



水質と物質循環、集水域特性

河川や湖沼の水は、周りからいろいろな元素が流れ込んで来たり、生息する生物が元素を取り込んだりするため、絶えず変化していきます。水の中に溶け込んでいる、たくさんの元素の量を測ったり、同位体比を測定したりすることで、物質の起源や現場で起きているプロセスを推測することができます。これらについて、具体的な研究を見てみましょう。

沿岸域の地下水の水質と安定同位体比から見えてくる 水質形成の仕組み

— 仙台市宮城野区の調査事例の紹介 —

藪崎志穂
(総合地球環境学研究所)

1. はじめに

“海の水は塩辛い”。海で泳いだことのある人はもちろん、海にほとんど行ったことが無い人にとっても、これは公然の事実でしょう。波打ち際に広がる砂浜の砂を掘ってしみ出てくる水も、もちろん塩辛い海の水です（ただし、ある特定の場所では、海岸の砂浜から真水が湧くこともあります）。それでは、海岸近くの土地に井戸を掘った場合、その水はどんな味がするのでしょうか。砂浜と同じく、塩辛いのでしょうか。それとも、普段私たちが飲んでいる水道水のように、無味なののでしょうか。

私たちは宮城県仙台市宮城野区の海岸近くに位置する新浜地区という場所にある複数の井戸を調査し、水質の特徴について調べました。この一帯は、今から約11年前の2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震の津波による浸水被害を受けた場所です。七北田川と名取川に囲まれた新浜地区の近くの海岸には約10kmにおよび砂浜が広がり、夏には海水浴場として利用され沢山の人が賑わっていました。海岸の近くには多くの住宅が建てられており、また、江戸時代はじめてから建設された運河（貞山堀）に沿うように松林が広がっていました（図1）。しかし、大地震の後に発生した津波によって、住宅や電柱、海岸沿いにあった砂防林などが流され、道路が損壊し、畑や水田にも海水がかぶり、住民の方々は長い間よその場所で避難生活を送っていました。その後、長い時間をかけて、損壊した建物や道路、



図1. 貞山堀と松林（仙台市若林区荒浜海岸付近、2011年1月4日撮影）

堤防などの修復が行われ、現在は元の場所に戻り生活をしている住民が多くいます。

新浜地区では、震災前から自家用の井戸を持っている家が多く、生活用水や家庭菜園、洗車などに利用されていました。津波によって破損してしまった井戸もありましたが、その後、新しく作り直すなどして、震災後も井戸水を利用されている方が多くいます。これらの井戸の水質を測定することで、2011年の津波による塩水化の有無や、この周辺地域の本来の地下水の水質について知ることができます。更に水の安定同位体比やCFCs¹⁾、SF₆²⁾などの分析を行うことで、水の涵養域や滞留時間について把握することができると考えられます。なお、涵養とは降水が地表面から地下に浸透し帯水層（地下水）に水が供給されることを意味しており、涵養域とは涵養が生じる場所のことを指しています。また、滞留時間とは降

水が地下に浸透して帯水層（地下水）に達したときを^{ゼロ}0とし、地下水が地中を流動して、ある場所に到達するまでにかかった時間のことです。簡単に言えば水の年齢に相当します。これらの情報は、今後の持続的な地下水利用を行うためにも重要な情報です。なお、水質組成図や滞留時間推定法に関しては3章の「地下水流動研究におけるマルチトレーサーの活用法」でも紹介していますので、ご参考にしてください。

本研究では仙台市宮城野区の沿岸に近い集落の井戸（浅井戸1か所、深井戸5か所）と水路を対象として調査を行い、それぞれの水質の特徴や季節変化、水質形成について明らかにすることを目的として調査や採水を行いました。調査地点の位置図を図2に、調査地点の概要を表1に示しました。なお、地下水等の現地調査は2018年12月から毎月実施しており、現地ではEC（電気伝導率）、pH、水温を測定しています。無機溶存成分や微

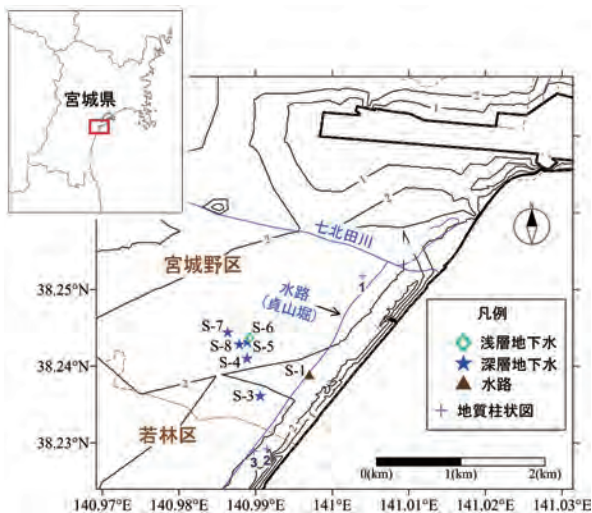


図2. 調査地点の位置図

表1. 調査地点の概要

地点No	緯度 °N	経度 °E	標高 m (a.s.l.)	種別	井戸深度 m
S-1	38.236	140.995	2.3	運河	-
S-3	38.236	140.991	0.9	深井戸	30.0
S-4	38.241	140.989	0.9	深井戸	28.0
S-5	38.243	140.989	1.0	深井戸	30.0
S-6	38.244	140.989	1.1	浅井戸	3.1
S-7	38.244	140.986	1.0	深井戸	30.0
S-8	38.243	140.988	1.3	深井戸	34.0

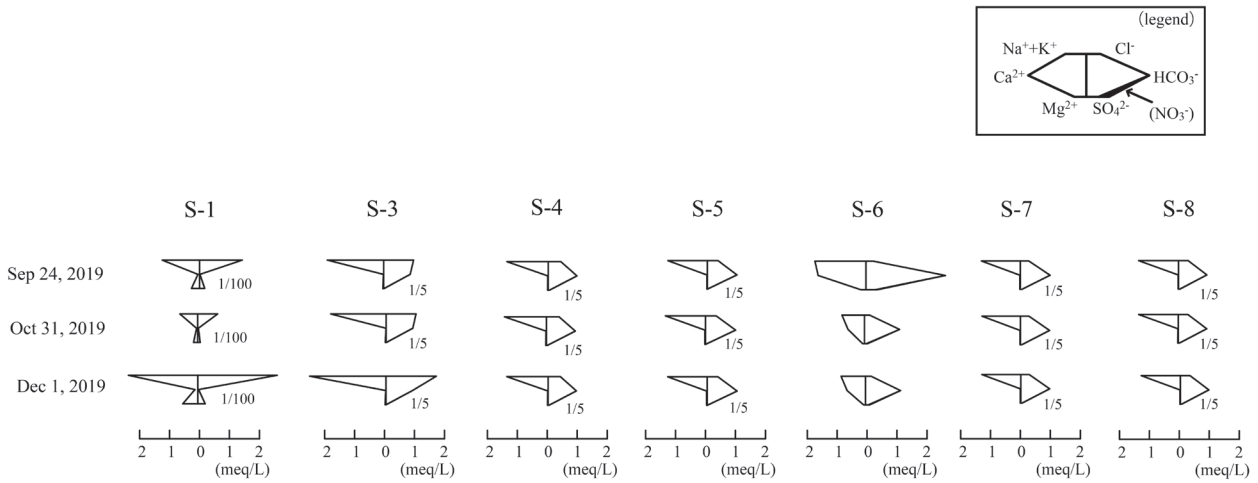
量元素、安定同位体の分析用として、250 mL 容器に水試料を採取しました。また、滞留時間推定のための CFCs や SF₆ 分析用の採水も 2019 年 1 月に実施しました。本稿では特に 2018 年 12 月～2019 年 12 月に実施した調査結果について紹介します。

