



資源開発と環境

資源開発に関連する環境破壊

- 「三廃」による大気、水質、土壌汚染
- 騒音、振動、地盤沈下
- 水域、森林等、生態系への影響
- 景観破壊、(レクリエーション的)土地利用価値の減少



「環境」を「資源開発活動の一部」と見なした取り組みが
要求されている

- 環境影響評価調査とその管理計画、審査計画等を明示
- 資源開発時の土地利用に関する計画
- 資源開発終了後の土地再利用や再生に関する計画

資源開発で発生し得る環境汚染

工程	鉱業「三廃」		
	固体廃棄物	廃液	廃気
開発・採鉱	廃石(ズリ)	坑内廃水	
選鉱	尾鉱	選鉱廃液	
製錬・精製	スラグ		硫黄酸化物、二酸化炭素、煤塵、粉塵
電解精製		電解廃液	
主な環境汚染	水質・土壌汚染	水質・土壌汚染	大気汚染

志賀(2003): 鉱物資源論、p.91

3

固体廃棄物(廃石、尾鉱等)の発生量の例

USAにおける金属鉱山での固体廃棄物発生量(単位: millions tons per year)

鉱山	廃石	尾鉱	リーチング	計
銅	124	178	200*	502
鉄	102	75	-	177
金	39	24	11*	74
ウラン	73	NA	-	73
モリブデン	24	6	-	30
銀	20	6	~1**	26
鉛	2	9	-	11
亜鉛	1	6	-	7
その他	23	3	-	26
計	408	307	211	926

*ダンブリーチング **ヒープリーチング

S.H.Castro F.Vergara and M.A.Sengupta (ed.): "Effluent Treatment in the Mining Industry",
University of Concepcion, 1998.

4

「鉱害」の原因

- 水質汚染、土壌汚染
 - 野ざらしにされた固体廃棄物(廃石、尾鉱、スラグ)から重金属が溶出。
 - 未処理の廃液(坑内水、選鉱・製錬廃液)に含まれた重金属が河川に流出。
- 大気汚染
 - 精錬所から濃度の高い硫黄酸化物が排出。
- その他
 - 堆積場の決壊や地盤沈下。

5

鉱物資源開発に伴って発生した環境汚染の歴史

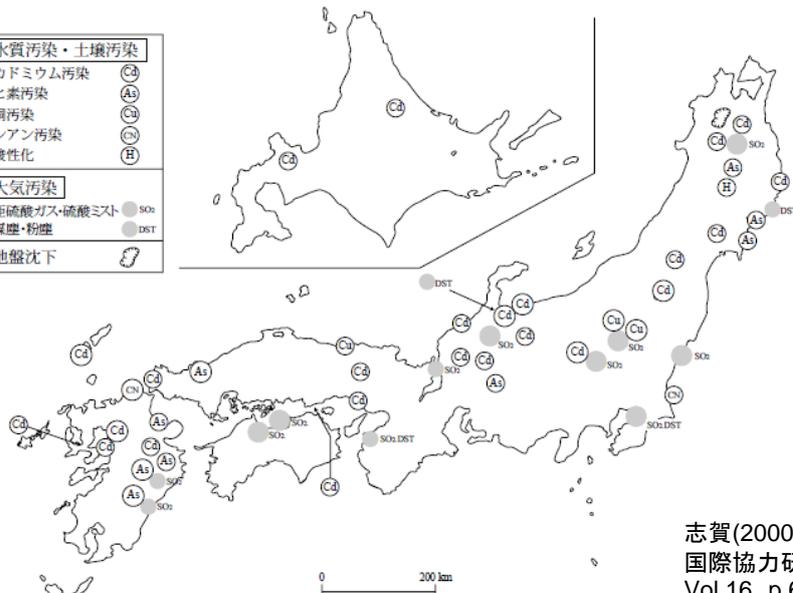
水質汚染・土壌汚染

- カドミウム汚染 (Cd)
- ヒ素汚染 (As)
- 銅汚染 (Cu)
- シアン汚染 (CN)
- 酸性化 (H)

大気汚染

- 亜硫酸ガス・硫酸ミスト (SO₂)
- 煤塵・粉塵 (DST)

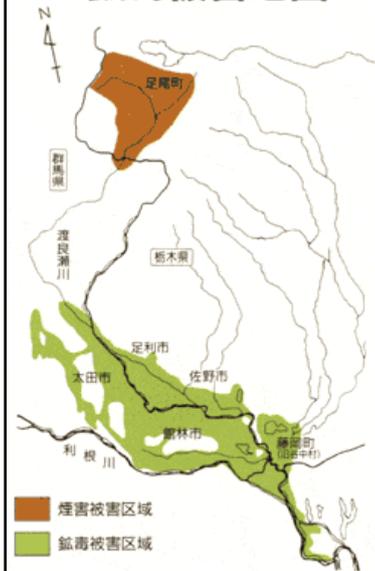
地盤沈下



志賀(2000)、
国際協力研究、
Vol.16、p.61.

