地球温暖化防止対策と野生生物の保護について

安本守宏

北海道大学大学院地球環境科学研究科化学物質循環講座 〒060-0810 札幌市北区北10条西5丁目

現所属：北海道宗谷家畜保健衛生所 〒098-5738 北海道枝幸郡浜頓別町緑ヶ丘8丁目

(2003年7月15日受領, 2004年8月25日採択)

Relationship between Wildlife Conservation and Global-Scale Environmental Problems
— An Example of Global Warming Mitigation Measurements —

Morihiro YASUMOTO

Laboratory of Marine and Atmospheric Geochemistry, Graduate School of Environmental Science,

Hokkaido University, Sapporo 060-0810, Japan

Current Affiliation : Hokkaido Soya Livestock Hygiene Service Center, Hamatonbetsu 098-5738, Japan

ABSTRACT. This study applies the idea of global warming mitigation to the conservation of threatened wildlife. Although healthy habitats are quite indispensable for appropriate wildlife management, habitat destruction results in undermining the richness of species wildlife, releasing carbon dioxide into the atmosphere. Keeping land biomes healthy should be considered to solve the problems. In relation to the serious deterioration of wildlife habitats, healthy land biomes (biodiversity hotspots) serve as a large reservoir of carbon in terrestrial ecosystems. Simultaneously, the healthy land biomes have a large capacity to uptake atmospheric carbon dioxide. Reconstructing natural and healthy land biomes will enlarge the capacity of carbon uptake in terrestrial ecosystems and prevent further global warming. In line with this scenario, we recommend the strategy for reconstructing natural environments, especially, the natural forest reconstruction method and the naturally diverse river construction method, as a first step to recover natural and healthy terrestrial ecosystems.

Key words : carbon dioxide, global warming, habitats, reconstruction of natural environments, wildlife conservation.

Jpn. J. Zoo. Wildl. Med. 10(2) : 65-78, 2005

はじめに

16世紀に産業革命が始まってから今現在に至るまで、地球規模の自然破壊が人間活動によって加速度的に進行しつつあり、早急なその解決が望まれている [1-4]。また、地球規模の様々な環境問題が深刻化しているが、それぞれの問題に対して個別に対応していくよりも統合的に捉えた対策が望ましく、地球温暖化問題についても同様な指摘がなされている [4]。陸域生態系は炭素の吸収源として大きな役割を担っているため、この吸収能力は、気候変動に関する政府間パネル (Intergovernmental Panel on Climate Change : 以下, IPCC) において地球温暖化を防止するために有効であるとされている [4]。IPCCによると、1990年代には、炭素換算で年間平均 6.3 gigatons carbon (Gt C) の二酸化炭素が人間活動により大気へ放出された。そのうち約半分にあたる 3.2 Gt C は大気へ残り、1.7 Gt C が海洋へ吸収され、残りの 1.4 Gt C が陸域生態系

へ吸収された [5]。すなわち、陸域生態系の維持確保は、地球温暖化防止対策において炭素の吸収源として有効となる。それは、同時に野生生物の生息地の維持確保としても有効となる [4, 6]。

そこで本稿では、野生生物の保護管理には健全な生息地の維持確保と復元が必要不可欠であるという立場に基づき [3, 6], 考察を進めていく。最初に地球温暖化の現状と防止対策について記し、次に現在の野生生物種の減少および絶滅はいかに深刻であるかを記す。そして最後に炭素循環からみた地球温暖化防止対策をどのようにして野生生物の生息地の維持確保と復元に活用できるのかを考察する。

地球温暖化の現状と防止対策

地球温暖化問題の浮上とその科学的根拠

1956年、地球についての知識を深めるため、地球観測年 (International Geophysical Year : 以下, IGY) を設け、世界各

地において気象を含む様々な観測が行われ、1958 年からハワイのマウナロアにおいて大気中 CO_2 濃度の連続測定が開始された [7]。測定開始から約 10 年後、 CO_2 濃度の確実な上昇が確認された。また、ハワイのマウナロアだけではなく、アラスカや南極においても CO_2 濃度の確実な上昇が確認された [8-10]。それより以後今日に至るまで、マウナロアでは連続測定が続けられており、 CO_2 濃度は微細な変動を繰り返しながら一貫して指数関数的な上昇を続けている (図 1)。それに加え、メタンやハロカーボン類などの温室効果気体 (Green House Gases: 以下, GHGs) の大気中濃度も上昇を続けていることが続々と明らかになった。現在では世界中に観測点が設けられ、アメリカ海洋大気省 (National Oceanic and Atmospheric Administration: 以下, NOAA) をはじめとして大気中 GHGs 濃度の連続測定が行われており、将来の地表気温上昇は確実視されている。国内においても、岩手県の綾里や北海道の落石、茨城県の筑波などに連続測定観測点を設け、同様な結果を得ている [11, 12]。NOAA は、1990 年代末に「地球温暖化は確

実に進行している」と公式発表した。

このような大気中 GHGs 濃度の急激な上昇が全世界において確認された現在、地球温暖化問題は大きな研究対象となった。実験気候変動学といわれる分野においては、大型計算機を用いた将来予測や古環境復元を行って着実に成果をあげており、この成果は IPCC においても高い評価を受けているので紹介する [5]。

地球温暖化の進行によって懸念されること

ここでは、2001 年に作成された IPCC 第三次報告書が最も信頼性がおけると判断し、主にこの報告書の予測値を用いる [5, 13]。なお、以下に使用する語句として、「予測される」は多数のシナリオが存在するので予測値の幅が大きく、「可能性が高い」は将来の実現性が 66 ~ 90%, 「可能性がかなり高い」は実現性が 90 ~ 99%であることを示す。

(1) 海面の上昇について

地球の平均海面水位は、潮汐計のデータから、20 世紀に 0.1 ~ 0.2m 上昇した。この上昇の大部分は海水の熱膨張と氷

図 1 大気中 CO_2 濃度の時間変動

CO_2 濃度を ppm 単位で縦軸に、測定が開始された 1958 年 3 月からの時間を横軸に示した (データ提供: 温室効果ガス世界資料センター。ただし、厚田は、著者による測定値である)。マウナロア: 19.3 N, 155.4 W, 3397 m MSL. 綾里: 39.2 N, 141.5 E, 230 m MSL. 落石: 43.9 N, 145.3 E, 45 m MSL. 筑波: 36.3 N, 140.8 E, 26 m MSL. 厚田: 43.2 N, 141.3 E, 27 m MSL.

野生生物の保護に携る地球温暖化防止対策

床の融解によるものである。今後は2100年までに最大0.88m上昇すると予測される。なお、海面の上昇は様々な気候変動に伴って起こる結果であり、そこへ至る過程としての劇的な気候変動がもたらす災害が最も懸念されている。

(2) 劇的な気候変動

地球の平均地上気温は、20世紀に約0.6℃上昇した。20世紀における気温の上昇は、過去千年のどの世紀よりも大きかった可能性が高い。近年得たより信頼性の高い証拠によると、過去50年以内に観測された温暖化のほとんどは人間活動によるものである。今後、人為起源による温暖化は10年間あたり0.1～0.2℃になる可能性が高い。2100年までには、地球の平均地上気温は1.4～5.8℃上昇すると予測される。この予測された気温上昇率は、20世紀に観測された値よりもはるかに大きく、古気候のデータから、少なくとも過去1万年の間に観測されたことのないほどの大きさである可能性がかなり高い。また、ほとんどすべての陸域で最高気温および最低気温が上昇する可能性がかなり高い。つまり、暑い日が増加し、寒い日や霜が降りる日が減少する。なお、これらの予測値は、予測期間における長期傾向を示しており、微細な変動を意味するものではない。

(3) 気候変動がもたらす食料危機

夏の大陸で乾燥しやすくなり、干ばつの危険性が増加する。中緯度の大陸内部の大部分でその可能性が高い。これに伴って、食料の生産に大きな被害がおけると予測される。しかしながら、地域ごとの詳細な予測は現時点では難しい。

