カラフトマス　日本系

（Pink Salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*）

知床半島のホロベツ川に遡上したカラフトマスの野生魚
本河川は過去の放流履歴がないが毎年多くのカラフトマスが産卵のために遡上する。

最近の動き

日本系カラフトマスの沿岸における2018年の漁期中（7～12月）の漁獲数は591万尾で前年比563%であった。1994年以降、偶数年が豊漁年で奇数年が不漁年というパターンがしばらく続いていたが、2003年以降にこの豊漁・不漁年の関係が逆転した。しかし、最近10年は豊漁不漁のパターンは不明瞭になり、かつ沿岸漁獲数は大きな変動を繰り返しながらも全体的には減少傾向にある。2019年は87万尾（速報値）と激減し、前年比では15%であったが、同一系統である前奇数年比では83%であり、ほぼ横ばいと言える。また、2018年は沖合漁業で漁獲されたカラフトマスは628トンと前年を下回り（前年比71%）、依然として低迷している。

利用・用途

カラフトマスは塩蔵品のほか、生鮮でも利用されている。サケより小振りなことからチャンチャン焼きにもよく利用されている。加工品としては缶詰が多いが、魚卵製品として筋子（ます子）がある。一部の産地では、オホーツクサーモンというブランド名でも呼ばれている。

漁業の概要

日本系カラフトマスは、我が国の河川と沿岸で先史時代から漁獲されてきた。北洋さけ・ます漁業では、日本系カラフトマス以外の系群も漁獲していた。しかし、系群識別が不可能なためその混合率の推定は困難で、日本系カラフトマスの沖合域での漁獲量を確定することはできない。我が国では1970年代以降、沖合域での漁獲量は徐々に減少し、近年では主に沿岸域で漁獲される（図1）。沿岸域では、主に7～9月に北海道北東部のオホーツク海岸（根室海峡を含む）の小型定置網によって漁獲される。北海道の沿岸漁獲数は毎年7月以降のものが大半を占めるが、6月以前にも春カラフトマスと呼ばれる系群不明の資源が沿岸で少数漁獲されている（北海道の沿岸漁獲数に占める春カラフトマスの割合：平均2.1%、範囲0.1～7.8%）。2019年は春カラフトマスが7万尾漁獲され、その割合は過去最大の7.6%であった。本州においても主に6月以前に系群不明の資源が沿岸で少数漁獲されており、年によっては沿岸漁獲量の約2～4割を本州が占める年もある（2018年の本州沿岸漁獲量は9.3トンで全体の1.0%）。沖合域では、主に4～7月に日本国200海里内で太平洋小型さけ・ます流し網船（14トン未満）によって漁獲される（永沢 2011）。近年、我が国から放流されるカラフトマスの一部（2018年放流群からは全数）に耳石標識が施されており（付表1）、日本国200海里内の流し網漁業の漁獲物から毎年一定数の耳石温度標識魚が発見されている。耳石温度標識とは、ふ化場の飼育水温を制御して硬組織である耳石に付けたバーコード状の標識で、近年では世界各国のふ化場で耳石温度標識を用いた標識放流が実施されている（「62. サケ（シロザケ）日本系」を参照）。従来、春季にこの水域を回遊するカラフトマスは全てロシア系と考えられてきたが、これらの結果から、日本系カ

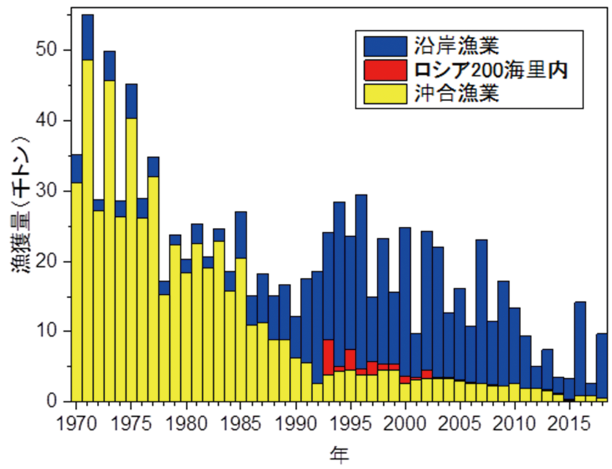

図1. 日本の漁業におけるカラフトマスの漁獲量経年変化

ラフトマスも含まれていることが明らかとなった。2018年における沿岸及び沖合でのカラフトマスの漁獲量は、それぞれ9,087トン及び628トンであった（Gohda and Saito 2019）。なお、最近5年間（2014～2018年）の漁獲量は2,600～14,000トンである。

生物学的特性

日本系のカラフトマスは、主にオホーツク海（根室海峡を含む）に流入する北海道北東部の河川に産卵のため遡上するが、一部では北海道以外でも遡上が認められている（星合・佐藤 1973、原子 1989、手塚 1989、今井 2004、稲葉 2005、飯田 2016）。成熟したカラフトマスは顕著な性的二型が見られ、雄は鼻曲りと高い体高を有する。そのため、二次性徴が発達した雄は河川遡上時の遊泳効率が低下する傾向にある（Makiguchi *et al*. 2017）。最近、カラフトマスの二次性徴には河川間変異があり、知床半島のような河口付近に産卵場がある河川では二次性徴が顕著でない雄が多いことが明らかにされた（Sahashi and Yoshiyama 2016）。産卵期は8～10月であり、雌が河床の砂礫に穴を掘って産卵し、雄が放精した後、雌が再び埋め戻す。サケやベニザケと比較すると、流速が早い浅瀬で産卵する（小林 1968b、Fukushima and Smoker 1998）。また、カラフトマスは河川水の浸透する砂礫層に産卵し、湧水を選ぶサケとは大きく異なる（小林1968b）。翌年の3月下旬～6月に尾叉長3～4 cmの稚魚が砂礫中から夜間に浮上し、河川ではあまり餌を捕食せず直ちに海へ下る（小林・原田 1966、小林 1968a、Heard 1991、虎尾ほか 2010、Kirillov *et al*. 2018）。一部の大河川を除くと、カラフトマスの稚魚は一晩で浮上から降海までを終える（Heard 1991）。そのため、サケの稚魚とは異なり、日中は河川でほとんど稚魚が見られず、夜間にのみ降下中の稚魚が見られる。最近の調査によると、カラフトマスの稚魚は日没後の夜間に集中して流速の速い流心を降下することが報告された（虎尾 2016a、Kirillov *et al*. 2018）。サケの稚魚とは異なり、カラフトマスの稚魚はパーマーク（幼魚斑）を有しない（図2）。卵から海に下るまでの自然種苗の生存率は0.1～43.4%であり、年変動や河川間変異が非常に大きい（Heard 1991）。卵から稚魚までの生存率は平均7.1%、稚魚から親魚までの生存率は平均2.5%と推定され、海洋生活期の方が死亡率は高い（Bradford 1995）。しかし、死亡率の年変動については、64%が淡水生活期に起因すると推定されている（Bradford 1995）。産卵床の掘り返しによる卵の流出が大きな死亡要因となる可能性があり（Fukushima *et al*. 1998）、産卵場における雌の密度が1.4尾/m2を上回ると掘り返しが顕在化するという指摘がある（Esin *et al*. 2012）。最近、北海道東部の当幌川で実施された調査結果

