溪流魚の資源増殖に対する輪番禁漁の効果

久保田仁志,* 酒井忠幸, 土居隆秀^a

(2010年5月17日受付, 2010年8月5日受理)

栃木県水産試験場

Effects of rotational fishing on enhancement of fish stocks in mountain streams

HITOSHI KUBOTA,* TADAYUKI SAKAI AND TAKAHIDE DOI^a*Tochigi Prefectural Fisheries Experimental Station, Ohtawara, Tochigi 324-0404, Japan*

Rotational fishing in mountain streams is a potential inland fisheries management practice for the sustainable exploitation of natural stocks. To evaluate the effects of rotational fishing on enhancement of white-spotted charr and masu salmon stocks, we investigated changes in the abundances of these fishes in two streams where this management practice was applied. Generalized linear mixed models showed that the density of catchable-size (>150 mm) of both species increased during two closed years and three closed years in one stream. In another stream, the density of catchable-size charr did not increase during two closed years. The density of new recruits (≤ 150 mm) of either species did not increase in either stream, probably because of the effects of environmental fluctuations and time lags for population increase. Our data indicate that the effects of rotational fishing in mountain streams on enhancement of fish stocks differ among streams and fish sizes. Because the short-term closures investigated here resulted in only small increases in population (1-2 individuals/100 m²), stocks may decline rapidly under high fishing pressure during open periods. Accordingly, additional harvest regulations may need to be implemented during open years to sustain the increased abundance resulting from rotational fishing.

キーワード: GLMM, イワナ, 生息密度, 増殖, ヤマメ, 遊漁

内水面においてイワナ *Salvelinus leucomaenis*, ヤマメ *Oncorhynchus masou masou*, アマゴ *O. m. ishikawae*, ニジマス *O. mykiss* 等のサケ科魚類を対象とする遊漁者数は, 全国で延べ約 179 万人にのぼり, アユ釣りのそれ (約 339 万人) に次いでいる。¹⁾ 内水面の漁業管理においては, その限られた資源量を維持するために, 禁漁期, 禁漁区, 漁具・漁法, 全長制限等の漁獲規制が法律や規則によって定められている。^{2,3)} しかし近年, 多くの溪流漁場では, 河川環境の悪化による自然繁殖の阻害や過剰な漁獲圧による資源の枯渇が生じているため, さらに発展的な漁獲規制 (全長制限の引き上げや尾数の制限, あるいはそれらの区域設定等) の必要性が認識されている。³⁻⁶⁾ また近年では, イワナやアマゴについて放流魚と交雑していない在来個体群の存在が遺伝的な解析によって明らかになりつつあり,⁷⁻¹¹⁾ これらの在来個体群の保全と遊漁への利用の両立は溪流漁場管理の大きな

課題となっている。資源枯渇や在来個体群保全の問題に対応するため, いくつかの溪流漁場では, 増殖, 利用および保全に関する遊漁管理形態を区域ごとに変えるゾーニング管理が実施され,³⁾ 在来個体群を含む溪流魚の資源維持の観点からは, キャッチ・アンド・リリース区や禁漁区の設定が広く行われるようになった。^{4,12)}

栃木県西部を流れる利根川水系大芦川では, 遺伝子分析によってニッコウイワナ *S. l. pluvius* の在来個体群が確認された⁷⁾ 直後の 2005 年から, 放流に頼らない資源維持・増殖を図るため, 2 つの水域を対象とした輪番禁漁が導入された。輪番禁漁とは溪流や定着性資源において解禁する漁場を時間的に交代させる漁場管理であり,¹³⁾ 特に貝類やウニ, ナマコなどの定着性資源の管理に適用され, 効果を上げてきた (これらを対象とする場合は輪採制と呼ばれる)。^{14,15)} しかし溪流魚の資源増殖に対する禁漁の効果については限られた情報しかな

* Tel : 81-287-98-2888, Fax : 81-287-98-2885, Email : kubotah01@pref.tochigi.lg.jp

^a 現所属 : 栃木県農政生産振興課 (Department of Agriculture, Product Promotion Division, Utsunomiya, Tochigi 320-8501, Japan)

く,^{16,17)} 特に短期的な禁漁が想定される輪番禁漁については、これまで数値的研究があるのみで,¹⁸⁾ 実際の導入効果を示した研究は無かった。そのため、大芦川では2年間あるいは3年間で禁漁区と解禁区を交代させることとしたが、それらの輪番期間は資源学的な根拠に基づくものではなく、“遊漁者が許容できる程度の禁漁期間”とする、という考え方に基づくものであった。溪流漁場における輪番禁漁は在来個体群などの天然資源を枯渇させずに利用する管理手法として期待されるが、一方では解禁直後に遊漁者が集中することで過剰な漁獲圧が生じる可能性も考えられる。そのため、輪番禁漁について禁漁の効果とその後の解禁の影響を検証すること、とりわけ有効な輪番期間の検証を行うことは合理的な資源管理を行うために非常に重要である。

