

気候変動や人間活動に伴うブルーカーボン脆弱性の定量評価

久保 篤史

静岡大学理学部地球科学科

概要

水生植物場は二酸化炭素の重要な吸収域として注目されている。海中の二酸化炭素は水生植物の光合成によって取り込まれ有機炭素となり、生成した有機炭素の一部は堆積物へと蓄積する。しかし、近年人間活動による沿岸開発、漁業や船舶の停泊などによって堆積物の攪乱が引き起されている。攪乱が起こると、有機物の一部は再懸濁を起こし水柱へと回帰し分解が促進されて、再び二酸化炭素へと回帰する可能性がある。そこで、本研究では堆積物中の有機炭素の分解実験を行い、過去に蓄積した有機炭素の脆弱性を定量的に評価することを目的として研究を行った。

分解実験は、アマモ場が広がる北海道紋別市のコムケ湖と二酸化炭素の吸収域となっている都市内湾の東京湾の堆積物を用いて行った。分解実験開始前の有機炭素量に対する7日の有機炭素残存率はコムケ湖・東京湾でそれぞれ平均 $83.5 \pm 5.1\%$, $84.1 \pm 4.9\%$ であった。有機炭素残存率は大部分で80%以上であり、難分解有機炭素が大部分を占めていた。コムケ湖における堆積物中の有機炭素貯留量と易分解性有機炭素の割合から、環境攪乱により分解する可能性がある有機炭素量を推定すると 2.8×10^9 gC となり、これらは溶存無機炭素として再び水中へと排出される可能性があることが明らかとなった。またコムケ湖でのアマモ場における有機炭素の堆積速度は $2.7 \pm 1.0 \times 10$ gC ha⁻¹ year⁻¹ であり、この溶存無機炭素放出量は約22年分の炭素貯留量に匹敵することが明らかとなった。

1. 研究目的

沿岸浅海域の水生植物場は地球温暖化の原因である二酸化炭素の重要な吸収域として注目されている。海中の二酸化炭素は海草、海藻、マングローブ林などの水生植物による光合成によって取り込まれ有機炭素となる。生成した有機炭素の一部は、分解して二酸化炭素へと回帰するものの、一部は堆積物へと蓄積する。堆積物中は嫌気的環境であるため有機炭素の分解速度が低下し、数百年スケールで保存される^[1]。沿岸浅海域における水生植物の二酸化炭素吸収量や沿岸浅海域の堆積物中の有機炭素貯留量の評価が精力的に行われてきた^[2]。例えば、世界の海草場の堆積物(深さ1 mまで)における有機炭素貯留量は 19.9 PgC、単位面積当たりの貯留量の中央値は 138 MgC/ha と推定されている^[3]。同様に、沿岸浅海域の沖合に位置する一部の沿岸海域では、活

発な植物プランクトンの光合成に伴い二酸化炭素の吸収域となることが報告されている^[4]。Kubo and Kanda (2020)^[5]では東京湾における植物プランクトンによる有機炭素生成量のうち、約40%が堆積物へと貯留され直ちに二酸化炭素へと回帰しないことが報告されている。そのため、沿岸海域の植物プランクトン生態系にもブルーカーボン生態系と同等の炭素貯留効果があると考えられる。

しかし、水生植物場や沿岸海域は波や潮流などの自然的な要因によって攪乱を受けているだけではなく人間活動による沿岸開発、漁業や船舶の停泊などによって堆積物の攪乱が引き起されている^[6]。堆積物の攪乱が起こると、有機物の一部は再懸濁を起こし水柱へと回帰する。その結果、再懸濁した堆積物中粒子は嫌気的環境から好気的な環境へと移ることになる。そのため、堆積物中で分解を免れていた有機炭素の分解が促進され、

