

水産資源管理談話会報

第21号

日本鯨類研究所 資源管理研究センター

2000年2月

目次

お知らせ 2

安定同位体比や放射性同位体でみる食物連鎖(笠松不二男) 3

財団法人 日本鯨類研究所
資源管理研究センター

〒104-0055 東京都中央区豊海町 4-18 東京水産ビル

TEL 03-3536-6521

FAX 03-3536-6522

お知らせ

水産資源管理談話会報21号をお届けします。本号は、平成11年8月19日に開催された第29回の笠松不二男氏による話題提供「安定同位体比や放射性同位体でみる食物連鎖」の記録です。生態研究において安定同位体比の応用範囲がかなりあるように思われ、興味深い話題でした。

第31回資源管理談話会は1月27日に「TAC」について川村 始(水産庁漁場資源課)氏と谷津明彦(中央水研)氏に話題提供していただきます。

さらに、第32回は2月18日に「PICES」について話題提供していただく予定です。

(北原 武)

安定同位体比や放射性同位体でみる食物連鎖

笠松不二男（海生研）

A. 生元素同位体自然存在比

1. 同位体と同位体比

1.1 同位体

生物体を構成する水素（H）、炭素（C）、窒素（N）、酸素（O）などには陽子数が同じでも中性子の数が異なる安定同位体が存在する。例えば、安定同位体 ^{14}N と ^{15}N は、周期表の上では同じ位置に属し化学的性質が似ているが、中性子の数が異なり、その誕生には全く別々の核反応が関与している。 ^{14}N が比較的温和な条件 ($10^3 - 10^{10}\text{K}$) で多く生成するのに対して、 ^{15}N は超新星の爆発のような激しい非平衡な条件下で多く生成する。この窒素原子の場合、自然条件下で ^{14}N が 99.6%、 ^{15}N が 0.4% 存在する（下表）。

表1 親元素の安定同位体存在量。

	atom (%)	Weight (%)
水素	^1H	99.9851
	^2H	0.0149
	^3H	0, β , 12.4y
炭素	^{12}C	98.89
	^{13}C	1.11
	^{14}C	0, β , 5730yr
	^{15}C	0, β , 5730yr
窒素	^{14}N	99.635
	^{15}N	0.365
酸素	^{16}O	99.763
	^{17}O	0.0372
	^{18}O	0.1995
	^{19}O	0.0395

表2 放射性同位体

	atom(%), 放射線, 物理的半減期
^{133}Cs	100.000
^{134}Cs	0, β, γ , 2.065yr
^{137}Cs	0, β, γ , 30.17yr
^{39}K	93.258
^{40}K	0.012 β, EC , $1.28 \times 10^9\text{yr}$
^{41}K	6.730

1.2 同位体比

通常安定同位体比は特定の標準試料からの差を 1000 分率 (δ 値) で表す方法がとられている。例えば、 $\delta^{15}\text{N}$ の場合

$$\delta^{15}\text{N} = \left(\frac{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}\text{-試料}}{{}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}\text{-標準}} - 1 \right) \times 1000$$

標準試料としては、HとOに対しては海水（Standard Mean Ocean Water, SMOW）、Cに対してはPDB（米国サウスカロライナ州のPee Dee 層から得られた矢じり石-belemnite-、主成分は CaCO_3 の化石で海中の HCO_3^- とほぼ同じ ^{13}C 含量を示す）。Nに対しては、大気中の N_2 を用いている。 δ ‰（デルタパーミル値）がプラスであることは標準試料より重い同位体の含量が高く、マイナスは低いことを意味する。上式によれば、マイナスの最低値は-1000‰となり、重い同位体が全く存在しない場合に相当する。

2. 同位体効果

同位体の質量の相違によって生じる物理的、化学的反応を同位体効果と呼ぶ。気体の拡散、同位体シフト、加水分解、酸化還元、化合物の分解反応などの化学的現象に現れる。この同位体効果（安定同位体のゆらぎ）は、同位体交換平衡と反応速度に見られる同位体分別に分けられている。

より分かりやすい説明として「動物では、動物の体外に排出される同位体に、軽い同位体が多いことからもたらされる。動物から排出される尿やアンモニアは体細胞に比べて $\delta^{15}\text{N}$ で-8 から-2%程度まで軽いことが知られている。結果として動物の体は餌よりも3%程度 ^{15}N が濃くなる。この性質は多くの種類の動物に共通していることが知られている。この濃縮を摂餌における同位体効果という（南川 1997）。」なお、最初に同位体比の精密な計測と生物群集における同位体効果を議論したのは、Miyake and Wada (1967) である。

3. 同位体による食物連鎖解析の原理

- (1) 動物体組織の同位体組成 ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) は主として餌のそれによって支配される。
- (2) 食物連鎖にしたがって重い同位体が一定の割合で動物組織に濃縮する (同位体効果)。
- (3) 餌と動物の間の同位体効果は、動物の種類、生息環境、年齢、窒素代謝型の違いによらず一定である。
- (4) 長寿命の個体ほど同位体比の変動は少ない。
- (5) 餌の同位体比が種類や個体により変化したとしても、それを無差別に利用する同位体組成は狭い範囲に収束する。
- (6) 栄養段階の高い動物ほど同位体比は安定する。

4. 餌資源系統 ($\delta^{13}\text{C}$) の解析の原理

- (1) 海中の硝酸イオンを窒素源として生育した藻類と、窒素ガスの固定により生育した藍藻とは、それぞれ6%と0%の $\delta^{15}\text{N}$ を示すため、それらをタンパク質起源とする動物プランクトンや魚類の同位体比がどちらかの値の連鎖に属しているかが区別可能となる。
- (2) 植物の光合成炭素固定には C_3 型と C_4 型の二つの経路が知られている。自然界の C_3 型植物の $\delta^{13}\text{C}$ 値は $-28.1 \pm 2.5\%$ 、 C_4 型植物のそれは $-13.5 \pm 1.5\%$ で、両者に明確な差がある。
- (3) したがって、 $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 値のコンビネーションを調べることによって、栄養段階と餌資源系統に関する識別が可能である。

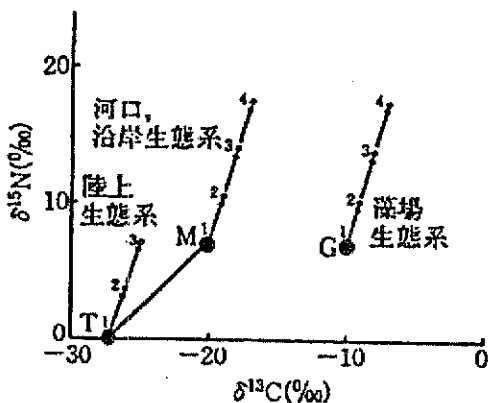
5. 水系での食物連鎖解析

5.1 淡水系

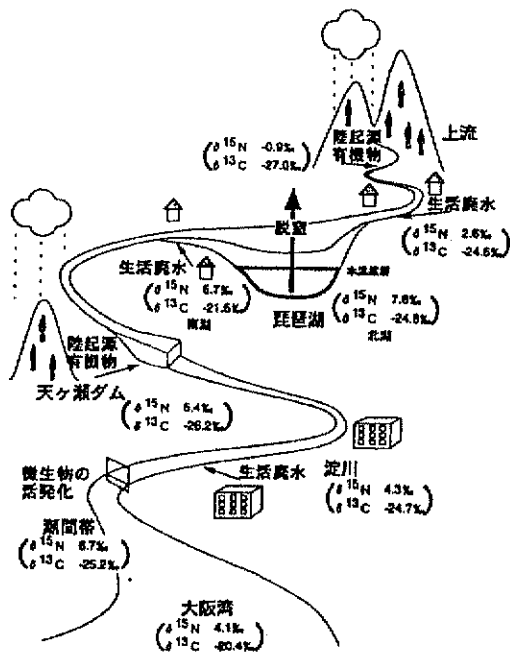
山岳森林地帯を出発点とし、湾口に至る水系に沿った各種有機物、生物の $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ の変動の概念を下図に示した (山田・吉岡 1999)。水系上流にあたる山岳部では高等植物が多く供給されるため、底泥の $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 同位体比はそれぞれ-0.9%、-27%と低い値を示す。山岳地帯と琵琶湖の間の州には市街地が形成されており、生活廃水が供給されるため、同位体比はそれぞれ2.6%、-24.6%に上昇する。琵琶湖北湖に至ると $\delta^{15}\text{N}$ が急激に上昇し7.8%になる。これは、琵琶湖で大規模な脱窒が起こっていることを示す。南湖に至ると $\delta^{13}\text{C}$ の上昇は生活廃水の流入やそれにとまなう富栄養化を示している。天ヶ瀬ダムでは $\delta^{13}\text{C}$ が大幅に減少し、-26.2%になる。これは、ダムにおいて再び陸起源有機物が大量に供給されていることを示している。水系最大の市街地である大阪では再び $\delta^{13}\text{C}$ が-24.7%に上昇し、生活排水の流入が示唆される。潮間域では $\delta^{15}\text{N}$ が6.7%まで

上昇し、脱窒や硝化といった窒素循環系の活発化が示されている(山田・吉岡 1999)。このように、森林地帯での N_2 固定と降水による窒素の供給、河川水中では生物活動の活発化に伴う生活廃水の流入によって、 $\delta^{15}N$ 、 $\delta^{13}C$ は漸次上昇し、藻場や生活廃水の寄与の高い潮干帯で最高となる。

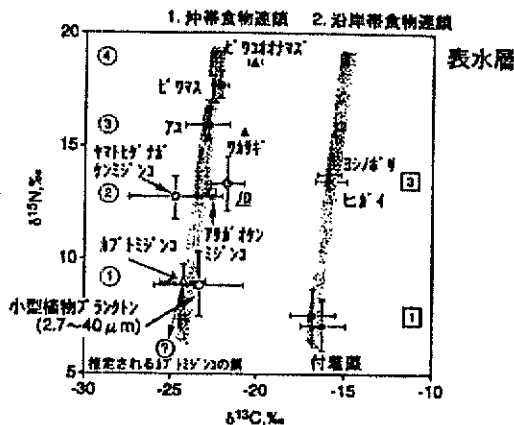
琵琶湖北湖から得られた魚、動物プランクトン、植物プランクトンの $\delta^{13}C$ - $\delta^{15}N$ マップ(下図)から、北湖表層水層には、植物プランクトン-ヤマトイガケミジンコ-アユ-ヒノコ材マス、ビワマスといった食物連鎖が存在することが認められる。一方、沿岸帯の付着藻は沖帯の植物プランクトンに比べ高い $\delta^{13}C$ を示し、沿岸帯には付着藻類-ヒガイ-ヨシボリといった食物連鎖が存在することが示唆されている(山田・吉岡 1999)。



水系に沿った有機物の $\delta^{13}C$ と $\delta^{15}N$ 値の変動の概念図(和田1986)。T:陸上高等植物、M:海洋性植物プランクトン、G:藻場の水生植物(C4型)、数字は各系の栄養段階を意味する。



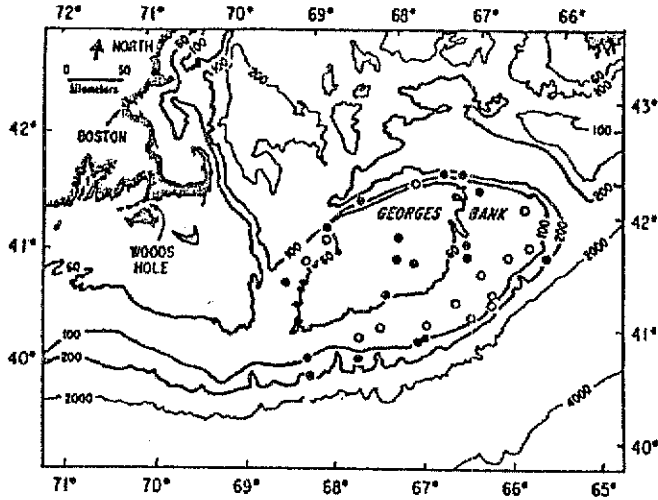
淀川水系における底泥の $\delta^{15}N$ 、 $\delta^{13}C$ から推定した物質輸送の模式図(山田・吉岡1999)。



