

1.3 河川環境への影響に関する研究

気候変動により引き起こされると考えられる河川環境への影響には種々のものが想定されている。気温上昇や降雨パターンの変化等の気候変動が生じたとすれば、河川水温上昇や海面上昇、流量の変化を招く。流量や水温は、河川における物理環境、生化学的環境を規定する極めて重要な要素であり、これらの特性が変われば、総体として河川環境に変化を生じせしめるだろうということは想像に難くない。

このように、気候変動が生じたとすれば、河川環境にも影響が生じるであろうというところまでは、ほぼ自明の様に思われるが、その影響は具体的にどのような形で顕在化するのか、またその程度はどれほどのものなのかということが予測できなければ、適切な対応を準備することができない。そのため、気候変動がもたらすであろう河川環境への影響について、その特性や程度を早急に検討する必要があると考えられる。

しかし、流量や水温の変化が河川環境に与える影響の作用機構は複合的であること、河川環境自体が常に変動しており、河川環境の評価自体が未だ発展途上の研究段階にあること、河川環境への人為影響の程度が極めて大きく、既往情報から気候変動の影響を単純に抽出できないことなどの理由により、気候変動が河川環境に与える影響について予測することはたやすいことではない。

本稿では、河川環境の要素として、河川の流量・水質及び生物・生態系を念頭において議論することとする。地球温暖化に伴う気候変動は、このうち河川の流量と水温を直接的に変化させると考えて、これらの変化及びそれらが他の河川環境要素にどのような影響を及ぼしうるのかについて検討した。

1.3.1 流量・水質の変動特性

河川環境を規定する主たる環境要素として、流量及び水質（主として水温）をとりあげ、これらの変動特性について既往の知見を整理した。さらに、全国の流量観測地点及び公共用水域水質測定地点の調査データを用いて、過去30年程度における流量・水質の経年変化を整理し、その特徴を把握した。

1.3.1.1 我が国の河川流量及び水温の特徴

a) 流量

日本の河川流量は、平水比流量が $1 \sim 7 \text{ m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ の間にあり、世界の主要河川 ($0.023 \sim 3.16 \text{ m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$) と比べて比流量が大きいことが指摘されている（高橋ら 1980）。これは日本の河川流量が大きいことと流域面積が小さいことによる。また、最大洪水比流量は、東北の河川で一般に小さく、西南日本の外帯や北陸・九州の河川で大きい（小出 1970）。白川(2005)は、流量年表に記載されている記録を利用して、既往最大比流量を河川ごとに抽出して、流域面積との比較を行っている（図-II.1.3.1.1）。流域面積と既往最大比流量の相関は東日本の方が強い。

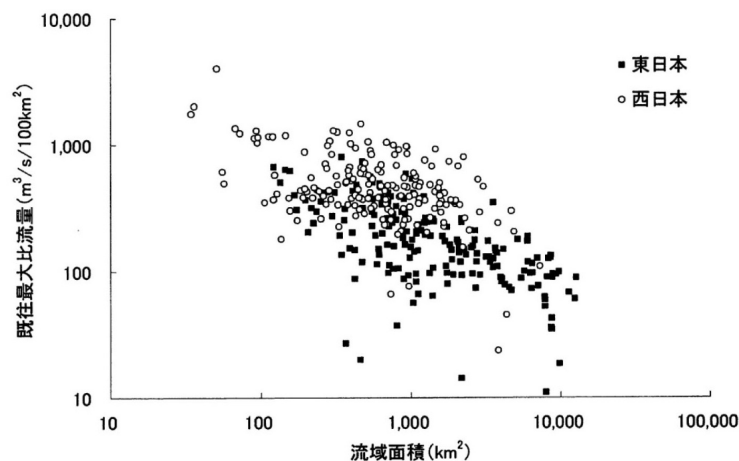


図-II.1.3.1.1 流域面積と既往最大流量の関係

b) 水温

河川の水温を決定するもっとも決定的な項目は、気候（日射量、気温、風速）、河川形状、地下水の影響、河川を覆う河畔林の枝葉と考えられる（Poole, et al. 2001）。河川水温は、単位体積あたりの水が有する熱量である。熱量は、周囲の媒体と交換されるが、これを周囲からの熱負荷と考えて、水の体積は流量により決まるものであることを考慮すると、河川水温は、熱負荷を流量により除した形でほぼ決定されることが考えられる。熱負荷については、季節変化により河川水に加わる熱負荷量が増加することで河川水温も上下することから影響は自明である。例えば、夏季に熱負荷量が増加すれば、水温が上昇する。流量については、夏季において熱負荷量が変わらない場合に取水などで水量が減少すると、分母が小さくなるため、水温は上昇するといった影響を持ちうる。河川水温は、気候等の外部の規定要因と流量という内部の要因から決定される。河川水温は単位水柱にかかる熱負荷とそれを受け入れる水柱の深さや流速により決まるため、河川における水温の年変化は流出型と密接に関係している。日本における河川水温の年変化曲線は、二つに大別される。その一つは、流量の極大が梅雨から台風期に出現する太平洋側型で、もう一つは、融雪による流量極大を持つ日本海型の河川水温変化である（新井ら 1974）。図-Ⅱ. 1. 3. 1. 2 には、左の列に太平洋側型、右の列に日本海型の例を並べてこの二つの型を示している。地上におかれた開水面をもつ水塊は、その初期水温にかかわらず水面を通しての受熱・放熱によって、最終的には大気の熱的状態と釣り合った水温を示す。この水温を平衡水温あるいは平衡温度という（新井ら（1974））。図-Ⅱ. 1. 3. 1. 2 には、測定された河川水温と平衡温度の両方が示されている。融雪出水がある日本海側の河川（図-Ⅱ. 1. 3. 1. 2 の右側列）では、3 月から 5 月ごろまで水温上昇が抑制され、昇温の変化曲線が極端に凹型を示す。この凹型の深さは、その流域の積雪量によって変化する。

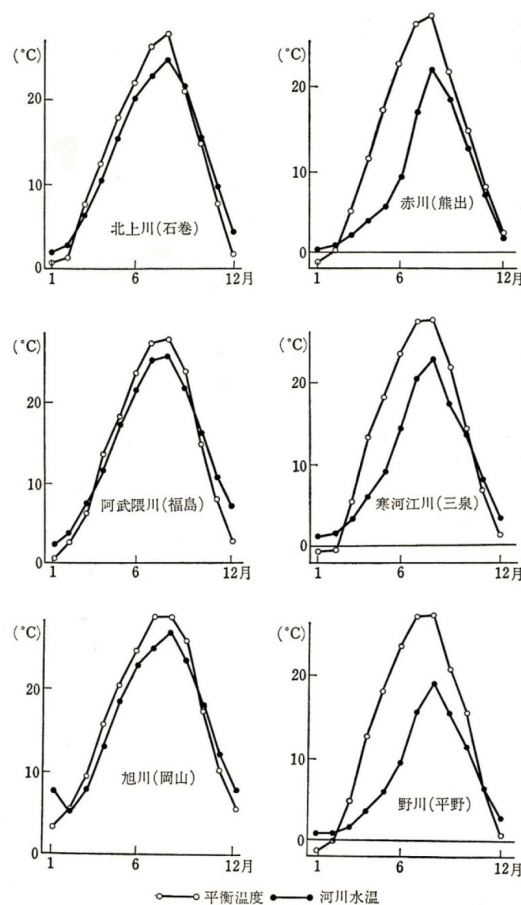


図-Ⅱ. 1. 3. 1. 2 積雪の少ない地方（左列）と多い地方（右列）の河川水温変化の比較

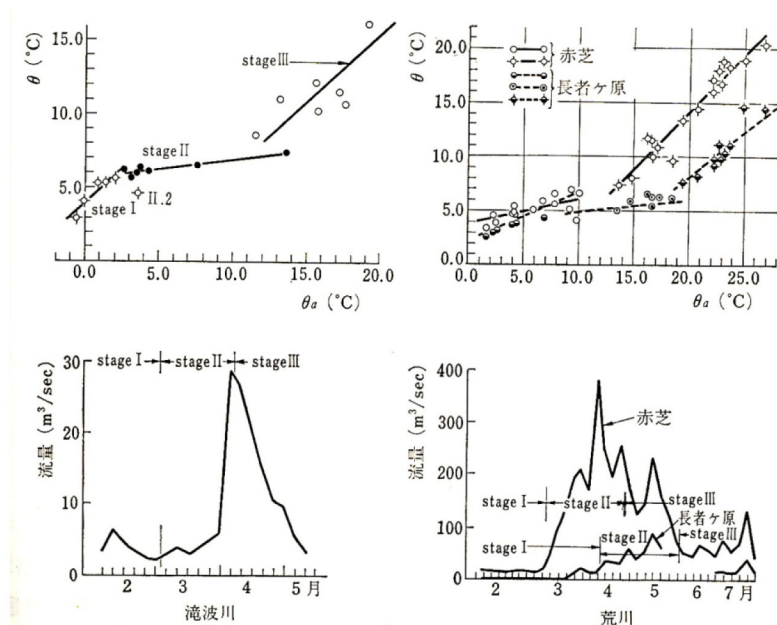


図-Ⅱ.1.3.1.3 滝波川と荒川における融雪期の水温と流量の変化

図-Ⅱ.1.3.1.3 には、荒川（山形県）、滝波川（福井県）で調査された水温と気温の半月平均値の関係が示されている。昇温初期から5～6月までの季節変化は三つのステージを経て夏に向かう。第1ステージは、冬の渇水期から融雪の始まるまで、第2ステージは融雪開始からその最盛期を過ぎて10日後まで、第3ステージは、それ以降の7月末から8月までの期間である。融雪水のうち、表面流出水の温度は、地下水流出水温よりも低温であると考えられ（新井ら1974）、第2ステージで気温の上昇に応じて水温が上昇しないのは、融雪水が表面流出水として河川に供給される割合が大きく、この融雪水の供給面積も最大で、水温上昇が最も小さい時期であるためである。日本における太平洋側の河川については、平衡水温から概ね水温変化を推定できるが、日本海側の河川では融雪による影響を考慮する必要があることがわかる。山辺(1967)は、日本の山地河川の水温特性を調べて、気温との関係を表-Ⅱ.1.3.1.1のように整理している。この表中のbは、水面熱負荷に対する水温の変化率と比例関係にある。これを決定する主な因子は流速と水深であると考えられ、おおまかに流域面積の関数とも考えられている。また、aは水源の水温に近い値と考えられる。

表-Ⅱ.1.3.1.1 日本の山地河川における水温と気温の関係

わが国における河川水温(θ)と気温(θ_a)の回帰式($\theta = a + b \cdot \theta_a$)

番号	水系	河川名	観測地点	流域面積 (km^2)	海拔高度 (m)	統計年数	a	b	平均偏差 ($^{\circ}\text{C}$)
1	勇別川	勇別川	白滝	127	360	1958～1960	0.61	0.63	±0.7
2	"	"	丸瀬布	808	170	"	-0.18	0.73	0.7
3	常呂川	無加川	厚和	215	430	"	0.63	0.56	0.7
4	"	常呂川	置戸	377	220	"	0.76	0.66	0.7
5	十勝川	音更川	幌加	205	560	"	-0.33	0.58	0.6
6	"	利別川	利別	1484	80	1959～1960	0.03	0.77	1.4
7	北上川	猿ヶ石川	二日町	540	230	1958～1960	2.87	0.67	0.8
8	"	小友川	小友	78	250	"	4.31	0.59	0.7
9	阿賀野川	只見川	奥只見	518	540	1958～1959	1.57	0.57	1.1
10	信濃川	黒又川	黒又第二ダム地点	110	420	1960～1961	1.17	0.58	1.3
11	庄川	庄川	御母衣	407	620	1957～1960	1.84	0.61	0.5
12	利根川	神流川	万場	282	290	1965～1966	1.60	0.83	0.8
13	天竜川	大千瀬川	浦川	351	130	1958～1959	1.03	0.89	0.8
14	熊野川	東ノ川	大瀬	141	230	1956～1959	2.63	0.70	0.4
15	"	十津川	風屋	660	210	1957～1959	3.56	0.66	0.6
16	吉野川	吉野川	早明浦	411	240	1956～1960	4.23	0.73	0.4
17	"	伊予川	伊予川	293	140	1957～1960	1.66	0.78	0.8
18	奈半利川	奈半利川	二又	146	170	1958～1960	5.73	0.68	0.7
19	球磨川	川辺川	平川	456	140	1960	4.13	0.75	1.0

河川水温に関する研究は、旧来数多くなされてきており、またデータも数多く取得されている。既往研究により明らかになっている気温と河川水温の関連を評価することで、将来起こりうる気候変動による水温変化予測については、相当程度正確に実施できると思われる。

