

本州日本海域における野生サケ *Oncorhynchus keta*

の生態と保全に関する研究

飯田 真也

## 目次

第1章 序章.....	1
サケの分布と生活史.....	1
人工ふ化放流事業の歴史とサケ資源量の推移.....	3
本州日本海域におけるサケ資源の位置づけとふ化放流事業の現状.....	4
ふ化放流事業が生態系に及ぼす負の影響.....	6
本研究の目的.....	7
第2章 本州日本海域の放流・非放流河川におけるサケの自然産卵の実態.....	14
材料と方法.....	15
サケ自然産卵河川の分布の評価.....	15
調査区間内における産卵床密度の評価.....	16
結果.....	17
本州日本海域におけるサケの自然産卵河川.....	17
放流河川と非放流河川における産卵床密度の比較.....	18
考察.....	18
第3章 サケの卵および仔魚の生残に関する河川環境の影響.....	29
材料と方法.....	30
調査河川と Whitlock-Vibert box の埋設.....	30
Whitlock-Vibert box の回収と生残率の算出.....	31
Whitlock-Vibert box を埋設した河床環境の評価.....	31
データ解析.....	34
結果.....	34
赤坂川および Whitlock-Vibert box 内の水温.....	34

環境条件が卵の生残に及ぼす影響.....	35
考察.....	36
砂礫組成と生残率の関係.....	36
人工産卵場の造成適地の検討.....	37
年級間の生残率の差.....	39
第4章 河川構造物がサケの再生産に与える影響.....	48
材料と方法.....	49
調査河川の選定および産卵床の定期観察.....	49
産卵床総数の推定.....	50
結果.....	51
考察.....	51
第5章 新潟県の砂浜域砕波帯における野生サケ稚魚の出現様式.....	57
材料と方法.....	59
舟戸川および藤塚浜におけるサケ稚魚の採集.....	59
野生魚と放流魚の簡易識別.....	59
舟戸川における野生サケの成長予測.....	60
結果.....	61
舟戸川における野生サケ稚魚の成長予測と採集.....	61
藤塚浜におけるサケ稚魚の出現様式と水温.....	61
考察.....	62
第6章 Dry marking によるサケ発眼卵への耳石標識の検討.....	76
材料と方法.....	78
結果.....	79
考察.....	80

第7章 総合考察.....	88
本州日本海域における野生サケの保全策の検討.....	88
放流魚と野生魚が共存した資源管理方策の検討.....	93
要約.....	99
謝辞.....	103
引用文献.....	104

## 第 1 章 序章

### サケの分布と生活史

サケ *Oncorhynchus keta* は北太平洋に広く分布し、その分布域はサケ属魚類の中で最も広い (Salo 1991)。分布の北限はアジア側では Lena 川 (73°N, 125°E), アメリカ側では Mackenzie 川 (68°30'N, 135°E) である (田中・落合 1986)。日本はアジア側の分布南限とされ、サケは九州 (木村 1981; 四宮ら 2003), 四国 (田中・落合 1986) および山陰地方 (後藤ら 1985) でも散発的に観察されるが、まとまった沿岸漁獲数が報告されるのは日本海側では石川県以北、太平洋側では福島県以北である。

サケは秋から冬にかけて河川を遡上し、通水性の良い砂礫質の河床へ産卵する (Salo 1991)。産卵場所へ到着した雌サケは尾鰭を叩き付けるようにして河床を掘り、深さ 20 cm 程度の産卵空間 (卵室) を形成する。雌は卵室に臀鰭を差し入れて口を大きく開けて放卵し、雄は横に並んで放精する。その後、雌は上流側を掘って卵室を砂利で覆い、新たに形成した卵室へ産卵することを繰り返す。通常、雌は下流から上流へ 4-6 回に分けて産卵し、1 つの産卵床 (Fig. 1a) を形成する (市村 2015)。産卵を終えたサケは産卵場所に留まって他の雌から自らの産卵床を守り続け (Fig. 1c), およそ 10 日後、雌雄ともに全て死亡する (Salo 1991)。なお、産卵床は掘り (pot) と塚 (tail spill) という特徴的な構造を有し (Gallagher et al. 2007), また、石に付着したコケが掘削の際に洗い流されて周辺に比べて明るく見えることから、産

卵床を容易に識別することが出来る (Fig. 1b)。

受精した卵の発生に要する日数は平均水温を1日毎に累積した値(以下, 積算水温)で推定することが可能であり, 卵は積算水温 480°Cを迎える頃にふ化する (Salo 1991)。ふ化した仔魚は産卵床内で卵黄嚢を吸収しながら安静を保って成長する。積算水温が 900–1,000°C となると, 卵黄嚢を吸収し終えた稚魚が砂礫中から浮上して河川内で摂餌を開始する。浮上時のサケ稚魚の尾叉長は 36–40 mm である (帰山 1986)。稚魚は流下昆虫を無作為に摂餌しつつ, 活発な降河行動を示す (帰山 1986)。

海洋生活初期, 稚魚はごく沿岸の渚帯や距離 2 km 以内の海域に分布し, カイアシ類などの動物プランクトンを摂餌する (鈴木ら 1994; Suzuki and Fukuwaka 1998)。尾叉長 70 mm まで成長したサケは広域探索型の摂餌行動を示し (帰山 1986), 距離 20–30 km 以内の沿岸域を中心に北上し, 7 月末頃までに日本沿岸域からオホーツク海へと移動する (入江 1990)。最初の夏をオホーツク海で過ごした後, 秋には北西太平洋へ移動して越冬する。その後, 夏季にはベーリング海, 冬季にはアラスカ湾へと季節ごとに移動する摂餌回遊を繰り返して成長する (浦和 2000)。海洋生活を 3–5 年過ごした個体は成熟し, 夏季にベーリング海から母川(自らが生まれた河川)のある日本列島沿岸へと移動を開始する。サケが母川へ遡上する時期は地域によって異なるが, 本州日本海域では概ね 10 月から翌年 1 月までである (野川 1992)。

## 人工ふ化放流事業の歴史とサケ資源量の推移

サケ科魚類の資源量を増大させるため、1860年代より環北太平洋および環北大西洋の各国でふ化放流事業が行われるようになった(Thorpe 1980)。ふ化放流事業とは、河川に遡上した親魚の捕獲に始まり、人工授精、仔稚魚の飼育および放流に至る一連の工程を指す(野川 2010)。日本では、1876年頃からヨーロッパとアメリカで開発されたふ化放流技術が導入され始めた。1888年には北海道千歳川に「千歳中央ふ化場(現水産研究教育機構北海道区水産研究所千歳さけます事業所)」が開設され、以後、北日本を中心に多くのふ化場が建設された(小林 2009)。千歳中央ふ化場の開設以降、サケ資源の管理施策としてふ化放流事業が主体となり、遡上親魚および産卵環境を保全する従来の繁殖保護策は希薄となった。このように資源管理施策が転換した背景として、自然再生産由来の稚魚の生残率がふ化放流事業で生産した稚魚に比べて1/4程度という誤った見解が普及したことが考えられている(小林 2009)。ふ化放流事業の創成期(1960年以前)では、稚魚の放流数が増加するにつれてサケの沿岸漁獲量はむしろ減少し、300–500万尾の低い水準で推移した(Fig. 2)(NPAFC 2017)。この要因として、サケ類の生物学に関する知識に欠けており、ふ化放流技術が未熟であったことなどが挙げられている(埴山 2003)。1960年代以降、稚魚の大型化・体力強化に視点をおいた給餌放流技術が導入され、また、サケ稚魚の生態に配慮した適切なタイミングに放流する適期放流技術が開発されるなど、日本のふ化放流技術は飛躍的な発展を遂げた(Kobayashi 1980; Kaeriyama 1999; 関 2013)。また、1970年代には200海里漁業水域

が設定され、さけます母川国主義（資源が生まれ、産卵のために回帰する母川を有する国がその資源について第一義的利用及び責任を有するという考え）が定着し、国の施策「資源増大再生産計画」としてサケの放流数も急激に増加した（小林 2009）。その結果、日本のサケ沿岸漁獲量は 1960 年代には 0.5–1 千万尾であったのが、放流数の増大とともに 1980 年代以後 4–7 千万尾まで飛躍的に増加した（Fig. 2）。このようにサケの漁獲量が急増した要因として、海洋環境の好転、沖合漁業の終了および河川水質向上の影響も考えられるものの、基本的にはふ化放流事業の成果と認識されている（Morita et al. 2006b）。言い換えると、日本のサケ資源の大半はふ化放流事業によって維持されており、自然産卵由来の野生魚は殆ど存在しないと長年考えられてきた（Kobayashi 1980; Hiroi 1998; Kaeriyama 1999; 野川 2010）。ここで、野生魚とは一世代以上にわたり自然再生産している個体であり、その両親が野生魚か放流魚（ふ化場から野外に放流された個体）かは問わない個体と定義（森田・大熊 2015）する（Table 1）。以来、日本ではふ化放流事業を主体とした資源管理が行われ、毎年、北日本の 246 カ所のふ化場から約 18 億尾のサケ稚魚が 252 河川へ放流されている（高橋 2015）。なお、野生魚の保全対策は特に講じられていない（森田・大熊 2015）。

#### **本州日本海域におけるサケ資源の位置づけとふ化放流事業の現状**

本州日本海域（石川県以北）では、毎年、1.7 億尾の稚魚が放流される（1999–2008 年の平均値）（国立研究開発法人水産総合研究センター 2015）。サケの平均採捕数（沿岸漁獲数



+ 河川捕獲数) は 86 万尾であり、主漁場である北海道 (4,847 万尾) のおよそ 2%に過ぎない (1999-2008 年の平均値) (国立研究開発法人水産総合研究センター 2015)。ただし、採捕数の少ない本州日本海域のサケも、定置網で漁獲されることはもちろん、居繰網漁やコド漁といった伝統漁法の対象となって地域風土に深く根付き (村上市観光協会 2015)、さらには、北海道で漁獲される高品質ブランドザケ (メジカ) の起源 (広井 1985) として有力視されるなど、本州日本海域のサケは重要な水産資源として認識されている。

サケのふ化放流事業は基本的に漁業団体からの拠出金 (漁獲高の 2-7%) を資本に運営される (Kitada 2014)。ただし、漁獲量の多くない本州日本海域の各県ではその拠出金が僅かであり、事業費の大半を国・県からの補助金が占めている (田嶋健明 2014 東京海洋大学修士論文)。しかし、これら補助金は近年減額傾向にあり (田子 2008)、ふ化場を運営する内水面漁業協同組合の経営状況は年々厳しさを増している。顕著な例を挙げると、新潟県全体のふ化放流事業に関する補助金は 1995 年をピーク (73 百万円) に年々減少しており、2013 年にはピーク時の半分以下 (30 百万円) となった (田嶋健明 2014 東京海洋大学修士論文)。また、秋田県のふ化場数は最近 5 年間で 13 カ所 (2010 年) から 6 カ所 (2014 年) まで減少した (秋田県庁 私信)。さらに、揚水ポンプの稼働に必要な電気代および餌代は高騰し (小堀 2013)、技術者の高齢化や後継者不足といった問題も顕在化している (徳原ら 2010)。実際、サケの放流数は北海道と本州太平洋域では 1997 年以降概ね一定なのに対して、本州日本海域では緩やかに減少している (Fig. 3)。そこで、現行のふ化放流規模を維持

