

大和川水系初瀬川における親水護岸工事と河川の自然環境

River Restoration and Natural Environments in the Hase River, Nara.

岩崎 敬二・

Keiji Iwasaki

はじめに

自然の河川には、流れの速い浅い瀬と、流れが停滞した深い淵が交互にくり返されている。川岸には、流心の流速に応じて、石・砂・泥の河原が形成され、広い河川の中洲や河原にはヤナギ類の樹木や湿性のヨシなどの植物が繁茂している。流れは自然堤防の中で蛇行し、堤外には洪水を受け止める氾濫原が広がっている。こういった多様な河川環境は、数多くの生物たちの生息場所となっており、エコトーンと呼ばれる水中から陸上までの環境の傾斜に応じて、様々な生物達が複雑な種間関係を取結んで、独自の生物群集が形成されている (Allan, 1995; 可児, 1994; 桜井, 1991, 1994; 谷田, 2001)。さらに、上流から下流へと連続的に変化する環境条件と物質やエネルギーの流れが、多様な生物群集によって変化・貯留されて生態的な循環が健全に行われることで、豊かな河川生態系が維持されている (谷田, 1999)。

1950年代以降、こういった自然河川の多様性が、都市近郊や平野部から次々と姿を消しつつある。治水のための流路の直線化を伴った河川改修と、洪水防止を目的とした河川土砂の浚渫や河原・中洲などの除去のためである。さらに、1980年代からは、親水護岸工事と称して、水辺に親しむための河川敷公園の建設や高水敷のコンクリート護岸化、階段・芝生の設置といった営為が行われてきた (吉村, 1996)。こういった工事は、河原や中洲とそこに繁茂する自然植生の除去、流路の直線化、瀬・淵構造の破壊、土砂でできた自然堤防と氾濫原の喪失をもたらし、多様な生物的環境を破壊し、単調かつ画一的な人工的環境を全国各地に作り上げていった。その結果、自然の河川が備えている、生物たちの食う～食われる関係を通じた自浄作用も失われ、水質悪化の一因となっている (玉井ほか, 1993; 島谷, 1999)。

こういった人工護岸工事に対する反省から、ドイツでは、1980年代に河川の自然環境を復元するための多自然型工法が開発され、失われた自然環境に近似した河川環境が次々と再生されるようになった (自然環境復元研究会, 1995; 佐々木・中村, 1996)。日本でも、その多自然型工法に日本の状況に応じた工夫を加えた多自然型川作りが神奈川県横浜市で初めて行われ、

水質の改善・生物的環境の再生・水生生物の復活・川遊びや釣りの活発化という点で、かなりの成果を挙げている（吉村、1996）。この河川の自然環境の復元作業は全国各地でも行われるようになっており（土屋、1999；玉井、1999；谷田、1999；馬場、2001）、直線化された河川の大規模な再蛇行化計画も実施されつつある（中村、2003）。2002年には自然再生推進法が制定され、河川の自然環境の復元は、その中でも特に重要なテーマとなっている。

竜田川をはじめとする大和川水系の諸河川は、かつては万葉集や古今集に謳われた清流であった。しかし現在では、一級河川としては全国で1-2位を競うほどの汚濁河川となってしまった。その一因として河川改修による自然破壊とそれに伴う自浄作用の喪失がある（岩崎、2000）。奈良県を流れる大和川水系では、「自然環境に配慮した」とされる、河川敷を公園化する「親水河川」を作るための河川改修が1990年代前半から竜田川と初瀬川で行われている（奈良県土木部河川課、1997）。この論文では、桜井市を流れる初瀬川を対象として、この河川改修が施された場所とされていない場所との生物相と水質を調査し、奈良県が行った「親水河川」化工事が河川の自然環境にどのような影響を与えたかを分析した。

調査場所と調査方法

調査対象地は、桜井市の金屋地区と脇本地区である。ここを流れる初瀬川の金屋地区では、1995年頃から上記のような親水公園作りが奈良県によって行われ、1997年にはほぼ完成している。この親水工事区のうち、大向寺橋の周辺は「花と歴史のゾーン」と名付けられた親水工事が行われており（奈良県土木部河川課、1997）、流水部分の河原や中洲は全て除去された上で、階段状のコンクリート護岸や敷石護岸が施され、一部では木工沈床や巨石の捨石も設置されている（写真1）。河川敷部分には、芝生の緑地やゲートボール場などが設置されており、日本庭園状に巨石が配置されている所やタイルを使ったモザイク絵が描かれている所もある（写真2）。この論文では、この部分を「親水護岸区」と称する。

この親水護岸区の下流、JR桜井線の鉄橋付近では、「川が本来持っている自然環境を保全し、緑豊かな都市景観を創出する」とされ「自然環境回復ゾーン」と名付けられた（奈良県土木部