2. 無機溶存成分の特徴

採水した地下水および水路の水試料について、陰イオン (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻) と陽イオン (Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺) はイオンクロマトグラフ (ICS-3000 または ICS-6000)、HCO₃⁻ は pH4.8 アルカリ度滴定法を用いて分析しました。これらの分析結果を利用して、2019 年 9 月～12 月に採水した試料の水質組成図(シュティフダイアグラム)を作成しました(図3)。シュティフダイアグラムは水質組成の特徴や溶存成分量を一目で把握することができ、複数地点の比較もしやすいという利点があります。

水路 (S-1) の水質組成は Na-Cl 型で溶存成分量は多く、海水の水質に近い特徴を有しています。しかしながら、水路の溶存成分量は海水よりも少なく (海水の 1/10～1/2 ほど)、時期によって濃度が変わるため、河川水や降水 (場合によっては浅層の地下水も含む) と混合していることが伺えます。

浅層地下水 (S-6) は (Na+Ca)-HCO₃ 型を示し、溶存成分量は水路や深層地下水と比較して相対的に少ないです。この結果から、少なくとも調査時においては、2011 年の津波による塩水化の影響は生じていないことが明らかです。また、時期によって水質組成 (特に溶存成分量) が変化しており、例えば図3では 2019 年 9 月と 10 月の間で変化しています。2019 年 10 月には非常に多くの降水があり、気象庁の AMeDAS データ (<https://www.jma.go.jp/jma/index.html>) によると、仙台の観測地点で 644.5 mm (観測史上 1 位)、名取の観測地点で 555.0 mm (同 1 位) を記録しています。S-6 の井戸深度は 3.1 m と浅いため、多量に降っ



* S-1は1/100表示, S-3, 4, 5, 7, 8は1/5表示

図3. 水質組成図

た雨水の浸透の影響を受けて地下水の水質が変化したと考えられます。10月のシュティフダイアグラムの成分量は9月と比べて減少している点においても、降水の混合による希釈の結果として矛盾がありません。

深層地下水では2種類の水質組成が認められます。S-4、5、7、8の4地点ではNa-HCO₃型であるのに対し、S-3ではNa-(Cl+HCO₃)型となっており、他の深層地下水よりもCl⁻(塩化物イオン)濃度が高くなっています。S-3は他の井戸よりも沿岸近くに位置する井戸のため、海水、あるいは海塩の影響が水質に影響を与えていることが予想されます。また、深層地下水の水質はいずれの地点もほぼ一定しており、Na⁺とHCO₃⁻濃度が相対的に高い水質組成を示すことから、降水の影響は受けず、比較的長い滞留時間を有していることがわかりました。

3. 酸素と水素の安定同位体比の特徴

各地点の酸素安定同位体比 ($\delta^{18}\text{O}$) と水素安定同位体比 ($\delta^2\text{H}$) をCRDS法 (Picarro L2130-i) により測定し、結果を用いて δ -diagramを作成しました (図4)。この図には、S-1～S-8のデータのほかに、参考として調査対象地域の近傍で採取した海水の同位体比もプロットしています。

水路 (S-1) や浅層地下水 (S-6) の同位体比は

溶存成分量と同様に変動が大きく、降水の影響を受けていると考えられます。S-1の回帰線は $\delta^2\text{H} = 6.41\delta^{18}\text{O} - 0.155$ ($r^2=0.995$) となっており、この回帰線の延長線上に海水がプロットされています。従って、 δ -diagramの結果においてもS-1は海水との混合があることを示唆しています。また、S-1の同位体比の変動が大きいのは、降水の影響に加え、時期により水路の水に混入する海水の量 (割合) が大きく変化していることに起因していると考えられます。海水の同位体比は相対的に高いため ($\delta^{18}\text{O}$ 、 $\delta^2\text{H}$ ともに約0‰)、即ち、海水の量が多くなると、水路の同位体比は相対的に

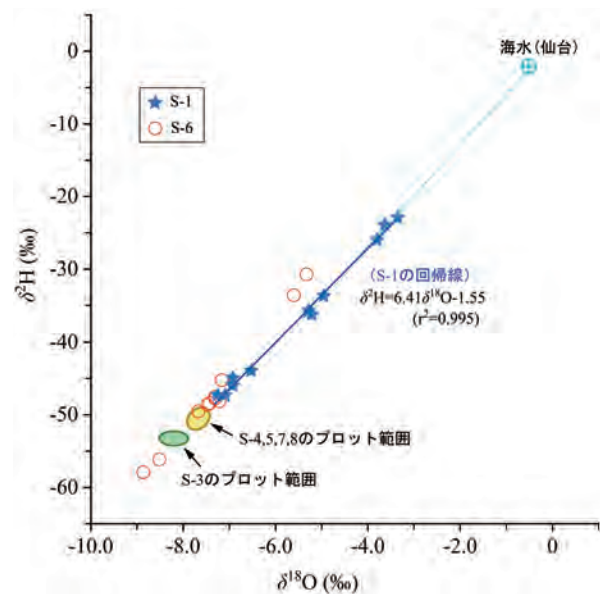


図4. δ -diagram

高い値を示すこととなります。一方、降水の同位体比は降水イベントによって異なるため、その時々々の降水同位体比の影響を受けて浅層地下水の同位体比は上昇または低下することとなります。

深層地下水 (S-4、5、7、8) の同位体比はほぼ同じ値となっていますが、S-3 は他の地点よりも若干低くなっています。酸素と水素の安定同位体比が異なる要因として、他の水塊との混入や蒸発の影響などがありますが、涵養域の標高の違いもその一つです。一般的に、涵養域の標高が高いと地下水の同位体比は低くなりますので (同位体の高度効果)、S-3 は他の地点よりも涵養域の標高が高いことが予想されます。

また、「2. 無機溶存成分の特徴」で説明した S-3 の水質形成要因では、海水や海塩の影響がおよんでいるのではないかと推察しましたが、仮に地下水に海水が混入した場合には、海水の同位体比は地下水よりも相対的に高い値であるため、地下水の同位体比も高い値を示すこととなります。ところが、上述したように、S-3 の同位体比は他の深層地下水の地点よりもやや低い値を示しており、この結果から S-3 の地下水に海水自体が混入している可能性は低くなります。そのため、海水の混入ではなく、海塩が混入して Cl^- 濃度が高くなっている可能性が高いと考えられます。では、この海塩の起源は何であるのか、という疑問が残ります。先行研究によると、この地域には地下に化石海水があることが報告されており (内田ほか、2005)、こうした化石海水が地層中の鉱物等に吸着し、その成分 (海塩) が地下水に溶出することで、地下水の Cl^- 濃度が高くなる説明がつかます。しかしながら、この要因についてはまだ不明瞭であるため、他の分析データを用いるなどして、今後も検討を進めてゆきます。

