

精進川鉱山における坑内中和試験 Underground neutralizing test at the Shyozingawa mine

遠藤 祐司・黒澤 邦彦・荻野 激
Yuuji Endou, Kunihiko Kurosawa and Tagiru Ogino

Abstract

This article describes the underground neutralizing tests which were carried out at the Shyozingawa mine from 1995 to 1998. The Shyozingawa mine which is located in southern Hokkaido was closed in 1960, and acid mine drainage has been discharging even now in this mine.

The outlines of these tests are to observe the quality of the mine drainage when calcium hydroxide is injected into the mine rooms through some drillholes. The purposes of these tests are to clarify the condition of mine water flow in an underground mine and to establish a new method of neutralizing acid mine drainage.

The results of these tests are as follows.

1. It has been clarified that there are several streams and ponds of mine water in the mine rooms.
2. The concentration of arsenic, lead and cadmium in the mine drainage decreases when pH of mine drainage rises to 3~4. But the concentration of arsenic begins to increase when pH of mine drainage rises over 5.
3. The quantity of calcium hydroxide to maintain mine drainage pH at 4 is estimated about 420 t/year.

キーワード：酸性坑内水, 休廃止鉱山, 坑内中和

Key words : acid mine drainage, abandoned mine, underground neutralizing test

I はじめに

硫黄鉱山や金属鉱山などではその採掘が終了した後にも坑道から地下水が流出し続ける場合がある。このような坑道からの流出水は坑内水(坑水)と呼ばれ、鉱山周辺の地質・鉱化変質及び坑道の展開状況等の条件により、砒素やカドミウムなどの有害な物質を含む場合がある。さらに、閉山して鉱業活動が停止された後も坑内水の流出が止まらないことがあり、そのような場合、坑内水による河川の水質悪化と流域土壌の汚染が半永久的に続くこととなる。

このような坑内水による環境汚染を防止する方法として、現在は次のような3つの手法が採られる場合が多い。その第1は坑道を密閉し坑内水を封じこめる、あるいは通気を遮断するといった地下における対策工事である。第2は陥没地の埋め立て、表面排水路の整備及び緑化といった地表部での対策である。この2つの方法によっても坑内水の流出が止まらない場合、最終的な手段として消石灰などのアルカリ剤を用いて坑内水を中和、あるいは一度アルカリ性として有害物質を取り除く水処理が行われる。

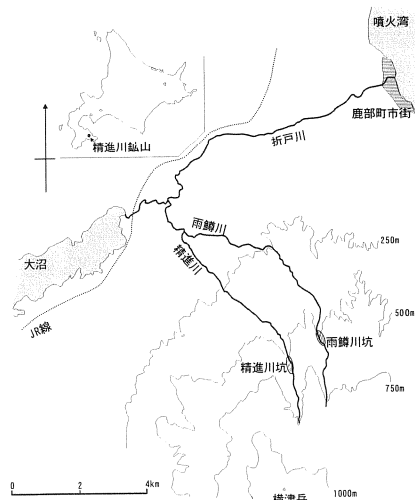
現在、北海道内では13の休廃止鉱山において坑内水の処理が続けられているほか、1鉱山が調査及び工事継続中、3鉱山が工事未着手の状態にある。

この中で道南にある精進川鉱山雨鱒川坑では、1975年から坑内水対策のための調査や工事が実施されてきているが、坑内水量の顕著な減少や水質の向上といった成果はあがっていない。この原因の一つとして、同坑が閉山から長期間を経ているため、入坑して調査を行うことが困難な状況にあり、坑内水の流動状況に関する

情報が極端に少ないことが挙げられる。

このため、雨鱒川坑における坑内水の流動状況解明並びに新たな水処理法の検討を目的として、1995年から1998年までの4年間にわたって消石灰などのアルカリ剤を坑内に注入する坑内中和試験が実施された。本報告はこれらの試験結果のまとめと、地下での坑内水の流動状況に関する考察、並びに坑内中和法の適用性と問題点に関する評価を行う。ただし、1998年に実施した試験では、大雨などの影響により坑内水の水質が異常をきたしたため、他の試験と比較が困難であった。このため、同年の試験結果についての言及は行わなかった。

なお、中和試験の主要部分は金属鉱業事業団により実施され、地質研究所は坑内水の水質変化及び地下水位変化の連続観測などを分担した。



第1図 調査位置図

Fig. 1 Location of the Shyozingawa mine.

II 精進川鉦山雨鱒川坑の概要

II. 1 位置及び地質・鉦床

精進川鉦山は渡島支庁管内の横津岳の北麓, 標高500m付近に位置する(第1図)。同鉦山は精進川坑地区と雨鱒川坑地区の2つに大別され, それぞれの地区を精進川と雨鱒川が貫流している。両河川は横津岳の山麓を並行して流下した後, 合流し, 噴火湾に注いでいる。

雨鱒川坑周辺地域には, 第2図に示すように新第三紀および第四紀の地層が分布する。

このうち新第三系は, 中新世～鮮新世の峠下火山砕屑岩類(鈴木他, 1969)および貫入岩類から構成されている。

峠下火山砕屑岩類は, 下位より凝灰角礫岩～火山角礫岩および変質安山岩溶岩からなり, ところにより凝灰岩を挟んでいる。凝灰角礫岩～火山角礫岩は, 淡緑色を呈し, 主に変質安山岩の垂角礫～垂円礫を含み, 本砕屑岩類の主体をなしている。変質安山岩溶岩は, 一般に亀裂の発達が良好で淡青灰色を呈し, 斑晶の斜長石は変質のため白濁している。凝灰岩は白色を呈し, 凝灰角礫岩～火山角礫岩と変質安山岩溶岩の間に挟在している。

貫入岩類としては, 石英安山岩～流紋岩および角閃石複輝石石英安山岩がある。特に, 石英安山岩～流紋岩は灰白色を呈し, 雨鱒川坑の鉦床付近にのみ局所的に分布している。

第四系は, 複輝石安山岩溶岩類・段丘堆積物および現河川堆積物からなる。

複輝石安山岩溶岩類は, 空中写真の判読から三種類に区分でき, 便宜上新しいものから順次A, B及びCとした。最上位のAはこれらの中では最も玄武岩質である。鏡下では, 斑晶として斜方輝石・単斜輝石および斜長石が認められる。石基は斜長石および輝石からなり, ガラスはほとんど認められない。BとCは, Cがやや多孔質である以外は, 非常によく似た岩質となっている。鏡下では, いずれも斑晶として斜長石とほぼ同量の単斜輝石と斜方輝石を含み, 石基は斜長石とガラスからなっており, 岩相からの区別はきわめて困難である。

段丘堆積物は, 河川沿いに分布し, 厚さ数m程度の円礫層から構成されている。また, 現河川堆積物は中切坑より上流側に小規模に分布している。

これらのほかに, 駒ヶ岳から噴出した降下火山灰堆積物が表層を広く覆っているが, 地質図上では表現していない。

鉦床は, 峠下火山砕屑岩類の火山角礫岩～凝灰角礫岩並びに変質安山岩を母岩とする硫黄鉦床で, 北北西

～南南東に伸び, 南北に約420m, 幅80～140m, 厚さ最大20mの扁平塊状の形態を示す。硫黄の品位は30～55%であり, 縞鉦, 輪鉦, 黄鉦および鷹の目の鉦石種が知られる。これらのほか黄鉄鉦, 白鉄鉦も産出された(北海道鉦業会, 1952; 室住, 1951)。

II. 2 雨鱒川坑の沿革と現況

雨鱒川坑の沿革は, 鹿部町史編集室(1994)及び北海道商工部資源課(1958)によると, 次のように概括される。

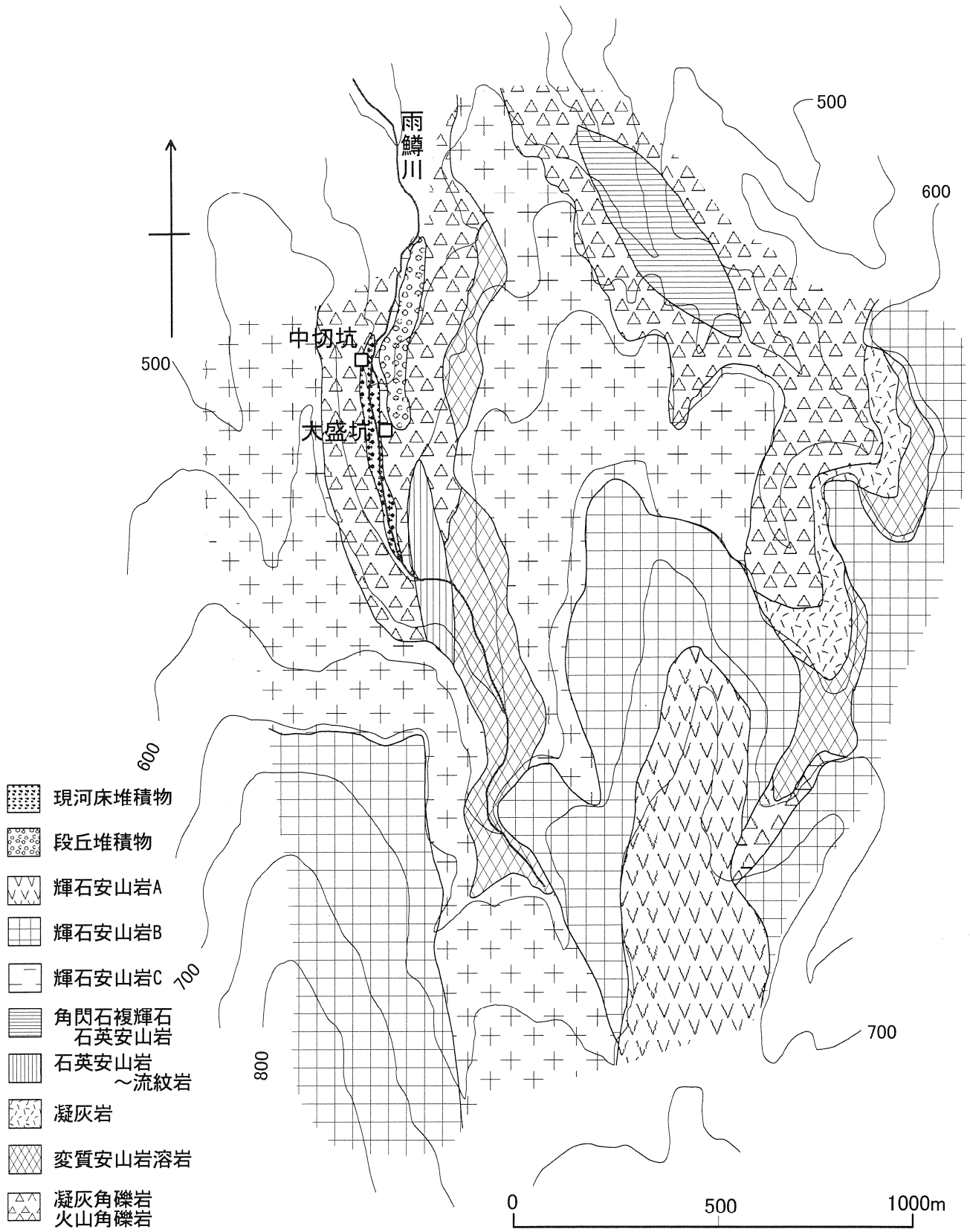
鉦床発見の端緒は, 1895年に山中で焚き火が石塊に燃え移ったことによると言われ, 1900年に山本硫黄鉦山として本格的な操業が始まった。1908年に鹿部鉦山と名称が変わり, 1925年から1936年までの期間に年間1000～2000tの硫黄が生産された。太平洋戦争中の1943年に, 精進川坑を経営する日本硫鉄株式会社に買収され, 雨鱒川鉦山と改称された。買収前は北側(本鉦床)での採掘が行われていたが, 戦後は南側(新鉦床)の開発が進み, 一時は月間500tの硫黄鉦が採掘されたものの, 1958年に閉山となった。

雨鱒川坑の坑道は, 現存する坑内図から雨鱒川に沿って南北約600m, 東西約200mの範囲に広がっていると推定される(第3図)。南側の本鉦床には中切坑, 大盛坑及び新坑などの坑道が, 北側の新鉦床には斜坑, 中段坑, 一坑及び二坑などの坑道が掘削されている。このうち, 斜坑は坑口から31mで鉦体に貫入したと記録されている(北海道鉦業会, 1952)。なお, これらの坑道のうち, 現在, 坑口が確認できるのは中切坑のほか北側にある立坑の2箇所に限られている。

