

「制御実験生態系」を用いた海洋汚染の機構解明へのアプローチ

高 橋 正 征*

はじめに

海洋はその規模の巨大さの故に、つい最近まで人類が海に投棄した物質は無限に稀釈・拡散されると信じられていた。ために廃棄物の海洋へのほぼ無制限な投棄が続き、ここ20数年の急速な工業生産と重なって、各所に深刻な海洋汚染を現出した。汚染はまず、短時間に大量の汚染物質を排出する工場（中でも化学工場）や巨大都市の周辺海域に始まり（局所汚染と呼ばれる）、汚染物の魚介類への大量蓄積を招き、ついにはそれを食する人間にも公害疾病をもたらした。その後の環境規制の強化により、原廃棄物中の公害物質の濃度は低下し、局所汚染は徐々に軽度になってきた。

だがここに新たな公害問題が発生しつつある。それは第一に、既に局所的に大量投棄された公害物質が刻々と海洋全域にわたって拡散しつつあること、第二に現行の環境規制は主として濃度規制**のため瞬間濃度は以前より低下したが、依然として各種公害物質は着実に排出され、地球上に拡散している現実である（広域汚染と呼ぶ）。海洋全体としては、現状ではどの公害物質も人間や有用生物に直接影響する濃度をはるかに下まわるため、広域汚染への関心は今のところ高いとはいえない。ただここに3つの油断できない問題がある。第一は、当面の広域汚染は、人類にとって重要な生物への影響は殆んど認められないが、当面関心を払わない生物群にも影響を与えていないのか？もし万一何らかの影響があれば、生態系の動態を通じて、人類にとっての有用生物群や人類自身へも影響が波及してくる。第二は、人類の飽くなき生産活動は着実に地球上での汚染物質濃度（特に非及び難分解性の）を高めており、将来有用生物や人類に直接影響する濃度に近づいていく危険はないのか？第三は、汚染物質の広域拡散による、バックグランド濃度の上昇に伴って、公害物質の生物体内への高度濃縮（生体濃縮）効果が次第に高まり、著しい生体濃縮が地球的規模で発生しないだろうか？

1972年に米加英3国の研究者が、米国ジョージア州サバンナ市郊外にあるスキダウェイ海洋研究所に集まって、西暦2000年の海洋を想定し、そこで発生すると予想される問題点を明らかにし、且つ対処を検討する研究計画が練られた。言い換えれば、2000年になった時の広域汚染の程度と、それが原因で発生が予想される問題と、それへの対処である。題してControlled Ecosystem Pollution Experiment（CEPEXプロジェクトと呼称）。CEPEXプロジェクトの詳しい成立過程はMenzel and Steele（1977）に、また1973年プロジェクト研究が実際に開始されて現在迄の

* 生物科学系

** 環境庁は53年度から閉鎖水域を対象として水質に総量規制を導入する方針を打ち出した（1977. 9. 17朝日新聞社説）

研究成果は Bulletin of Marine Science (第27巻第1号, 1977年), Marine Science Communications (第3巻第4号, 第4巻第1号, 1977/78年) にまとめて発表されている。

アプローチ

まず低濃度（以下 sub-lethal 濃度と呼ぶ）の公害物質の生物体への影響を、室内実験から明らかにする方法が検討された。実験室で可能なことは、ビーカーや水槽を使った小規模実験が主体になり、手法的には簡便ではあるが、複雑な生態系の諸現象を理解するには単純すぎ、更には外洋に生息する生物の多くが、実験室内での培養・飼育が困難なことから、適当ではないと結論された。室内実験のアプローチは、Biological Effect Program (BEP プロジェクト) として独立し、CEP EX プロジェクトの姉妹計画として進められ、昨 1976 年度で解散する迄、炭化水素類の生物体への影響が刻明に追究された。

次に検討されたのは野外観測によるアプローチである。外洋での大規模観測は、海の巨大さと現象の複雑さのために、公害物質の生物への影響を知るのは著しく困難である。公害物質の作用を検知する目的で、直接公害物質を水中に投入しても、水塊運動の激しい海洋では拡散消失してしまい、その影響を定量的に測定するのは不可能に近い。仮に何らかの影響が検知されたとしても、それが実際に公害物質によるのか、気候・気象変化によるのか、漁業効果なのか、あるいは単なる天然現象なのかを識別することは容易ではない。つまり自然環境下では適当なコントロール（諸条件が全く酷似していて、当該公害物質濃度のみが異なる）がとれないのである。従って現場での公害問題の研究は(1)常に公害物質の排出に晒されている水域での定期的観測によって、公害物質の影響の少ない水域との比較から影響を推理する（これはしかも局所汚染のように、公害物質濃度が比較的高くないと有効ではない）、(2)公害物質の生体内蓄積速度の測定等に限定されてしまう。

第三のアプローチは、外洋生態系になるべく近い相似生態系を複数用意して、その中で各種公害物質の作用を追究していく方法である。実際には天然水塊を生物群集もろとも適当な大きさの容器に閉じこめるのが最も簡便で、陸上群落では昔からよく利用されている方法である。複数容器に捕獲された生態系のいくつかに公害物質を投入し、生じた変化を公害物質を加えない生態系と比較して、その公害物質の作用を知ることが可能である。もちろん複数容器に捕獲された生態系は、公害物質を加えない状態では同一の時空的变化パターンを示す必要がある。容器によって空間を限定するため、加えた公害物質が無限に拡散して希釈されることもなく、生態系内での濃度を一定に保持したり、一定時間後の収支計算などにも便利な方法である。