4. 地下水の滞留時間

持続可能な地下水利用をおこなうためには、地下水の滞留時間 (涵養されてから流出するまでの時間の長さ) を把握することが重要となってきま

す。滞留時間を推定するためには幾つかの方法がありますが、本研究では地下水の CFCs と SF_6 の濃度を測定して、過去の大気中の CFCs と SF_6 濃度と比較することで地下水の滞留時間を推定する方法を利用しました。2019 年 1 月に深井戸 4 地点で採取した水試料について CFCs と SF_6 の分析を実施し、モデルを用いて検討した結果、これらの深井戸の滞留時間の推定値は 70 年前後であることがわかりました。この結果は、深層地下水の水質組成の特徴とも矛盾がありません。

5. 今後の研究の展開について

溶存成分と酸素・水素の安定同位体比の測定結果から、仙台市宮城野区の沿岸付近の浅層地下水と深層地下水の水質の特徴や、地下水と海水および降水との関係を明らかにし、水質形成について把握することができました。沿岸に近い深層地下水の水質には海塩の影響がおよんでいる可能性が認められましたが、浅層地下水および深層地下水ともに 2011 年の津波による塩水化は生じていないことも把握できました。

本稿では仙台市宮城野区の海岸近くに位置する民家井戸の調査結果を中心に紹介しましたが、本調査地点の近く (沿岸域) に新たに設置した深度の異なる 3 か所の観測井の調査も 2020 年 2 月から開始しており、海水と地下水の相互作用について考察を進めています。また、溶存成分や水同位体比に加え、ストロンチウムの同位体比 ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) 等の測定も行い、複数のトレーサーを利用して、仙台市沿岸域の水質形成や地下水の涵養域、地下水流動について更に検討する予定です。

謝辞

本研究は、科学研究費補助金 (基盤 (A)、課題番号：18H04146、研究代表者：黒沢高秀 福島大学教授) の助成を受けて実施しています。調査では福島大学 柴崎研究室の学生さんに調査・採水を行っていただきました。また、井戸の調査については、新浜地区の住民の皆さまに快くご協力

いただきました。沿岸近くのビオトープ井戸の調査では、東北学院大学 教養学部の平吹喜彦教授に大変お世話になりました。ここに記して、深く御礼申し上げます。

注釈

- 1) クロロフルオロカーボン類(Chlorofluorocarbons)といい、CFC-11、CFC-12、CFC-113などがあります。冷却剤や洗浄剤などの工業用として1930年代に人工的に生成された有機化合物で、化学的に極めて安定な性質を持つため、放出されたCFCsは大気中に蓄積されました。年代によって大気中のCFCs濃度が異なるため、水中のCFCs濃度を測定して、過去の大気中の濃度と比較することにより、水が涵養された年代を推定することができます。
- 2) 六フッ化硫黄(Sulfur hexafluoride)のことで、電気や電子機器などの緑ガスとして1960年代から利用されている気体です。化学的に非常に安定な性質を持っており、大気中の濃度は現在も増加しています。CFCsと同様に、水中のSF₆濃度を測定して、過去の大気中の濃度と比較することにより、水が涵養された年代を推定することができます。CFCsと比較して、より新しい水(滞留時間が10年よりも短い水)の年代推定が可能です。

文献

Yabusaki S, Yamamoto R, Shibasaki N (2022) Seasonal variation in groundwater quality revealed by the multi-tracer near the coastal area of Sendai, Japan. Journal of Japan Society of Hydrology and Water Resources. (in press)

内田洋平・安川香澄・天満則夫・大谷具幸・森康二(2005) 仙台平野における地下温度構造に関する研究 その1. 3次元地下水流動・熱輸送広域モデルの構築. 日本地熱学会誌, 27 (2), 115-130.

<https://doi.org/10.11367/grsj1979.27.115>

著者情報



藪崎志穂 筑波大学大学院博士課程生命環境科学研究科を修了。2016年4月より総合地球環境学研究所に所属。専門は同位体水文学。各地の降水の同位体長期観測や、地下水・湧水の水質の特徴把握、福島県や仙台市の沿岸域の地下水調査、忍野村の地下水流動観測などを行っています。

藪崎志穂 筑波大学大学院博士課程生命環境科学研究科を修了。2016年4月より総合地球環境学研究所に所属。専門は同位体水文学。各地の降水の同位体長期観測や、地下水・湧水の水質の特徴把握、福島県や仙台市の沿岸域の地下水調査、忍野村の地下水流動観測などを行っています。

(2022年3月31日掲載)

塩類の起源に迫る

— 農地が汗をかくと塩を吹く —

久 米 崇

(愛媛大学大学院農学研究科)

1. はじめに

乾燥地域の農地では、土の表面に真っ白な塩が吹くことがあります。これを塩類集積といいます。

土には様々な要因により多量に塩類を含んでいるものがあります。例えば、そもそもの地質に多量の塩類を含むことがあげられます。また、昔海底であった場所が土砂堆積などで陸地になった場合、土の中に多量の海水が閉じ込められ塩類が残存していることがあります。このように、土の中には歴史的な経緯によってさまざまな理由で塩類が存在しています。

塩類、特に塩化ナトリウムなどは、作物の大敵です。作物によって程度の差はありますが、塩化ナトリウムが土の中に多量に存在すると、多くの作物は枯れてしまいます。したがって、適切に農地の塩類を管理する必要があります。

その際に重要なのは、塩類の起源を明確にすることです。土の中の塩類がどこから来たのかがわかれば、どのような対策・管理をすればよいのかを考えやすくなります。そこで本稿では、安定同位体を用いて塩類の起源を推定する方法を紹介します。

2. 農地の塩類集積

農地の塩類集積はどのようにしておきるのでしょうか。私たちが真夏にスポーツをして大量に汗をかくと、黒い T シャツの背中に白く塩を吹くことがあります。農地でも同じことがおきます。

作物を育てるために人為的に農地に水を供給することを「かんがい」といいます。また、その水

をかんがい水といいます。土の中に多量の塩類が存在している農地にかんがいを行うと、かんがい水の中に塩類が溶けます。乾燥地のように激しく水が蒸発する農地では、塩類を溶解したかんがい水は、毛管現象により土の表面へ移動し蒸発していきます。その際、水は蒸発して大気中に霧散しますが、塩類は再結晶して土の表面に集積します。

このようにして、スポーツ後の T シャツのように、農地が汗をかく（水が蒸発する）と塩を吹く（塩類集積する）ことになるのです。

3. ストロンチウム安定同位体による塩類起源の推定

ここでは、ストロンチウム（以下、Sr）という重金属元素の安定同位体を用いて、海水起源の塩類がどの程度農地土壤に含まれているのかを推定することにします。

Sr には、複数の安定同位体があります。ここでは、質量数 87 と 86 の安定同位体の比 ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) (以下、Sr 同位体比) を用いることとします。その理由は、海水の Sr 同位体比は世界中どこの海から採取したものでも 0.70918 であることが分かっているからです。

大雑把ではありますが、ある水サンプル中における Sr のうち、海水起源の Sr が大半を占めていれば、その水サンプル中の塩類の主な起源は海水である（海水の影響を大きく受けている）と考えることができます。本稿では、このような考え方のもとで Sr 同位体比による塩類起源の解析を進めます。

4. 研究対象地域の概要

ここで紹介する研究成果 (Kume et al., 2010) は、総合地球環境学研究所プロジェクト「乾燥地域の農業生産システムに及ぼす地球温暖化の影響」において筆者が実施したものです。

