

図 2 西太平洋の様々な海域にわたってみられる基礎生産量と植食性動物プランクトン食物要求量との関係

グラフは両対数目盛であるが、直線の傾きは統計上 1.0 と異なるないので、両者の関係は正比例関係である。ただし、高緯度海域の冬と早春（図中の○と×印）には平衡関係が成立していない（谷口，1975）

を強調するものである（谷口，1975）。

3. あとがき

植食性動物プランクトンが基礎生産の特性に適応した生産生態を進化の過程で選択して来たのが以上に述べた如き姿であると仮定すれば、動物プランクトン生産の特性とその捕食者たる魚類の生産生態の関係にも類似点があるものと予想することは不自然ではない。しかも魚類と動物プランクトンとは、前者が海域にまたがる遊泳能力を有しているのに対して後者はその能力を欠いている点で異なるから、生産生態上の類似点の検討は魚類の索

餌回遊の様式を理解するのに役立つものと筆者は考えている。その試論は本報の目的ではないので、別の機会にゆずりたい（谷口，1981）。

引用文献

- 谷口 旭 (1975) 動物プランクトンの生産生態. 海洋プランクトン, 元田茂編, 東海大学出版会, 117-235.
 谷口 旭 (1981) 太平洋亜寒帯前線域における低次生物生産の特性と漁場環境. 北大水産学部北洋研業績集, 1981年特別号, 23-35.

質疑応答

質問: 亜熱帯海域の動物プランクトンが小型で栄養代謝速度が早く、しかも寿命が短いということは進化生態学の観点からと考えられませんか。(辻田, 東海大海洋)
 答: その様にも思われますが、餌の量だけでなく他の要因からも考えていかなければはっきりしたことは言えないと思います。

質問: 亜熱帯海域の動物プランクトンは一般に小型であると言われるが深層では大型ではないでしょうか。しかも深層の環境が安定していることと環境変動の大きい亜寒帯域での動物プランクトンは大型であることとの関係はどう説明されますか。(上, 広大生物生産)

答: 私がお話したのは植物プランクトンを食べる動物プランクトンについてでした。深層の方で動物プランクトンを喰うような肉食性の生物にとっては亜寒帯域においても餌の量の季節変動は安定している。つまり餌となる動物プランクトンが越冬のために肥えて深層に来てくれるからです。また、どこの海域でも深海では一般に餌が少ないため体の中に貯える必要から肥えていると云えます。

3. 懸濁粘土粒子の flocc 化と低次生物生産への役割

代田 昭彦 (西海区水産研究所)

魚介類の高い生産の場として知られる沿岸域には生物体や非生物体の懸濁物質が多い。プランクトンのような生物体懸濁物質は古くから魚介類稚仔の餌料として、加入資源の生産に関与する重要性が指摘されている。一方、非生物体懸濁物質についての研究は概して少ないが、近年その性状、動態の解明から水質の浄化の作用と共に、

ベントスや動物プランクトンの餌料として価値をもつことが次第に明らかにされてきた。しかし、動物プランクトンとの関係では未知の部分が多く今後の詳細な研究が期待される。原因は非生物体懸濁粒子は採水法でもその粒子が崩壊し易く、また動物の消化管中に取込まれた粒子の検出が困難なためであったと思われる。本報では非

生物体懸濁物質を中心にその形成機構、栄養価、分布、餌料として低次生物生産に果たす役割などにつき、既述の知見を含めて考察する。

1. 粘土粒子による *floc* の形成機構

懸濁物質は生物体、非生物体に大別されるが、自然界では微生物の付着など考慮するとこれを厳密に区別することは困難な場合が多い。今日、動物プランクトンの餌料として非生物体に近い *detritus* の重要性が指摘されるようになった。*detritus* は本来岩石の碎片の意であり、学術用語では有機物残渣の意で使用されている。

detritus の成因としては主に次の3つの場合が考えられるであろう。第1は植物プランクトンなどが大発生後、死滅して *aggregate* となり形成されるもの。第2は海表面で生ずる気泡の界面に水中の溶存有機物が吸着し形成されるもの。第3は陸上起源の浮泥が河川の感潮域で *floc* 化して形成されるものである。本報では第3の場合を対象とするが、他の成因による *detritus* と区別する意味から本課題では *detritus* の語を省略し *floc* の語を用いた。上記の第1の場合は主に辻田 (1956)、第2の場合は PARSONS (1963)、西沢 (1973, 1977a, b) らに詳述されている。第3の *floc* の形成機構は次のように考えられる。