1.3.1.2 全国の河川における流量・水質の経年変化の実態調査

a) 調査の狙いと方法

河川の流量・水温に対して適切な管理と目標設定を行うためには、それらの変化の実態を把握するとともに、影響要因を評価することが必要であるが、自然条件や人為影響の大きく異なる河川について、総合的に流量・水質の変化を分析した事例は少なく、変化の実態が明らかにされていないことが課題となっている。そこで、全国の河川における流量・水質の経年変化の実態を把握するため、全国の河川から 20 河川 60 地点を抽出し、流量観測所及び公共用水域水質測定地点の観測データを用いて、過去 30 年間程度（1982-2007 年）を対象に流量・水質の経年変化を気象情報と合わせて整理した。さらに、水温の経年変化の近似曲線の傾き及び全期間平均値を用いてクラスター分析を行い抽出地点を類型区分し、類型ごとに流量・水質・気象情報等の特徴との比較を行った。なお、本調査では、水温以外の水質項目（pH、BOD、COD、TN、TP、SS）についても対象とし、水温や流量の変化との関係を整理した（望月ら 2011）。

b) 調査結果

抽出地点における流量・水質の近似直線の傾きを整理したものを表-II.1.3.1.2 に示す。

表-II.1.3.1.2 抽出地点の流況・水質の変化の傾向把握 経年変化（近似直線の傾き）

地方	水系名	河川名	流量観測所	豊水流量	平水流量	低水流量	渇水流量	流量トレンド (ア)増加型 (イ)減少型 (ウ)豊水減少、渇水増加型	水質観測所	水温	pH	DO(mg/l)	BOD(mg/l)	COD(mg/l)	SS(mg/l)	T-N	T-P	降水量
北海道	釧路川	釧路川	榑茶	1.30E-03	9.00E-04	8.00E-04	7.00E-04	(ア)	新川橋	3.00E-05	5.00E-05	1.00E-04	6.00E-05	6.00E-05	-1.80E-03	3.00E-05	-6.00E-07	
								(ア)	勝達橋	5.00E-05	5.00E-05	8.00E-05	9.00E-06	-9.00E-06	-3.10E-03	1.00E-05	-2.00E-06	3.76
	常呂川	常呂川						(ア)	余比羅橋	-7.00E-05	5.00E-05	5.00E-05	1.00E-05	3.00E-05	-8.00E-04	6.00E-05	3.00E-06	
東北	最上川	最上川	下野	8.80E-03	7.30E-03	4.50E-03	2.20E-03	(ア)	新松橋	-2.00E-04	-4.00E-06	4.00E-05	-6.00E-05	-4.00E-05	-6.00E-04	2.00E-05	-5.00E-06	7.82
								(ア)	下野	2.00E-04	2.00E-05	6.00E-06	6.00E-05	-4.00E-04	1.00E-05	-1.00E-07	-0.48	
	名取川	広瀬川	広瀬橋	9.00E-04	5.00E-04	2.00E-04	9.00E-05	(ア)	三橋	2.00E-04	5.00E-05	7.00E-05	1.00E-04	2.00E-04	8.00E-04	6.00E-05	-5.00E-06	4.84
北陸	小矢部川	小矢部川	長江	2.00E-04	2.00E-04	2.00E-04	3.00E-06	(ア)	国巻橋	3.00E-05	2.00E-05	4.00E-05	-2.00E-05	6.00E-05	-1.00E-03	4.00E-05	-4.00E-06	6.75
								(ア)	守山橋	-1.00E-04	2.00E-05	1.00E-04	-3.00E-05	1.00E-04	-5.00E-04	-3.00E-06	-9.00E-06	
	阿賀野川	阿賀川	山科	1.70E-03	1.30E-03	-1.00E-04	-5.00E-04	(ア)	富古橋	6.00E-04	-5.00E-05	3.00E-05	-1.00E-04	-7.00E-05	-4.00E-04	-3.00E-06	-6.00E-06	21.81
関東	荒川	荒川	小谷	1.60E-03	2.00E-04	4.00E-04	4.00E-04	(ア)	馬越橋	5.00E-05	-4.00E-05	-1.00E-05	-7.00E-05	2.00E-05	-4.00E-04	7.00E-06	-8.00E-07	14.94
			馬下	9.10E-03	7.90E-03	3.40E-03	6.00E-04	(ア)	馬下橋	3.00E-04	2.00E-05	3.00E-06	-4.00E-05	3.00E-06	-1.40E-03	3.00E-06	3.00E-06	19.58
	多摩川	多摩川	石原	2.40E-03	1.40E-03	8.00E-04	5.00E-04	(ア)	葛西橋	2.00E-04	2.00E-05	2.00E-04	-1.00E-04	-6.00E-05	-1.20E-03	-2.00E-05	-1.00E-05	
中部	豊川	豊川						(ウ)	岩瀬水門	4.00E-04	2.00E-05	8.00E-04	-2.00E-05	8.00E-04	-1.20E-03	8.00E-04	-2.00E-05	
								(ウ)	行田橋	2.00E-04	3.00E-05	2.00E-04	9.00E-05	3.00E-05	-2.40E-03	1.00E-04	-2.00E-04	
	利根川	利根川	布川	-3.30E-03	2.80E-03	3.30E-03	1.30E-03	(ウ)	江北橋	3.00E-04	3.00E-05	3.00E-04	-6.00E-05	-2.00E-04	-1.80E-03	8.00E-06	-1.00E-05	
近畿	九頭竜川	九頭竜川	中角	-1.20E-03	-1.60E-03	-1.10E-03	2.00E-04	(ウ)	笹切橋	3.00E-04	3.00E-05	4.00E-04	-2.00E-04	-1.60E-03	-2.00E-04	-1.00E-05		
								(ウ)	長良橋	4.00E-04	2.00E-05	2.00E-04	-6.00E-04	-7.00E-04	-3.00E-04	4.00E-05		
	大和川	大和川	王寺	2.00E-04	2.00E-04	9.00E-05	1.00E-04	(ア)	多摩川原橋	3.00E-04	-1.00E-05	1.00E-04	-5.00E-04	-1.00E-04	-9.00E-04	-2.00E-04	-2.00E-05	4.59
中国	江の川	江の川	尾関山	-6.00E-04	-4.00E-04	-8.00E-04	-4.00E-04	(イ)	大膳橋	2.00E-04	-1.00E-05	6.00E-05	-2.00E-04	-1.00E-04	-5.00E-05	-4.00E-04	-1.00E-05	
								(イ)	肥後橋	2.00E-04	3.00E-05	2.00E-04	-7.00E-06	8.00E-05	2.00E-04	4.00E-05	-1.00E-06	
	佐渡川	佐渡川	中角	-1.20E-03	-1.60E-03	-1.10E-03	2.00E-04	(ウ)	二子橋	1.00E-04	3.00E-05	2.00E-04	-7.00E-04	-4.00E-04	-9.00E-04	-1.00E-04	-2.00E-05	
四国	重信川	重信川	出合	-4.00E-04	-6.00E-06	7.00E-05	4.00E-05	(ウ)	日野橋	4.00E-04	-1.00E-05	8.00E-05	-3.00E-04	-1.00E-04	-8.00E-04	-3.00E-04	1.00E-04	4.82
								(ウ)	大網橋	4.00E-04	-3.00E-05	1.00E-04	-6.00E-04	-5.00E-04	-2.00E-03	-2.00E-04	-3.00E-05	
	土讃川	土讃川	常呂	8.00E-06	2.00E-05	1.00E-05	2.00E-06	(イ)	赤坂橋	2.00E-04	-3.00E-05	3.00E-04	-9.00E-04	-1.00E-04	-1.70E-03	-3.00E-04	-3.00E-05	
九州	筑後川	筑後川	瀬ノ下	-3.10E-03	-2.10E-03	-1.30E-03	-8.00E-04	(イ)	佐原	1.00E-04	3.00E-05	-1.00E-04	-8.00E-05	-2.00E-05	-9.00E-04	3.00E-05	-2.00E-06	4.34
								(イ)	下峯	8.00E-05	-2.00E-05	7.00E-07	-6.00E-06	4.00E-05	-2.00E-04			
	筑前川	筑前川	瀬ノ下	-3.10E-03	-2.10E-03	-1.30E-03	-8.00E-04	(イ)	吉田大橋	6.00E-04	6.00E-06	-1.00E-05	-3.00E-05	-1.00E-05	-4.00E-04	-2.00E-06	-3.00E-06	

流量観測地点における豊水、平水、低水、渇水流量の変化トレンドは、近似直線の傾きを見ると、
 (ア)全てが増加している河川、(イ)全てが減少している河川、(ウ)豊水、平水が減少し、渇水が増加している河川の大きく3つに区分できた。今回抽出した地点の中では、(ア)が最も多い結果となった。
 本稿ではこれらの要因の検証には至らなかったが、(ア)は都市部では流域の開発による流出量の増加や、農村部では農地の減少による取水量の減少等が、(イ)は中国、四国、九州地方の河川で見られ、降水量の減少や取水量の増加など水利用の変化等が、(ウ)は櫛田川(蓮ダム)などの集水域割合の大きなダムの竣工が期間内にあった地点では、ダムによる貯水や維持流量の確保等が要因としてありうると思われる。流量の変化と降水量の変化について回帰式の検定を行った結果、豊水流量と降水量は、有意水準1%を満たし有意な正の相関が見られたが、平水、低水、渇水の順で相関は低くなり、有意な相関は得られなかった。

水質に関しては、一部の河川を除いて水温、pH、DOについては全体的に増加傾向、BOD、TP、SSについては全体的に減少傾向、COD、TNについては増加・減少が半々程度あった。BOD、COD、TN、SSは、多摩川、鶴見川、大和川等の下流の調査地点では減少率が大きくなる傾向にあり、元々濃度が高かったこれらの地域では、総量規制、高度処理等の汚濁負荷対策の効果が大きいことが示唆された。

次に、1982-2007年の全期間平均水温とその近似直線の傾きによって、クラスター分析を行い、抽出地点をA~Hの8つに類型区分した結果を表-Ⅱ.1.3.1.3に示す。表-Ⅱ.1.3.1.3の「類型の特徴」は各類型における1982-2007年の全期間平均水温と近似直線の特徴を示す。また、「回帰判定」は、時間を説明変数にしたときの水温変化の回帰式の有意性の検定結果、「前半期平均と後半期平均の平均の差の有無」は前半(1982-1995年)と後半(1995-2007年)の平均値に有意差があるかの検定結果であり、t検定による

表-Ⅱ.1.3.1.3 水温の変化に着目した抽出地点の類型化

水系名 水質調査地点名	類型	類型の特徴 (水温傾き・ 平均水温)	地方	1982-2007 (全期間)			1982-1995 (前半期)			1995-2007 (後半期)			前半期平均と後半期平均の差の有無(t検定) 片側5%で有意* 1%で有意**	降水量の 平均	降水量 傾き	平均 気温	平均気 温傾き
				平均	近似直 線の傾 き	回 帰 判 定	平均	近似直 線の傾 き	回 帰 判 定	平均	近似直 線の傾 き	回 帰 判 定					
釧路川 開運橋	A	低下・低温型	北海道	9.4	-0.028		9.6	0.010		9.0	0.033	*		1029	3.76	11.6	0.019
常呂川 若松橋			北海道	10.2	-0.024		10.5	0.070		9.7	0.111			763	7.82	11.8	-0.114
阿賀野川 宮古橋			北陸	13.1	-0.066	**	13.4	-0.192	**	12.8	-0.025			1492	21.81	15.7	-0.170
肱川 新大橋	B	低下・平均型	四国	16.2	-0.040		16.4	-0.111		16.0	-0.023			1670	4.84	18.5	-0.105
小矢部川 国条橋			北陸	13.0	0.010		13.0	0.067		13.0	-0.037			2221	6.75	16.9	0.029
阿賀野川 馬越橋			北陸	12.5	0.012		12.4	0.047		12.7	-0.094			1201	14.94	15.6	-0.111
阿賀野川 馬下橋	C	横ばい・やや低温型	北陸	11.5	0.052	*	11.2	0.128	*	11.8	-0.009			1123	19.58	14.4	-0.050
多摩川 調布橋			関東	11.7	0.029		11.6	0.099	*	11.9	-0.046			1497	4.59	14.0	-0.045
利根川 布川			関東	15.9	0.031		15.7	0.047		16.1	-0.019	*		1382	4.34	17.7	-0.015
木曽川 横溝蔵	D	横ばい・平均型	中部	16.2	0.031		16.0	0.044		16.3	0.065			1723	-4.39	18.3	0.055
揖斐川 伊勢大橋			中部	16.1	0.029		16.0	0.030		16.3	0.051			2468	-3.11	18.9	0.005
宮川 度金橋			中部	16.2	0.006		16.2	0.087	*	16.2	-0.028			3193	7.90	18.4	0.050
鈴鹿川 小倉橋			中部	17.2	0.004		17.3	0.068		17.1	0.037			1825	-13.85	18.7	0.099
最上川 下野			東北	13.0	0.056		12.7	0.160		13.3	-0.012			1228	-0.48	15.7	-0.059
名取川 三橋	E	やや上昇・平均型	東北	13.7	0.074	*	13.4	0.211	*	14.1	0.013			1244	4.84	16.5	0.071
木曽川 鏡島大橋			中部	13.9	0.079	**	13.4	0.029		14.3	0.153	*		1806	-2.73	16.7	0.075
豊川 当古橋			中部	15.0	0.034		14.7	-0.010		15.2	0.065	*	*	1683	-8.94	17.8	0.003
櫛田川 両郡橋			中部	14.7	0.051	*	14.4	0.090		14.9	0.057	*	*	2037	3.74	17.9	0.068
九頭竜川 高屋橋			近畿	13.9	0.045		13.6	0.121		14.2	-0.076			2223	5.82	18.0	0.033
江の川 尾関山	F	やや上昇・やや高温型	中国	14.0	0.049		13.8	0.029		14.3	0.097			1497	-1.35	13.7	-0.017
利根川 高松			関東	14.9	0.079	**	14.4	0.021		15.4	0.115	**		1241	4.77	17.6	0.089
木曽川 長良大橋			中部	15.8	0.091		14.6	0.051		15.7	0.047	*	**	1851	2.87	18.2	0.112
豊川 江島橋			中部	14.9	0.071	**	14.4	0.107		15.3	0.042		**	2354	-5.46	18.8	0.021
土器川 常包橋			四国	15.3	0.087	**	14.8	0.105		15.9	0.047	**		1143	0.75	18.6	0.052
筑後川 久留米大橋			九州	16.2	0.059		15.7	0.070		16.8	-0.120	*		1843	-6.51	18.1	0.077
矢作川 米津大橋			中部	16.5	0.063	**	16.1	0.025	**	16.8	0.152	**		1413	0.64	18.5	0.020
櫛田川 櫛田橋			中部	15.5	0.057	**	15.1	0.035		16.0	0.029	**		2037	3.74	18.5	-0.017
豊川 吉田大橋			中部	15.8	0.078	**	15.3	0.057		16.3	0.101	*	**	2354	-5.46	18.8	0.192
長良川 伊勢大橋			中部	16.2	0.073	**	15.7	0.049		16.7	0.061	**		2170	3.24	19.4	-0.020
矢作川 中畑橋	G	やや上昇・高温型	中部	16.8	0.083	**	16.2	0.043		17.2	0.126	**		1413	0.64	19.1	-0.003
雲出川 雲出橋			中部	16.3	0.095	**	15.7	0.117		16.9	0.033	**		1683	-0.43	18.8	0.132
大和川 御幸大橋			近畿	18.4	0.070	*	18.0	0.128		18.8	0.064			1233	0.48	19.6	-0.005
庄内川 庄内新川橋			中部	18.1	0.049	*	17.7	-0.011		18.3	0.117	*		1608	-6.75	19.3	0.058
庄内川 枇杷島橋			中部	18.1	0.044		17.9	0.024		18.4	0.073			1608	-6.75	19.2	0.108
重信川 出合橋	H	上昇型	四国	20.7	0.044		17.8	-0.007		18.6	0.013	*		1315	3.84	18.6	0.010
多摩川 是政橋			関東	17.6	0.133	**	16.7	0.085		18.5	0.145	**		1497	4.59	15.9	0.001
鶴見川 亀の子橋			関東	18.1	0.142	**	17.2	0.153	**	19.1	0.076	**		1571	4.82	16.1	0.008
大和川 太子橋			近畿	18.3	0.109	**	17.7	0.090		19.0	0.174	**	**	1233	0.48	19.0	0.005

ものである。表の下に行くほど、近似直線の傾きが大きく、かつ平均水温が高い類型となる。水温低下・横ばい型の類型 A～D では有意な変化トレンドはほとんど見られなかったが、やや上昇型と上昇型の類型 E～H では有意な上昇トレンドが見られる。前半と後半の水温変化のトレンドの関係には一様な傾向は見られなかったが、全体的に前半のほうが上昇の傾きが大きい。また、上昇傾向にある類型区分では、前半と後半の水温の平均値に有意な差がある河川が多く、この 2 期間で、期間平均的な水温が上昇していることが示唆された。

c) 考察

先に述べた各類型の特徴と区分要因について考察する。類型 A～C は、気温の低下と降水量の増加の傾向が共通して見られることが特徴である。このうち類型 A, B に見られる水温の低下傾向は、気温の低下と降水量の増加という自然的要因によって導かれた可能性が高いことが示された。

