

第Ⅶ章 総合考察

シカの採食により衰退した植物種および植物群集の植生保護柵による回復の効果を検証するという本論文の目的に対して、本章では第Ⅱ章から第Ⅵ章までの結果と考察をもとにして、次の4課題、(1)シカが丹沢山地の冷温帯自然林の植物種と植物群集に及ぼす影響、(2)植生保護柵が冷温帯自然林の林床植生の回復に及ぼす効果、(3)丹沢山地の自然林再生に向けた植生保護柵の設置、(4)モニタリングへの植生保護柵の活用、について総合的に考察する。

第1節 シカが丹沢山地の冷温帯自然林の植物種と植物群集に及ぼす影響

丹沢山地の冷温帯自然林におけるシカと植物との関係をふりかえると、1960年代から多くの植物がシカに採食されてきた(宮脇ほか, 1964; 柴田・村瀬, 1964)。柴田・村瀬(1964)はヤマタイミンガサやヤマシロギク(シロヨメナ)、テンニンソウ、タテヤマギクがシカに好んで採食されていたことを報告した。群落分類学的調査をした宮脇ほか(1964)も、本論の調査地である丹沢山周辺のオオモミジガサープナ群集でヤマタイミンガサやテンニンソウがシカに採食されていたことを報告した。この当時は、丹沢山地のなかで調査地に含まれる天王寺尾根や調査地に隣接した札掛など8か所でシカの足跡や食痕などの利用度から算出した相対密度が高かったと報告されている(中村, 1969)。これらのうち札掛でのみシカの生息密度が測定され、その値は12頭/km²であった(中村, 1969)。調査地では1990年代以降現在までおよそ10頭/km²を下限値としてシカの生息密度が推移している(丹沢大山自然環境総合調査団シカ班, 1997; 永田ほか, 2003; 永田ほか, 2006)。一般にシカの生息密度は冬期に調査されるため、これらの密度値が植物成長期にも当てはまる可能性は不明であるが、丹沢山地では1960年代から本論の調査地が最もシカの強い採食圧を受けてきたと考えられる。

シカの採食圧により自然林の林床植生に顕著な変化があらわれたのは1980年代からで、その変化は

スズタケの退行として報告された(古林・山根, 1997; 羽山ほか, 1994)。スズタケは丹沢山地のブナ林など冷温帯自然林の主要な林床植生であり(林ほか, 1961; 宮脇ほか, 1964)、現存量も多いことからその変化に着目されたが、シカの嗜好性が高く個体数の少ない多年生草本はスズタケと同時期かそれ以前から減少した可能性がある。調査地における1964年と1997年の林床植生の変化をメタ解析したところ、オオモミジガサープナ群集ではイヌヤマハッカやオオバショウマ、オオモミジガサなどの多年生草本が減少した(第Ⅱ章第1節)。この結果と、1960年代から調査地ではシカの強い採食圧を受けてきたことは、イヌヤマハッカなどの多年生草本が1960年代後半以降にシカの採食を受け続けて減少してきたことを示している。

1994年と2004年に調査した本論の結果からも、対象とした4林床型で低木層が欠如したままであり、草本層では一年生草本や小型の多年生草本が増加したことが示された(第Ⅱ章第2節)。こうした種組成の変化は4林床型で認められた一方で、植被率の変化は各林床型で異なった。すなわち高茎草本型とミヤマクマザサ型では2時点を通して植被率は高かったのに対し、短茎草本型とスズタケ型では植被率は低かった(第Ⅱ章第2節)。このような林床型による変化の差異は、各林床型の種組成の差異と、各植物種のシカ採食に対する耐性の差異によって生じたと考えられる。すなわち調査地の高茎草本型では、シカの不嗜好性植物であるオオバイケイソウやシロヨメナなど中型～大型の多年生草本が1960年代において優占しており、オシダやヤマタイミンガサ、イヌヤマハッカ、オオバショウマなどの中型～大型の多年生草本も多数出現していた(宮脇ほか, 1964)ため、植被率が高かった。それが、シカの採食圧の高まりとともにイヌヤマハッカなどが減少した代わりにシカの不嗜好性植物などが増加したことで、植被率は高いままで変化しなかったと考えられる。ミヤマクマザサ型では矮小化したミヤマクマザサが植生保護柵を設置した時点において被度4で密生していた(第Ⅱ章第2節)。1960年代においてミヤマクマザサは丹沢山地東部の主稜線部一帯に高さ1m内外で繁茂していたことが知られている(浅野・小滝, 1964)。ミヤマクマザサはシカの採食

