

サンゴと放射性物質

立田 穰
(財) 電力中央研究所

Radionuclide in coral

Y. Tateda

はじめに

放射性物質と聞くと、以前はチェルノブイリ原発事故、今はフランスの南太平洋の核実験を思い浮かべてしまいますが、放射性物質そのものは大きく分けて、地球が誕生したときから存在しているウランなどの天然の放射性物質と、人類が原子力のエネルギーを利用し始めてから作り出されたセシウムなどの人工の放射性物質の二種類があります。天然の放射性物質は、地球上の大気から陸上、海洋にいたる様々な環境中に普通に存在していますが、一方の人工の放射性物質については、1960年代に米国や旧ソ連などの核保有国が大気圏内で核実験を行ってから、環境中で検出されるようになりました。また、英国やロシアなどの原子力施設で事故があった際に、これらの人工放射性物質が周辺的环境汚染を引き起こしたのではないかと問題になったこともあります。幸い、日本ではこれら人工放射性物質のレベルは低く、地球上に何万年も前から存在している自然の放射性物質のレベルに比べて極めて微量であることが報告されています (佐伯 1984)。

これらの天然や人工の放射性物質は、時間の経過とともにその放射性物質が出す放射線の量が一定の割合で減少していく性質があり、また放射性物質そのものが別の元素に変化していくことから、これらの物質を用いて環境や生態系の研究において、環境中の様々な物質の動きや物質の量を明らかにする試みが行われてきました。例えば、ウラン-238のような天然の放射性物質は、時間の経過とともにウラン-234、トリウム-230を経て、ラジウム-226、ラドン-222、鉛-210、ポロニウム-210と異なる元素に変化

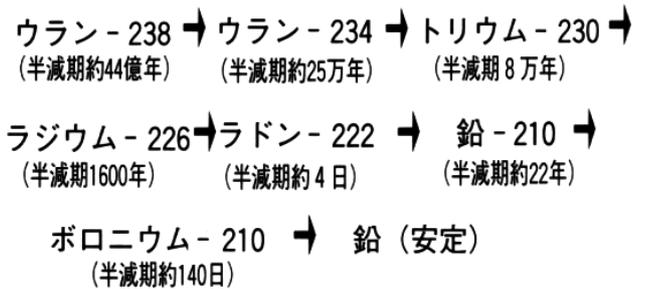


図1. ウラン系列の放射性核種と半減期

していき、最後には放射性物質ではない普通の鉛になります (図1)。このような一連の放射性物質を系列と呼びますが、ウランの系列の中で、ラジウムなどは河川水から供給されることから、沿岸における河川水と海水の混合率などの研究に用いられ (Nozaki *et al.* 1989)、またラドンは他の気体と反応しにくく半減期が短い性質を有することから、海底土中に含まれる海水の動きの研究に (Martin and Banta 1992)、さらに鉛-210 やポロニウム-210 は細かい粒子によく吸着される性質を用いて、海洋におけるプランクトンの研究などによく用いられています (Fowler 1991)。一方、人口の放射性物質も最近では環境中における物質の動きの研究に用いられるようになってきました。1960年代に米国や旧ソ連等によって行われた大気圏内核実験の際に環境中に放出されたストロンチウム-90 やセシウム-137 は、核実験停止後徐々にそのレベルが低下し、現在地表に降下してくる量はほぼ一定に近くなってきています (Hirose *et al.* 1987)。これらのセシウムやストロンチウムなどの人工放射性物質が水に溶けやすいことや、地表への降下量の記録が残っていることを利用して、海洋における海水の交換速度の推定 (Dahlgard *et al.* 1991) や、海底土の堆積速度の

