

水溶性成分による影響評価のための 火山灰試料分析の手順書

キャロル・スチュワート博士（ニュージーランド・マッセイ大学）
クレア・ホーエル博士（英国・ダラム大学；研究統括者）
ジオフ・プラムリー博士（米国・地質調査所）
シェーン・クロニン教授（ニュージーランド・マッセイ大学）
ピエール・デルミル博士（ベルギー・ルーバイン-カトリック大学）
ピーター・バクスター博士（英国・ケンブリッジ大学）
ジュリー・カルキン博士（英国・リーズ大学）
ディビッド・ダンビー博士（英国・ダラム大学）
スゼット・モーマン女史（米国・地質調査所）
クライブ・オッペンハイマー教授（英国・ケンブリッジ大学）

2013 年 6 月



報告書の目次

1.0	はじめに	2
2.0	一般的な手法	3
2.1	火山灰の収集、保存、分析準備	3
2.1.1.	火山灰の収集	3
2.1.2	火山灰の保存	3
2.1.3	試料分析の準備	4
2.2	分析手順	4
3.0	純水による溶出試験	5
3.1	溶出手順	5
3.2	溶出の特殊な応用例に関する付記	6
3.2.1	屋根取付型の給水装置と開口型タンク	6
3.2.2	飲用の水道水の供給	7
3.2.3	家畜用の飲み水	7
3.2.4	魚の養殖池	8
3.2.5	植物による水溶性成分の直接的な吸収	8
4.0	酸性水溶液による溶出試験	9
4.1	溶出手順	9
5.0	模擬肺胞液による溶出試験	10
5.1	溶出手順	11
6.0	野外における水溶性成分の迅速評価	11
7.0	略語の説明	12
8.0	参考文献	13
9.0	付録	15
付録 1	水によって火山灰から抽出された物質の比較データ	15
付録 2	飲用水のガイドラインの比較	16
付録 3	家畜用の飲み水におけるガイドライン中の微量成分値の比較	18
付録 4	家畜の飲み水における塩分濃度許容量に関する ANZECC ガイドライン	20
表 1	修正ギャンブル溶液の成分	11
図 1	火山灰溶出手順をまとめた流れ図	21

1.0 はじめに

火山噴火は多様な災害を引き起こします。その中でも火砕流や山体崩壊、土石流、火山弾の飛散などの現象が最も破壊的で危険なものですが、火山灰が間違いなく最も遠くまで到達する噴出物であり¹、一般市民が遭遇する可能性が最も高いものです。噴火が起きると、多くの市民や行政当局、農業従事者にとっては、火山灰が人間や動物の健康、飲用水の供給、農作物、土壌、そして地表の水系に与える影響が、大きな懸案事項になるということが頻繁に発生します。噴火で放出されたばかりの火山灰は、悪影響を及ぼしうる水溶性成分を一定量、含んでいます。これらの水溶性成分は、水や体液に接触した場合、急速に溶出する場合も、比較的、ゆっくりと溶出する場合があります。

緊急時の災害対応の一環として火山灰の物理化学的な性質と、それによって引き起こされ得る悪影響について速やかに情報を周知する必要があります。しかし、分析手法ならびに対象とすべき化学成分は多種にわたるため、健康を害する恐れがあるのかどうかに関して混乱をきたす可能性があります。この手順書の目的は、水溶性成分による悪影響を迅速に評価するために、それぞれの手法は特定の目的にも応用可能でありつつ、明確で標準的かつ信頼できる一連の手法を推奨することです。ここで考慮する応用例は次の4点です：

- ・ 飲用水の供給や家畜用の飲み水、魚の養殖池、水溶性成分が植物に及ぼす可能性への影響評価に関する‘一般的な目的のための’の水への溶出試験

- ・ 家畜が摂食することによる被害の評価
- ・ 人々が摂食することによる被害の評価
- ・ 人々が吸入することによる被害の評価

標準化された手法を適用することで、異なる調査どうしの結果の比較を容易にするとともに、比較の精度を上げることができます。その上、火山の健康被害評価についてより精度の高い情報提供を可能にする国際的な水溶性成分データベースの整備を推進することにもつながります。

分析手法は、火山灰被害を評価する他の分析とともに利用されるべきです。例えば、火山灰の呼吸器への悪影響を評価する手順は、国際火山災害健康リスク評価ネットワークのウェブサイト(<http://www.geocities.jp/ychojp/ivhhn/>)に公開されており、ここで推奨されている溶出試験の手法と間もなく統合される予定になっています。

本手順は、著者らが参加した2011年6月14、15日の2日間、英国ダラム大学の災害リスク・レジリエンス研究所で開催されたワークショップの成果です。このワークショップでは、火山灰の水溶性成分の性質を特定するために推奨される標準的手法を暫定的に提示した火山灰の溶出分析に関する2005年の総説(Witham et al., 2005)が議論のたたき台として利用されました。ワークショップでは、メキシコ国立自治大学(UNAM)のマリア・オーロラ・アルミエンタ博士、アイスランド大学のニール・オスカーソン博士ならびに英国気象庁のクレア・ウィザム博士からも関連文書が提出されました。これらの協力者が本手順の素案の修正にも貢献しました。さらなる修正意見が、米国地質調査所のトム・カサデバ

¹ 火山ガスも遠方まで流れ広がる可能性があります。火山ガスによる健康影響に関する情報を含むガイドラインが下のIVHHNのウェブサイトに掲載されています：

http://www.geocities.jp/ychojp/ivhhn/2010/guidelines/gas_guideline.html

ル博士とクリスティーナ・ニール博士によって出され、最終的には、米国地質調査所承認事務局のジャネット・スレート博士によって精査されました。

2.0 一般的な手法

それぞれの手法の目的については、添付されている流れ図（図 1）をご覧ください。手順内で利用されている略語の定義は 7.0 章に示されています。

2.1 火山灰の収集、保存、分析準備

2.1.1 火山灰の収集

- 可能であれば清潔なプラスチックトレイで集めます。トレイが利用できない場所では、屋根のない階段や水平な屋根など、比較的、平坦で清潔かつ乾燥した硬い表面から収集するようにします。火山灰以外の地表の粉塵や海塩などが吹き溜まっていそうなところは避けます。（例えば、防腐処理をした支柱の銅やクロム、ヒ素、もしくはトタン屋根の亜鉛など）地表付近から混入したものを採取している可能性に留意してください。常に、それぞれの試料を収集した場所を記録しましょう。
- 火山灰の収集方法に関する包括的な解説は、米国地質調査所アラスカ火山観測所のウェブサイト（<http://avo.alaska.edu/ashfall.php>）または IVHHN のウェブサイト（<http://www.geocities.jp/ychojp/ivhnh/>）をご覧ください。
- もし面積を測定できる場所で試料を収集した場合は、火山灰の厚さと収集場所の面積、ならびに試料の重量を記録します。
- 火山灰堆積物が（粒径や色などの特徴に関して）不均質があるように見える場合で、かつ資器材に余裕があれば、同一の場所から複数の試料を採取して、ばらつきを抑えるために各試料を混ぜ合わせて均質化することを強く推奨します。比較可能な試料一式とするには、各試料が同じ面積の地表面から確実に収集されるためのテンプレートとして、大きさが分かっているプラスチック容器（例えば、タッパーウェア製容器²）を利用する方法があります（Hoefen et al. 2009, <http://pubs.usgs.gov/of/2009/1038/> 参照）。
- 可能であれば降灰したままの（降雨にさらされていない乾燥した）状態の火山灰を収集するようにします。常に試料の状態を記録します。特に、収集前にぬれたかどうかは必ず記録しましょう。
- IVHHNの推奨する記録すべき情報に関しては、
<http://www.geocities.jp/ychojp/ivhnh/2010/guidelines/collection.html>
をご覧ください。

