

雑草はイノシシを誘う

宇都宮大学
雑草管理教育研究センター
小寺 祐二

イノシシ (*Sus scrofa*) は広大な分布域を持っており、西はポルトガルから東は日本まで広く生息しており、さらに本種が野生化した地域を含めれば、ほぼ全地球的に分布する動物である。また、その採食特性は、植物食に偏った雑食性であり、例えば、島根県のイノシシ個体群では、5～6月にかけてタケ類、7～9月にかけては双子葉草本の同化部の採食比率が高くなるものの、根や塊茎といった植物の地下部分は一年を通じて土耕採食され、本種の基礎的食物となっていることが報告されている(小寺ら 2013)。つまり、野外に生育する雑草は、イノシシの重要な食糧資源であり、その趨勢が本種の繁栄にも影響してきた。

元々日本では、本州全域および四国、九州、対馬、五島列島、琉球列島にイノシシの野生個体群が江戸時代まで分布していた。しかし、明治に入るとイノシシは全国的に減少し、その分布は西日本の一部、四国地方の外帯部、九州地方南部、南西諸島に限定された(高橋 1995, 2006)。本種の分布域縮小の原因の一つには、人間による過度な国土利用がある。太田(2012)は、日本における森林の荒廃、劣化は、薪炭生産や焼き畑、採草地など強度の山林利用によって明治時代中期に最も進んでいたと推定している。また、繊維産業の発達に伴って糸巻き用の木管などの生産目的で広葉樹が大量に伐採された(千葉 1975)との指摘もある。こうした強度の山林利用の広がりや、イノシシの生息適地が縮小したことを

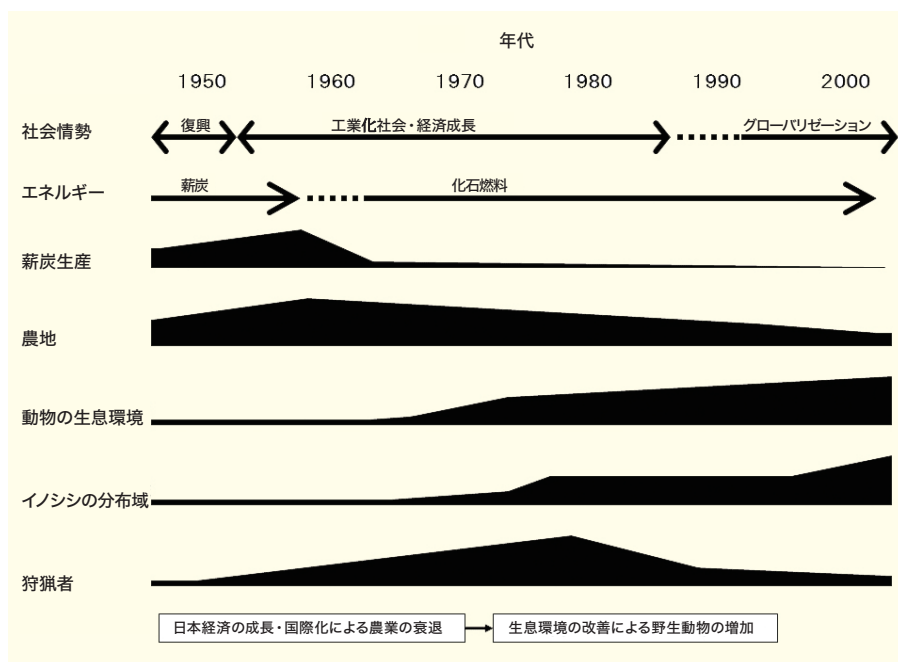


図-1 太平洋戦争後の日本における社会情勢の変化とイノシシの関係
戦後のエネルギー革命や耕作放棄によって生息適地が作り出され、イノシシの分布域が急速に回復した。

意味する。例えば中国山地では、近世から明治時代にかけて牛馬の放牧が盛んで、草原を維持するための火入れが毎年行われていた(高橋 1995)。また、当時はたたら製鉄も中国地方の広い範囲で行われていたが、これらの土地利用が幕末から明治初期にかけて盛んだった地域では植生の退行遷移が生じていた(高橋 1995)。その上、立木から落葉にいたるまで、自家消費および出荷用として山林より頻りに採取しており、中国山地には雑草などが繁茂しない環境が広がり、イノシシの生息は困難になっていた(高橋 1995)。

