

# カラフトマス 日本系

(Pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*)



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遡上し、自然産卵していた。

## 管理・関係機関

北太平洋溯河性魚類委員会 (NPAFC)

日ロ漁業合同委員会

漁業道県

## 最近の動き

日本系カラフトマスは、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、この豊漁・不漁年の関係が逆転し、さらに最近 10 年は豊漁不漁のパターンが不明瞭になり、かつ沿岸漁獲数が大きな変動を繰り返しながらも全体的には急激な減少傾向にある。沿岸漁獲数は、2024 年は 3.1 万尾で前年 (2023 年) 比 54%、2025 年は 2.5 万尾 (速報値) で前年 (2024 年) 比 80%、同一系統である前回奇数年 (2023 年) 比 43% であり、データの残る 1969 年以降の過去 57 年間でもっとも少なくなり、資源はほぼ消滅した。また、沖合漁業での漁獲量は、2024 年は 197 トンで前年 (2023 年) の 604 トンを下回り、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

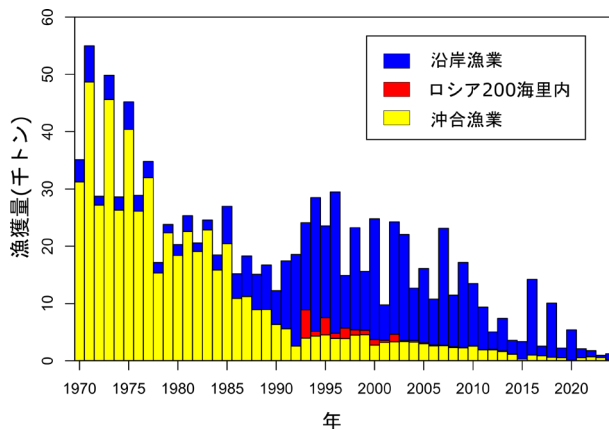


図 1. 日本の漁業におけるカラフトマスの漁獲量の推移 (1970~2024 年)

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沿岸(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(秋カラフトマス)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(1994~2025年におけ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9.7%、範囲0.1~95.5%)。2022年以降秋カラフトマスの漁獲量が大きく減少し、北海道の沿岸漁獲数に占める春カラフトマスの割合が大きくなっている。2025年は春カラフトマスが1.7万尾漁獲され、その割合は40.0%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割を本州での漁獲が占める年もある。沖合域では、主に4~7月に我が国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(2018~2021年放流群については全数)に耳石標識が施されており(藤原2021)(付表1)、我が国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、種卵の時期の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、日本系カラフトマスも含まれていることが明らかとなった。2024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1,054トン及び197トンであった(Sotoyama and Morishita 2025)。沿岸、沖合を合わせた最近5年間(2020~2024年)の漁獲量は約0.9千~約5.4千トンである。

## 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月下旬から6月に尾長3~4cm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、夜間のみ降下中の稚魚が見られる。最近の調査では、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、Yamada *et al.* 2022b)。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)。自然産卵由来のカラフトマス稚魚の卵から海に下るまでの生存率は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)。産卵場に集まった親魚が行う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/m<sup>2</sup>を上回ると掘り返しによる影響が顕在化するという指摘がある(Esin *et al.* 2012)。北海道東部の当幌川で実施された調査結果では、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)。また、近年の研究では、カラフトマス放流魚の野外での繁殖成功度は、野生魚に比べて低いことが明らかになっている(Shedd *et al.* 2022)。一方、人工ふ化放流事業における種苗の採卵から放流までの生残率は約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。また、特に奇数年の方が

