

海洋を利用した大気中の二酸化炭素の除去・貯留技術（Ocean-CDR）の最近の展開（その2. 各論）

NPO 法人海ロマン 21 理事長 小池勲夫

目次

1. 要約
2. 海洋での生物代謝を利用した CDR—鉄散布、人工湧昇と海藻養殖—
3. 海洋での地球化学的な反応を利用した CDR—ケイ酸塩鉱物等の付加や電気化学的手法—
- 4 今後の展開とその研究戦略

1. 要約

初めに生物活動を利用した海洋での CDR として、鉄散布、人工湧昇、海藻の大規模養殖の 3つを取り上げ、その特徴や課題をまとめた。鉄散布については、海洋生態系と炭素、窒素などの生元素循環の研究から生まれてきたアイデアであり、その海洋 CDR としての是非がロンドン条約やロンドン議定書などの国際条約でも議論されてきた歴史を持っている。広大な南大洋での一次生産の律速因子である微量栄養塩の鉄を表層に散布することで植物プランクトン生産を上げ、有機物粒子として海洋内部に沈降させる手法は、既に 10 回を超える海洋現場での鉄散布実験によってある程度確立している。一方、対象となる多くの海域はいわゆる公海でありそこでの大規模な鉄散布には国際的な合意形成が必要とされており、これは CDR としての課題の 1 つである。また、中層での沈降有機物の分解の結果生じる貧酸素化、 N_2O 生成などは、人為的に表層での一次生産を高める CDR 手法での共通の課題となっている。

人工湧昇は、海洋の中層が栄養塩に富んでいることから、人為的に大規模な湧昇を起こし数百m 水深の豊かな栄養塩を表層に供給することで、一次生産と沈降有機物粒子の増大を図るものである。これには揚水機能を持った長さ 200m のパイプを高密度で海洋に設置することで CDR の機能を持たせようとした発想が元になっているが、コストの面及び海上交通との兼ね合いなどの課題が大きい。また、海域によっては中層水に含まれる高濃度の無機炭酸の大気への放出により、負の効果が大きい場合もある。なお、海洋温度差発電など別の目的での大規模人工湧昇の構想もあり、次に紹介する大規模な海藻養殖技術への栄養塩供給の手法との組み合わせも提案されている。

海藻の大規模養殖が CDR の手法として提案された背景には、最近での大規模な海藻養殖技術の発展や、海藻は単細胞の植物プランクトンに比べ遙かに大きな生物量を持っており効率的な沈降有機炭素の生産が可能な事などがある。さらに、海藻の生成する多量の溶存有機炭素のかなりの部分が難分解の貯留性有機炭素に変化すると言う最近の知見も CDR として評価されている。一方、この海藻による CDR の大きな課題は、深層でも比較的速やかに分解し溶存酸素を消費させる多量な海藻体の貯留方法である。100Kg 程度の海藻を使った深海底での分解実験でも底生生物群集へ負の影響が大きい事が知られている。

上記の海洋生態系を利用した CDR とは異なり、次の 2 つの手法は地球化学的な知見による海洋を使った大気中の CO_2 除去と言うことが出来る。その 1 つは微細に粉碎したケイ酸塩鉱物などを大量に海水に添加することで海洋でのアルカリ度を人為的に高め、大気からの CO_2 の海洋への取り込みを促進させるものである。ケイ酸塩鉱物の海水への溶解速度は極めて遅いため溶解速度を上げるために、ケイ酸塩鉱物を 1 ミクロンサイズまで微細化する事が必要である。また、このような高濃度の微細鉱物粒子の海洋生態系への影響や、さらに散布場における局所的な未平衡状態での高アルカリ性、すなわち高 pH、低 CO_2 濃度の発生による海洋生態系への影響も懸念されている。なお、カナダでは内湾レベルであるが実海域を使った海洋アルカリ化の実証実験も既に始められている。

もう 1 つの地球化学的手法はさらに工業的であり、海水の電気分解で酸性分画とアルカリ性分画を作り、この酸性分画では溶存する無機炭酸をガスとして抽出しその地層隔離を行うものである。

現在、大気から直接 CO₂を工業的に抽出し地層隔離する技術開発が行われているが、海水を使う利点の1つは海水中の CO₂濃度が大気に比べて約2桁高い事である。また、アルカリ性分画ではこれを海水のアルカリ度を高めるのに使う事が出来る。なお、電力としては再生可能エネルギーを使うこととしているが、既に海外ではベンチャー企業による取り組みも行われている。課題としては副次産物として生成する毒性の高い塩素ガスの抑制などがあるが、さらにこれをCDRとして考えると、現在の全世界での塩水を電気分解して強アルカリ性の物質を製造するクロルアルカリ産業の1桁以上の規模が必要になる。従って、他のCDRに比べると設備投資に多くのコストが必要となってくる。なお、海洋環境への影響としての局所的な海水の酸性化やアルカリ化の影響も懸念されている。

以上、全米科学アカデミーズの2022年の海洋CDRに関する報告書をもとに現在提案されている海洋でのCDRを紹介したが、報告書ではこれらの研究開発への取り組みは今後世紀を跨って想定される地球温暖化に対し、CO₂の排出削減を補い地球温暖化を抑制するポートフォリオの一つとなり得るものと考えている。しかし、海洋でのCDRの研究計画での共通する課題として、提案されているCDRの多くがまだ実験室レベルの試み、概念設計、あるいは数値モデルによるものなのが現状である点を挙げている。従って、今後の研究での最も主要な目標は、「提案されている手法がCDRとしての役割を果たすことが出来るか否かを判断するために、科学的および社会的な根拠を作ることである」と述べている。すなわち、地球規模へのスケールアップが必要な海洋でのCDRに関し、科学的・工学的な観点だけでなく社会、法的制限、社会制度、施策、そして経済的な負担を統合し、将来に向けて実施可能な手法を研究することが重要であるとしている。

2. 海洋での生物代謝を利用したCDR

既に述べたように 2022 年の全米科学アカデミーズの報告書を取り上げられている、海洋の生物利用のCDRは、(1) 微量あるいは主要な栄養塩の海洋表層への添加、(2) 栄養塩供給のための人工湧昇あるいは人工下降流、(3) 大規模な海藻養殖とその深海での炭素隔離、(4) 沿岸域の植生回復、いわゆるブルーカーボンの4つである。これらの共通点は海洋で生物が駆動する炭素循環における炭素隔離の規模を、人為的に大気中の CO₂濃度削減に寄与出来る位拡大することを目的としている。この中でブルーカーボンは、従来からの水産等で行われていた藻場造成とその手法や考え方が類似しているためここでの検討から外し、(1) から (3) について具体的に検討する。なお、(1) の栄養塩添加に関しては、鉄などの微量栄養塩の他に窒素やリンと言った主要栄養塩の添加もCDRとしてはあり得るが、その膨大な必要量などから 2022 年の報告書では、CDRとしての取り組みには否定的であり、特にリンに関しては陸域でのリン資源の枯渇の課題もある。従って、栄養塩添加に関しては微量栄養塩としての鉄添加に議論を絞ることにする。

2-1 微量な栄養塩・鉄 (Fe) の海洋表層への添加

2-1-1 鉄散布のこれまでの研究の経緯と海洋CDRとしての意義

既に炭素循環の項で述べたように、海洋での主要な“生物ポンプ”は海洋表層での植物プランクトンが、光と栄養塩を使って増殖し沈降性の粒状有機炭素を生産することで始まる。亜熱帯などの低緯度海域では、通年、表層で窒素やリンなどの主要な栄養塩が枯渇した状態にあるが、一方で南大洋や東部北太平洋など世界の海の約 1/4 の表層海域は、いわゆる高硝酸・低クロロフィル (HNLC) 海域として知られている。しかし、海洋での一次生産の栄養塩としての律速因子は硝酸イオンとされていたこれまでの知見ではこの現象は説明出来なかった。1980 年代の後半になって、これらの

海域では主要な栄養塩では無く鉄などの微量栄養塩が植物プランクトンの増殖を律速している事が明らかになった (Martin and Fitzwater 1988)。

微量栄養塩である鉄の海洋での一次生産への効果については、その歴史的な経緯が有名である。特に1988年ウッズホール研究所で米国の海洋学者、John Martin の述べた “Give me half a tanker of iron and I'll give you the next ice age.”は良く知られている。彼は第4紀に生じた氷期・間氷期の気温変化の原因の一つを大気中の二酸化炭素の増減によるものと考え、それを齎す要因を海洋、特に南大洋での生物生産の変化とそれによる生物ポンプの駆動であるとの仮説を立てた。氷期には海面水位の低下で陸域が広がりまた乾燥することで、より多くの鉄などの微量栄養塩を含むダストの供給が南大洋に生じたと考えたのである (Martin et al. 1990)。1990年のこの論文で、彼は既に海洋を使ったCDRとしての鉄散布に言及しており、海洋におけるCDRの先鞭をこの鉄散布が付けたことになる。

この仮説による微量鉄による海洋での一次生産の律速については、その後、実験室実験に加え図6のように世界のHNLC海域において1993年から2009年までに25 - 300平方kmの海域規模での鉄散布実験が数多く行われた(Boyd et al.2007; de Baar et al. 2008; Yoon et al. 2018; GESAMP 2019)。その結果、このHNLC海域の殆どで鉄などの微量栄養塩が不足して生物生産が律速されていることが分かつたのである。

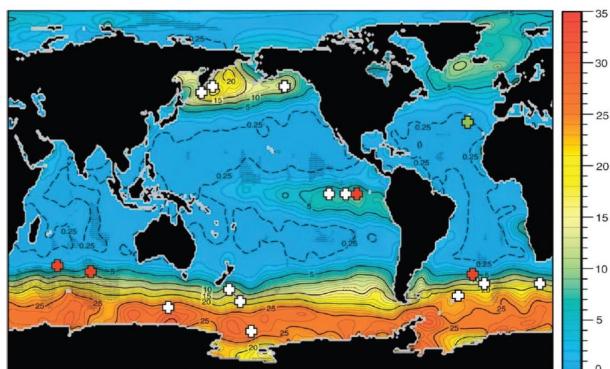


FIGURE 3.2 Annual surface mixed-layer nitrate concentrations in units of micromoles per liter with approximate site locations for artificial ocean iron fertilization (aOIF) experiments (white crosses), natural OIF studies (red crosses), and a study of Fe and P enrichment (green cross). SOURCE: Modified from Boyd et al., 2007, with addition of LOHAFEX aOIF site study in 2009 (Smetacek and Naqvi, 2010).

図6 海洋の表層混合層における年平均の硝酸イオンの分布と、鉄添加実験の行われた海域 (NASEM.2022)。

鉄添加実験が白印、緑印が鉄+リンの添加実験、なお、赤印は、自然界で鉄添加が生じている海域での実験を示す。

なお、これら1990年以降、数多く行われた外洋域での現場・鉄散布実験は、その主な目的がこれらの海域での鉄などの微量栄養塩が一次生産に与える影響を見るものであり、鉄散布によって一次生産が促進される事は多くの海域で確認出来た。しかし、表層での一次生産の促進が大気中の二酸化炭素の除去にどの程度効果があるかについての定量的な評価はこれらの研究ではあまりはっきりしていない。しかし、海洋におけるCDRの観点からはこの鉄散布は海洋利用のCDRの中で数少ない、概念的な構想を抜けた海洋現場でのテストの段階にあると考えられている (Brent et al. 2019)。

鉄散布で期待される生物ポンプのCDRとしての効果やその効率については以下のような議論がある。まず、CDRの目的としては海洋に取り込まれた大気 CO₂は、少なくとも 100 年間の海洋内部での貯留が求められるが、鉄添加による生物ポンプの促進ではこの点はどうであろうか。最近、Siegel et al. (2021)は表層での一次生産で粒子が表層を去ってから、100 年間は表層に無機炭酸として戻ってこない割合を海域別にモデルで推定した (図7)。ここでは粒状有機炭素の鉛直フラックスの指數関数的な減少を仮定し、その減少係数を Martin et al. (1987)が提案した係数の 0.8 をベースにそれを変化させた場合の結果を示している。良く使われる係数が 0.8 では、全球平均では約 30%の有機炭素が 100 年以上の貯留域まで到達することを示している。比較的早い期間で表層に無機炭酸として戻ってしまう海域としては、北大西洋ジャイア、南大洋の極前線付近、アフリカの東の南インド洋が該当する。また、より長期に貯留される割合の高い海域として、南大洋、北部北大西洋、ベンガル湾などが挙げられる (Siegel et al.