このプロジェクトは、トルコ共和国のセイハン川流域 (図1) を対象として実施されました。流域の下流に位置するアダナ市周辺は大規模かんがい農地の開発が行われています (図2)。筆者は、このかんがい農地の上流から下流の水の流れと塩類の移動の観測・解析を担当しました。

対象とするかんがい地域は上流にダムを有し、セイハン川とかんがい水路を通じて農地へかんが

いを行っています。ここでは、不要なかんがい水を排除するための排水路が至るところに張り巡らされています。図2に示すように3つの灌漑ブロックがあり、それぞれに幹線排水路が設置され、排水は地中海に排出されます。下流域の土は塩類化の傾向を示しており塩類集積が認められていました。

5. 排水中の塩類の起源をみる

農地には人間活動によって水だけでなく様々な物質が供給されます。図3に示すように、排水路には、降水、肥料、農薬、かんがい水、地下水、そして場合によっては海水が浸入します。つまり排水は様々な起源から供給された塩類が混合した水ということになります。

対象地域には、先に述べたように幹線排水路が3つ設置されています。これらの排水路の末端における排水には、それぞれの排水ブロックからの排水が混合し、その特徴が色濃く反映されているはずですが、そこで、混合理論を使って、それぞれの起源から供給された塩類の混合比を求めることで、塩類の起源を明らかにすることにします。



図1. トルコ共和国とセイハン川流域

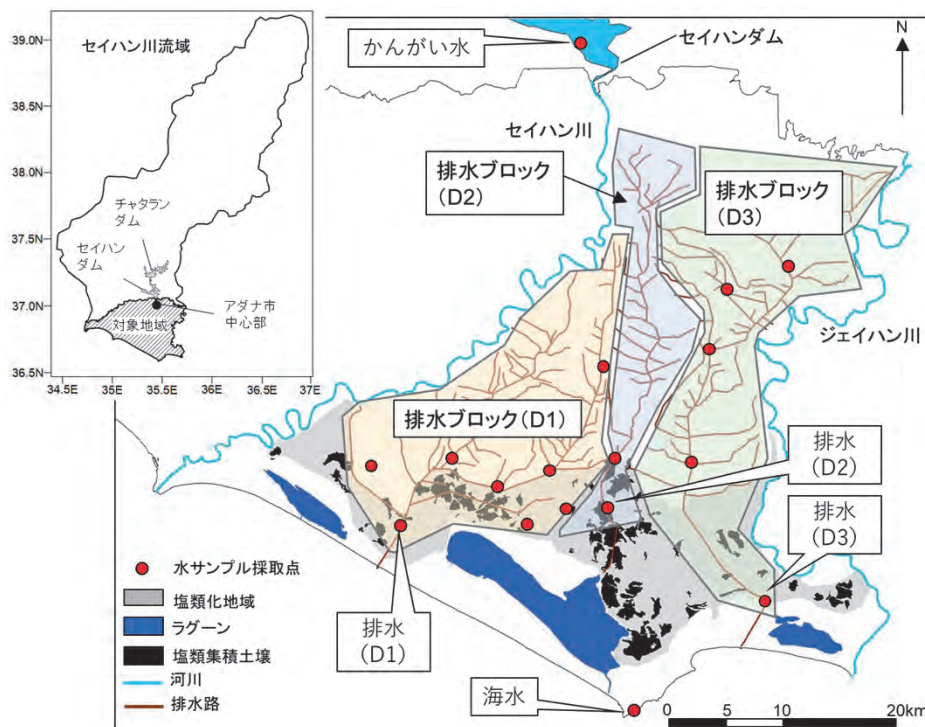


図2. 研究対象地域と各種サンプリング地点

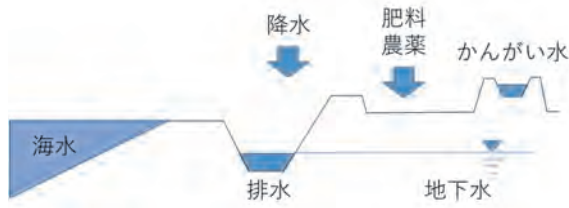


図3. 農地におけるさまざまな水・物質起源

6. 主要な起源は何か

排水中にはさまざまな起源からもたらされた塩類が混合しています。そのすべてを対象とすることは難しく現実的ではありません。そこで、次の理由から3つの起源に注目をします。

まず一つ目は海水です。対象地域は、昔海面下にあり海水塩の影響を大きく受けているはずで、また、地中海沿岸部は、海水浸入を受けていることから海水塩は対象とするかんがい農地における主要な起源の一つと考えられます。

二つ目はかんがい水です。対象地域の農地には、春から夏にかけて大量のかんがい水が供給されます。かんがい水中の塩分濃度は低くても、それが大量になれば相当量の塩類が農地に供給されることになります。

そして三つめは肥料です。農地には大量の肥料が毎年投入されます。ここに含まれる塩類は相当な量であると推測されます。

7. 解析の方法

対象地域では春から夏にかけて大量のかんがい水が農地に供給されます。一方、秋から冬には供給されません。したがって、夏季と冬季では、排水に含まれる塩類の混合比が異なる可能性があります。そこで、ここでは夏季と冬季それぞれの混合比をみていきます。

まず、各種サンプルを室内に持ち帰り、Sr濃度とSr同位体比の測定を行います。そして図4、5に示すように海水、かんがい水、肥料そして3つの排水路 (D1、D2、D3) から採取した排水のSr濃度の逆数とSr同位体比をプロットします。

図4、5に示すように夏季、冬季のいずれにお

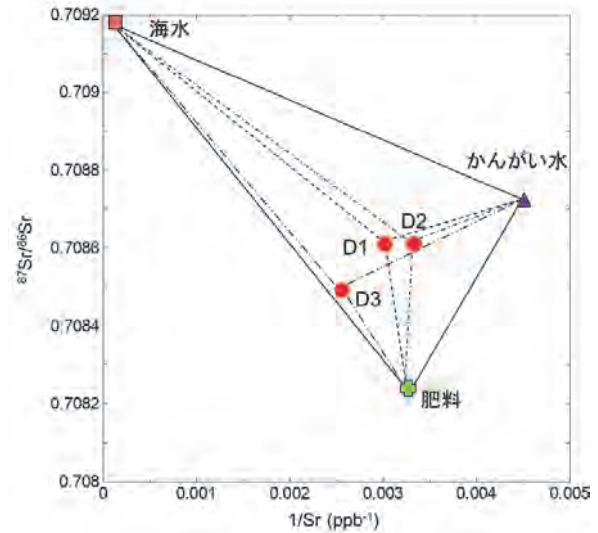


図4. 各サンプルのSr同位体比とSr濃度（夏季）

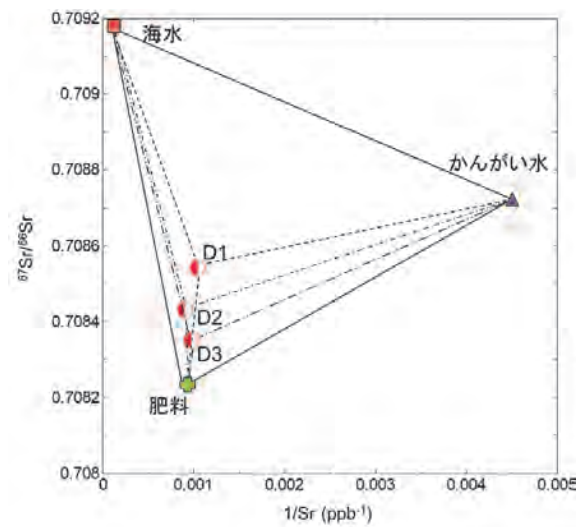


図5. 各サンプルのSr同位体比とSr濃度（冬季）

いても、排水のプロットがすべて海水、かんがい水、肥料を結んだ三角形の中に入っています。このような場合、混合理論 (Faure and Mensing, 2005)にもとづいた次の連立方程式を解くことで、海水、かんがい水、肥料それぞれから各排水に供給されたSrの混合比(割合)を計算することができます。