2.1.2 火山灰の保存

- ジブロック製のポリ袋、プラスチック製密封容器もしくは研究用高密度ポリエチレン容器に保存します。これらが利用できない場合は、清潔なポリ袋かプラスチック容器を利用します。ガラスと火山灰成分が反応する可能性があるため、保存にガラス容器を利用することは避けましょう。
- 試料容器内に結露が見られた場合に記録しましょう。
- 可能であれば、大気中の湿気を吸収しないよう試料は乾燥機に保存しましょう。

² どのような商標、企業、製品の名称を利用する場合でも、単に明瞭な説明を目的としており、米国政府による推奨を意図するものではありません。

- （火山灰表面の酸と火山ガラスとの反応が進行する影響を軽減するため）分析しないまま長期保存することは避けましょう。

2.1.3 試料分析の準備

- 試料の重量を測定し、収集場所の単位面積当たりの火山灰の総重量を求めます。
- 開口したサンプル袋内もしくはプラスチックトレイ上の試料を室温で乾燥させましょう（乾燥機や直射日光での乾燥は避けましょう）。少なくとも12時間乾燥させて一定の重量にした上で、重量を再度、計測しましょう。
- 試料容器を丁寧に回転させて、試料を可能な限り一様にしましょう。
- 異なる分析のために試料を分割する場合には、回転分割器やジョーンズ分割器等の分割装置を使いましょう。これらが無い場合には、プラスチックまたはテフロン加工をしたナイフを使った“円錐四分法”を推奨します。
- **目的に応じたふるい分けの割合の指針は流れ図（図1）をご覧ください。**
- ふるい分けをする際は、必要に応じて柔らかいブラシ、磁器もしくは乳棒で塊をやさしくほぐします。

2.2 分析手順

- 可能であれば高密度ポリエチレン容器を使います。利用できない場合は、清潔な実験用のガラス器具を使います。
- 器具を使う前に、溶出試験に利用する溶液で共洗いします。
- **目的に応じた試験に利用する溶出液は、図1をご覧ください。**
- 分割した試料の重量を測定します。試料の重量の最小値は0.5 g にすることを我々は推奨します。Ruggieri et al. (2012)の報告によると、1.0 g の重量を利用することで0.1 g を利用する場合に比べて、より良好な再現性が（一括溶出試験において）得られています。2 mm以上の粒子を相当な割合で含んでいるふるい分けしていない試料の場合、1.0 g だけの分割試料では全体の状態を示すものを得るのは困難なので、より大量の分割試料を利用することを推奨します。
- **目的に応じた溶出液に対する火山灰の割合は、図1をご覧ください。**
- **目的に応じた溶出時間は、図1をご覧ください。**
- 溶出液に火山灰を加え、与えられた時間の間、丁寧に攪拌します（流れ図参照）。火山灰と溶出液が完全に接触するように卓上攪拌器／振動器を利用するか、またはエンドオーバーエンドシェーカーで丁寧に攪拌します。
- 品質確保・管理方法：
 - 溶出試験に用いる溶液のブランク測定をしましょう。
 - 時空間的な変動を特定するため、複数の試料で分析を繰り返すのが理想です。
 - 適切な再現性を確認しましょう（10 試料ごとに1回を我々は推奨します）。
- すべての実験は室温で実施して問題ありません。しかし、摂食試験ならびに吸入試験は生理学的な条件をより忠実に模擬するために、可能であれば37℃で実施するのが望ましいと思われます。
- 溶出後、試料を遠心分離します。遠心分離機が利用できない場合は、火山灰を沈降させるために10分間、溶液を放置します。
- pHと導電率の試験のために溶液の一部を取り出します。pHと導電率のデータを解釈するために、火山灰と溶出液の比を確実に特定しておきましょう。
- 遠心分離後すぐに0.45μmのフィルターでろ過します。なるべくニトロセルロースもしくはナイロンのフィルターを使うようにする方がよいでしょう。火山灰等の地質学試

料については適切な結果が得られやすいということが示されているためです。アセテートのフィルターは、溶解しているフッ化物イオンの同定の妨げになる化合物を放出する懸念があるので、可能であれば利用を避けましょう。

- イオンクロマトグラフィーに低容量イオン交換カラムを利用する場合には、0.2 μ mのフィルターでのろ過が必要になる可能性があります。
- ろ過液は、陰イオン分析用は（ろ過した溶液で）共洗いした容器に入れ、陽イオン用は酸で洗った容器に入れます。試料は適切に保存しましょう。
- 陽イオン分析：ICP-MSもしくはICP-OESを利用します。ICP-MSは通常、ICP-OESよりもはるかに検知限界が低い点に留意しましょう。原子吸光分光法でも特定可能です。
- 陰イオン分析：フッ化物イオンならびに塩化物イオンに関しては、イオンクロマトグラフィーもしくは、イオン選択性電極法（ISE）で測定します。
- データは火山灰の乾燥質量をmg/kgで表記します。

3.0 純水による溶出試験

脱イオン水による溶出試験が火山灰粒子表面に付着した水溶性成分の溶出を示すものと一般的に受け入れられています。天然水に溶け出る成分は、脱イオン水に溶け出るものと相違がある可能性がある点を指摘しておくことは重要ですが、他の様々な代替溶出液の長所を考慮した上でも、汎用性と標準性の観点から脱イオン水が溶媒として最適であると結論付けました。

“一般的な目的のための”水による溶出試験は、屋根から引き込む雨水タンクや家畜用の水おけ、表層水への流出の成分変化や農作物による直接的な水の吸収における栄養成分もしくは有害成分の摂取量の推定を行うような状況に適用できます。

Ayris and Delmelle (2012) は様々な噴火において収集した火山灰に関して、水に溶出する元素について、濃度の最大、最小、平均ならびに中央値の利用可能なデータの取りまとめを行いました。そのデータセットの要約を付録1に掲載してありますので、本手順書の利用者は利用者自身のデータと世界各地の数値を比較することができます。

3.1 溶出手順

- 一般的な溶出手法に関しては、2.2章を参照してください。
- 溶媒には脱イオン水を利用し、利用した脱イオン水の純度を記録しましょう。
- 火山灰と溶媒の比率：我々は1:20と1:100（火山灰の乾燥重量 g に対する水 mL）の2通りの補完的な試験を実施することを推奨します³。溶出液の検出限界と飽和には、硫酸カルシウムのような二次化合物に関してトレードオフの関係がある場合があります。Ruggieri et al. (2012) は最適化試験に基づいて、1:10の火山灰と溶媒の割合を推奨しています。しかし、彼らの試験はわずか2つの火山灰試料（チリ・チャイテン火山の2008年の噴火直後に採取された火山灰試料とアルゼンチン北西の古い火山灰堆積物）に基づいたものです。この比率は多くの火山灰試料にとっては大きすぎ、化合物が飽和する問題を引き起こす可能性がある和我々は考えます。チャイテン火山の火山灰の水溶性成分は、セントヘレンズ火山の1980年噴火による火山灰の水溶性成分に比較して、4倍から6倍程度、濃度が低いことが見出されていることを付記いたします (Durant et al. 2011)。