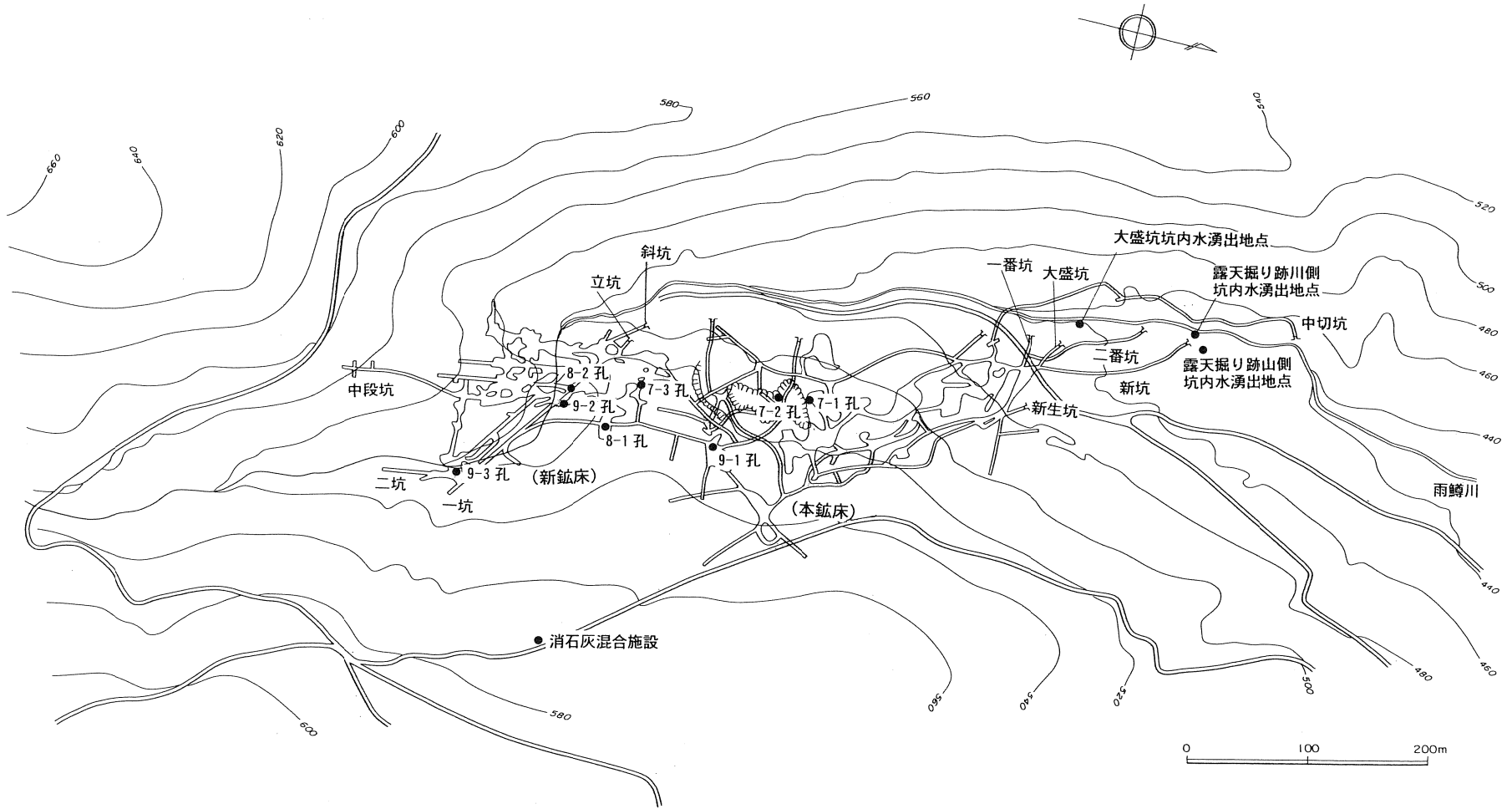
坑内水の流出地点として, 中切坑, 大盛坑, 露天掘り跡川側, 露天掘り跡山側の4地点が確認されている。中切坑は雨鱒川坑の最下位坑道で坑口の標高は443mである。露天掘り跡川側及び露天掘り跡山側は新坑(標高451m前後)を経由する坑内水が流出しているものと考えられている。大盛坑(標高460m前後)坑内水は, 実際の坑口の位置とはやや離れた個所で湧出しているが, 大盛坑からの流出水であると考えられているものである。

以上のうち, 中切坑坑内水の流量はおよそ4 m³/min, 大盛坑坑内水は100～500L/min, 露天掘り跡川側及び山側坑内水はそれぞれ100L/min前後であり, 中切坑坑内水が雨鱒川坑における全坑内水の90%近くを占めている。

各坑内水の水質は第1表に示されるとおり, 4地点とも硫酸イオンを多く含み, pH 3以下の強酸性を呈する。また, 全鉄, 鉛及び砒素が排出基準を上回る。各成分の分析値の最大値と排出基準を比較すると, 砒素が中切坑では7倍以上, 大盛坑においては10倍以上であり, 他の成分と比べて排出基準を上回る程度が大きい。



第2図 雨鱒川坑周辺の地質
Fig. 2 Geological map of Amemasugawa area.



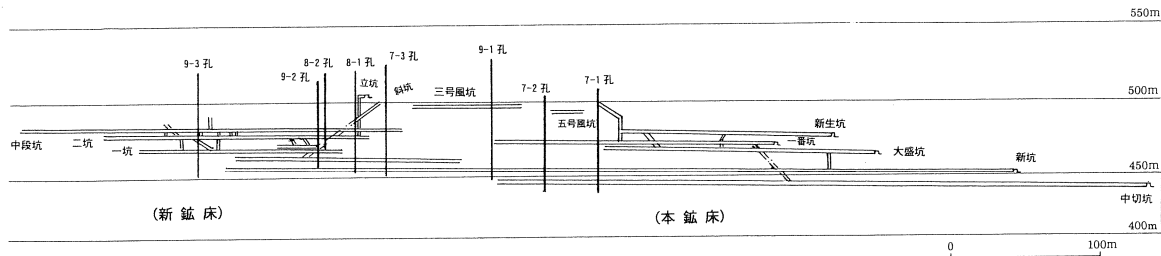
第3図 雨鱒川坑の坑道展開状況と注入孔の位置

Fig. 3 Layout of mine workings and location of drillholes for injecting calcium hydroxide.

第1表 坑内水の水質
Table 1 Quality of the acid mine drainage(A.M.D.) of Amemasugawa area.

成分	単位	中切坑	大盛坑	露天掘り跡山側	露天掘り跡川側	排出基準
pH		2.5~2.8	2.6~2.9	2.5~3.0	2.6~3.0	
SO ₄	mg/L	235~489	195~348	249~380	199~344	
T-Fe	mg/L	15.4~52.5	14.9~60.6	13.6~41.0	12.6~41.4	10
Cu	mg/L	~0.06	~0.03	~0.03	~0.02	3
Pb	mg/L	0.09~0.21	0.04~0.15	0.09~0.24	~0.12	0.1
Zn	mg/L	0.18~0.72	0.18~0.88	0.22~0.60	0.19~0.69	5
Cd	mg/L	0.008~0.069	0.006~0.094	0.011~0.039	0.009~0.053	0.1
As	mg/L	0.145~0.788	0.124~1.091	0.033~0.060	0.037~0.422	0.1

(1992~1999年の調査による分析値の最小値と最大値)



第4図 雨鱒川坑の坑道断面

Fig. 4 Cross section of the schematic mine workings of Amemasugawa area.

Ⅲ 坑内中和実験

Ⅲ. 1 目的と方法

坑内中和実験の目的は地下の採掘跡における坑内水の流動状況の把握と新たな坑内水処理法の検討である。試験は、

1. 採掘跡へ通じるボーリング孔を掘削する
2. ボーリング孔へ消石灰の懸濁液を注入する
3. 他のボーリング孔の水位変化及び坑内水の水質変化を観測する

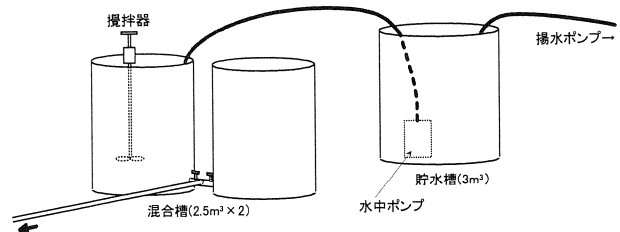
という手順により実施した。

坑内中和実験のために掘削したボーリング孔は第3図及び第4図に示す7-1~3, 8-1~2及び9-1~3孔の8孔である。これらのうち7-1, 7-2, 7-3及び9-1孔では長期に渡る地下水位の連続観測を実施しており、それによると各孔の水位は標高462~465mの範囲で季節毎に並行して変動することが明らかとなっている。その他のボーリング孔では坑内中和試験中の計測により、8-1孔は463m前後、9-3孔は467m前後と前記の4孔とほぼ同レベルの水位であることが明らかとなっている。一方、8-2及び9-2孔は472~473mとやや高い水位を示した。このように、いずれの水位も坑内水の主たる流出口となっている中切坑坑口より20m以上高く、7-1孔から坑道奥部は少なくとも大盛坑のレベルまで水没しているものと考えられる。

試験に用いた消石灰混合液を作成する施設の状況を

第5図に示す。施設は川から汲み上げた水を受ける貯水槽、及び水と消石灰を混ぜ合わせる混合槽よりなり、これらを林道の脇に設置した(第3図)。混合槽内で消石灰と水を混ぜ、注入する懸濁液の消石灰濃度を1~3%に調整した。この混合施設から各注入孔へ送水管(2インチポリパイプ)を敷設し、消石灰の懸濁液を自然流下させた。流量の制御は混合槽と送水管の継ぎ目に設置したバルブの開閉により行った。

試験は、第2表に示すように、注入孔、消石灰の注入量、及び注入方法を変えて実施した。各試験は通常、1日間以上の間隔を挟んでいるが、E2とE3試験の間には休止日を置いていない。なお、1996年に実施した7-1, 7-2及び7-3孔への注入試験(F1~F3試験)では、消石灰注入量が過剰であったこと、前年の注入試験の影響が残っているなどの問題があった



第5図 混合施設の概要

Fig. 5 The plant to mix calcium hydroxide and water.

第2表 実験条件一覧
Table 2 Experimental conditions.

試験番号	注入孔	注入期間	注入パターン	消石灰総注入量 (kg)	消石灰注入率 (kg/min)
E1	7-3	95/9/6 ~ 9/16	断続 (10~12時間/日)	3,375	0.3~0.6
E2	7-2	95/9/18 ~ 9/25	断続 (8~9時間/日)	3,233	0.6~1.0
E3	7-1	95/9/26 ~ 10/4	断続 (8~9時間/日)	2,759	0.5~1.1
E4	7-3	95/10/7 ~ 10/26	断続 (7~8時間/日)	28,800	2.5~3.2
E5	8-2	96/10/6 ~ 10/14	断続 (6~9時間/日)	10,380	1.6~2.4
E6	8-1	96/10/21 ~ 10/23	断続 (8~9時間/日)	4,320	2.4~2.8
E7	9-3	97/10/1 ~ 10/2	断続 (9~11時間/日)	3,024	2.7~3.0
E8	9-3	97/10/5 ~ 10/10	連続 (120時間)	15,120	2.1
E9	9-2	97/10/17 ~ 10/18	断続 (8時間/日)	2,016	2.1
E10	9-2	97/10/21 ~ 10/26	連続 (120時間)	15,120	2.1
E11	8-1	97/10/30 ~ 11/8	連続* (216時間)	20,586	0.8~2.4
F1	7-3	96/9/8 ~ 9/26	断続 (6~9時間/日)	19,890	1.5~3.5
F2	7-2	96/11/11 ~ 11/16	断続 (6~7時間/日)	5,000	2.0~2.6
F3	7-1	96/11/24 ~ 11/25	断続 (7時間/日)	2,000	2.2~2.4

* 途中、一時的な中断を挟んでいる。

第3表 観測地点と観測項目
Table 3 Observe points and objects.

