



二次的自然における意図的に導入された外来樹木の侵入・定着とその防除に関する研究

橋本, 佳延

(Degree)

博士 (学術)

(Date of Degree)

2009-03-19

(Date of Publication)

2009-11-12

(Resource Type)

doctoral thesis

(Report Number)

乙3059

(URL)

<https://hdl.handle.net/20.500.14094/D2003059>

※ 当コンテンツは神戸大学の学術成果です。無断複製・不正使用等を禁じます。著作権法で認められている範囲内で、適切にご利用ください。



**二次的自然における意図的に導入された
外来樹木の侵入・定着とその防除に関する
研究**

2008年10月

橋本 佳延

目次

Abstract	1
緒言	6
第1章 日本における外来植物に関する取組の変遷	8
1. 環境政策における外来植物の取り扱い	8
1) 国際的動向	8
2) 国内の動向	12
3) 侵略的な外来植物の認識	15
2. 国内における外来植物に関する研究の現状	17
1) 外来植物に関する研究事例	17
3. 国内における外来植物の研究と取組の課題	23
第2章 都市緑化のために導入された外来樹木トウネズミモチの侵略性	25
1. 目的	25
2. 調査項目・方法	26
1) 国内における導入状況	26
2) 逸出個体の野外での生態	27
3. 結果	32
1) 国内における導入状況	32
2) 逸出個体の生育状況	36
4. 考察	45
1) 大規模種子供給源の多数形成と、そこから野外逸出する危険性	45
2) 広範囲にわたる多数個体の野外逸出	46
3) 逸出個体の定着環境および生育状況	47
4) 野外での旺盛な繁殖	47
5) 自然攪乱による排除の困難性	47
6) トウネズミモチの侵略性	51
第3章 治山緑化を目的として導入された外来樹木ニセアカシアの侵略性	53
1. 目的	53
2. 調査項目・方法	54
1) 国内における導入状況	54

2)	逸出個体および優占群落の地理的分布	54
3)	河川敷における定着状況	54
4)	河川敷における優占群落の面積拡大の変遷	56
3.	結果	56
1)	国内における導入状況	56
2)	逸出個体および優占群落の地理的分布	57
3)	河川敷における群落の構造と組成, 種多様性	60
4)	河川敷における面積拡大の変遷	65
4.	考察	67
1)	野外での種子供給源の多数形成	67
2)	優占群落形成による在来植生の成立阻害	68
3)	侵入地における群落面積の拡大	68
4)	ニセアカシアの侵略性	69
第4章	外来樹木(モウソウチク)の悪影響下における病害発生が里山の生物多様性に与える影響	71
1.	目的	71
2.	材料	72
3.	調査方法	73
1)	天狗巣病による竹林の衰退状況	73
2)	衰退林分における種組成の変化	76
4.	結果	76
1)	天狗巣病による竹林の衰退状況	76
2)	衰退林分による種組成の変化	86
5.	考察	88
1)	天狗巣病による竹林の衰退状況	88
2)	天狗巣病による竹林の衰退による種多様性への影響	90
3)	天狗巣病の顕在化と竹林の管理放棄	91
4)	外来樹木モウソウチクと天狗巣病の蔓延による里山地域における生物多様性への影響	92
第5章	総括	94

1. 都市緑化や治山緑化に用いられる外来樹木に想定される侵略性	94
2. 外来樹木がもたらす生物多様性への負の影響	94
3. 外来樹木防除に関する課題	95
謝辞	100
要旨	101
引用文献	108

Abstract

Majority of the alien horticultural trees are expected to possess several characteristics of invasive alien plants; these characteristics include strong vitality, high fertility, and high seed dispersal ability. Most alien horticultural trees were introduced into Japan due to their characteristics, such as high adaptability under the Japanese environment, easy breeding and growth, early growth suitable for early revegetation, ability to grow in poor soil, and possession of attractive flowers and fruits. On the other hand, if easy and reasonable weed control methods against alien trees are established, we can effectively tackle invasion of invasive alien trees, as this would render it easy to infer the invasion route of the alien trees to the field. However, ecological characteristics and invasiveness of the alien trees in Japan remain unknown to a remarkable extent; further, reasonable and effective alien tree control methods have not been established in Japan. This study aims to reveal the invasiveness of the alien trees in Japan, and to report certain findings to aid the establishment of easy and reasonable control methods for invasive alien trees.

In Chapter 1, in order to comprehend the extent of action being taken to control invasive alien plants in Japan, the development of action plans to control invasive alien species by international and domestic environmental policies were reviewed, and case studies on the distribution, ecological characteristics, and invasiveness of alien plants in Japan were performed. It was revealed that alien species were recognized as a threat to the biodiversity by 1980 and consolidated international systems of action against the invasive alien species had been established after the biodiversity treaty in 1995. And then, awareness on the issues associated with alien species in Japan was raised from 1995 to 2007 at a social level, after laying down the national biodiversity strategy (1995), revising it twice (2002, 2007) and enacting the alien species act (2004).

The national and local governments are furthering the dissemination of

information on invasive alien species that should be controlled preferentially in Japan by constructing lists of invasive alien species that includes information on the legal restrictions on handling those species and lists of invasive alien species that include information on requiring careful handling those species. Further, information on a few mechanisms to collect and share the information on alien species, for example, their distribution, their ecological characteristics, and their invasiveness, was also disseminated. These facts suggest that the information required to control the alien species in Japan should be accumulated and disseminated, preferably by a public organization. The results of reviewing 72 articles on ecology of alien plants in Japan indicated the requirement for greater number of studies on the ecological characteristics of each alien plant, such as studies on the pathway of introduction, the habitat characteristics and reproduction to clarify the introduction, and the establishment and secondary spreading mechanism of alien plants in Japan; further, the results indicate the requirement to present more case studies on the negative effect of the alien plants on other native plants and communities to gain a public consensus on controlling these alien species.

In Chapter 2, *L. lucidum*, which is a representative species of the alien trees that were employed for promoting the greenery in urban Japan, was researched to clarify details on the invasiveness of the alien species. The study results revealed the following five ecological characteristics of *L. lucidum* in Japan, that were related its invasiveness; (1) There is massive supply of *L. lucidum* seeds in the wild in Japan, and that there is a large number of invading individuals, establishing and making dominant communities in regions in the proximity of planting sites; (2) *L. lucidum* can grow adjacent to rivers and in forests; (3) Most individuals established adjacent to rivers can reproduce and that birds can feed on the berries and disperse the seeds to the wild near associated areas; (4) The population of *L. lucidum* adjacent to the river was not washed away as a consequence of a massive flood, and that it negatively affected their growth conditions and population size; (5) *L. lucidum* possesses a high resistance to flood disturbance.

The invasiveness of *L. lucidum* in Japan is presently considered to be weak

as extensive establishment of *L. lucidum* in the wild has upset the native flora of Japan. However, *L. lucidum* forming part of the ground cover has upset the native compositional patterns of the plant community in certain regions of Japan; there is apprehension that *L. lucidum* would block the sunlight and kill native plants. *L. lucidum* is expected to continue to escape to the wild in the future and it is highly probable that the distribution of *L. lucidum* would continue to expand because of the secondary seed dispersal from individuals growing in the wild. These predictions suggest that invasiveness of *L. lucidum* in Japan would be potentially high in the future.

In Chapter 3, *R. pseudoacacia* was researched to evaluate its invasiveness; this species is a representative alien tree introduced in Japan for erosion and torrent control. The study results revealed the following four ecological characteristics of *R. pseudoacacia* in Japan, that were related its invasiveness; (1) vast numbers of *R. pseudoacacia* saplings are supplied to the wild in Japan; (2) A large number of massive communities of *R. pseudoacacia* to serve as seed supply resources exist in the wild in Japan; (3) The dominant communities of *R. pseudoacacia* disturb the establishment of the native riparian forest community and alter their composition to be different from that of the other communities established in areas adjacent to rivers in Japan; (4) The rapid increase in the distribution of *R. pseudoacacia* communities in the riparian areas in Japan following its establishment is a universal phenomenon.

The invasiveness of *R. pseudoacacia* in Japan was inferred to be extremely strong under the current situations, because extensive establishment and ground occupation of *R. pseudoacacia* in the riparian area have upset the native flora and compositional patterns of plant communities in Japan; further, *R. pseudoacacia* blocks the sunlight and kills native plants and plant communities. Subsequently, the negative effects of *R. pseudoacacia* on the native plant species diversity are considered to increase in the future as it was expected that *R. pseudoacacia* would continue to escape the to wild in the future from those forests used for erosion and torrent control and established in the riparian area.

In Chapter 4, in order to clarify how plant diseases infestation influence the biodiversity in secondary Nature under the negative influence of the invasive alien trees, we investigated the impacts of witches' broom disease of bamboo which is the most destructive disease affecting bamboo in Japan, on the alien bamboo species, namely, *Phyllostachys pubescens*, native bamboo, namely, *P. bambusoides* and the biodiversity in secondary Nature of rural area, in western Japan. The results of our investigation revealed that this disease has low incidence for *P. pubescens*. Further, it was revealed that the disease rarely kills *P. pubescens* communities, but causes destructive damage to *P. pubescens* communities if these communities develop the disease. These results suggest that the disease has extremely low incidence for *P. pubescens*; however, it can kill the *P. pubescens* community. On the other hand, it was revealed that this disease has high incidence for *P. bambusoides*. Further, the result of the supplementary investigation showed similar incidence levels in Tohoku and Chubu districts. Subsequently, it was found that *P. bambusoides* communities were heavily destroyed by the disease throughout western Japan, and the percentage of catastrophic *P. bambusoides* communities has currently reached approximately 15percent. These results suggest that the disease has extremely high incidence for *P. bambusoides* in Japan, that the disease can severely damage *P. bambusoides* communities, and that the disease exerts a small negative effect on the *P. bambusoides* communities in western Japan under such situations.

It was revealed that the species composition in the diseased bamboo forests was more diverse than that of the healthy bamboo forests, and that the species composition of the diseased bamboo forests contained not only pioneer species but also various other species. These results suggest that the disease has a positive effect on the species richness of bamboo forests by improving light conditions associated with the forest floor and by defoliating and killing the bamboo. In contrast, the species composition of the diseased bamboo forests would eventually differ from that of neighboring vegetations. The disease was hardly expected to have a strong inhibitory effect on expansion of the *P. pubescens* distribution under such conditions, because the disease has extremely low incidence for *P. pubescens*, and

can rarely kill *P. pubescens* communities. In addition this, the disease might cause *P. bambusoides* to disappear because the disease has extremely high incidence for *P. bambusoides* and can severely damage *P. bambusoides* communities in Japan. Therefore, the diseases infestation might influence negatively the biodiversity in secondary Nature under the negative influence of *P. pubescens*.

In Chapter 5, the invasiveness of the alien trees employed for revegetation in urban areas and for erosion and torrent control in Japan, negative impacts of invasive alien trees on the biodiversity in secondary nature in Japan and the problem to be solved for controlling invasive alien trees was discussed based on the results of Chapter 2, 3, and 4. Thus, it was considered that the invasiveness of *L. lucidum* should strongly relate to the desired characteristics of urban greening trees, such as ease with which large supplies can be obtained; possession of aesthetic properties with flowers and fruits; tolerance to aridity, shade, aerial pollution, and pruning; further, the invasiveness of *R. pseudoacacia* strongly relates to the soil mulching ability associated with rapidly growing numbers of dominant communities rapidly that is expected of afforestation trees. These suggest that some alien trees for using for urban greening and revegetation for erosion and torrent control could be invasive alien trees like two species. It was clarified that the three alien tree species that I investigated had negative impacts on the biodiversity in secondary nature in Japan. And then it was expected that the negative impacts were caused by not only ecological characteristics of the invasive alien species but our discontinuing the use and/or management of secondary nature. To remove the invasive alien trees that were already established in secondary nature from fields without negative impacts on native ecosystems, we have to use selective elimination ways and dispose of a great deal of mortal remains of invasive alien trees. Therefore, it would cost a lot to control invasive alien trees already established on fields, we need to act positively at the early stage of invasion to prevent alien tree from invading at low cost.

緒言

日本に侵入・定着している外来植物の種類数は 1200 種以上にのぼるといわれている(清水編 2003)が,これらのすべての種が在来の生物多様性や人間活動に影響を与えるというわけではない。これらの多くは野外に逃げ出してもあまり害をなしていないものであり,影響力が強く様々な問題を生じさせる侵略的外来種の割合は野外に逸出した種のうち約 1 割であるという(Williamson 1996)。

国土交通省が平成 5 年～12 年に行った河川水辺の国勢調査の結果(財団法人 リバーフロント整備センター編 1996, 1997a, 1997b, 1998, 1999, 2000, 2001)を集計すると,日本の主要河川に侵入した外来植物は約 700 種で,その内訳は草本が 84%,樹木が 15%と草本種が大半であることがわかる。また,国内の外来植物研究についてレビューすると,その多くは草本種を対象としたもので外来樹木の研究事例は少なく(第 1 章参照),外来樹木の生態や侵略性については不明な点が多い。

外来樹木のほとんどは都市緑化や砂防等の緑地形成,食材や木材採集を目的として人間が意図して国内に持ち込んだもの(意図的導入種)であり,とりわけ,(1)日本の環境への適応性が高い,(2)発芽率が高く,栽培が容易である,(3)生長が早く早期に緑地形成が可能,(4)劣悪な土地でも生育が可能,(5)花や実のつきがよく鑑賞性が高い,といった人間の利用しやすい特徴を持つものとして選抜されている。これらの特徴は侵略的外来植物の主な生態的特徴である,(1)強い生命力,(2)旺盛な繁殖力,(3)高い散布能力と強い関連性があることから,外来樹木には侵略的外来植物となる潜在的可能性の高い種が多いと推測され,予防的防除の観点からも外来樹木については外来草本全般よりも優先して検証する必要がある種が多いと考えられる。

そこで本研究では,外来樹木の侵略性を明らかにすることを目的として,現在,河川や里山などの二次的な自然環境において生物多様性に対して負の影響を強く与えている代表的な外来樹木 3 種(トウネズミモチ,ニセアカシア,モウソウチク)の侵入・定着状況と生態について調査した。特にトウネズミモチとニセアカシアについては「都市緑化」「治山緑化」を目的に導入された外来樹木の代表的な種であり,外来樹木の侵略性と社会的特性との関係性を探るために,野外への侵入・定着状況と国内での利用状況(大量供給や大量植栽)との関係性についても考察した。トウネズミモチは近年,日本国内においても野外での定着が確認されており,少なくとも海外 6 か国において侵略的外来植物として注視されている(吉岡 2005)ほか,環境省も要注意外来生物種として注視している種であり(環境省 HP,要注意外来生物リスト:植物(一覧),2008 年 7 月確認),ニセアカシアは国内に

においては山地や河川で繁茂し、大規模な群落を形成、分布を拡大していることが報告されていて（外来種影響・対策研究会 2001）、日本における侵略的外来種ワースト 100 に選定されている（日本生態学会編 2002）ほか、環境省は要注意外来生物種として注視している種であり（環境省 HP, 要注意外来生物リスト：植物（一覧）、2008 年 7 月確認）、2 種ともに防除に必要な生態情報の把握が急がれる種である。モウソウチクについては里山地域においてすでに野外への分布拡大が多数報告されており生物多様性への負の影響が著しい種であるが、さらに近年、里山地域の竹林が、海外に由来を持つ可能性のある病原菌によるタケ類天狗巣病を発症して衰退・枯死していることが報告されていることから、外来樹木モウソウチクによる生物多様性への悪影響下において病害が発生した場合に里山の生物多様性がどのような影響を受けるかについて検証した。

本研究では、第 1 章で環境政策における外来植物の取り扱いと国内での研究・防除事例を整理して課題を 2 点抽出し、第 2 章から第 4 章にかけてこれら 2 つの課題に対応する外来樹木の侵略性に関する研究成果をまとめ、第 5 章で外来樹木の侵略性と生物多様性への影響、外来樹木の防除に向けての課題について総括することとした。

第1章 日本における外来植物に関する取組の変遷

近年、外来植物の対策について活発に取り組まれるようになった背景を把握するために、国内外の環境政策における外来生物の取り扱いの変遷、国内における外来植物に関する研究と取組の事例についてレビューし、その課題を整理した。

1. 環境政策における外来植物の取り扱い

1) 国際的動向

国際的な環境政策における外来生物に関する動向の変遷について表 1-1 に整理した。これをみると、外来生物が生物多様性に影響を及ぼすことが国際的に指摘されたのは、少なくとも 1980 年に IUCN, UNEP, WWF が発表した「世界保全戦略 (World Conservation Strategy)」(IUCN et al 1980)に遡ることが出来る。また、生物多様性に対する外来生物の危険性についての国際的取り組みが活発化するのには、生物多様性条約が採択された 1992 年以降で、特に 1995 年以降は 2 年に 1 度開催される生物多様性条約締約国会議において外来生物による生物多様性への脅威の対応について継続的に協議されている。

特に、外来生物の侵入の予防や定着した外来生物の撲滅や制御のための管理対応の強化について提案や、保全と経済的発展は分かちがたい課題であるとして侵略的外来種の防除を実践する政府の活動を支援するための情報などが提供されており、その成果は 2000 年に IUCN により策定された「IUCN GUIDELINES FOR THE PREVENTION OF BIODIVERSITY LOSS CAUSED BY ALIEN INVASIVE SPECIES」(IUCN・SSC Invasive Species Specialist Group 2000)や、2000 年の第 5 回締約国会議に決議された「INTERIM GUIDING PRINCIPLES FOR THE PREVENTION, INTRODUCTION AND MITIGATION OF IMPACTS OF ALIEN SPECIES」(COP 5 Decision V/8 2000)、2002 年の第 6 回締約国会議に採択された「GUIDING PRINCIPLES FOR THE PREVENTION, INTRODUCTION AND MITIGATION OF IMPACTS OF ALIEN SPECIES THAT THREATEN ECOSYSTEMS, HABITATS OR SPECIES」(COP 6 Decision VI/23 2002)などにまとめられている。

また、2002 年の第 6 回締約国会議では、締約国は現在の生物多様性の損失速度を 2010 年までに顕著に減少させるとした目標、「The 2010 Biodiversity Target」を策定することを決定した (COP 6 Decision VI/26 2002)。その内容は 2004 年の第 7 回締約国会議において議論され、生物多様性に関する 11 の最終目標 (Goal) とそれぞれの最終目標を達成するために 2010 年までに達成すべき目標 (Target) が提示されており (COP 7 Decision VII/30

2004), そのうち外来生物防除関連の項目として1つの最終目標と2つの目標が示された (COP 7 Decision VII/30 2004).

世界の生物多様性が外来生物の脅威にさらされていることを示した国際的報告としては「ミレニアム生態系アセスメント」(Millennium Ecosystem Assessment 編, 横浜国立大学 21世紀 COE 翻訳委員会監訳 2007) や「Global Biodiversity Outlook 2」(Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2006) などがある。これらは, いずれも侵略的外来生物による生物多様性に対する脅威は増大していることを示し, 侵略的外来生物によってもたらされる生物多様性に対する脅威や影響について明確な指標を用いて定量的な情報にとりまとめ, 防除に向けた取り組みを進めることの必要性を説いている。

以上のように, 国際的な環境政策において, (1) 外来生物による生物多様性への脅威についての国際的認識は遅くとも1980年にはじまり1992年の生物多様性条約が締結されて以降に取組が活性化し, (2) 国際的に外来生物による脅威への対応に向けての原則や目標の共有化が進展しているとともに, (3) 科学的知見からも外来生物による生物多様性への脅威が増大していることが認識されているといえる。そして, 生物多様性とそれらの利用の持続可能性に対する外来生物の脅威は, 世界各国に外来生物の防除の取り組みを促進しなければならないほどに重大な世界共通の課題として認識されているといえる。

表 1-1 国際的な環境政策における外来生物に関する動向の変遷

年代	出来事	外来生物に関する内容
1980	IUCN, UNEP, WWF が「世界保全戦略 (World Conservation Strategy)」(IUCN et al 1980) を発表	生態系に導入された外来生物による影響は乱開発と並んで種にとって深刻な悪影響を及ぼす原因であり, その影響は「空間や餌をめぐる競争」「捕食」「生育地・生息地の破壊または劣化」「病気や寄生虫の伝搬」によって生じる (第 3 章 12 節). 導入された外来生物が在来種に悪影響を及ぼしている場所では可能な限りその外来生物を根絶すべきであり, 根絶が極めて難しい場合であっても, 導入前に実質的には経済的, 社会的, 生態学的にみて負の影響よりも多くの便益が得られることや適切なコントロールがなされることが示された場合を除き, すべての導入を防ぐための様々な努力を図るべきである (第 6 章 3 節). 計画的な外来生物の導入は, 予測されるまたは可能性のある生態学的な影響についての十分な調査を含む環境アセスメントの対象とすべき.
1992	生物多様性条約が採択	「生態系, 生息地若しくは種を脅かす外来種の導入を防止し, 又はそのような外来種を制御し若しくは撲滅すること」が締約国の義務として示される (第 8 条 (h)).
2000	IUCN により「IUCN GUIDELINES FOR THE PREVENTION OF BIODIVERSITY LOSS CAUSED BY ALIEN INVASIVE SPECIES (外来侵入種によって引き起こされる生物多様性減少防止のためのガイドライン)」(IUCN・SSC Invasive Species Specialist Group 2000)が策定される	外来生物の侵入の予防や定着した外来生物の撲滅や制御のための管理対応の強化について提案がなされた.
2000	生物多様性条約第 5 回締約国会議の開催	「INTERIM GUIDING PRINCIPLES FOR THE PREVENTION, INTRODUCTION AND MITIGATION OF IMPACTS OF ALIEN SPECIES (外来生物の予防と導入と影響緩和のための中間的原則指針)」が決議される.
2002	生物多様性条約第 6 回締約国会議	「GUIDING PRINCIPLES FOR THE PREVENTION, INTRODUCTION AND MITIGATION OF IMPACTS OF ALIEN SPECIES THAT THREATEN ECOSYSTEMS, HABITATS OR SPECIES (生態系, 生息地または種の脅威となる外来種の予防, 導入, 影響緩和のための指針原則)」が採択される. 締約国は現在の生物多様性の損失速度を 2010 年までに顕著に減少させるとした「the 2010 Biodiversity Target (2010 年生物多様性目標)」を策定することを決定.
2004	生物多様性条約第 7 回締約国会議の開催	「2010 年生物多様性目標」として, 「侵略的外来種からの脅威を制御すること (Goal 6)」が最終目標 (Goal) の 1 つとして, 「侵略的外来生物となりうる主要な種の経路が制御されること (Target 6.1)」「生態系, 生息地若しくは種を脅かす主要な外来種についての管理計画が整備されること (Target 6.2)」の 2 つが 2010 年までに達成する目標 (Target) として設定された.

<p>2005 「ミレニアム生態系アセスメント」(Millennium Ecosystem Assessment 編, 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会監訳 2007) の発表</p>	<p>陸上バイオームを 14 類型に区分して, 類型ごとに外来侵入種が前世紀に生物多様性に与えた影響の強さを評価し, その 14 類型中 4 類型において外来侵入種が生物多様性に対して強い影響または非常に強い影響を与えたと評価.</p> <p>外来侵入種が生物多様性に与える現在の影響力は, 同 4 類型において維持または増加の傾向にあるほか, その他の 4 類型において増加の傾向がある.</p>
<p>2006 第 8 回締約国会議 「地球規模生物多様性概況第 2 版 (Global Biodiversity Outlook 2)」(Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2006) の発表</p>	<p>侵略的外来生物による生物多様性に対する脅威は増大していることを示し, 侵略的外来生物によってもたらされる生物多様性に対する脅威や影響について明確な指標を用いて定量的な情報にとりまとめ, 国際間で情報交換を効果的進めること, そのための手法を開発することの必要性を説く.</p>

2) 国内の動向

国内の環境政策における外来生物の取り扱いの動向について表 1-2 に整理した。これをみると、国の環境政策の課題として外来生物による生物多様性への影響が重要視されはじめたのは、少なくとも生物多様性国家戦略（環境庁自然保護局 1995）（以下、1次戦略と呼ぶ）が策定された 1995 年からと考えられる。その認識は、2002 年に策定された新・生物多様性国家戦略（環境省編 2002）（以下、2次戦略と呼ぶ）において「外来種による生物多様性の攪乱は日本の生物多様性の脅威を与える主要 3 要因（第 3 の危機）である」と明記されたことで深まり、2004 年の「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（外来生物法）」の制定（環境省 HP, 外来生物法, 2007 年 4 月確認）や 2007 年に策定された第 3 次生物多様性国家戦略（環境省編 2007）（以下、3次戦略と呼ぶ）により外来生物防除の取組を積極的に奨励されるようになってきている。

外来生物への対策の内容は、1次戦略（環境庁自然保護局 1995）では、①外来生物の生息実態や生態系に与える影響等の調査研究、②希少種の生育・生息に影響を及ぼしている外来生物の駆除の実施、③固有の生物相を有する重要な地域地区・生態系における外来種の積極的な排除や持ち込み防止のための効果的な規制方策の検討、④外来生物の野生化防止を目的とした利用者への適切な飼養・管理についての普及啓発、⑤外来生物の侵入により起こる在来種の遺伝的特性の消失についての危険性に関する普及啓発、など、研究・普及啓発の実施が中心であった。2次戦略（環境省編 2002）ではこれらに加え、⑥定着し影響を及ぼしているまたは定着によって影響を及ぼしかねない外来生物リストの作成、⑦固有な生物相を有する島嶼等での計画的な排除・管理、⑧侵略的外来種の定着状況の調査・モニタリング、⑨外来生物の販売者への適切な飼養・管理についての普及啓発、⑩定着した種の駆除・管理への地域住民の理解と協力を得るための普及啓発などを推進することなど、防除の実践のための社会環境整備を進める内容に発展している。さらにこれは、外来生物法（環境省 HP 外来生物法, 2007 年 4 月確認）の制定により、特に緊急に対策すべき侵略的外来種を特定外来生物として法的に定め、その飼養、栽培、保管又は運搬、輸入その他の取り扱いを規制し、国等による特定外来生物の防除等の措置を講ずることの法的根拠の整備という形に発展した。この法律が取り扱う特定外来生物とは、「外来生物のうち日本在来の生態系、人の生命・身体、農林水産業に対する被害を及ぼすか、そのおそれのある種」を指しており、植物については 2008 年現在 12 種が指定されている（環境省 HP, 特定外来生物一覧, 2008 年 8 月確認）。なお特定外来生物等は 2004 年の法律の公布から 2008

年までに5回にわたり指定が行われており（環境省 HP，特定外来生物一覧，2008年8月確認），今後も適宜必要に応じて追加指定が行われることとなっている（上杉 2005）．第3次戦略（環境省編 2007）では1次戦略や2次戦略の内容に加え，国立公園における侵略的外来種の捕獲などの防除事業の実施，侵略性を示す可能性のある外来種の侵入や悪影響を未然に防ぐための種の取扱方針の策定やリスク評価手法の検討，外来種放出の規制範囲の拡大，国立公園内における緑化事業において外来植物の取扱方針を策定し，地域の生物多様性に配慮した緑化植物種を取り扱うことなどが示され，より実践的な内容へと変遷している．

このように日本の生物多様性施策における外来生物対策は，1次戦略では調査・研究，規制方策検討，普及啓発にとどまっていたが，2次戦略では外来生物防除の実践に向けた環境の整備に発展し，さらに外来生物法の制定によって国が侵略的な外来生物の取り扱いの規制や防除についての法的根拠を得て，3次戦略にてより実践的な防除対策を打ち出すように変遷しており，外来生物問題についての社会的課題としての認知は1995年から2008年にかけて急速に高まってきたといえる．

表 1-2 国内の環境政策における外来生物の取り扱いの動向

年代	出来事	外来生物に関する内容
1995	生物多様性国家戦略の策定	<p>外来種の侵入によって在来種との競合等による種内の多様性への影響や生態系の攪乱が懸念されることを示す。</p> <p>外来種問題への対策として、以下の項目を提示。</p> <p>①外来種の生息実態や生態系に与える影響等の調査研究の促進、</p> <p>②国内希少野生動植物種の生息に影響を及ぼしている外来種の駆除等の実施、</p> <p>③固有の生物相を有する島嶼等の生態系における外来種の積極的な排除の効果的な規制方策の検討、</p> <p>④固有な生物相を有する特に重要な地域地区への移入種の持ち込みを規制方策の検討、</p> <p>⑤外国産動植物の野生化防止を目的とした利用者への適切な飼養・管理についての普及啓発、</p> <p>⑥外来種の侵入により起こる在来種の遺伝的特性の消失についての危険性に関する普及啓発</p> <p>など。</p>
2002	新・生物多様性国家戦略の策定	<p>外来種による生物多様性の攪乱は日本の生物多様性の脅威を与える主要 3 要因（第 3 の危機）であると明記。</p> <p>生物多様性国家戦略の①～⑥の方策に加え以下の対策を提示。</p> <p>⑦国内で定着し影響を及ぼしているまたは定着によって影響を及ぼしかねない外来種のリストの作成、</p> <p>⑧固有な生物相を有する島嶼等での外来種の計画的な排除・管理、</p> <p>⑨侵略的外来種の定着状況の調査・モニタリング、</p> <p>⑩外国産動植物の販売者への適切な飼養・管理についての普及啓発、</p> <p>⑪定着した種の駆除・管理への地域住民の理解と協力を得るための普及啓発</p> <p>など。</p>
2004	「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（外来生物法）」が公布される	<p>特定外来生物の飼養、栽培、保管又は運搬、輸入その他の取り扱いを規制するとともに、国等による特定外来生物の防除等の措置を講ずることにより特定外来生物による生態系等に係る被害を防止し、生物の多様性の確保、人の生命及び身体の保護並びに農林水産業の健全な発展に寄与することを通じて、国民生活の安定向上に資することを目的とする。</p>
2007	第 3 次生物多様性国家戦略を策定	<p>生物多様性国家戦略や新・生物多様性国家戦略に加え、</p> <p>⑫国立公園における侵略的外来種の捕獲といった防除事業の実施、</p> <p>⑬侵略性を示す可能性のある外来種の侵入や悪影響を未然に防ぐための種の取扱方針の策定やリスク評価手法の検討、</p> <p>⑭外来種放出の規制範囲の拡大、</p> <p>⑮国立公園内における緑化事業において外来植物の取扱方針を策定し、地域の生物多様性に配慮した緑化植物種を取り扱うこと。</p>

3) 侵略的な外来植物の認識

日本に侵入・定着している外来植物については多くの図鑑（清水ほか編著 2001，清水編 2003，多紀（監修） 2008）や植物誌（例えば，神奈川県植物誌調査会 2001，財団法人 千葉県史料研究財団編 2003 など），普及書（鷲谷・森本 1993，日本生態学会編 2002，近田ほか編 2006 など）等によって紹介されているが，その種類数は1200種以上にのぼると考えられている（清水編 2003）．これらの外来植物には，生物多様性に重大な悪影響を与えているものから影響の小さいものまで様々であり，すべての外来植物の防除を一度に実施するのは労力的・経済的に現実的ではない．そのため，国や地方自治体，NGOによって，生物多様性への影響度に応じて外来植物を分類して，取り扱いの規制や防除の実施にあたっての優先順位を示したリストの整備が進められている．法律・条例で対策を講じるべきと指定された外来植物のリストとしては国が作成したもののほか，滋賀県，佐賀県など都道府県が条例に基づき独自に作成したものがみられる（表 1-3）．また，法的拘束力はないが取り扱いの注意を喚起するために作成された外来植物リストとしては，国全体を対象として国やNGO，学術団体が作成したリストのほかに，平成18年9月現在で9都道府県がそれぞれの都道県域を対象とした外来植物リストの整備を行っており（環境省編 2007），北海道ブルーリスト（北海道 2004）や青森県外来種リスト（青森県自然保護課 HP，青森県外来種リスト，2008年7月確認），京都府外来生物リスト（京都府 HP，京都府文化環境部自然環境保全課，2008年7月確認），佐賀県の生態系に影響の可能性のある移入種（外来種リスト）（佐賀県 HP，佐賀県の生態系に影響の可能性のある移入種（外来種リスト），2008年7月確認）などがある（表 1-3）．

国内に生育する外来植物の分布や生態，被害状況などについての情報は，掲載種数は限られるものの，国立環境研究所が整備している侵入生物データベース（独立行政法人 国立環境研究所 HP，侵入生物データベース，2008年7月確認）や環境省における特定外来生物や要注意外来生物の HP（環境省 HP，要注意外来生物リスト：植物（一覧），2008年7月確認），WWF JAPAN のリスト（（財）WWF ジャパンほか 2004）において提供されている．しかし，国内での研究や防除対策事例を集約し共有する仕組みについては整備されていない．

以上のように，法的拘束力を持って整備された規制・防除すべき外来植物のリストは少ないもの，取り扱いや防除を実践する上で注意を喚起すべき外来植物のリストについては整備が進みつつあり，地域における外来生物防除を実践する上での判断材料は今後も充実してゆくものと思われる．今後は，自治体や活動団体が外来種対策に必要な情報を得られ

るよう、公的機関による外来植物の分布や生態についての情報を共有する仕組みの整備が望まれると考えられる。

表 1-3 防除の優先順位等を示した外来植物リストの一覧

種類	リスト名	対象種数
法律・条例により対策を講じるべきと指定された外来植物のリスト	特定外来生物一覧 ※1	12 種
	佐賀県環境の保全と創造に関する条例に基づく移入規制種の指定 ※2	18 種
	ふるさと滋賀の野生動植物との共生に関する条例第 27 条第 1 項の規定による指定外来種の指定 ※3	2 種
法的拘束力はないが取り扱いの注意を喚起するために作成された外来植物リスト	要注意外来種リスト ※4	82 種, 1 属, 1 種群
	『特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律』における特定外来生物に指定すべき提案リスト ※5	110 種
	「日本の侵略的外来種ワースト 100」 ※6	26 種
	北海道ブルーリスト ※7	598 種を対象.
	青森県外来種リスト ※8	334 種を対象
	京都府外来生物リスト ※9	363 種
	佐賀県の生態系に影響の可能性のある移入種 (外来種リスト) ※10	植物 69 種

- ※ 1 環境省 HP, 要注意外来生物リスト: 植物 (一覧) (2008 年 7 月確認)
- ※ 2 佐賀県 HP, 佐賀県環境の保全と創造に関する条例に基づく移入規制種の指定 (2008 年 7 月確認)
- ※ 3 滋賀県 HP, ふるさと滋賀の野生動植物との共生に関する条例第 27 条第 1 項の規定による指定外来種の指定 (2008 年 7 月参照)
- ※ 4 環境省 HP, 要注意外来生物リスト: 植物 (一覧) (2008 年 7 月確認)
- ※ 5 (財) WWF ジャパンほか (2004)
- ※ 6 日本生態学会編 (2002)
- ※ 7 北海道 (2004)
- ※ 8 青森県自然保護課 HP, 青森県外来種リスト (2008 年 7 月確認)
- ※ 9 京都府 HP, 京都府畜産技術センター月報記事集録 (2007 年 12 月確認)
- ※ 10 佐賀県 HP, 佐賀県の生態系に影響の可能性のある移入種 (外来種リスト) (2008 年 7 月確認)

2. 国内における外来植物に関する研究の現状

1) 外来植物に関する研究事例

外来植物が生物多様性に影響を与えるまでには、「侵入」→「定着」→「繁殖」→「面積拡大による占有」「分布拡大」「他の植物・群落に対する影響」といったプロセスを経る。ここでは、日本国内における外来植物の研究事例を侵入プロセスにそって整理した。

(1) 侵入・定着

国内における外来植物の侵入・定着についての研究について表 1-4 に整理した。これをみると、安島(2001)、石川ほか(2003)、清水ほか(2007)など、外来植物の侵入が人為の影響を強く受ける立地で起こる事例が多い。特に、村中ほか(2001)、Miyawaki and Washitani (2004)、大窪・岡(2005)などのように、洪水などによる自然攪乱が発生する河川氾濫原への外来植物の侵入に関する事例が多数みられる。また、人為的攪乱や河川氾濫原以外の環境への侵入を扱った研究には、石田ほか(2008)、Okutomi et al(1996)、斎藤・大窪(2006)、Takahashi (1999)、Suzuki et al (2005)、片岡・西本(2004)などがあり、外来植物の森林や草原、水田、湿地への侵入も認められる。

侵入経路については、黒川(2002)、Enomoto(1999)、浅井ほか(2007)など非意図的導入経路を取り扱ったものが多い。

侵入した外来植物の定着に関する研究としては、清水ほか(2000)、高木・日置(2008)などがあり、これらは一度侵入した外来植物の中には長期にわたり定着する、またはし得る性質を持つものがあることを示唆している。

表 1-4 国内における外来植物の侵入・定着に関する研究事例

事例	内容
石川ほか(2003)	オオブタクサは人為的攪乱地に侵入・定着する傾向にある。
清水ほか(2007)	河川敷に成立する在来植生ヨシ・オギ群落へのオオブタクサの侵入・定着はヨシ・オギ群落への人為的管理(春先の火入れ)によって促進される。
安島(2001)	人為的影響の強い土地利用履歴のある場所や流域全体に種子供給源を持つ湖沼等の土壌中の種子集団中に高い比率で外来植物の種子が含まれる。
福田ほか(2005)	ニセアカシアの河川敷への侵入・定着は河川増水後に出来た粗砂からなる砂州上に集中する。
島瀬ほか(2008)	木曽川河川敷においてオオキンケイギクは乾性草本群落に侵入・定着しやすい傾向にある。
村中ほか(2001)	シナダレスズメガヤが砂質の河原に侵入・定着する傾向がある。
大窪・岡(2005)	フサフジウツギが河川敷の中では人為的攪乱を強く受けた開けた立地に分布生育する傾向がある。

- Miyawaki and Washitani (2004) 日本の河川に侵入した外来植物のうち侵略的な性質を示すものは 87 種 (草本 83 種, 木本 4 種) でそれらには農業雑草や緑化植物, 水生植物が多い.
- 橋本ほか (2007) 兵庫県の主要 14 水系全体で 309 種の外来植物が確認され, うち 31 種 (草本 28 種, 木本 3 種) が優占群落を形成する.
- 石田ほか (2008) 植栽木に由来する外来樹木 (トウネズミモチ, ヨウシュイボタノキ, ヒイラギナンテンなど 15 種) は都市近郊の孤立夏緑二次林に侵入・定着する.
- Okutomi et al (1996), 瀬嵐ほか (1989), 鈴木ほか (2005) モウソウチクが周辺の二次林に侵入し優占群落を形成.
- 斎藤・大窪 (2006) オオキンケイギクは半自然草原に定着し優占群落を形成する.
- Takahashi (1999) アメリカオニアザミの放牧地への侵入・定着には家畜の牧草被食によって発生する攪乱が寄与している.
- 片岡・西本 (2004), 片岡・西本 (2005) 岡山県南部に分布する湿地を調査し, 多数の地点で外来食虫植物の侵入・定着を確認. 合計 13 種の外来食虫植物の定着を確認した.
- Suzuki et al (2005) 国内各地の水田において *Azolla* 属の水生シダを採集しアロザイム分析を行い, 日本在来のオオアカウキクサと極めて類縁である *Azolla caroliniana* が野外に逸出・定着していることを示した.
- 黒川 (2002) 分子生物学的手法を用いてイチビの侵入経路が栽培に由来する逸出ではなく輸入穀物経由で侵入していることを明らかにした.
- Enomoto (1999), 浅井ほか (2007) 輸入された農作物種子に多種多様な外来植物が混在する.
- 西田 (2002) 飼料畑・草地への外来植物の侵入と蔓延の現状の国内事例をレビューし牧草種子や輸入飼料への混入が多く認められたことを指摘.
- 清水ほか (2000) 河川敷に成立したニセアカシア群落は洪水攪乱によって一度破壊されても萌芽再生により回復し継続的に定着し続ける.
- 高木・日置 (2008) 河川堤防法面に植栽されたイタチハギは 25 年以上にわたり生存し周辺に分布を広げている.
- Maesako et al (2007) 奈良県の春日山照葉樹林を調査し, ナンキンハゼが 6300 個体定着していることを明らかにした. またナンキンハゼの侵入はギャップ形成に依存する傾向があることを示した.
- Maesako et al (2007) 奈良県の春日山照葉樹林を調査し, ナンキンハゼが 6300 個体定着していることを明らかにした. またナンキンハゼの侵入はギャップ形成に依存する傾向があることを示した.
- 中須賀・山田 (1979) 沖縄本島南部に成立したギンネム群落の林分構造を調査し, 林冠部を鬱閉し階層構造の不明瞭な低木林を形成することを示した.
- 中須賀ほか (1983) 栽培実験により, ギンネムは土壌乾燥による水ストレスを受けると地上部の肥大成長が抑制されるとともに葉が矮性化し, 永久萎凋点以上の乾燥状態を 1 か月続けるとシュート上部が枯死するが, シュート下部や根茎は生存し, 再給水により萌芽再生を開始することを示した.
- 中須賀ほか (1984) 沖縄本島南部において, ギンネムの根系型と現存量と土壌との関係を調査し, 塩基性埴質未熟土の土壌では深根性の根系を, 土層の薄い未熟塩基系暗赤色土の土壌では浅根性系根系を, 砂質未熟土では主根の発達が悪いが水平根の発達がよく表層部に細根を密生する根系を形成すること, ギンネムは塩基性埴質未熟土, 砂質未熟土, 未熟塩基系暗赤色土の順に根系の発達が良好であることを示した.
- 中須賀ほか (1990) キジラミの食害により衰退したギンネム林及びその林床植生の変化について調査し, 林床植生はススキ優占型林床と蔓植物優占型林床に変化