陸上起源の泥土は降雨、台風などによって河川から海域に運ばれるが、泥土は主に粘土鉱物からなり、土壌(大地)の基本単位である。粘土粒子は 2μ 以下の板状構造の主として結晶で、淡水ではコロイド粒子となり、珪酸とアルミナの結晶格子板の数の違いやその内部の金属陽イオンの置換によってモンモリロナイト系とカオリナイト系の2つの粘土鉱物に大別される。コロイド状の粘土粒子は電気的に活性である。これはイオンの二重層現象によるもので通常相等の電位をもち1粒子の外側の電位はコロイド粒子間の電気的斥力の指標となりゼータ電位計で測定できる。ゼータ電位が正の値のときは潜在凝集力をもち吸着力は高い。このような粘土鉱物は比較的純粋な種が塩類の少ない淡水中に存在する粘土鉱物で得られる。また、この値が零や負のときは粘土粒子の凝集吸着力はなくなることを意味し、底泥が富栄養化あるいはヘドロ化した場合などに相当する。粘土粒子の内側は負に荷電したイオンの不動の層で内表面と外表面を形成しこのため外層は海水のような解離した陽イオン群と容易に置換し得ることになる。このような粘土粒子の荷電とイオン置換の性質(KRUYT, 1952; OLPHEN, 1966) は他の一般鉱物ではみられない粘土鉱物独特の物理、化学的性質であり、この性質が *floc* 化をもたらす原

因である。

粘土鉱物の種により凝集・吸着力に差はあるが、その作用はどの粘土でも多少なりとももっている。粘土の凝集・吸着力はモンモリロナイト系がカオリナイト系より強い。この原因は前者の粒子の大きさが後者の1/7程度と小さく、イオン置換容量は1480で、後者(3.4)より極めて大きいためである (WHITEHOUSE *et al.*, 1960)。塩類が存在しない淡水では粘土粒子はコロイド状に水中に分散し栄養物質をほとんど吸着しない。しかし、実際には僅かに塩類は存在するし、感潮域のように塩分の存在下では1%以下で粘土粒子は膨潤し、粒子を核として栄養塩類を吸着し不定形の綿毛状凝集物となって沈降し始める。この現象は *floc* 化と呼ばれ、瞬時に生ずる現象である。この過程では上記の無機・有機物質に加え、微小プランクトンやその死骸片をも容易に吸着する作用のあることが確認されている(代田, 1975, 1976, 1977, 1979, 1980)。

この *floc* 化現象は非生物体懸濁物質の多い河川、河口域では常に観察される。*floc* 化した懸濁物質は海流により沿岸から沖合へ拡散され(海底火山による粘土鉱物の堆積を除き)、河口沿岸を中心に広大な粘土鉱物による海洋底を形成するが、これは海洋堆積物中の粘土鉱物の分布(生沼, 1972)から明らかである。

2. *floc* 起源 *detritus* の栄養価

上記の *floc* の形成過程は *floc* が栄養価をもつ懸濁物質であることを示している。このことは *floc* 化した懸濁物質が河口域や沿岸域で形成される潮境の内側(陸より)の海底に堆積し、底質を肥沃化すること、またその水域はエビ・カニ類、底魚、貝類、多毛類などベントスの生産が多いことから、彼等の繁殖の場となり漁業生産の高い水域を形成する原因になっていることを意味する。従って、*floc* 起源の *detritus* は彼等の餌料として直接、間接に役立っていると考えられる。

floc 状懸濁物質の多い有明海の筑後川で懸濁物質(*floc*)が吸着している栄養物質の量は佐賀県(1979)の報告によれば、水中の全量から液相の栄養物質量を差引いた懸濁物質、即ち固相の栄養物質の吸着割合として表示し、表1に示すように BOD, COD が 40~80%, 全 N は 20~70%, 全 P は 50~90% となり、*floc* が栄養物質を多量に吸着していることを示している。この *floc* は憩流時に水底に沈降するが、河口域では干潟の形成に関与する(代田・田中, 1981)。*floc* が堆積する干潟表面の有機物量は 12~16% と高く、干潟が高い生物生産を支える原因と思われる。

表1 有明海奥部主要河川中の栄養塩類などの固液分配 (佐賀県, 1979)

