

平成 26 年度
霧多布湿原学術研究助成報告書

ケンボッキ島の植生におよぼす
5年連續したササ刈取りの影響

酪農学園大学
資源植物学研究室 我妻 尚広

目 次

緒 言	1
第 1 章 ケンボッキ島の植生におよぼす 5 年連續した ササ刈りの影響	
材料および方法	3
結 果	4
考 察	7
第 2 章 ササ刈取りによって増加した景観植物の 葉緑体ゲノムの遺伝変異	
材料および方法	10
結果および考察	13
摘 要	15
謝 辞	15
引用文献	16
図 表	20

緒　　言

ケンボッキ島は国の天然記念物「霧多布泥炭形成植物群落」に指定された霧多布湿原に隣接する学術的にも貴重な地域に含まれる島である。スズラン (*Convallaria keiskei*)、ヒオウギアヤメ (*Iris setosa*)などの植物やコシジロウミツバメ (*Oceanodroma leucorhoa*) などの海鳥の生息地としても知られている。ケンボッキ島は昆布漁や家畜の放牧のために人が居住していたが、現在では無人島となっており、10年ほど前から人の入島を制限している。畠正憲（ムツゴロウ）氏が 1971 から 1972 年にヒグマの飼育を行ったことで全国的に知られるようになり、観光客がこの島に訪れるようになった。このことから、浜中町ではエコツーリズムに基づいてつくり出される旅行であるエコツアーが普及し、環境保全や環境教育などの活動が盛んに行われるようになった（敷田ら 2008）。しかし、無人島となってからはミヤコザサ (*Sasa nipponica*) が年々増加し、スズランやヒオウギアヤメなどの景観植物が減少傾向にあると指摘されているが、継続的な植生に関する調査は行われなかったため、これらの問題は検証されていない。また、確認された植物のうち環境庁版および北海道版レッドデータブックに掲載されているシコタンタンポポ (*Tarexacum shikotanense*) などの希少植物もあるため、ケンボッキ島の植生を保護していく必要が指摘されている。

ミヤコザサはイネ科タケ亜科ササ属の植物で、枝は基本的に分枝せず、高さは1m以下である。オオクマザサ (*Sasa chartacea*) にごく近い種類で、葉は裏面に毛があり、薄い紙質で柔らかく細長いのが特徴である。主に道東など雪の少ない地域に自生している。ササは繁殖力が旺盛で裸地に侵入し地表を覆い尽くすことで土壤の流出や浸食を防いでいる場合があることや十分な陽光を与えられると旺盛に繁茂して、樹木などの天然更新の障害になることもある（工藤1984）。しかし、和牛の夏季放牧ではササが衰退し、3年間連續放牧した結果、ササが消失したとの報告（稻葉ら1999）から、ケンボッキ島でミヤコザサの増加したことは無人島になったことで家畜の放牧がなくなり、ミヤコザサが繁殖しやすい環境になったからではないかと考えられる。しかし、景観植物の減少の要因は明確でない。併せて、この島に関する本格的な環境調査は1999年から2003年に（株）野生生物総合研究所の協力で霧多布湿原トラストがまとめたもの（河原・志田2004）と2009年から2010年に本研究室で行った調査（林2010）の二つに限られる。

そこで、本調査では2009年から2014年まで5年間連續してササ刈取りを行い出現草種や被度、草高を調査した。加えて、ササ刈取りによって増加したケンボッキ島に自生する景観植物の保全に関する基礎的知見を得るため、葉緑体ゲノムの遺伝変異の有無を調べた。

第1章 ケンボッキ島の植生におよぼす5年連續したササ刈取りの影響

材料および方法

本調査地はケンボッキ島である（図1）。ケンボッキ島は北緯43°02'東経145°06'北海道厚岸郡浜中町琵琶瀬の対岸約1km沖にあり、周囲約5.5km、面積約0.7km²、長さ約1.5km、幅約600m、平均標高58.9mの台形状の島である。ケンボッキ島では琵琶瀬湾に面した海岸線に人が住んだことがあり、昆布漁が行われ海岸線で昆布が乾かされていた。台地上部では畑作や馬、牛、羊が放牧されていた。しかし、昭和20年頃には農作物の栽培や家畜の放牧も行われなくなった。その後、2004年に入島制限がなされるようになってからは、ほとんど利用されていない。ケンボッキ島の植生は、台地上部から斜面にかけては北海道東部において海岸草原および湿生草原を構成する種が多くみられ、ミヤコザサも広範囲に生育している。気候は近隣の海域が暖流と寒流の交わる潮目にあたり、深い霧が発生することが多いため、夏でも20°Cを越えることが少なく日照時間も短い。