推定等 (Frignani and Langone 1991) に用いられて
います。

サンゴやサンゴ礁における研究でも、これらの天然あるいは人工の放射性物質を用いた研究が行われてきました。半減期 (放射線を出す量が半分になるのに要する時間) が約 22 年である鉛-210 を用いて、深海のサンゴが成長する速度を測定した結果では、太平洋の水深 600m に生息する深海サンゴ (*Corallium niobe*) では年間およそ 0.11 ミリしか成長せず、その寿命がおよそ 180 年であることが明らかになっています (Druffel *et al.* 1990)。また、人工放射性物質のストロンチウム-90 を用いたフロリダ沖のサンゴの研究では、海水中のストロンチウム-90 濃度の変化に応じてサンゴの中のストロンチウム-90 濃度が変化することが記録され、このことから、サンゴ中のストロンチウムの変化がフロリダ沖の海流の変化を反映していたことが示されています (Purdy *et al.* 1989)。

このように、天然放射性核種と人工放射性核種は、サンゴやサンゴ礁における環境の変化や生物学的な情報を得るのに有効なことから、阿嘉島臨海研究所の協力により、いくつかの放射性核種を用いて阿嘉島のサンゴとサンゴ礁に関する生態学的な検討を行ってきましたので、ここで紹介したいと思います。

鉛-210 を用いた

阿嘉島のウスチャクメイシの成長速度の推定

鉛-210 は天然に普通に存在する放射性核種であり、図 1 に示したように、同じく天然の放射性核種であるラジウム-226 からラドン-222 を経て生成します。サンゴ礁付近では、大気中のラドン-222 から生成した鉛-210 は雨や大気中の細かい粒子とともに海の表面に降下し、海水中に入ります。一方、海水中にもともとラジウム-226 が存在し、これからラドン-222 を経て鉛-210 が生成します。また、極めて希ではありますが、陸上から雨や川の水とともに海水中に流れ込む鉛-210 もあります。このような形で海水

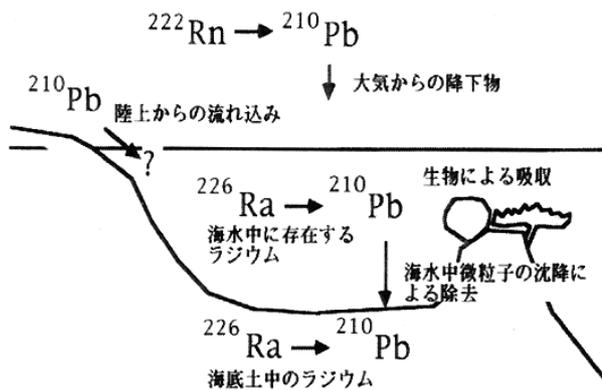


図 2. サンゴ礁における鉛-210

中に流れ込んだり海水中で生成した鉛-210 は、海水中に生息するプランクトンやサンゴなどの生物によって吸収されたり、海水中に浮遊する微粒子とともに海底に堆積したりします (図 2)。サンゴのように年々成長する炭酸カルシウムの骨格を持つような生物では、この鉛-210 が海水中のカルシウムや微粒子とともにサンゴに取り込まれて骨格に吸収され、時間の経過とともにその濃度が減少していきます。この現象を利用して、ウスチャクメイシ (*Favia pallida*) の年齢を推定してみました。図 3 は阿嘉島のニシハマの海底に生息するウスチャクメイシの骨格における鉛-210 濃度のサンゴの外側から内側への変化を調べた結果ですが、サンゴの骨格が作られた年が古くなるほど (サンゴの内側になるほど)、その濃度が減ってゆく様子が分かります。鉛-210 の濃度が半分に減少する速度は約 22 年ですので、サンゴの外側からの距離と鉛-210 の濃度の減少の程度から

