休廃止鉱山における自然回帰型坑廃水浄化システム（パッシブトリートメント）の導入ガイダンス

２０２１年１２月

経済産業省

独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構

目次

1　はじめに

1.1　本ガイダンス策定の背景

- 坑廃水処理は半永久的に継続する必要があることから、現在～将来にわたり莫大な費用が費やされ、その削減が大きな課題である
- 自然浄化作用を活用するパッシブトリートメントは「コスト削減」、「導入のしやすさ」、「将来的な坑廃水処理の負荷軽減」について利点がある処理手法で導入が期待されている
- PT の詳細を解説するとともに、導入の手順や留意事項をまとめ、坑廃水処理への導入のためのガイダンスを策定した

＜解説＞

かつて金や銀、銅などを含む鉱石を採掘し、現在は休止あるいは閉山している休廃止鉱山が国内にはおよそ 5,000 か所あると言われており、その採掘活動に伴い現在も有害な金属を含有する坑廃水が発生している休廃止鉱山が約 80 か所存在する。各鉱山では坑廃水の発生を抑制するため、発生源対策等が講じられてきたが、発生を完全に抑制することは難しく、坑廃水処理は半永久的に必要とされている。その処理には莫大な費用が費やされており、国からの休廃止鉱山鉱害防止等工事費補助金については年間総額で約 20 億円以上の支出となっている。坑廃水処理に係る処理費用の削減は、鉱業権者（義務者存在鉱山の場合）及び地方公共団体（義務者不存在鉱山の場合）の費用負担軽減のみならず、国の補助金削減（すなわち国民経済負担の軽減）の面からも重要な課題であり、金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づき定められている第 5 次基本方針（特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針）においても「各鉱山の坑廃水処理の現状と今後のあり方を見据え、処理の妥当性・効率性等の観点から、処理の終了やコスト削減を目指すこと」に留意すべきとされている。

第 5 次基本方針では「坑廃水の処理コスト削減のための技術開発に取り組み、特に自然浄化作用を利用した坑廃水の処理技術について重点的に取り組むことにより早期の実用化と国内鉱山への展開を進めること」にも留意すべきとされている。そこで自然浄化作用を活用した処理手法であるパッシブトリートメント（以下、「PT」という）について、導入のためのガイダンスを策定した。

一般的な坑廃水処理では電力や薬剤を使用し、坑廃水を中和処理し発生する汚泥の処分等を実施する（アクティブトリートメント、以下、「AT」という）のに対し、PT は電力を必要とする機械設備を極力使用せず、また薬剤も極力使用せず、つまり能動的にエネルギーを投入せず（＝passive）、坑廃水処理を実施するという考えに基づくものである。PT 導入の利点としては、「コスト削減」、「導入のしやすさ」、「将来的な坑廃水処理の負荷軽減」が挙げられる。

・コスト削減

PT は電力を必要とする機械設備を使用せず、薬剤も極力投入しないプロセスであることから、電力費や薬剤費の削減効果が大きく、また設備修繕も最小限に抑えられる、人件費も含めた大幅なコスト削減が期待できるものである。「管理不要で坑廃水処理が可能」というものではないが、適切な

導入・管理のもとでコストの大幅削減が可能と考えられるものである。特に電力費や薬剤費の削減効果は非常に大きく、ほぼゼロにすることも可能な技術である。

・導入のしやすさ

PT は複雑な処理工程を必要としないため、大型の機械設備の設置や複雑な管理システムの構築等が不要であり、導入にあたり AT に比べて大規模建設工事が必要なく、最低限の土木工事で済む、つまり導入のしやすさに優位性がある処理方法であるとも言える。例えば人工湿地型では、最低限の設備として反応槽が造成できればよく、反応槽の構造としては素掘りの湿地に遮水シートを施工したものがこれまでの事例では多く見られ、導入のコストはもちろん工期なども含めて AT の導入と比べて簡素化できると考えられる。さらに、石灰石水路のような PT プロセスでは、平坦で広大な土地は必要なく、土地の形状を活かした設計も可能であり、導入が容易な場合もある。

・将来的な坑廃水処理の負荷軽減

PT は自然力を活用、つまり自然調和型の処理プロセスであり、そのため AT に比べて急激な環境の変化に伴う水量や水質の変動に追随しにくいというリスクがあるプロセスである。しかし今後、国内で多くの事例が普及することにより、多くの経験、知見が蓄積でき、それを踏まえたプロセスの改良や、設計・施工の工夫により、将来的にはさらに環境に調和し、自然の変動についてある程度は対処可能なプロセスが構築される可能性もある。坑廃水処理は半永久的に継続する必要があるものであり、PT は今後の経験と知見を蓄積することが重要であるが、導入することで、AT を半永久的に継続することに比べ、坑廃水処理にかかる負荷を長期的に低減できる可能性があるものである。また、適切に導入することで、坑廃水処理におけるカーボンニュートラルに資する処理方法とも言えるものである。

実際に、国内で長期間にわたる大規模実証試験を実施している北海道の旧本庫鉱山では人工湿地を造成し、薬剤添加や凝集沈殿等の物理化学処理プロセスはほとんど使用せず、無給電で坑廃水に含まれる Fe や Zn 等の長期安定的な処理に成功している。また、実際に PT が導入されている海外事例（米国オクラホマ州）では、平均流量 1000 L/min 程度の坑廃水に対して無給電で薬剤投入無しで処理しており、かかるコストとしては定期的な採水・分析にかかるもののみとし、年間 100 万円程度で済んでいるという現場もある技術である。

本ガイダンスは、これまでに述べたような、導入することで坑廃水処理にとって多くの利点が考えられる PT について、これまでに実施してきた実証試験等の知見をもとに国内坑廃水処理への導入の一助となるべく作成するものである。PT の詳細解説（第 2 章）、PT 導入に向けた検討フロー（図 1-3）に基づく各検討項目の解説、具体的には現状把握（第 3 章）、事前調査（第 4 章）、コストの検討（第 5 章）、実際の導入にあたっての留意点（第 6 章）をこれまでの事例を紹介しながら記載したものである。

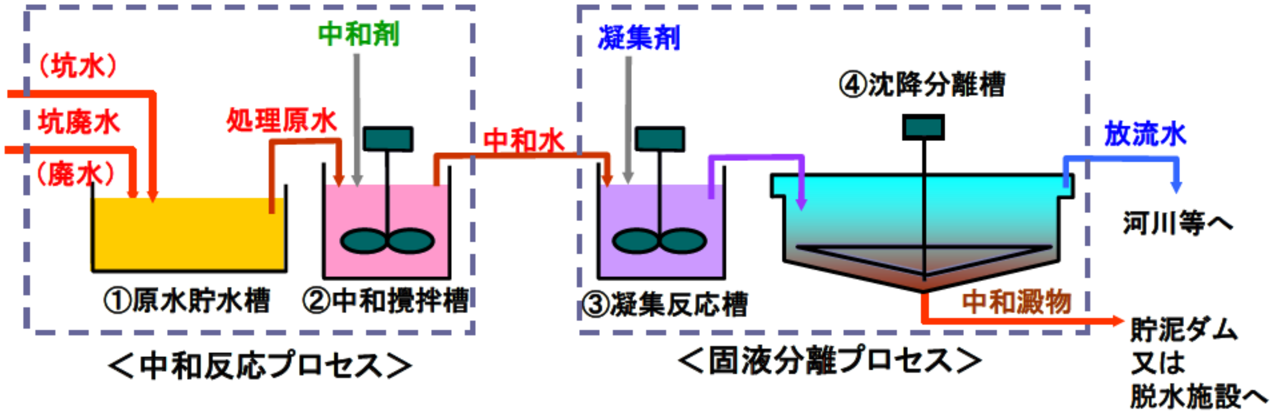


図 1-1　一般的な坑廃水処理（AT）のプロセスの例
（水質によっては非常に複雑な処理工程が必要で、管理コストもかかる）

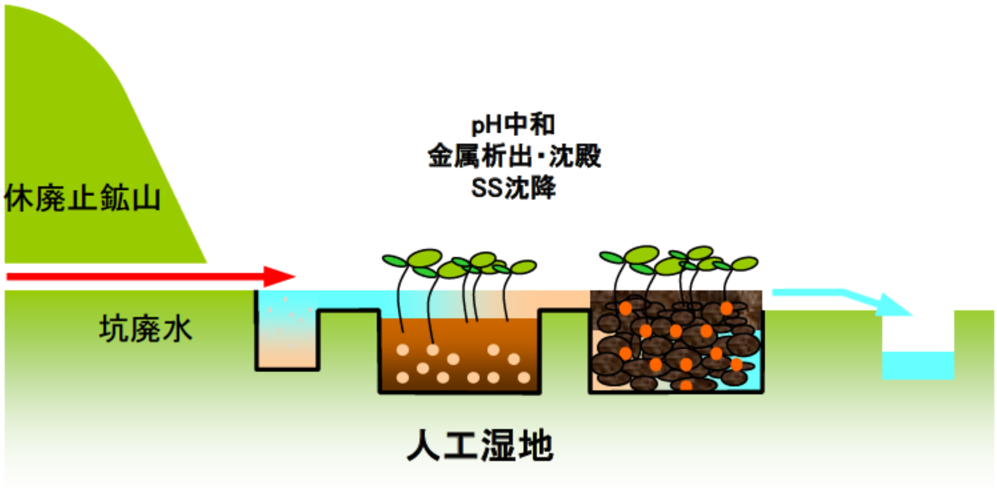


図 1-2　代表的な PT プロセス（人工湿地型）の概念図
（機械設備を使用せず、シンプルなフローで処理を行う）

表 1-1　アクティブトリートメントとパッシブトリートメントの概念比較

	アクティブトリートメント（AT）	パッシブトリートメント（PT）
特徴	✓ 電力（動力）使用 ✓ 薬剤（中和剤、凝集剤等）常時添加 ✓ 設備の高頻度メンテ必要 ✓ 設備修繕必要 ✓ 導入・更新時に大規模建設工事 ✓ 厳密なプロセス制御のもとで水質管理可能	✓ 電力（動力）不使用 ✓ 薬剤常時添加なし **→環境調和型プロセス** ✓ メンテは低頻度 ✓ 導入・更新時は最低限の土木工事 ✓ 管理は容易だが環境変動への追随が課題 ✓ 土地面積や形状の制約を大きく受ける

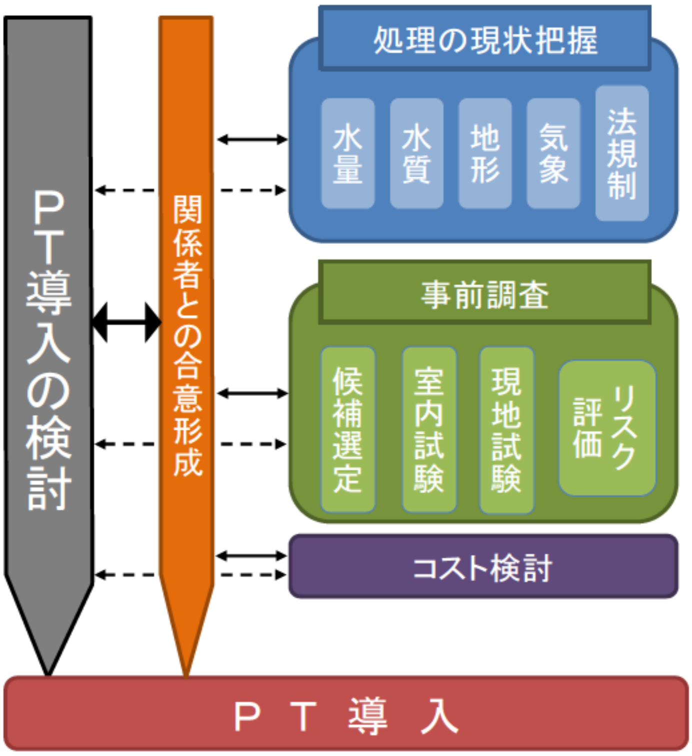


図 1-3　PT 導入の検討フロー

図 1-4　PT の一例（人工湿地型）　北海道立総合研究機構より提供

図 1-5　PT の一例（散水ろ床、石灰石水路、人工湿地）　JOGMEC 撮影

【参考:第 5 次基本方針】

休廃止鉱山からの鉱害を防止するため、国は昭和 48 年に金属鉱業等鉱害対策特別措置法(以下「特措法」という。)を制定し、「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針(以下「基本方針」という。)」の制定等の措置が講じられてきた。基本方針では、鉱害防止事業の実施時期及び事業量その他鉱害防止事業の計画的な実施を図るために必要な事項を定めており、これまで昭和 48 年度から 5 次にわたり制定され、同基本方針に基づき計画的に鉱害防止事業が実施されている。現在は第 5 次基本方針(平成 25～34 年)が実施されている。

鉱害防止事業を実施するに当たり留意すべき事項の一部に以下が挙げられている。

- 各鉱山の坑水又は廃水の処理の現状と今後の在り方を見据え、坑水又は廃水の処理の妥当性、効率性等の観点から、専門家による事業評価を行いながら、処理の終了やコスト削減を目指すこと。
- 坑水又は廃水の処理コスト削減のための技術開発に取り組み、特に自然浄化作用を利用した坑水又は廃水の処理技術については、重点的に取り組むことにより早期の実用化と国内鉱山への展開を目指すこと。

表 鉱害防止事業費の推移

		第 1 次		第 2 次	第 3 次	第 4 次	第 5 次
期間		昭和 48～57 年度	昭和 53～57 年度(見直し)	昭和 58～平成 4 年度	平成 5～14 年度	平成 15～24 年度	平成 25～34 年度
鉱害防止工事	義務者不存在	90 億円(138 鉱山)	290 億円(180 鉱山)	185 億円(93 鉱山)	228 億円(86 鉱山)	107 億円(32 鉱山)	65 億円(20 鉱山)
	義務者存在	240 億円(601 鉱山)	170 億円(255 鉱山	35 億円(39 鉱山)	22 億円(30 鉱山)	8 億円(19 鉱山)	43 億円(28 鉱山)
坑廃水処理	義務者不存在	—	—	—	18 億円/年(24 鉱山)	16 億円/年(24 鉱山)	14.5 億円/年(24 鉱山)
	義務者存在	—	—	—	27 億円/年(56 鉱山)	16 億円/年(56 鉱山)	23.0 億円/年(55 鉱山)

1.2 本ガイダンス策定の目的

- 坑廃水処理に PT を導入するにあたり、鉱害防止事業者にとって参考となる PT の概要や導入検討の流れについて概略を把握できる

1.3 内容と構成

- 本ガイダンスは、全 7 章と別冊で構成されている

＜解説＞

本ガイダンスは、全 7 章と別冊で構成されている。別冊は PT を適用した具体例あるいは実証試験を実施した事例さらには海外の事例をまとめたものである。

2　PT の概要

2.1　　PT の総論

- 一般的な坑廃水処理は、処理原水（坑内水・集積場浸透水等）を集水し、薬剤を添加して中和し、溶存金属を析出させ、固液分離後に清澄水を放流する（AT）
- 薬剤による処理のため確実性が高い一方で、処理や管理のためには動力が必要でありマンパワーも必要
- PT とは、“自然力”を活用する処理技術全般のことであり、坑廃水処理の将来的な自然回帰が期待されるものである。微生物の活性や植物による吸収作用など自然の浄化作用や坑廃水自体が持つ位置エネルギーを利用して坑廃水を処理する技術である

＜解説＞

一般的な坑廃水処理は、様々な処理原水を集水し、そこに薬剤（消石灰、生石灰、炭酸カルシウム、水酸化ナトリウム等）を添加して pH を中性～アルカリ性に調整し、溶存金属を析出させ、さらに必要に応じ凝集剤を添加することで凝集沈殿を促進し、固液分離後に清澄水を放流するものである。原水に含まれる金属種によっては、pH を 10 程度まで上昇させ、放流前に硫酸添加により pH を排水基準内に調整する現場もある（逆中和）。

薬剤添加による化学処理であり、適切な管理下においては処理の確実性は高い一方で、動力が必要で管理のためのマンパワーも必要となり、コストがかかるという課題がある。定期的な機械類のメンテナンスや将来的には設備の修繕・更新も必要であるが、管理のための人員確保が難しくなっている背景もあり、坑廃水処理の負荷軽減のための抜本的な対策が必要な状況である。

PT とは、能動的にエネルギーを投入せず、“自然力”を積極的に活用する坑廃水処理技術のことであり、坑廃水処理の将来的な自然回帰に寄与することが期待されるものである。具体的には微生物を活用する反応、鉱物や土壌粒子との化学・物理反応や吸着、植物による吸収・固定等のような自然浄化作用や坑廃水自体が持つ位置エネルギーにより、流路を自然流下させる過程での浄化作用を利用して坑廃水を処理する技術である。

従来の AT と比べコストを低減できるということが PT の大きなメリットであると考えられるが、他にも例えば、現状では坑廃水の発生源（地表への湧出地点）と処理施設との距離が遠く数百 m～数 km にわたって配管や導水側溝などで導水していて、配管破損のリスクやスケール清掃の手間が膨大である場合、発生源付近に PT を導入し手間も含めた管理コストを低減できることなども考えられる。

上述のように PT は極力人工的なエネルギーを投入せず自然力を活用するため、処理に要する時間が長くなりがち（滞留時間として数～50 時間程度が一般的。なかには 100 時間～10 日と設定する例もある）で、流量が大きな現場や金属濃度が高い現場、またそれらの変動が大きい現場には不向きといわれている。具体的に適用可能な水量や水質の範囲が定量化されているわけではなく、既報においては、海外研究者の「経験則」として坑廃水の流量が 3000 L/min 以上または酸負荷（acidity loads : 酸度 acidity（詳細は後述する）と流量の積）が 150 kg/day を超過する現場では PT 導入は適さないと言われることがある。また別の報告では、流量は 100 gallon（ガロン＝約 3.785 L）/min 以下が望ま

しく、また酸度は 500 mg/L 以下が望ましいというものもある。このように海外では PT を導入した実績が多く報告されてはいるが、水量や水質の適用範囲についての見解はまちまちで、現場の土地条件や水質、様々な制約などにより一概に表現しにくいことが示唆される。一方で、これまで国内で実施されてきた実証試験の結果等を踏まえると、水質を度外視した場合、概ね 500 L/min 程度の流量までであれば PT 設備はさほど大規模になりすぎず、現実的に国内休廃止鉱山へ適用できるような規模に収まると考えられる。また、500 L/min～1000 L/min の場合はやや設備規模が大規模になるものの、現場の土地状況次第と言え、1000 L/min を恒常的に超えるような流量の場合は設備規模が大規模になり、適用はやや難しくなるような印象である。

詳細は後述するが、これまでの実証試験等の実施により、PT のプロセス設計時に重要となるのは、処理対象となる坑廃水の流量と、処理の滞留時間（処理に要する時間）との関係であると考えられる。これは、例えば処理対象の坑廃水の流量が 100 L/min である場合、適用しようとする PT プロセスの滞留時間が 10 時間必要であるとすると、反応槽の容積として、60 m^3（100 L/min×60 min×10 hour）必要であるということになる。仮に反応槽の深さを 2 m と設計すると、必要な面積は 30 m^2 ということになる。このように、PT 導入を検討するにあたっては、物理的に要求する土地の面積に対して流量が最も影響が大きいと考えられ、処理対象の坑廃水の流量を調査し、導入するプロセスの大まかな滞留時間を定めることで、必要な敷地面積は概算で把握することは可能となり、物理的に導入できるのかどうか、検討が可能となる。

実際には、様々な PT プロセスの組み合わせあるいは国内の場合は既存処理とのハイブリッド方式により、非常に多種多様な水量・水質範囲に適用できると考えられる。PT で既存処理と同程度の処理性能を目指す場合、滞留時間（処理にかかる時間）が数倍～数十倍必要であると考えられ、導入には水量が少ないあるいは金属濃度が希薄な現場に向いていると考えられているが、現場毎さらには坑廃水の発生源毎に本ガイダンスの記載等を参照し、また最新の研究事例なども参照して個別に検討が必要なものであることに留意が必要であると考えられる。例えば微生物を活用するプロセスでは、10～20 年程度前までは処理の滞留時間が 100 時間や 10 日間程度と設定されることが多かったが、研究の進展により、ここ最近は滞留時間を 25 時間あるいは 10 時間程度とするなど、必要な設備規模が数分の一となるような事例も紹介されており、適用可能な水量・水質については日々拡大しているものと考えられる。

図 2-1　国内の PT 実証試験事例（微生物活用型）
（JOGMEC 広報誌より引用）

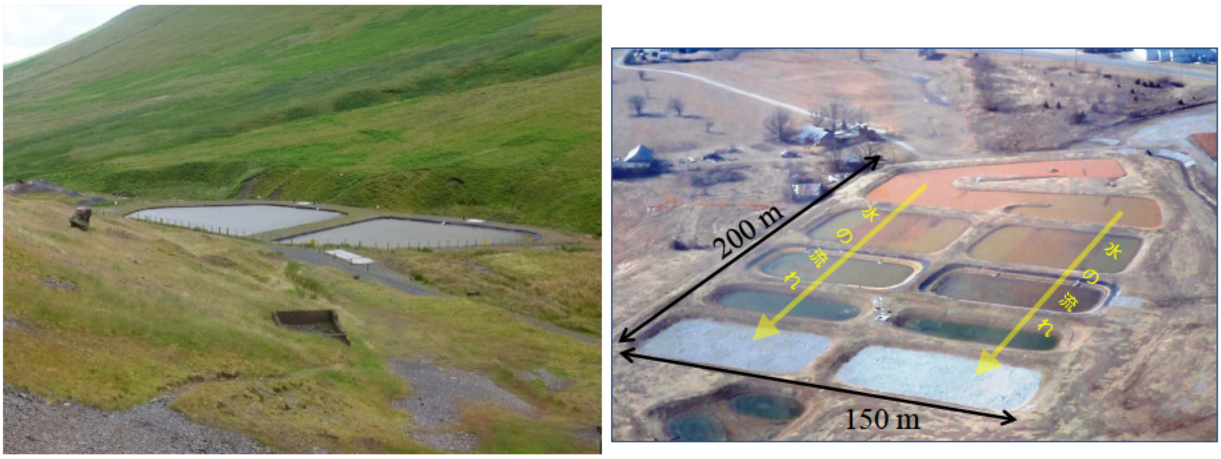


図 2-2　海外の PT 導入事例（左：英国ニューカッスル、右：米国オクラホマ州）
微生物活用型・人工湿地型の組み合わせ
（左：JOGMEC 撮影、右：オクラホマ大学より提供されたものを加工）

2.2　PT の主要プロセスの紹介

- PT には坑廃水の中和を主目的とするもの、金属除去を主目的とするもの、その両方を同時に実現することを目的とするものなど様々なタイプが考案されており、それぞれについて導水方法や反応槽の内容物を工夫して意図的に好気・嫌気環境を作り出すなど多様なプロセスが存在する。ここでは、大まかに微生物活用型、人工湿地型、その他の型に分類し調査を実施した
- 金属除去を目的としたプロセスにおいて、プロセスごとに処理に適した金属が異なるが、導入にあたっては坑廃水の水量や水質、現地状況等により鉱山毎に最適な PT のプロセスを選定する必要がある

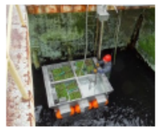
＜解説＞

PT には様々なプロセスが存在し、坑廃水の中和を主目的とするもの、金属除去を主目的とするもの、その両方を同時に実現することを目的とするもの、さらには中和や金属除去を直接行うものではなくそれらを補助するためのものなどがある。さらに酸化・還元作用を活用するものなどがあるが、ここでは大きく微生物活用型、人工湿地型、その他の型に分類した。それぞれの PT のプロセスにおいて、除去しやすい金属種はあるものの最終的には、鉱山毎の坑廃水の水量や水質、現地状況（地形や利用可能面積等）等によりそれぞれに適用可能な PT のプロセスは異なる。PT のプロセスの一例とその特徴は表 2-1 に示すとおりである。

各プロセスとも電力や薬剤の常時添加は極力不要とするプロセスであり、その面での大幅なコスト削減が期待できるものである。課題としては、AT に比べると処理速度が総じて遅く設備規模が大きくなる可能性があり、利用可能な土地面積や地形の制約を受ける場合があること、とりわけ水量や水質の変動に対する追随性・対応性に乏しく、急激な環境変動の際に排出点で常時一律排水基準を満足するような処理性が得られないリスクがあることが挙げられる。また、AT では中和殿物を分離するため、殿物を沈降させる工程（シックナー、沈降槽など）を用意することが多いが、PT では一つの反応槽で中和反応、金属の析出・沈殿反応の役割を持たせることがあり、反応槽の目詰まりにより透水性が低下や短絡流が発生することで中和反応の機能が長期的には低下する可能性があることも大きな課題である。

また、表 2-1 に各 PT タイプについて処理が可能な金属イオンやその濃度（これまでの試験の実績値）、適用可能と思われる pH 範囲、さらには設備規模に大きな影響を及ぼす処理の滞留時間の目安も整理した。例えば鉄酸化細菌のプロセスでは基本的には除去可能な金属は Fe であるが、As が共存する場合は Fe が析出する際に共沈する可能性があることなどを示している。また硫酸還元菌のプロセスでは Cu、Pb、Zn、Cd はそれぞれの硫化物の溶解度積から考えて非常に良好に除去されると考えられるが、一方で Fe や Mn 等については理論的に除去しにくいものである。