明治以降の野生鳥獣捕獲に関わる環境の変化も本種の分布域縮小に拍車をかけたと考えられる。例えば法制度の

点では、明治初頭に銃器の使用や狩猟に関する法制度が存在しておらず(赤坂 2013)、野生鳥獣の捕獲が完全に解禁された状態であった。こうした状況下、1870年の段階ですでに150万挺の旧式火縄銃が存在したという推計もある(いいだ 1996)。好適な生息環境の下ならば、イノシシは強い再生産能力を発揮できるが、生息環境の質・量共に劣化した条件下では高い捕獲圧に耐えられなかっただろう。イノシシの分布域縮小は、その後100年ほど続き、その間は農作物被害が局所的問題となった。

しかし、太平洋戦争後にその様相が変化した。第一に1960年代の燃料革命による木炭需要の急減で森林の過

度な利用が止まり (図-1), 全国的に植生が回復し始めた。小寺ら (2001) は, 人手が入らずに伐採後 40 ~ 50 年経過した落葉広葉樹林では休息・避難場所および食糧資源がイノシシに提供されており, 本種の生息適地になっていることを指摘している。さらに, 燃料革命以降の高度経済成長に伴い, 機械化等の効率化が進んだ農業では, 生産性が飛躍的に上昇した。特に水稲は 1970 年に国内自給率 100% に達し, 減反政策が始まった。これにより耕作放棄地が全国的に増加し, そこでも草本や低木が繁茂することで, イノシシに休息・避難場所, 食糧資源に加えて水資源が提供された。好適な生息環境に置かれたイノシシは, その強い繁殖能力を存分に発揮し, 1970 年代以降に急激に分布域を回復させた。2020 年現在, 野生個体群の分布は, 北海道を除く 47 都府県で確認されて

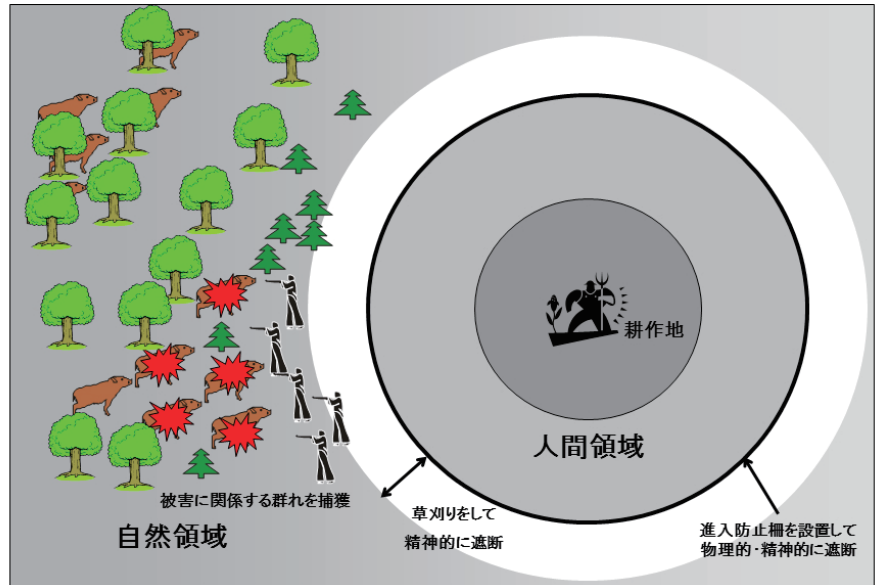


図-3 イノシシの生息適地が広がる地域での農林業被害軽減対策の理想像
耕作地周辺の草刈りによって精神的に遮断し, 耕作地の周囲に進入防止柵を設置して物理的・精神的に遮断する。そして被害の原因となる個体をターゲットにして個体数調整する。被害対策では, 被害が激化する前に, いかに理想の形に近づけるかが重要である。こうした方法では甚大な経費と労力がかかるため, 農家個人での実施は困難である。また, 被害防除に成功したとしても, 本種による被害を受けやすい中山間地域の農業が抱える経済的な競争力の弱さ, 高齢化などの問題が解決されるわけではない。対策の実施にあたっては, 地域が連携して将来を考え, 土地利用の見直しをも含めた議論を行うことが必要である。