³ 例えば、乾燥重量 0.5 g の火山灰を 50 mL の脱イオン水で抽出すれば 1:100 となります。

- これまでの結果の中から、各元素について実施されたすべての溶出試験のうちで最も大きな比率を提示しておきます。米国地質調査所は1:20の比率を利用しています。これは、同じ比率が鉱山廃棄物等の地質学的な物質からの金属の溶出度を分析するための米国環境保護庁の標準値として一般的に利用されているためです。この高い比率（1:20）の欠点は、溶出液がフッ化カルシウムならびに硫酸カルシウムに関して飽和に達する可能性があり、その結果として、溶出しうるフッ化物と硫酸塩それぞれの量を過小評価する可能性があることです。もし、飽和の影響が疑われるのであれば、同じ手順に沿って、少なくとももう一度、抽出し直すことを我々は推奨します⁴。
- 溶出時間：イオン種の初期溶出率が大きいことを示す研究(Jones and Gislason, 2008; Gislason et al. 2011)に基づき、溶出時間は1時間にすることを我々は推奨します。非常に短時間の溶出は、ろ過のような引き続き行う手順がボトルネックになって溶出時間にはばらつきが生じる結果となり、実験行程の観点から実践的でないと考えられます。一方、長時間の試験は、フッ化物等の塩の再沈殿といった新たな問題を引き起こす可能性があります (G. Plumleeとの私信による)。
- 注目すべき性質：pH、（ろ過前の）導電率、ICP-MS、ICP-OESもしくは原子吸光分光法で測定された陽イオン値、イオンクロマトグラフィーもしくはイオン選択性電極法で測定された陰イオン値。

3.2 溶出の特殊な応用例に関する付記

3.2.1 屋根取付型の給水装置と開口型タンク

屋根に積もった火山灰は雨水を集めるタンクに流れ込みます。開口型タンクに直接、降り積もる場合もあります。（安全な地下水源から取水されたものでない場合には）未処理の飲用水は、病原性の（すなわち病気を引き起こす）微生物がいない安全なものとはみなすことはできません。また、有害な化学物質が含まれていないということも、その水を飲んで安全という意味ではありません。

火山灰の溶出成分は、最終的な飲用水の成分の良い指標となります。水は通常、未処理のまま利用される上、脱イオン水による溶出試験の結果は、雨水で火山灰を溶出した場合にかなり近いものになるからです。屋根の雨水を集めるタンク中の水溶性成分の濃度を予測する簡単なモデルは（Stewart et al., 2006を適用すると）下の通りとなります：

$$C_{\text{water}} = C_{\text{ash}} \times \text{火山灰の重量 (kg/m}^2\text{)} \times A/V$$

ここで、 C_{water} はタンク内の水中で予測される濃度（mg/L）、 C_{ash} は溶出試験から導かれた火山灰1kg当たりの水溶性成分（mg）、火山灰の重量（kg/m²）は現地で面積を測定した領域における試料採取によって決定します。 A は雨水を集める屋根の面積、もしくは（開口型のタンクの場合は）貯水タンクの水面の面積（m²）、 V はタンクの体積（L; 原文ではm³）です。火山灰の重量が分からない場合は、この項は火山灰の層厚（m）に火山灰の平均密度（kg/m³; 原文ではkg/L）の測定値もしくは推定値をかけたものを代用することもできます。

⁴ Cronin et al. (2003)は、ニュージーランドのルアペフ火山から噴出した火山灰に関する脱イオン水による24時間溶出試験（1:20の比率）に関して、水溶性のフッ化物の抽出が不完全だったことを報告しています。このことは、再抽出によって、当初の値の約30%から3000%以上にわたる範囲に及ぶ水溶性フッ化物がさらに溶出したことによって示唆されています。長時間の試験という点から見ると、再沈殿の問題があった可能性もあります。

3.2.2 飲用の水道水の供給

様々な化学物質が火山灰から表層水に溶出することで、その成分が変化し、結果として、飲用水の水源としての適切性に影響を与える場合があります。成分が変化する程度は、火山灰の降り積もった厚さ、火山灰中の水溶性塩の量、水に希釈される火山灰の体積に依存します(Stewart et al., 2006)。水そのものに事前に含まれていた成分にも依存します。水質の変化はイオン強度が非常に低い水に顕著な場合が多いようです。

浄化処理を施される飲用水の給水施設では、原水は処理施設に送られます。浄化処理の水準や手順には様々なものがありますが、多くの場合、初期沈殿による浮遊固形物の除去、ミョウバンや塩化鉄(III)の付加による凝固、ろ過、pH調整のための石灰、消毒のための塩素を含む化合物ならびに歯の健康のためのフッ化物を含む化合物の付加が含まれます。

我々の経験では、降灰がもたらす化学物質による水源の汚染によって引き起こされる問題は、水中もしくは大気中を浮遊する火山灰が引き起こす処理施設の運用上の問題に比較して、一般的に影響が小さいようです。にもかかわらず、火山噴火が起きると水源の汚濁を一般市民が不安に思うということが頻繁に報告されていますので、火山灰の水溶性塩成分のすべての分析を実施し、濃度が異常に高いすべての組成を特定して、その結果を公衆衛生の担当組織に知らせることを我々は推奨します(Stewart et al., 2009)。

各国の飲用水の基準を比較した表を付録2に示してあります。この表には、健康に影響を与えうるものとして知られている組成ならびに飲用水にふさわしい性状(味、色、臭い等)に影響を与えるものとして知られている組成を列挙してあります。後者は飲用水のおいしさや満足度に影響を与える可能性があるものです。

3.2.3 家畜用の飲み水

家畜の飲み水は、通常、浅いふたのない桶もしくは水ためて与えられます。これらの容器には少量の水しか入らないため、火山灰によって容易に汚濁される可能性があります。

家畜を上手に飼育するためには良好な水質を保つことが不可欠です。水質が悪いと動物の生産率や成長率、繁殖率が低下する可能性があります、極端な場合は動物が死ぬ場合もあります(Cronin et al., 2003)。飲用水の汚濁は、食肉やミルク、玉子などの家畜からの生産物に残留物をもたらす可能性もあります。一日の水の摂取量は家畜の種類によって大きく異なります。また、気候や餌のやり方、家畜の体調といった要素にも影響されます。一日の水の摂取量は牛乳を出す乳牛の場合、牛1頭当たり85Lに達することもあります(Wilson et al., 2011)。

家畜用の飲み水に関して被害を引き起こす可能性がある微量元素の規制に関する基準値が付録3に掲載されています。これらの基準値は一般的に対応行動もしくは詳細調査を開始する目安を意図したものです。毒性の影響は複雑であり、微量元素を食事から摂取した量や、成分どうしの生理的な相互作用等の多くの要因の影響を受けます(例えば、適度な量のカルシウムを食事で摂取することは鉛の吸収を抑制し、亜鉛の不足した食事は水銀の毒性をより深刻なものにします)。

家畜用の飲み水に関する別の問題に味があります。味が悪い水が給水されることの直接的な影響は、摂水を拒絶すること、もしくは、生理的に必要な水準の水を適切に補給しない

ことがあります。代わりとなる水の補給がない場合には、摂水の拒絶後に家畜がのどの渇きを感じて過剰に水を摂取する状態になることもあります。水の摂取と餌の摂取には密接な関係があるので、水の問題による間接的な健康への影響が引き起こされることがあります。水の摂取が不十分な場合、牛乳の生産量や体重の平均増加量ならびに飼料転換効率等の生産指標の状態が悪化していきます。これらは脱水誘因性の食欲不振として知られています。家畜は一般的に濃い食塩水を味が悪いと認識します（付録4）。

