



Title	エゾシカの管理に関する研究：森林施業と狩猟がエゾシカ個体群に及ぼす影響について
Author(s)	小泉, 透; KOIZUMI, Toru
Citation	北海道大學農學部 演習林研究報告, 45(1), 127-186
Issue Date	1988-01
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/21259
Type	departmental bulletin paper
File Information	45(1)_P127-186.pdf



エゾシカの管理に関する研究

— 森林施業と狩猟がエゾシカ個体群に及ぼす影響について —

小 泉 透*

Management of Sika-deer in Hokkaido

— The Effects of Forest Management and
Hunting on the Deer Populations —

By

Toru KOIZUMI*

要 旨

エゾシカ個体群の管理を考えるために森林施業と狩猟の及ぼす影響について調査を行った。現在行われている狩猟は、オスに関して一切の制限を加えない方式に近く、解禁後5年以内に捕獲場所の固定化がみられ、15年以上狩猟が継続して行われている地域では1歳の割合の増加、成獣の生存率の低下、老齢個体の減少がみられ年齢構成が若齢に偏っていた。捕獲数は標高500m以下で人工林が存在せず混交林の面積割合が60%以上の地域で多くなっていた。これは人工林の多くが3齢級以下であるために、積雪によって冬期のエサ条件が混交林に比べ悪かったことによる。これらの結果から、エゾシカ管理のためには地域別に捕獲数の上限を設定し、また越冬地を確保するために森林施業における収穫規整のあり方が検討される必要がある。現状として、エゾシカ管理を支える社会制度は未整備の段階にあるが、資源管理を基本とした管理法への移行は森林を中心とした自然環境の多目的利用を考える上で先駆的な役割を果すものと考えられる。

キーワード： エゾシカ 野生生物管理 森林施業 狩猟。

目 次

緒 言	129
第1節 研究の背景	129
第2節 研究の目的	129
第3節 研究の方法	130

1987年8月31日受理 Received August 31, 1987.

* 林業試験場関西支場

Kansai Branch, Forestry and Forest Products Research Institute.

1. 研究小史	130
2. 研究方法	131
第1章 調査方法	132
第1節 北海道内の狩猟許可地域全域を対象とした調査	132
1. 捕獲個体の回収	132
2. 年齢査定	133
3. 捕獲区画の環境	134
第2節 足寄町東部を対象とした調査	134
1. センサス調査	134
2. 生息地としての森林の評価	135
3. 森林環境の時間的変化	136
第2章 狩猟が個体群に及ぼす影響	136
第1節 回収方法の検討	136
第2節 センサス調査	137
1. 生息密度	137
2. 性比	139
3. 生産力指数	139
第3節 捕獲場所	139
1. 観察個体の分布と捕獲個体の分布の比較	139
2. 捕獲場所の分布	139
第4節 狩猟努力量	145
第5節 年齢構成	149
1. バイアスの検討	149
2. 生存率および死亡率の推定	149
3. 年齢構成の地域的な違い	151
第6節 考察	153
1. 北海道の狩猟管理の問題点	153
2. open bullの狩猟システムが個体群に及ぼす影響	154
第3章 森林施業が個体群に及ぼす影響	155
第1節 捕獲区画の環境	155
第2節 生息地としての森林の機能	158
1. エサ種の構成	158
2. エサ種の現存量	159
3. 上層木の cover 効果	161
第3節 森林環境の時間的変化	162
1. 施業仕組の推移	162
2. エゾシカの分布と森林環境	165
第4節 考察	170
1. 越冬地の保全と森林施業	170
2. 現在の森林施業法の改善点	173
第4章 総合考察	174
第1節 現在の管理制度の問題点	174
第2節 現在の管理制度の改善点	176
結 言	177
参考文献	178
付 表	183
Summary	185

結 言

第1節 研究の背景

野生生物管理 (Wildlife management) はその目的によって、(1)保護：減少傾向にある個体群の密度を高めるための取り扱い、(2)収穫：持続的な収量を得るための資源開発、(3)防除：過密あるいは大発生している個体群の密度を低め安定化させるための取り扱いの3つに大別される¹²⁾。また、いずれの場合も安定した生態系の維持を究極的な目的とし、個体群安定化のための生態学的方法論の構築と技術開発を主要な課題としている。この意味において、野生生物管理とは本来土地管理の一形態として位置づけることができ、シカ類の管理が狩猟管理の一分野として林学の中で発展してきたのもこのような理由によっている。欧米では今日もその伝統を引き継いで、シカ類の管理は狩猟学あるいは生物資源学として体系づけられ、農林業被害を相対的に最小限におさえ、林業生産とシカの収量を最大限にするための方法が統一的に追求されている。

近年我が国でもニホンジカやニホンカモシカによる林業被害を契機として、大型哺乳類の管理について社会的な関心が高まってきた。また、これらの問題を通じて林業の生産様式のあり方や銃器を中心とした防除法を再検討する必要性が指摘されているが、具体的な解決策を見い出せずにいるのが現状である。この背景には、現行の鳥獣制度の体系では大型哺乳類の管理問題に十分に対処できないこと、従来の研究方法に資源管理学的なアプローチが欠如していたため人為的な要因が大型哺乳類の個体群にどのような変化をもたらしているのかについて評価の方法が確立していないことがあげられる。

一方、被害問題の対処をめぐる生産側と自然保護側の対立が行政機関も巻き込んで深刻化している地域もあり、大型哺乳類管理の体系化は早急に取りくまれるべき課題だといえる。

第2節 研究の目的

以上のような背景をふまえ、本研究では北海道に生息するニホンジカ (エゾシカ *Cervus nippon yesoensis* HEUDE) を対象とし、その中でも森林施業と狩猟が行われている北海道東部地域 (以下、道東とする) を調査地として設定した。その理由は、エゾシカが戦後道東を中心に分布域を急速に拡大し、現在国内でも最も広範に連続した分布域を保持していること^{36,59)}、これにともなって農林業被害が発生し有害獣駆除および狩猟が広範な地域で許可されていること、昭和30年代以降大規模草地の造成や大面積皆伐の進展にともなって森林環境が大きく変化したことなどから人為的な要因が個体群にどのような影響を及ぼしているのかを把握しやすいと考えたことによる。

戦後の分布の拡大には、いくつかの人為的要因が相互に関連し合っている。知床半島では、森林の疎開と大規模草地の造成によって昭和30~40年代にエゾシカが確認されるようになり⁴⁶⁾、根室地方では、大規模な人工林 (パイロット・フォレスト) の成林に伴って周辺に生息す

るようになってきている。しかしながら、一般的には平野部や河岸段丘が宅地化・農地化したために山間部での越冬が多くなってきており、森林施業が個体群に及ぼす影響が大きくなってきている。

また、昭和32年以降被害防除のため地域を限定して駆除・狩猟が許可されているが、許可面積は増加傾向にあり、中には20年以上も駆除・狩猟が継続している地域もある。このような地域では、駆除成績の低下にもかかわらず被害が恒常的に発生しており⁵⁹⁾、駆除や狩猟の方法と許可地域の設定方法が再検討されなければならなくなってきている。

以上のような課題の下に、本研究では森林施業と狩猟がエゾシカ個体群に及ぼす影響を具体的に把握し、それぞれの問題点が現行制度のどのような欠点に基づくものかを指摘することによって、今後の大型哺乳類の管理の方向に展望を与えることを目的とした。

第3節 研究の方法

1. 研究小史

有蹄類(ungulate)の多くは、好適な条件下では高い増加率で指数的に増加し、ある水準に達するとエサ不足によって急激に減少(崩壊)することが知られている^{58,66,72,101)}。CAUGHLEY (1970)¹¹⁾はこれまでの報告を総括し、このような変動パターン(eruptive fluctuation)は有蹄類の個体群特性の1つであり、島であろうと大陸であろうと、植生が単純であろうとなかろうと、また捕食者の存在の有無にかかわらず潜在的にどの個体群でも起り得るものだとしている。また、GEIST (1971)³⁰⁾はマウンテンシブの個体群特性が生息地によって異なることに着目し、新たな生息地に拡大しつつある個体群は大型で発育成長が早く、高い生産力と活発な社会的相互行動を示す(高質個体群)が、生息地が許容できる個体数の限界まで増加した静的あるいは衰退個体群は体と角の発育不良、遅い性的成熟、無気力な行動によって特徴づけられる(低質個体群)としている。KLEIN (1964, 1965)^{56,57)}は、アラスカ沿岸部のblack-tailed deerを調査し、生長や性成熟などの地域的な差異にはエサの供給が直接的に関与していることを示している。ニホンジカでもこのような個体数の増加に起因する個体群の崩壊⁴⁸⁾や生息環境に応じて個体群が質的に変化する⁹⁴⁾ことが報告されている。

これらの考察を総合すると、有蹄類の生活史は基本的に生息地のエサ条件と相互関係を持ち、個体数の増加にともなって生息地のエサ条件が変化し、その結果個体群の質的な変化が引き起され、両者の関係は動的に新たな段階に移行していくと考えることができる。

したがって、シカ類の管理は多くの場合、個体群密度をeruptive fluctuationの起こる水準以下におさえ、かつ良好なエサ条件によって比較的高い密度で高質個体群を維持することを主要な目的としている。また、これらを達成することによって保健休養などの社会的な要請に応えようとするものだといえる。

通常、成熟した森林(mature forest)内におけるシカのエサ量は総現存量の1%にも満たないとされる¹²⁰⁾。このような森林に対しては、短伐期の皆伐作業を行うことによってエサ量の

比率を3~25倍に増加させることができ¹⁰⁰⁾、無雪期にはシカはこのような皆伐跡地を頻繁に利用することが報告されている^{68,119)}。一方、積雪期にも皆伐跡地を利用するかどうかはcoverがどの程度残されているかによっており³⁹⁾、coverが欠如している場合には利用頻度が急激に減少することが知られている¹⁰⁹⁾。したがって、エサ条件の改善を意図した生息地の改変とは、単にエサ種の現存量を増加させることではなく、同時にエサ種の通年利用を可能にするためのcoverの確保を意味し、両者のバランスのとり方は施業計画に大きく依存している¹⁹⁾。

ニホンジカも他のシカ種同様通年的に林縁部を利用している⁷⁰⁾が、冬期には針葉樹によるcoverに対する要求が強くなる⁶⁹⁾。また、エサ種の中ではササ類が特に重要な位置を占めている^{29,47,49,69,106,110)}が、ササ類は上層木の伐採によって林冠が疎開した場合には現存量が増加し、相対照度5%以下のうっ閉した森林内では現存量が急激に減少する傾向がある³⁴⁾ことから、ニホンジカにおける生息地の管理も短期的には森林の伐採方法に、長期的には施業計画に依存しているといえる。しかしながら、生息地の管理を目的とした施業法の研究は、日本では山内(1932)¹²¹⁾、飯村(1980)⁴⁰⁾、山谷(1981)¹²²⁾などごく少数である。

欧米における狩猟は、伝統的に林産物の収穫行為の1つとして位置づけられてきたため、保続的な収穫の可能な個体群の想定⁶⁵⁾や、収穫表の作製⁵³⁾が試みられてきた。そして、1960年代後半から従来の収量推定の方法が画一的過ぎることに批判が出され⁷³⁾、数理モデルや実験的な狩猟などの基礎研究を通じて個体群動態論にもとづいた収穫方法の検討が始められるようになった^{12,16,20,74,76)}。一方、日本では戦前期に川瀬(1923)⁵²⁾がドイツの狩猟管理法を紹介して以来、池田・飯村(1969)⁴²⁾が旧日光国営猟区の沿革を報告するまで狩猟管理に関する研究はほとんど空白の状態にあった。その後、捕獲場所の環境解析⁴⁾や捕獲個体の齢査定(ツキノワグマ³³⁾、ニホンカモシカ^{78,79)}、エゾヒグマ²⁾が行われ、狩猟制度に関しては総括的な批判⁸¹⁾や猟区経営に関する試案⁴⁰⁾が出されるようになった。

しかしながら、狩猟の及ぼす影響を個体群動態との関連において考察したものは、大泰司(1984)⁹⁵⁾、(1985)⁹⁶⁾のニホンカモシカ、MAEKAWA *et al.* (1980)⁷¹⁾やYONEDA and MAEKAWA (1982)¹²³⁾のキタキツネの例などごく少数であり、日本におけるこの分野の研究は始まったばかりといえる。

2. 研究方法

これまで道東では、林業被害⁹⁹⁾、一般的生態⁸⁸⁾、年周行動・食性^{47,89)}、群構成⁴⁶⁾、年齢構成⁶¹⁾などについて研究が行われているが、資料の蓄積が十分とはいえない。

そこで、まず道内の狩猟許可地域全域(面積約20,000 km²)を対象として捕獲個体を回収し、捕獲場所の分布、狩猟努力量と捕獲数、捕獲個体の年齢構成、捕獲場所の環境について検討を行った。捕獲個体の分析については、これまで広範な地域から多数のサンプルを得ることの難しさが指摘されてきた³²⁾が、本研究では行政機関・各地の剝製標本社および北海道猟友会会員各位に協力を得て、狩猟に関する情報と年齢査定用の材料(第1切歯および第1後臼歯)を

回収した。

次に、捕獲個体による情報を補完し、生息地としての森林の機能を具体的に理解するために十勝支庁足寄町を調査地として設定し、生息密度の推定、食性と植生、森林施業の展開と林相の推移について調査を行った。足寄町は古くからエゾシカの多いところとされ、明治14年十勝国における捕獲数約30,000頭の内、利別川流域(足寄町、陸別町、本別町を含む)で約7,000頭以上が捕獲されている⁵⁾。また、昭和17年全道的にエゾシカの少なかった時期にも「置戸奥の森林に50~60頭の群と、足寄方面に更に大群の生息する」⁴³⁾ことが確認されており、明治以前からエゾシカが絶えることなく生息し、戦後の分布拡大の核となった地域の一つとして位置づけることができる。この内生息情報が多く得られ、また比較的道路網が整備されているためシカの観察に適していた東部地域の足寄営林署管内の森林とその周辺の農耕地、約43,000 ha(足寄町の31%)を調査対象とした。

研究を行うにあたり終始御指導を賜った北海道大学農学部森林経理学講座大金永治教授、貴重な御助言をいただいた同林政学講座小関隆祺教授、同応用動物学講座森樊須教授、同造林学講座五十嵐恒夫教授に対し謹んで感謝の意をささげる。また、研究を進めるに際して有益な御示唆をいただいた北海道大学農学部応用動物学講座阿部永助教授、同森林経理学講座和孝雄助教授、同森林経理学講座菅野高穂助手に対して心から御礼申し上げる。

北海道大学歯学部口腔解剖学第一講座大泰司紀之助教授、同農学部造林学講座梶光一博士、日本野生生物研究センター米田政明博士らエゾシカ研究グループの方々とは多くの討論を通じて研究の方向性をつかむことができた。ここに深く感謝の意を表したい。

北海道大学歯学部口腔解剖学第一講座八谷昇氏には、貴重な時間を割いていただき年齢査定法に関し御教授いただいた。

また大型哺乳類研究の常として、現地調査に際しては各方面の方々の御協力と御援助をいただいた。ここに芳名を記し、深く感謝の意を表する次第である。

北海道生活環境部自然保護課、帯広営林支局足寄営林署、九州大学北海道地方演習林、札幌市木島剝製社、札幌アニマル剝製社、北海剝製標本社、北洋美術工芸社、吉泉剝製標本社、砂川市笹木剝製標本社、滝川市佐沢剝製社、北見市はなぶさ剝製標本社、帯広市十勝剝製標本社、西谷剝製標本社、釧路市釧路剝製標本社、足寄町足寄剝製標本社。

最後に、長期にわたった調査の遂行に際し、北海道猟友会会員各位の絶大なる御理解と御協力をいただいたことを特筆し、謹んで感謝する次第である。

なお、本論文は「北海道大学学位審査論文」である。

第1章 調査方法

第1節 北海道内の狩猟許可地域全域を対象とした調査

1. 捕獲個体の回収

北海道で行われている狩猟の現状と問題点を考えるため、1980～1983年度にかけて狩猟期間中に捕獲された個体の第1切歯と狩猟状況に関する資料の収集を行った。

1980年度は、北海道内の全狩猟免許交付者(以下ハンターとする)約20,000名に調査の目的や回収方法を印刷したパンフレット、捕獲連絡カード、番号シール、返信用封筒を配布し、エゾシカを捕獲した場合には下顎の第1切歯2本を抜歯し、連絡カードに捕獲年月日、捕獲場所、同行人数およびシール番号を記入し、第1切歯とともに直接返送するように依頼した。また、剥製や毛皮にする際には番号シールを貼付して出すようお願いし、剥製社でチェックできるようにした。道外からのハンターに対しては、北海道庁から狩猟免許が交付された際に配布されるようにした。材料は送られてきた順に登録し、礼状とともに登録番号を刻んだ記念バッジを送った。

1981年度は個々のハンターにパンフレットを配布せず、各猟友会支部の支部長を通じて協力依頼を行った。同時に前年度の調査で委託量の多かった剥製社11社にパンフレットを置き、加工依頼を受けた時にカードの記入と抜歯を行うよう依頼し定期的に回収した。剥製社の内訳は石狩支庁管内4社、空知支庁管内2社、網走支庁管内1社、十勝支庁管内3社、釧路支庁管内1社である。

1982年度、1983年度は上記2方法を併用し、各ハンターに直接協力依頼を行うとともに剥製社からも材料を回収した。

捕獲場所は、ハンターに配布する鳥獣保護区等位置図の区画番号(1区画は5万分の1の地形図の1/16、約4.5×5.5km)で回答してもらった。

捕獲連絡カードの記載の不備なものについては、葉書または電話で再度問いあわせるなどしてできる限り資料の整備に努めた。

2. 年齢査定

歯牙による年齢査定法は歯の交換・磨滅を肉眼的に観察する方法と歯根部のセメント質に形成される年輪様の層板数から推定するものに大別できる。前者は有蹄類の年齢査定法として長い歴史をもつが、老齢個体が若く査定される傾向があり²⁴⁾磨滅の進行も雌雄や食性によって異なる^{91,114)}ことから、正確な年齢査定はシカ類では4歳まで⁹³⁾と考えられている。一方、後者は1952年に鱈脚類の犬歯のセメント質に形成される層板構造が年齢を反映することが発見され⁶⁴⁾、1959年にmooseの第1切歯でも同様の結果が得られて以降¹⁰⁷⁾多くのシカ類に適用され^{67,92)}、絶対年齢を知る方法として確立している。

本研究では、0歳・1歳については歯の交換から、また2歳以上については第1切歯を用いて年齢を推定した。また、第1切歯の歯根部が破損しているものについては年齢既知の標本と歯冠部の磨滅状態や歯髄腔の閉鎖状態を比較して推定した。第1切歯はPlankrychro液で脱灰後、凍結マイクロームで50ミクロンの切片を1個体あたり3～7枚作成し、デラフィールドのヘマトキシリン液で染色しプレパラートとした。年齢はそれぞれのプレパラートについて2

回繰り返して査定し、両者の結果がくい違った場合には再度査定して年齢を決定した。

第1切歯が回収できなかった個体については第1後臼歯を回収し、歯根部のセメント質に形成される層板数を実体顕微鏡で数えた。

3. 捕獲区画の環境

捕獲個体の調査から得られた捕獲区画の標高と土地利用状況を調べた。

標高は国土地理院発行の5万分の1の地形図を捕獲区画と同じ16個の区画に分割し、100m毎の面積比率から平均標高を求め、100mを1つのクラスとして区分した。クラス0は平均標高100m未満を、クラス12は平均標高1,200~1,300mを示している。土地利用状況は、国土庁土地局発行の20万分の1の「土地分類図—土地利用現況図—」をもとに同図の16の分類を5つにまとめ(表-1)、面積比率によって0~5の階級値を与えた。クラス0は面積比率0%を、クラス2は20%以上40%未満、クラス5は80%以上を示している。

ここで用いた分類は、あくまで人為的な土地利用形態を示すもので、エゾシカの生活資源要求に基づいたものではない。また、土地利用区分も比較的単純なものとした。これは、まず多数の捕獲情報をパターン分類し、それぞれの性格を検討することを第一に考えたためであり、生息地の評価法の第1段階としてあえて単純な類型化を行った。

表-1 環境区分
Table 1. Classification of environment

I	標高	平均標高を100m階級に区分
II	植生	面積比率を5階級に区分
II-1	耕作地	: 水田, 普通畑, 牧草畑, 果樹園, 人工草地, 自然草地, 原野
II-2	森林	人工林: 針葉樹人工林, 広葉樹人工林 天然林: 針葉樹天然林, : 広葉樹天然林, : 混交林, : 未立木地, 除地
II-3	その他	: 市街地, その他

第2節 足寄町東部を対象とした調査

1. センサス調査

1980年11月8日~11月13日にかけて足寄町東部の国有林および周辺の農耕地において夜間探照灯を用いてロードセンサスを行った。

調査地内に8本の巡回路を設定し、車高の高い4輪駆動車を用いて時速10km/h以下で走行した。また、シカが採食のために見通しのよい場所に出てくる日没後5時間を調査時間帯とし、最大照射距離350mの探照灯1台と最大照射距離200mの探照灯2台で道路の両側を探照した。

シカを発見した場合は、時間、場所、発見数、群れ構成、周囲の環境を記録した。

群れ構成はオスの場合、第1枝角を持つ3~4ポイントの個体を adult, スパイク状の角や第2・3枝角の先端が分枝した単純な構造の角をもつ個体を juvenile とし、メスでは体の大きさによって adult と juvenile を分けた。fawn では外見から雌雄の判断が困難なため、相対的に最も体の小さい個体を fawn として雌雄の区分は行わなかった。

年齢は adult 2歳以上, juvenile が1歳, fawn は0歳である。

ここで用いたセンサス方法はストリップセンサスの1種で、一般に推定密度は森林内でやや低く見積る傾向があるが⁷⁵⁾、個体群の傾向を把握するには有効である¹⁰³⁾とされている。このため、推定された生息密度を絶対密度として用いることは避け、むしろ相対密度として調査地における秋のシカの分布を把握するための指標として用いた。

