

総説

河畔林の植物社会学的研究

奥田重俊

Phytosociological study of riparian forest communities in Japan. Shigetoshi Okuda (Emeritus Professor, Yokohama National University). Papers in Commemoration of Prof. Dr. Shigetoshi Okuda's Retirement : Studies on the Vegetation of Alluvial Plains 1-8, 2001.

Studies of the riparian forest communities in Japan are reviewed with special reference to their phytosociological aspects. Riverside forests in lowlands areas are dominated throughout by *Salix* spp., and in the mountainous zones by other genera, such as *Populus*, *Toisusu* and *Chosenia*. Pioneer communities of *Alnus firma* and the tall forests of *Pinus densiflora* are found on gravelly or sandy riverbeds or on riverbanks in the middle streams. *Celtis sinensis* var. *japonica* (Ulmaceae) is a main and an important tree species on fine-sand banks of the lower streams in the warm-temperate forest zone, and in the cool temperate zone, the mixed stands of *Ulmus japonica* with *Fraxinus mandshurica* var. *japonica* and others are the fundamental forest communities. Stands of *Alnus japonica* are common on back swamps in the lower courses of rivers or in valleys in small tributaries. Such stands are differentiated in floristic composition according to geography and are classified into six associations. The conservation, restoration and diversity of riparian forests, as well as the endangered plants they contain, are briefly discussed.

Key words : riparian forest, backswamp forest, riverswamp forest

はじめに

わが国の河川下流域の沖積低地は、大部分は都市化が進展し、市街地が接近して存在することから、強固な人工堤防によって、その安全が確保されている。従って、現在よほどの集中豪雨に見舞われなければ洪水による被害はほとんどないといってよい。

しかしながら、堤防がますます強度が増し、維持管理が徹底するとともに、その代償として、周辺の自然環境はますます単調になり、生物の住み難い人工環境となってしまう。同時に、河川が構成する水際における独特な雰囲気を持つ自然景観は消え失せている。

河川管理において、水際の自然植生、特に河畔林の必要性については、最近漸く様々な面で認識され始めている。河畔林は森林植生の中でもきわめて特徴的な植生であり、流水の制御機能をはじめ、生物多様性と貴重な生物の生息域、回廊機能、魚付林としての機能、アメニティ機能など、他の陸域の植生とは異なる特性を備えている（リバーフロント整備センター1998 FRONT 特集河畔林）。しかし、河畔林の洪水調節機能に対する重要性についての認識は決して新しいことではなく、古くから、水害防備林（水防林）の名のもとに、洪水の制御のために森林帯の保護や造成が行われていた（宮村、1985）。たとえば、山梨県、富士川の信玄堤を主体とした河畔林

や、笛吹川の万力林、福岡県矢部川の狐林、福島県、阿武隈川支流、荒川の水林などにその例が挙げられる（土木研究所1987、松浦茂樹1995）。さらに、竹林の水害防備機能も古くから重視されているが（上田1955）、竹林を主体とした水害防備林の例は、現在でも徳島県吉野川、山口県錦川、佐賀県嘉瀬川、愛知県矢作川など比較的広範囲に存在する。

河畔林は元来河川のもたらす動的環境のもとに成立する森林の一般的な名称であるが、その他の呼び名として水辺林、河辺林、沼沢林、水中林など類似の用語があり、それぞれニュアンスが異なっているが、必ずしも明確な定義がないまま用いられている。ここでは、扇状地より下流における、氾濫の影響内における森林群落をその対象として一般的な呼び名としての河畔林とし、用語としては河辺林、河岸林（狭義の河畔林）、および沼沢林（掘水林を含む）の三つのタイプを含むものとした。従って、上流域の溪谷に発達するいわゆる溪畔林や溪谷林はここでは扱わず、比較に止めた。なお、溪谷林は同じ湿性林として河辺の森林植生とは密接な関係にあり、植物社会学上からも共通な組成をもつことから、これらの溪谷林も含めて水辺林と呼ぶ考えもある（崎尾・鈴木、1997）。また、亜熱帯地方では河口付近の塩沼地にマングローブがあるが、これについても独特な立地環境における植生のため、稿をあらためて言及したい。

河畔林の生態的特性

河畔林は、氾濫源において増水や洪水の物理的影響を受けながら成立し、変動の激しい立地に対応しながら持続する森林群落である。一般の平地に比べて、土地環境が不安定であることと、湿潤状態にあることが最大の特徴である。したがって、森林を構成する樹木は常緑広葉樹林域であっても落葉性の陽樹で構成される。ここでは、不安定立地における遷移の時間の系列に対応して森林の構成種が決定され、いわゆる土地の極相とか終局相などの概念が適用される。