調査はケンボッキ島の台地上部で3回行った。1回目の調査は2009年8月11日に行い、島の中央からやや西側の平地（A地点）、中央

から南側の海岸沿い（B 地点），南東のやや海岸沿いの緩やかな斜面（C 地点）として調査区を設置した（図 2, 3）。各地点にはミヤコザサを刈取った 2×2 m の刈取区とそれに隣接した 2×2 m の対照区を設けた（図 4）。地点ごと各区にみられた草種と被度（Penfound - Howard）を調べた（有賀ら 1967）。その後，刈取区のミヤコザサを鎌で刈取った。2回目の調査は 2010 年 8 月 6 日に，3 回目の調査は 2014 年 7 月 18 日に行い，地点ごと各区の出現した草種，被度と草高を調査した。ササ刈取りは 2009 年から 2013 年まで年 1 回 8 月に行った。

結 果

2014 年の調査で A 地点がオオセグロカモメの営巣地になっていたことが明らかになった。

2014 年における各地点の対照区と刈取区の出現草種は A 地点では対照区にはミヤコザサ，アキカラマツ (*Thalictrum minus* var. *Hypoleucum*)，ナガホノシロワレモコウ (*Sanguisorba tenuifolia*)，トウゲブキ (*Ligularia hodgsonii*)，エゾリンドウ (*Gentiana triflora* var. *japonica*) の 5 種がみられた（図 5）。また，刈取区にはそれに加えてワラビ (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*)，チシマアザミ (*Cirsium kamtschaticum*)，チシマガリヤス (*Calamagrostis stricta* var.

aculeolata) の 3 種がみられた。B 地点では対照区にはヒオウギアヤメ, ミヤコザサ, ワラビ, アキカラマツ, ナガホノシロワレモコウ, チシマガリヤス, スギナ (*Equisetum arvense*), エゾヤマハギ (*Lespedeza bicolor turcz*) の 8 種がみられた(図 6-1)。また, 刈取区ではそれに加えてチシマアザミ, トウゲブキ, リンドウ (*Gentiana triflora* var. *japonica*), タカネトンボ (*Somato shlora*) の 4 種がみられた(図 6-2)。C 地点では対照区にはヒオウギアヤメ, スズラン, ミヤコザサ, ワラビ, アキカラマツ, ナガホノシロワレモコウ, チシマガリヤスの 7 種がみられた(図 7-1)。また, 刈取区にはそれに加えてエゾリンドウ, スギナ, タカネトンボ, マイヅルソウ (*Maianthemum dilatum*) ヤマブキショウマ (*Aruncus dioicus* var. *tenuifolius*), ツリガネニンジン (*Adenophora triphylla* var. *japonica*), の 6 種がみられた(図 7-2)。2009 年, 2010 年対照区と刈取区, 2014 年対照区と刈取区における各地点の出現草種の比較を表 1 に示す。2014 年の A 地点の刈取区では出現草種が 8 種, B 地点では 12 種と 2009 年の A 地点の 3 種, B 地点の 9 種に比べ, 出現草種が増加した。一方, 2014 年の C 地点の刈取区では出現草種が 13 種, 2009 年では 13 種と差がみられない。しかし, 2010 年の 16 種に比較すると 2014 年で減少していることが明らかとなった。