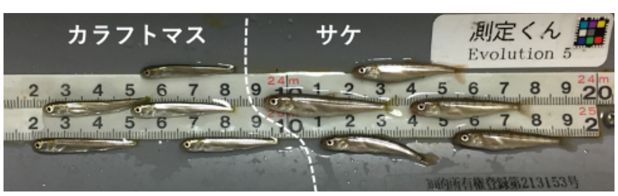

図2. 夜間に捕獲されたカラフトマスとサケの野生稚魚（5月、知西別川）

では、自然産卵による卵から稚魚までの生存率は1.5～2.4%と推定されている（虎尾 2016b）。一方、人工ふ化種苗の採卵から放流までの生存率は約80%であり、採卵から翌年の春まで給餌飼育されたカラフトマス稚魚は、河川に放流されると速やかに降海する。これまで沖合で実施されてきた標識放流により、降海したカラフトマスは、オホーツク海を経て北西太平洋に回遊し（高木ほか 1982；図3）、広く分布することが確認されている（図4）。また、特に奇数年の方がより東方に回遊する傾向がある（図4）。

カラフトマスの自然分布域は北太平洋であるが、移殖されたカラフトマスが北米の五大湖や大西洋にも定着しており（Heard 1991）、特に2017年は大西洋に移殖されたカラフトマスの遡上が際立って多く確認されたことがスコットランドやノルウェーの河川で報告されている（Armstrong *et al*. 2018、Mo *et al*. 2018）。

河川生活期中の摂餌は盛んではないが主に水生昆虫（ユスリカの幼虫等）を捕食する。海洋生活期中には動物プランクトン（オキアミ類、端脚類、カイアシ類、翼足類、十脚類幼生等）とマイクロネクトン（ホッケ等の幼稚仔魚、いか類等）を捕食する（小川・名角 1959、小林・原田 1966、高木ほか 1982）。外洋では主に表面水温4～11℃の範囲に分布し、移動速度は平均31.5 km/日と推定されている（箱山・坂本 1995）。

カラフトマスは、サケと同様、幼魚期には鳥類や魚類（アメマス、オショロコマ、スケトウダラ、サクラマス等）、未成魚・成魚期には大型魚類（ネズミザメ、ミズウオダマシ等）や海産哺乳類（ゼニガタアザラシ、おっとせい類、カマイルカ等）に捕食され

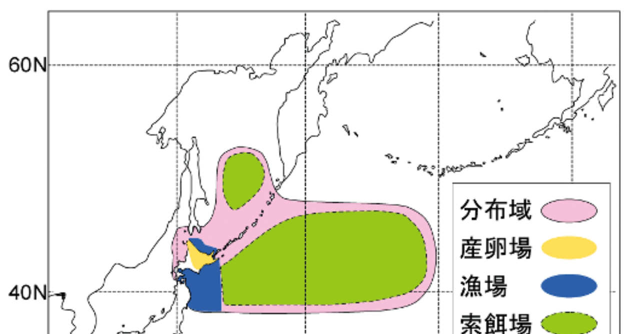

図3. 日本系カラフトマスの主な分布域（高木ほか 1982を改変）

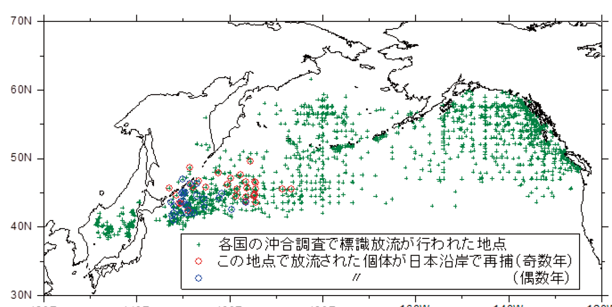

図4. 標識放流(1956～2010年)によって確認された日本系カラフトマスの沖合分布域

る（Heard 1991、Nagasawa *et al*. 2002）。体長30 cm以上の沖合での自然死亡係数Mはおよそ0.2／年で（Heard 1991）、1年間の生存率に換算するとおよそ82%と推定される。

季節性を考慮したvon Bertalanffy成長曲線は、

$$L = 68.9\left(1 - e^{-\left[0.0651\sin\left(\frac{2\pi(t-16.1)}{12}\right)+0.0536\sin\left(\frac{2\pi(t-9.50)}{4.81}\right)+0.0722(t-4.89)\right]}\right)$$

で示され（Haddon 2001）、極限体長は68.9 cm、成長係数は0.0722である。図5は表1に示す年齢ごとの尾叉長及び体重にこの成長式をあてはめたもので、海洋生活期において、成長と停滞が何回も繰り返されるかあるいは体サイズ依存の減耗（特に冬季1～2月）が生じていることが示唆される。