しギンネムの実生の生育を阻害していることを示した。

西村ほか（1984）

先島諸島の半自然草地の植生を調査し、採草回数や放牧頭数の少ない人為的攪乱の弱い放牧草地においてギンネムの優占群落の形成を確認した。

橘ほか（2002）

ハルザキヤマガラシの東北地域における分布について現地調査と聞き取り調査し、東北全土に広く定着していることを明らかにした。

畑ほか（2006）

聳島列島煤島の草地においてギンネムの成木、稚樹、実生の分布と生育環境の関係を調査し、ギンネムの実生や稚樹は、草丈が低くリター層の厚い草地の方が侵入しやすいことを明らかにした。

（2）繁殖

国内における外来植物の繁殖状況を扱った研究としては、島瀬ほか（2007）、江口ほか（2005）、須山・藤原（2003）などがあり、国内で問題視されている外来植物には種子繁殖や栄養繁殖が旺盛なものが多い傾向がみられた（表 1-5）。

表 1-5 国内における外来植物の繁殖に関する研究事例

事例	内容
小林・倉本（2004）	オオマツヨイグサ、メマツヨイグサ、コマツヨイグサの種子発芽特性を調べ、オオマツヨイグサにはギャップ検出機構がなく、メマツヨイグサとコマツヨイグサにはあることを示した。
江口ほか（2005）	河川敷に侵入・定着したアレチハナガサは発芽率の高い種子を生産するだけでなく倒伏した茎の節より不定根をのばして定着するといった旺盛な栄養繁殖を行う。
須山・藤原（2003）	河川の氾濫原や水際に侵入しているミズヒマワリはちぎれた茎の節からであっても芽や根を出し早期に密生したコロニーを形成するなどの旺盛な栄養繁殖を行う。
大道・角野（2005）	外来水生植物のミズヒマワリは日本国内の野外で種子形成が可能であり、その種子は休眠性をもたず越冬も可能である。
島瀬ほか（2007）	河川敷に侵入・定着したオオキンケイギクは旺盛に着花、種子生産し埋土種子を形成している。
川名・児嶋（1998）	ナガボノウルシの水田における発生・生育特性を検討し、20℃以上の温度条件で発芽し、発芽率は25℃以上で約80%であること、発芽後約35日で開花し約50日で落実することを示した。
住吉ほか（2005）	水稻乾田直播栽培圃場におけるホソバツルノゲイトウの発生に対する耕起と代かきの影響を検討し、代かきにより本種の発生が促進されることを示した。
住吉（2000）	キシウスズメノヒエとチクゴスズメノヒエのほふく茎からの再生茎の発生は旺盛であることを示した。

(3) 面積拡大による占有

定着し群落を形成した外来植物がその面積を拡大する状況を扱った研究としては、Maekawa and Nakagoshi (1997), 清水ほか (2001), 鳥居・井鷲 (1997) などがあり、ニセアカシアやモウソウチクなど外来樹木群落に関する報告が多い傾向がみられた (表 1-6)。

表 1-6 国内における外来植物の面積拡大による占有に関する研究事例

事例	内容
Maekawa and Nakagoshi (1997)	ニセアカシア群落 が 1962 年から 1994 年までに河川敷に分布する植物群落のうち 2 番目に広い面積を占有するまでに拡大した。
清水ほか(2001), 清水・長田(2002)	利根川水系渡良瀬川の河川敷においてニセアカシア群落の面積の拡大が洪水による攪乱後に促進される。
Miyawaki and Washitani (2004)	国内の主要河川においてセイタカアワダチソウ, ニセアカシア, オオブタクサ, カモガヤ, オオアワダチソウ, セイバンモロコシなどの群落 が合計 500ha 以上の面積を占有していることを報告。
鳥居・井鷲 (1997), 鳥居 (1998), 三宅ほか (2000), 大野ほか (1999), 甲斐・辻井(2004), Isagi and Torii (1998), 片野田 (2003), 小泉ほか(2003), 山本ほか(2004), 西川ほか (2005), 明石ほか (2006)	森林域におけるモウソウチクの面積拡大。
高橋・皆川 (2007)	多摩川のニセアカシア群落の経年変化と個体群構造を調査し, 過去 25 年間で 8.5ha の群落にまで面積が拡大したこと, ツルヨシ群集, トダシバ群落, ススキ群落などがニセアカシアに侵入・定着されやすい植物群落であることを示した。

(4) 分布拡大

国内における外来植物の分布拡大についての研究を表 1-7 に整理した。これをみると、田中・勝山 (2008), 吉永・亀山 (2001), 前河・中越 (1996) などがあるが、分布の変遷を解析する上で耐えうる過去の分布情報が少ないために事例数はあまり多くない。そのため、村中・鷲谷 (2003) など、モデルを用いた分布拡大の予測も試みられている。

表 1-7 国内における外来植物の分布拡大に関する研究事例

事例	内容
田中・勝山 (2008)	豊富な標本データを用いて 1978 年から 2007 年にかけての神奈川県下の外来植物の分布拡大について報告。
吉永・亀山 (2001)	東京都内におけるトウネズミモチの分布が 1970 年代から 1990 年代にかけて都心部から郊外へと拡大した。
前河・中越 (1996)	長野県牛伏川上流域の砂防植栽区において植栽されたニセアカシアが近隣の崩壊地や在来植生内に分布を拡大した。

村中・鷺谷 (2003)	鬼怒川中流域の河川敷に侵入したシナダレスズメガヤの1999年から2001年にかけての分布データを用いて25年先までの占有面積・株数の変化を予測し10年間で河川敷の50%、12年間でほぼ全域をシナダレスズメガヤが占有する可能性があることを示した。
橘ほか(2002)	ハルザキヤマガラシの東北地域における分布について現地調査と聞き取り調査し、1994年から2001年にかけて発生地点が増加していること、河川や用水路水田畦畔、路傍などに生育する傾向がみられることを明らかにした。これらは河川や用水路が拡散経路の1つであることを示唆した。
畑ほか(2006)	賀島列島媒島の草地においてギンネムの成木、稚樹、実生の分布と生育環境の関係を調査し、ギンネム群落林縁部からの距離に近いほど稚樹や実生の個体数が多い傾向にあることを示した。

(5) 他の植物・群落等への影響

他の植物・群落等への影響に関する研究について表 1-8 に整理した。これをみると、伊藤ほか (2001)、宮脇 (1996)、中坪 (1997) など、外来植物の優占による被陰等により他の在来植物の生育が阻害される事例を報告したものが多く傾向にあった。また、渡邊ほか (1997a)、渡邊ほか (1997b)、渡邊ほか (1997) など、外来植物の侵入によって在来植物個体群の遺伝子構造を攪乱するような影響も報告されている。このほか、前河・中越 (1996)、前河・中越 (1997) など外来植物の侵入による偏向遷移や多様性への影響を指摘した事例もみられた。

表 1-8 国内における外来植物による他の植物・群落への影響に関する研究事例

事例	内容
伊藤ほか (2001)	南アルプス戸台川の中・下流域の絶滅危惧植物 (カワラニガナ、トダイアカバナ) の生育する砂礫地に、外来植物 (フサフジウツギ、ヒメムカシヨモギ) が侵入・定着し、絶滅危惧種の生育に影響している。
宮脇 (1996)	河川敷に侵入したオオブタクサの個体密度の増加は植物の種の多様性の低下を招く。
中坪 (1997)	河川氾濫原に侵入したシナダレスズメガヤの優占により植物の種の多様性が低下する。
斎藤・大窪 (2006)	半自然草地に侵入したオオキンケイギクの優占群落形成は、在来植生の種組成や群落構造、遷移系列の改変を招き、低茎型草原生植物の減少などの影響を及ぼす。
澤田ほか (2008)	山火事による夏緑二次林焼失地における外来牧草播種を用いた緑化により山火事後で進行する夏緑二次林構成種、林縁性植物、先駆性植物を主体とした植生遷移が外来牧草 (シナダレスズメガヤ) の優占により阻害される。
Hata et al (2007)	小笠原諸島父島において、外来低木種ギンネムの群落形成は、ヒメツバキの種子の発芽と実生の成長を阻害している。
渡邊ほか (1997a)、 渡邊ほか (1997b)	野外においても外来タンポポ (セイヨウタンポポやアカミタンポポ) と在来タンポポの間で雑種が形成されている。
渡邊ほか (1997)	雑種性タンポポが外来タンポポの生育域を越えて在来タンポポの生育域まで分布を拡大している。

- 前河・中越 (1996) 長野県牛伏川上流域の砂防植栽区においてニセアカシア群落我倒伏した後であっても在来植生へと回復してない。
- 前河・中越 (1997) 海岸砂地に導入されたニセアカシア群落の分布拡大による海浜植生や海浜植物種の多様性への影響を検討。
- 吉田・岡 (2000) 小笠原諸島母島において耕作放棄地にギンネムが侵入し優占群落を形成することにより、二次遷移系列の偏向が生じていることを示した。
-

3. 国内における外来植物の研究と取組の課題

清水編（2003）によれば日本に侵入・定着している外来植物の種類数は1200種以上にのぼる。Williamson（1996）が示す「侵入した外来種のうち約1割が侵略的な振る舞いをする」という経験則に従うならば120種以上の侵略的な外来植物が国内に分布している可能性があるが、現在、国内で侵略性が高いと認識されている植物は、国が特定外来生物と指定した12種と、要注意外来種として指定した植物は82種であり（表1-3）、経験則から導かれる種数よりも少ない。これらのことからまだ認識されていない、潜在的に侵略性を有する外来植物が存在する可能性がある。

前項にあげた外来植物に関する既存の研究事例は72編であるが、侵略性が高いと指摘される植物の種数と比較しても必ずしも十分とはいえない。既存研究72編を侵入プロセスや防除に関連して整理すると（表1-9）、侵入、定着を扱った研究事例は外来草本、外来樹木ともに比較的多くみられたが、繁殖や分布拡大についての研究事例は少なく、面積拡大による占有に関する研究は外来樹木（特にモウソウチクとニセアカシア）の事例に偏っており、他の植物・群落への影響に関する研究事例も少なかった。侵入・定着に関しては、各種図鑑（清水編 2003、清水ほか編著 2001、多紀（監修） 2008）や植物誌（神奈川県植物誌調査会 2001、財団法人 千葉県史料研究財団編 2003）、普及書（日本生態学会編 2002、近田ほか編 2006、鷲谷・森本 1993）等にある地理的分布情報から補うことができることから、今後は個々の種の侵入経路や定着する立地条件などの生態情報の解明が求められる。繁殖に関する研究については、侵入・定着した外来植物の二次的拡散の可能性を探る上で重要な生態情報であり、今後の外来植物防除を推進する上でも多くの研究成果が求められると考えられる。

他の植物や群落への影響については、総論としては「外来植物の侵入が生物多様性の低下を招く」と危惧されているが、既存の研究事例が乏しい。外来植物の防除には多大な費用や労力がかかることや外来植物の利用による便益との調整が必要なことなど、防除の実施にあたっては社会的合意が不可欠であり、社会的に外来植物防除の必要性を強く主張するためには、より多くの事例を提示する必要があるといえる。以上のことから、外来植物の侵略性に関わる生態的特性に関する研究の充実が課題の1つと考えられる。

外来植物の侵略性と人間活動との関係を対象とした研究には、Enomoto（1999）や浅井ほか（2007）、西田（2002）などの輸入された農作物種子や牧草種子に多種多様な外来植物が混在することを明らかにした研究や、村中（2008）のように外来植物の侵入年代・原産地と

その用途との関連性について検討し 1860 年代及び 1950 年代前後に外来植物の侵入が急増していたこと、各年代に侵入した外来植物の原産地とようとは当時の貿易や国内の産業的需要をおおむね反映していることを明らかにした総説など、侵入経路に関するものが多い。しかし、森林火災跡の早期の森林植生復元を目的に行われる外来草本種子の大量散布が森林植生回復を遅延させている可能性を指摘した澤田ほか(2008)のような、侵入経路以外の人間活動、例えば、外来植物の導入目的や導入量、国内での栽培状況、文化的な関わりやそれらの歴史など、外来植物の定着や分布拡大に関連するような人間活動について着目した研究はほとんどない。特に意図的に導入された外来植物については、国内の環境下で生育することが十分に可能な性質を備えるものとして選抜された可能性が高いと考えられるため、野外に逸出した際の侵略性との関連も強いことが予想される。よって、外来植物の侵略性を解明するためには、上記のような人間活動との関係性を探ることが今後の重要な課題と考えられる。

以上をまとめると、国内における外来植物の研究と取組の課題として、(1) 外来植物の侵略性に関わる生態的特性に関する情報の充実を図ること、(2) 外来植物の侵略性と人間社会での利用や取り扱いに関する特性との関係解明の 2 点を上げることができると考えられる。

表 1-9 侵略性発現までのプロセスによる既存の研究と防除の取組状況の整理（数字は事例数（のべ）を示す）

		草本	樹木	全体
侵略性発現までのプロセス	侵入	17	10	24
	定着	14	19	30
	繁殖	8	0	8
	面積拡大による占有	2	20	20
	分布拡大	3	3	6
	他の植物・群落への影響	8	5	12

第2章 都市緑化のために導入された外来樹木トウネズミモチの侵略性

1. 目的

都市緑化は、都市に住む人々に快適な生活環境を提供するために、不快となる騒音や光などの緩和・遮蔽、憩いの場や和やかな景観の形成等を目的として行われる緑化であり、剪定・伐採・補植など定期的に管理されるものの、日照や大気、土壌等の環境条件が不良な立地に植栽されることが多い。そのため、都市緑化に用いられる植物材料には、①供給が安定していること、②厳しい環境条件に対する適応性や抵抗性が大きいこと、③剪定などの物理的管理に耐えること、④成長が早いこと、⑤病虫害に対して強いこと、⑥花や実つきがよく鑑賞性が高いことといった特性が求められる。トウネズミモチ (*Ligustrum lucidum*) は、中国原産のモクセイ科イボタノキ属の照葉小高木で、萌芽力が強く刈り込みに耐え、乾燥・被陰・潮風・大気汚染に強く、花や実の付きもよいため植栽樹として好まれ、道路や都市公園などで戦後広く植栽されている(椎名 1995)ことから、本研究では都市緑化を目的に導入された外来樹木を代表する種として研究対象に選定した。

本種は、1) 萌芽力が旺盛、2) 乾燥・被陰・潮風・火・大気汚染に対する耐性が強い、3) 生長が極めて速い、4) 鳥散布型種子(吉永・亀山 2001)を大量に生産し散布能力も高い、といった侵略性を示すおそれのある生態的特性を有しており、在来植生の成立立地の急激な占奪や異質な植生景観の形成、在来植物の種多様性の低下などの影響を及ぼすことが懸念される。本種は、少なくともオーストラリア、ブラジル、南アフリカ、ニュージーランド、アルゼンチン、ポルトガルの6か国において侵略的外来植物として注視されている(吉岡 2005)。また、環境省も“外来生物法に基づく飼養等の規制が課されるものではないが、生態系に悪影響を及ぼしうることから利用に関わる個人や事業者等に対し適切な取り扱いを求めるもの”である要注意外来生物種として注視している(環境省 HP, 要注意外来生物リスト: 植物(一覧), 2008年7月確認)。

近年、本種は国内各地の多くの都市の空地、都市林、都市河川等に逸出していることが確認されている(唐沢 1978, 石田ほか 1998, 吉岡 2005)が、その日本での野外における生態については不明な点が多く侵略性を評価するための知見は乏しい。

そこで本研究では、本種の国内における利用量や逸出個体の地理的分布、野外での定着・繁殖状況、自然攪乱への耐性について調査し、本種の侵略性を明らかにすることを目的とした。

2. 調査項目・方法

調査は、トウネズミモチの国内への導入状況を把握するために、(1) 国内における苗木の供給状況（文献調査）、(2) 植栽利用状況（現地調査）の2項目について行った。また、逸出した個体の生態を把握するために、(3) 逸出個体の地理的分布（文献調査）、(4) 森林における定着環境および生育状況（現地調査）、(5) 河川敷における定着環境および生育状況、繁殖状況、自然撓乱への耐性（現地調査）の3項目について行った。

1) 国内における導入状況

(1) 国内における苗木の供給状況

日本植木協会がとりまとめる「生産量、販売可能量、調達難易度、予想調査書」（日本植木協会 1981）「販売可能量、調達難易度、予想調査書」（日本植木協会 1982, 1983, 1984, 1985, 1986）「供給可能量・調達難易度調査書」（日本植木協会 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003）を用いて、1981年から2003年の過去23年間の全国および国内8地域（北海道、東北、関東、中部、関西、中国、四国、九州）におけるトウネズミモチの年間供給可能量および累積供給可能量の変動を調査した。なお年間供給可能量とは日本植木協会が全国47都道府県の緑化木生産者を対象とした調査により調査年度の秋から翌年の春にかけて市場への供給が可能な苗木の本数を集計したもので、累積供給可能量は解析対象期間の年間供給可能量を累積した値であり、国内におけるトウネズミモチの苗木の供給量の指標として用いた。

(2) 植栽利用状況

兵庫県下の公園、学校、工場緑地、道路などを対象に2004年5月から2005年2月にかけて現地踏査し、トウネズミモチ植栽群の分布位置、各植栽群の個体数の概数、分布地点の土地利用形態の3項目について調査を行った。分布地点位置は、現地調査時に1/5万の地形図上に記録したのち、室内にてデジタル地図(Super Mapple Digital ver. 3)を用いて緯度・経度(東京測地系)を読み取った。トウネズミモチの個体数の概数は現地にて計数し、0個体、1～9個体、10～99個体、100～999個体、1000個体以上の5つの階級に分けて記録した。調査地の土地利用の形態は、工場緑地、道路、学校、公園、戸建て住宅、集合住宅、市街地、社寺、育苗畑、その他公共施設の10に区分し、現地調査およびデジタル地図(Super Mapple Digital ver. 3)を用いて判定した。なお、市街地は建物が密集する商業および中心業務地区を対象とした。

2) 逸出個体の野外での生態

(1) 逸出個体の地理的分布

国土交通省が平成5年から平成12年に実施した河川水辺の国勢調査の結果(財団法人リバーフロント整備センター編 1996, 1997a, 1997b, 1998, 1999, 2000, 2001, 国土交通省 HP 2003 参照)を用いて, 国内主要123河川におけるトウネズミモチの分布の有無について調査し, その地理的分布を把握した.

(2) 森林における定着環境および生育状況

森林における調査は, 大規模開発によって建設された兵庫県三田市フラワータウンおよび大阪府吹田市千里ニュータウンで実施した. フラワータウンはアカマツ林の優占する二次林で覆われた海拔200m前後の丘陵地を1970年代前半に造成してつくられた面積334haのニュータウン, 千里ニュータウンはアカマツ林やコナラ林の優占する二次林に覆われた千里丘陵を1960年代前半から1970年代前半にかけて造成してつくられた面積1160haのニュータウンである(大阪府企業局 HP, 千里ニュータウン, 2004年9月確認).

調査対象の森林は, ニュータウンに残存する自然系緑地および人工系緑地とした. 自然系緑地は公園の一部や周辺部に残存している夏緑二次林からなる緑地であり, 人工系緑地は公園や街路などからなる照葉樹の優占する緑地で多くの外来樹木が植栽されている.

調査項目はトウネズミモチの(1)逸出個体の有無, (2)逸出個体数, (3)生育密度, (4)個体群構造, (5)林内での生育環境の4項目とした.

逸出の有無については, フラワータウンの自然系緑地31カ所と千里ニュータウンの自然系緑地16カ所で調査した. 調査はフラワータウンでは1997年10月から1998年3月にかけて, 千里ニュータウンでは2000年8月から2000年10月にかけて実施した.

逸出個体数については, 両ニュータウンの上記自然系緑地よりトウネズミモチの逸出が多く確認された地点を各地域よりそれぞれ2地点選び, 調査した. 調査はフラワータウンでは1997年10月から1998年3月にかけて, 千里ニュータウンでは2004年8月から9月にかけて実施した.

生育密度については, 逸出個体数の多い林分に面積100㎡の方形区を設置して, 方形区内に生育するトウネズミモチの個体数を調査した. フラワータウンではトウネズミモチの大量逸出が確認された6400㎡の人工緑地に3方形区, 千里ニュータウンでは上記の逸出個体数の多い2地点(B-6, B-7)にそれぞれ1方形区ずつ設置し, 2004年10月に調査を実施した.

個体群構造については、2004年8月から9月にかけて、千里ニュータウンの自然系緑地の2地点（B-6、B-7）において調査し、逸出個体すべての樹高と樹高1.5m以上の個体の胸高直径を測定した。

林内での生育環境については、千里ニュータウンの自然系緑地1地点で逸出個体の生育地点から林縁・ギャップまでの最短距離との関係を調査した。最短距離はメジャーで実測し、10m未満については1m刻みで、10mを越えるものについては10m以上と記録した。

(3) 河川敷における定着環境および生育状況

河川敷における調査は、京都府、大阪府、兵庫県の3府県境に広がる北摂山系を源とし、神崎川を経て大阪湾へ流下する猪名川において行った(図2-1)。調査地はトウネズミモチの分布が集中する兵庫県川西市下加茂(距離標9.2kmから9.8kmの右岸)の低水敷で、トウネズミモチが単樹状に生育しているか、パッチ状の優占群落を形成している。この調査地の上下流にはトウネズミモチはほとんど分布していない。分布の集中する範囲の面積は約16,500m²で(図2-2)、分布地点はすべて中州や砂州に位置し、トウネズミモチの周辺には主にノイバラ群落と裸地が広がり、エノキ、シンジュなどの高木も散在している。なお、猪名川は淀川水系に属する支川で、周辺には尼崎市や伊丹市、豊中市、川西市、池田市、箕面市等の都市群を擁する市街地から水源に至るまでの開発が進行した典型的な都市河川である(国土交通省猪名川河川事務所 2005)。また本河川の植物相は全国の一級河川の中でも外来種の占める割合が最も高く(外来種影響・対策研究会 2001)、外来植物をはじめとした河川環境対策が急がれる河川として認識されている(外来種影響・対策研究会 2001)。

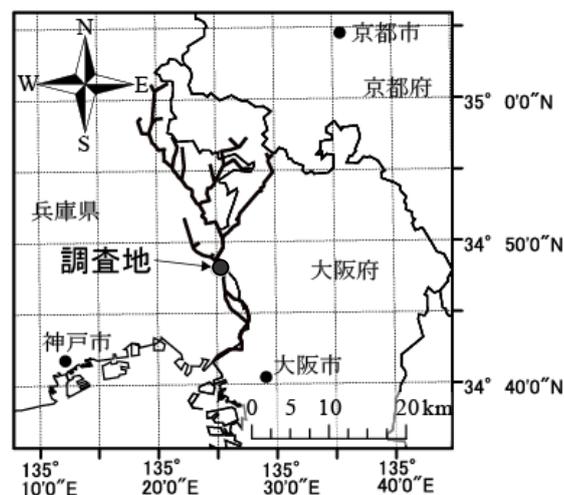


図 2-1 河川敷におけるトウネズミモチの定着状況調査地位置図

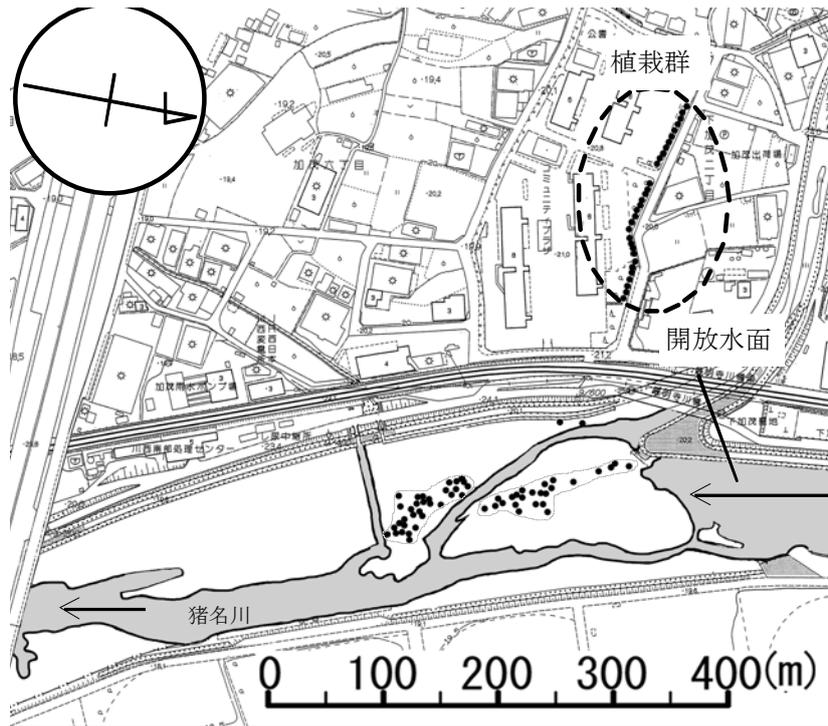


図 2-2 調査地におけるトウネズミモチの生育地点。実線で囲まれた範囲はトウネズミモチの分布範囲で、面積は約 16,500 m²である。破線で囲まれた範囲はトウネズミモチの植栽群の位置を示す。

調査は 2003 年 1 月から 3 月にかけて実施し、分布するトウネズミモチ全個体の (1) 分布位置、(2) 樹高、(3) 胸高直径、(4) 萌芽幹数、(5) 結実の有無の 5 項目について記録した。分布位置については、国土交通省近畿地方整備局猪名川工事事務所発行の 1/2500 の地形図に記録した。2 本以上萌芽している株については最高樹高の萌芽幹の高さと胸高直径を測定し、その数値を株の値とした。

また分布地への種子供給源を明らかにするために、分布地に最も近く、かつ大量の個体で構成されるトウネズミモチ植栽群について、その個体数、樹高、胸高直径を調査した。調査地のすべてのトウネズミモチについて、この植栽群からの最短距離を、分布図をもとに算出した。

(4) 逸出個体群の自然撓乱に対する耐性

2003 年に調査を実施した猪名川河川敷の逸出個体群について追跡調査を実施し、逸出個体群の洪水撓乱に対する耐性について調査した。調査地で発生した洪水撓乱は 2004 年 10 月 20 日から 21 日にかけて上陸した台風 23 号によりもたらされたもので、猪名川観測史上 (1953 年から 2004 年間) 最大の水位 4.42m を記録し流量も 1,378m³/s に達する (国土交通省猪名川河川事務所 2005) など大規模で、調査地に設定された警戒水位の 3.00m、計

画高水位 5.57m（国土交通省猪名川河川事務所 2005）からみて治水上許容される上限に近いものであった。この水位観測値は調査地より最も近い水位観測所である軍行橋水位観測所（猪名川の河口から 7.6km，河川幅 300m，観測の零点高は河床（標高 10.2860m））のものであり洪水時の水深に相当している。調査地の河川幅は 300m と観測所付近と同じで河川形状も似ており調査地と観測所の上に流入河川がないことから，本洪水時は観測所付近と同程度の水位や流量となったと推測される。本洪水により調査地に生育していた樹高約 10m，胸高直径約 30cm のセンダンが根こそぎ倒伏したほか，ヤナギ類の低木の多くが倒伏し地表を覆っていたノイバラ群落等の低木群落やアレチウリ群落などの草本群落などが消失していた。

現地調査は洪水後の状況として 2005 年 3 月，洪水翌年の状況として 2005 年 8 月の，計 2 回実施した。調査範囲は河川延長方向に対して 250m，幅 100m の陸域面積約 21,300 m² の低水敷部分とした。洪水後では個体数，個体の位置情報，個体サイズ（樹高・幹長）および倒伏状況，結実の有無を，洪水翌年では個体数，個体の位置情報，結実の有無を調査した。ただし，河川管理のために伐採された個体については調査対象から除外した。

個体数は調査範囲を限なく歩き実生・稚樹から成木まですべて計測した。調査にあたっては，個体を，樹高または幹長が 1.0m 以上のグループ（以下，サイズ 1m 以上の個体と呼ぶ）と，樹高・幹長ともに 1.0m 未満のグループ（以下，実生・稚樹と呼ぶ）とに分け，追跡調査を可能にするためにサイズ 1m 以上の個体にはナンバーテープを付けた。なお，予備的に実施したガラス室におけるトウネズミモチの播種・栽培実験では，個体は発芽後約 1 年で平均して樹高 0.89m（観察個体数 10 個体，最大 1.13m，最小 0.70m）にまで生長することが確認されており，本調査で実生・稚樹とした個体はおおむね 1 年生であると推測される。

個体の位置情報については，GPS（Garmin 社製 eTrex Venture）による記録のほか，目視により国土交通省近畿地方整備局猪名川工事事務所発行の 1/2500 の地形図に記録した。

個体サイズについては，樹高および幹長の 2 項目について測定した。樹高については，測高桿を用いて測定し，2 本以上萌芽している個体については最も高い萌芽幹の高さを測定した。幹長については，立木は樹高と同一とし，倒伏している個体については倒れた萌芽幹の中で最長の幹の長さを，巻き尺を用いて測定した。

結実状況については個体の結実の有無を記録し，洪水翌年におけるサイズ 1m 以上の個体に占める結実個体の割合（結実個体率）を算出した。また，攪乱による繁殖能力への影響

を明らかにするため、洪水翌年における立木個体および倒伏個体に占める結実個体の割合を比較した。

洪水前後の地形変化および土地被覆を把握するために、洪水前後に撮影された航空写真を元に調査地の低水敷の状況を図示し裸地面積を比較した。調査範囲はトウネズミモチ個体群の生育地を中心とした上下流方向合計 400m の範囲の低水敷とし、洪水前の航空写真は 2003 年 11 月 1 日撮影のものを、洪水後の航空写真は 2005 年 2 月 12 日撮影のものを使用した。それぞれの航空写真から地表面の状態を植被部分、裸地部分、開放水面の 3 つの植分に判読し、ArcGIS9 (Esri 社製) を用いて 1/2500 の地形図上に幾何補正した航空写真を重ねてそれぞれの植分を図示した後、撮影年ごとに植被部分の面積と裸地部分の面積を測定し、洪水前と洪水後の面積の増減を把握した。

解析では、洪水前後のトウネズミモチの個体群の変化を明らかにするために、洪水前 (2003 年 2 月) の状況と洪水後の状況について、樹高の平均値と樹高階分布、幹長の平均値、幹長階分布を比較した。また繁殖状況の変化を明らかにするために、サイズ 1m 以上の個体に占めるトウネズミモチ結実個体の割合について比較した。なお、樹高・幹長ともに 1.0m 未満の個体は解析からは除外した。

3. 結果

1) 国内における導入状況

(1) 国内における苗木供給量

国内におけるトウネズミモチの年間供給可能量および累積供給可能量の変化を図2-3に示した。年間供給可能量は1982年に約146.5万本とピークを迎えるものの、それ以降は減少を続け2003年には約11万本（ピーク時の約8%）にまで減少していた。累積供給可能量は2003年までに約1499.7万本に達していた。

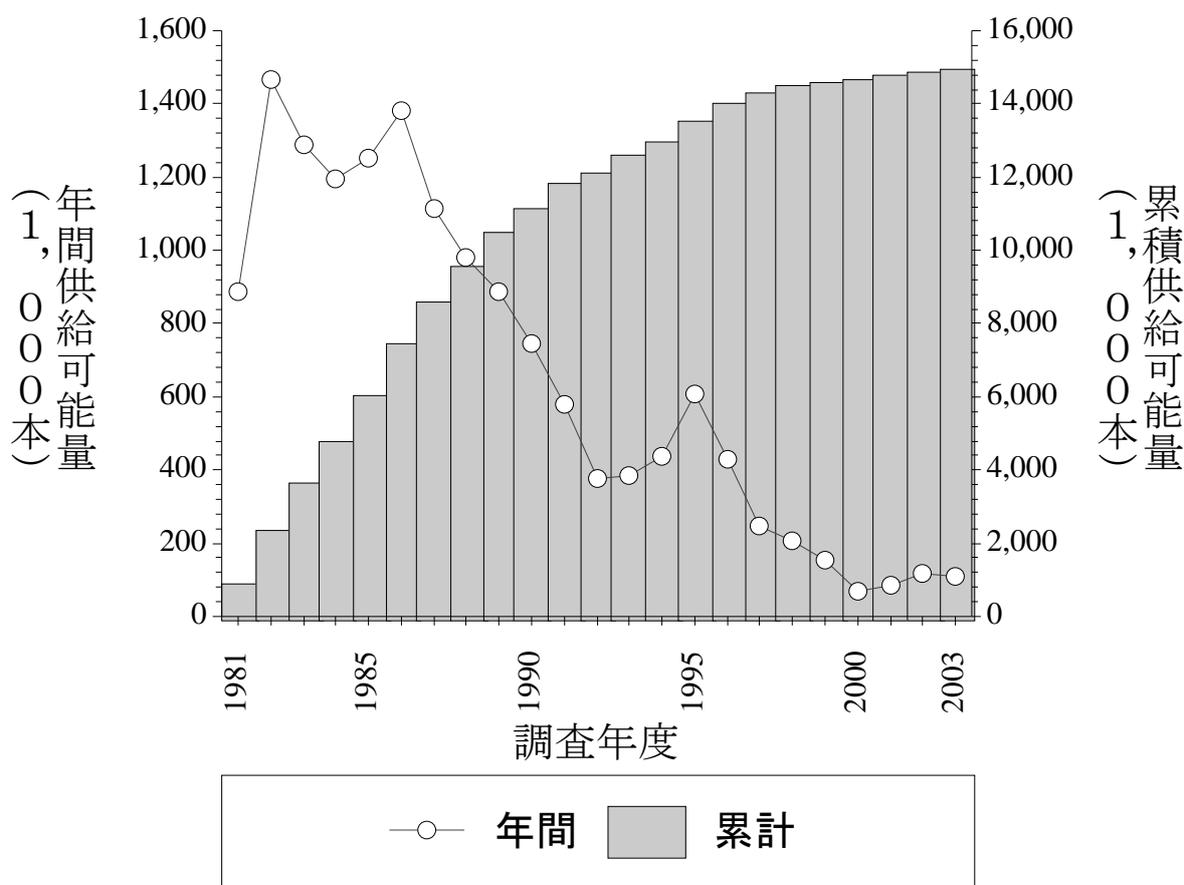


図 2-3 トウネズミモチの年間供給可能量および累積供給可能量の推移

地域別の累積供給可能量の変化を図 2-4 に示した。2003 年まで間のトウネズミモチの累積供給可能量は九州の 482.7 万本が最も多く、次いで関東の 319.4 万本、中部の 311.0 万本、関西の 272.5 万本、四国の 101.6 万本であった。東北、中国についてはそれぞれ 4.8 万本、7.3 万本であり、他の地域に比べ非常に少なかった。北海道ではトウネズミモチの供給はみられなかった。

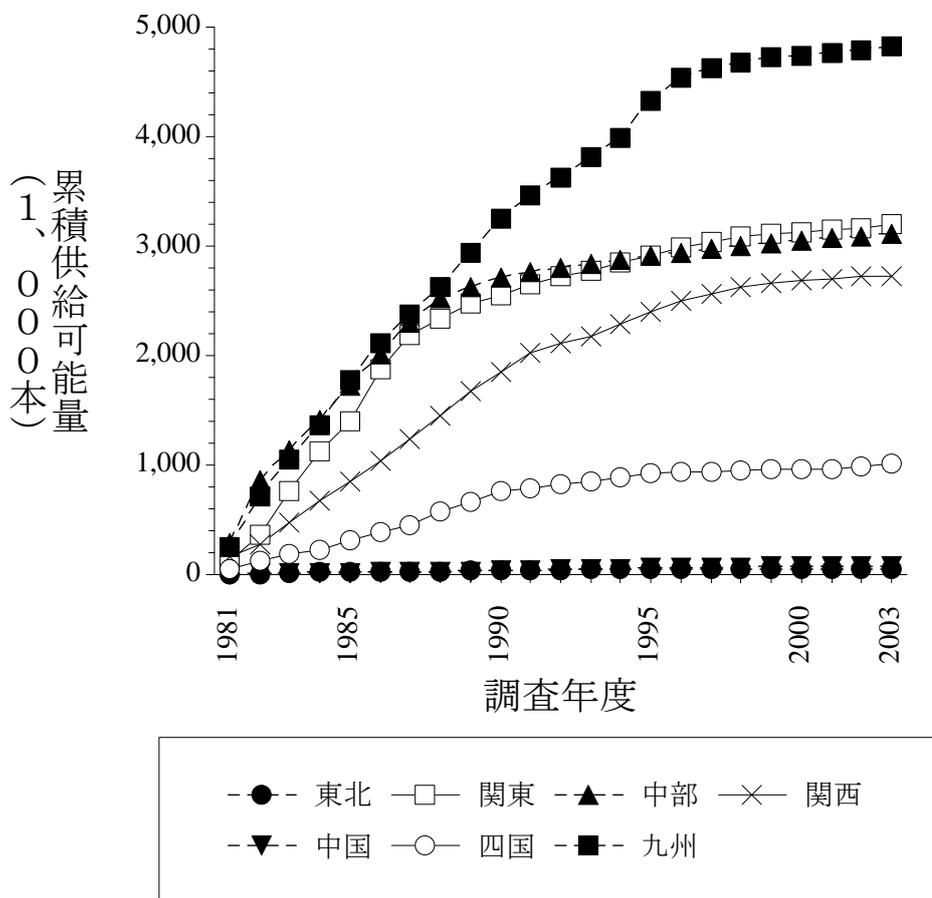


図 2-4 トウネズミモチの累積供給可能量の推移 (地域別)

(2) 植栽利用量

調査の結果、現地調査により 288 地点でトウネズミモチの植栽が確認された(表 2-1)。個体数階級別にみると、植栽地における個体数が 1~9 個体の地点が 114 地点、10~99 個体の地点が 101 地点、100~999 個体の地点が 64 地点、1000 個体以上の地点が 9 地点で、1~9 個体の地点が最も多かったが、100 個体以上の大量植栽地も確認された。

表 2-1 地形図図幅ごとの植栽地点数および個体数階級の内訳. 小計の () は総地点数に対する割合を示す.

図幅名	植栽 地点数	個体数階級別の植栽地点数			
		1~9 個体	10~99 個体	100~999 個体	1000 個体以上
瀬戸内側					
鳴門海峡	0	0	0	0	0
由良	1	0	1	0	0
洲本	1	1	0	0	0
明石	0	0	0	0	0
須磨	13	3	3	4	3
播州赤穂	16	2	5	7	2
姫路	11	3	1	7	0
高砂	22	6	7	9	0
神戸	66	31	26	8	1
大阪西北部	31	14	11	4	2
上郡	2	1	1	0	0
龍野	7	2	5	0	0
北条	36	21	15	0	0
三田	27	7	4	16	0
広根	17	13	3	1	0
中山間部					
山崎	0	0	0	0	0
生野	8	4	4	0	0
佐用	0	0	0	0	0
篠山	2	0	1	1	0
園部	3	0	1	2	0
大屋市場	0	0	0	0	0
但馬竹田	2	0	1	1	0
福知山	1	0	1	0	0
北部					
村岡	4	3	1	0	0
出石	6	1	4	1	0
浜坂	9	2	5	1	1
香住	3	0	1	2	0
城崎	0	0	0	0	0
小計					
瀬戸内側	250 (86.8)	104 (91.2)	82 (80.2)	56 (87.5)	8 (88.9)
中山間部	16 (5.6)	4 (3.5)	8 (7.9)	4 (6.3)	0 (0)
北部	22 (7.6)	6 (5.3)	11 (10.9)	4 (6.3)	1 (11.1)
総計	288 (100)	114 (100)	101 (100)	64 (100)	9 (100)

トウネズミモチ植栽地点位置およびその植栽量を図 2-5 に示した. トウネズミモチの植栽分布をみると, 植栽地は兵庫県全域でみられるものの, 100 個体以上の植栽が認められた調査地点は瀬戸内側に偏ってみられ, 人口の少ない中山間部では植栽地の地点数は少なかった (図 2-5).

