

JP 河川生態學-5 LINCAD

第1章 關於河川環境

第2章 河川中的物質流動

第3章 河川生物的生態

第4章 支撐河川生物多樣性的機制

第5章 威脅河川生態系的課題與未來展望

5.1 人為影響

5.1.1 人為影響概述

5.1.2 水壩建設

5.1.3 河道整治（渠道化、築堤、護岸）

5.2 外來種問題

5.2.1 何謂外來種

5.2.2 日本外來種植物

5.2.3 日本外來種魚類

5.2.4 日本外來種貝類

5.3 河川生態系的復育

5.3.1 河川復育概述

5.3.2 河川復育計畫與實施的思考方式

5.3.3 釧路川復育計畫

5.3.4 標津川復育計畫

5.3.5 知床世界自然遺產復育計畫

5.3.6 尖目之瀨(Azame-no-se)自然再生事業

5.3.7 東方白鶲的野外回歸與圓山川的洪氾區再生

5.3.8 佐渡島的朱鷺野外回歸與水系網絡的再生

第5章 威脅河川生態系的課題

5.1 人為影響

5.1.1 概述

由於渠道、捷徑、水壩等建設，對河流造成了巨大影響。雖然影響可追溯至更早，但真正帶來巨大變化的，應是1950至1960年代。例如，在Y河，長達1.1公里的河段中，有20%因水壩等設施而改變。為改善水質，引入了處理設施（圖5.1-1）。在河川水質方面，已實施了諸如建設污水處理設施和規範工業廢水排放等措施，以應對富營養化問題。因此，生化需氧量（BOD）或化學需氧量（COD）值符合環境標準的調查點數已超過一級河川的90%。

在這些影響中，水壩的影響尤其顯著。為此，我們將水壩分為「蓄水壩」與為其他目的建造的「堰」兩類進行討論。

5.1.2 水壩

A. 對水環境的影響

水壩改變了水的物理與化學特性。水溫是決定生物季節（phenology）的重要環境因子，而水壩造成的水溫變化已知會對生物的成長產生延遲等負面影響。

一般而言，水壩湖中的浮游植物數量會比流入的河川多。湖中淹沒的樹木、土壤有機物，以及從上游沖刷下來的有機物被微生物分解，釋放出營養鹽，促使浮游植物增殖。此外，上游農地流入的營養鹽，會導致水壩湖內藍綠菌大量繁殖，引發所謂的「水華」現象。在山區的貧養至中養型水壩湖中，屬於渦鞭毛藻的*Peridinium*屬藻類會大量增生，使湖水呈紅褐色，即所謂的「淡水赤潮」現象。

微生物分解過程中會消耗氧氣，導致從湖底到深水層上部形成溶氧（DO）缺乏的缺氧狀態。當深水層底泥缺氧時，會引發一連串環境問題，例如：釋放出造成藻類異常繁殖的磷等營養鹽、導致水質惡化的鐵和錳，甚至產生硫化氫。因此，

必須關注水壩湖內及放流水中的溶氧濃度，目前已有注入高濃度氧氣水以提高溶氧濃度的技術改善方案。

總磷 (TP) 方面，由於水壩會攔截磷，往下游的排放量顯著減少。這是因為磷容易與顆粒狀物質結合，在水壩湖內沉降堆積，而同樣有助於結合磷的鐵質也會被水壩攔截。相較之下，總氮 (TN) 受水壩的影響較小。水壩建設導致下游及海域的營養鹽供給減少，可能對海洋生物造成重大影響。例如，尼羅河的亞斯文高壩建設，就曾引發地中海浮游植物減少，進而導致沙丁魚等漁獲量下降的案例。

B. 對底棲動物與魚類的影響

a. 從河川特性轉變為湖泊特性

蓄水壩的建設使河川的流水環境巨變為湖泊環境，底棲動物與魚類的群落結構也隨之從河川型轉變為湖泊型。在日本，有報告指出，水壩建成後，屬於河川型的川善泳鰕虎 (*Rhinogobius flumineus*) 減少，而湖沼型的善泳鰕虎類 (*Rhinogobius* spp.) 增加。此外，也有珠星三塊魚 (*Tribolodon hakonensis*) 減少，而鑊柄 (*Biwia zezera*) 或麥穗魚 (*Pseudorasbora parva*) 增加的案例。同時，如大口黑鱸 (*Micropterus salmoides*) 和藍鯉太陽魚 (*Lepomis macrochirus*) 這類靜水性外來魚種被引入後，可能對原生種造成捕食、競爭排擠等衝擊。

b. 阻礙遷移

水壩不僅改變了流水環境，也阻礙了河川生物的遷移。對於具有在海河之間洄游生活史的魚類，如鮭魚、香魚及多數鰕虎科魚類而言，水壩造成的遷移阻礙會對其族群帶來嚴重衝擊。例如，在北海道的許多河川，防砂壩等設施阻礙了櫻鱒 (*Oncorhynchus masou*) 的產卵洄游，導致水壩上游區域的族群局部滅絕。

另一方面，在大型蓄水壩的情況下，壩體本身是遷移障礙，同時也在其後方形成靜水域（水壩蓄水區、水壩湖）。因此，利用海洋作為成長場所的溯河性及兩側洄游性魚類（如鮭科、鰕虎科魚類），有時能以水壩蓄水區作為海洋的替代棲地，從而使族群得以存續，形成所謂的「陸封型」族群。然而，這些陸封族群因與其他族群隔離，會產生遺傳分化。相關現象已在鮭科魚類、鯉科魚類、底棲的暗縞鰕虎 (*Odontobutis obscura obscura*) 及善泳鰕虎等多種魚類中被觀察到。

族群的分裂會導致被隔離的族群規模顯著縮小，進而因族群統計學和環境的隨機性 (demographic and environmental stochasticity) 及遺傳退化等因素，增加了滅絕的風險。一項針對北海道防砂壩上游被隔離的白斑紅點鮭 (*Salvelinus leucomaenis*) 進行的族群存續力分析顯示，水壩上游的棲地越狹小，且防砂壩建成後的隔離時間越長，其滅絕機率就越高。

隔離所導致的滅絕風險上升，不僅僅是由於族群規模變小。換言之，即使在環境條件適宜的河川（例如沒有水質污染或河道單一化等環境惡化問題），只要族群被分割，對魚類而言就是一大威脅。且此風險不僅限於洄游魚類，而是遍及所有魚種。日本山區溪流中設置的大量防砂壩，很可能已在許多地區造成了嚴重的影響。

綜上所述，水壩透過阻礙遷移所造成的影響，不僅僅是因無法到達上游而導致的局部滅絕，還包括生活史的改變、遺傳分化，以及因隔離族群縮小而增加的滅絕風險。這些影響的表現形式因物種而異，但一項利用北海道全區淡水魚類資料庫進行的統計模型研究顯示，在 41 個物種中，有 8 種洄游魚類受到負面影響，3 種受到正面影響。

關於水壩透過遷移阻礙所造成的影響，雖然多數報告集中在魚類，但也有關於水生昆蟲遺傳分化的研究。Watanabe 與 Omura 在研究六個蓄水面積不同的水壩湖時，分析了上下游局部族群間的遺傳距離，發現在蓄水面積超過 3.3 平方公里的大型水壩中，發生了遺傳分化。這種分化被認為是因幼蟲期的河川內漂流遷移，以及羽化後成蟲的飛翔溯源行為受到水壩限制所致。

c. 水流情勢的變化

水壩的流量調節會大幅改變下游的水流情勢。由於發電或取水，下游在平時及洪水期的流量通常會減少。近年來，為了維護水生生物的棲息環境，水壩下游開始確保「環境基流量」，但過去曾出現過暫時性或常態性的斷流區段。在這樣的斷流區段，魚類和底棲動物都會遭受毀滅性的影響。

水生昆蟲的漂流量有顯著的日夜週期，特別是從黃昏到夜間的漂流量會大增。這種夜行性被認為是為了躲避魚類等捕食者。發電用水壩會因應電力需求進行流量調節，造成人為的日夜週期性水流變動。在實施這類操作的發電廠下游，已知會出現以下現象：

1. 水生昆蟲的漂流量在放水時增加。
2. 原本夜間增加的自然漂流模式消失，日間漂流量反而佔優勢。
3. 河床上的水生昆蟲族群密度和現存量減少。

水壩造成的季節性流量變化，會對魚類生活史的各個階段，如產卵、孵化、稚魚棲息、向氾濫平原的移動，以及沿河道的上溯和下遷，產生重大影響。例如，江鱈 (*Lota lota*) 的產卵遷移，在秋季水壩放流量極少時會受到抑制。此外，鮭科、鯉科等魚類也會以融雪洪水的高峰為契機開始遷移，因此水壩對融雪洪水的攔蓄，會對這些魚類產生巨大影響。

另一方面，水壩造成的水流變化也可能助長外來種的入侵和繁殖。一項在加州 44 個流域進行的魚類研究指出，包含水壩在內的人為改造，特別是水流情勢的變化，對外來種的入侵影響巨大，而恢復水流情勢對於生態復育至關重要。同時，研究也顯示，即使維持著多樣的地域性原生生物相，一旦非生物環境條件適合，外來魚種仍能入侵並立足，這意味著原生種的抵抗力可能很小。一項涵蓋北美溫帶地區的魚類資料庫分析結果也顯示，多樣的原生魚種存在並非阻礙外來魚種入侵的因素，且北美河川的魚類群集尚未達到飽和狀態，因此外來種仍有立足空間。

d. 對河岸植被的影響

如 3.7.3 節所述，柳樹（楊柳科）等植物的種子在 5 月至 9 月間散播，其發芽需要潮濕的裸露地。在自然河川中，洪水過後的沙洲正好提供了這樣的環境。然而，水壩下游因流量調節，使得洪水規模和頻率銳減，導致沙洲等地不易形成，柳樹等植物的發芽機會也隨之減少。

水壩不僅減少了洪水，也攔截了泥沙。細顆粒的泥沙會通過水壩結構向下游輸送，但構成河床材料的特定粒徑泥沙則會被攔截。

由於河床下降和流量調節，河川的主流（低水河道）被固定，沙洲的移動也受到抑制，氾濫平原幾乎不再受到洪水干擾。結果，原本維持瓣狀流路的河道變成了單一主流，河川與氾濫平原的高低差變大。高低差變大後，氾濫平原（高灘地）在洪水時的水深變淺，有利於細顆粒泥沙的堆積。這促進了植物的入侵和定著，並助長了能以地下莖擴展分佈的植物繁茂生長。同時，樹木也開始入侵沙洲並茁壯成長。在北海道的札內川，由於蓄水壩的流量調節，沙洲上堆積了微細泥沙，不僅是柳樹，連水曲柳 (*Fraxinus mandshurica*)、春榆 (*Ulmus davidiana* var. *japonica*) 等演替後期的樹種也開始同時定著，導致氾濫平原迅速森林化（圖 5.1-2）。在全日本造成問題的外來種刺槐 (*Robinia pseudoacacia*)，雖然原本並非生長於水邊的樹種，但因其能從根部萌蘖的特性，使其分佈範圍擴展至被細顆粒泥沙覆蓋的氾濫平原。與此同時，如河原野菊 (*Aster kantoensis*)、河原母子草 (*Anaphalis margaritacea* subsp. *yedoensis*) 等河岸特有的日本原生植物，正從日本的河川中消失。

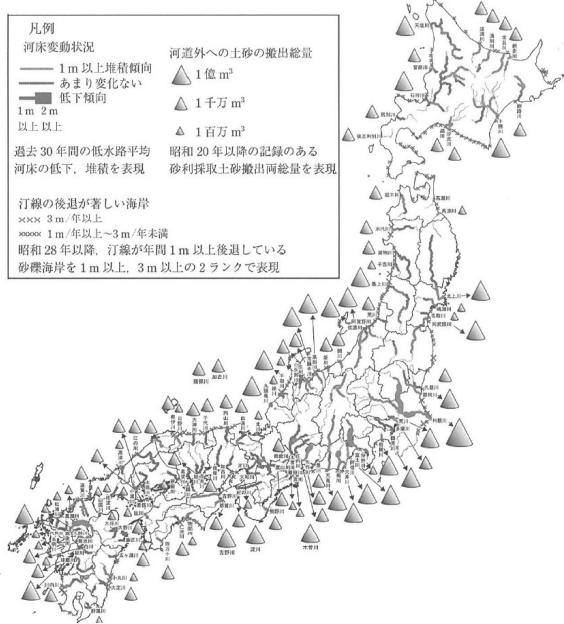


圖 5.1-1 日本河川的砂礫採取與河床下降

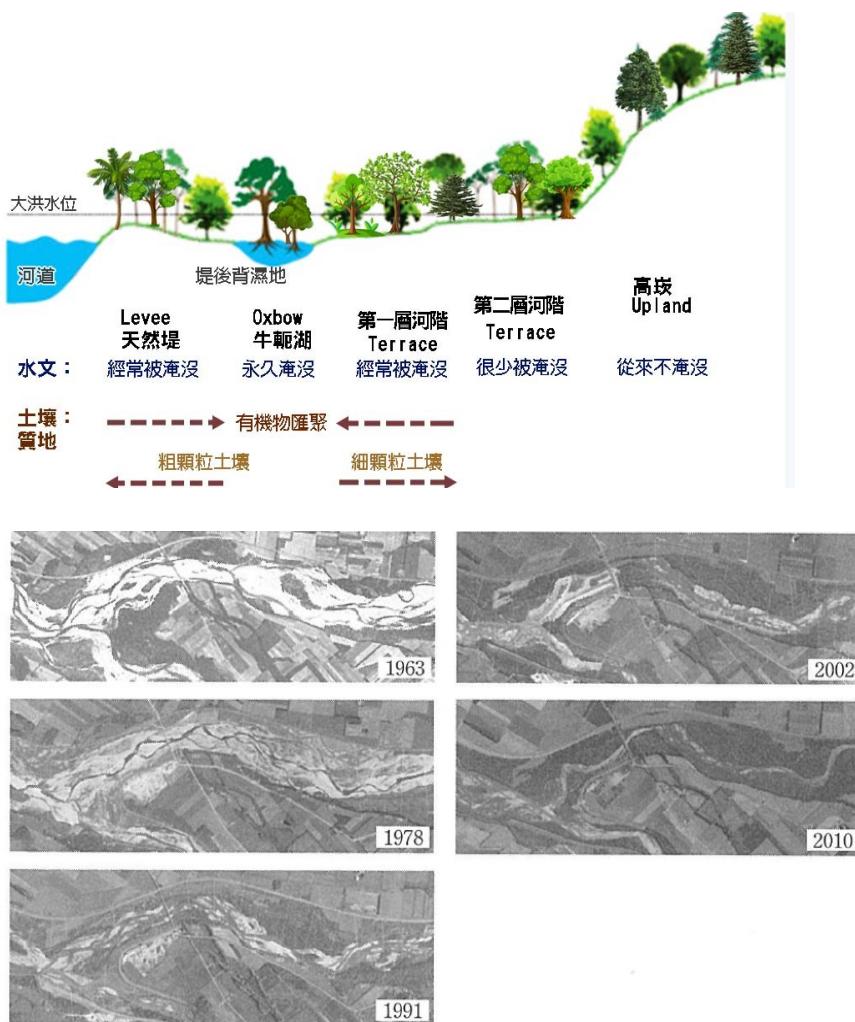


圖 5.1-2 北海道札內川洪氾平原樹林化

表 5.1-1 河川整治對魚類影響一覽

影響內容		文獻**
橫斷構造物 (堰壩)	遷徙障礙	上溯障礙（攔沙壩、跌水結構） 下出ら (1993), 中野ら (1995), Seito & Nakano (1999)
		上溯障礙物（蓄水壩） Barthom et al. (1991), Rubin (1987), Wei et al. (1997), Chang & Cheung (1989), Gehrke et al. (2002), Xie (2003)
		下溯障礙（路線中斷、迷路） 小林・佐々木 (1985), Barthem et al. (1991), 関谷ら (2002)
		下降障礙（致命摔落） Shirahata (1970), 土居ら (2002, 2003), 佐川ら (2004a)
上游族群孤立與棲地封閉	滅絕	Beamish & Northcote (1989), Nielsen et al. (1991), Winston et al. (1991), Luttrell et al. (1999)
	棲地損失	Wei et al. (1997), Schaller et al. (1998), Nereis & Spruell (2001)
	滅絕風險增加	Morita & Yamamoto (2002), Morita & Yokota (2002)
	生活史改變	Nakano et al. (1990), 山本ら (1992), Morita et al. (2000), 下田ら (2002)
	形態和性狀的變化	Morita & Suzuki (1999)
	基因改變	Luskova et al. (1997), Nielsen et al. (1997), Laroche et al. (1999), Matsubara et al. (2001), Morita & Yamamoto (2001), Yamamoto et al. (2004)
	社群結構變化（水塘水庫）	水野 (1963), 水野・名越 (1964), 水野ら (1964a, b), Zhong & Power (1986), Gehrke et al. (2002)
	群集結構改變（大壩上游河流）	Holmquist et al. (1998), Gehrke et al. (1999), Joy & Death (2001)
	社群結構改變*	Zhong & Power (1986), Gehrke et al. (2002)
下游族群孤立與棲地切割	滅絕	Zhong & Power (1986), Gehrke et al. (2002)
	群集結構改變	Cushman (1985), Zhong & Power (1996), 佐藤・眞部 (2000), Gehrke et al. (2002), Černý et al. (2003), 佐川ら (2004b)
	產卵、生長抑制	Webb & Walling (1993), Zhong & Power (1998), Lessard & Hayes (2003), Jensen (2003), Horne et al. (2004), 中村 (2004b)
河道改造 (截彎取直 固床工、 堤防、木 石等障礙 物清除)	淺瀨/深潭消失 環境同質化	Elser (1968), Chapman & Knudsen (1980), Swales (1982), Takahashi & Higashi (1984), Wilcock (1981), Jungwirth et al. (1995), 井上・中野 (1994), 中野・井上 (1995), 關島ら (1996)
	清水帶消失	長坂・瀧庭 (1995), Rousset et al. (1998), 河山ら (2002)
	河畔林消失	Murphy et al. (1986), Dalejones et al. (1999), Incu & Nakano (2001)
	河流中有機物 倒伏樹木碎屑 的消失	Angermeier & Kerr (1984), Dolloff (1986), Elliott (1986), Murphy et al. (1986), Fausch & Northcote (1992), Urabe & Nakano (1998), 阿部・中村 (1999)
	生長抑制	Dolloff (1986), Fausch & Northcote (1992)
	社群結構變化*	Inoue et al. (2003), Iwata et al. (2003)
	存活率下降	無田 (1982), Newcombe & Macdonald (1991)
	產卵環境惡化、 和幼魚窒息死亡	Coble (1961), Tappal & Björn (1983), Chapman (1988), Björn & Reiser (1991), 山田・中村 (2001), 佐川ら (2002)
	覓食效率下降	Gardner (1981), Berg & Northcote (1986), 真山 (1988)
	底棲魚類棲地減少	Berkman & Raheri (1987), 關邊ら (2001)