表 2-1　PT のプロセスの一覧と主な特徴

大分類	中分類	小分類	処理可能金属と濃度目安	pH範囲	滞留時間目安	特徴	課題	イメージ
微生物活用型	-	鉄酸化細菌	Fe：～50 mg/L （As）	1～8程度	0.5～5時間	多様なpH範囲に対応可能 原水pHによっては発生殿物の嵩が小さい 微生物型の中では高速処理が可能	槽内が閉塞しやすい 定期的（数ヶ月単位）なメンテ（表層撹拌）が必要 定期的（数年単位）な浚渫が必要	
	-	硫酸還元菌	Cu：～10 mg/L Pb：～1 2 mg/L Zn：～100 mg/L Cd:：～0.15 mg/L	5～8程度	10～50時間	一般的に処理にコストがかかる金属種を安価に処理可能 殿物の嵩が小さい	処理速度が遅い 栄養源が必須 定期的（5～10年単位）な浚渫が必要 低温下では活性が弱く、処理能力が低下する懸念（反応場の温度4℃台は処理継続した実績あり）	
	-	マンガン酸化菌	Mn	6～8程度	24時間程度	一般的に処理にコストがかかるMnに対処可能	中性pHのみ対応 ラボ試験段階	
人工湿地型	人工湿地	好気性（表面流）人工湿地	Fe：～20 mg/L	5～	10～50時間	コスト安価 単純な水質に好適	処理可能な金属種が限定 pH中和能がない 定期的（10年単位）な浚渫が必要	
		嫌気性（浸透流）人工湿地	Cu、Pb、Zn、Cd	5～8程度	15時間～	コスト安価 pH中和能も有する	FeやAlによる目詰まりの可能性 処理速度が遅い 定期的（10年単位）な浚渫が必要	
	石灰石水路	好気性石灰石水路	Fe：～5 mg/L （含まれないことが望ましい）	1～6程度	2～10時間	シンプルな構造 目詰まり状況など目視可能 温度の影響は小さい	FeやAlによる目詰まりの可能性 定期的（数ヶ月単位）なメンテ（清掃）が必要 定期的（数年単位）な浚渫が必要	
		嫌気性石灰石水路	- (pH中和が目的)	1～6程度	2～10時間	Fe殿物による被覆起こりにくい 設備は埋設が基本 温度の影響は小さい	状況の目視が困難 定期的（数ヶ月単位）なメンテ（清掃が必要） 浚渫の際、大規模工事が必要な可能性	
その他の型	-	植物吸収 （ファイトレメディエーション）	As、Pb、Zn、Cd	中性付近が望ましい	20～50時間	植物体に金属を集積 中和殿物の発生無し	定期的に植物体を刈り取る必要性 生育条件が限られる （極端な高温、低温の耐性がやや弱い）	
	-	天然材による吸着	Zn：～5 mg/L Cd等	中性付近が望ましい		天然資材を活用可能 中和殿物の発生無し	充填槽が短絡しやすい 破過したら都度交換が必要 低温下は資材の固化が起こりやすく注意が必要 （反応場の温度5℃までは処理継続した実績あり）	

ここで、表 2-1 に示した滞留時間の目安の活用方法を具体的に解説する。例えば鉄酸化細菌のプロセスの場合、表 2-1 によれば 50 mg/L 程度までの Fe を 0.5～5 時間程度の滞留時間で処理が可能であると読み取れる。実際には試験等により適切な滞留時間を設計する必要があるが、ここでは仮に 1 時間、4 時間と 2 パターン設定した場合、処理設備としてどの程度の規模になるかを検討できる。前提条件として流量を 100 L/min とし、滞留時間を 1 時間とする場合、単純な設備容積として 100 L/min×60 min×1 hour＝6 m^3 が必要であると算出でき、4 時間とする場合、24 m^3 と計算できる。ここで槽に充填する内容物として砕石を選択した場合、空隙率は約 50 %であり、さらに槽の深さを 0.5 m とすると、面積はそれぞれ 24 m^2、96 m^2 と計算できる。表 2-2 に他のプロセスについても流量や滞留時間の関係でどのような設備規模になるのか、試算の例を示す。

表 2-2　必要な設備面積の試算例

プロセス	流量	滞留時間	反応場の水体積	内容物	空隙率	反応場容積	深さ	面積
	L/min	hour	m^3		%	m^3	m	m^2
鉄酸化細菌	100	1	6	砕石（砂利）	50	12	0.5	24
		4	24			48		96
	500	2	60	もみがら	65	92		185
		5	150			231		462
硫酸還元菌	100	15	90	もみがら 石灰石	60	150	1.5	100
		25	150			250		167
	500	25	750			1250	2	625
		50	1500			2500		1250

適用可能な pH の範囲については、例えば植生を繁茂させる人工湿地では、植生の維持のために中性付近の pH が望ましいなどある程度制約がある場合がある。さらに表 2-3 に海外事例における各プロセス（上述の本事業におけるプロセス分類とはやや異なるため注意は必要）の処理能力を示す。あくまでもこれまでの海外事例を元に海外研究者が各プロセスの処理能力の目安を示したものであるが、国内での導入に向けた目安として参考となるものである。今後の調査研究の進展により、処理能力の目安は大きく変わる可能性があることには留意が必要である。なお、PT の各プロセスについての詳細な解説については、「パッシブ・トリートメントの導入に向けてー休廃止鉱山の坑廃水処理ー（産業総合技術研究所　2013）https://unit.aist.go.jp/georesenv/product/rp/passive.pdf」や「坑廃水のパッシブトリートメントの概要とその適用（北海道立総合研究機構　2014）http://www.hro.or.jp/list/environmental/research/gsh/publication/report/report0204/gshr86_025_035.pdf」、さらには「海外先行事例にみる自然力活用型坑廃水処理（Passive treatment）の技術的側面（kobayashi 2017)」にて系統的に記述されているため参考にされたい。また、海外研究者による PT の総説もいくつか発行されており、中でも「Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment （Jeff Skousen et al. 2017)」では海外事例をプロセスごとに整理し、処理能力やコストについて体系的にまとめられているものである。本ガイダンスではそれらに記載の内容から一部を引用し、さらに最近の研究により得られた知見をアップデートしている。

表 2-3　海外の PT の各タイプにおける処理能力（設計処理条件）の目安

System type	Design factors	References
Biological		
Aerobic wetland (AeW)	10 g Fe m^{-2} day^{-1}; 1 g Mn m^{-2} day^{-1}	Skousen and Ziemkiewicz (2005), Hedin et al. (1994)
Anaerobic wetland (AnW)	3.5 g acidity m^{-2} day^{-1}	Skousen and Ziemkiewicz (2005)
	10 g Fe m^{-2} day^{-1}	Hedin and Nairn (1992)
Vertical flow wetland (VFW)	35 g acidity m^{-2} day^{-1}	Kepler and McCleary (1997), Rose (2006), Watzlaf et al. (2002)
Mn removal beds	2–10 g Mn m^{-2} day^{-1}	Rose et al. (2003a, b)
Bioreactors	Low flow rates; readily degradable organics	Neculita and Zagury (2008), Gusek (2004)
Geochemical		
Anoxic limestone drain (ALD)	15 h residence time; 50 g of acidity t^{-1} day^{-1}	Watzlaf et al. (2000b), Skousen and Ziemkiewicz (2005)
Open limestone channel (OLC)	Acid load and residence time; 30 g of acidity t^{-1} day^{-1}	Ziemkiewicz et al. (1997), Skousen and Ziemkiewicz (2005)
Limestone leach bed (LLB)	2 h residence time; 10 g acidity t^{-1} day^{-1}	Skousen and Ziemkiewicz (2005)
Steel-slag leach bed (SLB)	1000 g acidity t^{-1} day^{-1}	Skousen and Ziemkiewicz (2005)
Diversion wells	Acid load equivalence	Arnold (1991), Ziemkiewicz and Brant (1997)
Limestone sand	Two times acid load; applied two to four times per year	Zurbuch (1996), McClurg et al. (2007)
Low-pH Fe oxidation channels	Low pH water; slope for aeration	Burgos et al. (2008), Hilton 2005

（Jeff Skousen et al. 2017 Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment より引用）

※　AeW：好気性人工湿地、AnW：嫌気性人工湿地、VFW：浸透流型人工湿地
Mn removal beds：Mn 除去のための反応槽、Bioreactors：微生物型プロセス全般
ALD：嫌気性石灰石水路、OLC：開放系（好気性）石灰石水路
LLB：石灰石を充填した反応槽、SLB：鉄鋼スラグを充填した反応槽
Diversion wells：閉鎖系石灰反応槽、Limestone sand：砂状石灰添加水路
Low-pH Fe oxidation channels：低 pH 鉄酸化水路（pH 調整をしない鉄酸化特化型水路）

(1)　微生物活用型

微生物活用型の PT は自然環境、特に処理対象となる坑廃水に元々存在する様々な微生物の働きを活用し、坑廃水に含まれる金属を除去するものである。これまでに多くの研究がなされてきたものであり、例えば鉄酸化細菌の働きを活用するプロセスについては既に工業的に実用化されており、また硫酸還元菌についても多くの研究事例がある。他にマンガン酸化菌等の研究も進められている。

①　鉄酸化細菌

鉄酸化細菌の働きを活用するプロセスでは、鉄酸化細菌により坑廃水中に含まれる Fe の 2 価から 3 価への酸化が促進されることが特徴である（図 2-3）。坑廃水に含まれる 2 価の Fe は 3 価に酸化され、水酸化物として析出・除去することが一般的であるが、酸性環境では 2 価の Fe の化学酸化の速度は極めて遅いことが知られている。そこで鉄酸化細菌を活用することで、特に酸性環境下で 2 価の Fe の酸化を効率的に促進することが可能となる。

ここでは、Fe の「酸化」と「析出」は明確に区別して考える必要があり、鉄酸化細菌が関与する微生物反応と言えるのは「酸化」の反応である（鉄酸化細菌により特殊な形態の鉄酸化物等が析出する報告はあるがここでは考慮しない）。一方「析出」については微生物が関与せずとも進行する化学反応であり、3 価の Fe イオンが理論値（溶解度積）に従って反応場の pH により水酸化鉄となって析出するものである。「酸化」については鉄酸化細菌が活性を維持できる pH 範囲で進行するので、極端な例では pH が 1 の強酸性環境であっても活性を維持できる鉄酸化細菌が存在すれば Fe の酸化は進行する。しかし、pH が 1 の環境では 3 価の Fe 水酸化物の溶解度は非常に高いため、ほとんど析出は起こらず 3 価の Fe がイオンの状態で溶存する。このように反応場の pH によって Fe の酸化及び析出の両方の反応が進行するケースもあれば、酸化のみが進行するケースもある。後者の場合は、Fe が酸化された後に pH を調整することで析出反応を進行させることが可能となる。

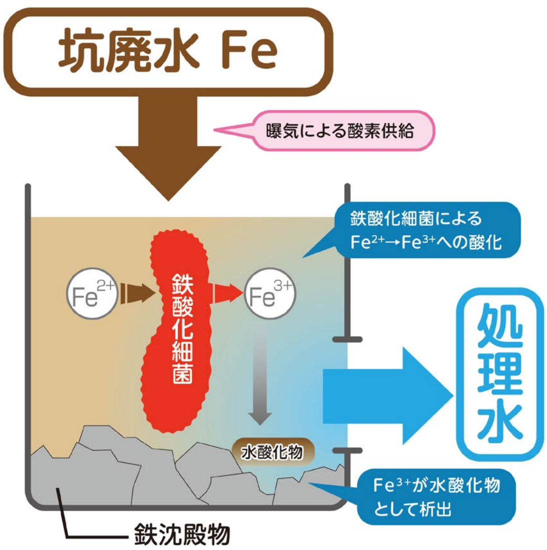


図 2-3　鉄酸化細菌を活用するプロセスの概念図

鉄酸化細菌は一般的に好気性細菌であり下記の反応式に代表されるように 2 価の Fe を酸化するためには酸素（溶存酸素）が必要であることが知られている。ここで 3 価となった Fe は続いて下記の反応式により水酸化鉄（酸化水酸化鉄）となり析出・沈殿する。よって、本プロセスにおいては鉄酸化細菌が活性を維持できるよう曝気をして酸素を供給する必要がある。坑廃水によっては、元々溶存酸素濃度が飽和濃度に近い状態で流出しているものもあり、そのような原水に対しては追加の曝気は不要であると考えられるが、溶存酸素濃度が低い場合は曝気をしてから導水する、あるいは導水の落差等を活用して曝気するなどの工夫が必要となる。

$$4Fe^{2+} + 4H^{+} + O_2 \rightarrow 4Fe^{3+} + 2H_2O$$

$$Fe^{3+} + 2H_2O \rightarrow Fe(O)OH + 3H^{+}$$

なお、鉄酸化細菌を活用するプロセスを導入するのに好適な水質としては、特に Fe が単味で含まれるものが挙げられる。Fe 濃度としては、原理的には g/L オーダーのような高濃度であっても有効に機能するが、Fe を析出させその殿物を反応槽にとどめることを前提とすると、せいぜい 50 mg/L 程度までが効果的に機能する濃度範囲であると考えられる。それ以上の濃度について適用する場合は、反応槽を多段方式にするなど工夫が必要であるが、高頻度のメンテナンスが必要となると考えられ、コスト面の優位性が劣る可能性がある。処理に必要な滞留時間については、これまでの事例から考えると、およそ 1～数時間の範囲が適切であると言えよう。あまり滞留時間を長くすると、槽内の一部分の水が滞留し、嫌気化してしまい鉄酸化細菌以外の嫌気性細菌が増殖してしまう可能性が考えられる。AT とは異なり、槽内の機械的な撹拌やブロワによる強力な曝気などを前提としないため、槽内全体が均一な反応場とはなりにくい点も PT プロセスの特徴と言えるため、適切な処理条件を与える必要がある。

また、処理で活用する鉄酸化細菌については、実験室等で培養された高機能な鉄酸化細菌を接種することは前提としておらず、坑廃水に元々存在する鉄酸化細菌が反応槽で活性化することを前提としている。これまでの調査の結果、坑廃水にはほぼ確実に複数種の鉄酸化細菌が存在しており、鉄酸化細菌の増殖に好適な条件（＝好気環境）になれば鉄酸化細菌が増殖するであろうと考えられる。Fe を含む坑廃水が流出する現場で、導水側溝等に生成する「鉄スケール」は坑廃水に含まれる鉄酸化細菌が導水側溝等で好気環境にさらされ、増殖し Fe が析出したものであると考えられ、過去の調査により鉄スケールには多くの鉄酸化細菌が存在することも確認されている。

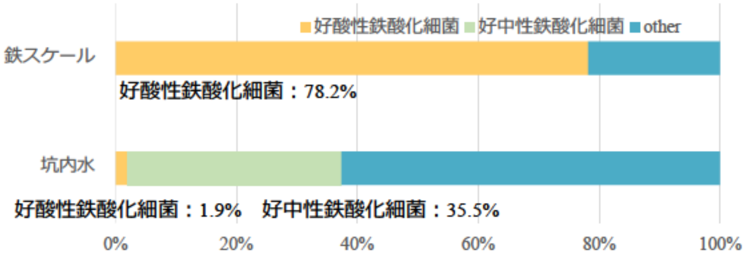


図 2-4　鉄スケール（こぶし大）と鉄酸化細菌の存在調査結果
（坑内水（pH は 3.5）には好酸性鉄酸化細菌の存在比は 2%程度だが、導水側溝の鉄スケールでは存在比が 78%と大幅に増え、増殖していることが確認できる）

図 2-5　鉄酸化細菌を活用したプロセスの一例
（米国：ペンシルベニア州【階段状水路（カスケード）で曝気し、鉄酸化細菌を活性化】）
（JOGMEC 撮影）

② 硫酸還元菌

硫酸還元菌を活用するプロセスは、坑廃水に含まれる金属イオンを主に硫化物として析出させ除去する処理プロセスである。特に Cu、Pb、Zn、Cd の除去に適しており、理論的に中性の pH で極めて低濃度まで除去が可能なものである。各金属硫化物の溶解度を以下に示すが、これにより特に Cu、Pb、Zn、Cd が pH：6 程度であっても水にほとんど溶解しないことがよく分かる。一方、Mn や Fe について多少は除去可能であるが、それらについては水酸化物あるいは酸化物として析出させるほうが容易である。

坑廃水中や一般的な土壌中に元々存在する硫酸還元菌を活用し、坑廃水に含まれる硫酸イオン（SO_4^{2-}）を還元させ、生成した硫化物イオン（硫化水素イオン）により種々の金属イオンが硫化物として析出するというメカニズムである。反応式は以下に代表されるもので示され、金属は主に硫化物として析出する。硫酸還元菌は主に従属栄養細菌に分類されることが多く、SO_4^{2-}を還元するためには乳酸、酢酸に代表される低分子有機物が必要であることから、その添加が本プロセスでは重要となる。一般的には、鉛直方向の流れとなる反応槽に有機物（国内事例ではもみがら、米ぬかなど。海外事例ではウッドチップ、牛フン入りコンポストなど）を充填し、好気性細菌（有機物分解菌等）によって酸素が消費されながら硫酸還元菌が利用可能な低分子有機物が生成すると考えられており、それらの低分子有機物を硫酸還元菌が利用して SO_4^{2-}を還元するというメカニズムであると考えられている。

$$2CH_2O + {SO_4}^{2-} + 2H^+ \rightarrow 2CO_2 + H_2S + 2H_2O$$

$$M^{2+} + H_2S + 2{HCO_3}^- \rightarrow MS + 2H_2O + 2CO_2$$

（M は 2 価の金属イオンを示す）

上述の反応式で示されるが、本プロセスでは硫化水素（H_2S）が発生することが特徴である。発生した H_2S は金属イオンと硫化物を形成するが、余剰の H_2S についてはガス化して処理水から大気中に放出されることとなる。H_2S ガスは嗅覚の麻痺や目の損傷、呼吸障害、肺水腫を引き起こし、死に至る場合もあるものであり、濃度範囲としては 5 ppm で不快臭を感じ、10 ppm が許容濃度（眼の粘膜の刺激下限）とされている。酸素欠乏症等防止規則の第五条（抜粋）では、空気中の H_2S の濃度を 10 ppm 以下に保つように換気しなければならないと定められている。従って、建屋内に反応槽を設置する場合には、H_2S ガス濃度検知器により濃度をモニタリングし、10 ppm 以下となるように換気設備を設けるなどの対策が必要となる。屋外に反応槽を設置する場合でも、特に処理水から H_2S ガスが発生することがあるので、濃度検知器を常備し、大気中濃度を確認し作業を実施する必要がある。H_2S ガスは重く、地表付近に溜まりやすく、空気が滞留する場所では高濃度になる可能性があり、過去には温泉の源泉付近に H_2S ガスが滞留したことによる死亡事故も発生しており、空気が滞留しないよう換気を心掛けたり検知器を常備したりすることが重要となる。

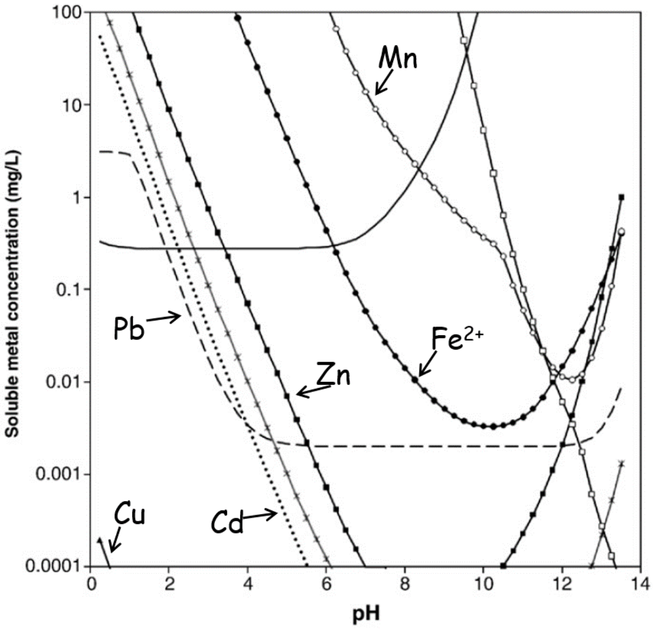


図 2-6　各金属の硫化物の溶解度

（E Lewis et al. 2010 Review of metal sulphide precipitation に加工）

なお、硫酸還元菌のプロセスを導入するのに好適な水質としては、やはり特に理論的に中性のpH で低濃度まで除去が可能な Cu、Pb、Zn、Cd が含まれている坑廃水が挙げられる。これらの金属を水酸化物として析出させるようなプロセスでは、pH を 10 程度まで上昇させ、一律排水基準内まで水酸化物として析出させた後、酸を添加し pH を再調整してから放流されることがあり、コスト面でも管理の面でも手間がかかるが、本プロセスを適用すれば pH は 6 程度で十分に硫化物として析出するので、コストメリットが期待できる。それらの金属の濃度の範囲について、Zn が 100 mg/L という極めて高濃度な現場では、処理が安定化するまで 2 ヶ月程度の時間を要したが、一度安定してしまえば Zn を一律排水基準内まで低減することは十分に可能であった。従って、これまで得られた知見に基づけば、上記 4 元素については、国内の坑廃水で確認されている濃度範囲であれば硫酸還元菌のプロセスは適用できるものと考えられる。一方で、それらの金属濃度が高い場合は、やはりそれだけ殿物が槽内に蓄積することとなるので、槽内の目詰まりが懸念される。現状ではそれだけ高濃度である場合に必要なメンテナンス頻度の知見がないため今後の調査が必要である。

また処理の滞留時間については、鉄酸化細菌のプロセスに比べると長く時間を確保する必要があり、これまでの知見からすると概ね 10～50 時間程度の滞留時間が必要となると考えられる。金属濃度が希薄である場合は短い滞留時間での処理も可能となると思われるが、10 時間を下回るような条件では槽内での有機物の分解が間に合わずに、槽内が嫌気環境とならず硫酸還元菌が活性化しない事例があったため、安定的に処理を継続するには最低でも 10 時間程度は必要であると見積もられる。

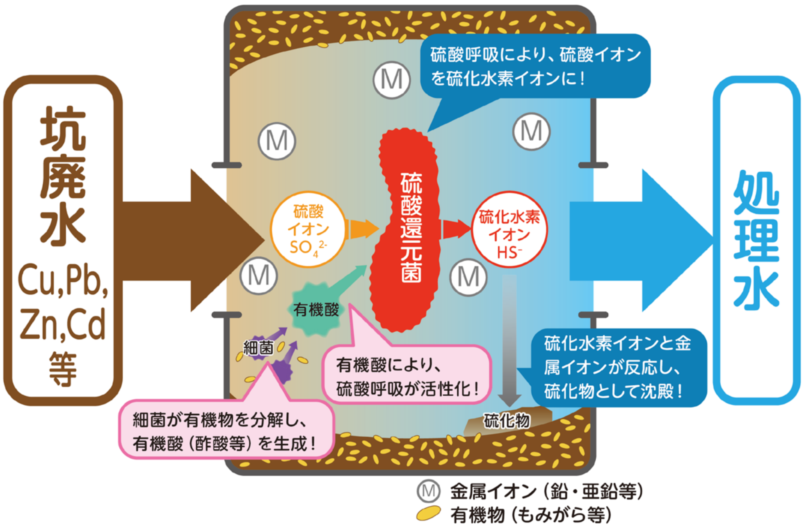


図 2-7　硫酸還元菌のプロセスの概念図

なお、鉄酸化細菌のプロセスと同様に、硫酸還元菌のプロセスにおいても外部で増殖させた菌を接種することは前提とせず、坑廃水に含まれる硫酸還元菌が増殖することを前提としている。これまでに坑廃水を調査した結果、硫酸還元菌の存在割合は非常に少ないながらも多くの坑廃水中に存在が認められた。反応場が嫌気環境となり、また利用可能な有機物が供給されることでそれらの硫酸還元菌が増殖するものと考えられている。さらに、これまでの調査の結果、異なる現場の嫌気反応槽で増殖した硫酸還元菌はいずれも同じあるいは非常に似通った種の硫酸還元菌であることも確認されている。それらの菌は酸素への耐性をもつなど、過酷な環境への耐性を有することが確認されており、これは、微生物にとっては極めて過酷な環境と言える、金属を含む坑廃水に対して増殖可能な菌が共通に増殖していることが示唆される。

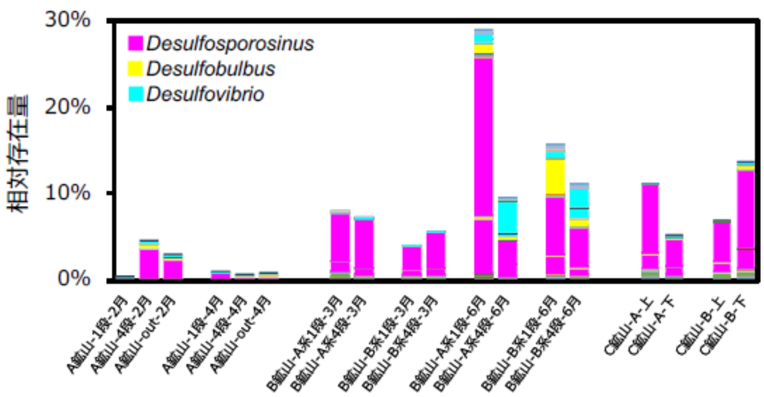


図 2-8　異なる 3 鉱山の嫌気反応槽内の微生物調査結果
（同一の硫酸還元菌（桃色）が共通して増殖している）
（平成 30 年度坑廃水処理の高度化調査研究事業報告書より引用）