カラフトマスは、ほとんど全てが満2年で成熟する（ごく稀に1年（虎尾 2014）、3～4年（Kwain 1987））。そのため、偶数年と奇数年で繁殖集団が分かれており、資源量は隔年で変動を示す場合がある。アロザイム分析によると、同じ河川で産卵する偶数年と奇数年のカラフトマスよりも、同じ年に産卵する日本とアラスカのカラフトマスの方が遺伝的には近縁である（Hawkins *et al*. 2002）。国内においてもミトコンドリアDNAの分析によって、同一河川内でも偶数年と奇数年で遺伝的に異なること（山田ほか 2012）、同一年級群の河川集団間では遺伝的差異が認められないことが報告されている（虎尾・柳本 2015、2017）。河川間の遺伝的分化があまり大きくないことから、他のさけ・ます類と比較すると、母川回帰性は低いと考えられている。しかし、北米の標識放流調査では、比較的高い母川選択率（≒95%）が観察され（Thedinga *et al*. 2000、Mortensen *et al*. 2002）、日本において人工ふ化放流されたカラフトマスで標識放流を実施した例でも、一定の母川回帰性を有していることが確認されている（佐野・小林 1953、北海道さけ・ますふ化場 1955、1973、1976、虎尾 2009、虎尾ほか 2011）。しかし、日本で推定された母川選択率は北米の研究結果と比べると低く地域や年によっては95%以上という高い迷入率も推定されている（藤原 2011）。最新の報告では、根室地区におけるカラフトマス放流魚の母川選択率は43.7～83.2%と報告されている（虎尾・宮本 2015）。また、鱗相及び漁獲動態に基づく起源分析から、2014年に択捉島系カラフトマス資源の多くがサハリン南部へ移動したことが、択捉島のカラフトマス資源の激減とサハリン南部の急増の原因であり、偶数年と奇数年で豊漁年が入れ替わる年等には大規模スケールでの移住が生じた可能性が指摘されている（Kaev and Zhivotovsky 2017）。また、母川回帰性を推定する上の問題点として、プロービング（probing）と呼ばれる川覗き行動（≒産卵しない河川に一時的に遡上する）が知られており（Maselko *et al*. 1999）、カラフトマスの母川回帰率を正しく推定するためには、河川捕獲された親魚ではなく、繁殖後の親魚を分析に用いる必要があるとも指摘されている（Thedinga *et al*. 2000）。さらに近年、カラフトマスの母川記銘（生まれた川のニオイの刷り込み）は浮上前の仔魚期にも生じることが報告され（Bett *et al*. 2016）、養魚池と放流河川の水系が異なる放流魚の場合は母川回帰性が正しく評価されない恐れもある（注：サケ科魚類の母川記銘は一般にスモルト期（降海時期）に生じる）。

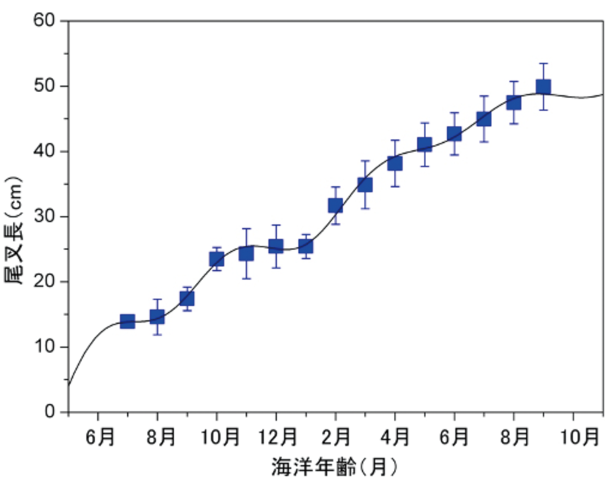

図5. カラフトマスの月別平均尾叉長±標準偏差（Ishida *et al*. 1998より抜粋）と成長曲線

表1. カラフトマスの月別平均尾叉長と平均体重（Ishida *et al*. 1998より抜粋）

年齢	尾叉長（cm）	体重（kg）
0歳7月	13.9	0.03
8月	14.6	0.04
9月	17.4	0.06
10月	23.5	0.14
11月	24.3	0.15
12月	25.4	0.17
1歳1月	25.4	0.15
2月	31.7	0.32
3月	34.9	0.41
4月	38.2	0.58
5月	41	0.78
6月	42.7	0.92
7月	45	1.13
8月	47.5	1.32
9月	49.9	1.52

カラフトマスは、6～10月になると産卵のために沿岸域へ近づき、沿岸漁業の対象となる。河川遡上の時期は地域によって変異があり、卵の移殖試験の結果から、移殖先の河川でも移殖元の遡上時期や蓄養期間に類似すると指摘されている（小林ほか 1978、真山 1985）。また、標津川において移殖放流群と地場放流群で回帰率を比較した試験では、移殖放流群の方が回帰率が低いことが報告された（虎尾・宮本 2015）。さらに、日本系のカラフトマスにおいても、遡上時期や地域間で形態的な変異が指摘されていることから（星野ほか 2008、安藤ほか 2010、下田ほか 2010、Sahashi and Yoshiyama 2016）、可能な限り移殖放流は控えるべきである。遡上親魚の多くは人工ふ化放流のために捕獲されるが自然産卵も多く観察されている（宮腰 2006、横山ほか 2010、飯田ほか 2014）。成熟時の体サイズは尾叉長32～70 cm、体重0.3～5.0 kgである。性比はほぼ1：1、平均孕卵数1,300～1,700粒、平均卵径6.4～6.9 mmである。

資源状態

1990年代以降の北太平洋全体のさけ・ます類の資源状態は歴史的に高い水準にあり（Irvine *et al*. 2009）、日本沿岸で漁獲される日本系カラフトマスの資源量も1990年以降高い

水準にあると考えられてきたが、2009年以降は、大きな変動を繰り返しながらも全体的には年々減少する傾向にある。現在、日本系カラフトマスは不安定な資源動向にあるとも言えるが、2019年は37年ぶりに100万尾を下回り1983年以降で最も低い漁獲量に陥ったこと、及び前年の2018年も同一系統である前偶数年比では72%であったことから、資源水準は低位であり、減少傾向にあると判断された。

我が国における1969～2019年漁期の日本系カラフトマスの沿岸漁獲数、河川捕獲数、稚魚放流数、稚魚放流体重を図6及び付表1に示す。なお、ここでは毎年7月以降に日本沿岸に来遊する資源を日本系と仮定した。稚魚放流数は、1970年代には5,000万尾前後で大きく年変動したが、1980年代以降は1.4億尾前後で安定している。ただし、2013年（2012年級群）以降の放流数は種卵不足等のため平年を下回る傾向にあり、2018年（2017年級群）も1.13億尾と平年を下回った。稚魚放流体重は、1980年代から1996年にかけて大型化したが（Kaeriyama 1999）、1996年以降は再び小型化している。沿岸漁獲数と河川捕獲数の合計である来遊漁獲数は、1970年代後半から1980年代前半には約100万尾であったが、1990年代には500万尾以上となった。1994年から2002年までは、偶数年には1,500万尾、奇数年には700万尾前後と偶数年が多かったが、2003年以降、来遊漁獲数の豊漁年と不漁年のパターンが逆転した。しかし、2011年以降は豊漁年と不漁年のパターンが不明瞭になっている。1991年以降、沿岸漁獲数は380万尾を下回ることはなかったが、2012年に196万尾と大きく減少した以降、300万尾を下回る年が複数年で見られ、2019年は87万尾と過去37年間で最低値となった。2018年は591万尾と回復していたが前偶数年比では73%と減少している。なお、日本沿岸に来遊したカラフトマスは主に小型定置網で漁獲されるが、1970年代以降は漁獲の中心であるオホーツク海沿岸の小型定置網数に大きな変化はなく、沿岸における漁獲努力量はほぼ一定と考えられる（Morita *et al*. 2006a、2006b）。

