

炭素・窒素安定同位体比を用いた織笠川河口域における水環境の評価

木下 今日子*
竹原 明秀**

1. はじめに

岩手大学三陸復興推進機構水圏環境調査班では、平成23(2011)年東北地方太平洋沖地震(以下、地震)とそれにとまなう津波で被災した三陸沿岸において、集水域から河口・沿岸域を一体的に調査し、陸域から海域に運ばれるさまざまな化学物質を通して、沿岸・河口域生態系がどのように支えられ、水産資源とどう関係しているかを明らかにすることを目的としている。

陸上から河川を通じて海の生態系に及ぼす影響のひとつとして、陸上で生産された有機物の海域への供給が挙げられる。陸上から海への定量的な有機物供給量を求めることは難しいが、定性的な評価については、環境中の炭素・窒素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$)を用いて推定することができる(永田・宮島 2008; 富永・高井 2008)。河口・沿岸域における $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ の分布は、陸上で生産された(異地性: allochthonous)有機物と、海で生産された(現地性: autochthonous)有機物の寄与の割合によって変動する。一般に、沿岸域の堆積有機物の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ は、陸上起源の有機物の含有量が多いほど値が低く、海起源の有機物の含有量が多いほど高い傾向にある(高井 2005)。このことから $\delta^{13}\text{C}$ は、沿岸生態系における陸上起源の有機物の寄与を推定するための指標として用いられている(Wada *et al.* 1990; 富永・高井 2008; 坂巻 2011)。一方で、 $\delta^{15}\text{N}$ については微生物による硝化・脱窒によって値が変化(永田・宮島 2008)。さらに農耕地への施肥、下水や畜産排水等の人為的な活動により $\delta^{15}\text{N}$ の値が上昇することから、窒素負荷の傾向を把握することができる(永田・宮島 2008)。また、生物体内の $\delta^{13}\text{C}$ は、食物連鎖を通じて栄養段階が上昇しても値はほとんど変化しない、その生物の炭素源となっている一次生産者を推定できる(富永・高井 2008)。一方で $\delta^{15}\text{N}$ は、餌と生物の間で約 $3.4 \pm 1.1\%$ の差があることに基づき、生物の餌資源の推定や食物連鎖における栄養段階の推定が行われている(土居ほか 2016)。

本研究では三陸沿岸・河口域のモデル地域として、岩手県沿岸の中央部に位置する山田湾の織笠川を選定し、沿岸の水環境と土壌環境の特性を明らかにした。さらに炭素・窒素安定同位体比を用いて、陸上由来と海由来の有機物、およびそれらが混在する河口域の底生生物を対象に分析を行い、河口域の有機物の動態について概観を行った。

* 岩手大学三陸復興推進機構

** 岩手大学人文社会科学部

2. 方法

調査地の概要

織笠川は流路延長10.3 km、流域面積45.2 km²の二級河川である（堺ほか 1991）。織笠川の河口干潟は、環境省が実施した全国の干潟157か所の自然環境保全基礎調査の干潟に選定されており、陸中リアス海岸の湾奥干潟群を代表する干潟のひとつである（環境省自然環境局 2007）。織笠川の河口は県内有数の潮干狩り場で、春に「アサリまつり」というイベントが開催されていたが、東北地方太平洋沖地震にともなう津波および地盤沈下により干潟面積が減少し（環境省自然環境局 2013）、地震の後は「アサリまつり」が中止されている（木下 2016）。織笠川の河口域に位置する山田湾は最大水深が90 m、湾内の海水交換能力の指標である閉鎖度指数が1.43と高いことが報告されている（柳川・堺 2014）。

試料の採集

試料の採集は岩手県山田町にある織笠川の河川（39°26'N, 141°56'E）と河口域（39°26'N, 141°57'E）、外洋から織笠川の河口域に流入する海水の指標として大浦（39°27'N, 142°00'E）で行った（図1）。試料の採集は底生生物のみ2015年9月、その他は2015年6月～9月に毎月1回実施した。水試料の採集時には、それぞれの調査域において水温と塩分を測定した。

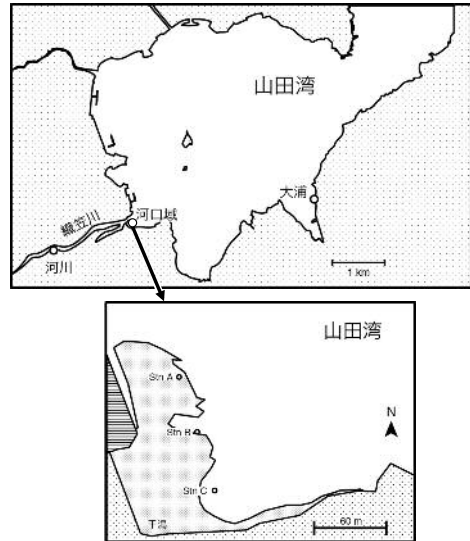


図1 調査地図。

河川水および海水中の粒子状有機物

(Particulate organic matter: POM) の安定同位体比用試料とクロロフィル a 量 (Chl a 量) の分析用試料の採集と前処理

河川と大浦では1地点、河口域は3地点において、安定同位体比分析用の試料として水を3 L×1本ずつ、水中の一次生産者の現存量の指標としてChl a量を測定するための試料として1