足尾鉍毒—日本の「公害」の原点

鉍毒被害地図

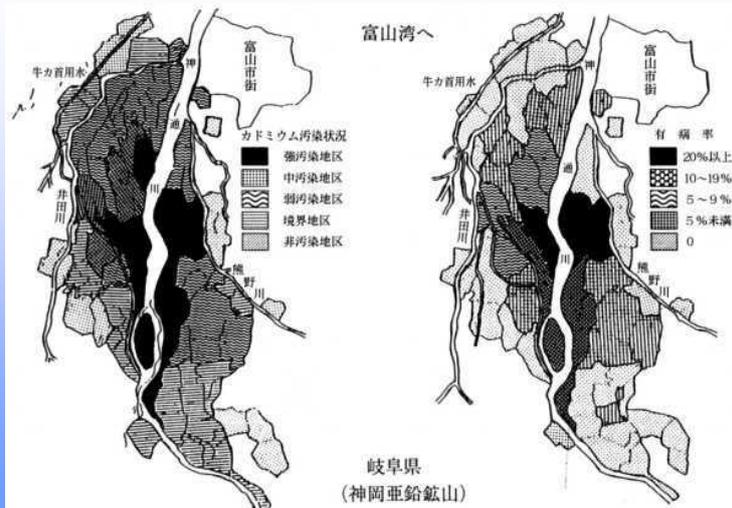


- 足尾銅山
 - 慶長15年(1610)に発見。
 - 元禄10年(1697)の我国の銅の生産高は世界一で、長崎貿易の輸出高の半分は銅だった。
 - 明治14年に新たな豊富な鉍脈が発見され、産銅量は急速に増加し、18年の産銅量は全国の39%を占めるに至った。
- 公害問題
 - 洪水・・・坑木や燃料として周辺の山林を乱伐したため
 - 硫酸を含んだ煤煙とによって
 - 洪水のたびに渡良瀬川では、鉍毒のため魚が死んで漁業影響が出た。
 - 明治18年頃から下流農民に健康被害。
 - 明治29年の渡良瀬川の大洪水で公害が広域化。
 - 34年に田中正造の天皇直訴事件となる。
- 昭和48年に閉山。

7

イタイイタイ病—日本の公害病第1号認定

- 1968年 日本の公害病第1号 認定
- 岐阜県 神岡鉍山から神通川にカドミウム等が流出。



8

日本の環境関連法

- 大気汚染防止法(1968年)
- 水質汚濁防止法(1970年)
- 土壌汚染対策法(2002年)
- 地盤沈下関連法
- 騒音規正法(1968年)
- 振動規制法(1976年)
- 悪臭防止法(1971年)

9

排水基準値 (有害物質)

汚染物質	基準
カドミウム及びその化合物	< 0.1 mg/l
シアン化合物	<1 mg/l
有機燐化合物	<1 mg/l
鉛及びその化合物	<0.1 mg/l
六価クロム化合物	<0.5 mg/l
砒素及びその化合物	<0.1 mg/l
総水銀	<0.005 mg/l
アルキル水銀化合物	検出されないこと
PCB	<0.003 mg/l
セレン及びその化合物	<0.1 mg/l
フッ素及びその化合物	<8 mg/l
ホウ素及びその化合物	<10 mg/l

10

排水基準値（生活項目）

汚染物質	基準
pH(海域外への流出)	5.8~8.6
BOD又はCOD(最大)	<160 mg/l
(日平均)	<120 mg/l
SS(最大)	<200 mg/l
(日平均)	<150 mg/l
鉱物油	<5 mg/l
植物性油類	<30 mg/l
フェノール	<5 mg/l
銅	<3 mg/l
亜鉛	<2 mg/l
溶解性鉄	<10 mg/l
溶解性マンガン	<10 mg/l
総クロム	<2 mg/l
大腸菌群数	<3,000 units/days

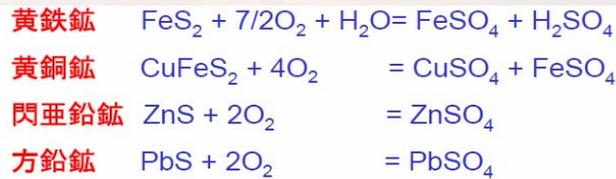
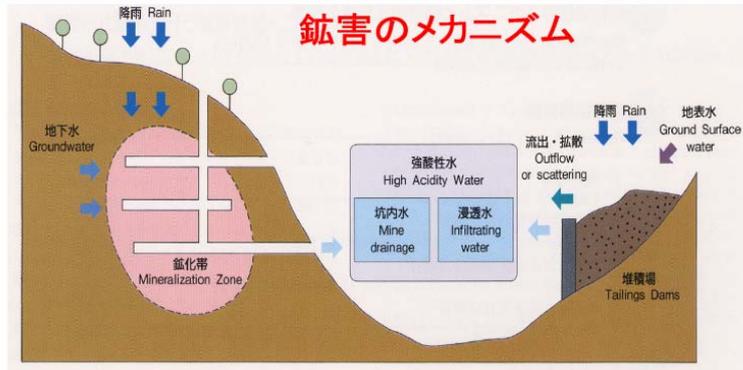
11

環境基準値（健康項目）

汚染物質	基準
pH	6.5~8.5
カドミウム	<0.01 mg/l
全シアン	検出されないこと
鉛	<0.01 mg/l
六価クロム	<0.05 mg/l
砒素	<0.01 mg/l
アルキル水銀	検出されないこと
総水銀	<0.0005mg/l
セレン	<0.01 mg/l
フッ素	<0.8 mg/l
ホウ素	<1 mg/l