2019年漁期（7月以降）に沿岸漁獲されたカラフトマスの平均体重は1.65 kgと平年よりも大型であった（図7）。なお、漁獲数が多い年ほど平均体重が小さくなる傾向が認められる（r = -0.456, p = 0.017）。2018年春季に沿岸漁獲された系群不明のカラフトマスの平均体重は1.34 kgであり、春カラフトマスの平均体重は長期的には大型化する傾向にある（図7）。

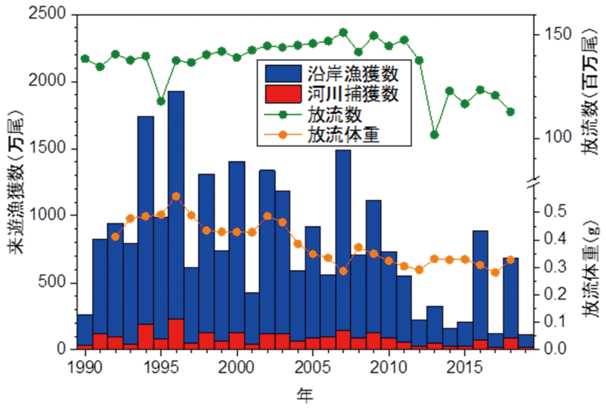

図6. 日本系カラフトマスの来遊漁獲数、放流数及び放流体重の推移（歴史的データは付表1参照）

カラフトマスの親魚の来遊時期及び稚魚の降河時期は、近年ロシアや北米等世界的に早まる傾向にあり（Taylor 2008、Kovach *et al*. 2012、2013、Manhard *et al*. 2017）、北海道においても2010年頃にかけては漁獲時期が早まる傾向が認められた（図8）。漁獲時期は偶数年と奇数年で隔年変動し、奇数年の方が沿岸への来遊時期が早い傾向にある。そして、特に偶数年で漁獲時期が早まる傾向にあったが、このパターンはサハリン南部や国後・択捉島で見られる傾向とよく一致している（Kaev *et al*. 2007、Kaev and Romasenko 2007、森田 2015）。北海道で来遊時期が早まった原因として、早期来遊資源を造成するために行われたふ化放流事業における人為選択の効果が指摘されている（清水 1994、江連 1995、Saito *et al*. 2016）。一方、野生資源が主体である周辺地域においても同調した来遊時期の早期化が見られたことから（図8）、北海道のふ化事業で実施された人為選択以外の要因に影響を受けている可能性が高い。近年、これまで指摘されてきた温暖化原因説に加えて、漁獲選択による来遊時期早期化の可能性も指摘されている（Morita 2019）。

現在、カラフトマスの資源量は、低位水準、減少傾向にあるといえる。沿岸漁獲数は1980年代後半から急激に増加したが、その原因として、①ふ化放流事業の成果、②1980年代後

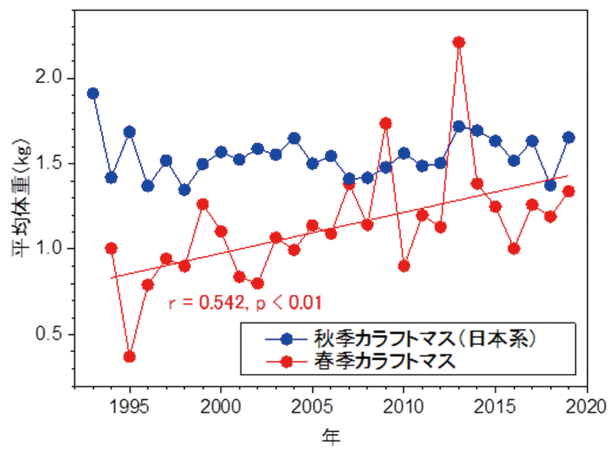

図7. 日本沿岸で漁獲されたカラフトマスの平均体重の経年変化

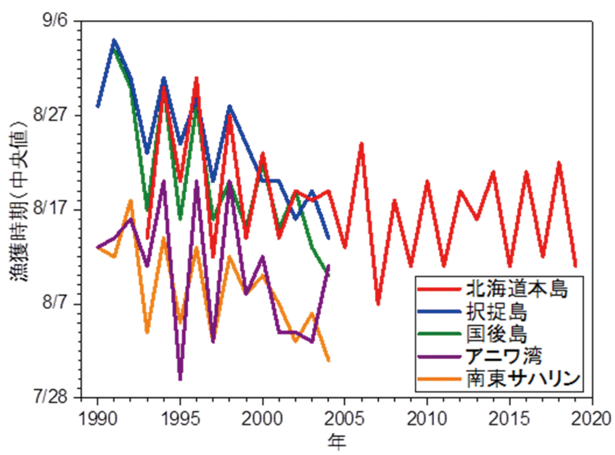

図8. 北海道本島及び周辺地域のカラフトマスの漁獲時期の経年変化（北海道本島以外のデータは、Kaev *et al*. 2007、Kaev and Romasenko 2007から引用）

半の暖冬化、③沖合域の漁獲死亡率減少等が関与していた可能性が指摘されている（Kaeriyama 1999、Morita *et al*. 2006a、2006b）。1969～2003年の経時変動については、繁殖期の降水量と越冬期の気温に相関があることが知られており（Morita *et al*. 2006a）、1992年級群及び2001年級群の資源増加率が高かったことは繁殖期の河川流量が多かったことと対応を示している（森田ほか 2013）。ただし、繁殖後の晩秋から冬期にかけての増水は、卵・仔魚の流出等をもたらすため、さけ・ます類の個体数を大きく減少させると考えられている（Milner *et al*. 2013）。近年の資源量減少の要因は不明である。

沖合の漁獲圧が減少した1990年以降の来遊漁獲数の経時変動をモデル化するため、オホーツク沿岸・根室地域における降水量と気温をパラメータに含めたゴンペルツの再生産曲線を推定した（Morita *et al*. 2006a、森田 2016）。用いた気象データは、カラフトマスが主に分布するオホーツク海沿岸の宗谷岬から納沙布岬までの範囲で、対象となる時系列が揃う地点（気温33地点、降水量37地点）の平均値を用いた（気象庁、過去の気象データ・ダウンロード http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php）。

ゴンペルツの再生産曲線：

$$N_t = N_{t-2}\exp(3.536 - 0.240\ln N_{t-2} + 0.00288F + 0.1907T_1 + 0.113T_2)$$

$$n = 30,\quad R^2 = 0.56$$

ここで、N_tはt年の来遊漁獲数（＝沿岸漁獲量＋河川捕獲数）、Fは河川遡上期にあたる2年前9月の降水量、T_1は卵・仔魚期にあたる前年1～2月の平均気温、T_2は稚魚の降海期にあたる前年5月の平均気温である。