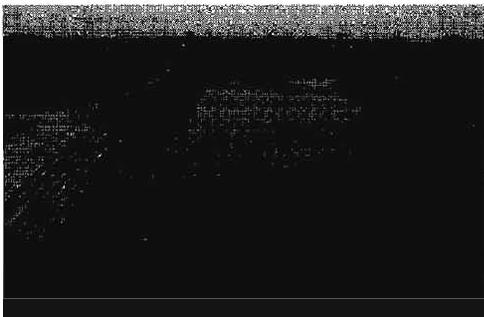


写真1. 親水護岸区の河川景観。桜井市金屋地区の大向寺橋付近（2002年6月撮影）。

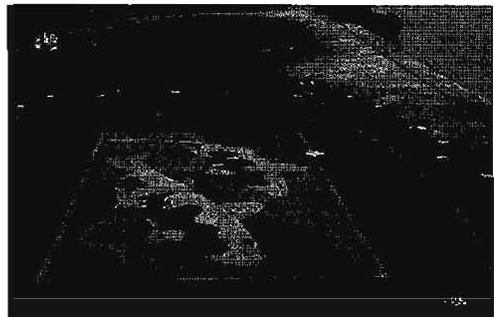


写真2. 親水護岸区の高水敷の環境。桜井市金屋地区の大向寺橋付近（2002年6月撮影）。

河川課 1997) 工事が行われている (写真3)。この部分には、かつてあった中洲やガマ・ツルヨシなどの抽水植物群落を残しつつ、竹組みや木組みの護岸が施されている (写真4)。この論文では、この部分を、「自然回復区」と名付ける。



写真3. 自然回復区の河川景観。桜井市金屋地区のJR桜井線鉄橋付近 (2002年6月撮影)。

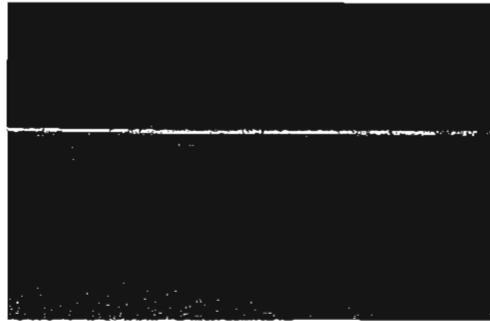


写真4. 自然回復区の竹組み護岸。桜井市金屋地区のJR桜井線鉄橋付近 (2002年6月撮影)。

この「親水護岸区」と「自然回復区」の上流部分、慈恵寺地区の近鉄大和朝倉駅周辺よりも上流の初瀬川では、前述のような親水工事は行われておらず、川幅は狭く両岸は垂直に近いコンクリートで護岸されているものの (写真5)、自然状態に近い河原や中洲、瀬、淵が残されていた (写真6)。この論文では、この部分を「非改修区」と称する。



写真5. 非改修区の河川環境。桜井市臨本地区新朝倉橋付近 (2002年6月撮影)。

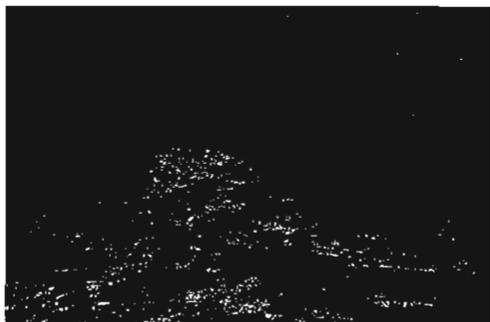


写真6. 非改修区の流路部の環境。桜井市臨本地区新朝倉橋付近 (2002年6月撮影)。

このような「親水護岸区」、「自然回復区」と「非改修区」で、1998年から2003年までの5年間に、夏 (6-7月) と冬 (1-2月) のそれぞれで1回ずつの生物調査を行った。

非改修区は、慈恵寺地区の上流、臨本地区の新朝倉橋のすぐ下流にあって、自然の河原が形成されその上に抽水植物群落が存在していた場所を、定点調査地とした。そこで、早瀬または平瀬の流心部、淵、岸部の抽水植物群落内部の3ヶ所で、水生生物を採集した。早瀬または平瀬では、25cm×25cmの方形枠を3ヶ所ずつ水底にランダムに置き、下流側に網目0.5mmのサーバーネットを置いて流下する動物を受けつつ、方形枠の中の礫や石をバットに移して河原に持ち帰り、礫や石に付着している動物をピンセットで採集した。方形枠の中の砂も、網目0.5mmのネットで約2cmの深さまで採取して、バットに移した。淵では、25cm×25cmの方形

杵を3ヶ所づつ水底にランダムに置き、網目0.5mmのネットで砂または泥を採取してバットに移し、河原に持ち帰り、その中の動物をピンセットで採集した。岸部の抽水植物群落では、口径35cm×25cm・網目1mmのD型ネットを1mおきに下流から上流に向かって群落内部に挿入して10回の網入れを行い、網の中にたまった動物や落葉をバットに移して河原に持ち帰って、水生動物をピンセットで採集した。それを1セットとして3セットを行った。なお、落葉が多量に採取された場合には、現場での微少な動物の採集が不可能であったため、室内に持ち帰って、双眼実体顕微鏡の下で、微少な動物をソーティングした。

「親水護岸区」は、数百メートル毎に、人工的な落ち込みによって区切られており、金屋地区の大向寺橋がかかるその一つの区切りの、大向寺橋のすぐ上流部分を定点調査地とした。1998年から2000年までの調査期間中、「親水護岸区」には、礫や石が水底に存在するような早瀬や平瀬が全く存在しなかったために、瀬での調査はできなかったが、淵に相当する流れのない砂泥部分と岸部の抽水植物群落内部では、非改修区と同様の調査を行った。