公害研究ではないが、容器による自然生態系の隔離実験は Strickland のグループを中心に 1960 年代初頭に盛んに実施され、水界生態系の構造と機能に関する数々の歴史的業績を産み出した (McAllister et al., 1961; Antia et al., 1963)。

生態系を捕獲する容器を“制御実験生態系 (Controlled Experimental Ecosystem 略して C

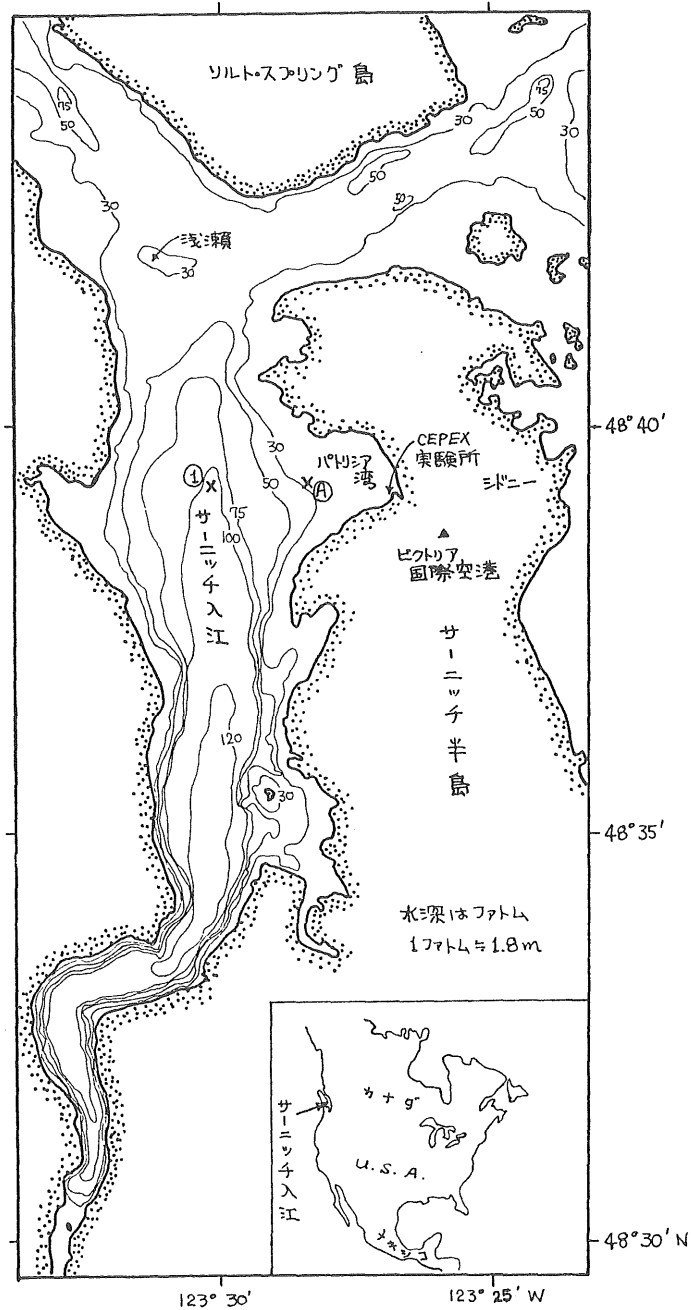


図1 CEPEX 計画の実験水域のサニーチ入江 (カナダ国ブリタニッシュ・コロンビア州)。④, 1/4スケールCEEの実験地点; ①, 全体スケールCEEの実験地点。

EE)と呼称する。ここで CEE には少なくとも以下 5 条件を満足させる必要がある。(1)公害物質の影響は、生物各々の種類や生理状態によって程度が異なることが予想されるので、CEE には多種類の生物種を含み、2 つ以上の栄養段階を含む必要がある。(2) CEE は少なくとも最高位栄養段階の生物の生活史が一回転するのに可能な時間的耐久性をもつ必要がある。海洋に一般的な動物プランクトンであるコペポダの生活史は 30~90 日。(3)複数 CEE は同一の生物群集を有し、同一の時空的变化過程を示さねばならない。(4) CEE はサンプリングによる試料の減少が問題にならないだけの十分な容量をもたねばならない。生態学的再生能力を考慮して、水、生物試料ともに、一日の最高許容除去量は 1%迄とする。

入念な検討の結果、実験水域としてカナダ国ブリティッシュ・コロンビア州サーニッチ入江が決定した(図 1)。理由は、水域が全く汚染されてなく、将来も汚染の危険が少ない。陸に近い割に水深が深く(約 200 m)、生物群集は北太平洋に普通に認められるものである。食物網(food web)が比較的単純で、生産力や現存量が割に高い。周囲を山に囲まれ、嵐から守られており、波や流れもゆるやかである。外洋に特徴的な Deep scattering layer が存在し、日周垂直移動をする生物が存在する。これ迄ワシントン大学、ブリティッシュ・コロンビア大学、ビクトリア大学、カナダ環境省等を中心に長年にわたって、サーニッチ入江の海洋・水産学的研究成果の豊富な蓄積がある。交通及び各種施設の便に恵まれている。偶然にもここは故 Strickland 博士が最初に容器実験を行った Departure Bay と同じバンクーバー島上にあり、距離にして 100km 程度しか離れていない。