L×3本ずつを採集し、暗冷蔵で実験室内へ持ち帰った。試料は実験室内にて、目合い125 μm のふるいで前濾過した上で、あらかじめ500°Cで2時間の加熱処理をしたグラスファイバーフィルター（Glass fiber filter: GFF）で濾過した。安定同位体比分析用のフィルターは-20°Cで凍結させた後に、凍結乾燥機（ヤマト科学株式会社製フリーズドライヤDC401）にて乾燥させた。凍結乾燥させたGFFは無機炭素を除去するために、濃塩酸が入ったデシケータ内にて約4時間曝露させた。その後、GFFをデシケータから取り出し、塩酸を除去するために50°Cのホットプレートに一晚乗せて乾燥させた後、再び凍結乾燥を行った。試料は安定同位体比の分析までの間は、シリカゲルを入れたデシケータ内で保存した（以下、安定同位体比の試料の保管にはすべて同じデシケータを用いた）。Chl a量用のGFFは、4 mlのジメチルホルムアミド（N, N-dimethylformamide : DMF）が入った10 mlチューブに入れ、-20°C下で抽出した。

河口域の堆積物の粒度組成ならびに安定同位体比分析用試料の採集

河口域の3地点（図1 Stn A～C）において、直径5 cmのコアを用いて堆積物を深さ5 cmまで4回採取した。堆積物は1試料ごとに個別の容器に入れ、暗冷条件で実験室内に持ち帰り、分析を行うまで -20°C で保管した。粒度組成は各調査地点で毎月1試料ずつ、堆積物中の粒状有機物（Sediment organic matter：SOM）は各地点で毎月3試料ずつを分析した。粒度分析用の試料は、過酸化水素水を加え有機物を分解した後、湿式ふるいわけ法を用いて粒径を7段階（2 mm以上、2～1 mm、1 mm～500 μm 、500～250 μm 、250～125 μm 、125～63 μm 、63 μm 以下）に分画し、あらかじめ秤量した濾紙の上ふるいわけ、乾燥重量を測定して粒度組成を重量比で算出した。

安定同位体比分析用のSOMを抽出するために、堆積物試料から約10 gを秤量し、これに濾過海水100 mlを入れてよく攪拌し、上澄みを目合い125 μm のふるいで前濾過したものをGFFで濾過した。GFFのその後の処理はPOMの分析に準じた。

河口域の堆積物表層におけるChl a量の前処理

河口域の底生微細藻類の現存量の指標であるChl a量を測定するために、底質に礫の割合が高いStn Aを除いたStn BとCにおいて、先端を切った50 mlおよび5 mlシリンジ（内径2.9 cmおよび1.3 cm）を用いて、各地点の堆積物を深さ1 cmまで3回採取した。堆積物はあらかじめ秤量した容器に入れ、暗冷蔵で実験室内に持ち帰り、湿重量を測定した後に凍結乾燥を行った。24時間後、堆積物の乾燥重量を容器ごと測定した後、乾燥させた堆積物から0.2～0.3 gを正確に秤量し、5 mlのDMFが入った10 mlチューブに入れて -20°C 下で抽出した。

Chl a量の測定

Chl aを抽出した溶液は室温に戻した後、ミキサーで30秒攪拌した後に遠心分離器（トミー精工株式会社製MX-300）を用いて3,000 gで10分間遠心分離を行い、その上澄み液を分光光度計（ジャスコインターナショナル社製V-530）にて波長646.8 nm、663.8 nmおよび750 nmの吸光度を測定した。Chl a量はPorra *et al.* (1989)に基づいて計算し、水中のChl a量はmg/L、堆積物は $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ に換算した。Chl a量については、調査期間と地点間変動の相互作用を調べるために二元配置分散分析を用いた。それぞれの水準間に相互作用が認められない場合は、さらに水準間ごとにTukey-Kramer法を用いて多重比較を行った。

海藻、海草類

織笠川の河口域に優占するアマモ、マコンブ、アオサ類を採集した。アマモとマコンブは各3試料ずつ、アオサ類は2試料ずつをそれぞれ採集し、冷蔵して実験室内に持ち帰った。ただし、マコンブとアオサ類は9月には消失していたため、8月までの試料を分析した。採集した試料は実験室に持ち帰り、試料の表面をブラシで十分にこすりながら濾過海水で洗い出し、その後蒸留水で十分にすすぎ、根（地下茎および仮根を含む）を除去した。試料は -20°C で凍結させた後に、凍結乾燥させてから粉末化し、再び凍結乾燥させてデシケータ内にて保管した。

落葉

陸上から海へと供給される有機物として、織笠川の河口域の浜辺に打ち上げられていた落葉を毎月1回採取した。試料は60 $^{\circ}\text{C}$ のオープンで乾燥させた後に粉末化し、凍結乾燥させてデシケータ内にて保管した。