過去に蓄積した有機炭素は二酸化炭素となり再び大気中へ放出される可能性がある。しかし、堆積物中の有機炭素の分解実験は多くの場合、実際の環境では起こりえないような高温条件(熱分解)や pH 条件(酸加水分解)により難分解・易分解性を評価している。そのため、本研究では堆積物が好気条件下にさらされた時における現場条件でのバクテリアによる分解(生分解実験)によって難分解・易分解性有機炭素を評価した。

2. 研究方法

堆積物試料採取は、北海道紋別市コムケ湖の 4 点と東京湾の 4 点で行った。採泥には HR 型採泥器または塩ビのコアによる直接採泥を行った。採取したコアは、堆積物試料を押し出しステンレス製ヘラで層状にカットし、ポリエチレン袋に入れて保存した。

有機炭素分解実験開始前の各堆積物試料の一部は湿重量(g wet-wt.)を測定後、50°Cで約 48 時間乾燥させ乾燥重量(g dry-wt.)を測定し、炭素含有量(OC%), 有機窒素含有量(TN%), 有機炭素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$;‰), 含泥率、中央粒径測定の為に保存した。各堆積物の OC%・含水率(%)から、各地点の有機炭素分解実験に用いた有機炭素量(mgC/g wet-wt.)を算出した。

分解実験は堆積物表層の試料を用いた。分解実験は堆積物(湿重量 10 g)を濾過した現場表層水(400 mL)と共に広ロメディウム瓶(500 mL, SIMAX, Czech)に封入して行った。現場表層水は、ガラス繊維濾紙(Whatman GF/F)で濾過した試水 380 mL に、バクテリア接種のためにガラス繊維濾紙(Whatman GF/C)で濾過した試水を 20 mL 添加した。実験は暗所・一定温度(22°C)でインキュベーター(FCI-280G, AS ONE)内で 7 日間行った(各地点 n=3)。分解実験中はパラフィルムを用いてガラス瓶に蓋をし、エアポンプを用いて好気条件を維持した。実験終了時に一定量分注し、ガラス繊維濾紙(Whatman GF/F)で濾過・冷凍保存を行い溶存有機炭素(DOC)としての残存量評価試料とした。一部の分解実験終了時には、培養水を濾過した濾紙を堆積物の再懸濁もしくは粒状有機炭素(POC)量を評価するための試料として冷凍保存した。その後、残った培養水をシリンジで取り除き、堆積物試料を採取し、OC%, TN%, $\delta^{13}\text{C}$ ‰測定のためにポリエチレン袋に入れ冷凍保存した。実験終了後、培養水量(mL)を測定

し、一定割合で蒸発が起こったと仮定し蒸発量(mL/day)を算出し濃度の補正に用いた。

実験開始前に保存した堆積物試料、分解実験後の堆積物試料は 50°Cで約 48 時間乾燥させた後、銀カプセル($\Phi 9 \times 10$ mm)に秤量し、1 mol/L 塩酸を気泡が発生しなくなるまで(約 0.3 mL)添加して粒状無機炭素を除去した。その後ホットプレート(EHP-170N, AS ONE)上で 60°C約 48 時間乾燥、揮発させた後、中身がこぼれないように銀カプセルを包んだ。その後、燃焼効率を上げるためにスズシート(21.5 × 43 mm)で包んで測定用試料とした。POC 測定用のガラス繊維濾紙はシャーレに広げ 50°Cで約 24 時間乾燥させた後、12 mol/L 塩酸を入れたビーカーと共にタッパーに封入し 24 時間酸処理を行った。ビーカーを取り出し塩酸を1日かけて揮発させた後、試料をスズシートで包んだ。処理を行った試料を OC%, TN%, $\delta^{13}\text{C}$ ‰測定用試料として元素分析計(Flash EA 1112, Thermo Electron)を前処理とした安定同位体比質量分析計(Delta Plus Advantage, Thermo Electron)で測定した。分解実験終了後の OC%を難分解性 OC%として解析に用いた。また、得られた有機炭素量・有機窒素量から C/N 比(g/g)を算出した。堆積物の粒子の中央粒径(μm), 含泥率(堆積物粒子全体に占める直径 63 μm 未満の堆積物粒子の頻度%)はレーザー回折/散乱式粒子径分布測定装置(LA-960, Horiba, Japan)を用いて測定した。