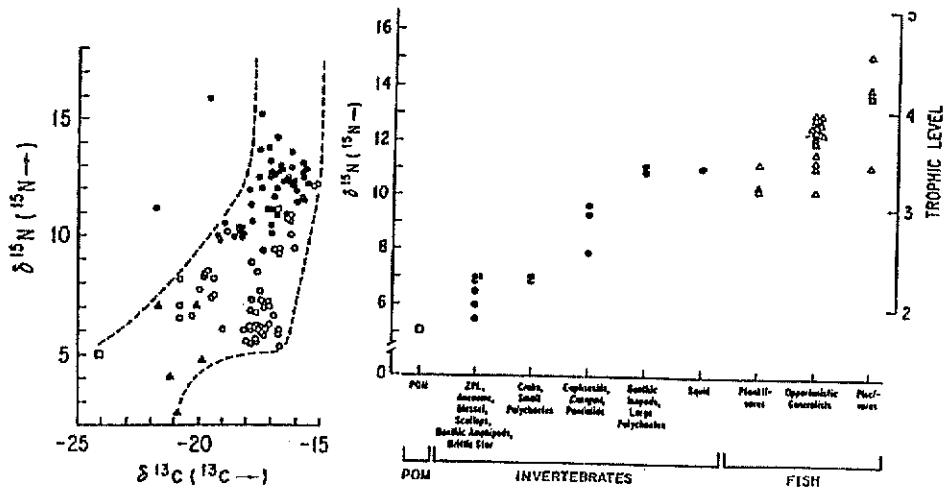
琵琶湖北湖から得られた各種生物の炭素・窒素安定同位体比(山田・吉岡 1999)

5.2 Food web structure on Georges Bank

北米東海岸 Georges Bank の食物網を $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{34}\text{S}$ 値のコンビネーションに基づいて Fry (1988) が解析した。栄養段階に伴う $\delta^{34}\text{S}$ 値の変化はほとんど見られなかったが、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は栄養段階の測定に有効であったことが示唆されている。試料採取位置、 $\delta^{15}\text{N}-\delta^{13}\text{C}$ マップ、そして栄養段階と $\delta^{15}\text{N}$ 値との関係を下図に示した。



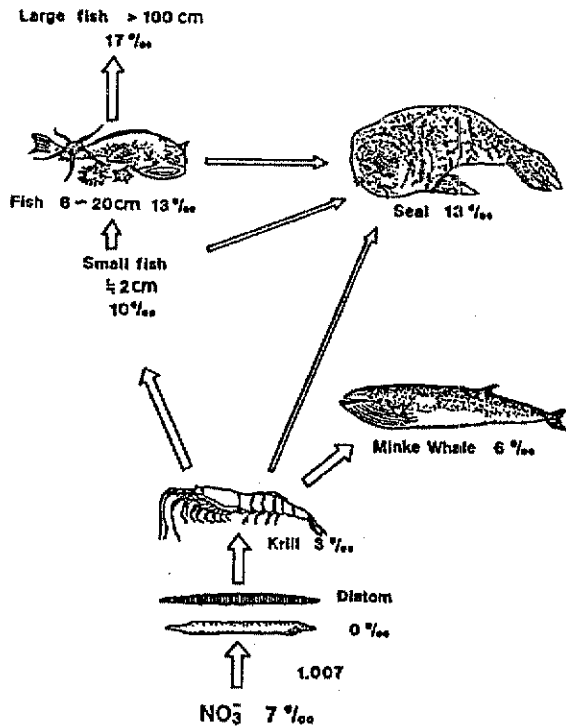
Georges Bank における調査測点。黒丸は貝類試料採取位置 (Fry 1988)。



Georges Bank における $\delta^{15}\text{N}-\delta^{13}\text{C}$ マップ (●は魚類、○は無脊椎動物、▲は粒子状物質、そして□は植物プランクトン)、そして栄養段階と $\delta^{15}\text{N}$ 値との関係 (Fry 1988)。

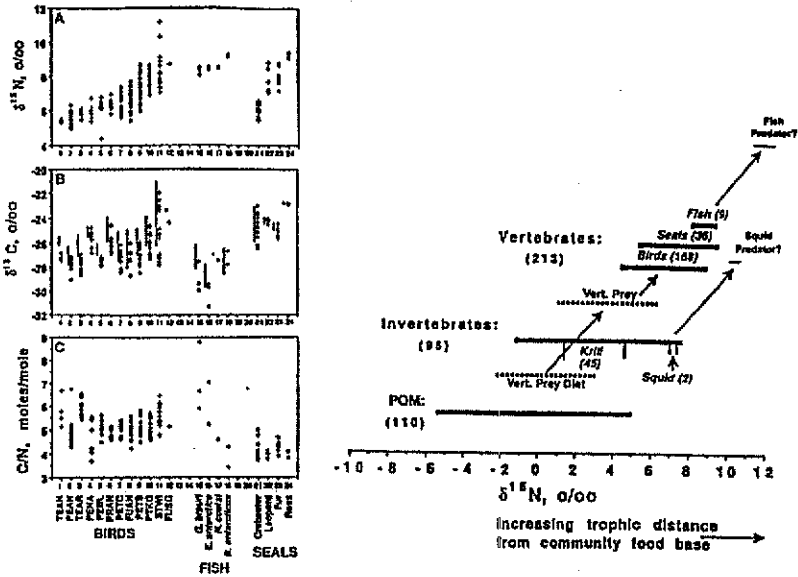
5.3 南極海・北極域の食物連鎖

オーストラリアと南極大陸の間の南緯 60 度以南の海域で採取された代表的な生物の $\delta^{15}\text{N}$ と生態学的（胃内容物組成から）に見積もられた栄養段階（TL）との関係は、 $\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = 3.3(\text{TL} - 1) - 0.2$, $r = 0.99$ となることが報告されている（Wada et al. 1991）。比較的優占種の数が少ない高緯度海域では、生態系の中でも $\delta^{15}\text{N}$ と食物連鎖の関係がうまく成立していると考えられた。この報告では、ヒゲクジラ一種であるミンククジラは南極オキアミを主な餌とすることが知られているが、ミンククジラ 5 個体の平均的な $\delta^{15}\text{N}$ 値は 6.8 ‰ で、 $\text{TL} = 2.9$ の値が得られ、これは予想される $\text{TL} = 3$ と一致し、この式の有用性が立証されていると著者らは述べている（Wada et al. 1991）。



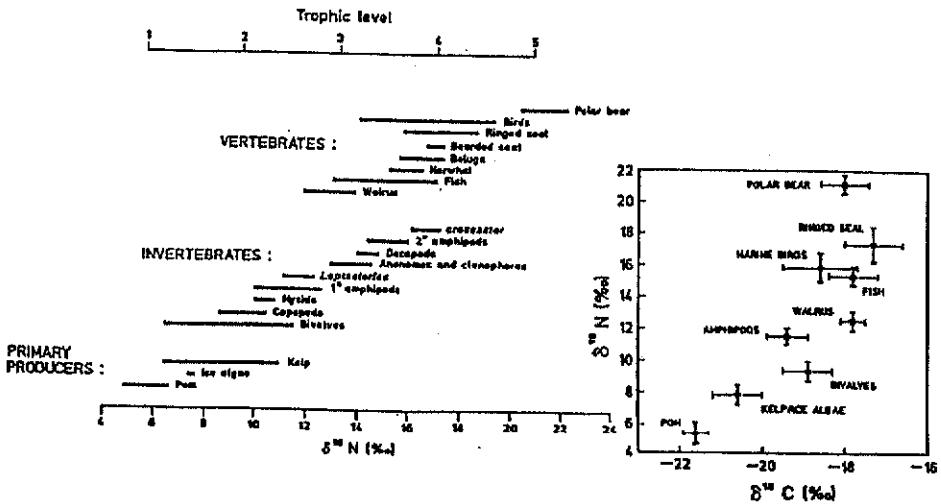
南極海生態系における $\delta^{15}\text{N}$ 値分布 (Wada et al. 1991)

Rau et al. (1992) は、1986 年 3 月に南極海ウエデル海で採取した海鳥 12 種、アザラシ類 4 種、魚類 4 種の $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 値を測定し、餌資源と栄養構造を解析した。マクロなレベルでは $\delta^{15}\text{N}$ は、栄養段階が上がるにしたがって増加するが、魚類を主な餌とするアザラシや海鳥の仲間の $\delta^{15}\text{N}$ 値が餌である魚の $\delta^{15}\text{N}$ 値を下回るなど説明がつかないことが示された。この著者らは、胃内容物から観測された食性より実際はより栄養段階の低い餌に依存している可能性を示唆しているが、大型動物と魚類との大きさの違いによる代謝速度の違いなど十分議論されていないことの方が問題であろう。



南極海ウエデル海生物群集における $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 値と $\delta^{15}\text{N}-\delta^{13}\text{C}$ マップ (Rau et al. 1992)
 () 内は分析供試料数。

また、北極域で Hobson and Welch (1992) が、北極グマから基礎生産にわたる 43 種 (322 試料) の $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ 値を測定し同様の解析を行っている。これらの多量な種と数の分析から、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は、基礎生産—無脊椎動物—脊椎動物と増加し、栄養段階が一段階あがるごとに 3.8‰ 上がることを示唆した。ただし、上記論文と同様に Arctic cod を主な餌とするシロイルカ (ベルーガ) やイッカクの $\delta^{15}\text{N}$ 値が Arctic cod の $\delta^{15}\text{N}$ とほぼ同様であり、増加していない点が指摘されている。これらも $^{14}\text{N} \cdot ^{15}\text{N}$ の動物体内での代謝速度とその動物の大きさとし息領域 (特に代謝に影響を与える環境水温など) との関係に対する基礎的な情報が不足しているために、論議が中途半端となっている。

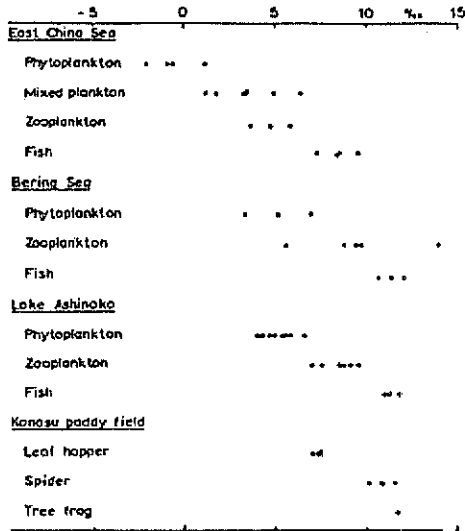


北極域生態系における $\delta^{15}\text{N}$ 値と $\delta^{15}\text{N}-\delta^{13}\text{C}$ マップ (Hobson and Welch 1992)

6. $\delta^{15}\text{N}$ 値の実環境中での変動

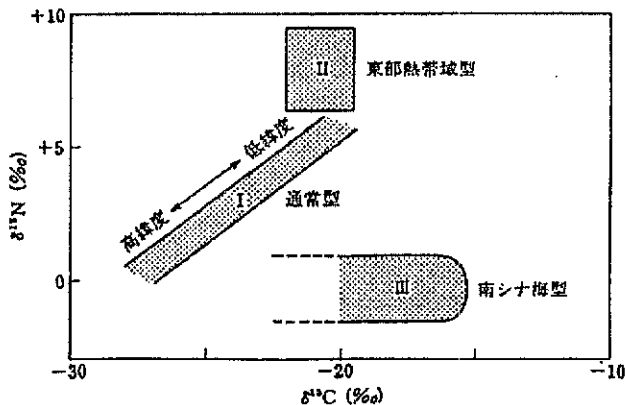
6.1 海域別基礎生産の $\delta^{15}\text{N}$ 値の変動

$\delta^{15}\text{N}$ 値は、基質の同位体比に強く依存する。そこで、基礎生産が異なる水系での $\delta^{15}\text{N}$ 値のパラッキが生じる。下表に、東シナ海、ベーリング海、芦ノ湖および水田における植物プランクトン、動物プランクトンおよび魚類の $\delta^{15}\text{N}$ を示した (Minagawa and Wada 1984)。