類型 D～F は、気温は上昇傾向にあるが、降水量の増減は地点によって様々である。さらに、気温の傾き度合いと水温の傾き度合いが類似していることから、これらの類型に見られる水温の上昇傾向は、気温の上昇という自然的要因によって導かれた可能性が高いことが示された。

類型 G, H は、気温は上昇傾向にあり、降水量の増減は地点によって様々であることは類型 D～F と同様であるが、水温の上昇度合いが気温の上昇度合いを大きく上回っていることが特徴であり、自然的要因だけでは水温の上昇を説明できない。類型 G, H は人口密度の高い都市にある地点で構成されており、人口集中による流域の開発（下水道の流入等）といった人為的影響が、本類型を特徴づける要因となっていることが示唆された。

例えば、同じ河川でも異なる類型に分類された多摩川の是政橋（距離標 32.0k）（類型 H）と調布橋（距離標 60.0k）（類型 C）を比較すると、1982-2007 年の期間平均気温は約 2℃、水温は約 6℃の差があり、また、水温上昇の傾きにも 4 倍以上の差があった。この 2 地点間には、取水による河川水量の減少及び下水処理場からの処理排水の流入がある。また、1982-2007 年の期間を含む各年度の「下水道統計」の集計によると、石原（距離標 28.0k）までに流入する下水処理量は 1980 年から 2 倍以上に増加しており、平水流量には大きな変化が見られないことから、河川流量に占める処理水量の増加が水温上昇の原因となっていることが考えられ、是政橋地点では人為影響による水温変化が自然的要因による影響を大きく上回ったことを示した。このように、河川によっては水温も人為影響によるものと見られる変化が現れているようであり、今後の河川水質の変化について検討する場合、人為影響を詳細に評価することの重要性が見受けられた。

1.3.2 流量・水温の変化が河川環境に与える影響に関する検討

本項では、流量及び水温が変化した場合にそれが河川環境にどのような影響を及ぼすかについて、既往の知見を整理するとともに、生物・水質の全国調査データを用いて行った分析の成果を紹介する。

1.3.2.1 既往の知見の整理

a) 流量の変化と河川環境

まず、流量の変化が水質に与える影響について述べる。河川流量と水質との間には一般に相関関係が見られることが多い。流量と水質の相関関係を示すものとして、濃度～流量式（C-Q 式）あるいは、負荷量～流量式（L-Q 式）がある。負荷量(L)、水質 (C) と流量 (Q) との間には、 $L=CQ$ の関係があるので、C-Q 式と L-Q 式は独立の関係にはない。これらの関係式を実測データから導き出す場合には、最小自乗近似法などが用いられるが、L-Q 式は相関関係をとる両者に流量が入っているため C-Q 式より相関係数が高くなる傾向がある。このことから、実際には L-Q 式の形で流量変化に伴う負荷量変化という形で河川流量と水質の関係が示されることが多い。

流量変化に伴う水質変化については、その影響を大きく受ける湖沼、貯水池、内湾などの閉鎖性水域へ流入する河川における調査が多く行われている。流量増加に伴い顕著になる水質変化現象としては、土砂による水の濁りがまず挙げられる。櫻井ら(2002)の作成した結果を見ると濁りに関しては、指数部の b が 2 よりも大きいと見られる河川が大半であることがわかる (図-II.1.3.2.1)。これは、流量

増加に比して、負荷量増加の割合が大きい、すなわち流量増加に応じて濃度が上昇することを示している。このような関係を持つ水質項目は流域において負荷の発生が面的であり、降雨により流域からの負荷流出が増加する項目である場合が多い。逆に負荷が点源で降雨量とあまり関係がない場合には、降雨に伴う流量増加はこの負荷を希釈する効果を持つため指数部の b が 1 より小さくなる。流量と水質の関係は、このように水質項目毎に流域における負荷の発生および流出形態により大きく影響される。

$$L = aQ^b \quad (1)$$

ここに、 $L(g/s)$: 単位時間あたりに流出する負荷質量あるいは $L(m^3/s)$: 単位時間あたりに流出する負荷体積量、 $Q(m^3/s)$: 流量、 a 、 b : 地点毎に決定されるパラメータ

塚原ら(1998)は一つの出水中における水中懸濁物質量と流量との関係をプロットし、出水中の同じ流量時において、流量増加期の方が流量減少期よりも濁質濃度が高くなることを示している。これは、出水に伴う濃度の高まりに対する流域における貯留の影響を示唆するものである (図-II.1.3.2.2)。

流量と水質との関係は、以上のように種々の形態が見られるが、水質項目、流域特性により、様々な関係を示す。気候変動により流量が変化した場合には、同時に水質変化のパターンも変化することが予想される。

次に、河川流量が生物・生態系に与える影響について述べる。自然の河川流量は河川や周辺の氾濫原における湿地の生態系を規定していることが示されている(Bunn,et al. 2002, Junk,et al. 1989, Poff, et al 1997, Richter, et al 1998, Puckridge, et al 1998)。Bunn, et al. (2002)は、河川流量が河川に

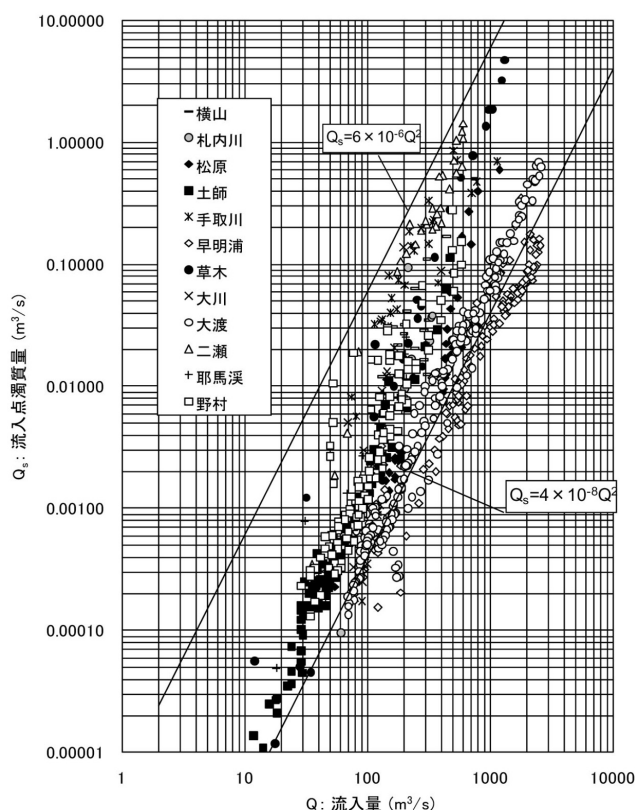


図-II.1.3.2.1 貯水池の流入濁質量と流入量の関係

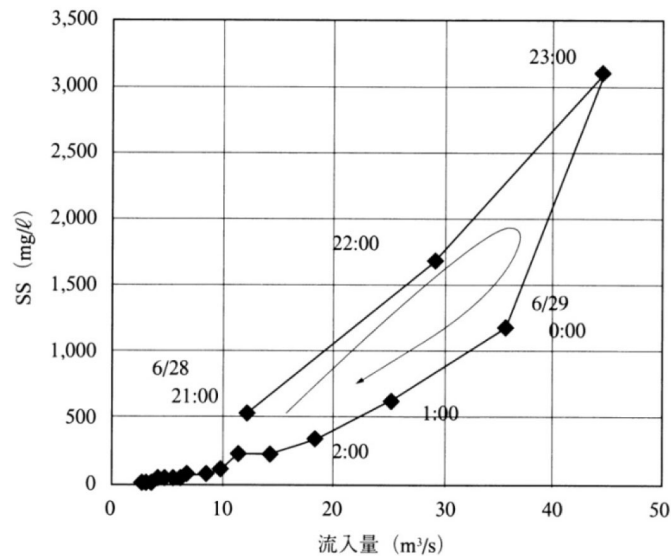


図-Ⅱ.1.3.2.2 流入濁質の出水中の変化

おける水生生物の多様性に影響する観点として、以下のような4つの原理を提示している。

原理1：流れは河川の物理的な生物生息場（ハビタット）を強く規定するもので、この作用により生物構成を規定する。ハビタットのスケールは、流域スケール（河道網規模）、リーチスケール（瀬や淵の分布）、パッチスケール（個々の河床材料に対する水理条件）にわたる。

原理2：水生生物種は主として自然の流量（natural flow regime）に直接反応する形で生活史戦略を進化させてきている。（Blanch, et al. 1999）

原理3：水域の縦横断方向の連結性が自然なパターンにより維持されることが、多くの河川に生息する種の生育にとって重要である。（Ward, et al. 1999）

原理4：流量の改変は、外来種や移入種の定着を促進させる。

Bunn, et al.(2002) が整理したこれら4つの原理を概念図として示すと、図-Ⅱ.1.3.2.3 の様になる。

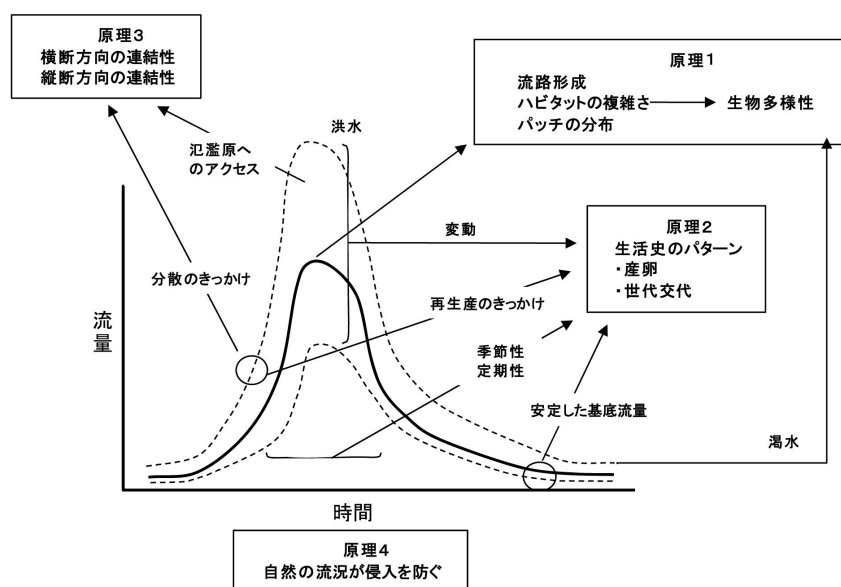


図-Ⅱ.1.3.2.3 水生生物の多様性と河川の自然の流況

皆川(2000) は、日本における研究事例を中心に、出水とハビタット、生物に関する既往研究を収集し、季節的な出水と生物の生活史と関連した役割や機能、出水規模や攪乱の程度に関連したハビタット、生物への役割や機能について整理している(表-II.1.3.2.1)。表-II.1.3.2.1の役割・機能の列には、Bunn,et al.(2002) による4つの原理に対応させたローマ数字を追加している。我が国においても、河川流量が生物・生態系に及ぼす影響について、現地における観測に基づいた種々の研究が行われていることがわかる。また、それぞれの現象は、Bunn,et al.(2002) が整理した、河川流量が河川における水生生物の多様性に影響する原理と矛盾せずに説明できそうである。

また、生態系に対する河川流量の影響についての検討は、生態系の評価指標の一つである多様性に着目する場合が多い。河川流量が生物多様性に影響する作用機構は攪乱によるものが大きいと考えられる。Huston(1994)の動的平衡モデル(dynamic equilibrium model)は、攪乱と生産性の相互関係から多様性を予測するものであるが、河川における攪乱と多様性を比較する上で参考になる。この概念を図示したものが図-II.1.3.2.4である。生産性が高く、攪乱のほとんどないシステムでは、優占種が競合の結果、他の種を駆逐してしまうために多様性は低くなる。このような場所で攪乱が増加すると優占種の競合力が低下することで他の種を駆逐することができなくなり、結果として多様性が増加する。

逆に生産性が低い場所では、競合による他種の駆逐速度が低いために、攪乱が低くても多様性は高くなる。生産性が低い場所で攪乱が激しいと、攪乱が成長速度の速くない種を再生産が行われる前に消滅させてしまうために多様度は低くなる。生産性が高く、攪乱も頻繁に生じる場所では成長速度が速いものの競合による寡占が生じさせないほど頻繁に攪乱が生じるために多様度は高くなる。

これに対して、Tilman(1982)の不均質な環境における資源競合モデル(theory of resource competition in a heterogeneous environment)は、生物種の多様性は資源の不均一性と生産性に規定されると考える。このモデルの考え方は以下のようなものである。まず、種数は比較的資源の少ないハビタットで最大になるが、資源がきわめて少なくなると急激に減少し、資源が増大すると徐々に減少する。次に多様性が最も高い集合体においては、多くの種が優占するが、資源が増加するとほとんどの種は数が少なくなり、少数の種により優占される。これらを図示したものが図-II.1.3.2.5である。最後に、ある資源量の基では、特に資源量が少ない場において、空間的不均一性が高いほど種数が増加する。HustonとTilmanのモデルを合わせると、潜在的生産性、攪乱、空間的不均一性が場における多様性を規定する鍵となっているということが示唆される。

流量が生態系に与える影響を検討するには、個々の生物種についての検討の際に考慮した項目に加えて、生物種間の関係を考慮する必要がある。その際には、場の生産性という概念を追加する必要がある。流量が、生物・生態系に与える影響についての研究は、数多く実施されているため、今後さらに包括的なレビューを実施することで、気候変動による流量変化に伴う生物・生態系への影響についての理解が整理されると思われる。

b) 水温と河川環境

河川水温は、水生生物の代謝速度、生理、生活史特性に直接影響し、栄養塩類の循環や生産性といった重要な過程の速度を決定する(Allen1995)という点で、河川環境において非常に重要な項目である。大型生物のみならず、微生物活性も水温に大きく影響されるため、生化学反応による水質変化を規定する極めて重要な要因であるし、水温変化は水の密度も変化させるため、流動にも影響を及ぼしうる。また溶存酸素の飽和濃度は、水温により変化することから、溶存酸素濃度変化という観点を通じてさらに生物に影響する。このように、数多くの水質項目の中でも水温は、河川環境におけるもっとも重要な項目である。河川水温が変化すると、水中に住む変温動物である魚類や無脊椎動物は、体温を調節できないために大きく影響を受ける。水温の持つ環境への影響の一事例として、環境省が設置した水生生物保全

