4 人工化学物質による鯨類の汚染と影響

落合 真理 *Mari Ochiai*
愛媛大学 沿岸環境科学研究センター
化学汚染・毒性解析部門 特任助教

岩田 久人 *Hisato Iwata*
愛媛大学 沿岸環境科学研究センター
化学汚染・毒性解析部門 教授

人々の生活の一部となっている人工化学物質の存在が，海に生息する鯨類の健康を脅かしている。本稿では，残留性有機汚染物質による環境汚染や鯨類への蓄積と影響に関する国内外の研究事例を紹介するとともに，筆者らが現在取り組んでいる鯨類の細胞を用いたリスク評価法の可能性について論説する。

1 人工化学物質による環境汚染

過去半世紀の科学技術の発展に伴い，人間活動による環境悪化は地球全体に及んでいる。水産資源の乱獲や混獲，船舶の航行・騒音，沿岸開発，気候変動によって，海洋生態系はさまざまなストレスを受けている。近年では，微細なプラスチック片（マイクロプラスチック）を含むプラスチックゴミの増加が海洋生物に甚大な影響を与えていることが報道されている。一方，目に見えない化学物質による海洋汚染も深刻な環境問題である。化学物質の数や量は年々増加している。米国化学会のChemical Abstracts Service (http://www.cas-japan.jp/) によると，2019年7月現在で1億4,700万件を超える化学物質が登録されている。その内，約10万種の化学物質が商業的に生産・流通しており，鯨類の体内からも多様な化学物質が検出されている（**表1**）。

1962年に出版された「沈黙の春 (Silent Spring)」[1]の中で，著者であるレイチェル・カーソンは，DDT*などの有機塩素系農薬が生態系全体に取り返しのつかない重大な影響を及ぼす危険性に警鐘を鳴らした。なかでも，殺虫・除草効果のある人工化学物質が野生動物に悪影響を及ぼす可能性を指摘した点は，当時の国際社会に大きな衝撃を与えた。その後，猛禽類の個体数の減少[2]，ワニのメス化[3]，免疫機能低下によるイルカやアザラシの大量死[4)5)]，さらにはヒトの精子数減少[6]など，野生動物およびヒトに対する化学物質の影響も顕在化した。シーア・コルボーンらは1996年に出

用語解説 *Glossary*

【DDT：Dichlorodiphenyltrichloroethane（ジクロロジフェニルトリクロロエタン）】
1873年に初めて合成され，1939年にスイスの科学者（パウル・ミュラー）により殺虫効果が発見された。有機塩素系の殺虫剤・農薬として使用された。戦後の日本では，シラミなどの防疫のために散布された。現在は使用が禁止されているが，マラリアの感染対策のために一部の国や地域に限って使用が認められている。

