

ビバリー®ユニットにおける鉄の溶出メカニズムの推定

Estimation of the Iron Release Mechanism of the Vivary™ Unit

富田 祥子*
Shoko TOMITA

小杉 知佳
Chika KOSUGI

宮 架 蓮
Karen MIYA

難波 瑞穂
Mizuho NAMBA

抄 録

鉄鋼スラグ中の鉄を海藻の栄養源として供給する施肥材ビバリー®ユニット(VU)における鉄溶出メカニズムの解明を目的として、千葉県富津市の技術開発本部 RE センター内にあるシーラボ I に設置の大型水槽を使用した水槽実験を実施した。実海域の施工環境を模擬し、水槽海水と VU 内部の溶存酸素量および溶存鉄濃度の挙動を評価した。その結果、VU 内部では低溶存酸素環境が形成・維持され、高い溶存鉄濃度が確認された一方、水槽海水中の溶存鉄濃度は低値で推移した。これらより、VU による鉄供給効果の最大化には、内部の低 DO 環境の形成・維持に加え、内部と外部との海水交換を考慮した設計が重要であることが示唆された。

Abstract

To clarify the iron release mechanism of the Vivary™ Unit (VU), a fertilization material that supplies iron derived from steelmaking slag as a nutrient for seaweed, a tank experiment was conducted using a large-scale seawater tank installed at Sea Lab I, located within R & D Laboratories in Futtsu City, Chiba Prefecture. The experimental setup modelling practical installation conditions in coastal environments, and the behavior of dissolved oxygen and dissolved iron inside the VU was evaluated. The results showed that a low-dissolved oxygen environment was formed and maintained inside the VU, leading to elevated dissolved iron concentrations, whereas dissolved iron concentrations in the surrounding tank seawater remained low throughout the experimental period. These findings suggest that, in addition to maintaining a low-dissolved oxygen environment inside the VU, installation designs that consider seawater exchange between the interior and exterior of the unit are essential for maximizing the iron supply effect.

1. 緒 言

水中の生物にとって、鉄イオンは必須の栄養素である。藻類細胞内においては、光合成や呼吸を担う様々な酵素の補因子として作用し、生命活動を支える¹⁾。また、コンブ類では卵・精子の形成に鉄イオンが必須であることが実験的に示されており、海藻のライフサイクルにおいて鉄イオンが重要な元素であることが明らかとなっている²⁾。

近年、日本各地の沿岸域では海藻群落(藻場)の衰退・消失、いわゆる“磯焼け”³⁾が深刻化しており、水産業へ大きな影響を与えている。磯焼けの原因としては、高水温などの海況変化、ウニなどの植食動物による食害、海水の貧栄養化など複合的な影響が指摘されており、海水中の鉄イオン濃度の低下もその一因と考えられている⁴⁾。

沿岸域に供給される鉄イオンの多くは陸域由来である⁵⁾。

土壤に多量に含まれる鉄イオンは、同じく土壤に含まれる腐植物質と呼ばれる有機物と錯形成することで、溶存酸素(Dissolved oxygen; DO)により鉄イオンが酸化されやすい水中であっても⁶⁾、生物が利用可能な溶存状態で、河川を經由して沿岸域に供給される。腐植物質は、カルボキシル基等の酸性官能基を多数有することで、鉄イオンと錯体を形成し、有機リガンドとして機能する。近年の海水中の鉄イオン濃度の低下は、土地利用の変化等により、河川を通じた有機錯体鉄の供給量が減少したことが一因と推測されており⁷⁾、鉄源と有機物の組合せとその供給が、沿岸域での鉄供給に重要であることが分かる。

日本製鉄(株)では、上記で記した元来の自然がもつ鉄供給システムに着想を得て、鉄イオン供給施肥材“ビバリー®ユニット(VU)”を開発した⁸⁾。VUによる藻場造成事例については、本技報の小杉らの報告をぜひ参照されたい。