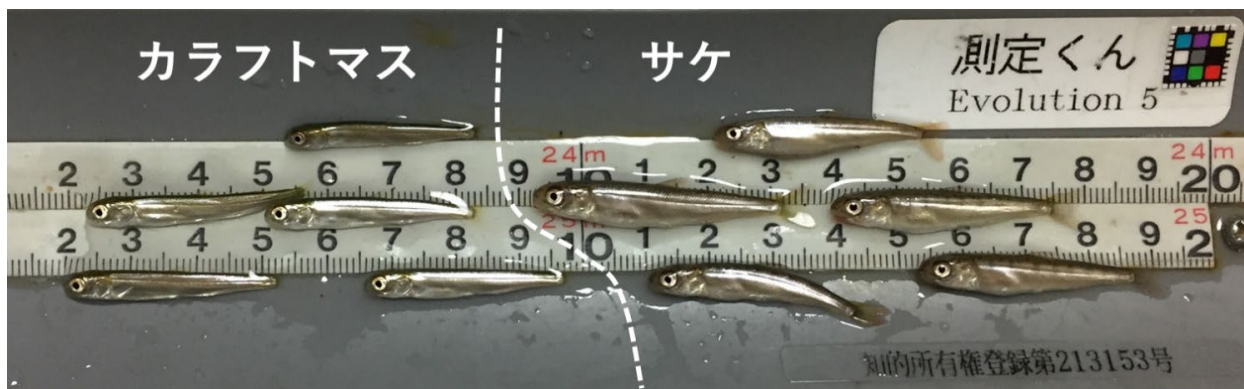


図2. 夜間に捕獲されたカラフトマスとサケの野生稚魚(5月、知西別川)

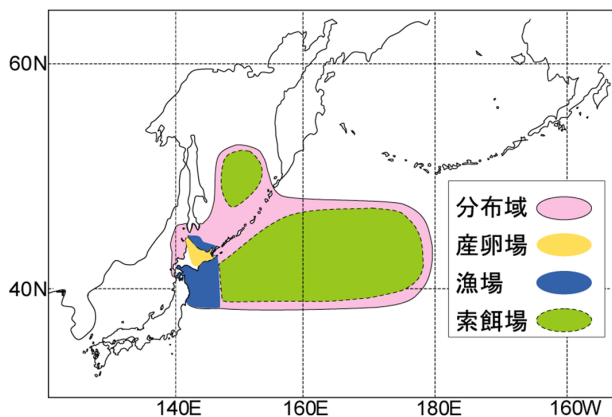


図3. 日本系カラフトマスの主な分布域 (高木ほか 1982 を改変)

より東方に回遊する傾向がある。

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)、2017年には大西洋に移殖されたカラフトマスの遡上がスコットランドやノルウェーの河川で際立って多く確認されたことが報告されている (Armstrong *et al.* 2018、Mo *et al.* 2018)。近年ではグリーンランドやアイスランドの沿岸や河川での分布、遡上も確認されている (Nielsen *et al.* 2020、Skóra *et al.* 2024)。北欧で記録されたカラフトマスの個体数は、2023年には2017年比で50倍に達した (Staveley *et al.* 2025)。そのため、カラフトマスの自然分布域外への定着の影響を評価する取組が積極的に進められている (Gargan *et al.* 2022、Lennox *et al.* 2023、Dunmall *et al.* 2025)。

カラフトマスは、河川生活期中には摂餌が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、イカ類等) 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、幼魚期までは鳥類 (カワガラス等) や魚類 (アメマス、オシロコマ、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、ミズウオダマン等) や海産哺乳類 (ゼニガタアザラシ、オットセイ類、カマイルカ等)、ヒグマ、オジロワシに捕食される (Heard 1991、Nagasawa *et al.* 2002、Yamada *et al.* 2022a、Okado and Hasegawa 2024)。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4は表1に示す年齢ごとの平均尾叉長 (Ishida *et al.* 1998) 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。なお、近年の研究では、ベーリング海において、前年のカラフトマスの単位努力量当たり漁獲量が高いほど体長が小さくなるという 1年遅れの密度依存的成長の存在が指摘されている (Morita and Fukuwaka 2020)。

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)。なお、カラフトマス奇数年級群を Rosy Salmon という別種とすることを提案した論文が2024年に出版されたが (Glubokovsky and Zhivotovsky 2024)、現状において Rosy Salmon を使用している論文はほとんど見られず、奇数、偶数年級群ともにカラフトマスとすることが現在も一般的である。

河川間の遺伝的分化があまり大きくないことから、他のサケ・マス類と比較すると、母川回帰性は低いと考えられている。

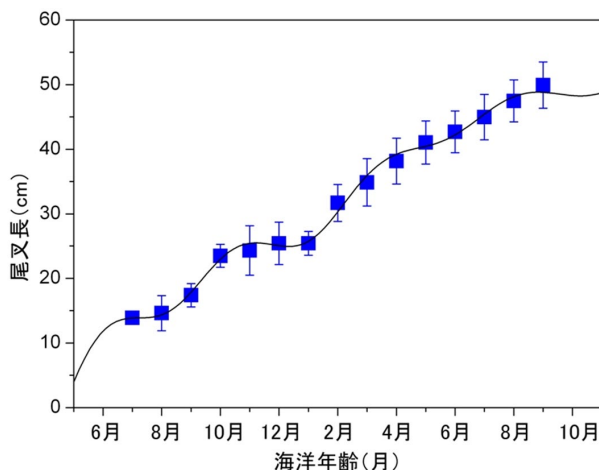


図4. カラフトマスの月別平均尾叉長±標準偏差 (Ishida *et al.* 1998) と成長曲線

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)