表-Ⅱ.1.3.2.1 出水がハビタット、生物に果たす役割

出水時期又は出水の規模・攪乱の程度		役割・機能	文献及び研究・調査事例
季節的な出水と生物	春期	・春出水は、魚類の遡上、産卵のトリガーとなる。(Ⅱ)	・河川下流域の魚の多くは、6月の梅雨期に増水した川の河川敷の草地や湿地帯へ侵入して産卵する習性を身につけた(片野 1995)
		・融雪出水による裸地の形成はその後のヤナギ類の種子の定着地となる。(Ⅱ)	・春出水による流量増加は、Coregoninae (コログス属魚類)の孵化と流下の開始に対して最初のきっかけを与えた(Naesje T et al. 1995)
		・増水時にワンドや高水敷の草地などが冠水あるいは増水することにより本川と連続し、ワンドやタマリで生活史の一部として利用する生物の存続を維持(Ⅲ)	・ヤナギ類は、融雪出水の減水期に種子を分散し、融雪出水によって形成された裸地にいち早く侵入する(中村 1999)
	様々	・出水による種子散布、及び攪乱による種子の再分散(中村 1999)(Ⅱ)	・千曲川における 1999 年 5 月のワンド調査において、出水による本川の増水に伴い、本川とつながっているワンドに魚類が侵入し、ワンド内の魚類は増加した(建設省土木研究所環境部河川環境研究室 2000)
出水規模とハビタット・生物	小	平常時の数倍以上の河床堆積物が掃流(フラッシュ効果)する程度の出水 →比較的軽い河床付着物や堆積物の掃流、付着藻類の剥離 →付着藻類の活性化、魚類・底生動物の餌資源としての質の向上、自浄作用の防止 →自浄作用の向上(Ⅰ)	・自然共生研究センター実験河川における人工出水実験(平常時流量 0.1m³/s を 0.5、1.0、1.5、2.0、3.0m³/s に増加、ピーク継続時間 20 分)では、出水前の現存量によるが、少なくとも 1.0m³/s (平常時の 10 倍、掃流力では 5 倍)で、付着藻類は有意に減少する(皆川ほか 2000)
		河床材料の移動を伴う出水 一般に、無次元掃流力 $\tau_* > 0.06$	・松浦川水系厳木ダムにおけるフラッシュ放流(1998.11、厳木川流量 0.8m³/s を 10.7m³/s に増加、ピーク継続時間 2 時間)では、付着藻類の現存量や底生動物の個体数・現存用・群集構造への影響は認められなかったが、比較的移動性の大きい底生動物への行動には影響を及ぼした(皆川ほか 2000)
		河床堆積物が動くことによる河床内間隙水域(河川水が河床内に浸透した水域)の溶存酸素を含んだ浸透水の維持 →河床内間隙水域生物のハビタットが維持(Ⅰ)	・木曽川水系比奈知ダム試験湛水時の流量減少によりカゲ目には激減し、トミミズ目は増加していたが、フラッシュ放流のフラッシュ放流(1998.3～4、ダム放流量 0.5m³/s→11m³/s に増加(約 1 ヶ月間継続))によって、その分布は試験湛水前に回復する兆候がみられた(辻本 1999)
		河床材料の移動に伴う底生動物の流出 →優占種の変化、群集構造の変化(Ⅰ)	・利根川水系五十里ダムにおけるフラッシュ放流(出水期 4～7 月に 1 回/月、対象放流は 1997.5)では、ダム放流量 1.0m³/s→100m³/s に増加(ピーク流量継続時間:20 分)させた。その結果、河床材料の移動(最大粒径約 23cm)、付着藻類は Chl-a で 1/3 に減少(緑藻・珪藻網は大きく減少、藍藻類網は残存率高い)、底生動物は早瀬・平瀬でカゲ目やトミミズ目が減少、深い淵では増加傾向)底質の炭素・窒素含有率が約 1/3 に低下、放流前後の水質では Chl-a 及び大腸菌群数の低下が確認された(角 1998)
	大	2～3 年に一度の規模の出水	・水生昆虫にとって重要な河床内間隙水域を維持するために溶存酸素を含んだ浸透水の存在が必要になり、このような生息場所条件は増等の攪乱時に堆積物が動くことが必要(竹門 1997)
		5 年に一度の規模の出水	・実験により河床材料が移動した時に顕著に、水生昆虫が流出することが把握された(清水ほか 1998)
		冠水領域、冠水頻度の増大	・流量が安定すると極相として造網型が優占するが、出水による攪乱・流出後は、まず、遊泳型、匍匐型が回復し、その後造網型が回復し、優占種は変更する。伊勢湾台風後の大規模攪乱後の調査結果によると、台風前の状況に回復するのに 7 年を要した(津田 1972)平常時流量の 7～10 倍の出水後の南浅川における回復過程では優占無き群集→匍匐・造網型優先群集に遷移し、1 年後には洪水前の組成の群集に回復(小倉 1985)
	大	水際域から陸域の攪乱	・本流が増水し場合には、その周囲が冠水し、本流やワンドに住むフナ類やナマス、ドジョウなどが冠水した場所で産卵(片野 1998)
		水際域の浸食・堆積	・雲石川では冠水頻度が 1～5 日/年を越える場所に裸地が多い(萱場 2000)
大	流路の変更及び砂州の移動	・コロラド川グレン・キャニオンダムにおけるフラッシュ放流((1996.3)ダム放流量 200m³/s→1,270m³/s に増加、継続時間 8 日)によって、直径 75cm 程度の 10 個の河床材料は全て流下(平均 230m)し、砂浜が形成された(100 ヶ所の砂浜のうち 10%が減少、50%が増加、40%は影響を受けなかった)。河床植生への影響については、草本植物、特に一年草に有意な減少、外来植生のタマリスクの発芽の若干の抑制効果をみられた。魚類への影響では、在来種は流れの緩やかなところに逃避、移入魚種(錦鯉)も流失せず(鷲谷 1998)(Collier M 1997)	
	数年～10 数年に一度の出水	・千曲川においては、1999 年 8 月に生じた観測史上最大規模の出水により、砂州の移動、木本類を含む植物帯の破壊・流出し、規模な裸地河原が再生した(中村 1999)	

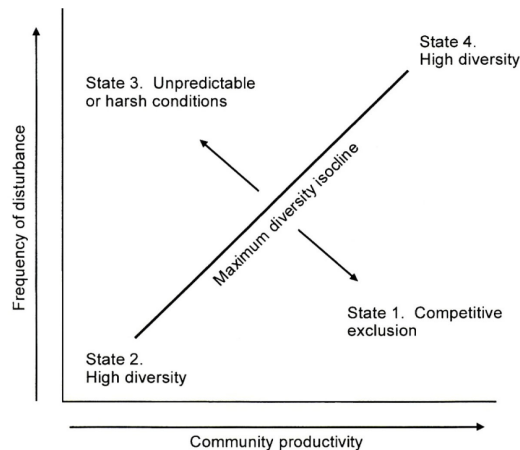


図-Ⅱ.1.3.2.4 生物多様性の動的平衡モデル

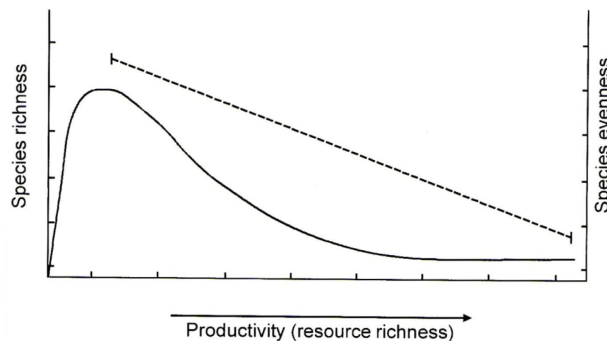


図-Ⅱ.1.3.2.5 Tilman の資源競合モデル

水質検討会の報告書(環境省 2002)に、日本に広く分布する魚介類の生息水温が整理されている。

1.3.2.2 河川水辺の国勢調査結果を利用した魚類出現特性による全国一級水系の類型化及び分析

a) 分析の狙いと手法

前項までに述べたように、流量・水質が河川環境に与える影響についての知見は蓄積しつつある。これらの知見を活用し、気候変動に伴う流量・水質の変化により、生息可能範囲が狭まるなどの河川生物への影響を予測し適切な管理を行うためには、現在の河川生物の分布及びその規定要因を把握する必要がある。このような目的に対して、日本全国の生物生息状況を位置情報とともに把握することができれば、近傍の河川環境特性の情報と比較することで、河川環境特性の変化の影響を敏感に受ける指標種の抽出やそれら指標種の生息に必要な河川環境特性に関する検討が可能になる。このために、類似の生物生息状況や河川環境特性の分布を知ることのできる環境類型区分を作成することは有効な手法である。そこで、全国109水系を対象に河川水辺の国勢調査を利用し、水系単位に加えて調査地点単位での類型化を行うとともに、類型化の単位や対象魚種の違いによる類型区分結果の違いやそれぞれの特徴について把握した(望月ら 2012)。

河川水辺の国勢調査は現在までに4巡の調査が実施されているが、本研究ではデータ集積が終了している第3巡目調査(平成16～20年)結果を用いた。本研究では河川環境への依存度が高く、比較的種の同定が細微まで行われている魚類(全確認魚種)を対象とした。

類型化には、調査地点と出現種による分類に使用されることが多いTWINSPAN法を用いた。類型の単位としては水系単位及び調査地点単位の2つのケースで行い、水系単位による類型区分では確認魚種、調

査地点単による類型区分では確認魚種及び確認個体数により区分した。また、対象確認魚種は、全魚種・準淡水魚のみ、回遊魚のみの3つのケースで行った。

b) 分析結果

水辺の国勢調査第3巡目より魚類の生息が確認された840地点を対象とする。

図-Ⅱ.1.3.2.6に、全調査地点が位置するセグメントの割合を示す。セグメントMの割合が少ないことが分かる。河川水辺の国勢調査は多くの調査地点が直轄区間内にあるため、上流部の調査地点が下流に比べて少ない。

図-Ⅱ.1.3.2.7に、今回確認できた種の種類別の割合を示す。汽水・海水魚が最も多くその割合が半数を超えていた。

各ケースにおける類型化の結果を以下に示す。以降に示す樹状図は、TWINSpan法による分類の過程を簡易に示したものであり、左の1群から次々と群を分割する。記載の種は各段階で区分の要因となった種を示している。なおここでは、区分の要因となった種が出現した又は個体数が大きい場合に(-)、出現しない又は個体数が小さい場合を(+)で示している。

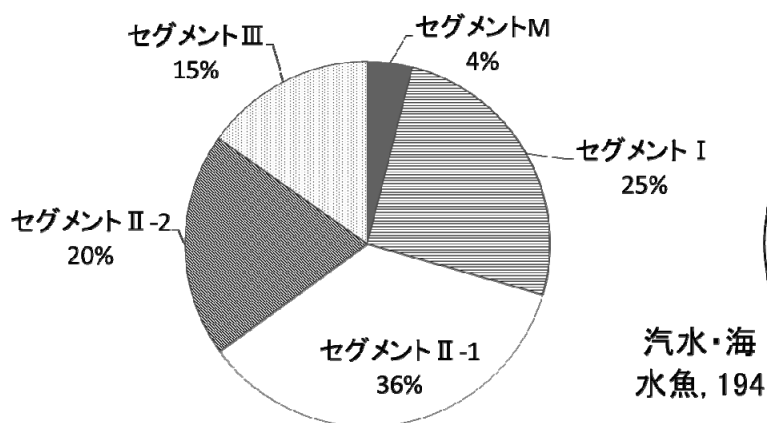


図-Ⅱ.1.3.2.6 調査地点のセグメントの割合

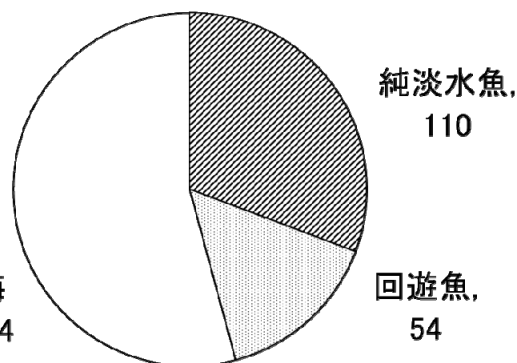


図-Ⅱ.1.3.2.7 確認種の割合(数字は種数)

b-1) 水系単位・全魚種

樹状図を図-Ⅱ.1.3.2.8に、類型区分結果を図-Ⅱ.1.3.2.9に示す。第一分類では北海道(類型8~12)とそれ以外(類型0~7)で分類された。北海道の固有種であるエゾウグイ、本州に広く分布するオイカワ、カマツカが要因となっている。本州は第二分類で類型0~3と類型4~7に大別されたが、前者は西日本、後者は東日本に分布する。(ただし、類型4は北陸及び中国地方の日本海側に分布する。)要因となった出現種はヤマメ、サケ(東日本に生息)、ウロハゼ、ゴクラクハゼ、ドンコ、カワアナゴ(西日本に生息)等であった。ドンコを除くと汽水・海水魚が要因となっていた。東日本は鶴見川・関川以北は主に類型6、7で占められ類型6は太平洋側、類型7は日本海側の水系が多く、類型6はコトヒキ、ザッパ、ビリンゴ等の汽水魚が、類型7はアカザ、カジカの淡水魚が出現することで区分されている。西日本は、有明海(類型0)及び瀬戸内海、日本海側(類型1)と、太平洋側の内湾(類型2)及び外洋(類型3)に分類された。区分の要因の種として類型0、1はシモフリシマハゼ、類型2、3はシマイサキ、コトヒキ、ボウズハゼと汽水・海水魚が多く見られた。その後の分類では類型0のハゼクチ、類型2のヌマムツ、類型3のギンガメアジ等がそれぞれの類型を特徴づける種となっており、既知の生息域とも一致する。