* 先端技術研究所 環境基盤研究部 環境技術研究室 研究第一課 千葉県富津市新富 20-1 〒293-8511

VUは鉄イオン供給源として海水の白濁抑制のため炭酸化処理をした製鋼スラグと、有機リガンド供給源として腐植物質等の有機物を含む堆肥を混合して製造される(図1a)。これまでの研究から、VU内部での溶存鉄の生成にはVU内部のDOが大きな影響を与えることが明らかになっている¹⁰⁾。DO濃度が高い場合、製鋼スラグから溶出する無機Fe(II)イオンは速やかに無機Fe(III)イオンに酸化される。無機Fe(III)イオンの溶解度は海水pH(約8)下で極めて低く、難溶性の水酸化物あるいは酸化物として速やかに沈殿してしまう¹¹⁾。実際、ラボでの溶出試験において、DO濃度が0mg/LではDO濃度が約8mg/Lと比較して生成される溶存鉄濃度が高く¹⁰⁾、これはFe(II)イオンからFe(III)イオンへの酸化反応が抑制され、腐植物質中の有機物との錯形成反応が進行したためと考えられる。

上記メカニズムを踏まえて、実海域に施工したVUからの鉄溶出を安定化させるためには、VU内部のDO濃度を低く維持、制御することが重要であり、VU内部のDO環境に影響を及ぼす可能性のある波浪、潮汐といった影響因子を整理することが必要と考える。しかし、実海域ではこれら要因が複合的に影響するため、要因ごとの評価が難しい。そこで本試験では、VU内部のDO環境および海水中の溶存鉄濃度の挙動を、外部要因を制御した条件で把握・評価することを目的に、シーラボIでの水槽試験を実施した。シーラボIは2009年に鉄鋼スラグ製品の有用性、安

全性の検証を目的として、千葉県富津市の技術開発本部REセンター内に建設された水槽設備であり、東京湾から海水を引き入れ、流入海水量や流動条件を設定した実験が可能である。今回は、VUを海岸の土壤中に埋め、VUと海水中のDOとの遮断を狙った手法“埋設”をシーラボIで再現した(実海域でのVU施工状況を図1bに示す)。“埋設”は、2004年の北海道増毛町をはじめとして、各地での藻場造成実績を有する¹²⁾。以下では、水槽内で“埋設”されたVU内部のDO濃度と水槽中の溶存鉄濃度の結果から、推測される流動条件と溶存鉄供給の関係性について考察したので報告する。なお、本研究では、酸素による酸化反応が著しく抑制される環境¹³⁾としてDO濃度0.2mg/L未満を低DO環境と定義した。

2. 本 論

2.1 実験条件の設定ならびに方法

2.1.1 実験水槽

試験は、シーラボIの大型水槽を用いて実施した。実験水槽は幅5000mm×奥行800mm×高さ1600mmの直方体(有効容積約5m³)で、一側面に造波板が設置されており、造波板の前後の運動により水槽横断面の長軸方向に対して垂直な往復波が発生する。海水は、REセンターの北側護岸付近に設置された取水ポンプから送られ、途中ろ過等の処理をせずに貯水槽(有効容積約8m³)に貯留した後、実験水槽へ引き入れた。

2.1.2 VUおよび砂

腐植物質は、間伐材と水産加工残渣を原料とした堆肥(グリーンフェイバー、丸興産業製)を、炭酸化製鋼スラグは、ロータリーキルンを使用して炭酸化処理された北日本製鉄所室蘭地区の転炉系製鋼スラグのうち、粒度0~25mmのものを有姿で使用した。使用した炭酸化製鋼スラグの化学組成を表1に示す。炭酸化製鋼スラグ14kgと腐植物質7kgを混合し、試験材とした。

使用する砂(あかぎ園芸製川砂、約750kg)は、微粒分による濁りの発生を防ぐため、事前に目開き0.075mmのふるいを用いて水道水で洗浄し、微粒分を除去した。その後、水道水由来の鉄分の持ち込みを避けるため、海水に浸漬して置換した。洗浄後の砂の粒度分布試験(JIS A 1102)および透水係数試験(JIS A 1202)を実施した。粒径範囲は0.075~4.75mm、均等係数(D₆₀/D₁₀)はUc=4.8、透水係数は6.22×10⁻⁵m/sで、細砂~シルト質砂相当の透水性を示した。