本研究では、溪流魚の資源増殖に対する輪番禁漁の効果の評価するために、全国で初めて輪番禁漁が導入された溪流漁場においてイワナ、ヤマメの資源量の変化を調査した。そして、輪番禁漁の資源増殖に対する有効性と限界について考察を行い、輪番禁漁を活用した今後の溪流漁場管理について議論した。

試料および方法

調査場所 輪番禁漁は栃木県西部を流れる利根川水系大芦川の2つの水域で、漁場を管轄する西大芦漁業協同組合によって2005年から導入された (Fig. 1)。それらの水域の1つは本沢と日光沢を含む自然滝上流の流程約23.5 kmの水域 (以下本沢とする) であり、もう一方は落平沢全域の流程約12.5 kmの水域であった。2005年から2006年の2年間は本沢が禁漁となり、落平沢は解禁されていた。2007年から2009年の3年間は落平沢が禁漁となり、本沢が解禁された。資源量の調査は本沢と落平沢の一部、それぞれ流程433 mと488 mの区間で行った。本沢の調査区間にはイワナのみが生息し、落平沢の調査区間にはイワナとヤマメが生息している。調査期間中、両河川ともにこれらの種の種苗放流は行われていない。調査区間の河川環境を Table 1 に示した。両河川ともに解禁の年には、3月21日から9月19日までが遊漁可能期間である。

資源量の推定 調査区間内に生息する1歳以上の個体を対象に、生息個体数を標識再捕法により推定した。輪番禁漁が導入される前年の2004年から2009年に、原則として5月下旬と9月下旬の毎年2回標識再捕調査を行った。標識再捕調査各回に採捕をそれぞれ2回行い、1回目と2回目の採捕日の間隔は1~8日間であった。採捕にはエレクトリックショックカー (Model 12B, Smith-Root Inc., USA) を直流300 Vの設定で用いた。採捕した個体について、体サイズの計測と標識とするための鱗の切除 (脂鱗あるいは腹鱗) を行い、調査

Fig. 1 Map of the study area showing the locations of the streams where rotational fishing was applied (shaded areas). Arrows along streams indicate reaches where fish density was estimated.

Table 1 Characteristics of the study reaches in areas where rotational fishing management was applied

	Fukudaira-sawa	Honzawa
Length (m)	488	453
Mean width ($\pm$ SD, m)	4.3 ± 2.4	4.8 ± 1.7
Gradient (%)	6.1	4.4
Elevation (m)	500–530	720–740

区間に放流した。各回2回目の採捕では、体サイズの計測と標識の有無の確認を行った後、調査区間に放流した。個体数推定にはピーターセン法 (Chapmanの修正式¹⁹⁾) を用いた。生息個体数の推定値を調査区間の水表面積で除して100 m²あたりの密度を求めた。生息密度は、栃木県内水面漁業調整規則で漁獲が許可されている全長150 mmより大きいクラス (サイズクラスI) と漁獲が禁止されている150 mm以下のクラス (サイズクラスII) の2つサイズクラスについてそれぞれ求めた。

モデル選択による禁漁効果の検証 禁漁の効果を検証するために、一般化線形混合モデル (GLMM) を用いたモデル選択を行った。各調査回における推定生息個体数を応答変数として、禁漁・解禁の状態 (F) を因子型の説明変数とした。また、溪流に生息するイワナ、ヤマメ・アマゴの資源量に影響を与える環境変動として、洪水の頻度が知られているため、^{20–23)} 各調査月以前の6ヶ月間 (5月の調査月では前年の12月から5月まで、9月の調査月では4月から9月まで) に50 mm以上の降水量を記録した降雨の回数 (R) を説明変数として加えた。降雨の回数は、調査値近傍の今市市における観測

データ (<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/> (気象庁, 2010年7月26日)) を利用した。さらに, これらの種では特に産卵に伴った河川内移動をする場合があることが報告されているため,^{24,25)} 季節的な移動が生息個体数に影響を与える可能性がある。そこで, 調査の月 (M) についても因子型の説明変数とした。調査の年 (Y) はランダム効果とした。応答変数がカウントデータであることからポアソン分布を仮定し, 連結関数は対数関数とした。モデル選択には AIC (赤池情報量基準) を基準として, 最も低い AIC を示したモデル (最低 AIC モデル) をベストモデルとした。最低 AIC モデルに対して, 各説明変数を除いたヌルモデルを作り, 両者の AIC の比較 (ΔAIC : 最低 AIC モデルとヌルモデルの AIC の差) と逸脱度 (deviance) 差に関する尤度比検定を行うことで各説明変数の有意性を検討した。モデル選択および尤度比検定は種ごと, および体サイズクラスごとにそれぞれ行った。また, 落平沢においては 2 年禁漁 (禁漁 2 年目までを含む 2004~2008 年のデータを使用した) と 3 年禁漁 (禁漁 3 年目までを含む 2004~2009 年のデータを使用した) の 2 つのケースについて解析を行った。これらの統計解析には R. version 2.10.0 (A language and environment for statistical computing: <http://www.R-project.org> (R Development Core Team, 2010年1月17日)) を使用し, GLMM のパラメータ推定には lme4 パッケージの lmer 関数を用いた。