(4) 熱帯性感染症の増加

温暖化の進行に伴う気候変動は熱帯性感染症の蔓延地域を拡大させるという考えに対し、むしろ他の要因、感染生物の移動経路や他の生物との接触による影響の方が大きいという考えがあり、疫学的に正確な予測は困難である[14, 15]。しかし、温暖化は全球規模で進行しているので、ほぼすべての感染症に対して少なからず影響を及ぼすと考えられる。大規模森林伐採に伴う新興感染症の大発生や再興感染症の蔓延が懸念されているが、IPCCによると、ほとんどの地域で熱指数が大きくなる可能性がかなり高いとされており、日和見感染症の増加も懸念される。

いずれにせよ、活発な人間活動は感染症の蔓延を促すという考えは一致した見解であり、予防医学の立場から、自然宿主や感染生物の生態のみではなく、各種病原体の生態を探る必要性が高まっている[14-19]。

急激な地球温暖化進行の可能性

IPCC第三次報告書は、各国の研究成果をまとめて作成されており、最も信頼がおける。しかし、十分な考慮がなされていないとの指摘がある。一例を挙げると、海底岩盤中に大量に存

在するメタンハイドレートは、海水温の上昇によって不安定になり、それが大気へ一時に放出されると気温上昇に正のフィードバック効果が働き、温暖化はIPCCの予測値を上まわって加速度的に進行するという指摘がある[20, 21]。その反面、メタンハイドレートを石油石炭の代替エネルギーとして用いる動きが盛んであるので、意見は2つに分かれている[21]。メタンハイドレートを掘削する際には海水とメタンハイドレート層が接触する機会を生じるので、底生生物へ悪影響を及ぼし、メタンの放出を促す危険性が高く、確実なアセスメントが求められる[21]。

地球規模の炭素循環

ここでは、大気中GHGsとして名高いCO₂の循環をみたい。CO₂の循環を表す場合、炭素換算量をGt Cで表記するので、ここでもそれに従う。人間活動を考慮しなければ、大気圏には730Gt C、海洋圏には38,000Gt C、陸上生物圏には2,000Gt Cの炭素が存在する(表1)。次に、これらの貯蔵庫間のCO₂の収支をみてる(表2)。以下に用いる値は、すべて全球収支を年間平均で示し、標準偏差は1σである。人間活動による大気への炭素放出量は、1980年代には5.4 ± 0.3Gt C、1990年代には6.3 ± 0.4Gt Cであり、そのうち約半分が大気へ残り、大気中CO₂濃度を増加させている(図1)。なお、陸の炭素吸収能力は、1980年代には0.2 ± 0.7Gt Cであり、1990年代には1.4 ± 0.7Gt Cである。この増加量については、大気中CO₂濃度の増加によって陸上植物の成長が促進された結果であるとされている[5]。また、海洋の炭素吸収量は、1980年代には1.9 ± 0.6Gt Cであり、1990年代には1.7 ± 0.5Gt Cである。海洋の炭素吸収能力は、年々減少しつつある[22]。

現在考えられている地球温暖化防止対策とその成果、問題点

地球温暖化防止対策は始まったばかりであり、現在、増加率

表1 各貯蔵庫における炭素の存在量¹⁾

貯蔵庫	炭素の存在量 (Gt C)
大 気	730
海 洋	38000
陸	2000

¹⁾炭素換算量を gigatons carbon (Gt C) で示した。IPCC Working Group I (2001) より引用。

表2 全球的な炭素の収支量¹⁾

	1980 年代	1990 年代
人間活動	+ 5.4 ± 0.3	+ 6.3 ± 0.4
大 気	+ 3.3 ± 0.1	+ 3.2 ± 0.1
海 洋	- 1.9 ± 0.6	- 1.7 ± 0.5
陸	- 0.2 ± 0.7	- 1.4 ± 0.7

¹⁾年平均値をGt Cで示した。+は大気への放出、-は大気からの吸収を意味する。IPCC Working Group I (2001) より引用。

の減少傾向が確認された大気中 GHGs は、モントリオール議定書に基づくハロカーボン類のみである [5]。全球規模の炭素循環から考えると、地球温暖化防止対策は、結局のところ炭素の放出量を削減する、もしくは、すでに大気へ放出された炭素を陸か海へ回収するしか手段はない。ここでは現時点で考えられている地球温暖化防止対策について記す。

(1) 炭素放出量の削減

1997 年 12 月、京都において採択された炭素放出削減量の目標値は、先進国全体で、1990 年の基準値に対して、第一拘束期間である 2008 年から 2012 年までに少なくとも 5% の削減であった [23]。しかしながら、この実行は炭素放出権の取引問題などから動向が激しく [24]、世界のエネルギー消費に伴う炭素の放出量は、依然として増加傾向にある [5]。

(2) 海洋への投棄

炭素が大気中へ放出される前に、もしくは、すでに大気中へ放出された炭素を海洋へ直接投棄する様々な試みがある。一例を挙げると、工業生産によって放出された CO₂ を海洋へバブリングし、海水へ溶存させるという方法がある [25]。しかしながら、確実なアセスメントを行ってから実用へと至るまで今しばらく時間を要する [26]。

(3) 陸の有効活用

著者は、現時点ではこの方法が最も安全かつ効果的な地球温暖化防止対策になると考えている。陸域生態系へ炭素を貯蔵させていく戦略であるが、再植林や新規植林を行って陸の緑化を推進させつつ、河川を通じて海洋の一次生産を促進する方法である [27-34]。その具体的な方法について次に述べる。

自然環境復元の技術

自然環境を復元する技術は、日本ではその方法論の基盤が 1990 年代初頭にすでに提示されており、各種研究教育機関や NPO 団体、市民および行政関係者の地道な努力によって、近年、その成果が実り始めた方法である [35, 36]。1990 年代後半には、自然環境復元の実施に伴って生じる多様な利害関係者の参加と合意形成の上で、その実行を順応的にかつ政策的に進める方法として「順応的管理」という公的なシステム管理の手法が提示された [36]。基本的には、自然環境復元の技術は人の手によって自然の回復能力を促す技術である。ここでは自然環境復元の技術について概説し、得られた成果、問題点および課題について記す。

陸の緑化技術について

陸を緑化させるための方法には様々な技術があるが、ここでは極めて天然林に近い植生を回復させる技術を紹介する。火山噴火や洪水、森林火災などによって裸地が出現すると、天然更新によって植生の回復が進む。天然更新は、ヤナギ類やハンノ

キ類、カンバ類などの先駆性樹種がいち早く成長し、この保護下で針葉樹類やミズナラ、シナノキなどの持続性樹種がゆっくりと成長して巨木林へと至る。その過程で、昆虫類、鳥類および小動物が定着してゆき、大型動物が定着可能な土地となる。しかしながら、巨木林へと至るまでには、通常数十年から数百年の歳月を要する。このような天然更新を、人工的に高める技術が存在する [27, 28]。この方法を、以下では自然林再生法と記す。自然林再生法は、地域の固有樹種を貧栄養下で育成した苗や種子を定めた面積内に数種類まとめて植える方法を用いている。したがって、その地域の気候に適した樹種が自然選択を受けながら、不秩序に成長していく。この際、植樹域にマルチングを施し、なおかつ貧栄養下で育成した苗を植えるので、通常の天然更新よりも速い速度で自然林が定着する。植える樹種は地域の固有種なので、地域に適した野生生物が生息しやすい再生自然林を形成していく。写真 1 は、自然林再生法の施工地の現在の様子である。A 地では施工後約 11 年、B 地では施工後約 25 年が経過している。いずれの土地も、かつては原野であった。表 3 に B 地内の鳥類調査結果を示した。調査は、1991 ～ 1993 年（施工後 13 ～ 15 年）にかけて行われ、25 科 58 種の生息が確認された。冬の強い季節風に耐えうる防風林として施工された面積わずか 65ha という閉鎖緑地内としては、鳥類の生息種の割合は高いといえる [28]。さらに、15 科 27 種の繁殖が確認されている。