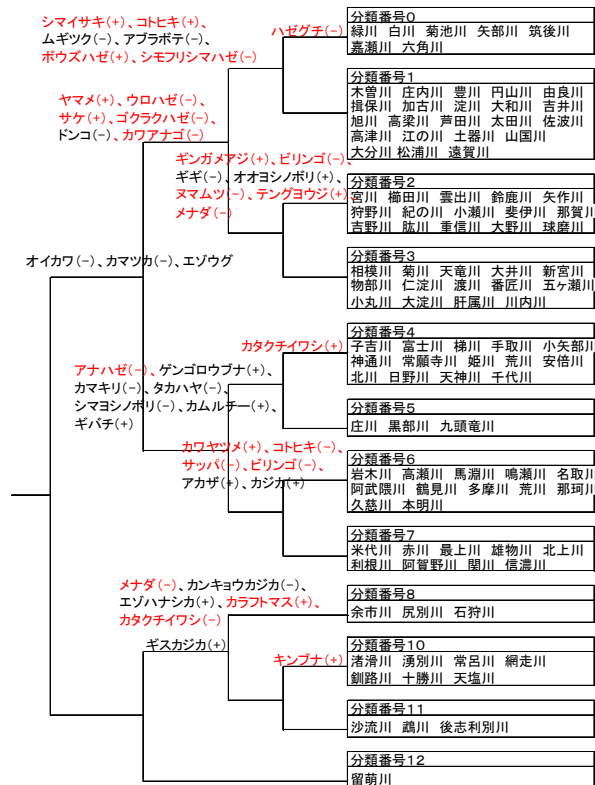


図-Ⅱ.1.3.2.8 水系単位・全魚種での分類結果（樹状図）



図-Ⅱ.1.3.2.9 水系単位・全魚種での分類結果

b-2) 調査地点単位・全魚種

樹状図を図-Ⅱ.1.3.2.10 に、類型区分結果を図-Ⅱ.1.3.2.11 示す。上流の調査地点と比較して河口・汽水域の調査地点において多様な魚種が確認されるため、これらの地点を区分するための類型が多く生じる結果となった。第一分類で0～15の類型は0～7と8～15の2つの類型に大別された。後者はほとんどが下流から河口・汽水域の調査地点であり、マハゼ、ボラ、スズキ、コノシロ、ウロハゼ、ヒメハゼ等の汽水・海水魚の生息状況が区分の要因となっている。

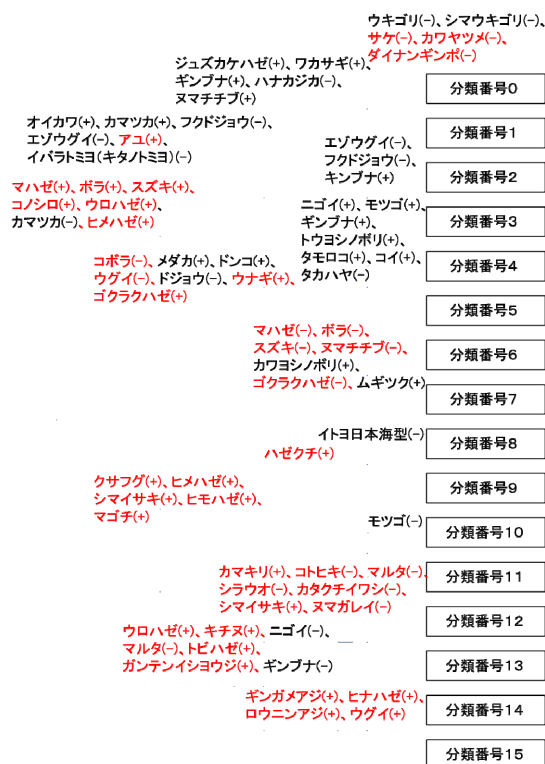


図-Ⅱ.1.3.2.10 調査地点単位・全魚種での分類結果（樹状図）

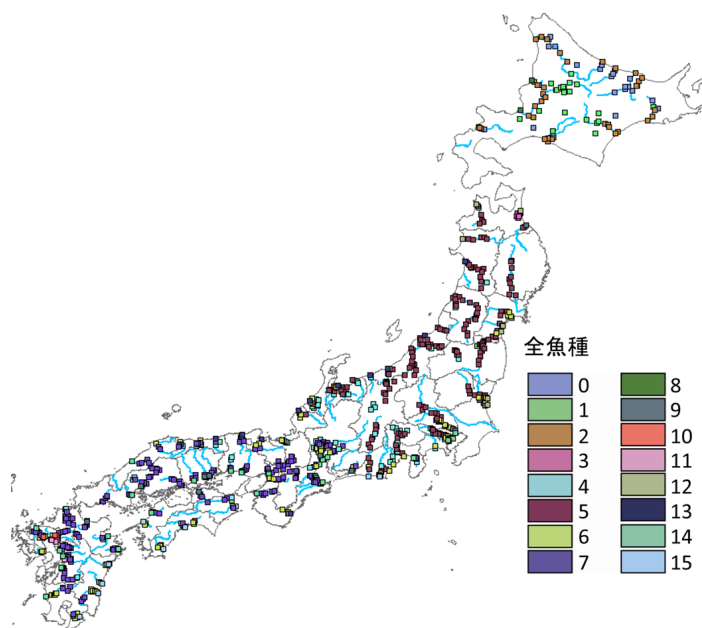


図-Ⅱ.1.3.2.11 調査地点単位・全魚種での分類結果

類型8～15は北海道（類型8）、瀬戸内海（類型9）、有明海（類型10、11）、東日本（類型12）、本州日本海側（類型13）、太平洋側・九州（類型14、15）と地域毎に明確な区分が見られた。類型0～7は、北海道（類型0～2）、東日本（類型3～5）、西日本（類型6、7）に大別され、水系と同様、北海道のエゾウグイ、フクドジョウ等の固有種が、西日本はドンコ、ゴクラクハゼ等の生息が分類の要因となっていた。類型0～7は類型8～15と比較して淡水魚が要因となっていたことが多かった。また、類型0

～7 では、類型 8～15 で見られたような、太平洋側と日本海側等の地域による明確な区分は見られなかった。また、同一水系でも河口・汽水域の調査地点とそれ以外が異なる類型に分類されるものの、それ以外はほぼ同一水系で同一類型となっていた。

b-3) 調査地点単位・純淡水魚種

樹状図を図-Ⅱ.1.3.2.12、類型区分結果を図-Ⅱ.1.3.2.13 示す。第一分類では、北海道(類型 8～15)、本州(類型 0～7)に大別された。ただし、類型 8 は高瀬川のみ 4 地点、類型 12 は小吉川のみ 1 地点、

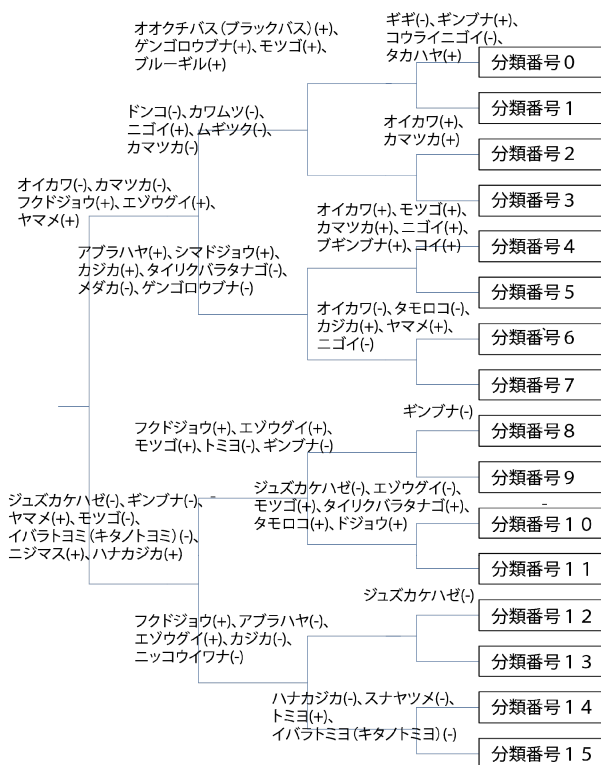


図-Ⅱ.1.3.2.12 調査地点単位・純淡水魚種での分類結果(樹状図)

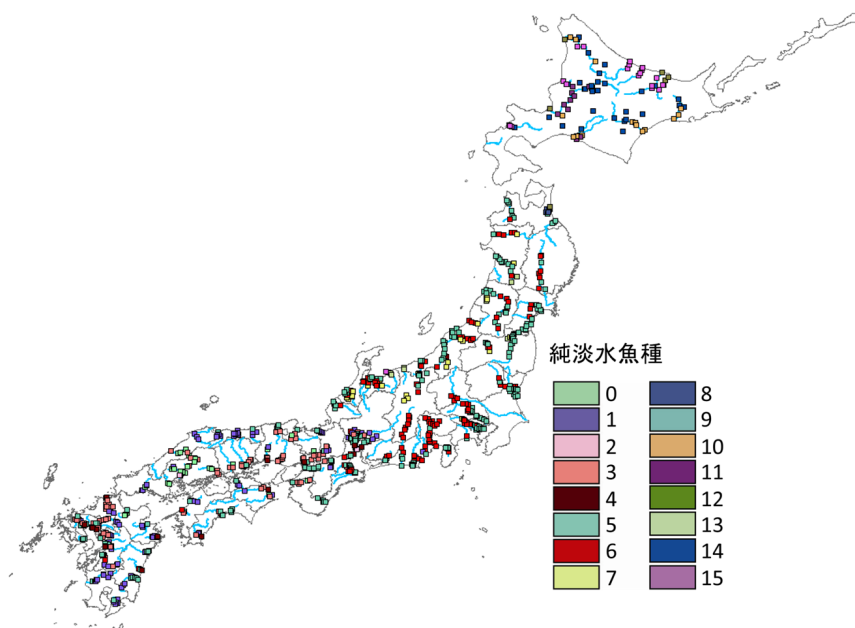


図-Ⅱ.1.3.2.13 調査地点単位・純淡水魚種での分類結果

類型 13 は一部東北・北陸を含む類型で 11 地点でありいずれも少数のみ存在する類型である。その後本州は東日本（類型 5～7）、西日本（類型 0～5）に分けられた。a)、b)と同様に、北海道のエゾウグイ、フクドジョウ等の固有種の存在により本州と大別され、北海道の中でもそれらの固有種の生息状況に相対的に差があったことから、16 区分中の 8 区分（類型 8～15）を占める結果となった。例えば、日本海側やオホーツク海側に多い類型 14、15 はフクドジョウの出現割合が高く、太平洋側の水系に多い類型 10 はエゾウグイ出現割合が高いこと等の特徴が見られた。東日本の 3 分類に比べ西日本は 6 分類と細かく分類されていた。類型 5 は東日本～西日本全域に存在する類型でほとんどが下流域であり、ニゴイ、モツゴ等の環境の変化に強く比較的幅広い環境で生息できる淡水魚の出現数が多いことが特徴である。b)と異なり全国的に同一の水系でも上流と下流で異なる類型に区分されている河川が多く見られ、例えば東日本では上流側に類型 6、下流側に類型 5 を示す水系が見られる（最上川、荒川、天竜川等）。類型 6 は、アブラハヤ、シマドジョウ、カジカといった中流部に生息するとされる魚種の出現が特徴である。西日本では西日本に生息するドンコ、ムギツク等の出現が特徴的な類型 0、1、3 と類型 5 が混合している水系が見られた。西日本で対象地点の多い類型 1 と類型 3 を比較すると、類型 3 は外来種であるオオクチバスとブルーギル、元々は琵琶湖原産であるが釣りの対象として全国に移植されたゲンゴロウブナの生息等により類型 1 と区分されていた。類型 1 と類型 3 は同一地域の中でも混在しており、移植が魚類出現特性に影響を及ぼしている可能性がある。

b-4) 調査地点単位・回遊魚種

樹状図を図-Ⅱ.1.3.2.14、類型区分結果を図-Ⅱ.1.3.2.15 に示す。第一分類では類型 0～7 の北海道・東日本と類型 8～15 の西日本に大別された。本州では類型 5、類型 6 が多く出現しており、類型 5 が上流に分布し、それより下流に類型 6 が分布する水系が多く見られた。類型 5 の確認魚種が 17 種なのに対して類型 6 では 43 種の出現が確認されており、多様な種が確認される下流部と上流部が区分されていることが確認された。類型 12～13 は有明海の河川が多く、ヤマノカミが出現することが特徴である。b-1)～b-3)で見た類型と比較すると北海道や九州が大別される他は、本州内で多数の類型が混在しており、比較的明確ではなかった。

c) 考察

調査地点単位・全魚種のケースでは第一分類で河口・汽水域と上流域に大別され、汽水・海水魚の生息に特徴づけられる河口・汽水域のみで構成される類型が半数を占めている。これらのことは、下流に行くほど出現種数及び出現個体数が多くなることが要因であると考えられる。河口・汽水域の類型は北海道、東日本、西日本、九州、日本海側、太平洋側と地域で比較的明瞭に類型が別れており、これは、海流や潮汐状況等の海域の影響による類型区分となっていると考えられる。

また、調査地点単位の河口・汽水域の類型区分は水系単位・全魚種のケースと類似しており、汽水・海水魚種が水系の類型を特徴づけていたことが示唆された。河川水辺の国勢調査では、多くの調査地点が直轄区間内にあり、上流部や支川での調査が比較的少なかった。このため、本来の汽水・海水域に生息する魚種及び個体数の多さもあり、全ての魚類確認種数及び個体数に占める汽水・海水魚種の割合が大きくなっていると考えられる。このように、水系単位・全魚種のケースにおける類型区分には河口・汽水域の環境特性が及ぼしている影響が大きくなることを考慮しなければならない。また、モニタリング方法に関する課題として上流域における調査地点の不足が示唆された。

全調査地点・全魚種のケースでは、河口域以外の類型は同一の水系内でほぼ同一の類型であった。しかし、純淡水魚に限定した類型区分では同一の水系内でも異なる類型が存在しており、純淡水魚の生息状況は同一水系内で一定というわけではなく、地点毎に異なる河川環境特性により影響を受け、縦断方向で魚類生息状況が異なることが確認できた。