一般に河川の中流域における氾濫原は、流路が洪水のたびに蛇行を繰り返すことによって形成されることから、先駆植生や発達程度の異なる林分は、通常、微地形に対応して立地をモザイク状にすみ分けることになる。わが国では現存する自然河川が少ないためその例は少ないが、上高地の梓川河畔林（進・石川・岩田、1999）などに典型的な例が見られる。

主要な群落とその配分

沖積地における森林群落の配分は、洪水時の冠水の程度と頻度に対応して異なる種が配列する。河畔林の植生概要を記述したものに奥田（1995, 1998）、奥田・佐々木（1995）、竹原（1993）などが挙げられる。具体的な森林を優占する種で述べると、本州の中南部を主とする暖温帯の常緑広葉樹林域では、水際よりヤナギ林、ハンノキ林、エノキ林、ムクノキ林と続き、崖錐の下部でケヤキ林が接する。また、中部地方の高海拔地と、東北地方から北海道にかけての冷温帯の夏緑広葉樹林域では、ヤナギ林、ヤシヤブシ林、ハンノキ林、ヤチダモ林、ハルニレ林となる。

一方、溪谷林では、暖温帯でケヤキ林が優勢であるが、冷温帯の夏緑広葉樹林域では、サワグルミ、トチノキ、カツラ、シオジなどの高木林が斜面林を構成し、河畔林とは相観的にも組成的にも異なる群落となる（Ohno 1981, 1982）。

河畔林群落の記載と生態的特徴

河畔林を含む冠水植生に関する植物社会学的な研究としては、Miyawaki u. Okuda（1972）が多摩川および利根川において比較検討し、多くの群集記載を行ったが、個々の群落については群集の組成を中心とした記述で止まっている。さらに、奥田（1978）は、関東地方における河辺植生の包括的な研究の中で、河畔林について

も記述し、ヤナギ林やハンノキ林などについていくつかの群集を記載した。続いて宮脇編（1980～1989）では、ほとんどの巻において河畔林の記述がある（奥田及び大野が分担執筆を行っている各巻の河辺林、河畔林、湿性林、湿地林、溪谷林などの項目を参照）。四国地方では、山中（1981）のヤナギ林の報告がある。以下に優占種による分類に従って記述を進める。

ヤナギ林

ヤナギ科の樹木は河畔においてはもっとも水際に生じ、洪水の攪乱を受けながらいわゆる河辺林 riverside forest を形成する。河辺生のヤナギ科植物には、わが国では10数種がある。ヤナギ属の主なものとしては、低木性のものとしてネコヤナギ *Salix gracilistyla*、イヌコリヤナギ *S. integra*、タチヤナギ *S. subfragilis* などがあり、それぞれ異なる立地に群集レベルの群落を形成する。また、小高木または高木性のものには、カワヤナギ *S. gilgiana* エゾノカワヤナギ *S. miyabeana*、アカメヤナギ *S. chaenomeloides*、ジャヤナギ *S. eriocarpa*、ゴメヤナギ *S. sessilifolia*、シロヤナギ *S. yezoensis*、オノエヤナギ *S. sachalinensis* オオタチヤナギ *S. pierotti* などが挙げられる。

ヤナギの持つ一般的な生態的特徴として、雌雄の別があり、成長の早い陽樹で、種子発芽が短期間に行われること、幹が柔らかく、枝が折れやすい（とくに、ジャヤナギは折れやすい）ことなどが挙げられる。一方では、ネコヤナギに見られるように、枝に弾力性があって折れにくく、流水に対しての可塑性があるものもある。

ヤナギ群落の分布域については、常緑広葉樹林域に対応するもの、夏緑広葉樹林域のもの、針葉樹林域のものなどがある。Ishikawa（1983）の報告では、主要なヤナギについて、北海道と東北地方において河床勾配と温度指数との関係からいくつかのパターンに類型化している。さらに、上野・桜井（1993）は、長野県千曲川水系において、ヤナギの分布について Ishikawa と同様な調査を行っている。

ヤナギ群落の土性選好性については、新山（1987）の研究により、主要な9種の分布について、デルタ帯、扇状地帯、谷帯の3タイプを認め、さらに、ニッチの定量化を試みている。

ヤナギ林の低木群落は流水側に位置して、機能的には背後に位置する高木群落のマント群落としての役割を果たす。したがって、群落区分に際しては、流域の上下流に関わらず、低木群落と高木群落に分けて扱った方が理解しやすい（Moor, 1958, 1969）。