2. 生息地としての森林の評価

異なるタイプの森林のもつ生息地の機能を評価するため、足寄町東部の足寄営林署管内に昭和55年、昭和37年、昭和2年植栽のトドマツ人工林、トドマツ-シナノキを主体とした針広混交林、アカエゾマツ純林の5箇所に調査地を設定した(表-2)。

調査は1983年6月に行い、林内に10m間隔で2×2mの方形プロットを8~10個設置し、地上高2m以下の下層植生について、種、被度、高さを記録した。さらに、それぞれのプロット内の構成種間の優占性をみるために階層をI層(50cm未満)、II層(50~100cm)、III層(100~200cm)に区分し、被度・高さ・出現頻度から積算優占度(SDR_s)を求めた。同一種で複数の階層に出現している場合は、それぞれについて積算優占度を求めた。

また、プロット内に1×1mのコドラートを設け、エサ植物について刈り取りを行い乾燥重量(80℃, 48時間)を測定した。刈り取り部位はミヤコザサは葉部、草本は地上部すべて、木本は葉部および当年生枝である。

調査地域内では、これまで37種の植物(木本21種、草本16種)について採食が記録されている(付表-2)。これを知床半島の食性⁴⁶⁾と比較すると、木本については共通種が多く構成種も限定されているのに対し、草本についてはさまざまなものを採食しており、嗜好範囲はかなり広がった。このためエサ植物の判定に関しては、木本では調査地あるいは知床半島において採食記録のあるものに限定したが、草本は採食記録のない56種についても潜在的にエサになり得るものと考え全て刈り取った。

表-2 調査プロットの概況

Table 2. The outlines of sample plots

プロットNo.	位 置	
プロット1	154林班た小班	昭和55年植栽トドマツ林 2,300本/ha植
プロット2	65林班は小班	昭和37年植栽トドマツ林
プロット3	158林班い小班	昭和2年植栽トドマツ林 蓄積200m ³ /ha
プロット4	103林班ろ小班	トドマツ-シナノキ混交林(混交率50%)蓄積265m ³ /ha
プロット5	102-2林班わ小班	アカエゾマツ天然林 (混交率95%)蓄積365m ³ /ha

さらに、上層木の cover 効果を検討するため 1984 年 2 月に積雪調査を行い、プロット間および周囲の林道との間で比較を行った。

3. 森林環境の時間的变化

森林施業の展開によって森林環境がどのように変化し、その結果シカ個体群がどのような影響を受けるかについて明らかにするため、帯広営林(支)局の事業統計および足寄営林署の施業案説明書や森林調査簿を用いて施業仕組と林相の推移を調べた。

特に、調査地内の生息密度や捕獲数が地域的に異なることに着目し、調査地を「高密度生息地域」「中密度生息地域」「低密度生息地域」の3つに分け、各地域から合計 132 個林班、面積 32,407.06 ha (足寄営林署管内の 83%) を抽出し、林相・立木蓄積・人工林の年齢などの構成状態について分析を行った。

事業統計は昭和 28 年～56 年までのものを用い、森林調査簿は第 6 経営案(昭和 25 年作成)、第 1 次経営計画(昭和 32 年作成)、第 3 次経営計画(昭和 40 年作成)、第 3 次地域施業計画(昭和 51 年作成)を用いた。

第 2 章 狩猟が個体群に及ぼす影響

第 1 節 回収方法の検討

表-3 に捕獲個体の回収結果を示した。

1980～1983 年度の 4 年間に 3,202 頭分の年齢査定用材料(第 1 切歯および第 1 後臼歯)と 1,541 枚の捕獲連絡カードが回収された。年度別にみると、1981 年度は個々のハンターに直接パンフレットを配布しなかったため、ハンターからの回収数は非常に少なかった。剝製社からの回収数は年度を追って増加したが、これは 1980 年度には 1 カ月間隔で回収していたものを 1981 年度からは約 10 日間隔で回収したことによっている。年齢査定用材料数は約 2 : 5 の割合で剝製社から回収された数が多かったが、捕獲連絡カードは逆に 3 : 2 の割合でハンターから回収された数が多かった。これは、大手の剝製社ほど仲買人を經由して加工依頼を受けるこ

表-3 年度別の捕獲個体回収数

Table 3. Number of materials collected during 1980-1983

内訳 / 年度	1980	1981	1982	1983	合計
ハンターからの送付	327(322)	81(81)	227(227)	276(276)	911(906)
剝製社からの回収	364(0)	552(252)	662(232)	713(151)	2,291(635)
合計	691(322)	663(333)	889(459)	989(427)	3,202(1,541)
狩猟期間中の捕獲数	293(322)	318(333)	435(459)	437(427)	1,483(1,541)
捕獲総数	2,839	2,989	3,816	4,784	14,499
回収率(%)	10.32	10.63	11.40	9.13	10.23

注) () 内数字は捕獲連絡カードの回収数

捕獲総数は北海道生活環境部自然保護課資料による。

とが多くなるため、ハンターから直接情報が得られなかったことによる。また、捕獲連絡カードはハンターから直接送付された場合はすべて添付されてきたのに対し、剥製社の場合回収率は各社とも20～45%にとどまった。

回収された材料の中には一部有害鳥獣駆除による捕獲個体が含まれており、特に捕獲連絡カードの回収ができなかった剥製社の分についてはその区分が困難であった。このためこれ以降の分析では、明らかに11月15日から翌年1月15日の狩猟期間中に捕獲された1,483個体のみを対象とした。

北海道鳥獣保護事業統計によれば、1980～1983年度に合計14,499頭のオスジカの捕獲が報告されている。この捕獲数の信頼性についてはこれまでいくつか疑問な点があることが指摘されている^{3,88)}が、回収率の検討を行うためには捕獲総数が不可欠であること、また捕獲総数については統計上の数値が用い得る唯一の資料であることから、ここでは統計資料が実際の捕獲総数を表わすものとして用いた。

材料の回収率は1980年度10.3%、1981年度10.6%、1982年度11.4%となり、年度間で回収率に違いはみられなかった($\chi^2=1.907$, $P>0.5$)が、1983年度は捕獲連絡カードの回収数が少なかったため9.0%とやや低い回収率になった。

以上のことから、捕獲個体を継続的に回収するためにはまず個々のハンターに調査の主旨と回収方法が直接伝達されることが重要であり、回収率を高めるためには剥製社など流通ルートをも回収体制の中に組み込む必要があるといえる。また、ここで得られた材料は数量的は少ないものの、各年度の回収率がほぼ一定であったことから捕獲に関する情報は毎年捕獲結果を反映していると考えられた。

第2節 センサス結果

1. 生息密度

生息密度の推定にあたって、探照された範囲内で見落された数と探照範囲外で観察された数は同数であると仮定した。つまり、探照域内のシカはすべて観察し、それより遠くの個体は見えなかったとして以下の式によって求めた。

$$\langle \text{森林内} \rangle \quad D = (N/2LW) \cdot (1/R)$$

$$\langle \text{農耕地} \rangle \quad D = (N/A) \cdot (1/R)$$

ここで、 D は推定密度、 N は観察総数、 L は走行距離、 W は片側の探照幅(25m)、 A はプラメータ計測によって算出した面積、 R は繰り返し数を示している。

探照範囲は林内では両側平均50m、また、センサス・ルート付近の農耕地はすべて探照された。

図-1にセンサス・ルートを示した。また、表-4、表-5に推定生息密度を環境別、センサス・ルート別にまとめた。環境別の生息密度は、森林2.6頭/km²、農耕地0.6頭/km²となり、森林内のほうが高くなった。これは、調査地内の農耕地のほとんどが畑作地で、センサスの行

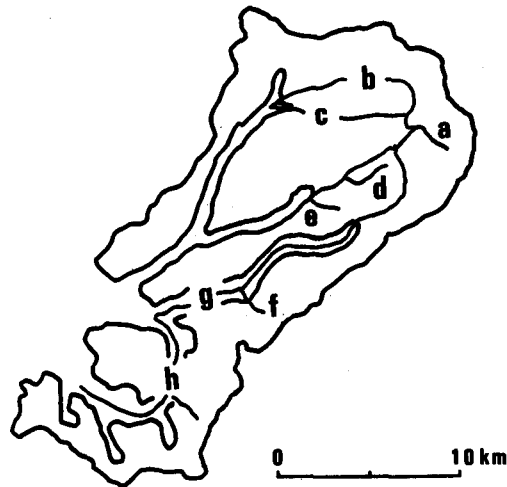


図-1 足寄町東部におけるセンサスルート
Fig. 1. Deer census route in the eastern Ashoro-cho.

表-4 環境要因別のセンサス内容と推定密度
Table 4. Number of deer observed and density in the forest and farmland

環境要因	オス		メス		Fawn	不明	合計	推定密度(/km ²)
	Adult	Juvenile	Adult	Juvenile				
農耕地	2	1	5	0	4	7	19	0.6
森林	3	7	8	4	7	5	34	2.6
合計	5	8	13	4	11	12	53	1.4

表-5 ルート別のセンサス内容と推定密度
Table 5. Number of deer observed and density on the census routes

ルート名	オス		メス		Fawn	不明	合計	推定密度(/km ²)
	Adult	Juvenile	Adult	Juvenile				
a		1	1	1	1	3	7	6.0
b	2	4	5	2	5	2	20	6.7
c			1	1	1		3	1.4
d	1	1				4	6	2.7
e			1				1	0.6
f	1	2	1		1		5	3.0
g	1		4		3	3	11	0.6
h							0	0.0
合計	5	8	13	4	11	12	53	1.4

注) センサス・ルートの位置は図-1参照。

われた時期には収穫がほとんど終了し、採食に出てくるシカが少なかったことに関係しているものと思われる。牧草地の多い知床では、この時期には逆に牧草地に集中する傾向がみられている⁴⁶⁾。

センサス・ルート別の生息密度は、北部に設定したルート a とルート b で 6 頭/km²以上となり、その周辺部(ルート c およびルート d)でもそれぞれ 1.4 頭/km², 2.7 頭/km²と比較的高かった。これに対し中部および南部では、ルート f で 3.0 頭/km²と高かったものの、ルート e と g では 0.6 頭/km²と低く、ルート h ではシカを観察することはできなかった。このように、調査地内の生息密度は相対的に北部で高く、南部で低くなる傾向がみられた。

調査地全体の生息密度は 1.4/km²となり、狩猟条件下にある置戸町の値(0.8~1.0/km²)⁹⁸⁾とほぼ同じであったが、日光(7.7 頭/km²)⁹⁹⁾や丹沢(5.5 頭/km²)¹¹⁶⁾の保護下の個体群に比べると低く、また洞爺湖中島では 20 頭/km²でも増加傾向を示していた⁴⁸⁾ことから生息密度はかなり低いといえる。

2. 性 比

シカ類の性比(メス/オス)は、オスの生態的寿命が短いことから 1 以上⁹⁴⁾と考えられている。また、オスが選択的に除去された場合には当然性比はメスに偏り、猟区だった頃の日光で性比 2.2~4.8⁴²⁾、ミシガン州クシノ野生生物実験場での 6 年間の記録では 2~6、平均 3.2 となっている²⁵⁾。一方、足寄町東部では 20 年以上も狩猟が継続して行われているにもかかわらず性比は 1.3 となり、金華山島⁴⁵⁾や洞爺湖中島⁴⁸⁾など保護下にある個体群の値に近かった。これは、先に述べたように、足寄町が戦後の分布拡大の中心の 1 つであったため、現在も周辺地域と移出入が盛んに行われていることを示していると考えられた。

3. 生産力指数

個体群の生産力を示す指数として「成メス 100 頭あたりの 0 歳数」を用い、各地との比較を行った。この値は足寄町東部で 85 となり、金華山島 13⁴⁵⁾、増加期の奈良公園 38~62¹⁾、増加期の洞爺湖中島 32~56⁴⁸⁾のいずれよりも高く、生産力の高い高質個体群的特徴をもっていると考えられた。

第 3 節 捕獲場所

1. 観察個体の分布と捕獲個体の分布の比較

図-2 にはセンサス調査で観察された個体を捕獲区画に集計した結果を示したが、北部で観察数が多く南部で少ない傾向がみられた。また、1980~1983 年度の 4 年間には同地域内から 75 頭の捕獲個体が回収されたが、捕獲数もセンサス結果同様北部で多く南部で少なかった(図-3)。両者の相関は $r=0.626$ と有意に高く ($df=13, 0.05 > P > 0.01$) このことから、捕獲個体の分布は狩猟期間の個体群の分布を反映したものであると考えられた。

2. 捕獲場所の分布

1980 年度には 3 支庁 31 市町村 777 区画で狩猟が許可されていたが、1981 年度には部分的に変更され許可区画は 786 区画に広がった。一方、1982 年度には狩猟許可地域の大規模な見直しが行われ、狩猟許可年数の長い三石町・本別町・足寄町・陸別町など 6 町が休猟あるいは禁猟となり、新たに厚真町・鶴川町・穂別町・新冠町・浦幌町・弟子屈町・阿寒町・鶴居村・

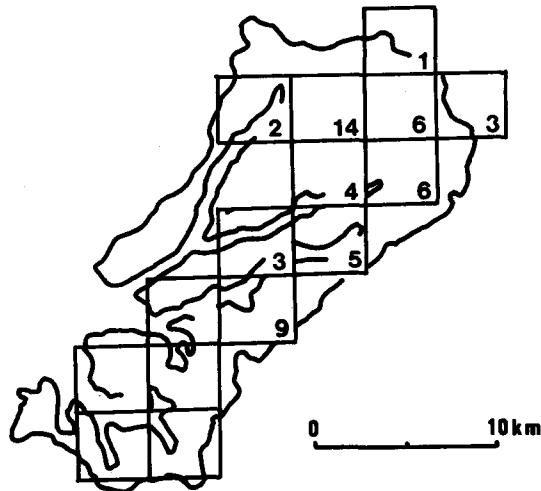


図-2 センサス調査を行った地域の区画別の観察頭数
 Fig. 2. The distribution of deer observed in the censused area.

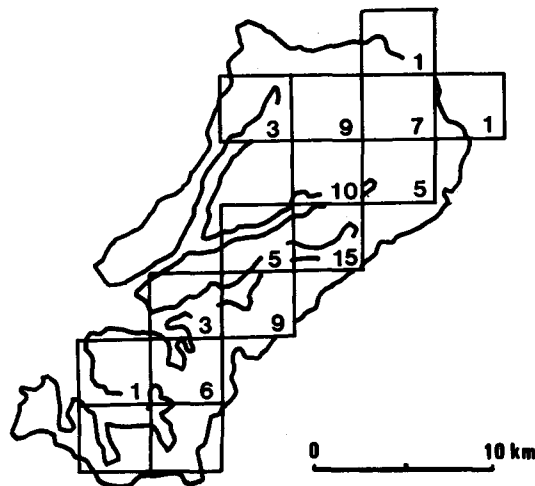


図-3 センサス調査を行った地域の区画別の捕獲数
 Fig. 3. The distribution of deer harvested in the censused area.

白糠町の9町村で狩猟が許可された。この内、新冠町・白糠町を除いた7町村は戦後初めて許可された地域である。このため、許可地域は東西に拡がり4支庁34市町村854区画で狩猟が許可された。1983年度は鶴居村と静内町が休猟となり丸瀬布町で許可されたため許可地域は4支庁33市町村825区画とやや縮小した。

調査を行った1980～1983年度の4年間には、のべ614区画から計1,317頭の捕獲報告が得られた。これを年度別にみると1980年度139区画・270頭、1981年度130区画・288頭、1982年度154区画・355頭、1983年度191区画・401頭となり、1区画の平均捕獲数はそれぞれ1.94

頭, 2.22 頭, 2.31 頭, 2.10 頭となった。1 区画あたりの最高捕獲数は1980 年度9 頭, 1981 年度10 頭, 1982 年度15 頭, 1983 年度13 頭となったが, 5 頭以上捕獲された区画はそれぞれ11 区画, 16 区画, 18 区画, 18 区画に過ぎず, 全捕獲区画中に占める割合も8.0~12.5%と低かった(図-4)。

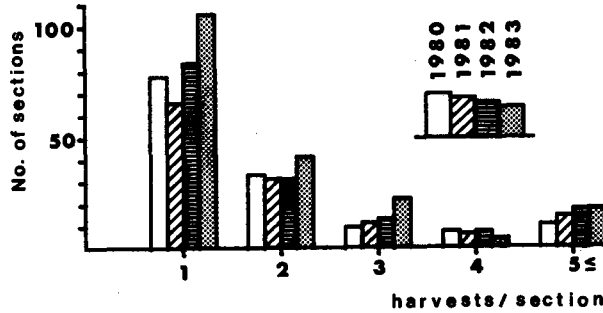


図-4 1 区画あたりの捕獲数

Fig. 4. The histograms of deer harvests per section.

各年度の捕獲区画の分布を図-5~図-8 に示したが, 捕獲区画は一様に分布しておらず各年度ともかなり地域的に偏る傾向がみられた。そこで, 捕獲場所がどのような地域に集中して

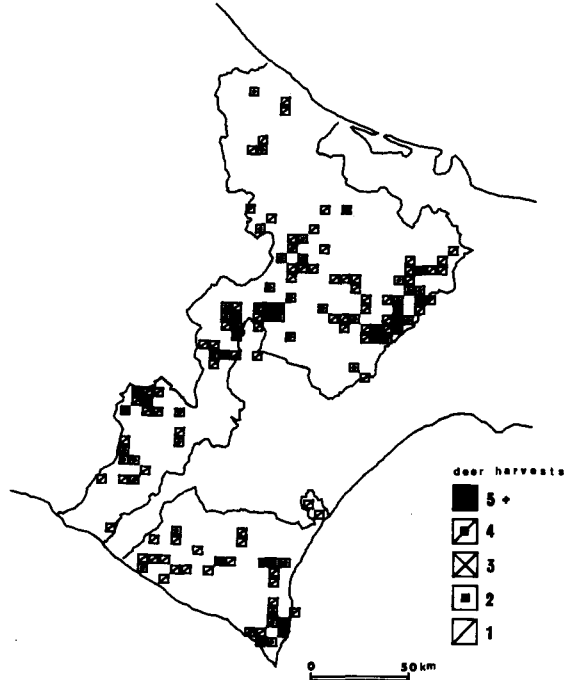


図-5 1980年度における1 区画あたりの捕獲数の分布

Fig. 5. The distribution of deer harvests in 1980.

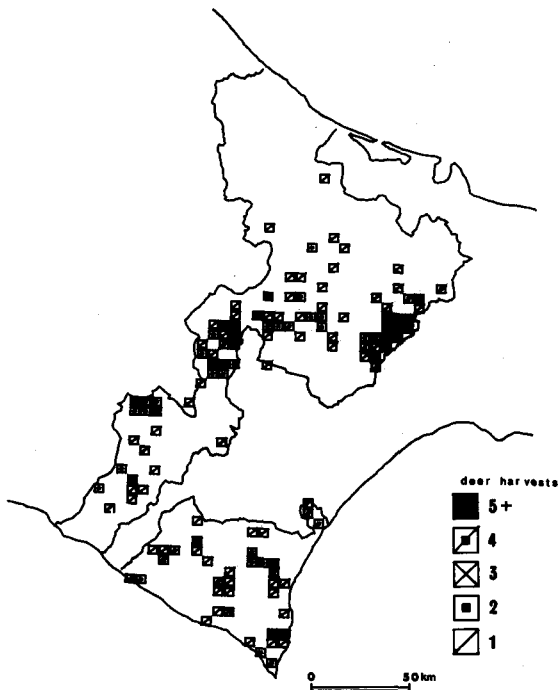


図-6 1981年度における1区画あたりの捕獲数の分布
 Fig. 6. The distribution of deer harvests in 1981.

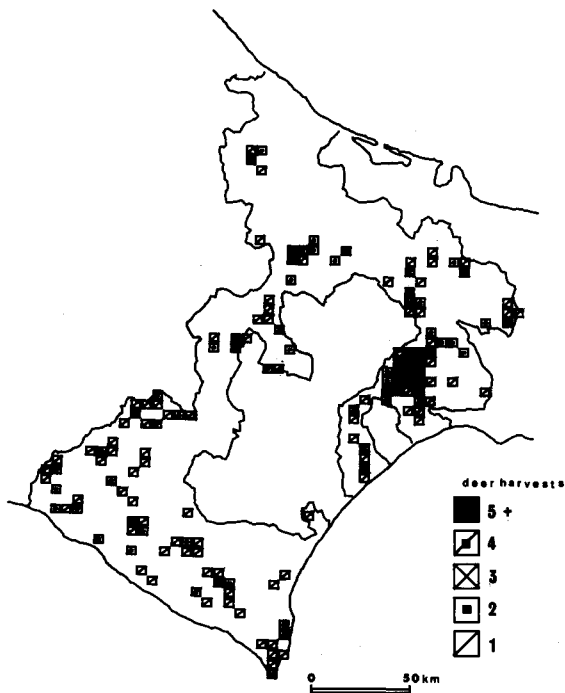


図-7 1982年度における1区画あたりの捕獲数の分布
 Fig. 7. The distribution of deer harvests in 1982.