表1 試験に使用した炭酸化製鋼スラグの化学組成
Chemical composition of the slag used in this study

(mass%)										
CaO	f-CaO	SiO ₂	MgO	Al ₂ O ₃	m-Fe	FeO	Fe ₂ O ₃	MnO	P ₂ O ₅	T-C
35.5	0.3	19.9	2.5	2.6	12.3	12	19.3	4.9	2.3	0.87

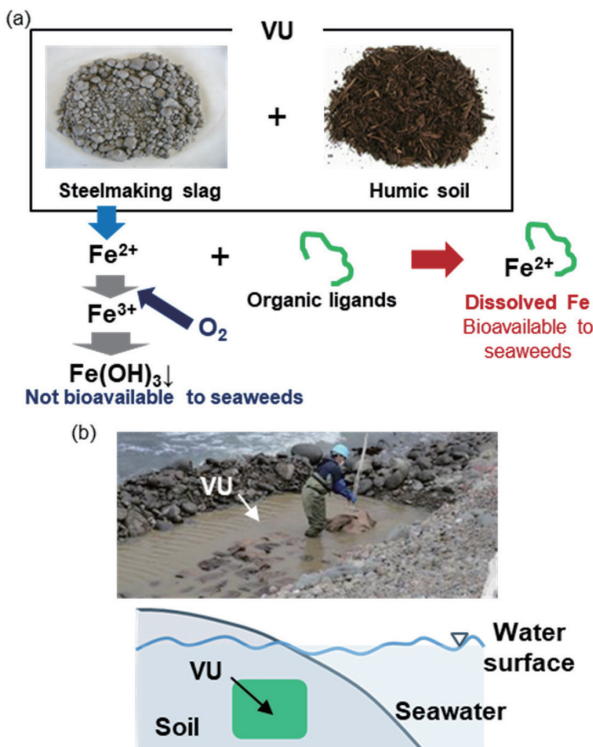


図1 VUからの鉄の溶出機構と設置方法
(a) VUからの鉄の溶出機構 (b) 実海域でのVU施工
Fe dissolution mechanism and VU installation
(a) Fe dissolution mechanism in VU (b) Field installation of VU

2.1.3 シーラボ水槽内での“埋設”施工の再現 (VU および砂の実験水槽内への設置)

実験水槽内にポリプロピレン製の土木用袋 (幅 800mm×奥行 800mm×高さ 600mm) を設置した。砂を袋底面から約 5cm の高さまで投入した後、麻袋に詰め込んだ 20kg の VU を約 16cm の厚みで設置した後、VU 上部の砂の厚みが 20cm となるように埋めた (図 2a)。VU 内部には、水流のない土壤中でも測定可能な蛍光式溶存酸素ロガー (HOBO, U26) および採水治具を設置した。採水治具は、複数の孔を開けた外径約 2cm、長さ約 5cm のアクリル管の一端にシリコン栓を取り付け、直径 4mm の採水チューブを接続して作製した。同様の採水治具を砂の上部の位置に錘で固定した (図 2b)。珪藻など海水起因の藻類が増殖し、VU の施肥成分の消費を防ぐため、水槽の上部を遮光シートにて覆った。

試験期間は計 152 日間で、止水条件、造波条件、潮汐条件の 3 段階の流動条件を変更した。約 20 日間を 1 回の溶出期間とし、止水条件および造波条件では溶出期間ごとに海水を全量交換した。なお、VU は試験期間を通して同一試料を使用した。止水条件 (0~71 日目) では、1200mm の水位まで海水を入れた (海水量 4.8m³)、造波板は稼働させず、静置した。造波条件 (72~131 日目) では、止水条件と同量の 4.8m³ の海水を入れた後、造波板を 2 回 / 秒の速さで動作させ、水深 500mm での流速が約 0.06m/sec となる往復流を起こした。潮汐条件 (132~152 日目) では、前記の造波条件に加え、9.2m³ の海水を実験水槽と貯水槽の間で交換することで、水位 300mm と 900mm を 12 時間サイ

