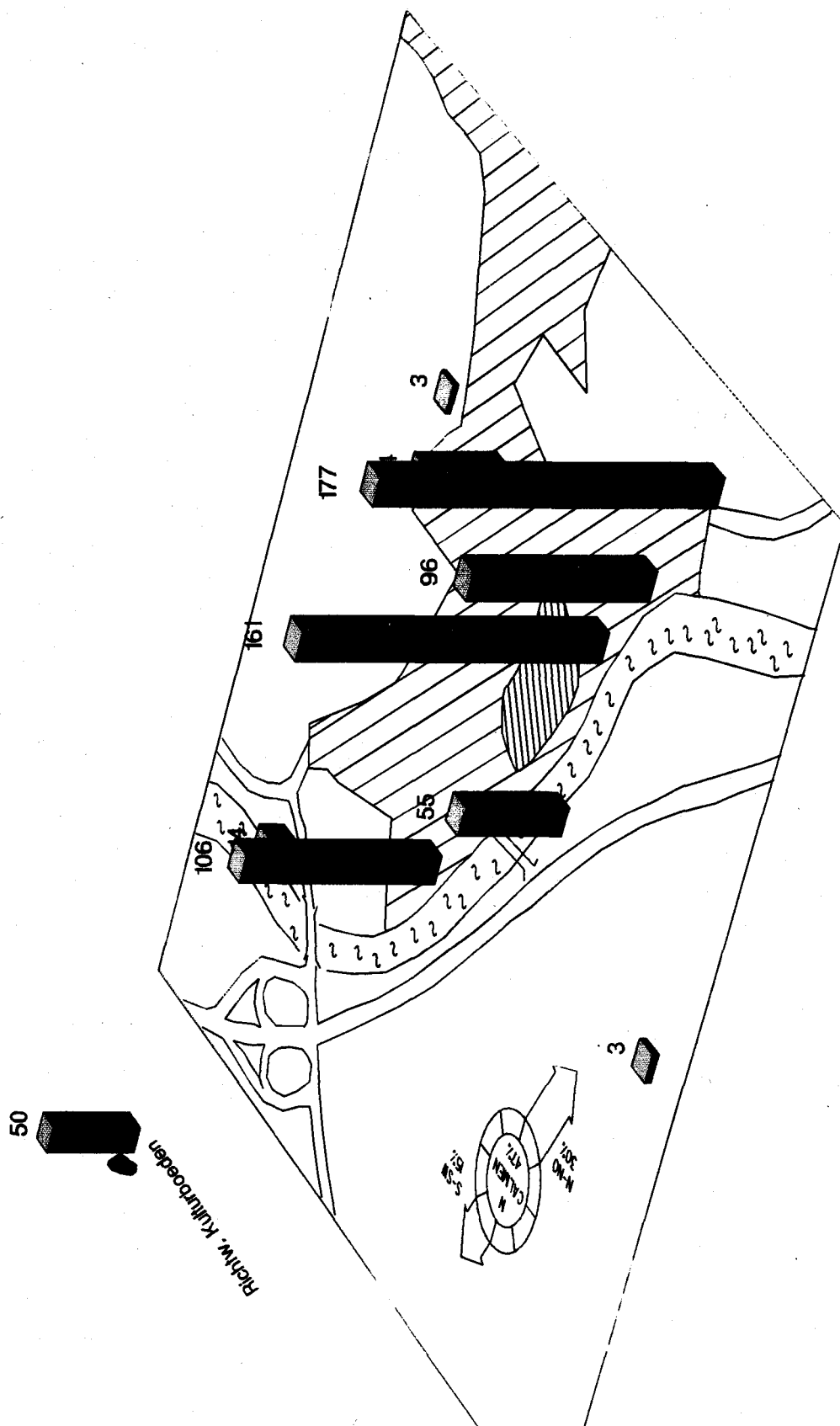


Abbildung 9.8

Zinn im Oberboden im Raum Brixlegg in ug/g



Schwermetallen gerechnet werden. In der "Studie über die Emissionen der Kupferhütte Brixlegg 1463-1980" schätzt Paschen (1988) die Emissionen aus der Kupferhütte Brixlegg über den gesamten Zeitraum auf 70.000 t As_2O_3 , 25.000 t Sb_2O_3 und 14.000 t Hg, was die hohen Gehalte der Elemente Arsen, Antimon und Quecksilber im Boden zum Teil erklären läßt (vgl. Kapitel 7.1.3). Für Blei, Kupfer und Zink wurden allerdings von der Landesforstdirektion Tirol bereits hohe Immissionen festgestellt (vgl. Kapitel 5.3).

Die pH-Werte der untersuchten Bodenproben von Wiesen aus dem Raum Brixlegg liegen im neutralen Bereich zwischen 6 und 7. Die Waldbodenprobe von Matzenköpfl (Nr. 1) wies allerdings einen pH-Wert von 3,3 auf. Bei dieser sauren Bodenreaktion ist eine gute Verfügbarkeit und damit Schädlichkeit der Schwermetalle für Pflanzen und eine erhöhte Auswaschungsgefahr ins Grundwasser gegeben.

Die verschiedenen Schwermetalle unterscheiden sich hinsichtlich ihrer agrartoxikologischen Bedeutung (vgl. Sauerbeck, 1986). Während Cadmium und Zink im Boden (in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens) gut verfügbar sind und daher in relativ hohem Ausmaß von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommen werden, sind andere Schwermetalle wie Kupfer, Blei, Quecksilber und Arsen schlecht im Boden verfügbar und werden in vergleichsweise geringem Ausmaß von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommen.

Hinsichtlich der Toxizität für Pflanzen und Tiere bestehen ebenfalls Unterschiede. Zink, Kupfer und Arsen sind im allgemeinen für Pflanzen schädlicher als für Tiere, weshalb sich Pflanzenschäden eher auf diese Elemente zurückführen lassen.

Bei Cadmium und Quecksilber verhält es sich umgekehrt. Bei diesen Elementen sind kritische Werte im Tierfutter und in Nahrungsmitteln erreicht, bevor die Bodengehalte den Pflanzenwuchs beeinträchtigen.

Die äußerliche Verunreinigung der Pflanzen über die Luft ist bei diesen Überlegungen nicht berücksichtigt und verschärft die Situation bei den Futtermitteln.

9.1.3 Ergebnisse und Diskussion der Grasanalysen

Die Schwermetallgehalte der Grasproben vom Mai 1988 sind in Tabelle 9.2 in mg/kg Trockensubstanz angegeben. Die Entfernung und Richtung der Probeflächen vom Montanwerk ist ebenfalls angeführt. 4 Probeflächen liegen in der Hauptwindrichtung (südwestlich) und eine südlich vom Werk.

Als Vergleichswerte sind Analysenergebnisse von einer Grasprobe aus Mölbling (Kärnten) und Angaben über Normalgehalte von Schwermetallen in Pflanzen bzw. für die Verwendung als Tierfutter kritische Gehalte nach Sauerbeck (1986) angeführt.

Tabelle 9.2: Schwermetallgehalte in Grasproben, Vergleichswerte, Normalgehalte in Pflanzen und kritische Werte im Tierfutter (alle Werte in mg/kg Trockensubstanz).

Richtung	Südwesten (Hauptwindrichtung)				Süden	Vergleichswert Möbling (Kärnten)	normal in Pflanzen ⁺	kritisch als Tierfutter (versch. Haustiere) ⁺
Entfernung	280-	1100-	1400-	2350-	750-			
	450m	1400m	2200m	2900m	1050m			
Zink	208.3	85.9	90.1	53.0	120.6	33.2	15 - 150	300 - 1000
Cadmium	0.55	0.71	0.52	0.24	0.47	0.09	< 0.1 - 1	0.5 - 1
Kupfer	52.4	29.3	23.6	17.3	18.8	6.8	3 - 15	30 - 100
Arsen	1.20	0.79	0.67	0.60	0.79	—	—	—
Quecksilber	0.106	0.046	0.030	0.035	0.055	—	< 0.1 - 0.5	> 1
Blei	13.5	7.3	5.6	4.3	3.8	1.9	1 - 5	10 - 30
Antimon	0.22	0.13	0.10	0.08	0.10	—	—	—
Selen	0.04	0.18	0.13	0.05	< 0.02	—	—	—
Nickel	5.8	5.0	17.0	7.8	7.1	3.8	0.1 - 5	50 - 60
Chrom	3.0	8.4	24.5	12.1	9.7	2.05	< 0.1 - 1	50 - 3000
Kobalt	0.11	0.35	0.54	0.45	0.16	0.07	0.01 - 0.5	10 - 50

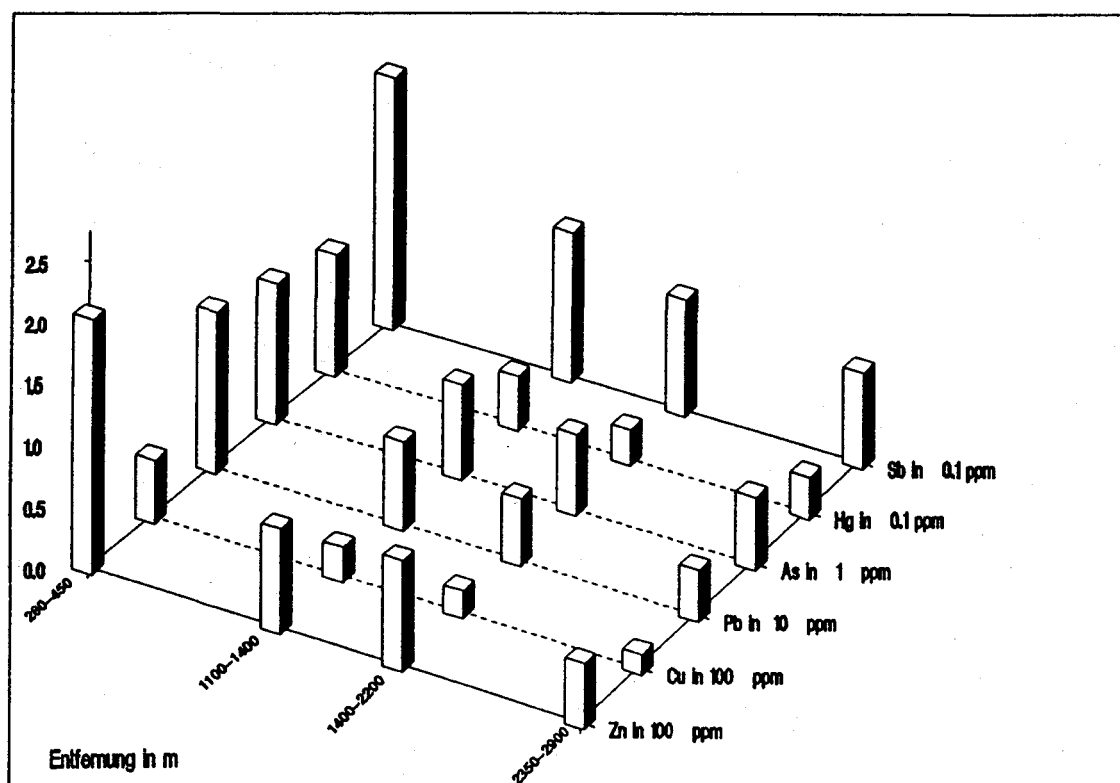
⁺ Nach Sauerbeck 1986

Die Gehalte der Grasproben sind an den werksnahen Standorten insbesondere bei den Elementen Zink, Cadmium, Kupfer, Arsen, Quecksilber, Blei und Antimon als erhöht anzusehen.

Bei den Elementen Zink, Kupfer, Arsen, Blei und Antimon nehmen die Gehalte mit der Entfernung vom Werk ab. Der Quecksilbergehalt ist im Gras von der werknächsten Probe- fläche ebenfalls am höchsten, bei Cadmium in der Probe von der Fläche zwischen 1100 m und 1400 m. Bei den genannten Elementen läßt sich eine deutliche Abhängigkeit der Gehalte von der Entfernung vom Werk erkennen.

Die Abbildung 9.9 macht diese Abhängigkeit der Gehalte von der Entfernung zum Werk deutlich.

Abbildung 9.9: Gehalte ausgewählter Schwermetalle in Grasproben in Abhängigkeit von der Entfernung zum Werk



Die Gehalte der Elemente Selen, Nickel, Chrom und Kobalt in den Grasproben zeigen keine Auffälligkeiten in der räumlichen Verteilung. Zinn wurde bei einer Nachweisgrenze von 5 mg/kg TS nicht gefunden.

9.2 Reaktion ausgewählter Bodentiergemeinschaften auf die Schadstoffbelastung in Brixlegg

Im Raum Brixlegg wurde an einem stark immissionsbeeinflussten Waldstandort 700 m südwestlich vom Montanwerk Brixlegg ("Matzenköpfl") in Zusammenarbeit mit der Universität Salzburg (W. Foissner) die Reaktion ausgewählter Bodentiergemeinschaften auf die extreme Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen untersucht. Parallel dazu wurde ein von der Vegetation, dem Gesteinsuntergrund, der Seehöhe, der Hangrichtung und Hangneigung vergleichbarer, aber wesentlich weniger schadstoffbelasteter Standort im Zillertal untersucht.

Die Tabelle 9.3 zeigt die Ergebnisse der Untersuchung:

Tabelle 9.3: Schadstoffgehalte und Bodenorganismen im Oberboden

Schwermetallgehalte (mg/kg)	Matzenköpfl (Brixlegg)		Zillertal (Schlitters)	
Kupfer	3690		350	
Zink	1030		515	
Cadmium	10,3		4,8	
Blei	1960		511	
Quecksilber	65		4,7	
Arsen	1180		67,8	
Antimon	2700		108	
Zinn	177		26,7	
Summe PCDD	1,29		0,73	
Summe PCDF	1,57		0,90	
TCDD-Äquivalente (nach BGA)	0,046		0,021	
Bodenorganismen	0/-2 cm	-2/-8cm	0/-2cm	-2/-8cm
<u>Abundanz</u>				
Ciliaten	1453	291	5735	661
Nematoden	26	0	264	79
Rotatorien	0	0	79	132
<u>Artenzahl</u>				
Ciliaten	9	3	20	14

Bei der Analyse der Bodentiergemeinschaften konnten zwischen den beiden Standorten sehr ausgeprägte Unterschiede in der Häufigkeit (Abundanz, gemessen als Individuenzahl/Gramm Bodentrockenmasse) und im Artenreichtum festgestellt werden. Die Zahlen spiegeln die Verarmung der Fauna am Matzenköpfl deutlich wider. Obwohl das Matzenköpfl sicherlich nicht zu den am stärksten mit Schadstoffen belasteten Standorten im Gebiet zählt, kommt Foissner zum Schluß, daß er "noch nie einen Fichtenwaldboden untersucht (hat), der so stark beeinträchtigt war; er muß geradezu vergiftet sein, da die sonst in allen Böden anzutreffende Gattung Colpoda (Vertreter der Ciliaten, Anm.) ganz fehlt". (Bericht an das Umweltbundesamt vom 12. November 1987).

Eine erste Durchsicht des Bodens beider Standorte ergab bei anderen wirbellosen Tieren ebenfalls beträchtliche Unterschiede.

Tabelle 10.2 zeigt rückblickend die Kathodenproduktion ab 1967 und veranschaulicht die geplante stufenweise Produktionssteigerung der neuen Elektrolyseanlage.