表1　鯨類の体内から検出される化学物質の例

分類	化学物質	主な用途・発生源	文献
工業製品	PCBs	トランス・コンデンサなどの絶縁油，加熱・冷却用の熱媒体	Jepson 2016, Isobe 2011; 2009, Kajiwara 2006; 2002, Aguilar 1994, Kannan 1993, Tanabe 1987 他多数
	臭素系難燃剤（PBDEs，HBCD，TBBPA など）	家具や電化製品に添加される防燃剤	Moon 2010, Fair 2009, Isobe 2011; 2009, Kajiwara 2006, Johnson-Restrepo 2008　他多数
	有機リン系難燃剤（TBOEP，IDPP，TCEP，TNBP など）		Sala 2019, Aznar-Alemany 2019, Papachlimitzou 2015
	有機フッ素化合物（PFOS，PFOA，PFBS など）	撥水剤	Gui 2019, Fair 2019, Lynch 2018, Yeung 2009, De Silva 2009, Hart 2008, Kannan 2002
	フタル酸エステル類および代謝物（DEHP，MEHP，MBzP など）	プラスチック原料，可塑剤	Hart 2018, Baini 2017
	塩素化パラフィン類		Zeng 2015
	マイクロプラスチック（ナイロン，ポリエステル，ポリエチレンテレフタレート，ポリエチレン）		Nelms 2019, Zhu 2019, Hernandez-Gonzalez 2018
農薬・殺虫剤	有機塩素系農薬（DDT，クロルデン，HCHs など）	農業での大規模使用，除草剤，シロアリ駆除剤，防疫駆除剤，家庭用殺虫剤	Fair 2010, Isobe 2011; 2009, Borrell 2007, Kajiwara 2006; 2002, Aguilar 2005, Tanabe 1994 他多数
	合成ピレスロイド系殺虫剤(ペルメトリン，テトラメトリンなど）	家庭用殺虫剤（蚊取り線香，殺虫スプレーなど），農業での大規模使用	Romero 2018, Aznar-Alemany 2017, Alonso 2015; 2012
非意図的生成物	ダイオキシン類	一般・産業廃棄物の燃焼過程で発生，有機ハロゲン系製剤の不純物	Dorneles 2013, Jimenez 2000, Wells 1992, Buckland 1990, Tanabe 1987
	PAHs（ベンゾ[α]ピレンなど）	石油化学製品由来，船舶や車の排ガス，燃焼過程で発生	Lundin 2018, Gui 2018, García-Álvarez, 2014, Moon 2012, Marsili 2001, Fair 201
生活関連物質	パラベン類（メチルパラベン，4-HB）	化粧品等の防腐剤	Jeong 2019, Xue 2015
	EHMC, 4MBC, OD-PABA，オクトクリレンなど	紫外線吸収剤（日焼け止めや化粧品など）	Alonso 2015, Gago-Ferrero 2013
	合成ムスク	香料	Moon 2012; 2011, Peck 2006, Nakata 2005, Kannan 2005
	トリクロサン	薬用石けんの殺菌剤	Fair 2009
重金属	カドミウム	メッキ材料，ニッケルカドミウム電池，合金	Chen 2017, Polizzi 2013, Endo 2008, Arai 2004, Gallien 2001, Honda 1983 他多数
	鉛	蓄電池，はんだ，ガソリン添加剤，耐食材料	Caurant 2006, Frodello 2002, Leonzio 1999, Honda 1983 他多数
	銀	抗菌剤，感光剤，宝飾品，電子部品	Cáceres-Saez 2019, Chen 2017, Romero 2017, Nakazawa 2011
	水銀	計測器（体温計など），蛍光灯，水銀電池	Cáceres-Saez 2018, Sakamoto 2015, Borrel 2014, Endo 2008, Arai 2004 他多数
	有機水銀（メチル水銀）	工場排水（水俣病：アセトアルデヒド製造工程における副生物）	Harding 2018, Reif 2002, Cardellicchio 2002, Storelli 1999, Itano1984 他多数
	有機スズ	船底塗料，防腐剤	Choi 2011, Harino 2008, Ciesielski 2004, Kannan 1996, Iwata 1994 他多数

PCBs：ポリ塩化ビフェニル，PBDEs：ポリ臭素化ジフェニルエーテル類，HBCD：ヘキサブロモシクロドデカン，TBBPA：テトラブロモビスフェノールA，TBOEP：リン酸トリス（2-ブトキシエチル），IDPP：リン酸8-メチルノニルジフェニル，TCEP：リン酸トリス(2-クロロエチル)，TNBP：リン酸トリブチル，PFOS：ペルフルオロオクタンスルホン酸，PFOA：ペルフルオロオクタン酸，PFBS：ペルフルオロブタンスルホン酸，DEHP：フタル酸ビス（2-エチルヘキシル），MEHP：フタル酸モノエチルヘキシル，MBzP：フタル酸モノベンジル，DDT：ジクロロジフェニルトリクロロエタン，HCHs：ヘキサクロロシクロヘキサン，PAHs：多環芳香族炭化水素，4-HB: 4-ヒドロキシ安息香酸，EHMC：メトキシケイヒ酸エチルヘキシル，4MBC：メチルベンジリデンカンファ，OD-PABA：ジメチルPABAエチルヘキシル

版された著書「奪われし未来 (Our Stolen Future)」[7] のなかで，これらの研究報告をもとに，極微量の化学物質が動物の内分泌系をかく乱することを指摘し，今日でも問題視される内分泌かく乱化学物質の概念を提唱した。

DDT・**PCBs***・ダイオキシン等は，残留性有機汚染物質 (POPs) として知られている。POPsは環境残留性や生物蓄積性が強く，生体毒性を有

用語解説 *Glossary*

【PCBs：Polychlorinated biphenyls（ポリ塩化ビフェニル）】
1881年に初めて合成され，1929年に米国で工業生産が開始された。PCBsは主にトランスやコンデンサの絶縁油，熱媒体，ノンカーボン紙や蛍光灯などに使用された。日本では1954年に製造が始まったが，1968年のカネミ油症事件を受けて1972年に生産・使用が禁止となった。現在はPOPs条約により国際的に生産や使用が禁止されている。