3.2.4 魚の養殖池

火山噴火は水環境にとって主要な自然起源の擾乱であり、大量の火山灰の堆積は著しい生態系の変化をもたらします(Miserendino et al., 2012)。この事実は、魚の孵化場等の養殖業に要求される高い基準の水質に妥協を求めることとなります。火山噴火がもたらす（野生と養殖両方の）魚の生息数への影響に関する報告書によると、火山灰表面から放出される水溶性成分よりもむしろ懸濁火山灰の物理的な影響の方が大きいことが一般的であることが示唆されています。サケ科の魚に関しては、懸濁粒子が増加することによる負の影響として次の3つが挙げられます。1つ目は食餌や営巣等に関する行動様式の変化です(Whitman et al., 1982)。2つ目は産卵・抱卵のために礫サイズの石を巣に敷き詰める等の営巣行動の変化で、3つ目は卵黄嚢仔魚のような環境影響を受けやすい生育段階に擦り傷を受けるような生理学的なストレスが挙げられます(Boehlert, 1984)。

降灰によって引き起こされる（酸性成分を含む）有毒物質の放出によるものと特定された魚の生息数への影響に関する報告は知られていません。とは言え、火山灰起源の水溶性塩の詳細な分析を実施して、異常な濃度上昇を把握することを我々は推奨します。例えば、Frogner Kockum et al. (2006)は、2000年のアイスランドのヘクラ火山の噴火による火山灰は、脱イオン水に接触させた際に非常に高濃度なアルミニウムとフッ化物を含む酸性の溶出液を生成したことを記し、水溶性のアルミノフッ化物イオン (AlF_x^{3-x}) が存在することで火山灰が淡水環境に悪影響を及ぼす可能性があることを主張しています。

3.2.5 植物による水溶性成分の直接的な吸収

水溶性成分は、植物の生長に直接的な刺激をもたらす可能性があります。例えば、 SO_4^{2-} は降灰後に牧草の生長を加速することが示されています (Cronin et al., 1998)。火山灰の組成によっては K^+ 、 Mg^{2+} 等の陽イオンによって土壌が肥沃になる効果もあります。アブラナ科のいくつかの飼料作物では、作物中の硫黄濃度が上昇することで、それを食べる動物に潜在的な銅不足を助長するなどの有害な影響をもたらすことがあります (Cronin et al., 1997; 1998)。牧草もしくは飼料穀物中の微量元素の増加（例えば高濃度のセレン）も健康に悪影響を与えうる条件となります。さらに、植物に悪影響を及ぼし、牧草の生産性を低下させる可能性がある化合物の多くは、土壌水分のpH値を低下させるものや Al-OH 錯イオンの溶解度を増加させるものに関連するものです。動物にとっては有毒なフッ化物は、特定のpH条件下で Al-F 錯体として吸収されない限り、通常は一般的な牧草や飼料作物には吸収されません (Cronin et al., 2000)。Ayriss and Delmell (2012)は、土壌中のフッ化物の増加は、一般的に土壌の強い水分保持力に付随して生じると述べています。ただし、粗粒、粘土質ならびに Fe-Al 系酸化物に乏しい土壌では保持されにくいだろうとも述べています。鉄の吸収効率に関して植物ごとの違いが大きいと考えられます。ツバキ科の植物（例えば茶）は、鉄を高濃度に吸収できることが知られています。

4.0 酸性水溶液による溶出試験

酸性溶出では、胃の中での条件を模擬した溶液内で火山灰の溶出試験を行うことで、新鮮な火山灰に含まれる水溶性成分を摂食する（すなわち食べる）ことによる悪影響を評価します。子供は、手に付着した火山灰を偶発的もしくは故意に食べてしまうことがあります。一般的には、成人は大量の火山灰を摂食することは多くありませんが、降灰がひどい環境では、大人も子供も大気と一緒に吸い込んだ後に気道から排出された相当量の火山灰粒子を偶発的に摂食する可能性があります。家畜は餌とともに大量の火山灰を摂食する可能性があります。羊のように集団で食餌をする動物は特に影響を受けやすい傾向があります。餌の乏しい条件下では集団で餌を取り合う状況によって（厚さ2mm以下の）わずかな降灰であっても家畜が中毒症状を起こしたり、死亡したりする事態が発生しやすくなります (Cronin et al., 2003)。

胃の中での火山灰の生体反応を評価する場合、一般的にはフッ化物が最も重要な有害物質です(Armienta et al., 2011)。1995-1996年のルアペフ火山の噴火では、水を用いた溶出試験では水溶性のフッ化物の増加は認められなかったにも関わらず、噴火後、フッ素症によって数千頭の羊が死亡するという事例が見られました(Cronin et al., 2003)。彼らは、噴火の中にマグマ水蒸気噴火的な性質のものがあったため、フッ化カルシウムとフッ化アルミニウム、ならびにリン酸吸着相が生成されたことを指摘しています。すなわち、これらの成分が水に溶けにくい一方で、草食動物の消化器官内でははるかに溶けやすいことが上の事例の背景にあったと結論付けています。酸性溶出試験は、このような形態のフッ化物が火山灰試料中に存在するかを把握するために役立ちます。

酸性溶出試験は、汚染された土壌や鉱山廃棄物等の試料に対する規則として適用されています。酸性の胃の内部で可溶化され、循環器系に取り込まれる有害金属の比率（この比率はバイオアクセシビリティ率と呼ばれます）を見積もるためです。ほとんどの火山灰試料に含まれる金属の量は、鉱山廃棄物や汚染土壌に含まれる典型的な水準より十分に低いものです。しかし、火山灰試料に酸性溶出試験を適用することで、火山灰に曝露された様々な生物において酸性の胃の内部を通して金属が取り込まれる経路に関する、より詳細な知見を得ることができます。

不注意な摂食で取り込まれる火山灰中の有害物質の量は、火山灰中の有害物質のバイオアクセシビリティ率に火山灰中に含まれる有害物質の量ならびにもっともらしい摂食率を掛け合わせることで、より定量的に見積もることができます。不注意による土壌（この文脈では火山灰）の摂食に関しては、子供ならびに成人の一日当たりの摂食量の見積もりが出されています。それによると清浄な条件では10mg/日程度、非常に埃っぽい、もしくは大量の火山灰が浮遊した環境で500mg/日程度という範囲にあります。これらの摂食量と、飲み水や食品といった他の経路からの摂食量を足し合わせて総量を見積もります。その上で、フッ化物等の特定の有害物質の1日当たりの最大摂取許容量の推奨値と比較します（例えば、CDC, 2001）。

4.1 溶出手順（流れ図参照）

- 粒径⁵：過去の研究では、動物と人間に関する摂食評価で異なる指標を用いてきました

⁵ 家畜の摂食に関しては2 mm以下の粒子を用いる慣例がありますが、異なる粒子サイズを用いることが水溶性成分の含有量を変化させるかを評価する調査を現在、実施中です。この

(動物：2mm 以下、人間：250 μm 以下)。これは、動物は餌とともにすべての火山灰を摂食する半面、人間の子供は手に付着した細かいサイズの粒子を摂食する傾向が強いと考えられていたからです。

