

ニホンジカの採食下にある弥山山地の埋土種子組成

久保満佐子・田中桃香・河野圭太

The effects of browsing by sika deer on the species compositions of seed banks in the Misen Mountains

Masako KUBO, Momoka TANAKA and Keita KONO

Abstract We used germination tests to evaluate the species compositions of soil seed banks (to depths of 5cm) in the Misen Mountains, Japan. We collected samples from a secondary pine forest (201), secondary oak forest (201), and primary laurel forest (201); sika deer browsed all three habitats. The dominant species in the seed banks (601) were *Clethra barbinervis*, *Eurya japonica* var. *japonica*, and *Broussonetia monoica* (woody plants); and *Erigeron annuus* and *Hydrocotyle maritima* (herbal plants). Seeds of many pioneer tree species were present, including *Zanthoxylum ailanthoides*, *Mallotus japonicus*, and *Rhus javanica* var. *chinensis*. The seed densities were 23.8 seeds/L (29 species/201 samples) in the pine forest, 14.3 seeds/L (18 species/201 samples) in the oak forest, and 21.7 seeds/L (32 species/201 samples) in the laurel forest. The herbal plant seed densities were 15.9 seeds/L (17 species/201 samples) in the pine forest, 5.9 seeds/L (11 species/201 samples) in the oak forest, and 15.0 seeds/L (15 species/201 samples) in the laurel forest. Thus, both the numbers of seeds and species were quite high, and included most common species. However, the seed banks of the oak forest were not as rich as were the other seed banks. Therefore, although we did not find that browsing by sika deer affected seed banks in the Misen Mountains, the seed banks should be monitored long-term.

Keywords : buried seeds, laurel forest, oak forest, pine forest, sika deer

はじめに

近年、ニホンジカ (*Cervus nippon*, 以下、シカ) の個体数が増加し、その生息範囲が拡大することで森林植生への負の影響が報告されている (安藤・柴田 2006)。シカの採食による下層植生の衰退 (藤木ら 2011) や種組成の変化 (服部ら 2010, 富士田ら 2012, 石田ら 2012) などが多く報告され、林床植生の衰退に伴い林床が裸地化し表土が流出していることも報告されている (藤木ら 2014)。このため、シカによる採食は地上部の植生だけではなく、表土に含まれている埋土種子にも影

響を与えている可能性がある。

埋土種子集団は、地上部の環境変化に応じて植物群落を形成させる潜在的能力を持ち、様々な植物群落の維持や再生に重要な役割を果たす (林 1977)。シカの採食下にある森林の下層植生の回復には防鹿柵の設置による効果が大きく (田村 2009, 横田 2011, 山瀬ら 2014)、こうした植生回復に埋土種子も重要な役割を果たしていると考えられる。しかし長期にわたりシカによる採食が続くと、種子源となる地上部植生の衰退や表土の流出による埋土種子組成の変化が起こる可能性がある。

島根県にある弥山山地では 1980 年代からシカによる樹木の採食や剥皮が報告されており (金森ら 1991)、

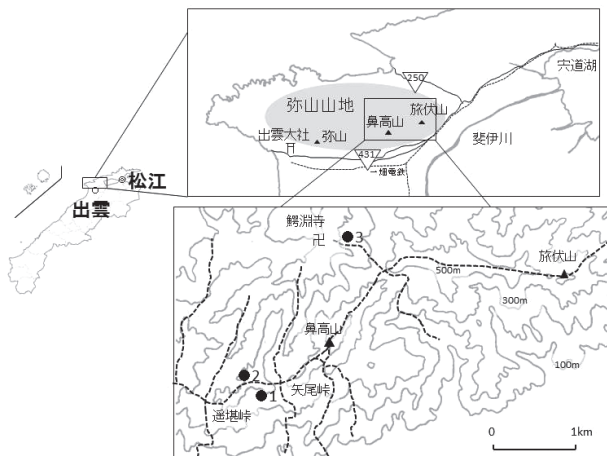


図1 調査地概要

●1はアカマツ林, ●2はコナラ林, ●3はスダジイ林の調査地を表す。

2009年から2010年に行われた日本全国のシカによる植生への被害調査で本山地は被害程度の強い地域であった(植生学会企画委員会 2011)。しかし近年では、大規模にシカの捕獲が行われたためかシカの個体数は減少傾向にあり、下層植生も増加傾向にあることが報告されている(金森ら 2013)。このためシカの採食圧を排除すれば弥山山地でも植生が回復する可能性があり、埋土種子も大きな役割を担うものと考えられるが、弥山山地における埋土種子組成に関しては把握されていない。そこで本研究では、弥山山地の主要な森林植生であるアカマツ林とコナラ林、スダジイ林における埋土種子組成を明らかにする。

