

I S S N 0386—5878

土木研究所資料 第2325号

土 木 研 究 所 資 料

下水汚泥の海洋還元に関する調査報告書

昭和61年 3 月

建設省土木研究所
下水道部汚泥研究室

Copyright © 1986 by P. W. R. I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P. W. R. I.

この報告書は、土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は土木研究所長の承認を得ずしてこれを行ってはならない。

下水汚泥の海洋還元に関する調査報告書

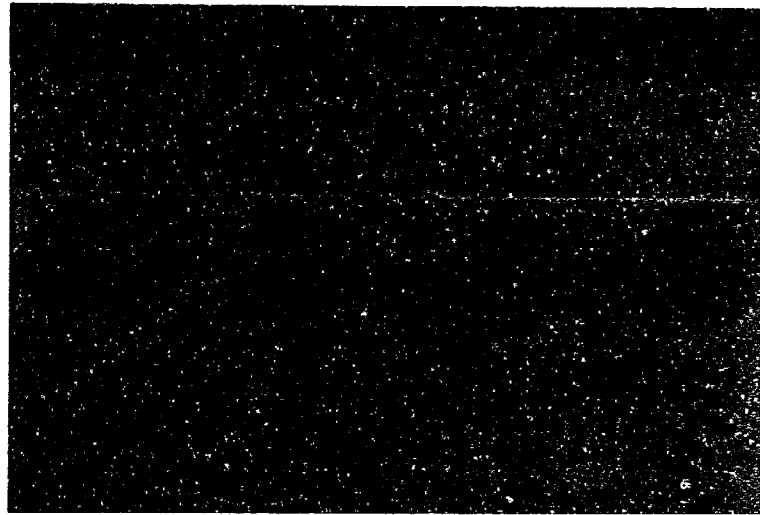
汚泥研究室 京 才 俊 則
大 嶋 吉 雄
岡 澤 邦 明

要 旨

下水汚泥を海洋に還元する場合、海洋生物に対する影響や、海洋環境に対する影響を把握しておく必要があるが、このような影響調査の事例は少なく不明な点が多い。

本資料は、下水汚泥の海洋生物に対する影響を明らかにするために実施した調査であり、今後の下水汚泥の海洋還元計画を考える際の基礎資料とするものである。

キーワード：下水汚泥、海洋還元、植物プランクトン、動物プランクトン、底生生物、重金属、大腸菌、一般細菌

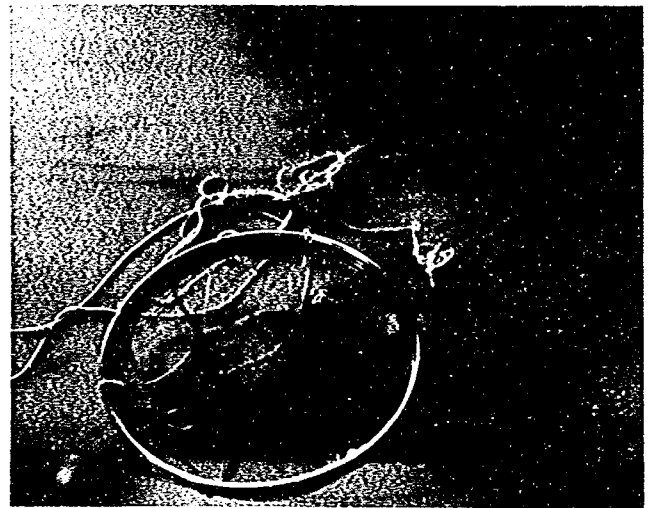


〈混合餌料〉

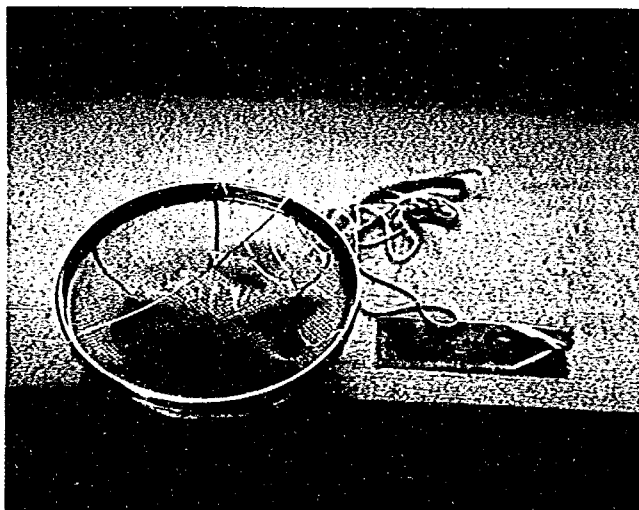
〈給餌1時間後の残餌状況〉 供試魚：ボラ



コントロール配合10



配合5：汚泥5

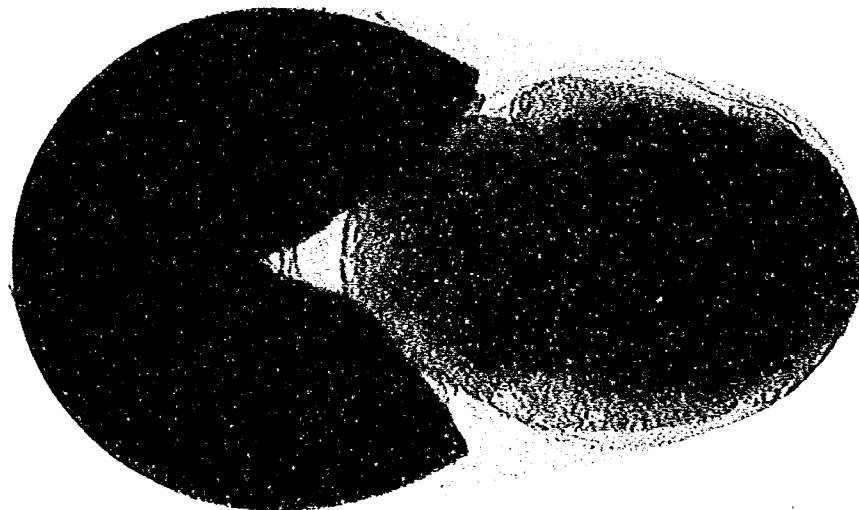


配合8：汚泥2



配合2：汚泥8

第Ⅵ章 下水汚泥の餌料効果(配合飼料と余剰汚泥の混合餌料による飼育)

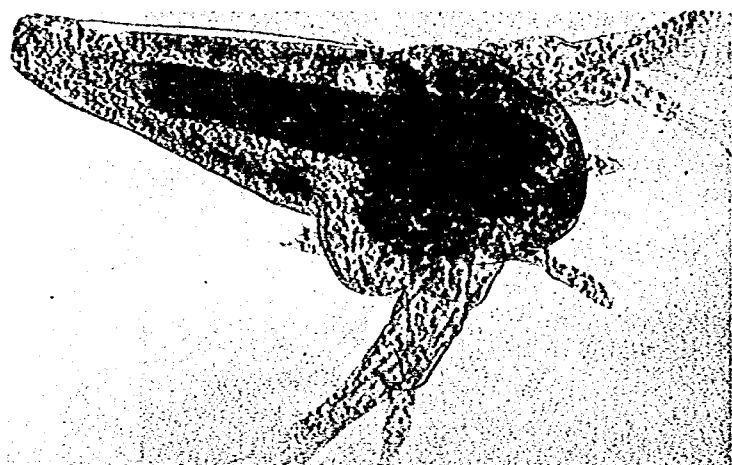
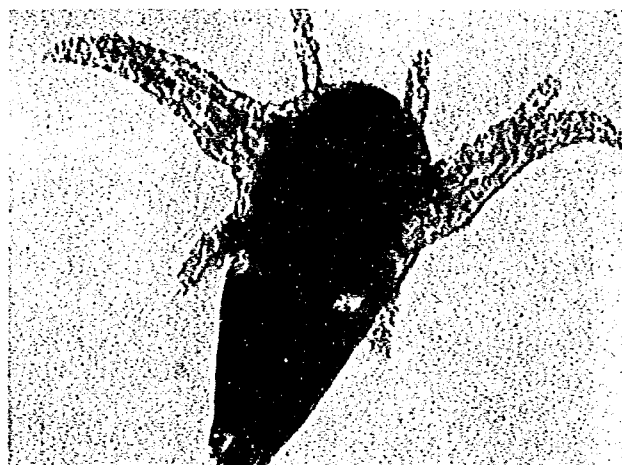


対照 キートセラス飼料飼育

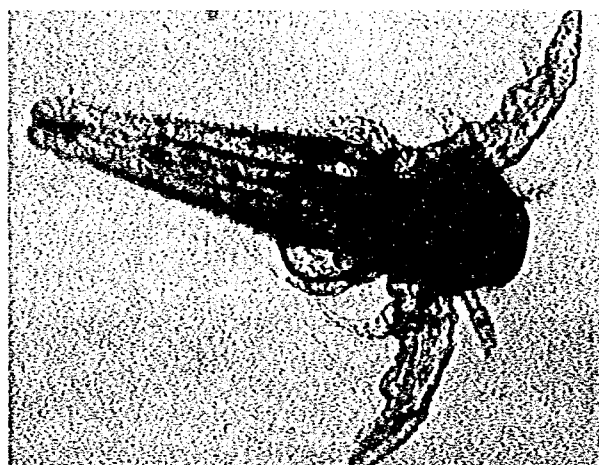
余剰汚泥25%混合液飼育



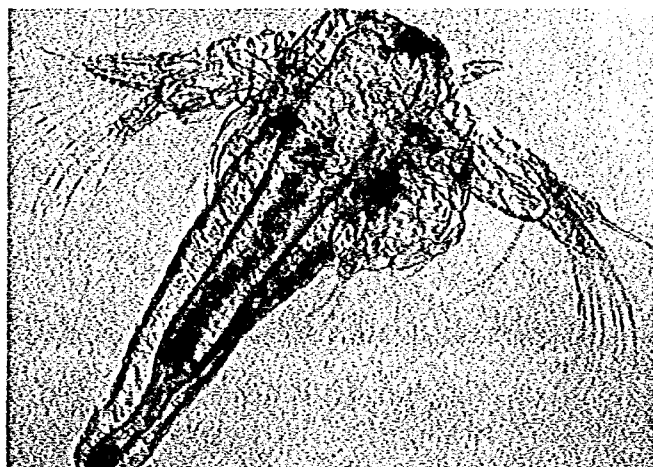
ふ化直後

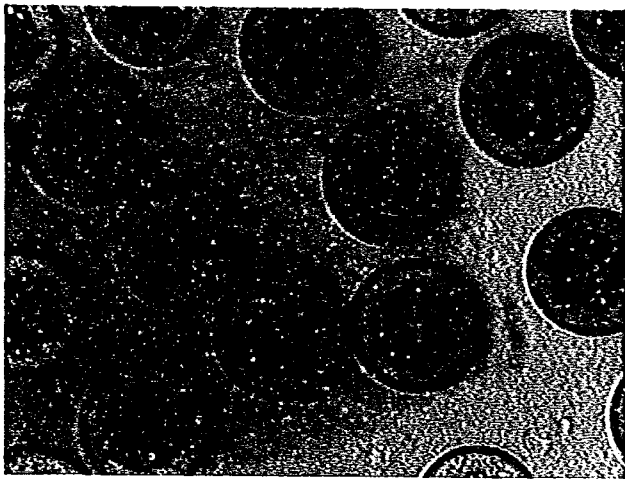


1日目

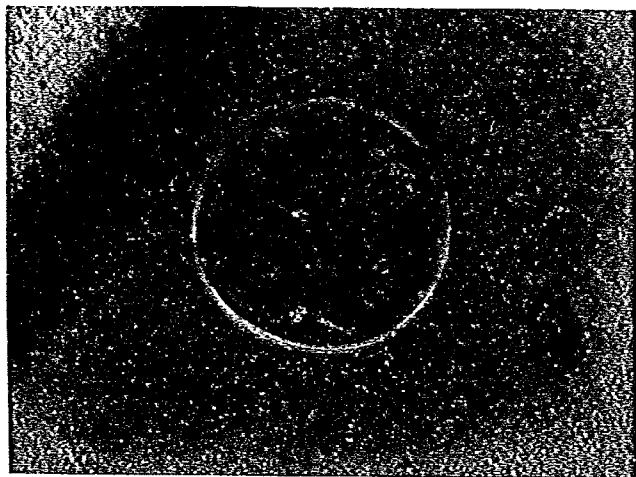


6日目

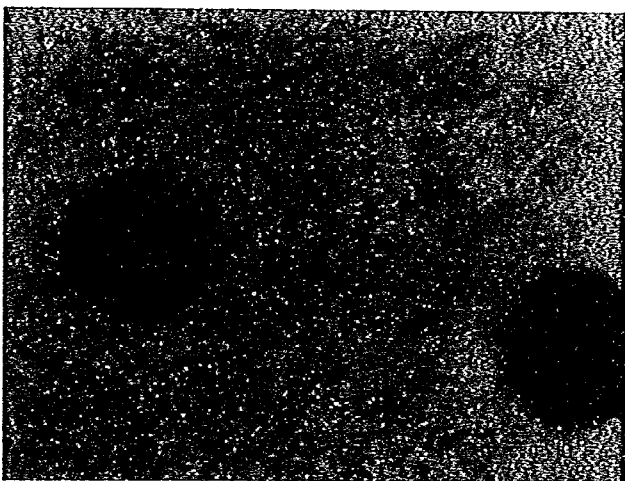




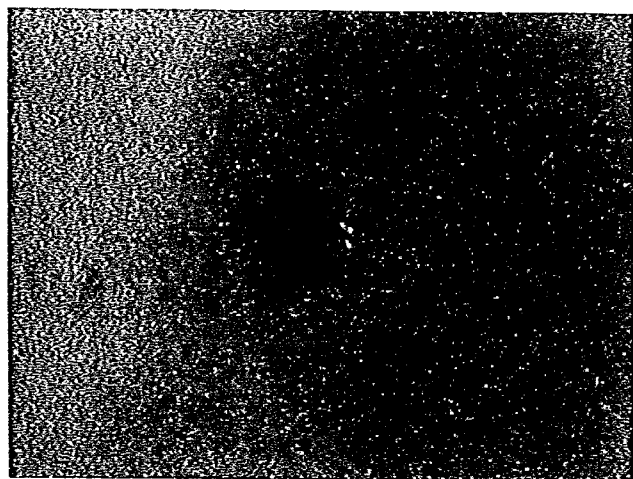
① 卵



④ 桑実卵



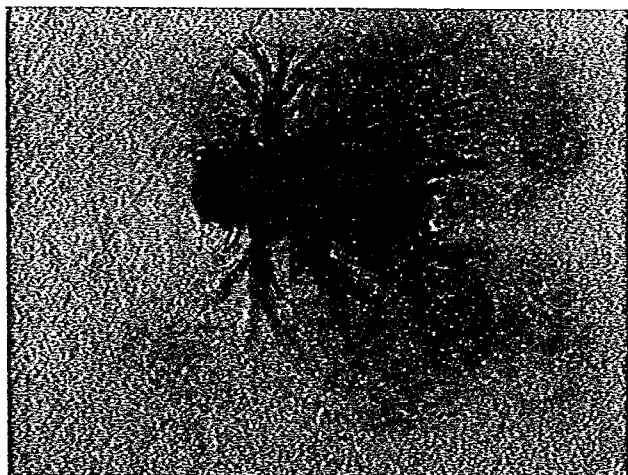
② 受精卵



⑤ トロコフォア (ふ化)

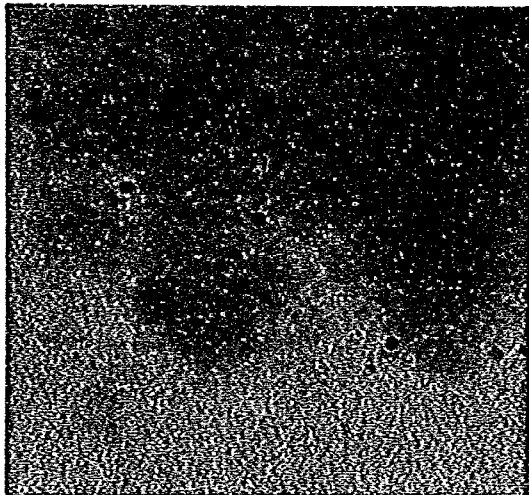


③ 2分割卵



⑥ ネクトケータ 余剰汚泥10%(U/U)添加で
ネクトケータへの変態が停滞

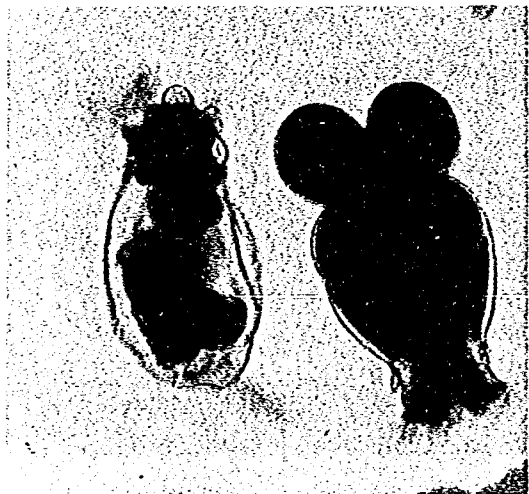
第Ⅷ章 産卵、発生、成長に対する下水汚泥の影響—ゴカイの発生—



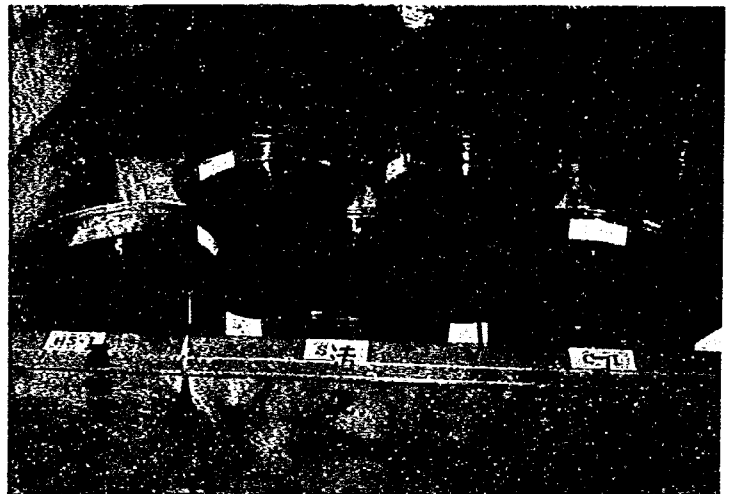
海産クロレラ (拡大率400倍)
(植物プランクトン)



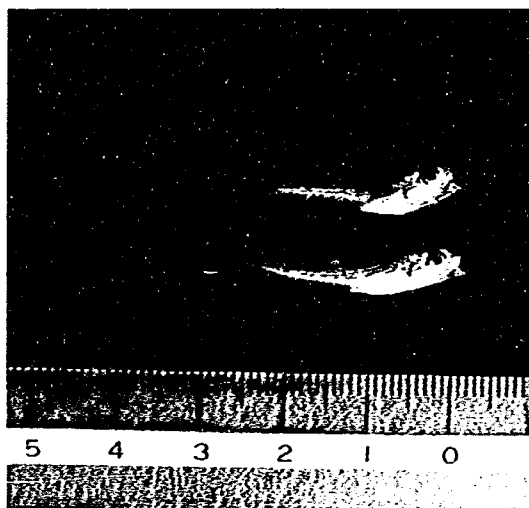
海産クロレラ培養系



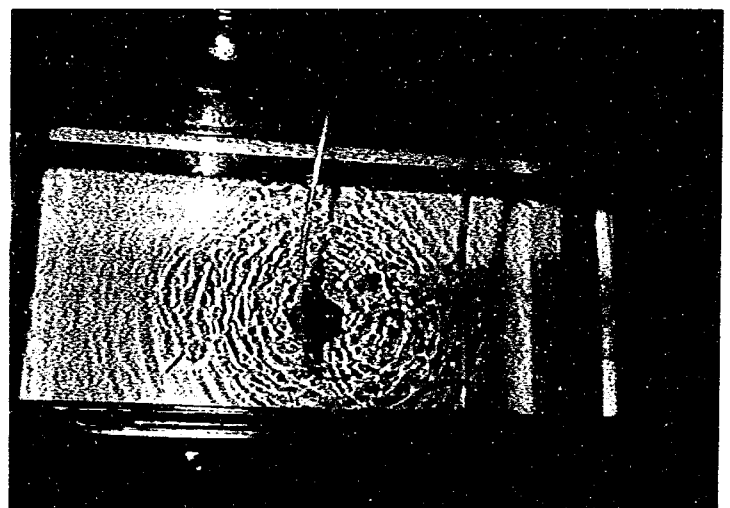
シオミズツボワムシ (拡大率50倍)
(動物プランクトン)



シオミズツボワムシ培養系



キス稚魚 (魚類)



キス稚魚の飼育系 (汚泥系)

第X章 食物連鎖実験 〈汚泥→クロレラ→ワムシ→キス稚魚〉

序

本報告は、土木研究所下水道部汚泥研究室が下水道事業調査費により、昭和53年度から60年度まで行った“下水汚泥の海洋還元に関する調査”の調査結果をまとめたものである。

下水汚泥の海洋還元は、19世期末のイギリスが最初であり、我国では大正時代になって始った。しかし、下水汚泥を海洋還元した場合、海洋生物にどのような影響を与えるかについて調査した事例は少なく、不明な点が数多く残されている。

本報告は下水汚泥を海洋還元した場合の、海洋の動・植物プランクトン、底生生物、魚類等各食物連鎖レベルに対する生長への影響・重金属の蓄積・急性の毒性試験・海水中での汚泥の沈降拡散・海水中での汚泥の分解及び大腸菌や一般細菌の消長等の調査結果である。

本報告は、今後の下水汚泥の海洋還元についての参考になると共に、下水汚泥を用いた海洋資源開発のための基礎資料となることを確信する。

最後に、本調査を行うに際し、貴重な助言を載いた東北大学農学部狩谷貞二助教授・東京水産大学海洋環境科学科鎌谷明善助教授、本調査の一部を委託した日水コン・環境生物研究所の関係諸氏、供試汚泥の提供と便宜をお図り頂いた関係地方公共団体の皆様に厚く御礼申し上げます。

昭和61年 3 月

建設省土木研究所下水道部汚泥研究室

目 次

はじめに	1
調査の概要	2
Ⅰ 下水汚泥の海洋還元の実態	6
1. 下水汚泥の海洋還元のゆくえ	6
2. 下水汚泥の海洋還元を実施している都市の実態調査	9
Ⅱ 下水汚泥の性状	17
1. 汚泥の物理化学的性状	17
2. 下水汚泥の化学的組成	17
3. 下水汚泥に含まれる有害物質	20
Ⅲ 海水中での下水汚泥の挙動	21
1. 下水汚泥の海水中での沈降と拡散	21
1-1 静水（海水）中での汚泥の挙動	21
1-2 流水（海水）中での汚泥の挙動	24
1-3 下水汚泥の攪拌によるフロックの形成と沈降	29
2. 下水汚泥の海水中での性状変化	35
2-1 汚泥成分の海水中での溶出 — 短期間での溶出 —	35
2-2 好気条件での下水汚泥の性状変化 — 長期間での溶出 —	38
3. 消化汚泥投棄海域における影響調査	43
Ⅳ 下水汚泥中の細菌と海水中での挙動	50
1. 下水汚泥中の細菌	50
2. 下水汚泥中細菌の海水中での挙動	51
2-1 大腸菌群の消長実験（昭和56年度実験）	51
2-2 大腸菌群及び一般細菌の消長（昭和57年度実験）	53
2-3 大腸菌群の消長補足実験	58
Ⅴ 下水汚泥中の栄養塩の一次生産への効果	61
1. フェオダクチルム、クラミドモナスの大量培養	61
2. クロレラの大量培養	68
3. 消化脱離液でのクロレラ培養	73
Ⅵ 水産生物への餌料効果	85
1. 水産生物による下水汚泥の摂餌と成長	85
1-1 魚 類	85
1-2 底生生物（アサリ、ナマコ）	88

2. 加工餌料による下水汚泥の投餌と魚類の成長	93
3. 混合餌料による下水汚泥の投餌と魚類の成長	100
VII 有害物質（重金属）の生体濃縮	107
1. 重金属の分析方法と精度	107
1-1 重金属の分析方法	107
1-2 分析精度	111
2. 海洋生物による重金属の濃縮とその影響	112
2-1 植物プランクトン	112
2-2 動物プランクトン	120
2-3 底生生物	121
2-4 魚 類	128
VIII 下水汚泥の水生生物への影響	140
1. 産卵、発生、成長への影響	140
1-1 動物プランクトン（アルテミア）への影響	140
1-2 底生生物（ゴカイ）への影響	150
2. 下水汚泥の毒性物質の推定	155
2-1 下水汚泥の毒性	155
2-2 下水汚泥中の毒性物質の推定 — 下水汚泥の毒性解析 —	161
IX 汚泥の堆積と底生生物の係わり	167
1. 定着生物実験	167
2. 下水処理水の放流海域における底質調査	170
X 食物連鎖による N、P、C、重金属と濃縮	173
1. 目 的	173
2. 食物連鎖による重金属の移動に関する既応の研究	173
3. S58年度実験 <汚泥→クロレラ→ワムシ→アユ>	174
4. S59年度実験 <汚泥→クロレラ→ワムシ→キス>	176
5. 重金属の生物濃縮について	178

は　じ　め　に

近年の下水道整備の急激な進行にともない、下水処理人口、下水処理量は上昇の一途を辿っているが、その結果、下水汚泥の発生量も膨大なものとなり、その処分が大きな課題となっている。従来、下水汚泥の処分は、主として陸地埋立、海面埋立により行われ、農地還元、海洋処分はわずかに行われているに過ぎない。しかしながら、国土の狭小な我国にあっては埋立て処分が可能な陸地・海面には制限があり、いくつかの地域では、すでに数年先の処分地にまったく見通しの立たないところがあるのが現状である。

このような状況下において、国土を海洋で囲まれ、比較的海洋処分を行ないやすいところに位置する我国にあっては、海洋処分は、今後の有望な処分方法と考えられるが、長年、海洋処分を実施してきた米国において、海洋汚染の可能性の問題から、海洋処分が中止され、農地還元、砂漠埋立てに移行していることから明らかなように、その実施にあたっては、処分先である海洋への影響を充分考慮しなければならない。

一方、下水汚泥は、主として有機物よりなり、その栄養価は高いことが知られているが、もしこの栄養価が海洋生物に有効利用されるなら、それは海洋における生産力の向上に寄与し、陸地における植物生産を増大させるための農地還元と同じ意味において、下水汚泥の海洋還元が可能になる。

もちろん海洋還元においても農地還元と同様に汚泥中に含まれるかも知れない有害物質の拡散、生物濃縮、生態系への影響が解明されなければならないことはいうまでもないが、このような可能性に着目すれば、汚泥の海洋処分は不要なものを海洋に棄てるという消極的な意味から、海洋生産の増大に寄与する海洋還元という積極的な手法と考えることができる。

本調査・実験は、下水汚泥を海洋還元する場合に問題となる、海洋生物に対する影響を評価し、下水汚泥の処理、処分方法の再検討、海洋還元方法の検討等に供する基礎資料を得ることを目的として実施したものである。

調 査 の 概 要

本調査、実験は、初年度（昭和53年度）の文献調査を最初に、昭和60年度までの8年間に渡り、下水汚泥を海洋還元する際の海洋生物への影響と還元効果を明らかにすべく、各種の調査、実験を行った。調査、実験は図-1に示した下水汚泥海洋還元の影響モデルを念頭に行ったもので、その概要は表-1に示したとおりである。

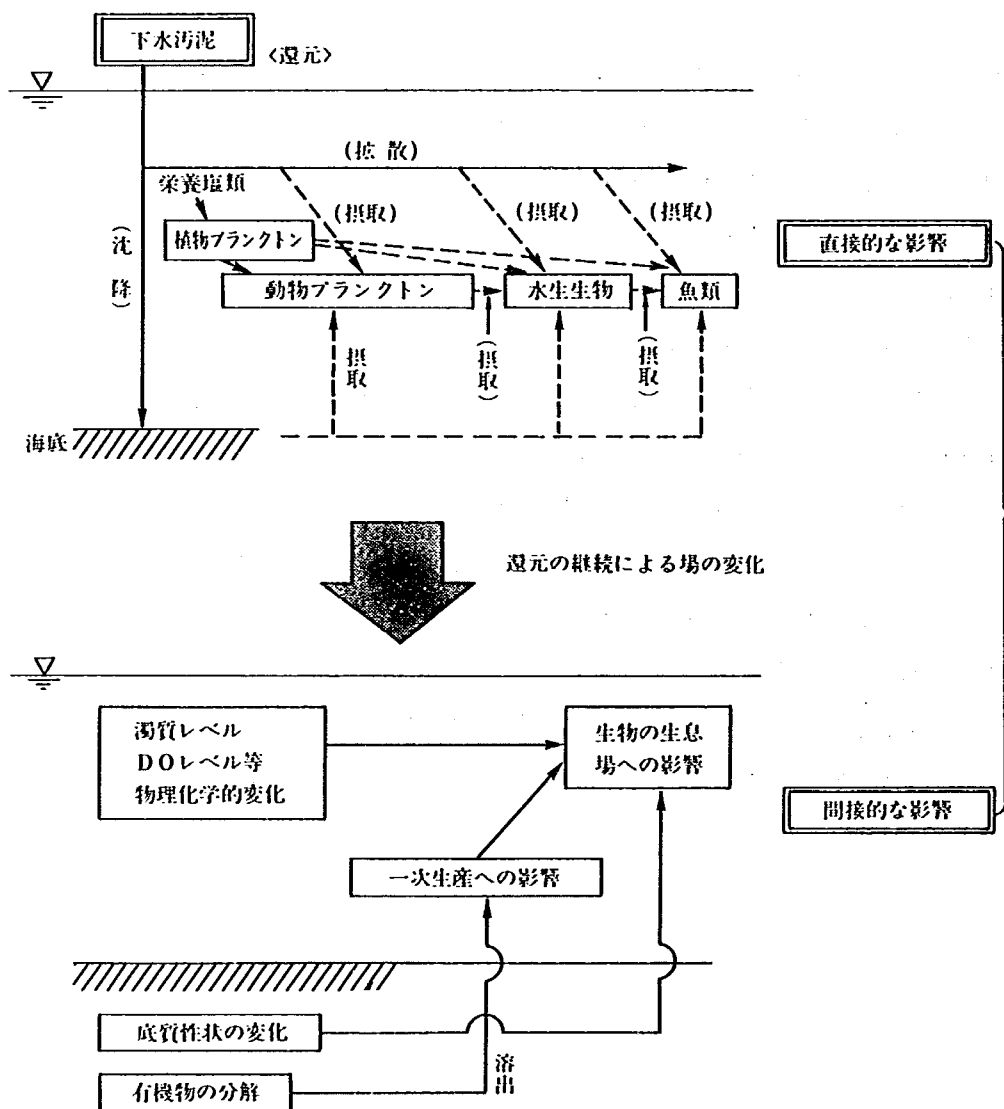


図-1 下水汚泥海洋還元の影響モデル

表-1 調査実験の概要 (1)

主 題	実験・調査	年度	内 容
I. 下水汚泥の 海洋還元の 実態	下水汚泥の海洋 還元のゆくえ	S53 ↓ S60	- 文献調査により、下水汚泥の海洋還元の歴史及び現状の把握 - 我国の実態について；下水道統計（昭和40年度～58年度）より、実施都市、処理場数、還元汚泥量の推移を見た。
	実施している都 市の実態調査	S60	アメリカ、イギリス、西ドイツで汚泥の海洋還元を実施している都市の、担当者からのヒアリングによる海洋還元のメリット、実施に至った経緯等の実態調査を行った。
II. 下水汚泥の 性状	文献調査 供試汚泥の分析	S53 ↓ S60	- 文献調査による、下水汚泥の物理化学的性状、組成（N, P, C等）、有害物質の含有量（重金属、PCB）を把握 - 実験に供した下水汚泥（生、余剰、消化、し尿消化汚泥）の性状、有害物質の含有量分析
III. 海水中での 汚泥の挙動	汚泥の沈降	S57 ↓ S58	- 海水と混合した際の汚泥の挙動 - 汚泥のフロック形成とフロックの沈降速度
	流水海水中での 汚泥の挙動	S57	- 水路実験により、点注入した汚泥の流水中での挙動を調査した。 - 汚泥の沈降状況、汚泥及びフロックの組成粒子径
	海水中での性状 変化および重金 属の溶出	S57 ↓ S58	- 海水と汚泥を強制的に混合した場合のN, P重金属の溶出 - 好気条件下で海水中に汚泥を静置した時の汚泥の性状変化と重金属の溶出の有無を調査した。
IV. 下水汚泥中 の細菌と海 水中での挙 動	下水汚泥中の細 菌	S53 ↓ S56 ↓ S57	文献による各種下水汚泥中の細菌の存在について
	下水汚泥混合海 水中での大腸菌 群、一般細菌の 消長	S56 ↓ S57	- 塩分濃度の異なる水（淡水～海水）に下水汚泥を所定の割合で混合し、混合液中の大腸菌群、一般細菌の消長を経時的に追跡した。 - 下水汚泥の海水への混入による細菌の消長に対する影響の検討

表-1 調査実験の概要 (2)

主 題	実験・調査	年度	内 容
V. 下水汚泥中の栄養塩の一次生産への効果	植物プランクトンの大量培養 珪藻; フェオダクチルム 緑藻; クラミドモナス 緑藻; クロレラ	S56 S58 / S59	汚泥添加又は汚泥滲液の添加培養液による植物プランクトン培養実験を行い、汚泥中に含まれるN、P等の栄養塩の一次生産への効果について調査した。
	消化脱離液でのクロレラ培養とクロレラによる栄養塩類の回収(除去)	S60	- 消化脱離液の滲液と下水2次処理水又は海水と混合した培養液 (T-N 0.6~140 mg/L、T-P 0.1~21.7 mg/L) にてクロレラの培養を行った。 - クロレラ培養結果より、最大増殖と脱離液混合率の関係、脱離液からのN、Pの回収効果について検討した。
VI. 水産生物への餌料効果	水産生物による下水汚泥の摂餌(直接摂餌)と成長	S54 / S56	- 余剰汚泥混合海水中で魚類(メバル、クロダイ、ハゼ、カレイ、アイナメ)を飼育し、汚泥の直接摂餌の有無と餌料効果を調査した。 - アサリ、ナマコの底生生物を汚泥混合海水中で飼育し、アサリ、ナマコの成長を測定し、汚泥の餌料効果を検討した。
	加工餌料による下水汚泥の投餌と魚類の成長	S54	汚泥を鶏卵と混合した加工餌料を魚(クロダイ、メジナ、フナ、ワキン)に投餌し、その餌料効果を調査した。
	混合餌料による下水汚泥の投餌と魚類の成長	S60	配合飼料に汚泥を混入した餌を魚類(ボラ、クロダイ、テラピア、コイ)に投餌し、その餌料効果を調査した。
VII. 有害物質(重金属)の生体濃縮	重金属の分析方法と精度	S54 / S60	- 水溶液、汚泥、生物体(プランクトン、アサリ、ナマコ、魚類)の重金属分析方法 - 原子吸光法、ICAP法等の分析精度、必要サンプル量の検討
	海洋生物による重金属の濃縮とその影響	S54 / S60	植物プランクトン(クラミドモナス、フェオダクチルム、クロレラ)、動物プランクトン(アルテミア)底生生物(アサリ、ナマコ)、魚類(クロダイ、メジナ、ワキン、etc)による汚泥由来の重金属濃縮及びその影響の検討

表-1 調査実験の概要 (3)

主 題	実験・調査	年度	内 容
Ⅷ. 下水汚泥の水生生物への影響	産卵、発生、成長への影響	S55 S56	• アルテミア（動物プランクトン）、ゴカイ（底生生物）を使用し、下水汚泥混合海水中での産卵、発生、成長というライフサイクルへの影響を調査した。
	下水汚泥の毒性と毒性物質の推定	S54 S56	• 汚泥の持つ潜在的な毒性を生物試験により評価した。 • 各種下水汚泥の毒性をアカヒレ、ヒメダカ、ヤガタイサキ（魚類）ヌマエビを用いた急性毒性試験により評価した。 • アルテミア（動物プランクトン）による生物試験により、下水汚泥の48、96時間TLm 値を求めた。 • アカヒレを用いた毒性解析法により、汚泥中の毒性物質を推定した。
IX. 汚泥の堆積と底生生物の係わり	定着生物実験	S56	• 下水汚泥を詰めたバットを海水露地池に静置し、汚泥中に生息する生物種の経時的な推移を調査し、下水汚泥への生物の定着性について検討した。
	下水処理水の放流海域における底質調査	S58	• 下水処理水が実際に海域に放流されている地域について、処理水中のSS等の放流による底質環境への影響の有無を、底質及び底生生物の調査より検討した。
X. 食物連鎖によるN.P.C.重金属の移行と濃縮	食物連鎖実験	S58 S59	S58年；消化汚泥5%（V/V）混合海水→クロレラ→ワムシ→魚類（アユ） S59年；消化汚泥11%（V/V）混合海水の汙液→クロレラ→ワムシ→魚類（キス）この食物連鎖実験を行い、汚泥からの生物体へのN.P.C.重金属の移行、重金属の濃縮等について調査した。

I 下水汚泥の海洋還元の実態

1. 下水汚泥の海洋還元のゆくえ

(1) 国際的動向

下水汚泥の海洋投棄に関する国際的関心は、十数年前より起きたものであり、それ以前は油および放射性物質の海洋投棄に関心が持たれていた。簡単に歴史を探ってみると次のようになる。海洋汚染の関心は、まず油による公海の汚染であり、1920年頃より問題化し、1922年アメリカは可航水域における油濁について審議するためワシントン会議を召集している。また1936年には、国際連盟理事会も油濁についての国際会議を召集した。しかし、いずれの会議も具体的な条約を成立させるまでには至らず第二次世界大戦に突入した。大戦後の石油産業の発達、特にタンカーの増加は油濁問題を再燃させ、1954年、油による海水の汚濁に関する国際会議がロンドンで開催され、「油による海水の汚濁の防止のための国際条約」が締結された。また、放射性物質に関しても1950年代後半（第五福竜丸事件以後）より「部分的核停条約」（1963年）など種々の国際条約が成立している。このように海洋汚染の関心は油と放射性物質が主体であったが、1967年に英仏海峡で発生したトリー・キャニオン号事件（座礁したタンカー、トリー・キャニオン号より大量の油が流出し、イギリス沿岸の生態系に大きな被害を与えたためイギリスが汚染拡大防止措置としてタンカーを爆沈した事件。）を契機に、海洋の生態系に影響を及ぼすと考えられる他の廃棄物についても関心が向き始め、次々と国際条約が制定されるようになった。この時期は、海洋を開発し利用しようという動きが盛んになった時期とも一致している。このような流れの中で1972年国連人間環境会議が開催され、同11月「廃棄物およびその他の物質による海洋汚染の防止に関する条約（ダンプング条約）」が採択された。この条約は、海洋環境に有害な廃棄物の投棄を国家の内水以外の全海域において禁止するもので、世界の海運国の大半が条約の批准を行っており、我国も1980年10月批准している。この条約の中で、下水汚泥は、有機ハロゲン化合物・水銀および水銀化合物・カドミウムおよびカドミウム化合物を微量の汚染因子として含有する廃棄物その他の物質と規定されており、海洋投棄は禁止されていない。ただ、このような廃棄物は適当な場合には事前の特別許可あるいは一般許可を必要とすると書かれており、各国で種々の対応をしている。

(2) アメリカの対応

1)
アメリカにおいては、1972年成立した「海洋保護法」が海洋投棄の規制に係る法律の最初であり、1973年、海洋投棄規準がEPAにより作成され海洋投棄の許可はこの規準に基づいて、投棄の必要性・人体への影響・魚類プランクトンなどの影響を十分考慮して行われることとなった。

下水汚泥の海洋投棄はEPA長官の許可が必要となるが、1977年に1972年の海洋投棄規制法の改正が行われ、これによって1981年12月31日までに汚泥の海洋投棄中止が義務づけられた。したがって、1982年以降は下水汚泥をすべて陸上処分しなければならなくなった。しかし一方では、1977年の「連邦水質汚濁防止法」によって都市下水の二次処理が要求され、下水汚泥の増加とそれに伴う陸上処分地の確保が困難になってきた。とくに大西洋沿岸の都市集中地区（ニューヨーク、ニュージャージー、

フィラデルフィア)では、1973年から1982年の期間に下水汚泥の海洋投棄が、490,501,504,527,513,554万トンと増加してきており、1981年12月31日の禁止の遵守はかなり難しい状態であった。さらに、1979年8月に米国海洋大気庁が開催したワークショップでは、ニュージャージー沖の海洋投棄海域や南カリフォルニア沿岸海域では廃棄物投棄による海洋汚染は明らかでなく、ニュージャージー沖の海域ではその浄化能力に十分の余力が残っているという見解も出された。

現在では、連邦地方裁判所で下水汚泥の海洋投棄継続を認められたニューヨーク市とアラスカ、カリフォルニア、ニュージャージー州の数ヶ所で海洋投棄が認められている。また、米国上下院の委員会での海洋投棄禁止規制の見直し検討が進められており、下水汚泥の投棄に特定の海域をもうけ、そこに海洋投棄を行うなどのことが検討されている。

(3) イギリスの対応

イギリスにおいては、^{2),3)}ロンドン市で1885年頃より下水の沈殿処理汚泥を船舶で海洋に運び投棄したのが汚泥の海洋投棄の始まりであり、その後、投棄海域の変更はあるが継続されている。

イギリスにおける下水汚泥の海洋投棄は、1974年に制定された「海洋投棄法」に基づいて規制されている。これは1972年のロンドンとオスロ、1974年のパリにおける国際条約を基としており、これらの規制のほかにヨーロッパ共同体命令も規制に関係する。海洋投棄法による規制は農漁業食糧省、ウェールズ庁、スコットランド農漁業省、北アイルランド環境省からの年毎の許可制を採用しており、現在全英で31下水処理場から23投棄海域への投棄の許可が出されており、ロンドン（ベロウディーブ）、マンチェスター（リバプール湾）、グラスゴー（バレックヘッド沖）が海洋投棄の多いところとなっている。またエジンバラやニューキャッスルはかなり大きな海洋投棄区域を予定している。

1977年における下水汚泥の海洋投棄量は、乾重量で27.4万トンで、これは汚泥全体量の約24%にあたる。1981年には湿重量で1100万トンであり、他のヨーロッパ諸国に比べて数10倍の差がある。このようにイギリスでは、他の汚泥処分のオプションと比べて、環境への影響が小さく、コストもかからなければ海洋投棄をした方がよいという態度をとっている。

(4) 西ドイツの対応

西ドイツにおける⁴⁾下水汚泥の海洋投棄は、1977年に制定された「廃棄物海洋処分法」で規制されている。この法律は、1972年のロンドン条約とオスロ条約の規制を基に制定され、大西洋（ロンドン条約による）と北海（オスロ条約による）を対象海域としている。規制は許可制を採用しているが、法律には陸上処分が優先することが示されており、1981年時点ではハンブルグ市のみが許可を得ている。

ハンブルグ市からの汚泥量は乾重量で18,000トン/年であり、これは西ドイツの排出する全汚泥量の1%程度である。さらにこのハンブルグ市の汚泥海洋投棄も1983年までには中止されているはずで現在西ドイツにおける海洋投棄の許可は皆無となっている。

(5) スウェーデンの対応

スウェーデンにおいては、⁵⁾1972年「海洋投棄禁止法」が実施され、汚泥の種類を問わず、また自国の領海・公海を問わず、全面的に海洋投棄を禁止している。

(6) 我国の場合

我国でし尿の海洋投棄が行われたのは1937~38年頃からと言われ、本格的に開始されたのは1947年以降である。開始当初は、直接これに規制を加える法律はなく、近くに港がある場合には港の境界線から10,000m以内の水域に水路障害となるような固形物を棄ててはならないとする「港則法」(1950年制定)があるほか、水産動植物に有害な物質の遺棄・漏せつを禁止した「水産資源保護法」(1951年制定)や地方独自の漁業調整規則があるのみであった。1954年に至り「清掃法」が制定され、東京湾、大阪湾をはじめ全国8ヶ所の主要な投棄実績のある海域については地点が明示され(いわゆる“黄金の壺”)、またその他の地区についても衛生上・産業上支障がないよう投棄するよう規制された。この頃の汚染の問題は、現在のような環境問題が人間の生存にかかわるという捉え方でなく、漁業補償に見られるように産業間の経済問題・産業間の利害関係で処理されていた。国際的動向の項で述べたグローバルな動きの中に我国も存在し、1960年代末より油や廃棄物による海洋汚染についての問題意識が高まり海上公害規制の諸法律が次々と制定された。この時期は下水道の普及率が向上し始めた時期とも一致しており、し尿だけでなく下水汚泥の海洋投棄量も増加している。下水汚泥の海洋投棄に関する法としては、海洋投入処分可能な廃棄物を限定した「廃棄物の処理および清掃に関する法律」(1970年制定)、廃棄物の排水海域および排出方法を規定した「海洋汚染および海上災害の防止に関する法律」(1972年制定)がある。前者の廃棄物処理法では、海洋投入処分ができるとされた産業廃棄物であっても、埋立処分を行うのに特に支障がないと認められる場合には、海洋投入処分を行わないようにすることと規定されている。後者の海洋汚染防止法は、各種国際条約の子法として国内法制化したものと言われ、国際的性格の強いものとなっている。

上記のように、我国は海洋汚染に関し最も規制の厳しい国の一つとなっている。

2. 下水汚泥の海洋還元を実施している都市の実態調査

(1) 調査目的および方法

汚泥の海洋還元を実施している都市におけるメリットを探ると共に、海洋還元を採用した経緯について調査することを目的としている。また調査は、都市担当者とのヒアリング形式で行った。

(2) 我国の下水汚泥処分の動向

建設省の推計によれば、現況及び将来の汚泥処分量は図 I - 1 に示したとおりである。⁶⁾

また、下水道統計（昭和58年度版）より、汚泥の処分方法別最終処分量及び、海洋還元における処分汚泥の形態を見ると表 I - 1 と表 I - 2 のようになる。

昭和58年度実績では、全処分量が 274 万 m^3 /年でその内 6.5% の約 18 万 m^3 /年が海洋還元、14.4% の約 40 万 m^3 /年が農地還元等の有効利用となっている。

海洋還元を実施している処理場は全国で 10 ケ所であり、汚泥の処分形態は、消化汚泥及び脱水ケーキで消化汚泥が処分量の 96% を占める。

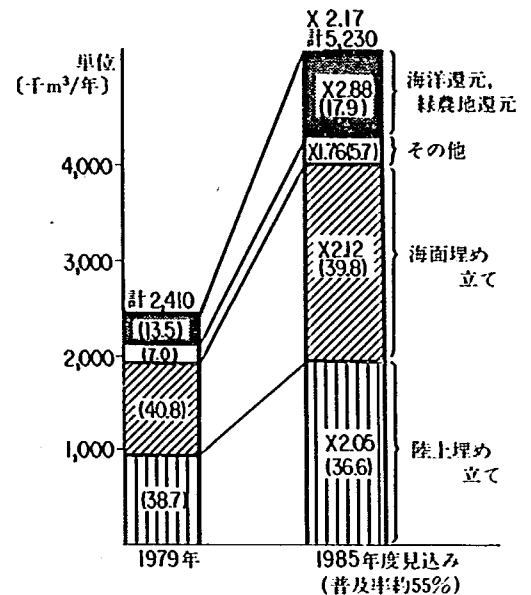


図 I - 1 汚泥処分の現状と将来予測（処分方法別）、倍率：×、対54年、構成比：（ ）、当年度の構造比

表 I - 1 下水汚泥の処分方法別最終処分量（昭和58年度実績）

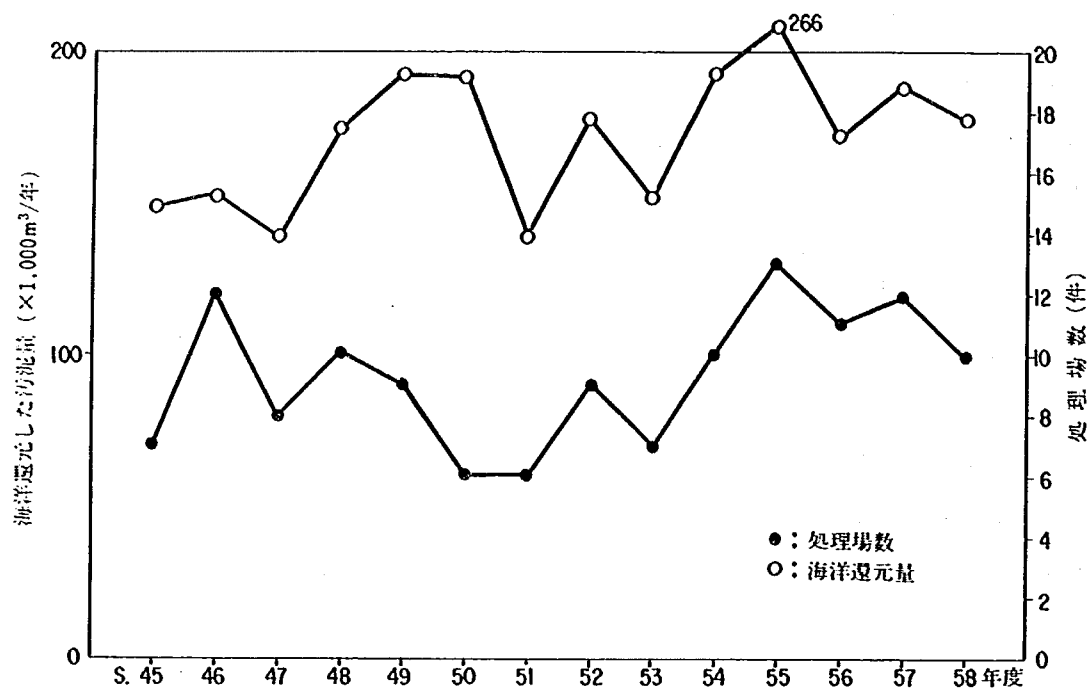
処分方法	処分量 (万 m^3 /年)	比率(%)
陸地埋立	105.7	38.5
海面埋立	57.8	21.1
海洋還元	17.8	6.5
有効利用	39.6	14.4
その他	53.4	19.5
計	274.3	100

50/処理場

表 I - 2 海洋還元による処分汚泥の形態

汚泥の形態	実施 処理場数	処 理 量	
		m^3 /年	%
消化汚泥	4	170,837	96
脱水ケーキ	6	6,836	4
計	10	177,673	100

下水道統計（昭和40年度～昭和58年度）より汚泥の海洋還元（実施処理場数、還元量）の実態を見ると図Ⅰ－2及び表Ⅰ－3のようになっている。



図Ⅰ－2 下水汚泥の海洋還元の推移

表 1-3 我国における下水汚泥の海洋還元の変遷 (1)

年度	都市名	処理場名	年間総汚泥量 ($\text{m}^3/\text{年}$)	含水率 (%)	海洋還元 ($\text{m}^3/\text{年}$)	汚泥の性状 ($\text{kl}/\text{年}$)
S43	青森市	桜川 処理場	25,000	99	50	消化汚泥
	東京都	砂町 "	948,180	97	($\text{t}/\text{月}$) 6,393	ケーキ
	"	芝浦 "	1,135,130	97	(") 4,329	"
	"	森ヶ崎 "	53,310	97	(") 273	"
	名古屋市	下之一色 "	2,848	—	($\text{m}^3/\text{月}$) 176	消化汚泥
	尼ヶ崎市	東部下 "	110,595	99.3	(") 3,216	ケーキ 濃縮汚泥
	北九州市	皇后崎 "	92,187	99.6	(") 694	消化汚泥
	宗象町	自由ヶ丘終末 "	510	98.0	(") 42	汚泥
	計				181,476	
S45	小樽市	船浜 "	22,976	—	22,976	消化汚泥
	名古屋市	下之一色 "	624	—	624	"
	四日市市	朝明 "	1,356	—	1,356	"
	"	坂部 "	35	—	35	生汚泥
	尼ヶ崎市	東部 "	181,040	—	109,280	ケーキ・濃縮
	北九州市	皇后崎	11,689	—	11,689	消化汚泥
	"	日明	2,723		2,723	"
	計				148,683	
S46	帯広市	帯広	1,956	71.5	500	ケーキ
	仙台市	南蒲生	302	75.0	302	"
	山形市	宮町	1,140	95.5	732	"
	桐生市	境野	2,870	75.0	2,000	"
	川口市	領家	—	—	243	"
	川崎市	入江崎	146,095	95.0	71,205	生汚泥
	名古屋市	一之色	770	99.0	770	消化汚泥
	四日市市	朝明	1,206	—	1,206	"
	尼崎市	東部	44,035	91.0	44,035	濃縮汚泥
	北九州市	皇后崎	13,091	92.5	13,091	消化 "
	"	日明	18,036	94.0	18,036	"
	大分市	原川	2,000	75.0	300	ケーキ 生汚泥
	計				152,420	
S47	川崎市	入江崎	74,182	97.0	74,182	生汚泥

表 1-3 我国における下水汚泥の海洋還元の変遷 (2)

年度	都市名	処理場名	年間総汚泥量 ($\text{m}^3/\text{年}$)	含水率 (%)	海洋還元 ($\text{m}^3/\text{年}$)	汚泥の性状 ($\text{kl}/\text{年}$)
S47	名古屋市	下之一色	2,505	99.5	2,505	消化汚泥
	四日市市	朝明	1,165	96.0	1,165	"
	"	坂部	585	97.0	585	生汚泥
	北九州市	皇后崎	24,147	93.4	24,147	"
	"	日明	35,770	93.8	35,770	消化汚泥
	"	北湊	2,147	93.0	649	"
	沖縄中部	伊佐浜	574	70.0	574	ケーキ
	計				139,577	
S48	東京都	砂町	39,885	95.9	39,885	生汚泥
	"	芝浦	24,083	96.3	24,083	"
	四日市市	朝明	2,097	96.0	2,097	消化汚泥
	"	坂部	999	97.0	999	生汚泥
	明石舞子団地	西・東・南・北・舞子	7,161	98.0	4,774	"
	北九州市	皇后崎	32,863	94.7	32,863	消化汚泥
	"	日明	5,580	95.0	5,580	生汚泥
	"	"	52,670	92.9	52,670	消化汚泥
	"	新町	3,751	95.3	3,751	"
	"	北湊	8,452	95.0	8,452	"
	沖縄県	伊佐浜	59	0	59	焼却灰
	計				175,213	
S49	船橋市	習志野台	3,536	80.0	1,460	ケーキ
	四日市市	朝明	1,355	96.0	545	消化汚泥
	"	坂部	1,339	96.0	796	生汚泥
	明石舞子団地	西・東・南・北・舞子	9,877	98.0	5,926	消化汚泥
	北九州市	日明	94,628	94.0	94,628	"
	"	新町	1,679	96.0	900	ケーキ
	"	皇后崎	61,165	94.7	54,800	"
	"	北湊	9,000	97.0	9,000	消化汚泥
	福岡市	中部	25,800	95.0	25,800	"
	計				193,955	
S50	船橋市	習志野台	2,280	78.0	1,320	ケーキ
			4,180	97.0	4,180	消化汚泥

表1-3 我国における下水汚泥の海洋還元の変遷 (3)

年度	都市名	処理場名	年間総汚泥量 ($\text{m}^3/\text{年}$)	含水率 (%)	海洋還元 ($\text{m}^3/\text{年}$)	汚泥の性状 ($\text{kl}/\text{年}$)
S50	明石舞子団地	西・東・南・北・舞子	10,321	98.0	6,192	消化汚泥
	北九州市	皇后崎	51,405	96.1	51,405	"
	"	日明	92,132	96.3	92,132	"
	"	新町	1,469	96.6	1,469	"
	福岡市	中部	34,500	96.0	34,500	"
	計				191,198	
S51	尼ヶ崎市	東部	19,800	70.0	13,000	乾燥汚泥
	北九州市	日明	86,200	96.1	80,200	消化 "
	"	皇后崎	41,600	95.8	36,100	"
	"	北湊	8,600	97.3	8,600	"
	福岡県福岡市	東部	1,800	98.0	1,800	生汚泥
	沖縄県	伊佐浜	30	0	30	焼却灰
	計				139,730	
S52	吹田市	東吹田	5,793	68.7	2,211	ケーキ
	尼ヶ崎市	東部	19,699	70.0	19,699	"
	北九州市	皇后崎	56,209	96.0	56,209	消化汚泥
	"	日明	68,759	96.0	68,759	"
	"	新町	7,535	96.0	7,535	"
	"	北湊	15,039	96.0	15,039	"
	福岡市	中部	8,000	—	8,000	生汚泥
	長崎県長与町	仮設	1,250	99.0	450	"
	兵庫県	武庫川	1,821	59.1	1,821	ケーキ
	計				179,723	
S53	尼ヶ崎市	東部	18,882	70.0	1,847	ケーキ
	福山市	新浜	3,600	97.0	3,600	消化汚泥
	北九州市	皇后崎	66,156	96.0	66,156	"
	"	日明	65,768	96.0	65,768	"
	"	新町	2,500	96.0	2,500	"
	"	北湊	13,631	96.0	13,631	"
	長崎県長与町	仮設	1,350	99.0	500	濃縮汚泥
	計				154,002	

表1-3 我国における下水汚泥の海洋還元の変遷 (4)

年度	都市名	処理場名	年間総汚泥量 ($\text{m}^3/\text{年}$)	含水率 (%)	海洋還元 ($\text{m}^3/\text{年}$)	汚泥の性状 ($\text{kl}/\text{年}$)
S54	所沢市	所沢	5,402	72.7	3,000	ケーキ
	坂戸鶴ヶ島 下水道組合	北坂戸	1,722	81.3	165	"
神奈川	大和市	中部	10,890	96.4	10,890	濃縮汚泥
	下関	筋ヶ浜	6,442	95.8	6,442	消化汚泥
	北九州	皇后崎	64,232	96.0	64,232	"
	"	日明	63,837	96.0	63,837	"
	"	新町	8,115	96.0	8,115	"
	"	北湊	13,015	96.0	13,015	"
	長崎県長与町	仮設	3,000	99.0	3,000	生汚泥
	埼玉県	荒川左岸	18,359	96.7	18,359	"
			5,075	0	1,982	焼却泥
	計				193,037	
S55	所沢市	所沢	9,413	75.0	2,830	ケーキ
				3.0	1,122	
	坂戸鶴ヶ島 下水道組合	北坂戸	2,121	81.3	1,045	ケーキ
	町田市	鶴川	7,067	80.0	5,128	"
	町田市	町田	402	80.0	402	"
	鎌倉市	七里ヶ浜	6,555	75.6	132	"
	小田原市	寿町	282	79.3	282	"
	伊勢原市	伊勢原	12,008	96.8	12,008	濃縮ケーキ
	北九州市	皇后崎	58,319	96.0	58,319	消化汚泥
	"	日明	67,226	96.0	67,226	"
	"	新町	88,099	96.0	88,099	"
	"	北湊	14,614	96.0	14,614	"
	長崎県長与町	長与	5,115	98.0	5,115	濃縮汚泥
	埼玉県	荒川左岸	9,374	96.7	9,374	"
	計				265,696	
S56	所沢市	所沢	19,273	75.0	3,062	ケーキ
	坂戸鶴ヶ島 下水道組合	北坂戸	3,024	80.7	3,014	"
	三鷹市	東部	6,899	73.5	4,807	"
	町田市	鶴川	1,184	73.5	408	"
	"	町田	760	79.1	760	"
	鎌倉市	七里ヶ浜	7,620	74.1	2,986	"

表 1 - 3 我国における下水汚泥の海洋還元の変遷 (5)

年度	都市名	処理場名	年間総汚泥量 ($\text{m}^3/\text{年}$)	含水率 (%)	海洋還元 ($\text{m}^3/\text{年}$)	汚泥の性状 ($\text{kl}/\text{年}$)
S 56	小田原市	寿町	224	79.4	224	ケーキ
	伊勢原市	伊勢原	12,000	97.0	12,000	濃縮汚泥
	北九州市	皇后崎	55,149	96.4	55,149	消化 "
	"	日明	74,986	96.7	74,986	"
	"	北湊	14,820	97.3	14,820	"
	計				172,216	
S 57	所沢市	所沢	20,458	75.2	2,950	ケーキ
	坂戸鶴ヶ島 下水道組合	北坂戸	2,646	80.0	2,639	"
	町田市	鶴川	1,163	74.3	279	"
	"	町田	1,138	79.0	236	"
	鎌倉市	七里ヶ浜	8,400	74.4	3,773	"
	小田原市	寿町	435	80.0	435	"
	大和市	中部	3,953	68.8	1,026	"
	伊勢原市	伊勢原	4,228	97.0	4,228	濃縮
	北九州市	皇后崎	59,846	95.2	59,846	消化
	"	日明	86,800	97.9	86,800	"
	"	新町	6,830	98.0	6,830	消化汚泥
	"	北湊	19,950	97.6	19,950	"
	計				188,992	
S 58	所沢市	所沢	18,000	75.0	300	ケーキ
	坂戸鶴ヶ島 下水道組合	北坂戸	2,156	78.6	2,145	"
	町田市	鶴川	1,189	73.3	364	"
	"	町田	324	79.1	324	"
	鎌倉市	七里ヶ浜	8,062	74.7	3,519	"
	小田原市	寿町	184	81.0	184	"
	北九州市	皇后崎	45,283	97.3	45,283	消化汚泥
	"	日明	107,000	97.4	107,000	"
	"	新町	14,168	98.2	14,168	"
	"	北湊	4,386	97.6	4,386	"
	計				177,673	

(3) 調査結果

汚泥の海洋還元を実施している都市のメリットは、①汚泥の埋立処分に比べ処分費が安価である。②流動状態の消化汚泥を海洋還元する場合は、下水処理場内での脱水設備・焼却設備が不要であり、機械設備の故障による汚泥の処分の休止期間が存在せず、海が荒れた時の休止のみであり、安定した稼働日数を確保できる。等が挙げられる。

また、汚泥の海洋還元を実施している都市の多くは、以前よりし尿の海洋投棄を実施しており、し尿投棄のノウハウおよびし尿投棄船を持ち、し尿を下水汚泥に換えるだけで比較的安価に下水汚泥の海洋還元を行っている。

II 下水汚泥の性状

本章では文献データをふまえ、本調査実験で用いた生汚泥、余剰汚泥、消化汚泥の性状（化学的組成、重金属含有量等）についてまとめた。

1. 汚泥の物理化学的性状

下水汚泥中の固形物は粒子の集合であり、したがって粒子の分布状態、粒子に含まれる重金属、化学物質、そして病原性の細菌やウイルス等が汚泥の性状にかかわってくる。

物理的に、汚泥の粒子は2つのグループに分けて考えることができる。第1のグループは海洋に汚泥が投棄されると、すぐ沈降していくような重い粒子である。第2のグループは懸濁質（コロイド状）のものであり、外因がない限り、長い間海面に浮遊するかまたは水中に懸濁するものである。

米国California州、Hyperionの処理場からSanta Monica湾に投棄した消化汚泥について、¹⁾ Brooks氏は調査を行い、鉛直混合のない0.1m/sの速度をもつ海流では固形物の30%が海底に沈着するものであり、残りのものは海流に乗って移動するとしている。

嫌気性消化汚泥中の粒子分布についての一調査によると、²⁾ 固形物の90~92%（重量比）までが100 μ 以上の粒子状のものであり、そし

て5~8%が0.6~100 μ の粒子として存在している。またコロイド性のもの（0.02 μ ~0.6 μ ）は0.1~0.3%であり、溶解性のもの（0.02 μ 未満）が1~3%を占めている。

表II-1に各種汚泥の物理化学的³⁾ 諸特性の一例を示した。ここに示した数値は5~10例の測定結果について最低、平均、最高値を示したものである。

表II-1 各種汚泥の物理的・化学的諸特性について

測定項目 種目	pH	総固形物 (%)	有機物/無 機物 (%)	比 重 (g/cm ³)	粘 度 (cp×g/ cm ²)	電 導 度 (uv/cm)
浄化ソウ 汚 泥	6.6~7.6	0.27~1.52 58~75.2 ~5.23 42~24.8 ~20	58~75.2 ~80	1.001~ 1.008~ 1.019	0.95~1.43 0.265×10 ⁴ ~3.85~0.435×10 ⁴	
活性汚泥	7.1~7.2	0.26~0.54 ~1.06	27~37~54 73~63~46	1.002~ 1.003~ 1.005	0.72~0.74 0.355×10 ⁴ ~0.78~0.368×10 ⁴	
終沈汚泥	6.7~7.0	0.38~1.10 ~2.63	38~46~53 62~54~47	1.002~ 1.007~ 1.019	0.64~0.76 0.361×10 ⁴ ~1.00~0.398×10 ⁴	
コミュニティ プラント 終沈汚泥	7.1~7.2	0.23~0.57 ~1.00	69~72~74 31~28~26	1.001~ 1.002~ 1.003	1.00~1.08 0.410×10 ⁴ ~1.20~0.512×10 ⁴	
汲 取 り 生 し 尿	8.1~8.3	0.21~1.65 ~8.24	46~59~79 54~41~21	1.000~ 1.009~ 1.027	0.57~1.44 0.302×10 ⁴ ~4.20~3.125×10 ⁴	
し尿消化 汚 泥	7.7~8.2	0.37~3.27 ~6.98 59~63.7 ~30	63.7~70 ~36.3	1.001~ 1.023~ 1.063	0.68~2.14 0.249×10 ⁴ ~8.70~3.100×10 ⁴	
同 上 終沈汚泥	6.9~7.9	0.78~3.01 ~5.83 64~74.3 ~19	74.3~81 ~25.7	1.003~ 1.009~ 1.017	1.20~1.60 0.130×10 ⁴ ~3.20~0.490×10 ⁴	

採取プラント：活性汚泥、終沈汚泥（横浜市中部下水処理場）、コミュニティプラント終沈汚泥（横浜市南吉田地処理場）、汲取りし尿（川崎市、平塚市）、し尿消化汚泥（平塚市、三鷹市、小倉、戸田市、各処理場）、同上終沈汚泥（三鷹市、小倉、戸田市、各処理場）

2. 下水汚泥の化学的組成

下水汚泥の組成は都市によって変わり、また、工場排水の流入にも関係するため、多様性に富んでいる。

表II-2に各種汚泥の化学組成を示した。³⁾ 生汚泥、活性汚泥は揮散性有機物質（強熱減量）が過半数をしめ、有機質に富むことを示している。また各汚泥とも窒素、リン、カリなどの各種栄養素を含むため土壌改良剤のような用途に使用することが可能である。さらに生汚泥、消化汚泥、活性汚泥は、タンパク

質 (16~41%)、灰分 (20~55%)、脂肪 (5~38%) を含んでおり、水産生物の餌料として有効利用することの可能性を示している。

表Ⅱ-3 ~ 表Ⅱ-5 に生汚泥⁴⁾中の油脂及びアミノ酸組成の調査事例を示した。

表Ⅱ-2 各種汚泥の化学的組成³⁾

(乾燥固形物あたりの%)

項目	種類	生汚泥	消化汚泥	活性汚泥	脱水ケーキ	
					生汚泥	消化汚泥
揮散性物質		60~80	45~60	62~75	55~75	40~60
灰分		20~40	40~55	25~38	25~45	40~60
不溶性灰分		17~35	35~50	22~30	15~30	30~45
脂肪・油脂		7~35	3~17	5~12	5~30	2~15
タンパク質		22~28	16~21	32~41	20~25	14~30
全窒素 N*		4.50	2.25	6.20		
セルロース他		10~13	10~13	7.8	8~10	8~12
硝酸アンモン		1~3.5	1~4	4~7	1~3	1.3~1.6
リン	P ₂ O ₅	1~1.5	0.5~3.7	3~4	1.4	0.5~3.5
カリウム	K ₂ O*	0.5	0.5	0.75		
シリカ	SiO ₂ *	13.80	27.60	8.50		
鉄	Fe ₂ O ₃ *	3.20	6.00	7.20		
アルミニウム	Al ₂ O ₃ *	2.10	4.30	3.20		
カルシウム	CaO*	2.70	5.70	1.70		
マグネシウム	MgO*	0.60	1.00	1.40		
イオウ	SO ₃ *	1.2	2.5	2.9		
クロール	Cl*	0.5	0.5	0.5		
ナトリウム	Na ₂ O*	0.8	1.5	1.0		
鉛	PbO*	0.1	0.2	0.2		

* W. RUDOLFS による生汚泥は Fresh Solids (p565)
その他 J. M. MORGAN J. F. THOMSON による (p529)

表Ⅱ-3 下水汚泥中のアセトン可溶性脂質の脂肪酸組成

脂 肪 酸		含有率%
ラウリン酸	12:0	2.23
ドデセン酸	12:1	0.49
ミリスチン酸	14:0	9.94
ミリストレイン酸	14:1	2.73
テトラデカジエン酸	14:2	1.51
パルミチン酸	16:0	34.37
ゾーマリン酸	16:0	11.18
ヘキサデカジエン酸	16:2	0.54
ヘキサデカトリエン酸	16:3	0.76
ステアリン酸	18:0	7.05
オレイン酸	18:1	20.12
リノール酸	18:2	5.46
リノレン酸	18:3	0.83
アラキン酸	20:0	0.74
エイコサモノエン酸	20:1	0.65
アラキドン酸	20:4	0.40
エイコサペンタエン酸	20:5	1.00

表Ⅱ-4 下水汚泥中のアミノ酸総量

遊離アミノ酸総量
80 μmol = 600.01 μg/l
加水分解処理アミノ酸総量
540 μmol = 40,506.8 μg/l

表Ⅱ-5 下水汚泥中のアミノ酸の種類

遊離アミノ酸	加水分解処理アミノ酸
ヒスチジン	ヒスチジン
シスチン	シスチン
セリン	
グリシン	グリシン
アラニン	アラニン
バリン	バリン
イソロイシン	イソロイシン
トリプトファン	トリプトファン

本調査、実験 (昭和54年度~60年度) にて使用した下水汚泥の性状を表Ⅱ-6 にまとめて示した。

表Ⅱ-6 供試下水汚泥の性状

年度	汚 泥 名	含 水 率 %	SS mg/L	強熱減量 %	T-N mg/L	DT-N mg/L	NH ₄ -N mg/L	T-P mg/L	PO ₄ -P mg/L	COD mg/L	大腸菌群数 (個/mL)
S54	(八王子市 北野)	余剰	99.4	5,650	58.5		15				
		生	98.0	19,800	65.2		17				
		消化	96.4	36,210	40.4		525				
		し尿消化	92.2	78,590	56.8		1600				
	(横浜市 中部)	余剰	99.2	7,770	69.6		20				
		生	97.8	21,500	68.9		42				
		消化	96.1	39,000	47.1		180				
	(東京都 小台)	余剰	99.5	5,010	75.2		39				
		生	98.2	17,200	71.1		52				
		消化	98.5	14,360	56.3		550				
S55	(仙台市 南浦生)	余剰	99.2 (99.6~98.6)	8,380 (3970~14440)							
		生	95.3 (97.0~92.6)	47,100 (30850~73980)							
		消化	95.2 (96.2~93.2)	48,420 (37950~68090)							
		し尿消化	97.3 (98.4~95.8)	27,420 (15570~42470)							
S56	(八王子市 北野)	余剰	99.8	1,770		160		39.5		468	8×10^4
		生	99.6	3,620		263		62.0		917	4×10^6
		消化	97.9	20,500		1,480		83.0		3,900	$< 10^3$
	(東京都 小台)	余剰	99.8	1,960		186		90.4		453	
		消化	98.5	14,700		1,450		78.8		3,910	
	(仙台市 南浦生)	余剰汚泥	99.5 (99.8~99.0)	5,490 (2100~9680)							
S57	(八王子市 北野)	余剰	99.6	4,090	63.9						1.2×10^5
		生	98.8	12,260	62.8						3.4×10^6
		消化	97.9	21,120	69.0						1.4×10^5
	(蒲郡市)	余剰	99.8	2,000							
		消化	96.7	32,600							
		余剰	99.3	7,030	75.1	114	31.1	36.5	11.6		
S58	(蒲郡市)	消化	98.4	15,500	47.5	604	48.1	80.0	35.1		
		消化	96.5	35,000	52.4	2,620	828	204	17.2		
	(八王子市 北野)	消化	97.2	28,333	41.0	2,359	759	113	34.0	8,443	
		余剰	99.5	4,672	63.3	410	33.5	86.2	6.6	1,600	
		余剰	99.6	4,410	66.4						
		消化	98.0	19,520	31.9	1,592	367	513	40.9	4,280	
S59	(蒲郡市)	消化	98.1	18,538	47.6						
		消化	98.5	14,900	69.4	1,081		459	323	47.2	1,980
S60	(蒲郡市)	余剰	96.4	35,500	70.5	7,331	215	180	1635	68.0	13,880

3. 下水汚泥に含まれる有害物質

3-1 重金属

都市の下水汚泥に含まれている重金属の濃度は、地域特性と密接な関わりがあり、処理場によりかなりのバラツキがある。

ヨーロッパでの調査では、スイスの処理場から排出される汚泥の484例についての分析結果がある。汚泥中の重金属濃度は一般に Zn, Pb, Mn, Cu, Cr, Ni, Co, Cd, Mo, Hg の順で低減する⁵⁾(Furrer et al. 1976)。

フィンランドでの例⁶⁾では、汚泥の乾重量1 kgあたり各重金属量は Zn 500 ~ 1,500 mg、Cr 0 ~ 250 mg、Ni 25 ~ 100 mg、Cd 3 ~ 15 mg となっている。

汚泥の水銀含有量について、カナダの12都市における調査では、その濃度が1 ~ 26 mg/kg⁷⁾のように広い変動値を示していることが分った。

なお、スウェーデンの各下水処理場の資料に基づいて推測した結果、汚泥中の重金属類の一般的な濃度は、汚泥の乾重量1 kgあたり Zn 1,200 mg、Cr 40 mg、Pb 150 mg、Cd 6 mg、Hg 5 mg であった。

3-2 硫黄成分

米国 Indiana州の11都市での嫌気性消化汚泥中に含まれる硫黄の割合は0.7~2.1%であった。検出された硫黄の1~35%が硫化物の形態をなし、また18~50%が無機性の非硫酸塩、18~56%が炭素結合硫黄、0~35%がエステル硫酸塩硫黄である。固定できなかった有機性硫黄は0~42%である。(Sommers et al. 1977)

Ⅲ 海水中での下水汚泥の挙動

1. 下水汚泥の海水中での沈降と拡散

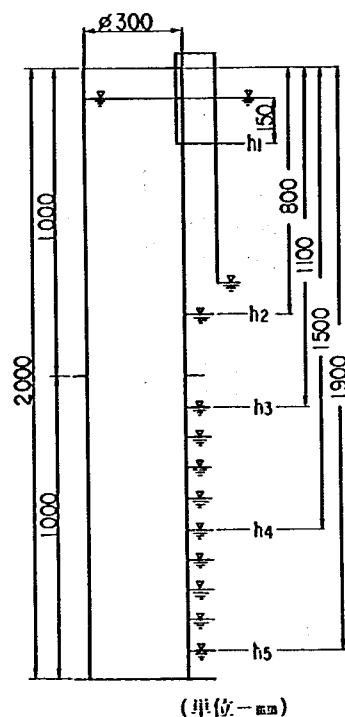
海水中での下水汚泥の挙動、すなわち汚泥の拡散、沈降、堆積及び凝集、分散による汚泥粒径の変化の把握は、海洋還元に際しての、海洋生物への影響、食物連鎖などの生態系との係りを知る上で重要な手がかりとなる。

1-1 静水（海水）中での汚泥の挙動

(1) 実験装置及び実験方法

実験に用いた沈降筒を図Ⅲ-1に示すが、沈降筒は直径30cm、高さ200cmのアクリル製で5ヶ所に採水口を設置してある。実験に用いた海水は海辺付近の地下より汲み上げた地下浸透海水であり、塩素イオン濃度は、1.65%程度、比重は1.022で付近の海水と概ね同じであった。実験に用いた汚泥は、蒲郡市下水処理場の余剰汚泥及び消化汚泥で、その性状は表Ⅲ-1に示したように、余剰汚泥は重力沈殿により3倍程度に濃縮したものをを用いた。

供試汚泥は、海水を貯めた沈降筒に、投入による攪乱が極力小さくなるように均等に静かに投入し、この後の汚泥の沈降状況などを随時観察し、粒径別沈降速度の測定を行なった。なお、余剰汚泥および消化汚泥以外に、あらかじめ海水中に沈殿させた余剰汚泥やジャーテスターで脱気した消化汚泥についても同様の実験を行った。