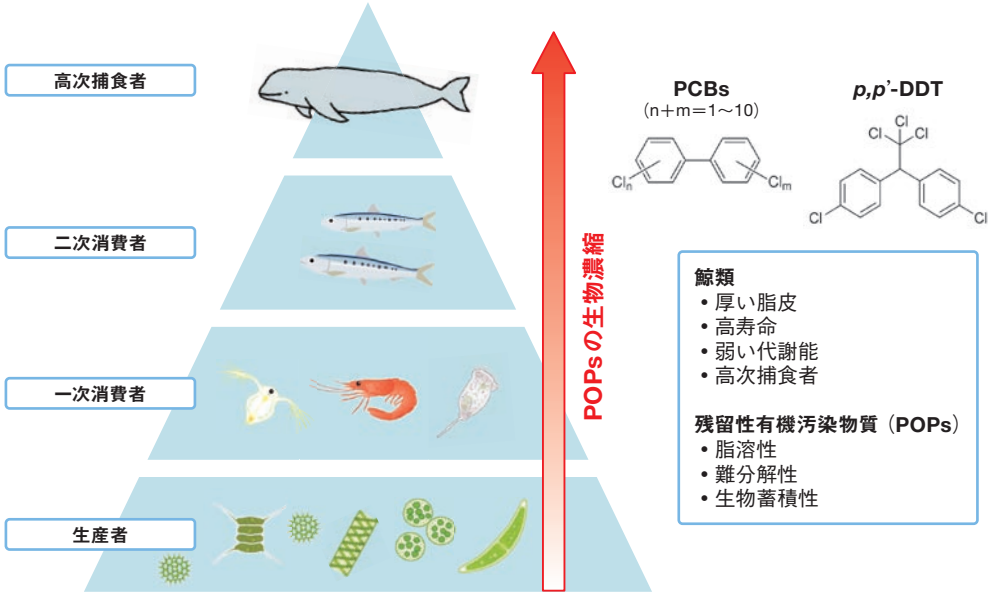

図1　残留性有機汚染物質（POPs）の生物濃縮と鯨類への蓄積

することに加え，国境を超えて長距離移動することから，一部の国の個別の取り組みでは地球規模の汚染防止に不十分である。これらPOPsから人の健康および環境を保全するために，「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」が2001年に採択され，2004年5月には日本を含む50ヵ国の締結により条約が発効された。この条約により，2004年には12種のPOPsの生産・使用・流通が国際的に規制された。その後，PBDEsやHBCDなどの**臭素系難燃剤***等，人々の生活により身近な化学物質も毒性影響を示すことがわかり，締結国会議にて近年新たにPOPsに指定された。日本や欧米の先進国では1970年代にDDTやPCBsの生産・使用が規制されたが，アジア・アフリカや中南米の一部の国ではマラリア感染対策を目的として現在もDDTが使用されている。DDTの累計生産量は全世界で約300万トン，PCBsは約120万トンにおよぶ[8]。世界中で膨大な量のPOPsが生産・使用されたことにより，海水や大気を含む地球上のあらゆる自然環境および生物相が汚染されている[8)9)]。

2 なぜ鯨類が問題なのか？

環境中に放出されたPOPsは大気や水を介して移動・拡散し，海洋へ到達する。POPsは脂溶性が高いため，海水から植物プランクトン等の生産者，動物プランクトンやオキアミなどの一次消費者，魚類や頭足類などの二次消費者へと食物連鎖を介して生物濃縮される（**図1**）。海洋生態系の高次捕食者であるイルカの皮下脂肪層（脂皮）のPCBs濃度は海水の1,300万倍，DDTsの濃度は海水の3,700万倍に達する[9]。

野生動物のなかでも，鯨類の属するハクジラ亜目は，POPsを最も高濃度に蓄積しているグルー

用語解説 Glossary

【臭素系難燃剤】
プラスチックや織物・ゴムなどの可燃性製品に添加することにより，燃えにくくする臭素系の難燃剤。代表的な臭素系難燃剤として，PBDEs（ポリ臭素化ジフェニルエーテル類）やHBCD（ヘキサブロモシクロドデカン）などがある。PBDEsやHBCDはPOPs条約に新規規制物質として近年追加され，現在では製造・使用が禁止されている。