に耐性のあることから（古林ほか，1997；山根，1999）、シカの採食圧を受け続けても稈高 30 ～ 40 cm 程度の矮小化した状態で生育し続けている。そのため本論の調査においても柵外で2時点を通して植被率が高かったと考えられる。短茎草本型とスズタケ型では一年生草本や小型多年生草本が多数出現した（第Ⅱ章第2節）。また、過去の資料を用いてメタ解析した結果からも、ミヤマタニソバやミズなどの一年生草本やクワガタソウやミヤマチドメなどの小型の多年生草本は、ある群集の立地に生育していたものが他の群集の立地にも進入するようになっていた（第Ⅱ章第1節）。これらの要因として、低木層がなくなって林床の光環境が改善されたことのほかに、一年生草本や小型多年生草本の種はシカに採食されても開花することが可能（第Ⅳ章）で、シカの影響下でも生活環がとぎれないものが多いと考えられること、そのため埋土種子を数多く形成すること（第Ⅴ章第2節）があげられる。

以上のことから、シカの嗜好性植物種やシカの採食に耐性のある種の優占度が高い林床型では、シカの採食に耐性のない種が消失する一方で嗜好性植物種や耐性のある種がハビタットを拡大すると考えられる。こうした種の置換（第Ⅱ章第2節）の結果、群集レベルで種組成の変化がおきると考えられる。低木層では種の多様度は低下するものの、草本層の種多様度は種の置換の結果変化しなかった（第Ⅱ章第2節）。高槻（1999）も、シカなど草食獣の影響で減少する種ばかりでなく増える種もあり、群集の多様性は低くなるわけではないと指摘している。一方で、クルマユリやハルナユキザサなど高茎または広葉の多年生草本のなかにはシカの影響で地上と地下部から地域絶滅する種もあり（第Ⅲ章第1節、第Ⅴ章）、地域の植物種多様性が低下することになる。

このような種の置換に伴う群集組成の変化は次の過程でおこると考えられる。すなわち、シカが植物種を選択的かつ頻繁に採食する（Augustine and McNaughton, 1998；高槻，2006）ことで、高茎または広葉の多年生草本やスズタケなどのシカの採食に耐性のない種が減少し（第Ⅲ章）、木本稚幼樹は発芽・定着するものの樹高を抑えられて枯死と定着を繰り返し（第Ⅲ章第3節）、林床の植被率が低下す

る。その結果、林床が見通しよく、かつ明るくなることで、シカに採食されても耐性のある小型の多年生草本や一年生草本、さらには不嗜好性の多年生草本などが進入し、個体数を増加させていく。これらの草本類はシカの影響下でも生活史が循環するため（第Ⅳ章）、土壌中に埋土種子が蓄積されていく（第Ⅴ章）。一方で、シカの採食に耐性のない種は成熟個体が減少することで埋土種子も枯渇し、かつ連年採食されることで地下器官も枯死するようになる（第Ⅴ章）。このような過程をたどることで、シカの影響下で種組成が変化していくと考えられる。