CEPEX プロジェクトは米国の NSF(National Science Foundation)より研究費を得て、カナダの環境省後援の下に 1973 年 7 月から活動を開始した。参加者は米国のアラスカ大学、マイアミ大学、ウッズホール海洋研、スキダウェイ海洋研、スクリップス海洋研、カナダのブリティッシュ・コロンビア大学、ビクトリア大学、カナダ環境省海洋研、英国のアバディーン水産・海洋研、ドイツのキール大学、東京大学海洋研から約 35 名の各専門分野の研究者が集まっている。

CEE のデザインと特徴

CEE の規模は、サーニッチ入江の生物群集の構造から、直径 10 m、水深 30 m(全体スケール)の円筒型に決定された(図 2, Menzel and Case, 1977; Case, 1977)。半透明強化ポリエチレン布製のバック(2 層膜)を、海面に浮かぶ六角浮輪に吊下する方式が採用され、CEE は海面で気相に向って開放しており、力学的に無理の発生しないデザインと考えられる。こうした CEE のデザイン・施行は海洋開発会社に完全依託して研究目的に最適の方法を検討してもらった。これによって各研究者が自身の研究目的達成のために、デザインを無制限に複雑化して、かえって装置自体の海洋工学的軟弱性を招くことを最大限防止し、併せて研究者の時間浪費を防いだ。

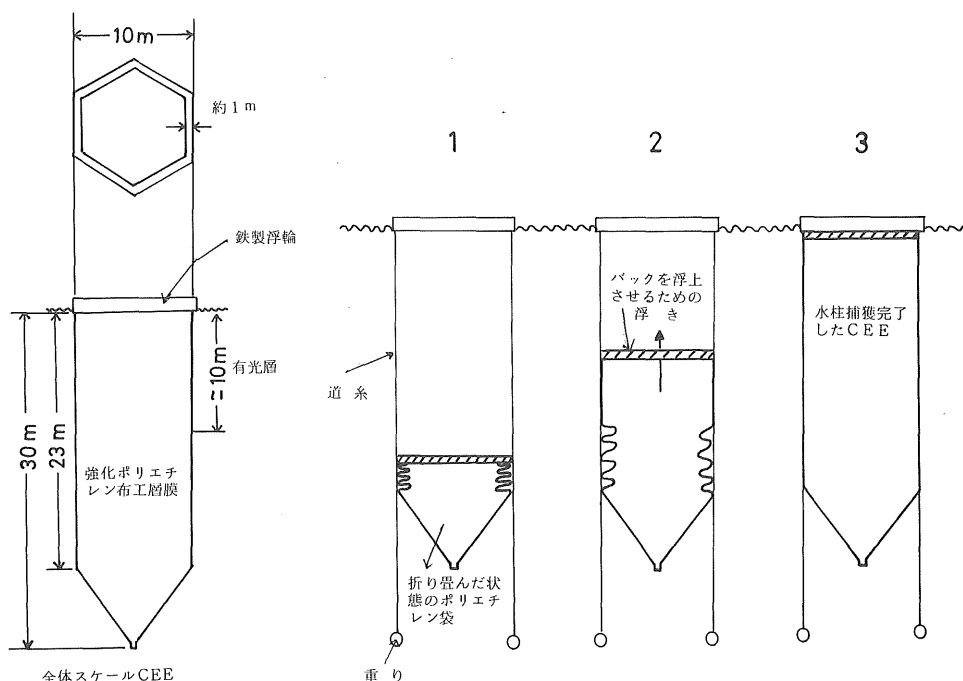


図2 全体スケールCEEの平面，側面図（左図）。CEEによる水柱捕獲の要領（右図）。

全体スケール CEE の他， $\frac{1}{4}$ スケール（口径 2.5 m，水深 16 m，バックは一層膜）が用意され，これは動物プランクトンを含んだ生物群集を扱い，通常 1.5 ヶ月程度迄の短期実験に使われる。全体スケールは，稚魚を含んだ群集の扱いかが可能で，普通 3～4 ヶ月の長期実験に使用される。実験水域の光合成層は平均 10 m（ ± 5 m）で，両サイズ CEE 共適当量の非光合成層を含んでいる。バックはアコーディオン状に折り畳んでいったん海面下に沈め，潜水チームによって全バックを同時に海面迄引き上げる。水柱はその構造を極力壊すことなくバック内に捕獲される（図 2）。 $\frac{1}{4}$ サイズ CEE で 1 分以内，全体サイズ CEE でも 2～3 分で水柱捕獲は完了する。捕獲作業中，魚類はかなりが逃避してしまうが，その他の生物群集は分布状態を攪乱されずに捕獲される（Takahashi et al., 1975）。

水柱は CEE 内への捕獲によって光環境がそれまでのものと比べ変化する（図 3，Takahashi and Whitney 1977）。浮輪とポリエチレン袋によって光は散乱・吸収され，CEE 内部は散乱光が多くなり，且つ光量が外部に比し半減する。浮輪とポリエチレン袋の影は，散光状態では殆んど認められないが，直射光下では著しい。しかも太陽の光度と位置の変化につれて，影の位置も 3 次元的に変動する。また CEE に隔離することにより，水柱は入江内で生じている水塊運動（例えば潮汐流，恒流，密度流等）から隔絶される。その結果拡散係数が著しく減少し，特に垂直拡散は CEE 内では外部の $\frac{1}{10}$ に減じる。内部波もポリエチレン膜を境にして細かい振動が吸収消失し，大きな振動のみ