2021)。

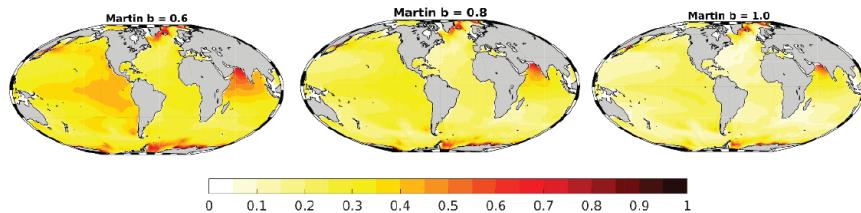


図7 世界の各海域における表層での植物プランクトンのブルームに対応して、沈降する有機炭素粒子が、100年以上二酸化炭素として表層に戻って来ない比率と、沈降粒子の指数関数的な減少の係数の変化との関係 (Siegel et al. 2021)

また、生産された植物プランクトンはどの位の深度まで分解されないで到達するかに関し、Buesseler et al. (2020)は、有光層から下に離脱した粒状有機物の90%はその深度から初めの100m以内で分解されてしまうを見出した。しかし、その状況は海域等によって異なり、最初の100mでの減衰を免れるような場合は深層までの沈降が大きくなる場合もある。従って、CDRとしての鉄散布に関しては、マーチンのフラックス減衰率をそのまま使うのではなく、その海域でCDRとしての効果がどの程度あるかを現場で確認する必要があると述べている。さらに、鉄散布が意図するあるいは意図していない、生物地球化学的及び生態学的な海洋の応答を検討することも必要である。この2つの検討事項は鉄散布だけでなく、海洋でのすべてのCDRに共通する事項であろう。

次に加えた鉄に対してどれだけの炭素としての貯留効果があるかの検討も必要である。植物プランクトンが必要とする生元素である炭素、窒素、リンの比率はレッドフィールド比として知られているが、これを鉄まで拡張したものとしては、C:N:P:Fe=124:16:1:0.0075がある(Ho et al. 2003)。しかし、培養あるいは現場の植物プランクトンでは、鉄の存在比率の変動が大きいことが知られている(Sunda et al. 1991; de Baar et al. 2008)。図8は北部太平洋において、現場の植物プランクトンの鉄/炭素比と各水塊での溶存鉄の濃度の関係を見たものであるが、現場の溶存鉄の濃度に依存してFe:Cの比率が3–70 : 100,000(モル比)程度変動していることを示している(Twining et al. 2021)。

HNLC 海域で行われた海洋現場での鉄添加実験では、植物プランクトン群集の遷移が多くの場合見られ、各種の珪藻の増殖が促進された。これらの植物プランクトンの増殖における炭素:Feの取り込み比は1:150,000–500,000であるが、CDRとしては沈降する有機物粒子の炭素:Fe比が重要である。鉄散布実験において表層下100mを通過する有機物粒子と添加した鉄の量から推定した結果では、C:Fe=650–6600の値が報告されている(de Baar et al. 2008)。このように鉄添加による有機

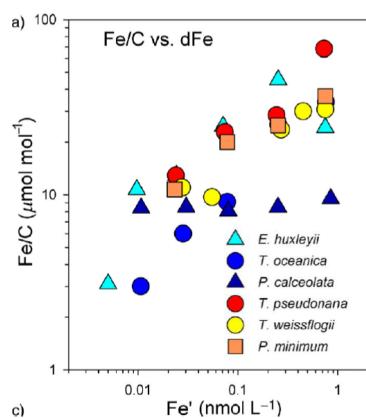


図8 東太平洋の赤道域および北部亜寒帯域で得られた6種の植物プランクトンにおけるFe/C比と現場における溶存鉄の濃度との関係 (Twining et al. 2021)

炭素の下方への輸送の効率が植物プランクトン自身による炭素:Feの取り込み比に比べてかなり小さくなるのは、添加した鉄の多くが急速にコロイド化し沈降して植物プランクトンに利用されな

くなる事がひとつの原因と考えられている (de Baar et al. 2008)。なお、pH8 付近の好気的な条件にある表層水中では、無機態鉄の大部分は溶存酸素などによって酸化されるため、熱力学的に安定な形は三価鉄である。この三価鉄は 加水分解されやすく、pH8 付近の海水中では大部分が難溶性の水酸化物や酸化物となる。その過程で 無機コロイド鉄も形成される。キレートとなる有機物を含まない 海水への三価鉄の溶解度は 0.01 nM 程度と極めて低く、海水中で定常的に無機態鉄として存在している割合は極めて小さいことがモデル計算からも見積もられている (Millero et al. 1995)。なお、酸化的な海洋での溶存鉄の大部分は、溶存の有機物と有機リガンドを形成していることが分かっており、このため、CDR として添加する鉄の性状などに関しても有機リガンドを真似た形態の鉄の散布手法の開発も求められている。

海洋における CDR でこれまで最も注目されてきたのはこの鉄散布であることは、その扱いに関して 10 年以上も前から国際機関によって議論されている事からも明らかである。その 1 つの大きな理由は、他の CDR に比べて僅かな量の鉄の散布によって、大気からの大きな CO₂ の削減を生み出す可能性があることである。HNLC 海域での表層の窒素栄養塩を鉄散布によってすべて消費させるとするモデル計算によれば、大気からの CO₂ の削減は 0.2 - 5GtC/y と大きな幅をもっている (Buesseler et al. 2008; Keller et al. 2014; GESAMP 2019)。しかし、これは現在全海洋での生物ポンプによる沈降有機物が 5-12GtC/y と推定されているのと比べると意味のある値である (Siegel et al. 2014)。なお、既に述べたように、鉄添加による CDR としての有効性は海域によって大きく異なり、多くのモデルでは南大洋の HNLC 海域全体で光が律速しない夏の植物プランクトンの増殖時期に鉄添加を行うのが最も有効であるとしている。一方、赤道太平洋域ではあまり効果がないだろうとのモデル結果もある (Gnanadesikan et al 2003)。また、鉄添加における時間経過はどうなるかを見たモデルでは (Keller et al. 2014)、南大洋の南緯 30 度以南の海域で行った場合、初めの年が最大効果があり 5 GtC/yr に達する。しかし、1 年以内に 2 GtC/yr に低下し、世紀的には 1 GtC/yr になると推定している。これは、2 年目以降はこの沈降した有機炭素の分解産物の表層への回帰等に影響され、栄養塩の戻りがあれば、同時に無機炭素の表層への戻りも生じる事を反映している。

散布する鉄の生産コストは窒素などの主要栄養塩に比べると量が少ないとから比較的小さい。海洋現場での炭素:Fe 比率の見積もりの違いでどの程度の規模が必要かの推定は大きく異なるが、必要量に関しては現在の世界での鉄マーケットの内、せいぜい 0.1% であり問題はない。また、その散布にかかるコストも鉄の場合少量で良いのでそれほどは大きくはならない。しかし、その推定は炭素の貯留効率をどのように評価するかで大きく変わり、Boyd (2008) では、これまでの論文での推定値からトン当たりの C で、\$ 30–300 の幅が妥当としている。従って、どのような形態の鉄をどの位散布する事に対する CO₂ の削減量をさらにより定量的に推定していく事は今後の課題である。

2-1-2 鉄散布で想定される海洋生態系への課題、そのコベネフィット

海洋表層に鉄を人為的に添加する事で予想される生態系での応答について次に検討する。その一つは、表層での活発な一次生産で副次生産される雲形成に関与するジメチルスルフィド (dimethyl sulfide, DMS)、沈降有機物により中層で引き起こされる貧酸素化とそれに伴う温室効果气体である N₂O の生成の促進の可能性である(Williamson et al. 2012)。中でも N₂O は分子あたり CO₂ より二桁も強力な温室効果气体のため、もしも生成促進が大きな規模で生じれば無機炭酸の貯留効果を大きく削減してしまう。このような鉄添加による N₂O の生成量の増加は、これまでの海洋現場での鉄添加実験でも観測され、またモデルでも同様な結果を得ている(Law and Ling 2001; Oschlies et al. 2010)。この海洋中層での有機物分解の促進による貧酸素化は生物利用の海洋での CDR における共通の課題である。

また、鉄添加は、その殆どで一次生産者群集の組成を変化させることになる。その結果、毒性を持つ珪藻が増える可能性がある。特に *Pseudonitzschia* は神経毒である Domoic acid(DA)を生成することが知られ、鉄添加によって増加しやすい種であると考えられている (Trick et al. 2010; Silver et al. 2010)。なお、Silver et al. (2010)はこの珪藻による神経毒のより高次の生態系への被害は、沿岸域ではよく知られているが、これまで外洋域では報告がないので今後の研究が必要であるとしている。

さらに鉄散布で良く指摘される課題は、海洋における栄養塩の奪い合いによるその効果の低減の可能性である。これは海洋表層での移流等による栄養塩の輸送と関係しており、鉄の散布によってある海域での主要栄養塩の窒素などが消費・減少することで、鉄を散布しない隣接海域での一次生産とそれに伴う CO₂ の吸収にこれらの栄養塩は利用できなくなる、いわゆる栄養分の奪い合いが生じる可能性である (Shepherd 2009)。これが生じると生物同士の栄養塩獲得の競争と言った生態学的な意味合いだけでなく、鉄散布によって達成された CO₂ 貯留の適切な算定に困難をもたらす結果になる (Oschlies et al. 2010)。この影響は、北太平洋の熱帯・亜極域などのように鉄分で一次生産が抑制された表層水域における鉄散布では特に懸念される。この海域の表層は充分量の Preformed Nutrients が存在している深層水の寄与が殆どない海域であるが、表層にある窒素などの栄養塩は鉄を散布しなくとも移流などで別の鉄律速でない海域に行けば、そこで使われてしまう可能性が高いからである。つまり、個々の海域での鉄の施肥実験から推測される正味の CO₂ 貯留量はかなり過大評価される可能性がある (Aumont and Bopp 2006) なお、栄養塩の奪い合いは、良く鉄添加の候補海域として挙げられる南大洋での鉄添加でも起こる可能性があるとの議論もある (Oschlies et al. 2010; Holzer et al. 2019)。このような研究での指摘がある一方で、南大洋は CDR としての鉄散布の有力な候補海域として取り上げられているので (Aumont and Bopp 2006) 、その実効性に関する今後のさらなる研究が必要である。

一方、鉄添加などで海洋の生物生産を促進させる試みは、大気中の CO₂ の削減という効果だけでなく、海洋において他の側面での利点を与える事も知られている。その一つは水産業への効果であり、浅海域では人為的に湧昇を生じさせ海洋表層での窒素などの栄養塩を増加させることでより高次の生物生産を高める試みが行われている。海域によっては鉄の添加が一次生産を促進するのに効果があることが分かってからは、海洋での鉄散布が商業的な注目を集めの場合も生じている。その一例は、カナダの太平洋西岸で現地のサケ漁業へのプラスの効果を狙った民間企業による鉄散布である (Batten and Gower 2014; Xiu et al. 2014)。この場合、鉄散布による一次生産の増加は確認されたが、一方でサケの生産への寄与に関してははつきりしない。海洋における高次生産と植物プランクトンの一次生産との間には多くのステップがあるので、短期の実験でその関係を解明するのは容易ではないが、類似した試みは今後も計画される可能性がある。

もう 1 つの利点として、鉄の添加により表層での無機炭酸濃度が減少する結果、海洋酸性化 (OA) が一時的にでも抑制される効果があることが挙げられる (Yoon et al. 2018)。しかし、この表層でのプラスの効果は、中・深層での無機炭酸の増加による酸性化の促進を齎し、底生の生物に対して負の効果を与える事になる (Cao and Caldeira 2010)。これは、既に述べた有機物の中・深層での分解による貧酸素化と類似した現象である。

2-2 人工湧昇および人工下降流による一次生産の促進と無機炭酸の深海貯留

2-2-1 人工湧昇および人工下降流による CDR に関するこれまでの研究

海洋における水塊の鉛直的な動きを湧昇 (Upwelling) と下降流 (Downwelling) と呼ぶが、この物理プロセスは海水の持つ熱、塩分、栄養塩、有機・無機炭素などを水塊ごと表層と中・深層の間

で移動させる働きとして極めて重要である。湧昇は中・深層に高濃度な栄養塩を表層にもたらし、生物生産とその深層への沈降を促進する事によって大気中の CO₂ の除去効果が期待される。これを人為的に行うのが人工湧昇 (Artificial Upwelling: AU) による CDR である。一方、人為的な下降流としては、富栄養化した沿岸域底層における低溶存酸素の状態を改善する目的で、溶存酸素の富んだ表層水をバブル生成装置等によって上下混合を促進させるような小規模な事例が多かった (Stigebrandt et al. 2015)。しかし、最近になって海洋表層で生産された生物粒子や、溶存有機炭素 (Dissolved Organic Carbon: DOC) が物理的な下降流によって海洋内部に輸送される現象が、CO₂ の隔離が生じる生物ポンプと類似した機能である事がモデルなどで定量的に評価されるようになった (Boyd et al. 2019; Resplandy et al. 2019)。このような下降流を人為的に生じさせる人工下降流 (Artificial Downwelling: AD) が出来れば CDR として評価される可能性がある事になるが、ここではこれまで研究が進められている人工湧昇について検討する。

この人工湧昇の試みは CDR が議論されるよりはるか以前の 1950 年代から、波力などを使ったポンプでの中層水の表層への汲み上げなどの提案でなされてきた。しかしその目的は主に沿岸域の水産業における深層からの栄養塩の附加で期待される生物生産の促進を狙ったものであった (Masuda et al. 2011)。また、CDR が目的ではないがより規模の大きい人工的な湧昇を利用する提案としては、電力生産を狙った海洋温度差発電 (Ocean Thermal Energy Conversion: OTEC) がある (Kim et al. 2021)。これは 1970 年位から始まっているが、表層水温が高い熱帯や亜熱帯の沿岸や島嶼での再生可能エネルギーとして、深層と表層の温度差を利用して発電を行うもので、大量の深層水を表層に組み上げる装置が発電システムに組み込まれることになる。この OTEC は既に 80 年代にハワイ諸島での実験で、1 日あたり 1 万トン規模の深層水汲み上げで数百 KW 規模の電力と脱塩水が得られることを実証している。また、我が国の久米島でも、既にハワイと同規模での発電の実証試験が終わっている。現在、さらに 1 MW 規模の温度差発電が計画され、これには 1 日あたり 10 万トン規模の深層水の汲み上げが必要とされているがこの計画はまだ達成出来ていない (OES 2021)。

大規模な人工湧昇を CDR の対象として初期に検討したものとしては Lovelock and Rapley (2007) の提案が良く知られている。彼らは、外洋に無数の直径 10m、深さ 200m のパイプを設置し光合成層より深い水深での栄養塩に富んだ海水を表層にくみ上げ、生物ポンプを促進させることを提案した。揚水のポンプとしては表面での波のエネルギーの利用を考えている。このようなパイプを使った人工湧昇の装置に関しては、その汲み上げの動力源などでのいくつかの提案があり、小規模な海洋現場でのテストも行われたが、実用化されたシステムはまだ無い (Liu and Jin 1995; Ouchi et al. 2005; White et al. 2010; Maruyama et al. 2011; Pan et al. 2016)。

2-2-2 モデル計算による人工湧昇の CDR としての評価

全球レベルでの海洋における人工湧昇が、二酸化炭素の海洋貯留の促進による気候緩和にどのような効果があるかを、海洋現場で実験的な方法で定量的に評価することは極めて難しい。一方で、外洋でのパイプ設置による人工湧昇の CDR としての提案を受けて、海域規模から全球までの様々なスケールの人工湧昇による CDR 評価のために、大気/海洋循環モデルを使った計算が 21 世紀に入って行われるようになった。Yool et al. (2009) は初めて全海洋でのパイプ設置による人工湧昇をモデル化し、人工湧昇による大気中の二酸化炭素の吸収・貯留への効果を調べた。その結果、一次生産及び有機炭素の 200m 以深への沈降フラックスは、パイプ設置によってその無い場合に比べて 40–50% 促進されたが、大気からの CO₂ の吸収については実験開始からほぼ 10 年後でも全球で 5–10% 程度の促進に留まったとの結果を得ている。また、Oschlies et al. (2010) はこれまでの約 10 年のタイムスパンだったモデル実験を約 100 年間にわたって行い、さらに湧昇する海水の深度や湧昇速度も何段

