総説 Review

河川生態系における水域ネットワーク再生手法の整理：日本における現状と課題

石山 信雄^{1)*}・永山 滋也²⁾・岩瀬 晴夫³⁾・赤坂 卓美⁴⁾・中村 太士¹⁾

1) 北海道大学農学部森林科学科 〒060-8589 北海道札幌市北区北9条西9丁目

2) 国立研究開発法人土木研究所自然共生研究センター 〒501-6021 岐阜県各務原市川島笠田町官有地無番地

3) 株式会社北海道技術コンサルタント 〒065-0043 北海道札幌市東区苗穂町4丁目2-8

4) 帯広畜産大学畜産生命科学研究部門 〒080-8555 帯広市稲田町西2線11

Nobuo ISHIYAMA^{1)*}, Shigeya NAGAYAMA²⁾, Haruo IWASE³⁾, Takumi AKASAKA⁴⁾, Futoshi NAKAMURA¹⁾: Restoration techniques for riverine aquatic connectivity: current trends and future challenges in Japan. *Ecol. Civil Eng.* 19(2), 143-164, 2017

1) *Department of Forest Science, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, N9 W9, Sapporo, Hokkaido 060-8589, Japan*

2) *Aqua Restoration Research Center, Public Works Research Institute, Kawashimakasada, Kakamigahara, Gifu 501-6021, Japan*

3) *Hokkaido Gijutsu Consultant, Co., Ltd., Naebo-cho, Sapporo, Hokkaido 065-0043, Japan*

4) *Laboratory of Conservation Ecology, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, Nishi 2-sen 11, Inadacho, Obihiro, Hokkaido 080-8555, Japan*

Abstract: Japan is known as a nation with high dam density. The mid- and downstream sections of most Japanese rivers are fringed by lateral embankments, causing serious deterioration of aquatic connectivity in the upstream-downstream, the longitudinal direction and the channel-floodplain, the lateral direction. The present review summarizes general causes of the fragmentation, restoration methods for riverine connectivity, and current status and future challenges of the restoration in inter-levee and outside-levee floodplains of Japanese rivers. In the inter-levee floodplain, we detected four restoration types pertaining to longitudinal fragmentation by physical and invisible barriers associated with water temperature and quality, and six restoration types concerning lateral connectivity. In marked contrast to the inter-levee floodplains, outside-levee floodplains have already been severed from a dynamic flooding process. In such altered systems, the management of an artificial habitat network such as a paddy-field or a pond is a major mechanism for creating alternative dispersal pathways. We also found that many of above restoration techniques present practical issues that limit the restoration effects on specific species or life stages and risk further degradation due to inappropriate selection of sites or procedures. Human pressure on freshwaters and the resilience of the ecosystems have been changing gradually, suggesting that Japanese river managers need to select appropriate techniques depending on these changes to restore the connectivity more efficiently. Realistically, "Habitat Creation" and "Partial restoration" focusing on the artificial or semi-natural connectivity are major strategies in the short run. On the other hand, "Full restoration" should be the major goal in a time span of a

2016年7月16日受付, 2016年9月8日受理

*e-mail: night7mare@gmail.com

few decades, in the context of future social changes such as population decline and deterioration of infrastructures. In addition, a database of the location of low-head dams is needed to prioritize the restoration of the sites for connectivity both in the inter- and outside-levee floodplains.

Key words: connectivity conservation, habitat fragmentation, restoration techniques, riverine ecosystems, site prioritization

1. はじめに

河川生態系は大きく3方向の空間的な連結性によって特徴づけることができる (Kondolf et al. 2006; Ward 1989). 1つ目は「縦断的な連結性: Longitudinal connectivity」であり、上流から下流の流程に沿った水域のつながりを指す. Vannote et al. (1980) は河川連続体仮説 (River Continuum Concept) において、河川が上流から下流へとつながる一連の河川ネットワークと捉えることができ、特に有機物等の物質輸送の観点から流程に沿った連結性の重要性を指摘した. こうした水域の縦断的な連結性は物質だけでなく生物の移動経路としても重要であり、生活史の完結、個体群の存続、遺伝的多様性の維持といった多様な生態学的役割を担っている (例えば、Fagan 2002; Faulks et al. 2011). 河川と海の両方を生活史内で利用する通し回遊魚は、縦断的な連結性に依存する水生生物の代表例と言える. またシミュレーションによる研究では、分散の方向性に制限がない場合、河川の特徴である複雑な樹形状のネットワーク構造 (Dendritic Network) は生息地間の再定着を促進することで、水生生物の個体群の絶滅率の低減にも大きく寄与しているとされている (Fagan 2002). 2つ目は、河川-氾濫原間のつながりを指す「横断的な連結性: Lateral connectivity」である. Junk et al. (1989) が洪水パルス仮説 (Flood pulse concept) で提示したように、洪水による水位変動も河川生態系の生物多様性を維持するのに必要不可欠な要素である. 本来の河川氾濫原では、河道から溢れた洪水が河川と周囲の氾濫原を水文的に連結させ、この横断方向の連結性が水域間の物質交換や生物の移動を促進することで高い環境の異質性や生物多様性を保ってきた (Amoros & Bornette 2002). 河川に生息する多くの生物は、自然流況に適応した生物学的特性を有しており、洪水を利用して氾濫原で産卵を行う魚類や、創出された一時的な氾濫原水域を利用する水生昆虫等がその例である. 横断的な連結性は氾濫原水域の質の維持にも大きく寄与しており、例えば Negishi et al. (2012) は、冠水頻度の高い氾濫原水域では溶存酸素濃度も健全に保たれており、

結果としてより多くの二枚貝が生息することを報告している. また、河川-氾濫原間の連結性は生態系機能を維持する上で極めて重要であり、Thoms (2003) は、出水規模が増すほど多くの溶存有機炭素が氾濫原域から河川流路へと供給されることを報告し、こうした物質交換が河川生態系全体の生産性にも貢献していることを指摘している. 3つ目は、河床間隙を介した河川水と帯水層間のつながりを指す「垂直的な連結性: Vertical Connectivity」である. 河床間隙やそこで交換される水は、水生昆虫の生息場や魚類の産卵・育成・避難場等を維持することで、河川水生生物の多様性を支えている (Jungwirth et al. 2000; Kawanishi et al. 2013). 以上3タイプの連結性のうち、縦断のおよび横断的な連結性は、これまで特に保全の対象として着目されており (Lake et al. 2007)、本論ではこの2タイプに着目して以降議論を進める.

縦横断方向に水域が結びついて形成される水域ネットワークの連結性は河川生態系を支える不可欠な要素であるものの、様々な人為的改変によって、世界中で急速に失われつつある. 全球スケールでダムを位置をデータベース化したGRandDによると、日本は、国土面積自体は約38万km²と決して広くはないが (世界第61位: United Nations Statistics Division 2012)、アメリカ合衆国および中国に続いて第3位と世界屈指の横断構造物数を有している (Lehner et al. 2011). 横断構造物は、河川の連結性の低下を引き起こす主要因の一つであり (Nilsson et al. 2005)、日本の河川が世界の中でも顕著に分断化されていることを示唆している. また国内で整理されたダム年鑑 (日本ダム協会 2015) においては2500基以上が掲載されていることから、分断化の深刻性は世界トップクラスと言えるだろう. また、日本の主要河川のほとんどの中・下流部には連続堤防が建設されており (Yoshimura et al. 2005: 1998年時点で河川延長の76.5%が改変)、氾濫原を含む河川空間は自然状態と異なり狭い範囲に制限されている. こうした現状や河川環境に対する関心の高まりから、1997年には、それまでの治水・利水に加えて河川環境の維持・保全が河川法に明文化され、日本の河川においても積極的に分断化の解消を

目的とした事業が進められてきている。現在、水域ネットワークの再生に関する多様な手法が事業に取り入れられつつあり、効果的に連結性の再生を行うためには、河川管理者は再生事業の目的、効果、費用や土地利用の制約等に応じて、より適した再生手法を選択することが求められる。しかしながら、連結性の再生に関する手法や課題について、国内向けに体系的に整理されていないのが現状である（石山 2015）。

本論では、縦断・横断の両方向の連結性に関する再生手法について国内外の既存文献のレビューを行い、個々の再生手法の特徴や実施上の留意点、我が国における水域ネットワーク再生の現状と課題について明確化することを目的とした。

2. 縦断的な連結性

分断化要因と生態系への影響の概要

人為要因により引き起こされる水域の縦断的な分断化は、大きく2タイプに分けることができる。1つ目は、河川に設置された横断構造物による「物理的な分断化」である。堰堤やダムといった河川横断構造物は、その主要因であり、上下流間の水生生物の移動阻害や生息地サイズの縮小を引き起こしている。こうした縦断的な河川の分断化は、遺伝的多様性の減少（Yamamoto et al. 2004）、個体群サイズの縮小・絶滅（Morita & Yamamoto 2002；菊地・井上 2014）、流域の生物多様性や生態系サービスの低下など（Perkin & Gido 2011；Ziv et al. 2012）、様々な生物学的階層で河川生物に負の影響を与えている。また、横断構造物による生物の移動阻害は、生態系に対して間接的な影響を引き起こす可能性もある。例えば、下流からの魚類や甲殻類の遡上が妨げられたダム上流部では、捕食者によるトップダウン効果の消失により、底生動物の現存量やそれらの餌資源となる藻類および有機物の量が変化することが報告されている（Greathouse et al. 2006）。これは縦断的な分断化が食物網の動態を大きく変え得ることを示唆している。2つ目のタイプは、水質および光環境の改変による水生生物の移動阻害である。陸域から供給される物質の受け皿としての特徴も持つ河川は、水域だけでなく陸上での人為的改変の影響も強く受けている。そのため、縦断的な連結性の低下は、周辺の土地利用や排水に起因する水質悪化でも引き起こされる。例えば、流れが緩やかで嫌気化が促進されやすい下流・汽水域では、河川改修や周辺の土地利用の変化による水質悪化および低酸素化により、回遊魚の河川－海

間の移動が阻害される事例がしばしば報告されている（Maes et al. 2008；Tétard et al. 2016）。また魚類の中には、捕食の回避や採餌等を目的として夜間に河川内を移動する生活史を持つ種も多いが、河川周辺の人工照明の影響により、海への降下や稚魚の分散のタイミングが変化する事例もある（Riley et al. 2012, 2013）。その他にも、外来種の捕食者密度等の生物学的な要因も移動阻害要因として挙げられるが、本論では上述の非生物的な人為要因に着目する。尚、本論では河川法に倣い横断構造物の中でも堤高が15 m以上のものを「ダム」、それ以外を「堰堤」と呼ぶこととする。

物理的な分断化要因への対策（Table 1_ I 参照）

(1) 魚道の設置

日本では、1987年に発行された「魚のすみよい川への設計指針（案）」（全国内水面漁業協同組合連合会 1987）において魚道に関する記述がなされ、河川管理に魚道を取り入れる動きが本格的にはじまった。1990年には、魚道に関する情報を国内外の研究者や設計者間で共有することを目的として「国際魚道会議ぎふ90」が開催され、翌年には、本会議の情報を踏まえて「魚道の設計」が発刊された（廣瀬・中村 1991）。この本に記載された魚道の構造が、その後の日本における魚道設計の流れに大きな影響を与えている。同1991年には、「魚がのぼりやすい川づくりモデル事業」（旧建設省）が試行され、横断構造物による魚類の遡上阻害の改善を目的とした事業が数多く行われてきた。1997年の河川法改正では、河川管理施設等構造令によって必要に応じて魚道を構造物に設置する旨が制定されている。モデル事業は2004年に終了し、事業実施により全国計20のモデル河川において遡上可能距離が19.2%（686.5 km）増加したとされている（伊藤ほか 2005）。これらモデル事業の事例紹介や魚道整備の技術的な手引きについては「魚がのぼりやすい川づくりの手引き」（国土交通省 2005）にまとめられている。また近年では、市民が魚道の設置作業や計画立案に参加する事例（小さな自然再生）も増えてきており（「小さな自然再生」事例集編集委員会 2015）、これらの事例からもわかるように、魚道の設置は日本の縦断的な連結性の再生上、最も主流な対策と言える。また、勾配、隔壁形状、隔壁落差、プール形状等様々な点に配慮して魚類の遡上しやすい魚道が日々設計されてきており（和田 2000）、魚道設計の技術に関しては海外と比較しても日本は先進的な位置にあると言えるだろう。

魚道のタイプは、魚類の遡上形態に基づき、段差の下

Table 1. Characteristics of each method for restoring the longitudinal connectivity.
縦断的な連結性を対象とした各再生手法の特徴.

