

多摩川の河岸土、河川底土、河川水の内分泌 かく乱物質分解能とその強化に関する研究

2001年

大 森 俊 雄

東京大学生物生産工学研究センター教授

目 次

1. はじめに	1
2. 方法と材料	3
2-1 多摩川水系の河川水、河岸土、底質ならびに 都市下水処理活性汚泥が有するEDCs生分解活性の評価	3
① 使用土壌、河川水および活性汚泥	3
② モデル汚染サンプルの調製	4
③ 残存量の測定	4
2-2 河川底質の表面に生息する微生物群集が有するBA生分解活性の評価	4
① 使用河川水及び微生物	4
② バイオフィルムのスライドガラス上での調製	5
③ バイオフィルムの顕微鏡観察	6
④ バイオフィルム分解活性の測定	6
3. 結果と考察	7
3-1 多摩川水系の河川水、河岸土、底質ならびに 都市下水処理活性汚泥が有するEDCs生分解活性の評価	7
① 中流域及び活性汚泥の生分解活性評価	7
② 上流域の生分解活性評価	15
③ 下流域の生分解活性評価	18
3-2 河川底質の表面に生息する微生物群集が有する BA生分解活性の評価	22
4. まとめ及び今後の展望	27

1. はじめに

1950年初頭以降、世界各地の幾つかの野生生物種（魚類、鳥類、爬虫類、哺乳類など）に生殖・繁殖の異常、免疫不全を疑わせる現象が観察されるようになった。このような異常が観察される場合には、周囲の環境から DDT、PCB 類、ダイオキシン類などの有機塩素化合物が検出されること、さらにこれら有機塩素化合物はエストロゲン（女性ホルモン）、アンドロゲン（男性ホルモン）や甲状腺ホルモンの正常な作用を攪乱することから、これら化合物による内分泌攪乱作用が疾患の原因と推論されるようになった。一方、人間集団においても例えば男性における精子の数の低下と質的劣化、性器の発育遅延、前立腺癌の増加、女性における乳癌、子宮内膜症の増加などが報告されており、これら疾患も同様の原因によることが問題提起されている。

これら環境中に存在し、内分泌系の正常な働きを阻害する物質は、内分泌攪乱物質（以下 EDCs）と呼ばれ、現在までに100近い化合物がリストアップされている。これら化学物質は主に合成エストロゲンや農薬、プラスチックの添加剤や可塑剤として生産されている。その汚染については、土壌のみならず、大気や水系へ拡散していることが観察されている。さらに、環境中では極めて低濃度で検出される汚染物質でも、食物連鎖を通じて濃縮され、ヒトに影響を及ぼすほどの濃度で食物に残留している可能性も考えられ、非常に問題視されている。特に、EDCs の中でもきわめて毒性が高いダイオキシン類（コプラナ PCB を含む）については、古くは農業の不純物や絶縁材料などの工業化学品として大量に生産され、これら化合物の使用が中止になった現在では、廃棄物の焼却に伴い非意図的に放出されており、大きな社会問題になっている。

ところで、EDCs 汚染のうち最も重要な問題の一つは、環境中にどの程度の EDCs が放出されているのか、すなわちバックグラウンドレベルはどのくらいか、またその濃度条件下において動物の胎仔あるいは胚の発生に影響があるのかということである。実験動物の齧歯類を用いた研究では、先進国のバックグラウンドレベルよりも低濃度のダイオキシン類であっても、胎仔期に投与すると精子形成の低下、ホルモンレベルの異常、交尾行動や雌性生殖器官形成の異常などが現れることが確認されている。現在、環境省、国土交通省、農林水産省、厚生労働省、地方自治体等で環境や食品中の EDCs 濃度の測定を主体とした調査が行われている。平成10年に環境庁が実施した河川（100地点）、湖沼（5地点）、地下水（8地点）、海域（17地点）の合計130地点での水質調査で検出割合の高かった主な物質（検出割合）は、ノニルフェノール（76%）、ビスフェノール A（68%）、4-*t*-オクチルフェノール（62%）、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル（55%）であった。これらは、界面活性剤の分解生成物、樹脂の原料や可塑剤として EDCs の中でも最も多く生産・使用されており、環境への放出量も

高いことが伺われた。また同省では、平成7年度より化学物質の生態影響に関する試験を実施している。水系食物連鎖における生産者である藻類、一次消費者であるミジンコ、高次消費者である魚類を対象とし、繁殖や生長ならびに生死への影響を試験しており、汚染濃度の実態と生態への影響について調査が進められている。

このような背景から、EDCsの効率的な回収ならびに分解方法について開発する必要性が高まっている。使用用途を失ったPCBや農薬の残渣については、閉鎖系での化学的、物理的処理による分解方法が確立されつつあるが、環境中にすでに放出されてしまった化学物質については未だ有効な回収、除去方法は見出されていない。閉鎖系において力を発揮する物理的、化学的除去法については、低濃度で広範囲に広がった開放系での浄化方法としては現実的にはコストの面で適応が難しいと考えられている。一方、近年確立されつつある微生物を用いた浄化方法についても、遺伝子組換え微生物を環境中に放出できないとする法の規制のほか、外来微生物を環境中に放出しても速やかに自然淘汰されてしまうなどの問題点があり実用化には遠い。そこで近年、原位置で生息する常在微生物の分解活性を高め、浄化を行うNatural attenuation技術が注目を集めている。しかし、本法では汚染地域に分解活性を有する微生物が生息していることが前提となり、さらにそれら分解活性を有する菌群が好む環境条件について事前の調査が必要となる。

前述のEDC汚染実態調査の結果、多摩川水系においても数種のEDCsが検出されている。また、多摩川で成熟した雄のコイを採取し、生殖腺の組織学的検査、メスホルモンであるビテロジェニン発現の有無を試験した結果、オスの約30%は精巣が異常に小さく精子形成が極めて低下し、さらに約50%のオスがビテロジェニンを発現していることが明らかとなり（横浜市立大学（井口）、帝京大学（中村）、東京農工大学（高田）、北海道大学（原）の共同研究）、本水系へのEDCsの流入が既に生態系に影響を与えていることが示唆された。

そこで、本助成研究では多摩川水系へのNatural attenuation技術の導入を最終課題として、多摩川の河川水、河岸土、底質をそれぞれ採取し、dibenzo-*p*-dioxin (DD)、*p*-nonylphenol (NP)、bisphenol A (BA)に対する分解力を調査した。また、本調査結果より各流域の河川底質は河川水よりも高い分解活性を有することが示されたので、さらに中流域より河川の底石表面に付着している微生物群集（バイオフィーム）を採取し、それらのBAに対する分解活性も評価した。

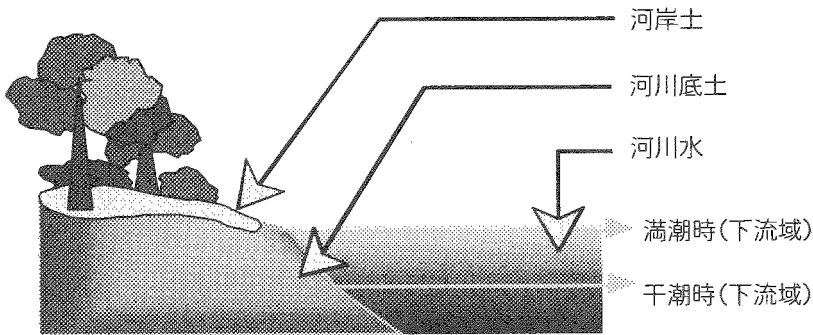
2. 方法と材料

2-1 多摩川水系の河川水、河岸土、底質ならびに都市下水処理活性汚泥が有する EDCs 生分解活性の評価

① 使用土壌、河川水及び活性汚泥

生分解活性の評価には、上流（奥多摩湖の支流、峰谷周辺）、中流（二子多摩川駅周辺）および下流（多摩川緑地公園周辺）から採取した河岸土、河川底質、河川水を用い、これらサンプルは2日以内に実験に供した。それぞれの採取地を図1にまとめた。活性汚泥については、某都市下水処理場から、1999年6月と11月に活性汚泥の譲を受け、実験に供した。

(下流域採取地)



(上・中流域採取地)

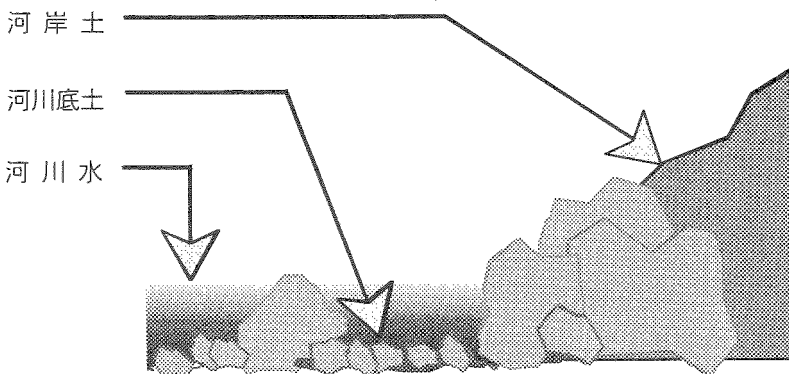


図1 河川水、河岸土、底質の採取位置

② モデル汚染サンプルの調製

NP、BA および DD はジメチルスルフォキシドに 1 mg/ml (1,000ppm) もしくは 10mg/ml (10,000ppm) となるよう溶解し、それぞれ終濃度 10ppm もしくは 100ppm の汚染サンプル調製時に stock solution として用いた。河岸土、底質は、土壌 1 g (湿重量) 当たりに各 EDCs の stock solution を 10 μ l ずつ加えて、終濃度 10 もしくは 100ppm となるよう調製し、ミキサーで十分に混合した。得られたモデル汚染土を 1 g ずつ滅菌済み試験管 (直径 16.5mm \times 長さ 105mm) に量り取り、綿栓でふたをした後、30 $^{\circ}$ C で静置培養した。河川水については、滅菌済み試験管 (直径 16.5mm \times 長さ 105mm) に 1 ml ずつ量り取った後、各 EDCs の stock solution を 10 μ l ずつ加えて、終濃度 10 もしくは 100ppm となるよう調製し、綿栓でふたをして 25 $^{\circ}$ C にて振とう培養 (300 rpm) した。またコントロールとして、河岸土、底質および河川水を 3 回オートクレーブ (120 $^{\circ}$ C、20分) した後、同濃度の EDCs を添加したものを同様の実験に供した。