階に変化させて計算した。計算結果によれば最適な条件下では、全球でのパイプ設置による人工湧昇は2100年において約 0.9PgC/year ($0.9 \times 10^{15}\text{gCarbon/year}$)のCO₂の海洋への貯留を促進することが推定された。その一方で、実験の途中でパイプによる人工湧昇を停止すると、表面水温と大気中の二酸化炭素濃度は急激に上昇し、数10年から数百年にわたって、人工湧昇を行わなかった条件よりも高くなり得ることも示された。これらのモデル計算での結果は、Keller et al. (2014) でも再現されたが、彼らは海域でのCDRの操作実験として、1) 鉄散布実験、2) 人工湧昇実験、3) 海洋アルカリ化実験、4) 海洋表面での太陽光反射を強化するアルベド操作実験の4つを比較した。図9は地球システムモデルでの各操作における2020年から2100年までのCO₂濃度と気温の推移を見たものであり、さらに50年後に操作を中止した後の推移も示されている。この図から明らかなように、大気中のCO₂濃度に対しての各操作の効果はコントロールに比べてどの操作でも減少するがその減少幅は大きく異なる。平均気温に対しては、海洋表面での太陽光の操作（アルベド変化）は極めて効果的であり、さらに人工湧昇でも顕著な効果が操作を始めた10-20年間は生じることが推定された。しかし、シミュレーションの結果ではアルベド操作が持続的であるのに対し、人工湧昇での平均気温の低下は一時的であり約40年のタイムラグを経てコントロールと同じ勾配で気温の上昇が生じる結果を示している。さらに、このシミュレーション結果では先のモデル実験と同様に人工湧昇による気候操作を途中で中止した場合には、操作をしなかった場合の推移に比較的短期間で戻り、さらにその後気温がコントロールよりも高くなってしまう可能性が指摘されている。

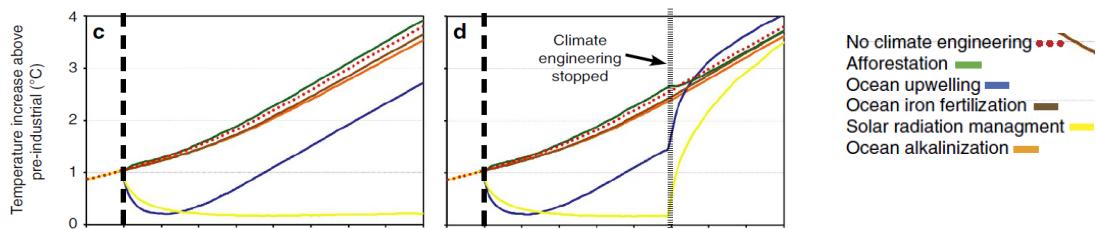


図9. 5つの気候緩和技術の全球的な100年間の操作による大気中の平均大気気温(図c)の推移と50年後に操作を中止した後の気温の推移(図d)(Keller, et al., 2014)。コントロール: 赤・点線、陸域での植林: 黄緑・実線、人工湧昇: 青・実線、鉄散布: 茶色・実線、太陽放射の制御: 黄色・実線、海洋のアルカリ化: 黄土色・実線

以上のモデル実験での結果を反映し、全米アカデミーズの報告書では大規模な炭素の貯留の手法としてのAUは、目的である無機炭素の貯留が達成できるかについての不確実性が大きく、さらに経費がかかり非効率な手段と評価している(Lenton and Vaughan. 2009; Dutreuil et al. 2009; Yool et al. 2009; Oschlies et al. 2010; Keller et al. 2014; Pan et al. 2016; Feng et al. 2020)。つまり、多くの海域では表層で生産され下層に輸送された有機炭素のその多くが数10年内に表層に戻り、結果的に100年以上の貯留になる部分は乏しい一方で、中層水塊に付加された二酸化炭素は湧昇で確実に大気に戻されるからである。また、全球的な貧酸素化も生じることになる。さらに、これを外洋での高密度のパイプの設置で行うと極めてコストのかかる手法になると想っている。ただ、この報告書では海洋の物理や生物地球化学は、現在の最も信頼されるモデルでの表現でもより複雑で予測できないところが存在するので、CDRとしてこれらを評価するには実験スケールでの現場テストが必要であるとも述べている。

なお、これまでの研究ではAUの海洋でのCDRに対する効果は、栄養塩等の付加による生物ポンプの働きの強化によるものであったが、最近、Jürchott et al. (2023)は生物ポンプと並んで大気から海洋へのCO₂の取り込みに寄与する溶解ポンプも、今後の温室効果気体の排出シナリオによってはAUにより大きく駆動するという結果を大気海洋結合モデルで得ている。温室効果気体の排出削減への有効な対策を取らない

RCP8.5シナリオでは、生物ポンプと溶解ポンプは同程度の効果があり、大気からの吸収速度は合わせて1.01PgC/yrとなった。一方、RCP2.6シナリオでは、合わせた吸収速度は0.32PgC/yrに低下し、且つ溶解ポンプではCO₂の海洋からの放出が想定された。CO₂は表層水が低温ほど溶解度が高くなるので溶解ポンプは自然界では大西洋北部や南大洋のように深層水への表層水の大規模な沈み込みが生じる海域で強く働く。従って、より温室効果気体の排出が大きいシナリオでAUでの溶解ポンプの働きが大きいのは、AUによる表層水温の低下と、大気中のCO₂濃度の上昇との相乗効果によると考えられる。なお、ここでのAUの設定は、ほぼ全球で一平方キロに一台パイプを設置し1cm/dayで1000mまでの深層水を湧昇させる条件である事には留意が必要である。

上記のように CDR としての AU には現状では否定的な研究が多いが、限定された海域での水産養殖の為の AU については肯定的な論文もある。例えば、Fan et al. (2020)は、比較的閉鎖的な湾における、人工湧昇 (AU) はそこでの海藻養殖に必要な栄養塩を供給するシステムとして使えることを示している。つまり、このような AU と大規模な海藻養殖との組み合わせは組み上げた下層水に含まれる無機炭酸の放出を打ち消す良い方法とも考えられる。一方、Williamson et al. (2009)によるシュミレーションモデルによれば、AU で供給される栄養塩のレベルは、海洋表層では元の濃度の 0.1% 程度まで下がった状態に維持されるので、とても海藻養殖で必要な濃度を維持できないとしている。従って、AU による栄養塩の供給速度やその栄養塩組成と、表層での移流・拡散などの物理過程を十分検討する必要がある。

2-2-3 人工湧昇の持つ CDR としての課題と今後の研究方向

人工湧昇を CDR として評価する場合、これまで常に問題となっていたのは、中・深層に含まれる高濃度の炭酸塩であり、これが表層に出る事で大気に移行してしまい、栄養塩による有機炭素の生産とその除去がキャンセルされる可能性である。これには、既に海洋での炭素循環の項で述べた湧昇させる中・深層の海水での栄養塩における Preformed Nutrients と Regenerated Nutrientsとの比率が関係する。つまり Regenerated Nutrients はその中・深層の水塊において有機物の分解で生産された窒素やリンであり、無機炭酸も有機物分解に対応する量が同じ水塊内で生産されている。また、Preformed Nutrients はこのような無機炭酸と紐付けされていない表層からの物理的な輸送に由来する窒素やリンである。従って、Preformed Nutrients が殆ど無ければ、栄養塩が 100% 使われても表層での二酸化炭素の放出を考慮すると二酸化炭素の収支はゼロになってしまう。これは自然な湧昇域でも考慮しなくてはならない事象であるが、人為的な湧昇でも検討することが今後の展開には必要である。また、AU を全球的に長期にわたって展開した時の海洋での炭酸系の挙動に関する大きな課題は、これによって生じる海洋表層での物理的な成層への攪乱である。つまり AU の働きは結果的には海洋表層での鉛直混合を促進する方向に働くことになるからである。理論やモデルによる予測では、全球的には、この海洋の鉛直的な勾配の縮小は、他の変化が無ければ海洋での無機炭酸の鉛直勾配を弱くし、大気への二酸化炭素の脱ガスに向かう可能性がある。これは多くの自然に生じている湧昇域で生じていることでもありこの課題も検討する必要がある。

なお、AU における大規模な全球スケールでのモデル実験では、低温な深層水の表面へ暴露は大気を冷却する効果を持ち、大気中の CO₂ 濃度の減少だけでは無く、直接地球の温暖化を抑制する効果が生まれることになるので。他の CDR に無い温暖化の抑制にプラスする冷却効果があるはずである。Jürchott et al. (2023)のモデルは、表層水温低下による溶解ポンプの駆動を予測しているが、これまでの全球モデルがこの点をどのように解釈しているかも検討する必要がある。例えば Keller et al. (2014)では大気の下部が冷却され、降水が減少し、海洋の酸性化が促進され、さらには、陸域土壤の呼吸の低下が気温の低下で生じることを予測している。

最後にこの報告書では AU と AD に関して以下のような今後の研究として必要な事をまとめている。

1. この手法では、揚水のポンプシステムが外洋の厳しい環境条件のもとで生物活動を促進するに十分な水量の長期にわたる汲み上げが可能なものであることが求められる。さらに、組み上げた深層水の急速な沈降を抑制するため、表層水と混合させるなどの工夫も必要である。
2. 海洋現場でのシステム開発と並行して、海域的あるいは全球的な CDR としてのポテンシャルの妥当性の推定を、湧昇の速度、深層水の栄養塩などの組成、表層での生物過程のポテンシャルなどからモデルによって行う必要がある。このようなモデルでの研究と従来の生物応答の様々な知見から、研究のスケールアップに適した海域を検討することが出来る。
3. 自然湧昇のある海域での粒状及び溶存の有機炭素の動態に焦点をあてたモニタリング調査を行う事で AU に関する有意義な知見を得ることが出来る。さらにこの調査はより規模の大きい炭素の隔離効果を評価するために、中深層までの物理環境のリモートセンシングやモデルで解明を組み合わせる必要がある。

2-3. 大規模な海藻養殖とその深層隔離による CDR

これは大規模な海洋表層での海藻養殖と、生産した海藻の海洋深部へのポンプ輸送あるいは、自然沈降等による隔離を行うことで CDR として評価する試みである。これには 21 世紀に入ってから人類や家畜の食料としての海藻養殖や生物由来燃料の原料としての大規模海藻養殖に大きな進展が見られている背景がある。例えば、中国は世界でも最大の海藻養殖国であり、年間生産量は数千万トンと言われている。海藻は海洋の一次生産者の中で大型になりやすく、またその生育過程で大量の溶存有機炭素を海水中に放出し、その一部は微生物分解を受けにくい難分解性有機物となることが最近分かって来ており、このプロセスも CDR として評価される。さらに海藻養殖は十分な光環境と栄養塩がある海洋環境では、大規模に行うことが出来る利点がある。ここでは、CDR の対象としての海藻養殖に関する現状での知見をまとめ、今後の CDR としての課題と必要な研究について検討する。

2-3-1 CDR としての海藻養殖のこれまでの知見のまとめ

沿岸域での海藻生態系や主に食用などの海藻養殖などに関しては、これまでに長い研究の積み重ねがあり、海藻養殖による CDR の可能性を検討するのに対して有用な多くの情報を提供している。例えば、海藻密度の測定法、炭素含量、一次生産速度 (NPP)、栄養塩比率、生育の季節性などが世界各地の海藻藻場で調査されている。また、高い収量の海藻を得るためにの栽培技術、成長に伴う溶存有機炭素の生成なども最近では研究され始めている(Wheeler and North. 1981; Reed et al. 2008, 2015; Rassweiler et al. 2018; Azevedo et al. 2019; Bak et al. 2020; Forbord et al. 2020)。

一方、沿岸生態系の中で海藻の生成した有機炭素の行方やその炭素が長期の海洋での炭素貯留にどの位寄与しているかの知見は乏しいが、主に21世紀に入ってから全球的な視野での炭素貯留の視点から、その定量的な評価を試みた研究が少しづつ始められている(Chung et al. 2010; Krause-Jensen and Duarte 2016; Watanabe et al 2020)。中でも CDR として海藻を評価することについて強い影響のあったのは、Krause-Jensen and Duarte (2016)の論文であった。彼らは自然における海藻群落は、全球的な炭素貯留に対し、海藻体の深層・海底への輸送や、微生物分解を強く抑制する難分解性の溶存有機炭素の生成で大きな役割を果たしていると結論した。図10に彼らがこれまでの文献をまとめて推定した全球における海藻の生産と、海洋における生産後のその有機炭素の行方について示した。その

結果、全球では海藻群落による炭素の貯留量を $\sim 170\text{TgC/yr}$ ($10^{12}\text{gCarbon/year}$)としたが、これには様々な仮定等による違いから、 $60\text{--}270\text{TgC/yr}$ の幅があるとしている。また、ここで推定された貯留量の内、約70%は海洋の混合層以下に運ばれる難分解性溶存有機炭素の生成としている。なお、Krause-Jensen and Duarte (2016)の論文では、海藻群落の分布の最大値を充分光のある全海洋の浅海域での繁茂を仮定しているので、この推定は海藻の持つポテンシャルを示していることに注意する必要がある。海藻からの溶存有機炭素の生成とその難分解化の研究はまだ始まったばかりである。海洋現場での実験では、ジャイアントケルプ群集ではNPP(純一次生産)の約14%が溶存有機炭素として生成されるという結果を得ている(Reed et al. 2015)。しかし、そのどれ位が難分解になるかははつきりしない。最近、Watanabe et al. (2020)は150日間でのSargassumの分解実験で生成したDOCの56–78%が分解されずに残っていた事を報告しているが、CDRとして評価されるのは世紀の期間であり今後のさらなる研究が必要である。