底生生物

織笠川の河口域に生息する主要な底生生物を2015年9月に採取し、実験室内に持ち帰った。底生生物は濾過海水にて数日間飼育した後に解剖し、試料として主に筋肉を取り出した。試料は凍結乾燥した後に粉末化し、その後はFolch *et al.* (1957) に準じてクロロホルム-メタノール (2:1) で脱脂処理を行った。脱脂処理をした試料は再び凍結乾燥させた後に、分析までデシケータ内で保管した。

炭素・窒素安定同位体比の測定

炭素・窒素安定同位体比の測定は、岩手大学人文社会科学部内にある元素分析計 (Elementar社製vario MICRO cube) およびこれに接続した同位体比質量分析計 (IsoPrime 社製IsoPrime 100) を用いた。炭素・窒素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$ 値・ $\delta^{15}\text{N}$ 値) は次式により、標準試料からの相対千分率で示した。

$$\delta^{13}\text{C} \cdot \delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000 (\text{‰})$$

R_{sample} は試料の $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ または $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, R_{standard} は標準物質の $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ または $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ を示す。標準物質として、炭素は化石炭酸塩鉱物Vienna Pee-Dee Belemnite (VPDB), 窒素は大気中の窒素を用いた。二次標準物質として、L-Alanine, L-HistidineおよびGlycine (SIサイエンス社製) を用いた。

分析結果のうち、POMとSOMについては、調査地点と調査期間の変動とこれらの相互作用を調べるために二元配置分散分析を行い、それぞれの水準間に有意差があり、相互作用の有意差が認められない場合は、水準間ごとにTukey-Kramer法を用いて多重比較を行った。アマモと落葉については調査期間の変動を調べるために一元配置分散分析を行い、有意差が認められた場合はTukey-Kramer法を用いて多重比較を行った。マコンブとアオサは標本数が少ないため、統計解析を行わなかった。底生生物を含む全ての安定同位体比の結果を基に炭素-窒素安定同位体比マップを作成し、餌資源について検討を行った。底生生物の安定同位体比は、種類毎の試料数が異なるために統計解析を行わないが、食性を奥谷 (2000), Takada (2001), 今島 (2007), 佐々木 (2010), 風呂田ほか (2016) を元に区別して、食性ごとの安定同位体比について検討した。

3. 結果

調査時の水温と塩分

水温は12.1~25.4℃の範囲であった (表1)。河川の水温 (12.1~15.8℃) は、河口域 (17.2~23.7℃) や大浦 (17.2~25.4℃) よりも常に低かった。塩分は、河川では調査期間を通じて0、河口域は15~28、大浦は30~34の範囲であった。

水中と河口域の堆積物のChl *a*量

水中のChl *a*量は、河川と大浦ではいずれも1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満で、河口域の3つの地点では0.4~1.9 $\mu\text{g}/\text{L}$ の範囲であった (図2)。調査期間と調査地点、および相互作用を比較したところ、いずれも有意差が認められた (地点間 $F(4, 40) = 9.73, P < 0.01$; 調査期間 $F(3, 40) = 12.77, P <$

表1 織笠川（河川）とその河口域，大浦の水温と塩分。

		6月	7月	8月	9月
水温(°C)	河川	12.4	12.1	13.7	15.8
	河口域	18.4	17.2	23.7	19.8
	大浦	17.2	17.9	25.4	21.5
塩分	河川	0	0	0	0
	河口域	18	28	15	20
	大浦	34	32	30	33

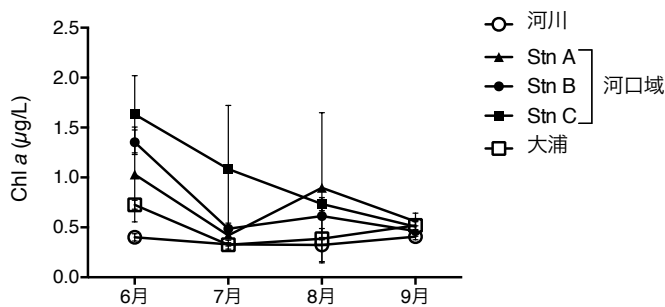


図2 織笠川（河川）とその河口域，大浦の水中のクロロフィルa量。

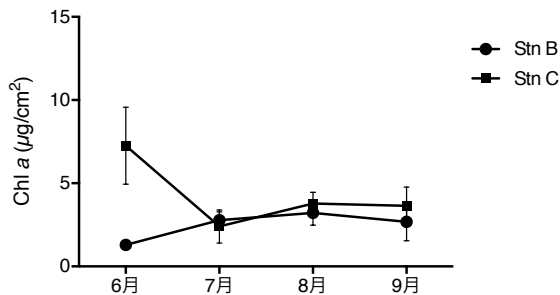


図3 織笠川の河口域における堆積物中のクロロフィルa量。

0.01；相互作用F (12, 40) = 2.30, $P < 0.05$)。

堆積物中のChl a量はStn Bで1.1~4.7 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ，Stn Cでは1.5~9.6 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ の範囲であった(図3)。調査期間と調査地点，および相互作用を比較したところ，いずれも有意差が認められた(地点間 F (1, 32) = 25.07, $P < 0.01$ ；調査期間 F (3, 32) = 3.92, $P < 0.05$ ；相互作用F (3, 32) = 16.05, $P < 0.01$)。