「自然回復区」は、同じく金屋地区にあるJR桜井線の鉄橋の約200m上流部を定点調査地とした。ここには、調査期間中、淵に相当する部分が濁水時を除いてほとんど存在しなかったため、早瀬または平瀬部分と岸部の抽水植物群落内部では、非改修区と同様の調査を行った。

採集された動物の同定は、水生昆虫については川合（編、1985）の「日本産水生昆虫検索図説」を、魚類については宮地ほか（1976）を用いて、可能なかぎり、種名まで確定するよう努めた。ただし、双翅目のユスリカ科、カゲロウ目のコカゲロウ科、貧毛類のイトミミズ類の種までの同定は不可能であったため、ユスリカ科とコカゲロウ科については、属のレベルでとどめて、調査地点ごとにタクサ（分類群）数を数えた。イトミミズ類については、科のレベルまで同定した。

調査場所の水質については、溶存酸素量と酸化還元反応の場所毎の違いを知るために、2003年から2004年にかけて、瀬に相当する流心部と、岸部に存在する抽水植物群落の、開放水面から50cm内部と、2m内部で、夏（2003年7月）と冬（2004年2月）の2回、溶存酸素量と酸化還元電位の水質項目の測定を行った。それぞれの場所で、各測定項目について、5回づつの測定を行った。溶存酸素量についてはKenis DO-5509、酸化還元電位についてはHanna WTを用いて行った。

結 果

夏の採集結果

図1に、1998年から2002年の夏に、各年の各区での瀬での3回の採集、淵での3回の採集、川岸植物群落での3回の調査で採集された水生動物の、のべタクサ数の違いを示す。方法の項で述べたように、親水護岸区では、5年間を通して、瀬は全く形成されておらず、川岸の植物群落も1998年と1999年には存在しなかったため、瀬と川岸の植物群落での採集ができなかったために、図1には示されていない。この親水護岸区の淵で採集された水生動物は、5年間を通

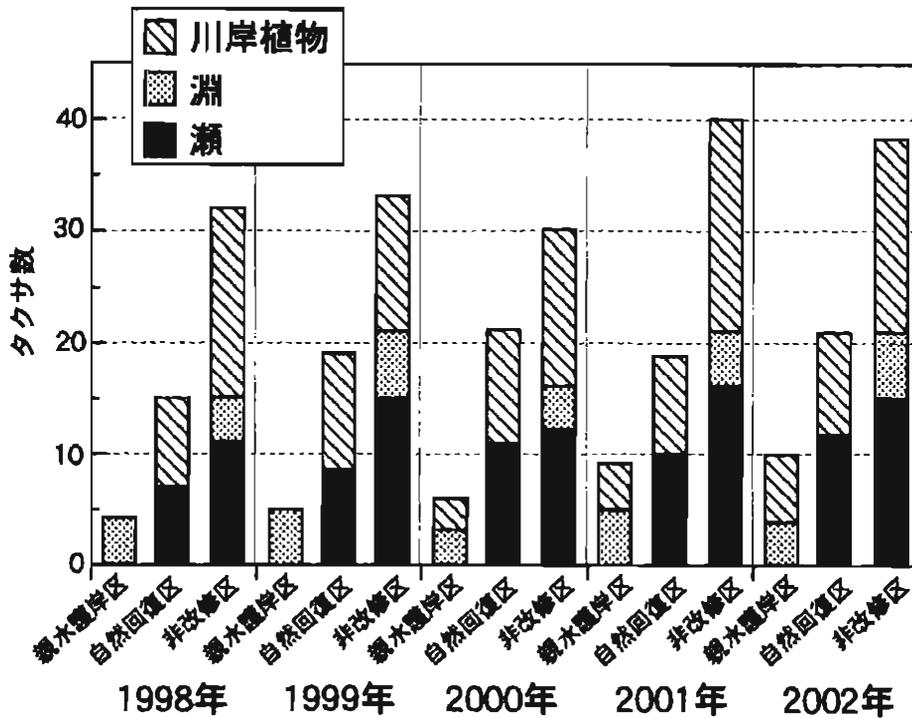


図1. 夏期調査(6-7月)における採集タクサ数の調査場所ごとの比較。縦軸のタクサ数は、平均ではなく、のべタクサ数を示す。

して、貧毛類とユスリカ科とコカゲロウ科・タニガワカゲロウ科の弱令幼虫とカワニナだけで、採集タクサ数は毎年、4-6タクサしかなかった。

自然回復区では、方法の項で書いたように、5年間を通してほとんど淵が形成されていなかったため、淵での採集ができなかった。瀬は、早瀬にあたるものがなく、平瀬状態の川底だけであったが、5年間を通して、7-12タクサの水生動物が採集された。個体数ではユスリカ科とコカゲロウ科・タニガワカゲロウ科・ヒラタカゲロウ科・マダラカゲロウ科の幼虫が多く、シマトビケラ科のトビケラやミズムシ・カワニナなども若干採集された。ツルヨシを主体とした川岸植物群落では、毎年、8-12タクサの水生動物が採集され、フタオカゲロウ科・コカゲロウ科やカワトンボ科・サナエトンボ科・ヤマトンボ科のトンボの幼虫などの水生昆虫だけでなく、ギギやドンコ・カワヨシノボリ・オイカワなど魚類の稚魚やカワニナ・サカマキガイなどの巻貝も採集された。