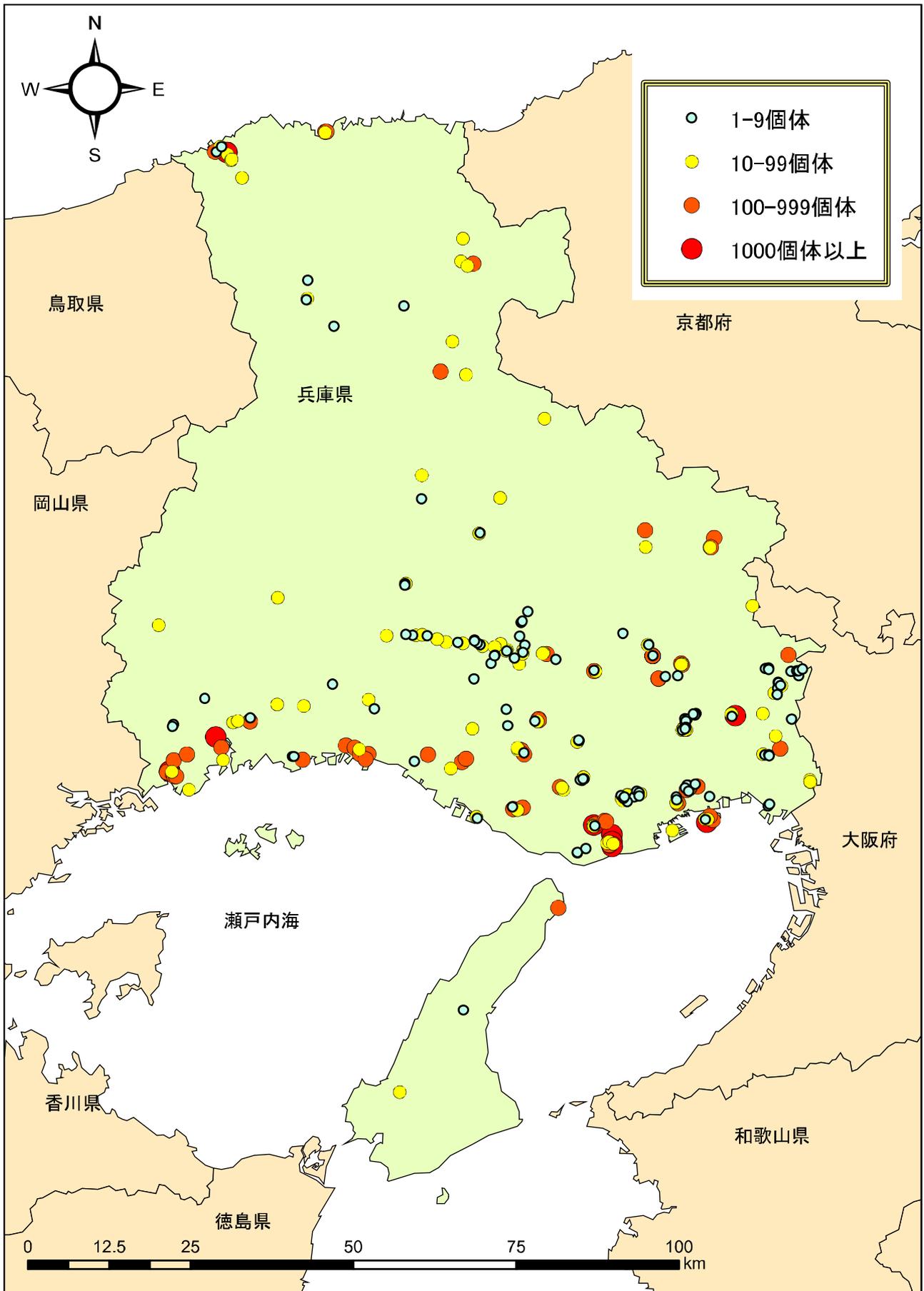


図 2-5 トウネズミモチの植栽地の分布と植栽地における植栽量

植栽地の土地利用と植栽量について図 2-6 に示した。植栽地の土地利用をみると、道路が 94 地点と最も多く、次いで戸建て住宅の 48 地点、公園の 47 地点、工場緑地の 36 地点が多かった。植栽量別にみると、1000 個体以上の植栽地の土地利用では道路が 6 地点と最も多く、その他には公園、市街地、育苗畑がみられた。100～999 個体の植栽地の土地利用では道路の 21 地点が最も多く、次いで戸建て住宅の 13 地点、工場緑地と公園の 10 地点が多かった。10～99 個体の植栽地では道路の 34 地点が最も多く、次いで公園の 20 地点、工場緑地の 15 地点が多かった。1～9 個体の植栽地の土地利用では道路の 33 地点が最も多く、次いで戸建て住宅の 24 地点、公園の 16 地点が多かった。

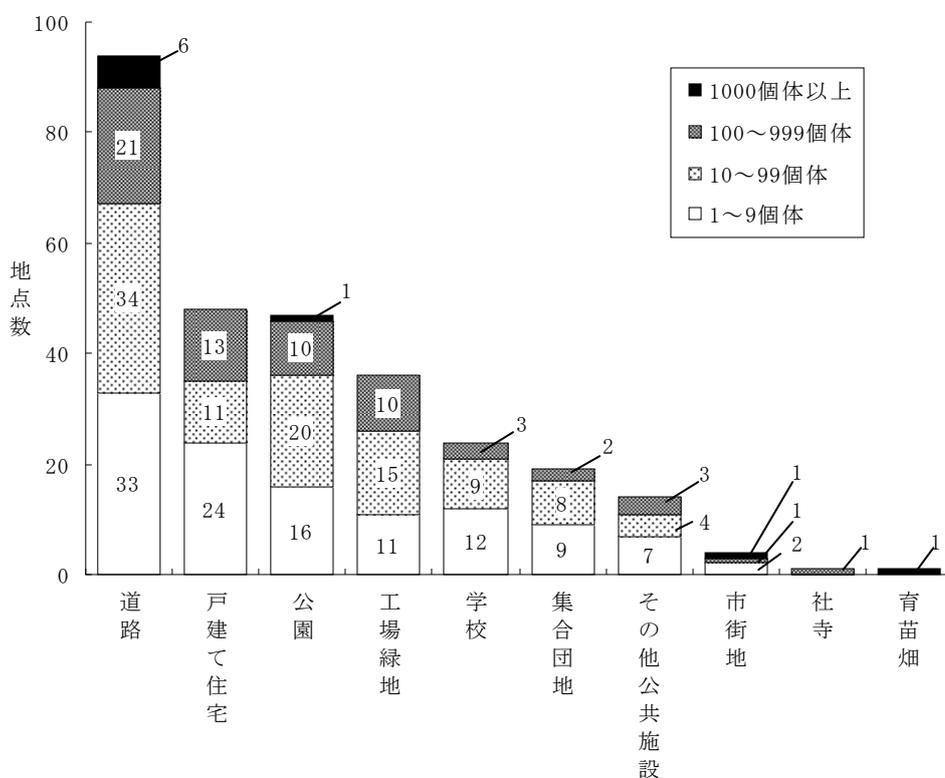


図 2-6 トウネズミモチ植栽地の土地利用形態

2) 逸出個体の生育状況

(1) 逸出個体の地理的分布

トウネズミモチの国内主要河川における逸出状況を図 2-7 に示した。本種は 123 河川中 31 河川 (25.2%) に逸出していることが確認された。逸出地の分布傾向をみると、北海道、東北地方や日本海側ではほとんど逸出が確認されず、関東以西の太平洋側、瀬戸内側に偏っていた。

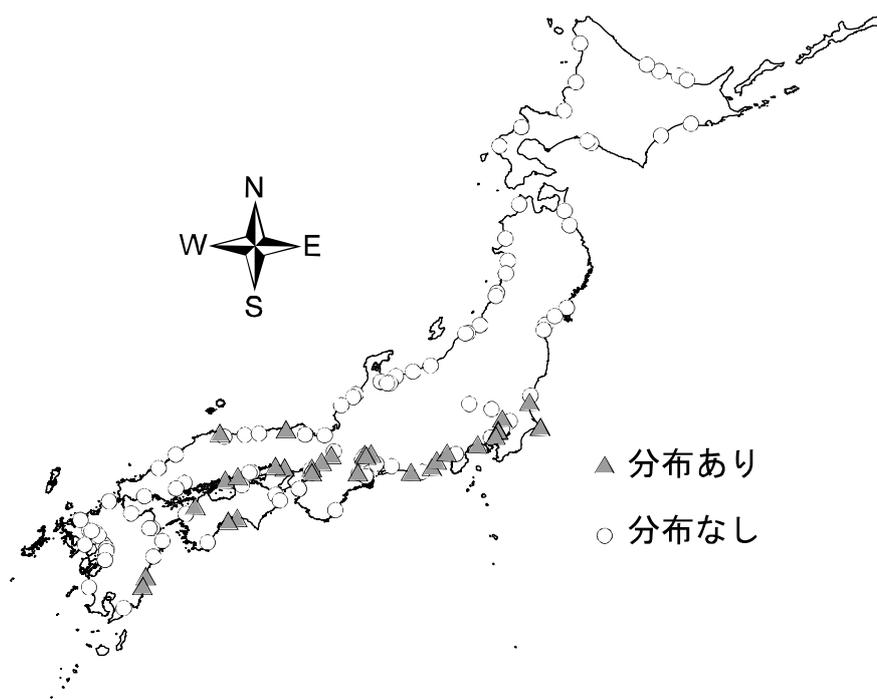


図 2-7 全国主要河川におけるトウネズミモチの分布（河口の位置を代表点として表記）

(2) 森林における定着環境・生育状況

フラワータウン，千里ニュータウンにおける自然系緑地へのトウネズミモチの逸出の有無および，逸出個体数，自然系緑地の面積を表 2-2 に示した．フラワータウンでは 31カ所中 8カ所（25.8％）で，千里ニュータウンでは 16カ所中 7カ所（43.8％）でトウネズミモチの逸出が確認された．自然系緑地への最大逸出個体数は，フラワータウンでは 99 個体（面積 2200 m²），千里ニュータウン（5400 m²）では 96 個体であった．

表 2-2 ニュータウンにおける自然系緑地へのトウネズミモチの逸出状況

項目	調査地	
	フラワータウン	千里ニュータウン
調査した自然系緑地の数	31	16
逸出の確認された緑地数	8	7
比率（％）	25.8	43.8
個体数の最も多い緑地	地点番号	地点番号
	A-9	B-7
	面積(m ²)	面積(m ²)
	2200	5400
	個体数	個体数
	99	96
個体数の2番目に多い緑地	地点番号	地点番号
	A-1	B-6
	面積(m ²)	面積(m ²)
	102700	8700
	個体数	個体数
	23	32

逸出個体の生育密度を表 2-3 に示した．フラワータウンの人工緑地での 100 m²あたり

の個体数は平均 78 個体/100 m²であった。千里ニュータウンの自然系緑地での 100 m²あたりの個体数の平均は 29 個体/100 m²であった。また最大値は 118 個体/100 m²，最小値は 17 個体/100 m²であった。

表 2-3 林内における逸出個体の生育密度（本/m²）

地域	方形区No.	個体数
フラワー タウン 人工系緑地	1	84
	2	32
	3	118
	平均	78
千里 ニュータウン	1	41
	2	17
	平均	29

逸出個体の生育状況については，樹高は最大 8.5m，最小 0.1m，平均 2.4m で，樹高 1.5m 以上の個体の胸高直径は最大 13.4 cm，最小 0.2 cm，平均 2.2 cm であった。

樹高と胸高直径との関係を表 2-4 に示した。樹高 2m 以下の小さい実生・稚樹が全体の 60.2% を占めていた。また樹高 2m 以上でも胸高直径 1 cm 以下の個体が全体の 10.2% みられ，逸出個体の多くは樹高が低く，細い個体であったが，樹高 5m を越える大型の個体も生育していた。

表 2-4 逸出個体の樹高階・胸高直径階分布（総個体数（128 個体）に対する頻度（%））（千里ニュータウン）

		胸高直径階 (cm)											
		0~1	1~2	2~3	3~4	4~5	5~6	6~7	7~8	8~9	9~10	10~	総計
樹 高 階 (m)	0~1.5	33.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33.6
	1.5~2	25.8	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26.6
	2~3	7.8	3.1	3.1	-	-	0.8	-	-	-	-	-	14.8
	3~4	1.6	2.3	2.3	0.8	0.8	-	-	-	-	-	-	7.8
	4~5	-	-	-	3.1	1.6	1.6	0.8	-	-	-	-	7.0
	5~6	-	-	0.8	0.8	1.6	0.8	-	0.8	-	-	-	4.7
	6~7	0.8	-	-	0.8	-	-	-	0.8	-	-	0.8	3.1
	7~	-	-	-	-	-	-	0.8	-	0.8	-	0.8	2.3
総計		69.5	6.3	6.3	5.5	3.9	3.1	1.6	1.6	0.8	0	1.6	100

トウネズミモチの逸出個体数とその生育地点から林縁およびギャップまでの最短距離との関係を図 2-8 に示した。林縁から 0~1m での個体数が 28 個体と最も多く，林内に向

かうほど個体数が減少する傾向がみられたが、林縁部から 10m 以上離れた林内においても生育することが確認された。

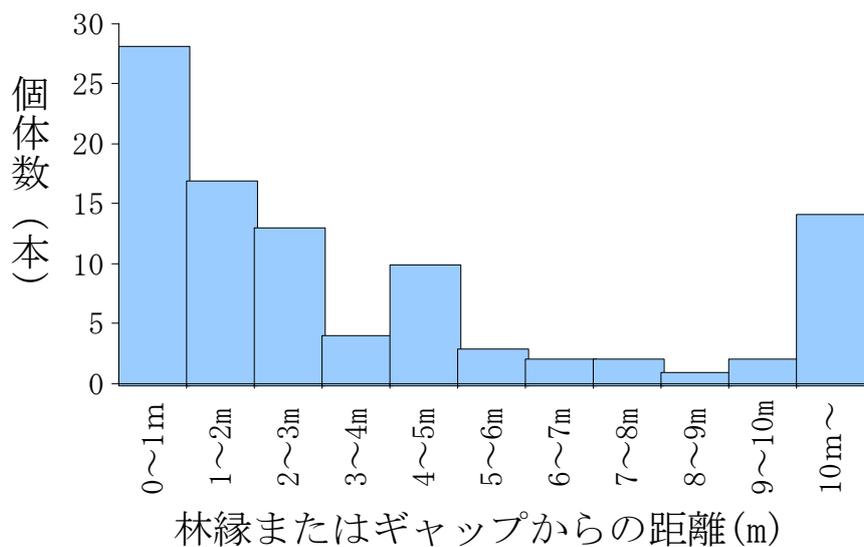


図 2-8 トウネズミモチの生育個体数と林縁・ギャップからの距離の関係

(3) 河川における定着環境・生育状況

調査地におけるトウネズミモチの分布位置と植栽地の位置を図 2-2 に示した。調査地には 94 株のトウネズミモチが集中して分布していた。樹高は、平均 3.1m (最大 5.4m, 最小 1.2m) で、2.5m から 3.5m の株が最も多かった(図 2-9)。胸高直径は、平均 3.5 cm (最大 10.0 cm, 最小 0.5 cm) で、2 cm から 3 cm の株が最も多かった(図 2-10)。

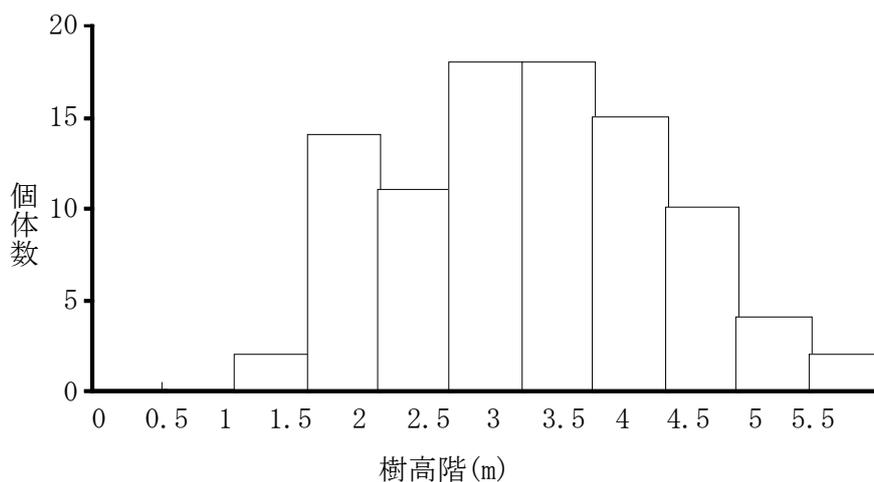


図 2-9 調査地におけるトウネズミモチの樹高階分布

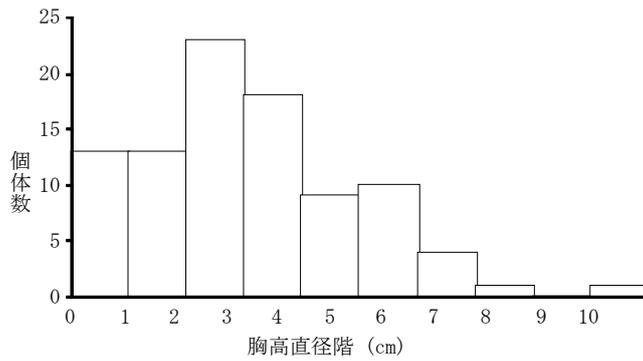


図 2-10 調査地におけるトウネズミモチの胸高直径階分布

萌芽状況については、全株数の 73.4%にあたる 69 株が萌芽していた(図 2-11)。また、1 株あたりの最大萌芽幹数は 21 本であった。

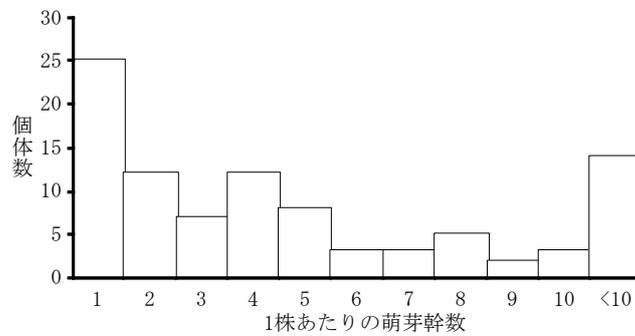


図 2-11 調査地におけるトウネズミモチの萌芽幹本数階分布

結実は 44 株 (47%)で確認された。樹高と結実の有無との関係を見ると、樹高 2.0m 未満の株の結実は全く確認できなかったが、2.0m 以上 4.5m 未満の株については約 50%が結実し、4.5m 以上ではすべての株について結実が確認された(図 2-12)。

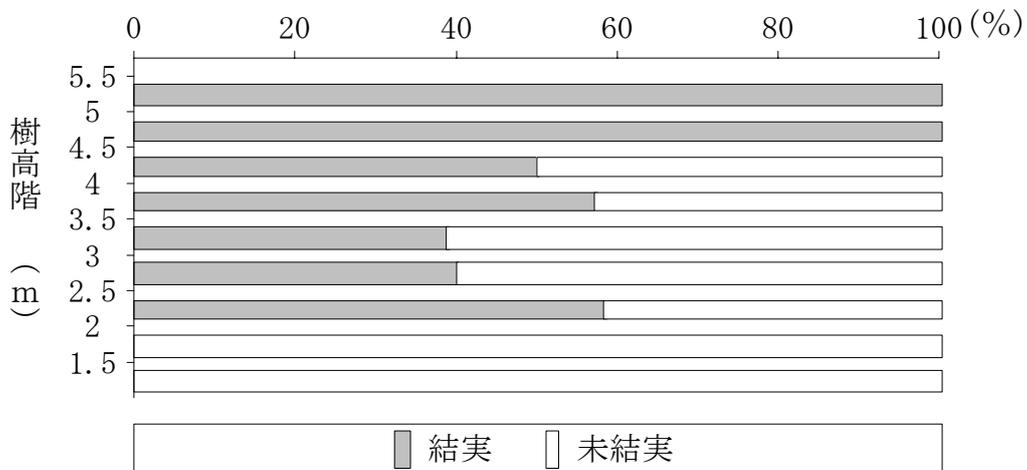


図 2-12 調査地におけるトウネズミモチの樹高と結実率の関係

主な種子供給源は猪名川の調査地点から北西に約 100m から 400m 離れた堤内の川西市下加茂 2 丁目の植栽群と推定された (図 2-2)。これは本植栽群が河川敷の調査地点に最も近く、また他には単木的な植栽はあっても集中的な植栽群はみられなかったことによる。植栽地は 1996 年に建設された集合住宅の周辺緑地 (延長 約 300m) で、建設時に植栽されたトウネズミモチの樹高は 2m から 2.5m である。植栽群は現在 55 株のトウネズミモチで構成され、樹高は平均 7m (最大 11m, 最小 8m)、胸高直径は平均 12 cm (最大 22 cm, 最小 5 cm) であった。また、全株が結実し、種子生産が旺盛であった。

調査地のトウネズミモチの分布地点から植栽群までの最短距離は 100m から 280m であり、特に 180m から 270m の間に集中していた (図 2-13)。

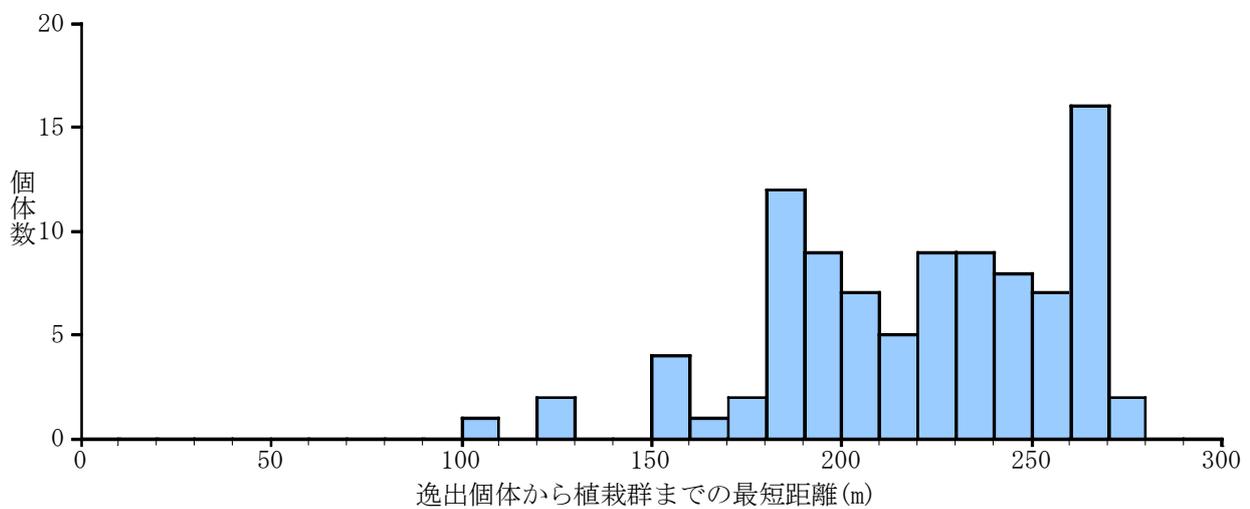


図 2-13 調査地に生育するトウネズミモチの株数と植栽群までの最短距離との関係。0m から 100m の間は市街地のためトウネズミモチの分布はみられない。

(4) 自然攪乱に対する耐性

調査地におけるトウネズミモチの個体数および倒伏の状況を表 2-5 に示した。サイズ 1m 以上の個体の個体数について洪水前と洪水後を比較すると、洪水前は 94 個体であったのに対し、洪水後は 63 個体と洪水後の方が 31 個体少なかった (表 2-5)。

実生・稚樹の分布状況をみると洪水後に 24 個体、洪水翌年に 49 個体が確認されており、洪水翌年の方が洪水後よりも 25 個体多かった (表 2-5)。

表 2-5 調査地 (面積約 21,300 m²) における洪水前後のトウネズミモチ個体群の個体数 (成木・実生) の変化。サイズ 1m 以上は、樹高または幹長が 1.0m 以上の個体を、実生・稚樹は樹高・幹長ともに 1.0m 未満の個体をさす。

サイズ	倒伏状況	洪水前	洪水後	洪水翌年	洪水後と翌年の変化の内訳
1m以上	立木	94	33	32	伐採減少 (-2), 成長 (+1)
	倒木	0	30	22	伐採減少 (-8)
	小計	94	63	53	
実生・稚樹		-	24	49	成長による減 (-1), 新規参入 (+34), 消失 (-8)
合計		94	87	102	

洪水後における生育個体サイズの調査結果を表 2-6 に示した。幹長については、立木のみでは平均 3.2m (最大 5.6m, 最小 1.0m), 倒木のみでは平均 3.3m (最大 5.5m, 最小 1.2m) であり、立木個体のグループと倒木個体のグループの間には幹長の平均値について統計的に有意な差はみられなかった (U 検定; $p > 0.05$)。

表 2-6 洪水前後のトウネズミモチ個体群の樹高および個体サイズ

調査項目	倒伏状況	洪水前			洪水後				
		測定個体数	平均 (m)	最小 (m)	最大 (m)	測定個体数	平均 (m)	最小 (m)	最大 (m)
最大樹高	立木	94	3.1	1.2	5.4	33	3.2	1.0	5.6
	倒木	-	-	-	-	30	1.2	0.2	3.1
	全体	94	3.1	1.2	5.4	63	2.2	0.2	5.6
最大幹長	立木	94	3.1	1.2	5.4	33	3.2	1.0	5.6
	倒木	-	-	-	-	30	3.3	1.2	5.5
	全体	94	3.1	1.2	5.4	63	3.3	1.0	5.6

洪水後における樹高階分布を図 2-14 に示した。樹高階ごとの倒木の割合についてみると、樹高 2m 未満の階級において倒伏個体が多く、樹高 3.5m 以上では倒木個体はみられなかった。また、立木個体については、階級による明瞭なピークもみられなかった。

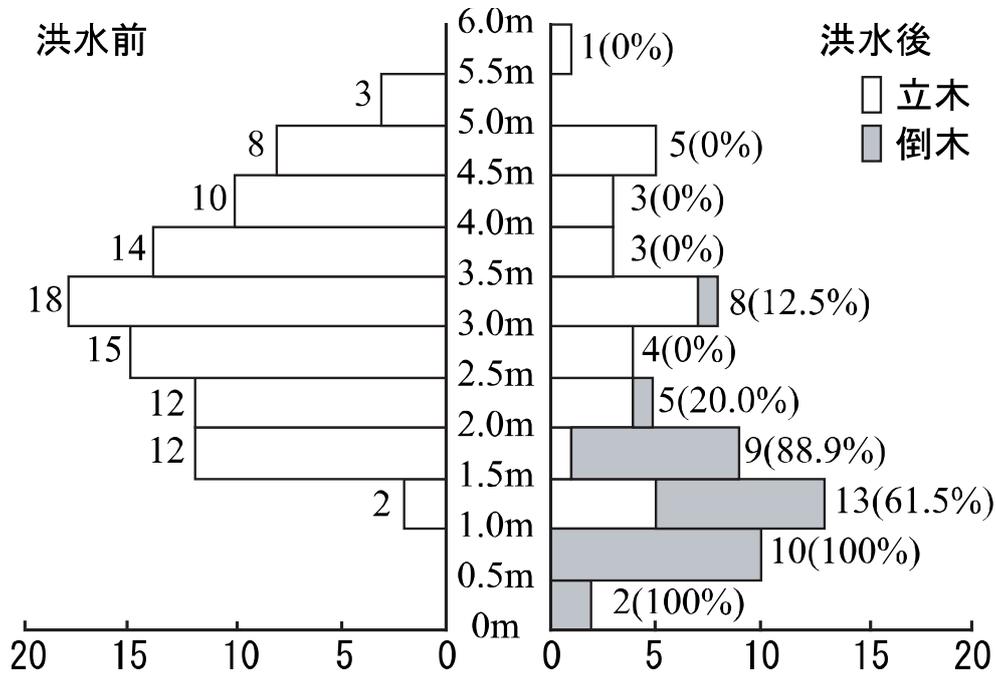


図 2-14 調査地におけるトウネズミモチ個体群の樹高階分布

洪水後における幹長階分布を図 2-15 に示した。幹長階ごとの倒木の割合についてみると、幹長 5.5m 未満のいずれの階級においても倒伏個体が確認され、5.0~5.5m (100%), 4.0~4.5m (70.0%), 1.5~2.0m (66.7%) の階級で倒木の割合が高かった。

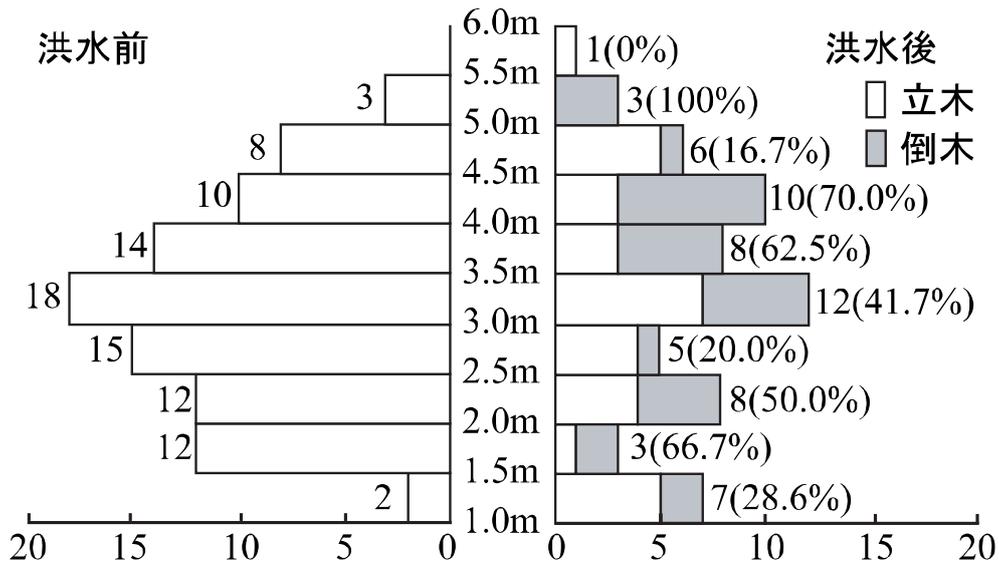


図 2-15 調査地におけるトウネズミモチ個体群の幹長階分布

樹高階分布についてみると、最も頻度の高かった樹高階は、洪水前では 3.0~3.5m であるのに対し、洪水後では 1.0~1.5m と洪水前の方が高く（図 2-14）、平均値は洪水前では 3.1m、洪水後では 2.2m（立木 3.2m、倒木 1.2m）で、洪水前の方が 0.9m 高かった（U 検定； $p=0.00001$ ）。幹長階分布についてみると、最も頻度の高かった幹長階は、洪水前、洪水後ともに、3.0~3.5m で（図 2-15）、平均値は洪水前では 3.1m、洪水後では 3.3m（立木 3.2m、倒木 3.3m）で、統計的に有意な差はみられなかった（U 検定； $p>0.05$ ）。

結実状況の調査結果を表 2-7 に示した。結実状況について洪水前と洪水翌年を比較すると、結実個体率は洪水前では 46.8% であるのに対し、洪水翌年では 24.5% と、洪水翌年の方が 22.3 ポイント低かった（Fisher の正確検定 $p=0.01$ ）（表 2-7）。立木個体グループだけでみると結実個体率は洪水前では 46.8% であるのに対し、洪水翌年では 37.5% と洪水翌年の方が 9.3 ポイントとわずかに低い統計的には有意ではなかった（Fisher の正確検定 $p>0.05$ ）（表 2-7）。倒木個体グループだけでみると、結実個体率は洪水翌年では 4.5% であり、洪水前の立木個体グループと比べ 42.3 ポイント低く統計的に有意な差がみられた（Fisher の正確検定 $p=0.0006$ ）（表 2-7）。

洪水翌年におけるサイズ 1m 以上の個体の倒伏状況と結実状況との関係を見ると、結実個体率は立木個体では 37.5% であるのに対し、倒木個体では 4.5% と、倒木個体の方が 33.0 ポイント低かった（Fisher の正確検定； $p=0.01$ ）（表 2-7）。

表 2-7 トウネズミモチ個体群に占める結実個体・未結実個体の割合

個体の状況	結実状況	個体数 (%)	
		洪水前	洪水翌年
立木	結実	44 (46.8)	12 (37.5)
	未結実	50 (53.2)	20 (62.5)
	小計	94 (100)	32 (100)
倒木	結実	0 (-)	1 (4.5)
	未結実	0 (-)	21 (95.5)
	小計	0 (-)	22 (100)
結実個体合計		44 (46.8)	13 (24.5)
未結実個体合計		50 (53.2)	40 (75.5)
総計		94 (100)	53 (100)

洪水前と洪水後の植分の面積を表 2-8 に示した。低水敷陸域の面積は，洪水前は 37,514 m²であったのに対し洪水後は 36,072 m²で 1,442 m²減少し，洪水前に比べ 4%縮小した(表 2-8)。陸域に占める植被部分の面積は，洪水前で 36,714 m²(98%)であったが，洪水後は 28,302 m²(78%)となり洪水前と比べ面積で 8,411 m²，洪水前の面積比で 23%の減少がみられた(表 2-8)。一方，陸域に占める裸地については洪水前では 800 m²(2%)であったのに対し，洪水後では 7,770 m²(22%)と洪水前に比べ面積で 6,969 m²，洪水前の面積比で 871%の増加がみられた(表 2-8)。

表 2-8 調査地における洪水前後の植生面積・比率の変化

	洪水前		洪水後		増減	
	面積(m ²)	%	面積(m ²)	%	面積(m ²)	%※
陸域						
植被	36714	(98)	28302	(78)	-8411	(-23)
裸地	800	(2)	7770	(22)	6969	(871)
小計	37514	(100)	36072	(100)	-1442	(-4)
陸域面積	37514	(71)	36072	(68)	-1442	(-4)
開放水面面積	15343	(29)	16785	(32)	1442	(9)
調査面積合計	52858	(100)	52858	(100)	-	(-)

※洪水前を100%とした場合の増加比率

4. 考察

1) 大規模種子供給源の多数形成と，そこから野外逸出する危険性

トウネズミモチの年間供給可能量の変化をみる(図 2-3)と，年々減少傾向にあり 2003 年ではピーク時(1982 年)の 8%程度までに減少しているものの，依然として約 11 万本が供給されていることから，国内において現在も種子供給源となる本種による緑地形成が進んでいることが予想される。また，1981 年から 2003 年に至るまでの 23 年間の累積供給可能量は約 1499.7 万本に達し(図 2-3)これまでのトウネズミモチの国内への供給は膨大であり，兵庫県における 100 個体以上のトウネズミモチからなる大量植栽地の割合は全調査地点(288 地点)の約 1/4 を占めること(表 2-1)からも，国内にはトウネズミモチの大規模な種子供給源が多数存在することが考えられる。ただし，地域別の累積供給可能量(1982 年-2003 年)(図 2-4)は，九州(482.7 万本)，関東(319.4 万本)，中部(311.0 万本)，関西(272.5 万本)，四国(101.6 万本)では多いものの，東北(4.8 万本)と中国

(7.3 万本) は他の地域に比べ非常に少なく北海道では供給はみられなかったこと、兵庫県における大量植栽地の分布は瀬戸内側に 64 地点 (約 88%) と偏り、兵庫県北部や中山間地では 9 地点 (約 12%) と少なかったこと (図 2-5, 表 2-1), 本種の枝は雪折れしやすいこと (椎名 1995) などから、多雪地での利用・植栽地が少なくなる傾向があり大規模種子供給源の数には地域差があると考えられる。

猪名川河川敷での調査結果によれば、トウネズミモチの逸出個体の分布地点から植栽群までの最短距離は 100m から 280m であり、特に 180m から 270m の間に集中していた (図 2-13) こと、鳥による種子散布距離は 100m から 300m の場合が多いといわれていること (唐沢 1978, Nakanishi 1991, Fukui 1995) などから、トウネズミモチが多数侵入し優占化する危険性が高いのは、種子供給源となる植栽群が近接する場所と考えられる。

兵庫県におけるトウネズミモチの大量植栽地のうち 48 地点 (大量植栽地の約 66%) は道路、公園、工場緑地の 3 つの土地利用区分に該当しており、本種の大量植栽地の多くは公共施設や大規模施設において造成されているといえる (図 2-6) ことから、本種の効果的な拡散防止対策を進めるには、公共性の高い施設より率先して周辺環境への逸出を防止するための管理に取り組むことが必要であるといえる。

2) 広範囲にわたる多数個体の野外逸出

トウネズミモチの逸出状況についてみると、全国レベルでは、図 2-7 が示すように北海道、東北地方や日本海側ではほとんどみられず、関東以西の太平洋側、瀬戸内側に広く分布していることが確認された。日本海側や北海道、東北地方で本種の逸出がほとんどないのは、トウネズミモチは低温と同時に積雪に対する耐性が弱く多雪地域では枝折れしやすいことから (椎名 1995)、これらの地域が低温で多雪地帯であるためと考えられる。また、関東以西に分布が偏るのは高温で寡雪な気候条件であることと本種の供給量が関東以西に多い (図 2-4) ためと考えられる。

地域レベルにおけるトウネズミモチの逸出状況をみると、フラワータウン内の自然系緑地の 25.8%、千里ニュータウン内の自然系緑地の 43.8% で本種の逸出が確認されたこと (表 2-2) や、東京都内においても 91 地点で分布が確認されている (吉永・亀山 2001) ことから、逸出が確認された地域においては多数の地点にトウネズミモチが侵入していることが予想される。以上のようなことから、トウネズミモチの野外逸出は国内の広い範囲で多数の地点で発生しており、その分布は気候的な制限要因や多量の供給地の分布に影響を受けていると考えられた。

3) 逸出個体の定着環境および生育状況

逸出個体の定着環境についてみると、緑地に侵入したトウネズミモチの個体は樹高 2m 以下の実生・稚樹から成木まで存在していることが確認されたこと（表 2-4）から、本種は林外や既に侵入した個体からの供給された種子から発芽し、林内において成木にまで生育できるといえる。これはトウネズミモチが高い耐陰性を有しているためと考えられる（椎名 1995）。原産地の中国においては、トウネズミモチは混交林内や林縁部に生育するとされており（中国科学院北京植物研究所主編 1947）、本調査でも個体の多くは林縁部またはギャップに近い場所に分布が偏っていた（図 2-8）。この傾向は在来の照葉樹林構成種の大半が明るい立地を好むこと（服部ほか 2004）と同様であった。トウネズミモチは国内の多数の河川敷（図 2-7）や社寺林（吉永・亀山 2001）に侵入が確認されており、河川敷や夏緑二次林の林縁部といった明るい立地から夏緑二次林や照葉樹林の林床のような暗い立地まで様々な光環境で生育が可能であるといえる。

逸出地点におけるトウネズミモチの生育状況をみると、フラワータウン人工系緑地（A-9 2200 m²）で 99 個体、千里ニュータウン（B-7 5400 m²）で 96 個体の逸出個体が確認された（表 2-2）ことや、兵庫県猪名川河川敷（16500 m²）には 94 個体のトウネズミモチが生育することが確認された（図 2-9）ように、地点によっては多数の逸出個体が確認されている。また、逸出個体の生育密度についても 100 m²あたりのトウネズミモチの個体数はフラワータウン人工系緑地で平均 78 個体、千里ニュータウンで平均 29 個体と高い場所がみられる（表 2-3）。このようにトウネズミモチの個体は侵入した環境で高密度に集中して生育する可能性がある。

4) 野外での旺盛な繁殖

兵庫県猪名川河川敷のトウネズミモチ逸出個体群においては樹高 2.0m 以上 4.5m 未満の個体の約 50%、4.5m 以上の全個体が種子生産しており、緑地内に生育する個体にも 2.0m 以上の個体が多くみられた（図 2-12）。またトウネズミモチの種子を含む鳥類の糞が河川敷で観察された。これらのことから、逸出した個体が種子生産する可能性が高く、逸出個体の果実が鳥によって散布され二次的に拡散するおそれがあることを示唆している。

5) 自然攪乱による排除の困難性

(1) 個体群構造への洪水攪乱の影響

トウネズミモチ個体群の主要な構造を形成するサイズ 1m 以上の個体の個体数についてみると、洪水前は 94 個体であったのに対し洪水後は 63 個体と 31 個体少なく、個体群の規