粒度組成

織笠川の河口域の粒度組成は砂(粒径2 mm~63 μm)と礫(2 mm以上)の割合が高かった

が、粒度の割合は地点によって異なった(図4)。Stn Aは礫の割合が高く(平均58.7%), Stn Bの礫の割合はStn Aに次いで高い(平均52.1%)が砂の割合も高く(平均45.9%), Stn Cは砂の割合が高かった(平均81.6%)。

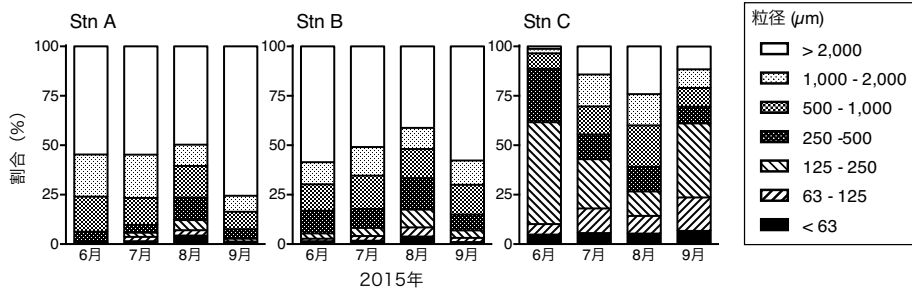


図4 織笠川の河口域における底質の粒度組成(2015年)。

炭素・窒素安定同位体比

水中の粒子状有機物(POM)の値は河川の $\delta^{13}\text{C}$ で $-30.4\sim-23.3\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $2.6\sim5.0\%$ 、河口域の $\delta^{13}\text{C}$ は $-26.5\sim-21.5\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $1.1\sim5.9\%$ 、大浦の $\delta^{13}\text{C}$ は $-23.7\sim-21.0\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $3.9\sim5.9\%$ であった(表2~3)。地点間および調査期間を比較した結果、調査地点は $\delta^{13}\text{C}$ のみ、調査期間は $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ともに有意差が認められた($\delta^{13}\text{C}$ の地点間 $F(4, 12) = 3.33, P < 0.05$; 調査期間 $F(3, 12) = 4.06, P < 0.05$; $\delta^{15}\text{N}$ の地点間 $F(4, 12) = 1.91, P = 0.17$; 調査期間 $F(3, 12) = 7.98, P < 0.01$)。多重比較の結果は、 $\delta^{13}\text{C}$ の地点間では河川と大浦で、調査期間では7月と9月に有意差が認められ(ともに $P < 0.05$)、 $\delta^{15}\text{N}$ の調査期間では6月と8月、7月と9月(ともに $P < 0.05$)、8月と9月で有意差が認められた($P < 0.01$)。

河口域の堆積物中(SOM)の値は $\delta^{13}\text{C}$ で $-26.1\sim-23.5\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $2.9\sim6.0\%$ であった。地点間および調査期間を比較した結果、 $\delta^{13}\text{C}$ は相互作用を含む全ての要因で有意差が認められ(地点間 $F(2, 24) = 4.49, P < 0.05$; 調査期間 $F(3, 24) = 7.96, P < 0.01$; 相互作用 $F(6, 24) = 2.58, P < 0.05$)、 $\delta^{15}\text{N}$ は対照的に全ての要因で有意差が認められなかった(地点間 $F(2, 24) = 1.56, P = 0.23$; 調査期間 $F(3, 24) = 0.50, P = 0.68$; 相互作用 $F(6, 24) = 0.49, P = 0.81$)。

海藻・海草の値は、マコンブの $\delta^{13}\text{C}$ で $-20.1\sim-13.9\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $4.9\sim5.5\%$ 、アオサの $\delta^{13}\text{C}$ は $-19.6\sim-18.0\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $4.2\sim6.4\%$ 、アマモの $\delta^{13}\text{C}$ は $-11.0\sim-8.2\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $4.2\sim7.7\%$ であった。アマモについて調査期間を比較した結果、 $\delta^{15}\text{N}$ のみ有意差が認められ($\delta^{13}\text{C}$ $F(3, 8) = 1.04, P = 0.43$; $\delta^{15}\text{N}$ $F(3, 8) = 5.43, P < 0.05$)、 $\delta^{15}\text{N}$ をさらに多重比較を実施した結果、6月と9月の間に有意差が認められた($P < 0.05$)。落葉の値は、 $\delta^{13}\text{C}$ で $-31.0\sim-29.3\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $-1.3\sim1.9\%$ であった。調査期間を比較した結果、 $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ のいずれも有意差が認められた($\delta^{13}\text{C}$ $F(3, 8) = 20.83, P < 0.01$; $\delta^{15}\text{N}$ $F(3, 8) = 119.3, P < 0.01$)。調査期間の多重比較の結果、 $\delta^{13}\text{C}$ では6月と7月、6月と9月、7月と8月(ともに $P < 0.01$)、8月と9月に有意差が認められた($P < 0.05$)。 $\delta^{15}\text{N}$ では6月と7月、6月と8月、7月と9月、8月と9月(いずれも $P < 0.01$)、7月と8月に有意差が認められた($P < 0.05$)。