することが困難な本州日本海域では、サケ資源の持続的な利用を図るためにふ化放流以外の増殖手法にも着手することが求められている。

### ふ化放流事業が生態系に及ぼす負の影響

近年、ふ化放流事業を行うことで個体群の遺伝的多様性や適応度（次世代に残す子孫の数の期待値）（森田 2015）が低下することが明らかとなってきた（Araki and Schmid 2010）。遺伝的多様性は生物が環境変化に適応する上で重要な性質だが、それが人工授精によって低下することが多くの魚種で明らかとなり（Araki and Schmid 2010）、放流魚が野生魚の遺伝的多様性を低下させ、集団の環境変動への順応力が弱まると懸念されている（北田 2013）。また、放流魚は外敵が存在せず餌が豊富な飼育環境に適応する方向に進化するため、表層に浮いた餌を盛んに捕食する（Reinhardt 2001）、回避能力が低下する（Olla et al. 1994）、また、脳や神経器官が縮小する（Brown et al. 2013）など、多くの点で野生魚と違いが生じる。このような適応を家魚化と呼ぶ（森田 2015）。通常、家魚化は野外での生残には劣る性質をもち、自然界における適応度は放流魚の方が野生魚より低くなる（森田 2015）。ニジマスの研究事例では、1 世代飼育するごとに適応度が約 40%低下することが確かめられており（Araki et al. 2007）、家魚化した放流魚と野生魚が交雑することによる遺伝的リスクが指摘されている（Araki and Schmid 2010; 北田 2013）。以上の観点から資源量の増大を目的としたふ化放流事業の意義が問題視されるようになり、日本でも遺伝的に健全な河川生態系を

維持するため、自然再生産を基軸とした資源管理が推奨されるようになった (Kaeriyama et al. 2012; Nagata et al. 2012)。平成 24 年に策定された生物多様性国家戦略 2012 では、さけ・ます増殖事業を推進するうえで野生魚との共存可能な増殖技術を開発することが明記され (環境省 2012)、さけ・ます類の資源管理は生態系の保全を考慮しなければ成立し得ない社会情勢にある (鈴木 2008)。

## 本研究の目的

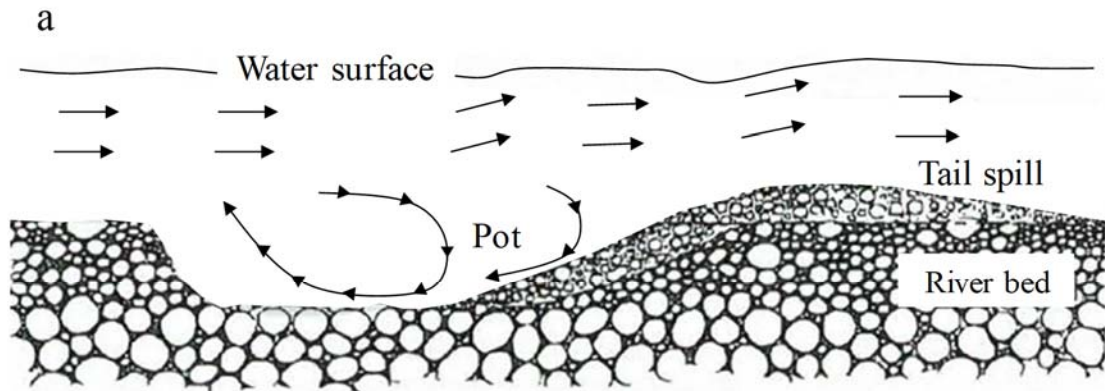
前述のとおり、本州日本海域では経営的な課題から現行のふ化放流規模を維持することが困難であり、また、遺伝的に健全な野生魚を保全することが世界的に求められている。今後、本州日本海域においてサケ資源を持続的に利用していくためには、従来の稚魚放流だけに頼った増殖事業から脱却し、野生魚を保全すること、自然再生産を基軸とした資源管理 (Kaeriyama et al. 2012; Nagata et al. 2012; Morita 2014; 森田・大熊 2015) に着手していくことが極めて重要となる。

野生サケを保全するには、その生態的知見が不可欠となる (Nagata et al. 2012)。なぜなら、野生サケが産卵・生息する場所や期間を明らかにすることで、行政機関や近隣住民が野生サケの存在や保全の意義を認知し、それらを対象とした保全管理策を優先的に講じることが可能となるからである。しかし、日本では野生サケに関する情報は断片的であり、本州日本海域ではその存在自体殆ど確かめられていない。また、近年、土砂の堆積や河川構造物の設

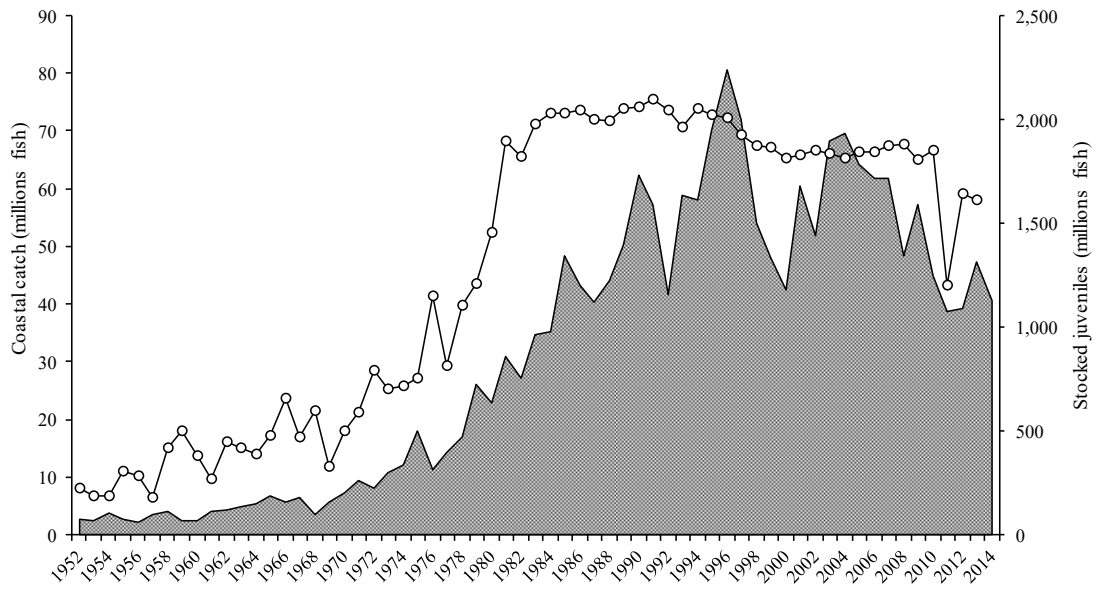
置などによるサケ科魚類の産卵環境の悪化が指摘されており（真山 1993 ; Wood and Armitage 1997; 田子 2007), 河川環境と再生産の関係を確かめ, その改善策を講じる必要がある。さらに, 放流魚と野生魚が交雑することで適応度が低下することが懸念されていることから, 野生魚を保全する上で放流魚と野生魚を識別し, それぞれの資源動態や両者の交雑状況を把握することが重要であるため, 全ての放流魚に標識を施すことが推奨されている (Mobrand et al. 2005)。よって, 現在およそ 10%に留まっている放流魚の標識率 (総放流数に占める標識魚の割合) をいっそう高めなければならない。

本研究は, 本州日本海域における野生サケの生態および河川環境と再生産に関する情報を集積し, 野生サケの保全を基軸とした資源管理と持続的利用の方策を提言することを目的とする。第 2 章では, 本州日本海域におけるサケの自然産卵河川を把握するため, 流路延長 5 km 以上の全河川でサケの産卵床を目視確認した。サケの自然産卵は河川の放流実績に関わらず広域的に行われていることが明らかとなり, 遡上親魚数の指標となる産卵床密度の比較から放流を行っていない河川における野生サケの個体群サイズも無視できない数に及ぶ可能性が示唆された。第 3 章では, 産卵環境の悪化が野生サケの再生産に与える影響を把握するべく, 物理的な環境要素を計測した河床へサケの発眼卵を埋設し, 浮上期に至る生残を調べた。生残率は粒径の細かな土砂が多い環境ほど低下することが明らかとなり, 土砂の流入を抑制して河床の通水性を高く維持することの重要性が示された。第 4 章では, 砂防堰堤などの河川構造物によって産卵親魚の移動が制限されることの影響を検討するため,

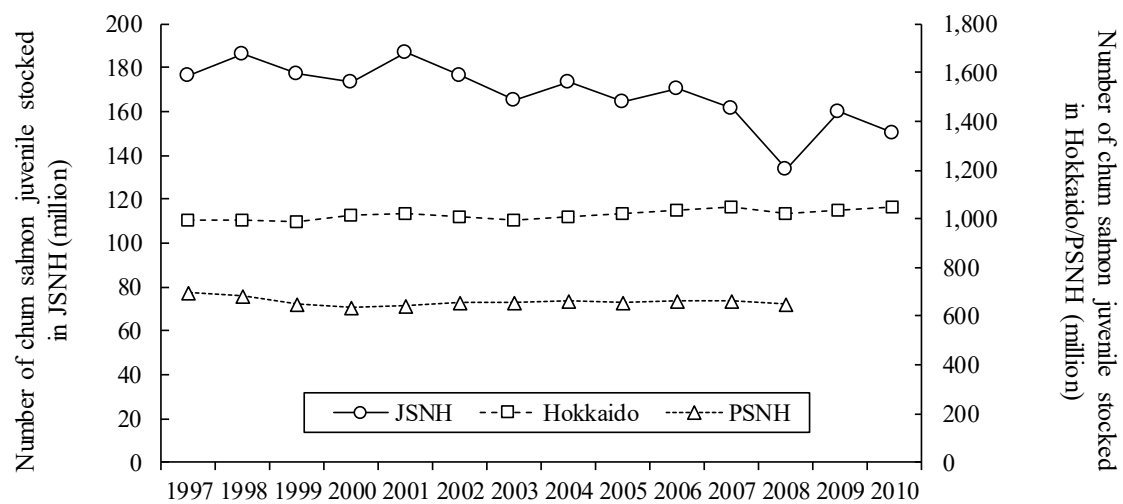
河川構造物が設置された河川で産卵床の出現様式を目視で確かめた。産卵床密度は河川構造物に近い流れほど高く、また、重複産卵が生じていることが明らかとなった。サケの再生産成功率を低下させないよう、河川構造物には魚道を設置して親魚の分散（産卵空間の拡大）を図る重要性が示された。第 5 章では、野生サケ稚魚の海洋生活初期の生態を把握するため、サケの自然産卵河川が流入する砂浜域砕波帯にて稚魚の採集調査を行った。砂浜域砕波帯は野生サケ稚魚が淡水域から海水域へ順応する重要な成育場であること、また、野生稚魚が砕波帯において移入と離散を繰り返していることが窺えた。第 6 章では、省コストな標識手法として代表的な Dry marking についてその能否を検討した。日本で初めて Dry marking を施すことに成功し、施標に必要となる環境条件を考察した。第 7 章の総合考察では、以上を総括して本州日本海域において野生魚を保全するための管理方策を検討した。



**Fig. 1 A)** Typical structure of salmonid redd (modified from Gallagher et al. 2007). **B)** Picture of chum salmon spawning redd (dotted yellow line). **C)** A pair of spawning chum salmon on a redd



**Fig. 2** Long term changes in annual coastal catch (gray area) and stocked juveniles of chum salmon in Japan (solid line with filled circles) (Data from website of North Pacific Anadromous Fish Commission, [http://www.npafc.org/new/science\\_statistics.html](http://www.npafc.org/new/science_statistics.html))



**Fig. 3** Changes in stocked juveniles of chum salmon on Japan sea side of northern Honshu (JSNH), Hokkaido and Pacific Sea side of northern Honshu (PSNH) (Data from FRA 2015)



**Table 1** General definitions for the salmonid fish divisions (modified from Morita and Ohkuma 2015)

	Definition
Wild fish	Fish originating from natural spawning. Fish that reproduced naturally for at least more than one generation, regardless of parental origin
Hatchery fish	Fish released from a hatchery, regardless of parental origin