非改修区の瀬では、11-16タクサの動物が採集された。個体数が多かったのはユスリカ科とコカゲロウ科・タニガワカゲロウ科・ヒラタカゲロウ科・マダラカゲロウ科・チラカゲロウ科の幼虫で、シマトビケラ科やヒゲナガカワトビケラ科のトビケラやカワゲラ科やミドリカワゲラ科などのカワゲラ類なども少なからず採集されている。タクサ数について、この非改修区での採集結果と自然回復区の瀬での採集結果とを比較すると(方形枠1ヶの中のタクサ数を従属変数とし、年と非改修区/自然回復区との区別とをグループ変数として、繰り返しのある2元配

置の分散分析を用いると)、非改修区の方が有意にタクサ数が多い、という結果が得られた ($p < 0.01$ 、年毎の違いについては、 $p > 0.05$)。

非改修区の川岸植物では、13-19タクサの水生動物が採集され、のべタクサ数では、この部分での採集数が最も多かった。フタオカゲロウ科・コカゲロウ科やイトトンボ科・カワトンボ科・サナエトンボ科・ヤマトンボ科・ヤンマ科のトンボの幼虫、アメンボ・ミズカマキリ・タイコウチ・ミズスマシ・マツモムシなどの水生昆虫だけでなく、ドンコ・カワヨシノボリ・オイカワ・カワムツなど魚類の稚魚、カワニナ・チリメンカワニナ・サカマキガイ・ヒメモノアラガイ・モノアラガイなどの巻貝、ミズムシやシマイシビルなど、幅広い分類群の動物が採集されている。この非改修区の川岸植物で採集されたタクサ数を、自然回復区の川岸植物で採集されたタクサ数と比較すると(網入れ10回あたりの採集タクサ数を従属変数とし、年と非改修区/自然回復区との区別とをグループ変数として、繰り返しのある2元配置の分散分析を用いると)、瀬の場合と同じく、非改修区のタクサ数の方が有意に多かった ($p < 0.001$ 、年毎の違いについては、 $p > 0.05$)。

非改修区の淵では4-6種類しか採集されず、貧毛類、ユスリカ科とコカゲロウ科・タニガワカゲロウ科の弱令幼虫やカワニナだけであった。

冬の採集結果

冬の調査でも、夏と同じように、親水護岸区では5年間を通して瀬が全く形成されていなかったために、瀬で調査をすることができなかった(図2)。親水護岸区の淵では、毎年、5-9タクサが採集されたにとどまり、貧毛類とユスリカ科、コカゲロウ科・タニガワカゲロウ科の弱令幼虫やカワニナが主体であった。親水護岸区の川岸植物群落は、2002年以降にツルヨシなどの枯れた桿などが林立する場所ができるようになり、そこで調査を行ったが、3-6タクサしか採集できなかった。

自然回復区の瀬では、12-17タクサの水生動物が採集された。フタオカゲロウ科・コカゲロウ科・チラカゲロウ科・タニガワカゲロウ科・ヒラタカゲロウ科・マダラカゲロウ科などカゲロウ科の幼虫が多く、シマトビケラ科・ヒゲナガカワトビケラ科のトビケラやミズムシ・カワニナなども若干採集された。自然回復区の川岸植物群落では、6-10タクサほど採集されており、フタオカゲロウ科やコカゲロウ科のカゲロウ類、カワトンボ科・サナエトンボ科・ヤマトンボ科のトンボの幼虫やドンコ・カワヨシノボリ・オイカワなど魚類の稚魚やカワニナも採集された。ただし、個体数はいずれも少なかった。

非改修区の瀬では、15-26タクサの動物が採集され、のべタクサ数はこの部分でもっとも多かった。ユスリカ科とコカゲロウ科・タニガワカゲロウ科・ヒラタカゲロウ科・マダラカゲロウ科・チラカゲロウ科などカゲロウ類の幼虫の個体数も多く、シマトビケラ科・ヒゲナガカワトビケラ科などのトビケラやカワゲラ科・ミドリカワゲラ科などのカワゲラ類なども少なからず採集されている。非改修区の瀬で採集されたタクサ数を、自然回復区の瀬でのタクサ数と比較すると(方形枠1ケの中のタクサ数を従属変数とし、年と非改修区/自然回復区との区別とを