模は約 2/3 に縮小していた (表 2-5)。これは洪水によってトウネズミモチの個体が流下したためである。幹長についてみると最も頻度の高かった階級と平均値に洪水前後で大きな差はみられず (表 2-6, 図 2-15), 個体の流下はサイズには特に依存せずに生じていたといえる。樹木の流下は樹木の支持基盤である土壌が浸食されて起こること (北川ほか 1988) から, 生育立地が流水によって深く浸食されるかどうかによる影響の方が強く現れ, 地上部の個体サイズには強く関係はしなかったものと考えられる。

個体群の構造をみると, 洪水後に残存した個体の半数にあたる 30 個体が倒伏していた (表 2-5)。また, 樹高については洪水前では 3.0~3.5m の階級をピークとする一山型の構造であったのに対し, 洪水後は 1.0~1.5m の階級をピークとする一山型と洪水後の方が低くなっていた (図 2-14)。このような個体群の群落高の低下は他の植物からの被陰を招き, トウネズミモチ個体群の生育環境の悪化や規模の縮小をもたらす可能性が考えられるが, このことについては今後のモニタリング調査により明らかにしてゆく必要がある。

幹長と倒伏の有無の関係をみると, 倒木は幹長 5.5m 未満のすべての階級で見られ, 倒木の割合についても個体サイズとの関係に一定の傾向はみられなかった (図 2-15)。一般に洪水時における樹木の倒伏は樹幹部よりも枝葉に流水を強く受けることで生じる (北川ほか 1988)。本調査地に最も近い水位観測所における本洪水時の最大水位は 4.42m であり, 調査地の河川幅は観測所付近とほぼ同じで河川形状も似ており調査地と観測所の間に流入河川がないため, 本洪水時の調査地における水位は観測所付近と同程度だったと推測されることから, 樹冠部の水没を免れた樹高 5.5~6.0m の個体は倒伏せず, それ未満のサイズの個体については枝葉の状態の違いにより倒伏の有無が生じたものと考えられる。

(2) 繁殖への影響

調査地のトウネズミモチ個体群における結実個体率は, 洪水前は 46.8%であったのに対し, 洪水翌年では 24.5%と洪水前の約 1/2 に低下していた (表 2-7)。このことから, 洪水によりトウネズミモチ個体群の種子生産能力は低下したといえるが, 街路樹等に用いられているトウネズミモチの剪定後の開花・結実状況の観察によれば枝葉が残存していれば翌年の開花・結実は旺盛であることから, 洪水による攪乱を受けたとしても早期にその種子生産能力を回復することが予想される。

洪水翌年におけるサイズ 1m 以上の個体の倒伏状況と結実状況との関係をみると, 結実個体率は立木個体では 37.5%であるのに対し, 倒木個体では 4.5%と, 倒木個体の方が 33.0ポイント低かった (Fisher の正確検定; $p=0.01$) (表 2-7)。このように洪水後の結実個

体率の低下が立木個体よりも倒伏個体において顕著に生じているのは、立木個体の多くは枝葉に対する外傷のみで比較的軽微であったのに対し、倒伏により根茎部にまで被害がおよび個体の樹勢が低下したためと考えられ、洪水によるトウネズミモチの種子生産能力の低下は倒伏個体において強く表れるものといえる。

(3) 洪水攪乱によるトウネズミモチ個体群の分布拡大への影響

本研究において観察された猪名川における洪水では、トウネズミモチ個体群の大半の個体が水没し、流下により個体群の主要な構造を形成するサイズ 1m 以上の個体の個体数が 2/3 に減少したほか、残存したもののうち 1/2 が倒伏して生育状況が悪化したものの、個体群の消失にまでは至らなかった(表 2-5)。このことは洪水攪乱後もトウネズミモチの侵入個体群による二次的な種子散布の可能性が担保されたことを意味する。

洪水による残存個体の繁殖への影響についてみると、個体群全体の洪水翌年の結実個体率は洪水前の約 1/2 となっており、種子による繁殖力は通常時に比べ大幅に低下したといえる(表 2-7)。また、洪水翌年に種子生産が確認できた個体は倒伏を免れた立木個体がほとんどで、倒伏個体では種子生産が確認できたものはごくわずかであった。これらのことから、個体群の種子繁殖力は洪水後のしばらくの間は低い水準で推移する可能性がある。しかし、トウネズミモチは高い萌芽再生力(椎名 1995)を持つことから、個体の生育状況の改善に伴ってその水準は徐々に回復傾向に向かうことが推測される。

実生・稚樹の分布状況をみると洪水後に 24 個体、洪水翌年に 49 個体が確認されており増加傾向を示した(表 2-5)。トウネズミモチをはじめとするイボタノキ属の種子は乾燥に弱い(勝田 1998)ため乾湿の変化の激しい河川敷の土壌においては永続的な埋土種子の形成の可能性は低いと考えられること、洪水によって陸域面積が洪水前に比べ洪水前の面積比で 4% 縮小し裸地も洪水前の面積比で 871% 増加した(表 2-8) ために一時的に生じた季節的埋土種子が多数含まれている表土も流出したと考えられることから、これらの実生・稚樹が埋土種子由来である可能性は低い。すなわち、これらの実生・稚樹は、洪水によって面積が大幅に拡大した裸地的環境(表 2-8)に、近隣の植栽群や残存個体に由来する種子が供給されて発生したものと考えられる。これら新規個体の河川敷の裸地や植生域での定着については、千里ニュータウンやフラワータウンにおいて照葉樹および夏緑樹の優占する都市緑地といった植生の被陰下において多数のトウネズミモチの侵入・定着が確認された点や、トウネズミモチが乾燥地に強く耐陰性をそなえる点(椎名 1995)から、発芽可能な土壌水分条件が保たれた裸地や植生域の他の植物の被陰下においても定

着の可能性は高いと考えられるが、その定着率や繁殖可能なサイズに成長するまでの時間等については、さらに詳しい調査によって把握する必要がある。以上のように洪水攪乱は裸地形成によってトウネズミモチの新規個体の侵入・定着を誘導しトウネズミモチの分布拡大に寄与していると考えられるが、洪水前の実生・稚樹の発生状況の詳細が不明であることから、その寄与の程度については今後詳細な調査が必要である。また、新規個体の侵入（種子供給）が近隣植栽群または侵入個体群にどれくらい依存しているのかについても同様に研究を進める必要がある。

今回の調査では、清水ほか(2001)が利根川水系渡良瀬川のニセアカシア樹林において報告したような、洪水攪乱の後の倒木・傾木からの萌芽再生により急激な樹林化が促進される動的樹林化(清水・長田 2002)の現象はトウネズミモチ個体群では確認できなかった。これはニセアカシアが地上部の萌芽よりも根萌芽の方が旺盛で(玉泉ほか 1991)表層土壌の流亡や崩壊が頻繁に起きる荒廃立地では根を水平方向に伸長させて根萌芽を盛んに発生させる(前河・中越 1996)のに対して、トウネズミモチの萌芽再生は水平根を伴う根萌芽をほとんど生じさせず倒伏した幹の地上部からの萌芽のみが盛んであるために個体群の占有面積の拡大には至らなかったと考えられる。しかし、猪名川河川敷に生育するトウネズミモチに占める萌芽個体の割合は73.4%と高く、多いものでは21本の萌芽幹を発生させていたこと(図 2-11)から、倒伏個体から多数の萌芽幹を発生させて個体あたりの種子生産量を増加することで種子散布による分布拡大を促進するといった、ニセアカシアとは異なった様式の洪水攪乱をきっかけとした分布拡大が起こる可能性がある。

以上をまとめると、トウネズミモチ個体群は、洪水攪乱によって個体の流亡による規模の縮小や個体の倒伏等の残存個体へのダメージによる種子による繁殖力の半減といった負の影響を受けたものの、残存の個体の半数が結実していたように生育地での二次的な種子散布の可能性が担保されているほか、洪水によって形成された裸地には多数の実生が定着した点や倒伏後の萌芽再生による幹数増加によって種子生産量が増加する可能性がある点から、差し引きすると分布は拡大する傾向にあると考えられる。

この洪水の規模は猪名川観測史上で最も大きく、治水上許容できる範囲の上限に近いものであった。しかし、猪名川河川敷に侵入したトウネズミモチ個体群は、この洪水攪乱により個体数の減少・個体の倒伏によって一時的に結実状況は悪化したものの、洪水によって形成された裸地に新規個体が参入し、個体群の種子生産力も立木個体を中心として緩やかに洪水翌年よりは回復していた。これらのことから、今回の洪水攪乱ではトウネズミモ

チ個体群の分布拡大を抑制する効果は軽微であることが示唆され、河川に侵入したトウネズミモチの駆除には抜根・伐採をはじめとした人為的な取り組みが必要と思われる。また猪名川と同程度の規模で治水管理が徹底された都市河川においては成木によって形成されたトウネズミモチ個体群の洪水攪乱による消失はほとんど期待できないと推測されるが、このような事象の一般性を明らかにするためには、今後もトウネズミモチの侵入した複数の河川においてトウネズミモチ個体群の生育状況と洪水攪乱の頻度や強度との関係を定性的に解析するだけでなく、各河川での洪水攪乱の頻度や強度を定量的に評価し比較解析を行う必要がある。

6) トウネズミモチの侵略性

本研究の結果と既存文献からわかるトウネズミモチの現状と生態的特性を図 2-16 に整理した。その侵略性を考察すると、本研究の結果から苗木の大量供給により全国に形成された多数の大規模植栽地から多様な環境へのトウネズミモチの逸出が起きていると考えられることから、大規模植栽地の減少や規模の縮小・消失が起こらないかぎり、今後もトウネズミモチは継続して野外に侵入し続ける可能性は極めて高いといえる。森林環境では夏緑樹林から照葉樹林まで、また林縁部から林内にかけてと、明るい立地から暗い立地の様々な光条件化で生育が可能であり（表 2-3）、林内では高密度に生育していること（図 2-8）が確認されている。このことから、これら個体が生長し林内低木層に繁茂して林床の光環境を悪化させ、被陰による在来植物の生育の悪化や排除が生じる可能性があるが、その影響については現地調査により検証する必要がある。河川環境では優占個体群の形成が確認されていることから、森林環境と同様に被陰による在来植物の生育の悪化や排除が生じる可能性があるがその影響についての検証はなされておらず、今後の課題である。またトウネズミモチは高い萌芽再生力（図 2-11）とともに洪水攪乱に対する耐性（図 2-14）を備えており、河川環境に定着した場合は自然攪乱による排除は極めて困難であるといえる。さらに逸出個体の旺盛な種子繁殖が確認されたこと（図 2-12）は、野外に定着した個体群からの二次的拡散による分布拡大の可能性が高いことを示唆している。しかし、本研究では逸出個体が植栽群から供給されたものか定着個体群から供給されたものなのかを明らかにすることができなかつたため、この問題の検証は今後の課題としたい。

外来樹木の、在来の植物の多様性に対する侵略性を整理すると、影響の小さい順に①定着による植物相の異質化、②優占群落形成による植物群落相の異質化、③被陰による在来

植物の排除，④土地占有による在来植物群落の排除が考えられる．トウネズミモチについては現段階では国内の広い範囲で①を発現しておりその侵略性は低いといえるが，一部地域において②を発現しており，③の発現も懸念されること，また野外への侵入は今後も続くと予想され，野外に定着した個体群からの二次的拡散による分布拡大の可能性も高いことから，トウネズミモチの潜在的な侵略性は高いと考えられる．今後はその動向をモニタリングするとともに，大規模植栽地における樹種転換などの種子供給源の解消などの対策が必要と考えられる．

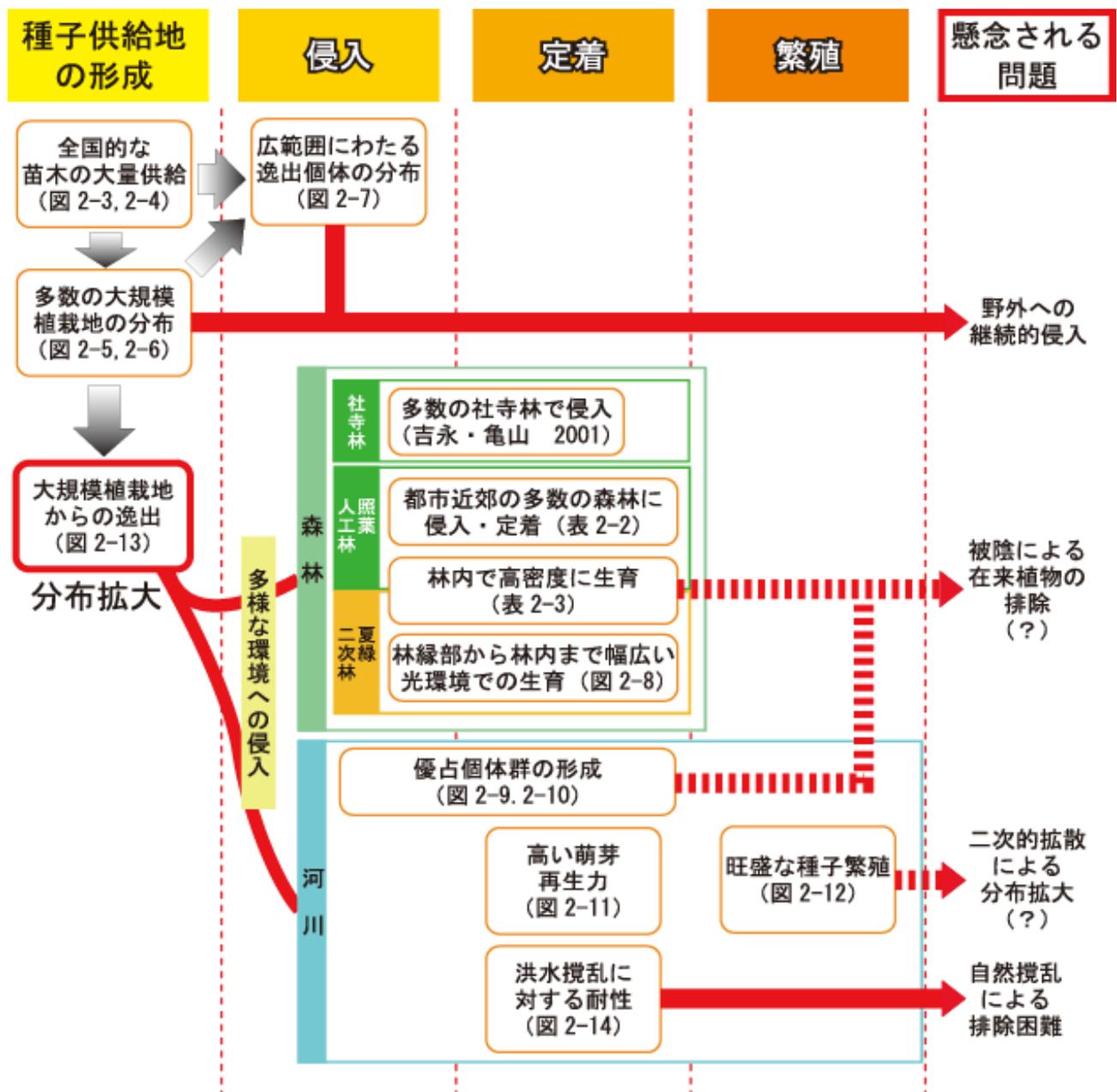


図 2-16 明らかとなった現状と生態的特性から考えられるトウネズミモチの侵略性．横軸に侵略の段階を置き，それぞれの侵略段階で明らかにされている現状と生態的特徴について整理，懸念される問題との関係性を示した．

第3章 治山緑化を目的として導入された外来樹木ニセアカシアの侵略性

1. 目的

治山緑化の目的は、短期的には表層土壌の流出の抑制であり、長期的には森林機能の回復にある。そのため、治山緑化に用いられる植物材料には、①供給が安定していること、②発芽・萌芽・発根が良好であること、③厳しい環境条件に対する適応性や抵抗性が大きいこと、④成長が早いこと、⑤病害虫に対して強いこと、⑥粘りがよく土壌の緊縛効果があることなどの生態的特性が備わっていることが求められる。山腹の砂防緑化用木や街路樹等として国内で広く植栽されているニセアカシア (*Robinia pseudoacacia*) は、1873年から国内に導入された北アメリカ原産のマメ科ハリエンジュ属の夏緑高木で、萌芽力が旺盛で根粒菌と共生し土壌を肥沃させる性質を持っている（椎名 1995）ことから、本研究では治山緑化を目的に導入された外来樹木を代表する種として研究対象に選定した。

近年、ニセアカシアは山地や河川で繁茂し、大規模な群落を形成、分布を拡大していることが報告されている（外来種影響・対策研究会 2001）。その旺盛な生育と萌芽再生能力は国内の生態系や生物多様性に多大な影響を与えると危惧されており、日本における侵略的外来種ワースト 100 に選定されている（日本生態学会編 2002）ほか、環境省は“外来生物法に基づく飼養等の規制が課されるものではないが、生態系に悪影響を及ぼしうることから利用に関わる個人や事業者等に対し適切な取り扱いを求めるもの”である要注意外来生物種として注視されている（環境省 HP, 要注意外来生物リスト：植物（一覧）, 2008年7月確認）。Miyawaki and Washitani (2004) は本種は日本の多数の主要河川において優占群落を形成し、その専有面積の合計は 2100 ha を越えることを示しており、特に河川生態系への影響が懸念されている。河川における本種の生態については、清水ほか (2001) や清水・長田 (2002) が利根川水系渡良瀬川における洪水攪乱が萌芽再生能力の高いニセアカシアの樹林化を促していることを報告しているが、群落の構造や組成、在来植生に与える影響、群落面積の拡大速度など侵略性に関する生態学的特性について不明な点が多い。また、国内の広範囲で侵入・定着している背景には、その国内での利用量の多さが寄与していることが予想されるが、この点について扱った研究はみられない。

そこで本研究では、ニセアカシアの侵略性を明らかにするために、兵庫県と大阪府の府県境を流れる猪名川において確認されたニセアカシアの林分を対象にその構造と組成、種多様性について調査し、ニセアカシアの優占群落の形成が在来植生に与える影響について

考察するとともに、過去に撮影された航空写真を用いて群落の変遷を解析し面積拡大速度について明らかにした。また、文献調査によりニセアカシアの国内での利用状況と野外での逸出状況の関係性を明らかにしたので報告する。

2. 調査項目・方法

ニセアカシアの国内における導入状況を把握するために、(1) 国内における供給について文献調査を行った。また、逸出した個体の定着環境および生育状況を把握するために、(2) 逸出個体および優占群落の地理的分布(文献調査)、(3) 河川敷における定着状況(現地調査)、(4) 河川敷における優占群落の面積拡大の変遷(文献調査)、(5) 優占群落形成による在来植物の生育への影響の4項目について調査を行った。

1) 国内における導入状況

日本植木協会がとりまとめる「生産量、販売可能量、調達難易度、予想調査書」(日本植木協会 1981)「販売可能量、調達難易度、予想調査書」(日本植木協会 1982, 1983, 1984, 1985, 1986)「供給可能量・調達難易度調査書」(日本植木協会 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003)を用いて、1981年から2003年の過去23年間の全国および国内8地域(北海道、東北、関東、中部、関西、中国、四国、九州)におけるニセアカシアの年間供給可能量および累積供給可能量の変動を調査した。なお年間供給可能量とは日本植木協会が全国47都道府県の緑化木生産者を対象とした調査により調査年度の秋から翌年の春にかけて市場への供給が可能な苗木の本数を集計したもので、累積供給可能量は解析対象期間の年間供給可能量を累積した値であり、国内におけるニセアカシアの苗木の供給量の指標として用いた。

2) 逸出個体および優占群落の地理的分布

国土交通省が平成5年から平成12年に実施した河川水辺の国勢調査の結果(財団法人リバーフロント整備センター編 1996, 1997a, 1997b, 1998, 1999, 2000, 2001, 国土交通省 HP 2003 参照)を用いて、国内主要123河川におけるニセアカシアの逸出個体の分布の有無について調査し、それらの地理的分布を把握した。同様に各河川におけるニセアカシア群落の分布面積とその面積の増減についても調査した。なお河川によっては複数年にわたり調査が実施されていることから、分布面積の集計については直近の調査の値を用いた。また面積の増減については複数年にわたり調査が実施されている河川に限り集計を行った。

3) 河川敷における定着状況

定着状況調査は、2003年10月から2004年3月にかけて、京都府、大阪府、兵庫県の3

府県境に広がる北摂山系を源とし神崎川を経て大阪湾へ流下する猪名川河川敷で，大規模なニセアカシア群落分布する兵庫県伊丹市下河原，中村，北伊丹(距離標 7.2 km から 7.8 km の右左岸)の未整備の河川敷で実施した(図 3-1)．林分はすべて未整備の高水敷に位置し冠水頻度の低い立地であり，群落の林縁部には主にクズ群落やセイタカアワダチソウ群落が見られ，群落の周辺にはナンキンハゼ，クロバナエンジュなどの外来樹木の稚樹も散在している．

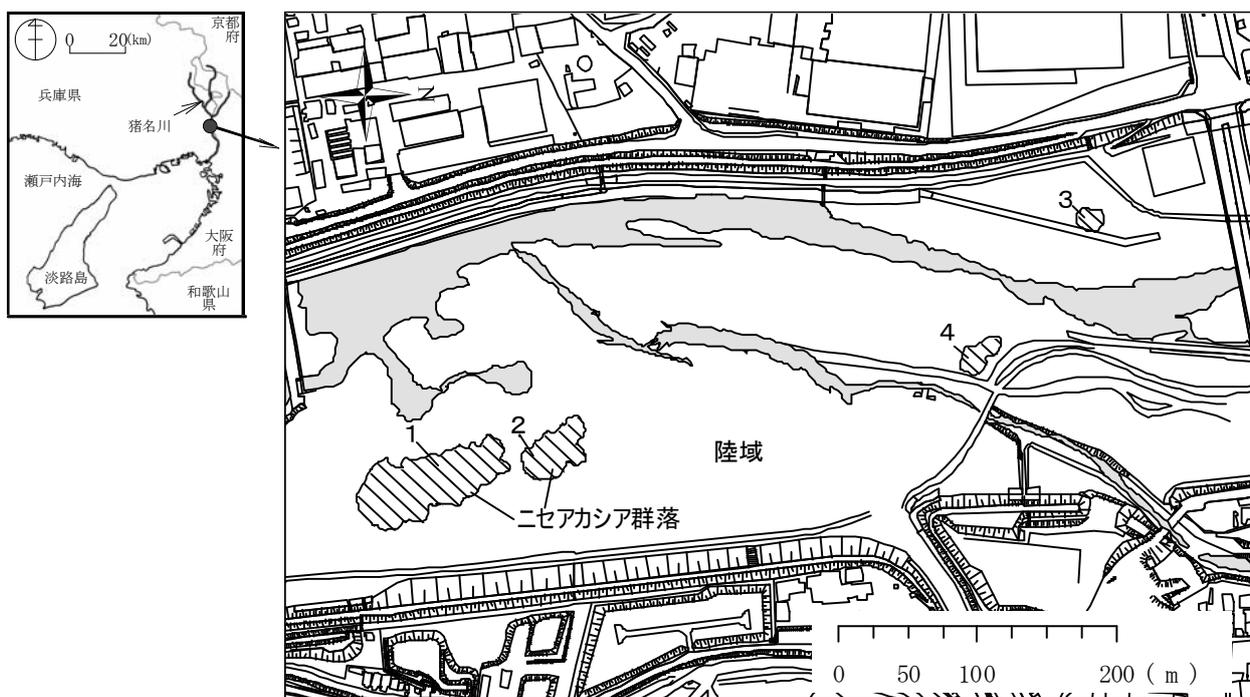


図 3-1 調査地におけるニセアカシア群落の分布．斜線部がニセアカシア群落の広がりを示す．

調査項目はニセアカシアの個体群構造，種組成の 2 項目について実施した．個体群構造については，調査林分において樹高 1.3m 以上のニセアカシアの個体数および樹高，胸高直径を計測した．樹高は樹高棒(最大測定高 12m)を用いて測定し，12m を越えるものについては 0.5m 刻みで目測した．種組成については，林内に実面積 100 m² の調査区を設置し，階層区分を行い，各階層の高さと植被率(%)を目測により記録した．また，階層ごとに全植物種のリストを作成し，各出現種の被度(%)を測定(目測)した．被度(%)の測定では単生する実生などのように 0.0001% 以下の場合もあるが，本調査では 0.01% を最小の被度値とし，調査の簡素化を図った．なお，第 1 低木層以上の階層では，階層ごとに各樹種の個体数を記録した．樹高 1.3m 以上の樹木については，個体数，樹高，胸高直径を測定した．樹高はニセアカシアの毎樹調査と同様の方法で測定した．また，立地条件を把握するため，地形条件，傾斜角度・方位，土壌条件等を記録した．植生調査は林分 1 で 2 方形区，林分

2, 3 でそれぞれ 1 方形区実施した。林分 4 についてはその形状が入り込んでおり方形区の設置が困難であったため実施しなかった。

4) 河川敷における優占群落の面積拡大の変遷

河川敷における定着状況調査と同一の地点において 1985 年から 2003 年の過去約 20 年間のニセアカシア群落の分布面積の変遷について、空中写真と既存の植生図を用いて調査した。

過去のニセアカシア群落の位置および面積については、1985 年、1989 年、1995 年、2003 年に撮影された空中写真と 1999 年に作成された植生図（建設省近畿地方建設局猪名川工事事務所 1999）からニセアカシア群落を判別したのち、その広がりをも国土交通省近畿地方整備局猪名川工事事務所発行の 1/2500 地形図上に GIS を用いて図示し机上にて面積を測定することで把握した。

3. 結果

1) 国内における導入状況

国内におけるニセアカシア（トゲナシニセアカシアを含む）の年間供給可能量および累積供給可能量の変化を図 3-2 に示した。年間供給可能量は 1983 年に約 66.8 万本とピークを迎えるものの、それ以降は減少を続け 2003 年には約 3.3 万本（ピーク時の約 5%）にまで減少していた。累積供給可能量は 2003 年までに約 700.4 万本に達していた。

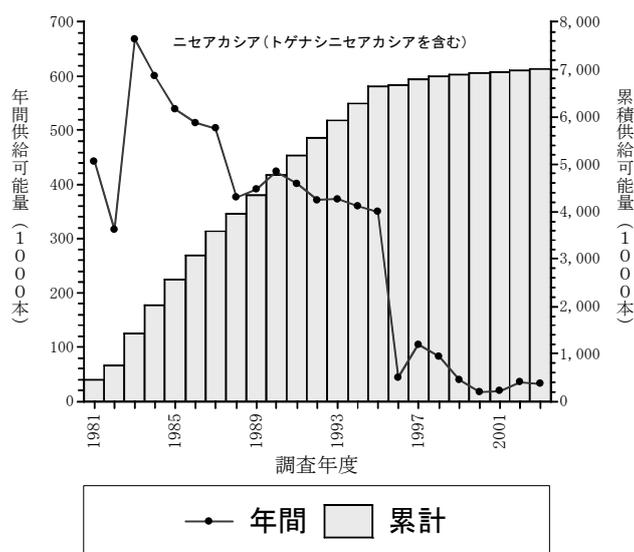


図 3-2 ニセアカシア（トゲナシニセアカシアを含む）の年間供給可能量および累積供給可能量の推移

地域別の累積供給可能量の変化を図 3-3 に示した。2003 年まで間のニセアカシア（トゲナシニセアカシアを含む）の累積供給可能量は甲信越の 467.2 万本が最も多く、次いで中部の 110.1 万本，関東の 53.0 万本，北海道の 33.3 万本，九州の 14.9 万本であった。関西，中国，四国についてはそれぞれ 4.9 万本，5.4 万本，0.2 万本であり，他の地域に比べ非常に少なかった。

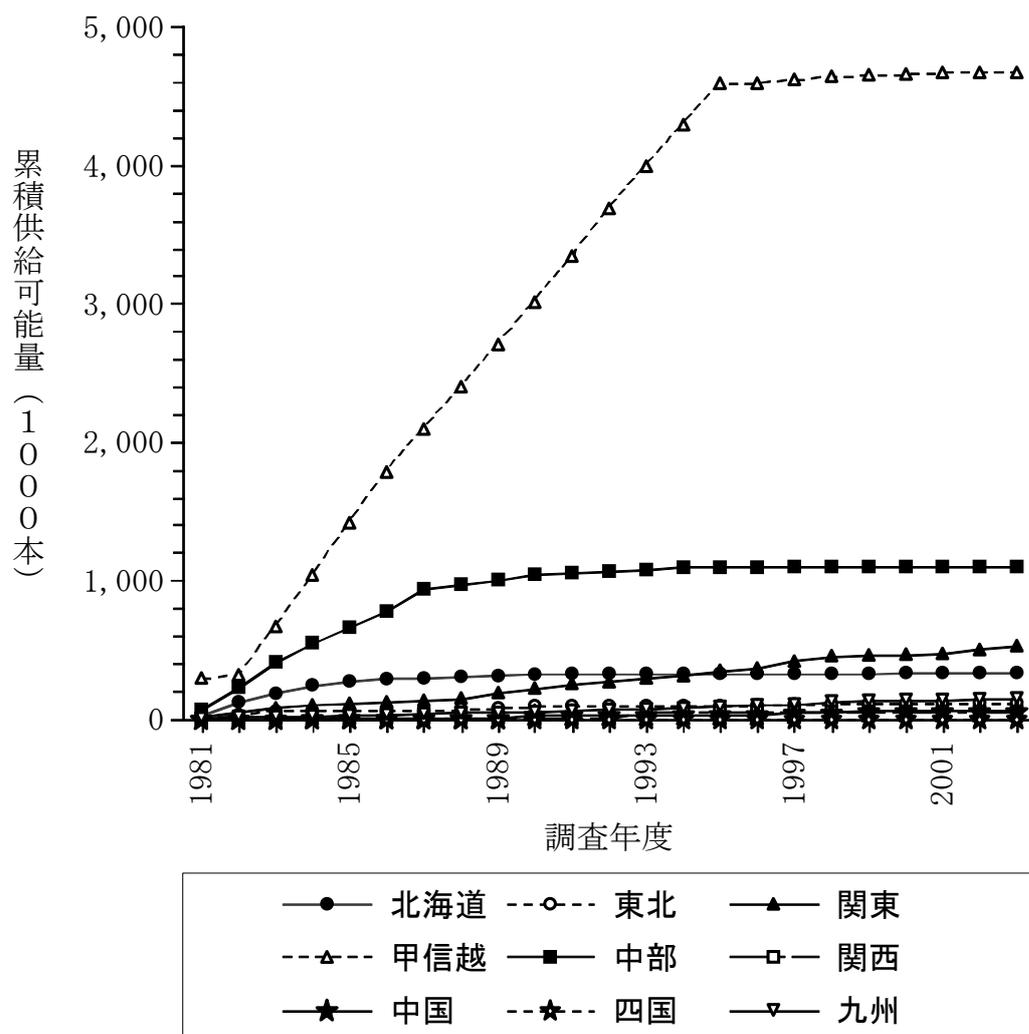


図 3-3 ニセアカシア（トゲナシニセアカシアを含む）の累積供給可能量の推移（地域別）

2) 逸出個体および優占群落の地理的分布

ニセアカシアの国内主要河川における逸出状況を図 3-4 に示した。本種は 123 河川中 96 河川（78.0%）に逸出していることが確認された。逸出地の分布傾向をみると，北海道から九州にかけて逸出がみられるものの四国南部・九州については逸出地点がやや少ない傾向がみられた。



図 3-4 全国主要河川におけるニセアカシアの分布

国内主要河川におけるニセアカシア群落の成立状況と面積の変化について表 3-1 に示した。123 河川中 63 河川 (53.7%) でニセアカシア群落の成立が確認され、その面積の総合計は 2350.6 ha であった。また複数年にわたり調査された河川は 47 河川で、そのうちニセアカシア群落が確認されたのは 27 河川、うち面積拡大の傾向にあったのは 20 河川 (74.1%)、減少傾向にあったのは 5 河川 (18.5%) であった。

表 3-1 国内主要河川におけるニセアカシア群落の分布と面積の変化

河川名	1回目		2回目		増減 (ha)	河川名	1回目		
	面積 (ha)	調査年度	面積 (ha)	調査年度			面積 (ha)	調査年度	
2カ年にわたり調査が実施された河川(47河川)						単年度の調査が実施された河川(76河川)			
うち面積が増加傾向の河川(27河川)						うち群落を確認された河川(36河川)			
草津川	0.06	H6	0.12	H11	0.06	佐波川	0.03	H7	
阿賀野川	2.99	H5	3.07	H10	0.08	旭川	0.06	H8	
土器川	0.24	H5	0.52	H10	0.28	湧別川	0.07	H8	
猪名川	0.13	H6	0.49	H11	0.36	天神川	0.07	H7	
芦田川	0.29	H5	0.66	H10	0.37	留萌川	0.09	H6	
赤川	39.94	H6	40.75	H11	0.81	荒川(北陸)	0.14	H9	
鬼怒川	88.16	H8	89.30	H5	1.14	太田川	0.16	H9	
久慈川	3.77	H5	5.07	H9	1.30	関川	0.21	H8	
庄川	0.74	H6	2.26	H11	1.52	江の川	0.33	H7	
米代川	31.18	H7	34.00	H11	2.82	中川・綾瀬川	0.79	H5	
渡良瀬川	96.75	H6	99.84	H11	3.09	網走川	0.80	H9	
天竜川	87.09	H5	93.64	H8	6.55	九頭竜川	0.93	H6	
多摩川	65.52	H6	72.47	H11	6.95	鈴鹿川	1.00	H8	
常願寺川	12.57	H5	29.66	H10	17.09	那珂川	1.22	H5	
鳥・神流川	190.74	H5	235.97	H10	45.23	常呂川	1.40	H7	
北上川	104.92	H6	260.51	H10	155.59	庄内川	1.42	H7	
矢作川	—	H6	0.16	H10	0.16	鶴川	1.84	H7	
雲出川	—	H6	0.27	H10	0.27	長良川	1.84	H9	
淀川	—	H7	2.01	H10	2.01	子吉川	2.05	H9	
高梁川	—	H6	0.55	H11	0.55	相模川	2.32	H6	
うち面積が増加傾向の河川(5河川)						那賀川			
信濃川	1042.72	H6	533.95	H11	-508.77	3.15 H7			
最上川	121.25	H7	46.15	H11	-75.10	黒部川			
木津川	1.82	H5	1.59	H10	-0.23	3.27 H7			
菊地川	0.08	H5	0.00	H11	-0.08	手取川			
吉井川	0.38	H5	0.34	H10	-0.04	6.18 H9			
うち面積に変化がない河川(2河川)						揖斐川			
北川	0.02	H7	0.02	H11	0.00	9.48 H9			
小貝川	2.16	H5	2.16	H8	0.00	姫川			
うち分布が確認されなかった河川(20河川)						11.69 H7			
尻別川	—	H5	—	H10	—	名取川			
梯川	—	H5	—	H10	—	13.62 H7			
野洲川	—	H6	—	H10	—	利根川			
矢部川	—	H5	—	H10	—	13.89 H7			
大井川	—	H6	—	H10	—	吉野川			
渡川	—	H5	—	H10	—	14.49 H7			
天塩川	—	H5	—	H11	—	神通川			
櫛田川	—	H7	—	H11	—	15.82 H9			
高津川	—	H6	—	H11	—	木曾川			
小瀬川	—	H6	—	H11	—	21.81 H8			
肱川	—	H6	—	H11	—	岩木川			
大野川	—	H6	—	H11	—	23.85 H7			
紀の川	—	H5	—	H11	—	阿武隈川			
安倍川	—	H5	—	H11	—	24.00 H8			
後志利別川	—	H5	—	H8	—	富士川			
円山川	—	H5	—	H9	—	43.84 H7			
豊川	—	H6	—	H9	—	荒川(関東)			
山国川	—	H5	—	H9	—	121.03 H8			
常陸利根川	—	H5	—	H9	—	石狩川			
菊川	—	H5	—	H9	—	169.35 H10			
						雄物川			
						282.86 H9			
						うち群落を確認されなかった河川(40河川)			
						肝属川(H9), 川内川(H6), 大淀川(H5), 小丸川(H9), 新宮川(H7), 五ヶ瀬川(H8), 番匠川(H8), 球磨川(H9), 松浦川(H5), 仁淀川(H8), 宮川(H8), 緑川(H7), 物部川(H8), 本明川(H9), 大分川(H8), 遠賀川(H6), 嘉瀬川(H6), 六角川(H7), 重信川(H9), 筑後川(H8), 白川(H6), 狩野川(H7), 大和川(H8), 揖保川(H7), 加古川(H7), 鶴見川(H7), 斐伊川(H8), 千代川(H9), 江戸川(H7), 瀬田川(H7), 由良川(H9), 日野川(H8), 小矢部川(H8), 鳴瀬川(H7), 高瀬川(H8), 馬淵川(H7), 沙流川(H7), 渚滑川(H10), 釧路川(H8), 十勝川(H6)			

3) 河川敷における群落の構造と組成，種多様性

ニセアカシアの個体群構造について表 3-2 に示した．調査地に分布するニセアカシア林分の面積は合計 6110 m²，個体数は 673 本で，樹高は平均 6.1m(最大 15.0m，最小 1.5m)，胸高直径は平均 8.8 cm(最大 43.8 cm，最小 0.3 cm)であった．

各林分のニセアカシアの個体数をみると，林分 1 は面積 4058 m²，370 個体，林分 2 は面積 1308 m²，152 個体，林分 3 は面積 270 m²，78 個体，林分 4 は面積 474 m²，73 個体で，林分 1 が面積，個体数ともに最も多かった（表 3-2）．

表 3-2 猪名川中流域におけるニセアカシアの分布量および個体サイズ

林分番号	面積 (m ²)	個体数	樹高(m)	胸高直径(cm)
			平均 (最小-最大)	平均 (最小-最大)
1	4058	370	6.9(1.5-15.0)	10.8(0.8-43.8)
2	1308	152	5.7(1.5-15.0)	7.3(0.6-25.0)
3	270	78	4.8(1.5-10.4)	5.3(0.3-17.5)
4	474	73	4.2(2.0-10.0)	5.7(1.3-20.1)
合計	6110	673	6.1(1.5-15.0)	8.8(0.3-43.8)

各林分に生育するニセアカシアの個体サイズをみると，樹高については，林分 1 では平均 6.9m（最大 15.0m，最小 1.5m），林分 2 では平均 5.7m（最大 15.0m，最小 1.5m），林分 3 では平均 4.8m（最大 10.4m，最小 1.5m），林分 4 では平均 4.2m(最大 10.0m，最小 2.0m)で，林分 1 の個体の樹高が最も大きかった（表 3-2）．また，いずれの林分においても 2m から 4m の階級で最も個体数が多かった（図 3-5）．胸高直径については，林分 1 では平均 10.8 cm（最大 43.8 cm，最小 0.8 cm），林分 2 では平均 7.3 cm（最大 25.0 cm，最小 0.6 cm），林分 3 では平均 5.3m（最大 17.5 cm，最小 0.3 cm），林分 4 では平均 5.7 cm(最大 20.1 cm，最小 1.3 cm)で，林分 1 の個体の胸高直径が最も大きかった．また，林分 1 から林分 3 は 0 cm から 4 cm の階級が，林分 4 は 4 cm から 8 cm の階級で最も個体数が多かった(図 3-5)．