観測地点		電気伝導度	pH・濁度	水質分析	流量計測	地下水位観測
坑内水	中切坑	○(自動記録器)	○(自動採水器)	○	○	
	大盛坑	○(一部自動記録器)	○	○	○	
	露天掘り跡川側	○(一部自動記録器)	○	○	○	
	露天掘り跡山側	○(一部自動記録器)	○	○	○	
注入孔	7-1孔					○(自動記録器)
	7-2孔					○(自動記録器)
	7-3孔					○(自動記録器)

(自動記録器による測定は地質研究所が担当し, 他は主に金属鉱業事業団が担当した。)

ため, 水質変化の検討からは除外した。また, 掘削したボーリング孔の内, 9-1孔への消石灰注入は行わなかった。

消石灰の注入は朝から夕刻までの注入を繰り返す断続注入と, 数日間に渡って注入を連続して行う連続注入の2つのパターンによって行った。

断続注入は, E1及びE7試験を除き1日に8時間程度の注入を目処として, 8:30前後から注入を開始し17:00前後まで注入を続けた。一方, E1及びE7試験では, 1日の注入をこれより数時間長く行っている。

連続注入で行った試験のうち, E8及びE10試験では消石灰の注入率を変えずに, 一定の条件の下で注入を継続した。他方, E11試験では途中12時間に渡って清水を注入したほか, 消石灰注入率も0.8~2.4kg/minの間で段階的に変化させた。

試験中に行った各種観測項目及びその観測地点を第3表に示す。

中切坑, 大盛坑, 露天掘り跡山側及び川側の4地点において各坑内水の電気伝導度, pH, 濁度の計測を行った。このうち, 中切坑坑内水の電気伝導度については, 自動記録器により10分間隔又は1時間間隔の計測を行った。また中切坑坑内水のpH及び濁度は, 自動採

水器により1~2時間の間隔で採水を行って計測した。大盛坑と露天掘り川側における電気伝導度計測の一部も自動記録器を用いて実施したものの, これら以外は直接計測により行ったため, 1日に数度の計測頻度に止まっている。

水質分析は, 各坑内水に含まれる硫酸イオン, 鉄, 砒素, 鉛, カドミウムなどを中心に成分分析を行った。さらに中切坑坑内水については, 自動採水器によって採水された試料を用いて, 硫酸イオン, カルシウム, マグネシウムについて経時的な濃度変化の追跡を行った。また, 大盛坑坑内水についても, 数時間~半日の間隔での水質分析を実施した。

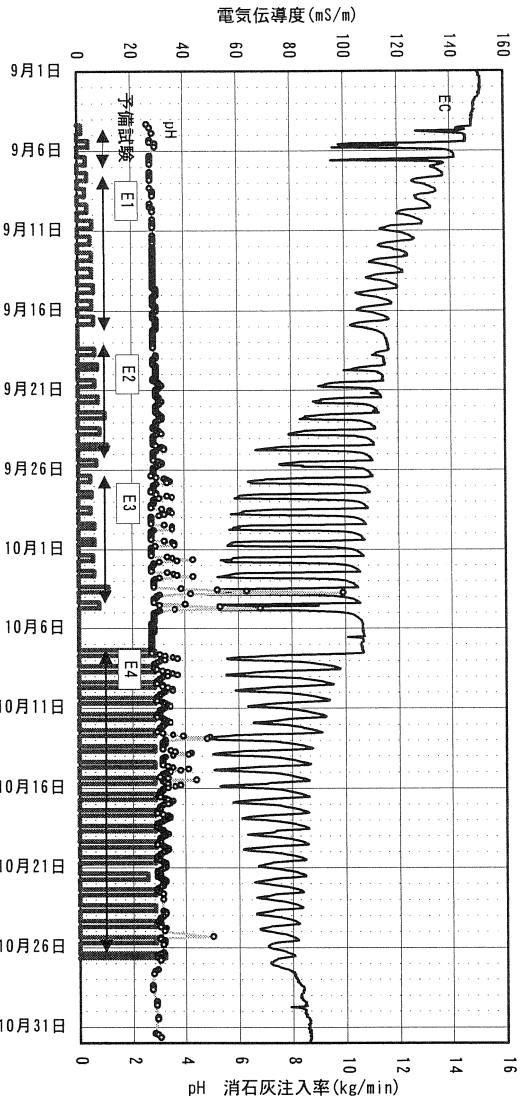
III. 2 試験結果

III. 2. 1 電気伝導度及びpHの計測結果

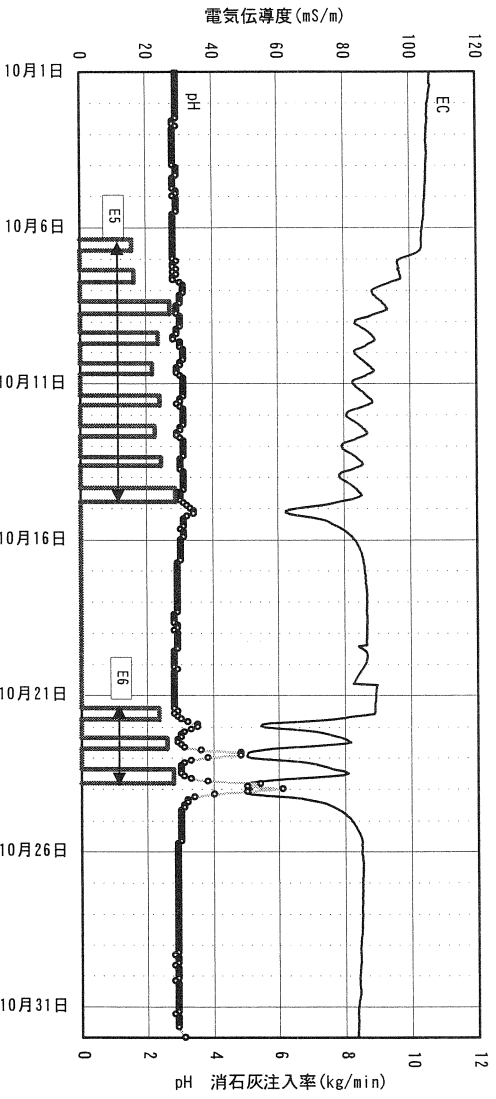
第6~14図に各坑内水の電気伝導度とpHの計測結果を示す。なお, 以下では, 測定を比較的密に行った中切坑坑内水の電気伝導度を中心に結果の説明を行う。

第6~8図に示される中切坑坑内水における電気伝導度の計測結果を見ると, 断続注入の場合と連続注入の場合では, その変化状況に大きな相違が現れている。

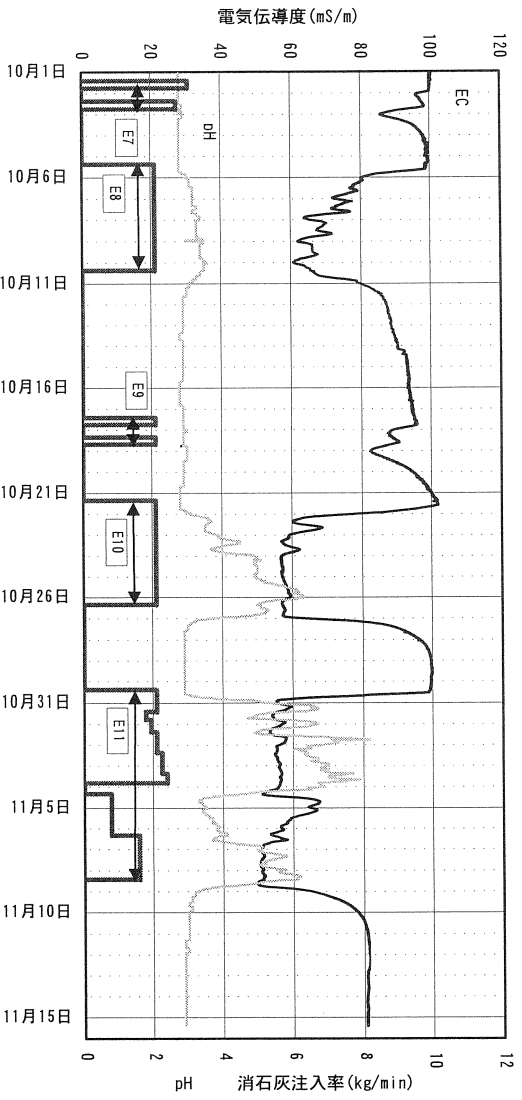
断続注入では, 注入に対応した電気伝導度の低下と



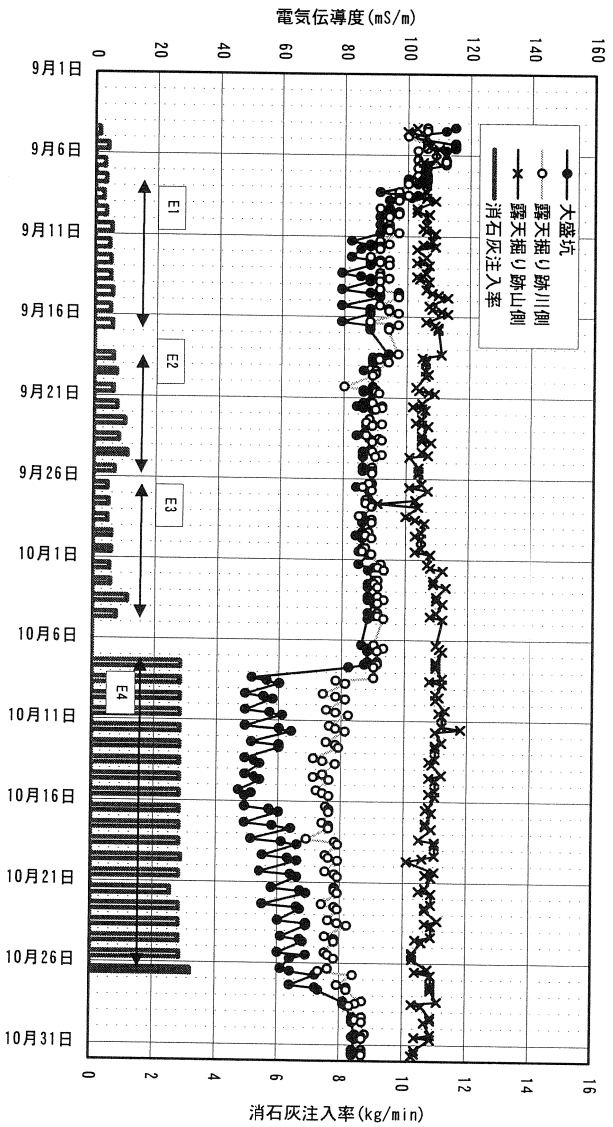
第6図 中切坑坑内水の電気伝導度とpHの変化(1995年, E1～E4試験)
Fig. 6 Change of EC and pH of Chyuigiri-ko A.M.D. during E1～E4 tests.



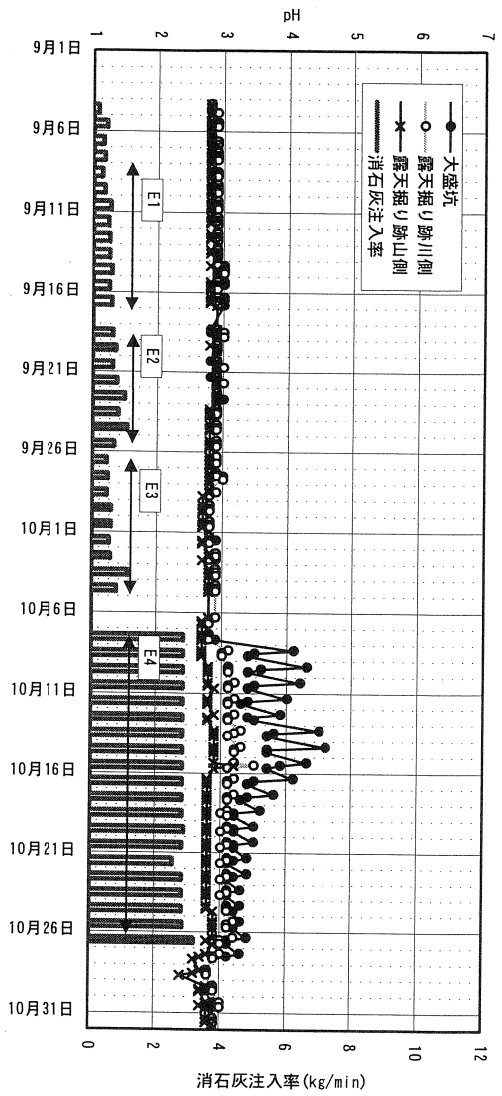
第7図 中切坑坑内水の電気伝導度とpHの変化(1996年, E5及E6試験)
Fig. 7 Change of EC and pH of Chyuigiri-ko A.M.D. during E5 and E6 tests.



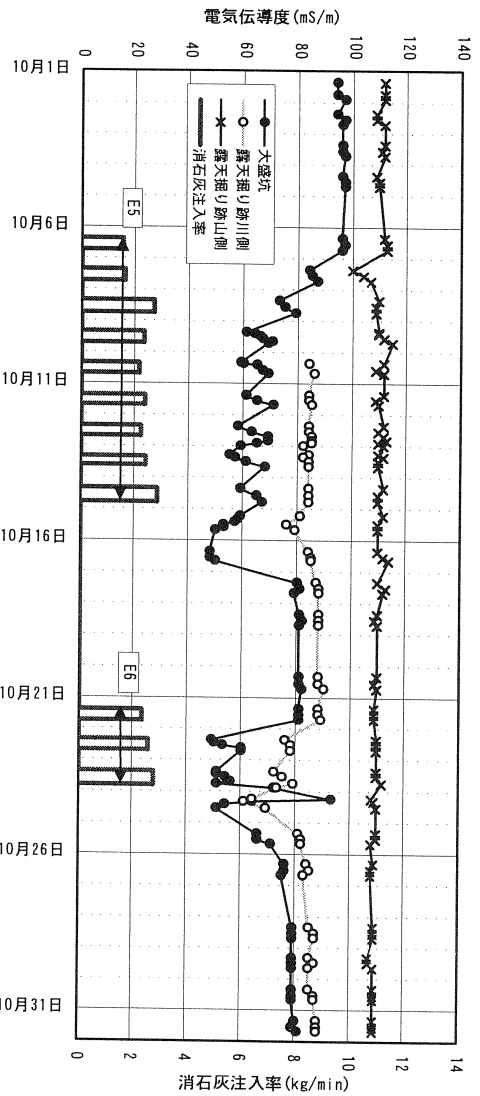
第8図 中切坑坑内水の電気伝導度とpHの変化(1997年, E7～E11試験)
Fig. 8 Change of EC and pH of Chyuigiri-ko A.M.D. during E7～E11 tests.