* 群落結構的變化包括**豐度**、**密度**和**多樣性的變化**。

** 古井川について: 生川主加・古井川主加・底生動植物の立地 (底生生物保護会議) 270 認定書 (2010) を基に改変。

5.1.3 河道整治（渠道化、築堤、護岸）

A. 渠道工程的影響

渠道工程伴隨的河道渠道化、築堤、護岸及丁壩等造成的河道固定化，會增加作用於河床的掃流力，導致河床下降。這使得河川與氾濫平原生態系分離，氾濫平原幾乎不再受洪水干擾，森林化因而加速。此外，河水的平時和洪水時流速上升，對底棲動物和魚類造成巨大影響。此處將集中整理迄今關於水生動物的相關研究。

B. 對底棲動物與魚類的影響

河道渠道化所導致的「瀨」（急流區）與「淵」（深潭區）消失，以及環境的均質化，限制了底棲動物與魚類的棲息物種，並使其現存量、密度、多樣性等下降。在蜿蜒河川的外側，水流集中，易形成深淵，這點眾所周知。而在內側，則會形成點壩沙洲（point bar）。直線河段形成的沙洲通常會隨時間向下游移動，但在蜿蜒河段形成的點壩沙洲，即使其構成的砂礫材料會替換，地形本身卻能持

續穩定地維持在原地。點壩沙洲的水邊區域水淺流緩，底棲動物群集的物種數和棲息密度極高，但在渠道化的河道中則非常低。相對地，在渠道化的河段，幾乎看不到沙洲或淺灘的形成，物種數和棲息密度與自然的蜿-蜓河川相比都非常低。其原因推測是，在直線河道中，河床材料的穩定性無法維持，處於持續移動的狀態。

在魚類方面，瀨淵連續結構不明顯的整治河川中，櫻鱒 (*Oncorhynchus masou*)、蝦夷石斑魚 (*Tribolodon sachalinensis*) 的密度較低，而花鰓 (*Barbatula barbatula*) 佔優勢，呈現單調的魚類群集結構。在因混凝土護岸而使水邊草本覆蓋（陸生高莖草本或挺水植物等生長於水邊的草本植物）消失的河道中，已確認魚類的棲息量顯著較少。此外，作為櫻鱒幼魚或越冬環境，河岸的日本矢竹 (*Pseudosasa japonica*) 在冬季因雪的重量而覆蓋在水面或水中，形成流速緩慢的場所，是其理想的棲地。如上所述，流速緩慢且不易被天敵發現的水邊草本覆蓋，是魚類重要的棲息場所，但這類環境卻因護岸等河道整治而輕易消失。

伴隨河道整治，河岸林也常被砍伐。結果，3.7 節所述的河岸林生態功能喪失，對水生動物造成巨大影響。河岸林砍伐導致的水溫上升，會改變底棲動物生活史中孵化、發育、成長、羽化等季節性時機，並限制以鮭科魚類為代表的冷水性魚類的棲息。河道內倒木量的減少，則會減少深淵和水中掩蔽物的數量，進而降低物種數和個體數。

C. 對淡水二枚貝的影響

分布於氾濫平原的「灣」（wando，與主流相連的靜水水域）或「跡湖」（tamariko，洪水時與主流相連，平時為池塘的半靜水環境），因河床下降或河道固定化而被孤立，威脅著淡水二枚貝（蚌科，Unionida）及其產卵寄主高體鱂鮋亞科 (*Acheilognathinae*) 魚類的生存。這類氾濫平原水域是否適合蚌科棲息，與其和主流的連結度有關。在木曾川中游進行的研究顯示，每年至少有一次，當氾濫平原水域被洪水淹沒並與主流相連時，蚌科的棲息才有可能，而目前氾濫平原水域中，能滿足此淹水頻率的區域已降至總面積的 20% 以下。

此外，幼生期寄生於鮭科魚類以度過生活史，分布於北半球北部的淡水珍珠貝 (*Margaritifera laevis*) 和小形淡水珍珠貝 (*Margaritifera togakushiensis*)，在仍保留自然蜿蜒的標津川支流中，棲息密度相對較高；相對地，在渠道化的主流中，幾乎沒有棲息的報告。其原因被認為是河床的穩定性，與前述底棲動物群集的情況相同，河道渠道化導致流速增加，河床變得不穩定，這對於需要將部分外殼埋入河床以固定的淡水珍珠貝而言，是致命的。

基本上屬於夜行性，不僅棲息於湖泊，也生活在水壩下游的緩流區等地。在霞浦，由於牠們捕食甲殼類和魚類，導致這些水產品的捕獲量減少。據說有些河流僅能捕獲到渠道貓魚，而無法進行捕撈鰻魚等其他漁業活動。特別是從霞浦、利根川水系的個體數量增加趨勢來看，渠道貓魚在日本的繁殖力非常強，若放任不管，令人擔憂將對淡水生態系和內陸水漁業造成顯著的負面影響。牠們在低水溫和高水溫環境中的適應能力也很高，很可能將分布範圍擴大至海拔較高的水壩湖和東北地區的河川群。目前，這種魚在入侵水域的個體數量和分布範圍都相對有限，在此階段積極進行驅除可以說是緊急課題。

5.2 外來種問題

5.2.1 何謂外來種

外來種（alien species）是指因人類活動而被引入其自然分佈範圍之外地區的生物（包含亞種、變種等）。生物各自都擁有擴大分佈範圍的機制，但個體或繁殖體（propagule，如種子、卵等）的擴散（dispersal）範圍會受到海洋、山脈、河川等自然障礙的限制。正因為有這些障礙，各個地區才發展出獨特的生物相，並共同維持了地球整體的生物多樣性。然而，隨著產業全球化，物質與人員的長距離移動日益頻繁，許多生物成功跨越了原有的擴散障礙，擴大了分佈範圍，這些就是外來種。

並非所有外來種都能在新環境中「立足」（establish，指成功生存並留下後代）。事實上，大多數外來種在新的環境下會因無法適應而滅絕。特別是對於生存所需的物理條件（如氣溫、水分條件）、共生關係生物（如土壤微生物、授粉者）以及交配對象有較高要求的物種，很難在新天地立足。反之，能在廣泛環境條件下生長、入侵地有豐富的適宜生存條件、對共生生物需求不高，或是雌雄同體能單一個體繁殖的物種，則較容易在引入地立足。

在日本，通常將江戶時代末期開國以後入侵的物種稱為外來種。這主要是基於方便性的考量，因為這些物種的引入記錄相對明確；同時，與江戶時代以前的外來種相比，此後引入的物種數量壓倒性地多，這樣定義在保育或生態系管理上較少產生問題。例如，關於外來植物，明治初期在日本的記錄有 125 種，而到了 2006 年，總數已超過 2,200 種。簡單計算，明治時代以來每年就有超過 10 種外來植物成功立足。

在成功立足的外來種中，對當地生物多樣性構成威脅的物種被稱為「侵略性外來種」（invasive alien species）。其對生物多樣性的影響方式包括：透過資源競

爭排擠原生種、捕食原生種、對原生種的寄生或致病，以及與原生種雜交等。目前，侵略性外來種的入侵已被視為全球生物多樣性喪失的主要原因之一。

5.2.2 日本的外來種植物

A. 河川的外來植物

在「河川水邊普查」等調查所繪製的河川植被圖中，經常可見標示著如「加拿大一枝黃金菊群落」、「無力草群落」等，群落名稱中包含外來植物的地點。群落的名稱通常取自構成該地植被的「優勢種」（dominant species，指在植被上層展葉，相對覆蓋範圍較廣的物種）或「共優勢種」（co-dominant species，指與其他物種共同成為優勢種的物種）。

當外來種名稱被用於群落名稱時，即表示外來種在該地佔據優勢，可推斷其在爭奪光線和空間的競爭中勝出。一項分析 1990 年代「河川水邊普查」結果的研究顯示，外來植物的優勢群落面積已達到約 12,000 公頃，佔調查對象總面積的約 15%（表 5.2-1）。此外，雖然未使用優勢種名稱，但幾乎全為禾本科外來牧草的群落面積也高達 18,000 公頃。這些不僅是數字上的問題，更顯示出……

B. 主要外來植物與對策

此處將針對在河川中引發顯著問題的外來植物，概略說明其特性與對策。更具實踐性的解說可參考相關文獻，作為個別對策的參考。

a. 日本的外來種-加拿大一枝黃金菊 (*Solidago altissima*)

加拿大一枝黃金菊是原產於北美的菊科多年生草本植物，於明治中期為觀賞等目的被刻意引進（圖 5.2-3）。其種子可藉由風或水散播至廣泛範圍並入侵，立足後會透過地下莖進行無性繁殖（克隆生長），形成高密度的群落。其生長迅速，條件良好時，由種子發芽的個體在一年內可產生約 10 萬顆種子。由於它能輕易入侵路邊或空地並形成大群落，因此在日本各地都存在著種子來源。與主要入侵北海道的同屬外來種大枝黃花 (*Solidago gigantea* var. *leiophylla*) 合併計算，幾乎在日本所有的河川中都能見到它們的蹤跡。

在河川中，加拿大一枝黃金菊多見於高灘地或淹水頻率較低的氾濫平原，在富含粉土和黏土的土壤中生長良好。隨著河床下降或河道穩定化，地表的淹水頻率降低，就容易形成加拿大一枝黃金菊的大群落。若因河川工程等產生裸露地，周邊區域的種子散播便會提高其入侵的可能性。

在水分條件梯度下的典型河川植被帶狀分佈（橫斷面變化）中，常年淺水淹沒處主要為茭白 (*Zizania latifolia*) 等，其陸側的濕潤地帶為蘆葦 (*Phragmites australis*)，更陸側的乾燥地帶則由甜根子草 (*Miscanthus sacchariflorus*) 佔優勢。加拿大一枝黃金菊難以入侵過濕或淹水頻率高的地方，主要入侵與甜根子草地盤高度相當的區域。因此，在河川周邊的氾濫平原或小型天然堤等原本由甜根子草佔優勢的地區，容易形成其群落。一旦形成高密度的加拿大一枝黃金菊群落，原先生長於甜根子草群落中的植物就會受到負面影響。例如，在關東地區的氾濫平原，澤蘭 (*Eupatorium japonicum*)、唐松草 (*Thalictrum simplex* var. *bripes*)、東京茜草 (*Galium tokyoense*) 等植物原本生長於甜根子草群落內或相似環境中，這些植物被認為特別容易受到加拿大一枝黃金菊入侵的影響。

加拿大一枝黃金菊從種子發芽到實生苗立足的階段對淹水較為脆弱，因此難以入侵春季至初夏頻繁淹水的地區。然而，一旦立足並開始透過地下莖進行無性繁殖，它就能耐受淺層淹水。包含以自然再生為目的的工程在內，任何干擾都可能提高加拿大一枝黃金菊的入侵機率，但若能避免地下莖的移入，並留意春季至初夏的淹水條件，便可能預防其入侵。此外，即使已經入侵，若在初期階段，可透過人工拔除，將帶有地下莖的植株整個移除。若留下殘餘的地下莖，它有可能從中再生。

b. 日本的外來種-刺槐 (*Robinia pseudoacacia*)

刺槐（又稱洋槐）是原產於北美的豆科木本植物，於明治初期被引進，廣泛用於山區的砂防治水或作為行道樹、公園樹木（圖 5.2-4）。它不僅能透過種子擴散分佈，還能從枝條或根部的一部分再生，因此也能從倒木或斷枝繁殖。一旦立足，便會透過地下的水平根進行無性繁殖，在周邊形成高密度的群落。

由於生長迅速且長成高大喬木，它會透過光線競爭對原生植物造成負面影響。此外，其根瘤菌的固氮作用會促進土壤的富營養化。土壤富營養化後，會形成有利於需要高氮素的耕地雜草（多為外來植物）的環境，可能改變植被結構。例如，在石川縣小松市的安宅國有林，從黑松林轉變為刺槐林的過程中，刺槐佔優勢度高的地區，小判草 (*Briza maxima*) 或大飛揚草 (*Conyza sumatrensis*) 等嗜氮性草本及藤本植物增加，導致物種多樣性下降。

刺槐常在河道穩定化、高灘地化的河岸或沙洲上形成優勢群落。在礫石灘河川的沖積扇等地區，原本河川應為多股流路且流路位置頻繁變動，這樣的環境基質不穩定，不適合壽命長的木本植物生長。然而，即使在這些地區，若流路被固定且因河床下降而氾濫平原化，淹水頻率降低，高灘地上便常會形成刺槐的大群落。例如，在千曲川、天龍川、多摩川等礫石灘河川的河岸或中洲，可見到刺槐林的

顯著發展。此外，藤蔓性的侵略性外來植物刺果瓜 (*Sicyos angulatus*) 也偏好相似的環境，常與刺槐共同發展成高密度的植被，創造出其他物種極難生存的條件。

在「河川水邊普查」（2001-2005 年期）中，123 條河川中有 97 條確認有刺槐。未確認的河川僅存在於九州和紀伊半島的少數幾條。對於這些河川而言，重要的是在集水區的綠化等工程中不使用刺槐，並且不從有刺槐生長的河川引入砂土。

對於已入侵的河川，清除對策需留意其強大的萌蘖能力，務必將殘株和根部清除乾淨。在山形縣的赤川，曾有使用重機移除後，為抑制萌蘖而覆土並取得成效的案例。此外，由於它會形成持久性的土壤種子庫，移除後種子仍可能持續發芽。有效的清除需要長期的對策。在對策中，移除含有種子的土壤也相當有效。在多摩川的自然再生事業中，為了移除種子和作為萌蘖來源的根莖，在砍伐和拔根後，會進行表層細土的移除。

c. 日本的外來種-大豬草 (*Ambrosia trifida*)

大豬草是原產於北美的菊科一年生植物，主要在北海道以外的全國各地的河岸地帶形成大群落（圖 5.2-5）。在北美被視為耕地雜草，據信是混雜在進口農作物中非刻意地入侵日本。其種子較大，只要有水分供給，在春季早期就能發芽，且生長迅速。雖然是一年生，但在良好條件下可長至 5-6 公尺高。高密度的大豬草群落內部非常陰暗，使其他植物難以生長。其為風媒花，花粉產量大，也是花粉症的過敏原之一。

大豬草分佈的河川近年來迅速增加（圖 5.2-6）。其群落多見於高灘地或淹水頻率低的氾濫平原，在含有粉土的細粒徑土壤地區。此外，在橋梁或水門等河川工程施工地點，也容易形成高密度的群落。除了藉由水流散播種子外，施工用的砂土或重機上附著的土壤中混入種子，也被認為是其分佈擴大的原因之一。