河川名		筑後川							牛津川・六角川					
項目	地点	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6
SS [ppm]	原水	2.0	6.2	408	503	1,110	1,160	633	2.6	1,250	2,700	2,470	993	197
CL ⁻ [ppm]	ろ過水	25.5	23.0	68.4	416.0	1,480	5,030	11,270	17.0	5,470	6,960	8,260	12,540	14,850
酸性COD [ppm]	原水	2.3	2.5	9.3	10.8	19.8	15.8	8.6	2.7	21.0	38.4	36.3	19.5	5.5
	ろ過水	2.2	2.4	2.5	2.3	2.7	2.0	1.9	2.6	4.0	3.6	3.4	2.7	2.0
	差	0.1	0.1	6.8	8.5	17.1	13.8	6.7	0.1	17.0	34.8	32.9	16.8	3.5
固相分配比 (固相COD/全COD)		0.04	0.04	0.73	0.79	0.86	0.87	0.78	0.04	0.81	0.91	0.91	0.86	0.64
固相COD _{tot} /SS _{tot} [Kg/1,000Kg]		(5.0)	16.1	16.7	16.9	15.4	11.9	10.6	(38)	13.6	12.9	13.3	16.9	17.8
BOD [ppm]	原水	1.9	1.4	3.7	3.4	6.6	5.1	2.2	1.3	3.7	6.3	5.7	2.4	1.5
	ろ過水	1.8	1.3	0.3	0.4	0.4	0.3	0.3	1.2	0.5	0.5	0.7	0.6	0.5
	差	0.1	0.1	3.4	3.0	6.2	4.8	1.9	0.1	3.2	5.8	5.0	1.8	1.0
固相分配比 (固相BOD/全BOD)		0.05	0.07	0.92	0.88	0.94	0.86	0.08	0.86	0.92	0.88	0.75	0.67	
固相BOD _{tot} /SS _{tot} [Kg/1,000Kg]		(5.0)	(16.1)	8.3	6.0	5.6	4.1	3.0	(38)	2.6	2.1	2.0	1.8	5.1
Total-N [ppm]	原水	0.96	1.12	2.42	2.78	4.13	4.10	2.45	0.79	5.43	8.37	7.49	3.15	1.06
	ろ過水	0.79	0.98	1.78	2.09	2.20	2.05	1.37	0.76	2.56	2.34	1.86	1.02	0.65
	差	0.17	0.14	0.64	0.69	1.93	2.05	1.08	0.03	2.87	6.03	5.63	2.13	0.41
固相分配比 (固相T-N/全T-N)		0.18	0.13	0.26	0.25	0.47	0.50	0.44	0.04	0.53	0.72	0.75	0.68	0.39
固相T-N _{tot} /SS _{tot} [Kg/1,000Kg]		(8.5)	(2.3)	1.6	1.4	1.7	1.8	1.7	(11.5)	2.2	2.2	2.3	2.1	2.1
SS [ppm]	原水	2.0	6.2	408	503	1,110	1,160	633	2.6	1,250	2,700	2,470	993	197
CL ⁻ [ppm]	ろ過水	25.5	23.0	68.4	416.0	1,480	5,030	11,270	17.0	5,470	6,960	8,260	12,540	14,850
Total-P [ppm]	原水	0.110	0.112	0.468	0.472	0.748	0.692	0.428	0.040	0.800	1.172	1.092	0.616	0.204
	ろ過水	0.100	0.108	0.128	0.140	0.116	0.108	0.096	0.036	0.108	0.096	0.112	0.100	0.104
	差	0.010	0.004	0.340	0.332	0.632	0.584	0.332	0.004	0.692	1.076	0.980	0.516	0.100
固相分配比 (固相T-P/全T-P)		0.09	0.04	0.73	0.70	0.84	0.84	0.78	0.10	0.87	0.92	0.90	0.84	0.49
固相T-P _{tot} /SS _{tot} [Kg/1,000Kg]		(5.0)	(0.6)	0.8	0.7	0.6	0.5	0.5	(1.5)	0.6	0.4	0.4	0.5	0.5

各海洋の総懸濁物質質量 (セストン量) は 0.5~20mg/l でその有機物量は 20~60% が記録されているが、一般に無機物の量が多い (井上, 1968)。東シナ海大陸棚浅海域の揚子江沖 (60m以浅) の 20m 以深では floc 状懸濁物質の量は 5~15mg/l, 有機物量は平均 15% で、1~2mg/l を示している (代田ら, 未発表)。HARRIS (1959) によれば, detritus の N は珪藻の大増殖の初期に非常に減少するほかは、一般に植物プランクトン起源の N に比べ遥かに多い値を示すという。また, PARSON and STRICKLAND (1965) は北東太平洋の観測結果から水柱 1m² 当り全粒状物質のもつ炭素量は約 500gC でその内僅か約 1gC が生体植物によると報告している。

一方, floc に付着しあるいは繁殖する細菌類は floc そのものの栄養価ではないが、低次動物の餌料としてみる場合には無視し得ない重要な floc の付着性有機物である。現在, 当研究室では筑後川とその河口域で季節変化を計測中であり, 10⁴~15⁵ 個体/ml が得られている。既応の知見でも同様の結果が得られている。FISCHER (1894) は大西洋の種々の海域の細菌数を比較し, 海流の境界面で細菌数が増加すること。プトキエービチ (1932) は大西洋の暖水とバレンツ海の冷水の境界域で

細菌濃度の増加を認め, オスニーツカヤ (1954) はボルガ河とカスピ海の接触水域で細菌数 10⁴~10⁶/ml を計測し, この傾向は集積によるもので, バレンツ海ではインジグ川やツローム河の影響であるとしている。このように河口域と海水の潮境において細菌数が多いことは河川から流出する栄養物質を吸着し細菌の分解を受け易い高濃度の floc や躍層中に懸濁する floc の動態と深い関係にあることが予想される。

WANGERSKY (1965) によれば, 海水中の 70% は無機態粒状物でこの表面には微生物が繁殖して有機物の皮膜を形成し, 多くの有機態粒状物をこの膜面に吸着する。従って, 動物プランクトンはこのように付着した有機物を利用すると考えている。また, HARDING (1974) は深海において溶解有機物が粒状物に吸着し, あるいは細菌の付着, 分解により粒状物の表面に更に粒状物を生成し栄養価をもつことを示している。