## 第 2 章 本州日本海域の放流・非放流河川におけるサケの自然産卵の実態

野生サケを保全する上で産卵生態に関する知見は不可欠である (Gallagher et al. 2007; Miyakoshi et al. 2012; Nagata et al. 2012)。なぜなら、野生サケの産卵が行われる河川を明らかにすることで、保全管理策を優先的に講じることが可能となるからである。今までサケ稚魚の放流が行われてきた河川 (以下、放流河川) はもちろん、放流が行われない河川 (以下、非放流河川) に関しても、サケの自然産卵群の存在を確かめる必要がある。近年、北海道では放流・非放流河川を含む 238 河川のうちおよそ 190 河川にサケが遡上・産卵することが確かめられた (Miyakoshi et al. 2012)。本州日本海域では、京都・福井・石川県などサケの分布量が少ない地域でサケの産卵が僅かに認められている (藤原ら 1983; 加藤 2007; 坂井ら 2011) ものの、自然産卵河川を網羅的に確認した研究は行われていない。また、資源管理を行う上で分布量を把握することは重要だが、非放流河川におけるサケの資源量の情報は皆無である。

そこで本研究では、野生サケによる自然再生産の実態を把握するため、本州日本海域においてサケの主要な分布域である秋田-富山県の流路延長 5 km 以上の全河川を対象にサケの産卵床を目視計数した。また、個体群サイズの指標となる産卵床の密度に関して、放流河川と非放流河川の間で比較した。

## 材料と方法

### サケ自然産卵河川の分布の評価

本州日本海域では主に富山県以北の河川にサケが産卵遡上する。サケの自然産卵が行われる河川を把握するため、秋田・山形・新潟（佐渡島を含む）および富山県において 2015–2016 年 10–12 月、産卵床を対象とした目視調査を各河川 1–2 回実施した（Fig. 4）。小規模な河川の水深はサケの遡上に不十分であると仮定し（Miyakoshi et al. 2012）、流路延長 5 km 以上の全河川（新潟県の島崎川、羽茂川、小川内川および富山県の上庄川を除く）を調査対象とした。サケ稚魚の放流実績（国立研究開発法人水産総合研究センター 2015）に基づき、調査河川を以下の 3 つに分類した。

Category 1：サケ稚魚がほぼ毎年放流される河川

Category 2：サケ稚魚が今まで放流されたことのない河川

Category 3：過去に少なくとも 1 度は放流が行われたが、現在は放流が行われていない河川

サケは母川回帰性を有し（Salo 1991）、日本のサケが母川以外の河川へ迷入する確率は極めて低い（福澤 2016）。よって、Category 1 を放流魚と野生魚が遡上する河川、Category 2 および Category 3 を少なくとも 1 世代以上にわたり自然再生産している野生魚が遡上する河川と想定した。なお、Category 2 河川に遡上するサケは、人為的な放流によって放流魚が混ざったことがなく遺伝的な固有性を有している在来魚（Native fish, 森田・大熊 2015）が含

まれている可能性がある。ただし、本研究では野生魚と在来魚を識別することが出来ないため、以下の検討では Category 2 河川と Category 3 河川を一括して扱った。

調査河川では下流域を中心に 1-4 カ所の調査区間を設定した。サケ親魚を捕獲するためのウライ（親魚の遡上をフェンスで遮断して捕獲する施設）が設置される河川では、ウライの下流域に調査区間を設定した。また、大規模な河川では下流域の水量が多く、調査を行うことが困難であったため、中・上流域もしくは支流に調査区間を設定した（Fig. 4）。調査を開始・終了した位置を携帯型 GPS（GPSMAP 62SCJ; Garmin, Kansas City, KS, USA）に登録した。調査員は偏光レンズを着用した上で河床を注意深く観察し、目視距離およそ 3 km を上限にサケの産卵床および斃死魚を計数した。サケ科魚類は産卵環境が適正であるかを図るため、河床の試し堀りを行うことが知られている（Gallagher et al. 2007）。よって、明確な堀と塚の構造が認められない場合（Fig. 1a）、疑似産卵床（Test redds）と判断し、計数しなかった。確認した全ての産卵床の位置を携帯型 GPS に登録し、それら位置情報を地理情報システム QGIS（<http://www.qgis.org>）で管理した。

#### 調査区間内における産卵床密度の評価

ある河川に作られた産卵床の数は、その河川へ遡上したサケ親魚数の指標となる（Gallagher et al. 2007）。遡上親魚数の指標として、発見した産卵床数を目視した河床の面積で除し、各調査区間における産卵床密度（産卵床数/1,000 m<sup>2</sup>）を求めた。目視した河床の面

積については、調査開始・終了地点を示した調査河川の航空写真を基に QGIS の求積機能を使って概算値を得た。サケの産卵遡上が確認された非放流河川における野生サケの個体群サイズを推し量るため、産卵床密度の中央値が放流河川と非放流河川（すなわち、Category 1 vs Categories 2 and 3）によって異なるかを Mann-Whitney *U*-test によって調べた。産卵床を確認できなかった河川の情報解析は解析に供しなかった。全ての解析を SPSS (Windows Ver. 23, IBM) を用いて行い、有意水準は 0.05 とした。

## 結果

### 本州日本海域におけるサケの自然産卵河川

Category 1 河川（サケ稚魚を毎年放流する河川）について、秋田・山形・新潟・富山県では調査河川の全て（産卵床が確認された河川数/調査河川数, 41/41, 以下同様に記載）で産卵床を確認した (Fig. 4, Table 2)。一方、佐渡島では調査河川のうち半数（3/6）でしか産卵床を確認出来なかった。Category 2 河川（サケ稚魚の放流実績がない河川）について、産卵床を確認した河川の割合は 60%（佐渡島 3/5）から 91.7%（新潟県 11/12）に及んだ。全体として、Category 1 河川の 93.6%（44/47）、Category 2 河川の 76.2%（32/42）、Category 3 河川の 60.0%（3/5）でサケの産卵床を確認した (Table 2)。

## 放流河川と非放流河川における産卵床密度の比較

産卵床を確認出来なかった河川を除外して解析した結果、調査区間における産卵床密度（産卵床数/1,000 m<sup>2</sup>）の中央値は、放流河川 (Category 1) で 1.4 (N=49)、非放流河川 (Categories 2 and 3) で 1.1 (N=36) であり (Fig. 5)、両者に有意差は認められなかった (Mann-Whitney U-test,  $P=0.36$ )。

## 考察

長年、日本のサケ資源はふ化放流事業によって生産され、野生サケは殆ど存在しないと考えられてきた (Kobayashi 1980; Hiroi 1998; Kaeriyama 1999; Kaeriyama and Edpalina 2004)。このため、Category 1 河川 (サケ稚魚が毎年放流される河川) においてサケの自然再生産の実態が確認されることは今まで殆どなかった (Miyakoshi et al. 2012)。しかし、秋田県から富山県の Category 1 河川で調査を行った結果、その全て (41/41) でサケの産卵が行われていることを確認した (Table 2)。この結果は、本州日本海域における Category 1 河川のサケ個体群に放流魚と野生魚が混在していることを示唆する。近年、北海道の Category 1 河川では捕獲したサケ親魚のうち平均 28.3%が野生魚と推定された (森田ら 2013a)。本州日本海域では、森田ら (2013a) と同様な標識放流調査が行われておらず、遡上したサケ親魚に占める野生魚の割合は不明である。しかし、種卵を確保するための捕獲手法に関して、北海道で

は河口に設置したウライが主体である一方、本州日本海域では約半数の河川で親魚の遡上を遮断しない投網や引っ掛け等が利用されている（飯田，未発表）。よって，Category 1 河川においてサケが産卵可能な空間は，北海道と比べて本州日本海域の方が比較的多いと考えられる。実際，河口にウライが設置されない Category1 河川（例えば，秋田県雄物川，山形県最上川および新潟県信濃川など，Fig. 4）では，サケが中・上流域で産卵することが確認された。これらを踏まえると，本州日本海域の Category 1 河川へ遡上したサケ親魚に占める野生魚の割合は北海道と同様に無視できないものと考えられる。今後，自然産卵からふ化して加入に至った野生サケ稚魚が，放流魚に比べてどのくらいの割合で資源に貢献しているのかといった数量的な情報を明らかにする必要がある。日本では，ふ化放流事業の発展に伴って産卵場・稚魚の成育場としての河川の重要性を軽視してきた（Kaeriyama and Edpalina 2004）。その結果，サケ科魚類の自然再生産に配慮した河川管理が行われることは極めて少なかった（真山 1993；森田・大熊 2015）。サケの持続的な資源管理を行うためには，産卵場として河川を軽視してきた認識を改め，Category1 河川における野生サケ個体群の積極的な保全活動に取り組んでいくことが肝要である。

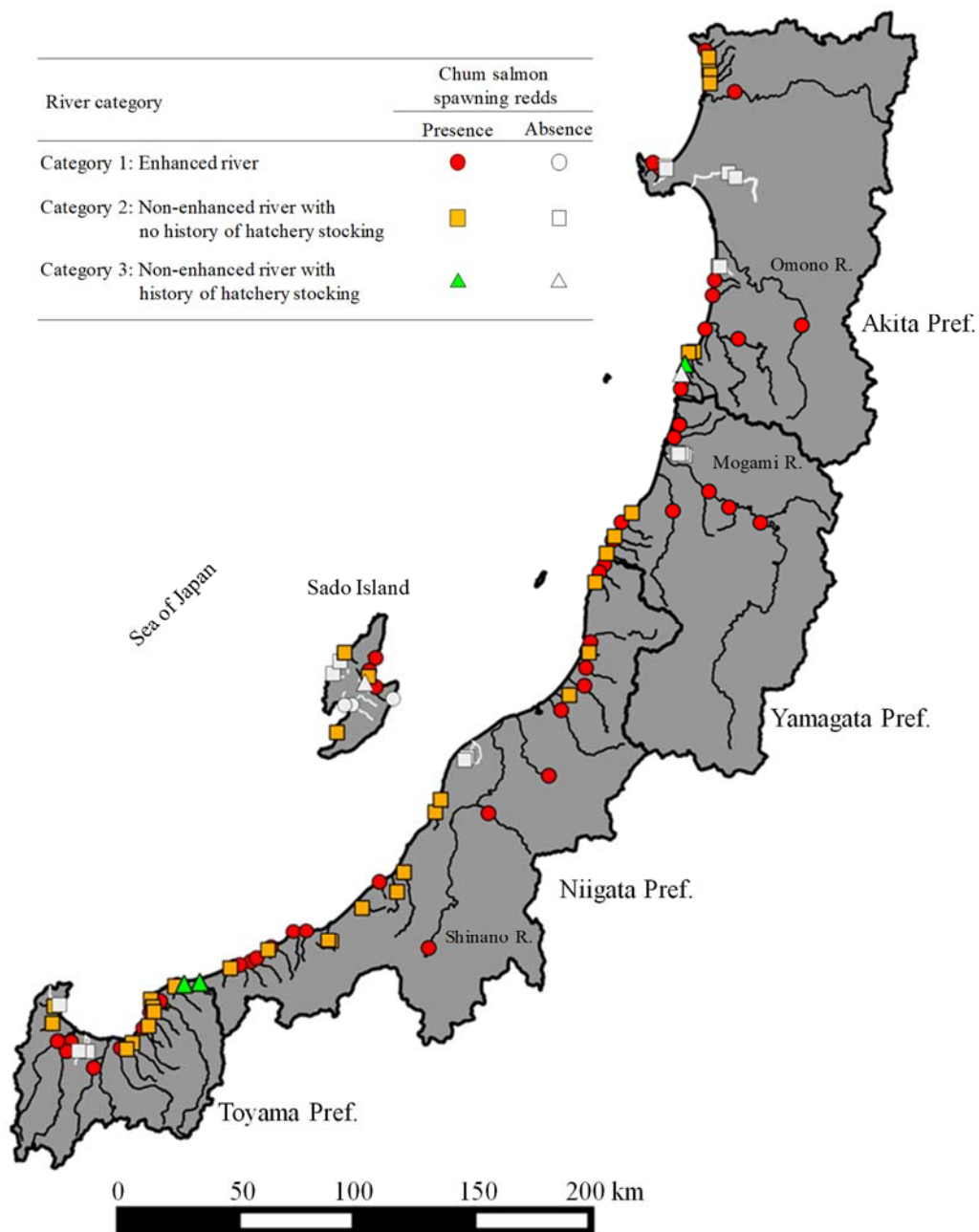
佐渡島の Category 1 河川では産卵床を確認した割合が 50%と低かった（Table 2）。佐渡島における一河川当たりの放流数は平均 4.9 万尾であり，秋田-富山県（3.2 百万尾）と比較して極めて少ない（2008-2010 年の平均値）（国立研究開発法人水産総合研究センター 2015）。このため，佐渡島の Category 1 河川を起源とするサケの個体群サイズは比較的小さい，もし