由於是一年生植物，在開花前進行拔除或刈除，可以抑制其增殖。然而，大豬草會形成持久性的土壤種子庫，因此清除管理需要持續數年。在埼玉市荒川河岸的國家特別天然紀念物「田島原櫻草自生地」，1990 年代中期曾在保護區內的多處地點發現大豬草群落，但經過 5 年的持續刈除和拔除，成功將群落面積減少至 1/12。

d. 刺果瓜 (*Sicyos angulatus*)

刺果瓜是原產於北美的葫蘆科一年生藤蔓植物，除北海道外，在全國許多河川均有入侵紀錄（圖 5.2-7）。它以分枝性強的長藤蔓生長，覆蓋地表或其他植物。其茂密的生長甚至能使木本植物因被遮蔽而枯死。已知其種子會形成持久性的土壤種子庫。

刺果瓜在淹水頻率高的地方不易生長。在千曲川的調查中，刺果瓜……

e. 無力草 (*Eragrostis curvula*)

無力草（又稱彎葉畫眉草）是非洲原產的禾本科植物，常作為綠化用途引進（圖 5.2-8）。其種子極小，一個花序可結出 18,500 顆種子，一平方公尺的群落可產生 87,000 顆種子。種子大小僅 1.4mm，可隨風或水輕易散播。由於種子細小且數量龐大，一旦入侵，無力草便很容易形成優勢，這種正回饋機制使其成為一個棘手的問題。

一旦立足，無力草會形成茂密的草叢，除非有強烈的干擾，否則其他物種很難從中再生。相反地，當有干擾發生時，反而會促進無力草的入侵與擴散。這種回饋循環使得無力草的優勢區難以逆轉。

無力草的入侵對原生河岸植被造成了嚴重打擊，特別是威脅到河原野菊 (*Aster kantoensis*)、河原苦菜 (*Ixeris tamagawaensis*) 等原生植物。這些原生種原本在稀疏的植被中生長，但自 1990 年代起，無力草的入侵使其生存空間急遽縮小。在這些地區，原本只有礫石或少量粉沙，但無力草的入侵改變了環境，使得像日本飛蝗 (*Patanga japonica*) 這樣的生物得以棲息。

f. 在水邊繁衍的外來植物

至今解說的在日本河川中特別成問題的外來植物，主要是偏好在地勢較高、不易淹水處繁衍的物種。近年來日本許多河川這類條件的場所擴大，因此這些物種得以大面積地形成優勢群落。然而，在河川中成問題的外來種，不僅限於偏好此類環境的物種。即使面積不大，對生物多樣性影響顯著的物種也存在。其中之一，便是入侵土壤水分飽和的陸域至淺水域過渡帶（水邊）的外來植物。

水邊地帶原本因水的干擾和壓力，是小型、短命的濕生植物的生長場所，這類植物中也包含許多瀕危物種。在水邊繁衍的主要外來植物包括雙穗雀稗 (*Paspalum distichum*)、長梗滿天星 (*Alternanthera philoxeroides*)、水丁香 (*Gymnocoronis spilanthoides*)、大藻 (*Myriophyllum aquaticum*) 等（圖 5.2-9）。這些物種首先在水邊立足，然後向水面擴展形成墊狀群落。它們的繁衍對原生濕生、水生植物的生存可能性造成顯著影響。此外，當群落擴展至水面以上時，會導致水中溶氧濃度顯著下降，進而引發動物棲息環境的惡化。

這些物種雖然分類群和形態各異，但其主要生長環境為流速緩慢的河道沿岸或靜水域的水邊，且具有強大的萌蘖能力，僅憑一節莖段便能立足等共通點。在近年因環境多樣性受損的河川中，為了自然再生，有時會營造灣或靜水域。這些植物容易入侵此類環境，需特別注意。

清除這些植物時，細心且反覆地作業，不留下植物碎片，是有效的做法。在千葉縣印旛沼周邊的幾條河川中，長梗滿天星已形成大群落，並可能引發妨礙通水等治水問題，因此由行政單位（千葉縣）進行重機或人工作業的清除工作。此外，

在東京都內的白子川和江戶川的水路，由市民團體或區公所進行水丁香的清除，並取得了有助於原生種保育的成果。

圖 5.2-1 日本河川外來植物的入侵狀況

日本地區外來種優勢植物	面積(ha公頃)
日本外來種優勢植物群落：	11,910
加拿大一枝黃花 <i>Solidago altissima</i>	3.370
洋槐、偽刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i>	2.197
鴨茅、果園草 <i>Dactylis glomerata</i>	834
三裂葉豚草 <i>Ambrosia trifida</i>	603
巨型一枝黃花 <i>Solidago gigantea</i>	579
石茅 <i>Sorghum halepense</i>	549
加拿大蓬 <i>Conyza canadensis</i>	386
彎葉畫眉草 <i>Eragrostis curvula</i>	379
刺果瓜 <i>Sicyos angulatus</i>	319
大野塘蒿 <i>Conyza sumatrensis</i>	254

表中顯示了外來植物優勢群落的面積以及主要外來植物物種（前10種）。請注意，「外來植物優勢群落」僅指群落名稱包含外來物種名稱的區域，不包括「牧場」、「乾草地」或「人工草地」（儘管這些區域大多被認為是外來植物群落）。

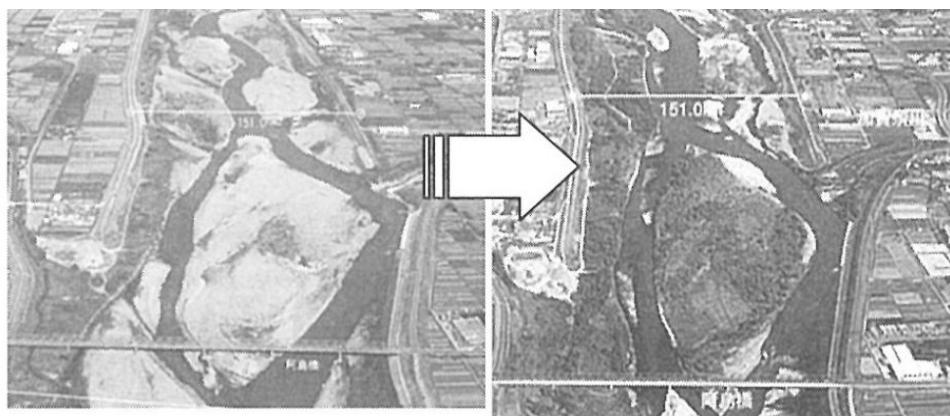


圖 5.2-1 外來植物入侵與河岸景觀的變化。在原本的河岸植被中入侵刺槐與裂葉牽牛的多摩川河岸。

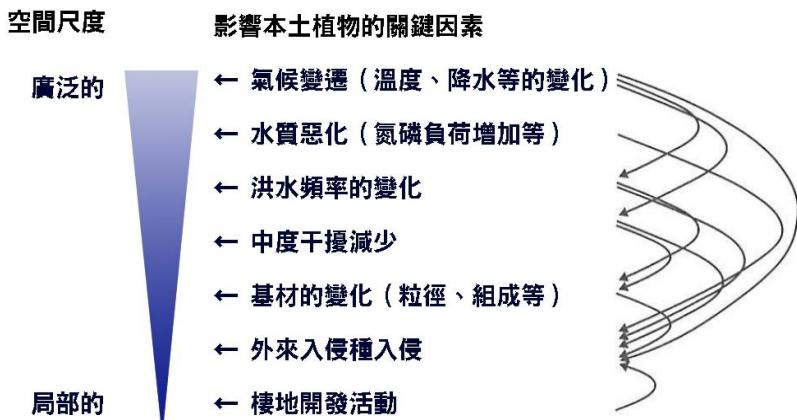


圖 5.2-2 威脅河川原生植物的主要因子及其作用的空間尺度概念圖 依賴型外來種的入侵會受到更廣域環境變化的影響而擴散。因此, 根本解決需要處理那些問題。另一方面, 侵略型外來種影響的空間尺度是局部的, 在特定場所的對策也容易對生物多樣性保育產生效果。

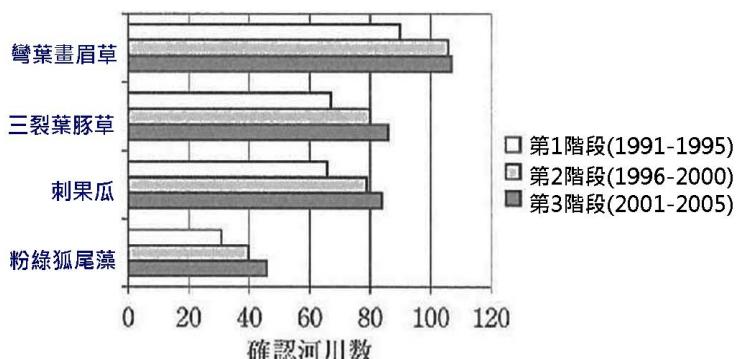


圖 5.2-6 近年分布擴大顯著的外來植物 針對各縣的河川數, 分 1 期(1991–1995 年)、2 期(1996–2000 年)、3 期(2001–2005 年)的數據進行比較。共調查 123 條河川。 (改編自外來種影響・對策研究會, 河川的外來植物對策考量方式及其進展情況 2-1 追蹤調查—河川中心監測(2008))

5.2.3 日本的外來種魚類

日本生態學會在 2002 年發行的《外來種手冊》中，將對日本影響尤為嚴重的侵略性外來種選為「侵略性外來種百大名單」，其中記載了 8 種淡水魚類。此外，2005 年施行的《外來生物法》將對生態系、人身安全、農林水產業造成危害的物種指定為「特定外來生物」，目前已有 13 種魚類被列入名單。

本節將在討論外來魚類入侵與立足機制的同時，以被列入百大名單及指定為特定外來生物的魚種為中心，抽出 8 種在未來河川生態系保育上需特別注意的物種，集中闡述其特徵及未來對策。

A. 外來魚類的立足機制

當外來魚入侵並立足於某水域後，我們需要評估其影響並規劃清除作業。同時，從預防原則的角度來看，阻止具有未知影響的新外來魚類入侵也至關重要。在執行這些工作時，推測外來魚類的立足條件，並探討其適應了（或可能適應）入侵地的何種環境條件，是極為重要的。

所謂「立足」，是指「外來種在新棲地成功繁衍出可持續生存後代的過程」。並非所有成功入侵的外來魚種都能立足，而是必須通過以下三個主要的「過濾器」才能成功立足。

1. 地理過濾器：物種能否到達新的地點。
2. 環境過濾器：新地點的物理和化學環境是否適合生存。
3. 生物過濾器：是否存在捕食者、競爭者、疾病等生物因素。

只有通過這三道過濾器的物種才能成功立足。然而，人們往往容易認為立足後的族群會立即爆發性增長，但事實並非如此。從立足到族群爆發性增長（outbreak）之間，可能還存在一個適應階段，物種會透過生態位轉移（niche shift）等方式來適應新環境。這個階段的過程極其重要。以下將針對幾種代表性外來魚種進行闡述。



圖5.2-3 加拿大一枝黃花



圖5.2-4 洋槐



圖5.2-5 三裂葉豚草



圖5.2-7 裂葉牽牛



圖5.2-8 孟仁草



圖5.2-9 空心蓮子草



圖5.2-11 藍鰓太陽魚



圖5.2-12 大口黑鱸



圖5.2-13 小口黑鱸



圖5.2-14 食蚊魚



圖5.2-15 高體鰓鮫



圖5.2-17
溝鯇(美洲鯇)



圖5.2-16a 虹鱒



圖5.2-18a 河殼菜蛤



圖5.2-16b 褐鱒



圖5.2-18b 紐西蘭泥蝸



圖5.2-16c 溪紅點鮭



圖5.2-18c 斑馬貽貝

圖 5.2-3 加拿大一枝黃花；圖 5.2-4 刺槐；圖 5.2-5 豚草；圖 5.2-7 裂葉牽牛；

圖 5.2-8 孟仁草；圖 5.2-9 長莖滿天星；圖 5.2-11 藍鰓太陽魚；
 圖 5.2-12 大口黑鱸；圖 5.2-13 小口黑鱸；圖 5.2-14 食蚊魚；
 圖 5.2-15 高體鰆鮀圖 5.2-16 虹鱒、褐鱒、溪紅點

圖 5.2-17 溝鯈(美洲鯈)；圖 5.2-18 外來貝類；

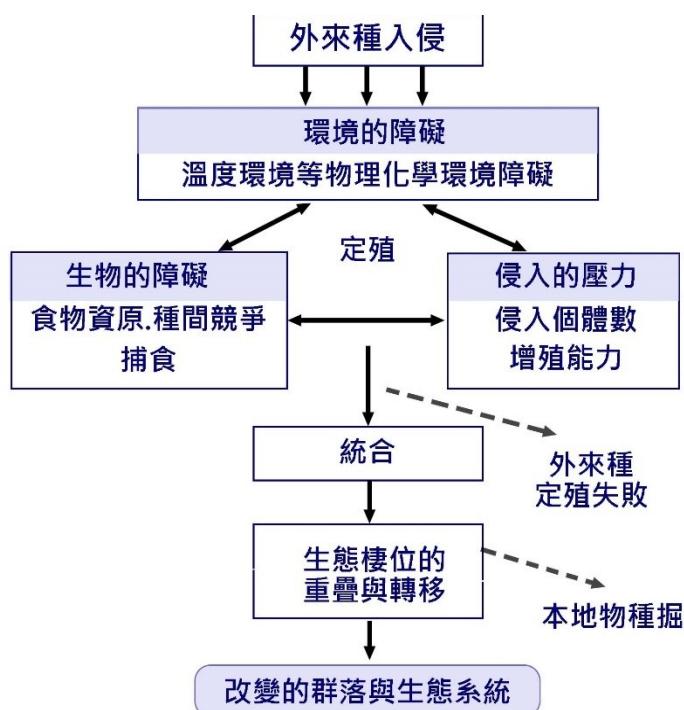


圖 5.2-10 外來種定著機制 (改編自 Moyle P.B. & Light T. Biol Conserv 78: 150 (1996))

圖 5.2-19 河殼菜蛤入侵水系與粒線體 DNA COI 區域的單倍型組成 ○:採樣地點;
 樣本數:各地點 20 個。

B. 日本的外來種-藍鰓太陽魚 (*Lepomis macrochirus*)

藍鰓太陽魚原產於美國，於 1960 年被引進日本（圖 5.2-11）。雖然最初是作為大口黑鱸 (*Micropterus salmoides*) 的餌料魚被引進，但直到 1970 年代幾乎沒有造成什麼問題。然而，之後牠們的族群開始擴大，特別是在靜水域，如湖泊、池塘和水壩湖中，牠們很容易繁殖。藍鰓太陽魚主要以浮游動物為食，特別是大型的橈足類（如水蚤），因此被認為會對原生魚類的仔稚魚產生競爭壓力，並直接捕食魚卵。

在一項研究中，雖然並非河川環境，但在某湖泊中，麥穗魚 (*Pseudorasbora parva*) 在 1985 年後開始減少，而藍鰓太陽魚則從 1987 年起增加，大口黑鱸則從 1994 年起增加。由此可見，麥穗魚的減少很可能是由藍鰓太陽魚的捕食壓力所致。麥穗魚的繁殖需要穩定的基質，若缺乏混凝土或塑膠等人工物體，其繁殖成功率會降低。相較之下，適應力強的藍鰓太陽魚則沒有這種限制，因此在缺乏穩定基質的環境中，原生魚種可能面臨更大的生存壓力。

可以說，在擁有灣 (wando) 等靜水域的河川中，藍鰓太陽魚的數量是控制其族群規模的關鍵。

C. 日本的外來種-大口黑鱸 (*Micropterus salmoides*)

與藍鰓太陽魚同樣原產於北美的大口黑鱸（圖 5.2-12），最初是於 1925 年為食用和釣魚目的被引入神奈川縣的蘆之湖。此後，從 1965 年左右開始，其棲息水域擴大，特別是在 1970 至 1980 年代的釣魚熱潮中，其分佈範圍擴展至全國（但在 2007 年前已在北海道被根除）。牠們偏好靜水域，在河川中則於中下游的緩流區、因堰壩形成的靜水區及灣等處繁殖。牠們口部巨大，能將原生魚類整隻吞食，此外也捕食甲殼類、水生及陸生昆蟲，甚至水鳥的雛鳥。在仔稚魚時期，牠們會有效利用浮游動物，這點與藍鰓太陽魚相似，因此被認為會對原生魚類的仔稚魚產生競爭性影響。綜合來看，大口黑鱸在其整個生命週期中都對原生魚類造成顯著的衝擊。