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	0.78
6月	42.7	0.92
7月	45.0	1.13
8月	47.5	1.32
9月	49.9	1.52

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、1972、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）。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）。知床半島の非放流河川においても、カラフトマス放流魚の割合が19~40%に及ぶことが報告され、放流魚の高い迷入性が示唆されている（Yamada *et al.* 2024a）。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録（生まれた川の二オイの刷り込み）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録は一般にスモルト期（降海時期）に生じる）。実際、カラフトマス野生魚の母川回帰性を調べた最新の研究では、繁殖後の親が発見された場所から約100m以内の場所で、繁殖後の子の多くも発見されており（May *et al.* 2023）、人工ふ化放流の影響を受けない野生魚は同一河川内の極めて小さなスケールで母川回帰する能力を有することが明らかになってきた。

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、標津川と伊茶仁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、移殖放流群の回帰率が低いことが報告された（虎尾・宮本 2015、富田 2020）。さらに、日本系カラフトマスにおいても、遡上時期や地域によって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32~70cm、体重0.3~5.0kgである。性比はほぼ1:1、平均卵数1,300~1,700粒、平均卵径6.4~6.9mmである。近年の研究により、放流魚と野生魚の間には形態的な差異が存在することが示されてい

る。例えば、偶数年では放流魚の体サイズが野生魚より大きく、奇数年では小さい傾向が報告されている（McMahon *et al.* 2025）。また、奇数年の雄においては、放流魚の二次性徴が野生魚と比べて顕著でないことも明らかになっている（Reich *et al.* 2025）。

## 資源状態

我が国における1990~2024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、稚魚放流体重の推移を図5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。

沿岸漁獲数と河川捕獲数を合計した来遊漁獲数（我が国では自然産卵する親魚の数を正確に把握できていないため、それらを含めた来遊数は不明）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年代に大きく増加した。1994年から2002年までは、偶数年には1,500万尾前後、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。1990年代以降の北太平洋全体のサケ・マス類の資源状態は歴史的に高い水準にあり（Irvine *et al.* 2009、Connors *et al.* 2025）、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急激に減少する傾向にある。

沿岸漁獲数は、1991年以降、380万尾を下回ることはなかったが、2012年に約196万尾と大きく減少して以降、300万尾を下回る年が増加しており、特に2023年以降は10万尾を下回っている。2025年の7月以降の沿岸漁獲数は過去57年間で最も少ない2.5万尾に陥り、前年の2024年も過去2番目に少ない3.1万尾であった。また、河川捕獲数も、高位水準時の年平均が約156万尾であったが、2024年は3,518尾、2025年は約282尾と大きく減少した。日本沿岸に来遊したカラフトマスは、漁業の概要に上述のとおり、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