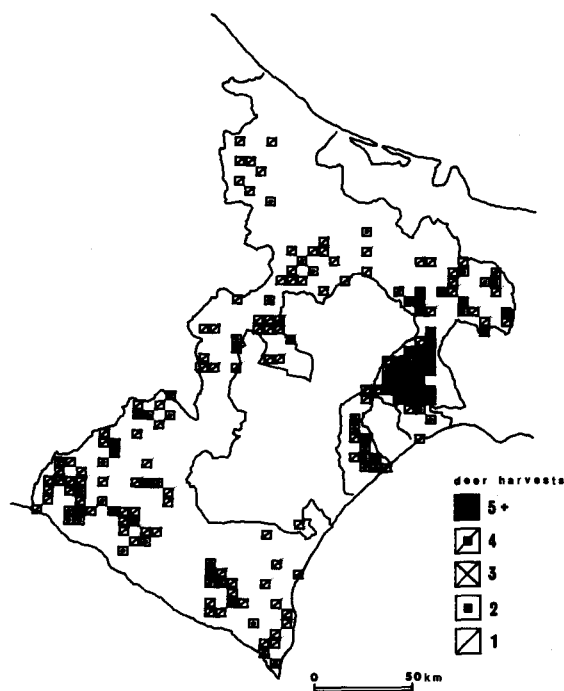


図-8 1983年度における1区画あたりの捕獲数の分布
 Fig. 8. The distribution of deer harvests in 1983.

いるかを見るために捕獲個体を市町村別に集計し捕獲状況の比較を行なった(付表-1)。人為的な行政区域を集計単位とすることは、エゾシカの土地利用などの点から考えて必ずしも妥当ではないが、現行の狩猟制度が支庁あるいは市町村を基礎として行われているため制度面の評価を行なう上でむしろ有利であると考えた。

表-6に1980~1983年度の捕獲数の多かった市町村を示したが、いずれの年度も上位5市町村で捕獲総数の50%以上を占め、狩猟がかなり限定した地域で行われていることを示していた。

表-6 年度別の捕獲数の上位市町村
 Table 6. The high ranking area of deer harvests during 1980-1983

1980年度		1981年度		1982年度		1983年度	
市町村名	捕獲数	市町村名	捕獲数	市町村名	捕獲数	市町村名	捕獲数
足寄町	45 16.7%	足寄町	72 25.0%	白糠町	85 23.9%	白糠町	94 23.4%
えりも町	31 11.5	新得町	64 22.2	阿寒町	44 12.4	阿寒町	66 16.5
新得町	30 11.1	えりも町	19 6.6	留辺蘂町	23 6.5	弟子屈町	28 7.0
上士幌町	27 10.0	津別町	18 6.3	津別町	22 6.2	津別町	24 6.0
津別町	20 7.4	占冠村	17 5.9	占冠村	18 5.1	浦幌町	23 5.7
合計	153 56.7	190 66.0	192 54.1	235 58.6			
総計	270	288	355	401			

また、狩猟許可地域が大きく変更される前(1980~1981年度)と変更された後(1982~1983年度)では市町村の構成は大きく変化したが、それぞれの期間内では捕獲数の多い市町村の構成はほぼ同じであり、捕獲場所がかなり固定していることを示唆していた。そこで、同一区画で2年以上にまたがって捕獲報告のあった区画を「固定区画」とし、その分布について検討を行った(図-9)。

固定区画は全体で166区画あり、この内2年間にわたって捕獲報告のあった区画は129(77.7%)、3年間にわたって捕獲報告のあった区画は24(14.5%)、4年間にわたって捕獲報告のあった区画は13(7.8%)であった。

各年度の固定区画の割合は1980年度62.6%、1981年度62.9%、1982年度70.1%、1983年度53.6%とかなり高かった。また、固定区画内の捕獲数もそれぞれ87、83、108、104と総捕獲数の70~80%を占め、各年度とも捕獲数4頭以上の区画はほとんど固定区画によって占められていた(図-10)。

市町村別の固定区画の比率と年平均捕獲数の関係を示したのが図-11である。これによると、解禁後5年未満で固定区画の割合が高い地域が出現し、捕獲場所の固定化が始まっていることがわかる。また、固定区画の比率と年平均捕獲数は高い相関を示し($r=0.76$, $df=39$, $P<0.01$)、捕獲数の多い市町村の中でも同一地域で毎年繰り返し狩猟が行われているといえる。

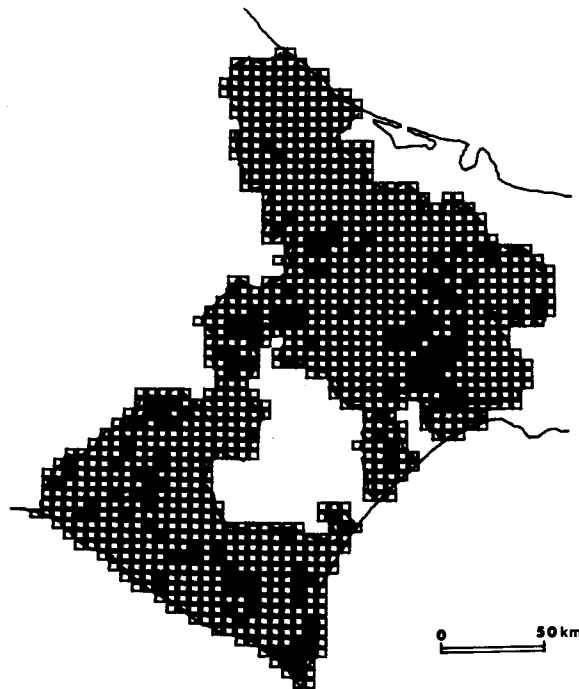


図-9 固定区画の分布

Fig. 9. The distribution of "fixed sections."

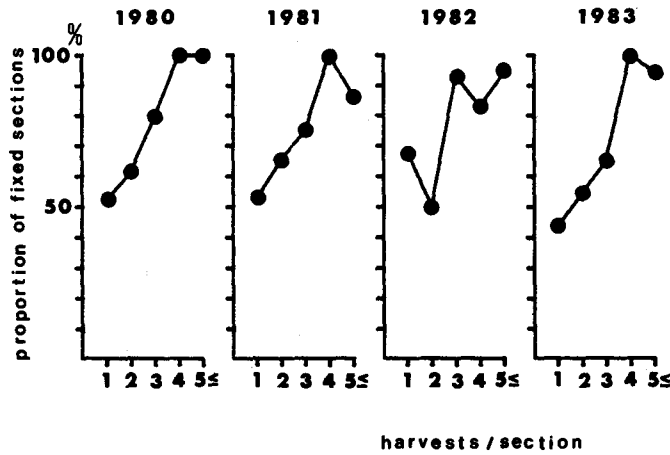


図-10 1区あたりの捕獲数と固定区画の割合

Fig. 10. The relationship between deer harvests per section and the proportion of fixed sections.

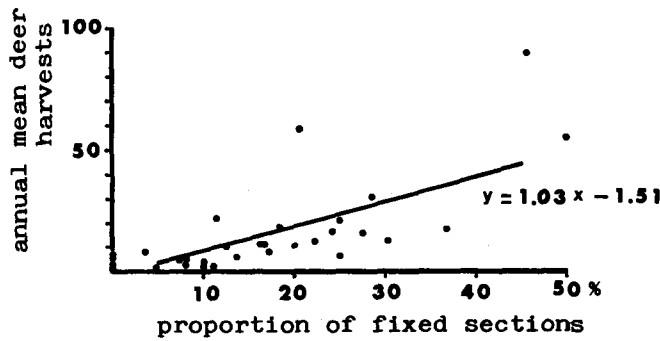


図-11 市町村別の固定区画の割合と年平均捕獲数の関係 ($r=0.76$)

Fig. 11. The relationship between the proportion of fixed sections and the annual mean deer harvests ($r=0.76$)

第4節 狩猟努力量

1グループを構成するハンター数は平均4.9人となったが、2～3人のグループが最も多く全体の32.4%を占め、10人以上のハンターから構成されるグループは10.6%と少なかった(図-12)。このような小人数構成の狩猟は「忍び撃ち」あるいは「探索撃ち」と呼ばれ、勢子・待ちといったハンター間の役割分担は「巻き狩り」程に明確ではなく、猟法も越冬群を追い出すのではなくむしろできるだけかく乱しないように近づいて撃つのが一般的である。南日高地方では、昭和40年代後半まで猟犬を使って小人数で巻き狩りをしている⁸⁸⁾が、剝製社を中心としたハンターへの聞き取りでは猟犬を使うグループは最近ほとんどなく、忍び撃ちの形態をとりながら自動車やトランシーバーなどの補助手段を用いて広範な面積を探索しているグループが多かった。

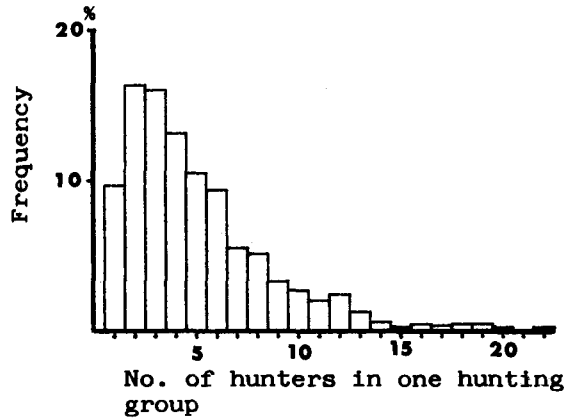


図-12 1グループを構成するハンター数

Fig. 12. The histogram of the number of hunters in one hunting group.

1区画あたりのべ人猟者数は1980年度 9.4 ± 1.6 人, 1981年度 10.5 ± 2.0 人, 1982年度 10.2 ± 2.1 人, 1983年度 8.9 ± 1.4 人となり, 年度間で有意な差はみられず(t 検定, $P < 0.01$), 調査期間中の狩猟強度(単位面積あたりの狩猟努力量)はほぼ一定と考えられた。

表-7には1グループが1日何頭のシカを捕獲したかを示した。1日あたりの捕獲数は1980年度1.04頭, 1981年度1.06頭, 1982年度1.05頭, 1983年度1.02頭となり, ハンター1人あたりに換算した1日あたりの捕獲数(1ハンター・日あたりの捕獲数)は0.20~0.23頭と低かった。本調査では, 出猟したにもかかわらず猟果の無かったハンターについての資料が得られなかった。このため1980年度に狩猟許可地域を管轄する29の営林署および林務署にアンケートを送付してハンターの入猟状況を調査したところ, 狩猟期間中には5,000人以上のハンターが入猟許可を申請しており⁶¹⁾, これにそれぞれのハンターの入猟期間を考慮すると実際の1日あたりの捕獲数は上記の値をかなり下回ることが予想された。

1ハンター・日あたりの捕獲数は, 水産資源学で用いられている単位努力量あたりの捕獲(catch per unit effort)とはほぼ同義であり, 資源量を推定するための指標として用いることができる⁶²⁾。しかしながら, ここで求められた値は総努力量をかなり低く推定しているため厳密な意味での単位努力量あたりの捕獲数ではない。このため, ここでは1ハンター・日あたりの捕獲数を生息数の推定ではなく, 生息数の相対的な違いをみるための指数(密度指数)として用い, 各市町村単位に集計した。

密度指数は日高町で0.36と最も高かったが, 調査期間中捕獲報告の得られなかった丸瀬布町と西興部村は密度指数0としたため全体の平均は0.20となった。各市町村の密度指数を0.05毎に4つのランクに分けると, 特定の地域で高くその周辺で低いという傾向がみられた(図-13)。特に十勝東部から釧路地方にかけて密度指数の高い地域が広範囲に連続し, 西部では

表一7 1グループの同行者数と各グループの1日あたりの捕獲数
Table 7. Number of hunters in one hunting group and their harvests per day

年度	1980				1981				1982				1983				
	1	2	3	小	1	2	3	小	1	2	3	小	1	2	3	小	
1日あたりの捕獲数	頭	頭	頭	計	頭	頭	頭	計	頭	頭	頭	計	頭	頭	頭	計	
同行者数	1	18	0	0	18	15	0	0	15	45	0	0	45	50	0	0	50
	2	47	1	0	48	38	2	0	40	49	3	0	52	76	2	0	78
	3	38	1	0	39	51	2	0	53	59	8	0	67	55	1	0	56
	4	32	0	0	32	36	1	0	37	45	3	0	48	54	0	0	54
	5	32	1	0	33	15	1	0	16	56	4	0	60	30	0	0	30
	6	36	1	1	38	25	1	0	26	23	1	1	25	34	2	0	36
	7	26	2	0	28	15	3	0	18	11	3	0	14	14	0	0	14
	8	11	0	0	11	21	2	0	23	11	0	0	11	24	1	0	25
	9	12	0	0	12	13	0	0	13	8	1	0	9	10	0	0	10
	10	9	1	0	10	7	0	1	8	9	0	0	9	9	0	0	9
	11	4	0	0	4	4	1	0	5	11	0	0	11	6	0	0	6
	12	4	0	0	4	2	0	0	2	18	2	0	20	4	1	0	5
	13	5	0	1	6	5	0	0	5	2	0	0	2	4	0	0	4
	14	2	0	0	2	2	0	0	2	0	0	0	0	3	1	0	4
	15	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
	16	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0	0	3
	17	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	2
	18	1	0	0	1	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	19	0	0	0	0	3	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
	22	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
計		277	7	2	286	256	10	1	267	350	23	1	369	379	9	0	388

日高町, 占冠村, 門別町, 厚真町で高かった。一方, 南部では大樹町で0.30と高い値が得られたが, 新冠町からえりも町・広尾町にいたる地域では一般的に密度指数は低く, 網走北部でも滝上町で0.26と高かった他北見市から紋別市にかけて密度指数は低かった。

各市町村の狩猟許可年数と密度指数との関係をみたのが図一14である。狩猟許可年数は狩猟が許可されてから1983年度までの期間を示した。途中で休猟ないし禁猟期間を含む市町村では, その期間が平均禁猟年数(3.65年)以上の場合は新たに許可されてから1983年度までの年数を狩猟を許可年数とし, 平均以下の場合はその期間を除いた通算年数を許可年数とした。これによれば, 許可年数が5年以下の占冠村, 浦幌町, 弟子屈町, 鶴居村, 白糠町では密度指数が高く, 許可年数が15年以上の静内町, 三石町, 浦河町, えりも町, 上士幌町, 新得町では密度指数は低かった。一方, 足寄町, 陸別町, 津別町では許可年数が18年を越えているにもかかわらず密度指数は高く, 逆に清水町, 興部町, 西興部村では許可年数が5年以下でも密度指数は低くなるなど, 密度指数と狩猟許可年数の相関は低かった ($r = -0.14$)。

つまり, 現在の狩猟許可地域の中には, 許可直後からほとんど猟果の期待できない地域や

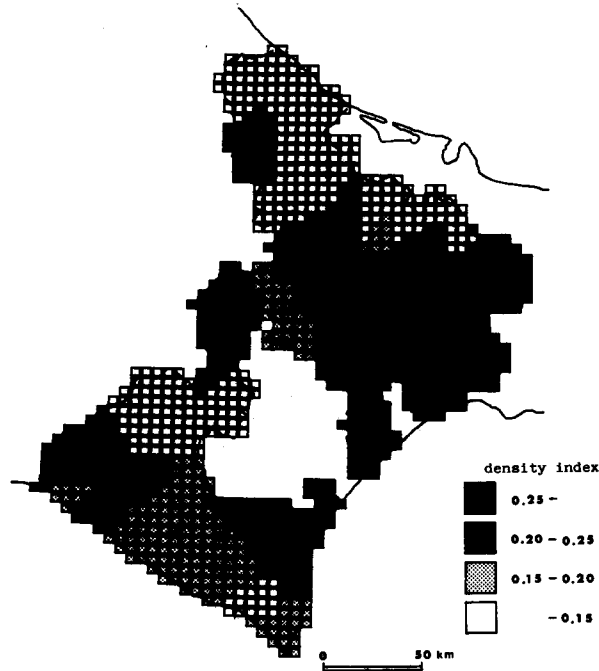


図-13 密度指数の分布

Fig. 13. The distribution of density index.

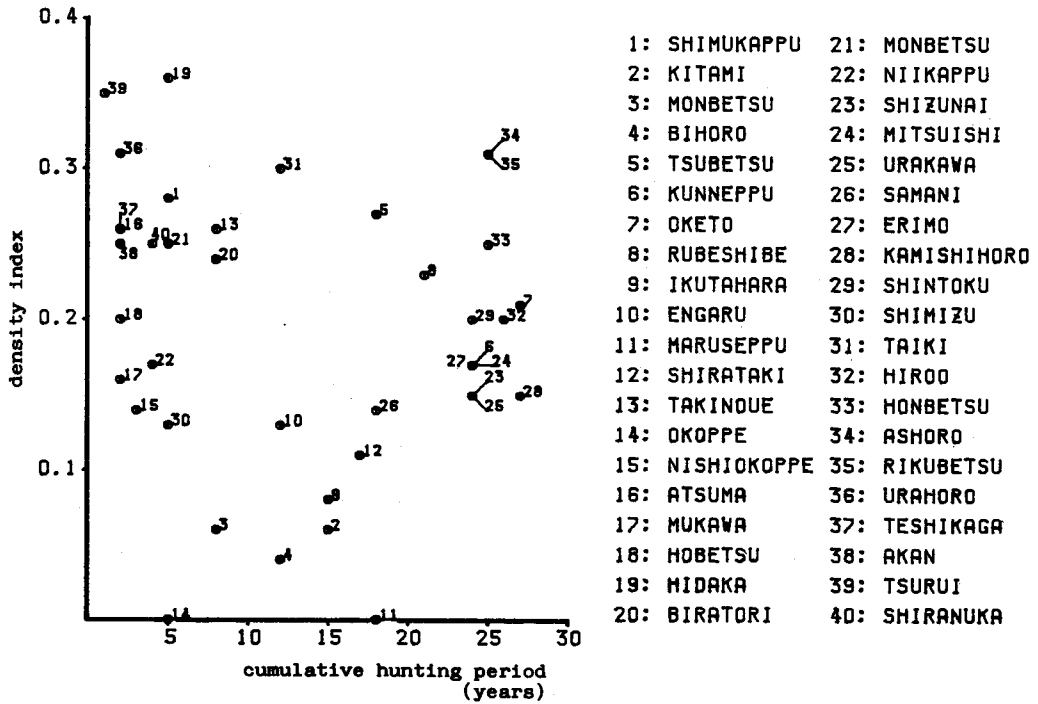


図-14 市町村別の狩猟許可年数と密度指数の関係 ($r = -0.14$)

Fig. 14. The relationship between cumulative hunting period and density index ($r = -0.14$).

長期に狩猟が行われているにもかかわらず個体数がコントロールされていない地域が含まれており、全域について画一的な規制（ハンター1人1日オスシカ1頭）が設定されているだけで地域個体群の現状を考慮したものとはなっていないといえる。

第5節 年齢構成

1. バイアスの検討

本調査のように短期間の狩猟によって死亡した個体の年齢構成は、基本的には生きている個体群の年齢構成を代表している¹⁰⁾。しかしながら、捕獲個体の年齢構成には様々なバイアス（資料の偏向性）が生じやすく、これらについて十分に検討する必要があることも指摘されている²²⁾。バイアスの生じる原因としてはハンターの選択性とシカの獲られやすさがあげられる。通常、ハンターは群の中の大物をねらう傾向があり、猟区など狩猟管理のいきとどいた場所では捕獲個体の年齢構成は4歳以上のオス成獣に偏っている²⁷⁾。

これに対し、1歳段階の若いオスは一般に特定の生息地に対する定着性が低く警戒心も薄いためハンターに獲られやすく²¹⁾、狩猟圧が高い場合には捕獲個体中に占める1歳の割合が増加することが報告されている^{17,76)}。

ここでは、センサス調査を行なった足寄町東部の個体群構成と同地域から回収された捕獲個体の年齢構成の比較から捕獲個体にはたらいっているバイアスについて検討した。

表一8に足寄町東部におけるセンサス結果と捕獲個体の年齢構成を示したが、捕獲個体では明らかに0歳を過小に評価していることがわかる。これは、0歳が外見上雌雄の判別が困難でありメスグループ内で行動することが多いため、ハンターが意図的に狩猟対象から除外した結果と考えられる。

一方、1歳以上の比較では有意な差はみられず($\chi^2=0.19$, $P=0.66$)、ハンターに対する聞き取りからも選択性については否定的な解答が多かったため、1歳以上の年齢構成は実際の個体群の年齢構成を反映したものと考えた。

2. 生存率および死亡率の推定

表一9に年級群(cohort)別の死亡率を示したが、最高死亡年齢が15歳であるのに対し調査期間が4年と短かったため十分に検討することができなかった。

一方、カイ2乗検定を行なった結果、2歳以上の年齢構成については年度間で有意な差がみられなかったため($\chi^2=49.3$, $P=0.12$) (図一15)、この部分については安定年齢構成とみなしHICKEY (1952)³⁵⁾とCHAPMAN and ROBSON (1960)¹³⁾の2つの方法によって生存率および死亡率を推定した。

表一10に1980~1983年度の捕獲個体の年齢構成から求めた生命表を示した。HICKEYの

表一8 足寄町東部におけるセンサス結果と捕獲個体の年齢構成

Table 8. The result of deer census and age distribution of deer harvested in the eastern Ashoro-cho

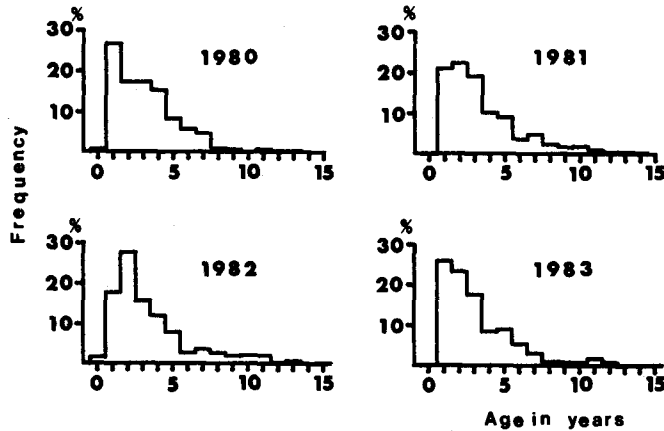
	0歳	1歳	2歳以上	合計
オスの観察数	5.5	4	13	22.5
(メスの観察数)	(5.5)	(8)	(5)	(18.5)
オスの捕獲数	0	13	56	69

注) 0歳は性比1:1とした。

表一9 年級群別の推定死亡率
Table 9. Mortality rate of the cohort born from 1967 to 1981

出生年	年 齢														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1967													0.00	0.00	1.00
1968													—	1.00	—
1969												0.67	—	1.00	—
1970										—	0.67	1.00			
1971									—	—	0.63				
1972								—	—	0.00					
1973							0.46	0.00	0.57						
1974						0.06	0.33	0.60							
1975					0.58	—	0.71								
1976				0.41	0.62	—									
1977			0.42	0.00	0.28										
1978		—	0.20	0.18											
1979	0.17	0.11	0.43												
1980	—	0.34													
1981	—														

注) —は死亡率が推定できなかったことを示す。



図一15 捕獲個体の年齢構成
Fig. 15. Age distribution of deer harvested during 1980-1983.

