

固定化海洋性微細藻類による配糖化を利用したバイオレメディエーションに関する研究

¹下田 恵, ²浜田 博喜, ³内村 祐之

¹大分大学医学部, ²岡山理科大学理学部, ³愛媛県水産試験所

概要 環境ホルモン、農薬成分、ダイオキシン類は、水や大気を介して拡散し、河川を通して最終的に海洋に流入し、地球環境を長期にわたって汚染する。環境汚染物質の中で、特に、フッ素化フェノール類は、過去 15 年間に、全農薬の内、使用されている割合が4% から9% まで増加している。このため、自然界に放出される農薬成分フッ素化フェノール類の浄化の対策を早急に講じる必要がある。

本研究では、海洋に流入したフッ素化フェノール類を、海洋性微細藻類による配糖化を利用して無毒化する、独創的なバイオレメディエーションを開発することを研究目的としている。瀬戸内海に生息する海洋性微細藻類を中心にスクリーニングを行った結果、*Amphidinium crassum* にフッ素化フェノール配糖化活性を見出した。さらに、固定化海洋性微細藻類を利用した汚染海水の浄化システムを構築することを目的として、包摂固定化法により *A. crassum* を固定化し、そのフッ素化フェノール配糖化機能について調べた。固定化ゲル濃度については、2% のアルギン酸ナトリウムゲルが、フッ素化フェノールの配糖化の至適濃度であることが明らかとなった。この濃度条件で固定化した *A. crassum* は、固定化していないものと比較して、最大で 2.5 倍の高い配糖化活性を持つことが明らかとなった。

農薬成分であるフッ素化フェノール類は、フッ素-炭素間結合が強固で安定な結合であるため、細菌・微生物による分解を受けにくいという問題点がある。固定化海洋性微細藻類による配糖化は、毒性の高いフェノール性水酸基の無毒化に有効な化学修飾であり、分解が困難な農薬成分フッ素化フェノール類に汚染された海水の浄化に有効な手立てとなることが示唆された。

1. 研究目的

プラスチックや樹脂で構成される工業製品の原料となるビスフェノール A やベンゾフェノン、農薬の成分であるフッ素化フェノール類、また、ごみを燃焼する際に生じるダイオキシン類は、水や大気を介して拡散し、河川を通して最終的に海洋に流入し、地球環境を長期にわたって汚染する。

これらの環境汚染物質の中で、特に、フッ素化フェノール類は、過去 15 年間に、全農薬の内、使用されている割合が4% から9% まで増加している^[1-8]。このため、自然界に放出されるフッ素化フェノール類の浄化の必要性が高まっている。

ベンゼン環を分子内に持つ環境汚染物質のバイオレ

メディエーションは、土壌細菌が持つ、ベンゼン環の分解による浄化機能の研究が一般的である^[9-11]。しかし、農薬成分であるフッ素化フェノール類は、フッ素と炭素間の結合が強固で安定な結合であるため、細菌・微生物による分解を受けにくいという研究成果が報告されている^[12]。配糖化は、毒性の高いフェノール性水酸基の無毒化に有効な化学修飾であり^[13,14]、分解が困難な農薬成分フッ素化フェノール類の浄化に有効な手立てとなると期待される。

本研究では、海洋に流入した環境汚染物質を、海洋性微細藻類による配糖化を利用して無毒化する、新規かつ独創的なバイオレメディエーションの開発を目指し、環境汚染物質を配糖化する能力のある海洋性微細藻類の発見と、その能力を最大限に活用するため、固定化海洋性

微細藻類を利用した汚染海水の浄化システムの構築を行うことを研究目的としている。申請者らは、上記目的の達成のため、フッ素化フェノール類、ビスフェノール A、ベンゾフェノン、ダイオキシン類を配糖化する活性を有する海洋性微細藻類のスクリーニングと、固定化海洋性微細藻類によるこれら環境汚染物質の配糖化能力の解明を行っている。平成 22 年度は、農薬成分フッ素化フェノール類について主に、固定化海洋性微細藻類による配糖化機能について明らかにした。

