

第4章 自然生態系分野

《目次》

4.1 影響のメカニズム	2
(1) 影響のメカニズムの構成要素	2
(2) 影響のメカニズム	4
4.2 現在把握されている影響	6
(1) 森林生態系	6
(2) 高山生態系	8
(3) 淡水生態系	9
(4) 湿原	11
(5) 海洋生態系	11
(6) 沿岸生態系（サンゴ礁・マングローブ・干潟・藻場・砂浜等）	12
(7) 生物季節	14
(8) 生物多様性	15
(9) 自然生態系における温暖化の影響の可能性のある地域別の 既存の影響	16
4.3 将来予測される影響	18
(1) 森林生態系	18
(2) 高山生態系	21
(3) 淡水生態系	21
(4) 湿原	22
(5) 海洋生態系	22
(6) 沿岸生態系（サンゴ礁・マングローブ・干潟・藻場・砂浜等）	23
(7) 生物季節	25
(8) 生物多様性	25
(9) 自然生態系における地域別の将来予測される影響	27
4.4 脆弱性の評価	29
(1) 脆弱性の評価手法の例	29
(2) 脆弱性評価における課題	32
4.5 適応策	34
(1) 適応策メニューとその体系	34
(2) 適応策の選択・実施にあたっての考え方	37
(3) 適応策を実施する上でのバリア	40
(4) 適応策として参考にできる既存の事例・政策	41
(5) 適応策の評価手法に関する研究動向	42
4.6 今後の課題	43
(1) 影響・脆弱性評価	43
(2) 適応	44
引用文献	46

※図表・写真等の使用に際しては、出典を必ず明記いただけますようお願いいたします。

※ **要通知！** 印のある図表・写真は使用にあたり執筆者等への連絡が必要のため環境省に問合せ願います。

※ **要許諾！** 印のある図表・写真は使用にあたり学会等、引用元の使用許諾等が別途必要ですのでご注意下さい。

4.1 影響のメカニズム

(1) 影響のメカニズムの構成要素

自然生態系分野における温暖化影響のメカニズムを構成する要素を表 4-1、表 4-2 に示す。

1) 陸域生態系

現在顕在化しつつある温暖化は地球の大気が温まる現象を指しており、そのメカニズムは大気中の温室効果ガスによる熱の保持により説明されている。

陸域生態系では、気温の上昇や CO₂ 濃度の上昇、降雨量の変化等の気候要素の変化を受けて、積雪や土壌に関わる要素、河川流量、水温・水質等の自然的要素が変化する。また、一方で、土地利用や保護地域面積等の社会的要素も変化する。これらの変化を受けて、個々の種や生態系に様々な影響が及ぶ。

陸域生態系における影響としては、生物季節の変化（植物の開花や落葉のように、生物（植物・動物）が毎年繰り返し示す現象の変化）、陸域生態系における炭素、水や栄養物質（塩）の循環である生物地球化学的循環の変化、そして動植物の個体数や生息分布の変化が主要なものとして挙げられる。さらに、温暖化が陸域生態系に著しく影響を及ぼす場合、最終的には、生物多様性の減少や生態系サービスの低下に繋がる可能性がある。

表 4-1 陸域生態系の構成要素

	気候要素	自然的要素	社会的要素	影響
陸域生態系	CO ₂ 濃度の上昇 気温の上昇 日射量の変化 降雨量の変化 風速の変化 異常気象の頻発	積雪深 積雪期間 凍土融解 土壌水分 土壌温度 土壌中の養分 湿度 河川流量 湖沼貯水量 水温 水質 溶存酸素濃度	土地利用変化 生息・生育地の分断化 保護地域面積の変化 観光客・旅行者の増減 里山の維持・管理の変化 外来種の侵入（導入含む）	生物季節の変化 生物地球化学的循環の変化 ・純一次生産力 ・土壌呼吸量 ・純生態系生産力 動植物の個体数と生息分布の変化 ・個体数の増減 ・生息域の拡大・縮小 ・絶滅リスクの増加 生物多様性の減少 生態系サービスの低下

2) 海域生態系

大気の温度上昇は、海洋への熱エネルギーの付加量を増加させ、それが海水の温度上昇を招く。温度上昇は海面表層から進行するため、表面付近の物理、生物的過程がとりわけ影響を受けやすい。ただし、液体は気体と比較して熱容量が大きく、温まりにくく、さめにくいという特性があるため、温暖化による影響は影響を受けやすい脆弱な場から比較的ゆっくり進行する。ただし、一旦それが定着すると、その影響は長期に及ぶ。一方、陸や、大気に接している海域では、温暖化の二次的な影響を受ける。例えば降水量の変化は、陸域から海洋への陸起源物質の流入量の変化を招く。また、大気中の炭酸ガス濃度の上昇は海水への溶解を通じて酸性化を招く。

なお、海洋の大部分は人間が直接的に手を加えることが難しい。このため、適応策が実施可能な地域は一部の沿岸域に限定される。

表 4-2 海域生態系の構成要素

	気候要素	自然的要素	社会的要素	影響
海域生態系	水温 塩分 海水密度 pH 海面水位 大気中 CO ₂ 濃度 各種化学成分 大気の流れ 降雨 風	溶存酸素濃度 溶存 CO ₂ 濃度 大気—海洋ガス交換 速度 大気—海洋熱交換速 度 蒸発 淡水の海への流入 陸由来物質の海への 流入 海水鉛直混合 海流（大洋スケール、 局所的スケール） 潮汐 波浪 熱帯性低気圧 海岸侵食	海洋汚染 生物資源の採取 非生物資源の採取 海岸構造の改変 海洋保護区面積の変 化 観光による生態系の 劣化 外来種の導入（養殖や 種苗放流に伴う人為 的導入も含む）	鉛直混合の弱 化 深層から表層への栄養 塩供給速度減少 生物ポンプの量的質的 変動 極域生態系の変化 CO ₂ 吸収速度の減少 動物プランクトン及び 魚類資源の減少 貧酸素水塊の拡大 酸性化 炭酸カルシウム形成性 生物の減少 生物群集の生息域の変 化 サンゴ礁、藻場、マン グローブ林の減少など に伴う沿岸漁業の変化

(2) 影響のメカニズム

自然生態系分野における温暖化影響のメカニズムを図 4-1 に示す。温暖化影響として挙げた「生物季節の変化」、「生物地球化学的循環の変化」及び「生物種の生息分布・個体数の変化」は直接的に、もしくは生態系内での「相互関係の変化」を介して、相互に関連する。これらの変化や生物多様性の減少は生態系から受ける様々なサービスを低下させることとなる。

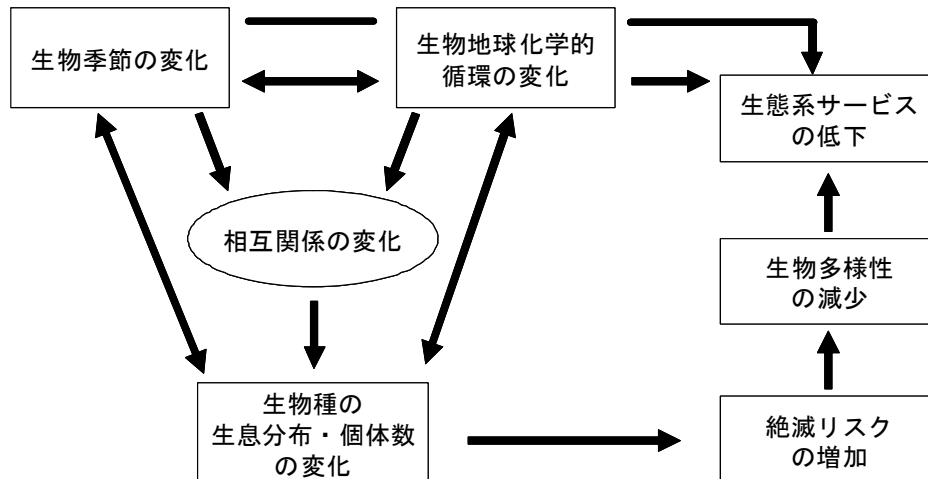


図 4-1 自然生態系分野における温暖化影響のメカニズム

1) 陸域生態系

気候要素は直接的に、もしくは自然的要素を介して、陸域生態系に温暖化影響を与える。また社会的要素は様々な人間活動にもとづくものであり、気候・自然的要素の変化と複合して温暖化の影響をさらに悪化させる可能性もある。一例を挙げると、高山生態系において、気温の上昇や降水量の変化に起因する積雪深の減少は、動物の生息分布を拡大させ、その結果、お花畑が動物の食害によって影響を受ける可能性がある。また、土地利用の結果として分布が分断化されると、温暖化に際して生物の移動・分散が妨げられる可能性が高い。

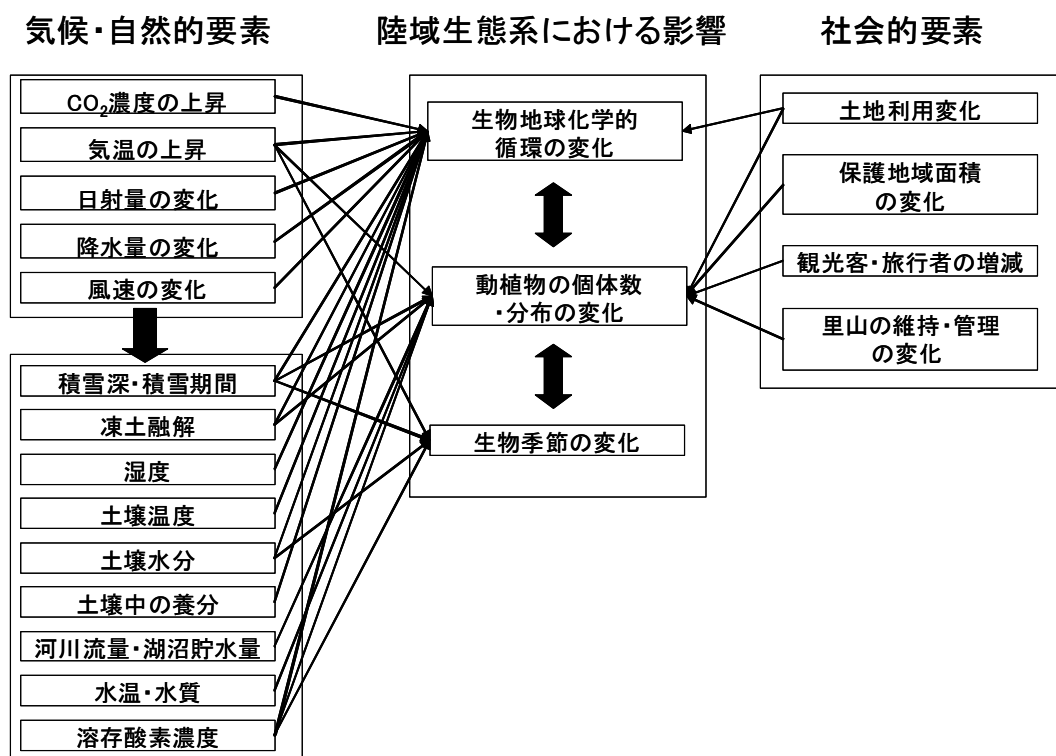


図 4-2 陸域生態系における温暖化影響のメカニズム

2) 海域生態系

海洋は水に満たされた空間からなり、陸域生態系と比較すると安定している。温暖化は、様々な自然的要素に複合的な影響を与え、それが比較的長い時間スケールを経て生態系の変化をもたらす。例えば海水温度は表面から上昇し、それが海水の鉛直混合速度や海流に影響を与え、最終的に海洋全体での生物の分布や挙動、さらに生物群を介した物質循環系を変化させる。また、沿岸域の汚染と漁獲資源の減少は一般に多様性を減少させ、生態系サービスの低下を招く。

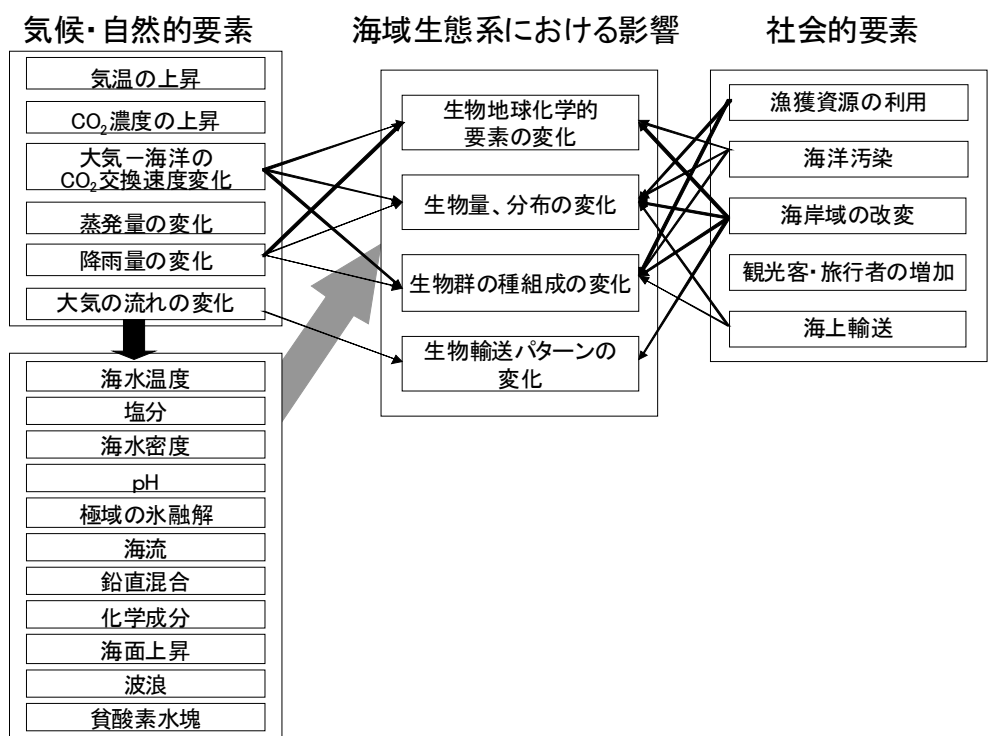


図 4-3 海域生態系における温暖化影響のメカニズム

4.2 現在把握されている影響

自然生態系分野において現在把握されている影響の事例を以下に整理する。

なお、日本では高山帯など自然環境の厳しい地域に成立する自然草原以外の草原生態系は、人間活動により維持される生態系であり、地球温暖化による影響が検出しにくく研究も少ないため、ここでは扱わない。また、塩性湿地は沿岸生態系に含める。

以下に示した個々の影響事例の中には、温暖化だけではなく、人間活動など他の要因との複合的な影響として生じていると考えられる事例も含まれる。

(1) 森林生態系

全球の陸域生態系の純一次生産量(NPP)は1982-1999年の間に6%増加した(Nemami et al., 2003)。CO₂固定効果は土地利用変化の影響を大きく受ける(IPCC, 2007)。日本では森林蓄積が増加中(林野庁, 2004)で、これは輸入材の増加による皆伐の減少(林野庁, 2007)と、戦後に造林した若い人工林の旺盛な蓄積増加によるところが大きい。日本における土地利用、土地利用変化及び林業活動(LULUCF)全体のCO₂収支は1990-2005年の間に13%増加している(UNFCCC, 2007)。この増加量には気象の変化やCO₂濃度の上昇による陸域生態系へのCO₂施肥効果も含まれているが、要因ごとの影響の分離(ファクタリングアウト)(Canadell et al., 2007)は手法が未確立で、地球温暖化の影響だけを分けて示すことはできない。

1) 自然林

太平洋側の低標高域に分布するブナ林は後継の稚樹や若木が少ない。これは、夏期の高温や冬期の積雪が少ないというブナにとって限界の環境条件にあることと関連している。とくに、ブナ林が低山の山頂付近に分布する場合は、温暖化するとブナの分布下限が山頂より高くなってしまうため、まっさきに衰退すると予想される(田中ら, 2003)。そのようなブナ林としては、茨城県筑波山、大阪府葛城山などが知られている。

丹沢山地のブナ林では、衰退が1970年以降から始まり、現在も続いており、後継樹が少ない(越地ら, 1996)。衰退の原因としては、オゾンなど大気汚染が挙げられている(丸田ら, 1999; 中嶋ら, 2004)。この地域のブナ林は、冬期に積雪が少なく、低標高域は高温の影響もあり、ブナにとって限界の環境にあるため、温暖化が衰退を加速させている可能性がある。

大台ヶ原での亜高山帯針葉樹林の衰退は、シカの食害が原因と指摘されている(関根・佐藤, 1992)。一方、この地域の亜高山帯針葉樹林は、高温側の限界域にあり、温暖化の影響を受けやすいため、温暖化が衰退を加速させている可能性もある。

関東の奥日光・足尾・赤城山地では、亜高山帯針葉樹林やダケカンバ林の衰退・枯死が顕在化しているが、その主要な原因は風害であることが指摘されている(谷本ら, 1996)。九州の英彦山では、台風の影響によるブナ林の衰退が報告されている(猪上ら, 2002)。温暖化に伴い台風の強度が高まることが予測されているので、風害の地域が拡大するとともに、すでに風害の起こっている地域でも風当たりの強い地形部を中心に風害が拡大することが推定される。

2) 人工林

人工林は日本の森林面積（248,680km²）の約4割（103,210km²）を占める（FAO, 2006）。98%が針葉樹林でスギ林が最も広く（44%）、ついでヒノキ林が広い（25%）（農林水産省農林業センサスホームページ, 2004年現在）。スギは春が温暖（高橋, 1971）で夏が涼しい（松本ら, 1992）と、また、前年の夏が涼しいと幹の成長量が増える（清野ら, 2003）。

近年のスギ花粉症患者の増加の主因は戦後に拡大造林されたスギ、ヒノキの成熟による花粉飛散量の増加と推察（花粉症研究会, 1988）されているが、近年の気候変化もスギ林の花粉量の増加に関与している可能性がある。すなわちスギの花粉生産は前年夏の気象条件の影響をうけ、とくに前年7月の気温が高いと雄花数（林野庁, 2006）や都市に飛来する花粉量（Teranishi et al., 2000）が増える。夜温の上昇も雄花生産を増やす（長尾ら, 2004）ので、熱帯夜の出現数の増加（気象庁, 2005）が花粉量増加の一因になる。夏（6～8月）の平均気温は、北日本（北海道、東北）を除き、1970年代以降上昇傾向にあり、高温の夏の日が増え、熱帯夜が大都市に限らず増えている（気象庁, 1999）。

関東平野や瀬戸内沿岸（梨本・高橋, 1990）など主に平坦地でスギの衰退現象が見られる。以前は大気汚染や酸性雨との関連が指摘されたが、その後の研究で大気の乾燥化による水ストレス増大が原因（松本ら, 1992）とされている。スギは乾燥に弱く、雨量係数（年平均降水量／年平均気温℃）100～110未満の地域では生育不良（真下, 1983）となる。この水ストレスの増大には都市化の影響に加え地球温暖化の影響が及んでいると考えられる。山地では、スギの衰退現象は一時的（早ばつ影響等）、局所的に認められているだけである。九州で発生している葉枯れ症状を示すスギ人工林の集団的な衰退現象は品種（黒木ら, 2005）や養分欠乏（今矢・重永, 2007）の影響と推察されている。全国の針葉樹人工林を主な対象とする林野庁のモニタリング調査（1991～2005年；5年一巡で3回実施）（千葉, 2006）では、加齢に伴う衰退度の上昇以外にスギ、ヒノキ、カラマツ、トドマツに特段の衰退は認められず、直径成長も変わらなかった。

ニホンジカの生息地はこの25年に1.7倍に拡大し、国土の約4割を占めるに至っている（小泉, 2008）。被食による林床植物の衰退は表土侵食を促進し、林床植物を利用する動物にも影響が及ぶ可能性がある。ニホンジカは多雪地帯では越冬困難であるが、冬の平均気温の上昇と積雪期間の短縮により、日光では1980～1990年代の10年間に越冬地が拡大した（Li et al., 1996）。福井県嶺南地方（田中ら, 2003）であった日本海側の分布の北限は新潟まで北上した。人工林皆伐跡地で再造林が行われない場合には速やかに自然林が成立して森林の生態系機能を発揮することが望まれるが、ニホンジカによる被食で木本が衰え、草原化する場合があります（Sakai et al., 2006）、生物多様性の劣化や吸収源機能の低下が問題となっている。

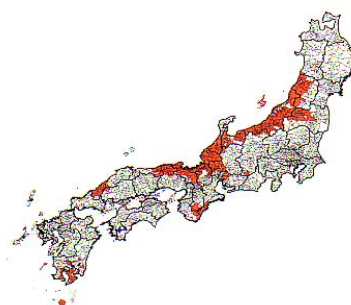
3) 里山林等

日本のアカマツやシイ、ナラ類の二次林は焼畑や薪炭生産、落葉採取等の人の生業により成立したものである。草地は採草や火入れなど農業生産に伴う利用・管理で維持された。これらの里山林や草地は燃料や肥料、食料の供給源となり、景観や生物多様性の維持の面でも役立ち、水土保持も担ってきた。FRA2005（FAO, 2006）によると日本のmodified forest（明らかな人為の影響のもとに成立した郷土樹種からなる森林）は面積99,550k m²で全国の森林（248,680k m²）の4割強を占める。農山村人口が減り、薪炭生産等が激減して現在の二次林の大半は放置されている。近年この里山でマツやナラ類を枯死させる生物被害が発生している。変化の主原因は人の管理の低下にあるが、地球温暖化による気温上昇も影響している可能性がある。

マツ材線虫病は日本の森林に大きな影響を与えている病害で、アカマツやクロマツ、リュウキュウマツなどを枯らす。早ばつ等による水ストレスはマツの抵抗力を落とし、被害を増やす（鈴木,

1984)。病原マツノザイセンチュウの媒介者マツノマダラカミキリの発育と分布は温度に規定される (Rutherford et al., 1990)。年平均気温が約 11℃以上 (西日本の平地など) では 1 年で成虫になり、それ以下の冷涼な地域 (現在の東北地方) では 2 年かかることが少なくない (藤田, 2005)。1960 年代に西日本で始まった激害はこれまでに高緯度、高標高方向に拡大を続け、現在は秋田・青森県境～宮城・岩手県境に達している。このマツ枯れの拡大原因には、マツ林の管理不足に加え、既に温暖な地域に病原を持った媒介昆虫が侵入することと、気温上昇により寒冷地側にマツ枯れ危険地帯が拡大したことの両方が含まれている (藤田, 2005)。

カシノナガキクイムシが運ぶ病原菌 (通称ナラ菌) による、ミズナラなどブナ科樹木萎凋枯死被害 (ナラ枯れ) は 1980 年代に顕在化し、その後、日本海側を中心に被害地が拡大している (図 4-4)。薪炭生産が減り、ナラやシイが大径木化したことや、伐採木の放置が被害の誘引 (福田, 2008) と考えられている。しかし、地球温暖化でカシノナガキクイムシの分布が拡大し、ナラ菌に抵抗性の高いカシ類の生育地から、感受性の高いミズナラの生育地に達したことが被害を顕在化させたという見方もされており (福田, 2008)、温度変化に対する応答が種や分類群によって異なる結果、生物間相互作用にずれや狂いが生じている可能性 (樋口・小池, 2008) がある。



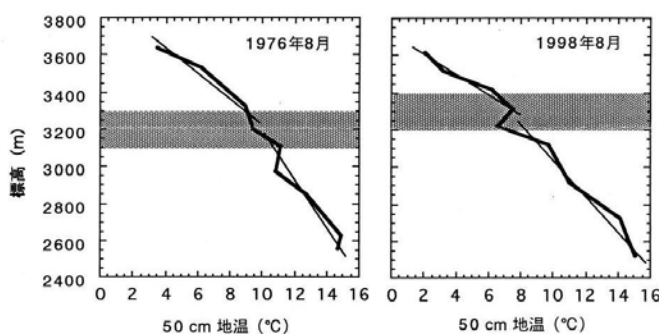
要通知!