ヤナギ河辺林の群落単位の記載については大場（1973）、奥田（1978）、などの報告がある。低木林で

は、タチヤナギ群集 *Salicetum subfragilis* Okuda 1978 (下流域)、イヌコリヤナギ群集 *Salicetum integræ* Miyawaki et Okuda 1972 (中流域)、ネコヤナギ群集 *Salicetum gracilistylæ* Minamikawa 1963 (溪流域) がある。高木林としてはジャヤナギーアカメヤナギ群集 *Salicetum eriocarpo-chaenomeloidis* Okuda 1978 (常緑広葉樹林域に広く分布)、シロヤナギ群集 *Salicetum jessoensis* Ohba 1973 (冷温帯日本海側)、コゴメヤナギ群集 *Salicetum sessilifoliæ* Ohba 1973 (同太平洋側のれき質河床土上, 図1)、エゾノキヌヤナギーオノエヤナギ群集 *Salicetum pet-susu-sachalinensis* Okuda in Miyawaki 1988 (北海道) がある。ジャヤナギーアカメヤナギ群集については、アカメヤナギの常在度が高く分布域も広いが、ジャヤナギは東北南部から近畿地方、ヨシノヤナギが四国地方、オオタチヤナギ *S. pierotti* が中国、九州地方で混生する。これらのヤナギ群落の上級単位は最終的にオノエヤナギクラス *Salicetea sachalinensis* Ohba 1973 に統合されるが、まだ、システム全体にまたがる総合表は印刷公表されていない。

ドロノキ林

ハコヤナギ属のドロノキ (ドロヤナギ) *Populus maximowiczii* (ヤナギ科) は、山地帯から亜高山帯にかけて河辺林を形成する代表種である。共存する樹種としては、オオバヤナギ属のオオバヤナギ *Toisusu urbanniana*, トカチヤナギ *T. u. var. schneideri*, ケショウヤナギ属のケショウヤナギ *Chosenia arbutifolia* がある。

ドロノキ林は分布的には東北地方から北海道にかけて、河川上流域を中心として、不安定な氾濫源に森林を形成する。八幡平南部の山地帯を流域とする玉川 (雄物川支流) の氾濫源に、ドロノキの優占する発達した河辺林が報告されている (宮脇ほか 1978)。さらに、福嶋 (1980) は、白山大白川 (海拔800付近) でドロノキ林の組成を報告している。また、ケショウヤナギは上高地と北海道札内川に隔離分布するが、アムール地方など北方に広く分布することから群集単位の確定には資料の集積が必要であり、現段階での決定は困難である。ドロノキとオオバヤナギは成長が早く、高木となって森林の主要構成種となり、これらは混生することが多い。このような、森林群落は常に高さ30mを越す森林となり、優占種のほかにはヤマハンノキ *Alnus hirsuta* var. *sibirica* が混生し、しばしば、オノエヤナギなどの河辺高木林の背後に位置して純林を形成することがある。

ドロノキ林の林床は不安定なため林床は先駆植物で構成されている。これらの森林群落はオオバヤナギードロノキ群集 *Toisusu-Populetum maximowiczii* Ohba 1974

として記載され、前述のオノエヤナギクラスに含められている。

ハンノキ林

ハンノキ *Alnus japonica* (カバノキ科) は河畔林の主要な構成種であるが、川岸よりはむしろ谷底地形に多く出現し、いわゆる沼沢林 *backswamp forest* として成立する機会が多い。ハンノキ林はわが国の低湿地に広く分布していたが、水田の耕作により著しく減少した (図2)。

ハンノキ林の地形的特性については牧田・菊池・三浦・菅原 (1976), Makita, Miyagi, Miura and Kikuchi (1979) などの報告がある。一般的にはハンノキは谷底部の停滞する水に浸かる程度から湿性立地にかけて生育し、林床には溪流辺の植物や大型スゲ植物が密生する。また、Fujita and Kikuchi (1986), Fujita (1987) は、組成の異なるハンノキ林タイプについて、土壌分析を行い、含水率、有機物含量、塩基含量などの特性に、違いがあることを述べている。なお、北海道は低地の面積が広く、ハンノキの残存林も本州に比べれば著しく広い。釧路湿原ではハンノキに関する生態学的研究が多い。