シカの生息密度と植物種の変化の関係について言及した報告はいくつかある。大橋（2008）は、シカの密度が5頭/km²を超えると消失する植物が増加して、種の多様性が低下することを指摘した。Alverson *et al.* (1988) は、植物と動物の多様性を保全するには8頭/km²でも高すぎるとして、4頭/km²以下、可能なら1～2頭/km²を管理目標として提案した。Augustine and Frelich (1998) や Fletcher *et al.* (2001) は、10～20年にわたり4頭/km²よりも高いシカの密度を受け続けると、エンレイソウなどの植物種が地域絶滅するかもしれないと報告した。Cote *et al.* (2004) は近年世界中でシカ類が急激に生息地を広げ個体数が爆発的に増加しており、現在シカの密度が10頭/km²以上なのは一般的であると報告した。このように世界的にみて4～5頭/km²のシカの密度が持続することで植物種が絶滅する可能性がある。一方で、Augustine and DeCalesta (2003) は、密度の絶対値に関わらず植物種が地域絶滅する状態をシカの過密と定義した。

近年、国内の国立公園や国定公園内の自然林では直立型の茎をもち高茎か広葉の中型～大型の多年生草本がシカの採食圧により絶滅に瀕している（井上，2003；序章第3節1項）。このことは、シカの採食圧が近年になって高まったことを示す一方で、高茎または広葉の多年生草本は、現在のようなシカの高密度が長期間続く状態を進化の歴史において経験したことはなかったことを示唆する。しかし、植物種のメタ個体群構造が維持されていれば、たとえシカの採食により局所個体群が絶滅しても、新たに移動分散する機会はあると考えられる。したがって、シカによる植物種の絶滅は、植物種が新たに移

動分散しない構造が問題といえる。すなわち、植物種のメタ個体群構造よりも広い範囲で長期にわたってシカが集中する構造をつくってきたことである。

以上のことから、地域の植物種の多様性を保全するためには、シカを長期間同じ場所で高密度な状態で維持することは避けなければならないと結論づけた。シカが増加した背景には拡大造林に伴う餌植物の増加や、鳥獣保護区が高標高の自然林域にあり、その周辺が可猟区という土地規制の構造の偏りなどが関係している（序章第1節）。そのため、森林整備とシカの個体数管理を連動させることや、森林整備箇所の周囲を植生保護柵で囲うことでシカを増加させないようにすべきである。また、シカの保護管理計画のなかで鳥獣保護区と猟区の配置の見直しなども今後検討して、冷温帯自然林にシカを集中させないことが重要である。

第2節 植生保護柵が冷温帯自然林の林床植生の回復に及ぼす効果

林床植生の退行が顕在化してからシカの密度が数十頭/haという強い採食圧を10年程度受けてきた冷温帯自然林に植生保護柵を設置したところ、絶滅が危惧される多年生草本の回復や、スズタケの回復、木本稚幼樹の更新が認められた（第Ⅱ章第2節、第Ⅲ章）。そのため、植生保護柵には植物種を回復させる効果があると判断される。とくに一度絶滅したと思われていたイッポンワラビなどの多年生草本が回復したことは、丹沢の植物種多様性の保全に植生保護柵が大きく貢献したといえる。

こうした丹沢山地の植生保護柵による林床植生の回復は他の生物へも正の影響をもたらすことがわずかなではあるが明らかにされてきた。土壌動物ではミミズやササラダニなどの群集の回復に一定の効果が認められた（伊藤ほか，2007）。昆虫類では林床植生に依存する昆虫類にとって柵内が保護区としての効果を果たしていることが示唆された（高桑ほか，2007）。鳥類ではウグイスとコルリの回復に効果があることが指摘された（山口ほか，2007）。