2. 研究方法

2.1 海洋性微細藻類の培養

本研究で使用した海洋性微細藻類は、一般的に沿岸部に見られる微細藻類のうち、岡山理科大学および愛媛県水産試験所が所有する瀬戸内海に生息する海洋性微細藻類の株を中心に用いて行った。

海洋性微細藻類の培養は、市販の藻類培養液(KW21 太平洋貿易株式会社)を使用して行った。培養は、25℃、光照射条件下、オープンエア/エアレーション条件、振盪条件下において行った。

2.2 海洋性微細藻類によるバイオトランスフォーメーション

海洋性微細藻類による環境汚染物質の物質変換(バイオトランスフォーメーション)実験は、藻類を 800 rpm で 15 分間の遠心による濃縮の後、Table 1 に示す組成の人工海水を利用して行った。

バイオトランスフォーメーションによる反応は、300 ml の人工海水と 9 g の海洋性微細藻類を含む、500 ml 培養用フラスコに、基質となる 0.2 mmol の環境汚染物質(2-フッ素化フェノール、3-フッ素化フェノール、4-フッ素化フェノール)を投与することにより行った。環境汚染物質を投与された海洋性微細藻類は、オープンエア/エアレーション条件、振盪器を利用した回転振盪条件下(100 rpm)で、8 日間反応を行った。

バイオトランスフォーメーション生成物は、以下の手順で抽出と分析を行った。1,000 rpm で 30 分間、遠心処理することにより海洋性微細藻類と人工海水に分離した。海洋性微細藻類はメタノールにより浸漬処理し、24 時間後に 5 分間の超音波処理を行った。メタノール画分は、減圧下において濃縮を行った後、蒸留水と酢酸エチルを用い

Table 1. The constituents of synthetic seawater

Constituents ^a	Conc. (g/l)	Constituents ^a	Conc. (g/l)
NaCl	20.7	AlCl ₃ ·6H ₂ O	8x10 ⁻⁶
MnCl ₂ ·4H ₂ O	1x10 ⁻⁶	FeCl ₃ ·6H ₂ O	5x10 ⁻⁶
MgCl ₂ ·6H ₂ O	9.5	Na ₂ WO ₄ ·2H ₂ O	2x10 ⁻⁷
CaCl ₂ ·6H ₂ O	1.3	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	2x10 ⁻⁵
Na ₂ SO ₄	3.5	Na ₂ SiO ₃	5x10 ⁻²
KCl	0.6	NaNO ₃	0.2
NaHCO ₃	0.2	Na ₂ HO ₄	1x10 ⁻²
KBr	9x10 ⁻²	EDTA-2Na	9x10 ⁻⁴
Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O	3x10 ⁻²	Vitamin B ₁₂	2x10 ⁻⁶
SrCl ₂	1x10 ⁻²	Thiamine·HCl	8x10 ⁻⁵
NaF	3x10 ⁻³	Biotin	1x10 ⁻⁶
LiCl	1x10 ⁻³	EDTA-Fe	3x10 ⁻³
KI	7x10 ⁻⁵	H ₂ NC(CH ₃ OH) ₃	5x10 ⁻³
CoCl ₂ ·6H ₂ O	2x10 ⁻⁷		

^aConstituents are dissolved in distilled water.

て分画を行った。水画分は、ブタノールによる抽出を行った。人工海水は、酢酸エチルによる抽出を行った後、ブタノールにより抽出を行った。酢酸エチル画分は、先の酢酸エチル画分と合わせた後、減圧下で濃縮し、高速液体クロマトグラフィーで分析を行った。ブタノール画分についても、2画分を合わせた後、減圧下で濃縮し、高速液体クロマトグラフィーによる分析を行った。

ブタノール画分に含まれるバイオトランスフォーメーション生成物は、シリカゲルカラムクロマトグラフィー、分取TLCの後、高速液体クロマトグラフィーにより、順次精製を行った。高速液体クロマトグラフィーの精製条件は以下の通りである。

使用カラム: YMC-Pack R&D ODS column (150 x 30 mm); 溶媒: CH₃CN-H₂O (3:17, v/v); 分析: UV (280 nm); 流速: 1.0 ml/min