以上のように非生物体懸濁物質の栄養価や動物プランクトンの餌料価値が次第に明らかになった反面, 従来から定説化されている動物プランクトンが植物プランクトンのみを摂餌する, いわゆる grazing に対する疑問 (HARVEY *et al.*, 1935) や捕食者-被捕食者の両種間

のN収支が合わないという詳細な研究結果が報告 (CONOVER, 1956; HARRIS, 1959) されるに至り、この不足分が detritus によって補われているという考え方が支持されるようになった。

3. 低次動物による flocc の取込み

内湾、沿岸域では flocc の沈降、堆積によって海底が肥沃化され、底魚、甲殻類、多毛類などベントスの繁殖に適した場となっている。河口域に形成される干潟では、例えば有明海の場合、周年泥中15cm以浅に明瞭な温度躍層(4~10°Cの較差)が発達し、粒子の細かい flocc の堆積によって形成される潟においては、泥中の栄養塩や有機物量が砂質の干潟に比べ2~3倍高く(代田

・宮崎・小澄・馬場, 1980)、附着珪藻のよき繁殖の場となり有明海独特のハゼ(ムツゴロウ)などの餌場となっている。一方、粒子の粗な砂質干潟では日本最大の潮位差(約6m)をもつ潮流の影響を受けて水平の水の交換のみならず鉛直の水通しがよいので、酸素の補給がよく良好なアサリ漁場が形成され、泥中5cm層間の最大現存量は殻付で20kg/m²に達している。砂質干潟の粒度組成による砂質と泥質の割合は平均65:35を示したことから、砂中に混じる泥中の微粒子、特に flocc をアサリが濾過、摂餌しているものと思われる。貝類の餌料に関しては古くから detritus を取込み消化することが知られているが、後述する IMA 装置による粘土鉱物の元

表2 サルガッソー海の深海から採集された Copepods の消化管内容物の例 (HARDING, 1974)

Species	Stage	Sex	Guts with contents	Guts empty	% Foregut full	% Hindgut full	Mineral particles and detrital remains†	Detrital balls‡	Pigmented cells	Dinoflagellates	Diatoms	Coccoliths	Cysts and eggs	Ciliates	Trinoids	Silicoflagellates	Radiolarians	Copepods	Chitin and setae	Amorphous
<i>Calanus finmarchicus</i>	VI	♀	0	1
<i>C. tenuicornis</i> †	VI	♀	0	1	.	.	Male does not feed
<i>Nannocalanus minor</i> var.†	VI	♀	1	1	50	5
<i>Eucalanus crassus</i> †	VI	♀	3	0	0-10	0-50
<i>Spinocalanus abyssalis</i>	VI	♀	0	1	0-10	0-100
<i>S. magnus</i>	VI	♀	2	4	5	0-10
<i>S. ovalis</i>	VI	♀	0	2
<i>S. polaris</i>	VI	♀	1	3	0	5-10
<i>S. spinosus</i>	VI	♀	1	0	25	100
<i>Spinocalanus new species</i>	VI	♀	1	0	5	0
<i>Aetideopsis rostrata</i>	V	♀	1	0	100	100
<i>Chirundina streetsi</i> †	VI	♀	1	0	100	50
<i>Gaetanus minor</i> †	V	♀	2	0	5	5
<i>Gaetanus new species</i>	VI	♀	1	0	10	100
<i>Yaldiviella species</i>	V	♀	1	0	10	10
<i>Euchaeta tumidula</i>	VI	♀	1	0	50	50
<i>Amallothrix arcuata</i>	VI	♀	0	1
<i>A. falcifer</i>	VI	♀	1	0	5	0
<i>Amallothrix species</i>	V	♂	1	0	0	50
<i>Racovitzanus levis</i>	V	♀	1	2	100	100
<i>Scaphocalanus longifurca</i> †	VI	♀	1	2	0	10
<i>Metridia discreta</i> †	VI	♀	4	0	0-10	10
<i>M. lucens</i>	VI	♀	0	1
<i>M. ornata</i>	VI	♀	1	0	50	10
<i>Pleuromamma abdominalis</i>	VI	♀	1	0	5	0
<i>P. gracilis</i> †	VI	♀	0	1
<i>Centropages violaceus</i> †	VI	♂	1	0	10	50
<i>Lucicutia flavicornis</i> †	VI	♀	0	10
<i>Heterorhabdus abyssalis</i>	VI	♀	2	0	50-100	0-100
<i>H. vipera</i>	VI	♀	0	1
<i>Euaugaptilus sarsi</i>	VI	♀	1	0	0	50
<i>Euaugaptilus squamatus</i> (?)	V	♀	0	1
<i>Haloptilus longicornis</i> †	VI	♀	0	5
<i>Neoaugaptilus new species</i>	VI	♀	1	0	25	10
<i>Paracandacia bipinosi</i> †	VI	♀	0	1
<i>Bathypontia longiseta</i>	VI	♂	1	0	10	100