方法による平均死亡率 ($\sum dx / \sum lx$) は 0.312 (生存率 0.688) と推定された。CHAPMAN and ROBSON の方法による生存率の推定には個体群の年齢構成が幾何級数的な分布をしていることが必要である。しかしながら、表一10 から 11 歳以上の老齢クラスでは急激に死亡率が高くなっていたため、生存率の推定には 2~10 歳までの資料を用い ROBSON and CHAMPMAN (1961)¹⁰⁵⁾ の示した切れたサンプル (truncated sample) 用の式によって推定した。

$$\frac{T_k}{n} = \bar{x}_k = \frac{s}{(1-s)} - \frac{(K+1)s^{K+1}}{1-s^{K+1}}$$

ここで、 s = 生存率、 K = コード 齢の最高 齢、 $T_k = N_1 + 2N_2 + 3N_3 + \dots + NK_k$ 、 $n = N_0 + N_1 + N_2 + \dots + N_k$ を示し、 $K = 8$ 、 $T_k = 1781$ 、 $N = 977$ として、 $s = 0.678$ を推定した。

推定値の分散はやはり ROBSON and CHAPMAN の示した以下の式によって 0.00012 と推定した。

$$\text{Var}(s) = \frac{1}{n} \left/ \left[\frac{1}{s(1-s)^2} - \frac{(K+1)^2 s^{K-1}}{(1-s^{K+1})^2} \right] \right.$$

したがって、95%信頼限界で生存率は 0.656~0.699 ($0.678 \pm 1.96 \times \sqrt{0.00012}$)、死亡率は 0.301~0.344 と推定された。

このようにして得られた生存率から、

$$f(x) = s^x / \sum_{j=0}^K s^j \quad (x=0, 1, 2, \dots, k) \text{ の式によっ}$$

て期待度数を求め適合性検定を行なった結

果、期待度数と観察度数の間には有意な差はみられず ($\chi^2 = 8.97$, $P = 0.34$)、2~10 歳の齢級では死亡率一定とみなすことができた。また、HICKEY の方法による平均生存率の推定値も推定区間内に含まれていたことから、ここでは狩猟下にあるオス成獣の平均生存率を 0.678 (平均死亡率 0.322) とした。

ニホンジカに関しては、これまで奈良公園と金華山島の個体群について生命表が作製されており^{80,92)}、これらは温暖な地方の保護条件下に生息する高密度安定型の個体群の生存パターンを示している。両個体群の 2~10 歳までの平均生存率を Hickey の方法によって推定すると奈良公園 0.87 (死亡率 0.13)、金華山島 0.83 (死亡率 0.17) となり、高緯度地方の狩猟条件下に生息する個体群ではこれらの約 2 倍近い死亡率を持つことが明らかになった。

3. 年齢構成の地域的な違い

本章第 3 節で述べたように、狩猟は同一地域で毎年繰り返し行われる傾向がみられ、長期に狩猟が許可されている地域ほどこの影響を強く受けているといえる。ここでは、こうした「継続的な狩猟」が個体群の年齢構成にどのように反映されるかをみるために、捕獲数が多く固定区画の割合の高い 9 町村を抽出し、狩猟許可年数によって 2 つのタイプに分け年齢構成の比較を行った。

タイプ 1 は許可年数が 5 年以下の地域で、ここには占冠村、浦幌町、阿寒町、白糠町が含まれた。タイプ 2 は許可年数が 15 年以上の地域で、ここには津別町、えりも町、上士幌町、新

表—10 狩猟下におけるエゾシカの生命表
Table 10. Life table for the deer harvested during 1980-1983

年齢	コード 齢	lx	dx	qx
2	0	310	78	0.252
3	1	232	82	0.353
4	2	150	35	0.233
5	3	115	58	0.504
6	4	57	3	0.053
7	5	54	30	0.556
8	6	24	6	0.250
9	7	18	1	0.056
10	8	17	—	—
11		22	16	0.727
12		6	0	0.000
13		6	5	0.833
14		1	0	—
15		2	2	1.000
		1,014	316	0.312

注) 平均死亡率 0.312 = 316 / 1,014

得町, 足寄町が含まれた。また, 本章第4節で求めた密度指数はタイプ1ではすべて0.25以上だったが, タイプ2では津別町, 足寄町で0.27, 0.31と高かったものの他の3町では0.15~0.20と低かった。

それぞれのタイプの町村別の年齢構成を図-16に, 基本的な特徴を表-11に示した。

両者を比較すると, タイプ1ではタイプ2に比べ, 1歳の割合が低く11歳以上の老齢個体の割合が高いために平均年齢も高く, これらには統計的な有意差がみられた(t 検定, $0.05 > P > 0.01$)。最高死亡年齢は, 津別町で8歳その他の地域ではいずれも10歳を越えていたためタ

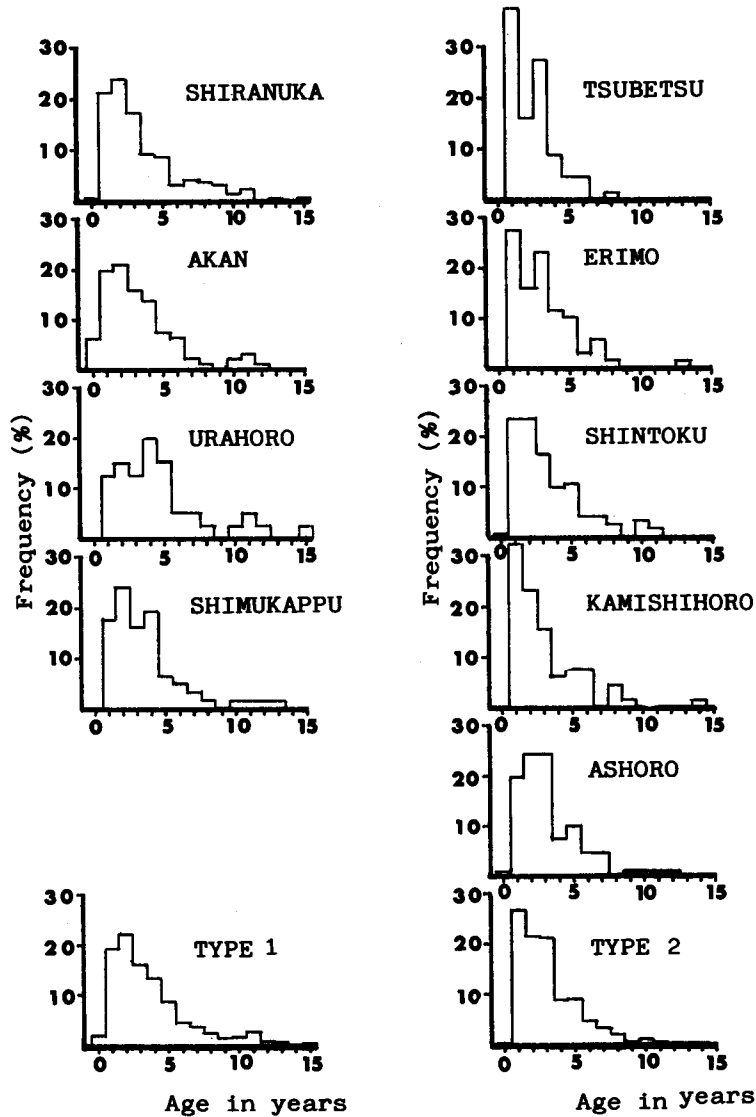


図-16 タイプ別の年齢構成

Fig. 16. Age distribution of deer harvested in the region of Type 1 and Type 2.

表—11 地域別の年齢構成の比較
Table 11. Regional differences of age distributions

市町村名	解禁年数*1	最高死亡 年 齢	平均年齢	1歳の割合	11歳以上の 割 合	2～10歳の 平均生存率
〈タイプ1〉						
浦幌町	2	15	5.2	12.5	10.0	0.753±0.061
阿寒町	2	12	3.8	20.0	4.2	0.672±0.084
白糠町	4	15	4.1	21.5	3.7	0.707±0.031
占冠村	5	13	4.1	17.7	4.8	0.658±0.050
全 体				19.4	4.7	0.696±0.041
〈タイプ2〉						
津別町	18	8	3.0	37.7	0.0	0.588± 0.109
えりも町	24	13	3.6	27.5	1.4	0.670±0.100
新得町	24	11	3.8	23.6	1.6	0.700±0.071
足寄町	25	12	3.7	20.0	1.8	0.638±0.075
上士幌町	27	14	3.6	32.3	1.5	0.676±0.105
全 体				26.8	1.4	0.661±0.038

注) *1: 足寄町は1981年度までの解禁年数, その他は1983年度までの解禁年数

タイプ間で統計的な有意差はみられなかったが、タイプ2のえりも町では調査期間中に9～12歳の個体が捕獲されず、上士幌町でも10～13歳の個体が捕獲されないなど老齢段階の年齢構成が不連続になっていた。また、2～10歳の平均生存率をタイプ間で比較すると、タイプ2(0.661±0.038)ではタイプ1(0.696±0.041)より生存率が有意に低かった($t=20.699$, $P<0.01$)。

このように、許可期間の長期継続化にともなって老齢個体の減少、1歳の割合の増加、平均年齢の低下、成獣(2～10歳)の生存率の低下などの現象がみられ、オスの年齢構成はタイプ2のように若齢に大きく偏ったものに変化してくるといえる。

第6節 考 察

1. 北海道の狩猟管理の問題点

北海道では大正9年農商務省告示第257号によって全道一円無期限にエゾシカの捕獲が禁止されたが、昭和32年からその例外的措置として狩猟および有害獣駆除が許可されている。狩猟許可地域は、市町村単位に捕獲申請を提出して許可を受ける有害獣駆除と異なり、北海道が主体となって設定し、ほぼ3年毎に見直し作業を行うことを原則としている。この意味では、猟区を数個の入猟区に分け開猟時毎に入猟区を変える「輪換狩猟法」¹²⁾的な管理を目指しているといえる。しかしながら、許可市町村数は昭和32年度14、昭和40年度19、昭和45年度25、昭和55年度31、昭和58年度35と拡大してきた。また、これまでに許可された42市町村の内途中に休猟ないしは禁猟を含むのは12町に過ぎず、その期間も平均3.65年と短いため、許可地域は長期に許可されている市町村を中心として周辺部へ拡大してきたといえる。1982年度には比較的大規模な見直しが行なわれ、許可年数の長い6町が休猟あるいは禁猟となり、新たに

9町村で狩猟が許可された。このため、1区画あたりの平均狩猟許可年数は低くなったが、許可年数15年以上の区画が依然45%近く存在しており、従来の「許可地域の固定化と周辺部への拡大」傾向を根本的に見直したものではなかったといえる。

現在のシカの狩猟許可地域は、「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」第14条に規定された猟区ではないため、入猟者数に関する制限は行う必要がない。また、捕獲数に関してはハンター1人1日オスシカ1頭以下(第16条)の制限が課されているが、実際の捕獲数はこの1/2以下に過ぎず、この量的規制はほとんど現実的意味を失っているといえる。

このため、現在北海道で行われているシカ猟は実質的に、オスに関して期間以外の捕獲制限を一切加えない open bull (あるいは unlimited bucks-only) の形態となっている。

本章で観察された捕獲区画の集中・固定化と捕獲個体の若齢化は、狩猟方法が忍び撃ちを基本としているために捕獲場所と越冬地の分布が重複していることと、open bull を長期に許可していることの相乗効果による現象といえる。したがって、今後狩猟管理における量的規制と許可地域の設定法を根本的に見直さない限り、北海道では利用価値の低い若齢個体のみを狩猟対象とせざるを得なくなる事態になろう。

2. open bull の狩猟システムが個体群に及ぼす影響

KIMBALL and WOLFE (1974, 1979)^{54,55)} は、ユタ州のカッシュ エルク管理区 (Cache elk management unit) で1968年から始められた open bull の影響調査を行い、

- (1) open bull が開始されてからオスに対する狩猟圧が5倍に増加し捕獲数も2倍になった、
- (2) 個体群の年増加率は17%から7%に低下した、
- (3) オスの生存率は0.58から0.22に低下し、捕獲個体に占める1歳の割合が36%から75%に増加した、
- (4) メスの生存率および生産力指数(100成メスあたりの0歳数)はほとんど変化しなかった、

ことから、open bull はこの10年間には個体群に有害な影響をおよぼさず、むしろ多くハンターに狩猟が許可されることのレクリエーション的・財政的メリットが大きかったと評価している。スコットランドのシカ肉生産を目的とした養鹿場では、むしろ生産性をあげるために2歳以上の個体のほとんどを処分して1歳オスの割合を70%以上にするように管理している¹⁰⁴⁾。また、足寄町東部では低密度下でオスの若齢化が認められたが、生産力はかなり高く高質個体群的な特徴をもっていた。このように、一夫多妻型の社会を持つシカ科の動物では、一般にオスの除去は個体群の変動にはそれ程大きな影響を及ぼさないようである。したがって、現在の狩猟制度が被害防除を主目的にしているとしても、個体数の制御によって実際の被害防除上効果が上がっているかどうかは疑問である。また、保健休養の意味からスポーツハンティングとして「角の大きなオス (trophy)」の収穫を狩猟目的としているとしても、open bull の方法での管理は

明らかに誤りである。捕獲個体の若齢化と単位努力量あたりの捕獲数の低下は、明らかにこの管理の目差す目的とは正反対の結果をもたらしている。open bull の管理が成立するのは、一般に個体数が過増加ではないがかなり多い場合に「捕獲数最大の収穫」を期待して行われる場合である⁷⁷⁾。一方、trophy の生産を目的にする場合は、個体群の生産力を最大にし、メスを多く収穫しオスの収穫を制限することによって達成し得るものである⁷⁸⁾。

open bull の狩猟方式における未解決の問題としては、若オスが成オスに比べ特定の生息地に対する定着性が弱く⁶⁹⁾ 発情期も遅れる傾向にある⁷⁷⁾ ことから、オスの若齢化が個体群全体の発情期の遅れをもたらし、さらに次の年の出産期の遅れをもたらすのではないかという点が残されている。もし、このような現象が現実のものになれば、夏おそくに生まれた0歳子は発育不全のまま冬を迎えることになり、越冬期間中の生存率も低下することになろう。特に、道東では生息密度が低くかつ大まかな分布域しか把握されていない地域個体群がほとんどであるため、他の地域でも足寄町東部のように狩猟下で高質個体群を維持しているかどうか十分に検討していく必要があろう。

捕獲個体に関する資料の収集は管理学的な調査を行うための基礎であり、狩猟行政の原点ともいえよう。今後、エゾシカに限らず狩猟鳥獣や有害鳥獣駆除の対象となっている種では上記のような点に対する行政的な配慮が強く望まれる。

第3章 森林施業が個体群に及ぼす影響

第1節 捕獲区画の環境

常田ら(1980)¹¹⁵⁾は環境庁の「第2回自然環境保全基礎調査」(1979)の調査結果を検討し、東北以南では明らかに森林率70%以上の区分にシカの生息区画が集中し、森林率が低くなるにつれて生息区画も少なくなる傾向が認められたのに対し、北海道では10~40%や40~70%などやや低めの森林率区分からも生息情報が得られたことについて、北海道では牧草畑や草地・原野など森林以外でもある程度までシカの生息を許容し得る土地利用が行われるのに対し、東北以南では農耕地・居住地などシカの生息を容認し得ない土地利用がほとんどであるからだとしている。

しかしながら、本調査では捕獲区画総数391区画の内322区画(82.5%)が森林率70%以上の区分に含まれ、同一区画から2年以上にわたって捕獲報告があった固定区画でも、166区画の内145区画(87.5%)がこの区分に含まれた。生息区画と捕獲区画あるいは固定区画の森林率区分に対する頻度分布を比較すると、いずれの場合も統計的に有意差がみられ($\chi^2=61.98$, $P<0.01$; $\chi^2=40.70$, $P=0.01$)、冬期間にはシカの森林への依存は高くなることが示された(表-12)。

次に、どのようなタイプの森林で捕獲数が高くなっているのかをみるために、未立木地・除地および市街地・その他を集計から除外し、天然林をさらに針葉樹林・広葉樹林・混交林に

表-12 森林率区分と捕獲区画数との関係

Table 12. The relationship between the proportion of forest and number of sections deer harvested

	森 林 率 (%)				合 計
	<10	10 ≤ <40	40 ≤ <70	70 ≤	
生息区画数	150(4.0)	487(12.9)	678(17.9)	2,462(65.1)	3,779(100.0)
捕獲区画数	3(0.8)	12(3.1)	53(13.6)	323(82.5)	391(100.0)
固定区画数	1(0.6)	1(0.6)	19(11.4)	145(87.4)	166(100.0)

注) 生息区画数は環境庁「第2回自然環境保全基礎調査」(1980)による(1kmメッシュ使用)。
 () 内数字は%を示す。

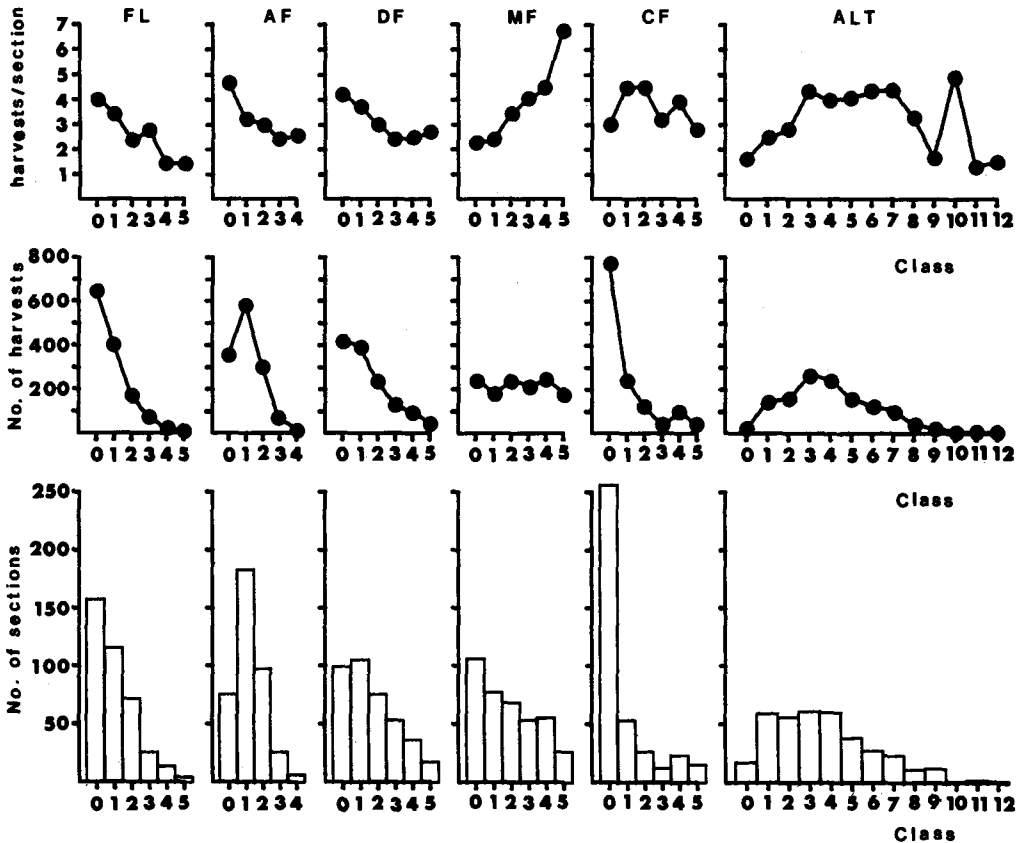


図-17 環境要因別の捕獲状況

FLは農耕地, AFは人工林, DFは広葉樹天然林, MFは混交林, CFは針葉樹天然林, ALTは標高を示す。

Fig. 17. The trend of deer harvests classified by the environmental factors.

FL, AF, DF, MF, CF, ALT shows Farmland, Artificial forest, Deciduous forest, Mixed forest, Coniferous forest, Altitude, respectively.