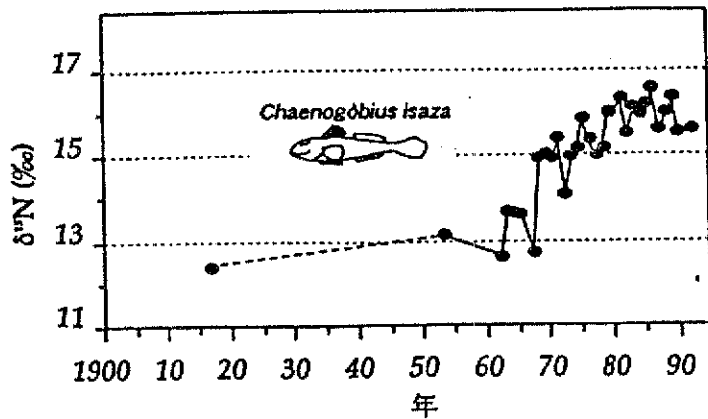
6.2 温度や環境水中濃度による変動 (赤道・中緯度など)

基質濃度が一定の場合、植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ は増殖速度が速くなると高くなる。したがって、水温が高く光の強い水界の植物プランクトンはすみやかに増殖し ($\delta^{13}\text{C}$ -23~-18‰)、低温・低照度の場のもの ($\delta^{13}\text{C}$ -30~-25‰) に比べて高い $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 値を示す (和田・半場 1994)。

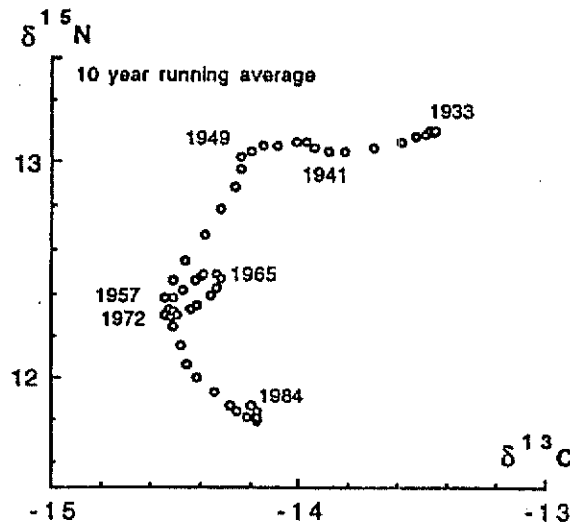


表層海水中の植物プランクトンの窒素同位体比 (和田 1984; 酒井・松久 1996)。グループ I: 北太平洋で最も普遍的にみられるプランクトン類で、 NO_3^- を窒素源としている。グループ II は、 NO_3^- 濃度が $1 \mu\text{M l}^{-1}$ 以下の貧栄養海水中のプランクトン。グループ III は、窒素固定能力を備えたトリコデスミウムなどの藍藻類で西部太平洋表層の硝酸欠乏水域で見られる。

環境水中の窒素等濃度の変動（富栄養化）に対しても、 $\delta^{15}\text{N}$ は変動する。琵琶湖で過去50年にわたって採取された固有魚イサザのホルマリン固定標本から得られた $\delta^{15}\text{N}$ 値の経年変化とGeorges BankにおけるHaddockの $\delta^{15}\text{N}$ 値の10年間移動平均を下図に示した。



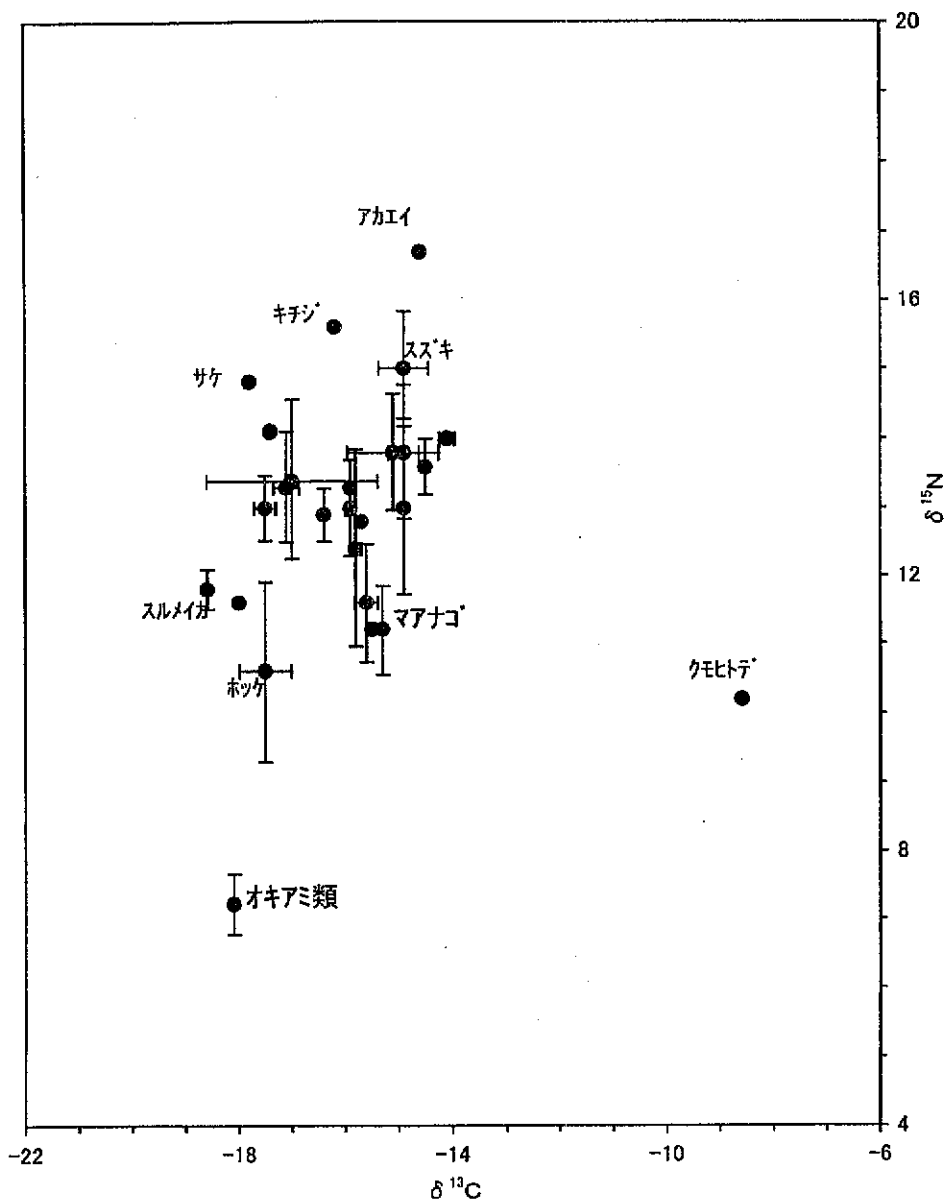
琵琶湖北湖イサザの窒素同位体比変動（小川ら、1997）。



Georges BankにおけるHaddockの $\delta^{15}\text{N}$ 値の10年間移動平均(Wainright et al. 1993)
 ($\delta^{15}\text{N}$ 値と environmental and population factors との間に相関があると記載されている)

7. 日本沿岸海産生物中の安定同位体比

著者らは、海産生物中の人工放射性核種濃度と食性（栄養段階）との関連を調べる目的で、日本沿岸海産生物中の $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 値（主に $\delta^{15}\text{N}$ ）を調べている。これまで30種300検体以上を調べた。以下、その一部を紹介する。下図に、これまで調べた海産生物の $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ マップを示した。予想したとおり、炭素同位体比の変動は小さく、餌資源の経路・系統を判別することは出来ない。

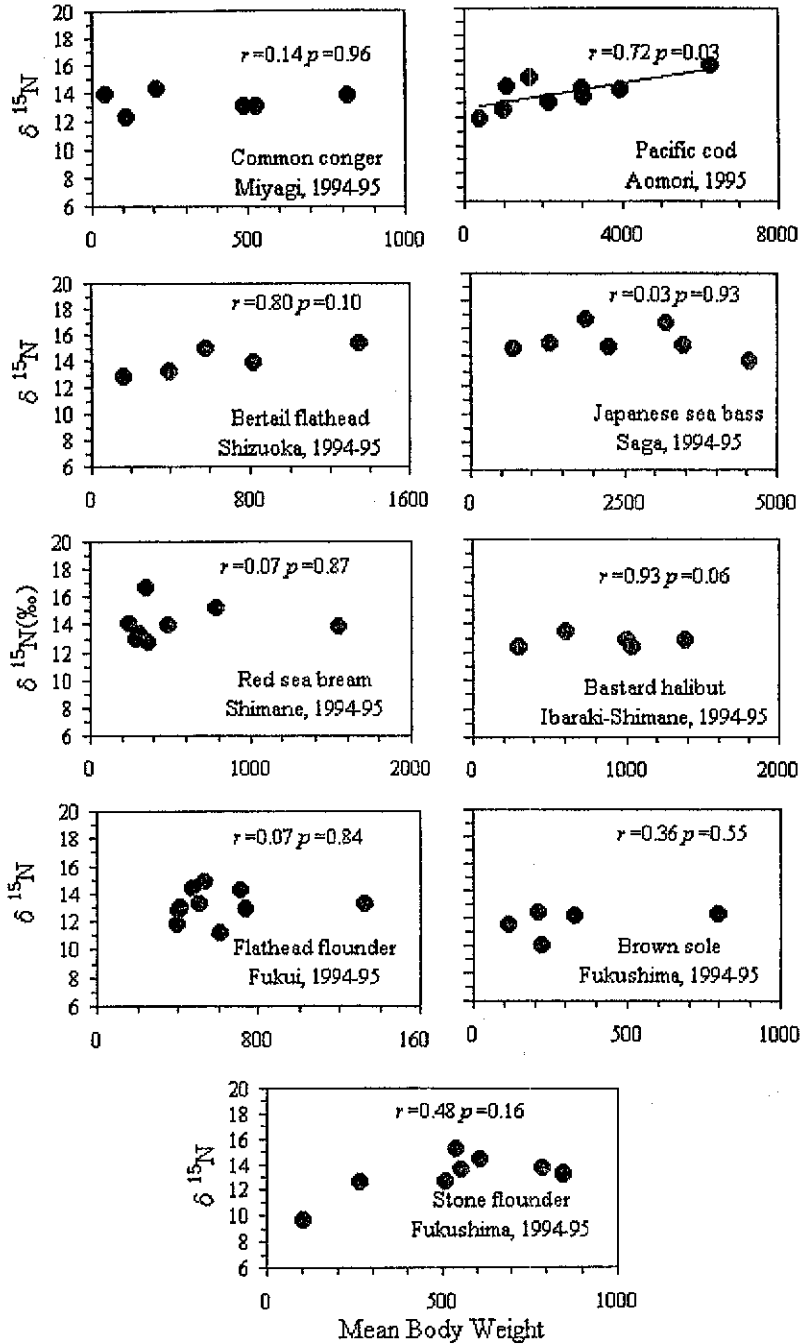


図では、わかりにくいので海産魚 26 種中の窒素同位体比値を次頁の表に示した。この表は、窒素同位体比はスズキやマダイで高く、シラス・マイワシなどで低く、栄養段階を反映していることを示している。