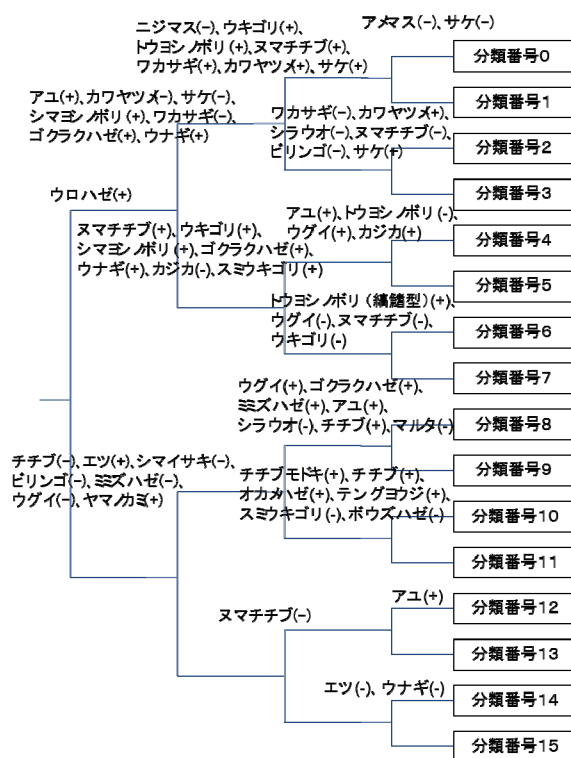


図-Ⅱ.1.3.2.14 調査地点単位・回遊魚種での分類結果（樹状図）

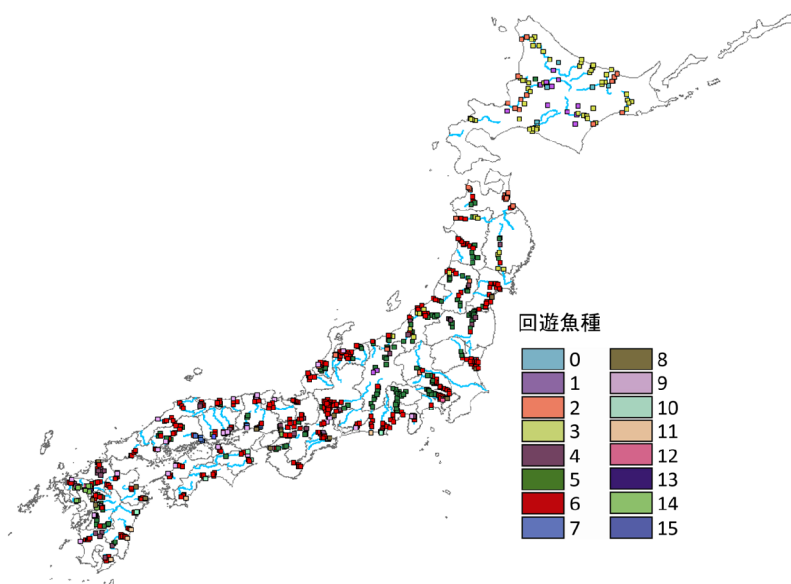


図-Ⅱ.1.3.2.15 調査地点単位・回遊魚種での分類結果

また、全調査地点・全魚種のケースでの河口・汽水域の類型区分は、日本海側・太平洋側で明確な区分があったが、純淡水魚では北海道、東日本、西日本で大別されるものの、日本海側・太平洋側での区分は明確ではなかった。これには以下の要因が考えられる。純淡水魚は陸水系に分布・分散が大きく制限される。渡辺ら(2010)によると、日本の純淡水魚は海峡の成立や山地形成などの歴史的イベントの影響を受けており、北海道石狩平野やフォッサマグナ等の純淡水魚出現特性の境界は、現時点における日本列島の純淡水魚類相の歴史生物地理的な「一般パターン」として位置づけられることが示唆されている。

る。これらのことから、魚類生息状況は系統地理学的な要因によりまず前提となる出現の有無が決定されていることが近年の実測データを用いた本検討からも確認できた。そして、汽水・海水魚は純淡水魚と比較して環境変化への対応能力が高いことから、海流・潮汐等の地域ごとの違いにより太平洋側と日本海側で異なる生物出現特性を持ち、各地域固有の生物生息状況が形成されたと考えられる。

全調査地点・回遊魚のケースでは、北海道や九州が大別される他は、本州内で多数の類型が混在しており、地域ごとに類型を区分することは困難であった。このことは、回遊魚が成長の過程で海洋を利用しており純淡水魚に比較し移動能力高いため、生息場所が多様化しやすいことが要因として考えられる。今回検討を行った4つのケースから分かるように、生物出現特性による類型区分はその類型の単位や対象魚種により異なる結果を示す。分析方法や目的に応じて、適切な分類方法を選択することが必要である。

1.3.2.3 河川水辺の国勢調査結果を利用した魚類及び底生動物の水温・水質への依存性評価

a) 分析の狙いと手法

本項では、河川の環境要素のうち、水温を含む水質に着目し、魚類および底生生物の生息との関連性を明かにすることを目的とした分析を行った。河川の環境要素が水生生物の生息に与える影響を評価しようとする場合、対象とする環境要素を還元的に取り上げ、この環境要素の条件を系統的に変化させた実験が可能であれば、このような実験は影響評価の有力な手段となり得る。実際、水温や水質に関する水生生物の耐性に関する実験は水産対象種を中心に従来数多く実施されてきており、相当な知見が得られてきている。しかし、要素還元的な影響評価は、他の要素の影響を排除するのが困難な事もあり、本質でない間接的な疑似相関に惑わされたりする可能性も否めず、その解釈には細心の注意が必要である。今回の検討においては、水生生物種の存在可能な環境を水温・水質の観点で評価するために、実河川において、ある水生生物種の存在が確認された地点における水温・水質特性を解析することで、その水生生物種の生息可能範囲を推定することを試みた。このような解析を実施することで上述の実験的アプローチとは異なり、生息のための水温・水質に関する必要条件の絞り込みを行うことになる。この方法を用いて種々の環境下において取得された大量のデータを一度に解析することで、検討対象とする環境要素以外の影響を含みつつも、大量データの持つランダム性によりこの影響を極力排除することを期待した。分析の概要は以下のとおりである。全国109一級水系を対象に水質データ、河川水辺の国勢調査データを整理し、全国の最も多くの河川で確認された魚類5種、底生動物5種、狭温性の冷水魚等6種、主要な目に属する底生動物9種に関して、これらの種が確認された地点（生物調査地点からの距離が2km未満かつ同一河川内）における水温・水質（水素イオン濃度（以下pH）、溶存酸素濃度（以下DO）、生化学的酸素要求量（以下BOD）、化学的酸素要求量（以下COD）、懸濁物質濃度（以下SS））の分布をとりまとめた（天野ら2011）。また、水温・水質に関しては、全国の全測定データを対象にその分布を整理し、上記の個々の生物種の確認地点における分布と比較することで、個々の生物種の水温・水質への依存性について検討を行った。

b) 分析結果

水温・水質（pH、DO、BOD、COD、SS）の全国全地点全期間における測定値の頻度図を図-Ⅱ.1.3.2.16に示す。水質項目毎に頻度分布の形状が異なっていることが分かる。

b-1) 水温

水温は、10℃前後と20℃前後に2つのピークを有する双こぶの分布形状を示した。13℃付近の水温帯で頻度が低くなるのは、地方別に見ても北海道を除く各地方で共通に見られる傾向であった。この理由としては、春から夏への昇温期、秋から冬にかけての降温期にかけて計測される水温帯である13℃付近

の水温を示す時期が期間的に短いことによると考えられる。

b-2) pH

pH はほとんどが中性を示す 7 から 8 の間の値を取った。酸性河川における測定値と考えられる pH が 6 以下の値は全体の 0/3% 程度の頻度でしか存在しない。pH が 9 を超えるのは、富栄養化した湖沼や貯水池において植物プランクトンの光合成に伴って計測されることがしばしばあるものの、河川においては pH が 9 以上の値は全体の 1.5% 程度の頻度であり低いものであった。

b-3) DO

DO は 8.5~9.0mg/l をピークにそれ以下では徐々に頻度が減り、それ以上ではまばらに分布する形状を示した。この値は、水温 20~23℃ における飽和濃度に相当する。上記よりも低水温時には、9.0mg/l より高濃度の DO が測定されうると考えられるが、このような DO 濃度が測定された頻度は全体の 20% 程度であった。順流域の河川水質測定結果からは、水生生物の生息に著しい悪影響を与えるような貧酸素は測定されていない。

b-4) BOD

BOD は 0.5~1.0mg/l をピークにそれ以上の値では徐々に頻度が減少した。近年の河川水質の向上を反映した結果と考えられ、貧酸素が発生しない結果とも整合性がとれている。ただし、BOD=5mg/l 以上の比較的高濃度を示す頻度は 10% 程度を占めている。

b-5) COD

COD は 1.5~2.5mg/l をピークにそれ以下、以上の値は徐々に減少する分布であった(図-2 では 10mg/l 以上の頻度は合計しているために頻度が高くなっている)。BOD の値に比べて全体的に高い値を示す傾向が示された。COD は BOD に比べて難分解性の有機物を捉えるために、このような傾向が示されたと考えられる。また 10mg/l 以上の高い値は、降雨後に陸域から供給される微少な植物片などの有機物を多く含むサンプルで得られた可能性が高いと考えられる。

b-6) SS

SS は 5mg/l 以下の値を取ることが多く、これより高い値の頻度は徐々に減少するという分布であった。公共用水域水質測定が出水時を避けて実施されていることを示唆するとともに、環境基準を超える値がほとんど測定されない結果となっている。

次に、水温及び水質と水生生物の依存性の検討結果を示す。広域に分布する上位 5 種の魚類(ヌマチチブ、アユ、ギンブナ、ウグイ、オイカワ)と狭温性の冷水魚として選定した 5 種の魚類(ナマズ目の

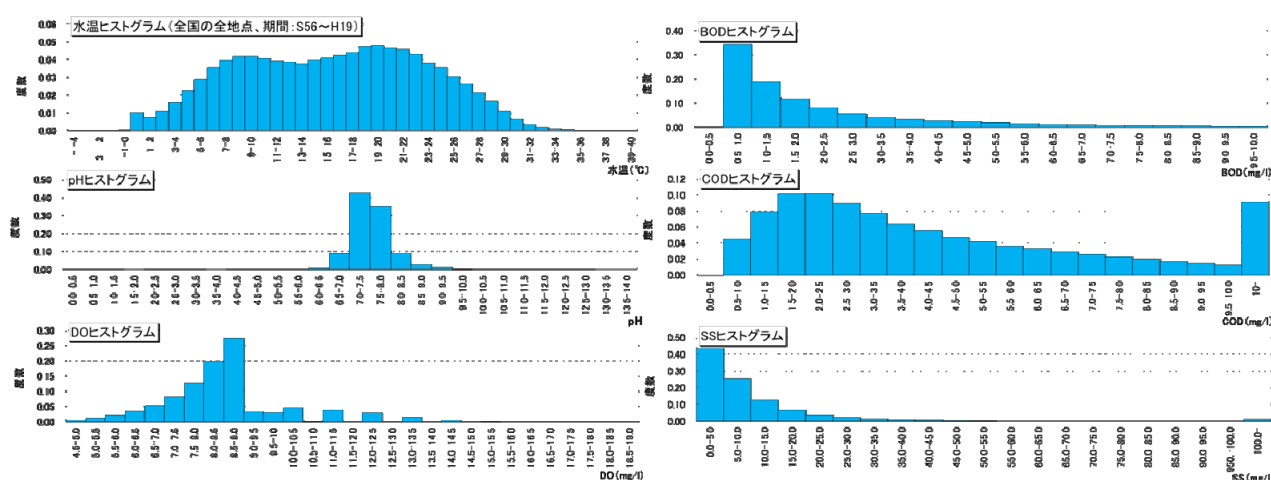


図-Ⅱ. 1.3.2.16 全国河川水質測定値頻度分布図

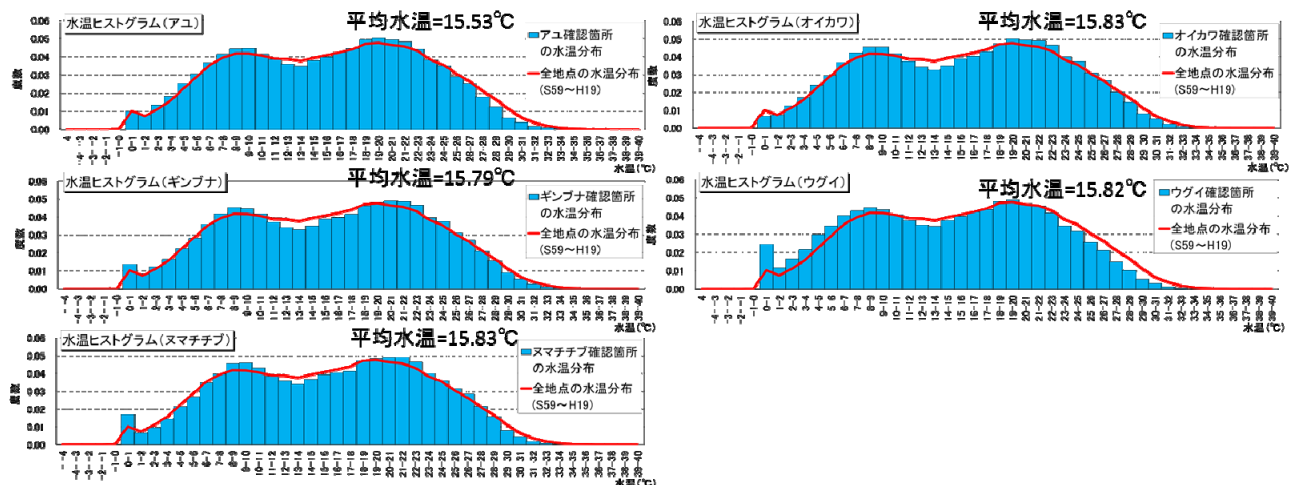


図-Ⅱ.1.3.2.17 広域に分布する魚類の確認地点と全水質調査地点での水温頻度分布の比較

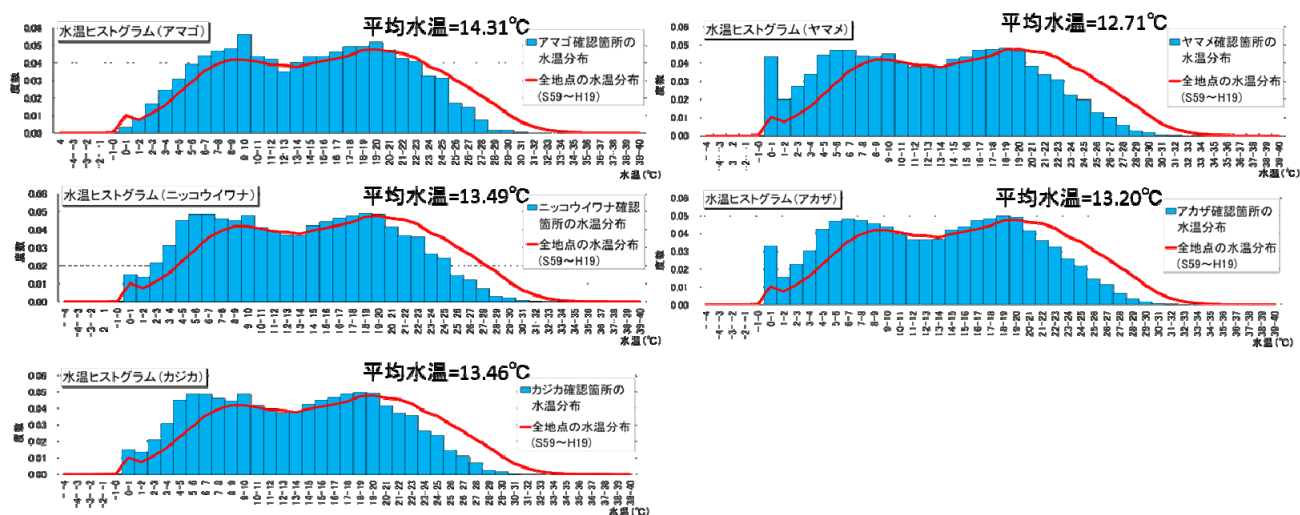


図-Ⅱ.1.3.2.18 狭温性の冷水魚（ヤマメ）の確認地点と全水質調査地点での水質頻度分布の比較

アカザ、カサゴ目のカジカ、サケ目のニッコウイワナ、ヤマメ、アマゴ）が確認された地点における水温の頻度分布図を重ね合わせたものを図-Ⅱ.1.3.2.17 および図-Ⅱ.1.3.2.18 に示して比較する。