③ 残存量の測定

BA および NP については、4 日毎に、DD については 10 日毎に 3 連でサンプリングし、残存量の測定を行った。EDCs の抽出は以下の手順で行った。20 μ l の 2 N 塩酸を試験管に添加し酸性条件にした後、1 ml の酢酸エチルを加え、よく攪拌し、遠心分離 (5,000g、15分) の後、有機層を回収した。残った残渣についてはさらに 1 ml の酢酸エチルを加え、先と同様の操作で有機層を回収した。回収した有機層は、適量の無水硫酸ナトリウムにより脱水した後、アスピレーターで乾固させた。乾固物に酢酸エチル 100 μ l を加え、よく溶解させた後、そのうちの 20 μ l をマイクロチューブに取り、アスピレーターで乾固させた。乾固したチューブに 20 μ l の N-メチル-N-トリメチルシリルトリフルオロアセトアミド (MSTFA) を加えた後、70 $^{\circ}$ C で 20 分間反応させ、基質をトリメチルシリル化した。反応後、内部標準として重水ナフタレン (0.01mg/ml) を 2 μ l 添加し、よく混合した後、このうちの 1 μ l を GC-MS に供した。GC-MS 分析には、Fused-silica chemically bonded capillary column DB-5 (J & W science Inc.) を接続した JMS-automass 150 GC-MS system (JEOL. Ltd.) を用いて行った。カラムの昇温プログラムその他については表 1 にまとめた。

表 1 GC-MS分析条件

Injection mode	splitless mode
Injection温度	250°C
イオン化電圧	70eV
キャリアーガス (He 2) の	65kPa
Head pressure	
(昇温プログラム)	
Initial temperature	60°C
Initial time	1 min
Rate	10°C/min
Final temperature	280°C

2-2 河川底質の表面に生息する微生物群集が有するBA生分解活性の評価

① 使用河川水及び微生物

中流域（二子多摩川駅周辺）の河川底石と河川水を密閉性プラスチック容器に入れ、強く攪拌することで、底石表面に付着したぬめり（以下、バイオフィーム）を底石より剥がし取り、河川水とともに採取し、実験に供した。

② バイオフィームのスライドガラス上での調製

採取したサンプル3リットルをガラスビーカー内に入れ（図2）、BAの stock

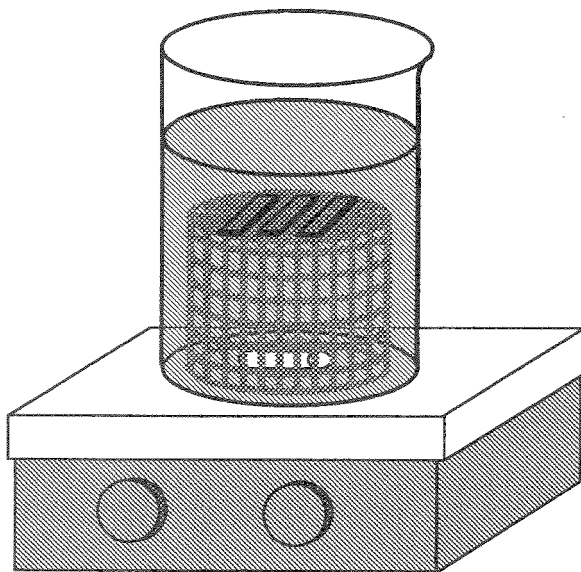


図2 バイオフィーム大量調製のための実験装置図

solution (10mg/ml ジメチルスルフォキシド) を 3 ml 添加することで終濃度10ppmとなるよう調製し、スターラーで攪拌しながら25℃で培養し、スライドガラス上にバイオフィルムを形成させた。

③ バイオフィルムの顕微鏡観察

②の手順で培養したスライドガラスについて1週間毎に顕微鏡観察を行い、バイオフィルムのスライドガラスへの定着を観察した。その際、生菌と死菌を判別するために、Live/Dead BacLight Bacterial Viability kits (フナコシ) を用いて、菌体を蛍光染色した後、顕微鏡観察した。なお、染色方法は製造会社の取扱説明書に順じて行った。

④ バイオフィルム分解活性の測定

金属製の密閉容器に、滅菌した0.4x 無機培地 (表 2) を1.5リットル入れ、バイオフィルムが付着した4枚のスライドガラスを沈めた (図 3)。さらに先と同様の BA

表 2 0.4x無機培地の組成

Na_2HPO_4	0.88 g
KH_2PO_4	0.32 g
NH_4NO_3	1.2 g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.2 g
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4 mg
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	4 mg
Bacto yeast extract	20mg

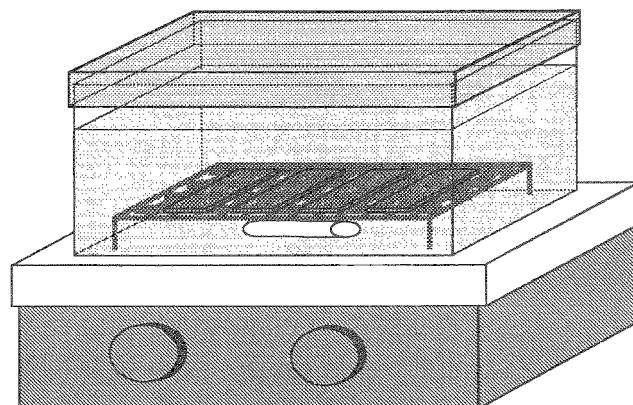


図 3 バイオフィルムが有する分解活性評価のための実験装置図

stock solution を1.5ml添加することで終濃度10ppmとなるよう調製し、スターラーで攪拌しながら、25°Cで培養した。コントロールとして、滅菌した4枚のスライドガラスを沈めた系で同様に実験を行った。一週間毎に2mlずつ3連で採取し、サンプル中に残存するBAを定量した。基質の抽出ならびにGC-MSによる測定は2-1と同様の手順で行った。

3. 結果および考察

3-1 多摩川水系の河川水、河岸土、底質ならびに都市下水処理活性汚泥が有するEDCs生分解活性の評価

① 中流域及び活性汚泥の生分解活性評価

まず最初に、中流域の河岸土、河川水、底質が保持する100ppmのNPおよびBAに対する分解活性を評価した。その結果、NPは底質により培養4日で90%以上が分解されたほか(図4)、河岸土でも培養8日で検出限界以下まで分解を受けた(図5)。一方、河川水は相対的に低い分解活性を示し、培養20日を経ても約40%の分解に留まった(図6)。同様にBAに対しても、河岸土、底質は培養4日で検出限界以下まで速やかに分解したのに対し、河川水ではほとんど分解は進まなかった(図7、8、9)。