産卵量の算出 禁漁の効果を生産量から検討するため, 両河川におけるイワナとヤマメの産卵量を推定し, 禁漁年と解禁年で比較した。イワナについては同じ河川 (大芦川) の近隣の支流のデータからこの地域における雌の最小成熟サイズと最小成熟サイズ以上の個体に占める成熟雌の割合を求めた (久保田 未発表データ)。これにより, 調査対象支流の最小成熟サイズを 9 月における全長で 126 mm 以上とし, 全長 126 mm 以上の 17.7 % が成熟雌であると仮定した。本沢と落平沢調査区間内の 9 月の調査時における成熟雌個体数 N_f , 雌 1 個体の平均抱卵数 E ,²⁶⁾ および区間内の総産卵量 E_T を次式により算出した。

$$N_f = 0.177 \times N_{126\leq}$$

$$\log E = 1.29 \times \log (\text{aveTL}) + 0.78^{26)}$$

$$E_T = E \times N_f$$

ただし, $N_{126\leq}$ は全長 126 mm 以上の推定個体数, aveTL は成熟雌の平均全長をそれぞれ表す。ヤマメでは, 2004 年から 2006 年に落平沢で採捕された雌の抱卵個体のうち, 最小だった全長 144 mm を最小成熟サイズとした。また, 上記 3 年間の採捕個体のデータから, 全長 144 mm 以上の個体の 32.7 % が成熟雌であると仮定した。河川型ヤマメの抱卵数について, 野外で調

査された事例が無かったので, 産卵量の推定には河川型アマゴの全長と抱卵数の関係式²⁶⁾を利用した。

$$N_f = 0.327 \times N_{144\leq}$$

$$\log E = 2.76 \times \log (\text{aveTL}) - 1.08^{26)}$$

$$E_T = E \times N_f$$

ただし, $N_{144\leq}$ は全長 144 mm 以上の推定個体数を表す。

結 果

3 年間禁漁した落平沢の場合 2007 年から 2009 年にかけて 3 年間禁漁となった落平沢において, イワナの体サイズ別の生息密度の平均は, サイズクラス I (全長 150 mm より大きなサイズ) の禁漁年で 3.1 (個体/100 m²), 解禁年で 2.0 となり, 禁漁年で大きな値を示した (Fig. 2a)。GLMM を用いたモデル選択の結果, 2 年禁漁および 3 年禁漁の両方のケースで禁漁・解禁の説明変数 (F) のみを含むモデルがそれぞれ最低 AIC モデルとして選択された (Table 2a)。これらのモデルでは

Fig. 2 Temporal changes in density of fishes in two size classes (size class I: >150 mm; size class II: ≤150 mm) of (a) white-spotted charr in the Fukidaira-sawa stream, (b) masu salmon in the Fukidaira-sawa stream, and (c) white-spotted charr in the Honzawa stream. Gray areas represent years when the streams were closed to angling.

Table 2 Model selection results for GLMM analyses of white-spotted charr and masu salmon abundances, and results of likelihood ratio tests against null model for each variable selected

(a) Fukidaira						
	Size class	Models selected*	$\Delta AIC^\dagger$	χ^2	P	
Two years						
Charr	Size class I	F	F 5.90	7.90	0.005	
	Size class II	M	M 23.78	25.78	<0.001	
Salmon	Size class I	$F+R+M$	F 5.00	7.00	0.008	
			R 1.91	3.91	0.048	
	Size class II	M	M 0.29	2.29	0.130	
			M 37.86	39.86	<0.001	
Three years						
Charr	Size class I	F	F 7.80	9.80	0.002	
	Size class II	M	M 25.41	27.41	<0.001	
Salmon	Size class I	$F+R+M$	F 7.09	9.09	0.003	
			R 3.22	5.22	0.022	
	Size class II	M	M 1.66	3.66	0.056	
			M 32.67	34.67	<0.001	
(b) Honzawa						
		Models selected*	$\Delta AIC^\dagger$	χ^2	P	
Two years						
Charr	Size class I	none	—	—	—	
	Size class II	$R+M$	R 4.18	6.18	0.013	
			M 53.23	55.23	<0.001	

Size class I: >150 mm in total length, Size class II: ≤150 mm in total length. Significant variables are in bold.