底生生物の値は、 $\delta^{13}\text{C}$ で $-24.1\sim-12.6\%$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $7.9\sim12.8\%$ の範囲であった(表4)。底生生物の食性ごとに区分すると、濾過食者(アサリ、ムラサキイガイ、マガキ)の平均値は、

表2 水中の粒子状有機物 (POM), 堆積物中の有機物 (SOM), 海藻・海草類, 落葉の炭素安定同位体比

試料名	$\delta^{13}\text{C}$				試料数
	6月	7月	8月	9月	
水中の粒子状有機物 (POM)					
河川	-23.3	-24.9	-30.4	-28.1	1
河口域					
Stn A	-24.9	-22.0	-21.6	-26.0	1
Stn B	-24.4	-21.5	-22.9	-25.7	1
Stn C	-24.1	-21.5	-23.2	-26.5	1
大浦	-23.5	-21.0	-21.5	-23.7	1
堆積物中の有機物 (SOM)					
河口域					
	平均 \pm 標準偏差*	平均 \pm 標準偏差	平均 \pm 標準偏差	平均 \pm 標準偏差	
Stn A	-24.7 \pm 1.0	-25.6 \pm 0.3	-25.3 \pm 1.0	-25.4 \pm 0.3	3
Stn B	-24.9 \pm 0.5	-25.6 \pm 0.2	-23.8 \pm 0.3	-24.4 \pm 0.4	3
Stn C	-25.2 \pm 0.4	-25.5 \pm 0.3	-23.9 \pm 0.7	-24.0 \pm 0.6	3
海藻・海草類					
マコンブ	-17.1	-19.2	-14.0	nd	2
アオサ	-19.5	-18.7	-18.0	nd	2
アマモ	-10.5 \pm 0.9	-10.1 \pm 0.7	-8.7 \pm 0.3	-9.2 \pm 1.5	3
落葉	-29.5 \pm 0.2	-30.7 \pm 0.2	-29.7 \pm 0.3	-30.5 \pm 0.2	3

* 標準偏差は試料数が3以上に表記

nd: 試料なし

表3 水中の粒子状有機物 (POM), 堆積物中の有機物 (SOM), 海藻・海草類, 落葉の窒素安定同位体比

試料名	$\delta^{15}\text{N}$				試料数
	6月	7月	8月	9月	
水中の粒子状有機物 (POM)					
河川	2.6	4.5	5.0	3.1	1
河口域					
Stn A	4.2	4.6	5.9	1.1	1
Stn B	3.8	4.7	5.6	2.4	1
Stn C	2.1	4.9	4.5	1.9	1
大浦	3.9	4.9	5.9	5.7	1
堆積物中の有機物 (SOM)					
河口域					
	平均 \pm 標準偏差*	平均 \pm 標準偏差	平均 \pm 標準偏差	平均 \pm 標準偏差	
Stn A	4.1 \pm 0.3	3.8 \pm 0.6	4.2 \pm 0.6	4.1 \pm 0.9	3
Stn B	3.6 \pm 0.6	4.7 \pm 0.8	4.3 \pm 0.7	4.1 \pm 0.4	3
Stn C	4.5 \pm 1.5	4.7 \pm 0.7	4.7 \pm 0.7	4.3 \pm 0.1	3
海藻・海草類					
マコンブ	5.4	5.0	5.3	nd	2
アオサ	6.1	4.3	4.5	nd	2
アマモ	4.8 \pm 0.5	5.9 \pm 1.2	6.4 \pm 0.9	7.3 \pm 0.3	3
落葉	-1.2 \pm 0.1	1.7 \pm 0.2	1.0 \pm 0.3	-1.1 \pm 0.3	3