調査地

調査地は島根県にある島根半島西部に位置する弥山山地である(図1)。弥山山地は東西に約16km、南北に約2~5kmと細長く、面積は約6,860haである(金森1991)。北側と西側は日本海、南側は出雲平野(簸川平野)に接し、東側は県道によって半島中部に位置する湖北山地と分断されている。弥山山地は最高峰の鼻高山(標高536m)の他に弥山(標高506m)や旅伏山(標高421m)などの複数の山体からなる。このため起伏が多く、特に南斜面は30°以上の急斜面が多い(島根県農林水産部農業開発課 1974)。弥山山地一帯は新第三紀の火山岩や堆積岩を主な母材とし、褐色森林土壌で占められているが、過度な利用の繰り返しにより有機質の蓄積は比較的少ない。南側には神代に起源をもつとされる出雲大社、北側には594年(推古2年)に起源をもつ鰐淵寺があり、古くから人間が利用してきた土地であると共

に信仰の場として残されてきた森林もある。

弥山山地近隣の気象庁観測地である出雲(標高20m)のアメダスデータ(<http://www.data.kishou.go.jp/>, 2016年12月取得)によると、1981~2010年の平均年降水量は1,685mm、年平均気温は14.6℃である。出雲の暖かさの指数(WI)は115.7℃・月、寒さの指数(CI)は-0.6℃・月である。気温の通減率を-0.6℃とすると鼻高山山頂付近の年平均気温は11.6℃、暖かさの示数(WI)は87.1℃・月、寒さの指数(CI)は-8.0℃・月となり、暖温帯に位置する。松江(標高16.9m)のアメダスデータによると、1981~2010年の年平均の積雪深の合計は89cm、年平均の最深積雪は20cmである。

弥山山地の主要な植生はアカマツ林であるが、現在はマツ枯れのため広範囲が立ち枯れた状態となっている。その他の林冠の優占種にはコナラやイヌシデなどがあり、耕作放棄地ではノグルミやセンダンなどが優占している。弥山山地にある寺社の周辺はスダジイやウラジロガシ、ヤブツバキ、サカキが優占する常緑広葉樹林がある(片桐ら 1990, 宮田・浜田 1990)。

風土記の時代(奈良時代)から、中国山地一帯にシカが生息していたという記録が残っており(浮浪山鰐淵寺1997)、明治時代までは島根県全域にシカが生息していたが、第二次世界大戦後に狩猟が盛んに行われるようになってから1985年(昭和60年)頃までは弥山山地が島根県で唯一のシカの生息地であった(金森ら 1999)。捕獲数が高い状態が続くと絶滅の危険があるとして、1972年(昭和47年)に弥山山地全域がシカの捕獲禁止区域に指定されてからは、農作物や果樹、林木への被害が多く報告されるようになり(金森ら 1991)、1977年(昭和52年)以降は有害鳥獣駆除の対象として捕獲が実施されるようになった。弥山山地のシカの生息個体数は2003年をピークにその後は減少傾向にあると推定されている(金森ら 2013)。

調査方法

森林表土の採取

弥山山地の主要な森林植生であるアカマツ林とコナラ林、潜在自然植生であるスダジイ林の埋土種子組成を明らかにするため、各森林の林床で20cm×20cm×深さ5cm(2ℓ)の表土を10ヶ所(各合計20ℓ)採取した。2016年4月22日にスダジイ林、5月19日にコナラ林とアカマツ林で採取し、スダジイ林の表土はビニール袋に密閉した状態で、5月19日まで暗所に保管した。