しかしながら、よりマイクロな食性の変化、すなわち成長に伴う食性の変化、に対して窒素同位体比がどれくらい力があるかはっきりしない (Kasamatsu et al. 1998)。

日本沿岸海産生物中の $\delta^{15}\text{N}$

種	採取海域	平均 全長 (cm)	平均 体重 (wet, g)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		sd	n	分析 組織
				範 圍 min. - max.	平均			
マイワシシラス	鹿児島	2.5	2		9.0		1	全体
マイワシ	青森	25.0	146	10.1 - 10.1	10.1	0.00	2	筋肉
ホッケ	新潟	36.4	484	8.1 - 12.4	10.3	1.06	29	筋肉
マガレイ	福島	28.6	338	10.0 - 12.4	11.6	0.98	5	筋肉
クロウシノシタ	静岡	27.1	122	10.5 - 12.4	11.6	0.97	3	筋肉
ソウハチ	北海道	24.8	143	11.4 - 12.2	11.9	0.39	6	筋肉
ニギス	石川	19.1	46	11.9 - 12.0	12.0	0.07	2	筋肉
イカナゴ	石川	19.6	81	11.9 - 12.2	12.1	0.21	2	筋肉
ムシガレイ	島根	33.2	396	11.6 - 13.0	12.1	0.78	3	筋肉
ホッケ	北海道	35.4	430	11.0 - 14.0	12.3	1.07	8	筋肉
マコガレイ	青森	38.8	782	11.6 - 13.1	12.4	0.75	3	筋肉
チダイ	鹿児島	25.9	419	12.0 - 12.9	12.5	0.39	4	筋肉
カイワリ	鹿児島	20.4	155	11.9 - 13.7	12.6	0.99	3	筋肉
ヒラメ	青森	44.0	890	12.2 - 13.5	12.6	0.75	3	筋肉
ヒラメ	茨城・島根	43.0	869	12.3 - 13.4	12.7	0.45	5	筋肉
スケトウダラ	新潟	50.6	956	12.6 - 12.8	12.7	0.14	2	筋肉
スケトウダラ	青森	46.7	814	12.6 - 13.3	12.9	0.49	2	筋肉
メジナ	佐賀	31.2	684	12.3 - 13.7	13.0	0.54	5	筋肉
イシガレイ	福島	35.1	623	9.6 - 15.1	13.1	0.99	10	筋肉
アカガレイ	福井	37.5	615	11.1 - 14.8	13.2	1.14	10	筋肉
マアナゴ	宮城	56.8	366	12.2 - 14.3	13.3	0.76	6	筋肉
カサゴ	佐賀	27.2	266	12.2 - 15.8	13.5	1.29	7	筋肉
シロザケ	青森	84.0	5661	12.4 - 14.8	13.6	1.70	2	筋肉
アカシタビラメ	愛媛	30.1	215	13.2 - 14.0	13.6	0.57	2	筋肉
マダラ	青森	56.3	2520	11.9 - 15.7	13.7	1.16	9	筋肉
メバル	福島	27.0	352	13.0 - 14.2	13.7	0.40	6	筋肉
マダラ	福島	62.0	3487	12.8 - 15.2	13.8	1.06	4	筋肉
アイナメ	宮城	31.1	515	12.8 - 15.7	13.8	1.01	6	筋肉
マゴチ	静岡	43.6	662	12.8 - 15.3	14.0	1.10	5	筋肉
マダイ	島根	34.4	700	12.7 - 16.6	14.1	1.28	8	筋肉
スズキ	佐賀	66.7	2481	13.7 - 16.7	15.2	1.01	7	筋肉



海産魚類9種の成長に伴う $\delta^{15}\text{N}$ 値の変化 (Kasamatsu et al. 1998)。
 成長に伴い餌をより栄養段階の高い種へ変化させているマダラ、マアナゴ、マゴチ、イシガレイの内、マダラでは成長に伴い $\delta^{15}\text{N}$ 値が有意に増加したが、その他の種では有意な増加は見られなかった。

8. 問題点と今後の課題

分布の支配要因についてはまだ未解明の事項がある（南川、1997）。

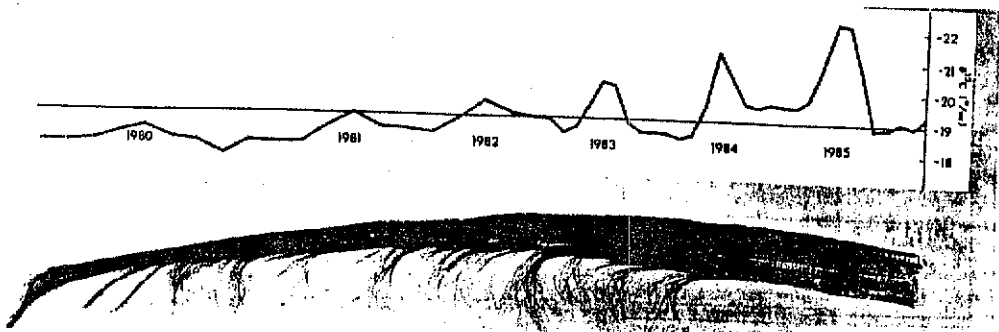
- (1) 同位体効果は正確にいくつであるか常に議論されている。この値はある程度実測可能でありながら、取り扱うすべての動物については確認されていない。
- (2) 80年代当初に動物とその餌の有機態炭素の $\delta^{13}\text{C}$ に相関があることが見つけられたが、はじめのうちは動物の種類や、分析部位、飼育条件などが研究者によりまちまちであったため、その同位体効果がどの程度一般的かどうかははっきりしなかった。今日でも、研究対象の違いによりこの同位体効果の値は、必ずしも同一であると理解されていない。これは、主として餌の消化吸収のされ方に違いがあること、餌と動物を比較する際の対象部位の違いによることが大きいと推測される。
- (3) 窒素では、摂餌に関わる同位体効果がどの動物種についても一定であるかどうかについては、問題も提起されている。

その他、 ^{14}N 、 ^{15}N 、 ^{12}C 、 ^{13}C の代謝速度（回転速度）に関する情報、すなわちどれくらいの期間で体内の同位体濃度が変化するのか、環境水の温度や他の化学物質濃度で代謝速度がどのように変化するのか、餌以外で海水から直接取り込みはまったく考慮しなくとよいのか（海産魚の場合1時間に体重の0.2-0.8%飲むのみならず、鰓を通して膨大な海水と接触している）といった重要な変動要因に関する情報が不足している。

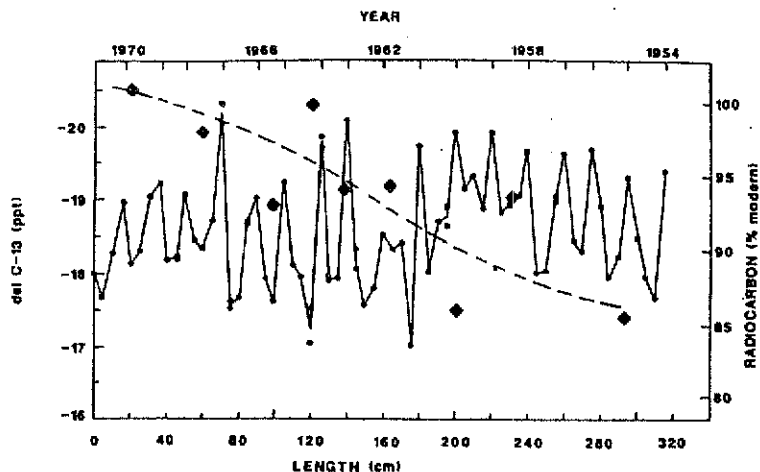
9. クジラの安定同位体比解析

淡水および海洋の生物群集の食物網や食物連鎖の構造を安定同位体比を使って解析する試みは1980年代からかなり行われはじめたが、クジラに対する安定同位体比を使った研究はまだそれほど多くない。1980年代後半から鯨ひげの安定同位体比を調べ、移動や年齢の推定、そして食性の研究が少しずつみられてきた。

北極海の海洋生態系を長年追求してきたアラスカ大学の D.M. Schell 博士らは、ベーリング海と北極海の低次生産を含む生物群集の炭素・窒素同位体比を包括的に調べるとともに、これらの水域を生活領域とするホッキョククジラのひげ板の炭素と窒素同位体比を調べた（Schell et al. 1989a; 1989b; Schell and Saupé 1993; Schell et al. 1998; Hobson and Schell 1998）。

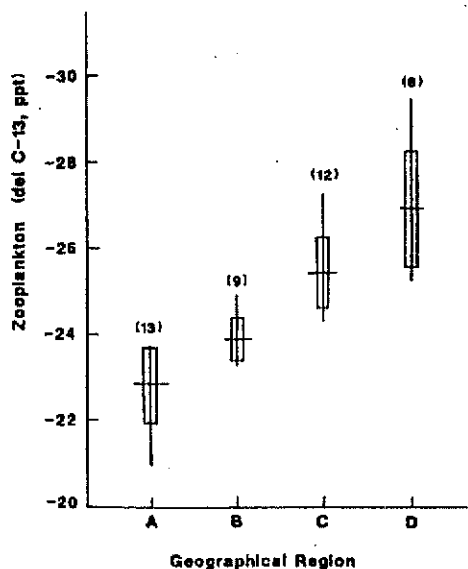


ホッキョククジラのひげ板と $\delta^{13}\text{C}$ 値（Schell et al. 1989a）。ひげ板は、1986年に体長8.9mの雌の捕獲個体から採取された。

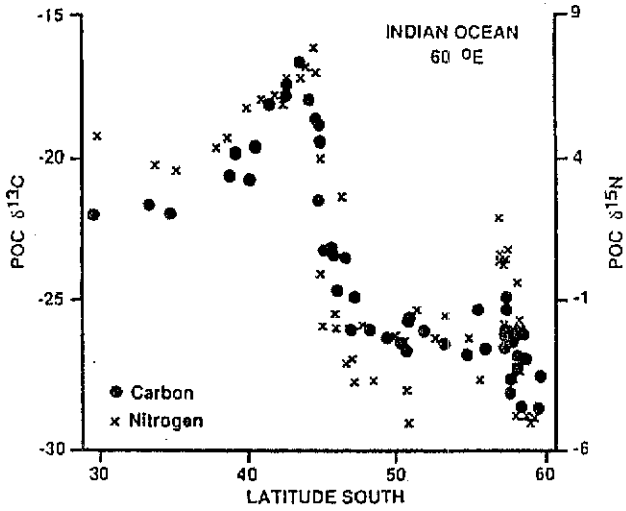


ホッキョククジラのひげ板の $\delta^{13}\text{C}$ (Schell et al. 1989b)。ひげ板は、1971年に体長16mの捕獲個体から採取された。ひげ板は2.5cmごとに切断され分析されている。