図 2-9　硫酸還元菌を活用したプロセスの一例

（米国：オクラホマ州【有機物として廃キノコ菌床を含むコンポストを充填】）

左：内容物充填中の様子　　右：通水中の様子

（左：オクラホマ大学より提供、右：JOGMEC 撮影）

図 2-10　硫酸還元菌を活用したプロセスの実証試験の様子

（有機物としてもみがら、米ぬかを充填）

上：内容物充填中の様子　　下：通水中の様子（表層は米ぬかが敷き詰められている）

（JOGMEC 撮影）

③　マンガン酸化細菌

坑廃水に含まれる Mn は 2 価イオンで存在することが多く、排水基準（10 mg/L）以下まで除去するためには、pH を 10 程度まで上昇させ、水酸化物として析出させ、固液分離後に酸を添加し pH を基準範囲に調整するような中和処理が必要である。また、中和殿物の確実な分離のため、砂ろ過装置を通過させる場合もあり、Mn の処理は手間も含めて非常にコストがかかるのが現状である。

これに対し、マンガン酸化細菌を活用するプロセスは、中性 pH で Mn^{2+}を酸化し、Mn を水酸化物ではなく酸化物で析出させるものである。中性域で Mn の除去が可能となるので、薬剤（中和剤、凝集剤、酸）の削減によりコストダウンが図れるものである。海外では Mn を 30 mg/L 程度含有する中性の坑廃水に対して、石灰石を充填した好気性人工湿地に導水し、Mn を除去している事例があり、処理水の pH は 7 程度ということで、詳細な微生物解析などはなされていないが、おそらく Mn 酸化細菌の働きにより中性 pH で Mn 酸化物が析出していると考えられる。一方、日本ではここ数年、微生物解析も含めて Mn 酸化細菌を活用する PT プロセスの研究が進められている。


図 2-11　米国ペンシルベニア州の Mn 除去（原水の Mn 濃度は約 30 mg/L）の人工湿地の様子
（石灰石が充填された好気性人工湿地で、石灰石を少し掘ると、Mn 酸化物と思われる黒色殿物が確認された）

（JOGMEC 撮影）

マンガン酸化細菌は一般的には従属栄養細菌であることが知られており、Mn を酸化するためには有機物の添加が必要である。しかし、ここ最近の研究の進展により有機物の添加なしでも連続的に Mn の酸化が行える事例もでてきている。最近の研究では、反応槽に濾材を充填し、そこに Mn 酸化細菌が増殖すると、処理原水に Mn が 20～30 mg/L 含まれる場合でも滞留時間 24 時間程度で処理水がほぼ 0 mg/L まで除去できることが分かってきている。この場合、処理の進行により槽内に Mn 酸化物が蓄積すると Mn 酸化物自身の接触酸化機能により、さらに効率的に Mn の酸化が進行するという。

一方で、マンガン酸化細菌は Zn など共存イオンにより反応が妨害されることも知られているが、これまでの試験により概ね 10 mg/L 程度であれば問題無く Mn 酸化は進行し、また Mn 酸化物の機能により Zn も除去できることが確認されている。

国内では、現在小規模な連続試験を実施している段階であるが今後実証試験への移行により、国内の Mn 含有坑廃水への適用可能性が精緻に検討できることが期待されるものである。

(2)　人工湿地型

人工湿地型の PT は人工的に造成した湿地型反応槽に坑廃水を導水し、様々な自然力を複合的に活用し金属を除去するものである。湿地は素掘り＋遮水シートで構成されることが多いが、コンクリートで造成されるものもある。湿地に石灰石を充填し酸性水を中和するプロセスや、湿地に土壌を充填しヨシやガマなどを繁茂させ、SS（懸濁態）を除去するプロセス、それらを組み合わせたプロセスなど処理対象の水質等にあわせて数多くのパターンが考えられる。中には内容物は特に充填せず、坑廃水に含まれる SS 分を沈降させるのみに使用されることもある。

人工湿地型のプロセスは、導入あるいは維持のコストがとりわけ安価であるという点が大きな特徴となる。既存の AT で必要であった鉄鋼水槽やコンクリート水槽ではなく、素掘り＋遮水シート構造の反応槽で反応が完結できるという特徴がある。

湿地の分類としては様々なものがあり、細かな分類で考えると 10 以上にも細分化されるものである。その中でも大きな分類としては、酸素濃度と水の流れに着目し、好気（表面流）性湿地・嫌気（浸透流）湿地に分類できる。湿地の表層に坑廃水を導水し、好気的な反応場を活用するもの、あるいは湿地内部に坑廃水を浸透させて、嫌気的な反応場を活用するもの、という分類であり除去したい金属種によって使い分けることになる。

①　好気性（表面流）人工湿地

一般的に「人工湿地」といえば好気性人工湿地を指すことが多く、Fe を除去する場合によく用いられる。湿地に処理原水を導水し、湿地表面を流下させることで、Fe の酸化を促し、酸化された Fe が水酸化物として析出するというメカニズムである。処理原水の pH が中性付近の場合は、自然の化学反応により Fe の酸化が進行し、さらに鉄酸化細菌が存在すれば加速的に酸化が進行する。pH が酸性付近の場合は鉄酸化細菌を活用することで Fe の酸化が期待できる。Fe が析出し、沈降する際には殿物の捕捉性を高めるために湿地にヨシやガマなどの植生を繁茂させる場合がある。これにより殿物の捕捉性が高まるだけでなく、水の流れの短絡を防ぐ効果もあると言われている。海外の事例では、好気性人工湿地は、pH が 5.5 以上で Fe 濃度が 50 mg/L 以下の水質に特に向いていると言われている。

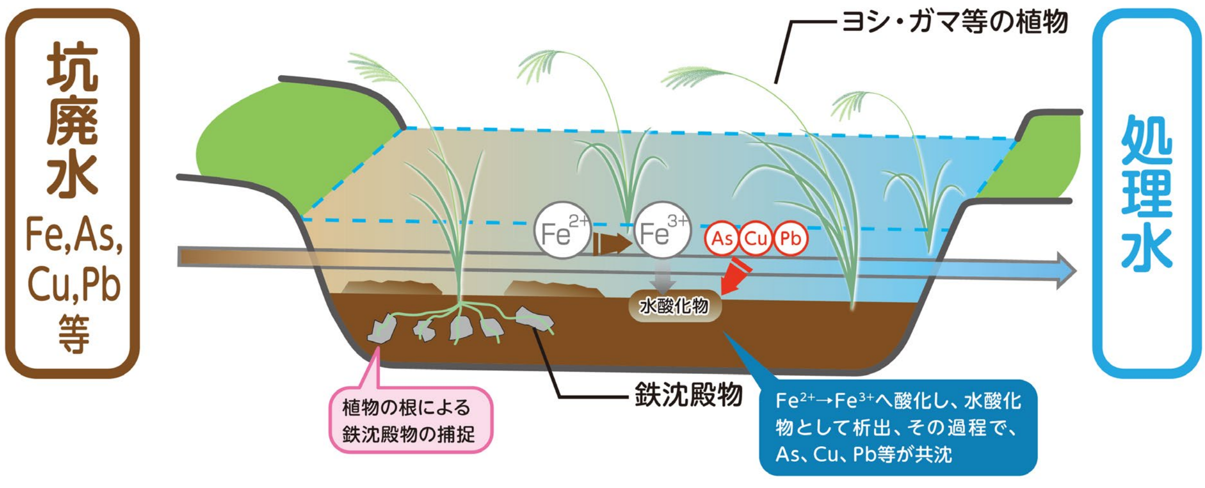


図 2-12　好気性人工湿地の概念図

また、処理原水に重炭酸イオン（HCO_3^-）が多く含まれる場合、好気性人工湿地に導水し好気的環境を維持することで、pH を上昇させることが可能である。HCO_3^-が以下の反応により、二酸化炭素となる過程でプロトン（H^+）が消費されて pH が上昇するものである。

$$HCO_3{}^- + H^+ \rightarrow H_2O + CO_2$$

国内のある鉱山は、過去の調査により地下でいわゆる坑内水と HCO_3^-を約 200 mg/L 以上と多量に含む地下水（同地域では炭酸泉が多く湧出する地域である）が混合され、嫌気状態で HCO_3^-と Fe を多く含む坑廃水が流出している。これに対し、多段のカスケード曝気や好気性人工湿地への導水により、上述の反応で HCO_3^-が抜け、坑廃水の pH が上昇し、それにより Fe も自然析出するというプロセスで処理がされている。

②　嫌気性（浸透流）人工湿地

嫌気性人工湿地は、Cu、Pb、Zn、Cd を含有する坑廃水に用いられる。硫酸還元菌のプロセスと重複するが、湿地内にコンポスト等の有機物と石灰石を充填することで、有機物分解に湿地内が嫌気化し、硫酸還元菌により S^{2-}が生成し、金属が主に硫化物として析出するものである。また、処理対処水を嫌気化し、Fe の酸化反応を抑制する目的で導入されている例もある。人工湿地の研究が開始された 40 年ほど前では、水の流れは表面流横流れ方式のものが多かったが、最近では槽内の嫌気化を確実なものとするため鉛直流とするものがほとんどである。この場合、金属除去のメカニズムは微生物活用型の硫酸還元菌のそれと同様であり、プロセスを表現する上では「人工湿地型の反応槽を造成し、嫌気環境で硫酸還元菌等の微生物を活用するプロセス」となろう。

旧本庫鉱山（北海道）においては、好気性（表面流）湿地及び嫌気性（浸透流）湿地の組み合わせにより PT 導入の実証試験を継続中であり、呼称としては表面流型及び浸透流型、としている。実用規模で試験運用されている人工湿地は、まず pH を上昇させるための石灰石水路があり、次にヨシが繁茂した表面流湿地が、最後に地元で入手可能な石灰質砂利を充填した浸透流湿地というように 3 段の反応槽で構成される。石灰石水路は坑廃水に含まれる Fe を除去し、また pH を中和する目的となる。中段の表面流湿地にはヨシが植えられており、ヨシの生育を維持するためにも pH はできるだけ中性付近にする必要がある。表面流湿地では、石灰石水路で除去しきれない Fe や As が除去される。なお、As は Fe との共沈と考えられる。また、ヨシが繁茂しており、湿地内の水の短絡を防ぐ効果が期待される。さらに後段には浸透流湿地が設置され、石灰石が充填されており、Cd、Cu、Zn、Pb、Mn 等の種々の金属の除去が期待される。金属の析出による目詰まりが想定されたため、場所によって石灰石のサイズ（粒径）を変えるなど工夫し、試験開始から 8 年程度経過するが目立った目詰まりは発生していない。（平成 25 年度休廃止鉱山鉱害防止技術等調査研究事業報告書、経済産業省）。詳細は別冊事例集を参考にされたい。

図 2-13　旧本庫鉱山の小規模表面流湿地（ヨシが繁茂している）
（北海道立総合研究機構より提供）

図 2-14　旧本庫鉱山の実用規模人工湿地
左：表面流湿地　右：浸透流湿地
（左：北海道立総合研究機構より提供、右：JOGMEC 撮影）

(3) 石灰石水路

石灰石水路は海外でも広く実用化されている水路型反応槽を活用するものである。水路に石灰石を充填し、坑廃水が自然流下する間に pH が中和されるものであり、それに付随する効果として金属も除去できる場合がある。

pH が中和される反応は以下に示すとおりで、石灰石の主成分である炭酸カルシウム（$CaCO_3$）が溶解し、Ca と HCO_3^-に分解する反応と、最終的に二酸化炭素にまで分解する反応が進行し、この過程で pH が上昇する。なお、石灰石による pH の中和では HCO_3^-等の複雑な挙動により、理論的に pH はアルカリ性にまで上昇することはなく、海外事例によれば多くの現場でせいぜい 6 前後、上昇しても 7 程度までであることが確認されている。このため、pH を 7 以上まで上昇させたい場合には別のアルカリ資材を利用するなど工夫が必要となる。

$$CaCO_3 + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^-$$

$$HCO_3^- + H^+ \rightarrow H_2O + CO_2$$

水路の幅、深さ等は様々であり、開放系（好気性石灰石水路）が主流ではあるが閉鎖系（嫌気性石灰石水路：地中に水路を埋設し、空気との接触を遮断）のものもある。ここではそれぞれの特徴について述べる。

① 好気性石灰石水路

PT の水路型反応槽として最も一般的であると思われるのが好気性石灰石水路である。海外では元々坑廃水の導水路となっていた部分に石灰石を敷き詰めただけの非常にシンプルなものもある。導水側溝に石灰石を充填したものが一般的で、坑廃水の流出部から石灰石水路が開始され、流下する過程で徐々に pH が上昇するものである。pH 上昇に伴い、特に Fe は水酸化物として析出するため、Fe の除去は行えるが、殿物が石灰石を被覆し石灰石の反応性が低下してしまうため、Fe が含まれない坑廃水を対象とするのが望ましい。

構造が非常にシンプルであることが特徴であり、導入も容易である。目視による点検も容易であることから Fe の殿物による被覆の状況や、場所によっては落ち葉や流木などによる不具合も容易に確認ができる。また、Fe の殿物による被覆が確認された場合、重機で石灰石を撹拌したり、ポンプを用いて清澄水を高圧散布し石灰石自身を洗浄したりすることで機能回復させる必要がある。

適用の対象となり得るのは、坑廃水が酸性で Fe を含まないものである。Fe が含まれる場合、pH 上昇に伴い Fe は除去されるが定期的なメンテナンスが必須となる。もし Fe を含み、さらに溶存酸素濃度が低い（2 mg/L 以下が目安）場合には、後述の嫌気性石灰石水路の適用が好ましい。

②　　嫌気性石灰石水路

閉鎖系の石灰石水路は、特に坑廃水の溶存酸素濃度が 0 mg/L に近く Fe（2 価）を含んだ坑廃水を対象に導入されることがあり、Fe を 2 価の状態で維持しつつ pH のみを上昇させる目的で導入される。この場合、石灰石水路の部分では Fe が酸化されにくく、結果的に Fe は 2 価イオンのまま水路を流下することとなり、水酸化鉄が析出しにくい（2 価の Fe イオンの水酸化物は酸性領域では析出しにくい）。石灰石水路から処理水が流出した段階で 2 価の Fe が酸化され水酸化物として析出するというメカニズムである。この時、沈殿槽として好気性人工湿地が組み合わされることが多く、海外では景観を整備するため旧炭鉱の採掘跡に閉鎖系石灰石水路を設置し、その上を歩道として利用できるようにしている現場もある。

処理対象が坑内水である場合、溶存酸素濃度が 0 mg/L に近いことがあり、そういった場合に pH を 6 程度まで上昇させたい時には非常に有効であると考えられる。Fe が水路内で析出しないことで、他のプロセスのような目詰まりの懸念が小さく、閉鎖系でメンテナンスしにくいという点はあるものの、ほとんどメンテナンスを必要とせず数年単位で機能を維持し続けることができるものである。一方で設備は閉鎖系で埋設されることもあることから、日常の点検がしにくいため、処理水の pH や EC を連続的にモニタリングするなどして、機能が維持されているかどうか水質から管理する必要がある。

③　　共通事項

pH の応答に敏感である Fe を水酸化物として析出させることが可能である一方、析出した粒子が水路中の石灰石の表面を被覆し、その反応性（アルカリ剤としての機能）が持続されないという課題もある。これは Fe に加え Al も同様であるため、導入を検討する場合は Al 濃度の把握も重要である。

メンテナンスとして水路内の水を蓄積した殿物と共に一気に流出させる方法（フラッシング）や石灰石の撹拌や水洗（高圧洗浄）、さらには定期的な入れ替え等が必要となるケースもあるとされる。また、石灰石が溶解する際に HCO_3^- が溶解し、これより金属イオンが炭酸塩として析出する可能性も考えられる。炭酸は pH によって存在形態が頻繁に変化することから安定して HCO_3^- を溶解させるためには適切な運転条件を設定する必要があるが、特に Cu、Pb のように水酸化物として析出させるためにはアルカリ領域にする必要があるものが、石灰石を活用することで炭酸塩として析出させることが有効であると考えられる。さらに、本プロセスは中和材として石灰石のみが利用可能ということではなく、Mg 系のドロマイト（$MgCO_3$）を始め、アルカリ材として利用可能なコンクリート廃材を活用したものや鉄鋼スラグ等でも応用可能と考えられる。現状ではコスト面で安価であるという点や入手の容易さから石灰石が利用されているが、例えば $MgCO_3$ は Ca 系ではなく Mg 系であり、特に SO_4^{2-} 濃度が高い（1000 mg/L 以上）坑廃水に対しては石灰石ではなく $MgCO_3$ の適用も候補になり得ると考えられる。石灰石の場合、その溶解反応で Ca が溶解し、SO_4^{2-} 濃度が高い坑廃水では石膏（$CaSO_4$）が生成され、種々の配管や反応槽にスケールとして析出し不具合の原因となることが考えられる。従って、そのような場合は $MgCO_3$ を活用するなど工夫が必要である。しかし、地域によっては水の農業利用に対し Mg の基準が定められている場合があるため、留意が必要である。

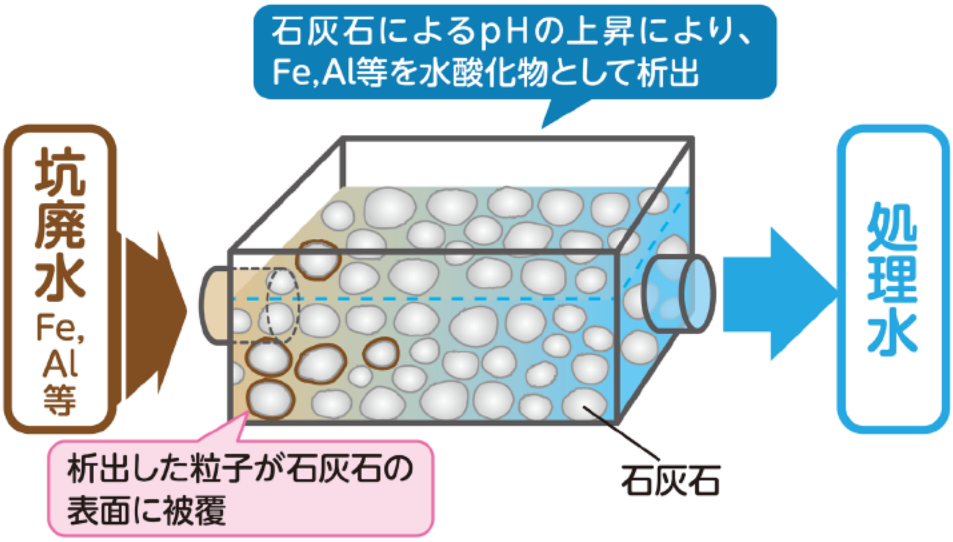


図 2-15　石灰石水路の概念図

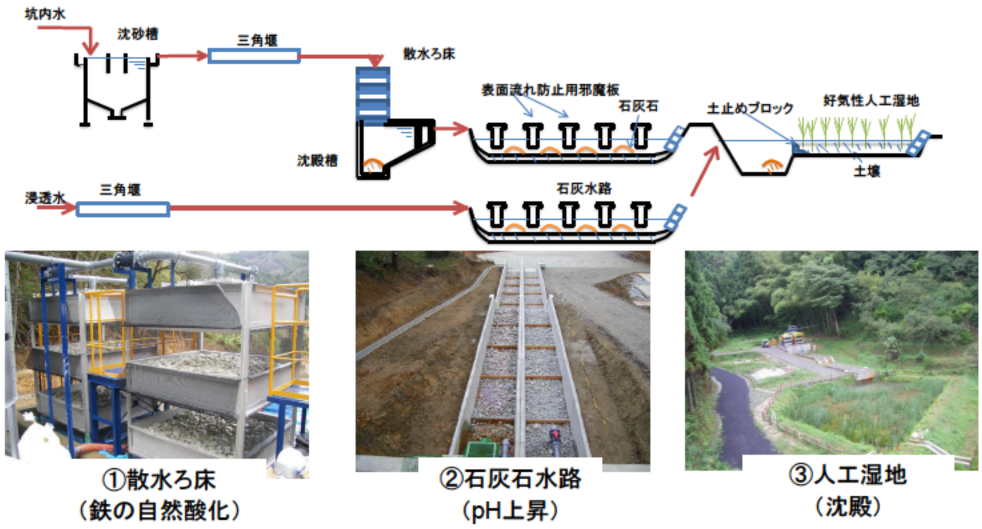


図 2-16　石灰石水路を含む PT プロセスの一例
（散水ろ床で Fe の酸化と析出を促進し、石灰石水路で pH を中和、最後に人工湿地で SS を沈降させる）
（平成 22 年度休廃止鉱山鉱害防止技術等調査研究報告書より引用）

図 2-17　石灰石水路の海外事例（左：開放系（好気性）水路　　右：閉鎖系（嫌気性）水路）
（Jeff Skousen et al. 2017 Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment より引用）

図 2-18　石灰石水路の実証試験（左：全景　　右：石灰石に Fe が付着している様子）
（JOGMEC 撮影）

(4)　その他の型

その他の型としてはファイトレメディエーション（植物による吸収等）や天然資材による吸着処理などが挙げられる。ファイトレメディエーション技術は、植物の生理機能や代謝機能を活用した汚染修復技術全体を指し、坑廃水の導水路や人工湿地に金属を吸収する植物（超集積植物）を繁茂させ、金属を植物の根から吸収し、且つそれらを植物体内に蓄積することで溶存金属の除去処理を行うファイトエクストラクションなどの技術の総称である。活用される植物としては、モエジマシダ（As の吸着除去）、ハクサンハタザオ（Cd、Zn の吸着除去）、マツバイ（As、Cu、Zn、Cd、Pb 等の吸収除去）やヒョウタンゴケ（Fe、Cd、Cu、Pb 等の吸収除去）などが知られている。ファイトレメディエーションの長所としては、低コストでエネルギー消費がなく、環境への二次的負荷が小さいことが挙げられる。一方短所としては、気象条件に大きく影響を受けることや、根圏の範囲しか浄化できないこと、また植物体の生育に時間がかかることなどが挙げられる。元々、工場跡地などの汚染土壌の修復などを目的として広く研究が行われるようになったものであり、坑廃水処理への応用が期待されるものである。坑廃水処理への応用に向け、元々陸生である植物については水耕栽培のような育成方法に適用できるかどうかがポイントとなると考えられる。なお、吸収された金属は植物体に蓄積するため、定期的な植物体の刈り取りが必要となると考えられ、その刈り取った植物体の処理は別途行う必要がある。

また、天然資材による吸着処理では例えば腐葉土による吸着処理がある。腐葉土を充填した反応槽に坑廃水を通水し、坑廃水中の金属、特に Zn を吸着除去するものである。詳細は別冊事例集を参考にされたい。

これらの技術については、今後継続して環境耐性や吸収速度、飽和吸着量等を調査していく必要があり、引き続き調査研究が必要であると考えられる。

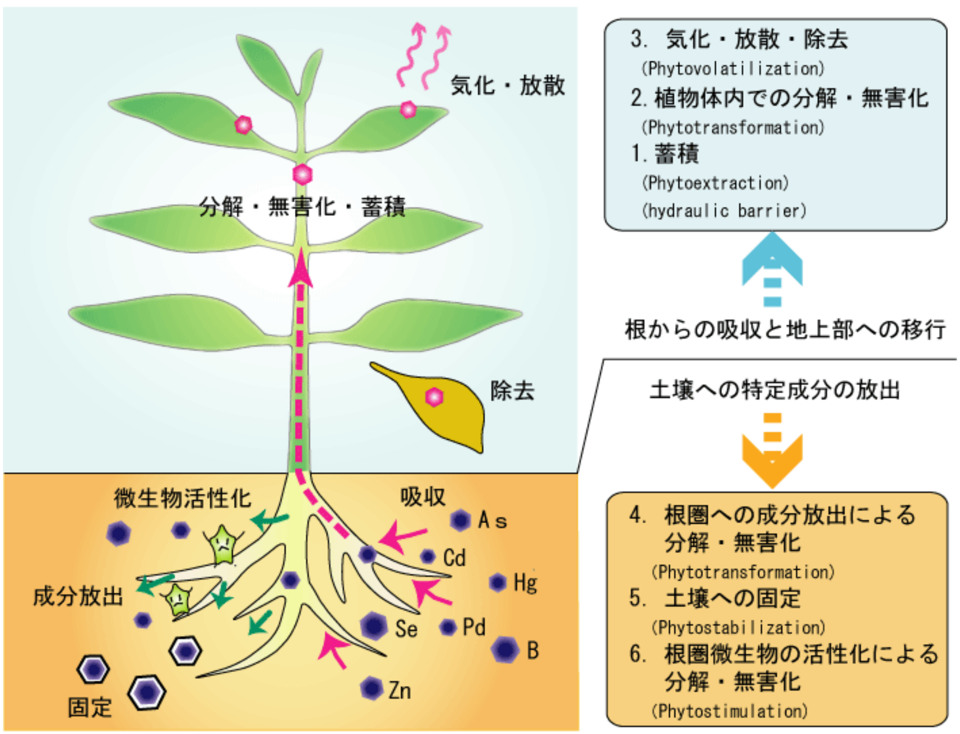


図 2-19　ファイトレメディエーションの概念図（寒地土木研究所　月報より引用）

表 2-4　ファイトレメディエーションの実例

対象物質	植物	試験規模(地点)	結果概要・参考文献
石油(PAH)	クロバー	野外修復(米国)	明らかに分解効果があった[38]。
ディーゼル油、原油	イタリアンライグラス、フェスキュ	ポット試験(米国)	ディーゼル油及び原油土壌の修復率は対象標準のそれぞれ207及び209%を示した[39]。
木材防腐剤(PCP、PAH)	ペレニアルライグラス	温室試験(米国)	栽培区は64日間でPCPが57%、PAHが90%減少し、対照区より顕著に高かったが、258日後栽培区と対照区は有意差がなかった[40]。
石油(PAH)	トウモロコシ、白色クローバ	野外修復(イタリア)	汚染サイト内の作物の中にトウモロコシと白色クローバの浄化能力は最高となった[41]。
PCB、TNT、ピレン	イネ科・マメ科植物(リードカナリーグラス、スイッチグラス、トールフェスク、メドハギ等)	温室試験(米国)	6ヶ月後PCBの減少率は、リードカナリーグラス、スイッチグラスとレンリソウ属による49%、トールフェスク、キビ属とメドハギによる36%であって、TNT、ピレンは植栽無しを含め、97%以上になった[42]。
TNT	メドーブロムグラス、ハルガヤ、ペレニアルライグラス	実験室 (米国)	白色腐朽菌を接種したメドーブロムグラスはTNTレベルを対照地の30%まで低下させた[43]。
PAH	ライグラス	ポット試験(フランス)	根圏での生物分解による36～66%のPAHが消失した。VA菌接菌の接種によって分解の促進が可能である[44]。
石油系化合物	バミューダグラス、トールフェスク、ホワイトクローバ	フィールド実験(米国)	植生区は24ヶ月でTPHが40%以上、フルオレンが58-100%減少し、対照区より顕著に高かった[7]。
石油系化合物	バミューダグラス、トールフェスク	温室試験(米国)	無機施肥による浄化効果の促進効果を示した[45]。
ディーゼル油	ペレニアルライグラス	実験室(ニュージーランド)	102日間でのTPH減少率は、グラス栽培処理は約60%、対照より著しい高かった[46]。