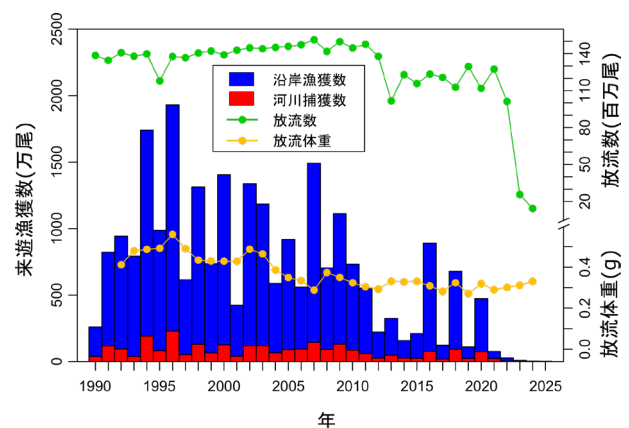


図5. 日本系カラフトマスの沿岸漁獲数、河川捕獲数、放流数及び放流体重の推移

（沿岸漁獲数と河川捕獲数は1990~2025年、放流数と放流体重は1990~2024年、歴史的データは付表1参照）

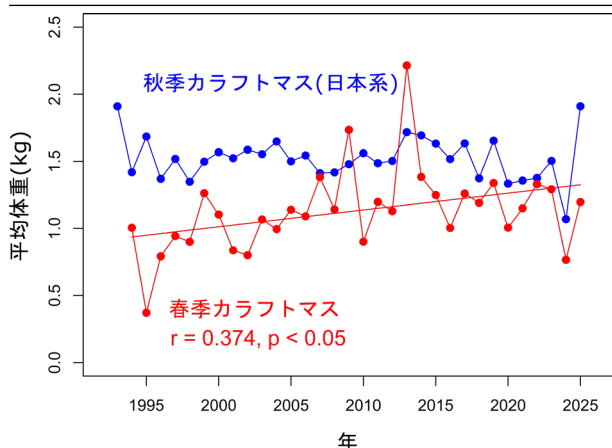


図6. 日本沿岸で漁獲されたカラフトマスの平均体重の推移 (春季は1994~2025年、秋季は1993~2025年)

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) ことから、沿岸漁獲数の減少は資源の減少によるものである。以上のことから、資源水準・動向はそれぞれ、低位・減少傾向にあると判断された (今年度の資源水準は、1990年から2024年までの沿岸漁獲数の推移から1,135万尾以上を「高位」、569万尾以上1,135万尾未満を「中位」、569万尾未満を「低位」とした)。なお、日本系カラフトマスは、同様の手法により毎年度実施されている最近年の資源水準・動向評価時点において、2018年度から8か年度連続で、低位、減少傾向にあると判断されている。

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た。2013年以降は1.2億尾前後で推移していたが、2023年に約0.3億尾、2024年に約0.1億尾と大きく減少した。稚魚放流体重は、1980年代から1996年にかけて大型化した (Kaeriyama 1999)、1996年以降は再び小型化している。

2025年漁期 (7月以降) に沿岸で漁獲されたカラフトマス (秋季カラフトマス) の平均体重は1.91kgと平年より大きかった (図6)。一方、2025年春季に沿岸で漁獲された系群不明のカラフトマス (春カラフトマス) の平均体重は1.20kgであり、その平均体重は長期的には大型化する傾向にある (図6)。

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、サケ・マス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)。一方、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・根室地域における繁殖期の降水量と冬期・春期の平均気温を説明変数として

Gompertzの再生産曲線を作成した (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・ダウンロードウェブページより引用)。

Gompertzの再生産曲線:

$$N_t = N_{t-2} \exp(-3.149 + 0.230 \ln N_{t-2} + 0.0033 F + 0.265 T_1 + 0.070 T_2) \quad n = 36, R^2 = 0.25$$

ここで、 $N_t$ は $t$ 年の来遊漁獲数 (=沿岸漁獲数+河川捕獲数)、 $F$ は親魚の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, Farley Jr. *et al.* 2020, Ostrovskiy and Kaev 2023)、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)。また、近年の研究により、洪水攪乱に伴う再生産効率の低下の影響は、流域の地形特性に左右されることが明らかになるとともに、洪水攪乱の増加が予測される気候変動下において、再生産効率が高く維持される傾斜が緩やかな流域を優先的に保全することの重要性が指摘されている (Yamada *et al.* 2024b)。

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°C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 (Jeffries *et al.* 2014)、2013及び2014年の各々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°Cに達していた (Morita 2021)。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・回帰親魚の沿岸期を通じた海洋生活期に影響を与える環境要因を考慮する必要がある。

## 管理方策

「国連海洋法条約」により、日本は母川国として日本系カラフトマスについて、第一義的利益及び責任を有する。また、「北太平洋における溯河性魚類の系群の保存のための条約（NPAFC 条約）」により、北緯 33 度以北の北太平洋公海における漁獲が禁止されている。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。日本系カラフトマスは、国全体としての資源管理上の目標値等は設定されていないが、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、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）。しかし、日本では自然産卵による自然再生産を考慮した管理措置は取られていない（Morita *et al.* 2006a）。近年は、自然産卵する親魚数が 10 分の 1 以下に減少した非放流・非捕獲河川の事例も生じている（春日井ほか 2020）。日本系カラフトマス資源の持続可能な利用と乱獲防止のためには、自然産卵を保全する措置を早急に確立する必要がある（Ohnuki *et al.* 2015）。また、近年の研究により、カラフトマスの放流魚が自然産卵群に加わることによって、親魚の回帰時期の多様性が減少することが明らかになった（May *et al.* 2024）。さらに、カラフトマスの放流数が増加するほど、自然産卵群のカラフトマスの再生産効率が減少することが明らかになっており（Ohlberger *et al.* 2022）、ふ化放流を行うことで全体の資源（自然産卵由来+放流由来）は増加しない、あるいは減少する可能性がある。