くは定着しておらず、このことが産卵床を確認した河川の割合が低かった要因と考えられた。なお、調査日の後にサケの産卵が行われた可能性も当然ながら残されている。

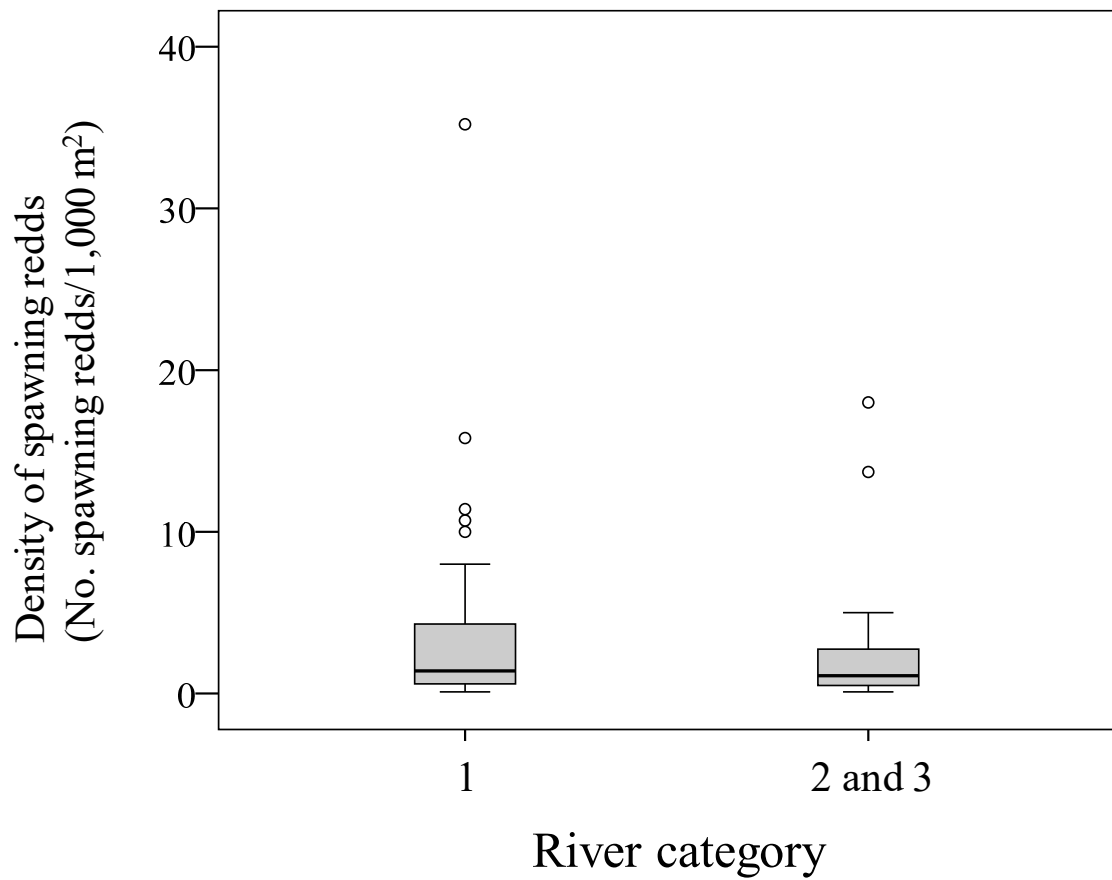
Category 2 河川（サケ稚魚が放流されたことのない河川）と Category 3 河川（サケ稚魚が放流された実績はあるが、現在では放流が行われない河川）では、その 74.5% (35/47) で産卵床が確認された (Table 1)。サケは母川回帰性を有し (Salo 1991)、日本のサケが母川以外の河川へ迷入する確率は極めて低い (福澤 2016)。よって、本結果は非放流河川の多くに自然産卵由来の野生サケが定着していることを示す。また、遡上したサケ親魚数の指標となる産卵床密度の中央値は、放流河川と非放流河川に有意差が認められなかった (Mann-Whitney *U*-test,  $P=0.36$ )。本研究では調査河川における産卵床密度の経時的・空間的な変化を考慮していないが、非放流河川におけるサケの遡上数も無視できない数に及ぶ可能性がある。水産資源を管理する上で資源量の変動を把握することは不可欠だが、非放流河川においてサケの遡上数を観測した事例はなく、今後、遡上親魚の自動計測装置 (権田ら 2014) を導入するなど、その観測体制を構築することが求められる。

本州日本海域においては、河川のふ化放流実績に関わらずにサケの自然産卵が行われていることが明らかとなり、非放流河川に遡上するサケ親魚の数も少なくないことが示唆された。今後、自然再生産を基軸とした増殖事業を推進する上では、放流河川のみならず、サケの産卵が確認された非放流河川にも野生サケの保全策を講じる必要がある。その具体策については第 7 章で考察する。





**Fig. 4** Locations of the survey sites for detecting chum salmon spawning redds in Akita, Yamagata, Niigata (including Sado Island), and Toyama Prefectures in 2015–2016. The river categories are classified by symbols (circles, squares, and triangles). Black lines with close symbols and white lines with open symbols indicate rivers where chum salmon spawning redds were observed, and not observed, respectively. Enhancement refers to rivers receiving chum salmon fry reared in hatcheries



**Fig. 5** Density of chum salmon spawning redds observed in the survey reaches (except reaches where no spawning redds were observed) in Category 1 (stocked rivers,  $N=49$ ), and Categories 2 and 3 rivers (non-stocked rivers,  $N=36$ ) in 2015–2016. The horizontal lines and boxes show the median and interquartile range, respectively. Whiskers show the highest value within 1.5 times the interquartile range beyond the 25th and 75th percentile, and a circle indicates any value beyond the whiskers

**Table 2** Summary of the results of a visual survey to identify the presence of chum salmon spawning

redds on the Japan Sea side of Northern Honshu (including Sado Island), Japan in 2015–2016

Prefecture	River category	Number of rivers surveyed	Number of rivers chum salmon redds present
Akita	1	11	11 (100)
	2	9	6 (66.7)
	3	2	1 (50)
Yamagata	1	6	6 (100)
	2	4	3 (75)
	3	0	
Niigata	1	16	16 (100)
	2	12	11 (91.7)
	3	0	
Sado Island	1	6	3 (50)
	2	5	3 (60)
	3	1	0 (0)
Toyama	1	8	8 (100)
	2	12	9 (75)
	3	2	2 (100)
Total	1	47	44 (93.6)
	2	42	32 (76.2)
	3	5	3 (60)

Numbers in parentheses are percentages of rivers that had chum salmon redds. Category 1; Enhanced river, Category 2; Non-enhanced river with no history of hatchery stocking, Category 3; Non-enhanced river with history of hatchery stocking. Enhancement refers to rivers receiving chum salmon fry reared in hatcheries.

**Supplemental table** List of rivers where visual surveys were conducted to detect chum salmon spawning redds in Akita, Yamagata, Niigata (including Sado Island), and Toyama Prefectures.

Prefecture	River system	Stream	River category	Date	East longitude of observation start point	North latitude of observation start point	River length observed (m)	Area of river bed observed (m <sup>2</sup> )	Number of redds observed	Density of redds (No. redds/1000 m <sup>2</sup> )
Akita	Mase	Mase	1	2016/10/25	140.0110	40.3760	250	4,827	12	2.5
	Tomari	Tomari	2	2016/10/25	140.0262	40.3521	88	801	11	13.7
	Mizusawa	Mizusawa	2	2016/10/25	140.0274	40.3046	477	4,495	12	2.7
	Hanawa	Hanawa	2	2016/10/25	140.0337	40.2889	88	1,188	2	1.7
	Takou	Takou	2	2016/10/25	140.0320	40.2583	317	1,840	3	1.6
	Yoneshiro	Tokawa	1	2015/10/10	140.1481	40.2282	1,218	16,900	6	0.4
	Nomura	Nomura	1	2015/11/13	139.7657	39.9749	100	978	1	1.0
	Taki	Taki	2	2016/10/24	139.8228	39.9614	128	2,299	0	-
					139.8276	39.9533	1,014	3,759	0	-
	Ohmashi	Ohmashi	1	2016/10/24	139.8010	39.9565	157	780	2	2.6
	Babame	Babame	2	2016/10/24	140.1184	39.9404	905	30,070	0	-
					140.1519	39.9236	1,270	23,530	0	-
	Shimohama-ayu	Shimohama-ayu	2	2016/10/25	140.0721	39.6050	37	203	0	-
					140.0738	39.6045	663	4,725	0	-
					140.0794	39.6028	149	796	0	-
	Kimigano	Kimigano	1	2015/11/11	140.0540	39.5536	1,292	16,820	13	0.8
	Koromo	Koromo	1	2015/11/11	140.0445	39.4985	771	16,050	20	1.2
	Omono	Omono	1	2015/11/12	140.4609	39.3866	100	3,242	1	0.3
	Nishime	Nishime	1	2015/11/10	140.0190	39.3618	1,069	11,560	13	1.1
	Koyoshi	Ishizawa	1	2015/10/8	140.1645	39.3377	263	868	3	3.5
	Ohsawa	Ohsawa	2	2016/10/25	139.9562	39.2913	113	1,547	2	1.3
	Shirayuki	Shirayuki	2	2016/10/26	139.9330	39.2882	172	8,832	2	0.2
Akaishi	Akaishi	3	2016/10/26	139.9155	39.2475	110	1,548	1	0.6	
Kisakata	Kisakata	3	2016/10/26	139.8986	39.2127	150	2,008	0	-	
Naso	Naso	1	2016/10/26	139.9049	39.1862	201	2,804	5	1.8	
Kawabukuro	Kawabukuro	1	2016/10/26	139.8958	39.1557	154	1,233	2	1.6	

Category 1; Enhanced river; Category 2; Non-enhanced river with no history of hatchery stocking; Category 3; Non-enhanced river with history of hatchery stocking

**Supplemental table** List of rivers where visual surveys were conducted to detect chum salmon spawning redds in Akita, Yamagata, Niigata (including Sado Island), and Toyama Prefectures.