$$1 = f_{海} + f_{か} + f_{肥} \quad (1)$$

$$1/Sr_{排} = 1/Sr_{海} f_{海} + 1/Sr_{か} f_{か} + 1/Sr_{肥} f_{肥} \quad (2)$$

$$Sr_{比排} = Sr_{比海} f_{海} + Sr_{比か} f_{か} + Sr_{比肥} f_{肥} \quad (3)$$

ただし、 $f_{海}$, $f_{か}$, $f_{肥} < 1$

ここで、Sr 同位体比 (Sr 比と表記) と $1/Sr$ (ppb^{-1}) はそれぞれ図 4、5 の縦軸と横軸に示した既知の測定値です。そして、添字の「海」、「か」、「肥」、「排」はそれぞれ、海水、かんがい水、肥料、排水を示します。 f は未知数であり、求めるそれぞれの混合比 (割合) です。この連立方程式に夏季、冬季におけるサンプルの実測値を代入して計算を行いました。

8. 塩類の起源 (=混合比) の解析結果

図 6 は D1、D2、D3 それぞれの夏季における海水、かんがい水、肥料の混合比を示しています。D1 の排水中には、海水起源の Sr が 6%、肥料起源の Sr が 28%、そしてかんがい水起源の Sr が 66% 含まれていました。D2 と D3 の排水路には海水起源の Sr がそれぞれ 3%、2% 含まれていたことがわかります。

夏季は、上流のダムから供給されるかんがい水

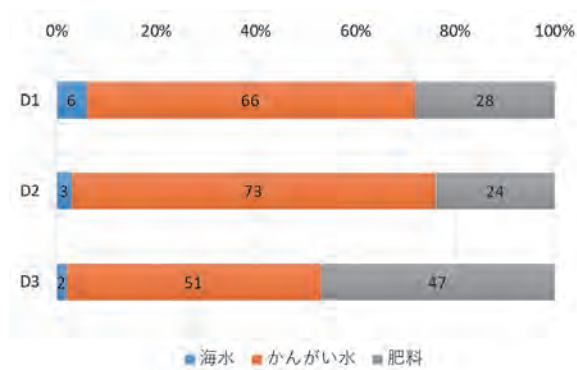


図 6. 各排水における塩類の混合比 (夏季)

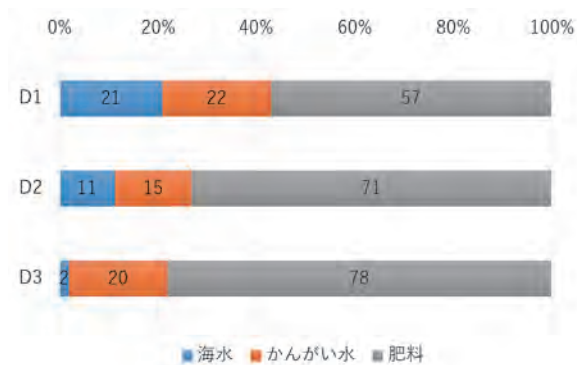


図 7. 各排水における塩類の混合比 (冬季)

が多量なため、その中に含まれている Sr が農地から排水路に排水されていきます。その影響がとても大きいということになります。また、肥料も大量に農地に投入されます。肥料は、かんがい水によって溶解され不要な肥料分はやはり排水路に排水されます。このような理由から、夏季における混合比は、どの排水路でもかんがい水と肥料が大きな値を示したと考えられます。

次に、図 7 を見てみましょう。これは冬季における混合比です。夏季とは違って、それぞれの排水中に含まれる海水起源の Sr に明確な違いがみられました。D1 では排水中に含まれる海水起源の Sr は 21% でした。夏季は 6% でしたから 3 倍以上も増加したことになります。D2 も海水起源の Sr が 3% から 11% に増加していました。D3 は夏季と同じ 2% でした。

冬季における Sr の混合比の違いの原因は何でしょうか。それは、土の塩分濃度にあると考えられます。D1、D2 の排水路には、図 2 に示すように排水ブロック中に多くの塩類集積農地の存在 (図中の黒く塗られている箇所) が認められます。一方、D3 の排水ブロックにはほとんど塩類集積農地が認められません。

夏季には、これら塩類集積農地から排出された塩類は大量のかんがい水によって希釈されるため海水の混合比は小さくなります。しかし、冬季はかんがい水による希釈がなくなるので、排出された塩分濃度が混合比にそのまま表れてくるのです。つまり、土は海水の影響を受けており、海水起源の塩類が排水路に排出されてくるのです。肥料の混合比が夏季に比べて冬季に大きくなるのも同様の理由です。

9. おわりに

本研究で示したように、塩類集積が発生している農地における海水塩の影響を Sr 同位体比と Sr 濃度を用いて解析することで定量的に明らかにすることができました。海水、かんがい水、肥料、そして排水にはそれぞれ固有の Sr 同位体比があ

り、それを質量分析器で測定することができます。

農地における複数の排水路から排水サンプルを採取し、その Sr 同位体比を測定するだけでも明確に異なる値が得られるはずです。それをもとにして、各農地の塩分起源の差異を簡便に診断することもできるでしょう。

さらに応用すれば、津波や台風などによって沿岸域農地に海水が被った際に、土中水や排水などの Sr 同位体比を測定することで、陸域における海水の影響評価を実施することができます。

この塩はどこから来たのだろうか。またどこへ行くのだろうか。そんな疑問に対して科学的に答えを示してくれる Sr 安定同位体比はとても魅力的なものだと思いませんか。

引用文献

Faure, G. and Mensing, T.M. *Isotopes, Principles and applications* (Third edition), John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2005

Takashi Kume, Erhan Akca, Takanori Nakano, Takanori Nagano, Selim Kapur and Tsugihiko Watanabe, 2010, Seasonal Changes of Fertilizer Impacts on Agricultural Drainage in a Salinized Area in Adana, Turkey, *Science of the Total Environment*, vol. 408, issue16, 3319–3326, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.028>

著者情報



久米 崇（愛媛大学大学院農学研究科准教授）2004年京都大学大学院農学研究科博士後期課程修了、博士（農学）。総合地球環境学研究所プロジェクト上級研究員、鳥取大学乾燥地研究センタープロジェクト研究員、総合地球環境学研究所プロジェクト上級研究員・特任准教授を経て、2012年より現職。

（2021年3月31日掲載）

トンレサップ湖水系の地表水循環

— 多元素分析による解析で見えてきたこと —

吉川 尚
(東海大学海洋学部)