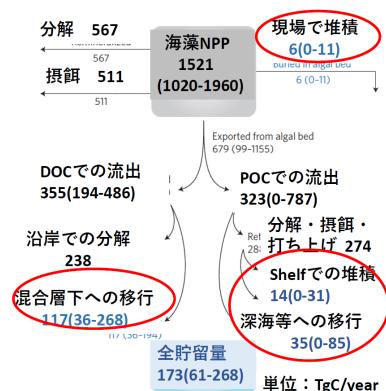


図10 全海洋における海藻の有機炭素の生産と、分解、摂餌、海藻体の流出等の生産後の有機炭素の行方の推定。ここでは海藻由来のDOCとして流出後混合層下に移行、海藻体として流出し陸棚で堆積物中に移行、深海等への移行した海藻体の有機炭素を合わせて貯留量として評価している(Krause-Jensen and Duarte 2016)。

世界での海藻養殖は現状では主に食用や食品材料として中国、インドネシアなどのアジア地域で労働集約的な形態で行われることが多いが、産業としての大きな成長を示している(Bak et al. 2018; Camus et al. 2018; Azevedo et al. 2019; ARPA-e 2021; Navarrete et al. 2021)。ただ、これらに利用される海藻は比較的限られた種であり、そこでの研究の中心は栽培での収量の増加や品質の向上にあった。また、これらの海藻養殖は主に水深が100mよりも浅い沿岸域で行われ、規模は大きなものでも数10 km²の養殖面積である。

なお、アメリカでは最近エネルギー庁による海藻を主に生物燃料の原料として利用することを目的とした、大規模な海藻養殖技術の研究開発(22x100万ドル)が始まられている(ARPA-e 2021)。この計画で目指している養殖の規模は $\geq 1000\text{km}^2$ で、生産経費が $< \$ 80/\text{dry ton}$ を目標としており、規模的にはCDRの目標に近づいている。このような規模での海藻養殖を成功させるために重要な点は、海藻養殖の出来るかぎり外洋での環境に合わせたシステム化でありそのための技術開発であるとしている。その中には、外洋の環境に適した種や株を選択し、出来た胞子体をうまく海洋現場でのロープなどの支持体に付着させる手法も必要である。さらに、栄養塩の乏しい外洋での海藻の養殖技術に関しては、昼夜で水深を変え光と栄養塩を効率よく取り込ませる装置などの提案もなされている(Navarrete et al. 2021)。

上記のように海藻の大規模養殖への志向が高まった結果、CDRの手段としても海藻養殖が近年大きく注目されるようになった(GESAMP 2019; Gattuso et al. 2021)。CDRとしての規模の拡大が可能と思われる事に加えて、同じ海洋での生物ポンプによるCDRとしても、海藻の方が植物プランクトンに比べて利点があることも分かつてき。その1つは海藻と植物プランクトンで生成する有機炭素の取り込みに必要な窒素やリンの比率に違いがあり、海藻の方がより同じ量での栄養塩当たりの炭素

隔離の効率が良いと考えられるからである。図11は最近のデータを使って北半球での主要な海藻と植物プランクトンのC:N比とC:P比を比較したものである。この結果は植物プランクトンによる生物ポンプに比べて、窒素については2.8倍リンでは4倍量の炭素を有機化することが出来ることを示しており、これは従来言われていた海藻と植物プランクトンにおける生元素組成の比の違いをより明確化させたものである (Sheppard et al. 2023)。

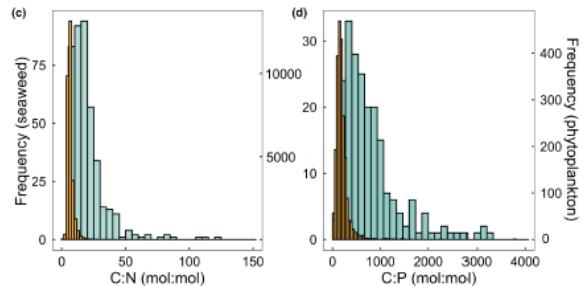


図11 海藻と植物プランクトンのC:N比およびC:P比の比較。茶色が海藻、薄水色が植物プランクトン(Sheppard et al. 2023)。

2-3-2 CDRとしての効率性と規模拡大への検討

海藻養殖を海洋での CDR として評価するには、 $0.1\text{GtCO}_2/\text{yr}$ ($0.027\text{PgC}/\text{yr}$) の海藻としての有機炭素を表層から除去し、これを 100 年以上貯留できる環境場に置ける事が 1 つの目安とされる (NASEM 2022)。難分解 DOC の生成を一次生産の 8 %と仮定すると、 $0.1\text{PgCO}_2/\text{yr}$ の目標を達成するには、海藻養殖での $0.033\text{PgC}/\text{yr}$ の一次生産が必要となる。なお、養殖の場合は Krause-Jensen and Duarte (2016) の論文とは異なり、難分解性の溶存有機炭素の寄与は小さく、生産される海藻体そのもの隔離する事の寄与が大きい。ジャイアントケルプを養殖対象として、この $0.033\text{PgC}/\text{yr}$ の一次生産量を得るために必要な海藻養殖場の規模を妥当な仮定をおいて推定すると、約 7.3 百万ヘクタールの規模が必要となった。これは 270 km を一辺とする四角の海藻養殖場に相当する規模である (NASEM 2022)。また、この海藻養殖のシステムを有人で管理すると想定すると、あまり外洋での設置は難しいことも考慮する必要がある。

既に述べた米国エネルギー庁の ARPA-e の MARINER 計画2では、今後の技術の進展により単位面積当たりの炭素貯留量は 5 倍程度まで増える可能性を指摘している (ARPA-e 2021)。それでも、大規模な施設が必要であり、巨大なスケールによる海藻の養殖には様々な課題が存在する。例えば、十分な海藻の生育には、微量元素である鉄なども含めて豊富な栄養塩と光条件の供給が必須である (Jackson 1977; Gerard 1982; Zimmerman and Kremer 1986; Paine et al. 2023)。しかし、多くの海域でこの 2 つの条件を同時に満足することは難しい。特に、熱帯・亜熱帯の海域を中心に表層には殆ど栄養塩の無い海域が多く、栄養塩のある水深では光条件が充分ではないからである。特に高密度での海藻栽培では栄養塩の要求量は極めて大きい。中国では 2026 年までに人為的に沿岸に流出するリン栄養塩のすべてが海藻養殖で使い尽くされる可能性が指摘されているほどである (Xiao et al. 2017)。この課題を解決するため、先に述べた MARINER 計画では、低い栄養塩条件でも十分に生育できる海藻の株を選別することや、あるいは人工湧昇の装置の導入などを検討している。

海藻の大規模栽培を CDR として実施するための大きな課題は、如何に収穫した海藻を速やかに深海に輸送するかである。これは収穫した海藻を表層に留めておくと急速に分解して二酸化炭素に戻ってしまうことによる。しかし、この海藻の深海の海底にどのように輸送するかに關しても、まだ検討が始まったばかりである。海藻の場合、持っている気のうを深い所に沈めて破壊すれば、深海まで自重で沈降していくと考えられている (Krause-Jensen and Duarte (2016))。また、海藻体を鉛直のチューブを使い深海に輸送する工学的な手法も開発され、これを最近熱帯大西洋で繁茂して海岸に多量に漂着することが問題となっている、アカモクの仲間 (*Sargassum*) の除去に応用することも

試みられている (Gray et al. 2021)。

海洋における養殖システムのコストの削減に関して、ベルギーとオランダでは海上風力発電の施設とこの海藻養殖の施設の共存に関するパイロット研究が始まっている。これには施設の自動化を風力発電の電力で行うことも計画に入っている (Durakovic 2020)。なお、海藻養殖は色々な他の利点もあり、海藻養殖による食料の増産、家畜や貝類の生育増進などの効果や、さらに貝類の養殖では海藻を餌に使うことで酸性化の抑制にも寄与するとも言われている (Neoeri et al. 2004; Xiao et al. 2017)。

2-3-3 CDRとしての海藻養殖の課題

ここでは大規模な海藻養殖をその生産物の深層貯留を目的とするCDRとして行う場合、その実施にあたって想定される海洋表層と深層での影響について検討する。図12は、想定される環境を含む海洋生態系への影響をまとめたものである (NASEM 2022)。

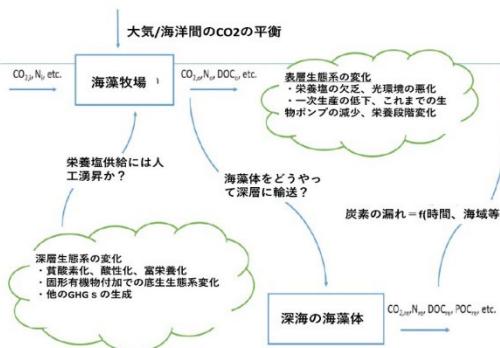


図12. CDRとしての海藻養殖の概念図とその課題(NASEM 2022)。

大規模な海藻養殖場ではまず表層では栄養塩が枯渇しさらに光量が減少することでその海域での一次生産の減少が生じることが予想される。その結果、このような海域での栄養塩のバランスが崩れることになり、一次生産だけでなく海域によっては水産業への影響に繋がってしまう可能性が高い。栽培する海藻の種類によってはその沿岸域にもともと分布する海藻群集への影響も考える事が必要である。さらにCDRとして必要な海藻養殖システムはかなり巨大なものになるのでその工学的な観点からの様々な検討も今後必要になる。海産哺乳類や船舶への影響等も含め海洋表層における巨大施設は共通の課題を持っている。

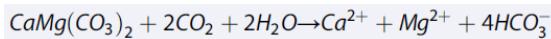
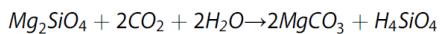
海藻をそのままの形で深海の海底に多量に放置した場合、周囲の深海生態系は破滅的な影響を受ける事が想定される (e.g. Martin et al. 2020)。それは、海藻は深海においても急速な分解を受け、その結果局所的な溶存酸素、pHの減少や、栄養塩の增加を引き起こすからである。Bernardino et al. (2010)は、北太平洋のサンタバーバラ沖の水深1670mの海底に100kgのジャイアント・ケルプを設置してその分解過程を見ている。6か月間の調査で、彼らはこのごく周囲における大きな底生生物の生物量や組成の変化を検出したが、一方でその場の堆積物の有機炭素含量は殆ど変化が無かった。このような急速な海藻のベントスによる分解 (5% biomass/day) は大陸棚海域 (80-350m) でも、あるいは1300mの海盆の海底でも観察されている (Harrold et al. 1998)。なお、ここでCDRを目的として、1GtCO₂/yrに相当する海藻を2000m水深に置いたと仮定すると、これは全海洋での2000m水深における有機炭素のフラックスを約25%増加させることに同等であり無視できない量になってしまう。一方で、このような結果は海底上に置いた海藻の有機炭素は水中の無機炭酸に速やかに変換されるので、CDRとしての評価はこれらの水深での水塊の動きに依存することになる。これまでにも繰り返し述べられたように、深層水の挙動は海域によって違いがあり、1000m水深が1つの目安

ではあるが西部北大西洋のように表層へ現れる時間が早い海域も存在する。

最後に、国際条約との関係では大規模な海藻養殖によるCDRは生物多様性条約における地球工学的な手法に該当すると考えられる（Webb et al. 2021）。さらに国連海洋法においても、大きな危害を及ぼす恐れのある外来種の導入を禁止する条項があり、海藻養殖がそれに該当するという考え方もある。一方、ロンドン条約での扱いははつきりしていないが、海洋の場合EEZ内においても国際法に準じた国内法での規制を受けるのでそれにも留意する必要がある。

3. 海洋での地球化学的な反応を利用したCDR—ケイ酸塩鉱物などの付加と電気分解—

2022年の全米アカデミーズの報告書では、海洋での生物代謝を利用したCDRの他に2つの生物活動によらないCDRの技術を検討している。その1つは、海洋でのアルカリ度の向上(Ocean Alkalinity Enhancement: OAE)で、地質年代の時間スケールで海洋に附加されるケイ酸塩鉱物や炭酸塩鉱物によるアルカリ度の調整機構にその発想を得ている。多くの陸域のケイ酸塩鉱物は高温高圧化で生成されるため、陸域の表層の低温で水のある環境条件では不安定になり、以下の式のようにゆっくり炭酸と反応してMgやCaがイオン化する現象が生じ、これを化学風化と呼んでいる。また、炭酸塩鉱物も同様な反応を行う。このような自然界での岩石等の水圏での風化により、各Mg, Ca 1モル当たりケイ酸塩鉱物で約1.5モル以上、炭酸塩では約0.5モルのCO₂を海洋などの水圏に吸収する事が可能である(Renforth and Henderson 2017)。なお、ケイ酸塩鉱物が風化されてその生成物が陸域で以下の反応式のように二次鉱物として沈積した場合は、大気からの二酸化炭素の減少には寄与するが海洋のアルカリ度には影響しない。ケイ酸塩鉱物中のMgなどの陽イオンが海洋でイオンの形になって初めて海洋のアルカリ度に寄与することになる。



自然界における化学風化の速度を支配する要因は、気温、流水、鉱物の表面積、生物活動などであるが、アルカリ土類元素はケイ酸塩との結合が強い事もあり、化学風化は極めてゆっくりとしたプロセスである。しかし、このような自然界でのプロセスの結果、全球では年間約3-5億トンのCO₂炭素が大気から吸収されていると推定されている(Hartmann, et al. 2009; Renforth and Henderson, 2017 図1)。地球化学シミュレーションによれば、このような風化過程により、現在高濃度に向かっている大気中の二酸化炭素も、地質年代的(10万-1百万年)な時間スケールでは、海洋や陸域の炭酸塩鉱物やケイ酸塩鉱物として除去されて行くと考えられる(Lords, et al. 2016)。従って、地球温暖化での問題は地球自身の持つ大気中のCO₂の調整のキャパシティでは無くその反応速度であり、如何に人为的にそれを加速させるかである。このOEAは陸域にあるケイ酸塩鉱物や炭酸塩鉱物を使い、海洋での溶解を石灰岩の加工や、ケイ酸塩鉱物の細粒化などの処理によって大きく促進させることで、海洋での炭酸系の平衡を大気からよりCO₂を吸収する方向にシフトさせるための技術開発である(Kheshgi, 1995)。