堆積物の鉛直プロファイル用の試料をコムケ湖で採取し、20 cm までを解析に用いた。表層から 20 cm までにおける炭素含有量から有機炭素貯留量推定を行った。鉛直プロファイル用の試料のみ、酸加水分解を行い難分解 OC%の寄与推定に用いた。

3. 研究結果

コムケ湖・東京湾の堆積物表層の OC%はそれぞれ平均 $2.4 \pm 0.8\%$, $2.8 \pm 0.2\%$ であった。 $\delta^{13}\text{C}$ ‰はそれぞれ平均 $-18.3 \pm 2.1\%$, $-20.4 \pm 0.5\%$ であった。どちらも同程度の炭素含有量であったが、コムケ湖の1地点では $\delta^{13}\text{C}$ ‰が -15.4% であり、アマモ由来の有機物の影響をより強く受けていると考えられる。東京湾の表層堆積物は、植物プランクトン由来の有機物の影響が強かったと考えられる。

分解実験開始前の有機炭素量に対する 7 日の有機炭素残存率はコムケ湖・東京湾でそれぞれ平均 $83.5 \pm 5.1\%$, $84.1 \pm 4.9\%$ であった。有機炭素残存率は大部分で 80%

以上であり、難分解有機炭素が大部分を占めていた。分解実験 7 日目の有機炭素残存率と実験に用いた堆積物の含泥率、中央粒径との間には相関関係は確認できなかったが、内湾の有機炭素残存率とクロロフィル a 濃度には有意な負の相関が見られた。C/N 比は有機炭素分解実験 0 日から 7 日にかけてほとんどの地点で増加していた。

有機炭素分解実験 7 日の培養試水量あたりの DOC 増加量はわずかであり、DOC となって水中に残存しているのは 0.3~3.2%であり、コムケ湖の方がわずかに高かった。同様に、POC 増加量も小さく、分解した堆積物中の有機炭素は大部分が溶存無機炭素(DIC)となって水中に回帰していると考えられる。

コムケ湖における堆積物の OC%と難分解 OC%の鉛直プロファイルの結果を Fig. 1 に示した。明瞭な鉛直方向への増減はみられなく、概ね表層から 20 cm にかけて一定であった。また、酸加水分解実験より得られた難分解 OC%は、 $71.6 \pm 10.1\%$ であった。酸加水分解で得られた結果は、生分解実験で得られた有機炭素残存率より低かった。

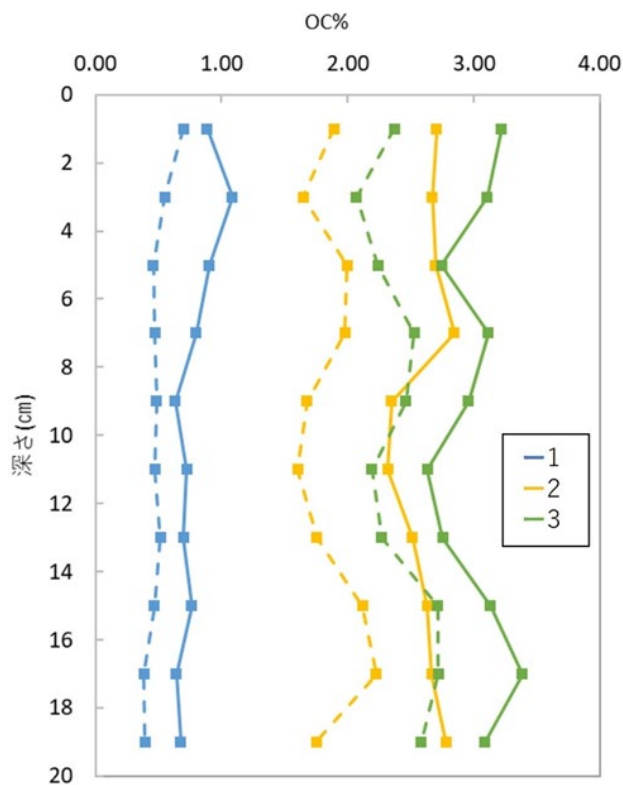


Fig 1. Vertical profiles of OC% in Lake Komuke. Solid and dashed lines indicate OC% and ROC%, respectively.