12

酸性坑廃水発生メカニズム



JOGMEC資料 13

一般的な硫化鉱の酸化生成イオン

鉱物名	組成	酸化後の生成イオン
Pyrite, Marcasite	FeS_2	$\text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Pyrrhotite	Fe_{1-x}S	$\text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Smythite, Greigite	Fe_3S_4	$\text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Mackinawite, Amorphous FeS	FeS	$\text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Chalcopyrite	CuFeS_2	$\text{Cu}^{2+}, \text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Chalcocite	Cu_2S	$\text{Cu}^{2+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Bornite	Cu_5FeS_4	$\text{Cu}^{2+}, \text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Arsenopyrite	FeAsS	$\text{Fe}^{3+}, \text{AsO}_4^{3-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Realgar	AsS	$\text{AsO}_4^{3-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Orpiment	As_2S_3	$\text{AsO}_4^{3-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Tetrahedrite and Tennenite	$\text{Cu}_{12}(\text{Sb,As})_4\text{S}_{13}$	$\text{Cu}^{2+}, \text{SbO}_4^{3-}, \text{AsO}_4^{3-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Molybdenite	MoS_2	$\text{MoO}_4^{2-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Sphalerite	ZnS	$\text{Zn}^{2+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Galena	PbS	$\text{Pb}^{2+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Cinnabar	HgS	$\text{Hg}^{2+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Cobaltite	CoAsS	$\text{Co}^{2+}, \text{AsO}_4^{3-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Niccolite	NiAs	$\text{Ni}^{2+}, \text{AsO}_4^{3-}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$
Pentlandite	$(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$	$\text{Fe}^{3+}, \text{Ni}^{2+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{H}^+$

14

一般的な酸性坑廃水の組成

(単位: mg/L)

	Cu-Pb-Zn鉱山	Cu-Zn鉱山	ベースメタル鉱山	ウラン鉱山
pH	2.0	3.0	2.6	2.0-2.8
SS	690	-	-	25
硬度	2960	-	1390	
Ca	-	-	454	-
Mg	-	-	178	-
Cu	11	0.0	2.5	2.2
Zn	1090	0.4	34	9.4
Pb	58	0.11	0.5	-
Fe	1830	11.7	11,300	300
Mn	-	0.4	8.2	3.6
SO ₄	16,560	885	4,050	6,900
COD	245	-	110	-

M. Sengupta : "Environmental impacts of Mining", Lewis Publishers, 1993 (抜粋)

15

日本における休廃止鉱山

坑廃水処理鉱山位置図

- 義務者不存在 24鉱山
- ▲ 義務者存在 56鉱山
(第4次長期計画調べ)



JOGMEC資料

16

酸性坑廃水対策

- 発生源対策
 - 発生源の除去・抑制
 - 硫化鉱を含む廃石の除去または隔離
 - 酸素への暴露を抑制
 - 水への暴露を抑制
 - 生成に寄与する因子の除去・抑制
 - (酸化に寄与する)バクテリア活性の抑制
 - 温度制御
 - pH制御
- 坑廃水処理対策
 - Active treatment : 中和、殿物処理
 - Passive treatment

17

発生源対策

坑道耐圧密閉

止水、減水、水質改善

坑内採掘跡



坑内水

整形・覆土・植栽 ・山腹水路工事

浸透水の削減、水質改善、
堆積物及び土砂等の流出防止、
景観改善

露天掘採掘跡



たい積場



たい積場浸透水

発生源対策

坑廃水処理対策へ

JOGMEC資料

18

覆土による効果

材質	透水性(m/s)
圧縮性粘土鉱物	$10^{-9} - 10^{-11}$
圧縮性漂礫土(till)	$10^{-7} - 10^{-9}$
圧縮性表土	$10^{-5} - 10^{-8}$
泥質	$10^{-5} - 10^{-6}$
コンクリート	$10^{-10} - 10^{-12}$
アスファルト	10^{-20}
HDPE 合成繊維	不透水性