もう一つの化学的な手法は、海水を電気分解することで酸とアルカリの両方を作成出来る技術を海洋でのCDRとして利用するものである。この手法には、海水の電気分解により陽極側で生成した酸を使ってCO₂を海水から除去・濃縮する手法から、陰極側で濃縮された陽イオンが周囲の海水の

アルカリ度を高めることから、それを海水に放流する事により大気からの CO₂ の吸収効果を得る手法など様々な提案がなされている (NASEM 2022)。なお、この電気分解による CO₂ 捕集の手法は、現在陸域で主に技術開発が進められている大気から直接 CO₂ を捕集し隔離する地球工学的な手法と類似しているが、既に述べたように海水中には大気より約 60 倍の濃度で無機炭酸が含まれるため捕集効率が良い利点がある。ここでは、海洋でのアルカリ度の促進 (OAE) と海洋での電気化学的な手法による二つの CDR について、その科学的な知見の蓄積、スケールアップに関する課題、環境への影響、コストの問題などについてそれぞれ検討する。

3-1 Ocean Alkalinity Enhancement (OAE) について

3-1-1 CDR としてどのような研究・技術開発がなされたか

海洋でのアルカリ度を人為的に高めることで、大気中の CO₂ の貯留を行う手法を最初に提案したのは Kheshgi (1995) である。彼は自然条件でのケイ酸塩鉱物の溶解が極めて遅い事から、海洋のアルカリ化を使う材料として石灰岩を加工した反応性の高い CaO (生石灰や) Ca(OH)₂ (消石灰) を使う事を提案した。しかし、石灰岩の加工には大きなエネルギーコストが必要であり、さらに提案された当時には温暖化緩和への他のアプローチも多く検討されていたことから、2010 年頃まではこの分野での研究の進展は乏しかった (Renforth and Henderson, 2017)。

この Kheshgi (1995) が提案した生石灰や消石灰を海洋での CDR に使う構想は、長い歴史を持つ石灰岩からのセメント生産にヒントを得ている。しかし、この方法はコスト以外にも、既に述べた炭酸塩鉱物によるアルカリ度の変化では CO₂ 貯留の効率が低い課題もあった。一方、地質学的な風化としてはケイ酸塩鉱物が重要な役割を果たしていることから、橄欖石のようなケイ酸塩鉱物を使う手法が次に提案された (Kohler, et al. 2010, 2013)。図 13 に化学風化による海洋でのアルカリ化での大気中の CO₂ の吸収の模式図を示した (Bach, et al. 2019)。

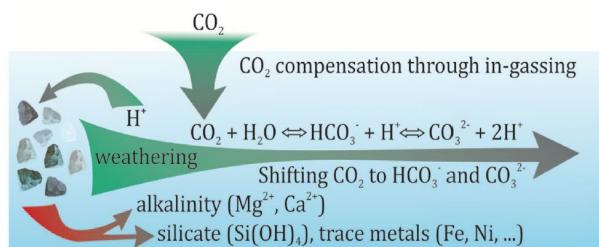


図 13 海洋での CDR の 1 つである化学風化の促進による大気からの CO₂ の取り込みの模式図 (Bach, et al. 2019)。カンラン石など OAE と関連する鉱物が海水に溶解するとプロトンが消費され、化学平衡が CO₂ から HCO₃⁻ や CO₃²⁻ にシフトして、大気からの CO₂ 取り込みが期待される。

海洋の弱アルカリ条件下では、ケイ酸塩鉱物などの溶解は極めて遅いので、事前に岩石を粉碎し微粒子にすることでケイ酸塩鉱物の表面積を拡大し溶解を促進することが提案されている。モデル計算では 1 μm サイズの橄欖岩鉱物でやっと海洋表層から沈降する前に溶解すると言う報告もあるが、大量の岩石の微細粒子化はかなりのコストが必要である (Kohler et al. 2013)。さらに微細な鉱物粒子を散布する時の海洋表層の条件は極めて重要である。例えば植物プランクトンがブルームを作るような時期には多量な細胞外の多糖類などによる鉱物粒子の凝集が予想され、鉱物の有効な表面積が小さくなるだけでなく、表層からの沈降除去される割合も大きくなる。

使用する鉱物としては、ケイ酸塩鉱物や石灰岩を加工したものその他に、石灰岩をそのまま使うと言う提案もある。しかし、海洋の表層は一般的な炭酸塩鉱物については過飽和な状態にあるため、炭酸塩鉱物を直接海洋に添加しても効果は薄い。どのような鉱物資源をこの CDR に利用するかについては、スケールアップした時の鉱物資源の問題や細粉化処理、輸送、海洋での散布など、対象と

する鉱物資源に合わせた総合的な検討と評価が必要と考えられる。図 14 に最近提案されている細粒子化あるいは溶存化したケイ酸塩鉱物などの海洋への散布手法の模式図を示した(Cornwall, 2023)。

Green Ocean 対 White Ocean と言う言葉が OAE による CDR には使われている (Bach, et al. 2019)。これは添加する鉱物の種類によって、その副次効果として増殖が期待される植物プランクトンの違いを意味している。Green Ocean は橄欖石系を使うことで、共存するシリカや鉄の付加による珪藻を主体とした植物プランクトンの増殖が期待され、White Ocean はカルシウム系の添加によるコッコリスなど石灰化植物プランクトンの増殖を予想している。ケイ酸塩鉱物の場合は、Ni などの毒性のある不純物が混合している可能性は高く、この点では石灰系の岩石はこのような毒性の高い元素の混在は少ない。また、微粒子化した鉱物粒子は、摂餌によって生物に取り込まれる可能性もあるのでその評価も必要である。なお、この環境のアルカリ化は小規模であるが別の目的を持って主に陸域の農業で行われている。例えば石灰を使った畑における土壌の pH 調整、土壌への微量栄養素の付加などがある。

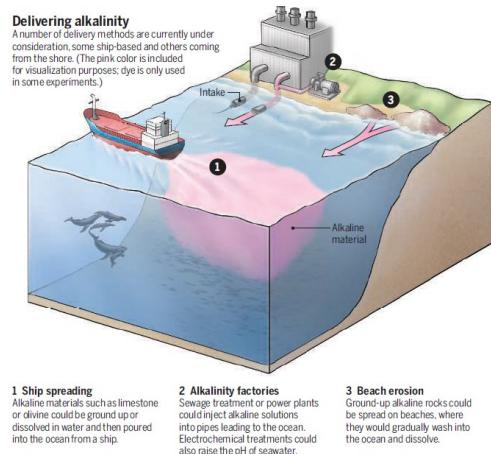


図 14 ケイ酸塩鉱物などの粉碎物の海洋への散布に関する提案の事例(Cornwall, 2023)。1. 細粒子化あるいは溶存化したアルカリ土類を船から海洋に散布する。2. 汚水処理施設あるいは火力発電所など多量に海水を使う施設で、溶解したアルカリ土類を混入し放出する。3. 細粒子化したアルカリ土類鉱物を海岸に散布してゆっくりと海水と混合させる。

3-1-2 OAE の CDR としての利点と課題

他の CDR 手法と比べて OAE の利点は、1) 海洋からアルカリ度を取り除かない限りは、ほぼ無限の大気中からの CO₂の除去が可能、2) 大量の CO₂の貯蔵場所を用意する必要がない、3) 海洋酸性化に対してもそれを抑制する効果が期待出来る。4) 橄欖石などをを使った場合のシリカや鉄の供給による一次生産の促進も期待出来る。なお、その機作が良く解析されている海洋の炭酸系の特徴を生かした CDR の手法であり、その効果などの理解がまだ充分でない生物利用の CDR に比べて理解しやすいと言う評価もされている。

一方、CDR としてのスケールアップを含む今後の課題は以下のようである。まず、海洋での鉱石の化学風化の促進を CDR として意味のある規模 (CO₂除去として 0.1-0.5Gt/year) にするにはこれとほぼ同量 (0.1-1Gt/year) の岩石が必要である。例えば、現在のアメリカでの碎石生産は約 1.4Gt でありその 2/3 が石灰岩系であるが、それとほぼ同量の鉱物の採掘、加工、細粒化、その海洋への輸送が必要となって来る。なお、Renforth et al. (2013) は石灰岩を利用した生石灰や消石灰を海洋アルカリ化に使う場合の経費は CO₂ トン当たり \$ 72-159 と推定している。

また海洋での統治および社会的な評価の観点からは、この CDR の手法はロンドン条約、生物多様性条約において危惧されている地球工学的な手法として認知されている点には注意が必要である。2013 年におけるこれらの条約と海洋での CDR の関係の議論では、地球工学的手法の中で逐次的にその実施が認められるのは、海洋の鉄散布実験だけであると解釈され、OAE はまたその議論では取り

上げられていない（Webb et al. 2021）。

3-1-3 海洋生態系への影響など

課題としては既に述べたが橄欖石系の鉱物の場合、その溶解速度が遅いので粒径が 10 μ 程度では 1–20 年もかかり実用的で無いこと。一方で 1 μ サイズまで細かくすればその大部分は有光層内で溶解する事が出来るが、その為に必要なエネルギーコストは炭素貯留の効果を 30% も削減するものになってしまうと推定されている（Kohler et al., 2013）。さらに、この鉱物に多く含まれる Ni などの毒性元素の溶出による阻害も生じる可能性は高いことが懸念される。また、アルカリ度を高める散布には細粒化した鉱物で行う場合と、既に溶解してアルカリ化した海水を混合させる場合の両方が考えられるが、そのいずれもが散布サイト付近での急速な pH の上昇が生じる。このような pH の上昇に対して海洋生物がどのように応答するかは充分には分かっていないが、これまでの研究では光合成や代謝に負の影響が生じる事が報告されている（Renforth and Henderson, 2017）。さらに、ケイ酸塩鉱物の散布の場合、鉄含量の高いものもあるため、鉄散布と同様の生態系への影響が考えられる。具体的には表層での光合成の増加による酸素の付加と、中・深層での沈降有機物の分解による溶存酸素の減少であり、生態系が大きく改変する可能性がある。なお、表層水のアルカリ度を上げる事が出来ても、その不足分を大気からの移動で埋める速度は遅くおそらく数年が必要である。従って、その間、局所的には炭酸系のかなり極端な環境が継続する可能性は大きい。

3-1-4 今後必要な研究・技術開発

既に述べたように OAE が海洋の環境に影響を及ぼす可能性のある主な二つの副次効果は、(1) 散布場における「平衡化されていない」条件での高アルカリ性、すなわち高 pH と低 CO₂ 濃度の発生であり、添加する場の微細環境ではこれらがより顕著になる可能性、(2)他の生物学的に活性な元素(鉄やシリカ、ニッケル、クロム、その他の微量金属)が添加鉱物に含まれることによるこれらの物質の高濃度での添加である。これらの副次作用に対する海洋生態系の応答を今後評価する必要があり、実験室ベースの実験や野外での中規模なバッグ等を使うメソコスム実験から多くのことが学べる。そこでの課題には OAE が生物や生物群集の生理学や機能性に及ぼす影響も含まれる。さらに海洋現場での試験も重要であるが、このような試験は対象海域での生物地球化学的プロセスや複雑な生物群集からの応答、最適な環境と処理方法の組み合わせなどを評価するために行われる。また、これらの研究と緻密な海洋現場のモニタリングプログラムとの組み合わせは、CDR による環境影響を判断するのに欠かせない。さらに OAE の環境影響は、鉱物のアルカリ性変化を促進する方法または技術(例えば、岩石または鉱物の選択と、それが溶解するメカニズム)と密接に関係している。

2022 年の全米アカデミーズの報告書では OAE による CDR としての評価のまとめとして以下のように書かれている。まず CDR としての科学的・技術的な知見の蓄積に関しては、「低度から中度」の評価である。これは海水中の炭酸系に関する理解は進んでいるが、海洋表層で局所的にアルカリ度が急速に高くなるこの手法で生じる得る様々な事象に関してはモデル解析が中心であり、その環境影響に関する未知数である事を反映している。一方、実際にスケールアップし実施された場合、CDR としての効果については「充分根拠がある」との評価である。また、同時に海洋酸性化を抑制する事の出来る CDR である点も評価される。CDR としての有効性と課題を確認するには、鉱物添加に伴う様々な事象を検討する小規模な現場実験が必須になってくる。なお、スケールアップに対する経費は、「中度一高度」であり、CO₂ トン当たり \$ 100 - 150 程度と現在では想定される。また、地球工学的な手法で海洋にケイ酸塩鉱物等を添加することは、ロンドン条約、生物多様性条約に抵触

する可能性がありこの点での国際的な議論も必要である。

3-2 電気化学的な手法による海洋での CDR

3-2-1 これまでの研究開発について

電気化学を利用した技術は、広い範囲の化学系の測定、化学反応を利用した発電、化学反応の促進などに利用されているが、海洋での CDR として大気中の CO_2 除去につながる反応を促進または駆動するために電気化学を応用する手法もいくつか提案されている (House et al., 2007; Rau, 2008; Rau et al. 2013; Eisaman et al., 2018; Zhao et al., 2020; La Plante et al., 2021)。この電気化学的な手法の共通の原理は、図 15 に示したように海水を隔膜で分離した陽極と陰極に導入し電気を通じることで、陰極と陽極にそれぞれ Na^+ イオンと Cl^- イオンが濃縮され、アルカリと酸性の 2 つの条件を作ることが出来る点である。

これらの電気化学的な手法での提案は、大きくは（1）海水から無機炭酸を直接取り出す手法と、（2）海水のアルカリ度を増強する手法の 2 つに分けられる。（1）は陽極側で生じた酸性の条件下で、脱イオン化した CO_2 を、海水から除去・濃縮して地層処理などで貯留するもので、大気からの CO_2 の直接除去に類似している。なお、アルカリ側では、炭酸カルシウムなどの沈積が生じるが、これを除去しても同時に海水のアルカリ度が低下するので大気中の CO_2 の除去には効果がない。一方、（2）は陰極での周辺海水のアルカリ度が高くなることをを利用してその海水を再度海に放出することでアルカリ度を高める効果を狙うものである。なお、海洋 CDR における電気化学工学での上

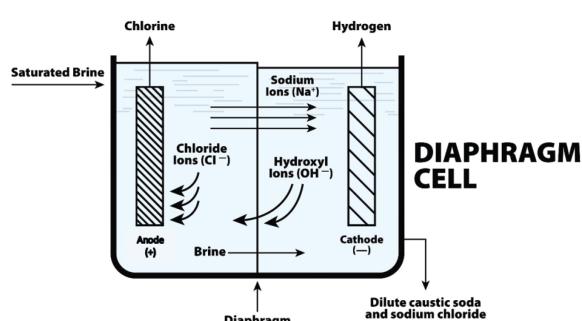


図 15 ダイアフラム膜で分離された各 1 つの陽極と陰極からなる塩素/アルカリ電気分解の模式図 (NASEM 2022)。

FIGURE 8.1 A simplified schematic of a chlor-alkali electrolysis system consisting of an anode and cathode separated by a diaphragm. SOURCE: Adapted from Kroschwitz, 1991; Brinkmann et al., 2014. Licensed under Creative Commons CC BY 4.0.

