

今津干潟における放射性核種を用いた土砂堆積速度の推定

九州大学大学院工学府 学生員 横川 翔

九州大学大学院工学研究院 フェロー 島谷幸宏 正員 河口洋一

国土交通省 宗 琢万 筑波大学大学院生命環境科学研究科 水垣滋

1. はじめに

本研究の対象地である今津干潟は福岡市西部に位置し、絶滅が危惧されているカブトガニやクロツラヘラサギが見られる生物が豊かな干潟として知られている。しかし、近年周辺地域の土地区画整理による土地利用の変化や、瑞梅寺ダムのような人工構造物の建設により、干潟の底質環境や水質環境に大きな変化が見られる。また、九州大学は伊都キャンパスに移転を行っているため、今後更なる開発による環境の悪化が危惧されており、その保全が強く望まれている。本研究では今津干潟の底質の堆積環境に着目し、底質の形成に関わる要因を明らかにすることで、今津干潟の保全に寄与することを目的とする。

底質は、カブトガニをはじめ干潟に生息する底生生物にとって重要な要素であり、その形成過程を明らかにすることは干潟の保全を考える上では重要な位置を占めると考えられる。具体的には、干潟内でコアサンプリングを行い、その物理性質を調べ、放射性核種である ^{137}Cs と ^{210}Pb を利用して堆積速度の推定を試みた。

2. 調査内容

今津干潟は、博多湾に面し、面積は約 80ha、干潟部を含む感潮域の面積は約 145ha である。主な流入河川は瑞梅寺川で、流域面積 52.6 km²、幹川延長 13.2 km の 2 級河川で、流域内人口は 53,000 人である。上流には 1977 年に瑞梅寺ダムが建設されている。

干潟の底質サンプルは、2006 年 5 月 29 日にパイプレーションコアサンプラー(図-1)を用いて図-2 に示す 2 地点で採取した。コアの内径は $\phi 10\text{cm}$ で、採取コア長は約 200cm であった。分析用試料は 2cm 刻みに分割して一部を強熱減量、粒度組成を測定し、残りの試料について 4cm 刻みで ^{137}Cs 濃度と ^{210}Pb 濃度を測定した。

3. 堆積速度の推定方法

^{137}Cs は、1954 年以降盛んに行われた大気圏内核実験により大気中に放出された人工の放射性核種で



図-1 パイプレーションコアサンプラーと作業風景

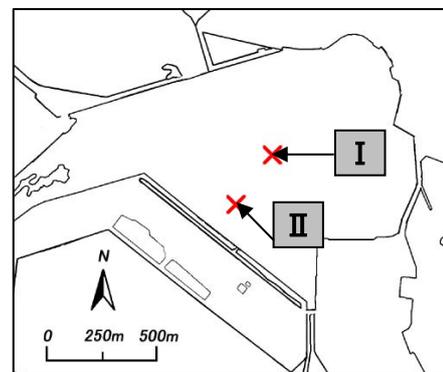


図-2 コアサンプルの採取地点

あり、自然界には存在しない。降下した ^{137}Cs は堆積物中に取り込まれ、その後半減期 30.17 年に従い減少する。1963 年に放出のピークを迎えており、土壌の深度方向の濃度を調べ、ピークが測定された層を 1963 年として平均堆積速度を算出することができる。平均堆積速度は次の式で表現される。

$$w = D / (T_0 - 1963)$$

w : 1963 年以降の平均堆積速度 [cm/y]

D : ^{137}Cs のピークが検出された層の表層からの深さ

T_0 : コアサンプルの採取年

また、 ^{137}Cs 法では検出限界深度を 1954 年として堆積速度を測定することもでき、1954 年から 1963 年の 9 年間堆積速度を計算できる。この場合、当時の ^{137}Cs 濃度が現在では極めて小さくなっているため、再移動や検出器の誤差などに影響を受けやすく、正確な年代測定には適用し難い。しかし、本研究では堆積速度の傾向を調べる目的で検出限界による算出を試みた。

^{210}Pb は ^{238}U から ^{226}Ra や ^{222}Rn などを経て生成される半減期 22.3 年の自然の放射性核種である。

^{226}Ra から生じた ^{222}Rn が気体であるため、一部は堆

積物中から大気中へと放出される。大気中の²²²Rnから生じた²¹⁰Pbは地表に降下し、堆積物中に取り込まれ、半減期に従って減少する。つまり、堆積物中には一旦大気中に出てその後堆積物に取り込まれた²¹⁰Pbと、もともと堆積物中に存在した²¹⁰Pbの2種類が存在する。堆積速度の測定に利用されるのは大気起源の²¹⁰Pbである。この大気起源の²¹⁰Pbを過剰²¹⁰Pb (²¹⁰Pb_{ex}) とし、²²⁶Raと堆積物起源の²¹⁰Pbとの間の放射平衡を仮定し、放射平行時は²²⁶Raは²¹⁴Pbと同じであるため、²¹⁰Pb_{ex}の放射能は次式で与えられる。

$$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} = \text{全}^{210}\text{Pb} - ^{214}\text{Pb}$$