バイオトランスフォーメーション生成物の構造解析は、JEOL MStation JMS-700 spectrometerを使用したFABMS分析、および、Varian XL-400 spectrometerを使用した¹H and ¹³C NMR, H-H COSY, C-H COSY, and HMBC スペクトル分析により行った。

2.3 固定化海洋性微細藻類によるバイオトランスフォーメーション

海洋性微細藻類のアルギン酸ナトリウムゲルによる包摂固定化は以下の手順で行った。アルギン酸ナトリウムゲルの最適濃度を調べるため、1~5%のアルギン酸ナトリウムを50 mlの水に加え、120°Cで30分間オートクレーブにかけた。溶解、冷却の後、海洋性微細藻類を9 gに加え、混合液を室温で2時間、液が均一になるまで穏やかに攪拌した。5%の塩酸カルシウム溶液に、混合液を注射器を使用して一定速度で滴下することにより、平均粒径5 mmの固定化海洋性微細藻類を調製した。

固定化海洋性微細藻類を使用したバッチ法によるバイオトランスフォーメーションは、以下のように行った。上記で調製した固定化海洋性微細藻類と250 mlの人工海水を含む500 ml培養用フラスコに、0.2 mmolの環境汚染物質(2-フッ素化フェノール, 3-フッ素化フェノール, 4-フッ素化フェノール)を投与した。環境汚染物質を投与された固定化海洋性微細藻類は、オープンエア条件、振盪器を利用した回転振盪条件下(100 rpm)で、5日間反応を行った。固定化海洋性微細藻類を使用して得られたバイオトランス

フォーメーション生成物は、上記の2.2と同様の手順で分析と精製を行った。一方、バイオトランスフォーメーション生成物の抽出は人工海水部分から行った。

2.4 海洋性微細藻類及び固定化海洋性微細藻類による経時変化

海洋性微細藻類による、環境汚染物質のバイオトランスフォーメーション反応の経時変化は、以下の手順で行った。2.2と同様に、0.2 mmolの環境汚染物質を投与した300 mlの人工海水と9 gの海洋性微細藻類を含む、500 ml培養用フラスコを8本用意し、それぞれのフラスコに0.2 mmolの環境汚染物質を投与した。環境汚染物質を投与された海洋性微細藻類は、オープンエア条件、振盪器を利用した回転振盪条件下(100 rpm)で反応を行い、1日ごとに1本のフラスコの反応を停止してバイオトランスフォーメーション生成物の高速液体クロマトグラフィーによる分析を行った。固定化海洋性微細藻類を使用した場合のバイオトランスフォーメーション生成物の分析も同様に、人工海水部分に含まれる物質の高速液体クロマトグラフィーによる分析を行った。

3. 研究結果

3.1 海洋性微細藻類のスクリーニング

環境汚染物質である2-フッ素化フェノール(化合物番号1)を投与した海洋性微細藻類の内、*Amphidinium crassum*のみが変換活性を示し(Table 2)、バイオトランスフォーメーション生成物として化合物2を与えた。

化合物2のFABMS分析の結果、[M+Na]⁺のm/zピークが297に見られ、化合物2は2-フッ素化フェノール1分子とヘキソース1分子からなる化合物と考えられた。化合物2の¹H NMRスペクトルの4.97 ppmにおけるJ=8.0 Hzのアノマープロトンのシグナル、および、3.41~3.89 ppmにおける特徴的なシグナル、¹³C NMRスペクトルにおける62.3~102.5 ppmの特徴的なシグナルから、化合物2は2-フッ素化フェノールのβ-グルコシド体であることがわかった。HMBCスペクトルにおいて、4.97 ppmにおけるアノマープロトンのシグナルと1位の146.3 ppmの¹³C NMRシグナルに相関が見られたことから、β-グルコシドが結合した位置は2-フッ素化フェノールの1位であることが明らかとなった。したがって、化合物2の¹H、および、¹³C NMRの帰属は以下の通りである。