カラフトマスの来遊漁獲数は、成熟年齢が満2歳ということから、産卵親魚となる2年前の来遊漁獲数に強く影響を受け、さらに、繁殖期の河川流量が多く、卵・仔魚期が暖冬で、かつ降海期が暖春であるほど、再生産効率が高まることが示唆された。このような環境要因とカラフトマスの資源変動の相関関係は北米等で古くから報告されており（Wickett 1958、Heard 1991、Kaev and Chupakhin 2003）、繁殖期の河川流量が多いほど親魚の河川遡上を促進させ好適な産卵場の面積を増やす効果があるほか、暖冬は河川凍結による卵期の死亡を軽減させると考えられる。ただし、台風等による多すぎる河川流量は産卵床の破壊をもたらすため、逆に再生産効率が低下すると考えられている（Kaev and Chupakhin 2003、Kaev 2018）。

カラフトマスを含むオホーツク海の魚類群集の資源変動は気候レジームシフトの影響を受けていると指摘されており、エルニーニョの発生や、アリューシャン低気圧勢力の強弱による北西太平洋での餌生物量の増減等の沖合の海洋環境の影響が指摘されている（Beamish and Bouillon 1993、東屋ほか 2001、ラドチェンコ 2013）。また、生活史の中では海洋生活初期の沿岸滞泳期での減耗が最も大きいと考えられており（Ricker 1976）、カラフトマス稚魚が降海した時の沿岸水温と資源変動が対応することが報告されている（Saito *et al*. 2016）。さらに、近年は回帰時の高水温が親魚の接岸の障壁になっている可能性もある。カラフトマス親魚を用いた実験では水温19℃で10日後の死亡率が有意に高まることが報告されているが（Jeffries *et al*. 2014）、2013～2014年8月に北海道北部でアーカイバルタグ標識放流したカラフトマスに記録された沿岸水温は平均で18～20℃に達していた（森田ほか 未発表）。したがって、カラフトマスの資源変動の予測精度をさらに向上させるためには、幼稚魚の沿岸生活期・索餌及び越冬期の沖合生活期・回帰親魚の沿岸来遊期を通じた海洋生活期に影響を与える環境変動要因を考慮する必要がある。

管理方策

現在、日本系カラフトマスの人工ふ化放流は、地方自治体等が策定する増殖計画に従って実施されている。今後も資源の持続的利用を図るため、水産庁、地方自治体、漁業団体及びさけ・ます増殖団体の緊密な連携協力が必要である。現在、日本系カラフトマスは、資源評価に基づく資源管理は行われていないが、カラフトマスの漁業資源に対する自然産卵の重要性は従来から指摘されており（Morita *et al*. 2006a）、2011～2012年に沿岸漁獲物から抽出した標本に占める耳石温度標識の混入率から推定した結果では、北海道のふ化場から放流されたカラフトマスの資源添加率は16.6～22.4%であると推定された（Ohnuki *et al*. 2015）。即ち、人工ふ化放流魚による資源添加率は2割ほどにすぎず自然産卵群が漁業に大きく寄与していると推定された。沿岸の定置網で漁獲されたカラフトマスに標識を付けて再放流した試験では、多くの標識魚が非放流・非捕獲河川で確認されたことからも、自然産卵由来のカラフトマスが沿岸漁業に大きく貢献していると推察されている（宮本ほか 2015）。沿岸域における漁獲利用率の調整及び河川捕獲された親魚のうちふ化放流に使用しない親魚の再放流を行い、資源を維持するために必要な産卵親魚を獲り残す資源管理の導入が早急に望まれる。

日本系カラフトマスの資源動態モデルとして示した上述のゴンペルツの再生産曲線を用いて、2020年の日本系カラフトマスの来遊漁獲数を推定すると、約600万尾と予測される（図9）。これは、2018年に来遊漁獲数が多かったため、親魚量が多かったことに基づくためである。しかし、2016年に漁獲量が大幅に回復した偶数年であるが、2018年には23%減少し、2020年も引き続き漸減することが予測された。現在、日本系カラフトマスは不安定で減少傾向にあることから、産卵親魚となる一定の河川遡上数を保持することが重要であると判断される。このような産卵親魚量一定に準じる方策に従い2020年の持続的沿岸漁獲数を求めることとすると、遡上の目安となる河川捕獲数（高位水準時の年平均）は約100万尾である。したがって、持続的沿岸漁獲数は予測来遊漁獲数から河川捕獲数を減じた500万尾と計算される。実際には、河川遡上の状況に応じて、河川遡上数を確保するように漁獲圧を調整することが必要であると考えられる。

また、北太平洋では他の沿岸国起源のカラフトマスが混合して分布するため（高木ほか 1982）、国際資源管理の対象となっている。このことから、沿岸各国と協同して海洋域にお

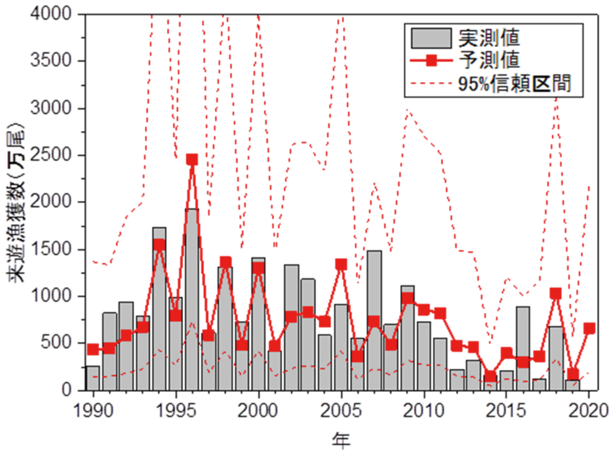

図9. 日本系カラフトマスの来遊漁獲数の実測値と予測値の関係

ける環境収容力や高次生物生産の調査研究を進め、索餌域である北太平洋の生物生産を考慮した資源管理方策を開発する必要がある。

執筆者

北西太平洋ユニット
さけ・ますサブユニット
北海道区水産研究所　さけます資源研究部
資源保全グループ
森田　健太郎

参考文献

安藤大成・藤原 真・宮腰靖之・神力義仁・隼野寛史・中嶋正道. 2010. 鰓耙数の変異を用いた北海道の3河川におけるカラフトマスの集団評価. 水産育種, 40: 19-28.

Armstrong, J.D., Bean, C.W., and Wells, A. 2018. The Scottish invasion of pink salmon in 2017. J. Fish Biol., 93: 8-11.