在將大口黑鱸依據《外來生物法》指定為特定外來生物的過程中，擁護黑鱸派（主要是釣客群體）曾主張，原生水域生物的減少並非主要由大口黑鱸的捕食或競爭造成，而是像琵琶湖那樣，因湖岸開發導致水草帶喪失所致。然而，有報告指出，在全國 709 個大口黑鱸入侵的水域中，有 250 個水域並未觀察到顯著的環境改變，卻出現了原生水生生物減少等危害。這顯示，單獨由大口黑鱸，或與同時被放流的藍鰓太陽魚產生的協同效應，其影響極為巨大。

在水壩湖中，大口黑鱸和藍鰓太陽魚也常常是優勢外來魚種。由於擔心個體會從水壩湖向下游擴散，造成水系「污染」，因此抑制這兩種魚在水壩湖中的族群數量至關重要。為此，已採取了一些對策，例如在產卵期透過調節蓄水位來限制其產卵行為，或降低水位使其族群密度增高後，利用定置網或地曳網進行捕撈。此外，也嘗試了利用人工產卵床來抑制族群數量。這種方法在水域內缺乏適合產卵底質的場合特別有效，透過在塑膠托盤上鋪設砂礫等方式引誘親魚產卵，並在卵孵化前將其移除。

D. 小口黑鱸 (*Micropterus dolomieu*)

小口黑鱸（圖 5.2-13）原產於北美，與大口黑鱸同在 1925 年被引入日本，但最初並未成功立足。然而，1991 年在野尻湖（長野縣）首次被確認後，相繼在同縣的木崎湖等地被發現，到了 2002 年，其分佈已迅速擴大至 35 個都府縣。釣客的無秩序放流被認為是其原因。

小口黑鱸在原產地的分佈中心比大口黑鱸稍偏北方，且對流水環境的適應能力也較高。因此，在本州北方地區也發現了族群密度較高的河川。在阿武隈川（福島縣），已確認有大口黑鱸、小口黑鱸、藍鯛太陽魚三種外來魚，其中小口黑鱸自 1999 年以來分佈區域迅速擴大。小口黑鱸的食性與大口黑鱸相似，除了對魚類等多樣的分類群施加捕食壓力外，也可能對原生魚類產生餌料資源的競爭影響。在七森湖（宮城縣）的流入河川中，1995 年確認有 16 種魚類，但在小口黑鱸入侵後的 2002 年減少至 13 種，西太公魚 (*Hypomesus nippensis*)、鑊柄 (*Pseudogobio esocinus esocinus*)、泥鰍 (*Misgurnus anguillicaudatus*) 等 5 種魚類已消失。小口黑鱸的食性在原產地會因棲息環境而有很大變異，顯示其環境適應能力很強。已知牠們在原產地冬季也會持續攝食，與已入侵日本的其他太陽魚科魚類相比，其在河川上游或本州北部等寒冷地區進一步立足的可能性令人擔憂。

已知小口黑鱸會進行季節性移動，一項在密西西比河上游對 30 個體進行的遙測追蹤研究結果顯示，牠們在秋季會向越冬場所移動最遠達 27 公里，越冬後在春季至初夏為了產卵，會移動最遠達 29 公里。在季節內的移動，也有個體移動超過 50 公里的記錄。這暗示一旦入侵某個水系，牠們極有可能長距離移動並擴散至支流等處立足。

E. 日本的外來種-食蚊魚 (*Gambusia affinis*)

原產於北美的外來魚種食蚊魚（圖 5.2-14），屬於食蚊魚科的卵胎生魚，因形態相似而常被誤認為青鱈 (*Oryzias latipes*，青鱈科，卵生魚)，但在分類學和繁殖方式上均不相同。在原產地美國，食蚊魚的引入曾引發與近緣種的雜交導致純系度下降，以及因競爭和捕食導致原生鯉科魚類等族群數量減少或局部滅絕。食蚊魚於 1916 年被引入日本，在德島縣為滅蚊（子孓）目的被引入後，於 1970 年代擴散至西日本各地。

食蚊魚主要被放流於住宅區或水田周邊的水路，因此被認為對原先生存在此的青鱈造成了負面影響。事實上，已有報告指出其透過干擾行為造成青鱈的鰭部損傷，並降低其繁殖成功率。然而，在愛知縣的水田水路中，雖然懷疑食蚊魚不僅對青鱈，也對稀有種カワバタモロコ (*Hemigrammocypris rasborella*) 的鰭部造成損傷，但至少在族群層面上，並未觀察到對青鱈的負面影響。這可能是因為調查對象的大多數水路與小河川相連，屬於相對開放的棲地，使得競爭和捕食的影響

不易顯現。另一方面，考慮到食蚊魚的行為特性（攻擊性），在擁有灣等封閉水域（一次水域）的水系中，即使只是暫時性的，若食蚊魚達到高密度，對稀有原生魚類的負面影響恐怕在所難免。

F. 日本的外來種-台灣石鮒 (*Rhodeus ocellatus ocellatus*)

台灣石鮒（圖 5.2-15）原產於亞洲大陸東部和台灣，據信是 1942 年為食用而引入的白鰱 (*Hypophthalmichthys molitrix*) 等魚苗中混入，並擴散至全國。牠們除了棲息於湖沼等封閉水域外，也分佈於水田水路和河川，與原生石鮒類同樣在二枚貝的鰓中產卵，因此造成了雜交和競爭的影響。特別是其亞種日本石鮒 (*Rhodeus ocellatus kurumeus*)，因與台灣石鮒雜交導致純系顯著減少，目前純血亞種的分佈區域僅限於西日本的一部分。

此外，台灣石鮒生長較優，繁殖能力也高，因此在被引入的水域中，會圍繞餌料和產卵用的二枚貝，對原生石鮒類產生競爭性影響。在神奈川縣的鶴見川水系，1980 年代初期台灣石鮒入侵後，日本銀身苦脂鯉 (*Acheilognathus typus*) 數量驟減。這被認為是因為台灣石鮒優先利用了數量已減少的溝貝 (*Anodonta spp.*)，從而阻礙了日本銀身苦脂鯉的產卵。

G. 日本的外來種虹鱒與 褐鱒

虹鱒(*Oncorhynchus mykiss*)（圖 5.2-16，左）是原產於美國西岸至阿拉斯加、堪察加半島一帶的鮭科魚類，自 1877 年以來為食用和遊釣目的被放流至日本各地。特別是在日本紅點鮭 (*Salvelinus leucomaenis*) 或櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou masou*) 等原生鮭科魚類的養殖技術確立之前（1960 年代以後），全國的漁業協同組合等曾大量放流，至今仍在河川或水壩湖等地進行放流，但其成功立足似乎僅限於部分地區。然而，在北海道至今已在超過 90 個水系確認到其蹤跡，並在許多地方自然繁殖成為優勢種。一項研究指出，春季產卵的虹鱒在本州會因梅雨造成的洪水影響導致仔魚存活率低，而在北海道則無此類影響，這正是決定兩地虹鱒立足成敗的主要因素。這項研究之所以可能，是因為虹鱒是少數能大致掌握其在全國各地被放流的時期、地點和數量的外來種。

虹鱒主要捕食水生昆蟲和甲殼類，但在夏季對陸生昆蟲的利用比例會增高，一項研究指出其年消耗量甚至超過 50%。由於棲息於河川的原生鮭科魚類也顯示出相似的傾向，因此虹鱒透過競爭等方式對近緣魚類造成的影响不容小覷。

褐鱒(*Salmo trutta*)（圖 5.2-16，中）原產於歐洲全境至非洲北部，已被引入北美、大洋洲、亞洲等世界各地並成功立足。據信牠們是混雜在從美國引進的虹鱒或溪紅點鮭 (*Salvelinus fontinalis*) 的卵中而擴散至日本。與虹鱒同樣，在北海

道已自然繁殖並擴大分佈。然而，在本州，中禪寺湖自 1980 年代起已確認有自然繁殖，近年來在岐阜縣宮川水系，也發現從養殖場逃逸的個體為源頭，已自然繁殖並廣泛分佈於該水系。其魚食性被認為比虹鱒更強，在支笏湖，除了原生魚姫鱒 (*Oncorhynchus nerka nerka*) 外，也捕食白斑紅點鮭 (*Salvelinus leucomaenoides*) 和三刺魚 (*Gasterosteus sp.*)。牠們也常利用甲殼類，捕食瀕危物種日本螯蝦 (*Cambaroides japonicus*) 已成為問題。在競爭性影響方面，有報告指出在千歲川水系（北海道），白斑紅點鮭被褐鱒所取代的案例。

H. 日本的外來種—美國鯰魚 (*Ictalurus punctatus*)

斑點叉尾鮑（又稱美國鯰魚）（圖 5.2-17）已被《外來生物法》指定為特定外來生物，其原產國美國的食用利用盛行，日本也於 1971 年為水產利用目的引進。其最大體長可達 130 公分左右，身體細長，頭部不像日本的鯰魚 (*Silurus asotus*) 那樣扁平。在利根川（茨城縣）、阿武隈川、矢作川（愛知縣）等地，其自然繁殖的可能性很高，分佈區域也可能擴展至本州其他河川。

I. 總結

1987 年，紐西蘭政府以水產引進為前提，將美洲河鯰 (*Ictalurus punctatus* 斑真鮑) 的受精卵帶至國內的動物檢疫所，但在運送至國內水產研究設施前，由數名專家進行了環境影響評估（2）。結果報告預測，若引進美洲河鯰，其後從養殖池等逃脫並擴散至自然水域繁殖的風險極高，屆時對紐西蘭水域生態系的影響將不可估量。據稱紐西蘭政府高度重視此影響評估結果，廢棄了檢疫所內保管的所有受精卵。

如同此案例，外來魚類的引進前風險評估在日本也不可或缺。

另一方面，對於已經引進但經過漫長歲月仍未有明顯定居跡象的外來種，許多地方過早斷定其風險小（或無），並持續進行移植放流，這也是個重大問題。典型的例子應為虹鱒和褐鱒。這兩種魚雖同被國際自然保護聯盟（IUCN）列入全球百大最惡劣外來入侵種，但日本（本州）的漁業協同組合和河川管理者對牠們的警戒心卻過低。然而，也有研究者對同樣虹鱒定居水域較少的英國持續為遊釣目的進行移植的現狀發出警告（4）。其理由列舉了北美洲五大湖流入河川中，虹鱒 (*Oncorhynchus kisutch*) 儘管經過多次移植，仍長期維持「休眠狀態」，最終卻突然爆發的事實。

我們必須記住，決定外來魚種入侵後能否成功定居的三道篩選關卡，其影響因素都是持續變動的。入侵壓力自不待言，此外還有全球暖化等氣候變遷的風險。若在像北海道這樣的寒冷地區水溫持續上升，被放流的大口黑鱸再次定居的危險

性很可能會進一步增加。此外，若因某些環境變動導致原生種群減少，競爭和捕食的抵抗力便會減弱，這可能促使新的外來種更容易入侵和定居，也可能增強現有外來種的勢力。

對於已入侵並定居的外來魚類，難道除了持續驅除外別無他法嗎？連繫河川生物多樣性保育的棲地修復與復原嘗試，例如「多自然河川工法」，若能增強原生魚類的「抵抗」力，或許就能抑制外來魚類定居族群的增長。舉例來說，在都市河川中，即使僅將河道內的低水路部分蜿蜒化，也有望伴隨泥沙淤積形成淺灘與深潭連續結構，並促進水草繁茂。這或許能創造出較不利於藍鯉太陽魚和大口黑鱸這類較不擅長流水環境的魚類定居的棲地；相反地，對於鯉科（Cyprinidae）魚類自不待言，鰕虎魚科（Gobiidae）、杜父魚屬（*Cottus* spp.）、香魚（*Plecoglossus altivelis altivelis*）等來說，這可能成為更容易繁殖的環境，並有助於維持更健全的族群。

許多河川與池塘、湖泊不同，屬於開放系統，因此如同在阿武隈川觀察到的黑鱸情況一樣，一旦擴散開來，不僅根除其族群極為困難，連抑制都很困難，這是不言而喻的。目前現狀是，對於外來魚類的無序放流，很難依靠地方自治體的漁業調整規則等條例或國家的外來生物法等現有法規來根絕。期望國土交通省及地方自治體河川課等河川管理者，能懷抱對河川生物多樣性保育的強烈使命感，比以往更加關注驅除技術的開發與發展，以及棲地保育。

5.2.4 貝類

已確認入侵日本並對河川生態系造成重大影響的外來性貝類有金色貽貝、紐西蘭泥螺、台灣蜆等三種，以下分別說明(表 5.2-7、8)。

A. 日本的外來種金色貽貝(*Limnoperna fortunei*)

a. 生物學特性

金色貽貝(英名:golden mussel)屬於殼菜蛤科(Mytilidae)，原產地為東南亞。1990 年代確認入侵日本及南美洲。金色貽貝在生活史中具有浮游幼生期，推測是藉由水流擴散分布。成體後會透過足絲強力附著。幼生期侵入水利設施內的金色費貝會形成附著集團並成長，引發通水障礙。因此，在自來水、工業用水、農業用水、水力發電等各種設施中，金色貽貝造成的污損災害已成為問題。

金色貽貝具有高度環境耐受性，成貝的生存可能環境條件為水溫 0~35°C、酸性極限為 pH 5.5、低鈣濃度極限為 3 mg/L、低氧濃度極限為 0.5 mg/L、鹽分耐受極限為 15‰。水溫是控制成長最重要的因子，在溫帶與亞熱帶地區，一年的成長

量可相差一倍以上。除水溫外，鈣濃度、溶氧濃度、餌料資源量等也會影響成長。此外，金色貽貝的繁殖開始水溫約為 17°C。

南美洲的金色貽貝是透過壓艙水(船舶無載貨時為穩定船體而裝載的水，在某港口裝載並在另一港口排出，因此混入壓艙水的生物會侵入其他水域而成為外來種)侵入拉布拉他河流域，並透過在河川間移動的船隻向上游擴散分布。

b. 日本的入侵、分布擴大與族群維持

金色貽貝入侵日本，是在 1992 年於琵琶湖採集到而確認。之後，在木曾川、長良川、揖斐川也被發現，從過去的標本得知揖斐川在 1990 年就已經有入侵。2004 年在矢作川與天龍川、2005 年在利根川上游的鏑川用水的大鹽湖及位於下游的霞浦相繼被發現，2009 年在豐川水系的宇連川及豐川用水也被確認。截至 2011 年，在淀川、揖斐川、長良川、木曾川、矢作川、豐川、天龍川、利根川等 8 個水系確認本種入侵。

針對從這 8 個水系 16 個地點採集的金色貽貝，分析粒線體 DNA 的單倍型組成後，發現利根川下游域與其他地域之間有明顯的組成差異(圖 5.2-19)。這顯示至少存在兩次以上的入侵事件。

金色貽貝入侵日本，被認為是隨著進口蜆類而來，實際上也有報告指出進口的淡水蜆類中混有本種。因此，利根川下游域與其他地域，推測是從不同地方進口的淡水蜆類附帶本種而入侵。關於國內的分布擴大，雖然也可能透過魚類放流或水鳥移動，但沒有明確證據。

另一方面，金色貽貝很可能透過為利水與治水而設置的導水路網擴散。在利根川下游域，以本流為中心，透過霞浦用水與北千葉導水路連結了霞浦、小貝川、手賀沼、江戶川等水域。而且也確認了隨著這個導水路網的水流移動而分布。

利根川下游域各地點的單倍型組成相似，也支持透過導水移動的可能性(圖 5.2-19)。國內最新確認分布的宇連川及位於渥美半島前端的小鹽津池，是從天龍川透過豐川用水導水而來。若小鹽津池的族群是透過豐川用水從天龍川侵入，則移動了 100 公里以上。這三個地點的單倍型組成相似，與透過導水移動的可能性並不矛盾(圖 5.2-19)。

與此相反，利根川上游的鏑川用水大鹽湖與利根川下游的霞浦、手賀沼等地，族群的單倍型組成明顯不同，完全不可能是乘著水流從鏑川用水擴散到利根川下游域(圖 5.2-19)。鏑川用水的水會流入利根川本流，但目前在本流尚未確認生存。今後需要從各種角度進行調查，以釐清本種的擴散及定居條件。

在鏑川用水的導水路中，有研究調查了隨著離供給幼生的貯水池距離不同，順流而下的幼生密度如何變化，結果顯示幼生順流而下密度隨著離供給源的距離呈

指數函數遞減，在0.5公里處密度幾乎減半，超過7公里後降至5%以下。順流而下導致的減少率會因導水路及河川的結構和形態而變化，但長距離移動可能需要能成為供給源的貯水池、湖沼、堰的蓄水域等靜水或半靜水環境以適當間隔存在。