Restoration Method 再生手法	Positive Effects 主な効果	(a) Future Challenges / (b) Practical Considerations (a)課題 / (b) 実施上の留意点
<u>I. Physical barriers 物理的な障壁</u>		
Fishway 魚道の設置	Creation of dispersal pathway 代替的な移動経路の創出	a: Establishing the method for calculating hydraulics of fishway (e.g. rock ramp fishway) 魚道内の水理計算手法の確立 (特に斜路式). b: Degraded function of fishway due to the trapped sediments and woody pieces 土砂, 流木の堆積による魚道機能の低下.
Installing slit 堰堤の切り下げ	Partial restoration of dispersal pathway 移動経路の改善 Partially restoring transportation of organic matter and sediments 物質 (土砂や有機物) 輸送の改善	a: Development of fishway which is useful for various species and life stages 幅広い魚種, 生活史段階に効果的な手法の開発. b: Degraded function of lowhead dam (e.g., erosion control, prevention of debris flow) 本来の堰堤の機能 (砂防, 治山等) の大幅な低下.
Dam removal 横断工作物の撤去	Full recovery of dispersal pathway 移動経路の回復 Fully recovering transportation of organic matter and sediments 物質 (土砂や有機物) 輸送の回復	a: Removal of large dams to restore the connectivity along a mainstream channel 本流の連結性改善に向けた大型横断工作物の撤去. b: Risk of the downstream environmental degradation caused by fine sediments released from removed dam 堆砂土砂の流出による下流域の河川環境の悪化の危険性.
<u>II. Invisible barriers: Rise of water temperature, water and light pollution 水温上昇および水質・光環境の改変</u>		
Management of watershed/riparian land use 土地利用の管理	Partial restoration of water quality, temperature and light conditions 水質, 水温, 光環境の改善	a: Further investigations demonstrating the impacts of the invisible barriers on animal movement/dispersal 具体的な保全策の立案に向けた, 生物の移動分散に対する影響のさらなる解明.

がり型の魚道 (プールタイプ)」と, 流水の中を泳ぎながら遡上する「泳ぎ上がり型の魚道 (水路タイプ)」に大別することができる. 古くより使用されている階段式やアイスハーバー式といった魚道は前者の例である. 一方, 泳ぎ上がり型の魚道は, ジャンプ遡上を得意としないコイ科や底生魚の遡上も可能なことから (中村ほか 2014), 近年, 有効な魚道タイプの一つとして注目されつつあり, 斜路式や緩勾配水路式の魚道がその例である. 特に斜路式の近自然魚道は河川の一部または全断面に対して自然河川の早瀬に類似した環境を創出するものであり (Katopodis & Williams 2012; Wildman et al. 2000), 概して勾配が急なわが国の河川においても, より自然状態に近い連結性を提供する可能性がある. また, 斜路式魚道の多くには維持・管理上の利点がある. 一般に魚道設置後の課題として挙げられるのが, 出入口や魚道内部への土砂や流木の堆積進行による魚道機能低下である. 例えば岐阜県では, 「清流の国ぎふづくり」の一環とし

て, 河川魚道の機能回復事業が行なわれており, 県が 2012 年に行なった調査では, 県内 673 か所の魚道の約 40% が土砂の堆積や魚道破損によってその機能が低下していることが報告されている (岐阜県河川課・砂防課: 魚道の点検結果に関する記者発表資料). 斜路式の近自然魚道は自然河川の早瀬を模していることからメンテナンスフリーに近く, 効率的に縦断的な連結性の再生を行っていく上で大きな利点と言える. 一方で, 粗石の植石等により流れが複雑化する本タイプは, コンクリート製で形状が定型な他の魚道と比較して魚道内部における最大流速等の水理推定の精度が低いという特徴もある (ダム水源地環境整備センター 1998). 一般に, 魚道は遡上対象魚類の突進速度以下に魚道内の流速を抑えるよう設計される. そのため, 斜路式魚道のさらなる普及, 遡上効果の向上のためには, 魚道内の水理計算手法の確立といった課題も残されている.

ダムをはじめとする大型の横断構造物においても, 魚

道の設置は数多く行われているが、その効果については十分に検証されていない。その理由の一つとして挙げられるのが、上流部に形成される広い湛水域の存在である。流水性の魚類であれば、長く続く止水環境で遊泳方向が定まらず、下流に移動できない結果として、上流の河川に留まってしまう可能性がある (Pelicice et al. 2015)。また、たとえ魚道設置によって親魚の遡上は維持できたとしても、ダム上流の河川で孵化した遊泳能力の低い幼魚が、降下時に身を任せる流れがなく、また大型の捕食者に出くわす機会も高い湛水域を無事に越え、下流まで降下することは極めて困難である (Pelicice et al. 2015)。海から河川へと産卵のために親魚が遡上し、孵化後の幼魚が成長のために海へと降下する生活史を持つ、サクラマス (*Oncorhynchus masou*) やアユ (*Plecoglossus altivelis*) 等の通し回遊魚の一部はその影響を特に受けやすいと考えられる。実際に、環境省が全国の河川を対象に行った解析によると、現状ではダムの下流に比べ、分断化されている上流部では遡河回遊魚を含む通し回遊魚の種数が減少する傾向にある (環境省 2012)。近年ではこうしたダム湛水域の負の影響を考慮して、国内で湛水域を迂回する大型のバイパス魚道の設置についても検討されはじめている (例：北海道・後志利別川、天塩川)。ダム湖では水位が大きく変動する事があるため、ダム上下流の連結性を常に確保するためには、魚道の上流端の位置や高さをその変動に合わせる必要がある (大森・一柳 2011)。こうした技術的課題を克服する方法としても、バイパス魚道が注目されている。例えば、後志利別川・美利河ダムの魚道の長さは現在 2.4 km まで完成しており、今後約 6 km まで延長が計画されている。多くの費用を投資した大型の魚道設置事業であり、その効果の検証が今後一層望まれる。

(2) 堰堤の切り下げ

現在、横断構造物の撤去はアメリカを中心に積極的に実施されている (O'Connor et al. 2015)。しかしながら、急峻かつ狭い国土を有する日本は、人口も河川周辺に密集していることもあり、治水や利水、土砂災害防止等を目的とした横断構造物の機能を完全に失わせることが困難な場合が多く、現段階では完全撤去の実施は容易ではない。しかしその代替案として、横断構造物の中でも小型の堰堤については、本来の機能を維持しつつ構造物の一部を取り除く「切り下げ」が、国内でも行われるようになってきている (Fig. 1a)。堰堤には、土石流の流下抑止や渓床堆積物の流出防止や軽減を目的とした砂防堰堤、堆砂により山脚を固定し山腹斜面の森林育成を図る

治山堰堤、河岸と河床の浸食を防止し縦横断形状の安定化を図る床固工 (または床止工)、工業・農業用水等の利水を目的とした取水堰 (頭首工) がある。この中でも、取水堰は切り下げによりその機能が損なわれる可能性が高く、その場合、前述したような魚道の設置が縦断的連結性の改善策となるだろう。一方で既存の堤体を切り下げた堰堤は、洪水ピーク時には不透過型堰堤と同様に土砂の補足を行うことで土砂災害を防ぎ、減水期ならびに平水時には切れ込み部から下流へと捕捉土砂を流下させる機能を備えている。この土砂供給の再生は、従来の魚道設置では回復できない点であり、切り下げが多面的に河川環境を再生する高いポテンシャルを有することを意味している。また切り下げは、構造物の一部にのみ改良を加えるため、魚道の設置より低い事業コストになる場合が多い。

こうした利点から、特に砂防・治山堰堤については、切り下げによる縦断的な連結性の再生が近年積極的に行なわれはじめている。例えば、北海道標津町流れる忠類川では、2009 年に治山堰堤を切り下げる再生事業が行なわれた。この事業により、下流の岩盤化した区間には礫河床が再生しサクラマスの産卵床が増加しただけでなく、堰堤上流区間への親魚の遡上も確認されており、連結性および生息環境の再生という点で一定の成果が上っている (永山 未発表)。また、2005 年に世界自然遺産に登録された北海道・知床半島ルシャ川においても、サケ科魚類の遡上を回復させるための事業が行なわれている。砂防堰堤の切り下げや魚道の設置により上流の良好な産卵場へのカラフトマス (*O. gorbuscha*) やシロザケ (*O. keta*) の遡上数が増加し、結果として産卵床数も上流域で増加したことが確認されている (Nakamura & Komiyama 2010)。

これらの事例でもわかるように、切り下げは比較的に少ない構造物の改良で魚類の遡上を回復できる。しかしながら、遊泳能力が高いサケ科を対象にした成功事例が多いことには注意が必要である。例えば、アメリカ・ノースカロライナ州のリトル川で行われた切り下げの事例では、切り下げた断面が急勾配で流速が速い場合、遡河性のニシン科の魚類の遡上が平水時に阻害される傾向にあることが報告されている (Raabe & Hightower 2014)。また、山梨県において堰堤にスリットが入った透過型堰堤の魚類遡上可能性を評価した報告によると、101 基中の約 8 割が堤体下流にできた落差や堤体内の流速の速さから魚類の遡上が困難であった (大浜・坪井 2009)。これらの結果は、切り下げた箇所 of 構造や水理条件によっ

(a) Installing slit

2008.5.16

2010.8.30

(b) Dam removal

2013.4.05

2016.2.24

Figure 1. Examples of dam restoration in Japan. (a) Installing a slit in the Churui River, Hokkaido; (b) Dam removal at the Kuma River, Kumamoto.

日本における河川横断構造物の再生事例. (a) 北海道・忠類川での堰堤の切り下げ; (b) 熊本県・球磨川でのダムの撤去.