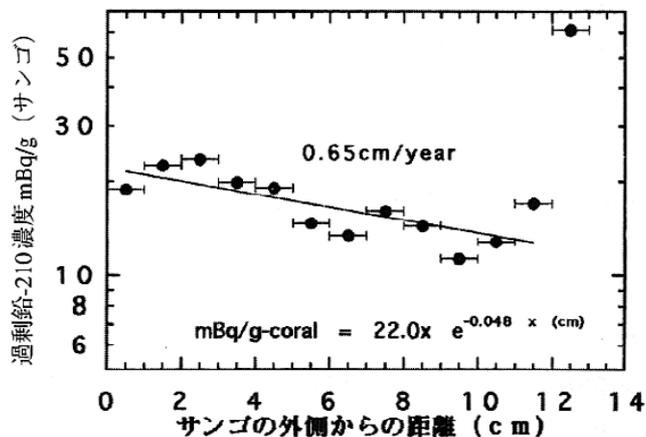
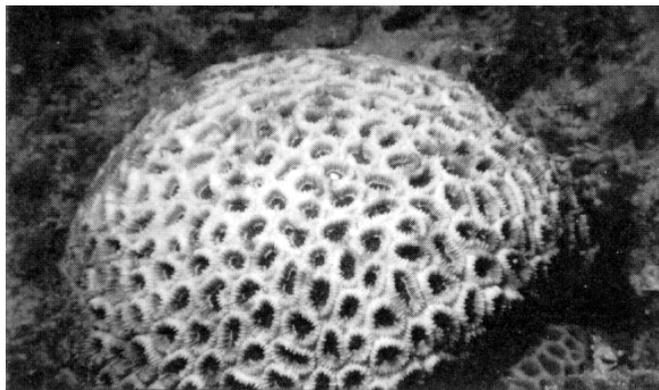


図 3. 阿嘉島ニシハマのウスチャクメイシにおける鉛-210 濃度の変化



ウスチャキクメイシ

計算して、このサンゴの年齢はおよそ 12 年で、その成長する速度は年間約 0.65cm であると推定されました。ウスチャキクメイシのように、骨格が外側に成長し古い骨格が内側に残っていくようなサンゴでは、このように鉛-210 を用いた成長速度の推定が有効であることが分かります。

鉛-210 による陸上からの土砂の流れ込みの推定

海水中の鉛-210 の起源は、1) 大気から降下したものと 2) 海水中のラジウム-226 から生成したものと、および 3) 陸上から雨水や土壌粒子とともに海に流れ込むものの 3 つに分かれます。沖縄海域付近の海水中の鉛-210 は、この海域が中国大陸から離れており、また外洋水である黒潮によって大陸の沿岸水とは隔てられていることから、大陸から流れ込む淡水に起源をもつラジウム-226 の濃度が低く、2) の起源よりは 1) の大気中から降下したものが主な起源とされています (Nozaki *et al.* 1991)。また、大陸の沿岸水に較べて海水中にある粒子が少ないことから、これらの粒子の沈降によって海水から除かれる鉛-210 の割合が大陸沿岸より小さいために、海水中の鉛-210 濃度は大陸の沿岸水のそれより高いという特徴があります (Nozaki *et al.* 1991)。一方、一般に大陸に降下した鉛-210 は、陸上環境中でほとんど吸着されてしまい、3) の陸から海に運ばれる鉛-210 の量はほとんど無視し得るとされています (Robbis 1978)。しかしながら、阿嘉島のように周囲 12km の小さな島では、島に降下した鉛-210 は陸上環境で除

かれる前に、一部は雨や土壌粒子とともに付近の海水に運ばれる可能性もあると考えられます。そこで、阿嘉島周辺の海域のいくつかの地点で、サンゴや海底土の鉛-210 の濃度を測定して、鉛-210 濃度が高い地点がないか検討してみました (表 1)。表 1 に示されるように、阿嘉島周辺の 4 地点に生息するサンゴのうち、クロジャキのハナガサミドリイシ (*Acropora nasuta*) やウスチャキクメイシの鉛-210 濃度が、他の 3 地点に生息するサンゴのそれより高いことがわかります。しかし、海底土の鉛-210 濃度はニシハマの海底砂で低く、また陸上の砂の鉛-210 濃度には大きな差は認められませんでした。このような結果が得られた理由は今のところ不明ですが、可能性としては 1) 阿嘉島周辺の潮流の影響、2) クロジャキ地点付近のダムの影響、3) 生息場所の違いによるサンゴの生理生態の差の影響、4) 海底土に対する潮流や陸上からの物質の流れ込みの影響、等が推定されます。海水中の鉛-210 濃度はその海域においてほぼ安定であり (Nozaki *et al.* 1991)、鉛-210 濃度の局地的な差を生じ得るのは、陸上土や海底土中の粘土粒子中の鉛-210 濃度の差によるものしか仮定しにくい (Robbins 1978) ことから、サンゴ礁環