* selected variables in the AIC best models, F : open or closed states of fishing, R : frequency of heavy rain (≥50 mm) during the past six months, M : months when surveys of fish abundance were conducted

† AIC difference between the AIC best model and null model for each variable

スルモデルとの AIC の差が大きく ($\Delta AIC = 5.9$ と 7.8), 尤度比検定の結果も逸脱度差が有意となった (2 年禁漁と 3 年禁漁でそれぞれ, $\chi^2 = 7.90$, $p = 0.005$; $\chi^2 = 9.80$, $p = 0.002$)。

イワナのサイズクラス II (150 mm 以下) では, 禁漁年, 解禁年ともに生息密度の平均が 1.9 (個体/100 m²) であった (Fig. 2a)。モデル選択では, 2 年禁漁および 3 年禁漁の両方のケースで調査の月 (M) のみを説明変数として含むモデルが最低 AIC モデルとして選択され, 尤度比検定でもスルモデルとの間にそれぞれ有意な差異が認められた (2 年禁漁と 3 年禁漁でそれぞれ, $\Delta AIC = 23.78$, $\chi^2 = 25.78$, $p < 0.001$; $\Delta AIC = 25.41$, $\chi^2 = 27.41$, $p < 0.001$) (Table 2a)。

ヤマメのサイズクラス I の平均生息密度は, 禁漁年が 6.0 (個体/100 m²), 解禁年が 4.2 となり, イワナと同様に禁漁年で大きな値を示した (Fig. 2b)。ヤマメのサ

イズクラス I では, 2 年禁漁および 3 年禁漁の両方のケースで禁漁・解禁の状態 (F), 降雨の回数 (R) および調査の月 (M) の説明変数を含むモデルがそれぞれ最低 AIC モデルとして選択された (Table 2a)。各説明変数について, スルモデルとの間で尤度比検定を行った結果, 禁漁・解禁の状態 (F) と降雨の回数 (R : 係数は負) で有意な差異が認められた (2 年禁漁における F と R でそれぞれ, $\Delta AIC = 5.00$, $\chi^2 = 7.00$, $p = 0.008$; $\Delta AIC = 1.91$, $\chi^2 = 3.91$, $p = 0.048$, 3 年禁漁における F と R でそれぞれ, $\Delta AIC = 7.09$, $\chi^2 = 9.09$, $p = 0.003$; $\Delta AIC = 3.22$, $\chi^2 = 5.22$, $p = 0.022$) (Table 2a)。

ヤマメのサイズクラス II では, 禁漁年が 3.0 (個体/100 m²), 解禁年が 4.3 となり, 禁漁年の方が低い値を示した。イワナのサイズクラス II と同様に, モデル選択では 2 年禁漁および 3 年禁漁の両方のケースで調査の月 (M) のみを説明変数として含むモデルが最低 AIC モデルとして選択され, 尤度比検定でもスルモデルとの間にそれぞれ有意な差異が認められた (2 年禁漁と 3 年禁漁でそれぞれ, $\Delta AIC = 37.8$, $\chi^2 = 39.86$, $p < 0.001$; $\Delta AIC = 32.67$, $\chi^2 = 34.67$, $p < 0.001$) (Table 2a)。

2 年の禁漁後, 3 年解禁した本沢の場合 2005 年から 2006 年に禁漁にした後, 2007 年から 2009 年にかけて解禁を続けた本沢において, イワナの体サイズ別生息密度の平均は, サイズクラス I の禁漁年で 6.0 (個体/100 m²), 解禁年で 3.9, サイズクラス II の禁漁年で 4.8, 解禁年で 3.4 となり, 両サイズクラスともに禁漁年で大きな値を示した (Fig. 2c)。しかしモデル選択の結果, サイズクラス I では固定効果として扱ったいずれの説明変数も含まないモデルが最低 AIC モデルとして選択され, サイズクラス II では降雨の回数 (R : 係数は正) と調査の月 (M) を説明変数として含むモデルが最低 AIC モデルとして選択された (Table 2b)。サイズクラス II で選択された説明変数について, スルモデルとの間で尤度比検定を行った結果, 降雨の回数 (R) と調査の月 (M) の両方で有意な差異が認められた (R と M でそれぞれ, $\Delta AIC = 4.18$, $\chi^2 = 6.18$, $p = 0.013$; $\Delta AIC = 53.23$, $\chi^2 = 55.23$, $p < 0.001$)。

産卵量の変化 路平沢の調査区間におけるイワナとヤマメの産卵量を推定したところ, それぞれ禁漁年の平均で 1761.8 粒と 3747.5 粒, 解禁年の平均で 917.3 粒と 2098.1 粒であった (Fig. 3)。いっぽう本沢のイワナでは, 禁漁年の平均が 3861.5 粒, 解禁年の平均が 2481.1 粒と推定された。いずれの沢においても禁漁年の方が推定の産卵量が多かったが, 100 m² あたりの増加量は路平沢のイワナで 42.1 粒, ヤマメで 82.2 粒, 本沢のイワナで 65.2 粒とわずかな量だった。

Fig. 3 The mean number of eggs of white-spotted charr and masu salmon during open and closed years within the reaches surveyed. Vertical bars indicate standard deviation.