金色貽貝的浮游幼生期依水溫而定，大約為10~20天。這段期間雖然適合分布擴大，但也有到達海洋而死亡的危險。因此，本種的生存需要能完成浮游幼生期的靜水或半靜水環境，這點相當重要。雖然沒有研究顯示靜水域對金色貽貝族群維持的重要性，但與本種具有幾乎相同生態特性的斑馬貽貝(學名 *Dreissena polymorpha*，英名:zebra mussel)，其貯水池或湖沼的存在對下游河川族群的維持極為重要。這項研究指出，來自靜水域的幼生供給支撐著流水域的族群，湖沼族群作為源頭(source)，河川族群作為匯集(sink)而發揮功能。相較於大陸河川，規模較小、距離也較短的日本河川，貯水池和蓄水域對族群維持特別重要。

此外，已知貯水池的環境和管理會使幼生發生量有很大差異，要考慮本種的分布、族群維持及對生態系的影響，需要將注意力投向上游的靜水環境。

c. 對在地生態系的影響

金色貽貝因高密度生存、具有強大的過濾能力、強固附著於河床並改變表面構造等，被認為會對河川生態系造成各種影響。在南美洲的濕地河川，有報告指出本種入侵後葉綠素a濃度與動物性浮游生物密度減少，這被認為是金色貽貝高度過濾能力所致。

金色貽貝一般被認為是植物性浮游生物食性，但也有報告指出在野外會選擇性攝食輪蟲類(Rotifera)和裸藻類(Euglenophyta)，今後需要使用穩定同位素比等方法來確定餌料資源。無論如何，本種的過濾攝食會使在地浮游生物的生存密度減少。

另一方面，有許多報告指出金色貽貝會增加在地底棲生物。在南美洲大河川的金色貽貝附著集團中有各種在地底棲生物生存。從野外操作實驗得知，本種相較於優勢種，更能增加緩步動物(Tardigrada)、介形蟲類(Ostracoda)、渦蟲類(Turbellaria)等稀有種，且不只是貝殼造成的表面構造變化，還會將糞便和偽糞便堆積在周圍，因而特別增加以堆積有機物為食的貧毛類(Oligochaeta)等。

然而，在日本有指出金色貽貝導致造網型石蛾減少。在鏑川用水，有資訊指出本種入侵後濾食者的蜆類急遽減少，濾食者的造網型石蛾與本種之間可能因餌料資源而發生消費性競爭。另一方面，在南美洲的大河川，由於堆積物食者佔優勢，具有使浮游有機物堆積功能的金色貽貝，看起來對底棲生物整體產生正面影響。

此外，也有許多報告指出金色貽貝作為在地物種的餌料資源。本種的捕食者主要是蝦類、魚類、水鳥等。在入侵地區的南美洲或日本，對本種成貝的捕食壓極高。南美洲的研究顯示，雖然本種浮游幼生相較於枝角類(Cladocera)或橈足類

(Copepoda)作為餌料的品質較高，但在地魚類的稚魚隨著成長，比起幼生更會選擇枝角類或橈足類作為餌料。這被認為是因為幼生的體型比其他兩類小。雖然金色貽貝的幼生暫時成為稚魚的良好餌料資源，但成貝導致浮游生物減少，被認為會對浮游生物食者產生負面影響。另一方面，底棲生物食者會因本種及增加的底棲生物而獲得餌料資源供給的正面影響。

由於對不同食性類群產生不同影響，金色貽貝被認為會大幅改變在地的河川食物網。在南美洲的大河川，有報告指出本種入侵後漁獲量增加。因此，在大河川可能是透過保持有機物不流出至海洋而增加河川生態系的生產力。然而，金色貽貝的生態系影響會因河川規模、地形及當地在地生物的群集組成而變化，其評價需要累積更多研究成果。

B. 日本的外來種紐西蘭泥螺(*Potamopyrgus antipodarum*)

a. 生物學特性

紐西蘭泥螺(英名:New Zealand mud snail)屬於豆螺科(Hydrobiidae)，是原產於紐西蘭的卷貝。平均殼高為4~6毫米，雖然很小，但已知會以極高密度生存，也有許多報告指出每平方公尺達數萬至數十萬個體。

紐西蘭泥螺在歐洲、北美洲、澳洲、土耳其和日本等全球各地擴散分布，後述的高繁殖力與強環境耐受性被認為是在世界各地擴散分布的原因。在日本國內，北海道、本州、四國、九州都確認有入侵。關於大陸與島嶼間的入侵路徑，有指出可能透過壓艙水移入，或隨著養殖用進口魚類而移入。之後除了上述的隨附外，還可能透過觀賞用魚類或水草的隨附、附著於休閒及釣魚器材而移動、鳥類的運輸等方式擴散。此外，在日本也有指出可能作為螢火蟲幼蟲的餌料而被刻意帶到各地。

紐西蘭泥螺為卵胎生，卵在雌貝的育兒囊中成長，以具有卷貝形態的仔貝出生。在原產地紐西蘭，本種壽命為1年，一次繁殖產生20~120個卵，每3個月繁殖一次。在澳洲，雖然春夏季有繁殖高峰，但全年都能看到新加入的個體，只要條件齊備就能全年繁殖。

紐西蘭泥螺為雌雄異體，但存在能透過無性生殖從1個體就能增殖的雌性。入侵地區看到的個體幾乎都是這種無性生殖個體，同一地區的族群多由單一克隆株組成。已顯示不同克隆株的攝食率、繁殖率等生活史特性不同，將某地區的研究成果應用到其他地區時需要注意。

紐西蘭泥螺可以泥沙、砂、礫石、水生植物、混凝土等各種基質作為棲息場所。此外，可生存水溫範圍也很廣，為0~34°C。對水流的直接耐受性不高，在原產地

多見於湖沼或湧泉涵養的河川，在干擾頻率高的河川較少。不過，在提供避難場所的水路實驗中，確認了從水流中退避的行為，在澳洲反而較容易出現在流量變動大的河川。也就是說，只要有適當的避難場所，即使在干擾頻率高的河川也能生存。

不僅生存於淡水，也生存於汽水域。在法國汽水域 4 個地點(鹽度 1.0~13.3‰)的調查中，在所有地點都成為卷貝群集的優勢種。此外，在丹麥僅使用 2 個克隆株的實驗中，兩個克隆株在鹽度 5‰ 時成長最好。

紐西蘭泥螺的食性與攝食功能群為附著藻類食性的刮食者(grazer)。比起矽藻或生物膜，更偏好有絲狀藻類附著的礫石，即使有泥沙堆積也不會改變對絲狀藻類的偏好。藻類上無機物堆積造成的成長抑制，除非發生乾重比有機物 1 對無機物 50 這樣相當程度的無機物堆積，否則不會發生，反而有報告指出稍有無機物堆積時成長和同化效率都會增加。因此，紐西蘭泥螺對許多底棲動物會受負面影響的微細砂堆積，也被認為具有強耐受性。

b. 對在地生態系的影響

紐西蘭泥螺對河川生態系的影響，主要擔憂①與在地底棲動物競爭導致生物群集結構變化，②本種難以被上位捕食者利用導致食物網結構變化兩點。本種會高密度生存覆蓋河床，因而在物理上壓縮其他底棲動物的攝食空間(干擾性競爭)，且透過高攝食壓力使藻類食者的餌料資源枯竭(消費性競爭)。

在北美洲的河川，有報告指出會抑制同屬豆螺科的固有種 *Pyrgulopsis robusta* 的成長。這種競爭關係是不對稱的，對紐西蘭泥螺的成長而言，*P. robusta* 的存在反而有正面作用。此外，北美洲固有種、豆螺科的瀕危物種 *Taylorconcha serpenticola*，受到與紐西蘭泥螺競爭的負面影響。

紐西蘭泥螺的影響不僅及於近緣種，也擴及整個群集。在北美洲河川設置底棲動物附著磁磚的實驗中，得到紐西蘭泥螺密度升高時其他底棲動物整體的密度和種數都會減少的結果。相反地，在澳洲河川進行的附著磁磚實驗中，紐西蘭泥螺與其他底棲動物的生存密度呈正相關。前者每平方公尺的紐西蘭泥螺個體數為 2 萬以上，而後者最多也只有 5 千個體左右，密度差異可能導致結果不同。

此外，雖然顯示在同一水系中，有紐西蘭泥螺的地點與沒有的地點底棲動物種組成不同，但這究竟是紐西蘭泥螺影響所致，還是單純地點環境差異所致，並不明確。關於紐西蘭泥螺在什麼條件下、對什麼生物種造成影響、如何改變群集結構，需要進一步研究。

由於會達到高密度，紐西蘭泥螺對附著藻類的攝食壓極高，在北美洲河川有報告指出佔全部二次生產量的 65~92%。然而，對上位捕食者而言，本種作為餌料

的價值很低。已知紐西蘭泥螺營養價值低，即使被魚類或鳥類捕食，也會未經消化而活著被排泄出來。從攝食實驗的生物能量學來看，已顯示虹鱒無法依賴本種生存。這樣紐西蘭泥螺的高二次生產量難以被上位捕食者利用，因此可能發生能量向上轉換不全，引起食物網的變化或崩壞。此外，也有主張在紐西蘭泥螺生物量非常多的河川，牠們排泄的氮成為河川氮循環的主要部分，可能改變河川生態系的營養鹽動態或物質循環機制。

C. 日本的外來種-台灣蜆(*Corbicula fluminea*)

a. 生物學特性

台灣蜆(英名:Asian clam)屬於蜆科(Corbiculidae)，原產地被認為是東南亞。目前本種也廣泛分布擴散至北美洲、南美洲、歐洲。在日本，1985年在岡山縣確認入侵。之後，在日本各地確認自然繁殖，目前除北海道外都確認有其生存。1980年代起進口量增加的外國產蜆類的放流或棄置，被認為是入侵及分布擴大的原因。

台灣蜆有二倍體、三倍體、四倍體的個體存在。為雌雄同體，進行自體受精的雄性發生，因此只有精子來源的基因會遺傳給子代。此外為卵胎生，體內受精後受精卵在鰓葉內成長並釋放到母體外。釋放的幼生已經發育出成為足的器官，釋放後立即著底進入底棲生活。在香港，水溫超過15°C的5月至9月會釋放幼生，其釋放高峰在春秋兩次。

台灣蜆成貝可生存的物理環境條件為水溫0°C~37°C、酸性極限為pH 5.6~低鈣濃度極限為3 mg/L、低氧濃度極限為13 mg/L(水溫25°C)、鹽分耐受極限為14‰。本種主要生存於砂礫中，使用水管從水中採集餌料的濾食(filter feed)和使用斧足從堆積物中捲起餌料採集的足踏攝食(pedal feed)兩種攝食方法，實驗顯示足踏攝食的貢獻也不容忽視。從野外植物性浮游生物組成與本種胃內容物的比較，報告指出幾乎不進行攝食選擇。生存密度經常很高，也有已知每平方公尺達數千個體的案例。

b. 對在地生態系的影響

台灣蜆對河川生態系的影響，擔憂透過大量消費河川的懸浮有機物，與在地生物、特別是同樣為濾食者的二枚貝之間引發消費性競爭，改變群集結構或食物網結構。在北美洲河川，有報告指出本種導致植物性浮游生物及葉綠素a濃度減少。

另一方面，關於對在地二枚貝的負面影響的報告有限。在南美洲的拉布拉他河，東南亞原產的蜆屬 *Corbicula largillierti* 的分布，因台灣蜆的分布擴大而僅限於部分支流，本流只能看到台灣蜆。這被認為是蜆屬兩種的種間競爭結果。然而，在

北美洲河川調查台灣蜆與在地二枚貝 *Unio complanata* 分布的研究中，沒有認定發生排他性競爭的證據，在許多情況下似乎與在地二枚貝共存。

比起競爭，反而有報告指出達到高密度的本種大量死亡(die-off)時的負面影響，在北美洲兩條河川，台灣蜆大量死亡後在地二枚貝的死亡率增加。這可能是因為大量死亡釋放的氨在分解時消耗河川水中的氧氣，導致缺氧。

這樣台灣蜆對在地二枚貝的直接負面影響並不一定明確。然而，二枚貝的壽命一般較長，影響可能需要時間才會顯現，等到影響顯現時可能為時已晚。因此，今後需要持續謹慎累積知識。操作實驗顯示台灣蜆的足踏攝食會減少生存於河床內的細菌或鞭毛蟲，但對纖毛蟲以外的原生動物或中型動物(0.1 毫米以上 1 毫米未滿的無脊椎動物)沒有影響。這種細菌等的減少對河川生態系會造成什麼影響，目前尚未釐清。

日本有被認為與台灣蜆近緣的同屬石田螺(學名: *Corbicula leana*)生存。石田螺也是雌雄同體進行雄性發生。有擔憂台灣蜆與石田螺之間發生雜交而使石田螺被驅逐。另一方面，使用粒線體 DNA 進行遺傳分析的報告指出，台灣蜆與石田螺在遺傳上無法區別，需要對生存於東亞的雌雄同體蜆類進行分類學重新檢討。也就是說，這兩種是同物異名(儘管是同種卻被賦予不同學名而被視為別種的種)，石田螺可能是台灣蜆的一個地方族群。然而，即使是同種，仍擔憂入侵族群對在地族群造成遺傳擾亂、減少及滅絕。此外，由於台灣蜆會達到石田螺未曾見過的高密度等生態特性不同，關於對在地生態系的影響必須從各種角度進行研究並謹慎評估。

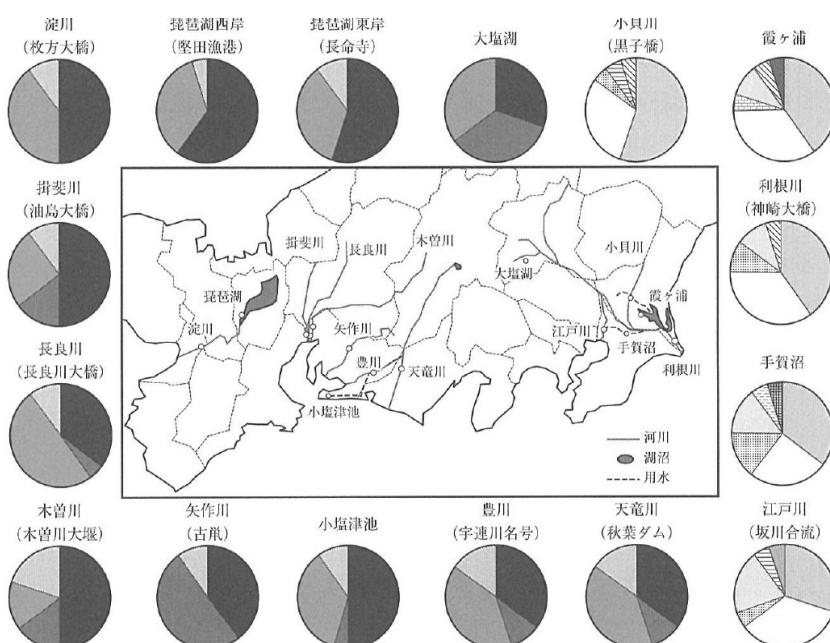


圖 5.2-19 河殼菜蛤入侵水系與粒線體 DNA COI 區域的單倍型組成 ○:採樣地點;

樣本數:各地點 20 個。

5.3 河川生態系的復育

5.3.1 概述

如 5.1、5.2 所述，以治水或利水為目的的河川改修切斷了上游與下游以及河川與洪泛平原生態系的連結，加上流域土地利用的發展使水質惡化。目前，世界各地正在實施阻止這種劣化並復育河川生態系的嘗試。

復育生態學(restoration ecology)會區分使用復育(restoration)和修復(rehabilitation)。復育從字面上就是恢復原狀，定義為「模仿地區固有原本存在的生態系的結構、功能、多樣性、動態，刻意進行現狀改變」，或「恢復到具有人為干擾前的物理、生物、化學特徵的生態系」。然而「實際上由於人為影響極強，無法恢復到人為干擾前的情況時，會採取以提供重要功能與棲息地環境的自律生態系為目標進行改良」的方向。這稱為修復。目前在日本及歐美實施的河川復育事業，依照這個定義大多屬於「修復」，但這裡不做區別而使用一般通用的「復育」。

本節首先說明實施河川復育、修復時需要檢討的事項，之後介紹日本河川復育的案例。

5.3.2 河川復育計畫與實施的思維

復育河川生態系時，不僅需要生態學知識，還需要第 1 章所述的水文學、水理學、地形學等知識，一般會有許多科學家和技術人員參與制定復育計畫。特別是復育劣化的河川生態系時，如 4.1 所述，復育自然流況(natural flow regime)是關鍵。

此外，為了計畫並實施有效的復育事業，現狀生態系評估、劣化要因抽出等，事前必須執行的課題很多。這裡將計畫與實施階段區分為五個，說明應配慮的重要事項。

A. 篩選階段

廣域理解河川生態系的現狀，是實施河川復育事業的必要條件。關於河川生態系的評估方法，雖然提出了各種分析方法，代表性的有生物多樣性(物種分布)、生態系服務(水質淨化或漁獲量等的評估)、從目標生態系的偏離度來評估等。