*, 51-100% of contents; +, 26-50% of contents; -, 6-25% of contents; 0, 1-5% of contents; p, indicates presence of a food category (< 1%).
 † Possible contaminant species from higher up the water column.
 ‡ Mineral particles are irregular, flat particles, often amber in colour, which do not stain for proteins or carbohydrates and range from 5 to 25 μm as measured on their greatest diameter. Detrital remains are broken skeletons of animal or

plant judged to be incomplete at the time of consumption. Sponge spicules and polychaete bristles also fall into this category but are listed separately.
 § Detrital balls are heterogeneous spheres, smooth in outline but possessing no outer membrane; 5-100 μm in diameter, and stain darkly for carbohydrates.
 || Kindly identified by Dr R. O. Fournier as those described by him for the Atlantic Ocean (Fournier, 1970).

素比の判定(図2参照)からもアサリの消化管中に floc 起源 detritus の取込みが確認されている。

動物プランクトンが非生物体懸濁物質を取込むことに 関しての報告は極めて少ない。HARDING (1974) は 微分干渉顕微鏡を用いサルガッソー海の深海性 Copepods の消化管内容物を調べ、表2に示す結果を得たが、その 中で鉱物粒子や detrital balls の多量の取込み (51~ 100%) を観察し、消化管内で見出された 鉱物粒子の大きさは 1~10 μ m であつたと報告している。この大きさは非常に小さいが、筆者の推測ではこの粒子は海中では 色々の付着、吸着物によってより大きな粒径で存在し ていたのではないかと思われる。その理由は既述した floc の形成過程から判断し、Copepods の消化管内では detritus 形成の核となる粘土鉱物粒子の大きさのみが計 測されたと考えられるからである。HARDING の使用し た微分干渉顕微鏡では生物、非生物の区別は可能でも鉱

物の種類や組成の判定は不可能である。そこで、筆者ら は電子線マイクロアナライザーによる元素分析によって 動物の消化管内に存在する鉱物の判定を試みた。

代田・大石・寒川(1977), 大石・代田 (1979) は floc の多い有明海の筑後川河口域で採集した各種動物の消化 管内容物中の粘土鉱物の検出を Ion Microanalyzer (IMA) を用い、粘土鉱物を構成する主要元素 (Al, Si など) の二次イオン強度を測定し、自然界の浮泥および 粘土粒子に牛乳を吸着させた人工飼料を動物プランクトン (*Artemia salina*) や魚類(淡水産メダカ)に給餌した飼育実験結果と対比して粘土鉱物の取込みを検討した。その結果は次のように要約される。

1) 有明海の浮泥は floc からなりモンモリロナイトを含む粘土鉱物であり、Al と Si 両元素が主成分で (図1), この水域に棲息する動物の消化管内の粘土鉱物

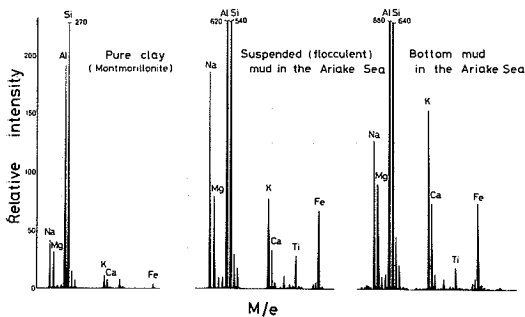


図1 有明海の浮泥、底泥と粘土鉱物の IMA による相対元素値の比較

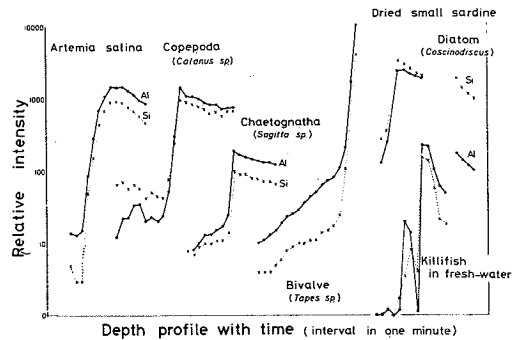


図2 有明海の各種動物消化管内容物の Al, Si 元素濃度

表3 各種資料の Al に対する各元素の二次イオン強度比

SAMPLE	Si/Al	Mg/Al	K/Al	Ca/Al	Fe/Al
Suspended flocculent mud in the Ariake Sea	0.83	0.13	0.11	0.06	0.10
Bottom mud in the Ariake Sea	0.74	0.10	0.11	0.07	0.10
Pure clay (Montmorillonite)	1.39	0.18	0.08	0.06	0.03
Artemia (2 days after hatch)					
no supply of food	1.18	1.94	41.70	2.42	0.10
supply of food (clay with milk)	1.02	0.71	6.50	0.86	0.04
Artemia (5 days after hatch)					
supply of food (clay with milk)	0.64	0.44	2.00	0.20	0.02
Killifish Gut contents					
supply of food (clay with milk)	0.63	0.34	2.46	0.50	0.02
Diatom (<i>Coscinodiscus</i> sp.)	10.03	0.81	0.37	0.46	0.07
Dried small sardine Gut contents	1.13	3.01	9.96	3.08	0.27
Copepoda in the Ariake Sea Gut cont.	0.76	2.70	0.23	4.02	0.09
Sagitta in the Ariake Sea Gut cont.	0.54	1.13	0.41	2.01	0.07
Bivalve in the Ariake Sea. Gut cont. (<i>Tapes</i> sp.)	0.77	0.38	1.05?	1.08?	0.39