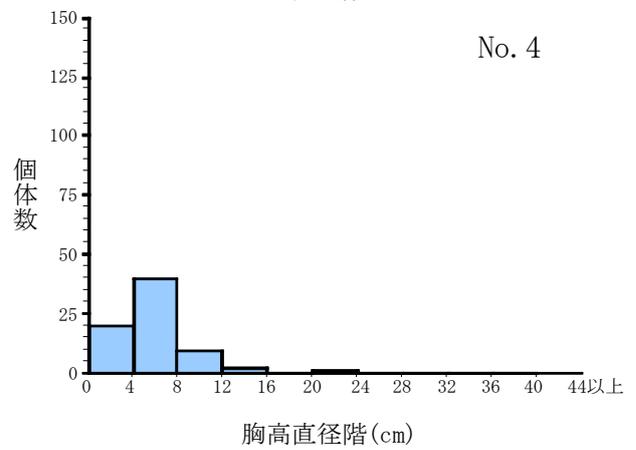
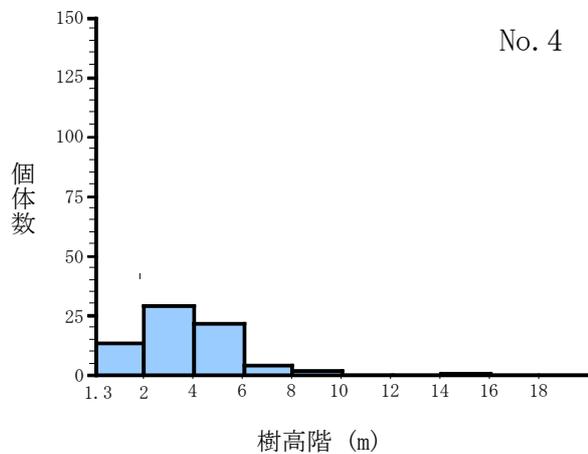
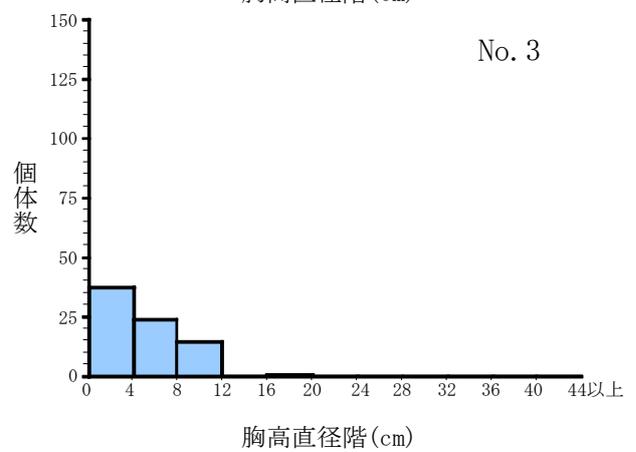
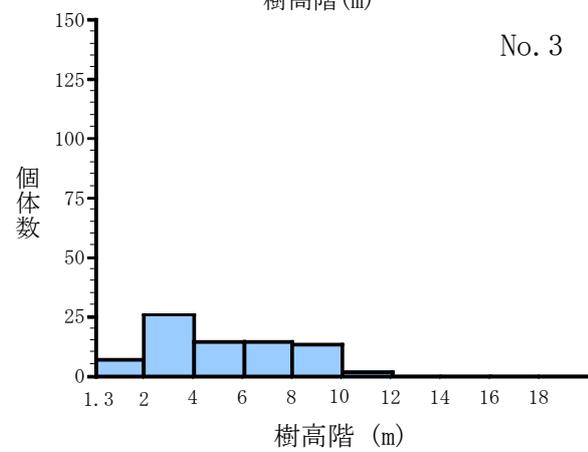
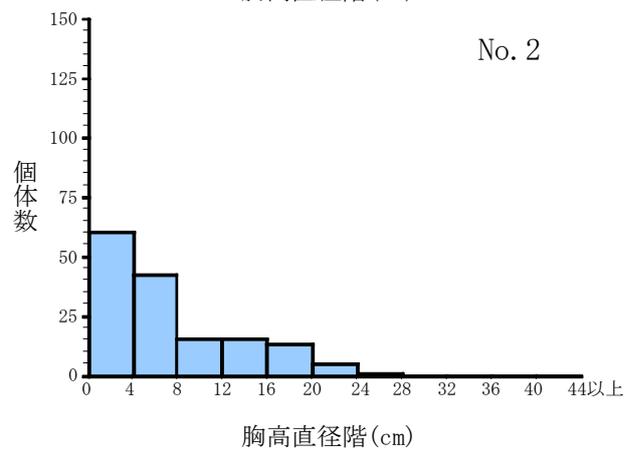
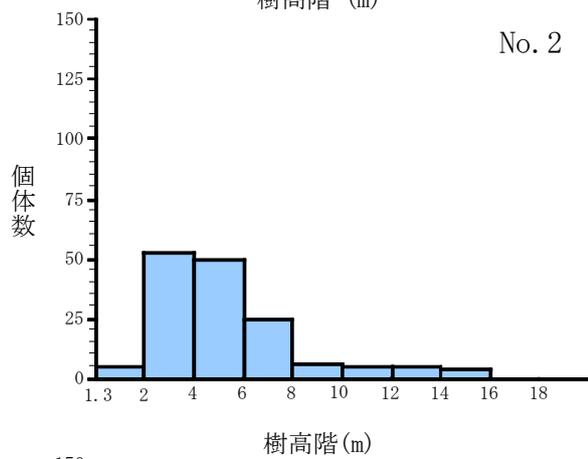
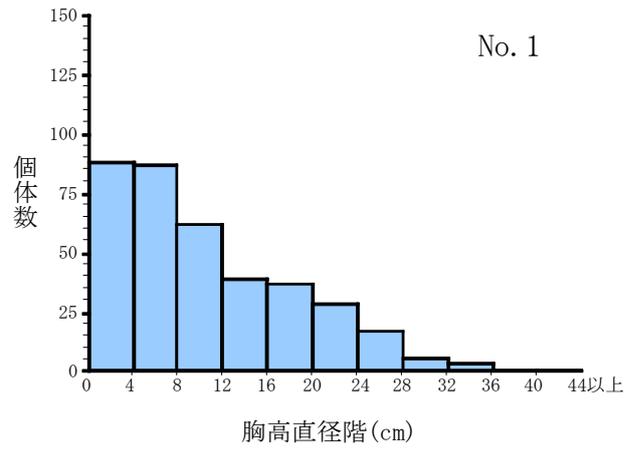
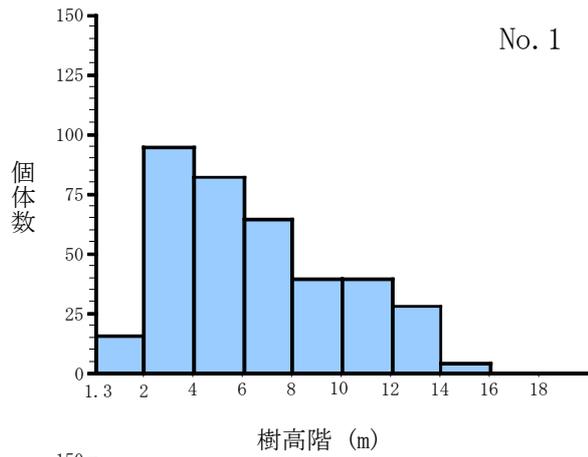


図 3-5 猪名川中流域のニセアカシア群落の各林分における樹高階分布および胸高直径階分布

ニセアカシア群落の組成を表 3-3 に示した。群落高は 12 から 15m, 階層構造は 4 から 5 層, 総出現種数は 21 から 33 種 (平均 27 種) で, 第 1 低木層ではニセアカシアが優占するが, エノキやムクノキといった在来の夏緑高木種も混生し, 第 2 低木層ではニセアカシア, エノキ, ムクノキがそれぞれ 1 から 15% の被度で混生していた。草本層にはスイバ, ヤブガラシ, イノコズチ, ヒガンバナなど河川で普通にみられる草本種が生育していた。方形区における外来植物の占める割合は 9.5 から 15.2% で (表 3-3), シャリンバイ, マサキ, アラカシ, フヨウなどの緑化樹木もみられた。

各方形区における生育する樹高 1.3m 以上の樹木の個体数, 平均樹高, 平均胸高直径を表 3-4 に示した。これをみると, 方形区 1-2 ではエノキの個体数の方がニセアカシアの方が多いが, その他の 3 方形区でニセアカシアの個体数が最も多く, ニセアカシア以外の樹木ではエノキの個体数が次いで多かった。また分布するエノキの平均樹高は 3.0m 以上, 平均胸高直径についても 2.9 cm 以上であり, 低木にまで成長した個体が多くみられた。

表 3-3 猪名川中流域におけるニセアカシア群落の種組成

方形区番号		1-1	1-2	2-1	3-1		
調査日		20031019	20031019	20031112	20031112		
面積 (㎡)		100	100	100	100		
高木層 高さ (m)		15	12	15	12		
亜高木層 高さ (m)		-	-	8	-		
第1低木層 高さ (m)		8	6	4.5	4.5		
第2低木層 高さ (m)		2	2	2	2		
草本層 高さ (m)		0.5	0.6	0.5	0.5		
高木層 植被率 (%)		70	80	40	80		
亜高木層 植被率 (%)		-	-	40	-		
第1低木層 植被率 (%)		50	30	70	30		
第2低木層 植被率 (%)		20	30	27	6		
草本層 植被率 (%)		25	50	20	85		
高木層 種数		2	3	1	2		
亜高木層 種数		-	-	1	-		
第1低木層 種数		5	5	4	3		
第2低木層 種数		6	8	7	7		
草本層 種数		17	27	19	33		
総出現種数		23	31	21	33		
帰化率 (%)		13.0	16.1	9.5	15.2		
種名	階層					出現頻度	
優占種							
● ニセアカシア	<i>Robinia pseudoacacia</i>	B1	65	60	40	80	4
		B2	•	•	40	•	1
		S1	30	15	5	25	4
		S2	6	1	1	3	4
● エノキ-ムクノキ群集 標徴種		K	•	0.1	0.1	0.1	3
エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	S1	5	15	50	•	3
		S2	6	15	15	•	3
		K	•	0.5	0.1	0.01	3
ムクノキ	<i>Aphananthe aspera</i>	S1	•	•	10	•	1
		S2	•	10	5	•	2
		K	1	0.5	0.1	•	3
緑化樹木種							
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i>	S1	•	5	•	•	1
		S2	•	1	•	•	1
		K	0.01	•	•	0.01	2
シャリンバイ	<i>Raphiolepis indica</i> var. <i>umbellata</i>	K	•	0.1	•	0.01	2
マサキ	<i>Euonymus japonicus</i>	K	•	•	0.2	0.2	2
● ツルニチニチソウ	<i>Vinca major</i>	K	6	•	•	•	1
● フヨウ	<i>Hibiscus mutabilis</i>	K	•	0.01	•	•	1
● ビワ	<i>Eriobotrya japonica</i>	K	•	0.1	•	•	1
外来草本							
● ニラ	<i>Allium tuberosum</i>	K	•	45	3	0.01	3
● シヤクチリソバ	<i>Fagopyrum cymosum</i>	K	0.1	•	•	•	1
● ベニカタバミ	<i>Oxalis brasiliensis</i>	K	•	0.1	•	•	1
● セイヨウカラシナ	<i>Brassica juncea</i>	K	•	•	•	0.1	1
● ノウゼンカズラ	<i>Campsis grandiflora</i>	K	•	•	•	0.1	1
● セイタカアワダチソウ	<i>Solidago altissima</i>	K	•	•	•	0.01	1
在来種							
ヘクソカズラ	<i>Paederia scandens</i>	S2	•	•	0.1	0.1	2
		K	0.1	0.05	0.5	0.01	4
イノコズチ	<i>Achyranthes bidentata</i> var. <i>japonica</i>	S2	•	•	1	•	1
		K	0.1	0.5	0.5	0.01	4
ヤブガラシ	<i>Cayratia japonica</i>	S1	•	0.5	•	•	1
		S2	5	1	0.5	•	3
		K	•	1	•	•	1
ツユクサ	<i>Commelina communis</i>	K	0.1	0.2	0.01	•	3

表 3-3 つづき

方形区番号			1-1	1-2	2-1	3-1	
クズ	<i>Pueraria lobata</i>	B1	5	2	•	10	3
		S1	5	1	•	15	3
		S2	•	1	•	2	2
		K	3	1	•	1	3
スイバ	<i>Rumex acetosa</i>	K	1	1	•	0.01	3
ヒガンバナ	<i>Lycoris radiata</i>	K	1	1	•	1	3
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i>	S1	5	•	•	•	1
		S2	1	0.2	•	•	2
		K	0.1	•	•	•	1
カラスウリ	<i>Trichosanthes cucumeroides</i>	S1	•	•	5	•	1
		S2	2	•	5	•	2
ノイバラ	<i>Rosa multiflora</i>	S2	1	•	•	•	1
		K	•	•	0.01	0.01	2
センダン	<i>Melia azedarach</i> var. <i>subtripinnata</i>	B1	•	20	•	•	1
		S1	5	•	•	•	1
		S2	•	1	•	0.01	2
		K	•	0.1	•	0.01	2
クコ	<i>Lycium chinense</i>	K	1	•	0.1	•	2
カキドオシ	<i>Glechoma hederacea</i> subsp. <i>grandis</i>	K	•	•	0.05	10	2
ヤハズエンドウ	<i>Vicia angustifolia</i>	K	•	•	0.01	0.5	2
ヨツバムグラ	<i>Galium trachyspermum</i>	K	•	•	0.1	2	2
ヨモギ	<i>Artemisia princeps</i>	K	•	•	0.1	0.01	2
アキニレ	<i>Ulmus parvifolia</i>	S2	•	•	•	0.2	1
		K	•	•	•	0.1	1
イタドリ	<i>Reynoutria japonica</i>	S2	•	•	•	0.1	1
		K	•	•	•	0.1	1
ヌルデ	<i>Rhus javanica</i> var. <i>roxburghii</i>	S1	•	•	•	5	1
		S2	•	•	•	1	1
		K	•	•	•	1	1
ノビル	<i>Allium grayi</i>	K	7	•	•	•	1
クサマオ	<i>Boehmeria nipononivea</i>	K	3	•	•	•	1
ヤマヤブソテツ	<i>Cyrtomium fortunei</i> var. <i>clivicola</i>	K	0.5	•	•	•	1
キケマン	<i>Corydalis heterocarpa</i> var. <i>japonica</i>	K	0.1	•	•	•	1
カラムシ	<i>Boehmeria nipononivea</i>	K	•	2	•	•	1
テキリスゲ	<i>Carex kiotensis</i>	K	•	0.2	•	•	1
ヤブソテツ	<i>Cyrtomium fortunei</i> var. <i>fortunei</i>	K	•	0.2	•	•	1
ジャノヒゲ	<i>Ophiopogon japonicus</i>	K	•	0.1	•	•	1
ヤブラン	<i>Liriope platyphylla</i>	K	•	0.1	•	•	1
テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i>	K	•	0.05	•	•	1
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i>	K	•	0.01	•	•	1
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	K	•	0.01	•	•	1
ベニシダ	<i>Dryopteris erythrosora</i>	K	•	0.01	•	•	1
ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i>	K	•	0.01	•	•	1
ギンギシ	<i>Rumex japonicus</i>	K	•	•	0.05	•	1
アケビ	<i>Akebia quinata</i>	K	•	•	0.01	•	1
ミドリハコベ	<i>Stellaria neglecta</i>	K	•	•	•	7	1
ヤエムグラ	<i>Galium spurium</i> var. <i>echinospermon</i>	K	•	•	•	0.5	1
キジムシロ	<i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i>	K	•	•	•	0.01	1
ノゲシ	<i>Sonchus oleraceus</i>	K	•	•	•	0.01	1
ヤブジラミ	<i>Torilis japonica</i>	K	•	•	•	0.01	1
アキノエノコログサ	<i>Setaria faberi</i>	K	•	•	•	0.01	1
その他の種							
イネ科の一種 1	<i>Poaceae</i> sp.1	K	•	•	15	45	2
ヒルガオ科の一種	<i>Convolvulaceae</i> sp.	K	•	•	0.01	0.01	2
イネ科の一種 2	<i>Poaceae</i> sp.2	K	2	•	•	•	1
セリ科の一種	<i>Umbelliferae</i> sp.	K	•	0.05	•	•	1
スゲ属の一種	<i>Carex</i> sp.	K	•	•	2	•	1
カヤツリグサ科の一種	<i>Cyperaceae</i> sp.	K	•	•	•	0.01	1
イネ科の一種 3	<i>Poaceae</i> sp.3	K	•	•	•	20	1

表 3-4 猪名川中流域のニセアカシア群落に生育する樹木の生育密度，平均樹高および平均胸高直径

林分番号		1			2			3			平均個体密度 (個体数/100m ²)			
方形区番号		1-1		1-2		2-1		3-1						
種名		(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)				
ニセアカシア	<i>Robinia pseudoacacia</i>	28	6.7	9.8	17	7.8	10.1	23	8.1	9.3	41	6.2	5.5	27.3
エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	5	3.4	3.9	19	3.6	3.0	21	3.0	2.9	0	-	-	11.3
センダン	<i>Melia azedarach</i> var. <i>subtripinnata</i>	2	4.7	4.3	4	9.8	14.6	0	-	-	0	-	-	1.5
ムクノキ	<i>Aphananthe aspera</i>	0	-	-	2	3.0	1.9	4	2.7	2.1	0	-	-	1.5
ヌルデ	<i>Rhus javanica</i> var. <i>roxburghii</i>	0	-	-	0	-	-	0	-	-	4	2.3	2.7	1.0
アカメガシワ	<i>Mallosus japonicus</i>	3	4.2	3.4	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0.8
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i>	0	-	-	2	4.0	4.3	0	-	-	0	-	-	0.5
クコ	<i>Lycium chinense</i>	0	-	-	0	-	-	1	1.8	0.6	0	-	-	0.3
全体		38	-	-	44	-	-	49	-	-	45	-	-	44

(1) 密度(個体数/100m²) (2)平均樹高 (m), (3) 平均胸高直径(cm)

4) 河川敷における面積拡大の変遷

1985年から2003年にかけての調査地におけるニセアカシア群落の分布の変遷を図3-6に示した。1985年の空中写真ではニセアカシア群落の分布は確認できなかったが、1989年には小規模な5つの林分が確認された。1995年には1989年でみられた林分のうち、下流側4つの林分が2003年時の林分1の元となる一つの林分にまとまり、2つの林分となっていることが確認された。1999年には1995年と比較して林分数や分布位置に大きな違いはみられなかったが、2003年には1999年までに確認された林分以外に上流側に2つの小規模な林分（林分3，4）を加えた4つの林分が確認された。このことから、林分1，2は1985年から1989年の間に成立し、約19年間で最大群落高15mの林に、林分3，4は1999年から2003年の間に成立し、約5年間で最大群落高10mの林分に成長したと推定された。各年代におけるニセアカシア群落の面積の変遷をみると、1989年は2086 m²，1995年は4108 m²，1999年は4900 m²，2003年は6110 m²であり、ニセアカシア群落の分布面積は1985年から2003年にかけて増加傾向を示していた（図3-7）。

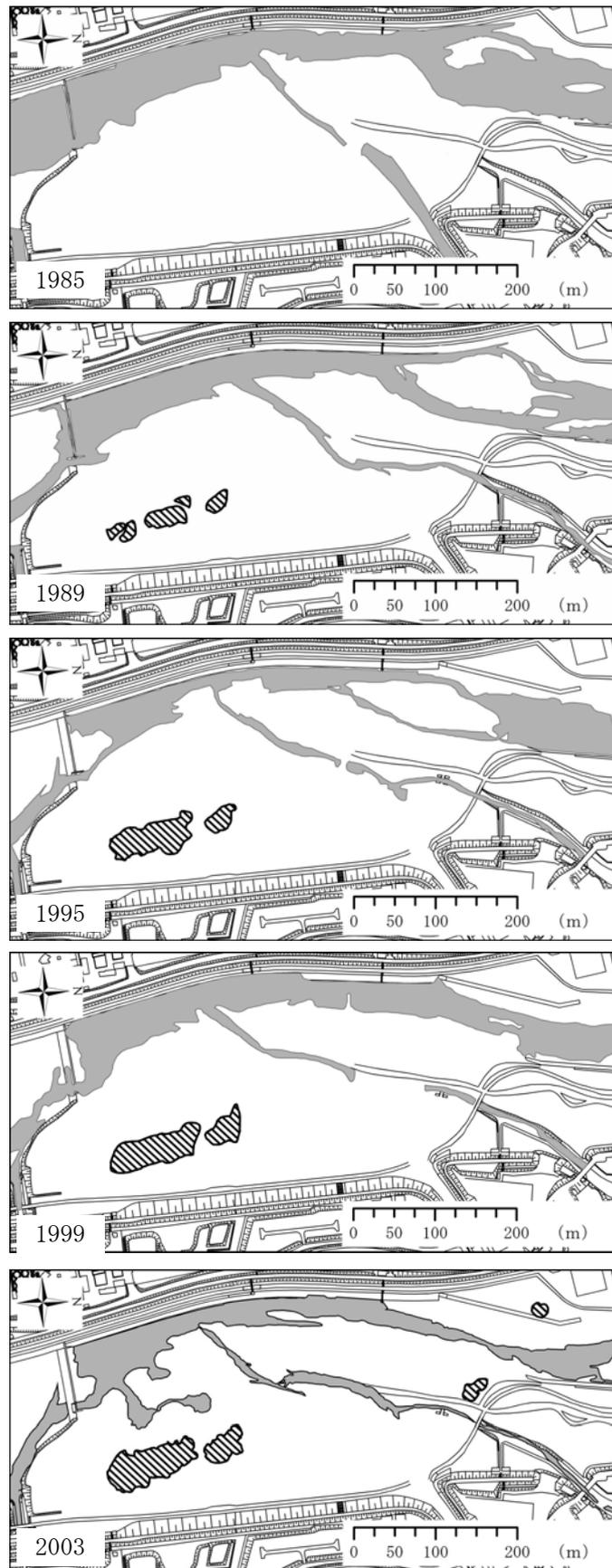


図 3-6 猪名川中流域におけるニセアカシア群落の分布の変遷

▨はニセアカシア群落の広がりを示す。

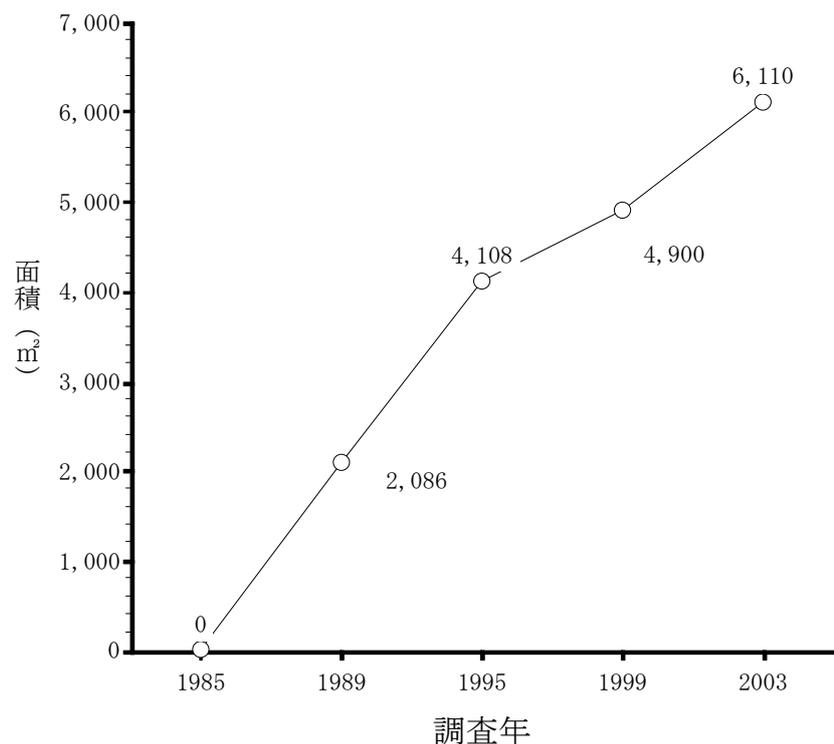


図 3-7 猪名川中流域におけるニセアカシア群落の面積の経年変化

4. 考察

1) 野外での種子供給源の多数形成

ニセアカシアの年間供給可能量の変化をみる（図 3-2）と、年々減少傾向にあり 2003 年ではピーク時（1983 年）の 5% 程度までに減少しているものの、依然として約 3.3 万本が供給されていることから、国内において現在も種子供給源となる本種による緑地形成が進んでいることが予想される。また、1981 年から 2003 年に至るまでの 23 年間の累積供給可能量は約 700.4 万本に達しており（図 3-2）、これまでのニセアカシアの野外への供給量は膨大であるといえる。さらに国内の主要河川の 78.0% においてニセアカシア群落が成立しその総面積は 2350.6 ha に達していることや、本種は国内で明治初期より治山緑化・海岸林形成に多用されており山地や海岸での優占群落の形成も確認されている（前河・中越 1996, 大手ほか 1978, 大手・加藤 1978, 前河・中越 1997）ことを考慮すると、野外にはニセアカシアの種子供給源が多数形成されているといえる。

2) 優占群落形成による在来植生の成立阻害

本調査により猪名川の河川敷において約 700 本のニセアカシアが分布し、稚樹から成木まで様々なサイズの個体からなる優占群落は 4 林分成立していることが明らかとなった(表 3-2)。ニセアカシア優占群落の組成をみると、外来植物の割合は 9.5 から 15.2% (表 3-3)といずれも猪名川の植物相の帰化率(31.7%)(外来種影響・対策研究会, 2001)よりも低かったが、シャリンバイ、マサキ、アラカシ、フヨウなどの、河川敷に自生しない都市域の緑化によく用いられる緑化樹木が含まれていた。一般に都市域に隣接する森林群落には緑化樹木が多く侵入することで知られている(石田ほか 1998, 服部ほか 1996)。また、これらの緑化樹木は本調査地の上流右岸河川敷に位置する猪名川運動公園や上流左岸河川敷に位置する東久代公園などにおいて植栽されていた。これらのことから、本群落内でみられた緑化樹木は調査地に隣接する植栽群から供給されたものと推測された。

林内に生育する樹高 1.3m 以上の樹木の個体数をみると、ニセアカシアに次いでエノキが多かった(表 3-4)。エノキは西日本のヤブツバキクラス域の沖積平野に発達する河畔林であるエノキ-ムクノキ群集(宮脇編著 1984)の林冠構成種であり、猪名川でも改修によって生じた廃川敷にエノキ-ムクノキ群集が残存していることから、冠水頻度の低い河川敷の潜在自然植生はエノキ-ムクノキ群集であると推定される。以上のことから、現在ニセアカシア群落は成立している立地には、本来は在来植生であるエノキ-ムクノキ群集が成立すると考えられ、ニセアカシアは在来植生の成立を阻害しているものと思われる。崎尾(2003)は、ブナ帯の溪畔域に成立する在来樹種が中下層木として混交するニセアカシア林においてニセアカシアのみを伐採除去した実験の結果を報告し、伐採除去後 4 年間で中下層木が繁茂することによりニセアカシア切り株からの萌芽再生を抑制できることを示している。このことから猪名川中流のニセアカシア群落においても、ニセアカシアの選択的除去により下層に混交するエノキを中心とする群落へと遷移する可能性がある。

3) 侵入地における群落面積の拡大

猪名川中流域において、ニセアカシア群落の面積は 1989 年から 2003 年にかけての 2086 m²から 6110 m²へと年を経るごとに増加し、15 年間で約 3 倍に拡大した(図 3-7)。また、ニセアカシア群落の侵入、優占化が認められた国内の主要河川の 74.1%において、ニセアカシア群落の面積拡大が確認された(表 3-1)。以上のことから、ニセアカシアの面積拡大は侵入後の経過年数に比例して増加する傾向にあり、面積拡大の現象は国内の多数の地域において生じているものといえる。国内主要河川においてニセアカシア群落の成立が

確認された河川は 63 河川であり、個体の逸出が確認された河川数（96 河川）に比べ少ないが、猪名川中流域のように個体の侵入から約 20 年間という比較的短期間に優占群落が形成された事例もあることから、本種の逸出が確認された河川においても優占群落化することが推測される。

4) ニセアカシアの侵略性

本研究の結果と既存文献からわかるニセアカシアの現状と生態的特性を図 3-8 に整理し、その侵略性を考察した。まず苗木の大量供給により海岸砂防林や全国各地の河川上流域山地での大規模治山緑化により優占群落形成され、特に河川上流域で形成された優占群落が種子供給源となって下流の河川敷に多数のニセアカシアの逸出が起きていると考えられる。そのため、これら上流域のニセアカシア群落の減少や規模の縮小・消失が起こらないかぎり、今後もニセアカシアは継続して河川敷に侵入し続ける可能性が極めて高いといえる。

河川では全国の広い範囲で逸出個体の分布や優占群落の形成が確認されている（図 3-4，表 3-1）。またニセアカシアの実生の定着は砂州上に集中して起こる（福田ほか 2005）ほか、洪水攪乱による萌芽再生によって急激な樹林化が促進される（清水ほか 2001，清水・長田 2002）など、種子繁殖と栄養繁殖の両方により侵入・定着・分布拡大が促進されている。このことから、河川敷に定着した個体群からの二次的拡散の可能性は高いと考えられる。

河川敷で成立した優占群落は 15～30 年の比較的短期間に急速に面積を拡大し（図 3-7）、河川の在来植生の成立を阻害していること（表 3-3，表 3-4）が確認されており、種子繁殖と栄養繁殖の両方により侵入・定着・分布拡大が促進されていることを考慮すると、面積拡大による在来植物・植生の生育・成立阻害は今後も継続・拡大することが予想される。

森林域では治山緑化されたニセアカシアが近隣の崩壊地や在来植生内に侵入することが確認されており（前河・中越 1996）、今後もその傾向は拡大するものと考えられるが、森林域での面積拡大の研究例はなく、今後検証してゆく必要がある。また、ニセアカシアの倒壊後も本来成立すべき在来植生に移り変わらない偏向遷移が生じていることが確認されている（前河・中越 1996）。しかし、これらについては、研究事例が少ないことから国内に普遍的に生じる事象であるか検証する必要がある。

外来樹木の、在来の植物の多様性に対する侵略性を整理すると、影響の小さい順に①定

着による植物相の異質化，②優占群落形成による植物群落相の異質化，③被陰による在来植物の排除，④土地占有による在来植物群落の排除が考えられる．ニセアカシアについては現段階では国内の多くの河川で①②③④を発現しており，その侵略性は極めて高いといえる．また野外への侵入は既存の治山緑化により形成された優占群落からだけでなく，河川敷に成立した優占群落からも継続して生じると予想されることから，ニセアカシアによる在来の植物の多様性に対する侵略性は今後も拡大すると考えられる．

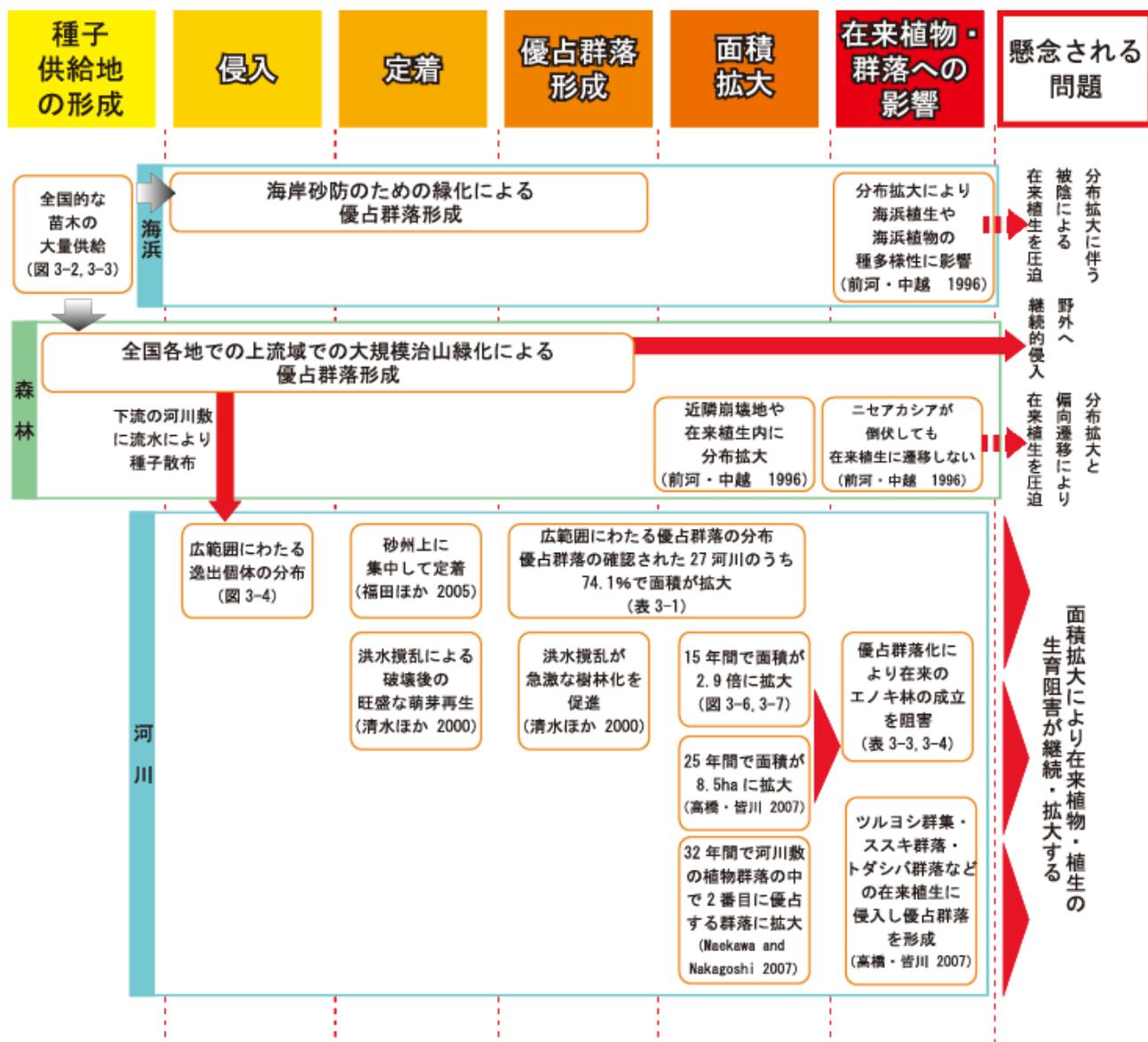


図 3-8 明らかとなった現状と生態的特性から考えられるニセアカシアの侵略性．横軸に侵略の段階を置き，それぞれの侵略段階で明らかにされている現状と生態的特徴について整理，懸念される問題との関係性を示した．

第4章 外来樹木（モウソウチク）の悪影響下における病害発生が里山の生物多様性に与える影響

1. 目的

モウソウチクは中国原産の高さ 25m, 直径約 20cm に達するタケ科マダケ属の常緑植物で, 1736 年に国内に持ち込まれ, 現在では北海道函館市を北限に各地で栽培され(鈴木 1996), 主に食用として用いられてきた. 本種の優占する竹林は, かつてはタケノコ栽培や竹材生産を主目的として国内各地で広く植栽され定期的管理が施されていたが, 戦後のプラスチック製品の普及や外国からの安価なタケノコの輸入により国内の竹材の価値は低下したことにより, タケノコ栽培林・竹材林としての管理が放棄されたモウソウチク林が増加している(柴田 2003). モウソウチク林の管理放棄は, タケ類の周辺の二次林などへの侵入 (Okutomi et al 1996, 瀬嵐ほか 1989, 鈴木ほか 2005) やタケの分布拡大・竹林面積の拡大 (鳥居・井鷲 1997, 鳥居 1998, 三宅ほか 2000, 大野ほか 1999, 甲斐・辻井 2004, Isagi and Torii 1998, 片野田 2003, 小泉ほか 2003, 山本ほか 2004, 西川ほか 2005, 明石ほか 2006) を招いている. それによって里山における植物の種多様性の低下 (瀬嵐ほか 1989), 里山景観の単純化, 森林の防災機能の低下(日浦ほか 2004) といった問題を招いている.

さらに近年, 竹林が, タケ類天狗巣病 (Witches' - broom of bamboo, 以後, 天狗巣病と呼び) を発症して衰退・枯死していることが報告されている. 本病気の病原菌 *Aciculosporium take* Miyake は中国本土および台湾に分布する(小林 1992)ほか, 国内では少なくとも京都府, 岐阜県, 東京都, 奈良県, 岡山県, 静岡県, 千葉県, 茨城県, 兵庫県で確認されている (Tsuda et al 1997, 田中ほか 2002) が, 田中ほか(2002)が三宅(1908)の考察を引き, 本病原菌が日本に古くから土着しているものではなく明治期以前に海外から侵入し, 漸次国内に分布を拡大している可能性を指摘していることから, 海外に由来を持つ可能性のある病原菌である. 本病の症状が進行すると竹林内のほとんどの稈が枯死する可能性があることから, 本病の蔓延によって里山地域の景観や植物の種組成に大きな変化が生じる等の生物多様性への負の影響が生じる可能性やそれに伴う竹資源の枯渇, 景観の激変, 防災上の問題が生じる可能性が懸念される.

そこで本研究では, 外来樹木モウソウチクの蔓延がもたらす生物多様性への負の影響に加え, さらに天狗巣病の蔓延することによって, 里山地域における生物多様性に対してど

のような影響が生じているかを明らかにすることを目的とした。

2. 材料

調査対象である天狗巢病は、原因菌であるバツカクキン科(麦角菌科, Clavicipitaceae)の糸状菌の一種 *Aciculosporium take* Miyake の感染により発症するタケ類の病気で(岡村編 1991, 小林ほか 1992), 発症した枝は細かい非常に多くの節を持った蔓状になり, さらにそれらの節から無数の蔓状の枝を出し箒状となることを繰り返して鳥の巢状(いわゆる天狗巢状)の症状を示す(岡村編 1991). 本病を発症した枝には正常葉が少なく鱗片状の小さな葉が付くために同化作用がほとんど行われないうえ, 無数の病枝形成に養分が消費されて地下茎の貯蔵養分が不足するために, 筍の出が悪くなって竹林は荒廃する(岡村編 1991). 発症した竹は地上部と地下部の養分の平衡を失い次第に衰弱し(上田 1963), 病勢が進むと枝葉も褐変し, さらには枯死に至る(田中ほか 2002)ため, 竹林に最も甚大な被害を与える病害として明治時代後期からよく知られていた(原 1908, 坪井 1908, 上村ほか 1962, 篠原 1965). 京都大学農学部生産生態学科の田中千尋准教授(私信 2005年11月9日)によれば, 天狗巢病は昭和7年(1932年)頃と昭和38年(1963年)頃に国内で大発生している。

天狗巢病は3~6年生以上の古竹に発生しやすいといわれ(上田 1974, 室井 1977, 室井 1994), 竹林の管理を怠ると発症しやすい病害であることで知られているが, 日陰に生育する竹や新竹にも伝染しやすいとされている(岡村 1991). 本病の対処法については, 発生後の薬剤による防除は難しく, 古竹の伐採による発症予防と発症程の伐採焼却処分による蔓延予防が有効とされており多数の竹の栽培・園芸書に記載されている(室井 1963, 田中ほか 2002, 上田・伊佐 1974, 室井 1977, 岡村編 1991). 多くの竹林が経営管理されていた時代には, 竹林所有者の間では天狗巢病を発症させることは所有者の不名誉とされていた。

A. *take* の感染は, 本菌の分生子が宿主であるタケ類に付着して枝や稈の頂部にある生長点に寄生することで起こる(篠原 1967, 田中ほか 2002). また, その伝搬様式は, 雨滴などの水滴内に本菌の分生子が侵入し, その水滴がタケ類の枝や稈の頂部に付着して本菌の分生子が生長点に感染する「雨滴伝搬」といわれる様式と考えられている(篠原 1967, 田中ほか 2002).

A. *take* は宿主特異性が低く, 日本国内では野外においてマダケおよびモウソウチクを含む6属19種8変種8品種2園芸品種のタケ類, ササ類に感染することが確認されている

(田中ほか 2002).