図 4-4 これまでにナラ枯れが発生した市町村の分布 (赤は 1980 年代以降にナラ枯れまたはシイ・カシ・ナラ類に対するカシナガの穿孔が確認された市町村。青はナラ枯れの報告はあるが 1970 年代以前のもの) (黒田ら, 2007)

(2) 高山生態系

1) 温暖化による直接的な影響：富士山における永久凍土の下限の上昇

富士山の南斜面においては、1976 年には永久凍土の下限が標高 3,100m から 3,300m の位置 (平均 3,200m) に存在した。しかし、22 年後の 1998 年の調査では標高 3,200m から 3,400m (平均 3,300 m) となった。日本列島では貴重な富士山の永久凍土が、22 年間に標高差で 100m ほど消失したことになる (図 4-5)。



要通知!

図 4-5 過去 22 年間の富士山北斜面における永久凍土下限高度の変化 (藤井・増沢ら, 1999)

※網かけ部分：推定下限高度の範囲。過去 22 年間で 100m 程度上昇した可能性を示している。

※黒線：標高毎の地表面から 50cm 下の地温。太線は実測値、細線は推定値を示している。

※地温は通常、気温と相関関係にあり、標高が上がると一定の割合で地温は低下する。ただし、永久凍土が存在するとその割合が変化する。推定下限高度の範囲はこの割合 (推定値線の傾き) の変化から求めている。

2) 高山生態系における追い落とし現象

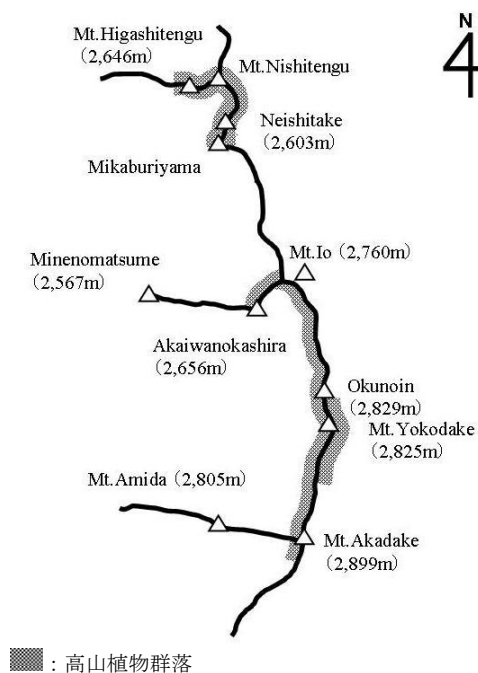


図 4-6 ハヶ岳の高山植物群落の分布
現在高山植物群落が残存しているのは、稜線部分のみとなっている。(増沢, 2005)

十分な広さのない高山帯をもつ山岳では、温暖化によって分布を高標高域に移動させてくる植物との競争が起こる。この際、上部に高山帯が広く存在する場合には、さらに上部に移動していくことが可能である。しかし、ハヶ岳のように標高が 2,500m～2,800m で、岩稜にわずかに存在する部分に高山植物が生育している場合には（図 4-6）、その部分より上部に植物は移動することができない。現在のハヶ岳では、岩稜とその周辺のわずかな砂礫斜面という狭い部分に多年生草本植物や常緑の矮性低木植物が生育している。その中でも、イワウメ (*Diapensia lapponica* ssp. *obovata*)・イワヒゲ (*Cassiope lycopodioides*) は周北極要素の植物であり、葉の形態・地下部の形態・種子の形態などが極限環境に適応している植物である。したがって、特異な環境に生育する植物の研究を行う上で重要な植物といえるが、温暖化により下方から移動してきた植物と競争状況にあると思われる現象が至るところで見られる。また、10～20 年前の分布記録から消えている群落（キバナシャクナゲ群落）(Naganuma et al., 2006) もある。

要許諾！

3) ヨーロッパにおける影響

ヨーロッパアルプスでは古くからモニタリングが行なわれており、近年温暖化による高山生態系への影響が現象として明確に報告されている。Grabherr et al. (1994) は、ヨーロッパアルプス中部の 3,000m を超えるピークを持つ 26 の山において植生の時間的な変化を調査した。その結果、植物が高山の上部へ移動する傾向があることがわかり、その速度は大部分が 10 年間に約 1m 移動、最大では、10 年間に 4m 移動していたことが明らかとなった。

(3) 淡水生態系

陸上には、沼や湿地、山間部を流れる溪流や平野部を流れる河川など多様な淡水生態系があり、そこに生息する生物種も多様性に富んでいる。地球上に生息する種のうち、2%は淡水に依存して生活しており、地球上に占める淡水生態系の割合が 1%以下であることを考えると、淡水は面積あたりの種多様性が高い生態系と言える (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。

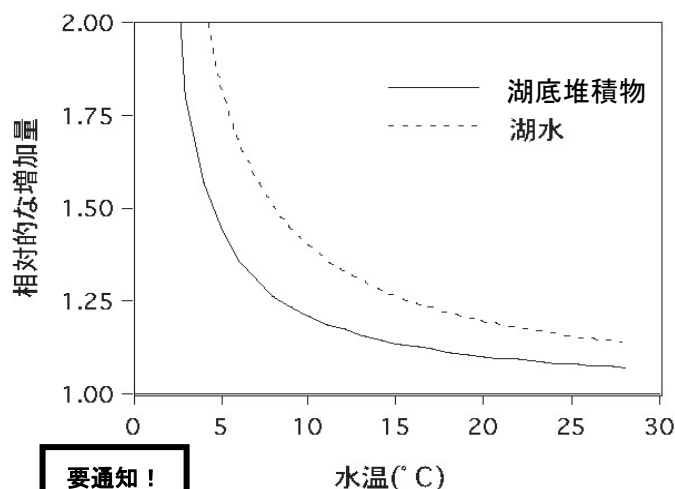
しかし、淡水域の種の絶滅速度は熱帯多雨林と同じ程度に高く (IPCC, 2007)、また近年では脊椎動物の個体群消失速度は海洋や陸上生態系に比べて淡水生態系のほうがはるかに高くなっている (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。我が国においても、例えば 2006～2007 年に公表されたレッドリスト (環境省自然環境局) において絶滅危惧 I,II 類として掲載された動物 1,002 種のうち、50%以上は生活の全てを、あるいは一部を、陸水域 (淡水生態系) で行っている種である。

淡水生態系の劣化や種の絶滅を引き起こした主要因は、生息地の改変、富栄養化や汚染物質の流入、侵略的外来種などであるが、今後は気候変動の影響が深刻化するのではないかと懸念されている (IPCC, 2007)。

1) 温度上昇と生物の代謝活動

温度は生物活動に影響を及ぼす最も重要な要因の1つであるが、温度上昇に対する生物の応答は現在の生息温度によって異なっている。例えば、湖の微生物の酸素消費速度は、水温が20℃から23℃に変化すると10%増加するが、4℃から7℃に変化した場合には57%も増加する(Pace and Prairie, 2005; 図4-7)。この事実は、冷水性あるいは北方系の種や高緯度・高標高の湖沼や河川で温度上昇の影響が大きいものであることを意味している。

しかし、生物の成長・代謝活動は、温度のみに依存しているのではなく、栄養塩や餌資源によっても制限される。琵琶湖では、栄養塩や有機物が豊富にある場合、水温10℃の上昇は微生物の成長速度を2倍に増加させるが、実際には栄養塩が枯渇しているため成長速度は1.2倍ほどしか増加しないことが示されている(Gurung and Urabe, 1999)。



要通知！

図4-7 水温が3℃増加した時の、湖水（破線）及び湖底堆積物（実線）に生息する細菌の相対的な呼吸速度の増加量

（湖底堆積物：Pace and Prairie(2005)より作成）

（湖水：Carignan et al. (2000)より作成）

2) 鉛直循環の停滞と貧酸素化

富栄養化が進行している深い湖では、温暖化の深刻な影響が顕在化しつつある。九州の池田湖は、かつて多様な底生生物が生息していたが、湖底の溶存酸素が著しく低下し、現在は2種の水生貧毛類（イトミミズ）を除いて底生生物は絶滅している。この溶存酸素濃度の低下は、富栄養化に伴う湖底への有機物負荷量の増大に加え、近年の温暖化により、冬期に湖水が鉛直循環しなくなり酸素供給が行われなくなったことが原因と考えられている(Ohtaka et al., 2006)。琵琶湖でも、最深部の湖底での貧酸素化の傾向が見られている(Kumagai et al., 2002)。琵琶湖の場合、湖底での酸素消費速度はさほど変化していないが、冬期の積雪が減少し、酸素の豊富な融雪水が湖底へ流入しなくなったことが貧酸素化の原因ではないかと考えられている(Kumagai and Fushimi, 1995)。このような湖沼深底部の貧酸素化は、底泥からリンなどの栄養塩の溶出を招き、内部負荷による富栄養化を加速することにもなるので、湖沼生態系への温暖化影響としては最も深刻な問題である(Carpenter et al., 1999 ; IPCC, 2007)。

浅い湖でも鉛直循環の停滞は深刻な問題となる。例えば、ドイツの浅い富栄養湖沼では、2003年に猛暑により水の鉛直混合が長期間なくなったため湖底の溶存酸素濃度が極端に低下し、その結果として二枚貝の多くが死滅したという(Wilhelm and Adrian, 2007)。

3) 降水量の影響

温暖化は、降水量やその季節パターンの変化を通じて、淡水生態系に影響を及ぼす。河川においては、流量の低下は生息地分断の可能性が高まるだけでなく、温度を上昇させることになるので冷水生の生物にとっては極めて深刻な問題となる。また、湖沼では陸上からの栄養塩供給が減少するなどの間接的な影響も受ける。琵琶湖では1994年夏期に渇水となり河川からの流入が極端に減少した。その結果、大型の植物プランクトンが減少し、内部からの栄養塩が供給される水温躍層上

部に小型の植物プランクトンが集積するようになるなど、生物の鉛直分布が大きく変化した (Nakanishi et al., 1999)。

(4) 湿原

湿原植生は、気候の影響とともに、過湿または貧栄養という土地条件の影響を強く受け、不連続・孤立的に分布する植生である。少ないながら、温暖化の影響と考えられる事例も報告されている。

霧が峰に発達する高層湿原では 1960 から 1974 年の間に、高層湿原ドーム地形の山頂平面でハナゴケ類の群落が 1.0%から 3.6%へと顕著に増加しており (鈴木ら, 1981)、逆にミズゴケ類の群落は 37.3%から 29.8%へと減少した。また、ドームの一部には長さ数 m にわたる亀裂が観察され、ドーム山頂平面付近の成長停止が長期にわたっていることが示唆された。湿原の成長停止は、温暖化による空中湿度の低下、蒸発散の増大がミズゴケの成長を抑制した結果と指摘されている (大沢ら, 1997)。

地形によるせき止めにより水位が安定している湿原は、降水の変化の影響を受けにくいだろう。しかし、多雪地の山岳の斜面や山頂に成立する湿原や雪田植生は、積雪の大きな影響を受けていることから、積雪量の変化に対して感受性が高いと考えられる。このような湿原や雪田植生は、雪の多い日本の山岳の独特の景観をつくっている。群馬県と新潟県の境にある平ヶ岳頂上部の湿原の経年変化が航空写真により測定され、1971 年から 2004 年までの 33 年間で湿原の面積が約 10%縮小したことが明らかとなった (安田ら, 2007b)。湿原の辺縁部ではチシマザサ草原に変化していたほか、ハイマツなど針葉樹が湿原へ侵入していることが確認された。この地域の湿原は、排水の悪い地形部に大量の積雪があることによって成立している。近年、この地域でも暖冬傾向と積雪量の減少が認められているため、暖冬・少雪化によって湿原が縮小したと考えられる。温暖化の進行は、さらに湿原を縮小させると推定される。

京都府の深泥池^{みどろが池}のように、温暖な低標高の地域の湿原に北方系の植物が隔離分布して生育している事例などは、湿原が生物の避難場所・環境 (レフュージア) になっていることを端的に示している。このような場所では、温暖化の影響をとくに注視していく必要がある。

日本の湿原の変化については、人為 (踏圧、林業活動、地形改変、火入れ) の影響を評価した研究例が多い。しかし、これらの変化を精査すれば、実際には人為と気候変化の複合的影響と判断される事例もあるかもしれない。

(5) 海洋生態系

1) 外洋生態系

Nakanowatari et al. (2007) は、過去 50 年の解析から、オホーツク海を含む北太平洋の中層水の水温上昇及び溶存酸素濃度の減少傾向を明らかにした。これは、温暖化の影響によってオホーツク海の低温で高酸素濃度の海水が供給されにくくなっているためと推定される。これによる生物生産性の低下が危惧される。

気象庁、沿岸海氷観測の統計資料により、毎年の流氷期間を 1946 年から 10 年ごとに平均した図を下に示す (図 4-8)。

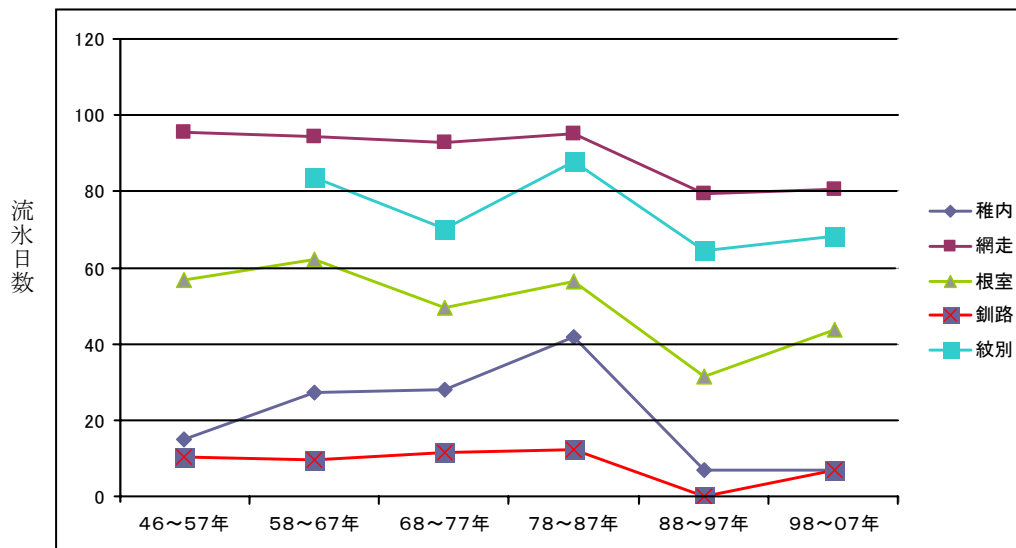


図 4-8 北海道沿岸の流氷期間年の推移 (10 年毎)

(気象庁 沿岸海水観測の統計資料ホームページより作成)

いずれの都市においても、88 年から 97 年あるいは 98 年から 07 年の 10 年間の流氷日数はそれ以前の 40 年のいずれの平均よりも低く、わが国周辺でも海氷の減少は明らかである。

リモートセンシングによって、6 年間のクロロフィル濃度の変化を測定したところ、全海洋では 4.1%の増加があった。この増加は沿岸域で顕著であったが、多くの外洋海域では逆に減少傾向を示し、これは表面海水温度の上昇が関わっていた (Gregg et al., 2005)。

地球温暖化は海洋生物の分布や量的変動に影響する。日本周辺で、アオウミガメ、アカウミガメ、ミズクラゲ、カブトクラゲ、ヒョウモンダコ、ミドリイガイ、有毒渦べん毛藻類、カニ類などの多くの海洋生物の分布、生物量などに変化が現れている (増田, 2002)。また、エチゼンクラゲに代表されるクラゲの異常増加は、海岸域の人工構造物がその繁殖場を供給していること、漁獲によって消失した小型魚類に代わってクラゲが捕食者の位置を占めたこと、ダムの建設が海域へのケイ素の供給を減らし、珪藻の代わりにべん毛藻の増加を招き、これがクラゲにより好適な餌環境を作り出したこと、温暖化で繁殖場が広がったことなどによる複合的な影響によるものと推定されている (上, 2006)。

(6) 沿岸生態系 (サンゴ礁・マングローブ・干潟・藻場・砂浜等)

1) サンゴ礁・マングローブ生態系

サンゴ礁は世界的な減少が深刻な問題となっている。既に 30%のサンゴ礁が甚大な劣化状態にあり、2030 年には全体の 60%が消失するという予測もある (Jackson et al., 2001 ; Wilkinson, 2002)。その原因は漁獲に伴う物理的破壊、有機物や栄養塩の付加、埋立などの物理的改変、台風の巨大化、頻発化による攪乱の増加に伴う破壊、オニヒトデの大量発生による食害など多岐にわたるが、その中でも高水温に伴うサンゴの白化、及び病気の急速な拡大が、1980 年代以降各地で頻繁に報告されるようになった (原沢・西岡, 2003 ; Weil et al., 2006)。1998 年の世界的な白化現象は、日本の海でも発生した (環境省・日本サンゴ礁学会, 2004 ; WWF サンゴ礁保護研究センターホームページ)。白化はその後も頻繁に生じている。また、サンゴの死滅により生産性の低い藻類群集へのシフトが各地で報告されている (Hughes et al., 2003)。一方、温暖化と関連していると思われる分布域の北上が顕著に見られている (野島哲, 2003 ; Precht and Aronson, 2004 ; 朝日新聞ホームページ)。

熱帯、亜熱帯の潮間帯上部に形成されるマングローブも世界各地で減少が著しく、最近 50 年で

約 3 分の 1 のマングローブが世界の海岸から消失している (Alongi, 2002)。その主な原因は、沿岸における養殖池の造成など人間の開発活動に伴うものであるが、水質汚染や海面上昇、陸域からの物質供給パターンの変化も関与していると思われる (Alongi, 2002)。しかし直接的な証拠は乏しい。

2) 干潟・藻場生態系

沿岸域のうち、干潟及び藻場の面積は 20 世紀後半の高度経済成長期に著しく減少した (環境庁, 1994)。その後は保全、再生の機運の高まりと共に減少率は低下していると思われるが、全国規模での定量的なデータはない。全体の面積の減少の主要要因は、埋め立てや干拓等の開発による消失であるが、富栄養化や地球温暖化が面積の減少及び機能の低下に影響している可能性もある (環境庁, 1994 ; Short and Wyllie-Echeverria, 1996)。特に、干潟や磯などの潮間帯では、水温だけでなく干出時の気温の影響も受けるため、温暖化の影響がより顕著に検出されやすい (Helmuth et al., 2002)。

個体群レベルでは、様々な沿岸性の海洋ベントスで分布の北上が記録されている。分布の北限の移動に関する長期的な記録のある種全てについて平均すると、岩礁潮間帯生物は 10 年間に平均 50km のペースで北進している (Helmuth et al., 2006)。日本においても干潟に生息する種において分布の北限が更新されるケースが近年相次いで報告されている (鈴木, 2007)。また、遺伝子解析により分布が近年急激に北に拡大した可能性が指摘された種もいる (Kojima et al., 2008)。また、文献情報としては記録されていないものの、以前は越冬できなかった南方種の越冬が各地で確認されている。

近年の海水温の上昇は、干潟や藻場の主要種 (有用種を含む) に負の効果を与えていることが報告されている。例えば、瀬戸内海では水温が高い年ほどアサリの漁獲量やアカモクの現存量が少なくなることが確認されている (瀬戸内海区水産研究所, 未発表資料)。群集レベルでは、例えば、カリフォルニアの岩礁海岸では、1930~1990 年代の間に平均海水温が 0.79℃増加したのに伴い、南方種の増加、北方種の減少が記録されている (Sagarin et al., 1999)。同様の傾向は、イギリスでも報告されている (Southward et al., 2005 ; Mieszkowska et al., 2006)。日本では、大阪湾や和歌山県田辺湾の磯で過去数十年間にかけて長期的な調査が行われており、その結果各海域において、南方に分布中心域を持つ種 (南方種) が増え、北方種が減少していることが確認されている (Ohgaki et al., 1997 ; 大阪湾海岸生物研究会, 2002)。

種間相互作用の変化を通じた生態系への著しい影響も報告されている。例えば、瀬戸内海では南方系の魚類であるナルトビエイが増加することにより、アサリやカキが大量に摂食され、漁業被害が深刻になっている。また、草食性の魚類であるアイゴも近年温帯域のアマモ場で増加し、アマモを過剰摂食することにより藻場を衰退させるケースが報告されている (新聞記事等多数、例：市立しものせき水族館ホームページ)。有明海のような浅海域では、夏の高温で表層の植物プランクトンが大量に死滅し、これが沈降することにより海底の貧酸素化が進行するなどのケースが報告されている (堤, 私信)。寒流域、亜寒帯地域での冬季の結氷期間の減少は、沿岸域の生産構造や物理的攪乱の大きさや頻度 (攪乱レジーム) の変化を通じて沿岸生態系に大きな影響を与えていると思われるが、これらに起因する生態系の変化の証拠は不十分である。

地球温暖化がもたらす他の環境要因の変化 (例えば、海水面の上昇、台風の巨大化や降雨量の変動の増加に伴う物理的攪乱の増加、海洋酸性化) について、日本の沿岸生態系における確実かつ顕著な影響に関する報告例は現時点では見当たらない。

3) 砂浜、その他

砂浜面積は近年減少が著しい。その原因として人為的な要因 (開発に伴う土砂採取、ダムの建設による土砂の供給抑制) が大きく関与している。温暖化による近年の海面上昇も砂浜面積の変動に

関与している可能性が高いが、直接的な証拠はない。砂浜生態系は生産者、一次消費者に関する知見が乏しい。一方、高次消費者であるシギ・チドリ類や、砂浜を産卵場所として利用するウミガメ類については、各地で個体数の変動が長期にわたりモニタリングされている。例えば、アカウミガメの産卵回数は 1990 年代に各地で急激に減少しているが（日本ウミガメ協議会，2002）、2000 年代に急激に回復した場所もあり、温暖化との関連性は不明である。