表 1. 阿嘉島周辺のサンゴ礁における鉛-210 濃度

試料採取地点	鉛-210濃度 (単位 * 1)	
海水 (0.45 μm 濾過海水)		
ニシハマ	4.60 ± 1.84	
ヤカラハマ	6.53 ± 1.20	(mBq/l 海水)
ウスチャキクメイシ (組織と骨格を含むサンゴ表面 5 mm の部分)		
ニシハマ	95.9 ± 13.8	
クロジャキ	141 ± 61.8	
クシバル	77.5 ± 13.3	
ヤカラハマ	75.1 ± 14.7	(mBq/g 乾重)
ハナガサミドリイシ (組織と骨格を含むサンゴ表面 5 mm の部分)		
ニシハマ	89.7 ± 18.4	
クロジャキ	107 ± 20.6	
クシバル	88.0 ± 17.7	
ヤカラハマ	85.5 ± 14.5	(mBq/g 乾重)
海底砂 (表層 5 cm)		
ニシハマ	73.7 ± 5.7	
クロジャキ	254 ± 29	
クシバル	274 ± 15.7	(mBq/g 乾重)
陸上砂 (表層 5 cm)		
ニシハマ	164 ± 8.2	
クロジャキ	166 ± 7.3	
クシバル	142 ± 7.5	(mBq/g 乾重)

* 1 Bq: 放射能の単位、1 Bq/g は試料 1 g において放射性壊変 (元の原子が壊れて別の原子に変わる際に放射線を出す) が 1 回起こることを示している。

表 2. サンゴ骨格 (ニシハマ地点) におけるストロンチウム-90 レベル

サンゴの外側からの距離(cm)	ストロンチウム-90 レベル 90Sr/88Sr ($\times 10^{14}$) (90Srの88Srに対する原子数の比)
キクメイシサンゴ (表面からの距離)	
0~1	5.8
1~2	5.1
ミドリイシサンゴ (最外側の枝の先端からの距離)	
0~1	6.9
1~2	5.7
海水、那覇 (1993年)	5.5

境試料におけるこのような鉛-210 濃度の差は、陸上から流れ込む雨水や土壌粒子の影響ではないかと推定されます。しかしながら、詳細についてはさらに陸上や海水中環境試料について鉛-210 濃度や親核種であるラジウム-226 等の分析を行うなど、さらに検討が必要と考えられます。

サンゴ中のストロンチウム-90 の記録

サンゴという生物の特徴として、炭酸カルシウムの骨格を作り、これが年々成長していくということがあげられます。この性質を利用して、サンゴが生息している海域のこれまでの環境の変化を調べることが行われてきました。ストロンチウム-90 は人工の放射性物質で、過去の米ソ等が行った大気圏内核実験の名残として地球上に残っている放射性物質です。また、ストロンチウムそのものは、環境中や生物中でカルシウムとほぼ同じような動きをする事が知られており、環境や生態系内でのカルシウムの動きを推定する追跡物質 (トレーサー) として使われてきました (Weber 1973)。そこで阿嘉島のサンゴの骨格におけるストロンチウム-90 の濃度変化を検討してみました。その結果、ニシハマに生息するサンゴの骨格の一番外側におけるストロンチウム-90 レベルと海水中のストロンチウム-90 レベルがほぼ等しいことから (表 2)、サンゴは海水中のストロンチウム-90 レベルに応じて、その骨格中にストロンチウム-90 を取り込んでいることがわかりました。また、ウスチャクメイシの骨格中のストロンチウム-90 レベルの変化は、これまでに報告されている沖縄