ハンノキ林の群落単位については、前述の奥田 (1978) は、関東地方の河畔林において、ハンノキ林に沼沢林としてのオニスゲーハンノキ群集 *Carici dickinsii-Alnetum* Okuda 1978 と、自然堤防上の河畔林であるゴマギーハンノキ群集 *Viburno sieboldii-Alnetum* Okuda 1978 の2つのタイプがあると指摘している。大野 (宮脇編, 日本植生誌の1983, 1985) のシステムに関する植物社会学的な研究によれば、ハンノキ群落にはさらに、中部地方にイヌツゲーハンノキ群集 *Ilici-Alnetum* Yatoh et Kobayashi 1974, 中国地方にマアザミーハンノキ群集 *Cirsio sieboldii-Alnetum* Ohno in Miyawaki 1983, クロツバラハンノキ群集 *Rhamno nipponicae-Alnetum* Ohno in Miyawaki 1985 及び北海道地方にナガバツメクサーハンノキ群集 *Stellario longifoliæ-Alnetum* Ohno in Miyawaki 1988 などがあり、地域によって種組成に差があることが理解される。これらの群集はシステム上ハンノキクラス *Alnetea japonicae* Miyawaki, K. Fujiwara et Mochizuki 1977 にまとめられている。

ヤシャブシ林

ヤシャブシ *Alnus firma* (カバノキ科) はハンノキと同属の植物でわが国の山地帯の太平洋側に分布し、崩壊地から扇状地河川の河床にかけて、河畔林を形成する。ヤシャブシは先駆群落として低木林から小高木林となり、氾濫源では帯状の一斉林を形成する。林床には草原生の植物が多い。ヤシャブシは栄養塩類の乏しい立地で



図1. 河辺林のコゴメヤナギ群集 (信濃川水系, 犀川)

Fig. 1. *Salicetum serissaefoliae* on a coarse river bed (Sai river, Nagano prefecture).



図2. 沼沢林ハンノキ群落 (新潟県高田市)

Fig. 2. A swamp forest of *Alnus japonica* under mesic conditions (Takada city, Niigata prefecture).



図3. 河岸林のムクノキエノキ群集 (愛知県木曾川)

Fig. 3. *Aphanantho-Celtidetum* on river banks with fine deposits. (Kiso river, Aichi prefecture).

も生育することから、崩壊地などで植林に用いられることもある。また、日本海側の多積雪地では低木性で弾力性のあるヒメヤシャブシ *A. pendula* に置き換わる。

ヤシャブシ林の生態学的研究には阿部・奥田 (1998) の研究があり、ヤシャブシ個体群の初期の群落形成と森林の発達についてかなりの部分が解明されている。群落単位にはヒメノガリヤスーヤシャブシ群集 *Calamagrostio-Alnetum firmae Miyawaki, Okuda et K. Fujiwara 1971* (上級単位はタニウツギーヤシャブシオーダー, *Weigelo-Alnetalia firmae Ohba et Sugawara 1979*) がある。

ヤチダモ林

ヤチダモ *Fraxinus mandshurica* var. *japonica* (モクセイ科) は、直立性の落葉広葉樹である。本種は地形的には低湿地に生育する傾向があり、ハンノキとハルニレとの間に位置して、両種と混生することが多い。したがって、河畔林と沼沢林の性格をかね備えている。また、同属の種としてトネリコ *F. japonica* があるが、この種もハンノキと混生する傾向が強い (本論文集に関連する報告がある)。

ヤチダモの優占する群落単位には、ハンノキーヤチダモ群集 *Alno-Fraxinetum mandshuricae Miyawaki ex Haneda et al. 1970* があり、北海道と本州中部を中心に分布している。立地は地形的には平坦で地下水位が高く、林床にミズバショウや大型のスゲ類、シダ植物のクサソテツなどが生育する。この群集はハンノキクラスに所属する。

なお、同じ属のシオジ *F. spaethiana* は、山地帯の太平洋側における渓谷林の主要構成種である。

エノキ林

エノキ *Celtis sinensis* var. *japonica* (ニレ科) は河川の氾濫原の中で自然堤防上に河畔林 *river swamp forest* として成立する。それらの群落単位としては、過去あまり注目されていなかった。なぜなら、その生育立地がほとんど耕作地に利用され、残存林がきわめて少なかったことが原因である。また、エノキそのものは生育範囲が広く、かなり乾燥した立地、たとえば海岸に沿った風衝地などにも生育していることから、河畔生のもとは考えにくかったと思われる。