記の2つの大きな区分は相互に排他的ではなく、海水から CO_2 を抽出するハイブリッド・アプローチとして展開することも可能としている。すなわち、 CO_2 をガスとしてあるいは炭酸塩鉱物として海水から抽出し、同時に処理海水のアルカリ性を高めるハイブリッド手法として展開することも可能である (NASEM 2022)。

CDR として提案されている電気化学的な手法の 1 つである、陽極側での HCl の生成を使った海水からの CO_2 の除去・隔離をシステム化した模式図 (図16) に示した。ここでは陰極側で生成した NaOH は CO_2 を除去した後の海水に加える事で海水を中和あるいはアルカリ度を増やして海に戻すようしている。既に述べたように海洋をベースとした大気中の CO_2 隔離・貯留への電気化学的方法は、いずれも地球工学的な手法の中ではその多くを人為的な操作で行うと言う特徴がある。すなわち、(1) 溶存 CO_2 をガスの形で抽出しその後圧縮して地層に隔離するプロセス、(2) 例えば、海洋でのアルカリ度の増強が大気中の CO_2 の追加的な取り込みを可能にする場合、溶存 CO_2 を重炭酸塩 (HCO_3^-) 種の形で安定化させること、あるいは(3) CO_2 を炭酸塩鉱物として固定化させることである。この 3 つの内、特に後者 (2) と (3) のアプローチを効果的に実施することが出来れば、(1)

の手法で懸念されるCO₂の地層貯留による地震による断層の活性化(Jahediesfanjani, et al. 2018)などに起因する貯留のリスク(La Plante, et al. 2021)を排除しながら、海洋での効果的な永久貯留を確保することができる。また、地表の石灰岩堆積物でも明らかのように、鉱物炭酸塩の中で安定化したCO₂は、数億年のオーダーで安定した状態であると予想される (Lackner, et al. 1995)。

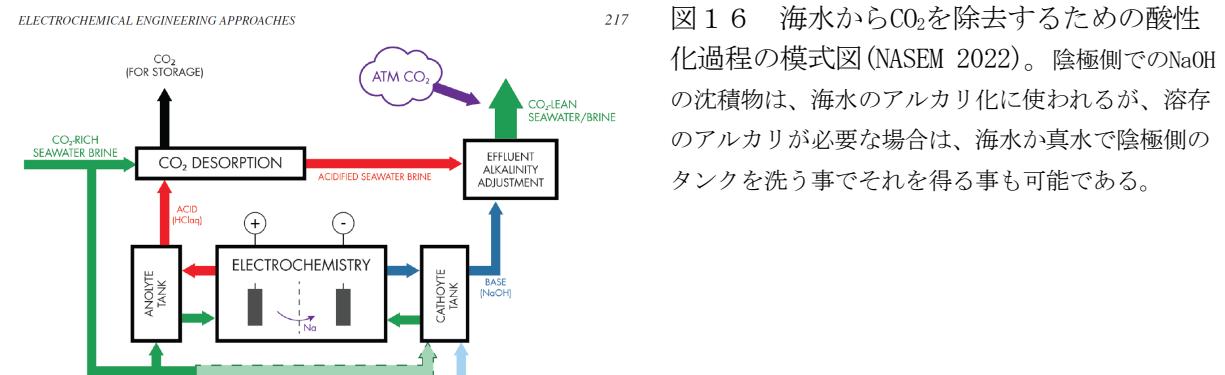


FIGURE 8.3 Simplified schematic of the acid process to remove CO₂ from seawater. Systems for precipitating sodium hydroxide (NaOH) are used in the chlor-alkali process, but it is also possible to sweep the catholyte tank with seawater or fresh water if a dissolved base is required (light green arrows).

3-2-2 今後の展開と課題

電気化学プロセスの今後の研究課題としては、構成システムのコスト削減と環境への影響を低減する手法の開発に焦点が当てられている。しかし、現在のところ、海水からのCDR、あるいは海洋アルカリ度を増加させる方法のいずれについても、限られた数のシステム構成しか研究されていない。今後は電解槽や電気化学反応器のさらに新しい設計、塩素ガスなどの不要な副生成物の生成を最小化できる電極材料の開発や反応器の構造改善、さらにはCO₂除去と海洋アルカリ度の増加の両方を行うハイブリッド・アプローチなどをさらに考慮するよう研究の範囲を広げる必要がある。なお、海洋生態系への広範な影響は、海洋でのアルカリ度の促進の研究課題に既に含まれており、ここでは繰り返さない。

CDRとし意義のある実証規模のプロジェクト (CO₂除去が1日あたり数トンから数十トンの規模) が当面の研究課題の中心となるが、研究課題の一つとして特定の技術や材料（例えば、電解槽の設計や新規の電極材料）の開発に重点を置くことも必要である。特にケイ酸塩鉱物等を陽電極に使って、そのイオン化を促進するような提案においては (Rau, et al. 2013)、岩石溶解プロセスを含めたシステムの統合や、プロセスコストの削減を可能にするスケールアップ戦略にも焦点を当てる必要がある。従って、将来的には気候変動にリンクした規模で操業する海洋ベースの電気化学的手法を応用したCDR産業が出来る事になれば、そのより広範な経済的影响についての研究も含まれる必要がある。これらの研究成果がバイアスを受ける事なく普及すれば、電気化学的手法でのCDRのコストと環境影響の独立した評価が可能になる。

この電気化学的な手法を使い海洋表層からの直接の脱炭酸に関するスタートアップ企業も現れている (Service, 2024)。最近のScience(2024)に紹介されたもので、海水中にあるNaClを電気分解し、その内のHClを使ってCO₂をガス化させて捕集し、脱炭酸後の海水にNaOHを戻して中性化した後海に戻す仕組みである (図17)。電気分解でのエネルギーは再生エネルギーを使っているので、全体としてもCO₂貯留と評価出来る。かかる経費は大気の場合の \$ 600–1000/ CO₂トンに比べて、海水の場合、将来的には \$ 100以下になると想定されている。なお、現在米国では大気からの二酸化炭素の直接除去・貯留に関しては、CO₂トン

図16 海水からCO₂を除去するための酸性化過程の模式図(NASEM 2022)。陰極側でのNaOHの沈積物は、海水のアルカリ化に使われるが、溶存のアルカリが必要な場合は、海水か真水で陰極側のタンクを洗う事でそれを得る事も可能である。

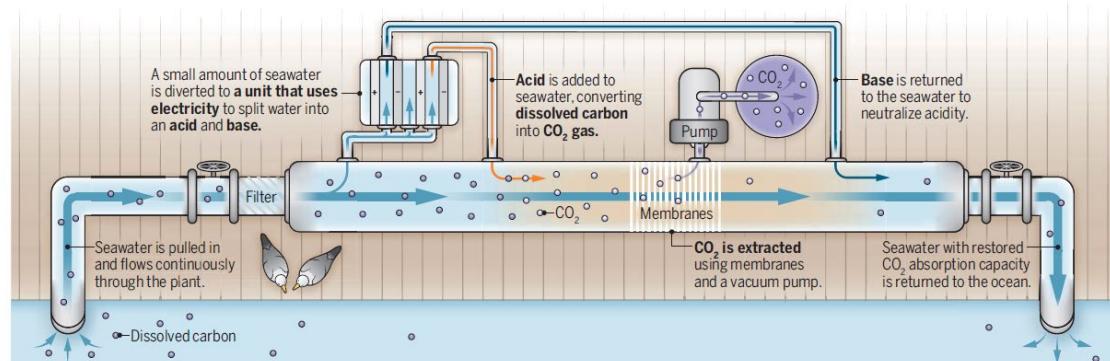
当たり \$180 の税控除が認められているが、海洋からの場合はこの控除は無いので実績を挙げていく必要があるとしている。現在のプラントでのスケールは、年間100-1000トンレベルのCO₂の除去能力であるが、大気からに比べて海洋の場合、その含有量が二桁も高いため、濃縮効率が高くなる事の利点を挙げている。

現在、海洋への直接のアルカリ岩石の付加 (OAE) や有機物の深海底への直接の埋没なども提案されているが、電気化学的手法の1つの利点は、海水を多量に使う、例えば淡水製造や火力・原子力発電などに付随して行う事が可能であり、経費的な負担を少なくしてスケールを上げることが可能な事が強調されている。なお、この手法では火力発電所などで濃縮 CO₂ の捕集の場合と同様に、その捕集した CO₂ の処理が次の問題となってくる点があるが地層貯留を行う事も計画されている。

図 17 米国のスタートアップ企業が提案した海水からの電気化学的な手法による二酸化炭素の除去・貯留装置

How to siphon carbon from the seas

Earth's oceans naturally concentrate carbon dioxide (CO₂) from the atmosphere. To extract it, Captura, a California startup, uses renewable electricity to change the water chemistry. The CO₂ bubbles out and is then captured and stored beneath the seabed. The processed water is returned to the ocean, where it can absorb more CO₂.



2022年の報告書でのこの電気化学的な海洋でのCDRに関する評価は以下の様である。まず、基本的な手法に関しては、良く知られた化学的な反応に基づいており工業化の長い歴史を持っているとしている。一方で、電気化学を使った海洋のアルカリ化に関しては実験室レベルに留まるとの評価である。スケールアップとコストに関しては、CDRとしては現在の世界のクロルアルカリ産業の規模の1桁上がり CDRとしては必要とされ、このための電解装置の設備、電力などの経費が他のCDRよりも大きく、現状では全体のコストは\$150-\$2,500/t CO₂と想定されるが、今後の展開では低下も見込まれる。環境への影響としては、海水の酸性化やアルカリ化は、意図的に水化学 (pH、溶液中や鉱物沈殿物中のCO₂や重碳酸塩などの種の分布や濃度、濁度など) に影響を与える。このような水質変化は、海洋生態系や海洋生物に影響を与える可能性があるとしている。

4. 今後の展開とその研究戦略

4-1 今後の研究戦略に関する議論

アメリカ科学アカデミーズの2022年の報告書では、海洋を利用したCDRの取り組みは今後世紀を跨って想定される地球温暖化に対し、CO₂の排出削減を補い地球温暖化を抑制するポートフォリオの一つとなり得るものと考えている。しかしその一方で、海洋でのCDRの研究計画での共通する課題として、提案されているCDRの多くがまだ実験室レベルの試みか概念設計、あるいは数値モデルによるものなのが現状であることを挙げている。そして、このような状況下で海洋でのCDRを気候緩和の施策として進め

るには、現在の多様な海洋CDR（炭素除去）の研究プログラムを並行して実施し、多面的な研究を同時に進めることで現在の知識のギャップに対処する必要があると考えている。また、現存する知識のギャップを埋めるその前提として、海洋でのCDRに共通する事項への優先的な研究投資も必要であると述べている。それには海洋でのCDRの法的な扱いを包括的に検討しまとめることの重要性や、多くの利害関係者の優先順位を理解して海洋におけるCDRの便益とリスクを評価するための多面的な研究などがある。

さらに海洋CDRの研究プログラムは、当然のことであるがより広範な気候対応緩和のポートフォリオに関する将来の社会的な意志決定に必要な情報の提供を目的とすべきであることを強調している。また、研究プログラムはこれまでの海洋でのCDRの研究の展開をそのままの形で守ったり固定化したりすべきではなく、むしろ一般市民、利害関係者、政策立案者のために、より偏りを避けた海洋CDRに関する基礎知識を提供出来るものでなければならないとしている。なお、研究資金としては公的な部門と民間部門の両方からが考えられ、両者の協力が奨励される。以上のような海洋CDRに関する現状認識からここで取りまとめられる研究プログラムは、次のような事項を含むことになると報告書では述べている。

1. 研究での最も主要な目標は、提案されている手法が海洋CDRとしての役割を果たすことが出来るかを判断するためのしっかりした根拠を作ることである。
2. 各CDRを実施する時の、予期出来るまた予期出来ない海洋環境への影響について評価する。
3. 各CDRが引き起こす副作用あるいは相乗便益を調査・検討し社会および生活への影響を評価する。
4. 海洋CDRに関する科学的・工学的な観点のみならず、社会、法的制限、社会制度、施策、そして経済的な視点からの将来での実施に関する統合的な研究を行う。
5. 海洋CDR、陸域CDR、その他の気候緩和策・適応策との間の、社会的関連、シナジー効果、利害相反関係などを系統的に調査する。

現在提案されている海洋でのCDRは極めて幅が広く、共通の枠でその将来計画を決めるのは難しいが、共通する事項として重要な点はその殆どが実施における地球規模での拡大を意図している。従って、これらにいわゆる地球工学（Climate Engineering）の手法と国際的には見なされる。このような地球工学的な研究の進め方に關する規範として、2009年にOxfordで議論されてまとめられているThe Oxford Principles of Geoengineering Researchが良く知られている（NASEM 2022）。以下に示すように、この規範では研究計画の関係市民への事前告知や得られた成果の公開性の確保や、技術の規制に関する国際機関の関与とその公共の利益の必要性などが強調されている。

原則1：地球工学的な技術は公共材として規制されるべきである。

地球工学技術の提供において民間企業の関与を禁止すべきではなく、むしろ適切な技術の迅速かつ効率的な展開を確保するためにもこれは奨励されるべきである。しかし、その一方でこのような技術の規制は、公共の利益のために国家及び/又は国際レベルの適切な公的機関によって行われるべきである。