Prefecture	River system	Stream	River category	Date	East longitude of observation start point	North latitude of observation start point	River length observed (m)	Area of river bed observed (m <sup>2</sup> )	Number of redds observed	Density of redds (No. redds/1000 m <sup>2</sup> )	
Yamagata	Gakko	Gakko	1	2016/10/26	139.8899	39.0277	266	6,845	2	0.3	
	Nikko	Nikko	1	2016/10/27	139.8889	39.0251	268	4,844	3	0.6	
		Niida	2	2016/10/27	139.8646	38.9792	124	9,722	8	0.8	
		Niida	2	2016/10/27	139.8793	38.9243	220	5,383	0	-	
	Mogami	Niida	Niida	2	2016/10/27	139.9018	38.9209	260	3,953	0	-
						139.8858	38.9199	799	8,712	0	-
		Tachiyazawa	Tachiyazawa	1	2015/11/12	139.9147	38.9135	1,043	14,450	0	-
						140.0276	38.7849	605	14,690	7	0.5
						140.1210	38.7268	270	4,788	3	0.6
						140.2679	38.6709	180	4,909	25	5.1
						139.8589	38.7138	215	1,391	6	4.3
	Akagawa	Unkown name	1	2016/11/8	139.6669	38.7063	67	598	3	5.0	
	Sanze	Sanze	2	2016/11/7	139.6183	38.6724	151	2,944	12	4.1	
	Ira	Ira	1	2016/11/7	139.5862	38.6207	156	2,778	10	3.6	
Aisumi	Aisumi	2	2016/11/7	139.5761	38.6059	115	1,313	14	10.7		
Shonaioguni	Shonaioguni	1	2016/11/7	139.5495	38.5586	194	2,354	4	1.7		
Nezugaseki	Nezugaseki	2	2016/11/7	139.5495	38.5586	194	2,354	4	1.7		

Category 1; Enhanced river, Category 2; Non-enhanced river with no history of hatchery stocking. Category 3; Non-enhanced river with history of hatchery stocking

**Supplemental table** List of rivers where visual surveys were conducted to detect chum salmon spawning redds in Akita, Yamagata, Niigata (including Sado Island), and Toyama Prefectures.

Prefecture	River system	Stream	River category	Date	East longitude of observation start point	North latitude of observation start point	River length observed (m)	Area of river bed observed (m <sup>2</sup> )	Number of redds observed	Density of redds (No. redds/1000 m <sup>2</sup> )
Niigata	Sampokuokawa	Sampokuokawa	1	2015/11/11	139.5389	38.5185	279	3,776	4	1.1
	Gattsuki	Gattsuki	1	2015/11/11	139.5152	38.4897	140	6,119	2	0.3
	Budo	Budo	2	2015/11/11	139.4965	38.4523	932	9,885	1	0.1
	Miomote	Tane	1	2016/11/18	139.4739	38.2291	132	1,491	12	8.0
	Ishikawa	Ishikawa	2	2015/10/21	139.4666	38.1908	875	5,046	2	0.4
	Arakawa	Arakawa	1	2015/12/14	139.4836	38.1126	300	17,410	39	2.2
	Tainai	Tainai	1	2015/10/26	139.4457	38.0691	980	7,223	3	0.4
	Ochibori	Funato	2	2015/11/25	139.3746	38.0346	850	9,869	11	1.1
	Kaji	Kaji	1	2016/11/18	139.3368	37.9791	80	2,937	1	0.3
	Shinkawa	Nishiyama	2	2016/11/5	138.8967	37.8060	2,892	81,120	0	-
				2016/11/21	138.8855	37.7957	1,592	33,840	0	-
	Agano	Agano	1	2016/10/30	139.2793	37.7376	280	29,020	4	0.1
	Shinshimazaki	Shinshimazaki	2	2015/11/25	138.7739	37.6513	100	2,177	1	0.5
	Goumoto	Goumoto	2	2015/11/25	138.7488	37.6053	94	1,023	1	1.0
	Shimano	Igarashi	1	2015/12/1	138.9971	37.6010	94	2,495	3	1.2
		Shimano	1	2016/11/1	138.7177	37.0972	320	13,220	2	0.2
	Sabaishi	Sabaishi	2	2015/11/25	138.6017	37.3822	146	1,795	2	1.1
	Tanne	Tanne	1	2015/12/1	138.4878	37.3467	30	313	11	35.2
	Ukawa	Ukawa	2	2015/12/1	138.5700	37.3098	25	480	2	4.2
	Kakizaki	Kakizaki	2	2016/11/1	138.4066	37.2499	415	4,857	3	0.6
Kuwatori	Kuwatori	1	2015/11/9	138.1458	37.1627	121	4,567	6	1.3	
Nadachi	Nadachi	1	2015/11/9	138.0860	37.1607	62	878	10	11.4	
Seki	Gimyo	2	2016/11/21	138.2484	37.1277	363	2,793	9	3.2	
	Seki	1	2015/11/9	138.2615	37.1238	170	406	2	4.9	
Nou	Nou	1	2015/11/9	137.9809	37.1003	84	1,697	9	5.3	
Konoura	Konoura	2	2015/11/9	137.9674	37.0905	104	1,436	4	2.8	
Hayakawa	Hayakawa	1	2015/11/9	137.9132	37.0594	227	4,794	3	0.6	
Umi	Umi	1	2015/11/9	137.8864	37.0468	125	3,232	16	5.0	
Hime	Hime	1	2016/11/21	137.8358	37.0326	671	14,070	9	0.6	
Taumi	Taumi	1	2015/11/9	137.8106	37.0287	112	1,304	13	10.0	
Oumi	Oumi	2	2015/11/9	137.7908	37.0217	849	11,870	4	0.3	

Category 1; Enhanced river, Category 2; Non-enhanced river with no history of hatchery stocking, Category 3; Non-enhanced river with history of hatchery stocking

**Supplemental table** List of rivers where visual surveys were conducted to detect chum salmon spawning redds in Akita, Yamagata, Niigata (including Sado Island), and Toyama Prefectures.

Prefecture	River system	Stream	River category	Date	East longitude of observation start point	North latitude of observation start point	River length observed (m)	Area of river bed observed (m <sup>2</sup> )	Number of redds observed	Density of redds (No. redds/1000 m <sup>2</sup> )
Sado Island	Nyuu	Nyuu	2	2015/11/18	138.3250	38.1906	356	2,011	1	0.5
	Waki	Waki	1	2015/11/17	138.4703	38.1710	127	1,774	5	2.8
	Ishige	Ishige	2	2015/11/18	138.3035	38.1581	860	6,265	0	-
	Tsubaki	Tsubaki	1	2015/11/17	138.4397	38.1251	165	1,061	3	2.8
	Tochi	Tochi	2	2015/11/18	138.2715	38.1131	276	1,634	0	-
	Umezu	Umezu	2	2015/11/17	138.4368	38.1029	490	4,890	3	0.6
	Kabami	Kabami	3	2015/11/17	138.4199	38.0812	351	1,297	0	-
	Kuchi	Kuchi	1	2015/11/18	138.4705	38.0644	568	4,961	1	0.2
	Noura	Noura	1	2015/11/18	138.5509	38.0210	173	706	0	-
	Kokubu	Ogura	1	2015/11/17	138.3603	37.9987	357	4,030	0	-
	Ishida	Ishida	1	2015/11/18	138.3246	37.9979	906	9,918	0	-
	Nishinikawa	Nishinikawa	2	2015/11/18	138.2894	37.8973	794	6,717	1	0.1

Category 1; Enhanced river, Category 2; Non-enhanced river with no history of hatchery stocking, Category 3; Non-enhanced river with history of hatchery stocking

**Supplemental table** List of rivers where visual surveys were conducted to detect chum salmon spawning redds in Akita, Yamagata, Niigata (including Sado Island), and Toyama Prefectures.

Prefecture	River system	Stream	River category	Date	East longitude of observation start point	North latitude of observation start point	River length observed (m)	Area of river bed observed (m <sup>2</sup> )	Number of redds observed	Density of redds (No. redds/1000 m <sup>2</sup> )
Toyama	Sakai	Sakai	3	2015/10/28	137.6480	36.9704	423	7,661	4	0.5
	Sasa	Sasa	3	2015/10/28	137.5749	36.9637	130	1,781	32	18.0
	Ogawa	Ogawa	1	2015/10/28	137.5433	36.9601	783	11,210	20	1.8
	Irikawa	Irikawa	2	2015/10/28	137.5325	36.9550	46	516	2	3.9
	Yoshida	Yoshida	2	2015/10/29	137.4191	36.9066	1,400	17,590	4	0.2
	Kurobe	Kurobe	1	2015/10/28	137.4635	36.9006	320	6,247	2	0.3
	Ao	Ao	2	2015/11/5	136.9909	36.8869	477	4,469	0	-
	Yokawa	Yokawa	2	2015/11/5	136.9680	36.8814	170	3,108	4	1.3
	Takahashi	Takahashi	2	2015/10/29	137.4287	36.8786	210	2,248	5	2.2
	Kurose	Kurose	2	2015/10/29	137.4343	36.8608	320	8,406	9	1.1
	Katagai	Fuse	1	2015/10/29	137.4155	36.8586	165	2,663	20	7.5
	Busshouji	Busshouji	2	2015/11/5	136.9595	36.8173	265	2,854	2	0.7
	Kado	Kado	2	2015/10/29	137.4085	36.8075	523	5,428	5	0.9
	Hayatsuki	Hayatsuki	1	2015/10/29	137.3841	36.7995	154	3,463	8	2.3
	Oyabe	Sohu	1	2015/11/6	136.9840	36.7503	163	2,441	14	5.7
	Sho	Jikuji	1	2015/11/6	137.0464	36.7481	233	1,770	28	15.8
		Sho		2015/11/13	137.0257	36.7127	172	5,607	8	1.4
	Kamichi	Kamichi	2	2015/10/29	137.3328	36.7459	278	4,161	11	2.6
	Jhoganji	Jhoganji	1	2015/11/4	137.2787	36.7248	331	4,621	26	5.6
	Shirawa	Shirawa	2	2015/11/4	137.3061	36.7205	256	6,924	2	0.3
	Gejo	Gejo	2	2015/11/5	137.0825	36.7139	785	10,369	0	-
	Shinbori	Shinbori	2	2015/11/5	137.1239	36.7121	1,340	12,960	0	-
	Jintsu	Ida	1	2015/11/4	137.1527	36.6506	233	7,291	1	0.1

Category 1; Enhanced river, Category 2; Non-enhanced river with no history of hatchery stocking, Category 3; Non-enhanced river with history of hatchery stocking



### 第3章 サケの卵および仔魚の生残に関する河川環境の影響

近年、大規模な流域開発事業などによって生じた粒径 2 mm 以下の細かな土砂が河川に流入して堆積する問題（以下、細粒土砂汚染）が東アジアを中心に深刻化している（山田 2007）。細粒土砂汚染は砂礫の隙間を埋めて河床内部の生息環境を悪化させるなど、河川生物に様々な影響を与える（Wood and Armitage 1997）。細粒土砂汚染の代表的な要因として、農地からの土砂流入が挙げられる（Wood and Armitage 1997）。本州日本海域の流域は水田として広く利用され、水田の排水に含まれる土砂が流出先の河川へ堆積する状況が散見される（吉川・伊藤 2015）。サケの卵は河床の隙間を流れる水から呼吸して数ヶ月間過ごすため（Salo 1991）、野生サケ個体群の生残は河床内部の通水性に大きな影響を受けると考えられる。よって、野生サケを保全する上で、河床の砂礫組成が卵の生残に与える影響を把握し、河川環境の保全・改善活動に努めることは極めて重要である。

また、サケ科魚類の野生魚を保全する一環として、河川に適切なサイズの礫を敷き詰めて人工産卵場を造成する活動が進められるようになった（中村 2008; 渡辺 2016）。ただし、サケの人工産卵場として適切な環境条件は十分検討されていない。