考 察

輪番禁漁制導入に伴う資源量の変化と禁漁の効果 溪流に生息するイワナ、ヤマメ・アマゴの資源量は釣獲圧だけでなく、洪水などの環境変動や河川の水環境収容力に大きな影響を受けることが知られている。²⁰⁻²³⁾ 落平沢と本沢においても2年および3年の禁漁期間中に、イワナ、ヤマメともに生息密度の変動が認められたが、いずれも禁漁期間中に密漁が行われたという情報は聞かれなかったことから、これらの変動は環境変動に応じて自然に生じたものであると考えられる。自然に生じる生息密度の変動は、禁漁の効果を単純な平均値の比較からは検証しにくいものとするため、本研究ではGLMMを用いたモデル選択と尤度比検定によって禁漁の効果を評価した。その結果、落平沢においては2年禁漁および3年禁漁の両方で、全長150 mmより大きなサイズのイワナ、ヤマメについて禁漁・解禁を説明変数として含むモデルが最低AICモデルとして選択され、禁漁による生息個体数増加の効果が確認された。ヤマメでは、禁漁の効果に加えて過去6ヶ月間における50 mm以上の降雨が生息個体数を減少させる要因となることも明らかになった。しかし、全長150 mm以下のサイズでは両種ともに禁漁の効果は認められず、調査の月、すなわち季節的な個体数の減少が生息個体数に有意な影響を与えていることが明らかになった。全長150 mm以下のサイズの季節的な個体数減少の要因としては、成長に伴って全長150 mmよりも大きなサイズクラスに加わっていること、あるいは、大型個体に比べて環境変動等の影響を受けやすく死亡率（あるいは漁場からの移出率）が高いことなどが考えられる。本研究では、5月に全長150 mm以下のサイズの個体数が多い場合でも、同年9月の全長150 mmよりも大きなサイズの個体数が増加する傾向が認められないことから（Fig. 2）、主に環境変動等が全長150 mm以下のサイズの季節的な個体数減少

に影響したと考えられる。これらの結果から、落平沢における2年または3年の禁漁の効果は遊漁対象となるサイズクラスの増加という形で現れていることが分かった。

いっぽう、2年間禁漁にした本沢のイワナでは、全長150 mmより大きなサイズおよび全長150 mm以下のサイズの両クラスで禁漁・解禁の説明変数を含むモデルは最低AICモデルとして選択されず、生息個体数に対する禁漁の効果は認められなかった。全長150 mm以下のサイズでは、降雨の回数と調査の月が生息個体数に有意な影響をあたえており、落平沢と同様に環境変動の影響の受け、季節的な個体数減少が生じていることが推察される。ただし、降雨の影響については最小AICモデルにおける係数が正であることから、本沢における全長150 mm以下のイワナの場合は降雨の回数や降水量が多い方がより多くの個体数の維持につながることが示唆された。以上のことから、類似した溪流環境において2年間という同じ禁漁期間を設定した場合でも河川によってその効果が異なることが明らかになった。また、魚の体サイズによって生息個体数に対する禁漁の効果が異なることが明らかになった。

輪番禁漁の効果として、イワナでは解禁期間が1年以内の場合に限り、解禁年の漁獲量および長期的な漁獲量が増えるという数値的研究の結果が報告されている。¹⁸⁾ この研究では輪番禁漁導入の漁獲量に対する効果は、イワナの場合2年以上の禁漁期間を設定した場合に高く、禁漁期間を長くするほど高くなるという。いっぽう、ヤマメ・アマゴではその繁殖サイクルの短さから（通常満2歳で繁殖を開始する）、1年間の禁漁期間でも漁獲量を増やす効果があるとされている。本研究の結果は、2年以上の禁漁によって一方の河川におけるイワナ・ヤマメの資源量増大が認められた点でシミュレーションの結果と整合したが、それ以外の点では相違点が多かった。特に河川毎に禁漁効果が異なるという点は、漁場管理において大きな問題となる。従って現状では、資源量を増大させる目的で輪番禁漁を導入する際には、当初の段階では禁漁期間を柔軟にあるいは長めに設定し、効果をみながら河川毎に適切な輪番期間を順応的に決めていく必要があると考えられる。

イワナ個体群の長期的な維持が可能な最大漁獲量は、低年齢魚から漁獲する方法で得られるというシミュレーションの結果が報告されている。²⁷⁾ この結果は、イワナの資源量を高水準に維持するためには、繁殖力のある高年齢魚を保護することが有効であることを示している。本研究では2年および3年の禁漁で落平沢では高年齢魚の増加、および産卵量の増加が認められたものの、それが次世代（今回の場合全長150 mm以下の個体）の増加につながることを確認はできなかった。禁漁期間中に全