表 2-5　金属元素ごとの高集積植物の集積可能濃度

元素	集積濃度（mg/kg）
Cd	>100
Cu	>1,000
Pb	>1,000
Mn	>10,000
Zn	>10,000

表 2-6　金属高集積植物の例

植物名	対象金属
カラシナ	Pb、Cd
ヒマワリ	Pb、Cd
ヘビノネゴザ	Cd
モエジマシダ	As
ハクサンハタザオ	Cd、Zn
マツバイ	As、Cu、Zn、Cd、Pb
ヒョウタンゴケ	Fe、Cd、Cu、Pb

（表 2-4～2-6 まで埼玉県環境科学国際センター報第 3 号ファイトレメディエーションによる汚染土壌修復より引用したものを加工）

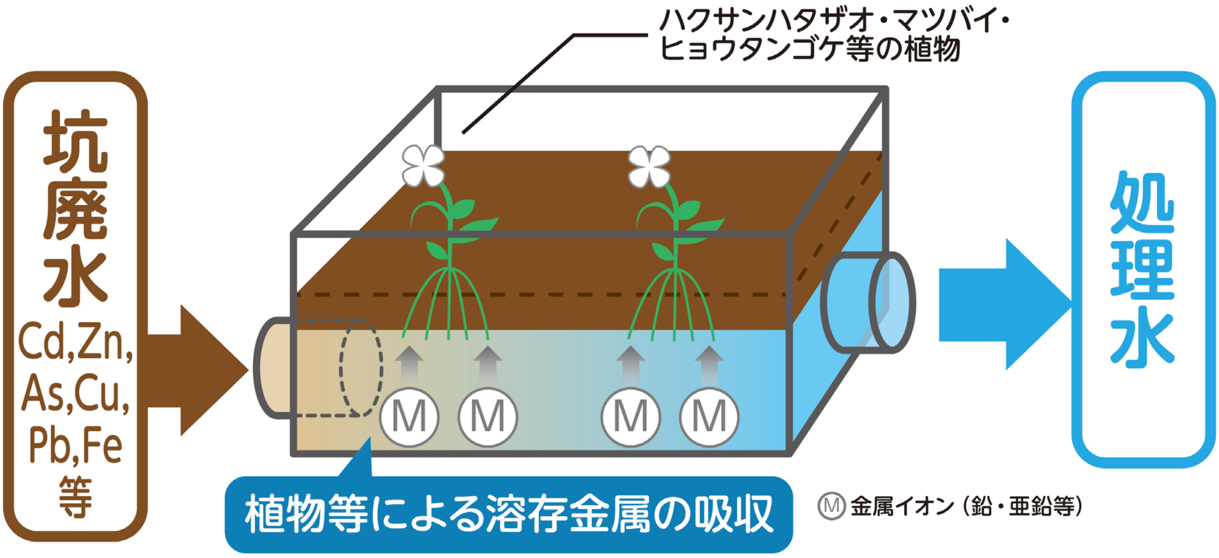


図 2-20　坑廃水処理へのファイトレメディエーションの概念図

図 2-21　ファイトレメディエーションの連続試験の様子

（JOGMEC 撮影）

2.3　PT の国内事例と海外事例の比較

ここでは、これまでに国内で試験が実施されている（された）サイトと海外で試験が実施されたサイトについて比較する。ここで比較するにあたっての留意点として、海外事例の場合は、そのほとんどがこれまで坑廃水処理が実施されていなかった現場について、安価に処理を行う必要があるという背景に基づき PT の導入が検討され実際に導入されたものであり、このような背景が日本とは大きく異なっている点がある。そのような現場を抱える国あるいは州政府などが資金を捻出し、大学や民間のコンサル企業に PT 導入の検討を依頼しているようである。日本の場合は、坑廃水処理が必要な休廃止鉱山においては既に何らかの坑廃水処理設備が導入され、安定的な処理が行われている現状に対し、処理コストの低減、環境負荷の低減を図るため PT 導入を検討するという背景がある。このことから、海外事例と日本への適用については、そもそもコストについての考え方などが異なっている点は前提として注意が必要である。なお、海外では人工湿地型を中心に多くの事例が展開されており、2005 年時点で運転年数が 10 年を超えるものもあり、その後も運転が続いているとすると運転年数が 25 年を経過するものがあり、Jeff Skousen et al. 2005 や Jeff Skousen et al. 2017 に事例として紹介されているため参考にされたい。

まず、国内事例と海外事例とで大きく異なるのは PT 設備を設置しようとする土地の広さ、形状であると考えられる。特に PT は米国やカナダを中心にケーススタディが進められており、林野を切り開いたような広大な平坦な土地に、人工湿地等を複数設置することが多かったと考えられる。最近は英国やその他の欧州、また韓国など、環境としては日本に近いような地域でもケーススタディが進められており、コンパクトな PT 設備という概念も生まれている。

広大な土地が活用できる現場においては、PT を導入しようとする場合に、設備面積・容積を大きく取ることで、処理の滞留時間を長く稼ぐことができる点はメリットであると言える。その場合、微生物や植物を活用する場合でもより処理性は安定すると考えられ、多少の流量・水質の変動がある場合でもバッファー（緩衝能）が機能しやすく、安定した処理が可能になると考えられる。一方で、利用可能な土地が狭い場合などは、コンパクトな設備とすべく、反応槽の設計においては深さ方向を活用するなど工夫が必要となる。


図 2-22　海外の PT 導入事例（人工湿地型）

（左：JOGMEC 撮影、右：American Society of Reclamation Science 36th Annual Meeting の proceedings より引用）

図 2-23　日本の PT 実証試験現場の一例
（平坦に見えるが、急峻な谷地形で平場が少なく、雪崩の危険も高い）
（JOGMEC 撮影）

次に、処理対象とする水量や水質については、既往文献によれば、国内で導入の検討を実施してきた坑廃水と海外事例とで大きな差はないと考えられる。例えば、産業総合技術研究所「パッシブ・トリートメントの導入に向けてー休廃止鉱山の坑廃水処理ー」によれば人工湿地への導水流量の実績は 18～700 L/min 程度の範囲であり、それほど流量が極端に多いような現場は見受けられない。また、原水の pH についても 2.5～7.2 と弱酸性～中性となっており、極端に酸性あるいはアルカリ性に偏ったような水質は対象としていないことがうかがえる。以上のことから PT を導入しようとするサイトについて、水量・水質に関しては日本と海外とで大きな差はないことが示唆される。

表 2-7　海外事例の人工湿地における処理条件諸元

サイト	流量	pH		ネットアシディティ		規模	運転年数	建設費
		原水	処理水	原水	処理水			
	L/min			mg/L		m^2	年	$
A	18	3	3	136	163	558	10	100,000
B	90	5.8	5.8	226	267	130	9	47,529
C	24	6.5	5.5	-168	28	149	5	-
D	144	6.7	6.8	-200	-162	920	4	38,549
E	114	5.7	5.7	98	173	130	9	23,823
F	102	2.9	2.9	1410	1040	1412	10	150,219
G	54	2.5	2.6	1112	588	862	10	116,184
H	36	4.6	5.2	231	96	223	5	20,000
I	654	3	4.9	259	81	5064	7	549,901
J	72	6	6.2	0	-15	40	4	4,947
K	144	7.2	7.1	-162	-177	334	4	14,026
L	264	5.9	6.2	74	25	4740	4	97,925
M	36	4.3	6	83	-2	297	5	20,000
N	114	3	3.7	147	90	812	10	97,143
O	36	3	4.6	134	45	1568	5	125,187
P	24	2.9	3.4	357	239	1185	10	152,375

産業総合技術研究所　パッシブ・トリートメントの導入に向けてー休廃止鉱山の坑廃水処理ーを一部加工

一方で、水量・水質についてはその変動幅は海外事例の既存文献によれば日本の方が大きいと考えられる。そもそも、年間通した四季の環境変動が日本の場合は大きく、さらに短期的にみても一時的に降雨が集中したり、気温の乱高下があるなど変動が非常に大きいことが特徴である。海外では、地域によっては、乾季・雨季が明確に区分されるものの、短期的にはさほど変動がない場合や、地理的条件によっては四季の変動がさほど明確でない地域もある。また、上述したように、海外の現場は比較的平坦な土地が多く、降雨等による増水の影響は少ないものと思われ、一部地域では巨大なハリケーンの影響等を受けると思われるが、これまでの研究事例で水量・水質が大幅に変動するようなサイトの事例は多くないものと思われる。従って、日本の方が、水量や水質を含めた環境の変動が大きく、そういったサイトにPTを導入することを検討する、といった違いがあると考えられる。

【参考：酸度とアルカリ度、ネットアシディティについて】

酸度は水に含まれる酸の量を示す尺度であり、炭酸カルシウムの濃度（mg/L）で表される。具体的には、溶液の pH を所定の値（日本では 4.3 あるいは 8.3）まで上昇させるために要するアルカリ量により求められる。坑廃水の酸度は、その pH が小さいほど大きくなるが、これに加えて坑廃水に含まれる Fe、Al 及び Mn の濃度も影響するものである。

アルカリ度は溶液に含まれるアルカリの量を示し、酸度と同様に炭酸カルシウムの濃度で表される。具体的には溶液の pH を所定の値まで低下させるのに必要な酸の量により求められる。坑廃水の場合、pH の値のほか主にそこに含まれる重炭酸イオンの濃度が影響する。JIS では目標とする pH として、4.8 と 8.3 の値が取られるが、酸性の坑廃水を対象とする場合、専ら pH 4.8 のアルカリ度が重要となる。この場合、pH が 4.8 以下の場合はアルカリ度は 0 と表現される。

さらに、これらの酸度とアルカリ度の差は、ネットアシディティ（net acidity）あるいはネットアルカリニティ（net alkalinity）と呼ばれ、ネットアシディティは酸度からアルカリ度を引いた値とされ、ネットアルカリニティはネットアシディティの負の値（例えばネットアシディティが 150 mg/L であればネットアルカリニティは −150 mg/L となる）で表現される。ここで、ネットアシディティは「実効酸度」と表現されることがあり、坑廃水処理は多くの場合、それが有する高い実効酸度を低下させる操作であると言える。実効酸度の低下は坑廃水の pH の上昇と、そこに含まれる Fe や Al などの水酸化物への変化を意味する。坑廃水に含まれる As や Pb の除去も、Fe や Al などの水酸化物への吸着等により同時に進行することとなる。

3　PT 適用に向けた現状把握

3.1　　総論

- PT の適用可能性を検討するため、まずは既存の処理状況含め現場の現状把握が重要である。把握が必要な項目としては、水量・水質、地形（立地）条件、気象条件、法規制等が挙げられる

＜解説＞

PT の適用可能性の検討のため、まずは現状の坑廃水処理について基礎情報を収集することが重要となる。具体的には水量・水質、地形（立地）条件、気象条件などが挙げられる。それらを調査した上で、そもそも PT 導入を検討すべきかどうか、どのようなプロセスが考えられるのか等を検討するステップに進む必要がある。また、PT の処理設備設置にあたり、関連する法規制を把握しクリアにしておく必要がある。

例えば、水量で言えばこれまで国内で実施された試験の結果等から総合的に考えると概ね 500 L/min 程度が PT を導入するには設備面積がさほど大きくなりすぎず、導入検討に値する一つの目安となると考えられる。当然利用可能な土地範囲が広い場合などはこの限りではないが、それでもせいぜい 1000 L/min 程度までが水量の面で妥当な範囲ではないかと考えられる。また、水質面で言えば pH が 2 以下であったり、含まれる金属濃度として例えば Fe が 1000 mg/L 以上含まれていたりするような極端な水質については PT 導入によりコスト削減に繋がらない可能性が高い。海外事例では Fe や SO_4^{2-}濃度が g/L オーダーで含まれる坑廃水に対して PT 導入の試験を実施している例もあり、スポット的にはある程度の処理が可能とされているが、長期的には殿物による目詰まりが頻発し、システムとして安定的に機能していない例が報告されている。

3.2　水量・水質の把握

一般的に PT は急激な水量・水質変動への追随性が弱いことがデメリットとされており、年間通してどの程度水量・水質が変動するのか把握が必要となる。年間の平均値の把握に留まらず、最大値・最小値を把握することが重要である。また、年間の季節変動の把握に加え数年間（最低でも 3 年程度。長期間（10 年単位）データがあればなお良い）の変動幅まで把握できると良いと考えられる。また、複数の発生源が存在する場合（浸透水 A、浸透水 B、坑内水・・・など）は、個別にデータを取得することが理想的であると考えられる。

(1)　水量の把握

水量については、設計段階において PT 処理に必要な設備規模に直結するものであり、特に降雨後（近年は短期間の局所的な豪雨が多発しており、豪雨後の水量増加の挙動は重要）の水量変動の様子や、積雪地域では融雪期の水量増加の様子が重要となる。さらに、詳細は後述するが、水量については降水量と連動することが想定されるため、降水量のデータを把握することも重要である。具体的には、PT を導入しようとする場合に、水量変動のバッファーとなるような原水貯槽などの設備を設けることが決まっている、あるいは既に設置されている場合を除き、短期的な変動も把握する必要があるため、測定機器を用いた連続モニタリングが重要となる。三角堰による水位の連続測定や、導水パイプに流量計を設置するなどして、可能であれば 10 分に一度程度の瞬時値の測定や、積算流量のデータ等を収集することが望ましい。また、降雨量については、気象庁アメダスデータを活用できるが、近年は特に線状降水帯の影響による局所的な豪雨が発生しており、気象庁の観測点と休廃止鉱山の現場では差がある可能性があることから、現場内に雨量計を設置しモニタリングすることが望ましい。以下の図 3-1 は例として、ある鉱山について 15 年分の水量（発生源別）と降水量をまとめたものであり、当該鉱山は東北地方にあることから融雪により毎年春先は水量が多いが、年によって大きく差があることが分かる。

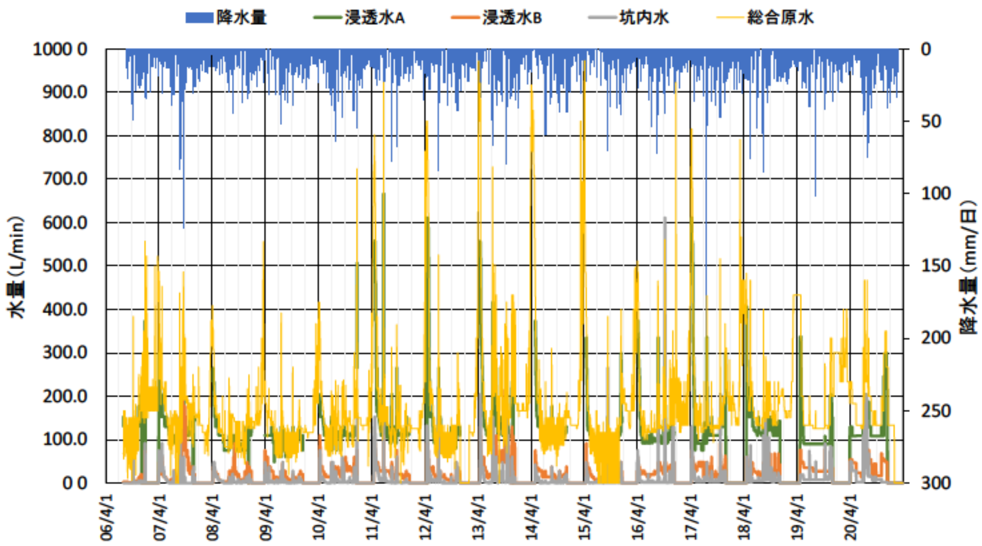


図 3-1　水量把握の一例（過去 15 年分）

(2)　水質の把握

水質については、pH に加え各現場で処理対象として監視中の金属濃度等については通常の管理業務で測定していると考えられるが、そのほかの元素、項目についても測定すると良いと考えられる。例えば、T-Fe（全鉄）、S-Fe（溶解性鉄。Fe^{2+}、Fe^{3+}）、Al、Cd、Cu、Pb、Zn、Ca、Mg、Mn に加え、Si、As、SO_4^{2-}、HCO_3^-なども重要なデータとなり、また EC は金属濃度とある程度の相関が認められる場合もあり、さらに DO（溶存酸素濃度）も PT 特に微生物活用型では重要な判断材料となるため測定が望ましい。例えば Al は国で一律排水基準値は定められていないが、水酸化物として析出する際、他の金属元素と共沈することが知られており、また石灰石水路などにおいては Fe や Al が析出することで石灰石表面が被覆され反応性が低下することが知られており、PT の設計において重要な位置づけとなる。金属濃度については、溶存態で存在するのかあるいは懸濁粒子で SS として存在しているのかもプロセス検討の上で重要であるため、処理対象水を未ろ過及びろ過（一般的には 0.45 μm フィルターでろ過）状態での分析が望ましい。また、処理対象として監視していない元素についてもその濃度を把握することで、PT 処理の導入についてシミュレーションモデルを活用した机上計算が可能となるので、可能な限り多元素分析を実施し基礎データとして取得しておくことが望ましい。データの頻度については、水量と同様に複数年に亘るデータが取得できると良く、また豪雨後や融雪期、渇水期のデータも取得できると設計時に精緻な検討が可能となる。具体的には、pH、EC、DO など測定用の電極を用意することで連続モニタリングが可能な項目については 10 分に一度程度などの連続測定が望ましく、金属等濃度については月に一度、最低でも 3 ヶ月に一度のデータが取得できると良いと考えられる。

さらに坑廃水の流出時の温度も PT の設計において非常に重要である。特に微生物活用型のプロセスでは一般的に微生物の活性は温度に影響を受けることが知られており、低温下では活性は低下する可能性が高い。従って、坑廃水の流出時の温度を把握することも、PT プロセス選定において重要であり、場合によっては反応槽を半埋設とするなど施工の工夫が必要なる。温度の測定も連続モニタリングが望ましい。

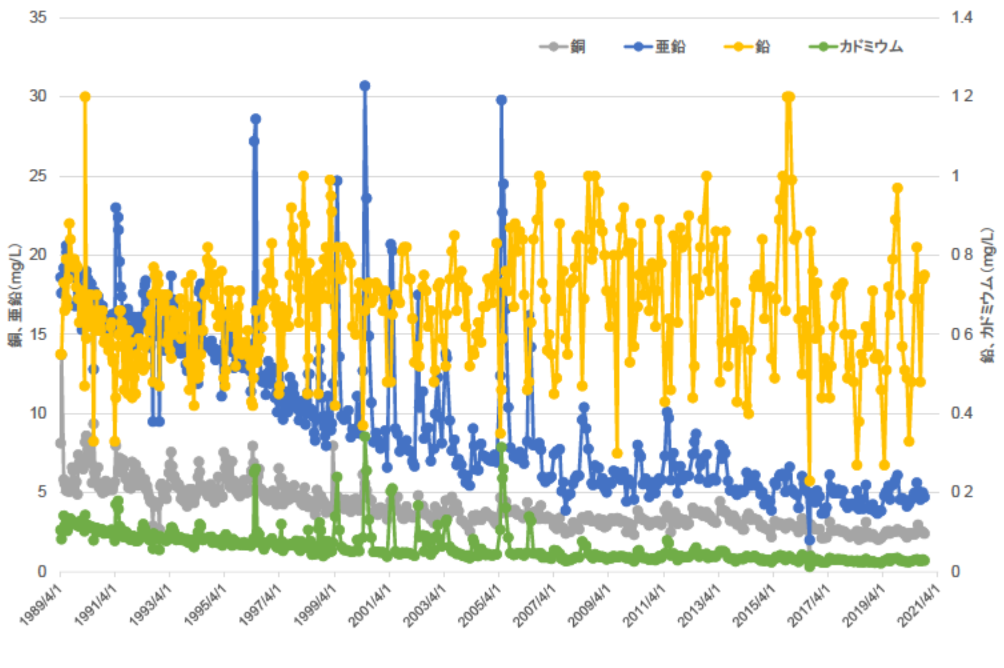


図 3-2　水質把握の一例（過去 30 年分）

3.3　　地形（立地）条件の把握

PT の導入においては現場の地形（立地）、アクセスの条件はコストに大きく影響するものであり、導入の可否及び設備設計に大きく影響を及ぼすものである。PT の概念として、極力動力を使用せずに処理を行うこととしており、坑廃水を自然流下で導水することができるかどうかは地形に依存する部分が大きい。坑廃水の発生源のレベル（標高）が高い場合は、PT 設備をその下流側に配置することで自然流下での導水が可能となるが、発生源のレベルが低い場合ポンプアップが必要となる場合がある。

また、反応槽の設計にあたっては現場内にある程度平坦なエリアが存在するかどうかで反応槽の面積あるいは深さが大きく変わってくる。さらに一般論ではあるが、急峻な地形に設備を造成する場合は、掘削土の運搬あるいは埋立用土砂の搬入などで工事費が大きく上振れする可能性が考えられる。

多くの休廃止鉱山では処理施設周辺の平面図、断面図等が存在すると考えられ、それらの情報に加え踏査により現場状況を確認する必要がある。近年は空撮技術が急速に発展し、ドローンを活用した測量も行えるようになっており、それらも活用できると考えられる。

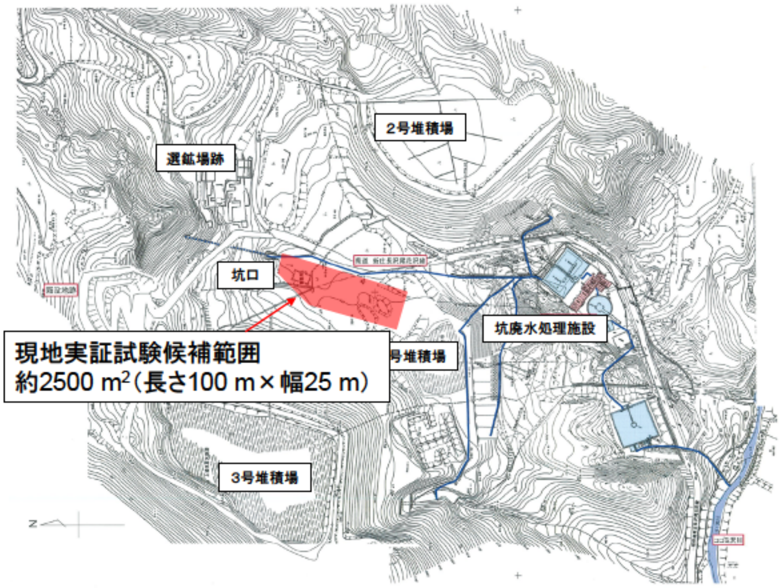


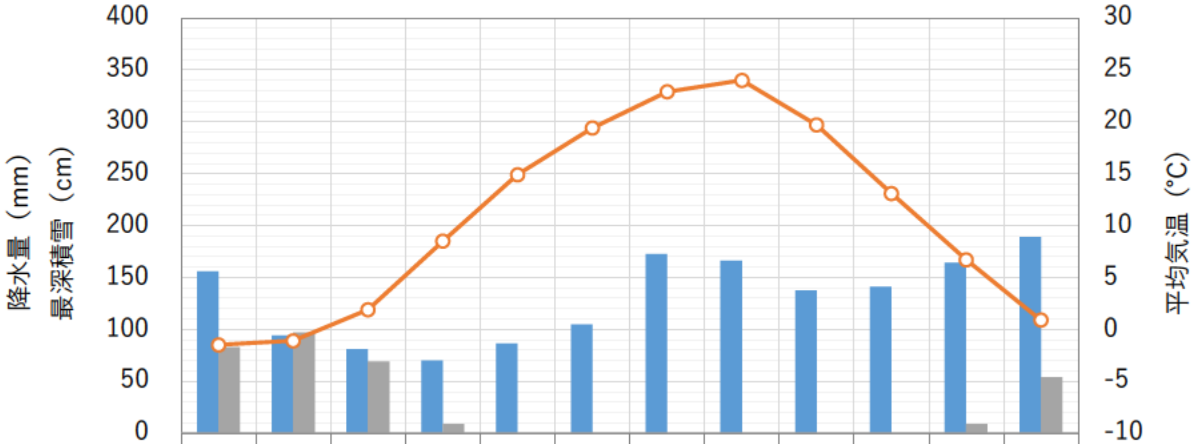
図 3-3　PT 実証試験検討時に作成した図の一例
（既存の平面図に試験候補場所を重ね合わせ）

図 3-4　処理施設周辺の空撮画像の例（JOGMEC 撮影）

3.4　気象条件の把握

PT に限らず坑廃水処理において現場の気象条件の把握は設備設計において非常に重要である。特に近年では局所的な集中豪雨の発生により急激に水量が増加する現象が確認されていたり、長雨の影響あるいは豪雪の影響で通常では考えられないような水量を記録したりすることもある。一方で、暖冬によりほとんど降雪がなく本来の融雪期において水量が大幅に少ない年もある。