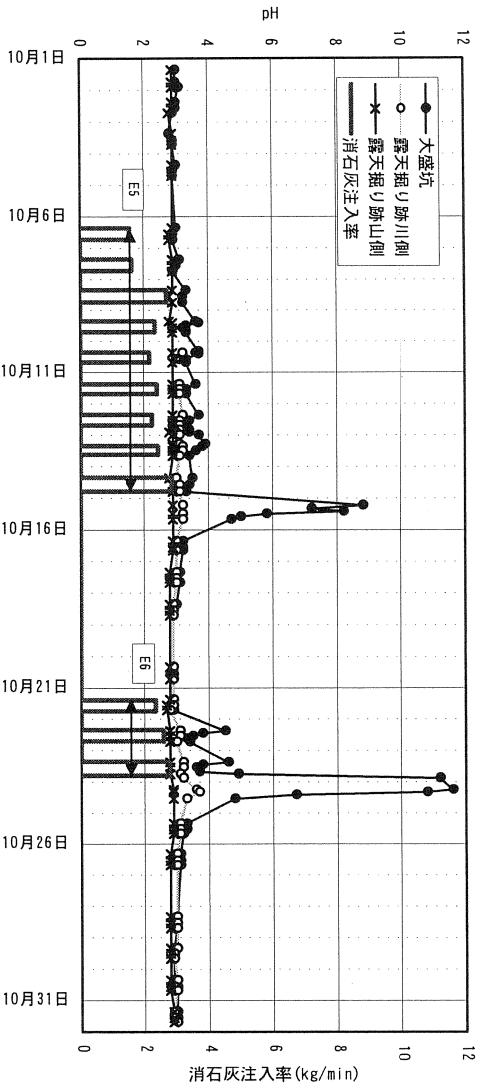
第9図 大盛坑, 露天掘り跡山側及び山側坑内水の電気伝導度の変化(1995年, E1~E4試験)
Fig. 9 Change of EC of A.M.D. during E 1 ~ E 4 tests.



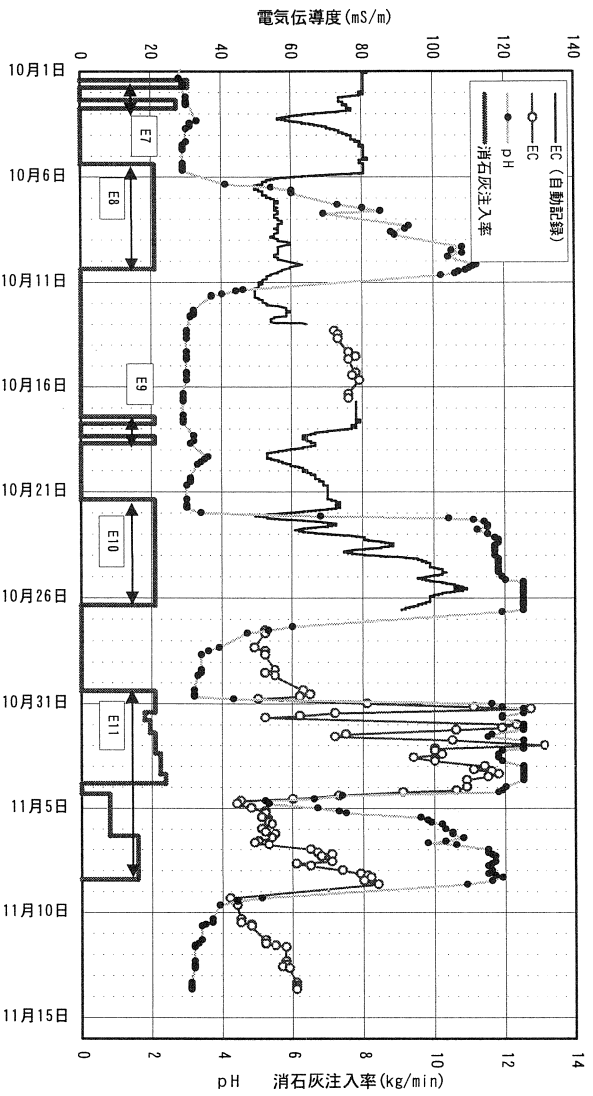
第10図 大盛坑, 露天掘り跡山側及び山側坑内水のpHの変化(1995年, E1~E4試験)
Fig.10 Change of pH of A.M.D. during E 1 ~ E 4 tests.



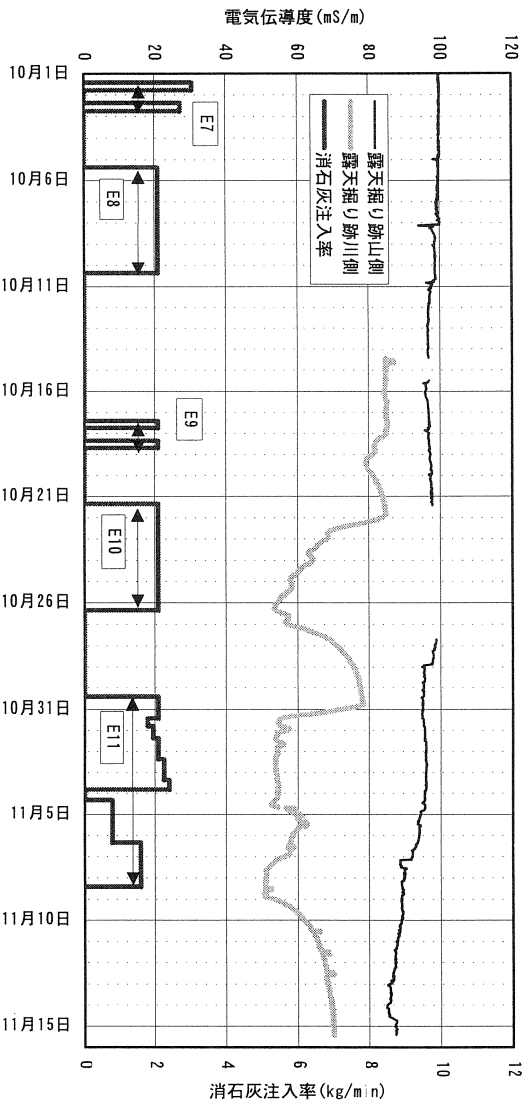
第11図 大盛坑, 露天掘り跡山側及び山側坑内水の電気伝導度の変化(1996年, E5及びE6試験)
Fig.11 Change of EC of A.M.D. during E 5 and E 6 tests.



第12図 大盛坑、露天掘り跡山側及び山側坑内水のpHの変化(1996年, E 5及びE 6試験)
Fig.12 Change of pH of A.M.D. during E 5 and E 6 tests.



第13図 大盛坑坑内水の電気伝導度とpHの変化(1997年, E 7~E11試験)
Fig.13 Change of EC and pH of Taisei-ko A.M.D. during E 7~E11 tests.



第14図 露天掘り跡山側及び山側坑内水の電気伝導度の変化(1997年, E 7~E11試験)
Fig.14 Change of EC of A.M.D. during E 7~E11 tests.

注入停止後の上昇が繰り返され、全体として鋸の歯のような曲線を呈して変化することが判る(第6図, 第7図)。

また、毎日繰り返される消石灰の注入による1日毎の電気伝導度の低下量は、注入の継続と消石灰の注入率の増大に伴って大きくなる傾向を見せる場合が多い。一例としてE2試験についてみると、1日目の注入(注入率0.62kg/min)では電気伝導度は6mS/mの低下に留まっているが、7日目の注入(注入率1.08kg/min)では44mS/mの低下が見られている。さらに8日目に注入率を0.68kg/minと1日目とほぼ同様なレベルまで減じて、電気伝導度の低下は34mS/mと試験開始当初より大きな値が観測されている。

しかし、同じ断続注入で行ったE4試験においては、1日ごとの電気伝導度の低下量が試験開始から5日間は減少し、6日目に再び大きくなったあと再度、減少するというやや複雑な変化を示した(第8図)。

一方、3つの注入孔を対象として行った連続注入による試験では、断続注入の場合に見られた周期的な変化は無いが、注入する位置によって電気伝導度の変化状況に相違が現れている。

9-3孔に注入したE8試験では、電気伝導度は注入から半日ほどで99mS/mから80mS/mへと20mS/m程度の低下を示した。その後、不規則な上下を繰り返しながら全体としては低下傾向を示し、最終的には60~70mS/mまで低下している。このように足掛け6日間(120時間)にわたって継続した注入でも電気伝導度は平衡状態に達しなかった。

しかし、9-2孔に注入したE10試験では、注入開始後3日目以降、57~59mS/mと試験開始前より45mS/m程度低い値で推移し、電気伝導度を見る限りほぼ平衡状態に達している。また8-1孔に注入したE11試験においても、11月2日~3日と11月7日~8日にかけて電気伝導度がほぼ一定となっている。

以上のほか、第6~8図に示した期間の試験開始前と試験開始後の電気伝導度を比べると、いずれの場合も1~2ヶ月の間に20~60mS/m程度低下していることが判る。本報告では触れていないが、中切坑坑内水の電気伝導度を対象とした長期間の観測では、季節的な変動が顕著であり、このような試験期間前後の電気伝導度の低下は、坑内中和による影響ではなく、季節的な水質変化によるものと考えられる。

次に、消石灰の注入開始から各坑内水の電気伝導度が上昇を始めるまでの所要時間をまとめると、第4表のようになる。なお、ここに示した所要時間は、各試験の初日の観測結果に基づくものである。このうち、大盛坑及び露天掘り跡川側坑内水については、電気伝導度の自動計測を実施した試験事例についてのみ所要時間を示している。また、電気伝導度の計測間隔は、E1~E6試験においては1時間、E7~E11試験で

第4表 消石灰注入から坑内水の電気伝導度が降下を開始するまでの所要時間

Table 4 The lead time from injecting calcium hydroxide to decreasing of EC.

	試験番号	注入孔	電気伝導度が降下を開始するまでの所要時間	EC計測間隔
中切坑	E-1	7-3	4時間30分~5時間30分	1時間
	E-2	7-2	1時間30分~2時間30分	1時間
	E-3	7-1	1時間30分~2時間30分	1時間
	E-4	7-3	3時間30分~4時間30分	1時間
	E-5	8-2	7時間~8時間	1時間
	E-6	8-1	4時間30分~5時間30分	1時間
	E-7	9-3	12時間40分	10分
	E-8	9-3	5時間20分	10分
	E-9	9-2	9時間	10分
	E-10	9-2	6時間	10分
	E-11	8-1	3時間10分	10分
大盛坑	E-7	9-3	16時間20分	10分
	E-8	9-3	10時間50分	10分
	E-9	9-2	12時間50分	10分
	E-10	9-2	9時間50分	10分
露天掘り跡川側	E-9	9-3	14時間40分	10分
	E-10	9-2	13時間40分	10分
	E-11	9-2	8時間10分	10分

は10分間隔としており、求められた所要時間の精度は異なっている。

中切坑坑内水において捉えられた所要時間はばらつきが多く、注入位置との関係を詳しく論じることはできない。しかし、中切坑坑口に近い7-1孔及び7-2孔に注入した場合の所要時間は、2時間前後と他の注入孔に比べ短時間であることが判る。このほか、E7~E10試験における中切坑坑内水と大盛坑坑内水を比較すると、大盛坑坑内水の所要時間が4時間前後長いことが判る。またE9及びE10試験の結果を見ると、露天掘り跡川側坑内水は、大盛坑坑内水に比較してさらに2~4時間ほど遅れて電気伝導度の低下が始まっている。

以上に述べた他、中切坑坑内水のpH計測(第6~8図)、大盛坑、露天掘り跡山側及び川側の電気伝導度・pH計測(第9~14図)から、それぞれ次のような特徴を読み取ることができる。

中切坑におけるpHの変化

1. E1, E2, E5, E7, E9の各試験ではpHの大きな変動は見られないが、その他では消石灰注入によるpHの上昇が顕著に現れる。
2. E10及びE11試験では、電気伝導度がほぼ一定の値で推移している間も、pHは5~8の範囲で不規則に変動する。

大盛坑、露天掘り跡山側及び川側における水質変化

1. 露天掘り跡山側坑内水はいずれの試験においても消石灰注入による水質変化は確認できない。
2. E2及びE3試験では、大盛坑、露天掘り跡川側の両坑内に消石灰注入による明瞭な水質変化は見られない。
3. 大盛坑坑内水を中切坑坑内水と比較すると、E1及びE4試験ではほぼ同程度の水質変化が見られたが、E5~E11試験では大盛坑坑内水の方が水質変

第5表 坑内水の水質分析結果
Table 5 Quality of the A.M.D. of Amemasugawa area during neutralizing tests.