(7) 生物季節

1) 温暖化に伴う植物季節の変化

全国の気象台において観測された 1961 年～2004 年における 16 種類の植物季節データ（12 種類の植物）によれば、春から夏にかけて、ツバキ、ウメ、タンポポ、サクラ、ノダフジ、ヤマハギの開花とイチョウの開芽が、年々早くなる傾向が見られる（図 4-9）。また、アジサイの開花、秋におけるイチョウの黄葉、カエデの紅葉、イチョウとカエデの落葉は、遅くなっている（小林ら，2007）。

さらに、イチョウは 1953 年～2000 年にかけて、開芽で約 4 日間早くなり、落葉で約 8 日間遅くなっており、結果として生育期間が約 12 日間延びている（Matsumoto et al., 2003）。

暖かい地域では、暖冬によって、逆に開花が遅れることもある。温帯落葉樹は、前年の夏・秋に花芽を形成して休眠する。この休眠は冬の寒さによって解除され（休眠解除）、春の気温上昇とともに開花する。2007 年の暖冬の影響によって、九州南部でサクラの休眠解除が遅れ、九州北部よりも開花が遅くなった例が報告されている（青野・小林，2008）。

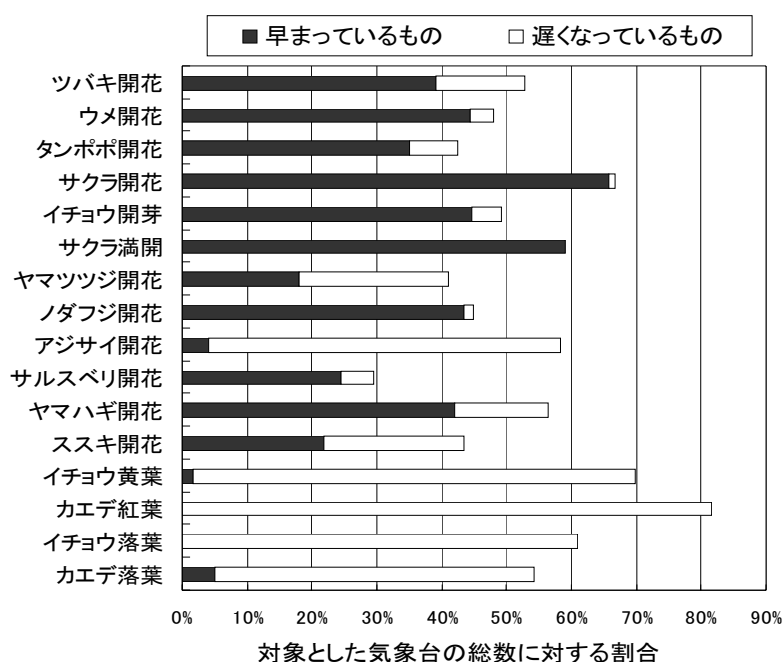


図 4-9 1961 年～2004 年における植物季節の時系列変化の傾向
(資料提供：東京大学清水庸助教)

2) 温暖化に伴う動物季節の変化（主に淡水生態系）

北半球温帯域の湖ではこの 100 年の間に、結氷時期が 6 日ほど遅く、早春の氷解時期が 7 日ほど早くなった（Magnuson et al., 2000）。琵琶湖では冬の水温上昇が顕著であり、過去 30 年間で冬期の水温が 1.4° C 上昇している（速水・藤原，1999）。近年では冬期の植物プランクトンが大型珪藻から小型の鞭毛藻へと変化し、同時に冬期にもミジンコ類がプランクトンとして観察されるようになってきている。これは冬期の鉛直混合が弱くなり、大型珪藻が浮遊し繁殖しにくくなったこと、小型の鞭毛藻がミジンコ類の餌となっているためと考えられている（Tsugeki, 2005）。また、プランクトンの長期モニタリングによれば、ヨーロッパや北米の湖沼では、水温が暖まる時期が早くなったため、植物プランクトンの春期の繁茂時期も早くなっている（Winder and Schindler, 2004 ; Peeters et al., 2006）。このような春の早まりは、湖沼以外でも様々な淡水生物の季節性に影響を及ぼしている。例えば、北米ではカエルの鳴く時期が 20 世紀初頭にくらべ 10-13 日ほど早くなったという（Gibbs and Breisch, 2001）。河川では、水温上昇にともなってカゲロウ類の羽化時期が早くなったとの報告

もある (Harper and Peckarsky, 2006)。

(8)生物多様性

温暖化に伴う生物の分布変化

一般に、北方系の水生生物は水温 20 度を超えると致命的となり、他の水生生物も水温が 40 度を超えると生存に危機的な状況となる (IPCC, 2002)。温暖化により淡水生物の分布域も変化すると予測されているが (Nakano et al., 1996 ; Fang et al., 2004a)、我が国においてはその兆候はまだ十分に把握されていない。しかし、ヨーロッパでは河川の淡水魚等で、分布域の上流への拡大が確認されている。例えば、スイスでは河川水温が過去 25 年間で平均 1 度上昇し、それに伴ってブラウントラウトの分布域も上流側へとシフトしたという (Hari et al., 2006)。また、レマン湖を源流とする Rhone 川中流域では、過去 20 年間で水温が 1.5 度上昇し、それに伴って生物相が温水魚や本来下流に生息していた水生昆虫が卓越するようになっている (Daufresne et al., 2004)。河畔林はリターや昆虫などの供給を通じて河川生物を涵養するだけでなく、遮光により水温上昇を防ぐ機能を有している (Gomi et al., 2006)。知床半島では、天然林を流れる河川ではオショロコマが分布するが、20-40 年前に伐採・植林した地域の河川では水温が高くオショロコマは分布しないという (Kishi et al., 2004)。この事実は、我が国においても河川水温が生物の分布に確実に影響を及ぼすこと、その影響は河川をとりまく森林の状態によっても異なることを意味している。

両生類や水生昆虫にとっても、降水量の変化は深刻な問題であるが、その影響は被覆や土地利用によって異なっている。例えば、ヨーロッパアカガエルでは、渇水年の個体数減少は被覆や土地利用が不均一である地域ほど小さかったという。これは被覆や土地利用が不均一である場所ほど産卵・繁殖のための水場が多少とも残される可能性が高かったためである (Piha et al., 2007)。

(9) 自然生態系における温暖化の影響の可能性のある地域別の既存の影響

本表に示した個々の影響事例は、様々な要因が想定され、現時点では必ずしも温暖化が主要因とは断定できないが、温暖化の影響を受けている可能性があると考えられる事例である。

表 4-3 陸域における温暖化の影響の可能性のある地域別の既存の影響

地域区分		亜寒帯・亜高山帯	冷温帯・山地帯	暖温帯	亜熱帯
カテゴリー					
森林生態系		・多雪地でのニホンジカ（エゾシカ）増加			
	自然林	・大台ヶ原の亜高山帯林の後退 ・関東の亜高山帯林の衰退	・太平洋側低標高ブナ林の衰退と再生不良		
	人工林・里山林		・マツ枯れ ・ナラ枯れ	・マツ枯れ ・ナラ枯れ ・平地スギ衰退	・マツ枯れ
淡水生態系		・池沼の消滅 ・基礎生産の増加 ・冷水魚の分布域縮小 ・温水魚の北上 ・深い湖での貧酸素化 ・冬期の縮小、春の早まりと季節性の不順		・深い湖での貧酸素化と底生生物の減少 ・冬期の短縮、春の早まりと季節性の不順	
湿原		・湿原の衰退縮小			
生物多様性			・イノシシ、ニホンジカ、ニホンザルの分布拡大	・ナガサキアゲハの北進	

表 4-4 高山生態系・生物季節における温暖化の影響の可能性のある地域別の既存の影響

地域区分		北海道	本州	四国・九州
カテゴリー				
高山生態系		・近年積雪量が少なくなったためエゾジカの個体群が拡大し、食害が増加 ・アポイ岳の高山草本植物の減少。積雪の減少とともに夏期の霧の減少。霧の減少は平均気温の上昇と関連。	・ハケ岳における高山帯の植物の減少。下から上って来る生産力の高い植物により駆逐。 ・南アルプスの高山帯におけるニホンジカ個体群の増加。温暖化による積雪の減少により移動範囲の拡大。「お花畑」の食害、跡圧。	・高山帯は存在しない
生物季節		・春の植物季節（開花・開芽など）の早期化、秋の植物季節（黄葉・落葉など）の遅れ		・暖冬年の休眠解除の遅れに起因する落葉樹の開花の遅れ

表 4-5 海域生態系における温暖化の影響の可能性のある地域別の既存の影響

地域区分 カテゴリー	寒流域	温帯・暖流域	亜熱帯域
海洋生態系	・ 北方海域での魚類の分布の変動 ・ オホーツク海での海氷・流氷の減少に伴う大型哺乳類（ゴマフアザラシ、トド等）、鳥類¹などの減少 ・ 海氷付着藻類の減少	・ 植物プランクトンの減少 ・ ミズクラゲ、カブトクラゲ、エチゼンクラゲの大量発生	
沿岸生態系（干潟・藻場・サンゴ礁・砂浜等）	・ 沿岸性の海洋ベントスの分布の北上 ・ 南方種の増加、北方種の減少 ・ 種間相互作用を通じた生態系への著しい影響（ヒトデ）	・ 沿岸性の海洋ベントスの分布の北上 ・ 南方種の増加、北方種の減少 ・ サンゴ、マングローブ、その他の南方性の生物の分布域の北上。クロメ、ホンダワラ類等の海藻藻場の衰退。 ・ 種間相互作用を通じた生態系への著しい影響（ナルトビエイ、アイゴ） ・ 南方種の越冬記録の増加 ・ プランクトンの大量死滅、沈降による海底の貧酸素化の進行	・ サンゴ礁の白化に伴う死滅、藻場への移行 ・ サンゴの病気の頻発 ・ マングローブ林の北上

¹ ここでは、海氷によって保たれている高い生産性に依存する生物として、鳥類を挙げている。

4.3 将来予測される影響

自然生態系分野において将来予測される影響について、最新の科学的知見をもとに、以下に整理する。

(1) 森林生態系

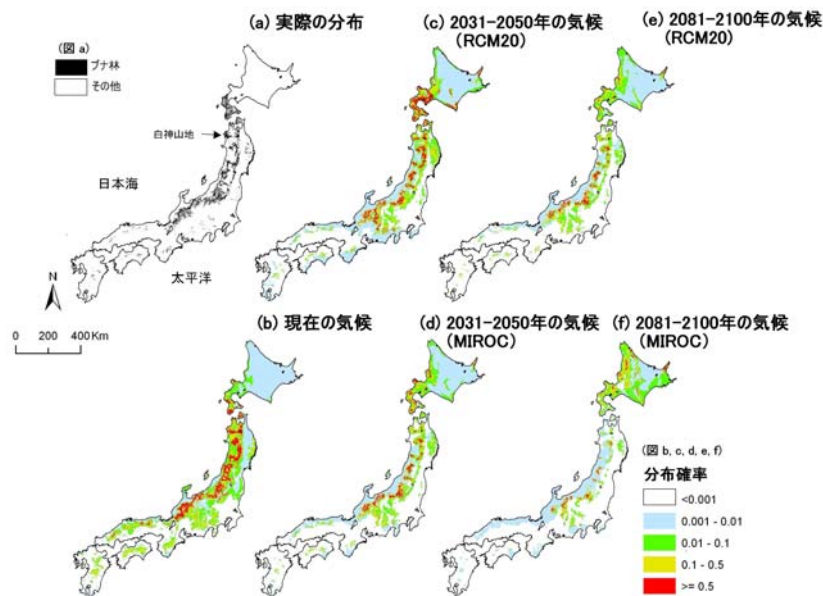
地球温暖化による地温の上昇は土壌の有機物分解を促進する (Hashimoto, 2005)。冷涼地域には分解し易い有機物が多く、地球温暖化による林地表面からの CO₂ 排出は温暖地域より冷涼地域で増えると予想されている (Ishizuka et al., 2006)。全球の陸域生態系の正味の炭素吸収 (NBP) は 2030 年頃までにピークに達するが、2050 年以降は分解呼吸の増加などにより減少し、場合によっては排出に転じて気候変動を増幅する可能性がある (IPCC, 2007)。

1) 自然林

環境要因からブナ林の分布確率を予測する分類樹モデルによる解析で (Matsui et al., 2004 ; 田中ら, 2006 ; 温暖化影響総合予測プロジェクトチーム, 2008)、現在ブナ林が分布する地域における分布適域 (分布確率が 0.5 以上) は、2031-2050 年には気候変化シナリオ RCM20 と MIROC で 65% と 44% に、2081-2100 年には 31% と 7% に、それぞれ減少すると予測された (図 4-10)。西日本や本州太平洋側のブナ林は、分布適域がほとんどなくなると予測されるため、特に脆弱であると考えられる。白神山地世界遺産地域でも、ブナ林の分布適域は大きく減少し、ミズナラ、コナラ、クリなどの落葉広葉樹に交替していくと予想される (図 4-11) (松井ら, 2007 ; 温暖化影響総合予測プロジェクトチーム, 2008)。温暖化によりブナ親木の枯死が急に増加はしないだろうが、老齢なブナが枯死した後にブナが再生することは難しくなるだろう。ブナの枯死が徐々に進行し、より温暖な気候に適する樹種 (カシ類、ナラ類、クリ、モミなど) に置き換わっていくと推定される。このような変化が起こるためには、ブナ林の周辺に置き換わる樹種の種子供給源があることが必要で、そうでない場合は、ブナ林が低木林やササ原に置き換わる可能性がある。ブナ林が他の樹種に置き換わるには、ブナの枯死、他樹種の侵入と成長の時間が必要なため、100 年以上の時間がかかるであろう。

チシマザサはネマガリダケとも呼ばれ、日本海側多雪地に広く分布するササである。本州東部の現在と温暖化後 (2031-2050 年) における、チシマザサの分布適域予測 (津山ら, 2008 ; 温暖化影響総合予測プロジェクトチーム, 2008) によれば、温暖化に伴い低標高域を中心に縮小すると予測された。現在の分布適域は、気候変化シナリオ RCM20 では 54% に、MIROC では 45% に減少する (図 4-12)。佐渡島では分布適域がほとんど消滅するという結果が報告されている。

オオシラビソは亜高山帯針葉樹林のモミ属の樹種で、青森県八甲田山から本州中部山岳まで分布し、その分布には、温度と雪圧との関係が強い (Daimaru and Taoda, 2004)。気候変化シナリオ RCM20 (2081-2100 年) に従えば、温暖化に伴う積雪深減少で北上山地ではオオシラビソ林の成立が困難となると予想される。オオシラビソ以外でも亜高山帯・高山帯に分布する植物は、温暖化に伴い分布適域が確実に縮小するので、多くの地域で絶滅あるいは衰退が起こることが考えられる。



要通知！ 図 4-10 気候変化シナリオ RCM20 と MIROC による将来のブナ林分布確率の予測
(温暖化影響総合予測プロジェクトチーム, 2008)

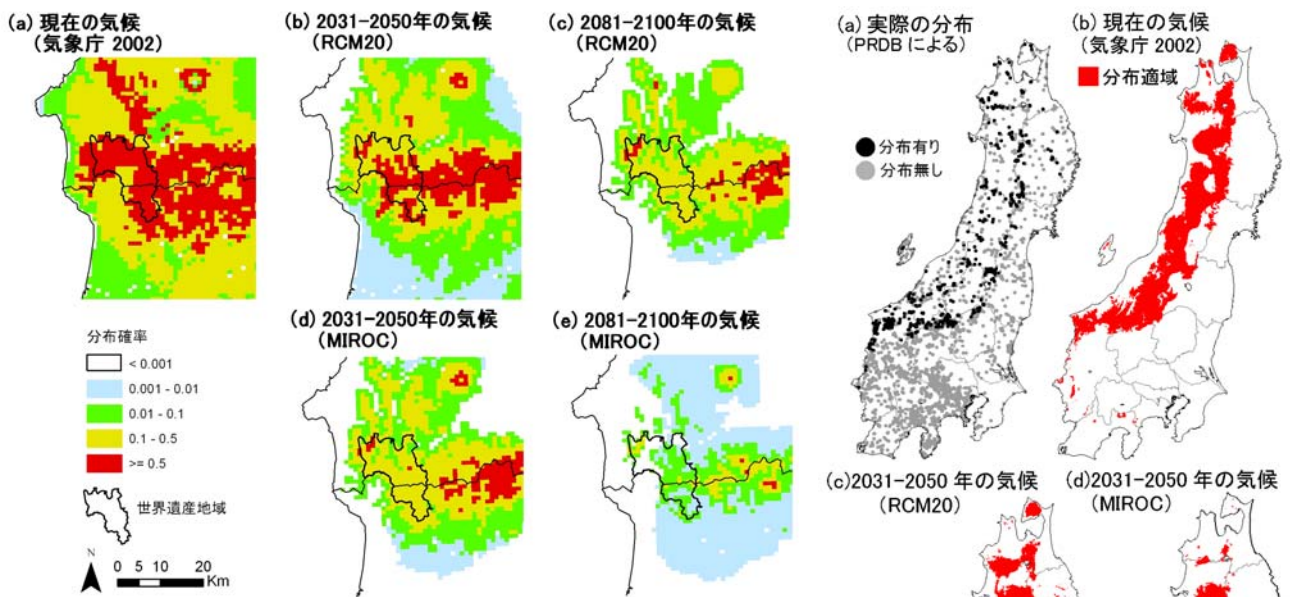
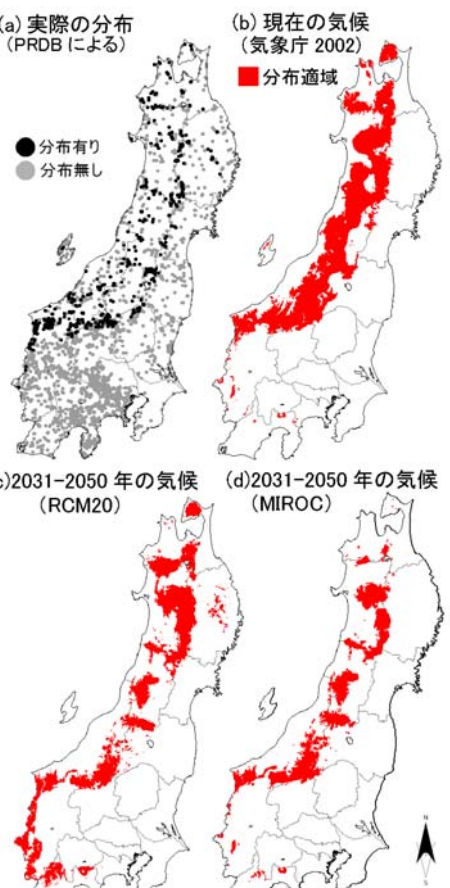


図 4-11 温暖化に伴う白神山地のブナ林分布確率の
変化予測(温暖化影響総合予測プロジェクト
チーム, 2008)

要通知！



要通知！ 図 4-12 チシマザサの分布と温暖化に伴う
分布確率の変化予測
(温暖化影響総合予測プロジェクト
チーム, 2008)

2) 人工林

スギの衰退現象が見られる雨量係数 100 未満の地域は 2090-2100 年までに本州の太平洋岸や瀬戸内沿岸で拡大すると予測されている(原沢・西岡, 2003)。平地における衰退現象は今後も進行すると見られる。

蒸散降水比は林木の潜在的な水分利用量と消費量の比を意味する値(年蒸散量/年降水量)で、スギは 0.5 以上が不適地に当たる(図 4-13)。不適地に成立しているスギ人工林の面積は現在の気候下では約 240km²、スギ人工林の位置が変わらないとすると不適地は 2081-2100 年には 430km²と 1.8 倍に拡大する(松本ら, 2007)。これをスギ人工林の全面積に占める割合で見ると、現在は 0.5%、21 世紀末も 0.9%と大きな数字ではない。スギの大半は山地にあり、そこでは衰退があまり進行しない。その理由は、降水量の増加が予測され、蒸散降水比に大きな変化が生じないからである。

輸入材の増加で近年は皆伐が減り、人工林の改植が進む可能性は小さい。夏が暑く、冬が暖くなると花粉量が増え、飛散開始が早まって(金指, 2007)スギ花粉症の症状が重く、発症期間が長くなるとの説がある。しかし、一方で温暖化によりスギの生育状況が悪化したり、生育適地が縮小するという報告もあり、シナリオやモデルによって予測が異なっている。少なくとも、スギの生育適地は移動する可能性が大きい。したがって、スギ花粉量の増減については、地域性も含めて不確実性が大きく、今後、シナリオやモデルの改善などの研究を含め注意深く対処する必要がある。

人工林の伐期は通常 40 年以上で、気候の変化に即応して樹種を変えることは難しい。九州のスギ、ヒノキ人工林は 2090-2100 年には冷温帯に属するものはなくなり、亜熱帯に属するものが現れると予測されている(田中ら, 2003)。冷温帯のスギ、ヒノキ人工林は冬季、落葉樹林より林内が暖かいので、暖地性植物を保護し、その分布拡大を助けるであろう(原沢・西岡, 2003)。

一般に天然分布域よりも温暖な地域に植栽された樹木は病虫害等に遭いやすく、初期には良く成長しても長くは続かない(本多, 1928)。生物被害が発生する場合は、造林適地の見直しや自然林化(田中ら, 2003)が必要になる。

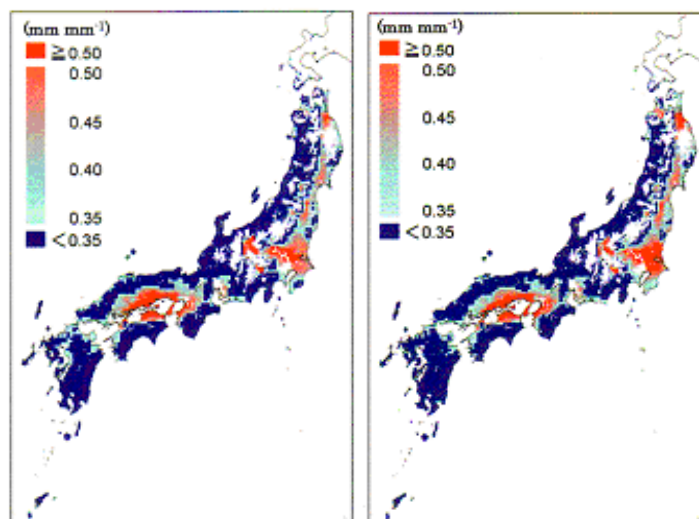


図 4-13 蒸散降水比の全国マップ(左は 1971-2000 年の観測値、右は 2081-2100 年の気候シナリオにより算出)(松本ら, 2007)

要許諾!