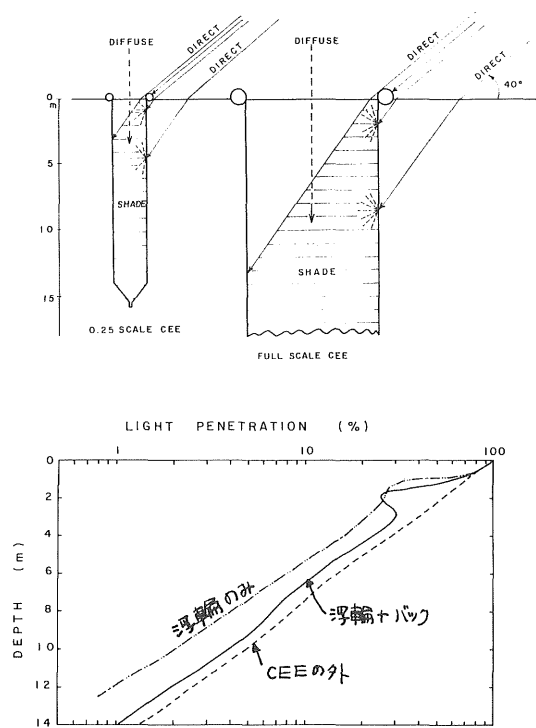


図3 CEE内の光環境 (Takahashi and whitney, 1977 より)。

が CEE 内部に到達する。(Steele et al., 1977)。

当初存在する塩分などの非生物利用物質の垂直不均一分布は、ゆるやかな垂直混合の結果、徐々に均一分布に変わっていく (図4, Takahashi and whitney, 1977)。

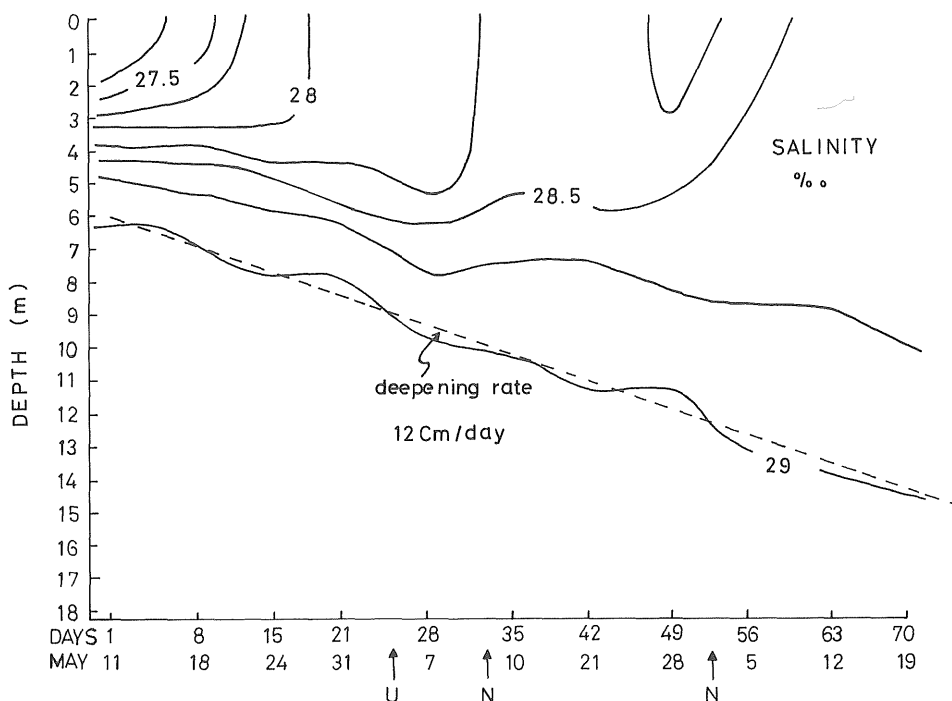


図4 CEE内の塩分の垂直分布の時間的变化 (Takahashi et al., 1977 より)。

同時に設置した4基のCEEは、4週間に及ぶ実験期間中、栄養塩類、植物プランクトン、動物プランクトン、バクテリアに関し、CEE間に若干の量的相違は認められたものの、変化パターンとしては全く同一型を示した (Takahashi et al., 1975; 図5)。各因子の変化パターンはCEE外部の水柱のものともほぼ一致したが、CEE内では水柱捕獲後に植物プランクトンの著しい沈降が認められている。これについてはその後の実験から、CEE内部の垂直拡散係数の低下に由来することが判明している (Takahashi et al., 1977)。またCEE内部では粒状物 (生物体も含めて) の垂直・水平分布が著しく不均一なことも特徴的である (Takahashi et al., 1975)。恐らくこれも一つには垂直拡散係数の低下と、他方にはCEE内部での光環境の不均一が影響しているものと推測される。

CEEは放置しておくと、次第に透明度が増して生産性が低下していき、やがて定常状態に達する。栄養塩類の回帰率から推定すると、ほぼ $1.52 \text{ mg at N} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{day})^{-1}$ 程度が定常値である (Parsons et al., 1977)。垂直拡散係数を何らかの方法で自然値にまで高められれば、亜光層内に沈下した栄養塩類の有光層への回帰も増加して、生産性も増加することが予想される。事実、随時栄養塩類を人工的に有光層に添加することで生産性を高レベルに維持することが可能である。