多自然型河川工法について

この工法は、1980 年代末から 1990 年代前半にかけて日本へ導入され、現在普及しつつある方法である。多自然型河川工法は野生生物が生息可能で、なおかつ治水機能を備えた河川を造る方法であるが、施工法の画一的な記述は、河川の地域性や個別性に依存する場合が多いので難しい。しかし、施工法にはある程度の原則的な側面があるので、これに沿って記す。施工にあたって重要な点は、自然林再生法と同様に、その地域に適した河川を再生するということである。それにはまず、古地図等の歴史的な資料を参考にして従来の河川改修がなされる以前の天然河川の特徴を探り、河川に適度な蛇行や落差、瀬、淵を持たせつつ河床を拡大し、可能な限りコンクリート護岸を取り払い、護岸には火成岩や堆積岩、変成岩などの自然石を用いて土壌と河川水の接触面積を拡大させ、護岸林には地域に固有な先駆性樹種や鳥餌木を採用して多様な生物が生息しやすい初期デザインを作成し、これに基づいて施工する。そのため、自然林再生法と同様に地域に適した溪流魚や水鳥などの野生生物が生息しやすい河川生態系を形成していく。施工完了後も追跡調査を行い、新たな問題点を発見したらそのつど最適化を図り、さらに改良を加えていく。つまりは、順応的管理を適切に機能させることが求められる。

野生生物の保護に携る地球温暖化防止対策

写真 1 石狩市における自然林再生法の施工地

A 地は施工後約 11 年が経過しており、先駆性樹種であるヤナギとともに、ミズナラやエゾヤマザクラ、アキグミなどの持続性樹種の成長が確認されている。また、野鳥や小動物、昆虫の定着が目視確認されている（2002 年 6 月、著者撮影）。B 地は施工後約 25 年が経過しており、多種多様な動植物相に恵まれた天然林に近い様相である。この施工地内の鳥類調査結果は別表へ示した（2003 年 9 月、著者撮影）。

安本 守宏

表3 自然林再生法施工地内における鳥類調査結果¹⁾。25 科 58 種の生息が確認されている。

科 名	和 名	繁殖 ²⁾	科 名	和 名	繁殖 ²⁾
ワシタカ科	ト ビ	+		キクイタダキ	
	ノスリ			センダイムシクイ	
	オオタカ			エゾムシクイ	
ハヤブサ科	チゴハヤブサ		(ヒタキ亜科)	ノビタキ	+
キジ科	コウライキジ			ルリビタキ	
シギ科	イソシギ			キビタキ	
	オオジシギ			オオルリ	
ハト科	キジバト	+	エナガ科	シマエナガ	
ホトトギス科	カッコウ	+	シジュウカラ科	シジュウカラ	+
アマツバメ科	アマツバメ			ハシブトガラ	+
キツツキ科	アリスイ	+		ヒガラ	
	アカゲラ	+	ゴジュウカラ科	ゴジュウカラ	
	ヤマゲラ		キバシリ科	キバシリ	
	コゲラ	+	メジロ科	メジロ	
	クマゲラ		ホオジロ科	ホオジロ	+
ヒバリ科	ヒバリ	+		ホオアカ	+
ツバメ科	イワツバメ			アオジ	+
セキレイ科	ハクセキレイ	+		カシラダカ	
	ビンズイ		アトリ科	カワラヒワ	+
ヒヨドリ科	ヒヨドリ	+		ベニマシコ	
モズ科	モ ズ	+		シ メ	+
	アカモズ	+		アトリ	
ミソサザイ科	ミソサザイ	+		ウ ソ	
ヒタキ科 (ツグミ亜科)	アカハラ	+	ハタオリドリ科	スズメ	+
	ノゴマ	+	ムクドリ科	コムクドリ	+
	ツグミ			ムクドリ	+
	コルリ		カラス科	ハシブトガラス	
(ウグイス亜科)	エゾセンニュウ	+		ハシボソガラス	
	コヨシキリ	+		ミヤマカケス	

¹⁾ 鳥類調査は、東三郎のもと、福岡研也によって 1991～1993 年にわたって行われた。東(1999)を承諾のうえ修正して引用。²⁾ + は、施工地内で繁殖が確認されている種を示す。15 科 27 種の繁殖が確認されている。

先に記したとおり、施工法の画一的な記述は難しいので、1 つの事例として北海道の恵庭市、漁川と茂漁川へ多自然型河川工法を導入した際の最適化の手順を以下に紹介する。茂漁川は漁川支流の一級河川であり、かつてはサケの遡上もみられた。しかし、恵庭市は、昭和 30 年代から急速な市街地化に伴って河川改修が進み、河川の自然は損なわれ、サケの遡上や魚類の個体数は減少傾向となり、度々洪水にみまわれた。そこで、従来の河川改修を見直し、かつての自然を取り戻しつつ治水機能を備えた河川を再生するために地域住民、学識経験者および行政関係者によるワークショップを開催し、多自然型河川工法の導入へと至った [37]。漁川流域はカワセミやショウドウツバメの営巣地である。カワセミは主に魚類を、ショウドウツバメは空中の昆虫を捕えて餌とし、水辺の砂質や粘土質へ巣穴を

掘って繁殖する。そこで、カワセミとショウドウツバメが繁殖しやすい河川の再生を目指したデザインの最適化を行った。まず、1990 年から床止を改良して魚類の遡上を可能にしつつ護岸植生を回復した結果、漁川ではサクラマスやサケの新たな自然再生産の増加が確認され、餌の確保に成功した。現在、漁川流域のカワセミやショウドウツバメの繁殖数はやや増加傾向を示しており、追跡調査を行いつつ、さらなる改良を考慮している [38]。また、漁川支流の茂漁川ではハンノキ、ハルニレおよびミズナラなどの樹木、トビケラ類、カワゲラ類およびカゲロウ類などの水生昆虫、ヤマメ、エゾウグイおよびフクドジョウなどの魚類の再定着が確認されており、アカゲラ、ハクセキレイ、カワセミおよびショウドウツバメの飛来がみられるようになった。なお、漁川と茂漁川の多自然型河川工法を成功へ導

野生生物の保護に携る地球温暖化防止対策

いている要因は、恵庭市が川を中心とした環境教育に力を入れていること、地域住民、学識経験者および行政関係者の深い連携が達せられていること、ならびに施工河川流域の自然度が高いところにあると考えられる[37-41]。他の成功事例としては、パンケナイ川のコンクリート連節ブロックを外して河床基質を露出させたところ、サクラマスとエゾウグイの生息密度が回復した、サツナイ川においてショウドウツバメの集団営巣地を確保したという報告がある[42, 43]。また、札幌市内の安春川にも多自然型河川工法が導入され、水鳥の飛来や昆虫の再定着が目視確認されており、都市空間のビオトープとして機能することが確認されている（写真2）。なお、多自然型河川工法は、河床を拡大して施工すると、洪水に対する防災効果を見込める[44]。

湖沼や湿地、農地などの水辺の自然環境復元について

湖沼、湿地および農地のように、水脈の確保が容易な土地における自然環境復元の試みは、兵庫県の豊岡市の合鴨農法やスイスのチューリッヒ湖岸など、成功事例が多いといえる[44, 45]。施工法の最適化は、基本的には多自然型河川工法と同様な手順で行う。成功事例の中から、北海道の十勝川下流域に湿地性のビオトープを復元した事例について記す。十勝川中下流域は、かつては広大な湿原であったが、河川改修に伴って湿地の乾燥化が進み、単純なクサヨシ群落となった。1999年、このクサヨシ群落を掘削し、十勝川水系の河川や雪解け水から水脈を得て湿地性のビオトープを新たに造成したところ、クサヨシ群落には生息できなかった生物種数が増加した。表4は、この湿地性のビオトープ内で新たに確認された生物種のうち、希少種と危急種、絶滅危惧種の一覧である。この造成地では造

成後も追跡調査を続けており、絶滅危惧種の定着の増加が確認されつつある[46]。なお、この事例を成功へと導いている要因は、十勝川流域の水質が良好であり、なおかつ施工河川流域の自然度が高いところにあると考えられる[39, 40]。

海洋沿岸域の自然環境復元について

干潟などの海洋沿岸域の自然環境復元は、極めて困難である。埋立て事業などの特殊な事例を除くと、近年の干潟減少の原因の大半は、干潟を形成する河川流域の土地利用の変化がもたらす砂礫供給の減少、もしくは沿岸海流の変化による侵食の進行にあると考えられる[33, 47]。しかし、海洋沿岸域は、多様な野生生物の生息地であり、干潟は渡り鳥の渡来地であるので、この重要さを疑う余地はない。広島県の八幡川河口域に造成された人工干潟では、懸命な努力にもかかわらず、ヒドリガモ、ハマシギ、ユリカモメおよびコサギの渡来数の減少傾向が人工干潟の造成後も続いているので、残念ながら十分な成果は得られていない[48]。しかしながら、緩和措置としての効果はあるといえる。