^1H NMR (400 MHz, CD_3OD , δ in ppm): 3.41-3.89 (6H, m, H-2'-H-6'), 4.97 (1H, d, $J=8.0$ Hz, H-1'), 6.96-7.01 (1H, m, H-4), 7.04-7.09 (2H, m, H-3, H-6), 7.25-7.30 (1H, dd, $J=1.6$ Hz, $J=8.4$ Hz, H-5); ^{13}C NMR (100 MHz, CD_3OD , δ in ppm): 62.3 (C-6'), 71.1 (C-4'), 74.6 (C-2'), 77.8 (C-3'), 78.0 (C-5'), 102.5 (C-1'), 117.0 (1C, d, $J_{\text{F-3C}}=18.9$ Hz, C-3), 119.1 (C-6), 123.8 (1C, d, $J_{\text{F-4C}}=6.6$ Hz, C-4), 125.4 (1C, d, $J_{\text{F-5C}}=4.2$ Hz, C-5), 146.3 (1C, d, $J_{\text{F-1C}}=10.8$ Hz, C-1), 153.9 (1C, d, $J_{\text{F-2C}}=244.2$ Hz, C-2).

海洋性微細藻類 *A. crassum* による 2-フッ素化フェノールの配糖化によるバイオレメディエーションのスキームを Fig. 1 に示す。

次に、環境汚染物質である 3-フッ素化フェノール (3) を投与した海洋性微細藻類 *A. crassum* のバイオトランスフォー

メーション生成物として化合物 4 を与えた。同様に FABMS 分析、 ^1H および ^{13}C NMR 測定の結果から、化合物 4 は 3-フッ素化フェノールの β -グルコシド体であることがわかった。HMBC スペクトルにおいて、アノマープロトンのシグナルと 1 位の ^{13}C NMR シグナルに相関が見られたことから、 β -グルコシドが結合した位置は 3-フッ素化フェノールの 1 位であることが明らかとなった。化合物 4 の ^1H 、および、 ^{13}C NMR の帰属は以下の通りである。

^1H NMR (400 MHz, CD_3OD , δ in ppm): 3.39-3.90 (6H, m, H-2'-H-6'), 4.92 (1H, d, $J=7.2$ Hz, H-1'), 6.74 (1H, m, H-4), 6.85 (1H, m, H-2), 6.90 (1H, dd, $J=2.2$ Hz, $J=8.0$ Hz, H-6), 7.27 (1H, m, H-5); ^{13}C NMR (100 MHz, CD_3OD , δ in ppm): 62.3 (C-6'), 71.2 (C-4'), 74.7 (C-2'), 77.7 (C-3'), 78.0 (C-5'), 102.1 (C-1'), 105.2 (1C, d, $J_{\text{F-4C}}=$

Table 2. The bioremediation of fluorophenols by marine microalga

Substrates	Marine microalga	Products	Conc. ($\mu\text{g/g}$ cells)
1	<i>Amphidinium crassum</i>	2	67
	<i>Chrysocampanulla spinifera</i>	—	—
	<i>Chaetoceros gracilis</i>	—	—
	<i>Chaetoceros danicus</i>	—	—
	<i>Cochlodunium catenatum</i>	—	—
3	<i>A. crassum</i>	4	25
	<i>C. spinifera</i>	—	—
	<i>C. gracilis</i>	—	—
	<i>C. danicus</i>	—	—
	<i>C. catenatum</i>	—	—
5	<i>A. crassum</i>	6	51
	<i>C. spinifera</i>	—	—
	<i>C. gracilis</i>	—	—
	<i>C. danicus</i>	—	—
	<i>C. catenatum</i>	—	—

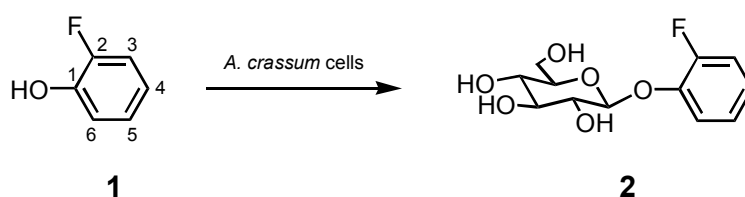


Fig. 1. Bioremediation of 2-fluorophenol (1) to 2-fluorophenyl β -D-glucoside (2) by cultured cells of *A. crassum*

25.5 Hz, C-4), 109.7 (1C, $dJ_{F-2C}=20.6$ Hz, C-2), 113.4 (1C, $d, J_{F-6C}=2.4$ Hz, C-6), 131.3 (1C, $d, J_{F-5C}=9.9$ Hz, C-5), 160.1 (1C, $d, J_{F-1C}=10.5$ Hz, C-1), 164.5 (1C, $d, J_{F-3C}=241.7$ Hz, C-3).