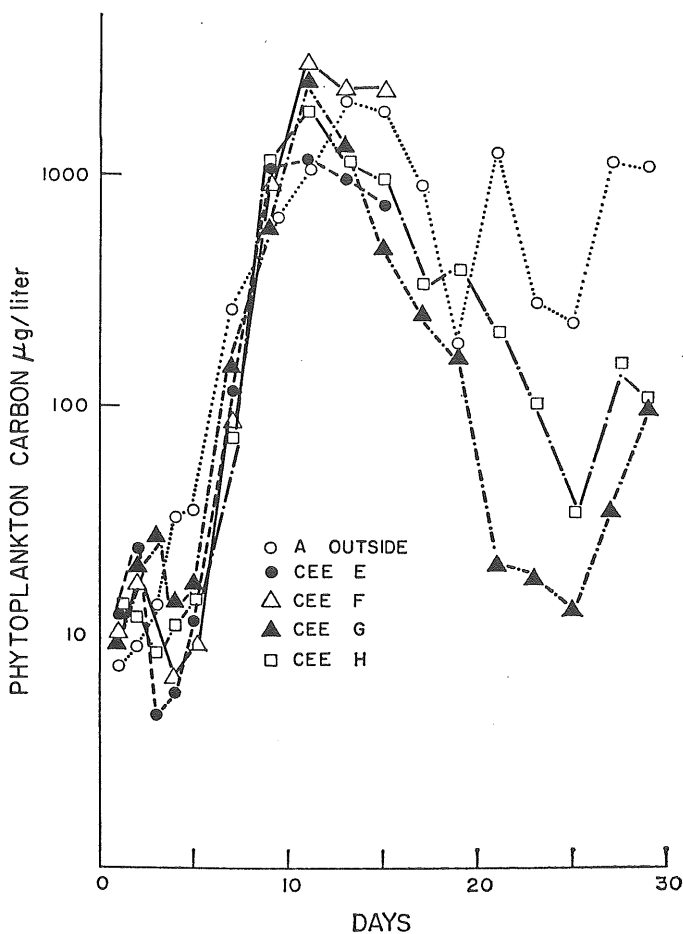


図5 複数CEE内の植物プランクトン量の時間的变化
(Takahashi et al., 1975より)。

CEE 外部水柱と同様現象を CEE 内に維持することは短時間(～1ヶ月)では比較的容易であるが、長時間になると困難である。しかし、CEE の環境に順応した生態系の維持は容易で、複数の CEE の場合でも、少なくとも4ヶ月程度は同一パターンを保持させることが可能である。

1973 - 76 年に行われた実験

CEPEX 計画の合同実験は、毎年5～10月の6ヶ月間に行われる。その間、全体両サイズ CEE 各々6、3基ずつ使用し、平行して常時実験が継続される。一実験は1～3ヶ月で実験毎にプロジェクト・チーム制で実施される。1976 迄4年間に行われた実験の内訳が第1表である。

表 1 1973 - 76 年の CEE 実験

実験の種類	1973	1974	1975	1976
CEE の物理特性	1	2	2	II
CEE 間の同時性	1	1	I	
Cu		2	1, II	1
Hg			1	1, I
Cd			2	1
Pb				1
炭化水素類		1	2	2
CO ₂			1	1
富栄養化			1	I

アラビア数字, ¼スケールCEE実験回数; ローマ数字, 全体スケール
CEE実験回数

Sub-lethal 濃度の公害物質の生物への影響

沖合海洋生態系には, 栄養様式の相違から, バクテリア, 植物, 動物等のプランクトンから, 魚などの生物グループがあり, 各生物グループには通常多種類の生物が含まれる。図6は Cu を 10 PPb (非汚染水域の 10 ~ 100 倍濃度) 加えた場合の各生物グループの反応を示したものである。

バクテリアは Cu 添加後直ちに生理活性が著しく低下するが, 1 ~ 2 日でコントロールと同程度の活性に回復する。回復した集団は更に高濃度 (100 ~ 500 PPb) でも影響されず, 加えて Hg, Pb, Cd 等他の重金属に対しても耐性を示すようになる (Vaccaro et al., 1977)。

植物プランクトンでは, Cu は生長の遅延と阻害効果をもたらす。遅延と阻害のいずれか一方のみの場合 (図中①, ③) と, 両影響が共に認められるケース (図中②) がある。遅延, 阻害から回復すると, プランクトン集団は正常な増殖を示し, 先きのバクテリア同様 Cu に対して耐性を示す (Harrison et al., 1977)。生物量が飽和値に達するのは, 環境中の栄養物を消費尽くすからで, 十分な栄養物を添加することにより, 更に高いレベルに迄増加をつづける。

プランクトン性動物や稚魚は, sub-lethal 濃度の Cu では, 呼吸, 排泄, 生長には殆んど影響が認められない (Reeve et al., 1976; Koellev and Parsons, 1977)。しかし, 動物プランクトンの生殖, 卵生産は sub-lethal 濃度の Cu で著しく低下し, その影響は小型動物プランクトンの方が大型のものより顕著であることが確認されている (Reeve et al., 1977)。