3) 里山林等

地球温暖化はマツノマダラカミキリの成育を速め、マツ枯れ被害の危険地帯を拡大すると考えられる(図 4-14)(藤田, 2005)。ナラ枯れ被害地の拡大は予測されていないが、ミズナラなどブナ科樹木の大径木化が進み、また、気温の上昇で

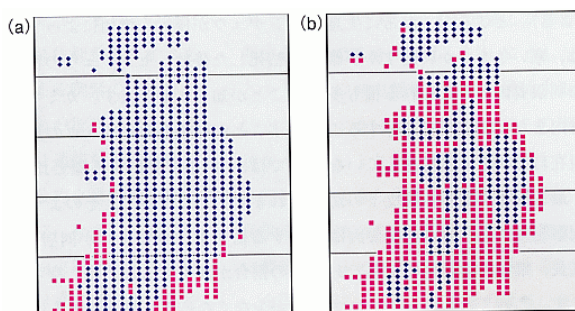


図 4-14 マツノマダラカミキリが 1 年で成虫になる地域の現在と 50 年後の予測(1 年 1 化の目安である年平均気温 11℃以上の地域を赤で示した)(藤田, 2005)

病原を媒介する昆虫の分布が拡大して、被害が増える可能性がある。

モウソウチクやマダケが農林地に侵入する例が関東南部以西で増えており、社会的問題になっている。拡大の直接原因は管理低下であるが、拡大は温暖化すると速い（後藤，2005）。現在は拡大が顕在化していない東北地方でも、竹の栽培が盛んな南部では、気温上昇により、栽培竹の周囲への拡大が問題になるであろう。落葉樹林に常緑の竹が侵入、増加すると林冠が一年中うっ閉するため、林床植物の群落構造が大きく変化する（背嵐ら，1989）。植物種数だけでなく、根圏の土壤微生物も減少する（脇元ら，2001）。香川県で竹林と広葉樹林で昆虫相を比較したところ鱗翅目の個体数は竹林で少なく、甲虫目やトビケラ目、膜翅目（安井ら，2005）、アリ類、その他の地上歩行性節足動物数（伊藤ら，2005）では大きな違いはなかった。

放置竹林の地上部バイオマス炭素蓄積量は $75\text{--}125\text{C-Mg ha}^{-1}$ 程度（奥田ら，2007 より算出）で、壮齢の針葉樹人工林の値に匹敵する（奥田ら，2007）。ただ、竹林の状態が維持されると炭素量は低い値で頭打ちとなる（鳥居ら，2005）。

(2) 高山生態系

富士山の永久凍土は 22 年間でその下限が 100m 上昇した。このまま温暖化が続けば永久凍土は山頂付近にパッチ状にわずかに存在するだけになり、連続的な分布ではなくなる。標高が低く、かろうじて高山植物の分布が見られる山岳では「追い落とし現象」が顕著になり、標高の低い地域の植物と混生状態になることが予測される。標高 3000m クラスの高山においてニホンジカの食圧、跡圧が一般的になり、高山植物群落の全滅状態が多く地域で見られるようになる可能性がある。

(3) 淡水生態系

温暖化は個々の淡水生物種の生息可能域を変更・縮小するだけでなく、生息環境の改変や生物間相互作用を変化させることで淡水生態系に影響を及ぼす。深い湖では、温暖化により鉛直循環が弱まり深水層への酸素供給が減少する。このため、富栄養化が進行している湖では、夏期には湖底が貧酸素状態になる可能性がある。貧酸素状態は底生生物を激減させるとともに、底泥からの栄養塩溶出を促進するので、富栄養化をさらに加速することになるだろう（IPCC，2007）。琵琶湖のように固有種が生息する湖沼では、底生生物種の絶滅は深刻で不可逆的である。都市河川や浅い湖でも、川床や底泥に有機物や栄養塩が堆積していれば、水温が上昇して水が停滞し鉛直混合しない期間が続くと、川床や湖底は嫌氣的となり、魚類や底生生物が斃死する可能性が高くなる。

湖沼や河川では、温度上昇や CO_2 増加により藻類の生産速度が増加するが、栄養塩供給が乏しい生態系では、藻類の増加はその餌としての質を低下させるので高次生産は減少するとの予測がある（Urabe et al., 2003）。また、上流河川ではリターが増加するが、質が悪くなるため水生動物は増加しないと考えられている（谷口・中野，2000；Tuchman et al., 2002）。

高山湖沼では、特有の生物群集が成立し、大型の動物プランクトンが卓越することで高い透明度が維持されている。温度上昇は、プランクトン種に直接影響しないが、魚類の生息を可能にさせる。そのような湖沼への魚類の人為的移入は高山特有の生物種を絶滅させ、貧栄養な環境であっても、水質悪化を招くと考えられている（占部ら，2008）。

リバプール大学が行った温暖化実験では、動植物プランクトンや水草に及ぼす水温 3°C 上昇の影響は、魚による捕食や栄養塩増加による影響に比べ極めて小さいという結果が得られている（McKee et al., 2002, 2003）。

(4) 湿原

定量的な予測の知見はまだまだなく、今後の研究課題である。

(5) 海洋生態系

外洋生態系

海洋の一次生産速度は一般に窒素、リン、珪素などの栄養塩の表層への供給量で決まる。これらの栄養塩は通常深層あるいは高緯度域の冷たい海水中に豊富なので、これらの海水の表面への移動速度がそれを決める。温暖化は表層海水温を上昇させ、これらの冷たい海水の供給量を減少させ、それによって海洋生物の量を減少させ、食料資源を減らす方向に働く。

高緯度域の氷の底面あるいは水中には付着性の藻類が増殖しており、アイスアルジーと呼ばれる。その存在は、光の透過量を減少させ、水界中の植物プランクトンの増殖を抑えるので、冬から春先にかけての一次生産のかなりを担う。アイスアルジーは直接周囲の動物群に利用されるか、氷の融解に伴って短時間のうちに沈降する傾向を示す。海底に沈降した藻体は速やかに底生動物群に利用される。このように、海氷の存在とその融解は、その海域の食物連鎖構造を変える。また、ペンギン、哺乳類などの大型生物の一部は海氷の存在に依存して生活しているため、これらの生物の分布、生態も影響を受ける。北海道近海及びオホーツク海周辺では海氷量の減少により、アイスアルジーに依存した食物連鎖構造が弱くなると予想される。具体的には動物プランクトン、魚類などの種類の変化に加え、底生性の貝、カニ類、さらに海氷に適応した大型哺乳類の減少などが予想される。

海域の温暖化によって海水の鉛直的混合が弱くなり、底層に貧酸素層が形成されやすくなる。嫌氣的な微生物プロセスによって、硫化水素の発生などが促進される。これによって底生動物、近底層を生息域とする魚類等の死滅あるいは生息域の減少が起こり、多様性の喪失が予想される。

回遊性の動物（魚類、哺乳類、カメなど）がその回遊ルートを変える。これによってそれらの生息域の変化、生物量の変化が起こりうる。また、有毒性の植物プランクトンがその分布をより極域方向に広げ、水産物の毒化を広げる可能性がある。また、一般にヒトの病原菌にとってより好適な環境が拡大する。

コレラは、亜熱帯の沿岸海域を中心に分布する海洋細菌 *Vibrio cholerae* によって引き起こされる病気である。コレラの発症は表面海水温度と関連しているとの報告があることから（Lobitz et al., 2000）、温暖化により発症域が北方に広がる可能性がある。同様に、腸炎ビブリオ、バルニフィカスなどもビブリオ科の海洋細菌によって発症するものであり、発症域の拡大が懸念される。

pH の減少により、サンゴ、有孔虫、円石藻、石灰藻、翼足類、貝類などの石灰性の骨格あるいは殻を持つ生物群全体にストレスがかかり、減少傾向を生じる。これによって同じ生息域を持つ他の生物群に置き換わり、食物連鎖構造が変化する。また、0.3 程度の pH の減少は水素イオン濃度が倍加することを意味し、多くの海洋生物に対して生理的な影響が出る可能性がある。例えば海水に接している多くの酵素群や機能分子などは海水の pH で最大の活性を示すし、イオン輸送系なども pH の影響を受ける。ただし、研究例が少なく予想が難しい。

(6) 沿岸生態系（サンゴ礁・マングローブ・干潟・藻場・砂浜等）

1) サンゴ礁・マングローブ生態系

海面が上昇を続け、サンゴ礁あるいは島嶼系の島々の一部あるいは全体が水没する。環礁からなる島では生活圏が分断される。また、島嶼系に限らず、海岸に位置する多くの土地が同様の影響を受ける。近年、その速度は増加傾向にあり、もしそれがさらに加速されれば、次世代には問題が顕在化する可能性がある。サンゴは共生藻類による光合成産物を主要な餌源としているため、海面上昇により水深が深くなり、光量が減少すると餌不足に陥る。一部の種では、水面の上昇速度に自身の成長が追いついていけず、成長や生存率が低下する可能性がある（Knowlton, 2001；原沢・西岡, 2003）。

温暖化に伴い大型台風が頻発するようになると、サンゴ礁や藻場、マングローブが直接的に破壊されることにより、現存量や生産量が著しく減少することが予想される（Massel and Done, 1993；Preen et al., 1995）。また、陸域から海への集中的な淡水の流入により、沿岸域に負荷がかかる。例えば赤土の流入量の拡大に伴い、サンゴ礁や藻場の透明度が低下して、現存量、生産量が低下する（大見謝, 2004）。マングローブでは、降雨パターンの変化に伴う陸域からの堆積物の供給速度の変化により、分布帯が変化することも予想される（Field, 1995；Alongi, 2002）。

高水温に伴うサンゴの白化現象が増加し、サンゴの死滅により生産性の低い藻類群集へのシフトが引き続き進行することが懸念されている（Hughes et al., 2003）。サンゴ礁の多くは海面上昇、酸性化、汚染などの複合影響による壊滅的な打撃を受け、サンゴ及びそれに依存して生息する多くの生物の消滅を招く（Reynaud et al., 2003）。また、サンゴ礁は波浪の除去などの構造的役割を果たしており、そうした効果も持続できなくなる。

海水中の pH の低下と同時に、海水中の炭酸イオン (CO_3^{2-}) の減少により海水の炭酸カルシウム飽和度が低下する。これにより、サンゴや貝類に代表される石灰質の殻を持つ様々な海洋生物の石灰化速度が大幅に減少し、結果的に成長率や繁殖量、さらには生存率が低下する（Kleypas et al., 2006）。ただし、海水中の pH、炭酸イオン (CO_3^{2-}) の減少はここ 20 年程度では、生物活動に影響を与えるほど急激には生じないと予想されている。

2) 干潟・藻場生態系

水温上昇に伴い既に観察されている、(1)各種の分布域の高緯度地域への移動、及び(2) 各海域の生物群集における南方種（南方に分布中心域を持つ種）の増加、北方種の減少が引き続き進行すると予測される（Harley et al., 2006）。

海面上昇にともなって沿岸域の生物は垂直方向へ移動すると予想される。海水面の数十 cm の上昇は、大半の生物にとっては、分散移動の範囲内であるが、非常に水平な干潟や平磯の場合、移動速度が遅い一部の海洋生物では、水面の上昇速度に追いついていけないことも予想される（Knowlton, 2001）。また、台風などの低気圧の巨大化により、沿岸海域における攪乱レジームの変化が生じ、生物群集の構造及び動態に大きな変化を与えることが予想される。寒流域、亜寒帯地域における冬季の結氷期間の減少は、沿岸域の生産性の低下、波浪などの攪乱の規模や頻度の変化を通じて生態系に大きな影響を与えることが予想される。

二酸化炭素の濃度の増加は C3 植物である海草類の光合成速度を増加させることにより、正の効果を与える可能性がある。一方、植物プランクトンを含む多くの藻類では、炭酸イオン及び重炭酸イオンを効率的に利用できるため、二酸化炭素濃度の増加は光合成速度には影響しないと考えられている（Short and Neckless, 1999；Harley et al., 2006）。富栄養化に伴う透明度の低下は、潮下帯に生息する海草や海藻類の光合成速度を低下させるが、これに海水面の上昇が加わることで、沿岸で大型植物の分布する水深帯がさらに狭くなることが予想される（Short and Neckles, 1999）。

地球規模の気候変動は、海流の流動パターンにも影響することが予想されている。沿岸海洋生物の多くは分散ステージを持っており、その結果、生息適地が北上しても海流が新たな障壁となってそこに到達できなかったり、逆に、従来の障壁が消失することにより、分布域が急速に拡大する可能性もある (Gaylord and Gaines, 2000)。

埋め立てや護岸などの物理的な環境改変は、干潟や磯などの浅い部分を中心に行われるため、海水面の上昇や台風の巨大化による攪乱の増加に伴い、潮間帯に生息する生物の生息環境が著しく減少することが予想される。例えば北アメリカでは、今後進行する海水面の上昇により、生態学的に重要な潮間帯の湿地が 20～70%減少すると試算されている (Galbraith et al., 2002)。その結果、潮間帯のみに分布する海洋生物の絶滅や、潮間帯を利用するシギやチドリなどの渡り鳥への影響が心配される。藻場の貝類では、乱獲により現存量が低くなった種の方が、漁獲圧の低い種よりも温暖化の影響を受けやすく、分布域の縮小や現存量の減少がさらに進行する (Harley and Rogers-Bennett, 2004)。これらの例に見るように、乱獲と温暖化の複合影響により個体群の減少速度がさらに増加する可能性が指摘されている。

海水の温暖化は、捕食などの種間相互作用を変化させることにより、生物群集や生態系の構造に大きく影響する。前述のナルトビエイやアイゴなどの例はこれに該当する。さらに寒冷域では、水温のわずかな上昇が在来捕食者の摂食圧を著しく高めることにより、低次生産者の現存量を減少させる可能性が指摘されている (Sanford, 1999)。亜寒帯域での結氷期間の変化も、種間相互作用の変化を通じて生態系に大きく影響を与える可能性がある。例えば、冬季の藻場におけるガンカモ類のアマモの植食量は結氷の有無で大きく変化し、その差が春季以降の藻場生態系の生産性や生物多様性に大きく影響を与える可能性がある。

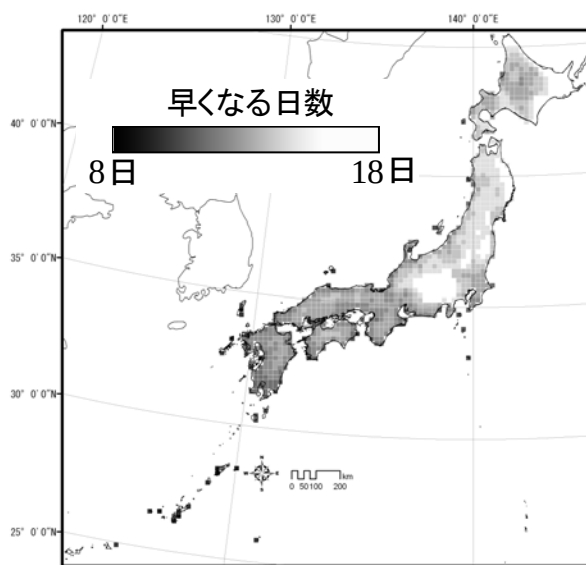
3) 砂浜、その他

海面上昇、台風の巨大化、降雨パターンの変化に伴う土砂の供給量の変化などが砂浜の分布に影響すると考えられる。特に前2者は砂浜を減少する方向に働くことが予想され、砂浜の消失により、小型無脊椎動物、シギ・チドリ類やウミガメ類の減少が懸念される。

(7) 生物季節

1) 植物季節

植物季節は、気候・自然的要素のうち、気温の影響を大きく受ける。特に、サクラの開花は、気温条件と強い相関性がある。図 4-15 は、SRES-A2 シナリオに準拠した気候変化シナリオ RCM20 のうち、2082 年～2100 年の日単位平均気温データを使用して予測したサクラの開花の分布図であり、1981 年～2000 年のサクラの平均開花日からの変化日数を示している。相対的に、東・北日本においてサクラの開花が早くなるエリアが多く、図 4-15 内の 939 グリッドの平均値は、約 2 週間（14.5 日）であった。また、開花時期の変動（バラツキ）が大きくなる可能性がある。図 4-15 では考慮していないが、サクラの花芽の休眠解除には約 7℃以下の低温が必要といわれている（青野・守屋，2003）。休眠解除に必要とされる気温（低温）の閾値のあたりで、冬期の気温が変化する場合、休眠解除が遅れると温暖化しても開花が遅れる場合があり、年ごとの開花時期が大きく変化する可能性がある。



要許諾！

図 4-15 2082～2100 年における
サクラの開花日変化の予測
（清水ら，2007）

2) 動物季節

海外の例では、温暖化による動物季節間の相互関係の変化（ミスマッチ）も報告されている。マダラヒタキ（Pied Flycatcher, *Ficedula hypoleuca*）の渡りの時期は、日長など、気温と関わらない条件に左右される。一方、繁殖地での昆虫の発生ピークの時期は、気温変化の影響を受けて変化するため、両者は十分に適合していない。したがって、温暖化の進行はマダラヒタキの個体数減少に影響を与える可能性がある（Both and Visser, 2001）。

(8) 生物多様性

欧州では、植物分布データと気候データを用いて植物種の分布予測が進んでいる。Bekkens et al. (2002) は、1,400 種の分布予測を行い、温暖化に伴う潜在分布の変化から各地域の種多様性の変化を予測している。

海洋底層に貧酸素層が広がると、底生生物群集の大規模な壊滅的死滅と多様性の喪失が起こりうる。またこれらの底生生物群集に依存している近底層の浮遊性生物群集にも影響が予想される。極域、とりわけ北極域の夏季の氷の消失は、水中への到達光量の増加と浮遊生物系システムへの移行を招き、生物群集構造と多様性の大きな変化が起こると予想される。

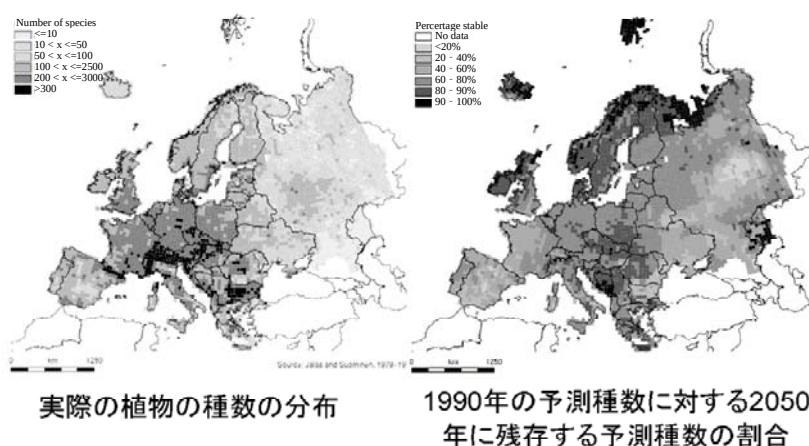
沿岸域の主要景観であるサンゴ礁、マングローブ、藻場は、様々な動植物の生息場所として、多様かつ生産性の高い生物群集を形成する。これらの主要景観の減少は、沿岸生態系に生息する藻類、魚類、軟体動物、棘皮動物、甲殻類、海洋哺乳類などの著しい多様性減少に繋がる。

地球温暖化に伴い、場所によっては、海水面の平均水位の上昇だけでなく、潮位差が広がるという予測もある（Short and Neckless, 1999）。特に汽水域においては、海水面の変動だけでなく、陸域

の気象変動に伴う河川からの淡水供給のパターンの変化の影響も受けるので、大きく変化することが予想される。汽水域のみに分布する種はそもそも生息域が限られている絶滅危惧種が多く(木村, 2005)、温暖化に伴いさらに絶滅確率が増加する可能性がある。海洋性の外来種は、都市域の港湾など水温が周囲よりも高い環境に生息するものが多いため、温暖化の進行は外来種の侵入と分布域の拡大を促進する可能性が高い(Stachowicz et al., 2002)。

温暖化はサケ科魚類などの冷水魚の分布域を縮小させる(Fang et al., 2004a)、例えば、年平均気温が2~4°C上昇すると、オシロコマは現分布域の67-90%、イワナは現分布域の20-45%で生息できなくなると予測されている(Nakano et al., 1996)。ただし、この予測には、餌や競争種など他種との相互作用や移動の障壁が考慮されていない。温暖化影響は、この予測以上に大きいとの見方もある(谷口・中野, 2000)。生物の移動を妨げるような障壁がある場合、生息域はさらに縮小することになるだろう。例えば、欧州に生息する両生類とは虫類を対象にした研究によれば、生物の移動に何の障壁もない場合、温暖化により65-70%の種が分布域を広げるが、全く移動ができない状況はほぼすべての種が分布域を縮小するという予測が得られている(Araujo et al., 2006)。2006~2007年に公表されたレッドリスト(環境省自然環境局)に掲げられている淡水生物種は、すでに分布域や個体数が縮小している。温暖化は生息地の環境をさらに悪化させることになるので、これらの中の多くの種が今後絶滅する可能性が高い。

コイ科魚類やオオクチバスなどの温水魚は、温暖化により冬期の低水温の障壁が取り除かれるため、その生息可能域は北方へと拡大する(Fang et al., 2004b)、これら生物の分布拡大は、捕食者や競争種として移動先の生物にとって新たな脅威となり、移動先の生物群集を大きく変質させる可能性がある(花里, 2000)。ただし、温水魚の多くは純淡水魚であるため、上流へ分布を広げるとしても、通し回遊魚²のように水系を越えた分布域の拡大は自然状態では起こらないだろう。



要許諾！

図 4-16 1,400 種の分布変化予測 (Bekkens et al., 2002)

² 一生のうちに淡水域と海域との間を決まったパターンで往復する習性をもつ魚。

(9) 自然生態系における地域別の将来予測される影響

表 4-6 陸域における地域別の将来予測される影響

地域区分		亜寒帯・亜高山帯	冷温帯・山地帯	暖温帯	亜熱帯
カテゴリー					
森林生態系		・林地分解呼吸増加			
	自然林	・オオシラビソの分布適域の減少 ・亜高山帯・高山帯の樹種の分布適域の縮小	・ブナ林の分布適域の減少 ・ササ類の分布の変化		
	人工林・里山林		・平地スギ衰退増加 ・人工林風害増加 ・マツ枯れ北上 ・ナラ枯れ拡大 ・竹林拡大	・平地スギ衰退増加 ・人工林風害増加 ・ナラ枯れ拡大 ・竹林拡大	・人工林風害増加
淡水生態系		・降水量減少に伴う陸上有機物の流入量の変化による水界植物網の変化 ・温水魚など温帯域に生息していた種の北上と、冷水魚など冷温帯に生息していた生物種の分布域の縮小 ・水温上昇による藻類の繁殖と魚類の動物プランクトン捕食圧増加による水質の悪化		・流量減少や鉛直混合の弱まりによる川床や湖底での貧酸素化と底生生物の減少、絶滅 ・富栄養化の加速と水質の悪化 ・新たな侵略的外来種 ・藻類の質的悪化による高次生産の低下	
湿原		・湿原の衰退・縮小			
生物多様性			絶滅危惧種の絶滅が生じる一方で、暖温帯に生息していた種が北上してくる可能性	絶滅危惧種の絶滅が生じる一方で、南方系の外来種が侵入してくる可能性	