東屋知範・石田行正・上野康弘・渡邊朝生. 2001. カラフトマスの生存率と海面水温との関係. 北水研報告, 65: 9-14.

Beamish, R.J., and Bouillon, D.R. 1993. Pacific salmon production trends in relation to climate. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50: 1002-1016.

Bett, N.N., Hinch, S.G., Dittman, A.H., and Yun, S.-S. 2016. Evidence of olfactory imprinting at early life stage in pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). Sci. Rep., 6: 36393.

Bradford, M.J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 1327-1338.

江連睦子. 1995. サケ・マスふ化放流事業の概要1993（平成5）年度. 魚と卵, 164: 49-54.

Esin, E.V., Leman, V.N., Sorokin, Y.V., and Chalov, S.R. 2012. Population consequences of mass coming of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* to the northeastern coast of Kamchatka in 2009. J. Ichthyol., 52: 369-378.

藤原 真. 2011. カラフトマスの放流効果は？ 北水試だより, 82: 17-19.

Fukushima, M., Quinn, T.J., and Smoker, W.W. 1998. Estimation of eggs lost from superimposed pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) redds. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 55: 618-625.

Fukushima, M., and Smoker, W.W. 1998. Spawning habitat segregation of sympatric sockeye and pink salmon. Trans. Am. Fish. Soc., 127: 253-260.

Gohda, Y., and Saito, T. 2019. Preliminary statistics for 2018 commercial salmon catches in Japan. (NPAFC Doc. 1821) Hokkaido National Fisheries Research Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, Sapporo. 2 pp.

Haddon, M. 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman & Hall. 406 pp.

箱山 洋・坂本 亘. 1995. 外洋におけるカラフトマスの回遊行動と水温・日長との関係. 日本水産学会誌, 61: 137-141.

原子 保. 1989. 青森県太平洋域および下北半島沿岸域で採捕されたサケ科魚類について. 昭和62年度青森県内水面水産試験場事業報告書, 48-50.

Hawkins, S.L., Varnavskaya, N.V., Matzak, E.A., Efremov, V.V., Guthrie, C.M. III, Wilmot, R.L., Mayama, H., Yamazaki, F., and Gharrett, A.J. 2002. Population structure of odd broodline Asian pink salmon and its contrast to the even-broodline structure. J. Fish. Biol., 60: 370-388.

Heard, W.R. 1991. Life history of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). *In* Groot, C. and Margolis, L. (eds.), Pacific salmon life histories. UBC Press. 119-230 pp.

北海道さけ・ますふ化場. 1955. 昭和28年度 事業成績書. 水産庁北海道さけ・ますふ化場, 札幌.

北海道さけ・ますふ化場. 1973. 昭和46年度 事業成績書. 水産庁北海道さけ・ますふ化場, 札幌.

北海道さけ・ますふ化場. 1976. 昭和49年度 事業成績書. 水産庁北海道さけ・ますふ化場, 札幌.

星合愿一・佐藤隆平. 1973. 本州太平洋岸の安家川に溯上したカラフトマスについて. 魚類学雑誌, 20: 125-126.

星野 昇・藤原 真・春日井 潔・宮越靖之・竹内勝巳. 2008. 北海道におけるカラフトマスの集団構造：奇数年回帰群に見られる漁獲動向および形態的特徴の地域変異. 北海道水産孵化場研報, 62: 1-14.

飯田真也. 2016. 本州日本海域におけるマスノスケ・カラフトマスの特異的な漁獲. Salmon情報, 10: 44-48.

飯田真也・宮腰靖之・加藤 毅・徳田裕志・藤原 真・安藤大成. 2014. 北海道オホーツク海側のウライ設置河川および非設置河川におけるカラフトマスの自然産卵. 水産増殖, 62: 129-136.

今井啓吾. 2004. 相模川で捕獲されたカラフトマス. 神奈川自然誌資料, 25: 13-14.

稲葉 修. 2005. 淡水魚類. *In* 小林清治（監修）, 原町市史 第8巻 特別編 I「自然」. 福島県原町市. 692-747 pp.

Irvine, J.R., Fukuwaka, M., Kaga, T., Park, J.H., Seong, K.B., Kang, S., Karpenko, V., Klovach, N., Bartlett, H., and Volk, E. 2009. Pacific Salmon Status and Abundance Trends. (NPAFC Doc. 1199, Rev. 1) CSRS, Working Group on Stock Assessment, NPAFC, Vancouer. 153 pp.

Ishida, Y., Ito, S., Ueno, Y., and Sakai, J. 1998. Seasonal growth patterns of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) in offshore waters of the North Pacific Ocean. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull., 1: 66-80.

Jeffries, K.M., Hinch, S.G., Sierocinski, T., Pavlidis, P., and Miller, K.M. 2014. Transcriptomic responses to high water temperature in two species of Pacific salmon. Evol. Appl., 7: 286-300.

Kaeriyama, M. 1999. Hatchery programmes and stock management of salmonid populations in Japan. *In* Howell, B.R., Moksness, E. and Svåsand, T. (eds.), Stock enhancement and sea ranching. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK. 153-167 pp.

Kaev, A.M. 2018. Influence of extreme environmental factors on the dynamics of abundance of the pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*. J. Ichtyol., 58: 204-216.

Kaev, A.M., Antonov, A.A., Chupakhin, V.M., and Rudnev, V.A. 2007. Possible causes and effects of shifts in trends of abundance in pink salmon of southern Sakhalin and Iturup Islands. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull., 4: 23-33.

Kaev, A.M., and Chupakhin, V.M. 2003. Dynamics of schools of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* of Iturup Island (the Kuril Islands). J. Ichtyol., 43: 769-779.

Kaev, A.M., and Romasenko, L.V. 2007. Possible causes and effects of shifts in trends of abundance in pink salmon of Kunashir Island, a population near the southern limit of its range in Asia. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull., 4: 319-326.

Kaev, A.M., and Zhivotovsky, L.A. 2017. On possible redistribution of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* between the reproduction areas of different stocks in the Sakhalin-Kuril region. J. Ichtyol., 57: 354-364.

Kirillov, P.I., Kirilova, E.A., and Pavlov, D.S. 2018. Patterns of downstream migration of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* in the Malaya Khusi River (Sakhalin Oblast) J. Ichtyol., 58: 889-901.

小林哲夫. 1968a. カラフトマス稚魚の降海期について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 22: 1-5.

小林哲夫. 1968b. サケとカラフトマスの産卵環境. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 22: 7-13.

小林哲夫・阿部進一・尾崎豈志. 1978. 遊楽部川におけるサケ・マス生態調査 3. カラフトマスの回帰について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 32: 1-8.