* 標準偏差は試料数が3以上に表記

nd: 試料なし

表4 底生生物の炭素・窒素安定同位体比

動物門	和名	学名	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	試料数
軟体動物			平均 \pm 標準偏差*	平均 \pm 標準偏差	
	コシダカガンガラ	<i>Omphalius rusticus</i>	-14.4 \pm 0.4	9.0 \pm 0.5	5
	イシダタミ	<i>Monodonta labio</i>	-16.1 \pm 1.0	8.6 \pm 0.3	5
	ホソウミニナ	<i>Batillaria attramentaria</i>	-17.2 \pm 4.3	9.1 \pm 0.4	5
	タマキビ	<i>Littorina brevicula</i>	-17.5	8.7	2
	サキグロタマツメタ	<i>Laguncula pulchella</i>	-13.8 \pm 1.0	9.3 \pm 0.3	4
	ムシロガイ	<i>Niotha livescens</i>	-18.6	10.6	2
	ムラサキイガイ	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	-18.1 \pm 0.4	8.4 \pm 0.3	6
	マガキ	<i>Crassostrea gigas</i>	-18.2 \pm 0.4	9.7 \pm 0.2	5
	アサリ	<i>Ruditapes philippinarum</i>	-18.6 \pm 2.1	8.3 \pm 0.2	8
環形動物					
	チロリ	<i>Glycera nicobarica</i>	-14.9	12.8	1

* 標準偏差は試料数が3以上に表記

$\delta^{13}\text{C}$ で-18.6~-18.1‰, $\delta^{15}\text{N}$ は8.3~9.7‰, 藻類食者(コシダカガンガラ, イシダタミ, タマキビ)の平均値は, $\delta^{13}\text{C}$ で-17.5~-14.4‰, $\delta^{15}\text{N}$ は8.6~9.0‰, 堆積物食者は1種のみ(ホソウミニナ)で, 平均値は $\delta^{13}\text{C}$ で-17.2‰, $\delta^{15}\text{N}$ は9.1‰, (腐)肉食者(サキグロタマツメタ, ムシロガイ, チロリ)の平均値は, $\delta^{13}\text{C}$ で-18.6~-13.8‰, $\delta^{15}\text{N}$ は9.3~12.8‰であった(図5)。

4. 考察

水中と堆積物中のChl. a量および粒度組成

水中のChl a量は植物プランクトンの, 堆積物中のChl a量は底生微細藻類の現存量の指標であり, これらは環境要因(光, 温度, 栄養塩, 捕食等)によって変動する。東北地方太平洋岸におけるChl a量の知見は, 大槌湾の2.7~3.9 $\mu\text{g/L}$ (Fukuda *et al.* 2007), 宮城県の蒲生潟と井戸浦ではそれぞれ3.4~111 $\mu\text{g/L}$, 2.3~13.3 $\mu\text{g/L}$ と報告されている (Kanaya *et al.* 2008)。織笠川の河口域と大浦の値は, これらに比べて低い傾向にあった。また堆積物中のChl a量については, 宮城県の蒲生潟と井戸浦でそれぞれ20.2~46.3 $\mu\text{g/cm}^2$, 1.0~2.4 $\mu\text{g/cm}^2$ と報告されている (Kanaya *et al.* 2008)。本研究の値は蒲生潟より低い, 井戸浦よりは高い。蒲生潟は養魚池からの排水によって海水中の栄養塩が高く, 堆積物のChl a量は水中からのChl a沈降量とよく対応していたことから, 堆積物中の高いChl a量は, 海水起源であると示唆されている (金谷・菊地 2011)。したがって, 織笠川の河口域の堆積物中の一次生産は, 著しく低い傾向ではないと考えられる。

織笠川の河口域の堆積物は, 主に砂と礫で構成されていた。岩手県の主要な干潟は砂や礫の底質が多いが (Kinoshita & Matsumasa 2016), 地震前の織笠川の河口の底質は, 1980年代は礫底だけでなく泥質域が広がっており (向井 1995), 2002年の調査においても, 砂泥底に生息するアナジャコ類が優占種であったことが報告されている (環境省自然環境局 2007)。したがって, 地震にともない底質が変化した可能性はあるが, 織笠川の河口はこれらの報告以降に河口堰の建設が進められたため, その影響を排除できない (環境省自然環境局 2013)。

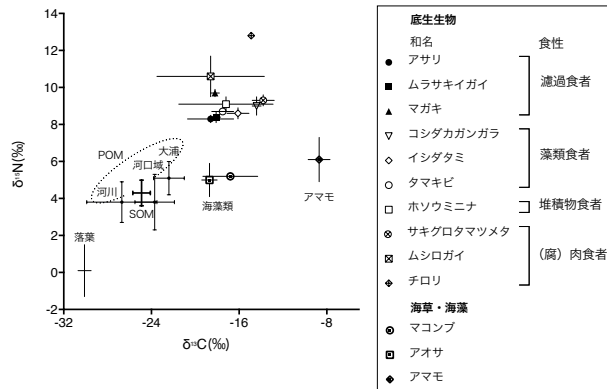


図5 織笠川河口における底生生物群集の $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ マップ。各点は平均値，エラーバーは標準偏差を示す。