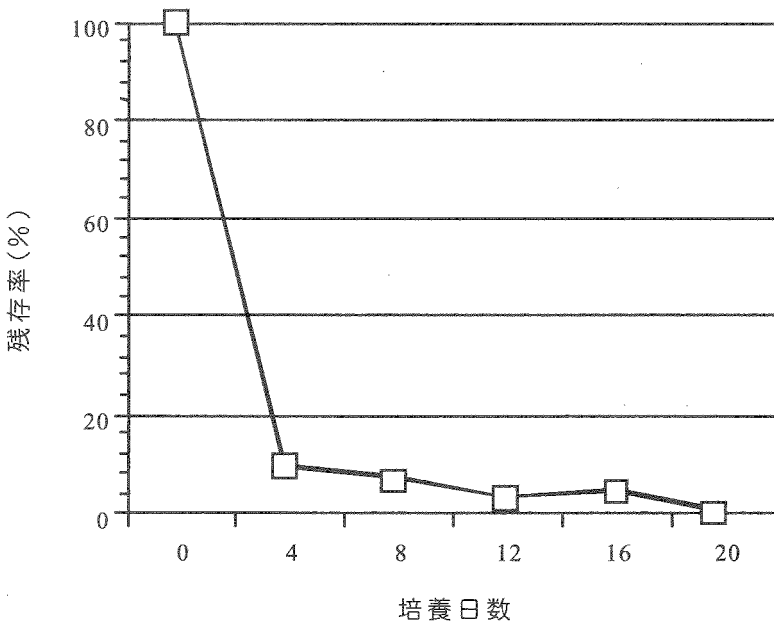


図4 中流域の底質によるNP (100ppm) の生分解

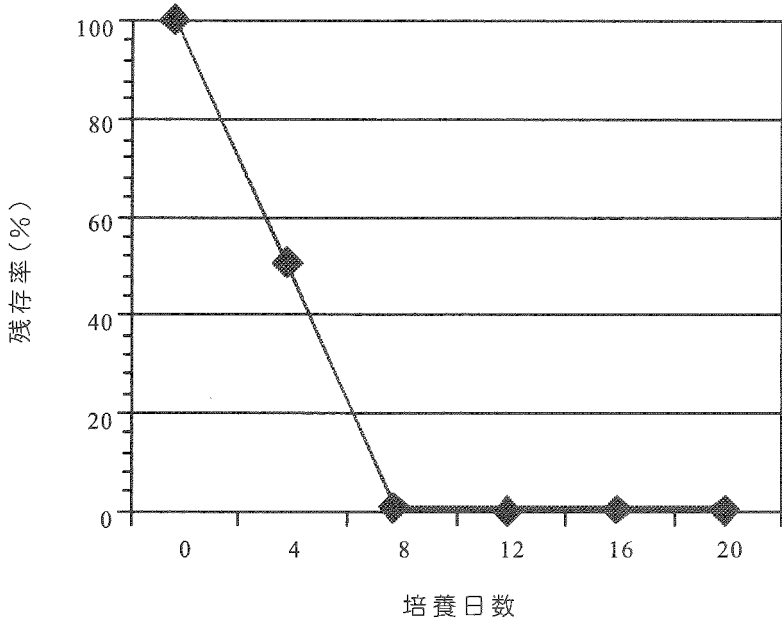


図5 中流域の河岸土によるNP (100ppm) の生分解

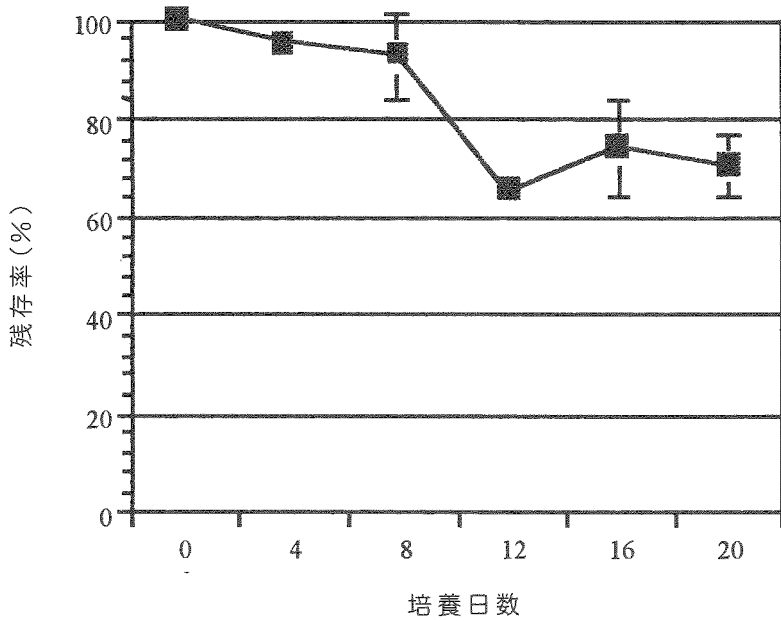


図6 中流域の河川水によるNP (100ppm) の生分解

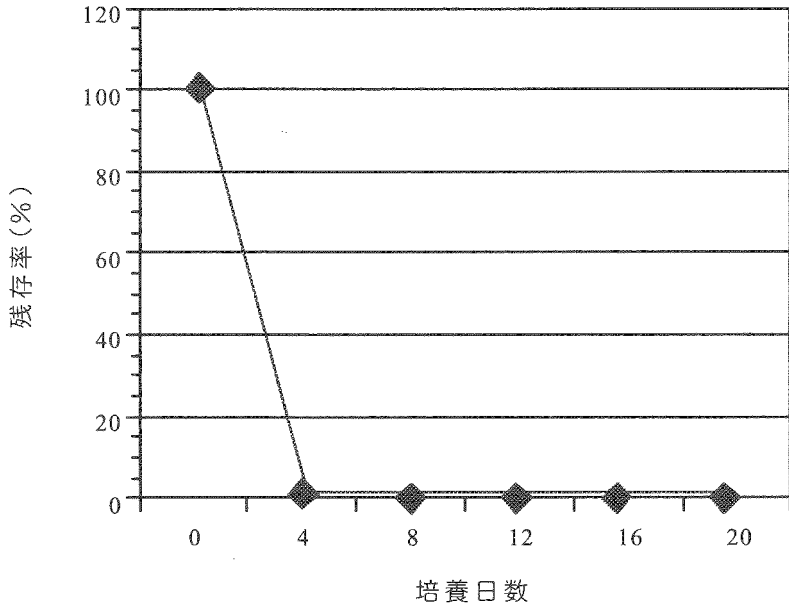


図7 中流域の河岸土によるBA (100ppm) の生分解

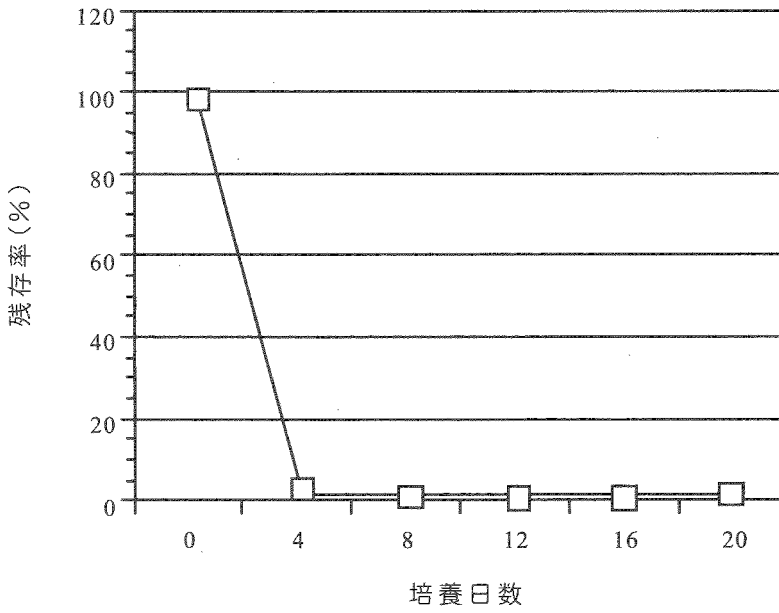


図8 中流域の底質によるBA (100ppm) の生分解

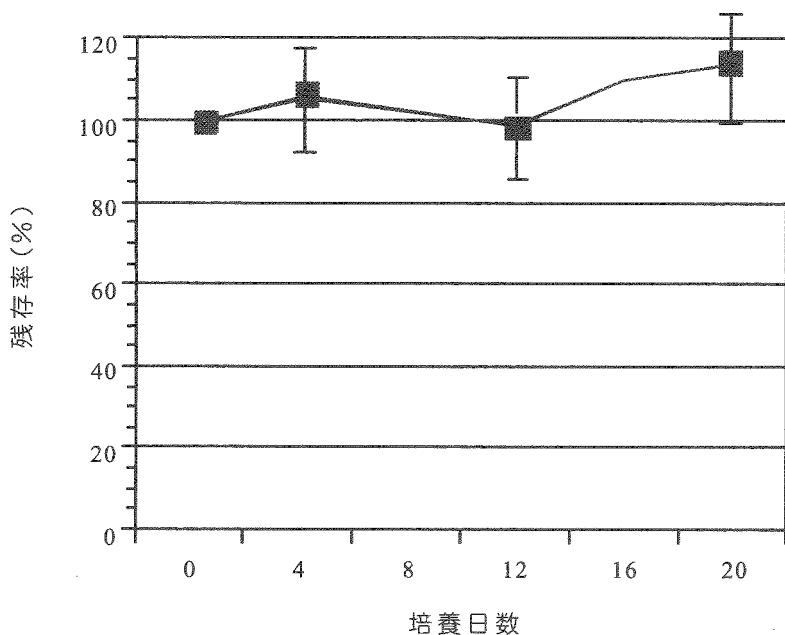


図9 中流域の河川水によるBA (100ppm) の生分解

これら結果より、中流域の環境では、河岸土もしくは底質が高い自然浄化作用を有することが示唆された。そこで次に、これら2種の土壌サンプルが有する100ppmのDDに対する分解活性を試験した。その結果、底質で最も高い分解活性が認められたものの、分解率90%に達するのに培養30日を要した(図10)。これら土壌サンプルは同条件下で培養8日以内にBAやNPを検出限界以下まで分解したことから、DDに対しては非常に分解速度が遅いことが示され、DDは自然界での残留性が高いことが推測された。

ところで、河川へのEDCsの流入経路は、下水処理場からの処理水、ならびに工業排水であると推測されている。そこで都市下水処理場の浄化装置より水温の異なる2つの時期(6月及び11月)の活性汚泥を採取し、100ppmのNPおよびBAに対する分解活性を評価した。その結果、6月に採取した汚泥はBAを培養12日間で検出限界以下まで分解したのに対し、11月に採取した汚泥では殆ど分解活性が観察されなかった(図11)。同様に6月に採取した汚泥は培養12日でNPを検出限界以下まで分解したが、11月に採取した汚泥は同培養日数で50%の分解に留まった(図12)。これらの結果より、水温の低い時期の都市下水処理汚泥は、EDCs分解活性が非常に低いことが確認され、流入先である多摩川水系では同時期には高濃度のNPおよびBAが存在しうることが示唆された。