図Ⅲ-1 実験装置の形状

表Ⅲ-1 供試汚泥の性状

項目 \ 汚泥	余剰汚泥	消化汚泥
濁度 (度)	※ 1200	16400
SS (mg/l)	※ 6000	32600
比 重	1.624	1.774

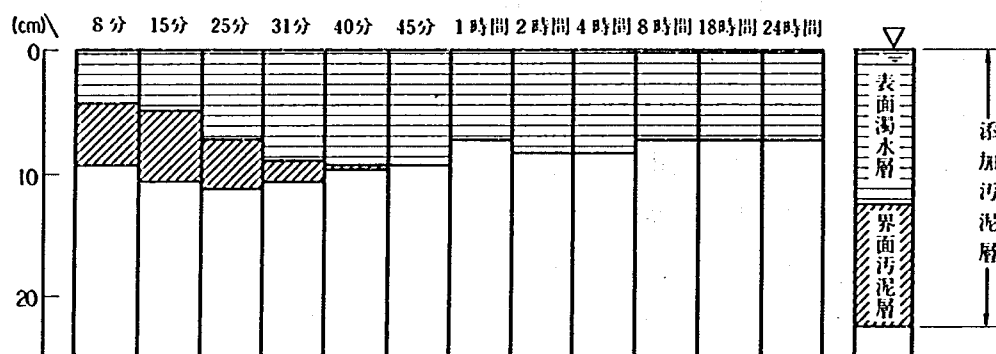
※ 3倍濃縮後の値

(2) 実験結果及び考察

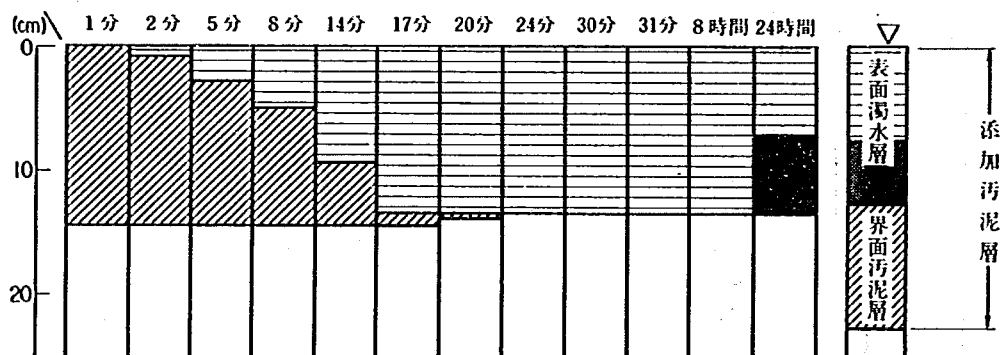
a) フロックの形成状況

添加汚泥は、海水表面に完全に重層し、時間の経過とともに汚泥中の固形成分が凝集しつつ海水との界面に集積した後に、直径 0.5～50 mm のフロックとなって沈降した（図Ⅲ－2）。なお、大型のフロックは不定形であった。

また、汚泥に前もって海水を混合しておく（混合比 1：1）と固形成分の界面通過時間が短縮された（図Ⅲ－3）。



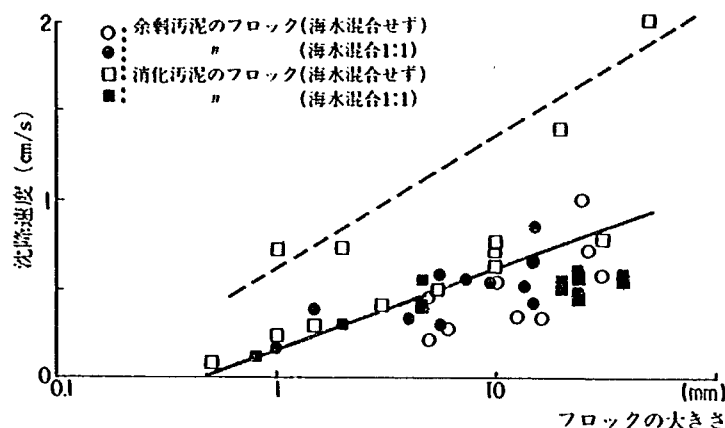
図Ⅲ－2 余剰汚泥の沈降状況（汚泥 5 L：海水 126 L）



図Ⅲ－3 混合水（余剰汚泥：海水＝1：1）の沈降状況（汚泥 2.5 L：海水 130 L）

b) フロックの沈降速度

実測された沈降速度は、余剰汚泥 0.17～0.83 cm/sec の範囲で、図Ⅲ－4 に示したようにフロックサイズの大きい方が、沈降速度も大きい傾向が見られた。



図Ⅲ-4 フロックの大きさと沈降速度

次に、汚泥の種類及び前処理によるフロックの沈降速度を比較すると、図Ⅲ-5～図Ⅲ-6に示したように、同粒径の汚泥の場合、脱気消化汚泥＞消化汚泥＞沈殿余剰汚泥＞余剰汚泥の順に沈降速度が大きい。

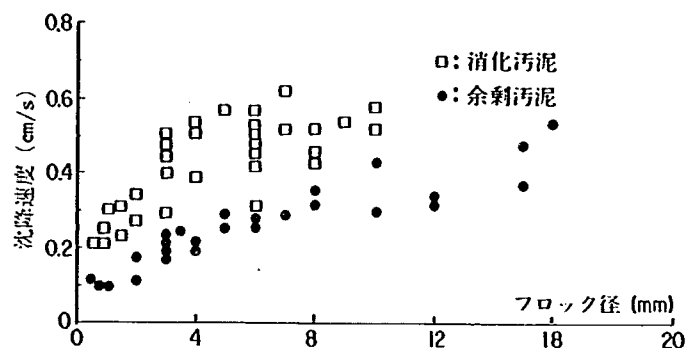
この順位について精査すると、脱気消化汚泥と消化汚泥との沈降速度の差は約1割程度であり、沈殿余剰汚泥と余剰汚泥との差は3～4割程度であるが、消化汚泥と余剰汚泥とを較べると、消化汚泥の沈降速度は余剰汚泥の約2倍あることがわかる。

以上より、汚泥の海洋還元を沈降現象から見た場合、早期の沈降が有利と判断された時には余剰汚泥よりも消化汚泥の方が効果的であるが、消化汚泥を脱気までして海洋投入するメリットは少ないと思われる。また、余剰汚泥のままで海洋に投入する場合は、投入前に一度海水と混合させると有利であると思われる。

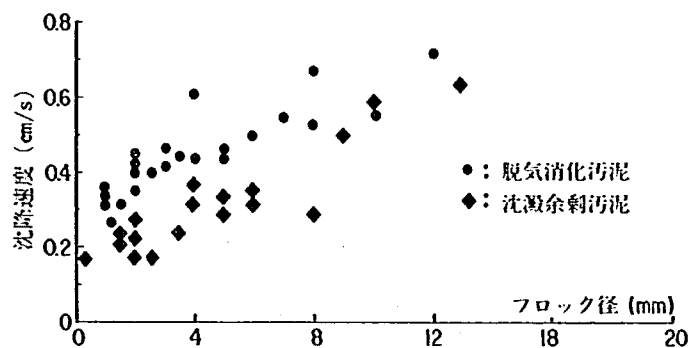
c) フロックの密度

フロック径と沈降速度の実測値か

らフロックの密度を逆算すると、余剰汚泥 $1.02 \sim 1.06 \text{ g/cm}^3$ 、消化汚泥 $1.02 \sim 1.19 \text{ g/cm}^3$ の範囲となり、汚泥の真比重 ($1.624 \sim 1.774$) と比べ、かなり小さく、このフロックの比重は流体力学的体積密度と



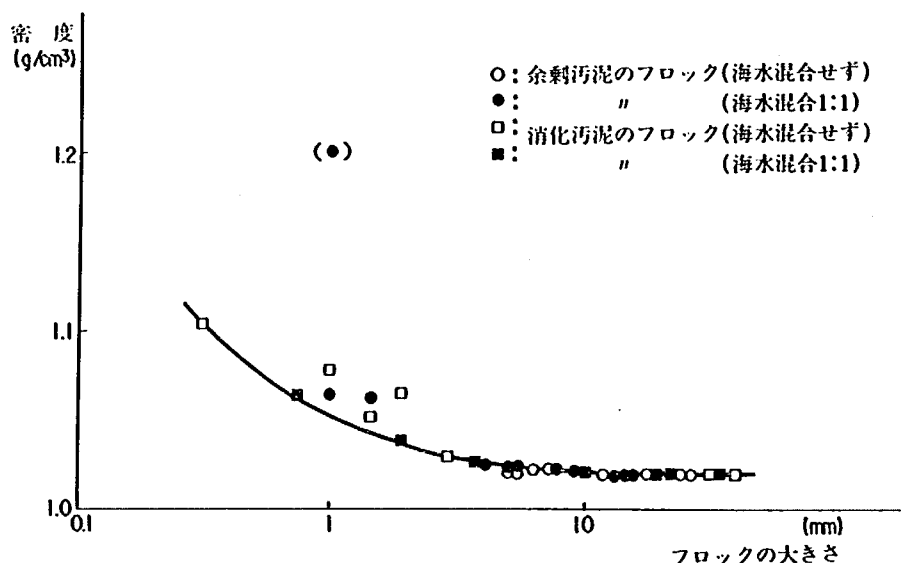
図Ⅲ-5 余剰汚泥および消化汚泥のフロック径と沈降速度



図Ⅲ-6 脱気消化汚泥および沈殿余剰汚泥のフロック径と沈降速度

して理解されるべきものである。

フロックの大きさと密度の関係を図Ⅲ－7に示した。



図Ⅲ－7 フロックの大きさと密度

上田・松本 (1981)¹⁾によれば、粒子が沈降する場合、粒子の裂け目や割れ目および凹みにある流体は粒子とともに移動する。このような粒子の密度は流体力学的体積密度 (ρ_h) とよばれ、 ρ_h は次式で求められる。

$$\rho_h = \frac{1}{K_h} \{ \rho_p + (K_h - 1) \rho_l \}$$

ρ_p : 粒子密度 (粒子を粉砕しないで求めた時の密度)

K_h : 流体力学的体積係数

$$K_h = \frac{V_h}{V_p}$$

V_h : 流体力学的体積 (粒子とともに移動する液体の体積も含めた粒子有効体積)

V_p : 粒子の実体積

これらの密度は $\rho_s > \rho_p > \rho_h$ の関係にある。このように、フロックの沈降を論ずる場合は真密度より小さな流体力学的体積密度の概念を用いなければならない。

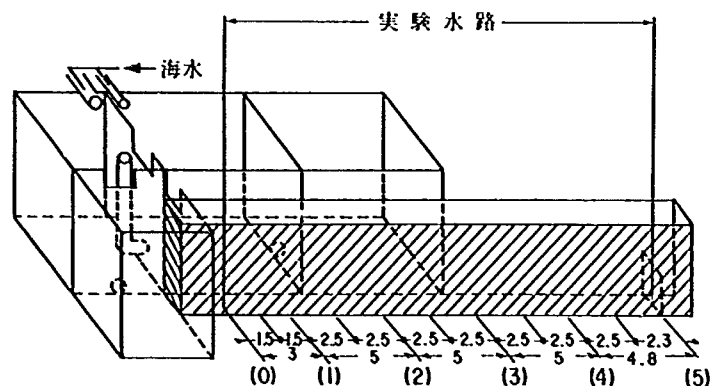
1-2 流水 (海水) 中での汚泥の挙動

(1) 実験装置及び実験方法

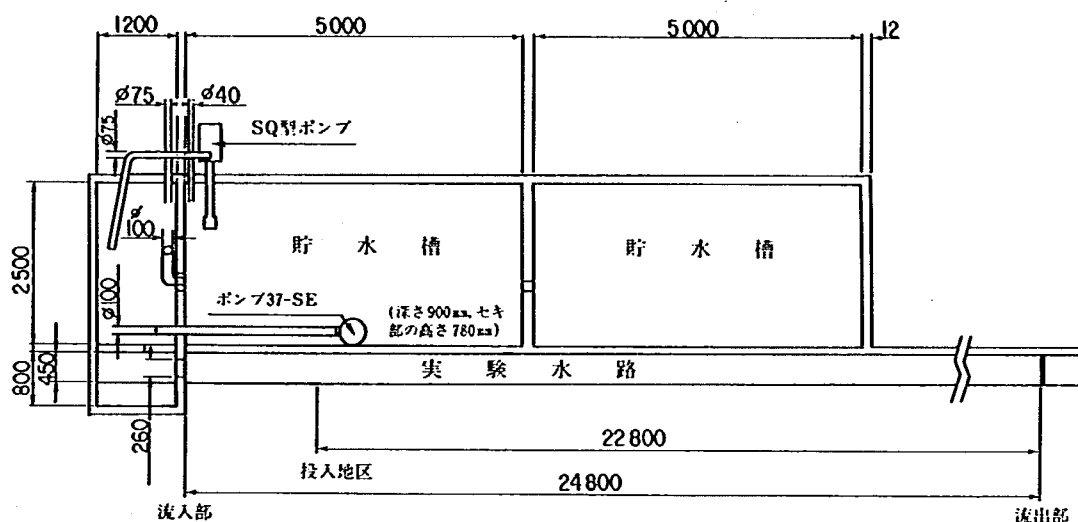
有効長 22.8 m、幅 0.45 m、水深 0.3 m の水路を用いて、流速条件 0.1 ~ 10 cm/s の定常流のもとに、汚泥 20 l を静かに投入して流下方向の拡散状況、固形成分の沈降状況等を測定した。

なお、用いた汚泥および海水は、静水実験と同じである。

図Ⅲ－8 及び図Ⅲ－9 にそれぞれ実験装置の概略図及び平面図を示した。



図Ⅲ－8 水路実験装置略図 (単位m)



図Ⅲ－9 水路実験装置平面図 (単位mm)

(2) 実験結果及び考察

a) 流下方向の拡散状況

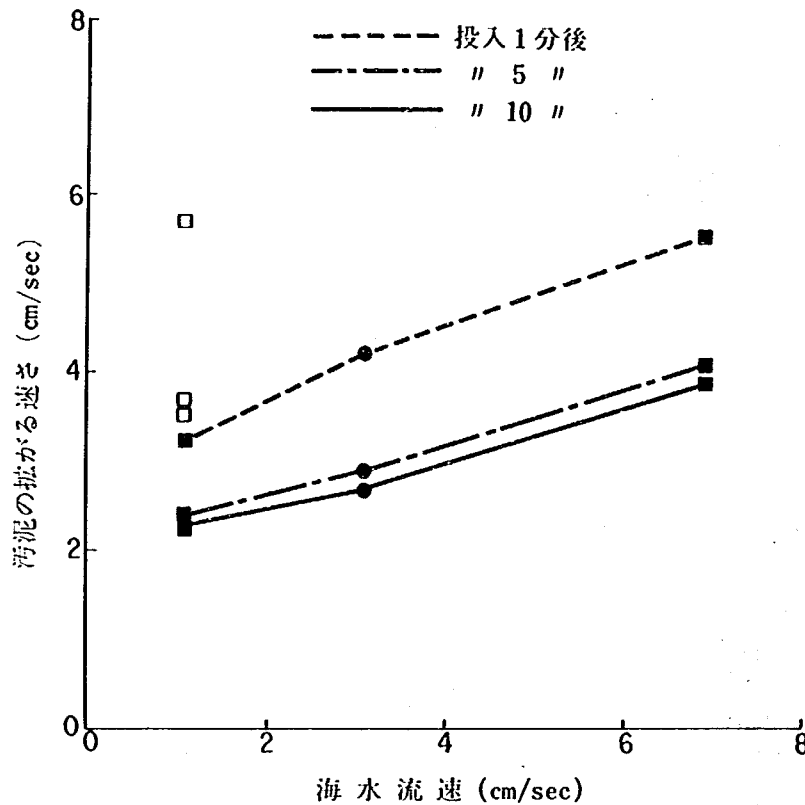
投入した汚泥は、投入時の慣性で一旦ほとんど全断面に拡がるが、程なく浮上して表面を流れながら時間とともに直線的に拡散する。

その関係（一次相関）から汚泥の拡散速度を求め、海水の流速との関係を図Ⅲ－10に示すと、海水流速が大きい程、汚泥拡散速度が大きくなっている。

また、投入後時間の短い程、汚泥拡散速度が大きくなっており、汚泥が海水表面に浮上しつつ薄く拡がる様子を表わしている。

なお、水路の幅が狭いので流向に直角方向の拡散が阻害されて、その結果、流れ方向の拡散が促進

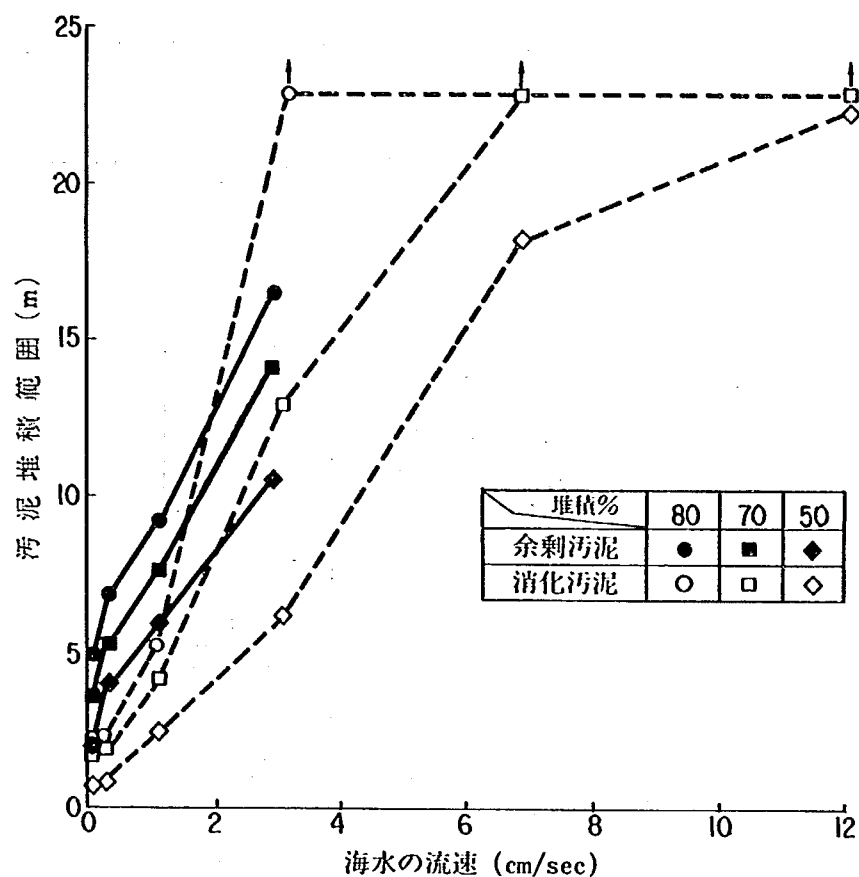
されていると考えられる。



図Ⅲ-10 海水流速と汚泥の拡散の関係

b) 汚泥の沈降状況

投入汚泥の50~80%が沈澱するまでに搬送される距離を図Ⅲ-11に示した。海水の流速が大きくなるにつれて汚泥の搬送距離が長くなり、余剰汚泥と消化汚泥では、概して、余剰汚泥の方が搬送距離が長く沈降速度が小さいことを示している。



図Ⅲ-11 投入汚泥の50~80%が堆積する範囲(沈降距離30cm)

c) 汚泥およびフロックの組成粒子径

海洋に棲む比較的小型のプランクトン食性動物の餌の大きさは概ね $1\mu\text{m}$ ~ 数 mm の範囲である。

そこで、汚泥およびフロックの組成粒子の粒径を測定し、表Ⅲ-2に示した。

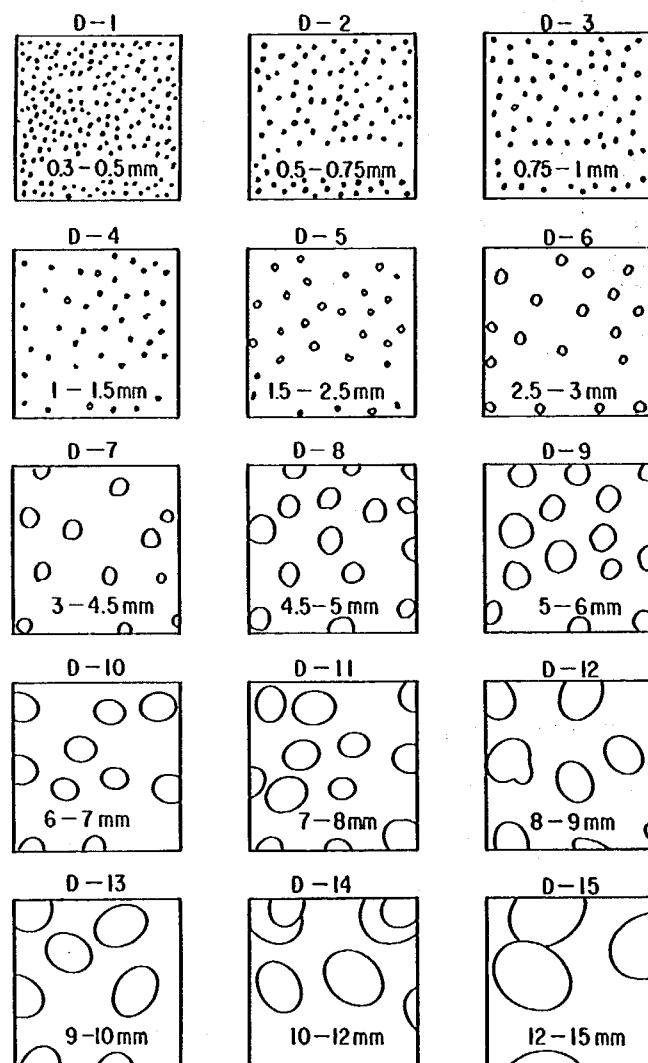
これらの値は、フロック又は沈殿汚泥を採取して粒子径を測定したものであるが、採取又は測定の際のショックで簡単に分散して、平均粒子径としては $50 \sim 300\mu\text{m}$ の範囲となった。

表Ⅲ-2 汚泥およびフロックの組成粒子径

実験度	採取サンプル	汚泥の種類または実験ケース	平均粒径の範囲 (代表値) (μm)
沈降実験	沈 降 汚 泥	余剰汚泥	50 ~ 300
		消化汚泥	50 ~ 250
水路実験	濁りの先端部	余剰汚泥の地点1 (流下3 m)	90 ~ 190 (140)
		余-3	115 ~ 160
		消化汚泥の地点1 (流下3 m)	85 ~ 130 (110)
		消-3、消-8、消-10	85 ~ 120
	堆 積 泥	余剰汚泥	130 ~ 170
		消化汚泥	100 ~ 130

このように簡単に分散することを考慮して粒径面だけでみれば、汚泥の粒径はプランクトン食性生物に利用される可能性がある。

図Ⅲ-12にフロック粒径図を示したが、下水汚泥フロックの粒径はD-1以下のもので、肉眼で径を識別できる限界程度の大きさである。



図Ⅲ-12 フロック粒径図

—— 汚泥フロックの海洋生物による摂取の可能性 ——

今回得られた結果と関連して、海洋還元された下水汚泥の生物による利用を、生物の好みなどを抜きにして粒径だけで論ずるならば次のように考えることができる。まず、植食性プランクトンの餌となる植物プランクトンの大きさは一般に1～100 μm 程度であり、したがって、彼らの食べる餌の大きさもこの範囲にあるものと思われる。実際に、橈脚類が摂餌する植物プランクトンの大きさとして数 μm から100 μm

の値が測定されている。²⁾これに対し、肉食性プランクトンの一種である *Sagittia nagae* の捕食した動物プランクトンの大きさは $200 \sim 1200 \mu\text{m}$ という報告がある。³⁾このほか、サバ型魚種の稚魚（体長 $5 \sim 16\text{mm}$ ）の上顎長（ 1mm および 2mm ）の報告から予測される餌料生物の大きさは $0.7 \sim 2.1\text{mm}$ （上顎長から、口径 = 上顎長 $\times \sqrt{2}$ 、餌料生物の大きさ = 口径 $\times (0.5 \sim 0.75)$ ）として算出）である。⁴⁾以上のように、海洋に住む比較的小型の生物の餌の大きさは概ね $1 \mu\text{m}$ から数 mm の間にあり、粒径の適合範囲で考えれば下水汚泥の構成一次粒子および比較的小さなフロックはこれに適合しており、明らかにこれらの生物によって利用される可能性がある。

1-3 下水汚泥の攪拌によるフロック形成と沈降

昭和57年度の沈降塔及び水路を使った下水汚泥の沈降、拡散実験より、下水汚泥の海水中での沈降は、直接汚泥を入れるよりも一度、海水と混合したほうが沈降速度が大きくなることが判った。

また、実際に下水汚泥を海洋還元する場合は、船尾のスクルー部にて攪拌しながら海水中へ排出している。

以上の状況を踏まえ、本実験は汚泥と海水を攪拌した後の ①フロックの形成状況、②フロックの粒径と沈降速度、③沈降速度と外的要因（水温、攪拌強度等）の関係を把握するために行った。

(1) 実験方法

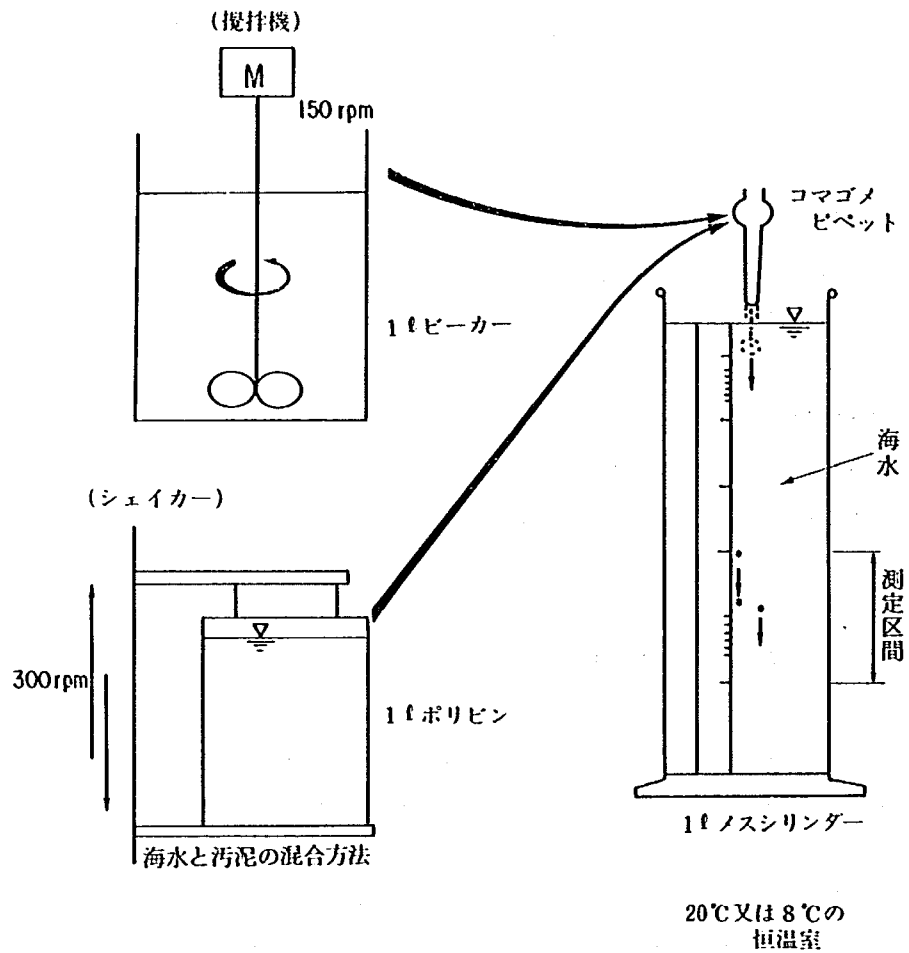
所定の割合で汚泥と海水を混合した混合水 1ml 程度を海水の入った直径 6.5cm のメスシリンダーに静かに滴下し、海水中に滴下された汚泥の挙動を観察し、形成されたフロックについて粒径毎の沈降速度を測定した。

表Ⅲ-3 に供試海水、汚泥の性状を、図Ⅲ-13 に実験装置の概要を示した。

実験は余剰、消化の2種類の汚泥について攪拌強度、温度、混合率、SS濃度について表Ⅲ-4～表Ⅲ-5 に示した条件にて行った。

表Ⅲ-3 供試海水、下水汚泥の性状

	採取地点	T-S (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	VSS (%)	塩素イオン (%)	比重
海水 (5°C 、 20°C)	八丈島沖	37,330	2.0	32.0	19.6	1.019
余剰汚泥 (20°C)	八王子市北野下水 処理場 (3/13)	4,990	4,672	63.3	—	—
消化汚泥 (20°C)	“ ”	25,450	19,520	31.9	—	—
余剰汚泥 (5°C)	八王子市北野下水 処理場 (3/21)	4,576	4,410	66.4	—	—
消化汚泥 (5°C)	“ ”	20,106	18,538	47.6	—	—



図Ⅲ-13 沈降実験の実験装置

表Ⅲ-4 沈降実験の条件設定 (1)

温度 (℃)	汚 泥	攪拌条件 (rpm)	汚 泥 混 合 率 (%)
20	余 剰	弱 150	0.1, 1, 10, 25
		強 300	0.1, 1, 10
	消 化	弱 150	0.1, 1, 10
		強 300	0.1, 1, 10
8	余 剰	弱 150	0.1, 1, 10
		強 300	0.1, 1, 10
	消 化	弱 150	0.1, 1, 10
		強 300	0.1, 1, 10

表Ⅲ－5 沈降実験の条件設定 (2)

温度 (℃)	汚 泥	攪拌条件 (rpm)	* SS 濃 度 (%)
8	余 剩	弱 150	0.5 , 0.1 , 0.05
		強 300	0.5 , 0.1 , 0.05
	消 化	弱 150	0.5 , 0.1 , 0.05
		強 300	0.5 , 0.1 , 0.05

* 余剰汚泥と消化汚泥が同一濃度となるよう余剰汚泥を16時間静置し、約4倍に濃縮した。

(2) 実験結果及び考察

a) フロックの形成状況

海水へ添加後の汚泥の挙動は概略以下の通りであり、図Ⅲ－14にその模式図を示した。

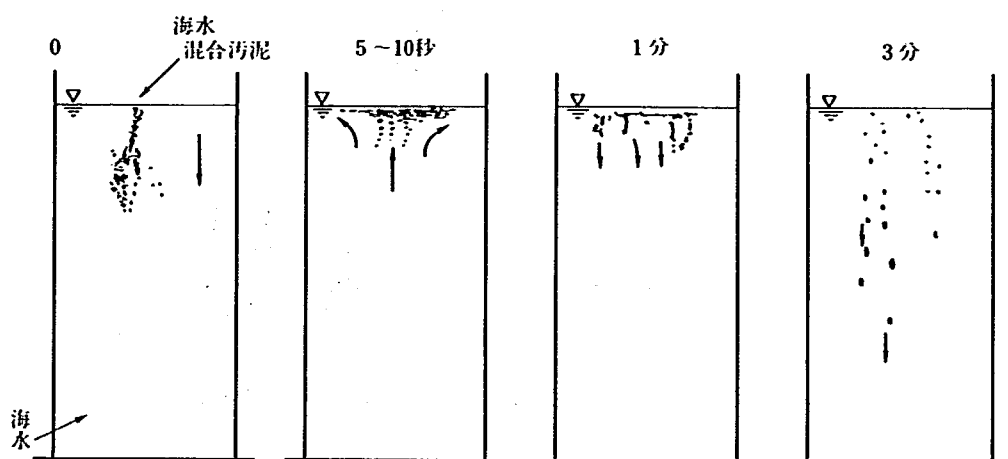
- ① 静かに海水面に滴下しても、添加した時の力により汚泥は一端2～5cm落下する。
- ② 一端落下した汚泥は、必ず上昇し水面下に集まる。
- ③ 水面下に集まった汚泥は、粒子が互いに凝集しフロックを形成する。

しかし、汚泥が少ない場合（混合率が小さい、汚泥濃度が薄い）には、フロックの形成が不十分でコロイド状に拡散してしまう。従って目視ではフロックの径、沈降速度は測定できなかった。

- ④ この傾向は、攪拌強度が強くなるとより明確であった。
- ⑤ 沈降は、滴下後1分前後から始まり、遅いものでは30分後に沈降するフロックが見られた。

なお、沈降しないで表面に浮いているフロックはほとんど無い。

- ⑥ 沈降速度は、フロックの径が大きい程速い。



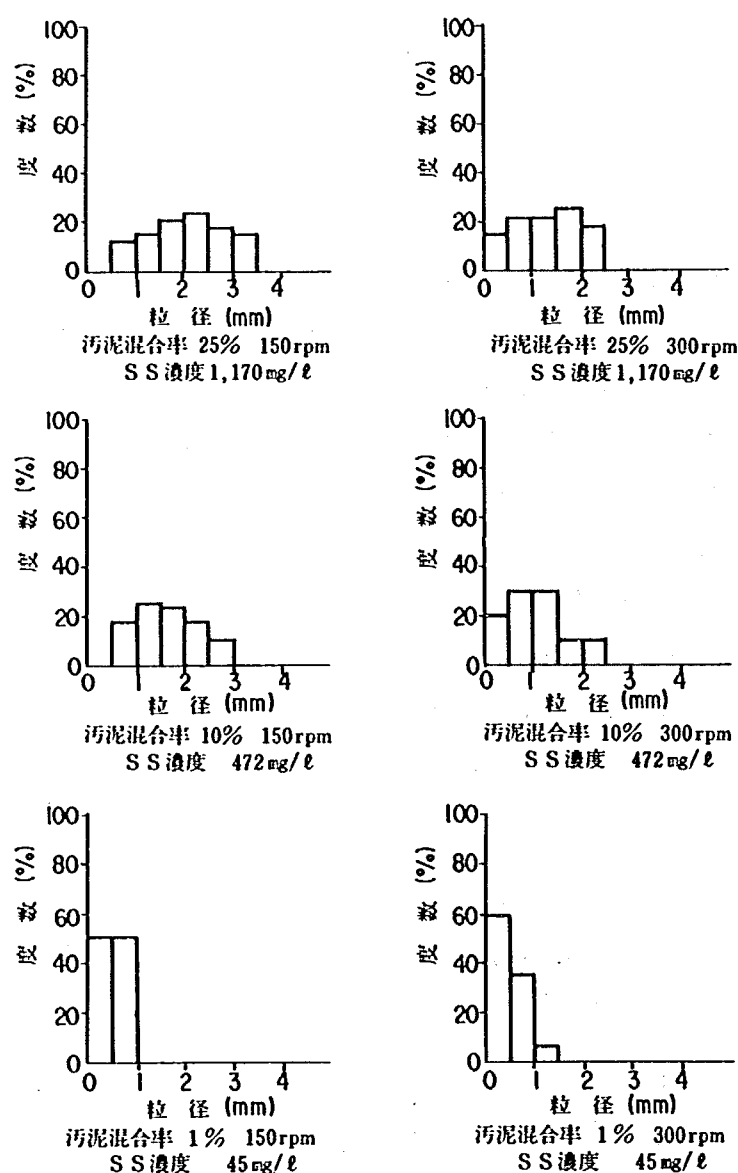
図Ⅲ－14 海水へ滴下後の汚泥の挙動

b) フロックの粒径

目視により沈降が確認されたフロックの粒径は 0.2～4.2 mm であり、沈降筒の実験（0.5～50 mm）に較べ全体的に小さなフロックであった。

すなわち、汚泥の混合率が 1%未満になると 0.2 mm 以上のフロックは形成されず、混合率が大きくなるとフロックの粒径も大きくなった。

図Ⅲ-15に形成されたフロックのヒストグラムの 1 例を示した。



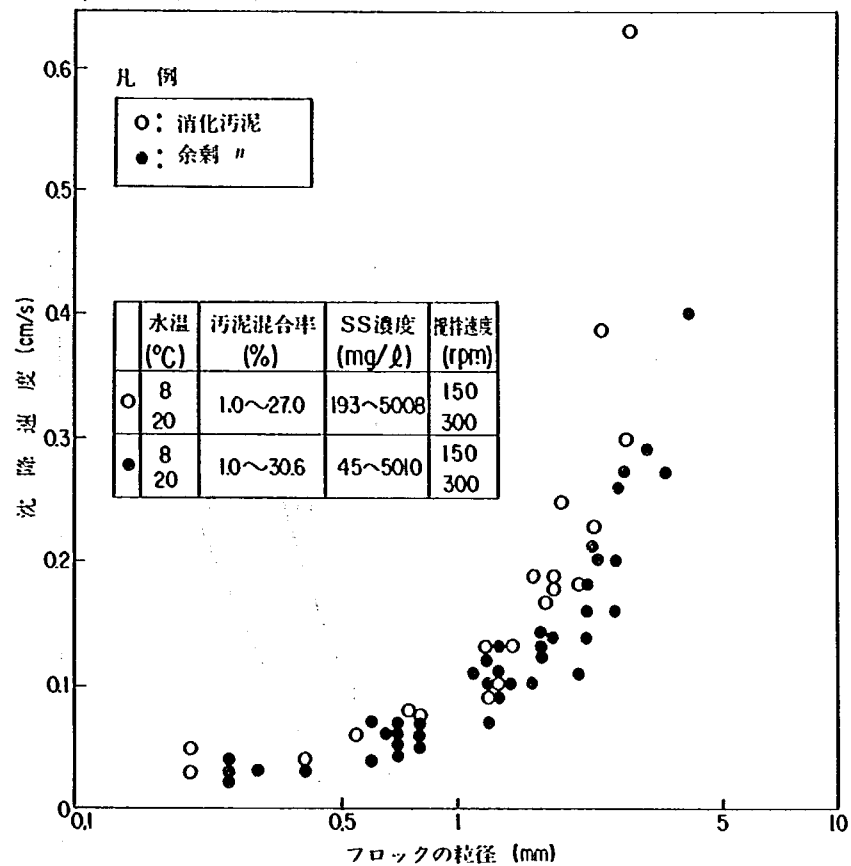
図Ⅲ-15 フロック粒径の度数分布（余剰汚泥20℃）

c) フロックの沈降速度

フロックの沈降速度は 0.02～0.6 cm/s で、粒径が大きい程、沈降速度が大きくなる傾向が見られ

る(図Ⅲ-16)。

余剰汚泥と消化汚泥を比較すると、粒径が1mm 以上では消化汚泥の方が速く、粒径2mm で約2倍の速度となっている。



図Ⅲ-16 フロックの粒径と沈降速度の関係

d) 実験条件による沈降速度の相違

<汚泥の種類>

SS 濃度が同一であり、汚泥の種類が異なる実験結果を比較すると、消化汚泥の方が沈降速度が大きいことが分る(図Ⅲ-17)。この理由としては、消化汚泥の方が有機物の分解が進んでおり、無機物の割合が高く比重が大きいこと、攪拌により汚泥間のガスがなくなった等の理由によるものと考えられる。

<水 温>

結果をおおづかみに比較すると、ほとんど差は見られない。

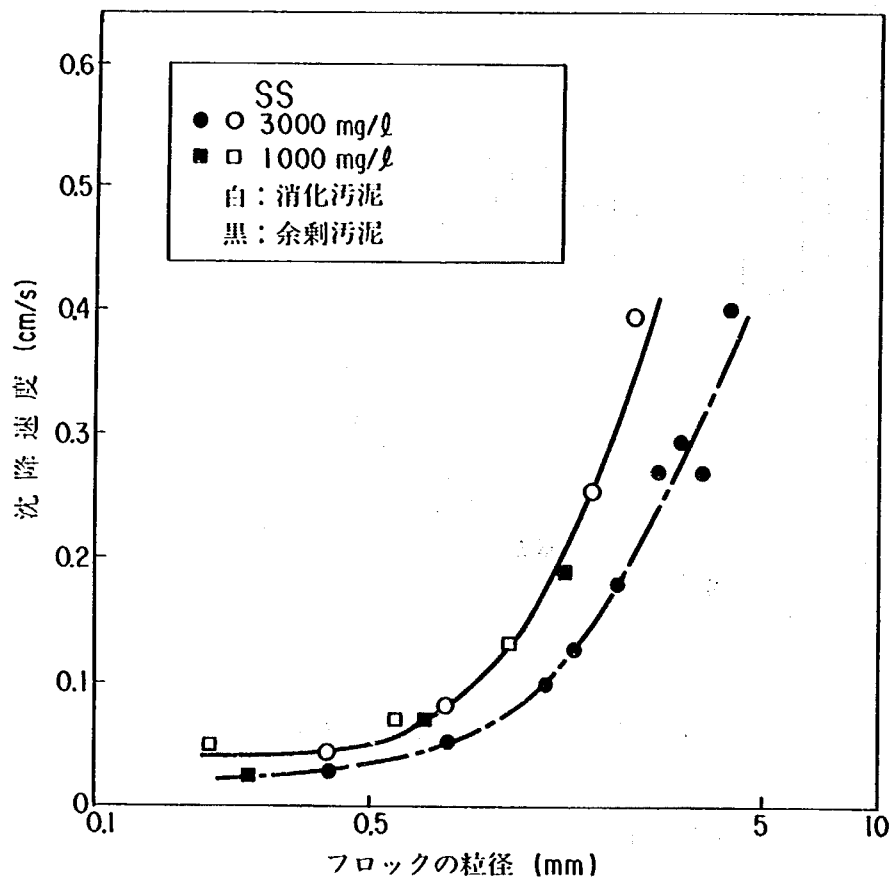
<混 合 率>

汚泥の種類、温度条件にかかわらず、混合率が高い程(SS 濃度が高い) 粒径が大きく、沈降速度も大きくなる。

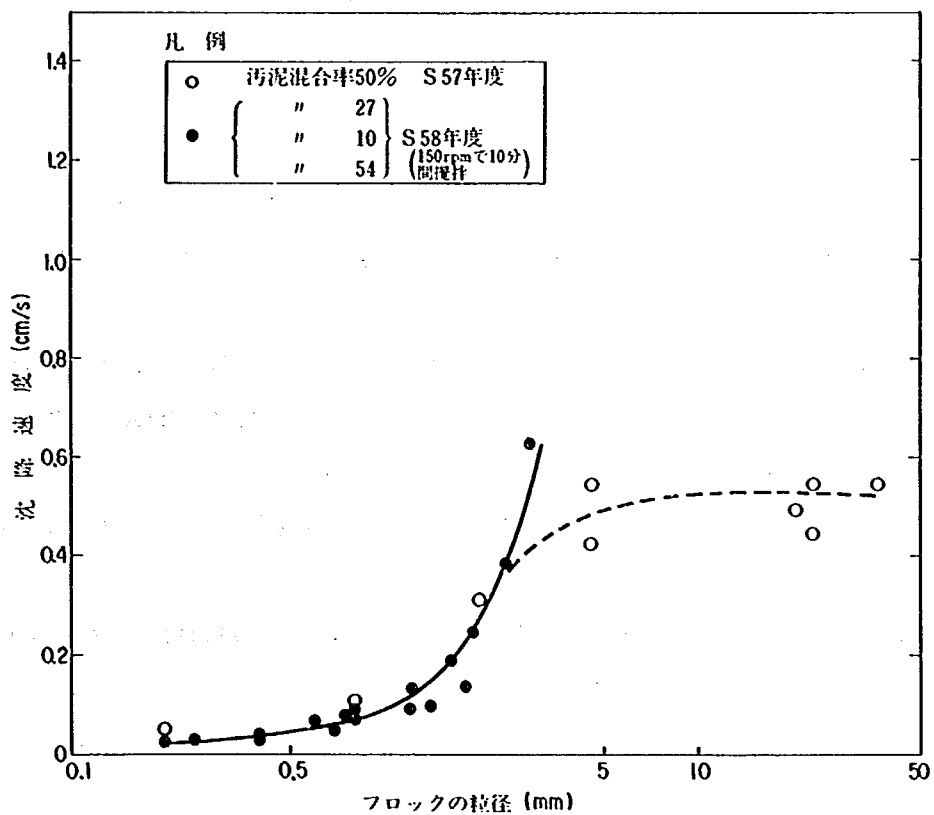
＜攪拌強度＞

消化汚泥のようにガスを含みやすい汚泥では、攪拌により汚泥間のガスが抜け、沈降しやすくなった（図Ⅲ-18）。

しかし攪拌強度が強くなると、フロックの粒径が小さくなり沈降速度も小さくなる。したがって攪拌が強い状態での汚泥の海洋還元は、フロックの形成が不十分で沈降が遅く、懸濁した状態での拡散が主体となっているものと考えられる。



図Ⅲ-17 余剰汚泥と消化汚泥による沈降速度の相違



図Ⅲ-18 攪拌の有無による沈降速度の相違

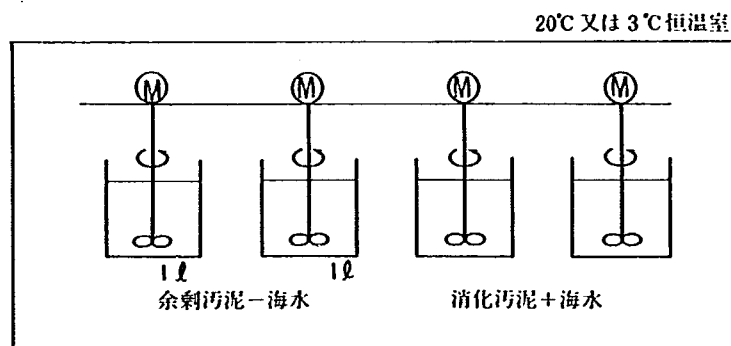
2. 下水汚泥の海水中での性状変化

2-1 汚泥成分の海水中での溶出 — 短期間の溶出 —

(1) 実験方法

海水と、下水汚泥を容量比で1 : 1で混合し、150 rpm の攪拌速度で24時間連続攪拌する。

この混合液を15分後および24時間後に採水しその汚液について重金属、栄養塩類を分析し、汚泥から海水への溶出状況について調査した。(図Ⅲ-19)



図Ⅲ-19 攪拌装置の概要

供試汚泥及び海水は、沈降実験（S58年度）と同一のもので、実験は20℃及び8℃の恒温室にて行った。

(2) 実験結果及び考察

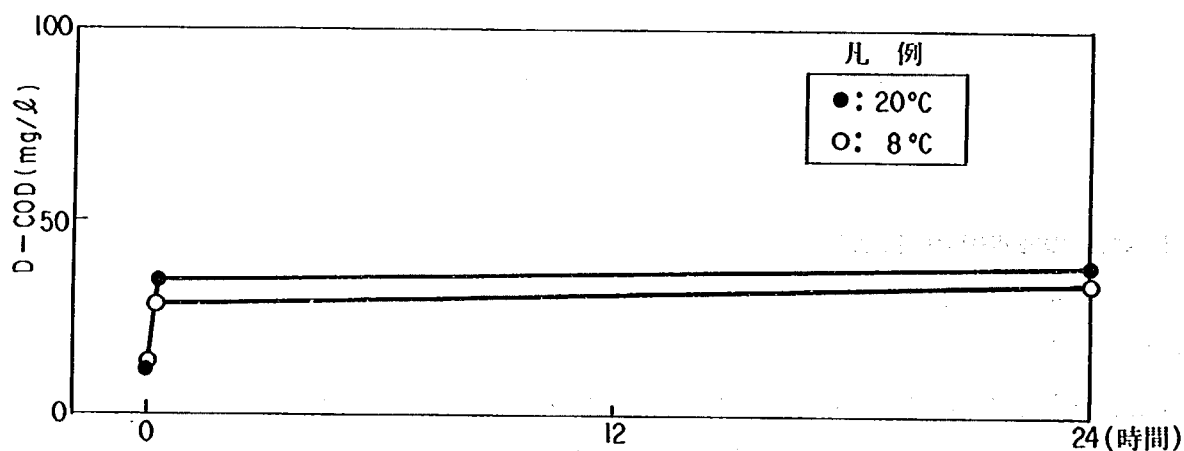
a) 栄養塩類の溶出

余剰汚泥では、D-COD, DT-N, DT-P, D-TOCの全てが混合開始から15分の短時間にDT-Nで初期濃度の1.5倍、D-TOCで2.2倍の範囲で増加し、24時間後には、DT-Nで2.2倍、D-TOCで3.3倍の範囲で溶液中の濃度が増加した。

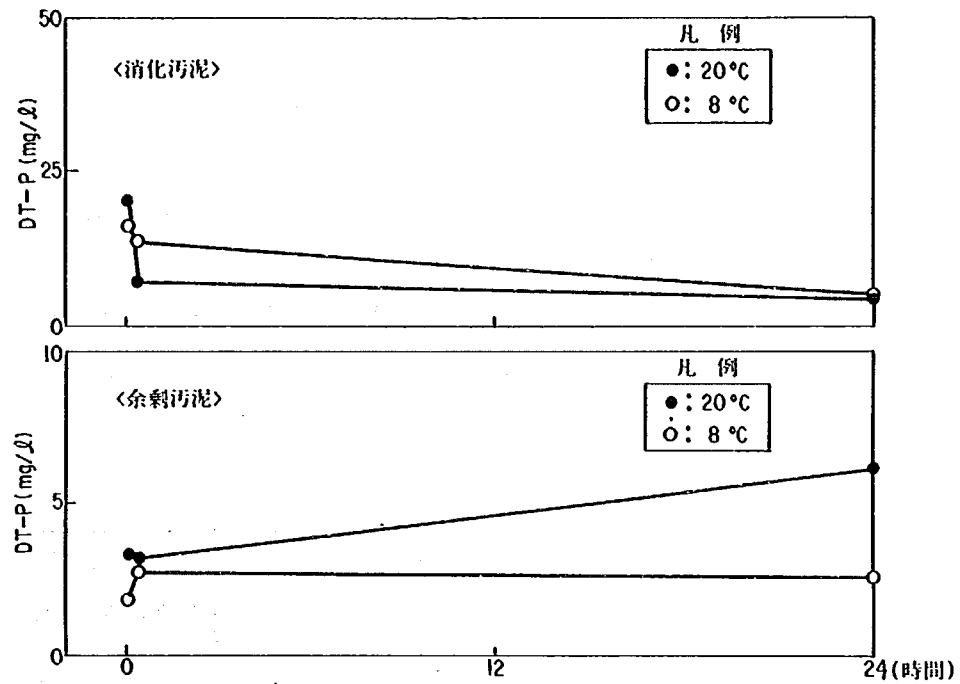
一方、消化汚泥は、開始から15分後でD-CODが1.8倍に増加したが、D-TOC, DT-Nは1.1~1.2倍の増加にとどまり、DT-Pでは逆に約60%程減少した。24時間後には、D-TOCの1.2倍からD-CODの2.1倍の範囲で増加し、DT-Pは初期の20%まで減少した。

水温による違いを見ると、両汚泥とも20℃の方が8℃に比較し変化が大きく、その差は15分間という短時間でより明確であった。

図Ⅲ-20に余剰汚泥混合液中のD-CODの変化パターンを、図Ⅲ-21にDT-Pの余剰汚泥と消化汚泥での変化パターンの相違を示した。



図Ⅲ-20 余剰汚泥D-CODの溶出状況
(余剰汚泥：海水 = 1：1 の混合、150 rpmで連続攪拌)



図Ⅲ-21 消化汚泥と余剰汚泥での溶出状況の相違
(汚泥：海水＝1：1の混合、150 rpmで連続撹拌)

b) 重金属類の溶出

余剰汚泥、消化汚泥とも溶解性の重金属は極めて少なく、24時間内での溶出も、Zn が若干溶出する傾向を示した他は全く問題にならない程度であった。

表Ⅲ-6 に24時間後の乾燥汚泥1 kg当り溶出量及び乾燥汚泥中の重金属含有量に対する比率を示した。

表Ⅲ-6 海水と汚泥の混合による溶出重金属量(24時間後)

			T-Hg	Cd	Zn	Cu
20℃	余剰汚泥	A	1.16	1.98	1092	546
		B	0.09	0	73	2.2
		C	(7.8)	(0)	(6.7)	(0.4)
	消化汚泥	A	2.65	3.84	2797	994
		B	0.02	0	3.6	2.0
		C	(0.8)	(0)	(0.1)	(0.2)
8℃	余剰汚泥	A	0.88	4.76	1429	658
		B	0.05	0.23	68	0
		C	(5.7)	(4.8)	(4.8)	(0)
	消化汚泥	A	1.93	8.09	2600	1106
		B	0.04	0.32	12	0
		C	(2.1)	(4.0)	(0.5)	(0)

※ A 含有量 (mg/kg)

B 溶出量 (mg/kg)

C $\frac{\text{溶出量}}{\text{含有量}} \times 100(\%)$

なお乾燥汚泥 1 kg 当りの溶出量は次式によって算出した。

$$\frac{(24\text{時間後のろ液の重金属}) \times 2 - (\text{汚泥ろ液の重金属})}{\text{汚泥の固形物量}}$$

海水との混合攪拌による24時間後の溶出量は含有量の 0 ~ 7.8% になり、余剰汚泥は消化汚泥よりも重金属を溶出しやすい傾向を示した。

一方、S47年度の土木学会が行った汚泥中重金属の海水中への溶出実験によれば、金属の 0 ~ 10%⁵⁾ 程度が海水に溶出するとしており、本実験結果は土木学会の結果とはほぼ一致するものであった。(表Ⅲ-7、表Ⅲ-8)

表Ⅲ-7 各汚泥の総金属平均溶出量

		A 処 理 場		B 処 理 場		C 処 理 場	
		濃縮汚泥	脱水汚泥	返送汚泥	濃縮汚泥	初沈汚泥	返送汚泥
総 金 属	mg / g	0.84 *	0.72	0.48	0.78	0.39	0.49
	%	4.1	3.1	1.9	5.7	3.6	4.7

注 * 6時間の平均値を示している。

表Ⅲ-8 A処理場濃縮汚泥からの各金属の溶出量

		Zn	Cu	Pb	Cd	As	Hg
						mg/kg	mg/kg
溶 出 量	mg / g	0.22	0.16	0.001	0.031	0.74	0 *
	%	5.1	9.2	0.2	2.6	4.9	÷ 0

注 * 直接法では検出できなかった。

(財) 土木学会

下水汚泥の処理処分および利用に関する研究、報告書、昭和47年度版

2-2 好気条件下での下水汚泥の性状変化 — 長期間での溶出 —

下水汚泥を海洋還元する場合、汚泥は粒径等の違いにより、大きく分けると沈殿するものおよび浮遊するものに分かれる。一方、生態系からみると、それぞれ影響を受ける生物相が異なるものと考えられる。

このようなことから、汚泥を海水と混合したのち、その分離の状態別の性状を把握し、また、それぞれを好氣的条件下においた際の性状変化を検討した。

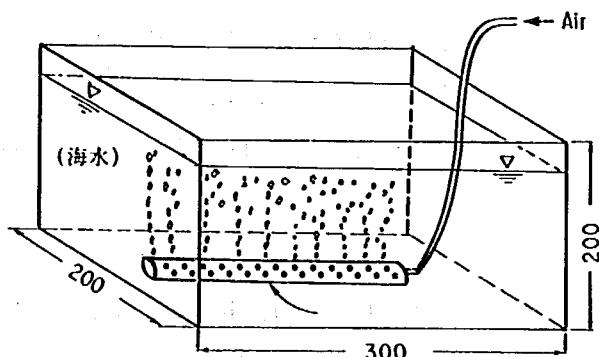
(1) 実験方法

装置は図Ⅲ-22に示したような深さ20cm、幅20cm、長さ30cmの水槽とし、散気管によるエアレーションが可能なものとした。なお、この実験装置は20℃に保つため恒温室にセットした。

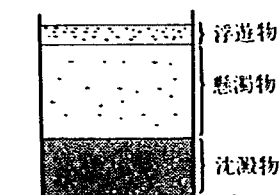
供試汚泥および供試海水は前記の沈降、水路実験のものと同様であり、次に示す前処理をしたのち、

実験に供した。

- ① 汚泥と海水をそれぞれ50ℓずつ強混合後、静置し、図Ⅲ-23に示したような3段階に分け、2ℓずつ採取した。なお、汚泥は余剰汚泥と消化汚泥である。
- ② 実験水量は10ℓで、浮遊物、懸濁物、沈殿物をそれぞれ別々に容量比で10%の割合で混合した。



図Ⅲ-22 汚泥性状試験の実験装置



図Ⅲ-23 汚泥の沈降状況

測定項目および測定方法は表Ⅲ-9に示すとおりであり、測定頻度は実験スタート時、1、2、3ヶ月経過後の4回とした。

測定対象は以下の通りであり、汙液は遠心分離機により10分間 3000 rpm で得られる上澄水をGF-Cで汙過したものである。

a) 実験開始時

- ① 余剰汚泥および消化汚泥とそれぞれの汙液
- ② 海 水
- ③ 図Ⅲ-23によって得られた3層およびその汙液

b) 経月時

- ① 実験槽の汙液

表Ⅲ-9 測定項目および測定方法

測 定 項 目	測 定 方 法
T-N	ケルダール分解法、インドフェノール法
T-P	混合指示薬法
SS, VSS	ろつば法(遠心分離)、600℃、2時間強熱
Pb, Cu, Zn, Cd, Cr	原子吸光法
As	アルセナイト法(吸光光度法)
Hg	還元気化原子吸光法

(2) 実験結果及び考察

a) 汚泥の分離状態別の重金属類濃度の相違

図Ⅲ-24～Ⅲ-25に、余剰汚泥、消化汚泥、および、上層、中層、下層で採取したものの分析結果を示した。

① 余剰汚泥

上層、中層、下層の相違は、どの項目でも下層に多く分布しており、上層と中層との差はあまりみられない。しかし、As、Pb は、中層部ではほとんど検出されていないが、上層部で検出され、とくに As で顕著であった。一方、汙液中に比較的多く検出されたものは Hg であり、他は、Total の分析結果で検出されてもほとんど汙液には検出されていない。

② 消化汚泥

消化汚泥も余剰汚泥と同様、重金属類の多くは下層部に移行し、上層、中層部にはほとんど検出されない。しかし、消化汚泥でも、中層より上層のほうに多く検出される傾向があり、この傾向は、As、Pb、Hg の項目にみられた。また、汙液中に比較的多く検出されたものは Hg であり、いずれも余剰汚泥と同様であった。

b) 海水混合下における重金属類の溶出

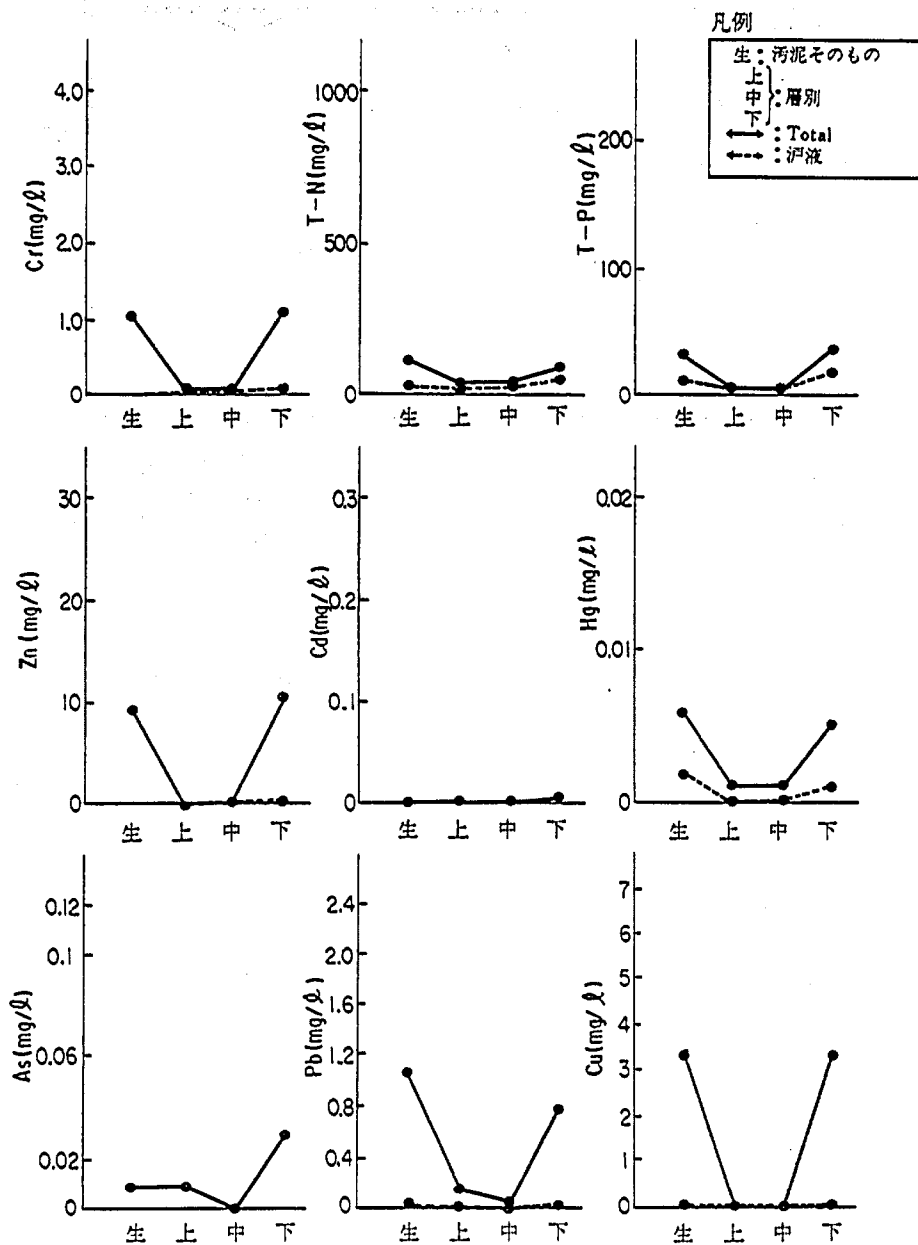
図Ⅲ-26～Ⅲ-27に海水混合下における重金属類の溶出の経月変化を示した。余剰汚泥、消化汚泥とも、重金属類の増減に関してはある一定の傾向が見い出せなかった。また、総じて濃度が低くそのため図中の Y 軸のスケールからみても濃度差を議論できるものではないと思われる。

なお、窒素濃度は経月的にあまり変化がみられなかったが、磷は、増加する傾向にあり、とくに消化汚泥で顕著であった。

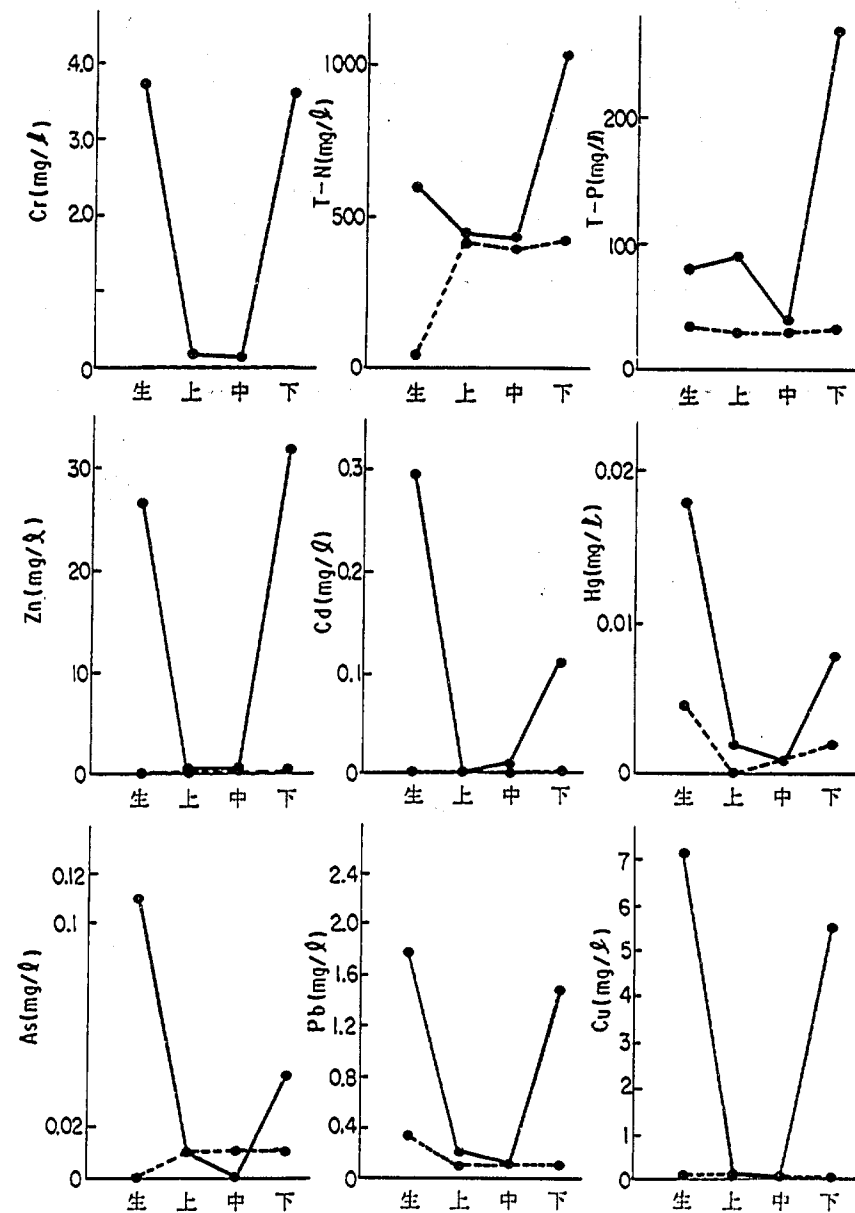
c) まとめ

下水汚泥を海洋還元することにより、汚泥中の重金属類は浮遊する汚泥にとくに多く含まれることはなく、その多くは沈殿（沈降）した汚泥に含まれる。また、好氣的であれば、重金属類が溶出してイオン化することはない。

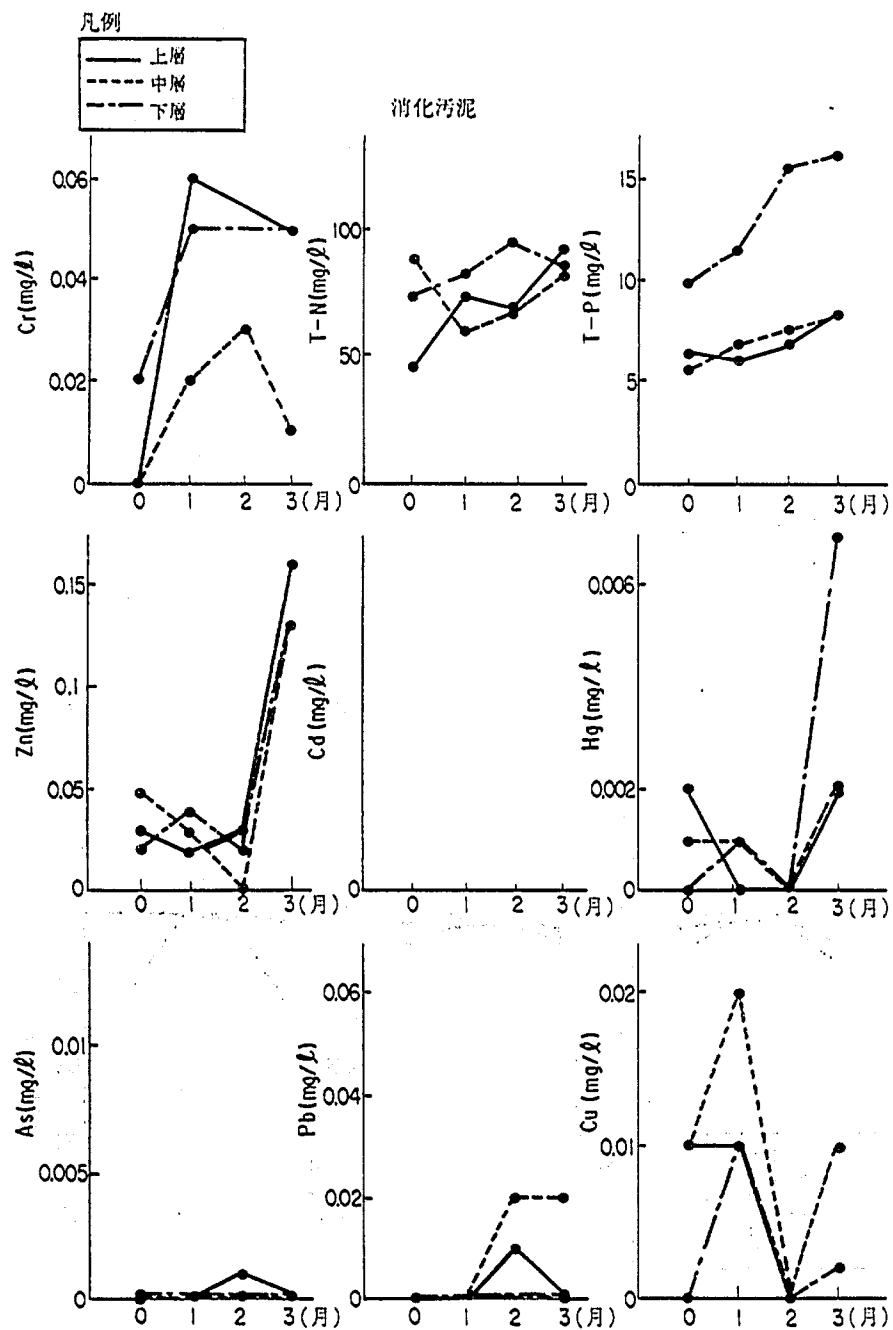
このようなことから、汚泥中に含まれる重金属類の影響を受けるのは、多くは底生生物であると思われる、海水中で浮遊する動植物プランクトンに対してほとんど影響がないであろうと推察される。



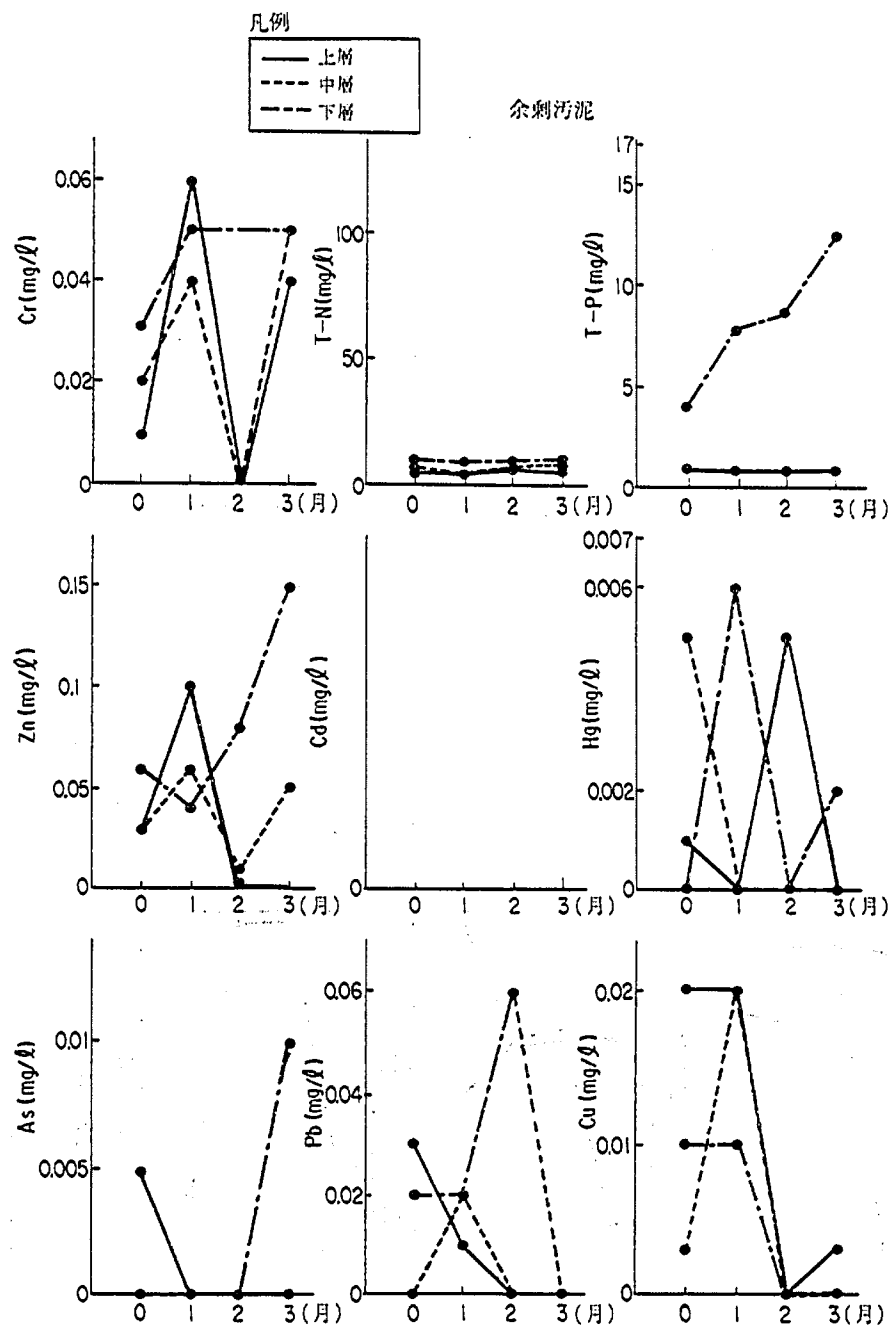
図Ⅲ-24 海水混合後の余剰汚泥の層別の相違



図Ⅲ-25 海水混合後の消化汚泥の層別の相違



図Ⅲ-26 海水混合下における重金属類の溶出（消化汚泥）



図Ⅲ-27 海水混合下における重金属類の溶出（余剰汚泥）

3. 消化汚泥投棄海域における影響調査

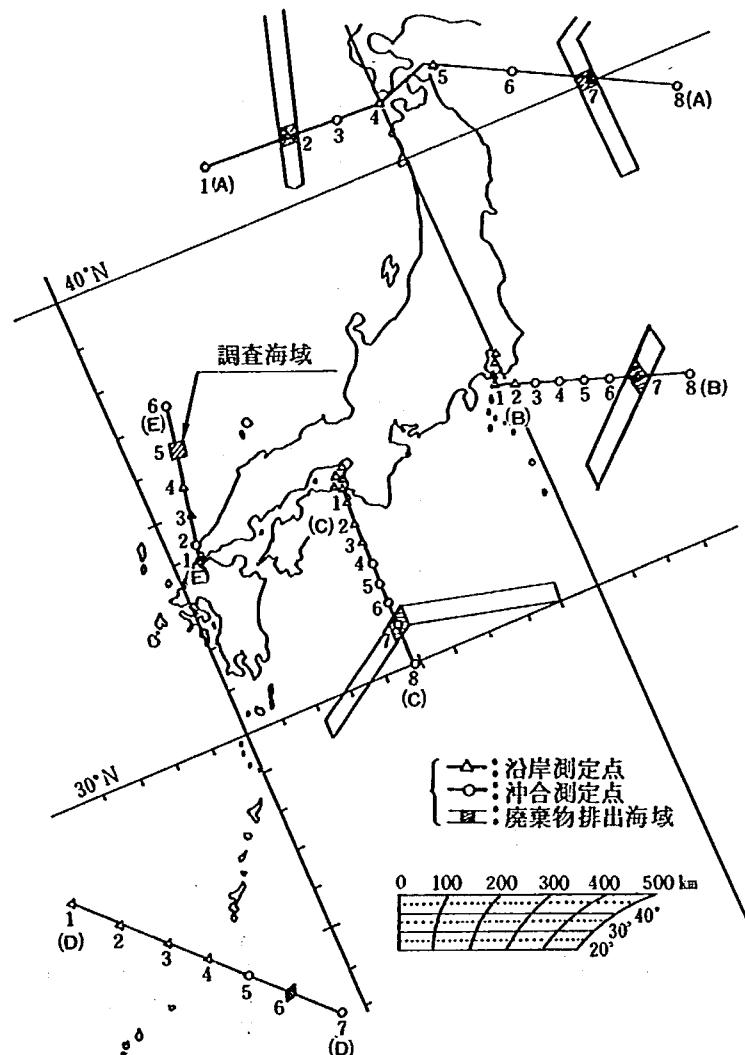
1. 目 的

本調査は、実際に消化汚泥を海洋投棄している北九州沖の日本海において、投棄船から消化汚泥が投棄された際の一時的な水質への影響を把握するために行ったものである。

2. 調査方法

(1) 調査海域

調査海域は図Ⅲ-28に示した、北九州沖の汚泥投棄海域である。



図Ⅲ-28 調査海域

(2) 調査日及び回数

調査は昭和57年の3月で1. 10. 19日の3日実施した。

(3) 調査内容

調査は、汚泥投棄による汚泥の拡散と、その水質への影響を把握するために、投棄前、投棄中、投棄終了後に汚泥投棄地点で連続的に採水を行い、水質分析を行ったものである。

① 調査項目

現場観測項目 —— 天候、気温、湿度、水温、透明度、水色、風向、風速、波浪、pH、視程

室内分析項目 —— 浮遊物質（SS）、化学的酸素要求量（COD）、クロロフィルa 濁度

② 採水、水質分析方法

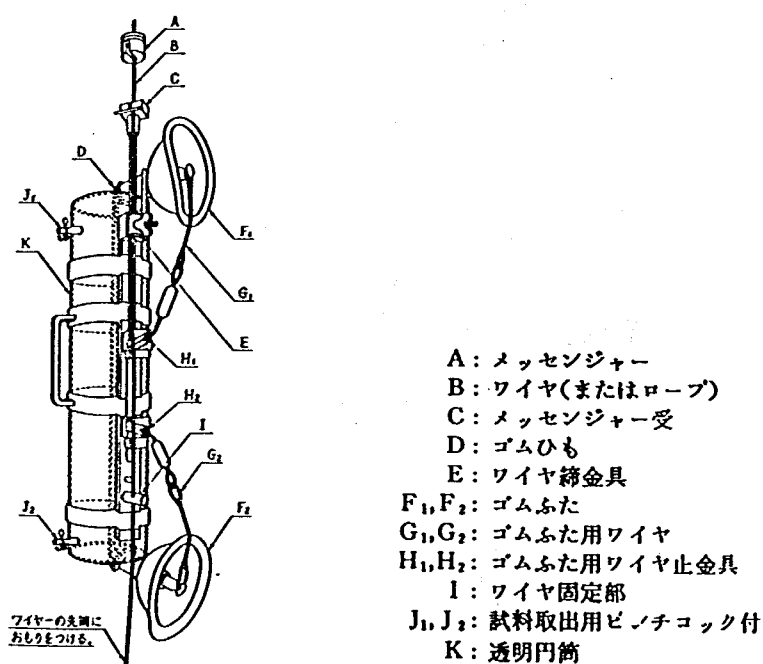
採水層は投棄前、投棄後には海面下0.5. 10. 15. 20.mの5層、投棄中（航走中）は表層（0 m層）について5地点で採水した。投棄中の採水地点は投棄船が動いているため投棄開始から終了までの予定時間を等分して決定した。