人間の居住空間について

先に紹介した自然環境復元の技術を推進していくにあたって、人間の居住空間の確保が大きな課題となる。自然環境復元の推進は、特に人口過密な都市では難しい。それゆえ、人間の居住空間は、今後はCompact City（著者意訳：以下、集約都市）への移行が望ましい[49, 50]。集約都市は、限られた空間を有効活用し、少ないエネルギーを効率良く用いて快適な居住空間を人間に提供できる場である。なおかつ、人間の居住空間を効率良く用いるので、野生生物が生息可能な土地を拡大できる。

写真2 札幌市近郊における多自然型河川工法の施工地

A地は安春川。1988～1991年にわたって施工された。水鳥の新たな飛来や昆虫の再定着が目視確認されており、都市空間のビオトープ、あるいは、親水空間として機能している。B地は茂漁川。1992～1996年にわたって施工された。水鳥の飛来や渓流魚、水生昆虫の再定着が確認されている。両施工地ともに護岸には自然石を用い、護岸林には鳥餌木や先駆性樹種を採用している（2003年5月、著者撮影）。

表4 造成した湿地性のビオトープ内で確認された絶滅危惧生物¹⁾

分 類	種 名	貴重種区分		確認年度		
		全国区分	都道府県区分（北海道）	2000	2001	2002
植 物	ミクリ	準絶滅危惧	希少種		○	○
	タマミクリ	絶滅危惧Ⅱ類			○	○
鳥 類	ヒシクイ	絶滅危惧Ⅱ類	希少種			○
	トモエガモ	絶滅危惧Ⅱ類	希少種		○	
	ミコアイサ		危急種			○
	タンチョウ	絶滅危惧Ⅱ類	危急種	○	○	○
魚 類	エゾホトケドジョウ	絶滅危惧Ⅱ類	危急種	○	○	○
底生動物	ミズスマシ		希少種		○	○
	キタヒメゲンゴロウ		希少種			○
	オオコオイムシ		希少種	○	○	○
トンボ類	セスジイトトンボ		希少種	○	○	
	ヒメリスアカネ		希少種		○	○

¹⁾ 1999 年，施工。池田河川事業所（2003）より引用。

自然環境復元の問題点，課題および利点

自然環境復元の技術を正しく実行するなら，野生生物の生息地の維持確保や再生に大きな効果を得ると期待できる。自然環境復元の技術は，確実に成果を挙げつつあるが，利点とともに多くの問題点や課題を残しているので，以下にその点について述べる。

（1）問題点と課題

自然環境復元の技術の誤った導入は，新たな自然開拓を促してしまう懸念がある。自然環境を復元する目的は，荒廃が進んだ土地を自然に戻し，都市空間にはビオトープや憩いの場を提供するところにある [27, 28, 37, 46]。それゆえ，新たな自然開拓の緩和措置としての導入は，極力避けたい。また，自然環境復元は地域の個性性に依存する場合が多いので，学識経験者，行政関係者および施工業者の間の深い連携のために互いの密接な交流の場が必要となる。さらに，地域住民の理解も必要である。近代文明化が進んだ現在では，さらなる自然開拓を進めつつ利便性や即効性を求める傾向が顕著である。したがって，地域住民の理解を得るために，「野生生物の重要さは伴侶動物や産業動物と同等ないしそれ以上でもあり，どのようにして人間の生存と関わっているのか」という具体的な教育の充実化が必要である [1, 37]。自然環境の復元には面積の確保や適切な場の選択が必要なので，このためにも地域住民の理解が必要となる。関連して，面積の確保をする上でゴミの大量化が大きな障害であり，この解決なしに埋立て事業や不法投棄による生態系の悪化は防げない。しかし，本来，資源として価値が無いゴミの存在は有り得なく，リサイクルの完全化を妨げる原因は，安値で購入できる原料を用いる製品製造が経済的に有利な生産システムにある。この点に関して，AI（1992）は，リサイクル業

者や消費者に有利な経済政策の導入がリサイクルを円滑化してゴミを大量に削減できるとしている [51]。

学術的には，今のところ自然環境復元の施工地内で野生生物を主軸にした追跡調査が十分になされている事例は稀である。それゆえ，野生生物の追跡調査が十分になされていない場合，地域住民や観察者の目撃情報に頼らざるを得ない面がある。植物，昆虫，魚類，鳥類および小動物の再定着と個体数の回復は定性的に確認されているが，専門家による追跡調査を充実させ，学術的な説得力をさらに強めていく必要がある。なお，茂漁川の追跡調査は 1997 年に終了しているが，この後著者によるサケの自然再生産の目視確認や地域住民によるオショロコマの目撃情報がある。

（2）利 点

仮に，先の問題点と課題を克服できるなら，自然環境復元の技術の推進は，新たな自然開拓を行うことなく経済効果を生む真の循環型社会の形成へと繋がる。不要な建築物を取り壊して面積を確保し，緑地化を推進しながら従来の河川工法の施工地を多自然型へと変え，野生生物が生息可能な土地を再生拡大させながら，人間の居住空間を集約都市へと移行させていく。そのためには，人手が必要であるので，雇用不足問題さえも緩和させる可能性を秘めている。

自然環境復元の推進—全体計画案として—

1 つの提案として，自然環境復元の全体的な計画案を提示する。自然環境復元の技術は，人の手によって自然の回復能力を促す技術であるので，自然度が低い土地へ施工しても効果は低いと思われる。逆に，自然度が高い土地の縁辺から施工していくと大きな効果を得ると期待でき，そこから生息地を拡大させる計画が得策である。

野生生物の保護に携る地球温暖化防止対策

(1) 地域生態系の再生

陸の自然度の指標として、世界には「地域別森林面積」、日本には「植生自然度」がある [40, 52]。基本的に野生生物は植生の自然度に依存して分布しているので [53, 54]、まずこれらを指標にして、自然度が高い地域の縁辺から野生生物が生息可能な地域生態系を再生拡大させる計画を推奨する。また、自然環境復元の技術は、地域の個性性に依存する場合が多いので、各都道府県の学識経験者、行政、施工業者および地域住民の間の深い連携のもと、植生自然度を指標とした自然林の再生が望ましい。つまり、順応的管理を円滑に機能させて野生生物が生息可能な自然林を再生させたい。幸運にも、日本の植生自然度は都道府県毎の詳細が明らかにされており、自然度が高い土地は全国に残っているので [40]、有効に活用したい。

(2) 全体的な統合へ

広い移動性を持つ野生生物の生息地を確保するには、局所的な地域の生態系の復元だけでは不十分である。したがって、地域生態系の再生拡大を進めるとともに、野生生物の移動に必要な遷移帯（あるいはコリドー）としての自然林の再生拡大が必要である [55-57]。遷移帯としての再生自然林は、植生自然度が高い土地どうしを繋げるように配置すると、大きな効果を得るであろう。

(3) 森林から河川、海洋沿岸域までの水脈に準じた生態系の再生

野生生物の生息が可能な土地をさらなる広域空間としてとらえると、再生自然林の拡大や天然林の保存にくわえて、水脈に準じた河川、湖沼、湿地、農地あるいは海洋沿岸域までの水辺空間の生息地の維持確保や再生が必要である。基本的には、絶滅が危惧されている野生生物は、自然度が高い土地の水質が良好な水脈に依存して分布しているので [54, 58]、天然林に水源を持ち水質が良好である水脈に準じて多自然型河川工法を導入し、そこから湖沼、湿地、農地あるいは再生自然林を再配置させつつ、野生生物が生息可能な土地を再生拡大させていく計画を推奨する。

(4) 都市空間では防災効果と憩いの場を強調したビオトープとして

人口過密な都市空間においては、集約都市へ移行を進めつつ [49, 50]、自然環境復元の技術を導入していく計画が望ましい。それゆえ、多自然型河川工法は河床を拡大させて洪水災害に対する防災面を強調し、再生自然林は防風林として機能するように配置し、なおかつ、都市空間のビオトープあるいは親水空間となる憩いの場として機能させる導入計画を推奨する。