小林哲夫・原田 滋. 1966. 西別川におけるサケ・マスの生態調査II カラフトマス稚魚の降海移動, 成長, 食性. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 20: 1-10.

Kovach, R.P., Gharrett, A.J., and Tallmon, D.A. 2012. Genetic change for earlier migration timing in a pink salmon population. Proc. R. Soc. B., 279: 3870-3879.

Kovach, R.P., Joyce, J.E., Echave, J.D., Lindberg, M.S., and Tallmon, D.A. 2013. Earlier migration timing, decreasing phenotypic variation, and biocomplexity in multiple salmonid species. PLoS ONE, 8: e53807.

Kwain, W. 1987. Biology of pink salmon in the north American Great Lakes. Am. Fish. Soc. Symp., 1: 57-65.

Makiguchi, Y., Nii, H., Nakano, K., and Ueda, H. 2017. Sex differences in metabolic rate and swimming performance in pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*): the effect of male secondary sexual traits. Ecol. Freshw. Fish, 26: 322-332.

Manhard, C.V., Joyce, J.E., and Gharrett, A.J. 2017. Evolution of phenology in a salmonid population: a potential adaptive response to climate change. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 74: 1519-1527.

Maselko, J.M., Wertheimer, A.C., and Thedinga, J.F. 1999. Estimating probing behavior of pink salmon. *In* Proceedings of the 19th Pink and Chum Salmon Workshop, Juneau, National Marine Fisheries Service. 40-48 pp.

真山 紘. 1985. カラフトマス―放流による遺伝形質混乱の危機. *In* 沖山宗雄・鈴木克美（編）, 日本の海洋生物 侵略と撹乱の生態学. 東海大学出版会. 27-35 pp.

Milner, A.M., Robertson, A.L., McDermott, M.J., Klaar, M.J., and Brown, L.E. 2013. Major flood disturbance alters river ecosystem evolution. Nature Climate Change, 3: 137-141.

宮腰靖之. 2006. 網走市周辺におけるカラフトマスの遡上状況調査. 魚と水, 42: 45-48.

宮本真人・虎尾 充・實吉隼人・春日井潔. 2015. 根室海峡沿岸で標識放流したカラフトマスの沿岸および河川再捕（短報）. 北水試研報, 88: 49-54.

Mo, T.A., Thorstad, E.B., Sandlund, O.T., Berntsen, H.H., Fiske, P., and Uglem, I. 2018. The pink salmon invasion: a Norwegian perspective. J. Fish Biol., 93: 5-7.

森田健太郎. 2015. 水温に左右されるサケ科魚類の生活～地球温暖化の影響を考えるために～. Salmon 情報, 9: 3-11.

森田健太郎. 2016. 海洋生物の個体群特性. *In* 日本生態学会・津田 敦・森田健太郎（編）, 海洋生態学. 共立出版. 191-208 pp.

Morita, K. 2019. Earlier migration timing of salmonids: an adaptation to climate change or maladaptation to the fishery? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 76(3): 475-479.

Morita, K., Morita, S.H., and Fukuwaka, M. 2006a. Population dynamics of Japanese pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*): are recent increases explained by hatchery programs or climatic variations? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 63:55-62.

森田健太郎・大熊一正・永沢 亨. 2013. カラフトマス 日本系. *In* 水産庁・水産総合研究センター（編）, 平成24年度国際漁業資源の現況.

Morita, K., Saito, T., Miyakoshi, Y., Fukuwaka, M., Nagasawa, T., and Kaeriyama, M. 2006b. A review of the Pacific salmon hatchery programs on Hokkaido Island, Japan. ICES J. Mar. Sci., 63: 1353-1363.

Mortensen, D.G., Wertheimer, A.C., Maselko, J.M., and Taylor, S.G. 2002. Survival and straying of Auke Creek, Alaska, pink salmon marked with coded wire tags and thermally induced otolith marks. Trans. Am. Fish. Soc., 131: 14-26.

永沢 亨. 2011. 日本のさけます流し網漁業. 日本水産学会誌, 77: 915-918.

Nagasawa, K., Azumaya, T., and Ishida, Y. 2002. Impact of predation by salmon sharks (*Lamna dirtopis*) and daggertooth (*Anotopterus nikparini*) on Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) stocks in the North Pacific Ocean. N. Pac. Anadr. Fish Comm Tech. Rep., 4: 51-52.

小川良徳・名角辰郎. 1959. カラフトマスの胃中から得たホッケの稚魚について. 日本水産学会誌, 24: 893-895.

Ohnuki, T., Morita, K., Tokuda, H., Okamoto, Y., and Ohkuma, K. 2015. Numerical and economic contributions of wild and hatchery pink salmon to commercial catches in Japan estimated from mass otolith markings. N. Am. J. Fish. Manage., 35: 598-604.

ラドチェンコ, V. 2013. 気候変動とそのオホーツク海の生態系への影響. *In* 桜井泰憲・大島慶一郎・大泰司紀之 (編), オホーツクの生態系とその保全. 北海道大学出版会. 147-152 pp.

Ricker, W.E. 1976. Review of the rate of growth and mortality of Pacific salmon in salt water, and non-catch mortality caused by fishing. J. Fish. Res. Board Can., 33: 1483-1524.

Sahashi, G., and Yoshiyama, T. 2016. A hump-shaped relationship between migration distance and adult pink salmon morphology suggests interactive effects of migration costs and bear predation. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 73: 427-435.

Saito, T., Hirabayashi, Y., Suzuki, K., Watanabe, K., and Saito, H. 2016. Recent decline of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) abundance in Japan. N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull., 6: 279-296.

佐野誠三・小林哲夫. 1953. 遊楽部川に於ける樺太鱒(*Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum)の回帰に就いて. 孵化場試験報告, 8: 1-9.

清水 勝. 1994. オホーツク海沿岸におけるカラフトマス資源の現状. 魚と卵, 163: 1-3.

下田和孝・神力義仁・春日井 潔・星野 昇. 2010. 北海道産カラフトマスの形態変異. 日本水産学会誌, 76: 20-25.

高木健治・アロー, K.V.・ハート, A.C.・デル, M.D. 1982. 北太平洋の沖合水域におけるカラフトマス(*Oncorhynchus gorbuscha*)の分布及び起源. 北太平洋漁業国際委員会研究報, 40: 1-178.

Taylor, S.G. 2008. Climate warming causes phenological shift in pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, behavior at Auke Creek, Alaska. Global Change Biol., 14: 229-235.

手塚 清. 1989. 栃木県の那珂川にそ上したカラフトマス. 栃木県水産試験場業務報告書, 33: 116.