採水はバンドン型採水器（図Ⅲ-29）を用い、採水サンプル量は表Ⅲ-10に示した通りである。

現場での観測方法及び水質分析方法は表Ⅲ-11に示した通りである。

表Ⅲ-10 採水サンプル量及び保存法

項 目	容 器	固定および保存法	備 考
SS	1ℓポリ	冷 暗 所	
COD	250 cc ポリ	CuSO ₄ 液1 cc 添加後保冷	
濁 度	250 cc ポリ	冷 暗 所	
クロロフィルa	2ℓポリ	保 冷	
土 研 用 試 料	500 cc ポリ	保 冷	



図Ⅲ-29 バンドン採水器

表Ⅰ－11 観測方法および分析方法

項 目	方 法	備 考
現 場 観 測 項 目	天候・視程	目視により観測
	気温・湿度	アスマン乾湿計により測定
	水 温	棒状温度計（1/10 目盛）により測定
	透 明 度	30 cm 径セッキ板により測定
	水 色	フォーレル水色計または日本色研色名帳により測定
	風向・風速	ビラム風向・風速計により測定
	pH	ポケット pH 計により測定
	波 浪	目視により観測
分 析 項 目	SS	JISK 0102
	COD	JISK 0102
	濁 度	JISK 0101

3. 調査結果及び考察

(1) 汚泥の投棄状況

投棄船は北九州市のA処理場の消化汚泥を海洋投棄する専用船であり、1回の投棄量は約800 kℓで投棄速度は13.5 kℓ/分もしくは24 kℓ/分であり、船は一定速度で船行しながら投棄するものである。

調査時の投棄状況は、船の後部よりスクリューに向かって投棄速度13.5 kℓ/分で連続的に1時間行い、その総量は810 kℓ程度であった。

なお、投棄した汚泥は含水率95%の消化汚泥であった。

(2) 気象及び概況

調査時の気象及び海況（波向、波高等）は表Ⅰ－12～表Ⅰ－14に示した通りである。

調査時の海況は、3回とも風速が8～12 m/Sと速く、波高が1～3 mであり、やや荒れた状態であった。

(3) 水質への影響

投棄前、投棄中、投棄後の水質測定結果は表Ⅰ－12～表Ⅰ－14に示した通りである。

投棄前はSS、COD、濁度はそれぞれ1～4 mg/ℓ、0.9～1.8 mg/ℓ、1度前後であった。これが投棄中では、それぞれ19～98 mg/ℓ、7.4～16 mg/ℓ、14～62度と水質が悪化しており、SSで最大33倍、CODで最大23倍、濁度が最大60倍以上にも達した。

一方、投棄後、（投棄終了直後）の水質を見ると、SS 1～6 mg/L、COD 0.8～1.6 mg/L 濁度1度前後と投棄前と同等の水質であった。

このような投棄前、中、後での水質変化は、投棄された消化汚泥の海水との混合、希釈拡散を反映するものと考えられる。

すなわち、800kL 程度の消化汚泥の投棄では投棄された汚泥は瞬時に大量の海水により希釈、拡散されるため、その影響は極く一瞬であり、一時の水質悪化も全く海洋生物への影響がない程度のものであった。

なお、海洋投棄の影響については、投棄時の汚泥の拡散状況及び汚泥の消長の把握や長期的なモニタリングが重要であり、実海域での長期的観測等が期待される。

表Ⅳ-12 採泥投棄海域における海水調査結果 (1)

項目 \ 時期	投 棄 前					投 棄 中					投 棄 後					備 考
月 日	3月1日					3月1日					3月1日					
時 刻	8:40 ~ 9:15					9:30	9:40	9:50	10:10	10:20	10:25 ~ 10:55					
天 候 (雲量)	小雨 (10)					小雨 (10)					小雨 (10)					
視 程 (km)	20					-					20					
水 色	3					-					3					フォーレル水色計による
気 温 (℃)	10.5					-					7.2					
湿 度 (%)	71					-										
風 向	NNE					-					NE					
風 速 (m)	8					-					8					
波 向	NNE					-					NE					
浪 高 (m)	1					-					1					
透明度 (m)	15					-					14					
採取層 (m)	0m	5m	10m	15m	20m	0m	0m	0m	0m	0m	0m	5m	10m	15m	20m	
採取水温 (℃)	11.4	11.4	11.4	11.4	11.4	11.4	11.4	11.2	11.3	11.4	11.4	11.3	11.3	11.3	11.3	
現 場 pH	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	
SS (mg/l)	1	1	1	1	2	40	32	30	28	46	1	1	1	1	1	
COD (mg/l)	1.2	1.0	1.2	1.0	1.2	10	10	10	9.4	28	1.6	1.2	1.0	0.8	0.9	
濁 度 (mg/l)	<1	<1	<1	<1	<1	24	16	18	14	62	<1	<1	<1	<1	<1	
採 取 位 置	8:35 35°36.7' N, 130°39.7' E 9:15 35°36.6' N, 130°38.6' E					投棄開始 7:23 35°36.5' N, 130°38.5' E 投棄中反転 10:05 35°39.3' N, 130°41.8' E 投棄終了 10:23 35°36.7' N, 130°39.7' E					10:23 35°36.7' N, 130°39.7' E					

表Ⅲ-13 採泥投棄海城における海水調査結果 (2)

	投 棄 前					投 棄 中					投 棄 後					備 考
月 日	3月10日					3月10日					3月10日					
時 刻	8:30~9:15					9:30	9:40	9:50	10:05	10:15	10:25~10:40					
天 候 (雲量)	快晴 (0)					快晴 (0)					快晴 (0)					
視 程 (K μ)	30					-					30					
水 色	3					-					3					フォーレル水色計による
気 温 (°C)	18.2					-					18.5					
湿 度 (%)	39					-					38					
風 向	WSW					-					WSW					
風 速 (m)	10					-					10					
波 向	W					-					W					
浪 高 (m)	1.5~2					-					2~2.5					
透明度 (m)	15					-					14					
採取層 (m)	0m	5m	10m	15m	20m	0m	0m	0m	0m	0m	0m	5m	10m	15m	20m	
採取水温 (°C)	12.6	12.6	12.6	12.6	12.7	12.5	12.5	12.6	12.5	12.6	12.5	12.5	12.5	12.5	12.5	
現 場 pH	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	
SS (mg/l)	2	2	3	1	1	32	49	19	42	44	2	3	3	6	5	
COD (mg/l)	1.0	1.2	1.2	1.1	0.9	10	16	7.6	10	10	1.6	1.0	0.9	0.8	0.9	
濁 度 (mg/l)	<1	<1	1.2	<1	<1	37	34	15	37	31	<1	<1	<1	<1	<1	
採 取 位 置	8:17 35°37.0' N, 130°38.0'E					投棄開始 9:21 35°37.3' N, 130°38.3' E 投棄中反転 9:52 35°39.0' N, 130°42.0' E 投棄終了 10:19 35°38.0' N, 130°40.2' E					10:42 35°37.2' N, 130°41.2' N					

表Ⅲ-14 採泥投棄海域における海水調査結果 (3)

	投 棄 前					投 棄 中					投 棄 後					備 考
月 日	3月19日					3月19日					3月19日					
時 刻	9:17~9:47					10:00	10:10	10:20	10:30	10:40	10:50~11:07					
天 候 (雲量)	曇 (7)					曇 (10)					曇 (10)					
視 程 (Kμ)	25					-					20					
水 色	3					-					3					フォーレル水色計による
気 温 (℃)	12.5					-					12.7					
湿 度 (%)	58					-					59					
風 向	ENE					-					ENE					
風 速 (m)	12					-					12					
波 向	N					-					N					
浪 高 (m)	2.5~3					-					3					
透明度 (m)	15					-					14					
採取層 (m)	0m	5m	10m	15m	20m	0m	0m	0m	0m	0m	0m	5m	10m	15m	20m	
採取水温 (℃)	13.0	13.1	13.0	12.8	12.8	12.9	12.9	12.8	12.8	12.8	12.8	12.8	12.8	12.8	12.8	
現 場 pH	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	8.0	8.2	8.2	8.2	8.2	8.3	8.3	8.3	8.3	8.3	
SS (mg/L)	3	4	2	2	3	96	98	160	19	25	2	2	3	3	3	
COD (mg/L)	1.8	1.6	1.6	1.0	1.4	9.9	10	10	9.6	7.4	1.1	1.2	1.4	1.0	1.2	
濁 度 (mg/L)	1.2	1.4	1.6	1.0	<1	32	28	32	14	20	<1	1.3	1.2	1.2	1.7	
採 取 位 置	9:17 35°36.2' N, 130°39.8' E					投棄開始 9:50 35°36.0' N, 130°39.3' E 投棄中反転 10:23 35°39.0' N, 130°42.3' E 投棄終了 10:49 35°37.3' N, 130°40.0' E					11:07 35°37.3' N, 130°39.5' E					

Ⅳ 下水汚泥中の細菌と海水中での挙動

1. 下水汚泥中の細菌

汚泥にはいろいろなバクテリアやウイルスも含まれており、病原性のものもあれば非病原性のものもある。汚泥の処理が適切であれば、病原菌のコントロールにもなり、逆の場合では病原菌を自然界に散布することにもなりかねない。Lecleic (1973)によれば嫌気性、好気性のいずれの消化プロセスとも汚泥中のサルモネ菌と腸内細菌は減少するが、その他の病原菌には菌数の減少が見られない¹⁾。またバクテリアをコントロールする面からいえば、石灰および熱処理は効果的であるが、凍結および超音波処理は何んらの効果をも持たなかった。

Grigoryeva ら (1969) の研究によると、下水汚泥を嫌氣的に30日間加温消化しても汚泥中の Coxsackivirus (B5)²⁾ はそのまま生存しているし、大腸菌 (0111) も10日間生き続けることができた。また、フェージは9日間の加温消化に耐えることができた。Lund ら (1973)³⁾ は汚泥からウイルスを分離固定する研究を行った結果、汚泥の最終処分には特別な配慮が必要であることを強調しているが、これは活性のあるウイルスが常時汚泥中に含まれる可能性があるからである。

表Ⅳ-1に各種下水汚泥の細菌の実例⁴⁾を、表Ⅳ-2にコンポストによる微生物への影響の実例⁵⁾を示した。

表Ⅳ-1 汚泥中の微生物

	100 ml 当り		
	糞便性大腸菌 ($\times 10^6$)	サルモネラ	シュールドモナス
初 沈 汚 泥	11.4	460	46,000
散 水 汚 泥	11.5	93	110,000
生 余 剰 汚 泥	2.8	74	1,100
生 余 剰 汚 泥 (濃 縮 後) - B	20	9,300	2,000
生 余 剰 汚 泥 - C	2.0	2,300	24,000
嫌気性消化した初沈汚泥	0.39	29	34
好気性消化した余剰汚泥	0.66	150	100,000
嫌気性消化した余剰汚泥	0.32	7.3	1,000
初沈に鉄塩を投入した汚泥	32	460	21,000
初沈に石灰を投入した汚泥 (pH. 9.0)	32	1,500	24,000
初沈に石灰を投入した汚泥 (pH. 11.5)	0.014	< 3.0	< 3.0

表Ⅳ-2 コンポストによる微生物への影響

	(cells/g)	
	汚 泥	コンポスト
サルモネラ	87	< 5
糞便性大腸菌	2.7×10^7	< 8
全 大 腸 菌	4.4×10^8	< 8

2. 下水汚泥中細菌の海水中での挙動

下水汚泥を海洋還元した場合、大腸菌群等の挙動は受水の水利用に大きなかわりを持つ。つまり、海域の利用目的によって環境基準⁶⁾が定められており、水浴および生食用原料カキの養殖海域には、それぞれ 1000MPN/100ml 以下 70MPN/100ml 以下とされている。

本実験は、生汚泥、余剰汚泥、消化汚泥をそれぞれ 0.1～100% の間の 5 段階に分けて海水に混合した際の一般細菌、大腸菌群の消長を調査したものである。

2-1 大腸菌群の消長 (S56年度実験)

(1) 実験方法

汚泥と海水を混合比 (容量比) 0.1、1、5、10、20% の 5 段階に混合して、乾熱滅菌した 500 ml 三角フラスコに 300 ml ずつ分注後、アルミキャップをし、室温 15～20℃ にて静置培養した。静置したフラスコは定期的に攪拌し、酸素を供給した。

大腸菌群の測定は、1、3、5、10、24、48、72、96時間と経時的に行い、大腸菌群が検出されなくなった時点で終了するものとした。

大腸菌群の測定は、デスオキシコーレート培地を用いて、37℃ で 24 時間培養し、培地上に形成された大腸菌群のコロニー数を計数し、試料 1 ml 中の個数で表示した。ここでいう大腸菌群とは、グラム染色陰性、無芽胞の桿菌で、ラクトースを分解して、酸とガスを生成する好気性又は通性嫌気性の菌をいう。

汚泥の混合率が高い条件のものは、塩類を添加して塩分濃度を補正したものと補正しないものの双方について行った。

供試海水及び供試汚泥の特性を表Ⅳ-3 及び表Ⅳ-4 に示した。

表Ⅳ-3 供試海水の特性

項 目	測 定 値
pH	8.1
DO	7.8 mg/l
塩 分 濃 度	34.5 ‰
大腸菌群数	0 個/ml

(海水は伊豆半島沖の天然海水)

表Ⅳ-4 供試汚泥の特性

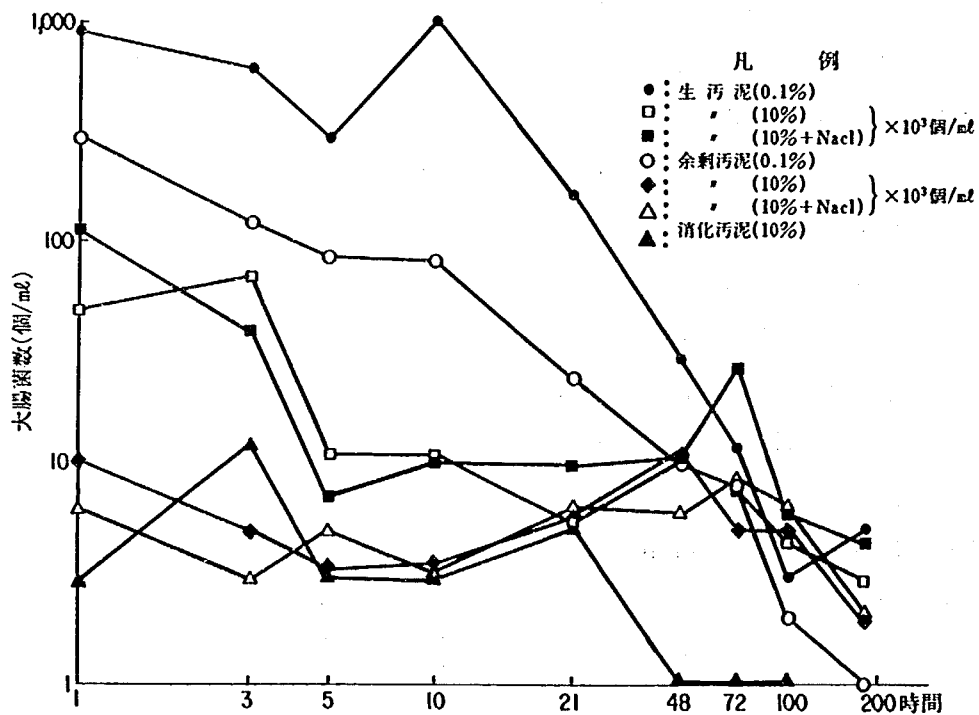
項目 \ 泥の種類	生汚泥	余剰汚泥	消化汚泥
汚泥濃度(%)	0.36	0.18	2.05
T-N (mg/l)	263	160	1,480
T-P (mg/l)	62.0	39.5	83.0
大腸菌群数 (個/ml)	4×10^6	8×10^4	$< 10^3$

(汚泥は八王子市北野下水処理場のもの)

実験に供した混合水の塩分濃度は、C_Lで15.5～19.4%と汚泥混合率が20%のケースで若干小さくなった程度であった。

(2) 実験結果及び考察

実験結果の1例を図Ⅳ-1に示した。まず余剰汚泥と海水を混合した場合であるが、0.1%では48時間後に10個/ml以下となり、168時間後には消滅した。1%では3時間後まで急減してその後、平衡状態で、10時間後から再び増加しはじめて、48時間後にピークを示してから減少しはじめたが、168時間目でもなお100個/mlの残留があった。5%の場合も同様に、一時期は急減して、そのまま平衡状態を保持した後に、再び増加するが、その後は、減少しはじめて168時間目は250個/mlの残留があった。10%と20%も同様の傾向を示しており、減少と増加の繰返しをしながら減少してゆく傾向を示して

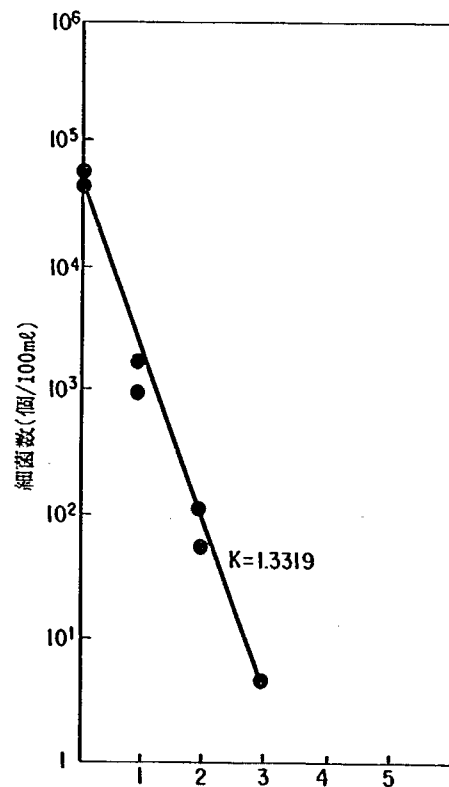


図Ⅳ-1 汚泥混合海水中の大腸菌の消長

いる。生汚泥の場合も増減の繰返しがみられ、余剰汚泥の場合と同様の傾向を示している。また、海水の塩分を調節した方もほとんど同じ傾向であり、塩分の濃度以外の大きな要因があるものと考えられる。嫌気性消化汚泥の場合は48時間程度で、大腸菌の消滅が認められた。

余剰汚泥と生汚泥の場合、1%以上汚泥を混合するとかなり長期間、大腸菌が生存するものと考えられるが、大腸菌の世代交代の時間は数10分であり、長期間の生存には何度となく世代の交代が行われることが必要である。大腸菌は非好塩菌で、JHB・Christian⁷⁾らによれば、増殖に耐えられるおよそのNaCl濃度範囲は0.0~4%であり、これは塩素の濃度で0.0~20%に相当する。したがって、本実験での塩素量が19%というのは、大腸菌にとって好条件ではないと考えられる。

また、汚泥が全くない場合についてN. Bruce⁸⁾らの実験によれば、図IV-2に示したようにE.Coli TYPE Iの大腸菌は指数関数的に減少し、再び増加することはないという結果を得ている。以上のことより、余剰汚泥と初沈生汚泥の添加により、ある種の緩衝体として外的刺激を和らげ、添加した汚泥が大腸菌の栄養源となるものと考えられる。



図IV-2 100%海水中でのE.Coli TYPE Iの生存曲線

2-2 大腸菌群及び一般細菌の消長(昭和57年度実験)

前年度(昭和56年度)の調査において、汚泥投入後の海水中での大腸菌の消長を調べたところ、大腸菌は、汚泥と海水との混合比にはそれ程影響されず、ほぼすべてのケースで減少と増加を繰り返しながら徐々に減少していく傾向にあるが、7日程度では消滅することはない。しかし、JHB,

Christian⁷⁾らによると、大腸菌は非好塩菌であり、海水中においては4～5日で消滅するとの見解もあり、57年度は、大腸菌だけでなく一般細菌も含めて実験を行い、その挙動を調査した。

(1) 実験方法

① 供試汚泥：八王子市北野処理場の余剰、生、消化汚泥の3種類である。汚泥は採取後、すみやかに大腸菌群、一般細菌数を測定し、冷蔵庫（4℃）で保存した。測定結果は表Ⅵ-5に示した通りである。

なお、消化汚泥に大腸菌が多量に検出されるのは汚泥の消化期間が十分でなかったためである。

表Ⅳ-5 供試汚泥の性状

項 目 \ 汚 泥	余剰汚泥	生 汚 泥	消化汚泥
大腸菌群数 (個/㎖)	1.2×10^5	3.4×10^6	1.4×10^5
一 般 細 菌 (個/㎖)	2.5×10^6	2.2×10^8	3.7×10^6
TS (㎎/ℓ) (内はVTS%)	5,040 (63.9)	14,200 (62.8)	22,690 (69.0)
SS (㎎/ℓ)	4,090	12,260	21,120

② 供試水

- (1) 天然海水；茨城県鹿島地先で採取後室温保存したもの
- (2) 滅菌海水；オートクレーブ127℃で30分間加熱した天然海水
- (3) 淡水；水道水

③ 培養条件

各汚泥をそれぞれの供試水と0.1～100%の希釈率になるように、混合し、500㎖の培養フラスコに300㎖づつ分注し、5、20、30℃の恒温室にて振とう培養した。

表Ⅳ-6に実験条件をまとめて示した。

④ 測定間隔：一般細菌数および大腸菌群数の測定は1、3、5、10、24、48、72、96時間および、7日目（168 h）とした。

⑤ 測定方法

(イ) 大腸菌群数の測定は、デスオキシコーレート培地を用いて、37℃で24時間培養し、培地上に形成された集落数を計数し、試料1㎖中の生菌個数で表示した。

56年度の実験では、汚泥の混合率が高いものについては食塩を添加して、塩分濃度を補正したものと補正しないものの双方について行ったが、一部の例外を除き、大腸菌群の消長に差が見られなかったので今回の実験では塩分の濃度補正は行わなかった。

(ロ) 一般細菌数は、標準寒天培地を用いて、37℃で24時間培養し、培地上に形成された集落数を計数し、試料1㎖中の個数で表示した。

表Ⅳ－6 各汚泥の混合率と供試水の温度

供試 汚泥	混合 汚泥率	海 水			滅菌海水			淡 水		
		温度 (℃)			温度 (℃)			温度 (℃)		
		5	20	30	5	20	30	5	20	30
余剰汚泥	0.1%		○							
	1	○	○	○		○			○	
	5		○							
	10		○							
	100		○							
生 汚 泥	0.1	○	○							
	1		○	○		○			○	
	5		○							
	10		○							
	100		○							
消化汚泥	0.1	○	○							
	1		○	○		○			○	
	5		○							
	10		○							
	100		○							
海 水	コントロール	○	○	○						
滅菌海水						○				
水道水									○	

(2) 実験結果及び考察

① 大腸菌群及び一般細菌の経時的消長

混合比1%の場合の結果を、図Ⅳ－2、及び図Ⅳ－3に示す。この両図を見てわかるように大腸菌数、一般細菌数共に、完全な減少傾向であるとは言い難い。この増加、減少を繰り返しながら全体としてやや減少というパターンは、他の実験ケースでも同様であり、また、56年度の結果ともほぼ一致している。

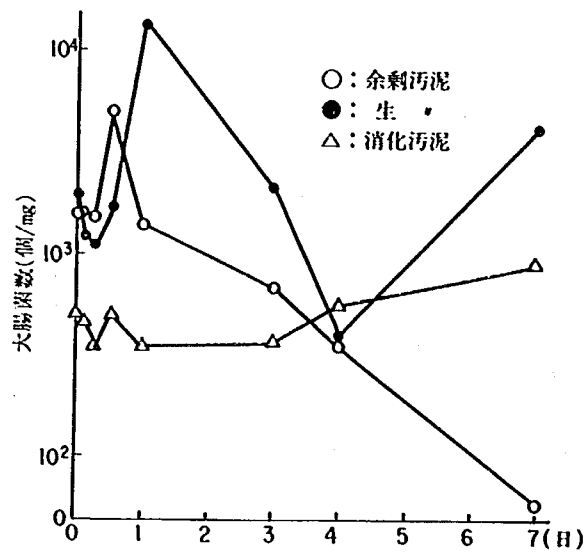
② 各種汚泥の混合率の差異による消長の相違

各種汚泥の混合率の差異により、一般細菌、大腸菌群ともに消長が異なるが、死滅速度でみると、消化汚泥の場合、一般細菌は汚泥混合率が変わっても0.038/日～0.077/日とそれほど変らない。

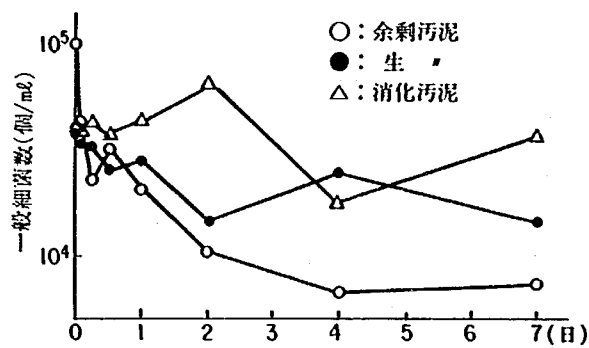
また、傾向的には大腸菌群も同様であった（表Ⅳ－7）。

余剰汚泥の場合、汚泥混合率が多くなるにつれ、一般細菌は死滅速度が大きくなるが大腸菌群は変っていない。

生汚泥の場合、一般細菌はある一定の傾向を示さないが、大腸菌群は、汚泥混合率0.1%のときだけ初期値より減少したが、その他の混合率では増加する傾向となった。



図IV-2 汚泥と海水の混合液中の大腸菌の消長（混合比1%）



図IV-3 汚泥と海水の混合液中の一般細菌の消長（混合比1%）

③ 死滅速度による比較

死滅速度は、表IV-7に示したように、汚泥の混合率が低い場合は大腸菌群のほうが大きく高い場合は一般細菌のほうが大きくなっている。また、表IV-7をみても理解されるように、増殖傾向にあったケースは特に、生汚泥に多く、消化汚泥、余剰汚泥の順となっている。

表IV-7 各汚泥別の細菌の死滅速度 (1/日)

混合率 (%)	余剰汚泥		生汚泥		消化汚泥	
	一般細菌	大腸菌群	一般細菌	大腸菌群	一般細菌	大腸菌群
0.1	0.226	0.672	0.094	0.374	0.058	0.034
1.0	0.266	0.494	1.051	—	0.038	—
5.0	0.703	0.082	—	—	0.062	0.134
10.0	—	0.180	0.175	—	0.077	0.026
100.0	1.596	0.432	—	—	—	—

<注> (—)印は増殖傾向にあったことを示す。

なお、どの汚泥でも混合率が0.1%の場合には、死滅速度として計算されており、実海域では、還元汚泥は海水により希釈され、今回実験した低濃度添加（0.1%の混合率）の場合と同じような状況となるものと考えられる。

④ 培養条件による消長の相違

1) 培養温度

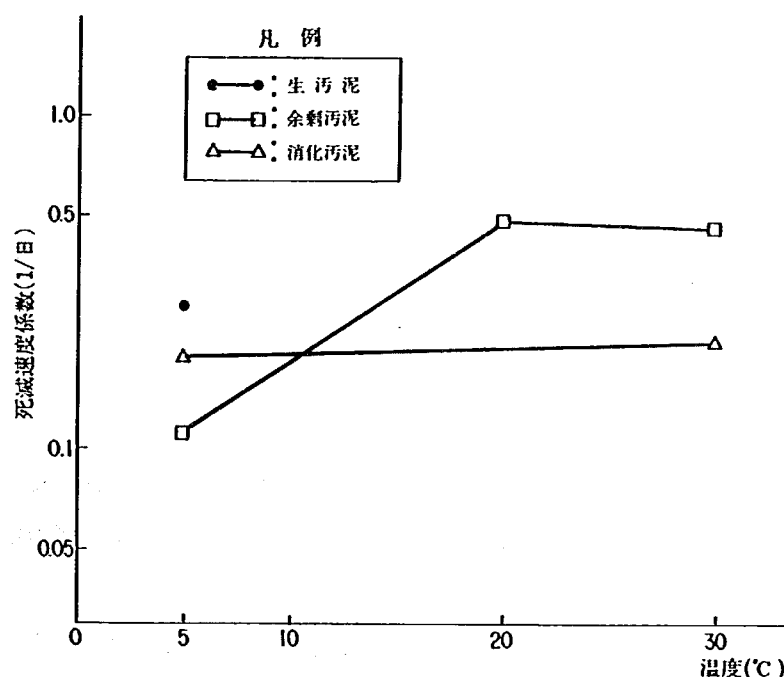
培養温度を5℃、20℃、30℃としたときの細菌類の消長は、一般細菌の場合、温度が高くなるにつれ死滅速度が高くなる傾向がみられたが大腸菌群は温度による影響は明瞭ではないようであった。（図IV-4）

表IV-8 海水の温度と死滅速度係数（1/日）（松本ら）

温度 汚泥速度	大腸菌群 死滅速度係数(1/日)		腸球菌 死滅速度係数 (1/日)
	平 板 法 [*]	MPN 法	
10℃	0.142	0.177	0.060
20℃	0.432	0.297	0.116
30℃	0.577	0.635	0.217

「下水道協会誌」Vol 13, No 141

* 本実験と測定方法が同じ



図IV-4 温度差による大腸菌群の死滅速度の変化

一方、大腸菌群の死滅速度を本実験結果と松本らの研究⁹⁾(表Ⅳ-8)とで比較すると、本実験では単純平均で0.27/日、範囲は、0.026~0.672/日であり、松本らの0.142~0.577/日と似かよった値となっている。

ⅱ) 静止培養と振とう培養

56年度の実験では静止培養であったのに対し、本実験では振とう培養を行ったが、両者には差がみられなかった。

なお、一般的には、激しい振動のもとでの培養は、菌体相互の衝突や摩擦により細胞が崩壊するとされているが、ある程度の振動はかえって増殖への刺激となるとも言われている。

ⅲ) 塩分補正

56年の実験結果では、汚泥添加後の海水の塩分濃度補正をしたものと、しない場合について大腸菌群の消長差を検討したが、差がないことがわかった。一般に海水の塩分濃度レベル以下では十分な栄養分があれば大腸菌群は十分増殖することができ、その増殖程度もあまりかわらないと言われている。

2-3 大腸菌群の補足消長実験

大腸菌の消長実験を他の文献と比較したが、数値的に近似しているものもあるが、データのバラツキがあり、実験期間が短かったため明確な傾向はつかめなかった。そこで、検体数を増しバラツキをカバーしつつ、また、実験期間も長くとした補足実験を行なうことにした。

(1) 実験方法

① 分析方法

原則的に希釈は3段階行ない、同一希釈のものを3つ培養した。

② 供試汚泥

生汚泥、余剰汚泥、消化汚泥の3つを供試汚泥とし、混合率をそれぞれ1%、10%の2段階とした。

③ 培養期間

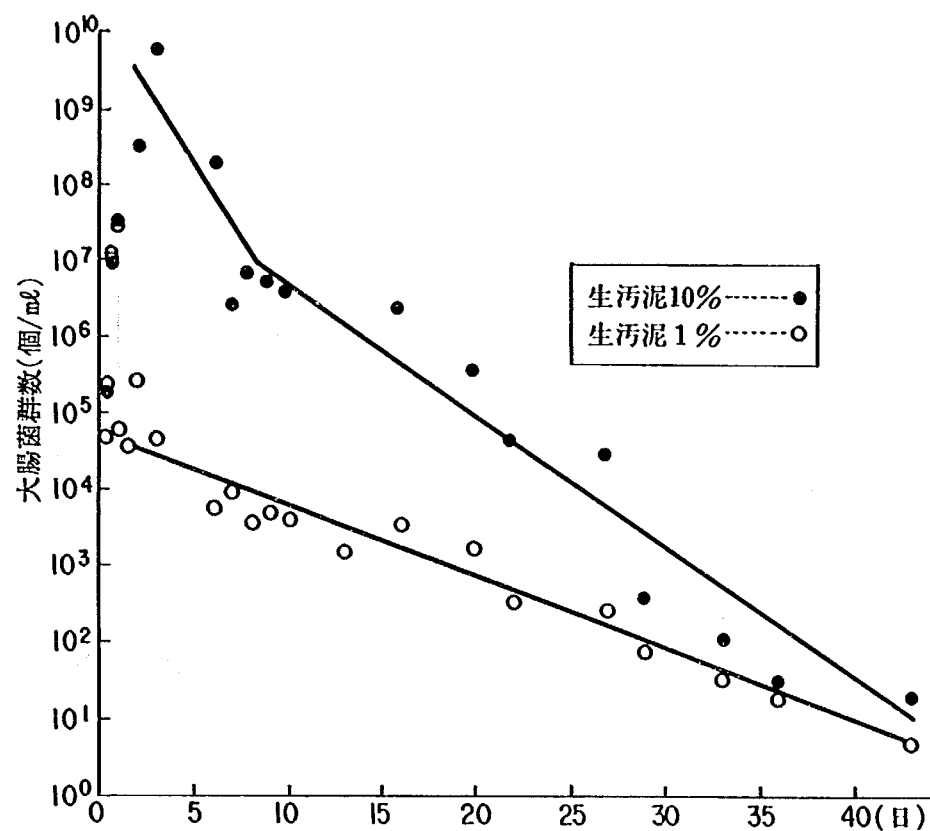
培養期間は、大腸菌がほぼ検出されなくなった時点で終了することにした。結果的には、消化汚泥で8日、余剰汚泥で33日、生汚泥で43日の培養を行った。

(2) 実験結果

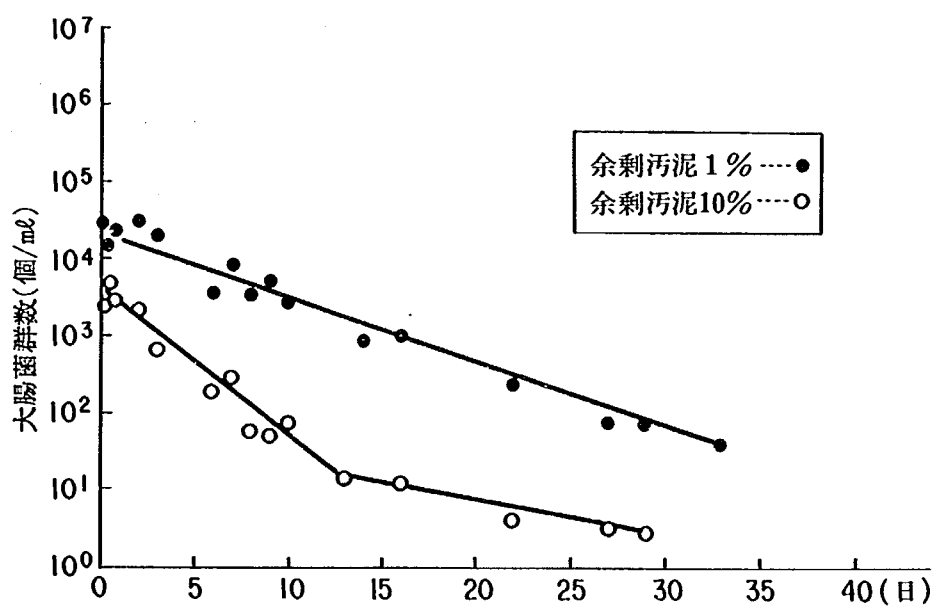
実験結果を図Ⅳ-5~Ⅳ-7に示す。

図Ⅳ-5に示した生汚泥は、1%、10%の混合率とも、培養後、いったん増殖する。この傾向は、余剰汚泥のケースでも見られるが生汚泥ほど顕著ではない。減少割合は、混合率10%の場合で $\times 10$ オーダー/5日程度、1%の場合でも、 $\times 10$ オーダー/5~7日程度である。

次に図Ⅳ-6に示した余剰汚泥の場合をみると、混合率10%より1%のほうが減少割合が大きいようにみえたが、前者はほぼ $\times 10$ のオーダー/8~10日であるのに対し、後者は $\times 10$ のオーダー/5~8日とあまり変らない。

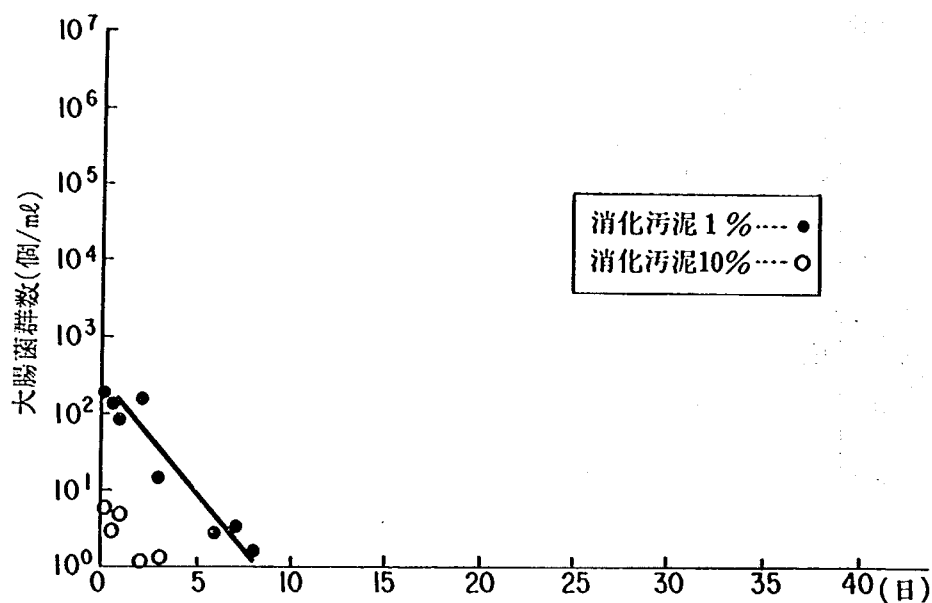


図IV-5 大腸菌群数の経日変化(生汚泥)



図IV-6 大腸菌群数の経日変化(余剰汚泥)

図Ⅳ-7の消化汚泥では、初期値も小さく、混合率10%でも8日でほぼ消滅した。この際の減少割合は約 $\times 10^1$ のオーダー／5～8日である。



図Ⅳ-7 大腸菌群数の経日変化 (消化汚泥)

以上のように、どの汚泥でも海水と混合することにより大腸菌群数は減少する。また、その割合は $\times 10$ オーダー／5日前後であり、供試汚泥により、また初期濃度（大腸菌群数）によりあまり変っていない。このことから汚泥を海洋還元することにより大腸菌群は、初期濃度にもよるが、還元直後に死滅するとは考えにくく、還元場所に十分注意が必要であろうと考える。

一方、東京都による大島沖での運搬船による濃縮生汚泥（含水率96%）1000 m³ の実投棄実験によれば、「速やかな攪拌混合によって汚泥が極めて稀薄されたため、一般細菌、大腸菌群数は予想外に少なかった。」という結果を得ており、今後実際の海域の状況（流れ、広さ）を踏まえた還元方法の検討が重要な課題であると考ええる。

V 下水汚泥中栄養塩の一次生産への効果

1. フェオダクチルム、クラミドモナスの大量培養

本実験は、海洋性植物プランクトンの重金属類の取り込みを検討する際に大量に必要な植物プランクトンを培養するための培養方法（特に最適汚泥混合割合）を決定することを主目的として行ったものである。

(1) 実験方法

a) 供試汚泥

供試汚泥は、東京都小台、八王子市北野の両下水処理場の余剰汚泥と消化汚泥で、その性状は表V-1に示した通りである。

表V-1 供試汚泥、供試海水の性状

項目	試料名 供試海水	小 台 処 理 場				北 野 処 理 場			
		余剰汚泥		消化汚泥		余剰汚泥		消化汚泥	
		前処理なし	あり	前処理なし	あり	前処理なし	あり	前処理なし	あり
COD (mg/L)	13	453	148	3910	319	408	756	3900	280
TS (mg/L)	—	1960	18500	14700	1,370	1,770	15,900	20,500	1190
T-P (mg/L)	0016	90.4	69.0	78.8	50.0	39.5	21.8	83.0	542
T-N (mg/L)	02	186	147	1450	642	160	83.8	1480	768
NH ₄ -N (mg/L)	—	—	82.8	—	498	—	42.5	—	641

<注> 余剰汚泥：前処理なしは、余剰汚泥そのものである。

前処理ありは、余剰汚泥の上澄水を捨てたのち、塩水を入れ10日間嫌気状態にしたものの上澄液である。なお上澄液はGF-Cの上澄液を用いた。

消化汚泥：前処理なしは、消化汚泥そのものである。

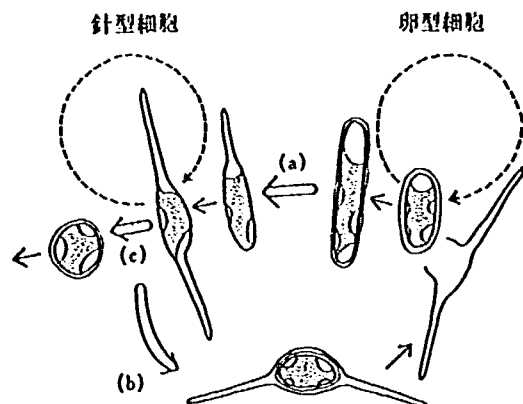
前処理ありは、消化脱離液をGF-Cで上澄液したものである。

b) 供試生物

① *Phaeodactylum tricornutum* (フェオダクチルム)¹⁾

ケイ藻類でニッチャ属に近く、図V-1に示すように、針状の細胞と卵型の細胞が相互に転換する性質があり、以下のような環境条件により、型変換が起こるとされている。

- 培養基の組成を適当に選ぶと1つの型だけが増殖する。たとえば、Ca²⁺イオンの濃度を低くすると卵型細胞だけが培養でき、高くすると、針型細胞だけが増殖する。
- 新しい培養液のなかで急速に増殖するときには針型細胞が多く、細胞密度が高くなると卵型細胞が多くなる。
- 針型細胞から卵型細胞への型変換は微量のゲルマニウムで阻害される。
- 型変換の頻度は培養基の無機塩の組成と濃度、pH等で大きく変動する。

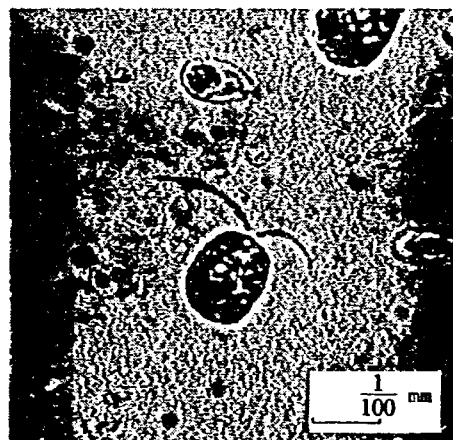


＜注＞ 右の卵型は分裂をくり返して卵型ばかりをつくる。条件によっては針型にかわる(a)、同様に針型だけでも増殖して卵型へかわる(b)。

図V-1 フェオダクチルム
(*Phaeodactylum tricornutum*)

② *Chlamydomonas snowiae* (クラミドモナス)²⁾

丸い形の単細胞の先端から二本のべん毛が出ていて、細胞内にはコップ形の大きな葉緑体がいっている簡単な形態の緑藻類である。種類は多く約150種ほどある。図V-2に示した種類は緑色になった植物の多い水中にしばしば見られるもので、縦に分裂して増殖する。



図V-2 *Chlamydomonas snowiae*
Printe (べん毛2本)

c) 培養条件

フェオダクチルム及びクラミドモナスの培養条件を表V-2に示した。

表V-2 培養条件

項 目	条 件
汚泥添加率(%)	0、5、10、15、25
種	7日間馴致培養を行った種 (10^6 Cells/ml)
水 温	20 ± 2 °C
光 条 件	2500~2800 lux
培 養 装 置	コイトロン (光、温度条件を一定に保った装置)
培 養 期 間	10日間
生 育 指 標	細胞数 (コールターカウンターにて測定)

(2) 実験結果

a) プランクトンの増殖量

図V-3～図V-10にフェオダクチルム及びクラミドモナスについて汚泥添加率別に、小台、北野両処理場の余剰、消化汚泥での増殖状況を示した。植物プランクトンの増殖は、汚泥の種類、処理場によって異なるが、生物種による相違を最大増殖時の細胞数で見ると、フェオダクチルムが $40 \sim 90 \times 10^5$ Cells/ml、クラミドモナスが $60 \sim 200 \times 10^5$ Cells/ml とクラミドモナスの方が1.5～2.2倍程多くなった。

表V-3に最大増殖となった汚泥の混合割合を示したが、供試プランクトン、供試汚泥および処理場間で、それぞれ汚泥混合比率が異なった。この原因としては、次の2つが考えられる。

- ① プランクトンによって、窒素、磷などの栄養要求、水環境に対する耐性が異なる。
- ② 汚泥に対しては、それぞれの処理場の流入背景が違ふことから当然、汚泥の基質も異なる。

b) 培養液の窒素及びリン濃度の影響

培養液中の窒素、リン濃度と細胞数の関係を図V-11～V-18に示した。

図V-11～図V-14に示したように、フェオダクチルムの場合、細胞数の増減は、消化汚泥の培養系では、窒素、磷濃度にあまり影響されていないようであるが、余剰汚泥の培養系では小台処理場の場合、磷濃度が高くなるにつれ、細胞数が少なくなっているように見える。一方、クラミドモナスの場合では、図V-15～図V-18に示したように消化汚泥の培養系で、窒素、磷濃度の双方が高くなるにつれ、細胞数が減っている。一方、余剰汚泥の培養系では磷濃度が高くなるにつれ、細胞数が増加する傾向にある。

このようなことから、クラミドモナスの場合は、ある窒素濃度範囲内で、磷濃度が増加すると、細胞数は多くなるが、その範囲内以上の窒素濃度になると、窒素が増殖の阻害因子となっているように見受けられる。

以上、下水汚泥の植物プランクトンの増殖への寄与という観点より見ると5～25%の汚泥添加率の範囲では栄養塩を添加したコントロールと細胞数を比較すると、その差はほぼ2倍以内であり、汚泥の存在が増殖の妨げの要因とはなっていないと考えられる。

したがって、汚泥中の固形物を除いたろ液を用い、適切な混合率で培養するならば、植物プランクトンの大量培養が可能であると言える。

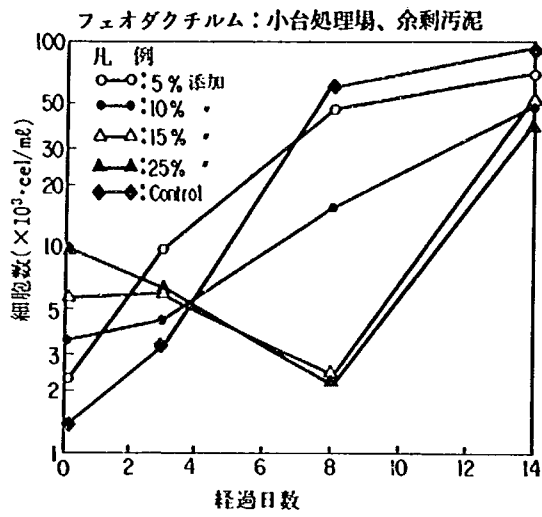


図 V-3 植物プランクトンの細胞数の経日変化(1)

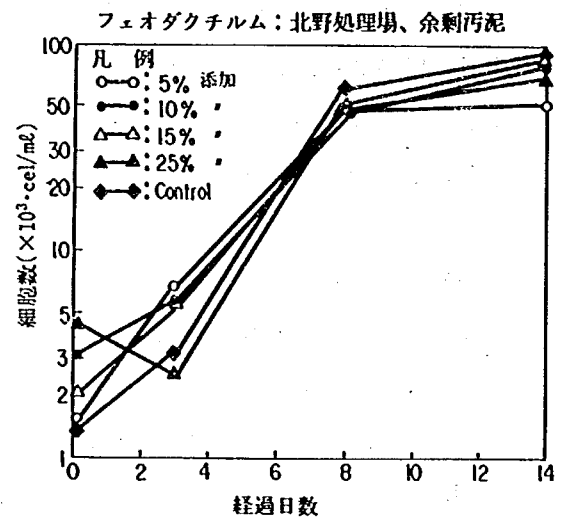


図 V-4 植物プランクトンの細胞数の経日変化(2)

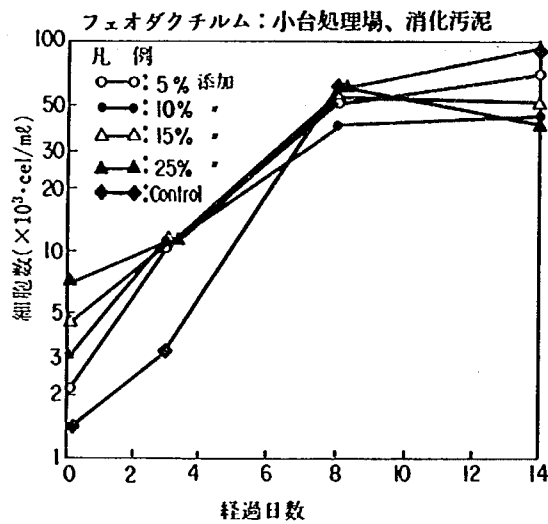


図 V-5 植物プランクトンの細胞数の経日変化(3)

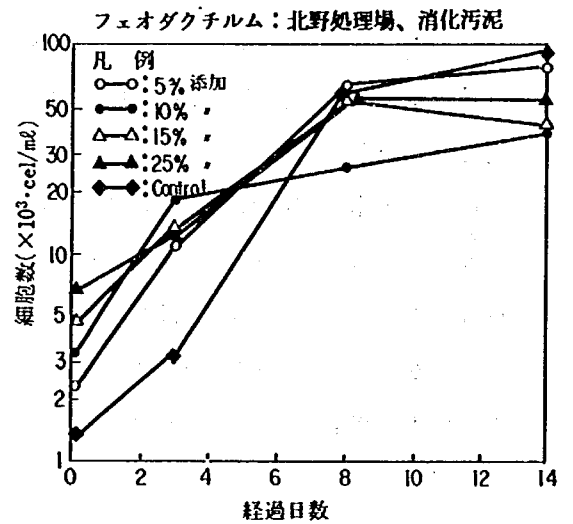
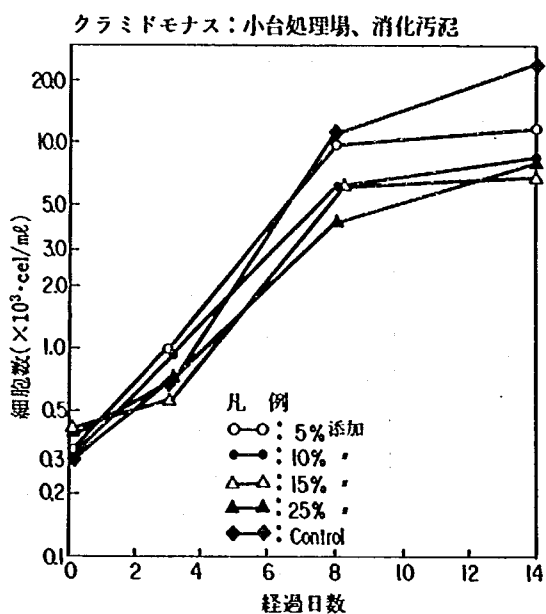
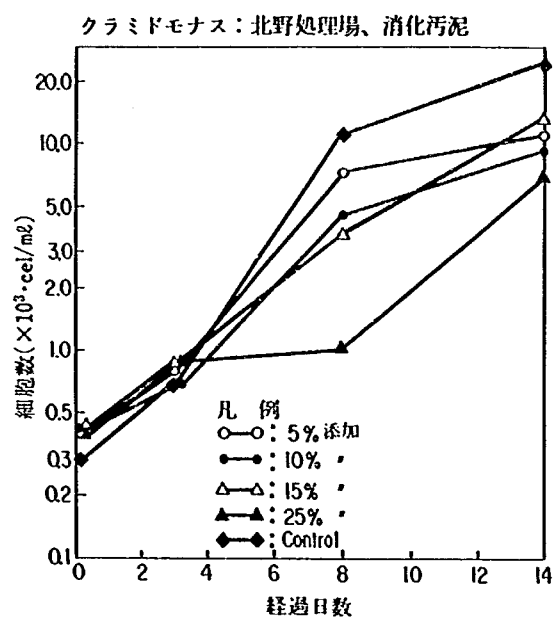


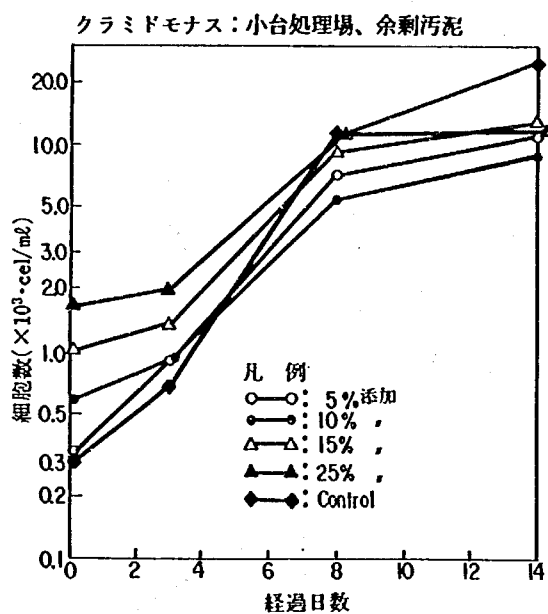
図 V-6 植物プランクトンの細胞数の経日変化(4)



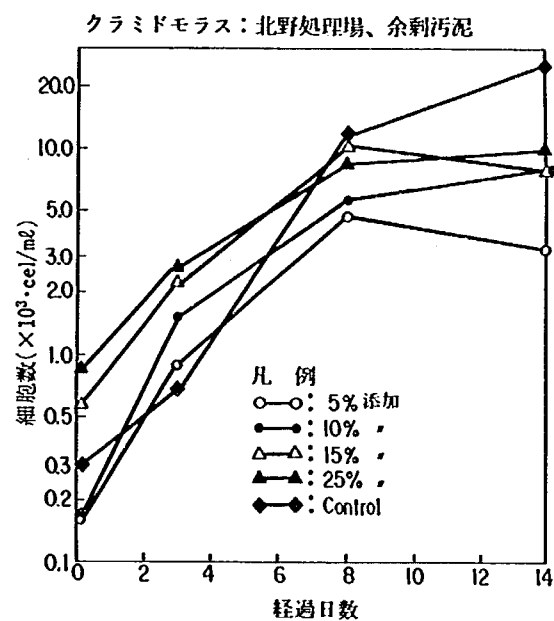
図V-7 植物プランクトンの細胞数の経日変化(5)



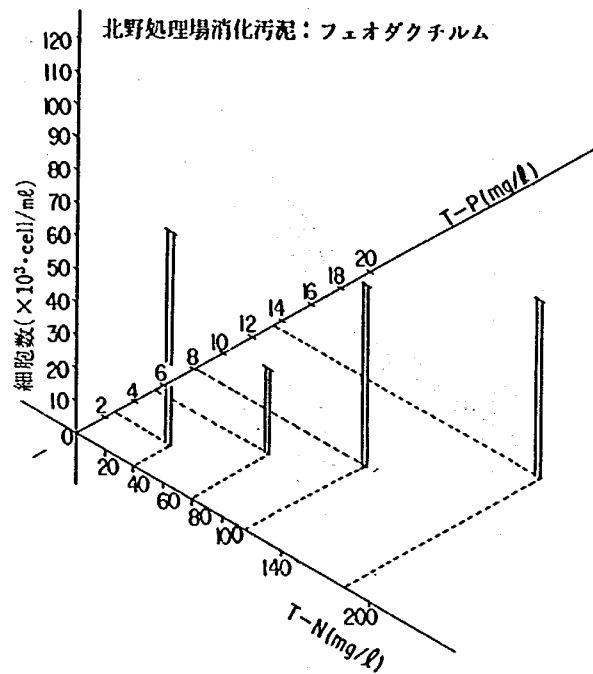
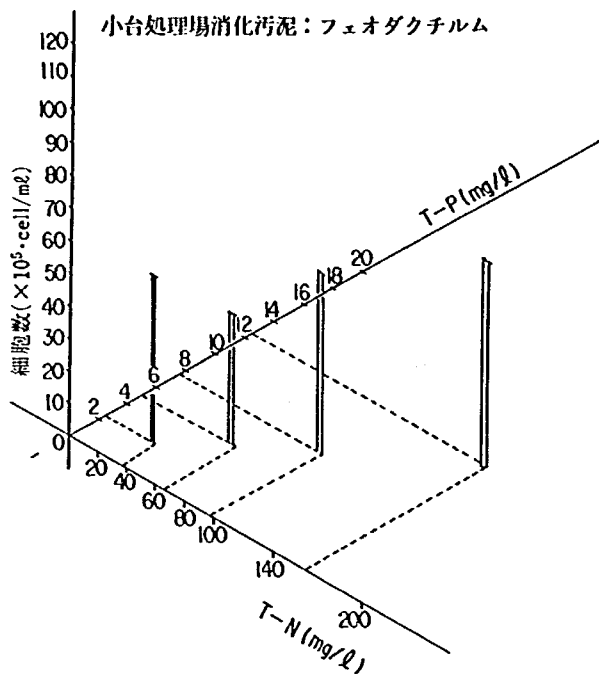
図V-8 植物プランクトンの細胞数の経日変化(6)



図V-9 植物プランクトンの細胞数の経日変化(7)

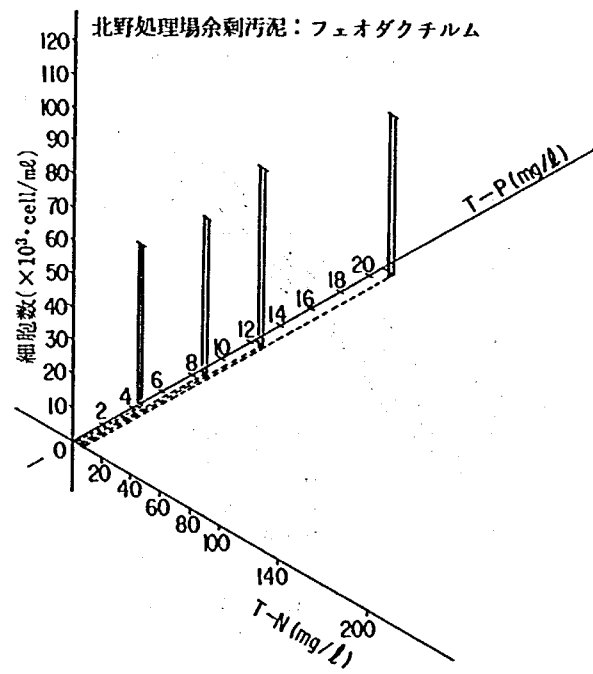
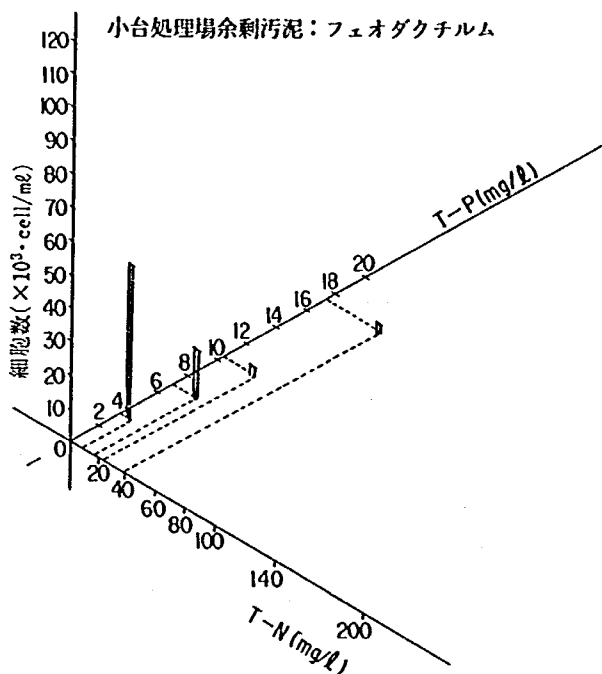


図V-10 植物プランクトンの細胞数の経日変化(8)



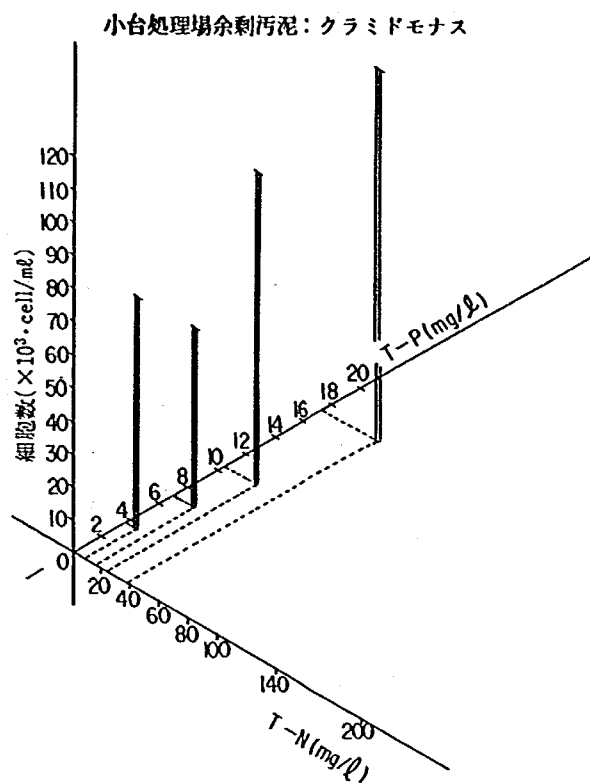
図V-11 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(1)

図V-12 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(2)

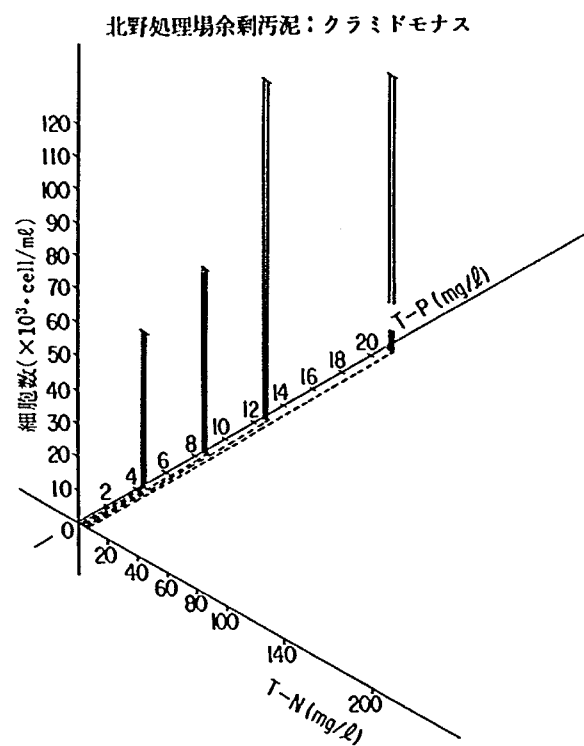


図V-13 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(3)

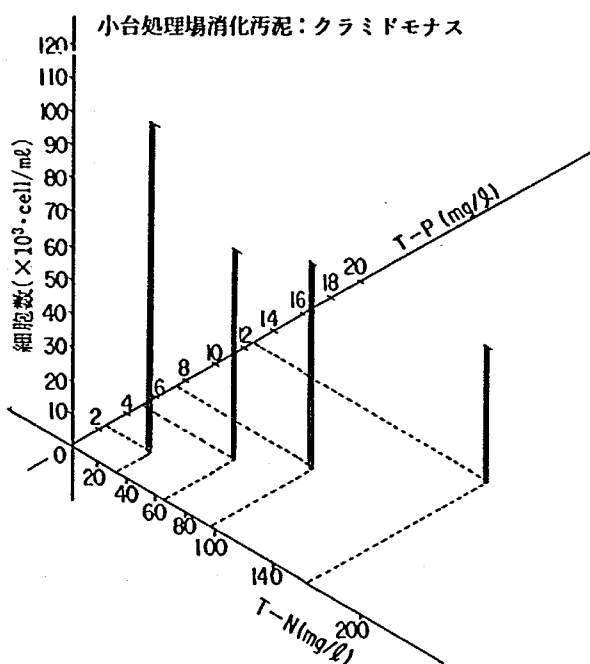
図V-14 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(4)



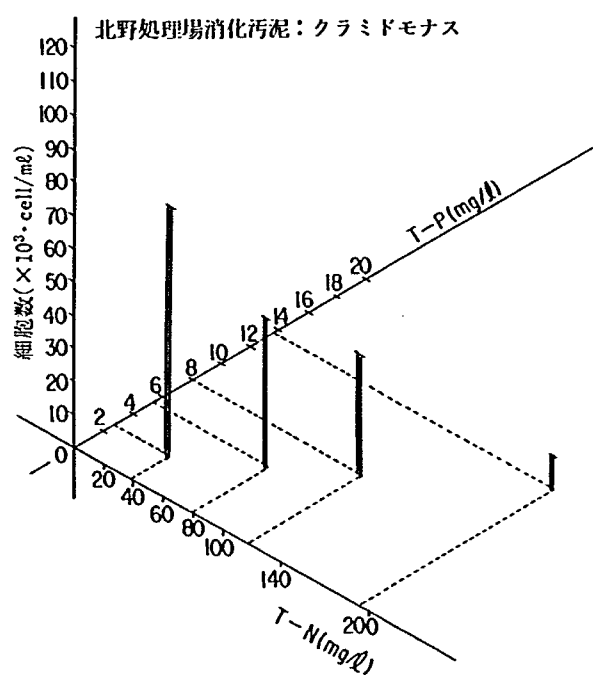
図V-15 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(7)



図V-16 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(8)



図V-17 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(5)



図V-18 培養液中の窒素・リン濃度と細胞数との関係(6)

2. クロレラ的大量培養

下水汚泥混合水（淡水及び海水）でクロレラを培養する実験により、クロレラの増殖に及ぼす汚泥の影響並びに、Ⅶ、Ⅷ章で述べる汚泥からの栄養塩、重金属の移行及び濃縮を明らかにすることを目的として行ったものである。

(1) 実験方法

a) 供試生物及び供試汚泥、海水の性状

① 供試生物

培養に用いたクロレラは、淡水、汽水、海水域に出現し、水産業における有用魚種の種苗生産³⁾においての第1次生産者（植物プランクトン）として重要な役割を担っている。

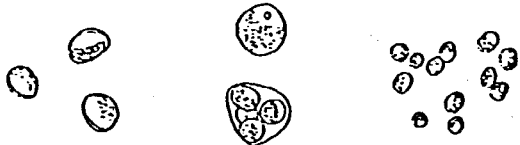
ク ロ レ ラ 属 *Chlorella* BEIJERINK

細胞は球形か、ほぼ球形に近く、単独または不規則な集団をなす。葉緑体は通常杯状で、ピレノイドの有無は決っていない。浮遊性のほかに他の動植物に寄生、共生するものもある。細胞の形だけで種名の決定は困難であり、種類は甚だ多い。

1. *Chlorella ellipsoidea* GERNECK オエキスティス科
細胞は楕円形で、ときに左右不相称のものもある。葉緑体は板状である。細胞の大きさ $7.5-95\mu \times 5-8\mu$ 。
分布：池沼、浄水場などに普通に出現する。

2.3. *Chlorella vulgaris* BEYERINCK オエキスティス科
細胞は球形で径 $5-10\mu$ 。通常単独で浮遊する。純粋培養では非常によく繁殖する。
分布：有機質に富んだ水域には湖、池沼、水溜りなど、どこにも産する普通種。

1 2 3



② 供試汚泥及び供試海水の性状

S58年度、59年度の2年間のクロレラ培養実験に使用した汚泥及び海水の性状は表V-4に示した通りである。

実験に供した消化汚泥は蒲郡市浄化センターのもの、海水は三河湾の汀線より約300 mの地下から汲み上げた地下浸透海水である。

表V-4 供試汚泥の性状

	消化汚泥		海 水	
	S58年度	S59年度	S58年度	S59年度
SS (mg/l)	28,300	14,900	2.0	2.0
含水率 (%)	97.2	98.5		
TOC (mg/l)	8433	1980	14.0	12.0
T-N (mg/l)	2357	1081	0.2	0.2
NH ₄ -N (mg/l)	76.0	459		
T-P (mg/l)	113	323	0.08	0.07
PO ₄ -P (mg/l)	3.40	47.2		
T-Hg (mg/l)	0.088	0.056	0.0001	11.0
(mg/kg)	3.10	3.76		
Cd (mg/l)	0.155	0.0157	Tr	11.0
(mg/kg)	5.47	1.05		
Cu (mg/l)	17.28	2.41	0.019	0.0015
(mg/kg)	610	159		
Zn (mg/l)	51.58	2.15	0.07	0.0044
(mg/kg)	1821	130		

b) 実験条件

① 実験ケース

本実験での実験ケースは下記の通りであった。

	S58年	S59年
コントロール	海水+栄養塩 T-N 8.0mg/l T-P 0.70mg/l	海水+栄養塩 T-N 10.9mg/l T-P 1.28mg/l
汚 泥 系	海水+消化汚泥 (汚泥混合率 5%)	海水+消化汚泥 (混合率 11%) の上澄水
汚泥+重金属系	海水+消化汚泥 (5%) + * 重金属	同上に ** 重金属を添加

4)
* 水産用水基準相当量 ; T-Hg (0.004ppm), Cu (0.01ppm), Cd (0.03ppm)
Zn (0.1ppm)

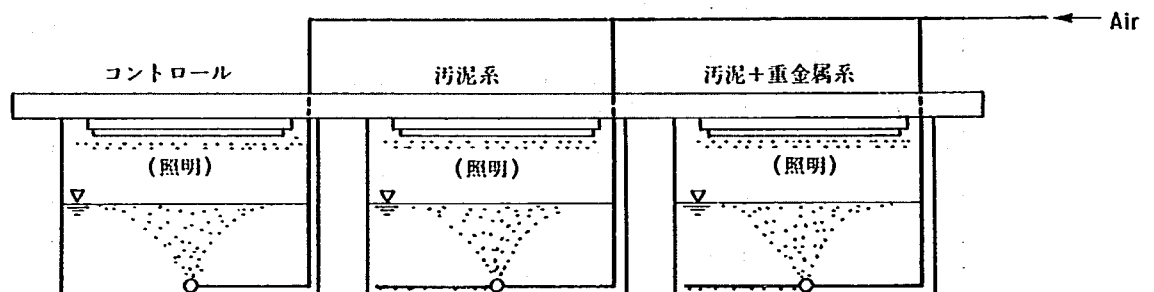
** 水産用水基準の10倍相当量 ; T-Hg (0.04ppm), Cu (0.1ppm), Cd (0.3ppm)
Zn (1ppm)

なお、本実験の他に、汚泥の前処理の有無によるクロレラ増殖への影響、高濃度の重金属添加（水産用水基準の100倍）溶液での培養などの実験も行った。

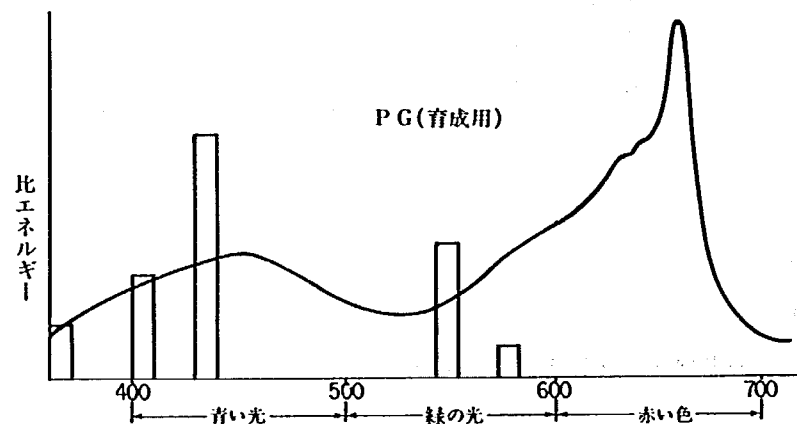
② 培養条件

クロレラ培養装置の概略を図V-19に示した。培養は0.5tまたは1tのパンライトを使用し、照度2500~3000 Lux、水温20~25℃とし、連続通気の条件で培養した。

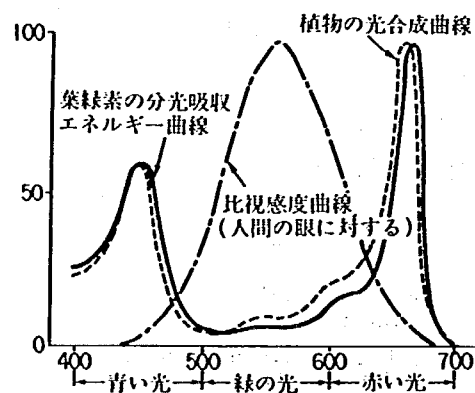
初期のクロレラ密度は 2×10^6 cells/mlとし、 10^7 以上に増殖することを目標として培養を行った。



図V-19 クロレラ培養装置の概略



図V-20 ホモクラス培養に使用した蛍光灯の分光エネルギー分布



図V-21 植物の光合成反応曲線

(2) 実験結果及び考察

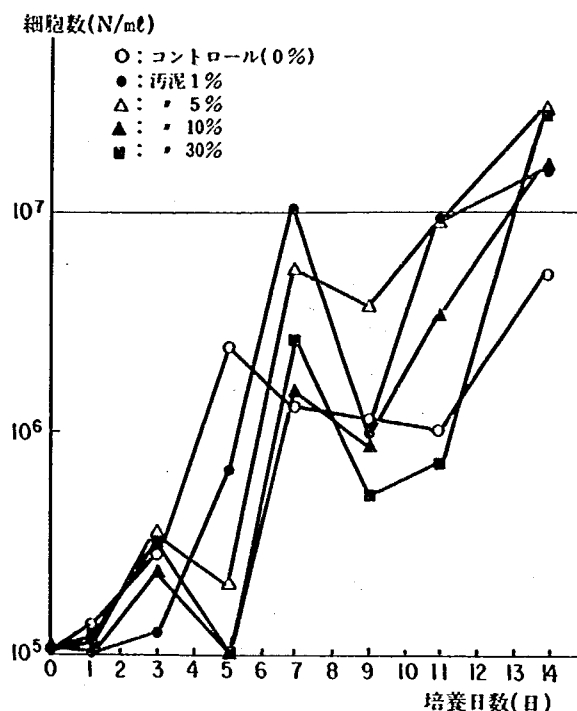
① 汚泥の混合率、前処理の有無によるクロレラ増殖の相違

消化汚泥の混合率は、N、P等の栄養塩類の溶出からは、混合率が高い方が良いが、図V-22に示したように、混合率が10%、30%と高くなると、クロレラ増殖が不安定となる。これは、培養器内部での光量の不足によるものと考えられる。