1. トンレサップ湖の環境変化

カンボジアにあるトンレサップ湖は、東南アジア最大の淡水湖で、琵琶湖の4倍（乾季の面積比）もある広大な湖です。雨季には、メコン河からの水がトンレサップ川を経由して湖内に大量に流入し、湖から溢れ出した水により広大な氾濫原が出現します（図1）。地元住民にとって、トンレサップ湖とその氾濫原は、漁業や農業、水運等の産業を支えるだけでなく、古くから歴史・文化を育んできた大切な存在です。

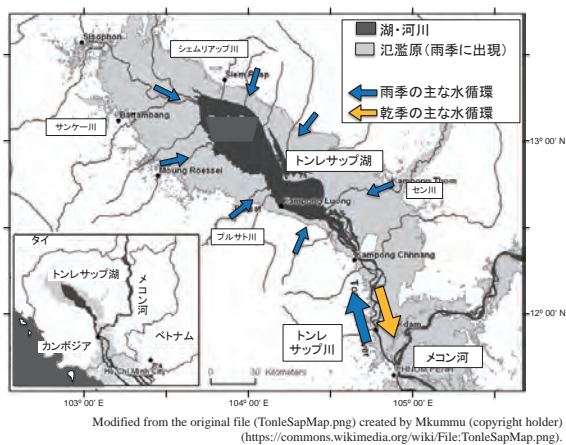
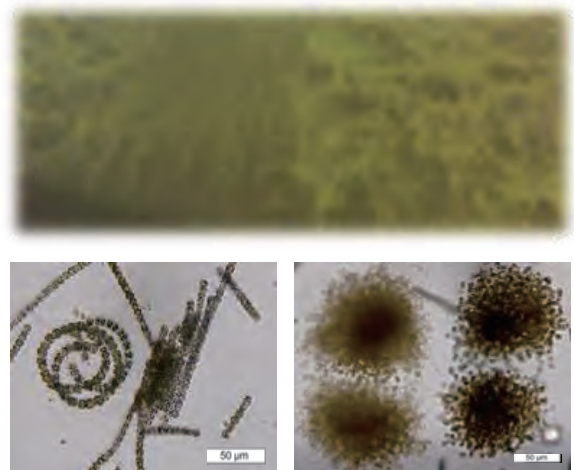


図1. トンレサップ湖の地表水循環の概要。雨季にはメコン河からの水が流入し、逆に乾季には湖水が流出する。また、雨季には広大な氾濫原が出現する。

しかしながら、近年、そのトンレサップ湖の環境や生態系が大きく変化しています。まずは、人口増加を背景とする水質汚濁・過剰漁獲・土地開発等といった、主に湖や氾濫原の内部に起因する変化があります（図2）。それらのうち水質汚濁は、生活・産業排水に含まれる様々な物質が、河川等を通じて湖に流入することで起こります。次に、

トンレサップ湖の場合、国際河川であるメコン河水系の一部をなしており、より大きな空間スケールの影響もあります。例えば、メコン河上流部で中国やラオス等が大規模ダムを設置することで、メコン河や湖の水位が不安定化したり、氾濫原が縮小する等の影響が懸念されています。一方で、トンレサップ湖の水質の変化は、下流域にあるベトナムのメコンデルタの水質・生態系に影響を与えている可能性もあります。さらに、地球規模の気候変動により、湖水の集水域における降水量の変化も懸念される等、トンレサップ湖の現状と将来は楽観視できない状況にあります。



Anabaena affinis *Microcystis aeruginosa*

図2. 乾季の湖北部でみられたアオコ（上）。富栄養化により藍藻（下）が異常発生し、湖面が緑色に着色していた。

2. ICP-MS による湖水や河川水の多元素分析

こうした環境変化が懸念されるトンレサップ湖で、私たちの研究チームは、水質と地表水循環について調べました（Yoshikawa et al. 2020）。具

体的には、湖水や周辺の河川水を採取してその元素組成を分析しました。生物の身体は様々な元素で構成されており、必要な元素が環境や食物中に不足していると、それ以上増えることができません。逆に、過剰な量の元素や有毒な元素の存在は、生物の生存に有害です。つまり、湖水の元素組成を調べることで、湖の生態系の健全性に関する基礎情報が得られます。さらに、湖水の元素組成を周囲の河川水と比較することで、湖水とその中に含まれる元素の由来を推定することも可能となります。湖の地表水循環については、その概要は先述した通り調べるまでもなく分かっているのですが（図1）、メコン河とその他の河川が湖水やその含有元素の供給源としてどれだけ貢献しているのかといった、定量的な知見は得られていません。

私たちが用いたICP-MS（誘導結合プラズマ質量分析装置）では、少量の試料中に含まれる約50種の多元素の濃度を、一度に分析することができます。現地調査では、カンボジアの共同研究者とともに漁船や自動車を使って、湖や周辺の河川を巡って、水試料を採取しました（図3）。暑い中、慣れない状況での調査は大変ですが、実際の現場の様子を知っておくことは、後で分析データを解釈する際に役立ちます。



図3. 湖の水上家屋（左上）。湖内は漁船で調査した（右上）。河川は岸边から採水した（左下）。水試料はフィルターで懸濁物をろ過除去後（右下）、元素濃度を分析した。

3. トンレサップ湖水系の地表水循環

日本に持ち帰った湖や河川の水試料をICP-MS

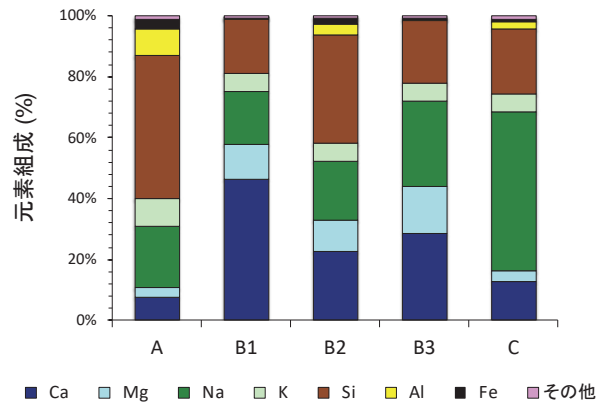


図4. 水試料の各グループの元素組成の特徴。

で分析し、得られた元素組成の特徴に基づいて統計的に解析（クラスター解析）した結果、各地点の水試料はA、B、Cの3グループに分けられました（図4）。グループAは、Si（ケイ素）、Al（アルミニウム）、Fe（鉄）の割合が高いのが特徴で、岸边が赤土だったシェムリアップ川等の水が該当していました。グループCは、Na（ナトリウム）が多いことが特徴で、生活排水が多く流れこむシェムリアップ川河口等の水が該当しました。グループBには、水試料の大部分が該当したので、さらにB1、B2、B3の3つのサブグループに分けました。サブグループB1は、Ca（カルシウム）が比較的多く（図4）、メコン河の水は雨季・乾季ともにこれに該当しました（図5、図6）。サブグループB2は、Si、Al、Feが比較的多く、雨季・乾季のセン川、雨季のサンケー川、プルサト川等が該当しました。サブグループB3は、Naが比較的多く、乾季の湖、トンレサップ川、サンケー川、プルサト川等が該当しました。