に降下したストロンチウム-90 のレベルの変化とほぼ一致していました (図 4)。

沖縄周辺海域 (那覇、金武湾、中城湾) の海水中のストロンチウム-90 濃度は近年ほぼ一定であり (NIRS 1994)、一般に同緯度帯の海水中のストロンチウム-90 濃度は大きくことなることは無いことから (佐伯 1984)、沖縄周辺海域の海流や潮流の変化による海水中ストロンチウム-90 濃度の変化は無かったものと推定されます。また、単位面積あたりの海水表面に大気中から直接降下するストロンチウム-90 量は、海水柱 (水深 50m、(Nozaki *et al.* 1991)) 中のストロンチウム-90 降下量の総量に比べて極めて小さく、海水中ストロンチウム-90 濃度を局地的に変化させる可能性も考えられません。残る可能性として、サンゴ礁を有する島に陸上降下したストロンチウム-90 が雨水とともにサンゴ礁に流れ込んで、海水柱の単位面積あたりのストロンチウム-90 濃度を一時的に上昇させることが考えられます。このストロ

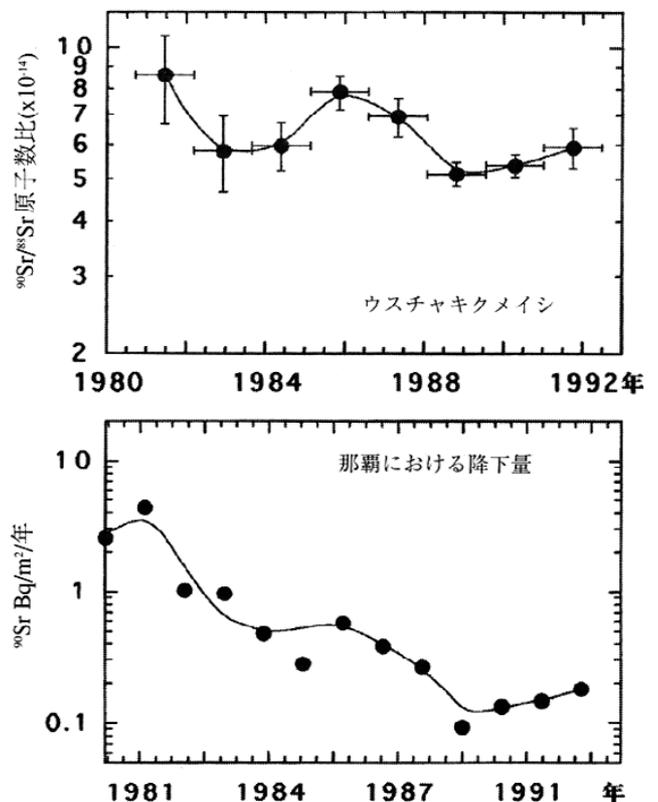


図 4. ウスチャクメイシにおける Sr-90 レベルの記録と沖縄への Sr-90 の降下量の記録

ンチウム-90 濃度の変動が、継続的に海水中のカルシウムを使って骨格を作り続けているサンゴに記録されていると推定するのが今のところ妥当であると考えられます。特にストロンチウム-90 は環境中では水に溶けやすいイオン形態で存在することから、土壌などが流出しない程度の降雨でも、阿嘉島のような小さな島では容易にサンゴ礁に運ばれるものと考えられます。残念ながら陸上から流れ込んだストロンチウム-90 を、海水中にもとからあったストロンチウム-90 と区別することは現在のところ不可能なことから、サンゴ骨格に残る記録を用いて、一体どの程度のストロンチウム-90 が陸上から流れ込んだのかを正確に推定することは出来ません。しかし、阿嘉島のような小さな島では、サンゴ礁への陸水の流れ込み影響の有無を調べるのに使える可能性のあることが示唆されました。