海洋性微細藻類 *A. crassum* による 3-フッ素化フェノールの配糖化によるバイオレメディエーションのスキームを **Fig. 2** に示す。

環境汚染物質である 4-フッ素化フェノール (**5**) を投与された海洋性微細藻類 *A. crassum* は、バイオトランスフォーメーション生成物として化合物 **6** を与えた。FABMS 分析、 ^1H および ^{13}C NMR 測定の結果から、化合物 **6** は 4-フッ素化フェノールの β -グルコシド体であることがわかった。HMBC スペクトル測定により、 β -グルコシドが結合した位置は 4-フッ素化フェノールの 1 位であることが明らかとなった。化合物 **6** の ^1H 、および、 ^{13}C NMR の帰属は以下の通りである。

^1H NMR (400 MHz, CD_3OD , δ in ppm): 3.35-3.90 (6H, m, H-2'-H-6'), 4.85 (1H, d, $J=7.2$ Hz, H-1'), 6.95-7.01 (2H, m, H-3, H-5), 7.08-7.12 (2H, m, H-2, H-6); ^{13}C NMR (100 MHz, CD_3OD , δ in ppm): 62.4 (C-6'), 71.2 (C-4'), 74.7 (C-2'), 77.8 (C-3'), 78.0 (C-5'), 102.9 (C-1'), 116.4 (2C, $d, J_{F-3, 5C}=23.1$ Hz, C-3, C-5), 119.3 (2C, $d, J_{F-2, 6C}=8.3$ Hz, C-2, C-6), 155.2 (1C, $d, J_{F-1C}=2.5$ Hz, C-1), 159.4 (1C, $d, J_{F-4C}=237.6$ Hz, C-4).

海洋性微細藻類 *A. crassum* による 4-フッ素化フェノ-

ールの配糖化によるバイオレメディエーションのスキームを **Fig. 3** に示す。

3. 2 固定化海洋性微細藻類によるバイオレメディエーション

海洋性微細藻類 *A. crassum* によるフッ素化フェノール類の配糖化の効率を高めるため、アルギン酸ナトリウムによる *A. crassum* の包摂固定化を行った。最も有効なアルギン酸ナトリウム濃度を決定するため、1~5% のアルギン酸ナトリウムゲルによる固定化海洋性微細藻類 *A. crassum* を調製した。各濃度のアルギン酸ナトリウムゲルで固定化した海洋性微細藻類による、2-フッ素化フェノールのバイオトランスフォーメーションを行い、生成物の 2-フッ素化フェニル β -グルコシドの生成量を比較した。その結果、**Fig. 4** に見られるように、2% のアルギン酸ナトリウムゲルにより固定化された海洋性微細藻類 *A. crassum* が最も高い 2-フッ素化フェノールの配糖化活性を示した。このため、以後の固定化海洋性微細藻類 *A. crassum* によるバイオトランスフォーメーション実験は、2% のアルギン酸ナトリウムゲルで包摂したものを使用した。

固定化された海洋性微細藻類 *A. crassum* による 2-フッ素化フェノールの配糖化能力を検証するため、海洋性微細藻類 *A. crassum* と、固定化された *A. crassum* による 2-フッ素化フェノールのバイオトランスフォーメーションの経時変化を比較した。**Fig. 5** に示したように、海洋性微細藻類 *A. crassum* により 2-フッ素化フェノールは時間経過と共に

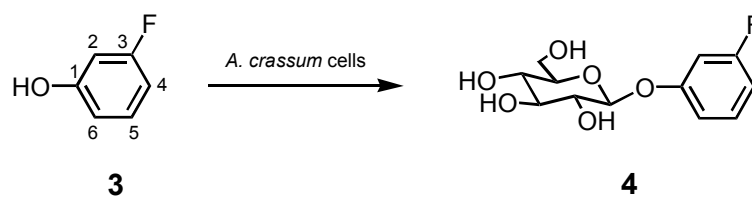


Fig. 2. Bioremediation of 3-fluorophenol (**3**) to 3-fluorophenyl β -D-glucoside (**4**) by cultured cells of *A. crassum*