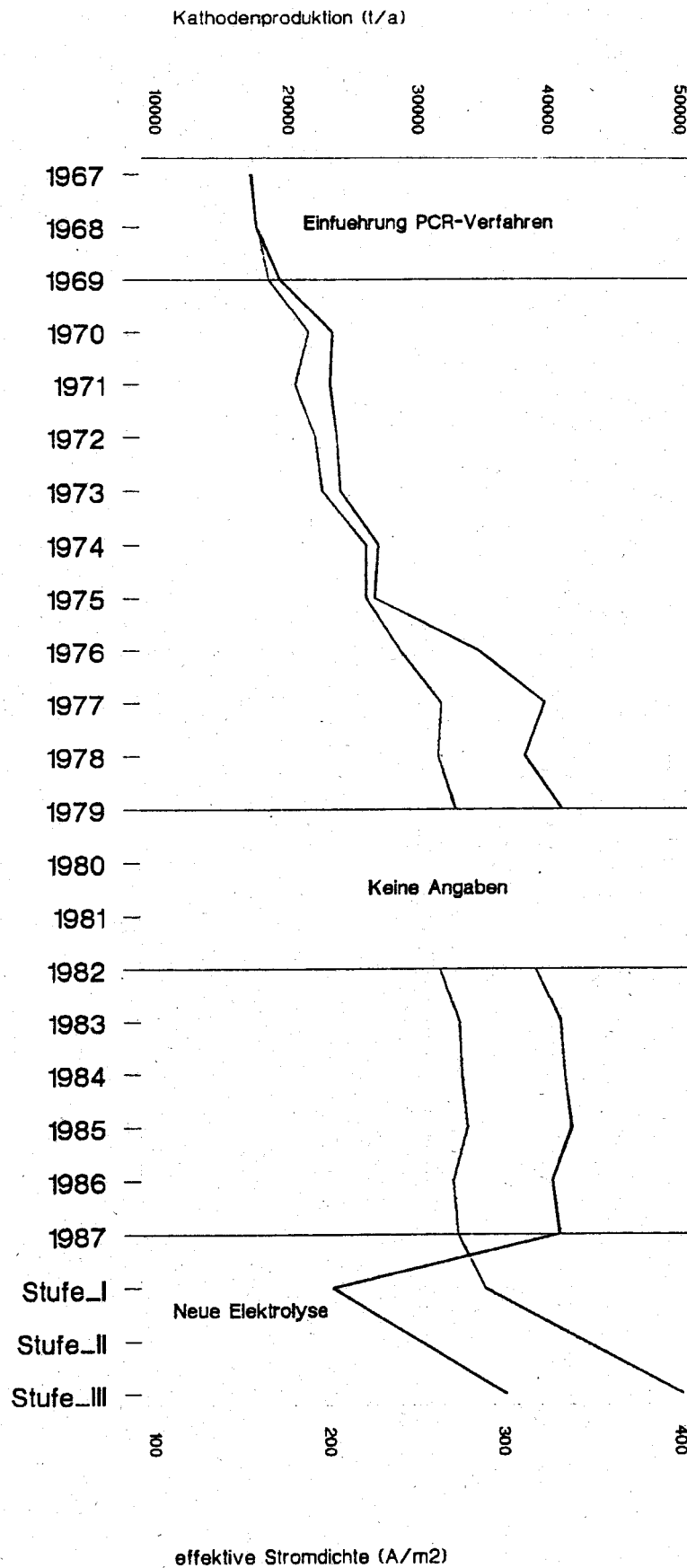
Tabelle 10.2: Stromdichte (Jahresdurchschnittswerte) und Kathodenproduktion

Jahr	Vorwärtsstromdichte (A/m ²)	eff. Stromdichte (A/m ²)	Kathodenproduktion (t/a)
1967	154	154	17.082
1968	157	157	17.654
1969	182	170	18.453
1970	215	200	21.538
1971	214	199	20.483
1972	218	203	22.059
1973	220	205	22.599
1974	245	227	25.987
1975	242	225	26.004
1976	306	284	28.589
1977	347	322	31.707
1978	335	311	31.485
1979	358	332	32.812
1982	341	317	31.614
1983	357	331	33.061
1984	359	333	33.253
1985	363	337	33.648
1986	351	326	32.576
1987	355	330	32.924
Stufe I	219	200	35.000
Stufe II	269	250	42.500
Stufe III	323	300	50.000

Anmerkung: Daten 1967 - 1979 entnommen aus: Wöbking, Würz (1980)
Daten 1982 - 1987 sind Werksangaben (Vorwärtsstromdichte aus effektiver Stromdichte näherungsweise berechnet). Daten über die stufenweise Produktionssteigerung der neuen Elektrolyseanlage stammen aus dem Ansuchen der Austria Metall AG, Montanwerke Brixlegg, betreffend die Betriebs- und Errichtungsgenehmigung für eine 50.000 t Kupferraffinations-elektrolyse vom 30. Juli 1986.

Die Leistungsfähigkeit der bestehenden Anlage war mit der erwähnten Jahresproduktion jedoch an eine Grenze gestoßen, deren Überschreiten zu Einbußen hinsichtlich der Kathodenreinheit führt.

Abbildung 10.1: Effektive Stromdichte und Kathodenproduktion



Darüber hinaus entsprach der hohe Personalbedarf nicht mehr den Gegebenheiten in vergleichbaren, modernen Bäderhallen. Zur Erhaltung der Konkurrenzfähigkeit war deshalb die Realisierung eines neuen Konzeptes bei vollständiger Ausschöpfung des Automatisierungspotentials erforderlich.

Wie aus Tabelle 10.2 bzw. Abbildung 10.1 zu entnehmen ist, wurde die alte Anlage seit 1977 (1980 und 1981 nicht berücksichtigt) bei effektiven Stromdichten betrieben, die im Jahresdurchschnitt über 330 A/m^2 lagen. Das als Stufe III bezeichnete Produktionsziel (50.000 t/a) wird in der neuen Anlage jedoch bereits mit einer effektiven Stromdichte von 300 A/m^2 erreicht.

Es ist daher anzunehmen, daß vom rein technologischen Standpunkt das angegebene Produktionsvolumen keinen Maximalwert darstellt.

Ein detaillierter Zeitplan über die Realisierung des Stufenplanes liegt nicht vor.

Die Steigerung der Kathodenproduktion von derzeit rund 33.000 t/a auf die vorgesehenen 50.000 t/a hat unbestreitbar technische, aber zum Teil auch organisatorische Maßnahmen bei einzelnen vorgeschalteten Anlagen zur Folge. Die einzige vorstellbare Alternative wäre der Zukauf von Kupferanoden. Eine Vorgangsweise, die zwar theoretisch bereits in Betracht gezogen wurde, derzeit aber nicht Gegenstand konkreter Planungen ist.

Natürlich sind mit der erhöhten Elektrolysekapazität auch Auswirkungen auf jene nachgeschalteten Anlagen verbunden, deren primäre Aufgabe in der Entsorgung und Aufarbeitung von bei der Elektrolyse anfallenden Stoffen besteht. Davon betroffen sind vor allem die Nickelsulfat- und die Anodenschlammanlage, die jedoch derzeit nicht voll ausgelastet sind und daher zusätzliche Kapazitäten aufnehmen können.

Die Vorausschau auf die kurz- bis mittelfristige Entwicklung der Kupferhütte kann sich nicht auf die isolierte Betrachtung der Kapazitätsausweitung beschränken, da die Entscheidung, welche Schmelzaggregate und Anlagen ausgebaut oder modifiziert werden, durch Entwicklungen auf dem Rohstoffmarkt maßgebend beeinflusst wird.

Weiters spielen im Hinblick auf die Abschätzung der zukünftigen Umweltbelastungen auch Fragen der geplanten Energieversorgung eine wichtige Rolle.

Tabelle 10.3 faßt die von seiten der Montanwerke Brixlegg bekanntgegebenen Maßnahmen, gegliedert nach den Schwerpunkten

- Rohstoffversorgung
- Energieversorgung
- Um- und Neubau von Produktionsanlagen und
- Maßnahmen zum Schutz der Umwelt,

zusammen. Als Zusatzinformation werden auch die bereits 1988 eingeleiteten bzw. noch geplanten Schritte zur Emissionskontrolle angeführt.

Tabelle 10.3: Überblick - Betriebsinterne Maßnahmen und prognostizierte Veränderungen

EINSATZSTOFFE	
	mittel- und langfristig
<u>Betriebseinheit 1 (Schachtofenanlage)</u>	o zunehmender Einsatz von Kuppelprodukten
<u>Betriebseinheit 3 (Flammofenanlage)</u>	o Zunahme der Kupferschrotte (Rohre, Bleche, Draht)
ENERGIEVERSORGUNG	
kurzfristig	mittel- und langfristig
o Einsatz von Heizöl S mit 1 % Schwefel (ab 1988)	o Umstellung von Heizöl S auf Erdgas (frühestens 1990)
UM- UND NEUBAUTEN	
abgeschlossen	mittel- und langfristig
<u>Betriebseinheit 3 (Flammofenanlage)</u>	
o Kapazitätserhöhung des Flammofens III auf 200 t Abstichgewicht (seit Oktober 1988)	o Ersatz des Flammofens II durch zwei 40 t-Drehtrommelöfen (Abstichleistung > 120 t)
o Einbau von zwei Deckenbrennern im Gewölbe des Flammofens III (seit Oktober 1988)	
o Umbau der Anodengießanlage (seit Oktober 1988)	
EMISSIONSKONTROLLE UND -REDUKTION	
abgeschlossen	
<u>Betriebseinheit 1 (Schachtofenanlage)</u>	
o Einbau eines kontinuierlich registrierenden Staubmeßgerätes	
o Errichtung einer thermischen Nachverbrennungsanlage	
<u>Betriebseinheit 3 (Flammofenanlage)</u>	
o Einbau eines kontinuierlich registrierenden Staubmeßgerätes	
<u>Rohstofflagerung</u>	
o Errichtung von Lagerboxen zur Lagerung staubförmiger Stoffe	

10.1.2 Prognostizierte Massenströme der Schachtofenanlage (Betriebseinheit 1)

Im Bereich des Schachtofens sind derzeit keine Maßnahmen vorgesehen, die zu einer Leistungssteigerung führen. Die Möglichkeiten zur Produktionserhöhung beschränken sich daher auf die vermehrte Auslastung des Schmelzofens.

Werksangaben zufolge kann aber die Auslastung des Schachtofens aus personaltechnischen Gründen und wegen der hohen Reparaturanfälligkeit (siehe auch Tabelle 3.32) gegenüber 1987 nur um 5 % gesteigert werden. Das Schmelzaggregat weist damit eine maximale Anlagenverfügbarkeit von 75 % (6.552 h/a) auf.

Tabelle 10.4: Schachtofeneinsatz. Vergleich 1987 - Prognose

1987	Prognose	Massenstrom	
		(t/a)	(t/a)
Einsatz (ohne Koks)		37.960	39.858

Tabelle 10.5: Schwarzkupferausbringen und Kuppelprodukte der Schachtofenanlage. Vergleich 1987 - Prognose

1987	Prognose	Massenstrom	
		(t/a)	(t/a)
Schwarzkupfer		12.740	13.460
Schlacke		11.700	12.285
Flugstaub		1.300	1.365

10.1.3 Prognostizierte Massenströme der Konverteranlage (Betriebseinheit 2)

Die Erhöhung der Elektrolysekapazität hat für die Konverteranlage nach dem derzeitigen Informationsstand keine weitreichenden Folgen. Insbesondere sind keine technischen Veränderungen vorgesehen.

Durch die Verwendung eines Sauerstoffbrenners wird bereits im derzeitigen zweischichtigen Betrieb eine Tagesleistung von vier Chargen erreicht (Konverter III). Darüber hinaus bietet die Ausweitung des Zweischichtbetriebes auf drei Schichten im Bedarfsfall weiteren Spielraum zur Erhöhung der Rohkupferproduktion. Aus betriebstechnischen und wirtschaftlichen Gründen wird von dieser Möglichkeit aber nur in den seltensten Fällen Gebrauch gemacht.

Die Kapazität der Konverteranlage wird vermutlich auch in Zukunft nicht voll ausgeschöpft werden, da die maximale Schwarzkupfereigenproduktion der Kupferhütte Brixlegg rund 13.500 t/a beträgt (Vollauslastung des Schachtofens unter derzeitigen Bedingungen).

Für das Basisszenario wird angenommen, daß kein Schwarzkupfer aus Fremdproduktion zugekauft wird und der Schrottanteil am Konvertereinsatz gleich bleibt (34,5 %).

Da Emissionsmessungen für den Konverter II fehlen, wird im Basisszenario der Konverter III als alleiniger Rohkupferproduzent angenommen. Dies entspricht nicht der Realität, sollte unter der Voraussetzung gleicher Durchsatzleistung (t Rohkupfer/h) für die Emissionshochrechnung aber keine Abweichungen ergeben.

Tabelle 10.6: Konvertereinsatzgut. Vergleich 1987 - Prognose

1987	Prognose	Massenstrom (t/a)	Massenstrom (t/a)
Gesamteinsatz		19.463	20.560
Schwarzkupfer		12.740	13.460
Schrott		6.723	7.100

Tabelle 10.7: Rohkupferproduktion und Kuppelprodukte der Konverteranlage. Vergleich 1987 - Prognose

1987	Prognose	Massenstrom (t/a)	Massenstrom (t/a)
Rohkupfer		11.234	11.880
Schlacke		7.340	7.770
Filterstaub		1.480	1.550

10.1.4 Prognostizierte Massenströme der Flammofenanlage (Betriebseinheit 3)

Die der Elektrolyse unmittelbar vorgelagerte Flammofenanlage wurde in zweifacher Weise an die neue Situation angepaßt, die durch den Neubau der Elektrolyseanlage geschaffen wurde:

- Umgestaltung der Anodengießanlage
- Erhöhung der Flammofenkapazität

Für die Vergrößerung der Anoden von 800 x 760 mm auf 944 x 940 mm allein wäre die Adaptierung der Anodengießformen ausreichend gewesen. Durch umfangreiche Um- und Neubauarbeiten wurde jedoch zusätzlich der Automatisierungsgrad der Anodengießanlage erhöht.

Eine wesentlich größere Bedeutung kommt unter dem Aspekt möglicher Auswirkungen auf die Umwelt dem zweiten Punkt, der Kapazitätserhöhung, zu.

Vor dem Ausbau des Flammofens III betrug das tägliche Anodenkupferaufkommen durch den derzeit streng alternierenden Betrieb der beiden Herdflamöfen maximal 150 t. Rechtlich und technisch wäre der Parallelbetrieb der Ofenaggregate mit einer Abstichleistung von insgesamt 270 t/d möglich gewesen.

In erster Linie wirtschaftliche Überlegungen dürften ausschlaggebend dafür gewesen sein, daß das Unternehmen aber einer anderen Lösung den Vorzug gab. Demnach ist auch für die Zukunft an den abwechselnden Betrieb der Flammöfen gedacht.

Das Abstichgewicht des Flammofens III wurde mit dem 1988 erfolgten Umbau um 38 % auf 200 t erhöht.

Der Flammofen II wird zunächst weiterhin im Stand-by-Betrieb verwendet. Langfristig soll dieser Herdflammofen durch zwei 40 t-Drehtrommelöfen ersetzt werden, deren Abstichleistung mindestens 120 t/d beträgt.

Diese Planungen konnten in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden, weil die entsprechenden Unterlagen nicht zur Verfügung standen.

BESCHREIBUNG DES NEUEN FLAMMOFENS III

Der neue, auf ein Abstichgewicht von 200 t vergrößerte Flammofen III wurde Anfang Oktober 1988 in Betrieb genommen. In Tabelle 10.8 werden die ursprünglichen Baddimensionen den neuen Maßen gegenübergestellt:

Tabelle 10.8: Herdmaße des Flammofens III.
Gegenüberstellung 150 t - 200 t

	Einheit	150 t Flammofen	200 t Flammofen
Innenlänge	mm	7.100	9.000
Innenbreite	mm	4.120	4.120
Badtiefe	mm	800	1.000
Badvolumen	m ³	23,4	37,1

Durch den gleichzeitig erfolgten Einbau von Deckenbrennern ist die Beibehaltung der bisherigen Chargendauer bei erhöhtem Ausbringen gewährleistet.