しかし、シカの採食圧を長く受け続けた後に植生保護柵を設置しても、ハルナユキザサなどの高茎多年生草本やスズタケは回復しづらいことが示された

（第Ⅲ章第1節2項、同第2節2項）。これには、これらの種がシカの採食に耐性がないという理由のほか、多年生草本の場合は地下器官と埋土種子が枯渇すること（第Ⅴ章）、スズタケの場合は地下茎を伸長させるほど物質生産に余裕がないという理由（第Ⅲ章第2節2項）があると考えられた。一方で、木本の稚幼樹の定着・成長には、シカの影響下で生育してきた前生樹の種組成と、林冠木の種子の豊凶に影響されるため、柵の設置年によって樹種組成は異なるものの、高木性木本の稚幼樹全体の密度と樹高は設置年によって大きな差異はなかった（第Ⅲ章第3節2項）。これらのことは、退行した林床植生における植生保護柵設置後の植生の回復のしやすさは、地下器官や地上部と地下部の種子供給源の存在次第であることを示している。すなわち、退行後の時間に関わらず、地下器官が土壌中に残存し、地上部に種子供給源が存在していれば、シカの採食圧の排除後に、元の状態に回復する可能性があるということである。

神奈川県が、植生への影響が顕著になって10年程度経過した時点から現在までに、シカの採食に耐性のない多年生草本が多く生育する冷温帯上部の高茎草本型の林床に植生保護柵を優先して設置してきたことは、これらの種の絶滅を回避できた点で極めて有効であったと判断される。なぜなら、シカの採食に耐性のない直立型の多年生草本は、採食圧が長く続くと地下部からも消失することがある（第Ⅴ章）し、クルマユリやハルナユキザサなど神奈川県の絶滅危惧種は丹沢山地でも冷温帯上部の自然林にのみ生育するからである。スズタケもシカの採食に耐性がないものの、シカの採食圧が20年以上続いても矮小化した個体が生育しており（第Ⅲ章第2節）、丹沢山地におけるスズタケの分布は広いことから種として絶滅する可能性は少ない。そのため、生活型でみると多年生草本の保護の優先度がもっとも高いと判断される。なお、植生保護柵を設置する代わりにシカの個体数管理を実施して植物種を回復させる方法もあるが、個体数管理が成功している事例は極めて限られている（梶，2006）し、個体数管理による植生回復の効果があらわれるには、植生保護柵設置後の植物種の回復に要した時間以上に時間がかかることが予想されている（田村ほか，2007）。した

がって、丹沢山地においてシカの個体数管理に先んじて1997年から神奈川県の事業で植生保護柵を設置してきたことは妥当であったと考えられる。

このように植生保護柵を設置することで保護・回復できた植物種が多い一方で、柵外ではシカの採食圧が高い状態が続いているため、個体数管理も実施してシカの採食圧を低くすることが重要である。先述したとおり植生保護柵には植物を保護する、あるいは回復させる効果があるが、丹沢山地の40,000haという面積からすると、植生保護柵を設置した面積は24.7ha(2008年3月時点)とわずかである。このことからすると、植生保護柵は三浦(1999)のいうように対症療法にすぎないともいえる。したがって、丹沢山地における冷温帯自然林の保全のためには、今後も植生保護柵の設置とともにシカの個体数管理も併用していくことが必要である。

将来的には、植生保護柵を設置しなくても丹沢山地からシカも植物種も地域絶滅しないことが目標である。神奈川県が植生保護柵を設置してきた目的は、退行が著しいスズタケや草本類の林床植生を保全・再生し、柵内で遺伝子資源を確保したうえで、柵外でシカの密度が低下した後の種子供給源にするというものであった(神奈川県, 1999)。そのため、植生保護柵はシカの採食から種の絶滅を防ぐためのレフュージアすなわち緊急避難場所であり、シカの密度が低下した際には撤去されるべきものである。しかし、当面は植生保護柵の撤去は不可能で、さらなる植生保護柵の設置が必要である。なぜなら、神奈川県では2003年からシカの保護管理事業を実施し、自然植生回復のために鳥獣保護区でシカの個体数管理をしているものの、現状では植生保護柵の外側では高茎多年生草本やスズタケの回復の兆しは見られないからである。一方で、シカの高密度生息地帯が周縁部に広がっている。