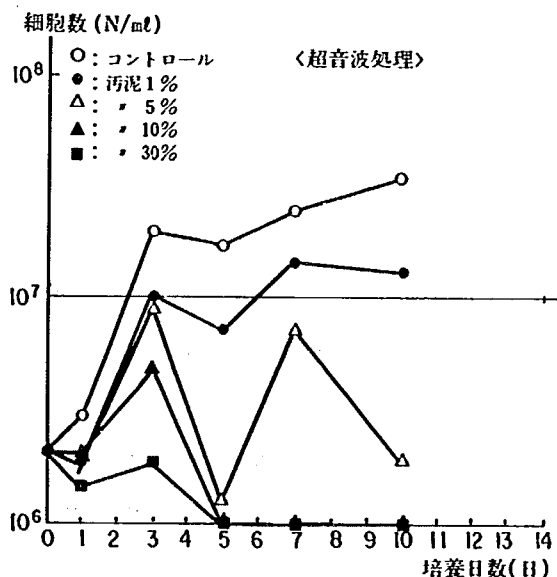
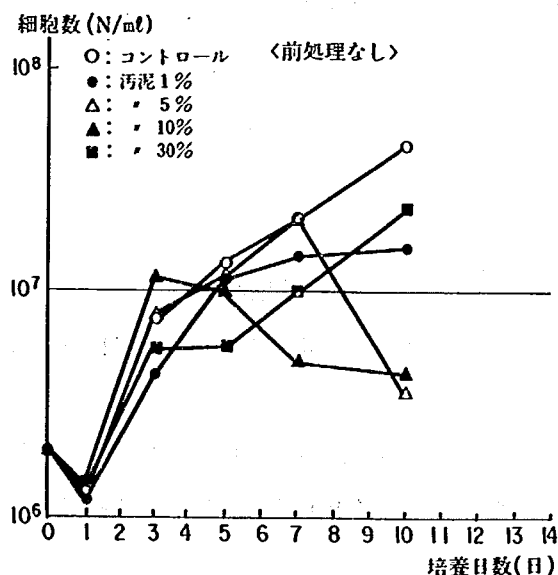
したがって大量培養には5% (SS濃度 1400 mg/l程度) 以下が望しい。

次に、消化汚泥を超音波処理したものと未処理のものでクロレラの増殖を比較すると、図V-23に示したように超音波処理したものでは、 10^7 cells/mlに達したのは1%混合率のみであった。これに対し未処理のものは1~30%の全ケースが 10^7 オーダーまで増大した。

これは、超音波処理により、消化汚泥がコロイド状に懸濁し、光の浸透率を低下させたためと考えられる。



図V-22 汚泥混合率とクロレラの増殖



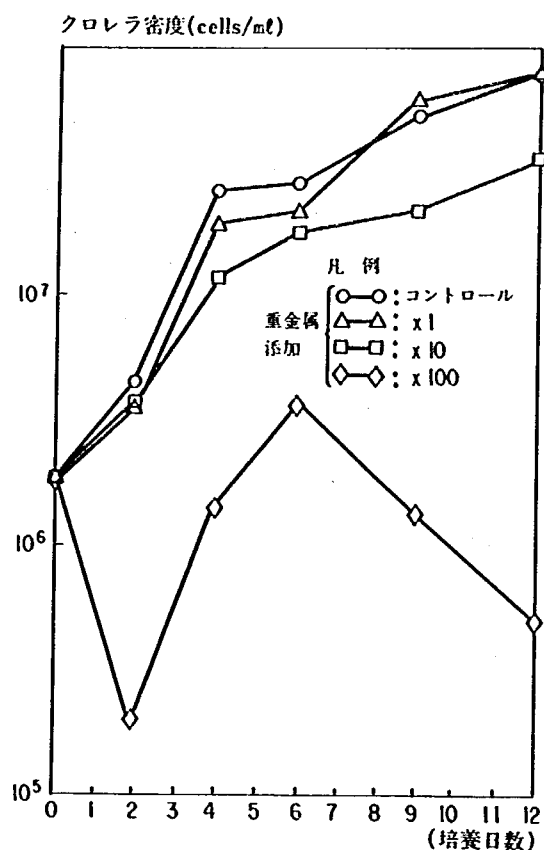
図V-23 汚泥の前処理の有無によるクロレラ増殖の相違

② 重金属添加の影響

クロレラ培養液へ重金属 (T-Hg、Cd、Cu、Zn)を添加した場合の増殖への影響を図V-24に示した。

重金属として水産用水基準の100倍 (T-Hg、0.4 ppm、Cu 1 ppm、Cd 3 ppm、Zn 10 ppm) を添加したクロレラは、 3.7×10^6 cells/ml がピークで、その後は減少したのに対し、10倍量以下では4日で 10^7 cells/ml 以上に増殖した。

表V-5に緑藻の一種であるセネデスマスに対する各種重金属の許容限界濃度を示したが、今回添加した重金属濃度はこの約10倍になっており、重金属の毒性がクロレラ増殖の障害となったものと考えられる。⁵⁾



図V-24 クロレラ密度の変化

表V-5 セネデスマス (緑藻) に対する重金属の毒性⁵⁾

	*許容限界値	化学形態	本実験	化学形態
T-Hs	0.03 ppm	Hgce ₂	0.4	Hg ₂ (NO ₂) ₂
Cu	0.15	CnSO ₄	3	CnSO ₄
Cd	0.1	Cdcl ₂	1	Cdce ₂
Zn	1~1.4	ZnSD ₄	10	Znce ₂

* Water Quality Criteria (1563)

③ 消化汚泥混合液でのクロレラ培養

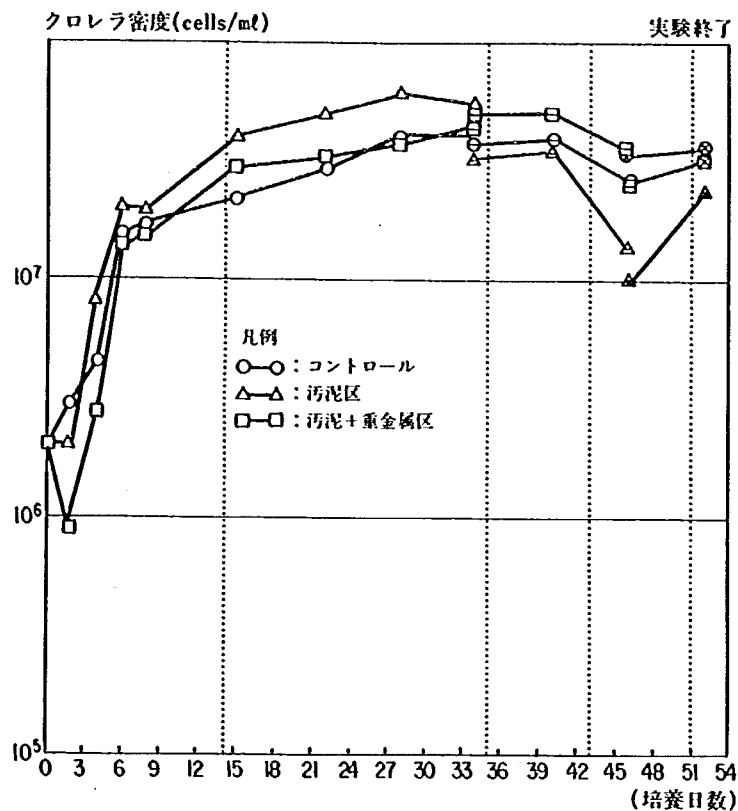
図V-25に消化汚泥合率11% (容量比) 海水の上澄水でのクロレラ培養結果を示した。

クロレラは、接種6日目で 10^7 cells/ml を超え、ゆるやかに増殖し、 $4 \sim 6 \times 10^7$ cells/ml に達し、安定した増殖を得られた。

この増殖は、照度2500~3000 Lux、水温20~25℃、T-N11~17 mg/l、T-P 1.2~2.3 mg/l の条件下の結果である。通常、光条件が増殖の律速因子となっているが、今回の実験では、ほぼ満足する増殖が得られた。

以上の結果より、消化汚泥等の下水汚泥に含まれる栄養塩類を有効利用する手法として、クロレラ等の有用植物プラクトンの大量培養が可能であることが判った。

更に、水産増殖方面での今後の実用化が期待される。



図V-25 クロレラの培養（クロレラ密度の経時変化）

3. 消化脱離液でのクロレラ培養とクロレラによる栄養塩類の回収

下水汚泥の消化処理に伴って発生する脱離液は、BOD2000⁶⁾mg/l、COD 3500mg/l、SS 1000mg/l、T-N 1500mg/l、T-P 450 mg/l と流入下水に比べ高濃度であり、返流水として水処理系への大きな負荷となっている。

一方、窒素、リンを多量に含む消化脱離液は、プランクトン増殖における栄養源であり、プランクトンを回収利用できれば、その有効利用が期待できる。

消化脱離液の滲液を下水2次処理水又は海水と混合し、その混合液（T-N 0.6~140 mg/l、T-P 0.1~21.7 mg/l）でクロレラの培養実験を行った。本節では、その結果より、クロレラの最大増殖と脱離液の関係、クロレラによる脱離液からのN、Pの回収効果について述べるものである。

(1) 実験方法

a) 実験材料

クロレラ培養実験に用いた材料は以下の4つで、それらの性状を概述する。

- ① 生下水、下水処理水、消化脱離液； 蒲郡市下水道浄化センター
- ② 海水； 渥美半島江比間の天然海水
- ③ クロレラ（海産）； 本実験に用いたクロレラの種
- ④ クロレラ（淡水）； " で、海産のものを2週間ほどで淡水に馴致させたもの。

供試水（海水、生下水、下水処理水、消化脱離液）、供試クロレラの、C、N、P 及び重金属の分析結果を表V-6に示した。

消化脱離液のN、P量は、DT-N 140 mg/L、DT-P 22 mg/L、と下水処理水の22倍、11倍、海水の234倍、217倍に達する。

供試水の重金属濃度は、生下水、下水処理水、消化脱離液において、Cu、Znが水産用水基準を上廻っており、消化脱離液では汚液でもCuが基準の10倍に達する。

表V-7には、供試クロレラ体のC、N、P及び重金属の含有量を全液と汚液の差をSS（SS＝全てクロレラ体と考える。）で除して求めた結果を示した。

表V-6 供試水、供試クロレラの性状

項目 サンプル	T：全液 D：汚液	SS	C、N、P (mg/L)					重金属 (μg/L)			
			T-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-P	TOC	T-Hg	Cu	Cd	Zn
海 水	T	4.4	0.6	0.05	0.46	0.11	1.2	0.09	0.5	N.D	2.0
	D		0.6	0.05	0.46	0.10	0.7	0.08	N.D	N.D	2.0
生 下 水	T	54.7	32.6	22.3	0.01	3.55	6.8	0.11	70.0	0.85	100
	D		22.4	22.3	0.01	2.71	19.4	0.08	40.0	0.75	50
下水処理水	T	13.2	8.5	0.1	5.55	1.93	4.6	0.11	50.0	0.60	100
	D		6.3	0.1	5.55	1.92	2.3	0.08	4.5	0.55	50
消化脱離液	T	418.0	163.9	132.1	0.04	31.10	102.0	0.82	490	2.40	570
	D		140.3	132.1	0.04	21.72	91.1	0.16	100	0.85	80
供試クロレラ (淡水)	T	48.0	22.8	20.1	0.07	1.49	22.2	0.15	65	0.55	100
	D		21.0	20.1	0.07	1.10	4.6	0.09	61	0.45	70
供試クロレラ (海産)	T	102.7	8.2	2.7	0.12	2.11	37.7	0.20	85	0.75	810
	D		4.4	2.7	0.12	1.48	4.6	0.08	76	0.50	70

水産用水基準 (Hg: 4.0 μg/L, Cu: 10 μg/L, Cd: 30 μg/L, Zn: 100 μg/L)

海 水： 渥美半島江比間の天然海水

生 下 水： 蒲郡市下水道浄化センター生下水

下水処理水： " " 2次処理水

消化脱離液： " " 消化脱離液

供試クロレラ： 本実験に用いたクロレラの種

表V-7 供試クロレラのC、N、P及び重金属含有量

乾重ベース

	C (%)	N (%)	P (%)	T-Hg (ppm)	Cu (ppm)	Cd (ppm)	Zn (ppm)
淡水クロレラ	36.7 (45.9)	3.8 (4.8)	0.8 (1)	1.25	83.3	2.08	625
海産クロレラ	32.2 (53.7)	3.7 (6.2)	0.6 (1)	1.17	87.6	2.43	769

() はPを1としたときのC、N、Pの比率を示す。

(ii) 実験ケース

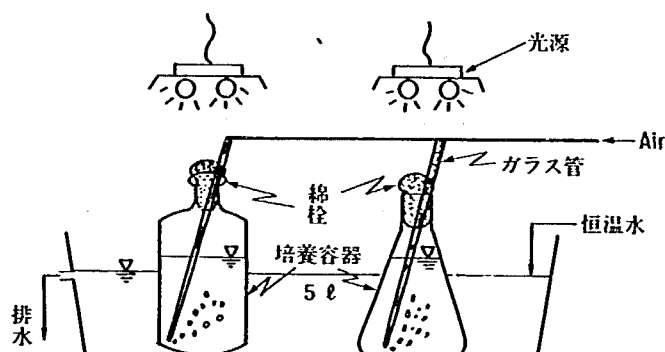
クロレラの培養ケースは表V-7に示した淡水クロレラ7ケース、海産クロレラ7ケースの14ケースで、培養による変動を見るため、各ケース2系列の培養とした。

c) 培養方法

表V-7に示した各培養液（各供試水汙液の混合液）に初期クロレラ濃度が 5×10^4 個/mlになるようにクロレラを接種し、 $20 \pm 1^\circ\text{C}$ にセットした恒温水槽に浸漬し、照度2400 Luxにて培養を行った（図V-26）。

培養期間中は、クロレラが沈降しない程度に空気を連続通気するとともに、適宜、各培養ケースの水温、pH、濁度の測定を行った。

クロレラの増殖量は、2日に1回の細胞数の計数によって追跡した。細胞数は、プランクトン計数板を使用し、顕微鏡（200倍）による直接計数によって行った。



図V-26 クロレラ培養装置の概略図

表V-7 クロレラ培養ケース

種	実験区	培養液組成 (容量比%)				備考
		下水処理水	海水	脱離液	生下水	
淡水クロレラ	1	100	0	0	0	塩分補正 同上 同上
	2	0	0	100	0	
	3	50	0	50	0	
	4	90	0	10	0	
	5	95	0	5	0	
	6	99	0	1	0	
	7	0	0	0	100	
海産クロレラ	8	0	100	0	0	
	9	0	0	100	0	
	10	0	50	50	0	
	11	0	90	10	0	
	12	0	95	5	0	
	13	0	99	1	0	
	14	0	99.9	0.1	0	

<注> 1) 各培養液は、 $1\mu\text{m}$ のガラスフィルターによる汙過水の混合液である。

2) 各実験区は、同一条件のものを2系列セットした。

3) 塩分補正は海水に対して $\pm 5\%$ とした。

d) 計測・分析方法

水温、pH、濁度は計器による現場測定で行い、栄養塩類（C、N、P）、重金属類（T-Hg, Cd, Cu, Zn）の分析は表V-8に示した方法によって行った。

クロレラ体中の栄養塩類、重金属類は、全量と濾液を分析し次式により算出した。

$$\text{クロレラ体のC、N、P、重金属} = \frac{(\text{全量}) - (\text{濾液})}{\text{SS}}$$

表V-8 測定、分析方法一覧

項 目	測 定 分 析 方 法	出 典
水 温	棒状アルコール水温計	
pH	ガラス電極法	JISK0101
濁 度	散乱光式測定法	上水試験法
塩 分 濃 度	サリノメーターによる測定	水質汚濁 調査指針
Kj-N	ケルダール分解、水蒸気蒸留インドフェノール法	JISK0102
NH ₄ -N	水蒸気蒸留インドフェノール法	JISK0102
NO ₃ +NO ₂ -N	NO ₂ -N 吸光光度法（スルファニルアシド、ナフチルエチレンジアミン法） NO ₃ -N “ （カドミウム・銅クロム還元法）	上水試験法
T-P	硫・硝酸分解・吸光光度法	JISK0102
TOC	高温燃焼法	JISK0101
T-Hg	原子吸光法（還元気化法）	環告63号
Cd	原子吸光法（DDTC-MIBK抽出法）	JISK0102
Zn	同 上	同 上
Cu	同 上	同 上
SS	GFCろ過	環告41号
COD	COD _{Mn} 法	JISK0102

(2) 実験結果及び考察

① クロレラの増殖状況

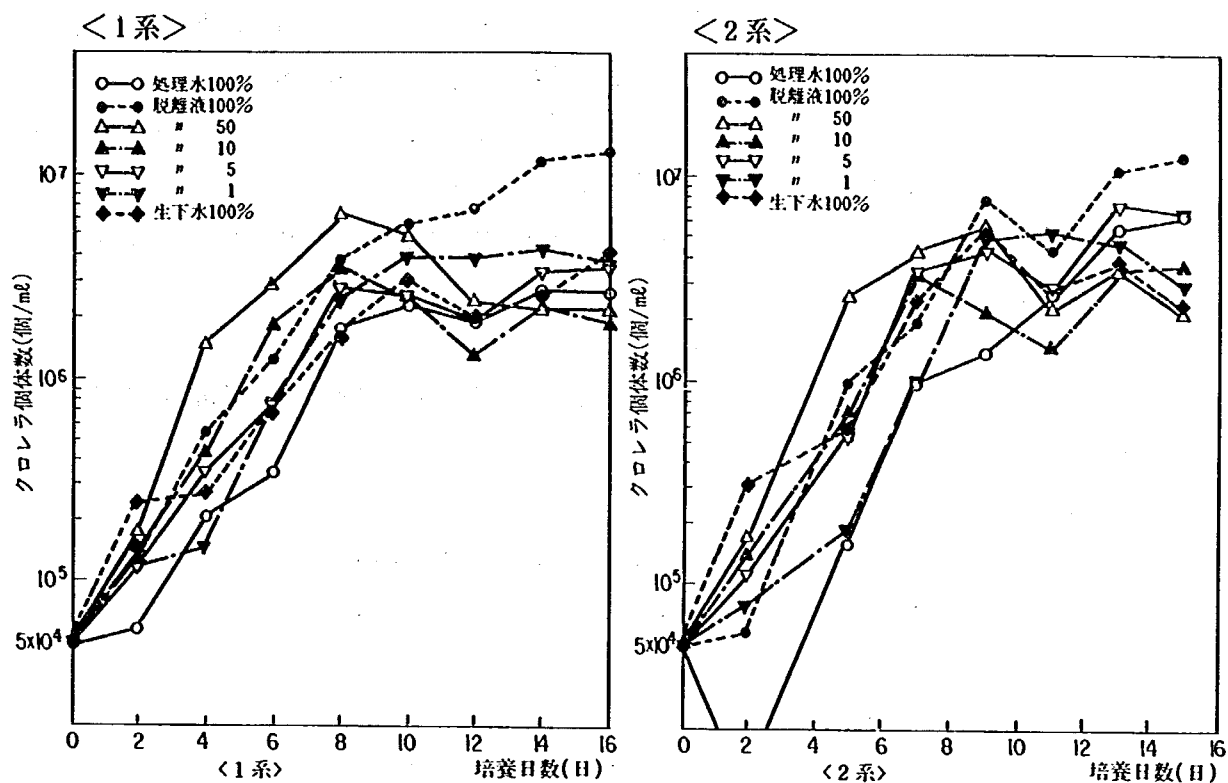
a) 淡水クロレラ（図V-27）

1、2両培養系とも2日目以降に増殖が活発化し、いわゆる対数増大期を経て、8日目以降定常期へと推移した。

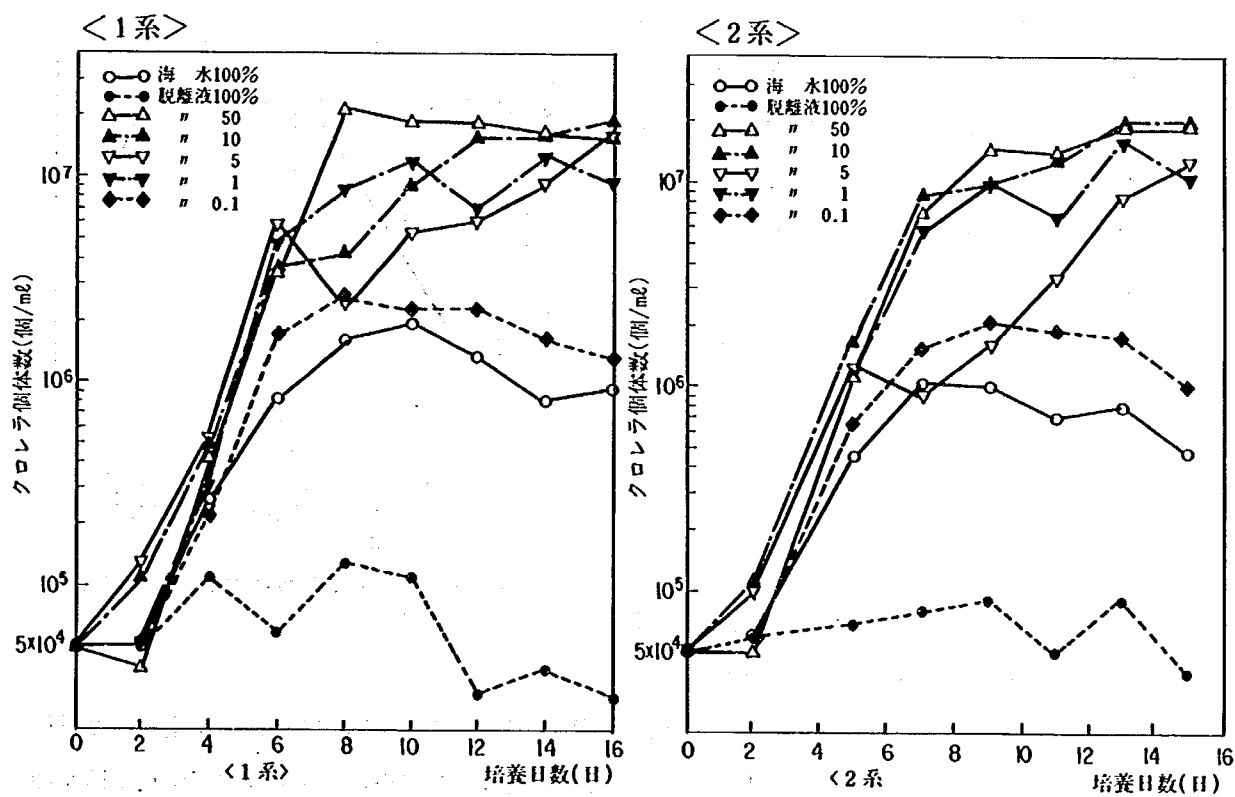
最大増殖量は、処理水100%の 2.8×10^6 cells/mlから脱離液100%の 13×10^6 cells/mlの範囲にあり、初期（ 5.0×10^4 cells/ml）の56倍から260倍に増殖した。

b) 海産クロレラ（図V-28）

淡水クロレラと同様に、1、2両培養系ともほぼ同一の増殖を示した。



図V-27 淡水クロレラの増殖状況



図V-28 海産クロレラの増殖状況

淡水クロレラに比較し、特徴的だったのは脱離液 100% のケースではほとんど増殖せず、最大増殖量が 1×10^5 cells/ml で10日目以降は個体数が減少したことであった。

脱離液の混合率（容量比）が 0.1～50% の範囲では、混合率が高い程クロレラの増殖が良好で、5%以上の混合により2週間で 10^7 cells/ml 以上に増加した。

最大増殖量は、海水 100% の 1.0×10^8 cells/ml から脱離液の10%の 19×10^6 cells/ml の範囲にあり、初期の20倍から 380 倍に増殖した。

② クロレラ増殖への脱離液の効果

クロレラの増殖曲線より比増殖速度及び最大増殖量を求め、それらと培養液の栄養塩の関係より脱離液の効果について考察した。

a) 比増殖速度 (μ)

植物プランクトンの増殖は、一般に図 V-29 に示した通りである。

対数増殖期の増殖を次式により比増殖速度(μ)によって表現する。

$$\mu = \frac{\ln(x_2/x_1)}{t_2 - t_1} \quad (1/\text{日})$$

x_2 = ある期間の終りの藻類濃度

x_1 = " 始め "

$t_2 - t_1$ = ある期間

この μ の最大値を最大比増殖速度 $\mu_{\max}$ という。

表 V-9 に比増殖速度、最大増殖速度を示したが、海産クロレラの方が淡水よりも 1.5～2.0 倍大きく、他の実験、測定での海産植物プランクトン（珪藻類、黄色鞭毛藻類）の増殖速度 $0.087 \sim 0.82$ (1/日) に対しても大きくなった。

一方、2次処理水を用いた淡水クロレラ⁹⁾の増殖試験結果 ($\mu = 1.25 \sim 1.31$ 1/日) に対しては30%程小さかった。

b) 培養液の T-N、T-P と比増殖速度の関係

図 V-30 にクロレラの比増殖速度と T-N、

T-P の関係を示した。図中の・印の海産

クロレラに注目すると、T-N で 1 mg/l 、T-P で 0.5 mg/l 以上になると、比増殖速度は微増もしくは、フラットになってしまう。この結果は、国立公害研の結果（供試生物：霞ヶ浦のミクロキスティス）等と同様の傾向を示している。

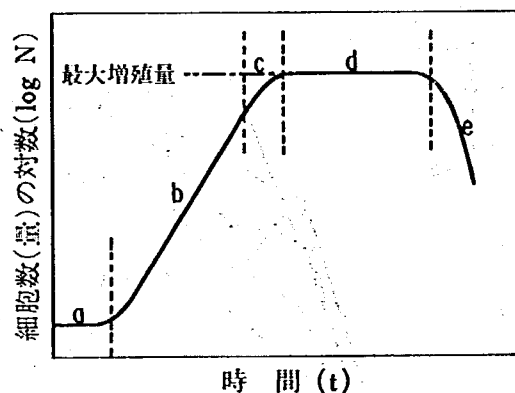
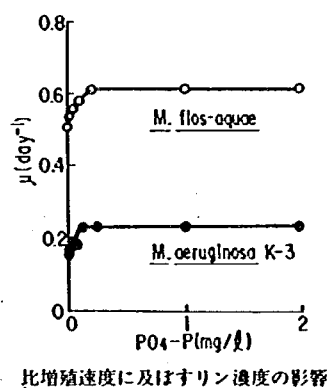
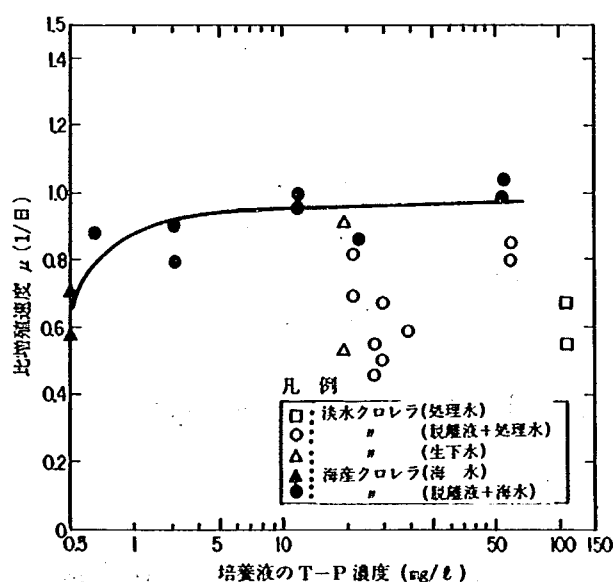
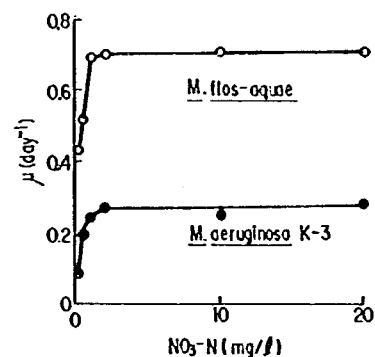
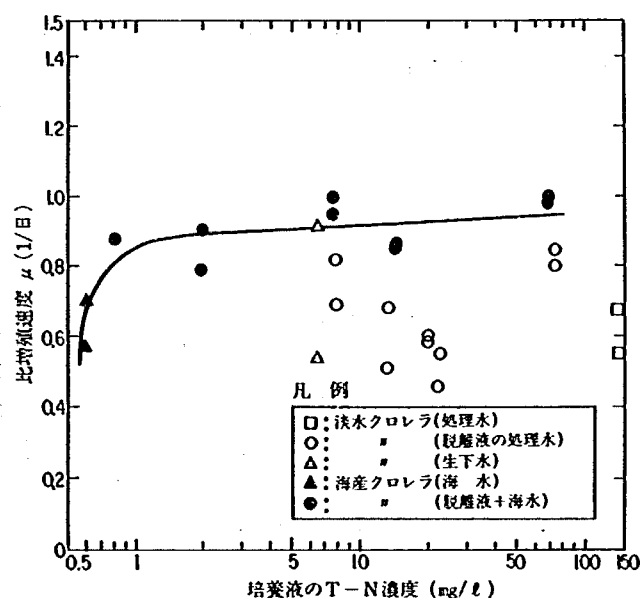


図 V-29 定容量の培養における植物プランクトンの特徴的な生育曲線

a : 誘導期 b : 対数増大期 d : 定常期
e : 死滅期

種	ケース	初期栄養塩 (mg/L)			比増殖速度(μ)		最大増殖量 $\times 10^6$ (cells/mL)		最大比増殖速(μ_{max})	
		T-N	T-P	TOC	1系	2系	1系	2系	1系	2系
淡水クロレラ	脱離液 100多	140.5	21.72	91.1	0.552	0.676	13	13	0.721	0.938
	" 50	73.5	11.82	46.7	0.850	0.800	6.4	5.8	1.060	0.909
	" 10	19.9	3.91	11.2	0.595	0.590	3.5	3.8	0.781	0.761
	" 5	13.2	2.92	6.8	0.507	0.679	3.6	7.4	0.672	0.944
	" 1	7.8	2.13	3.2	0.693	0.823	4.5	5.5	0.798	0.823
	生下水 100	22.6	2.72	19.4	0.460	0.553	4.1	5.3	0.805	0.928
	処理水 100	6.5	1.93	2.3	0.536	0.916	2.8	6.6	0.819	0.916
海産クロレラ	脱離液 100多	140.3	21.72	91.1						
	" 50	70.5	10.91	45.9	1.043	0.988	18	18	1.043	0.988
	" 10	14.6	2.27	9.7	0.872	0.867	18	19	0.997	0.867
	" 5	7.6	1.19	5.2	0.954	0.999	18	19	1.205	0.999
	" 1	2.0	0.32	1.6	0.902	0.797	15	12	1.386	0.797
	" 0.1	0.8	0.13	0.8	0.879		2.3	18	1.017	0.794
	海 水 100	0.6	0.10	0.7	0.702	0.575	1.9	1.0	0.824	0.672



図V-30 クロレラの比増殖速度と T-N, T-P の関係

c) 最大増殖量

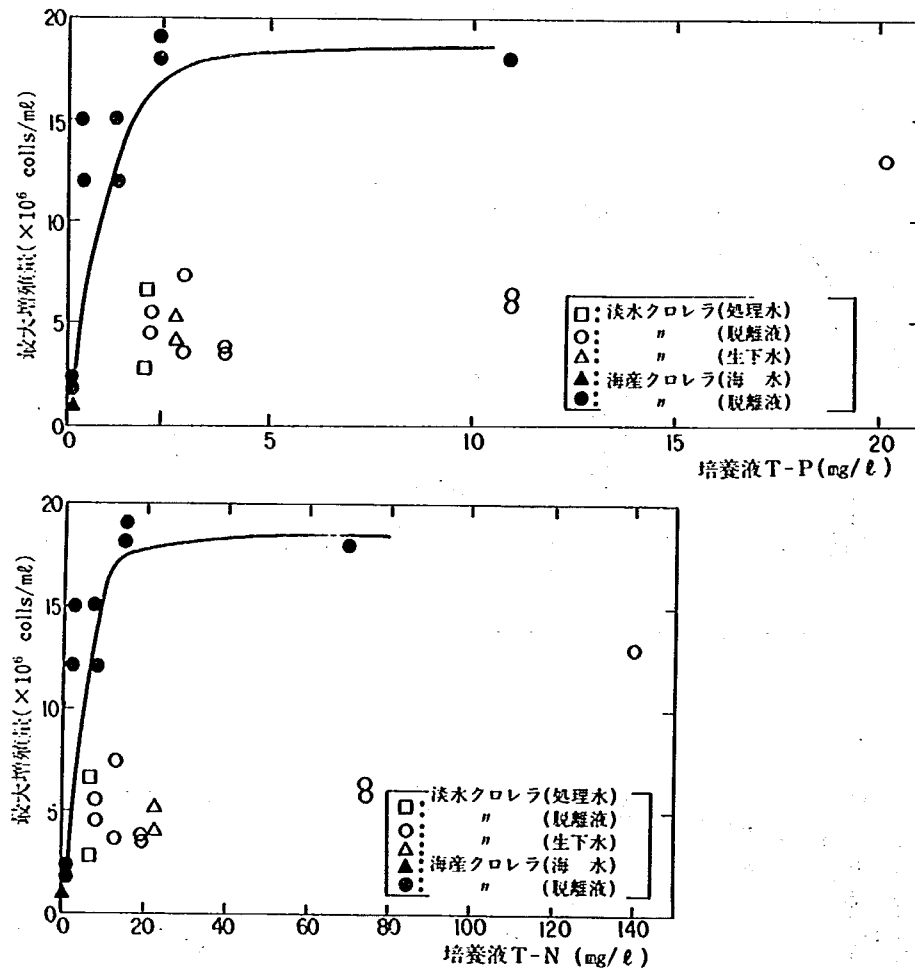
クロレラ細胞数の最大値と接種時の細胞数の差より、最大増殖量を求め、表V-9に示した。

最大増殖量は、海産クロレラでは、脱離液が1～50%の混合範囲で $12 \sim 19 \times 10^6$ cells/mlと、対照とした海水100%の10倍にも達した。

d) 最大増殖量とT-N、T-Pの関係

図V-31に最大増殖量とT-N、T-Pの関係を示したが、この図よりT-Nで $15 \sim 18 \text{ mg/l}$ ではほぼ最大増殖量に達したことが判る。

一方、T-P、(DT-P)では、 $0 \sim 0.25 \text{ mg/l}$ と低濃度で培養液のP濃度に比例し増殖量が増えてより、リンの効果が大きいことが判る。



図V-31 培養液 T-P、T-Nと最大増殖量の関係

③ クロレラによる溶液中の栄養塩類の回収

a) 培養液系内のN、P変化

今回の実験におけるクロレラ培養フラスコでのC、N、Pは、概略図V-32に示した挙動を示したものと考えられる。

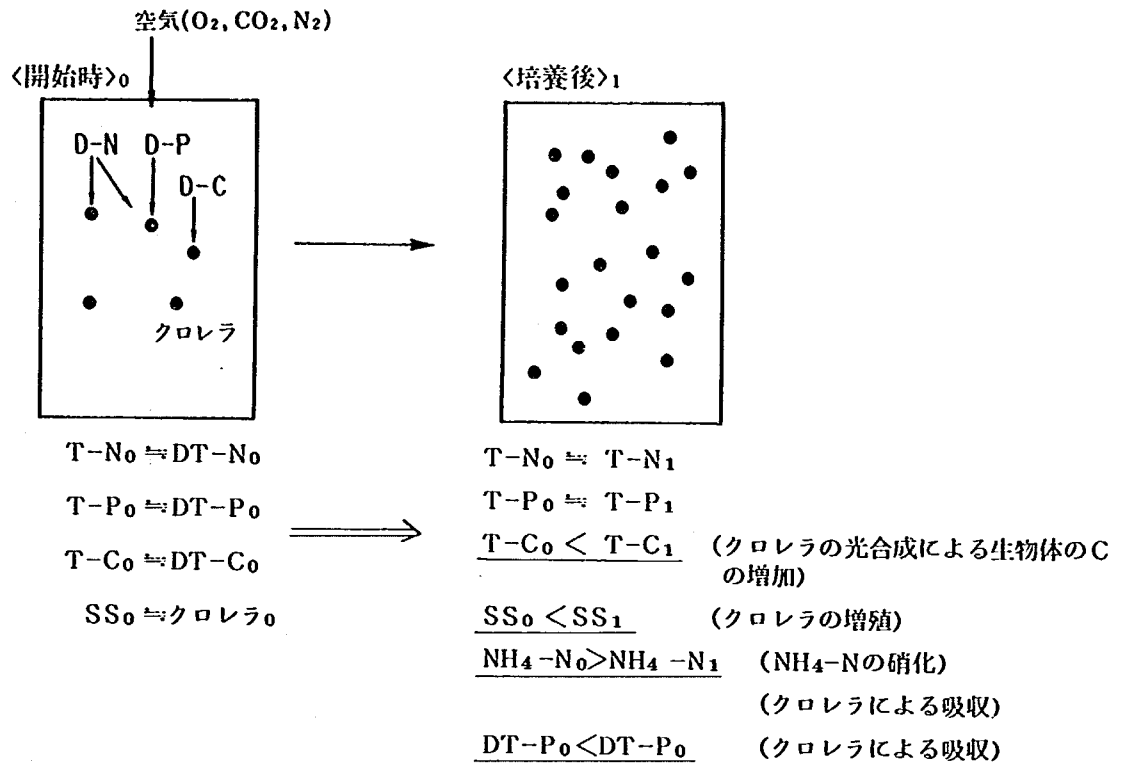


図 V-32 クロレラ培養液中のC,N,Pの移動

以上の変化状況を、培養前後のC、N、P分析値の濃度変化(表V-10)及び除去率(表V-11)で示した。

表V-10中の(+)値はクロレラ培養によって増加したこと、(-)値は減少したことを示している。

T-N の変化は、空気中の窒素固定による増加、脱窒による減少は無いとすると、分析によるバラツキと考えられる。

*
表 V-10 クロレラ培養液の培養前後でのSS,C,N,P濃度の変化(mg/L)

			SS	T-N	DT-N	NH ₄ -N	(NO ₃ TNO ₂) N	T-P	DT-P	TOC	D-TOC
淡水クロレラ	1	処理水 100%	25.6	0.38	-0.71	-0.12	-0.73	-0.36	-0.81	750	3.16
	2	脱離液 100%	104.6	2.81	-12.19	-24.38	0.35	-1.69	-3.24	1470	-44.9
	3	"	139.6	0.41	-11.44	-25.28	15.40	-1.28	-2.80	4180	40.6
	4	"	134.8	-0.28	-8.76	-9.14	1.30	-0.12	-1.92	7900	-6.34
	5	"	47.1	0.48	-3.73	-4.31	0.19	-0.02	-0.46	2980	-1.64
	6	"	9.8	-0.52	-1.17	-0.96	-0.04	0.00	-0.18	535	1.55
海産クロレラ	7	生下水 100%	109.1	1.91	-5.49	-8.00	1.57	0.04	-1.20	7400	14.00
	8	海水 100%	19.7	0.36	-0.33	0.03	-0.43	0.01	-0.07	454	1.05
	9	脱離液 100%	77.0	1.78	-4.81	-2.51	-0.01	0.24	-1.40	840	-28.00
	10	" 50	164.7	1.72	-11.77	-10.38	-0.05	-0.13	-1.73	4300	-32.90
	11	" 10	197.1	0.66	-8.96	-11.18	2.60	0.03	-1.20	11030	-5.62
	12	" 5	138.7	0.43	-5.85	-6.51	0.86	-0.14	-1.15	6200	-10.8
	13	" 1	41.7	0.38	-1.26	-1.17	1.00	0.01	-0.28	1150	-0.27
	14	" 0.1	9.2	0.61	0.25	-0.16	0.11	-0.02	-0.09	330	0.61

* 濃度変化(mg/L)
(終了時)-(開始時)

+値: 増加
-値: 減少

表V-11 クロレラ培養前後でのN, P, Cの除去率^{*}

		(%)					
種	ケース	DT-N	^{**} 無機態N	NH ₄ -H	DT-P	TOC	DTOC
淡水クロレラ	処理水 100%	11.0	14.6	44.4	42.0	-448	-137
	脱離液 100%	8.7	18.2	18.4	14.9	-16.1	-15.3
	" 50	15.6	14.3	38.1	23.7	-89.1	86.9
	" 10	44.1	42.6	68.3	49.1	-692	56.6
	" 5	28.3	62.7	38.9	26.7	-432	24.1
	" 1	15.0	60.4	14.1	8.5	-157	-48.4
	生下水 100%	24.3	35.6	28.6	44.1	-378	-72.2
海産クロレラ	海水 100%	53.2	-50.0	48.1	71.2	-649	-150
	脱離液 100%	3.4	19.0	19.1	6.4	-9.2	30.7
	" 50	16.7	15.7	15.7	15.9	-93.7	71.7
	" 10	61.4	62.7	84.3	52.9	-1137	57.9
	" 5	76.9	97.7	79.6	96.6	-1192	20.8
	" 1	62.4	9.2	84.8	87.5	-719	-16.9
	" 0.1	24.8	7.7	84.2	69.2	-413	-76.3

$$* \quad N, P, C \text{の除去率(\%)} = \frac{(\text{培養前}) - (\text{培養後})}{(\text{培養前})} \times 100$$

$\left\{ \begin{array}{l} + \text{値: 減少率を示す。} \\ - \text{値: 増加率を示す。} \end{array} \right.$

$$** \quad \text{無機態N} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$$

b) クロレラによる水中のN, P回収

クロレラによる水中からのN, Pの回収には次の2つの過程によって行われている。

- ・ クロレラ体の環境水からのN, Pの摂取
- ・ クロレラ体の増加による溶解性N, Pの固定化(SS化)

表V-12にクロレラ体のC, N, P含有量及びC, N, P比を、表V-13に培養前後でのN, P, Cの変化量を示した。

プランクトンのC, N, P比は、種や培養条件(生育条件)によって、かなりバラツクことが解っているが、Fleming¹¹⁾は海洋プランクトンの平均的値としてC:N:P = 106:16:1という比率を示している。

また、StricklandによるクロレラでのN, Pを変化させた実験¹²⁾によれば100:14:4.5のC, N, P比のクロレラがN-Pを制限すると100:8.2:3.0、100:5.9:2.2とN, Pが減少したと報告している。

以上の点から本実験のC, N, P比を見ると、Flemingのいう比に対してはPの含有比が高い傾向を示すが、Stricklandのいう比に対してはPの含有比が若干低くなっており、培養条件等により、プランクトンのN, P含有量がかなりの振幅を持つことが確認できた。ここで培養初期のクロレラのC, N, P比と培養後を比較すると、一部の例外を除き、N, Pの

含有比が高くなる傾向を示しており、N、Pの多い環境下でN、Pをより多く摂取した結果だと考えられる。

クロレラ体の増加をSSの増加と考え、SSの変化(Δ SS)と溶液中のC、N、Pの変化(Δ C、N、P)の関係を図V-33~図V-35に示した。

Δ SSと、 Δ 無機態Nの負の相関性が明確に現われており、クロレラ体の増殖が無機態Nの水中からの除去に大きく役立っていることが判る。

表V-12 クロレラ体のC、N、P含有量及びCNP比

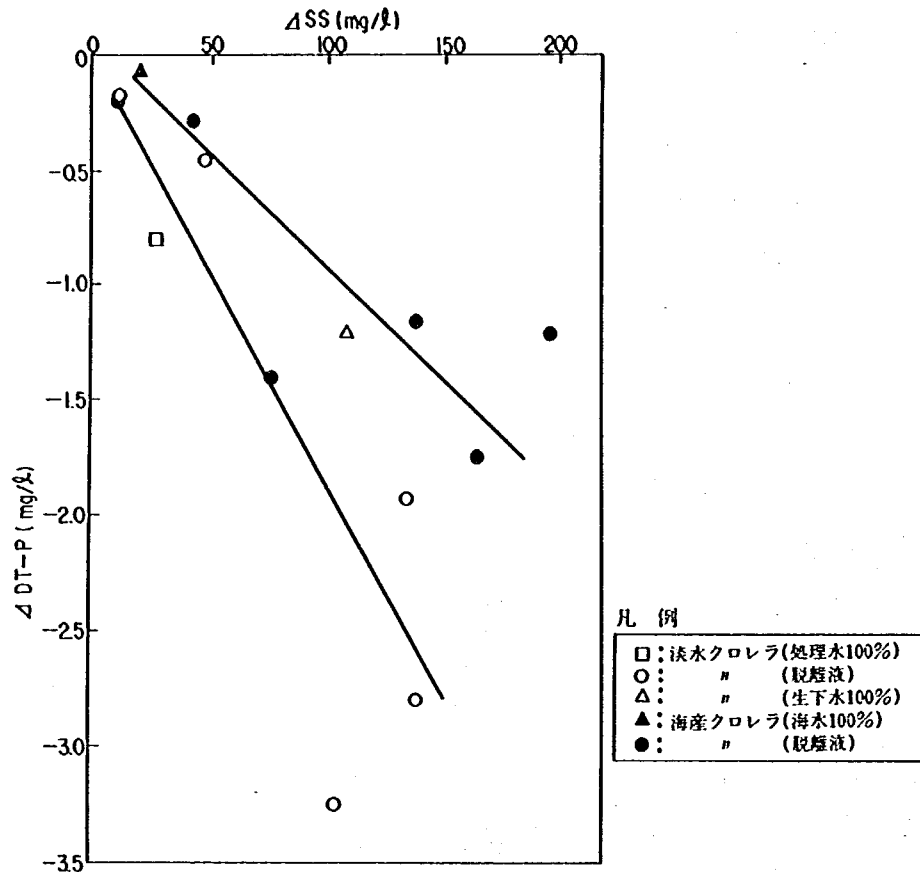
(乾重ベース)

ケース	培養液のC、N、P (mg/l)			含有率 (%)			C : N : P		
	(D)TOC	(D)T-N	(D)T-P	C	N	P	C	N	P
1 淡水クロレラ処理水 100%	2.3	6.48	1.93	(31.7)	4.2	1.8	100	13	5.7
2 " 脱離液 100%	91.1	140.5	21.7	57.0	14.3	1.5	100	25	2.6
3 " " 50	46.7	73.5	11.8	59.0	8.5	1.1	100	14	1.9
4 " " 10	11.2	19.9	3.91	63.3	6.3	1.3	100	10	2.1
5 " " 5	6.8	13.2	2.92	66.4	8.9	1.6	100	13	2.4
6 " " 1	3.2	7.82	2.13	(39.2)	6.4	1.7	100	16	4.3
7 " 生下水	19.4	22.6	2.72	55.0	6.8	1.1	100	12	2.0
8 海産クロレラ海水 100%	0.7	0.62	0.10	(17.5)	3.5	0.40	100	20	2.3
9 " 脱離液 100%	91.1	140.3	21.7	47.2	8.5	1.5	100	18	3.2
10 " " 50	45.9	70.5	10.9	46.0	8.2	1.1	100	18	2.4
11 " " 10	9.7	14.6	2.27	58.7	4.9	0.62	100	8.3	1.1
12 " " 5	5.2	7.1	1.19	45.4	4.5	0.73	100	9.9	1.6
13 " " 1	1.6	2.02	0.32	(26.7)	3.9	0.64	100	15	2.4
14 " " 0.1	0.8	0.76	0.13	(28.3)	3.9	0.74	100	14	2.6
初期クロレラ (淡水)	4.6	21.00	1.10	36.7	3.7	0.81	100	10	2.2
初期クロレラ (海産)	4.6	4.44	1.48	32.2	3.6	0.61	100	11	1.9

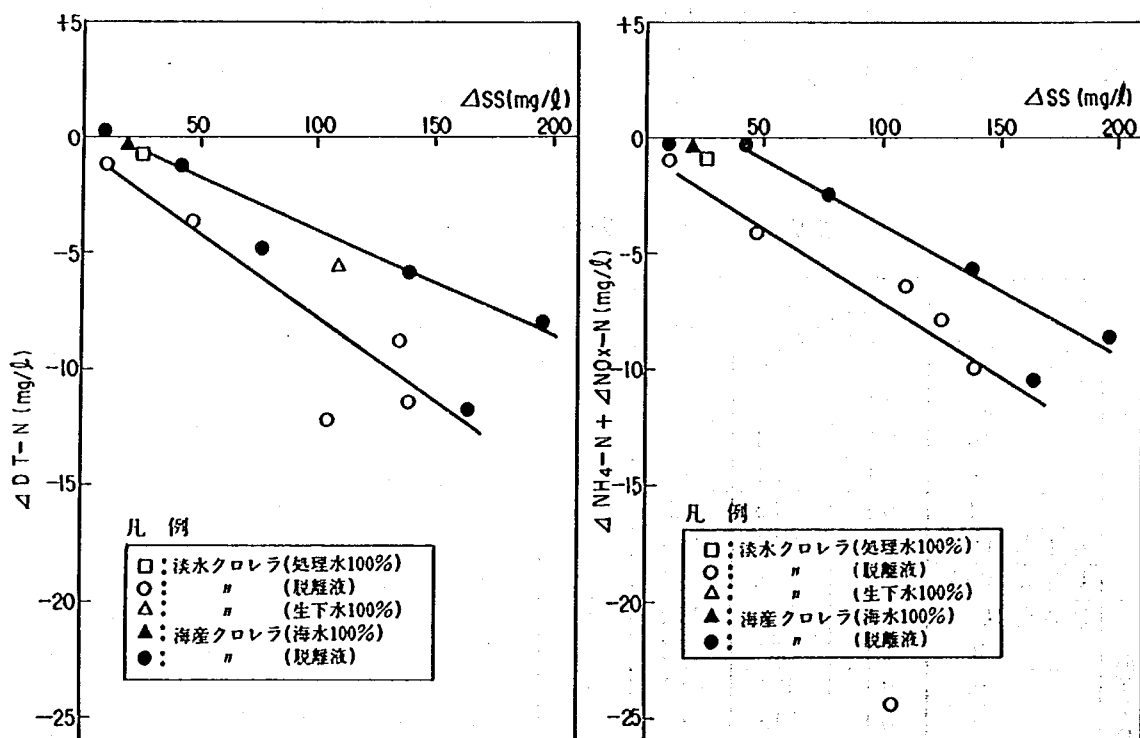
表V-13 クロレラ体のN、P、Cの変化

(単位: mg/l 培養系)

		N			P			C		
		開始時	終了時	増加量	開始時	終了時	増加量	開始時	終了時	増加量
淡水クロレラ	脱離液 100%	0.1	75.0	74.9	0.02	7.80	7.78	0.9	299.0	298.1
	" 50	0.1	59.3	59.2	0.02	7.60	7.58	0.9	413.0	412.1
	" 10	0.1	42.4	42.3	0.02	9.05	9.03	0.9	427.7	428.8
	" 5	0.1	21.1	21.0	0.02	3.80	3.78	0.9	157.7	156.8
	" 1	0.1	3.3	3.2	0.02	0.90	0.88	0.9	20.0	19.1
	生下水 100%	0.1	37.0	36.9	0.02	6.20	6.18	0.9	301.1	300.2
	処理水 100%	0.1	5.5	5.4	0.02	2.30	2.28	0.9	41.2	40.3
海産クロレラ	脱離液 100%	0.1	33.0	32.9	0.01	5.85	5.83	0.5	182.5	182.0
	" 50	0.1	67.5	67.4	0.01	9.35	9.33	0.5	379.5	379.0
	" 10	0.1	48.2	48.1	0.01	6.15	6.13	0.5	579.6	579.1
	" 5	0.1	31.5	31.4	0.01	5.05	5.03	0.5	315.4	314.9
	" 1	0.1	8.3	8.2	0.01	1.35	1.33	0.5	56.2	55.7
	" 0.1	0.1	1.9	1.8	0.01	0.35	0.33	0.5	13.5	13.0
	海水 100	0.1	3.5	3.4	0.01	0.40	0.38	0.5	17.5	17.0



図V-33 クロレラ培養液における ΔSS と $\Delta DT-P$ の関係



図V-34 クロレラ培養液のSSと $\Delta DT-N$ 濃度の関係

図V-35 クロレラ培養液のSSと Δ 無機N濃度の関係

Ⅵ 水産生物への餌料効果

下水汚泥中には、粗タンパク質16～41%、粗脂肪5～38%が含まれており、水産生物の餌料としての有効利用が期待される。

本章は、この点に着目して行われた以下の実験についてまとめたものである。

- (1) 余剰汚泥混合海水中での魚類（メバル、クロダイ、ハゼ、カレイ、アイナメ）、底生生物（アサリ）の飼育実験
- (2) 加工餌料（余剰汚泥と鶏卵を混合加熱した餌料）による魚類（クロダイ、メジナ、マブナ、ワキン）の飼育実験
- (3) 混合餌料（余剰汚泥と配合飼料を混合）による魚類（ボラ、クロダイ、テラピア、コイ）の飼育実験

1. 水産生物による下水汚泥の摂餌と成長

1-1 魚類

数種類の海産魚を下水汚泥混合海水（混合率1%：SS 35～70mg/L）中で飼育し、汚泥の直接摂餌による成長の有無を調べた。

(1) 実験方法

① 供試魚

比較的小型の魚体の次の魚種を対象とした。

メバル、クロダイ、ハゼ、カレイ、アイナメ

② 供試汚泥及び投餌濃度

汚泥はK処理場の余剰汚泥を用いた。濃度は5%以上では水槽内のにごりがひどく魚体の観察ができないので、1%程度とした。表Ⅵ-1に汚泥の性状を示した。

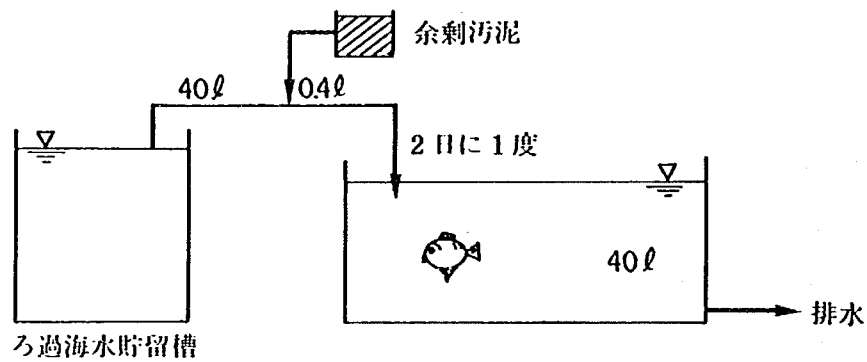
表Ⅵ-1 供試汚泥（余剰汚泥）の性状

	汚泥濃度(%)	SS (mg/L)	強熱減量(%)
平均	0.46	4620	64.5
最大	0.72	7200	68.7
最小	0.35	3480	53.0

3) 実験装置及び飼育方法

実験装置は図Ⅵ-1に示すように、50L水槽を用い、前述のろ過海水を飼育水として、汚泥が約1%となるよう加え、2日に一度水交換を行う。使用海水は砂ろ過にもどさず全量廃棄する。

なお、水交換の間隔は汚泥の経時変化観察の結果、ほぼ2日で下水汚泥中の生物（原生動物）の死亡が始まることから決定した。



図VI-1 実験装置

飼育水温は18~20℃とした。

(2) 実験結果及び考察

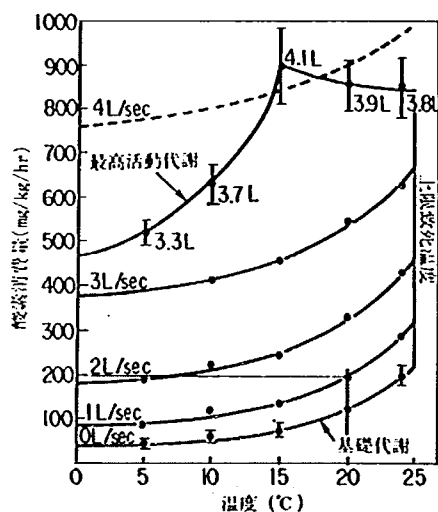
表VI-2に開始時と終了時の体重を示したが、すべての魚種、すべての魚体について体重の減少が見られ、汚泥は体重増加をもたらすような餌料効果はなかった。この結果は、能勢らが豚舎排水処理施設の活性汚泥を直接ヤマトゴイ、カガミゴイ、ドジョウに投餌した実験結果と一致するものであった。

ところでこの体重の減少は、全く摂餌を行わなかったためであろうか。魚の基礎代謝及び遊泳等による体重の減少との比較により、この点を検討した。

① 魚の代謝量

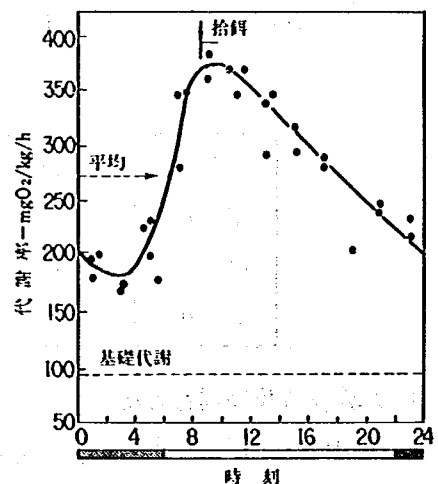
魚類が摂取したエネルギーは糞および尿として排泄される部分、基礎代謝、遊泳、索餌その他に使われ熱として失われる部分および成長あるいは生殖のために保存される部分に区別できる。

Sockeye salmon (18cm、50g)をもちいた代謝量の測定結果を図VI-2および図VI-3に示した。



図VI-2 種々の遊泳速度における温度と酸素消費量の関係

sockeye salmon(18cm、50g)、遊泳速度は1秒間に泳ぐ体長の倍数で示す。破線は疲労のため運動を持続できない範囲を示す。



図VI-3 sockeye salmon の稚魚の代謝量の変化

(1日1回体重の約3%の給餌を行った) Bvett, Zala の実験

魚の代謝量は酸素消費量 (mg/kg/hr) で表現され、水温、魚の活動(遊泳)状況によって異なるが、sockeye salmon の稚魚の例では基礎代謝として $95 \text{ mg O}_2/\text{kg/hr}$ となるという。

② 代謝による体内のタンパク質、脂質の消費

肉食性魚類の場合、エネルギー源として体内で消費されるものは、タンパク質および脂質であり、²⁾酸素 1 L の消費に対し 4.63 kcal (3.24 kcal/g O_2) が妥当といわれている。

概略的には 1 L の酸素消費に対し 5 kcal の熱が発生すると考えてよく乾燥組織 1g には約 5 kcal の熱量が含まれていることから、1 mL の酸素消費は体組織 1 mg (乾物) の消費にほぼ相当する。

③ 代謝による重量の減少

①②のデータより、代謝による重量の減少を次の設定条件のもとに算定した。

- ・魚の平均代謝量を各魚種とも同一の $200 \text{ mg O}_2/\text{kg/h}$ とする。
- ・1日当りの体重の減少量は体重(乾重)の 0.34% に相当する。

$$\frac{0.200 \text{ g O}_2/\text{kg/h} \times 24 \text{ h}}{32 \text{ g}} \times 22400 \text{ mL} \times 1 \text{ mg/mL} = 3.4 \text{ g/kg}$$

この代謝による減少を加味し、1%汚泥混合海水中での魚類の増重を見直すと、表Ⅵ-2の通りとなる。

すなわち、メバル、クロダイでは、余剰汚泥が魚類に摂餌され、エネルギー源となったものの、ハゼ、カレイ、アイナメでは全く餌料にならなかったものと考えられる。

表Ⅵ-2 魚の代謝による体重の補正

	A飼育期間の体重 の変化量 (g)	B代謝による体重 の変化量 (g)	A - B (g)
メ バ ル	-1.1	-1.7	+0.6
ク ロ ダ イ	-1.1	-1.0	-0.1
ハ ゼ	-4.7	-2.5	-2.2
カ レ イ	-6.9	-2.8	-4.1
ア イ ナ メ	-4.3	-2.2	-2.1

表VI-3 下水汚泥を含んだ海水中の魚体重の変化

魚 種 名	No	開始時の魚体重 (g)	終了時の魚体重 (g)	増分 (g)	飼育日数 (日)	増加速度 (g/日)
メ バ ル (2/12~3/18)	①	11.7	10.4	-1.3	36	-0.04
	②	11.0	9.4	-1.6		-0.04
	③	17.7	16.8	-0.9		-0.03
	④	14.8	13.9	-0.9		-0.03
	⑤	13.0	11.9	-1.1		-0.03
	平均	13.6	12.5	-1.1		-0.03
ク ロ ダ イ (2/12~3/18)	①	8.3	7.3	-1.0	36	-0.03
	②	13.0	11.5	-1.5		-0.04
	③	6.7	5.6	-0.9		-0.03
	④	5.4	5.0	-0.4		-0.01
	⑤	8.5	7.3	-1.2		-0.03
	平均	8.4	7.3	-1.1		-0.03
ハ ゼ (2/14~3/20)	①	18.3	14.7	-3.6	36	-0.10
	②	23.3	19.4	-3.9		-0.11
	③	12.6	9.0	-3.6		-0.10
	④	21.9	13.6	-8.3		-0.23
	⑤	24.7	21.0	-3.7		-0.10
	平均	20.2	15.5	-4.7		-0.13
カ レ イ (2/13~3/19)	①	21.1	15.8	-5.3	36	-0.15
	②	21.8	16.2	-5.6		-0.16
	③	26.8	16.9	-9.9		-0.28
	平均	23.2	16.3	-6.9		-0.19
アイ ナ メ (2/18~3/24)	①	17.0	13.3	-3.7	36	-0.10
	②	15.6	12.6	-3.0		-0.08
	③	20.3	14.0	-6.3		-0.18
	平均	17.6	13.3	-4.3		-0.12

1-2 底生生物（アサリ、ナマコ）

アサリ、ナマコを下水汚泥混合海水中で飼育し、汚泥の餌料効果を実験的に検討したものである。

(1) 実験方法

① 供試生物

a) アサリ (*Tapes japonica*) 福島県松川浦産の養殖アサリ（殻長 1.5~4 cm）

b) ナマコ (*stichopus japonicus*) 女川湾産 体長約 5 cm

② 供試汚泥

仙台市南蒲生処理場の余剰汚泥を用いた。汚泥は原則として一週間に一度採取し、4℃でエアレーションしながら保存した。

表VI-4 に用いた余剰汚泥の性状を示した。

表VI-4 供試汚泥の性状

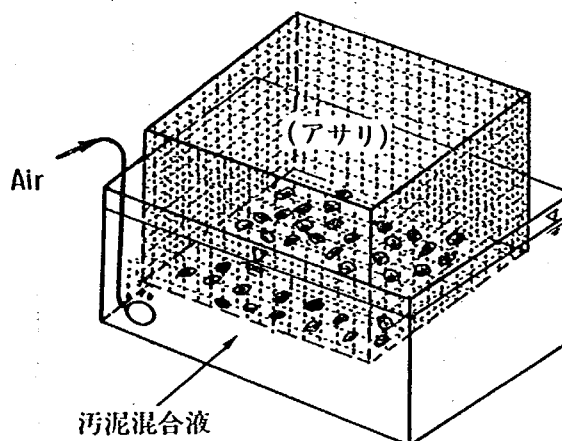
	S55年度		S56年度	
	汚泥濃度	S S	汚泥濃度	S S
平 均	0.84 %	8400 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$	0.55 %	5490 $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$
最 大	1.44	14400	0.97	9680
最 小	0.40	3970	0.21	2100

③ 実験条件及び飼育方法

実験条件は、余剰汚泥添加（0.1%、1%、10%）の3段階と、対照区（養魚用ペレットを投与）の4ケースで行った。

飼育は、ガラスバットに所定量の汚泥を入れた海水を3ℓとり、アサリ、ナマコそれぞれ、10、5個体を入れ曝気した。水の交換は2日に一度（当日海水を採取）行った。

なお、アサリのS56年度実験は図VI-4に示すような装置に100個体ずつ入れ、エアレーションを行いながら飼育した。



図VI-4 アサリの飼育装置

（網カゴにアサリを入れ、汚泥混合液中に浸す）

(2) 実験結果及び考察

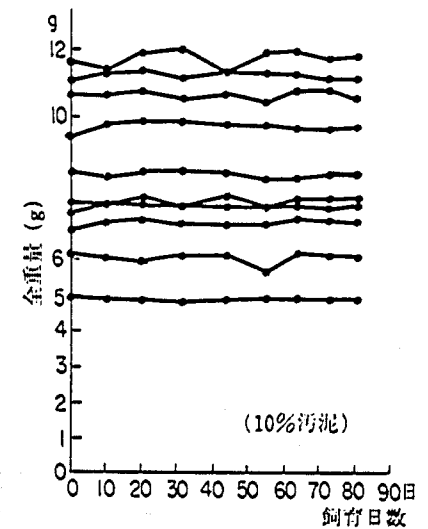
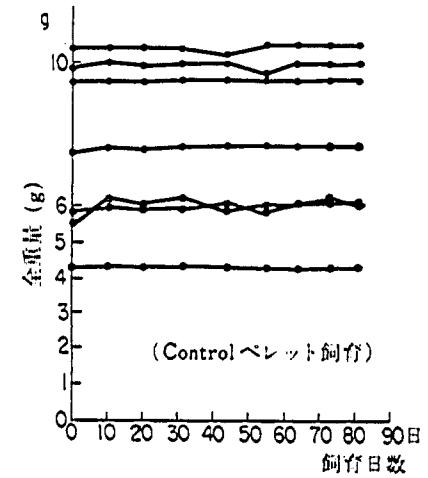
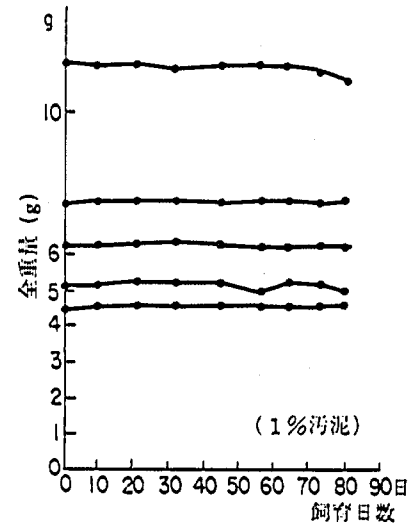
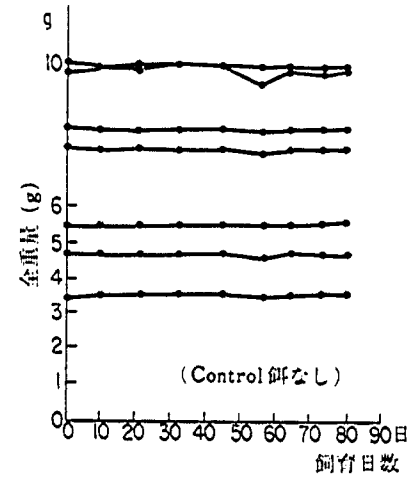
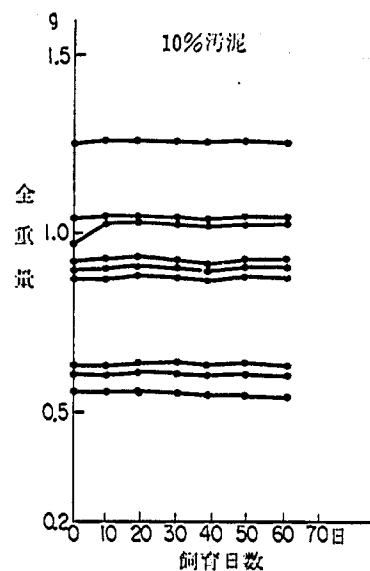
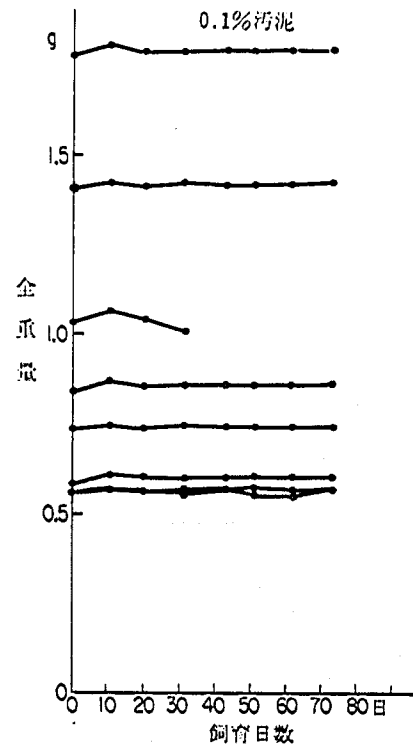
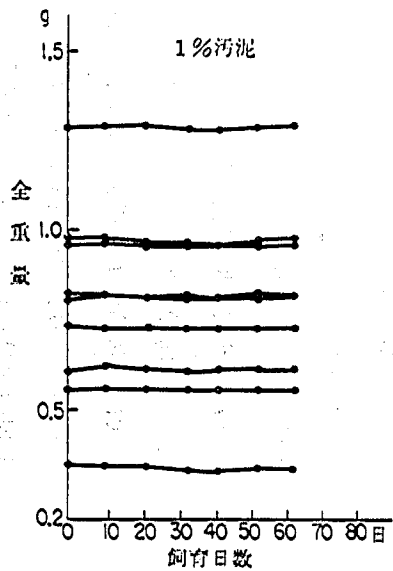
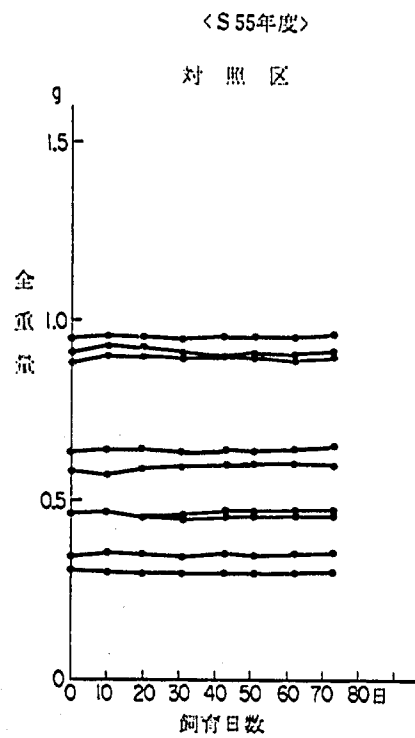
① アサリ

アサリの殻のままの全重量（湿重）による成長曲線を図VI-5に示したが、2ケ年を通じて、どの条件にあっても増量を認めることができなかった。

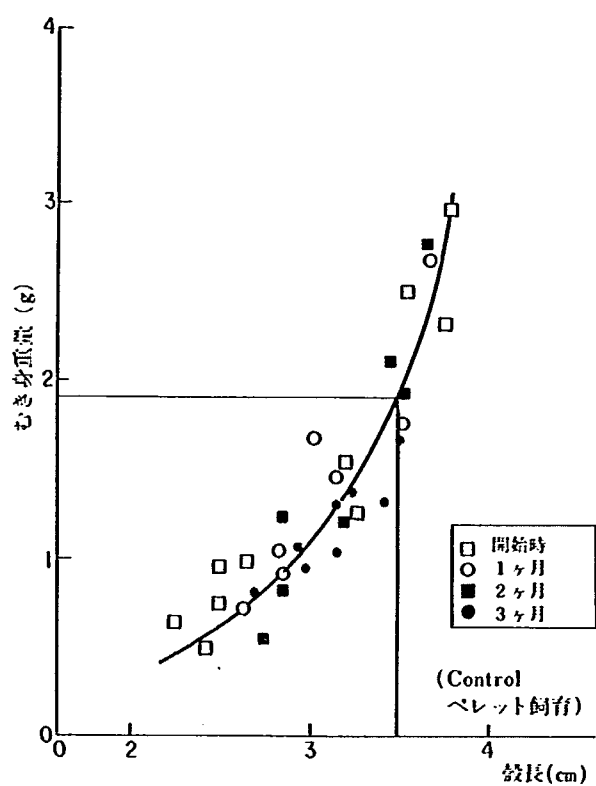
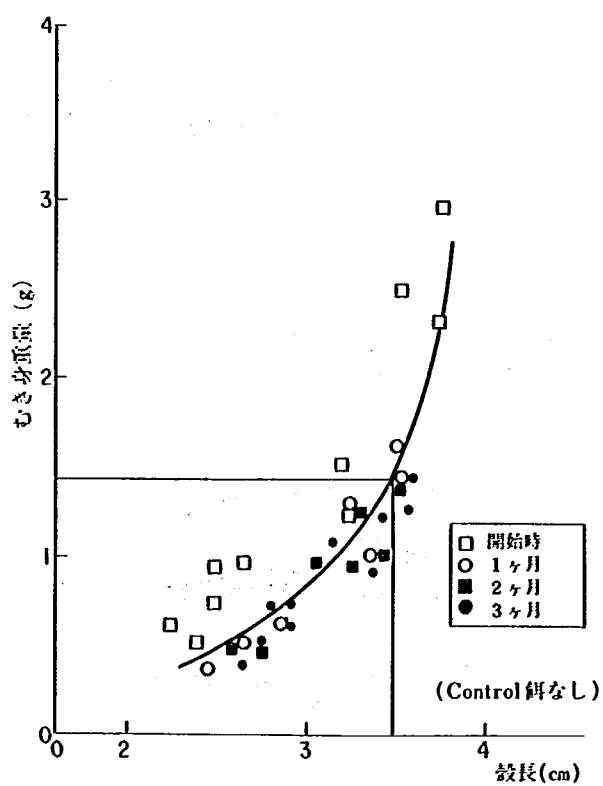
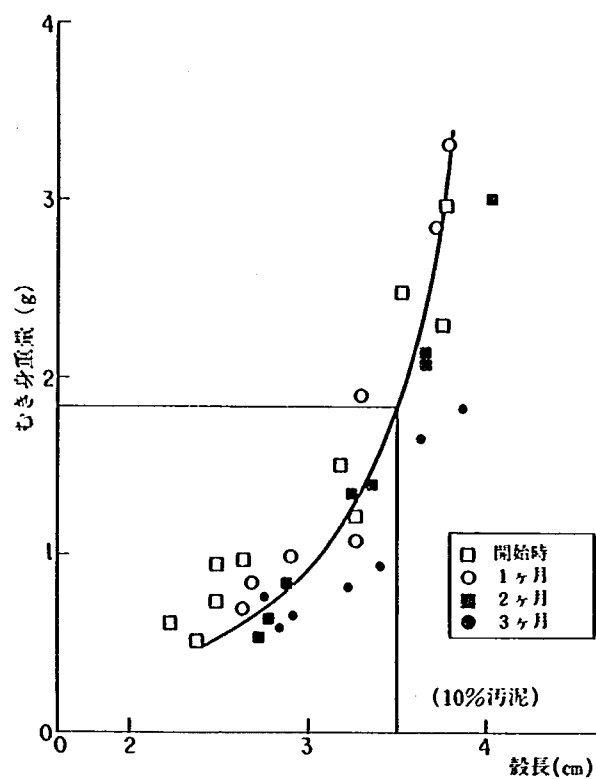
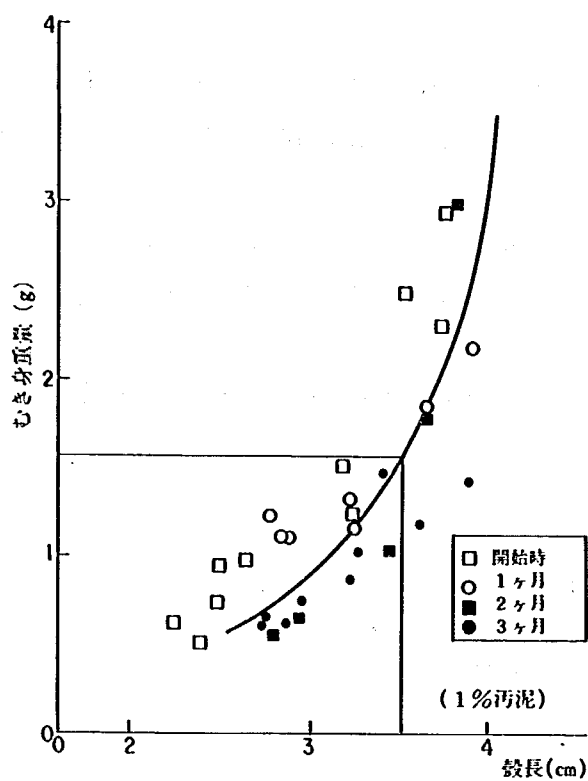
また、S56年度実験では、コントロールとして全く餌（養魚用ペレット）を与えなかった区を設けたが、投餌の有無による差も認められなかった。