Tabelle 10.9: Befeuerung des Flammofens III.
Gegenüberstellung 150 t - 200 t

	Einheit	150 t Flammofen	200 t Flammofen
Stirnbrenner		2 Niederdruck-Ölbrenner	
max. Heizölverbrauch	kg/h	je 450	
Verbrennungsgas		Luft mit Sauerstoff angereichert	
Deckenbrenner		2 (auf Erdgas umstellbar)	
max. Heizölverbrauch	kg/h	je 480	
Verbrennungsgas		Sauerstoff	

Die beiden Deckenbrenner wurden mittig in Längsachse über den Chargieröffnungen angeordnet. Sie werden ausschließlich in der Einschmelzphase in Betrieb genommen. Gegenüber der früheren Vorgangsweise beim Chargieren ergibt sich insofern eine Veränderung, als nunmehr wesentlich kleinere Einsatzmengen mit verkürzten Chargierintervallen abwechselnd durch eine der beiden Einsatztüren eingebracht werden. Dabei wird der der jeweiligen Chargieröffnung zugeordnete Brenner aus Sicherheitsgründen abgeschaltet.

ZUKÜNFTIGES ANODENKUPFERAUFKOMMEN

Das künftige Anodenkupferaufkommen kann aus der geplanten Elektrolysekapazität abgeleitet werden.

Tabelle 10.10: Umrechnung Kathodenkupfer - Anodenkupfer

Quelle	Faktor f
tatsächlicher Wert (1987)	0,786
Paschen (1987)	0,8
Felbermayer (1987a)	0,855

Anmerkung: $f = t \text{ Kathodenkupfer} / t \text{ Anodenkupfer}$

Tabelle 10.11: Verhältnis Anodenkupferproduktion zu Kathodenkupferproduktion

Stufe I	Stufe II	Stufe III	
Kathodenkupfer- produktion (t/a)		35.000	42.500
		50.000	
f = 0,79		44.300	53.800
f = 0,8		43.800	53.100
f = 0,855		41.000	49.700
			63.300
			62.500
			58.500

Laut Angabe im Ansuchen um Betriebs- und Errichtungsgenehmigung für die neue Elektrolyseanlage werden jährlich 63.850 t Anoden in die Elektrolysehalle angeliefert. Der damit korrespondierende Faktor f von 0,78 stimmt auch weitgehend mit dem für das Jahr 1987 ermittelten Wert überein. Dies läßt den Schluß zu, daß die Werte für das Anodenkupferaufkommen eher im oberen Bereich liegen werden.

In der Folge beziehen sich alle Berechnungen auf die Endausbaustufe mit 50.000 t/a Kathodenproduktion und 63.300 t/a Anodenkupferaufkommen (f = 0,79). Da man davon ausgehen kann, daß auch in Zukunft ca. jede 7. Charge im Flammofen II raffiniert wird, ergibt sich für das angestrebte Produktionsziel folgende Chargenaufteilung:

Flammofen II	49 Chargen/a (15 %)
Flammofen III	287 Chargen/a (85 %)

Summe	336 Chargen/a

BERECHNUNG DER MASSENSTRÖME

Tabelle 10.12: Flammofeneinsatzgut.

Vergleich 1987 - Prognose

	1987		Prognose		Veränderung gegenüber 1987 (%)
	Einsatzmenge (t/a)	Anteil (%)	Einsatzmenge (t/a)	Anteil (%)	
Gesamteinsatz ca.	46.000		70.000		+ 52
Rohkupfer	11.234	24	11.880	17	+ 6
Anodenreste ca.	7.120	15	9.650	14	+ 36
Blisterkupfer ca.	4.000				
Schrotte, Abfallstoffe ca.	24.000	61	48.500	69	+ 73

Annahmen:

Einsatz
o ----- = 1,1
Ausbringen

o Anodenresteanteil

alte Elektrolyseanlage: 17 %
neue Elektrolyseanlage (bei 50.000 t/a): 19,3 %
(54 kg laut Angabe im Ansuchen um Betriebs- und Errichtungsgenehmigung für 50.000 t Kupfer-
raffinationselektrolyse; Austria Metall AG, Montanwerke Brixlegg, 1986)

Tabelle 10.13: Anodenkupferproduktion und Kuppelprodukte der
Flammofenanlage. Vergleich 1987 - Prognose

Massenstrom (t/a)	1987	Prognose
Anodenkupfer	41.895	63.300
Schlacke ca.	3.470	5.370
Filterstaub ca.	290	440

Annahmen:

o Schlacke

Flammofen III (145 t): 12 t/Charge (Werksangabe)
Flammofen III (200 t): 17 t/Charge (Schätzung)
Flammofen II (120 t): 10 t/Charge (Schätzung)

o Filterstaub

Flammofen III (145 t): 1 t/Charge (Werksangabe)
Flammofen III (200 t): 1,4 t/Charge (Schätzung)
Flammofen II (120 t): 0,8 t/Charge (Schätzung)

10.1.5 Prognostizierte Auslastung der Bemusterungsanlage (Betriebseinheit 4)

Nach Angaben der Werksvertretung besteht kein direkter Zusammenhang zwischen einer etwaigen Mehrproduktion in den pyrometallurgischen Anlagen und der Zahl der Bemusterungsproben (bzw. Betriebsstundenanzahl). Als Grund dafür wird angegeben, daß der Wertmetallgehalt des Einsatzgutes für den Flammofen, der in erster Linie von der Produktionserhöhung betroffen sein würde, meist geschätzt wird. Um dem jeweils rund fünfprozentigen Zuwachs des Schrotteinsatzes in den Schachtofen und in die Konverter zu berücksichtigen, wird in einer vorsichtigen Schätzung daher davon ausgegangen, daß die Betriebsdauer der Bemusterungsanlage um ca. 10 % ansteigt.

10.1.6 Prognostizierte Auslastung der Anlagen zur Primärdampfherzeugung

Eine einigermaßen zuverlässige Abschätzung des zukünftigen Primärdampfbedarfes ist aufgrund der zahlreichen Verflechtungen nur mit Hilfe einer energietechnischen Durchleuchtung des gesamten Werkskomplexes möglich. Besondere Beachtung müßte dabei die Sekundärdampfgewinnung in dem bestehenden Abhitzeessel finden.

Als weiterer, mit den uns vorliegenden Informationen aber nicht bewertbarer Faktor kommt die Umgestaltung der Schachtofenanlage in Zusammenhang mit der Errichtung einer thermischen Nachverbrennung zum Tragen.

Letztlich müßte die Entwicklung des Primärdampfbedarfes in Verbindung mit der Art des in Zukunft eingesetzten Energieträgers, insbesondere mit dessen Schwefelgehalt, betrachtet werden. Da es dafür aber keine konkreten Anhaltspunkte - etwa einen Zeitplan - gibt, wird in der vorliegenden Studie

von einer Prognose Abstand genommen und der Heizöleinsatz des Jahres 1987 für die Abschätzung der Schwefeldioxidemission fortgeschrieben.

10.1.7 Überblick - Prognostizierte Massenströme der pyrometallurgischen Anlagen

Die folgenden Zusammenstellungen zeigen eine Übersicht über die in den Abschnitten 10.1.2 bis 10.1.4 ermittelten Massenströme.

Tabelle 10.14: Übersicht - Massenströme der pyrometallurgischen Anlagen (ohne Bemusterungsanlage) - Stand 1987

	Einheit	Schachtofen	Konverteranlage		Flammofenanlage	
			KO II	KO III	FO II	FO III
Betriebsstunden	h/a	6.238	648	3.785	984	6.120
Betriebstage	d/a	260	40	252	41	255
Chargen pro Tag	Ch./d	-	8	2 bzw. 3-4	1	1
Chargen pro Jahr	Ch./a	-	324	757	41	255
Einsatz	t/a	37.960				
Schlacke	t/a	11.700				
Flugstaub	t/a	1.300				
Schwarzkupfer	t/a	12.740				
Einsatz	t/a		19.463			
Schwarzkupfer	t/a		12.740			
Schrott	t/a		6.723			
Schlacke	t/a		7.340			
Flugstaub	t/a		1.480			
Rohkupfer	t/a		11.234			
Einsatz ca.	t/a				46.000	
Rohkupfer	t/a				11.234	
Anodenabfälle ca.	t/a				5.600	
Blisterkupfer ca.	t/a				4.000	
Schrott, Abfälle ca.	t/a				25.000	
Schlacke	t/a				3.470	
Flugstaub	t/a				290	
Anodenkupfer	t/a				41.895 (W.)	

Tabelle 10.15: Übersicht - Massenströme der pyrometallurgischen Anlagen (ohne Bemusterungsanlage) - Prognose

	Einheit	Schachtofen	Konverteranlage (bezogen auf Konverter III)	Flammofenanlage FO II	FO III
Betriebsstunden	h/a	6.552	4.570	1.176	6.888
Betriebstage	d/a	273	305	49	287
Chargen pro Tag	Ch./d	-	3	1	1
Chargen pro Jahr	Ch./a	-	914	49	287
Einsatz	t/a	39.858			
Schlacke	t/a	12.285			
Flugstaub	t/a	1.365			
Schwarskupfer	t/a	13.460			
Einsatz	t/a		20.560		
Schwarskupfer	t/a		13.460		
Schrott			7.100		
Schlacke	t/a		7.770		
Flugstaub	t/a		1.550		
Rohkupfer	t/a		11.880		
Einsatz ca.	t/a			70.000	
Rohkupfer	t/a			11.880	
Anodenabfalle ca.	t/a			9.650	
Blisterkupfer, Schrott, Abfalle ca.	t/a			48.500	
Schlacke	t/a			5.370	
Flugstaub	t/a			440	
Anodenkupfer	t/a			63.300	

10.1.8 Auswirkungen auf die der Elektrolyse nachgeschalteten Anlagen

10.1.8.1 Gießerei

Da nur ein verhältnismäßig geringer Teil der erzeugten Kupferkathoden direkt verkauft wird, ist in der Folge eine verstärkte Auslastung der Schmelz- und Gießanlagen und gegebenenfalls ein Anstieg der diffusen Staubemissionen zu erwarten.

Nach Werksangaben ist in der Gießerei nicht mit umwelt-relevanten Emissionen zu rechnen, da ausschließlich Rohstoffe in Elektrolytkupferreinheit erschmolzen werden.

10.1.8.2 Nickelsulfatanlage (Betriebseinheit 7)

In der Nickelsulfatanlage wird die zur Aufrechterhaltung einer bestimmten Elektrolytzusammensetzung notwendige Abtrennung von Metallionen (Entsorgungsfunktion) kombiniert mit der Gewinnung eines verkaufsfähigen Produktes.

Unter der Annahme annähernd konstanter Nickelgehalte in Anoden, Kathoden und Anodenschlamm müßte eine Korrelation zwischen Kathodenkupferproduktion und Nickelsulfatherstellung bzw. Schwefelsäureverbrauch in der Elektrolyse gegeben sein.

Tabelle 10.16: Kathoden- und Nickelsulfatproduktion, Schwefelsäureverbrauch 1982 ... 1987

	Elektrolytkupfer (t/a)	NiSO ₄ (t/a)	(kg/t Cu)	Schwefelsäure (t/a)	(kg/t Cu)
1982	31.614 ¹	442 ²	14	397,8 ² 378,00 ¹	12 12,6
1983	33.061 ¹	442 ²	13	419,00 ²	12,6
1984	33.253 ¹	207 ²	6	419,00 ²	12,6
1985	33.648 ¹	470 ²	13	536,00 ²	15,9
1986	32.576 ¹	507 ²	15	412,00 ² 307,9 ¹	12,6 9
1987	32.924 ¹	532 ¹	16	407,7 ¹	12,4
Endausbau	50.000	800	16	630	12,6

Quellen

1 Werksangabe

2 Österreichisches Montan-Handbuch des jeweiligen Folgejahres
(Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie, 1983 - 1987)

Anmerkungen:

Die Tabelle enthält einige Werte, die stark von den übrigen Angaben abweichen. Es ist anzunehmen, daß diese Diskrepanzen durch Fehler bei der Datenübermittlung entstanden.

10.1.8.3 Anodenschlammanlage (Betriebseinheit 8)

Tabelle 10.17 zeigt, daß der spezifische Anodenschlammanfall, d.h. der pro Tonne Elektrolytkupfer gewonnene Anodenschlamm (AS), in den letzten Jahren stark angestiegen ist. Diese Entwicklung wird auf das schnellere Gießen der Anoden und den dadurch bedingten Mehreinsatz von Bariumsulfat (Trennmittel) in der Anodengießanlage zurückgeführt.

Tabelle 10.17: Kathodenkupferproduktion und Anodenschlammanfall (Werksangaben)

	Kathodenkupfer (t/a)	Anodenschlamm (t/a)	spezifischer Anodenschlammanfall (kg AS/t Kath. Cu)
1984	33.253	183,5	5,5
1985	33.648	244,6	7,3
1986	32.576	289,9	8,9
1987	32.924	ca. 300 ¹	9,0 ¹
Endausbau	50.000	ca. 450 ¹	9,0 ¹

Anmerkung:
1 Schätzung

Der für den Fall des Vollbetriebes der Elektrolyse prognostizierte Anodenschlammanfall führt zu einer ca. 70%igen Auslastung der Anodenschlammanlage.

10.2 Auswirkungen auf die Schadstoffbelastung der Luft

10.2.1 Voraussichtliche Luftschadstoffemissionen

Verfasser: C. SPINDELBALKER

Die vorliegende Emissionsabschätzung stützt sich entscheidend auf die Annahme, daß die von den Vertretern der Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. angegebene Kapazität der Elektrolyseanlage (50.000 t/a) nicht überschritten wird; technisch wäre dies, wie bereits in Abschnitt 10.1.1 betont, ohne weiteres möglich. Ausgehend von dieser wichtigen Abgrenzung wurden im Abschnitt 10.1 die zu erwartenden Produktionserhöhungen in den vorgelagerten Schmelzaggregaten abgeleitet. Gegenüber 1987 ergeben sich für den Fall einer Vollauslastung der Elektrolyseanlage folgende Betriebsstundenerhöhungen:

Tabelle 10.18: Betriebsdaten. Vergleich 1987 - Prognose

Betriebseinheit	Betriebsstunden		Veränderung (%)
	1987	Prognose	
1 (Schachtofen)	6.238	6.552	+ 5
2 (Konverter)	4.433	4.570	+ 3
3 (Flammofen)	7.104	8.064	+ 13,5
4 (Bemusterung)	ca. 3.070	3.380	+ 10

Die Kombination der angeführten Betriebsdaten mit den Ergebnissen der 1988 durchgeführten Emissionsmessungen (ARGE T.U., 1988) ermöglicht eine grobe Vorausberechnung der auf das Jahr bezogenen Schadstoffmassenströme aus definierten pyrometallurgischen Quellen.

Begründet zum einen durch einen Mangel an Daten (z.B. Emissionsdaten für einzelne Anlagen oder Schadstoffe), zum anderen aber in dem Bemühen, den Fehler möglichst gering zu halten, mußten zahlreiche Annahmen getroffen werden:

SCHACHTOFENANLAGE

- Das Einsatzgut entspricht hinsichtlich seines Emissionsverhaltens im wesentlichen jenem der ARGE T.U.-Messung SO/1.
- Der Errichtung einer thermischen Nachverbrennungsanlage (Fertigstellung Juli 1989) wird insofern Rechnung getragen, als für die Emissionsquellen Schachtofen und Schachtofennebenentsorgung mit Konzentrationswerten von $50 \text{ mg org. C/Nm}^3$ gerechnet wird.