- 溶出液：家畜ならびに人間が火山灰を摂食することによる被害を評価するため、酸性水溶液による溶出試験を我々は推奨します。我々は pH1.5 を選択しました。この値が、体内で見られる pH の最低値だからです。また、胃の中における主要な酸である塩酸を利用することを推奨します。
- 溶出液に対する火山灰の比率：摂食実験に通常用いる比率が 2 通りあります。1:100 という比率が米国環境保護庁と英国食品研究所で利用されています。一方、英国地質調査所では欧州バイオアクセシビリティ研究団体に従い、1:40 という比率を利用しています。火山灰の組成によっては 1:40 という比率がより適切な場合があるかも知れませんが、飽和の影響を避けるため、1:100 という比率を利用することを我々は推奨します。
- 溶出時間：米国環境保護庁の基準ならびに過去の文献に基づき、1 時間を推奨します。
- 温度：ヨーク大学における酸性溶出試験で、室温で特定したフッ化物の量は 37°C の場合と同程度だったことが示されています。
- 分析：米国地質調査所では、酸性溶出試験では（フッ化物以外の）陰イオンは測定していません。フッ化物はイオンクロマトグラフィーで計測できますが、試料の中に溶出する酸に由来する塩化物イオンが大量に含まれる場合には注意が必要です。新しい装置では、溶離剤の強度を計測中に調節し、溶離されている成分をより明確に分離することができます。
- pH 値が低い場合、溶液中にフッ化アルミニウムならびにフッ化鉄の錯体が生成されることで、遊離したフッ化物イオンをイオンクロマトグラフィーで正確に測定できなくなる可能性があります。酸性溶出液中のフッ化物を特定するのにイオン選択性電極法の利用が好まれるのはこのためです。同法では全イオン強度調整緩衝溶液のような pH の調整と錯化の機能を持つイオン強度調整剤を必要となることが一般的です。分離された鉄とアルミニウムの濃度ならびに酸性溶液の pH に基づいて、どのイオン強度調整剤がフッ化物の測定に最適かを実験の実施者が検討する必要があります。

5.0 模擬肺胞液による溶出試験

ここでの溶出手順は、火山灰による呼吸器への影響評価を目的としています。特に、肺に侵入する細粒成分に含まれる有害物質の短期的な溶出が引き起こしうる悪影響を評価します。この手法は、肺内部のような生体環境に留まる傾向が高い火山灰中の鉱物の長期的な溶解率を見積もるためにも利用されます。我々が推奨する溶出方法は、アスベストや放射性核種、山火事による灰などの広範囲の物質に関する肺内部での生体溶解度ならびに生体滞留度の評価に長年、利用されてきたものに類似するものです (Plumlee and Morman 2011 ならびにその参考文献)。溶出液として通常、利用されるものは、pH がほぼ中性の肺奥部で分泌する間質液を模した修正ギャンブル溶液（疑似肺胞液）です。多種多様なギャンブル溶液の亜種が利用されており、その中には電解質や有機成分（例えば有機酸、グリシンならびに界面活性剤）の種類や濃度をわずかに変化させただけものから大幅に変化させた

結果を踏まえて、本手順書も更新される可能性があります。土壌中の金属のバイオアクセシビリティに関する研究で、全濃度ならびに生体反応に関する濃度の両方で 250 μm 以下と 2 mm 以下の粒子で、ほとんど違いがないことが見出されました (Morman et al., 2009)。火山灰に特化した追加試験が実施されるまでは、これらの結果に基づき、火山灰試料のバイオアクセシビリティを試験するには、2 mm 以下の粒子で十分と考えてよいかも知れません。

ものまで様々なものがあります。Plumlee and Mormann(2011)は、修正ギャンブル溶液よりもはるかに構造が複雑な血清を主原料とした溶液を用いて鉱山廃棄物の溶出試験を実施しましたが、結果は全般的にほとんど変わらないものでした。火山灰の吸入による呼吸器への悪影響を評価する際は、表1の修正ギャンブル溶液を用いることを我々は推奨します。この溶液は、最も現実的な組み合わせの電解質を含みつつ、付加される有機成分は比較的、単純なものです。

表1 修正ギャンブル溶液の組成†

付加する順序	化合物名	濃度 (mg L ⁻¹)
1	NaCl	6400
2	CaCl ₂ , 2H ₂ O	255
3	Na ₂ HPO ₄	150
4	NaHCO ₃	2700
5	クエン酸ナトリウム水和物	160
6	NH ₄ Cl	118
7	グリシン	190
8	MgCl ₂ ·6H ₂ O	212
9	Na ₂ SO ₄ ·10H ₂ O	179

† Caboche et al.(2011)ならびにDavis and Feddah (2003)による

5.1 溶出手順（流れ図参照）

- 疑似肺胞液で溶出を行う前に、生理学的により現実的な 38 μm以下の大きさにまで試料のふるい分けを行うことを我々は推奨します。
- （肺の内部と同様に）固体成分を少なくして、細胞の毒性試験と類似の条件を保つように、1:100の火山灰と溶出液の比率を推奨します。この比率は、生理学的により現実的であり、生じうる鉱物相の沈殿を最小化することもできます。
- 抽出時間：火山灰は肺の中に相当時間、留まることがありえる上、細胞の毒性試験でも多くの場合、利用されているため、24 時間を推奨します。
- 溶媒は金属の発生源になるため、金属と陰イオンの分析の際は溶媒のブランク測定をしましょう。
- 可能な限り多様な溶出成分を測定するため、ICP-OES と ICP-MS の両方を利用することを我々は推奨します。ナトリウムは ICP-MS の検出限界を超える可能性があります、ICP-OES では問題ないでしょう。硫酸イオンはイオンクロマトグラフィー、ICP-OES もしくは ICP-MS で測定可能です。フッ化物イオンはクロマトグラフィーで定量できますが、基質の影響評価は研究途上であり、今後の詳細な検証が必要です。イオン選択性電極法(ISE)を用いた総合的な肺胞液での溶出試験におけるフッ化物イオンの測定の最適化に関しても研究途上であり、今後のさらなる検証が求められます。

6.0 野外における水溶性成分の迅速評価

噴出したばかりの火山灰で生じうる健康被害についての情報が迅速に求められる場合は、一定の機材（試料びん、ろ紙、野外 pH 計ならびに導電率計、フッ化物イオン選択性電極分析器、脱イオン水等）を準備すれば、現地で簡便な溶出試験を実施することができます。インターネット経由で入手可能 (<http://pubs.usgs.gov/tm/2007/05D03/>) な米国地質調査所の野外溶出試験手法（FLT）(Hageman, 2007)は、近年の数多くの噴火に際して利用されてきま

した。同手法の手順は下の通りです：

- 代表的な試料をふるい、2 mm以下だけの試料とする。
- 火山灰対水の比率を 1:20 として、火山灰試料を脱イオン水に加える。
- 5 分間、手で攪拌し、10 分間、沈殿させる。
- pH と導電率を計測するため、部分試料を取り出す。
- 0.45 μm のろ紙でろ過し、準備しておいた分析用のびんに入れる。
- ろ過液のうち、微量金属検出用の硝酸数滴で酸性にしたものを回収して、ICP-MS もしくは ICP-OES で陽イオンと金属を分析する。
- ろ過液のうち、酸を加えなかった分はイオンクロマトグラフィーで陰イオンを分析する。
- 溶存性水銀濃度や水溶性硫酸塩中の硫黄同位体成分等も分析する。

本手法の詳細はHageman (2007)をお読みください。

火山灰中のフッ化物の摂食時の生体反応の有無を調べる野外溶出試験が最近、米国地質調査所で開発されました。この試験では、溶出液として塩酸を利用します。

これらの野外での手法は、鉱山廃棄物等の地学的な物質の性質を野外で迅速に特定するために開発されました。野外での作業の困難さ（攪拌時間を短くする必要性や、脱イオン水の入手の難しさ、作業スペース、洗浄器具、制御された大気条件の欠如等）のため、実施するには資機材や解釈に関して工夫が必要となりますが、これらの試験は火山灰の溶出特性と噴火過程に関してほぼリアルタイムで非常に有用な情報をもたらしてくれます。