いる。また, 1950 年から 1960 年代の半ばまで 3 ~ 4 万頭だった捕獲数は, 2016 年度には 61 万頭に達した。この様に高い捕獲圧の下でも分布域は回復し続けており, 水稲を中心に多くの作物に対する採食被害が問題となっている (図-2)。これに対して, 44 府県 (2020 年現在) が第二種特定鳥

獣管理計画を策定しているほか, イノシシによる農作物被害の低減に有効とされる農地周辺の草本や低木を刈り払う環境整備や侵入防止柵の設置 (図-3) が各地で進められた。その結果, 2011 年度以降は農業被害面積と被害金額の双方が減少に転じている。このことは, 全国的にはイノシシにとって

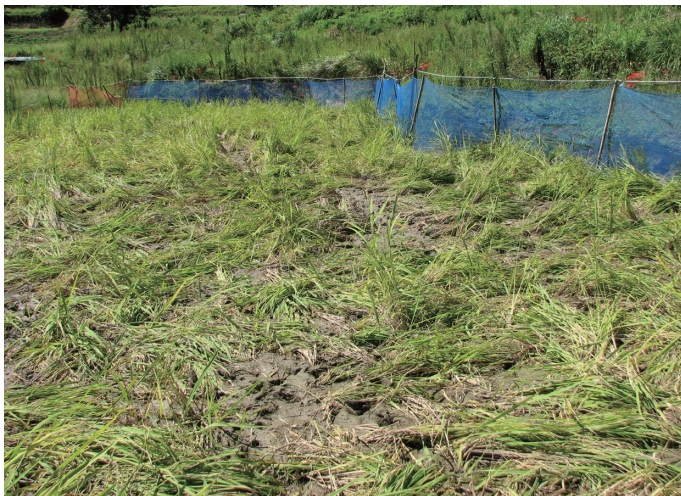


図-2 イノシシによる水稲被害
水稲では採食被害だけではなく, 水田内の泥浴びによる倒害が生じる。また, 稲の乳熟期から完熟期にかけて被害が集中する。



図-4 渡良瀬川における堤防掘り返し被害

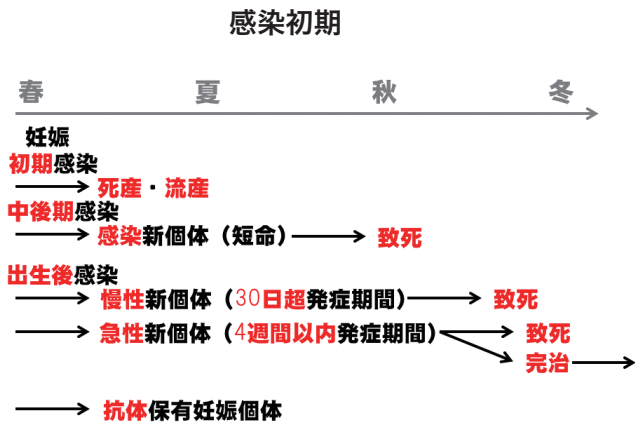


図-5 感染初期段階におけるイノシシの繁殖と豚熱感染との関係
妊娠初期にメスが豚熱に感染すると流産や死産を引き起こし、妊娠期間中～後期の感染では短命ながらウイルスを散布し続ける新生個体が出生する。出生後に感染した場合、慢性もしくは急性の症状を呈する。急性の症状を発症した個体が完治した場合、抗体保有個体（非感受性個体）となる。