プの一つである。たとえば，日本近海のシャチ（*Orcinus orca*）は脂皮に最高400 ppmを越えるPCBsを蓄積しているとの報告があるが[10]，これは，一般のヒトのPCBs濃度が1 ppm以下であることを考慮すれば，非常に高い濃度である。その理由はいくつかあるが，海洋生態系食物連鎖の上位に位置することのほかに，脂溶性化学物質の貯蔵所ともいえる厚さ数センチの脂皮を有していることや，高い乳脂肪分を含む母乳を介して母から仔にこれらの化学物質が大量に受け渡されること（母仔間移行）などがあげられる。

生体内でのPOPsの代謝・排泄率は低いことが報告されている[11]。実際に，日本や欧米の先進国で40年以上前に生産・使用規制したPOPsが，2000年代以降に漂着した鯨類の体内からも高濃度で検出されている[12)~14]。鯨類の汚染が時代とともにどう変化していくのかを理解するためには，海岸に漂着した個体を調べればよい。各漂着個体を集めた年とその個体に含まれている汚染物質の濃度の関係をみれば，鯨類の汚染の経年的な変動が予想できる。ただしこの方法を適用しようとすれば，過去に海岸に漂着した個体を回収・保管しておく必要がある。愛媛大学の沿岸環境科学研究センターには，過去半世紀の間に収集してきた野生動物の試料を冷凍保存できる生物環境試料バンク（通称*es*-BANK）がある。*es*-BANKには現在では北極圏から南極圏に至る世界各地から収集した約11万点の試料が冷凍保存されており，鯨類の試料数だけでも，50種・36000点にも及ぶ。そこで，瀬戸内海に2000～2016年に漂着し，*es*-BANKに保管してあったスナメリ（*Neophocaena asiaeorientalis*）のオス57個体のPCBs濃度を調べたところ，経年的な減少傾向はみられなかった[15]。近年でもPCBsは依然としてppmレベルの濃度で検出されており，長期的な汚染による影響が懸念された。また最近では，有機リン系難燃剤等のPOPsの代替物質による汚染も新たに確認されている[16]。

3 POPs汚染による鯨類への影響

内分泌かく乱化学物質の影響が疑われる鯨類の研究事例について，**表2**にまとめた。世界有数の工業地帯の排水が流入するカナダのセントローレンス川河口域はシロイルカ（*Delphinapterus leucas*）の生息域である。この個体群は既に50年以上もPOPsなどの化学物質に慢性的に曝露されている。その個体数はかつて5,000頭ほどであったが，1990年代には650頭ほどにまで減少した[17]。セントローレンス川のシロイルカの脂皮からは，100 ppmを越えるPCBsが検出された。この濃度は，北極圏に生息する同種の個体群よりもはるかに高い。セントローレンス川に生息するシロイルカでは，1983–1999年の期間に全個体数（650頭）の内約4割が死亡し，剖検した成体の27％で腫瘍が見つかった[17]。シロイルカの体内からは，発ガン性の強いことが知られるベンゾ［α］ピレンも検出され，高濃度のPCBsとともに本個体群のがんの発生や死亡率の高さに寄与していると考えられた。

1970年代から1990年代にかけて，世界各地で海棲哺乳類の大量死が頻発した（**図2**）。たとえば，1990–1992年に地中海のスジイルカ（*Stenella coeruleoalba*）はモルビリウイルスに感染し，約700頭が死亡した[4]。感染個体では健康な個体よりPCBs濃度が高い傾向にあり，PCBs曝露により免疫力および宿主耐性が低下することで，感染症の罹患率が増加する可能性が指摘された[18)19]。近年では，過去に起きたような海棲哺乳類の大量死の頻度は少なくなったものの，鯨類の感染症の報告例は過去数十年間で増加傾向にある[18]。体内のPOPs濃度が高い個体には寄生虫が感染しやすいことを示す研究結果も報告されている[20]。瀬戸内海のスナメリでは，肝吸虫への感染と肝臓中PCBs濃度に関連性がみられている[21]。