在生物多樣性評估中，物種多樣性評估最為普遍，從瀕危物種的生育與棲息地(稀有性)、固有種集中分布的地區(固有性)、對特定物種而言是唯一或稀有的生育與棲息地(不可替代性)等觀點進行評估。這種評估方法與其說是復育，不如說是作為應保護與保全的生態系的抽出手法來使用。生態系服務評估是對地區重視的特定生態系服務(供給、調節、文化等)進行機能評估(有時進行貨幣價值評估)，案例包括抽出水質淨化功能高的洪泛平原濕地，或商業上重要的淡水魚個體數多的河道區段等。當河川復育的目的不在於生物相(生物多樣性)的恢復，而是放在水質淨化等生態系功能的復育時使用。

河川復育最常用的評估方法，是設定未受人為改變的地點或人為改變較小的地點作為評估基準(參照點，Reference)，透過與其比較來評估現狀的方法。河川環境的調查項目和進行評估的指標會因方法而異，有以水生昆蟲或魚類等生物種或群集為指標的方法(HABSCORE、IBI 等)、以物理環境為指標的方法[RMS(HQA)、SERCON 等]，以及結合兩者的方法(RIVPACS、AUSRIVAS)等。本節將解說使用參照點的思維方式(表 5.3-1)。

生態系評估通常是基於有限的資訊收集在廣域(100 平方公里尺度)實施，比擬人類的健康檢查的話相當於集體檢診。河川生態系的劣化原因多數是在流域的連結中發生，生態系評估至少應該涵蓋整個流域範圍來實施。如果透過檢診發現任何異常，就會進入下述的精密檢查階段。

B. 詳細調查階段：河川生態系的劣化要因抽出

詳細調查比擬人類的健康檢查的話相當於精密檢查。這是基礎且重要的資訊收集階段，必須抽出被認為使對象生物的生育與棲息變得不可能的控制與限制要因。

首先，為了了解生態系的歷年變化，需要以高度經濟成長期前、日本自然尚存的 1950 年代為起點，收集過去約 50 年的資料。實際上能收集到的流量觀測資料、空照圖、土地利用圖、衛星影像等也僅限於戰後的資料。在空間上，不僅要調查生態系劣化區段，也要在作為範本的參照點實施調查，比較分析物理、化學、生物指標是很重要的。參照點是復育計畫的目標形象，世界各地的復育事業都透過與參照點的比較來進行效果評估。詳細調查階段應重視的是解明導致河川生態系劣化的過程與原因，結合篩選階段的評估，抽出最有效實施復育事業的優先地點並選擇復育方法。

C. 目的與目標設定階段

河川復育的目的，在恢復原始自然的事業中是「將河川或洪泛平原恢復到加入人為影響前的生態系」。然而，如前所述，在日本能實施這種復育事業的地方很

少。實際上大多是部分修復，會考量土地利用等社會條件來實施。其具體目的是「透過詳細調查闡明的生態系劣化要因的人為去除以及控制來引導恢復」。

與目的相關，在自然再生事業中最重要的是設定明確的目標。在復育事業的情況下，一般會將參照點的物理、化學、生物指標設定為目標值。在美國最大的河川復育事業奇西米河(Kissimmee River)的復育事業中，設定了極為詳細的目標，建立了嚴密評估成敗的機制。此外，鄰接的參照點作為能向再生事業區移入與定居的生物種供給場所也很重要。然而，周邊殘留這種原始自然的情況本身就很罕見，多數情況是基於過去的空照圖或調查資料來描繪目標形象。

此外，在日本的情況，也經常以過去的里山型二次自然環境而非原始自然作為目標。在後述的圓山川或佐渡島的復育事業中，也是在地區共識下選擇東方白鶲或朱鷺等物種，將能維持其穩定族群作為事業的成敗標準。

目標應該盡可能具體，如果可能的話應該提出數值目標，這點很重要。需要訂定理想生態系的「狀態」與維持該狀態的「過程」，抽出關於生物多樣性、生態系功能的指標。如 5.1 所述，河川生態系的劣化多數情況是由人為改變導致的水文、水理、地形、水質要因變化所引起。因此，目標通常是訂定為修復這些環境條件。只要能繁殖的生物種還生存，只要環境條件齊備，生態系就會自我恢復，生物種就會復甦。

D. 實施階段

目標決定後，就進入復育事業的實施階段。在復育事業中會使用被動復育(passive restoration)和主動復育(active restoration)這些詞彙。被動復育是去除妨礙自然自我恢復的人為要因。只要去除護岸等人為限制要因，河川應該會自行變化成最穩定的蜿蜒流路。人類只是從旁協助，收尾交給自然的思維很重要，這是應優先檢討的方法。另一方面，如果人為影響強烈，能繁殖的生物種已不再存在，被判斷已經無法保有恢復力的情況，就需要檢討主動復育手法。

若要執行被動復育的思維，如何重新檢視並重新配置現有土地利用就是關鍵。為了復育河川或洪泛平原，需要流路能自由變動的空間，歐洲以「Space for Rivers」為口號實施復育事業。

E. 評估(監測)階段

以現有的科學知識，無法正確預測復育事業導致的生態系反應。因此需要在事業實施後監測抽出指標的變化來驗證成果，當判斷沒有朝向所求狀態發展時，就要再次檢討事業的適應性管理(Adaptive Management)(圖 5.3-1)。

透過監測評估復育事業時，調查設計很重要。作為實驗性正確評估的方法有「BACI」設計，也用於環境影響評估等。這個設計是透過事前調查(Before)與事後調查(After)的時間評估軸，以及對照區(Control)與改變區(或再生事業區)(Impact)的空間評估軸，來科學評估自然再生事業的影響。此外，為了評估能在多大程度上接近目標形象，最好在加上參照點(Reference)的「BARCI」設計下擬訂監測計畫。這樣就能科學驗證實施復育事業的結果，生態系的恢復是否順利進行，以及能在多大程度上接近復育目標(圖 5.3-2)。然而在人為影響嚴重深入的地區，很難在復育事業區周邊找到參照點。即使試圖從過去狀態推定，也可能無法取得經得起驗證的資料。這種情況下，也會充分理解第 4 章所述支撐河川生態系生物多樣性的機制，以這種機制(過程)是否得以復育來評估。

此外，如下述復育案例所示，也經常注目對象地區生態系的代表性生態指標種(ecological indicators)、構成生物間相互作用要點的關鍵種(keystone species)，或位於營養階層最上位的傘護種(umbrella species)等，以這些物種能否維持穩定族群的環境是否得以復育來評估。此外，也會選擇有魅力的象徵種(flagship species)作為評估對象。選擇受歡迎的生物種對於活化地區保全運動很重要，但這種物種的恢復是否能恢復地區整體的生物多樣性或生態系功能，需要充分檢討。

表 5.3-1 河川生態系的評價手法

指 標	河川生態品質評估方法		
	評估方法		概 述
生物體或生物體及其物理環境的組合	AUSRIVAS	澳	水生昆蟲和植物環境組合的評估及與參考值的比較
	RIVPACS	英	以水生昆蟲為指標進行評估與分類
	IBI	美	計算基於水生昆蟲組成的指數以評估發展的影響
	HABSCORE	美	利用經驗模型，將鮭科魚類族群的自然狀態與當前狀態進行比較，並評估其比率。
	SERCON	英	生物和物理調查數據經過主觀評分，以評估小型物種的保育價值。
	Index of Stream Condition		利用物理和水生昆蟲數據，根據自然條件和評分系統進行評估。
物理環境	QHEI	美	從物理角度來看，棲息地特徵分為六個矩陣，每個矩陣元素都進行評分和評估。
	RHS, HQA, HMS	英	河流品質是根據其物理特徵(河床坡度、海拔、河流形狀、瀨-潭的數量、植被等)來評估。
	SEQ-MP	法	將區域劃分為河道、河岸和漫灘，並為每一部分分配一個分數以進行評估。
	LAWA-vor-Ort Habitat Predicting	俄	從動態過程和河道、氾濫平原的生態功能角度評估中小河流的結構
	Modeling		利用預測模型，透過比較自然狀態與當前狀態來評估物理環境的某些方面。
	Geomorphic River Styles		根據地形學理論，利用預測公式預測未來地形，然後與當前狀態進行比較和評估。

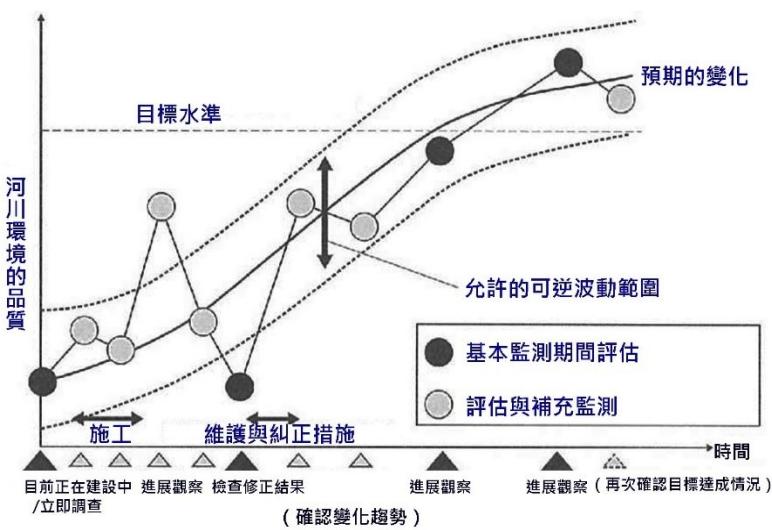


圖 5.3-1 適應性管理的進行方式（中村太士等(編), 思考河川的健全目標—川的健全性指標, 86, 技報堂出版(2008)）

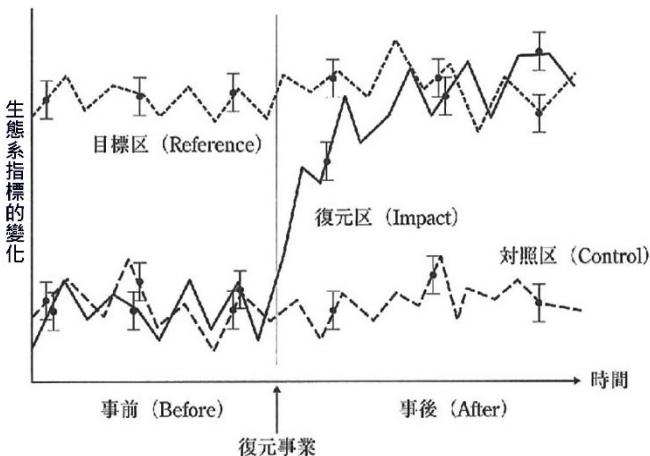


圖 5.3-2 BACI 設計的復育事業評價

5.3.3 鋤路川

A. 概要

釧路川是流域面積 2,510 平方公里的河川，末端有日本最大的濕原釧路濕原。1997 年河川法修正後，1999 年設置了由學者組成的「釧路濕原河川環境保全相關檢討委員會」，其中的一項對策就是規劃了茅沼地區舊河道復育事業。在釧路川茅沼地區，為了治水對策及周邊農地利用，從 1973 年至 1984 年進行了河道直線化。然而現狀是，釧路川左岸側的濕原一部分雖然作為農地利用，但右岸側的濕原域並未被利用。此外，右岸側的濕原域，在釧路川直線化時堆積了挖掘的殘

土，形成了小堤防，防止洪水氾濫。其結果，陸域乾燥化進行，蘆葦群落變化成赤楊林的地方也有，水域中伊富魚(*Parahucho perryi*)等蜿蜒河川特有的稀有魚類及其棲息地減少。

B. 目的與事業內容

釧路川蜿蜒河川復育的目的是①復育濕原河川本來的魚類等棲息環境、②透過洪泛平原的再生使濕原植生再生、③復育濕原景觀、④減輕土砂流出等流向濕原中心部的負荷。

事業內容是連接因直線化而被切除的舊河道與本流河道，撤去 1.6 公里直線化區段的右岸殘土並回填直線河道，復育 2.4 公里的蜿蜒河川。將全部流量導向復育河道，撤去呈土丘狀的右岸挖掘殘土以提高洪水氾濫頻率，將直線河道回填到原本的地盤高度以復育地下水位，使洪泛平原濕地也能再生。2010 年 2 月，舊河道與本流連結，復育了 2.4 公里的蜿蜒河川，直線河道被回填(圖 5.3-3)。

C. 監測結果

關於目的①，實施了夏季與秋季兩次的詳細監測調查以及與直線區段的比較調查，正在驗證效果。說明成為流水環境的蜿蜒復育後的魚類調查結果，通水直後的 2010 年夏季 92 隻、秋季 83 隻，整體為 11 種，相對於此，復育後的 2011 年調查為夏季 173 隻、秋季 330 隻，整體為 15 種。另一方面，2011 年在直線區段實施的調查為夏季 26 隻、秋季 75 隻，整體為 10 種，顯示透過蜿蜒復育，種類與個體數都大幅上升。特別是棲息於流速緩慢場所的七鰓鰻屬(*Lethenteron*)、屬於刺魚類的蝦夷刺魚(*Pungitius tymensis*)、刺魚屬淡水型(板刺魚)[*Pungitius sp.* (Freshwater type)]等魚種，以及以蝦夷石斑魚(*Tribolodon ezoe*)為代表的石斑魚屬(*Tribolodon*)增加了。

關於②，在直線河道回填區段及殘土撤去地點，隨著蜿蜒復育導致的淹水頻率增加或因回填而地下水位上升，約 30 公頃的濕原植生正在恢復，包括莖草(*Polygonum thunbergii*)、燈心草(*Juncus effusus var. decipiens*)、蘆葦(*Phragmites australis*)等。

關於③，為了避免重機行駛對河岸的損傷，挖掘作業是將重機開入河川內進行。以每 150 公尺用鋼板樁進行臨時圍堰，用抽水機抽水替換後進行。原本在舊河道的枕木，在挖掘後也放回原位，在流路的挖掘上也對河畔林給予最大限度的配慮。其結果，復育了與參照點(保留自然蜿蜒的區段)幾乎沒有差異的蜿蜒河川景觀(圖 5.3-4)。

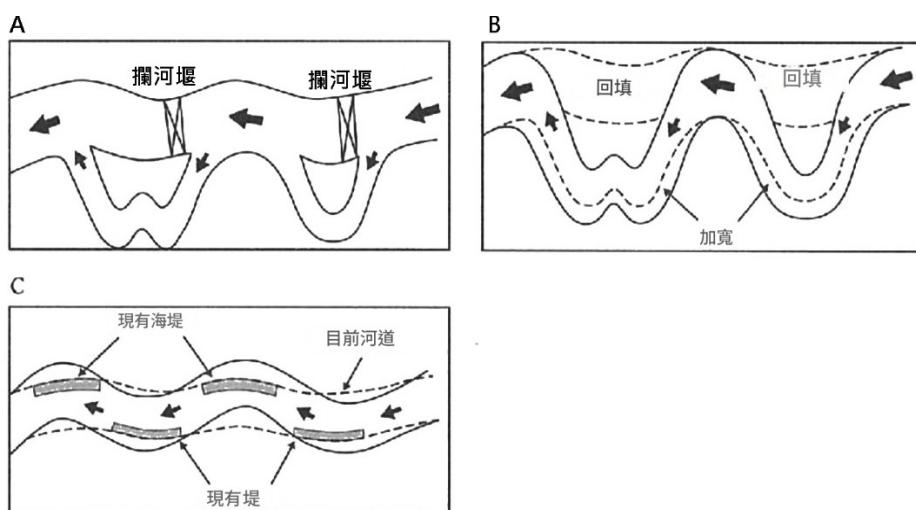
關於④，蜿蜒復育後，在復育區段流入口附近，洪泛平原的淹水規模增加到年間約18次(復育前為0次)。此外，2011年9月22日颱風15號伴隨的洪水氾濫時進行懸浮砂量(洪水時浮游運送的土砂)調查，結果顯示與復育區段的入口相比，出口的懸浮砂量減少約9成，流入濕原中心部的土砂減少得到證實。懸浮砂減少的理由被認為是濁水擴散到洪泛平原濕地，以及透過植生捕捉細粒土砂。

5.3.4 標津川

A. 概要

標津川是流域面積671平方公里的河川，流域西部的一部分屬於阿寒國立公園。戰後，標津川的河川改修事業，是以透過捷水路工事使地下水位下降並增大洪水疏通能力，透過左右岸築堤及護岸防止氾濫並防止河岸決堤，推進周邊地區排水並推動開墾事業為目的而進行。

流域在1960年代進行大規模草地開發事業，在蜿蜒河川背後形成後背濕地帶的廣大濕性草地被開墾為牧草地。另一方面，透過捷水路工事河川水流變得一致平瀨化等單調化，蜿蜒河川本來擁有的河川環境多樣性大幅減少。2000年成立由流域居民、行政、學者組成的「標津川流域懇談會」，討論標津川未來應有的樣貌，關於蜿蜒河川的復育等「復育河川本來擁有的功能」進行了許多議論，之後制定了自然復育造河計畫。