以上の結果, 各地点での出現草種の増減には多少の違いはみられ

るが、ミヤコザサの刈取りによって出現草種は増加する傾向が見られた。また、ミヤコザサの刈取り圧が高すぎると、景観植物の生育に悪い影響をおよぼす可能性も示唆された。

2014年における各地点の対照区と刈取区の被度の比較を表2に示す。A地点のアキカラマツ、ナガホノシロワレモコウ、B地点のチシマガリヤス、ミヤコザサ、C地点のナガホノシロワレモコウ、ミヤコザサで対照区に比べ、刈取区の被度が高くなった。また、A地点のワラビ、チシマアザミ、チシマガリヤス、B地点のチシマアザミは刈取区でのみで出現した。A地点をのぞき、B地点とC地点のミヤコザサの被度が高くなかった。

以上の結果、A地点はオオセグロカモメの営巣地になっていたため例外と考えるとミヤコザサは刈取りを連続して行うことで被度が高くなることがわかった。しかし、その他の草種の被度は高くなる草種が多いものの、対照区と刈取区で一定の傾向はみられなかった。

2014年における対照区と刈取区の草高の比較を表3に示す。草高はほぼすべての草種において刈取区で高くなった。しかし、ミヤコザサは全ての地点で対照区の30から45cmに比べ、刈取区で35から40cmと低くなった。

以上の結果、ササ刈取りはミヤコザサの草高を低くし、景観植物の草丈を高くする傾向が見られた。また、A地点の草高が全体的に

低くなった要因はオオセグロカモメの営巣地となっていたことで、調査区全体が踏み荒らされたことが影響したものと考えられる。

考 察

本調査ではミヤコザサ刈取によって出現草種は増加し、ミヤコザサ以外の景観植物の草高は高くなる傾向が見られた。また、刈取り圧が高すぎると、景観植物の生育に悪い影響をおよぼす可能性も示唆された。一方、ミヤコザサは刈取りで被度が高くなるが、草高は低くなった。県ら（1979）はササ刈取りに関する研究を行い、新地下茎は6月から8月に増加することから、8月に地上部を刈払うと初秋にみられる冬芽の急増が特異的に抑えられることを明らかにした。このことから、本調査でササ刈取りによって景観植物の増加や草高が高くなった要因はササを刈取った当年および翌年のササの分枝や成長が抑制され、ササ以外の景観植物の日照条件が改善された結果と推測できる。また、ササ刈取り時期は8月がもっとも効果的であることが示唆された。加えて、本調査で行ったササ刈取りは景観植物を含むすべての草種を刈り取ったため、連続したササ刈取りは景観植物の生育に悪い影響をおよぼす要因となった可能性も考えられた。一方、本調査でササ刈取りによってミヤコザサの被度が高くなるが、草高は低くなる要因は分枝の発生が抑制されたことによ

り、直立していた茎葉が開帳し被度が高くなり、成長が抑制されことにより、草高が低くなったと思われる。しかし、ササ草原は人為的作用を加えることで二次草原として拡大するとした報告（磯田 1999）やササが自生する環境では放牧や刈取り、除草剤散布などの人為的作用を加えなければ拡大するとした報告（坂上ら 1995），暗いところに生育しているミヤコザサほど小さくなり、葉面積は大きく、葉は薄くなる傾向があるとした報告（河原 1978），ケンボッキ島でササが拡大するのは正常な遷移過程と考えられるとしたうえで、ササは平坦な地形を好み、傾斜がササ群落の拡大を制限する。さらに、乾燥した土壤を好み、群落の盛衰は土壤水分や地下水位の影響を受けるとした報告（茂野 1998）など、ササ刈取りなど人為的作用の影響は対象とした地域や環境条件の違いで異なることから、これらの要因を明確にするためには、ササの密度や茎葉の開帳度合など詳細な調査が必要と考えられる。

無人島になる以前のケンボッキ島の台地上部では、現在ほどミヤコザサが繁茂しておらず、クロユリ (*Fritillaria camschatcensis*)、ハクサンチドリ (*Orchis aristata*)、ヒオウギアヤメなどの花で埋め尽くされていたと言われている。坂上（1995）はミヤコザサが3年間の肉牛放牧で激減するとした報告から、ケンボッキ島では家畜の放牧によってミヤコザサの増加が制限され、前述の植物が優占してい