近年の急激な天候の変更などをあらかじめ予測することは難しいが、過去の降雨量・降雪量、気温の変動などを把握することが重要である。それにより個別の現場において年間を通しての水量や水質の変動と気候との関係を推測することが可能となる。



	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
降水量	155.8	94.2	80.8	69.8	86.6	104.9	172.8	166.1	137.6	141.2	164.2	189.0
最深積雪	83	97	69	9	0	0	0	0	0	0	9	54
平均気温	-1.5	-1.1	1.9	8.5	14.9	19.4	22.9	24.0	19.7	13.1	6.7	0.9

図 3-5　気象データの一例（過去 30 年間の気温、降水量、積雪深の平年値、気象庁 HP より作成）

3.5　法規制関係の把握

義務者存在鉱山においては鉱山保安法、金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づき、休廃止鉱山で発生する坑廃水については、公共用水域へ排出する地点での排水基準を遵守するよう厳密な管理のもとで坑廃水処理が実施されている。ここで、鉱山保安法では水質汚濁防止法の排水基準を準用することとされており、排水基準を定める省令に基づき当該基準を下回る水質に浄化されている。排水基準に加え環境基準、水道水質基準など様々な基準を満足するように坑廃水処理が適切に実施されているのが現状である。

従って、現状（2021 年 9 月時点）においては、義務者存在鉱山の坑廃水処理に PT プロセスを導入する場合は、従前の設備更新と同様に各種法令等に従い適切に届出等の手続きを実施する必要がある。

一方、義務者不存在鉱山においては、坑廃水処理において排水基準に適合を求められる法的な根拠はない。従って、当該鉱山に関係する利害関係者（地元自治体、管理者、利水者、周辺住民、産業保安監督部等）が新たな水質管理方法に合意をした場合には、当該管理方法での柔軟な対応が可能であり、「下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で、坑廃水を管理・監視する」利水点等管理の検討が可能であるものである。

PT の導入にはコスト面では大きなメリットがある一方で、後述するがいくつかのリスクを抱えており、それにより特に日本ではなかなか実導入が進んでないということも言えよう。そこで、利水点等管理の考え方の導入が可能な義務者不存在鉱山においては、PT 導入と利水点等管理の考え方をセットで導入することを検討し、今後実際の事例として蓄積できれば、国内の多くの休廃止鉱山へ展開されやすいと考えられる。

なお、義務者不存在鉱山における PT 設備の導入について、特に設備工事に関する部分では、土壌汚染対策法や廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃棄物処理法）など一般法の適用を受ける可能性も考えられ、計画時には管轄の産業保安監督部や自治体に確認されたい。

4 PT に向けた事前調査

4.1　PT 導入に向けた事前調査の手順

PT 導入に向けた事前調査の流れとしては、①導入可能な PT プロセスの候補選定、②基礎試験、シミュレーションによる机上計算、③現地試験、④導入システムの詳細検討、⑤リスク評価、⑥コスト検討、⑦関係者との合意形成であり、各項目で PT 導入の可否の検討が必要となる。なお、上記は必ずしも順番に沿って検討すべきものではなく、順番が前後することは往々にして考えられるものである。

4.2　導入可能な PT プロセスの候補選定

PT 導入にあたり第 3 章に記載した現状把握により、処理対象となる坑廃水の水量、水質及び地形条件等から、導入可能と考えられるプロセスの候補を挙げることから開始する。

水量については、先述したように PT の導入可否に与える影響が非常に大きく、水量に比例して必要な敷地面積が大きくなるので、物理的に導入が不可能ということが考えられる。従って処理水量の把握は非常に重要である。同様に土地の面積、地形情報も物理的な制約となり得るものである。

一方、水質については、様々なプロセスが候補として挙げられ、例えば Fe が含まれる場合は鉄酸化細菌を活用したプロセスや人工湿地、散水ろ床などが候補として挙げられ、pH や Fe 濃度や他元素の濃度、さらには現場で利用可能な土地面積等によってプロセスの候補、組み合わせ等を選定することとなる。例えば、鉄酸化細菌のプロセス＋硫酸還元菌のプロセス＋人工湿地、というように複数のプロセスを組み合わせることも考えられる。PT プロセスの候補選定に資するフローチャートについても検討が進められており、これまで海外文献では複数の研究者がそれぞれの着眼点で独自のフローチャートを作成してきたが、日本でもこれまでに実施されてきた PT の各種試験で得られた知見をもとに、フローチャートの検討が進められており、図 4-1 に示すようなチャートが考案されている。これは候補となるプロセスを机上で選定する上で非常に参考となると思われる。まずは、第 3 章に沿って収集された基礎データをもとに図 4-1 のフローチャートに沿って候補となるプロセスを選定する。具体的には、まずは処理対象水の酸度、アルカリ度によって大きく検討項目が分かれる。アルカリ度が高い坑廃水であれば複雑な処理は要せず、好気性人工湿地や自然に酸化が促進するような階段状水路（カスケード）により炭酸イオン（CO_3^{2-}）を気化するようなことが考えられる。一方、酸度の高い廃水であれば、まずは Fe 濃度に着目する。ここでは Fe が 1 mg/L 以上か以下かでフローが別れている。1 mg/L 以上含まれる場合、後段の設備で Fe が析出し石灰石等の中和材の表面を被覆し処理能力が早期に低下する可能性が考えられるため、極力 1 mg/L 以下にまで除去すべく、鉄酸化細菌を活用するような処理方法の導入を検討する。次に Fe が 1 mg/L 以下となったら、石灰石を充填した人工湿地や水路等で pH を中和することを考え、この段階で排水基準を満たさないようであれば、残存する金属についての処理を検討する。ここでは含まれる金属種や流量、現場の土地状況などによって総合的に検討し、硫酸還元菌のプロセスや天然資材による吸着などのプロセスを選定することとなる。

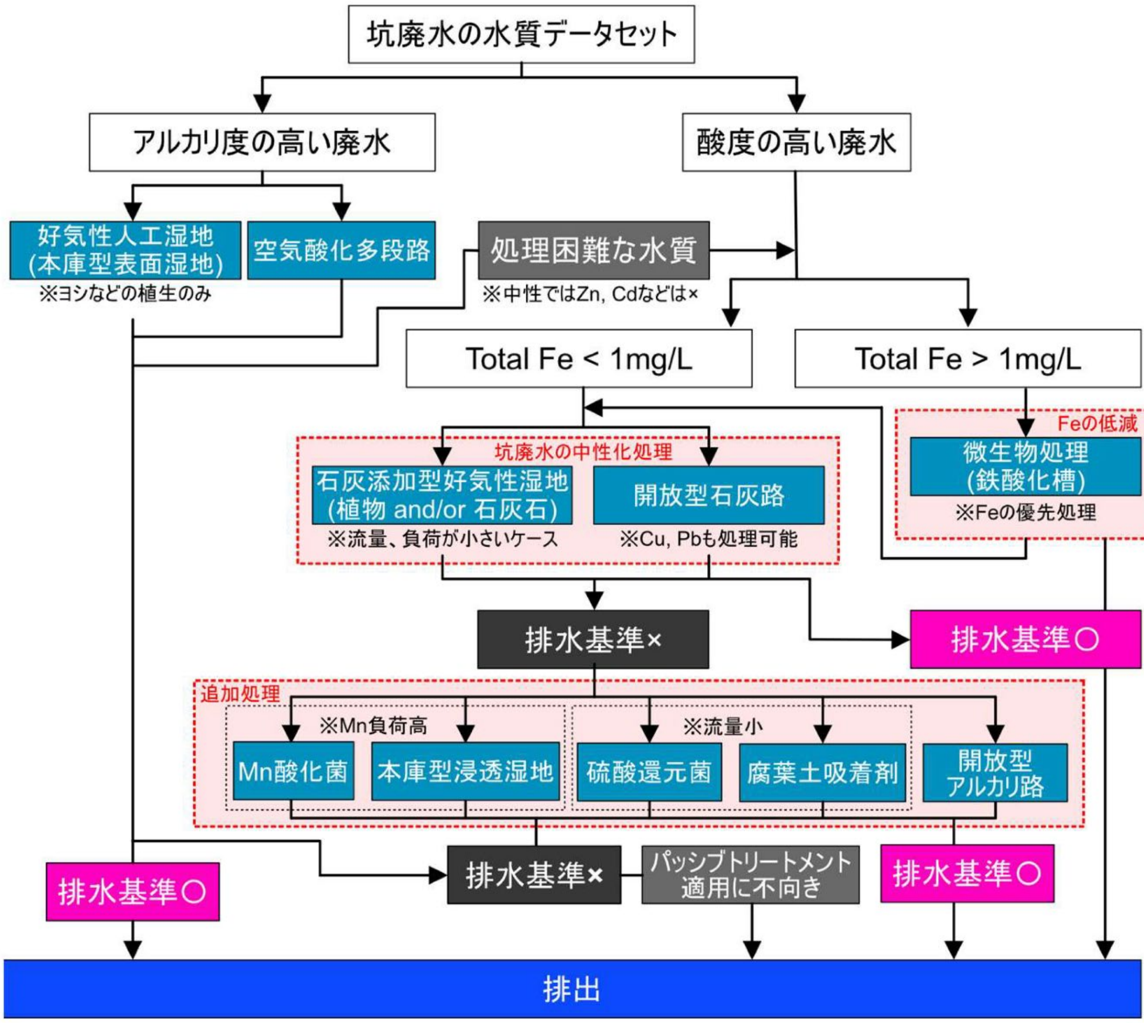


図 4-1　PT プロセス選定のフローチャートの一例（Y. Takaya et.al 2021 開放型石灰路-アルカリ路による酸性坑廃水の処理予測とパッシブトリートメント導入に向けた示唆　から引用）

4.3　室内試験、シミュレーションによる平衡計算

前項で導入の候補として挙げられた各プロセスについて水質面で適用可能かどうか基礎試験を実施する必要がある。ビーカーレベルのバッチ試験やカラムを用いた連続試験などが挙げられる。連続試験では設定した滞留時間で処理対象の金属が安定的に除去可能かどうかなどに着目して試験を実施する。

試験の規模としては処理水量として1～数 mL/min 程度と想定され、いわゆるカラム装置や市販のタンク類などを活用した連続試験を実施することとなる。適用を検討するプロセスについて、様々なパラメータが考えられるので、それらを比較するために複数の条件での試験が必要となる。ただし、これまでの各現場でのケーススタディの進展によって、各プロセスにおいて重要な設計パラメータはある程度絞られているので、それらについて重点的に試験を実施することになる。

人工湿地や石灰石水路、微生物活用型いずれの場合でも、処理に必要な滞留時間について複数の条件で試験を実施することが重要と思われ、滞留時間を 3 パターン程度とって試験を実施する必要があると考えられる。

一方で、鉄酸化細菌によるプロセス、硫酸還元菌によるプロセス、石灰石水路のプロセス、一部の人工湿地によるプロセスなどについては研究機関により処理メカニズムの解明が進められており、一部は処理のシミュレーションモデル化が進められている。それらを活用することによって、机上計算により目的の坑廃水の処理に必要な滞留時間などを把握することが可能である。

シミュレーション結果を参照すれば、連続試験の実施は最小限で済み、より精緻な検討のための現地試験に早期に移行可能となる。

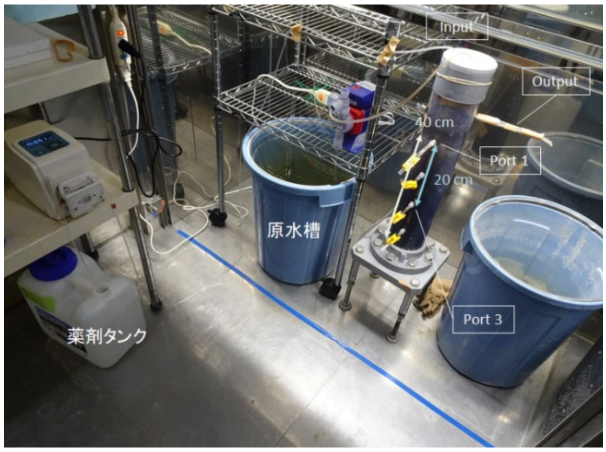


図 4-2　室内試験の様子（左：バッチ試験、右：カラム試験）

（JOGMEC 撮影）

4.4　現地試験

室内で実施する基礎試験については、坑廃水の水質を模擬した模擬廃水を使用することもあるが、実際に現場で流出する実廃水を試験に供することが望ましい。しかし、実廃水を実験室で保管する際には水質が徐々に変動することがあり（特に pH、Fe 濃度や炭酸濃度）、実際の坑廃水の水質とは異なる条件で試験を実施している状況になる場合がある。そのため、より精緻な検討のため、現地で連続試験を実施し、処理性能について評価する必要がある。

現場の状況にもよるが、ベンチスケール試験（実規模の 1/100～1/500 程度）、パイロットスケール試験（実規模の 1/10～1/100 程度）、実規模相当試験（1/10～1/1 程度）などが考えられる。小規模の試験では各データの取得は容易であるが、特に温度については気温などの影響を受けやすく注意が必要である。水質面での適用性については、ある程度小規模の試験でも把握できると思われ、大規模の試験では実際の操業に近い状況で試験を行うことから、維持管理に必要なメンテナンス等の知見を得ることができると考えられる。

図 4-3　現地試験の一例（左：通水量　200～300 mL/min、右：通水量　5～10 L/min）
（JOGMEC 撮影）

なお、参考として、硫酸還元菌のプロセスについてJOGMECが過去に実施してきた試験について、室内試験から現地試験、実証試験の規模イメージと各試験ステージにおける課題を制したものを記載し、また詳細な基礎試験の内容を時系列で整理したものを記載する。試験計画の参考とされたい。

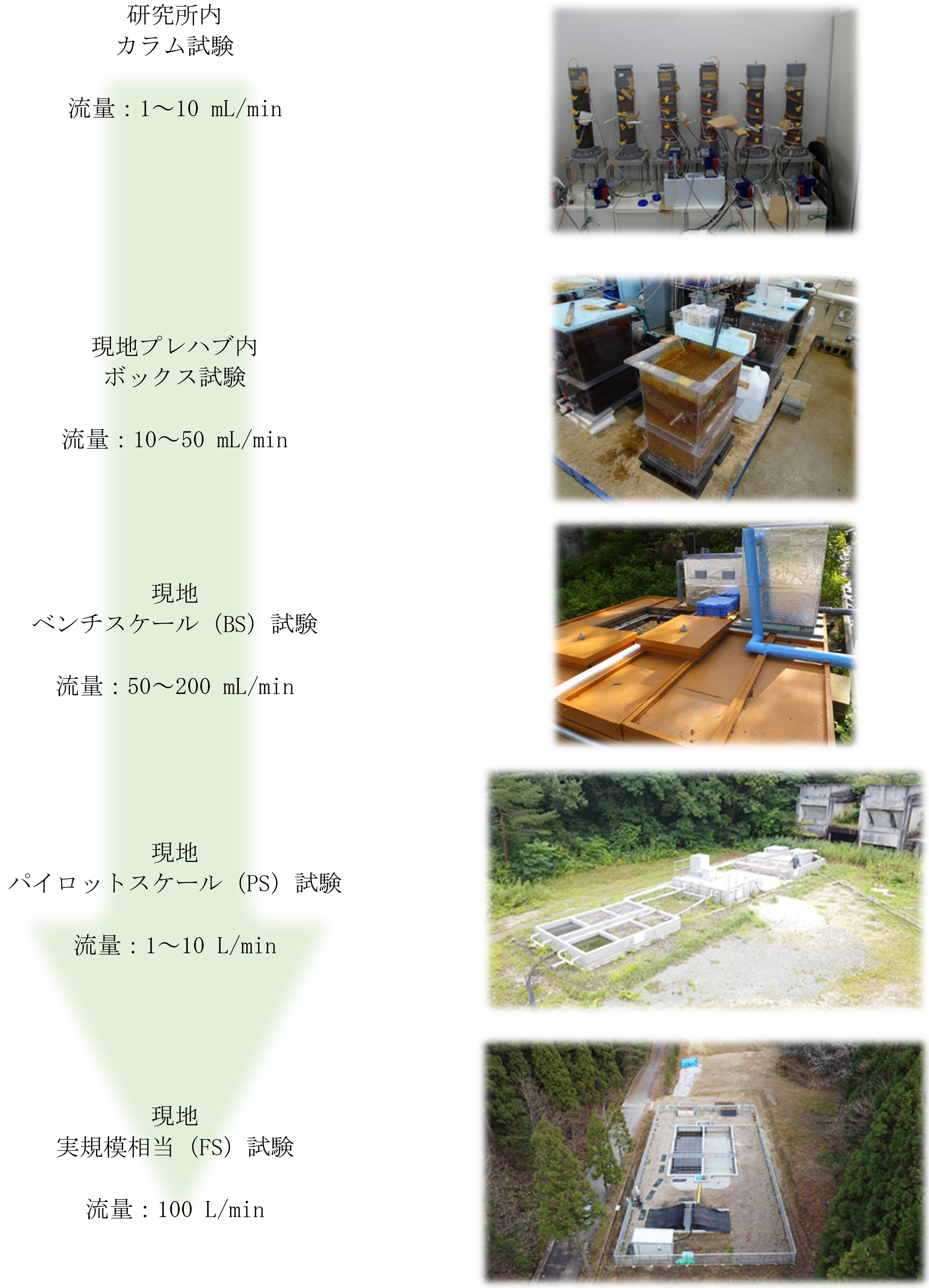


図 4-4　実施した試験規模とイメージ

（写真はいずれも JOGMEC 撮影）

表 4-1　試験規模のスケールアップに伴う課題整理の一例

試験規模	スケールアップ時のポイント	スケールアップで得られた知見及び課題
ベンチスケール 50～200 mL/min	・屋外での無電力（自然流下）での連続通水試験 ・季節変動を加味した通年での試験 ・地中設置を模して砂等で水槽周りを充填 ・冬期の凍結防止の徹底	・屋外での無給電連続通水試験での良好な処理性を確認 ・鉄酸化槽での原水の曝気を導水時の落差で実現 ・嫌気反応槽に米ぬかを投入した際の通水初期の COD 値基準超過　→【課題】 ・嫌気反応槽に発生するバイオフィルムで透水性が低下　→【課題】
パイロットスケール 1～10 L/min	・L（リットル）オーダーの流量での連続通水試験 ・嫌気反応槽の保温のために半埋設式で槽を設置 ・内容物充填等の作業は重機使用のため業者に発注 ・栄養源として米ぬかの代わりにエタノール溶剤で試験開始	・鉄酸化槽の充填物が砕石の場合、詰まった際のメンテナンス頻度等を把握 ・鉄酸化槽で原水のシャワー式導水により曝気効率上昇 ・嫌気反応槽（エタノール系列）で通年安定した処理性を確認 ・嫌気反応槽（米ぬか系列）で処理は可能なものの、定期的にバイオフィルムにより透水性悪化が発生　→【課題】
実規模相当 100 L/min	・100 L/min 規模で通年無給電の現地連続通水試験 ・躯体構造は直方体形のコンクリートとし、埋設式とした ・鉄酸化槽の内容物は砕石（2 年後にもみがらに変更）で試験実施 ・嫌気反応槽はエタノール系列と米ぬか系列で試験実施	・鉄酸化槽では、詰まりが生じ水位が上昇した際のメンテナンスとしては重機（バックホウ等）が必要で、その頻度や時期が把握できた ・鉄殿物（シュベルトマナイト）の回収・利用方法の検討　→【課題】 ・嫌気反応槽（エタノール系列）で通年安定した処理性を確認し、1 年間メンテナンスフリーでの処理を確認 ・嫌気反応槽（米ぬか系列）では一部 Zn の SS 分の流出に課題が残るが、通年の除去性能を確認 ・米ぬか投入方法（投入時 COD 値や処分方法等の観点）は要検討　→【課題】

表 4-2　基礎試験実施項目と実施期間の一例

場所	規模	検討項目	検討内容	H24	H25	H26	H27	H28	H29	H30	H31 / R1	R2	R3
				1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd 4th	1st 2nd 3rd
研究所	恒温室 1～10 mL/min	もみがらプロセス適用性検討	嫌気反応槽の充填物:もみ殻、バーク堆肥または腐葉土、石灰石、珪石でのカラム試験										
		易分解性有機物の選定	嫌気反応槽内の有機源の選定／米ぬか、牛糞入りバーク堆肥、酒粕、おから、もみがら、白樺、茶殻、チモシー、シロクローバー、ミヤコグサ										
		エタノール最適濃度	過去の嫌気反応槽(エタノール)での試験データから最適濃度を計算し、その妥当性を検討										
現地	プレハブ 10～50 mL/min	鉄酸化プロセスの検討	処理場の鉄スケールを利用した現地連続通水試験										
		滞留時間の短縮検討	嫌気反応槽(米ぬか)の滞留時間の短縮について検討										
		HRT50時間カラム試験	嫌気反応槽(米ぬか)のHRT50時間での処理持続性を確認										
		馴養方法の検討(静止・通水)	嫌気反応槽の立ち上げ時に、通水を停止するか(静止馴養)、通水をしながら馴養できるか(通水馴養)を検討										
		pH調整の有無の検討	鉄酸化槽の後段･嫌気反応槽の前段で石灰石によるpH調整を行うことで嫌気反応槽の処理性が向上するかどうかを検討										
		エタノール添加濃度の検討	米ぬかに代わる有機源としてはエタノール溶剤が有用であることが分かり、その添加濃度を検討										
	ベンチスケール 50～200 mL/min	鉄酸化槽(鉄スケール)	処理場の鉄スケールを担持体とし、無給電での現地試験を通年で実施										
		嫌気反応槽(米ぬか)中性通水	嫌気反応槽(米ぬか)の無給電での現地試験を通年で実施										
	パイロットスケール 1～10 L/min	鉄酸化(もみがら)	担持体をもみがらとしてスケールアップした試験を実施(シャワー曝気法を確立)										
		鉄酸化(砕石)	鉄殿物の回収等を視野に入れて内容物を砕石に変更して試験を実施										
		嫌気(米ぬか)／中性通水	嫌気反応槽(米ぬか)の前段にpH調整槽を設置し、中性通水条件で試験を実施										
		嫌気(米ぬか)／酸性通水	バイオフィルムの過剰発生を防ぐために、嫌気反応槽(米ぬか)に鉄除去後の水を酸性のまま通水して試験を実施										
		嫌気(エタノール)／中性通水	嫌気反応槽(エタノール)の前段にpH調整槽を設置し、中性通水条件で試験を実施										
		嫌気(エタノール)／酸性通水	プロセスの単純化のために、嫌気反応槽(エタノール)に鉄除去後の水を酸性のまま通水して試験を実施										
	実規模相当	鉄酸化(砕石)	スケールアップして75～100L/minでの連続処理試験を実施										
		鉄酸化(もみがら)	メンテナンスの容易さ等の観点から担持体を砕石からもみがらに変更して試験を実施										
		嫌気(エタノール)／酸性通水	嫌気反応槽(エタノール)で50L/min(酸性通水)で通年の処理性を確認する試験を実施										
		嫌気(米ぬか)／酸性通水	嫌気反応槽(米ぬか)で50L/min(酸性通水)で通年の処理性を確認する試験を実施(米ぬかの投入方法等も検討)										

4.5　現状把握及び各種試験を踏まえた導入システムの検討

第 3 章の現状把握及び本章に記載した各種試験を踏まえ導入する PT について詳細に選定する。現場の状況などによっては、複数のプロセスを組み合わせる場合なども考えられる。

一例として、JOGMEC がこれまでに PT の実証試験を実施した現場について、各種試験を踏まえた検討事例を示す。対象となる坑廃水の主な水質は以下のとおりである。

表 4-3　処理対象の水質

pH(-)	T-Fe(mg/L)	Zn(mg/L)	Cu(mg/L)	Cd(mg/L)	SO_4^{2-}(mg/L)	DO(mg/L)
3.5～3.8	35～40	15～20	1～10	0.03～0.08	250～350	≒0

まず、処理対象となる金属として、Fe が 40 mg/L 程度含まれることから鉄酸化細菌によるプロセスを考え、さらに Zn、Cu、Cd が含まれることから硫酸還元菌によるプロセスと組み合わせた多段プロセスとすることを考えた。さらに、坑廃水の pH が 3.5 程度であることから、Fe の水酸化物の溶解度から考え、事前に pH 調整をせずとも鉄酸化・除去プロセスで Fe の酸化が進行すれば水酸化物として析出すると想定された。

実際に現地試験を実施した結果、同プロセスでは坑廃水中に鉄酸化細菌が多く存在することが確認され、曝気することで Fe の酸化・析出が進行し、処理水の Fe 濃度は概ね 5 mg/L 程度となることが確認された。一方で、同プロセスでは Zn、Cu、Cd は除去されないことも確認された。それらの金属は硫酸還元菌のプロセスで除去することを考え、硫酸還元菌は中性 pH で活性化することから、硫酸還元菌のプロセスの前段（つまり鉄酸化・除去プロセスの後段）に石灰石による中和プロセスを設置しようと考えた。