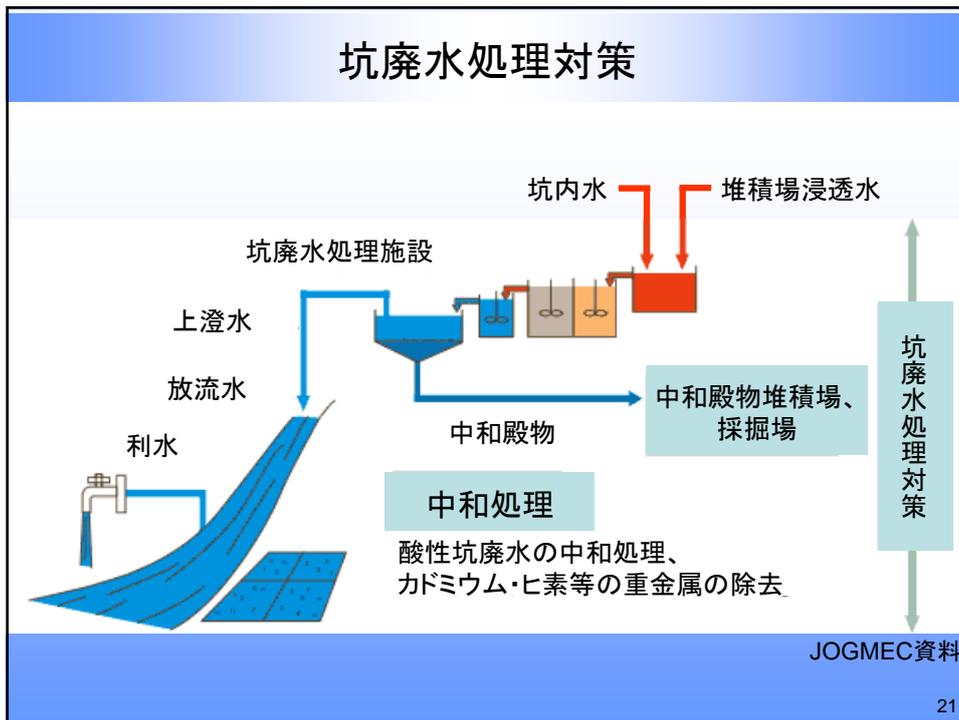
M. Sengupta : "Environmental impacts of Mining", Lewis Publishers, 1993 (抜粋)

19

固体廃棄物の再利用

- エコセメント
- コンクリートの混入材、充填材
- 道路、建造物の建設材
- セラミックスやゼオライト原料
- 塗装材の充填材

20



休廃止鉱山の坑廃水処理

処理法別鉱山数・処理水量(2001)

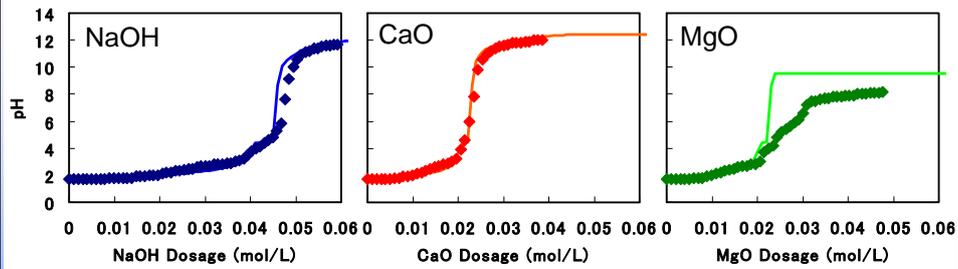
中和処理法	鉱山数	%	処理水量(m ³ /分)	%
消石灰中和法	59	72	78	59
苛性ソーダ中和法	9	11	2	1
炭カル・消石灰二段中和法	6	7	13	10
鉄酸化バクテリアー炭カル中和法	2	2	20	16
その他	7	8	19	15
合計	83	100	132	100

JOGMEC資料

22

坑廃水処理のメカニズム

中和→水酸化物沈殿・共沈による殿物生成
重力沈降による殿物の固液分離



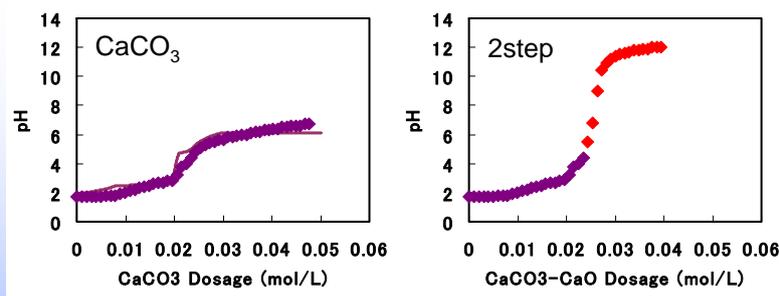
- 余計な塩が生成しない。
- 殿物がゲル化しやすく、後段の固液分離において、十分な重力沈降速度が得られにくい。