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 Gompertz の再生産曲線を用いて、2026 年の日本系カラフトマスの来遊漁獲数を推定すると、約 2 万尾と予測される（図 7）。これは、2024 年の来遊漁獲数＝親魚量が極めて少なかったことに基づいている。ただし、予測された来遊漁獲数＝沿岸漁獲可能数となるわけではない。資源を持続的に利用するためには、不確実性等を考慮した持続的沿岸漁獲数を考える必要がある。まず、近年の日本系カラフトマス来遊漁獲数の推定値は、直近の 6 年間（奇数・偶数年級群の各 3 年級分）で大幅に過大推定となっている場合が見られる。予防的アプローチをとるために、この期間の来遊漁獲数の推定値と実測値から推定の不確実性を考えると、実測値は平均して推定値の約 63.8%となった。また、現在の日本系カラフトマスの資源状態は極めて低位で急激な減少傾向にあることから、産卵親魚となる河川遡上数を十分回復させることが重要であり、そのためには河川捕獲数（高位水準時の年平均）約 156 万尾の確保が必要であると判断される。以上を踏まえ、持続的沿岸漁獲数は、推定の不確実性を考慮した予測来遊漁獲数から必要な河川捕獲数を減じ、0

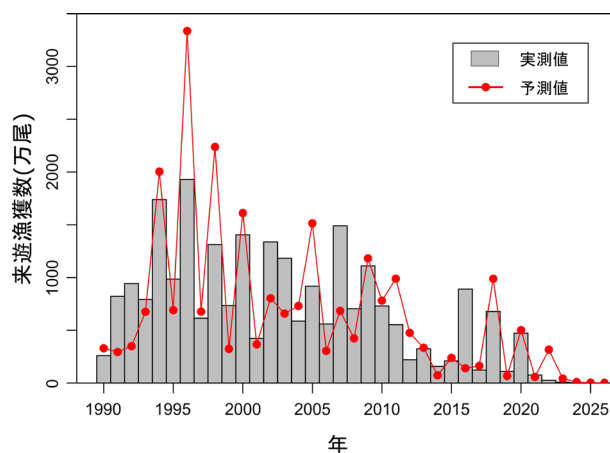


図 7. 日本系カラフトマスの来遊漁獲数の実測値と予測値の関係（実測値は 1990～2025 年、予測値は 1990～2026 年）

尾と計算される（＝2 万尾×0.638=156 万尾）。

日本系カラフトマスは「資源の状態」で言及したように本年度まで 8 か年度連続で資源水準が低位・減少傾向にあると判断されているとともに、データの残る 1969 年以降の過去 57 年間でもっとも少ない沿岸漁獲数となっている。上述した通り、科学的知見に基づく分析によって、日本系カラフトマス資源は人工ふ化放流よりも自然再生産に由来する魚でその多くが占められることが明らかにされ、その認識が定着している。しかし、その管理方策については、他の日本系サケ・マス類同様に、放流数一定方策に基づく従来の人工ふ化放流のみによる管理措置が現在も続いている。また、ロシアや北米で導入されている、一定量の遡上親魚を獲り残す等、自然産卵親魚を保全するような管理措置は我が国には未だに存在しない。さらに、漁業者による自主規制は一部で行われてはいるものの、近年は人工ふ化放流計画を大きく下回る親魚数しか確保できない状況にある（令和 7 年度の計画数と捕獲数（オホーツク海区：計画数 26.8 万尾、捕獲数速報値 282 尾、根室海区：計画数 8.1 万尾、捕獲数速報値 0 尾））。つまり、日本系カラフトマス資源は、従来の人工ふ化放流のみによる管理措置では維持ができない。また、自然産卵由来の魚に対する適切な保全管理が行われておらず、資源の持続的利用のために必要な科学的知見に基づく管理措置が講じられていない。日本系カラフトマス資源の完全な消滅を防ぐためには、1)一定量の自然産卵親魚の獲り残しやふ化放流に使用しない親魚の再放流等、自然産卵親魚を適切に保全するための恒久的な管理措置、2)資源回復まで沿岸域における全ての漁獲を禁止する全面禁漁を行う一時的な管理措置を、ステークホルダーとの議論等を経た上で可能な限り速やかに導入するとともに、回復した資源の持続的利用を図るために、3)沿岸域における漁獲圧の厳格な管理措置を導入することが資源管理方策として必要不可欠である。