	採水年月日	pH	濁度 mg/L	SO ₄ mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Fe ²⁺ mg/L	T-Fe mg/L	Pb mg/L	As mg/L	Cd mg/L	備考
中切坑	1995/8/22	2.8	—	270	15	2.4	12.0	8.9	23	0.09	0.15	0.010	
	1995/9/19	2.8	0	290	19	2.3	12.0	9.5	30	0.09	0.15	0.011	E-2実施中
	1995/10/4	6.5	4	260	120	1.3	1.5	—	3.5	0.01	0.06	0.002	E-3実施中
	1995/10/12	4.8	0	250	95	—	—	—	12	0.03	0.05		E-4実施中
	1995/10/16	3.4	0	240	78	—	—	—	12	0.04	0.03		E-4実施中
	1995/10/18	3.0	0	260	34	2.1	10.0	9.9	21	0.08	0.10	0.010	E-4実施中
	1995/10/25	3.2	0	240	50	1.8	7.5	7.7	14	0.06	0.09	0.006	
	1995/11/5	2.9	0	240	20	2.3	11.0	5.8	24	0.07	0.12	0.010	
	1995/11/24	2.7	0	250	19	2.2	12.0	7.6	24	0.08	0.15	0.011	
	1996/8/20	2.8	—	280	17	2.4	13.0	10.0	32	0.07	0.19	0.014	
	1996/9/27	2.9	0	—	—	—	—	—	—	0.09	0.20	0.018	
	1996/9/28	2.8	0	290	28	2.3	12.0	7.9	29	0.09	0.21	0.019	
	1996/10/4	2.9	0	—	—	—	—	—	—	0.09	0.19	0.018	
	1996/10/10	3.1	0	—	45	—	—	—	—	0.08	0.10	0.013	E-5実施中
	1996/10/14	3.0	0	280	44	2.1	11.0	8.0	21	0.07	0.10	0.014	E-5実施中
	1996/10/23	5.1	12	—	100	—	—	—	—	0.03	0.07	0.004	E-6実施中
	1996/11/6	2.9	0	—	23	—	—	—	—	0.08	0.17	0.017	
	1996/11/17	2.9	0	280	20	2.6	12.0	9.5	27	0.08	0.08	0.017	
	1997/9/26	2.8	0	240	15	2.4	10.0	5.8	25	0.06	0.12	0.008	
	1997/9/29	2.8	0	240	—	—	11.0	5.3	24	0.06	0.13	0.009	
1997/10/10	3.5	0	260	73	1.4	7.1	3.8	9.4	0.05	0.05	0.004	E-8終了直後	
1997/10/26	5.0	4	260	—	—	6.4	8.1	11	0.05	0.10	0.003	E-10終了直後	
1997/10/31	6.7	12	250	—	—	4.6	0.1	8.3	0.03	0.13	0.002	E-11実施中	
1997/11/1	4.9	4	250	—	—	6.2	8.4	11	0.04	0.10	0.003	E-11実施中	
1997/11/1	7.4	14	250	—	—	6.0	<0.05	11	0.04	0.14	0.003	E-11実施中	
1997/11/3	7.8	18	240	—	—	5.9	<0.05	8.5	0.04	0.15	0.002	E-11実施中	
1997/11/8	6.1	2	230	—	—	5.3	5.0	8.8	0.04	0.09	0.002	E-11終了直後	
1997/11/13	2.9	0	220	26	2.2	8.8	7.7	18	0.04	0.10	0.008		
大盛坑	1995/8/22	3.1	—	220	17	2.5	8.6	2.4	22	0.04	0.16	0.012	
	1995/9/19	2.9	0	240	17	2.5	8.7	3.5	25	0.05	0.10	0.013	E-2実施中
	1995/10/18	3.8	8	210	52	2.1	7.6	6.6	11	0.02	0.07	0.012	E-4実施中
	1995/11/14	3.3	0	220	44	2	7.2	2.6	11	0.03	0.05	0.011	
	1996/8/20	2.9	—	230	17	2.5	8.8	2.6	28	0.04	0.23	0.019	
	1996/9/27	3.0	0	—	—	—	—	—	—	0.06	0.30	0.025	
	1996/9/28	2.8	0	250	18	2.5	9.2	2.8	28	0.06	0.27	0.022	
	1996/10/4	3.0	0	—	—	—	—	—	—	0.06	0.24	0.024	
	1996/10/10	3.7	3	—	73	—	—	—	—	0.03	0.04	0.013	E-5実施中
	1996/10/14	3.5	3	230	71	1.9	5.5	3.0	6.7	0.02	0.04	0.013	E-5実施中
	1996/10/15	8.8	4	—	110	—	—	—	—	<0.01	0.06	0.001	E-5終了後
	1996/10/23	11.5	12	—	140	—	—	—	—	<0.01	0.08	0.001	E-6実施中
	1996/11/6	3.1	0	—	21	—	—	—	—	0.05	0.16	0.025	
	1996/11/15	3.0	0	—	18	—	—	—	—	0.05	0.19	0.023	
	1996/11/17	3.0	0	230	17	2.7	9.2	6.0	25	0.05	0.21	0.022	
	1997/9/26	2.9	0	210	16	2.5	7.4	2.6	21	0.03	0.14	0.009	
	1997/9/29	2.9	0	210	—	—	—	2.4	22	0.04	0.15	0.009	
	1997/10/9	10.5	1	230	110	1	0.9	<0.05	0.62	<0.01	0.38	<0.001	E-8実施中
	1997/10/10	10.7	0	260	110	0.9	0.9	<0.05	0.77	<0.01	0.05	<0.001	E-8終了後
	1997/10/26	12.0	0	220	—	—	—	<0.05	0.56	0.01	0.16	<0.001	E-10終了後
1997/10/31	12.0	1	200	—	—	—	<0.05	0.53	<0.01	0.08	<0.001	E-11実施中	
1997/11/3	12.0	0	200	—	—	—	<0.05	0.71	<0.01	0.12	<0.001	E-11実施中	
1997/11/8	11.9	0	190	—	—	—	<0.05	0.47	<0.01	0.08	<0.001	E-11終了後	
1997/11/13	3.1	0	180	25	2.5	8.0	3.2	14	0.04	0.09	0.010		
露天掘り跡川側	1995/8/22	2.9	—	230	16	2.5	10.0	1.4	14	0.08	0.08	0.011	
	1995/9/19	2.9	0	270	20	2.3	10.0	1.3	16	0.08	0.06	0.011	E-2実施中
	1995/10/18	3.2	0	230	5	2.2	9.0	1.2	7.8	0.06	0.03	0.010	E-4実施中
	1995/11/14	3.1	0	230	38	2.2	9.2	1.1	10	0.06	0.03	0.010	
	1996/8/20	2.9	—	240	18	2.6	12.0	1.4	17	0.07	0.08	0.015	
	1996/9/28	2.8	—	250	19	2.5	12.0	1.9	18	0.07	0.10	0.018	
	1996/10/10	3.0	—	—	44	—	—	—	—	0.05	0.03	0.014	E-5実施中
	1996/10/14	3.0	—	250	49	2.2	9.3	1.3	9.1	0.02	0.02	0.006	E-5実施中
	1996/10/23	3.6	—	—	83	—	—	—	—	0.02	0.01	0.006	E-6実施中
	1996/11/6	3.0	—	—	26	—	—	—	—	0.07	0.05	0.002	
	1996/11/15	2.9	—	—	24	—	—	—	—	0.06	0.06	0.002	
	1996/11/17	2.9	0	240	21	2.7	11.0	1.3	17	0.06	0.04	0.014	
	1997/9/26	2.9	—	200	16	2.3	8.8	0.9	12	0.04	0.05	0.008	
	1997/10/10	4.2	—	240	58	1.7	7.2	0.9	4	0.03	0.01	0.005	E-8終了後
	1997/10/31	3.6	—	240	—	—	6.1	0.7	2.4	0.01	0.01	0.004	E-11実施中
1997/11/3	5.2	—	230	—	—	5.0	0.2	1.9	0.01	0.04	0.002	E-11実施中	
1997/11/8	4.9	—	230	—	—	4.3	0.3	1.5	0.01	0.03	0.002	E-11終了後	
1997/11/13	3.2	—	210	37	2	9.2	1.1	7.8	0.03	0.02	0.008		

(分析は金属鉱業事業団が実施)

第5表 坑内水の水質分析結果(続き)
Table 5 Quality of the A.M.D. of Amemasugawa area during neutralizing tests.

採水年月日	pH	濁度 mg/L	SO ₄ mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Al mg/L	Fe ²⁺ mg/L	T-Fe mg/L	Pb mg/L	As mg/L	Cd mg/L	備考
1995/8/22	2.8	—	280	15	2.5	12.0	1.7	14	0.16	0.02	0.017	
1995/9/19	2.8	0	260	20	2.4	12.0	1.2	14	0.12	0.02	0.014	E-2実施中
1995/10/18	2.9	0	270	31	2.3	11.0	1.1	12	0.13	0.02	0.013	E-4実施中
1995/11/14	2.9	0	250	23	2.2	11.0	0.9	12	0.12	0.02	0.013	
1996/8/20	2.8	—	270	17	2.5	13.0	1.4	16	0.13	0.03	0.016	
1996/9/27	2.9	0	—	—	—	—	—	—	0.14	0.03	0.017	
1996/9/28	2.8	0	260	17	2.5	13.0	2.2	15	0.14	0.03	0.016	
1996/10/4	2.9	0	—	—	—	—	—	—	0.12	0.03	0.016	
1996/10/10	3.0	0	—	21	—	—	—	—	0.12	0.02	0.016	E-5実施中
1996/10/14	2.8	0	270	24	2.4	13.0	1.8	14	0.12	0.02	0.015	E-5実施中
1996/10/23	2.9	0	—	27	—	—	—	—	0.11	0.02	0.015	E-6実施中
1996/11/15	2.9	0	—	23	—	—	—	—	0.09	0.02	0.018	
1996/11/17	2.8	0	270	21	2.7	13.0	1.5	14	0.14	0.01	0.016	
1997/9/26	2.8	—	210	14	2.2	9.3	1.3	12	0.08	0.01	0.010	
1997/10/10	2.9	—	250	28	2.1	10.0	1.0	10	0.09	0.02	0.009	E-8終了後
1997/11/13	2.9	—	240	34	2.1	9.3	0.8	10	0.07	0.02	0.009	

化は明らかに大きい。

(分析は金属鉱業事業団が実施)

4. 大盛坑と露天掘り跡川側の両坑内水を比較すると、大盛坑坑内水の方が水質の変化が大きく、消石灰の注入の影響が強く現れる。

III. 2. 2 水質分析結果

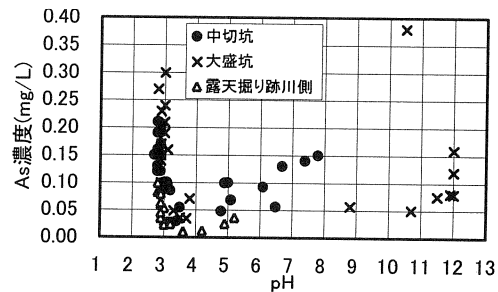
第5表に消石灰注入中及びその前後の期間に実施された各坑内水の水質分析結果を示す。

表示した分析値の中でカルシウム濃度に注目すると、試験開始後には中切坑と大盛坑坑内水は100mg/Lを越えることがあり、また露天掘り跡川側坑内水においても最大83mg/Lの値が観測され、いずれも試験前の値(15~19mg/L)より上昇していることが認められる。さらに、電気伝導度及びpHの計測では変化が確認できなかった露天掘り跡山側坑内水においても、若干の上昇が見られる。従って、露天掘り跡山側坑内水にも、他の地点と比べその程度は少ないものの、注入した消石灰の影響が及んでいることが確認できる。

次に、アルミニウム濃度に注目すると、特に大盛坑坑内水において坑内中和試験による濃度低下が現れている。試験前に7~9 mg/Lの濃度値を示していたものが、E 8 試験の際には1 mg/L以下まで低下した。さらに中切坑坑内水と露天掘り跡川側坑内水においても、1997年の分析結果に、程度は小さいものの中和試験の影響と考えられる濃度低下が見られる。一方、露天掘り跡山側坑内水では分析の数も少なく、不明瞭である。

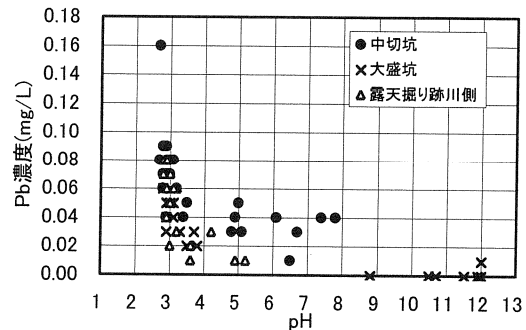
このほか、鉛、砒素、カドミウムの各成分についても、中切坑、大盛坑及び露天掘り跡川側の各坑内水において、坑内中和試験による濃度変化が現れている。この状況は、pHと各成分濃度の関係を図示(第15~17図)することにより、一層明瞭となる。

砒素濃度は3地点の坑内水いずれにおいても、pHが3前後の領域において、pHの僅かな上昇に伴う急激な砒素濃度の低下が顕著に現れている。pHが3~4の間で砒素濃度は最低となり、pHがさらに上昇し5以上



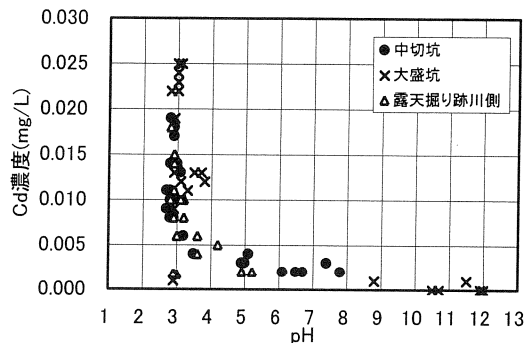
第15図 pHと砒素濃度の関係

Fig.15 Relationship between pH and the concentration of arsenic.



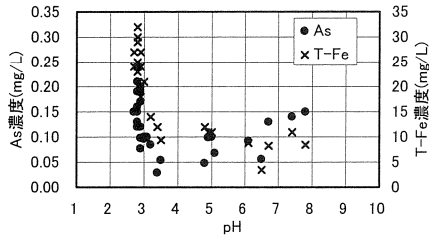
第16図 pHと鉛濃度の関係

Fig.16 Relationship between pH and the concentration of lead.