- 坑廃水中の SO_4 と反応し、 $\text{CaSO}_4(\text{s})$ を生成するため、殿物量が増す。
- 比較的安価。

- 余計な塩が生成しない。
- 溶解速度が遅い。
- pH9.8以上の中和は不可能。
- CaOに比べて高価。

23

坑廃水処理のメカニズム

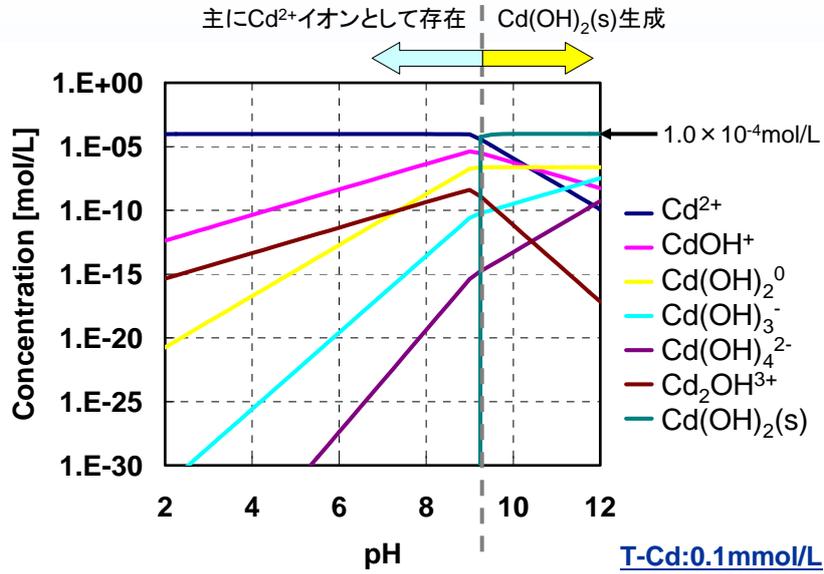


- 坑廃水中の SO_4 と反応し、 $\text{CaSO}_4(\text{s})$ を生成するため、殿物量が増す。
- pH6以上の中和は不可能。
- 安価。