クルで変動させた。

2.1.4 水質モニタリング

実験水槽から、週に 2 回または 3 回、ほぼ同じ時刻に 2 か所の採水治具から採水し、採水した海水は 0.45μm ろ紙で吸引ろ過後、水質分析に供した。

2.1.5 水質分析

分析項目は、pH、水温、溶存鉄 (Dissolved Fe, 以下 D-Fe)、溶存無機態窒素 (Dissolved Inorganic Nitrogen, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N の和, 以下 DIN)、リン酸態リン (以下、PO₄-P) である。pH は電極法で測定した。D-Fe 分析では、塩酸 (Ultrapur™ (関東化学)) を試料量に対して 0.2% 添加した後、硝酸添加 -ICP 発光分光分析法 (パーキンエルマー, Optima 8300) または固相抽出 -ICP-MS 法で分析した。DIN, PO₄-P は、オートアナライザー (BL-TEC, QuAAAtro39) を使用し比色定量した。NH₄-N はインドフェノール青法、NO₂-N および NO₃-N はジアゾカップリング法、PO₄-P はモリブデン青法にて分析した。

2.1.6 シリアルバッチ溶出試験

2.1.2 で作製した VU の低 DO 条件下における溶存鉄の溶出ポテンシャルを把握することを目的として溶出試験を行った。容量 2L のポリプロピレンボトルに VU 100g と 1L の海水を入れ、海水を窒素雰囲気して DO を 0.2mg/L 未満に調製した後、100rpm の速さで振とう溶出した。海水は、東京湾海水をガラス繊維ろ紙 (粒子保持能 1.0μm, Whatman, GF/B) でろ過して使用した。2 日または 3 日後に、30 分以上静置し懸濁物を沈殿させた後に上清を回収し、残渣の残ったボトルに新しい海水 1L を加えて再び振とう溶出した。一連の操作を 10 回繰り返した。回収した上清は 0.45μm ろ紙 (アドバンテック, メンブレンフィルター孔径 0.45μm) でろ過した後、水質分析に供した。

2.2 結果

2.2.1 シリアルバッチ溶出試験

使用した海水の初期 pH は 7.99 であり、1 回目の溶出液の pH は 6.59 まで低下したが、2 回目以降は海水の置換に伴い徐々に上昇し、10 回目の溶出では pH 7.58 を示した (図 3a)。D-Fe の積算溶出量は、10 回目で 4.0mg に達した (図 3b)。この値を 20kg 換算すると、VU からの溶出ポテンシャルは約 800mg と推定した。

2.2.2 水槽実験

本試験では、VU の内部から採水したサンプルを“VU 内部”, VU を埋設した砂層上部から採水したサンプルを“水槽海水”と定義した。

水槽海水の pH は期間を通して pH 8.0 で推移した (図

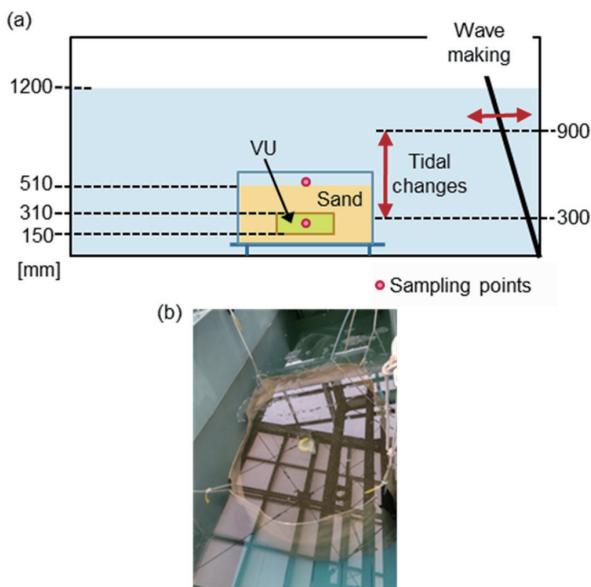


図 2 シーラボ I 実験水槽での埋設再現

(a) 水槽内の埋設条件概要 (b) 水槽内の設置状況
Experimental reproduction of burial conditions in SEA-Lab. I tank
(a) Burial setup in SEA-Lab. I tank (b) Photo of the burial setup