表 1. 各森林の地上部植生

| | アカマツ林 | コナラ林 | スダジイ林 |
|-----------|-------|------|-------|
| 植被率(%) | | | |
| 高木層 | 80. | 75. | 90. |
| 亜高木層 | 60. | 10. | 75. |
| 低木層 | 10. | 80. | 50. |
| 草本層 | 20. | 25. | 1. |
| 高さ(m) | | | |
| 高木層 | 25. | 18. | 14. |
| 亜高木層 | 12. | 10. | 13. |
| 低木層 | 4. | 5. | 4.5 |
| 草本層 | 0.1 | 0.3 | 0.2 |
| 種名 | 被度 | | |
| 高木層 | | | |
| アカマツ | 5 | - | - |
| コナラ | - | 5 | - |
| スダジイ | - | - | 5 |
| 亜高木層 | | | |
| エゴノキ | 3 | - | - |
| タムシバ | 2 | - | - |
| コハウチワカエデ | 1 | - | - |
| ヤマザクラ | - | 2 | - |
| サカキ | - | - | 4 |
| 低木層 | | | |
| シロダモ | 1 | - | 2 |
| タンナサワフタギ | 1 | - | - |
| ウリハダカエデ | - | 2 | - |
| コハウチワカエデ | - | 2 | - |
| ヒサカキ | - | 2 | - |
| ヤマボウシ | - | 2 | - |
| シキミ | - | 1 | - |
| リョウブ | - | 1 | - |
| ウラジロガシ | - | - | 1 |
| サカキ | - | - | 1 |
| ヤブツバキ | - | - | 1 |
| 草本層 | | | |
| スゲ属spp. | 1 | + | - |
| ノチドメ | 1 | + | - |
| ツタウルシ | + | + | - |
| マツブサ | + | + | - |
| シロダモ | - | 2 | + |
| アセビ | - | 1 | - |
| アカメガシワ | - | + | - |
| イヌザンショウ | - | + | - |
| イロハモミジ | - | + | - |
| エゴノキ | - | + | - |
| カエデ属spp. | - | + | + |
| カラスザンショウ | - | + | - |
| キイチゴ属spp. | - | + | - |
| サルトリイバラ | - | + | + |
| スマレ属spp. | - | + | - |
| ツツジ科spp. | - | + | - |
| ヒサカキ | - | + | - |
| リョウブ | - | + | - |
| イヌツゲ | - | - | + |
| シキミ | - | - | + |
| スダジイ | - | - | + |
| テイカカズラ | - | - | + |
| ナツヅタ | - | - | + |
| フジ | - | - | + |
| 総種数 | 10. | 23. | 12. |
| 木本種数 | 8. | 20. | 12. |
| 草本種数 | 2. | 3. | 0. |

種数は未同定のものも含めた。

アカマツ林とコナラ林は矢尾峠から遥ヶ峠の周辺（標高約 400m）にあり、スダジイ林は鰐淵寺周辺（標高約 250m）にあるため、アカマツ林とコナラ林に比べてスダジイ林は標高が低い地域にある（図 1）。鰐淵寺や出雲大社などの周辺は神聖な地域として人の出入りなどが