Die im Hinblick auf eine Minimierung des Energieeinsatzes sicherlich erforderliche Umgestaltung der Abgasführung und die sich daraus ergebenden geänderten Volumenströme können wegen fehlender Detailinformationen ebenso wenig berücksichtigt werden, wie eventuell auftretende Sekundäremissionen durch den Einsatz schwefelhaltiger Brennstoffe in der thermischen Nachverbrennungsanlage.

KONVERTER- UND FLAMMOFENANLAGE

- Es wird davon ausgegangen, daß die Zusammensetzung des Einsatzgutes sich gegenüber 1987 nicht verändert (siehe auch Kapitel 3.2.12).

- Das Emissionsverhalten des 200 t-Flammofens unterscheidet sich nicht von jenem des ehemaligen 150 t-Flammofens, gemessen bei der ARGE T.U.-Messung 1988.
- Bei den Flammöfen wird berücksichtigt, daß laut Firmenangaben seit 1988 Heizöl schwer mit max. 1 % Schwefel verwendet wird.
- Da die SO_2 -Emission bei den Konvertern größtenteils prozeßbedingt sind, spielt die Schwefelreduktion des Heizöl schwer von 1,3 % auf 1 % eine untergeordnete Rolle.

PRIMÄRDAMPFERZEUGUNG

- Wie bereits erwähnt, sind konkrete Aussagen über die voraussichtliche Primärdampfproduktion nur schwer möglich. Dem vermehrten Bedarf der Elektrolyse- und der Nickelsulfatanlage wird auch ein größeres Dampfangebot der beiden Abhitzeessel gegenüberstehen.
- Da laut Firmenangabe seit 1988 Heizöl schwer mit 1,0 % Schwefel verwendet wird, kann unter Annahme eines unveränderten Verbrauchs im Steambloc eine Senkung der Schwefeldioxidemissionen von 35 t/a auf ca. 27 t/a (23 %) ausgegangen werden. Durch Einbau eines neuen Abhitzeessels hinter dem Flammenofen, welcher nach Firmenangaben erheblich mehr Dampf aus der Abhitze des Flammenofens liefert, ist darüberhinaus mit geringen Betriebszeiten der Primärdampferzeugung zu rechnen.

Tabelle 10.19: Jährlicher Schadstoff-Ausstoß der pyrometallurgischen Anlagen und der Anlagen zur Erzeugung von Primärdampf. Vergleich 1987 - Prognose

Einheit: t/a	SO ₂		STAUB		org. C		Cl ⁻		F ⁻	
	1987	Prognose	1987	Prognose	1987	Prognose	1987	Prognose	1987	Prognose
Betriebseinheit 1										
Schachtofen	6,9	> 7,3	1,7	1,8	125,2	13	0,5	0,5	0,2	0,2
Schlackenaufbereitung (ohne Trockner)	-	-	?	?	-	-	-	-	-	-
Betriebseinheit 2										
Konverter II/III	2,9	3,0	0,4	0,45	< 1,8	< 1,9	0,01	0,01	-	-
Betriebseinheit 3										
Flamhofen II/III	50,6	44,2	4,2	4,8	< 8,2	< 9,4	3,5	4,0	-	-
Betriebseinheit 4										
Bemusterung I/II	2,2	1,8	< 0,02	< 0,002	< 0,5	< 0,6	0,1	0,15	-	-
Bemusterung III	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Betriebseinheit 10	35	27	?	?	?	?				
Summe ca.	98 ¹	83,3	6	7	136	25	4,1 ¹	4,7	0,2	0,2

Anmerkung:

1 Bedingt durch Rundungen weichen diese Angaben etwas von den in Tabelle 3.74 angegebenen Werten ab.

Die entscheidenden, aus Tabelle 10.19 für den Fall der Vollauslastung der Elektrolyseanlage ablesbaren Entwicklungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- o Aufgrund der Umstellung des Heizöl schwer von 1,3 % auf 1 % Schwefel, ist eine Reduktion der SO_2 -Emission um 15 % zu erwarten (bei gegenüber 1987 unverändertem Heizölverbrauch).
- o Bei Staub ist mit einer etwa 12%igen Zunahme zu rechnen.
- o Die enorme Tragweite der Errichtung einer thermischen Nachverbrennungsanlage beim Schachtofen kommt darin zum Ausdruck, daß bei Einhaltung eines Emissionsgrenzwertes von 50 mg org. C/Nm³ (in dieser Anlage) die auf die Kupferhütte Brixlegg bezogene Gesamtemission organischen Kohlenstoffs um ca. 80 % reduziert werden kann.

Abbildung 10.2: SO₂-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen. Vergleich 1987 - Prognose

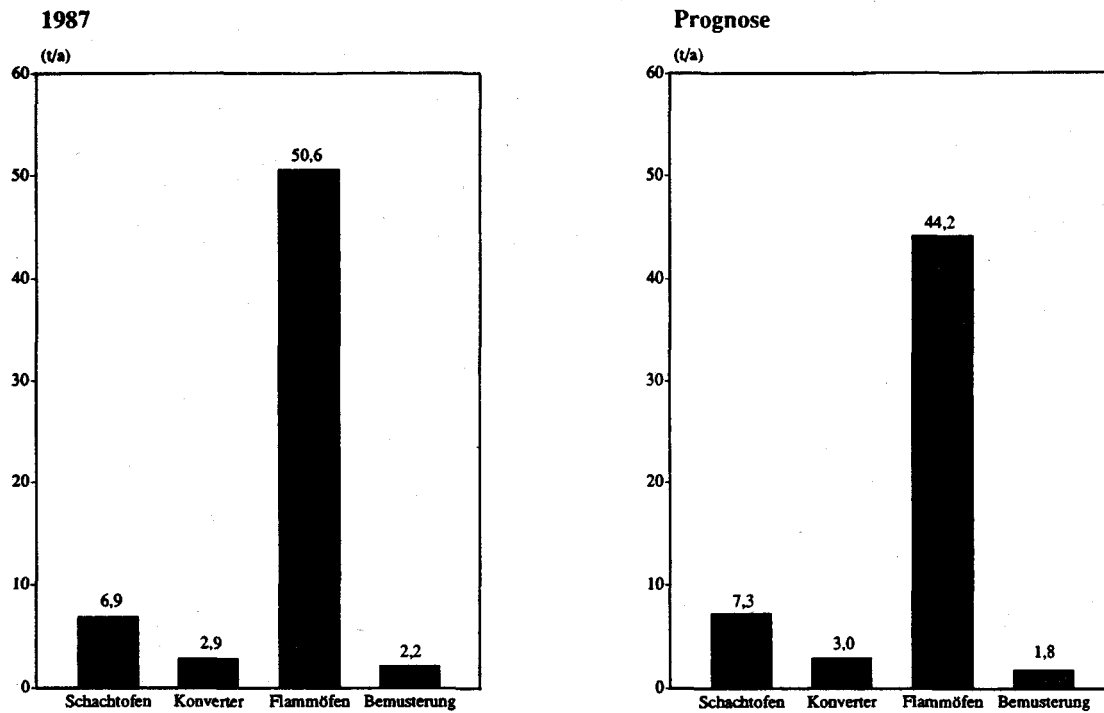


Abbildung 10.3: Staub-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen. Vergleich 1987 - Prognose

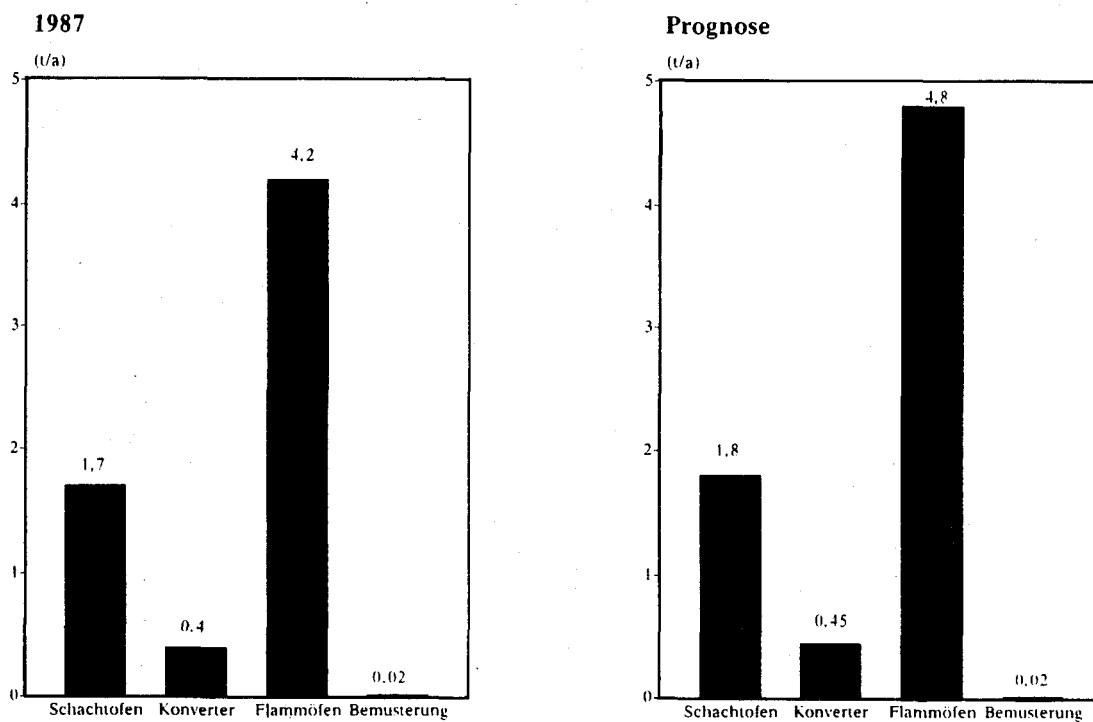


Abbildung 10.4: org. C-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen. Vergleich 1987 - Prognose

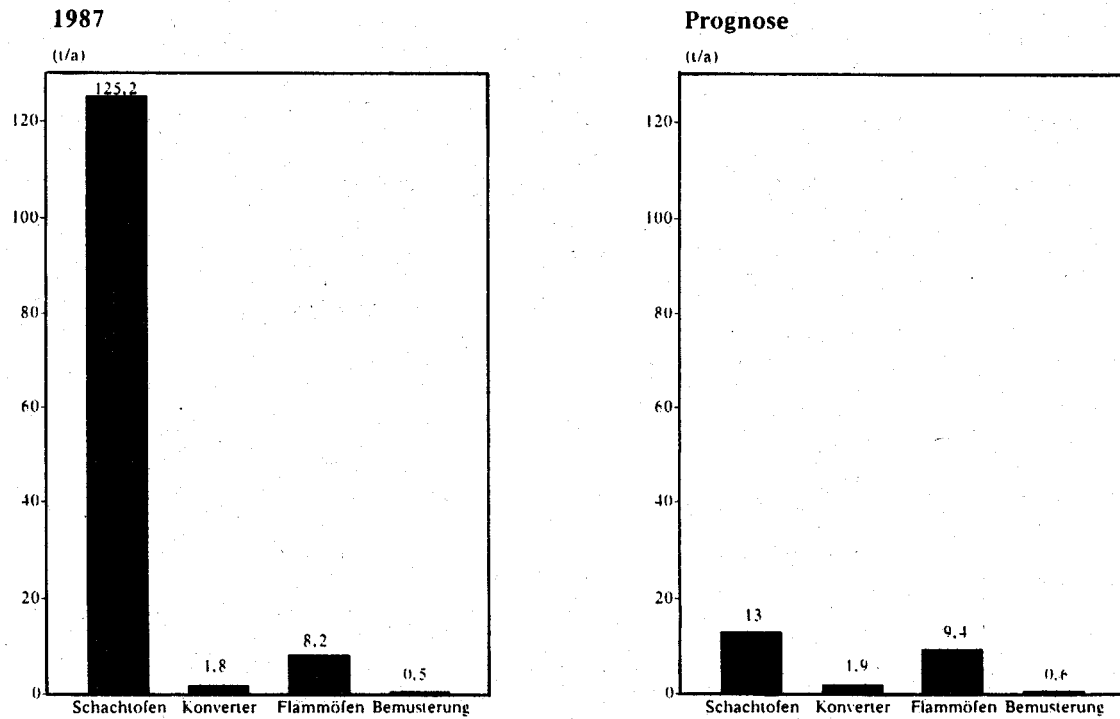


Abbildung 10.5: Chlorid-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen. Vergleich 1987 - Prognose

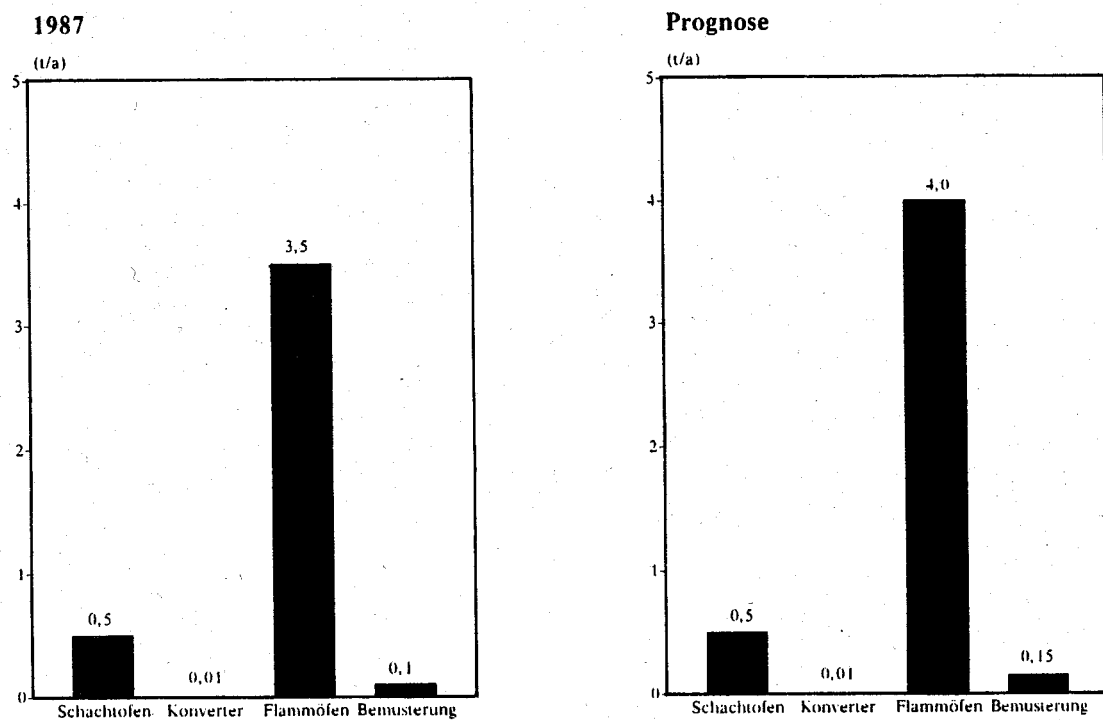


Abbildung 10.6: Anteile der einzelnen Anlagen an der SO₂-Gesamtemission - Prognose