広域に分布する上位 5 種の魚類が確認された地点における水温の頻度分布は、全測定地点において計測された水温の頻度分布とほとんど同一の分布形状を示していることから、日本におけるこれら 5 種の魚種の分布は現在の河川水温には規定されていないと考えられる。

これに対して、狭温性の冷水魚とされる 5 種の魚類（アカザ、カジカ、ニッコウイワナ、ヤマメ、アマゴ）が確認された地点における水温頻度分布は、全測定地点において計測された水温の頻度分布と比較して低水温側に偏在しており、これら魚種の生息場所は水温が低い場所であるということが示された。なお、底生動物種についても分析したが、結果として広く分布する種を選定したためと考えられるが、水温に対する依存性は特に見られなかった。

水温以外の水質については、広域に分布する魚種と狭温性の冷水魚の確認地点における水質の相違について遊泳魚であるオイカワとヤマメを取り上げて比較すると、図-Ⅱ.1.3.2.19、20 に見られるようにオイカワが確認された地点における水質（pH、DO、BOD、COD、SS）頻度分布は、全河川における測定値のそれとほぼ同様の分布を示した。これに対してヤマメでは pH では、全河川での頻度分布とほぼ

同様であるものの、DO では8mg/l 未満の値が計測されることが10%（全河川における測定値では33%）とDOが高い地点に生息していることが示された。BODについては、2mg/l以上の値が計測されるのが確認地点で9%に対して全地点で35%、CODについて見ると、4mg/l以上の値が計測されるのが確認地点で12%に対して全地点で44%という様に河川全体と比較してDOが高く、BODとCODが低い傾向の箇所が生息していることが示された。これに対してSSの頻度分布をヤマメ確認地点と河川全体とで見ると、5mg/l以下の低い値をとる頻度は確認地点で53%、全体で44%となるのに対して、25mg/l以上の比較的高い値をとる頻度は、確認地点で8%、全体で9%とほぼ同等の値であった。ここでは、広域に分布する魚種と狭温性の冷水魚の確認地点における水質の相違について遊泳魚であるオイカワとヤマメを取り上げて比較したが、他の広域に分布する魚種についてはオイカワと他の狭温性の冷水魚についてはヤマメと類似の結果を示した。

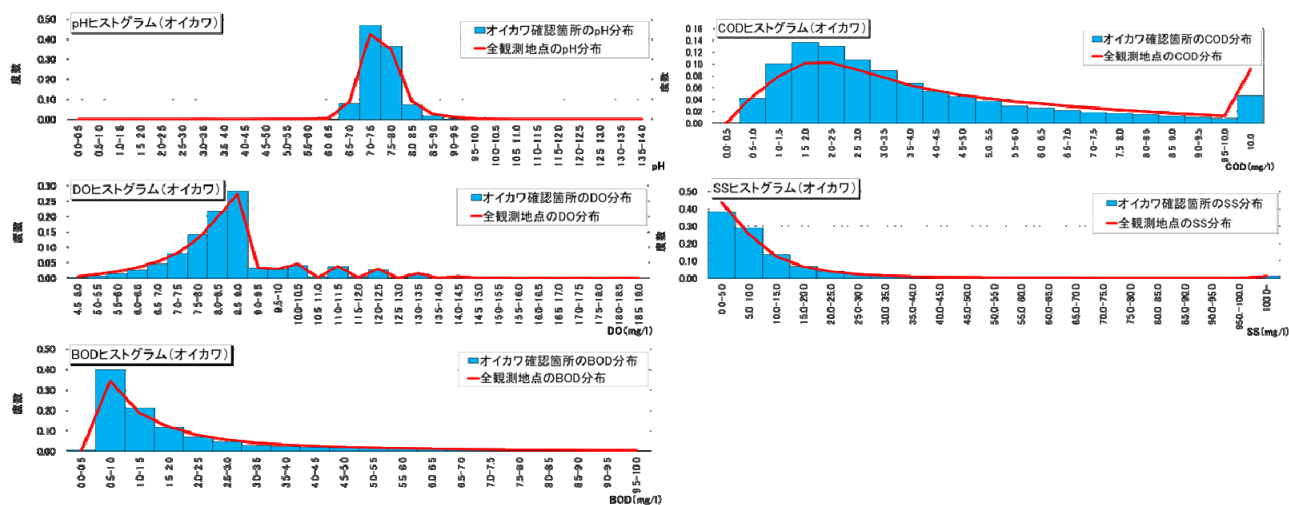


図-Ⅱ.1.3.2.19 広域に分布する魚類（オイカワ）の確認地点と全水質調査地点での水質頻度分布の比較

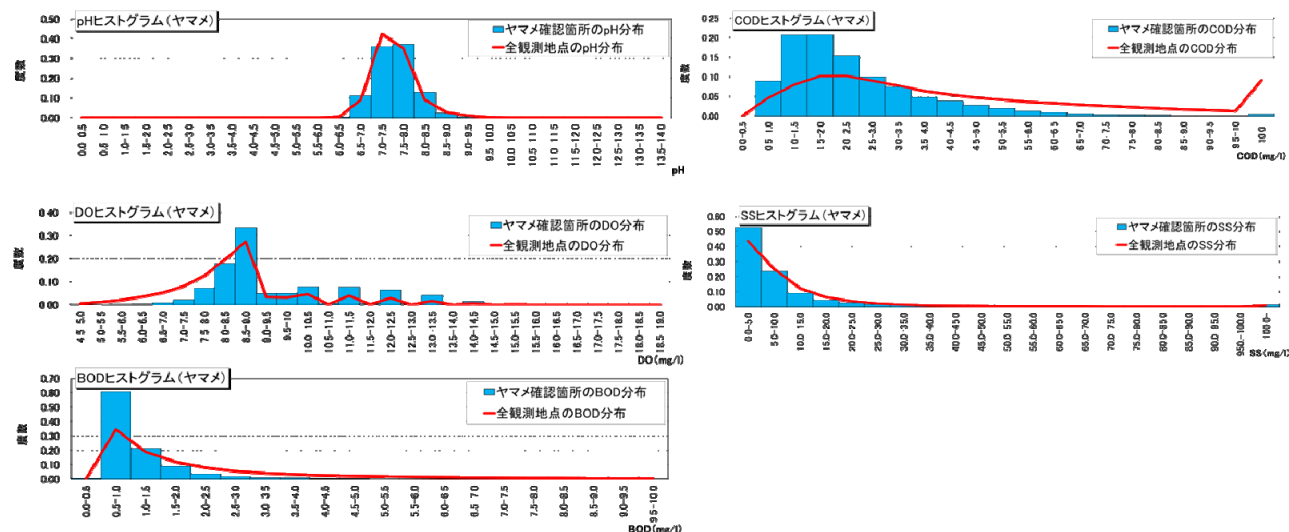


図-Ⅱ.1.3.2.20 狭温性の冷水魚（ヤマメ）の確認地点と全水質調査地点での水質頻度分布の比較

今回解析対象とした底生動物が確認された地点における水質頻度分布については、若干 COD が低い値を多く示していることから水質の良好な箇所を選好していることが示唆されるものの、全地点の水質頻度分布と比較して際だって特徴的な相違は認められなかった。

c) 考察

今回の解析対象とした種々の水生生物が確認された地点における水質頻度分布を見ると、狭温性の冷水魚については明らかに水温が低く、DO が高く有機物濃度の低い箇所に生息していることを示す結果となった（図-Ⅱ.1.3.2.18、20）。ただし、図-Ⅱ.1.3.2.18 を見ると、全体的に低水温帯に分布しながら、狭温性の冷水魚が確認された地点において、頻度は低いものの 30℃を超える様な比較的高い水温も測定されている。今回の検討では、一度でもヤマメの存在が確認された地点におけるすべての水質観測値を集計しているため、上記のような高水温が計測された時点で観測地点から離れた場所に移動していた可能性は否定できないが、ヤマメが確認された地点でも、かなり水温が上昇することを示している。そこで、一年ごとに最高水温を求めて、これらの平均をとった平均年最高水温を求めて比較すると、アマゴやヤマメが確認された地点では、平均年最高水温が 26℃以上になる地点は見つからず、この辺りの水温が冷水魚の生息限界と考えて良さそうである。このことは、水生生物の生息を規定する水質影響について考察するために観測データを取り扱う際の留意点を示唆している。今回の様な解析結果から水質（水温）と水生生物の関係について考察する場合、彼らが常に耐えながら生息することができる水温の範囲、すなわち耐忍温度（最高および最低）と、生活史の中で経験はするものの、その期間が限定的であれば、耐えられる水温の範囲を区別する必要があるということである。この例では、年間の最大値にのみ着目しているが、水生生物の生息の規定要因として水質に着目する場合、生活史の段階に応じた確認などの検討が必要になる。人為的な影響としての河川水質の変化は、ダムの建設・運用や、下水処理水の放流などにより発生する。このような場合、水生生物への影響を最小限にするために、種々の検討が行われるが、彼らが常に耐えながら生息することができる耐忍限度と、その期間が限定的であれば、生物には適応力があるため耐えられる水質の範囲を区別して検討することが重要であると考えられる。今後、より詳細な解析が必要である。

1.3.3 気候変動が河川環境に与えられられる影響

1.3.3.1 既往の知見の活用

社会資本整備審議会は、「水災害分野における地球温暖化に伴う気候変化への適応策のあり方について（答申）（2008）」の中で、地球温暖化に伴う河川環境の変化として、地球温暖化による気候変動が生じた場合、気温の上昇による水温上昇、降水量の変化による流況変動、また流域の環境の変化等も相まって、土砂・栄養塩類等の物質の流出が変化することが予想されとしている。降水量の変動幅が大きくなることから、異常洪水や異常渇水が発生し、流量の変動幅が大きくなるとともに、積雪量や雪解け時期の変化による流量パターンが変化する。また、異常洪水の発生や大規模な洪水の発生頻度の増加により、土砂・物質の流出量が増加し、水質（濁度）や河床の環境に影響を及ぼすことが予想される。流量パターンの変化は、魚類等のライフサイクルに影響を及ぼし、適応が難しい種は生息数の減少など大きな影響を受けることが予想される。濁度の増加やシルト・粘土質の堆積による河床環境の変化は、魚類、底生動物、付着藻類等への影響が考えられる。また、流況や土砂・物質の流出の変化は、河道内の植生にも影響を与え、攪乱の状況等に応じて種の分布が変わることが考えられる。こうした様々な種の変化は、種間関係を通じ生態系に対しさらなる影響を及ぼすことが考えられる。また、連続性を有する流域の環境の変化は、外来種の繁殖や新たな種の侵入などが考えられる。水質への影響は、流況との関係もあり、予想することは難しい面もあるが、水温の上昇や溶存酸素（DO）消費を伴った微生物によ

地球温暖化

- 降雨パターンの変化**
 - 積雪量減 降雪期間短 → 成長限界の高緯度化 → 森林植生変化 → 外来種等 導入の恐れ
 - 集中豪雨増 雨量強度大 → 農地環境の変化 → 都市のヒートアイランド化 → 都市生活環境の悪化
 - 崩壊土砂量の増大 → 流出土砂量の変化・増大
- 気温上昇**
 - 通常時の流況変化 → 河川・湖沼等の水質悪化 → 河川・湖沼等の水質悪化 → 生物の生息環境への影響 → 生物多様性の劣化
 - 出水による流況変化 → 河川・湖沼等の水質悪化 → 河川・湖沼等の水質悪化 → 生物の生息環境への影響 → 生物多様性の劣化
 - 湛水頻度増大 → 河川・湖沼等の水質悪化 → 河川・湖沼等の水質悪化 → 生物の生息環境への影響 → 生物多様性の劣化
 - 河川 水温上昇 → DO低下、有機分解促進等 → 生物の生息環境への影響 → 生物多様性の劣化
 - 湖沼・野水池 水温上昇 → 温度成層の長期化 → 生物の生息環境への影響 → 生物多様性の劣化
 - 海面上昇 → 塩水遡上 → 汽水域の生態系への影響 → 汽水域の生態系への影響
 - 海面水温上昇 → 藻類の希少種の存続危機 → 藻類の希少種の存続危機
- 水温上昇**
 - 海水面上昇 → 塩水遡上 → 汽水域の生態系への影響 → 汽水域の生態系への影響
 - 海水水温上昇 → 海岸侵食 砂浜消失 → 従来の沿岸レクリエーション地域の消失 → 従来の沿岸レクリエーション地域の消失
 - 海水水温上昇 → ウミカメ産卵場消失 → 特徴的な海岸地形の消失 → 特徴的な海岸地形の消失
 - 海水水温上昇 → サゴの白化・沈水 → 浅海域の生態系への影響 → 浅海域の生態系への影響

山地 農地 都市部 河川・湖沼 河口域 沿岸域

魚類への影響に関する既往研究 (Vanet et al 1997、Beitinger et al 2000) は、生活史を通して生存可能な上限水温以上にならない限り (一般に卵や稚仔魚は水温の制限が強く作用する)、魚類の個体の成長や再生産速度はむしろ増加すると推定している。しかし、水温上昇が生じた場合、冷水魚は生息地が限定される可能性が高い。この場合、同一河川でも標高の高い場所に生息地が限定される可能性がある。冷水魚の分布域の減少や、残存個体群の分断は温暖化による魚類への重要な影響として予測される。温暖化の影響としては、水温上昇だけではなく流況変化も予測されているが、魚類に対するこのような複合的影響に関する検討も実施されており、水温変化に予測だけでは不十分であるとする結果が報告されている (Jager et al 1999)。複合的影響を含めて、生息環境の変化に対して、動物は生息適地への移動を試みると考えられる。水生生物については、すでに生じている水域の分断が問題を大きくする可能性がある。これらの例のように個別の生物種への影響に関する検討事例は枚挙にいとまがないが、温暖化の生物・生態系への影響評価は、現在行われている河川環境の評価に関する研究成果が相当部分利用可能である。

気候変動により予想されている気温上昇により河川水温も上昇するという仮定の基に、水温の変化による生物生息域の変化を予測するための試行的な検討を行った。全国の公共用水域調査全地点の各地点において測定された最高水温を測定位置（緯度、経度）情報とともに IDW 法により解析して作成した推定水温分布を図-Ⅱ.1.3.3.2 に示す。この推定水温分布は、水域と陸域とを区別していないため、河