- 安価な中和剤 CaCO_3 で可能な限りpHを上昇させ、残りの中和をCaOで行う。
- 国内の多くの休廃止鉱山で採用。

24

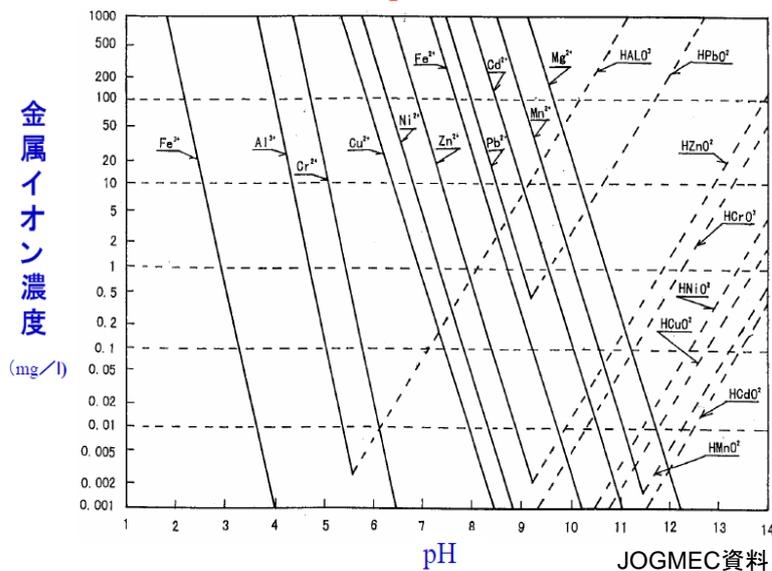
中和による陽イオンの水酸化物生成



25

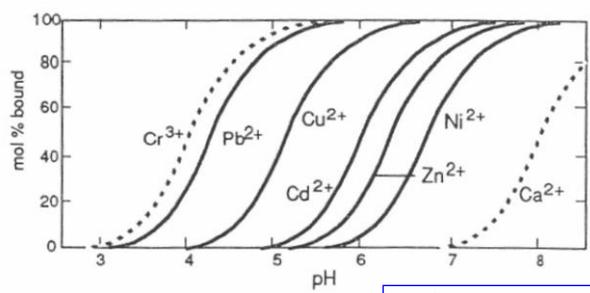
中和による陽イオンの水酸化物生成

各種金属イオン濃度とpHの関係



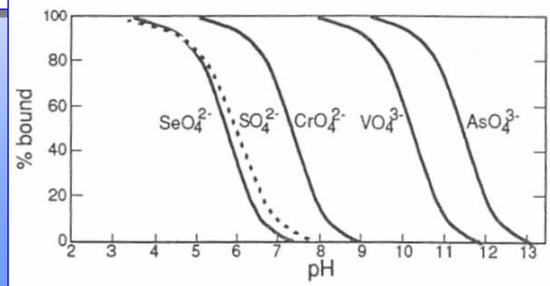
26

中和による共沈作用



←水酸化第二鉄への陽イオンの吸着

→水酸化第二鉄への陰イオンの吸着

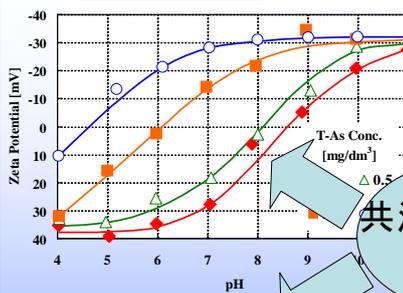


W. Stumm and J.J.Morgan: "Aquatic Chemistry", John Wiley & Sons, 1996

27

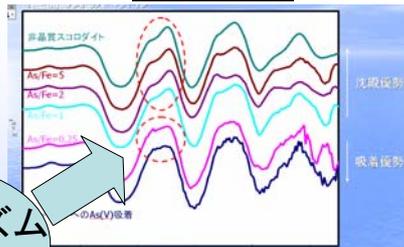
共沈のメカニズム

界面化学的考察

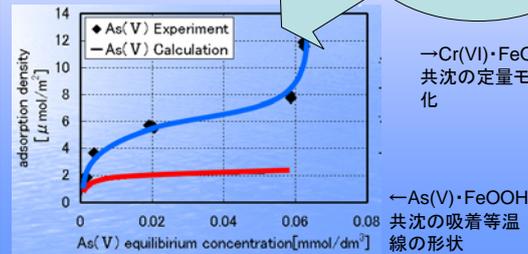


→EXAFSスペクトル

分光学的考察



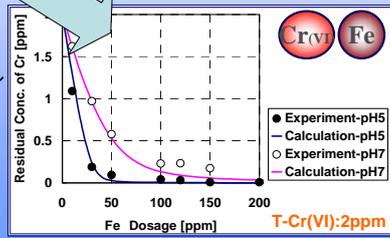
共沈メカニズムの解明



←Cr(VI)·FeOOH共沈の定量モデル化

←As(V)·FeOOH共沈の吸着等温線の形状

吸着等温線を用いた考察



表面錯体モデルを用いた考察

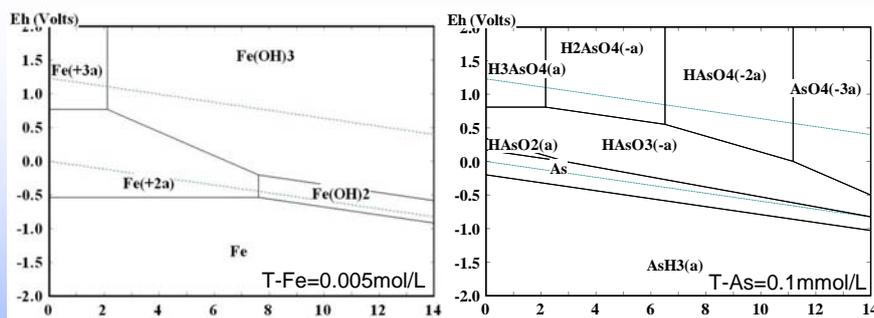
28

水酸化第二鉄への共沈のメカニズム

- Cr(VI)、Se(VI)、Fなど水酸化第二鉄との親和性が中～低の陰イオン
 - 水酸化第二鉄の表面に吸着（表面錯体形成）している。→吸着はpHの変化等で容易に溶出。
- As(V)など水酸化第二鉄との親和性が高いの陰イオン
 - 水酸化第二鉄の表面に吸着＋表面沈殿を形成している。→沈殿構造は安定性が強い。

29

中和によるFe(II)イオンの酸化



酸性坑廃水中のFeの多くはFe(II)イオンで存在

↓

Fe(III)への酸化が必要

30

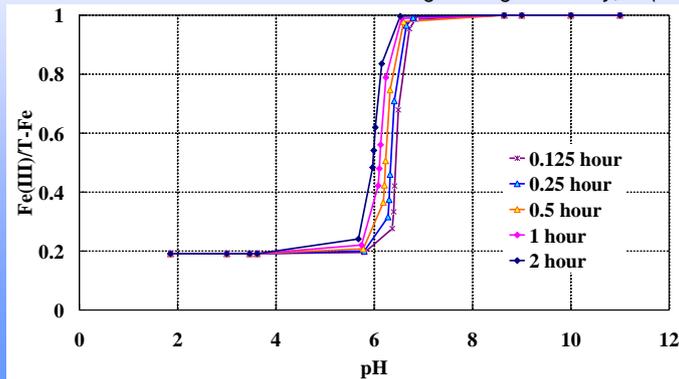
中和によるFe(II)イオンの酸化

$$-\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} = (k_1 + k_2 \cdot [\text{OH}^-]^2 \cdot P_{\text{O}_2})[\text{Fe(II)}]$$

$$k_1 = 2.91 \times 10^{-9} \quad k_2 = 1.33 \times 10^{12}$$

t : time [sec] $[\text{Fe(II)}]$: total concentration of Fe(II) [mol/L]
 $[\text{OH}^-]$: concentration of OH- [mol/L], P_{O_2} : partial pressure of oxygen [atm], k_1 and k_2 : rate constant.

W. Stumm and F. Lee: *Industrial and Engineering Chemistry*, 53(1961) 143-146.

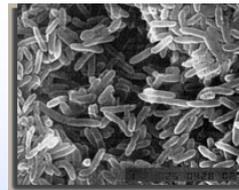


31

バクテリアによるSおよびFeの酸化

Table 5.2. Bacterial Species that Influence Rate of Sulfur and Iron Oxidation

Bacterial Species	Type	Optimal Growth of Chemical Environment
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	Sulfur oxidizing	pH = 2.5-3.5
<i>T. novellus</i>	Iron oxidizing	pH = neutral to alkaline
<i>T. thioportus</i>	Sulfur oxidizing	
<i>T. denitrificans</i>	Sulfur oxidizing	pH = neutral to alkaline Nitrate supply for reduction to N_2
<i>Arthrobacter</i> sp.	Sulfur oxidizing	—
<i>Bacillus</i> sp.	Sulfur oxidizing	—
<i>Flavobacterium</i> sp.	Sulfur oxidizing	—
<i>Pseudomonas</i> sp.	Sulfur oxidizing	—
<i>Desulfavibrio</i> sp.	Sulfur reducing	—
<i>Desulfotomaculum</i> sp.	Sulfur reducing	—
<i>Salmonella</i> sp.	Sulfur reducing	—
<i>Proteus</i> sp.	Sulfur reducing	—
<i>Sulfosphaera</i> sp.	Sulfur reducing	—
<i>Metallogenium</i> sp.	Iron oxidizing	—
<i>Siderocapsa</i> sp.	Iron oxidizing	—
<i>Leptothrix</i> sp.	Iron oxidizing	—
<i>Gallionella</i> sp.	Iron oxidizing	—
<i>Vibrio</i> sp., <i>Bacillus</i> sp.	Iron oxidizing	—
<i>Aerobacter aerogenus</i>	Iron oxidizing	—