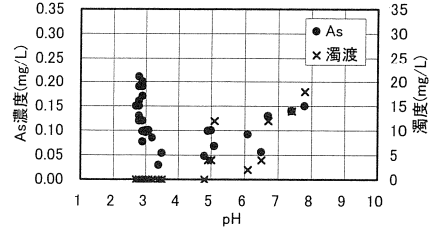


第17図 pHとカドミウム濃度の関係

Fig.17 Relationship between pH and the concentration of cadmium.



第18図 中切坑坑内水のpHと砒素及び全鉄濃度の関係
Fig.18 Relationship between pH and the concentration of cadmium and total Fe.



第19図 中切坑坑内水のpHと砒素濃度及び濁度の関係
Fig.19 Relationship between pH and the concentration of cadmium and turbidity.

となると、砒素濃度は逆に増加傾向を示している。

鉛及びカドミウムについても、pHが3前後の領域では砒素の場合と同様な濃度の急低下が見られる。ただし、砒素のときに見られる中性からアルカリ領域での濃度の上昇は見られず、これらの2成分ではpHが上昇しても濃度は低いままである。

第18及び19図は、中切坑坑内水の分析結果のうち、pHによる砒素濃度・全鉄濃度及び濁度の変化状況を重ねて表示したものである。全鉄は、pHが3前後の領域では砒素の濃度と同様な変化状況を示す。しかし、pHが4以上の領域では大きな変動はない。一方、濁度はpHが4以下では0を示すが、5以上の領域ではpHの上昇と共に増加し、砒素濃度と連動するような変化を見せている。

Ⅲ. 2. 3 溶存成分の経時変化

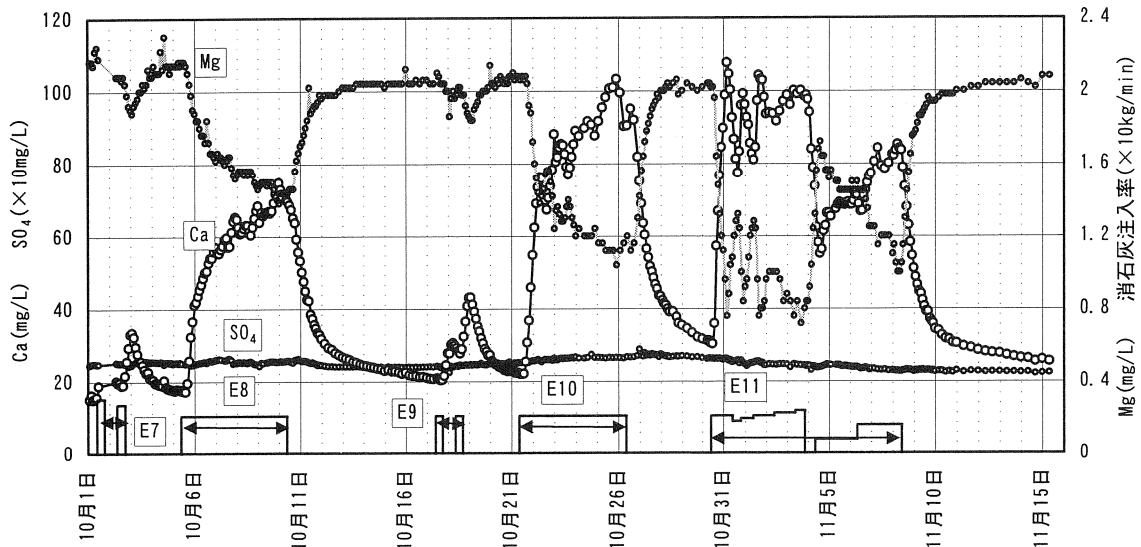
溶存成分の経時変化を把握するため、E7～E11試験において、2～6時間毎に採取した中切坑坑内水の水質分析を行った。さらにE10及びE11試験では大盛坑坑内水に関しても1日数回の頻度で採水した試料について分析を行った。なお、分析の対象は硫酸イオン、カルシウム、マグネシウムの3成分とし、イオン

クロマトグラフィー(横河アナリティカルシステム：IC 7000)により分析を行った。それぞれの分析結果は第20図と第21図に示すとおりである。

中切坑坑内水の分析結果(第20図)を見ると、消石灰の注入によりカルシウム濃度が上昇する状況が明瞭に現れている。

このうち9-3孔へ連続注入したE8試験では、連続120時間の注入によりカルシウム濃度は74.8mg/Lまで上昇した。一方、同じ条件で消石灰を9-2孔へ注入したE10試験では、E8試験より高い103mg/Lまで上昇している。

8-1孔への連続注入で行ったE11試験では、消石灰の注入率を段階的に変えているため単純な比較はできないが、E8及びE10試験と同じ注入率とした試験当初の2日間に、カルシウム濃度は一時的に108mg/Lまで達し、E10試験よりやや大きな値が得られている。しかし、その後は20mg/L前後の比較的大きな変動を示し、不安定な状況が続く。この後、さらに消石灰の注入を継続し注入率を2.3～2.4kg/minまで上げると(11月2日～3日)、100mg/L前後でほぼ安定した。1日間の中断を挟み消石灰注入を再開した後、注入率を0.8kg/min



第20図 中切坑坑内水における成分濃度の経時変化
Fig.20 Change of the concentration of Ca, Mg and SO₄ dissolved in Chyugiri-ko A.M.D.

に保持すると(11月4日～6日), 11月5日～6日にかけてカルシウム濃度が68～69mg/Lとほぼ一定の値で推移する安定した状況が現れている。この後, 消石灰の注入率を1.6kg/minに倍増すると, カルシウム濃度は85mg/L前後まで上昇した。

マグネシウム濃度はカルシウム濃度の変化とは相反的な変化状況を示し, 消石灰の注入による濃度低下が現れている。試験前の濃度は2.2mg/L前後であったが, E8試験では1.4mg/L, E10試験では1.1mg/L, E11試験では0.7mg/L程度までそれぞれ低下している。

一方, 硫酸イオン濃度は消石灰の注入による変化は見られず, 試験の前後を通じて220～250mg/Lの範囲で推移している。坑内への消石灰の注入により, 消石灰に含まれるカルシウムと坑内水中の硫酸イオンが結びつき硫酸カルシウムが生成すると考えられる。これが坑道内に沈殿すると坑外へ流出する坑内水中の硫酸濃度は低下するはずであるが, 以上に示した試験結果からは, そのような兆候は認められない。

大盛坑坑内水の水質変化(第21図)を見ると, 消石灰注入によるカルシウム濃度の上昇とマグネシウム濃度の低下, さらに硫酸濃度には顕著な変化が現れないといった中切坑坑内水における結果とほぼ同様な結果が得られている。ただし, 消石灰注入中のカルシウム濃度は, 中切坑坑内水より数mg/L～40mg/L高い値で推移している。またE11試験に注目すると, 分析数が少なくやや不明瞭ではあるが, 中切坑坑内水のカルシウム濃度が定常となっている期間(11月3日, 11月5日～6日), 大盛坑坑内水も値は高いが, 同様に定常状態を示していることが判る。

以上の結果をまとめると以下の通りである

1. 消石灰の注入により坑内水に溶存するカルシウム

濃度は増加し, マグネシウム濃度は低下する。一方, 硫酸イオン濃度は変化しない。

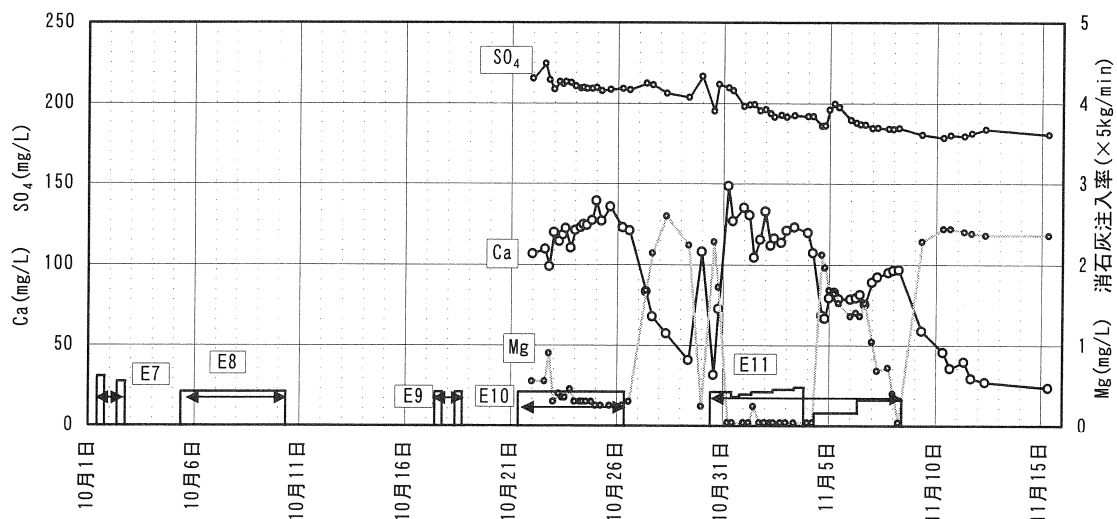
2. 硫酸イオン濃度に変化が認められないことから, 坑内で硫酸カルシウムは沈殿していないと考えられる。
3. 9-3孔に注入した場合の中切坑坑内水のカルシウム濃度上昇量は, 8-1及び9-2孔へ注入した場合と比べ低い。
4. 9-2及び9-3孔に注入した場合, 5日間に渡る連続注入でも流出する坑内水中のカルシウム濃度は一定とならない。
5. 8-1孔への注入では, 中切坑及び大盛坑の両坑内水とも, カルシウム濃度は2日程度の連続注入で一定値を保つようになる。
6. 中切坑坑内水に比べ, 大盛坑坑内水のカルシウム濃度が高い。

Ⅲ. 2. 4 地下水位の変化

注入孔相互の水理的な連結状況の把握を目的として, 消石灰を注入している期間を中心に7-1, 7-2及び7-3孔において地下水位観測を実施した。しかし, 降雨などによる自然の水位変動の陰に隠れ, 注入による水位変動が捉えられない場合もあった。ここでは, 注入による水位変動が比較的明瞭に捉えられた事例のみを示す。

第22図は, 7-3(F1), 8-2(E5), 8-1(E6)及び7-2(F2)孔へ断続注入を行った際に, 7-1孔において注入に対応する地下水位の変動が確認された例である。ここに示している水位観測データのサンプリング間隔は1時間である。

図示した期間内に7-1孔の地下水位は1m程度の範囲で変動しているが, これは降雨等の影響による自然



第21図 大盛坑坑内水における成分濃度の経時的変化

Fig.21 Change of the concentration of Ca, Mg and SO₄ dissolved in Taisei-ko A.M.D.

な水位変動である。この中で消石灰の注入期間に注目すると、数cm程度の変動幅を持つ日周期の細かな水位変化が認められる。いずれも注入開始後に水位上昇が始まり、注入停止後に水位が下降しており、消石灰懸濁液の注入による水位変動であることは明らかである。

各注入孔への懸濁液の注入流量は、60~120L/minの範囲で変えているが、注入流量と水位変動量との詳しい比較は、自然の水位変動の影響を受け困難である。この中で、自然の水位変動が比較的落ち着いている期間に注目すると、9月中旬の7-3孔へ注入している期間の水位変動は3cm前後、11月上旬に7-2孔へ注入している期間の水位変動量は2cm前後である。

第23図に9-3孔へ注入した際の7-1、7-2及び7-3孔における水位変化を示す。水位測定器の精度が±1mmであるため、水位変動の曲線に1~2mmの振幅を持つ振動が現れている。また水位測定のスプリング間隔は1分間である。測定値が振動しているため正確な判定は困難であるが、7-3孔では注入開始から30~40分で水位が上昇を始めていることが判る。他

方、7-1及び7-2孔はこれよりやや遅れて、注入開始から40~50分後に水位が上昇し始めているように思われる。また、水位の上昇量を比較すると、注入開始から6時間で、7-3孔の水位は14mm、7-1孔では10mm、7-2孔では7mm上昇しており、観測位置により水位の上昇量に差のあることが判る。