A：第一個方案（雙向系統）是在正常水位時主要放流舊河道，在洪水期則同時放流舊河道和乾流。

B：第二種方案（單向法），主河道回填，只剩下舊河道流淌。

C：第三個選項（拆除現有堤防）：拆除堤壩，讓河流自行蜿蜒。

圖 5.3-5 標津川檢討的三個方案

B. 目的與事業內容

標津川蜿蜒河川復育事業的目的，是透過復育蜿蜒河川及其洪泛平原，再生過去茂密的春榆(*Ulmus davidiana* var. *japonica*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica* var. *japonica*)的河畔林，讓伊富魚、白斑紅點鮭(*Salvelinus leucomaenoides*)以及毛腿漁鷗(*Ketupa blakistoni*)能棲息的環境復甦。另一方面，也有治水與土地利用上的限制，具體而言需要滿足①確保洪水順流而下能力、②保全與復育洪泛平原生態系、③容許低水時蜿蜒流路的變形、④確保堤防安全性、⑤最小化出水時對下游的影響、⑥維持堤內地的地下水位。

為了能滿足這些條件，必須檢討所有計畫方案，因此檢討了三個方案(圖 5.3-5)。第一案是同時利用現有直線河道與舊蜿蜒河道的方式。將平常時的流量大部分流向舊蜿蜒流路，一部分流向直線河道以維持(防止樹林化)的方式。第二案是擴寬舊蜿蜒河川，僅用舊蜿蜒河川流放平常時及洪水時的流量的方式(切換到舊蜿蜒河川的直線河道會回填)。第三案是拆除現有直線河道的低水路護岸，讓直線河川自行開始蜿蜒(當然要監視)的方式。檢討的結果，在現狀限制條件下，採用第一案的蜿蜒復育被認定為最適方案。

C. 試驗區的監測結果

關於本流的工程目前還在計畫階段，這裡介紹試驗性實施第一案的復育效果(圖 5.3-6)。直線的河川，河川的深度與速度一致，平瀨持續，在單調而快速的水流中，魚類為了定位會消耗能量，幾乎無法棲息。此外，在直線化導致流速加快、構成底質的砂礫容易移動的狀況下，底棲動物也無法生存。相對於此，在蜿蜒試驗地創造出瀨與淵的反覆，觀察到許多鮭科魚類，特別是體長超過 30 公分的大型個體。此外，在沖刷部因河岸侵蝕導致河畔林樹木倒下，倒木內部形成緩慢的水流、周圍被複雜的快速水流包圍，各種大小與多種魚類都能棲息。此外，在蜿蜒外側被侵蝕而陡峭的崖壁上，翠鳥(*Alcedo atthis*)、棕沙燕(*Riparia riparia*)等鳥類挖巢穴棲息。此外，在彎曲河川的內側形成邊灘，其水際處水深淺、底質也穩定。在這種水域與陸域的過渡帶(ecotone)有許多底棲動物棲息也得到證實。

5.3.5 知床世界自然遺產

A. 概要

位於北海道東北端的知床，是長約 70 公里、中央部寬約 15 公里的狹長半島。從標高約 1,600 公尺的脊梁山頂部到海岸幾乎看不到平地，地形險峻，原始的自然環境孕育各種稀有野生生物，支撐著複雜而多樣的生態系。此外，透過流冰運來的豐富浮游生物支撐著豐饒的海洋生態系，白鮭(*Oncorhynchus keta*)或粉紅鮭(*Oncorhynchus gorbuscha*)在產卵期溯河而上。為產卵而溯上的鮭魚，作為棕熊(*Ursus arctos*)或鷹類等陸生動物的餌料被消費，此外產卵後的屍體被水生及陸生生物分解，回歸到森林或湖沼、河川生態系。這種海洋與陸地相互作用形成的特異生態系，以及珍貴動植物的價值獲得高度評價，知床半島在 2005 年被登錄為世界自然遺產。

棲息於知床溪流的淡水魚中，特別是鮭科魚類作為連結海洋生態系與陸上生態系的擔綱者，也成為棕熊或毛腿漁鴉的餌料資源，可說是代表知床自然的生物。代表知床的鮭科魚類有白鮭、粉紅鮭、櫻鱒(*Oncorhynchus masou*)、花羔紅點鮭(*Salvelinus malma*)等 4 種。

另一方面，知床半島也有受火山活動變成作用的地區，是崩塌或地滑多發的地區，設置了許多治山壩或砂防壩等土砂災害防止設施。在登錄前的 2004 年，世界遺產委員會的諮詢機關國際自然保護聯盟(IUCN)，要求知床的壩應採取讓鮭科魚類能自由移動的措施，日本政府成立了「知床世界自然遺產地域科學委員會」(以下簡稱「科學委員會」)來因應。

B. 目的與事業內容及監測結果

知床壩改良的目的，是讓被現存壩阻礙溯上的鮭科魚類，溯上到適合產卵的上游域，透過自然產卵維持族群，再生鮭魚屍體回歸到陸域生物的機制。另一方面，在壩下游流域有孵化場、住宅、飯店、道路、橋梁等設施與社會資本，也必須維持壩所具有的防災機能。

檢討的結果，判斷 5 條河川 13 座河川構造物適合改良，從 2006 年開始進行壩的改良。改良工法以維持河川構造物功能為前提，基於生物學及工學知識來決定。考量確保鮭科魚類移動、避免對上下游流域河川環境的影響、避免對漁場的影響、施工性、施工後的維持管理、經濟性等，選擇符合該河川條件的最適工法。此外，首先檢討僅透過現狀設施的改良就能成為鮭科魚類可移動構造，極力避免因改良而增加新設施，即使無論如何都有必要也要最小化，不對現有河川環境造成更多負荷，這是河川工作小組的基本思維。

由於岩尾別川支流赤伊川相較於其他支流，不穩定土砂在溪流內的堆積量也較少，因此判斷壩改良的影響較小，改良了設置在匯流部為了通送水管的橫斷構造物以及設置在赤伊川的 3 座治山壩(1 座為混凝土壩，2 座為鋼製壩)。送水管以及

赤伊川1號治山壩採用切下現有壩體上部的工法(圖5.3-7)，其他治山壩則實施鋼製框的部分撤去而切縫化(圖5.3-8)。進行溯上實驗的結果，53~73%的個體溯上了。

瑠夏川的治山壩因為壩高較低，在放水路中央部的一部分採用「切下」，並在放水路下游側的角落削切形成「切口」，左右各設置1處(圖5.3-9)。改良前，溪流水越過壩放水路時會產生水流從壩體剝離的現象，這個問題獲得解決，個體不用跳躍就能在水流中溯上，能在上游域產卵，產卵床擴大了(圖5.3-10)。



圖5.3-3 復元された蛇行河川（鈴路川）



圖5.3-6 瑠津川蛇行試驗区



復元された蛇行河川



リファレンスサイト

圖5.3-4 復元された蛇行河川とリファレンスサイトの景観



改良前



改良後

圖5.3-7 知床岩尾別川支流、赤伊川における治山ダムの改良



圖 5.3-8 知床岩尾別川支流、赤イ川における鋼製治山ダムの改良



圖 5.3-9 知床ルシャ川における治山ダムの改良

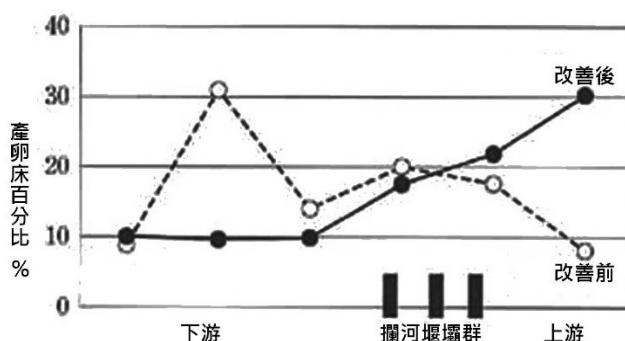


圖 5.3-10 知床盧舍川治山壩改良後樺太鱒產卵狀況的變化

5.3.6 阿賽瀨自然再生事業

A. 概要

松浦川是流域面積 446 平方公里的河川，流經佐賀縣北部，貫穿唐津市後注入玄界灘。在松浦川，過去數十年進行了以治水為目的的河道挖掘或築堤等工程，其結果，洪泛平原環境大幅減少。此外，在被認為具有洪泛平原濕地替代作用的水田，農田整備持續推進，其功能也正在消失。松浦川的河川改修導致的氾濫抑

制與水位下降、農田整備導致的水路混凝土化或乾田化，透過這些人為改變，河川與作為暫時性水域的水田環境的連結性也減少(圖 5.3-11)。由於這種洪泛平原濕地的大幅減少，依賴洪泛平原濕地的鯉魚(*Cyprinus carpio*)、鯽魚屬(*Carassius spp.*)、泥鰍(*Misgurnus anguillicaudatus*)或鯀魚(*Silurus asotus*)等生物也減少，更招致人與河川接觸場所的消失。

基於這樣的背景，國土交通省武雄河川事務所規劃了以約 6 公頃水田為對象，伴隨土地利用變更與地盤切下工程的自然再生事業。2001 年設置了阿賽瀨自然再生事業檢討會，透過居民參加的檢討會討論事業的目標設定或實施方法等所有方面，決定了事業方針。至今已召開 90 次檢討會。

B. 目的與事業內容

阿賽瀨自然再生事業的目的是①河川洪泛平原濕地的再生、②人與自然接觸的再生。在①中，設想復育作為依賴洪泛平原的鯉魚或鯀魚等產卵場、稚魚成育場所的功能，要求平水時維持濕地性環境，出水時河川水流入阿賽瀨全體並產生適度干擾的功能。另一方面在②中，是因為參加檢討會的地區居民在談論過去阿賽瀨的樣子時，多次提到在河川或水田等水邊與生物的接觸，並提出關於其再生的意見與要求。

阿賽瀨地區大部分地盤被切下成為濕地，在下游部設置與松浦川連續的開口部，整備了大小 7 個池塘、水道及梯田(圖 5.3-12， A)。在阿賽瀨自然再生事業中，規劃了具有水理連續性與流量變動所導致的動態干擾系統的洪泛平原濕地再生，具體而言，為了將濕地內保持濕潤狀態，將再生濕地的基盤面高度設定為與松浦川平常時水位幾乎相同。此外，為了讓出水時的氾濫水從下游側侵入濕地內的水道(小河川)(圖 5.3-12， B)，將濕地內的河床高設定在 4 月出水的水位。

C. 監測結果

2003 年 7 月一次挖掘完成，2006 年 3 月濕地內工程結束，2008 年 7 月所有工程完成。2004 年實施的魚類產卵調查中，在阿賽瀨確認了鯀魚、鯽魚屬、鯉魚、鰐鮈(*Pseudorasbora parva*)的產卵與稚魚(圖 5.3-13)，確認了當初目標的作為依賴洪泛平原的魚類產卵場或稚魚成育場功能的再生。此外，從近年的調查得知，在阿賽瀨確認了沼蚌(*Anodonta lauta*)等蚌科二枚貝 1,000 個體以上，這些沼蚌的大多數個體都確認有鰐魚類產卵。這種沼蚌或鰐魚類的棲息並未被預期，但這些是象徵洪泛平原的物種，被認為洪泛平原濕地的功能正在再生。

關於人與自然接觸的再生，2002 年 12 月當地成立了支援這個自然再生事業的自治組織「阿賽會」，利用阿賽瀨的環境學習在阿賽瀨以及松浦川進行。舉辦春

季從海溯河產卵的「伊達鱸」(伊達是石斑魚 *Tribolodon hakonensis* 的意思) 觀察會、「梯田耕作體驗」、在阿賽瀨上游的蓄水池進行「堤返」等活動，利用阿賽瀨的阿賽會與地區兒童的交流持續進行中。

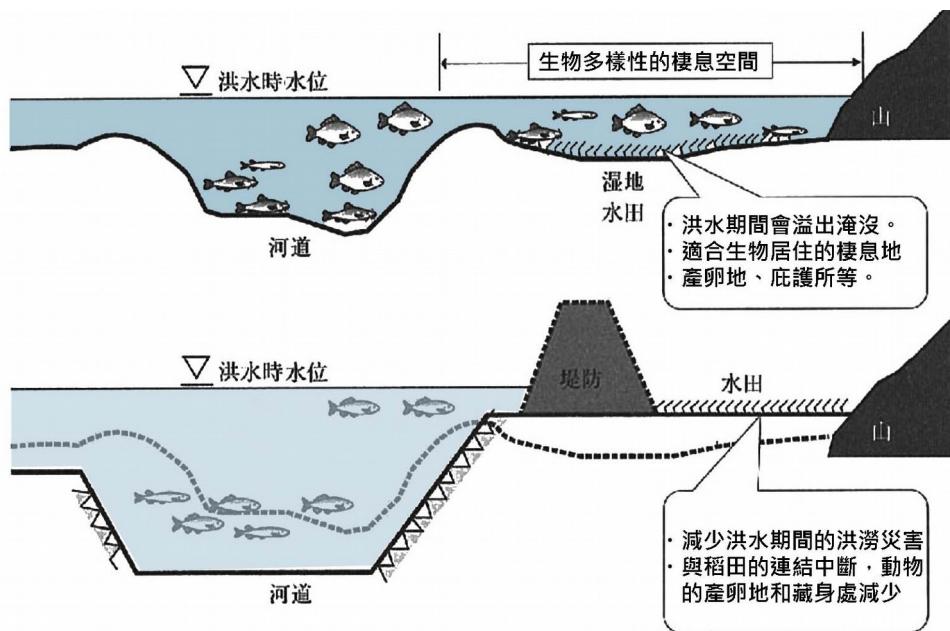


圖 5.3-11 河川整治前後濕地環境的變化(洪水時比較) [照片提供: 國土交通省但馬河川事務所]

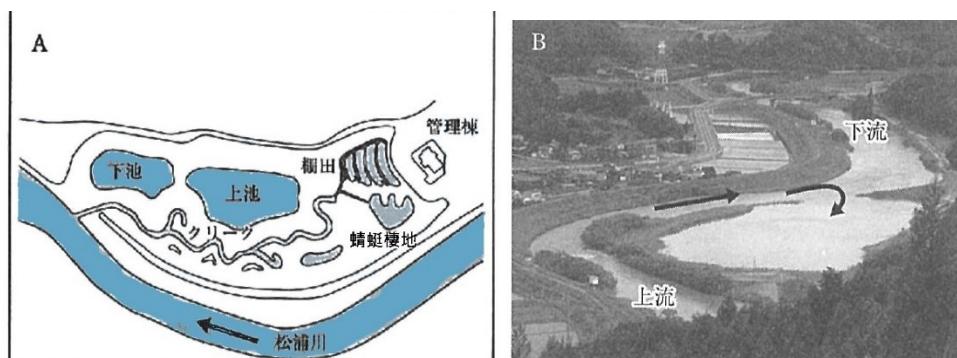
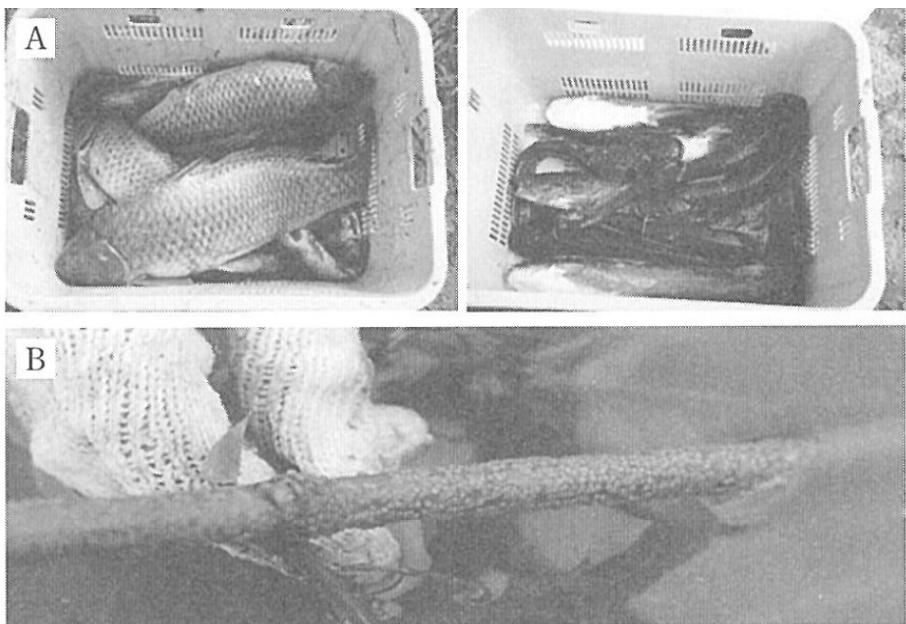