表 2. 各森林の埋土種子の種構成

| | 合計 個体数 | アカマツ林 | コナラ林 | スダジイ林 |
|-----------|-----------|-------|-------|-------|
| 木本 | | | | |
| リョウブ | 203 | 101 | 100 * | 2 |
| ヒサカキ | 86 | 9 | 47 * | 30 |
| ヒメコウゾ | 32 | 5 | - | 27 |
| ヒメイタビ | 18 | - | - | 18 |
| カラスザンショウ | 17 | 1 | 1 * | 15 |
| キイチゴ属spp. | 15 | 11 | 1 * | 3 |
| アカメガシワ | 10 | 4 | 2 * | 4 |
| クマイチゴ | 8 | 2 | - | 6 |
| サルナシ | 6 | 1 | - | 5 |
| ヤマハギ | 5 | - | 5 | - |
| ムラサキシキブ | 4 | 1 | - | 3 |
| ウツギ | 2 | 1 | - | 1 |
| クサギ | 2 | - | - | 2 |
| タラノキ | 2 | - | - | 2 |
| ヘビイチゴ | 2 | 1 | - | 1 |
| サンショウ | 1 | 1 | - | - |
| イヌビロ | 1 | - | - | 1 |
| ヌルデ | 1 | - | 1 | - |
| ハゼノキ | 1 | - | - | 1 |
| クマノミズキ | 1 | - | - | 1 |
| 草本 | | | | |
| ヒメジョオン | 150 | 12 | 9 | 129 |
| スゲ属spp. | 61 | 52 * | 4 * | 5 |
| ノチドメ | 57 | 57 * | - | - |
| キク科spp. | 56 | 11 | 19 | 26 |
| ノゲシ | 27 | 13 | 4 | 10 |
| フタナ | 26 | 17 | 5 | 4 |
| カタバミ | 23 | 14 | 2 | 7 |
| イネ科spp. | 9 | 3 | 3 | 3 |
| イラクサ科spp. | 8 | 7 | - | 1 |
| スマレ属spp. | 7 | 3 | 4 | - |
| コニシキソウ | 6 | 5 | - | 1 |
| シソ科spp. | 6 | 3 | - | 3 |
| ニガクサ | 3 | 2 | 1 | - |
| クズ | 2 | - | 2 | - |
| ハハコグサ | 2 | 1 | - | 1 |
| アゼナ | 1 | - | - | 1 |
| カラムシ | 1 | 1 | - | - |
| キランソウ | 1 | 1 | - | - |
| セリ科spp. | 1 | - | - | 1 |
| ツメクサ | 1 | - | - | 1 |
| ネコハギ | 1 | - | 1 | - |
| ヨウシュヤマゴボウ | 1 | - | - | 1 |
| 不明草本 | 284 | 115 | 63 | 106 |
| 不明発芽個体 | 44 | 21 | 12 | 11 |
| 総種数 | 42 | 29 | 18 | 32 |
| 木本種数 | 20 | 12 | 7 | 17 |
| 草本種数 | 22 | 17 | 11 | 15 |
| 総個体数 | 1,195 | 476 | 286 | 433 |
| 木本個体数 | 417 | 138 | 157 | 122 |
| 草本個体数 | 734 | 317 | 117 | 300 |

合計個体数は表土 60 ㊦あたりの各種の埋土種子数、その他は各森林の表土 20 ㊦あたりの埋土種子数を表す。*は各森林の地上部植生で確認された種を表す。総個体数と総種数は不明の種を含む。総個体数は、木本個体数と草本個体数と、木本か草本か区別できなかった不明発芽個体の埋土種子数の合計を表す。

制限されたと考えられ（浮浪山鰐淵寺 1997）、高標高域のアカマツ林やコナラ林に比べるとスダジイ林はシカによる採食の影響が古くからあることが予想される。

表土の撒き出し試験

実生出現法（浜田・倉本 1994）により、採取した表

土の埋土種子組成を調べた。本報では発芽可能な種を埋土種子とした。2016年5月19日に、市販の赤玉土とパーミキュライトを混合して厚さ約3cmにプランターに敷き、その上に採取した表土を厚さ約1cmに撒き広げた。各森林で採取した10ヶ所の表土を混合し、全て撒き広げた。プランターは、外からの種子の侵入を防ぐため白色の寒冷紗で覆い、島根県松江市にある島根大学内の圃場に設置した。

発芽の開始後は、種子植物を対象として個体ごとに種を同定し、プランターから除去した。同定が困難な個体は番号札を立て、成長してから同定した。月に一度同定し、発芽がほとんど確認できなくなる11月末まで調査を行った。調査中は土壤が乾燥しないように散水を行った。

表土採取地の植生調査

表土を採取した森林の地上部植生を明らかにするため、2016年6月に各森林で10m×10mの調査区を設置して植生調査を行った。調査区の群落高(m)と植被率(%), 出現する植物の種類と被度を調べた。被度はBraun-Blanquet(1964)による被度階級(+ : 1%以下, 1 : 1~10%, 2 : 10~25%, 3 : 25~50%, 4 : 50~75%, 5 : 75~100%)を用いた。

結 果

表土採取地の地上部植生を表1に示した。いずれの森林も高木層の植被率は75%以上あり、草本層の植被率が低かった。特にスダジイ林では草本層の植被率は1%と低かった。総種数はコナラ林で最も多く、アカマツ林やスダジイ林の2倍近くあった。いずれの森林も木本に比べて草本の種数が少なく、スダジイ林では草本種は0種であった。

各森林の埋土種子の種構成を表2に示した。調査対象とした表土60ℓから42種1,195個の埋土種子が確認され、合計個体数は木本ではリョウブやヒサカキ、ヒメコウゾなど、草本ではヒメジョオンやスゲ属 spp., ノチドメ、キク科 spp. などが多かった。アカマツ林では29種476個/20ℓ(23.8個/ℓ)、コナラ林では18種286個/20ℓ(14.3個/ℓ)、スダジイ林では32種433個/20ℓ(21.7個/ℓ)が確認され、種数はスダジイ林で最も多く、埋土種子数はアカマツ林で最も多かった。コナラ林の埋土種子の個体数と種数が少なかった。