本研究では、環境要素を観測した河床内においてサケの卵が稚魚に至るまでの生残を調べ、野生魚を保全するための河川環境および人工産卵場を造成する適地を検討した。

## 材料と方法

### 調査河川と Whitlock-Vibert box の埋設

新潟県荒川水系にて調査を行った。同水系では、毎年春には約 140 万尾のサケ稚魚が放流され、秋には約 1.1 万尾のサケ親魚が遡上する（2008–2012 年の平均値）（国立研究開発法人水産総合研究センター 2015）。同水系支流の赤坂川に流程長 300 m の調査区間を設けた（Fig. 6）。調査区間の川幅は 3–5 m であり、主な河床底質は砂や粒径 2–5 cm の小石だった。なお、調査区間において例年サケの自然産卵が行われている（飯田 未発表）。2013–2014 年 11 月、荒川ふ化場で飼育する発眼卵（受精日：2013/10/29 および 2014/10/27）を 250 粒ずつ収容した Whitlock-Vibert box（Wesche et al. 1989）（以下 WVB, Fig. 7）を 2013 年には 20 個、2014 年には 23 個用意し、後述する環境要素を観測した河床へ埋設した。調査に用いた発眼卵の発眼率（受精卵が発眼期に達するまでの割合）および調査時の積算水温はそれぞれ 2013 年では 93% と 348°C、2014 年では 93% と 350°C だった。調査区間内で WVB の埋設場所を無作為に選択し、サケの産卵生態（Salo 1991）に合わせて深さ 20–30 cm に WVB を埋設した。埋設した位置を携帯型 GPS（GPSMAP62SCJ; Garmin, Kansas City, USA）に登録した。両年ともに、10 個の WVB に水温自動記録計（Onset, Tidbit v2, Bourne, MA, USA）を収容して河床内の水温を 1 時間ごとに記録し、その平均水温（以

下, MWT) と生残の関係を検討した。また, 同じ水温自動記録計を調査区間の中央部に設置して表層水温を1時間ごとに記録した。

#### Whitlock-Vibert box の回収と生残率の算出

サケの発生は積算水温で予測することが可能であり, 積算水温がおよそ 900°Cに達すると仔魚は卵黄嚢をほぼ吸収し終えて稚魚になる (Salo 1991)。積算水温が 900°Cに達し, 卵が稚魚まで成長したと推測された日 (2014/3/10 および 2015/3/9) に全ての WVB を回収した。ただし, 2013 年級群に関しては1つの WVB が流失されたため, 合計 19 個を回収した。回収後, 直ちに WVB 内で斃死した卵と仔魚を計数した。成長した稚魚は WVB 外へ移動もしくは WVB 内に留まっているものと仮定し, 発眼卵が稚魚に成長するまでの生残率を以下の計算式で求めた。

$$\text{Survival rate (\%)} = \frac{(250 - \text{Number of dead individuals})}{250} \times 100$$

#### Whitlock-Vibert box を埋設した河床環境の評価

流速・水深・砂礫組成

埋設地点では水深（以下，WD）を計測した。また，WDの60%の深さで流速（以下，FV）を2回測定し（Model VR-301; Kenek Corp., Tokyo, Japan），その平均値を流速の代表値とした。

WVBを埋設する前に Fig. 8 で示した器具を用いて埋設地点の河床砂礫を採集した。直径14.5 cmのチューブを深さ14.5 cmまで挿し，チューブ内の砂礫を受け皿もしくは器具に装着したプランクトンネットに納めた（Fig. 8）。それらをコンテナに密閉して実験室まで運び，約2ヶ月間自然乾燥させた。乾燥後，砂礫サンプルを10段階の篩（目合い：0.125, 0.25, 0.5, 1, 2, 4, 8, 16, 32 および 64 mm）と自動振動器（AS200 Analytical sieve shakers; Retsch, Tokyo, Japan）を使って粒経ごとに分け，それぞれを0.01 g単位で計量した。

サケ科魚類の卵および仔魚の発育は，河床に含まれる粒径2 mm以下の土砂の量および通水性に影響を受ける（Yamada and Nakamura 2009）。そこで，埋設地点の底質の指標として砂礫サンプルに占める粒径2 mm以下の土砂の割合（以下，Fines < 2 mm）および Fredle index（以下，FI）を求めた。FIは砂礫間に生じる隙間（通水性）を表す指標であり，以下の式から求められる（Lotspeich and F.H.Everest 1981）。

$$FI = \frac{d_g}{s_o}$$

$d_g$ は粒径の幾何平均であり， $d_g = \prod_{i=1}^n d_i^{p_i}$  で求める。ここで， $p_i$ は*i*番目の粒径階級の重量割合であり， $d_i$ は*i*番目の階級値を示す。 $s_o$ は粒径のばらつきを示す指標であり，

$s_o = (s_{75}/s_{25})^{1/2}$  で求める。ここで、 $s_{75}$  と  $s_{25}$  はそれぞれ累積した重量割合が 75%, 25%となる粒径である。なお、砂礫の通水性は FI が大きいほど高くなる (Lotspeich and F.H.Everest 1981)。

河床の砂礫組成は経時的に変化する (Adams and Beschta 1980)。次式で求める Froude number (以下、 $F_r$ ) が 1 以下の時、河床内へ経時的に侵入する土砂の量と  $F_r$  が負の相関関係にあることが実験的に確かめられている (Beschta and Jackson 1979)。

$$F_r = v^2 / (gd)$$

ここで、 $v$  は平均流速 (m/s)、 $g$  は重力加速度 ( $9.8 \text{ m/s}^2$ )、 $d$  は水深 (m) である。本研究では、WVB の埋設から回収までの砂礫組成の変化を観測しておらず、 $F_r$  を経時的に侵入した土砂の量の指標と定めた。

#### 動水勾配

次式で求める動水勾配 (Vertical hydraulic gradient, VHG) は、表層と河床内の水交換に関する指標であり、河床から表層に向かって水が湧き上がる場所では正の値を示す一方、表層から河床へ水が浸透する場所では負の値を示す (Fig. 9) (Baxter et al. 2003)。

$$\text{VHG} = \Delta h / \Delta l$$

ここで、 $\Delta h$  は河床に挿したピエゾメーター内と河川の水位差を、 $\Delta h$  はピエゾメーターの端から河床表面までの距離を示す。VHG の測定は全て Baxter et al. (2003) の方法に従った。

## データ解析

観測した 6 つの環境要素 (MWT, Fines < 2 mm, FI, VHG, WD, FV) と生残率の関係を検討するため、目的変数に生残率、説明変数に各環境要素、調査年 (2013 年, 2014 年) および環境要素と調査年の交互作用を考慮した線型モデル (Grafen and Hails 2002) を構築した。モデル構築にあたって、Fines < 2 mm, FI および VHG をそれぞれ  $\log(x)$ ,  $\log(x)$  および  $\log(x+1)$  に、WD を平方根に変換した。また、生残率を逆正弦変換して分散の均一化 (Grafen and Hails 2002) を図った。調査年をカテゴリカル型、その他の変数を連続型として扱った。全ての解析を SPSS (Windows ver. 23, IBM Corporation, Tokyo, Japan) を用いて行い、有意水準を 0.05 と定めた。

## 結果

### 赤坂川および Whitlock-Vibert box 内の水温

調査期間中、赤坂川の水温は2013年級群に関しては10.0–2.1°C、2014年級群に関しては12.0–3.0°Cで推移した (Fig. 10)。WVB内の水温は赤坂川の水温と概ね一致して推移し (Fig. 10)、両者の水温差の平均値は2013年級群では0.11°C (SD ±0.12, 範囲0–1.38°C)、2014年級群では0.13°C (SD ±0.16, 範囲0–1.52°C) だった。このことから、大半のWVBは表層水が浸透する場所に埋設されたと考えられた。また、WVB内の水温はサケの卵・仔魚の発育に適した水温の範囲内 (2–12°C) (Salo 1991) にあり、MWT (範囲5.5–5.7°C) のWVB間での差も僅かであった。

#### 環境条件が卵の生残に及ぼす影響

生残率の平均値は、2013年級では92.7% (SD ±10.58, 範囲57.2–100%)、2014年級では71.5% (SD ±31.30, 範囲6.4–100%) だった (Table 3)。生残率の低いWVBでは、細かな砂が斃死した卵や仔魚の周りに多く堆積している状況が観察された。埋設地点における環境要素 (Fines < 2 mm, FI, VHG, WD, FV) の範囲を Table 3 に纏めた。WDおよびFVはサケの自然産卵が行われる環境の範囲内 (WD : 110 cm 以下, FV : 167.6 cm/s 以下) (Salo 1991) にあった。埋設地点のFrは全て1.0以下 (範囲0.001–0.903) だった。

生残率はFI ( $F_{1,38} = 8.52, P = 0.01$ ) およびFV ( $F_{1,38} = 4.48, P = 0.04$ ) が増加するほど、また、Fines < 2 mm ( $F_{1,38} = 5.65, P = 0.02$ ) が低下するほど有意に高まった (Fig. 11, Table 4)。WDと調査年の交互作用は有意であり ( $F_{1,38} = 9.31, P < 0.001$ )、生残率はWDの増加

とともに調査年によって異なる傾きで低下した。MWT ( $F_{1,16} = 0.26, P = 0.62$ ) および VHG ( $F_{1,38} = 3.74, P = 0.06$ ) に有意な影響は認められなかった。FI ( $F_{1,38} = 5.56, P = 0.02$ ) と VHG ( $F_{1,38} = 6.54, P = 0.01$ ) に関しては、調査年による有意な影響が認められた (Fig. 11, Table 4)。

## 考察

### 砂礫組成と生残率の関係

サケの発眼卵が稚魚に発育するまでの生残率は FI が高まるほど、また、Fines < 2 mm が低下するほど有意に高まった (Fig. 11)。このことは、飼育水槽に用いた砂礫の FI を 1.4 から 14.7 までの 5 段階に設定し、卵の生残率が段階的に高まったことを実験的に確かめた先行研究 (鈴木 2008) と一致した。FI および Fines < 2 mm が生残に与えるメカニズムとして、以下 3 つが考えられる。まず、Fines < 2 mm が高いと河床の隙間が埋められて新鮮な水が供給されづらくなり、卵・仔魚が低酸素状態に陥ることが挙げられる (Greig et al. 2005)。低酸素な環境は卵・仔魚にとって致命的である (Alderdice et al. 1958)。次に、河床の通水性と FI は有意な正の相関 (Chapman 1988) にあり、FI が低い環境では間隙水の速度が遅くなって卵から生じるアンモニア等の代謝物が拡散されづらく (Burkhalter and Kaya 1977)、それが生残率を低下させた一因と考えられた。さらに、細かな粒子が卵膜の有孔



を物理的に塞ぎ、卵膜を介した溶存酸素の移動が困難 (Greig et al. 2005) になった可能性もある。以上から、野生魚の再生産成功率を高める上では、細かな土砂が少なく通水性の高い環境を保全することが極めて重要であると考えられた。その具体的な河川環境の保全策に関しては第7章で考察する。

なお、本研究では砂礫組成と稚魚の体サイズの関係を検討していないが、サケ科魚類の浮上稚魚の体サイズは、細かな土砂の多い環境に比べて、少ない環境で成長した個体の方が大型化すると指摘されている (Tappel and Bjornn 1983; Scrivener and Brownlee 1989)。一般的に、サケ科魚類稚魚の生残は体サイズに依存し、大型魚類などの捕食者は小型個体から優先的に捕食する (Parker 1971)。また、河床の隙間が少ない環境では、稚魚は浮上できずに河床内で減耗してしまう (Scrivener and Brownlee 1989)。よって、細かな土砂の少ない環境を維持することは、浮上の成功率や浮上後の生残率を高める上でも重要と言える。

### 人工産卵場の造成適地の検討

河床内の水温および動水勾配と生残率の関係

一般的に、サケは川底から表層に向かって水が湧き上がり (すなわち、VHG>0)、水温の変動が少ない環境に産卵すると認識されてきた (Salo 1991)。しかし、本研究ではVHGと生残率に有意な関係は認められず (Fig. 11)、また、生息水温が大きく変動 (Fig. 10) したものの生残率は比較的高い値を示した (Table 3)。これにより、水温変動の大きな表層水

が河床内へ浸透する環境（すなわち、 $VHG < 0$ ）自体がサケの卵・仔魚の生残に影響を及ぼす訳ではないと考えられた。近年、サケの産卵場所は産卵時期によって異なることが明らかとなり（Urabe et al. Unpublished Data, 2014; Suzuki et al. 2005）、北海道の豊平川では9月から10月に産卵する個体は表層水が河床へ浸透する場所に産卵する一方、11月から1月に産卵する個体は水温が一定な水が湧き出る場所へ産卵することが確かめられている（Suzuki et al. 2005）。これらの知見と本結果を踏まえると、人工産卵床の造成場として湧水地点を必ずしも選択する必要はなく、水温変動の大きな表層水が河床へ浸透する場所を選択しても問題ないと考えられた。