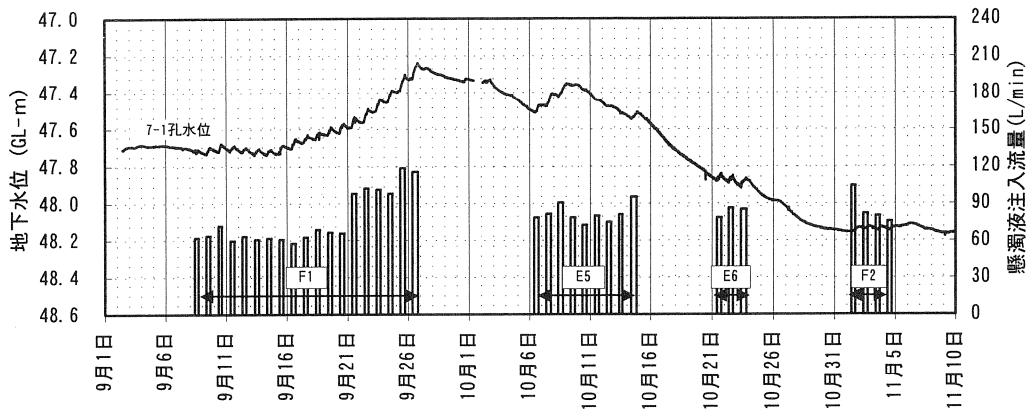
IV 試験結果の評価

IV. 1 カルシウムの流出率

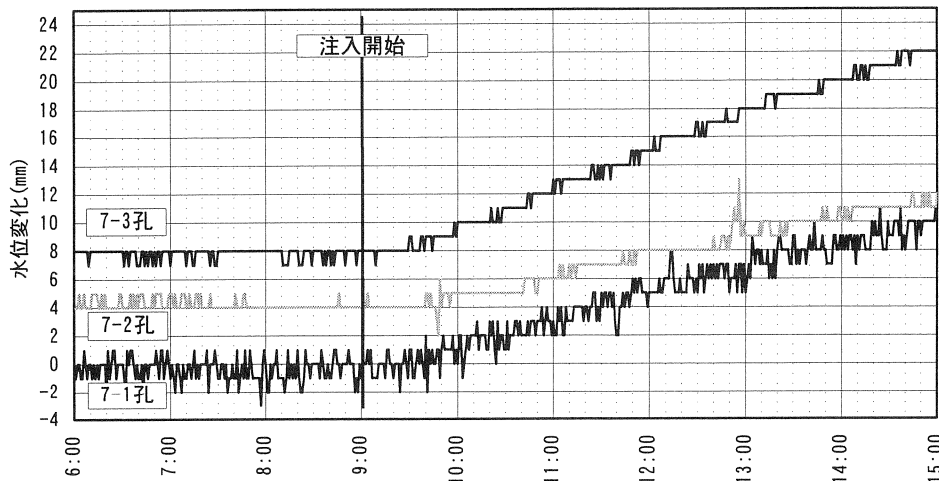
E7~E11試験における中切坑坑内水のカルシウム濃度変化の観測結果に基づき、各注入孔から注入したカルシウムの量と、中切坑坑内水に溶解して流出したカルシウムの流出量との対比を第24図に示す。なお、カルシウムの流出量は次に示す方法で算出している。

$$\text{カルシウム流出量} = (\text{各試料のカルシウム濃度} - \text{カルシウム初期濃度}) \times \text{試料採取時の坑内水流量}$$

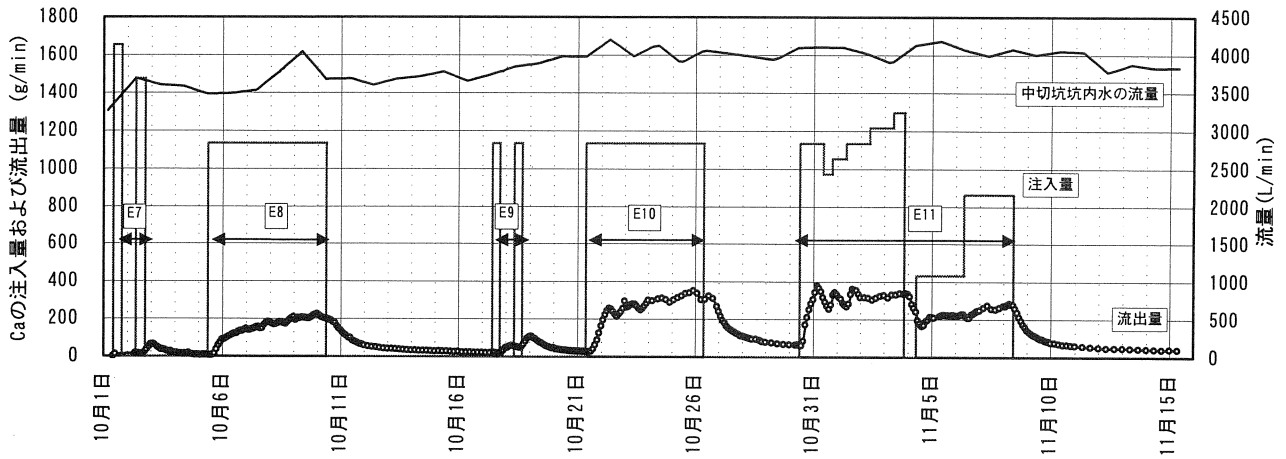
カルシウム初期濃度：15.5mg/L



第22図 7-1孔における地下水位変化
Fig.22 Change of the ground water level in 7-1 hole.



第23図 7-1,7-2及び7-3孔の地下水位変化
Fig.23 Change of the ground water level in 7-1,7-2 and 7-3 hole.



第24図 中切坑坑内水におけるカルシウムの流出量
 Fig.24 The quantity of flowed out calcium dissolved in Chyugiri-ko A.M.D.

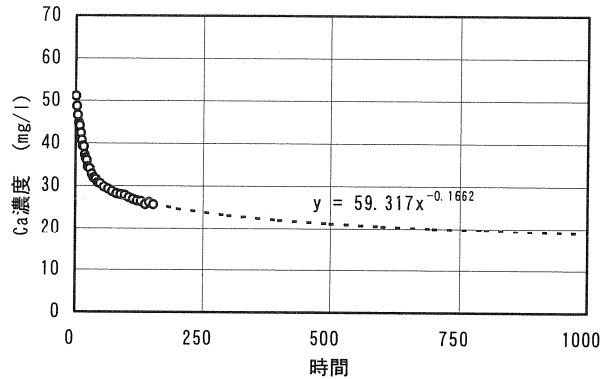
試料採取時の坑内水流量：金属鉱業事業団の測定（1日1回）に基づき内挿補完により算出

この期間に注入された消石灰の総量は55.80 tである。従って、カルシウムの総注入量は、カルシウムの原子量40及び水酸化カルシウムの分子量74から、 $55.80 \times 40 / 74 = 30.10$ tである。一方、中切坑から流出したカルシウムは、分析結果に基づき8.87tと算出された。この結果、カルシウムの流出量は注入した量の約30%にとどまっていることが判る。

第20図では、中切坑坑内水の分析を最後に行った11月15日時点においてもカルシウム濃度は25mg/Lと初期濃度より高く、注入した消石灰を起源とするカルシウムの流出が続いていることが判る。11月15日以降のカルシウム濃度を、11月8日から11月15日迄の分析値に基づき外挿補完により推定すると、第25図のようになり、約1ヶ月で19mg/Lまで低下する。推定された最終濃度は試験開始前の濃度より高いが、さらに期間を伸ばして推定しても誤差が大きくなると思われ、ここで計算を打ち切っている。この推定値からカルシウム流出量を求めると、約1 tの値が得られる。

坑内水に溶解して流出するカルシウムの全量を評価するためには、このほか大盛坑や露天掘り跡川側からのカルシウムの流出を考慮しなければならない。水質変化に関するデータが乏しく正確な値の把握はできないが、これらの流量が中切坑坑内水の1割程度であることから考えて、おおよそ1 tとみなすことが可能である。

これらの推定値を加えてもカルシウムの流出量は合計11t程度となり、カルシウムの流出率は37%程度と評価される。従って、注入した消石灰の6割にあたる20 t前後が坑道内に留まっているものと推定される。



第25図 カルシウム濃度の変化の推定
 Fig.25 Evaluated curve of the concentration change of calcium.

IV. 2 試験孔ごとの消石灰の反応性

一連の坑内中和試験では、各孔毎に消石灰の注入量、注入時間などの条件が異なるうえ、坑内水の季節的な水質変動も加わる。このため、試験により得られた観測データのままで、消石灰の注入位置と坑内水の水質変化との対応関係を比較することが困難である。

そこで、各試験における水質変化の程度を表す指標として、各注入試験における「電気伝導度の平均低下量」を、以下の手順で求めることとした。

1. 電気伝導度の変化曲線において、試験ごとに消石灰の注入による電気伝導度の低下が始まる点から、一連の注入が終了し電気伝導度の値から消石灰注入の影響が無くなったとみなされる点まで直線を引く。
2. 電気伝導度の変化曲線と前項で求めた直線によって囲まれた範囲を経過時間で積分する。
3. 積分により求められた値を経過時間で除する。

以上の操作によりmS/mの単位を持つ数値が求められ、

これを電気伝導度の平均低下量として定義した。

一方、各試験の消石灰注入量を比較するため、「坑内水の単位流出量あたりの消石灰量(kg/m³)」を求めた。これは各注入試験で使用された消石灰量を、電気伝導度の平均低下量を算出した期間に中切坑から流出した坑内水量で除することによって得られる数値である。なお、中切坑坑内水の流量は、E 1～E 4 試験において精度の良い計測ができなかったため、全ての試験において 4 m³/min(平均流量)とした。

以上の操作によって求めた各試験の単位流量あたりの消石灰量と、電気伝導度の平均低下量の関係を第26図に示す。

7-2、7-3、8-1、8-2及び9-2孔の5孔に注入した場合のデータは、全体として右肩上がり一つのグループを形成して図上にプロットされる。これは注入された消石灰量に対する電気伝導度の低下率が、注入孔の位置に拠らずにほぼ一定であることを示している。一方、これらのグループより下側にプロットされている9-3孔は、消石灰の注入量の割に電気伝導度の低下が小さいと言える。逆に、上側にプロットされる7-1孔は、他の孔に比べて少ない消石灰量で電気伝導度が大きく低下することを示している。

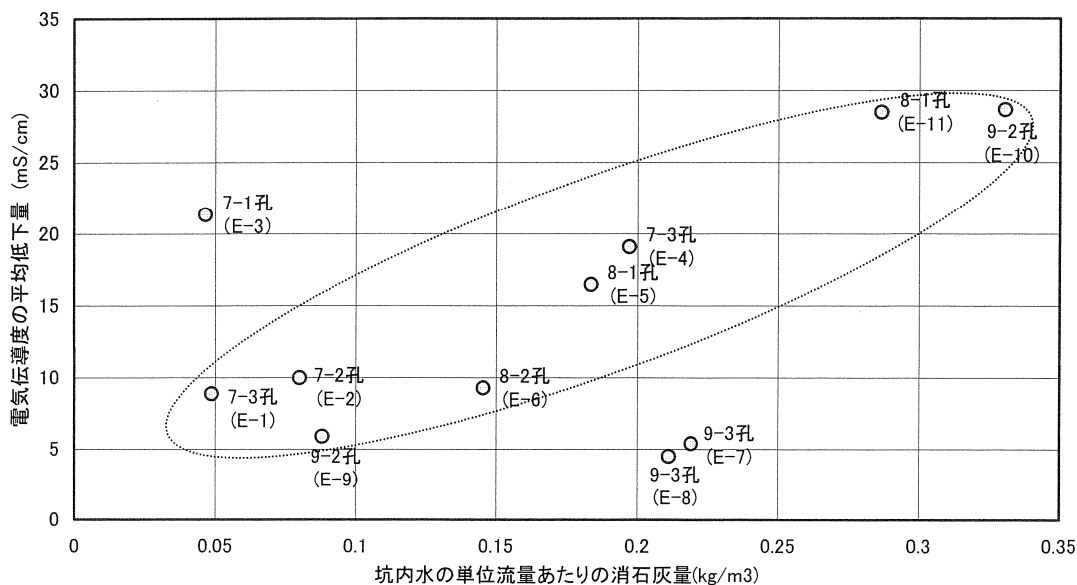
以上から、7-1孔では少ない消石灰で坑内水を中和させることが可能であり、水質の改善効果という観点に立つと、最も有利な注入孔であることが判る。逆に9-3孔は水質改善に必要な消石灰の量が多くなり、効率が悪くと言える。そして残りの5孔は両者の中間にあり、水質改善に必要な消石灰の量は5孔とも同程度であると結論できる。

IV. 3 坑内水の流動系に関する評価

前節では、一部の注入孔において、その位置により消石灰量と水質変化の割合に違いのあることが示された。この原因として、坑内で消石灰を溶解する坑内水の量の違いを挙げることができる。坑内を流下する坑内水が滞留もせず一様に流れているとすると、消石灰を注入する位置による違いは現れない。しかし、途中で相当量の坑内水が池のように貯留されており、坑内水がそれらの池を経由して坑口へ流下しているとすると、注入された消石灰を溶解する坑内水の量は、坑道の奥側ほど途中で貯留されている水量の分だけ多くなる。

以上の見地に立つと、第27図に示すように坑内にA、B及びCの坑内水を貯留する3つの池が存在するモデルを想定できる。そして各注入孔と池との関係は、9-3孔は最も上流に位置する池Aに、7-2～9-2孔の5孔は中段の池Bに、さらに7-1孔は最も下流側の中切坑坑口に近い位置にある池Cにそれぞれ通じているとする。こう考えることにより、消石灰の注入量に対する中切坑坑内水の電気伝導度の低下率が、7-1孔で最も高く9-3孔は逆に最も低いこと、並びに7-2～9-2孔の5孔は両者の中間にあって、それぞれ同程度の電気伝導度の低下率を示すことを説明できる。なお、8-2及び9-2孔は、他の注入孔より10m程度高い地下水位を示すことから、坑内水の池に到達しているとは考えにくい。従って、この2孔から注入された消石灰は、途中で希釈を受けることなく池に流入すると考えている。

このモデルでは中切坑へ向かう坑内水の流動だけを



第26図 消石灰の注入量と電気伝導度の平均低下量の関係

Fig.26 Relationship between the quantity of injected calcium hydroxide and the mean decline of EC.