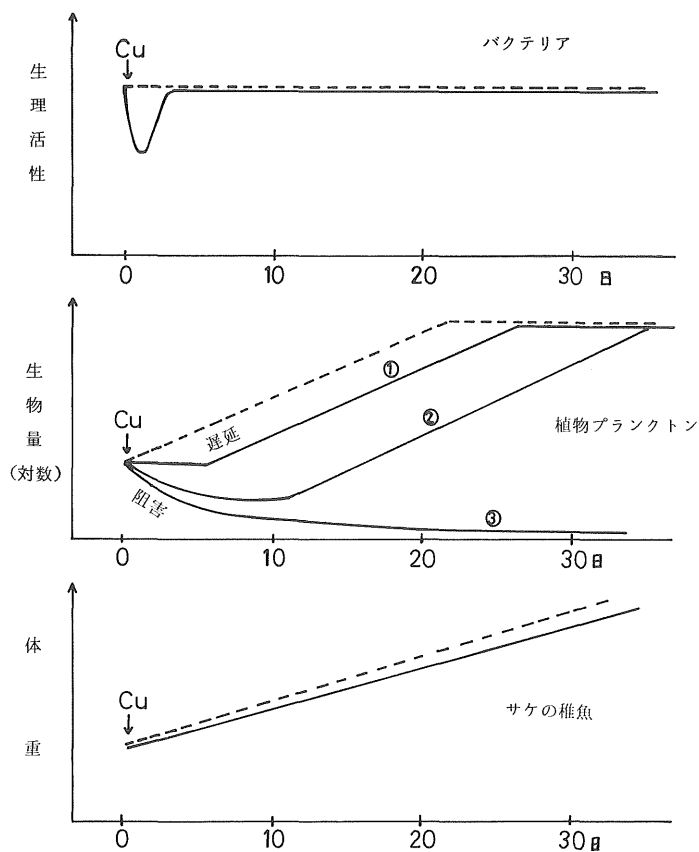


図6 Sub-lethal 濃度 Cu (10 PPb) の各生物への影響。
実線, Cu で処理した試料; 点線, コントロール

Cu 以外の重金属類, 石油系炭化水素等でも図6同様の影響が認められる。一連の知見は sub-lethal 濃度の公害物質でも, 溶存性栄養物吸収の生物 (バクテリアや植物プランクトン) には直接的影響が現われ, 懸濁有機物を利用する生物 (生物捕食性の生物) には殆んど影響を与えないことを示している。

Sub-lethal 濃度の公害物質の生態系への影響

沖合に限らず生態系では低次栄養グループほど種類数が豊富である。図7は海洋生態系の食物網の概略を示したもので, 植物プランクトン (P_i), バクテリオプランクトン (B), デトリタス (懸濁性有機顆粒, D) を起点として, 植食動物 (Z_i), 肉食動物 (Z_i'), プランクトン捕食魚 (F_i) を通じて魚捕食動物 (F_i') に至る食物連鎖 (food chain) 経路がわかる。食物連鎖では単に大まかな食性の相違から生物をグループに大別して生物群集の構造を極めて単純化して表現し, 一方食