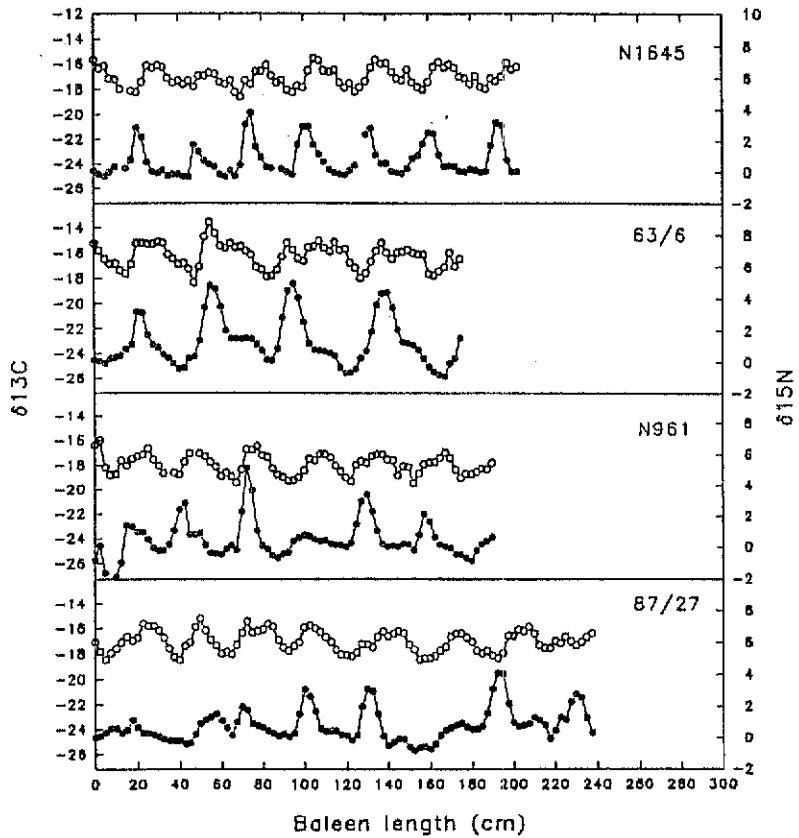
前頁の図からもわかるように、ひげ板の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、ほぼ規則的に変化している。これらの変動は、ほぼ1年周期で変動していることが示唆されている。すなわち、環境中および基礎生産の $\delta^{13}\text{C}$ 値がことなる水域を行き来することにより、ひげ板の $\delta^{13}\text{C}$ が規則的に変化すると考えら得ている。ホッキョククジラは、夏の摂食期にはビューフォート海やチュクチ海で過ごし、冬場はカナダの北極圏南側の水縁近くで越冬することが知られている。これらの水域間では、動物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値がことなることから（下の図）、この影響がひげ板に現れていると解釈されている。



動物プランクトン（主にコペポダ）の $\delta^{13}\text{C}$ 値。(A)-ベーリング-チュクチ海、(B)-ビューフォート海、(C)-Flaxman 島から米国とカナダ国境まで、(D)-米国/カナダ国境から Mackenzie 川デルタまで。

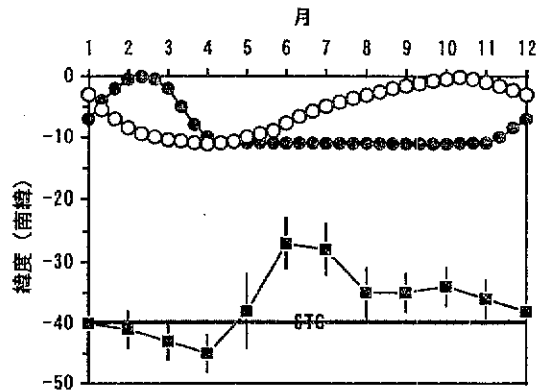


インド洋における粒子状有機物の $\delta^{13}C$ と $\delta^{15}N$ 値の緯度方向での変化 (Francois et al. 1993; Altabet and Francois 1994; Best and Schell 1996).



ミンナセメクジラのひげ板の $\delta^{13}C$ と $\delta^{15}N$ 値 (Best and Schell 1996). ○: $\delta^{15}N$, ●: $\delta^{13}C$ 値

南アフリカの P.B.Best 博士は、Schell 博士の協力を得て、南アフリカに保存されていたミナミセキクジラ（座礁した個体）のひげ板を同様の手法で分析した。ミナミセキクジラは、亜熱帯収束線（Subtropical Convergence, STC）の北側で冬場生活し、夏場になると亜熱帯収束線を越えて南大洋の摂食域で生活する回遊を行うことが知られている。この亜熱帯収束線（約南緯 40 度）に南北では、海水中の粒子状有機物の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ の値が大きく変化することが知られている（下図）。これら基質中の同位体比の違いがひげ板に反映されていると考えられた。なお、ひげ板は約 2-2.5cm 毎に切断されて同位体比が分析されているが、この長さは幼鯨で 12-15 日、成鯨で 27-34 日の成長分をカバーしていると推定されている。



ミナミセキクジラのひげ板の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ 値の変動の模式図 (Best and Schell 1996 を改変)。●は $\delta^{13}\text{C}$ 、○は $\delta^{15}\text{N}$ 、そして■はミナミセキクジラの南北移動を示す。STCは亜熱帯収束線。

これらのメカニズムを分かりやすく図示すると前頁の図の模式図となる。なお、この一年周期の変動から、移動や回遊の履歴を推察するのみならず、対象とする個体の年齢査定も試みられている。

B. 放射性同位体（セシウム-137）による魚類の栄養段階と摂餌量の推定

環境中に放出された人工放射性核種は、大気-海洋-生物と移行する。オダム (E. P. Odum) は、既にその著書「Fundamentals of Ecology」(1959)の中で人工放射性核種の生態系内の移動と蓄積に言及し、人工放射性核種が有効なトレーサーの役割を担うことを指摘している。ただし、トレーサー以上にはならないことも希望している。ここでは、生物群集の構造と物質循環研究の基礎的情報となる栄養段階と摂餌量（物質循環）の推定への放射性セシウムの適用について、その概要を記す。

放射性同位体 (^{137}Cs) による栄養段階解析の原理

- (1) 動物体組織の放射性同位体 ^{137}Cs 濃度は、第一義的には海水中の濃度によって支配される。
- (2) ^{137}Cs は、海水-植物プランクトン-動物プランクトン-高次栄養生物へと移行する。
- (3) 植物プランクトンは海水から、海産動物では餌から主に取り込まれる。
- (4) 各栄養段階の動物体組織中濃度は、取り込みと排出によって支配される。
- (5) 取り込み速度と排出速度は、環境水中の塩分 (K, Cs 濃度) や温度によって影響を受ける。
- (6) したがって、環境水中の ^{137}Cs 濃度・塩分や温度がほぼ同じ水域では、動物体組織中の濃度は、主として餌の種類（餌の濃度）によって支配される。
- (7) 餌の栄養段階が上がるにしたがって ^{137}Cs 濃度は上昇する。

以上であるが、以下実際の環境中および生物群集中における ^{137}Cs の挙動を具体的に紹介する。

1. 放射性セシウム (^{137}Cs) と ^{137}Cs の環境中での挙動

現在、海洋に存在する主要な人工放射性核種は、セシウム 137 (^{137}Cs)、ストロンチウム 90 (^{90}Sr) やプルトニウム (Pu) などであり、これらの大部分はその起源が 1940 年代後半からの大気圏内核爆発実験によって放出された放射性物質が、直接または間接に海洋に導入されたものである。その後の実験の縮小・中止によって降下量は減少し、その放射線量は自然放射線によるものに比べて著しく低くなっているものの、物理的半減期が長いために今なお海水中に検出できるレベルで存在している。特に、 ^{137}Cs は核分裂収率が高いこと、物理的半減期が長いこと、さらに生物に取り込まれやすいため、海洋環境放射能汚染の重要な鍵核種である。

1.1 海水中の放射性核種濃度

海洋に生息する生物中の ^{137}Cs 濃度は、第一義的には環境水である海水中の濃度によってきまる。日本沿岸域における表面海水中の ^{137}Cs 濃度の分布を見ると (図 1 上)、黒潮及び黒潮系の対馬暖流系海水中の濃度は同じ水準であるが、親潮系海水 (襟裳岬沖と青森沖の一部) の濃度は低い傾向を示す。鉛直的特性を見ると (図 1 下)、水温躍層 (深度約 200m) 以浅では、鉛直混合 (特に冬季) による混合が進み比較的均一な濃度を示すが、深度 200m 以深では徐々に濃度が減少する傾向を示している。これは、主に上層から供給される核種の下層への移行に関して水温躍層がバリアーの役目を果たしているためである。

1.2 海産生物中の ^{137}Cs 濃度と濃縮係数

環境中に放出された放射性核種は様々な経路を経て人体に取り込まれ、被ばくを与える。この経路からの被ばく量の評価として、核種の人体内取り込み量を推定するのに、一般的に濃縮係数 (Concentration Factor, 生物中濃度/海水中濃度) が用いられる。この基礎となる考え方は、生物がその環境となんらかの平衡を保っており、この平衡関係を表す定数を用いて、環境中での濃度

レベルから生物の濃度レベルを推定しようとするものである。濃縮係数の範囲についてみると、硬骨魚類では 16~176、甲殻類（十脚目）10~48（サルエビ）、軟体類（頭足類、腹足類）では最大 30 であった。

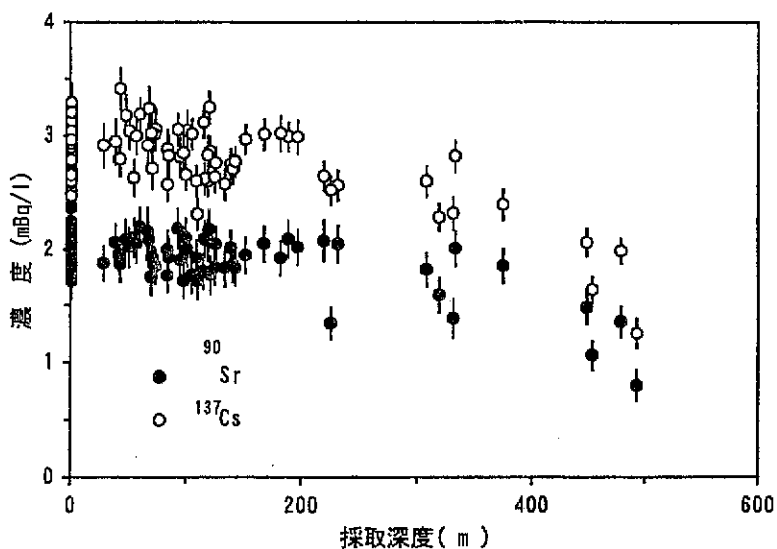
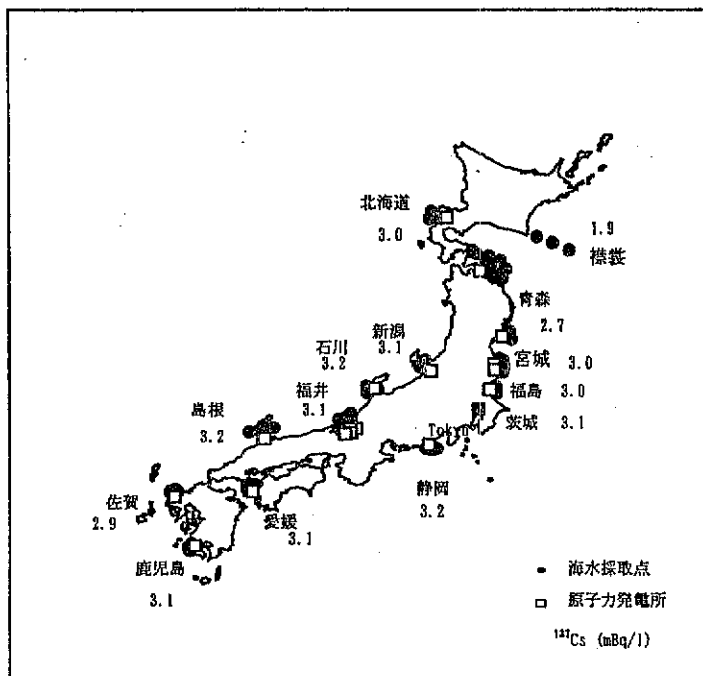


図1 日本沿岸海水中の ^{137}Cs 濃度 (上-水平分布、下-鉛直分布)