4. 考察

本研究で行った堆積物の生分解実験では、大部分の有機炭素が実験 7 日目終了後も残存し、多くの地点で 80%以上の有機炭素が難分解であった。同様の生分解実験を行った、瀬戸内海から大阪湾までの堆積物において 90%日間の生分解実験を行った結果では 72~97%が難分解であるとの報告があったが、これは本研究の結果と同程度の残存率であった^[7]。一方、イギリスの排他的経済水域の堆積物において熱分解実験を行った研究では、沿岸浅海域の堆積物中の有機炭素の約 50%が難分解有機炭素^[8]、酸加水分解実験を行った研究では、河口域の表層堆積物において 45~50%が難分解有機炭素^[9]、河口域から沿岸域においては 23~63%が難分解有機炭素^[10]であると報告されている。このことから、熱分解や加水分解による海底堆積物の分解量の評価は過大評価となっている可能性がある。実際に陸上土壌有機炭素の生分解実験では、酸加水分解より残存率が高いことが報告されており、これは酸加水分解によってより難分解の物質が分解されているためであると報告している^[11]。

東京湾では分解実験前のサンプルの $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ が、平均 $-20.4 \pm 0.5\text{‰}$ であり、海洋植物プランクトン由来の有機炭素の $\delta^{13}\text{C}\text{‰}$ と同程度であった。植物プランクトン由来の有機炭素は陸起源の有機炭素と比較して易分解であるとされており、このために東京湾の堆積物はより分解する傾向が強かった。さらに内湾では堆積物のクロロフィル a 濃度と有機炭素の分解率に有意な負の相関が見られ ($R^2 = 0.50$, $p = 0.02$)、植物プランクトンの寄与が高いほど易分解であることが分かった。一方、コムケ湖の安定同位体比が高い地点の残存率は 76.4%であり、その他の分解実験を行った結果に比べ残存率が低かった。そのため、アマモ由来の有機炭素は、より易分解なものが多い可能性がある。

分解実験での堆積物中の有機炭素残存率、分解実験終了後の培養水から測定した DOC 濃度、POC 濃度の結果から、コムケ湖における堆積物中の難分解有機炭素の割合、分解した堆積物中有機炭素のうち DOC と POC となり水中に残存している量を求めた (Fig. 2)。ここでは分解した有機炭素のうち DOC と POC 以外はすべて溶存無機炭素(DIC)になっていると仮定している。コムケ湖では堆積物中の有機炭素のうち約 2%が有機物として水中に

残存しており, DOC と POC への寄与は同程度であった。また, 易分解有機炭素のうち大部分の 97.6%が DIC として排出されていた。このことから堆積物の攪乱に伴い分解した堆積物中の有機炭素は大部分が DIC として水中に排出されることが分かった。