Thiobacillus ferrooxidans

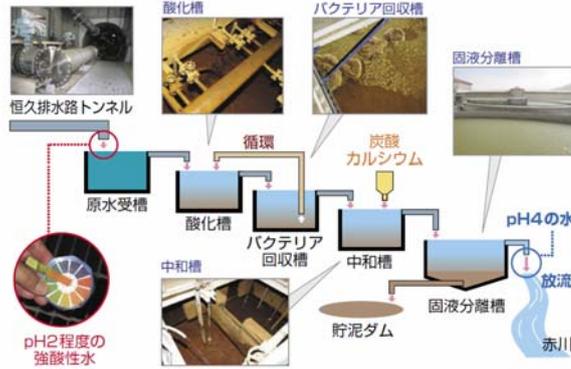
M. Sengupta : "Environmental impacts of Mining", Lewis Publishers, 1993

32

バクテリアによるFe(II)→Fe(III)酸化の利用



坑廃水処理の過程

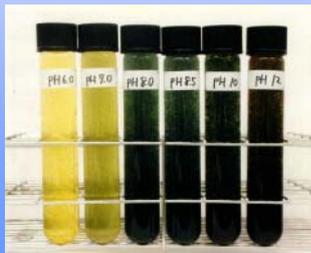


JOGMEC News No.3, p.6, 2006.

33

新しい坑廃水処理技術への期待

常温フェライト法
フェライト処理法 (65°C以上の高温でフェライト化)とは異なり、**常温**で生成



- ・より圧密化された賤物が得られる。
- ・賤物の磁性を利用した固液分離が可能。
- ・賤物の再利用の可能性。

34

新しい坑廃水処理技術への期待

パッシブトリートメント(受動的処理法)