たが、放牧の中止によってミヤコザサが増加し、現在の植生となつたと推測できる。ケンボッキ島の保全やエコツアーなどの利用を考える上でミヤコザサの盛衰を調整し、景観植物の復元を果たすことは重要である。茂野（2000）の調査ではクロユリやハクサンチドリが確認できなかったと報告され、本調査でも確認することはできなかつた。これらの植物がケンボッキ島から絶滅している可能性もある。しかし、本調査結果に加えて、チシマザサの繁茂が必ずしも種の多様性に影響をおよぼさないとの報告（石田 2007）やネザサ刈取りでこれまで見られなかつたススキやワラビが繁茂したとの報告（重松 1985）があることから、ミヤコザサの盛衰を上手に調整することで、以前の植生を回復する可能性も十分考えられる。一方、放牧やササ刈取り、除草剤散布など人為的作用は少なからず、他の動植物や環境に影響をおよぼすことが考えられ、実施にあたっては細心の注意と試行的実験を繰り返す必要があるものと思われる。

第2章 ササ刈取りによって増加した景観植物の葉緑体 ゲノムの遺伝変異

材料および方法

供試材料はヒオウギアヤメ、ナガホノシロワレモコウ、チシマアザミ、スズラン、ツリガネニンジン、アキカラマツとした。ヒオウギアヤメはアヤメ科の多年性草本で、北海道や本州の北部に分布している（図8）。ナガホノシロワレモコウはバラ科の多年性草本で、北海道や本州の北部や中部に分布している（図9）。チシマアザミはキク科の多年性草本で、北海道に分布している（図10）。ツリガネニンジンはキキョウ科の多年性草本で、北海道から九州まで分布している（図11）。スズランはユリ科の多年性草本で、北海道と本州と九州に分布している（図12）。アキカラマツはキンポウゲ科の多年性草本で、北海道から九州まで分布している（図13）。2014年7月18日に北海道厚岸郡浜中町琵琶瀬の対岸約1km沖に位置するケンボッキ島で、それぞれ20個体から葉を採取した。採取した葉は1枚ずつ茶袋に入れ、シリカゲルを入れたポリエチレン製ジッパー付きの袋に入れて持ち帰り、葉は実験に用いるまで-80°Cで保存した。保存した葉をアルコール消毒したハサミで3mm角程度に刻み、刻んだ葉を表4に示す組成の溶解液に浸漬し、アルミブロック恒温

槽（EYELA MG-2300 型）を用いて 55°C, 60 分間 DNA を抽出した。

本実験では、*trn S - trn G* 領域を調べることとし、表 5 に示す葉緑体ゲノムプライマーを使用した。抽出した DNA は Wizard SV Gel and PCR Clean-Up System を用いて精製した。チューブ内の葉を取り除き、Membrane Binding Solution を 100 μl 添加し、ボルテックスで混合した。Collection Tube に SV Minicolumn を挿入し、混合液を SV Minicolumn に添加して 1 分間インキュベートした。その後、16,000 g で 1 分間遠心し、沈殿させた。SV Minicolumn に吸着した DNA を洗浄するために、Membrane Wash Solution を 700 μl 添加し、16,000 g で 1 分間遠心し、溶液を捨て、さらに Membrane Wash Solution を 500 μl 添加し、16,000 g で 5 分間遠心した。その後、AC 水を SV Minicolumn に触れないように 30 μl 添加し、1 分間インキュベートし、16,000 g で 1 分間遠心した。遠心分離された DNA の溶液に、TE を 20 μl 添加して DNA テンプレートとした。PCR 法によりサーマルサイクラー（ABI Veriti）を用いて、PCR 反応液は表 6 とした反応液を 95°C 10 分間で予備加熱を 1 サイクル、熱変性を 94°C で 30 秒間、アニーリングを 60°C で 1 分間、伸長反応を 72°C で 1 分間、40 サイクルを行い、72°C、7 分間で反応を停止した。反応後は 4°C まで冷却した。増幅した DNA はアガロースゲル電気泳動法により分離した。0.8% アガロースゲルを用いて、100V で 20 分間の泳動とし、分離した目的

の DNA 断片を含むゲルをメスで切り出し, 1.5 ml チューブに移した。そのチューブに Membrane Binding Solution を 100 μ l 添加し, 55°C で 10 分程度加温してゲルを溶解させた。その後, Wizard SV Gel and PCR Clean-Up System を用いて精製し, DNA テンプレートとした。