## 執筆者

北西太平洋ユニット  
 さけ・ますサブユニット  
 水産資源研究所 さけます部門  
 資源生態部 資源管理グループ  
 佐橋 玄記

水産大学校 生物生産学科

山田 太平

## 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. 鮭総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. 北海道区水産研究所研究報告, 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.
- Connors, B., Ruggerone, G.T., and Irvine, J.R. 2025. Adapting management of Pacific salmon to a warming and more crowded ocean. *ICES J. Mar. Sci.*, 82: fsae135. Doi: 10.1093/icesjms/fsae135
- Dunmall, K.M., Bean, C.W., Berntsen, H.H., Ensing, D., Erkinaro, J., Irvine, J.R., Kendall, N.W., Kitching, T., Langan, J.A., Millane, M., Oxman, D.S., Radchenko, V.I., Thorstad, E.B. and Utne, K.R. 2025. Invading and range-expanding pink salmon inform management actions for marine species on the move. *ICES J. Mar. Sci.* 82: fsae199.
- 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.
- Farley Jr., E.V., Murphy, J.M., Cieciel, K., Yasumiishi, E.M., Dunmall, K., Sformo, T., and Rand, P. 2020. Response of Pink salmon to climate warming in the northern Bering Sea. *Deep-Sea Res. II: Top. Stud. Oceanogr.*, 177: 104830.
- 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.
- 藤原 真. 2021. カラフトマスの全数標識の試み. 試験研究は今, 北海道立総合研究機構, 941: 1-2.
- 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.
- Gargan, L.M., Mo, T.A., Carlsson, J.E., Ball, B., Fossøy, F., and Carlsson, J. 2022. Development of an environmental DNA assay and field validation for the detection of invasive pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*. *Environ. DNA*, 4: 284-290.
- Glubokovsky, M.K., and Zhivotovsky, L.A. 2024. A New Species of Pacific Salmon—Rosy Salmon *Oncorhynchus gorbuschka* sp. nova: Description and Genesis of the Taxon. *Russ. J. Mar. Biol.*, 50: 116-125.
- 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. 93 pp.
- 北海道さけ・ますふ化場. 1972. 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. 262 pp.
- 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. 229 pp.
- 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, Vancouver. 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., 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 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.
- 春日井 潔・實吉 隼人・佐々木 義隆 2020. 根室地方の植別川におけるカラフトマスの遡上・産卵時期, および遡上数の年変動. 北海道水産試験場研究報告, 98: 11-18.
- 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.
- Kwain, W. 1987. Biology of pink salmon in the north American Great Lakes. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 1: 57-65.
- Lennox, R.J., Berntsen, H.H., Garseth, Å.H., Hinch, S.G., Hindar, K., Ugedal, O., Utne, K.R., Vollset, K.W., Whoriskey F.G., and Thorstad, E.B. 2023. Prospects for the future of pink salmon in three oceans: From the native Pacific to the novel Arctic and Atlantic. *Fish Fish.*, 24: 759-776.
- 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.
- 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.
- May, S.A., Shedd, K.R., Gruenthal, K.M., Hard, J.J., Templin, W.D., Waters, C.D., Adkison, M.D., Ward, E.J., Habicht, C., Wilson, L.I., Wertheimer, A.C., and Westley, P.A. 2024. Salmon hatchery strays can demographically boost wild populations at the cost of diversity: quantitative genetic modelling of Alaska pink salmon. *R. Soc. Open Sci.*, 11: 240455.
- May, S.A., Shedd, K.R., Rand, P.S., and Westley, P.A.H. 2023. Tidal gradients, fine-scale homing and a potential cryptic ecotype of wild spawning pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). *Mol. Ecol.*, 32, 5838-5848.
- 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 侵略と攪乱の生態学*. 東海大学出版会. 27-35 pp.
- McMahon, J., May, S.A., Rand, P.S., Gorman, K.B., McPhee, M.V., and Westley, P.A. 2025. Phenotypic Sorting of Pink Salmon Hatchery Strays May Alleviate Adverse Impacts of Reduced Variation in Fitness - Associated Traits. *Ecol. Evol.*, 15: e70781.