原則2：地球工学における意思決定への市民参加。

地球工学の研究を実施する者は、可能な限り研究の影響を受ける市民に研究内容を周知し、相談して理想的には事前の十分な情報に基づく同意を得ることを求めるべきである。

原則3：地球工学研究の内容の開示とその結果の公開。

市民が研究でのリスクをより良く理解し、そのプロセスの安全性について市民の安心を得るために、地球工学における研究計画の完全な開示と得られた研究成果の公表を行わなければならない。

原則4：地球工学による環境等への影響評価での独立した評価体制。

地球工学研究の環境等への影響の評価は、研究実施者から独立した機関が行うべきである。さらにこの技術が国境を越えて影響を及ぼす可能性がある場合、そのような評価は適切な地域および／または国際機関を通じて実施されるべきである。ここでの影響評価では、研究の環境的影響と社会経済的影響の両方に取り組むべきである。また、評価には特定の技術の既得権益への囲い込みのリスクを軽減することも含まれる。

原則5：地球工学での技術を実施する前にしっかりと研究統治の構築すること

地球工学の実施におけるいかなる決定は、可能な限り既存の規則や制度を利用することで、既にしっかりと研究の統治機構が構築されている場合のみに行われるべきである。

4-2 今後の包括的な海洋でのCDRの実施計画のまとめ

報告書では既に述べた海洋でのCDRにおける共通する課題解決のための法的な枠組みの構築など優先すべき研究課題の重要性を繰り返し強調しているが、他の優先すべき課題として海洋でのCDRのための共通の行動規範の作成、標準化された環境モニタリングと貯留炭素の積算手法、一般にアクセス可能なデータの管理、科学コミュニケーションと市民参加などを挙げている。2022年の報告書では最後に今後の包括的な実施計画として以下のようにまとめられている。なお、この第6項にあるように、2022年の報告書では現在提案されている海洋のCDRの中では、鉄の海洋施肥、海藻の大規模養殖、海洋のアルカリ化促進の三つを有望な手法として評価している。

- 1 分野横断的な戦略要素をしっかりと評価し、海洋CDRに関する法的な課題の包括的な検討を含む共通研究要素を当初から取り入れることが必要である。これらの共通課題を達成することは、すべての個々のCDR研究の基盤を築くために不可欠である。
2. 重要な知識ギャップを減らすことに重点を置いた、それぞれの海洋CDRでの手法に合わせた実験室規模からパイロット・スケールの段階に順次移行する実施計画を立てること。同時にこの実施計画には海洋CDRでの環境的・社会的リスクを軽減する適切な措置と、透明性のある意思決定のプロセスを盛り込むこと。
3. 各海洋CDR手法の実行可能性を、効果、持続性、コスト、環境および社会的影響、ガバナンスおよび社会的次元と言った標準的な基準を適用して、相互の海洋CDR及び他の気候対策との相互比較により評価するための共通な枠組みの構築。
4. 構築する研究のフレームワークには、プログラム全体を通じての実験計画と市民参加、炭素会計のためのCO₂収支のモニタリングとその検証、および公開されるデータ管理が含まれる
5. 利害関係者や政策立案者、さらには一般市民も入れて情報交換するための戦略とその実践。
6. 海洋鉄散布、海藻養殖、海洋アルカリ性促進に関する理解を深めることに重点を置いた研究課題計画の構築。

文献

第2-1章

- Aumont, O., and L. Bopp (2006). Globalizing results from ocean in situ iron fertilization studies. *Global Biogeochemical Cycles* 20(2):GB2017. doi:10.1029/2005GB002591.
- Batten, S. D., & J. F. R. Gower (2014). Did the iron fertilization near Haida Gwaii in 2012 affect the pelagic lower trophic level ecosystem? *Journal of Plankton Research* 36(4):925-932. doi:10.1093/plankt/fbu049.
- Boyd, P. W. (2008). Implications of large-scale iron fertilization of the oceans. *Marine Ecology Progress Series* 364:213-218. doi:10.3354/meps07541.

- Boyd, P. W., T. Jickells, et al. (2007). Mesoscale iron enrichment experiments 1993-2005: Synthesis and future directions. *Science* 315(5812):612-617. doi:10.1126/science.1131669.
- Brent, K., W. Burns, & J. McGee (2019). *Governance of Marine Geoengineering*. Waterloo, ON: Centre for International Governance Innovation.
- Buesseler, K. O., P. W. Boyd, E. E. Black, & D. A. Siegel. (2020). Metrics that matter for assessing the ocean biological carbon pump. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117(18):9679-9687. doi:10.1073/pnas.1918114117.
- Cao, L., & K. Caldeira (2010). Can ocean iron fertilization mitigate ocean acidification? *Climatic Change* 99(1):303-311.
- Cullen, J. J., & P. W. Boyd, (2008). Predicting and verifying the intended and unintended consequences of large scale ocean iron fertilization. *Marine Ecology Progress Series*, 364, 295-301.
- de Baar, H. J. W., L. J. A. Gerringa, P. Laan, & K. R. Timmermans. (2008). Efficiency of carbon removal per added iron in ocean iron fertilization. *Marine Ecology Progress Series* 364:269-282. doi:10.3354/meps07548.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). (2019). High Level Review of a Wide Range of Proposed Marine Geoengineering Techniques, P. W. Boyd & C. M. G. Vivian, eds. GESAMP Reports & Studies Series. London: International Maritime Organization.
- Gnanadesikan, A., J. L. Sarmiento, & R. D. Slater (2003). Effects of patchy ocean fertilization on atmospheric carbon dioxide and biological production. *Global Biogeochemical Cycles* 17(2):1050. doi:10.1029/2002gb001940.
- Ho, T.Y, A. Quigg, Z.V. Finkel, A.J. Milligan et al. (2003). The elemental composition of some marine phytoplankton. *Journal of Phycology*. **39**, 1145–1159. (doi:10.1111/j.0022-3646.2003.03-090.x
- Holzer, M., B. Pasquier, T. DeVries, & M. Brzezinski (2019). Diatom physiology controls silicic acid leakage in response to iron fertilization. *Global Biogeochemical Cycles* 33(12):1631-1653. doi:10.1029/2019GB006460.
- Keller D P, E.Y. Feng, & A. Oschlies (2014). Potential climate engineering effectiveness and side effects during a high carbon dioxide emission scenario. *Nature Communications* , 5: 3304–3315.
- Law, C. S. & R. D. Ling (2001). Nitrous oxide flux and response to increased iron availability in the Antarctic Circumpolar Current. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 48(11-12):2509-2527. doi:10.1016/S0967- 0645(01)00006-6
- Martin, J. & S. E. Fitzwater (1988). Iron deficiency limits phytoplankton growth in the north-east Pacific subarctic. *Nature* **331**, 341–343. <https://doi.org/10.1038/331341a0>
- Martin, J. H., R. M. Gordon, & S. E. Fitzwater (1990). Iron in Antarctic waters. *Nature* 345(6271):156-158. doi:10.1038/345156a0.
- Martin, J. H., G. A. Knauer, D. M. Karl, & W. W. Broenkow (1987). VERTEX: Carbon cycling in the northeast Pacific. *Deep Sea Research Part A: Oceanographic Research Papers* 34(2):267-285. doi:10.1016/0198-0149(87)90086-0.
- Millero, F. J., W. Yao & J. Aicher (1995). The speciation of Fe (II) and Fe (III) in natural waters. *Marine Chemistry*, 50(1-4), 21-39.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine(NASEM) (2022). *A Research Strategy for Ocean-based Carbon Dioxide Removal and Sequestration*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/26278>.
- Oschlies, A., Koeve, W., Rickels, W., & Rehdanz, K. (2010). Side effects and accounting aspects of

- hypothetical large-scale Southern Ocean iron fertilization. *Biogeosciences*, 7(12), 4017-4035.
- Shepherd, J. G. (2009). Geoengineering the Climate: Science, Governance and Uncertainty. London: The Royal Society.
- Siegel, D. A., K. O. Buesseler, S. C. Doney, S. F. Sailley, M. J. Behrenfeld, & P. W. Boyd (2014). Global assessment of ocean carbon export by combining satellite observations and food-web models. *Global Biogeochemical Cycles* 28(3):181-196. doi:10.1002/2013gb004743.
- Siegel, D. A., T. DeVries, S. Doney, & T. Bell (2021). Assessing the sequestration time scales of some ocean-based carbon dioxide reduction strategies. *Environmental Research Letters* 16(10):104003.
- Silver, M. W., S. Bargu, S. L. Coale, C. R. Benitez-Nelson, A. C. Garcia, et al. (2010). Toxic diatoms and domoic acid in natural and iron enriched waters of the oceanic Pacific. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(48):20762-7. doi:10.1073/pnas.1006968107.
- Sunda, W. G., S G. Swift, & S.A. Huntsman (1991). Low iron requirement for growth in oceanic phytoplankton. *Nature*, 351(6321), 55-57.
- Trick, C. G., B. D. Bill, W. P. Cochlan, M. L. Wells, V. L. Trainer, & L. D. Pickell (2010). Iron enrichment stimulates toxic diatom production in high-nitrate, low-chlorophyll areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(13):5887-5892. doi:10.1073/pnas.0910579107.
- Twining, B. S., O. Antipova, P.D. Chappell, N.R. Cohen, J.E. Jacquot, et al. (2021). Taxonomic and nutrient controls on phytoplankton iron quotas in the ocean. *Limnology and Oceanography Letters*, 6(2), 96-106.
- Williamson, P., D.W. Wallace, C.S. Law, P.W. Boyd, Y. Collos, et al. (2012). Ocean fertilization for geoengineering: a review of effectiveness, environmental impacts and emerging governance. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(6), 475-488.
- Xiu, P., A. C. Thomas, & F. Chai (2014). Satellite bio-optical and altimeter comparisons of phytoplankton blooms induced by natural and artificial iron addition in the Gulf of Alaska. *Remote Sensing of Environment* 145:38-46. doi:10.1016/j.rse.2014.02.004.
- Yoon, J.-E., K.-C. Yoo, A. M. Macdonald, H.-I. Yoon, K.-T. Park, E. J. Yang, et al. (2018). Reviews and syntheses: Ocean iron fertilization experiments past, present, and future looking to a future Korean Iron Fertilization Experiment in the Southern Ocean (KIFES) project. *Biogeosciences* 15(19):5847-5889. doi:10.5194/bg-15-5847-2018.

第2-2章

- Boyd, P.W. ,Hervé Claustre, Marina Lévy, D. Siegel, & T. Weber. (2019). Multi-faceted particle pumps drive carbon sequestration in the ocean. *Nature*, 568 (7752), pp.327-335. doi:10.1038/s41586-019-1098-2. ffhal-02117441f
- Dutreuil, S., L. Bopp, and A. Tagliabue (2009). Impact of enhanced vertical mixing on marine biogeochemistry: Lessons for geo-engineering and natural variability. *Biogeosciences* 6(5):901-912.
- Fan, W., Z. Zhang, Z. Yao, C. Xiao, Y. Zhang, Y. Zhang, J. Liu, Y. Di, Y. Chen, and Y. Pan. 2020. A sea trial of enhancing carbon removal from Chinese coastal waters by stimulating seaweed cultivation through artificial upwelling. *Applied Ocean Research* 101:102260. doi:10.1016/j.apor.2020.102260.
- Feng, E. Y., B. Su, & A. Oschlies (2020). Geoengineered Ocean vertical water exchange can accelerate global deoxygenation. *Geophysical Research Letters*, 47, e2020GL088263.
<https://doi.org/10.1029/2020GL088263>

- GESAMP (2019). "High level review of a wide range of proposed marine geoengineering techniques". (Boyd, P.W. and Vivian, C.M.G., eds.). IMO/FAO/UNESCO/IOC/UNIDO/ WMO/IAEA/UN/UN Environment/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection).Rep. Stud. GESAMP No. 98, 144 p.
- Jürchott, M., A. Oschlies, & W. Koeve (2023). Artificial upwelling—A refined narrative. *Geophysical Research Letters*, 50(4), e2022GL101870.
- Keller D P, E.Y. Feng, & A. Oschlies (2014). Potential climate engineering effectiveness and side effects during a high carbon dioxide emission scenario. *Nature Communications*, 5: 3304–3315.
- Kim, H. J., H.S. Lee, S.T. Lim & M. Petterson (2021). The suitability of the pacific islands for harnessing ocean thermal energy and the feasibility of OTEC plants for onshore or offshore processing. *Geosciences*, 11(10), 407.
- Kirke B. (2003). Enhancing fish stocks with wave-powered artificial upwelling. *Ocean & Coastal Management*, 46:901–905
- Liu, C. C. K., & Q. Jin (1995). Artificial upwelling in regular and random waves. *Ocean Engineering* 22(4):337-350. doi:10.1016/0029-8018(94)00019-4.
- Lenton, T. M., and N. E. Vaughan (2009). The radiative forcing potential of different climate geoengineering options. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9(15):5539-5561. doi:10.5194/acp-9-5539-2009.
- Lovelock J.E. & C.G. Rapley (2007). Ocean pipes could help the earth to cure itself. *Nature*, 449:403
- Masuda T, K. Furuya, N. Kohashi, M. Sato, S. Takeda, et al. (2011). Lagrangian observation of phytoplankton dynamics at an artificially enriched subsurface water in Sagami Bay, Japan. *Journal of Oceanography*, 66: 801–813
- Maruyama, S., T. Yabuki, T. Sato, K. Tsubaki, A. Komiya, et al. (2011). Evidences of increasing primary production in the ocean by Stommel's perpetual salt fountain. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 58(5):567-574. doi:10.1016/j.dsr.2011.02.012.
- OES (2021). White Paper on Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC). IEA Technology Programme for Ocean Energy Systems (OES), www.ocean-energy-systems.org
- Oschlies A, M. Pahlow, A. Yool, & R. Matear (2010). Climate engineering by artificial ocean upwelling: Channelling the Sorcerer's apprentice. *Geophys. Res. Lett.*, 37, L04701, doi:10.1029/2009GL041961.
- Ouchi, K., K. Otsuka, & H. Omura (2005). Recent advances of ocean nutrient enhancer “TAKUMI” project. Paper presented at the Sixth ISOPE Ocean Mining Symposium, Changsha, Hunan, China.
- Pan, Y. W., W. Fan, D. H. Zhang, J. W. Chen, H. C. Huang, S. X. Liu, et al. (2016). Research progress in artificial upwelling and its potential environmental effects. *Science China Earth Sciences* 59(2):236-248. doi:10.1007/s11430-015-5195-2.
- Pan, Y., You, L., Li, Y., Fan, W., Chen, C. T. A., Wang, B. J., & Y. Chen (2018). Achieving highly efficient atmospheric CO₂ uptake by artificial upwelling. *Sustainability*, 10(3), 664.
- Resplandy, L., M. Levy, & D. J. Jr. McGillicuddy (2019). Effects of eddy-driven subduction on ocean biological carbon pump. *Global Biogeochemical Cycles*, 33, 1071–1084. <https://doi.org/10.1029/2018GB006125>
- Stigebrandt, A., B. Liljebladh, L. de Brabandere, M. Forth, A. Granmo, P. Hall, et al. (2015). An experiment with forced oxygenation of the deepwater of the anoxic By Fjord, western Sweden. *Ambio* 44(1):42-54. doi:10.1007/s13280-014-0524-9.
- Takahashi, T., S.C. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R.A. Feely, D.W. Chipman, & H. J. W. de Baar (2009). Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO₂, and net sea-air CO₂ flux over the global oceans. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56(8–10), 554–577.