シークエンス反応には Big Dye Terminator ver. 1.1 Cycle Sequencing KIT (Applied Biosystems) を用い, 表 7 のように調整したシークエンス反応液で行った。シークエンス反応にはサーマルサイクラーを用い, 反応条件は 95°C で 10 分間予備加熱を 1 サイクル, 熱変性を 96°C で 30 秒間, アニーリングを 50°C で 15 秒間, 伸長反応を 60°C で 4 分間行い, これらを 25 サイクル繰り返し, 10°C まで冷却させた。

増幅させた DNA は 125 mM EDTA を 2.5 μ l と 99.5% エタノールを 30 μ l 添加して混合し, 室温遮光条件で 20 分間放置した後, 12,000 rpm で 20 分間遠心し, DNA を沈殿させた。沈殿後直ちに上澄みを取り除き, 12,000 rpm で 10 分間遠心し沈殿させ, その後完全に上澄みを取り除き, 完全に乾燥させてサンプルとした。サンプルに Hi-Di formamide を 20 μ l 添加しボルテックスで混合後, 95°C で 2 分間加熱し, 氷水中で急冷した。その後, ABI 310 Genetic Analyzer を用いて塩基配列を決定し, 得られた塩基配列を MEGA 4 (Tamura *et al.* 2007) を用いて比較した。

結果および考察

本実験で DNA 増幅と塩基配列の決定が出来た個体数を表 8 に示す。ヒオウギアヤメは 20 個体全てで DNA を増幅でき、塩基配列の決定ができた。ナガホノシロワレモコウでは 20 個体のうち DNA 増幅、塩基配列の決定とともに 4 個体しかできなかつた。チシマアザミでは 15 個体で DNA 増幅ができたが、塩基配列は決定できなかつた。ツリガネニンジン、スズラン、アキカラマツでは 8 個体で DNA 増幅ができたが、塩基配列は決定できなかつた。

ヒオウギアヤメの *trn S - trn G* 領域の 165 の塩基配列（表 9）とナガホノシロワレモコウの *trn S - trn G* 領域の 108 の塩基配列（表 10）を決定した。ヒオウギアヤメには 1 か所で多型が見られ、チミンが挿入したものとシトシンが挿入したものがあり、3 種類のハプロタイプがあることが明らかになった（表 11）。一方、ナガホノシロワレモコウには遺伝変異は見られなかつた。

以上の結果、ナガホノシロワレモコウには多型が見られなかつたが、ヒオウギアヤメには 1 か所で多型が検出できた。その多型から、3 つのハプロタイプの存在が確認できた。ケンボッキ島でヒオウギアヤメに多くのハプロタイプが検出されたことはケンボッキ島という孤立した環境で分化したものなのか、対岸と同一集団であったものが物理的要因で分断されたものなのか明確にできない。石田ら

(2012) はゼンティカで浜中町の霧多布湿原と霧多布岬という非常に近い場所でも、両個体群は異なる遺伝変異を有していることを報じていることから、孤立した環境で分化した可能性が伺える。しかし、このことは対岸の琵琶瀬やアヤメが原等のヒオウギアヤメの遺伝変異を調査することで明らかになるものと考えられる。松田(2002)が無計画な植物の移動は遺伝子搅乱の危険性があり、わずかに残った個体群の価値まで失う可能性や移動先の個体群の存続に悪影響をおよぼす恐れを指摘していることから、地理的に近い個体群であっても種子や個体の移動は遺伝子搅乱を引き起こす可能性がある。異なる個体群へ種子や個体を移動するには、個体群の遺伝変異や遺伝的多様性を考慮した移動計画の立案が必要であることを示唆している。これらのことから、琵琶瀬やアヤメが原等の対岸でヒオウギアヤメの遺伝変異の調査を急ぐ必要が感じられる。

一方、ワレモコウでは他領域ではあるが遺伝的多様性が検討されており(佐伯ら 2012), ハプロタイプ多様度は 0.81 で塩基多様度は 0.0014 と高い遺伝的多様性を示したが、本調査で材料とした近縁のナガホノシロワレモコウでは変異が見られなかった。今回解析に至らなかつた個体の解析が待たれる。