- 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). 北海道水産試験場研究報告, 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. 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. 2021. Reverse migration of adult pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) to the sea after their return to fresh water. *Environ. Biol. Fishes*, 1-8.
- Morita, K., and Fukuwaka, M. 2020. Intra- and interspecific density-dependent growth and maturation of Pacific salmon in the Bering Sea. *Ecol. Res.*, 35(1): 106-112.
- 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. 平成 24 年度国際漁業資源の現況, 水産庁・水産総合研究センター, 57-1-6.
- 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 ditropis*) 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.
- Nielsen, J., Rosing-Asvid, A., Meire, L., and Nygaard, R. 2020. Widespread occurrence of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) throughout Greenland coastal waters. J. Fish Biol., 96: 1505-1507.
- 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.
- Ohlberger, J., Ward, E.J., Brenner, R.E., Hunsicker, M.E., Haught, S.B., Finnoff, D., Litzow, M.A., Schwoerer, T., Ruggerone, G.T., and Hauri, C. 2022. Non-stationary and interactive effects of climate and competition on pink salmon productivity. Glob. Chang. Biol., 28: 2026-2040.
- 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.
- Okado, J., and Hasegawa, K. 2024. Exploring predators of Pacific salmon throughout their life history: the case of Japanese chum, pink, and masu salmon. Rev. Fish Biol. Fish., 34: 895-917.
- Ostrovskiy, V.I., and Kaev, A.M. 2023. Factors Determining the Replenishment of Pink Salmon *Oncorhynchus gorbuscha* (Salmonidae) on Iturup Island. J. Ichtyol., 63: 546-558.
- 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.
- Reich, A.G., McPhee, M.V., Waters, C.D., May, S.A., and Adkison, M.D. 2025. Phenotypic divergence between hatchery pink and coho salmon and their wild counterparts. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 82: 1-12.
- 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.
- Shedd, K.R., Lescak, E.A., Habicht, C., Knudsen, E.E., Dann, T.H., Hoyt, H.A., Prince, D.J., and Templin, W.D. 2022. Reduced relative fitness in hatchery-origin Pink Salmon in two streams in Prince William Sound, Alaska. Evol. Appl., 15: 429-446.
- 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.
- Skóra, M.E., Guðbergsson, G., Copp, G.H., and Jones, J.I. 2024. Evidence of successful recruitment of non-native pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* in Iceland. J. Fish Biol., 104: 329-334.
- Sotoyama, Y., and Morishita T. 2025. Preliminary statistics for 2024 commercial salmon catches in Japan. (NPAFC Doc. 2213) Salmon Research Department, Fisheries Resources Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, Sapporo. 2 pp.
- Staveley, T.A.B., Bergendahl, I.A., Bárðarson, H., Berntsen, H.H., Eliassen, K., Erkinaro, J., Nygaard, R., Sivebæk, F., and Thorstad, E.B. 2025. Status and future perspectives of pink salmon in the Nordic region. Boreal Env. Res., 30: 149-162.
- 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.
- 手塚 清. 1989. 栃木県的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.
- 富田泰生. 2020. カラフトマスにおける由来別河川回帰率～移殖卵の効果～ 令和元年度さけます報告会. 3 pp. [https://www.fra.go.jp/shigen/salmon/sakehou/files/r01sakehou\\_04.pdf](https://www.fra.go.jp/shigen/salmon/sakehou/files/r01sakehou_04.pdf) (2024年11月28日)
- 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, 北海道水産試験場, 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). 北海道水産試験場研究報告, 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). 北海道水産試験場研究報告, 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). 北海道水産試験場研究報告, 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. 北海道水産試験場研究報告, 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. 北海道水産試験場研究報告, 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.