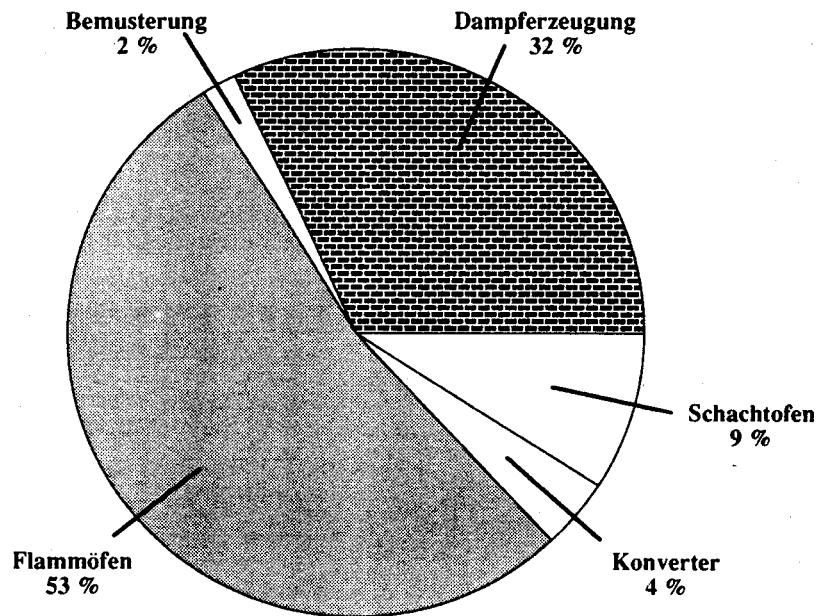


Abbildung 10.7: Anteile der einzelnen Anlagen an den Staub-Gesamtemissionen aus gefaßten Quellen - Prognose

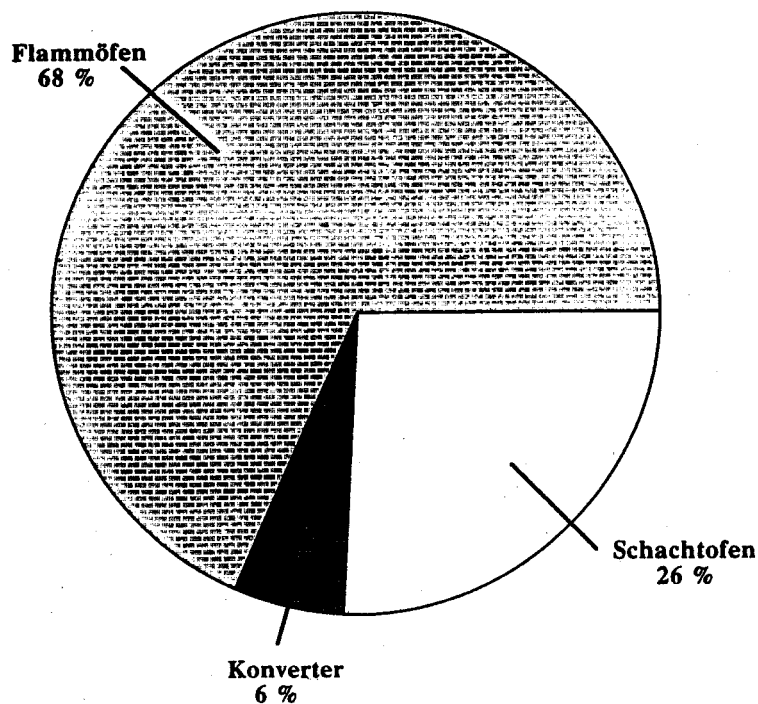


Abbildung 10.8: Anteile der einzelnen Anlagen an der org. C-Gesamtemission - Prognose

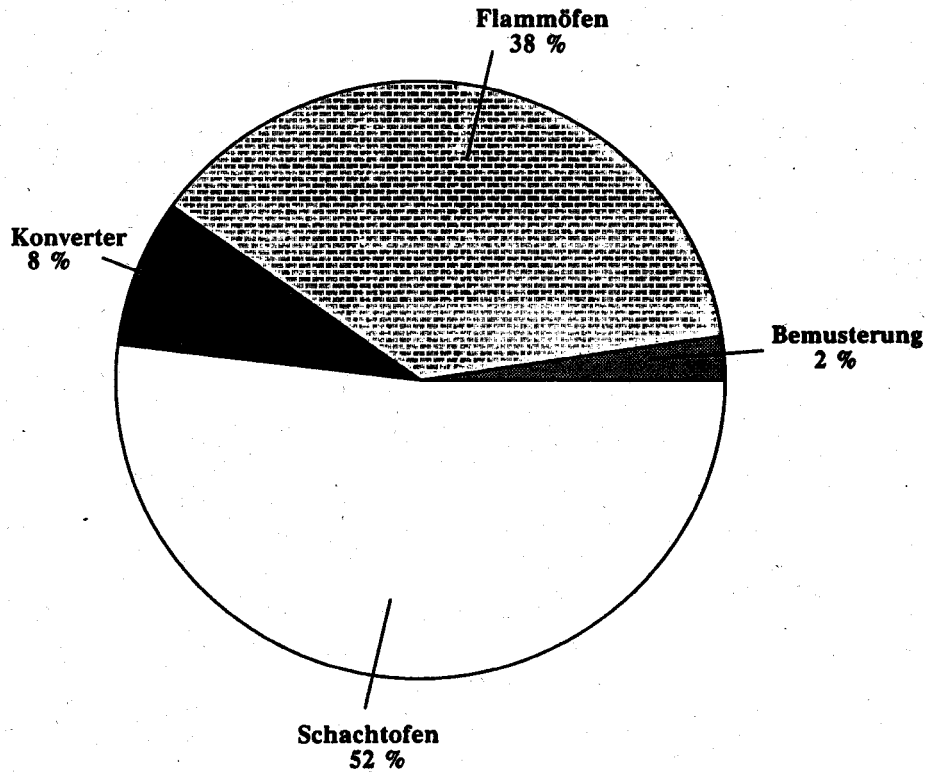
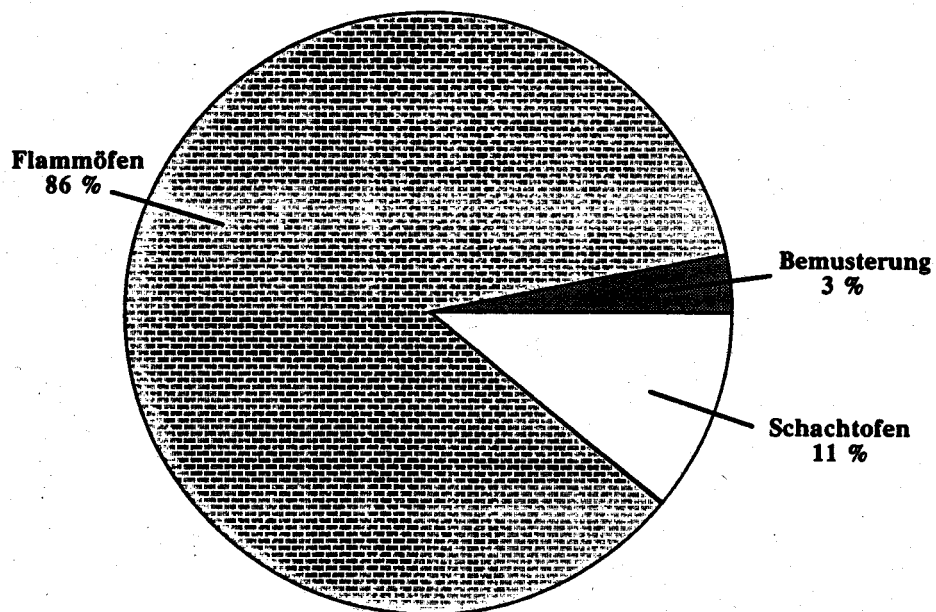


Abbildung 10.9: Anteile der einzelnen Anlagen an der Chlorid-Gesamtemission - Prognose



Die hohen PCDD/PCDF-Emissionen waren letztlich auslösendes Moment für den Einbau einer thermischen Nachverbrennungsanlage zur Entsorgung der Schachtofenabgase. Im folgenden soll nun untersucht werden, wie diese Maßnahmen mit Blick auf die gesamten PCDD/PCDF-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen einzuordnen ist.

Für diese Berechnungen sind über die bereits am Beginn des Kapitels angeführten Annahmen hinaus zusätzliche Hypothesen notwendig:

- Da für metallurgische Anlagen kein gesetzlicher Emissionsgrenzwert für PCDD/PCDF existiert, wird hier der Emissionsgrenzwert gemäß Anlage 1 zu § 12 des Luftreinhaltegesetzes für Kesselanlagen - LRG-K, BGBl.Nr. 380/1988 bzw. gemäß § 18 Abs. 4 der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen 1989 - LRV-K 1989, BGBl.Nr. 19/1989 als Richtschnur herangezogen. Dieser Wert für das 2,3,7,8-TCDD-Äquivalent wird mit $0,1 \text{ ng/N m}^3$ angegeben.
- Es wird unterstellt, daß der Konzentrationswert bei Berechnung mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren nach BGA eingehalten wird.

Tabelle 10.20: Prognose der jährlichen PCDD/PCDF-Emissionen

Betriebseinheit	2,3,7,8-TCDD-Äquivalente nach BGA	
	angenommene Konzentration (ng/m ³)	Massenstrom (mg/a)
1 (Schachtofen)	0,1	26
2 (Konverter)	0,16	41
3 (Flammofen)	0,41	443
4 (Bemusterung)	2,2	165
Gesamtmassenstrom ca.		675

10.2.2 Fehlerabgrenzung zur Emissionsprognose

Um die Zuverlässigkeit der auf zahlreichen Annahmen beruhenden Emissionsprognose beurteilen zu können, wurde die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber bestimmten Einflußfaktoren analysiert (siehe Tabelle 10.21).

Die Variationsrate konnte aus Plausibilitätsgründen sowohl hinsichtlich ihres Betrages als auch hinsichtlich ihres Vorzeichens nicht einheitlich gewählt werden.

Auch in jenen Fällen, in denen eine Zu- oder Abnahme gleich wahrscheinlich erscheint, wurden zur Wahrung der Übersichtlichkeit in der Tabelle nur die numerisch positiven Abweichungen angeführt. Eine Wertung kommt damit nicht zum Ausdruck.

Die Berechnungen zeigen bei der für den Umwelteinfluß maßgebenden Summe der Emissionen aus allen gefaßten Quellen je nach Schadstoffart unterschiedliche Sensitivität:

Am deutlichsten ausgeprägt ist die Abhängigkeit von den getroffenen Annahmen bei den prognostizierten Chloridemissionen der Flammöfen.

Bei den anderen Schadstoffen haben Unsicherheiten in jenen Annahmen, die in diesem Abschnitt diskutiert werden, meist nur unbedeutende Auswirkungen auf das Gesamtergebnis. Eine Ausnahme bilden die Meßdaten (Volumenstrom oder Konzentration), bei denen sich eine 10%ige Änderung zwar zum Teil signifikant im Ergebnis niederschlägt; der resultierende Fehler erscheint aber durchaus tolerierbar.

Die in der Tabelle 10.21 behandelten Einflußfaktoren spielen damit im Hinblick auf die Zuverlässigkeit der Prognose insgesamt keine entscheidende Rolle.

Die ermittelten Daten verlieren aber jegliche Relevanz, wenn die von den Montanwerken Brixlegg angegebenen Kapazitätsgrenzen nicht zutreffen.

Tabelle 10.21: Änderung der prognostischen Emissionsmassenströme bei Variation bestimmter Einflußfaktoren

Betriebs-einheit	Veränderung im Vergleich zum Basis-szenario	Variations- rate [%]	Änderung des Emissions-sassenstroms [t]							
			bezogen auf Betriebseinheit		bezogen auf Gesamt-emission					
			SO ₂	Staub	org. C	Chlorid	SO ₂	Staub	org. C	Chlorid
2 (Konverter)	geänderte Zusammensetzung des Einsatzmaterials; 90 t mit Re-laisschrott (KO/1) statt 80 t	+ 12,5 - 15	+ 12	+ 4	- 14	- 0,5	+ 1	+ 0,3	0	
2 (Konverter)	Zunahme des Konverterschrott-einsatzes bei gleichem Schwarskupfereinsatz	+ 10	+ 3,4	+ 3,4	+ 3,4	0	+ 0,1	+ 0,4	0	
2 (Konverter)	30 t der Chargen werden im Konverter II raffiniert	-	+ 2,5	+ 2,5	+ 2,5	0,1	+ 0,1	+ 0,2	+ 0,1	
2 (Konverter)	geringere Chargendauer bei gleichem Emissionsverhalten	- 10	- 10	- 10	- 10	- 0,3	- 0,7	- 0,8	0	
3 (Flammofen)	geänderte Zusammensetzung des Einsatzmaterials; 60 t mit thermisch Vorbehandeltem Schrott (FO/1) statt 50 t	+ 17	- 0,3	+ 3	+ 3	+ 16	- 0,2	+ 1	+ 0,8	+ 14
3 (Flammofen)	Verringerung der Kathoden-kupferproduktion in Relation zur Anodenkupferproduktion; f = 0,78 statt 0,79	- 1,3	+ 1,2	+ 1,2	+ 1,2	+ 1,2	+ 0,7	0	+ 0,4	+ 2
3 (Flammofen)	Abgasvolumenstrom oder Schad-	+ 10	+ 10	+ 10	+ 10	+ 10	+ 5,5	+ 0,7	+ 0,8	+ 9
2 (Konverter)	stoffkonzentration höher als bei	+ 10	+ 10	+ 10	+ 10	+ 10	+ 0,3	+ 0,6	+ 0,8	0
1 (Schachtofen)	der Messung der ARGE T.U. (1988)	+ 10	+ 10	+ 10	+ 10	+ 10	+ 0,7	+ 3	+ 5	+ 1

11 LITERATURVERZEICHNIS

Amt der Tiroler Landesregierung (1989)

Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1988. Innsbruck

ARGE Technischer Umweltschutz Wien (1988)

Bericht über Emissionsmessungen im Montanwerk Brixlegg im Zeitraum März bis April 1988. Teil 1-3. Wien, Dezember 1988

Beck, H., Eckart, K., Mathar, W., Wittkowski, R. (1987)

Isomerenspezifische Bestimmung von PCDD und PCDF in Human- und Lebensmittelproben. In: Dioxin. Eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. VDI-Berichte 634, S. 359 - 382. Düsseldorf

Berlincioni, M., di Domenico, A. (1987)

Polychlorodibenzo-p-dioxins and polychlorodibenzofurans in the soil near the municipal incinerator of Florence, Italy. Environ. Sci. Technol., Vol. 21, No 11, S. 1063 - 1069

BGBI.Nr. 161 (1987)

443. Vereinbarung über die Festlegung von Immissionsgrenzwerten für Luftschadstoffe und über Maßnahmen zur Verringerung der Belastung der Umwelt samt Anlagen. Wien: Österreichische Staatsdruckerei

Bortenschlager, S., Schwarzer Ch. (1987)

Flechtenkartierungen im Raum Brixlegg 1975/1986.