炭素・窒素安定同位体比

日本沿岸域で測定された海水中のPOMの同位体比は概ね $\delta^{13}\text{C}$ 値は $-23.8\sim-8.9\%$ ， $\delta^{15}\text{N}$ 値は $6\sim9\%$ の範囲であると報告されている（金谷 2010）。また，東北地方太平洋沿岸で測定された沿岸の堆積物中のSOMの同位体比は， $\delta^{13}\text{C}$ 値は $-23.8\sim-18.9\%$ ， $\delta^{15}\text{N}$ 値は $6\sim9\%$ の範囲であった（和田ほか 1984；金谷 2010）。本研究の大浦のPOMと，織笠川の河口のPOMとSOMはいずれの値も低い傾向にあった。高井（2005）は，大阪湾奥部のPOMやSOMの $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ の値が低いことについては，大量の河川水が湾内に流入するために陸成有機物が流入・堆積している可能性を指摘している。織笠川の河川は小規模であるが，豪雨などにより突発的に河川が増水すること（向井 1995），山田湾の閉鎖度指数が高いことから（柳川・堺 2014），陸成有機物の流入・堆積が沿岸域の同位体比の低下に影響を及ぼしている可能性がある。

植物の炭素安定同位体比は種類毎に異なり，植物プランクトンは $-24\sim-18\%$ ，底生微細藻類は $-20\sim-10\%$ ，海藻類は $-27\sim-8\%$ ，海草類は $-15\sim-3\%$ ，また落葉は $-29\sim-27\%$ の範囲であると報告されている（和田 1986；櫻井ほか 2007；富永・高井 2008；伊藤ほか 2009；片山ほか 2013）。これらの一次生産者の $\delta^{13}\text{C}$ 値は時間的・空間的に大きく変動することは知られており（富永・高井 2008），落葉については微生物による分解などにより同位体比が変化する可能性が指摘されている（Hall & Meyer 1998）。本研究においては，測定できなかった植物プランクトンと底生微細藻類の値を除けば，概ね既報の範囲であった。

底生生物の $\delta^{13}\text{C}$ は大浦のPOMに近いことから，底生生物群集の食物連鎖の起点は海由来の有機物であることが示唆された。ただし，本研究で分析した底生生物はいずれも代表的な種であった。陸上起源の有機物が沿岸生態系への寄与を明らかにするためには，より多くの底生生物を対象にした調査が必要である。

5. おわりに

本研究で用いた安定同位体比分析装置は，硫黄安定同位体比 $\delta^{34}\text{S}$ の測定も可能である。

$\delta^{34}\text{S}$ は、 $\delta^{13}\text{C}$ や $\delta^{15}\text{N}$ とともに食物源を解明するための有用な手法として知られているが、東北地方の沿岸域での研究例（伊藤・掛川 2008：Yamanaka *et al.* 2013など）は多くない。本研究では試料数が不足していたため $\delta^{34}\text{S}$ の解析を行わなかったが、分析項目を増やすことにより河口・沿岸域の水環境をより詳細に明らかにできる。

なお、織笠川とその海岸線では災害復旧工事と水門建設が行われており、後背地の環境が変化することから、河口域の環境に影響を及ぼす可能性がある。これらの影響を明らかにするためにも長期的な環境モニタリングを行う必要がある。

引用文献

- 土居秀幸・兵藤不二夫・石川尚人（2016）安定同位体比を用いた餌資源・食物網調査法。共立出版，東京。
- Folch,J., Lees,M. & Sloane Stanley,G.H. (1957) A simple method for the isolation and publication of total lipids from animal tissues. *The Journal of Biological Chemistry*, 226, 497-509.
- Fukuda,H., Ogawa,H., Sohrin,R., Yamasaki,A. & Koike,I. (2007) Sources of dissolved organic carbon and nitrogen in Otsuchi Bay on the Sanriku ria coast of Japan in the spring. *Coastal Marine Science*, 31, 19-29.
- Hall,R.O.Jr. & Meyer,J.L. (1998) The trophic significance of bacteria in a detritus-based stream food web. *Ecology*, 79, 1995-2012.
- 風呂田利夫・多留聖典（2016）干潟生物観察図鑑。誠文堂新光社，東京。
- 今島 実（2007）環形動物多毛類Ⅲ。生物研究社，東京。
- 伊藤絹子・掛川 武（2008）河口汽水域を利用する魚類の食物源。富永 修・高井則之（編）「安定同位体スケープで覗く海洋生物の生態—アサリから鯨まで」，70-84。恒星社厚生閣，東京。
- 伊藤絹子・佐々木浩一・南 卓志（2009）河口・汽水生態系における底生微細藻類の果たす役割。沿岸海洋研究，47, 51-60。
- 金谷 弦（2010）炭素・窒素安定同位体比測定法による大型底生動物の餌資源推定—汽水域生態系への適用—。日本ベントス学会誌，65, 28-40。
- Kanaya,G. & Kikuchi,E. (2008) Spatial changes in a macrozoobenthic community along environmental gradients in a shallow brackish lagoon facing Sendai Bay, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 674-684.
- 金谷 弦・菊地永祐（2011）富栄養化が汽水域の底生生態系に及ぼす影響について。地球環境，16, 33-44。
- 環境省自然環境局（2007）第7回自然環境保全基礎調査 浅海域生態系調査（干潟調査）報告書。環境省自然環境局生物多様性センター，http://www.biodic.go.jp/reports2/6th/6_higata19/6_higata19.pdf（閲覧日 2013年4月1日）。
- 環境省自然環境局（2013）平成24年度東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査等業務報告書。環境省自然環境局生物多様性センター，http://www.shiokaze.biodic.go.jp/24sokuhou_h24report.html（閲覧日 2016年2月1日）。
- 片山亜優・伊藤絹子・佐々木浩一・片山知史（2013）名取川における安定同位体比を用いたヤマトシジミ（*Corbicula japonica*）の炭素源と窒素源の推定。日本水産学会誌，79, 649-656。
- 木下今日子（2016）リアス海岸の干潟の底生動物は震災後にどうなったのか。日本生態学会（編）「生態学が語る東日本大震災」，89-95。文一総合出版，東京。
- Kinoshita,K. & Matsumasa,M. (2016) Effects of the Great East Japan Earthquake on intertidal macrobenthos in Iwate Prefecture. Urabe,J. & Nakashizuka,T. (Eds): *Ecological Impacts of Tsunamis on Coastal Ecosystems*, 133-149. Springer Japan, Tokyo.
- 向井 宏（1995）海のベントス群集と棲み場所の構造—棲み場所との相互作用からベントス群集を考える—。竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井 宏・川端善一郎（編）「棲み場所の生態学」172-216。平凡社，東京。
- 永田 俊・宮島利宏（編）（2008）流域環境評価と安定同位体—水環境から生態系まで。京都大学学術出版会，京都。
- 奥谷喬司（編）（2000）日本近海産貝類図鑑。東海大学出版会，東京。
- Porra,R.J., Thompson,W.A. & Kriedemann,P.E. (1989) Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with 4 different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochimica et Biophysica Acta*, 975, 384-394.