2. 海産魚類の¹³⁷Cs濃度変動とその変動要因

2.1 海産生物の¹³⁷Cs濃度とその特徴

海産生物中の濃度は海水中の濃度に依存するが、海産生物の生物的・生態的特性によっても変化する。日本沿岸で採取された海産生物種の¹³⁷Csの平均濃縮係数を見ると、濃縮係数の高い魚種は、硬骨魚類のブリ、カツオ、スズキと軟骨魚類のアカエイで、低い魚種は硬骨魚類のクロウシノシタやマガレイである。また、甲殻類（エビ類の十脚目）は硬骨魚類より若干低く、軟体類（頭足類・腹足類）のイカ・タコ・貝類は更に低い値を示している。これら魚類による濃度の差を大きさという点から見てみると（図2）、みかけ上、より大型の供試魚ほど濃縮係数が高くなる傾向があることを示している（回帰直線の正の傾きは5%水準で有意）。

次に、魚の食性との関係を見てみる（図3）。魚類は一般に日和見的な食性を有しており、一度だけの胃内容物調査では、その種あるいは個体群の食性を十分に記述できないことから、次頁の図の資料は4年間合計6シーズン（春と秋）の調査結果に基づいている。これらの組成から、大型の魚を摂餌しているスズキ、マダラやアカエイの濃度が高く、一方、動物プランクトンやマクロベントス（主に多毛類など）を摂餌しているマガレイやシタピラメ類の濃度は低いという傾向が示された。

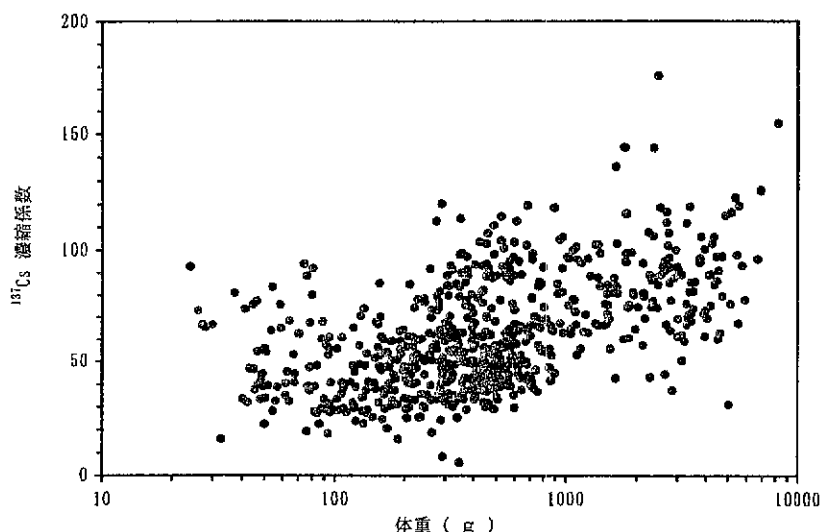


図2 魚類試料の平均体重と¹³⁷Cs濃縮係数

2.2 魚体中の濃度変動と関連する生物的要因

図2ではより大型の試料ほど濃縮係数が大きくなる傾向を示した。種毎に詳しく見てみると、イシガレイ、マダラやマゴチでは、確かに体重が大きくなるにしたがって濃縮係数が有意に大きくなるが、マガレイ、アカガレイ、マダイでは、体重が増加しても濃縮係数の有意な増加は認められない（図4-1）。これは、漁獲対象（成魚）である供試料の範囲内では、濃縮係数（あるいは濃度）の増加が単純に大きさの関数ではないことを示している。

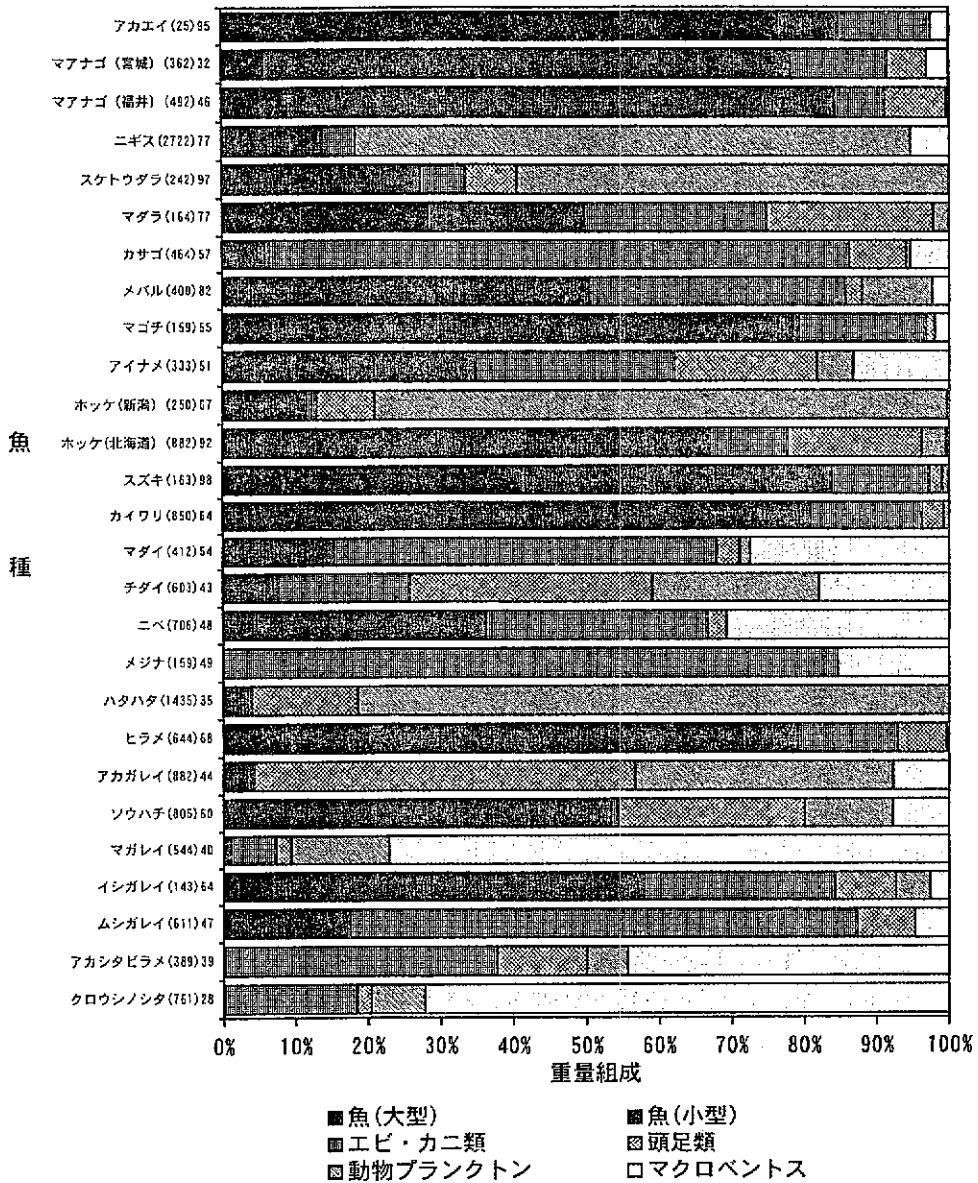


図3 魚供試料の胃内容物組成と¹³⁷Cs濃縮係数。魚種の右の()内の数値は供試尾数、その左が¹³⁷Cs濃縮係数

一般に体が小さい(若い時期)ほど代謝速度が大きいので、放射性核種の取り込み・排出速度も小さいものがより影響を受けることが考えられる。メジナを用いた実験によれば、メジナの個体当たりの取り込み量は体重の0.7乗に比例し、単位体重あたりの取り込み量は魚体の大きいものほど小さくなると報告されている。大きさと排出速度の関係を見るとスズキ、ヒラメ、クロソイでは、あきらかに大型の、あるいは成長したもののほど生物学的半減期が長いことが示されている。このこ

とから、より大型になるにしたがい単位体重当たりの取り込み量は小さくなるが、排出速度も小さくなり、大きさと濃度との関係は、取り込みと排出との差における種間あるいは個体間の違いによって生じると考えられる。結局、大きくなっても濃度が増加しない種や個体では、成長にともなう取り込みと排出が均衡しており、大きくなるにしたがい濃度が増加する種や個体では、取り込みが排出を上回っているのである。