述べ、他の坑内水に関する考慮はされていない。坑内水全体の流動経路を把握するためには、さらに中切坑坑内水と他の坑内水との関係も検討する必要がある。

7-1及び7-2孔へ注入したE2及びE3試験によると、坑内水の水質変化は中切坑坑内水に限られ、大盛坑と露天掘り跡川側では変化が確認されていない。一方、7-3孔を含めこれより坑道の奥側に配置された注入孔に注入した場合には、3箇所坑内水とも明瞭な水質変化が確認されている(第9~14図)。これらの事実から、坑道の奥から7-3孔付近へ流下してきた坑内水は、7-3孔と7-2孔の間で中切坑へ向かう主要な流れから、大盛坑及び露天掘り跡川側へ向かう流れが分岐していると推定できる。

次に、消石灰注入によるカルシウム濃度の変化量を比較すると、中切坑坑内水や露天掘り跡川側坑内水に比べ大盛坑坑内水の濃度が高くなるのが明らかとなっている。この点を考慮すると、中切坑や露天掘り跡川側へ向かう坑内水は、地表に流出する前に他の坑内水と合流することによりカルシウムが希釈されるのに対し、大盛坑坑内水は希釈されることなく、池に貯留

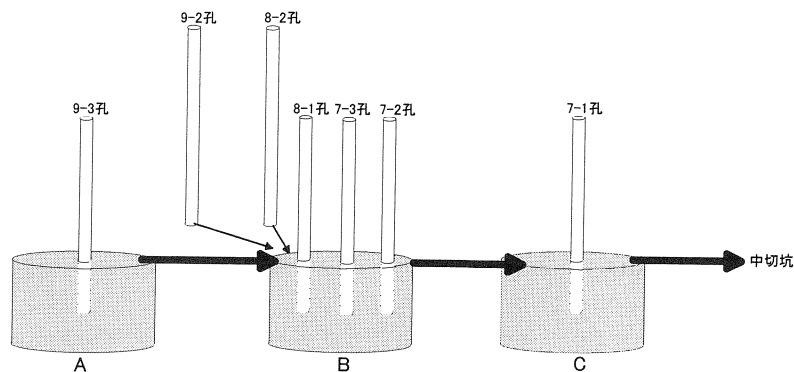
されている坑内水の水質に近い状態で流出していると推定することができる。

一方、露天掘り跡山側坑内水は、露天掘り跡川側坑内水の湧出地点と隣接するという位置的な関係と、カルシウム濃度に若干の増加が認められた点から、露天掘り跡川側坑内水と同一の流路を通る坑内水が流出していると考えられる。しかし、坑内中和による水質変化が小さいことから、坑道奥からの坑内水は少なく、消石灰の影響を受けない別系統の坑内水がその主体になっているものと推定される。

以上のほか、消石灰注入中の地下水位観測の結果によると、9-3孔への注入時に7-3孔と7-2孔の地下水位変動に差異が認められている(第23図)。この点は、両孔が同一の池に達しているとするモデルでは説明できない。

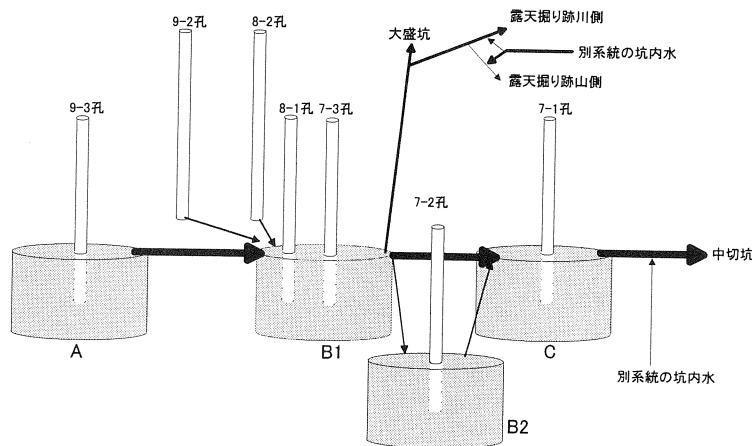
各坑内水の水質比較による検討結果、並びに地下水位観測結果との矛盾点を総合すると、坑内水の流動状況として第28図に示すモデルを想定することができる。

先に提示した第27図のモデルとの大きな違いは、中段の池をB1, B2の2つに分け、7-3~9-2孔はB1



第27図 中切坑坑内水の流動モデル
矢印は坑内水の流動を示す

Fig.27 The model of Chyugiri-ko A.M.D. flow system
The arrows mean streams A.M.D.



第28図 坑内水全体の流動モデル
矢印の太さは坑内水の流量の多少を模式的に示す

Fig.28 The improved model of A.M.D. flow system.
The thickness of each arrow indicates the flow rate of A.M.D.

に、7-2孔はB2につながるとしたことである。これらの5孔へ注入した場合、電気伝導度の低下率が注入位置によらず等しいという結果を考慮すると、B1及びB2に貯留されている水量は同程度であるとみなされる。さらに、9-3孔への注入時に7-2孔の地下水位が上昇していることから、B2へ流入する坑内水の経路としてA→B1→B2とA→B2の2つが想定される。しかし、坑道の展開状況から後者のルートは考えにくく、前者のルートをとると推定される。

次に、Cに流入する坑内水の経路は、7-2孔へ注入した場合に7-1孔の地下水位が上昇したことから、B2→Cという経路の存在が推定できる。しかしこの流路だけでは、先に示したモデルにおける電気伝導度の低下率に関する矛盾を説明できない。Cへの流入経路としてB1→Cのルートが存在し、かつそこを通る坑内水の流量がB2を経由するものより相当に多いと考えられることによって、試験結果の説明が可能となる。

以上のほか、中切坑、露天掘り跡川側及び山側の各坑内水のカルシウム濃度が、大盛坑坑内水より低いとの試験結果より、9-3孔の位置する新鉱床側から流下する坑内水とは別系統の坑内水が途中で合流すると考えられる。

なお、中切坑坑内水のカルシウム濃度が大盛坑坑内水より低い原因として、B1及びCを経由する間に、それらに貯留されている、カルシウム濃度の低い坑内水によって希釈されているとも考えることができる。しかし、8-1孔に連続注入を行ったE11試験において、中切坑坑内水のカルシウム濃度が一時的に平衡状態となった期間が認められ、その間も大盛坑坑内水より低い濃度を示すことが明らかとなっている。中切坑坑内水のカルシウム濃度が平衡状態となるのは、B1とCに貯留されている坑内水のカルシウム濃度が上昇し、貯留された坑内水によってカルシウムが希釈されなくなったことを意味している。その間も、中切坑坑内水のカルシウム濃度が大盛坑坑内水に比べて低い状態を保つことは、消石灰の影響を受けない別系統の坑内水の流入を示唆している。

これらの新たに想定された別系統の坑内水のうち、露天掘り山側及び川側の坑内水と合流するものは、両者が近接していることから、同一の坑内水であると考えられる。しかし、中切坑に合流する坑内水との関係は不明である。

この坑内水の流動モデルは、電気伝導度の計測結果とも大筋で適合する。ただし、7-3孔に注入したE1及びE2試験において、中切坑・大盛坑の各坑内水の電気伝導度低下がほぼ同程度であったという点が矛盾として残る。しかし、大盛坑坑内水の計測の回数が少なく、実際はより大きく低下していたにもかかわらず、正確な電気伝導低下量を捉えることができなかったものと思われる。

以上に述べたように、提示したモデル(第28図)は、一連の坑内中和試験の結果と適合する。しかし、池に貯留されている坑内水の量、各経路を流れる坑内水の流量など、不明な部分も残されている。今後、これらを解明し、坑内水の流動状況の実態をより明確にしていくことが必要である。

IV. 4 新しい中和法としての評価

一連の試験により、消石灰を坑内に注入し坑内水のpHを上昇させることにより、坑内水に含まれる砒素、鉛及びカドミウムの濃度を低下させることが可能であることが明らかとなった。また、pHの変化と各成分の濃度変化との対応において相違がみられ、砒素はpHが4前後で濃度が最低となり、排水基準の0.1mg/L以下となることが明らかとなった。

pHと砒素の溶存性に関する研究において、非晶質水酸化第二鉄への砒素の吸着はAs⁵⁺の場合pH4において最大となり、As³⁺ではpH7において最大となるとされている(Pierce and Moore, 1982)。一方、鉛やカドミウムはそれらの水酸化物の溶解度積に基づくと、さらにアルカリ側で溶解度が最低となる。このような成分ごとのpHによる溶存特性の相違が、濃度変化の差異となって現れたものと考えられる。

I章で述べたとおり、雨鱒川坑においては砒素が排出基準を上回る程度が大きく、鉱害防止の観点に立つと砒素の流出防止が特に求められている。従って、坑内水のpHを4程度に維持することにより、砒素の流出を排出基準以下に抑えるということが可能となれば、雨鱒川坑における鉱害防止事業の目的が達成できる。

一連の試験の内、E11試験では8-1孔に0.8kg/minの割合で消石灰を注入すると、中切坑坑内水のカルシウム濃度は定常値を示し、そのpHは4程度となっている。仮に0.8kg/minの消石灰注入により、中切坑坑内水のpHを4に維持できるとするならば、1年間に必要な消石灰の量は約420tとなる。胆振支庁管内壮瞥町にある、道内で最大規模の坑内水中和処理を行っている幌別硫黄鉱山では、年間に800~900tの消石灰が消費されている。従って、雨鱒川坑において坑内中和を実施するとした場合、その半分の量で効果的に砒素の除去が可能との結論を導くことができる。さらに、通常の水処理では坑内水とアルカリ剤を混合する反応槽、中和沈殿物を分離するシクナー等の施設が必要であるが、坑内中和法ではこれらの工程を地下の坑道内で行うため大きな施設は不要となる。

このように坑内中和法は既存の水処理法にはない利点のあることが示されたが、大きな問題も残されている。注入した消石灰の6割が未反応のまま坑道内に貯留されることが明らかとなっており、さらに中和により生成される沈殿物も坑道内のいずれかの位置に沈積しているはずである。これらの物質の坑内での挙動を

把握し, 制御する方法は, 現在のところ確立されていない。長期間にわたって坑内中和を継続すると, それらが流出してくる可能性があり, その場合, 坑内中和の継続は困難となる。また坑内に不安定な未固結物質が溜まることにより, 異常突出などの発生要因となる恐れもある。坑内中和法の実用化にはこのような問題点を克服する必要がある。

V おわりに

坑内中和試験により, 精進川鉱山雨罅川坑における坑道内での坑内水の流動状況に関する知見が得られ, 坑内水の流動経路が複数存在することが明らかとなった。また, 坑道内に坑内水を貯留する池が存在することも推定された。さらに, 砒素を効果的に除去できることから, 新しい坑内水処理法としての可能性も明らかとなった。

雨罅川坑に隣接する精進川坑では, 坑内水の流路を整備することによって砒素の流出が抑制されている。雨罅川坑においても, 中和に頼らない鉱害防止法が検討され, 種々の調査が進められている。仮に, 将来, 雨罅川坑において中和処理を行わなければならない場合, 今回検討した坑内中和法も一つの選択枝となりうる。

現在行われている中和処理法では大がかりな設備が必要であり, 中和処理施設の建設後も薬剤費, 設備の維持に多額の経費を要する。さらに水処理により発生する中和殿物の処理という問題も発生する。これらの問題を軽減する新技術としての可能性が, 坑内中和法に秘められていると考えられる。解決されなければならない問題も残されているが, 坑内に注入した消石灰の挙動に関して, 室内での模型試験による検討が精力的に行われており(黒田ほか, 1998; 黒田ほか, 2000), 今後, 実用化に向けた多方面からの取り組みが必要である。

謝 辞

この調査の実施にあたって北海道鉱山保安監督局鉱害防止課, 並びに北海道経済部資源エネルギー課鉱害対策係の関係各位には多大のご協力と指導をいただいた。金属鉱業事業団からは多くの調査データを提供して頂いたほか, 同北海道環境業務支所には現地試験にあたりさまざまなご協力と便宜を図って頂いた。さらに試験の実施は日鉱探開株式会社により行われたことを付記する。

以上の関係各位に謝意を表します。

文 献

- 鈴木 守・長谷川潔・三谷勝利(1952): 5万分の1地質図幅「東海」及び説明書。北海道開発局, 33p.
 北海道鉱業会(1952): 北海道の金属鉱業, 139-142.
 室住正義(1967): 北海道精進川鉱山及び雨罅川鉱山電気探鉱調査報告。地質調査所月報, 2, 7, 21-29.
 鹿部町史編集室(1994): 鹿部町史, 795-807.
 北海道商工部資源課(1958): 道南地域鉱業開発振興計画調査報告書, 112-113.
 Pierce M. L. and Moore C. B.(1982): Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. Water Res., 16, 1274-1253.
 黒田和夫・後藤純宏・山家陽一(1998): 坑内水の密度生成と中和殿物の挙動との関係について。資源・素材 '98 講演資料, 資源と環境, 17-20.
 黒田和夫・後藤純宏・中谷啓吾(2000): 坑内中和法における中和剤の選択。資源・素材 '2000 講演資料, 資源と環境, 73-76.