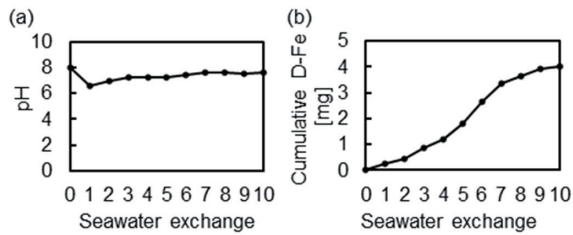


図3 シリアルバッチ溶出試験における (a) pH, (b) D-Fe の累積溶出量
Changes in (a) pH, (b) cumulative D-Fe during the serial batch leaching test

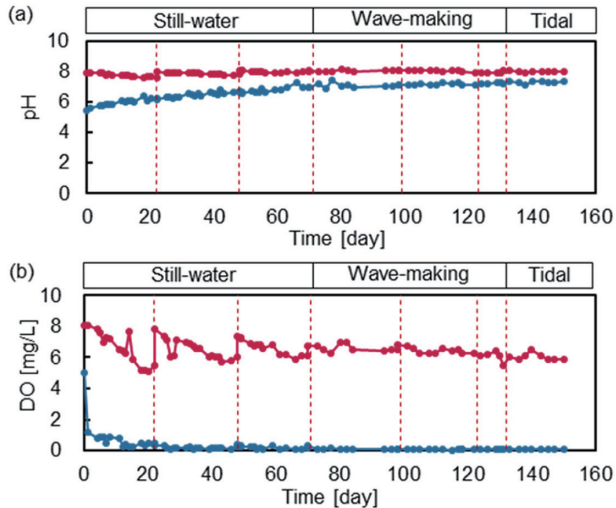


図4 水槽試験における (a) pH と (b) DO の経時変化
青：VU 内部, 赤：水槽海水, 赤破線：海水交換のタイミング
上段に止水・造波・潮汐の各条件を示す。

Time-series of (a) pH and (b) DO

Blue=water inside the VU; red=tank seawater, the red dashed line: timing of seawater exchange. Still-water, wave-making, and tidal phases are shown at the top.

4a)。VU 内部の pH は 0~71 日目 (止水条件) にかけて 5.4 から 6.9 まで上昇した。その後, 72 日目以降 (造波条件, 潮汐条件) では pH は約 7 で, ほぼ一定であった。

水槽海水の DO は止水条件の海水交換のタイミングでは約 8mg/L となり, その後 5.5mg/L 程度まで低下した (図 4b)。造波条件の海水交換のタイミングでは海水 DO の顕著な低下は確認されず, 約 6.0mg/L で推移した。VU 内部の DO は, 0~1 日目 (止水条件) にかけて 5.0mg/L から 1.2 mg/L まで低下し, その後 12 日目 (止水条件) に 0.2mg/L まで低下した。造波条件および潮汐条件では, VU 内部の DO の変動はなく, 0.2mg/L 未満の低濃度で推移した。

VU 内部の D-Fe は 0~28 日目 (止水条件) において, 日ごとの変動はみられるもの, 5~10mg/L の高い濃度を維持した (図 5a)。海水交換のタイミングでの顕著な変動は確認されず, 徐々に低下していったが, 試験期間を通して水槽海水より高く推移した (図 5b)。水槽海水の D-Fe は 0~22 日目 (止水条件) にかけて 0.0013mg/L から 0.0040mg/L まで上昇し, この時の溶出速度は 0.04mg/day/kg-VU であっ

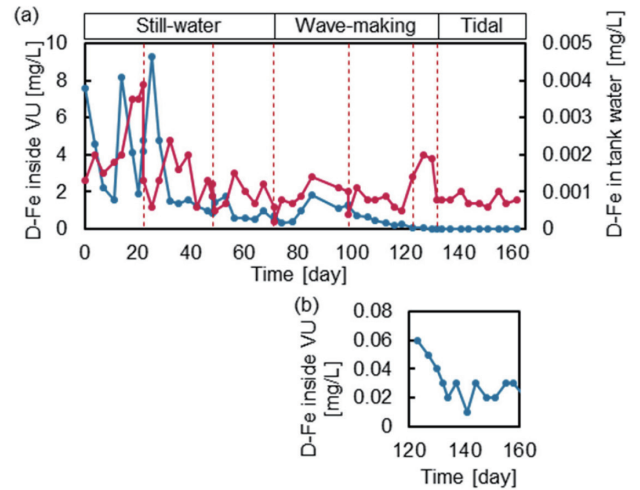


図5 水槽試験における D-Fe の経時変化
青：VU 内部, 赤：水槽海水, 赤破線：海水交換のタイミング
(a) D-Fe (b) 後半期間 (120~160 日) の VU 内部 D-Fe の拡大

Time-series variation of dissolved iron (D-Fe) in the tank experiment.