では、様々な魚種や特定の生活史段階にある個体の移動を十分に回復できない可能性があることを示唆している。そのため今後は、魚類の遡上状況を、魚種や体サイズ、切り下げ構造、河道の水理条件の観点から整理し、検証する必要がある。

(3) 河川横断構造物の撤去

このように、落差の低い小型の横断構造物においては切り下げや魚道設置が日本各地で進んでおり、物理的な分断化は回復傾向にあると言える。しかしながら、ダムをはじめとした大型な横断構造物については魚道の設置に留まっており、前述したような湛水域による移動阻害等の理由もあり、本格的な連結性再生はあまり進んでいない。一方、自然再生事業が盛んに行われているアメリカでは1980年代以降、横断構造物の撤去が加速しつつ

あり、O'Connor et al. (2015) の報告によるとこれまでに1000基以上の横断構造物が部分的または完全に撤去されている。大型な横断構造物の撤去も行われており、通し回遊魚に関する事業成果が報告されはじめている。バージニア州・ラッパハノック川の例では、本流に発電用として設置されていた高さ6.7 m、幅235 mの大型堰堤が撤去され、結果として撤去地点より上流150 kmまでアメリカウナギ (*Anguilla rostrata*) の個体数の増加が確認されている (Hitt et al. 2012)。2011~2014年には、ワシントン州のエルワ川において、アメリカ最大となるダム撤去事業が行われた。堤高32 mのエルワダムの完全撤去と64 mのグライズ・キャニオンダムの切り下げ(約75%減)が実施され (East et al. 2015)、ダム撤去後数日で遡上してきたマスノスケ (*O. tschawytscha*)

の上流での産卵が確認されている (East et al. 2015). その他にも、ダム撤去には、水質、水温環境の改善や魚類の産卵基質や水生昆虫の生息場となる土砂供給の回復等、長期的に見て多様な生態学的利点があるとされており、日本でダム撤去事業が成功すれば流域再生に大きく寄与することは濃厚である。また言うまでもなく、ダム撤去は改変してきた流況自体も自然な状態へ回復させることから、次節で取り扱う横断的な連結性の再生においても極めて効果的な手法と言える。但し、撤去時には一時的に下流域での流出土砂の増加が生じ、魚類の産卵環境の悪化につながる可能性等もあることから (Bednarek 2001)、事業実施前の影響評価や流域の利害関係者間の緊密な協議が必須となる。

前述したように、これまでは、治水や利水上の問題から大型の横断構造物の撤去は困難だったこともあり、日本において河川本流の連結性再生が進まなかった。しかし、今後についてはどうだろうか。国立社会保障・人口問題研究所の推定によると、約 50 年で (2060 年) 日本の総人口は現在の約 3 分の 2 にまで減少すると言われており、水や電力需要も減少することが予想される。そのため、利水や電力供給用に現在維持されているダムの中には、その機能を維持する必要のなくなるものも出てくるだろう。また、アメリカでは 2020 年までに 70% のダムが老朽化等の理由から構造物としての寿命を迎えるといわれており (Closs et al. 2015)、日本でも戦後急速に建設されたダム群の寿命が今後近づいてくることは間違いない。こうした背景のもと、今後はダムを含む大型の横断構造物の撤去や改良の機会が日本においても徐々に増えてくる可能性は十分考えられる。現在、熊本県球磨川では、地域住民の強い働きかけにより日本で初となるダムの完全撤去 (Fig. 1b; 荒瀬ダム: 高さ 25 m, 幅 211 m) が行われることが決まり、2012 年より 2017 年の完成をめざし撤去工事が進められている (O'Connor et al. 2015; 若井 2014)。今後の日本における大規模な水域ネットワーク再生のモデルケースとも成り得る事業であり、撤去後の河川生態系の応答に関するモニタリング結果が注目されている。

水質および光環境の改変への対策 (Table 1_ II 参照)

横断構造物に起因する物理的な分断化ほど報告例は多くないものの、陸域の人為的改変に起因する水生生物の移動障害も現在生じている。魚類の中には、捕食の回避や採餌等を目的として夜間に河川内を移動する生活史を持つ種も多いが、こうした夜間の行動や生理を変化させる要因として陸域生態系を含め近年指摘されはじめてい

るのが、人工照明の影響 (Light Pollution) である (Gaston et al. 2014; Perkin et al. 2011)。例えば Riley et al. (2012, 2013) は、サケ科のタイセイヨウサケ (*Salmo salar*) を対象に、人工照明が行動生態に与える影響を評価した。その結果、通常日没に開始されるスモルト個体の海への降下タイミングが不規則になることや、孵化後の稚魚が餌場へ分散する時間帯が捕食の影響を受けやすい日中に偏る傾向があることを報告している。今後も世界的な都市の拡大が予想されており (Seto et al. 2012)、これらの研究は都市化に伴う過度な人工照明の設置により、魚類の正常な移動・分散が妨げられること、ひいては適応度の低下にまで波及する可能性を示唆している。また、冷涼な環境に生息するサケ科魚類に関する研究では、温暖化に伴う本流の水温の上昇 (Thermal fragmentation) が、支流個体群の移動を制限する可能性が指摘されている (Jones et al. 2014; Snyder et al. 2015)。温暖化による生物の移動障害の拡大は、物理的に分断化された個体群の絶滅リスクを一層高める可能性があり、横断構造物等の現状の分断化要因の配置と将来的な種の分布域の変化を考慮した統合的な連結性再生のアプローチが必要不可欠と言えるだろう。このように、横断構造物以外の要因が引き起こす河川性生物の移動障害に関する認知度は高まってきており、水質や光環境の改善を目的とした流域の土地利用の転換や河畔林の整備などが対策としては考えられる。また温暖化による本流の水温上昇を抑制する手段としては、現存するダム下層からの冷水放流も候補として挙げられる (内藤ほか 2012)。しかし現状では、縦断的な連結性の再生を目的とした水質および光環境の改善事業に関する報告事例はほとんどない。おそらくこれは、非物理的な分断化には、水質悪化のように複合的な人為的影響が関係しているものや、温暖化により将来的に生じうるもの等、原因の特定や早急な対策の実施が難しい事象を多く含んでいるためだと考えられる。今後、影響把握や対策の立案を目的とした研究の遂行がより一層必要な分野と言えるだろう。

3. 横断的な連結性

分断化要因と生態系への影響の概要

横断方向の連結性の直接的な劣化要因は、ダム運用による流況改変と築堤・捷水路化といった河川改修である (Ward 1998; Ward & Stanford 1983)。ダム運用による洪水流量のピークカットは、河川-氾濫原間の水文的なつながりの頻度や持続時間等を低下させている。また、

農地や都市を水害から守るための堤防の建設や河道の直線化は、河川周辺への氾濫を抑制することで、氾濫原自体を急速に減少させている (Kondolf et al. 2006; Thoms 2003). 結果的に、こうした流況改変や河川改修に付随する横断的な連結性の低下は、魚類の産卵・育成の場の減少、水鳥や水生昆虫の多様性の低下、湿地植生の変化など様々な負の影響を引き起こしている (Bunn & Arthington 2002; Kingsford 2000; Ligon et al. 1995; Paillex et al. 2009). これらに加えて、近年国内では、滞筋の河床低下による河川-氾濫原間の比高の増大も、横断方向の連結性の劣化要因として懸念されている (根岸ほか 2008; Negishi et al. 2012). また、氾濫プロセス自体は消失してしまっている堤内地側にも河川との水文的なつながりは残されており、水路、池沼、水田からなる水域ネットワークが氾濫原依存種を含む水生生物の移動経路や代替生息地として機能している (Chester & Robson 2013). 我が国のように人口密度が極めて高く、淡水環境および周辺の土地への依存度が顕著な地域では、こうした半自然的環境を生物多様性保全に活用することが肝要となる。しかしながら、昭和中期から全国的に進む圃場整備や農業用水の管理形態の変化は、代替的な氾濫原域の連結性をも低下させてきた。縦断的な連結性同様に、主要な分断化要因は水域内の物理的な落差であり、灌漑・水利方法の発展により生じた河川-水路間や水田-水路間の落差は、水域ネットワーク内の魚類の移動分散を制限し、産卵や生育の機会を喪失させている (永山ほか 2012 による総説を参照). 以降本稿では、河川管理上の区分である堤外地を河道内氾濫原、堤内地を河道外氾濫原と呼び、横断的な連結性の再生手法を整理した。

河道内氾濫原 (Table 2_ I 参照)

(1) 試験放流

縦断的な連結性再生で紹介したダムの完全撤去は、自然流況や土砂供給を取り戻す最も理想的な手法であるが、前述したように現状では治水・利水両面からその実施は限られている。しかしその代替手法として、1990 年以降、流況改変の影響緩和を目的として自然流況を模倣した試験放流がアメリカやオーストラリアを中心に世界的に実施されている (Olden et al. 2014). 例えば、世界で最も試験放流が盛んなアメリカでは、カリフォルニア州・ブタ川において、春季の氾濫原域での魚類の産卵を促進するための試験放流が 2000 年以降行なわれており、コイ科のサッカー (*Catostomus occidentalis*) など在来種の個体数が下流域で増加している (Kiernan et al. 2012). 連

結性の回復という点以外にも、試験放流の実施には水質環境の改善、砂や藻類のフラッシュによる底質環境の改善等多様な生態学的利点があることが知られている (Olden et al. 2014 による総説を参照). 日本の河川下流域には、堤防と本川流路との間にわずかながら氾濫原 (河道内氾濫原) が残存している。木曽川の河道内氾濫原では、洪水による冠水頻度が高い氾濫原水域ほど、夏季にも溶存酸素濃度が健全に保たれており、淡水性二枚貝の個体数や魚類の種多様性が高いことが報告されている (Negishi et al. 2012, 2013). こうした知見は、我が国においても試験放流による横断的な連結性の再生が、河川環境やそこに生息する生物の多様性の改善に寄与する可能性を示唆している。日本国内では 1997 年より、国土交通省が主体となり、洪水調整容量の一部を試験放流に利用する試み (弾力的試験管理) が実施され、モニタリングも行われている。しかし、現時点ではダム下流の付着藻類、河床材料、河川生物相の変化といった河川内の環境改善に着目した事例がほとんどであり (例えば、小部ほか 2005; 村田ほか 2008)、河川-氾濫原間の連結性の回復に関する報告は極めて乏しい。

魚類にとっての横断的な連結性の再生を考えた場合、氾濫原で産卵・成育する氾濫原依存種の生活史を考慮した流況管理が特に重要となる (Beesley et al. 2014; Richter et al. 2006). 例えば、産卵場まで河川内を移動するために必要な基底流量、産卵場である氾濫原域に移動し産卵を行うきっかけを与える洪水、稚魚の成育場を維持するための産卵後の冠水といった流況要素を確保することが課題として挙げられる。特に日本の大河川を考えると、ダムによる流況改変を受けていない河川はほとんどない。そのため、横断的な連結性の再生に必要な流況 (洪水の規模、頻度、タイミング等) は、試験放流後の氾濫原依存種の再生産や氾濫原域の物理化学的な環境等をモニタリングし、徐々に見当をつけて行く必要があるだろう。こうした試験放流における順応的管理の重要性は、アメリカやオーストラリアといった諸外国では 2000 年頃から既に認識され実践されている (Arthington et al. 2006; Richter et al. 2006). 例えば、オーストラリアのマリー川で 2003~2005 年にかけて行われた試験放流のモニタリングからは、10 月下旬 (春季) の洪水がパーチ科 (*Percidae*) 魚類の産卵を誘起することが明らかとなり (King et al. 2009)、その後の試験放流での流況管理に取り入れられている (King et al. 2010).

また試験放流の実施の際には、タイミングだけでなく、その実施場所の選定も慎重に行なう必要がある。なぜな

Table 2. Characteristics of each method for restoring the lateral connectivity.
横断的な連結性を対象とした各再生手法の特徴.