区分して耕作地・人工林・天然林および標高についてクラス別の捕獲状況を検討した(図-17)。

耕作地は391区画中233区画に出現し出現率は59.6%と針葉樹天然林に次いで低く、捕獲区画・捕獲数とも70%以上がクラス0と1に集中し、1区画あたりの捕獲数(以下、平均捕獲数とする)は耕作地の面積比率が高くなるにつれて低下する傾向がみられた。人工林は出現率80.6%と各要因の中では最も多く出現したが、そのほとんどはクラス2以下に含まれ、平均捕獲数は耕作地同様人工林面積が多い区画では捕獲数は低くなっていた。広葉樹林も耕作地や人工林と同様の傾向を持ち、面積比率が高い区画では捕獲数は低くなっていた。針葉樹林は出現率34.3%と要因中最も低く、平均捕獲数はクラス1とクラス4で高くクラス2・クラス3・クラス5で低かったが、クラス間の平均捕獲数の変動幅は小さかった。混交林は耕作地・人工林・広葉樹林と明らかに逆の傾向を持ち、平均捕獲数は面積比率が高くなるにつれて多くなりクラス5では6.7頭/区画と最も高い値を示した。標高別では捕獲区画はクラス1~4で高く、捕獲数はクラス3で最も多くなったが植生条件に比べ特定のクラスへの集中はみられなかった。平均捕獲数はクラス3~7と10で高かったが、クラス10は9頭捕獲された区画が1区画含まれたために高い値を示し、全体的な傾向としてはクラス9以上の高標高地域での捕獲数は少なかった。

次に、それぞれの区画を構成する環境要因が区画毎の捕獲数の違いにどのような影響を及ぼしているのかを検討するために、捕獲数を目的変数(外的基準)とし、各要因を説明変数とにおいて重回帰分析を行った。ただし、ここでは説明変数が定性的な値(ダミー変数)で与えられているため数量化I類を用いた。

数量化I類は、外的基準と説明変数が加法モデルをとると考えられる時に、最小2乗法によって外的基準をもっとも精度よく予測するようにカテゴリー数量を決定するものである。したがって、外的基準に対する各要因の影響の大きさはそれぞれの要因のカテゴリー数量の範囲によって測ることができ、カテゴリー数量が(+)の場合はそのカテゴリーにおける外的基準の値が高い(この場合、捕獲数が多い)ことを、(-)の場合は逆に外的基準の値が低いことを示している。

数量化I類による分析結果を表-13に示した。これによると、各区画の捕獲数の変動の内約21%がこれらの要因によって説明され、特に、混交林の面積割合と標高の影響の程度が大きかった。

カテゴリー数量は、標高ではクラス4以下(平均標高500m以下)とクラス10で正となり、その他では負となった。混交林ではクラス3(面積比率60%)以上で正、それ以下では負となった。

平均標高500m以上の区画で捕獲数が少なかったのは、主に積雪によってシカの分布自体が制限されているめと考えられるが、なぜ人工林が出現した区画では捕獲数が少なかったのか、また捕獲数の多い混交林とはどのようなものなのか、についてはここで用いた土地利用

表-13 1区画あたりの捕獲数の数量化I類による分析結果

Table 13. Results of analysis by the Quantification I

要因	クラス	例数	カテゴリー 数 量	範 囲	偏相関 係 数	要因	クラス	例数	カテゴリー 数 量	範 囲	偏相関 係 数
耕 作 地	0	158	0.209	2.316	0.124	広 葉 樹 天 然 林	0	100	-0.016	0.888	0.076
	1	116	0.215				1	106	-0.207		
	2	72	-0.475				2	76	-0.180		
	3	26	0.271				3	54	-0.523		
	4	14	-1.469				4	37	-0.334		
5	5	-2.045	5	18	0.365						
人 工 林	0	76	1.781	2.617	0.212	標	0	108	0.043	6.370	0.314
	1	184	-0.331				1	60	0.797		
	2	98	-0.499				2	57	0.618		
	3	26	-0.836				3	62	1.508		
	4	7	-0.543				4	61	0.517		
針 葉 樹 天 然 林	0	257	-0.443	1.920	0.163	高	5	39	-0.217		
	1	54	0.465				6	38	-2.128		
	2	27	1.477				7	24	-0.666		
	3	13	0.537				8	12	-1.696		
	4	24	1.439				9	13	-4.397		
5	16	0.452	10	2	0.015						
混 交 林	0	107	-0.824	4.352	0.291	11	3	-4.254			
	1	78	-0.641			12	2	-4.866			
	2	69	-0.326			重相関係数 (R) = 0.461					
	3	54	0.424			重決定係数 (R ²) = 0.213					
	4	56	0.760								
5	27	3.528									

現況図ではこれ以上の分析はできなかった。このため、足寄町東部におけるケース・スタディを通してより詳細な検討を行った。

第2節 生息地としての森林の機能

1. エサ種の構成

調査プロット全体では、木本 38 種、草本 84 種、ササ類 1 種が出現し、その内採食の確認されていた種（以下、エサ種とする）は木本 25 種、草本 28 種、ササ類 1 種であった。それぞれのプロットに出現した種数を表-14 に示した。

すべてのプロットで確認されたのはトドマツとミツバオウレンだけであったが、プロット 5 を除いた 4 つのプロット間ではハルニレ、ツリバナ、フッキソウ、マイズルソウ、ツルアジサイなど共通種が多かった。ササ類はプロット 2 では出現しなかったが、他のプロットではミヤコザサが確認された。次に、プロット間の種構成を比較するため伊藤(1977)⁴⁴⁾の紹介している Sørensen (1948) の共通係数 (coefficient of community) を用いてプロット間の類似度を求め、クラスター分析によって階層化を行った。分析法は群平均法による。

表-14 各プロットの出現種数
Table 14. Number of species observed in sample plots

プロットNo.	木 本	草 本	ササ類	合 計
プロット 1	10(9)	36(15)	1(1)	47(25)
プロット 2	23(17)	31(14)	1(1)	54(31)
プロット 3	17(11)	47(22)	1(1)	65(34)
プロット 4	17(13)	34(14)	1(1)	52(28)
プロット 5	11(6)	12(2)	1(1)	24(9)

注) () 内数字はエサ種数

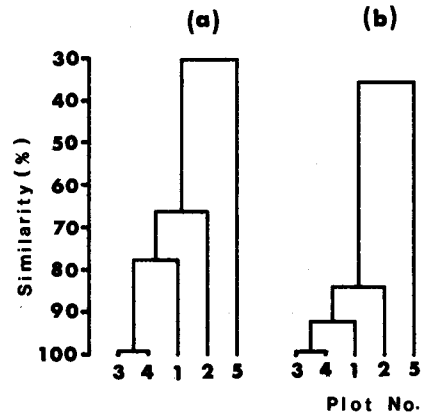


図-18 プロット間の類似度のデンドログラム
(a) 合構成種 (b) エサ種

Fig. 18. Dendrograms of similarity among the Sample plots.

(a) All species (b) forage species

図-18 にプロット間の類似度のデンドログラムを示した。これによると、出現種、エサ種とも植栽後 60 年近くを経過した人工林と針広混交林ではほとんど同じ種構成をもち、I 齢級や IV 齢級の人工林との共通種も多かったため、これら 4 プロットは比較的高い類似度で 1 つのクラスターを形成した。これに対し、プロット 5 のアカエゾマツ純林では出現種・エサ種とも他のプロットとの類似度は非常に低かった。これは、プロット 5 では出現種数が 24 種と他のプロットに比べ下層植生が単純だったこと、また構成種もコヨウラクやオオバスノキなど酸性土壌や乾燥地に特有な種が出現したことによっており、アカエゾマツ純林の立地条件が他のプロットと大きく異なっていたことによる。各プロットの階層別の積算優占度の高かった種を表-15 に示した。

I 層ではプロット 1・プロット 4・プロット 5 でミヤコザサの優占度が高く、プロット 2 とミヤコザサが出現しなかったプロット 3 ではオクノカンスゲの優占度が高かった。II 層と III 層は高茎草本と木本によって占められ、なかでもハルニレ・シナノキの優占度が高かった。また、各階層とも優占度の高い植物は同時にエサ種としても利用されており、カモシカの調査結果と同様な傾向がみられた¹⁰⁸⁾。

2. エサ種の現存量

各プロットのエサ種の現存量を表-16 に示した。

プロット 1 では筋刈り地ごしらえが行われており、地ごしらえを行った「掻き起こし筋」と地ごしらえを行なわなかった「掻き寄せ筋」ではエサ種の現存量に大きな違いがみられた。このため、プロット 1 では両者を込みにして集計したが、これとは別に「掻き寄せ筋」内のエサ種現存量を伐採後 10 年を経過した伐採跡地と同様の傾向を示すものとして取り扱った。

表-15 各プロットの積算優占度の階層別上位種
Table 15. Higher ranking species of SDR₃ in the sample plots

プロット	≤50cm		50< ≤100cm		100cm<	
	種	SDR ₃	種	SDR ₃	種	SDR ₃
1	ミヤコザサ <i>Sasa nipponica</i>	90.8	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	93.2		
	クロツリバナ <i>Euonymus tricarplus</i>	69.2				
	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>	43.9				
	オクノカンスゲ <i>Carex foliosissima</i>	43.4				
	コンロンソウ <i>Cardamine leucantha</i>	40.3				
2	オクノカンスゲ <i>Carex foliosissima</i>	81.0	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>	100.0	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>	92.1
	フッキソウ <i>Pachysandra terminalis</i>	54.2	アオダモ <i>Fraxinus lanuginosa</i> var. <i>serrata</i>	42.9	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosserrata</i>	81.5
	マイズルソウ <i>Maianthemum dilatatum</i>	46.7			ヤチダモ <i>Fraxinus mandshurica</i> var. <i>japonica</i>	73.2
	カラマツソウ <i>Thalictrum aquilegifolium</i>	43.5			シラカンバ <i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i>	54.6
	オオアマドコロ <i>Polygonatum odoratum</i> var. <i>maximowiczii</i>	42.9			サワシバ <i>Carpinus cordata</i>	46.3
3	オクノカンスゲ <i>Carex foliosissima</i>	78.7	バイケイソウ <i>Veratrum grandiflorum</i>	90.1	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>	80.0
	オオバナノエンレイソウ <i>Lillium kamtschatium</i>	67.0	オンダ <i>Dryopteris crassirhizoma</i>	85.8	オニウコギ <i>Acanthopanax divaricatus</i>	75.0
	ツルアジサイ <i>Hydrangea petiolaris</i>	64.4	シナノキ <i>Tilia japonica</i>	48.0	オヒョウ <i>Ulmus laciniata</i>	65.6
	フッキソウ <i>Pachysandra terminalis</i>	49.7	ヨシ <i>Phragmites macra</i>	39.2	イタヤカエデ <i>Acer mono</i>	60.6
	ルイヨウショウマ <i>Actaea asiatica</i>	43.2	ハルニレ <i>Ulmus davidiana</i> var. <i>japonica</i>	32.3	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosserrata</i>	57.2
4	ミヤコザサ <i>Sasa nipponica</i>	82.6	シナノキ <i>Tilia japonica</i>	88.9	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	100.0
	ツルアジサイ <i>Hydrangea petiolaris</i>	68.4	オンダ <i>Dryopteris crassirhizoma</i>	58.9	シナノキ <i>Tilia japonica</i>	81.2
	ホソイノデ <i>Polystichum braunii</i>	53.0	オニウコギ <i>Acanthopanax divaricatus</i>	58.2	シウリザクラ <i>Prunus ssiiori</i>	47.5
	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	52.6	ミズナラ <i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosserrata</i>	44.5		
	マイズルソウ <i>Maianthemum dilatatum</i>	50.1				
5	ミヤコザサ <i>Sasa nipponica</i>	95.6	コヨウラク <i>Menziesia pentandra</i>	100.0	コヨウラク <i>Menziesia pentandra</i>	100.0
	オオバスノキ <i>Vaccinium smallii</i>	60.5			ナナカマド <i>Sorbus commixta</i>	85.8
	トドマツ <i>Abies sachalinensis</i>	59.6			ミヤママタタビ <i>Actinidia kolomikta</i>	55.1
	ナナカマド <i>Sorbus commixta</i>	58.2				
	シラネワラビ <i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	44.3				

表-16 プロット別のエサ種の現存量
Table 16. Standing crop of forages in the sample plots

(単位 g/m²)

プロットNo.	サ		草		木		合計
	平均	S. D.	平均	S. D.	平均	S. D.	
プロット1'	104.01	27.13	5.21	2.74	1.30	0.30	110.52
プロット1	46.22	41.74	9.12	7.92	4.27	5.84	59.61
プロット2			6.30	8.80	11.61	4.83	17.91
プロット3	14.27	10.19	44.03	31.63	9.18	4.74	67.48
プロット4	46.47	38.28	4.34	1.47	13.18	5.81	63.99
プロット5	50.82	16.29	9.39	14.92	14.60	18.95	138.80

注) プロット1'はプロット1内の掻き寄せ筋内の現存量を示す。

エサ種の現存量は伐採跡地で110.52 g/m²と最も高く、地ごしらえと面刈りが行われたI 齢級の人工林(プロット1)では59.61 g/m²と約半分に減少した。II 齢級以降では下刈りが終了するが植栽木の生長にともなって林冠のうっ閉が始まるため、IV 齢級(プロット2)のエサ種現存量は17.91 g/m²と調査プロット中最低の値を示した。

その後、立木本数の減少にともなって下層植生が回復してくるため、XII 齢級(プロット3)ではエサ種現存量は67.45 g/m²に増加し、混交林(63.99 g/m²) (プロット4)や針葉樹天然林(74.81 g/m²) (プロット5)内のエサ種現存量と差が認められなくなった(t 検定, $P > 0.05$)。冬期の重要なエサであるミヤコザサに着目してみると、エサ種全体の傾向と同様に、伐採後IV 齢級に至る20~30年の間に現存量が急激に減少し、XII 齢級(伐採後60~70年)程度で回復する傾向がみられ、また混交林と針葉樹天然林の間ではミヤコザサの現存量に有意な差はみられなかった($t = -0.254$, $P > 0.05$)。

3. 上層木の cover 効果

それぞれのプロット内の積雪深と付近の林道上の積雪深およびプロット内のミヤコザサの稈高を表-17に示した。林道上の積雪深は、比較的標高の高い林班に設定したプロット5で52.6 cmと深く、その他では30 cm前後で大きな違いはなかった。林道上の積雪深とプロット

表-17 各プロットの積雪深とミヤコザサの稈高
Table 17. Snow depth and stem height of *Sasa nipponica* in the sample plots

(単位 cm)

プロットNo.	プロット内積雪深		プロット付近の 林道上の積雪深		ミヤコザサ稈高	
	平均	S. D.	平均	S. D.	平均	S. D.
プロット1	31.3	3.47	28.4	1.95	27.3	4.21
プロット2	12.5	5.50	30.2	3.65	—	—
プロット3	12.5	3.03	30.3	4.64	25.0	3.09
プロット4	13.8	3.31	34.7	2.94	24.3	8.72
プロット5	30.9	3.00	52.6	4.89	45.6	3.90

内の積雪深を比較すると、プロット2からプロット5では明らかにプロット内の積雪深の方が少なくなっていた(t 検定, $P < 0.01$)が、上層木の欠如していたI齢級の人工林(プロット1)では有意な差がみられず、むしろプロット内の積雪深が林道上のそれをやや上回っていた。それぞれのプロット内のミヤコザサの稈高を1として林道上の積雪深とプロット内の積雪深の相対値をとると、林道上とプロット1内ではいずれも1以上となりミヤコザサが完全に積雪の中に埋没していたことがわかる。これに対し、プロット3からプロット5内では0.50~0.68となり、ササの上部30~50%は雪上に露出し葉部の採食にはほとんど影響がなかったものと考えられた。

以上、本節ではタイプの異なる森林を点的に取り上げ、生息地としての属性について評価したが、管理の実際を考える上ではこれらの森林の空間的配置やその時間的背景について知る必要がある。このため、次節では森林の持つ時間的背景を施業の展開過程としてとらえ、森林の空間的配置の変化とシカの分布様式との関係について検討した。

第3節 森林環境の時間的変化

1. 施業仕組の推移

足寄町東部の森林は、明治41年営林区署制施行当時釧路営林区署河西分署に属していたが、大正8年釧路営林区署陸別分署の開設にともない移管された。また、昭和3年分署制度廃止により陸別営林区署所管となり、昭和16年分割して足寄営林区署が設置され、戦後昭和22年の林政統一により足寄営林署の管轄下におかれた。

戦前期までの森林施業について、大金(1968)⁸⁹⁾は「新植を伴う小面積の伐区林分と強度の択伐という形式をとった粗放な漸伐の伐区林分で構成するいわゆる小面積皆伐作業が主体だったろう。」としている。

戦後の施業は、大きく経営区(～昭32年度)・経営計画区(昭和33～44年度)・地域施業計画区(昭和45年度～)を保税の単位とする3つの時代に分けることができる(表-18)。

昭和26年からの第6次経営案では、前案までの経営成果に対する総括的批判として

- (1) 一般に戦時・戦後の強い影響を蒙り収穫と造林の調和が失われたこと、
- (2) 林相改良作業級を設けて不良広葉樹林の改良を図り、積極的な造林を指定したが実行されず、広範な地域に伐採跡地を散在せしめ後の造林を一層困難ならしめたこと、
- (3) 択伐作業級においては、搬出利便の箇所に伐採が集中したため林相の荒廃を来した林分が多く、収穫木の選定についても前案の方針及び指定は殆ど無視され、良木伐採に偏ったために枯損・風倒等の被害木を多からしめ林相を悪化したこと、

などが指摘され、不良林分の整理改良と造林事業の実行を主な目的としていた。

施業仕組は大きく択伐用材林作業級と皆伐用材林作業級より構成され、計画面積は約9:1の割合で択伐用材林作業級がほとんどを占めていた。

択伐用材林作業級はさらに択伐作業と群状択伐とに分けられ、群状択伐は回帰年を30年と

表—18 足寄営林署における施業仕組の推移

Table 18. The changing trend of working arrangement in Ashoro national forest

施業計画	地種	作業級 施業団	輪伐期 年	改良期 年	回帰年 年	面積 ha
	総面積					41,162.29
第6次経営案 足寄経営区 (昭和26~35年度)	普通	択用 皆用	120 80	40	20—30	32,456.70 3,600.97
	制限					3,738.03
	除地					1,366.59
	総面積					40,575.43
第7次経営案 足寄経営区 (昭和32~41年度)	普通	択用 皆用	120	40	30	9,704.07 20,369.88
	制限		120		20	9,088.57
	除地					1,412.91
	総面積					39,162.52
第1次経営計画 十勝東部経営計画区 足寄事業区 (昭和33~35年度)	第1種	択用 その他			20—30	5,858.73 990.98
	第2種	皆用 択用			20—30	20,369.88 9,704.07
	第3種					2,238.86
	除地					1,412.91
	総面積					40,467.81
第2次経営計画 十勝東部経営計画区 足寄事業区 (昭和36~40年度)	第1種	択用 その他			30	5,630.16 1,172.60
	第2種	皆用 択用		40	30	20,187.60 9,874.79
	第3種					2,217.59
	除地					1,385.07
	総面積					40,269.96
第3次経営計画 十勝東部経営計画区 足寄事業区 (昭和41~45年度)	第1種	択用 I その他			30	6,022.71 843.64
	第2種	皆用 II 択用 II		35	30	25,612.28 5,072.75
	第3種					1,737.53
	除地					1,341.05
	総面積					40,629.96
第1次地域施業計画 十勝東部地域施業 計画区足寄事業区 (昭和45~50年度)	第1種	I 択用 その他			30	6,022.71 843.64
	第2種	II 皆用 II 択用		20	30	25,612.28 5,072.75
	第3種					1,737.53
	除地					1,341.05
	総面積					40,629.96

施業計画	地種	作業級 施業団	輪伐期 年	改良期 年	回帰年 年	面積 ha
	総面積					40,601.90
第2次地域施業計画 十勝東部地域施業 計画区足寄事業区 (昭和46~55年度)	第1種	Iの1択用			20	5,255.29
		Iの2択用			20	419.68
		その他				1,170.66
	第2種	II皆用		20(18)		25,638.17
		IIの1択用 IIの2択用			20 20	2,301.30 4,378.10
第3種					22.12	
	除地					1,416.58
	総面積					40,592.18
第3次地域施業計画 十勝東部地域施業 計画区足寄事業区 (昭和51~60年度)	第1種	I択用			20	5,659.55
		その他				1,176.80
	第2種	II皆用		15		18,641.00
		II択用			20	13,691.41
第3種					22.12	
	除地					1,401.30
	総面積					40,561.18
第4次地域施業計画 十勝東部地域施業 計画区足寄事業区 (昭和56~65年度)	第1種	I-1択用			15	6,858.41
		その他				1,197.20
	第2種	II皆用				17,941.88
		II-1択用			15	14,333.59
第3種					22.12	
	除地					1,405.18

注) 帯広営林(支)局事業統計(昭和27~56年)による。

し伐採面積は0.1~0.3 haを標準とし伐採跡地は人工更新すること、択伐作業は回帰年を20年とし、保育的な択伐により天然更新の促進と優良木の保育を図るために単木択伐と群状択伐を併用することとしている。皆伐用材林作業級は区画皆伐作業を原則とし、地形が緩やかで伐採木の集約利用が可能な林分に対し、伐区面積5 haを標準として幅70 mの保護帯を適宜設定することとしている。

昭和33年には「生産力増強計画」が策定され、作業級にかわる施業団の採用と将来の生長量を期待しての収穫予定を骨子として、北海道では「皆伐面積の割合を現在の18%から40%に拡大」し、造林の「樹種別期待面積の割合の38%をカラマツとする」こと¹¹⁸⁾などが計画された。これに応じて、従来の足寄経営区は本別経営区と陸別経営区を含めた約13万 haの十勝東部経営計画区を保続の単位として計画されていくようになる。

第1次経営計画(昭和33~44年度)では、皆用施業団については1伐区の大きさを20 ha内外とし保護樹帯は尾根筋を利用して幅50 m内外とすること、択用施業団では有用稚幼樹が多

く更新が期待できる林分は群状(2 ha 以下)ないしは小面積(2 ha 以上)に皆伐し、それ以外は点状択伐とすることとしている。さらに、第3次経営計画(昭和41~44年度)では皆用施業団の中で目的樹種の天然更新良好な林分については径級伐採を行い、択用施業団内でも更新良好な林分については「漸伐区」として胸高直径20 cmを基準とした径級伐採を実施することとしている。また、択用施業団の一部を森林生産力増強の観点から皆別施業団に組み替えしたため、皆用施業団の面積が約20,000 haから25,000 haへと増加している。昭和44年には森林の多目的利用の促進を重点として「国有林野経営規程」が改正されたのにもない、十勝東部経営計画区は十勝東部地域施業計画区に改称され、第1次地域施業計画(昭和45年度)では、径級伐採を廃止して林分構造に応じた伐採を行うこと、皆伐面積を縮小し保護木・保残木施業を導入することとしている。また、第2次地域施業計画では回帰年が20年に短縮されている。