In: Landesforstdirektion Innsbruck,

Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über die Immissionsbelastung und den Waldzustand in Tirol, Bericht für das Jahr 1986. Innsbruck

Buckley, E.H. (1982)

Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage. Science, Vol. 216, S. 520 - 522

**Bundesgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit
(1984):**

Prüfzeugnis Nr. 405 2220 21 (83 04478) über die Prüfung von Strahlmitteln auf ihren Gehalt an silikogenen, toxischen und kanzerogenen Komponenten. (Strahlmittel "SCORAM" Kupferschlackenstrahlmittel MCU)

**Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie,
Hrsg. (1983)**

Österreichisches Montan-Handbuch 1983. Wien: Montan Verlag

**Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie,
Hrsg. (1984)**

Österreichisches Montan-Handbuch 1984. Wien: Montan Verlag

**Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie,
Hrsg. (1985)**

Österreichisches Montan-Handbuch 1985. Wien: Montan Verlag

**Bundesministerium für Handel, Gewerbe und Industrie,
Hrsg. (1986)**

Österreichisches Montan-Handbuch 1986. Wien: Montan Verlag

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1979/80)

Wasserwirtschaftskataster "Gewässergüte der Fließgewässer Tirols". Gesamtaufnahme 1979/80

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1981)

Wasserwirtschaftskataster "Gewässergüte der Fließgewässer Tirols". Bundesnetz 1981

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1981)

Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen. Graz: Leykam, Universitätsbuchdruckerei und Grafische Industrie

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1982)

Wasserwirtschaftskataster "Gewässergüte der Fließgewässer Tirols". Bundesnetz 1982

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1983)

Wasserwirtschaftskataster "Gewässergüte der Fließgewässer Tirols". Bundesnetz 1983

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1985)

Waldentwicklungsplan für den Bereich der Bezirksinspektion Wörgl, 1985

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1985/86)

Wasserwirtschaftskataster "Gewässergüte der Fließgewässer Tirols". Gesamtaufnahme 1985/86

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1987)

Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern. Wien: Sofortdruck Ing. Wolfgang Püsche

Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Hrsg. (1987)

Österreichisches Montan-Handbuch 1987. Wien: Montan Verlag

CCMS (1988)

International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF)
Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds. North Atlantic Treaty Organization (NATO), Committee on the Challenges of Modern Society (CCMS), Report Number 178

Christmann, W.; Kasike, D.; Klöppel, K.D.; Partscht, H.; Rotard, W. (1988 a)

Combustion of polyvinylchloride- an important source for the formation of PCDD/PCDF. Posterbeitrag "Dioxin '88", eingereicht für Chemosphere 18 (1989).

Christmann, W.; Klöppel, K.D.; Partscht, H.; Rotard, W.
(1988 b)

Determination of PCDD/PCDF in ambient air. Posterbeitrag
"Dioxin '88", eingereicht für Chemosphere 18 (1989)

Connett, P.; Webster, T. (1987)

An estimation of the relative human exposure to 2,3,7,8-
TCDD emissions via inhalation and ingestion of cow's milk.
Chemosphere, Vol. 16, Nos. 8/9, S. 2079 - 2084

Czuczwa, J.M.; Hites R.A. (1986)

Sources and fate of PCDD and PCDF. Chemosphere, Vol. 15,
Nos. 9 - 12, S. 1417 - 1420

DIN 8201, Teil 9 (Juli 1986)

Feste Strahlmittel, synthetisch, mineralisch, Kupferhüt-
tenschlacke, Schmelzkammerschlacke

Europäische Gemeinschaft (1975)

Richtlinie des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitäts-
anforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwasser-
gewinnung in den Mitgliedstaaten

Felbermayer, W. (1983)

Zusammenfassung der Immissionsbelastung im Raum Brixlegg
und der Emissionen der Montanwerke Brixlegg. Jenbach: In-
stitut für Umweltschutz und Energiefragen

Felbermayer, W. (1984)

Untersuchungsbericht über die staubförmigen Emissionen der
Bemusterung der VMW RB AG, Montanwerke Brixlegg, vom 30.
und 31.8.1984. Jenbach: Institut für Umweltschutz und
Energiefragen

Felbermayer, W. (1985)

Bericht über die Kalibrierung des Extinktionsmeßgerätes
und den Emissionsnachweis der Bemusterungsanlage. Jenbach:
Institut für Umweltschutz und Energiefragen

Felbermayer, W. (1986)

Bericht über die Kalibrierung der SO₂-Roh- und Reingas-konzentrationsmeßgeräte der Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) des Konverters. Jenbach: Institut für Umweltschutz und Energiefragen

Felbermayer, W. (1987a)

Gutachten über die Veränderung der Staub- und SO₂-Emissionen durch eine Leistungserhöhung des Flammofenschmelzbetriebes. Jenbach: Institut für Umweltschutz und Energiefragen

Felten, H.J. (1987)

Die Problematik der besonderen anorganischen Stoffe in der TA Luft, dargestellt am Beispiel des Arsens.

In: Unterlagen zum Lehrgang: "Fortschrittliche Maßnahmen zur Verminderung industrieller Emissionen". Technischen Akademie Esslingen

Finanzlandesdirektion Innsbruck (1982)

Ergebnisse der Bodenschätzung. Auswertung der Katasterpläne der Gemeinden Brixlegg, Radfeld, Kramsach, Rattenberg, Münster, Reith im Alpbachtal. Innsbruck

Friedrich, W. (1970)

Strukturanalyse des österreichischen Bundesgebietes, Teil I/1: Klimatische Gegebenheiten Österreichische Gesellschaft für Raumplanung. Wien: Springer Verlag

Gaggi, C.; Bacci, E. (1985)

Accumulation of chlorinated hydrocarbon vapours. Chemosphere, Vol. 14, No. 5, S. 451 - 456

Geologische Bundesanstalt (1984)

Regionale Feststellung des Rohstoffpotentials, Bereich Blatt Wörgl (ÖK 120) und Blatt Neukirchen am Großvenediger (ÖK 121), TC 7a/82, TC 7b/82 von 83, SC 9d/82. Wien

Geologische Bundesanstalt (1987)

Datenbank zur systematischen geochemischen Untersuchung des Bundesgebiets. Wien

Geyer, H.; Scheunert, I.; Korte, F. (1987)

Bioakkumulation von 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD) und anderer polychlorierter Dibenzo-p-dioxine (PCDDs) in aquatischen und terrestrischen Organismen sowie im Menschen. In: Dioxin. Eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. VDI-Berichte 634, S. 317 - 347. Düsseldorf

Glatzel, G. (1985)

Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. II. Teil: Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichtenpflanzen (*Picea abies*) auf schwermetallbelastetem Waldbodenhumus. Cbl. ges. Forstwesen, 102 (1), S. 41-51

Göbl, F., Mutsch, F. (1985)

Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. I. Teil: Untersuchung des Mykorrhiza und Humusaufbau. Cbl. ges. Forstwesen, 102 (1), S. 28-40

Gstrein, P., Heissel, G. (1980, 1981)

Lagerstättenkundliche Untersuchungen südlich des Inn. In: Cerny, I.: Blei-Zink in den Nördlichen Kalkalpen (Projekt TA 8/79 und TA 8/80. Veröffentlichte Berichte. Bleiberg: Archiv, Geologische Bundesanstalt

Haditsch, J.G., Mostler, H. (1969)

Beiträge zur Kenntnis ostalpiner Kupferlagerstätten;
I. Die Fahlerzlagstätte auf der Gratlspitze (Thierberg bei Brixlegg). Archiv für Lagerstättenforschung in den Ostalpen 9, S. 169-194. Leoben

Hagenmaier, H.; Brunner, H.; Haag, R.; Berchtold, A. (1986a)
PCDDs and PCDFs in sewage sludge, river and lake sediments
from South West Germany. Chemosphere, Vol. 15, Nos. 9-12,
S. 1421 - 1428

Hagenmaier, H.; Brunner, H.; Kraft, M. (1986 b)
Emissionsmessungen von polychlorierten Dibenzodioxinen und
Dibenzofuranen an Abfallverbrennungsanlagen. In: Aktuelle
Probleme der Luftreinhaltung. Teil I Pseudokrapp, Teil II
Dioxine/Furane. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Band
2, Schriftenreihe, S. 199 - 224. Düsseldorf

Hagenmaier, H. (1990)
Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzo-
furane - Bestandsaufnahme und Handlungsbedarf. In:
Halogenierte organische Verbindungen in der Umwelt -
Herkunft, Messung, Wirkung, Abhilfemaßnahmen. VDI-Bericht
Nr. 745; Düsseldorf

Heinz, F., Hrsg. (1977)
Erzeugung von NE-Metallen. Leipzig: VEB Deutscher Verlag
für Grundstoffindustrie

Hofer, L., Großkopf, A. (1986)
Gutachten über die staubhygienischen Verhältnisse in der
Bemusterung der Montanwerke Brixlegg aufgrund von Erhebun-
gen, Probenahmen und Messungen, die von der Österreichi-
schen Staub (Silikose)-Bekämpfungsstelle am 2.7.1986 über
Auftrag des Unfallverhütungsdienstes der Allgemeinen UVA
der Landesstelle Salzburg durchgeführt wurden. Leoben:
Österreichische Staub (Silikose)-Bekämpfungsstelle

Hradil, G. (1926)
Gutachten über den bundesstaatlichen Bergbau "Großkogel"
bei Brixlegg. Unveröffentlichter Bericht. Innsbruck:
Archiv Geologische Bundesanstalt

Jockel, W., Mistele, J. (1986)

Emissionsmessung von Metallen, Halbmetallen und ihren Verbindungen. Staub - Reinhaltung der Luft, 46(5), S. 250-254

Kloke, A. (1980)

Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA, Heft 1-3

Knapp, E. (1984)

Bericht über die Beprobung und Identifizierung des Schachtofeneinsatzes der VMW RB AG Montanwerke Brixlegg. Jenbach: Institut für Umweltschutz und Energiefragen

Knauer, X. (1928)

Gutachten über die geologischen Verhältnisse des Fahlerzreviers am Geyer und Silberberg bei Brixlegg. Veröffentlichtes Gutachten. München: Archiv Geologische Bundesanstalt

Kraft, G. (1988)

Analysen-Attest über die Bestimmung des Eluierverhaltens einer granulierten Fayolith-Schlacke vom 6. April 1988. Kronberg/Ts. (BRD)

Landesforstdirektion Innsbruck (1985)

Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über die Immissionsbelastung und den Waldzustand in Tirol, Bericht für das Jahr 1984. Innsbruck

Landesforstdirektion Innsbruck (1986)

Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über die Immissionsbelastung und den Waldzustand in Tirol, Bericht für das Jahr 1985. Innsbruck

Landesforstdirektion Innsbruck (1987a)

Schwermetallgehalte in Boden- und Pflanzenproben 1980-1986. Unveröffentlichte Mitteilung

Landesforstdirektion Innsbruck (1987b)

Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über die Immissionsbelastung und den Waldzustand in Tirol, Bericht für das Jahr 1986. Innsbruck

Landesforstdirektion Innsbruck (1987 - 1989)

Monatsberichte der Immissionsüberwachung. Abteilung Umweltschutz/Landesforstdirektion. Innsbruck

Landesforstdirektion Innsbruck (1988)

Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über die Immissionsbelastung und den Waldzustand in Tirol, Bericht für das Jahr 1987. Innsbruck

Landesforstdirektion Innsbruck (1989)

Zustand der Tiroler Wälder. Untersuchungen über die Immissionsbelastung und den Waldzustand in Tirol, Bericht für das Jahr 1988. Innsbruck

LGBI. der Steiermark, Nr. 87 (1987)

Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 14. Dezember 1987, mit der ein landwirtschaftliches Bodenschutzprogramm erlassen wird (Bodenschutzprogrammverordnung)

LBGI. von Tirol, Nr. 5 (1987)

Verordnung der Landesregierung vom 20. Dezember 1977 über die Festsetzung von Immissionsgrenzwerten und des höchstzulässigen Schwefelgehaltes fester Brennstoffe.

LGBI. von Tirol, Nr. 68 (1987)

Verordnung der Landesregierung vom 1. Dezember 1987, mit der die Verordnung über die Festsetzung von Immissionsgrenzwerten und des höchstzulässigen Schwefelgehaltes fester Brennstoffe geändert wird.

LGB1. von Vorarlberg, Nr. 31 (1987)

Klärschlammverordnung zum Klärschlammgesetz (1987)

Marr, P. (1986)

Emissionsbeurteilung für die geplante Kupferraffinations-
elektrolyse in Brixlegg. Graz

Michalke, F.D., Felbermayer W. (1980)

Untersuchungsbericht über den Reststaubgehalt und den SO_2 -
Gehalt des Reingases nach dem Flammofenfilter, sowie über
den SO_2 -Gehalt des Reingases nach dem Schachtofenfilter
der Montanwerke Brixlegg vom 16. bis 18.4.1980. Prot.Nr.
252/18. Leoben: Institut für Umweltschutz und Emissions-
fragen

Michalke, F.D., Felbermayer W. (1982)

Untersuchungsbericht über den Gehalt an Staub, SO_2 , SO_3 ,
gasförmigen Chloriden und Fluoriden sowie organisch ge-
bundenem Kohlenstoff im Abgas der definierten Emissions-
quellen der Montanwerke Brixlegg vom 15. bis 18.6.1982.
Prot.Nr. 376/33. Leoben: Institut für Umweltschutz und
Emissionsfragen

Mostler, H. (1969)

Geologischer-lagerstättenkundlicher Überblick der Kupfer-
Fahlerzlagertstätten Thierberg, Silberberg und Geyer bei
Brixlegg. Unveröffentlichter Bericht. Innsbruck

Neidhard, H.; Herrmann, M. (1987)

Abbau, Persistenz, Transport polychlorierter Dibenzodio-
xine und Dibenzofurane in der Umwelt. In: Dioxin. Eine
technische, analytische, ökologische und toxikologische
Herausforderung. VDI-Berichte 634, S. 303 - 316. Berlin

Neubert, D. (1987)

Medizinische Schlußfolgerungen und Vorschläge zur Abschätzung und Verminderung des Risikos einer Exposition gegenüber PCDDs und PCDFs. In: Dioxin. Eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. VDI-Berichte Nr. 634, S. 665 - 674. Düsseldorf

Neubert, D.; Krowke, R. (1986)

Probleme bei einer toxikologischen Risikoabschätzung von polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen. In: Aktuelle Probleme der Luftreinhaltung. Teil I Pseudokrapp, Teil II Dioxine/Furane. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Band 2, Schriftenreihe, S 225 - 261. Düsseldorf

Neubert, D.; Meister R. (1987)

Mutagenic und carcinogenic potential and potency of PCDDs and PCDFs. In: Dioxin. Eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. VDI-Berichte Nr. 634, S. 443 - 486. Düsseldorf

Nottrodt, A., Sladek, K.D., Zoller, W., Buchert, H., Class, Th., Krämer, W., Kohnle, S., Magg, H., Mayer, P., Schäfer, W., Swerew, M., Ballschmiter, K. (1984)

Emissionen von polychlorierten Dibenzodioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen aus Abfallverbrennungsanlagen. Müll und Abfall 16(11), S. 313-330

ÖBIG (1978)

Umweltbestandsaufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung - Unteres Inntal. Hrsg.: Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Wien

ÖBIG (1982)

Studie über die Transmission von Stickoxiden und Schwefeldioxid in der Umgebung von Großemittenten. Unveröffentlichter Bericht. Wien

ÖFZS (1987)

Analyse von Filterstäuben und Leiterplattenpyrolysat im Auftrag der Montanwerke Brixlegg. Untersuchungsbericht vom 20.10.1987. Seibersdorf: Institut für Biologie

ÖNORM M 9440 (1982)

Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre. Ermittlung von Schornsteinhöhen und Berechnung von Immissionskonzentrationen. Wien, 1. Juni 1982

Österreichische Akademie der Wissenschaften (1987)

Stickstoffoxide in der Atmosphäre; Luftqualitätskriterien NO_2 . Wien: ÖAW, Kommission Reinhaltung der Luft. April 1987

Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen (1978)

Umweltbestandsaufnahme durch Fernerkundung und Bodenmessung. Unteres Inntal. Wien 1978

Österreichischer Wasserwirtschaftsverband (1984)

Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen - Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen. ÖWWF - Regelblatt 17. Wien: Selbstverlag des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes

Österreichische Sanitätsverwaltung (1987)

Richtwerte für Schwermetalle in Böden, die für biologischen Landbau genützt werden. Österreichisches Lebensmittelbuch, 3. Auflage. In: Mitteilungen der österreichischen Sanitätsverwaltung, Heft 9. Wien

Paschen, P. (1987)

Gutachten über den Umbau des Flammofens III der Montanwerke Brixlegg der Austria Metall AG hinsichtlich der angewandten Technologie sowie der zu erwartenden Emissionssituation. Leoben: Institut für Technologie und Hüttenkunde der Nichteisenmetalle an der Montanuniversität Leoben

Paschen, P. (1988)

Studie über die Emissionen der Kupferhütte Brixlegg 1463 - 1980. Erstellt für die Montanwerke Brixlegg Ges.m.b.H. Leoben.