7.0 略語の説明

AAS	原子吸光分析法 (Atomic absorption spectroscopy)
AVO	アラスカ火山観測所 (Alaska Volcano Observatory)
BARGE	ヨーロッパ・バイオアクセシビリティ研究団体 (Bioaccessibility Research Group of Europe)
BGS	英国地質調査所 (British Geological Survey)
EPA	米国環境保護庁 (U.S. Environmental Protection Agency)
HDPE	高密度ポリエチレン (High density polyethylene)
IC	イオンクロマトグラフィー (Ion chromatography)
ICP-MS	誘導結合プラズマ質量分析法 (Inductively coupled plasma mass spectrometry)
ICP-OES	誘導結合プラズマ発光分光分析法 (Inductively coupled plasma optical emission spectrometry)
IFR	英国食品研究所 (Institute of Food Research, U.K.)
ISE	イオン選択性電極法 (Ion selective electrode)
IVHHN	国際火山災害健康リスク影響評価ネットワーク (International Volcanic Health Hazard Network)
USGS	米国地質調査所 (United States Geological Survey)

8.0 参考文献

- Armienta, M.A., De La Cruz-Reyna, S., Cruz, O., Cenicerros, N., Aguayo, A. and Marin, M. (2011) Fluoride in ash leachates: environmental implications at Popocatepetl volcano, central Mexico. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 11, 1949-1956. DOI 10.5194/nhess-11-1949-2011.
- Ayers, R.S. and Westcott, D.W. (1994) Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 (<http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.HTM#TOC>)
- Ayris, P.M. and Delmelle, P. (2012) The immediate environmental effects of tephra emission. *Bulletin of Volcanology* DOI 10:1007/s00445-012-0654-5.
- Boehlert, G.W. (1984) Abrasive effects of Mt St Helens ash upon epidermis of yolk-sac larvae of Pacific herring *Clupea harengis pallasii*. *Marine Environmental Research* 12, 113-126.
- Caboche, J., Perdrix, E., Malet, B., Alleman, L.Y. (2011) Development of an *in vitro* method to estimate lung bioaccessibility of metals from atmospheric particles. *J Environ Monitor* 13, 621–630.
- CDC (2001) Recommendations for using fluoride to prevent and control dental caries in the United States. U.S. Centers for Disease Control and Prevention Fluoride Recommendations Working Group. *MMWR* 50(RR14), 1–42.
<http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/rr5014a1.htm>
- Cronin, S.J. (2009) Ambrym volcano: Environmental health and water quality. A commissioned report for the World Health Organisation, Suva, Fiji.
- Cronin, S.J., Hedley, M.J., Neall, V.E. and Smith, G. (1998) Agronomic impact of tephra fallout from 1995 and 1996 Ruapehu volcano eruptions, New Zealand. *Environmental Geology* 34, 21-30.
- Cronin, S.J., Hedley, M.J., Smith G., and Neall, V.E. (1997) Impact of Ruapehu ash fall on soil and pasture nutrient status I. October 1995 eruptions. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 40, 383-395.
- Cronin, S.J., Manoharan, V., Hedley, M.J., Loganathan, P. (2000) Fluoride – a review of its fate, bioavailability and risks of fluorosis in grazed-pasture systems in New Zealand. *New Zealand Journal of Agriculture* 43: 295-321.
- Cronin, S.J., Neall, V.E., Lecointre, J.A., Hedley, M.J., Loganathan, P. (2003) Environmental hazards of fluoride in volcanic ash: a case study from Ruapehu volcano, New Zealand. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 121, 271-291.
- Davies, M.R., Feddah, N.M. (2003) A novel method for assessing dissolution of aerosol inhaler products. *Int J Pharm* 255, 175–187.
- Durant, A., Villarosa, G., Rose, W.I., Delmelle, P., Prata, A.J. and Viramonte, J.G. (2011) Long-range volcanic ash transport and fallout during the 2008 eruption of Chaitén volcano, Chile. *Physics and Chemistry of the Earth*, doi: 10.1016/j.pce.2011.09.004.
- Frogner Kockum, P.C., Herbert, R.B., Gislason, S.R. (2006) A diverse ecosystem response to volcanoc aerosols. *Chemical Geology* 231, 51-66.
- Gislason, S.R., Hassenkam, T., Nedel, S., Bovet, N., Eiríksdóttir, E.S., Alfredsson, H.A., Hem, C.P., Balogh, Z.I., Diderikson, K., Oskarsson, N., Sigfusson, B., Larsen, G. and Stipp, S.L.S. (2011) Characterisation of Eyjafallajökull volcanic ash particles and a protocol for rapid risk assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 7307-7312.
- Hageman, P.L. (2007) U.S. Geological Survey field leach test for assessing water reactivity and leaching potential of mine wastes, soils, and other geologic and environmental materials. U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 5, chap. D3, 14 p.

- Hoefen, T.M., Kokaly, R.F., Martin, D.A., Rochester, C., Plumlee, G.S., Mendez, G., Reichard, E.G., and Fisher, R.N. (2009) Sample collection of ash and burned soils from the October 2007 southern California Wildfires, U.S. Geological Survey Open-File Report 2009–1038, 64 p.
- Hopkins, K., Million, J. and Takata, H. (1998) Preliminary studies on the suitability of catchment water for fish culture. *Journal of Hawaiian and Pacific Agriculture* 9, 41-50.
- Miserendino, M.L., Archangelsky, M., Brand, C. and Epele, L.B. (2012) Environmental changes and macroinvertebrate responses in Patagonian streams (Argentina) to ashfall from the Chaitén volcano (May 2008). *Science of the Total Environment* 424, 202-212.
- Morman, S.A., Plumlee, G.S., Smit, D.B. (2009) Application of *in vitro* extraction studies to evaluate element bioaccessibility in soils from a transect across the United States and Canada: *Applied Geochemistry*, v. 24, p. 1454–1463.
- Plumlee, G.S., and Morman, S.A. (2011) Mine wastes and human health. *Elements Magazine* 7, 399–404.
- Ruggieri, F., Fernandez-Turiel, J-L., Saavedra, J., Gimeno, D., Polanco, E. And Naranjo, J.A. (2011) Environmental geochemistry of recent volcanic ashes from the southern Andes. *Environmental Chemistry* 8, 236-247.
- Ruggieri, F., Gil, R.A., Fernandez-Turiel, J-L., Saavedra, J., Gimeno, D., Lobo, A., Martinez, L.D., Rodriguez-Gonzalez, A. (2012) Multivariate factorial analysis to design a robust batch leaching test to assess the volcanic ash geochemical hazard. *Journal of Hazardous Materials*, 213-214, 273-284.
- Stewart, C., Johnston, D.M., Leonard, G.S., Horwell, C.J., Thordarson, T. and Cronin, S.J. (2006) Contamination of water supplies by volcanic ash: A literature review and simple impact modelling. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 158, 296-306.
- Stewart, C., Pizzolon, L., Wilson, T., Leonard, G., Johnston, D. and Cronin, S. (2009) Can volcanic ash poison water supplies? *Integrated Environmental Assessment and Management* 5(3), 713-716.
- Sutton, J., Elias, T., Hendley, J.W. and Stauffer, P.H. (2000) Volcanic air pollution - a hazard in Hawai'i. US Geological Survey Fact Sheet 169-97, online version 1.1.
- Whitman, R., Quinn, T. and Brannon, E. (1982) Influence of suspended volcanic ash on homing behaviour of adult chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 111, 63-69.
- Wilson, T.M., Stewart, C., Cole, J.W., Johnston, D.M. and Cronin, S.J. (2009) Vulnerability of farm water supplies to volcanic ash. *GNS Science Report* 2009/01.
- Wilson, T.M., Stewart, C., Sword-Daniels, V., Leonard, G.S., Johnston, D.M., Cole, J.W., Wardmand, J., Wilson, G. and Barnard, S.T. (2011) Volcanic ash impacts on critical infrastructure. *Physics and Chemistry of the Earth*, doi:10.1016/j.pce.2011.06.006
- Witham, C.S., Oppenheimer, C. and Horwell, C.J. (2005) Volcanic ash-leachates: A review and recommendations for sampling methods. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 141, 299-326.