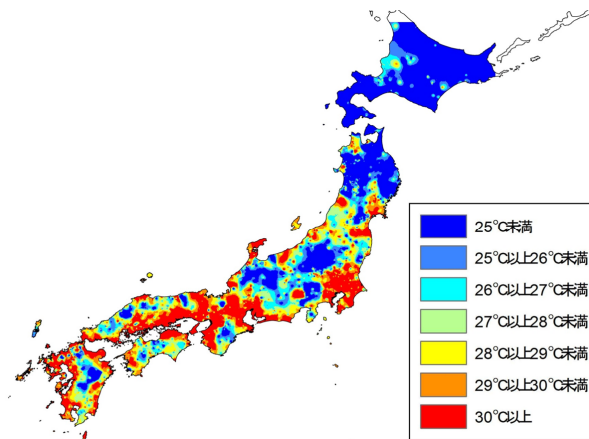


図-Ⅱ.1.3.3.2 最高水温の推定全国分布（現状）

川の延長の中での水温分布の推定とは異なっている。このため、全国の河川水温の空間的分布の近似として認識する必要がある。この図からは、関東以北及び標高の高い山間部で水温が低くなることが数値的に示されている。冷水魚の確認地点ではあまり発現しない水温である 26℃を最高水温が下回る箇所に着目すると、東北以北が該当し、これより西の地域では信州や山地等に部分的に分布している状態である。

この状態から、仮に全国一律で水温が 1℃上昇した場合、また、極端な例として 3℃上昇した場合の分布図を図-Ⅱ.1.3.3.3、図-Ⅱ.1.3.3.4 に示す。また、最高水温ごとに国土面積を算定した。図-Ⅱ.1.3.3.5 はそれぞれの場合に最高水温がある温度（横軸）以下になる国土面積を求め、全国国土面積に占める割合で示したものである。現状では最高水温が 20℃未満の地域面積は全体の約 5%、26℃未満の地域面積が約 40%となっている。ここで 26℃以下の地域面積に着目すると、全国の河川において最高水温がおしなべて 1℃上昇すると、全国国土面積に占める割合は約 32%に減少し、現状の生息域の約 22% なくなることになる。アマゴなど西日本に多く分布する生物の生息に影響を及ぼす可能性がある。3℃上昇したとして、これに適応できない場合を想定すると、冷水魚が生息可能な河川が分布する国土面積は約 20%程度に減少し、特に本州における生息地は非常に限定的になる。また、水温の上昇等の生息環

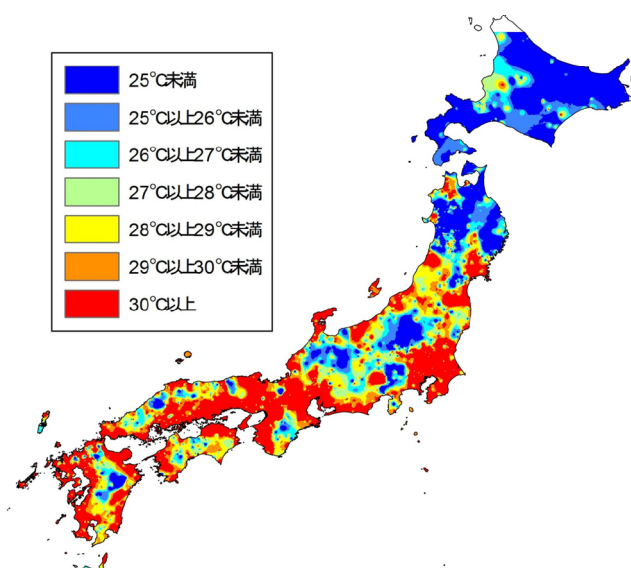


図-Ⅱ.1.3.3.3 最高水温の推定全国分布（1℃上昇）

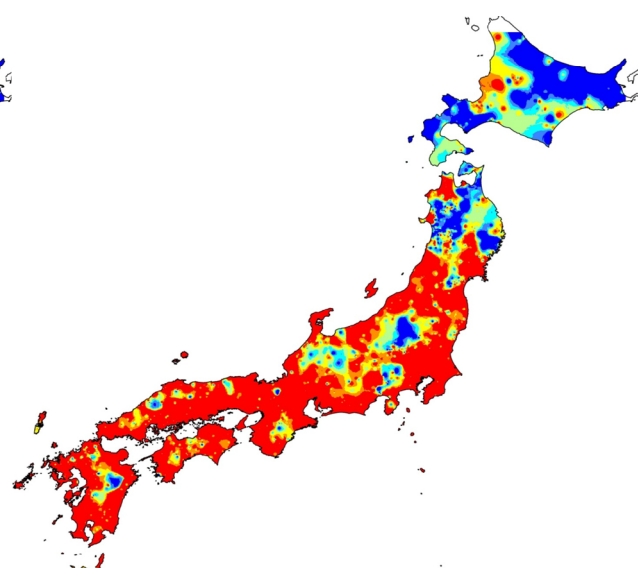


図-Ⅱ.1.3.3.4 最高水温の推定全国分布（3℃上昇）

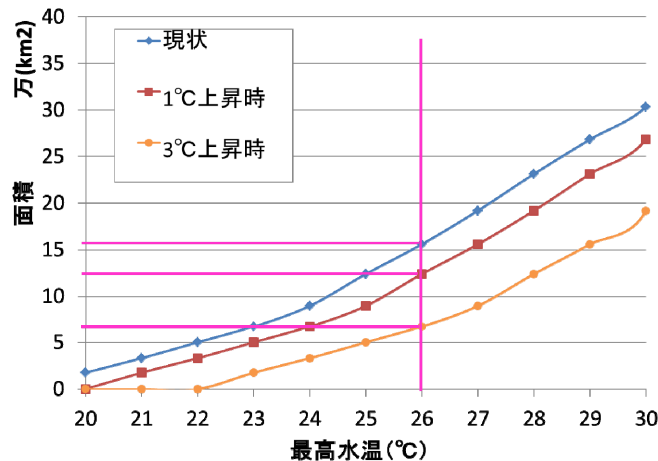


図-Ⅱ.1.3.3.5 最高水温ごとの国土面積の累計（全国国土面積に占める割合による表示）

境の変化に対して、生息適地への移動を試みると考えられるが、山地部に部分的な分布があった種や、構造物等により連続性が遮断されている場合は移動が困難になる。

1.3.3.3 今後の検討に向けて

河川環境保全の視点で気候変動に適応するために検討すべき事項は、特殊なものではなく、通常の河川環境保全の延長上に位置するものと考えられる。気候変動による河川環境への影響を評価する場合には、当該河川において、流況や水温変化により駆動される河川の物理環境（地形、水質、流速、河床特性）変化の過程を理解し、現在おかれている河川の状況がすでに大きく攪乱されているものか、比較的環境が保全されているのかについてまず評価し、その後に気候変動がどの程度の新たな攪乱を生じるのかについて評価していくという手順をとるべきと考える。これは、すでに人為的攪乱の程度が高い河川ほど、気候変動による追加的な影響を強く受ける可能性が高い(Palmer et al 2009) ためである。適応策の策定においては、影響がさほど大きくないと予測されるものについては、現象が顕在化してから対応することも可能と考えられるが、影響が顕在化してからでは修復が困難と予測されるものもあると考えられる。今後、気候変動による河川環境に対する影響のうち、顕在化してからでは修復が困難な影響としてどのようなことが予測されるのかについて、地域ごとに評価を行い、それらに対する適応策を策定していく必要がある。そのためには、モニタリング、流量や水温の変化と河川環境への影響の予測が重要であり、それらの結果を活用し、環境の保全・整備の観点から生物の生息範囲の変化に伴う移動の確保（連続性）やダム湖の水質管理等、河川管理者として対応すべき課題を明らかにしていく必要があると考える。

参考文献

- 天野邦彦、望月貴文 2011.：河川水辺の国勢調査結果を利用した魚類および底生動物の水温・水質への依存性評価、河川技術論文集、vol.17、pp513-518
- 新井正、西沢利栄 1974.：水温論、水文学講座10、共立出版株式会社、東京
- 奥田重俊、佐々木寧 1996.：河川環境と水辺植生、ソフトサイエンス社、東京
- 小倉紀雄、市川秀夫、安田卓哉 1985.：洪水による南浅川上流域の水生昆虫群集の破壊と現存量の遷移、とうきゅう環境浄化財団研究助成No.77：20
- 片野修 1995.：新動物生態学入門、中央公論社、東京
- 片野修 1998.：ナマズはどこで卵を産むのか、創樹社、東京

- 萱場祐一 2000. : 雫石川におけるハビタットの冠水頻度との関連について、環境システム研究、Vol.28, pp.347-352
- 環境省水生生物保全水質検討会 2002. : 「水生生物の保全に係る水質目標について」
- 建設省土木研究所河川環境研究室 2000. : 千曲川後背水域における魚類生態調査報告書
- 建設省北陸地方建設局松本砂防工事事務所 1995. : 上高地梓川河畔林保全に関する基礎調査
- 小出博 1970. : 日本の河川、京大学出版会
- 櫻井寿之, 柏井条介, 大黒真希 2002. : 日本の多目的ダムにおける微細粒子の捕捉と堆積, 大ダム, n. 181, pp.30-40,
- 清水高男, 皆川朋子, 島谷幸宏 1998. : 底生動物の掃流に関する基礎研究—実験水路における流量の増加と底生動物の流失量の関係—、第2回応用生態工学研究会、pp. 65-68
- 社会資本整備審議会：水災害分野における地球温暖化に伴う気候変化への適応策のあり方について（答申）、2008.
- 白川直樹 2005. : 流量の自然変動と人為的インパクトの影響、小倉紀雄, 山本晃一編著、自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系、pp. 39-55, 技報堂出版
- 角哲也, 塚原千明, 柏井条介 1998. : ダムによる河川流況の変化とフラッシュ放流に関する考察、ダム技術No.143、pp. 40-51
- 高橋裕, 阪口豊 1980. : 日本の川, 阪口豊編、日本の自然、pp. 219-230、岩波書店
- 竹門康弘 1997. : 溪流における水生昆虫の棲み場所保全、砂防学会誌, Vol.50, No.1, p. 210
- 塚原千明, 角哲也, 宮井貴大, 柏井条介 1998. : カーテンウォール付常用洪水吐きの土砂放流特性、土木技術資料、v. 40、n. 11、pp. 178-183
- 辻本哲郎, 増田健一, 寺本敦子, 田代喬 1999. : 試験湛水時のダム下流河道の生息環境の変質とその復元のためのフラッシュ流量、河川技術に関する論文集、No.5、pp.81-86
- 津田松苗, 森下郁子 1972. : 水中環境の変化と生物相—その破壊と回復、河川生態系の復元力に関する調査報告書
- 中村太士 1999. : 水辺林の更新動態に与えるダムの影響、応用生態工学2(2):125-139
- 藤田正治, 道上正規 1995. : 千代川の淵の構造と魚類の生息、鳥取大学工学部報告、Vol.26, No.1, pp.181-193
- 皆川朋子 2000. : 出水による付着藻類と底生動物の変化、多摩川の総合研究、pp. 771-781
- 皆川朋子, 清水高男, 島谷幸宏 2000. : 流量変動が生物に及ぼす影響に関する実験的検討、河川技術に関する論文集 第6 巻、pp. 191-196
- 望月貴文, 菊池佐智子, 天野邦彦 2011. : 全国の河川における流況・水質の経年変化の実態調査と流域環境との関連性分析、環境システム研究論文発表会講演集、vol.39、pp437-442
- 望月貴文, 天野邦彦 2012. : 河川水辺の国勢調査結果を利用した魚類出現特性による全国一級水系の類型化及び分析、河川技術論文集、vol.18, pp107-112
- 山田俊郎, 清水達雄, 井上隆信, 橘治国 1999. : 降雨時における森林集水域からの水質成分負荷流出特性、環境工学研究論文集、第36 巻、pp. 217-224
- 山辺功二 1967. : 山地河川の流出水温について、水温研, 4 号, pp. 42-47
- 山本晃一 1994. : 沖積河川学、山海堂, 東京
- 鷺谷いづみ 1998. : 生態系管理における順応的管理、保全生態学研究、Vol.3, pp.145-166
- 鷺谷いづみ 1999. : 生物保全の生態学、共立出版株式会社、東京
- 渡辺勝俊, 高橋洋 2010. : 淡水魚類地理の自然史、北海道大学出版会
- Allen, J. D. 1995. : Stream ecology: Structure and function of running waters, Chapman & Hall,

New York, p. 388

- Beitinger, T. L., Bennet, W. A. and McCauley, R. W. 2000.: Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature, *Environmental Biology of Fishes*, 58, pp.237-275
- Blanch, S. J., Ganf, G. G. and Walker, K. F. 1999.: Tolerance of riverine plants to flooding and exposure indicated by water regime, *Regulated Rivers: Research and Management*, 15, pp. 43-62
- Bunn, S. E. and Arthington, A. H. 2002.: Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity, *Environmental Management*, v. 30, n. 4, pp. 492-507
- Collier, M., Webb, R.H. and Andrews, E.D. 1997.: Experimental flooding in Grand Canyon, *Scientific American*, January, pp.82-89
- Huston, M. A.: *Biological diversity 1994.: The coexistence of species on changing landscapes*, Cambridge University Press, Cambridge
- Jager, H. I., Van Winkle, W. and Holcomb, B. D. 1999.: Would hydrologic climate change in Sierra Nevada streams influence trout persistence?, *Trans. of the American Fisheries Society*, 128, pp. 222-240
- Junk, W. J., Bayley, P. B. and Sparks, R. E. 1989.: The flood-pulse concept in river-floodplain systems, in Dodge, D. P. (ed.), *Proceedings of the international large river symposium (LARS)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication 106, pp. 110-127
- Naesje, T., Jonsson, B. and Skurdal, J. 1995.: Spring flood: A primary cue for hatching of river spawning Coregoninae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.52, No10, pp. 2190-2196
- Palmer, M. A., Lettermaier, D. P., Poff, N. L., Postel, S. L, Richter, B and Warner, R. 2009.: Climate change and river ecosystems: protection and adaptation options, *Environmental management*, 44(6), pp.1053-1068
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., and Stromberg, J. C. 1997.: The natural flow regime, *Bioscience*, 47, pp. 769-784
- Poole, G. C. and Berman, C. H. 2001.: An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation, *Environmental Management*, v. 27, n.6, pp. 787-802
- Puckridge, J. T., Sheldon, F., Walker, K. F., and Boulton, A. J. 1998.: Flow variability and the ecology of large rivers, *Marine and Freshwater Research*, 49, pp. 55-72
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. and Braun, D. P. 1997.: How much water does a river need?, *Freshwater Biology*, 37, pp. 231-249
- Tilman, D. 1982.: *Resource competition and community structure*, Princeton University Press, Princeton
- Van der Kraak, G. and Pankhurst, N. W. 1997.: Temperature effects on the reproductive performance offish, In: Wood C. M. and McDonald D. G. (eds), *Global warming: implications for freshwater and marine fish*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 159-176
- Ward, J. V., Tockner, K. and Schiemer, F. 1999.: Biodiversity of floodplain ecosystems: Ecotones and connectivity, *Regulated Rivers: Research and Management*, 15, pp. 125-139