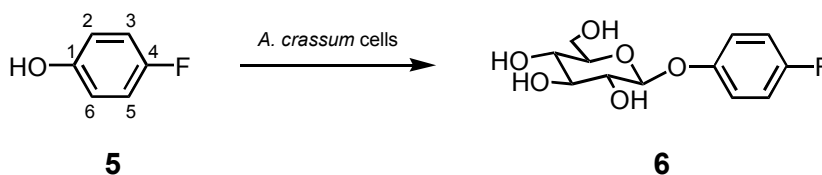


Fig. 3. Bioremediation of 4-fluorophenol (**5**) to 4-fluorophenyl β -D-glucoside (**6**) by cultured cells of *A. crassum*

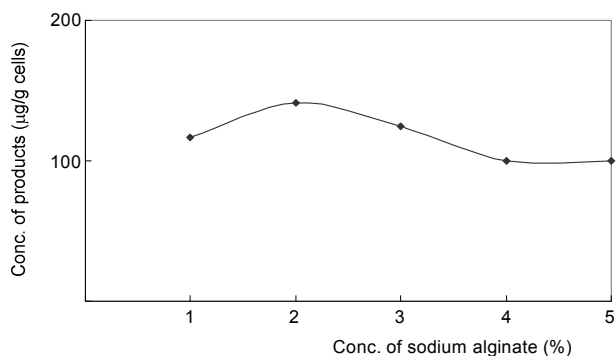


Fig. 4. Effects of sodium alginate concentration on the glycosylation activity of the immobilized cells of *A. crassum* against 2-fluorophenol (**1**). Concentration ($\mu\text{g/g}$ cells) of 2-fluorophenyl β -D-glucoside (**2**) (\blacklozenge) is plotted.

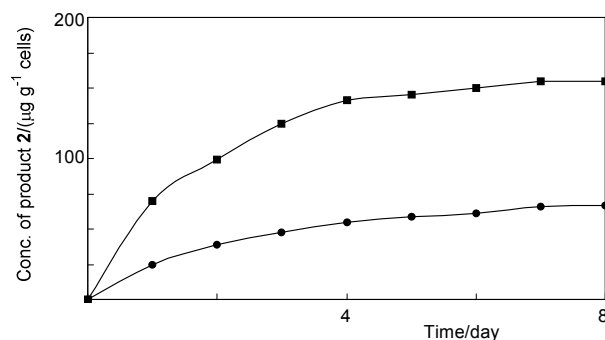


Fig. 5. Time course of the glycosylation of 2-fluorophenol (**1**) by cultured *A. crassum* and immobilized *A. crassum*. Yields of the product **2** by biotransformation with cultured (\bullet) and immobilized (\blacksquare) *A. crassum* are plotted.

Table 3. Glycosylation of fluorophenols by cultured and immobilized *A. crassum*

Substrates	Conc. of products ($\mu\text{g/g}$ cells)	
	Cultured <i>A. crassum</i>	Immobilized <i>A. crassum</i>
1	59	145
3	22	51
5	45	101

配糖化が進行し、8 日後には 2-フッ素化フェニル β -グルコシドは最大で $70 \mu\text{g/g cells}$ まで濃度が上昇することがわかった。これに対し、固定化海洋性微細藻類 *A. crassum* による 2-フッ素化フェノールの配糖化は、固定化していないものと比較して、効率的に進行し、2-フッ素化フェニル β -グルコシドの蓄積は、 $155 \mu\text{g/g cells}$ まで高まることが明らかとなった。

比較のため、海洋性微細藻類 *A. crassum* および固定化した *A. crassum* による、2-、3-、および 4-フッ素化フェノールのバイオトランスフォーメーションの反応開始後 5 日目のフッ素化フェニル β -グルコシド濃度を、Table 3 に示す。ここに示したように、2-、3-、および 4-フッ素化フェノールの全てのバイオトランスフォーメーションにおいて、固定化海洋性微細藻類 *A. crassum* の方が、高い配糖化活性を持つことが明らかとなった。