9.0 付録

付録1 水によって火山灰から抽出された物質の比較データ

これまでの火山灰の溶出研究から収集した火山灰中の主な水溶性元素の濃度の最大値と中央値 (単位は mg/kg) (全データのリストは Ayriss and Delmelle, 2012 を参照)

元素名	濃度 (mg/火山灰 1kg)		データ数 ^φ
	最大値	中央値	
Ca	23,590	2,140	27
S	17,770	1,662	30
Cl	11,160	1,162	30
Na	2,560	378	28
Mg	4,240	335	27
F	3,140	129	29
P	724	74	12
K	788	71	26
Al	1,164	58	24
Si	390	25	24
Fe	606	21	24
Mn	144	20	22
Cu	95	5	22
N	280	5	11

φ 該当する元素に関して火山灰の水溶性成分データが利用可能な火山の数

これまでの火山灰の溶出研究から収集した火山灰中に少量、含まれる水溶性元素の濃度の最大値と中央値 (単位は µg/kg) (全データのリストは Ayriss and Delmelle, 2012 を参照)

元素名	濃度 (µg/火山灰 1kg)		データ数
	最大値	中央値	
Sr	35,048	4,296	14
Zn	53,020	3,575	21
B	7,722	2,606	9
Ti	18,668	2,317	12
Br	13,593	1,931	12
Ba	6,700	943	14
Ni	3,900	499	14
Li	1,880	220	14
Co	1,297	186	16
As	9,325	131	13
上記以外の全元素の中央値は 100 µg/kg 以下			

付録 2 飲用水のガイドラインの比較

		USEPA ¹		WHO ²	ニュージーランド ³		日本 ⁴	基準値を超えた場合に 起こりうる影響 ⁵
		第1 基準	第2 基準	健康 基準	健康 許容最大値	受容性 ガイドライン値		
健康に関与する項目								
アンチモン	Sb	0.006		0.02	0.02			血中コレステロールの増加ならびに血糖値の減少
ヒ素	As	0.01		0.01	0.01		0.01	皮膚損傷、発がんリスクの増加
バリウム	Ba	2		0.7	0.7			血圧の上昇
ホウ素	B			0.5	1.4		1.0	記載なし
カドミウム	Cd	0.005		0.003	0.004		0.01	腎臓損傷
クロム	Cr	0.1		0.05	0.05		0.05	推定許容最大値; 健康影響に関する情報は限定的
銅	Cu	2		2	2		1	肝臓と腎臓の損傷、NB 受容性 GV 1 mg/L
フッ素	F	4		1.5	1.5		0.8	歯と骨のフッ素症。口腔衛生のため 0.7-1.0 mg/L の範囲が推奨値
鉛	Pb	0.015		0.01	0.01		0.01	小児の発達障害ならびに学習障害
モリブデン	Mo			0.07	0.07			記載なし
水銀	Hg	0.002		0.001	0.007		0.0005	腎臓損傷
ニッケル	Ni			0.02	0.08			記載なし
窒素酸化物	NO ₃ -N	10		11.3	11.3		10	人口乳で育てた乳児にメトヘモグロビン血症を引き起こす可能性あり
セレン	Se	0.05		0.01	0.01		0.01	肝臓と腎臓の損傷、循環器系と神経系の損傷
ウラン	U				0.02			推定許容最大値
飲用水の受容性（味、臭い、色など）に影響を与える項目								
酸性度	H ₃ O ⁺		pH 6.5-8.5			pH 7-8.5	pH 5.8-8.6	低 pH: 苦味、金属味、腐食 高 pH: ぬめり感、炭酸味
アルミニウム	Al		0.05-0.2			0.1	0.2	変色、沈殿物
塩素	Cl		250			250	200	味の変化、腐食
銅	Cu		1			1	1	金属味、青緑の変色
硬度	Ca+Mg					200	300	高硬度：薄片状の沈殿、浮きかすの生成 低硬度(100 未満): 腐食傾向あり。味に関する閾値は 100-300 mg/L で変化。
鉄	Fe		0.3			0.2	0.3	さび色、金属味、赤みの変色
マンガン	Mn		0.05			0.04	0.05	黒または茶色の変色、苦い金属味
ナトリウム	Na					200	200	味に関する閾値
硫酸	SO ₄		250			250		味に関する閾値
亜鉛	Zn		5			1.5	1	味に関する閾値

- 1 米国環境保護庁(USEPA)は 2 段階の飲用水の水質基準を採用している。米国第一飲用水基準は市民の健康保護を目的とした法的強制力がある最大汚濁レベル(MCLs)を定めたものであり、米国第二飲用水基準は、外見もしくは受容性に関して影響を及ぼす可能性があるものの、健康へのリスクはない混合物を規制する法的強制力のないガイドラインです。

- 2 世界保健機関(WHO)は健康に関与する多種の化学物質のガイドライン値を定めています。飲用

水の受容性に影響する化学物質に関する公式なガイドラインは定めていません。

- 3 ニュージーランドではニュージーランド飲用水基準 2005 と呼ばれる 2008 年に改訂された 2 系統の基準が用いられています。許容最大値(MAVs)は健康に関与する因子として定められたものであり、ガイドライン値(GVs)は(許容因子と類似した)受容性因子として定められています。MAVs は(いくつかの例外はありますが)生涯曝露に関して定められたものであるため、短期間曝露の影響を評価する際には関係しないことに留意が必要です。
- 4 日本では厚生労働省によって飲用水の水質基準一式が定められています。
- 5 USEPA が提供した情報に基づく議論によるものです。

付録3 家畜用の飲み水におけるガイドライン中の微量成分の数値比較
(Wilson et al., 2009 より引用) 濃度の単位はすべて mg/L

項目	ANZECC ¹	FAO ²	カナダ ³	注記
アルミニウム	5	5	5	比較的、毒性は低いが高濃度の場合には神経系に有害な可能性あり。
ヒ素	0.5	0.2	0.025	豚と家禽に影響が出やすく、脱水症や出血性の下痢の症状を引き起こす可能性あり。ただし、短期的な摂取では通常、許容範囲に収まることが多い。
ベリリウム	-	0.1	0.1	利用可能な情報はわずか。
ホウ素	5	5	5	短期間の曝露はほとんど問題にならないが長期曝露では体重減少と食餌量の減少を引き起こす可能性あり。
カドミウム	0.01	0.05	0.08	生体濃縮を引き起こすため要注意。高濃度の場合、催奇性、変異原性ならびに発がん性あり。
カルシウム	1000	-	1000	骨と歯に不可欠な元素だが、過剰摂取により他の栄養素の吸収を阻害。
クロム	1	1	0.05	6 価、3 価クロム両方に対する基準値。
コバルト	1	1	1	不可欠な微量栄養素 (ビタミン B ₁₂ の構成成分) だが高濃度は有害。
銅	0.4 to 2	0.5	0.5 to 5	銅は必要量と許容量の幅が極めて狭い上、家畜の種類でも変化するため、基準値にも幅がある。銅の毒性は、モリブデンと硫酸の濃度にも依存する。
フッ化物	2	2	1 to 2	過剰摂取で骨と歯のフッ素症の恐れ。餌からの摂取管理も重要であり、カナダのガイドラインでは、餌に高濃度のフッ化物が含まれる場合、低濃度の基準の適用を推奨。
鉄	-	-	-	0.1 mg/L で子牛の足肉に変色が生じる恐れ。低濃度で牛乳も変色。しかし、健康への害はないと考えられているので基準値は一般的に定められていない。
鉛	0.1	0.1	0.1	(例えば餌の汚染による) 急性中毒がより一般的で神経系に有害。慢性影響には食欲不振や衰弱が含まれる。
マグネシウム	2000	250-500	-	必須栄養素だが、高濃度で下痢。
マンガン	-	0.05	-	毒性に関する問題よりも摂取不足の方がより大きな懸案; FAO の基準は健康への有害性に基づいたものではない人の飲用水に関するガイドラインによる。
水銀	0.002	0.01	0.003	生体濃縮を引き起こすため要注意であり、神経系に深刻な悪影響を引き起こす。