長 150 mm 以下の加入量が増加しなかった原因として、生息個体数への環境変動等による影響が大きいことに加えて、禁漁によって保護された親魚による産卵量増加が、1 歳魚の個体数を増加させるまでに数年の時間差が生じることが考えられる。手取川水系蛇谷における禁漁後のイワナ資源量の変化に関する研究では、禁漁 4 年目から資源量の増加が認められている。¹⁷⁾そして、この時の資源量増加は禁漁 4 年目に初めて確認されるようになった 1 歳魚の増加によると説明されている。2 年および 3 年の禁漁で親魚数が増加した落平沢において、禁漁によって保護された親魚が産卵をしたのは 2008 年と 2009 年であることから、それらの卵からふ化した 2009 年級群と 2010 年級群が 1 歳魚となるのは 2010 年と 2011 年となる。したがって本研究では、1 歳魚の個体数増加について検証できていないことになる。これらの検証を行うには増加が見込まれるまでの時間差を考慮して、さらに長期間調査を継続し、1 歳魚の個体数に及ぼす禁漁の効果を確認する必要がある。

輪番禁漁を活用した溪流漁場管理 溪流漁場で資源量を増大させるための管理手法としては、“放流”による増殖や漁獲を許さない“キャッチ・アンド・リリース”が従来から行われている。したがって輪番禁漁に期待される目標としては、本来的には放流のできない、あるいは行き届かない漁場において解禁時の漁獲量を増大させることにあるといえよう。原田¹⁸⁾によるシミュレーションの結果に示されたように、輪番禁漁には“長期的な漁獲量を最大にする”、“解禁時の漁獲可能量を増大し、一時的に好漁場を提供する”など、いくつかの異なる資源増大効果が期待できる。本研究では短期的な禁漁が資源を増大させる効果を持つことが確認されたが、3 年の禁漁によって増えた漁獲対象サイズ（全長 150 mm より大きなサイズ）の平均生息密度の増加量は、イワナで約 1 個体/100 m²、ヤマメで約 2 個体/100 m²にすぎず、これらが実際の漁獲量を増大させる効果を持つとは考えにくい。輪番禁漁による漁獲量増大の推定においては、生活史および再生産関係等の生物学的パラメータを実際のデータを用いてシミュレーションを行い、漁獲量を増大させる目的での輪番禁漁の活用について再検討する必要がある。

近年、本州以南のイワナ、ヤマメ・アマゴといったサケ科魚類では、在来個体群の存在が注目されるようになり、^{7-11,28)} 保全と遊漁への利用の両立が課題になっている。^{3,29)} 放流種苗との交雑を避けるため在来個体群の生息場所には原則として種苗放流を行わないことが提言されており、^{3,7-10,28)} 輪番禁漁は放流による増殖が不可能な在来個体群の資源維持と遊漁への利用を両立させる漁場管理手法の一つとしても期待されている。³⁾ 本研究の対象とした河川での輪番禁漁制の導入も、イワナの在来個

体群保全を目的としたものであり、“漁獲量の増大はさほど考慮せず、一定以上の資源水準を維持する”という効果を期待したものであった。落平沢では 2~3 年の禁漁で漁獲対象および親魚のサイズクラスの資源量増大が可能であったが、その資源水準を長期的に維持しようとする場合は、増えた親魚を漁場内に維持することが必要となる。²⁷⁾しかし、イワナやアマゴではより大型の個体から釣られる傾向があるため、³⁰⁻³²⁾ 大型個体の漁獲を許す通常の溪流漁場管理では（国内では全長 150 mm 以下の個体の採捕制限が一般的³⁾）、増えた親魚が解禁後に減少してしまう可能性が高い。また、禁漁河川や釣獲圧の著しく低い漁場では、カットスロートトラウト *O. clarkii* やブラウントラウト *Salmo trutta* の釣獲率（生息個体数に対する釣獲個体数）が通常の漁場に比べて著しく高くなることが報告されており、^{33,34)} イワナやヤマメ・アマゴについても解禁直後の釣獲率が通常よりも高くなることが予想される。溪流魚におけるこれらの釣獲圧に関する特徴と解禁時に良い釣果を期待する遊漁者が集中する可能性を考え合わせると、禁漁と解禁を繰り返す単純な輪番禁漁では、個体群の再生産に負の影響を与える可能性もある。北米における遊漁管理では、繁殖可能な親魚を漁場に残すために、持ち帰り尾数の制限（bag limit）や大型の個体の持ち帰りを制限するための全長制限（slot length limit）が多くの漁場で定められている（例えば Montana Fishing Regulations: <http://www.fwp.mt.gov/fishing/regulations/default.html> (Montana Fish, Wildlife & Parks, Montana, 2010 年 4 月 22 日))。輪番禁漁制によって一定以上の資源水準を維持しようとする場合には、解禁時に予想される大型個体への強度の漁獲圧を低下させるために、こうした北米型の遊漁管理を組み合わせる方法が適当かもしれない。