昭和48年には、森林の公益的機能との調整を図りながら森林生産力を向上させることを目的に「国有林野における新たな森林施業」が策定され、皆伐施業における伐採面積の縮小と伐採箇所分散、択伐施業における更正期の設定と複層林型への導入が図られている。第3次地域施業計画(昭和41~45年度)と第4次地域施業計画(昭和41~45年度)では皆伐用材施業団の面積が約18,000 haと昭和40年代の約70%まで減少し、かわって択伐用材施業団の比率が増加し、第4次地域施業計画では回帰年が15年とさらに短縮されている。

このように、大別すると択伐—天然下種による林相改良を主目的とした時代から皆伐—新植による拡大造林の時代を経て、現在また択伐—天然下種を中心とした複層林施業へと施業方針が変わってきているといえる。

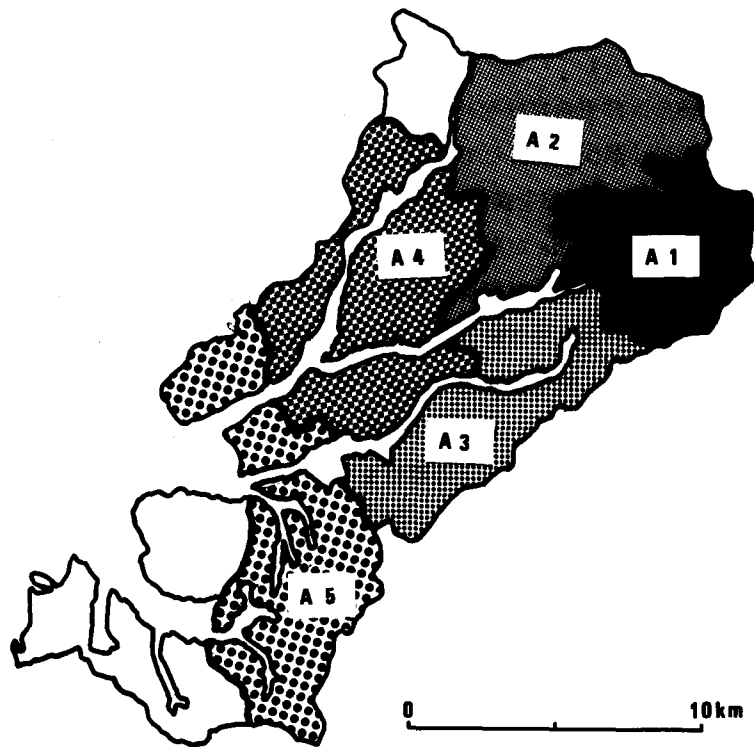
2. エゾシカの分布と森林環境

第2章で述べたように、足寄町東部では狩猟期直前のシカの分布と狩猟期間中の捕獲数の分布は同様な傾向をもち、北部の阿寒国立公園とその周辺に多く中部および南部で低いという地域的にかなり偏った分布をしていた。一方、夏から秋にかけて行われている有害鳥獣駆除の結果からは地域によって大きな違いはみられず、農家やハンターの聞き取り調査によると、南部では昭和40年頃から越冬個体が減少してきているとする解答が多かった。

足寄町東部の農用地(畑地・牧草地)面積は2,594.00 haで、地域全体の6%を占めるに過ぎず、また狩猟形態にも地域的な差がみられないことなどから、生息密度や狩猟個体の地域的偏りはむしろ森林環境によるものと考えられた。

このため、足寄営林署管内の森林を5つの地域に区分し(図-19)、それぞれについて林相の時間的変化を比較検討した。A1(4,273.38 ha)・A2(7,513.89 ha)・A3(5,402.66 ha)は生息密度が高く狩猟期間中の捕獲数が多い地域、A4(7,923.68 ha)およびA5(7,293.45 ha)は生息密度が低く狩猟期間中の捕獲数も少ない地域である。

昭和25年当時は、いずれの地域もほとんどが天然林で、人工林は総計で172.40 haに過ぎない。天然林はA1で針葉樹林の割合が高く、他の地域は混交林主体となっており、A4・A5で



図一19 生息密度別の地域区分

Fig. 19. Classification of Eastern Ashoro-cho by the relative deer density.

は広葉樹林面積が多くなっている。その後、伐採事業の進展や森林区画の細分化にともなって、A1では針葉樹林が減少し混交林が増加し、A2～A5では混交林が減少し、針葉樹林ないしは広葉樹林が増加した(表一19)。

また、天然林内の針葉樹と広葉樹の材積混交率の推移をみると、各地域とも大きな変動はみられず、蓄積構成もいずれの地域も蓄積 200 m³/ha 以下の低蓄積林分が減少し蓄積の増加がみられた(表一20, 図一20)。

一方、人工林は「生産力増強計画」による「拡大造林」として、天然林の皆伐と同時に進行した。なかでも、A4やA5の地域では昭和51年までに人工林が2,000 haを越え、約20年の間に20倍近い伸びを示した(表一19)。このため、昭和51年当時には人工林のほとんどがⅢ齢級以下の若齢造林地と伐採跡地とから構成され(図一21)、A4・A5では5～7個の造林地が沢の両岸に沿って塊状に分布し年代を追って周辺部へ拡大する傾向がみられた(図一22, 図一23)。

つまり、A4・A5では天然林の大面積皆伐によって、越冬上不利なⅣ齢級以下の人工林が造成されたため、シカの越冬地の放棄や周辺部への分散を引き起し、生息密度の低下あるいは捕獲数の減少を招いたものと考えられる。これに対し、A1・A2・A3の高密度生息地域では、昭

表-19 地域別の林況の変化

Table 19. The changing trend of forest in 5 regions of the eastern Ashoro-cho (単位 ha)

地 域		A-1	A-2	A-3	A-4	A-5
林 地 面 積	昭和25年	3,901.67	7,504.67	5,633.71	7,877.45	7,381.36
	昭和32年	4,266.34	7,338.39	5,404.45	7,917.44	7,414.37
	昭和40年	4,346.20	7,512.98	5,429.00	7,871.31	7,400.77
	昭和51年	4,273.38	7,513.89	5,402.66	7,923.68	7,293.45
天 然 林 面 積	昭和25年	3,883.80	7,488.08	5,618.31	7,778.35	7,264.86
	昭和32年	4,230.90	7,318.81	5,361.85	7,545.67	7,111.14
	昭和40年	4,301.42	7,209.55	4,970.53	6,989.83	6,107.45
	昭和51年	4,273.38	7,049.54	4,722.08	5,390.94	4,999.57
針 葉 樹 林 面 積	昭和25年	2,501.25	822.39	610.55	439.77	398.84
	昭和32年	2,787.45	621.91	488.31	353.13	283.49
	昭和40年	3,001.52	687.64	356.06	149.33	495.93
	昭和51年	2,301.52	1,171.21	142.26	147.61	755.04
混 交 林 面 積	昭和25年	1,382.55	6,064.18	4,847.61	6,394.56	5,224.50
	昭和32年	1,443.45	6,326.39	4,484.30	5,867.16	5,056.32
	昭和40年	1,299.90	6,387.45	4,438.44	6,210.08	4,349.05
	昭和51年	1,971.56	5,477.35	4,175.82	4,480.20	3,394.62
広 葉 樹 林 面 積	昭和25年	0.00	601.51	160.15	944.02	1,641.52
	昭和32年	0.00	370.51	389.24	1,325.38	1,771.33
	昭和40年	0.00	134.46	176.03	630.42	1,262.47
	昭和51年	0.30	400.98	404.00	763.13	849.91
人 工 林 面 積 ^{*1}	昭和25年	4.40	0.00	0.00	36.10	116.50
	昭和32年	35.44	11.77	11.94	327.70	164.79
	昭和40年	44.78	117.44	375.75	732.62	1,103.07
	昭和51年	0.00	320.76	645.52	2,315.23	2,064.29
無 立 木 地 面 積	昭和25年	13.47	16.59	15.40	63.00	0.00
	昭和32年	0.00	7.81	30.66	44.07	138.44
	昭和40年	0.00	185.99	82.72	148.86	190.25
	昭和51年	0.00	143.59	35.06	217.51	229.59

注) *1 : 改植予定面積を含む。人工補整林を除く。

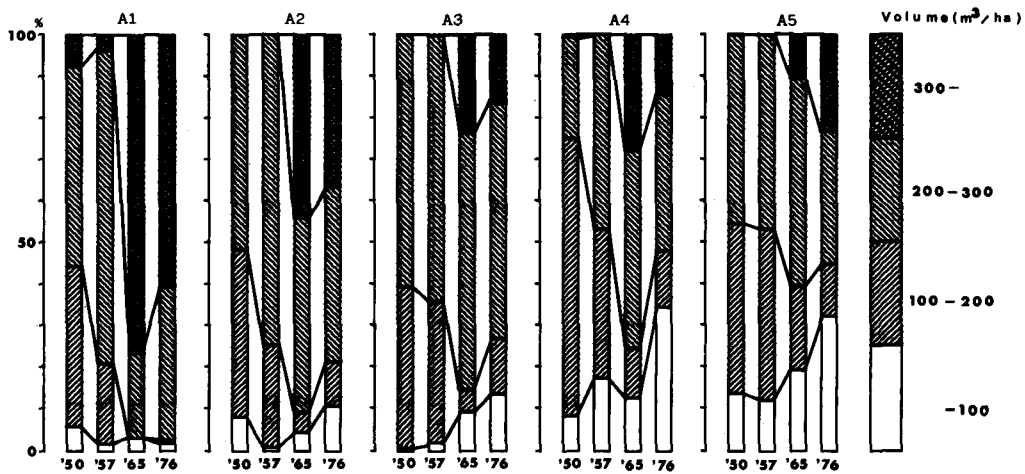


図-20 地域別の天然林蓄積の変化

Fig. 20. The changing trend of growing stock in 5 regions of eastern Ashoro-cho. (excluded artificial forest)

表-20 地域別の立木蓄積の変化

Table 20. The changing trend of growing stock in 5 regions of the eastern Ashoro-cho (単位 m³/ha)

地 域		A-1			A-2			A-3			A-4			A-5		
		N	L	T	N	L	T	N	L	T	N	L	T	N	L	T
天然林蓄積	昭和25年	162	43	205	120	72	192	114	98	212	75	93	168	83	97	180
	昭和32年	170	59	229	133	78	211	114	102	216	86	103	189	85	97	182
	昭和40年	256	66	322	187	107	294	141	132	273	115	151	166	107	131	238
	昭和51年	249	78	327	168	108	276	128	128	256	117	127	144	129	137	266
針葉樹林蓄積	昭和25年	194	32	226	184	31	215	206	58	264	115	42	157	199	58	257
	昭和32年	200	47	247	191	46	237	187	41	228	201	59	260	192	58	250
	昭和40年	287	42	329	266	41	307	171	45	216	118	24	142	195	50	245
	昭和51年	303	49	352	238	64	302	165	115	280	170	44	214	219	66	285
混交林蓄積	昭和25年	104	65	169	123	74	197	106	101	207	82	97	179	99	99	198
	昭和32年	112	82	194	135	80	215	115	105	220	95	106	201	108	105	213
	昭和40年	184	120	304	181	112	293	144	134	278	126	153	279	127	136	263
	昭和51年	186	113	299	165	115	280	135	125	260	133	122	255	137	139	276
広葉樹林蓄積	昭和25年				0	106	106	20	168	188	7	99	106	3	100	103
	昭和32年				4	109	113	17	143	160	15	102	117	4	105	109
	昭和40年				29	235	264	6	238	244	11	166	177	3	148	151
	昭和51年	43	240	283	13	144	157	23	188	211	17	173	190	19	194	213
人工林蓄積	昭和25年												42		42	
	昭和32年									1		1	0		0	
	昭和40年	18		18						4		4	1		1	
	昭和51年				21		21	4		4	10		10	9	9	
平均蓄積	昭和25年	161	43	204	120	72	192	114	98	212	74	93	167	82	97	179
	昭和32年	169	59	228	133	78	211	113	102	215	82	103	185	82	97	179
	昭和40年	254	66	320	179	107	186	129	132	261	103	151	254	88	131	214
	昭和51年	249	78	327	159	108	267	112	128	240	83	127	210	91	137	228

注) Nは針葉樹蓄積, Lは広葉樹蓄積, Tは合計を示す。

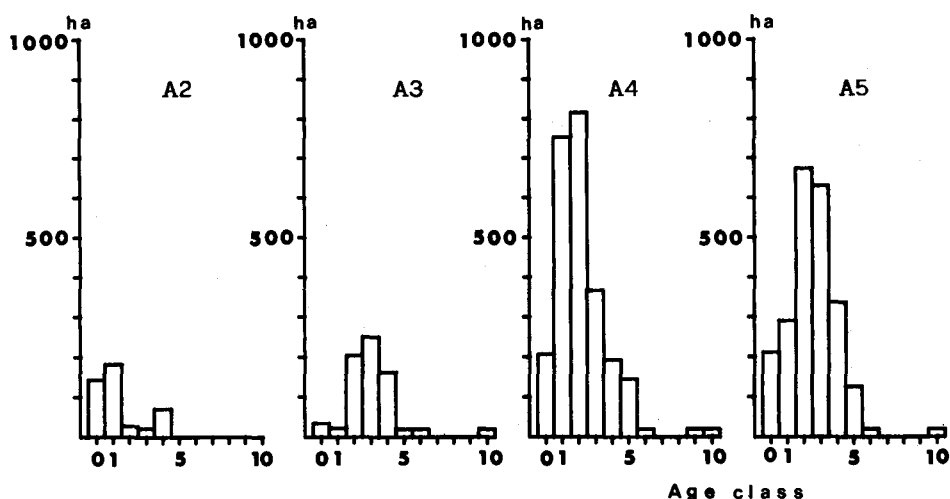


図-21 地域別の人工林の年齢構成

0は伐採跡を示す。

Fig. 21. Age distribution of artificial forest in 4 regions of eastern Ashoro-cho.
0 age class shows the cut-over area.



図-22 A 4 地区における人工林の拡大状況
Fig. 22. Spreading trend of artificial forest in A4

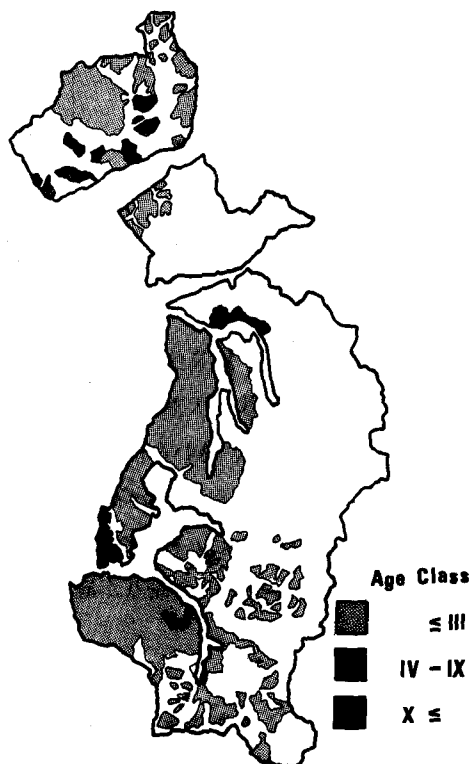


図-23 A 5 地区における人工林の拡大状況
Fig. 23. Spreading trend of artificial forest in A5.

表一21 施業仕組の基準表
Table 21. Standard table of present forest management

作業種	皆 伐	択 伐			定めない
伐採の方法	皆 伐	択 伐 1	択 伐 2	択 伐 3	禁 伐 等
更新の方法	新 植	天1・天2	天2・(天1)	天2・(天1)	定めない
対 象 林 分	気候、地形、標高、土壌等の自然的条件からみて、人工林の造成が確実であり、かつ、人工林化による森林生産力の増大を相当程度期待できる林分を対象とする。 将来は皆伐を行うが、当面の間、択伐または間伐等の施業を行う場合は、その林分を区別して皆伐2としてさしつかえない。	積極的択伐施業を行うことにより森林生産力の増大を期待し得る次のような林分を対象とする。 (1) 現在の蓄積または生長量の高い林分でかつ林分の樹種内容および天然更新の良好な林分 (2) 自然的条件および現在の林分内容は不良であるが、積極的択伐施業を行うことにより、優良な林分に誘導可能な林分	皆伐林分に付随する次のような林分を対象とする。 (1) 新生林分保護のため設ける保護帯のうち将来とも択伐施業を行う林分 (2) 風致維持のために設ける保護帯 (3) 林地保全のために設ける保護帯	森林の公益的機能の維持または向上を目的とする林分および自然的条件が厳しくかつ林地生産力が低い林分であって、積極的択伐施業を取得ない次のような林分を対象とする。 (1) 保健休養・環境保全等公益的機能の観点から伐採等の制限を必要とする林分 (2) 林地保全等防災機能を特に重視すべき林分 (3) 亜高山帯等の林分で自然的条件が厳しく林地生産力の増大を期待し得ない低生産林分	法令等で禁伐とする林分および自然的条件、林分内容からみて、伐採・造林等の施業を行うことが極めて困難なため、当面施業を見合わせる林分を対象とする。

注) 「北海道林業技術者必携」(1982)より作成した。

「漸伐」は省略した。

和32年以降も皆伐作業の占める割合が低かったために、上層木が一掃されず下層植生も比較的安定した状態が続いてきたといえる。

「国有林野における新たな森林施業」以降、施業仕組の基準は表一21のように定められている。これを地域別にみると、A1~A3では択伐と天然下種更新(天1)と植込みをとともなう人工補整作業(天2)を組み合わせた施業法がとられ、A4・A5では皆伐と新植を主体としており、今後とも若齢造林地が地域的に偏在して造成されることが予想される(表一22)。さらに、A4やA5に現存する人工林は今後林冠のうっ閉が始まりエサの供給量が低下するため、少なくとも今後10年以上は現在のようなシカの分布の地域的な偏りが続くものと考えられる。

第4節 考 察

1. 越冬地の保全と森林施業

京都府におけるハンターへのアンケート調査では、シカの捕獲が多いのは、区画内の最高点の高さが700m以上あり、マツ林(天然性のアカマツ・クロマツ林)や耕作地がほとんどなく、マツ林以外の天然林(スギ林、コナラクリ、常緑広葉樹林など)が60%、あるいは植林

表—22 地域別の施業仕組 (第3次十勝東部地域施業計画 昭和51年度)
 Table 22. Working arrangement of 5 regions of the eastern Ashoro-cho in 1976 (単位 ha)

地 域	林 種	皆伐1	皆伐2	択伐1	択伐2	択伐3	禁 伐	合 計
A 1	天 然 林	0.00	0.00	3,198.30	0.00	341.33	733.75	4,273.38
	人 工 林	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
A 2	天 然 林	305.93	172.46	5,947.97	575.60	0.98	46.60	7,049.54
	人 工 林	464.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	464.35
A 3	天 然 林	120.65	33.14	4,145.27	418.45	4.57	0.00	4,722.08
	人 工 林	680.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	680.58
A 4	天 然 林	936.95	125.96	2,526.19	1,800.20	1.64	0.00	5,390.94
	人 工 林	2,529.14	0.00	3.60	0.00	0.00	0.00	2,532.74
A 5	天 然 林	749.06	54.96	2,634.81	1,560.75	0.00	0.00	4,999.58
	人 工 林	2,293.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2,293.88
合 計		8,080.54	386.52	18,452.54	4,355.00	348.52	780.35	32,407.07

地が40%を占めるような区画であり、高さが高いほどよく捕獲されていることが報告されている⁴⁾。また、岐阜県内における分布調査では、シカはミズナラーコナラーアラカシ群団および雑木林との相関が高く、植林地および農耕地あるいは高標高に位置するシラビソートウヒ群団・チシマザサーブナ群団との相関は低いことが示されている⁵⁾。

北海道では耕作地で他の2地域と同様な傾向がみられたものの、人工林や標高では京都府とむしろ逆の関係がみられ、広葉樹林との相関の程度において岐阜県とはかなり異なった状況にあった。植生や土地利用形態の大きく異なる地域を比較することは困難であるが、耕作地で冬期に捕獲数が低かったことはcoverの欠如によってシカの利用頻度が低下することによっていえると考えられる。同様のことは、若齢造林地においても想定されることである。したがって、京都で人工林の面積比率が40%程度でも捕獲数が多く、岐阜と北海道で人工林との相関が低かった背景には、それぞれの地域における人工林の齢級構成や空間的な配置が関係しているものと考えられる。

北海道東部では皆伐直後からミヤコザサやクマイザサが侵入してくるため、皆伐跡地におけるエサ種の現存量はきわめて高くなる。その後、地ごしらえ一植栽一下刈りが行われるために、I齢級の造林地では一時的にエサの現存量は低くなる。したがって、下刈りが終了するII齢級以降でエサの現存量はやや回復すると考えられるが、IV齢級を過ぎると林冠のうっ閉にもなってエサ量は再び減少してしまう。このように、人工林のエサ量の変化は短期間に大きく変化し不安定だといえる。また、III齢級以下の人工林では上層木のcoverが欠如しているために林内の積雪が多く、冬期にはエサがほとんど利用できない状態にあった。このため、伐採跡地や若齢造林地が集中した場合には越冬環境としては劣悪になり、越冬地の放棄や周辺地域の分散へとつながることが示唆された。

一方、植栽後60年近く経過した壮齢造林地や混交林、針葉樹天然林では、エサ量は伐採跡地に比べ低くなるが、上層木が存在するため林内の積雪が少なかった。また、ササ類も雪中に埋没しないため冬の採食条件が確保されており、季節的な変動の少ない安定した生息環境を供していると考えられた。このことは、人工林が越冬地として機能するにはかなりの時間を要することも示している。

したがって、狩猟許可地域全体でみられた傾向、つまり平均標高500m以下で混交林の面積比率が高い区画で捕獲数が多かったことは、これらの環境がシカの越冬地の選択と密接な関係を持っており、人工林の面積比率が高くなるにつれて捕獲数が少なくなったのは、人工林の齢級が若く越冬地として選択される程に成熟していなかったことに原因があったといえる。