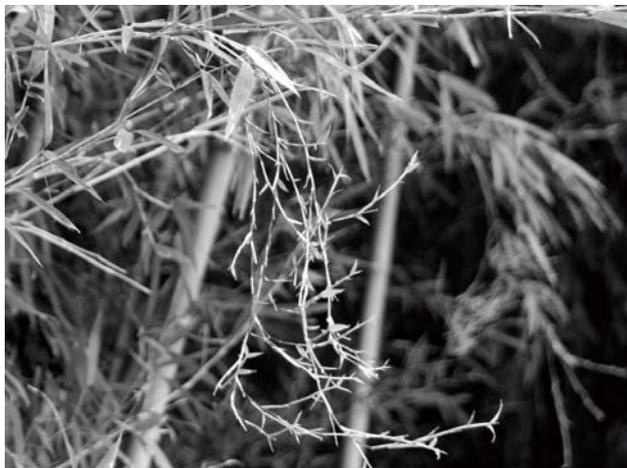
3. 調査方法

1) 天狗巣病による竹林の衰退状況

天狗巣病による竹林の衰退の可能性を明らかにするために，国内の主要な大型タケ類の本病の発症状況および衰退状況を調査した．外来の大型タケ類としてモウソウチク群落を，在来の大型タケ類としてマダケ群落を調査対象とした．

現地調査では，モウソウチク群落およびマダケ群落を踏査し，各調査地点の位置，天狗巣病の発症状況および林分の枯損状況の3項目について記録した．なお，調査地点のほとんどは伐竹管理の形跡のないものであり，管理がなされている林分に遭遇することは極めてまれであったため，管理状況に関しては記録しなかった．位置についてはGPS(Garmin社製 e-trex VISTA)を用いて測位し緯度，経度を記録した．発症状況については，モウソウチク群落およびマダケ群落の林縁部および林冠部を肉眼（高所は倍率10倍の双眼鏡）にて隈なく観察し，萎縮して小鱗片状となった葉をともなう蔓状の枝または箒状の枝（図4-1）が確認された場合に，天狗巣病の発症と判定した．

(a)



(b)



図 4-1 天狗巣病発症の判定に用いたタケ類枝葉に生じる病状．a: 蔓状，b: 箒状．

林分の枯損状況については、群落全体を観察し、天狗巣病の発症の有無と調査林分の面積に対する枯死稈被度から判定する枯死度によって評価した。枯死度の判定基準は以下に示す5段階とした。なお稈の枯死の原因については、(1)枯死稈の枝に本病の病状（箒状、蔓状）が残存していること、(2)枯死稈の周辺に症状が重度に進行している発症稈が多数確認されることを基準として判断した。

枯死度 1：天狗巣病の発症が確認できない

枯死度 2：天狗巣病が発症し、枯死稈被度が林分面積の25%未満。

枯死度 3：天狗巣病が発症し、枯死稈被度が林分面積の25%以上50%未満

枯死度 4：天狗巣病が発症し、枯死稈被度が林分面積の50%以上75%未満

枯死度 5：天狗巣病が発症し、枯死稈被度が林分面積の75%以上

調査林分の選定にあたっては、調査林分同士が近接することを避けるため少なくとも500m以上離れており、面積が100 m²～10000 m²程度(目測)のものを選定し、開花や除草剤による枯死林分は調査対象としなかった。

調査は市レベル、県レベル、西日本レベルの3つの空間レベルに分けて実施した。市レベルの調査は、三田市を調査範囲として2005年8月から9月にかけて実施した。また、発症林分における天狗巣病の病徴について記録した。調査結果をもとにモウソウチクとマダケのそれぞれについて、総調査地点数に対する発症林分の割合（発症率）および各枯死度の割合を算出し、両種の発症状況を比較した。

県レベルの調査は、兵庫県を調査範囲として2006年7月から9月にかけて行った。県内を広範囲に調査するため、県下を31地区に区分している2次メッシュ（1/5万地形図）を表4-1に示すように組み合わせた19の調査地区に分け、各調査地区においてモウソウチク群落4林分以上、マダケ群落5林分以上を調査した。県レベルと市レベルの調査をとりまとめ、県内におけるモウソウチク群落とマダケ群落の天狗巣病による枯死状況を分布図に示すとともに、モウソウチク群落とマダケ群落のそれぞれについて総調査地点数に対する発症林分の割合（発症率）、総調査地点数に対する各枯死度の割合を算出した。

表 4-1 兵庫県における各調査地区での調査地点数

地区 番号	1/5万地形図 図幅名	モウソウチク 群落	マダケ 群落
1	浜坂・香住	9	7
2	城崎・宮津	5	5
3	若桜・村岡	7	8
4	出石・大江山	9	7
5	坂根・大屋市場	5	5
6	但馬竹田・福知山	5	5
7	佐用	5	5
8	山崎	5	5
9	生野	4	6
10	篠山	5	5
11	園部	5	5
12	上郡	5	5
13	龍野	4	6
14	北条	4	6
15	播州赤穂・姫路	4	6
16	高砂	4	6
17	須磨・洲本	5	5
18	鳴門海峡・由良	4	6
19	神戸・大阪西北部・広根	11	26
合計		105	129

全国レベルの調査は、九州，四国，中国，近畿地方の兵庫県以西に位置する西日本の17県および参考として静岡県，新潟県，宮城県の3県を調査範囲とし，2005年8月から2007年11月にかけて，モウソウチク群落570地点，マダケ群落711地点，合計1281地点で行った。調査地点は，各県において平地から山間部を通る任意の主要街道をルートと設定して，その周辺の平地，山麓部，山地斜面，河川敷など様々な立地に成立する群落から選定した。解析では，各県のモウソウチク群落とマダケ群落のそれぞれについて総調査地点数に対する発症林分の割合（発症率），総調査地点数に対する各枯死度林分の割合を算出した。また，モウソウチク群落とマダケ群落とが隣接している121地点について，群落の種類と天狗巣病発症の有無とのクロス集計を実施した。

2) 衰退林分における種組成の変化

天狗巣病による竹林の衰退後の生物多様性の変化について明らかにするために、健全な林分と発症林分に実面積 100 m²の調査区を設置し、植生調査を実施した。植生調査では、階層区分を行ったのち、各階層の高さと植被率(%)を目測により記録するとともに、階層ごとに全植物種のリストを作成し、各出現種の被度(%)を測定(目測)した。被度(%)の測定では単生する実生などのように 0.0001%以下の場合もあるが、本調査では 0.01%を最小の被度値とし、調査の簡素化を図った。解析では調査結果を表にまとめ、健全林分および発症林分の識別種を抽出し、両者の種組成を比較した。なお識別種は、群落適合度 V に該当する種とした(宮脇・奥田編 1990)。また、2つの林分の 100 m²あたりの出現種数の平均値を算出し、種多様性を比較した。

なお、この調査は兵庫県三田市にて実施した。本調査地は兵庫県の南東部にあって瀬戸内海へと流入する武庫川の中流部に位置している。気候は三田観測所における年間降水量は 1303 mm、年平均気温は 13.9℃、最寒月の月の平均気温は 2.4℃であり(気象庁 1958, 気象庁 1959)、温暖寡雨の瀬戸内式気候下にある。本調査地の大半は二次植生で、主にアカマツーモチツツジ群集とコナラーアベマキ群集が分布している(服部 2003)。本調査地の竹林はマダケ、モウソウチク、ハチクの単一優占か複数の混生群落で、いずれの竹林も種組成的には差が認められないことからマダケーモウソウチク群落にまとめられている(服部 2003)。

4. 結果

1) 天狗巣病による竹林の衰退状況

(1) 市レベル

三田市における天狗巣病の発症状況の結果を表 4-2 に示した。調査した林分数は 118 地点で、うちモウソウチク群落は 42 地点、マダケ群落は 76 地点であった(表 4-2)。モウソウチク群落では天狗巣病に発症した林分は全くみられなかったが、マダケ群落では発症していた林分の割合は 96.1%とほとんどの林分で発症が確認された(表 4-2)。なお、発症したマダケと混生するモウソウチク群落にも天狗巣病の発症はみられなかった。天狗巣病に発症した林分の枯死度をみると、マダケ群落では枯死度 1 が 3.9%、枯死度 2 が 44.7%、枯死度 3 が 25.0%、枯死度 4 が 15.8%、枯死度 5 が 10.5%で、天狗巣病の発症による枯死が進行した、枯死度 4・5 の林分が全体の約 1/4 を占めていた(表 4-2)。

表 4-2 竹林における天狗巣病発症状況および枯死の程度。()内は割合を示す。

発症状況	枯死度	優占種名		総計
		モウソウチク	マダケ	
健全	1	42 (100)	3 (3.9)	44 (37.3)
発症	2	0 (0)	34 (44.7)	35 (29.7)
	3	0 (0)	19 (25.0)	19 (16.1)
	4	0 (0)	12 (15.8)	12 (10.2)
	5	0 (0)	8 (10.5)	8 (6.8)
	小計	0 (0)	73 (96.1)	74 (62.7)
	総計	42 (100)	76 (100)	118 (100)

三田市内のモウソウチク群落およびマダケ群落の調査地点分布とその枯死度を図 4-2 に示した。両種の林分はいずれも三田市内全域に偏りなく分布していた。また、発症林分（マダケの枯死度 2 から枯死度 5）は三田市全域に偏りなく分布しているが、枯死度 5 のマダケ群落については三田市内東部に偏ってみられた。

発症林分内の病徴の観察結果についてみると、初期の病徴では稈の低い位置の枝先が天狗巣病を発症していた。また中程度の病徴では稈の頂部にも天狗巣病の症状がみられて樹勢が弱って稈がしなだれていたほか、一部の枝で落葉がみられた。さらに症状が進行すると、葉はすべて落ち、稈が枯死していた。稈の枯死が著しい林分では 1~3m 程度の新しい稈が多数発生していたがそれらの若い稈にも天狗巣病の病徴が認められた。

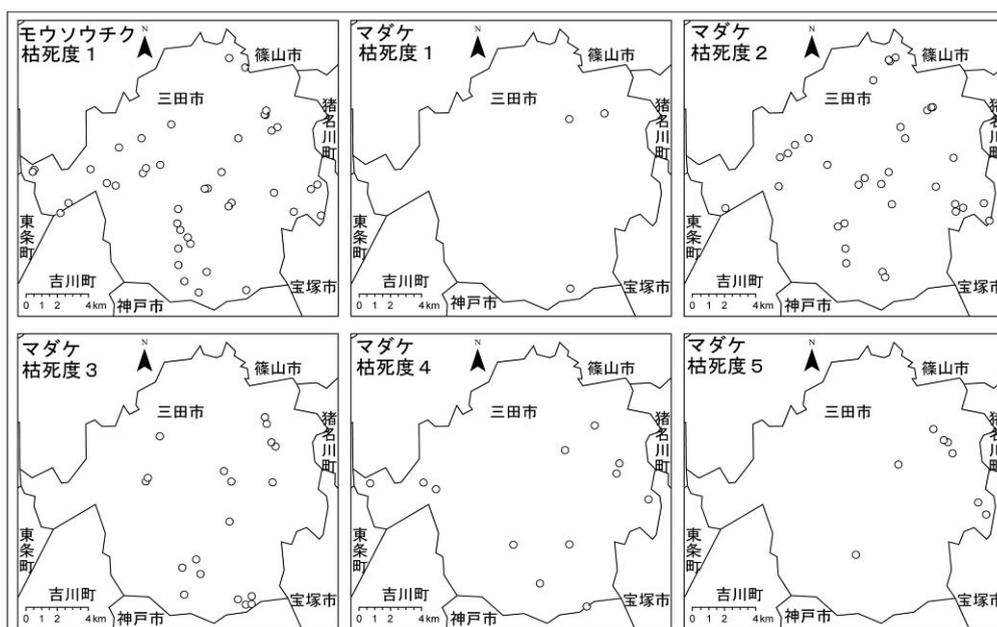


図 4-2 三田市内のモウソウチク群落およびマダケ群落の調査地点分布とその枯死状況

(2) 県レベル

兵庫県内の各調査地区における調査地点数を表 4-1 に示した。調査林分数はモウソウチク群落 105 林分，マダケ群落 129 林分で，解析は三田市の調査結果をあわせたモウソウチク群落 147 林分，マダケ群落 205 林分について行った。兵庫県全域における天狗巣病によるモウソウチク群落，マダケ群落の枯死状況を図 4-3，図 4-4 に示した。モウソウチク群落については発症林分が少なく，分布も阪神間から北部にかけて点在しており特別な傾向は認められなかった。マダケ群落については未発症林分が新温泉町，香美町，豊岡市，養父市および三田市内で確認されたが少数で，大半は枯死度 2 以上の発症林分であり県内全域で広がって分布していた。また，枯死の程度が高く林分の荒廃が目立つ枯死度 3 以上の林分は阪神間に比較的多く分布する傾向がみられた（図 4-4）。

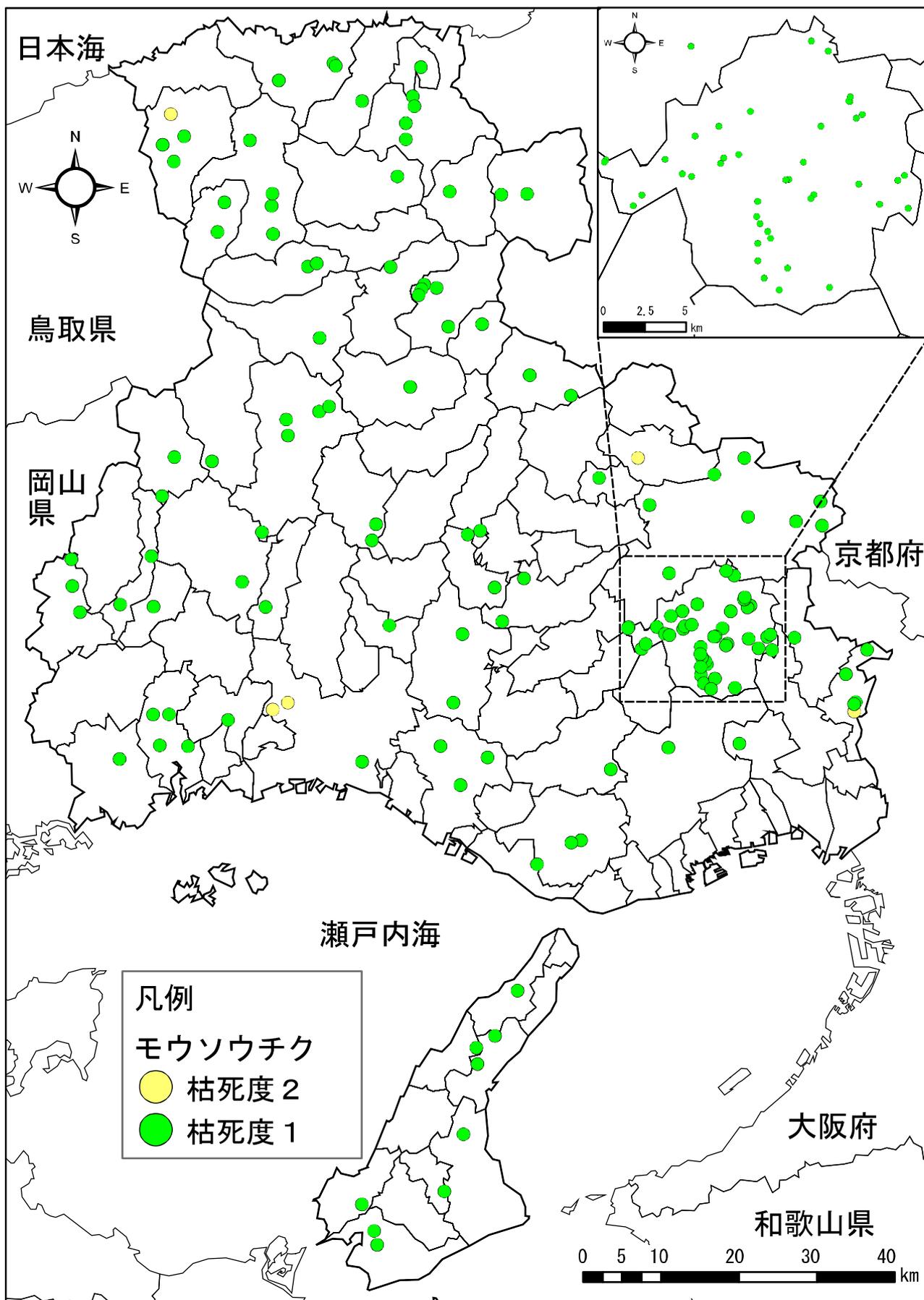


図 4-3 兵庫県における天狗巣病によるモウソウチク群落の枯死状況

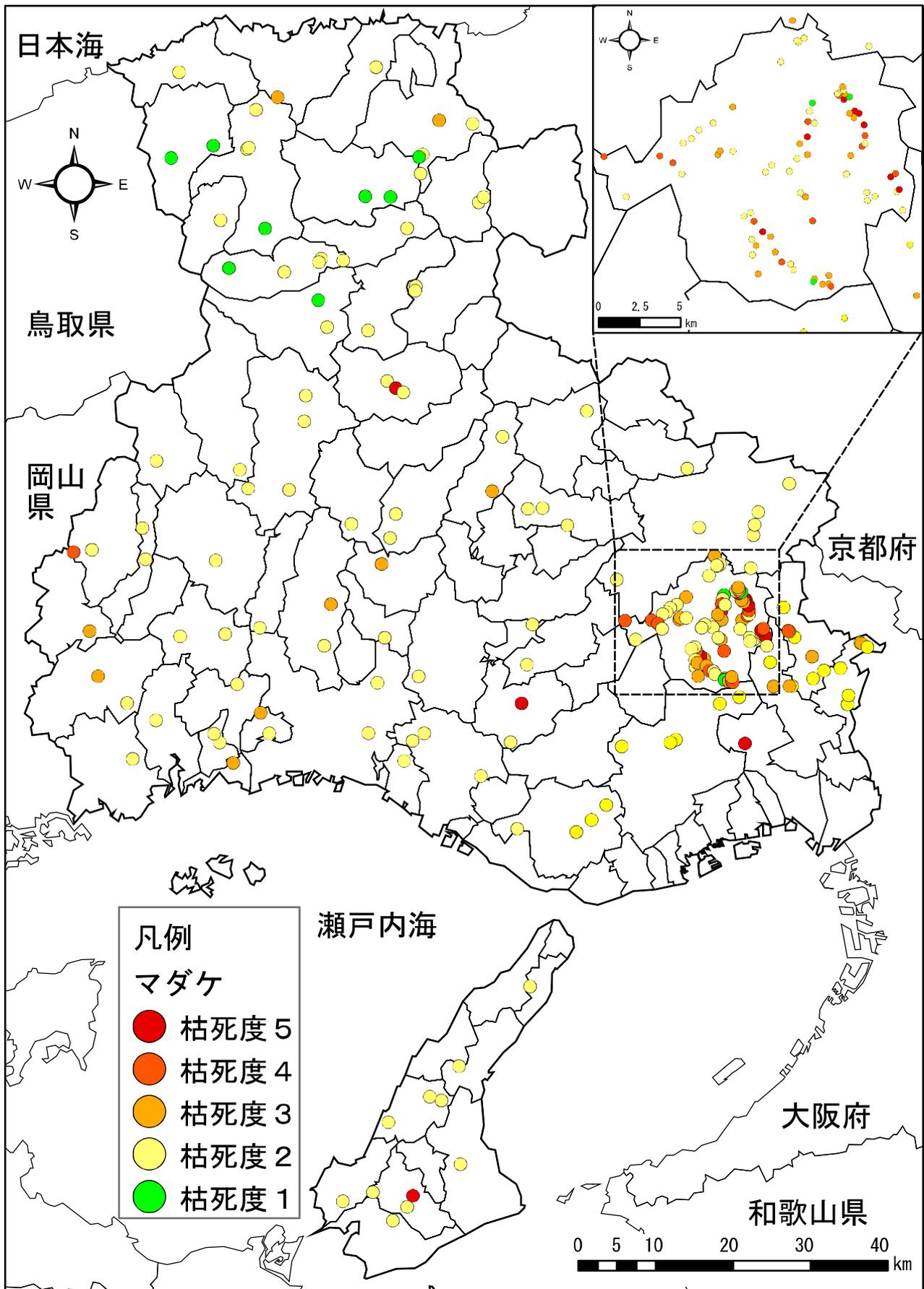


図 4-4 兵庫県における天狗巢病によるマダケ群落の枯死状況

表 4-3 にモウソウチク群落およびマダケ群落における天狗巢病の発症率および枯死度ごとの林分数とその比率を示した。モウソウチク群落についてみると、発症率は 3.4% で、発症林分はほとんどみられず、それらはすべて枯死の程度の軽い枯死度 2 の林分であった。マダケ群落とモウソウチク群落での発症率の差は 92.4 ポイントと非常に大きかった。マダケ群落についてみると、発症率は 95.6% と非常に高く、軽度の枯死度 2 から重度の枯死度 5 までのいずれの林分も確認された。枯死度ごとの林分数とその比率については枯死度 2 の林分が 136 林分 (66.3%) と最も多く、次いで枯死度 3 の林分が 32 林分 (15.6%) と多かった (表 4-3)。

表 4-3 兵庫県内のモウソウチク群落およびマダケ群落における天狗巢病の発症率および枯死度ごとの林分数とその比率

枯死度	モウソウチク林		マダケ林	
	林分数	比率 (%)	林分数	比率 (%)
1	142	(96.6)	9	(4.4)
2	5	(3.4)	136	(66.3)
3	0	(0)	32	(15.6)
4	0	(0)	17	(8.3)
5	0	(0)	11	(5.4)
総計	147	(100)	205	(100)
発症率 (%)	3.4		95.6	

(3) 西日本レベル

各県におけるモウソウチク群落の調査地点および天狗巣病の発症率を図 4-5 に示した。西日本についてみると、全体での発症率は 3.9%，発症率が 10%未満であった県は 15 県で、そのうち発症率が 0%であった県は、熊本県，長崎県，佐賀県，高知県，高知県，香川県の 6 県であった(図 4-5)。参考調査地についてみると、静岡県が発症率が 50%と高かったが、新潟県，宮城県については 10%未満と西日本と同様の傾向を示した(図 4-5)。

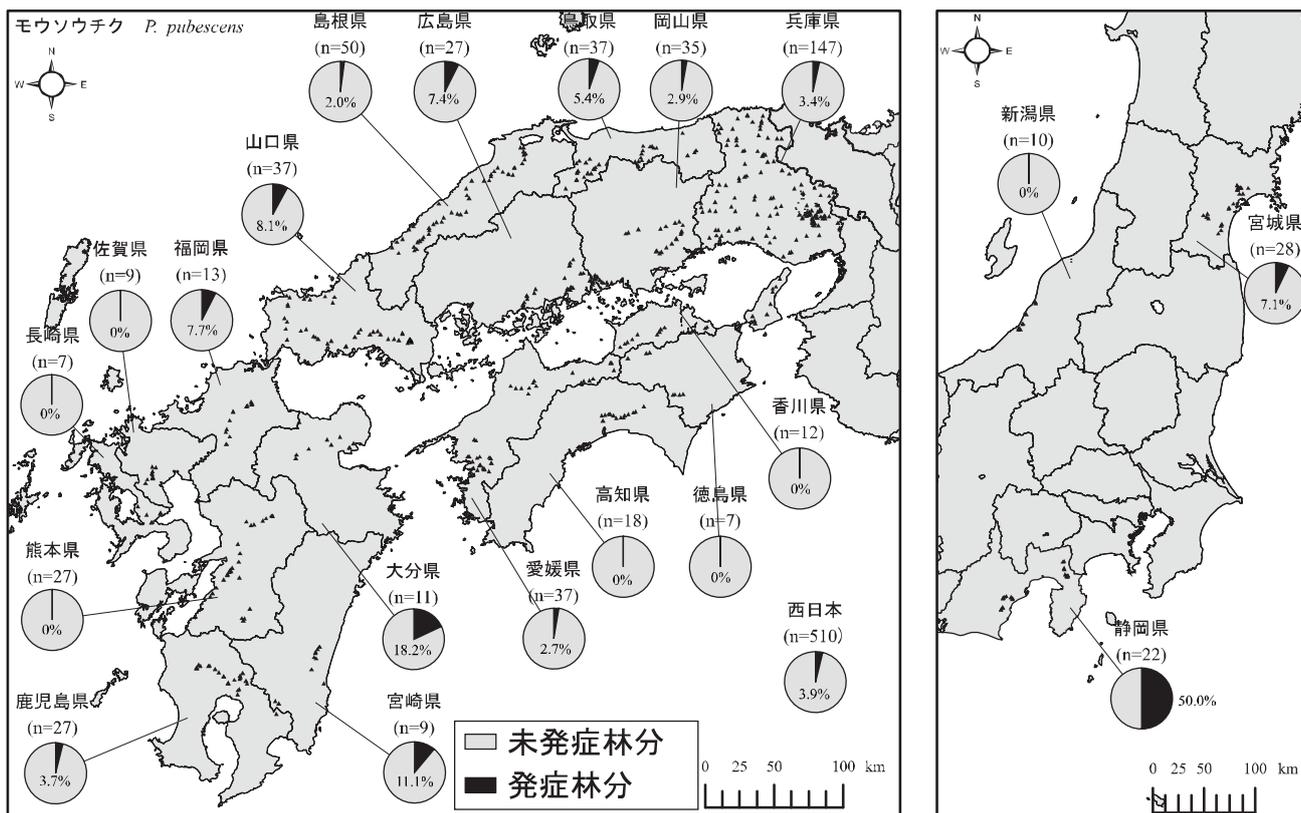


図 4-5 各県のモウソウチク群落における天狗巣病の発症状況

各県におけるモウソウチク群落の天狗巣病による枯損状況を表 4-4 に示した。西日本についてみると、重度枯損林分が確認された県は島根県の 1 県のみで、枯損状況の程度が比較的低い枯死度 3 以下の林分は鹿児島県、宮崎県、大分県、福岡県、愛媛県、山口県、広島県、鳥取県、兵庫県の 9 県において 2.7~18.2%の低頻度にみられた(表 4-4)。参考調査地についても西日本と同様に枯損状況の程度が比較的低い枯死度 3 以下の林分のみが確認され、静岡県で 50%、宮城県で 7.1%であったが、新潟県では天狗巣病発症林分が確認できなかった(表 4-4)。

表 4-4 各県における天狗巣病によるモウソウチク群落の枯損状況。数字は地点数を、() は県ごとに集計した比率(%)を示す。

地域		枯死度					Total
		1	2	3	4	5	
九州	鹿児島県	26 (96.3)	1 (3.7)	- (-)	- (-)	- (-)	27 (100)
	宮崎県	8 (88.9)	1 (11.1)	- (-)	- (-)	- (-)	9 (100)
	熊本県	27 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	27 (100)
	長崎県	7 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	7 (100)
	佐賀県	9 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	9 (100)
	大分県	9 (81.8)	- (-)	2 (18.2)	- (-)	- (-)	11 (100)
	福岡県	12 (92.3)	1 (7.7)	- (-)	- (-)	- (-)	13 (100)
四国	高知県	18 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	18 (100)
	愛媛県	36 (97.3)	1 (2.7)	- (-)	- (-)	- (-)	37 (100)
	徳島県	7 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	7 (100)
	香川県	12 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	12 (100)
中国・近畿	山口県	34 (91.9)	1 (2.7)	2 (5.4)	- (-)	- (-)	37 (100)
	島根県	49 (98.0)	- (-)	- (-)	- (-)	1 (2.0)	50 (100)
	広島県	25 (92.6)	2 (7.4)	- (-)	- (-)	- (-)	27 (100)
	岡山県	34 (97.1)	- (-)	1 (2.9)	- (-)	- (-)	35 (100)
	鳥取県	35 (94.6)	2 (5.4)	- (-)	- (-)	- (-)	37 (100)
	兵庫県	142 (96.6)	5 (3.4)	- (-)	- (-)	- (-)	147 (100)
西日本	合計	490 (96.1)	14 (2.7)	5 (1.0)	0 (-)	1 (0.2)	510 (100)
関東・東北 (参考値)	静岡県	11 (50.0)	11 (50.0)	- (-)	- (-)	- (-)	22 (100)
	新潟県	10 (100.0)	- (-)	- (-)	- (-)	- (-)	10 (100)
	宮城県	26 (92.9)	2 (7.1)	- (-)	- (-)	- (-)	28 (100)
総合計		537 (94.2)	27 (4.7)	5 (0.9)	0 (-)	1 (0.2)	570 (100)

各県におけるマダケ群落の調査地点の位置および天狗巣病の発症率を図 4-6 に示した。西日本についてみると、全体での発症率は 93.2%，発症率が 90% を越えた県の数は 14 県，そのうち発症率が最も高かったのは佐賀県（100%）で，最も低かったのは高知県（77.8%）であった（図 4-6）。参考調査地の静岡県，新潟県，宮城県についてもマダケ群落における本病の発症率の高さは西日本と同様であった（図 4-6）。

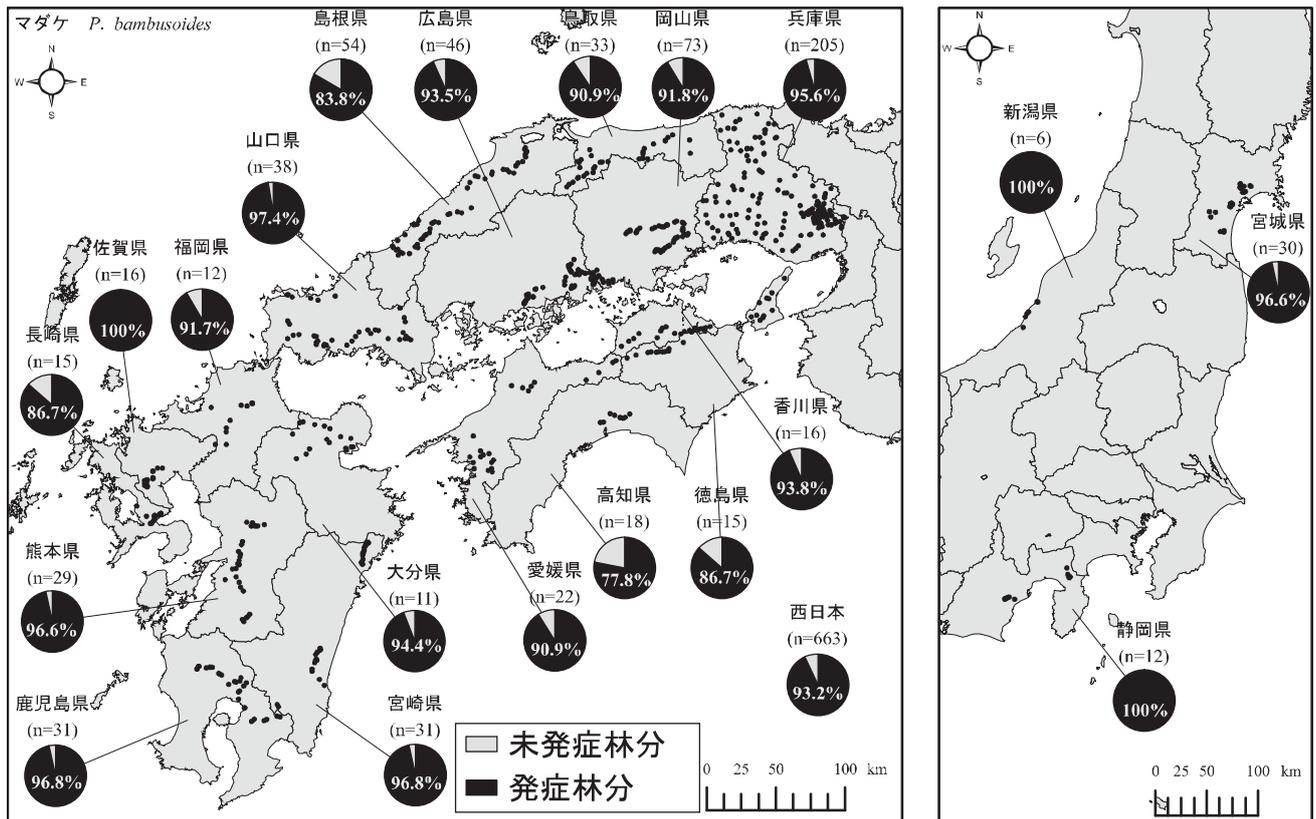


図 4-6 各県のマダケ群落における天狗巣病の発症状況

各県におけるマダケ群落の天狗巣病による枯損状況を表 4-5 に示した。西日本についてみると、枯死度 4 および 5 の林分（以下、重度枯損林分と略す）が確認されたのは、宮崎県、熊本県、佐賀県、大分県、香川県、山口県、島根県、広島県、岡山県、兵庫県の 10 県で、その他の県においては枯損状況の程度が比較的低い枯死度 3 以下の林分のみがみられた（表 4-5）。また、各県ともに枯死度 2 の林分（以下、軽度枯損林分と略す）が 60% 以上を占めていた（表 4-5）。参考調査地についてみると、宮城県において重度枯損林分が確認され、新潟県、静岡県では枯損状況の程度が比較的低い枯死度 3 以下の林分のみが確認された（表 4-5）。

表 4-5 各県における天狗巣病によるマダケ群落の枯損状況。数字は地点数を、（）は県ごとに集計した比率（%）を示す。

地域	県	枯死度					Total
		1	2	3	4	5	
九州	鹿児島県	1 (3.2)	28 (90.3)	2 (6.5)	- (-)	- (-)	31 (100)
	宮崎県	1 (3.2)	23 (74.2)	4 (12.9)	2 (6.5)	1 (3.2)	31 (100)
	熊本県	1 (3.4)	24 (82.8)	2 (6.9)	1 (3.4)	1 (3.4)	29 (100)
	長崎県	2 (13.3)	13 (86.7)	- (-)	- (-)	- (-)	15 (100)
	佐賀県	- (-)	12 (75.0)	3 (18.8)	1 (6.3)	- (-)	16 (100)
	大分県	1 (5.6)	11 (61.1)	4 (22.2)	1 (5.6)	1 (5.6)	18 (100)
	福岡県	1 (8.3)	11 (91.7)	- (-)	- (-)	- (-)	12 (100)
四国	高知県	2 (22.2)	7 (77.8)	- (-)	- (-)	- (-)	9 (100)
	愛媛県	2 (9.1)	19 (86.4)	1 (4.5)	- (-)	- (-)	22 (100)
	徳島県	2 (13.3)	13 (86.7)	- (-)	- (-)	- (-)	15 (100)
	香川県	1 (6.3)	11 (68.8)	3 (18.8)	1 (6.3)	- (-)	16 (100)
中国・近畿	山口県	1 (2.6)	34 (89.5)	1 (2.6)	- (-)	2 (5.3)	38 (100)
	島根県	9 (16.7)	41 (75.9)	1 (1.9)	1 (1.9)	2 (3.7)	54 (100)
	広島県	3 (6.5)	40 (87.0)	1 (2.2)	1 (2.2)	1 (2.2)	46 (100)
	岡山県	6 (8.2)	52 (71.2)	7 (9.6)	5 (6.8)	3 (4.1)	73 (100)
	鳥取県	3 (9.1)	30 (90.9)	- (-)	- (-)	- (-)	33 (100)
	兵庫県	9 (4.4)	136 (66.3)	32 (15.6)	17 (8.3)	11 (5.4)	205 (100)
西日本	合計	45 (6.8)	505 (76.2)	61 (9.2)	30 (4.5)	22 (3.3)	663 (100)
関東・東北 (参考値)	静岡県	- (-)	9 (75.0)	3 (25.0)	- (-)	- (-)	12 (100)
	新潟県	- (-)	3 (50.0)	3 (50.0)	- (-)	- (-)	6 (100)
	宮城県	1 (3.3)	23 (76.7)	3 (10.0)	3 (10.0)	- (-)	30 (100)
総合計		46 (6.5)	540 (75.9)	70 (9.8)	33 (4.6)	22 (3.1)	711 (100)

モウソウチク群落とマダケ群落とが隣接している 121 地点について、群落の種類と天狗巣病の発症の有無とをクロス集計した結果をみると、マダケ群落では発症しているがモウソウチク群落では未発症である地点の割合が 88.4%と大半で、モウソウチク群落では発症しているがマダケ群落では未発症である地点の割合は 0%であった（表 4-6）。

表 4-6 モウソウチク群落とマダケ群落とが隣接する地点における両群落の天狗巣病の発症状況

		マダケ		小計
		発症	未発症	
モウソウチク	発症	5 (4.1)	0 (0)	5 (4.1)
	未発症	107 (88.4)	9 (7.4)	116 (95.9)
小計		112 (92.6)	9 (7.4)	121 (100)

2) 衰退林分による種組成の変化

植生調査は健全林分 4 地点，発症林分 6 地点で実施した。健全林分の調査は，マダケの健全林分（枯死度 1 の林分）が 3 地点確認できた（表 4-2）ものの，その面積が 100 m²に満たなかったため，また，モウソウチク群落とマダケ群落の種組成には差がない（服部 2003）とされているためモウソウチク群落で実施し，発症林分の調査は発症したモウソウチク群落が確認できなかった（表 4-2）ため，すべてマダケ群落で実施した。なお，発症林分においては，新規に生長した若い稈にも天狗巣状の枝が無数に発生することが確認された。

健全林分および発症林分における種組成を表 4-7 に示した。健全林分の識別種は認められなかったが，発症林分の識別種には，タラノキ，ネムノキ，クサギといった先駆性植物のほか，ナンテン，サカキ，ナワシログミなどの照葉樹，オニドコロ，ノササゲ，サルトリイバラなどのツル植物，本地域で代表的な里山二次林であるコナラーアベマキ群集（服部 2003）の主要構成種であるヤブムラサキ，ウワミズザクラ，アオハダ，クロモジ，ツクバネウツギ，ミヤマガマズミなどの多数の夏緑二次林生の種が特徴的にみられた。

表 4-7 健全林分および発症林分における種組成（F は出現頻度，C は平均被度（%））を示す。網掛けは外来種または緑化樹木を示す。

地点数 種名		発症 6		健全 4		総出現 地点数
		F	C	F	C	
発症林分識別種						
ツタ	夏緑藤本	100%	0.60	25%	0.01	7
ナンテン	照葉低木	83%	0.80	25%	0.30	6
ヤブムラサキ	夏緑低木	67%	1.58	・	・	4
ウワミズザクラ	夏緑高木	67%	0.77	・	・	4
オニドコロ	多年草	67%	0.93	・	・	4
アオツツラフジ	夏緑藤本	67%	0.11	・	・	4
エノキ	夏緑高木	50%	2.07	・	・	3
コシアブラ	夏緑高木	50%	1.87	・	・	3
アオハダ	夏緑高木	50%	0.01	・	・	3
チヂミザサ	多年草	50%	0.12	・	・	3
ミツバアケビ	夏緑藤本	50%	0.04	・	・	3
タラノキ	夏緑高木	50%	0.05	・	・	3
ノササゲ	多年草	50%	0.27	・	・	3
サカキ	照葉高木	50%	7.00	・	・	3
クサギ	夏緑高木	50%	8.67	・	・	3
ナワシログミ	照葉低木	50%	0.24	・	・	3
クロモジ	夏緑低木	50%	0.83	・	・	3
ネムノキ	夏緑高木	50%	0.40	・	・	3
ツクバネウツギ	夏緑低木	50%	0.70	・	・	3
ミヤマガマズミ	夏緑低木	50%	0.32	・	・	3
その他の種						
マダケ	常緑高木	100%	62.83	50%	17.50	8
モウソウチク	常緑高木	17%	5.00	100%	76.25	5
フジ	夏緑藤本	100%	0.26	100%	0.08	10
サルトリイバラ	夏緑藤本	100%	0.06	50%	0.01	8
ヒサカキ	照葉低木	83%	8.95	75%	2.10	8
ヤブコウジ	照葉低木	83%	0.01	75%	0.10	8
ネズミモチ	照葉低木	67%	3.30	100%	0.42	8
アオキ	照葉低木	67%	1.80	100%	1.15	8
アラカシ	照葉高木	67%	1.59	100%	1.80	8
チャノキ	照葉低木	83%	0.92	50%	0.10	7
ヒイラギ	照葉高木	67%	0.91	75%	0.06	7
コナラ	夏緑高木	67%	0.01	75%	5.04	7
ヤマウルシ	夏緑高木	67%	0.08	50%	0.05	6
カキノキ	夏緑高木	67%	0.26	50%	0.05	6
ヤブラン	常緑多年草	67%	0.04	50%	0.05	6
タカノツメ	夏緑高木	67%	0.32	50%	0.25	6
イヌツゲ	照葉低木	67%	0.54	25%	0.01	5
ナガバジャノヒゲ	常緑多年草	50%	0.28	50%	0.01	5
ヘクソカズラ	多年草	50%	0.58	25%	0.10	4
タンナサワフタギ	夏緑低木	33%	0.51	50%	0.01	4
ソヨゴ	照葉低木	33%	6.50	25%	0.01	3
ヤブツバキ	照葉高木	33%	2.55	25%	1.30	3
コバノガマズミ	夏緑低木	33%	1.05	25%	0.10	3
ベニシダ	常緑多年草	33%	0.65	25%	0.01	3
ツユクサ	1年草	33%	0.01	25%	0.01	3
マンリョウ	照葉低木	33%	0.01	25%	0.01	3
セイタカアワダチソウ	多年草	33%	0.04	・	・	2
シャリンバイ	照葉低木	33%	0.28	・	・	2
ヒメジョオン	1年草	17%	0.01	・	・	1
ヒイラギナンテン	照葉低木	17%	0.30	・	・	1

以下省略

健全林分と発症林分の 100 m²あたりの出現種数の平均値を図 4-7 に示した。健全林分での平均出現種数は 18.25 種，発症林分での平均出現種数は 50.17 種で，健全林分よりも発症林分の平均出現種数の方が約 30 種多く，統計的にも有意な差がみられた（マン・ホイットニーU 検定， $p < 0.05$ ）。