Blue indicates D-Fe inside the VU, red indicates D-Fe in the tank seawater, and the red dashed line: timing of seawater exchange (a) D-Fe over the full experimental duration. (b) Magnified view of D-Fe inside the VU during the later phase (120-160 days).

た。止水条件の残りの期間は海水交換時にわずかに上昇したものの 0.0015mg/L 程度で推移した。造波条件においても海水交換時には流入海水と比較して最大で約 0.001mg/L のわずかな上昇が確認されたが, 潮汐条件の海水交換時には上昇は確認されず, ほぼ一定の濃度で推移した。試験期間を通して, 流動条件の変更に伴う著しい増加は認められなかった。

2.3 考察

本試験では, 海水量 4.8m³ ないし 9.2m³ に対して VU 20kg を用い, 1 回の溶出期間を約 20 日間とした。沿岸に平行な向きに 2 トンの VU を幅 2m で設置した場合を想定すると, 止水条件および造波条件における海水量 4.8m³ は, 水深 1m, 沖合方向 11m の範囲に相当する海水量 22m³ が潮流によって 1 日 1 回交換されると仮定した場合の 20 日間の累積海水量 440m³ に相当する。また潮汐条件における海水量 9.2m³ は, 同一範囲において干潮時に水深 1.7m (海水量 37.4m³), 満潮時に水深 2.3m (海水量 50.6m³) を 12 時間ずつ繰り返す, その都度, 海水が全量交換されると仮定した場合の 20 日間の累積海水量 880m³ に相当する。

また, 本水槽試験での造波条件, 潮汐条件で与えた流速は約 0.06m/sec であり, これは, VU の施工実績を有する宮城県女川において 2025 年 2 月に観測された, 海底上 50cm における 2 週間の平均流速 0.11m/sec と比較するとやや小さい。また, 太平洋側における小潮の潮汐差は 500~800mm 程度¹⁴⁾ であり, 本試験で設定した水位差 600mm

はこの範囲内に概ね対応する。以上より、本試験で再現された造波条件は流速の穏やかな海況を、潮汐条件は前述の条件に加え太平洋側の小潮を、想定したものと位置付けられる。

沿岸域の海水の DO は一般的に飽和しており、20℃、1 気圧、実用塩分 3.6%の海水の酸素飽和濃度は 7.35mg/L である。水槽海水の DO は止水条件ではわずかに低下したが、以降は顕著な低下は確認されず、DO 飽和度は約 80%で維持されていた。実海域と比較するとやや低いものの概ね高 DO の環境が再現されたと考えられる。水槽海水の DO が止水条件下で低下した要因としては、微生物を多量に含む可能性が高い堆肥を使用したことで、好気呼吸により酸素が消費されたことによるものと推測される。一方、造波条件および潮汐条件で、DO 濃度が低下せず、概ね一定で推移した理由は、造波により水面での大気-海水間の酸素交換が促進されたためと推察される。pH については沿岸海水の pH と同程度の約 8 で推移していた。以上から、水槽海水の DO および pH は沿岸域の環境を再現できていたと考える。

VU 内部は、実験開始直後から DO が急速に低下し、0.2mg/L 未満となった。この顕著な低下は、止水条件での水槽海水の DO 低下と同じく、微生物による好気呼吸が影響したと考える。また、止水条件から、造波条件、潮汐条件と流動条件を変更した後も VU 内部の DO は 0.2mg/L 未満で安定していたことから、高 DO の水槽海水が VU 中に流れ込むことによる VU 内部の DO 上昇は限定的であることが示された。以上の結果から、実海域においても小潮かつ流速の穏やかな海況条件では、埋設した VU 内部は、低 DO 環境が形成・維持され得ることが推測される。