エノキ林の植物社会学的研究は、奥田 (1978)、大野 (1979) などの報告がある。群落単位としては、唯一、ムクノキーエノキ群集 *Aphanantho-Celtidetum Ohno 1979* が記載されているのみである。本群集の残存林は暖温帯の各地に点在分布するが、木曽川 (図3) の他、関東地方では荒川下流、利根川下流などの自然堤防や高

水敷にまともに見いだされる。しかし、これらの林分では自然植生か代償植生かの判定は難しく、今後の研究が必要である。さらに、群落構成種にはヤブツバキクラス *Camellietea japonicae* の常緑植物が多いことから、植生体系上の位置についてもなを解決すべき問題がある。

愛知県矢作川支流、乙川における総合研究の中で、奥田 (1996) は、高水敷に残存するエノキの自然林に着目し、現存する竹林と潜在自然植生としてのムクノキーエノキ群集の関係について、組成と立地配分の関係から検討し、現存植生図と潜在自然植生図を作成して論及している (玉井・奥田・中村, 2000)

ケヤキ林

ケヤキ *Zelkova serrata* (ニレ科)、は暖温帯常緑広葉樹林域の渓谷林 *valley forest* の主要構成種である。浸食された堆積岩系の渓谷の崖錐にしばしば優占林を形成する。また、有用材として植林されることもまれではない。

ケヤキ林の分類で、Ohno (1981, 1983) は、日本のケヤキ群落を渓谷林のまとまりであるサワグルミ群団 *Pterocaryon rhoifoliae Miyawaki, Ohba et Murase 1964* のケヤキ亜群団 *Zelkovenion serratae* のもとにくつかの群集にまとめている。さらに、ケヤキ林の生態的な立地を5つの型に分類しているが、その中で河畔林とみなされるものとして谷底の緩傾斜地に成立するコクサギーケヤキ群集 *Orixa-Zelkovetum Miyawaki et Ohba ex Miyawaki et H. Thoma 1975* が挙げられる。本群集は関東地方の丘陵地下端のローム層堆積地に立地し、低木のコクサギ *Oryxa japonica* が優占することと春植物 *spring ephemeral* (ニリンソウ *Anemone flaccida* など) の存在することで特徴づけられる。

ハルニレ林

ハルニレ *Ulmus japonica* (syn. *U. davidiana* var. *japonica*, ニレ科) はおもに冷温帯に分布し、河畔林構成種としては、もっとも陸側の乾性立地に位置する。主要樹木のハルニレは巨木になり、大きな樹冠を形成する。林床の植物には春植物が見られ、構成種が多い。ハルニレ林の残存林分はきわめて少ないが、北海道札幌市郊外の野幌に良好な自然林が保存されている (Ishikawa, Haruki & Ito, 1986)。

ハルニレ林の立地的な特徴としては、前述の Makita et al. (1979) の研究があるが、さらに、今・沖津 (1995) は本州中部地方のハルニレ林の更新について調査を行い、ハルニレが不安定立地において継続的に更新していることを指摘している。

ハルニレ林の群落単位としては、Okuda (1979) が、群馬県北軽井沢の火山礫上のハルニレ林を、オニヒョウ

タンポク-ハルニレ群集 *Lonicero-Ulmetum japonicae* Okuda 1979 として記載したが、その際、それまで報告のあったハルニレ群落を比較検討し、東日本におけるハルニレ優占林を5個の群落単位にまとめている。すなわちハルニレ群集 *Ulmetum davidiana* Suz. -Tok. 1954 (尾瀬ヶ原)、マルバゴマギ-ハルニレ群集 *Viburno-Ulmetum davidiana* Haneda et al. 1970 (日本海側多雪地)、オクトリカプト-ハルニレ群集 *Aconito-Ulmetum japonicae* prov. (東北地方、仮称)、ハシドイ-ハルニレ群集 *Syringo-Ulmetum davidiana* Thoyama et Mochida 1978 (北海道) である。

ハルニレ群落は多くの夏緑広葉樹林との共通種を含むことから、溪谷林とともに山地湿性林の上級単位であるシオジ-ハルニレオーダー *Fraxino-Ulmetalia* Suz.-Tok. 1967, さらにブナクラス *Fagetea crenatae* Miyawaki, Ohba et Murase 1964に含められる。