日本近海のシャチの個体数がPCBs汚染によって大きく減少することを予測した最近の報告もある[22]。Desforgesらは，世界の各海域のシャチ個体

表2　内分泌かく乱化学物質の影響が疑われる鯨類の研究事例

	影響	主な症状	関連性が疑われる化学物質	鯨種	地域・個体群	文献
生殖毒性	生殖機能障害	生殖器系がん（卵巣腫瘍，乳腺および子宮の腺がん），半陰陽の発生，母乳量の低下	PCBs，PAHs	シロイルカ *Delphinapterus leucas*	カナダ（セントローレンス川）	Béland 1993, De Guise 1994, Martineau 2002; 1994
		性成熟に達したメスの16.5%が生殖器系の感染症・腫瘍，約20%が死産（胎仔・新生仔）	PCBs	ネズミイルカ *Phocoena phocoena*	イギリス	Murphy 2015
		死産で生まれた胎仔は6ヵ月以上生存した胎仔よりDDTs濃度が3倍以上高値	DDTs	ハンドウイルカ *Tursiops truncatus*	米国（サンディエゴ, 軍用飼育個体）	Reddy 2001
		卵巣嚢胞	PCBs	スジイルカ *Stenella coeruleoalba*	地中海	Munson 1998
	繁殖率の低下（オス）	テストステロン値の低下（オス）	PCBs，DDE（DDTの代謝物）	イシイルカ *Phocoenoides dalli*	日本	Subramanian 1987
	繁殖率の低下（メス）		PCBs	シャチ *Orcinus orca*	大西洋北東部の個体群	Jepson 2016
	ステロイドホルモン恒常性の撹乱	テストステロン値の低下（オス） コルチゾール値の低下（メス）	DDTs	ハンドウイルカ *Tursiops truncatus*	米国（フロリダ）	Galligan 2019
		テストステロン値の増加（オス）	PBDEs	ハンドウイルカ *Tursiops truncatus*	米国（南カリフォルニア沿岸）	Trego 2019
疾病・免疫機能の撹乱	集団死（約700頭）	モルビリウイルスへの感染	PCBs	スジイルカ *Stenella coeruleoalba*	地中海	Aguilar 1994
	死亡率の増加	悪性腫瘍の形成（検死解剖個体の27%）	ベンゾ[α]ピレン，PCBs	シロイルカ *Delphinapterus leucas*	カナダ（セントローレンス川）	Martineau 2002, De Guise 1995
		胸腺・脾臓の機能不全	PCBs，PBDEs	ネズミイルカ *Phocoena phocoena*	北海，バルト海，アイスランド沿岸，ノルウェー	Beineke 2005
		感染症（寄生虫感染による肺炎）	PCBs	ネズミイルカ *Phocoena phocoena*	イギリス，ウェールズ	Jepson 1999
	100年以内の絶滅（数値モデルによるシュミレーション）		PCBs	シャチ *Orcinus orca*	日本，ハワイ，イギリス，ブラジルを含むシャチの個体群	Desforges 2018
	肝病変	モルビリウイルスへの感染	PCBs	スジイルカ *Stenella coeruleoalba*	地中海	Domingo 1992
	血中リンパ球量の増加，単球・好酸球の減少，免疫グロブリンの増加		PFCs（曝露濃度：0.5-9ppm）	ハンドウイルカ *Tursiops truncatus*	米国（サウスカロライナ）	Fair 2013

PCBs：ポリ塩化ビフェニル，PAHs：多環芳香族炭化水素，DDTs：ジクロロジフェニルトリクロロエタンおよびその代謝物，DDE：ジクロロジフェニルジクロロエチレン，PBDEs：ポリ臭素化ジフェニルエーテル類，PFCs：有機フッ素化合物

群を対象に，メスの生涯にわたるPCBsの曝露量と脂皮への蓄積濃度をシュミレーションした[22]。またPCBsの母仔間移行による胎仔への移行量を考慮し，胎仔の生存率と免疫能を推定した。メスの生涯PCB蓄積濃度・胎仔生存率・免疫能への影響のパラメーターをさらにモデル化し，各海域における今後100年間のシャチ個体数の推移を予測した。その結果，脂皮中PCB濃度が40 ppm以上ある個体群については，100年以内に絶滅するリスクが高いと推察した。日本やハワイ近海に分布するシャチは絶滅リスクが高い個体群に属する。

4 鯨類の細胞を用いた毒性試験

鯨類がPOPsによって汚染されていることは何を意味するのだろうか。化学物質が体内に存在するからといって，必ずしもそれが生体に悪影響を与えるということにはならない。毒性の強さは化学物質の種類によって異なる。また化学物質に対する感受性には動物種によって差があることも知られている。一般に，化学物質の毒性評価には実験動物が多く用いられる。POPsに関しても実験動物種を対象に投与試験が実施され，免疫毒性・生殖毒性・神経毒性など多様な毒性を示すことが