次に、各条件下の任意の個体について、殻長とむき身重量を計測し、両者の関係を図VI-6に示した。

この図より、無投餌では明らかに肥満度が悪く、10%汚泥添加区はペレット投餌区と同等であり、余剰汚泥はペレットと同様に完全餌料ではなく、現状を維持する程度の餌料であることが判った。



図VI-5 アサリの成長曲線 (体重の経日変化)



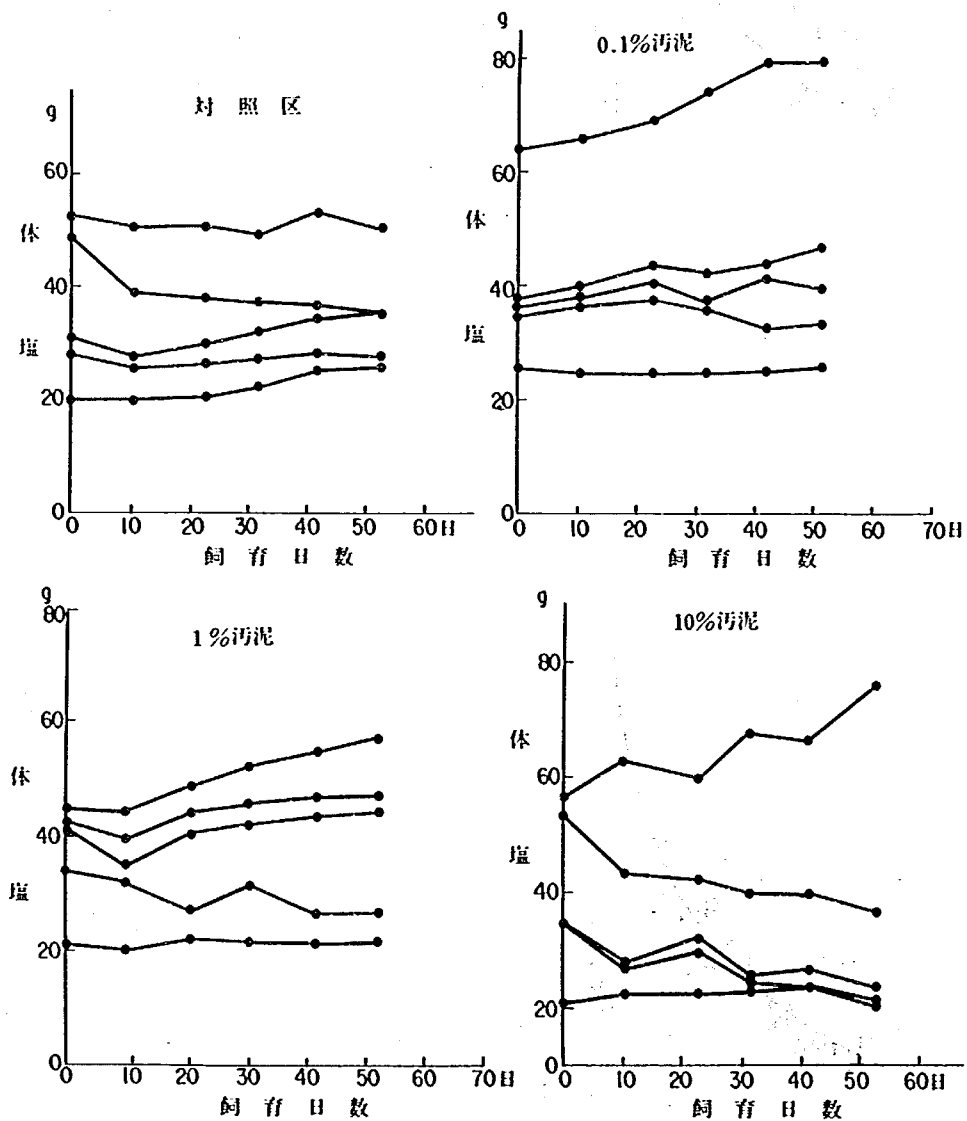
図VI-6 アサリの殻長とむき身重量の関係

② ナマコ

ナマコの成体は砂泥などとともに珪藻類、海藻、小型の貝類、アマモの葉片などを摂取する。したがって、バクテリア、原生動物を主体とした有機物の集合体である余剰汚泥の摂餌による成長が期待された。

ナマコ体重(湿重)の経時変化を図VI-7に示したが、個体によりバラツキがあるものの、汚泥添加区のナマコで増重した個体が見られた。これらのナマコの中から最大に増重した個体を選びその変化を表VI-5に示した。

最大に増重したナマコの増重比を見ると、汚泥添加割合の高い方が成長が早くなっており、明らかに余剰汚泥が餌料として有効であったことが判る。



図VI-7 ナマコ体重余剰の経時変化

4)
この結果は、新田ら東海区水研が行った生汚泥添加によるナマコの飼育実験結果と一致するものであった。

表VI-5 余剰汚泥によるナマコの増重

(湿重)

区	開始時重量 (A)	終了時重量 (B)	増重量 (B) - (A)	* 増重比
対 照 区	20.9 ^g	26.1 ^g	5.2 ^g	25%
0.1% 汚 泥	64.2	79.7	15.5	24
1% 汚 泥	43.9	57.0	13.1	30
10% 汚 泥	55.0	75.5	20.5	37

$$* \text{増重比} = \frac{\text{増重量}}{\text{開始重量}} \times 100$$

2. 加工餌料による下水汚泥の投餌と魚類の成長

余剰汚泥と鶏卵を混合加熱した加工餌料を魚類に強制的に投餌し、魚類の成長から、汚泥の餌料効果を検討した。

(1) 実験方法

① 供試魚

下記の魚を用い、各魚類とも1ヶ月間実験室内で馴養してから実験に供した。

(海産魚) クロダイ、メジナ (淡水魚) フナ、ワキン

② 供試汚泥及び餌料の調整

供試汚泥は八王子市北野処理場の余剰汚泥で表VI-6にその性状を示した。

表VI-6 供試汚泥(余剰汚泥)の性状

	汚泥濃度(%)	SS (mg/L)	強熱減量(%)
平 均	0.46	4620	64.5
最 大	0.72	7200	68.7
最 小	0.35	3480	53.0

供試汚泥は八王子市北野処理場の余剰汚泥を用い、卵と混合し湯浴により固形化したものを用いた。卵との混合比率は加工品の仕上り、魚の摂餌傾向に影響することが予測されたため混合比率を変え予備実験を行ない、適切な混合比率を決めた。その結果、汚泥添加飼料では摂餌しないためペレットを少量添加することが必要なこと、汚泥混合率が増加すると摂餌しなくなること、水分添加量の増減により固形化飼料が水溶化したり、逆にかたすぎて摂餌しなくなることがわかった。最終的に実験に用い

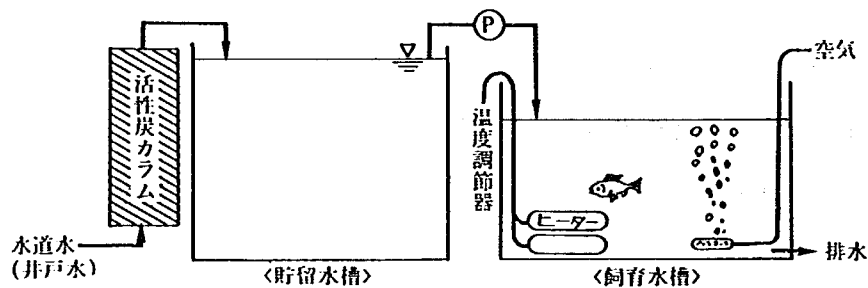
た飼料の組成は表Ⅵ-7のものとした。

表Ⅵ-7 混合飼料の組成

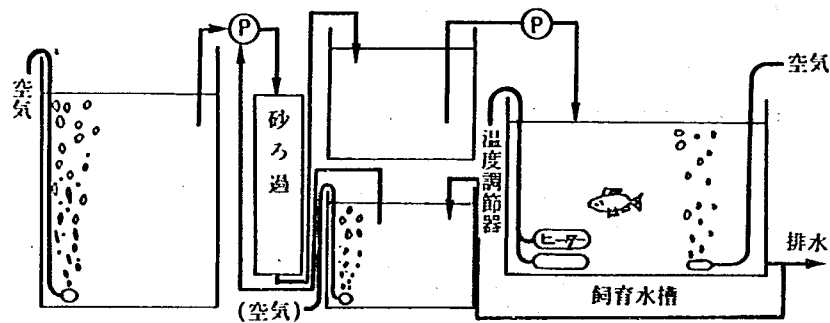
実験飼料	卵50ml+余剰汚泥（遠沈後）15ml+上澄液15ml+ペレット1g
対照飼料	卵50ml+水30ml+ペレット1g

③ 飼育方法

実験装置の概略は図Ⅵ-7に示した。水管理は淡水魚の場合、水道水（実験途中から井戸水使用）を活性炭により脱塩して貯留し、1日1回飼育水槽の水を交換するようにした。海水魚の場合は海水の補充に制限があったため、砂濾過により循環使用した。



淡水魚飼育装置

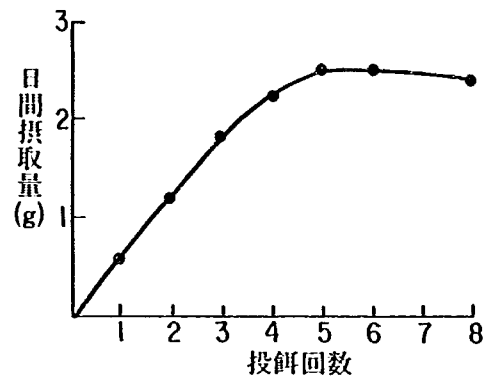


図Ⅵ-7 実験装置の概略

飼育水温は 23 ± 1 ℃にコントロールレ、3日に1度の頻度で水温、pH、DO、 $\text{NH}_4\text{-N}$ を測定し、水質的に問題がないよう十分な管理を行った。

投餌は、8時~17時の昼間に少量ずつ4~5回に分けて与え、魚ができるだけ多くの汚泥混合飼料^{*}を摂取するようにした。

5)
* 狩谷 (1956)⁵⁾ のキンギョを用いた投餌回数と日間摂餌量の関係調べた実験によれば、5～6回の投餌回数が最も多く摂餌する回数で少なくとも4回以上の投餌が望ましいとしている。(図VI-8)



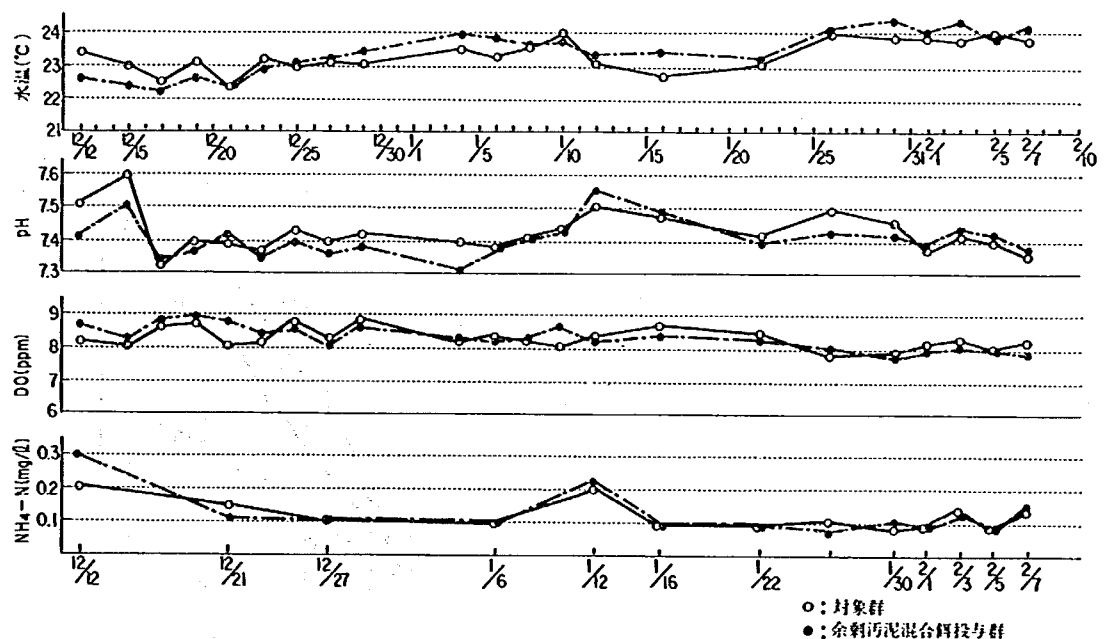
(2) 実験結果及び考察

① 飼育水質、水温

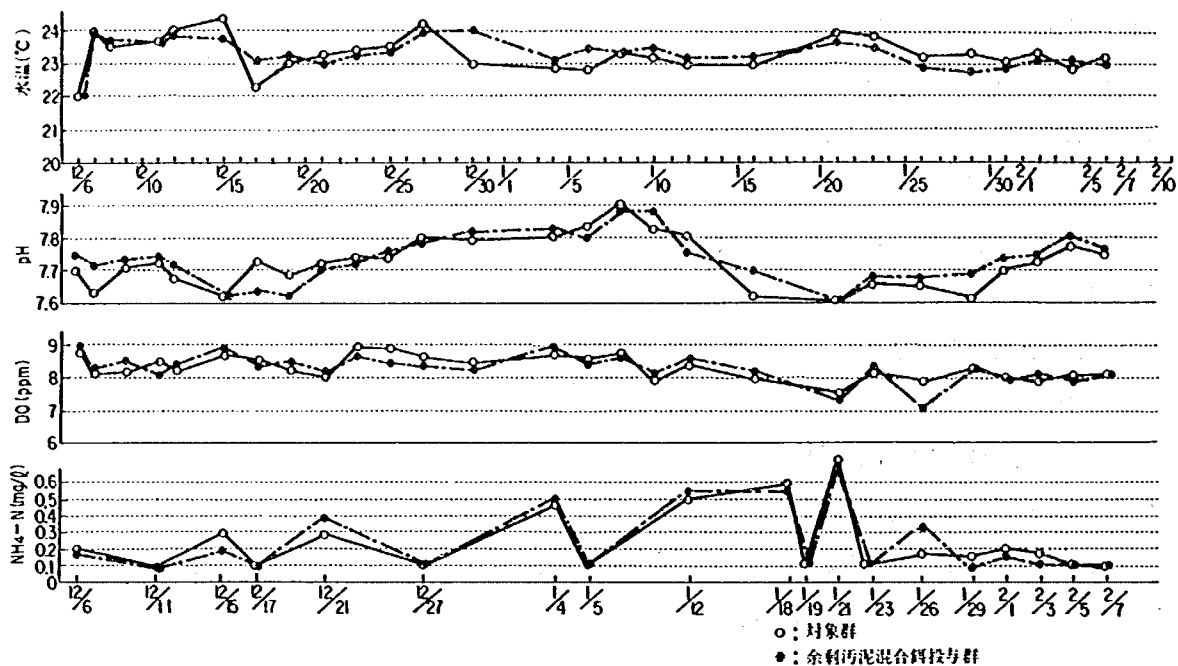
図VI-8 イトミミズの投餌回数と月間摂餌量の関係 (狩谷 1956)

図VI-9～図VI-10に淡水魚及び海産魚の飼育槽の水質、水温の経時変化を示した。

飼育期間を通して、海水魚飼育水でpH 7.6～7.9、DOはほぼ100%飽和、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は0.6 mg/L以下、淡水魚飼育水でpH 7.3～7.6、DOはほぼ100%飽和、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は0.3 mg/L以下、水温は両ケースとも実験期間を通して22～24℃に保たれ、水質、水温からは問題がなかった。



図VI-9 淡水魚飼育水槽水質
1979. 12. 12～1980. 2. 7



図VI-10 海産魚飼育水槽水質
1979. 12. 6～1980. 2. 7

② 飼育条件の評価

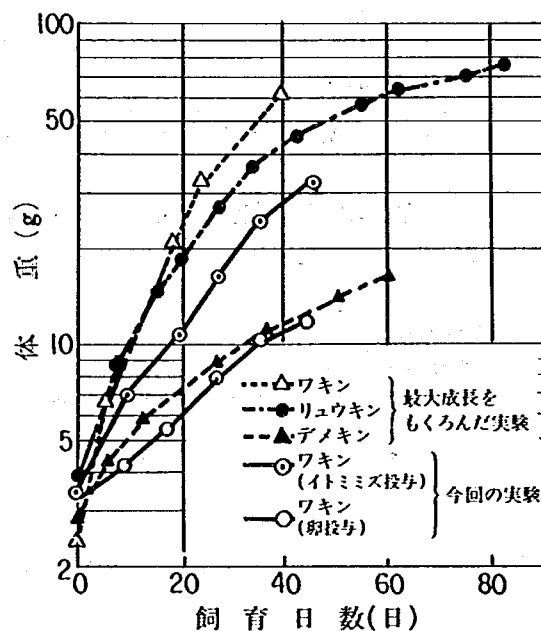
イトミミズ、卵で飼育したワキンの生長曲線⁶⁾と最大成長をもくろんだ実験(狩谷ら)におけるワキン、リュウキン、デメキンの成長曲線の比較を、図VI-11に示した。卵投与のワキン(○印)は、他と比較しやや成長が低い、イトミミズ投与のワキンは、最大成長線(●印)とはほぼ一致しており、本実験の飼育環境としては一応、最大成長に近い飼育環境であったと評価できる。

なおワキンでの卵投餌区とイトミミズ投餌区での成長の差は、餌の違いによるもので、イトミミズは、生餌であり、その餌料効果は卵に比較し、格段にすぐれている。

③ 汚泥投与の成長に及ぼす影響

汚泥混合餌料および対照餌料投与による魚種別の成長曲線を図VI-12～図VI-13に示した。

図から明らかなように個体により成長量にかなりの差があるが、メジナを除いて、汚泥の混入による成長の低下は見られなかった。



図VI-11 成長曲線の比較

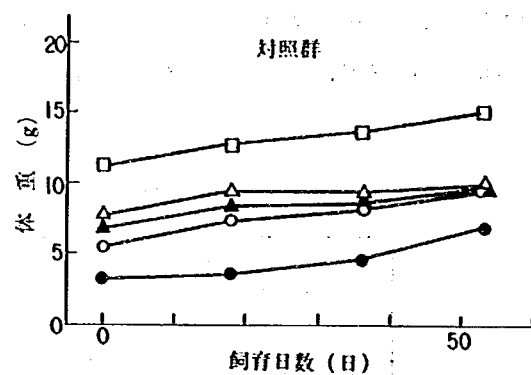
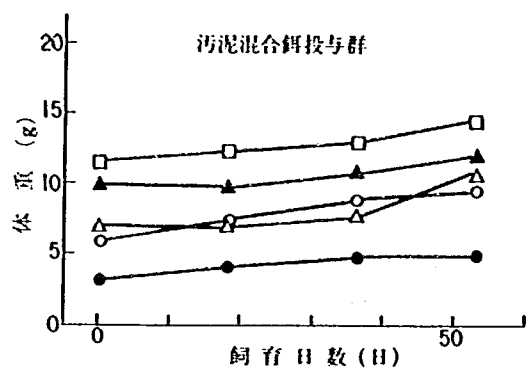
表VI-8には、図VI-12~13に示した実験結果から魚体重 1g あたりの 1日あたりの増重量の魚種別の平均値を示したが、クロダイ、メジナは、ワキンに比較して増重量が極めて小さいことがわかる。これは魚種により摂餌傾向（餌の種類嗜好性）が異なるためと考えられる。

表VI-8 増 重 速 度

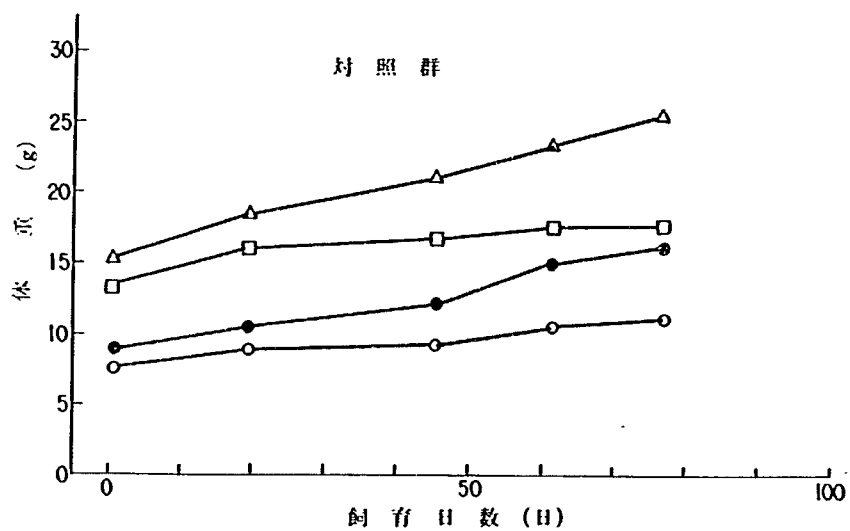
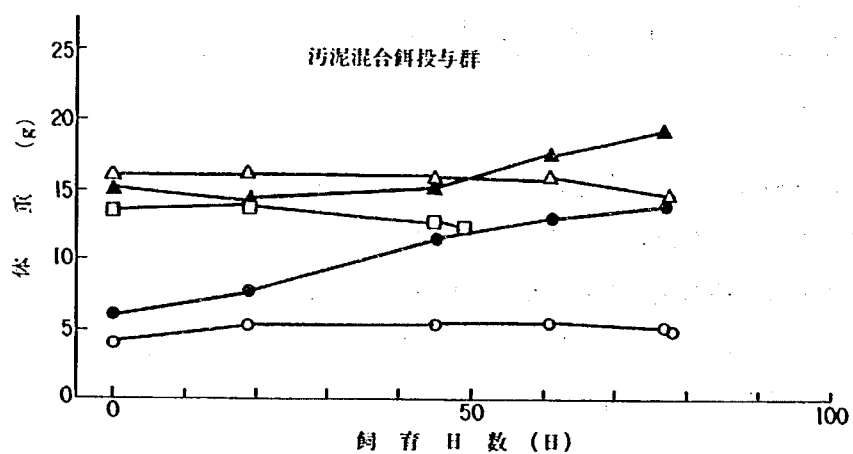
魚 種	餌 料	魚体重 1g あたりの 増重速度 (g/g・日)
ク ロ ダ イ	汚泥混合餌投与群	0.006
	対 照 餌 投 与 群	0.006
メ ジ ナ	汚泥混合餌投与群	0.004
	対 照 餌 投 与 群	0.008
ワ キ ン	汚泥混合餌投与群	0.033
	対 照 餌 投 与 群	0.036

メジナは汚泥混合飼料投与の差が大きいけれども、図VI-12の成長曲線にみられるようにそのバラツキの大きさを考慮すれば、有意差があると結論するには十分とはいえない。

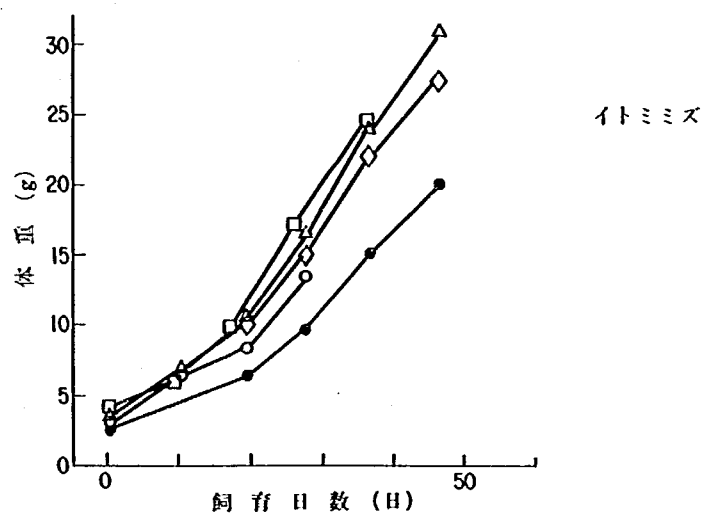
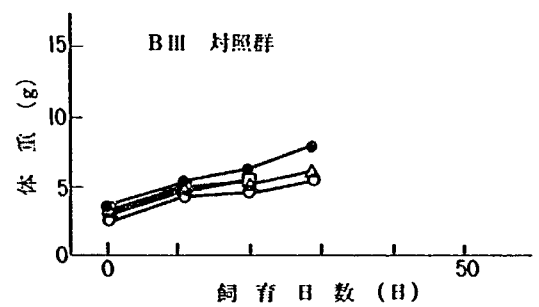
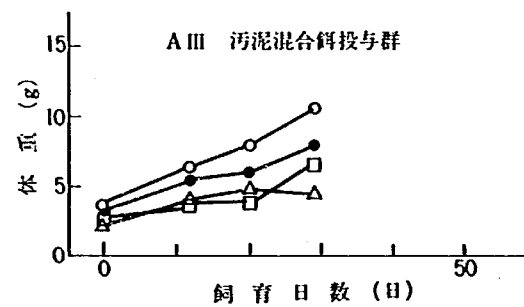
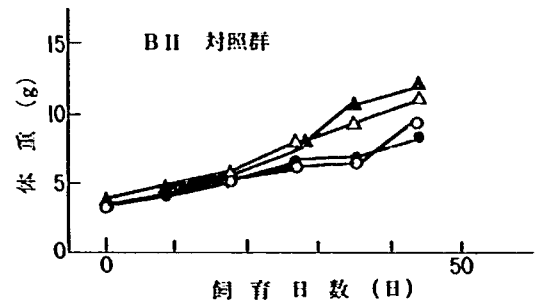
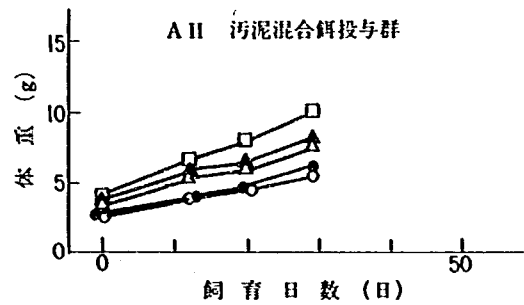
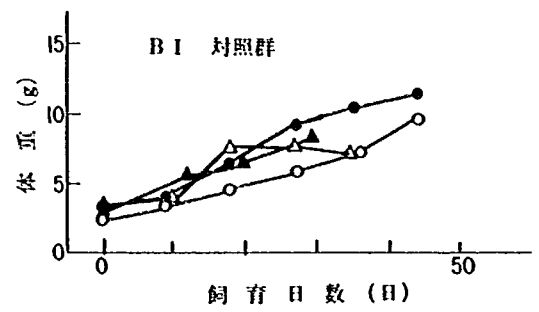
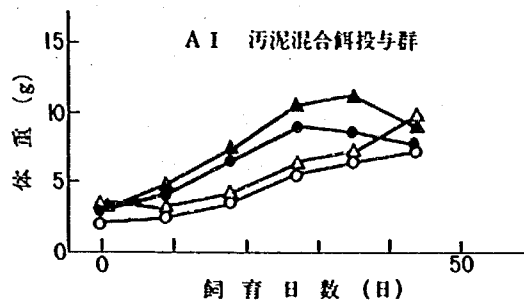
これらの結果、汚泥混合餌料投与と対照餌料投与との間に差が少ないこと、特に生長速度の大きいワキンでも餌料による差が認められないことから、餌に対する嗜好性を無視すれば汚泥を摂餌しても魚類の増重に対して顕著な悪影響を与えることはないものと考えることができる。



クロダイの成長曲線



図VI-12 メジナの成長曲線



図VI-13 ワキンの成長曲線

3. 混合餌料による下水汚泥の投餌と魚類の成長

昭和54年度の汚泥と卵を加工した餌料での飼育実験では、汚泥の混合が少なく、海産魚のメジナで対照区と汚泥混合餌料区の魚体成長に差が認められたもののクロダイ、ワキンではほとんど差がなかった。

昭和60年度の実験は、市販の配合飼料と下水余剰汚泥を混合し、そのままの状態では魚類（クロダイ、ボラ、テラピア、コイ）に投餌し、汚泥の摂餌状況、汚泥の摂餌による成長への影響について再検証することを目的として行ったものである。

(1) 実験方法

① 供試生物

海産魚； ボラ *Mirgil cephalus* 13.5cm、45.0g (湿重)

クロダイ *Acanthopagrus schlegelii* 10.2cm、31.0g (湿重)

淡水魚； テラピア *Tilapia mossambica* 12.0cm、60.0g

コイ *Cyprinus carpio* 12.6cm、62.0g

② 供試汚泥及び配合飼料

蒲郡市下水処理場より入手した余剰汚泥を、静置沈降および遠心濃縮し（含水率約95%）、清浄なビニル袋に約1kg宛小分けして、-10℃に凍結保存した。（入手月日：8月3日、8月5日および9月5日）

ウナギ育成用配合飼料（「マル中印うなぎ用配合飼料養太用80DX」、中部飼料製）を用いた。主な成分比率は以下の通りである。

粗タンパク質	45.0%以上	粗脂肪	3.0%以上
粗繊維	1.0%以下	粗灰分	18.0%以下
カルシウム	2.5%以上	りん	1.4%以上

表VI-9に供試汚泥（濃縮した余剰汚泥）と配合飼料の性状を示した。余剰汚泥と配合飼料はC、N組成で39.1%と42.2%、6.7%と8.2%となっており、余剰汚泥の粗タンパク質含有量は32.5%と配合飼料より14.5%も少なかった。

表VI-9 供試汚泥及び配合飼料の性状

(dry)								
	含水率 %	強熱減量 %	C %	N %	P %	粗タンパク質 %	粗脂肪 %	粗灰分 %
余剰汚泥	96.4	70.5	39.1	6.7	4.4	32.5	8.1	29.7
配合飼料	54.7	84.1	42.2	8.2	0.5	47.0	3.5	17.4

(mg/kg·dry)

	T-Hg	Cd	Zn	Cu
余剰汚泥	1.7	1.5	476	505
配合飼料	0.15	0.10	104	6.6

また、粗脂肪は、余剰汚泥8.1%、配合飼料3.5%となっているが下水汚泥の場合、魚の成長に重要な働きをしているリン脂質やステロールの含有が極めて少ない。

したがって、栄養面から見て、汚泥投餌と配合飼料投餌で、差がでることが予想される。

③ 実験条件

本実験は、餌料中の余剰汚泥比により表VI-10および表VI-11に示した実験区にて行った。なおその他の条件は各魚種とも同一にて行った。

表VI-10 海産魚の実験区と餌料混合比（乾燥重量比）

海産魚の種類	実験区	供試尾数	混 合 比	
			配合餌料	汚 泥
ボ ラ	B-1	20	10	0
	B-2	20	8	2
	B-3	20	5	5
	B-4	20	2	8
クロダイ	K-1	35	5	5

表VI-11 淡水魚の実験区と餌料混合比（乾燥重量比）

淡水魚の種類	実験区	供試尾数	混 合 比	
			配合餌料	汚 泥
テラピア	T-1	25	10	0
	T-2	25	8	2
	T-3	25	5	5
	T-4	25	2	8
コ イ	C-1	25	5	5

④ 飼育方法

a) 給餌方法

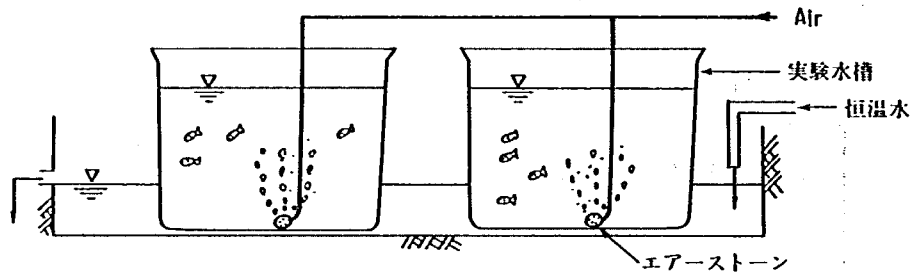
前記ビニル袋に小分けして凍結保存しておいた汚泥を自然解凍し、予め求めておいた含水率より汚泥の乾重量を算出して、配合餌料と規定の比率になるよう各実験区毎に混合・調餌（練餌）する。給餌は原則として、毎日一回、ほぼ定刻（午前9～10時）に一定量宛をステンレス金網製の容器に3ないし4分割して与えた。残餌の回収は、給餌後60～90分を基準に、残餌量を計量（または目測）してそれぞれ記録した。

b) 飼育水の管理

実験中通気装置は継続運転して、概ね70%以上のDOを保つように努め、また、水質の変

化を知るために、定期的に水温とDO（原則として毎日）、pH、塩分、および濁度（いずれも週一回）を測定した。さらに、換水は2～3日に一度の頻度で、 $\frac{1}{2}$ 量ないし $\frac{1}{3}$ 量宛を新しい海水又は淡水と交換した。その際、サイホンで水槽底面の沈降物（排泄物、残餌等）を出来るだけ取除くようにしながら換水した。

飼育装置の概要を図VI-14に示した。



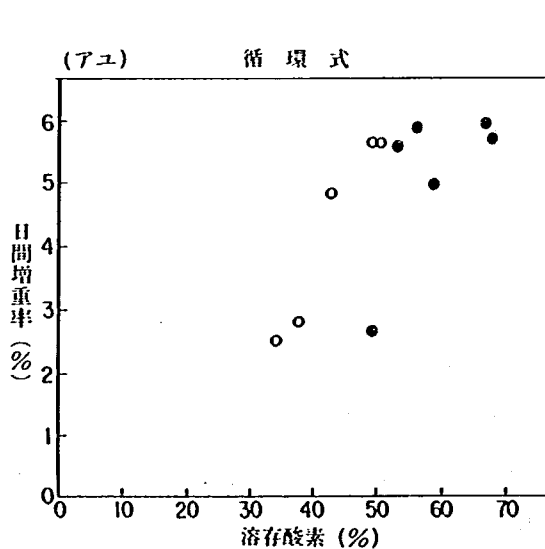
図VI-14 飼育装置の概要

(2) 実験結果及び考察

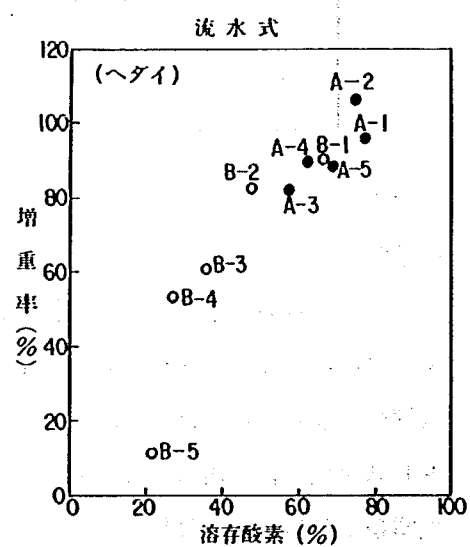
① 飼育水の水温、水質

飼育槽水温は19～22℃の範囲で安定していた。溶存酸素は、いずれも飽和度60%以上で、pHは6.6～7.2の間であった。濁度は5～60度の範囲で、余剰汚泥混合比の大きい区ほど濁度が高い傾向を示した。

濁度が高くなったのは、糞および残餌の舞い上がりによるもので、餌への余剰汚泥混合比の大きい区では、魚が一端口に入れたものをはき出す場合が多く、更に濁度が上り、DOも若干減少した。



図VI-15 循環式水槽中における溶存酸素と日間増重率との関係



図VI-16 溶存酸素と増重率との関係

7) 8)
図VI-15及び図VI-16に千葉が行った循環式水槽及び流水式水槽でのDOと魚の成長率との関係を示したが、溶存酸素の上昇とともに魚の成長（増重率）は良くなっており、汚泥混合率の高い区での一時的なDO減少は、魚の成長にマイナスに作用したものと考えられる。

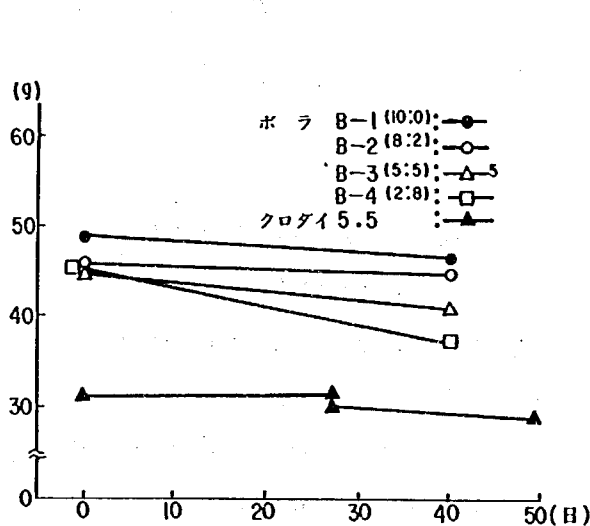
② 成長状況

a) 海産魚（ボラ、クロダイ）

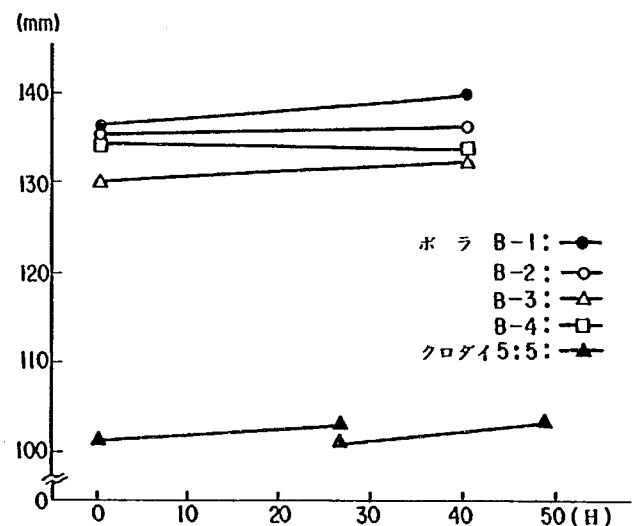
クロダイの中間計測時を除いて、実験期間中ボラ、クロダイ共、平均体重は減少し、それは餌の汚泥混合比が高い区程著しい傾向を示した。他方、平均体長は汚泥の混入比が最も多い区（B-4区）は変化が見られなかったものの、その他の区はいずれもわずかながら増加が見られた。（図VI-17～図VI-18）、（表VI-12、表VI-14、表VI-15）

ボラで、餌への余剰汚泥混合比の高い区で成長がわるかった理由として次の点が挙げられる。

- i) 魚が汚泥を好まない： 汚泥混合比の高いB-3、B-4区のボラは一端口に入れた餌を吐出していた。
- ii) 水質の悪化： 汚泥混合餌料投与区での餌の吐き出しによる一時的な濁度の増大とDOの低下が摂餌活動を低下した。
- iii) 栄養の問題： 配合飼料に比較し、汚泥中のタンパク質及びリン脂質含有量が少ない。
- iv) 消化率が低い餌料である： 文献によれば、コイ、ニジマスでのタンパク質の消化吸収率⁹⁾を比較すると北洋魚粉では83～95%に対し活性汚泥では0～75%である。



図VI-17 ボラ、クロダイの平均体重変化

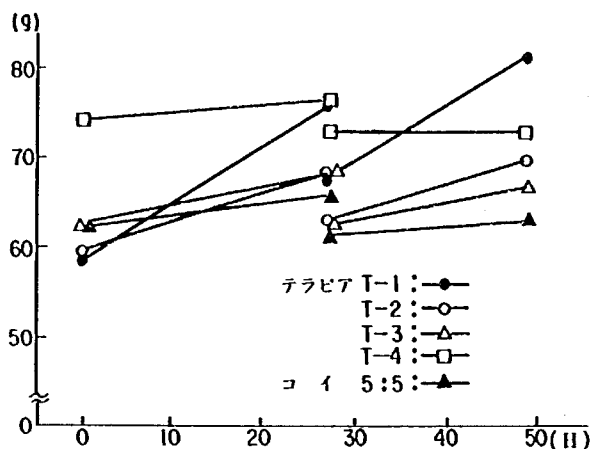


図VI-18 ボラ、クロダイの平均体長変化

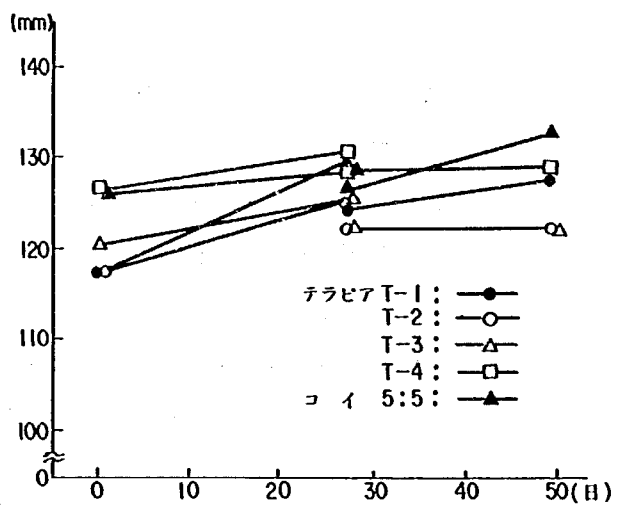
b) 淡水魚（テラピア、コイ）

実験期間中、テラピア、コイ共一部例外を除いて（T-4区）平均体重は増加したが、増加の程度は混合比が高い区程低い傾向を示した。体長は、いずれの実験区においても増加が見られた。（図VI-19～図VI-20）、（表VI-13、表VI-16、表VI-17）

テラピアの対照区で平均体重が55%増、平均体長が13%増であった。また、汚泥の混合割合が多い実験区ほど平均体重および平均体長の増量が小さく、T-4区では平均体重、平均体長共、3%増とわずかであった。



図VI-19 テラピア、コイの平均体重変化



図VI-20 テラピア、コイの平均体長変化

③ 餌料効果の検討

クロダイ、ボラの海産魚での成長（特に増重）は、汚泥混合比の高い餌の投与区で対照区より劣る傾向を示したが、投餌した餌を食べないことが一つの大きな原因と考えられる。

図VI-21に、ボラでの総体重当りの総摂餌量と増重比の関係を示したが、明らかに余剰汚泥の混合した区は増重比が小さく、混合比の大きい方がより増重比が小さくなっている。

一方、余剰汚泥が全く餌料効果がないと考え、総体重当りの配合飼料摂餌量と増殖比との関係を見ると、図VI-21に示したように、余剰汚泥を添加した区が直線上にのり、対照区と同一に摂餌した場合、増殖比が1.02と対照区を上廻る。したがって、余剰汚泥も配合飼料よりは劣るものの餌料効果があったと言える。

表VI-12 体長および体重計測結果（ボラ、クロダイ）

	実 験 区	B-1	B-2	B-3	B-4	クロダイ
	配 合 汚 泥 比	10 : 0	8 : 2	5 : 5	2 : 8	5 : 5
実験開始日	供試尾数 (尾)	20	20	20	20	35
	総 体 重 (g)	951	913	901	908	1091
	平均体重 (g)	47.6	45.7	45.1	45.4	31.2
	平均体長 (mm)	136.3	134.9	130.1	134.3	101.6
中間計測	生残尾数 (尾)	—	—	—	—	35
	総 体 重 (g)	—	—	—	—	1108
	平均体重 (g)	—	—	—	—	31.7
	平均体長 (mm)	—	—	—	—	103.4
	生残尾数 (尾)	—	—	—	—	25
	総 体 重 (g)	—	—	—	—	752
	平均体重 (g)	—	—	—	—	30.1
	平均体長 (mm)	—	—	—	—	101.3
終了日	生残尾数 (尾)	20	20	20	20	25
	総 体 重 (g)	930	895	819	747	719
	平均体重 (g)	46.5	44.8	41.0	37.4	28.8
	平均体長 (mm)	139.8	136.7	132.8	134.3	103.8

B : ボラ

表VI-13 体長および体重計測結果（テラピア、コイ）

	実 験 区	T-1	T-2	T-3	T-4	コ イ
	配 合 汚 泥 比	10 : 0	8 : 2	5 : 5	2 : 8	5 : 5
実験開始日	供試尾数 (尾)	25	25	25	25	25
	総 体 重 (g)	1468	1484	1564	1852	1548
	平均体重 (g)	58.7	59.4	62.6	74.1	61.9
	平均体長 (mm)	117.3	117.6	120.6	126.7	126.5
中間計測	生残尾数 (尾)	24	25	25	25	24
	総 体 重 (g)	1816	1712	1714	1902	1549
	平均体重 (g)	75.7	68.5	68.6	76.1	65.4
	平均体長 (mm)	129.0	125.6	126.3	130.8	128.9
	生残尾数 (尾)	20	20	20	20	20
	総 体 重 (g)	1353	1266	1248	1447	1224
	平均体重 (g)	67.7	63.3	62.4	72.4	61.2
	平均体長 (mm)	124.6	122.5	122.9	129.2	126.6
終了日	生残尾数 (尾)	20	20	20	20	20
	総 体 重 (g)	1620	1387	1334	1446	1255
	平均体重 (g)	81.0	69.4	66.7	72.3	62.8
	平均体長 (mm)	128.5	122.9	123.1	129.6	133.7

T : テラピア

表VI-14 ボラ、クロダイの平均体重増量比

計測時	実験区	B-1	B-2	B-3	B-4	クロダイ
開始時		1	1	1	1	1
中間時						1.02
終了時		0.98	0.98	0.91	0.82	0.98

表VI-15 ボラ、クロダイの平均体長増加比

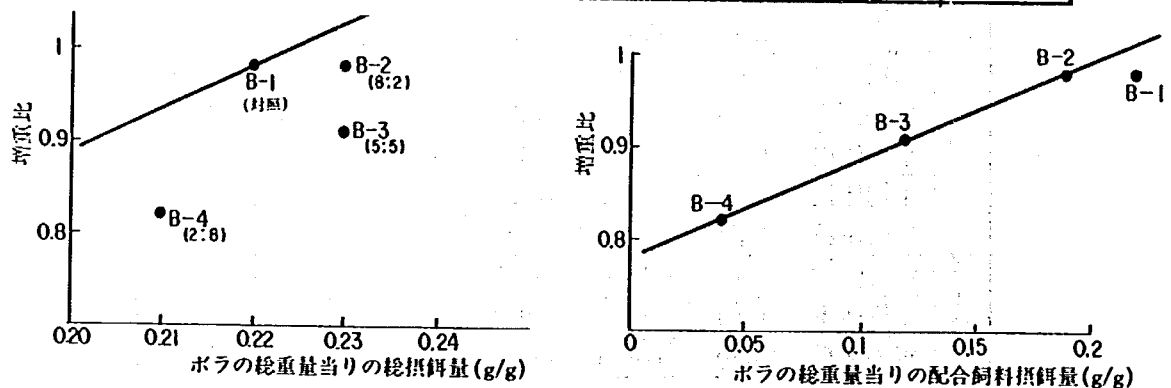
計測時	実験区	B-1	B-2	B-3	B-4	クロダイ
開始時		1	1	1	1	1
中間時						1.02
終了時		1.03	1.01	1.02	1.00	1.05

表VI-16 テラピア、コイの平均体重増量比

計測時	実験区	T-1	T-2	T-3	T-4	コイ
開始時		1	1	1	1	1
中間時		1.29	1.15	1.10	1.03	1.06
終了時		1.55	1.27	1.18	1.03	1.09

表VI-17 テラピア、コイの平均体長増加比

計測時	実験区	T-1	T-2	T-3	T-4	コイ
開始時		1	1	1	1	1
中間時		1.10	1.07	1.05	1.03	1.02
終了時		1.13	1.07	1.05	1.03	1.08



図VI-21 重量当りの摂餌量と増量比の関係

VII 有害物質（重金属）の生体濃縮

下水汚泥を海洋還元する際、最も問題となる（関心が集まる）のは、汚泥中に含まれる有害物質（重金属）の植物プランクトン、動物プランクトン、底生生物、魚類等の海洋生物による、直接的あるいは間接的な生体濃縮である。

一連の本調査、実験においても、この有害物質（重金属）の生体濃縮についてのデータ収集と検討が一つの大きな課題であり、以下の様な種々の実験を行っている。

- ① 汚泥中に含まれる溶解性重金属の植物プランクトンへの生体濃縮と重金属の生育への影響
- ② 汚泥を直接摂餌することによる、動物プランクトンへの重金属の生体濃縮
- ③ 汚泥を直接摂餌することによる、底生生物、魚類への重金属の生体濃縮
- ④ 食物連鎖による汚泥中重金属の間接的な生体濃縮

本章においては、各ステージ毎の重金属の濃縮及び影響についてまとめたもので、④の食物連鎖による重金属の生体濃縮と移行についてはV章で述べている。

1. 重金属の分析方法と精度

1-1 重金属の分析方法

供試水、供試汚泥、供試生物の重金属類の分析方法は、表VII-1(1)、(2)に示したようにJISK0102に準拠した方法で行った。

なお、海水のように重金属の含有量が極めて少ないサンプル、プランクトンや稚仔魚のようにある程度重金属を含有しているものの、サンプルの絶対量が少ないものについては、大量のサンプルの濃縮、あるいは高感度の分析方法により、定量下限を小さくするとともに、分析精度の向上を図った。

表VII-2に魚体のT-Hg、Cd、Cu、Znを分析する際の各種分析方法の定量下限と必要元素量、必要サンプル量を示した。

表Ⅶ-1 重金属の分析手法及び精度(1)

総水銀の試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 $\mu\text{g}/\text{L}$	精度 CV, %	必要検水量 mL	出典
標準法1	原子吸気法(還元気化法)	0.5~10	4~20	200	環境庁告示第63号
標準法2	原子吸光法(加熱気化吸引法)	0.5~10	4~20	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法1	原子吸光法(金アマルガム法)	0.1~1.000 ^{a)} 0.001~10 ^{b)}	2~10	0.01~3 ^{c)} <100	
参考法2	原子吸光法(有機・無機水銀分別定量法)	0.1~10	有機: 2~10 無機: 1~7	100 ^{d)}	

a) 前処理がなく試料1mLを直接加熱分解させて測定する場合の値

b) 試料100mLを湿式分解して水銀を発生させ、測定する場合の値

c) Technical Report「水銀測定専用装置」(日本インスツル

メントK.K. No 03150702)

d) 久富のほか「フレイムス原子吸光法による工場排水中の微量無機水銀および有機水銀の分別定量について」水処理技術 Vol. 15 No 10, 1974

銅の試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/L	精度 CV, %	必要検水量 mg/mL	出典
標準法	原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)	0.02~0.4	2~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法1	原子吸光法(直接法)	0.2~4	2~10	100	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法2	原子吸光法(ファーンズ法)	0.005~0.1		100	EPA
参考法3	吸光光度法(DDTC-酢酸ブチル法)	0.01~0.15	3~10	200	JIS 0102 ⁻¹⁹⁸¹

カドミウムの試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/L	精度 CV, %	必要検水量 mL	出典
標準法	原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)	0.005~0.2	2~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法1	原子吸光法(直接法)	0.05~2	2~10	100	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法2	原子吸光法(ファーンズ法)	0.0005~0.01		100	EPA EPA ⁻¹⁹⁸¹
参考法3	吸光光度法(ジチゾン-四塩化炭素法)	0.005~0.15	3~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹

亜鉛の試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/L	精度 CV, %	必要検水量 mL	出典
標準法	原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)	0.005~0.2	2~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法1	原子吸光法(直接法)	0.05~2	2~10	100	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法2	原子吸光法(ファーンズ法)	0.0002~0.004		100	EPA
参考法3	吸光光度法(ジチゾン-四塩化炭素法)	0.005~0.075	3~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹

クロムの試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/L	精度 CV, %	必要検水量 mL	出典
標準法1	吸光光度法(ジフェニルカルバジド法)	0.40~1.0	3~10	50	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
標準法2	原子吸光法(TOMA-MIBK抽出法)	0.005~0.1	3~10	200	上水試験方法 ⁻¹⁹⁷⁸
参考法1	原子吸光法(直接法)	0.01~0.2	3~10	200	上水試験方法 ⁻¹⁹⁷⁸
参考法2	原子吸光法(ファーンズ法)	0.005~0.1	5~10	100	EPA ⁻¹⁹⁷⁹

表Ⅶ-1 重金属の分析手法及び精度(2)

マンガンの試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/l	精度 CV, %	必要検水量 ml	出典
標準法	原子吸光法(直接法)	0.01~0.4	2~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法1	原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)	0.01~0.4		200	上水試験方法 ⁻¹⁹⁷¹
参考法2	原子吸光法(ファーンズ法)	0.001~0.03		100	EPA
参考法3	吸光光度法(過ヨウ素酸銀回カリウム法)	0.03~0.8		100	上水試験方法 ⁻¹⁹⁷⁸

鉛の試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/l	精度 CV, %	必要検水量 ml	出典
標準法	原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)	0.2~2	2~10	200	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法1	原子吸光法(直接法)	1~20	2~10	100	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
参考法2	原子吸光法(ファーンズ法)	0.005~0.1		100	EPA ⁻¹⁹⁷⁹
参考法3	吸光光度法(ジチゾン-四塩化炭素法)	0.01~0.4	3~10	100	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹

鉄の試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/l	精度 CV, %	必要検水量 ml	出典
標準法1	原子吸光法(直接法)	0.3~6	2~10	200	JIS K 0101 ⁻¹⁹⁷⁹
標準法2	原子吸光法(DDTC-MIBK抽出法)	0.03~0.6	2~10	200	
標準法3	吸光光度法(1.10-フェナントロリン法)	0.3~6	2~10	200	JIS K 0101 ⁻¹⁹⁷⁹
参考法	原子吸光法(ファーンズ法)	0.005~0.02		100	EPA

※鉄(3価)は、溶解性鉄量から鉄(2価)を差し引いた値とする。

ヒ素の試験方法一覧

	試験方法の名称	定量範囲 mg/l	精度 CV, %	必要検水量 ml	出典
標準法1	吸光光度法(Ag-DDTC法)	0.002~0.1	2~10	1000	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹
標準法2	原子吸光法(水素化物生成法)	0.005~0.05	3~10	20	JIS K 0102 ⁻¹⁹⁸¹

表Ⅶ-2 各種分析法の定量下限及び必要元素量

元素	項目	分析方法		原子吸光 (炎)	原子吸光 (フレイムレス)	還元気化 (高感度分析)	放射化 (非破壊)	
							文 献	平井助教授 (武蔵工大)
T-Hg	定 量 下 限		—		0.0005mg/ℓ	0.0001mg/ℓ	0.5~1.5 ppm (dry)	0.05~0.5 ppm (dry)
	試 量				10ml	10ml	50mg (dry)	50mg (dry)
	必 要 元 素 量				5 ng	1 ng	25~75 ng	2.5~25 ng
	魚体中の量 (dry)				0.01 ppm	0.01 ppm	0.01 ppm	0.01 ppm
	必要魚体 (dry)				0.5 g	0.1 g	2.5~7.5 g	0.25~2.5 g
	必要魚体 (wet)				2.5 g	0.5 g	12.5~37.5 g	1.25~12.5 g
Cd	定 量 下 限		0.005mg/ℓ		0.0005mg/ℓ		原子吸光より 劣る	
	試 量		10 ml		10ml			
	必 要 元 素 量		50 ng		5 ng			
	魚体中の量 (dry)		0.05 ppm		0.05 ppm			
	必要魚体 (dry)		1 g		0.1 g			
	必要魚体 (wet)		5 g		0.5 g			
Cu	定 量 下 限		0.02 mg/ℓ		0.005mg/ℓ		3~6 ppm (dry)	1~5 ppm (dry)
	試 量		10 ml		10ml		50mg (dry)	50mg (dry)
	必 要 元 素 量		200 ng		50 ng		150~300ng	50~250 ng
	魚体中の量 (dry)		10 ppm		10 ppm		10 ppm	10 ppm
	必要魚体 (dry)		0.02 g		0.005 g		0.015~0.03g	0.005 ~0.025 g
	必要魚体 (wet)		0.1g		0.025 g		0.075~0.15g	0.025 ~0.125 g
Zn	定 量 下 限		0.005mg/ℓ		0.0002mg/ℓ		20~130 ppm (dry)	5~40 ppm (dry)
	試 量		10ml		10ml		50mg (dry)	50mg (dry)
	必 要 元 素 量		50 ng		2 ng		1000~6500ng	250~2000ng
	魚体中の量 (dry)		100 ppm		100 ppm		100 ppm	100 ppm
	必要魚体 (dry)		0.5mg		0.02mg		0.01~0.065g	0.0025 ~0.020g
	必要魚体 (wet)		2.5mg		0.1mg		0.05~0.325g	0.013~0.1 g

1-2 分析精度

本実験で用いた分析方法の精度を表Ⅶ-1に示した。分析精度を変動係数 (C.V. = Coefficient of Variation、標準偏差/平均値×100 (%)) で示しており、この値が小さいほど分析誤差が小さいことを意味する。

表Ⅶ-3 及び表Ⅶ-5 に本実験で用いた分析方法で同一サンプルを3回分析した結果を示したが、C.V. 値はそれぞれの分析方法の許容範囲内であった。また、サンプル間の分析値の精度を比較すると、海水、植物プランクトンでのバラツキが大きく、重金属の種類別では、T-Hg、Cdという極微量しか含有しないものでバラツキが大きくなった。

この理由としては、①サンプルでの重金属含有のバラツキがあった。②含有量が極微量で、定法では検出限界以下のものを、サンプルの濃縮等により検出した。が考えられる。

表Ⅶ-3 *ICAP測定 of 精度 試料名：フェオダクト (コントロール)

単位：ppm(試料液中)

測 定	元 素 名					
	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
1	1.03	0.0664	0.433	0.171	0.595	1.488
2	1.03	0.0677	0.429	0.175	0.595	1.491
3	1.01	0.0677	0.433	0.173	0.601	1.487
平 均 値	1.02	0.0673	0.432	0.173	0.597	1.489
C.V 値	1.1%	1.1	0.5	1.2	0.6	0.13

ICAP 高周波アルゴンプラズマ発光分光分析

表Ⅶ-4 Hg ガスマイクロアナライザー測定 of 精度 (試料：海水及び汚泥)

単位 (μg/L)

測 定	試 料 水				
	相模湾海水	小台消化汚泥	小台余剰汚泥	北野消化汚泥	北野余剰汚泥
1	1.2	13.4	8.2	28.0	3.7
2	1.2	13.6	8.1	27.1	3.7

表Ⅶ-5 原子吸光分析の分析精度

($\mu\text{g}/\text{L}$)

	海 水				海産クロレラ培養液			
	T-Hg	Cu	Cd	Zn	T-Hg	Cu	Cd	Zn
1	0.09	0.52	0.03	2.2	0.18	89.5	0.82	875
2	0.10	0.50	0.02	1.9	0.22	83.0	0.68	815
3	0.07	0.47	0.04	1.8	0.20	82.5	0.76	890
平 均 値	0.09	0.50	0.03	2.0	0.20	85.0	0.75	860
C. V. 値	22	5	33	11	10	5	9	5

($\text{mg}/\text{kg, dry}$)

	余 剰 汚 泥				魚 (ボラ 配合: 汚泥 = 2 : 8)			
	T-Hg	Cu	Cd	Zn	T-Hg	Cu	Cd	Zn
1	1.75	490	1.39	502	0.070	4.13	0.060	183
2	1.68	515	1.61	465	0.065	4.55	0.075	168
3	1.66	510	1.50	461	0.075	4.40	0.069	177
平 均 値	1.70	505	1.50	476	0.070	4.36	0.068	176
C. V. 値	3	3	7	5	7	5	11	4

T-Hg : 還元気化-原子吸光法

Cu, Cd, Z : 原子吸光法

2. 海洋生物による重金属濃縮とその影響

2-1 植物プランクトン

(1) 実験の概要

本実験は、各種の植物プランクトンを用いた、汚泥混合液、同上澄水、同汚液での培養実験を行い、汚泥のない対照区との差、一般的な植物プランクトンの重金属との比較により、植物のプランクトンによる重金属濃縮の有無及び下水汚泥の影響等を検討したものである。

実験は、昭和56、58、59、60年度の4回に渡り実施しその概要は表Ⅶ-6に示した通りである。

表Ⅶ-6 植物プランクトンによる重金属濃縮実験の概要

年度	供試生物	供試汚泥、供試水	
S56	クラミドモナス フェオダクチルム	小台処理場 余剰汚泥、消火汚泥 北野処理場 " 、 "	余剰汚泥と塩水混合し 10日後の汚液を使用 消化汚泥は汚液
S58	ク ロ レ ラ	蒲郡市下水処理場消化汚泥	5% (V/V) 汚泥混合 海水、重金属添加
S59	ク ロ レ ラ	同 上	11% (V/V) 汚泥混合海水 上澄水をネット汚過 重金属添加
S60	淡水クロレラ 海産クロレラ	蒲郡市下水処理場消化脱離液 生下水、2次処理水	ろ過 (GF-C汚過)

以上の実験によって得られたクロレラ体の重金属含有量及び培養液の重金属濃度を表Ⅶ-7～表Ⅶ-10に示した。

表Ⅶ-7 植物プランクトン中の重金属含有量 (mg/kg・dry) (S56年度)

試 料 名			As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	T-Hg	Fe	生物濃度 (mg/l)
供 試 汚 泥	混合比率%	プランクトン									
コントロール		クラミドモナス	33	1.6	9.1	6.7	8.7	320	0.21	29	31
A処理場 消化汚泥	5	"	38	2.0	33	41	18	230	0.30	1560	34
B処理場 "	5	"	52	1.7	39	80	17	240	0.41	2130	32
A処理場 余剰汚泥	25	"	55	3.6	37	18	44	230	0.21	16000	97
B処理場 "	15	"	54	2.2	22	20	20	290	0.49	4870	29
コントロール		フェオダクチルム	35	2.4	15	5.8	20	50	0.23	180	52
A処理場 消化汚泥	15	"	58	3.9	25	6.9	22	160	0.22	1530	116
B処理場 "	5	"	29	1.1	13	12	6.3	130	0.11	710	92
A処理場 余剰汚泥	5	"	67	3.6	20	9.9	46	110	0.17	1720	53
B処理場 "	15	"	58	3.9	25	6.9	50	120	0.13	1720	95
一 般 値 **	—		12~36	0.4~2.3	2.2~7.5	8.5~36	5~8	20~280	0.20	220~1500	—
供 試 海 水	—	—	(0.92)	(0.014)	(0.063)	(0.18)	(0.29)	(4.21)	(0.026)	(0.80)	—
(供試汚泥前処理後)	—	—									—
A処理場 消化汚泥	—	—	(45.6)	(1.38)	(36.0)	(55.2)	(25.0)	(149.0)	(0.287)		—
" 余剰汚泥	—	—	(21.5)	(0.32)	(2.68)	(9.20)	(5.76)	(40.8)	(0.173)		—
B処理場 消化汚泥	—	—	(544.0)	(2.09)	(53.2)	(130.0)	(32.8)	(390.0)	(0.587)		—
" 余剰汚泥	—	—	(19.2)	(0.93)	(10.5)	(26.4)	(12.1)	(67.2)	(0.079)		—

** : 「Environmental Chemistry of the Elements」ACADEMIC PRESS 1979 H. JM

() 内は $\mu\text{g/l}$

表Ⅶ-8 クロレラの重金属蓄積濃度 (S58年度)

重金属	サンプル 条件	培養水 (mg/L)	クロレラ (mg/Kg·dry)
T-Hg	No 1	0.0001	0.56
	No 2	0.0001	1.77
	No 3	0.0040	2.03
	No 4	0.4000	218.00
Cd	No 1	Tr	2.35
	No 2	Tr	1.18
	No 3	0.0300	1.76
	No 4	3.0000	2,344.00
Cu	No 1	0.0190	106.20
	No 2	0.0190	76.10
	No 3	0.0290	45.50
	No 4	1.0000	4,041.00
Zn	No 1	0.0700	607.00
	No 2	0.1700	437.00
	No 3	0.1000	293.00
	No 4	10.0000	12,847.00

No 1 コントロール系

No 2 汚泥系 (混合液)

No 3 重金属系 (水産用水基準相当量)

No 4 " (" の100量)

表Ⅶ-9 クロレラの重金属蓄積濃度 (S59年度)

	実験条件	クロレラ培地 (海水)**	クロレラ (mg/Kg·dry)
Cu	Control系	0.0015	11.3
	汚泥系	0.012	49.7
	重金属系	0.1*	66.9
Zn	Control系	0.0044	27
	汚泥系	0.031	30
	重金属系	1.0*	210
Cd	Control系	ND	0.92
	汚泥系	0.0001	2.07
	重金属系	0.3*	685
T-Hg	Control系	ND	0.77
	汚泥系	0.0002	0.83
	重金属系	0.04*	1.75

(注) *添加濃度 ** (mg/L)

表Ⅶ-10 各条件毎のクロレラの重金属含有量

(S60年度実験)

	条 件	初期培養液 (溶解性 $\mu\text{g}/\ell$)				クロレラ中の含有量 (mg/Kg·dry)			
		T-Hg	Cu	Cd	Zn	T-Hg	Cu	Cd	Zn
淡水 クロレラ	脱離 100%	0.16	100.0	0.85	80.0	1.14	89.2	1.70	535
	" 50	0.12	52.3	0.70	65.0	1.00	90.7	1.46	418
	" 10	0.09	14.1	0.58	53.0	1.10	74.0	1.60	445
	" 5	0.08	9.3	0.57	51.5	1.28	90.5	2.25	496
	" 1	0.08	5.5	0.55	50.0	0.71	82.3	2.38	561
	生下水 100	0.08	40.0	0.75	50.0	1.28	65.1	2.20	469
	処理水 100	0.08	4.5	0.55	50.0	1.17	61.0	2.19	547
	供試クロレラ	0.09	61.0	0.45	70.0	1.25	83.3	2.08	625
海産 クロレラ	脱離液 100%	0.16	100.0	0.85	80.0	0.91	95.3	2.07	863
	" 50	0.12	50.3	0.44	41.0	1.08	85.0	1.91	805
	" 10	0.09	10.5	0.11	9.8	0.93	76.5	1.75	767
	" 5	0.08	5.5	0.07	5.9	1.18	74.3	2.20	615
	" 1	0.08	1.5	0.04	2.8	0.98	90.8	2.25	720
	" 0.1	0.08	0.6	0.03	2.1	0.74	60.4	2.72	672
	(コントロール) 海水 100	0.08	0.50	0.03	2.0	1.35	50.8	1.98	761
	供試クロレラ	0.08	76.0	0.50	70.0	1.17	87.6	2.43	769

(2) 植物プランクトン体の重金属含有量と生体濃縮

① 植物プランクトン体の重金属含有量

植物プランクトン体の重金属含有量は、種、環境条件等によって異なるが、H.J.M Bonen¹⁾の著書「Environmental Chemistry of Element」によれば、乾物当りの含有量 (mg/kg・dry) で T-Hg 0.20、Cd 0.4～2.3、Zn 20～280、Cu 8.5～36、Pb 5～8、Cr 2.2～7.5 である。

これに対して、実験に供した植物プランクトン体の重金属含有量は表Ⅶ-11に示したように、クロレラでのT-Hg、Zn、Cu、クラミドモナス、フェオダクチルムでCr、Pbの含有量が多くなった。

植物プランクトンの種による重金属含有量の相違をコントロールで見ると、T-Hg及びCuの含有

表Ⅶ-11 植物プランクトン体の重金属含有量<総括>

(mg/kg・dry)							
種	件	T-Hg	Cd	Zn	Cu	Cr	Pb
クラミドチナス	コントロール	0.21	1.6	320	6.7	9.1	8.7
	消化汚泥系	0.3～0.41	1.7～2.0	230～240	41～80	33～39	17～18
	余剰汚泥系	0.21～0.49	2.2～3.6	230～290	18～20	22～37	20～44
フェオダクチルム	コントロール	0.23	2.4	50	5.8	15	20
	消化汚泥系	0.11～0.22	1.1～3.9	130～160	6.9～12	13～25	63～22
	余剰汚泥系	0.13～0.17	3.6～3.9	110～120	6.9～9.9	20～25	46～50
クロレラ (S58)	コントロール	0.56	2.35	607	106.2	/	
	消化汚泥系	1.77	1.18	437	76.1		
クロレラ (S59)	コントロール	0.77	0.92	27	11.3		
	消化汚泥系	0.83	2.07	30	49.7		
クロレラ (海産) (S60)	供試クロレラ	1.17	2.43	769	87.6		
	コントロール	1.35	1.98	761	50.8		
	脱離液系	0.74～1.18	1.75～2.72	615～863	60.4～90.8		

量は、クロレラ>フェオダクチルム≧クラミドモナスの順に多く、クロレラはクラミドモナスに比較してHgで2.7～6.4倍、Cuで1.9～18.3倍に達する。

なお、同一種のクロレラでも、実験年度によって差が見られ、極端なZnで27～769 mg/kg・dry、Cuで11.3～106 mg/kg・dryとそれぞれ28倍、9.4倍開きがあった。

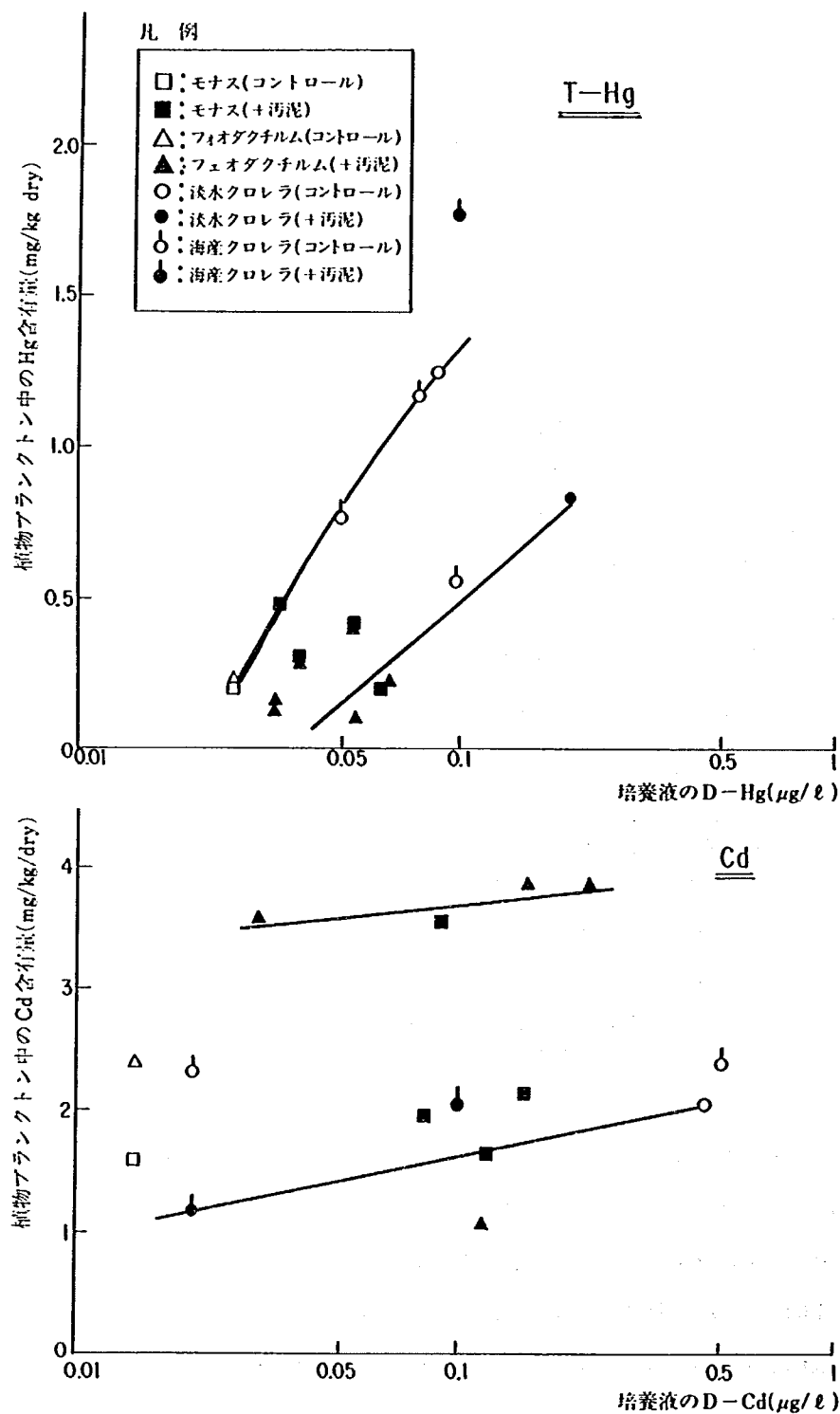
このような重金属含有量のバラツキは、同一種においてもその経歴(培養環境、培養日数)が異なるためと考えられる。

Hart and Scaife (1977)²⁾はクロレラによるCdの吸収、蓄積の実験よりクロレラが濃度勾配

に逆らった能動的取り込みを行うこと、Cdの蓄積は光および温度依存性があることを明らかにした。

この結果は、植物プランクトンによる重金属の生体濃縮が④能動的な塩類吸収に伴う吸収と⑤非選択的吸着作用によって行われていることを示唆している。

図Ⅶ-1に培養液の重金属濃度と植物プランクトン中の重金属含有量の関係の一例を示した。種の違い、同一種でも実験時期により重金属含有量に多きな変動があるものの、大づかみで、培養液の重



図Ⅶ-1 培養液の重金属濃度と植物プランクトン中の重金属含有量の関係

金属濃度が高まれば、植物プランクトン中の重金属含有量が増加する傾向が見られる。

② 植物プランクトンによる重金属の生体濃縮

生物体中の元素濃度と環境水中元素濃度の比を濃縮係数 Concentration factor と呼び、重金属等の生体による濃縮度合の目安としている。

$$\text{濃縮係数} = \frac{\text{生体中元素濃度 (mg/kg, } \mu\text{g/g)}}{\text{環境水中元素濃度 (mg/l, } \mu\text{g/l)}}$$

表Ⅶ-12に本実験における植物プランクトンの重金属濃縮係数を示したが、植物プランクトンの種により、重金属の種類によりかなりのバラツキが見られる。

表Ⅶ-12 植物プランクトンによる重金属の濃縮

(×10³)

種	条 件	T-Hg	Cd	Zn	Cu
クラミドモナス	コントロール	8.1	114	76	37
	消化汚泥系	4.6~7.6	14~25	10~20	12~14
	余剰汚泥系	6.4~14	15~40	17~21	4.9~7.4
フェオダクチルム	コントロール	6.8	17	12	32
	消化汚泥系	2 ~5.6	43~120	5.5~6.2	1.7~16
	余剰汚泥系	3.8~5.2	43~120	8.8~18	0.8~1.8
ク ロ レ ラ (S58)	コントロール	5.6	4.7	8.7	5.6
	消化汚泥系	18	2.4	2.6	4.0
	重金属系(×1)	0.5	0.06	2.9	1.6
	重金属系(×100)	0.5	0.8	1.3	4.0
ク ロ レ ラ (S59)	コントロール	7.7	18.4	6.1	7.5
	消化汚泥系	4.2	21	1	4.1
	重金属系(×10)	0.04	2.3	0.2	0.7
海産クロレラ (S60)	供試クロレラ	14.6	4.9	11.0	1.2
	コントロール	16.9	66	381	102
	脱離液系	5.7~15	2.4~91	11~320	1~101

この様な大きなバラツキの中でも、環境水中の重金属濃度が高くなると、濃縮係数は小さくなる傾向を示しており、植物プランクトン体に取り込まれる重金属の絶対量には上限があるものと推定される。

また、Conway (1978)³⁾ の淡水産珪藻を用いたカドミウムの吸収に関する研究によれば、細胞中カドミウムの約60%が細胞内部、残りの40%は珪藻の殻あるいは周囲の有機物質中にあるという結果を得ており、汚泥等が存在する場合、それらが藻体に吸着することによる生物体の重金属含有量の増

大を考慮すると、実質の生体濃縮は表Ⅶ-12の値より小さくなるものと推察される。

表Ⅶ-13に清水 (1973)⁴⁾ による海産生物の濃縮係数の測定例を示したが本実験では Zn の濃縮係数が最高で30倍程度大きくなっている。

表Ⅶ-13 海産生物の濃縮係数 (清水、1973)