アカマツ林

扇状地河川では、河床は巨礫や粗い砂に覆われており、減水時期に表層の土壌は著しく乾燥するため、湿潤生の樹木や草本の生育が困難である。これらに代わって出現するものとして針葉樹のアカマツ *Pinus densiflora* (マツ科) がある。河畔生のアカマツ林の群落単位としては過去ほとんど注目されていなかったが、奥田 (1978) は利根川中流部前橋市において、ニセアカシアの混生するアカマツ林でヒメヤブラン-アカマツ群集 *Liriodendron-Pinetum densiflora* Okuda 1978を記載した。また、阿武隈川支流水林の河畔林は相観的にはアカマツ林であるが、多くの夏緑広葉樹を含むことから、組成的にはクリ-ミズナラ群集 *Castaneo-Quercetum crispulatae* Horikawa et Sasaki 1959として扱った (奥田1998b)。なお、前述の富士川上流、笛吹川の万力林や阿武隈川上流の水林の水害防備林にはアカマツが優占している。一般に河畔林と呼ばれる森林は多くは夏緑広葉樹林であるが、このような事実から、針葉樹林であっても河畔林の範疇に含めて差し支えないものが他にも存在するものと考えられる。

河畔林の保全

河畔林には平地などの立地には出現しない独特な種によって構成される。高木種については生育範囲が広く、必ずしも河畔の氾濫源に限定される種はそれほど多くはなく、絶滅危惧種についてみても河畔林ではユビソヤナギ *Salix fukaoana* が挙げられる程度である。しかしながら、林床植物ではチョウジソウ *Amsonia elliptica*, マイズルテンナンショウ *Arisaema heterophylla* などの絶

滅危惧種が挙げられ、遺伝子源の保存の立場からも重要視されている。

河畔林における種多様性について、群落ごとの構成する種数 (植物社会学的手法に基づく1調査資料に出現した出現種数の平均値) の観点から統計的にまとめた例は見られないが、宮脇・奥田 (1990) の記載および他の資料によれば、たとえば低木林のタチヤナギ群集が16種、高木林のジャヤナギ-アカメヤナギ群集が20種など、不安定な立地に成立するヤナギ群落はさすがに出現種数は少ない。しかし、ハルニレ林のように、冠水の頻度が少なく、しかも地下水水位が高くてササ類の侵入が少ない林分では、オニヒョウタンポク-ハルニレ群集の例では平均64種もの多くの林床植物を擁し、しかも春植物などの季節によるすみ分けの現象も見られるなど、種多様性が高いといえる。

わが国では河畔林の分布はきわめて限られているため、まず、現存の林分を保存することに努める必要がある (日本自然保護協会 1996, 奥田 1998a)。河畔林は定期的な氾濫により持続するが、河道の変化によって河川の水による攪乱がまぬがれることにより、林相が変化する。すなわち、これまで遷移が足踏み状態となっていたものが再び進行を開始し、陸域の安定立地における終局の植生に向かって組成的にも形態的にも変化する。ダム造成は河川の水利生態を改変し、その結果河畔林に与える影響も少なくない。中村 (1999) は、砂礫の流送量の減少が、森林の更新、とくに発芽定着を制限し、同時に河畔林の遷移を助長するなどの事例を報告している。

ヤナギ群落のように、初期の不安定な森林構造の場合、外部からの帰化植物、たとえばニセアカシア *Robinia pseudoacacia* などの侵入を受けることがある。ニセアカシアの繁茂は他の植物の成長に対し、強い抵抗力をそなえているため、いったん、ニセアカシアの繁茂した林分では在来の植生には容易に遷移しない。一方においてエノキ林がハチクやモウソウチクの侵入を受けている例も観察される。

河畔林の形成について

河川環境の保全施策の見直しの中で、河川敷内において樹林の伐採が停止されたため、高水敷におけるいわゆる樹林化の実態が報告されている。グラウンドやゴルフ場として極端に管理されている場所では樹林化の速度は遅いが、かつて耕作地であったような場所での森林の復元の速度は著しく早い。これらの事実は、一見森林が生育できそうにもない河川敷においても、潜在的に樹林の生育を維持できる可能性を示している。

河道内における樹林形成と河道管理については各河川の形状や安全性などによって判断が異なるところであるが、自然の回復に向けての河畔林の造成の試みはやっとその緒についたばかりと思われる。したがって諸外国の創出の成果をふまえ、わが国固有の植物による河畔林の創出を早急に行うべきであろう（溪畔林研究会 1997, 山脇正俊 2000など）。

洪水などの突発的な流量増加を調節するために、堤内地に存在する水田等を遊水池に変換する構想が各地の河川で試みられている。遊水池は、通常時には停滞水に満たされる場合が少ないため、適切な樹種を選択することで、容易に河畔林を形成することができる（奥田 1991, 1994）。