表 4-7 高山生態系における地域別の将来予測される影響

地域区分		北海道	本州	四国・九州
カテゴリー				
高山生態系		・礼文島、アポイ岳、大雪山、十勝岳などの高山植物群落は急速に減少し、下から上ってきた植物の競争に負けて、将来は森林となると思われる	・積雪の減少によるニホンジカ分布拡大の影響が大きく南アルプスの聖平、三伏峠、塩見岳、仙丈ヶ岳などにおいて、高山植物群落が壊滅状態になると思われる。エロージョン（土壌表面の流出）も危惧される	・高山生態系はほとんど存在しない
生物季節			・植物季節の変動（バラツキ）が大きくなる可能性がある	

表 4-8 海域生態系における地域別の将来予測される影響

地域区分 カテゴリー	寒流域	温帯・暖流域	亜熱帯域
海洋生態系	・海水の減少による、アイスアルジーの減少及び、アイスアルジーを出発点とした食物連鎖系の衰退 ・浮遊性生物群集による新たな生態系へのシフト ・極域に生息する大型動物の減少 ・温帯性生物群集の極域への移動	・底層の貧酸素層の水平的、鉛直的拡大 ・酸性化による植物プランクトンの群集構造変化 ・冷水性の藻類及び他の生物群の分布減少 ・回遊性生物の回遊ルートの変化 ・酸性化による炭酸カルシウム系の植物プランクトン群集の構造変化及びそれに伴う有機物鉛直輸送の量的、質的变化 ・大型台風の増加による一次生産の促進とそれに依存した生物群の増加	・成層化の強化による一次生産の減少 ・酸性化による炭酸カルシウム系の植物プランクトン（翼足類などの動物プランクトンも対象）群集構造の変化及びそれに伴う有機物鉛直輸送の量的、質的变化
沿岸生態系(干潟・藻場・サンゴ礁・砂浜等)	・海洋ベントスの分布北上 ・南方種の増加、北方種の減少 ・冬季の結氷期の減少に伴う沿岸域の生産性の低下、種間相互作用の変化を通じた生態系への影響 ・二酸化炭素の濃度の増加に伴う海洋植物の種の交代(長期的影響) ・海流の流動パターンの変化に伴う沿岸海洋生物の分布の変化 ・海水面の上昇、陸域からの影響の変化に伴う潮間帯及び汽水域生態系の変化 ・乱獲と温暖化の複合影響による海洋個体群の減少の進行 ・富栄養化に伴う透明度の低下と海面上昇の複合影響による海藻や海藻類の分布帯の減少 ・高次消費者の摂食圧の増加による低次生産者の現存量の減少(ヒトデなど) ・海面上昇、台風の巨大化、降雨パターンの変化に伴う土砂の供給量の変化による砂浜環境の変化(面積の減少)	・海洋ベントスの分布北上 ・サンゴ、マングローブの分布拡大 ・南方種の増加、北方種の減少 ・二酸化炭素の濃度の増加に伴う海洋植物の種の交代(長期的影響) ・海流の流動パターンの変化に伴う沿岸海洋生物の分布の変化 ・海水面の上昇、陸域からの影響の変化に伴う潮間帯及び汽水域生態系の変化 ・乱獲と温暖化の複合影響による海洋個体群の減少の進行 ・富栄養化に伴う透明度の低下と海面上昇の複合影響による海藻や海藻類の分布帯の減少 ・温暖化に伴う高次消費者の摂食圧の増加による低次生産者の現存量の減少 ・海面上昇、台風の巨大化、降雨パターンの変化に伴う土砂の供給量の変化による砂浜環境の変化(面積の減少)	・海面上昇によるサンゴ礁、島嶼系地形の水没 ・河川からの陸源物質の負荷の増加に伴うサンゴ礁や藻場の劣化 ・サンゴの白化及び病気拡大。それによる量的減少と分布域の縮小。 ・海面上昇による光減衰によるサンゴの成長率、生存率の低下 ・サンゴ生態系の藻場への移行 ・海水の酸性化による石灰化生物の減少(長期的影響) ・二酸化炭素の濃度の増加に伴う海洋植物の種の交代(長期的影響) ・海流の流動パターンの変化に伴う沿岸海洋生物の分布の変化 ・海水面の上昇、陸域からの影響の変化に伴う潮間帯及び汽水域生態系の変化(マングローブなど) ・乱獲と温暖化の複合影響による海洋個体群の減少の進行 ・富栄養化に伴う透明度の低下と海面上昇の複合影響による海藻や海藻類及びサンゴ類の分布帯の減少 ・海面上昇、台風の巨大化、降雨パターンの変化に伴う土砂の供給量の変化による砂浜環境の変化(面積の減少)

4.4 脆弱性の評価

自然・生態系に対する温暖化影響を解析し評価するためのアプローチには、大別すると、1) 長期モニタリングによる評価、2) 緯度や標高に沿った広域調査による評価、3) 温暖化実験、4) 生理・生態過程を基盤とするシミュレーションモデルに分けられる。1) は、10 年以上に及ぶ定点での観測から長期的な傾向を検出したり、猛暑・渇水などイベント年を比較したりすることで温暖化影響を予測、評価する。近年では、長期モニタリングに準じるものとして、古生態学的手法や歴史アーカイブも利用されるようになっている。2) は、広範囲の地点から生物と環境に関する情報を集め、統計的手法により温度などの環境要因と生物を関連づけ、将来の環境変化に対する生物の応答を予測する手法であり、現在の温暖化による生物の分布変化予測はこのアプローチによるものが多い。3) は、トロンなどを用い人為的に温度を操作して生物の応答を調べる手法で、個体レベルを対象にする場合もあれば、群集全体を対象にする場合もある。群集全体を対象にする実験は、温暖化予測として最も説得力があるが、規模・コストなどの制約があるため研究例は少ない。4) は既存研究や1)～3) で得られる情報をベースに、計算機により生態系や生物群集をモデル化するものであり、近年では生物間相互作用や環境へのフィードバックなども組み込まれるようになっている。1)～3) の成果に伴って発展が期待されている。

いずれのアプローチでも、温度など環境変化に対して負の応答の大きい因子（生物）が脆弱とされるが、種組成や生物量が大きく変動するといった属性の不安定さや、希少性（変動の影響が大きい）、反応の不可逆性などで脆弱性を評価する場合もある。一般に、分布の南限や垂直分布の下限、降水量などの環境傾度の限界付近にある個体群や生態系で脆弱性が高くなる。また、人間の影響によって個体群や生態系が分断化された場合には脆弱性が増す。さらに少数の種の交代によって機能が大きく変化する場合には脆弱性が高い。逆に、生態系を構成する種が多少変化しても生態系の機能が変化しない場合には、機能面の脆弱性は低い。

以上のような一般論をもとに、生態系ごとに脆弱性の評価手法について述べる。

(1) 脆弱性の評価手法の例

1) 森林生態系

種あるいは生態系の分布移動に関しては、分布予測モデルを構築し、実際の分布域、現在と将来の分布適域・潜在分布域を比較することにより、生育地の適性の変化が評価できる。現在の分布確率が将来大きく減少する地域は、脆弱な地域といえる。また、人間活動により分断化されると、温暖化による移動が妨げられるため、生態系全体としての連続性も脆弱性に重要な影響を及ぼす。

スギの場合、潜在的な水分利用量と消費量のバランスを表す値である年平均の蒸散量/降水量比が、広域を対象とする脆弱性の指標として用いられている（松本ら，2007）。この手法は他樹種にも応用できると考えられる。また、マツ枯れの病原媒介昆虫やモウソウチク等、分布を制約する気温の閾値が分かっている生物では、地球温暖化による危険地帯の拡大を予測できる。

2) 高山生態系

日本列島では特殊な地質からなる小面積の地域に生物の避難場所・環境（レフュージア）が存在し、そこに高山生態系が残存している。このレフュージアの存在は石灰岩地、蛇紋岩地、カンラン岩地である場合が多い。これらの地質と高山生態系については脆弱性を持つ自然生態系としての評価方法が確立されていない。また、温暖化によって分布の下限が山頂の標高を越えてしまう場合には、追い落とし効果が生ずる可能性が高いため脆弱性が高い。このような立地条件の評価は、ごく

小さな空間スケールの環境条件が問題となるため、研究も進んでいない。

3) 淡水生態系

湖沼では、湖底の溶存酸素や底泥に堆積している有機物量が温暖化に対するその湖沼の脆弱度を知る手掛かりとなる。夏期に躍層が形成されて酸素供給がなくなると、湖沼の湖底では酸素濃度が減少する。温暖化はこの酸素濃度の減少に拍車をかけることになる。富栄養化が進行し湖底に有機物が堆積している湖沼では、湖底の酸素消費濃度は特に大きいので、温暖化により現在よりもさらに無酸素状態になりやすくなる。湖底の無酸素化は、窒素やリンを水中に多量に回帰させるので、富栄養化がますます進行するようになる。このような悪循環の進行は生態系の変化を不可逆にし、湖沼への栄養塩や有機物の負荷をいくら削減しても、もとの湖沼へと再生することは不可能となる（Carpenter et al., 1999）。湖底に有機物が堆積し、夏期に湖底で酸素濃度が減少しつつも無酸素状態を免れている湖沼は、温暖化による危険度が特に高い。

陸水生態系では、絶滅危惧種が生息する河川・湖沼は脆弱度の高い生態系である。それら生物種の絶滅は、生態系の不可逆的变化を意味しており、復元・再生することはもはや不可能となるからである。

生息地が均一で、構造物や道路などにより他の地域への分散が妨げられているような生態系は脆弱度が高い。例えば、河川などにおいて、ダムや堰などにより上流や支流への移動が妨げられている場合、一時的な避難さえ出来なくなるため、猛暑などの極端なイベントに脆弱となる。両生類や昆虫類などでは、移動が妨げられている場合、温暖化により生息できる地域が著しく減少すると予測されている（Araujo et al., 2006）。

4) 湿原

湿原の水収支や栄養塩の動態が鍵となる。高層湿原のような降雨・降雪で維持されている湿原では、温暖化による蒸発量の増加が乾燥化を招く可能性があるが、降水量の変化と組み合わせる複合的に考える必要がある。また、雪田湿原のような場合には、残雪によって供給される水分が重要であり、積雪量の変化が脆弱性に関係する。また、貧栄養の立地条件が湿原の成立条件になっている場合には、温暖化によって栄養塩の動態が変化する可能性が考えられるがこれらの脆弱性の研究は進んでいない。また、湿原周辺の河川が土砂や富栄養な水を供給する場合には、乾燥化や他の植物の侵入を促進するため、温暖化の影響が促進される可能性がある。

5) 海洋生態系

一般に海洋生態系の脆弱性の評価のためには、基本的な生物群集構成、それらの相互作用、とりわけ食物連鎖構造を把握しておく必要がある。さらに、それらに対し、どのような環境要因がどのような形の影響を及ぼすかを知っておく必要がある。しかしこれらを全て把握することは不可能であり、現実的には可能な範囲で限定されたデータセットを取るようになる。これが必ずしも脆弱性の客観的評価に至るとは限らない。

上記の諸パラメータが把握できたにせよ、時空間的に連続性のあるデータを取らない限り、脆弱性の評価には繋がらない。どのようなパラメータを対象に、どのような時空間的スケールでモニタリングを行うべきかについてはまだ明瞭な答えがない。しかし、可能な範囲でモニタリングシステムを構築することが必要である。残念ながら、外洋を対象とする場合、現在の技術では現実的にかなり難しい。

優良な漁場は、一般に深層水が表面に供給される湧昇域、栄養塩に富む寒流と暖流のぶつかる海域、大陸棚周辺などに広がっている。わが国周辺では、三陸沖の海域、伊豆海域などがその例である。温暖化による成層化の強化や海流の変化は、これらの漁場での生産量の低下、生物群の変化、

あるいは位置や季節の変化などを生じうる。漁獲資源の保護と持続的利用のためには、こうした海域を脆弱な海域と見なして重点的にモニタリングし、科学的な知見を集め、漁獲データと統合的に解析していくことが必要である。

海洋では、大きさ1ミクロンに満たない細菌群集からクジラまでが何らかの形の相互作用を持ちつつ共存している。そこには秒単位の化学反応から年単位の生物活動、さらにはより長期の周期を持つ変動要因が関わっている。これらを統合的に理解していくためのモデルが必要である。

6) 沿岸生態系（サンゴ礁・マングローブ・干潟・藻場・砂浜等）

脆弱性の評価方法として各地域の沿岸生態系の様々な場所（干潟、磯、藻場等）で、温暖化に伴う生態系の変化の大きさ及びその方向性を定量的に測定し、比較するのが、最も直接的な評価方法である。これには、広域・長期データあるいは大規模・長期実験が必要であるが、それらは沿岸生態系では極めて不足している。

例えば、サンゴの場合、一つの島の周り、あるいは狭い海域の周辺部などでも、白化の程度、死滅の程度、オニヒトデの食害の程度などには違いがある。少なくとも海流、海水の汚染をはじめとした対象海域への人為的影響、サンゴの生理、生態に関する生物学的基礎知見などを統合しつつ、一つの生態系全体を把握しない限り、脆弱性の評価をすることは難しい。このための客観的評価手法ができていたとは言い難い。

人間活動によって増加した脆弱性の評価には、例えば、都市近郊の干潟（藻場）と手付かずの干潟（藻場）を同じ方法で長期モニタリングすることにより比較検討する方法、大型水槽やメソコズムを用い、水質や底質を操作した実験を行う等の方法が可能である。

油汚染に対する脆弱沿岸海域図（Environmental Sensitivity Index MAP）が全国の沿岸海岸を網羅するように設定され既に供用されている。脆弱性の評価基準は、地形、生態系、生物群集、レジャー、産業など多岐にわたるが、評点の基準は主観的なものもある。このような既存の評価システムをベースに、より多様な情報を取り入れることで温暖化の脆弱性評価に利用できる可能性は高い。

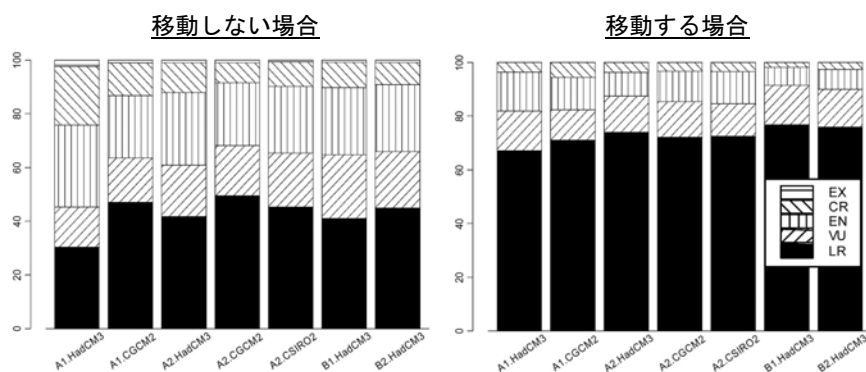
7) 生物季節

生物季節は温暖化影響をいち早く知る手がかりのひとつである。例えば、日単位でデータが取得できる衛星リモートセンシングデータ（植生指標データ）を使用することによって、春の植物季節である開葉の時期をモニタリングすることが可能である（Delbart et al., 2006）。

8) 生物多様性

欧州における植物1,350種の分布予測が現在と温暖化後の気候条件で行われ、温暖化による各種への影響がIUCNレッドリスト評価法に準拠して判定されている（Thuiller et al., 2005）。分布適域の変化に伴う植物種の移動を100%仮定する場合と全く仮定しない場合とで違いがあるが、いずれも衰退や絶滅のリスクが高まることが示された。現実の変化は、この中間に位置するだろう。

個体数の著しく少ない種や、自然分布域の極端に狭い種、人為的影響によって分布域が狭められた種は脆弱性が高い傾向がある、個体群動態パラメータ、遺伝的多様性、個体群の大きさなどからモデルを使い、絶滅確率が推定できる。



要許諾！

図 4-17 植物種の分布予測の変化にもとづく種の絶滅リスク分類（IUCN レッドリスト評価法準拠）の割合。（Thuiller et al., 2005）

7つの気候変化シナリオ（2080 年）について、適域の変化に伴う植物種の移動を100%仮定する場合と、全く仮定しない場合という両極端の条件で分布域を予測した場合の結果を示している

(2) 脆弱性評価における課題

脆弱性評価のための手法・ツール等に関する現状の課題について、以下に整理する。

1) 基盤となるデータ・体制の整備に関する課題

① モニタリングサイトの整備と持続的なモニタリング実施体制の整備

- ・脆弱な種や地域が特定された後は、影響が実際に現れているかを監視するためのモニタリングサイトの整備が重要である。各生態系で以下のデータ、サイト等が必要とされている。
 - （高山生態系）特定の場所（アポイ岳、至仏山、夕張岳など）及び植物種（キタダケソウ、ヒダカソウ、レブンアツモリソウなど）に関する定量的・長期データ
 - （淡水生態系）周囲の人間活動の影響（富栄養化や人為的な生物の放流、外来種の定着など）を受けないモニタリングサイト
 - （沿岸生態系）長期広域モニタリングデータ
 - （生物季節）気象台などの公的機関によるデータだけでなく、国内各地におけるボランティアによる観測、モニタリングシステム
- ・既存の情報収集体制としては、モニタリングサイト 1000（実施主体：環境省ほか）、森林資源モニタリング（実施主体：林野庁・都道府県）があるが、これら事業を含め、上記生態系におけるデータ収集の強化が必要である。

② 地理的情報の整備（植生図や生物種の分布図等）

- ・広域の生物の分布情報は、動物、特に淡水生物では限られており、自然環境保全基礎調査などによる動植物分布情報の整備と更新が必要である。
- ・種の分布予測モデルが構築されれば、生育環境の変化から脆弱な種や地域が特定できる。
- ・（高山生態系）特に生物の避難場所・環境（レフュージア）を把握できる詳細な植生図や分布図が必要である。現在は、環境省が作成する 1/25,000 の植生図が重要な役割を果たしているが、定期的な更新が必要である。

③ 人間活動に関する情報の整備

- ・脆弱性評価では、人間活動のパラメータの組み込みが不可欠である。例えば、生物の人為拡散や影響検出の充実の程度（モニタリング箇所密度等）、初期対策のためのアクセスの難

易が関係する。

④ 各機関のデータの集約、データベース化

・各省庁、自治体、大学等の調査データ等（過去データを含む）を1箇所に集積し、一般の利用もできる体制を構築することが必要である。

⑤ 群集全体を対象とした温暖化実験を実施する設備・場所（野外）の整備

⑥ 極端現象や細かい地域区分に対応した気候変化シナリオの作成

・局地的な脆弱性評価には早ばつ等の極端現象に対応し、かつ空間解像度の高い気候変化シナリオが必要である。

2) 脆弱性評価のための手法・ツール等に関する課題

① 非平衡時における種の分布予測モデルの開発

温暖化影響評価をするための生息・生育地（分布適域、潜在分布域）を評価するモデルは、種の現在の分布が気候で説明できることを前提としている。多くの種では、適した気候条件の地域に満遍なく分布しているが（気候と平衡）、必ずしも分布が広がっていない種もある（気候と非平衡）。非平衡の分布の主な原因としては、土地利用などの人為影響のほか、過去の分布移動が考えられる。非平衡の種の分布予測モデルはまだ発展段階にあり、今後の研究課題である。

② 生物被害や極端現象の予測

地球温暖化の影響で自然林や里山の植生にはかなりの変化が起これと予想されるが、生物被害や極端現象の予測は不確実性が大きい。いつどこで森林が消失したり、著しく劣化したりして植林を必要とする土地が現れるかの予測はまだできておらず、今後の研究に待つところが大きい。現状についての地理的情報、極端現象に対応した気候変化シナリオ、人間活動の評価等に課題がある。

③ 生物多様性を指標とした機能変化の評価手法の開発

生物多様性を指標とした機能変化の評価手法の開発も、現在では限定的なケーススタディの段階である。環境変動、生物多様性、生態系機能、生態系サービス、人間活動の相互作用（フィードバック）を理解する総合的な研究の推進が必要である。

④ （海洋生態系）脆弱な海域の特定化、連続的な環境把握と影響の定量化

海水の上下混合は栄養塩の表層への供給と一次生産の活発化を招くことを通じて食料資源生産の場として重要である。また、深層水が湧昇する海域も同様の意味で意義をもつ。温暖化は一般にこうした栄養塩の供給を妨げる方向に働くため、そうした特徴的な海域は脆弱な海域とも言える。こうした海域を特定化し、その海況を連続的に把握し、温暖化の生物生産能力への影響を定量化していく試みが必要である。

⑤ （海洋生態系）湧昇流の予測精度の向上

温暖化が海域の生産性に与える効果として、湧昇流の位置の変化は大きな影響を与えるものの、その正確かつ解像度の高い予測は非常に難しい。脆弱性の評価において大きな課題である。

⑥ （沿岸生態系）海域全体スケールでの評価方法の開発

個別の干潟、藻場、砂浜等の景観要素ごとの解析では不十分である。離散的に分布する同質な景観間のつながり（メタ個体群・メタ群集生態学的アプローチ）、及び隣接する異なる景観間のつながり（景観生態学的アプローチ）を考慮に入れた海域全体スケールでの評価方法の開発が必要である。

4.5 適応策

(1) 適応策メニューとその体系

適応策の具体的なメニュー及びその体系を以下に示す。

表 4-9 適応策のメニュー及びその体系

1. 全般	
(1) 温暖化影響の現状把握と対応のあり方に関する関係主体間の合意形成	生態系を保全するために、当該生態系の動態の中でどのような変化が起こっているかを把握することが第一で、モニタリングサイト 1000 等の科学的データを集約し、生態系の変化が受け入れるべきものであるかを関係者を集めた協議会で検討する必要がある。例えば森林生態系では、森林や植物種に衰退の傾向があったとしても、温暖化の影響であれば、無理に保護するよりは自然に任せて温暖な条件に適する植物に変化することを受け入れるなどの対応も必要になる。
(2) 温暖化後の生物の避難場所・環境（レフュージア）の特定	複数の温暖化シナリオに基づき種の分布予測を行うことにより、温暖化後も種の生育（生息）適地として残る地域が特定できる。このような地域は、温暖化後の当該種の生存にとって重要な地域であり、生物の避難場所・環境（レフュージア）と考えることができる。特に、希少種や分布域の狭い種のレフュージアは、面積が限られると予想され、特に保護が必要な場所といえる。一方、温暖化後に多くの種が生存できる場所も、種多様性が高いという点から特に保護すべき場所といえる。このように、温暖化後のレフュージアを特定して、保護地域や保護の方策を見直していくことが、生物多様性保全上重要である。
(3) 生物の避難場所・環境（レフュージア）の確保	多様な生息・生育環境を確保することは、猛暑や渇水などの異常気象の備えとなる適応策である。例えば、水が乾上がらないような小さくても深い水溜まりを作るだけでも、生物がアクセスできるなら渇水に対する生態系の保全に効果がある。
(4) 生態学的回廊（コリドー）の設置	森林生態系では、温暖化に伴い生物の自然の移動をスムーズに行えるようにするために、緑のコリドーの設定が重要となる。既に設置されているコリドーに対しては、機能を評価するモニタリングが必要である。また、人工林や人工草地・耕地等が移動の障害となる場合は自然林に転換していくことがコリドーの機能を高めることに役立つと考えられる。 淡水生態系では、河川において、水温が高い時期に魚類が上流や支流に避難できるよう、移動を妨げる構造物を設置しない、また設置してある場合には魚道を整備するなどの措置が必要である。生物が持つ環境変化に対する適応力を発揮させるには、遺伝的多様性を確保することが不可欠である。そのためには、生息地の孤立化を招かないような回廊を整備することが望ましい。
(5) 保護地域の見直し、新たな設置や修復	温暖化による環境変化に対応して、原生自然環境保全地域、森林生態系保護地域などの保護地域の意義が変質する場合がある。保護地域の状況を把握しつつ、必要に応じて保護地域を見直していくことが今後必要になる。実態把握のために、モニタリングを行うことが必要である。 高山生態系では、追い落とし現象による高山植物の消失を防ぐため、下からの植物の侵入が難しい岩礫地に特別な保護地域を設定し、人間による管理、侵入植物の駆除を行うことが考えられる。 マングローブ生態系では、人為的な開発からの保全施策として保護地域の設定や修復などを行うことが考えられる。
(6) 温暖化対策ガイドラインの作成	拙速な温暖化対策（高温に適応した種の地域外からの人為的な導入等）を防止するためのガイドラインの作成が考えられる。
(7) その他	モニタリングに協力可能な知識・技術を要するボランティアの育成が必要である。高山植物や湿原への踏圧軽減、サンゴ礁の保護等に関する意識啓発が考えられる。