(5) 純工学的な手法は特効薬として

自然環境復元の技術の推進は、生物多様性に豊富な自然生態系を再生しながら大気中 CO_2 を吸収固定する方向へと導く、

生態的な工法であるといえる [27, 28, 34]。自然林再生法は、陸を緑化して大気中 CO_2 を吸収固定しつつ、野生生物へ生息地を与える。多自然型河川工法は、野生生物へ生息地を与えつつ、河川護岸の風化作用や運搬作用を通じ、森林あるいは護岸林の土壌中で生産される鉄、銅およびケイ素などの海洋の一次生産を高める元素を含む腐食物質や干潟を形成する砂礫を海洋沿岸域へ供給する [30-34]。近年になり、特に森林を背後に持つ河川はその働きが大きいことが明らかにされてきており、自然林再生法と多自然型河川工法を適切に組み合わせると、大きな効果を得ると期待できる。湖沼や湿地などの自然環境復元は、一時的には大気中へメタンを放出しうが [5]、野生生物へ生息地を与えつつ、施工地内における腐食物質の生成を促して、多自然型河川工法と同様に、水脈を通じて海洋沿岸域の一次生産を促す元素や干潟を形成する砂礫を供給し [59]、大気中 CO_2 を吸収固定する方向へ導くと考えられる [30-34]。なお、IPCC では、天然の湖沼や湿地が温暖化へ及ぼす影響はメタンの放出量と有機物の生成による大気中 CO_2 の吸収固定量の釣り合いによって決まり、未だにこの詳細は明らかにされていないが、陸の炭素の貯蔵庫として極めて大きな役割を担っているとしている [5]。元来、農地は CO_2 の放出源であることは変わらないが、合鴨農法のように農薬を使用しない農法の普及は、野生生物が生息可能な土地を再生拡大させつつ、希少生物の野生復帰に適した健全な生息環境を形成していくと考えられる [45]。Toshihiko ら (2001) は、大都市近郊であっても、房総半島北部の谷津と呼ばれる伝統的な農法地帯には絶滅危惧生物種が豊富に生息していると述べており、これは農地の自然環境復元が野生生物の生息地として機能することを示す具体事例であるといえる [54]。

生態的な工法に対し、海洋への CO_2 の直接投棄は、純工学的な手法であるといえる [25]。純工学的な手法は、特効薬的な効果は期待できるが、海洋生態系に及ぼす悪影響が懸念されているので [26]、今後は生態的な工法を推進して生物多様性に豊富な自然生態系を再生させながら大気中 CO_2 の吸収固定を促進し、炭素の放出量を削減していき、万一危機的な状況へと至ってしまった場合 [20, 21]、純工学的な手法をやむなく適用したい。

野生生物種の減少と絶滅

地球史における生物の大量絶滅

生物の大量絶滅は、過去 5 億年前から数えて 5 回起こった [60]。これらの大量絶滅の共通項を挙げると、地球規模の気候変動が生物の大量絶滅をもたらした (表 5)。これらの気候変動に伴う地表気温変化は、おおむね $1 \sim 5^\circ\text{C}$ の範囲であった [61, 62]。なかでも最も広く知られている事例としては、

表5 化石の記録による過去の生物の大量絶滅。David (1995) を加筆修正した。

紀	年代 (10 ⁶ 年) ¹⁾	地球規模の気候変動 ²⁾	科の絶滅 (%)	種の絶滅 (%)
オルドビス紀終末	439	寒冷化の進行	26 ± 1.9	84 ± 7
デボン紀末期	367	寒冷化の進行	22 ± 1.7	79 ± 9
二畳紀終末	245	温暖化の進行	51 ± 2.3	95 ± 2
三畳紀終末	208	温暖化の持続	22 ± 2.2	79 ± 9
白亜紀終末	65	寒冷化の進行	16 ± 1.5	70 ± 13

¹⁾ 年代は、現在よりさかのぼり、10⁶ 年単位で示した。²⁾ 気候変動に伴う地表気温変化は、おおむね 1 から 5℃であった。

6,500 万年前の恐竜の大量絶滅が挙げられる。恐竜の大量絶滅の原因は、ユカタン半島へ巨大な隕石が衝突した事件が引き金となったという仮説が最も有力である [63, 64]。しかし、確かに 6,500 万年前に形成された泥炭層などにおいて、大規模森林火災の痕跡である黒炭の存在や地表面には稀な元素であるイリジウムが高濃度で存在することは確認されているが、絶滅自体はおよそ数 10 ～数 100 万年にわたり進行したとされる [60, 65]。

現在における生物の大量絶滅

種の体系的な命名と記録は、17 世紀後半の比較的最近になって始められた。現在では、およそ 150 万種の生物が記載されている [66]。しかしながら、すでに記載されている種とは別に、現存する種の本当の総数については極めて大きな不確かさがあり、500 万～1,500 万種以上という推定もある [67, 68]。いずれにせよ（多細胞）生物多様性が爆発的に増加したカンブリア紀以来、地球上の生命の歴史は、様々な変動や大量絶滅による中断を繰り返しながら、基本的には拡大を続けてきたといえよう [60, 66]。1 つの指標として、種の平均寿命をみたい。化石の記録から、種の起源から絶滅までの平均寿命は、100 万～1,000 万年であった [65]。しかし、現在では、約 14,000 種の鳥類と哺乳類の中から最低でも毎年 1 種が絶滅しているので、種の平均寿命はおよそ 1 万年になる。これは、先の化石生物種の平均寿命より 100 倍～1,000 倍も短い。なおかつ、現在進行している生物の大量絶滅の原因は、人間活動の活発化にあることは明白である [6, 65]。さらに、生息地の悪化や減少が原因となり、希少生物種の絶滅の危険性は増加し、かろうじて絶滅を免れている生物種の野生復帰は難しいという指摘がなされている [45, 69, 70]。

期待される成果

ここでは、先に紹介した自然環境復元の技術を、野生生物種の減少や絶滅、地球温暖化を緩和し、なおかつ双方の問題を早期解決へ導く手段とみなし、実行していく際に期待される成果と遂行に伴う他の利点について考察する。

おおまかな見積もり

(1) どの程度の野生生物種が減少するか？

生息地の面積の減少に対する野生生物種の減少の割合は、Robert ら (1995) によると以下の式で近似できる [65]。

$$S = cA^z$$

ここで、S は種の数、A は生息地の面積を表し、z は通常 0.2 ～0.3 をとる。定数 c については、通常は各生息地の面積における種の豊富さによって定めるが、ここでは現在の種の総数を基準にして今後の種の減少の割合を求めるので、現在を 1 とおいて計算する。また、z は近年の報告に基づいて 0.25 をとる [71]。2001 年世界森林白書によると、世界の森林面積は、1990 年には 3,963,000 千 ha、2000 年には 3,869,000 千 ha であり、1990 年代には年間平均で 9,400 千 ha が減少した [52]。そのうち 2,900 千 ha は非熱帯林の森林面積の回復によるものだが、12,300 千 ha という熱帯林減少の影響がはるかに大きく効いている。この速度で熱帯林面積が減少すると、2100 年までにその 68% にあたる 1,230,000 千 ha が失われる。この面積から計算すると、熱帯林面積は世界の森林面積の 47% であるから [52]、1990 年代に存在した野生生物種の 2% はこの期間にすでに失われ、さらに、そのうち 25% が今世紀内に失われることになる。これは、地球史において最悪なほど速い速度となる。

(2) どの程度の野生生物種が守られ、これにどのような意味があるのか？

生息地面積の維持確保によって守られる野生生物種の割合は先の式を逆算して求めることができるが、現存する生息地面積の保存は、野生生物種の個体群の維持のために極めて重要な役割を担う。David ら (1994) は、たとえ生態的に優位であり絶滅の危機に瀕していないと思われる野生生物種であっても、生息地の破壊による潜在的な悪影響が予測できないほど急激な種の絶滅を招く危険性について、近年はこの実現性が特に高いと指摘している [6]。したがって、現存する生息地面積の保存と極めて自然に近い生態系の復元は、潜在的な悪影響が招く野生生物種の急激な絶滅をくい止めると期待できる。これに関連して、Norman ら (2000) は、野生生物種の豊富さが極めて高