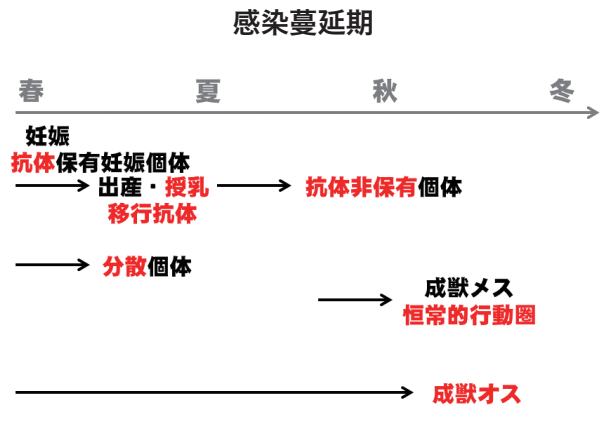


図-6 感染蔓延期におけるイノシシの繁殖と豚熱感染との関係
豚熱抗体は移行抗体として母乳より新生個体に移行するため、抗体保有メスの子は一時的に非感受性個体となる。しかし、移行抗体は時間の経過と共に減衰するため、やがて新生個体は若齢の感受性個体に変化する。感受性個体の密度が閾密度よりも多い場合、速やかに感染個体が生産されるため、若齢個体を中心に発症する。

の好適生息環境が広がりつつあるものの、局所的な環境整備によって本種の勢いを押し返せる可能性を示している。

イノシシに関連する新たな課題として、近年、社会インフラへの被害が顕著になりつつある。例えば、利根川水系の渡良瀬川および桐生川では、河川区域にイノシシが出没し、高水敷や堤防法面が掘り返される被害が報告され（図-4）、特に堤防法面については降雨による法崩れや出水時の洗掘などの危険が危惧された（大山ら2015）。両河川におけるこうした被害は、2010年頃から記録され始め、桐生川の山地と隣接する箇所と渡良瀬川の桐生川合流部近辺で顕著にみられ、その後しばらくは増加傾向を示した。このような事態は、河川内に草本や低木などが繁茂したことでイノシシが進入し、定住的に利用していたことが原因で発生したと考えられるが、2009年から実施された国会での事業仕分けによって河川管理費が圧縮された影響なのかもしれない。なお、掘り返し被害の対策として、当初は対処療法的に埋め戻しを毎年実施しており、かなりのコストを積み上げていた。しかし、河川内の環境整備によって一定のイノシ

シ出没抑止効果が見られることや、ブロックマットの敷設や堤防法面の表土20cm下への土木ネットシート敷設（イノシシ対策工）による深い掘り返しの防止効果が、その後確認された。そのため、被害多発箇所を優先したイノシシ対策工の延伸を実施したほか、「利根川水系連合・総合水防演習（2019年5月）」の開催に併せて河川内での大規模伐開を実施したことで、2016年度以降の掘り返し被害は減少傾向を示している。ただし、通常の工法と比較するとイノシシ対策工は追加のコストが求められるほか、伐採後の環境を維持するための方法や費用に関する課題についても解決策は見出されていない。イノシシの分布域が全国的に回復しつつある現状において、同様の被害は全国の河川に拡大する可能性も考えられる。

さらに、2018年には26年ぶりに国内で豚熱（CSF, Classical Swine Fever）が発生し、野生イノシシ個体群での感染拡大も確認されていることから、養豚業への被害拡大が懸念されている。基本的に豚熱ウイルスは胎盤を通じて胎子に感染する能力があり、胎子の免疫機能の発達が不十分な妊娠

初期に妊娠メスが感染すると流産や死産を引き起こし、妊娠期間中～後期の感染では短命ながらウイルスを散布し続ける個体の出生につながる事が確認されている（図-5, Artois *et al.* 2002）。これらのケースでは、感染した新生個体が死亡しているか、発症していても死に至るまでの行動範囲は狭いので、感染拡大に寄与するとは考えられない。一方、出生後に感染した場合、慢性もしくは急性（極急性と亜急性を含む）の症状が生じることが報告されている（Artois *et al.* 2002）。慢性の場合、死亡前に30日を超える発症期間が確認されるため、感染を持続させる危険性が生じる。急性では、多くの個体が短期間に死に至り、その死亡率は90%程度に達する場合もある。それと同時に、一部の個体は4週間以内の発症期間を経たのち完治する（一時感染）ことも報告されており、生存した個体は抗体保有個体（非感受性個体）となる。そして、非感受性メスは野生個体群における豚熱感染の持続・拡大に関して重要な役割を果たす。豚熱の抗体は移行抗体として母乳より新生個体に移行するため、非感受性メスの子は一時的に非感受性個体