摘要

本調査では 2009 年から 2013 年まで 5 年間連続してササ刈取りを行い、2009 年、2010 年と 2014 年に出現草種、被度や草高を調査しました。加えて、ササ刈取りによって増加したケンボッキ島に自生する景観植物の保全に関する基礎的知見を得るため、葉緑体ゲノムの遺伝変異の有無を調べた結果、

- 1) ササ刈取りによって、出現草種数が増加した。
- 2) ササ刈取りによって、被度はミヤコザサやナガホノシロワレモコウなど多くの草種で高くなった。
- 3) ササ刈取りによって、草高はミヤコザサで低くなつたが、それ以外の植物では高くなる草種が多かった
- 4) ヒオウギアヤメの *trnS* - *trnG* 領域には 1 か所で多型が見られ、チミンとシトシンが挿入した 3 種類のハプロタイプが確認され、ナガホノシロワレモコウには遺伝変異は見られなかった。

謝辞

本研究の一部は、平成 26 年度 霧多布湿原学術研究助成を受け実施した。ここに深く感謝の意を表する。

引用文献

- 県和一・窪田文武・鎌田悦男（1979）数種在来イネ科野草の生態特性と乾物生産. 日草誌 25 : 117-120.
- 有賀祐勝（1967）“生態学実習書”基礎的実習，植生の調査法. 生態学実習懇談会，朝倉書店，東京都. 50-85..
- 稻葉弘之・河合正人・新宮裕子・秦寛・近藤誠司・大久保正彦（1999）北海道和種馬の夏季林間放牧によるミヤコザサの衰退と形態変化との関係：9-15.
- 石田光，我妻尚広，岡本吉弘（2012）道東と道南に自生するゼンティカの葉緑体ゲノムの遺伝変異，日本綠化工学会(1) :228-231.
- 石田弘明・高比良響・武田義明・柄本大介・内田圭・服部真保（2007）扇ノ山ブナ林におけるササ被度と林床植生の種組成および種多様性の関係. 植物地理. 分類研究 55 : 17-28.
- 磯田達宏・石本研（1999）伊豆半島西部の稜線付近におけるササ草原の分布とその変遷. 国土館大学地理学報告 8 : 1-16.
- 河原淳・志田祐一郎（2004）第2部 瞳暮帰島の動植物相，“霧多布湿原いきものリスト 2004”三膳時子編，特定非営利活動法人霧多布湿原トラスト，浜中町. 120-141.
- 河原輝彦・只木良也（1978）ササ群落に関する研究（Ⅲ）明るさとミヤコザサの現存量. 日林誌 60 : 244～248.

小林伸雄, 應地信宏, 嬉野健次, 中務明, 細木高志 (2008) 山陰地域を中心としたキシツツジ *Rhododendron ripense* Makino の形態的調査と葉緑体DNA分析による遺伝資源評価. 7: 181- 187.
工藤弘 (1984) チシマザサの自然枯死と樹木の更新. 北海道大学農学部演習林研究報告 42 : 889-908.

松田裕之(2002)「保全と復元の生物学」野生生物を救う科学的思考, 種生物学会編, 野生生物を救う科学的思考とは何か?, 文一総合出版, 19-36.

Okaura, T. and Harada, K.(2002) Phylogeographical structure revealed by chloroplast DNA variation in Japanese beech (*Fagus crenata* Blume), Heredity 88 :193-208.

佐伯いく代, 飯田晋也, 小池文人, 小林慶子, 平塚和之 (2012) 里山の指標種ワレモコウの遺伝的変異, 日本緑化工学会誌 38 (1) :115-120.

坂上清一・福田栄紀・小川恭男・岡本恭二・北原徳久 (1995) 夏季放牧にともなうミヤコザサ優占草地の遷移過程. 日草誌 40 : 443-447.

佐藤由佳, 我妻尚広, 岡本吉弘 (2009) 北海道野生集団におけるオオサクラソウの葉緑体ゲノムの遺伝的変異, 日本育種学会・日本作物学会北海道談話会会報 (50) :23-24

茂野朋昭 (1998) 嶺暮帰島 (琵琶瀬湾) の植生と土壤特性について.