実際に試験を実施した結果、鉄酸化・除去プロセスの処理水に Fe が 5 mg/L 程度含まれることの影響と思われるが、石灰石を充填した反応槽に多量の Fe が析出し、目詰まりにより透水性が低下しオーバーフローしたことが確認された。期間としては 1～2 ヶ月程度しか透水性は維持できない状況であった。このことから石灰石による中和プロセスの導入は適切でないと考え、Fe は 5 mg/L 程度残存するものの、鉄酸化・除去プロセスの後段には中和プロセスは設けず、硫酸還元菌のプロセスを設けることとした。硫酸還元菌のプロセスでは、反応槽に米のもみがらと石灰石を混合して充填し、槽内で pH の中和も行いつつ硫酸還元させることとした。その結果、反応槽で pH は上昇し、硫酸還元が発現し、金属が除去されたことが確認された。反応槽の表層に一部の Fe は析出するが、石灰石中和プロセスに比べ硫酸還元菌のプロセスは滞留時間が長いため、透水性が低下するような悪影響はなく、透水性は長期間維持された。従って、本現場では、処理プロセスとして、鉄酸化細菌による鉄酸化・除去プロセス、次に硫酸還元菌による硫酸還元プロセスの二段構成とし、現在も実証試験を実施中である（2021 年 9 月時点）。

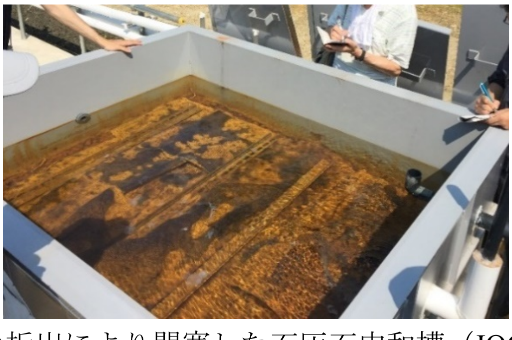


図 4-5　Fe の析出により閉塞した石灰石中和槽（JOGMEC 撮影）

4.6　リスク評価

前項までの検討により、現場に導入する PT プロセスを選定するにあたっては、様々なリスクを考慮する必要があり、例えば以下に記すようなリスクが想定される。

PT を導入することで坑廃水処理に関する抜本的なコストダウンを図ることができたり、将来的な自然回帰が期待できたり、また坑廃水処理に関するカーボンニュートラルに資する可能性があるなど多くのメリットが考えられる。しかし、以下に代表されるようなリスクは必ずあり、PT 導入時の設備設計等である程度軽減できる可能性はあるが、完全にゼロリスクにすることは難しい。つまりあらゆるリスクに対して PT が対応可能かと言えばそうではなく、100%の対応は困難なものであることは十分認識する必要がある。そのような場合には、例えばバックアップ用に既存の AT 設備を一時的に活用することや（ただしコスト面では PT 導入前より高価になる可能性がある）、第 6 章で触れるような利水点等管理の考えを適用するなどの対応も考えられる。いずれにしても同じ PT プロセスを導入する場合でも現場によって想定されるリスクは異なるため、現場毎に PT 導入のリスクを洗い出し、最終的には関係者との合意形成に向けたコミュニケーションが重要であると考えられる。

なお、利水点等管理の導入については、経済産業省が作成した「休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス（案）」（経済産業省 2021）https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/portal/report/GuidanceforMineDrainageManagementforPointofUseRiskReduction.pdf に詳細が解説されているため参考にされたい。

(1)　水量の急激な変動

水量の急激な変動は、近年多発する線状降水帯などによる局所的な集中豪雨、大型台風の影響などが原因として考えられる。また、融雪期にも流量は大きく増加するが、近年の融雪期における急激な気温上昇や、多雨のような場合は通常の融雪期よりも急激に水量が増加する可能性がある。

急激な変動、特に水量が大幅に増加する場合、処理の滞留時間が大幅に短くなり、各プロセスにおいて反応が不十分となって金属の除去が不十分となる可能性が考えられる。具体的には、滞留時間が短くなると、微生物の活性が低下したり、石灰石等の中和材との反応が不十分となったり、坑廃水に含まれる金属イオンが析出しないことに加え、反応槽に蓄積した金属の析出物が SS として系外に流出することも考えられる。また、沢水の増加による大量の土砂流出や流木の影響で、導水設備が破損したり反応槽が破損したりするなどのリスクも考えられる。

水量変動のリスクを評価するには、日々の変動がどのような挙動なのか、降雨後の応答性はどうか等について事前に把握する必要があると考えられる。それにより、通常運転における滞留時間をどのように設定するのか検討することとなる。あるいは貯水槽を設けるなどして水量変動のバッファーとすることも考えられる。また、既存の AT の設備とのハイブリッド方式を考える場合、PT 設備には常に規定水量のみを導水し水量の増加分は全て AT 設備に導水する方法も考えられる。しかし、水量の増加が大きい場合、全体の水量のうちほとんど AT 設備で処理することになり、コスト面での優位性は少なくなるか、むしろ管理の手間が増えコスト増となる可能性も考えられる。

(2) 水質の急激な変動

水質の変動についても、水量と同様に局所的な集中豪雨や台風、融雪期に急激に変動する可能性が考えられる。また、地震の影響で旧坑道が崩落するなどし、坑内のみずみちの変化や坑内水位や集積場内水位の変化により急激に水質が変化する可能性なども考えられる。これらについて、水量が急激に増える場合は、平時の水質が雨水等によって希釈され薄まることや、逆に平時よりも水質が悪化することも考えられる。また、中和殿物を坑内還元している現場では、還元のタイミングで殿物に残存する石灰分の影響などにより Ca 分などが急激に高くなったりする例もある。

水質が悪化（pH が低下、金属濃度が増加など）すると各プロセスにおける反応が不十分となって金属の除去が不十分となる可能性が考えられる。一般論で考えれば、導入する PT プロセスの滞留時間を、より長く設定することで、水質悪化にもある程度は対処できると考えられるが、例えば石灰石水路で原水水質が悪化し金属濃度が大幅に上昇する場合には、石灰石表面を金属析出物が被覆しやすくなり pH 中和が不十分となる可能性などが考えられる。

水量については急激な変動に対処する一つの方法として PT 設備には常時一定量を導水することで安定して PT 処理を継続することも考えられるが、水質については同様の方法では急激な変動を抑制することは難しいと考えられる。

これに対処する方法としては、水量と同様に日々の変動を把握し、安全側を踏まえて通常運転の滞留時間を設定し、水質が悪化する場合でも処理が継続できるように設計する必要があると考えられるが、その場合は設備規模が大きくなり、そもそも PT が導入できないと判断される可能性もある。従って、年間通してどの程度水質の変動があり、特に急激に変化する場合はどの程度変動するのかを事前調査により把握し、短期間に突発的に水質が悪化する場合などについては、先述の利水点等管理を導入することなどによりリスクを許容することも考えられる。

(3) 気候の急激な変動

水量・水質の変動と深い関わりがあると考えられるが、気候の急激な変動として例えば近年頻発する局所的な集中豪雨は PT 導入にあたり大きなリスクと言えると考えられる。局所的な集中豪雨により急激に水量が増えたり水質が変化したりすることが考えられるが、急激な変化には PT は追随できない可能性があり、極力変動がないように発生源対策や清濁分離を進めるとしても、十分に対応するためには PT の後段にバックアップの処理施設が必要となると考えられる。

一方で後段のバックアップとしてアクティブ処理施設を設置する場合、その管理やコストの観点から大きな負担となることが考えられる。国では排出点ではなく利水点で水質を管理するという考え方（利水点管理）について議論が開始されており、この利水点管理が導入されることにより PT 導入の障壁は小さくなるものと考えられる。

また気候変動の一例として、特に冬季の凍結についても PT 導入のリスクの一つとなる。一般的に薬剤による中和処理では処理全体の滞留時間は短く（数十分～数時間)、また機械撹拌などにより水に動きがあることから極寒期であっても設備凍結のリスクは大きくはないと考えられ、また万が一凍結した場合でも電気設備を活用することで融解も可能と考えられる。一方で PT では処理全体の滞留時間が数～数十時間に設定されることが多く、また機械撹拌などを行わないことから、水温は気温の変動を受けて変動しやすく特に冬季は凍結のリスクがある。年間通しての流出時の温度、気温、導水方法などを勘案し、冬季に凍結が起こらないような設備設計が重要となる。

(4)　まとめ

上述のように PT 導入に際し、処理性能の面では水量・水質・温度の急激な変動に対しては、処理メカニズムから考えても十分に対処することが難しいものである。水量や水質が変動した瞬間に、金属が全く除去できないというものではないが、結果的に処理性が低下し、一律排水基準をクリアできない状況になることも考えられる。処理条件を設計する際の安全率を非常に大きくとっておけば処理の追随も可能であると思われるが、設備規模が過剰に大きくなりすぎる懸念がある。従って PT 導入に際し、変動に対応できるほどの十分な規模の設備が設置できない場合は、これらのリスクへの対処として利水点等管理の考え方をセットで適用するなど管理のあり方についても十分検討する必要があると考えられる。

5　コストに関する検討

5.1　　海外事例におけるコスト検討の紹介

PT について諸外国では数多くの導入例があり、実際にコストについて詳細に検討した事例が学術誌等で報告され始めている。しかし、薬剤や動力を多用する坑廃水処理（AT）と PT のコストについて具体的に比較した事例は非常に少ないのが現状である。PT 導入にあたっての建設コストを検討した事例や、建設コストに加え日々の運用コストを検討した事例はいくつかあるが、AT との長期間の総合コストを比較した事例は多くなく、ここ最近でようやく報告されるようになっている。例えば“Economic Performance of Active and Passive AMD Treatment Systems Under Uncertainty: Case Studies from the Brunner Coal Measures in New Zealand”ではニュージーランドのいくつかの旧炭鉱において流出する坑廃水の水質、流量、またその変動幅に着目し、サイトごとに AT と PT について具体的にコスト比較をし、どういったパラメータがコストへの影響が大きいのかを比較検討している。同論文はニュージーランドでの検討事例であり、日本における経済評価にそのまま適用できるものではないと考えられるが、貴重な参考事例としてここで紹介する。

海外の PT 事例について、海外研究者の「経験則」として坑廃水の流量が 3000 L/min 以上または酸負荷（acidity loads : 酸度 acidity と流量の積）が 150 kg/day を超過する現場では PT 導入は適さないと言われることがあり、また別の報告では、流量は 100 gallon（ガロン＝約 3.785 L）/min 以下が望ましく、また酸度は 500 mg/L 以下が望ましいというものもあり、一般論として定量化されていないのが現状である。これらの論文では、ニュージーランドで坑廃水が流出しており今後処理施設建設が検討されている複数の旧炭鉱サイトからいくつかのサイト（坑廃水の流量が少ないが酸度が非常に高く変動も大きいサイト、流量も酸度も低く変動が小さいサイト、流量は多いが酸度が低く変動も小さいサイト、流量も酸度も非常に高く変動も大きいサイト）をピックアップしコスト比較した。具体的には、AT 導入を仮定する場合は、処理設備の建設、薬品の輸送、薬品の管理、日常の運転（修繕費、汚泥処分費等含む）、労務、分析、電力などのコストを試算し、PT 導入を仮定する場合については、設備の建設、反応槽内容物（イガイの貝殻）の調達（運搬含む）、メンテナンス（毎年内容物の表層を重機で剥ぎ取り、25 年ごとに総入れ替えを実施）、労務、分析などのコストを試算した。なお、ここでは PT のプロセスとしてニュージーランドで多くの研究事例がある「貝殻を充填した反応槽に坑廃水を導水し、中和をしつつ貝殻に残存する有機物を活用して硫酸還元菌が活性化し金属を主に硫化物で除去するプロセス」を前提に試算された。

AT と PT について、単純なコスト比較に留まらず割引率などを考慮したキャッシュフロー分析や、坑廃水質の長期にわたる自然減衰も考慮し検討した結果、多数のパラメータの中では流量がコスト構造に最も大きな影響を及ぼすと結論づけられている。流量が多いサイトでは、AT では一般論として建設コスト及び運転コスト（主に薬剤の調達・管理、汚泥処理）が多額となるが、PT の場合は建設コスト及び初期の内容物調達コストは多額となるが運転コストは格段に安価に抑えられるとしている。また、流量が少ないサイトでは、設備規模が小さく済むため、AT と PT ともに初期コストは安価となるが、運転コスト（特に労務費）が相対的に高価となる傾向にあり、流量が少ない場合は AT であっても薬品の調達・管理コストや電力費が安価に抑えられるため、PT のコストメリットが小さくなる場合があると指摘されている。一方で、流量の変動が大きいサイトについては、平均流量の大小に関わらず、原則として最大流量にあわせて処理施設を設計せざるを得ず、PT を導入する場合には初期の建設コスト及び反応槽の内容物調達コストが高額となることを示唆している。しかし、そのようなサイトでの PT 導入については、サイト固有の事情として流量が増加した場合に下流

域でどれだけ希釈されどのような水質となるのか、また坑廃水の流量が増加するタイミングから下流に影響が及ぶまでどの程度タイムラグがあるのか等を調査することが重要と整理されている。酸度については高いサイトでは PT の導入メリットが大きいと述べられている。AT では対象となる水質が悪い場合には多量の薬剤を必要とし、日々の運転コストに直結するが、PT の場合は基本的には運転コストは安価に抑えられるため（当然水質によっては内容物入替等のメンテナンス頻度が多くなる）、コストメリットがあると整理されている。

流量がコストに大きな影響を及ぼす可能性が示唆されたとともに、これまで経験則で語られてきた流量が 3000 L/min 以上の現場には PT 導入は適さないという点については概ね妥当なラインであることが確認されたとまとめられている。しかし、本論文では現在坑廃水処理が実施されていない現場に AT を導入するか PT を導入するかという視点で論じられており、日本のように既に AT が導入されている現場にどのように PT を導入するかという視点で検討すると異なる結果になる可能性がある点は留意が必要である。

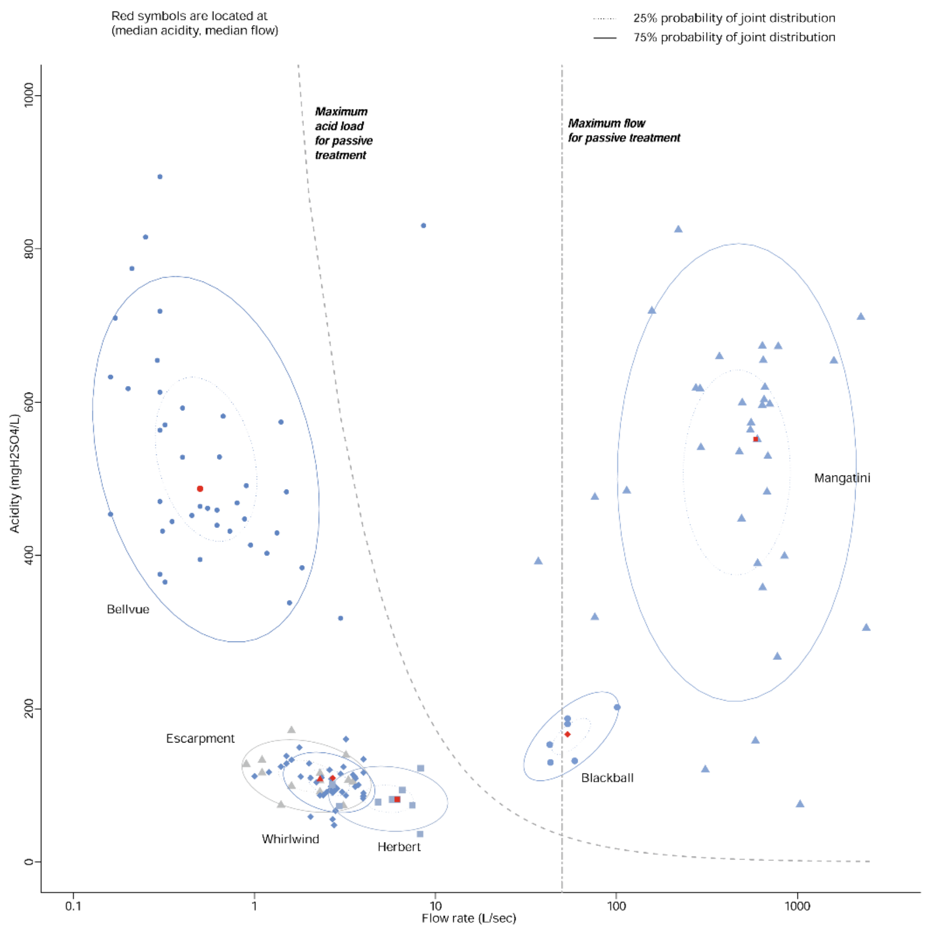


Fig. 1 Water chemistry and flow measurements at each site, with flow on a log scale. The inner and outer dashed circles respectively indicate the 25% and 75% confidence levels of the bivariate probability distribution for each site. For each site, red symbols are placed at the coordinates (median flow, median acidity). The dashed lines show the industry rules of thumb for flow rate and acid load (product of acidity and water flow)

図 5-1　本論文における流量や酸度と PT 導入

（F. V. Eppink et al. 2020 Economic Performance of Active and Passive AMD Treatment Systems Under Uncertainty: Case Studies from the Brunner Coal Measures in New Zealand より引用）

5.2　コスト試算

PT 導入にあたっては、導入コスト、運転コストを試算し、導入の意思決定を行う必要がある。導入するプロセスによって検討項目に差異はあるが、概ね以下のようなコストについて検討することになると考えられる。

- サイト評価（原水の把握、設備造成に関する土地制約調査、資材（石灰石等）の入手容易性等）
- 各種試験（基礎試験、現地試験等）
- 設計（基本設計、詳細設計）
- 反応槽造成（集水・排水構造等含む）
- 内容物調達、充填
- システム立ち上げ
- 通常運転
- モニタリング（機器導入、定期採水等）
- メンテナンス（内容物撹拌、交換、内容物処分等）

上述したような項目についてコストを試算し、既存の AT 施設と比較し、PT 導入について検討する。なお、日本の場合は坑廃水処理が必要な現場には既に何らかの処理施設が設置されており、PT 導入については既存設備の更新のタイミングで検討されることが基本となると考えられる。その際、流出している坑廃水の全量を PT で処理するのか、あるいは一部を PT で処理し、残りを既存設備の更新により対処するのか等の検討が必要となる。

参考までに現在 JOGMEC で実施中（2021 年 9 月時点）の硫酸還元菌のプロセスの実規模相当実証試験（流量規模　100～数百 L/min）では、要した初期費用及びこれまでの運転に要する操業費用は以下のとおりである。各設備の概要仕様は以下の図面等を参考にされたい。

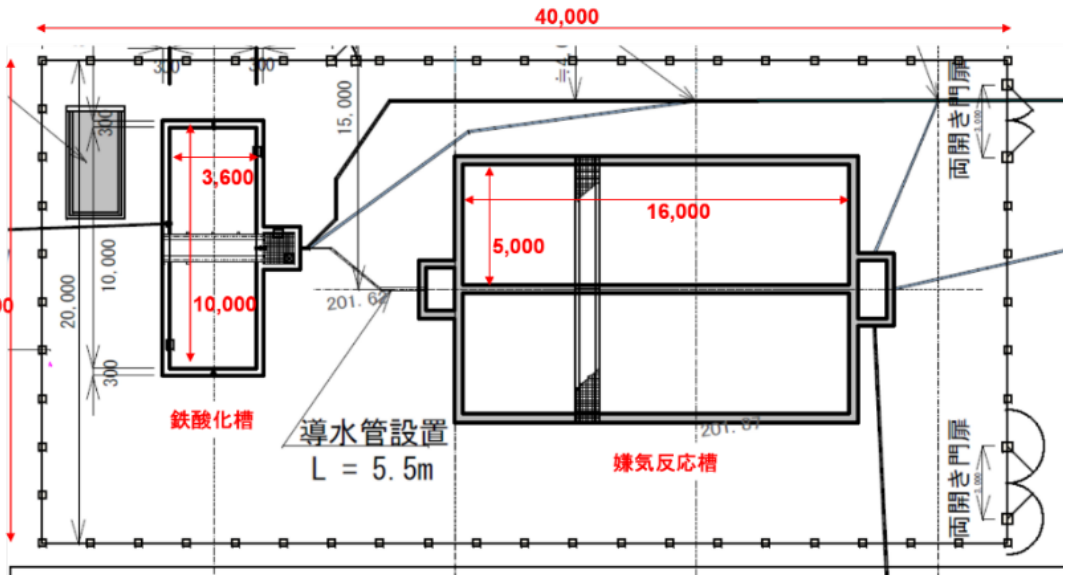


図 5-2　試験設備の平面図（拡大）

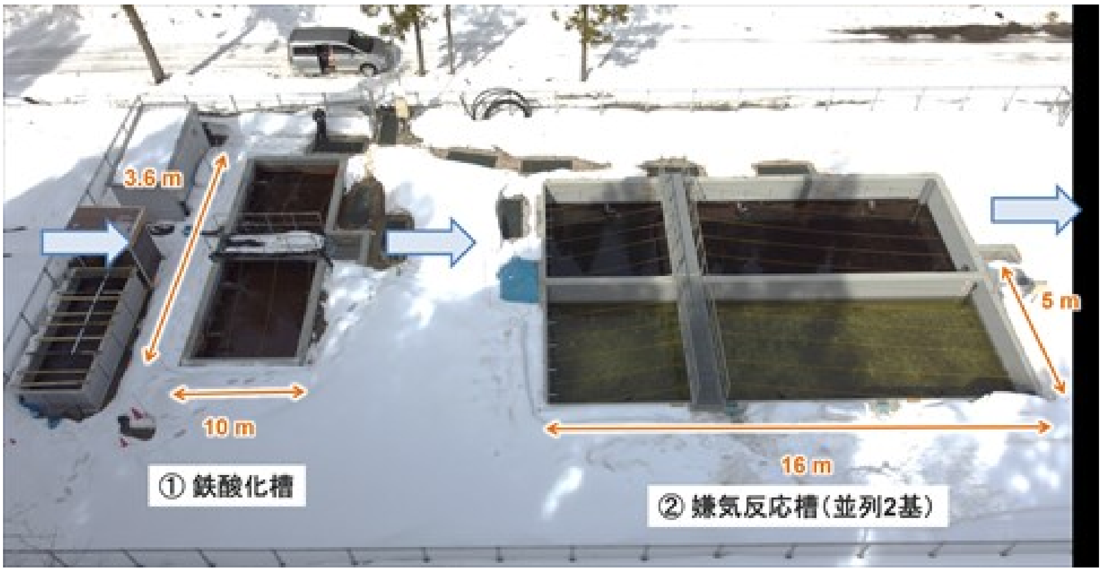


図 5-3　実際の試験設備（JOGMEC 撮影）

設備概要

鉄酸化・除去槽

反応槽面積：3.6 m×　10 m

反応槽構造：コンクリート矩形構造

深さ：1.6 m

原水導水距離：約 100 m、　処理水排水距離：約 400 m

点検用歩廊あり、耐酸塗装、導水・集水管加工有り

内容物は一般土木工事用砕石（φ13〜20 mm）　約 20 m^3

連続モニタリング項目：流量、水位、温度、カメラによる目視

定期監視項目：pH、ORP、DO、Fe^{2+}、Fe^{3+}

嫌気反応槽

反応槽面積：5 m×16 m×2 面

反応層構造：コンクリート矩形構造

深さ：3.5 m

原水導水距離：約 20 m　　処理水排水距離：約 350 m

点検用歩廊あり、耐酸塗装、導水・集水管加工有り

内容物：もみがら　240 m^3、石灰石　250 t、米ぬか　4 t、エタノール溶剤　約 1.5 t

連続モニタリング項目：流量、水位、温度、カメラによる目視

定期監視項目：pH、ORP、DO、Cu、Pb、Zn、Cd、T-Fe、SO_4^{2-}、S^{2-}、他

表 5-1　鉄酸化・除去槽に関するコスト

項目	金額（千円）	摘要	コスト区分
測量調査、試掘調査	1,000	試験実施の事前検討 地元の土木コンサル企業に発注	初期コスト
基本設計	—	自社実施	初期コスト
詳細設計	1,000	地元の土木コンサル企業に発注	初期コスト
造成工事（総額）	11,800	地元企業に発注	初期コスト
うち直接工事費	6,000	総額から経費、消費税を減じたもの	
☆土工	400		
☆塗装工	450		
☆導水・集水加工	600		
☆歩廊	700	鋼製、手摺付き歩廊	
☆現場内除雪	500	冬期間工事だったため計上	
砕石投入工	650	20 m^3 分の調達、運搬含む	初期コスト
計測機器	1,000	機器材料費、設置工含む	初期コスト
砕石攪拌工	150 / 回	年 4～5 回実施 重機リース損料、回送費含む 作業員 2 名（手元、オペ）含む	操業コスト
砕石入替工	650	年 1 回実施　20 m^3 分の調達、運搬含む 処分費は含まず	操業コスト
砕石産廃処理	1,000	収集運搬、処分含む	操業コスト
巡視、分析	—	自社実施（後述の嫌気反応槽と共通）	操業コスト
冬季除雪委託	1,000	機械（ローダー）・人力合算。地元企業に発注 後述の嫌気反応槽と共通	操業コスト

これによれば、鉄酸化・除去プロセスについては、初期費用として準備工を含め約 16,000 千円程度かかり、操業コストとしては砕石の表層を攪拌する作業及び砕石を総入れ替えする作業、さらにここでは取り出した砕石の産廃処理を委託するとして概算で 1,000 千円計上し、年間約 3,400 千円程度要していることが分かる。操業コストのうち、砕石攪拌については重機（バックホウ）を保有する業者に都度発注しているが、実際に PT が導入される際に、現場で重機を保有している場合は、損料や回送費が大きく低減化できると考えられ、自社職員が作業に従事する場合、当該作業にかかる特別なコストはほとんど発生しない可能性がある。また、産廃処理も毎年必要という前提としているが、そもそも集積場に使用済み砕石を保管する場合は処分費がほとんど発生しない。以上のように前提条件次第では、操業コストは砕石入替のみとなり、約 650 千円と安価となる。この、砕石入替についても、滞留時間を見直したり、内容物材料を別のもの（例えばもみがら）にしたりするなどして、内容物の交換に関するメンテナンス、処分の頻度を落とすことが操業コスト改善に大きく影響することが分かる。