物網では食物連鎖を基本にしているけれども、各生物の“食う”、“食われる”関係が中心になるため、全体が複雑になり、より実際の生物群集の構造に近い表現になる。

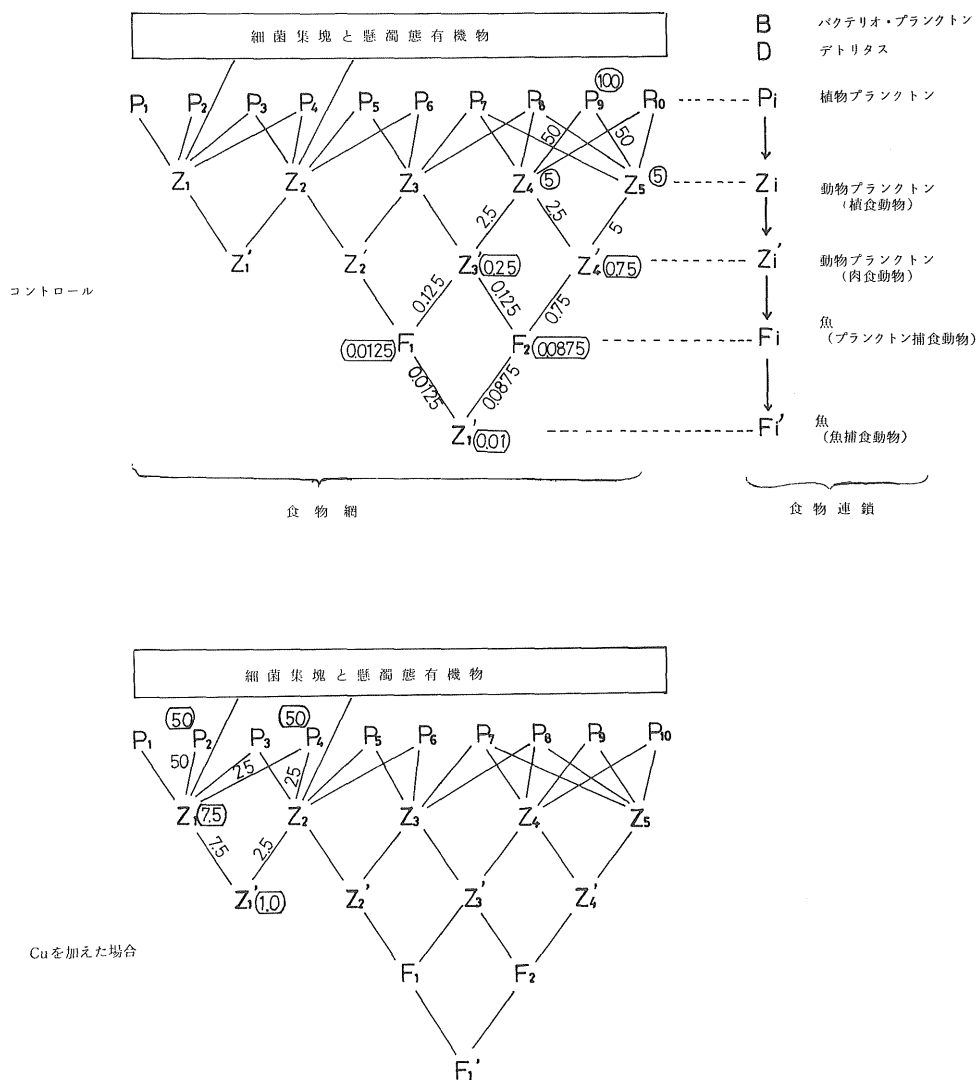


図7 沖合生物群集の食物網（上）。Sub-lethal濃度のCuを添加した場合の食物網内の主要物質経路の変化（下）。

沖合生物群集の無機物からの有機物の生産者は植物プランクトン（ P_i ）で、通常数十種類が出現する。ただこの内生物量的に重要なのは数種類にすぎないことが多い。図7で、仮に $P_1 \sim P_{10}$ の各種類中で、 P_9 の生産力が高くて、それらが優占した場合を想定すれば、植食動物プ

ランクトン ($Z_1 \sim Z_5$) の内、 P_9 を餌にしている Z_4 , Z_5 の 2 種類が同一栄養グループの他種に比べてより多くの餌にありつけ、その結果 Z_4 , Z_5 により大きな生産が期待できる。同様にして肉食動物プランクトンでは Z_3' , Z_4' が、プランクトン捕食魚では F_1 , F_2 が、更に最終段階の魚捕食動物の F_1' にも効果が及ぶ。光合成生物によって有機物が生産されても、それが効率よく上位栄養段階に伝達されていかないと、使われない有機物は深層に運ばれて、主として微生物による酸化分解を受ける。その場合、深層への酸素の拡散量は酸化分解で必要とする量をまかないきれないため、深層水の無酸素化がおこる。

食物網では栄養段階を経る毎に未利用有機物の排泄と、基礎代謝で消費される部分があって、各栄養段階毎の有機物の回収率 (生態効率 ecological efficiency) はほぼ 10% 程度と考えられている。仮に図 7 の P_9 の生産量が 100 g とすれば、 Z_4 と Z_5 各々に等しく完全捕食された時の Z_4 , Z_5 各々の期待収量は 5 g づつになる。 Z_5 は Z_4' に全部摂餌され、 Z_4 は Z_3' と Z_4' に半分づつ捕食されたとすると、 Z_3' と Z_4' の各々の期待収量は 0.25 と 0.75 g に相当する。この計算を次々と進めていくと、 F_1' では 0.01 g の期待収量になり、それは一次生産量 (P_9) の 0.01% にすぎない。

さてこの沖合生態系に sub-lethal 濃度の公害物質を投入すると、前章で述べたように Z_i 以上の栄養段階にいる生物には直接影響は殆んどないと思われるが、 B , P_i レベルではそうはいかない。図 7 にあげた植物プランクトン 10 種類が Cu に対して全く同一の挙動を示すことは期待できず、実験によれば通常海洋中で優占している中心珪藻は公害物質によってしばしば消失して、代わりに微小ペン毛藻や羽状珪藻等 (仮に P_2 , P_4 とすると) が優占種になる (Thomas and Seibert, 1977)。こうした優占植物プランクトンの種類の変化は、当然それに依存している捕食者にも影響を与え、図 7 の流れに従えば、 P_9 から P_2 , P_4 に優占種が移行することにより、最終生産者は魚 (F_1') から肉食動物プランクトン (Z_1') に代わる。実際サーニッチ入江では公害物質添加により肉食性動物プランクトンのクラゲ類が多発する。こうした植物プランクトン段階での変動は、単に Cu だけでなく、 Hg , 石油系炭化水素類 (Parsons et al., 1976; Lee et al., 1977) 等の公害物質をはじめ、栄養塩類添加 (Parsons et al., 1977) など各種の攪乱 (Perturbation) で広く認められる。即ち公害物質添加を含めた環境攪乱は一部分の生物グループへの直接影響に止まらず、更に食物網を通して生態系の全構成員に何らかの影響を及ぼすことが示唆される。

おわりに

CEPEX 計画は低濃度 (sub-lethal level) の公害物質が溶存性物質に依存しているバクテリアや植物プランクトンに極めて鋭敏に影響し、その効果が食物網を通じて高次栄養段階の生物の生存を変えることを明らかにした。最終生産者がサケやニシンからクラゲに変わっても、生態系内のエネルギーの流れと物質の循環さえ滞ることなく続けば問題はない。ただ人間が資源的見地から