植生保護柵の問題点はいくつかある。構造的な問題としては第1に破損が多く維持管理がかかせないことである(入野・田村, 2002)。とくに、1990年代以降から丹沢山地の主稜線部においてブナなど樹木の枯損が目立ってきた(山根ほか, 2007)ことから、今後はブナなど樹木の幹折れや大枝の落下により植生保護柵の破損の頻度が高まることが予想され

る。第2の問題は人間やツキノワグマなど大型哺乳動物の行動の妨げになること、第3は柵を設置するほど他地域でシカ採食圧の高まりによる植生劣化が予想されることである。さらに、柵内の問題としては、シカの密度がゼロのためササ類や灌木類が繁茂することで高茎の多年生草本や木本の稚幼樹が枯死する可能性があることである。したがって、今後のモニタリングの結果と目的次第では、保護したい植物種と競合する種を刈り取るなどの植生管理が必要となる可能性がある。

以上のことから、植生保護柵は林床植生の回復の効果があるものの、多年生草本とスズタケでは早期に植生保護柵を設置すべきであり、シカの管理と連動させて地域全体の林床植生の回復効果を高めていくべきであると結論づけた。

第3節 丹沢山地の自然林再生に向けた植生保護柵の設置

1997年から丹沢山地の冷温帯自然林、とくに丹沢大山国定公園特別保護地区に設置されてきた植生保護柵は、実施期間が10年程度と短いながら林床植生の多年生草本とスズタケの回復および木本稚幼樹の更新に一定の成果をあげてきたと考えられる(第Ⅱ章～Ⅴ章、本章第2節)。また、植物種多様性の保全の観点からも、植生保護柵の1辺30～40m四方の大きさは種数-面積曲線の結果からも妥当であったと判断された(第Ⅵ章)。こうしたことから、シカの影響下において自然林を再生するには植生保護柵の設置が効果的であると判断できる。しかし、植生保護柵の設置のみで自然林を再生することは不可能であり、シカの管理と連動させて効果を高めていくべきである(本章第2節)。

シカは丹沢山地の生態系のキーストン種であることから、シカの保護管理は自然林の再生においても重要である(丹沢大山総合調査団, 2007)。また、丹沢山地の生物多様性機能や水源涵養機能などの生態系サービスを享受するためにも、キーストン種であり生態系エンジニアでもあるシカの保護管理は最も優先して取り組むべき課題である。実際に2003年から丹沢山地の冷温帯自然林で植生回復を目的としたシカの個体数管理を神奈川県自然環境保全センター

で実施している。しかしながら、2003～2005年度においては、毎年、目標頭数の5～6割程度しか捕獲できていない（神奈川県，2007）ことから、今後は効率的な個体数管理手法の導入が自然林の再生にとって重要であると考えられる。

自然林の再生にあたっては、冷温帯部のみでなく暖温帯部にも植生保護柵を設置していくことが望まれる。神奈川県では、冷温帯自然林のうちブナ林やシオジ林、ウラジロモミ林などで神奈川県の自然公園事業により植生保護柵が設置され、2008年3月時点で総延長31.9km、総面積24.7haの実績をもつ。その一方で、中間温帯から暖温帯の自然林では植生保護柵の設置はいくつかの場所で行われているのみである。神奈川県の天然記念物に指定されている札掛のモミ林では県有林事業により2002年に植生保護柵が設置され（田村ほか，2003）、同じく神奈川県天然記念物の大山のモミ林では自然再生事業により植生保護柵が2007年から設置されている。また、1998年から開始された水源林整備事業では広葉樹二次林などで植生保護柵が設置されているものの、その規模と面積は冷温帯自然林と比較してわずかである。なお、神奈川県の水源環境保全・再生施策に基づく溪畔林整備事業が2007年から開始され、溪畔林の林床植生の回復や、溪畔林の再生の目的で植生保護柵が2008年から設置される予定である。中間温帯のモミ林や暖温帯の自然林、溪畔林においても、近年、冷温帯自然林と同様にシカの採食圧の高まりにより林床植生の衰退が見受けられることから（田村ほか，2007；田村・勝山，2007）、これらの森林にも植生保護柵を早期に設置することが望ましい。