Yamada, T., Katahira, H., Miura, K., and Nakamura, F. 2022a. Relationship between salmon egg subsidy and the distribution of an avian predator. Ecol. Evol., 12: e9696.

Yamada, T., Nobetsu, T., Urabe, H., and Nakamura, F. 2024a.

Invasion status of hatchery - origin pink salmon in an unstocked river at the Shiretoko World Natural Heritage Site in northern Japan. J. Fish Biol., 104: 1633-1637.

Yamada, T., Urabe, H., and Nakamura, F. 2022b. Diel migration pattern of pink salmon fry in small streams. J. Fish Biol., 100: 1088-1092.

Yamada, T., Urabe, H., and Nakamura, F. 2024b. Pink salmon productivity is driven by catchment hydrogeomorphology and can decline under a changing climate. Freshw. Biol., 69: 376-386.

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.

ウェブページ及びデータの出典

気象庁. 過去の気象データ・ダウンロード.  
<https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2025年10月29日)

カラフトマス（日本系）の資源の現況（要約表）

世界の漁獲量 (最近5年間)	19.6万～69.3万トン 最近(2024)年: 19.6万トン 平均: 41.4万トン(2020～2024年)*1
我が国の漁獲量 (最近5年間)	949～5,398トン 最近(2024)年: 1,251トン 平均: 2,293トン(2020～2024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	34～744トン 最近(2025)年: 48トン 平均: 241トン(2021～2025年)
資源評価の方法	沿岸漁獲数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 (資源評価結果)	・沿岸漁獲数 2024年は過去57年間で2番目に少ない3.1万尾、 2025年は過去最も少ない2.5万尾(速報値)で、 中位水準(569万尾以上1,135万尾未満)を大幅に下回る。 2009年以降、変動を繰り返しながらも急激に減少する傾向。 (低位・減少傾向)
管理目標	国全体としての資源管理上の目標値等は未設定 目標とする放流数は、地方自治体等が策定している
管理措置	・稚魚放流1.3億尾(地方自治体等の策定する増殖計画) ・幼魚・未成魚期・成魚期EEZ外ならびに成魚期河川内での禁漁
管理機関・関係機関	NPAFC、日ロ漁業合同委員会、漁業道県
最近の資源評価年	2025年
次回の資源評価年	2026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（百万尾）、耳石標識数（内数）、放流体重（g）、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)	放流体重	沿岸漁獲数 (7～12月)	河川捕獲数
1969	21.469			85.9	10.3
1970	64.556			32.9	4.3
1971	15.873			253.5	27.4
1972	139.687			47.0	5.0
1973	20.390			204.8	20.2
1974	89.091			111.5	12.1
1975	52.460			148.3	14.7
1976	65.864			105.3	8.8
1977	37.558			71.0	11.6
1978	50.390			71.9	4.7
1979	23.398			59.7	15.3
1980	69.433			79.6	6.8
1981	27.918			137.0	19.4
1982	102.703			76.2	11.9
1983	57.277			105.1	37.7
1984	152.790			111.0	26.6
1985	100.290			224.0	58.9
1986	124.251			152.7	39.6
1987	125.638			298.7	84.1
1988	135.923			332.0	54.4
1989	132.090			338.5	60.0
1990	138.517			222.2	37.5
1991	134.598			704.1	117.4
1992	140.824		0.412	846.9	94.9
1993	137.847		0.479	754.3	38.8
1994	139.821		0.486	1,548.1	190.7
1995	117.920		0.492	903.5	82.0
1996	137.689		0.559	1,701.3	228.5
1997	136.706		0.490	562.0	52.3
1998	140.552		0.434	1,181.9	130.5
1999	142.089		0.429	670.5	63.9
2000	139.069	0.985	0.429	1,278.2	126.3
2001	142.724	2.820	0.428	382.6	40.7
2002	144.782	2.600	0.487	1,219.2	118.1
2003	144.028	4.337	0.464	1,065.6	118.2
2004	145.095	1.373	0.386	521.9	65.3
2005	145.903	2.251	0.349	828.7	89.4
2006	147.204	5.989	0.334	465.2	94.2
2007	151.239	14.969	0.288	1,347.3	143.6
2008	141.811	34.161	0.373	612.4	91.7
2009	149.774	25.020	0.349	979.2	131.5
2010	144.685	28.486	0.323	644.0	87.2
2011	147.605	25.154	0.304	493.3	59.2
2012	137.771	23.969	0.292	195.6	25.7
2013	101.622	20.862	0.331	277.2	47.7
2014	122.948	30.942	0.328	131.6	26.5
2015	115.639	26.063	0.330	186.4	23.9
2016	123.377	30.438	0.309	814.2	75.5
2017	120.690	28.760	0.282	104.9	18.4
2018	112.766	112.766	0.324	585.8	92.5
2019	129.563	129.563	0.271	87.2	22.2
2020	111.830	111.830	0.319	399.9	73.2
2021	127.483	127.483	0.290	54.9	21.3
2022	101.149	8.925	0.301	21.3	4.9
2023	25.538	6.777	0.311	5.8	3.0
2024	14.312	4.631	0.330	3.1	0.4
2025				2.5	0.0

\*耳石温度標識と ALC 標識を含む