野生生物の保護に携る地球温暖化防止対策

い土地を「生物多様性ホットスポット」として世界へ25箇所定義した[72]。生物多様性ホットスポットの殆どは天然林である。1990年代に減少した熱帯林のうち1年あたり0.5%以上の純減少が確認された土地の大半は、この生物多様性ホットスポットに相当する[52, 72]。過去の生物大量絶滅の後の生物多様性回復期には、熱帯域や非熱帯域の大陸、あるいは孤島に存在していた天然林が陸の動植物の適応放散を起こす原動力として機能していたとされる[73, 74]。それゆえ、現存する天然林の新たな開拓は、将来の生物多様性の回復力を失いかねない。さらに、表2に示した1980年代の陸の年間平均炭素吸収量0.2Gt Cは、土地利用の変化（主に森林伐採）による大気への年間平均炭素放出量1.7Gt Cと相殺された値であり、実際には、1.9Gt Cの吸収に相当する[5]。つまり、現存する天然林の保存は、将来の生物多様性の回復力を維持し、なおかつ地球温暖化をくい止める原動力として極めて重要な役割を担う[73-75]。

(3) どの程度の量の炭素を吸収できるか？

最初に、再植林によって吸収できる炭素量を見積もる。一般的には、土壌の劣化が進んでいない熱帯域に再植林を行う場合、おおむね50年以内に元の森林としての機能回復が見込める。1990年から2000年までの期間に熱帯域で伐採された森林の面積123,000千haは、上記の条件を十分に満たしている。熱帯林の植生の炭素密度は、99～174t C/ha、中央値は131t C/haである[76]。したがって、123,000千haの熱帯林が自然林再生法によって復元した場合の炭素吸収量は、

$$123,000,000 \times 131 = 16\text{Gt C}$$

となり、2050年までにおおむね16Gt Cの炭素が吸収できる。この値を今後50年間に割り当てると、1990年代に大気へ残った年間平均炭素量である3.2Gtのちょうど10%にあたる。しかしながら、この値は、植生の炭素密度のみを考慮しているので、土壌への炭素の吸収固定と海洋の一次生産の増加を考慮するならば、炭素吸収量はもう少し高まると期待できる。

次に、新規植林と再植林によって吸収できる炭素量を見積もる。新規植林は、一般的には、「過去50年以内に森林でなかった土地に対して積極的に植林すること」とされているので、土壌の劣化が進んでいる土地に植林することになる。それゆえ、水脈確保や土壌の改善を行うためにエネルギーを必要とし、その算定方法が異なるので、植林可能な面積は67,000千から2,000,000千haと非常に大きな幅を持つ[29]。IPCCは、一例として、haあたりの累積炭素で今後50年間に約125t C、100年間に約210t Cを森林管理によって賄えるとしている[4]。これらの値に基づいて累積炭素吸収量を見積もると、2050年までには8～250Gt C、2100年までには14～420Gt Cを賄えることになる。しかし、これらの値は、約

40年毎に植林と森林伐採を繰り返しながら木材を有効な資源として活用するためのシナリオであるので、生物多様性の維持を考慮した森林管理を目的とするなら、累積炭素吸収量の見積もり値は、全体的にやや低くなると考えられる。これらの大きな幅を持った見積もり値のどの値が実現可能となるかについては、今後のエネルギー投資のありかたによって左右されるが、Schnitzlerら(1998)は、フランス北東部の鹿やイノシシが生息するブナとナラの広葉樹林においては、1～2ha以上の全伐採を避ける森林管理が生物多様性の維持に適すると結論しており[53]、このような研究の充実化が野生生物種の重要さへの認識を深めつつ、見積もり値の幅を小さくしていくであろう。

自然環境復元に伴う他の利点

日本における森林の面積は、国土面積3,778万haのうち2,515万haを占め、およそ66%である。そのうち、約40%は戦後の懸命な緑化活動の成果によるもので、世界で有数の森林国を造りあげた。しかしながら、この人工林の大半は杉と檜が基盤の目状に整列しているので、野生生物種の多様性に乏しく、台風洪水災害などに弱い。これらの弊害についての具体的な研究事例として、杉檜の人工林と適切に間伐した人工林の間の生物多様性は後者が有意に高かった[77]、1991年9月27日に九州を襲った台風19号で被災した杉檜の人工林の植生構造は物理的な応力に弱かった[78]、という報告が挙げられる。さらには、杉檜の人工林は、花粉症などのアレルギーの増加を促してしまった。ところが、これらの人工林は建築木材などに使用するには成熟段階へと至っており、有効な資源として用いることができる。今後、人工林の伐採跡地や被災跡地へ自然林再生法の施工を推進するならば、先に記した弊害を軽減できるであろう。また、自然林再生法はその地域に固有な樹種を植えることが大きな特徴であるので、熱帯林などほぼすべての植生帯に対して適用が可能である。さらには、本来の植生分布よりもやや広い緯度幅にわたって施工を推進させるなら、地球温暖化の進行に伴う気候変動に対して強い植生帯を形成するとともに、野生生物種に分散、定着あるいは適応放散の場を与えると期待できる。

一方、多自然型河川工法は、その源を辿ると、スイスにおいて頻発した莫大な洪水災害を軽減するために治水対策として開発された工法である[44]。1871年、スイス連邦議会は、河川流域の改修などの治水事業に対して積極的な経済援助を行うことを決定し、1877年には河川および湖沼に関する連邦法を公布した。その結果、頻繁に洪水が起こった広大な土地において、洪水災害は激減した。この事例は、日本においても当てはまるだろう。日本は、地震や火山噴火、台風などに伴う洪水泥流災害の多発地帯であるので、多自然型河川工法と自然林再生法を組み合わせることで遂行することによって、これらの自然災害の

緩和に対する期待も大きい。

負のフィードバック効果の加速を目指して

今後、人間活動の活発化による大規模な自然破壊に伴い、最も恐れられるシナリオは、野生生物種の減少や気候変動が加速度的に進行すること、すなわち、正のフィードバック効果である [6, 20, 21]。これに対し、負のフィードバック効果をもたらす生態系の再生が推奨される。自然環境復元の技術を推進させていけば、負のフィードバック効果は加速する。多自然型河川工法は、河川水を通じて、海洋の一次生産を高める微量元素やケイ素を海洋沿岸域へ供給する。すると、海洋沿岸域の一次生産は活発化し、大気中 CO_2 濃度を下げる（ケイ素を使って外郭を造るケイ藻類は、この働きが特に強い）。大陸棚ポンプは、海洋沿岸域で生産された有機物や溶存無機炭素を外洋へと供給する [79, 80]。それらは魚類や海棲哺乳類の糧を増やし、さらには、サケマスなどの遡上をする魚類は有機物や栄養塩を外洋から陸域生態系へともどす。陸域生態系が自然林再生法によって天然に近い状態にあるなら、そこへ供給された有機物は、昆虫や鳥類の働きによって植物の成長を促進し、大気中 CO_2 濃度を下げつつ森林を形成拡大していく。そこには多種多様な生物相が回復し、自ずと大型野生動物が生息可能な土地となる。

今後へむけて

IGY を契機に、ハワイのマウナロアにおいて、大気中 CO_2 濃度の連続測定を弟子のキーリング博士へ命じた人物は、米スクリップス海洋研究所の故レベル博士である。レベル博士は、著書のなかで、地球温暖化への警告として「人類は、地球を舞台に、たった一度きりの大実験を行おうとしている」と記した。つまり、二度目のチャンスはないということである。連続測定を開始したキーリング博士でさえ、連続測定開始当初は、「レベル博士は、危機を大袈裟にとらえているのではないか」と感じたという。一方、生物多様性ホットスポットを定義したマイヤーズ博士は、「生物圏を永い将来にわたり不毛化させるか否かは、今後数十年内の人類の行動に左右される」と指摘している。本稿において述べる必要はないかもしれないが、野生生物種の減少や絶滅、地球温暖化を進めてきた原因は、人間の豊かさへの欲望にあることは明白であろう。では、これに勝るとも劣らないものは何かというと、まさに、人間の生存欲そのものではないだろうか。人間も生物であるので、約 250 万年前から本格的に道具の使用を始める以前は野性的に生きていた。環境教育や環境倫理は未だ発展普及段階であるので、残念ながら、現時点では人間の倫理観のみで野生生物種の減少、絶滅および地球温暖化をくい止めることは至難であろう。裏を返すと、問題を早期解決へと導く道は、人間の生存欲を有効活用するところに