コムケ湖の炭素貯留量を算出したところ, 1 ha あたりの炭素貯留量は 21.56 MgC/ha (~20 cm) であった。世界の水生植物場の平均炭素貯留量は 15.4 MgC/ha (~20 cm) であるが [3], コムケ湖におけるサンプリングサイトはアマモの水生植物場であり, 本研究の表層 5 cm までの炭素貯留量は Cerda-Marín et al. (2023) [12] のアマモ場での炭素貯留量(深さ 5 cm までで 4.11 MgC/ha) より多くなっていた。コムケ湖の面積 484 ha より, 表層 20 cm までの深さにおける炭素貯留量は 10.4×10^9 gC であった。鉛直観測における難分解有機炭素の割合は $71.6 \pm 10.1\%$ であったことから, 28.4% は攪乱によって分解されるポテンシャルがある。また, 生分解実験の結果から堆積物中の易分解性有機炭素のうちの 97.6% が DIC となることから, 易分解有機炭素が分解すると 2.8×10^9 gC が DIC として排出される可能性がある (Fig. 3)。先行研究でのコムケ湖における夏季の炭素吸収速度 $-0.13 \mu\text{mol C}/\text{m}^2/\text{s}$ (田多ら, 2014) [13] よりコムケ湖の年間の炭素吸収量は 0.24×10^9 gC であると推定した。これらの結果からコムケ湖では表層 2 cm の堆積物で攪乱が起こった場合, 推定した炭素吸収量の約 12 倍の炭素が DIC として放出されることになる。またコムケ湖でのアマモ場における有機炭素の堆積速度は $2.7 \pm 1.0 \times 10^5$ gC ha⁻¹ year⁻¹ であり [14], この DIC 放出量は約 22 年分の炭素貯留量に匹敵する。

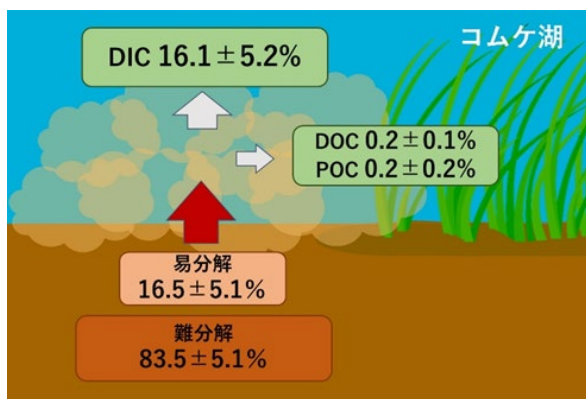


Fig 2. Carbon budget when resuspension occurs at sediment.

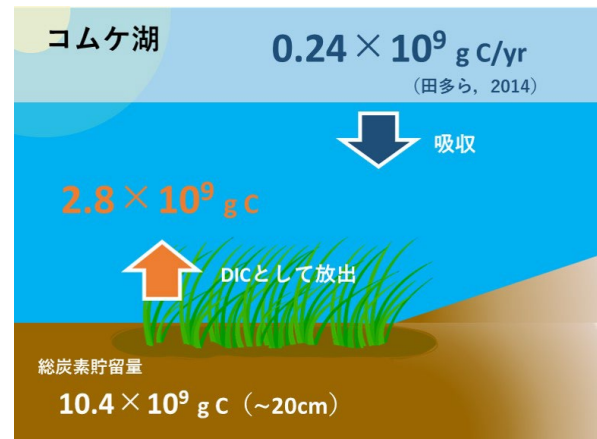


Fig 3. Sedimentary organic and labile (orange line) carbon.

5. 今後の課題

本研究ではブルーカーボン生態系のアマモ場や内湾での堆積物中有機炭素の分解特性を明らかにした。しかし, 沿岸浅海域にはマングローブ林や湿地帯など多くの環境が存在している。そのため, 今後は同様の手法を用いてより多くの沿岸浅海域の堆積物における有機炭素の動態を評価していく必要がある。また, これまでの全球規模での推定は熱分解や加水分解を用いた方法での評価が行われており, これらは過大評価となっている可能性がある。そのため, 多くの沿岸浅海域における生分解実験を通して全球規模におけるブルーカーボンの脆弱性を評価していく必要がある。また, 堆積物表層以深における分解特性はこれまで評価されることがない。そのため, より広範囲に評価を行っていく必要がある。

6. 文献

- [1] Nellemann, C., et al., 2009, Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. United Nations Environmental Programme, Arendal, Norway.
- [2] Duarte, C. M. and Krause-Jensen, D., 2017, Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science*, 4, 13.
- [3] Kennedy, H., et al., 2022, Species traits and geomorphic setting as drivers of global soil carbon stocks in seagrass meadow. *Global Biogeochemical Cycles*, 36, e2022GB007481.
- [4] Kubo, A., Maeda, Y., and Kanda, J. 2017, A significant net sink for CO₂ in Tokyo Bay. *Scientific Reports*, 7: 44355.
- [5] Kubo, A. and Kanda, J., 2020, Coastal urbanization alters carbon cycling in Tokyo Bay. *Scientific Reports* 10: 20413.