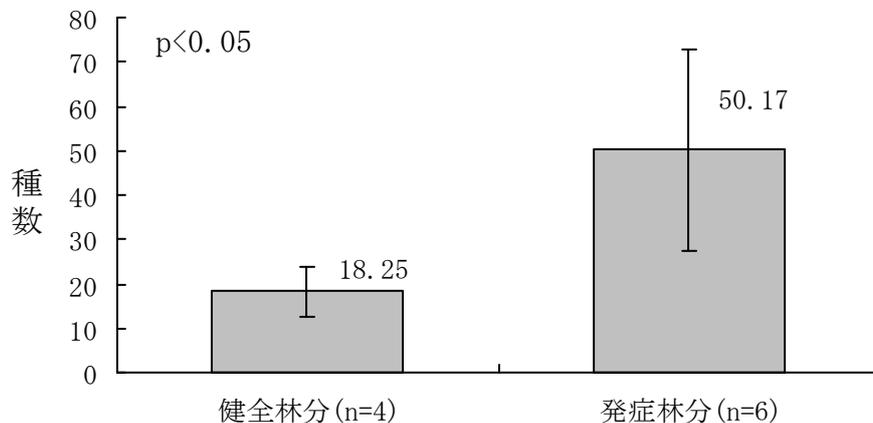


図 4-7 健全林分および発症林分における 100 m²あたりの平均出現種数（マン・ホイットニーU 検定， $p < 0.05$ ）エラーバーは標準偏差を示す。

5. 考察

1) 天狗巢病による竹林の衰退状況

モウソウチクの天狗巢病の発症については，市レベルで 0%（表 4-2），県レベルで 3.4%（表 4-3），西日本レベル全体で 3.9%（図 4-5）といずれも低いことが示された。特に熊本県，長崎県，佐賀県，高知県，徳島県，香川県の 6 県では 0%であり，モウソウチクの本病の発症率は西日本のいずれのレベルにおいても極めて低いことが示された。しかし，参考調査地の静岡県のように発症率が 50%と高い地域も確認されていること（図 4-5）から，発症率の高い地域が局所的には存在する可能性がある。モウソウチクの天狗巢病の発症率が高い地域がみられる主な理由として，(1)原因菌 *A. take* のモウソウチク群落への到達度の違いが発症率のばらつきに影響している，(2)日本に渡来したモウソウチクには *A. take* に対する抵抗性の高い形質のものと低い形質のものがあることが発症率のばらつきに影響している，の 2 つの仮説が考えられる。しかし，調査したいずれの県においても本病を発症したマダケ群落が多く分布しており（図 4-6）地理的にみて *A. take* の分布がない地域はほとんどないと考えられることや，隣接するマダケ群落が本病を発症しているにもかかわらず本病を発症していないモウソウチク群落が大半であったこと（表 4-6）から，原因菌の *A. take* が各地域のモウソウチク群落に到達していないとは考えにくく，

仮説(1)は成り立たないといえる。仮説(2)については、前述のことから国内のモウソウチクの多くは *A. take* に接触しているにもかかわらず本病を発症していないといえること、国内の *A. take* の遺伝的多様性は低いこと（田中ほか 2002）や、国内のモウソウチクには少なくとも 28 の遺伝タイプが確認されていること（田口ほか 1988）などの、本仮説を支持する事実が存在する。これらのことから、国内のモウソウチクの大半は国内の *A. take* に対して抵抗力の強い遺伝タイプではあるものの、抵抗力の低い遺伝タイプも存在する可能性があり、仮説(2)の方が有力と考えられる。なお、仮説(2)を検証するためには、篠原(1967)が実施したマダケ健全枝への *A. take* 接種試験と同様の試験をモウソウチクの様々な遺伝タイプに対して行い抵抗性を調べる必要があり、今後の課題としたい。

また、天狗巣病によるモウソウチク群落の枯損は、モウソウチク群落での本病発症がまれであることからほとんど確認できなかったが、島根県において枯死度 5 の重度の枯損林分が観察された（表 4-4）。このことは、本病を発症し病徴が進行すればモウソウチク群落は枯死に至る可能性があることを示唆している。

マダケ群落については、天狗巣病発症率は市レベルで 96.1%（表 4-2）、県レベルで 95.6%（表 4-3）、西日本レベル全体で 93.2%（図 4-6）と高く、西日本の各県でもそれぞれ 75%以上と非常に高い水準を示していた（図 4-6）。また発症林分の分布も市レベル、県レベル、西日本レベルのいずれにおいても顕著な偏りはみられなかった（図 4-2、図 4-4、図 4-6）。これらのことから、マダケ群落で天狗巣病が高頻度に発症するという現象は、一部地域の特異的な事例ではなく、西日本において一般的な現象であるといえる。また、参考調査地の新潟県、宮城県、静岡県のいずれにおいても 95%以上の発症率であったこと（図 4-6）や、本病の原因菌である *A. take* が本研究の調査地以外にも少なくとも京都府、岐阜県、東京都、奈良県、千葉県、茨城県で確認されていること（Tsuda et al 1997, 田中ほか 2002）から、マダケ群落での天狗巣病の発症は西日本に限らず東北地方以南の広い範囲で高頻度に発生していると推測される。天狗巣病の発症はマダケ・モウソウチク以外の 6 属 17 種 8 変種 8 品種 2 園芸品種のタケ類、ササ類にも確認されていること（田中ほか 2002）から、本病は都市部では住宅庭園に植栽された園芸のタケ・ササ類、自然界ではササ属などの自生種によって伝播して今後も発症林分が増加する可能性がある。

天狗巣病によるマダケ群落の枯損状況についてみると、西日本において枯死稈被度が群落面積の 50%以上を占める重度枯損林分が確認されたのは、九州地方で 4 県、四国地方で 1 県、中国、近畿地方で 5 県の、合計 10 県であった（表 4-5）。このことは、西日本の

いずれの地方においても本病によってマダケ群落が悪化の枯損に至る可能性があることを示している。枯損の程度についてみると、市レベルでは悪化枯損林分が調査林分数の約25%を占め、軽度枯損林分は50%未満であった（表 4-2）のに対し、西日本レベルで見ると調査対象県の約半数では悪化枯損林分が確認されず、軽度枯損林分の割合は各県で60%以上と高かったこと（表 4-5）から、現状では西日本全体としては天狗巣病による枯損状況は軽微であるものの、局所的に症状の進んだ悪化枯損林分が分布しているものと考えられる。また、我々の観察によれば、里山における樹林枯損でよく知られるマツノザイセンチュウによる松枯れ（小林 2004）やカシノナガキクイムシが伝播する *Raffaelea quercivora* 菌によるブナ科樹木萎凋病（ナラ枯れ）（小林・上田 2005）のように感染後数ヶ月という短期間で感染個体が枯死に至る症状とは異なり、天狗巣病による竹枯れ現象は発症から数年では悪化の枯損に至らないことから、マダケ群落について現状では天狗巣病により悪化の枯損にまで至る林分は少なく被害の程度は低いが、市レベルの結果が示すように今後は発症林分における病徴が進行し国内の広い範囲でマダケ群落の悪化枯損林分が増加して、里山景観が変化するおそれがある。

天狗巣病によるマダケ群落の完全消滅を報じた研究はこれまでにないためマダケ群落における病状の進行状況をモニタリングして明らかにする必要があるが、本病によりマダケ群落の林冠部を構成する稈が全面的に枯死したのち、ササ状の再生稈が低木層を被うものの、再生稈の多くにも本病が発症していることが本調査で確認されており、本病進行による個々の稈の枯死のプロセスを勘案すると本病によってマダケ群落は地上部の再生と発症を繰り返しながら衰弱し、やがて消失に向かう可能性がある。

以上のことから、里山地域における天狗巣病による竹林の衰退現象は、外来種であるモウソウチク群落では起きにくく、在来種であるマダケ群落で顕著に表れるといえる。

2) 天狗巣病による竹林の衰退による種多様性への影響

本研究の結果、健全林分に比べ天狗巣病発症林分での出現種数が多く、その差も約30種と大きいことが明らかとなった（図 4-7）。このように健全林分に比べ発症林分での出現種数が多い理由は、発症して枯死した稈が落葉または倒壊することにより林内の光条件が改善されたことによる。

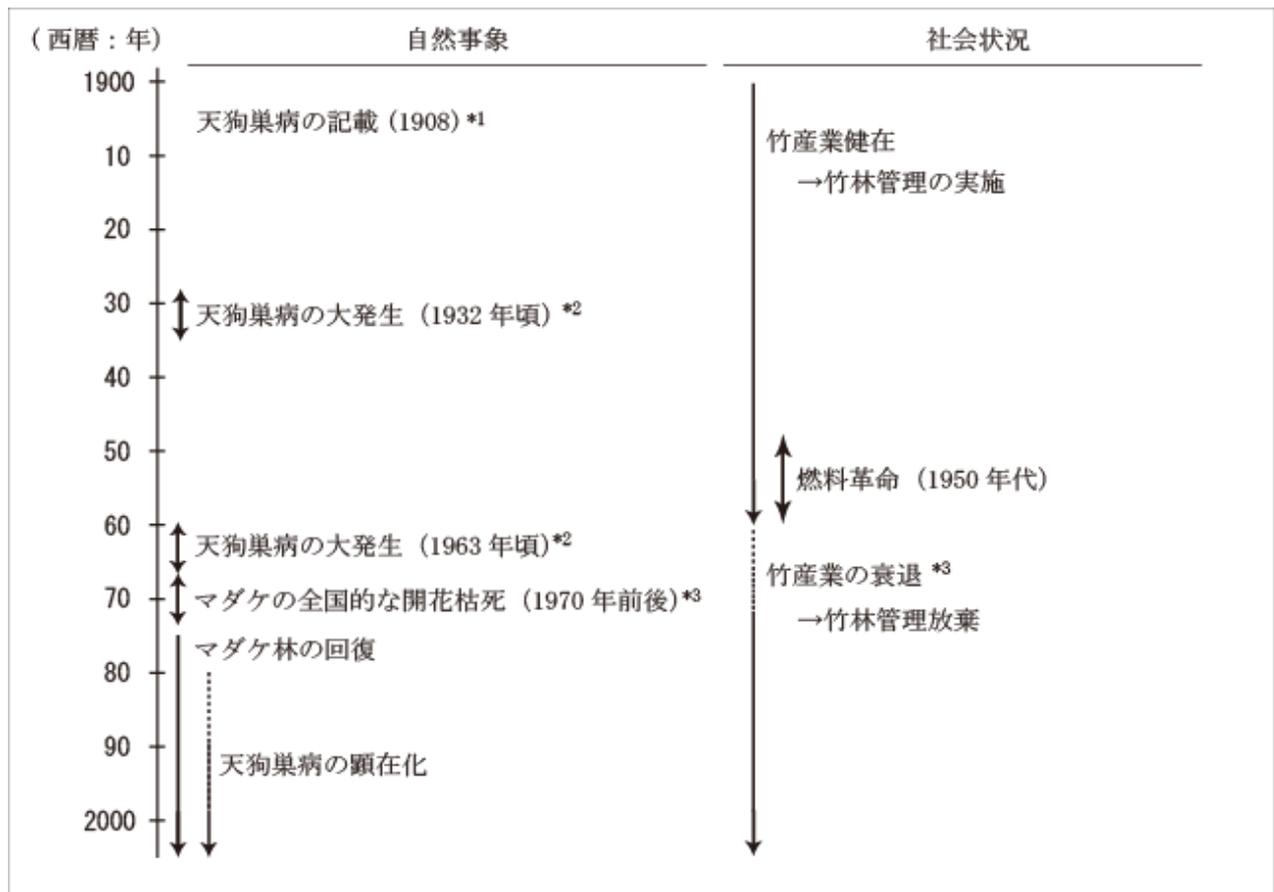
また、種組成の比較では発症林分に特徴的にみられた種群が伐採跡地にみられるような先駆性の種だけではなく、里山構成種、照葉樹、ツル植物などの多様な種で構成されていた（表 4-7）。また、ナンテンやヒイラギナンテンなどの外来種やシャリンバイ、アオキ

などの緑化樹木の生育も確認された(表 4-7)。このことから、天狗巣病の発症によって種多様性の低いマダケ群落から、ヒイラギナンテンなどの外来種を含んだ様々な要素から構成される夏緑二次林や照葉二次林への遷移が考えられる。

3) 天狗巣病の顕在化と竹林の管理放棄

日本における 1900 年以降の、竹林における天狗巣病の発症をはじめとする自然事象と、竹林経営を取り巻く社会状況についての時系列変化を図 4-8 にまとめた。これをみると、1908 年に天狗巣病が記載されて以降、1932 年頃と 1963 年頃に天狗巣病が大発生している(図 4-8)が、いずれの時期についても竹林が消失に至るような被害であったという記録は確認されていない。1932 年頃の大発生については、竹産業が健在な時期であったことから竹林の管理が行き届き、古竹の伐採と発症期の伐採焼却処分による天狗巣病の蔓延予防が徹底されて竹林の重度の枯死・消失に至らなかった可能性が考えられる。また、1968 年頃の大発生については、天狗巣病による影響よりも 1970 年前後に全国的に発生したマダケ群落の開花による枯死の影響の方が大きかったためと考えられる。

現在のマダケ群落の多くは 1970 年頃の開花枯死後に回復し成立した林分であり、同時期に始まった竹産業の衰退によって管理が放棄されてきたと考えられる。このことと、天狗巣病が 3~6 年生以上の古竹に発生しやすいこと(上田・伊佐 1974, 室井 1977, 室井 1994)を考慮すると、本調査が示すように(図 4-6, 表 4-5)現在のマダケ群落において天狗巣病の発症・竹林衰退が顕著であるのは、マダケ群落の管理放棄に伴う老齢期の増加による天狗巣病発症の可能性の上昇や天狗巣病発症期の放置に伴う本病の群落内での蔓延によるものと考えられる。しかし、竹林管理放棄から発症までに要する時間、稈が発症から枯死に至るまでに要する時間、群落レベルでの荒廃に至るまでに要する時間など経年変化に関する先行研究はなく、天狗巣病の顕在化と竹林の管理放棄の関係については、健全林分・発症林分それぞれについて長期的なモニタリングを行い解明する必要がある。



*1：原 (1908)、*2；田中 (私信)、*3；柴田 (2003) による

図 4-8 日本における 1900 年以降の竹林での自然事象と竹林経営を取り巻く社会状況についての時系列変化

4) 外来樹木モウソウチクと天狗巣病の蔓延による里山地域における生物多様性への影響

国内各地で広く植栽されてきたモウソウチクは、かつては定期的管理が施されていたものの、1960-1970 年代以降はその多くが管理放棄された(柴田 2003)ため、周辺の二次林などへの侵入 (Okutomi et al 1996, 瀬嵐ほか 1989, 鈴木ほか 2005) や分布拡大・群落面積の拡大 (鳥居・井鷲 1997, 鳥居 1998, 三宅ほか 2000, 大野ほか 1999, 甲斐・辻井 2004, Isagi and Torii 1998, 片野田 2003, 小泉ほか 2003, 山本ほか 2004, 西川ほか 2005, 明石ほか 2006) が生じて、(1) 隣接する里山林の種多様性の低下 (瀬嵐ほか 1989)、(2) 里山景観の単一化、といった生物多様性への負の影響を与えてきたことについては様々な既存研究により明らかにされてきた。

これらのモウソウチクの問題に加え、本研究で調査した天狗巣病の蔓延は、新たに (3) 在来大型タケ類のマダケ群落の枯損 (表 4-5) という問題を引き起こし、里山地域では里山景観の異質化という生物多様性への負の影響だけでなく、竹資源の枯渇、防災上の問題も懸念される状況を招いているといえる。天狗巣病は外来樹木モウソウチクに対しては

発症率が極めて低く（図 4-5）枯損被害も極めてまれなこと（表 4-4）から，里山地域において本病によってモウソウチクによる生物多様性への影響が緩和・排除される可能性は低い．以上のことから，里山地域においては今後もモウソウチクおよび天狗巣病による生物多様性への負の影響は拡大するものと予想される．

第5章 総括

1. 都市緑化や治山緑化に用いられる外来樹木に想定される侵略性

トウネズミモチを対象とした研究の結果は、以下のような都市緑化に用いられる外来樹木の侵略性を示唆している。

- ① 外来樹木の苗木供給と逸出個体の地理的分布との間には関係性が認められること、
- ② 都市域を中心に外来樹木の種子供給源となる大量植栽地が形成されていること、
- ③ 外来樹木の逸出は大量植栽群から起こる可能性が高いこと、
- ④ 植栽群が形成される都市域に隣接する河川敷や森林へ外来樹木が侵入・定着する危険性が高いこと、
- ⑤ 定着した外来樹木の個体群が自然攪乱によって排除される可能性は低いこと

この侵略性は、都市緑化に用いられる樹木に求められる、大量供給の容易さ、花や実による観賞性（旺盛な繁殖力）、乾燥・被陰・大気汚染への耐性（劣悪環境への強い適応力）、刈り込み耐性（強い萌芽力）によってもたらされるものであることから、トウネズミモチ以外の都市緑化に用いられる外来樹木の中には同様な侵略性を示す種がある可能性がある。

また、ニセアカシアを対象とした研究の結果は、以下のような治山緑化に用いられる外来樹木の侵略性を示唆している。

- ① 短期間に群落面積を急激に拡大させる可能性があること、
- ② 優占群落の形成はその侵入地に本来あるべき植生の成立を妨げる可能性が高いこと

この侵略性は、治山で用いられる緑化樹木に求められる「早期に優占群落を形成し土壌を被覆する性質」によってもたらされることから、ニセアカシア以外の治山に用いられる外来樹木にも同様な侵略性を示す種がある可能性がある。

今後は都市緑化や治山緑化に用いられる外来樹木の生態的特性をトウネズミモチやニセアカシアのものと比較することで、その侵略性を推測し、実際に野外での生態を調査して検証することが求められる。

2. 外来樹木がもたらす生物多様性への負の影響

外来樹木の、在来の植物の多様性に対する負の影響を整理すると、影響の小さい順に①定着による植物相の異質化、②優占群落形成による植物群落相の異質化、③被陰による在来植物の排除、④土地占有による在来植物群落の排除が考えられる。トウネズミモチにつ

いては本研究の結果（第2章）、現段階では国内の広い範囲で①の影響が、一部地域において②の影響が確認されているが、③④のような強い負の影響は確認されていない。しかし③の影響を及ぼすことも懸念される状況がみられること、植栽地から逸出や野外に定着した個体群から二次的拡散によって野外への侵入や分布拡大が今後も継続することが予想されることから、トウネズミモチによる負の影響は現段階では比較的小さいが今後高まるものと推測される。ニセアカシアについては本研究の結果（第3章）、現段階では国内の多くの河川で①②③④の影響を及ぼしており、本種の生物多様性への負の影響は高いといえる。また野外への侵入は既存の治山緑化により形成された優占群落からだけでなく、河川敷に成立した優占群落からも継続して生じると予想されることから、ニセアカシアの負の影響は今後も拡大すると考えられる。モウソウチクについては第4章で整理した既存研究の結果から国内の多くの里山地域において①②③④の影響を及ぼしている事が確認されている。特に本種は地下茎を旺盛に伸長させて在来植生内に地下部より侵入するほか、侵入した地下茎より新しい稈を多数発生させることにより在来植生を短期間のうちに被圧する生態をもつことから、トウネズミモチ、ニセアカシアよりも特に④の影響が強く現れ、本種の生物多様性への負の影響は極めて高いといえる。かつては里山林や草原をはじめとする二次的自然では定期的な刈り取りや伐採（皆伐・間伐）がなされていたことから、これらの環境に外来樹木の個体が一時的に侵入したとしても定着に至る前に除去されたり、成長を阻害されることによって繁茂や繁殖、分布拡大が抑制されたりして、生物多様性に対する負の影響が顕在化していなかった可能性がある。またモウソウチクのような材の利用を目的に持ち込まれた外来樹木の植栽地においても定期的な収穫や採集、間伐などの管理が実施されていたことから周辺の二次的自然への逸出が抑制されていたと考えられる。以上のことから、現在の外来樹木の二次的自然への侵入による生物多様性への影響は、外来樹木の生態的特性だけでなく二次的自然の管理放棄も関わっているものと考えられる。

3. 外来樹木防除に関する課題

外来植物の枯殺や抑制を目的とした防除の方法としては、外来植物に対して伐採や刈り取り、抜根などの物理的なダメージを与えることで抑制・駆除する「物理的防除」と、外来植物に除草剤などの薬剤を噴霧・塗布・注入し枯殺や再生抑制を行う「化学的防除」、天敵となる植食性昆虫や病原菌の導入による外来植物の生長阻害や枯殺を行う「生物学的防除」の3つが挙げられるが、その国内での適用事例は物理的防除（表 5-1）や化学的防

除（表 5-2）については複数みられるものの生物学的防除の事例はみられない。

本研究の対象としたトウネズミモチ、ニセアカシア、モウソウチクの3種は、いずれも大規模な群落・個体群を形成していることや他の在来植物と混生していることなどの特徴があり、これらの枯殺や抑制などの防除を実施する際には、(1)枯殺後の遺骸の処理、(2)選択的防除の必要性、(3)それらに伴う労力と費用、が大きな課題と考えられる。選択的防除を考慮せず枯殺のみについて考えた場合、薬剤や天敵を広範囲に散布することが可能な化学的防除や生物学的防除が物理的防除よりも労力が少ないことが予想されるが、薬剤耐性種を生み出すなどの問題もはらんでいる。選択的防除を考えた場合には伐採、抜根、薬剤注入・塗布などの処理を1個体ずつ実施しなくてはならず物理的・化学的防除では多大な労力と費用がかかることが予想される。また生物学的防除についても、導入する天敵が対象種に特異的に影響を与えることが担保されなければ在来生態系に対して予期せぬ影響を及ぼす危険性があり（Myers and Bazely 2003）、導入にあたってはモニタリングを実施するなどその検証にも費用を要すると考えられる。いずれの方法においても人の利用や治水・治山に活用されている生育地では枯殺後の遺骸の処理が必要であり、生態系に定着した群落・個体群の除去には多大な費用がかかるといえる。

以上のことから、外来樹木の防除においては群落・個体群の形成される前段階、つまり種子供給源となる植栽地の造成の停止、既存植栽地等からの個体逸出を防止するための継続的管理、初期の逸出個体の枯殺・除去に注力することが比較的安価な防除方法であるといえる。トウネズミモチの研究結果からもわかるように、都市緑化に用いられる外来樹木の大規模植栽群は公共性の高い用地に形成される傾向が強いことから、防除にあたっては地方公共団体等が既存緑地の樹種転換や新規緑地形成における外来緑化樹木の不使用などの対策を率先して行うことで、野外における種子供給源を減少させ、外来樹木の野外環境への新規の侵入や定着を低減できると考えられる。今後は外来緑化樹木に替わることできる在来の緑化樹木の選定やその苗木の供給経路の確立などが求められるといえる。また、これらに併せて逸出した外来植物または現段階では逸出していない外来植物の侵略性を検討する「リスク評価」の実施も、防除の実施の優先順位を決定するために有効と考えられるが国内での事例は乏しく（表 5-3）、今後はリスク評価事例の蓄積や外来植物の侵略性や生態研究の成果を評価方法にフィードバックをすることなどが求められる。

表 5-1 国内における外来植物の物理的防除の取組事例

事例	内容
大澤・赤坂 (2007)	国立公園内の草原に侵入した特定外来生物に指定されているオオハンゴンソウの地上部刈り取りによる駆除の実施時期とその効果について検証
外来種影響・対策研究会 (2003)	河川堤防に優占するネズミムギをはじめとするイネ科外来植物を年3回以上の刈り取りまたは在来シバへの張り替えにより抑制
藤原ほか (2001)	表土撒き出しによる法面緑化で成立した草地で繁茂するオオオナモミの抑制に刈り込み管理が有効である
宮脇ほか (1996)	個体群動態モデルを用いて河川敷に侵入したオオブタクサの個体群成長の抑制に必要な駆除圧 (抜き取り) について予測
外来種影響・対策研究会 (2003)	河川敷に侵入したアレチウリを年1回の抜き取り作業により抑制し一定の効果を出している
外来種影響・対策研究会 (2003)	河川敷に成立したニセアカシア群落を重機によって根こそぎ除去し、その後の種子や残留した細根からの再生個体を継続的に抜き取ることで抑制を図る
崎尾 (2003)	在来樹種が中下層木として混交しているニセアカシアの林分におけるニセアカシアの選択的伐採することで、伐採後に再生したニセアカシアの萌芽が、繁茂した在来樹種に被陰されることによって衰退し、5年後に大半が枯死する。
外来種影響・対策研究会 (2003)	希少植物の生育地となっている沼沢地に侵入したセイタカアワダチソウ、オオブタクサを年2回の抜根除去作業によって抑制を図っている
服部ほか (1993)	河川堤防法面においてセイタカアワダチソウ群落の成立と刈取頻度の関係を調査し、年3回以上の刈り取り頻度であればセイタカアワダチソウの優占群落化の抑制が可能であることを示した。
住吉ほか (2005)	水稲乾田直播栽培圃場におけるホソバツルノゲイトウの発生に対する耕起と代かきの影響を検討し、代かきにより本種の発生が促進されることを示した。
住吉 (2003)	水田耕作後におけるキシウスズメノヒエの耕耘による防除の効果を検討し、稲刈り後の耕作はキシウスズメノヒエの茎からの再生株による増加を招くことを示した。
浦川・小出 (2004b)	飼料用トウモロコシ畑に侵入したワルナスビに対する耕耘作業による防除効果を検証し、ワルナスビは根片の切断長が1cmの場合であっても切断後30日以内に地上茎を発生させることを明らかにした

表 5-2 国内における外来植物の化学的防除の取組事例

事例	内容
田村 (1979)	ニセアカシアの防除に効果的な薬剤は、2, 4-D, ラウンドアップ, ギャイトロンであることを示した。
本間・清水 (1980)	海岸防災林のクロマツを被圧するニセアカシアの薬剤による枯殺効果を検証し、ラウンドアップなどの効果が高いこと、濃度の高い薬剤を根元付近に形成層に達するよう施用する方法が効果的であることを示した。
本間 (1981)	ニセアカシアの薬剤による枯殺では、ラウンドアップ 2~6 倍希釈液で高い効果が認められること、地下部の枯殺のためには、7 月, 8 月施用に比べ 6 月施用のほうが効果的であることを示した。
伊藤 (2005)	小笠原諸島母島に侵入した外来樹木アカギの駆除に効果的な除草剤を検討
村山 (2002)	グリホサート系除草剤によるニセアカシアの枯殺手法を試験し、幼木に対しては 10 月に茎・葉に 15 倍希釈の薬剤を散布する方法が、成木に対しては根元にドリルで孔を開け 2 倍希釈の薬剤を注入する方法が有効であることを示した。
外来種影響・対策研究会 (2003)	ニセアカシアの切り株に薬剤を塗布することで萌芽再生を抑え枯殺する駆除方法が効果であることを示した
井手 (2002), 佐渡・山田 (2005)	除草剤を用いた枯殺によるモウソウチクの抑制・駆除
井貝・西 (1980)	アメリカネナシカズラに対する土壌処理型除草剤の防除効果を検証し、枯殺効果は DNBP 乳剤が高く、寄生阻害効果+C95 はブタミホス乳剤が効果の持続性が高いことを明らかにした。
浦川・小出 (2004a)	飼料用トウモロコシ畑でのワルナスビの実生の成長特性と定着への除草剤処理と遮光処理の影響を検証し、いずれもワルナスビ実生の地上茎の初期生長や根系の成長を抑制するが枯殺には至らず、定着する可能性が高いことを示した
浦川・小出 (2004b)	飼料用トウモロコシ畑に侵入したワルナスビに対する除草剤処理による防除効果を検証し、除草剤処理も地上茎の生育や根系の発達の抑制には効果がないことを明らかにした
梨木ほか (1985)	牧草地に侵入したワルナスビを防除するためのグリホサート散布適期を検討し、8 月下旬の散布がもっとも効果的があり、散布後の追播により牧草地を更新するのが適切であることを示した。
川名・児嶋 (1998)	ナガボウルシの水田における除草剤の効果を検討し、土壌処理除草剤 (ジメタメトリン・ピラゾレート・プレちらクロール粒剤など) や茎葉処理除草剤 (ペンタゾン・2,4-PA 水和剤) の除草効果が高いことを示した。
住吉ほか (2005)	水稲乾田直播栽培圃場におけるホソバツルノゲイトウに対する土壌処理除草剤による防除効果を検討し、プロメトリン・ベンチオカーブ粒剤の効果が高いことを示した。
住吉ほか (2003)	ホソバツルノゲイトウに対する除草剤の殺草効果を検証し、非選択型除草剤については播種 60 日後の個体を完全枯殺するグリホサートアンモニウム塩剤による効果が高いこと、落水茎葉処理除草剤については播種 25 日後までの個体であればペンタゾン液剤の効果が高いこと、湛水処理除草剤については子葉期を越えると効果が劣ることを示した。
住吉 (2000)	キシユウスズメノヒエとチクゴスズメノヒエのほふく茎からの再生茎に対する除草剤の殺草効果を検証し、供与した除草剤では完全枯殺はできなかったが、ジメピペレート・ベンスルフロンメチル・ベンフレレート粒剤とメフェナセット粒剤による抑制効果が高いことを示した
住吉 (2003)	水田耕作後におけるキシユウスズメノヒエの非選択型除草剤による防除の効果を検討し、グリホサート液剤およびグルホシネート液剤はキシユウスズメノヒエを枯殺し翌年春の本種の発生を抑制することを示した。

表 5-3 国内における外来植物の侵略性のリスク評価の事例

事例	内容
加藤 (2006)	小笠原諸島の固有生態系保全のための外来植物リスク評価システムを検討, 提案.
Kato et al (2006)	加藤 (2006) のリスク評価システムを小笠原諸島に導入された 130 種の外来植物に適用し, 同評価システムが侵略性の高い種の抽出に効果的であることを示した.
高木・日置 (2008)	河川堤防法面に導入されたイタチハギの侵略性を複数の侵略性評価モデルにより評価した.
村中ほか (2005)	国内に侵入した 108 種の外来植物に関する既存の知見を整理し, 種の侵略性を数量的に評価して, それぞれの種への対策の必要性の緊急度 (A-C の 3 ランク) を示した.

謝辞

本研究の遂行にあたり、神戸大学大学院人間発達環境学研究科教授の武田義明博士には大学生の時分より生態学を学ぶことのすばらしさを教えていただき植物生態学へ導いていただいたほか、このような研究発表の場を与えていただき、論文のとりまとめのご指導とご助言を賜りました。兵庫県立大学自然・環境科学研究科教授の服部 保博士には本研究を開始して以来、野外調査から研究結果のとりまとめ、論文化まで終始懇切なご指導をいただきました。ここに記して心より感謝の意を表します。

現地調査でご協力いただきました兵庫県立人と自然の博物館 南山典子氏、株式会社里と水辺研究所 赤松弘治氏、同 田村和也氏、放送大学修士全科学士の松本 仁氏、岩切環境技研株式会社 岩切康二氏、江藤公俊氏、神戸大学大学院総合人間科学研究科学生の柄本大介氏、同 内田圭氏、同 福井聡氏および神戸大学植生学研究室の学生諸氏・卒業生の皆様には、野外調査におけるご協力をいただきました。また室内作業では馬渡朝子氏にお世話になりました。ここに厚くお礼申し上げます。

文献調査・聞き取り調査におきましては、京都大学大学院 農学研究科 地域環境科学専攻微生物環境制御学研究室助教授の田中千尋博士には有益な助言をいただきました。この場を借りて厚くお礼を申し上げます。また国土交通省猪名川工事事務所には猪名川河川の詳細地図と洪水に関する情報を提供いただきました。ここに深く感謝いたします。

なお、本研究は平成 18・19 年度兵庫県立大学特別教育研究助成金による「兵庫県および国内におけるタケ類天狗巣病の蔓延による竹林の荒廃に関する緊急調査」(研究代表者:服部 保)により行った研究の一部であり、ここに記して感謝の意を表します。

要旨

外来樹木の多くは日本の環境への高い適応性，増殖・栽培が容易，早期緑地形成に適した早い生長，劣悪な土地でも生育が可能，花や実のつきのよい高い鑑賞性，といった特徴が好まれて持ち込まれた種であり，強い生命力，旺盛な繁殖力，高い種子散布能力といった侵略種の生態的特徴をもつものが多いと推測される．一方，野外への侵入経路は限定しやすいため，安価で容易な防除方法が確立されれば，その効果的な対策を施すことも可能であると考えられる．しかし国内での外来樹木の生態や侵略性については不明な点が多く，その現状や安価で効果的な防除方法は確立されていない．本研究では，外来樹木の侵略性を明らかにすることを目的として，現在，河川や里山などの二次的な自然環境において生物多様性に対して負の影響を強く与えている代表的な外来樹木3種（トウネズミモチ，ニセアカシア，モウソウチク）の侵入・定着状況と生態について調査した．

1章では近年，外来植物対策が国内で活発に取り組まれるようになった背景を把握するために，国内外の環境政策における外来植物の取り扱いの変遷，国内における外来植物に関する知見の蓄積状況について整理した．

外来生物による生物多様性に対する脅威は，国際的には遅くとも1980年には認識され，1995年の生物多様性条約の締結以後，年を追うごとにその対応にむけての制度整備が進められていること．科学的見地からもその増大が確認されていることが明らかで，今後も外来生物問題は国際的な課題として重要性が増すと考えられた．日本では，外来生物対策が重要視されはじめたのは1995年の生物多様性国家戦略からであるが，その内容は調査・研究，規制方策検討，普及啓発にとどまっていた．しかし，2002年の新生物多様性国家戦略では，外来生物リストをはじめとする外来生物対策に有用な情報の整備や固有性の高い生態系における計画的な外来生物の排除・管理の実施など実効的な内容が加わり，2004年の外来生物法の制定によって国が法的根拠のもとに侵略的な外来生物の取り扱いの規制や防除について主体的に取り組む社会環境が整備された．さらに007年の第3次生物多様性国家戦略では，自然環境に関連する様々な事業で外来生物の影響に配慮の必要性が認識され，より積極的な対策が示された．このように，国内における外来生物の問題の社会的認知は1995年から2008年にかけて急速に高まっている．

外来植物防除を実践する上での優先順位を示した情報の整備は，国や地方自治体が法的拘束力をもって取り扱いを規制・防除することを示したリストや，法的拘束力はないがそ

の取り扱いへの注意を喚起することを目的としたリストの作成という形で進められていること、国内に生育する外来植物の分布や生態などの情報についてはそれらを集約し共有する仕組みが整備されていないことが明らかとなった。このことから今後は公的機関によって外来植物防除に必要な情報が整備されることが望まれることが示唆された。

日本における外来植物の研究については、侵入、定着を扱ったものは多いが、繁殖や分布拡大を扱ったものは少なく、面積拡大による占有に関するものは外来樹木の事例に偏っていて、他の植物・群落への影響に関するものも少ないこと、抑制・防除の取組については物理的・化学的防除の事例が多く、生物学的防除の事例はみられないことが明らかとなった。これらのことから、侵入・定着に関しては個々の種の侵入経路や定着する立地条件などの生態情報の解明が求められること、繁殖に関しては侵入・定着した外来植物の二次的拡散の可能性を探る上で重要な生態情報であり防除推進のためにも研究事例の充実化が求められること、他の植物や群落への影響に関しては外来植物防除の実施についての社会的合意を得るためにも充実させる必要があることが示唆された。意図的導入種は国内の環境下での生育が十分に可能な性質を備えるものとして選抜された可能性が高いため、野外に逸出した際の侵略性も強いことが予想されることから、外来植物の侵略性と人間活動との関係については侵入経路だけでなく、外来植物の導入目的や導入量、国内での栽培状況、文化的な関わりやそれらの歴史などの観点からも研究が進める必要があると考えられた。

第2章では都市緑化のために導入された外来樹木の侵略性を検討するため、代表種であるトウネズミモチの国内における供給量、植栽利用量、逸出個体の地理的分布、逸出地での定着・生育・繁殖状況、攪乱（洪水）に対する耐性などを調査し、利用量と逸出量との関係性、逸出経路、野外における定着状況および繁殖状況について考察した。

結果、本種の国内での年間供給可能量は年々減少傾向にあるが現在も約11万本が供給されていること、過去23年間の累積供給可能量は約1500万本に達していること、兵庫県における本種の大量植栽地の割合は全調査地点の約1/4を占めること、本種の逸出個体は植栽群から鳥による一般的な種子散布距離（100m～300m）の範囲に集中して分布していることなどが明らかとなった。また、本種の逸出は全国レベルでは多雪地域である北海道、東北地方や日本海側ではほとんどみられず、高温で寡雪な気候で本種の供給量が多い関東以西の太平洋側、瀬戸内側に広い範囲で生じていること、植栽群の多い地域において周辺の多数の残存林で生じていることが明らかとなった。これらのことから国内には本種の大規模な種子供給源は多数存在し、種子供給源となる植栽群が近接する場所に本種は多数侵入

し優占化することが示唆された。

本種は森林や河川敷に侵入し河川敷や森林では成木まで生長すること、河川敷の逸出個体の多くが種子生産を行うこと、河川敷で本種の種子が鳥類に被食・排出されることが明らかとなった。これらのことから、本種が明るい立地から暗い立地まで様々な光環境下で侵入・定着が可能であり、逸出個体が生産した種子が鳥によって散布されて二次的に拡散する可能性が高いことが示唆された。

洪水攪乱に対する耐性については、河川敷での本種の侵入個体群は洪水攪乱により生育状況の悪化や規模の縮小をもたらされるものの消失には至らないこと、洪水攪乱により結実個体率は洪水前の約 1/2 に低下するものの洪水翌年から洪水前の水準にむけて回復してゆくこと、実生・稚樹の分布は洪水直後から洪水翌年にかけて増加傾向を示すことが明らかとなった。これらのことから本種の洪水攪乱に対する耐性は高いことが示唆された。

本種の侵略性を考察すると、現段階では国内の広い範囲で定着することによって在来植物相の異質化を招いているのみであって侵略性は低いといえるが、一部地域で優占群落形成による植物群落相の異質化を招いていることや、被陰による在来植物の排除も懸念されること、野外への侵入は今後も続くと予想されること、野外に定着した個体群からの二次的拡散による分布拡大の可能性も高いことなどから、本種の潜在的な侵略性は高いことが示唆された。

第 3 章では、治山緑化を目的として導入された外来樹木の侵略性を検討するため、代表種であるニセアカシアの国内における供給量と逸出個体の地理的分布、河川での優占群落形成状況、河川での優占群落の面積拡大の変遷、河川敷に成立した優占群落の組成と個体群構造を調査し、利用量と定着状況との関係性、優占群落形成による他の植物・群落に対する影響、侵入地における分布拡大の速度について考察した。

結果、利用量と逸出量との関係性については、本種の年間供給可能量は、年々減少傾向にあるが現在でも約 3.3 万本が供給されていること、過去 23 年間の累積供給可能量は約 700 万本に達していること、国内の主要河川の 78.0%で本種の優占群落が成立しその総面積は少なくとも 2350.6 ha に達していることが明らかとなった。これらのことから、国内での本種の野外への供給量は膨大で現在も種子供給源となる緑地形成が進んでおり、国内の広い範囲で逸出した個体が定着して広範囲で多数地点で逸出個体による種子供給源の形成が起こっていることが示唆された。優占群落形成による他の植物・群落に対する影響については、本種の優占群落の組成には外来植物や緑化樹木が含まれていたこと、群落内には

在来河畔林の主要構成種が多数生育しているものの高木にまでは成長していないことが明らかとなった。これらのことから、本種の優占群落の形成は在来の河畔林の成立を阻害し、その種組成を変質させていることが示唆された。侵入地における分布拡大の速度については、猪名川中流域に侵入・成立したニセアカシア群落の面積が15年間で約3倍に拡大したこと、本種の侵入・優占化が認められた国内主要河川の74.1%でその面積が拡大していることが明らかとなった。これらのことから、ニセアカシア群落の面積は侵入後に急速に拡大し、それは国内で広く生じる現象であることが示唆された。

本種は在来植物相の異質化、被陰による在来植物の排除、優占群落形成による植物群落相の異質化、土地占有による在来植物群落の排除を招いており、その侵略性は極めて高いといえる。また野外への侵入は既存の治山緑化により形成された優占群落からだけでなく、河川敷に成立した優占群落からも継続して生じると予想されることから、ニセアカシアによる在来の植物の多様性に対する侵略性は今後も拡大すると考えられる。