元 素	藻 類		植 物 食 性		動 物 食 性		
	定 着 性	プランクトン (植物プラン クトン, ホン ダワラ)	プランクトン (桡脚類, 翼 足類, サルバ など)	貝 類	プランクトン (オキアミ, 等脚類, エビ)	魚	イ カ
Ag	100~1,000	<100~220	<100	330~2×10 ⁴	<45~900		900~3,000
Cd	11~20	<350~6,000	<80~10 ³	10 ³ ~2×10 ³	<300~10 ⁴	10 ³ ~10 ³	2,800
Ce	100~3,300	2,000~4,500		40~300		5~12	
Co	15~740	75~1,000	<110~10 ⁴	24~260	<70~1,300	28~560	<200~5×10 ⁴
Cr	100~500	<70~600	<15~10 ⁴	6×10 ⁴ ~3×10 ⁵	<55~3,900	3~30	<70
Cs	16~15	16~22	6-15	3~15		10~100	
Fe	10 ³ ~5×10 ³	750~7×10 ⁴	440~6×10 ⁴	7×10 ⁴ ~3×10 ⁵	3×10 ³ ~3×10 ⁴	400~3×10 ³	10 ³ ~3×10 ³
Hg	10~30			5×10 ³ ~10 ⁴		10 ³ ~5×10 ³	
I	160~10 ³			40~70		10	
Mo	10~200	<3~17	2~175	30~90	<2~14	~200	<10
Mn	20~2×10 ⁴	300~7×10 ³	21~4×10 ³	3×10 ³ ~6×10 ⁴	270~1,600	95~10 ³	10 ³
Ni	50~10 ³	25~300	2~10 ³	4×10 ³ ~10 ⁴	17~90		30~80
Pb	8×10 ³ ~2×10 ⁴	<10 ³ ~3×10 ³	3×10 ³ ~2×10 ⁵	39~5×10 ³	200~6×10 ⁴	5~10 ⁴	100~2×10 ³
Ru	<200~1,200	<200	<10~6×10 ³	1~3×10 ³	<160~2,400	10	<400~2,100
Sr	0.1~90	0.9~54	1~85	~50	1.2~10	0.03~20	0.9~1.2
Ti	200~3×10 ⁴	600~10 ⁴	28~>3×10 ⁴		110~2×10 ⁴		300~3,000
Zn	80~3,000	200~1,300	125~500	1,400~10 ³	~50	280~2×10 ⁴	2,500
Zr	200~3,000	<1,000~2×10 ⁴	360~3×10 ⁴	8~36	<800~4×10 ⁴	5	2×10 ⁴

③ 重金属の影響

植物プランクトンへの重金属の影響については、種々の研究がなされており、その代表的な例を以下に示す。

Saifulah (1978)⁵⁾ は海産の渦鞭毛藻 (Dinoflagellates) は Cu の 1~5 mg/l の濃度で影響を受け、細胞の分裂、成長の阻害を来すことを示した。

Overnell (1975)⁶⁾ は Cu、Hg、Cd、Zn の数種のプランクトンに対する光合成阻害作用を研究し、Skeletonema costatum と Atheyadecora が Cu と Hg に対して最も敏感に反応することを示した。

Steeman-Nielsen ら (1970)⁷⁾ はイオン化した遊離銅は自然環境の濃度ですら植物プランクトンに対して有毒であることを示し、天然状態下での Cu はポリペプチッドのような有機物と結合した形で存在しているであろうとした。

表Ⅶ-14には、Hg、Cu、Cd、Zn の水生生物に対する毒性試験結果を示したが、クロレラと同じく緑藻類の一種であるセネデスムスの許容限界濃度は Hg、Cu、Cd、Zn の順にそれぞれ 0.03、0.15、0.1、1~1.4 μg/l である。

一方、本実験の昭和58、59年度実験においても培養液に重金属 (Hg、Cu、Cd、Zn) を添加し、その影響を調べた。その結果は、図Ⅶ-2に示したように、水産用水基準の100倍相当量 (T-Hg 0.4 μg/l、Cu 1.0 μg/l、Cd 3.0 μg/l、Zn 10 μg/l) を添加した場合、クロレラの増殖が明らかに阻害された。

表Ⅶ-14 重 金 属 の 毒 性

重金属名	供 試 生 物	実 験 結 果	添加薬品中の 重金属の形態	実 験 条 件	文 献
Hg	ニジマス (0.39 g)	24 hr TLm 0.49 (Hg- μ m)	HgCl ₂	淡水 8℃	高安：水ふ試報10 (1~2) (1955)
	ミジンコ	24 hr TLm 0.013	HgCl ₂	淡水 25℃	田端他：東海水研報58 (1969)
	セネデスムス	耐えうる限界濃度 0.03	HgCl ₂	淡水	Califollilio : Water Quality Critori (1963)
	アカテガニゾエア幼生	24 hr TLm 0.06	HgCl ₂	海水 27℃	大久保他：東海水研報32 (1962)
	ムラサキウニ ブルテス幼生	安全濃度 0.01	HgCl ₂	海水 27℃	同 上
	Giawl Kelp	4日間光合成50%阻害 0.5	HgCl ₂	海水	Water Quality Criteria (1963)
Cu	ニジマス (3~5 inch)	72 hr TLm 0.59	CuSO ₄	淡水 (硬水) 10~20℃	同 上
	ア ユ 14g	48hr TLm 0.0086	CuSO ₄	淡水 17℃	群馬水試報告12 (1957)
	ミジンコ	24 hr TLm 0.010	CuSO ₄	淡水 25℃	田端他：東海水研報58 (1969)
	セネデスムス	耐えうる限界濃度 0.15	CuSO ₄	淡水	Water Quality Criteria (1963)
	潮生物	毒性を来す濃度 0.05	CuSO ₄	海水	Federal Water Poll. Cont A. Water Quality Criteria (1968)
	ムラサキウニ 6	発生安全濃度 0.032	CuSO ₄	海水 27℃	大久保他：東海水研報32 (1962)
Zn	ア ユ 14~24g	96 hr TLm 0.6~1.6	ZnSO ₄	淡水 13~20℃	群馬水試報告12 (1957)
	ミジンコ	24 hr TLm 1.2	ZnSO ₄	淡水 25℃	田端他：東海水研報58 (1969)
	セネデスムス	許容限界濃度 1~1.4	ZnSO ₄	淡水	Water Quality Criteria (1963)
	ハゼ 0.5~1.0 g	24 hr TLm 60	ZnSO ₄	海水 流水式20℃	赤栗：水大校研報13(3) (1964)
	マガキD型幼生	安全濃度 0.32	ZnSO ₄	海水 13~27℃	大久保他：東海水研報告32 (1962)
	アカラガニゾエア幼生	24 hr TLm 6.2	ZnSO ₄	海水 27℃	同 上
	Giawl Kelp	光合成に無影響 1.3		海水	Water Quality Criteria (1963)
Cd	ニジマス	30週、影響を認めぬ濃度 0.002	CdCl ₂	淡水、流水式	町田他 (1972)
	ミジンコ	24 hr TLm 0.25	CdCl ₂	淡水 硬度25 μ m 25℃	田端他：東海水研報58 (1969)
		運動停止濃度 0.0026	CdCl ₂	淡水 25℃	Water Quality Criteria (1963)
	セネデスムス	許容限界濃度 0.1	CdCl ₂	淡水	同 上
	ハゼ 1.5 cm	24 hr TLm 50~70	CdCl ₂	低アルカリ度人工海水18℃~21℃	田端他：東海水研報58 (1968)
	カキ	15週間TLm 0.1	Cd (NO ₃) ₂	海水	Water Quality Criteria (1968)
	スサビノリ幼芽	6日間細胞を死滅させる最小濃度10	Cd (NO ₃) ₂	海水 16~20℃	松井他：水処理技術13(1) (1972)
				光 300P lux 9 hr/日	

実際、下水汚泥には数種～数百種の重金属が含まれているが、その大部分は毒性が極めて弱い固形物と結合した形で存在している。また、実際の海洋還元の際には、直接にこのような高濃度の重金属と植物プランクトンが接することはあり得ないので、重金属の毒性面での下水汚泥の影響は無視できるものと考えられる。

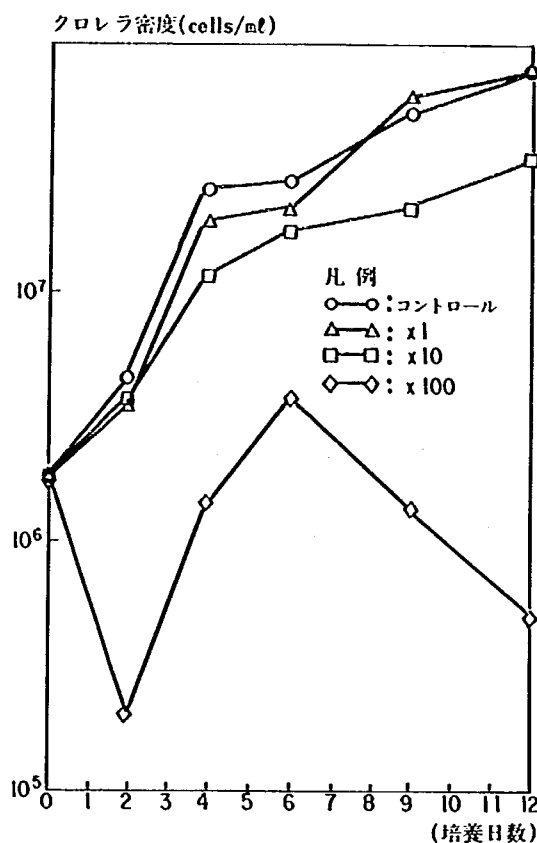
2-2 動物プランクトン

(1) 実験概要

アルテミア（動物プランクトン：葉脚類）を汚泥混合下で飼育したものと、キートセラス（植物プランクトン：アルテミアの飼料）で飼育したものについて、重金属類の含有量を比較し余剰汚泥添加による重金属濃縮への影響の有無を調査した。

分析試料としたアルテミアは、30cmガラス水槽で、約1カ月間飼育したものである。汚泥の混合条件は容量比で10%と25%で、その際の供試汚泥の重金属類の含有量は表Ⅶ-15に記した

通りである。また、同表には、アルテミアの飼育前の乾燥卵および飼育後の分析結果を示した。



図Ⅶ-2 クロレラ増殖に及ぼす重金属の影響

表Ⅶ-15 アルテミアの重金属含有量

(mg/kg: 湿重量)

試料名	項目	サンプル量 (g)	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
アルテミア乾燥卵		1.805	1675.9	2770.1	62.3	6.25	Tr (0.115以下)	3.39
キートセラス飼育		0.548	141.9	Tr (3.80以下)	6.93	2.12	Tr (0.38以下)	—
10% 汚泥飼育	①	1.754	95.0	Tr (1.188以下)	29.4	2.36	Tr (0.119以下)	0.62
	②	1.908	110.6	1.20	29.5	2.19	Tr (0.109以下)	0.73
	平均	1.831	102.8	(1.20)	29.5	2.28	—	0.68
25% 汚泥飼育	①	2.140	106.44	1.66	17.2	1.74	Tr (0.097以下)	0.67
	②	2.203	90.79	1.51	17.4	1.58	Tr (0.095以下)	0.37
	③	3.368	—	1.49	16.6	1.48	Tr (0.062以下)	0.35
	平均	2.570	98.62	1.55	17.1	1.60	—	0.46
供試汚泥 (含水率 99.2%)	①		91.82	2.19	5.53	0.85	0.010	0.24
	②		81.37	2.18	5.54	0.90	0.011	0.31
	平均		86.59	2.19	5.54	0.88	0.011	0.28

表Ⅶ-15を見ると、汚泥添加で飼育したものが、キートセラス飼育したものより、重金属の含有量が多くなっているものは、亜鉛だけで、他の項目は同等かそれ以下となっている。

(2) 動物プランクトンによる重金属の濃縮

弘田ら⁸⁾(1974)は、植物、動物プランクトンが魚貝類と同程度の重金属濃縮(約1000倍)をしており、生存時間の短いプランクトンが短期間に効率よく重金属を吸収していると報告している。

アルテミアでの分析結果より、その含水率を80% (食品分析表よりアミ類の水分量78.0%を根拠とした。)と仮定し、乾物当りの重金属含有量として一般値と比較すると、表Ⅶ-16に示したように特に問題となる重金属含有量ではない。

表Ⅶ-16 アルテミアと動物プランクトン中の重金属

		(mg/kg: 乾重量)					
試料	項目	Fe	Mn	Zn	Cu	Ca	Pb
キートセラス飼育		710	19.0 以下	34.7	10.6	1.9 以下	-
10% 汚泥飼育*		514	6.0	143.5	11.4	0.595 以下	3.4
25% 汚泥飼育*		493	7.8	85.5	8.0	0.485 以下	2.3
動物プランクトン**		100 ~1,800	4~32	180 ~530	2~240	23~13	2~30
アルテミア乾燥卵		1,675.9	2,770.1	62.3	6.25	0.115 以下	3.39

* 平均値

** 出典「Environmental Chemistry of the Elements」1979

2-3 底生生物

(1) 底生生物の生体中の重金属分布と重金属の影響

底生生物、特に貝類の重金属含有量及び重金属の影響については、種々の測定例、研究例がある。その中から代表的な例を以下に示した。

① 含有量

貝類は底生性で、食性はDeposit Feeder およびFilter Feeder (濾過摂餌)である。したがって貝類は、汚泥のような底質への蓄積あるいは粒子として浮遊するような物質による直接的影響をうけやすい生物と考えられる。

Boyden (1977)⁹⁾はカキ、イガイの生体のサイズと体内の金属含有量との相関性を調べた結果、重金属を2つのグループに分け、第1の金属グループ(たとえばPb)では、重金属の含有量は、生体のサイズが小さいほど多く、第2のグループ(たとえばCd)では重金属の含有量と生体のサイズとの間には相関性がないと報告している。このような元素の種類、生物の大きさによってすら金属の含有量が違うことは注目すべき現象である。

生田(1967、1976)¹⁰⁾は海水の銅汚染で知られている延岡湾と汚染の少ない海域のカキ生体内の銅含量を調べ汚染区188.6~931.9ppm、対照区25~165ppm(いずれも乾重量)と顕著な有意差を認めた。さらに対照区のカキを汚染区に移すことにより体内の金属量が高まるが、CuとZnではその蓄積状態が異なっており、蓄積は選択的に起こることを示した。このように、カキの場合では汚染によるCuの蓄積は明らかであった。

カキの他に最もよく調べられている二枚貝としてはイガイ(mussel *Mytilus edulis*)がある。これは沿岸海域に多く分布しており、環境変化等のよき指標種とされている。

Phillips (1977)¹¹⁾によれば、イガイのZn、Cdの含有量はZn 14~2370 $\mu\text{g/g}$ 、Cd 0.4~140 $\mu\text{g/g}$ (いずれも乾重量)と大きな変動を示し、汚染海域と生物体内の高度蓄積との間には相関性が強く、そのよき指標としてイガイがかなっていることを示唆した。

吉田 (1976)¹²⁾による我国の地域別貝類の重金属含有量を表Ⅶ-17に示した。汚染の進行している東京湾、大阪湾での貝類への重金属の蓄積が認められる。

表Ⅶ-17 貝類の重金属含有量

($\mu\text{g/g}$: 湿重ベース)

	種 名	水 銀	メチル 水 銀	カ ド ミ ウ ム	銅	鉛	ヒ 素	クロム	マンガン	亜 鉛	ニッケル	鉄
東 京 湾 そのⅠ	アカガイ、アサリ	0.03	0.1	0.06	6.76	1.00	—	0.48	2.17	14.03	0.78	16.03
東 京 湾 そのⅢ	カラスガイ	0.05	ND	0.07	1.10	0.43	1.02	0				
東 京 湾 外	イガイ、サルボウ	0.05	ND	0.50	1.76	1.52	0.85	ND				
伊 勢 湾	アサリ、アカガイ、イガイ、ニシ	0.03	0.03	0.13	1.09	0.08	0.55	0.34		51.92		
大 阪 湾 そのⅠ	アカガイ、モガイ、	0.07	0.002	0.35	2.12	1.88	1.22	0.28				
大 阪 湾 そのⅡ	アサリ	0.01	0.003	0.38	1.66	0.30	1.50	0.18		12.06		

② 重金属の影響

Boyden (1975)¹³⁾ はカキ *Crassostrea gigas* は 125 mg/l の銅の存在で、浮遊期から幼生期への移行が阻害され、底への定着の数が減少し、250~500 mg/l の濃度で成長速度を減じたことを報告している。

George ら (1978)¹⁴⁾ はカキは Cu、Cd、Zn のような重金属を体内に大量に蓄積し、はっきりした毒作用をうけるようすのないことの原因を研究し、細胞内で Cu、Zn はそれぞれ別個に粒子状になって固まって存在し、血液中に大量に存在させない作用をもつことによって無毒化していると結論した。

Brereton ら (1973)¹⁵⁾ はカキの幼生は亜鉛濃度 125~500 mg/l の水中では成長を減じ、奇型を生じ、死亡率を高め、さらに 50~200 mg/l の水中では幼生の発生をおさえたり、成長を停止させたことを示した。

Schulz-Baldes (1972)¹⁶⁾ は Pb のイガイに対する半数致死時間は 0.5 mg/l 、1 mg/l 、5 mg/l の各水域水中でそれぞれ 150日、129日、105日であることを示した。

Schulz-Baldes (1974) は¹⁷⁾ イガイを用いた実験により、海水と餌からの Pb のイガイによる吸収は水中濃度に直線的に比例し、イガイの胚発生に対する Pb の影響は胚発生に最適な水温と塩分を有するときに最も少なかった。また、Pb は発生を阻害、遅延させるだけでなく、奇型幼生の原因にもなると報告している。

(2) 下水汚泥添加海水中でのナマコ、アサリ飼育における重金属の蓄積

i) マナマコ

① 実験概要

余剰汚泥添加海水中で60日間飼育し(第Ⅵ章 p. 88~p. 89 参照) 飼育前後までの重金属含有量を分析し、汚泥の摂餌による重金属の蓄積の有無等を検討した。

表Ⅶ-18に重金属分析結果を示した。

表Ⅶ-18 飼育実験生物の重金属分析結果<マナマコ>

(湿重ベース)

実験条件	実験開始時の 湿重量 (g)	終了時の 湿重量 (g)	試料の 湿重量 (g)	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb	T-Hg
				ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
対 照	53.9	50.7	50.68	3.19	2.15	0.342	0.118	0.010	0.040	
対 照 (ペレット飼育)	30.5	34.2	34.23	3.25	1.87	0.315	0.096	0.013	0.039	0.013
0.1% 汚 泥	64.2	78.0	78.04	5.18	1.62	0.227	0.104	0.008	0.025	
	37.6	41.1	41.08	5.16	2.14	0.262	0.115	0.008	0.033	0.010
	平均 50.9	59.6	59.56	5.17	1.88	0.245	0.110	0.008	0.029	
1%汚泥	43.9	59.9	59.88	8.27	2.03	0.308	0.135	0.009	0.056	
	42.1	48.4	48.37	20.6	3.19	0.545	0.266	0.011	0.058	0.011
	平均 43.0	54.2	54.13	14.4	2.61	0.427	0.201	0.010	0.057	
10%汚泥	20.9	20.1	20.05	4.53	4.77	0.329	0.132	0.026	0.042	
	55.0	77.8	77.82	24.8	2.88	0.965	0.297	0.014	0.085	0.007
	平均 38.0	49.0	48.94	14.7	3.83	0.647	0.215	0.020	0.064	
飼育 開始時	58.6	58.6	58.58	36.9	1.97	0.544	0.171	0.006	0.085	0.001 以下
	平均 51.5	51.5	21.45	38.8	2.15	0.586	0.190	0.006	0.085	

② 余剰汚泥摂飼による重金属の蓄積

飼育水中の重金属濃度は60日間の平均値で表Ⅶ-19に示したように、最も重金属濃度が高い余剰汚泥10%添加水でCdの0.002 mg/ℓからFeの17.91 mg/ℓの範囲であった。

表Ⅶ-19 飼育液中の重金属濃度

項 目	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb
100% 平均濃度	179.1	9.74	5.92	1.48	0.018	0.624
0.1%	0.179	0.010	0.0006	0.001	0.00002	0.0006
1%	1.791	0.097	0.006	0.015	0.0002	0.006
10%	17.91	0.974	0.592	0.148	0.002	0.062

マナマコの重金属含有量は、表Ⅶ-20に明らかなように、Feを除いて実験前後での特に顕著な増減は認められない。

Feは飼育により対照を含め著しい減少が認められたが、マナマコの他の測定例（日本食品成分分析表）によれば、Feは3 ppmとされていることから、この減少は、むしろ飼育前のFeが異常に高く（約40 ppm）、飼育することにより平常に回復したものと考えられる。

表Ⅶ-20 重金属の生体含有量の実験開始時と終了時の比率

		終了時／開始時						
	濃 度	飼育日数	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb
マナマコ	対照 ペレット	60	0.08	0.86	0.54	0.51	2.17	0.46
	余剰汚泥 0.1%	60	0.13	0.87	0.42	0.58	1.33	0.34
	" 1%	60	0.37	1.21	0.73	1.06	1.67	0.67
	" 10%	60	0.38	1.78	1.10	1.13	3.33	0.75

飼育条件による重金属の生体含有量の比率の違いを詳細に見ると、Cdが対照区で2.17倍と高いのを除けば、余剰汚泥の添加率が大きくなるほど、マナマコの含有重金属の比率も高くなっており、余剰汚泥を摂餌することにより、汚泥中の重金属が体内に蓄積される傾向にあると推察される。

なお、マナマコについては、PCB、有機リン、フッ素、シアンについて分析を行ったが、いずれも検出限界以下であった。検出限界はそれぞれ、0.02、0.1、2、0.4 ppmである。

ii) アサリ

① 実験の概要

余剰汚泥添加海水中で2～3ヶ月アサリを飼育し、供試前後での重金属含有量の変化、対照区の相違等から、汚泥の摂餌、汚泥混合水での飼育による重金属の蓄積の有無等を検討した。

実験は昭和55年度と56年度の2ケ年に渡って実施した。

表Ⅶ-21に供試汚泥の重金属含有量、表Ⅶ-22にアサリの重金属含有量（中身のみ）の分析結果を示した。

表Ⅶ-21 供試汚泥の性状（平均値）

		(mg/kg)					
項目 調査年	汚泥濃度 (%)	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb
(S. 55)	0.838	21.300	1.160	706	176	2.1	75.0
(S. 56)	0.549	23.700	1.320	900	184	2.43	97.6
ペレット		322	125	97	14	0.23	0.34

アサリの飼育は、海水に余剰汚泥を容量比で0.1%、1%、10%添加混合した海水をガラスバットに入れ、エアレーションをしながら各区とも100個体のアサリを飼育した。

コントロールとして、餌を与えないものと、養魚用のペレットを与えた2通りを同時に飼育した。水の交換は2日に1回全量交換して、3ヶ月間飼育を続け、体重等は10日に1回、5～10個体について行った。

供試アサリの大きさは、55年度が1.5～2.0 cmであり、56年度は2.0～4.0 cmの養殖アサリを用いた。

表Ⅶ-22 アサリの重金属類の調査年の比較

(mg/kg) -平均値-

		Fe		Mn		Zn		Cu		Ca		Pb	
		S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55	S.56	S.55
実験開始時		87.12	46.7	2.16	1.15	12.35	14.7	1.19	1.43	0.077	0.118	0.41	0.37
Control 餌ナシ	1ヵ月	103.1	-	1.32	-	13.01	-	0.90	-	0.145	-	0.74	-
	2ヵ月	77.78	-	1.19	-	14.25	-	0.97	-	0.136	-	0.68	-
	3ヵ月	106.80	-	0.92	-	12.23	-	0.91	-	0.175	-	0.52	-
Control ペレット の餌料	1ヵ月	62.99	107.3	1.43	1.16	12.74	14.09	0.99	1.0	0.107	0.24	0.41	0.18
	2ヵ月	51.80	56.9	1.56	1.59	13.87	30.0	0.74	1.75	0.105	0.150	0.31	6.86
	3ヵ月	82.61	-	1.52	-	12.92	-	1.15	-	0.092	-	0.41	-
1 % 汚泥添加	1ヵ月	62.59	54.4	1.42	0.90	14.23	15.4	0.91	1.27	0.103	0.22	0.58	0.12
	2ヵ月	58.04	112	1.42	2.04	14.63	35.2	0.79	3.07	0.104	0.128	0.36	14.5
	3ヵ月	120.71	-	1.41	-	13.89	-	0.90	-	0.132	-	0.64	-
10 % 汚泥添加	1ヵ月	85.01	58.5	1.91	1.15	13.62	14.9	1.01	1.01	0.086	0.264	0.42	0.18
	2ヵ月	69.08	90.8	1.67	2.83	16.63	32.4	0.84	1.76	0.107	0.112	0.82	4.07
	3ヵ月	149.76	-	1.70	-	17.08	-	0.93	-	0.132	-	1.22	-

② アサリの重金属含有量

図Ⅶ-3にS56年度実験より、アサリの重金属含有量の経月変化を示した。コントロールの餌ナシで飼育した場合には、Cd等が実験開始時に比べて高い含有量を示し、ペレット（養魚用飼料）で飼育したコントロールを見ると、餌ナシで飼育したものより、ほとんどの金属で低い値となった。一方、汚泥を添加したものは、図Ⅶ-3に示したように、両方のコントロールとほとんど大差はないが、10%汚泥添加で飼育したものに、Fe、Znの含有量が多くなっているものがあつた。

Fe、Cuの含有量を見ると飼育2ヶ月目に全試験区で含有量が減少しているが、これはShimizu (1967)¹⁸⁾が調査したハマグリ体内重金属量の季節変動（特にCu、Feが大きな季節変動を示した。）によるものかもしれない。

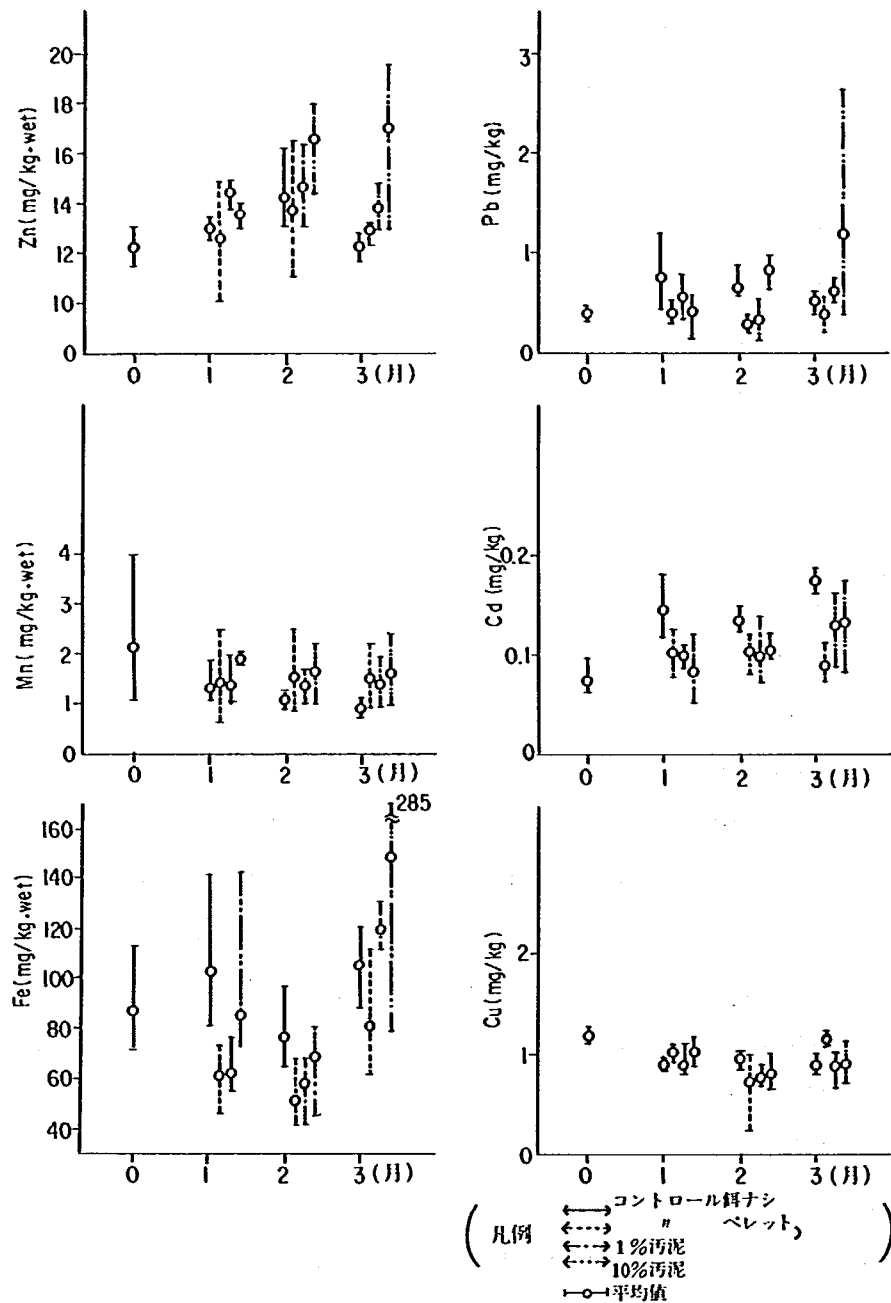
次に、結果の平均値（表Ⅶ-22）にて、S55、S56年度実験結果を比較してみた。実験開始時の分析結果を比較すると、S56年度のアサリはFe、Mn、PbをS55年度より多く含有し、Zn、Cu、Cdは少ない値となっている。

なお、アサリの重金属類の分析は、熊谷氏ら¹⁹⁾が行っており、（昭和55年度日本水産学会秋季大会1980年10月）その結果を列記すると表Ⅶ-23に示したように、本実験で使用したアサリの重金属含有量と大差がない結果になっている。

表Ⅶ-23 アサリの既往の重金属分析結果

(湿重量) ²⁰⁾

調査機関	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb	As	Hg
熊谷氏	1.5~4.3 av. 2.9	13.4±0.3	1.3±0.1	0.12	0.65	1.5	0.013
本実験	1.0~4.0	11.5~13.2	1.1~1.3	0.06~0.1	0.36~0.46	0.41以下	0.006 ~0.044



図Ⅶ-3 アサリの重金属含有量の経月変化

③ 重金属の蓄積

昭和56年度実験では、アサリの水分量を測定している。(表Ⅶ-24) この水分量より、乾物当りの重金属含有量を求め表Ⅶ-25に示した。

餌なしのコントロールを1とした相対比較により、余剰汚泥添加の影響を見ると、Cu、Cdでは汚泥添加率の上昇と共に含有量が減少したが、Fe、Mn、Znでは汚泥添加区で1.3~1.7倍程、Pbで1.4~2.2倍ほど重金属の含有量が増加した。

表Ⅶ-24 アサリの水分量* (飼育3ヶ月後のもの)

項目 試料	殻 長	殻 高	殻 幅	全重量	身重量	切 身 重 量	乾 燥 重 量	水分量	水 湿 分 度	乾 濃 物 度
	cm	cm	cm	g	g	g	g	g	%	%
餌 ナ シ	3.01	2.13	1.45	6.065	0.850	0.795	0.126	0.669	84.2	15.8
ペレット	2.54	1.80	1.21	3.713	0.615	0.608	0.112	0.496	81.6	18.4
1%汚泥 添 加	3.74	2.56	1.67	9.791	1.175	1.062	0.148	0.914	86.1	13.9
10%汚泥 添 加	3.56	2.37	1.51	7.740	1.382	1.258	0.216	1.042	82.8	17.2

測定法：標量ビンにアサリをそれぞれ小さく切って入れデシケータに10日間放置した。

表Ⅶ-25 アサリの重金属含有量 (乾重ベース)

項目 試料名	乾物濃度 %	重金属含有量 (mg/kg) dry					
		Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
Control 餌ナシ ①	15.8	705.8	4.90	74.3	5.32	1.03	2.65
②		768.2	6.58	81.5	5.65	1.11	3.94
③		553.9	5.94	76.6	6.33	1.18	3.33
平均		676.0	5.81	77.5	5.77	1.11	3.31
(相 対 値)		1	1	1	1	1	1
Control ペレット①	18.4	336.7	5.36	71.7	6.05	0.42	3.18
②		617.0	12.0	67.0	6.70	0.46	2.18
③		393.2	7.37	71.9	6.07	0.61	1.28
平均		449.0	8.24	70.2	6.27	0.50	2.21
(相 対 値)		0.66	1.42	0.91	1.09	0.45	0.67
1 % 汚 泥 ①	13.9	856.5	7.14	99.4	4.93	1.19	5.56
②		936.8	8.88	93.8	7.36	0.62	4.15
③		812.9	14.38	106.6	7.04	1.04	4.06
平均		868.7	10.13	99.9	6.44	0.95	4.59
(相 対 値)		1.29	1.74	1.29	1.12	0.86	1.39
10 % 汚 泥 ①	17.2	492.6	6.27	95.8	5.31	1.01	2.24
②		462.5	9.28	87.6	4.28	0.48	3.77
③		1657.0	14.05	114.4	6.65	0.81	15.3
平均		870.7	9.87	99.3	5.41	0.77	7.10
(相 対 値)		1.29	1.70	1.28	0.94	0.69	2.15

2-3 魚 類

(1) 魚類中の重金属分布とその影響

① 重金属分布

魚類中の重金属分布についても、多くの調査、研究例があるが、最も多くあつかわれている元素は Hg である。以下、2、3の例を紹介する。

熊谷 (1978)²⁰⁾ は天然および養殖マダイにおける体長と背肉の全水銀の関係を求め、図Ⅶ-5のよう
に示した。天然マダイは指数関数的に、また養殖マダイは直線的に水銀濃度が体長に比例して増え
る。天然マダイの廻遊海域水中の水銀量がとくに多いとは
考えられないことから、この差異は飼の違いが反映した
のであろうと推測している。これは人為的飼育魚よりも天
然魚のほうが水銀含有量が多いという生物体内金属の挙動
の複雑さを示す好例であろう。さらに熊谷 (1975)²¹⁾ は人為
汚染の少ない山口県沿岸で漁獲された魚介類44種133検体
を分析し、全水銀濃度がほとんど規制値の 0.4 ppm を下回る
ことを示した。

魚類の重金属含有量はその魚種、生息場所によって異な
り、同一魚種においても魚体の部位 (表皮、肉、内臓、骨)
によっても含有量は異なる。

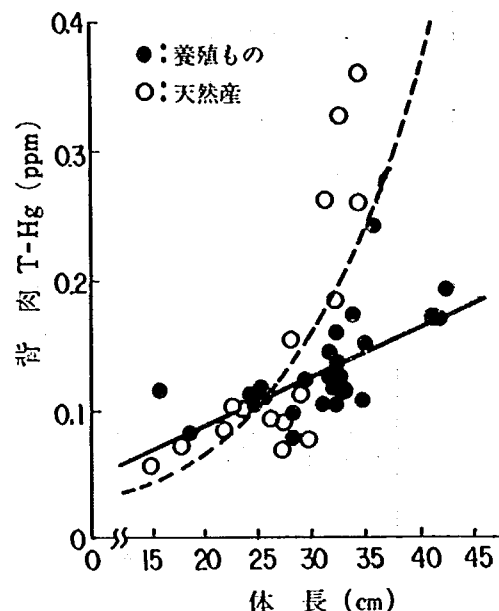
表Ⅶ-30に東京湾他の地域別平均値を、表Ⅶ-31と表Ⅶ
-32には魚体の部位別の重金属含有量を示した。²²⁾

② 重金属の魚類への影響

これに関しても種々の実験、研究が行われており、専門の書物もかなり出版されている。以下、そ
の例を2、3紹介する。

Olson ら (1973)²⁴⁾ はニジマスは水銀を有機、無機の別なく、えらから吸収することを示した。
MaCleod ら (1973)²⁵⁾ はニジマスの水温10℃における24時間 TLM (半数致死) 水銀濃度は塩化水銀
でフェニル酢酸水銀の30倍であること、水温の上昇は TLM 濃度の低下および体内蓄積の上昇をも
たらした (0.1 mg/l の水中濃度での濃縮係数は 5℃で4、10℃で10、20℃で22)。フェニル酢酸水銀
の濃縮係数は10℃で80-100もあった。

小山 (1977、1978)^{26), 27), 28)} はコイとマダイに Cd を経口投与しコイに脊柱側彎症を生じさせた投与量の数
10倍の Cd をマダイに投与しても脊柱側彎症に見られなかった。これは海水中の大量の Cd によるの
ではないかと思われていたが、マダイでも腎臓、消化管、肝臓に蓄積が見られた。Baker (1969)²⁹⁾
は Cu によるヒラメ組成の影響を電子顕微鏡観察により究明した。



図Ⅶ-5 マダイの体長と背肉の T-Hg の関係

(2) 下水汚泥投餌による魚類への重金属の蓄積

(1) 余剰汚泥の直接投餌実験

① 実験の概要

メバル、クロダイ、ハゼ、カレイ、アイナメを下水汚泥混合海水(混合率(V/V)1%SS 35~70mg/L)中で飼育し、余剰汚泥の直接投餌による汚泥中重金属の魚類への蓄積の有無について調べた。

表Ⅶ-26に魚体中の重金属分析結果を、表Ⅶ-27に下水汚泥の分析結果を示した。

表Ⅶ-26 魚体中の重金属分析結果

		(平均) (μg/g) ^{wet}								
		Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb	T-Hg	As	検体数*
メバル	対 照	39.0 (19.7~68.7)	31.3 (28.5~36.5)	3.15 (2.3~4.4)	1.49 (0.7~4.2)	0.008 (0.005~0.016)	0.104 (0.05~0.21)	0.018	0.24	5
	5週間飼育	18.7 (12.2~22.4)	35.3 (34.6~35.9)	1.89 (1.6~2.2)	0.59 (0.4~0.8)	0.007 (0.006~0.007)	0.076 (0.006~0.008)			3
クロダイ	対 照	30.2 (18.8~59.6)	29.0 (25.5~30.9)	6.82 (5.5~8.8)	1.31 (0.8~1.6)	0.011 (0.008~0.015)	0.728 (0.09~3.28)	0.04	0.16	6
	5週間飼育	21.3 (19.6~23.1)	26.3 (25.1~27.5)	4.02 (3.61~4.42)	0.60 (0.58~0.62)	0.009 (0.006~0.012)	0.098 (0.059~0.142)	-	-	2
ハゼ	対 照	16.6 (14.8~18.7)	28.0 (22.8~29.9)	6.85 (5.1~8.7)	0.68 (0.57~0.89)	0.006 (0.004~0.012)	0.303 (0.04~0.76)	0.031	0.20	5
	5週間飼育	18.1 (17.4~19)	41.3 (38.8~43.4)	10.3 (7.7~13)	0.49 (0.39~0.55)	0.007 (0.006~0.008)	0.067 (0.054~0.888)	0.055	0.10	3
カレイ	対 照	24.0 (15.1~36.8)	32.1 (32.1~36.0)	8.91 (7.5~9.8)	1.45 (0.6~4.2)	0.008 (0.004~0.016)	0.199 (0.07~0.43)	-	0.63	5
	5週間飼育	33.8	39.0	8.23	0.55	0.008	0.100	-	0.90	1
アイナメ	対 照	33.5 (21.1~48)	67.9 (28.9~115)	35.0 (14~61)	12.5 (0.7~26.5)	0.058 (0.001~0.124)	0.932 (0.09~1.59)		3	3
	5週間飼育	25.0	35.1	13.2	0.52	0.009	0.063		1	1

表Ⅶ-27 供試下水汚泥の分析結果

(μg)											
	有機塩素化合物 (PCB以外)	PCB	Cd	Pb	Cu	As	T-Cr	Zn	T-Hg	F	強熱減量 (%)
余 剰	370	0.15	4.7	210	710	7.9	N.D	1500	2.7	50.2	53
消 化	5以下	0.14	5.3	280	470	6.1	N.D	2500	2.7	20.8	67

② 重金属の蓄積の有無

対照は、汚泥を投餌する前の供試魚(天然産)であるが、この含有量を1として相対比較を行うと、表Ⅶ-28に示したようにほとんどが供試前に比較し重金属の含有量が減少した。なお、カレイのFe、ハゼのZn、Mn、T-Hgで供試前に比べ1.4倍~1.8倍程度増加しているが、ハゼ、カレイは、余剰汚泥をほとんど摂餌せず、個体によって分析値のバラツキが見られた。カレイの5週間飼育のサンプルは1尾であった等を考慮すれば、余剰汚泥を摂餌したことによる濃縮とは言えない。

なお、全体的に重金属含有量が減少したのは、魚類が重金属を含む汚泥を増重効果が現われるほど摂餌しなかったため、重金属の吸収に対して排泄の方が多くなったことによるものと考えられる。

表Ⅶ-28 5週間飼育魚体の重金属含有量の相対比較

	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb	T-Hg	As
メ バ ル	0.48	1.13	0.60	0.40	0.88	0.73		
ク ロ ダ イ	0.70	0.91	0.59	0.46	0.82	0.13		
ハ ゼ	1.09	1.48	1.50	0.72	1.17	0.22	1.77	0.50
カ レ イ	1.41	1.14	0.92	0.38	1.00	0.50		
ア イ ナ メ	0.75	0.52	0.04	0.16	0.07			

* 対照区を1とした相対値で表示した。

(iii) 加工飼料による魚類への余剰汚泥の投餌と重金属の蓄積

① 実験概要

余剰汚泥と鶏卵を混合加熱した加工飼料を魚類に強制的に投餌し、魚類を成長させ、余剰汚泥投餌による重金属の魚体への蓄積について調査した。

対象魚はクロダイ、メジナ、フナ、ワキンであった。

供試汚泥は、直接投餌実験に供したものと同一であった。

魚体中の重金属濃度は、金属によりその濃度は大きく異なるが、クロダイ、メジナ、ワキンの魚種間での差は小さい。すなわち、Fe 10～60 $\mu\text{g/g}$ 、Zn 10～60 $\mu\text{g/g}$ 、Mn 1～10 $\mu\text{g/g}$ 、Cu 0.5～1.5 $\mu\text{g/g}$ 、Cd 0.005～0.015 $\mu\text{g/g}$ 、Pb 0.1～1 $\mu\text{g/g}$ 程度であった。

② 重金属の蓄積

対照群と汚泥混合飼投与群との比較は図Ⅶ-4に示すとおりであるが、クロダイ、メジナ、ワキンとも、いずれの重金属も、対照群、汚泥混合飼群の間に差を認めることはできない。クロダイ、メジナについては、すでに述べたように体重増加が小さく、蓄積の可能性それ自体が少ないが、ワキンは約4倍程度の体重増があり、汚泥混合飼の吸収が多かったのにもかかわらず、対照群との間に差が認められないということは、汚泥吸収による重金属類の蓄積はなかったと考えられる。

クロダイ、メジナの1日あたりの摂餌量はそれぞれ0.9～1.8 g/日・尾、0.9～2.9 g/日・尾となる。この摂餌量をもとに魚体中にとりこまれた汚泥に由来する重金属量M(μg)を計算すると以下のようになる。

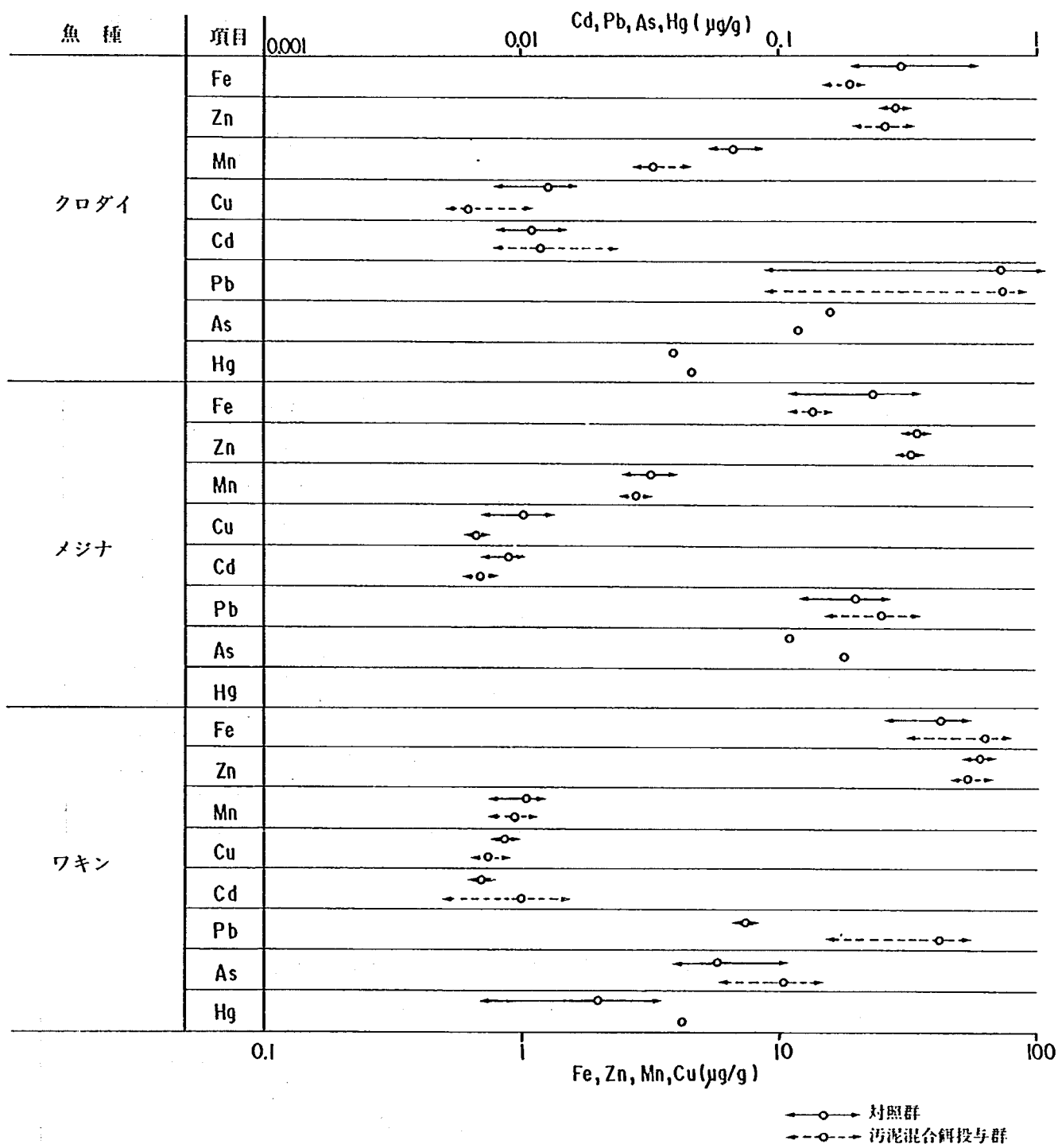
$$M(\mu\text{g}) = f \times \tau \times S \times C$$

f : 摂餌量 (g/日・尾)

τ : 飼育日数 (日)

S : 餌量中の乾燥汚泥含量 (%) 3.75%とする。

C : 汚泥中の重金属濃度 ($\mu\text{g/g}$)



図Ⅶ-4 魚体中重金属濃度比較図

計算結果を表Ⅶ-29に示すが、体重（乾重）当りの取り込み量は、魚体中濃度の500～1000倍程度になる。したがって、この結果と魚体中重金属含有量分析結果（表Ⅶ-26）を比較すると取り込み量のはほとんどが排出されたことになる。ただし、この計算は摂餌量の測定方法が不正確（摂餌量は投餌量と残餌量の差から計算したが、残餌量の測定が困難をとまなう。）であること、摂餌量、金属含有量は変動するが測定回数が少ない等の問題点がある。また、仮に計算結果の取り込みが行われていたとしても体重増が極めて小さいことから、摂餌された餌はほとんど体内には吸収されていないと考えられ、それ故、重金属も吸収されずに排出されていることになる。

表Ⅶ-29 摂餌量からの重金属取り込み量計算結果

魚 種	摂 餌 量 (g/日尾)	飼育日数 (日)	項目	汚泥中濃度 ($\mu\text{g/g}$)	重金属取込量 (μg)	体重体り取込量 ($\mu\text{g/g}$) *
クロダイ	1.4	52	Cd	4.7	12.8	3.42
			Pb	210	573	152
			Cu	710	1938	516
			As	2.5	6.8	1.8
			Zn	1500	4095	1092
メジナ	1.9	92	Cd	4.7	30.8	8.2
			Pb	210	1376	367
			Cu	710	4654	1240
			As	2.5	16.4	4.4
			Zn	1500	9800	260

* 魚体重を平均15g、含水率75%とする。

図Ⅶ-30 海産生物中の重金属類の地域別平均値表 (ppm湿重量)

(吉田、1976)

	種 名	水 銀	メチル 水 銀	カ ド ミウム	銅	鉛	ヒ 素	クロム	マンガン	亜 鉛	ニッケル	鉄
東 京 湾 そのI	マコカレイ、イシガレイ	0.09	0.02	0.05	5.95	0.14	0.16	0.07	0.40	7.82	0.27	2.31
東 京 湾 そのII	マコカレイ、イシガレイ、セイゴ、ショウサイフグ	0.11	0.03	0.12	1.20	0.14	0.15	0.09	0.31	5.49	0.36	3.07
東 京 湾 そのIII	カワハギ、ウマズラハギ、サバ、アジ	0.11	0.00	0.03	1.57	0.68	0.06	ND				
東京湾外 館山湾	スズキ	0.12	0.00	ND	0.25	0.26	0.57	ND				
伊 勢 湾 常滑沖	ボラ、カレイ、セイゴ、アカエイ	0.14	0.07	0.01	0.40	0.14	0.42	0.04		9.55		
大 阪 湾 そのI	マアジ、シログチ、アイナメ、ウマズラハギ、カレイ、 グチ、アジ、カレイ、オコゼ	0.23	0.01	0.02	1.14	1.24	0.59	0.31				
大 阪 湾 そのII	マルアジ、タチウオ、ボラ、スズキ、マコカレイ、コノシロ、 タチウオ、アナゴ、ハゼ、タナゴ、メバル、ベラ、アイナメ	0.06	0.02	0.01	0.59	0.37	0.24	0.07		9.29		
瀬戸内海 淡路島西岸海域	ハマチ、マサバ、ミツエノ、タチウオ、コノシロ、ボラ、 マダイ、タマガンゾウ、アイゴ、マルアジ、メバル	0.03	0.02	0.01	0.88	0.36	0.15	0.07		8.51		

表Ⅶ-31 魚類体内の重金属含有量

(単位: $\mu\text{g/g}$) (永長, 1973・b)

魚種	部位	Cd	Zn	Pb	Cr	Hg	Mn
ウナギ (豊川産)	全量	0.026	16.0	0.118	0.048	0.021	0.525
		0.112	69.6	0.527	0.208	0.092	2.28
	肉部	0.009	6.49	0.130	trace	0.010	0.168
		0.038	24.0	0.540	trace	0.043	0.711
	骨	0.105	24.5	1.53	0.209	0.067	2.09
		0.206	48.7	2.99	0.412	0.140	4.12
	内臓 消化器系	0.034	21.0	0.144	trace	0.021	0.523
		0.194	119	0.833	trace	0.120	3.02
イワシ (伊勢湾)	全量	0.021	25.5	0.177	0.037	0.009	6.85
		0.070	93.6	0.653	0.135	0.033	25.5
カレイ (東シナ海)	全量	0.017	13.2	0.102	0.024	0.007	2.39
		0.087	66.0	0.514	0.115	0.037	12.9
	肉部	0.005	4.71	0.039	0.017	0.005	0.476
		0.023	21.4	0.181	0.078	0.023	2.22
	骨	0.061	11.0	0.463	0.155	0.031	1.36
		0.152	27.9	1.14	0.376	0.079	2.75
	内臓 消化器系	0.041	35.9	0.138	0.005	0.022	1.51
		0.246	194	1.00	0.031	0.141	9.21
	肝臓	0.040	19.8	0.161	trace	0.095	0.672
		0.232	114	0.936	trace	0.547	3.76
	えら	0.056	19.3	0.336	0.083	0.097	3.43
		0.243	89.4	1.56	0.370	0.437	16.1
	ひれ	0.159	45.4	1.36	0.272	0.081	2.15
		0.394	131	3.37	0.688	0.198	6.02

注) 表中上段の類値は湿重量値, 下段は乾燥重量値を示す。

Crは全クロム, Hgは総水銀を示す。

Crのtraceは $0.001 \mu\text{g/g}$ 以下である。

表Ⅶ-32 魚類体内の重金属含有量

($\mu\text{g/g}$ 湿重) (貞下²²⁾ 1982)

地 点	魚 種	部 位	Pb		Cd		Cr		Hg	Fe		Cu		Mn		
			54. 11	55. 3	54. 11	55. 3	54. 11	55. 3	54. 11	54. 11	55. 3	54. 11	55. 3	54. 11	55. 3	
St. 1	ウグイ	全 体		0. 61							61. 88		0. 98		3. 70	
羽村堰 (上)	オイカワ	"		0. 39		Tr					41. 79		0. 67		3. 28	
St. 2	押 島 橋	ウグイ	全 体	0. 45		Tr		ND		ND	64. 7		1. 13		5. 99	
		オイカワ	可食部	0. 67		Tr		ND		ND	59. 9		0. 91		3. 95	
			内 臓	3. 37		Tr		ND		ND	1069. 0		10. 5		22. 4	
		フ ナ	全 体	Tr	0. 13	Tr		ND		ND	65. 6	134. 17	1. 04	2. 00	2. 9	7. 48
	ヤマナ	"		ND		ND					9. 26		0. 56		1. 09	
St. 3	関戸橋	オイカワ	"	1. 56	0. 17	Tr	Tr	ND		ND	778. 0	53. 13	3. 04	0. 94	33. 3	4. 05
St. 4	多摩川原橋	ウグイ	"	Tr		Tr		ND		ND	123. 0		1. 30		8. 2	
		オイカワ	可食部	Tr		Tr		ND		ND	202. 0		1. 02		18. 4	
			内 臓	6. 23		Tr		0. 05		ND	3087. 0		13. 4		66. 9	
		フ ナ	全 体	Tr		Tr		ND		ND	229. 0		1. 93		14. 6	
		モツゴ	可食部					ND								
			内 臓					ND				37. 49		1. 10		4. 57
			全 体		Tr		Tr									
			コ イ	可食部												
		内 臓														
		全 体		Tr								51. 98		4. 45		1. 06
St. 5	二 子 橋	オイカワ	"	Tr	1. 23	Tr	Tr	ND		ND	87. 8	34. 32	1. 15	0. 75	4. 25	2. 69
		モツゴ	"									61. 26		0. 90		3. 55
St. 6	調布取水堰 (上)	モツゴ	"		0. 78		Tr					56. 90		0. 88		6. 46
		フ ナ	"		Tr							62. 89		0. 85		4. 87
St. 7	調布取水堰 (下)	フ ナ	"	0. 12		Tr		ND		ND	230. 0		2. 60		10. 2	
		ボ ラ	可食部	Tr		Tr		ND		ND	29. 0		0. 71		6. 9	
			内 臓	5. 97		0. 13		0. 03		ND	310. 0		4. 15		30. 1	
		モツゴ	可食部				Tr		ND			22. 60		1. 25		1. 87
			内 臓				Tr		0. 36			76. 71		1. 57		6. 20
全 体	Tr	0. 92	Tr		ND		ND	213. 0	56. 01	1. 52	1. 11	7. 09	4. 25			
St. 8	六 郷 橋	マハゼ	"	1. 37		Tr		ND		ND	156. 0		1. 12		3. 95	
		ボ ラ	可食部	0. 23		Tr	Tr	ND	ND	ND	16. 9	8. 32	0. 59	0. 91	0. 90	0. 83
			内 臓	0. 29	0. 49	Tr	Tr	0. 22	0. 71	ND	157. 0	521. 23	1. 99	3. 30	0. 96	4. 43
全 体		0. 08								103. 23		4. 78		3. 95		

(iii) 混合飼料による下水汚泥の投餌と魚類への重金属の蓄積

① 実験の概要

市配の配合飼料と下水余剰汚泥を混合し、その混合餌を魚類（クロダイ、ボラ、テラピア、コイ）に投餌し、汚泥を摂餌することによる魚体への重金属の蓄積を、魚体の各部位（全体、肉、内臓、骨）について検討した。

供試汚泥及び配合飼料の性状、組成は表Ⅶ-33に示した通りである。

表Ⅶ-33 供試汚泥及び配合飼料の性状

(dry)								
	含水率 %	強熱減量 %	C %	N %	P %	粗タンパク %	粗脂肪 %	粗灰分 %
余剰汚泥	96.4	70.5	39.1	6.7	4.4	32.5	8.1	29.7
配合飼料	54.7	84.1	42.2	8.2	0.5	47.0	3.5	17.4

(dry : mg/kg)				
	T-Hg	Cd	Zn	Cu
余剰汚泥	1.7	1.5	476	505
配合飼料	0.15	0.10	104	6.6

各実験ケース毎の魚体（全体、肉、骨、内臓）の重金属分析結果は表Ⅶ-34に示した通りである。

② 魚体における重金属の分布

図Ⅶ-6～図Ⅶ-9にT-Hg、Cu、Cd、Znの魚体における分布状況を示した。

各魚種、各条件、各重金属とも内臓への蓄積量が最も多くなっている。この結果は、前述の永長、²¹⁾真下らの調査結果と一致するものである。²²⁾

重金属の種類による相違を見ると Cu はその大部分を内臓に蓄積しているが、T-Hg は内臓が多いものの、骨、肉にも 0.1～0.2 mg/kg dry ほど存在する。Cd の場合は、内臓と同程度に骨にも存在しており、イタイイタイ病での人骨への蓄積と同様の傾向を示している。

表Ⅶ-34 魚体の部位別重金属の含有量

(mg/Kg・dry)

魚 種	条 件	部 位	T-Hg	Cd	Zn	Cu	魚 種	条 件	部 位	T-Hg	Cd	Zn	Cu
ボ ラ	供 試 魚	全 体	0.112	0.020	63.3	0.86	テラピア	供 試 魚	全 体	0.017	0.020	115.3	2.89
		肉	0.222	0.075	88.8	2.00			肉	0.012	0.105	41.0	4.00
		骨	0.185	0.343	54.8	3.31			骨	0.249	0.631	76.3	2.13
	コントロール	内 臓	0.704	0.374	111.7	14.49		コントロール	内 臓	0.154	0.656	36.2	50.2
		全 体	0.049	0.017	92.8	0.15			全 体	0.021	0.017	65.3	8.62
		肉	0.171	0.077	28.3	2.25			肉	0.071	0.048	27.7	1.06
	配合：汚泥 = 8:2	骨	0.130	0.156	49.7	1.85		配合：汚泥 = 8:2	骨	0.217	0.111	70.1	0.49
		内 臓	0.484	0.158	120.4	10.04			内 臓	0.381	0.477	96.2	36.08
		全 体	0.090	0.019	72.0	1.23			全 体	0.023	0.011	67.9	2.01
	配合：汚泥 = 5:5	肉	0.144	0.040	23.1	2.16		配合：汚泥 = 5:5	肉	0.105	0.062	33.6	1.73
		骨	0.254	0.340	57.4	0.92			骨	0.102	0.422	78.7	2.89
		内 臓	0.314	0.359	129.8	30.44			内 臓	0.085	0.767	92.4	81.76
	配合：汚泥 = 2:8	全 体	0.019	0.021	108.0	1.70		配合：汚泥 = 2:8	全 体	0.075	0.025	86.0	2.30
		肉	0.095	0.049	31.8	2.58			肉	0.079	0.067	36.2	1.94
		骨	0.170	0.105	56.9	1.34			骨	0.084	0.399	84.3	2.27
クロダイ	供 試 魚	内 臓	0.215	0.342	127.3	20.24		配合：汚泥 = 2:8	内 臓	0.143	0.258	114.5	33.20
		全 体	0.070	0.068	175.5	4.36		配合：汚泥 = 2:8	全 体	0.074	0.050	102.8	6.58
		肉	0.050	0.058	30.1	1.58			肉	0.160	0.064	37.0	1.68
	配合：汚泥 = 2:8	骨	0.070	0.150	61.3	1.00		配合：汚泥 = 2:8	骨	0.084	0.551	82.5	0.65
		内 臓	0.401	0.500	171.5	41.55			内 臓	0.213	0.381	128.8	36.35
	供 試 魚	全 体	0.048	0.011	110.0	1.40	コ イ	供 試 魚	全 体	0.037	0.016	36.2	0.84
		肉	0.259	0.067	29.8	0.36			肉	0.170	0.094	67.0	2.23
		骨	0.237	0.429	46.3	0.64			骨	0.210	0.179	227.7	3.44
	配合：汚泥 = 5:5	内 臓	0.263	0.467	101.6	16.70		配合：汚泥 = 5:5	内 臓	0.346	0.657	436.1	7.06
		全 体	0.098	0.020	75.3	0.74			全 体	0.065	0.010	101.0	2.09
		肉	0.217	0.075	34.5	1.60			肉	0.084	0.095	284.0	2.92
	配合：汚泥 = 5:5	骨	0.217	0.106	105.1	0.76		配合：汚泥 = 5:5	骨	0.213	0.155	208.4	4.31
		内 臓	0.248	0.645	104.3	29.20			内 臓	0.192	0.681	368.8	29.27

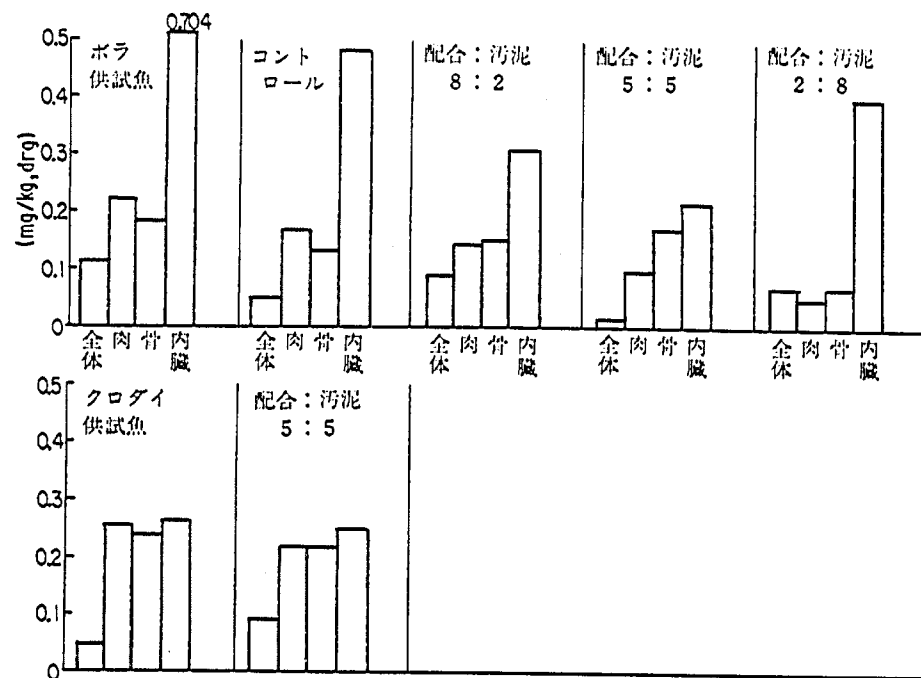


図 VII-6 魚体の重金属含有量 (T-Hg)

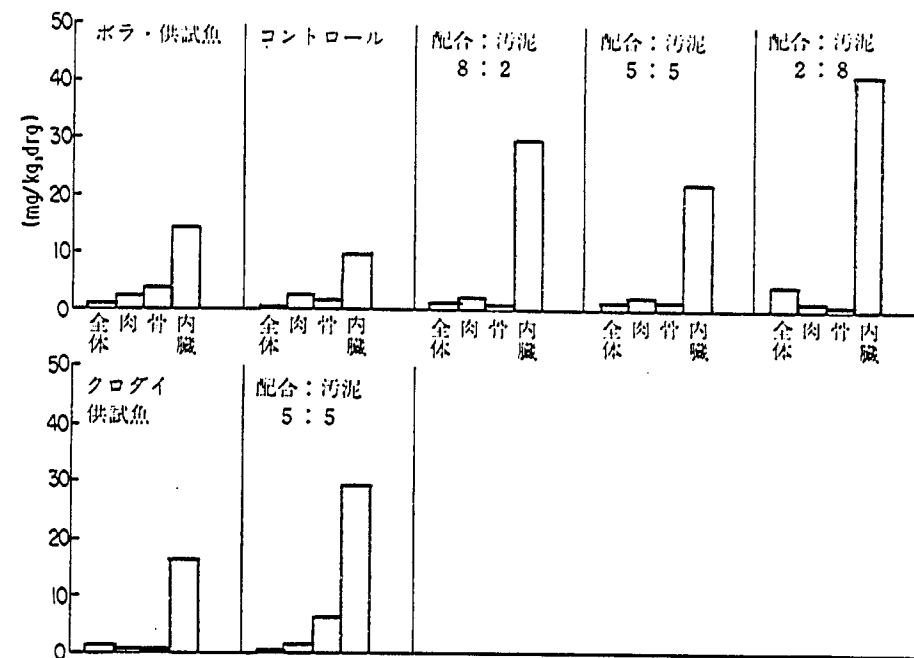
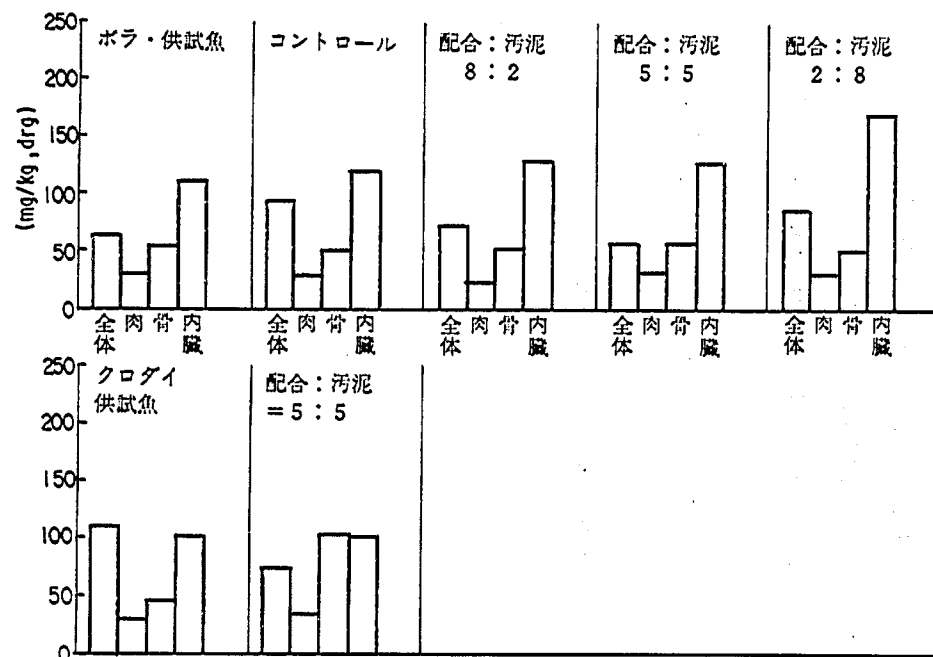
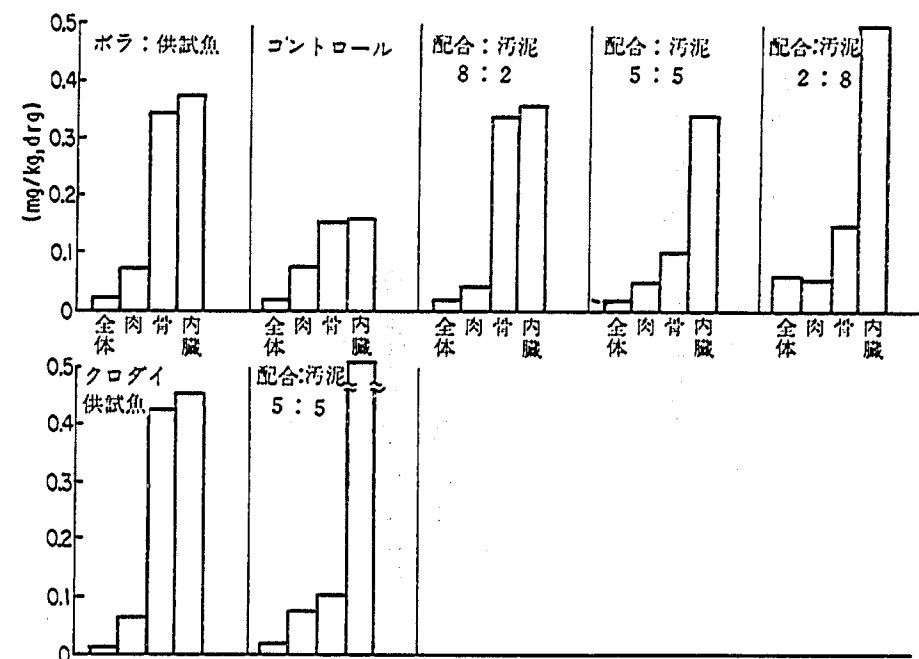


図 VII-7 魚体の重金属含有量 (Cu)



図Ⅶ-8 魚体の重金属含有量 (Zn)

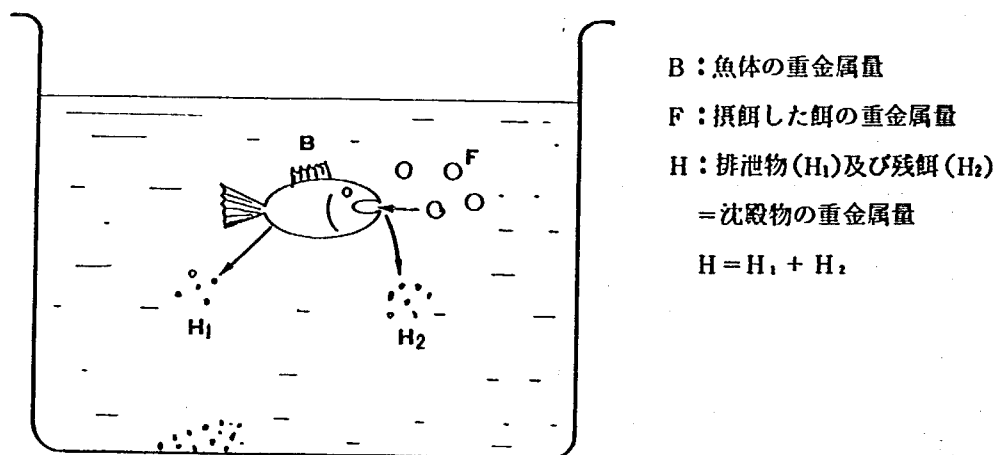


図Ⅶ-9 魚体の重金属含有量 (Cd)

③ 余剰汚泥摂餌の影響

ボラ飼育系においては、投餌量、摂餌量、沈殿物量（排泄物及び残餌）を計測しており、また魚体配合飼料、余剰汚泥、沈殿物についてそれぞれ重金属の含有量も分析されている。

ここでボラ飼育系における重金属の収支モデルを図Ⅶ-10に示したものと仮定しその収支を計算すると表Ⅶ-35の通りとなる。



図Ⅶ-10 飼育水槽中の重金属の収支

実験前後での魚体中の重金属含有量の差をとると、T-H ϕ では餌への余剰汚泥の混合に関係なく、全ての区で減少が見られたが、ZnではB-1（コントロール）、B-3（5:5）、B-4（2:8）で増加しており、汚泥混合率80%のB-4区でコントロールに比べ3倍ほど増加している。

また、B-4区ではCu、Cdでもコントロールに比べ増加する傾向を示している。

しかしながら、次の理由によりこの収支から見た重金属の変化がただちに汚泥の摂餌による重金属の生体濃縮とは結びつかない。

① 重金属分析結果はサンプルによりバラツキが大きく同一サンプルでも4～11%の変動係数を持つ。

② ボラ自体は飼育前後で増重しておらず、重金属の蓄積より排泄の方がまさっている。

表Ⅶ-35 ボラ飼育系における重金属の収支

(mg-dry)

	B-1 《コントロール》				B-2 《8:2》				B-3 《5:5》				B-4 《2:8》			
	T-Hg	Cu	Cd	Zn	T-Hg	Cu	Cd	Zn	T-Hg	Cu	Cd	Zn	T-Hg	Cu	Cd	Zn
投 餌 量	0.02	0.9	0.014	14.0	0.06	13.8	0.05	23.7	0.12	31.3	0.10	36.7	0.17	48.8	0.15	49.8
配 合	0.02	0.9	0.024	14.0	0.016	0.72	0.011	11.3	0.011	0.49	0.007	7.7	0.006	0.26	0.004	4.1
汚 泥	0	0	0	0	0.044	13.1	0.039	12.4	0.104	30.8	0.092	29.0	0.16	48.5	0.144	45.7
摂 餌 量	0.014	0.6	0.009	9.8	0.05	10.6	0.04	17.8	0.09	24.2	0.08	27.4	0.12	32.9	0.10	36.6
配 合	0.014	0.6	0.009	9.8	0.012	0.5	0.008	8.3	0.007	0.3	0.005	4.9	0.003	0.1	0.002	1.8
汚 泥	0	0	0	0	0.034	10.1	0.03	9.5	0.08	23.9	0.07	22.5	0.12	32.8	0.10	34.8
沈 殿 物 量	0.002	0.23	0.003	2.1	0.026	4.8	0.038	10.0	0.095	22.4	0.089	26.3	0.10	30.2	0.09	33.1
魚 供 試 前 (A)	0.027	0.20	0.005	15.1	0.026	0.19	0.0048	14.5	0.026	0.19	0.0047	14.3	0.026	0.19	0.0048	14.4
魚 供 試 後 (B)	0.011	0.35	0.004	21.6	0.020	0.28	0.0043	16.1	0.019	0.35	0.0043	22.1	0.020	0.82	0.013	32.8
(B) - (A) (差)	-0.016	0.15	-0.001	6.5	-0.006	0.09	-0.0005	1.6	-0.007	0.16	-0.004	7.8	-0.006	0.63	0.008	18.4

Ⅷ 下水汚泥の水生生物への影響

本章では、下水汚泥の水生生物への影響とし、①動物プランクトン（アルテミア）、底生生物（ゴカイ）の産卵、発生、成長という単一生物のライフサイクルへの影響、②水生生物を用いた生物試験による汚泥の持つ潜在的な毒性の評価、③アカヒレを用いた毒性解析法による汚泥中の毒性物質の推定、の3実験結果について述べる。

1. 産卵、発生、成長への影響

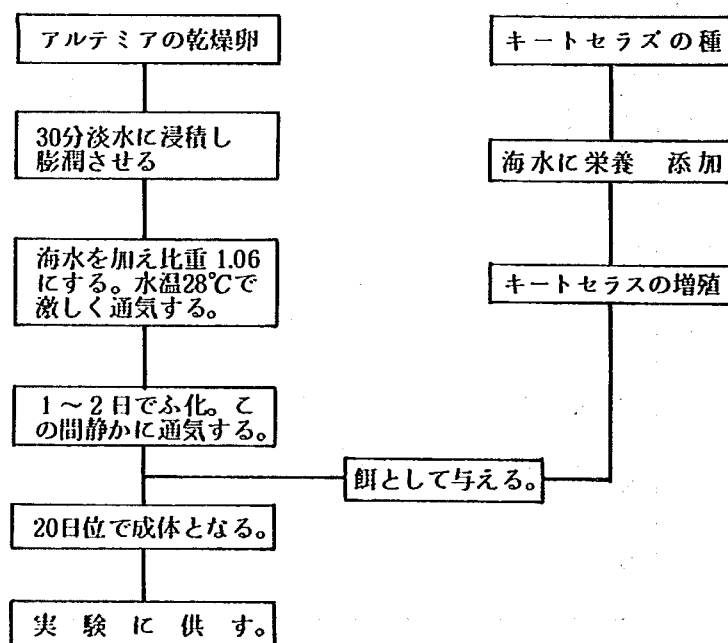
1-1 動物プランクトン（アルテミア）への影響

(1) 実験方法

① 供試生物

動物の発生への海水汚濁度影響の判定¹⁾には、バフンウニ、ムラサキウニ、ムラサキイガイ、及びマガキ等の人工受精卵による生物試験が、よく行われている。これらの卵は適当に大きいし、完全等割卵であるなどいろいろ利点がある。一方この段階は、微量の重金属などにより、受精や発生が著しく影響を受けるほか、外界の条件の変化に敏感な時期であり、実験結果の評価が難しいという短所もある。

供試生物は、海産のアルテミア（*Artemia Salina*）を用いた。アルテミア²⁾は成体の大きさが10mmの動物プランクトン（葉脚類）であり、我が国の沿岸で広汎に出現する動物プランクトンであるCopepoda（橈脚類）とは極めて近い関係にある。アルテミアは乾燥卵のため入手が容易で、海水と水温条件をコントロールすることにより常に幼体を得ることができ、ふ化後1ヶ月位で成体となり抱卵する。³⁾



図Ⅷ-1 供試アルテミアの培養手順

アルテミアの乾燥卵から成体までの発生、成長は図Ⅷ-1の通りであり、成長過程における餌は、仙台湾産のキートセラス（Chaetoceros）を純粋培養したものとした。