禁漁による増殖は自然の再生産力に依存するため、資源の増大の程度は、初期の資源量、漁場環境（環境収容力）、禁漁期間中の気象条件、禁漁以前の漁獲圧等の不確実性を含む諸条件によって決定される。したがって現状では輪番期間を一概に決めることは合理的でない。特に近年は、渓流域の人為的な環境悪化が激しく、ダムによる生息域の分断化や河床の露盤化、河畔林の喪失等が、サケ科魚類の環境収容力や再生産に大きな影響を与えていることから、³⁵⁻³⁹⁾ 資源の回復速度に影響する諸条件は河川毎に大きく異なっていると考えられる。輪番禁漁制を合理的に活用するには、今後、人為的な影響を含む河川環境条件や個体群の初期状態と禁漁効果の関係性について検証し、河川毎に効果的な輪番期間を予測する方法の開発が必要となる。

謝 辞

調査に際して、西大芦漁業協同組合の石原政男前組合

長, 竹澤英一組合長, ならびに役員の皆様に多大なご協力をいただいた。山梨県水産技術センターの坪井潤一博士には, 論文原稿の校閲をしていただくとともに, データ解析方法等について多くのご助言をいただいた。水産総合研究センター中央水産研究所の中村智幸博士には, 本研究の計画段階から有益なご助言をいただくとともに, 論文原稿の校閲をしていただいた。会澤聡氏, 田中友樹氏には野外調査にご協力いただいた。ここに厚くお礼申し上げる。本研究は水産庁事業溪流域管理体制構築事業および溪流資源増大技術開発事業の一環として行った。