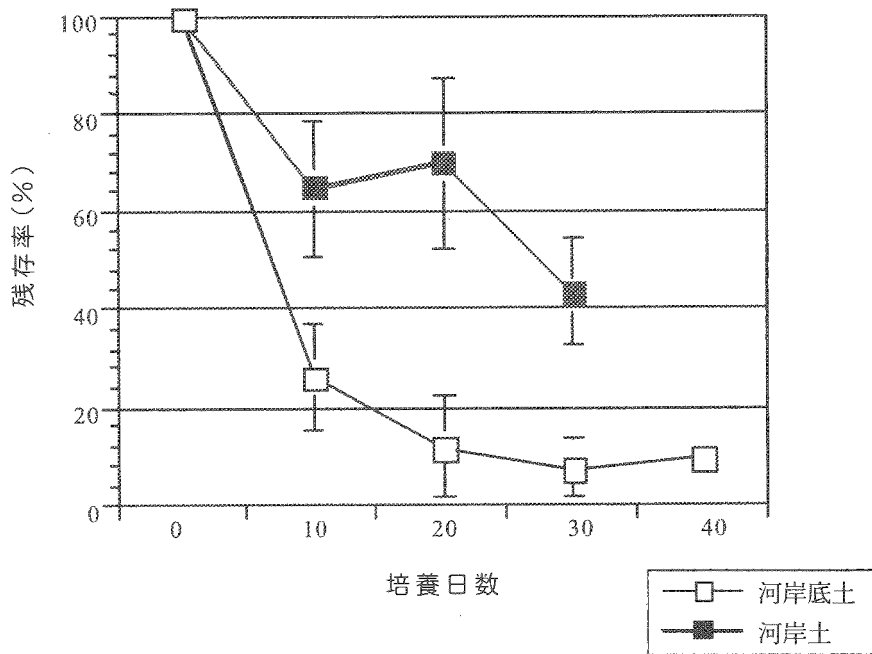


図10 中流域の河岸土・底質によるDD (100ppm) の生分解

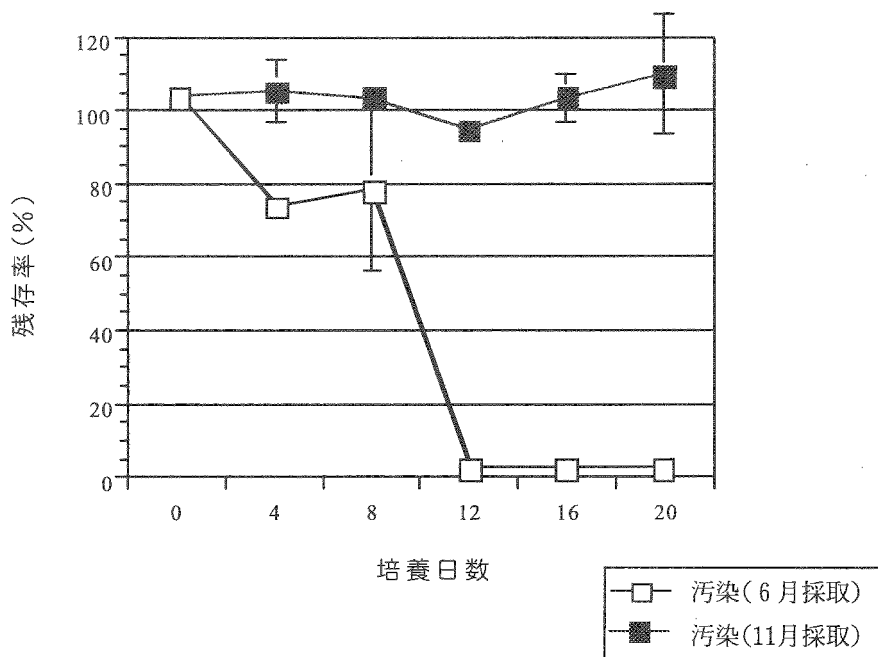


図11 都市下水処理汚泥による100ppmのBAの生分解

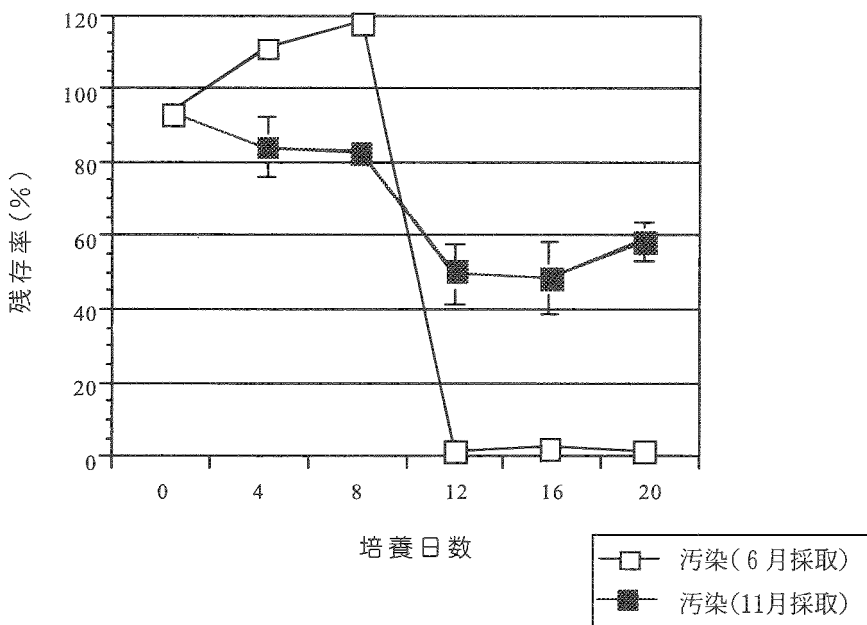


図12 都市下水処理汚泥による100ppmのNPの生分解

一方、各省庁が行ったEDCs汚染の実態調査の結果、BAやNPは高い頻度で検出されたものの、その汚染濃度は1-100ppbと低いものであった。そこで、より実汚染濃度に近い10ppmのNP及びBAに対する底質、河川水の分解活性を検討した。その結果、NPは底質により培養4日で90%以上が分解されたのに対し（図13）、河川水は相対的に低い分解活性を示した（図14）。BAについては底質により培養4日で90%以上が分解されたが（図15）、河川水では殆ど分解活性が認められなかった（図16）。これら結果は100ppmの各EDCsについて試験した場合とほぼ同様の傾向であり、中流域水圏の自然浄化の場は河川水よりも底質であることが強く示唆された。

次に、EDCs汚染度が高いことが懸念されている下流域や、逆にEDCsにより汚染されていないと推測される上流域の自然浄化能について試験する目的で上・下流域から採取したサンプルのNP及びBAに対する分解活性を評価した。

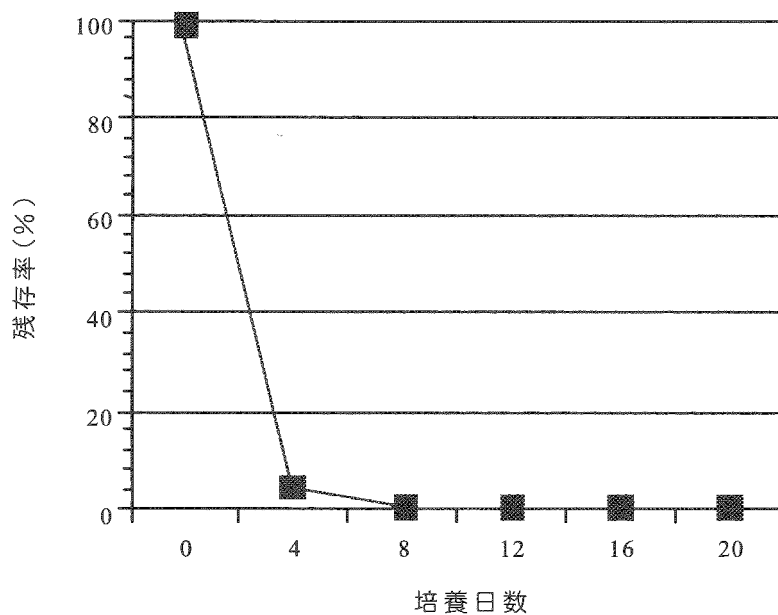


図13 中流域の底質によるNP (10ppm) の生分解

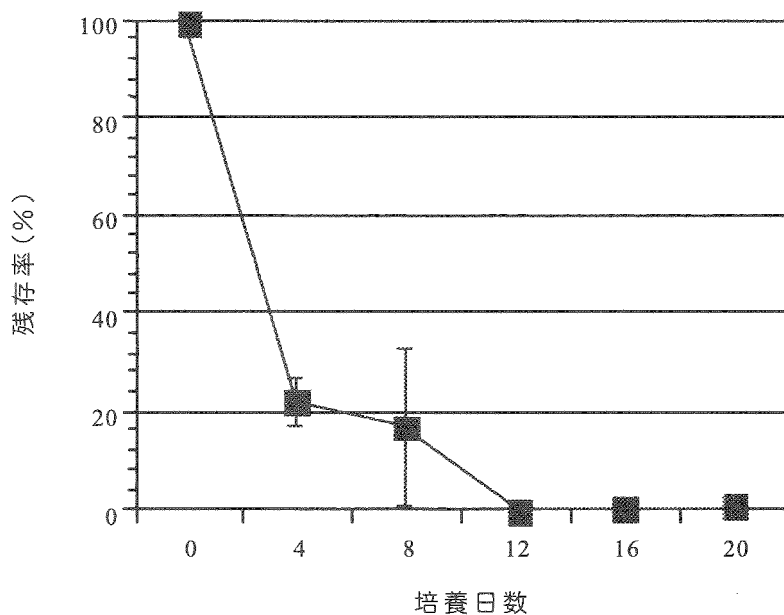


図14 中流域の河川水によるNP (10ppm) の生分解

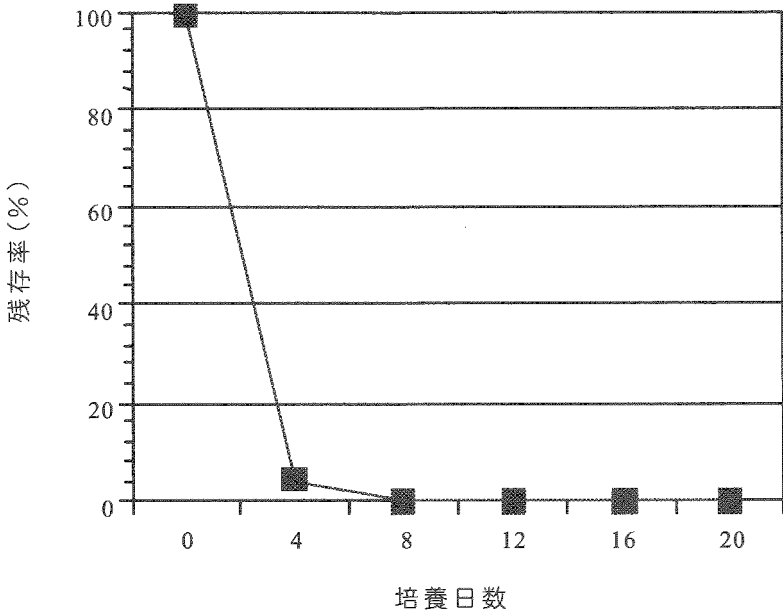


図15 中流域の底質によるBA (10ppm) の生分解

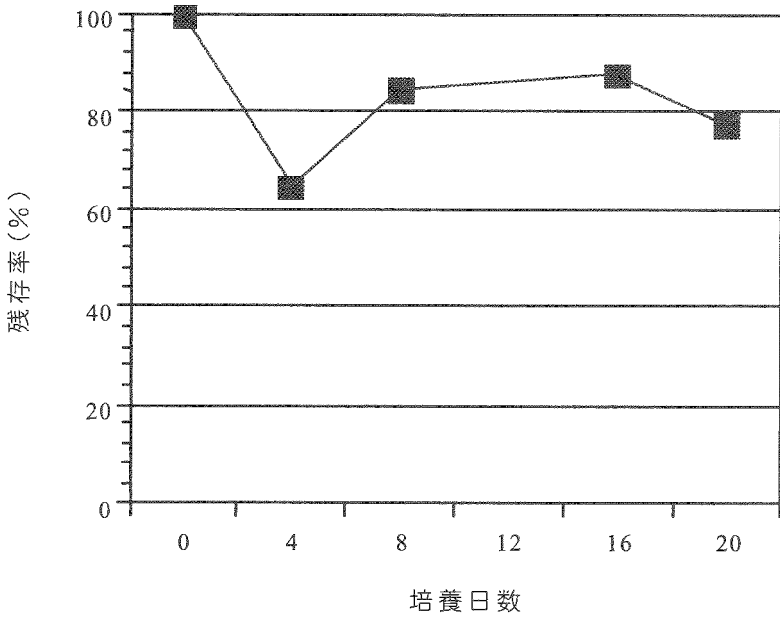


図16 中流域の河川水によるBA (10ppm) の生分解

② 上流域の生分解活性評価

10ppmのBAに対する分解活性を検討した結果、河岸土、底質では培養4日には90%以上の分解が観察された一方(図17、18)、河川水では殆ど分解は認められなかった(図19)。またNPについては、河岸土では培養4日で検出限界以下まで分解されたのに対し(図20)、底質、河川水では分解率90%に達するのに20日を要した(図21、22)。以上の結果より、興味深いことに、EDCs汚染が進行していないと推測される上流域においても、河岸土および底質はNPおよびBAに対し有意な浄化能を有していることが明らかとなった。さらに底質と比較して河岸土の方が活性が高いという傾向が両基質において見出され、これは水圏と土壤に生育する常在微生物の量及び質的な違いに因ることが推測された。一方、河川水については、中流域と同様にBAに対する分解活性が非常に低い傾向が見出された。