図-7 鼻を使って引き戸を開けようとしたイノシシの痕跡
2017年5月に福島県内で撮影した。戸の境に鼻をあてがった後、右側にスライドさせている。



図-8 避難指示が解除され、帰還された方の自宅の庭と周辺の景観
隣人は帰還しておらず、周囲の耕作地が放棄されている。周囲にはイノシシが出没するため、自宅と庭を柵で囲って生活している。

となる(図-6)。しかし、移行抗体は時間の経過と共に減衰するため、それらの新生個体は若齢の感受性個体に変化し、感染の持続や拡大を促す危険が生じる。

野生イノシシでの豚熱感染モデルでは、感染個体が致死するまでに、何頭の感染個体を生産(再生産率: R_0)するかで個体群の感染拡大能力が決定する(Artois *et al.* 2002)。つまり、一定の密度以上で感受性個体が存在する個体群に感染個体が導入され、1個体より多くの感受性個体を感染させることで感染拡大が始まる。さらに、感染拡大の速度は、感染個体よりも感受性個体の数に依存しており、感受性個体の密度がある程度まで低下(閾密度: Threshold density)することで再生産率が1以下となれば、感染が収束すると考えられている。そのため、野生のイノシシ個体群では、個体数低減またはワクチン散布によって、感受性個体を閾密度まで減らすことが豚熱対策となる。

なお、野生イノシシでの豚熱感染拡大事例では、大規模な林地が連続する環境に生息する個体群で感染が広がりやすく、特に若齢個体を中心に発症することが報告されている(Rossi *et al.* 2005)。若齢個体での発症が多いことは、移行抗体が減衰した個体が豚熱感染において重要な役割を担ってい

ることを裏付けている。また、スロバキアでは1990年代に野生のイノシシで豚熱の感染が確認されたが、オオカミが生息する地域では感染が拡大しなかったことが報告されている(Findo *et al.* 2008)。これについては、オオカミがイノシシの若齢個体を主に捕食する習性を持つこと(Jedrejewski *et al.* 1992; Findo *et al.* 2008; Mattioli *et al.* 2011; Segura *et al.* 2014)が影響したと考えられている。その他、豚熱感染の初発地点からの距離と発症時のイノシシの生息密度が感染の持続期間に影響しており、初発地点から近く、高密度にイノシシが生息する地域ほど感染期間が長期化することも明らかにされている(Rossi *et al.* 2005)。

豚熱対策の観点で考えると、日本の森林率が66%超と世界的にも高い水準にあり、捕食者であるオオカミが1905年以降絶滅していることは重要な点で、日本において感染が拡大しやすいことを示唆している。過去に野生イノシシでの豚熱感染が確認された欧州諸国の森林率は、オーストリアやスロバキアで40%台を示すものの、ドイツやフランス、スイスなど他の国々は30%台かそれ以下で、林地は分断独立傾向にあり、全国的に林地が連続する日本とは全く異なる環境である。また、捕食者の効果を期待できない現状において、野生イノシシでの豚熱対

策は人為的な密度低下とワクチン散布に限定される。しかし、イノシシにとっての好適な生息環境が広がる日本では、これらの作業を効果的に実施することは難しいと考えられる。さらに、欧州ではイノシシが堅果類を依存的に採食し、その不作年には個体群の栄養状態の悪化が確認されるのに対し、日本では堅果類の採食量が減少しても栄養価の高いタケ類や根・塊茎類で補完し、良好な健康状態を維持していることが報告されている(小寺ら 2013)。そのため、経口ワクチンを散布したとしても、欧米のイノシシ個体群と同程度の採食効率を期待できない可能性も残されている。

いずれにしても、日本では捕獲強化やワクチン散布による豚熱対策の効果が短期間で発揮されるとは考えにくい。そのため、養豚農場における豚熱対策では、捕獲強化やワクチン散布に過度な期待をせず、飼養衛生管理を徹底することが不可欠である。その際、野生のイノシシを農場に接近させない対策も重要になる。例えばイノシシによる水稲被害は、8割以上が林縁から40m未満で発生(10~15mが最頻値)していたとの報告がある(野元ら 2010)。近隣に森林が存在する農場では、野生動物に対する防護柵を設置するだけでなく、周辺環境を整備して10~20m程度の緩衝帯を設ける必要