文 献

- 1) 2003 年 (第 11 次) 漁業センサス。農林水産省統計部, 東京。2006。
- 2) 田中昌一。「水産資源学総論」恒星社厚生閣, 東京。1985。
- 3) 中村智幸, 飯田 遙。「守る・増やす溪流魚—イワナとヤマメの保全・増殖・釣り場作り」農村漁村文化協会, 東京。2009。
- 4) イワナ, ヤマメ, アマゴの増殖と管理—有用資源生態系管理手法開発事業報告書—。全国内水面漁業協同組合連合会, 東京。2004。
- 5) 加地弘一。「漁協組合員」と「遊漁者」の溪流漁場に関する意識の違い①—都市近郊河川 (山梨県) の場合—。広報ないすいめん 2005; **42**: 50–55。
- 6) 中村智幸。「イワナをもっと増やしたい! 「幻の魚」を守り, 育て, 利用する新しい方法」フライの雑誌社, 東京。2007。
- 7) Kubota H, Doi T, Yamamoto S, Watanabe S. Genetic identification of native populations of fluvial white-spotted charr *Salvelinus leucomaenis* in the upper Tone River drainage. *Fish. Sci.* 2007; **73**: 270–284。
- 8) Kawamura K, Kubota M, Furukawa M, Harada Y. The genetic structure of endangered indigenous populations of the amago salmon, *Oncorhynchus masou ishikawae*, in Japan. *Conserv. Genet.* 2007; **8**: 1163–1176。
- 9) Kikko T, Kai Y, Kuwahara M, Nakayama K. Genetic diversity and population structure of white-spotted charr, *Salvelinus leucomaenis*, in the Lake Biwa water system inferred from AFLP analysis. *Ichthyol. Res.* 2008; **55**: 141–147。
- 10) Kikko T, Kuwahara M, Iguchi K, Kurumi S, Yamamoto S, Kai Y, Nakayama K. Mitochondrial DNA population structure of the white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) in the Lake Biwa water system. *Zool. Sci.* 2008; **25**: 146–153。
- 11) 山本祥一郎, 中村智幸, 久保田仁志, 土居隆秀, 北野聡, 長谷川 功。ミトコンドリア DNA 分析に基づく関東地方産イワナの遺伝的集団構造。日本誌 2008; **74**: 861–863。
- 12) 土居隆秀, 中村智幸, 横田賢史, 丸山 隆, 渡邊精一, 野口拓史, 佐野祐介, 藤田知文。実験池においてキャッチアンドリリースされたイワナ, ヤマメの生残と成長。日本誌 2004; **70**: 706–713。
- 13) 原田泰志。ゾーニング—シンポジウムの概要と禁漁区に関する一考察—。月刊海洋 2009; **41**: 529–534。
- 14) 北田修一。「栽培漁業と統計モデル分析」共立出版, 東京。2001。
- 15) Hart DR. Yield- and biomass-per-recruit analysis for rotational fisheries, with an application to the Atlantic sea scallop (*Placopecten magellanicus*). *Fish. Bull.* 2003; **101**: 44–57。
- 16) Nakamura T, Maruyama T, Nozaki E. Seasonal abundance and the re-establishment of iwana charr *Salvelinus leucomaenis* f. *pluvius* after excessive sediment loading by load construction in the Hakusan National Park, central Japan. *Envir. Biol. Fish.* 1994; **39**: 97–107。
- 17) 中村智幸, 丸山 隆, 渡邊精一。禁漁後の河川型イワナ個体群の増大。日本誌 2001; **67**: 105–107。
- 18) 原田泰志。適正な溪流域管理のための, ゾーニングや漁獲規制の効果, 放流効果等をシミュレートする数値モデルの開発。溪流域管理体制構築事業報告書, 水産庁, 東京。2008; 114–129。
- 19) 伊藤嘉昭, 村井 実。「動物生態学研究法—上巻—」古今書院, 東京。1977。
- 20) 斉藤 雅。イワナにおける資源の利用と個体群変動の関係。海洋科学 1975; **7**: 49–54。
- 21) 名越 誠, 鈴木伸治, 瀬見秀夫, 坂口功祐, 岩本吉包, 岡本安弘。溪流域におけるアマゴ *Oncorhynchus rhodurus* の生産。三重大水産研報 1982; **9**: 69–88。
- 22) Nakano S, Nagoshi M. Density regulation and growth of a redspot masu-trout, *Oncorhynchus rhodurus*, in a mountain stream. *Physiol. Ecol. Japan* 1985; **22**: 1–16。
- 23) Sato T. Dramatic decline in population abundance of *Salvelinus leucomaenis* after a severe flood and debris flow in a high gradient stream. *J. Fish Biol.* 2006; **69**: 1849–1854。
- 24) 中村智幸。イワナにおける支流の意義。「魚から見た水環境—復元生態学に向けて/河川編—」(森誠—編) 信山社サイテック, 東京。1998; 177–187。
- 25) 佐藤拓哉, 渡辺勝敏。世界最南限のイワナ個体群「キリクチ」の産卵場所特性, および釣獲圧が個体群に与える影響。魚類学雑誌 2004; **51**: 51–59。
- 26) 北野 聡, 久保田伸三。諏訪湖流入河川におけるアマゴおよびヤマトイワナの個体群構成と性成熟。長野自然保護研究所紀要 1999; **2**: 77–83。
- 27) 横田賢史, 中村智幸, 渡邊精一, 高橋悟史。イワナ *Salvelinus leucomaenis* の個体群維持に対する釣獲サイズ制限の効果。水産増殖 2003; **51**: 25–29。
- 28) 中村智幸。聞き取り調査によるイワナ在来個体群の生息分布の推定。砂防学会誌 2001; **53**: 3–9。
- 29) Dunham J, Baxter C, Fausch K, Fredenberg W, Kitano S, Koizumi I, Morita K, Nakamura T, Rieman B, Savvaitova K, Stanford J, Taylor E, Yamamoto S. Evolution, ecology, and conservation of Dolly Varden, white-spotted charr, and bull trout. *Fisheries* 2008; **33**: 537–547。
- 30) 坪井潤一, 森田健太郎, 松石 隆。キャッチアンドリリースされたイワナの成長・生残・釣られやすさ。日本誌 2002; **68**: 180–185。
- 31) Tsuboi J, Morita K. Selectivity effects on wild white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) during a catch and release fishery. *Fish. Res.* 2004; **69**: 229–238。
- 32) Tsuboi J, Endou S. Relationships between catch per unit effort, catchability, and abundance based on actual measurements of salmonids in mountain stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2008; **137**: 496–502。
- 33) Lewynsky VA, Bjornn TC. Response of cutthroat and rainbow trout to experimental catch-and-release fishing. In: Barnhart RA, Roelofs TD (eds). *Catch-and-release fishing: a decade of experience*. California Cooperative Fishery Research Unit, Arcata. 1987; 16–23。
- 34) Young RG, Hayes JW. Angling pressure and trout catch-

- bility: behavioral observations of brown trout in two New Zealand backcountry rivers. *N. Am. J. Fish. Manage.* 2004; **24**: 1203–1213.
- 35) Inoue M, Nakano S, Nakamura F. Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationships in northern Japan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1997; **54**: 1331–1341.
- 36) Morita K, Yamamoto S. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conserv. Biol.* 2002; **5**: 1318–1323.
- 37) 遠藤辰典, 坪井潤一, 岩田智也. 河川工作物がイワナとアマゴの個体群存続におよぼす影響. 保全生態学研究 2006; **11**: 4–12.
- 38) Kishi D, Maekawa K. Stream-dwelling Dolly Varden (*Salvelinus malma*) density and habitat characteristics in stream sections installed with low-head dams in the Shiretoko Peninsula, Hokkaido, Japan. *Ecol. Res.* 2009; **24**: 873–880.
- 39) Tsuboi J, Endou S, Morita K. Habitat fragmentation by damming threatens coexistence of stream-dwelling charr and salmon in the Fuji River, Japan. *Hydrobiologia* 2010; **650**: 223–232.