② 供試汚泥

実験に用いた汚泥は、表Ⅷ-1に示した仙台市南蒲生下水処理場の余剰汚泥で、5℃でエアレーションしながら、保存したものを用いた。なおエアレーションにより汚泥中の $\text{NH}_4\text{-N}$ （15.6～67.5 mg/l）の80～90%

③ 飼育方法

飼育方法は、シャーレの中に所定の割合（5%、10%、25%）に希釈した余剰汚泥希釈液を100ml入れ、1シャーレ中には20～30のアルテミア個体を入れ2日毎に新しい液を調整し、アルテミアの個体数等を計測後、試験液を新しい液と交換した。

表Ⅷ-1 供試汚泥の濃度

	平 均	最 大	最 小
S55年度	0.838	1.444	0.397
S56年度	0.807	0.960	0.215

(%)
(仙台市南蒲生下水処理場 余剰汚泥)

一方、対照として90%海水としたもの、および濃厚に繁殖させたキートセラス培養液を海水で50%に希釈したものを設けた。なお、キートセラス培養液を入れた対照液は成長に伴って濃くした。また、成長をみる実験では、3ℓのガラスバット中に200個体程度入れ、経時的にそれぞれの飼育条件毎に、10個体程度をポリビニール系マウント剤を用いて永久標本を作成し、1～2日に1度、ルーペあるいは顕微鏡で体長を計測した。

産卵に対する影響は、キートセラス、汚泥5%、10%添加および25%汚泥添加でそれぞれ飼育していたうち、交尾したもの1組ずつ別のシャーレに入れて観察したもので、各条件、5対について産卵実験を行った。

(2) 実験結果及び考察

① 予備実験

本実験に先立って、アルテミアを用いた生物試験の再現性、設定する実験条件を明らかにするため、予備実験を行った。

その結果は表Ⅷ-2に示したとおりであり、アルテミアの体長が2mm以下では対照区においても生存率が小さい。余剰汚泥の添加割合が25%を越えると5～7mmのアルテミアでも生残率が小さいことが判った。

この理由としては、脱皮時の生理的特殊性（アルテミアの幼稚仔は成長につれて12回も脱皮する。）餌料の問題（サイズと量）、飼育水の塩分濃度等が考えられる。

そこで本実験では余剰汚泥混合率を0～25%で行うこととし、多数の個体を用い、個体差の影響が小さくなるように留意した。

表Ⅷ-2 予備実験結果（個体の大きさ、汚泥湿度による48時間生残率の違い）

(%)

	対照	汚 泥 混 合 率 (%)										
		1	2.5	5	10	18	25	32	50	56	75	100
約 0.7 mm	49			23.5	10		0					
1 ~ 2 mm	80			32	56		36	38		0	0	
5 ~ 7 mm	100		50	0	15		20		10		0	
"	100	90		80	90	90	20	0	0		0	0
"						90		40		50		0
"						100		45		45		
"						78				22		0

② アルテミアの生残率

余剰汚泥混合海水中でのアルテミアの生存状況の推移を表Ⅷ-3、表Ⅷ-4、および図Ⅷ-2～図Ⅷ-3に示した。

アルテミアの生残率は、実験によって変動が大きく、対照区（キートセラス混合90%海水）においても、50%生残率日数で4～11日とバラツキが見られた。

余剰汚泥混合区を見ると、混合率が10～50%の場合、対照区と同等の生存状況を示し、5%と混合率が小さい場合と、75%と大きい場合は、生残率が小さくなった。

図Ⅷ-4に示したアルテミアの50%生残日数と余剰汚泥混合海水中のSS濃度との関係は、適当なSSの在存（800～1000 mg/ℓ）がアルテミアの生存に好都合であることを示している。

次に、汚泥中のSS成分存在の有無により、生残率の相違を図Ⅷ-5～図Ⅷ-6より見ると、汚泥上澄の方が生残率が低い傾向にあった。

これらの結果は、余剰汚泥が毒性よりもアルテミアの餌料として、効果が期待できることを示すものである。実際、余剰汚泥混合海水中のアルテミアの消化管には汚泥が存在した。（P iii 写真参照）

③ アルテミアの生存へのアンモニアの影響

汚泥を海洋還元する際に、魚族に対してはアンモニアの影響が大きいという昭和54、昭和55年度の結果がある。そこで、環境水中に強制的にアンモニアを添加し、48時間の生物試験により、アルテミアへの影響を検討した。

(i) 飼育海水中へのアンモニアの添加（ $\text{NH}_4\text{-N}$ として0.15～100 mg/ℓ）

(ii) 汚泥混合海水（汚泥混合率25%）にアンモニアを添加（ $\text{NH}_4\text{-N}$ として23.65～640 mg/ℓ）

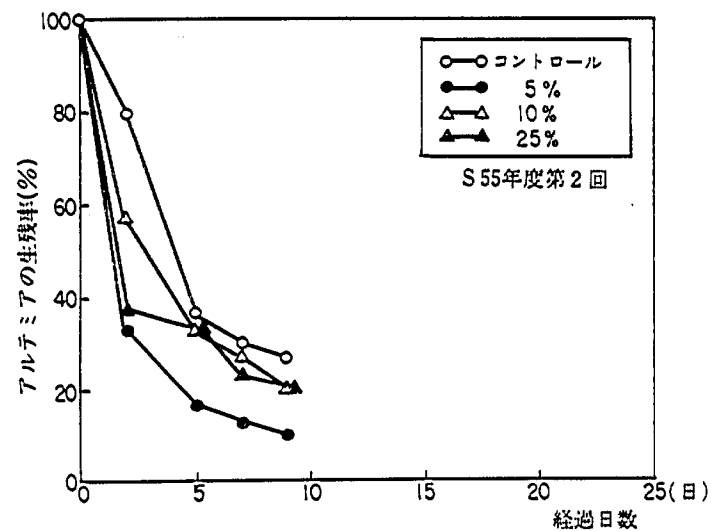
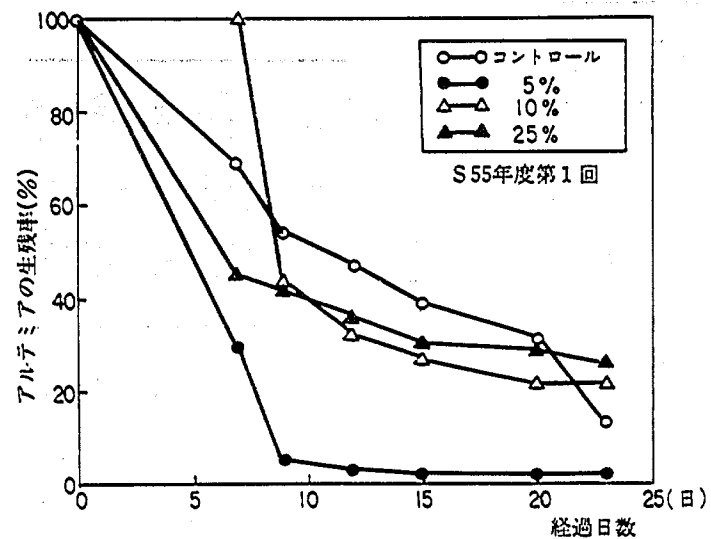
(iii) 新鮮な余剰汚泥を海水で希釈（10～75%）（ $\text{NH}_4\text{-N}$ として13.3～62.4 mg/ℓ）

以上の実験結果を表Ⅷ-5に示した。

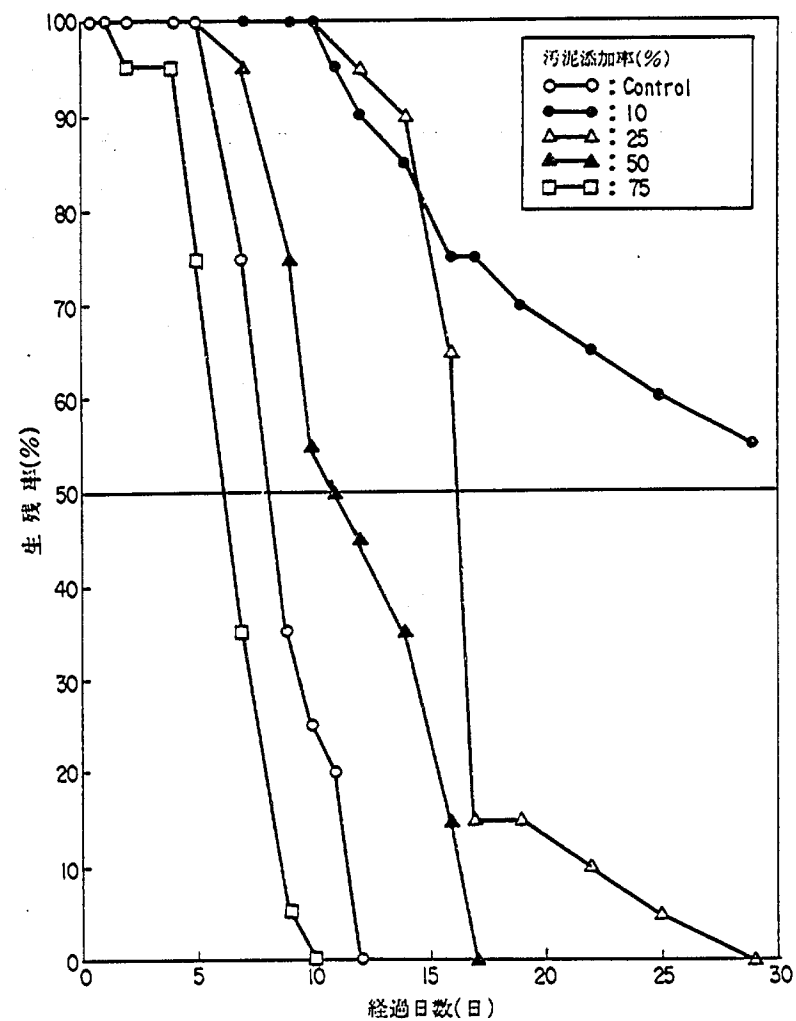
上記の実験より以下の点が明らかとなった。

・アルテミアの $\text{NH}_4\text{-N}$ 毒の感受性は体長が小さい方がよい。

（48時間TLm値：体長が0.4～0.49 mmのもの、17～35 mg/ℓ、5.2～6.2 mmのもの100 mg/ℓ以上）

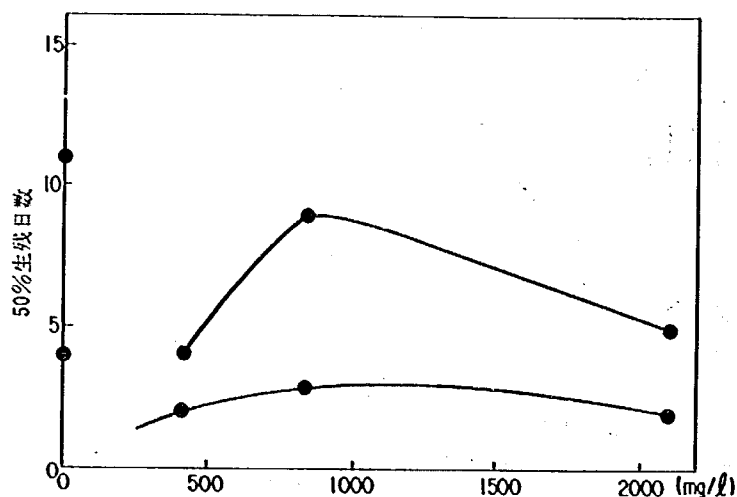


図Ⅷ-2 アルテミアの余剰汚泥混合海水中的での生残率の推移



図Ⅷ-3 余剰汚泥添加率とアルテミアの生残率

- ・汚泥の存在により、体長0.4～0.49 mmの個体でも48時間後の生残率が90%と高く、汚泥には毒性を緩衝する働きがあると考えられる。



図Ⅳ-4 アルテミアの50%生残日数と混合海水 SS 濃度との関係

表Ⅳ-3 アルテミアの余剰汚泥混合海水中での生存状況

(S55年度 1回目)

条件 \ 経過日数		0	7	9	12	15	20	23
対 照 区	キートセラス 培 養 液	96 (100)	66 (69)	52 (54)	45 (47)	37 (39)	30 (31)	12 (13)
余 剰 汚 泥 5 %	SS mg/ℓ 419	88 (100)	30 (30)	5 (5)	3 (3)	2 (2)	2 (2)	2 (2)
10 %	838	108 (100)	108 (100)	47 (44)	35 (32)	29 (27)	23 (21)	23 (21)
25 %	2095	92 (100)	45 (45)	42 (42)	36 (36)	30 (30)	29 (29)	26 (26)

上段：生存尾数

下段 ()：生残率

表Ⅳ-4 アルテミアの余剰汚泥混合海中での生存状況

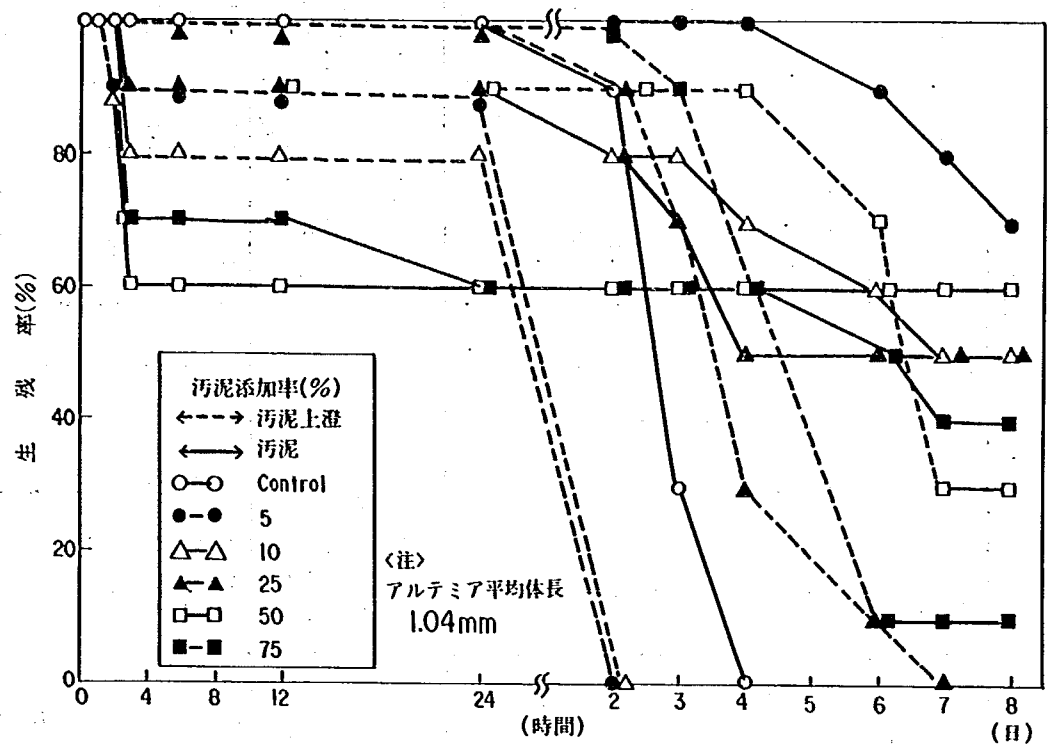
(S55年度、2回目)

条 件 \ 経過日数		0	2	5	7	9
対 照 区	キートセラス 培 養 液	30 (100)	24 (80)	11 (37)	9 (30)	8 (27)
余 剰 汚 泥 5 %	SS mg/ℓ 419	30 (100)	10 (33)	5 (17)	4 (13)	3 (10)
10 %	838	30 (100)	17 (57)	10 (33)	8 (27)	6 (20)
25 %	2095	30 (100)	11 (37)	10 (33)	7 (23)	6 (20)

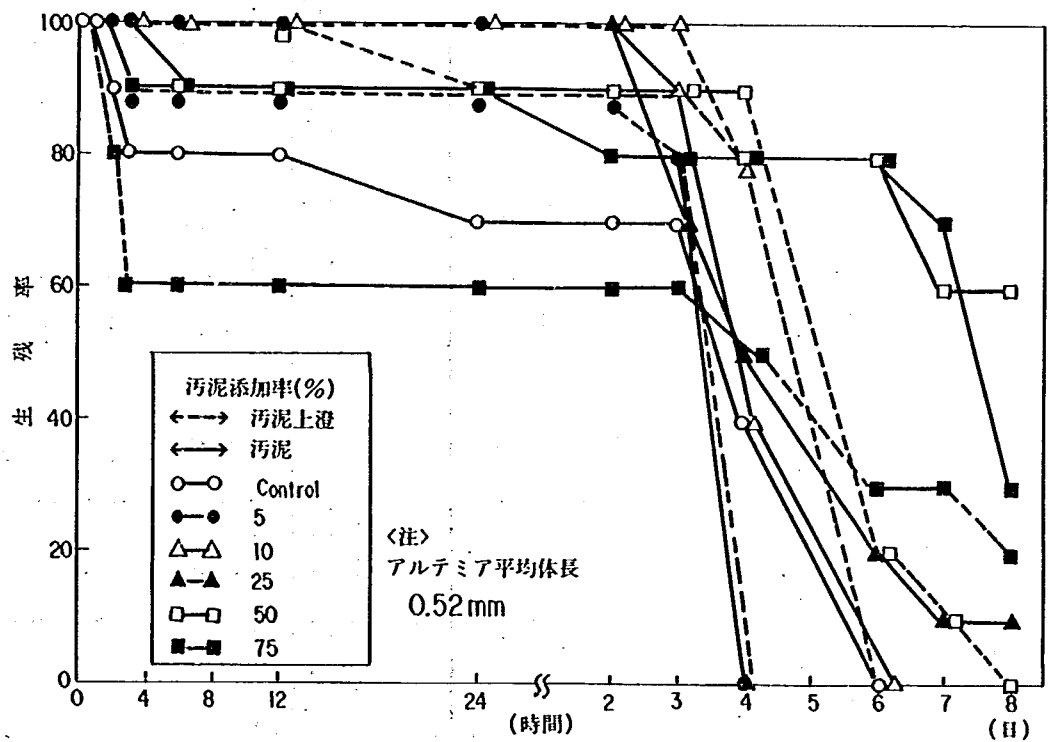
上段：生存尾数

下段 ()：生残率

*各条件とも同一条件10ケースの平均値で示した。



図Ⅴ-5 汚泥上澄と汚泥の違いによる生存率との影響(2)



図Ⅴ-6 汚泥上澄と汚泥の違いによる生存率への影響(1)

表Ⅷ-5 アンモニア添加によるアルテミアへの影響

* 実験終了時の体長 0.9~1.2 mm で平均 1.05 mm

アルテミア (0.40~0.49) 平均体長 0.44 mm	Control 90%海水	海水にアンモニア添加						Control 25%汚泥 海水希釈	(エアレーションした汚泥使用) 25%汚泥にアンモニア添加 * アンモニア添加				新鮮な汚泥を海水で希釈した			
NH ₄ -N (mg/l)	0.15	1.86	17.80	34.93	54.00	72.00	100.0	23.65	23.65	39.25	60.0	10%	25%	50%	75%	
経過時間 (hr)	生 残 率 (%)							生 残 率 (%)				生 残 率 (%)				
0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.5	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
2	100	100	100	100	100	100	100	95	95	95	100	100	100	85	90	
3	100	100	100	100	100	100	100	95	95	95	100	100	100	85	90	
6	100	100	100	100	100	100	100	90	95	95	100	100	100	80	20	
12	100	100	100	100	100	100	100	90	95	95	95	100	100	80	20	
24	100	90	100	97.5	90	100	100	90	95	95	90	100	100	50	5	
48	80	55	60	35	5	15	20	90	95	95	90	100	95	50	5	
アルテミア (5.2~6.2) 平均体長 5.8 mm	Control 90%海水	海水にアンモニア添加						Control 25%	エアレーションした汚泥に アンモニア添加				新鮮な汚泥を海水で希釈			
NH ₄ -N (mg/l)	0.15	1.86	17.80	34.93	54.0	72.0	100.0	23.65	23.65	39.25	60.0	10%	25%	50%	75%	
経過時間 (hr)	生 残 率 (%)							生 残 率 (%)				生 残 率 (%)				
0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.5	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
1	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
2	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
3	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
6	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
12	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
24	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
48	100	100	100	100	100	100	85	100	100	100	100	100	100	100	100	

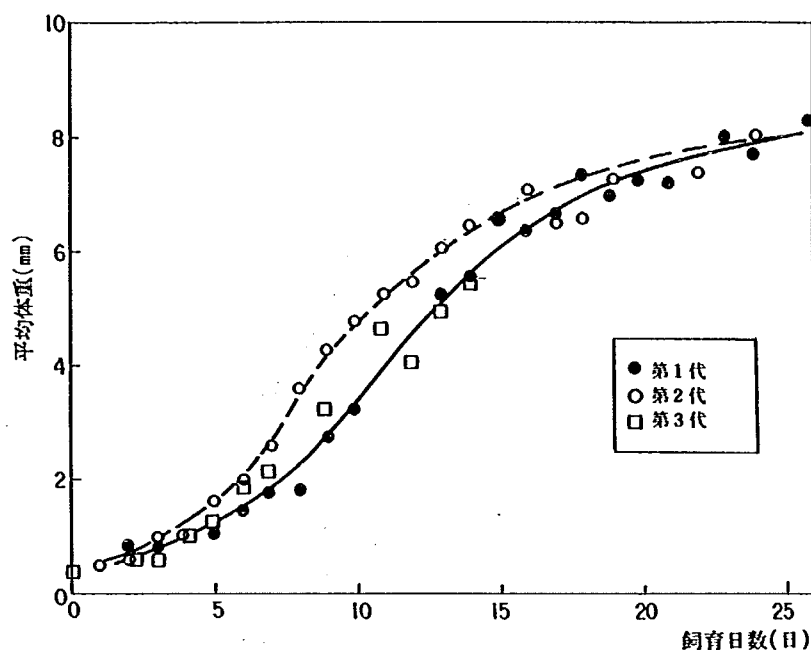
④ アルテミアの成長への影響

キートセラス（植物プランクトン）を十分に与えた、正常なアルテミアの成長曲線を図Ⅷ-7に示した。

アルテミアは、環境条件により卵または稚仔によって生まれる。

図中の第2代、第3代は稚仔で生まれたもので、生後10日間の成長は第1代（卵生）より早くなっている。

次に、このアルテミアを対照として、余剰汚泥添加のケースとの比較実験を行った。その結果を図Ⅷ-8に示した。図から明らかなように汚泥添加した場合、初期（1～5日）の成長が対照区より劣っているが、その後は、対照区とほぼ同等の成長を示している。



図Ⅷ-7 アルテミア（キートセラス投与）の成長曲線

汚泥添加率による相違を見ると、5～25%の添加範囲においては添加率が大きい方が良くなる傾向を示している。

前述の生存率と成長状況から次のことが判った。

- (i) アルテミアは余剰汚泥を摂餌する。
- (ii) 餌料効果をキートセラス（植物プランクトン）と比較すると、初期の成長では劣るものの、10～25%添加（SSで800～2000 mg/l）ではキートセラスと同等で汚泥の添加率が高い方が成長が良くなった。

- (iii) 適切な汚泥混合によってキートセラス（植物

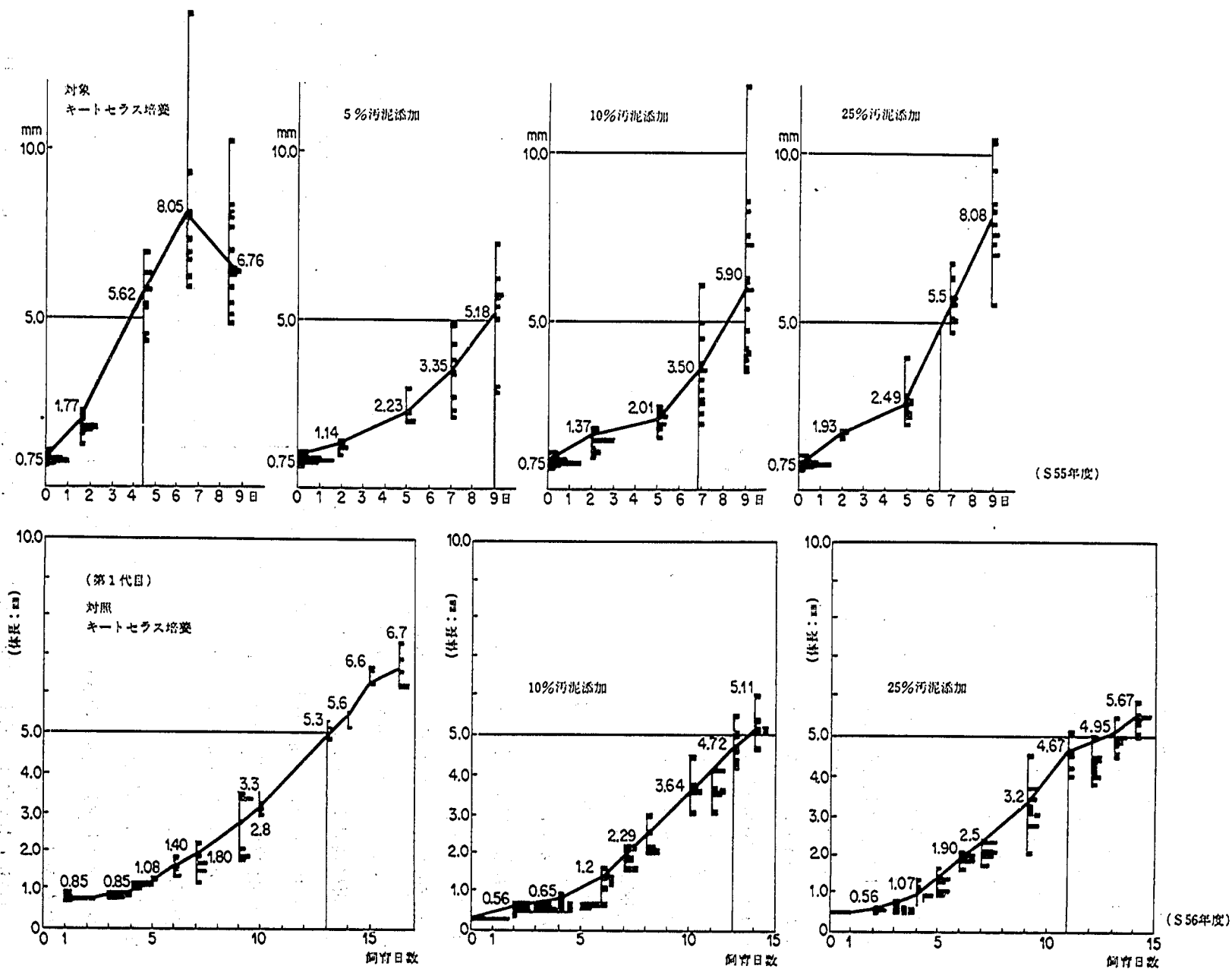
プランクトン）と同等の成長を示したことは、余剰汚泥がアルテミアの餌料となることを実証したものである。

なお、土木学会による生汚泥混合海水中での飼育実験（昭和44年度）で生残ったものでは明らかに餌料としての効果があったとしている。

- (iv) キートセラスでの飼育に比較し、初期の成長が悪い、体色が薄い等から、嗜好性を含め余剰汚泥の栄養は不十分である。表Ⅷ-6に活性汚泥とキートセラスのタンパク質、脂質、炭水化物の比較を表Ⅷ-

表Ⅷ-6 タンパク質、炭水化物、脂質組成（乾物%）

	活性汚泥	キートセラス
タンパク質	32～41	48.6
炭水化物	7.8	38.6
脂質	5～12	9.5



図Ⅷ-8 アルテミアの成長曲線

7に生汚泥とキートセラスの脂質組成を示した。

表Ⅷ-7 脂質組成の相違

(乾物%)

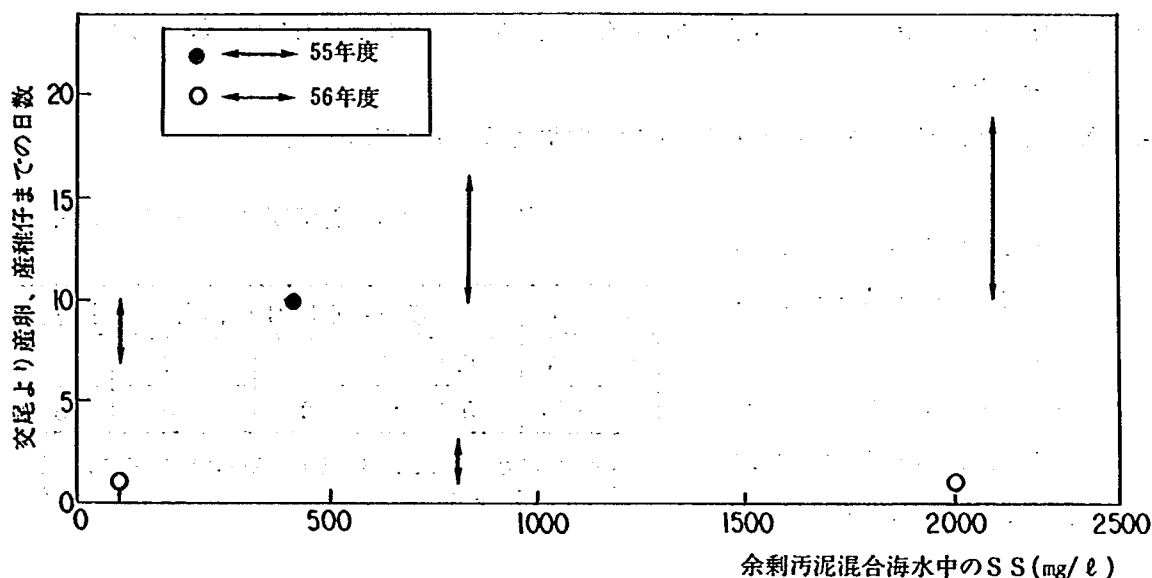
	生 汚 泥	キートセラス
炭 化 水 素	0.8	2
ス テ ロ ー ル	0.4	10
トリグリセライド	47.5	12
遊 離 脂 肪	0.4	16
リ ン 脂 質	0	50
そ の 他	50.5	—

※ 重油、廃油等の高沸点の炭化水素と推定される。

⑤ 産卵、産稚仔への影響

産卵に対する影響は、キートセラス投与(対照区)、5%、10%、25%汚泥添加で飼育したアルテミアから、交尾したものを1組ずつ別のシャーレに入れて、産稚仔状況の観察によって行った。

図Ⅷ-9に交尾より産卵、産稚仔までの日数と汚泥添加量の関係を示した。S55年度実験はS56年度に比較し、全体に産卵までの日数が長く、余剰汚泥の添加量が多いと日数も増加する傾向を示した。



図Ⅷ-9 アルテミアの交尾より産卵、産稚仔までの日数と汚泥添加量の関係

次に産卵、産稚仔数に対する余剰汚泥添加の影響を図Ⅷ-10に示した。S55年度は、汚泥添加量が多いと、産卵、産稚仔数が増加する傾向を示したが、S56年度は対照区の産卵、産稚仔数が平均174個と極端に大きく、明らかな関係は認められなかった。

なお、アルテミアは環境条件により、卵と稚仔を産みわける特徴を持っており、S55年度の対照区は96~100%が卵として生まれたのに対し、S56年度は逆に稚仔が60~100%を占めた。稚仔で生まれることは、誕生と同時に摂餌行動を行うことであり、飼育水中に餌(キートセラス)が十分あったことがその原因ではないかと考えられる。

1-2 底生生物（ゴカイ）への影響

全国の河口及び干潟に生息するゴカイ（*Neanthes japonica*）は、魚類の優れた生餌で、釣りなどのレジャーのみならず水産資源としても価値ある生物種である。

本実験は、このゴカイを用い、下水汚泥混合海水中での発生初期段階に対する影響を調査したものである。

(1) 実験方法

① ゴカイの採取及び卵の採取

ゴカイは、冬期の大潮時に生殖群泳を行い、メスは緑白色、オスは緑黄色（背中に二条の赤線）を呈する。

本実験で用いたゴカイは、これらの生殖期のもので、多摩川河口部（首都高速大師橋下）で採取したものである。

実験に用いた卵は、持ち帰り中に海水中に産卵されていたものと、実験室内でシャーレ中にメスのゴカイから産卵させた後、オスの精子を放出させ、鳥羽で混ぜ合わせたものの二種である。

② 供試汚泥

東京都八王子市北野下水処理場の余剰汚泥で汚泥濃度は 0.5 % であった。

③ 実験条件

飼育水の汚泥添加比率（容量比）及び、飼育液の組成比は表Ⅷ-8 及び表Ⅷ-9 に示したとおりである。

海水濃度の発生に及ぼす影響は栗原⁶⁾ら（下水道協会誌、Vol 17、No 192）によれば、図Ⅷ-11 に示すように、受

表Ⅷ-8 飼育汚泥濃度（0.5 % 汚泥添加量）

(%)

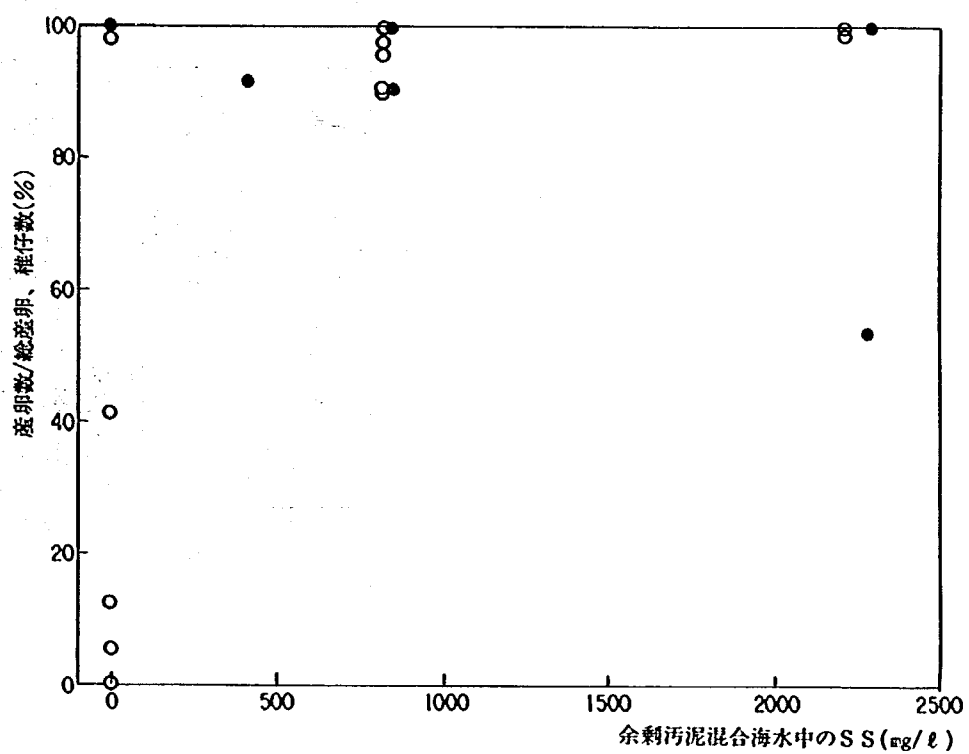
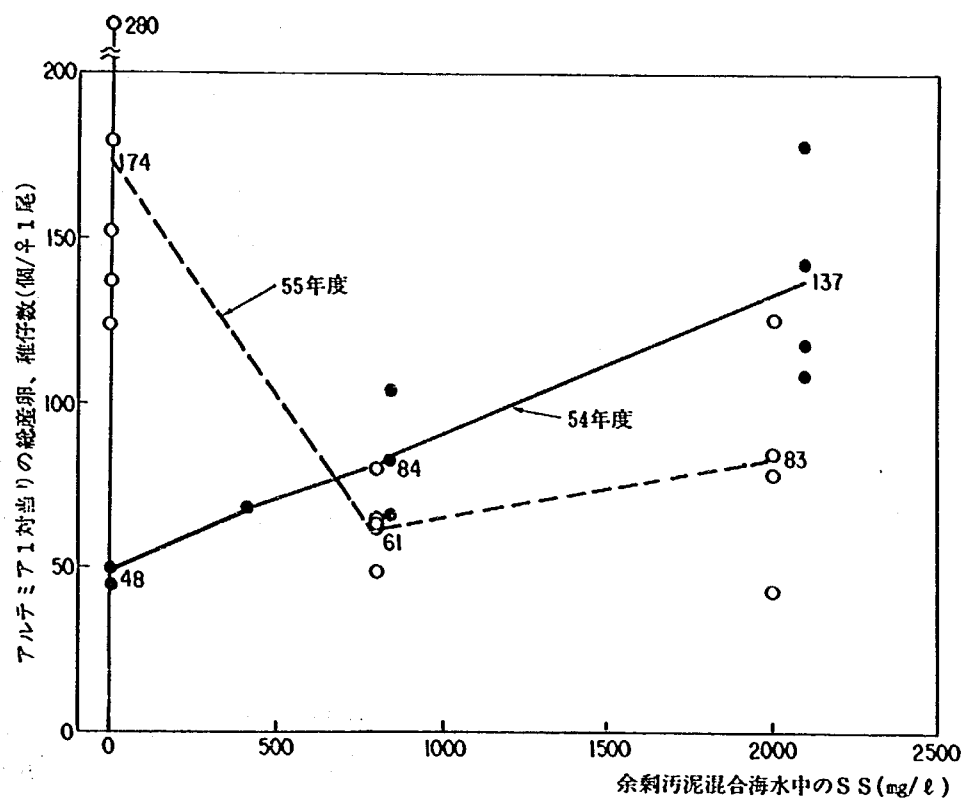
種 類	濃 度（海水に対する汚泥添加比率）			
汚 泥	0.1	1.0	10	*
汚泥上澄	0.1	1.0	10	50

〔汚泥50%添加すると、卵、幼生を識別できないので、50%は上澄のみとした。〕

表Ⅷ-9 飼 育 液 の 組 成 比

	海 水 (Cl 1800mg/ℓ)	蒸 留 水	汚泥又は上澄
汚 泥 0.1 %	90	10	0.1
" 1.0 %	90	10	1
" 10 %	90	0	10
" 50 %	50	0	50
対照区(0.1~10%)	90	0	
" (50%)	50	50	

精は、2,000 mg/ℓ から 19,000 mg/ℓ に広範囲にわたって起るが、5,000 mg/ℓ 以下では受精後膨潤破裂の比率が大きく、また卵割率、フ化率も10,000mg/ℓ 以下では落ちることが知られている。したがって、今回の実験の場合、0.1~10%のケースでは、塩素イオンは、12,000 mg/ℓ であるので、海水

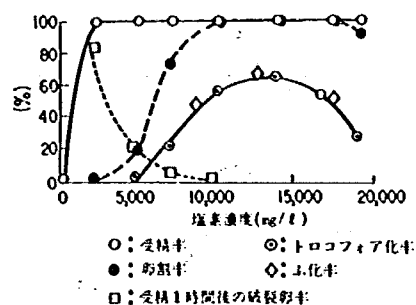


図Ⅷ-10

濃度の影響は無視できるが、50%のケースでは塩素イオンが10,000 mg/l以下となるため、卵割期以後に影響を受けると予想された。

④ 測定項目及び測定方法

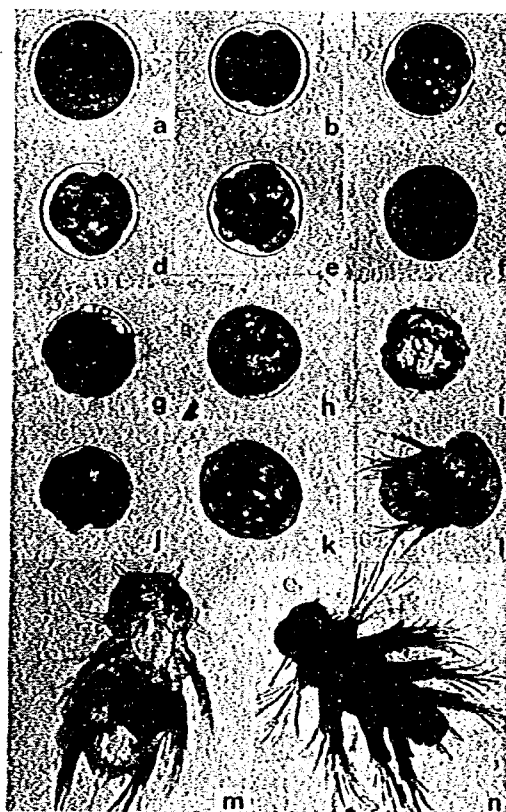
ゴカイは受精後、卵割期、トロコフォア幼生期、メタトロコフォア幼生期を経て、ネクトケータ幼生期に至った後、イボ足を増し成体となる。本実験では、ネクトケータまでの各段階の経時的な変化を、顕微鏡または実体顕微鏡下で計数した。ただし、トロコフォア幼生期までは動きがないため全数を計数することは可能であったが、メタトロコフォア幼生期以後は幼生の動きが活発なため、全数の計数が困難なため顕微鏡(×100)の1視野中を計数し、各段階の相対的な比率を求めた。



図Ⅷ-11 海水濃度の発生に及ぼす影響
(栗原ら、下水道協会誌、vol 17、No 192)

写真-1 ゴカイの初期発生過程の概要

ゴカイの初期発生過程の概要は写真-1に示しておりであるが、受精卵(a)は20℃付近で3~24時間で卵割期、胞胚期および囊胚期(b~f)を経過し、24時間後には繊毛を持ったトロコフォア幼生(trochophore、g~j)になる。48時間後には1~2対の体節と剛毛のある疣足を持ったメタトロコフォア幼生(metatrochophore、l)になり、3日後には3対の疣足を持ったいわゆるネクトケータ幼生(nectochaeta、m)になる。したがって、本研究では受精、卵割、トロコフォア、メタトロコフォア、ネクトケータの5段階における適正環境を決定することを試みた。



a: 受精卵, b~f: 卵割期, g~j: トロコフォア幼生,
l: メタトロコフォア幼生, m, n: ネクトケータ幼生

出典：栗原⁶⁾人工干潟の研究(2)下水道協会誌
Vol. 17 No 192 1980/5

(2) 実験結果及び考察

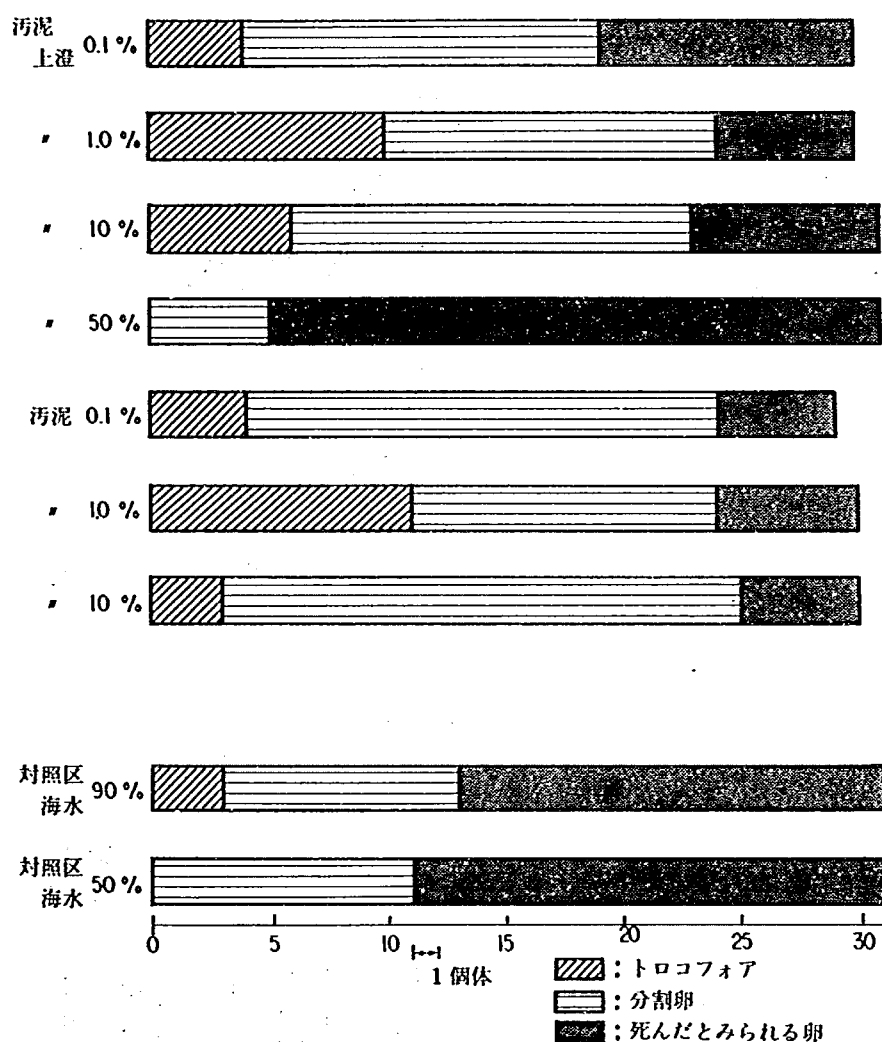
① トロコフォア化に及ぼす汚泥濃度の影響

媒精36時間後、明らかに卵割に認められる卵を先を細くしたピペットで1個ずつ吸い上げ、約30個

を飼育液 5 ml を入れたシャーレに取り、飼育した場合の36時間後のトロコフォアを計数結果を図Ⅶ-12に示す。

本図より、トロコフォアの出現率は対照区（90%海水）で10%に対し、汚泥添加区は10~40%であり、汚泥添加による影響は無かったと考えられる。

また、汚泥50%混合の場合は、対照区（50%海水）とも死亡した卵（卵が白濁し一部が破け内容物が出た。）が多いこと等から、塩分濃度の低下によるものと考えられる。



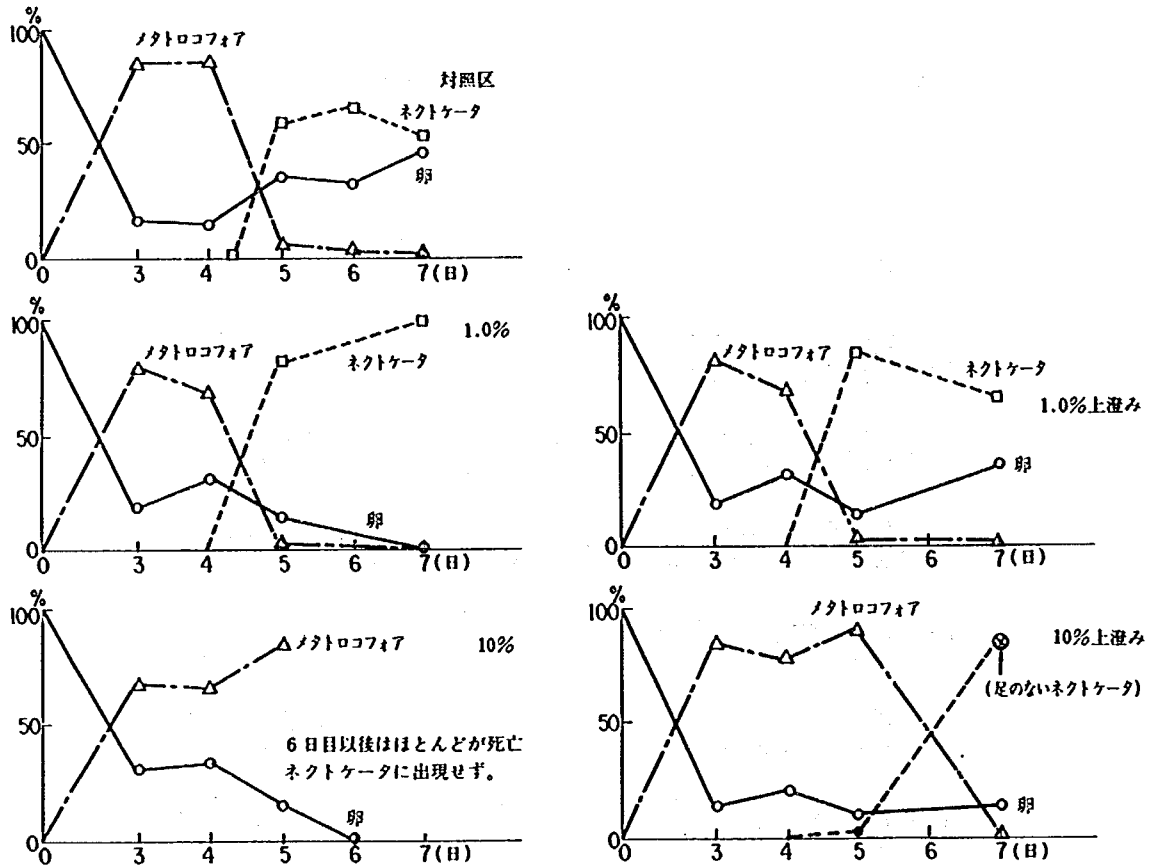
図Ⅶ-12 分割卵を試験液で飼育した時の媒精36時間後のトロコフォア、分割卵、死亡卵計数結果

② 初期発生段階への影響

各条件下での初期発生段階の経時変化を図Ⅶ-13に示した。

i) メタトロコフォア化率（フ化率）

フ化率と汚泥混合率との関係（図Ⅷ-14）より、混合率の増加に伴い、フ化率が減少する傾向が見られ、10%混合では20%ほど対照区より減少した。

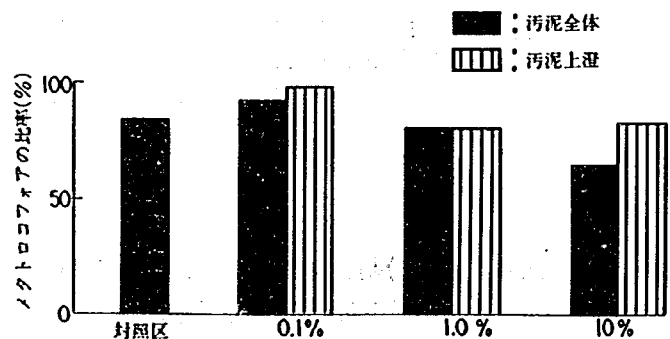


図Ⅷ-13 ゴカイの初期発生段階の経時変化

ii) ネクトケータへの変化

次にさらに成長の進んだ段階として、メタトロコフォアからネクトケータへの変化を汚泥濃度別に比較した。図Ⅷ-15には5日目と7日目の（ネクトケータ）÷（ネクトケータ+メタトロコフォア）の比を示してある。

対照区では5日目 90.6%、7日目 96.3%である。実験区では10%を除いてほとんど対照区を上回るが、10%では汚泥の場合にはネクトケータへの変化が起らず、また上澄みの場合にはイボ足が発現しなかった。



図Ⅷ-14 媒精3日後のメタトロコフォアの比率

これらの、ゴカイの形態変化への影響は、余剰汚泥のある濃度以上（SSで500 mg/l）での存在によるものと考えられる。また、上澄水での影響を考えると、汚泥中のSS成分だけでなく、溶解性成分も問題となる。

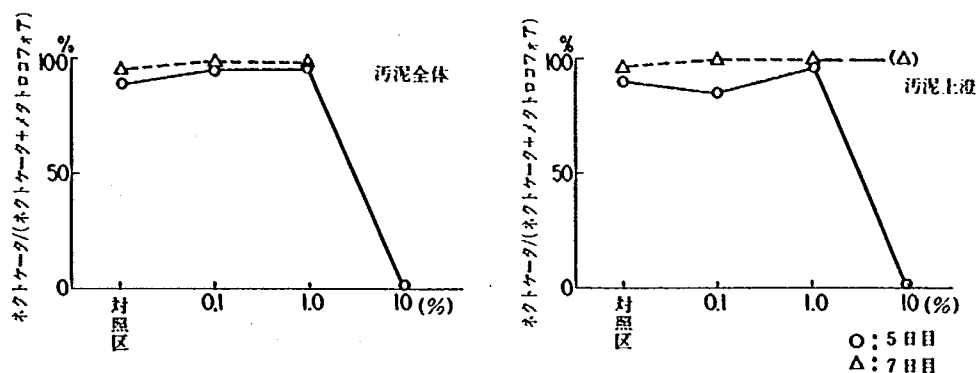


図15-15 ネクトケータ／（ネクトケータ+メタトロコフォア）比

2. 下水汚泥の毒性物質の推定

2-1 下水汚泥の毒性

下水汚泥（生、余剰、消化）の水産生物への毒性について、魚類（アカヒレ、ヒメダカ、ヤガタイサキ）、甲殻類（マカエビ）、動物プランクトン（アルテミア）を用いた TLm 試験により評価、検討した。

本試験は一定時間後（一般には48時間のことが多い）に半数死亡する濃度を求めるため、環境中ではほとんど起りえないような濃度にもなりうる。したがって、本法による毒性評価は、汚泥を海洋に還元した場合に汚泥がその場の生物に及ぼす毒性より、むしろ、汚泥の持つ潜在的な毒性を供試生物を指標として評価したものとするべきである。

(1) 実験方法

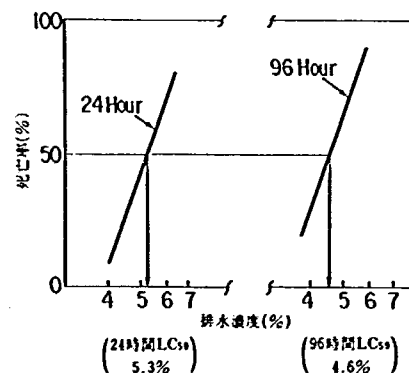
TLm 試験は、原則として JIS K 0 102 に準拠した方法により行った。

すなわち、下水汚泥、上澄水を脱塩水または天然海水で希釈し、3～5段階の試水を作り、その中に5～30尾の供試生物を入れ、経時的に生物の生存数を測定し、Doudoroff の作図法により48時間、96時間 TLm 値を求めた。

なお現在は半数致死濃度⁷⁾Median Lethal Concentration (LC₅₀) が使われているが、Median Tolerance Limit (TLm) は同義語的に使われている。

① 供試汚泥とその性状

処理場の工場排水の混入率が異なること、汚泥の消化処理を行っていることを条件に選定した。汚泥の種類は、生、余



剰、消化及びし尿消化汚泥である。表Ⅷ-10に各処理場毎にその特色と汚泥の性状を示した。

表Ⅷ-10 供 試 汚 泥

処理場	汚泥の種類	備 考
A	生 汚 泥 余 剰 汚 泥 消 化 汚 泥 し 尿 消 化 汚 泥	主として住宅地区の下水処理、工場排水の混入もある。処理水量約 80,000 m ³ /日、消化条件は、32℃、30日消化
B	生 汚 泥 余 剰 汚 泥 消 化 汚 泥	都市部にあるが、主として家庭下水を処理している。処理水量約 80,000 m ³ /日、消化条件は42℃、29日消化
C	生 汚 泥 余 剰 汚 泥 消 化 汚 泥	都市部にあり、工場排水の混入率が、比較的高い。 処理水量 360,000 m ³ /日、消化条件は、42℃、11日消化
D		地方の中心都市の下水処理場で工場排水は17%程混入している。 処理水量は約 270,000 m ³ /日

	処 理 場 名	汚泥の種類	SS (mg/l)	強熱減量 (%)	含 水 量 (%)	汚泥濃度 (%)
S54 年度	A 北 野 (東京都 八王子市)	余 剰 汚 泥	5,650	58.5	99.4	0.6
		生 汚 泥	19,800	65.2	98.0	2.0
		消 化 汚 泥	36,210	40.4	96.4	3.0
		し 尿 消 化 汚 泥	78,590	56.8	92.2	7.8
	B 横浜市中部 (横浜市)	余 剰 汚 泥	7,770	69.6	99.3	0.7
		生 汚 泥	21,500	68.9	97.8	2.2
		消 化 汚 泥	39,000	47.1	96.1	3.9
	C 小 台 (東京都)	余 剰 汚 泥	5,010	75.2	99.5	0.5
		生 汚 泥	17,200	71.1	98.2	1.8
		消 化 汚 泥	14,360	56.3	98.5	1.5
S55 年度	D 南蒲生下水処 理場 (仙台市)	余 剰 汚 泥	8,070		99.2	0.8
		生 汚 泥	47,100		95.3	4.7
		消 化 汚 泥	48,420		95.2	4.8
		し 尿 消 化 汚	27,420		97.3	2.7

② 供試生物

供試生物は表Ⅷ-11に示した5種を用いた。供試魚は実験水槽にならすこと、生物体の体調をととのえる意味で1週間以上実験水槽で飼育し、2日間の絶食後 TLm 試験に用いた。

表Ⅷ-11 供 試 生 物

分 類	魚 種	備 考
淡 水 魚	ヒ メ ダ カ	TLm 試験供試魚としては JIS にも指定され一般的である。
	ア カ ヒ レ	ヒメダカに比較して、毒性感度が高いといわれている。
海 水 魚	ヤガタイサキ	入手の容易なこと、沿岸に生息し塩分濃度の変化にある程度対応しうるものとして選んだ。
海産動物 プランクトン	ア ル テ ミ ア	観賞魚、稚魚の餌料として広く使用され、乾燥卵を25～30℃の海水中に放置すると2～3日でふ化、ふ化後1ヶ月で体長10mmの成体となる。
淡 水 甲 殻 類	ヌ マ エ ビ	淡水～汽水域に産する体長20～30mmのエビ 実験に使用したものは研究室で産卵、ふ化したもので体長9mm～20mm、湿重0.07～2g

③ 実験ケース

TLm 試験の条件として、水中のDOが汚泥により消費され、供試魚がDO不足により試験中に死亡する可能性があるので通気によるDO補給も行った。汚泥によるDO消費も汚泥混入による1つの毒性と考えられるが、ここでは

汚泥の直接的毒性を知る意味で通気するケースも設けた。また、汚泥は水相と固相の混合物として存在するが、毒性物質の存在を明らかにするために、汚泥混合物（汚泥）と上澄液について実験した。実験条件は汚泥、上澄水について、通気、通気なしの2ケース温度は室温（15～17℃）とした。（表Ⅷ-12）

表Ⅷ-12 TLm試験条件

		S54年度	S55年度
混 合 物 (汚泥 そのまま)	通気あり	○	○
	なし	○	○
上 澄 水	あり	○	
	なし	○	

(2) 実験結果及び考察

① TLm 試験結果

TLm 試験の結果を表Ⅷ-13～表Ⅷ-14に示した。表中の100％は汚泥をそのまま用いたもので、20％とあるのは汚泥が20％になるように水で希釈したことである。TLm 100％以上の場合は汚泥そのままで飼育しても48時間あるいは96時間に50％死亡しないことを意味する。

② 汚泥による毒性の相違

アカヒレによる48時間 TLm 値により、汚泥による毒性の相違を見ると表Ⅷ-15に示したように、

表Ⅳ-13 各種汚泥TLm値一覧表(S54年度)

試供魚	汚泥の種類	汚泥又は上澄液	通気の有無	TLm値(%)					
				A 処理場		B 処理場		C 処理場	
				48hrTLm	96hrTLm	48hrTLm	96hrTLm	48hrTLm	96hrTLm
アカヒレ(淡水魚)	余剰	汚	無	100以上 (0.6以上)	100以上 (0.6以上)	100 (0.7)	100 (0.7)	100以上 (0.5以上)	76 (0.38)
			有	100以上 (0.6以上)	100以上 (0.6以上)	70 (0.49)	70 (0.49)	100 (0.5)	72 (0.36)
		上	無	75	68	100以上	100以上	100以上	100以上
			有	36	34	100以上	100以上	100以上	100以上
	生	汚	無	100 (2.0)	100 (2.0)	20以上 (0.44以上)	20 (0.44)	68 (1.22)	32 (0.58)
			有	100 (2.0)	100 (2.0)	20以上 (0.44以上)	20 (0.44)	32 (0.58)	30 (0.54)
		上	無	56	42	20以上	20以上	72	65
			有	42	23	20以上	20以上	65	65
	消化	汚	無	4.1 (0.15)	3.7 (0.13)	7.2 (0.28)	7.2 (0.28)	4.5 (0.07)	4.5 (0.07)
			有	3.2 (0.12)	3.2 (0.12)	7.2 (0.28)	6.8 (0.28)	4.5 (0.07)	4.5 (0.07)
		上	無	3.7	3.2	10.0	8.3	4.1	4.1
			有	2.0	2.0	10.0	8.8	4.5	4.5
ヒメダカ(淡水魚)	余剰	汚	無	100以上 (0.6以上)	100以上 (0.6以上)	100以上 (0.7以上)	100以上 (0.7以上)	100以上 (0.5以上)	100以上 (0.5以上)
			有	100以上 (0.6以上)	100以上 (0.6以上)	100以上 (0.7以上)	100以上 (0.7以上)	100以上 (0.5以上)	86 (0.43)
		上	無	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
			有	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上	100以上
	生	汚	無	100以上 (2.0以上)	100以上 (2.0以上)	20以上 (0.44以上)	20 (0.44)	65 (1.17)	32 (0.58)
			有	100以上 (2.0以上)	100以上 (2.0以上)	20以上 (0.44以上)	20以上 (0.44以上)	72 (1.30)	68 (1.22)
		上	無	100以上	100以上	20以上	20以上	50以上	50以上
			有	100以上	100以上	20以上	20以上	50以上	50以上
	消化	汚	無	14 (0.50)	13 (0.47)	9.0 (0.35)	7.2 (0.28)	4.1 (0.06)	4.1 (0.06)
			有	4.5 (0.16)	4.5 (0.16)	7.2 (0.28)	7.2 (0.28)	4.5 (0.07)	4.5 (0.07)
		上	無	12	12	10以上	9.0	4.5	4.5
			有	6.3	6.3	10以上	10.0	4.5	4.5
ヤイサキ(海水魚)	余剰	汚	無	-	-	23 (0.16)	16 (0.11)	19 (0.09)	14 (0.07)
	生	汚	無	-	-	12 (0.26)	12 (0.26)	6.4 (0.12)	6.4 (0.12)
	消化	汚	無	-	-	7.2 (0.28)	7.2 (0.28)	4.5 (0.07)	3.7 (0.06)

表Ⅷ-14 各種汚泥 TLm 値一覧表 (S55年度)

供試生物	通 気					通 気 な し			
		余 剰	生	消 化	し尿消化	余 剰	生	消 化	し尿消化
アカヒレ	TLm値					59	33	< 0.1	3.5
	TLm値	≥ 75	2.4	2.4	0.37	65	38	4.1	0.76
	pH					7.1-7.9			
	NH ₄ -N (mg/l)	40.2	24.2	13.4	14.0	34.8	41.8	23.0	28.7
	TLm値					56	10	44	
	pH					5.5-6.0	5.2-6.4	8.3-7.8	
アルテミア	NH ₄ -N (mg/l)					56	10	44	
	TLm値	33	18	5.6	39	32	11.5	36	6.5
	pH				9.1-8.2	7.0-7.9	6.3-7.4	7.5-8.0	8.2-8.6
	NH ₄ -N (mg/l)	17.6	19.9	4.3	670	17.1	12.7	27.8	25.0
	TLm値	34							
	pH	70-77							
	NH ₄ -N (mg/l)	18.2							
	TLm値	42.5	22.7	1.35	3.2	61	4.25	1.5	6.6
スマエビ	pH	7.8-7.4	6.7-7.0	8.2-7.5	8.1-7.9	5.6-7.2	7.4-7.3	9.0-8.5	8.3-8.1
	NH ₄ -N (mg/l)	23-32	20-400	14.6-15.4	18.8-30.0	14.9-30.0	24.7-28.9	26-26.7	39.6-38.5
	DO (mg/l)					0.5-1.5	7.0-1.3	7.8-5.5	0.3-3.0
	TLm値	38	12.5	1.5	0.72	74	1.4	3.4	0.52
	pH	6.9-7.1	6.7-6.8	7.8-7.7	8.1-	6.9-6.8	7.1-7.0	7.7-7.8	8.0-7.5
	NH ₄ -N (mg/l)	17.5-41.1	12.5-6.2	11.4-12.0	25.9-20.4	0.9-8.8	1.2-3.1	27.6-26.8	20.8-20.2
	DO (mg/l)					7.0-3.0	6.0-6.5	4.3-5.4	7.2-4.4
	DO (mg/l)					17.6-19.8	11.6-16.8	51.2-61.7	85.7-50.1

毒性は消化汚泥＞生汚泥＞余剰汚泥の順に強く、余剰汚泥では、原液中で生存する場合が多い。

③ 汚泥（固形物）存在の有無による毒性の相違

汚泥の上澄み液の TLm は表Ⅷ-16のように汚泥（混合液）の

TLm とほぼ等しく、汚泥の毒性は水相の毒性として評価できる。

表Ⅷ-15 汚泥による毒性（48 hr TLm値）の相違

（汚泥混合％：V/V）

	北 野	横浜中部	小 台	蒲 生
余 剰 汚 泥	100 以上	100	100 以上	62
生 汚 泥	100	20	68	36
消 化 汚 泥	4.1	7.2	4.5	2.1
し尿消化汚泥	—	—	—	2.2

表Ⅷ-16 汚泥存在の有無による毒性の相違

アカヒレ48 hr TLm（％：V/V）

	混 合 液			上 澄 水		
	北 野	横浜中部	小 台	北 野	横浜中部	小 台
余 剰 汚 泥	100 以上	100	100 以上	75	100 以上	100 以上
生 汚 泥	100	20	68	56	20	72
消 化 汚 泥	4.1	7.2	4.5	3.7	10	4.1

④ 生物種による毒性に対する感度の相違

昭和54年度結果で、アカヒレの48時間 TLm 値を100とした魚種間の相対比較を行うと、表Ⅷ-17に示したように、アカヒレ、ヒメダカは、ほぼ同等であるがヤガタイサキ（海産魚）は、余剰汚泥で5倍、生汚泥で2倍の感度を示した。

表Ⅷ-17 アカヒレのTLm値に対するヒメダカとヤガタイサキのTLm値の比較（％）

	小 台 処 理 場			横 浜 中 部		
	アカヒレ （淡水）	ヒメダカ （淡水）	ヤガタイサキ	アカヒレ	ヒメダカ	ヤガタイサキ
余 剰	100	100	18	100	100	23
生	100	96	20	100	100	60
消 化	100	91	100	100	125	100

一方、昭和55年度の結果より、甲殻類、動物プランクトンの毒性に対する感度を、アカヒレの48時間 TLm 値で相対的に比較すると、表Ⅷ-18のように、余剰汚泥、生汚泥についてはヌマエビ＞アルテミア＞アカヒレの順に、消化汚泥では、アカヒレ＞ヌマエビ＞アルテミアの順に感度が高くなった。

表Ⅷ-18 TLm値の比較（アカヒレを100％とする）（％）

	仙台市南蒲生下水処理場		
	アカヒレ （淡水）	ヌマエビ （淡水）	アルテミア （海産）
余 剰	100	34	69
生	100	8	35
消 化	100	167	305

⑤ 水質と毒性の関係

供試液のPH、DO、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の測定から、汚泥の毒性物質の主要な部分は、アンモニアに由来すると推定される。

図Ⅷ-16に pH と TLm の関係及び pH と $[\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+]$ 存在比の関係を示した。pH が 5 ～ 10 への上昇と共に毒性は強くなり、一方アンモニアの存在形態は、毒性の格段に強いガス状 NH_3 の比率が多くなる。

2-2 下水汚泥中の毒性物質の推定 一下水汚泥の毒性解析—

各種汚泥の TLm 試験による汚泥の毒性実験から、汚泥の毒性がアンモニアに由来するものらしいと推定されたが、さらに汚泥の毒性を明確にするために、毒性解析試験を行った。

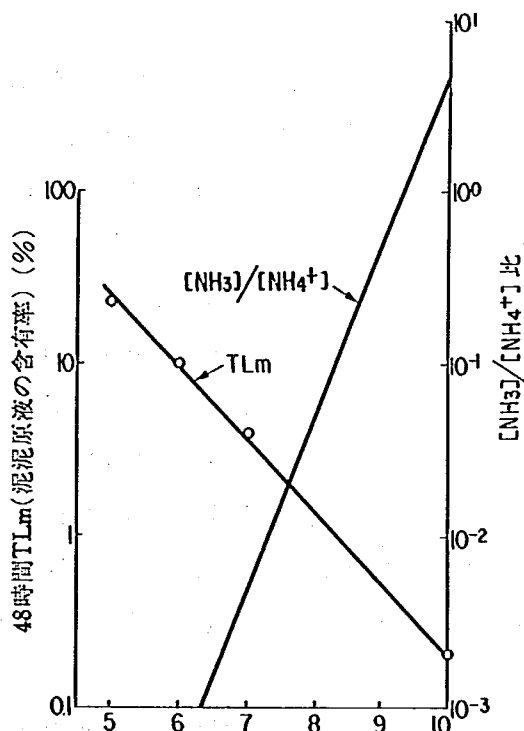
(1) 方法

狩谷⁸⁾ (東北大農学部) によって実用化された試水の毒性解析法に準拠して下水汚泥の毒性解析を行った。すなわち、溶存成分を、物理・化学的手法によって分画し、分画された部分を生物試験にかけて、毒性がいずれの分画に移動するかを確かめ、その性格によって、毒性の本体が如何なる群に属するかを知り、最終的には個別の化学分析によってその濃度を知ろうとするものである。

毒性解認と解析法のフローを図Ⅷ-17に示した。

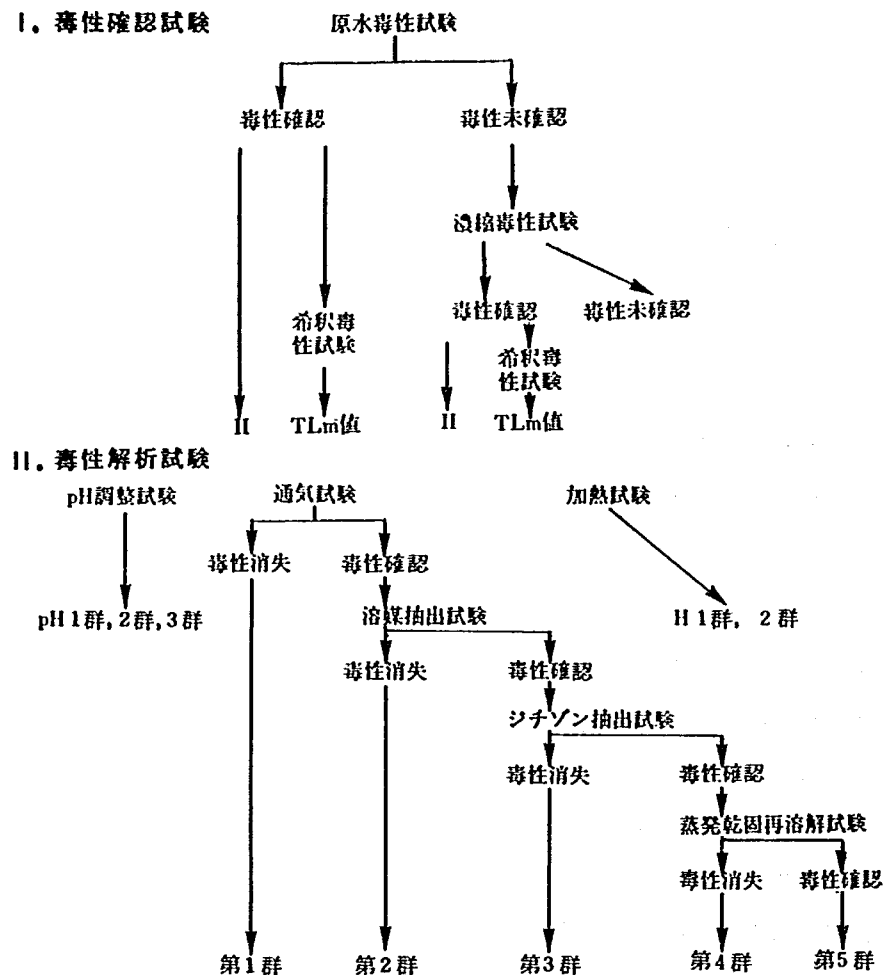
① TLm 試験 試水 100 ml をシャーレに入れ、水温 25°C に保ち、7 尾のアカヒレを入れて一定時間 (48 時間) 飼育し、JIS-K0 102 により 48 時間 TLm 値を求めた。

② 毒性解析試験 A、原水毒性試験：試料原水を用いて TLm 試験を行なう。汚泥と上澄液について行った。B、希釈毒性試験：試料を希釈して測定するもので通常の方法が該当する。希釈段階は



図Ⅷ-16 pH と TLm の関係及び pH と $[\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+]$ 存在比の関係

TLm は北野消化汚泥を用い、混合通気なしでアカヒレを対象とした結果、 $[\text{NH}_3]/[\text{NH}_4^+]$ は計算値



図Ⅷ-17 毒性確認と解析法

4段階で実施した。C、濃縮毒性試験：原水で毒性が認められない場合に、濃縮した時毒性が発現するかどうかを確認するために行なう。本試験では慢性、および亜急性毒性を急性毒性に置換して評価する。水産用水基準では濃縮毒性が1000%以上であれば基準に適合していると解釈されている。濃縮法は-12~-20℃で行なう。濃度表示は原液を100%とし、10倍濃縮したものを1000%液とする。D、pH調整試験：一般に魚はpH 4.5~10.5の範囲ではpHの影響はないといわれていることから、pHを5と10に調整して行なう。アンモニアなどはアルカリ側で毒性が増大し、酸性側で毒性が減少あるいは消失する例である。E、酸性通気試験：試料のpHを4にして通気してから、pH 5にもどして試験する。炭酸などは揮発する物質の例である。F、減圧蒸留試験：試料を入れた容器内を2mmHgに減圧し、40℃の水浴中で蒸留する。試験は留出液と残分について行なう。蒸留時のpHによって酸性、中性、アルカリ性減圧蒸留という。酸性では有機酸、アルカリ性でアンモニアなどが留出する。G、煮沸試験：試料を30分煮沸させ、室温にもどして試験する。H、溶媒抽出試験：n-ヘキサン抽出試験、ジチゾン抽出試験を行なう。

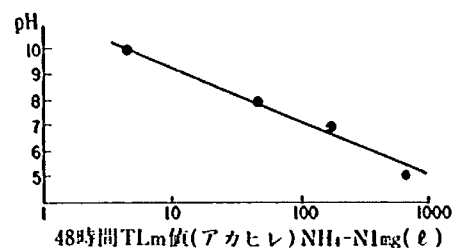
③ その他、pHの変化にともなうアンモニアの毒性について再現試験を行なった。試料はA処理場の汚泥を用いた。供試魚は体長13~16mm、体重30~70mgで、使用1日前より絶食した。

(2) 結果及び考察

八王子市北野処理場の消化汚泥、生汚泥、余剰汚泥に対し、物理的、化学的な操作により分画し、各分画について毒性試験を行い毒性成分の推定を行った。その結果は以下のとおりである。

図Ⅷ-19～図Ⅷ-21に各汚泥の分画操作による48時間 TLm 値の変化を示した。

アンモニアの毒性は一般に NH_3 に左右されることが知られている。アンモニアのアカヒレに対する TLm 値は pH 8 で 39 mg/ℓ、pH 10 で 14 mg/ℓ となった。なお、pH 11 以上、4 以下では死亡したが pH 4.5～10.5 では長期間飼育することができたので、図Ⅷ-18 の関係はアンモニアによるものと考えられる。



図Ⅷ-18 アンモニアの毒性と pH の関係

表Ⅷ-19 汚泥の TLm 値と水質

項目	余剰汚泥		生汚泥		消化汚泥	
	原水	上澄	原水	上澄	原水	上澄
48 時間 TLm 値 %	>100	>100	40	34	42	68
pH 実験開始	5.4	5.4	6.3~7.3	6.8~7.5	7.3~7.6	7.5~7.7
pH 48 時間後	7.4	7.4	7.4~7.8	8.1~7.9	8.6~7.9	8.7~7.8
$\text{NH}_3\text{-N}$ (実験開始) %	18	18	80~14	80~14	69~22	69~22

① 汚泥の TLm 値と水質：結果を表Ⅷ-19 に示した。余剰汚泥は 48 時間以上無希釈で生存するが、生汚泥は 30～40%、消化汚泥は数%が TLm 値となっている。これらの汚泥は原水と上澄水が TLm 値ではほとんど差が認められない。アンモニアについて、表Ⅷ-20 の各汚泥の pH 値に対応する図Ⅷ-18 のアンモニアの TLm 値と表Ⅷ-19 のアンモニアを比較すると、生汚泥と消化汚泥では比較的関連があるように思われる。