植物育種学研究室 酪農学科・酪農学科卒業論文 : 122-161.

茂野朋昭 (2000) 嶺暮帰島の植生について. 植物育種学研究室 酪

農学科・酪農科卒業論文 : 1-84.

重松敏則 (1985) ネザサ型林床の植生管理に関する研究. 造園雑誌

48 : 145-150.

Shinozaki, K., M.Ohme, M. Tanaka, T, Wakasugi, N. Hayashida, T. Matsubayashi ,N.zaita, J. Chunwongse, J, Obokata, K. Yamaguchi-Shinozaki, C. Ohto, K. Torazawa,B.Y. Meng, M. Sugita, H. Deno, T. Kamogashira, K. yamada, J. Kusuga, F. Takaiwa, A. Kato, N. Tohdoh, H. Shimada and M.Sugiura(1986).The complete nucleotide sequence of the tobacco chloroplast genome: its geneorganization and expression. The EMBO journal 5: 2043-2049.

梅沢俊 (2007) “新北海道の花”北海道大学出版会, 札幌市. pp462.

敷田麻美・木野総子・森繁昌之 (2008) “観光地域ガバナンスにおける関係性モデルと中間システムの分析, 北海道浜中町・霧多布湿原トラストの事例から”卷 7 : 65-72.

小路敦 (2002) 北海道東部の半自然草原における禁牧, 刈払い, 施肥が植生に及ぼす影響, 日本草地学会誌 48(別): 22-23.

横田仁美， 我妻尚広， 岡本吉弘（2010）ミゾソバにおける葉緑体
ゲノムの遺伝変異， 日本育種学会・日本作物学会北海道談話会
会報（51）：95-96。



図1. 調査を行なったケンボッキ島.



図2. AからC地点の調査区の位置.



図3. ケンボッキ島の台地上部の各地点の様子.



図4. 刈取区と対照区の設置方法.



ミヤコザサ.



アキカラマツ.



ナガホノシロワレモコウ.



トウゲブキ.



エゾリンドウ.



ワラビ.



チシマアザミ.



チシマガリヤス.

図5. A地点でみられた草種.



ヒオウギアヤメ.



ミヤコザサ.



ワラビ.



アキカラマツ.



ナガホノシロワレモコウ.



チシマガリヤス.



スギナ.



エゾヤマハギ.

図6-1. B地点でみられた草種.



チシマアザミ.



トウゲブキ.



リンドウ.



タカネトンボ.

図6-2. B地点でみられた草種.



ヒオウギアヤメ.



スズラン.



ミヤコザサ.



ワラビ.



アキカラマツ.



ナガホノシロワレモコウ.



チシマガリヤス.

図7-1. B地点でみられた草種.



エゾリンドウ.



スギナ.



タカネトンボ.



マイヅルソウ.



ヤマブキショウマ.



ツリガネニンジン.

図7-2. C地点でみられた草種.



図8. ヒオウギアヤメ.

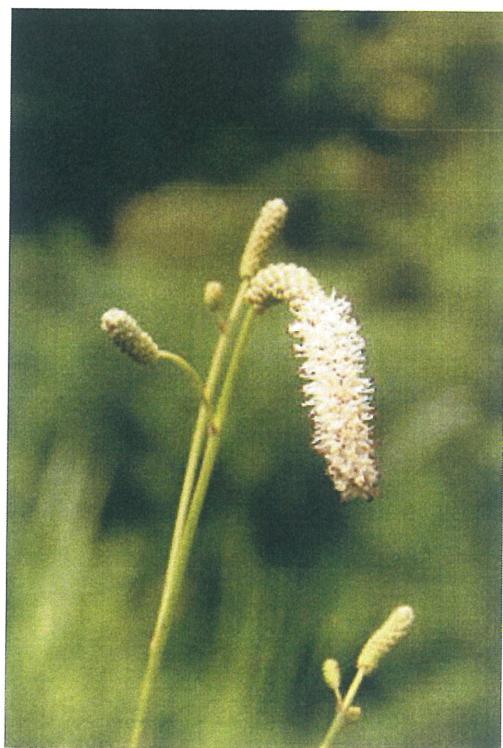


図9. ナガホノシロワレモコウ.