- その土地の地形や植物、バクテリア等の地化学的な反応を利用。
- 継続的な薬剤の添加、動力の消費、機材の交換等を行わない。



湿地の利用



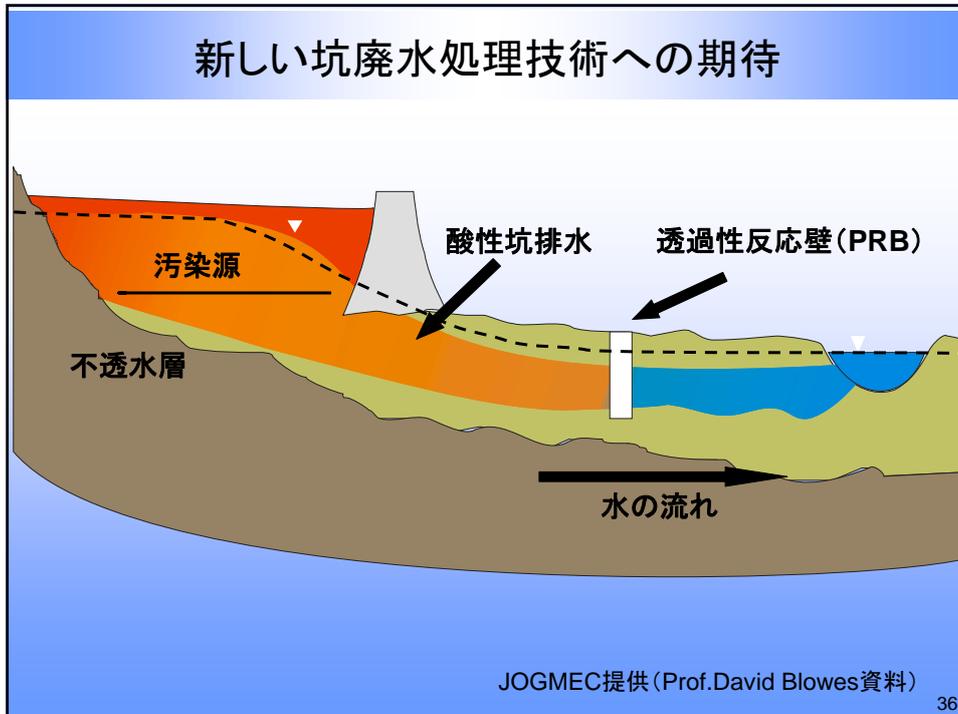
透過性反応壁
の建設



人工池の建設

35

新しい坑廃水処理技術への期待



36

発展途上国における環境汚染



鉱山からの排水口



癌の村



鉄竜ダム



横石河の合流

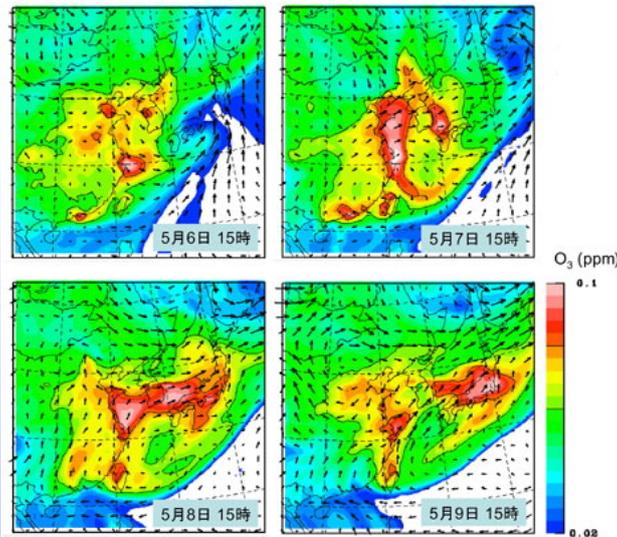


鉄竜ダムからの放流

毎日新聞2007年9月17日(日)朝刊より

37

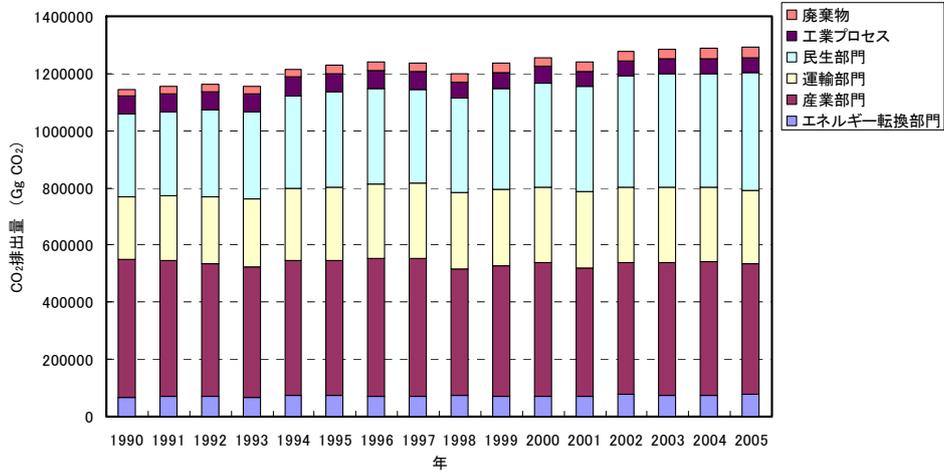
発展途上国における環境汚染



東アジア地域における2006年5月6～9日の風向きと光化学オキシダントの移動状況シミュレーション
(国立環境研究所提供) 毎日新聞2006年9月19日(火)朝刊より

38

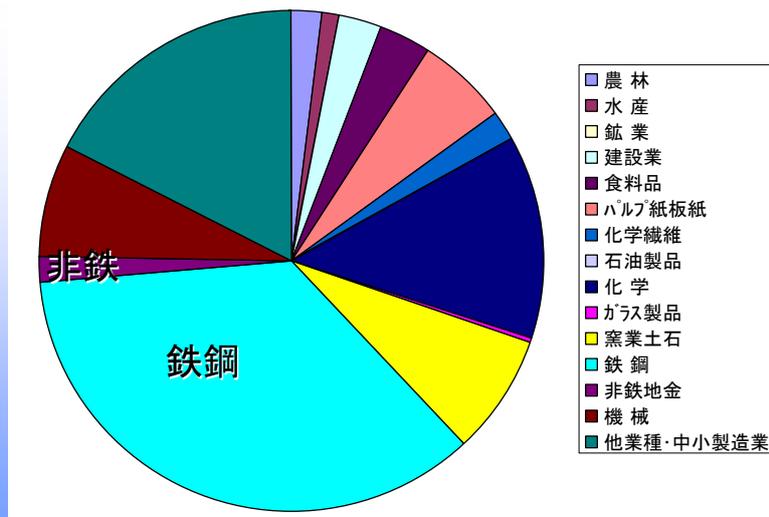
部門別CO₂排出量(間接排出量)



国立環境研究所「日本の温室効果ガス排出量データ」より

39

産業部門におけるCO₂排出量(間接排出量)



国立環境研究所「日本の温室効果ガス排出量データ」より

国内の全CO₂排出量の約10%が製鉄所から排出されている

40

製鉄所におけるCO₂対策

- CO₂を発生させない方法
 - 還元剤として、炭素(C)以外の水素(H)等を使用する。
 - 鉄原料として、酸化物ではなく、硫化物(例えば黄鉄鉱FeS₂や磁鉄鉱Fe_{1-x}S)を使用する。
 - 鉄スクラップの再利用を促進する。
- CO₂排出量を削減させる方法
 - コークスの代替として、廃プラスチックを使用する。
 - コークスや焼結鉱の製造を必要としない方法・・・
溶融還元製鉄法

41

まとめ

- 日本は過去の鉱害経験から、高度な環境対策技術を有し、現在では厳格に各種基準を遵守している。
- 酸性坑廃水処理は、閉山後も半永久的に必要であり、殿物の減容化や再資源化、少コスト化および少エネ化に対する取り組みは引き続き重要である。
- 中国を始めとする発展途上国では、資源開発に伴う環境汚染問題が顕在化しており、日本は世界的視野から、それらの対策に主導権を持って取り組んでいくべきである。

42