2. 森林生態系、高山生態系		
人工林	(1) 雄花量の多いスギ林の伐期短縮、アレルゲンの少ない森林への転換	地球温暖化によるスギ花粉量増加への適応策として、雄花量の多いスギ林の伐期短縮やアレルゲンの少ない森林への転換による、増加量の相殺が考えられる。東京都や林野庁は都市に飛散する花粉量を削減する目的で無花粉・少花粉スギ、他樹種への転換を進めている。花粉情報（例えば、鈴木ら，2007）などにもとづいて施業効果の大きい地域を選び、対策の効率を上げることが重要である（清野ら，2002）。
	(2) 人工林の自然林化	ブナ林やマツ林は気候変動の影響でかなり変化すると予想されるので、自然林の構造の急変を防ぎその生態系機能の維持を助けるため、人工林は必要なものを除き、遺伝的攪乱を伴わないよう注意しつつ、徐々に自然林化を図るのが良い。それにより、スギ花粉量の削減も期待できる。
里山林等	マツ枯れ被害の早期発見・防除	マツ枯れ被害の北上、拡大に対する適応策として被害の早期発見、防除が挙げられる。寒冷地域における防除効率を上げるため、マツ枯れ被害木の検出と位置の確定に航空写真を利用する研究が行われている（中村・中北，2007）。マツ材線虫病が侵入し、定着しかかった場合でも、早期防除（薬剤散布、被害木処理など）や再発防止措置により、危険地帯で被害地域の拡大を抑制している事例（鎌田，1997）がある。また、林木育種センター（現 森林総合研究所）及び府県林業研究機関ではマツ材線虫病抵抗性マツの開発に取り組み、一部で実用化に至っている。
高山生態系・里山林等	ニホンジカの個体数管理、シカ柵設置等	里山林等では、シカが森林再生を妨げていることへの対策として個体数管理、伐採方法の改善（Sakai et al., 2006）が考えられている。 高山生態系では、ニホンジカの食圧、跡圧に対する適応策として、高山植物の全滅を防ぐために、シカ柵により一時的に高山植物の遺伝子の保存を行うことが考えられる。また、ニホンジカの個体群動態を研究し、効率の良い駆除を行うことも考えられる。
3. 淡水生態系		
(1) 栄養塩等、環境負荷物質の削減		温暖化により懸念される湖底の貧酸素化は、多くの底生生物種を減少させるだけでなく、底泥から栄養塩を溶出させるので、富栄養化の悪循環を生み出し水質を悪化させる。この悪影響を回避するには、湖底での酸素消費速度が減るよう、栄養塩や有機物の河川・湖沼への負荷を極力減らすことである。水温3度の上昇は、微生物の酸素消費速度を2～4割増加させる。水生植物帯の造成などの湖沼保全技術に加え、点源・面源からの栄養塩（窒素、リン）や有機物の排出量の減少を検討することが、生物多様性を保全し水質の悪化を防ぐための現実的な適応策といえる。
(2) 人為的な移植・放流の制限		コイ科魚類やブルーギルなど温水魚の高緯度・高標高地域への分布拡大は、捕食により大型の動物プランクトンを減少させる。大型動物プランクトンの減少は、植物プランクトンを繁茂させ、透明度の低下と水質の悪化を招く（花里，2000；Bronmark and Hansson, 2005）。このため、温水魚の分布拡大先では多くの水生生物が減少する可能性がある。在来種、外来種を問わず、潜在的に分布域が拡大したとしても、生物本来の分布拡大速度を超えた人為的な移植や放流には、元から生息している生物や水質への影響などを含めた慎重な検討が必要である。
(3) 河畔林の保全		河畔林は河川水の温度上昇を防ぐ機能があり、河川源流域や河川周囲では森林を伐採しないことも、温暖化の影響を極力おさえる適応策である。
4. 湿地		
土砂・富栄養水の流入や踏圧の軽減		湿原の衰退には、温暖化の他に、地形的改変、樹木の侵入や踏圧など人為的要因が複合的に作用している場合がある。例えば、高層湿原では、温暖化と土砂流入、富栄養化、踏圧の複合影響により一層湿原の回復が困難になるので、これらの人為的影響を排除する必要がある。
5. 海洋生態系、沿岸生態系		
全般	汚染物質の管理と流出の制限	サンゴ礁生態系などを取り巻く環境全体に人為的な汚染などの負荷をかけないための管理を行う。例えば陸域から供給される汚染物質、とりわけ生物毒性が強く、分解されにくい物質の管理と流出の制限等がある。

サンゴ礁・マングローブ生態系	(1) オニヒトデの駆除	サンゴ礁の壊滅要因である、オニヒトデの駆除に関し、人的作業には限界があり、新たな方法の開発が必要である。最近の研究では、オニヒトデの浮遊幼生期間は著しく長く、フィリピン諸島など南方海域からも幼生供給が行われているとの指摘もある（安田ら，2007a）。このようなメタ個体群構造の解明と、ソース個体群における集中的な管理対策などが必要となる。これには東南アジア、太平洋諸国と連携した国際的な取組が必要である。
	(2) 病気のメカニズム解明	サンゴに病気を起こす、微生物（細菌、ウイルスあるいは菌類）の病気のメカニズム解明とその増加要因の除去を行う。
	(3) 観光者の行為制限	観光者による破壊的行為、例えば、マングローブ地域における過度のボートの往来による地形変化、サンゴに乗る、壊す、アンカーを打つなどの行為の制限などを行う。
干潟・藻場生態系	(1) 保全技術・方法論に関する研究の推進	生物多様性及び生態系機能の高い干潟、藻場を保全するための技術・方法論に関する研究の推進が考えられる。特に、メタ個体群・メタ群集生態学のアプローチ、及び景観生態学のアプローチ（前述）にもとづく成果を取り入れた海洋保護区の設計デザインの検討とその実施のための法的整備の推進などである。
	(2) 種多様性、優占種の遺伝的多様性の確保	主要な干潟・藻場における種多様性、優占種の遺伝的多様性の確保は、温暖化による変化に対する抵抗性や回復性を増加させることから、適応策としても重要であろう。
	(3) 外来種の防除	
	(4) 漁獲の制限	魚類資源の適切な資源推定法の確立、資源モデルの確立、それに基づく合理的漁獲量制限などを行う。
	(5) 埋め立てや干拓事業の注視・再評価	
砂浜生態系	(1) 陸域を含めた砂の供給源を確保するための保全対策、法整備	
	(2) 他の沿岸域（干潟、藻場等）とのネットワークを考慮した生態系保全対策の検討	
6. 実施にあたり特に配慮が必要な適応策		
森林生態系：自然林	植栽や播種	植物種の保護には、植栽や播種が効果的な場合もあるが、遺伝的攪乱を引き起こす危険性がある。
沿岸生態系：干潟・藻場	潮間帯上部の自然生態系の保全及び再生の推進	例えば、埋め立て地の海域への復帰などが検討される。一方、陸域の海域化は困難なことから、沿岸域の比較的深い海域を埋めて干潟や藻場を造成する方法が検討されている。しかし、浅海化による沿岸域の比較的深い海域の喪失は、生物多様性及び生態系機能にさらに負の影響を引き起こす恐れもある。
沿岸生態系：砂浜	外部からの砂の持ち込みによる養浜	砂の流出が進行する海岸への適応策として、外部から砂を持ち込み養浜を行うことは、砂浜の根本的な保全・再生にはつながらず、かつ在来の生物群集や生態系の攪乱が起こる可能性がある。

コラム：地球温暖化が林業に及ぼす影響と適応策

地球温暖化の進行により、森林の火災や病虫害の発生が増える可能性が高い（IPCC，2007）。森林火災の多くは北方林の不便な地域の森林で発生すると予想されており、木材生産への影響は大きいものではない。一方、気温の上昇は生物の分布を変え、樹木の生理や防御機構に様々な影響を及ぼし得る。日本の森林ではマツ枯れやナラ枯れなどの被害が拡大しつつある。スギ、ヒノキの人工林ではスギノアカネトラカミキリの被害が本州、四国を中心に見られる。本種は暖地では1世代を経過するのに3年以上、寒冷地では4-5年かかる（森林総合研究所ホームページ）ので、気温上昇は個体数と被害の増加をもたらす可能性がある。また、移動能力が低く、被害林分に造林地が隣接していると被害が広がり易い（楨原，1987）ことから、造林面積の拡大が被害の伝播を助けてきたと考えられている。樹種転換等による人工林の分断化は被害拡大の軽減に有効であろう。

不確実性は大きいが地球温暖化の影響で強い台風の発生数が増えるとの予測がある（Oouchi et al., 2006; 中

村, 2007)。台風による森林被害には樹種特性や立地条件も関与するが、スギ・ヒノキ人工林の被害は大径木（高齢、高樹高）林で多く、強く疎開された林分や間伐が必要な林分、間伐直後の林分も被害を受け易い（木上ら, 2006）。1960～2000 年の民有林気象害調査によると風害は人工林の加齢とともに増え、41 年生以上で発生率が高かった（久保山ら, 2003）。人工林は皆伐の減少で今後高齢化がさらに進むので、気象害は大径木高齢林の風害が主になると予想される。台風のような低頻度の現象による森林被害を定量的に評価するには、長期観察データの蓄積が必要である（齊藤・佐藤, 2007）。地球温暖化により、台風の強度や頻度が変化することが予想され、それらの変化が森林に及ぼす影響の予測は今後の課題である。

林業を通して様々な適応策を施すことができる。例えば、間伐には間伐木の利用によって森林・木材による吸収量を直接増やすだけでなく、森林を健全に維持することによって病虫害や気象害を軽減し、炭素を長期間貯留して排出を減らす効果がある。また、被害の検出と防除管理の強化、樹種混交、伐期の調節、適地適木、森林配置や木材利用の改善などが考えられる。ただ、監視や被害地へのアクセスの悪さや労働力、経費面から、可能な適応策と現実に取り得る行動との間には隔たりがある（IPCC, 2007）。スギ、ヒノキ人工林の大半は天然分布域の外に植栽されて成立したもので、人手をかけなければ再生することはない。採算の合わない造林地の天然林化（田中ら, 2003）は低コストで森林機能の維持を図る現実的手段の一つである。平均伐採樹齢の延長とそれに合わせた森林計画の策定、苗木生産計画の変更、法律で規定されている苗木の配布区域や指定母樹の変更、育種区の見直し（原沢・西岡, 2003）なども必要になろう。また、気候変動枠組条約第 9 回締約国会議（2003 年）で CO₂ 吸収源として算定可能な植林に組換え樹木の使用が条件つきで認められた。組換え技術を利用したバイオマス生産の向上のための成長制御や不適地耐性付与の取組が行われている（篠原, 2007）。組換え樹木の実用には有用性と社会による受容が必要であり、社会の関心に的確に対応した情報提供が不可欠である。地球温暖化の影響予測と適応技術にもとづく森林資源配置技術の開発は大きな研究課題である（森林総合研究所, 2008）。

(2) 適応策の選択・実施にあたっての考え方

自然生態系の温暖化に対する適応策の選択・実施にあたっては、以下の点に注意することが必要である。

1) できるだけ自然でスムーズな移動を可能にする

IPCC の報告書においても、人間が手を加えて、分布の移動を早めたり、生態系を移殖するよりも、自然の移動で、新しい分布地が獲得できるようにすることが望ましいとしている。実際に、生態系は多種の生物からなるシステムであるため、優占種だけを移動させても生態系全体を移動することは技術的にも難しく、コストもかかる。

2) 生態学的にありえない場所への移動を人為的に行うことは避ける

温暖化のスピードは、これまでの地史的な過程で起こってきたものより速い。したがって、人間が移動を助ける場合もありうるが、その場合に、たとえ新しい環境になったとしても自然状態ではありえない移動（例えば、海を越えることのできない生物の海を越えての移動など）は避ける必要がある。

3) 不可逆な変化に対する考え方の整理

生態系や生物多様性の影響の中には、不可逆的なものがたくさん含まれる。種の絶滅が代表的であり、温暖化で生じた新しい環境のなかで、どこにも生息域がない、という状況が生じうる。このような場合の対処の仕方を、自然科学の面だけではなく、社会的にも合意しておく必要がある。野生絶滅が起こっても、植物園や動物園などで生息域外保全を図る方法もあるが、

対象種が多いとそのコストは大きくなる。動物でも、トキやコウノトリのような保全が、温暖化による影響に対してどこまで可能か、あるいはするべきかどうか、のコンセンサスが必要である。

4) 生態系の機能を損なわない形での移動、移殖

生態系が移動するときには、生態系の構成種がすべて同じスピードで移動するわけではなく、中には絶滅するものもある。したがって、新しい生態系は、これまでとは異なった種の組み合わせで成立する可能性もある。そのような場合には、生態系の機能を失わない形で、移動を促進するなどの対策を優先する必要がある。例えば、送粉などに代表される共生関係が保たれる形での移動促進などである。

5) 生態系サービスの優先順位

温暖化によって、いくつかの生態的機能は損なわれる可能性が大きい。また、そのことは現在受けている生態系サービスも、そのまま全部を受けることができないことを意味する。その場合に、絶滅する構成種やそれが果たす役割も考えて、どの生態系サービスを優先的に残す対策をとるのか、という優先順位を考える必要があるだろう。

6) 基本的には温暖化による影響を促進させる人為的要因を排除

以上のように、自然生態系の適応策として人間のとりうるオプションは、基本的に多くない。むしろ、温暖化以外の人間活動で、温暖化の影響を強めてしまう（複合影響）要因をできるだけ排除するという対策が主流となる。

以下に、生態系ごとに適応策の考え方を見ていく。

1) 森林生態系

温暖化により分布適域から外れてしまった場所の植物種に対する管理の仕方は、生態学的な理由と社会的な必要性から慎重に判断する必要がある。例えば、温暖化により分布適域から外れて衰退が進行するブナ林では、ブナ林を維持するための植栽等の適応策を行うかどうかの判断が求められる。ブナが衰退しても、温暖な気候に適するコナラやモミ・カシ類がブナに置き換われれば、森林としての生態的サービスは維持されるだろう。広葉樹の播種や植栽は、遺伝的多様性の攪乱を引き起こす危険性があり、保育も含めて多額の費用がかかる。そうであれば、どうしてもブナ林に維持しなければならない理由がなければ、植栽等を行わず、森林の変化を見守り、モニタリングしていく方が賢い選択となる。モニタリングを通して、森林の再生が困難な場合には天然更新補助作業（林床処理、播種、植栽など）を検討すればよいだろう。

人工林は当面、存続すると考えられるので、適応策の目的は機能の保全・改善が中心になる。自然林の移動を促すために、人工林や自然林の配置を変更したり、保護地域を見直すなどの対策が可能である。また、自然林は構造や機能にかなりの変化が予想されるので、被害を含む変化の早期の検出と対処が重要である。

2) 高山生態系

高山生態系は現在自然公園の特別保護地区等になっている場所が多い。しかし、これらの地区の管理は人間の行為に対するものが主眼であるため、環境変動に対する適応策的な取組も検討していくことが必要である。例えば、ニホンジカに対する適応策はシカ柵により内部の「種」の遺伝子の保護を行うことが現在のところ急務であろう。また、高山の岩塊地には生物の避難場所・環境（レフュージア）の残存する可能性が高いため、少なくとも人間の影響を排除するため高山帯の岩塊地をサンクチュアリーとして指定を行うことの検討が必要である。

3) 淡水生態系

湖沼の場合、水質を保全することが、そのまま生態系の保全に繋がる。温暖化は確実に水質を悪化させることになるので、河川・湖沼の水質を良好に保つことが適応策として優先度が高い。また、自然状態で生物の移動の妨げになる障壁は取り除く一方、自然状態では起こらない生物の移動は人為的に行わない。人為的な操作について、水系（地域）内と、水系（地域）間で許容できることを区別する。

4) 湿原

新しい分布地や生物の避難場所・環境（レフュージア）の特定とそれに応じた保護対策をとる必要がある。

5) 海洋生態系

直接外洋を対象にした適応策は困難である。生物資源、非生物資源の適切な利用のためには、これらの資源量の推定、その変動モデルの確立と、それに基づいた科学的な採取が必要となる。

6) 沿岸生態系（サンゴ礁・マングローブ・干潟・藻場・砂浜等）

サンゴ礁の場合、局所的な保護には限界があり、特定のエリア全体を統合的に管理していく手法が必要である。このためには法的な整理が必須であるが、例えばオーストラリアで取られているような MPA³の概念を当てはめ、実行することは現状ではほぼ不可能である。特定のサンゴ礁で住民、漁業者、観光業者が協力して何らかの保護的な政策を取るような実例が必要と思われる。漁業権の問題等もあるので、合意形成が必要となる。その進め方自体について、より社会科学的な検討を進める必要がある。

沿岸生態系の主要生物が長距離分散を行うことから、国際的な取組も含めて、沿岸生態系の広域管理の方策を検討する必要がある。特にサンゴ礁については、東南アジア、太平洋諸国を含めた国際的な連携が必要である。

自然再生による干潟や藻場の再生においては、自然の再生力を生かす方法を取り、過度の人工再生を避ける。例えば、現在各地で盛んになっているアマモ場の再生においては、人為的に移植を行わなくても、自然の移入により回復が期待される場所も多い。過度の人為的修復は、費用対効果の面でも薦められないばかりか、沿岸域の埋立による干潟や藻場の造成の場合は、造成場所のそもそもの生物多様性及び生態系機能に負の影響を引き起こす恐れもある。再生に当たっては、生物の人為的移出入について検討を進める必要がある。

7) 生物季節

現在の科学や技術で生物季節を広域に制御できる可能性はほとんどない。生物季節に依存する生活や経済活動をその時期に移動させるほかにはない。

8) 生物多様性

移動することで生息域が確保できそうな種に関しては、新しい生息適地を特定し、速やかな移動を促す。また、それが期待できない種に関しては、温暖化した場合の生物の避難場所・環境（レフ

³ MPA:Marine Protected Area（海洋保護区）：オーストラリアのグレートバリアリーフ海洋公園の場合、約 34 万平方 km に広がるエリア全体を連邦機関である海洋公園局が直接一括管理している。公園内は目的に応じて保全区、科学調査区などにゾーニングされ、許可が必要とされる活動に対しては、予防原則に基づいた環境影響評価を行うことが義務付けられている。

ユージア）となりうる場所を特定して保護対策をとる、それも不可能な場合は、生息域外保全とする、などの段階的対策が必要になるだろう。気温や降水量だけでなく、かく乱に対する依存度も種によって異なるため、猛暑や渇水などの異常気象が生じて、生物にとってどこかが避難場所となりうるよう多様な生態景観を創出・維持することも考慮する必要がある。

(3) 適応策を実施する上でのバリア

自然生態系で適応策を実施する上でのバリアを一般的に見ると、

- 1) 新しい保護地域やコリドーの設定のための私権の制限や協定、法的措置、優先する生態系やサービスなどに関するコンセンサス形成。
 - 2) 絶滅が確実視された時点での、その種や生態系の取り扱いに関するコンセンサス形成。
 - 3) モニタリングを行う上でのコスト、人的資源の不足。
 - 4) 複雑な相互作用を想定したモデル構築の困難さと、その問題に対する社会の理解不足。
- などが共通して挙げられる。

生態系ごとに個別の問題を以下に整理する。

1) 森林生態系

現状についての地理情報の整備が不十分であり、脆弱な森林がいつどこに発生するかタイムラグの少ない警告を出せる状況にない。対象が大きく寿命も長いために、実験的手法にも限界がある。また、極端現象に対応した気候変化シナリオや、地域スケールでの変化予測がないこともバリアである。さらに、人工林の分断化、自然林化、コリドー創出など森林の生態系機能をバランス良く発揮させる森林の配置技術（森林総合研究所，2008）の開発が必要である。自然林の発達を促すために必要な保護地域の見直しやコリドー形成のための私権の制限を含む合意形成が必要となり、今後の課題である。

また、必要なモニタリング実現のための予算や人的資源が不足している。ボランティアによるモニタリングでは、ボランティアが高齢化してその継続性が低下する可能性がある。モニタリングを正確に実行できる人材やそれを支援する民間組織（会社、NPO など）を育成することが必要である。

2) 淡水生態系

湖水の水質保全のために栄養塩や有機物の排出を今以上に削減することが可能かという課題がある。家庭排水など、点源については啓発活動や下水道や浄化設備の整備などで一定の効果があるものの、農地などでの肥料の利用を少なくしたり、これら面源からの排水を効果的に管理するための技術開発とインフラ整備が課題である。ダムや堰など生物の移動を阻む構造物を排除するのはコスト面から現実的でないが、効果的な魚道など付帯設備によって緩和することができるかもしれない。温暖化に際しての治水のための整備との競合を解決する必要がある。河川・湖沼生態系の基礎理論や保全に関する研究と、個々の事例（事業）について適応策を具体的に立案・実施できる視野の広い人材の育成が必要である。

3) 海洋生態系

海洋生態系は圧倒的にその基礎的知見が遅れている。研究船、臨海施設をはじめとする研究拠点の整備、観測の実施、その結果の統合に基づいた生態系の理解が必須である。このためには基盤的な整備にかなりの予算投下が必要だが、2007年に施行された海洋基本法は必ずしもこうした基礎的研究に十分な配慮をしていない。

4) 沿岸生態系

沿岸生態系では、法制度面、技術面、経済面及び知識・情報面でそれぞれ課題が生じている。法制度面の課題としては、漁業権と海洋保護区の兼ね合いの問題が重要となっている。技術面では、リモートセンシングによる沿岸環境の定量的把握が重要であるが、現段階では技術的に課題がある。経済面での課題としては、適応策を実施する上で不可欠な情報を提供する日本各地の沿岸域で統一的なモニタリングを行うための予算が不足している。また、知識・情報面での問題点としては、これらの研究課題を実行する人材が不足している点が挙げられ、今後は人材育成プログラムが必要になると考えられる。