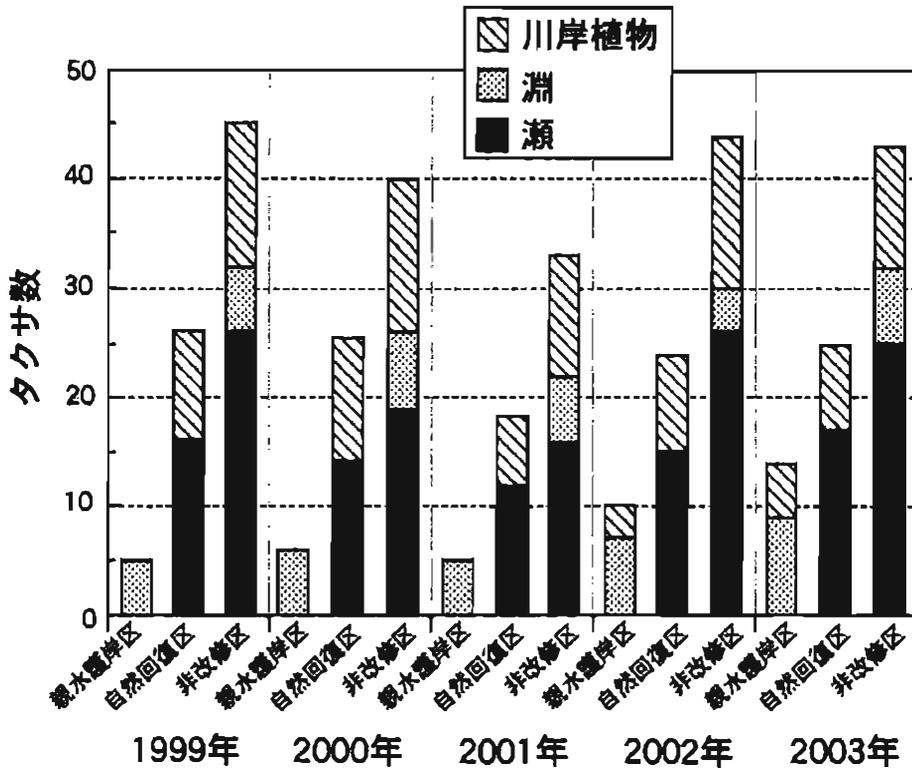


図2. 冬期調査（1－2月）における採集タクサ数の調査場所ごとの比較。縦軸のタクサ数は、平均ではなく、のべタクサ数を示す。

グループ変数として、繰り返しのある2元配置の分散分析を用いると)、非改修区の方が有意にタクサ数が多い、という結果が得られた ($p < 0.005$ 、年毎の違いについては、 $p > 0.05$)。

非改修区の川岸植物で採集された水生動物のタクサ数は11-14で、カゲロウ類についてはコカゲロウ科・タニガワカゲロウ科・マダラカゲロウ科・チラカゲロウ科などで瀬での採集タクサと共通するものが多かった。その他には、カワトンボ科・イトトンボ科・ヤマトンボ科などのトンボ類や、カワヨシノボリ・オイカワ・カワムツなどの魚類の稚魚、カワニナ・チリメンカワニナなどの巻貝が採集されている。この非改修区の川岸植物でのタクサ数を、自然回復区の川岸植物でのタクサ数と比較すると（網入れ10回あたりの採集タクサ数を従属変数とし、年と非改修区/自然回復区との区別とをグループ変数として、繰り返しのある2元配置の分散分析を用いると)、瀬の場合と同じく、非改修区のタクサ数の方が有意に多かった ($p < 0.01$ 、年毎の違いについては、 $p > 0.05$)。

非改修区の淵では、4-7タクサが採集されているが、貧毛類とユスリカ科、コカゲロウ科・タニガワカゲロウ科の弱令幼虫やカワニナが主体であって、こういったタクサは親水護岸区の淵での採集タクサと類似していた。

溶存酸素量と酸化還元電位（表1）

2003年7月の溶存酸素量の平均値は、各区とも、概ね流心部で最も高く、植物群落の端部（開放水面から50cm内側）、植物群落の奥部（開放水面から2m内側）と向かうにつれて、減少していた。各区の3ヶ所での測定の平均値は、いずれも有意に異なっていた（ANOVA検定で、親水護岸区： $p<0.01$ 、自然回復区： $p<0.05$ 、非改修区： $p<0.001$ ）。しかし、非改修区では、植物群落の奥部に向かうにつれての減少は著しく、植物群落の奥部では、流心部に比べて溶存酸素量がかなり少ない状態にあった。

表1. 溶存酸素量と酸化還元電位の調査場所ごとの比較。数値は5回計測の平均値を示す。

調査区	溶存酸素量 (ms/cm)		酸化還元電位 (mV)	
	2003年7月	2004年2月	2003年7月	2004年2月
親水護岸区				
流心部	7.72	6.91	221.2	234.5
植物群落端部	8.02	7.14	210.2	234.7
植物群落奥部	7.34	7.09	197.8	220.2
自然回復区				
流心部	7.79	7.31	230.6	240.4
植物群落端部	7.64	7.22	195.4	237.9
植物群落奥部	7.54	7.06	192.4	221.6
非改修区				
流心部	8.11	7.14	235.6	239.1
植物群落端部	7.42	6.57	194.8	206.5
植物群落奥部	6.37	6.29	153.2	168.2

2004年2月での溶存酸素量の平均値も、2003年7月と同様の傾向を示した。各区とも、流心部から植物群落の奥部へと向かうにつれて、平均値が減少しており、各区の3ヶ所での測定の平均値は、いずれも有意に異なっていた（ANOVA検定で、親水護岸区： $p<0.05$ 、自然回復区： $p<0.05$ 、非改修区： $p<0.001$ ）。ただし、親水護岸区と自然回復区での流心部・植物群落端部・植物群落奥部での違いは少なく、非改修区での違いは著しいものであった。

酸化還元電位は、溶存酸素が消費されると低下することが知られており、この値が低いと、酸化状態よりも還元状態が強いことが示唆される（宗宮、1990）。2003年7月の測定結果では、各区とも流心部で最も高い値を示し、植物群落の奥部では低い傾向にあった。親水護岸区と自然回復区では、流心と植物群落奥部との差は少なく、非改修区では、植物群落奥部の値がかなり低い傾向にあった（ANOVA検定で、親水護岸区： $p<0.05$ 、自然回復区： $p<0.05$ 、非改修区： $p<0.001$ ）。この傾向は、2004年2月の測定でも、同様であった（ANOVA検定で、親水護岸区： $p>0.05$ 、自然回復区： $p<0.05$ 、非改修区： $p<0.001$ ）。つまり、非改修区の植物群落の奥部は、還元的な傾向が強い状態にあることがわかった。