一般に、皆伐を行った場合にはエサ種の現存量が飛躍的に増加することが報告されている。ヴァージニア州の針広混交林(マツナラ林)では伐採率80%の区画では伐採後1年で伐採を行わなかった区画の約15倍、4年後には25倍へと増加している¹⁰⁰⁾。また、シカ類は皆伐跡地への出現頻度が高く⁶⁸⁾、皆伐跡地と保護帯が隣接している場合には、エサの70%を伐採跡地から得ている¹¹⁷⁾。ニホンジカでも神奈川県丹沢地方では、植林面積が増加したこと、これにもなってエサ条件が改良されたために個体数が増加したことの相乗効果が被害発生の原因となっていることが指摘されている²⁸⁾。一方、アルバータ州では伐採後17年を経過した皆伐跡地のエサ量が伐採を行わなかった林分の4倍近くに達したものの、有蹄類の冬の生息密度は逆に以前より低下してしまい、STELFOXら(1976)¹⁰⁹⁾は、良好なcoverが存在しないような状況下ではエサ量による収容力(carrying capacity)の推定値を用いることはできないとしている。シカ類、なかでも積雪地帯に生息するシカはcoverに対する要求度が高く、日光のニホンジカは広葉樹林の落葉後に積雪によって低標高部への移動を強いられながらも、一方で標高1,600m以上の針葉樹林(コメツガ林)にcoverを求めて移動しようとする傾向を示している⁶⁹⁾。シカがcoverを求めるとしては、coverが積雪を減少させ表面がクラストすることを妨げるために行動上有利であり⁷⁾、微気象を緩和することによって個体のエネルギー損失を少なくするようにも機能しているからだ³¹⁾と考えられている。

このように、冬の厳しさが個体群を制限している地域では、生息地の取り扱い、すなわち施業上の考慮すべき点として越冬地の保全が重要だといえる。

越冬地に利用される森林の具体的指標としては、

- (1) 針葉樹の混交率が50%以上の混交林または75%以上の針葉樹林であること、
- (2) 樹高12m以上であること、
- (3) 林冠のうっ閉度が70%以上であること、

をあげられているが⁹⁾、足寄営林署管内でこの指標があてはまる森林が広範に分布しているのは、先に示したA1・A2・A3のいわゆる「高密度生息地域」である。

EDWARDS (1956)²³⁾は個体数変動と積雪との関係を調べ、各地域個体群には通常の越冬地の

他に避難場所的な小面積の越冬地があることを指摘している。そして、このような避難場所は低標高地帯の緩斜面に位置するため、農耕、放牧、森林の伐採、火災などによって破壊されやすいが、雪の深い時に避難地域が利用できないとその地域の個体群は絶滅の危機にさらされるかもしれない、避難場所に相当する越冬地の確保こそが管理上重要であるとしている。

今後施業計画の中で越冬地の保全を考慮するためには、広範な地域について越冬地を把握しておくことが必要であり、今回行った捕獲場所の調査はその第一段階として有効な方法だといえる。なかでも、毎年捕獲数の多かった固定区画は EDWARDS のいう避難場所に相当するものとして、区画内における皆伐作業は十分に検討する必要がある。

2. 現在の森林施業法の改善点

大金 (1984, 1986)^{86,87)} は、戦後の国有林経営における昭和 32 年度の国有林野経営規程の改訂、昭和 44 年度の国有林野経営規程の改訂、昭和 48 年度以降の「国有林野における新たな施業」にもとづく施業を以下のように性格づけている。

昭和 32 年度の経営規程の改訂は作業級・伐採列区・輪伐期を排除して大面積の皆伐をとるとともに将来の生長量をおおむね程度引当にして標準伐採量を定めるなど地力維持を軽視し、生産力の一面的な追求の方向が示されている。昭和 44 年度の経営規程の改訂では、標準年伐量は計画期間中の生長量と改良後の生長量を勘案して決めることになり、前規程の標準伐採量より一層増加することになった。これによって、これまでの古典的な収穫規整法が完全に排除され、事業実行において予定する伐採量は標準伐採量を基準としつつも業務計画によって最終的に決定されることになり、前回以上に企業的性格が濃厚なものになっている。また、いわゆる「新たな施業」が択伐や漸伐、1 伐区 10 ha 以下の小面積皆伐作業の形態で積極的に推進されているが、いずれも地力、すなわち林分構成の改善よりも伐出の効率的生産に偏ったものとなっており、さらに作業種に対応した収穫法も確立されていない。したがって、依然として施業法不在の経営が継続されており、資源の再生産が困難になりつつある。

これらの性格を足寄営林署管内にあてはめれば、作業級や伐採列区の廃止によって人工林の齢級構成がアンバランスな状態になり、同齢の人工林が特定の流域に集中したといえる。また、択用施業団にみられる回帰年の短縮傾向も施業の集約度の向上というよりは伐採間隔の短縮としてとらえることができ、現在の越冬地として利用されている高密度生息地域の天然林でも林分構成が急速に変化していくことが予想される。

CRAWFORD (1984)¹⁹⁾ と TELFER (1976)¹¹³⁾ は、越冬地の保全上 cover のための針葉樹の樹冠とエサ種としてのかん木や広葉樹を確保することが必要であり、大面積皆伐による同齢林作業 (even-aged system) に代って小面積皆伐・単木択伐・群状択伐などに基づいた異齢林作業 (uneven-aged system) による混交林の造成が再検討されなければならないことを指摘している。

また、そのための林業上の留意点として、

- (1) 小面積の伐区をモザイク状に配置して大面積の皆伐を避けるようにすること、
- (2) 1 齢級を 20 年とし、越冬地は異なる 4 つの齢級から構成されるものとする、
- (3) 1 伐区は 4 ha 以下とし、同面積以上の森林を伐採せずに隣接させて残すこと、
- (4) 伐区を帯状に配置する場合は、その幅が 60 m を越えないようにすること、
- (5) 秋から冬にかけての伐採はできるだけ避けること、

をあげている。

このように生息地の管理は、短期的には森林の伐採方法に、長期的には施業計画に大きく依存しており、越冬地の保全に関する課題は、実はそれぞれの作業種に応じた収穫規整のあり方に対する問題だともいえる。

したがって、昭和 40 年代以降、急速に社会問題化してきた大型哺乳類の林業被害は、従来の保護と駆除をめぐる対立の構図から、施業法それ自体に内在する問題として再認識されなければならないと考えられる。

第4章 総合考察

第1節 現在の管理制度の問題点

現在、日本における野生鳥獣の管理は「鳥獣保護及狩猟ニ関スル法律」(大正 7 年法律第 32 号)(以下、現行法とする)にもとづいて行われており、大きく鳥獣保護事業と狩猟管理によって構成されている。また、戦後のシャープ勧告による税制改革の中で入猟税が地方税に編入されたため、鳥獣行政の行政権限は都道府県知事に大きく委譲されており、各都道府県が実質的な管理主体となっている。

鳥獣保護事業は、「環境庁長官が自然環境保全審議会ノ意見ヲ聞き定ムル基準」に基づいて都道府県知事が「鳥獣保護事業計画」を樹立することとなっている(現行法第 1 条ノ 2)。第 4 次鳥獣保護事業計画(昭和 52~57 年度)で定められた「基準」(昭和 51 年環境事務次官通知第 120 号)は以下のように要約される。

- (1) 森林地帯では林野面積がおおむね 10,000 ha (北海道では 20,000 ha) ごとに 300 ha 以上の鳥獣保護区(森林鳥獣生息地の保護区)を 1 箇所設定する。
- (2) 樹種、林相、林齢を異にする各種の森林を包括し、かつ、質量ともに多彩な鳥獣が生息する場所のうち、必要な地区について、10,000 ha 以上の鳥獣保護区(大規模生息地の保護区)を設定する。
- (3) 大規模生息地の保護区については全箇所について、保護繁殖のための中核的地域を特別保護地区として指定する。
- (4) 森林鳥獣生息地の保護区については、箇所数の 2 分の 1 以上につき、それぞれの面積の 10 分の 1 以上の地区について特別保護地区を指定する。
- (5) 休猟区は、可猟地域に 1 箇所あたり、1,500 ha 以上の面積規模をもって、分布にかたよ

りがないように配慮して設置する。また、休猟区面積の合計は、可猟地域の面積全体のおおむね3分の1になるようにする。

これらの基準にもとづいて、北海道では昭和57年度末までに、森林鳥獣生息地の保護区は226箇所194,428 ha (内、特別保護区98箇所8,611 ha)、大規模生息地の鳥獣保護区は2箇所33,196 ha (内、特別保護区1箇所60 ha) が設定ないし指定され、休猟区は40箇所1,106,565 ha、銃猟禁止区域は48箇所20,248 ha 設定されている。この他、原生環境保全地域は2箇所2,930 ha 指定され、自然公園(国立・国定・道立)23箇所838,027 ha の内、96,481 ha が特別保護地区に指定されている^{37,38)}。

この内、自然公園内の特別保護地区では自然公園法によって、また原生自然環境保全地域では自然環境保全法によって採取および開発行為は原則として禁止されている。また、鳥獣保護区内の特別保護地区では、水面の埋立、干拓、立竹木の伐採、工作物の設置、その他「鳥獣の保護繁殖に影響を及ぼす行為」を行う時は環境庁長官または都道府県知事の許可を受けなければならない。しかしながら、

- (1) 総面積1 ha 以下の埋立てまたは干拓、
- (2) 単木択伐、立木竹の本数比20%以下の間伐または保育のための下刈り、除伐、
- (3) 住宅およびこれに附属する工作物の設置、
- (4) 森林法第25条第1項の保安林の通常管理行為または同法第41条第2項の保安施設地区における森林の造成もしくは維持に必要な行為

などは、「鳥獣の保護繁殖一般に支障がないと認められる行為」として許可を受ける必要がない。また、特別保護地区を除く鳥獣保護区では営巣・営水・給餌施設の設置については土地および立木竹の所有者に受忍義務を課しているが、土地利用形態に関する規制および指導は特になく、休猟区や銃猟制限区域は単なる狩猟制限地域に過ぎない。

このように、現行法における鳥獣保護事業は狩猟行為の制限によって野生生物の保護繁殖を図ろうとするものであり、個体群の生産基盤を保証する生息地の管理に対してはほとんど指針とすべきものが示されていないのが現状である。

また、狩猟管理は狩猟免許制度と狩猟者登録制度を基礎に発展してきたが、両制度とも基本的には狩猟方法と猟具に関する制限である。そして、歴史的に特定の禁止区域以外では自由に狩猟できることを原則としてきたため、通常狩猟許可地域では入猟者の総数を制限するような条項はみられず、捕獲数に関しては全国一律にハンター1人1日オスジカ1頭の制限があるのみで、少なくとも北海道ではこの量的制限は現実的な意味をもたないものになっていた。

このように、生息地の管理と狩猟管理とが分離している法体系の下で、「本法ハ鳥獣保護事業ヲ実施シ及狩猟ヲ適正化スルコトニヨリ鳥獣ノ保護蕃殖、有害鳥獣ノ駆除及危険ノ予防ヲ図リ以テ生活環境ノ改善及農林水産業ノ振興ニ資スルコトヲ目的トスル」(現行法第1条)という法の主旨は、管理の現場ではむしろ「今後は農林業の被害防除に重点をおき、過去の捕獲禁止

解除の経緯等を参考にして、市町村単位にまとまりのある可猟区域を設定できるよう配慮して、捕獲禁止区域を設定する。」(昭和50年度北海道オスジカ捕獲禁止区域設定方針)と理解され、銃器による被害防除のみが重点的に行われてきた。これに対し、欧米のいわゆるシカの管理の先進地域では、シカを資源として明確に位置づけており(例えば、ブリティッシュコロンビア州⁹⁾など)、管理目標を達成するためのさまざまな技術の得失が長年にわたって検討されてきたため、社会的な要請の変化に応じて多様な管理形態を採ることが可能になっている。

結論として、シカ管理を人間側の生産活動の内におくか外におくかという根本的な発想の違いが、欧米では森林施業や狩猟を行いながら比較的高い密度で高質個体群を安定的に維持しているのに対し、日本(少なくとも北海道)では森林施業や狩猟などの人的要因が常に個体群を攪乱させる方向へと作用してきたことの違いに表われているものと考えられる。

第2節 現在の管理制度の改善点

西ドイツでは、土地所有者はその所有地において狩猟動物を保護し、狩猟し、獲物として取得することのできる排他的な権利(狩猟権)を有している。狩猟権と土地所有権とは不可分の関係にあるが、狩猟権を現実に行使するための権利として狩猟実行権が別に設定され権利の委譲が許可されている¹¹⁾。このため、土地所有者やその協同組合による「猟区制度」が発達し、各猟区では毎年の狩猟実績報告にもとづいて個体群の傾向を考慮した射殺計画を作製している¹⁰⁾。また、猟区賃貸収入は、土地所有者としての市町村に対して、林業からの収入とほぼ同様のものをもたらしており、市町村は猟区賃貸をふくむ特別収入や副収入をすべて森林経営の収入としてとらえる努力を要求されている⁶⁾。このため、猟区収入を被害防除費用にあてるなど経営的にもシカの管理と木材生産との調和が図られている。

アメリカ合衆国では、西ドイツのような土地所有と結びついた狩猟権は存在せず、狩猟権はむしろ市民権の一部として広く認められている⁴⁾。テキサス州ラノ(Llano)地方を例にとると、この地方では1961年までに土地所有者(ほとんどが牧場主)が、ハンター1人に対し100エーカー(約40ha)を単位として、6週間シカ猟のために土地を賃貸する形態が確立した。これにもなって、土地所有者は協同組合を組織し、基金を設けて管理人を雇い狩猟の監視を開始した。シカの所有権が実質的に土地所有者へ帰属するようになった例であるが、この地域を9年間にわたって調査したTeerら(1965)¹¹²⁾は、

管理計画をたてるにあたっては、

- (1) 土地所有者にとってのシカの経済的価値
- (2) 地域の資源保護
- (3) リクリエーションとしての需要

などの社会経済的条件を考慮しなければならず、現状として

- (1) 土地所有者はシカの生息地をコントロールしており、そのため個体群そのものもコントロールしていること、

(2) 土地所有のシカに対する関心は、一部では美的価値を認めているものの、経済的価値を第1に期待していること、

(3) 土地所有者がシカを「生産」・「所有」・「販売」することによって、現在の管理システムは個体群が長期的に維持されることを可能にしており、リクリエーションとしての狩猟を最大限に高め得る可能性を持っていること、

を指摘し、私有財産に対する法と伝統が劇的に変化しない限り、これ以外の管理へのアプローチは非現実的であるとしている。

McCULLOUGH (1984)⁷⁴⁾も、北米においてシカの管理を現実のものとするために重要なステップは、土地所有者や管理者がシカを彼らの財産として受け入れるようにすることであり、彼らが狩猟を行うかどうか決定する際に優先権を得られるように狩猟規則を再整備する必要があることを指摘している。

自然条件や文化的な背景の異なる2つの地域でシカの管理を現実的に行っていくためには、土地所有者を基礎とした管理組織が不可欠だという点で共通していることは、日本の管理制度の改善を考える上できわめて示唆に富んでいるといえよう。

すなわち、シカに関しては日本においても猟区制狩猟の積極的な移行とそのための制度や行政組織の検討が早急に開始されるべきである。その結果、高質個体群が比較的高い密度で管理される体制が確立すれば、シカ管理は単に狩猟のみならず森林を中心とした自然環境の多目的利用を考える上で先駆的な役割を果たすものと考えられる。

結 言

これまでに得られた結果は、狩猟管理の方法、森林施業法、そして本来両者を統一的に取り扱うべき性格の鳥獣制度のいずれにも改善すべき問題点があることを示していた。

シカ類はその生息場所から一般に林縁種とされ、植生遷移のあらゆる段階を利用するため森林の伐採が直接生息環境の悪化に結びつくとは限らない。むしろ、皆伐作業によってシカのエサ種の現存量は増加するといえる。しかしながら、戦後の国有林経営の展開過程の中で収穫規整が排除されてきたために、人工林の齢級構成と空間的な配置がアンバランスな状態になり、越冬環境の劣悪化をもたらしていた。今後は、越冬地に関するより詳細な情報の収集と同時に、各作業種に応じた収穫規整のあり方が検討されなければならないと考えられる。

現在行われている狩猟は場所的・量的規制に乏しく、狩猟の継続化にともなって捕獲個体の若齢化や一部地域では生息密度の低下がみられた。また、個々のハンターに画一的な量的規制を課すことは、実際の管理ではほとんど意味をもたなくなるといえる。今後は、狩猟の量的規制を総捕獲数の上限を設定する方法へと転換し、入猟者数の調整を弾力的に行っていくことが必要であり、これによって、現在の狩猟が単なる被害防除方法から個体群管理技術へと発展していく可能性が開けるものと考えられる。

エゾシカの管理においては、両者を総合化し計画をたてる必要があるが、現行法の鳥獣保護事業計画は狩猟行為の制限によって鳥獣の保護繁殖を図ろうとするものであり、農林業などの土地利用計画と完全に分離されていた。このため、土地所有に基盤を置く猟区制狩猟への移行は早急に検討されなければならない課題だといえよう。

北海道は、現在国内で最も広く連続したシカの分布域を抱える自治体であり、かつ最も広範に天然林が存在する地域である。特に、道東の個体群は生息密度は低いものの、生産力の高い高質個体群であることが示されている。また、道東と同様な森林タイプをもつ洞爺湖中島では、20頭/km²の生息密度でも生産力の高い個体群を維持できることが示されており、道東でも森林施業と狩猟を行いながら高質個体群を高い密度で維持することは十分に可能であり、むしろこのような状態が達成し得るか否かは森林施業と狩猟が今後どのような形態で総合化されていくかということにかかっているといえる。

参 考 文 献

- 1) 阿部真幸：金華山島のニホンシカの特徴，特に個体数を制限している要因に関する考察。哺乳類科学，**37**，25-33，1979。
- 2) 青井俊樹：エゾヒグマの捕獲状況と個体群の現状。哺乳類科学，**50**，17-26，1985。
- 3) 朝日 稔：資源としてのイノシシ。哺乳類科学，**50**，27-30，1985。
- 4) ———・四手井綱英・森美保子：イノシシおよびシカの捕獲と植生区分。生物科学，**27**，3，159-168，1975。
- 5) 足寄町：足寄町史。38-41，1973。
- 6) BAULIG, H.: Die gemeinde zwischen waldbesists und jagdvedachtung. Wald und Wild, **27**, 419-421, 1977.
- 7) BLOOM, A. M.: Sitka black-tailed deer winter range in Kadashan Bay area, south east Alaska. J. Wildl. Manage., **42**, 1, 108-112, 1978.
- 8) BOER, A.: Management of deer wintering areas in New Brunswick. Wildl. Soc. Bull., **6**, 4, 200-205, 1978.
- 9) Province of British Columbia: Preliminary deer management plan for British Columbia. 32pp. British Columbia, 1980.
- 10) CAUGHIEY, G.: Mortality patterns in mammals. Ecology, **47**, 906-918, 1966.
- 11) ———: Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan thar in New Zealand. Ecology, **51**, 53-72, 1970.
- 12) ———: Analysis of Vertebrate Population. John Wiley & Sons, 234pp. 1977.
- 13) CHAPMAN, D. G., and D. S. ROBSON: The analysis of a catch curve. Biometrics, **16**, 354-368, 1960.
- 14) 鳥獣行政研究会：鳥獣保護および狩猟に関する通達集。388 pp. 林野弘済会，1980。
- 15) 鳥獣行政制度研究会：鳥獣保護法の解説。333 pp. 林野弘済会，1979。
- 16) CONNOLLY, G. E.: Limiting factors and population regulation. In Mule and Black-tailed deer of North America, ed. O. C. Wallmo, pp.245-285, Univ. Nebraska Press, 1981.
- 17) ———: Assessing Populations. In Mule and Black-tailed deer of North America, ed. O. C. Wallmo, pp.287-345, Univ. Nebrasaka Press, 1981.