あると考えられる。人類が今から約 1 万年前に本格的な農耕牧畜を開始し、16 世紀に産業革命を起こしてから現在へ至るまで、自然の開拓が経済へと繋がる社会を形成してきた。そこで見落とされてきたことは、自然破壊に対する経済的な無価値であった [81]。大規模自然破壊をくい止め、復元させていく技術はすでに様々存在しているので、これらの実行が至難なのではないだろうか。これらの実行が個人の生活基盤や組織の利益を生む社会システムの構築が最良ではないだろうか。これより未来は、自然生態系の維持回復が経済へと繋がる社会の構築が必要である。つまり、環境汚染をくい止め浄化させることや、自然環境を維持確保し復元することが経済へと繋がる社会システムの構築が望ましい。

要 約

野生生物の減少や絶滅が急激に進行している現在、野生生物の保護管理は、ますます重要な課題となりつつある。絶滅が危惧されている野生生物の減少の原因は、主にこれらの生息地の悪化や減少であるとされている。そのため、生息地の維持確保は、野生生物の減少や絶滅をくい止める上で大きな効果が得られると期待できる。さらに、野生生物が生息可能な自然環境を復元させていけば、より大きな効果を得るだろう。一方、地球温暖化問題は、陸域生態系と深い繋がりがある。1990 年代には、人間活動により、炭素換算で年間平均 6.3Gt C の二酸化炭素が大気中へ放出された。そのうち 3.2Gt C が大気へ残り、1.7Gt C が海洋へ吸収され、残りの 1.4Gt C は陸域生態系へ吸収された。このように、陸域生態系は炭素の吸収源として大きな役割を担っているので、この吸収能力は「気候変動に関する政府間パネル」において地球温暖化防止対策として有効視されている。このような陸域生態系を野生生物が生息可能な土地として復元させるなら、双方の問題を早期解決へと導くであろう。

キーワード：野生生物の保護、生息地、二酸化炭素、地球温暖化、自然環境復元

謝 辞

地球化学的輪廻の哲学を伝えて下さった北海道大学大学院地球環境科学研究科の角皆静男名誉教授、疫学の洞察力を与えて下さった酪農学園大学獣医学部公衆衛生学教室の森田千春教授、本稿をまとめるにあたり、助言を賜った同大学同学部の浅川満彦助教授（野生動物学）、データ転載と提供を承諾して下さいた北海道庁と北海道開発局の皆様、北海道大学農学部東三郎名誉教授、ならびに環境問題の解決や災害防止、野生生物保護管理へ尽力されている皆様へ深く感謝いたします。

引用文献

1. 大泰司紀之. 1996. 個体群調節の必要性和その方法—野生動物獣医学展開の方向について—. *Jpn J Zoo Wildl Med* 1: 2-7.
2. 岸本真弓. 1997. 日本における保護管理活動と獣医学. *Jpn J Zoo Wildl Med* 2: 3-8.
3. 安田直人. 1997. 絶滅のおそれのある野生生物の保護について. *Jpn J Zoo Wildl Med* 2: 73-79.
4. IPCC Working Group III. 2001. *Climate Change 2001: Mitigation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
5. IPCC Working Group I. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
6. David T, Robert MM, Clarence LL, Martin AN. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
7. Keeling CD, Bacastow RB, Bainbridge AE, Ekdahl CA, Guenther PR, Waterman LS. 1976. Atmospheric carbon dioxide variations at Mauna Loa Observatory, Hawaii. *Tellus* 6: 538-551.
8. Peterson JT, Komhyr WD, Waterman LS, Gammon RH, Thoning KW, Conway TJ. 1986. Atmospheric CO₂ variations at Barrow, Alaska, 1973-1982. *J Atmos Chem* 4: 491-510.
9. Keeling CD, Adams JA, Ekdahl CA, Guenther PR. 1976. Atmospheric carbon dioxide variations at the South Pole. *Tellus* 6: 552-564.
10. Kane RP, Paula ER. 1996. Atmospheric CO₂ change at Mauna Loa, Hawaii. *J Atmos Terr Phys* 58: 1673-1681.
11. Fumio W, Osamu U, Yasuhiro J, Masamichi A, Keishirou H, Yoshiaki H, Kazuhiro T, Kazuto S. 2000. Interannual variation of growth rate of atmospheric carbon dioxide concentration at the JMA's three monitoring stations: large increase in concentration of atmospheric carbon dioxide in 1998. *J Meteorol Soc Jpn* 78: 673-682.
12. Hisayuki YI, Hidekazu M. 2001. Measurements of atmospheric CO₂ from a meteorological tower in Tsukuba, Japan. *Tellus* 53B: 205-219.
13. IPCC Working Group II. 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
14. Ken W. 2000. Global warming and the spread of disease: the debate heat up. *Trends Ecol Evol* 15: 488.
15. Michael M. 2001. Uncertain impact of global warming on disease. *Lancet* 357: 1183.
16. 甲斐知恵子. 1997. 伝染病が野生動物個体群に及ぼす影響. *Jpn J Zoo Wildl Med* 2: 13-17.
17. Morihiro Y, Tsuyoshi Y, Yasukazu M, Chiharu M, Hiroshi U. 1997. Seroepidemiological study of *Coxiella burnetii* in *Cervus Nippon* in Northern Japan. *Jpn J Zoo Wildl Med* 2: 101-106.
18. Mitsuhiko A, Shigeru N, Mark AB. 2002. An overview of infectious and parasitic diseases in relation to the conservation biology of the Japanese Avifauna. *J Yamashina Inst Ornithol* 34: 200-221.
19. Louria BD. 2000. Emerging and re-emerging infections: the societal determinations. *Futures* 32: 581-594.
20. Gerald RD. 2003. A methane trigger for rapid warming ?. *Science* 299: 1017.
21. Glasby GP. 2003. Potential impact on climate of the exploitation of methane hydrate deposits offshore. *Mar Pet Geol* 20: 163-175.
22. Yutaka WW, Tsuneo O, Akifumi S, Tomoya S, Masahide W, Syuichi W. 2001. Probability of a reduction in the formation rate of the subsurface water in the North Pacific during the 1980s and 1990s. *Geophys Res Lett* 28: 3289-3292.
23. Bernhard S, Gregg M. 1998. The Kyoto protocol: provisions and unresolved issues relevant to land-use change and forestry. *Environ Sci Policy* 1: 313-327.
24. Christian A, Stephen HS. 2002. Are the economic costs of stabilising the atmosphere prohibitive?. *Ecol Economics* 42: 73-80.
25. Katsumi T, Hiroaki M, Takayuki S. 1997. Absorption dynamics of CO₂ bubbles in a pressurized liquid flowing downward and its simulation in seawater. *Chem Eng Sci* 52: 4119-4126.
26. Yoshihisa S. 1998. Biodiversity and biological impact of ocean disposal of carbon dioxide. *Waste Manage* 17: 381-384.
27. 岡村俊邦. 1998. 住民参加による自然林再生法—生態学的混播法の理論と実践—. 財団法人石狩川振興財団, 札幌.
28. 東 三郎. 1999. 森づくりの技と心—1975 年「環境林をつくる」全文復刻含む—. 株式会社ギミック, 札幌.
29. 小木知子. 1998. バイオマスエネルギー利用による CO₂ 削減効果. *NIRE ニュース*. 資源環境技術総合研究所 (現産業技術総合研究所), 筑波.
30. Katsuhiko M, Jun N, Kenshi K, Kenji, T, Yoshihiro S. 1998. Riverine input of bioavailable iron supporting phytoplankton growth in Kesennuma Bay (Japan). *Wat Res* 32: 3436-3442.
31. Paul GF, Richard TB, Victor S. 1998. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science* 281: 200-206.
32. Öztürk M, Steinnes E, Sakshaug E. 2002. Iron speciation in the Trondheim fjord from the perspective of iron limitation for phytoplankton. *Est Coast Shelf Sci* 55: 197-212.
33. 宇野木早苗. 2002. 河川事業が沿岸環境へ与える影響を物理面から考える. *海の研究* 11: 637-650.
34. 谷田一三. 1999. 生態学的視点による河川の自然復元：生態的循環と連続性について. *Ecol Civil Eng* 2: 37-45.
35. 杉山恵一. 1992. 自然環境復元の理念と理論. 自然環境復元の技術 (杉山恵一, 進士五十八編), pp. 1-8. 朝倉書店, 東京.
36. 鷲谷いづみ. 1998. 生態系管理における順応的管理. *保全生態学研究* 3: 145-166.
37. 千歳川河川事務所. 2002. 漁川における魚道の設置について—計画から工事施工までの経過報告—. 北海道開発局石狩川開発建設部千歳川河川事務所, 千歳.
38. 千歳川河川事務所. 2003. 石狩川改修工事の内漁川外魚類・鳥類調査業務報告書. 北海道開発局石狩川開発建設部千歳川河川事務所, 千歳.
39. 国土交通省. 2003. 平成 14 年全国一級河川の水質現況 (国土交通省河川局編), 東京.
40. 環境庁自然保護局 (現環境省自然保護局). 1996. 日本の植生—第 4 回 自然環境保全基礎調査植生調査報告書 (全国版)— (環境庁自然保護局編), 東京.
41. 馬場仁志. 2001. 多自然型川づくりの事例評価—現地ワークショップによる評価の試み—. *Ecol Civil Eng* 4: 49-58.
42. 豊島照雄, 中野 繁, 井上幹生, 小野有五, 倉茂好匡. 1996. コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応. *Jpn J Ecol* 46: 9-20.