図10. チシマアザミ.



図11. ツリガネニンジン.



図12. スズラン.



図13. アキカラマツ.

表1. 2009年, 2010年対照区と刈取区, 2014年対照区と刈取区における
各地点の出現草種の比較

地点	2009年	2010年		2014年	
		対照区	刈取区	対照区	刈取区
A	3	5	4	5	8
B	9	8	13	8	12
C	13	11	16	7	13

表2. 2014年における各地点の対照区と刈取区の被度の比較

種名	A		B		C	
	対照区	刈取区	対照区	刈取区	対照区	刈取区
ワラビ	-	+	+	+	1	+
アキカラマツ	+	1`	1`	1`	1	1`
チシマアザミ	-	1	-	1	-	-
ナガホノシロワ レモコウ	+	1	+	+	+	1
チシマガリヤス	-	1`	+	1	+	+
ミヤコザサ	4	3	2	3	2	3

表3. 2014年における各地点の対照区と刈取区の草高の比較

種名	A		B		C	
	対照区	刈取区	対照区	刈取区	対照区	刈取区
ワラビ	-	32	43	60	38	40
アキカラマツ	15	18	50	60	35	40
チシマアザミ	-	45	-	40	-	-
ナガホノシロワ レモコウ	12	50	35	43	35	53
チシマガリヤス	-	50	50	63	20	60
ミヤコザサ	30	35	45	40	45	40

表4. DNA抽出に用いた溶解液の組成

SNET	100μl
SDS	0.30%
NaCl	400mM
EDTA	5mM
Tris-HCl(pH8.0)	20mM
Protenase K	2μl
計	103μl

表5. 本実験に用いた葉緑体ゲノムプライマー

領域	プライマー配列
trnS	GCCGCTTAGTCCACTCAGC
trnG	GAACGAATCACACTTTACCAC

表6. PCR反応液の組成

PCR Master Mix	10μl
F-Primer	0.5μl
R-Primer	0.5μl
DNA template	0.5μl
滅菌水	8.5μl
計	20μl

表7. シークエンス反応液の組成

Reaction Mix (Big Dye ver1.1)	1.0μl
5Sequence Buffer	1.5μl
Primer(5倍希釈)	0.5μl
DNA template	0.5μl
滅菌水	6.5μl
計	10μl

表8. DNA増幅と塩基配列を決定できた個体数

種名	DNA増幅	塩基配列
ヒオウギアヤメ	20	20
ナガホノシロワレモコウ	4	4
チシマアザミ	15	0
ツリガネニンジン	8	0
スズラン	8	0
アキカラマツ	8	0

表9. ヒオウギアヤメのtrnS-trnG領域の塩基配列

1	GATGTAAACA	CGTGAAGTAA	AGGTTGATAA
31	AAACTCTTGT	TTTCCTTCTT	TATTATAATG
61	ATAAAATAAC	ATAATGATAA	CAATATATTC
91	GAAATGGATA	ACATCTTAGA	TAAGATATTT
121	ATGAATTTGA	TCAGTAATTT	CCATTTCGAT
151	AATGATTCGA	AACAG	

表10. ナガホノシロワレモコウの塩基配列

1	TGTTACATTA	TAGTTATTAT	GTTACATTAT
31	AAAACATAAG	GCTTGAAAAC	GCTCGTCATA
61	GTATATATTTC	TTATTTTTTT	CGTAATTTTT
91	GGCTTTTAG	TTCCACGG	

表11. ヒオウギアヤメの遺伝変異の見られた部分の塩基配列

個体	塩基配列	個体	塩基配列
1	AATTCCAT	11	AATT-CCAT
2	AATT-CCAT	12	AATT-CCAT
3	AATTCCATT	13	AATT-CATT
4	AATTCCATT	14	AATT-CATT
5	AATT-CCAT	15	AATT-CATT
6	AATTCCATT	16	AATT-CATT
7	AATT-CCAT	17	AATT-CCAT
8	AATT-CCAT	18	AATT-CCAT
9	AATT-CCAT	19	AATT-CCAT
10	AATT-CCAT	20	AATT-CCAT