5) 生物多様性

現状では、希少生物が生息している地域、環境を保全するためのデータ・情報が不足しているというバリアがある。

広域的な観測は、ボランティアに依存しているが、予算や人的資源が不足している。また、そのようなボランティアによる観測者は高齢化する傾向があり、継続観測の点でも問題がある。さらに、生物の情報は様々な団体や個人に情報が散在している場合が多く、それらを統一的に管理できていないという問題もある。

外来種に限らず、在来種の移動を規制することは、水産や流通のうえで不都合が生ずる可能性があることもバリアの一つとなりうる。

さらに、生物多様性については、市民レベルでの理解がまだ十分ではないこともあり、広く啓発を行うことが重要となる。

(4) 適応策として参考にできる既存の事例・政策

自然生態系分野における適応策として参考にできる既存の事例を以下に整理する。既に実施されている事例に加え、研究的要素の強い事例、試行段階・計画段階の事例等も含む。

1) 世界遺産知床における順応的管理

2005年に世界遺産に登録された知床では、多様な主体による地域連絡会議（事務局：環境省、林野庁、北海道）と学識経験者による科学委員会を設置し、合意形成と科学的知見に基づく保全管理が行われている。

知床の世界遺産としての価値を維持していくためには、科学的知見に基づき順応的に管理していくことが必要であり、包括的な管理計画の策定と必要なモニタリングの検討が進められている。特に、世界遺産知床の特徴の一つが「北半球で最も低緯度の海氷域」であることから、知床は温暖化の影響を受けやすい遺産であるといえ、科学委員会において気候変動による影響を早期に把握するためのモニタリングについても検討が行われている。世界遺産という象徴的地域での取組は、国内のみならず世界中への波及効果が期待される。

温暖化の適応策においても、自然生態系の分野ではこのような会議を通じた合意形成と、関連組織の協働、順応的管理が必要である。

2) 吉野熊野国立公園における自然林保全・再生の取組

吉野熊野国立公園の大台ヶ原では、昭和30年代の大型台風による大量の風倒木の発生を契機に、林床の乾燥、ドライブウェイの開通、ニホンジカ個体数の増加等の複合的な要因によりトウヒ林の衰退が進行してきた。

環境庁（当時）は、昭和61年度にトウヒ林の保全、平成13年度にニホンジカの保護管理について専門家による検討会を設け、シカの個体数調整、防鹿柵の設置などの保全対策事業を実施した。さらに、これらの取組から得られたデータや知見をもとに、平成14年度からは、大台ヶ原自然再生検討会を設置し、学識経験者、関係機関、地域住民等の意見を聞いて自然再生推進計画を策定し、自然再生事業に取り組んでいる。計画実施に当たり導入された科学的データと合意形成に基づく取組の実施は、その後、西大台地区において立入人数や立入日数を調整し、将来にわたり良好な自然環境を保全する利用調整地区の全国初の指定へとつながり、大台ヶ原地区の総合的な自然環境保全の取組へと展開している。

3) 林野庁による緑の回廊設定

野生動植物の多様性の保全を目的とし、その移動経路を確保して生物の移動を促進するために、2000年から林野庁は国有林内に「緑の回廊」を設定した。従来の国有林野事業で設定されていた保護林を相互に連結して緑の回廊とし、全国に22か所が設定された。緑の回廊では、分断された個体群の保全と遺伝的多様性の確保のために、管理指針を定め、針葉樹や広葉樹に極端に偏らない樹種構成、林齢、樹冠層の多様化を図る森林施業を実施するとしている。また、野生動植物の移動実態と森林施業との関係を把握するためにモニタリングに努力するとしている。

4) 明治神宮における郷土樹種優先の樹林造成

移動力の比較的弱い生物にとって分布移動のバリアになる可能性のある首都圏（明治神宮）で郷土樹種優先の樹林造成が行われた。当初、ヒノキやスギを植える意見もあったが、本多静六氏らの意見で自然植生の常緑広葉樹による森林造成に方針変更された。もしヒノキやスギが選ばれていたら都心の環境に合わず失われていたであろう。郷土樹種を用いることにより自然再生を期待でき、樹林の維持コストが安価に済む点からもグッドプラクティスと言えよう。

5) 滋賀県による琵琶湖の富栄養化防止

滋賀県は1979年、日本で最初に富栄養化防止条例を制定し、琵琶湖の富栄養化防止に行政として取り組んだ。下水道などの地域整備、琵琶湖研究所などの研究機関の設置などに加え、びわ湖フローティングスクールを開校して低学年から環境教育を実施したり琵琶湖博物館を設置して琵琶湖生態系の重要性を紹介するなど、県民の啓発も行っている。1960年代の開発により富栄養化し、自然湖岸や内湖が失われるなど琵琶湖生態系は激変したが、1979年以後の取組により、富栄養化の進行は抑えられつつある。近年は、魚類の産卵場所や水質浄化の場として重要な内湖の復元事業を行っており、琵琶湖生態系やその水質の保全に一層取り組んでいる。これは温暖化に際して生態系を保全する適応策といえる。

(5) 適応策の評価手法に関する研究動向

自然生態系分野における適応策のコスト、効果（被害軽減効果）、効率（費用対効果）等を評価する手法について、その研究動向を以下に整理する。

人工林の間伐から主伐までを対象に、収入予測とコスト予測が可能な収支予測プログラムの開発が進められている（森林総合研究所交付金プロジェクト研究「要間伐林分の効率的施業法の開発」）。これを利用して、人工林における適応策（伐採や樹種転換）のコストや効率の評価がある程度可能である。

スギ花粉量の削減を目的に、スギ林の樹種転換コストを試算した例がある（清野，2003）。スギを伐採し、収穫木を道まで運び出す費用、跡地に広葉樹の苗を植え、育てる費用、及びこれらの作

業を効率よく行うための道を増設する費用の合計を最も安くするという観点から手法を定め、費用を算出したところ、日本のスギ林を 100 年かけて樹種転換するときの年間費用は、スギ花粉症により日本で発生している年間社会的費用（川口，2000）にほぼ匹敵した。

4.6 今後の課題

(1) 影響・脆弱性評価

1) 現状把握

- ・長期モニタリングサイトの整備が必要である。その際、既存のサイトを整備するのではなく、生態系への温暖化影響の観測に効果的な場所を選定して整備する必要がある。また、温暖化の影響を検出・特定するため、特に、高山、島嶼等の辺境地域、森林、湿原、沿岸景観、背景環境が似た地域等についてのモニタリング手法を開発し、実施することが重要である。必要な場合は、実行主体、方法、公開ルール、既存データ管理法等について標準化するとともにネットワーク化を図り、国際的比較のためには国際的な協力と合意を形成する必要がある。
- ・リモートセンシングと地上のデータを組み合わせた現状把握の技術を深めること、また、その技術を国レベルの広域にスケールアップする必要がある。例えば、全国の沿岸生態系を網羅的に評価するためには、野外調査のみでは予算、労力に限界がある。リモートセンシングを利用した主要景観、優占種の評価方法の開発、適用が必要である。
- ・生物・環境情報のアーカイブとデータベース化が必要である（省庁横断による自然環境アーカイブセンターとしての役割を担う施設の設置など）。

2) 現在の影響の把握

- ・気温の上昇による高山植物や淡水生物、海洋生物の生理学的反応など、温暖化の生物個体に対する生理学的影響についての研究が必要である。
- ・自然生態系分野では、温暖化の直接的影響よりも、他の要因との共役や、種間の相互作用、物質循環の経路によって影響が生ずる場合が多い。このような影響のメカニズムについての理解を進め、予測を行うため、群集・生態系レベルでの操作実験や、実験的・戦略的な野外調査データに基づく群集モデルを作成し、土地利用・物質循環モデル、水文モデル、気候モデルと結合する等の研究が必要である。具体的には次のような研究が必要となる。
 - 高山植物群落と亜高山帯の植物や、河川・湖沼・沿岸域の生物間相互作用等、温暖化により変化する種間の競争関係、温暖化の共役的影響の解明
 - 温暖化に伴う河川・湖沼の物理化学構造変化とその生態系機能（物質循環）への波及効果のメカニズムの解明
 - 人為的環境改変（乱獲、水質汚染、物理的開発）が進行した場所ほど地球温暖化に対して脆弱であることの検証
 - マングローブ、アマモ場、干潟、砂浜など堆積物底に形成される生態系における、堆積物の変動プロセスと生態系への影響の解明。これには、海洋物理学、海洋工学と海洋生態学の統合的研究を推進する必要がある。
- ・近年、侵略的外来種の生態系や人間社会に対する影響が問題となっている。外来種は定着した場所から、自力あるいは人為によって分布を拡大するため、気候的に適した地域に広がる。したがって、外来種については意図的に導入されたかどうかにかかわらず、体系的調査と、その分布拡大や生態系への影響に関する研究が必要である。また、温暖化の進行が外来種の侵入を促進するかどうかについての検討も必要となる。

3) 将来影響の予測

- ・ 個々の生物種及び生物多様性に対する温暖化の多様な影響予測、温暖化による種の分布移動などの予測を行う必要がある。
- ・ スギ以外の人工林樹種についても生育が不適になる閾値の把握と不適地の予測を行うことが必要である。
- ・ 生物群集は温度だけでなく、群集を構成している個々の生物種の相互作用により成立している。したがって、種の分布について将来予測する際には、生息可能な気候帯や温度適域だけでなく、生物間相互作用に及ぼす温暖化影響も明らかにする必要がある。
- ・ 自然生態系の温暖化影響評価において、特に日本で遅れているアプローチは、温暖化実験（野外等での実証実験）である。モニタリングサイトの整備と合わせ、実証実験を行う適地を選定・確保する必要がある（国外も含む）。

4) 脆弱性の評価

- ・ 多くの種の分布予測により、脆弱な種と地域を明らかにする研究が必要である。その上で、脆弱な種や地域を対象として、モニタリングを実施し、温暖化影響を検出する研究が必要である。
- ・ 森林生態系では脆弱林分の特定技術の不確実性を軽減する研究が必要である。
- ・ 温暖化に対する河川・湖沼生態系の脆弱性と集水域の土地利用や被覆（森林の種類や面積）との関係を明らかにする研究が必要である。
- ・ 海域における海洋生態系の空間的なつながりを考慮した脆弱性、回復可能性の評価方法の開発が必要である（一度劣化した生態系の回復可能性に関する評価方法は、淡水生態系で様々に試みられている（淡水生態系の部分を参照）が、その適用は、内湾域などの一部の半閉鎖海域に対しては可能であるが、開放系である外洋に面した沿岸域に対してはそのまま適用することが難しい）。

5) 生物多様性関連

- ・ 温暖化に対して生物多様性が有する機能の研究等が必要である。例えば、「生物多様性（種多様性、遺伝的多様性）が高い生態系ほど温暖化の進行がもたらす環境変動に対して、抵抗性が高い、回復可能性が高い」という仮説の検証が必要である。
- ・ 生態系機能、生態系サービスが生物多様性（種多様性、遺伝的多様性）と正の相関を示すことを利用して、生物多様性を指標とした機能変化の評価手法の開発が試みられている。例えば、沿岸生態系ではそのケーススタディが実施されている段階であるが、より基礎的な研究が必要である。

(2) 適応

1) 適応策全般に係わる研究課題

- ・ 絶滅危惧種や種内の多様な遺伝子の保存を行う必要性について検討が必要である。
- ・ 適応策の費用と効果を評価するシステムの開発や採用が必要である。
- ・ 適応策の実施においては、その実施を担う人材の育成・確保が必要となるほか、利害関係者の積極的な関与とそのための教育・啓発などが必要である。また、モニタリングの重要性について理解を促す必要もある。このような人材育成、合意形成、教育・啓発等の効果的手法の研究が必要である。
- ・ 適応策を実践し、改善するしくみを確立することが大切である。

2) 人工林における適応策

- ・ 病虫害や気象害等、被害を最小化するための研究、自然林化手法の開発、森林の生態系機能をバランス良く発揮させる森林の配置技術の開発、さらに、高生産性・環境ストレス耐性樹木の開発が必要である。

3) 高山生態系における適応策

- ・高山植物などに対して、適時に適確な適応策を実施するため、モニタリング体制の整備が必要である。
- ・温暖化により生態系が攪乱されないよう、必要に応じて、種の移動制限や、人間による動植物持ち込みの取り締まりを行う等の対策について研究・検討が必要である。（例：ニホンジカによる高山植物に対するストレスを防ぐための柵の設置等）

引用文献

- Alongi D.M., 2002: Present state and future of the world's mangrove forests, *Environmental Conservation*, 29, 331-349
- 青野靖之, 守屋千晶, 2003: 休眠解除を考慮したソメイヨシノの開花日推定モデルの一般化, *農業気象*, 59(2), 165-177.
- 青野靖之, 小林真理子, 2008: 著しい暖冬がソメイヨシノの開花状況の推移・分布に及ぼす影響, *日本農業気象学会 2008 年度全国大会講演要旨*, 17.
- Araujo M. B., W. Thuiller and R. G. Pearson., 2006: Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe, *J. Biogeography*, 33, 1712-1728.
- 朝日新聞ホームページ (<http://www.asahi.com/special/070110/TKY200707180428.html>)
- Bekkens M., Alkemade J.R.M., Ihle F., Leemans R. and Latour J.B., 2002: Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050, *Global Change Biology*, 8, 390-407.
- Both C. and Visser M.E., 2001: Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird, *Nature*, 411, 296-298.
- Bronmark C. and L-A. Hansson, 2005: *The Biology of Lakes and Ponds*, 共立出版.
- Canadell J., Kirschbaum M., Kurz W., Sanz M., Schlamadinger B., Yamagata Y., 2007: Factoring out natural and indirect human effects on terrestrial carbon sources and sinks, *Environ. Sci. Policy*, 10, 370-384.
- Carignan R., D. Planas and C. Vis: 2000: Planktonic production and respiration in oligotrophic Shield lakes, *Limnol. Oceanogr.*, 45, 189-199.
- Carpenter S. R., D. Ludwig and W. A. Brock, 1999: Management of Eutrophication for Lakes Subject to Potentially Irreversible Change, *Ecological Applications*, 9, 751-771.
- 千葉幸弘, 2006: 地上部調査, 平成 17 年度森林吸収源計測・活用体制整備強化事業調査報告書(3)森林衰退状況調査, 森林総研, 93.
- Daimaru H. and Taoda H., 2004: Effect of snow pressure on the distribution of subalpine *Abies mariesii* forests in northern Honshu Island, Japan. *J. Agric. Meteorol.*, 60(4), 253-261.
- Daufresne M., M. C. Roger, H. Capra and N. Lamouroux, 2004: Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors., *GCB*, 10, 124-140.
- Delbart N., Toan T.L., Kergoat L. and Fedotova V., 2006: Remote sensing of spring phenology in boreal regions: A free of snow-effect method using NOAA-AVHRR and SPOT-VGT data (1982–2004), *Remote Sensing of Environment*, 101, 52-62.
- Fang X., H. G. Stefan, J. G. Eaton, J. H. McCormic and S. R. Alam, 2004a: Simulation of thermal/dissolved oxygen habitat for fishes in lakes under different climate scenarios Part2. Cold-water fish in the contiguous US., *Ecol Model*, 172, 39-54.
- Fang X., H. G. Stefan, J. G. Eaton, J. H. McCormic and S. R. Alam, 2004b: Simulation of thermal/dissolved oxygen habitat for fishes in lakes under different climate scenarios Part3. Warm-water fish in the contiguous US., *Ecol Model* 172, 55-68.
- FAO, 2006: Global forest resources assessment 2005 Progress towards sustainable forest management, *FAO Forestry Paper*, 147, 320.
- Field C.D., 1995: Impact of expected climate change on mangroves, *Hydrobiologia*, 295, 75-81.
- 藤井理行, 増沢武弘, 橋本泰助, 小野田幹生, 上野健, 1999: 1976-1998 年における富士山の永久凍土下限高度の変化, 1999 年度日本雪氷学会全国大会講演予稿集
- 藤田和幸, 2005: マツ材線虫病被害拡大への温暖化の影響, *森林総合研究所東北支所研究情報*, 4(4), 1-6.
- 福田健二, 2008: ブナ科樹木の萎凋枯死被害(ナラ枯れ)の研究と防除の最前線, *森林技術*, 790, 36-37.
- Galbraith H., Jones R., Park R., Clough J., Herod-Julius S., Harrington B. and Page G., 2002: Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds, *Waterbirds*, 25, 173-183.
- Gaylord B. and Gaines S.D., 2000: Temperature or transport. Range limits in marine species mediated solely by flow, *The American Naturalist*, 155, 769-789.
- Gibbs J. P and A. R. Breisch, 2001: Climate Warming and Calling Phenology of Frogs near Ithaca, New York, 1900–1999., *Conservation Biology*, 15, 1175-1178.
- Gomi T., R. D. Moore and A. S. Dhakal, 2006: Headwater stream temperature response to clear-cut harvesting with different riparian treatments, coastal British Columbia, Canada., *Water Resources Res.*, 42, W08437.
- 後藤純一, 2005: 空中写真から判読した竹林の分布と拡大速度—1974 年から 2000 年の変化—, 竹林の整備と利用の手引き, 香川県環境森林部, 35-36.
- Grabherr et al., 1994: Climate effects on mountain plants, *Nature*, 369, 448.
- Gregg, W. W., Casey, N. W., McClain, C. R., 2005: Recent trends in global ocean chlorophyll, *Geophysical Research Letters*, 32, L03606, doi: 10.1029/2004GL021808.
- Gurung T. B. and J. Urabe, 1999: Temporal and Vertical Difference in Factors Limiting Growth Rate of Heterotrophic Bacteria in Lake Biwa, *Microb Ecol*, 38, 136-145.
- 花里孝幸, 2000: 地球温暖化と湖のプランクトン群集, *陸水学雑誌*, 61, 65-77.
- 原沢英夫, 西岡秀三, 2003: 地球温暖化と日本 第 3 次報告—自然・人への影響予測—, 古今書院, 411.
- Hari R. E., D. M. Livingstone, R. Siber, P. Burkhardt-Holm and H. Guttinger, 2006: Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams., *GCB*, 12, 10-26.
- Harley C.D.G. and Rogers-Bennett L., 2004: The potential synergistic effects of climate change and fishing pressure on exploited invertebrates on rocky intertidal shores, *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report*, 45, 98-110.

- Harley C.D.G., Hughes A.R., Hultgren K.M., Miner B.G., Sorte C.J.B., Thornber C.S., Rodriguez L.F., Tomanek L. and Williams S.L., 2006: The impacts of climate change in coastal marine systems, *Ecology Letters*, 9, 228-241.
- Harper M. P. and B. L. Peckarsky, 2006, Emergence cues of a mayfly in a high-altitude stream ecosystem: potential response to climate change., *Ecological Applications*, 16, 612-621.
- Hashimoto S., 2005: Q10 values of soil respiration in Japanese forests, *J For Res*, 10, 409-413.
- 速水 祐一, 藤原 建紀, 1999 : 琵琶湖深層水の温暖化, *海の研究*, 8, 197-202.
- Helmuth B.S., Harley C.D.G., Halpin P., O'Donnell M., Hofmann G.E. and Blanchette C., 2002: Climate change and latitudinal patterns of intertidal thermal stress, *Science*, 298, 1015-1017.
- Helmuth B., Mieszkowska N., Moore P. and Hawkins S.J., 2006: Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change., *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 373-404.
- 樋口広芳, 小池重人, 2008 : 地球温暖化が動植物の生物季節や分布に与える影響, *森林科学*, 52, 9-13.
- 本多静六, 1928 : 造林学要論, 三浦書房, 698.
- Hughes T.P., Baird A.H., Bellwood D.R., Card M., Connolly S.R., Folke C., Grosberg R.C., Hoegh-Guldberg O., Jackson J.B.C., Kleypas J., Lough J.M., Marshall P., Nyström N., Palumbi S.R., Pandolfi J.M., Rosen B. and Roughgarden J., 2003: Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs, *Science*, 301, 929-933.
- 市立しものせき水族館ホームページ (<http://www.kaikyokan.com/fish/tanken/no106/no106.html>)
- 今矢明宏, 重永英年, 2007 : スギ集団葉枯症発生林分の土壌－異なる発生地域における養分状態－, *九州森林研究*, 60, 142-143.
- 猪上信義, 野田亮, 佐々木重行, 2002 : 福岡県英彦山におけるブナ林の衰退現象と立地との関係, *九州森林研究*, 55, 54-57.
- IPCC, 2002: Technical paper V: Climate Change and Biodiversity.
(<http://www.ipcc.ch/pdf/technical-papers/climate-changes-biodiversity-en.pdf>)
- IPCC, 2007: Climate change 2007: Impact, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge Univ. Press, 976.
- Ishizuka S., Sakata T., Sawata S., Ikeda S., Takenaka C., Tamai N., Sakai H., Shimizu T., Kan-na K., Onodera S., Tanaka N. and Takahashi M., 2006: High potential for increase in CO2 flux from forest soil surface due to global warming in cooler areas of Japan, *Annals of Forest Science*, 63, 537-546.
- 伊藤文紀, 池下衡平, 小笠原貴子, 安井行雄, 市川俊英, 2005 : 竹林におけるアリ相および地上歩行性動物相, 竹林の整備と利用の手引き, 香川県環境森林部, 37.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R. H., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J. and Warner R.R., 2001: Historical overfishing and the recent collapse of coastal Ecosystems, *Science*, 293, 629-638.
- 花粉症研究会, 1988 : 花粉症 正しい知識と予防, 16.
- 鎌田直人, 1997 : 最先端地域におけるマツ材線虫病の動向と将来, *森林総合研究所東北支所たより*, 422, 1-6.
- 金指達郎, 2007 : スギ雄花開花モニタリングによる予測モデルの精度向上とモニタリング手法の省力化の検討, *森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集 15 「交付金プロジェクト研究Ⅱ成果」*, 15, 23-37.
- 環境庁, 1994 : 第4回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書 (干潟、藻場、サンゴ礁調査), 環境庁自然保護局, 262.
- 環境省, 日本サンゴ礁学会, 2004 : 日本のサンゴ礁, 自然環境研究センター, 375.
- 川口毅, 2000 : 医療経済に関する研究, スギ花粉症克服に向けた総合研究第Ⅰ期成果報告書, 136-150.
- 木村妙子, 2005 : 国内のレッドデータブックに掲載された海産・汽水産無脊椎動物:その特徴と問題点, *日本ベントス学会誌*, 60, 2-10
- 木上真一郎, 村上拓彦, 溝上展也, 吉田茂二郎, 2006 : 九州における風倒木被害の発生リスクに関する研究レビュー, *九州森林研究*, 59, 292-295.
- Kishi D., M. Murakami, S. Nakano and Y. Taniguchi., 2004: Effects of forestry on the thermal habitat of Dolly Varden (*Salvelinus malma*), *Ecological Research*, 19, 283-290.
- 気象庁, 1999 : 異常気象レポート'99 近年における世界の異常気象と気候変動<各論>, 大蔵省印刷局, 341.
- 気象庁, 2004 : 気候統一シナリオ第2版.
- 気象庁, 2005 : 異常気象レポート2005 近年における世界の異常気象と気候変動～その実態と見通し～ (Ⅶ), 383.
(http://www.data.kishou.go.jp/climate/cpdinfo/climate_change/2005/pdf/2005_all.pdf)
- 気象庁沿岸海氷観測の統計資料ホームページ (http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/seaice/hokkaido/hokkaido_static.html)
- Kitagawa T., Sartimbul A., Nakata, H., Kimura S., Yamada H., Nitta A., 2006: The effect of water temperature on habitat use of young bluefin tuna *Thunnus orientalis* in the East China Sea, *Fisheries Science*, 72, 1166-1176.
- 清野嘉之, 長尾精文, 篠原健司, 2002 : 林学からみたスギ花粉症問題, *医学のあゆみ*, 200(5), 447-451.
- 清野嘉之, 2003: 森林管理による花粉生産制御に関する研究, スギ花粉症克服に向けた総合研究第Ⅱ期成果報告書, 227-238.
- 清野嘉之, 九島宏道, 伊東宏樹, 2003 : スギ林の幹断面積成長に及ぼす気象因子の影響, *日林学術講*, 114, 274.
- Kleypas, J.A., Feely, R.A., Fabry, V.J., Langdon, C., Sabine, C.L. and Robbins, L.L., 2006: Impacts of Ocean Acidification on Coral Reefs and Other Marine Calcifiers: A Guide for Future Research, report of a workshop held 18–20 April 2005, St. Petersburg, FL, sponsored by NSF, NOAA, and the U.S. Geological Survey, USA. Massel SR, Done TJ (1993) Effects of cyclone waves on massive coral assemblages on the Great Barrier Reef: meteorology, hydrodynamics and demography., *Coral Reefs*, 12, 153-166.