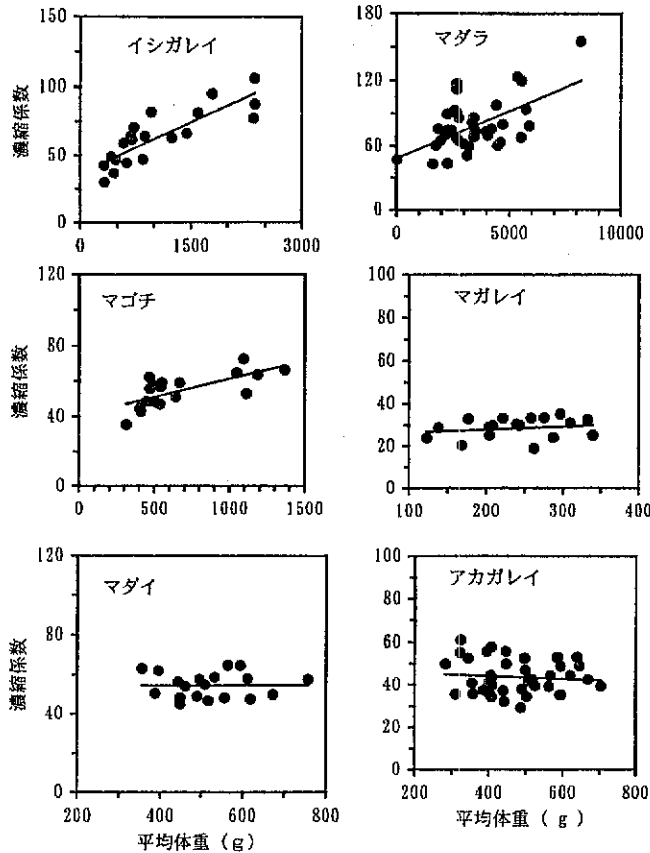


図 4-1 海産魚 6 種の平均体重と ^{137}Cs 濃縮係数。

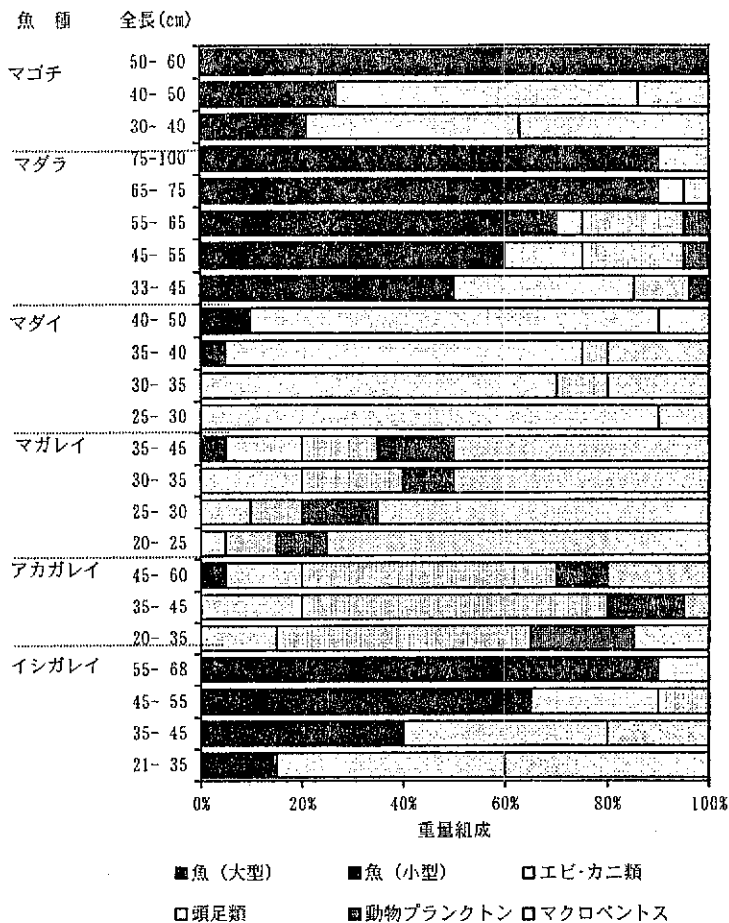


図 4-2 海産魚 6 種の大きさと同生物種の変化。

図 3 から、大型の魚類を摂餌しているスズキなどの ^{137}Cs 濃度が高く、動物プランクトンやマクロベントスなど ^{137}Cs 濃度の低い餌生物種を摂餌しているマガレイなどは濃度が低い傾向が見られた。大きさの変化（魚類の成長）に伴う餌の変化と ^{137}Cs 濃度との関係を見てみると（図 4-1, 4-2）、大きくなる（体重が増加する）にしたがい濃度が増加するイシガレイ、マダラやマゴチでは、成長に伴い餌生物種を ^{137}Cs 濃度がより高い餌種へと変えていること、一方、大きさが大きくなっても濃度が増加しないマガレイなどでは、成長に伴っても餌生物種を ^{137}Cs 濃度の高い餌へと変化させることなく、ほぼ同じ餌種で推移していることが明かにされた。これらのことから、（1）大型になる（成長する）にしたがい単位体重当たりの取り込み量は小さくなるが（濃度を下げる要素）、（2）一方、成長にともない排出は遅くなる（濃度を上げる要素）、（3）成長にともない餌を濃度の高いもの（低いもの）へ変化させる（濃度を上げる（下げる）要素）、といった 3 つの要素のバランスで、魚体中の ^{137}Cs 濃度の増加が支配されていると考えられる。一般に、（1）と（2）はバランスがとれており、結局大きさと濃度との関係に影響を与えている要素は、成長にともない餌の変化と考えられる。なお、餌中の濃度とそれを捕食している魚体中の濃度との関係を定量的に見てみると（図 5）、表層系の魚類では、餌の濃度に対して魚体中の濃度が約 2.0 倍（95%信頼区間

1.8-2.2) になる値が得られている。

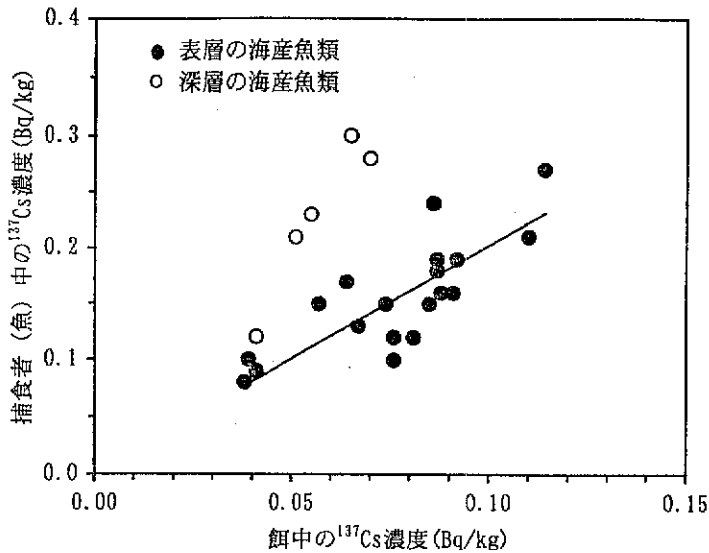


図5 餌中の¹³⁷Cs濃度と捕食者中の¹³⁷Cs濃度

2.3 魚体中の濃度変動と関連する環境要因

対象としている海産魚類が何を摂餌しているかが、その海産魚の¹³⁷Cs濃度水準を主に支配している要素であるが、それだけで完全に魚体中濃度の水準を説明できるほど単純ではない。その一例を図5に示した(白丸で示したグループ)。このグループの魚は、スケトウダラ、ホッケやニギスである。これらの魚種の餌生物はそれほど¹³⁷Cs濃度の高い生物ではないにもかかわらず、魚体中の¹³⁷Cs濃度が高い。これらの魚種の棲息域を見ると、比較的水深の深い150mから400m以深にあるという特徴をもっている。この水域の特徴として環境水温が低い(水温が5℃以下)ことがあげられる。環境要因の一つである温度は、化学反応速度に影響を与えると同時に、生物の代謝活性にも大きく影響する。一般に水温が低いほど代謝が低くなり、取り込み・排出速度も低くなると考えられている。ニジマス、ブラウントラウト、ローチでは環境水温が約8～10℃低い場合、生物学的半減期が約1.5～3倍長くなることが示されている。このことは、取りこみが変わらなければ魚体中の濃度は高まることを意味している。海産魚のメジナでも同様の傾向が報告されているが、海産魚での報告は極めて少ない。

海産生物にとって重要な環境要因は水質であり、中でも塩分は重要な因子である。塩分の違いは元素濃度と関係している。放射性核種の蓄積に関しては、共存元素(特に同族元素)の存在とその濃度との関係が古くから論議されてきた。特にCsはKと同じアルカリ金属元素であり、Kと類似のふるまいを示し、Kのチャンネルを通して取り込まれると考えられている。最近、ニジマス中の¹³⁷Cs濃縮に関連して、環境水中の電解質の主なものであるK, Na, Ca濃度の影響が詳しく報告され、¹³⁷Csの吸収率は環境水中のK, Na, Ca濃度に大きな影響を受けませんが、排出率はK濃度に強い影響をうけることが示された。海産魚のスズキ(幼魚)でも同様に、飼育環境中の塩分が低い(海水の割合が小さい)方で生物学的半減期が長くなる傾向となっている。

表1 魚類の¹³⁷Cs 生物学的半減期と大きさ・温度・塩分との関係

魚種	平均 体重 (g)	海水 年齢 割合 (%)	水温 (°C)	生物学 ¹ 的半減期 (日)	実験法
スズキ	4.2	100	20	51	餌
スズキ	16.7	100	20	78	餌
スズキ	59.1	100	20	84	餌
スズキ	59.1	50	20	147	餌
スズキ	59.1	10	20	216	餌
ヒラメ	15	100	15	19	餌
ヒラメ	405	100	15	28	餌
クロソイ	13	100	15	50	餌
クロソイ	352	100	15	55	餌
ニジマス		1-2	15	55	水・餌
ニジマス		1-2	4	150	水・餌
ローチ(コイ科)		2-3	15	57	水・餌
ローチ(コイ科)		2-3	5	340	水・餌
ブラウントラウト	5		16	50	餌
ブラウントラウト	5		8	77	餌

¹:代謝の遅い成分の生物学的半減期。笠松 (1999)より

3. 放射性セシウム (¹³⁷Cs) で魚類の栄養段階と摂餌量を測る

3.1 栄養段階の推定

Kasamatsu and Ishikawa (1997) は、日本沿岸魚類中の¹³⁷Csに関して包括的な記述を試みた中で、海産魚類の¹³⁷Cs濃度が栄養段階にしたがって高くなることを示した。Rowanら(1998)も1年後に、淡水魚類でも栄養段階にしたがって¹³⁷Cs濃度が高くなることを示唆した。日本沿岸の海産魚においては、試料魚の胃内容物重量組成から得られた栄養段階と¹³⁷Csの濃縮係数との関係から(図6)、海産魚類の栄養段階(TL)は、ほぼ $TL = \ln(CF) - 0.6$ ($R^2 = 0.90$)という経験式で記述できることが示されている。栄養段階は固定されたものではなく、動的なものである。栄養段階は食性の変化に伴い季節および年により、また成長段階によっても変化する。いままで、その栄養段階や食性の指標として胃内容物調査からの推定が中心であったが、これは頻繁な調査と多大な調査努力を必要とした。¹³⁷Csの濃縮係数に基づく栄養段階の推定値を使う事により対象とする魚の季節的、経年的、そして成長段階による栄養段階(あるいは食性)の相対的な変化が記述できる。

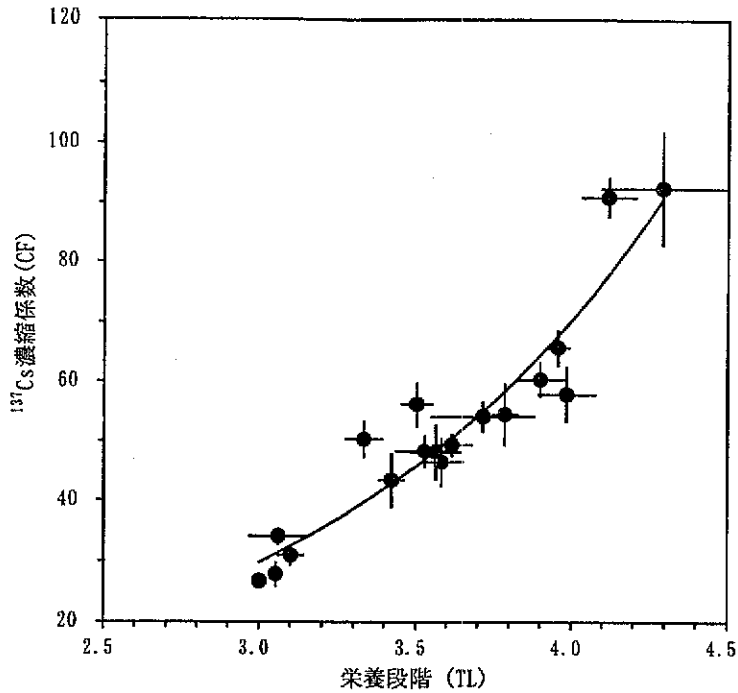


図6 生態学的に測定された魚類の栄養段階と¹³⁷Cs濃縮係数

3.2 摂餌率の推定

魚類の栄養段階を推定する他に放射性核種の代謝モデルを使って自然条件下での魚類の摂餌量(率)を推定する試みが古くから提案されている。この放射性同位体法の利点は、試料の分析に時間がかからず、また長い期間(例えば季節的变化等)にわたる摂餌率の推定が可能ということである。この方法により、欧米で淡水魚のコイ、ブルーギル、ニジマス、そしてブラウントラウトの摂餌率が推定されている。海産魚への適用はなかったが、著者らは近年青森県太平洋側のヒラメ成魚について摂餌率推定を試みた。

3.2.1 摂餌率の推定

放射性同位体法：

i 時間当たりの生物体内の放射性核種の変化 (dR/dt) は、取り込みから排出を差し引いた値に比例し、その基本式は次式で与えられる。

$$dR/dt = I_i - (k + \lambda)R_i$$

ここで I_i は i 時間当たり取り込み量、 k は排出率(生物学的減少係数=0.693/生物学的半減期、1日当たり)、 λ は放射性核種の物理的壊変定数。物理的壊変定数が生物学的減少係数に比して小

さい場合は、無視しても構わない (^{137}Cs はこれに当たる)。なお、体内負荷量 R は、 $R=BWC_f$ (B W は魚の体重 kg 、 C_f は魚の ^{137}Cs 濃度、 Bq/kg) と書くことができる。今、魚体内の放射性核種濃度が変化せずある値で一定とすると ($dR/dt=0$)、

$$I = kR$$

次に、排出率 k は、速い排出率 (k_1) と遅い排出率 (k_2) に分けられ、また速い排出率 k_1 で排出されるコンポーネントと遅い排出率 k_2 で排出されるコンポーネントに分けられることから (Kolehmainen, 1974)、

$$I = (a_1 k_1 + a_2 k_2) R$$

とあらわされる。ここで a_1 と a_2 は、連続的に摂餌している時に体内の放射性物質が速い排出率 (k_1) と遅い排出率 (k_2) で体外に排出される割合である。