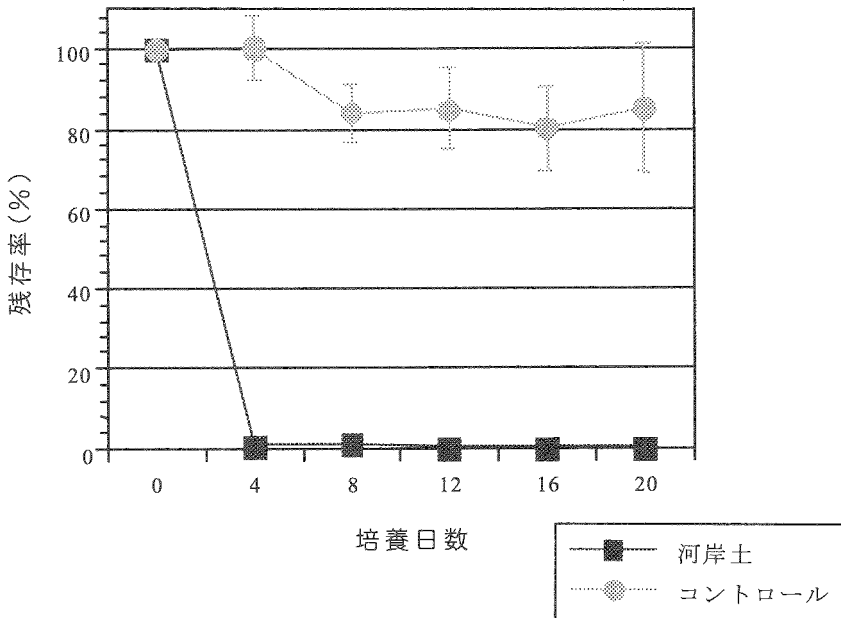


図17 上流域の河岸土によるBA (10ppm) の生分解

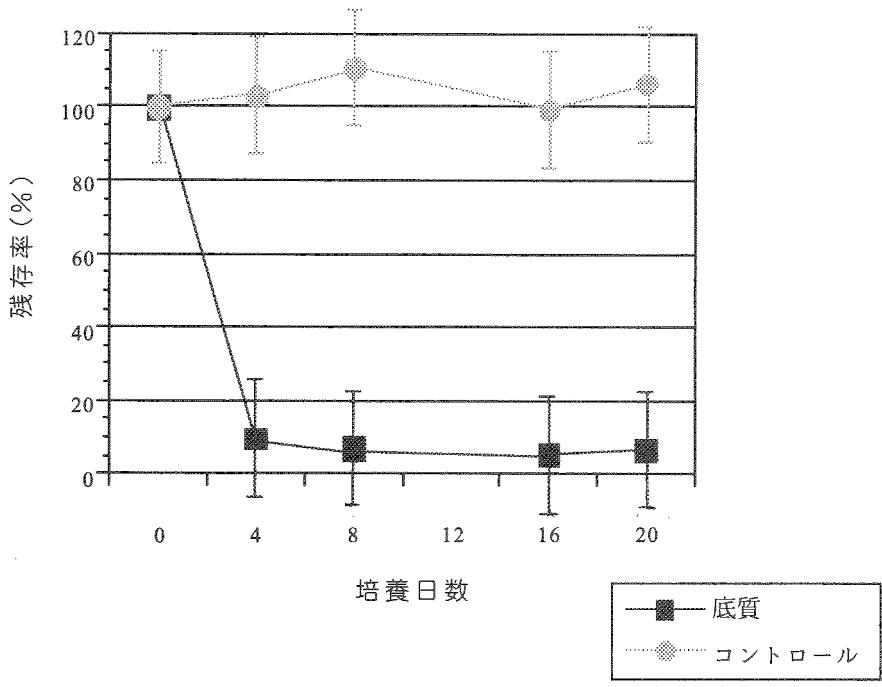


図18 上流域の底質によるBA (10ppm) の生分解

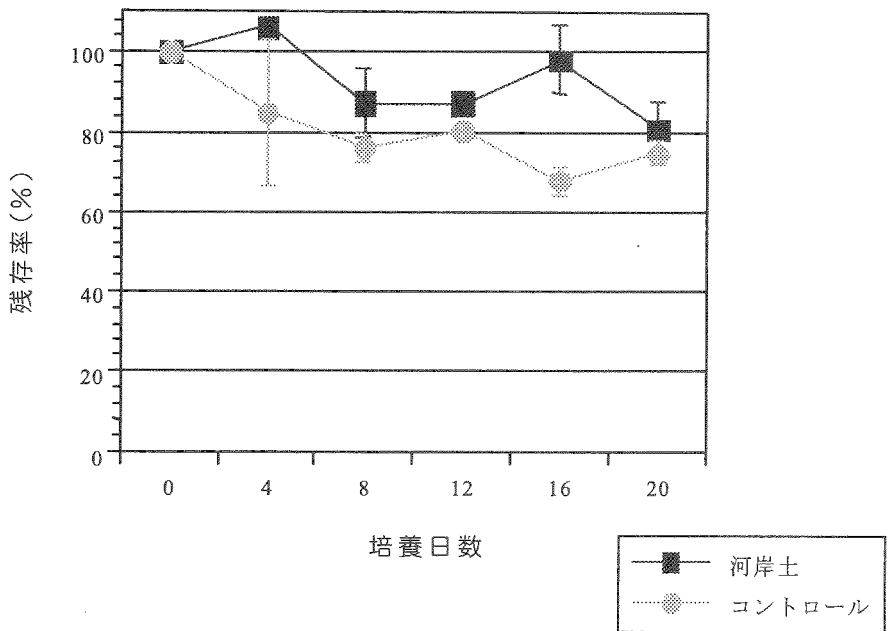


図19 上流域の河川水によるBA (10ppm) の生分解

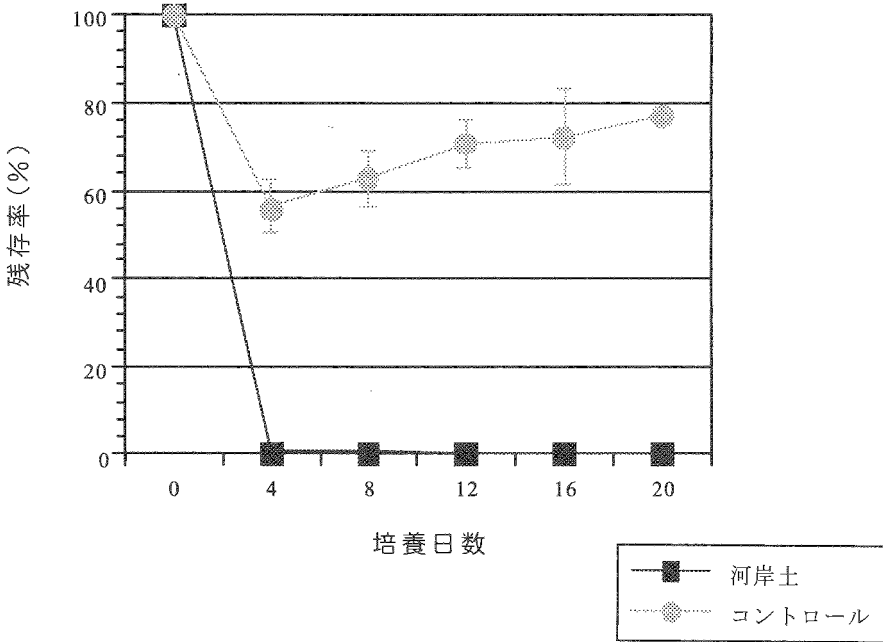


図20 上流域の河岸土によるNP (10ppm) の生分解

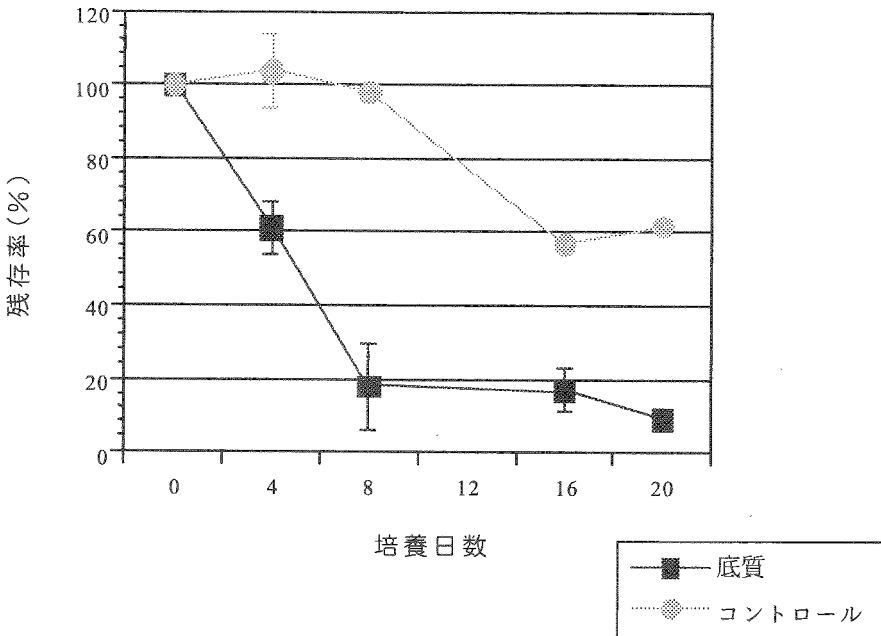


図21 上流域の底質によるNP (10ppm) の生分解

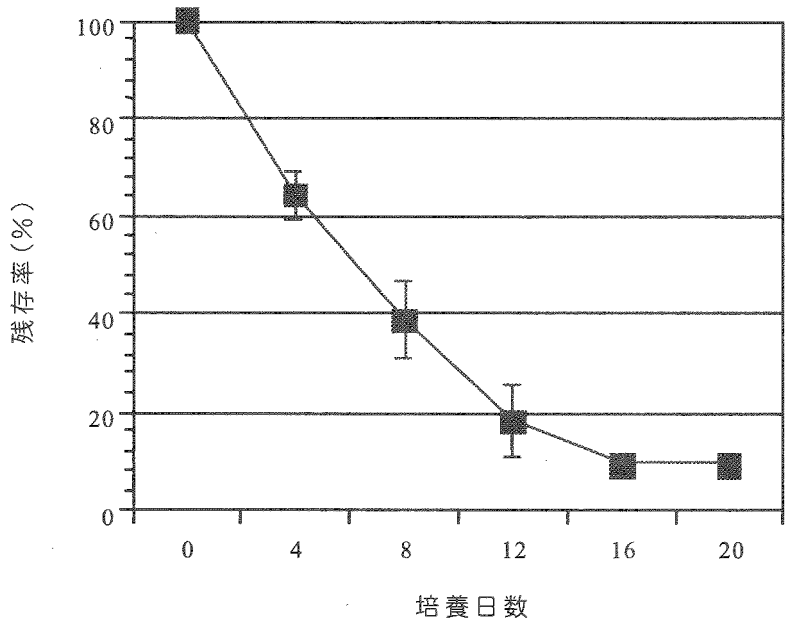


図22 上流域の河川水によるNP (10ppm) の生分解

③ 下流域の生分解活性評価

10ppmのBAに対する分解活性を検討した結果、3種のサンプル全てで、培養4日には90%以上の分解活性が認められた(図23、24、25)。一方、NPについては、底質により培養12日で約90%が分解されたのに対し(図26)、河川水、河岸土では分解率80%に達するのに培養20日を要した(図27、28)。これら結果により、上・中流域と同様に下流域においても、底質のほうが河川水と比較して分解活性が高いことが示された。さらに同流域の土壌サンプルでは、上流域の場合と同様にNPよりもBAに分解活性が高いという傾向が見出された。