本研究では²¹⁰Pb_{ex}の放射能変化による堆積速度の測定に、CIC (Constant Initial Concentration) モデルを用いた。CICモデルは、堆積初期の濃度、ある一定期間の堆積速度が一定であると仮定し、対数プロットした²¹⁰Pb_{ex}の直線の傾きより堆積速度を算出する。深さzにおける²¹⁰Pb_{ex}の放射能をA(z)とすると、次式で与えられる。

$$A(z) = F / W \cdot \exp(-\lambda \cdot z / W)$$

F : ²¹⁰Pb_{ex}のフラックス[Bq/cm²/y]

W : 堆積速度[g/cm²/y]

λ : 壊変定数[1/y] (=0.03114)

よって堆積速度Wは、A(z)をzに対して対数プロ

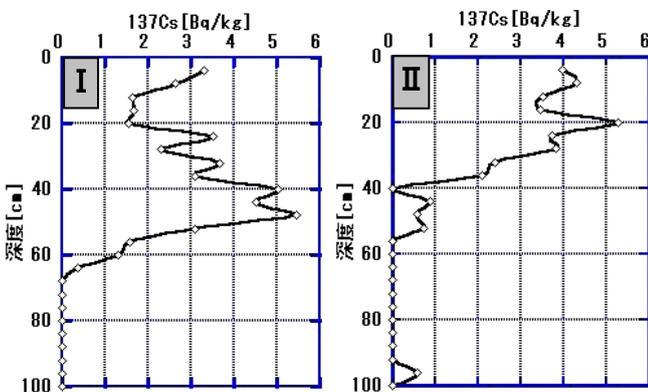


図-3 ¹³⁷Csの深度分布

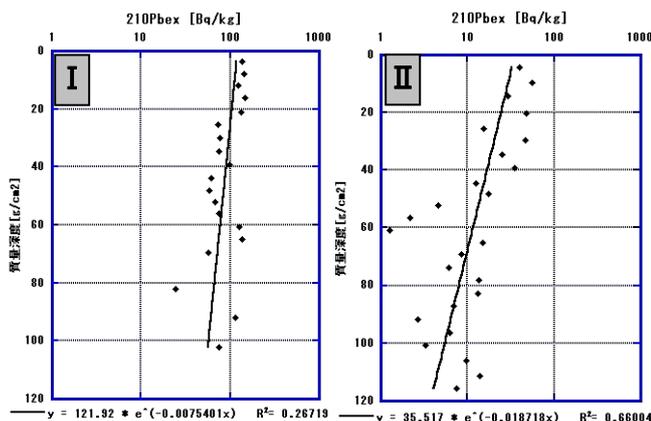


図-4 全深度から求めた回帰曲線

ットした直線の傾き m より、次式で与えられる。

$$W = -\lambda / m$$

放射能測定用試料は、110°Cで炉乾燥後乳鉢、乳棒ですり潰し、質量を測定してスチロール管瓶 (50ml) に入れ、ふたと容器の接合部をパラフィルムで巻いて密封し、21日間以上放置した。これは²²⁶Raと²¹⁰Pbとの間の放射平衡状態を実現するためである。放射能の測定は、九州大学アイソトープ総合センター箱崎地区実験室にあるゲルマニウム半導体検出器 (GMX23,GMX30) を用いてγ線スペクトロメトリーにより測定した。

4. 結果と考察

地点 I、地点 II における¹³⁷Csの濃度を図-3にプロットした。地点 I では40cm-48cmにかけて、地点 II では20cmに明確なピークが見られた。これらの層を1963年と考え算出すると、1963年以降の堆積速度は、地点 I で0.93-1.12cm/y、地点 II で0.47cm/yとなった。また、検出限界深度を1954年と仮定した場合、地点 I では62cmに、地点 II では52cmに検出限界が見られた。¹³⁷Csのピークが見られた層を1963年、検出限界の層を1954年としてこの9年間の堆積速度を計算すると、地点 I では1.56-2.44cm/y、地点 II では3.56cm/yとなり、1963年以降の堆積速度に比べて明らかに大きくなる。これは、1953年に発生した既往最大出水による流送土砂の堆積と想定された。また、地点 II では表層ほど粒径が細かく、強熱減量が大きくなる傾向が見られ、この地点においては汚濁が進んでいる状況が示された。

地点 I、地点 II における²¹⁰Pbの濃度を図-4にプロットした。²¹⁰Pb法では、圧密の影響を除去するため、間隙率を用いて深度[cm]を質量深度[g/cm²]に変換している。地点 II では、全深度に渡って平均堆積速度を算出すると、w=4.15g/cm²/y (4.06cm/y) となった。これは¹³⁷Cs法による測定結果と比較して4倍程度大きい数字であり、整合性が取れていない。

地点 III で、全深度に渡って平均堆積速度を算出すると、w=1.66g/cm²/y (1.43cm/y) となり、やはり¹³⁷Cs法による算出結果よりも大きな堆積速度となった。¹³⁷Csのピーク値より求まる堆積速度は1963年以降のものである一方、²¹⁰Pb法ではコア全量に渡っての平均堆積速度が算出されてしまうため、1963年を境として堆積速度に変化が生じた場合にはこのような結果になる可能性がある。