アカマツ林では木本はリョウブ、草本はスゲ属 spp. やノチドメが多く確認され、地上部植生との共通種とし

てスゲ属 spp. とノチドメの2種があった。コナラ林では木本はリョウブやヒサカキ、草本はキク科 spp. が多く確認され、地上部植生との共通種はリョウブやヒサカキ、カラスザンショウ、キイチゴ属 spp., アカメガシワ、スゲ属 spp. の6種があり、共通種は他の森林より多かった。スダジイ林では木本はヒサカキやヒメコウゾなど、草本はヒメジョオンなどが多く、地上部植生との共通種はなかった。

いずれの森林も埋土種子の個体数および種数共に、木本と草本で明らかな偏りはみられなかった。

考 察

弥山山地の森林の埋土種子は、木本のリョウブやヒサカキ、ヒメコウゾ、草本のヒメジョオンやノチドメなどの個体数が多く(表2)、既報告でも一般に出現が確認されている種(浜田・倉本 1994, 細木ら 2004, 中村ら 2006, 久保ら 2010, 久保・野田 2014, 山瀬ら 2014)が確認された。また、埋土種子には先駆樹種が多く存在することが報告されており(林 1977)、本調査地でもリョウブやカラスザンショウ、アカメガシワ、キイチゴ属 spp., タラノキ、ヌルデなどが確認された(表2)。このため、本調査地の埋土種子組成は既報告と類似した種を含み、先駆樹種が植生回復に寄与する可能性が示唆された。

本調査地のアカマツ林の埋土種子は23.8個/ℓ(29種/20ℓ)、コナラ林は14.3個/ℓ(715個/m², 18種/20ℓ)、スダジイ林は21.7個/ℓ(32種/20ℓ)あった(表2)。既報告の埋土種子数と比較すると、シカの採食がないアカマツ林では8.7~45.6個/ℓ(40種/20ℓ, 19種/3.2ℓ, 32種/40ℓ : 細木ら 2004, 中村ら 2008, 久保ら 2010)、コナラ林では9.8~35.4個/ℓ(30種/20ℓ, 33種/20ℓ, 39種/20ℓ : 浜田・倉本 1994, 細木ら 2004, 久保ら 2010)、常緑広葉樹林では10.1~62.2個/ℓ(23種/3.6ℓ, 33種/40ℓ : 中村ら 2006, 久保・野田 2014)であった。シカの採食がある森林として、モミ林では1.3~50.6個/ℓ(23種/20ℓ : Nakagoshi 1984, ただし埋土種子の同定方法は目視で選別する方法による)、落葉広葉樹林では50~2700個/m²(8~21種/100m² : 山口ら 1997, ただし埋土種子の同定方法は押しつぶし法による)、常緑広葉樹林では17.1~42.8個/ℓ(14種/1.8ℓ, 9種/2.1ℓ, 17種/3.4ℓ : 山瀬ら 2014)であった。本調査地のアカマツ林、コナラ林、スダジイ林のいずれの森林でも埋土種子の個

体数および種数共に既報告の範囲内であったが、コナラ林では共に低い値であった。このため、森林による差があるものの、本調査地では既報告と同程度の埋土種子の個体数および種数を含んでいると考えられた。ただし、シカの採食のない森林ではスダジイ林の報告がなかったため常緑広葉樹林と比較し、採食のある森林ではアカマツ林を同様に常緑針葉樹林であるモミ林、コナラ林を落葉広葉樹林、スダジイ林を常緑広葉樹林と比較した。