- White, A., K. Bjorkman, E. Grabowski, R. Letelier, S. Poulos, B. Watkins, & D. Karl. (2010). An open ocean trial of controlled upwelling using wave pump technology. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 27(2):385-396. doi:10.1175/2009Ja.TECHO679.1.
- Yool A, J.G. Shepherd, H.L. Bryden, & A. Oschlies (2009). Low efficiency of nutrient translocation for oceanic uptake of carbon dioxide. *Geophysical Research Letters*, 114, C08009, doi:10.1029/2008JC004792.
- Williamson, N., A. Komiya, S. Maruyama, M. Behnia, & S. W. Armfield. (2009). Nutrient transport from an artificial upwelling of deep sea water. *Journal of Oceanography* 65(3):349-359. doi:10.1007/s10872-009-0032-x.

第2-3章

- ARPA-e (Advanced Research Projects Agency-e). (2021). MARINER Annual Review 2021. <https://arpa-e.energy.gov/mariner-annual-review-2021>.
- Azevedo, I. C., P. M. Duarte, G. S. Marinho, F. Neumann, & I. Sousa-Pinto (2019). Growth of *Saccharina latissima* (Laminariales, Phaeophyceae) cultivated offshore under exposed conditions. *Phycologia* 58(5):504-. doi:10.1080/00318884.2019.1625610.
- Bak, U. G., A. Mols-Mortensen, & O. Gregersen (2018). Production method and cost of commercial-scale offshore cultivation of kelp in the Faroe Islands using multiple partial harvesting. *Algal Research* 33:36-47. doi:10.1016/j.algal.2018.05.001.
- Bak, U. G., O. Gregersen, & J. Infante (2020). Technical challenges for offshore cultivation of kelp species: Lessons learned and future directions. *Botanica Marina* 63(4):341-353. doi:10.1515/bot-2019-0005.
- Bernardino, A. F., C. R. Smith, A. Baco, I. Altamira, & P. Y. G. Sumida (2010). Macrofaunal succession in sediments around kelp and wood falls in the deep NE Pacific and community overlap with other reducing habitats. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 57(5):708-723. doi:10.1016/j.dsr.2010.03.004.
- Camus, C., J. Infante, & A. H. Buschmann (2018). Overview of 3-year precommercial seafarming of *Macrocystis pyrifera* along the Chilean coast. *Reviews in Aquaculture* 10(3):543-559. doi:10.1111/raq.12185.a
- Chung, I. K., J. Beardall, S. Mehta, D. Sahoo, & S. Stojkovic (2010). Using marine macroalgae for carbon sequestration:A critical appraisal. *Journal of Applied Phycology* 23(5):877-886. doi:10.1007/s10811-010-9604-9.
- Durakovc A. (2020). REF: — Northern to double as seaweed farm: Wind farm update. offshoreWIND.biz, July 15. <https://www.offshorewind.biz/2020/07/15/norther-to-double-as-seaweed-farm/>.
- Forbord, S., S. Matsson, G. E. Brodahl, B. A. Bluhm, O. J. Broch, A. Handa, et al. (2020). Latitudinal, seasonal and depth-dependent variation in growth, chemical composition and biofouling of cultivated *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) along the Norwegian coast. *Journal of Applied Phycology* 32(4):2215-2232. doi:10.1007/s10811-020-02038-y.
- Gattuso, J.-P., P. Williamson, C. M. Duarte, & A. K. Magnan (2021). The potential for ocean-based climate action: Negative emissions technologies and beyond. *Frontiers in Climate* 2:37. doi:10.3389/fclim.2020.575716.
- Gerard, V. A. (1982). Growth and utilization of internal nitrogen reserves by the giant kelp *Macrocystis pyrifera* in a lownitrogen environment. *Marine Biology* 66(1):27-35. doi:10.1007/BF00397251.
- GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) (2019). *High Level Review of a Wide Range of Proposed Marine Geoengineering Techniques*, P. W. Boyd and C. M. G. Vivian, eds. GESAMP Reports & Studies Series. London: International Maritime Organization.
- Gray, L. A., A. G. Bisono Leon, F. E. Rojas, S. S. Veroneau, & A. H. Slocum (2021). Caribbean-wide, negative emissions solution to *Sargassum* spp. low-cost collection device and sustainable disposal method. *Phycology*

1(1):49-75.

- Harrold, C., K. Light, & S. Lisin (1998). Organic enrichment of submarine-canyon and continental-shelf benthic communities by macroalgal drift imported from nearshore kelp forests. *Limnology and Oceanography* 43(4):669-678. doi:10.4319/lo.1998.43.4.0669.
- Jackson, G. A. (1977). Nutrients and production of giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, off southern California. *Limnology and Oceanography* 22(6):979-995. doi:10.4319/lo.1977.22.6.0979.
- Krause-Jensen, D., & C. M. Duarte (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9(10):737-742. doi:10.1038/ngeo2790.
- Martin, A., P. Boyd, K. Buesseler, I. Cetinic, H. Claustre, S. Giering, et al. (2020). The oceans' twilight zone must be studied now before it is too late. *Nature* 580(7801):26-28. doi:10.1038/d41586-020-00915-7
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (NASEM) (2022). *A Research Strategy for Ocean-based Carbon Dioxide Removal and Sequestration*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/26278>.
- Navarrete, I. A., D. Y. Kim, C. Wilcox, D. C. Reed, D. W. Ginsburg, J. M. Dutton, et al. (2021). Effects of depth-cycling on nutrient uptake and biomass production in the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 141:110747
- Neori, A., T. Chopin, M. Troell, A. H. Buschmann, G. P. Kraemer, C. Halling, et al. (2004). Integrated aquaculture: Rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231(1-4):361-391.
- Paine, E. R., P.W. Boyd, R.F. Strzepek, M. Ellwood, E.A. Brewer, G. Diaz-Pulido et al. (2023). Iron limitation of kelp growth may prevent ocean afforestation. *Communications Biology*, 6(1), 607.
- Rassweiler, A., D. C. Reed, S. L. Harrer, & J. C. Nelson (2018). Improved estimates of net primary production, growth, and standing crop of *Macrocystis pyrifera* in Southern California. *Ecology* 99(9):2132. doi:10.1002/ecy.2440.
- Reed, D. C., A. Rassweiler, & K. K. Arkema (2008). Biomass rather than growth rate determines variation in net primary production by giant kelp. *Ecology* 89(9):2493-2505.
- Reed, D. C., C. A. Carlson, E. R. Halewood, J. Cl. Nelson, S. L. Harrer, A. Rassweiler, & R. J. Miller (2015). Patterns and controls of reef-scale production of dissolved organic carbon by giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Limnology and Oceanography* 60(6):1996-2008. doi:10.1002/lno.10154.
- Sheppard, E. J., C.L. Hurd, D.D. Britton, D.C. Reed, & L.T. Bach, (2023). Seaweed biogeochemistry: Global assessment of C: N and C: P ratios and implications for ocean afforestation. *Journal of Phycology*, 59(5), 879-892.
- Watanabe, K., G. Yoshida, M. Hori, Y. Umezawa, H. Moki, & T. Kuwae (2020). Macroalgal metabolism and lateral carbon flows can create significant carbon sinks. *Biogeosciences* 17(9):2425- 2440. doi:10.5194/bg-17-2425-2020.
- Webb, R. M., K. G. Silverman-Roati, & M. B. Gerrard (2021). Removing Carbon Dioxide Through Ocean Alkalinity Enhancement and Seaweed Cultivation: Legal Challenges and Opportunities. Columbia Paper. Sabin Center for Climate Chang Law. https://scholarship.law.columbia.edu/faculty_scholarship/2739.
- Wheeler, P. A., & W. J. North. (1981). Nitrogen supply, tissue composition and frond growth rates for *Macrocystis pyrifera* off the coast of southern California. *Marine Biology* 64(1):59-69. doi:10.1007/BF00394081. 108
- Xiao, X., S. Agusti, F. Lin, K. Li, Y. Pan, Y.n Yu, Y. Zheng, J. Wu, & C. M. Duarte. (2017). Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture. *Scientific Reports* 7(1):46613. doi:10.1038/srep46613.
- Zimmerman, R. C. & J. N. Kremer. (1986). In situ growth and chemical composition of the giant kelp, *Macrocystis*

pyrifera: Response to temporal changes in ambient nutrient availability. *Marine Ecology Progress Series* 27(2):277-285

第3-1章

- Bach, L. T., S. J. Gill, R. E. M. Rickaby, S. Gore, & P. Renforth (2019). CO₂ removal with enhanced weathering and ocean alkalinity enhancement: Potential risks and co-benefits for marine pelagic ecosystems. *Frontiers in Climate*. 1:7. doi:10.3389/fclim.2019.00007.
- Cornwall, W. (2023). An alkaline solution. *Science (New York, NY)*, 382(6674), 988-992.
- Hartmann, J., Jansen, N., Dürr, H. H., Kempe, S., & Köhler, P. (2009). Global CO₂-consumption by chemical weathering: What is the contribution of highly active weathering regions?. *Global and Planetary Change*, 69(4), 185-194.
- Kheshggi, H. S. (1995). Sequestering atmospheric carbon dioxide by increasing ocean alkalinity. *Energy*, 20, 915–922, doi:10.1016/0360-5442 (95)00035-F.
- Kohler, P., J. Hartmann, & D. A. Wolf-Gladrow (2010). Geoengineering potential of artificially enhanced silicate weathering of olivine. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(47):20228-20233. doi:10.1073/pnas.1000545107.
- Kohler, P., J. F. Abrams, C. Volker, J. Hauck, & D. A. Wolf-Gladrow (2013). Geoengineering impact of open ocean dissolution of olivine on atmospheric CO₂, surface ocean pH and marine biology. *Environmental Research Letters* 8(1):014009. doi:10.1088/1748-9326/8/1/014009
- Lord, N. S., A. Ridgwell, M.C. Thorne, D.J. & Lunt (2016). An impulse response function for the “long tail” of excess atmospheric CO₂ in an Earth system model. *Global Biogeochemical Cycles*, 30(1), 2-17.
- Renforth, P., B. G. Jenkins, & T. Kruger (2013). Engineering challenges of ocean liming. *Energy* 60:442-452. doi:10.1016/j.energy.2013.08.006.
- Renforth, P., & G. Henderson (2017). Assessing ocean alkalinity for carbon sequestration. *Reviews of Geophysics* 55(3):636-674. doi:10.1002/2016rg000533.

第3-2章

- Eisaman, M. D., J. L. B. Rivest, S. D. Karnitz, C.-F. de Lannoy, A. Jose, R. W. DeVaul, & K. Hannun (2018). Indirect ocean capture of atmospheric CO₂: Part II. Understanding the cost of negative emissions. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 70:254-261. doi:10.1016/j.ijggc.2018.02.020.
- House, K. Z., C.H. House, D.P. Schrag, & M.J. Aziz (2007). Electrochemical acceleration of chemical weathering as an energetically feasible approach to mitigating anthropogenic climate change. *Environmental Science & Technology*, 41(24), 8464-8470.
- Jahediesfanjani, H., P. D. Warwick, & S. T. Anderson (2018). Estimating the pressure-limited CO₂ injection and storage capacity of the United States saline formations: Effect of the presence of hydrocarbon reservoirs. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 79:14-24. doi:10.1016/j.ijggc.2018.09.011.
- Lackner, K. S., C. H. Wendt, D. P. Butt, E. L. Joyce, & D. H. Sharp (1995). Carbon dioxide disposal in carbonate minerals. *Energy* 20(11):1153-1170. doi:10.1016/0360-5442(95)00071-n.
- La Plante, E. C., D. A. Simonetti, J. Wang, A. Al-Turki, X. Chen, D. Jassby, & G. N. Sant (2021). Saline water-based mineralization pathway for gigatonne-scale CO₂ Management. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* 9(3):1073-1089. doi:10.1021/acssuschemeng.0c08561.
- Rau, G. H., Carroll, S. A., Bourcier, W. L., Singleton, M. J., Smith, M. M., & Aines, R. D. (2013). Direct electrolytic dissolution of silicate minerals for air CO₂ mitigation and carbon-negative H₂

- production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(25), 10095-10100.
- Rau, G. H. (2008). Electrochemical splitting of calcium carbonate to increase solution alkalinity: Implications for mitigation of carbon dioxide and ocean acidity. *Environmental Science & Technology* 42(23):8935-8940.
doi.org/10.1021/es800366q.
- Service, R.F. (2024) Firms aim to capture carbon in the oceans. *Science*, 383, 6690, 1400-1401
- Zhao, Y., J. Wang, Z. Ji, J. Liu, X. Guo, & Yuan, J. (2020). A novel technology of carbon dioxide adsorption and mineralization via seawater decalcification by bipolar membrane electrodialysis system with a crystallizer. *Chemical Engineering Journal*, 381, 122542.