の判定は Al と Si 両元素の二次イオン強度比を調べるにより可能である。

2) 牛乳-粘土餌料 (代田, 1969) を給餌させたふ化後 5 日目の *Artemia salina* の体表面の相対強度は 20 以下を示すのに対し消化管内容物の Al と Si 両元素は 900~1,400 の値を示し粘土鉱物の存在が確認された。また、上記人工飼料を給餌したメダカの腸管そのものには両元素はほとんど存在しないが、腸管内容物の両元素の強度は腸管組織に比べ約 200 倍高い値を示し、*Artemia* と同様に粘土鉱物の取込みが確認された。

3) 自然水域から採集された動物プランクトン (*Calanus* sp. および *Sagitta* sp.) や二枚貝のアサリ (*Tapes* sp.) は内湾、沿岸域に普通にみられる種類で、これら動物の Al と Si 両元素の強度は飼育実験結果と同様に消化管細胞に比べ消化管内容物で急激な増加がみられ (図 2)、粘土鉱物の取込みが確認された。

4) Al 元素に対する Si 元素の二次イオン強度比は珪藻が珪酸塩を主体とし 10 を示すのに対し、動物の消化管内容物では 0.5~1.4 の範囲であった (表 3)。Copepoda の *Calanus* やアサリの消化管内容物の二次イオン強度比は有明海の浮泥や底泥の値に近く、これらの種が浮泥即ち flocc を取込んでいることがこの比からも推測されよう。

floc が動物プランクトンに取込まれているか否かの判定は動物から排泄される糞粒 (fecal pellets) の観察によっても知ることが可能である。FOWLER and SMALL (1972) は自然採集直後のオキアミを用い、天然の糞粒の沈降速度は 126~862m/日の範囲であったが、実験室内では *Artemia* 幼生や植物プランクトンを餌として飼育した場合の糞粒の沈降速度は 54~411m/日で、天然の場合の 1/2 程度であることを報告した。この差は餌料の残渣の違いやその固まり方 (自然糞はよくしまり、人工糞はルーズ) によると考えられている。

しかし、既述したように動物プランクトンの消化管中には鉱物粒子の取込みが確認されているので、糞粒には当然鉱物粒子が含まれている。一方、動物プランクトンの飼育では植物プランクトンか動物幼生など単一の餌料が給餌され鉱物粒子は含まれていない。従って、両者の糞粒の比重の違いが沈降速度の差となって現われたと考えられる。

以上、陸上起源の粘土鉱物粒子が河川に入り、感潮域で栄養物質を凝集・吸着し flocc を形成する機構から海域への分布、栄養価、性状および flocc の動物プランクトン、ベントスなど低次動物への取込などについての一

貫した流れを既述の知見を含め筆者の考え方を述べた。

これらを総括して模式化すると図 3 のようになる (代田, 1975)。しかし、この図で問題となるのは上記で全く触れなかった「floc の再生」についてである。全く大胆に図示したが、この考え方は誤りかもしれない。但し、floc の再生について次のことが考えられよう。1) 動物による flocc の取込みと消化活動による flocc 中の栄養物質の除去。2) 動物から排泄される糞粒は沈降途中あるいは堆積した底泥で、時間の長短はあっても、細菌による分解を免れることはないであろう。3) 従って、floc に吸着している栄養物質は細菌による分解、繁殖ま