- 18) ——— and O. C. Wallmo : Management challenges and opportunities. In Mule and Black-tailed deer of North America, ed. O. C. Wallmo, pp. 537-545, Univ. Nebraska Press, 1981.
- 19) CRAWFORD, H. S. : Habitat management. In White-tailed deer, ed. L. K. Halls, pp. 629-646, Stackpole Books, 1981.
- 20) CRÉTE, M. R., R. J. TAYLOR and A. JORDAN : Optimization of moose harvest in southwestern Quebec. J. Wildl. Manage., **45**, 3, 598-611, 1981.
- 21) DASMAN, R. G., and R. D. TABER : Behavior of Columbian black-tailed deer with reference to population ecology. J. Mammal., **37**, 2, 143-163, 1956.
- 22) EBERHARDT, L. L. : Population analysis. In Wildlife management techniques 3rd edition, ed. Giles, R. H. Jr., 457-495, 1968.
- 23) EDWARDS, R. Y. : Snow depth and ungulate abundance in the mountains of western Canada. J. Wildl. Manage., **20**, 2, 159-168, 1956.
- 24) ERICKSON, J. A., A. E. ANDERSON, D. E. MEDIN and D. C. BOWDEN : Estimating ages of mule deer -An evaluation of technique accuracy. J. Wildl. Manage., **34**, 3, 523-531, 1970.
- 25) ETTEN, R. C., D. F. SWITZENBERG and L. EBERHARDT : Controlled deer hunting in a square-mile enclosure. J. Wildl. Manage., **29**, 1, 59-73, 1965.
- 26) FOWLER, C. W. : Comparative population dynamics in large mammals. In Dynamics of large mammals, ed. Fowler, C. W. and T. D. Smith 437-455, 1981.
- 27) FRUZINSKI, B., and ŁABUDZKI, L. : Sex and Age structure of Forest roe deer population under hunting pressure. Acta Theriol., **26**, 27, 337-384, 1982.
- 28) 古林賢恒 : 森林施業からみた獣害. 追われる「けものたち」, 176-193, 築地書館, 1976.
- 29) ——— : 森林伐採とシカの生息動向ならびに食害の発生機構について. 森林環境の変化と大型野生動物の生息動態に関する基礎的研究, 261-295, 環境庁, 1985.
- 30) GEIST, V. : Mountain sheep, a study in behavior and evolution. Univ. of Chicago Press. 383pp. 1971. (今泉吉晴訳, マウンテンシープ上・下, 思索社, 1975)
- 31) ——— : Behavior; Adaptive strategies in mule deer. In Mule and Black-tailed deer of North America, ed. O. C. Wallmo, pp. 157-223, Univ. Nebraska Press, 1981.
- 32) 花井正光 : ニホンツキノワグマとリュウキュウイノシシの令組成にみられる年次変動について. 個体群生態学会会報, **31**, 16-18, 1978.
- 33) ———・桜井道夫 : 白山地域におけるニホンツキノワグマの生態学的研究 I 捕獲個体の年齢構成と性構成. 石川県白山自然保護センター研究報告第1集, 123-130, 1974.
- 34) 原田 洸・豊岡 洪 : ササの分布及び生理生態. 北海道における天然林施業 (ササ地における天然林施業), 1-39, 北海道営林局, 1984.
- 35) HICKEY, J. J. : Survival studies of banded birds. U. S. Fish & Wildl. Ser. Spec. Sci. Rep. Wildl., **15**, 177pp. 1952.
- 36) 北海道 : 第2回自然環境保全基礎調査, 動物分布調査報告書. (哺乳類), 北海道, 22 pp. 1978.
- 37) ——— : 北海道林業統計 (昭和57年度). 北海道, 193 pp. 1983.
- 38) 北海道自然保護協会 : 北海道自然環境情報. 263 pp. 北海道自然保護協会, 1985.
- 39) HOSLEY, N. W. : Management of the white-tailed deer in its environment. In The deer of North America, ed W. P. Taylor, 187-259, Stackpole, 1956.
- 40) 飯村 武 : 丹沢山塊のシカ個体群と森林被害ならびに防除に関する研究. 大日本山林会, 154 pp. 1980.
- 41) 池田真次郎 : 野生鳥獣と人間生活. 414 pp. インパルス社, 1971.
- 42) ———・飯村 武 : 日光のホンシュウジカ *Cervus nippon centralis* KISHIDA の生態と猟区に関する研究—日光国営猟区を中心として—. 林誠研報, **220**, 59-115, 1969.
- 43) 犬飼哲夫 : 北海道の鹿とその興亡. 北方文化研究報告, **7**, 1-45, 1952.

- 44) 伊藤秀三：群落の組成研究。群落の組成と構造，1-75，浅倉書店，1977。
- 45) 伊藤健雄・阿部真幸・園部力雄・野島 哲・渡辺邦夫・本田真一：金華山陸上生態系の構造XVIII，輪切り法による金華山島のシカの個体数調査。JIBP-CTS 昭和47年度研究報告，197-207，1973。
- 46) 梶 光一：知床半島におけるエゾシカの保護と管理。知床半島自然生態系総合調査報告書（動物篇），145-163，北海道，1981。
- 47) ————：根室標津におけるエゾシカの土地利用。哺乳雑，8，6，226-236，1981。
- 48) ————：洞爺湖中島におけるエゾシカの個体群生長とそれが森林植生に与える影響。北海道大学博士論文，141 pp. 1986。
- 49) ————・矢島 崇：洞爺湖中島の植生とシカの食性（I）。日林北支講，30，232-234，1981。
- 50) ————・小泉 透・大泰司紀之：洞爺湖中島におけるエゾシカの個体群構成。哺乳雑，8，5，160-170，1980。
- 51) 川崎立夫：カモシカ等偶蹄目哺乳類の生息とその植生について。ニホンカモシカの繁殖・形態・病態および個体群特性に関する基礎的研究，305-334，昭和59年度科学研究費研究成果報告書，1985。
- 52) 川瀬善太郎：しか。大日本山林会。327 pp. 1923。
- 53) KELKER, H. G.: Yield tables for big game herds. J. For. 50, 206-207, 1952.
- 54) KIMBALL Jr., J. F., and M. L. WOLFE: Population analysis of a northern Utah elk herd. J. Wildl. Manage., 38, 2, 161-174, 1974.
- 55) ———— and ————: Continuing studies of the demographics of a northern Utah elk population. In North American elk: ecology, behavior and management. ed. M. S. Boyce and L. D. Hayden-Wing, pp. 20-28, Univ. Wyoming, 1979.
- 56) KLEIN, D. R.: Range-related differences in growth of deer reflected in skeletal ratios. J. Mammal., 45, 226-235, 1964.
- 57) ————: Ecology of deer in Alaska. Ecol. Monogr., 35., 259-284, 1965.
- 58) ————: The introduction, increase and crash of reindeer on St. Matthew Island. J. Wildl. Manage., 32, 2, 350-367, 1968.
- 59) 小泉 透：エゾシカの保護と管理に関する基礎的研究。日本北支講，29，106-109，1980。
- 60) ————：エゾシカの保護と管理に関する基礎的研究（II）。日林北支講，30，226-228，1981。
- 61) ————：エゾシカの保護と管理に関する基礎的研究（III）。日林北支講，30，229-231，1981。
- 62) KOIZUMI, T., N. OHTAISHI, and K. KAJI: Population trend of Sika deer in Hokkaido. Acta Zool. Fennica, 172, 79-80, 1984.
- 63) 久保伊津男・吉原友吉：水産資源学。共立出版，482 pp. 1969。
- 64) LAWS, R. M.: A new method of age determination for mammals. Nature, 169, 972-973, 1952.
- 65) LEOPOLD, A.: Game management. (renewal in 1961) Charles Scribner's Sons, 481pp. 1933.
- 66) ————: Deer irruptions. Wisc. Conserv. Dept. Publ., 321, 3-11, 1943.
- 67) LOW, W. A. and I. C. COWAN: Age determination of deer by annular structure of dental cementum. J. Wildl. Manage., 27, 3, 466-471, 1963.
- 68) LYON, L. T., and C. E. TENSEN: Management implication of elk and deer use of clear-cut in Montana. J. Wildl. Manage., 44, 2, 352-362, 1980.
- 69) 丸山直樹：ニホンジカの季節的移動と集合様式に関する研究。東京農工大学農学部学術報告，23，1-85，1981。
- 70) ————・関山和敏：シカの通路林の効果。哺乳雑，7，1，9-15，1976。
- 71) MAEKAWA, K., M. YONEDA and H. TOGASHI: A preliminary study of the age structure of the red fox in eastern Hokkaido. Jap. J. Ecol., 30, 103-108, 1980.
- 72) MARTIN, F. R. and L. W. KREFTING: The Necedah refuge deer irruption. J. Wildl. Manage., 17, 2, 166-176, 1953.

- 73) McCULLOUGH, D. R.: George reserve deer herd. Univ. of Michigan Press, 271pp. 1979.
- 74) ———: Lessons from the George reserve, Michigan. In White-tailed deer, ed. L. K. Halls, pp. 211-242, Stackpole Books, 1981.
- 75) ———: Evaluation of nightlighting as a deer study technique. *J. Wildl. Manage.*, **46**, 4, 963-973, 1982.
- 76) MEDIN, D. E. and A. E. ANDERSON: Modeling the dynamics of Colorado mule deer population. *Wildl. Monogr.*, **68**, 5-77, 1976.
- 77) 三浦慎吾: 奈良のシカの年周期行動 I, 発情期のオスを中心に. 昭 52 年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告, 3-13, 春日顕彰会, 1976.
- 78) MIURA, S.: Validity of tooth eruption-wear patterns as age criteria in Japanese serow. ニホンカモシカの繁殖・形態・病疾および個体群特性に関する基礎的研究, 昭 59 年度科学研究費補助金研究成果報告書, 243-253, 1985.
- 79) ———: Horn and cementum annulation as age criteria in Japanese serow. ニホンカモシカの繁殖・形態・病疾および個体群特性に関する基礎的研究, 昭 59 年度科学研究費補助金研究成果報告書, 254-260, 1985.
- 80) 宮城県: 金華山島の生態系と自然保護. 宮城県, 48 pp. 1979.
- 81) 村上興正: 生態系の保護と管理 II. 共立出版生態学講座, 158 pp. 1975.
- 82) 帯広営林局: 帯広営林局統計書 (第 4 次~第 12 次). 帯広営林局, 1952-1960.
- 83) ———: 帯広営林局事業統計書 (昭和 35~52 年度). 帯広営林局, 1961-1978.
- 84) 帯広営林支局: 帯広営林支局事業統計書 (昭和 53~55 年度). 帯広営林支局, 1979-1981.
- 85) 大金永治: 北海道林業における経営展開の構造. 北海道林業の諸問題, 三島教授退職記念事業会, 118-153, 日本林業調査会, 1968.
- 86) ———: 北海道国有林経営小史. *林業経済*, **434**, 1-13, 1984.
- 87) ———: 国有林経営の現状と課題—施業及び技術的視点からの考察—. *林業経済研究*, **109**, 2-12, 1977.
- 88) 大泰司紀之: エゾシカの生態—日高地方南部における聞き込み調査の覚え書き—. *哺乳類科学*, **22**, 9-18, 1971.
- 89) ———: エゾシカの年周期行動. *アニマ*, **1**, 9, 65-69, 1973.
- 90) ———: 哺乳動物の寿命に関する一考察, *哺乳類科学*, **32**, 23-39, 1976.
- 91) ———: 切歯による奈良公園のシカの年齢査定法, 昭 50 年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告, 71-82, 春日顕彰会, 1976.
- 92) ———: 奈良公園のシカの生命表とその特異性. 昭 50 年度天然記念物「奈良のシカ」調査報告, 83-94, 春日顕彰会, 1976.
- 93) ———: 年齢査定に関する総説. *哺乳類科学*, **34**, 1-7, 1977.
- 94) OHTAISHI, N.: Ecological and physiological longevity in mammals—From age structures of Japanese deer—. *J. Mammal. Soc. Japan.*, **7**, 3, 130-134, 1978.
- 95) 大泰司紀之: カモシカの管理法—その個体群動態とマネジメント—. *科学*, **54**, 1, 50-53, 1984.
- 96) ———: カモシカの管理法—その個体群動態とマネジメント—補遺. ニホンカモシカの繁殖・形態・病疾および個体群特性に関する基礎的研究, 昭 59 年度科学研究費補助金研究成果報告書, 341-352, 1985.
- 97) ———・出羽 寛: 春先のエゾシカの生態. *林*, **7**, 1-10, 1971.
- 98) 太田嘉四夫・阿部 永・小林恒明・大泰司紀之・前田喜四雄: 北海道北見置戸地区における鳥類および哺乳動物群集調査報告書. JIBP-CTS 昭 47 年度研究報告, 208-235, 1973.
- 99) 恩田智雄・山口 武・竹越俊之: 鹿と林地の被害. *札幌林友*, **4**, 2-15, 1954.
- 100) PATTON, D. R., and B. S. MCGINNIS: Deer browse relative to age and intensity of timber

- harvest. *J. Wildl. Manage.*, **28**, 3, 458-463, 1964.
- 101) PETERSON, R. L.: Noth American moose. Univ. of Tronto Press, 280pp. 1955.
- 102) PLOCHMANN, R.: Jagdsetegeburg und waldpflege. *Wald und Wild*, **27**, 467-470, 1977.
- 103) PROGULSKIE, D. R. and D. C. DURRE: Factors influencing spotlighting counts of deer. *J. Wildl. Manage.*, **28**, 1, 27-34, 1964.
- 104) Red deer commission: Red deer management. Red deer commission, 99pp. Edinburgh, 1981.
- 105) ROBSON, D. S. and D. G. CHAPMAN: Catch curves and mortality rates. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **90**, 2, 181-189, 1979.
- 106) 佐藤孝則: 大雪山系南部におけるエゾシカの食性. 帯広百年記念館紀要, **3**, 9-16, 1985.
- 107) SERGENT, D. E. and D. H. PIMLOTT: Age determination in moose from sectioned incisor teeth. *J. Wildl. Manage.*, 315-321, 1959.
- 108) 下北半島ニホンカモシカ調査会: 下北半島のニホンカモシカ. 下北半島ニホンカモシカ調査会, 166 pp. 1980.
- 109) STELFOX, J. G., LYNCH, G. M. and J. R. MCGILLIS: Effects of clearcut logging on wild ungulates in the central Albertan foothills. *For. Chron.*, **52**, 65-70, 1976.
- 110) TAKATSUKI, S.: The importance of *Sasa nipponica* as a forage for Sika deer (*Cervus nippon*) in omote-Nikko. *Jap. J. Ecol.*, **33**, 17-25, 1983.
- 111) 武井正臣: 西ドイツの狩猟制度. 西ドイツおよびフランスの狩猟制度. 4-27, 林野庁, 1971.
- 112) TEER, J. G., J. W. THOMAS, and E. A. WALKER: Ecology and management of white-tailed deer in the Llano Basin of Texas. *Wildl. Monogr.*, **15**, 5-62, 1965.
- 113) TELFER, E. S.: Logging as a factor in wildlife ecology in the boreal forest. *For. Chron.*, **50**, 5, 1-5, 1974.
- 114) THOMAS, D. and P. J. BANDY: Accuracy of dental-wear age estimates of black-tailed deer. *J. Wildl. Manage.*, **39**, 4, 674-678, 1975.
- 115) 常田邦彦・丸山直樹・伊藤健雄・古林賢恒・阿部 永: ニホンジカの地理的分布とその要因. 第2回自然環境保全基礎調査, 動物分布調査報告(哺乳類)全国版, 38-68, 日本野生生物研究センター, 1980.
- 116) 東京農工大学農学部自然保護学研究室: 大山・丹沢国定公園鳥獣管理報告書. 76 pp. 1969.
- 117) VERME, L. J.: Movement of white-tailed deer in upper Michigan. *J. Wildl. Manage.*, **37**, 4, 545-552, 1973.
- 118) 脇元裕嗣: 北海道における森林施業, 下巻. 林野庁, 344 pp. 1968.
- 119) WALLMO, O. C., W. L. REGELIN, and D. W. REICHERT: Forage use by mule deer relative to logging in Colorado. *J. Wildl. Manage.*, **36**, 4, 1025-1033, 1972.
- 120) ——— and J. W. SCHOEN: Forest management for deer. In *Mule and Black-tailed deer of North America*, ed. O. C. Wallmo, pp. 434-448, Univ. Nebraska Press, 1981.
- 121) 山内倭文夫: 猟区施業計画に関する研究. 東京営林局, 110 pp. 1938.
- 122) 山谷孝一: 下北半島におけるニホンカモシカの生息環境と森林施業. 林試研報, **316**, 1-45, 1981.
- 123) YONEDA, M., and K. MAEKAWA: Effects on hunting on age structure and survival rate of red fox in eastern Hokkaido. *J. Wildl. Manage.*, **46**, 3, 781-786, 1982.

付表-1 市町村別の捕獲状況
Appendix-1. Number of deer harvested in Hokkaido during 1980-1983

市町村名	許 可 区 画				捕 獲 区 画				捕 獲 数			
	80	81	82	83	80	81	82	83	80	81	82	83
占冠村	29	29	29	29	8(8)	7(5)	11(8)	8(6)	16(16)	17(12)	18(13)	12(10)
北見市	20	20	20	15	0(0)	0(0)	0(0)	1(1)	0(0)	0(0)	0(0)	2(0)
紋別市	42	42	42	42	2(0)	0(0)	0(0)	0(0)	2(0)	0(0)	0(0)	0(0)
美幌町	20	20	20	20	2(1)	0(0)	2(2)	2(1)	2(1)	0(0)	3(3)	2(1)
津別町	32	32	32	32	11(8)	6(5)	11(5)	9(6)	20(17)	18(17)	22(16)	24(19)
訓子府町	8	8	6	8	0(0)	0(0)	0(0)	2(0)	0(0)	0(0)	0(0)	2(0)
置戸町	22	22	22	22	4(2)	5(3)	3(3)	6(3)	4(2)	5(3)	7(7)	7(3)
留辺蘂町	27	27	21	21	8(4)	2(1)	6(6)	6(3)	16(8)	3(2)	23(23)	7(4)
生田原町	12	12	12	12	1(0)	0(0)	0(0)	0(0)	1(0)	0(0)	0(0)	0(0)
遠軽町	12	12	12	12	0(0)	1(0)	0(0)	0(0)	0(0)	1(0)	0(0)	0(0)
丸瀬布町	16	16		16	0(0)	0(0)		0(0)	0(0)	0(0)		0(0)
白滝町	18	18	18	18	3(2)	1(1)	1(1)	1(0)	4(3)	1(1)	1(1)	2(0)
滝上町	19	19	19	37	3(1)	0(0)	4(3)	7(2)	4(1)	0(0)	9(8)	7(2)
興部町	18	18	18	18	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
西興部村	15	15			1(0)	0(0)			2(0)	0(0)		
厚真町			24	24			5(3)	10(3)			9(6)	11(4)
鶴川町			8	8			3(2)	3(2)			5(3)	7(5)
穂別町			24	24			6(4)	9(4)			7(4)	15(9)
日高町	25	25	19	19	3(0)	2(1)	2(2)	1(1)	5(0)	2(1)	2(2)	1(1)
平取町	30	30	30	30	8(6)	7(5)	4(3)	7(2)	14(11)	11(9)	5(3)	12(4)
門別町	20	20	20	20	1(0)	1(1)	2(1)	5(2)	1(0)	1(1)	5(3)	9(6)
新冠町			28	28			4(1)	8(1)			6(2)	10(1)
静内町	37	37	37		6(5)	8(6)	9(5)		8(7)	15(12)	10(5)	
三石町	15	15			5(0)	1(0)			5(0)	1(0)		
浦河町	33	33	33	33	3(3)	8(6)	8(7)	12(10)	7(7)	11(9)	14(10)	18 16
様似町	13	17	13	17	0(0)	1(0)	1(0)	1(0)	0(0)	3(0)	1(0)	2(0)
えりも町	14	19	19	19	9(7)	7(7)	8(6)	6(6)	31(29)	19(19)	12(10)	8(8)
上士幌町	33	33	33	33	10(8)	8(7)	8(6)	10(7)	27(25)	16(15)	12(10)	11(8)
新得町	49	49	49	49	13(12)	20(14)	5(3)	9(6)	30(28)	64(56)	15(12)	14(11)
清水町	21	21	21	21	0(0)	1(0)	0(0)	0(0)	0(0)	1(0)	0(0)	0(0)
大樹町	41	41	41	41	4(2)	6(3)	1(1)	2(1)	4(2)	11(7)	1(1)	2(1)
広尾町	29	29	29	29	6(4)	8(5)	2(2)	5(2)	10(6)	14(9)	2(2)	5(2)
本別町	21	21			2(1)	0(0)			3(1)	0(0)		
足寄町	63	63			19(13)	28(13)			45(37)	72(40)		
陸別町	23	23			7(0)	2(0)			9(0)	2(0)		
浦幌町			38	38			8(6)	13(7)			14(10)	23(11)
弟子屈町			35	35			6(4)	13(4)			16(14)	28(11)
阿寒町			20	20			11(10)	13(9)			44(41)	66(55)
鶴居村			27				4(0)				7(0)	
白糠町			35	35			19(14)	22(16)			85(74)	94(83)
合 計	777	786	854	825	139(87)	130(83)	154(108)	191(104)	270(201)	288(213)	355(283)	404(275)

注) () 内数字は重複区画内での捕獲数, 空欄は狩猟が行われなかったことを示す。

捕獲数は捕獲場所を区画番号で確認できたものの合計。

種名	採食部位	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
〈草本〉													
オオブキ <i>Patasites japonicus</i> var. <i>giganteus</i>	Lv					-	-				-	-	
チシマアザミ <i>Cirsium kamtschaticum</i>	Lv St						-						
オオウバユリ <i>Lilium cordatum</i> var. <i>glehnii</i>	Lv					-							
オクノカンスゲ <i>Carex foliosissima</i>	Lv							-	-	-			
エゾヨモギ <i>Artemisia montana</i>	Lv					-							
ルイヨウショウマ <i>Actaeta asiatica</i>	Lv St					-							
エゾイラクサ <i>Urtica platyphylla</i>	Lv St							-	-				
マイズルソウ <i>Maianthemum dilatatum</i>	Lv St									-			
ヨブスマソウ <i>Cacalia hastata</i> var. <i>orientalis</i>	Lv St							-					
イワノガリヤス <i>Calamagrostis canadensis</i>	Lv									-			
コガネギク <i>Solidago virgaurea</i> var. <i>leiocarpa</i>	Lv St									-			
ヨシ <i>Phragmites macra</i>	Lv					-		-					
〈ササ類〉													
ミヤコザサ <i>Sasa nipponica</i>	Lv St	++										++	++

注) Bk: 樹皮 Bd: 芽 Tw: 小枝 Lv: 葉 St: 茎 - : few + : common ++ : very common

Summary

The effects of forest management and hunting on the Sika deer (*Cervus nippon* TEMMINCK) populations were investigated to improve the present management system. Hunting system in Hokkaido is close to the unlimited buck only hunting and deer has been harvested at the same regions. The proportion of yearlings increased in the regions where the hunting has been carried out over 15 years, while the proportion of old age class (above 11 year old) decreased and the survival rate of adults declined.

Deer harvests are concentrated at the regions where the altitude is below 500m, the proportion of mixed forest is over 60% and the artificial forests do not exist. This may be occurred by that most of the artificial forests are under 15 years old and, in winter, the reduction of food availability is greater than that of mixed forests.

These results show that present management should be changed to decide the annual harvest number and conserve the winter range. Many problems have been left unsolved and it will be necessary to establish the new system which is based on the principles of the natural resource management.