Restoration method 再生手法	Positive effects 主な効果	(a) Future challenges / (b) Practical considerations (a) 課題 / (b) 実施上の留意点
I. Inter-levee floodplain 河道内氾濫原		
Experimental flood 試験放流	Partial restoration of flow regime 流況の改善	a: Promoting adaptive managements to detect a suitable flow regime (e.g., magnitude, frequency, timing) 最適な流況（規模、頻度、タイミング等）把握に向けた順応的管理の実施. b: Developing channel incisions caused by increased hydraulic forces 洪水時の外力増加に伴う河床低下の進行.
Re-meandering 河川の再蛇行化	Full/partial restoration of flooding process 氾濫プロセスの回復・改善 Full/partial restoration of the process by which woody pieces are supplied 河岸からの倒木供給の回復・改善	a: Low feasibility due to land-use constraints 土地利用の制約が強く、現状では広域での実施は困難. b: Low likelihood of a successful restoration in sections where channel incisions advance 河床低下による旧川－河川間の比高の増大箇所での実施は不適.
Flood-channel excavation 高水敷掘削	Partial restoration of flooding process 氾濫プロセスの改善 Expansion of floodplain area 氾濫源面積の拡大	a: Promoting the adaptive management to detect the suitable rotation period of the excavation 効果的な掘削（伐採）の回帰年の設定に向けた順応的管理の実施.
Flood-retention basin 遊水地の造成	Partial restoration of flooding process 氾濫プロセスの改善 Expansion of floodplain area 氾濫源面積の拡大	a: Low feasibility due to land-use constraints 土地利用の制約が強く、現状では広域での実施は困難. Promoting biodiversity assessment to demonstrate the multiple functions as Green Infrastructure グリーンインフラストラクチャーとしての機能を示すための生物多様性調査の実施.
Engineered artificial flooding 工学的技術による人為的氾濫	Creation of alternative floodplains 代替的な氾濫源の創出	b: It's unsuitable to create lateral dispersal pathway of aquatic animals like fishes. 水生生物の河川－氾濫原間の移動の再生には不適.
Large-dam removal ダムの撤去	Full restoration of natural flow regimes 自然流況の回復	a: Conducting impact assessment of Arase-dam removal to encourage future dam removals 将来的なダム撤去の推進に向けた荒瀬ダム撤去事業の影響評価. b: Risk of downstream environmental degradations caused by fine sediments released from removed dam 堆砂土砂の流出による下流域の河川環境の悪化の危険性.
II. Outside-levee floodplain 河道外氾濫原		
Paddy-field-network management 河川－水路－水田ネットワークの管理	Creation of alternative dispersal pathway and floodplain-like habitat 代替的な移動経路、氾濫原の創出	a: Improving and sustaining motivation of locals to conserve riverine environments 地域住民の環境保全への意識、意欲の向上と維持.
Pond-network management 河川－水路－池沼ネットワークの管理	Creation of alternative dispersal pathway and floodplain-like habitat 代替的な移動経路、氾濫原の創出	a: Strengthening of the cooperation among multiple management agencies 多様な管理主体間の連携に基づくネットワーク管理.

ら、不適切な箇所での流況の改善は洪水時の外力を過剰に増加させ、河床低下によるさらなる横断的な連結性の低下を引き起こす可能性があるからである（河床低下の詳細は、「高水時期掘削」を参照）。これは、試験放流だけでなく、ダム撤去による自然流況の回復にもあてはまる留意点である。ここでの不適切な箇所とは、河道の直線化による河床勾配の増大や、護岸や堤防整備による河川空間の縮小に伴う洪水時の水位上昇等の複合的要因により、洪水外力が過度に増す可能性がある箇所を指す。こうした失敗を未然に防ぐ策として、近年河川管理にも広く用いられてきている iRIC (<http://i-ric.org/ja/>) 等の河川シミュレーションソフトを活用することで、試験放流による河床変動を事前に予測することが考えられる。事前のシミュレーションによって、水生生物の生活史にとって重要な流況を改善しつつ、河床低下を発生させない横断面の設定や洪水流量の閾値を検討することで、より効果的に横断的な連結性の再生が実施できるかもしれない。

(2) 河川の再蛇行化

横断的な連結性の低下は、流況変更のみならず河川地形の改変によっても生じている。その主要因として挙げられるのが、治水、農地開発、河岸侵食防止等を目的とした捷水路工事である。本来、自然河川の蛇行部では、河道内で流水が滞留することで局所的に水位が上昇し、周囲の低地への越流・氾濫が度々生じていた。しかしながら、河川水を下流へ迅速に流すために直線化された河川では、その氾濫プロセスは大幅に減少している。

河川の再蛇行化は、本来の蛇行河川が持つ氾濫プロセスを復元することで、河川・氾濫原間の連結性の再生を試みる手法である。一般的な再蛇行化による蛇行流路の復元は、まず堤防の撤去・付け替えを行い、掘削で出た土砂を用いて直線河道を埋戻し、周囲に残存する旧川と河川を再連結することで行われる（1way 方式）（中村 2011；Roni et al. 2012）。ただし、大きな洪水氾濫のリスクが予想される場合には、出水時の流下能力を確保するために直線河川と蛇行河川の両方を残す 2way 方式が取られる場合もある（Nagayama et al. 2008；中村 2011）。

国外の事例ではデンマーク・スキャン川やアメリカ・キシミー川での再生事業が有名である。1960 年以降に流域の圃場整備が加速したスキャン川では、北ヨーロッパ最大となる河川再生プロジェクトが 1999–2002 年に行なわれ、26 km におよぶ蛇行河川が復元された。事業直後の 2003 年のモニタリングでは、水文的なダイナミズムが作り出した氾濫原環境ならびに蛇行河川において、

両生類の個体数の増加や、希少な水生昆虫・水草の定着が確認されている（Pedersen et al. 2007）。日本においても、海外での事例に比べ対象とする空間スケールは小さいものの、わずかながら再蛇行化が実施されている（例：北海道・標津川、釧路川）。釧路川では、2010 年に流路の 1way 方式の再蛇行化と堤防の除去により 2.4 km の蛇行河川が復元され、復元後、河川周辺の氾濫頻度が増え、地下水位も上昇したことが確認された（中村 2011）。また、再蛇行化による河岸侵食の促進は、水生生物の生息場として機能する倒木供給の回復にも寄与し、陸域－水域間の連結性改善にも効果がある（Nakamura et al. 2014）。倒木供給を介した陸域－水域間のつながりの改善は、標津川における再蛇行化の事例でも確認されている（河口ほか 2005）。

日本の河川において再蛇行化の実施が困難な理由の一つとして、河川周辺の事業用地確保の難しさ挙げられる。釧路川の事例では、事業対象区間の左岸側の一部が農地利用されていたが、他の大部分の用地は湿原域のまま利用されていなかった（中村 2011）。しかし、前述したスキャン川においては再生対象区間の周辺に多くの私有地が広がっており、再蛇行の実施には至ったものの総事業費 3770 万ユーロの内の約 3 分の 1 もの予算が周辺の農地取得のために費やされている（Pedersen et al. 2007）。このことから、人口密度が北海道より顕著に高く河川周辺まで土地利用が進んでいる本州の多くの河川においても、同様に用地確保や土地所有者との合意形成には多大なコストと時間がかかることが予想される。

社会・経済的な理由以外にも、河川の再蛇行化による氾濫原の再生を困難にしている要因がある。それは、旧川－直線河道間の河床高に顕著な差が生じてしまう河床低下の進行である。2way 方式が採用された標津川では、2002 年に再蛇行化が実施されたが、再蛇行化前には通水する直線河道と旧河道の河床高に大きな差が生じていた。そのため、直線河道に高さ約 1 m の袋体型根固めで堰を設置し、蛇行入口部の水位を高め、旧河道へ通水させるという手段がとられた（Nagayama et al. 2008）。しかし、蛇行出口部では河床低下した直線河道に接続するため、再蛇行河道の水位上昇は限定的であり、増水時においても河岸高を超えて氾濫する状況にはならなかった。また、通水後の再蛇行区間の河床勾配は直線河道とほぼ同等の約 1/500 となり（直線化以前の蛇行河川：約 1/2000）、流速は速く、氾濫原環境に強く依存するヤチウグイ（*Rhynchocypris percnurus sachalinensis*）やトゲウオ科魚類への効果は限定的であった（河口ほか 2005）。

この事例のように、河床低下が進行した河川では、再蛇行化のみによって氾濫を期待し、横断的な連結性を再生させることは困難であり、他の方法を考案する必要がある。

(3) 高水敷掘削

前節でも述べたように、河床低下は、横断的な連結性に対し負の効果を持っている (Amoros & Bornette 2002; Ligon et al. 1995)。河床低下は、治山・砂防事業やダム建設による生産および流送土砂量の減少、堤防の建設や河道の直線化による洪水外力の増大、また河床からの直接的な砂利採取といった複合的な要因により、河道内の土砂量が減少したり、流出土砂量が大きくなったりした区間の河床高が低下する現象と考えられており、例えばヨーロッパでは、地形が急峻なスイスや南フランス等といった山岳地域において 1950 年頃から顕在化している (Bravard et al. 1997)。日本においても、多くの主要河川で近年河床低下が進行していることが指摘されている (藤田ほか 2009)。永山ほか (2015) は、河床低下により本川と陸域の比高が増大した河川における横断的な連結性の再生策の 1 つとして、ゾーニングと回帰年に従った循環的な高水敷掘削による氾濫原環境の管理手法を提案している。本手法の下では、河道内氾濫原は予め複数に区画分けされ、常に一定数以上の区画が氾濫原依存の生物の良好な生息環境となるように、再樹林化や土砂の再堆積が進行した区間は定期的に掘削が施される。掘削された高水敷に速い速度で土砂が堆積する例は多く報告されている (例えば、原田ほか 2015)。そのような河川では、掘削によって一時的に氾濫原環境が創出されるものの、長期的な維持は困難であり、時間の経過とともに本川と高水敷の比高は増大し、陸域化する。それゆえ、本手法では、定期的な掘削を区画ごとに行うことが提案されている。今後も、平野部の大河川では、現況の堤間幅と堤防高を維持する限り、高水敷掘削が治水事業の主たる手法として継続的に実施されることが見込まれる。そのため、本手法は治水と氾濫原環境の保全を両立させ得る手法として期待でき、今後、様々な河川におけるモニタリングを通し、対象河川に応じた掘削手法を検討していく必要がある。また、河床低下が進行した河川では、前節の標津川の事例がそうであったように、河川の再蛇行化だけによる横断的な連結性の再生は困難なため、高水敷掘削との併用も一つの手段として考えられる。

(4) 遊水地の造成

本来、河川氾濫原を含む湿地は、生物多様性の維持という側面だけでなく、洪水調節や水質浄化といった人間

生活にも欠かすことのできない生態系サービスを有している (Zedler & Kercher 2005)。遊水地造成は、こうした氾濫原の多様な機能の中でも特に洪水調節機能に着目し、河川沿いの残存池沼や土地を新たに堤防で囲み、また掘削等を施すことで、洪水時に河川からの水を一時的に氾濫させる場へと転換するものである。また、洪水調節機能を備える性質上、比較的大面積の土地が割り当てられるという点で、大規模な氾濫原再生が可能な手法と言える。2000 年以降ヨーロッパでは、遊水地造成をはじめ、かつて河川氾濫原であった土地を河川に戻す取り組みが行われてきており、日本においても同様の再生事業の推進の必要性が指摘されてきた (中村ほか 2006)。そして現在では、自然環境に対する関心の高まりも後押しし、日本においても遊水地の造成・拡大が徐々に進みつつある。例えば北海道・千歳川では、現在本流沿いの農地 6 か所 (150-280 ha) 計 1150 ha もの広大な区域の遊水地への転換が実施されている。人口増加やそれに伴う食糧需要の高まりの中で、日本の河川周辺の平野のほとんどは、これまで農地や宅地へと転換されており、土地利用の制約上、ダム撤去同様に大規模な氾濫原再生事業を行うことは容易ではなかった。しかし近年の北海道地方における解析では、人口の少ない地域で放棄農地が増加傾向にあることが明らかになってきており (小林未発表)、人口減少が加速する今後は、全国的に耕作放棄が進むことが予想され、氾濫原を再生することが可能な地域も一層出てくるだろう。こうした社会変化の中、遊水地は洪水調節と生物多様性保全の両機能を併せ持つグリーンインフラとして注目されており (中村 2015)、横断的な連結性の再生手法としてさらなる利用が今後期待される。本手法の普及には、遊水地の多面的機能を科学的に評価していくことが肝要となる。広範囲で行われる遊水地の造成は、河川-氾濫原間を行き来する魚類、氾濫原の止水的環境に生息する水生昆虫、これら水生生物を餌資源とする鳥類といった幅広い分類群の保全に寄与する可能性があり、貴重な再生事業を将来の河川管理に生かすためにも、今後は事業サイトでの環境および複数分類群を対象とした生物多様性モニタリングが必要不可欠である。

(5) 工学技術による人為的氾濫 (Engineered Artificial Flooding)

近年、前述したような流況改善や再蛇行化等による氾濫頻度の増加といった河川が本来持つ動的なプロセスを自然再生に取り入れる試み “Process-based restoration” が注目を浴びている (Beechie et al. 2010, 2012; Wohl et al.