D-Fe の生成に深く関わる水質パラメータである pH については、VU 内部では pH 6~7 と、水槽海水中と比較して常に低く推移した。これは、腐植物質に含まれる酸性官能基等の影響によるものと推測される。pH は、Fe(II)の酸化速度に影響することが知られており、人工海水中では pH 8.25 の方が pH 7.75 より Fe(II)の酸化速度が約 6.3 倍速いことが報告されている¹⁵⁾。VU 内部で海水よりも低い pH 環境が形成されたことで、Fe(II)の酸化速度が低下し、D-Fe の生成が促されていたと推察される。

D-Fe について、VU 内部では、最大 9.3mg/L まで上昇し、その後も水槽中より高い濃度で維持された。一方、水槽海水は、約 0.0015mg/L と、VU 内部と比較して極めて低濃度で推移し、流動条件の変更に伴う顕著な濃度上昇は認められなかった。シリアルバッチ溶出試験と比較すると、水槽海水への D-Fe 溶出量は、溶出ポテンシャルの約 4.0%にとどまった。これは本試験で再現された流動条件において VU 内部から水槽海水への D-Fe の移動が制限されていたことが原因と考えられる。

上述の通り、本試験における VU 内部の DO および pH

環境は D-Fe の生成に適した条件であり、かつ VU 内部では D-Fe 濃度が上昇したにも関わらず、水槽海水の D-Fe 濃度が上昇しなかったことは、VU からの D-Fe 溶出には、内部の低 DO 環境を形成・維持に加え、VU 内部と外部との海水交換の促進が重要であることが示唆される。本試験の潮汐条件は小潮相当 (600mm) で、結果的に VU 内部から水槽海水への D-Fe の移動が十分でなかったと推定されるが、太平洋側沿岸の大潮では潮汐差が 1500mm 以上になる海域もあり、この潮汐差を利用し、VU 内部の海水の交換を促すことで鉄溶出性を向上できると考える¹⁶⁾。

VU 内部の海水の交換促進に向けては、VU を埋設する土壌の粒度も影響する可能性がある。本試験では細砂~シルト質砂相当の砂を使用したのが、海岸線が砂よりも透水性の高い玉石で構成されている場所 (例えば北海道増毛町など) もあり、本試験のような穏やかな流動条件でも、埋設する粒度を考慮することによって海水の移動が促進されることが推測される。一方で、D-Fe 生成という観点からは、強い波浪等で沿岸域の高 DO 海水が海岸土壌に浸入し、DO が上昇することが報告¹⁷⁾されており、海水の交換促進が VU 内部の DO 上昇を引き起こすことが想定される。そのため、今後は VU 内部の低 DO の維持と、海水への D-Fe の移動を両立する最適な条件およびそれを実海域で再現する手法について検討を進め、VU からの効率的な D-Fe 溶出を実現する施肥の設計指針の確立に繋げていく。

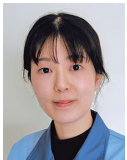
3. 結 言

本研究では、シーラボ I の水槽において実海域における VU の埋設を再現し、VU 内部の DO 環境とそれに伴う D-Fe 溶出挙動との関係を明らかにした。その結果、VU からの D-Fe 供給には、従来、重要と考えられてきた VU 内部の低 DO 環境の形成・維持に加え、VU 内部と外部との海水交換を促進することが重要であることが示された。今後は、以上の知見を、VU の溶出メカニズムを踏まえた D-Fe 供給効果を最大化しうる設計条件として、実海域での施工設計に繋げていく。また、海水交換と DO との関係については、今後日本製鉄で取り組んでいく海藻養殖における施肥においても、有用な知見になると考える。海藻養殖は、水深数 m で展開することが多く、従来の VU の施工環境よりも DO が高いことが想定される。そのような環境においても VU の効果を最大化できる施用方法を開発することで、幅広い海域に展開可能な藻場造成技術の確立に繋げていく。