4. 考 察

農薬成分であるフッ素化フェノール類の配糖化を利用

したバイオレメディエーションを目的として、配糖化活性を有する海洋性微細藻類のスクリーニングを行った。その結果、今回スクリーニングした株のうち、*A. crassum* に、フッ素化フェノール類の高い配糖化活性が見られた。

海洋性微細藻類の配糖化機能を最大限に活用し、固定化海洋性微細藻類を利用した汚染海水の浄化システムの構築を行うことを目的として、固定化 *A. crassum* のフッ素化フェノール類配糖化活性を調べた。その結果、固定化していないものと比較すると、今回基質としたフッ素化フェノール類の全てに対し、固定化 *A. crassum* が、効率的に、フッ素化フェニル β -グルコシドへ変換することが明らかとなった。

近年、環境ホルモンであるビスフェノール A が、配糖化により、その内分泌攪乱作用が著しく低下することが報告されている^[15]。今回、海洋に流入した農薬成分であり、上述したように微生物分解されにくいフッ素化フェノール類の浄化に、海洋性微細藻類による配糖化が有効な手立てとなることが示唆された。また、固定化海洋性微細藻類は、

フッ素化フェノール類に汚染された海水を浄化するバイオリアクターとして有効であると期待される。

5. 今後の課題

今回、海洋に流入する環境汚染物質のうち、フェノール性水酸基を有する化合物のバイオレメディエーションには、固定化 *A. crassum* による配糖化を利用した浄化システムが有効であることが示唆された。

今後、フェノール性水酸基を有する環境ホルモンであるビスフェノール A のバイオレメディエーションにも、固定化 *A. crassum* が有効であることの検証を引き続き行う。水酸基を持たない環境ホルモンであるベンゾフェノンについては、分子内のカルボニル基を水酸基へ還元の後、配糖化する海洋性微細藻類の株を既にスクリーニングにより得ており、その固定化海洋性微細藻類を利用した浄化システムの構築を行う。さらに、分子内に水酸基もカルボニル基も持たないダイオキシン類については、分子内ベンゼン環の水酸化の後、配糖化する海洋性微細藻類のスクリーニングと、その固定化海洋性微細藻類を利用した浄化システムの構築を行う。これらの研究により、海洋に流入する種々の環境汚染物質について、配糖化による浄化作用の検討を系統的に行う。

謝辞

本研究を進めるにあたり御助成を賜りました公益財団法人ソルト・サイエンス研究財団に深く感謝申し上げます。

文献

- 1) M. M. Haggblom, Microbial breakdown of halogenated aromatic pesticides and related compounds. *FEMS Microbiol. Rev.* 9, 29-71 (1992).
- 2) H. Kiyohara, T. Hatta, Y. Ogawa, T. Kakuda, H. Yokoyama, N. Takizawa, Isolation of *Pseudomonas pickettii* strains that degrade 2,4,6-trichlorophenol and their dechlorination of chlorophenols. *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 1276-1283 (1992).
- 3) M. Hofrichter, F. Bublitz, W. Fritsche, Unspecific degradation of halogenated phenols by the soil fungus *Penicillium frequentans* Bi 7/2. *J. Basic. Microbiol.* 34, 163-172 (1994).
- 4) H. S. Bae, J. M. Lee, S. T. Lee, Biodegradation of 4-chlorophenol via a hydroquinone pathway by *Arthrobacter ureafaciens* CPR706. *FEMS Microbiol. Lett.* 145, 125-129 (1996).
- 5) J. Hollender, J. Hopp, W. Dott, Degradation of 4-chlorophenol via the meta cleavage pathway by *Comamonas testosteroni* JH5. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 4567-4572 (1997).
- 6) M. G. Boersma, T. Y. Dinarieva, W. J. Middelhoven, W. J. van Berkel, J. Doran, J. Vervoort, I. M. Rietjens, ¹⁹F nuclear magnetic resonance as a tool to investigate microbial degradation of fluorophenols to fluorocatechols and fluoromuconates. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 1256-1263 (1998).
- 7) V. S. Bondar, M. G. Boersma, W. J. van Berkel, Z. I. Finkelstein, E. L. Golovlev, B. P. Baskunov, J. Vervoort, L. A. Golovleva, I. M. Rietjens, Preferential oxidative dehalogenation upon conversion of 2-halophenols by *Rhodococcus opacus* 1G. *FEMS Microbiol. Lett.* 181, 73-82 (1999).
- 8) M. G. Boersma, I. P. Solyanikova, W. J. van Berkel, J. Vervoort, L. A. Golovleva, I. M. Rietjens, ¹⁹F NMR metabolomics for the elucidation of microbial degradation pathways of fluorophenols. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 26, 22-34 (2001).
- 9) T. Iwasaki, K. Miyauchi, E. Masai, M. Fukuda, Multiple-subunit genes of the aromatic-ring-hydroxylating dioxygenase play an active role in biphenyl and polychlorinated biphenyl degradation in *Rhodococcus* sp. strain RHA1. *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 5396-5402 (2006).
- 10) L. Y. Jia, A. P. Zheng, L. Xu, X. D. Huang, Q. Zhang, F. L. Yang, Isolation and characterization of comprehensive polychlorinated biphenyl degrading bacterium, *Enterobacter* sp. LY402. *J. Microbiol. Biotechnol.* 18, 952-957 (2008).
- 11) T. Artham, M. Doble, Biodegradation of aliphatic and aromatic polycarbonates. *Macromol. Biosci.* 8, 14-24 (2008).