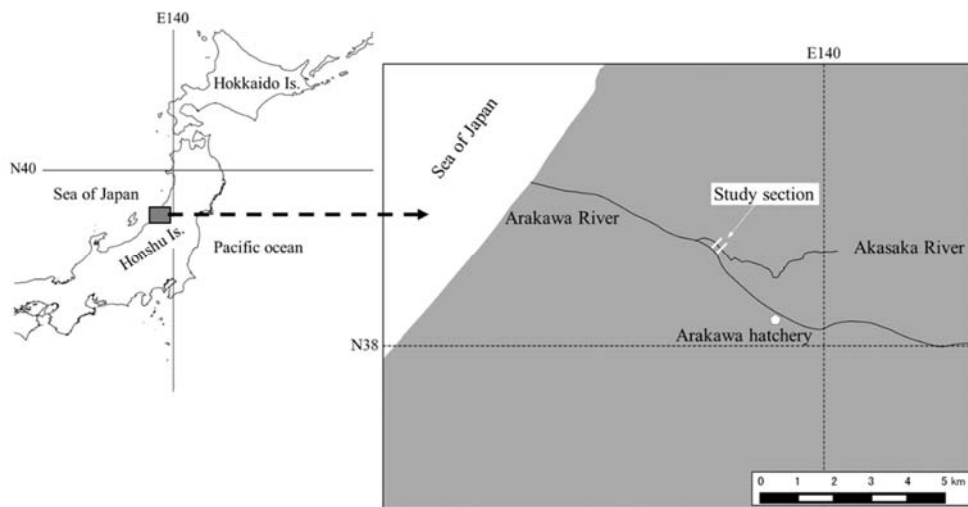
#### 流速および水深と生残率の関係

生残率はFVが速まるほど、また、WDが浅いほど有意に高まった（Fig. 11）。 $Fr < 1.0$ の時（全ての埋設地点が該当）、表層水に含まれる土砂が河床内へ進入する量は、FVが低下するほど、また、WDが高まるほど多くなる（Beschta and Jackson 1979）。侵入する土砂によって隙間は徐々に埋められ、河床の通水性は低下する（Chapman 1988）。FVが速くてWDが浅い環境は土砂の侵入が抑制されて通水性が低下しづらいため、生残率が高かったと考えられた。以上から、人工産卵床を造成する際は浅くて流速が早い場所を選択することが推奨される。ただし、本研究ではFVとWDをWVBの埋設時点では観測しておら

ず、両者の経時的な変化を考慮していない。FV、WDの季節的な変化が生残に及ぼす影響を検討することは今後の課題としたい。

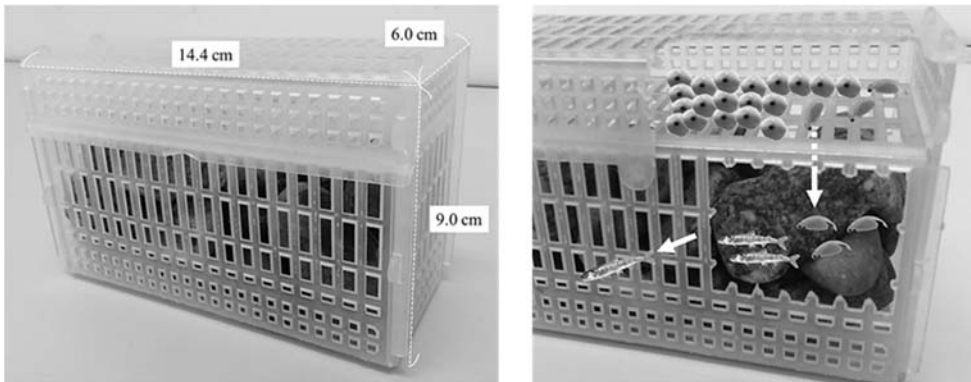
### 年級間の生残率の差

発眼率（93%）が等しく卵質に大きな違いが認められなかったにも関わらず、生残率は2014年級群に比べて2013年級群の方が高い傾向にあった（Table 3）。調査区間におけるサケの自然産卵期間は2013年と2014年で異なり（2013年: 10月下旬から11月上旬, 2014年: 10月上旬から12月下旬, 飯田 未発表）、2014年ではWVBを埋設（11月25-26日）した後も産卵が行われていた。埋設した発眼卵はWVBで保護されており（Fig. 7）、WVBが掘り返された形跡も認められないが、産卵行動に伴う何らかの物理的な衝撃が2014年級の生残率を低下させたのかもしれない。また、WDと調査年の交互作用は有意だった（Table 4）。サケ科魚類の卵・仔魚の生残は、本研究では観測していない塩分、pH、増水による河床の浸食などの環境要因からも影響を受ける（Scrivener 1988; Montgomery et al. 1996; Barlaup and Moen 2001）。これら要因のいずれかが2013年と2014年とで異なり、それがWDと相乗的な影響を与えた可能性が考えられた。

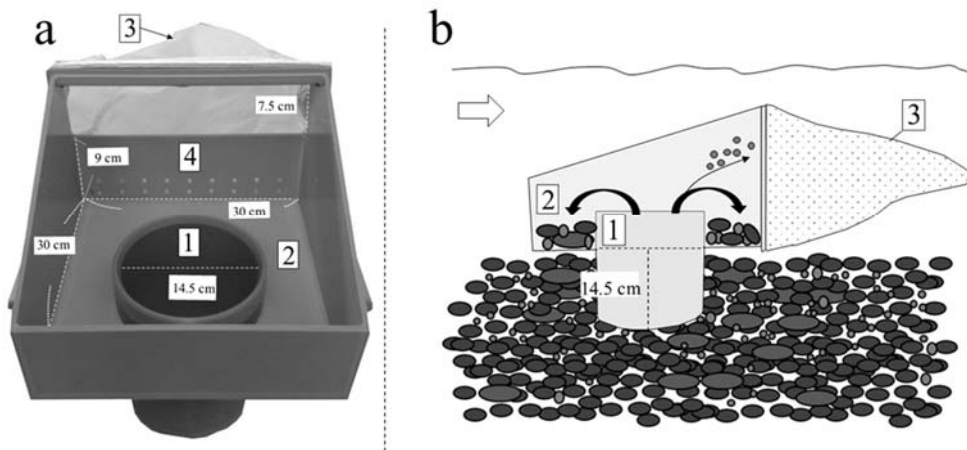


**Fig. 6** Map showing the location of the experiment in the Akasaka River, Niigata prefecture, Japan,

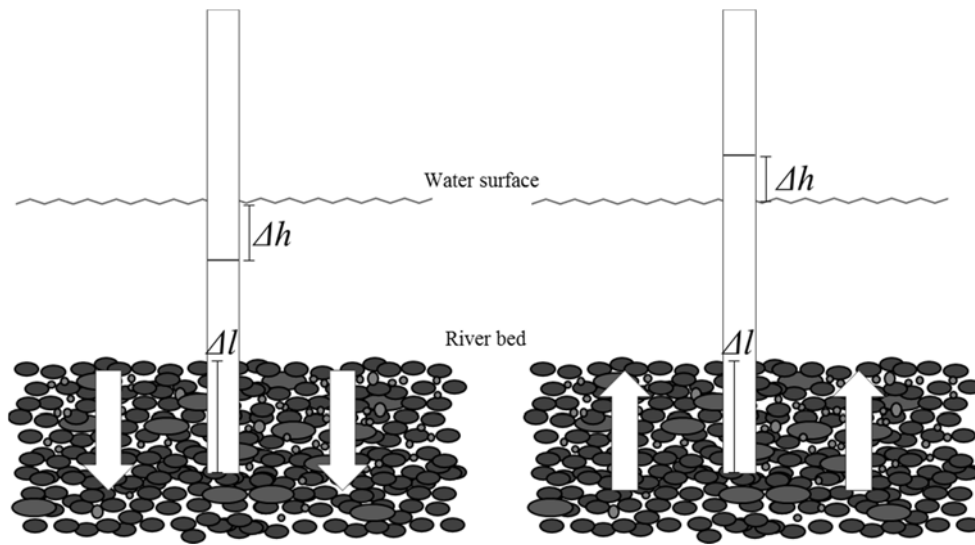
landmarks referenced in the text



**Fig. 7** Whitlock–Vibert box used to incubate fish eggs in stream gravels (Left panel). The box is constructed of polypropylene and measures  $14.4 \times 6.0 \times 9.0$  cm. The sides, top, and bottom of the boxes are perforated with square to rectangular slots (0.7–1.3 cm long and a maximum of 0.3 cm wide) to allow water circulation. Eyed eggs are held in the upper compartment. The openings are too small for the eggs to fall through but are large enough for the newly hatched alevin and fry to escape from (Right panel)

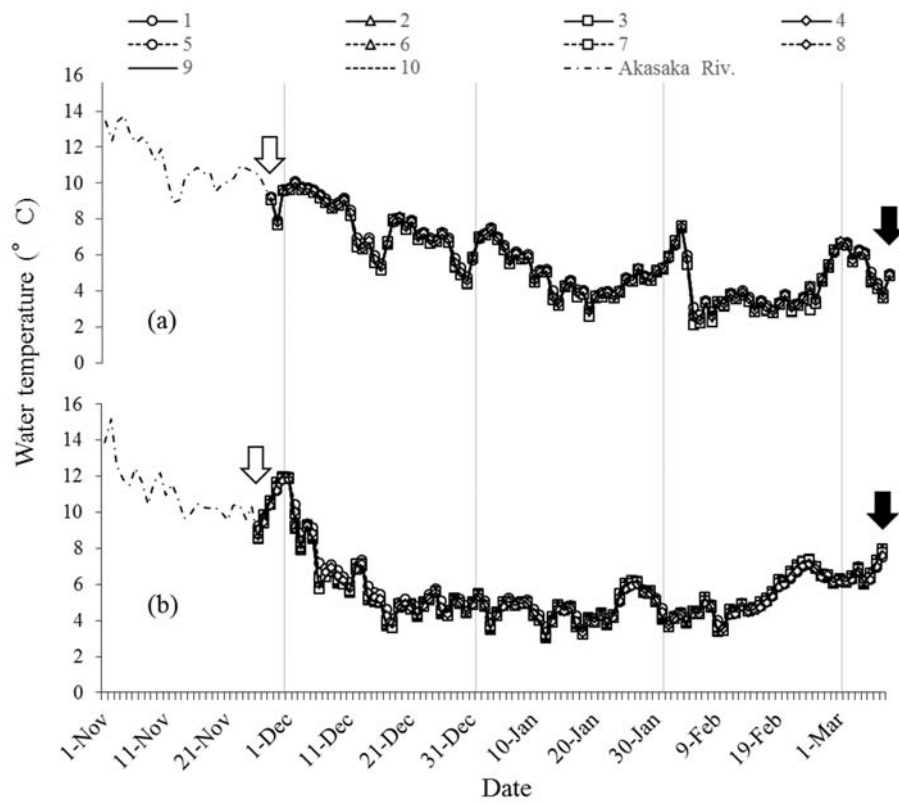


**Fig. 8** a) Device for collecting benthic material. 1: Tube, 2: Receptacle, 3: Removable plankton net, 4: Perforates. b) Diagram of the sampling bed material. White and black arrows indicate current and movement of the bed material, respectively