おわりに

放射性物質は一般的に危険なものというイメージがありますが、これまで述べてきたように、地球の誕生から存在してきた天然の放射性物質や歴史的な結果から環境中に存在する微量の人工放射性物質は、サンゴやサンゴ礁における研究に役立つ情報を提供してくれることがわかります。特に今回の阿嘉島のサンゴやサンゴ礁に関する検討結果から、サンゴ中の鉛-210 やストロンチウム-90 の分析により、陸上から流れ込む雨水や土壌粒子の影響の有無を推定できる可能性が示唆されました。これは、これらの放射性物質の定量により、サンゴそのものに影響が認められないような微量の陸上からの雨水や土壌粒子の流れ込みの記録の推定が出来るかも知れないことを示しています。近年沖縄本島などでは、陸上からの赤土の流出が問題とされており、ここに述べたような天然放射性物質や微量の人工放射性物質を用いて、その影響や放出源の特定に役立てることが出来るかどうか、その可能性を評価することも有益と考えられます。

今後の課題としては、このような放射性物質によるサンゴ礁の環境影響の推定法の有効性について、さらにデータを取得しての検討や、陸上からの物質の流れ込みを海水中に存在した物質と区別する方法の開発が必要になると考えられます。

引用文献

- Dahlgard H. *et al.* 1991. Radioactive tracers in the Greenland sea. In "Radionuclides in the study of marine processes. Eds by P. J. Kershaw and D. S. Woodhead. Elsevier Applied Science. London. 12-22.
- Druffel E. R. M. *et al.* 1990. Growth rate of a deep-sea coral using ^{210}Pb and other isotopes. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 54. 1493-1500.
- Fowler S. W. 1991. Biologically mediated removal, transformation, and regeneration of dissolved elements and compounds. In "Ocean margin processes in global change." Eds by R. F. C. Mantoura *et al.* John Wiley & Sons. 127-143.
- Frignani M. and L. Langone. 1991. Accumulation rates and ^{137}Cs distribution in sediments off the Po River delta and the Emilia-Romagna coast (northwestern Adriatic Sea, Italy). *Continental Shelf Res.* 11. 525-542.
- Hirose K. *et al.* 1987. Annual Deposition of Sr-90, Cs-137 and Pu-239, 240 from the 1961-1980 Nuclear Explosions: A Simple model. *J. meteorol. Soc. Japan.* 65. 259-277.
- Martin W. R. and G. T. Banta. 1992. The measurement of sediment irrigation rates: A comparison of the Br-tracer and $^{222}\text{Rn}/^{226}\text{Ra}$ disequilibrium techniques. *J. Mar. Res.* 50. 125-154.
- NIRS 1994. Radioactivity survey data in Japan. 104. pp31.
- Nozaki Y. *et al.* 1989. Mean residence time of the shelf water in the east China and the Yellow Seas determined by $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ measurements. *Geophys. Res. Lett.* 16. 1297-1300.
- Nozaki Y. *et al.* 1991. Residence times of surface water and particle-reactive ^{210}Pb and ^{210}Po in the East China and Yellow seas. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 55. 1265-1272.
- Purdy C. B. *et al.* 1989. Anomalous levels of ^{90}Sr and $^{239},^{240}\text{Pu}$ in Florida corals: Evidence of coastal processes. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 53. 1401-1410.
- Robbins J. A. 1978. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In "The biogeochemistry of lead in the environment." ed. Nriagu J. O. Elsevier/North-Holland Biomedical Press. Amsterdam. 285-393.
- 佐伯誠道 編. 1984. 環境放射能 - 挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価 -. ソフトサイエンス社. 東京. pp.546
- Weber J. N. 1973. Incorporation of strontium into reef coral skeletal carbonate. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 37. 2173-2190.