- Knowlton N., 2001: The future of coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 98, 5419-5425.
- 小林和彦, 桑形恒男, 広田知良, 近藤純正, 清水庸, 見延庄士郎, 2007: 「地球温暖化の実態とそれが生態系と農業活動に及ぼす影響」に関する研究会に関する報告, 生物と気象, 7, B-1.
- Kojima S., Ozeki S., Iijima A., Okoshi K., Suzuki T., Hayashi I., and Furota T., 2008: Genetic characteristics of three recently discovered populations of the tideland snail *Cerithidea djadjariensis* (Martin) (Mollusca, Gastropoda) from the Pacific coast of the eastern Japan, *Plankton & Benthos Research* 3, 96-100.
- 小泉透, 2008: 広がるシカの波紋, 森林技術, 791, 29.
- 越地正, 鈴木清, 須賀一夫, 1996: 丹沢山地における森林衰退の調査研究(1)ブナ、モミ等の枯損実態, 神森林研研報, 22, 7-18.
- 久保山裕史, 鄭躍軍, 岡裕泰, 2003: 主要な森林気象災害の林齢別被害率の推定と考察, 日本林学会誌, 85(3), 191-198.
- Kumagai M. and H. Fushimi, 1995: Inflows due to snowmelt: physical processes in a large lake: Lake Biwa, Japan., *Coastal and Estuarine Studies, American Geophysical Union*, 48, 129-139.
- Kumagai M., K. Ishikawa and J. Chunmeng, 2002: Dynamics and biogeochemical significance of the physical environment in Lake Biwa, *Lake and Reservoir*, 7, 345-348.
- 黒田慶子, 衣浦晴生, 高畑義啓, 大住克博, 2007: ナラ枯れの被害をどう減らすかー里山林を守るためにー, 独立行政法人森林総合研究所関西支所, 21.
- 黒木逸郎, 讃井孝義, 福里和朗, 2005: 原因不明の葉枯れ症状によるスギの衰退, 森林防疫, 54, 133-144.
- Li Y., Maruyama N., Koganezawa M., Kanzaki N., 1996: Wintering range expansion and increase of sika deer in Nikko in relation to global warming, *Wildlife Cnservation Japan*, 2(1), 23-35.
- Lobitz B., Beck L., Huq A., Wood B., Fuchs G., Faruque A.S.G. and Colwell R.R., 2000: Climate and infectious disease: Use of remote sensing for detection of *Vibrio cholerae* by indirect measurement, *Proc Natl Acad Sci USA*, 97, 1438-1443.
- Magnuson et al., 2000: Historical Trends in Lake and River Ice Cover in the Northern Hemisphere, *Science*, 289, 1743-1746.
- 植原寛, 1987: スギノアカネトラカミキリの被害と防除, わかりやすい林業解説シリーズ, 84, 65.
- 丸田恵美子, 志摩克, 堀江勝年, 青木正敏, 土器屋由紀子, 伊豆田猛, 戸塚績, 横井洋太, 坂田剛, 1999: 丹沢・檜洞丸におけるブナ林の枯損と酸性降下物, 環境科学会誌, 12, 241-250.
- 真下育久, 1983: スギ人工林の成長と環境. 新版スギのすべて, 全林協, 99-123.
- Massel S.R. and Done T.J., 1993: Effects of cyclone waves on massive coral assemblages on the Great Barrier Reef: meteorology, hydrodynamics and demography., *Coral Reefs*, 12, 153-166.
- 増田啓子, 2002: 日本の動植物への温暖化による影響事例, 地理, 47(5), 34.
- 増沢武弘, 2005: 高山帯における山岳地形と高山植物の分布ー富士山・白馬岳・八ヶ岳・アポイ岳ー, 植物地理・分類研究, 53(2), 131-137.
- Matsui, T., Yagihashi T., Nakaya T., Taoda H., Yoshinaga S., Daimaru H. and Tanaka N., 2004: Probability distributions, vulnerability and sensitivity in *Fagus crenata* forests following predicted climate changes in Japan, *Journal of Vegetation Science*, 15, 605-614.
- 松井哲哉, 田中信行, 八木橋勉, 2007: 世界遺産白神山地ブナ林の気候温暖化に伴う分布適域の変化予測, 日本森林学会誌, 89(1), 7-13.
- Matsumoto K., Ohta T., Irasawa M. and Nakamura T., 2003: Climate change and extension of the *Ginkgo biloba* L. growing season in Japan, *Global Change Biology*, 9, 1634-1642.
- 松本陽介, 丸山温, 森川靖, 1992: スギの水分生理特性と関東平野における近年の気象変動ー樹木の衰退現象に関連してー, 森林立地, 34, 2-13.
- 松本陽介, 重永英年, 三浦寛, 長倉淳子, 埴田宏, 2007: 温暖化に対するスギ人工林の脆弱性マップ, 地球環境, 11(1), 43-48.
- McKee D., D. Atkinson, S. E. Collings, J. Eaton, I. Harvey, T. Heyes, K. Hatton, D. Wilson and B. Moss, 2002: Macro-zooplankter responses to simulated climate warming in experimental freshwater microcosms, *Freshwater Biology*, 47, 1557-1570.
- McKee D., D. Atkinson, S. E. Collings, J. W. Eaton, A. B. Gill, H. K. Hatton, T. Heyes, D. Wilson and B. Moss, 2003: Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer, *Limnol. Oceanogr.*, 48, 707-722.
- Menzel A., Estrella N. and Fabian P., 2001: Spatial and temporal variability of the phenological seasons in Germany from 1951 to 1996, *Global Change Biology*, 7, 657-666.
- Mieszkowska N., Kendall M.A., Hawkins S.J., Leaper R., Williamson P., Hardman-Mountford N.J. and Southward A.J., 2006: Changes in the range of some common rocky shore species in Britain - a response to climate change, *Hydrobiologia*, 555, 241-251.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005: *Ecosystems and Human well-being: vol 1. current state and trends*, Island Press, 948.
- Naganuma Y., Sakio H. and Masuzawa M., 2006: Comparison of community structure and growth between the alpine dwarf shrubs *Rhododendron aureum* and *R.brachycarpum* on the Yatsugatake range, central Japan, *Jpn.J.For.Environment*, 48(2), 77-84
- 長尾精文, 清野嘉之, 九島宏道, 奥田史郎, 2004: スギの花芽形成と成長量におよぼす夜温の影響, 日林関東支論, 55, 109-111.
- 中村克典, 中北理, 2007: マツ材線虫病被害拡大を阻止するための高精度枯損木探査技術に向けて, 研究情報 2007 年度, 7(2), 1-6.
- 中村誠臣, 2007: 極端現象(台風と梅雨期の降水)の予測. 気候変動に立ち向かう 科学的知見、そして技術的対策へ,

第5回環境研究機関連絡会成果発表会, II 3-5.

- Nakanishi, M., T. Sekino, T. Kimoto, R. Tsuda and M. Kumagai, 1999: A Hypothesis on Formation of the Subsurface Chlorophyll Maximum Observed in Lake Biwa in September of 1994., *Jpn J Limnol* 60, 125-137
- Nakano S., F. Kitano and K. Maekawa, 1996: Potential fragmentation and loss of thermal habitats for charrs in the Japanese archipelago due to climatic warming, *Freshwater Biology*, 36, 711-722.
- Nakanowatari T., Ohshima K. I., Wakatsuchi M., 2007: Warming and oxygen decrease of intermediate water in the northwestern North Pacific, originating from the Sea of Okhotsk, 1955-2004. *Geophysical Research Letters*, 34, L04602, doi: 10.1029/2006GL028243.
- 中嶋伸行, 越地正, 山根正伸, 藤澤示弘, 齊藤央嗣, 田村淳, 内山佳美, 阿相敏明, 2004: 丹沢山地のブナ林衰退地域におけるオゾン濃度の立地間比較, 日本林学会関東支部大会発表論文集, 55, 181-182.
- 梨本真, 高橋啓二, 1990: 関東甲信・瀬戸内地方におけるスギの衰退現象, 森林立地, 32, 70-78.
- Nasu A., Shimizu Y. and Omasa K., 2005: Statistical analysis of the relationship between changes in plant phenology and daily mean air temperature in Japan under climate change, *Journal of Agricultural Meteorology*, 60(6), 1227-1229.
- Nemami R.R., Keeling C.D., Hashimoto H., Jolly W.M., Piper S.C., Tucker C.J., Myneni R.B., Running S.W., 2003: Climate-driven increase in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999, *Science*, 300, 1560-1563.
- 日本ウミガメ協議会, 2002: 日本のアカウミガメの産卵と砂浜環境の現状, 日本ウミガメ協議会, 162.
- 野島哲, 2003: 身近な地球温暖化～天草でのサンゴの北上～BlueCleanGreen 熊本県環境保全協議会 (http://www.kumamoto-kankyo.jp/pdf/k_40.pdf)
- 農林水産省農林業センサスホームページ (<http://www.maff.go.jp/cemsus/>)
- Ohgaki S., Yamanishi R., Nabeshima Y. and Wada K., 1997: Distribution of intertidal macrobenthos around Hatakejima Island, central Japan, compared with 1969 and 1983-84., *Benthos Research*, 52, 89-102.
- 奥田史郎, 鳥居厚志, 伊藤武治, 上村巧, 佐々木達也, 伊藤崇之, 木村光男, 豊田信行, 佐渡靖紀, 山田隆信, 山田倫章, 伊藤孝美, 竹内郁雄, 2007: タケの地上部現存量を簡易に推定する, 森林総合研究所平成 18 年度研究成果選集 2006, 64.
- 大阪湾海岸生物研究会, 2002: 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相－1996～2000 年の調査結果, 自然史研究, 3(1), 1-14.
- 大沢雅彦, 江口卓, 田中信行, 池田浩明, 根本正之, 波田善夫, 1997: 自然生態系への影響 (第 2 章), 西岡秀三・原沢英夫編; 地球温暖化と日本: 自然・人への影響予測, 古今書院, 37-103.
- Ohtaka A., M. Nishino, T. Kobayashi, 2006: Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake, *Limnology*, 7, 237-242
- 温暖化影響総合予測プロジェクトチーム, 2008: 地球温暖化「日本への影響」－最新の科学的知見－(環境省地球環境研究総合推進費 S-4「温暖化影響総合予測プロジェクト」), 95. (<http://www-cger.nies.go.jp/climate/rrpj-impact-s4report/20080529report.pdf>)
- 大見謝辰男, 2004: 陸域からの汚濁物質の流入負荷, 日本のサンゴ礁, 66-70
- Oouchi K., Yoshimura H., Mizuta R., Kusunoki S. and Noda A, 2006: Tropical cyclone climatology in a global-warming climate as simulated in a 20 km-mesh global atmospheric Model: Frequency and wind intensity analyses, *J. Meteorol. Soc. Jpn*, 84, 259-276.
- Pace M. L. and Y. T. Prairie, 2005: Respiration in lakes. In P. A. del Giorgio & P. J. B. Williams (eds), *Respiration in Aquatic ecosystem*, Oxford Univ. Press, 103-119.
- Peeters, F., D. Straile, A. Lorke and D. M. Livingstone, 2006: Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate, *Global Change Biology*, 13, 1898-1909.
- Piha H., M. Luoto, M. Piha and J. Merila, 2007: Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme, *Global Change Biology*, 13, 300-311.
- Precht W.F. and Aronson R.B., 2004: Climate flickers and range shifts of reef corals, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 307-314.
- Preen A.R., Lee Long W.J. and Coles RG 1995: Flood and cyclone related loss, and partial recovery, of more than 1000 km² of seagrass in Hervey Bay, Queensland, Australia., *Aquatic Botany*, 52, 3-17.
- Reynaud S., Leclercq N., Romaine-Lioud S., Ferrier-Pagès C., Jaubert J. and Gattuso J.-P., 2003: Interacting effects of CO₂ partial pressure and temperature on photosynthesis and calcification in a scleractinian coral, *Global Change Biology*, 9, 1660-1668.
- 林野庁, 2004: 平成 15 年度森林・林業白書 (森林及び林業の動向に関する年次報告), 日本林業協会, 230+44.
- 林野庁, 2006: 花粉生産予測情報調査事業報告書, 林野庁, 124.
- 林野庁, 2007: 森林・林業統計要覧 2007, 林野庁, 250.
- Rutherford T.A., Mamiya Y., Webster J.M., 1990: Nematode-Induced pine wilt disease: Factors influencing its occurrence and distribution, *Forest Science*, 36(1), 145-155.
- Sagarin R.D., Barry J.P., Gilman S.E. and Baxter C.H., 1999: Climate related changes in an intertidal community over short and long time scales, *Ecological Monographs*, 69, 465-490.
- 齊藤哲, 佐藤保, 2007: 照葉樹林の主要樹種の台風被害の特性－綾の LTER サイトにおける複数の台風攪乱の比較解析－, 日林誌, 89(5), 321-328.
- Sakai A., Hirayama T., Oshioka S., Hirata Y., 2006: Effects of elevation and post harvest disturbance on the composition of vegetation established after the clear-cut harvest of conifer plantations in southern Shikoku, Japan., *J For Res*, 11, 253-265.

- Sanford E., 1999: Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature, *Science*, 283, 2095-2097.
- Southward AJ, Langmead O, Hardman-Mountford NJ, Aiken J, Boalch GT, Dando PR, Genner MJ, Joint I, Kendall MA, Halliday NC, Harris RP, Leaper R, Mieszkowska N, Pingree RD, Richardson AJ, Sims DW, Smith T, Walne AW, Hawkins SJ, 2005: Long-term oceanographic and ecological research in the Western English Channel. *Adv Mar Biol.* 47,1-105.
- 背嵐哲央, 丸真喜子, 大森美紀, 西井武秀, 1989: 竹林群落の構造と遷移の特性—雑木林の竹林化—, 金沢大学教育学部紀要自然科学編, 38, 25-40.
- 関根達郎, 佐藤治雄, 1992: 大台ヶ原山におけるニホンジカによる樹木の剥皮, *日生態会誌*, 42, 241-248.
- Short F.T. and Neckless H.A., 1999: The effects of global climate change on seagrasses, *Aquatic Botany*, 63, 169-196.
- Short F.T. and Wyllie-Echeverria S., 1996: Natural and human-induced disturbance of seagrasses, *Environmental Conservation*, 23, 17-27.
- 清水庸, 大政謙次, 2003: 陸上生態系のモデリングと陸上生態系への影響, 大政謙次・原沢英夫・財団法人遺伝学普及会編; 地球温暖化-世界の動向から対策技術まで-, 遺伝別冊, 17, 88-94.
- 清水庸, 星加康智, 大政謙次, 2007: 日本における温暖化時の植物季節の変化予測マップの作成, 日本農業気象学会 2007年春季大会講演要旨集, 88.
- 篠原健司, 2007: 地球温暖化防止に貢献する組換え樹木の開発, *パイオプロセスハンドブック パイオケミカルエンジニアリングの基礎から有用物質生産・環境調和技術まで*, エヌ・ティー・エス, 668-673.
- 森林総合研究所, 2008: 2050年の森 森林を育て、有効活用するための研究開発ロードマップ, 22.
- 森林総合研究所ホームページ: 森林生物情報データベース(<http://ss.affrc.go.jp/labs/seibut/bcg/bcg00077.html>)
- Stachowicz J.J., Terwin J.R., Whitlatch R.B. and Osman R.W., 2002: Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions., *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99, 15497-15500.
- 鈴木兵二, 矢野悟道, 松田行雄, 波田善夫, 中川重年, 坂東忠司, 竹中則夫, 1981: 霧が峰の植生, 諏訪市教育委員会, 246.
- 鈴木和夫, 1984: マツの水分生理状態と材線虫病の進展, *林試研報*, 325, 97-126.
- 鈴木基雄, 村山貢司, 登内道彦, 2007: 都市部に飛来するスギ花粉発生源の推定, 日本花粉学会大会講演要旨, 48, O-11.
- 鈴木孝男, 2007: 芦崎の自然調査概要 (16 年次中間報告) 7. 底生動物について, 平成 18 年度むつ市文化財調査報告, 35, 68-76.
- 高橋宏明, 1971: スギ林の直径成長 (IV) 直径成長と気象要因との相関, *日林誌*, 53 (10), 315-318.
- 高橋裕一, 川島茂人, 相川勝悟, 1996: 空中スギ花粉濃度に及ぼす地球温暖化の影響 山形市とその周辺地域で得られた予測結果, *アレルギー*, 45 (12), 1270-1276.
- 田中信行, 八木橋勉, 杉田久志, 藤田和幸, 林哲, 埴田宏, 2003: 森林生態系への影響と森林管理, 遺伝別冊, 17, 109-118.
- 田中信行, 松井哲哉, 八木橋勉, 埴田宏, 2006: 天然林の分布を規定する気候要因と温暖化の影響予測: とくにブナ林について, *地球環境*, 11, 11-20.
- 谷口義則, 中野 繁, 2000: 地球温暖化と局所的環境攪乱が淡水魚類群集に及ぼす複合的影響: メカニズム、予測そして波及効果, *陸水学雑誌*, 61, 79-93.
- 谷本丈夫, 劉岩, 里道知佳, 大久保達弘, 二瓶幸志, 1996: 奥日光・足尾・赤城山地における森林衰退と立地環境, *森林立地*, 38, 1-12.
- Teranishi H., Kenda Y., Katoh T., Kasuya M., Oura E. and Taira H, 2000: Possible role of climate change in the pollen scatter of Japanese cedar *Cryptomeria japonica* in Japan, *Climate Research*, 14, 65-70.
- Thuiller W., S. Lavorel, M. B. Araújo, M. T. Sykes, and I. C. Prentice, 2005: Climate change threats to plant diversity in Europe, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 8245-8250.
- 鳥居厚志, 酒井敦, 奥田史郎, 2005: 香川県下の里山地域における竹林の分布拡大の現状と植物多様性の解析に関する研究, 竹林の整備と利用の手引き, 香川県環境森林部, 38-39.
- Tsugeki N. K., 2005: A paleolimnological approach on phytoplankton and zooplankton dynamics in Lake Biwa during the 20th century. Ph D. thesis, Kyoto University.
- 津山幾太郎, 松井哲哉, 小川みふゆ, 小南裕志, 田中信行, 2008: 本州東部におけるチシマザサの潜在分布域の予測と気候変化の影響評価, *GIS-理論と応用*, 16(1), 11-25.
- Tuchman N., R. G. Wetzel, S. T. Rier, K. A. Wahtera and J. A. Teeri, 2002: Elevated atmospheric CO2 lowers leaf litter nutritional quality for stream ecosystem food webs, *Global Change Biology*, 8, 163-170.
- 上真一, 2006: エチゼンクラゲの来襲: 東アジア縁海域サステナビリティの危機, *学術の動向*, 9, 29-35.
- UNFCCC, 2007: National greenhouse gas inventory data for the period 1990-2005, FCCC/SBI/2007/30, (<http://unfccc.int/resource/docs/2007/sbi/eng/30.pdf>)
- Urabe J., J. Togari, and J. J. Elser, 2003: Stoichiometric impacts of increased carbon dioxide on a planktonic herbivore, *Global Change Biology*, 9, 818-825.
- 占部城太郎, 2008: 生物間相互作用に着目した高山・亜高山生態系の脆弱性評価システムの構築に関する研究, 環境省地球環境研究総合推進費報告書,
- 脇元理恵, 田崎和江, 2001: 竹の侵入が環境に及ぼす影響—植生と土壌の特徴—, 金沢大学理学部附属植物園年報, 24, 11-27.
- Weil E, Smith G, Gil-Agudelo DL., 2006: Status and progress in coral reef disease research, *Diseases of Aquatic Organisms*, 69, 1-7
- Wilhelm S. and R. Adrian, 2007: Long-term response of *Dreissena polymorpha* larvae to physical and biological forcing in a shallow

- lake, *Oecologia*, 151, 104-114
- Wilkinson C., 2002: Status of Coral Reefs of the World, Australian Institute of Marine Science, 378.
- Winder M. and D. E. Schindler, 2004: Climatic effects on the phenology of lake processes, *Global Change Biology*, 11, 1844-1856.
- WWF さんご礁保護研究センターホームページ (<http://www.wwf.or.jp/shiraho/nature/hakuka.htm>)
- Yasuda I., H. Sugisaki, Y. Watanabe, S. Minobe, Y. Oozeki, 1999: Interdecadal variations in Japanese sardine and ocean/climate, *Fisheries Oceanography*, 8, 18-24.
- 安井行雄, 市川俊英, 伊藤文紀, 2005: 竹林と広葉樹林の昆虫相, 竹林の整備と利用の手引き, 香川県環境森林部, 36-37.
- 安田仁奈, 長井敏, 浜口昌巳, 灘岡和夫, 2007a: 国内外におけるオニヒトデ大量発生集団のマイクロサテライト解析, 東洋書店, DNA 多型 Vol. 15, 38-41.
- 安田正次, 大丸裕武, 沖津進, 2007b: オルソ化航空写真の年代間比較による山地湿原の植生変化の検出, 地理学評論, 80 (13), 842-856.