この問題を検討すると、クラゲとサケでは全く価値が異なり極めて重大なことになる。地球の長い歴史を経る間に、人類を含めて地上に優占的に存在する生物種は、図7の食物網にも示したように、お互い食物連鎖という絆でつながったものになった。即ち人類は（水界に限るならば）現在サケ、イワシ、クジラ、タイ等を通して水界で現在優占している植物プランクトンに全面的に依存して生活していることを意味する。その植物プランクトンが、極めて環境変動に敏感なことは重大問題である。現に大都市や工業地帯に接した海域の植物プランクトンは、従来の珪藻類から微小ペン毛藻類等に変ってしまった所が多い。

この解決策として単なる公害物質排出の環境規制だけで根本解決ができるのだろうか。答えは「否」であろう。人類は最早数十年前とは異なって、その活動は余りにも巨大化し（しかも刻々と巨大化は進展している）、地球全体にその影響が及びつつある。現行の濃度規制では、高濃度の廃液による局部的異常汚染は少なくなるかもしれないが、規制濃度以下に稀釈して廃棄が行われるので、地球全体としての公害物質の蓄積量の減少は期待できない。総量規制は地球表面への公害物質の拡散抑制上の効果はあるが、廃棄前に排水中から有害物質を除去するために多大のエネルギーと物質の消費を伴い、それを避けるには結局原廃棄物自体の量を減少させるはか方法がない。そのためには産業の生産システム上の無駄を省くこと、日本の場合は生産物件の種類の検討が必要である。つまり廃棄物を余り産出しない製品を作ることである。

一時期、生命現象の究極的解明へのアプローチが盛んであったが、最近では現在の科学的アプローチでの可能性に疑問がもたれるようになってきた。それは人間が「生物」を脱しきれないことを暗示し、脱生物が不可能な以上、生活方法は現行の非生物的方向から生物的方向に戻すことが重要と思われる。今後は工業や社会の発展により広範な生物学的方法を導入することが大切であろう。かつての人類の生活様式のように、生物の生産する有機物質への依存度を高めて、食糧、エネルギー、生活資材（建築材、交通機関、日用品類すべてにわたって）も生物生産品を重点的に利用するような社会の構造改革が必要だと思われる。

文 献

- Antia, N. J., C. D. McAllister, T. R. Parsons, K. Stephens and J. D. H. Strickland. 1963. Further measurements of primary production using a large-volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.* 8:166-183.
- Case, J. 1977. The engineering aspects of capturing a marine environment, CEPEX and others. *Proc. Verbaux.*
- Harrison, W. G., R. W. Eppley and E. H. Renger. 1977. Phytoplankton nitrogen metabolism, nitrogen budgets and observations on copper toxicity: Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:44-57.
- Koeller, P. and T. R. Parsons. 1977. The growth of young salmonids (*Onchorhynchus keta*): Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:114-118.

- Lee, R. F., M. Takahashi, J. Beers, D. Seibert, W. H. Thomas, P. Koeller and D. Green. 1977. Controlled ecosystems: their use in the study of the effects of petroleum hydrocarbons on plankton. In : Pollution and physiology of marine organisms. (F. J. Vernberg and A. Calabrese eds.). Academic Press.
- McAllister, C. D., T. R. Parsons, K. Stephens and J. D. H. Strickland. 1961. Measurements of primary production in coastal sea water using a large volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.* 6:237-259.
- Menzel, D. W. and J. Case. 1977. Concept and design: Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:1-7.
- Menzel, D. W. and J. H. Steele. 1977. The application of plastic enclosures to the study of pelagic marine biota. *Proc. Verbaux.*
- Parsons, T. R., W. K. Li and R. Waters. 1976. Some preliminary observations on the enhancement of phytoplankton growth by low levels of mineral hydrocarbons. *Hydrobiologia*, 51:85-89.
- Parsons, T. R., K. von Brockel, P. Koeller, M. Takahashi, M. R. Reeve and O. Holm-Hansen. 1977. The distribution of organic carbon in a marine planktonic food web following nutrient enrichment. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 26:235-247.
- Reeve, M. R., G. D. Grice, V. R. Gibson, M. A. Walter, K. Darcey and T. Ikeda. 1976. A controlled environmental pollution experiment (CEPEX) and its usefulness in the study of larger marine zooplankton under toxic stress. *Soc. Exp. Biol., Effects of environmental pollutants on aquatic organisms* (A. P. M. Lockwood, ed.), Cambridge Univ. Press, pp. 145-162.
- Reeve, M. R., J. C. Gamble and M. A. Walter. 1977. Experimental observations on the effects of copper on copepods and other zooplankton: Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:92-104.
- Steele, J. H., D. M. Farmer and E. W. Henderson. 1977. Mixing in large enclosures. *J. Fish. Res. Bd. Can.*
- Takahashi, M., W. H. Thomas, D. L. Seibert, J. Beers, P. Koeller, and T. R. Parsons. 1975. The replication of biological events in enclosed water columns. *Arch. Hydrobiol.* 76:5-23.
- Takahashi, M. and F. A. Whitney. 1977. Temperature, salinity, and light penetration structures: Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:8-16.
- Takahashi, M., G. T. Wallace, F. A. Whitney and D. W. Menzel. 1977. Controlled ecosystem pollution experiment: Effect of mercury on enclosed water columns. I. Manipulation of experimental enclosures. *Mar. Sci. Comm.*
- Thomas, W. H. and D. L. R. Seibert. 1977. Effects of copper on the dominance and the diversity of algae: Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:23-33.
- Vaccaro, R. F., F. Azam and R. E. Hodson. 1977. Response of natural marine bacterial populations to copper: Controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.* 27:17-22.