- 堺 茂樹・石川清広・笹本 誠・平山健一 (1991) 岩手県中小河川の河口変動特性. *水工学論文集*, 35, 217-224.
- 坂巻隆史 (2011) 河口干潟における河川由来有機物の動態と底生動物による利用. *日本生態学会誌*, 61, 63-69.
- 櫻井 泉・柳井清治・伊藤絹子・金田友紀 (2007) 河口域に堆積する落ち葉を起点とした食物連鎖の定量評価. *北海道立水産試験場研究報告*, 72, 37-45.
- 佐々木猛智 (2010) 貝類学. 東京大学出版会, 東京.
- Takada, Y. (2001) Comparison of the activity patterns of nine molluscan grazers on a boulder shore at Amakusa, Japan. *Venus*, 60, 157-172.
- 高井則之 (2005) 瀬戸内海の生態系解析における有機物フローの指標としての炭素・窒素安定同位体比. *日本生態学会*, 55, 269-285.
- 富永 修・高井則之 (編) (2008) 安定同位体スコープで覗く海洋生物の生態—アサリから鯨まで. 恒星社厚生閣, 東京.
- 和田英太郎 (1986) 生物関連分野における同位体効果—生物界における安定同位体分布の変動—. *Radioisotopes*, 35, 136-146.
- Wada, E., Kabaya, Y., Tsuru, K. & Ishiwatari, R. (1990) ^{13}C and ^{15}N abundance of sedimentary organic matter in estuarine areas of Tokyo Bay, Japan. *Mass Spectroscopy*, 38, 307-318.
- 和田英太郎・水谷 広・柄沢享子・蒲谷裕子・南川雅男・米本昌平・辻 堯 (1984) 大槌水系における有機物の挙動. *地球科学*, 18, 89-98.
- Yamanaka, T., Mizota, C. & Matsumasa, M. (2013) Assimilation of terrigenous organic matter via bacterial biomass as a food source for a brackish clam, *Corbicula japonica* (Mollusca: Bivalva). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 126, 87-92.
- 柳川竜一・堺 茂樹 (2014) 岩手県沿岸地域を対象とした東日本大震災津波に関する地理・襲来津波・被害建物特性. *自然災害化学*, 33, 145-159.

(追記)

本研究の調査を進めるにあたり、調査への協力と配慮をいただいた三陸やまだ漁業協同組合、船越湾漁業協同組合、山田町役場水産商工課、株式会社山下組に御礼申し上げる。岩手大学工学部の海田輝之教授、伊藤歩准教授、石川奈緒助教、人文社会科学部の北爪英一教授、寺崎正紀准教授には調査地点の選定の助言ならびに試料分析の際に配慮をいただいた。岩手大学工学部の松林由里子助教には三陸沿岸の地形に関する情報をいただいた。岩手医科大学の松政正俊教授には三陸沿岸の底生生物に関する情報をいただいた。岩手大学人文社会科学部および農学部の学生諸君には野外調査の補助をいただいた。安定同位体比分析にあたり、東北大学の伊藤絹子博士、国立環境研究所の金谷弦博士には有益な助言をいただいた。皆様に心より御礼申し上げます。本研究は東北マリンサイエンス拠点形成事業（海洋生態系の調査研究）および、SANRIKU（三陸）水産研究教育拠点形成事業の一環として実施した。

(2016年10月18日受理)