Thedinga, J.F., Wertheimer, A.C., Heintz, R.A., Maselko, J.M., and Rice, S.D. 2000. Effects of stock, coded-wire tagging, and transplant on straying of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) in southeastern Alaska. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57: 2076-2085.

虎尾 充. 2009. カラフトマスは生まれた川に帰ってくるのか? 試験研究は今, 636: 1-3.

虎尾 充. 2014. 北海道根室海峡沿岸河川で捕獲された小型カラフトマス(短報). 北水試研報, 86: 151-154.

虎尾 充. 2016a. カラフトマス稚魚の産卵場からの降河移動(資料). 北水試研報, 90: 47-52.

虎尾 充. 2016b. カラフトマスの自然再生産効率の評価に関する基礎的研究. *In* 平成26年度 道総研さけます・内水面水産試験場事業報告, 恵庭市. 37-38 pp.

虎尾 充・宮本真人. 2015. 根室海区におけるカラフトマスの回帰特性に関する研究. *In* 平成25年度 道総研さけます・内水面水産試験場事業報告, 恵庭市. 20-21 pp.

虎尾 充・永田光博・佐々木義隆・竹内勝巳・春日井 潔. 2011. 北海道東部当幌川水系におけるカラフトマス天然産卵集団の存在(短報). 北水試研報, 80: 45-49.

虎尾 充・竹内勝巳・佐々木義隆・春日井 潔・村上 豊・永田光博. 2010. 当幌川におけるカラフトマス放流魚と野生魚の降河生態. 北海道水産孵化場研報, 64: 7-15.

虎尾 充・柳本 卓. 2015. ミトコンドリアDNA分析による根室海峡沿岸河川に遡上したカラフトマス偶数年級群の集団構造. 北水試研報, 88: 17-24.

虎尾 充・柳本 卓. 2017. ミトコンドリアDNA分析による根室海峡沿岸河川に遡上したカラフトマス奇数年級群の集団構造. 北水試研報, 91: 1-7.

Wickett, W.P. 1958. Review of certain environmental factors affecting the production of pink and chum salmon. J. Fish. Res. Board Can., 15: 1103-1126.

山田 綾・越野陽介・工藤秀明・阿部周一・荒井克俊・帰山雅秀. 2012. ミトコンドリアDNA分析によるカラフトマス*Oncorhynchus gorbuscha*集団構造の年級群間比較. 日本水産学会誌, 78: 973-975.

横山雄哉・越野陽介・宮本幸太・工藤秀明・北田修一・帰山雅秀. 2010. 知床半島ルシャ川におけるカラフトマス*Oncorhynchus gorbuscha*の産卵遡上動態評価. 日本水産学会誌, 76: 383-391.

カラフトマス（日本系）の資源の現況（要約表）

資源水準	低位
資源動向	減少
世界の漁獲量（最近5年間）	30.7～59.2万トン 最近（2018）年：59.2万トン 平均：43.3万トン（2014～2018年）*1
我が国の漁獲量（最近5年間）	約3,000～14,000トン 最近（2018）年：9,715トン 平均：6,700トン（2014～2018年）*2
日本系カラフトマスの我が国の沿岸漁獲量（最近5年間）*3	約1,400～12,000トン 最近（2019）年：1,400トン 平均：5,300トン（2015～2019年）
管理目標	産卵親魚量一定方策 目標値：河川捕獲数1.0百万尾
資源評価の方法	沿岸漁獲量及び河川捕獲数により水準と動向を評価 再生産モデルによる解析
資源の状態	22019年の河川捕獲数／目標値＝0.22
管理措置	・稚魚放流1.2億尾 ・幼魚・未成魚期・成魚期EEZ外、成魚期河川内禁漁
管理機関・関係機関	NPAFC、日ロ漁業合同委員会
最新の資源評価年	2019年
次回の資源評価年	2020年

*1 日本系以外が主体。
*2 日本系以外も含む。
*3 これ以外の漁期・漁法でも日本系は、他の系群とともに漁獲されるが、その混合量の推定は困難である。

付表1. 日本系カラフトマスの放流数（万尾）、耳石標識数（内数）、沿岸漁獲数（7～12月）及び河川捕獲数（万尾）

年	放流数	耳石標識放流数（内数）	沿岸漁獲数（7～12月）	河川捕獲数
1969	2,146.9		85.9	10.3
1970	6,455.6		32.9	4.3
1971	1,587.3		253.5	27.4
1972	13,968.7		47.0	5.0
1973	2,039.0		204.8	20.2
1974	8,909.1		111.5	12.1
1975	5,246.0		148.3	14.7
1976	6,586.4		105.3	8.8
1977	3,755.8		71.0	11.6
1978	5,039.0		71.9	4.7
1979	2,339.8		59.7	15.3
1980	6,943.3		79.6	6.8
1981	2,791.8		137.0	19.4
1982	10,270.3		76.2	11.9
1983	5,727.7		105.1	37.7
1984	15,279.0		111.0	26.6
1985	10,029.0		224.0	58.9
1986	12,425.1		152.7	39.6
1987	12,563.8		298.7	84.1
1988	13,592.3		332.0	54.4
1989	13,209.0		338.5	60.0
1990	13,851.7		222.2	37.5
1991	13,459.8		704.1	117.4
1992	14,082.4		846.9	94.9
1993	13,784.7		754.3	38.8
1994	13,982.1		1,548.1	190.7
1995	11,792.0		903.5	82.0
1996	13,768.9		1,701.3	228.5
1997	13,670.6		562.0	52.3
1998	14,055.2		1,181.9	130.5
1999	14,208.9		670.5	63.9
2000	13,906.9	98.5	1,278.2	126.3
2001	14,272.4	282.0	382.6	40.7
2002	14,478.2	260.0	1,219.2	118.1
2003	14,402.8	433.7	1,065.6	118.2
2004	14,509.5	137.3	521.9	65.3
2005	14,590.3	225.1	828.7	89.4
2006	14,720.4	598.9	465.2	94.2
2007	15,123.9	1,496.9	1,347.3	143.6
2008	14,181.1	3,416.1	612.4	91.7
2009	14,977.4	2,502.0	979.2	131.5
2010	14,468.5	2,848.6	644.0	87.2
2011	14,760.5	2,515.4	493.3	59.2
2012	13,777.1	2,396.9	195.6	25.7
2013	10,162.2	2,086.2	277.2	47.7
2014	12,294.8	3,094.2	131.6	26.5
2015	11,663.9	2,208.2	186.4	23.9
2016	12,337.7	3,043.8	814.4	75.5
2017	12,069.0	2,876.0	104.9	18.4
2018	11,276.6	11,276.6	590.6	92.5
2019			87.2	22.2

*耳石温度標識とALC標識を含む