シカの採食による埋土種子への影響として、下層植生の衰退から生じる表土の流出や地上部の種子源の減少による埋土種子の個体数および種数の減少が考えられる。一般に地上部植生と埋土種子組成の類似性は低く（中越・鈴木 1977, 細木ら 2004, 久保・野田 2014）、本結果でも同様に低かったが、地上部植生の草本の衰退は種子源の減少になりやすいと考えられる。そこで既報告の草本の埋土種子組成と比較すると、シカの採食がないアカマツ林の草本の埋土種子数は2.1~6.5個/ℓ（11種/20ℓ, 23種/20ℓ：細木ら 2004, 久保ら 2010）、コナラ林では4.8~28.9個/ℓ（15種/20ℓ, 18種/20ℓ, 19種/20ℓ, 58種/40ℓ：細木ら 2004, 久保ら 2010）、常緑広葉樹林では3.1~8.9個/ℓ（5種/3.6ℓ, 22種/40ℓ：中村ら 2006, 久保・野田 2014）であった。本調査地のアカマツ林の草本の埋土種子は15.9個/ℓ（17種/20ℓ）、コナラ林は5.9個/ℓ（11種/20ℓ）、スダジイ林は15.0個/ℓ（15種/20ℓ）であり、いずれの森林でも既報告の範囲以上であったが、コナラ林の草本の埋土種子数がアカマツ林やスダジイ林に比べて少ない傾向にあった。

まとめ

本調査地の地上部植生はいずれの森林も草本層の植被率が低かった（表1）。特にスダジイ林では草本種が生育せず、急傾斜地では表土が流失している様子も観察され、アカマツ林やコナラ林よりもシカによる採食圧の高い状況にあると考えられた。しかし、スダジイ林の埋土種子の種数は32種/20ℓと最も多く、個体数は433個/20ℓとアカマツ林と同程度に多かった（表2）。既報告の常緑広葉樹林の埋土種子の個体数や種数と比較しても、同程度以上の埋土種子が確認された。エゾシカによる採食や踏圧によりほぼ無植被となった林床で埋土種子を調べた結果では、草本類が少ないが木本類の多様性が高く、木本種を主体とした植生の回復に埋土種子が寄与する可能性が指摘されている（山口ら 1997）。一

方、広島県の宮島では、他の地域で多くみられるヒサカキの埋土種子がみられないことから、シカによる地上部植生の採食による影響の可能性が指摘されている（Nakagoshi 1985）。本調査対象とした森林は、シカによる採食の影響のため林床植生は少ないものの、埋土種子組成に明らかな違いがみられず、植生回復に埋土種子が寄与する潜在的な能力を維持していると考えられる。しかし、本調査地のコナラ林では埋土種子の個体数と種数共に少なかったことから、さらに長期にわたり種子源が減少した場合や表土が流出した場合に、埋土種子組成にどのような影響があるかは明らかではない。

謝 辞

本研究を行うにあたり、森林学教育コース森林生態環境分野のみなさまには貴重なご意見をいただきました。現地調査および実験には、同分野の川本裕哉氏、酒井若菜氏、高井真子氏にご協力いただきました。本報告をまとめるにあたり、国土交通省国土技術政策総合研究所の飯塚康雄主任研究官にご助言いただきました。本調査を始めるにあたり、島根県出雲市の関係各位にご協力いただきました。以上の方々に、心より御礼申し上げます。

引用文献

- 安藤正規・柴田叡式（2006）なぜシカは樹木を剥皮するのか？日本森林学会誌, 88: 131-136.
- Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensoziologie, 3 Auflage. 865 pp. Springer-Verlag, Wien.
- 藤木大介・岸本康誉・坂田宏志（2011）兵庫県氷ノ山山系におけるニホンジカ *Cervus nippon* の動向と植生の状況. 保全生態学研究, 16: 55-67.
- 藤木大介・酒田真澄美・芝原 淳・境 米造・井上 巖夫（2014）関西4府県を対象としたニホンジカの影響による落葉広葉樹林の衰退状況の推定. 日本緑化工学会誌, 39: 374-380.
- 富士田裕子・高田雅之・村松弘規・橋田金重（2012）鉤路湿原大島川周辺におけるエゾシカ生息痕跡の分布特性と時系列変化および植生への影響. 日本生態学会誌, 62: 143-153.
- 浜田 拓・倉本 宣（1994）実生出現法によるコナラ林の埋土種子集団の研究及びその植生管理への応用. ランドスケープ研究, 58: 76-82.
- 服部 保・栃本大介・南山典子・橋本佳延・藤木大介・