表 5-2　嫌気反応槽に関するコスト

項目	金額（千円）	摘要	コスト区分
基本設計	—	自社実施	初期コスト
詳細設計	—	自社実施	初期コスト
造成工事（総額）	54,200	地元企業に発注	初期コスト
うち直接工事費	29,400	総額から経費、消費税を減じたもの	
☆槽造成	19,400	塗装工など含む	
☆場内整備	2,400	進入禁止柵、槽周辺地盤の安定化等含む	
☆導水・集水加工	2,200		
☆歩廊	2,200	鋼製、手摺付き歩廊	
☆排水管清掃口設置	1,100		
内容物投入工（総額）	9,700		初期コスト
うち直接工事費	7,200	総額から経費、消費税を減じたもの	
☆石灰石	3,250	250 t、運搬費込み	
☆もみがら	900	240 m^3　地元農家から無償調達　搬出・運搬費	
☆米ぬか	250	4 t　JA 精米センターから調達　運搬費込み	
☆混合、攪拌工	500	石灰石ともみがらの混合攪拌作業	
☆投入	2,000		
計測機器	1,000	機器材料費、設置工含む	初期コスト
米ぬか攪拌工	150 /回	年 4～5 回実施を想定 重機リース損料、回送費含む 作業員 2 名（手元、オペ）含む	操業コスト
米ぬか入替工	650	年 1 回実施　4 t 分の調達、運搬含む 処分費は含まず	操業コスト
米ぬか産廃処理	1,000	収集運搬、処分含む	操業コスト
エタノール溶剤	500 /年	年間 1.5 t を滴下	操業コスト
巡視、分析	—	自社実施　鉄酸化槽と共通	操業コスト
冬季除雪委託	1,000	機械（ローダー）・人力合算。地元企業に発注 前述の鉄酸化槽と共通	操業コスト

嫌気反応槽については処理のキャパシティとしては最大で約 300 L/min 程度まで対応できるような規模である。ここでは、初期コストとして約 65,000 千円を要したことが分かる。また今回の試験では嫌気反応槽を 2 系列造成し、1 系列を米ぬか充填、もう 1 系列をエタノール溶剤滴下の系としており、操業コストはこれまでの結果からはエタノール溶剤滴下の系列ではほとんどかからずエタノールの調達費用として 500 千円程度と滴下用ポンプのわずかな電気代がかかっているのみである。米ぬか系列については、これまでのところ年間で約 2,500 千円程度かかる見込みとなっており、上述の鉄酸化・除去プロセスと同様に米ぬかの更新・処分頻度を減らすことができれば大幅なコストダウンが見込める。また、どちらの系列にしても、殿物は槽内に蓄積し徐々に目詰まりすることから、およそ 10 年に一度程度を目安に、内容物であるもみがらの総入れ替えが必要になると考えられる。その場合、10 年に一度、約 10,000 千円程度を要する大規模なメンテナンスが行われることとなる。しかし、一般的な AT に比べると同じ 10 年間の運転にかかる費用としては大幅に安価にできる可能性が示されつつある。

5.3　コスト試算のケーススタディ

ここで、ケーススタディとして、実際に 100 L/min 程度の坑廃水が流出している休廃止鉱山をモデルに PT 導入についてコスト試算の例を示す。

まず、当該鉱山では pH は 3.8 程度、Fe を含まず、Pb が 1.0 mg/L、Zn が 5～6 mg/L、Cu が 3 mg/L 程度含まれる坑廃水が平均流量 100 L/min 程度流出しており、現在は AT で消石灰による中和（中和 pH は 9.0 程度）、ポリ鉄、高分子凝集剤により固液分離し、沈降槽を経て上澄水が放流されている。

ここに PT を導入することを考える。まず、水質について酸度は高い坑廃水であるが、Fe を含まないことから、図 4-1 のフローチャートに則り除鉄のプロセスは不要で、石灰石等による中和プロセスに加え、ここでは Pb と Zn が高濃度であることから、その除去に好適な硫酸還元菌のプロセスを選定することとした。さらに水温や気温について調査したところ、流出点の水温は 9～13℃程度で年間通してやや変動はあるが、概ね 10℃前後であることが分かり、気温については平均 17～18℃であるが、夏季には 35℃を超えることもあり冬季には-10℃程度まで低下することがあることが確認できた。硫酸還元菌のプロセスは第 2 章で記載したように温度の維持が重要であり反応槽の温度として最低でも 5℃以上を保つことが望ましい。このため、ここでは温度低下を防ぐため、硫酸還元菌のプロセスの前段に石灰石等の中和プロセスを設置することをせず、処理原水をダイレクトに硫酸還元菌のプロセスに導水することを考えた。以上のように、PT プロセスとしては、硫酸還元菌のプロセスのみとする。

硫酸還元菌のプロセスの場合、安定して処理が行える滞留時間は 25 時間であることから、ここでは処理の滞留時間を 25 時間に設定する。今回の場合、処理原水の流量が 100 L/min と設定すると、必要な反応槽の容積は 100 L/min×60 min×25 hour＝150 m^3 となるが、実際には充填する内容物の空隙率を考慮する必要があり、ここではもみがらと石灰石を充填することとし、空隙率は 60 %として考えると、反応槽容積は 150 m^3÷0.6 ＝250 m^3 となる。安全率を 1.2 とし、ここでは 300 m^3 のコンクリート製反応槽を造成することとした。仮に槽の深さを 2 m と設定すると、面積は 150 m^2 で、例えば 10 m×15 m 程度必要となる。

初期コストとしては、反応槽の造成費用として、先述の事例の約 6 割の容積となることから（先述の事例では前段に鉄酸化槽を設ける必要があり、嫌気反応槽の深さがそれに連動し深くなった）、単純に考え 30,000 千円程度とする。内容物の調達等の費用については、同等程度であると考え、約 10,000 千円程度とし、計測機器等の設置で約 1,000 千円とする。

次に操業コストとして、ここではエタノール溶剤を添加することを考え、先述の事例にならい調達費用として 500 千円とする。また、巡視、採水、分析については一般的な費用として合計年間 2,500 千円程度とする。ここで現状で想定される最低限の操業コストとしては年間約 3,000 千円程度となる。10 年に一度程度、内容物の総入れ替えが必要になると考えると、それを実施する年は、操業コストとして 15,000 千円程度追加になると考えられる。

ここで、既存の AT 処理では、年間の操業コストが概ね 18,000 千円程度であるので、単純に考えて PT 導入後のコストは 3,000 千円の大幅なコストダウンが見込めることとなる。実際には AT を併用することになる可能性が高く、そのための修繕費や管理コストを見込む必要があり、また PT 設備に必要なメンテナンスの項目や頻度も明らかになっていないことから、操業コストは上振れする可能性はあるが、その場合においてもコストダウンは見込めるものと示唆される。

表 5-3　PT 導入初期コストの試算結果

項目	仕様・数量	試算結果	備考
嫌気反応槽設置費	面積 150 m^2、深さ 2 m コンクリート矩形	32,000 千円	場内整備、導水・配水系統含む
内容物充填	石灰石　250 t もみがら　240 m^3	10,000 千円	調達、運搬、充填含む
電気・計装・通信	測定機器、データロガー等	1,000 千円	
合計		43,000 千円	

表 5-4　年間運転管理費の試算結果

項目	仕様・数量	試算結果	備考
エタノール	ソルミックス A-7	500 千円	
電力　計装	pH・ORP 計 13×6 W、ロガー 3W、薬注ポンプ 5×20 W	22 千円	想定電力単価 25 円/kW
分析費	1 回/月　pH、重金属 4 項目×6 検体（処理前・処理水）	360 千円	Cu,Zn,Pb,Cd　送料込み
巡視・点検	1 名×2 hr×毎日	1,935 千円	今回実績より
合計		2,817 千円	
以下は 10 年に一度程度を想定			
内容物入替	石灰石　250 t もみがら　240 m^3	15,000 千円	集積場保管を想定 取り出し、調達等含む

6 PT の実導入

6.1 関係者とのコミュニケーション及び合意形成

PT 導入にあたっては、関係者とのコミュニケーション、そして合意形成が不可欠である。海外事例の場合は、坑廃水処理が行われていない現場に新たに PT を導入するという事例が多く、日本の場合は既存の AT を PT に切り替えるあるいは一部の処理に PT を導入する（ハイブリッド方式）ことが想定され、導入についての前提条件が大きく異なる。また処理における水質目標の考え方が海外事例と日本とでは大きく異なっている場合があり、留意が必要である。今後は国内で事例を蓄積する必要がある。

坑廃水処理を含む鉱害防止事業の円滑な実施にあたっては、当該の休廃止鉱山周辺の地元住民あるいは休廃止鉱山に関与してきた組織（関係自治体、利水者、利害関係者）から十分な理解を得ることが非常に重要である。既存の坑廃水処理に PT を導入することは、処理手法を変更することであり、どのような利点があり、またリスクとしてどのような点が挙げられ、従来手法との違いがどういった点なのかを科学的な根拠に基づき関係者に説明し理解を得る必要があり、また関係者の不安を払拭する必要がある。

具体的には、既存の処理からどのような変更があるのか、どのような工事計画か、処理プロセスが変わることでどのようなリスクが考えられるのか、処理にかかるコスト等について説明し理解を得る必要がある。例えば硫酸還元菌を活用するプロセスであれば、地域住民に周知すべき特徴として、H_2S ガスが発生する可能性があることや、嫌気反応槽としてある程度の面積また深さの反応槽を造成する必要があること、そしてそれらについて適切な対策を講じることなどを説明する必要があると考えられる。また、PT 導入にあたり将来的に利水点等管理の考え方を導入する意向がある場合は、経済産業省が公開している「休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス」を参考に種々の調査及び関係者との合意形成を進める必要がある。

過去に JOGMEC が調査研究のため硫酸還元菌のプロセスについて現地試験を実施した場合は、以下の手順で実施許可を得て実際に試験を実施した。

① 実施したい試験について鉱害防止実施者に説明
② 鉱害防止実施者が当該休廃止鉱山の関係住民（周辺住民代表数名、処理業務委託業者等）に、試験の詳細（試験内容、実施期間、リスクの有無、工事の詳細（重機常駐期間、重機搬出入経路等））について説明会を開き説明
③ 関係住民の了解が得られた後に、鉱害防止実施者から許可取り付け
④ 関係機関（関係する自治体、産業保安監督部、経産省本省）に試験実施について説明

上記はあくまでも調査研究目的の試験実施の場合の事例であり、実際に PT 導入に向けてのコミュニケーション及び合意形成に向けては日頃から関係者及び関係機関と良く協議を進める必要があると考えられる。

6.2　設計・施工

PT の設計にあたっては、多様なデータに加え各休廃止鉱山固有の事情も考慮して進める必要がある。大まかには、対象とする坑廃水の水量・水質、その変動幅、また土地の状況・高低差などによってどのようなプロセスを選定するかを検討していくことになる。また、具体的に PT でどのように、そしてどのレベルまで処理を行うかを定義づける必要がある。特定の金属のみを除去するのか、処理対象である全ての金属を除去するのか、また水量的に常時全量を処理するのかどうかなどによって選定するプロセスの種類、そして設置する反応槽の規模などが大きく変わってくることが考えられる。さらには、単一の処理プロセスを導入するのか、複数のプロセスを組み合わせた多段式プロセスとするのか、前・後処理設備の必要性等を検討しなくてはならない。

具体的に机上でそれらについて検討し、必要に応じて通水試験を実施する。これまでに石灰石を活用するプロセス（人工湿地、石灰石水路等）については国内外で多くの研究事例があり、シミュレーションモデル（水質予測モデル）が構築されている例もある。また、鉄酸化細菌によるプロセス、硫酸還元菌によるプロセス、腐葉土による吸着プロセスなどについてもシミュレーションモデルが構築されている例がある。それらを活用することで、導入したい坑廃水の水質をある程度把握できれば、検討するプロセスで処理が十分行えるのかどうか、また処理が十分行われるためにはどの程度の滞留時間が必要かなどの机上計算が可能となる。これらのシミュレーションモデルを最大限活用することで、設計にかかる時間を短縮することができると考えられる。実際に試験によりプロセスを設計する場合は、小規模であるベンチスケール試験でプロセスの有効性、処理の滞留時間等を検討し、スケールアップしたパイロットスケール試験では気温の変動への対処などについて確認する。また試験の処理水が目標を満足するかどうか、金属濃度だけでなく他の項目（P、N、BOD 等）も問題無いか把握する必要がある。

(1)　設計・施工の実例

具体的な事例を紹介する。JOGMEC が実施した硫酸還元菌のプロセスの実規模実証試験において、まず導入するプロセスについては第 4 章に記載したように、pH は 3.5 程度、Fe や Zn、Cd、Cu を含む坑内水について PT プロセスとして鉄酸化・除去プロセス→硫酸還元菌のプロセスという 2 段構成とすることとした。また、試験の実施概念として、流量は 100 L/min を定量で導水することとし、流量変動は考慮しない試験とした。各試験設備について設計・施工にあたり留意した点は以下のとおりである。

①　原水分岐点

試験を実施した現場では、坑内水の水量として概ね 300～400 L/min 程度が常時流出しており、年間通して大きな流量変動はみられない。原水は 4 インチのポリ管 2 本で処理施設まで導水されており、今回は試験用に分配するため、ポリ管 1 本に SUS 製ゲートバルブ及びチーズを設置し分岐させることとした。ゲートバルブの開度を調整し試験設備に 100 L/min が導水できるようにした。ゲートバルブ及びチーズについては、原水が酸性のため、溶解しないよう SUS 製とし、ある程度の圧に耐えられるよう 5K フランジを使用した。

②　鉄酸化・除去プロセス（鉄酸化槽）

鉄酸化細菌を活用するためには、酸素の供給が不可欠である。試験現場の坑内水は、導水途中で開放されることがないため溶存酸素濃度が非常に低く、ほぼ 0 mg/L の状態であった。酸素を供給するためには曝気が必要であり、坑内水を導水する際の落差を活用して曝気を試みた。

本試験現場では、坑内水の水位レベル（通洞坑に耐圧プラグをし、プラグからポリ管で抜水）が GL+40 cm 程度であることは事前に確認しており、鉄酸化・除去プロセスへの導水で十分に曝気するためには、事前のテストで導水部と槽の水面とのレベル差が約 60 cm 必要であることを確認したため、それに基づき鉄酸化・除去槽の設置レベルを決定した。これにより槽は半埋設の形となった。槽は漏洩防止の観点とメンテナンス性の良さ、耐久性からコンクリート製とし矩形構造とした。また、原水の pH が酸性であり、鉄酸化・除去プロセスでは pH は原理上上昇せず 3.0 程度まで低下することが確認されていたため、エポキシ樹脂 3 層を塗装し、酸による腐食防止対策とした。

また、槽の底部には塩ビ管による集水管を設置した。具体的には VP75 の本管に VP40 の枝管がつく構造で、VP40 の枝管には約 15 mm の集水孔が無数にあけられている。鉄酸化・除去プロセスでは、槽内で Fe が析出し場合によっては集水管の目詰まりの原因にもなりうるため、集水機能を維持しやすいよう流量に対して大過剰の集水能力を持つよう工夫した。

③　硫酸還元菌のプロセス（嫌気反応槽）

鉄酸化・除去プロセスの処理水を嫌気反応槽に導水できるように設計した。嫌気反応槽では試験のため 2 系列を設け、鉄酸化・除去プロセスの処理水 100 L/min を分割し、50 L/min ずつ導水できるようにした。それぞれの導水管にはバルブが設置され流量調整が可能な構造とした。嫌気反応槽では曝気の必要はないため、原理的には鉄酸化・除去プロセスの処理水の高さレベルと、嫌気反応槽の水面高さのレベル差を取る必要はないが、嫌気反応槽ではこれまでの試験の結果からどのような条件であっても少なからず透水性が低下することが確認されており、今回の試験では水面が最大 30 cm 程度上昇しても問題無いように水面レベルを設定した。

また、嫌気反応槽には内容物としてもみがらと石灰石を混合したものを充填することとしたが、その層厚は 150 cm とした。この層厚が少ない場合、処理可能な水量が少なくなるかあるいは同じ水量を処理しようとした場合に広大な面積が必要になってしまう。一方で層厚が厚すぎる場合は、内容物自身の圧密によって槽内の上部と下部の環境が大きく異なってしまい水の流れも不均一になりやすくなる可能性が考えられる。硫酸還元菌のプロセスの場合、海外事例では内容物の層厚は概ね 50～100 cm 程度であるが、今回の試験では過去の知見も踏まえ 150 cm とした。槽底部の集水管は鉄酸化・除去プロセスと同様に多量の水を導水できるような構造とした。

なお、槽は鉄酸化・除去プロセスと同様にコンクリート矩形構造とした。海外事例では、嫌気反応槽は低コスト化のために設置場所を重機で掘削し、遮水シートをかける構造とすることが多いが、今回の反応槽は鉄酸化・除去プロセスの処理水の排水レベルがそもそも低いことや内容物の厚みを 150 cm としたこと、透水性の低下に伴う水位上昇に余裕をもって対処することとしたことなど、様々な背景や制約により嫌気反応槽の深さを 3.5 m と深くせざるをえなかった。これだけの深さの場合、素掘り＋遮水シート構造とすると、法面の角度を 45 度とかなりきつく設定しても、掘削範囲が相当広がってしまい、工事費用が割高となってしまう。ここでは、コンクリート矩形構造とした場合との比較設計により、素掘り＋遮水シート構造ではなくコンクリート矩形構造を採用した。他の現場では比較により素掘り＋遮水シート構造の方が大幅に安価になることも考えられ、その比較が重要である。

④　共通事項

PT プロセスでは、反応槽の内容物を定期的（プロセスによるが数ヶ月～数年に一度）に内容物を取り出すような大規模メンテナンスを実施する必要がある。その際に槽内の水は排水できると好ましいため、その機能を持たせると良いと考えられる。具体的には、槽が地上に据え置きのタイプであれば、槽の底部に排水孔を設けるなどし、槽が埋設のタイプであれば、槽の四隅などに塩ビの集水管を縦方向に設置し、管内の水をポンプ排水できるような工夫などが考えられる。

過去の試験の設計・施工について、検討に用いた図面、比較計算などの事例を以下に紹介する。

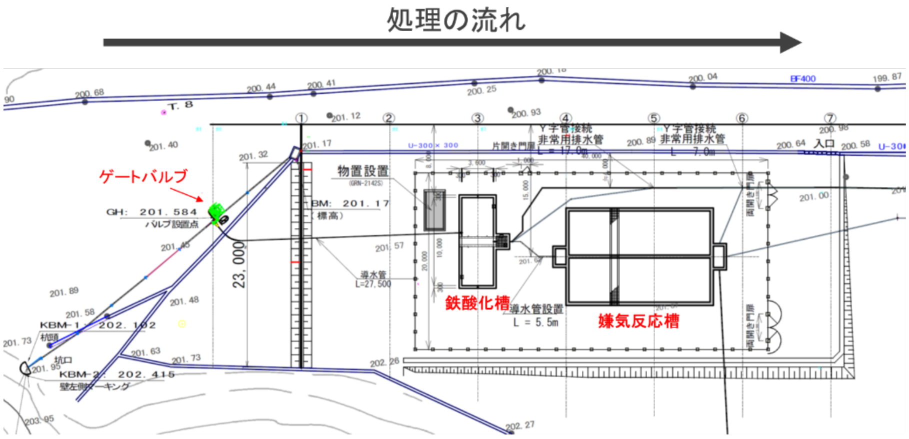


図 6-1　試験設備の平面図

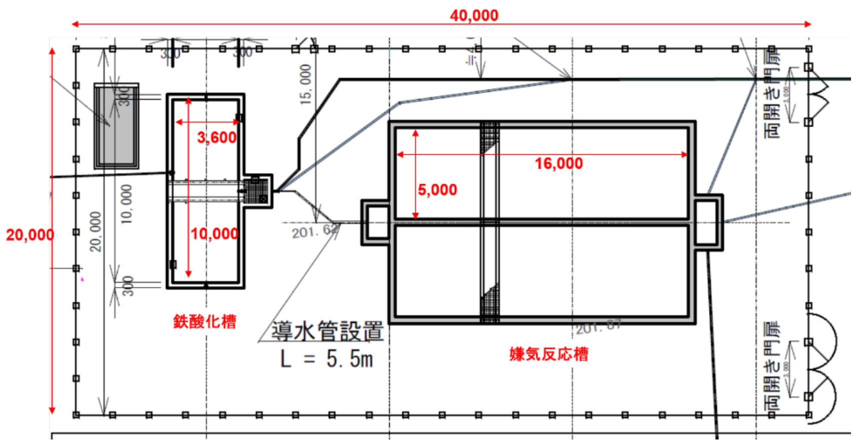


図 6-2　試験設備の平面図（拡大）

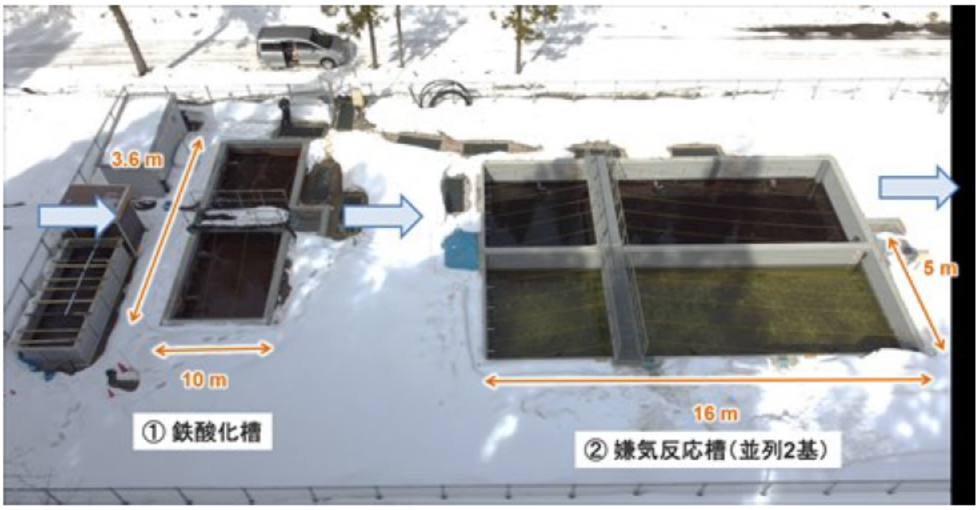


図 6-3　実際の試験設備（JOGMEC 撮影）

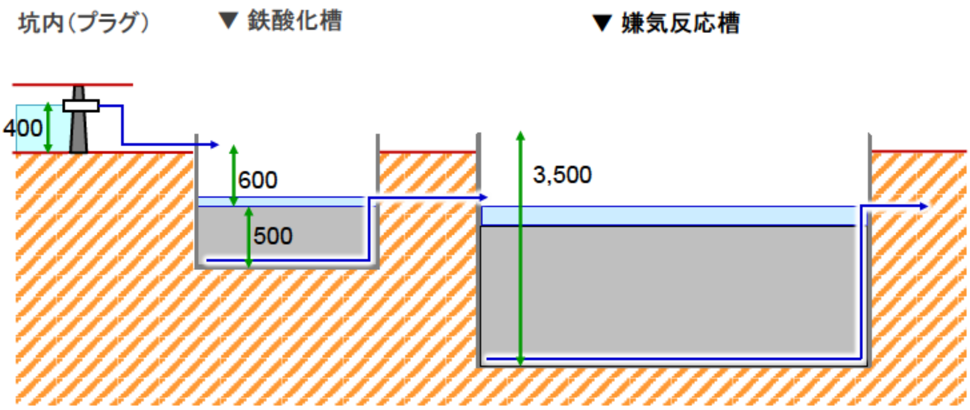


図 6-4　試験設備と処理原水のレベル関係

【コンクリート製】 形状:矩形

【素掘り遮水シート】 形状:四角錐台

図 6-5　コンクリート矩形構造物と素掘り＋遮水シート構造の一例（JOGMEC 撮影）

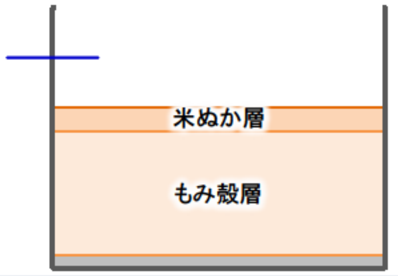
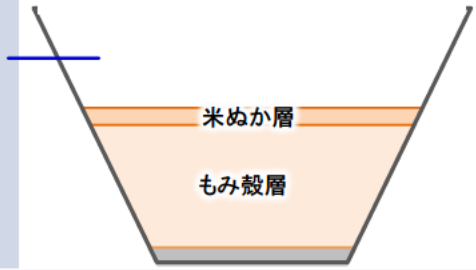
【コンクリート製】 形状：矩形	vs	【素掘り遮水シート】 形状：四角錐台
		
3.5 m	深さ	3.5 m
5 × 16 = 80 m^2 × 2槽	必要面積	21.2 × 9.2 = 195 m^2 × 2槽 （法勾配 = 1:1）
37 百万	概算工事費	32 百万
施工性：○　槽内の流れ：均一	他	施工性：△　槽内の流れ：不均一