Pawlek, F. (1983)

Metallhüttenkunde. Berlin, New York: de Gruyter

Pirkl, H. (1961)

Geologie des Trias-Streifens und des Schwazer Dolomits südlich des Inn zwischen Schwaz und Wörgl (Tirol). Jahrbuch Geologische Bundesanstalt, 104, S. 1-50. Wien

Rappe, C.; Nygren, M.; Lindström, G.; Buser, H.R.;

Blaser, O., Wüthrich, C. (1987)

Polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins and other chlorinated contaminants in cow milk from various locations in Switzerland. Environ. Sci. Technol.; Vol. 21, No. 10, S. 964 - 970

Ray H.S., Sridhar R., Abraham, K.P. (1985)

Extraction of nonferrous metals. New Delhi: Affiliated East-West Press; zitiert in: Shamsuddin, M. (1986). Metal recovery from scrap and waste. Journal of Metals, 2, S. 24-31

Reischl, A., Reissinger, M., Thoma, H., Hutzinger, O.

(1987 a)

Die Erfassung der atmosphärischen Verteilung von Dioxinen und Furanen mit Hilfe pflanzlicher Oberflächen (Posterbeitrag). In: Dioxin. Eine technische, analytische ökologische und toxikologische Herausforderung. VDI-Berichte 634, S. 349 - 357. Düsseldorf

Reischl, A.; Thoma, H.; Reissinger, M., Hutzinger, O.

(1987 b)

PCDD und PCDF in Koniferennadeln. Naturwissenschaften 74, S. 88 - 89

Riedl, H. (1984)

"Rauchschäden" nichts Neues. Tiroler Forstdienst,
27.1.1984

Riss, A.; Hagenmaier, H.; Rotard, W. (1989)

Umweltkontrolle auf chlorierte Dioxine und Furane in der
Umgebung einer Metallrückgewinnungsanlage in Tirol/Öster-
reich. In: Umweltbundesamt (Wien) und Internationale
Gesellschaft für Umweltschutz (IGU) (Hrsg.): Envirotech
Vienna 1989, Bd. 2.1, Beurteilung umweltgefährdender
Stoffe und Produkte. S. 147 - 152. Essen

Riss, A.; Hagenmaier, H.; Rotard, W. (1990)

Wirkungen von Dioxinimmissionen auf Boden, Grünlandauf-
wuchs und Kuhmilch - Fallstudie anhand einer Metall-
rückgewinnungsanlage in Österreich.

Vortrag beim VDI-Kolloquium "Wirkungen von Luftverun-
reinigungen auf Böden - Einträge, Bewertung, Regelungen",
15. - 17. 5. 1990, Lindau

Riss, A.; Hagenmaier, H.; Weberruss, U.; Schlatter, C.;

Wacker, R., (1988)

Comparison of PCDD/PCDF levels in soil, grass, cow's milk,
human blood and spruce needles in an area of PCDD/PCDF
contamination through emissions from a metal reclamation
plant. Posterbeitrag "Dioxin '88", erscheint in
Chemosphere

Rotard, W. (1987)

PCDD/PCDF in Wasser/Sediment und Boden. In: Dioxine. Eine
technische, analytische, ökologische und toxikologische
Herausforderung. VDI Berichte Nr. 634, S. 203 - 218.
Düsseldorf

Sauerbeck, D. (1986)

Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung (anorganische Stoffe). In: Bodenbewirtschaftung, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz. VDLUFA-Schriftenreihe, 16, Kongreßband 1985 S. 59 - 72, Darmstadt

Schmidegg, O. (1943)

Bericht über geologische Aufnahmen im Schurfbau Silberberg-Geyer. Unveröffentlichter Bericht. Innsbruck: Archiv Geologische Bundesanstalt

Schmidegg, O. (1947a)

Montangeologisches Gutachten über die Erzlagerstätten des Gebietes Silberberg-Geyer. Unveröffentlichter Bericht. Innsbruck: Archiv Geologische Bundesanstalt

Schmidegg, O. (1947b)

Das Gipsvorkommen von Reith bei Brixlegg. Unveröffentlichter Bericht. Innsbruck: Archiv Geologische Bundesanstalt

Smidt, S. (1982)

Untersuchungen über das Auftreten von Ozon, seine kombinierte Wirkung mit Schwefeldioxid auf Fichte und das Vorkommen von sauren Niederschlägen in Österreich. Diss. Universität für Bodenkultur. Wien

TA Luft (1986)

Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) in der Fassung vom 21. Februar 1986. Köln: Bundesanzeiger

Technische Regeln für Gefahrstoffe (September 1987)

TRgA 503 Strahlmittel

Thews, E.R. (1951)

Metallurgische Verarbeitung von Altmaterialien und Rückständen. Band II (Alttrotmetalle). München: Carl Hanser Verlag

Traulsen, H., Rühl, B., Schulte, A. (1985)

Vergleich moderner Kupferelektrolyseverfahren. Erzmetall, 38(12), S. 581-587

Tyler, G. (1976)

Heavy Metal Pollution Phosphatase Activity and Mineralization of Organic Phosphorus in Forest Soils. Soil Biol. Biochem., 8, S. 327-332

Umweltbundesamt (1989)

Epicuticuläre Wachsstrukturen von Fichtennadeln als Indikatoren für Langzeitemissionsbelastungen. UBA-89-039. Wien

Umweltbundesamt (1990)

Wirkungsbezogene Dioxin-Immissionskontrolle in der Umgebung der Montanwerke Brixlegg. UBA-IB-254. Wien

Umweltbundesamt Berlin (1980)

Materialien 3/80. Richtlinien zur Emissionsminderung in Nicht-Eisen-Metallindustrien. Berlin: Erich Schmidt Verlag

Umweltbundesamt Berlin (1985)

Sachstand Dioxine - Stand November 1984 -. Berichte 5/85 Berlin

VDI 2066 Blatt 1 (Oktober 1975)

Staubmessungen in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. Übersicht

Wallner, J. (1987)

Persönliche Mitteilung vom 17.3.1987

WHO Regional Office for Europe (1989)

Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in Breast Milk. Results of WHO-Coordinated Quality Control and Analytical Field Studies. Environmental Health Series 34. Copenhagen.

Wöbking, H., Wörz, H. (1980)

Grundlagen des PCR-Verfahrens und Ergebnisse bei dessen Anwendung in der Raffinationselektrolyse der Montanwerke Brixlegg. Erzmetall, 33 (7/8), S. 395-399

A N H A N G

A1 VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN UND EINHEITEN

A	Ampere
a	Jahr
AMAG	Austria Metallwerke AG
AS	Anodenschlamm
BAF	Bioakkumulationsfaktoren
BE	Betriebseinheit
BGA	Bundesgesundheitsamt Berlin
BGBI.	Bundesgesetzblatt
Bm ³	Betriebskubikmeter
B-VG	Bundesverfassungsgesetz
bzgl.	bezüglich
°C	Grad Celsius
Ch.	Charge
CKW	Chlorkohlenwasserstoffe
cm	Centimeter
d	Tag
DC	direct current
DD	Dibenzodioxin
DF	Dibenzofuran
d.h.	das heißt
d.s.	das sind
ø	durchschnittlich
e ⁻	Elektron
E	Ost
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
eff.	effektiv
EG	Europäische Gemeinschaft
ENE	Ost-Nord-Ost
EPA	Environmental Protection Agency
f	Masse Kathodenkupfer/Masse Anodenkupfer
FID	Flammenionisationsdetektor
FO	Flammofen
G	Giga

g	Gramm
GC	Gaschromatografie
h	Stunde
ha	Hektar
HC	Kohlenwasserstoffe (hydrocarbons)
HCH	Hexachlorcyclohexan
HEL	Heizöl Extra Leicht
HS	Heizöl Schwer
H _u	Heizwert
i.a.	im allgemeinen
i.d.F	in der Fassung
i.d.Tr.	in der Trockenmasse
IR	Infrarot
i.S.	im Sinne
IUE	Institut für Umweltschutz und Energiefragen bzw. Institut für Umweltschutz und Emissionsfragen
J	Joule
jato	Jahrestonne
k	Kilo
kg	Kilogramm
KO	Konverter
konv.	konventionell
l	Liter
λ	Luftzahl
LGB1.	Landesgesetzblatt
lit.a.	Literatur a
lit.b.	Literatur b
lt.	laut
lw.	landwirtschaftlich
M%	Massenprozent
m	Meter
mm	Millimeter
M	Mega
max.	maximal
min.	Minute
MS	Massenspektroskopie
μ	Mikro

N	Nord
n	nano
n.b.	nicht bestimmt
NE	Nichteisen, Nordost
n.n.	nicht nachweisbar
Nm ³	Normkubikmeter
NO	Nordost
NQ	Niederwasserführung
NW	Nordwest
o.g.	ohne geringste
o.g.	oben genannten
org. C	organischer Kohlenstoff
O/ _n	Streuschicht Horizont n (n = 1,2,3,4)
ÖBIG	Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheits- wesen
ÖFZS	Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
p	pico
ppb	parts per billion
ppm	parts per million
ppt	parts per trillion
PAH	polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff (polycyclic aromatic hydrocarbon)
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PCR	periodic current reversal
Pr.Nr.	Probenummer
PVC	Polyvinylchlorid
Q	Wasserführung zum Untersuchungszeitpunkt
rd.	rund
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
S	Siemens
S	Süd
s.a.	siehe auch
SE	Süd-Ost
SW	Süd-West
SN	Süd-Nord

t	Tonne
TCDD	Tetrachlordibenzodioxin
TIWAG	Tiroler Wasserkraftwerke AG
TRgA	Technische Regeln für gefährliche Arbeitsstoffe
u.a.	unter anderem
u.a.m.	und anderes mehr
UBA	Umweltbundesamt
V	Volt
v.a.	vor allem
vgl.	vergleiche
V _L	theoretischer Luftbedarf
V _{O2}	theoretischer Sauerstoffbedarf
W	Watt
W	West
WSW	West-Süd-West
Zl.	Zahl
z.T.	zum Teil

A2 VERZEICHNIS DER TABELLEN

	Seite
2.1 Vergleich verschiedener Kupferelektrolyse- anlagen	31
3.1 Schachtofen-Einsatzstoffe des Jahres 1987	40
3.2 Kunststoffarten im Schachtofen-Einsatzgut (Beprobung 1984)	41
3.3 Durchschnittliche Zusammensetzung des Schwarzkupfers	41
3.4 Zusammensetzung einer Schachtofenschlacke	42
3.5 Typische Zusammensetzung des Flugstaubes der Schachtofenanlage	45
3.6 Beispiel für die Zusammensetzung von Filter- stäuben der Schachtofenanlage	46
3.7 Technische Daten der Betriebseinheit 1 - Schachtofenanlage	49/50
3.8 Zusammensetzung des Rohkupfers	56
3.9 Technische Daten der Betriebseinheit 2 - Konverter II	59
3.10 Technische Daten der Betriebseinheit 2 - Kon- verter III und Abgasentsorgungseinrichtungen	60/61
3.11 Beispiel für die Zusammensetzung einer Flamm- ofencharge	69
3.12 Zusammensetzung des Anodenkupfers	70
3.13 Zusammensetzung des Flammofenflugstaubes	71
3.14 Technische Daten der Betriebseinheit 3 - Flammofen II	73
3.15 Technische Daten der Betriebseinheit 3 - Flammofen III	74/75
3.16 Zusammensetzung der Filterstäube aus der Be- musterungsanlage	82

3.17	Zusammensetzung der Flugstäube bei der Bemusterungsanlage. Vergleich verschiedener Chargen	83
3.18	Technische Daten der Betriebseinheit 4 - Tiegelofen I und II	84
3.19	Technische Daten der Betriebseinheit 4 - Tiegelofen III und Abgasentsorgungseinrichtungen	85
3.20	Durchschnittliche Elektrolytzusammensetzung	89
3.21	Technische Daten der alten und der neuen Elektrolyseanlage	93
3.22	Technische Daten der Betriebseinheit 6 - Gießerei	97
3.23	Technische Daten der Betriebseinheit 7 - Nickelsulfatanlage	101
3.24	Zusammensetzung des Anodenschlammes	106
3.25	Beispiel für die Zusammensetzung des Endschlammes I der Anodenschlammaufbereitung	106
3.26	Beispiel für die Zusammensetzung des Endschlammes II der Anodenschlammaufarbeitung	107
3.27	Technische Daten der Betriebseinheit 8 - Anodenschlammaufbereitung	107
3.28	Technische Daten der Betriebseinheit 9 - Kupferoxidchloridanlage	109/110
3.29	Gesamtenergieverbrauch der Kupferhütte Brixlegg (1987)	113
3.30	Heizöl schwer - Jahresverbrauch der einzelnen Anlagen im Jahr 1987	113
3.31	Technische Daten der Betriebseinheit 10 - STEAMBLOC-Dampfkesselanlage	115
3.32	Emissionsverlauf beim Schachtofen	118
3.33	Haupt-Emissionsquellen des Schachtofens	119/120
3.34	Schwefelaustrag durch Schwarzkupfer und Filterstaub	121
3.35	Schwefeldioxid-Emission der Schachtofenanlage	122

3.36	Schwefeltrioxid-Emission des Schachtofens	122
3.37	Chlorid-Emissionen der Schachtofenanlage	124
3.38	Fluorid-Emissionen der Schachtofenanlage	124
3.39	Org. C-Emissionen der Schachtofenanlage	125
3.40	Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch die Schachtofenanlage	126
3.41	Gesamtstaub-Emissionen des Schachtofens	127
3.42	Reststaub im Reingas nach dem Hauptfilter und dem Zusatzfilter der Schachtofenanlage	128
3.43	Quecksilber-Emissionen der Schachtofenanlage	129
3.44	Emissionsverlauf des Konverters III	131
3.45	Haupt-Emissionsquellen der Konverteranlage	133
3.46	Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Konverters III	134
3.47	Chlorid-Emission des Konverters III	134
3.48	Org. C-Emission des Konverters III	135
3.49	Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch den Konverter III	136
3.50	Gesamtstaub-Emission des Konverters III	137
3.51	Reststaub im Reingas des Konverters III	137
3.52	Quecksilber-Emissionen des Konverters III	138
3.53	Emissionsverlauf beim Flammofen III	141
3.54	Haupt-Emissionsquellen des Flammofens III	142
3.55	Heizölverbrauch des Flammofens III	143
3.56	Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Flammofens III (1982)	144
3.57	Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Flammofens III (1988)	144
3.58	Chlorid-Emissionen des Flammofens III	145
3.59	Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch den Flammofen III	146
3.60	Gesamtstaub-Emissionen des Flammofens III	147
3.61	Reststaub im Reingas des Flammofens III	148
3.62	Quecksilber-Emissionen des Flammofens III	149