2015)。しかし、こうした自然プロセスを利用した横断的な連結性の再生が常に可能なわけではない。人為的攪乱を過度に受けた生態系では、時に急激かつ不可逆的な構造変化が生じることがある（レジームシフト, Scheffer et al. 2001）。例えば、河川での横断的な連結性を考えた場合、上流からの土砂供給の減少に加え、軟岩等の侵食を受け易い河床基岩が露出し、河床低下が加速してしまう場合がその例にあたる。このように、復元力が失われた系や、治水・利水上の制約が多い地域においては、本来の河川氾濫による河道内氾濫原の連結性再生は困難であり、代替的な再生手法を検討する必要があるだろう。工学技術による人為的氾濫（Engineered Artificial Flooding: EAF）は、限られた水資源を有効に利用しつつ氾濫原湿地を再生する手法として、オーストラリア等の特に降水量の少ない地域で近年注目されている（Bond et al. 2014; Pittock et al. 2013）。EAF は、河川流量を増加・調整するのではなく、ポンプ装置や放水路などのインフラストラクチャーを介して河川水を氾濫原へと供給することで、氾濫原の冠水パターンを模倣する手法である。河床低下が進行している状況下では、ポンプによる高水敷への揚水が管理手法としてあてはまるだろう。また国内では、灌漑用に一時的に起立させた農業用取水堰の上流域に、陸生植物帯が冠水した氾濫原的環境が創出され、結果として天然記念物アユモドキ（*Parabotia curta*）の産卵場所となる事例が報告されている（岩田 2006）。これは灌漑施設がもたらす副次的な効果ではあるが、小規模な EAF と捉えることもできる。ここで一つ留意しておくべき点は、EAF があくまでも代替的な連結性の再生手法だということである。例えば、揚水施設を介した連結性では、水の移動自体は回復できるため、湿地性の植生や止水域を主に利用する両生類等の生息地保全は可能だが（Bond et al. 2014）、揚水時の斃死リスクが高いために魚類の河川－氾濫原間の移動回復にはあまり寄与しない可能性がある（Pittock et al. 2013）。また、EAF のための構造物工事やメンテナンスには多くのコストがかかるのも事実である。そのため、EAF の実施の際には、管理対象区域の河道特性や管理目標を事前に明確化し、慎重に実施の判断を行う必要がある。

河道外氾濫原（Table 2_II 参照）

(1) 河川－水路－池沼ネットワークの管理

河道内氾濫原と異なり、河川の氾濫プロセスから隔離された堤内地側の氾濫原の現状はどうなっているのだろうか。現在日本の多くの河川から、かつて河川洪水の影響を受けていた氾濫原は連続堤の整備や土地利用の進展

によって消失している。その結果、堤内では河跡湖や湧水池等の氾濫原水域の名残（残存池沼）が点在しており（Ishiyama et al. 2015; 永山ほか 2015）、またこれら一部の池沼や河川は水路網によって相互に連結して残存している。古くから河川沿いに水路網が発達する九州北部では、河道外に位置する水路も魚類の生息場として重要であり、結果として水路網が周囲に発達する河川ほど氾濫原依存種であるタナゴ類の存在確率が高まることが報告されている（Onikura et al. 2012）。この結果からもわかるように、人為改変により本来とは異なるシステムに移行している河道外氾濫原との水文的なつながりも、河川生態系の生物多様性を保全する上では極めて重要と言える。こうした水路網の生態学的な価値は、近年ヨーロッパにおいても強く認識されている。例えばドイツ連邦環境省および交通省は、輸送手段の変化等により人為利用が低下した水路において、生息環境の質や水路間の連結性を高め、全国スケールで水路ネットワーク（Blue Band）を創出する計画を 2015 年に策定しており、その予定投資額は 2018 年までに計 500 万ユーロにのぼる。

また、こうした水路網の管理は、河川だけでなく堤内地に残存する池沼の生物多様性の保全・再生にも寄与する可能性を秘めている。近年の研究により、人為景観において水路を含む流路網の構造が残存池沼の魚類の多様性に強く影響していることがわかってきた。北海道・十勝地方の農地景観で行われた研究では、水路網を介して直接・間接的に多くの残存池沼と連結している池沼ほど、魚類の種多様性や遺伝的多様性が高いことが明らかとなっている（Ishiyama et al. 2014, 2015）。これはおそらく、定常的に流れる流路が池沼どうしを連結する洪水の機能を代償し、個体の移動・分散を支えていたためだろう。また、愛媛県の網状河川周辺に点在する湧水池群を対象にした研究では、湧水池に生息する魚類の多様性維持には、個体の供給源となる河川との水路を介した連結性の保全が重要であることが報告されている（Uchida & Inoue 2010）。これらの研究は、氾濫プロセス自体の回復は難しい堤内地においても、流路網内の落差の解消や水質環境の改善により横断的な連結性（池沼－池沼間、河川－池沼間）の質・量を高めることで、残存池沼の水生生物の保全が可能であることを示唆する。残存池沼は、水路や小河川、大河川といった様々な水域タイプの中でも特に高い種多様性・希少性を有していることが明らかになってきており（Ishiyama et al. 2016）、流域の水生生物の多様性を保全する上でも重要な価値を持つと言える。このように流域の水域ネットワークは、湿地、河跡湖、

池、水路、河川といった多様な構成要素からなり、管理主体も多岐にわたる。そのため今後は、広域の水路－池沼ネットワークを活用した横断的な連結性を保全するために各管理主体間が連携し、管理計画を構築することが鍵となる。

(2) 河川－水路－水田ネットワークの管理

自然な氾濫プロセスが消失した河道外氾濫原（堤内地）においても、本来の氾濫原が持つ一時的水域としての機能を有する人為的な水域景観が存在する。それは、水田とそれを取り巻く用排水路網である（永山ほか 2012；鷲谷 2007）。水の動きに着目すると、一般的な稲作では、春（5～6月頃）の田植え時に圃場に水が入れられ、その後約1か月で、稲の過度な分けつの抑制や土壌への酸素供給を目的とした中干しが数週間実施される。その後、再び圃場に水が入れられた後は、根の発育を促進する断続的な水の入れ替え（間断灌水）が1～2か月行なわれ、最終的に秋の稲の収穫時に完全に落水される（Natuhara 2013）。この水田における水管理を本来の河川氾濫プロセスと比較してみると、日本を含むモンスーン地域の特徴である梅雨とそれに伴う出水が、圃場の湛水期と一致していることがわかる。こうした人為的に創出・維持された一時的水域や水路は、河川－氾濫原間のつながりを利用して産卵を行う氾濫原依存種を含む多様な魚類の代替的な生息場として利用される（永山ほか 2012；片野ほか 2001）。

しかしながら、1961年に制定された農業基本法による農業構造の改善に伴い、全国で近代的な圃場整備が実施され、水路の直線化やコンクリート護岸化、灌漑手法の改変等が進められた（詳細については永山ほか 2012を参照）。その結果、堤内地に広がる水路－水田ネットワークも、横断方向の連結性としての代替的な機能を失いつつある。こうした状況を踏まえ、2010年に閣議決定された「食料・農業・農村基本計画」においては、生態系に配慮した水田や水路等の整備技術の開発・普及が目標とされ、水生生物の保全を目的とした水路－水田ネットワークの再生が国内において実施されはじめてきている。最も主流な再生手法は、河川－水路間および水路－水田間の物理的な分断化の解消である（例えば、端 2000；Natuhara 2013；鈴木ほか 2004）。規模が小さい用排水路では、比較的簡易な方法で物理的な落差の解消が行なえることから、地域住民と行政が共同で行う小規模魚道の設置・改善も全国各地で行われている（農林水産省 2012）。農林水産省からは、水田に特化した魚道マニュアル（水田魚道づくりのすすめ）も配布されており、

魚道の構造や効果的な配置方法等についてまとめられている。また、前述した稲作のための水管理の中で、特に水田を利用する魚類をはじめとする水生生物に影響を及ぼす可能性があるのが、長期にわたる中干しである。農業活動自体を変化させることで、水管理の影響を緩和する対策も行われており、例えば中干し時期を遅らせ田植えからの湛水期間を長期化させることで、孵化後の稚魚の成育だけでなく両生類や昆虫といった多様な水生生物の保全を行おうとする動きも出てきている（例、兵庫県豊岡市、滋賀県米原市など）。ただし、こうした農業活動の改善は実施が難しい場合も多く、その代替手法として「江」と呼ばれる小溝（本来は、用水を集水し一時的に温める施設）を畔沿いに造成する再生事例もある（農林水産省 2012）。

河道内氾濫原（堤外地）同様、河道外氾濫原（堤内地）においても代替的な連結性の保全・再生は進展してきている。しかしながら、再生事業の実施上、水路－水田ネットワークは堤外地の河川空間と大きく異なる点がある。それは、堤内地の水環境が人々の暮らしや産業と直結している点である。そのため水路－水田ネットワークを対象とした連結性再生を継続的に実施していくためには、地域住民の環境保全への意識・意欲が維持されることが必要となる。前述した小規模魚道の設置の例のような地域一体となった再生事業は、生物多様性保全の普及啓発や環境教育としても有効であり、農地における持続的な連結性再生にも寄与する可能性があるだろう。また近年では、生物多様性に配慮した農業によって生産された農作物に「生きものマーク」を付けることで、農産物のブランド化を進める取組も行われており、兵庫県豊岡市の「コウノトリ育むお米」や滋賀県米原市の「魚のゆりかご水田米」といった、農地の生物多様性保全と農産物の高付加価値化を実現する地域も増えてきている。このように、日本における水路－水田ネットワークを対象とした横断的な連結性の保全・再生は、周辺地域を精神的・物質的に涵養しながら多様な主体が関わることで進展している。モンスーンアジア地域において、日本における農業の近代化とその後の生物多様性保全に対する取り組みは極めて先進的であり、同地域の諸外国の今後の水路－水田ネットワークの管理に対するモデルケースとしても、今後一層の発展・普及が望まれる。

4. 再生箇所の選定

優先順位付け手法

前節までに、水域ネットワークの再生策として、魚道の設置、ダム撤去、水路-池沼ネットワークの管理など様々な方法があり、一部の保全策では効果をより高めるために技術的な改良が必要であることも指摘した。しかしながら、自然再生事業では、「何を行うか？」だけではなく「どこで行うか？」も事業の成功に大きく関わってくる。生態系保全は、土地利用や財政的な制約といった実務的な問題を常に抱えており (Wilson et al. 2009)、限られた資源内で、河川技術者や生態学者の貢献により日々向上しつつある保全策の効果をより最大化するには、再生箇所の優先順位付けが必要不可欠と言えるだろう。

淡水生態系は、陸域生態系同様に、生息地パッチ（ノード）と生息地間の連結性（リンク）の集合体として捉

えることができる (Erős et al. 2012)。対象とする空間スケールによってもその定義は異なるが、例えば河川ネットワークであれば、支流の合流部や横断構造物といった境界を目安に各セグメントを生息地パッチとして捉えることができる (Fig. 2a)。一方、池沼ネットワークではその境界はより明確であり、農地に残存する森林パッチのように、各池沼自体が生息地パッチと見なせる (Fig. 2b)。各生息地パッチは、独自の環境特性（面積、水深、流速、水質など）を有しており、結果的に生息場としての質はパッチ間で異なることとなる。この「生息地パッチの質」と「パッチの空間配置（生息地ネットワークの構造）」を考慮した連結性指標を用いることで、生息地ネットワーク全体の質（Habitat Availability, 以下 HA）を簡易的に評価することが可能であり、グラフ理論に基づく Integral Index of Connectivity: IIC (Pascual-Hortal & Saura 2006; Saura & Rubio 2010) がその代表的な指標である。

(a) Riverine network

(b) Pond network

Figure 2. Spatial graph construction in freshwater ecosystems. Circle, size of circle, and line between circles indicate habitat patch, quality of the habitat patch, and connectivity between the patches, respectively.