第4章では既に外来樹木によって生物多様性への悪影響が生じている二次的自然環境においてそれらの病害が発生した場合に生物多様性がどのような影響を受けるかを検討するために、タケ類を枯損に至らしめる天狗巣病と外来大型タケ類のモウソウチク、と在来大型タケ類のマダケを対象として、西日本での本病の発症状況、発症による竹林の枯損状況、発症により枯損した竹林における種組成の変化を調査した。結果、モウソウチクの本病の発症率は、市レベルで0%、県レベルで3.4%、西日本レベルで3.9%といずれも低いこと、本病によるモウソウチク群落の枯損はまれだが、林分によっては重度の枯損が起こることが明らかとなった。これらのことから、日本におけるモウソウチクの本病発症率は極めて低い、本病によってモウソウチク林分を枯死に至らせる可能性があることが示唆された。

一方、在来のマダケ群落については、本病発症率は市レベルで96.1%、県レベルで95.6%、西日本レベル全体で93.2%と高いこと、東北地方や中部地方でも同様な傾向がみられたことが明らかとなった。これらのことからマダケ群落での本病発症率は日本で極めて高いことが示唆された。また本病によるマダケ群落の重度枯損林分が各地で確認されたこと、重度枯損林分の占める割合は西日本で約15%であることが明らかとなった。これらのことから、本病によってマダケ群落が重度の枯損に至る可能性があるものの、現状では西日本全体での本病による枯損状況は軽微と考えられた。

発症により枯損した竹林の種組成に対する影響については、健全林分に比べ発症林分で

の出現種数が約 30 種以上も多いこと、発症林分の種組成は伐採跡地にみられるような先駆性の種だけではなく、里山構成種、照葉樹、ツル植物などの多様な種で構成されていること、外来種や緑化樹木も生育することが明らかとなった。これらのことから、本病の発症による竹林への影響は、稗の枯死・落葉・倒壊が林内の光条件の改善による種多様性の増加という正の効果がある反面、周辺植生とは異なった様々な要素から構成される照葉二次林や外来種を含んだ樹林への偏向遷移を招くという負の効果もあることが示唆された。

モウソウチクの多くは 1960-1970 年代以降に管理放棄されたことにより、周辺の二次林などへの侵入したほか分布拡大・群落面積が拡大したため、隣接する里山林の種多様性の低下や、里山景観の単一化といった生物多様性への負の影響を招いてきたが、そのような状況下での天狗巣病の蔓延は新たにマダケ群落を枯損させ、里山景観の異質化という生物多様性への負の影響のほか、竹資源の枯渇、防災上の問題も懸念される状況を招くことが明らかとなった。天狗巣病は外来樹木モウソウチクに対しては発症率が極めて低く枯損被害も極めてまれなことから、里山地域において本病によってモウソウチクによる生物多様性への影響が緩和・排除される可能性は低く、里山地域においては今後もモウソウチクおよび天狗巣病による生物多様性への負の影響は拡大するものと予想された。

第 5 章では第 2 章から第 4 章の内容をもとに、都市緑化や治山緑化に用いられる外来樹木に想定される侵略性と外来樹木がもたらす生物多様性への負の影響を総括し、外来樹木の防除に関する課題を考察した。結果、トウネズミモチの示す侵略性は、都市緑化樹木に求められる、大量供給の容易さ、花や実による観賞性（旺盛な繁殖力）、乾燥・被陰・大気汚染への耐性（劣悪環境への強い適応力）、刈り込み耐性（強い萌芽力）によってもたらされるものであること、ニセアカシアの示す侵略性は、治山緑化樹木に求められる「早期に優占群落を形成し土壌を被覆する性質」によってもたらされることが示唆され、都市緑化や治山緑化に用いられる外来樹木の中には両種と同様の侵略性を示す種がある可能性が示唆された。また外来樹木の侵略性の検証には、生態的特性をトウネズミモチやニセアカシアのものとの比較による侵略性の推測と野外での生態研究の必要性が考えられた。

外来樹木がもたらす生物多様性への負の影響については、それらを①定着による植物相の異質化、②優占群落形成による植物群落相の異質化、③被陰による在来植物の排除、④土地占有による在来植物群落の排除、の 4 つに整理し考察した。結果、トウネズミモチについては広範囲で①の影響が、一部地域において②の影響が確認されているが、③④の影響は確認されていないことから本種による負の影響は現段階では比較的小さいが、③の影

響が懸念される状況がみられ植栽群や定着個体群の野外への新規侵入の継続が予想されることから今後高まると考えられ、ニセアカシアについては国内の多数の河川で①②③④の影響を及ぼしており、既存の治山緑化植栽群や河川の優占群落からの新規侵入の継続も予想されることから、本種の生物多様性への負の影響は高く、今後もそれは拡大すると考えられた。またモウソウチクについては国内の多くの里山地域において①②③④の影響を及ぼしており、その生態的特性から特に④の影響が強く現れ本種の生物多様性への負の影響は極めて高いと考えられた。現在の外来樹木の二次的自然への侵入による生物多様性への影響は外来樹木の生態的特性だけでなく二次的自然の管理放棄も関わっているものと考えられた。

外来樹木の防除に関する課題については、大規模な群落・個体群を形成していることや他の在来植物と混生していることなどの特徴をもつ外来樹木の防除において、(1)枯殺後の遺骸の処理、(2)選択的防除の必要性、(3)それらに伴う労力と費用、が大きな課題と考えられ、すでに野外に定着した外来樹木に対してこれらの課題を満たす防除を実施する場合、物理的防除、化学的防除、生物学的防除のいずれの方法によっても多大な労力と費用がかかることが予想されたことから、外来樹木の防除においては群落・個体群の形成される前段階で防除を実施することが比較的安価な方法であると考えられた。そのため外来樹木の防除にあたっては地方公共団体等が既存緑地の樹種転換や新規緑地形成における外来緑化樹木の不使用などの対策を率先して野外における種子供給源を減少させることが有効と考えられた。また、これらに併せて防除の実施の優先順位を決定するために外来植物の侵略性を検討するリスク評価の実施も重要と考えられた。

本研究の第2章，第3章，第4章の内容は以下に示す既発表論文の成果を再構成したものである。

<第2章>

橋本佳延・服部 保・石田弘明・赤松弘治・田村和也（2004）猪名川におけるトウネズミモチの分布. 人と自然 14：55-61. 既発表資料（査読付き）

橋本佳延，服部 保，石田弘明，戸井 可名子（2005）国内における外来樹木トウネズミモチの野外逸出. ランドスケープ研究，68（5）：713-716. 既発表文献（査読付き 学術論文）

橋本佳延，服部 保（2006）兵庫県におけるトウネズミモチの植栽分布. 人と自然 16：93-98. 既発表資料（査読付き）

橋本佳延・中村愛貴・武田義明（2007）洪水が都市河川に侵入した外来樹木トウネズミモチ（*Ligustrum lucidum* Ait.）の分布拡大に与える影響-兵庫県猪名川河川敷における1事例-. 保全生態学研究，12(2)：103-111. 既発表文献（査読付き 学術論文）

<第3章>

橋本佳延，服部 保，小舘誓治，南山典子，赤松弘治（2005）猪名川中流域におけるニセアカシアの分布拡大. 人と自然 15：61-68. 既発表資料（査読付き）

<第4章>

橋本佳延，服部 保，小舘誓治，石田弘明，鈴木 武（2006）タケ類天狗巣病発症による竹林の衰退と種組成の変化. ランドスケープ研究，69（5）：503-506. 既発表文献（査読付き 学術論文）

橋本佳延・田村和也・服部 保（2007）兵庫県におけるマダケおよびモウソウチクでのタケ類天狗巣病の発症状況. 人と自然 No. 18, 39-44. 既発表資料（査読付き）

橋本佳延・服部 保・岩切康二・田村和也・黒田有寿茂・澤田佳宏（印刷中）タケ類天狗巣病による西日本の竹林の衰退. 保全生態学研究. 既発表文献（査読付き 学術論文）

引用文献

- 安島美穂 (2001) 埋土種子集団への外来種種子の蓄積. 保全生態学研究 6:155-177
- 明石隆宏・伊東啓太郎・橋本大輔・池田朝二・真鍋 徹 (2006) 直方市新入地区における市民参加による竹林拡大抑制と里山再生に関する研究-3 年代の航空写真の比較による竹林拡大プロセスについて-.九州森林研究, 59:52-55
- 青森県自然保護課 HP, 青森県外来種リスト, 2008年7月確認.
<<http://www5.pref.aomori.lg.jp/shizen/23822/cpub.html>>
- 浅井元朗・黒川俊二・清水矩宏・榎本敬(2007)1990年代の輸入冬作穀物中の混入雑草種子とその種組成. 雑草研究 52(1):1-10
- COP 5 Decision V/8. Nairobi, 15 - 26 May 2000.
<<http://www.cbd.int/convention/cop-5-dec.shtml?m=COP-05&id=7150&lg=0>>
- COP 6 Decision VI/23. The Hague, 7 - 19 April 2002.
<<http://www.cbd.int/convention/cop-6-dec.shtml?m=COP-06&id=7197&lg=0#notes>>
- COP 6 Decision VI/26. The Hague, 7 - 19 April 2002.
<<http://www.cbd.int/decisions/?m=COP-06&id=7200>>
- COP 7 Decision VII/30. Kuala Lumpur, 9 - 20 February 2004.
<<http://www.cbd.int/decisions/?m=COP-07&id=7767>>
- 独立行政法人 国立環境研究所 HP, 侵入生物データベース, 2008年7月確認.
<<http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/>>
- Enomoto, Takashi. (1999) Naturalized weeds from foreign countries into Japan. In Biological Invasions of Ecosystem by Pests and Beneficial Organisms (Eds. E. YANO, K. MATSUO, M. SHIYOMI and D. A. ANDOW). NIAES. Tukuba. 99.1-14
- 江口佳澄・佐々木晶子・中坪孝之 (2005) 河川氾濫源における外来草本アレチハナガサの繁殖とその生態学的影響. 保全生態学研究 10:119-128
- 藤原宣夫・井本郁子・大江栄三 (2001) ダム湖冠水面緑化へのオオオナモミ表土の利用-釜房湖岸での表土撒き出し・刈り取り実験-. 日本緑化工学会誌 27(1):327-330
- Fukui, A. W. (1995) The role of the Brown-Eared Bulbul *Hypsypetes amaurotis* as a seed dispersal agent. *Researches on Population Ecology*, 37:211-218
- 外来種影響・対策研究会 (2001) 河川における外来種対策に向けて [案]. 財団法人 リバ

- ーフロント整備センター，東京，124p
- 外来種影響・対策研究会（2003）河川における外来種対策の考え方とその事例．リバーフロント整備センター，東京
- 原 攝祐（1908）竹の天狗巢病に就いて．岐阜県農会雑誌，20（11）：48-50 ＊
- 橋本佳延・赤松弘治・丹羽英之（2007）兵庫県の主要水系における外来植物の分布．人と自然 17:117-135
- 畑 憲治・可知直毅・市河三英（2006）ノヤギが排除された媒島における外来木本種ギンネムの侵入過程．小笠原研究年報 29:7-17
- Hata., Kenji, Suzuki., Jun-Ichirou and Kachi., Naoki (2007) Effects of an alien shrub species, *Leucaena leucocephala*, on establishment of native mid-successional tree species after disturbance in the national park in the Chichijima island, a subtropical oceanic island. TROPICS 16(3):283-290
- 畠瀬頼子・小栗ひとみ・松江正彦（2007）木曾川の礫河原に侵入した特定外来種オオキンケイギクの生育・開花特性と種子生産．ランドスケープ研究 70(5):467-470
- 畠瀬頼子・小栗ひとみ・松江正彦（2008）木曾川中流域における植生変遷と特定外来生物オオキンケイギクの分布特性．ランドスケープ研究 71(5)：553-556
- 服部 保（2003）I 自然地理 第5章 植生．三田市史 第10巻 地理編，287-336
- 服部 保・赤松弘治・浅見佳世・武田義明（1993）河川草地群落の生態学的研究 セイタカアワダチソウ群落の発達及び種類組成に及ぼす刈り取りの影響．人と自然 2:105-118
- 服部 保・石田弘明・橋本佳延・南山典子・田村和也・浅見佳世（2004）照葉樹林成熟相とギャップ層の種組成および種多様性の比較．日本生態学会誌 54：11-24
- 服部 保・澤田佳宏・小舘誓治・浅見佳世・石田弘明（1996）都市林の生態学的研究 I．宝塚市ニュータウン内のオオバヤシャブシ-セイヨウイボタ群落．人と自然 7：73-88
- 日浦啓全・有川 崇・ドウラドゥルガ バハドゥール（2004）都市周辺山麓部の放置竹林の拡大に伴う土砂災害危険性．日本地すべり学会誌，41（4）：323-334
- 北海道（2004）北海道の外来種リスト－北海道のブルーリスト 2004－．
<<http://bluelist.hokkaido-ies.go.jp>>
- 本間広之・清水周治（1980）ニセアカシアの立木枯殺試験(1)-2, 3 の薬剤の枯殺効果－．新潟県林業試験場研究報告，23:35-43
- 本間広之（1981）ニセアカシアの立木枯殺試験(II)－薬剤処理の適期と施業方法－．新潟県

林業試験場研究報告, 24:23-28

福田真由子・崎尾 均・丸田恵美子(2005)荒川中流域における外来樹木ハリエンジュ (*Robinia pseudoaccacia* L.)の初期定着過程. 日本生態学会誌 55:387-395

Isagi Y, Torii A (1998) Range expansion and its mechanisms in a naturalized bamboo species, *Phyllostachys pubescens*, in Japan. *Journal of Sustainable Forestry*, 6: 127-141

IUCN・SSC Invasive Species Specialist Group (2000) IUCN GUIDELINES FOR THE PREVENTION OF BIODIVERSITY LOSS CAUSED BY ALIEN INVASIVE SPECIES. <<http://www.iucn.org/themes/ssc/publications/policy/invasivesEng.htm>>

IUCN・UNEP・WWF (1980) World conservation strategy : living resource conservation for sustainable development. (Download from IUCN website <http://www.iucn.org/dbtw-wpd/commnde/>)

井手幸樹 (2002) 造林地へ侵入する竹類の薬剤による枯殺効果について (I) -薬剤の種類と注入時期-. 九州森林研究, 55:235-236

井貝啓太郎・西 静雄(1980)アメリカネナシカズラに対する土壌処理型除草剤の防除効果. 雑草研究 48-50

石田弘明・服部 保・山戸美智子 (1998) 都市林の生態学的研究Ⅱ. 三田市フラワータウンにおける緑化樹木の孤立二次林への侵入. 人と自然 9:27-32

石田弘明・戸井可奈子・武田義明・服部保 (2008) 都市域の孤立した夏緑二次林における緑化・園芸樹木の逸出状況とその特徴. 保全生態学研究 13:1-16

石川真一・高橋和雄・吉井弘昭(2003)利根川中流域における外来植物オオブタクサ (*Ambrosia trifida* L.)の分布状況と発芽・生長特性. 保全生態学研究 8(1):11-24

伊藤風香・大窪久美子・馬場多久男(2001)南アルプス戸台川中, 下流域における河辺植生に及ぼす帰化植物の影響. ランドスケープ研究 64(5) : 577-582

伊藤武治(2005)注入処理によるアカギ (*Bischofia javanica* Blume) 防除に利用可能な除草剤の検討. 雑草研究 50(1) : 18-20

甲斐重貴・辻井美香 (2004) GIS を用いた九州南部地域の里山における竹林拡大の時系列的変化と要因の検討-宮崎県高岡町の事例-. 宮崎大学農学部研究報告, 50(1・2) : 73-83

神奈川県植物誌調査会(2001)神奈川県植物誌 2001. 神奈川県立生命の星・地球博物館.

1580pp, 神奈川

環境省 HP , 2007 年 4 月 確認 , 外来生物法 .

<<http://www.env.go.jp/nature/intro/youtyuui.html>>

環境庁自然保護局 編 (1995)多様な生物との共生をめざして—生物多様性国家戦略 (大型本).大蔵省印刷局,201p,東京

環境省編(2002)新・生物多様性国家戦略—自然の保全と再生のための基本計画.ぎょうせい. 315p, 東京

環境省 HP , 特定外来生物一覧 , 2008 年 8 月 確認 .

<<http://www.env.go.jp/nature/intro/loutline/list/index.html>>

環境省 HP , 要注意外来生物リスト : 植物 (一覧) , 2008 年 7 月 確認 .

<http://www.env.go.jp/nature/intro/loutline/caution/list_sho.html>

環境省編(2008)第3次生物多様性国家戦略 人と自然が共生する「いきものにぎわいの国づくり」を目指して. ビオシティ, 323p , 東京

唐沢孝一 (1978) 都市における果実食鳥の食性と種子散布に関する研究. 鳥 27:1-20.

片野田逸郎 (2003) 蒲生町西浦地域における竹林拡大の実態. 九州森林研究, 56:82-87

片岡博行・西本 孝(2004)岡山県における外来食虫植物の侵入状況. 岡山県自然保護センター研究報告 12:31-37

片岡博行・西本 孝(2005)岡山県における食虫植物の侵入状況-その2. 岡山県自然保護センター研究報告 13:21-28

加藤英寿 (2006) 小笠原諸島の固有生態系保全のための外来植物リスク評価システムについて. 小笠原研究 31:1-28

Kato., H, Hara., K, Yamamoto., H and Yoshioka., T (2006)Effectiveness of the weed risk assessment system for the Bonin Islands. In Assessment and control of biological invasion risks. (Eds. Koike., F, Clout., Mick N, Kawamichi., M, Maj De Poorter and Iwatsuki., K). Published by SHOUKADOH Book Sellers, Kyoto, Japan and the World Conservation Union(IUCN), Gland, Switzerland. 216pp:65-72

勝田 柁 (1998) イボタノキ属 *Ligustrum* Linn. (Privet) . (勝田 柁・森 徳典・横山敏孝著) 日本の樹木種子 (広葉樹編) . 林木育種協会, 東京.

川名義明・児嶋清 (1998)水田帰化雑草ナガボノウルシの発生・生育特性と除草剤の効果. 日本作物学会九州支所会報 64:31-33

- 建設省近畿地方建設局猪名川工事事務所（1999）平成 11 年度 淀川水系（猪名川・藻川）植物調査 報告書．建設省近畿地方建設局猪名川工事事務所，大阪，271p
- 気象庁（1958）気象庁観測技術資料第 10 号 全国気温資料・月別累年平均値．気象庁，178pp
- 気象庁（1959）気象庁観測技術資料第 13 号 全国降水量資料・月別累年平均値．気象庁，183pp
- 北川 明・島谷幸宏・小栗幸雄（1988）洪水による樹木の倒伏．土木技術資料 30（7）：9-14
- 小林美絵・倉本 宣（2004）オオマツヨイグサ，メマツヨイグサ，およびコマツヨイグサの種子発芽特性．日本緑化工学会誌 30（1）：3-8
- 小林正秀・上田昭良（2005）カシノナガキクイムシとその共生菌が関与するブナ科樹木の萎凋枯死-被害発生要因の解明を目指して-．日本林学会誌，87：435-450
- 小林富士雄（2004）松枯れ対策の経過と今後．グリーンエージ，31（4）：4-7
- 小林享夫・勝本 謙・我孫子和雄・阿部恭久・柿島 真（1992）植物病原菌類図説．全国農村教育協会，東京
- 小泉圭吾・谷本親伯・朴春澤（2003）京都府南部地域の竹林拡大に関する研究-山城地域の竹林分布変化-．Bamboo Journal，20：33-43
- 国土交通省（2003.9.26 参照）河川環境データベース（河川水辺の国勢調査）
<http://www3.river.go.jp/index_seibutu.htm>.
- 国土交通省猪名川河川事務所（2005）平成 17 年度 猪名川河川事務所事業概要．国土交通省猪名川河川事務所，大阪
- 黒川俊二（2002）飼料畑・草地における外来雑草の侵入－外来雑草イチビの歴史的増加過程解明のための分子生態学的アプローチ－．Grassland Science 48（2）：177-181
- 京都府文化環境部自然環境保全課，京都府外来生物リスト，2008 年 7 月確認．
<<http://www.pref.kyoto.jp/gairai/list/index.html>>
- 前河正昭・中越信和（1996）長野県牛伏川の砂防植栽区とその周辺における植生動態．日本林学会論文集，第 107 号：441-444
- 前河正昭・中越信和（1997）海岸砂地においてニセアカシア林の分布拡大がもたらす成帯構造と種多様性への影響．日本生態学会誌 47：131-143
- Maekawa M, Nakagoshi N (1997) Riparian landscape changes over a period of 46 years, on the Azusa River in Central Japan. Landscape and Urban planning 37:37-43
- Maesako., Yuri, Nanami., Satoshi and Kanzaki., Mamoru (2007) Spatial distribution

of two invasive alien species, *Podocarpus nagi* and *Sapium sebiferum*, spreading in a warm-temperate evergreen forest of the Kasugayama Forest Reserve, Japan
Vegetation Science 24: 103-112

Millennium Ecosystem Assessment 編 横浜国立大学 21 世紀 COE 翻訳委員会監訳 (2007) 国

連ミレニアムエコシステム評価 生態系サービスと人類の将来. オーム社. 東京. 240pp

三宅市朗 (1908) 竹ノ天狗巢病ニ就テ (予報). 植物学雑誌, 22:305-327 *

三宅 尚・川西基博・三宅三賀・石川慎吾 (2000) 高知市北山地域における竹林の分布拡大 I. 過去 30 年間の竹林面積の変化. *Hikobia* 13: 241-252

宮脇 昭編著 (1984) 日本植生誌 近畿. 至文堂, 東京, 596p

宮脇 昭・奥田重俊 編 (1990) 日本植物群落図説. 至文堂, 800pp

宮脇成生 (1996) 土壌シードバンクを考慮した個体群動態モデルと侵入植物オオブタクサの駆除効果の予測. 保全生態学研究 1: 25-47

Miyawaki, S. and Washitani, I. (2004) Invasive alien plant species in riparian areas of Japan: the contribution of agricultural weeds, revegetation species and aquacultural species. *Global Environmental Research* 8 (1) : 89-101

村中考司・鷺谷いづみ (2001) 鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入. 応用生態工学 4(2):121-132.

村中考司・鷺谷いづみ (2003) 侵略的外来牧草シナダレスズメガヤ分布拡大の予測と実際. 保全生態学研究 8:51-62

村中考司・石井 潤・宮脇成生・鷺谷いづみ (2005) 特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討. 保全生態学研究 10:19-33.

村中考司 (2008) 外来植物の侵入年代. 原産地とその用途との関連性. 保全生態学研究 13: 89-101.

村山保裕 (2002) 海岸防災林地での除草剤を用いたニセアカシア枯殺試験-幼木への散布処理と成木への注入時期の検討-. 静岡県林業技術センター研究報告 30:29-32.

室井 綽 (1963) タケ類-特性・鑑賞と栽培-. 加島書店, 東京

室井 綽 (1977) NHK 趣味の園芸・作業 1 2 か月 ⑩ タケ・ササ. 日本放送出版協会, 東京

室井 綽 (1994) 竹の世界 Part2. 地人書館, 東京

Myers., Judith and Bazely., Dawn (2003) Ecology and control of introduced

plants. Cambridge University Press, 313pp.

Nakanishi, H. (1991) Annual, monthly and daily variations of avian seed dispersal in an urban area. *Hikobia*, 11: 73-83

中須賀常雄・馬場繁幸・神山宗久 (1983) ギンゴウカン群落に関する研究 (II) 土壤水分及び施肥条件の違いが初期成長に及ぼす影響. 琉球大学農学部学術報告 30:605-614

中須賀常雄・馬場繁幸・高島恵光 (1990) ギンゴウカン群落に関する研究 V. 虫害後の林相回復. 日本生態学会誌 40: 27-33

中須賀常雄・馬場繁幸・田中隆行 (1984) ギンゴウカン群落に関する研究 第3報 土壤型と根系. 琉球大学農学部学術報告 31: 181-188

中須賀常雄・山田義秋 (1979) ギンゴウカン群落に関する研究 (I) ギンゴウカン林の林分構造. 琉球大学農学部学術報告 26:529-536

中坪孝之 (1997) 河原氾濫原におけるイネ科帰化草本の定着とその影響. 保全生態学研究 2:179-187

梨木 守・野本達郎・目黒良平 (1985) ワルナスビ発生草地の追播更新におけるグリホサートの散布時期. 雑草研究 30(2): 131-136

日本生態学会編 (2002) 外来種ハンドブック: 地人書館, 390pp.

日本植木協会 (1981) 昭和 56 年度 生産量, 販売可能量, 調達難易度, 予想調査書. 日本植木協会, 156pp

日本植木協会 (1982) 昭和 57 年度 販売可能量, 調達難易度, 予想調査書. 日本植木協会, 116pp

日本植木協会 (1983) 昭和 58 年度 販売可能量, 調達難易度, 予想調査書. 日本植木協会, 135pp

日本植木協会 (1984) 昭和 59 年度 販売可能量, 調達難易度, 予想調査書. 日本植木協会, 137pp

日本植木協会 (1985) 昭和 60 年度 販売可能量, 調達難易度, 予想調査書. 日本植木協会, 138pp

日本植木協会 (1986) 昭和 61 年度 販売可能量, 調達難易度, 予想調査書. 日本植木協会, 164pp

日本植木協会 (1987) 昭和 62 年度 供給可能量・調達難易度調査書. 日本植木協会, 178pp

日本植木協会 (1988) 昭和 63 年度 供給可能量・調達難易度調査書. 日本植木協会, 188pp

- 日本植木協会（1989）平成元年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，194pp
- 日本植木協会（1990）平成2年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，200pp
- 日本植木協会（1991）平成3年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，199pp
- 日本植木協会（1992）平成4年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，211pp
- 日本植木協会（1993）平成5年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，242pp
- 日本植木協会（1994）平成6年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，266pp
- 日本植木協会（1995）平成7年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，291pp
- 日本植木協会（1996）平成8年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，307pp
- 日本植木協会（1997）平成9年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，364pp
- 日本植木協会（1998）平成10年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，455pp
- 日本植木協会（1999）平成11年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，434pp
- 日本植木協会（2000）平成12年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，420pp
- 日本植木協会（2001）平成13年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，429pp
- 日本植木協会（2002）平成14年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，392pp
- 日本植木協会（2003）平成15年度 供給可能量・調達難易度調査書．日本植木協会，390pp
- 西田智子（2002）飼料畑・草地における外来雑草の侵入－外来雑草の飼料畑・草地への侵入と蔓延－．*Grassland Science* 48(2):168-176
- 西川僚子・村上拓彦・吉田茂二郎・光田 靖・長島啓子・溝上展也（2005）隣接する土地被覆別にみた竹林分布変化の特徴．*日本森林学会誌*，87:402-409
- 西村 格・阿部二郎・庄司舜一・斎藤吉満（1984）先島諸島における半自然草地の植生とマメ科植物について．*日本草地学会誌* 30(1)：29-39
- 岡村はた編（1991）原色日本園芸竹笹総図説．はあと出版，和歌山
- Okutomi, K. , Shinoda, S. & Fukuda, H. (1996) Causal analysis of the invasion of broad-leaved forest by bamboo in Japan. *Journal of Vegetation Science* 7, 723-728
- 大手桂二，加藤博之（1978）山腹植栽工によって成立した植物群落における遷移に関する研究 II：六甲山系における山腹植栽工での事例，*京都府立大学学術報告*．*農学* 31：58-71
- 大手桂二，本城尚正，妹尾俊夫（1978）山腹植栽工によって成立した植物群落における遷移に関する研究 I．牛伏川流域のニセアカシア林での事例．*京都府立大学学術報告*．*農学* 30：58-71

- 大窪久美子・岡 雅文(2005)三峰川水系における帰化植物フサフジウツギと在来近縁種の分布状況及び環境条件. ランドスケープ研究 68(4): 301-304
- 大道暢之・角野康郎(2005)外来水生植物ミズヒマワリの種子形成とその発芽特性. 保全生態学研究 10: 113-118
- 大野朋子・平井 潤・丸山 宏・前中久行(1999)地形図を用いた都市近郊林における竹林化の解析. ランドスケープ研究 62(5): 599-602
- 大阪府企業局 HP, 千里ニュータウン, 2004年9月確認.
<<http://www.pref.osaka.jp/kigyo/senri.html>>
- 大澤剛士・赤坂宗光(2007)特定外来生物オオハンゴンソウ(*Rudbeckia laciniata* L.)が6月の刈り取りから受ける影響: 地下部サイズに注目して. 保全生態学研究 12(2): 151-155
- 佐渡靖紀・山田隆信(2005)竹林適正管理技術の開発-モウソウチク林薬剤枯殺調査-. 山口県林業指導センター 平成15年度研究年報:10-12
- 佐賀県 HP, 佐賀県環境の保全と創造に関する条例, 2008年7月確認.
<http://www.pref.saga.lg.jp/at-contents/kenseijoho/jorei/reiki_int/reiki_honbun/q2011140001.html#j65_k1>
- 佐賀県 HP, 佐賀県環境の保全と創造に関する条例に基づく移入規制種の指定, 2008年7月確認.
<http://www.pref.saga.lg.jp/at-contents/kenseijoho/jorei/reiki_int/reiki_honbun/aq20113091.html>
- 佐賀県 HP, 佐賀県の生態系に影響の可能性のある移入種(外来種リスト), 2008年7月確認. <<http://www.pref.saga.lg.jp/web/var/rev0/0010/7504/eikyouno.pdf>>
- 斎藤達也・大窪久美子(2006)外来植物オオキンケイギク *Coreopsis lanceolata* の定着した半自然草地の種組成及び群落構造と遷移状況. ランドスケープ研究 69(5): 541-544
- 崎尾 均(2003)ニセアカシア (*Robinia pseudoacacia* L.) は溪畔林から除去可能か?. 日本林学会誌 85(4): 355-358
- 澤田佳宏・窪田圭多・八代裕一郎・西脇愛・津田智(2008)滋賀県における航空実播工による牧草播種が行われた山火事跡地(二次林焼失地)の植生. 保全生態学研究 13:29-36
- 瀬嵐哲央・丸真喜子・大森美紀・西井武秀(1989)竹林群落の構造と遷移の特性-雑木林の竹林化-. 金沢大学教育学部紀要(自然科学編)第38号, 25-40

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2006) Global Biodiversity Outlook 2. Montreal, 81 + vii pages

柴田昌三 (2003) モウソウチクと日本人. 日本緑化工学会誌, 28 (3) : 406-411

滋賀県 HP, ふるさと滋賀の野生動植物との共生に関する条例, 2008 年 7 月参照.

<<http://www.pref.shiga.jp/jourei/reisys/418901010004000000MH/418901010004000000MH/418901010004000000MH.html>>

滋賀県 HP, ふるさと滋賀の野生動植物との共生に関する条例第 27 条第 1 項の規定による指定外来種の指定, 2008 年 7 月参照.

<<http://www.pref.shiga.jp/jourei/reisys/419902500086000000MH/419902500086000000MH/419902500086000000MH.html>>

椎名豊勝 (1995) 改訂 3 版 造園緑化材の知識. 財団法人 経済調査会, 東京.

清水矩宏・森田弘彦・広田伸七編著 (2001) 日本帰化植物写真図鑑. 全国農村教育協会. 東京. 554pp

清水静也・山村靖夫・安田泰輔・中野隆志・池口仁 (2007) 河川敷における帰化植物オオブタクサ (*Ambrosia trifida* L.) の生育に対する人為的攪乱と環境条件の効果. 保全生態学研究, 12:36-44

清水建美編 (2003) 日本の帰化植物. 平凡社. 東京, 337pp

清水義彦・小葉竹重機・岡田理志 (2001) ハリエンジュによる動的河道内樹林化について. 水工学論文集 45:1099-1104

清水義彦・小葉竹重機・岡田理志・新船隆行・岩崎 工 (2000) 洪水攪乱によるハリエンジュの破壊・再生と河道内樹林下について. 河川技術に関する論文集, 第 6 巻 : 59-64

清水義彦・長田健吾 (2002) 礫床河川における河道内樹林地の洪水破壊について. 河川技術論文集 8:301-306

篠原正行 (1965) マダケのてんぐ巢病に関する研究-. 病徴および病原菌の形態. 日本大学農獣医学部学術研究報告, 21:42-60

篠原正行 (1967) マダケのてんぐ巢病に関する研究-Ⅲ. 病原菌の分離および接種. 日本大学農獣医学部学術研究報告, 25:7-20

住吉 正 (2000) キシュウスズメノヒエ類に対する各種水稻除草剤の殺草効果. 日本作物学会九州支所会報 66 : 35-37

住吉 正 (2003) 水稻刈跡におけるキシュウスズメノヒエの防除. 日本作物学会九州支所会

報 69 : 42-44

住吉 正・小荒井晃・大段秀紀 (2003) ホソバツルノゲイトウに対する各種除草剤の殺草効果. 日本作物学会九州支所会報 69 : 39-41

住吉 正・小荒井晃・大段秀紀 (2005) ホソバツルノゲイトウの発生の特徴と土壌処理除草剤の防除効果. 日本作物学会九州支所会報 71:33-35

須山知香・藤原直子 (2003) 日本新帰化植物ミズヒマワリ (キク科) の脅威的増殖. 水草研究誌 78:1-5

鈴木貞雄 (1996) 「日本タケ科植物総目録」増補改訂版 日本タケ科植物図鑑. 聚海書林, 271pp

鈴木重雄・高橋素子・菊池亜希良・中越信和 (2005) モウソウチク拡大前線におけるモウソウチク稈の侵入過程. *Hikobia*, 14:477-482

Suzuki, T., Watanabe, I., and Shiraiwa, T. (2005) Allozyme types of water fern *Azolla japonica* and its Relatives (Azollaceae) growing in Japan. *Acta Phytotax. Geobot.* 56(1): 71-83

橘 雅明・渡邊寛明・伊藤一幸 (2002) 東北地域における帰化雑草ハルザキヤマガラス (*Barbarea vulgaris* R. Br.) の分布. 雑草研究 47(4) : 235-241

田口文緒・寺地 徹・常脇恒一郎 (1988) マダケ属植物3種のミトコンドリア DNA からみた種内および種間変異. *Bamboo Journal*, 6:29-36

高木公平・日置佳之 (2008) 鳥取県千代川水系上流域において法面緑化に使用されたイタチハギ (*Amorpha fruticosa* L.) の逸出の実態と侵略性の評価. 日本緑化工学会誌 33(4) : 571-579

Takahashi., Shun (1999) Population dynamics of an invasive plant, *Cirsium vulgare* Ten., in the grassland of Japan. In *Biological Invasions of Ecosystem by Pests and Beneficial Organisms*. (Eds. E. YANO, K. MATSUO, M. SHIYOMI and D. A. ANDOW). NIAES. Tukuba. 99.1-14

高橋俊守・皆川朋子 (2007) 毎木調査と多時期植生図 GIS データによる侵略的外来種ハリエンジュの植生変遷解析. 水工学論文集 51:1261-1266

多紀保彦 (監修) 財団法人自然環境研究センター編著 (2008) 日本の外来生物. 平凡社. 東京. 479pp

玉泉幸一郎・飯島康夫・矢幡 久 (1991) 海岸クロマツ林に生育するニセアカシアの根萌

- 芽の分布とその形態的特徴.九州大学農学部演習林報告 64:13-28
- 田村輝夫(1979)除草剤によるニセアカシアの防除方法について. 林業試験場試験研究報告 22:19-25
- 田中栄爾・田中千尋・津田盛也 (2002) タケ類てんぐ巣病菌の伝播および種内変異. 森林研究, 74:13-20
- 田中徳久・勝山輝男(2008) 標本データによる神奈川県における帰化植物の分布の拡大. 神奈川県立博物館研究報告, 自然科学. No.37: 31-38
- 近田文弘・清水建美・濱崎恭美編 (2006) 帰化植物を楽しむ. トンボ出版. 東京. 239pp.
- 鳥居厚志 (1998) 空中写真を用いた竹林の分布拡大速度の推定—滋賀県八幡山および京都府男山における事例—. 日本生態学会誌, 48: 37-47
- 鳥居厚志・井鷲裕司 (1997) 京都府南部地域における竹林の分布拡大. 日本生態学会誌, 47: 31-41
- Tsuda M, Shimizu K, Matsumura K, Tanaka E, Tanaka C, Doi Y (1997) Host Range of *Aciculosporium take*, the Causal Agent of Witches' Broom of Bamboo Plants. Bulletin of the National Science Museum Series B (Botany), 23:25-34
- 坪井伊助 (1908) 竹の I 自然枯の経過に就いて. 岐阜県農会雑誌, 20 (4) :5-9 *
- 中国科学院北京植物研究所 主編 (1947) 中国高等植物図鑑 第三冊. 科学出版社, 1038pp
- 上田弘一郎 (1963) 有用竹と筍-栽培の新技术. 博友社, 東京
- 上田弘一郎・伊佐義朗 (1974) 竹と庭. 金園社, 東京
- 上村昭則・赤井重恭・安村重雄 (1962) 竹林病害に関する 2, 3 の観察. 第 73 回日本林学会大会講演集:230-232 *
- 上杉哲朗(2005)外来生物法の制定と対策について. 生物科学 第 56 号 第 2 号, 83-89
- 浦川修司・小出 勇 (2004a)飼料用トウモロコシ畑における実生ワルナスビ (*Solanum carolinense* L.)の生育特性と定着. 日本草地学会誌 50(1): 64-70
- 浦川修司・小出 勇 (2004b)飼料用トウモロコシ畑に侵入したワルナスビ (*Solanum carolinense* L.)の耕耘作業による拡散. 日本草地学会誌 50(2): 194-200
- 鷺谷いづみ・森本信生 (1993) 日本の帰化生物. 保育社. 大阪
- 渡邊幹男・丸山由加里・芹沢俊介(1997a)東海地方西部における在来タンポポと帰化タンポポの交雑(1)ニホンタンポポとセイヨウタンポポの雑種の出現頻度と形態的特徴. 植物研究雑誌 72(1) : 51-57

- 渡邊幹男・丸山由加里・芹沢俊介(1997b)東海地方西部における在来タンポポと帰化タンポポの交雑(2)ニホンタンポポとアカミタンポポの雑種の出現頻度と形態的特徴.植物研究雑誌 72(6):352-356
- 渡邊幹男・小川美穂・芹沢俊介・神崎 護・山倉拓夫(1997)雑種性帰化タンポポの在来タンポポ生育域への侵入.植物分類,地理 48(1):73-78
- Williamson., Mark (1996) Biological Invasions. CHAPMAN & HALL. 244p
- (財)WWFジャパン,(財)日本自然保護協会,(財)日本野鳥の会(2004)「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律」における特定外来生物に指定すべき提 案 リ ス ト .
<<http://www.wwf.or.jp/activity/wildlife/lib/invasive2004/index.htm>>(2008.7 参照)
- 山本哲朗・楠木覚士・鈴木素之・島 重章 (2004) 現地調査と航空写真に基づく山口県内の竹林分布とその周辺環境への影響.土木学会論文集,776(VII-33):107-112
- 吉田圭一郎・岡 秀一(2000)小笠原諸島母島においてギンネムの生物学的侵入が二次植生の遷移と種多様性に与える影響.日本生態学会誌 50:111-119
- 吉永知恵美・亀山 章(2001)都市におけるトウネズミモチ(*Ligustrum lucidum* Ait.)の分布拡大の実態.日本緑化工学会誌 27:44-49
- 吉岡俊哉(2005)造園植物における予備的侵略性リスク評価の試み.ランドスケープ研究 68(4):296-300.
- 財団法人 リバーフロント整備センター編(1996)平成5年度(BOOK&CD-ROM)河川水辺の国勢調年鑑 植物調査編.山海堂,51pp
- 財団法人 リバーフロント整備センター編(1997a)平成6年度(BOOK&CD-ROM)河川水辺の国勢調年鑑(河川版) 植物調査編.山海堂,48pp
- 財団法人 リバーフロント整備センター編(1997b)平成7年度(BOOK&CD-ROM)河川水辺の国勢調年鑑(河川版) 植物調査編.山海堂,53pp
- 財団法人 リバーフロント整備センター編(1998)平成8年度(BOOK&CD-ROM)河川水辺の国勢調年鑑(河川版) 植物調査編.山海堂,53pp
- 財団法人 リバーフロント整備センター編(1999)平成9年度(BOOK&CD-ROM)河川水辺の国勢調年鑑(河川版) 植物調査編.山海堂,45pp
- 財団法人 リバーフロント整備センター編(2000)平成10年度(BOOK&CD-ROM)河川水

辺の国勢調年鑑（河川版） 植物調査編．山海堂，39pp

財団法人 リバーフロント整備センター編（2001）平成 11 年度（BOOK & CD-ROM）河川水

辺の国勢調年鑑（河川版） 植物調査編．山海堂，39pp

財団法人 千葉県史料研究財団編（2003）千葉県の自然誌 別編 4 千葉県植物誌．千葉

県．千葉，1181pp