雨季と乾季における水試料の各グループの水平分布（図5と図6）から、トンレサップ湖水系の地表水循環について、以下のことが分かってきました。雨季には、トンレサップ湖の水と元素の大部分は、トンレサップ川を通じてメコン河から流入し、他の河川の影響は小さいことが示唆されます。一方、乾季では、湖水の元素組成には、周囲の小河川や湖底からの溶出等の影響が大きく、雨季にメコン河から供給された水や元素の影響はあ

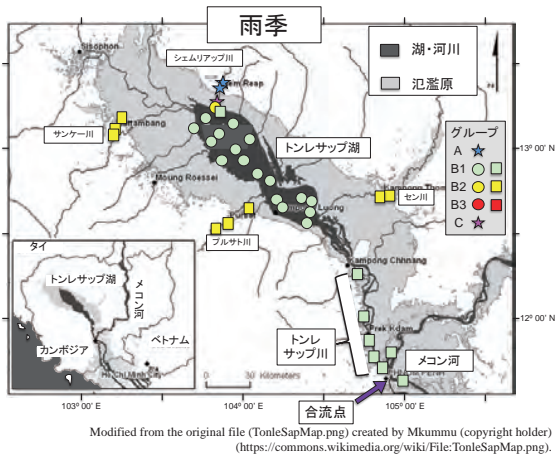


図 5. 元素組成の特徴で分類した、水試料各グループの水平分布 (雨季)。

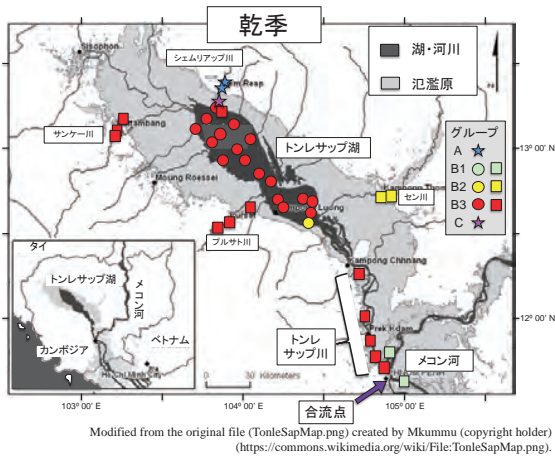


図 6. 元素組成の特徴で分類した、水試料各グループの水平分布 (乾季)。

まり残っていないことが示唆されます。また、メコン河は、トンレサップ川との合流地点の上流・下流で元素組成が変化してないことから、トンレサップ湖がメコン河に与えている影響も大きくはないようです (ただし、特定の元素や物質によっては影響している可能性があります)。

4. 水源としての評価・潜在的なリスク

ICP-MS 分析では、試料中にわずかしが含まれない微量元素の情報も得られるため、飲料水に人体に有害な元素が含まれていないか、安全チェックにも用いられています。トンレサップ湖で水上生活を営む人々は、食事の煮炊き等に日常的に湖水を使っています。また、雨季に氾濫原に溢れ出した湖水の一部は地下水となり、乾季に飲料水と

なっている可能性があります。さらに、農・水産物を通して有害元素を摂取する可能性もあり、トンレサップ湖の水の安全性について、監視・モニタリングすることは重要です。

特に、As (ヒ素) については、世界各地で地下水の汚染が深刻な問題となっており、カンボジアでもメコン河やトンレサップ川流域等が高リスク地帯とされています。そこで、本研究の分析結果を、世界保健機関のガイドライン (WHO 2011) と比較してみると、乾季の湖水の As 濃度は $0.9\text{--}3.5\ \mu\text{g L}^{-1}$ と多くの地点で基準値 ($10\ \mu\text{g L}^{-1}$) の 1/10 を超えており、今後注意が必要な状況でした。また、乾季の湖水の As 濃度は、トンレサップ川及びメコン河 ($1.5\text{--}2.2\ \mu\text{g L}^{-1}$) に比べて高い地点が目立ち、湖底からの溶出が影響している可能性が考えられます。雨季の湖水の As 濃度 ($0.8\text{--}1.4\ \mu\text{g L}^{-1}$) は、メコン河 ($0.7\text{--}1.5\ \mu\text{g L}^{-1}$) 等と同程度で、概ね基準値の 1/10 以下でした。

他に健康被害が懸念される元素としては、マンガン (Mn) や亜鉛 (Zn) 等がありますが、これらの湖水中の平均濃度 (Mn: $2.5\ \mu\text{g L}^{-1}$, Zn: $1.6\ \mu\text{g L}^{-1}$) は基準値 (Mn: $400\ \mu\text{g L}^{-1}$, Zn: $3000\ \mu\text{g L}^{-1}$) より 2-3 桁低い値であり、トンレサップ川やメコン河の水 (Mn: $63\ \mu\text{g L}^{-1}$, Zn: $21\ \mu\text{g L}^{-1}$) と比べても 1 桁低い値でした。Mn や Zn の濃度が湖で河川より低くなった理由として、湖ではこれらの金属元素の多くが鉄 (Fe) 等とともに水和物や酸化物のコロイド粒子を形成し、水底へ堆積することで、水中から除去されることが考えられます。

5. おわりに

私たちが行った調査により、トンレサップ湖水系の地表水循環に伴う元素の挙動が可視化され、水源としての湖水の安全性に関する基礎情報が得られました。一方で、まだ未解明な部分も色々と残されています。例えば、調査は、雨季と乾季に 1 回ずつしか行っていないため、季節変化の詳細は不明ですし、湖水の安全性についても確定的なことは言えません。また、私たちの調査では地表

水（地面の上にある湖水や河川水）を採取しましたが、地下水については調べていません。他チームによる天然ラドン (^{222}Rn) の分布調査等による研究 (Burnett et al. 2017) では、トンレサップ湖におけるリン (P) の供給源として、氾濫原に溢れた湖水が地下水となって再流入する経路が重要である可能性が示唆されています。さらに、将来、湖の富栄養化が進み、底層で貧酸素水塊が発生するようになった場合は、嫌気的な環境となった湖底で As が溶出してくる潜在的なリスクがあります。

私たちの調査で用いた ICP-MS 分析では、元素の化学形態（無機態か有機態か、酸化数等）の情報は得られないため、環境中の挙動や生物に対する毒性等を評価する上で制約があります。一方、ICP-MS 分析は、少量の試料で多くの元素の情報が一度に得られる利点があります。その長所を生かしつつ、他の分析手法も適宜組み合わせることで、上述した未解明の点についても明らかにしていくことが可能と考えています。

なお、本稿でご紹介した研究成果は、以下の方々との共同研究で得られたものです（敬称略、所属は調査当時）：高木映、石川智士、申基澈、中野孝教（地球研）、堀美菜（高知大学）、Hort Sitha、Eng Chaesan、Srun Limsong（カンボジア王国水産局）。

文献

- W. C. Burnett, G. Wattayakorn, R. Supcharoen, K. Sioudom, V. Kum, S. Chanyotha, R. Kritsanawanuwat, (2017) Groundwater discharge and phosphorus dynamics in a flood-pulse system: Tonle Sap Lake, Cambodia. *Journal of Hydrology* 549: 79–91.
- T. Yoshikawa, A. P. Takagi, S. Ishikawa, M. Hori, T. Nakano, K.-C. Shin, H. Sitha, E. Cheasan, S. Limsong (2020) Major and trace elements in the surface water of Tonle Sap Lake, Mekong River, and other tributary rivers, Cambodia. *Environmental Monitoring and Assessment* 192: 467.
<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08292-4>.
- WHO (2011) *Guidelines for drinking-water quality*. 4th ed. Geneva: World Health Organisation.