3.63	Emissionsverlauf der Tiegelöfen in der Bemusterungsanlage	152
3.64	Haupt-Emissionsquellen der Bemusterungsanlage	153
3.65	Schwefeldioxid-Emissionen im Abgas des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage	154
3.66	Chlorid-Emissionen des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage	155
3.67	Emission ausgewählter organischer Luftschadstoffe durch den Tiegelofen I der Bemusterungsanlage	156
3.68	Gesamtstaub-Emissionen des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage	156
3.69	Reststaub im Reingas des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage	157
3.70	Quecksilber-Emission des Tiegelofens I der Bemusterungsanlage	158
3.71	Gesamtstaub-Emission des Gewebefilters beim Fließbettrockner	160
3.72	Heizölverbräuche und SO ₂ -Emissionen der in der Betriebseinheit 10 zusammengefaßten Anlagen	161
3.73	Betriebsdaten. Vergleich 1982 - 1987	163
3.74	Jährlicher Schadstoff-Ausstoß der pyrometallurgischen Anlagen und der Anlagen zur Erzeugung von Primärdampf	165
3.75	Gesamtschadstoffemissionen der pyrometallurgischen Anlagen und der Anlagen zur Primärdampferzeugung. Vergleich 1982 - 1987	166
3.76	Jährliche Schwermetallemissionen der pyrometallurgischen Anlage (1987)	168
3.77	Jährliche Emission ausgewählter organischer Stoffe aus den pyrometallurgischen Anlagen (1987)	168
3.78	Übersicht über die Bescheidinhalte hinsichtlich der Abwassermengen	170

3.79	Beschaffenheit der Abwässer der AMAG Brixlegg entsprechend den Bescheiden vom 9. Dezember 1978 und vom 9. März 1987	172
3.80	Maximal zulässige Stunden- bzw. Tagesfrachten bei Einhaltung der Grenzwerte des Bescheides 1978	175
3.81	Stunden- bzw. Tagesfrachten gemäß Emissions- richtlinie für die im Abwasser enthaltenen Metalle	175
3.82	Höchstzulässige Stunden- bzw. Tagesfrachten gemäß Bescheid 1987	176
3.83	Erhöhung der Tagesfrachten entsprechend der Konsenserweiterung (1987)	177
3.84	Richtwerte gemäß Immissionsrichtlinie für Fließgewässer	177
3.85	Schwermetallgehalte des Inn bei Brixlegg	178
3.86	Durch die Ableitung bewirkte Immissionser- höhung im Inn	179
3.87	Vergleich der berechneten Immissionen mit den Richtwerten	180
3.88	Eluierverhalten einer granulierten Fayalith- Schlacke	182
4.1	Relative Häufigkeiten der Windrichtung in Prozent, gesamt und getrennt nach Tagesvier- teln an der Meßstelle Matzenau von 1975 bis 1980	189
4.2	Relative Häufigkeit der Windrichtung in Pro- zent, gesamt und getrennt nach Tagesvierteln an der Meßstelle Wengfeld von 1982 bis 1986	189
4.3	Jahresmittelwerte der Windgeschwindigkeit	190
5.1	Stationäre SO ₂ -Immissionsmeßstellen im Raum Brixlegg	193

7.1	Emissionen von Luftschadstoffen im Zeitraum 1463 ... 1980	237
7.2	Schlackenaufkommen im Zeitraum 1463 ... 1980	237
7.3	Richt- und Grenzwerte für Schwermetallgehalte in österreichischen Böden	244
7.4	Schwermetallgehalte von Böden und Pflanzen nach ihrer Distanz zum Emittenten	247
7.5	Bodenschwermetallgehalte im Raum Brixlegg und Reith im Alpbachtal. 1980 - 1986	255
7.6	Grasschwermetallgehalte im Raum Brixlegg und Reith im Alpbachtal. 1980 - 1986	256
7.7	Analysenergebnisse der Fichtenstreu und des darunterliegenden Bodenhorizonts vom Matzen- köpfl in $\mu\text{g/g}$ Trockensubstanz	258
7.8	Wuchsverhalten von Testpilzen nach vier Wo- chen Kulturdauer auf Substraten des vorderen Matzenköpfl und auf Vergleichssubstrate unter Fichten	258
8.1	Äquivalenzfaktoren nach Vorschlag des Bundes- gesundheitsamtes Berlin	270
8.2	Standorte für die Bodenprobenahme	272
8.3	PCDD/PCDF in Bodenproben	276
8.4	PCDD/PCDF in Fichtennadelproben	305
8.5	PCDD/PCDF-Gehalt in der Umgebungsluft	308
8.6	Beschreibung der Kuhmilch mit Angaben zur La- ge der Futterwiesen zum Emittenten. TCDD-Äqui- valente und 2,3,7,8-TCDD	312
8.7	PCDD/PCDF in Kuhmilchproben	313
8.8	PCDD/PCDF-Gehalte in Heuproben (Saison 1987, Mischproben aus 3 Schnitten)	317
8.9	PCDD/PCDF in Grasproben (Mai 1988)	318
8.10	Vergleich von PCDD/PCDF in Gras- und entspre- chenden Bodenproben	321

8.11	Vergleich von PCDD/PCDF in Heu (1987) und Gras (Mai 1988)	322
8.12	Gegenüberstellung der in 2,3,7,8-Stellung substituierten PCDD/PCDF-Isomere in einer Heu- und einer Milchfettprobe und daraus errechnete Bioakkumulationsfaktoren	325
9.1	Schwermetalle im Oberboden im Raum Brixlegg	332
9.2	Schwermetallgehalte in Grasproben, Vergleichswerte, Normalgehalte und kritische Werte im Tierfutter	344
9.3	Schadstoffgehalte und Bodenorganismen im Oberboden	346
10.1	Zusammensetzung der Kathoden und Vorwärtsstromdichte	348
10.2	Stromdichte und Kathodenproduktion	349
10.3	Überblick - Betriebsinterne Maßnahmen und prognostizierte Veränderungen	353
10.4	Schachtofeneinsatz. Vergleich 1987 - Prognose	354
10.5	Schwarzkupferausbringung und Kuppelprodukte der Schachtofenanlage. Vergleich 1987 - Prognose	354
10.6	Konvertereinsatzgut. Vergleich 1987 - Prognose	356
10.7	Rohkupferproduktion und Kuppelprodukte der Konverteranlage. Vergleich 1987 - Prognose	356
10.8	Herdmaße des Flammofens III. Gegenüberstellung 150 t - 200 t	358
10.9	Befuerung des Flammofens III Gegenüberstellung 150 t - 200 t	359
10.10	Umrechnung Kathodenkupfer-Anodenkupfer	359
10.11	Verhältnis Anodenkupferproduktion zu Kathodenkupferproduktion	360

10.12	Flammofeneinsatzgut. Vergleich 1987 - Prognose	361
10.13	Anodenkupferproduktion und Reststoffe der Flammofenanlage. Vergleich 1987 - Prognose	361
10.14	Übersicht - Massenströme der pyrometallurgischen Anlage (ohne Bemusterungsanlage) - Stand 1987	363
10.15	Übersicht - Massenströme der pyrometallurgischen Anlage (ohne Bemusterungsanlage) - Prognose	364
10.16	Kathoden- und Nickelsulfatproduktion, Schwefelsäureverbrauch 1982 ... 1987	366
10.17	Kathodenkupferproduktion und Anodenschlamm-anfall	367
10.18	Betriebsdaten. Vergleich 1987 - Prognose	368
10.19	Jährlicher Schadstoffausstoß der pyrometallurgischen Anlage und der Anlagen zur Erzeugung von Primärdampf. Vergleich 1987 - Prognose	371
10.20	Prognose der jährlichen PCDD/PCDF Emissionen	377
10.21	Änderung der prognostizierten Emissionsmassenströme bei Variation bestimmter Einfluß-faktoren	380

A3 VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

	Seite
0.1 Kupferraffination im Montanwerk Brixlegg	I
0.2 Maximaler Halbstundenmittelwert und maximaler Tagesmittelwert des Monats sowie Monatsmittelwert der Schwefeldioxidkonzentration an der Meßstelle Brixlegg-Innweg in den Jahren 1977 bis 1988	V
0.3 Beispiel für die Bodenbelastung im Raum Brixlegg: Cadmium im Oberboden	VIII
0.4 TCDD-Äquivalente (nach BGA) im Oberboden im Raum Brixlegg	IX
0.5 Entwicklung der Gesamtemissionen der Kupferhütte Brixlegg. Vergleich: 1987 - Prognose	XIII
2.1 Verfahrensschema der Sekundärkupfererzeugung	8
2.2 Wassermantelschachtofen	10
2.3 Liegender, seitlich blasender Konverter	14
3.1 Lageplan der Montanwerke Brixlegg	35
3.2 Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 1 (Schachtofenanlage)	52
3.3 Massenströme der Schachtofenanlage (Bezugsjahr 1987)	53
3.4 Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 2 (Konverteranlage)	63
3.5 Massenströme des Konverters II	64
3.6 Massenströme des Konverters III	65
3.7 Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 3 (Flammofenanlage)	77
3.8 Massenströme des Flammofens II	78
3.9 Massenströme des Flammofens III	79

3.10	Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 4 (Bemusterungsanlage)	87
3.11	Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 5 (Elektrolyseanlage)	95
3.12	Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 7 (Nickelsulfatanlage)	103
3.13	Verfahrensfließbild der Betriebseinheit 9 (Kupferoxichloridanlage)	112
4.1	Lage der Windmeßstellen Matzenau und Wengfeld	186
4.2	Windrichtungsverteilung in Prozent an der Meß- stelle Matzenau. Zeitraum 1975 bis 1980	187
4.3	Windrichtungsverteilung in Prozent an der Meß- stelle Wengfeld. Zeitraum 1982 bis 1986	188
5.1	Zonenabgrenzung im Raum Brixlegg	193
5.2	Lage der SO ₂ -Meßstellen des Amtes der Tiroler Landesregierung im Raum Brixlegg	194
5.3	Lage der Staubbiederschlagsmeßstellen des Amtes der Tiroler Landesregierung im Raum Brixlegg	197
5.4	Jahresmittelwerte der SO ₂ -Belastung an der Meß- stelle Innweg 1976 bis 1988	200
5.5	Maximaler Halbstundenmittelwert und maximaler Tagesmittelwert des Monats sowie Monatsmittel- wert der Schwefeldioxidkonzentration an der Meßstelle Brixlegg-Innweg in den Jahren 1977 bis 1988	201
5.6	Belastung durch den Bleigehalt im Staubbieder- schlag	207
5.7	Belastung durch den Kupfergehalt im Staubbie- derschlag	208
5.8	Belastung durch den Zinkgehalt im Staubbieder- schlag	209

6.1	Ergebnisse der Fernerkundung aus der Luft	214
6.2	Lage der Waldzustandsinventur - Untersuchungspunkte im Großraum Brixlegg	219
6.3	Picea abies, Nadeloberfläche. Standort Matzenköpfl - Nadeljahrgang 1987	221
6.4	Picea abies, Nadeloberfläche. Referenzstandort Innervals - Nadeljahrgang 1987	221
6.5	Ergebnisse der Flechtenkartierung 1975 und 1986	225
7.1	Geologie und Bergbau südlich und östlich von Brixlegg	231
7.2	Ehemalige Erzbergbaue und Schürfe	232
7.3	Geochemische Untersuchungen auf Kupfer	233
7.4	Geochemische Untersuchungen auf Zink	234
7.5	Geochemische Untersuchungen auf Blei	235
7.6	Böden und Bodennutzung	239/240
7.7	Lage der Boden- und Pflanzenproben (ÖBIG, 1978)	248
7.8	Kupfer und Zink - Immissionsmengen auf Pflanzen und in Böden (ÖBIG, 1978)	249
7.9	Blei-Immissionsmengen auf Pflanzen und in Böden (ÖBIG, 1978)	250
7.10	Bodenbelastungszonen durch Kupferimmissionen (ÖBIG, 1978)	251
7.11	Bodenbelastungszonen durch Zinkimmissionen (ÖBIG, 1978)	252
7.12	Bodenbelastungszonen durch Bleiimmissionen (ÖBIG, 1978)	253
7.13	Lage der Probenwerbungsflächen in Relation zum Montanwerk Brixlegg	259
7.14	Kupferbelastung im Auflagehumus	262
7.15	Bleibelastung im Auflagehumus	262
7.16	Cadmiumbelastung im Auflagehumus	263

7.17	Zinkbelastung im Auflagehumus	263
7.18	Lage der Probeflächen des Tiroler Bodenbelastungskatasters im Bereich Brixlegg	265
8.1	Strukturformeln der PCDD/PCDF sowie die durch Chlorsubstitution möglichen Verbindungen eingeteilt nach Chlorierungsgrad	268
8.2	Lage der Probenahmestandorte (im Raum Brixlegg) für die erste Bodenuntersuchung auf PCDD/PCDF	273
8.3	TCDD-Äquivalente (nach BGA) im Oberboden im Raum Brixlegg in pg/g	277
8.4	TCDD-Äquivalente (nach BGA) im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g}/\text{m}^2$	278
8.5	Summe der polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) im Oberboden im Raum Brixlegg	279
8.6	Summe der polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) im Oberboden im Raum Brixlegg	280
8.7	Summe der tetrachlorierten Dibenzodioxine im Oberboden im Raum Brixlegg	281
8.8	Summe der pentachlorierten Dibenzodioxine im Oberboden im Raum Brixlegg	282
8.9	Summe der hexachlorierten Dibenzodioxine im Oberboden im Raum Brixlegg	283
8.10	Summe der heptachlorierten Dibenzodioxine im Raum Brixlegg	284
8.11	Oktachloriertes Dibenzodioxin im Oberboden im Raum Brixlegg	285
8.12	Summe der tetrachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg	286
8.13	Summe der pentachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg	287
8.14	Summe der hexachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg	288

8.15	Summe der heptachlorierten Dibenzofurane im Oberboden im Raum Brixlegg	289
8.16	Oktachloriertes Dibenzofuran im Oberboden im Raum Brixlegg	290
8.17	PCDD/PCDF-Belastung des Bodens im Raum Brixlegg; Richtung SW	292
8.18	PCDD/PCDF-Belastung des Bodens im Raum Brixlegg; Richtung NO	293
8.19	PCDD/PCDF-Belastung des Bodens im Raum Brixlegg; Richtung NW	294
8.20	PCDD/PCDF-Belastung des Bodens im Raum Brixlegg; Richtung SO	295
8.21	PCDD/PCDF-Belastung des Bodens bei starkem Verkehrseinfluß	296
8.22	Summe der chlorhomologen Dibenzodioxin und -furan-Isomeren in Nadelproben vom Matzenköpfl getrennt nach Nadeljahrgängen	306
8.23	Summe der chlorhomologen Dibenzodioxin- und -furan-Isomeren in Nadelproben vom Zillertal getrennt nach Nadeljahrgängen	306
8.24	PCDD/PCDF in Grasproben vom Mai 1988 in der Hauptwindrichtung (SW) vom Montanwerk	320
8.25	Vergleich von 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF in Boden, Heu und Milchfett	326
9.1	Zink im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	334
9.2	Cadmium im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	335
9.3	Kupfer im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	336
9.4	Arsen im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	337
9.5	Quecksilber im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	338
9.6	Blei im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	339
9.7	Antimon im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	340

9.8	Zinn im Oberboden im Raum Brixlegg in $\mu\text{g/g}$	341
9.9	Gehalte ausgewählter Schwermetalle in Abhängigkeit von der Entfernung zum Werk	345
10.1	Effektive Stromdichte und Kathodenproduktion	350
10.2	SO_2 -Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen: Vergleich 1987 - Prognose	373
10.3	Staub-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen: Vergleich 1987 - Prognose	373
10.4	Org. C-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen: Vergleich 1987 - Prognose	374
10.5	Chlorid-Emissionen der pyrometallurgischen Anlagen: Vergleich 1987 - Prognose	374
10.6	Anteile der einzelnen Anlagen an der SO_2 -Gesamt- emission - Prognose	375
10.7	Anteile der einzelnen Anlagen an den Staub-Gesamt- emissionen aus gefaßten Quellen - Prognose	375
10.8	Anteile der einzelnen Anlagen an der org. C-Gesamt- emission - Prognose	376
10.9	Anteile der einzelnen Anlagen an der Chlorid-Ge- samtemission - Prognose	376