淡水生態系のグラフ化の例。円が生息パッチ（ノード）、円の大きさが生息パッチの質、円間の線（リンク）が生息パッチ間のつながりの有無を示す。

本指標は、他の連結性指標より景観構造の変化を鋭敏に捉えることができるという利点があり (Pascual-Hortal & Saura 2006)、また無料のソフトウェア (Conefor Sensinode: <http://www.conefor.org/>, latest version 2.0) が公開されているため比較的容易に本指標の算出が可能である。こうした特徴は、多くの管理者が容易に再生地の優先順位を行えるといった実務上の利点にもつながるだろう。この概念に基づく、たとえパッチ間の連結性を再生したとしても、生息場としての質が低い生息パッチの連結性を高めた場合には HA はあまり向上しないことになる。しかしながら陸域生態系とは異なり、これまでの水域生態系での連結性の再生地点に関する優先順位付け手法の多くは、分断化されていない生息地の絶対量を増やすことに焦点が当てられており (例えば、分断化されていない河川流路延長: Mader & Maier 2008)、生息地パッチの質と生息地ネットワークの構造を共に考慮した HA の概念は見遇されてきた。

しかし 2010 年頃を境に、淡水生態系においても徐々に水域ネットワークの HA 評価や、それに基づく保全再生地の優先順位付けの重要性が認識されはじめてきている (Erős et al. 2011, 2012)。特に近年は、河川ネットワーク上での横断構造物の撤去に関する研究が発展しつつあり、例えば、Segurado et al. (2013) は、大きな生息パッチほど高い種多様性を支えるという前提のもと、セグメント長を生息地パッチの質の指標として用いた IIC によって、歴史的な河川ネットワークの HA の変化を評価し、流域内での連結性を再生すべき横断構造物の優先順位付けを行った。また Branco et al. (2014) は、セグメント長に加えて土地利用や標高、気温といった様々な環境要因から種の在・不在を説明する生息地適地モデルを構築し、モデルから推定された各セグメントにおける種の存在確率を生息地パッチの質の指標として用いることを提案している。こうした HA を用いた優先順位付けのアプローチは縦断的な連結性の再生だけでなく、堤内地の残存池沼を対象とした横断的な連結性の再生にも応用できる。例えば Fig. 3 は、九州地方の 1 つの流域を対象とし、各ダムにおいて縦断的な連結性を再生した際の IIC の向上度を比較したものである (赤坂 未発表)。この例では、A、B および C における連結性再生は、流域内の分断化されていない最大河川流路延長にはいずれも影響しないものの、IIC の向上には寄与している。また E と F に着目すると、河川流路延長を基準にすると F のほうがやや向上度は高いものの、IIC については E のほうが効果は高い。これらはつまり、従来の分断化され

ていない河川流路延長を基準とした優先順位付けとネットワーク解析を用いたものとは、再生地点の優先順位が異なることを示している。また、複数流域を HA に基づき評価することで、流域内だけでなく、流域間での連結性強度やその改変度の比較も可能であり、広域スケールで連結性の再生を行う流域を選定する際の貴重な情報を得ることも可能だろう。しかしながら、筆者らが知る限り、日本において IIC をはじめとしたネットワーク解析が河川や残存池沼の管理で再生地の選定に用いられた例は存在しない。日本における淡水生態系の連結性再生がより効果的に行われるために、今後は再生地の優先順位付けの結果に基づく水域ネットワーク管理の有効性の検証が必要となってくるだろう。

データベースの必要性

連結性の再生地点に関する優先順位付けを行うためには、水域ネットワーク内の横断構造物の位置情報が欠かせない。これは、河川縦断方向の連結性だけでなく、河道外氾濫原における水路、池沼、水田等の連結性を考える上でも同様である。また、河道内氾濫原におけるワンドやたまりといった氾濫原水域と本川との横断的な連結性を評価する上でも、本川の水位に影響する横断構造物の位置情報は不可欠である。ダム等の大型な横断構造物の位置情報については、ダム年鑑 (日本ダム協会 2015) に基づいた全国スケールの位置情報が国土地理院によって提供されている (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-W01.html>)。しかし、河川中下流部に設置されている大型ではあるが小落差の頭首工や床止め工、河川上流域の砂防・治山堰堤や道路設置に伴うカルバート直下での小落差、河道外氾濫原 (農地) における水路内、水田－水路－池沼間の小落差の位置情報が GIS (地理情報システム) などによりデータベース化されている流域は極めて少なく、研究者が各々の調査区域において踏査や資料収集を行うことで整理しているのが現状である。

こうした問題が指摘されているのは日本だけではない。Januchowski-Hartley et al. (2013) は、ダムに比べて道路設置に伴う小落差 (カルバート等) の広域スケールでの位置情報が不足している点を指摘し、北アメリカの五大湖流域についてデータベース化を行った。その結果、そうした小落差がダム等の大型堰堤よりも地点数にして約 15 倍も魚類の移動を妨げている可能性があることを明らかにしている。同様の傾向は日本にもあてはまるだろう。例えば、農地が広がる河道外氾濫原の水路には、水勢を減らす落差工や取水用の堰が多く設置されている。また森林大国である日本においては、森林管理のための

Figure 3. Prioritizations of sites for the longitudinal-connectivity restoration in the Gokase River, Kyushu. Filled triangles and circle indicate the location of dams and the river mouth, respectively. (a) Results based on the maximum distance of the free watercourse; (b) Results based on the habitat availability index, IIC. We used the segment length as habitat quality of each patch. The free watercourse means the river segments through which fish can freely move without artificial fragmentations.

九州地方・五ヶ瀬川流域のける流路延長およびグラフ理論 (IIC 指標) に基づく再生箇所の優先順位付けの事例 (赤坂 未発表). 三角は再生候補となるダムの位置, 丸は河口の位置を示している. (a) 分断化されていない最大流路延長に基づく結果; (b) IIC 指標に基づく結果.

作業道が密に整備されており, コルゲート管等による分断化が進行している可能性が高い. さらに, 数多くの砂防・治山堰堤も建設されている. 例えば, 北海道における横断構造物数を報告している玉手・早尻 (2008) によると, 2004 年の時点でダム数が約 200 基であったのに対し, 堰堤の累積建設数 (1948-2004 年) は 35,000 基を超えていた. このように, 小型の横断構造物は水生生物の移動阻害要因となり, 水域の連結性に深刻な影響を与えている可能性がある. また, 河川中下流部に設置さ

れている頭首工や床止め工といった横断構造物は河川水位の縦断分布を変化させ, 河道内氾濫原の冠水頻度や攪乱強度, さらには氾濫原水域の環境に強く影響していると考えられる. 河川中下流部の水位は, 国土交通省が設置する観測所のデータ (水文水質データベース: <http://www1.river.go.jp/>) を使用し, 2つの観測所間の水位を内挿処理することで縦断的に推定することが可能である. しかし, 2つの観測所間に横断構造物が存在する場合, その位置や高さを考慮して水位を推定しなければ, その

区間の横断的な連結性を正確に評価することは難しい（永山ほか 2014）。以上のように、流域内における水域の縦横断的な連結性を評価し、より費用対効果の高い保全・再生計画を実施するためには横断構造物の位置情報に関する包括的なデータベースの構築は喫緊の課題と言える。

5. まとめ

既往文献の整理を行うことで、河川生態系における水域の連結性の再生手法には様々なタイプがあるものの、我が国において普及が進んでいないもの、現状では実施が困難なものも多くあることが明らかとなった。河川の

攪乱体制や人間の淡水環境および周辺の土地への依存度は刻々と変化している。そのため、より効果的に連結性を再生するためには、河川管理者がその変化に応じて適切な再生手法を検討していく必要があるだろう。Beechie et al. (2010) によると、自然再生は、社会・経済的な制約の強度、再生した環境の持続可能性、自然環境との類似性、再生に対する生態系の応答時間等の特徴から3タイプに大別することができる。そこで本稿では最後に、前述した連結性の各再生手法についてタイプ分けを行い（Fig. 4）、現在から将来にかけての連結性再生の在り方について整理した。尚、各再生タイプの和訳については、根岸（2012）に倣った。

1つ目の再生事業のタイプは「創出：Habitat creation」

Figure 4. Classification of the methods for aquatic connectivity restoration based on Beechie et al. (2010)

Beechie et al. (2010) に基づく水域ネットワークの再生手法の類型化。

写真提供：*1 国土交通省八代河川国道事務所、*2 北海道開発局札幌開発建設部、

*3 北海道開発局釧路開発建設部。

であり、再生対象の環境を維持してきた自然プロセスの復元が社会・経済的な制約から困難な場合に、人工的に特定の環境を創出する再生事業を指す。創出による再生は、再生の効果を比較的短期間で得ることができる一方で、人間が介入し続けられない限りその機能が失われてしまうものであり、魚道の設置、工学技術による人為的氾濫、代替的な氾濫原環境の維持管理を主とした河川-水路-水田ネットワークおよび河川-水路-池沼ネットワークの管理が該当する。2つ目は「部分的プロセス再生：Partial restoration」であり、このタイプの再生事業では自然プロセスを完全には復元できないものの、再生目標を維持する代替的なプロセスを人工的に創出することを目標とする。堰堤の切り下げ、高水敷掘削、洪水流の流入を許容する遊水地の造成等がその例である。最後の再生タイプは「全体的プロセス再生：Full restoration」であり、連結性を維持してきた河川本来の持つ動的なプロセスを復元させることを目的としており、最も理想的な再生タイプと言えるが、大規模な再生事業になることが多く、再生後に生態系が安定するまでには時間を要する。横断構造物の撤去や自然流況の復元による連結性再生等が含まれる。特に、河川構造物や土地利用の影響を長年受け、生態系が異なる状態にシフトしてしまっている場合や社会・経済的制約で再生手法が限定される現段階では、創出や部分的な自然プロセスの復元を中心とした連結性再生が現実的な選択肢であろう。しかし、人口減少や放棄農地の増加、横断構造物の老朽化といった今後予想される変化に伴い、これまで治水・利水上の制約から困難であった大規模な連結性再生を実施できる地域が、今後増えてくる可能性がある。そのため将来的には、全体的プロセス再生にあたる連結性再生の進展が期待される。