考 察

河川環境と水生生物相の違いについて

1997年から2002年までの調査期間中には、親水護岸区、自然回復区、非改修区のそれぞれで、河川環境に大きな違いがあり、それを反映して、瀬・淵・川岸植物のそれぞれで採集された生物の種数や生物相には、各区で大きな違いがあることがわかった。

桜井市金屋地区の親水護岸区の改修工事は、河原・中洲とそこに生えていた川岸の植物を全て除去して進められていたため、改修工事後4年ほど経過した1999年までは、瀬や川岸植物群落が存在せず、浅く平坦な砂泥の川底が全面を占めていた。そこで採集された生物は、ユスリカ科・イトミミズ類などの淵的環境に生息するものばかりで、3つの方形枠での採集結果を込みにしたのベタクサ数も5-7タクサ程度と、大変に貧弱なものであった。2000年から、クサヨシやツルヨシなどの抽水植物の群落は形成されたが、植物の密度は非常に低く、群落面積も大変に小さかったためか、その川岸植物群落で採集されたタクサ数も、のべで4-6種程度と極めて少ないものであった。2003-2004年に行った水質調査の結果でも、溶存酸素量と酸化還元電位の値はともに流心部と大きな違いがなく、本来水が滞留しがちで酸素不足・還元状態になりやすい植物群落内部でも溶存酸素量が多く酸化的な状態にあるという結果が得られた(表1)。つまり、水質という点でも、流心と川岸植物群落内部ではかなり一様な環境にあることがわかった。こういった現象は、親水工事から7-8年が経過しても、河川の多様な自然環境がまだ復活しておらず、河川環境の多様性が貧弱なままであったため、生物の生息場所の構造も水質環境も単調であったことを示すものと考えてよいだろう。

桜井市金屋地区の自然回復区では、写真4に示したように、護岸部分で川岸植物に多少は配慮した工法が採用されていた。しかし、この工事によって幅4-5mほどの高水敷が両岸に作られたために、通常の水量の時に河川水が流れる空間が狭まり、水流が蛇行する空間がほとんどないために淵が全く形成されず、右岸には平水時の流速が30-50cm程度、水深が40-70cm程度の平瀬的環境がほとんどの区間で直線的に続いていた(岩崎、未発表)。底質も、部分的には泥も含んだ砂・小石と長径20cm程度までの小礫がほとんどで、礫も浮き石が少なく多くは沈み石であった(岩崎、未発表)。右岸の竹組み護岸の基礎部分は、この直線的な流れに常に洗われているためか、水深が40-70cmと深く、組まれた竹に水生植物が根付いている場所はほとんどなく、植物群落はほとんど形成されていなかった。この平瀬的環境で採集された生物は、流速の早い環境に生息するものが多く、そのタクサ数は、夏・冬ともに、前述した非改修区の瀬で採集された生物に比べて少なかった。水深・流速・底質・水の流線という点で非常に単調な平瀬的環境であったために、後述するような多様な微少生息場所空間を持っていた非改修区よりも採集されたタクサ数が少なかったものと思われる。

自然回復区の左岸には、改修工事前から存在していたと思われるツルヨシ・ガマを主体とした抽水植物群落がほとんどの区間で形成されていたが、群落の幅は狭く、溶存酸素量と酸化還元電位という点から見た水質も、流心部と類似したものであった(表1)。ここで採集された

生物は、もっぱらカワトンボ・ヤマトンボ・コイ科魚類の稚魚といった川岸植物群落に特有のもので、後述するように、非改修区では瀬に生息する動物や止水性の動物も採集されていたこととは対照的である。自然回復区での採集タクサ数の少なさは、川岸植物群落の構造も生物にとっての微小生息空間も多様ではなかったためと思われる。

非改修区では、早瀬・平瀬・淵の区別が明瞭にあり、中洲・河原とそこに繁茂する抽水植物群落も自然に近い状態で残されており、河川環境が多様で、水質の点でも大きな変異がある状態が残されていたことがわかった。淵で採集された生物の種組成とタクサ数は、前述した親水護岸区で採集されたものと大きな違いはなかったが、瀬では、夏・冬ともに、常に、自然回復区よりも多数のタクサが採集された。非改修区には、早瀬・平瀬がともにあって、流速は20-80cm、水深は5-60cmと変化に富んでいた。底質も砂はもちろん長径が1cm程度の小石から40cm程度の中礫までが存在して変化に富んでおり、沈み石も浮き石も存在していた（岩崎、未発表）。こういった瀬の環境の多様さが、採集された生物のタクサ数が多かったことの原因と思われる。