ヤナギ林の形成に関しては、ヤナギ科のほとんどが、種子発芽後、素早く成長することから、群落の形成は容易である。ただし、種によって、生育立地に微妙な差があるため（奥田 1991, Niiyama 1990など）、群集の立地的特性をわきまえて用いたい。

暖温帯における河畔林形成では、エノキがもっとも注目すべき樹種と思われる。本種は鳥散布種であることから分布域が広く種子から比較的容易に増殖することができる。河畔林の復元を目的とする場合、その立地がエノキ林（ムクノキエノキ群集）を潜在自然植生とする立地（Tixen 1956）か否かの判定については、乙川の例（奥田 1999）で示されているが、さらに、現存する代償植生との関係をより明確にする必要がある（平塚・奥田 2000）。なお、当該の立地がより安定している場合には、エノキに共存する種として、さらに、ムクノキ *Aphananthe aspera*, クヌギ *Quercus acutissima*, コブシ *Magnolia praecocissima*, ケヤキなどの導入も可能である。

冷温帯においては、ヤチダモ、ハルニレが適種であるが、寒冷地であることから、幼苗からの復元は容易とは言い切れない。河川林を構成するエゾノキヤナギ、ケショウヤナギなどととも、北海道における河畔林の具体的な工法が、前述したリバーフロント整備センター（1998）の特集記事に述べられている。

引用文献

阿部聖哉・奥田重俊 1998. 本州中部の山地河畔におけるヤシヤブシ群集の分布と種組成. 植生学会誌, 15 (2): 95-106.
 Fujita, H. 1987. Differentiation of some *Alnus japonica* forests based on species composition and their soil condition. Ecological Review, 21 (2): 77-85.
 Fujita, H. & T. Kikuchi 1985. Differences in soil

condition of alder and neighbouring elm stands in a small tributary basin. Jap. J. Ecol. 35: 565-573.
 福嶋 司 1980. 白山国立公園内ドロノキ林の植物社会学的研究 ヒコピア, 8 (3-4): 388-398.
 平塚勇司・奥田重俊 2000. エノキムクノキ林の種組成と人為による変化. 植生学会第5回大会講演要旨集32. 高知.
 Ishikawa, S. 1983. Ecological studies on the floodplain vegetation in the Tohoku and Hokkaido districts, Japan. Ecological Review, 20 (2): 73-114.
 Ishikawa, Y., M. Haruki & K. Ito 1986. Ecological studies of mixed forests in Nopporo National Forest, central Hokkaido, Japan. Environ. Sci. Hokkaido, 9 (2): 225-238.
 溪畔林研究会 1997. 水辺林の保全と再生に向けて 218pp. 日本林業調査会.
 建設省土木研究所 1987. 水害防備林調査. 土木研究所資料第2479号.
 今 博計・沖津進 1995. 浅間山麓と戸隠山麓に分布するハルニレ林の構造と更新. 千葉大学園芸学部学術報告, 49: 99-110.
 牧田 肇・菊池多賀夫・三浦修・菅原 啓 1976. 丘陵地河川のハンノキ林・ハンノキ林とその立地にかかわる地形. 東北地理, 28 (2): 83-93.
 Makita, H., T. Miyagi, O. Miura & T. Kikuchi 1979. A study of an alder forest and an elm forest with special reference to their geomorphological conditions in a small tributary basin Bull. Yokohama Phytosoc. Soc. Japan, 16: 237-244.
 松浦茂樹 1995. 河川環境面からの水害防備林の評価 河川伝統工法, pp. 120-127. 河川伝統工法研究会.
 宮村 忠 1985. 水害—治水と水防の知恵. 中央公論社.
 宮脇 昭編 1980-1989. 日本植生誌全10巻. 至文堂.
 宮脇 昭・藤原一絵 1970. 尾瀬ヶ原の植生 国立公園協会.
 Miyawaki, A. u. S. Okuda 1972. Pflanzensoziologische Untersuchung über die Auenvegetation des Flusses Tama bei Tokyo, mit vergleichenden Betrachtung über die Vegetation des Flusses Tone. Vegetatio, 24 (4-6): 229-311. Den Haag.
 宮脇 昭・奥田重俊編 1990. 日本群落図説. 至文堂.
 宮脇 昭・奥田重俊・藤原陸夫 1994. 改訂新版日本植生便覧. 至文堂.
 宮脇 昭・奥田重俊・原田 洋・佐々木寧・鈴木邦雄・藤原一絵 1978. 八幡平（十和田・八幡平国立公園南部）の森林植生. 吉岡邦二博士追悼植物生態論集,