モリブデン	0.15	-	0.5	必須栄養素だが高濃度で有毒; 下痢と食欲の減衰を引き起こす。
ニッケル	1	-	1	代謝において鉄と相互作用を起こす。
硝酸	400	100	100	硝酸は動物に対する毒性がはるかに大きい
亜硝酸	30	10	10	亜硝酸に容易に変化する。亜硝酸はヘモグロビンを酸化して酸素輸送ができないメタヘモグロビンにする。症状としては嘔吐、痙攣、チアノーゼ、死亡等。
セレン	0.02	0.05	0.05	重要な酵素であるグルタチオンペルオキシダーゼの構成成分。中毒よりも欠乏する場合が多く、餌への補足が一般的。
硫酸	1000	-	1000	動物にとって不可欠な栄養素だが、高濃度で下痢を引き起こすとともに味を悪くする。
全蒸発残留物 ⁴	2000 から 4000	1000	3000	高濃度では主に水の味に影響を与える。その結果として間接的な健康影響を引き起こす (3.2.3 章参照)。
ウラン	0.2	-	0.2	利用可能な情報はわずか。
バナジウム	-	0.1	0.1	必須栄養素の可能性あり; 代謝においてクロムならびに鉄と相互作用。高濃度では成長障害。
亜鉛	20	24	50	不可欠な微量栄養素; 多くの酵素に含まれる。一般的に許容量は大きい。

1 オーストラリアならびにニュージーランド環境保護協議会(ANZECC) (2000) ならびにオーストラリア・ニュージーランド淡水・海水基準値第3次ガイドラインによる。根拠や背景に関する情報は2000年10月公表の「灌漑ならびに水の一般利用、飲用水の保存、水産物の養殖ならびに摂食」:

<http://www.environment.gov.au/water/publications/quality/pubs/nwqms-guidelines-4-vol3.pdf> 参照

2 国連食糧農業機構による(Ayers and Westcott, 1994)

3 カナダ環境基準ガイドライン <http://cegg-rcqe.ccme.ca/>による

4 付録4 参照

付録4 **ANZECC による家畜の飲用水中の塩の許容量に関するガイドライン**
(Wilson et al., 2009 より引用)

家畜	全蒸発残留物 (mg/L)		
	被害が何も起きない と期待される値	動物が初期に避けたがるが 適用すると考えられる値	生産量の減少や 生育・健康 状態の悪化
肉牛	<4000	4000-5000	>5000
乳牛	<2400	2400-4000	>4000
羊	<4000	4000-10000	>10000
馬	<4000	4000-6000	>6000
豚	<4000	4000-5000	>6000
家禽	<2000	2000-3000	>3000

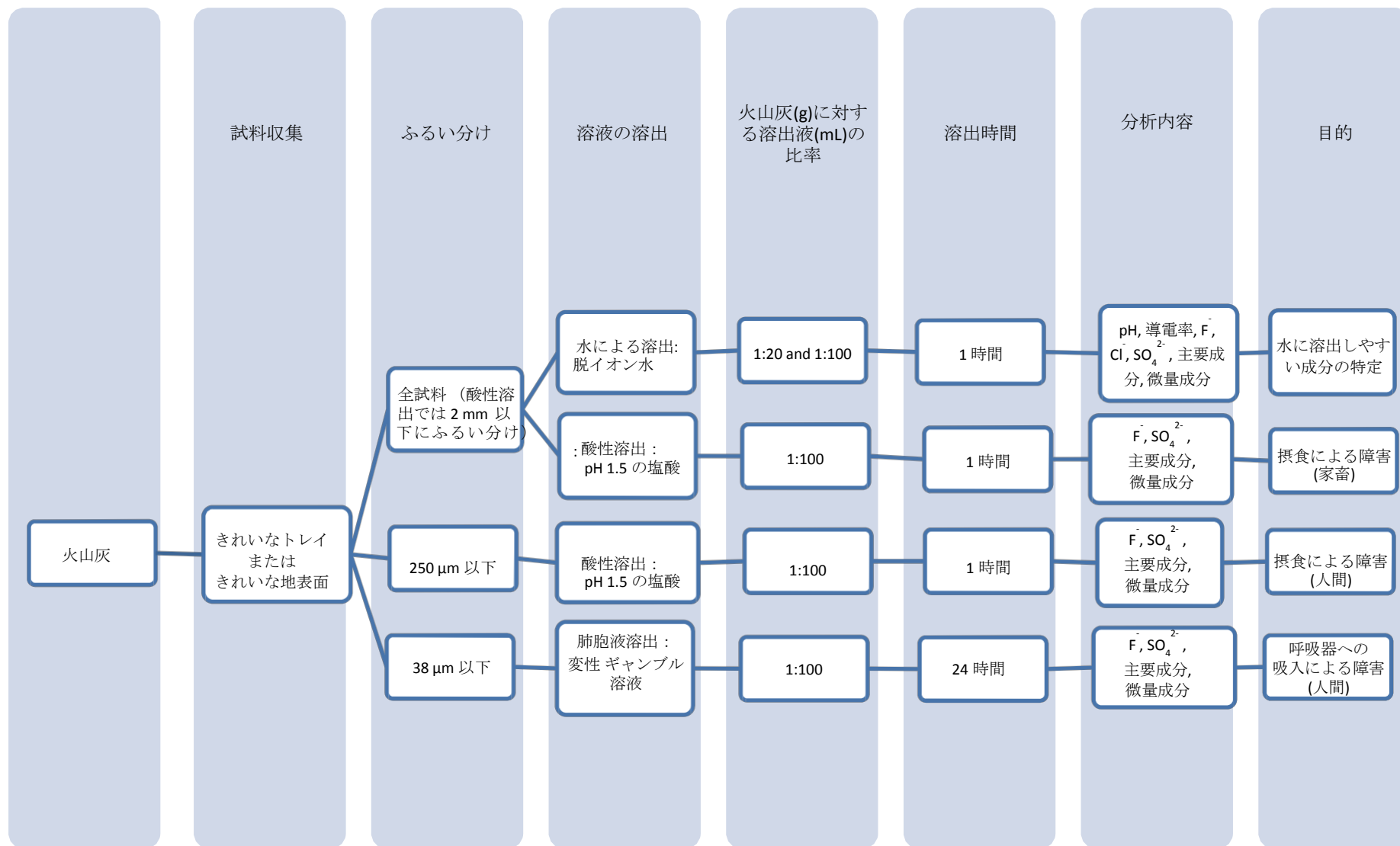


図 1 火山灰溶出試験の流れ図