非改修区の川岸植物群落の環境・空間も多様であった。最大で4-5m程度の幅を持った抽水植物群落が広く形成されている場所があり、ミゾソバ・クサヨシ・ツルヨシ・ガマといった多くの植物から成っていた。川岸植物群落の縁辺部（開放水面から50cm内側）の溶存酸素量と酸化還元電位は、流心部よりもはっきりと低く、さらにその奥部（開放水面から2m）になると、溶存酸素も酸化還元電位もさらに減少して、酸素不足・還元的な環境になっていた。植物の密度は計測しなかったが、他の2つの調査区と比べてかなり高かったため、植物群落の奥部では、水がかなり滞留していることが示唆された。川岸植物群落内部の環境も、多様であったことが推察される。ただし、植物群落での生物の採集は開放水面との接点である縁辺部で行われたために、酸素不足・還元的な環境の影響は強くなかったようで、自然回復区と比べて多数のタクサが、夏・冬ともに採集された。カワトンボ・イトトンボ・カワムツなどコイ科魚類の稚魚といった川岸植物群落に特有の動物ばかりでなく、タイコウチ・ミズカマキリ・マツモムシといった止水性の動物や、瀬と共通のマダラカゲロウ類やミズムシ・サカマキガイなども採集されたことが、採集タクサ数が自然回復区よりも多かったことの原因である。以上のように、非改修区では、流心部分・川岸部分ともに、河川環境が多様であったことが、採集されたタクサ数が他の2つの区よりも多かったことの原因と考えられる。

水生動物群集における川岸植物群落の重要性

川岸の植物群落は、その葉・茎・根が混在することで細かく複雑な空間構造を作り出し、それが生息場所の質と量を増大させて、そこに住む動物の種数や個体数を豊富にしている（Brusven et al., 1990；帆刈ほか、1994；Maurer & Brusven, 1983；Ormerod, 1988；Ormerod et al., 1993；Rutt et al., 1989；Ito, 1996）。今回の調査では、シルトや落葉などが堆積した止水などに適した形態を持つとされ、流れの緩やかな河川の礫底や砂底に生息しているシリナガマダラカゲロウ（石綿、1989）や、京都市の賀茂川では流れの緩やかな礫底に大量に生息しているオオ

フタオカゲロウ（岩崎ほか、1997）などが、非改修区の川岸植物群落の内部に多数生息していた。また、水辺の植物や止水的環境に強く依存している動物群も採集された。カワトンボ科やコヤマトンボの幼虫は、川岸の水生または湿性植物群落に特徴的な水生昆虫であり（石田、1969；石田ら、1988）、イトトンボ科も、止水的な水塊の水生植物を主な生息場所としている昆虫である（石田、1969；石田ら、1988）。個体数は少ないながら、ミズカマキリ・タイコウチ・マツモムシといった止水性の半翅目の成虫も、おなじ調査場所で採集された。礫底や流れのある水面には通常出現しない止水性のアメンボ科やイトアメンボ科も多数採集されている。また、非改修区の礫底では、ミズムシ・シマイシビル・サカマキガイが少数ながら生息していたが、同じ非改修区の川岸植物群落では、こういった汚濁域に数多く出現する種に混じってイトトンボ科やカワトンボ科が数多く生息しており、とくに、清流に生息するといわれるオオカワトンボ（石田、1969；津田、1976；石田ら、1988）も少数ながら分布していた。さらに、カワムツとカワヨシノボリの稚魚が夏一秋に多数採集され、恐らく、流れが緩やかな植物群落の中が稚魚の生育場所となっていたものと思われる（水野、1996）。

今回の調査結果は、京都市の加茂川で行われた調査と同じく（岩崎ほか、1997）、川岸の植物の存在が、流水の砂礫底を主な生息場所とする種だけでなく、止水性または植物体に依存した動物群の生息をも可能とし、河川中流域の水生動物群集の種組成の多様性を高めている点で、景観的にだけでなく生態学的にも極めて重要なものであることを示唆している。

ところが、奈良県が桜井市を流れる初瀬川で行った「親水化」という名の河川改修は、親水護岸区においても自然回復区においても、早瀬・平瀬・淵といった河川要素や、川岸植物群落の構造を単調化させ、工事終了後5－8年を過ぎてもそれを継続させていることで、水質環境や水生動物相を画一化させていることが、今回の調査から明らかになった。河川の改修を進めるにあたっては、「親水化工事」のような画一的な環境を作り出すような方法ではなく、河川の多様な自然環境と豊かな生物的環境に配慮した、再自然化と自然復元が望まれる（谷田、2001）。また、自然回復区では、流路を狭めることで流水が蛇行できる空間を奪ったために、既存の川岸植物群落とそこに生息する生物相を単調にする結果をもたらしていたと思われる。河川の生物的・自然的に配慮した自然回復のための護岸工事であっても、工事の対象地区の河川環境と生物的環境の独自性を事前に調べ、その多様性を維持する形で適切に行われることが望まれる（中村、2003）。

謝 辞

野外調査や採集標本の整理同定作業を手伝っていただいた、当時奈良大学学生であった、あるいは現在の奈良大学学生である以下の方々に厚く御礼申し上げます。美濃浦大輔さん、古谷智弘さん、伊礼貴美子さん、山内利之さん、篠田貴弘さん、木村敏浩さん、中島志之さん、田中正則さん、合庭千里さん、渡辺裕美さん、竹林奈美さん、岡戸基洋さん、石田将史さん、吉森将豊さん、福山博章さん。