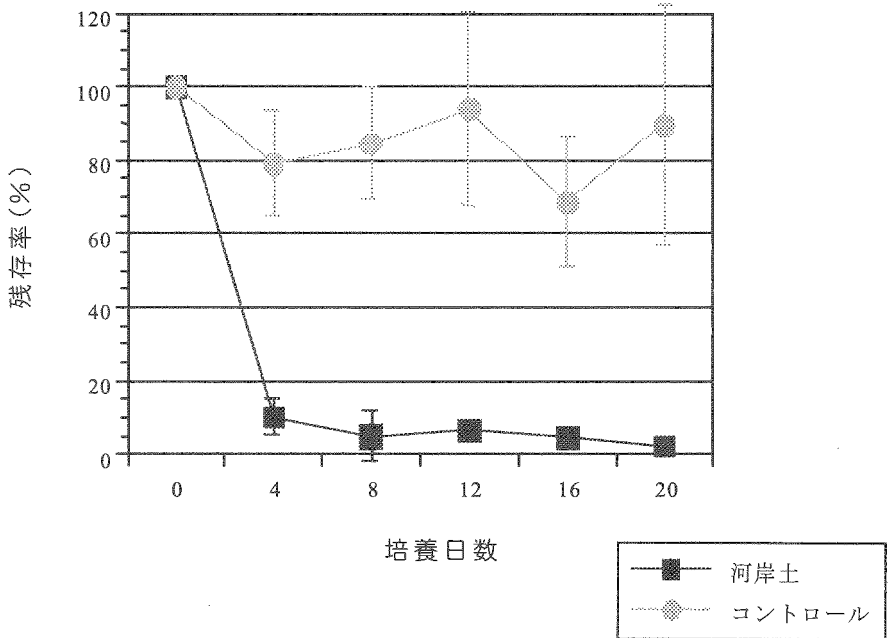


図23 下流域の河岸土によるBA (10ppm) の生分解

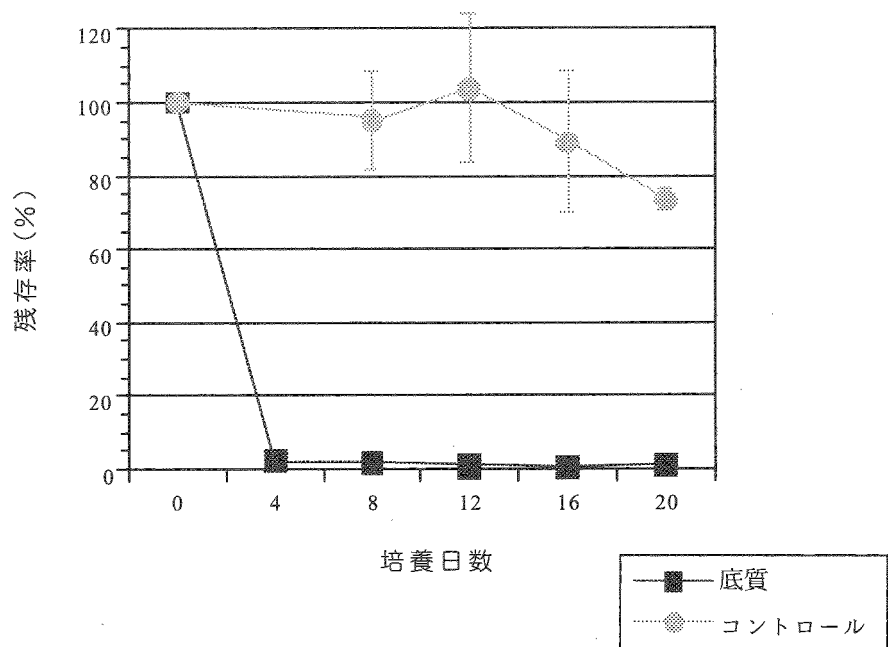


図24 下流域の底質によるBA (10ppm) の生分解

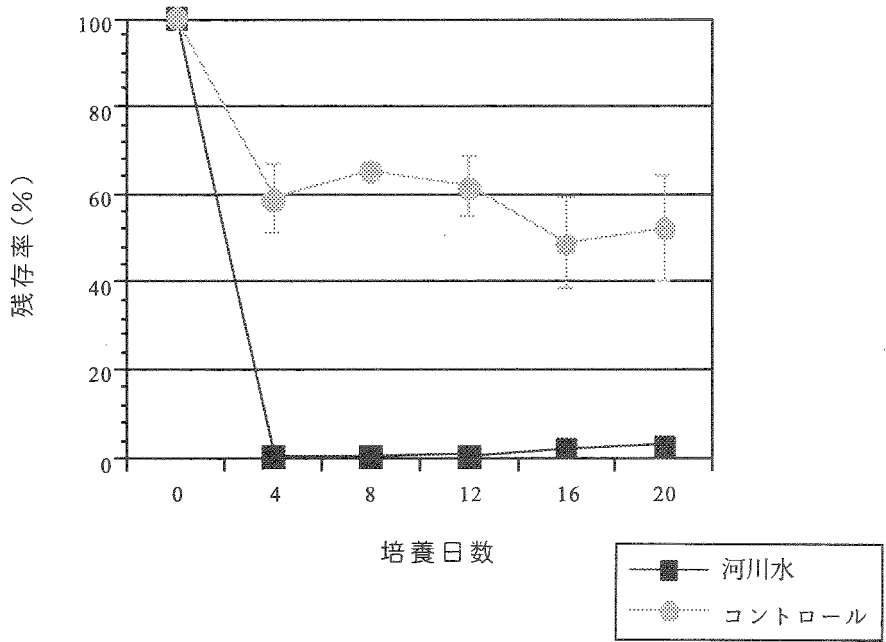


図25 下流域の河川水によるBA (10ppm) の生分解

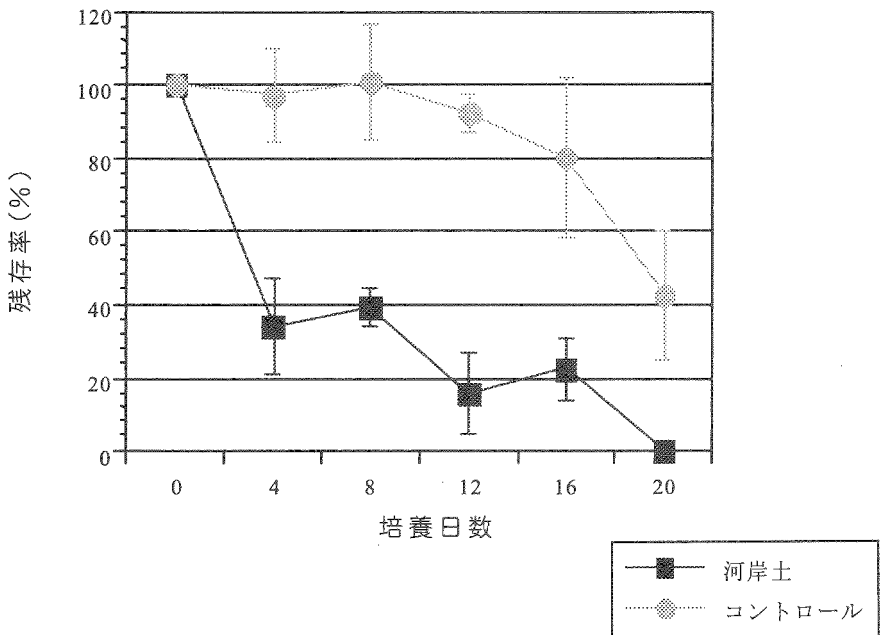


図26 下流域の河岸土によるNP (10ppm) の生分解

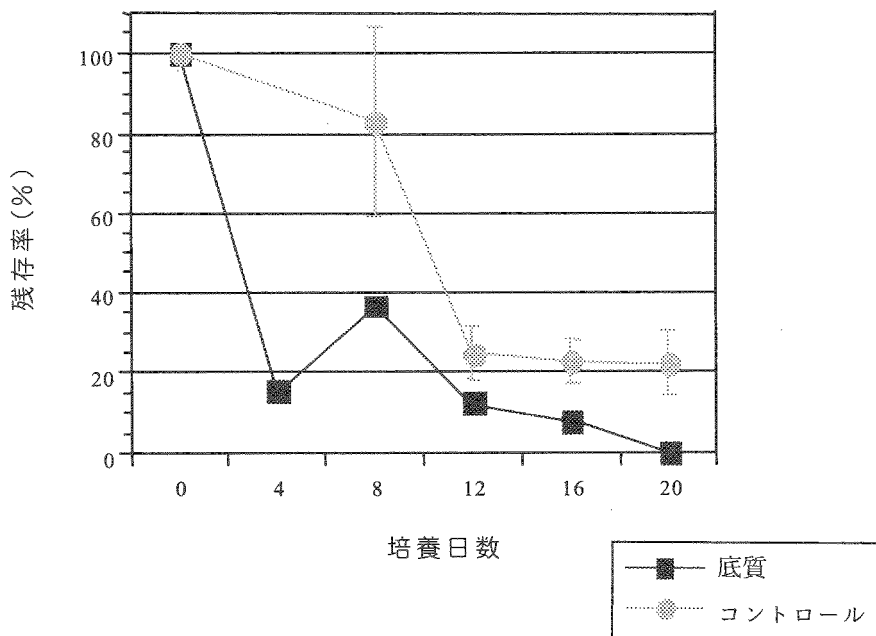


図27 下流域の底質によるNP (10ppm) の生分解

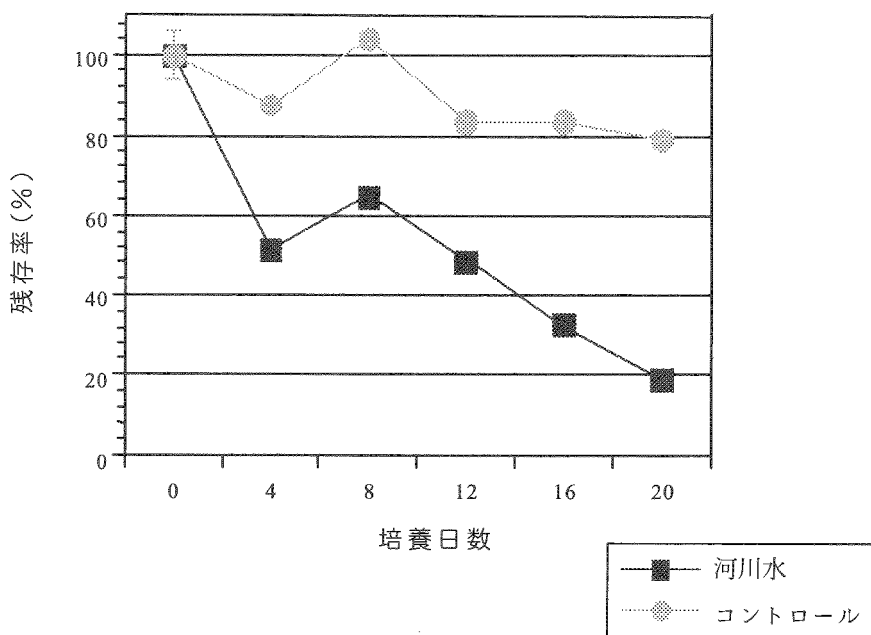


図28 下流域の河川水によるNP (10ppm) の生分解

3-2 中流域の底石表面に生息する微生物群集のBA分解活性の評価

上記の試験結果より、各流域の水圏では河川水よりも底質に高い自然浄化能力が見出された。そこで中流域の川底の表面に生育する微生物群集について、BA に対する分解活性を検討した。まず最初に、河川水および河川底石表面に付着したバイオフィームを中流域より採取し、研究室内で河川模型を設計した。さらに、模型中にスライドガラスを沈めて培養することで、ガラス上へのバイオフィームの形成を試みた。その結果、培養2週間以降に目視可能な大きさの茶褐色のフロックがガラス上へと集積していくのが観察された。また、この茶褐色のフロックには微生物が高い密度で含まれていることが顕微鏡により観察され、本付着物はバイオフィームであることが確認された。さらに生菌体と死菌体をそれぞれ異なる蛍光体で染め分けた後、同一フロックについて顕微鏡観察し、死菌体の占める割合を比較した結果、培養4週間目以降の成長したフロック内には既に死んでいる微生物も多く含まれていることが観察された(図29-34)。

(注：図31と32および33と34は同一のフロックを同一の角度より観察したものである)

そこで、培養2週目のスライドガラスを用いて、これらバイオフィームのBA に対する分解活性を試験することとした。その結果、ネガティブコントロールであるバイオフィームを含まないスライドガラスを用いた系でも基質の減少が確認されたものの、サンプルではさらに20%以上の分解が観察された(図35)。これより、BA の多くは河川模型内へ非特異的に吸着している可能性が示されたため、基質の減少量がそのまま微生物による分解とは言い難いものの、バイオフィーム中の微生物は有意なBA分解活性を有していることが観察された。