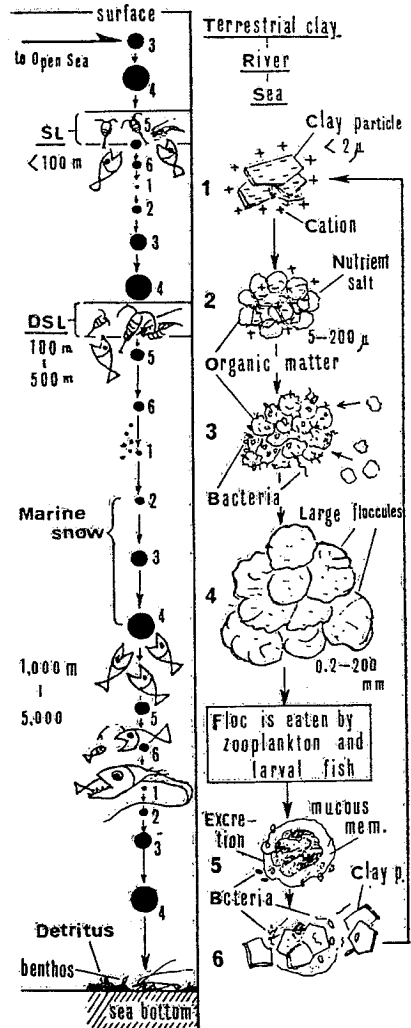


図 3 flocc の形成、分解、再生と餌料としての役割の模式図

たは動物の消化管内で *floc* の核となる鉱物粒子を残し、ある程度除去されるであろう。4) *floc* 形成が淡水と海水の境界域で生ずる経緯から海水中では *floc* の再生への可逆性は期待薄である。しかし、動物の消化管内では海水の通過はないので、この可能性がないこともないと考えられる。陸性ミミズが酸性土壌をアルカリ性土壌に改良し土壌を再生することは古くから知られており、このようなことが海産動物ではないのかどうか。いずれにしても、これらの点は未知であり今後の研究課題となるであろう。

floc の低次動物への取込みの判定に IMA の分析法を用いたが、この手法は *detritus* を形成する粘土粒子の検出に役立ち、今後もこの分野の未知な諸問題の解明に有力な一つの手段となることが考えられる。また、植物プランクトンが検出されず *detritus* (*floc*) の多い水域でも動物プランクトンは豊富であるという事実は HARVEY *et al.* (1935) 以来知られており、*grazing food chain* のみでは説明不可能な場合が多い。従って、*detritus food chain* を考慮しながら今後は低次生物生産を考えることの必要性があると同時に、*trophic level* についても *detritus* の位置を明確にする課題が残されているように思われる。

文 献

- 辻田時美 (1956) Plankton の異常繁殖とその随伴現象の研究. 西海区水産研究所研究報告, 10, 62 pp.
- PARSONS, T. R. (1963) Suspended organic matter in sea water. *In Progress in Oceanography* (Ed. M. SEARS). Vol. 1, Pergamon Press, New York, 203-239.
- 西沢 敏 (1973) 海洋の低次生産力の動態. 海洋科学, 5(2), 14-19.
- 西沢 敏 (1977a) 海洋低次生産試論—農産モデルの脱却—. 海の生物群集と生産, 西沢敏ほか二名編, 畑中正吉教授退官記念事業会, 仙台, 69-161.
- 西沢 敏 (1977b) 深海系への粒状有機物質輸送序説. 海洋科学, 9(11), 44-52.
- KRUYT, H. R. (1952) *Colloid Science*. Vol. 1, Elsevier Publishing Comp., Amsterdam-Houston-New York-London, 389 pp.
- OLPHEN, H. V. (1966) *Clay Colloid Chemistry*. Interscience Publishers, New York-London-Sydney, 301 pp.
- WHITEHOUSE, U. G., L. M. JEFFREY and J. D. DEBBRECHT (1960) Differential settling tendencies of clay minerals in saline water. *In Clay and Clay Minerals in Saline Water*. Proceedings of Seventh National Conference on Clay and Clay Minerals, Pergamon Press, 79 pp.
- 代田昭彦 (1975) 水産餌料生物学. 恒星社厚生閣, 東京, 514 pp.
- 代田昭彦 (1976) 粘土と赤潮対策余話. 西海区水研ニュース, 24, 2-5.
- 代田昭彦 (1977) 赤潮防止策. 特集・海洋汚染, 産業と環境, 6, 37-42.
- 代田昭彦 (1979) 非生物体ニゴリの研究-I. 河口域における栄養塩濃度の変動に関するニゴリ. 日本水産学会誌, 45(9), 1123-1128.
- 代田昭彦 (1980) 有明海の栄養塩類とニゴリの特性. 海洋科学, 12(2), 127-137.
- 生沼 郁 (1972) 海洋堆積物中の粘土鉱物. 海洋科学, 2, 158-164.
- 佐賀県 (1979) 有明海浮泥に関する調査研究報告書. 昭和53年度環境庁委託事業, 126 pp.
- 代田昭彦, 田中勝久 (1981) 有明海における懸濁物質の研究-I. 筑後川懸濁粘土粒子の河口域への輸送. 西海区水研報, 56, 27-38.
- 井上直一 (1968) マリンスノー. 海洋科学, 1, 390-393.
- HARRIS E. (1959) The nitrogen cycle in Long Island Sound. *Bull. Bingham Oceanogr. Coll.*, 17, 31-65.
- FISCER B. (1894) Die Bakterien des Meeres. Ergebnisse der Plankton-Expedition der Humboldt-Stiftung, Bd., 4.
- ブトキュービチ, ヴェー (1938) カスピ海とアゾフ海の細菌について, *Микробиология*, 7, 1005.
- オスニーツカヤ, エル (1954) カスピ海北部の水層中の細菌数と菌体量. *Микробиология*, 23, 571.
- WANGERSKY, P. J. (1965) The organic chemistry of sea water. *American Scientist*, 53, 358-374.
- HARDING, G. C. H. (1974) The food of deep-sea copepods. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 54, 141-155.
- HARVEY, H. W., L. H. N. COOPER, M. V. LEBOUR and F. S. RUSSELL (1935) Plankton production and its control. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* NS, 20, 407-441.
- CONOVER, R. J. (1956) Biology of *Acartia clausi* and *A. tonsa*. *Bull. Bingham Oceanogr. Coll.*, 15, 156-233.
- 代田昭彦, 宮崎征男, 小澄千尋, 馬場浴文 (1980) 干潟の泥中温度変化と生物生産. 日本水産学会秋季大会講演要旨. p. 60.
- 代田昭彦, 大石昭二, 寒川 強 (1978) 魚介類に対する非生物体 *floc* の餌料効果に関する研究-I. IMA による摂餌の確認について. 日本水産学会秋季大会講演要旨, p. 81.
- 大石昭二, 代田昭彦 (1979) IMA の生物試料への応用. 公害, 14(4), 190-194.
- 代田昭彦 (1969) アカムシの研究—養魚餌料の飼育培養法. 恒星社厚生閣, 東京, 148 pp.
- FOWLER, S. W. and L. F. SMALL (1972) Sinking