- 85-106. 仙台.
- Moor, M. 1958. Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen. Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Versuchsw. **34**: 221-360.
- Moor, M. 1969. Zonation und Sukzession am Ufer stehender und fliessender Gewässer. Vegetatio, **17**: 26-32.
- 中村太士 1999. ダム構造物が水辺林の更新動態に与える影響. 応用生態工学, **2** (2): 125-139.
- (財)日本自然保護協会 1996. 植物群落レッドデータ・ブック. アポック社出版局.
- 新山 馨 1987. 石狩川に沿ったヤナギ科植物の分布と生育地の土壌の土性. 日本生態学会誌 **37**: 163-174.
- Niiyama, K. 1990. The role of seed dispersal and seedling traits in colonization and coexistence of *Salix* species in a seasonally flooded habitat. Ecol. Res. **5**: 317-331.
- 大場達之 1973. 清津川上流域の植生. 清津川ダム計画に関する学術報告書, 日本自然保護協会調査報告書第43号, pp. 57-128.
- 大野啓一 1979. 西日本における沖積低地の河畔林に関する群落学的考察. Bull. Yokohama Phytosoc. Soc. Japan, **16**: 227-236.
- Ohno K. 1981. Pflanzensoziologische Forschungen über die Schluchtwälder des Camellietea japonicae-Bereiches. Hikobia Suppl. **1**: 83-90.
- Ohno, K. 1982. A phytosociological study of the valley forest in the Chugoku Mountains, southwestern Honshu, Japan. Jan. J. Ecol., **32**: 303-324.
- Ohno, K. 1983. Pflanzensoziologische Untersuchung über Japanische Flussufer- und Schluchtwälder der Montanen Stufe. Journal of Science of the Hiroshima University, **18** (2): 235-286.
- 奥田重俊 1978. 関東平野における河辺植生の植物社会学的研究. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要, **4**: 43-112.
- Okuda, S. 1979. Das Lonicero-Ulmetum japonicae, eine neue Ulmenwald-Assoziation, zugleich eine vergleichende Betrachtung der japanischen Ulmen-gesellschaften Bull. Yokohama Phytosoc. Soc. Japan, **16**: 203-211.
- 奥田重俊 1991. 関東地方の主要河川における植生護岸の基礎的研究. 河川美化・緑化調査研究論文集, 第一集, pp. 45-70. 河川環境管理財団.
- 奥田重俊 1994. 大庭遊水池の植物相と植生. 横浜国立大学環境研紀要, **20**: 127-146.
- 奥田重俊 1995. 水辺植生の特性と保全. 生態系保全をめざした水辺と河川の開発と設計, pp. 50-61. 工業技術会.
- 奥田重俊 1996. 植生による環境評価. 河川生態環境評価基準の体系化に関する研究報告書, pp. 118-132. 河川環境管理財団.
- 奥田重俊 1998a. 河川の自然保護. 沼田眞編, 自然保護ハンドブック, pp. 502-515. 朝倉書店.
- 奥田重俊 1998b. 阿武隈支流荒川の水林の植生—水害防備林の一例として. 日本生態学会関東地区大会講演要旨集, **4**.
- 奥田重俊・佐々木寧編 1995. 河川環境と水辺植物—植生の保全と管理. ソフトサイエンス社
- (財)リバーフロント整備センター 1998. 特集河畔林 FRONT, 5月号, pp. 3-34.
- 崎尾 均・鈴木和次郎 1997. 水辺の森林植生(溪畔林・河畔林)の現状. 構造・機能及び砂防工事による影響. 砂防学会誌, **49**: 40-48.
- 進 望・石川慎吾・岩田修三 1999. 上高地・梓川における河畔林のモザイク構造とその形成過程. 日本生態学会誌, **49**: 71-81.
- 竹原明秀 1993. 河辺の植物群落. 水工学シリーズ, **93-2**, pp. 1-20.
- 玉井信行・奥田重俊・中村俊六編著 2000. 河川生態環境評価法. 東京大学出版会.
- Tüxen, R. 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoziologie, **13**: 5-42.
- 上田弘一郎 1955. 水害防備林. 産業図書株式会社.
- 上野直也・桜井善雄 1993. 千曲川水系におけるヤナギ科植物の分布. 中部山岳およびその周辺地域における山岳と水域生態系の保全と修復に関する研究, pp. 7-44.
- 山中二男 1981. 南四国における暖温帯の河辺林. ヒコビア別巻, **1**: 257-264.
- 山脇正俊 2000. 近自然工学—新しい川・道・まちづくり. 信山社サイテック.