次に、海産生物では、放射性核種が鰓や皮膚等の上皮組織を通して海水から取り込まれる経路と、餌から消化管を通して取り込まれる経路があり、海水経路の寄与率を w とすると餌からの取り込みは、 $I(1-w)$ となる。一方、餌からの取り込み $I(1-w)$ は摂餌による取込みと吸収に基づき次式によって与えられる。

$$I(1-w) = fBW \sum b c_j d_j$$

ここで f は日間摂餌率 (体重当たり)、 BW は魚の体重 (kg)、 b は餌中の ^{137}Cs の吸収率、 c_j は餌 j の ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)、そして d_j は餌 j の重量組成である。したがって、日間摂餌率 f は、次式で得られる。

$$f = \frac{I(1-w)}{BW \sum b c_j d_j} = \frac{(a_1 k_1 + a_2 k_2) C_f (1-w)}{\sum b c_j d_j}$$

これらモデルに既報の代謝パラメータおよび魚体中と餌中の ^{137}Cs 濃度の情報を与えて、日間摂餌率が推定される。青森県太平洋側沖ヒラメ (10-12月) の場合で、3-4% (体重比) の推定値が得られている。

4. 放射性同位体 (^{137}Cs) を使った栄養段階・摂餌量推定上の問題点

放射性同位体 ^{137}Cs は、生物群集の栄養段階や摂餌率推定上のよいトレーサーであるが、その適用に当たっては以下の問題がある。

- (1) ^{137}Cs の体内代謝速度は、温度・環境水中の同属元素の濃度 (塩分濃度) に影響を受けるので、動物群集を ^{137}Cs で解析する際には、同じ水系である必要がある。
- (2) 動物体内での代謝速度推定では、実験系での調査が欠かせない。放射性物質を使って実験が出来る施設は限られており、また対象とする動物の大きさもあまり大きな動物 (魚類) では実験が困難である。現在、代謝速度を他の対象群と似た生物の速度から外挿するにもデータが少ない。ただし、経時的変化をモニターする際には、代謝速度がほぼ同じとの仮定で推定が可能なケースもある。
- (3) 現在環境中の放射能濃度は低く、ある程度精度を確保した分析では比較的少量の供試料が必要である (^{137}Cs の場合、通常生重量で最低5から10kg)。また、前処理すべて自前で行っても分析に1検体約4-6万円の費用がかかる。ただし、ダイオキシン類のようにサンブ

リングや前処理に特に気を使う必要はない。また、原子力発電所設置県にはかならず分析測定機器が整っている（原子力センターあるいは公害センターなど）ので、県との共同研究とするのも一つの方法である。

なお、その他の問題については、「総説：海産生物と放射能-特に海産魚類中の¹³⁷Cs濃度に影響を与える要因について一、RADIOISOTOPES誌48:266-282」を参照されたい。

参考文献（安定同位体比）

- Altabet, M.A., Francois, R., Murray, D.W., and Prell, W.L. 1995. Climate-related variations in denitrification in the Arabian Sea from sediment ¹⁵N/¹⁴N ratios. *Nature* 373: 506-509.
- Best, P.B. and Schell, D.M. 1996. Stable isotopes in southern right whale (*Eubalaena australis*) Baleen as indicators of seasonal movements, feeding and growth. *Mar. Biol.*, 124:483-494.
- Fry, B. 1988. Food web structure on Georges Bank from stable C, N, and S isotopic composition. *Limnol. Oceanogr.*33:1182-1190.
- Gu, B., Schell, D.M., and Alexander, V. 1994. Stable carbon and nitrogen isotopic analysis of the plankton food web in a subarctic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51:1338-1344.
- Hobson, K.A., and Welch, H.E. 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 84:9-18.
- Jennings, S., Renones, O., Morales-Nin, B., Polunin, N.V.C., Moranta, J. and Coll, J. 1997. Spatial variation in the ¹⁵N and ¹³C stable isotope composition of plants, invertebrates and fishes on Mediterranean reefs: implications for the study of trophic pathways. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 146:109-116.
- 南川雅男 1997. 安定同位体比による水圏生態系構造の解明。水環境学会誌 20:296-300.
- Minagawa, M., and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chain: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48:1135-1140.
- Miyake, Y. and Wada, E. 1967. The abundance ratio of ¹⁵N/¹⁴N in marine environments. *Rec. Oceanogr. Works Japan*, 9: 37-63.
- 小川奈々子・木庭啓介・高津文人・和田栄太郎 1997. 自然生態系における炭素・窒素安定同位体存在比。RADIOISOTOPES 46:632-644.
- Owens, N.J.P. 1987. Natural Variations in¹⁵N in the Marine Environment. *Advance Mar. Biol.* 24:389-451.
- Rau, G.H., Ainley, D.G., Bengtson, J.L., Torres, J.J., and Hopkins, T.L. 1992. ¹⁵N/¹⁴N and ¹³C/¹²C in Weddell Sea birds, seals, and fish: implications for diet and trophic structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 84:1-8.
- Rau, G.H., Sweney, R.E., Kaplan, I.R., Mearns, A.J., and Young, D.R. 1981. Differences in animal C, N and D abundance between a polluted and unpolluted coastal site: Likely indicators of sewage uptake by a marine food web. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 13:701-707.
- Schell, D.M., Barnett, B.A. and Vinett, K. 1998. Carbon and nitrogen isotope ratios in zooplankton of the Bering, Chukchi and Beaufort Seas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 162:11-23.
- Schell, D.M., Saube, S.M. and Haubenstock, N. 1989a. Bowhead whale (*Balaena mysticetus*) growth and feeding as estimated by $\delta^{13}\text{C}$ techniques. *Mar. Biol.*, 103:433-443.
- Schell, D.M., Saube, S.M. and Haubenstock, N. 1989b. Natural isotope abundances in bowhead Whale (*Balaena mysticetus*) baleen: markers of aging and habitat usage. In: Rundel, P.W., Ehleringer, J. R. and Nagy, K.A. (eds.) Stable isotopes in ecological research. Springer Verlag, New York. Pp.261-269.
- Sholto-Douglas, A.D., Field, J.G., James, A.G., and van del Merwe, N.J. 1991. ¹³C/¹²C and ¹⁵N/¹⁴N isotope ratio indicators in the Southern Benguela ecosystem: indicators of food web relationships among different size-classes of plankton and pelagic fish; differences between fish muscle and bone collagen t issues. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 78:23-31.
- 酒井均・松久幸敬 1996. 安定同位体地球科学。東京大学出版会 403pp.
- Thomas, C.J., and Cahoon, L.B. 1993. Stable isotope analyses differentiate between different trophic pathways supporting rocky-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 95:19-24.
- Wada, E., Imaizumi, R. and Yakai, Y. 1984. *Geochem. J.*, 18:109-123.
- Wada, E. 1986. Isotope Effects in the Biological Processes- Variation of ¹³C and ¹⁵N abundance in biosphere. *Radioisotopes*, 35:136-146.(in Japanese).
- Wada, E., Kabaya, Y. 案 dKurihara, Y. 1993. Stable isotopic structure of aquatic ecosystems. *J. Biosci.* 18:483-499.
- Wada, E., Mizutani, H. and Minagawa, M. 1991. The use of stable isotopes for food web analysis. *Critical*

- Rev. Food Sci. Nutrition 30:361-371.
- Wada, E., Terasaki, M., Kabaya, Y., and Nemoto, T. 1987. ^{15}N and ^{13}C abundances in the Antarctic ocean with emphasis on the biogeochemical structure of the food web. *Deep-Sea Res.* 34:829-841.
- Wainright, S.C., Fogarty, M.J., Greenfield, R.C., and Fry, B. 1993. Long-term changes in the Georges Bank food web: trends in stable isotopic compositions of fish scales. *Mar. Biol.*, 115:481-493.
- 和田栄太郎・半場裕子 1994. 生元素安定同位体比自然存在比-その研究の現状と展望. *生化学* 66:15-28.
- 山田佳裕・吉岡崇志 1999. 水域生態系における安定同位体解析. *日本生態学会誌* 49:39-45.

参考文献 (環境放射能)

- Cocchio, L.A., D.W. Rodgers, and F.W.H. Beamish: Effects of water chemistry and temperature on radiocesium dynamics in rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52,607-613. 1995.
- Davis, J.J., and R.F. Foster: Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains. *Ecology* 39, 530-535. 1958.
- Forseth, T., B. Jonsson, R. Naumann, and O. Ugedal: Radioisotope method for estimating food consumption by brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49,1328-1335.1992.
- Hakanson, L., T. Andersson, and R. Nilsson: Radioactive caesium in fish in Swedish lakes 1986-1988: General pattern related to fallout and Lake characteristics. *J. Environ. Radioactivity* 15:207-229. 1992.
- Hakanson, T.E., A.F. Gallegos, and F.W. Whicker: Cesium kinetic data for estimating food consumption rates of trout. *Health Phys.*, 29,301-306. 1975.
- Hasanen, E., S.E. Kolehmainen, and J. Miettinen: Biological half-times of ^{137}Cs and ^{22}Na in different species and their temperature dependence, in "Proceeding of First International Congress of Radiation Protection", Pergamon Press, London, 1968, pp.401-406.1968.
- Hiyama, Y., and M. Shimizu: On the concentration factors of radioactive Cs, Sr, Cd, Zn, and Ce in marine organisms. *Rec. Oceanogr. Works Japan* 7:43-77.1964.
- 環境放射能-挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価-、佐伯誠道編集、SOFT SCIENCE INC. Tokyo, 1984.
- 笠松不二男: 総説 海産生物と放射能-特に海産魚中の ^{137}Cs 濃度に影響を与える要因について-、*RADIOISOTOPES* 48:266-282, 1999.
- 笠松不二男: 海産魚類の栄養段階評価への放射性セシウムの適用. *海洋生物環境研究所研究報告* 99101:1-10.1999.
- 笠松不二男 1999. 日本沿岸海産生物と放射能-放射能濃度の変動要因と生態トレーサーとしての放射能-. *海洋と生物* 122:200-209.
- Kasamatsu, F., and Y. Inatomi: The effective environmental half-life of ^{90}Sr and ^{137}Cs in coastal seawaters of Japan. *J. Geophys. Res.*, 103,1209-1217. 1998.
- Kasamatsu, F., and Y. Ishikawa: Natural variation of radionuclide ^{137}Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160:109-120.1997.
- Kasamatsu, F., Y. Ueda, T. Tomizawa, N. Nonaka, and Y. Nagaya: Preliminary report on radionuclide concentrations in the bottom waters at the entrance of Wakasa Bay with special reference to the Japan Sea Proper Water. *J. Oceanogr.*, 50:589-598.1994.
- Kevern, N.R: Feeding rates of carp estimated by a radioisotope method. *Trans. Am Fish. Soc.*, 95,363-371.1966.
- Kolehmainen, S.E: Daily feeding rates of bluegill (*Lepomis macrochirus*) determined by a refined radioisotope method. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31, 69-74. 1974.
- Odum, E.P. (1959) Fundamentals of ecology, 2nd ed. Philadelphia, Saunders.
- Rowan, D.J., L.A. Chant, and B. Rasmussen: The fate of radiocesium in freshwater communities - why is biomagnification variable both within and between species? *J. Environ. Radioactivity* 40, 15-36.1998.
- Rowan, D.J., and J.B. Rasmussen: Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:2388-2410,1994.
- Suzuki, Y., K. Nakamura, R. Nakamura, M. Nakahara, T. Ishii, M. Matsuba, and Y. Nagaya: Radioecological studies in the marine environment, in "Proceeding of the International Conference on Radiation Effects and Protection", Japan Atomic Energy Institute, Tokyo,

pp.484-491,1992.
Suzuki, Y., Y.Ishikawa, S.Sakamoto, F.Kasamatsu, Y. Nagaya, M. Nakahara, and R. Nakamura:
Effect of environmental conditions on Cs-137 and Sr-85 accumulations in Japanese
seabass(*Lateolabrax japonicus*), pp.651-652, in Extended Synopses of International
Symposium on Marine Pollution, Monaco, 5-9 Oct., 1998