図29 生菌染色したバイオフィルムの顕微鏡観察（培養1週目）

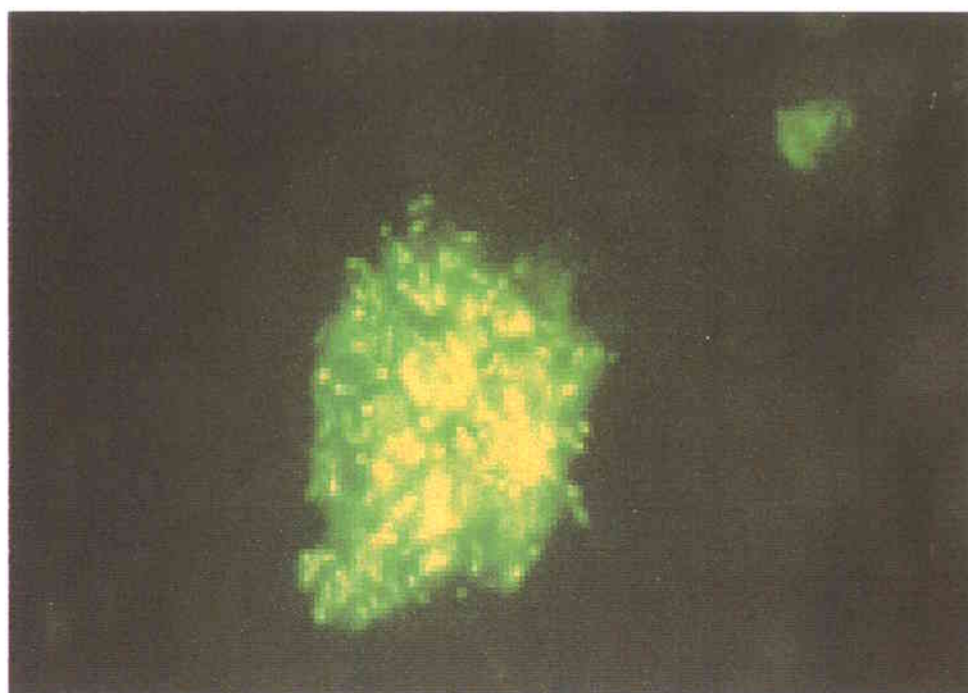


図30 生菌染色したバイオフィルムの顕微鏡観察（培養2週目）

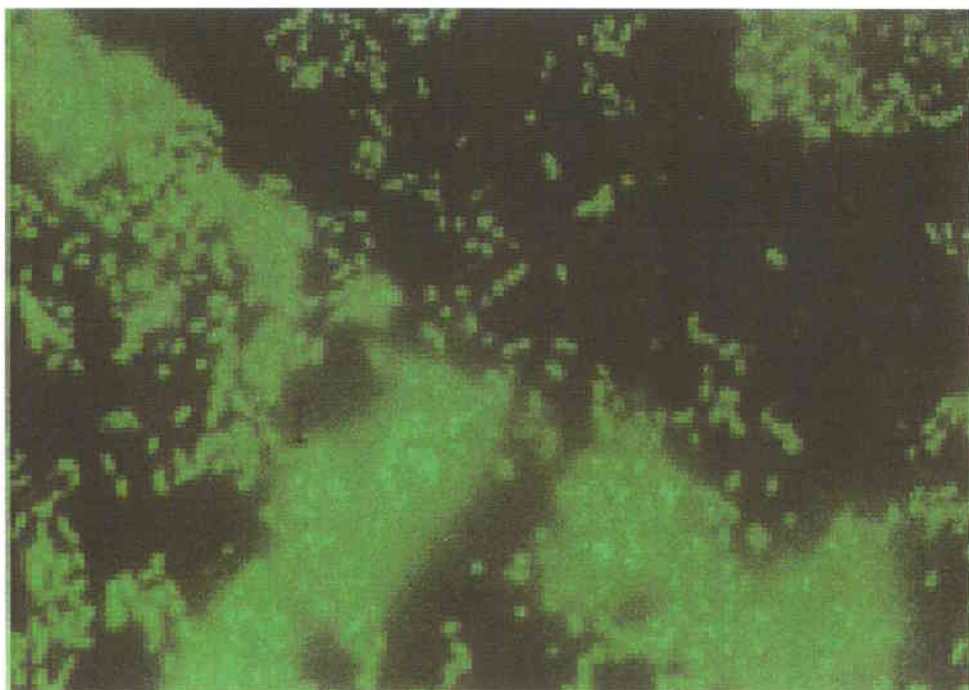


図31 生菌染色したバイオフィルムの顕微鏡観察（培養3週目）

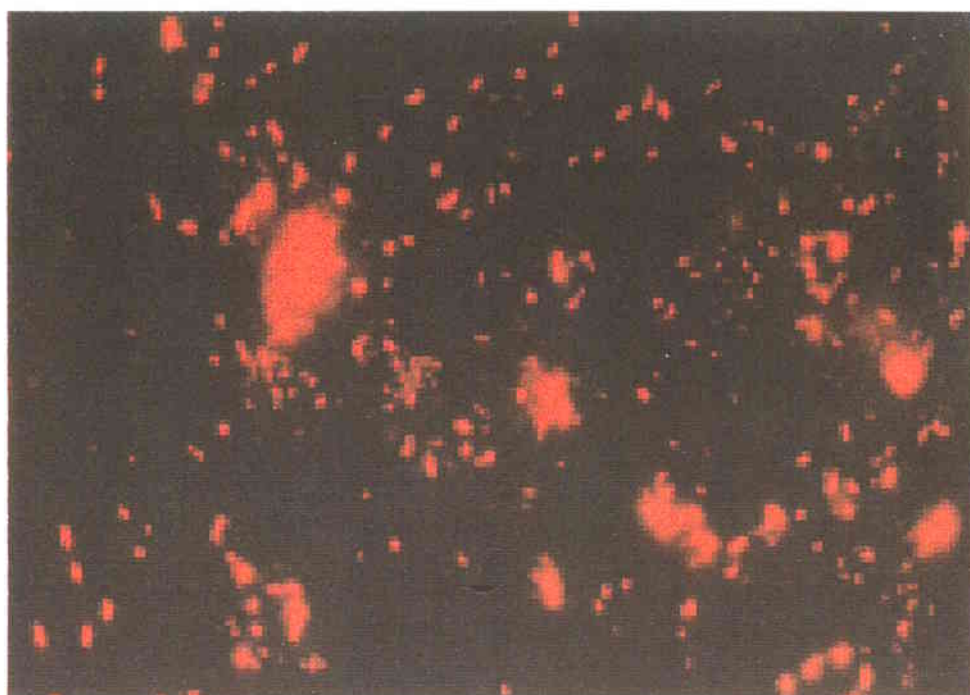


図32 死菌染色したバイオフィルムの顕微鏡観察（培養3週目）

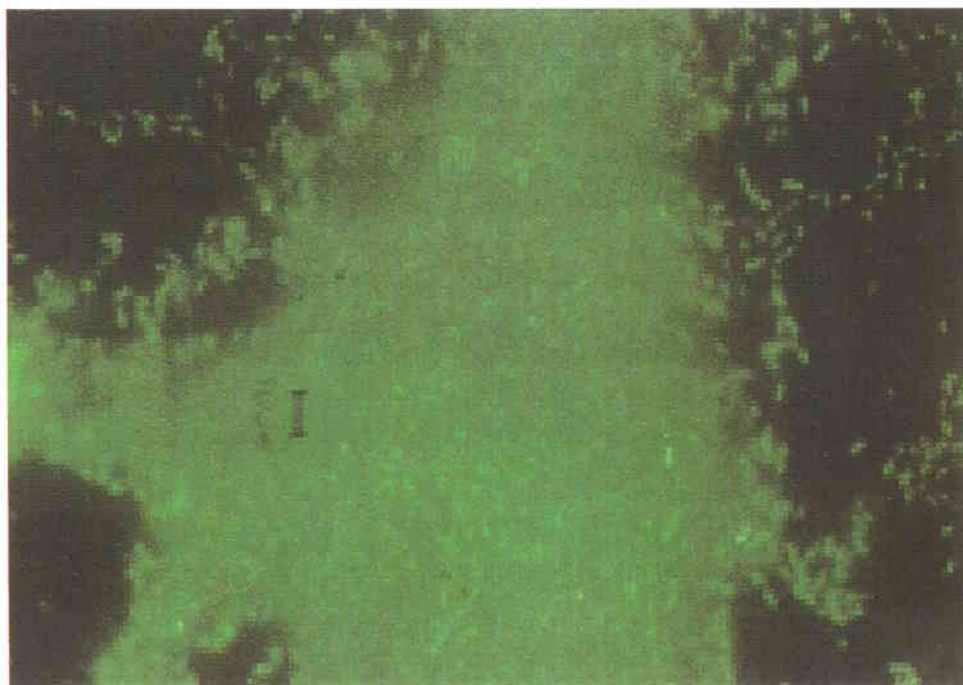


図33 生菌染色したバイオフィルムの顕微鏡観察（培養4週目）

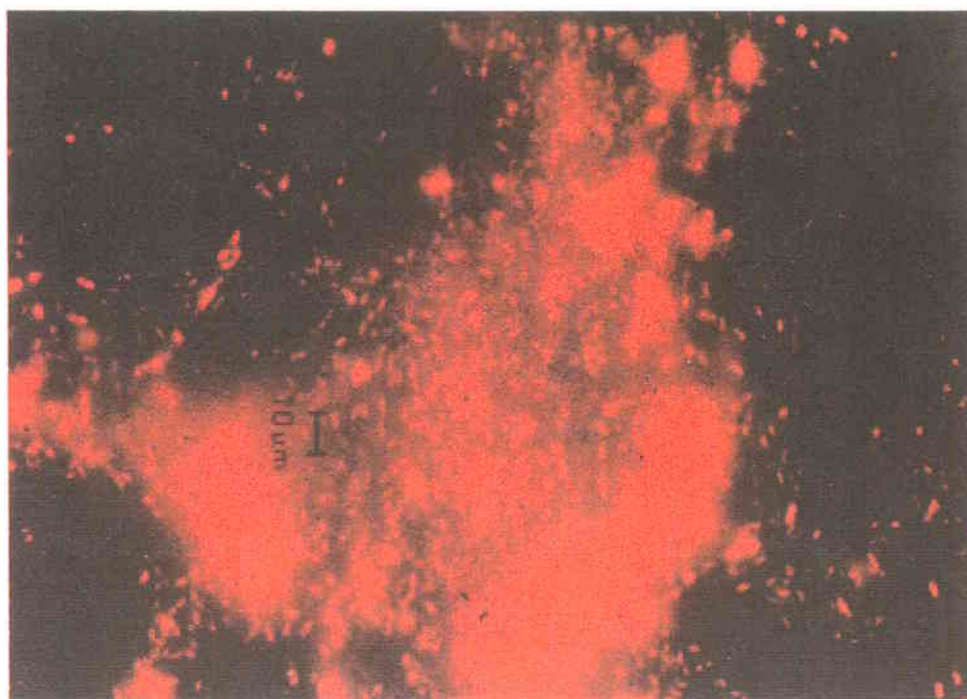


図34 死菌染色したバイオフィルムの顕微鏡観察（培養4週目）

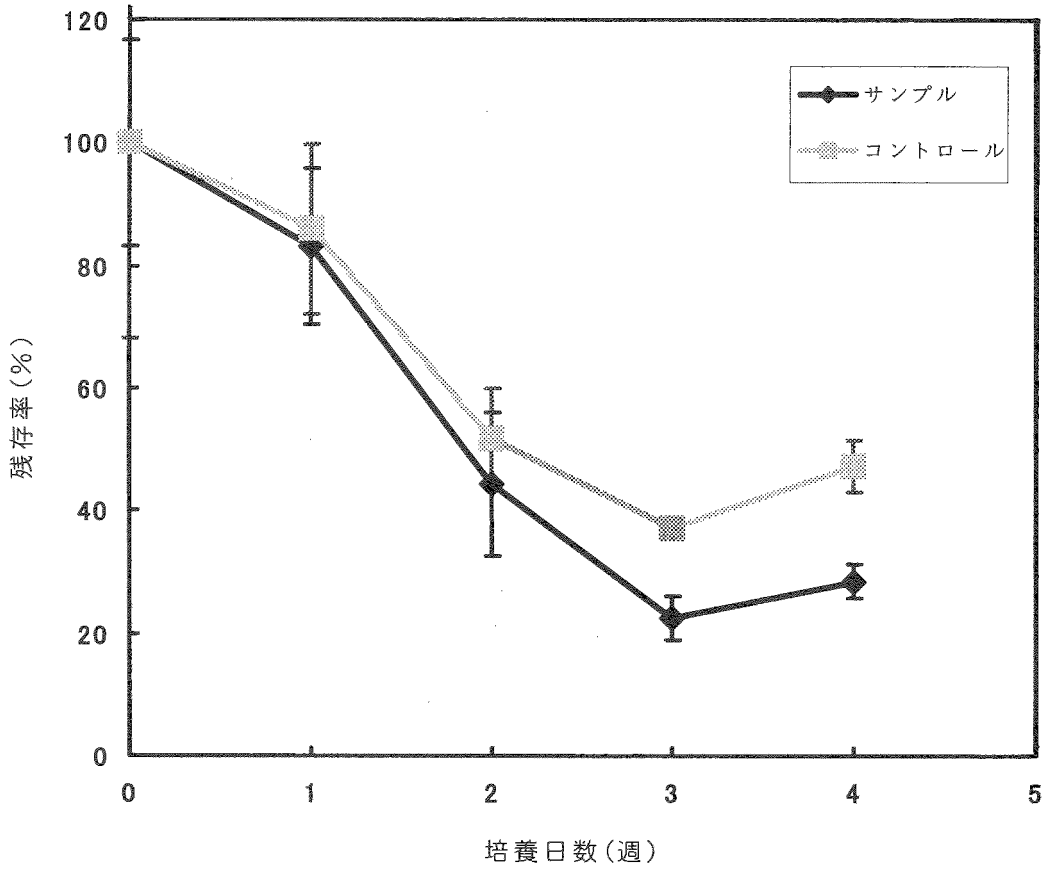


図35 バイオフィルムによるNP (10ppm) の生分解

4. まとめと今後の展望

低濃度で広範囲に汚染された土壌および水圏の浄化方法として、常在の微生物群の分解活性を用いた Natural attenuation 技術の適用が期待されている。一方、本技術の導入にあたっては、目的化合物に対し分解活性を有する微生物が常在している事が大前提となる。そこで本助成研究では、EDCs 汚染がすでに問題視されている多摩川水系の上、中、下流域の河岸土、河川水、河川底質について、環境中での検出率が EDCs の中で最も高い NP、BA、そして毒性が最も高い DD に対する分解活性を試験した。

その結果、全領域の河岸土、底質は NP および BA に対し分解活性を有していることが確認された。一方、中流域の河岸土、底質は DD に対しても分解活性を有していることが明らかになったものの、その分解速度は同条件の NP および BA に対する場合と比較して約 4 倍以上低いものであった。各省庁による汚染実態調査の結果、DD などの難水溶性物質は河川水中よりも底質においてより高濃度で検出されており、これら化合物は底質中の疎水性マトリクスに吸着して存在することが推測されている。このことから、DD が微生物による分解を受けにくい理由として、平面構造から由来する難分解性はもとより、固体表面に吸着されているため微生物との接触効率が著しく低下していることも起因していると考えられた。よってこのような性質を有する EDCs については、浚渫などの物理的除去も浄化手段として有効であると考えられる。

一方、大変興味深いことに、EDCs が流入していないと推測される上流域の土壌サンプルでも BA および NP に対して分解活性が認められた。天然化合物には、植物組織由来のリグニンやフラボノイドなど構造内に複数のベンゼン環を有するものが多く存在しており、自ずとそれら化合物を資化しうる微生物が周辺には生息していると考えられる。おそらく、上流域で観察された NP や BA の生分解は、このような天然化合物に対する酸化酵素の共代謝により行われたものと推測された。