図2　海棲哺乳類の集団座礁・大量死　（Simmonds 1997より一部引用）

明らかにされている。上述のように，特定の鯨類個体群では疾患発症率とPOPs濃度に関係が認められたため，POPsが体内でどのような影響を与えるか懸念される。一方，こうした研究はPOPsの影響を間接的に予測するにとどまっており，より直接的な手法での証拠が求められている。したがって，先ずはPOPs投与に対する鯨類自身の反応を測定することが望ましい。しかしながら，鯨類を対象とした投与試験は倫理的・技術的に困難であるため，化学物質の鯨類への影響をいかに調査するかが長年の課題であった。近年，世界的に動物実験の削減が推奨され，培養細胞を用いた（*in vitro*）試験法の開発が進んでいる。米国のTox21（Toxicology Testing in the 21st Century）プロジェクト（https://ntp.niehs.nih.gov/results/tox21/index.html）では，化学物質の人体への影響について，ヒトの細胞を用いて迅速に試験する方法が開発されている。鯨類でも体細胞を用いた毒性研究の成果が報告されるようになった。

線維芽細胞は主に結合組織を構成する細胞であり，皮膚や種々の組織に存在し，損傷した臓器や組織の代わりに増殖・修復する作用を持つ。したがって，線維芽細胞は増殖能が高く，体表の一部から組織を採取できれば比較的簡単に培養することができる。筆者らはこの点に着目し，漂着および混獲して死亡した野生の鯨類から，組織片を採取して線維芽細胞の培養を試みた（**図3**）。死後の早い時間であれば，個体は死んでいても，細胞は増殖する場合がある。このような細胞を対象とすることで，生存個体にストレスを与えることなく，死亡個体を活用してPOPsなどの人工化学物質の毒性を調べることができると考えた。この手法を用いて，日本沿岸に漂着した約20種60個体の鯨類から細胞を得ることに成功した。

漂着したスナメリやシャチを含む6種の鯨類の線維芽細胞を用いて，POPsが細胞に及ぼす影響について調べた。体内濃度と同程度のPOPsを線維芽細胞に与えたところ，細胞死（アポトーシス）の増加が観察された。この結果は，実際に体内に残留するPOPs濃度であっても鯨類細胞に毒性が生じていることを示唆する。また，単一の化合物を曝露した場合より，鯨類の脂皮から抽出したPOPs混合液の方が数倍以上強い毒性を示したことから，複数の化合物に同時に曝露されることにより，単一の化合物よりも影響が増幅されたことが明らかになった。鯨類は多様な環境汚染物質による複合的な汚染を受けているため，実環境中に近い条件での毒性試験が今後必要である。