- [6] Unsworth, R. K. F., Cullen-Unsworth, L. C., Jones, B. L. H. and Lilley, R. J., 2022, The planetary role of seagrass conservation. *Science*, 377, 609-613.
- [7] Asaoka et al., 2020, Organic matter degradation characteristics of coastal marine sediments collected from the Seto Inland Sea, *Japan. Marine Chemistry*, 225, 103854.
- [8] Smeaton, C. and Austin, W. E. N., 2022, Quality not quantity: prioritizing the management of sedimentary organic matter across continental shelf seas. *Geophysical Research Letters*, 49, e2021GL097481.
- [9] Smeaton, C. and Austin, W. E. N., 2022, Quality not quantity: prioritizing the management of sedimentary organic matter across continental shelf seas. *Geophysical Research Letters*, 49, e2021GL097481.
- [10] Cao, Y., Huang, H., Zhao, X., Li, J., Wang, T., Lin, J. and Zhu, Z., 2023, Labile and refractory fractions of sedimentary organic carbon off the Changjiang Estuary and its implications for sedimentary oxygen consumption. *Frontiers in Marine Science*, 9, 1096108.
- [11] McLauchlan, K. K. and Hobbie, S.E., 2004, Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques, *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1616-1625.
- [12] Cerda-Marin et al. 2023, Blue carbon stock in *Zostera marina* meadows in the Ria de Ferrol (NW Iberian Peninsula), *Spanish Journal of Soil Science*, 10.
- [13] 田多ら, 2014, アマモ場における大気-海水間 CO₂ フラックスの連続観測, *土木学会論文集*, 70, 1191-1195.
- [14] Watanabe, K. and Kuwae, T., 2021, An unintended ecological benefit from human intervention: The enhancement of carbon storage in seagrass meadows, *Journal of Applied Ecology*, 58, 2441-2452.

Anthropogenic Impact to the Blue Carbon

Atsushi Kubo

Shizuoka University

Summary

Aquatic plants have attracted attention as important sinks for atmospheric carbon dioxide. Carbon dioxide is uptake by photosynthesis of aquatic plants to form organic carbon, and part of the organic carbon produced accumulates in sediments. However, recent human activities such as coastal development, fishing and ship anchoring have caused disturbance of the sediments. Disturbance may cause some of the organic matter to re-suspend and return to the water column, accelerating decomposition and reverting to carbon dioxide. Therefore, this study aimed to quantify the vulnerability of organic carbon accumulated by conducting decomposition experiments of sedimentary organic carbon. Degradation experiments were conducted using sediments of Lake Komuke, where an eelgrass bed is located, and Tokyo Bay, a highly urbanized bay that is a carbon dioxide absorption area. The organic carbon residuals at 7 days relative to the organic carbon content before the start of the decomposition experiment were $83.5 \pm 5.1\%$ and $84.1 \pm 4.9\%$ on average in Lake Komuke and Tokyo Bay, respectively. Organic carbon residuals were mostly above 80%, with most of the persistent organic carbon. Based on the organic carbon sequestration in the sediments of Lake Komuke and the percentage of readily degradable organic carbon, the amount of organic carbon that could be degraded by environmental disturbance was estimated to be 2.8×10^9 gC, which could be released back into the water as dissolved inorganic carbon. The rate of organic carbon deposition in the eelgrass beds in Lake Komuke was $2.7 \pm 1.0 \times 10^5$ gC ha⁻¹ year⁻¹, and this dissolved inorganic carbon release was found to be equivalent to approximately 22 years of carbon sequestration.