② pH 調整試験：

各汚泥の原水と上澄水の 6 試料を pH を 5 と 10 に調整したときの 48 時間 TLm 値と水質を表Ⅷ-20 に示した。余剰汚

表Ⅷ-20 汚泥の pH 調整試験結果と水質

項目	余剰汚泥				生汚泥				消化汚泥			
	原水		上澄		原水		上澄		原水		上澄	
	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10	pH5	pH10
48 時間 TLm 値 %	>100	72	>100	42	24	13.5	72	7.5	26.0	1.1	23.0	0.78
H 実験開始	5.1	10.0~9.8	5.1	10.0~9.8	5.0~4.8	10.0~10.0	5.2~5.1	10.1~9.8	5.2~5.1	10.1~9.9	5.2~4.8	10.0~10.1
H 48 時間後	7.5	9.3~8.0	7.0	9.0~8.0	7.1~7.0	9.7~8.0	7.8~7.2	9.8~8.0	6.8~7.1	8.8~8.1	7.6~7.0	8.0~8.0
$\text{NH}_3\text{-N}$ (実験開始) %	18	18~10.1	18	10.1~5.8	26~14	24~8	80~40	8~4.5	207~124	12~6.9	207~124	6.9~3.9

泥は pH 5 で、す

べて生存しているが、pH 10 では原水 72%、上澄水 42% に TLm 値がある。生汚泥は pH

5 で原水 24%、上澄水 72%、pH 10 では原水 13.5%、上澄水 7.5% にそれぞれ TLm 値がある。消化汚泥は pH 5 で原水 26%、上澄水 23%、pH 10 では原水、上澄水とも 1% 程度の TLm 値になった。これらの結果から各汚泥とも pH を 10 に調整して水中の NH_3 の比率を高くすると、初期の $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度が低くても毒性が高くなることが推察される。消化汚泥では pH 10 の場合、生汚泥の $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度と大差がないが、消化汚泥の TLm 値が高い結果になっている。これは消化汚泥中には $\text{NH}_4\text{-N}$ 以外の毒性物質が存在することを意味しているものである。さらに、pH 5 での実験で消化汚泥の

場合だけ実験開始後、数時間で全試験魚が横転した。この原因を知るために次の酸性通気試験を行った。

③ 酸性通気試験

余剰汚泥と消化汚泥の原水について酸性通気試験を行ない表Ⅷ-21に示した。pH 5に調整して通気すると消化汚泥の TLM 値が75%になり毒性が減少した。また実験中魚の横転がみられなかった。一方、通気により揮散した気体を 0.1 Nの Ba (OH)₂に通したところ白沈が生じ炭酸が検出された。これらの結果から消化汚泥の場合には炭酸による毒性もあることがわかった。

表Ⅷ-21 酸性通気試験

	余剰汚泥原水	消化汚泥原水
48時間 TLM値%	>100	75
pH 実験開始	5.2	5.2~4.8
pH 48時間後	7.0	6.0~5.4
NH ₄ -N(実験開始)%	18	690~386

④ 減圧蒸留試験

各汚泥の原水と上澄水を対象として中性、酸性、アルカリ性のもとで減圧蒸留を行ない、留出液を用いて TLM 値を求め、表Ⅷ-22に水質

表Ⅷ-22 減圧蒸留 (蒸留液)

項目	余剰汚泥		生汚泥				消化汚泥	
	原水	上澄	原水		上澄		原水	上澄
	アルカリ性	中性	中性	酸性	アルカリ性	中性	アルカリ性	
48時間 TLM値%	125	>320	30	120	19	22	40	
pH 実験開始	8.8~8.6	6.4	9.6~8.1	5.1~5.4	9.9~9.8	10.1~9.7	9.8~9.7	
pH 48時間後	8.1~7.9	7.2	9.2~7.4	5.0~5.5	8.5~8.0	7.9~7.6	8.1~7.8	
NH ₄ -N(実験開始)%	32~18	58	80~8	144~80	26~14	22~12	17~9.4	

との関係を示した。なお、TLM 値100%以上の場合には凍結濃縮試験を併用した。余剰汚泥はいづれも毒性を示さなかった。生汚泥は酸性側では毒性を示さないが、中性からアルカリ性では30~20%の TLM 値を示した。消化汚泥は中性で22%であったものがアルカリ性では TLM 値が4で、3種類の汚泥の中ではアルカリ性で揮散しやすい成分にある毒性が最も強い結果が得られた。

⑤ 煮沸試験

生汚泥の原水と上澄水を対象として、アルカリ性下で煮沸し、アンモニアのできるだけ揮散させて毒性試験を行なった結果、TLM 値を求めるまでの試験を行なうことはできなかったけれども、同濃度ではアルカリ性での減圧蒸留よりかなり毒性が低下した。これはアンモニアとの関連が強いことを推察させる結果であった。

⑥ 溶媒抽出試験

生汚泥と消化汚泥を対象に n-ヘキサンおよびジチゾンによる抽出液と抽出残液で TLM 試験を行なった。結果を表Ⅷ-23に示した。

表Ⅷ-23 溶媒抽出試験

	生汚泥				消化汚泥			
	n-ヘキサン		ジチゾン		n-ヘキサン		ジチゾン	
	抽出液	抽出残液	抽出液	抽出残液	抽出液	抽出残液	抽出液	抽出残液
48時間 TLM値%	100>	>100	100>	>100	100>	>100	100>	>100
pH 実験開始	7.49	7.38	7.52	6.86	7.05	7.01	7.04	6.81
pH 48時間後	8.21	7.65	8.50	7.79	7.34	7.30	7.34	7.50
NH ₄ -N mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-

汚泥の TLM 値で述べたように生汚泥の上澄液の TLM 値はそれぞれ34%、6.8%であったが、n-ヘキサン、ジチゾンによる抽出液を用いた48時間 TLM 値は100%以上であり、各抽出液に移行する毒性物質は認められなかった。抽出残液では、TLM 値を求めなかったが、毒性

表Ⅷ-24 試料中の重金属と48時間 TLM値(%)

		(mg/l)						
汚泥名	金属名	Fe	Zn	Mn	Cu	Cd	Pb	Ni
生汚泥上澄水		123	07	06	03	Tr	005	009
消化汚泥上澄水		5.4	02	02	008	Tr	Tr	Tr
余剰汚泥上澄水		06	07	15	006	Tr	Tr	006
生汚泥		158.7	7.9	3.8	3.1	0.02	0.47	0.60
消化汚泥		94.6	5.0	2.5	2.0	0.01	0.32	0.42
余剰汚泥		52.9	3.9	3.2	1.7	0.01	0.19	0.29
アルカリ 48時間 TLM 値		67	26~86	28~1400	0.09	0.6~23	12	38

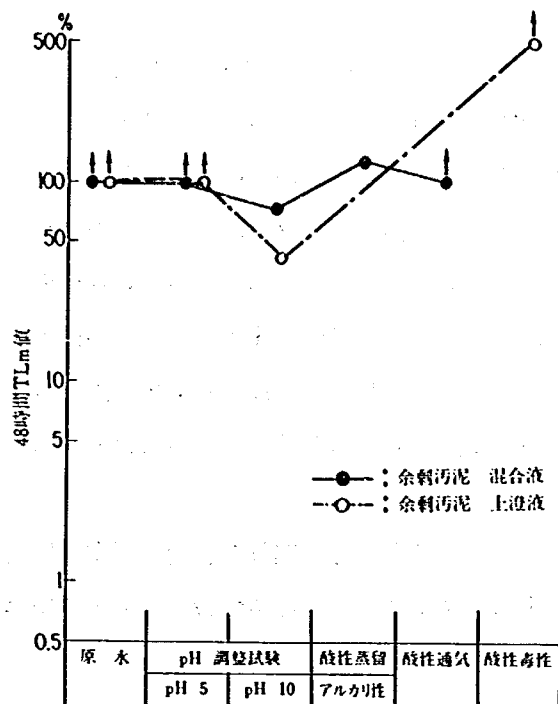


図19 各種操作による余剰汚泥毒性 (48時間TLm) の変化 (原液を100%として表示)

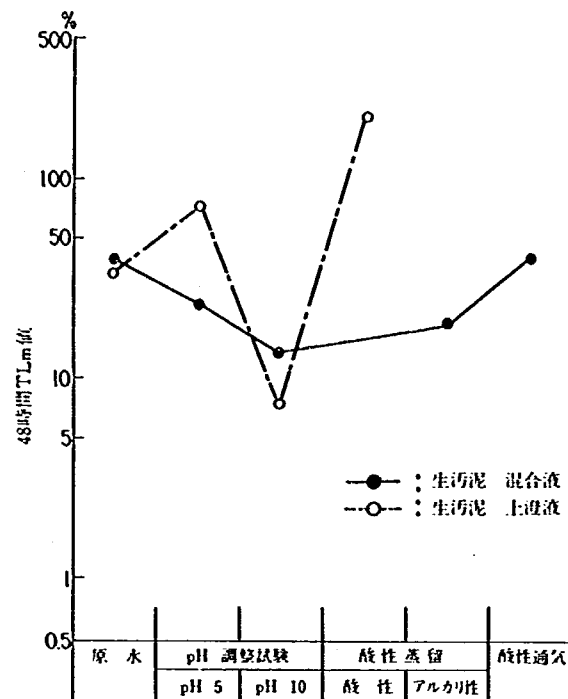


図20 各種操作による生汚泥の毒性 (48時間TLm) の変化 (原液の濃度を100%で表示)

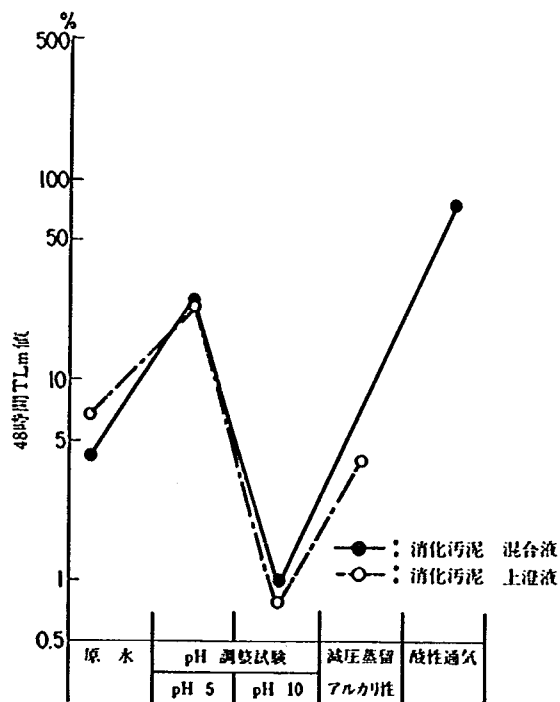


図21 各種操作による消化汚泥の毒性 (48時間TLm) の変化 (原液を100%として表示)

成分が残留したものと考えられる。

供試汚泥中の重金属濃度と重金属に対するアカヒレの48時間 TLm 値を表Ⅷ-24に示した。前述した消化汚泥と生汚泥の TLm 値から比較すると消化汚泥の方が重金属量が少ない。この結果からも、消化汚泥中の毒性成分はアンモニアとか炭酸であると考えられる。Cuについては消化汚泥、生汚泥ともにアカヒレの TLm 値より高濃度になっている。また、表Ⅷ-23のジチゾンによる抽出液についてみると、TLm 値が100以上で毒性の発現がみられない。このことは汚泥中の重金属の存在形態がジチゾンで抽出されたもので、毒性を発現しないあるいは毒性が極めて弱い錯体として汚泥中に重金属が存在しているものと考えられる。しかし、汚泥が海洋において分解する過程でその形態がどう変化するか調査する必要もあり、重金属が存在することは重要な問題であるため、今後更に検討する必要がある。

以上の毒性解析の結果、汚泥の毒性物質としてはアンモニアが最も大きく関与し、消化汚泥の場合には炭酸も関与していることが考えられる。なお、汚泥中の重金属については急性毒としての作用はないものと推察される。

Ⅸ 底質と底生生物の係わり

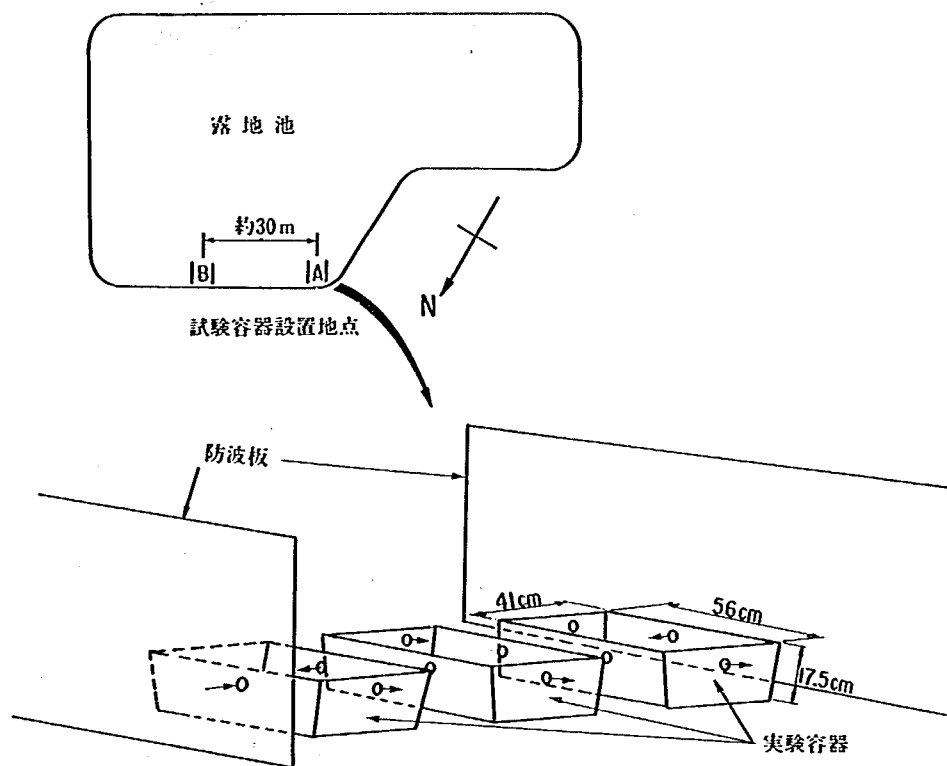
1. 定着生物実験

海洋還元された下水汚泥は、最終的に海底に堆積すると考えられる。本実験は下水汚泥（余剰汚泥、消化汚泥）を詰めた容器を海底に静置し、経時的に汚泥中の生物相を調べることにより、堆積汚泥への生物の定着、いわば「生物相の回復」について実験的に検証することを目的とした。

(1) 実験方法

① 汚泥詰めバットの設置

約40ℓのプラスチック製バットに20ℓの余剰汚泥、消化汚泥、海岸の砂泥（コントロール）を入れ、海水露地池に図Ⅸ-1の様にA、Bの2ヶ所に3個ずつ各容器は大潮の干潮時には、汚泥面の $\frac{1}{2}$ 程度が露出する深さに設置した。



図Ⅸ-1 実験装置設置状況

② 供試汚泥

供試した下水汚泥は、蒲郡市下水道浄化センターの余剰汚泥及び消化汚泥でその濃度はそれぞれ60000 mg/ℓ（10倍濃縮）、32,000 mg/ℓであった。

また、コントロールは、近くの海岸から採取した砂汚を1mmのフルイを通し、泥中に棲む底生生物を除去したものをを用いた。

③ 生物相の測定方法

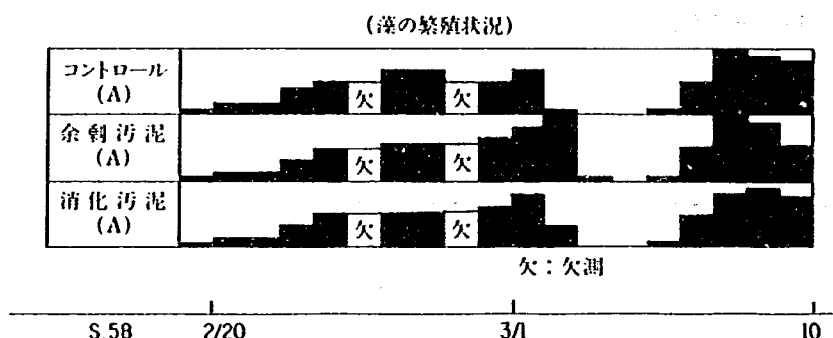
4ヶ月の設置期間に3回測定した。汚泥の採取は、各容器の縦方向に均だけ仕切り、この分を採取し、1mmの径のフルイを通しフルイ上に残った生物の同定および重量測定を行なう方法をとった。

(2) 実験結果及び考察

① プラスチックバットは、昭和58年1月25日に設置し、4ヶ月間に46日、84日、121日の3回汚泥を採取し、定着した生物の種及び量を測定した。

この間の海水の温度は6～24℃の範囲で変動した。

また容器及び汚泥の表面には藻が繁茂しその状況を模式的に示すと図K-2の通りであった。



図K-2 試験容器中の藻の発生状況

② 生物の出現状況

i) 生物の種類

3回の調査によって汚泥中に出現した生物種を表K-1にまとめて示した。定着生物試験全体を通してみると、出現生物種の総数は20種であり、このうちコントロール中には12種、余剰汚泥中には17種、消化汚泥中には13種の生物が認められた。これらの生物でコントロールにだけ出現したものはタマシキゴカイ類、サシバゴカイ類、シロガネゴカイ類であり、これらは砂泥に特異的な生物であったと考える。

一方、コントロールに出現しなかった生物はタマキビガイ類、コツブムシ類、テナガエビ類、渦虫類、ウオジラミの一種、ヒメアシハラガニおよびチチブであるが、大部分は出現個体数が少なく、偶発的に採取された可能性が大きい。ただしヒメアシハラガニおよびチチブは移動能力の大きい動物であるから餌を求めて容器中に棲みついたと考えることもできる。

ii) 生物量

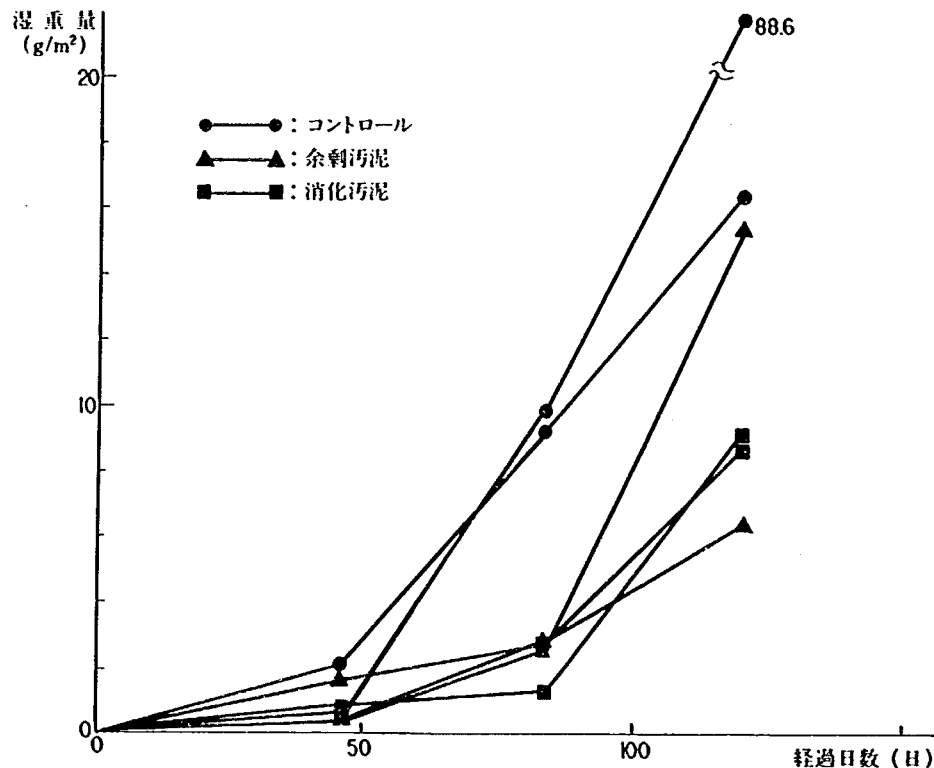
出現種のうち一般的に泥上または泥中に棲息する生物に注目して生物量の変化を比較した。このような生物としてゴカイ類、スピオ類、トゲメリタヨコエビ、ウエノドロクダムシおよびドロクダムシ類が挙げられる。それらの出現個体数とその湿重量の合計を表K-2に、生物量÷湿重量と考え、湿重量の変化を図K-3に示した。

表K-1 定着生物試験における生物の出現状況

学 名	和 名	1回目			2回目			3回目			合 計		
		C	余	消	C	余	消	C	余	消	C	余	消
1. Polyclada	多岐腸目 (渦虫綱)					●				●		●	●
2. Neraidae	ゴカイ科 (多毛綱)	●						●	●	●	●	●	●
3. Phyllodocidae	サシバゴカイ科 (")				●						●		
4. Nephtyidae	シロガネゴカイ科 (")							●			●		
5. Spionidae	スピオ科 (")				●	●	●	●	●	●	●	●	●
6. Aranicolidae	タマシキゴカイ科 (")				●			●			●		
7. Capitellidae	イトゴカイ科 (")	●			●	●	●		●	●	●	●	●
8. Littoninidae	タマキビガイ科 (腹胞綱)		●	●								●	●
9. Lepeophtheirus	ウオジラミの一種 (甲殻綱)					●						●	
10. Aratanais normai	ノルマンタナイス (")	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●
11. Tanaidacea	タナイス目 (")	●	●								●	●	
12. Sphrromotidae	コツブムシ科 (")		●							●		●	●
13. Melita dentata	トゲメリタヨコエビ (")		●	●		●		●	●	●	●	●	●
14. Ampithoe	ヒゲナガヨコエビの一種 (")	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●
15. Crophium ueroi	ウエノドロクダムシ (")	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
16. Corophiidae	ドロクダムシ科 (")	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
17. Palaemonidae	テナガエビ科 (")		●									●	
18. Helio japonica	ヒメアシハラガニ (")					●						●	
19. Chironomidae	ユスカリの一種 (昆虫綱)								●	●		●	●
20. Tridentiger obscurus	チチブ (硬骨魚綱)					●	●			●		●	●
合 計		11			13			14			12	17	13

表K-2 各調査時における出現個体数 (個体/m²) および湿重量 (カッコ内、g/m²)

	1 回 目	2 回 目	3 回 目
コントロール (A)	188 (2.0)	2210 (9.0)	2260 (16.2)
コントロール B	68 (0.3)	3890 (9.7)	22000 (88.6)
余 剰 汚 泥 (A)	85 (0.3)	857 (2.9)	1410 (6.2)
余 剰 汚 泥 (B)	85 (0.5)	1660 (2.7)	2490 (15.2)
消 化 汚 泥 (A)	68 (0.8)	697 (1.2)	1730 (8.9)
消 化 汚 泥 (B)	102 (1.7)	1390 (2.8)	2060 (8.6)



図K-3 定着生物試験における湿重量の変化

図K-3をみると、どのケースも日数が経つにつれ湿重量が増加しており、汚泥の流失はあったものの生物量が増加したのは明らかであった。

以上のように、底生生物が堆積汚泥中に定着することが明らかとなった。また、タマシキゴカイ類など少数の生物種を除けば一般の砂泥（コントロール）に定着した生物と各汚泥に定着した生物に大きな相違はみられなかった。

③ 今後の課題

この実験では、設置した汚泥は、流失により経時的に減量したが、連続的に汚泥が堆積した場合について、北森らによる下水汚泥を使用した実験がある。この実験によれば生汚泥注入濃度の高い方が生物の総量及び種類数とも少なくなったとしており、実際に下水汚泥を海洋還元する際は連続的な還元による底質と生物の変化に十分留意する必要がある。

2. 下水処理水の放流海域における底質調査

(1) 調査目的

本調査は、これまで室内実験によって検討してきた、汚泥の沈降および汚泥の底生生物への影響等について、下水処理水が直接海域へ放流されている地域の底質を調査することにより、実海域と比較検討することを目的として行ったものである。

(2) 調査方法

現在全国で550余の下水処理場が稼動しているが、その中で下水処理水を海域に放流しているのは11ヶ所である。

調査地点は、下水処理水を海域放流している地先を、以下の点に留意し5地点選定した。

① 放流地点付近での工場排水や汚濁河川等の流入による影響が極めて少ない。

② 下水処理場が稼動して5年以上を経過している。

各調査海域につき、約10地点でサンプリングを行い、底質分析および底生生物調査を行った。

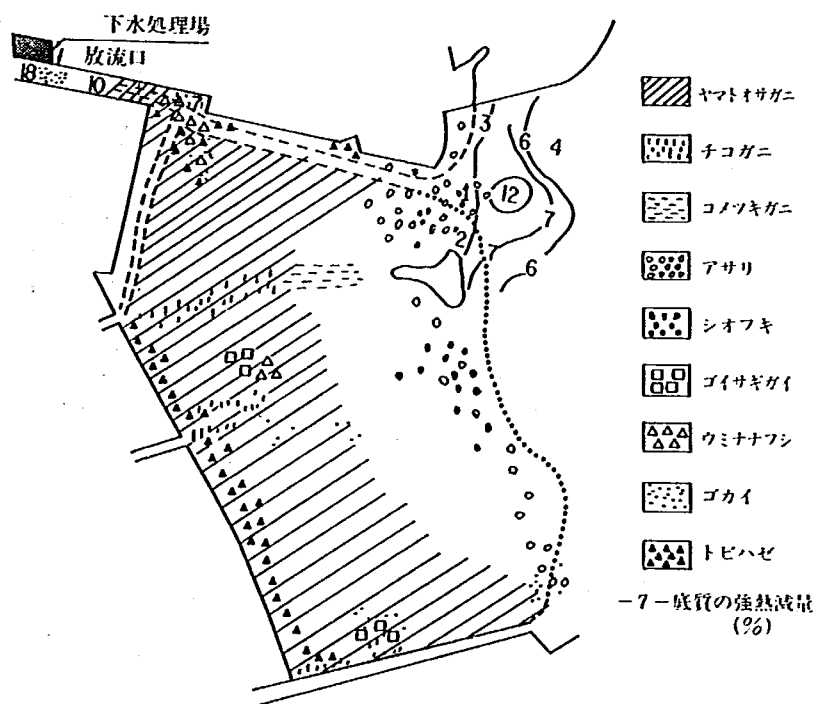
(3) 調査結果

5ヶ所の調査結果より、放流先が湾となり、海流の影響を受けにくく汚泥が堆積しやすい北九州の曾根下水処理場放流口地先（周防灘）、逆に外洋の波によりたえず洗い流されている伊東市湯川終末処理場放流口地先（相模灘）について記述する。

① 曾根下水処理場放流口地先

下水処理場の放流口は、竹馬川の河口左岸にあり700mほど下流に周防灘がある。この海域は竹馬川からの淡水の流入により、ノリの漁場となっている。

図K-4に主要底生動物の分布²⁾と底質の強熱減量を示した。強熱減量が6～18%と高い泥質では、ゴカイ、ウミナナフシ、3～6%の砂泥質では、アサリが、強熱減量が3%以下の砂質ではシオフキガイが優先種となっていた。



図K-4 底質の性状及び主要底生動物の分布

下水処理場の放流水質は、竹馬川河口に流入しており、下水処理水よりは河川の影響が大きいと考えられる。

北九州市の調査によれば、生物相からみると河口付近でもアサリが豊富で河川水の影響は小さく曽根干潟域での生物構成の変動は少なく大きな環境変化はないとしている。

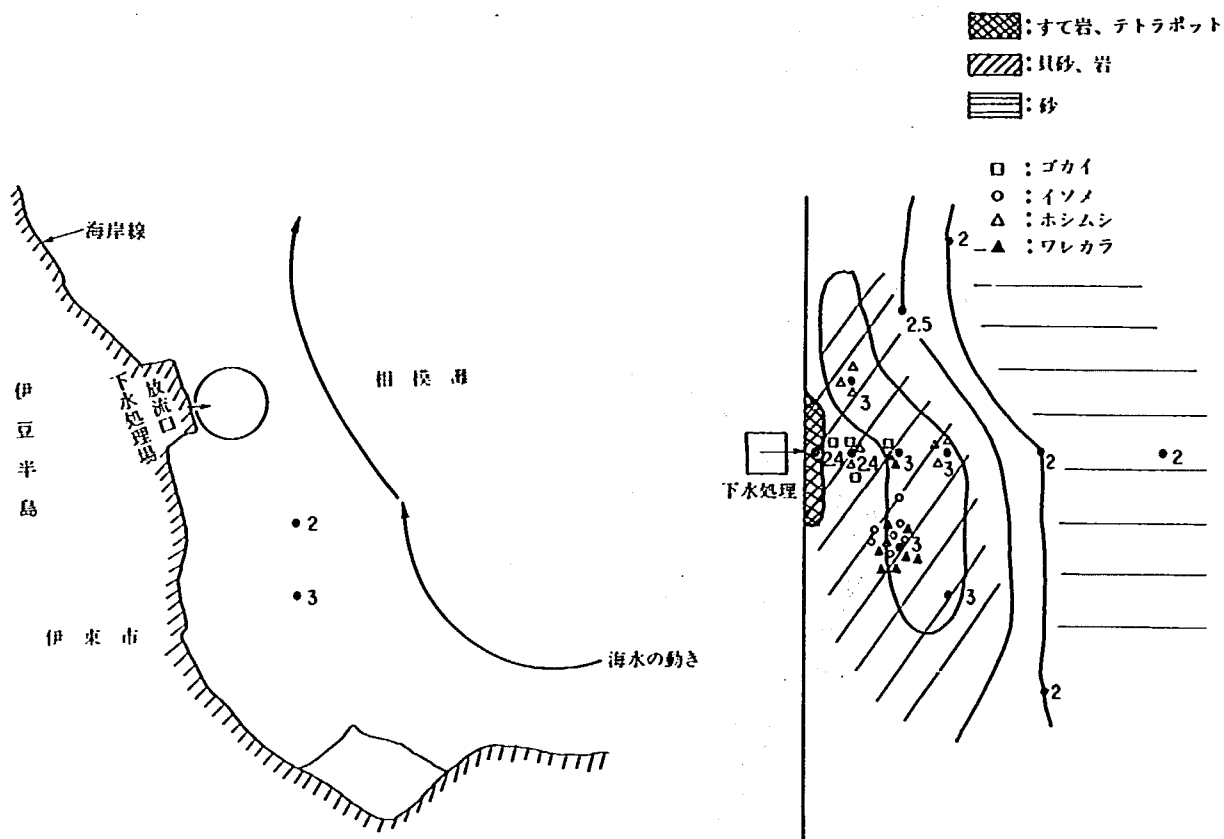
② 伊東市湯川終末処理場放流口地先

当処理場放流口地先の底質生物の生息状況を図K-5に示した。

放流口地先の底質は100m沖までは岩と貝殻が主体の砂（貝砂）であり、その強熱減量は3%程度で汚泥状の堆積物は全く見られなかった。100mより沖は砂質で強熱減量は2%程度であった。

放流口地先の生物を見ると、放流口直下の岩、テトラポットにはフジツボカキ貝、カメノテ及びカジメ、ヒロメの海藻類が付着しており、大型の動物では、ナマコ、サザエ、ツブ貝、魚類ではキンメモドキ、ネンブツダイ、カワハギ、ベラ等の生息が確認された。

底生生物の地点による相違は、多毛類のゴカイが放流口地先40m付近に多く見られた程度であった。



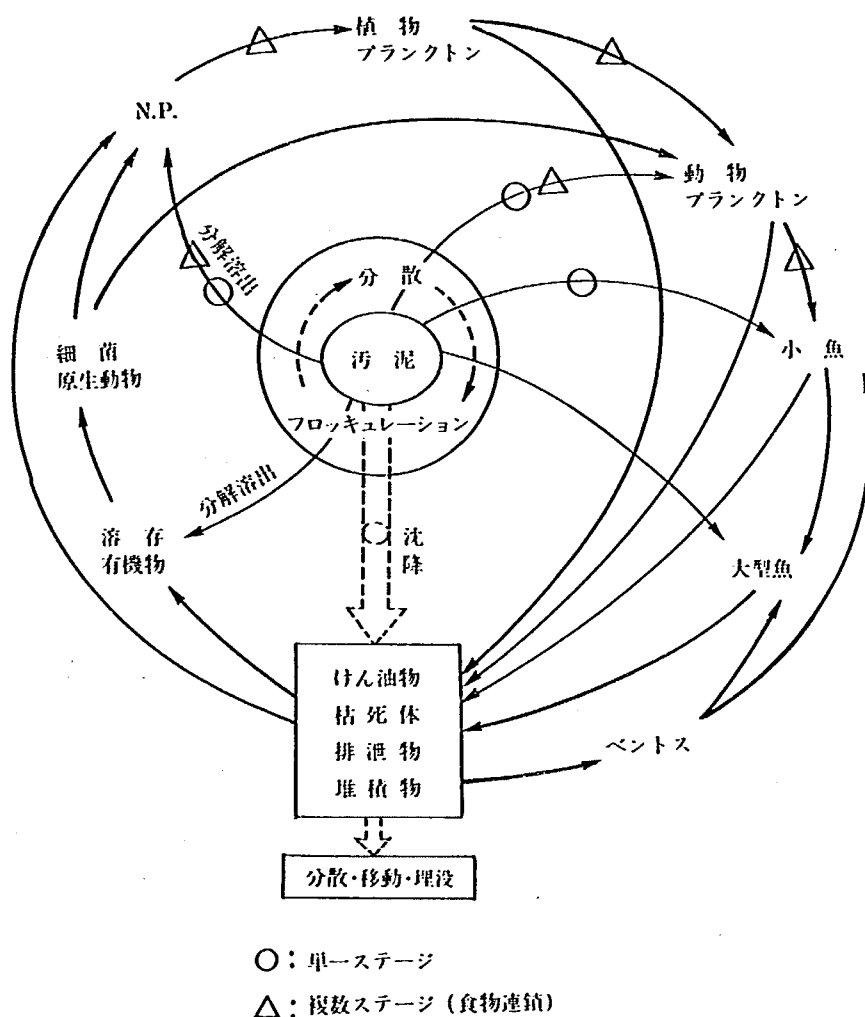
図K-5 伊東市湯川終末処理場放流口地先の底質と生物

X 食 物 連 鎖

1. 実験の目的

汚泥を海洋に還元した場合、汚泥→植物プランクトン→動物プランクトン→魚という連鎖系を経ることにより、汚泥中の金属が生物濃縮されると言われる。本実験は、上記連鎖系の各ステージにおいて、どの金属がどの程度濃縮され存在しているかの知見を得ることを目的としている。

下図は海洋生態系における汚泥の係りと、食物連鎖における汚泥からのN、P、重金属の移行過程を模式的に示したものである。



2. 食物連鎖による重金属の移動に関する既応の研究

鈴木¹⁾(1974 a, 1974 b) はマアジ → ブリ幼魚という食物連鎖中に Hg は88%という高い効率で転移すること、またカタクチイワシ → ブリでは67%であったことを示した。

Gillespi²⁾(1972)によれば底泥 → グッピーのHgの移動は好氣的、嫌氣的条件下とも少く、自然条件下の体内含有量と同じレベルであったが、好氣的条件下での金属態水銀だけは急速に体内に移行

した。Ratkowsky ら³⁾ (1975) は、オーストラリア Tasmania 島沿岸の 16 種の魚体内水銀量を調べ最大 2.0 mg/kg の値を得た。主に他の魚類を餌とする魚は規制値 0.5 mg/kg を超える含有量を示す個体が 51% であるのに対して無脊椎動物を食する魚は 24%、草食性動物を食する魚は 7% の個体が 0.5 mg/kg を超えていたにすぎなかった。このことは魚体内の水銀量はその魚の食物連鎖中での位置が高いほど増大することを示している。

Stewart ら⁴⁾ (1976) は Pb を含んだ海水 (0.1 と 1.0 mg/l の 2 通り) に褐藻とアワビを入れ、海水 → 藻 → アワビという鉛の移動を認め、自然状態でのアワビの鉛含有量 0.4 mg/g (現重量) が 21 mg/g に増加することと大部分は消化管に存在することを見出した。

Isaacs (1973)⁵⁾ は微量金属が食物連鎖でどのように移動するかについてモデルを使い、その要因について考察を行った。

3. S 58 年度実験

3-1 実験方法

食物連鎖系は、汚泥溶出液を栄養として増殖する植物プランクトン、植物プランクトンを摂餌して増殖する動物プランクトン、動物プランクトンを餌として成長する魚類であり、実験に使用した生物は各々、クロレラ、ワムシ、アユ稚魚である。この生物の選定に当っては、まず、繁殖時期が実験期間と一致すること、使用する魚種が社会的に有用性が高いこと、稚魚期には海で生活することを考慮してアユを選び、次にアユの飼育にとって一般的な一次および二次生産者であるクロレラとワムシを選んでいる。

なお、クロレラ → ワムシ → 稚魚という食物連鎖は水産増殖での有用魚種 (マダイ、クロダイ、ヒラメ等) の種苗生産における最も重要な餌料の生産系となっている。

これらの生物は、まず汚泥と海水の混合溶液でクロレラを培養し、クロレラが十分増殖したところでクロレラを餌にワムシを飼育し、さらにワムシの増加分でアユを飼育した。但し、三者は別々の容器で培養および飼育を行った。供試汚泥は A 下水処理場の消化汚泥であり、海水は三河湾沿岸の地下から汲み上げた地下浸透海水である。汚泥および海水の性状については表 X-1 に示す。

生物濃縮を検討するための本実験に先立ち、クロレラおよびワムシの最適増殖条件を求める予備実験を行い、クロレラ増殖時の海水に対する汚泥の混合率は 5%、クロレラ植種濃度は 2×10^6 cells/

表 X-1 汚泥および海水の性状

	COD(㎎/ℓ)		T-N(㎎/ℓ)		T-P(㎎/ℓ)		TS (g/ℓ)		SS (g/ℓ)	溶解性 T-Hg (㎎/ℓ)	Cd(㎎/ℓ)	Cu(㎎/ℓ)	Zn(㎎/ℓ)	
	I	D	I	D	I	D	I	D						
供試汚泥	8,333.0	117.0	2,357.0	76.0	113.00	3.40	34.0	1.2	28.300	36	0.0002	Tr	0.017	0.040
No 1	1.1	0.5	0.2		0.08				0.002	15	0.0001	Tr	0.019	0.070
No 2	18.2	10.2	25.1	15.5	1.01	1.07	39.3	37.0	0.074	22	* 0.0001	* Tr	* 0.019	* 0.070
No 3	17.6	11.0	22.0	15.2	1.42	1.31	40.0	38.0	0.069	22	* 0.0041	* 0.03	* 0.029	* 0.170
No 4											* 0.1001	* 3.00	* 1.019	* 10.070

T:トータル D:溶解性 * 計算値

ml、ワムシに添加するクロレラは約 3×10^7 cells/ml のものを毎日 1/3 ずつワムシ水槽の換水をかねて添加する等を決定した。

(3) 実験ケース

実験ケースはNo 1～4 まであり、各ケースで異なるのはクロレラ増殖段階における培養水の水質である。クロレラの増殖後は、水槽より汚泥を巻き上げないようにクロレラを分取し、これをワムシ水槽へ給餌する。ただ、No 4 のケースの場合はアユの飼育はせずワムシの段階で実験を止めている。

実験ケースを次に示す。

No 1. 海水を試水としてクロレラを培養 → ワムシ → アユ

2. 海水に容量で 5% の消化汚泥を添加した試水でクロレラを培養 → ワムシ → アユ

3. 海水に容量で 5% の消化汚泥を添加し、さらに水産用水基準値と等量の濃度の T-Hg、Cd、Cu、Zn を添加した試水でクロレラを培養 → ワムシ → アユ

4. 海水に容量で 5% の消化汚泥を添加し、さらに水産用水基準値の 100 倍の濃度の T-Hg、Cd、Cu、Zn を添加した試水でクロレラを培養 → ワムシ

なお、水産用水基準値は T-Hg、Cd、Cu、Zn で各々 0.004、0.01、0.1 mg/l である。

3-2 実験結果

実験結果を列記する。

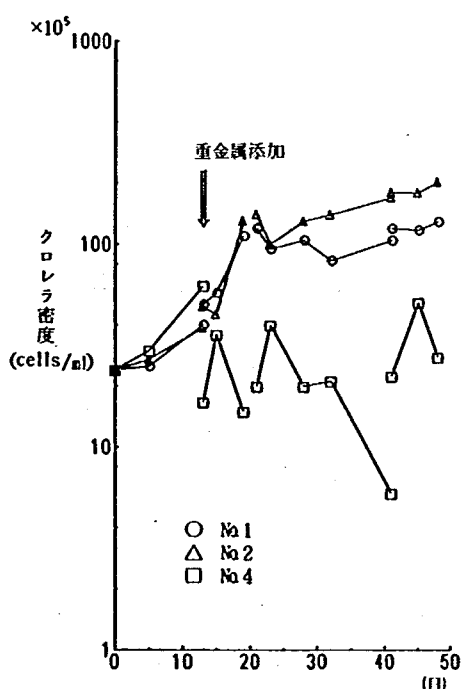


図 X-1 クロレラ密度の経日変化

表 X-2 アユの成長結果 (33日間飼育)

	開始時		終了時		成長量	
	体長(mm)	体重(g)	体長(mm)	体重(g)	体長(mm)	体重(g)
No 1	20.2	15.8	22.2	17.6	2.0	1.8
No 2	20.2	15.8	22.6	20.3	2.4	4.5
No 3	20.2	15.8	22.7	21.8	2.5	6.0

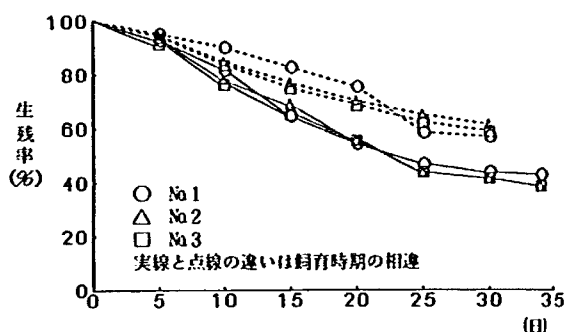


図 X-2 アユの生残率

表 X-3 食物連鎖による重金属の濃度

重金属	サンプル	培養水(mg/L)	クロレラ (mg dry gr)	ワムシ (mg dry gr)	アユ (mg dry gr)
	条件				
T-Hg	No.1	0.0001	0.56	0.13	0.03
	No.2	0.0001	1.77	0.13	0.02
	No.3	0.0040	2.03	0.32	N.D
	No.4	0.4000	218.00	15.92	---
Cd	No.1	Tr	2.35	1.01	Tr
	No.2	Tr	1.18	0.50	Tr
	No.3	0.0300	1.78	0.59	0.34
	No.4	3.0000	2,344.00	414.00	---
Cu	No.1	0.0190	106.20	25.60	14.50
	No.2	0.0190	76.10	38.00	16.20
	No.3	0.0190	45.50	21.20	11.10
	No.4	1.0000	4,041.00	1,423.00	---
Zn	No.1	0.0700	607.00	108.00	274.00
	No.2	0.0700	437.00	140.00	288.00
	No.3	0.1000	293.00	103.00	248.00
	No.4	10.0000	12,847.00	7,115.00	---

① クロレラの生育は、Na 1～3 のケースの場合順調であり10日～20日で 10^6 cells/ ml から 10^7 cells/ ml のオーダーに増殖するが、重金属100倍添加のNa 4 ケースでは再三に渡るクロレラの添加にもかかわらず増殖は一時的であった(図X-1)。② ワムシの生育の場合も、重金属100倍添加のクロレラを投餌したワムシは時間とともに減少した。③ アユの飼育はNa 1～3で行ったが、33日間の飼育期間中、毎日2～3尾ずつ死亡し、最終的な生残率は各ケースともほぼ等しい値を示した(図X-2)。④ アユの成長を平均値で見ると、表X-2に示すように体長・体重とも増加しており、Na 1に比べNa 2、Na 3の方が成長が良かった。⑤ すべての重金属とも生物段階が上昇するにつれ、単位固形物当りの重金属含有量は減少している(表X-3)。⑥ 培養水中の重金属濃度がNa 4のように高い場合は、生物体内の重金属含有量も増大するが、水産用水基準値以内の場合では、Hgを除いて、顕著な生物濃縮の差は現われない(表X-3)。⑦ Hg の場合は、クロレラ・ワムシともNa 1→Na 4と培養水中の濃度の上昇につれ、重金属含有率も上昇している。しかし、この影響はNa 1～3のケース内のアユの段階では現われていない(表X-3)。⑧ Na 1～3のアユについて、供試前と供試後とを比較すると、単位重量当りのHgの含有率は供試後の方が1オーダー高い値を示した(表X-4)。⑨ ⑥～⑧の結果より、Hgは他の重金属に比べ生物濃縮されやすい金属であると言える。

表X-4 アユ体内の重金属の変化
(Na 1)

	T-Hg	Cd	Cu	Zn
供試前	0.004	Tr	10.6	212
供試後	0.030	Tr	14.5	274

(mg/l)

4. S 59年度実験

4-1 実験方法

食物連鎖系は、汚泥溶出液を栄養として増殖する植物プランクトン、植物プランクトンを摂餌して増殖する動物プランクトン、動物プランクトンを餌として成長する魚類であり、実験に使用した生物は、クロレラ・シオミズツボムシ・シロキス仔魚である。

これら生物は、まず、汚泥と海水の混合培養液あるいは栄養塩と海水との混合培養液でクロ

表X-5 供試汚泥及び海水の性状

	SS (mg/l)	含水率 (%)	TOC (mg/l)	T-N (mg/l)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	T-P (mg/l)	$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	T-Hg (mg/l)	Cd (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)
供試汚泥	14900	98.5	1980	1081	459	323	47.2	0.056	0.0157	2.41	2.15
海水	2	—	12	0.2	—	0.07	—	ND	ND	0.0015	0.0044

レラを培養し、クロレラが十分増殖した時点で、クロレラを餌にワムシを飼育し、さらにワムシの増加分でキスを飼育している。ただし、この三者は、各々別々の容器で培養および飼育を行っている。なお、汚泥と海水との混合培養液は、まず汚泥と海水とを混合し、24時間静置した後、上澄水をネットろ過したものである。供試汚泥は、A下水処理場の消化汚泥であり、海水は三河湾のものである。汚泥および海水の性状を表X-5に示す。

(3) 実験ケース

実験は、コントロール系・汚泥系・重金属系の三ケースであり、各ケースで異なるのはクロレラ増

殖段階における培養水中の重金属濃度である。実験ケースを以下に示し、各系の培養液中の重金属濃度を表 X-7 に示す。

コントロール系：海水に栄養塩として農業肥料用硫酸・尿素および過リン酸石灰を海水トン当り各々 100 g・5 g および 15 g の割合で添加した試水でクロレラを培養する連鎖系

汚泥系：海水に表 X-5 の汚泥を容量で 11% 添加した試水でクロレラを培養する連鎖系

重金属系：海水に表 X-5 の汚泥を容量で 11

% 添加し、かつ Hg、Cd、Cu、

Zn を水産用水基準値の 10 倍にな

るよう添加した試水クロレラを培

養する連鎖系

なお、水産用水基準値は T-Hg、Cd、Cu、Zn

で各々 0.004、0.03、0.01、0.1 mg/l である。

4-2 実験結果

表 X-6 に生物生産量および各生物間の生物移行量を示す。表中の移行率は、生産量/給投飼量である。

今回の実験では各系共に、ワムシ→キスの連鎖段階で移行率が最も大きい。また、各連鎖段階とも、汚泥系で移行率が最も大きく、三つの系の中では最適な環境であったと思われる。

表 X-7 は、クロレラ培地の重金属濃度および各生体中の重金属濃度を、乾燥固形物当りで表わしたものである。クロレラ・ワムシ・キスの体内中の各重金属濃度は、クロレラ培地の重金属濃度の影響を受け、重金属系>汚泥系>コントロール系の順となっている。

また、各生体中の重金属濃度は、Zn を除く各重金属共に、生物レベルが上位になるに従い、下位の生物に比べ、生体中の重金属濃度は低下している。つまり Zn 以外では、重金属の移行はあるものの生物濃縮係数の増加は見られない。

表 X-8 は、ワムシ培養槽での沈殿物中の重金属濃度である。沈殿物の中味は、ワムシ代謝産物と投餌クロレラの残渣であり、表 X-7 のワムシ体内の重金属濃度と比較すると、沈殿物中の重金属値の方が大きいことがわかる。このことは、ワムシがクロレラを摂取する場合、体内に蓄積する重金属以上の重金属を体外へ排泄していることを示している。

表 X-9 は、各生物間の重金属移行量を示したものである。各生物段階共に、最も大きな重金属移

表 X-6 生物生産量及び移行量

		(g 乾重)		
		培養水→クロレラ	クロレラ→ワムシ	ワムシ→キス
コントロール系	給投飼量	—	92	6.9
	生産量	171	12.3	1.9
	移行率	—	10.7%	27.5%
汚泥系	給投飼量	—	107	5.8
	生産量	193	23.3	2.1
	移行率	—	21.8%	36.2%
重金属系	給投飼量	—	99	8.0
	生産量	181	7.4	3.0
	移行率	—	7.5%	37.5%

表 X-7 各生体中の重金属濃度の変化

		(μg/g・dry)			
		クロレラ培地 (海水) **	クロレラ	ワムシ	キス
Cu	コントロール系	0.0015	11.3	8.3	7.6
	汚泥系	0.012	49.7	10.8	14.3
	重金属系	0.1 *	66.9	42.4	15.3
Zn	コントロール系	0.0044	27	55	212
	汚泥系	0.031	30	77	228
	重金属系	1.0 *	210	129	317
Cd	コントロール系	ND	0.92	0.013	0.050
	汚泥系	0.0001	2.07	0.064	0.062
	重金属系	0.3 *	685	0.150	0.071
T-Hg	コントロール系	ND	0.77	0.247	0.300
	汚泥系	0.0002	0.83	0.710	0.397
	重金属系	0.04 *	1.75	0.879	0.671

(注) * 添加濃度 ** (mg/l)

表 X-8
ワムシ培養槽の沈殿物中の重金属

		(μg/g・dry)			
		Cu	Zn	Cd	T-Hg
コントロール系		15.8	25	10.7	1.7
汚泥系		2.2	301	ND	1.8
重金属系		283.0	18900	750.0	11.5

行率を示したものは Zn

表 X-9 重金属移行量のまとめ

であった。表 X-7 の生物移行率と表 X-9 の重金属移行率とを対比すると、クロレラ→ワムシの段階では、コントロール系および汚泥系の Zn の移行率が、生物移行率よりも大きな値を示したが、それ以外の重金属移行率

		培養水→クロレラ				クロレラ→ワムシ				ワムシ→キス			
		Cu (mg)	Zn (mg)	Cd (μg)	T-Hg (μg)	Cu (mg)	Zn (mg)	Cd (μg)	T-Hg (μg)	Cu (mg)	Zn (mg)	Cd (μg)	T-Hg (μg)
コントロール系	給投飼料量	13.92 *	18.85 *	1276 *	798 *	1.04	2.48	85	71	0.05	0.36	0.08	1.52
	生産量	1.93	4.62	157	132	0.11	0.68	0.16	2.87	0.014	0.40	0.095	0.57
	移行率	13.9 %	24.5 %	12.3 %	16.5 %	9.6 %	27.4 %	0.19 %	4.0 %	28.0 %	—	—	35.4 %
	ロス	—	—	—	—	0.08	0.32	0.08	1.36	—	—	—	—
汚泥系	給投飼料量	32.19 *	19.14 *	1392 *	783 *	5.32	3.21	221	89	0.06	0.45	0.37	4.12
	生産量	9.59	5.79	400	160	0.25	1.79	1.49	16.54	0.03	0.48	0.13	0.83
	移行率	29.8 %	30.3 %	28.7 %	20.4 %	4.7 %	55.8 %	0.67 %	18.6 %	50.0 %	—	35.1 %	20.1 %
	ロス	—	—	—	—	0.19	1.35	1.12	12.43	—	—	—	—
重金属系	給投飼料量	64.53 *	56.26 *	162000 *	1200 *	6.62	20.79	67800	173	0.22	0.68	0.80	4.66
	生産量	12.11	38.01	124000	317	0.31	0.95	1.11	6.5	0.046	0.95	0.213	2.01
	移行率	18.8 %	67.6 %	76.5 %	26.4 %	4.7 %	4.6 %	0.002 %	3.8 %	19.2	—	25.4 %	38.0 %
	ロス	—	—	—	—	0.09	0.27	0.32	1.85	—	—	—	—

(注) *クロレラ培養液中の重金属の量

は生物移行率よりも小さな値であった。ワムシ→キスの段階では、Zn の移行率が各系共に生物移行率よりも大きな値であった。

表 X-10 は、58年度および59年度の食物連鎖実験における魚体中の重金属濃度と他の文献例とを比較したものである。59年度の重金属系のキス中の重金属値は、大阪湾でのイワシの重金属値と良く似た値を示している。今回の食物連鎖実験の重金属系のクロレラ培養液中の重金属濃度は、各重金属共に水産用水基準値の10倍として設定しているが、実際の培養液中の重金属濃度は設定濃度をかなり下回った値となっていたことを付記しておく。

表 X-10 魚体中重金属の分析例

魚種	採取水域	(μg/g・dry)			
		Hg	Cd	Cu	Zn
キス	S59年実験魚(コントロール)	0.300	0.050	7.6	212
キス	S59年実験魚(重金属系)	0.671	0.071	15.3	317
キス	S59年採卵成魚	0.055	0.054	13.9	305
アユ	S58年実験魚(コントロール)	0.030	0.005	14.5	274
カレイ	東シナ海	0.037	0.087	—	66
イワシ	伊勢湾	0.033	0.070	—	94
イワシ	大阪湾	0.655	0.179	—	145

5. 重金属の生物濃縮について

前述したように今回の2年間の食物連鎖実験結果では食物連鎖の段階が上ると濃度が減少する傾向が見られる。

一方、自然海域の生体中の重金属測定例を整理すると、食物連鎖の段階が上ると濃度が上昇する傾向にある(表 X-11)。表中の濃縮係数は、海水と生体中の濃度の比率で現わしている。

濃縮係数は、相当な範囲でバラツキしており、海水と生体中の存在比が単純な物理化学的平衡では定まらないことを示している。生体中の重金属濃度は基本的には摂取と排泄のバランスによって定まるものである。飼料又は海水中の重金属が腸管又は胃等の表面を通して体内に吸収されて、肝臓、腎臓等の排泄器官を通して排泄される。また、あるものは、骨格等に蓄積濃縮される。

重金属は、種類によって、魚体内で独特の挙動をするので体内の部位によって存在比が異なる⁷⁾(表 X-14)。

表 X-14 にて、Cd、Zn、Hg について、肉部、骨、消化器系の濃度を比較すると、肉部が最も低く、

表 X-11 海産生物の濃縮係数⁶⁾ (清水、1973)

元 素	藻 類		植 物 食 性		動 物 食 性		
	定 着 性	プランクトン (植物プラン クトン, ホン ダワラ)	プランクトン (桡脚類, 翼 足類, サルバ など)	貝 類	プランクトン (オキアミ, 等脚類, エビ)	魚	イ カ
Ag	100~1,000	<100~220	<100	330~2×10 ⁴	<45~900		900~3,000
Cd	11~20	<350~6,000	<80~10 ³	10 ³ ~2×10 ⁴	<300~10 ⁴	10 ³ ~10 ⁵	2,800
Ce	100~3,300	2,000~4,500		40~300		5~12	
Co	15~740	75~1,000	<110~10 ⁴	24~260	<70~1,300	28~560	<200~5×10 ⁴
Cr	100~500	<70~600	<15~10 ⁴	6×10 ⁴ ~3×10 ⁵	<55~3,900	3~30	<70
Cs	16~15	16~22	6~15	3~15		10~100	
Fe	10 ³ ~5×10 ³	750~7×10 ⁴	440~6×10 ⁴	7×10 ⁴ ~3×10 ⁵	3×10 ³ ~3×10 ⁴	400~3×10 ⁵	10 ³ ~3×10 ⁵
Hg	10~30			5×10 ³ ~10 ⁴		10 ³ ~5×10 ³	
I	160~10 ³			40~70		10	
Mo	10~200	<3~17	2~175	30~90	<2~14	~200	<10
Mn	20~2×10 ⁴	300~7×10 ³	21~4×10 ³	3×10 ³ ~6×10 ⁴	270~1,600	95~10 ³	10 ³
Ni	50~10 ³	25~300	2~10 ³	4×10 ³ ~10 ⁴	17~90		30~80
Pb	8×10 ³ ~2×10 ⁴	<10 ³ ~3×10 ⁵	3×10 ³ ~2×10 ⁵	39~5×10 ³	200~6×10 ⁴	5~10 ⁴	100~2×10 ⁵
Ru	<200~1,200	<200	<10~6×10 ³	1~3×10 ³	<160~2,400	10	<400~2,100
Sr	0.1~90	0.9~54	1~85	~50	1.2~10	0.03~20	0.9~1.2
Ti	200~3×10 ⁴	600~10 ⁴	28~>3×10 ⁴		110~2×10 ⁴		300~3,000
Zn	80~3,000	200~1,300	125~500	1,400~10 ⁵	~50	280~2×10 ⁴	2,500
Zr	200~3,000	<1,000~2×10 ⁴	360~3×10 ⁴	8~36	<800~4×10 ⁴	5	2×10 ⁴

消化器が最も高くなっている。

魚類の重金属代謝は重金属濃度が魚体の健康を阻害しない状態においては、消化管を通じて行われており、肉部等への極端な蓄積は起こらないものと考えられる。

このような代謝機構を説明する実験はKumada et al.⁸⁾ (1973) が行っており、カドミウムが腎臓に集積されて、そこから排泄されるのではないかと推測している。

表 X-12 カドミウム水溶液中で飼育した
ニジマスのカドミウム体内分布

(KUMADA et al., 1973)

飼育週数	30 週	40 週
筋 肉	0.12	0.04 (33%)*
表 皮	0.59	0.32 (54%)
肝 臓	7.3	4.4 (61%)
腎 臓	20.0	16.0 (80%)
鰓	9.5	0.63 (6.6%)
骨	0.85	0.38 (45%)
その他	1.6	1.3 (81%)

*: 30週後のカドミウム含量に対する40週後の値の割合

表 X-13 カドミウム添加餌料で飼育した
ニジマスのカドミウム体内分布

(KUMADA et al., 1973)

飼育週数	12 週	20 週
筋 肉	0.10	0.01 (10%)*
肝 臓	2.3	0.86 (37%)
腎 臓	2.0	2.5 (125%)
骨	0.10	0.20 (200%)
その他	4.3	0.08 (2%)

*: 12週後のカドミウム含量に対する20週後の値の割合

以上の様な代謝機構によって、この食物連鎖実験において必ずしも食物連鎖の段階が上るに従って重金属濃度が上昇しなかった理由が説明できる。

このような重金属の代謝には、生体内で生成される低分子たんぱく質が係っているとされている。

表X-14 魚類体内の各部位の重金属濃度

大阪湾(大阪市域)沿岸海域で捕獲した魚
類体内の重金属含量 (単位: $\mu\text{g/g}$)
(永長, 1973・b)

魚種	部位	Cd	Zn	Pb	Cr	Hg	Mn
ボラ	全量	0.016	14.1	0.120	0.036	0.015	2.40
		0.069	60.8	0.522	0.154	0.023	9.79
	肉部	0.009	9.11	0.081	0.020	0.012	0.467
		0.038	38.7	0.331	0.082	0.052	1.93
	骨	0.049	18.0	0.516	0.145	0.023	9.15
		0.176	63.0	1.83	0.512	0.079	31.4
	内臓 消化器系	0.059	26.7	0.188	0.141	0.022	2.56
		0.345	157	1.11	0.833	0.128	14.2
	肝臓	0.012	20.1	0.283	0.035	0.052	0.618
		0.072	117	1.64	0.205	0.307	3.29
マハゼ	えら	0.059	23.3	0.722	0.111	0.037	10.1
		0.252	100	3.13	0.472	0.184	43.8
	ひれ	0.178	60.1	1.20	0.454	0.065	1.97
		0.427	146	2.98	1.08	0.163	4.65
	全量	0.020	19.7	0.152	0.030	0.061	1.89
		0.064	63.6	0.487	0.095	0.207	6.12
	肉部	0.005	10.4	0.111	0.006	0.126	0.450
		0.022	45.8	0.495	0.027	0.567	1.96
	骨	0.145	63.4	2.91	0.625	0.044	11.3
		0.375	166	7.48	1.65	0.120	28.8
ウナギ	内臓 消化器系	0.049	25.0	0.321	0.112	0.208	1.05
		0.274	141	1.79	0.638	1.15	5.85
	全量	0.019	17.2	0.082	0.018	0.089	0.450
		0.084	74.8	0.371	0.078	0.383	1.97
	肉部	0.004	9.72	0.091	0.004	0.170	0.292
		0.017	41.4	0.394	0.017	0.740	1.25
	骨	0.106	59.0	0.848	0.151	0.403	4.15
		0.209	115	1.68	0.287	0.802	1.89
	内臓 消化器系	0.022	28.2	0.107	0.147	0.205	0.941
		0.128	162	0.624	0.853	1.19	5.50
シマダイ	全量	0.032	19.5	0.245	0.816	0.032	0.755
		0.152	91.1	1.16	3.82	0.150	3.52
	肉部	0.024	16.5	0.118	0.061	0.011	0.183
		0.127	87.5	0.620	0.325	0.058	0.964
	骨	0.100	54.7	0.468	0.201	0.028	1.81
		0.267	145	1.26	0.535	0.075	4.85
	内臓 消化器系	0.038	33.6	0.379	2.84	0.043	1.61
		0.236	207	2.34	17.6	0.267	9.95
	ひれ	0.183	57.5	0.758	0.230	0.025	1.96
		0.453	141	1.90	0.567	0.062	4.80
イワシ	全量	0.048	38.6	0.276	0.107	0.174	0.964
		0.179	145	1.02	0.400	0.655	3.57
カワハギ	全量	0.026	22.1	0.258	1.26	0.081	1.62
		0.122	103	1.13	6.36	0.375	7.45

注) 表中上段の数値は湿重量値, 下段は乾燥重量値を示す。

Crは全クロム, Hgは総水銀を示す。

対照地区の魚類体内の重金属含量

(単位: $\mu\text{g/g}$) (永長, 1973・b)

魚種	部位	Cd	Zn	Pb	Cr	Hg	Mn
ウナギ (豊川産)	全量	0.026	16.0	0.118	0.048	0.021	0.525
		0.112	69.6	0.527	0.208	0.092	2.28
	肉部	0.009	6.49	0.130	trace	0.010	0.168
		0.038	24.0	0.540	trace	0.043	0.711
	骨	0.105	24.5	1.53	0.209	0.067	2.09
		0.206	48.7	2.99	0.412	0.140	4.12
イワシ (伊勢湾)	内臓 消化器系	0.034	21.0	0.144	trace	0.021	0.523
		0.194	119	0.833	trace	0.120	3.02
	全量	0.021	25.5	0.177	0.037	0.009	6.85
		0.070	93.6	0.653	0.135	0.033	25.5
	全量	0.017	13.2	0.102	0.024	0.007	2.39
		0.087	66.0	0.514	0.115	0.037	12.9
カレイ (東シナ海)	肉部	0.005	4.71	0.039	0.017	0.005	0.476
		0.023	21.4	0.181	0.078	0.023	2.22
	骨	0.061	11.0	0.463	0.155	0.031	1.36
		0.152	27.9	1.14	0.376	0.079	2.75
	内臓 消化器系	0.041	35.9	0.138	0.005	0.022	1.51
		0.246	194	1.00	0.031	0.141	9.21
	肝臓	0.040	19.8	0.161	trace	0.095	0.672
		0.232	114	0.936	trace	0.547	3.76
	えら	0.056	19.3	0.336	0.083	0.097	3.43
		0.243	89.4	1.56	0.370	0.437	16.1
	ひれ	0.159	45.4	1.36	0.272	0.081	2.15
		0.394	131	3.37	0.688	0.198	6.02

注) 表中上段の類値は湿重量値, 下段は乾燥重量値を示す。

Crは全クロム, Hgは総水銀を示す。

Crのtraceは $0.001 \mu\text{g/g}$ 以下である。

引用文献

I 章

- 1) Guarino C. F. et al Ocean disposal legislation in the United States water sci technol. 14(3) 153-161 (1982)
- 2) Thompson L. H. Sludge disposal to sea in U. K. water sci Technol 14(3) 79-91 (1982)
- 3) Thompson L. H. The disposal of sludge from London to sea Coast Discharge 151-158 (1931)
- 4) Fuchs D. Sludge disposal to sea in the Federal Republic of Germany water sci Technol 14 (3) 163-168 (1982)
- 5) Thorell Swedish Policy-Dumping Waters and Other Matter Chemosphere 10(6) 669-675 (1981)
- 6) 汚泥研究年報 R14 環境技術研究会 (1981)
- 7) 財団法人下水道協会 下水道統計第23号~第40号 (1984. 9)

II 章

- 1) Chen, K. Y., and Lockwood, R. A., (1976), J. of Environ Engr. Proc. of the American Soc. of Civil, 102, 347
- 2) Gould, M. S. et al (1977), Proc. of 3rd Intern. Conf., Purdue Univ.
- 3) 海淵養之助ほか 下水道終末処理施設(汚泥篇) 地人書館 (1970)
- 4) 財団法人土木学会 下水汚泥の処理処分および利用に関する研究報告書 昭和47年度 (1973)
- 5) Furrer, O. J., et al (1976), Landwirtsch. Forsch. Sonderh. (Ger.), 33, 206
- 6) Tapio, R., (1976) Nord. Jordburgsforh (Swed.) 58, 120
- 7) Van Loon, J. C., (1974), Environ. Pol., 7, 141

III 章

- 1) 上田光三郎、松本幹治『凝集工学』日刊工業新聞社 (1982) p. 95-p.166
- 2) Parsons, T. R., R. J. LeBrasseur and J. D. Fulton: Some Observations on the dependence of zooplankton grazing on the cell size and concentration of phytoplankton blooms, Jour. Oceanogr. Soc. Jap., 23(1), 10-17 (1957)
- 3) Nagasawa S. and R. Marumo: Further studies on the feeding habits of Sagittaria uagae Alvario in Suruga Bay, Central Japan, Jour. Oceanogr. Soc. Jap., 32, 209-218, (1976)

- 4) 代田昭彦：魚類稚仔期の口径に関する研究－Ⅱ、上顎長の魚種による特性、日本水産学会誌、44 (11)、1171－1177、(1978)
- 5) 財団法人土木学会 下水汚泥の処理処分および利用に関する研究報告書 昭和47年度版

N 章

- 1) Leclerc, H., et al (1973), Wat. Res., (1973), 7, 355
- 2) Grigoryeva, L. V., et al (1969), Mikrobiol. Zh. (USSR), 31, 659
- 3) Lund, E., et al (1973), Wat. Res., 7, 355
- 4) A. Montague Urban sludge disposal or utilization alternatives socio economic factors p. 61
- 5) E. Epstein, G. B. Willson Composting raw sludge disposal p. 109
- 6) 環境庁告示59「水質汚濁に係る環境基準について」環境六法 中央法規 (1986)
- 7) R. Y. スクニェら著 高橋甫ら訳「微生物学 (上)」p. 333 培風館 ()
- 8) N. Bruce and Robert Fragals Bacterial Survival in Seawater JWPCF vol 39 No 1 (January 1967)
- 9) 松本ら海水中のふん便性指標細菌に及ぼす塩水濃度および水温の影響 下水道協会誌 vol 13. No 141 (1976)
- 10) 財団法人土木学会 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書 昭和46年度 p. 151－167 (1972)

V 章

- 1) 山路 勇 日本海洋プランクトン図鑑 保育社 (1966)
- 2) 巖佐 耕三 珪藻の生物学 p 18～p 22 東京大学出版会 (1976)
- 3) 安楽ら 飼料用動物プランクトンの大量培養 水産増養殖叢書 28 財団法人日本水産資源保護協会 (1979)
- 4) 財団法人日本水産資源保護協会 水産環境水質基準 (1972)
- 5) 伊藤、新田共訳 水生生物水質基準 財団法人日本水産資源保護協会
- 6) 栗林、村上 汚泥処理プロセスよりの返流水の実態と処理性 下水道協会誌 Vol. 22 No 253 p. 26－p. 41 (1985)
- 7)、8) 川原田ら共著 海洋科学基礎講座 6『海洋プランクトン』p. 64－p. 68 東海大出版会 (1975)
- 9) 日本下水道事業団試験部 富栄養化防止のための指標の開発と実用化 (1976. 10) 試験部報告51－004 p. 18－p. 22
- 10) 環境庁国立公害研 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (K) Microcystis の増殖特性 p. 47

— p. 58 (1981)

- 11) R. H. Fleming, Proc. 6th Pac. sci Cong Calif., 1939, 3 535 (1940)
- 12) J. D. H. Strickland "Measuring the Production of Marine Phytoplankton Fish, Res, (Canada) Bull 122 (1966)

Ⅵ 章

- 1) 能勢ら 活性汚泥の養魚餌料としての価値
- 2) 荻野珍吉編『魚類の栄養と飼料』魚類のエネルギー代謝 p. 68 — p. 80 恒星社厚生閣 (1985)
- 3) 谷田専治著『水産動物学』p. 225 恒星社厚生閣 (1975)
- 4) 土木学会 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書 昭和44年度 p. 114 (1970)
- 5) 狩谷貞二 摂餌に関する諸問題 水産増殖直 4-(2) 6 P. 1~8 (1956)
- 6) 狩谷ら " " 臨時号 6 P. 33~49 (1966)
- 7) 千葉健治 アユの成長に及ぼす溶存酸素の影響について 昭和49年日本水産学会秋季大会講演要旨、58 (1973)
- 8) 千葉健治 ヘダイの成長に及ぼす溶存酸素の影響について 昭和48年日本水産学会秋季大会講演要旨、62 (1972)
- 9) 荻野珍吉編『魚類の栄養と飼料』の栄養素の消化吸收と消化率 p. 37 — p. 60 恒星社厚生閣 (1985)

Ⅶ 章

- 1) H. J. M. Bowen 『Environmental Chemistry of Elements』 Academic press (1979)
- 2) Hart, B. A. and Scaife, B. D. (1977) Toxicity and Bioaccumulation of Cadmium in *Chlorella pyrenoidosa* Environ. Res., 14, p. 401—413
- 3) Conway H. (1978) Sorption of Arsenic and Cadmium and Their Effects on Growth, Micro nutrient Utilization and Photosynthetic Pigment Composition of *Asterionella formosa* J. Fish. Res. Bd Can., 36 p. 286—294
- 4) 清水 誠 海洋の汚染(生態学と地球化学の視点から) 築地書館 (1973)
- 5) Saifullah S. M (1978) Inhibitory effects of Copper on marine dinoflagellates Mar. Biol., 44 p. 299—308
- 6) Overnell, J., (1976), Mar. Biol., 38, 335
- 7) Steeman Nielsen E. et al. (1970) Copper ions as poison in the sea and in freshwater Mar. Biol., 6, p. 93—97
- 8) Hirota, R. (1964) J. of the Oceanog. Soc. of Japan 20, 24
" (1968) " 24, 203

- Hirota, R. (1969) J. of the Oceanog. Soc. of Japan 25, 137
- " (1969) " 25, 145
- 9) Boyden, C. R. (1977), J. of Mar. Biol. Ass. of U.K., 57, 675
- 10) Ikuta, K. (1967) Studies on accumulation of heavy metals in aquatic organisms—I on the copper contents in oysters, Bull. Jap. Sci. Fish 44 807–811
- 11) Phillips, D. J. H (1977) Mar. Biol., 43, 283
- 12) 板沢、小山共著 水生生物と重金属(2) カドミウム生体内代謝 p.39 サイエンティスト社 (1982)
- 13) Boyden C. R. et al (1975) Effect of Zinc on the settlement of the Oyster *Crassostrea gigas*. Mar. Biol 31: p227–234
- 14) George, S. G. et al (1978) Detoxication of metals by marine bivalves. An ultrastructural study of the compartmentation of Copper and Zinc in Oyster *Ostrea edulis* Mar Biol 45 p.147–15
- 15) Brereton, A., Lord, H., Thornton, I., and Webb, J. S. (1973), Mar. Biol. 19, 96
- 16) Schulz–Baltes, M. (1972) Mar. Biol. 16 p. 226–229
- 17) Schulz–Baltes, M. (1974) Mar. Biol. 25 p. 177–193
- 18) Shimizu, T. (1967) Annual fluctuation of several inorganic elements in short-neck clams, Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 33 p. 686–689
- 19) 熊谷ら 昭和55年度日本水産学会秋季大会講演要旨 (1980. 9)
- 20) Kumagai, H. et al (1978) Patterns of increasing Mercury content with growth for wild and cultured red sea breams *Chrysophrys major*. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish 44 269
- 21) Kumagai, H. and K. Saeki (1978), contents of total mercury and methyl mercury in Some Coastal fish and Shells. Bull. JAP. Soc. Sci. FISH 44; 807–811
- 22) 永長久徳 大阪湾(大阪市域)沿岸における海水、底質および魚類の重金属による汚染状況(第2報) 日本公衛誌 20 p. 491–495 (1973)
- 23) 真下陽一(京浜工事事務所) 多摩川魚類生息環境調査報告 昭和56年度関東地建研究発表会講演集 (1981)
- 24) Olson, K. R., et al (1973), J. of Fish. Res. Board of Canada, 30, 1291
- 25) MacLeod, J., and Pessah, E., (1973), J. of Fish. Res. Board of Canada, 30, 485
- 26) 小山ら カドミウム経口投与の魚に対する影響—I 血液および骨の分析的所見 日水誌 43 523–526 (1977)

- 27) 小山ら カドミウム経口投与の魚に対する影響—Ⅱ 形態学的所見 日水誌 43 527-533 (1977)
- 28) 小山ら カドミウム経口投与の魚に対する影響—Ⅲ マダイとコイの比較、日水誌 44 891-895 (1978)
- 29) Baker, J. T. T. P. (1969) J. of Fish. Res. Board of Canada 26, 2785

Ⅷ 章

- 1) 大久保ら (1962) 東海区水研報告 No32 p. 131-140
- 2) 日本水産学会編 稚魚の摂餌と発育 餌料 p. 67-83 恒星社厚生閣 (1977)
- 3) 小達和子 (1962) 東北水研 東北水研研究報告 No 21、93
- 4) T. Konaki J. oceanogr. Soc. Japan 16 185 (1930)
- 5) R. F. Lee et al Mar. Mar. Biol. 9, 99 (1971)
- 6) 栗原ら 人工干潟の研究 (2) 下水道協会誌 Vol 17. No 192 (1980. 5)
- 7) 日本水産保護協会編 新編水質汚濁調査指針—毒性に関する試験法—p. 377-424 恒星社厚生閣 (1980)
- 8) " " —毒性解析— p. 468-485

Ⅸ 章

- 1) 財団法人土木学会 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書 昭和44年度 p. 130-p. 133 (1970)
- 2) 北九州市水道局 曾根崎地先海域等環境調査報告書 昭和57、58年度

X 章

- 1) Suzuki et al (1974) Bull. Jap. Soc. Sci. Fish 40 1173-1178
- 2) Gillespie D. C. (1972) Mobilization of Mercuric from sediments into guppies J. Fish. Res. Bd. Can. 29 1035-1041
- 3) Ratkowsky, D. A., et al (1975), Australian J. of Mar. and Freshwater Res., 26, 223
- 4) Stewart R. E. et al (1976) Mar. Biol, 36 19
- 5) Isaacs J. D. (1973) Potential trophic biomasses and trace substance concentrations in unstructured marine foodwebs. Mar. Mar. Biol. 22 97-104
- 6) 清水 誠 海洋の汚染 (生態学と地球化学の視点から) 築地書館 (1973)
- 7) 永長久徳 (1973) 大阪湾 (大阪市域) 沿岸における海水、底質及び魚類の重金属による汚染状況 (第2報) 日本公衛誌 20 491-495

- 8) Kumada et al. (1973) Acute and Chronic Toxicity, Uptake and Retention of Cadmium in Freshwater Organisms. Bull. Freshwater Fish Res. Lab. 22, 157-165

下水汚泥の海洋還元に関
する調査報告書

ISSN 0386-5878
土研資料第2325号
昭和61年3月(1986)

汚泥研究室 京才俊 則
大島吉 雄
岡澤邦 明

要 旨

下水汚泥を海洋に還元する場合、海洋生物に対する影響や、海洋環境に対する影響を把握しておく必要があるが、このような影響調査の事例は少なく不明な点が多い。本資料は、下水汚泥の海洋生物に対する影響を明らかにするために実施した調査であり、今後の下水汚泥の海洋還元計画を考える際の基礎資料とするものである。

キーワード：下水汚泥、海洋還元、植物プランクトン、動物プランクトン、底生生物、重
金属、大腸菌、一般細菌

郵便はがき

四十円切手
をはって下
さい。

305-□□

茨城県筑波郡豊里町大字旭一番地

建設省土木研究所

下水道部汚泥研究室

御中

No. _____

No. _____

配布先氏名

配布先住所

○

土木研究所資料第 2325 号 部

上記のとおり受領しました。

所 属 (住所)

氏 名

印