参照文献

- 1) Sunda, W.: Feedback Interactions between Trace Metal Nutrients and Phytoplankton in the Ocean. *Front. Microbiol.* 3, (2012). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00204>
- 2) Motomura, T.: Regulation of Gametogenesis of *Laminaria* and

- Desmarestia (Pheophyta) by Iron and Boron
- 3) 藤田大介: 21世紀初頭の藻学の現況. 日本藻類学会編. 2002, p.102
 - 4) 水産庁編: 第3版 磯焼け対策ガイドライン. 2021
 - 5) Matsunaga, K., Nishioka, J., Kuma, K., Toya, K., Suzuki, Y.: Riverine Input of Bioavailable Iron Supporting Phytoplankton Growth in Kesenuma Bay (Japan). *Water Research*. 32 (11), 3436–3442 (1998). [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00113-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00113-4)
 - 6) Bligh, M. W., Waite, T.D.: Role of Heterogeneous Precipitation in Determining the Nature of Products Formed on Oxidation of Fe(II) in Seawater Containing Natural Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 44 (17), 6667–6673 (2010). <https://doi.org/10.1021/es101046y>
 - 7) 松浦勝彦: 森が消えれば海も死ぬ (第2版) 陸と海を結ぶ生態学. 2010
 - 8) 小杉知佳: 鉄鋼スラグを活用した海の森再生技術の開発の歩みとSDGs開発目標への貢献. *ふえらむ*. 25 (12), 53–58 (2020)
 - 9) 堤直人, 務川進, 田崎智晶, 亀山鋭司, 天田克己, 工藤耕太, 今戸肇, 三木理: 製鋼スラグ迅速炭酸化連続処理プロセスの開発. *新日鉄住金技報*. (399), 90–95 (2014)
 - 10) 古屋哲志, 兼森伸幸, 辻本渉, 篠崎晴彦, 加藤敏朗, 木曾英滋: 水域環境保全容器体. 特許 5884631
 - 11) Liu, X., Millero, F.J.: The Solubility of Iron Hydroxide in Sodium Chloride Solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 63 (19), 3487–3497 (1999). [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(99\)00270-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(99)00270-7)
 - 12) 海の森づくり ブルーカーボン生態系を育む鉄のチカラ. 季刊ニッポンスチール. March 2023, p.16–23
 - 13) Antonietti, R.: Anaerobic Conditions. *Environmental Geology*. Springer, Dordrecht, 1999, p.19–20. https://doi.org/10.1007/1-4020-4494-1_14
 - 14) 気象庁: 潮汐・海面水位のデータ 潮位表. <https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/db/tide/suisan/index.php> (accessed 2026-02-18)
 - 15) Samperio-Ramos, G., Santana-Casiano, J. M., González-Dávila, M.: Effect of Organic Fe-Ligands, Released by *Emiliania Huxleyi*, on Fe(II) Oxidation Rate in Seawater Under Simulated Ocean Acidification Conditions: A Modeling Approach. *Front. Mar. Sci.* 5, (2018). <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00210>
 - 16) Robinson, C., Li, L., Barry, D.A.: Effect of Tidal Forcing on a Subterranean Estuary. *Advances in Water Resources*. 30 (4), 851–865 (2007). <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.07.006>
 - 17) Cao, W., Hofmann, H., Yan, G., Scheuermann, A.: Porewater Exchange and Iron Transformation in a Coastal Groundwater System: A Field Investigation, Driving Mechanisms Analysis, and Conceptual Model. *Front. Mar. Sci.* 11, (2024). <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1385517>



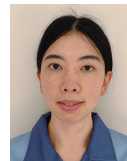
富田祥子 Shoko TOMITA
先端技術研究所 環境基盤研究部
環境技術研究室 研究第一課
千葉県富津市新富20-1 〒293-8511



宮 架蓮 Karen MIYA
先端技術研究所 環境基盤研究部
環境技術研究室 研究第一課
主任研究員



小杉知佳 Chika KOSUGI
先端技術研究所 環境基盤研究部
環境技術研究室 研究第一課長
博士(水産科学)



難波瑞穂 Mizuho NAMBA
先端技術研究所 環境基盤研究部
環境技術研究室 研究第一課
主任研究員 博士(環境科学)