以上の成果より、多摩川河川の広い領域の底質が NP および BA に対し生分解活性を有することが観察され、Natural attenuation のための主原動力となる微生物の存在が明らかとなった。そこで下水処理場が点在しており汚染度が高いと推測される中流域の川底表面よりバイオフィームを単離し、研究室内で大量調製後、その BA 分解活性を試験した結果、バイオフィーム中の微生物は有意な分解活性を保持していることが観察された。一般にバイオフィーム中では、微生物が細胞外に生産するポリマーが微生物間を接着し、高密度な微生物層を形成しており、それら微生物の共代謝により幅広い化合物の分解能を有していることが知られている。また、このポリマー分子が疎水性物質などを吸着するため、難水溶性物質のトラップとしての作用も有していると推測されている。よって、このよう

な形態の微生物層は疎水性の高いEDCsの分解には適していることが期待される。今後は、このようなバイオフィームから EDCs 分解活性の高い微生物を単離し、それら菌株の生育ならびに分解活性が促進されるような環境の検討が必要であると思われる。至適環境が見出された場合、類似の環境を多摩川河川に導入することで、底質の分解活性を増強することが可能になると思われる。一方、河川は降雨条件により大きく環境が変化することも考えられ、人工的な環境の改変やその維持は難しい場合も想定される。そこで、本研究で行ったように、多摩川河川より採取した河川水とバイオフィームを用いて、河川外部でバイオフィームを大量調製し、河川へ戻すことも有効であると考えられる。この際、バイオフィームのみを河川に戻した場合は、降雨や河川流量の増大などによりバイオフィームが安定に保持されないうちに、河口部へ流されてしまう可能性も考えられる。よって、活性炭や、その他の生分解性の高い担体にバイオフィームを付着させた後、河川へ戻すのがより効率的であると考えられる。さらに、担体で保持されたバイオフィームを河川に戻した場合、その EDCs 分解活性がどれだけの期間維持されるのか、さらには分解活性を有する微生物がどれだけ淘汰されずに生育し続けられるのかをモニタリングすることが重要であると思われる。よって、今後は EDCs 分解活性の高いバイオフィームを河川外部で調製する方法、さらには調製したバイオフィームを河川に戻した場合の EDCs 分解菌や分解活性のモニタリングが重要な研究課題であると考えられた。

「たまがわ多摩川のかがんど河岸土、かせんていど河川底土、かせんすい河川水の
ないぶんびつ内分泌かくらんぶつしつぶんかいのう乱物質分解能とそのきょうか強化に関するけんきゅう研究」

(研究助成・学術研究VOL. 30-No.218)

共 著 よし たか こ おお もり とし お 吉田 貴子・大森 俊雄
発行日 2002年3月31日
発 行 財団法人 とうきゅうとうきゅう環境浄化財団
〒150-0002
渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)
TEL (03)3400-9142
FAX (03)3400-9141