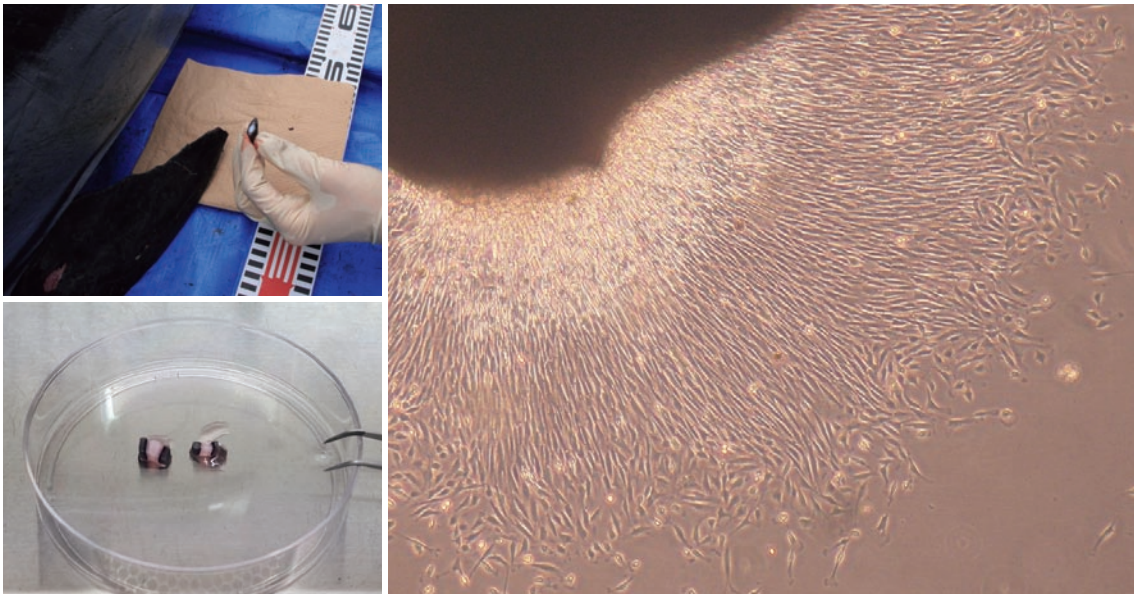

図3　漂着したイルカの組織採取と組織片から増殖する線維芽細胞

Fossiらの研究グループは，バイオプシーダーツを用いて地中海のスジイルカ・ハンドウイルカ・ナガスクジラから皮膚片を採取し，線維芽細胞を培養した[23]。有機塩素系化合物（PCBsとDDTsの混合液）および臭素系難燃剤（PBDEs 27異性体の混合液）を線維芽細胞に曝露し，**シトクロムP450** 2B（**CYP**2B）*の発現量を測定した。スジイルカ・ハンドウイルカはナガスクジラよりもCYP2Bの発現量が多く，化学物質曝露によるCYP2Bの誘導能には鯨種間で差があることが示された。スジイルカでは発現量に性差もみられ，オスの方がメスより感受性が高いことが示唆された。また，ハンドウイルカでは，有機塩素系化合物よりも臭素系難燃剤の方がCYP2Bの誘導能が高いことも明らかになった。これらの結果から，線維芽細胞を用いた化学物質の毒性試験により，CYP応答の種差や性差・化合物差について調査できることが示された。

用語解説 *Glossary*

【シトクロムP450（CYP）】
異物を代謝する酵素の一種で，基質特異性の異なる複数の分子種が存在する。いくつかのCYP分子種の発現量は人工化学物質の曝露によって変動する。これらCYP分子種は，人工化学物質によって活性化される核内受容体を介して，分子種特異的に転写調節される。CYP分子種の発現量は，特定の人工化学物質の曝露や影響のバイオマーカーとして利用されている。

5 培養細胞の可能性

化学物質による地球規模の汚染が進行し，鯨類を含むすべての生物は汚染から逃れられない状態である。これらの化学物質は生物に直接影響を及ぼすだけでなく，他のストレス要因との影響が重なることを考えると，状況は深刻である。すでに海へ流入し，生物体内に蓄積する化学物質について対処することは不可能であるため，新しい人工化学物質の使用が認可される前に，それらの毒性を調査することが重要である。一方，化学物質の安全性を評価するために実験動物を使用しない試験法（代替法）の開発が近年注目を集めている。EU（欧州連合）では，化粧品安全性評価にいくつかの例外を除いて動物実験を用いることを2009

年3月に禁止し，動物実験をおこなって開発した化粧品の市場流通も禁止した。こうした動物実験禁止と代替法開発の社会的要求は，化粧品の場合だけでなく，一般の人工化学物質の場合にも高まっている。線維芽細胞を用いた毒性評価試験は，実験動物個体を用いる試験に比べ，倫理的な問題もなく，簡便・迅速に人工化学物質の毒性をスクリーニングできる可能性がある。

鯨類をはじめとする，野生動物の培養細胞は今後さまざまな活用方法が期待できる。得られた細胞は液体窒素の中で半永久的に保存できるため，一度培養して保存することで将来の研究に役立てることが可能である。近年の再生医療研究の目覚ましい発展により，線維芽細胞からiPS細胞を樹立し，肝細胞や神経細胞など多様な細胞に誘導することができるようになった。鯨類の細胞で成功すれば，細胞種ごとの毒性試験も可能になる。また，飼育個体の治療や臨床試験，希少動物の種の保存にも応用できるだろう。

［文 献］

1) レイチェル・カーソン. 沈黙の春（新潮文庫, 1974）.

2) Broley, C. *Audubon Magazine* **60**, 162–3, 171（1958）.

3) Guillette, L. J., Gross, T. S., Masson, G. R., Matter, J, M,, Percival, H, F, *et al. Environmental Health Perspectives* **102**, 8, 680–688（1994）.

4) Aguilar, A. & Borrell, A. *The Science of the Total Environment* **154**, 237–247（1994）.

5) Osterhaus, A. D., Groen, J., Spijkers, H. E., Broeders, H. W., UytdeHaag, F. G. *et al. Veterinary Microbiology* **23**, 1–4, 343–350（1990）.