図 6-6　コンクリート矩形構造物と素掘り＋遮水シートの概要比較

6.3　システムの立ち上げ

PT 導入時の立ち上げについては、各プロセスで固有の課題が挙げられる。以下に主要なプロセスについて立ち上げ時の課題等を記載する。

(1)　鉄酸化細菌を活用するプロセス

微生物を活用するプロセスのうち、鉄酸化細菌を利用するものについては、運転中は酸素を供給する必要があるが、特に立ち上げ時には酸素が安定的に供給できているかどうか留意する必要がある。鉄酸化細菌は一般的に好気性であり、活性維持のためには酸素が必要である。酸素の供給が不十分な場合、鉄酸化細菌が活性化せず槽内で Fe が酸化・析出せずに配管内部や後段のプロセスにおいて Fe が析出し詰まりの原因となり得る。また、立ち上げ時に酸素の供給が不十分で反応槽が嫌気化し、鉄酸化細菌以外の微生物が増殖する可能性もあり、一度目的外の菌叢が構築されてしまうと本来の菌叢に戻すことは時間と手間を要することになる。一方で、一度安定的に鉄酸化細菌が増殖してしまえば、菌叢は概ね安定的に維持されることとなる。また、本プロセスでは坑廃水に元々含まれる鉄酸化細菌が反応槽に充填した構造基材に付着し増殖するものであるが、立ち上げ時に「種菌」として既に鉄酸化細菌が付着した鉄殿物を槽表層に加えることで鉄酸化細菌の増殖を加速化することができ、立ち上げに要する期間を短縮することが可能となる。

(2)　硫酸還元菌を活用するプロセス

立ち上げ時には特に温度に留意する必要がある。一般的には微生物は 20～25℃程度で最も活性化することが多いと言われており、システムの立ち上げ時にはそれに近い温度であることが望ましいと考えられる。つまり、国内の気候を考慮すると、システムの立ち上げは春あるいは秋頃に開始するのが望ましいと考えられ、特に冬季には微生物の活性が低下し実際にうまく立ち上がらなかった事例がある。鉄酸化細菌を活用するプロセスにおいては、構築される菌叢としては鉄酸化細菌がほぼ全てを占める比較的単純なものであり、鉄酸化細菌に着目してシステムを立ち上げれば良いが、硫酸還元菌を活用するプロセスでは、硫酸還元菌の他に有機物を分解する微生物など非常に多種多様な微生物が混在・共存する菌叢が構築されるためそれらが適切に立ち上がるよう極端な環境は避けて立ち上げを実施する必要がある。夏季は温度が高いことで有機物の分解（醗酵）が進みすぎ、槽内の有機酸の濃度が非常に高くなる場合もあり、必ずしも微生物にとって適した環境にならない可能性が高く、真夏にシステム立ち上げを開始することは避けた方が良いと考えられる。なお、処理の条件にもよると思われるが、微生物を活用するプロセスでは、概ね 1 ヶ月あれば反応槽内の微生物菌叢は安定し、処理も安定化すると考えられる。

(3)　人工湿地

導入するタイプにもよるがヨシやガマなどの植生を利用する表面流型では、立ち上げ時の水深、土壌の深さ、植生の密度、温度、日射など様々な点に留意が必要となる。これらに不十分な点があると植生が繁茂せず SS の捕捉が不十分となったり、水が短絡してしまったりする可能性などが考えられる。各項目の最適値は経験則による部分もあるが、北海道の旧本庫鉱山の小規模表面流湿地は立ち上げに成功し、植生が数年かけて非常に繁茂しており、運用開始から 10 年以上経過しても目的の機能が維持あるいは当初よりも良好であり人工湿地の好例であると言える。詳細は旧本庫鉱山に関する報告書を参考にされたい。また、石灰石等のアルカリ材を充填する浸透流型では、立ち上げ時

には上述のように石灰石等の微粉による過度な反応が想定される一方で、年単位で徐々に処理性が向上する事例も確認されている。海外事例でも、立ち上げから数年が経過し、システム全体が「熟成」したことで処理性が向上する事例は報告されており、こういった点は自然力を活用する PT ならではと言える。

図 6-7　旧本庫鉱山小規模人工湿地における表面流湿地（2007 年 7 月開始）
（左：2009 年 8 月、右：2012 年 9 月）
（北海道立総合研究機構より提供）

(4)　石灰石を活用するプロセス

人工湿地あるいは石灰水路等の反応槽の形状や構造に関わらず、立ち上げ時は石灰石の微粉が坑廃水と容易に反応し pH が短期間で非常に高くなることが考えられる他、溶解しきらない石灰石の微粉が SS として反応系外に流出する可能性も考えられる。しかしいずれの場合も、状況はすぐに落ち着くと考えられ、概ね 1～2 日で微粉による反応は収まると考えられる。投入する石灰石を事前に水洗浄する等の対策も考えられるが、PT を導入する現場では十分な洗浄設備を用意できない可能性もあり、また洗浄水の処理も必要となる可能性もあることから現実的ではない可能性が高い。対策としては後段に沈殿槽を設け、通水初期の処理水において、pH が高すぎる場合は大気中の二酸化炭素の溶込みにより自然に pH が低下する作用に期待し、SS が流出する場合は沈降させることが考えられる。

以上のように、PT の立ち上げについてはある程度の管理が必要であり、これまでは PT は「特に何もせずとも勝手に坑廃水が処理される」技術であるという認識を持たれることもあったが、上述のようにシステム立ち上げに際して適切な方法論が存在するものであり、気候や対象とする坑廃水の水質によって対処が変わる可能性があるので、別冊事例集などを参照されたい。

6.4　維持管理

PT 導入にあたっては、AT に比べれば点検・修繕項目等は少なくなると想定されるが、各プロセスにおいて適切な維持管理が必要である。海外で PT の導入事例が出始めた 20〜30 年程前は、PT は一度導入してしまえばほとんどメンテナンスフリーなシステムであると期待されていたが実際の運用の経験則から定期的に適切なメンテナンスが必須であるとの報告が多くなされている。

(1)　鉄酸化細菌を活用するプロセス

槽の表層に Fe が集中的に析出するため、槽の表層が目詰まりしやすくなることが挙げられる。目詰まり自体を完全に抑制することは難しく、定期的に目詰まりを解消するようなメンテナンスが必要で、具体的には重機で表層を撹拌するようなことが考えられる。

表層を撹拌するメンテナンスを定期的に実施した場合でも、系外に鉄殿物を搬出するわけではないので、槽内に鉄殿物は蓄積したままの状態となり、いずれは槽内の空隙が鉄殿物で満たされて閉塞することが考えられる。処理原水の Fe の濃度にもよるが、過去の実証試験では約 40 mg/L の Fe 濃度の処理原水を対象とした試験では 2〜3 ヶ月に一度表層を撹拌するメンテナンスを実施したが、約 2 年で槽内が閉塞し、表層を撹拌しても透水性が改善しない状況となった。この場合は内容物の大部分を搬出し新たな内容物に更新する必要がある。

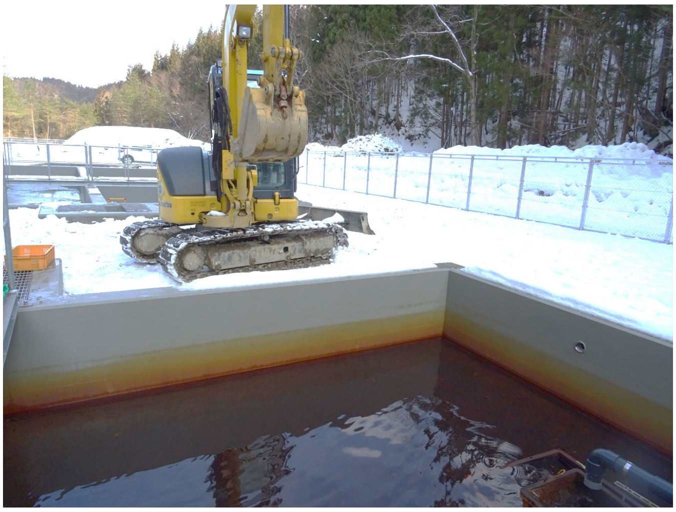



図 6-8　左：鉄酸化槽の表層のメンテナンスの様子（重機で表層を撹拌）
右：内容物の入替時の様子（底部まで鉄殿物の付着が確認できる）
（JOGMEC 撮影）

(2)　硫酸還元菌を活用するプロセス

本プロセスでは鉄除去のプロセスほど表層で集中的に金属の析出が起こることは考えにくい。槽内で徐々に硫酸還元が発現するため、金属は槽内で局所的に析出するわけではなく、槽全体にある程度分散して析出するためである。また、同プロセスは、金属、特に Cu、Pb、Zn、Cd については主に硫化物として析出するプロセスであり、一般的にそれらの硫化物は水酸化物に比べて嵩密度が小さいと言われており、その分目詰まりも起こりにくいと考えられる。当然、処理原水の金属濃度次第となるが、海外事例は 10 年程度目詰まりがなく機能を維持し続けたという報告もある。

一方で、有機物を分解する過程でバイオフィルムが生成されることが確認されており、これにより透水性が低下することが確認されている。これまでの解析により、槽の表層で増殖する微生物が作り出す粘性のある菌体外物質であろうと考えられる。また、海外事例では表層に藻類が繁茂し透水性に悪影響を及ぼした例もある。これらについても完全に抑制することは難しいため、定期的に表層を撹拌するなどし、バイオフィルム等による透水性の低下を解消する必要がある。

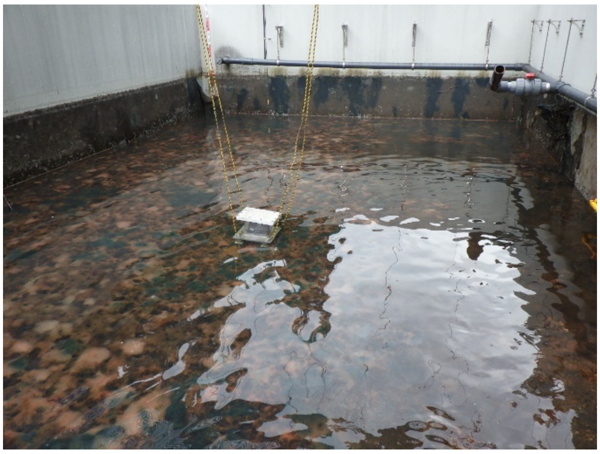



図 6-9　硫酸還元菌のプロセスの実証試験で反応槽の表層に生成したバイオフィルム
（左：水を張った反応槽の様子、右：取り出したバイオフィルム）


図 6-10　左：硫酸還元菌のプロセスの反応槽に発生した藻類　右：メンテナンス後の表層の様子
（いずれも JOGMEC 撮影）

(3)　石灰石を活用するプロセス

目詰まりが発生するため適切なメンテナンスが必要となる。石灰石の反応により pH が上昇し、金属が析出することで石灰石の表面が被覆され石灰石の反応性が低下するとともに、水の流路が塞がれることで透水性が低下することが考えられる。これを解消するために定期的に石灰石を充填した反応槽から水を殿物ごと抜き出して洗浄することや、バブリング等により殿物を石灰石から剥がし石灰石の機能を回復させることも考えられる。また、反応槽を 2 系列用意し、1 系列を使用する際にもう 1 系列は「天日干し」することで、石灰石に付着した殿物を剥がすことなども考えられる。

図 6-11　石灰石水路の洗浄の様子

（清澄水をポンプで石灰石に散布し表面の鉄殿物を洗浄。殿物は後段の人工湿地（写真右上）にて沈降させる）

（平成 22 年度休廃止鉱山鉱害防止技術調査研究　報告書より引用）

(4)　天然資材による吸着プロセス

本プロセスについては反応槽に充填した腐葉土が時間経過とともに固化することが確認されており、それにより槽内の水の流れに短絡が発生し、反応が不十分になることが確認された。これを防止あるいは解消するため定期的に槽内の資材の固化部分（特に槽の下部）を破砕棒などにより破砕する必要がある。固化部分の破砕により、金属の処理性が回復することが確認された。

図 6-12　天然資材の固化部分の破砕の様子

（令和 2 年度休廃止鉱山の坑廃水処理高度化調査研究　報告書より引用）

6.5 想定される不具合と対処方法

PT に関しては海外事例も含めて完全に確立された技術ではなく現在も多くの現場で試験運用され、多角的に知見が蓄積されているものである。ここでは実際に導入するにあたり、これまで複数の現場で実証試験を実施し得られた知見について、特に不具合の種類と考えられ得る対処方法について記載する。

(1) 鉄酸化細菌を活用するプロセス

まず、鉄酸化細菌が好気性細菌であることから、反応槽の水封部を常に好気環境に維持することが非常に重要となる。好気環境が維持できないと、鉄酸化細菌が活性化せず Fe の除去性が不十分となる。Fe の除去性が不十分であると、鉄除去プロセスの後段に別の反応槽を設ける場合、後段に Fe を含んだ坑廃水が流入することとなり、後段で Fe が析出し、後段のプロセスが目詰まりするなどの二次的な不具合も想定される。そのような状況になってしまうと、必要なメンテナンスの範囲が大きく拡大してしまいコスト増の原因にもなる可能性が高いため、反応槽は確実に好気環境にすることが望ましい。経験則では、槽の水封部の DO（溶存酸素濃度）は最低でも 5 mg/L 以上に維持する必要があり、6 mg/L 以上であれば安定的に鉄酸化細菌が機能すると考えられる。

また、本プロセスでは槽内に Fe の殿物が蓄積することとなる。pH によっては Fe がシュベルトマナイトやゲーサイトのようないわゆる酸化水酸化鉄として析出し、一般的な坑廃水処理で析出するフェリハイドライトのような水酸化鉄に比べ嵩が小さな殿物となることがある。その場合、発生する殿物の体積は既存の処理に比べて低減する可能性はあるが、槽内には鉄殿物が蓄積することに違いはなく、いずれは必ず目詰まりを引き起こすこととなる。槽内が目詰まりすると、透水性が低下し、槽の水位が上昇することが考えられる。その場合、原水を自然流下で導水し、その落差によって曝気を試みていると、落差が小さくなり十分に曝気が行えなくなる可能性がある。曝気が不十分になると、上述のように鉄酸化細菌の活性が低下し、Fe が十分に除去されなくなってしまう。このように目詰まりにより処理性に悪影響を及ぼす可能性が考えられるため、定期的に槽内を撹拌するなどし、目詰まりを解消する必要がある。特に水の流れが鉛直流となる反応槽においては目詰まりの影響は顕著に表れるので、より留意が必要であると考えられる。さらに、槽内に藻が繁茂し透水性に悪影響を及ぼす可能性も過去の試験では確認され、酸性環境に耐性のある藻類が繁茂したものと考えられる。これによる直接的な透水性の低下は確認されていないが、悪影響を及ぼす可能性があり、対策としては槽に蓋をかけたり遮光ネットをかけたりすることが考えられる。実際に、過去の試験では農業向けの遮光ネット（遮光率 90～95%）を槽にかけたところ、藻の発生は抑制できた。

図 6-13　鉄酸化槽に発生した藻の様子（JOGMEC 撮影）

(2) 硫酸還元菌を活用するプロセス

硫酸還元菌を活用するプロセスでは、前章までに述べたようにバイオフィルムによる透水性の低下が最大の課題となるが、微生物を活用するプロセスであり、また鉄酸化細菌のプロセスとは異なり非常に多種多様な微生物の相互作用により金属除去が行われるプロセスでもあることから、バイオフィルムの発生自体はある程度は仕方が無い部分があり、いかに「うまく付き合っていく」かという点が重要である。透水性が低下すると、槽の水位が上昇したり水の流れが不均一となったりして、槽内の水の滞留時間が不十分になる可能性や、槽内に蓄積したSSが系外に流出する可能性などが考えられる。鉄酸化槽のメンテナンスと同様に、定期的に表層を撹拌するようなことである程度透水性が維持できることは確認されており、非常に有効な手段と考えられる。

また、硫酸還元菌を活用するプロセスの場合は、温度の変化による処理性の低下が不具合としてあげられる。特に冬季に気温が急激に低下したり、豪雪により反応槽に多量の積雪がある場合などに、硫酸還元菌を含む菌叢が温度変化に対応できずに活性を失い、処理性が低下することが考えられる。これまでの試験の結果からは概ね5℃程度までは問題無く対応できると考えられるが、冬季に気温が急激に低下することが想定されるような現場では、反応槽を半埋設構造にするなどできるだけ槽内の温度が低下しないような工夫が必要となる。

次に、硫酸還元菌のプロセスでは、反応の過程上、有機物の添加が必須であり、これまでの試験では米ぬかを充填したり、海外事例はコンポストを充填したりする例が多くある。特に通水初期や夏季に気温が高い時期などは微生物が活発化するため、処理水に有機物が多く残存することがある。水質で言えばBODやCOD、さらにP、N等の値が高くなることが想定される。有機物の添加は必須であるため、これらの値をゼロとすることは難しいが、これらの値が高くなりすぎないようにするには有機物の添加量・濃度を調整したり適切な滞留時間で運転したりすることが重要となる。これらは基礎試験によって最適化することが考えられる。また、場合によっては後段に好気性人工湿地を導入するなどして処理水に含まれる有機物を好気的に処理することも考えられる。

図 6-14　後段に設けられた好気性人工湿地
（写真右側の嫌気反応槽出口付近に硫化水素ガス検知器が取り付けられている）
（JOGMEC 撮影）

また、同プロセスではSO_4^{2-}を還元し、硫化水素イオンを活用するプロセスであるため、処理水から H_2S が発生する可能性がある。これも上述の有機物と同様に、通水初期や夏季の気温が高い時期に多く含まれる可能性が高くなる。有機物と同様に、H_2S の発生をゼロにすることは極めて難しいが、添加する有機物の量や濃度を調整したり滞留時間を調整したりすることで、H_2S の発生（残存）を適切な濃度に調整することが重要である。特に有機物源としてエタノール溶剤のような薬品を用いるプロセスでは、これらの調整が行いやすい。とは言え、硫化水素は危険性が非常に高いものであるため、適切にモニタリングをする必要がある。検知器を現場に設置し、アラート機能を有効にしたり、作業員は H_2S 検知器を常備したりして、適切に対処する必要がある。

図 6-15　海外事例における嫌気反応槽の硫化水素処理設備
【嫌気反応槽の処理水付近に集気管を設置し活性炭吸着塔に導入】
（左上：集気管の様子、右上：太陽光パネルと連動した蓄電池
左下：集気用のファン（蓄電池駆動）、右下：活性炭吸着塔）
（いずれも JOGMEC 撮影）

さらに、同プロセスでは微生物の栄養源として有機物を嫌気反応槽に充填する必要があり、これまでの試験では「米ぬか」の有効性について実証されている。第 2 章や第 5 章に記載したように、有機物はいずれ更新が必要であり、定期的（1～2 年に一度程度の頻度を想定）にそれまで充填していた内容物を取り出し、新品を充填することが必要となる。ここで、取り出した内容物について、特に米ぬかのような栄養価の高いものは地上にて保管する場合、熊などの大型哺乳類がエサとして認識し、敷地付近まで侵入してくる可能性があり、取り扱いには注意が必要で、電気柵の設置が対策としては有効であるとされている。これまで実施した試験では、一度米ぬかを槽内から取り出し、産廃として業者が引き取るまでの間、槽外にてシート養生し、フレコンに充填した状態で保管

していたが、熊がシートとフレコンを破る事例が確認されている。さらに、米ぬかが充填されている嫌気反応槽の周囲を歩き回ったり、反応槽内にまで侵入した形跡も確認された。

対策としては、米ぬかを始めとする有機物については、槽内から取り出したあと、地上で保管せずに速やかに処分するなり集積場に移設することなどが考えられ、やむを得ず保管する場合は電気柵を設置することが考えられる。

海外の現場では、反応槽の流入水の流量調整用の木製三角堰や樹脂製導水配管等が、周辺に生息するビーバーにより破壊されてしまうというような事例の報告があるが、日本ではそういったことの可能性は低く、上述のような有機物や人工湿地に繁茂した植生を目当てに大型哺乳類が現場に近づくことがリスクとして考えられる。

図 6-16　米ぬか保管中の様子
（左上：保管開始時の様子（これにシート養生）、右上：破られたシートとフレコン
左下：山中へ持ち運ぼうとしたフレコンの残骸、右下：反応槽内壁の足跡）
（いずれも JOGMEC 撮影）

(3)　石灰石等を活用するプロセス

石灰石を活用するプロセスにおいても、目詰まりが不具合の代表例となる。主に Fe と Al の水酸化物によって表面が被覆され、反応性が低下することに加え、流路が確保できなくなり短絡することにより処理が不十分な状態になることが想定される。これまでのプロセス同様に定期的に洗浄したり撹拌したりして目詰まりを解消する必要がある。

7　おわりに

これまで述べてきたように、PT は自然力を最大限活用することで坑廃水処理コストの大幅な削減が見込まれる処理方法である。また、AT のような機械設備等が不要であることから、導入の容易さもあわせもち、さらには自然調和型の処理であることから導入することで将来的な坑廃水処理の負荷軽減に繋がる可能性があるものである。

PT には様々な要素技術が含まれ、プロセスを組み合わせることで多種多様な水質にも対応が可能なものである。一方、流量については、基本的には小流量に適した処理技術であり、1000 L/min を超えるような流量に PT がシステムとして対応できないということは無いが、流量に比例して必要な PT 設備規模は大きくなり、導入は難しくなることが考えられる。とりわけ、水量や水質の変動には PT の現状の技術レベルでは対応しにくく、対処するためには処理条件の設計時に安全率を相当高く見積もらなければならず導入は非現実的なものとなってしまう可能性がある。

PT 導入に向いている、あるいは導入が望まれる現場は例えばそもそも処理原水の水量が少ないあるいは有害元素濃度が希薄である現場や、山間僻地で周辺に住民もおらず利水点も存在せず、周辺の沢水が処理水とすぐに合流するような現場なども想定され、それらの管理コストを低減し、元山回帰を目指すようなものとも考えられる。そういった現場では、PT を導入し、それによりリスクがある場合は、必要に応じ利水点等管理の考えを適用しつつ、モニタリングを継続していくことで、他の現場への PT 導入が加速しやすくなると考えられる。ただし、そのためには関係者、関係住民等に対し、導入のリスク評価を明らかにした上で、丁寧なコミュニケーションが重要であると考えられる。

上述のリスク評価やコミュニケーションを科学的な根拠に基づき実施するため、本ガイダンスや別冊事例集を参照し、各種検討・試験等を実施されたい。

PT は現在も欧米諸国を中心に研究、実証試験が進められているものであり、各研究者に日々知見が蓄積されている。日本国内でも、これまでは大学や研究所を中心とした基礎研究が主体であったが、ここ数年は複数の現場で実証試験が展開され、ケーススタディと呼べる事例が出始めている。今後、ケーススタディが進むことで、さらに多くの知見が蓄積されるものであり、それにより国内の坑廃水処理への PT の適用が期待される。

8　参考情報、ホームページ

ここでは国内外の PT 及び坑廃水処理に関する参考情報、ホームページを紹介する。

経済産業省　休廃止鉱山・鉱害防止管理者向け Web サイト
https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/portal/index.html

JOGMEC　鉱害防止支援
http://www.jogmec.go.jp/mp_control/index.html

産業技術総合研究所　パッシブ・トリートメントの導入に向けて-休廃止鉱山の坑廃水処理-
https://unit.aist.go.jp/georesenv/product/rp/passive.pdf

北海道立総合研究機構　坑廃水のパッシブトリートメントの概要とその適用
https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/gsh/publication/report/report0204/gshr86_025_035.pdf

INAP（International Network for Acid Prevention）　GARD（Global Acid Rock Drainage）　Guide
【INAP は酸性坑廃水の課題に対処するために 1998 年に設立された団体で、Rio Tinto や Anglo American などいわゆる資源メジャー企業等 10 社により構成される。GARD Guide は坑廃水処理だけでなく坑廃水の発生機構やその発生抑制も含めた閉山対策全般の解説書である】
http://www.gardguide.com/images/5/5f/TheGlobalAcidRockDrainageGuide.pdf

PIRAMID（Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage）Consortium
Engineering Guidelines for the Passive Remediation of Acidic and / or Metalliferous Mine Drainage and Similar Wastewaters
【PIRAMID　Consortium は英国ニューカッスル大学の土木工学部門を中心としたコンソーシアムで、当ガイダンスは坑廃水への適用の研究が進められていた PT について当時の技術レベルを体系的に整理したものである】
https://www.imwa.info/piramid/files/PIRAMIDGuidelinesv10.pdf

hedin environmental 社 HP（https://www.hedinenv.com/passive.html）
Passive Treatment System current list
【PT、特に人工湿地型 PT における世界的権威である Dr. Robert Hedin 氏が代表を務めるコンサルタント企業の HP で、同社が関与した現場について、水量、水質、PT のタイプ等の情報がリスト化されているものである】
https://www.hedinenv.com/pdf/HE%20Passive%20Treatment%20Projects%20updated%20August%20%202020.pdf

9　参考文献

Eppink, F.V., Trumm, D., Weber, P. et al. Economic Performance of Active and Passive AMD Treatment Systems Under Uncertainty: Case Studies from the Brunner Coal Measures in New Zealand. Mine Water Environ 39, 785–796 (2020).

Skousen, J., Zipper, C.E., Rose, A. et al. Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water Environ 36, 133–153 (2017).

Takaya, Y., Fuchida, S., Hamai, T., Horiuchi, K., Masaki, Y. & Tokoro, C.. Prediction of Acid Mine Drainage Treatment by Open Limestone – Alkalin Material Channel and Implications for the Large Scale Implementation of Passive Treatment. Journal of MMIJ (2021)

産業技術総合研究所　パッシブ・トリートメントの導入に向けて-休廃止鉱山の坑廃水処理-

北海道立総合研究機構　坑廃水のパッシブトリートメントの概要とその適用

本ガイダンス策定に関する問い合わせ先

経済産業省　産業保安グループ　鉱山・火薬類監理官付

〒100-8912　東京都千代田区霞が関 1 丁目 3 番 1 号

TEL：03-3501-1870

PT 導入や技術等に関する問い合わせ先

独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構　金属環境事業部　調査技術課

TEL：03-6758-8032　　メール：chosa-tech@jogmec.go.jp