圖 5.3-12 A 阿佐米灣區的平面圖; B: 洪水時的阿佐米灣 箭頭表示水流方向。



5.3.7 東方白鶴野生復歸與圓山川的洪泛平原再生

A. 概要

圓山川是流域面積 1,300 平方公里的河川，下游域是包含豐岡市的豐岡盆地，河床坡度為 1/9,000 非常平緩。從河口到 16 公里的範圍是感潮域，河川周邊有小山逼近，而且河口像瓶頸般狹窄，因此圓山川下游域具有容易氾濫的特徵。

2005 年 9 月，在豐岡市進行了 5 隻東方白鶴(*Ciconia boyciana*)的試驗放飛(圖 5.3-14)。讓野外滅絕的物種重返自然界的嘗試，在國內是首次。東方白鶴是展翅可達 2 公尺的大型水鳥，其食性包括泥鰌、鯽魚、鯈魚等魚類，以及兩生類、爬蟲類、昆蟲等。江戶末期以前在全國都有棲息的東方白鶴，但明治以後因濫捕與棲息環境惡化導致個體數減少，1971 年在成為最後棲息地的豐岡野外滅絕。東方白鶴在 1965 年被指定為國家特別天然紀念物，目前在 IUCN 紅色名錄中為瀕危物种，在日本版紅色名錄中為極危物种 IA 類。

豐岡市從 1965 年在東方白鶴飼育場(現為兵庫縣立東方白鶴之鄉公園的附屬飼育設施)開始透過人工飼育進行保護增殖，1989 年人工繁殖成功。飼育個體數順利增加後，2002 年設置了「東方白鶴野生復歸推進協議會」，2003 年制定了「東方白鶴野生復歸推進計畫」。同年，以國土交通省與兵庫縣為主體成立了「圓山川水系自然再生計畫檢討委員會」，開始檢討重視地區連結的自然再生計畫。此外，在 2004 年秋季颱風導致氾濫的圓山川下游戶島地區，以原本預定進行農田整備的約 16 公頃水田為對象的濕地造成基本構想，由 2006 年設置的「戶

島濕地整備基本構想與計畫策定委員會」討論，由豐岡市為主體，兵庫縣、當地相關人士及NPO、學者協力製作。這個濕地造成的契機是，野生東方白鶴(當地名稱:八五郎)飛來到氾濫的戶島濕地，確認了頻繁採食魚類的樣子，因而開始檢討未整備水田的處理方式。

B. 目的與事業內容

東方白鶴野生復歸推進計畫的目的是①配慮遺傳多樣性的族群管理、②推進野外棲息環境整備、③相關機關的連結、④推進與東方白鶴共生的普及啟發。與東方白鶴野生復歸連結的河川自然再生，是以取回因優先治水的河川整備而失去的生態系及自然環境，目標是東方白鶴與人共生的環境營造。

2008年，在成為感潮區間的圓山川下游域，透過高灘地挖掘造成了形狀不同的3種淺灘(圖5.3-15)。目的是作為東方白鶴的覓食地再生，驗證河川淺灘與濕地造成的手法及其效果。3種淺灘與本流的連結形狀各不相同，分為封閉型、半封閉型、開放型。封閉型與本流沒有連接，年間淹水頻率設定為3~5次，本流的隔離高度經過設定。半封閉型透過潮汐的水位變動而與本流連結。開放型則常時與本流連結。

2009年，戶島地區的濕地造成完成(圖5.3-16)。濕地有3種類型，建造了汽水濕地、淡水濕地、山際濕地，也配慮了各水域間的連接。此外，圓山川下游域與這個汽水濕地也是連續的。濕地被命名為「豐岡市八五郎戶島濕地」，目前由NPO東方白鶴濕地網管理營運，成為東方白鶴的棲息地或環境教育的據點。

C. 監測結果

在圓山川造成的淺灘，因與本流的連結形狀差異或水位變動，水質及生物群集的組成與生存量各不相同。此外，鹽度或電導度因受海水影響，在半封閉型或開放型變動較大。在封閉型，因不受小洪水導致的濁水或海水影響，沉水植物繁茂，溶氧也高，顯示與其他類型不同的特徵。

植物種數在封閉型最多，植被率在半封閉型或封閉型較高，沉水植物佔優勢。另一方面，開放型的植被率較低。魚類的種數及個體數，與圓山川本流相比，在造成的淺灘壓倒性地多，比較淺灘類型間的話，確認了相較於封閉型，半封閉型或開放型有增多的傾向。基於這樣的實驗結果，正在檢討關於透過高灘地挖掘創出濕地的適應性管理。

戶島濕地造成後，確認了鯉魚為了產卵從圓山川本流溯上，鯈魚、鯽魚、甲殼類也侵入。此外，在山際濕地觀察到日本林蛙(*Rana japonica*)或森青蛙

(*Rhacophorus arboreus*)的產卵，翠鳥的採食、瀕危物種三刺魚(*Gasterosteus aculeatus*)的溯上也得到確認，生物豐富的濕地造成是成功的。然而從東方白鸛的觀察得知，作為餌料的魚類不會從深的導水路出來到造成的淺灘，因此無法充分捕食作為餌料的魚類，於是進行了採食環境的修正作業。戶島濕地的維持管理，是在當地民間企業、學校團體及NPO等的協力下，進行一邊評估現狀一邊修正的適應性管理(圖5.3-1)。

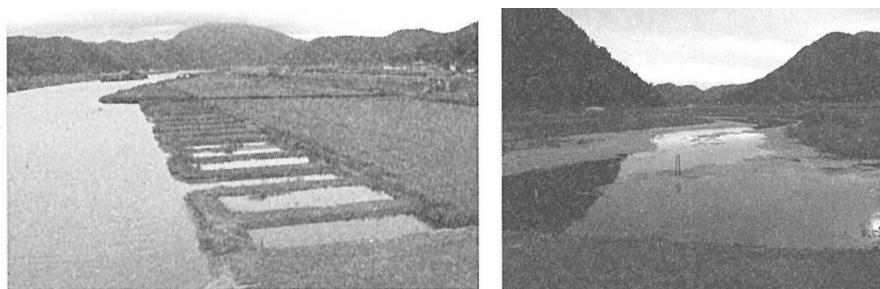


圖5.3-15 在圓山川下游域營造的30種類的河灣

圖5.3-16 營造的豐岡市八郎的戶島濕地



圖5.3-17 瀕危物種-朱鷺

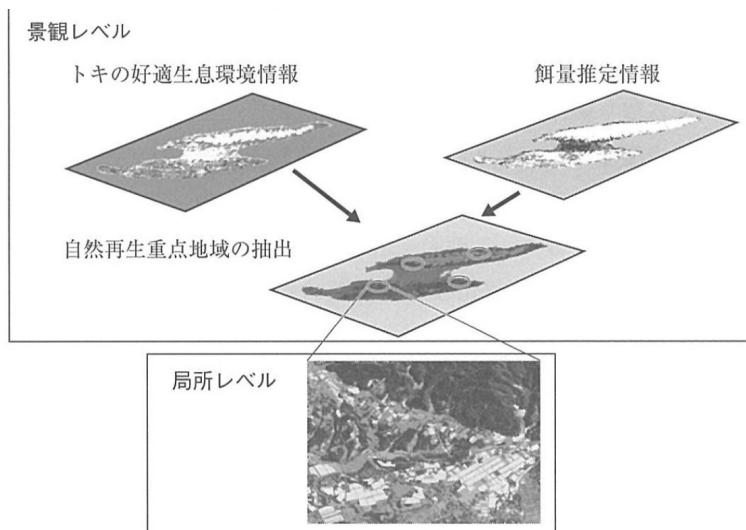


圖 5.3-18 在流域層級萃取自然再生重點區域的示意圖

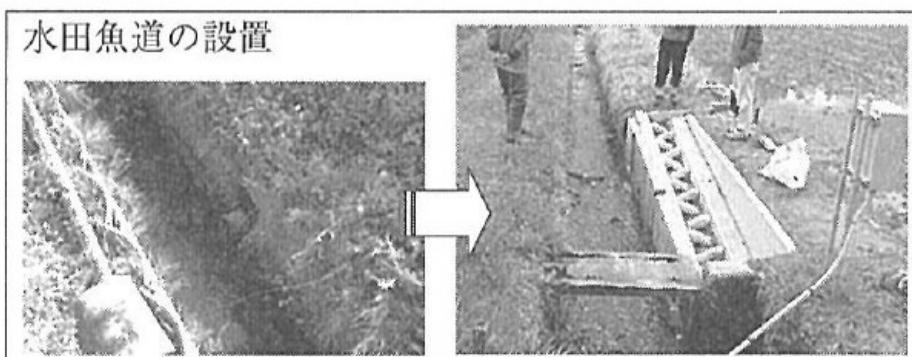
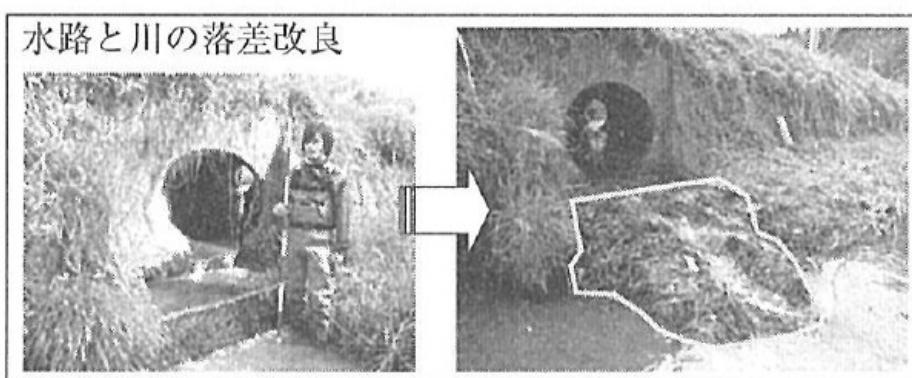
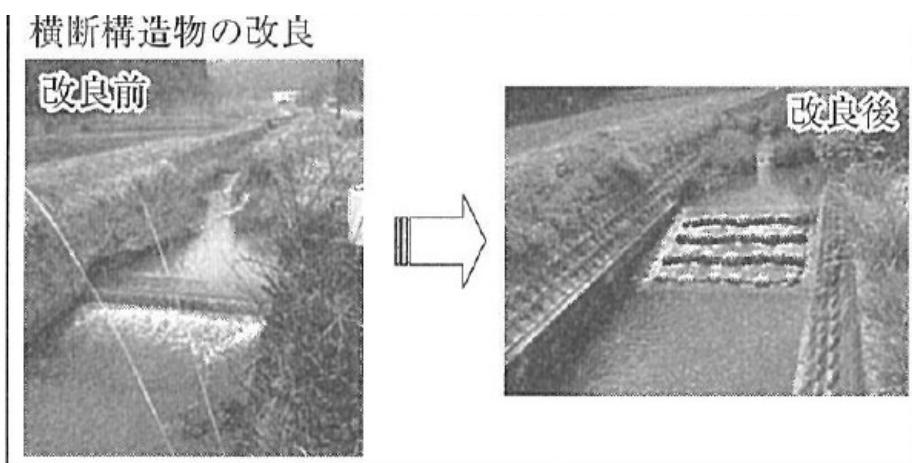


圖 5.3-19 天王川下流域水系網絡的再生

5.3.8 佐渡島的朱鷺野生復歸與水系網絡的再生

A. 概要

位於新潟縣西部的佐渡島，中心部展開國仲平野，其北側有以標高 1,172 公尺的金北山為中心的大佐渡山地，南側有比大佐渡山地標高低的小佐渡山地展開。

2008 年 9 月，在這個佐渡島進行了 10 隻朱鷺(*Nipponia nippon*)的試驗放飛(圖 5.3-17)。朱鷺是以山間部水田或氾濫的小河川為棲息場所的里山生態系的鳥類，體色為淡粉紅色，其飛翔姿態美麗，過去在東亞(中國、台灣、朝鮮半島、日本、俄羅斯遠東)的廣泛範圍分布。然而，從 19 世紀到 20 世紀因濕地消失、河川污染、農藥使用、狩獵壓力增加等在各地急遽減少，在日本佐渡島成為最後的棲息地。朱鷺在 IUCN 紅色名錄中被列為瀕危物種，在日本版紅色名錄中為野外滅絕種。

佐渡島的朱鷺保護中心從 1960 年代後半開始透過朱鷺的人工飼育進行保護增殖，也推進被認為與日本產朱鷺遺傳上相同的中國產朱鷺的人工繁殖，目前飼育約 100 隻朱鷺。在這樣的背景下朱鷺野生復歸持續進行，環境省設定了以 2015 年為目標在小佐渡東部地域定居 60 隻朱鷺的目標。

作為支撐朱鷺野生復歸的體制，2003 年成立了以地區居民為主體的「朱鷺野生復歸聯絡協議會」(2010 年解散)，2006 年基於朱鷺保護增殖事業計畫，設置了專家主體的「朱鷺野生復歸專家會合」(2011 年與「朱鷺飼育繁殖會合」統合，更名為「朱鷺野生復歸分科會」)。關於朱鷺主要覓食地的農地再生，以農林水產省或佐渡市為中心設置了「朱鷺野生復歸相關農業與農地策略檢討會議」，河川再生則以國土交通省或新潟縣為中心設置了「朱鷺野生復歸河川營造諮詢會議」。此外，在朱鷺野生復歸的劇本製作上，以新潟大學為中心，多個研究機關參與其中。

B. 目的與事業內容

朱鷺野生復歸的目的是①在國際上為了降低物種滅絕風險，透過在過去朱鷺棲息的地區再導入來重新建立野生族群、②進行國內朱鷺能棲息的環境整備(水田、河川、森林)，明確為了保全與再生劣化的里山生態系生物多樣性的程序。

朱鷺覓食地再生的程序是，首先，將朱鷺的主要餌生物(泥鰌、蛙類、蝗蟲類)或朱鷺的營巢環境各自的適宜環境在 GIS 上製成地圖，透過重疊這些地圖，在景觀層級抽出能有效進行覓食地再生的地點(朱鷺的適宜棲息環境)(圖 5.3-18)。接著，在選出的再生效果高的地點，檢討並部分實施了考量餌生物的生態資訊或生活史特性的局部層級再生。在農地再生方面，在以小佐渡東部地域為中心的國仲平野進行了生態池、水田魚道、江(在水田內造成深處)的設置、冬季蓄水。在河川再生事業方面，在久知川進行了解除魚類移動障礙的橫斷構造物改良，同時在國府川下游以恢復水域與陸域連續性為目的，進行了切開波浪板上部、創出濕地環境或淺灘的措施。

此外，以朱鷺野生復歸站附近流過的天王川為模式河川，正在檢討以整個流域為對象的自然再生計畫，目前正在反覆進行與地區居民的工作坊。在這個天王川

下游域，透過農地部門與河川部門以及研究者、NPO、當地農家的連結，實施了以魚類移動為目的、透過魚道設置進行水田-水路-河川間的水系網絡再生(圖 5.3-19)。

此外，基於迄今為止佐渡市及相關行政機關或研究者進行的覓食地再生評估，明確覓食地再生的程序與方法，正在推進納入目前制定中的佐渡市生物多樣性地域策略的程序。

C. 監測結果

放飛的朱鷺活躍利用在 GIS 上推定的朱鷺適宜棲息地域，該預測的適切性得到證實。在農地的覓食地再生方面，顯示各手法(生態池、水田魚道、江、冬季蓄水)有一定效果，此外也顯示其效果會因平野部或山間部等地點而異。在佐渡市推進的「與朱鷺共生的鄉村營造認證制度」的稻米栽培中，也實施了削減農藥或化學肥料並培育生物的農法，結合上述覓食地再生措施的效果，環境保全型農法的面積大幅增加。

在久知川實施的橫斷構造物改良中，確認了被構造物阻礙溯上的魚類移動到構造物上游，在國府川下游實施的透過高灘地切下創出濕地環境或淺灘，目前正在驗證其效果。在天王川的水系網絡再生方面，從河川橫斷構造物改良前後的魚類調查來看，魚類密度或多樣度指數沒有看到明顯變化，但與久知川相同，確認了無法溯上構造物的魚類[杜父魚(*Cottus kazika*)]的溯上。

關於水田魚道，透過魚道設置，確認了前一年未確認的泥鰍仔魚在水田內，泥鰍密度的增加也被觀察到，但因中干或收割時期的落水而看不到效果。也一併進行了河川與水路間的落差解消，確認了從河川溯上到水路、從水路溯上到水田的泥鰍。

這種連結各覓食場的網絡再生，不僅對魚類，對兩生類或其他餌生物也很重要，如何讓生態網絡的再生在地區定著成為課題。