- 12) B. D. Key, R. D. Howell, C. S. Criddle, Fluorinated organics in the biosphere. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2445-2454 (1997).
- 13) Y. Kondo, K. Shimoda, N. Kubota, H. Hamada, H. Hamada, Biotransformation of monofluorophenols by cultured cells of *Eucalyptus perriniana*. *Plant Biotechnol.* 23, 329-331 (2006).
- 14) K. Shimoda, H. Hamada, H. Hamada, Phytoremediation of benzophenone and bisphenol A by glycosylation with immobilized plant cells. *Environ. Health Ins.* 3, 19-25 (2009).
- 15) K. Morohoshi, F. Shiraishi, Y. Oshima, T. Koda, N. Nakajima, J. S. Edmonds, M. Morita, Synthesis and estrogenic activity of bisphenol A mono- and di-beta-D-glucopyranosides, plant metabolites of bisphenol A. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 2275-2279 (2003).

Bioremediation of Environmental Pollutions by Glycosylation with Immobilized Marine Microalga

Kei Shimoda ¹, Hiroki Hamada ², Yushi Uchimura ³

¹ Faculty of Medicine, Oita University; ² Faculty of Science, Okayama University of Science; ³ Ehime Prefectural Fisheries Experimental Station

Summary

Fluorophenolic compounds are used to agrochemicals and pharmaceuticals, and cause serious environmental contamination. Number of fluorine-containing agricultural chemicals has grown from 4% to approximately 9% of all agrochemicals and has increased in number faster than non-fluorinated agrochemicals over the past 15 years. These compounds are primarily used as herbicides, insecticides, and fungicides, and their residues are released as pollutants into rivers and seas.

This study focused on the metabolism of mono-fluorophenols by cultured and immobilized marine microalga of *Amphidinium crassum*. Biotransformation product was isolated from the cultured cells of *A. crassum*, which had been treated with 2-fluorophenol. Potentially glucosylated product was obtained, and its chemical structure was determined on the basis of their FABMS, ¹H and ¹³C NMR, H-H COSY, C-H COSY, and HMBC spectra as 2-fluorophenyl β-D-glucoside. Substrates, 3- and 4-fluorophenols, were converted into 3- and 4-fluorophenyl β-D-glucosides, respectively. The glucosylation activity of immobilized *A. crassum* cells was enhanced at 2% sodium alginate concentration. Use of immobilized *A. crassum* cells improved the glycosylation activity, and the amount of glycosides was enhanced 2.5 fold in comparison with the case of biotransformation with cultured *A. crassum* cells.

Halophenols containing stable carbon-halogen bond in their structures have been described to be much more resistant to microbial degradation than unsubstituted analogs. From the viewpoint of seawater pollution control, glycosylation of halophenols by immobilized marine microalga is important and environmentally friendly.