水域ネットワーク再生の広域化が予想される中で、以前にも増して必要とされるのが、水域・土地の管理者や所有者間での連携に基づく再生事業の推進である。限られた資源内で再生策の効果をより最大化するために、再生箇所の優先順位付けが必要不可欠である点は既に述べたが、特に日本の河川のように、流域が複数の行政区(管理者)にまたがる場合、各管理主体が独自に決定した箇所で連結性の再生を実施しただけでは、流域全体での効果的な連結性の再生が十分には見込めない可能性が高い。これは河川間でも同様であり、低予算でより高い連結性の復元が見込まれる河川から優先的に投資を行うほうが、効率的である。例えば Neeson et al. (2015) は、前述した Januchowski-Hartley et al. (2013) が作成した

北米の五大湖流域の横断構造物データベースを用い、魚類を対象とした河川-湖間の縦断的な連結性の再生に関する効率性を評価した。その結果、支流や郡といった小スケール単位で再生地の優先順位を決めるよりも五大湖全体で再生計画を立てる方が約2~9倍費用効率が良いことを明らかにしている。このように、行政区や管理主体の枠を超えたバリアフリーな連結性の再生計画の検討が、日本の今後の河川生態系再生の鍵となるだろう。

本稿では、河床間隙を介した垂直的な連結性については触れなかった。垂直的な連結性の生態学的重要性を示す研究は蓄積されつつあるものの、この連結性を対象とした再生事業は黎明期を迎えたばかりである (Boulton 2007; Kasahara et al. 2009)。他の2方向の連結性と比べ、垂直的な連結性の低下を直接観察することは難しいが、農地拡大による細粒土砂の増加や直線化による河川地形の単調化等の様々な人為的インパクトが、河川水と帯水層間の水・生物の行き来を阻害している可能性が高い。今後は、本稿で扱った縦横断方向の連結性だけでなく垂直方向の連結性も考慮した水域ネットワークの再生が一層望まれる。

謝 辞

国立環境研究所の高村典子氏には、原稿推敲時にご助言を頂いた。また編集委員および2名の査読者からは、建設的かつ有意義なコメントを頂いた。本研究遂行のための予算的補助の一部として、環境省・環境研究総合推進費(S9)および国土交通省・河川技術研究開発制度(十勝川)による助成を頂いた。この場を借りて心より感謝申し上げます。

摘 要

現在日本の河川は、ダムや連続堤防等の様々な人為的改変の影響を受け、流程に沿った水域のつながりである「縦断的な連結性」と、河川-氾濫原間の水域のつながりである「横断的な連結性」の両タイプの連結性を著しく失っている。本論では、国内の河川における連結性および生物多様性の向上を目的とし、分断化要因や再生手法について国内外の既存文献のレビューを行い、個々の再生手法の特徴や実施上の留意点、我が国における水域ネットワーク再生の現状と課題について整理した。縦断的な連結性の再生手法として、物理的な分断化を対象とした3タイプ、水温や水質悪化による移動阻害を対象とし

た1タイプが認められた。また、横断的な連結性の再生については、河道内および河道外氾濫原を対象とした再生手法として計7タイプが確認された。これら多様な再生手法には、効果が特定の種に限定される傾向にあるもの、不適切な方法・箇所での実施によりさらなる連結性や河川環境のさらなる劣化につながる危険性を有するものも認められ、国内でのさらなる普及のためには、順応的管理等を通じて個別の技術的な課題を解決する必要があることも明らかとなった。

人間活動の淡水環境や周辺の土地への依存度の変化に伴い、実施可能な再生手法も変化する。特に、河川構造物や土地利用の増加により、本来の自然プロセスの復元が難しい現状では、代替的な連結性に着目した「創出」や「部分的プロセス再生」といった再生タイプが主流の対策となる。一方、人口減少や横断構造物の老朽化といった変化が予想される今後は、河川横断構造物の撤去など自然プロセス自体を復元する「全体的プロセス再生」の推進が期待できる。再生箇所の優先順位付けは事業効果の向上の鍵であり、特に、設置数も多く連結性低下に深刻な影響を及ぼしている砂防堰堤等の小型河川横断構造物のデータベース化が喫緊の課題と言える。

引用文献

- Amoros C. & Bornette G. (2002) Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* **47**: 761-776.
- Arthington A.H., Bunn S.E., Poff N.L. & Naiman R.J. (2006) The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* **16**: 1311-1318.
- Bednarek A.T. (2001) Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management* **27**: 803-814.
- Beechie T., Richardson J.S., Gurnell A.M. & Negishi J. (2012) Watershed Processes, Human Impacts, and Process-Based Restoration. In: *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. John Wiley & Sons, Oxford.
- Beechie T.J., Sear D.A., Olden J.D., Pess G.R., Buffington J.M., Moir H., Roni P. & Pollock M.M. (2010) Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience* **60**: 209-222.
- Beesley L., King A. J., Gawne B., Koehn J.D., Price A., Nielsen D., Amtstaetter F. & Meredith S.N. (2014) Optimising environmental watering of floodplain wetlands for fish. *Freshwater Biology* **59**: 2024-2037.
- Bond N., Costelloe J., King A., Warfe D., Reich P. & Balcombe S. (2014) Ecological risks and opportunities from engineered artificial flooding as a means of achieving environmental flow objectives. *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**: 386-394.
- Boulton A.J. (2007) Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshwater Biology* **52**: 632-650.
- Branco P., Segurado P., Santos J.M. & Ferreira M.T. (2014) Prioritizing barrier removal to improve functional connectivity of rivers. *Journal of Applied Ecology* **51**: 1197-1206.
- Bravard J.P., Amoros C., Pautou G., Bornette G., Bournaud M., Creuzé des Châtelliers M., Gibert J., Peiry J.L., Perrin J.F. & Tachet H. (1997) River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research & Management* **13**: 75-90.
- Bunn S.E. & Arthington A.H. (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**: 492-507.
- Chester E. & Robson B. (2013) Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation* **166**: 64-75.
- 「小さな自然再生」事例集編集委員会 (2015) できることからはじめよう 水辺の小さな自然再生事例集, 東京.
- Closs G.P., Krkosek M. & Olden J.D. (2015) *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ダム水源地環境整備センター (1998) 最新魚道の設計, 信山社サイテック, 東京.
- East A.E., Pess G.R., Bountry J.A., Magirl C.S., Ritchie A.C., Logan J.B., Randle T.J., Mastin M.C., Minear J.T. & Duda J.J. (2015) Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: River channel and floodplain geomorphic change. *Geomorphology* **228**: 765-786.
- Erős T., Olden J.D., Schick R.S., Schmera D. & Fortin M.-J. (2012) Characterizing connectivity relationships in freshwaters using patch-based graphs. *Landscape Ecology* **27**: 303-317.
- Erős T., Schmera D. & Schick R.S. (2011) Network thinking in riverscape conservation—a graph-based approach. *Biological Conservation* **144**: 184-192.
- Fagan W.F. (2002) Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* **83**: 3243-3249.
- Faulks L.K., Gilligan D.M. & Beheregaray L.B. (2011) The role of anthropogenic vs. natural in-stream structures in determining connectivity and genetic diversity in an endangered freshwater fish, Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Evolutionary Applications* **4**: 589-601.
- 藤田光一・富田陽子・大沼克弘・小路剛志・伊藤嘉奈子・山原康嗣 (2009) 国土技術政策総合研究所資料 第445号, 国土交通省国土技術政策総合研究所.
- Gaston K.J., Duffy J.P., Gaston S., Bennie J. & Davies T.W. (2014) Human alteration of natural light cycles: causes and ecological consequences. *Oecologia* **176**: 917-931.
- Greathouse E.A., Pringle C.M., McDowell W.H. & Holmquist J.G. (2006) Indirect upstream effects of dams: consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. *Ecological Applications* **16**: 339-352.
- 原田守啓・永山滋也・大石哲也・萱場祐一 (2015) 揖斐川高水敷掘削後の微地形形成過程, 土木学会論文集 B1 (水工学) **71**: I1171-I1176.
- 端憲二 (2000) 水田への魚類の遡上 (特集 農村生態系と保全技術) - (特集 2 農村生態系と保全技術研究), 農村と環境 **16**: 61-69.
- 廣瀬利雄・中村中六 (1991) 魚道の設計 (ダム水源地環境整

- 備センター編). 山海堂, 東京.
- Hitt N.P., Eyler S. & Wofford J.E. (2012) Dam removal increases American eel abundance in distant headwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**: 1171-1179.
- 石山信雄 (2015) ミルウォーキー川流域 (アメリカ) における水域ネットワーク再生事業の紹介: Ozaukee Fish Passage Program. *応用生態工学会誌* **16**: 167-171.
- Ishiyama N., Akasaka T. & Nakamura F. (2014) Mobility-dependent response of aquatic animal species richness to a wetland network in an agricultural landscape. *Aquatic Sciences* **76**: 467-449.
- Ishiyama N., Koizumi I., Yuta T. & Nakamura F. (2015) Differential effects of spatial network structure and scale on population size and genetic diversity of the ninespine stickleback in a remnant wetland system. *Freshwater Biology* **60**: 733-744.
- Ishiyama N., Sueyoshi M., Watanabe N. & Nakamura F. (2016) Biodiversity and rarity distributions of native freshwater fish in an agricultural landscape: the importance of β diversity between and within water-body types. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**: 416-428.
- 伊藤一十三・水野雅光・斉藤重人 (2005) 魚がのほりやすい川づくりについて (「自然をいかした川づくり」に関する研究報告). *リバーフロント研究所報告* **16**: 66-73.
- 岩田明久 (2006) アユモドキの生存条件について水田農業の持つ意味 (特集) 水田生態系の危機. *保全生態学研究* **11**: 133-141.
- Januchowski-Hartley S.R., McIntyre P.B., Diebel M., Doran P.J., Infante D.M., Joseph C. & Allan J.D. (2013) Restoring aquatic ecosystem connectivity requires expanding inventories of both dams and road crossings. *Frontiers in Ecology and the Environment* **11**: 211-217.
- Jones L.A., Muhlfeld C.C., Marshall L.A., McGlynn B.L. & Kershner J.L. (2014) Estimating thermal regimes of bull trout and assessing the potential effects of climate warming on critical habitats. *River Research and Applications* **30**: 204-216.
- Jungwirth M., Muhar S. & Schmutz S. (2000) Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* **422**: 85-97.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**: 110-127.
- 環境省 (2012) 平成 23 年度生物多様性評価の地図化に関する検討調査業務報告書 (自然環境研究センター編).
- Kasahara T., Datry T., Mutz, M. & Boulton A.J. (2009) Treating causes not symptoms: restoration of surface-groundwater interactions in rivers. *Marine and Freshwater Research* **60**: 976-981.
- 片野修・細谷和海・井口恵一朗・青沼佳方 (2001) 千曲川流域の 3 タイプの水田間での魚類相の比較. *魚類学雑誌* **48**: 19-25.
- Katopodis C. & Williams J.G. (2012) The development of fish passage research in a historical context. *Ecological Engineering* **48**: 8-18.
- 河口洋一・中村太士・萱場祐一 (2005) 標津川再生事業の概要と再蛇行化実験の評価 標津川下流域で行った試験的な川の再蛇行化に伴う魚類と生息環境の変化. *応用生態工学* **7**: 187-199.
- Kawanishi R., Inoue M., Dohi R., Fujii A. & Miyake Y. (2013) The role of the hyporheic zone for a benthic fish in an intermittent river: a refuge, not a graveyard. *Aquatic Sciences* **75**: 425-431.
- Kiernan J.D., Moyle P.B. & Crain P.K. (2012) Restoring native fish assemblages to a regulated California stream using the natural flow regime concept. *Ecological Applications* **22**: 1472-1482.
- 菊地修吾・井上幹生 (2014) 人工構造物による溪流魚個体群の分断化. *応用生態工学* **17**: 17-28.
- King A., Tonkin Z. & Mahoney J. (2009) Environmental flow enhances native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia. *River Research and Applications* **25**: 1205-1218.
- King A., Ward K., O'Connor P., Green D., Tonkin Z. & Mahoney J. (2010) Adaptive management of an environmental watering event to enhance native fish spawning and recruitment. *Freshwater Biology* **55**: 17-31.
- Kingsford R. T. (2000) Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* **25**: 109-127.
- 小部貴宣・浅見和弘・大杉奉功・浦上将人・伊藤尚敬 (2005) 三春ダムにおけるフラッシュ放流によるダム下流河川の環境改善について. *応用生態工学* **8**: 15-34.
- 国土交通省 (2005) 魚がのほりやすい川づくりの手引き.
- Kondolf G.M., Boulton A.J., O'Daniel S., Poole G.C., Rahel F.J., Stanley E.H., Wohl E., Bång A., Carlstrom J. & Cristoni C. (2006) Process-based ecological river restoration: visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society* **11**: art5.
- Lake P., Bond N. & Reich P. (2007) Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* **52**: 597-615.
- Lehner B., Liermann C.R., Revenga C., Vörösmarty C., Fekete B., Crouzet P., Döll P., Endejan M., Frenken K. & Magome J. (2011) High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**: 494-502.
- Ligon F.K., Dietrich W.E. & Trush W.J. (1995) Downstream ecological effects of dams. *BioScience* **45**: 183-192.
- Mader H. & Maier C. (2008) A method for prioritizing the reestablishment of river continuity in Austrian rivers. *Hydrobiologia* **609**: 277-288.
- Maes J., Stevens M. & Breine J. (2008) Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* **602**: 129-143.
- Morita K. & Yamamoto S. (2002) Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology* **16**: 1318-1323.
- 村田裕・浅見和弘・三橋さゆり・大本家正 (2008) 帝釈川ダム下流における流況改善に伴う水生生物の変化. *応用生態工学* **11**: 63-79.
- 永山滋也・原田守啓・萱場祐一 (2015) 高水敷掘削による氾濫原の再生は可能か? *応用生態工学* **17**: 67-77.
- 永山滋也・原田守啓・萱場祐一・根岸淳二郎 (2014) イシガイ類を指標生物としたセグメント 2 における氾濫原環境の評価手法の開発—木曾川を事例として. *応用生態工学* **17**:

- 29-40.
- Nagayama S., Kawaguchi Y., Nakano D. & Nakamura F. (2008) Methods for and fish responses to channel remeandering and large wood structure placement in the Shibetsu River Restoration Project in northern Japan. *Landscape and Ecological Engineering* **4**: 69-74.
- 永山滋也・森照貴・小出水規行・萱場祐一 (2012) 水田・水路における魚類研究の重要性と現状から見た課題. *応用生態工学* **15**: 273-280.
- 内藤淳也・角哲也・竹門康弘 (2012) 冷水性淡水魚類生態に適した河川水温環境に関する研究. *京都大学防災研究所年報* **55**: 593-606.
- 中村太士 (2011) 川の蛇行復元—水理・物質循環・生態系からの評価. 技報堂出版, 東京.
- 中村太士 (2015) 森林環境 2015: 特集・進行する気候変動と森林: 私たちはどう適応するか. 森林文化協会, 東京.
- Nakamura F., Ishiyama N., Sueyoshi M., Negishi J.N. & Akasaka T. (2014) The Significance of Meander Restoration for the Hydrogeomorphology and Recovery of Wetland Organisms in the Kushiro River, a Lowland River in Japan. *Restoration Ecology* **22**: 544-554.
- Nakamura F. & Komiya E. (2010) A challenge to dam improvement for the protection of both salmon and human livelihood in Shiretoko, Japan's third Natural Heritage Site. *Landscape and Ecological Engineering* **6**: 143-152.
- 中村圭吾・天野邦彦・Tockner K (2006) ヨーロッパを中心とした先進国における河川復元の現状と日本の課題. *応用生態工学* **8**: 201-214.
- 中村創・橋本健一・洲澤譲 (2014) 龍川および市木川における近自然魚道に関するデザイン・施工指導の報告. *景観・デザイン研究講演集* **10**: 241-246.
- Natuhara Y. (2013) Ecosystem services by paddy fields as substitutes of natural wetlands in Japan. *Ecological Engineering* **56**: 97-106.
- Neeson T.M., Ferris M.C., Diebel M.W., Doran P.J., O'Hanley J.R. & McIntyre P.B. (2015) Enhancing ecosystem restoration efficiency through spatial and temporal coordination. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **112**: 6236-6241.
- 根岸淳二郎 (2012) 応用生態工学的研究におけるプロセスベースアプローチ. *応用生態工学* **15**: 235-242.
- 根岸淳二郎・萱場祐一・佐川志朗 (2008) 氾濫原の冠水パターンの変化とその生態的な影響—淡水性二枚貝の生息状況の観点から. *土木技術資料* **50**: 38-41.
- Negishi J.N., Nagayama S., Kume M., Sagawa S., Kayaba Y. & Yamanaka Y. (2013) Unionoid mussels as an indicator of fish communities: A conceptual framework and empirical evidence. *Ecological Indicators* **24**: 127-137.
- Negishi J. N., Sagawa S., Kayaba Y., Sanada S., Kume M. & Miyashita T. (2012) Mussel responses to flood pulse frequency: the importance of local habitat. *Freshwater Biology* **57**: 1500-1511.
- 日本ダム協会 (2015) ダム年鑑 2015. 東京.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* **308**: 405-408.
- 農林水産省 (2012) 生物多様性保全管理事例集.
- O'Connor J., Duda J. & Grant G. (2015) 1000dams down and counting. *Science* **348**: 496-497.
- Olden J.D., Konrad C.P., Melis T.S., Kennard M.J., Freeman M.C., Mims M.C., Bray E.N., Gido K.B., Hemphill N.P. & Lytle D.A. (2014) Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems? *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**: 176-185.
- Onikura N., Nakajima J., Miyake T., Kawamura K. & Fukuda S. (2012) Predicting distributions of seven bitterling fishes in northern Kyushu, Japan. *Ichthyological Research* **59**: 124-133.
- 大浜秀規・坪井潤一 (2009) 透過型堰堤における魚道としての機能. *応用生態工学* **12**: 49-56.
- 大森浩二・一柳英隆 (2011) ダムと環境の科学Ⅱ: ダム湖生態系と流域環境保全. 京都大学学術出版会, 京都.
- Paillex A., Dolédec S., Castella E. & Mérioux S. (2009) Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology* **46**: 250-258.
- Pascual-Hortal L. & Saura S. (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21**: 959-967.
- Pedersen M.L., Andersen J.M., Nielsen K. & Linnemann M. (2007) Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. *Ecological Engineering* **30**: 131-144.
- Pelice F.M., Pompeu P.S. & Agostinho A.A. (2015) Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* **16**: 697-715.
- Perkin E.K., Hölker F., Richardson J.S., Sadler J.P., Wolter C. & Tockner K. (2011) The influence of artificial light on stream and riparian ecosystems: questions, challenges, and perspectives. *Ecosphere* **2**: art122.
- Perkin J.S. & Gido K.B. (2011) Stream fragmentation thresholds for a reproductive guild of Great Plains fishes. *Fisheries* **36**: 371-383.
- Pittock J., Finlayson C.M. & Howitt J. (2013) Beguiling and risky: 'environmental works and measures' for wetland conservation under a changing climate. *Hydrobiologia* **708**: 111-131.
- Raabe J.K. & Hightower J.E. (2014) Assessing distribution of migratory fishes and connectivity following complete and partial dam removals in a North Carolina river. *North American Journal of Fisheries Management* **34**: 955-969.
- Richter B.D., Warner A.T., Meyer J.L. & Lutz K. (2006) A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research and Applications* **22**: 297-318.
- Riley W., Bendall B., Ives M., Edmonds N. & Maxwell D. (2012) Street lighting disrupts the diel migratory pattern of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts leaving their natal stream. *Aquaculture* **330**: 74-81.
- Riley W., Davison P., Maxwell D. & Bendall B. (2013) Street lighting delays and disrupts the dispersal of Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. *Biological Conservation* **158**: 140-146.
- Roni P., Pess G., Hanson K. & Pearsons M. (2012) Selecting appropriate stream and watershed restoration techniques. In: *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riv-*

- erine Processes and Habitats. John Wiley & Sons, Oxford.
- Saura S. & Rubio L. (2010) A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* **33**: 523-537.
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C. & Walker B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413**: 591-596.
- Segurado P., Branco P. & Ferreira M.T. (2013) Prioritizing restoration of structural connectivity in rivers: a graph based approach. *Landscape Ecology* **28**: 1231-1238.
- Seto K. C., Güneralp B. & Hutyra L.R. (2012) Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**: 16083-16088.
- Snyder C.D., Hitt N.P. & Young J.A. (2015) Accounting for groundwater in stream fish thermal habitat responses to climate change. *Ecological Applications* **25**: 1397-1419.
- 鈴木正貴・水谷正一・後藤章 (2004) 小規模魚道による水田、農業水路および河川の接続が魚類の生息に及ぼす効果の検証. 農業土木学会論文集 **2004**: 641-651.
- 玉手剛・早尻正宏 (2008) 北海道における河川横断工作物基数とサクラマス沿岸漁獲量の関係—河川横断工作物とサクラマスの関係から河川生態系保全を考える. *水利科学* **52**: 72-84.
- Tétard S., Feunteun E., Bultel E., Gadais R., Bégout M.L., Trancart T. & Lasne E. (2016) Poor oxia conditions in a large estuary reduce connectivity from marine to freshwater habitats of a diadromous fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **169**: 216-226.
- Thoms M.C. (2003) Floodplain-river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology* **56**: 335-349.
- Uchida Y. & Inoue M. (2010) Fish species richness in spring-fed ponds: effects of habitat size versus isolation in temporally variable environments. *Freshwater Biology* **55**: 983-994.
- United Nations Statistics Division (2012) Demographic Yearbook 2012.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.
- 和田吉弘 (2000) 魚道の評価 魚道の設計で知っておきたいこと. *応用生態工学* **3**: 225-230.
- 若井郁次郎 (2014) 消えゆく球磨川・荒瀬ダム. *水資源・環境研究* **27**: 51-56.
- Ward J. (1989) The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **8**: 2-8.
- Ward J. (1998) Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* **83**: 269-278.
- Ward J.V. & Stanford J. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Ann Arbor Science Publishers, MI
- 鷺谷いづみ (2007) 氾濫原湿地の喪失と再生: 水田を湿地として活かす取り組み. *地球環境* **12**: 3-6.
- Wildman L., Parasiewicz P., Katopodis C. & Dumont U. (2000) An Illustrative Handbook on Nature-like Fishways: Summarized Version. American Rivers, Glastonbury.
- Wilson K.A., Carwardine J. & Possingham H.P. (2009) Setting conservation priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1162**: 237-264.
- Wohl E., Lane S.N. & Wilcox A.C. (2015) The science and practice of river restoration. *Water Resources Research* **51**: 5974-5997.
- Yamamoto S., Morita K., Koizumi I. & Maekawa K. (2004) Genetic differentiation of white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) populations after habitat fragmentation: spatial-temporal changes in gene frequencies. *Conservation Genetics* **5**: 529-538.
- Yoshimura C., Omura T., Furumai H. & Tockner K. (2005) Present state of rivers and streams in Japan. *River Research and Applications* **21**: 93-112.
- Zedler J.B. & Kercher S. (2005) Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* **30**: 39-74.
- 全国内水面漁業協同組合連合会 (1987) 魚のすみよい川への設計指針 (案), 東京.
- Ziv G., Baran E., Nam S., Rodríguez-Iturbe I. & Levin S.A. (2012) Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**: 5609-5614.