引用文献

- Allan, J. D. (1995) *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388pp.
- 馬場仁志 (2001) 多自然型川づくりの事例評価：現地ワークショップによる評価の試み。応用生態工学, 4: 49-58.
- Brusven, M. A., W. R. Meeham and R. C. Biggam (1990) The role of aquatic moss on community composition and drift of fish-food organisms. *Hydrobiologia*, 196: 39-50.
- 帆刈信夫・山谷祐子・伊藤正一・本間義治 (1994) 信濃川下流域抽水植物帯の小動物群集。日本陸水学会第59回大会講演要旨集：116.
- 石田昇三 (1969) 原色日本昆虫生態図鑑：Ⅱトンボ編。保育社，東京，261pp.
- 石田昇三・石田勝義・小島圭三・杉村光俊 (1988) 日本産トンボ幼虫・成虫検索図説。東海大学出版会，東京，140pp.
- 石綿進一 (1989) マダラカゲロウ：系統的分化と小生息場所の分割利用。日本の水生昆虫：種分化とすみわけをめぐる (柴谷篤弘・谷田一三 編)，42-52。東海大学出版会，東京。
- Ito, T. (1996): A preliminary survey of macro-invertebrates associated with submerged leaves and stems of terrestrial plants in a headwater stream of northern Japan. *Biology of Inland Waters*, 11:12-19.
- 岩崎敬二・大塚泰介・中山耕至 (1997) 賈茂川中流域の川岸植物群落内の中・大型水生動物群集。陸水学雑誌, 58: 277-291.
- 岩崎敬二 (2000) 里山の自然と生物の賑わい，ヒトの賑わい：生物多様性を促進するヒトの営み。奈良大学総合研究所所報, 8: 29-49.
- 可児藤吉 (1944) 溪流性昆虫の生態。日本生物誌。昆虫：上 (古川晴男 編)，171-317。(思索社版全集 1970による)
- 川合禎次 (編) (1985) 日本産水生昆虫検索図説。東海大学出版会，東京，409pp.
- Maurer, M. A. and M. A. Brusven (1983) Insect abundance and colonization rate in *Fontinalis neomexicana* (Bryophyta) in an Idaho batholith stream, USA. *Hydrobiologia*, 98: 9-15.
- 宮地伝三郎・川那部浩哉・水野信彦 (1981) 原色日本淡水魚図鑑。保育社，東京，462pp.
- 水野信彦 (1996) 魚にやさしい川のかたち。信山社，東京，262pp.
- 中村太士 (2003) 河川・湿地における自然復元の考え方と調査・計画論：釧路湿原および標津川における湿地，氾濫原，蛇行流路の復元を事例として。応用生態工学, 5: 217-232.
- 奈良県土木部河川課 (1997) まれ人を迎えし水辺：人と自然を育む未来への遺産。奈良市。
- 野崎隆夫 (1989) ホタルトビケラ属：生活史と分布。日本の水生昆虫：種分化とすみわけをめぐる (柴谷篤弘・谷田一三編)，99-108。東海大学出版会，東京。
- Ormerod, S. J. (1988) The micro-distribution of aquatic macroinvertebrates in the Wye river system: the result of abiotic and biotic factors. *Freshwater Biology*, 20: 241-247.
- Ormerod, S. J., S. D. Rundle, E. C. Lloyd and A. A. Douglas, (1993) The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests. *Journal of Applied Ecology*, 30: 13-24.
- Rutt, G. P., N. S. Weatherley and S. J. Ormerod, (1989) Microhabitat availability in Welsh moorland and forest streams as a determinant of macroinvertebrate distribution. *Freshwater Biology*, 22: 247-261.
- 桜井善雄 (1991) 水辺の環境学：生きものとの共生。新日本出版，東京，222pp.
- 桜井善雄 (1994) 続水辺の環境学：再生への道をさぐる。新日本出版，東京，210pp.
- 佐々木寧・中村幸人 (1996) 河を以って河を制す：ドイツバイエルン州河川の再自然化。生態環境計画学会，浦和，189pp.
- 島谷幸宏 (1999) 河川管理における自然環境の復元。応用生態工学, 2: 47-50.
- 自然環境復元研究会 1995. 第三回自然環境復元海外調査団報告：ドイツ，スイスを中心として。自然環境復元海外調査団報告書編集委員会，静岡市，164pp.
- 宗宮功 (編著) (1990) 自然の浄化機構。技報堂出版，東京，252pp.
- 玉井信行 (1999) 河川の自然復元に向けて。応用生態工学, 2: 29-36.
- 玉井信行・水野信彦・中村俊六 (編) (1993) 河川生態環境工学：魚類生態と河川計画。東京大学出版会，

岩崎：初瀬川の自然環境と親水工事

東京，312pp.

- 谷田一三（1999）生態的循環と連続性から見た河川の自然復元．応用生態工学，2：37-45.
- 谷田一三（2001）水生昆虫．ミティゲーション：自然環境の保全・復元技術（森本幸裕・亀山章編著），172-189．ソフトサイエンス社，東京．
- 津田松苗（1976）汚水生物学．北隆館，東京，258pp.
- 土屋十圀（1999）多自然型川作りの適用と課題．応用生態工学，2：21-27.
- 吉村伸一（1992）生物環境を重視した河川づくり，自然環境復元の技術（杉山恵一・進士五十八編），93-104．朝倉書店，東京．
- 吉村伸一（1996）都市の川に自然と生きものにぎわいをとりもどす．みんなで作るビオトープ入門（杉山恵一監修），86-97．合同出版，東京．