6) Carlsen, E., Giwercman, A., Keiding, N. & Skakkeblek, N. E. *BMJ* **305**, 609–613（1992）.

7) シーア・コルボーン, ダイアン・ダマノスキ, ジョン・ピーターソン・マイヤーズ. 奪われし未来（翔泳社, 1997）.

8) Tanabe, S., Tanaka, H. & Tatsukawa, R. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **13**, 731–738（1984）.

9) Iwata., H., Tanabe, S., Sakai, N., A. & Tatsukawa, R. *Environmental Science and Technology* **27 6**, 1080–1098（1993）.

10) Ono, M., Kannan, N., Wakimoto, T. & Tatsukawa, R. *Marine Pollution Bulletin* **18**, 12, 640–643（1987）.

11) Masuda, Y. *Journal of Dermatological Science Supplement* **1**, S11–S20（2005）.

12) Tanabe, S. *Marine Pollution Bulletin* **45**, 1–12, 69–77（2002）.

13) Tanabe, S. & Ramu, Karri *Marine Pollution Bulletin* **64**, 7, 1459–1474（2012）.

14) 田辺信介. 日本生態学会誌 **66**, 37–49（2016）.

15) 川邊陸. 日本セトロジー研究会第30回（東京）記念大会（2019）.

16) Aznar-Alemany, Ò., Sala, B., Plön, S., Bouwman, H., Barceló, D. *et al. Chemosphere* **226**, 791–799（2019）.

17) Martineau, D., Lemberger, K., Dallaire, A., Labelle, P., Lipscomb, T. P. *et al. Environmental Health Perspectives* **110**, 3, 285–292（2002）.

18) Gulland, F. M. D. & Hall, A. J. *EcoHealth* **4**, 2, 135–150（2007）.

19) Van Bressem, M. F., Raga, J. A., Di Guardo, G., Jepson, P. D., Duignan, P. J. *et al. Diseases of Aquatic Organisms* **86**, 143–157（2009）.

20) Jepson, P. D., Bennett, P. M., Deaville, R., Allchin, C. R., Baker, J. R. *et al. Environmental Toxicology and Chemistry* **24**, 1, 238–248（2005）.

21) Isobe, T., Oshihoi, T., Hamada, H., Nakayama, K., Yamada, T. K. *et al. Marine Pollution Bulletin* **63**, 564–571（2011）.

22) Desforges, J. P., Hall, A., McConnel, B., Rosing-Asvid, A., Barber, J. L. *et al. Science* **361**, 1373–1376（2018）.

23) Fossi, M. C., Marsili, L., Casini, S. & Bucalossi, D. *Marine Environmental Research* **62**, S200–S204（2006）.

落合 真理 *Mari Ochiai*

愛媛大学 沿岸環境科学研究センター
化学汚染・毒性解析部門 特任助教

2006年，University of California, Santa Cruz（UCSC），BS in Marine Biology。2007～2009年，UCSC，Marine Microbial Ecology Lab にてSpecialistとして勤務。2014年，愛媛大学大学院理工学研究科修了。理学博士。日本学術振興会特別研究員DC1，日本学術振興会特別研究員PD，愛媛大学特定研究員を経て，2019年より現職。専門分野は，環境毒性学，環境分析化学。第65回リンダウ・ノーベル賞受賞者会議へ派遣。

岩田 久人 *Hisato Iwata*

愛媛大学 沿岸環境科学研究センター
化学汚染・毒性解析部門 教授

1995～2000年，北海道大学助手。1999～2000年，ウッズホール海洋学研究所（日本学術振興会 特別研究員PD）。2000～2004年，愛媛大学准教授。2004年より現職。専門分野は，環境毒性学。日本生態学会 第16回生態学琵琶湖賞（2011年7月）を受賞。主な著書に，環境毒性学（分担執筆，渡邊泉・編，朝倉書店，2011），分子でよむ環境汚染（分担執筆，鈴木聡・編，東海大学出版会，2009），化学物質の生態リスク評価と規制―農薬編―（分担執筆，日本環境毒性学会，畠山成久・編，アイピーシー，2006），海と環境：海が変わると地球が変わる（分担執筆，日本海洋学会，池田元美・他編，講談社，2001），毒性学―生体・環境・生態系―（分担執筆，藤田正一・編，朝倉書店，1999），文明と環境（分担執筆，梅原猛，伊藤俊太郎，安田喜憲・総編），第11巻 環境危機と現代文明（分担執筆，石弘之，沼田真・編，朝倉書店，1996）.