rates of euphausiid fecal pellets. *Limnol and Oceanogr.*, **17**, 293-296.

代田昭彦 (1977) Energy flow の概念に関する考察. 漁業資源の有効利用に関するシンポジウム, 漁業資源研究会議報, **19**, 29-49.

質 疑 応 答

質問: 河川水プルームの海面との接触層での濁度 (ここでは floc 度の指標) は河口から遠くなるほど低濃度になるといわれたが, floc 化の速度, 堆積速度はどの程度ですか。(杉本, 東大海洋研)

答: 堆積速度は意外に早いと思われれます。detritus の

中でも先にお話したように糞粒では1日最大860 m くらい沈降します。鞭毛状の物質では潮汐の停溜時には3~7 m くらいです。floc 化の反応の方は瞬時に起きています。

質問: clay のアクティブなリサイクルを想定されたが, 動物に喰われた clay は糞となった場合, すでに有機物を吸着飽和しているのではないのでしょうか。はたして機能的なリサイクルはあるのでしょうか。(坂本, 三重大水産)

答: バクテリアなどを通じてリサイクルが考えられるということ, まだ想定の外を脱していません。

4. 漁業生産力を支える生物集積分布の形成要因と形成速度

川 合 英 夫 (京都大学農学部)

1. 漁業生産力と海洋生物の集積

「生産力」という言葉は, 「生産性」(productivity) 或は「生産速度」(production rate) と混同される紛らわしい言葉であるが (川那部・原田, 1964; 沼田真, 1974; 岩波書店, 1977), 本シンポジウムの基調テーマである『日本近海漁業資源の生産力評価』においては, 「生産力」は時空間あたり生産量の潜在能力 (productive power) として, 受けとめてよいであろう。海洋生物の生産力把握に関する調査(科学技術庁資源調査所, 1980) においても, そのような意味に用いられている。

魚類生産にしろ漁業生産にしろ, 分析の基本となる要素は, ある特定階層の個体群であるといわれている。しかし, 複数の漁法であっても, ある階層の個体群が分布する全時空間を走査できないし, また, 一つの漁法であっても, 複数の種の個体群を漁獲対象とする。したがって, 漁業生産においては, 一つの個体群の生産速度という捉え方だけではなく, たとえば山口県日本海沿岸漁場(小川, 1980) というように海域を限定して, そこにおける各種階層の個体群の移出入を考慮に入れた漁業生産速度, という捉え方が必要になる。

漁業生産力は, 初めにも述べたように潜在能力であって, 現実の生産速度ではない。それは, 現状とは変化した条件の下における, 特定の場合についての漁業生産速度のポテンシャルである。ここで変化する条件としては, 自然的なものや人為的なものがある。それらの変化と漁業生産力の変化との係わりあいを, 図1に模式化

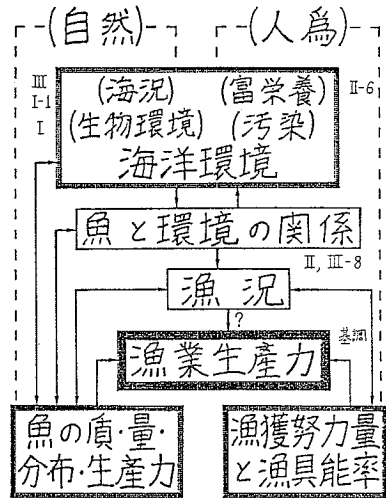


図1 漁業生産力の変化と自然と人為の諸条件の変化との関連

して示した。また, 本シンポジウムのテーマの位置を仮に示してみた。

日常的で親しみ易い漁海況論に比べて, 生産力論はとりつき難い感じをうける。漁海況論は現実を基盤とし, またはせいぜいその延長線上にあって, synoptic な手法が効果的であろう。これに対し生産力論は仮想的であり, または設定条件の誘導線上にあって, おそらく climatologic な手法を, 一つの拠り所にするようになる