43. 小野有五. 2001. 十勝の森と川: ヌップク川・サツナイ川・第二柏林台川の緑の回廊. 森と川 (北海道の森と川を語る会編), pp. 20-27. 江別.
44. ゲルディー C, 福留脩文. 1994. 近自然河川工法の研究—生命系の土木建築技術を求めて—. 信山社, 東京.
45. 村田浩一. 1999. コウノトリ野生復帰のための諸課題—住民との協力関係ほか—. *Jpn J Zoo Wildl Med* 4: 17-25.
46. 池田河川事務所. 2003. 札作別湿地ビオトープの生態系について. 北海道開発局帯広開発建設部池田河川事務所, 池田.
47. 宇野木早苗. 2001. 川と海の関係—物理的観点から—. *沿岸海洋研究* 39: 69-81.
48. 人工干潟実態調査委員会. 1998. 野鳥の渡来数からみた人工干潟の評価. 人工干潟調査報告書 (世界自然保護基金日本委員会, 人工干潟実態調査委員会編), pp. 59-65. 東京.
49. Etsuo Y, Ponnusamy J. 1997. Analysis on urban ecosystems changes monitoring using geographical information systems. In *Ultra-long-term Cryogenic Preservation Network of Biological and Environmental Specimens* (Toshikazu S, Takeharu T. ed.), pp. 156-163.
50. Etsuo Y. 1996. Model reference adaptive system for global environmental planning. In *Model Reference Adaptive Global Environmental Planning* (Etsuo Y, Thirumurthy AM ed.), pp. 1-41. Institute of Environmental Creation, International, Sapporo.
51. Al G. 1992. The wasteland. In *Earth in the Balance: Ecology and the Human Spirit* (Al G), pp. 145-163. Houghton Mifflin, New York.
52. Food and agriculture organization of the United Nations. 2001. *State of the world's forest*. Rome (<http://www.fao.org/docrep/003/y0900e/y0900e00.htm>).
53. Schnitzler A, Borlea F. 1998. Lessons from natural forests as keys for sustainable management and improvement of naturalness in managed broadleaved forest. *For Ecol Manage* 109: 293-303.
54. Toshihiko N, Kevin S. 2001. Land-use planning and distribution of threatened wildlife in a city of Japan. *Landscape Urban Plann* 53: 1-15.
55. Douglas TB, Thomas AS, John TR. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biol Conserv* 102: 213-224.
56. Mario P, Alberto M, Elisa P. 2004. A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biol Conserv* 118: 141-150.
57. Thomas BS, Salit K, Christopher JS, Robert KW. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. *Trends Ecol Evol* 16: 431.
58. Wei J, Clinton J. 2000. Spatial modeling of the geographic distribution of wildlife populations: a case study in the lower Mississippi River region. *Ecol Model* 132: 95-104.
59. Delaune RD, Jugsujinda A, Peterson GW, Patrick WH. 2003. Impact of Mississippi River freshwater reintroduction on enhancing marsh accretionary process in a Louisiana estuary. *Est Coast Shelf Sci* 58: 653-662.
60. David J. 1995. Extinctions in the fossil record. In *Extinction Rates* (John HL, Robert MM ed.), pp. 25-44. Oxford Univ. Press, Oxford.
61. 長尾 隆, 星野常雄. 1991. 地質資料に見る炭酸ガスの役割. 炭酸ガスと地球環境の変遷 (長尾 隆, 星野常雄著), pp. 16-20. 地人書館, 東京.
62. Siegfried F, Konrad JK, Werner VB, Christine B. 2002. Long-term evolution of the global carbon cycle: historic minimum of global surface temperature at present. *Tellus* 54B: 325-343.
63. Richard AK. 2002. No 'darkness at noon' to do in the dinosaurs ?. *Science* 295: 1445-1447.
64. Zi KZ, Xue YM, Zhi FC, Gao CY, Ping K, Mitsuru E, Zhen HZ. 2002. A possible causal relationship between extinction of dinosaurs and K/T iridium enrichment in the Nanxiong Basin, South China: evidence from dinosaur eggshells. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* 178: 1-17.
65. Robert MM, John HL, Nigel ES. 1995. Assessing extinction rates. In *Extinction Rates* (John HL, Robert MM ed.), pp. 1-24. Oxford Univ. Press, Oxford.
66. Robert MM. 1999. The dimensions of life on earth. In *Nature and Human Society: The Quest for a Sustainable World* (Peter HR ed.), pp. 30-45. The National Academies Press, Washington DC.
67. Philip HM. 1995. The current magnitude of biodiversity. In *Global Biodiversity Assessment* (Heywood VH, Watson RT ed.), pp. 113-138. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
68. James LE, Meredith AL, Ebbe SN. 2000. Interoperability of biodiversity databases: biodiversity information on every desktop. *Science* 289: 2312-2314.
69. 早矢仕有子. 1999. 絶滅危惧種保全における生息地保全の重要性—シマフクロウ (*Ketupa blakistoni*) を例にして—. *Jpn J Zoo Wildl Med* 4: 27-31.
70. 白木彩子. 1999. 北海道におけるオジロワシ *Haliaeetus albicilla* の生息の現状とその保全. *Jpn J Zoo Wildl Med* 4: 33-37.
71. Robert MM, Michael PHS. 2000. Species-area relations in tropical forests. *Science* 290: 2084-2086.
72. Norman M, Russell AM, Cristina GM, Gustavo ABF, Jennifer K. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
73. Alan C, David P. 1997. Mass survival of birds across the Cretaceous-Tertiary boundary: molecular evidence. *Science* 275: 1109-1113.
74. Price T, Gibbs HL, Desousa L, Richman AD. 1998. Different timing of the adaptive radiations of North American and Asian warblers. *Proc R Soc Lond B* 265: 1969-1975.
75. Knohl A, Schulze ED, Kolle O, Buchmann N. 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agric For Meteorol* 118: 151-167.
76. Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Salomon AM, Trexler MC, Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
77. Dinesh RB, Masahiro O. 2001. Patch implications in the maintenance of species richness in an isolated forest site. *Biol Conserv* 98: 117-125.
78. Yukihiro C. 2000. Modelling stem breakage caused by typhoons in plantation *Cryptomeria japonica* forests. *For Ecol Manage* 135: 123-131.
79. Shizuo T, Shuichi W, Tetsuro S. 1999. Is there a "continental shelf pump" for the absorption of atmospheric CO₂ ?. *Tellus* 51B: 701-712.
80. Yool A, Fasham MJR. 2001. An examination of the "continental shelf pump" in an open ocean general circulation model. *Global Biogeochem Cycles* 15: 831-844.
81. イムラー H. 1993. 経済学は自然をどうとらえてきたか (栗山 純 訳), 農文協, 東京.