植生保護柵の設置場所については目的に応じて対応すべきであり、その目的としては植物種多様性の保全や、土壌の保全、林冠木の後継となる更新木の確保などがある。地域の植物種多様性の保全を目的とした場合は、高茎または広葉の多年生草本がシカの採食に最も弱く絶滅しやすいこと（第Ⅲ章第1節）から、多年生草本が多く生育する高茎草本型の林床で優先的に植生保護柵を設置すべきである。また、こうしたシカの採食に耐性のない種が生育していないとしても、そのメタ個体群構造の保全の観点から、潜在的な生育立地には植生保護柵を設置して

おくことは重要である。土壌保全を目的とした場合は、短茎草本型の林床やスズタケ型の林床ではシカの強い採食圧にさらされると林床の植被率が低下すること（第Ⅱ章第2節、第Ⅲ章第2節）から、これらの林床型に優先して柵を設置することが望ましい。木本の更新を目的とした場合は、林床型に関わらず林冠が閉鎖しているところや、ギャップでも側方に種子の供給源があるところに植生保護柵を設置すれば、自然林構成樹種の更新木を確保できる可能性がある（第Ⅲ章第3節）。ただし、丹沢山地の主稜線上に見られるブナなど樹木の広域な衰退地や、ミヤマクマザサが繁茂した大規模な草原においては、植生保護柵の設置のみで自然林が回復する可能性は不明であり、今後の課題である。そうした場所では天然更新や植栽による自然林の再生試験を進めることで、高木類からなる自然林の再生の可能性を検討する必要がある。

植生保護柵の設置時期については、シカの採食に耐性のない高茎や広葉の多年生草本とスズタケを保護するには早期に設置すべきである。本論の結果からは、林床植生の顕著な退行が認められてから10年程度経過した後に植生保護柵を設置した場合は、5年後に高茎多年生草本の多くの種で開花・結実が観察されるまでに回復し（第Ⅲ章第1節1項）、10年後にスズタケは80cm以上に成長していた（第Ⅲ章第2節1項）。しかしながら、それらの植生保護柵から5～6年遅れて柵を設置した場合は、高茎多年生草本は種数と個体数が少なく（第Ⅲ章第1節2項）、スズタケは水平方向への成長が鈍かった（第Ⅲ章第2節2項）。したがって、高茎多年生草本とスズタケの保護を目的とした場合、遅くとも退行後10年以内に植生保護柵を設置することが必要である。高木種の更新確保なら、退行し始めてすぐに柵を設置する必要はない。かえって、スズタケなどの林床植生が消失した後に柵を設置する方が稚樹の定着に有利と判断される（第Ⅲ章第3節）。

シカの採食影響が顕在化していない地域に植生保護柵を設置することは、自然林の保全の観点から必要である。たとえば、シカの採食圧が低い地域に絶滅が危惧される多年生草本が生育していれば、その生育地に植生保護柵を設置することは、シカの採食圧の高まりによる絶滅リスクの回避につながる。ま

た、林床植生が健全な状態で植生保護柵を設置しておけば、そこを植生退行地における回復目標としての参照サイト（日置，2005）として活用できる。さらに、そうした健全域に設置した植生保護柵はシカの採食影響を把握するモニタリングサイトとしても活用できる。そして、シカの採食圧が高まったことを確認できた際は、シカの個体数管理を実施してシカの採食圧を低く維持することは今後のシカの保護管理にとって必要であると考えられる。梶（2006；2007）は、エゾシカの個体群管理の経験をもとに、被害が激化するまで管理がなかなか実行されずに管理は後手になる宿命があること、被害が激化してからの対策は労力と予算がかかり手遅れとなりがちなので、先手管理が極めて重要であることを指摘している。