著者情報



吉川 尚（東海大学海洋学部水産学科教授）。2002年東京大学大学院農学生命科学研究科博士課程修了、博士（農学）。東京大学アジア生物資源環境研究センター研究機関研究員、近畿大学水産研究所 COE 博士研究員、東京大学大学院農学生命科学研究科助教、東海大学海洋学部水産学科講師等を経て、2019年より現職。

(2021年3月31日掲載)

資源開発における環境負荷低減のための同位体研究

大竹 翼
(北海道大学工学研究院)

1. 資源開発と環境汚染

我々の便利な生活を維持していくために石油や石炭のエネルギー資源や鉄・銅・亜鉛などの金属資源の開発は必要不可欠です。これら地球資源の多くは、数万年～数千万年といった長い時間を経て地下深くで形成されたものであり、人間が採掘することで地表に露出し、地表の気や水と反応します。それらが有害な金属や元素で環境中に漏出した場合には、生態系や我々の健康に重大な問題を引き起こすことがあります。例えば、銅・鉛・亜鉛といった卑金属元素は硫化物として採掘されますが、同時に産する黄鉄鉱と呼ばれる硫化鉄鉱物 (FeS_2) が地表で雨水と反応し、酸化されると硫酸酸性の酸性鉱山廃水 (Acid Mine Drainage: AMD) を生じます。AMD には硫化物にもともと含まれていたヒ素や鉛、カドミウムなど有害な元素も溶けていることがあるため、適切に処理しないと環境中に放出することができません。処理には中和や沈殿といった方法が用いられますが、天然に見られる化学反応や生物を利用しコストを



図1. カナダの鉱山でみられる酸性鉱山廃水。大量の鉄鉱物の沈殿によって赤褐色になっている。

抑えたパッシブトリートメントという方法が注目され、様々なサイトで研究が行われています。パッシブトリートメントを効率的に行うためには、鉱山廃水中の元素の濃度や存在状態、その起源などを正確に把握することが必要になります。そのために同位体を用いた手法が活躍します。

2. レアアース資源開発における環境影響評価

レアアース (希土類) 元素という言葉を知ることがあるでしょうか? レア金属 31 鉱種の 1 つで、スカンジウム、イットリウムの 2 元素にランタノイド族 15 元素を加えた 17 元素をまとめた元素のグループです。風力発電やハイブリッドカーに使われる高性能磁石や触媒など環境技術を含む日本の先端産業に欠かせない“産業のビタミン”です。しかしながら、レアアース元素の地球化学的挙動は、ウラン、トリウムといった放射性元素とよく似ているため、レアアース鉱石の多くに放射性元素が含まれています。したがって、その採掘・精錬は環境負荷が大きいという難点があり、採掘や精錬で発生する残渣は適切に処理されなければなりません。我々の研究グループはレアアース資源の開発に伴う環境影響評価を適切に行うためのケーススタディとして、かつてレアアースが精錬され、現在は同様の鉱石からチタンが精錬されているマレシア・イポー市周辺地域の河川において調査を行い、精錬所や廃棄物処分場が河川の水質に与える影響また汚染物質の起源やその除去プロセスを同位体を用いて明らかにしました (Ito et al., 2017)。

調査の結果、レアアースの精錬所跡地近くには現在チタン精錬所が建設され、その残渣の堆積場



図2. マレーシアにあるチタン精錬所の残渣堆積場からの漏洩水が混入した河川。鉄水酸化物のナノ粒子が沈殿している。

も設置されていました。またその堆積場からは堆積物と雨水が反応した酸性水が漏洩しており、周辺河川へ流入していました。酸性水は多くのウランや鉛など金属元素を高濃度で含んでおり、河川水と混合することでpHが上昇し、濃度は低下しますが、環境基準を大きく超えるものでした(図2)。

汚染河川において本当に金属元素が精錬所由来であるかを明らかにするには鉛の同位体比の測定が有効です。鉱石中の鉛同位体比は周辺の岩石や土壌中の鉛や排ガスなど他の人為由来の鉛が持つ同位体比とは異なるためです。分析の結果、河川中の鉛同位体比は鉱石中の鉛同位体比と類似しており、精錬所の残渣由来であることが明らかになりました。また、鉄安定同位体比の測定からは、鉄も精錬所の残渣由来であることだけでなく、pHの上昇とともに鉄水酸化物として酸化沈殿し一部はナノ粒子として河川水とともに輸送されていることも明らかになりました。汚染河川は下流に行くにしたがい鉄鉱物が沈殿するとともに、金属元素の濃度もさらに低下していき、大きな河川に流入する際には問題ないレベルまで濃度が下しており、自然浄化が達成されていました。このようなメカニズムを解明することは、今後、低コスト・低環境負荷な残渣・汚染水処理法の開発につながると期待されます。



図3. インドネシア、スラウェシ島にあるニッケルラテライト鉱山。岩石が風化により赤くなっている。高濃度のニッケルやクロムを含む。

3. ニッケルラテライト鉱床開発における環境影響評価

ニッケルは、従来のステンレスなど合金としての用途に加え、電気自動車などに必要なリチウムイオン電池の正極材として用いられるため、重要なレアメタルの1つであり、今後の重要増加が期待されています。ニッケルは、以前はカナダやロシアなど限られた地域に存在していた硫化物鉱床から資源を採掘していましたが、近年、新たな製錬方法の開発により、ニッケルラテライト鉱床と呼ばれる岩石の化学風化によって形成する鉱床(図3)の開発が可能になりました。

ニッケルラテライト鉱床は、気温が高く降水量の多い熱帯～亜熱帯地域に発達するため、東南アジアではインドネシアやフィリピンなどで開発が進んでいます。風化で脆くなった岩石のため容易に採掘できますが、地下30m程度までの表層付近にニッケルが濃集しているため、表土を広く剥ぎ取る必要があります。また、この鉱石はニッケルだけでなくクロムも多く含んでいるため、雨水などと反応することでクロムが溶け出し、周辺の河川を汚染することも懸念されており、フィリピンなどでは近年のニッケルラテライト鉱床開発が抑制される傾向にあります。しかしながら、周辺の岩石もニッケルやクロムに富んでいることが多く河川には自然由来の重金属元素も含まれています。鉱山由来のクロムの影響を適切に評価するた

めにはクロムの安定同位体比の測定が有用だと考え、我々の研究グループは地球研と共同研究で国内ではほとんど行われていないクロム同位体比分析手法の確立を目指しています。

文献

Ito A, Otake T, Shin K, Ariffin KS, Yeah FY, Sato T (2017) Geochemical signatures and processes in a stream contaminated by heavy mineral processing near Ipoh city, Malaysia. *Applied Geochemistry* vol. 82, 89-101.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.007>

著者情報



大竹 翼（北海道大学工学研究院環境循環システム部門 環境地質学研究室 准教授）2008年ペンシルバニア州立大学大学院地球科学科修了、Ph.D. in Geosciences and Astrobiology. 2009年東北大学理学研究科地学専攻特任助教、2011年独立行政法人産業技術総合研究所地圏資源環境研究部門特別研究員を経て、2012年より現職。

(2020年3月31日掲載)