- 石田弘明 (2010) 宮崎県東諸県郡綾町川中の照葉原生林におけるニホンジカの採食の影響. 植生学会誌, 27: 35-42.
- 林 一六 (1977) 埋土種子集団 (群落の遷移とその機構). 沼田 真編, 306pp, 朝倉, 東京). 193-204.
- 浮浪山鰐淵寺 (1997) 出雲國浮浪山鰐淵寺. 414pp. 「出雲國浮浪山鰐淵寺」刊行事務局, 島根.
- 細木大輔・米村惣太郎・亀山 章 (2004) 関東の森林の土壌シードバンクにおける緑化材料としての利用可能性とその測定方法. 日本緑化工学会誌, 29: 412-422.
- 石田弘明・服部 保・黒田有寿茂・橋本佳延・岩切康二 (2012) 屋久島低地部の照葉二次林に対するヤクシカの影響とその樹林の自然性評価. 植生学会誌, 29: 49-72.
- 金森弘樹・井ノ上二郎・周藤靖雄・門脇 弘・藤井 徹・遠田 博・内田伸治 (1991) 島根半島弥山山地におけるニホンジカに関する調査 (Ⅱ) —生息の分布様相, 生息数および被害回避試験—. 54pp. 島根県農林水産部林政課, 島根.
- 金森弘樹・澤田誠吾・竹下幸広・片桐成夫 (2013) 島根半島におけるニホンジカの生態実態調査 (Ⅷ) —第Ⅱ期 (2007~2011 年度) の「特定鳥獣保護管理計画」のモニタリング—. 島根県中山間地域研究センター研究報告, 9: 43-58.
- 金森弘樹・周藤成次・扇 大輔・大国隆二 (1999) 島根半島弥山山地におけるニホンジカに関する調査 (Ⅴ) —生息数, 年齢構成および被害の推移—. 38pp. 島根県農林水産部森林整備課, 島根.
- 片桐成夫・三宅 登・石井 弘 (1990) 出雲地方の森林の分布とその種構成について. 山陰地域研究, 6: 203-216.
- 久保満佐子・細木大輔・松江正彦 (2010) 緑化材料として春と夏に採取した森林表土の撒き出し試験事例. 日本緑化工学会誌, 35: 532-536.
- 久保満佐子・野田 香 (2014) 島根県松江市におけるタブノキ林の表土を利用したのり面緑化事例. 日本緑化工学会誌, 39: 561-565.
- 宮田逸夫・浜田展也 (1990) メッシュ気候値に基づく出雲地方スダジイ優占型社寺林の種組成解析. 山陰地域研究, 6: 77-85.
- Nakagoshi, N. (1984) Ecological studies on the buried viable seed population in soil of the forest communities in Miyajima Island, southwestern Japan II. *Hikobia*, 9: 109-122.
- Nakagoshi, N. (1985) Buried viable seed population in the *Abies firma* forest in Miyajima Island, southwestern Japan. *Hikobia*, 9: 207-214.
- 中越信和・鈴木兵二 (1977) 宮島の森林群落における埋土種子集団の研究. *ヒコビア*, 8: 180-192.
- 中村 剛・本田慶司・谷口伸二 (2006) 屋久島における土壌シードバンクを利用した緑化の施工事例. 日本緑化工学会誌, 32: 239-242.
- 中村 剛・向井殿陽平・谷口伸二 (2008) 森林表土を利用したのり面緑化の施工事例. 日本緑化工学会誌, 34: 175-178.
- 島根県農林水産部農業開発課 (1974) 出雲開発地域土地分類基本調査. 50pp. 島根県農林水産部農業開発課, 島根.
- 植生学会企画委員会 (2011) ニホンジカによる日本の植生への影響—シカ影響アンケート調査 (2009~2010) 結果—. 植生情報, 15: 9-96.
- 田村 淳 (2009) シカの採食により退行した冷温帯自然林における植生保護柵による林床植生の回復. 神奈川県自然環境保全センター報告, 7: 1-108.
- 山口信一・矢島 崇・渋谷正人・高柳邦秀 (1997) 散布種子および埋土種子からみたエゾシカ高密度生息地における植生回復の可能性. 森林立地, 39: 94-100.
- 山瀬敬太郎・藤堂千景・柴原 隆 (2014) ニホンジカ高密度生息域における森林伐採 10 年後の埋土種子組成. 日本緑化工学会誌, 40: 265-268.
- 横田岳人 (2011) ニホンジカが森林生態系に与える負の影響—吉野熊野国立公園大台ヶ原の事例から—. 森林科学, 61: 4-10.