がある。つまり、豚熱対策においても雑草防除が重要になると考えられる。

そのほか、2011年3月の原発事故によって新たなイノシシ被害も生じている。事故発生当時、福島県内で避難指示等が発せられたことで、広大な無人化地域が生じ、耕作地のみならず住宅地において雑草が繁茂した結果、広大なイノシシ生息適地が出現した。そのため、イノシシの生息数が増加し、海岸付近や市街地まで分布域が拡大した。また、人間に対する警戒心を持たない個体が生じ、無人の家屋にイノシシが侵入する事例なども確認されている(図-7)。帰還困難区域を除き、2018年3月に避難指示は解除されたが、住民が帰還する際にはイノシシ対策が欠かせない状況となっていた(図-8)。その後、帰還率が高い地域では、イノシシの警戒心が復活して出没が抑制されたが、帰還率が低い地域では人間領域へのイノシシ出没防止対策が必要となっている。

今後、日本の総人口は急速に減少していくと推測されており、イノシシの生息にとって有利な状況がますます生み出されていくだろう。現状のままでは、間違いなく人間にとって不利な状況で、我々はイノシシと付き合わなければならない。しかも、近年は首都圏の市街地でのイノシシ出没も確認されており、2019年には23区内で初め

での出没も確認されている。もはや中山間地域の問題と片付けられる状況ではない。しかし、イノシシによる農作物被害は防除可能であり、ニホンジカで報告されている様な生態系被害の懸念はない。つまり、イノシシの分布域で人間が生活するには人間領域を徹底的に防御すれば良く、自然領域はある程度放置しておいても問題ないといえる。ただし、人間の生活レベルを低下させずに、生物多様性の維持や、自然生態系および進化過程の保護を実現できる様な人間領域と自然領域の適正な配分について検討することは、人口減少社会を迎えた日本にとって重要な課題となるだろう。これは、人間領域における雑草との戦いとも言える。

引用文献

- 赤坂猛 2013. 日本の狩猟と野生動物管理. 「野生動物管理のための狩猟学」. 朝倉書店, 東京, pp.11-20.
- Artois, M. *et al.* 2002. Classical swine fever (hog cholera) in wild boar in Europe. Review of Science Technology Office International des Epizooties 21(2), 287-303.
- 千葉徳爾 1975. 狩猟伝承. 法政大学出版局, 327p, 東京.
- Findo S. *et al.* 2008. The wolf in Slovakia. Perspectives of wolves in Central Europe, Kotal M. and R. Rigg eds. Pp.15-24, Huntí DUHA, Olomouc.
- いいだもも 1996 猪・鉄砲・安藤昌益. 農山漁村文化協会, 270p, 東京.
- Jędrejewski, W. *et al.* 1992. Wolf

predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Białowieża National Park, Poland. Oecologia, 90, 27-36.

小寺祐二ら 2001 島根県石見地方におけるニホンイノシシの環境選択. 野生生物保護 6, 119-129.

小寺祐二ら 2013. 島根県石見地方におけるイノシシ (*Sus scrofa*) の食性. 哺乳類科学 53, 279-287.

Mattioli, L. *et al.* 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. European Journal of Wildlife Research 57, 909-922.

野元加奈ら 2010. 栃木県茂木町の水田と畑地におけるイノシシ被害地点と周辺環境特性. 哺乳類科学 50, 129-135.

太田猛彦 2012. 森林飽和 国土の変貌を考える, p.254, NHK 出版.

大山修ら 2015. イノシシの堤防掘り返し被害対策に関する一考察. 河川技術論文集 21, 331-336.

Rossi S., *et al.* 2005. Incidence and persistence of classical swine fever in free-ranging wild boar (*Sus scrofa*). Epidemiology & Infection, 133, 559-568.

Segura, A. *et al.* 2014 Biotic and abiotic factors modulating wild boar relative abundance in Atlantic Spain. European Journal of Wildlife Research. 60, 469-476.

高橋春成 1995 野生動物と野生化家畜. 大明堂, 309p, 東京.

高橋春成 2006. 人と生き物の地理. 古今書院, 134p, 東京.