以上のことから、丹沢山地の自然林を保全および再生するためには、冷温帯部では引き続き植生保護柵の設置とともにシカの個体数管理を継続すること、シカの採食影響が顕在化しつつある暖温帯部にも植生保護柵を設置していくこと、シカの影響が顕在化していない地域ではシカの密度を低い状態で抑えることやシカを進入させないことといった先手管理が必要である。

第4節 モニタリングへの植生保護柵の活用

国内の太平洋側にある国立公園と国定公園の自然公園でシカの強い採食圧による自然林とその植物種への影響が見られるようになった現在、シカが生息していない地域においてもモニタリングサイトを設置しておくことは重要である。現在、環境省による「モニタリングサイト 1000」事業（環境省，<http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html>、2008年11月20日確認）や1999年から林野庁による「森林資源モニタリング調査」（林野庁，<http://www.rinya.maff.go.jp/policy2/purosesu/porosesu.html>、2008年11月21日確認）あるいは大学や独立行政法人などの研究機関による「長期生態学研究（LTER）」（<http://jern.info/jalter/ja/about/representative.html>、2008年11月20日確認）が行われている。これらは自然の動態をモニタリングするという共通点があるものの、そのモニタリングサイトは都道府県レベル

の地域尺度では地点数が少ないという課題や、必ずしもシカの影響を把握できる調査設計とはなっていないという課題がある。そこで、シカによる植物種や植物群集への影響を把握するために都道府県レベルでモニタリングサイトを設置することは、地域の生物多様性の保全の観点から意義があると考えられる。全国的にみた場合、自然林や植物種の保全を目的としてシカの保護管理事業を実施している地域は非常に限られている。宇野ほか（2007）によると、2006年時点においてシカの保護管理事業を実施している都道府県は31にのぼるが、管理目標に自然植生を含む生態系保全をうたっているのは14都道府県と1地域（大台ヶ原）であること、そのなかでも森林生態系や自然植生、希少植物への影響調査をしている都道府県はさらに少ないことが報告された。そのため宇野ほか（2007）は、科学的知見を基にした自然公園の生態系管理が緊急の課題であると指摘した。

神奈川県では丹沢山地の全域を対象としてシカの採食圧を把握するための植生定点モニタリングを実施しているが（田村ほか，2007）、今後は箱根山地（富士箱根伊豆国立公園）や小仏山地（神奈川県立陣場相模湖自然公園）にもモニタリングサイトを設置しておくことは有効であると考えられる。両山地ではシカを目撃情報は稀であり、植生への影響は観察されていないが、周辺部にはシカが生息している。また、シカによる影響ではないが、丹沢山地と同様にブナなどの樹木の枯死も発生している可能性がある。そこで、単にシカの影響だけでなく、地域の生態系で発生しそうな変化をあらかじめ予想した調査項目を設定してモニタリングすべきである。

シカの影響を把握するためには、シカが生息していなくても主要な生態系に植生保護柵をつくっておくことは重要である。植生保護柵を設置せずにシカによる植生への影響を把握することは可能であるが、柵を利用することが望ましい。なぜなら、植生保護柵を使わないと、植物の種組成の変化がシカの影響によるものか、それとも遷移など他の要因によるものか判断が難しい場合がある（Husheer *et al.*, 2003）からである。

以上のことから、植生保護柵を単に植生回復の手段として利用するだけでなく、シカの影響をとらえ

る手段としてモニタリングに活用していくことを提案したい。そして、シカによる植物種への影響が顕著になる前に対策を実施する仕組みをつくっておくことは、今後の自然環境の保全では有効であると考えられる。

今後も神奈川県のカ保護管理事業や植生回復の事業などとモニタリングが連動することで、丹沢山

地の自然林を含む生態系が健全になるように、神奈川県のカ技術系職員としての役割を全うしたい。そして、将来は神奈川県内の自然林においてシカが生息していたとしても、植生保護柵を設置せずに希少な多年生草本が生育し、木本の更新が図られる自律した森林生態系になることを期待したい。