**Fig. 9** Schematic depiction of measuring vertical hydraulic gradient (VHG) using a piezometer.

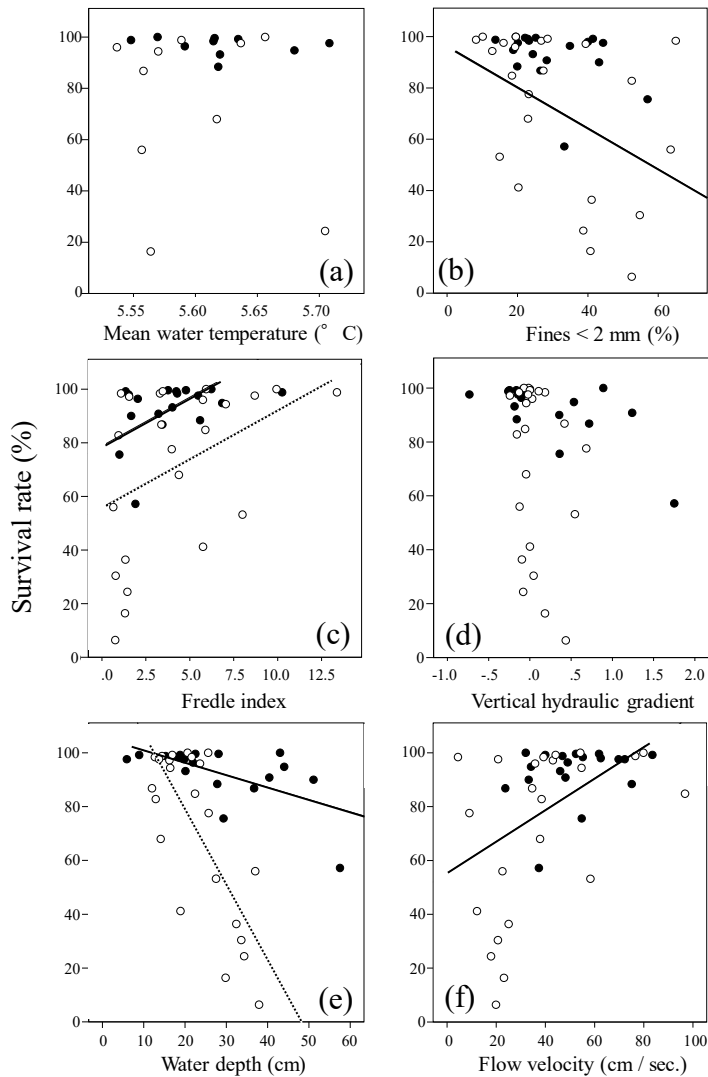
VHG ( $\Delta h/\Delta l$ ) is a unitless measure that is positive under upwelling conditions (white arrows up, right panel) and negative under downwelling conditions (white arrows down, left panel). Baxter et al. (2003) describe the measurement method in detail



**Fig. 10** Surface water and intragravel water temperature at the eyed egg planting locations in the Akasaka River, Niigata prefecture, Japan. (a) late 2013–early 2014, (b) late 2014– early 2015. White and black arrows indicate the date Whitlock–Vivert boxes were installed and removed, respectively.

Note: there is overlap in some distribution lines on the same diagram





**Fig. 11** Relationships between the survival of chum salmon eyed egg plants and mean water temperature (a), Fines < 2 mm (b), Fredle index (c), vertical hydraulic gradient (d), water depth (e), and flow velocity (f) in the 2013 brood-year (N = 19, filled circles) and 2014 brood-year (N = 23, open circles). Lines indicate statistically significant correlations. In panels (c) and (e), the solid and dotted lines indicate statistically significant correlations for the 2013 and 2014 brood-years, respectively. The effect of year was not significant for Fines < 2 mm (b) and flow velocity (f); thus, only one line is shown for each

**Table 3** Summary of the survival rate of chum salmon eyed eggs and environmental conditions at planting locations in the 2013 and 2014 brood-years

Brood-year	Index	Mean	SD	Min.	Max.
2013 (N=19)	Survival (%)	92.7	10.58	57.2	100
	Fines < 2 mm (%)	29.4	11.3	13.7	57.0
	FI	3.9	2.4	1.0	10.3
	VHG	0.2	0.6	-0.7	1.8
	WD (cm)	27.9	14.1	5.9	57.5
	FV (cm/s)	51.5	16.3	23.7	83.5
2014 (N=23)	Survival (%)	71.5	31.3	6.4	100
	Fines < 2 mm (%)	31.2	17.2	8.2	65.0
	FI	4.3	3.4	0.6	13.4
	VHG	0.1	0.2	-0.2	0.7
	WD (cm)	22.6	8.4	12.0	37.9
	FV (cm/s)	37.8	23.7	4.5	96.8

Fines < 2 mm, FI, VHG, WD, and FV represent the percent cumulative weight of fine sediments, Fredle index, vertical hydraulic gradient, water depth, and flow velocity, respectively (see Materials and Methods)

**Table 4** ANOVA tables for the GLM analysis of the factors affecting survival rate

egg and larvae of chum salmon

Variable	<i>df</i>	MS	<i>F</i>	<i>p</i>
MWT	1	0.04	0.26	0.62
Year	1	0.00	0.00	0.97
AWT × Year	1	0.00	0.00	0.98
Error	16	0.15		
Fines < 2mm	1	0.77	5.65	0.02
Year	1	0.03	0.18	0.67
Fines < 2mm × Year	1	0.04	0.32	0.57
Error	38	0.14		
FI	1	1.03	8.52	0.01
Year	1	0.67	5.56	0.02
FI × Year	1	0.12	0.96	0.33
Error	38	0.12		
VHG	1	0.57	3.74	0.06
Year	1	1.00	6.54	0.01
VHG × Year	1	0.12	0.79	0.38
Error	38	0.15		
WD	1	2.53	26.16	< 0.001
Year	1	0.42	4.36	0.04
WD × Year	1	0.90	9.31	< 0.001
Error	38	0.10		
FV	1	0.61	4.48	0.04
Year	1	0.33	2.40	0.13
FV × Year	1	0.12	0.88	0.35
Error	38	0.14		

“×” represents an interaction term.

## 第4章 河川構造物がサケの再生産に与える影響

日本の河川には、ダムや砂防堰堤など河川を横断する構造物（以下、河川構造物）が多く建設されている（森川 2000; Yoshimura et al. 2005）。河川構造物による河川の分断化は、遺伝的多様性の減少（Yamamoto et al. 2004）、個体群サイズの縮小・絶滅（Morita and Yamamoto 2002）など、様々な生物学的階層で河川生物に負の影響を与える。サケ科魚類に関しては、河川の分断化によって産卵親魚の移動が制限される問題が顕在化している（真山 1993；田子 2007）。例えば、滋賀県琵琶湖に生息するビワマス *Oncorhynchus masou subsp.*については、産卵のため琵琶湖から流入河川へ遡上した親魚が河川構造物の下流域に集中することが観察されている（尾田ら 2008; 尾田 2010）。産卵親魚が過密になると、既に産卵床が作られた場所に重複して産卵（以下、重複産卵）する頻度が高まる（McNeil 1964）。重複産卵によって物理的な衝撃を受けた卵は減耗し、再生産成功率は著しく低下する（Fukushima et al. 1998）。本州日本海域におけるサケの自然産卵河川（第2章参照）においても、水田への取水堰堤や治水のための砂防堰堤など、数多くの河川構造物が設置されている。今後、野生サケを保全するためには、それら河川構造物がサケの産卵生態に与える影響を確かめ、改善策を講じる必要がある。

本研究では、サケ親魚の遡上障害となる河川構造物が設置された河川において、河川構造物の直下およびその下流域に調査区間を設定して産卵床の出現様式を調べ、河川構造物がサケの再生産に与える影響を検討した。

## 材料と方法

### 調査河川の選定および産卵床の定期観察

河川構造物が設置された新潟県落堀川水系舟戸川において産卵床を対象とした目視調査を行った。舟戸川は流域面積 86 km<sup>2</sup>、流路延長 13 km、新発田市を横断して日本海へ注ぐ河川である (Fig. 12)。舟戸川では公的なサケの放流・捕獲事業は行われていない。舟戸川周辺には水田地帯が広がり、水田からの排水が舟戸川へ流入する。河床底質として粒径 2 mm 以下の細かな砂が優占し、サケの産卵に適さない (Chapman 1988) と考えられる流れも部分的に存在する。河口から 10.3 km の地点に高さ約 2 m の堰堤があり、サケはその堰堤より上流に遡上することは出来ない。すなわち、堰堤から上流は産卵場として未利用な空間となっている。その堰堤から下流方向へ 0.2 km、1.1 km の地点を起点とし、それぞれ 200 m (以下、上流区間)、850 m (以下、下流区間) の調査区間を設定した (Fig. 12)。調査区間の川幅および水深はそれぞれ 3–10 m、10–100 cm だった。後述する産卵床密度を算出するため、目視した河床面積の概算値 (上流 : 1,008 m<sup>2</sup>、下流 : 8,703 m<sup>2</sup>) を第 2 章で示した方法で求めた。2015–2017 年の 10 月から 1 月、およそ 10 日に 1 回の頻度で定期的な目視調査を行った。調査員は下流から上流に向けて河床を注意深く観察しながら移動し、産卵床および斃死魚を計数した。第 2 章と同様、適正な産卵環境であるかを調べるために作られた疑似産卵床 (Test redds) (Gallagher et al. 2007) を計数しなかった。調査員は河床

全域を目視し、確認した全ての産卵床の位置を携帯型 GPS (GPSMAP 62SCJ; Garmin, Kansas City, KS, USA) に登録した。なお、産卵床の目視効率は河川流量が多いほど低下する (Gallagher et al. 2007)。よって、増水時の調査を避けて、河床が鮮明に観察出来る平水および減水時に調査を行い、目視効率の均一化を図った。また、産卵床を識別する基準を一貫させるため、目視調査は全て同じ調査員 (飯田真也) が行った。

### 産卵床総数の推定

サケ科魚類の産卵床はその形状を一定期間保持するため、ある調査旬間で同じ産卵床を重複計数した可能性がある。そこで、各調査区間に作られた産卵床の総数 (E) を Area-under-the-curve (AUC) method (Hilborn et al. 1999) で推定した。

$$AUC = \sum_{i=2}^n (t_i - t_{i-1}) \times \frac{(x_i - x_{i-1})}{2}$$
$$E = \frac{AUC}{s} v$$

ここで、 $t_i$  は  $i$  番目の調査月日、 $x_i$  は  $i$  番目の調査において確認した産卵床の数を示し、 $s$  と  $v$  はそれぞれ産卵床寿命と目視効率を示す。産卵床寿命とは、産卵床形成後に藻類が繁殖するなどして目視判別が困難になるまでの日数である。AUC 法に用いる 2 つのパラメータ  $s$  と  $v$  は本来、産卵床をマーキングした上で定期的に観察して推定する必要がある

(Gallagher et al. 2007)。ただし、舟戸川は都市型河川のため人々の往来が多く、産卵床のマーキングを行うことが困難だった。このため、本研究では、先行研究を参照して  $s$  を 15

日（高山ら 1997; 有賀ら 2014）と仮定した。また、全ての調査日で河床を鮮明に視認することが可能であったことから、 $v$ を 100%と仮定した。AUC method で推定した産卵床総数を調査区間の概算面積で除し、産卵床密度（産卵床数 / 1,000 m<sup>2</sup>）を求めた。

## 結果

産卵床は兩年ともに 10 月中旬より確認され始め、概ね 12 月下旬まで確認された（Fig. 13）。3 旬（2015 年の 10 月中旬と下旬および 11 月中旬）を除き、産卵床数は下流区間に比べて遡上障害物に近い上流区間の方が多く確認された（Fig. 13）。産卵床密度は兩年ともに下流区間に対して上流区間が約 15 倍の値を示した（Table 5）。産卵床密度が高い上流区間では、産卵床の出現ピーク付近（2015 年 11 月下旬–12 月中旬、2016 年 11 月上旬–下旬）において、重複産卵によって卵が河床に露出する状況を観察した（Fig. 14）。

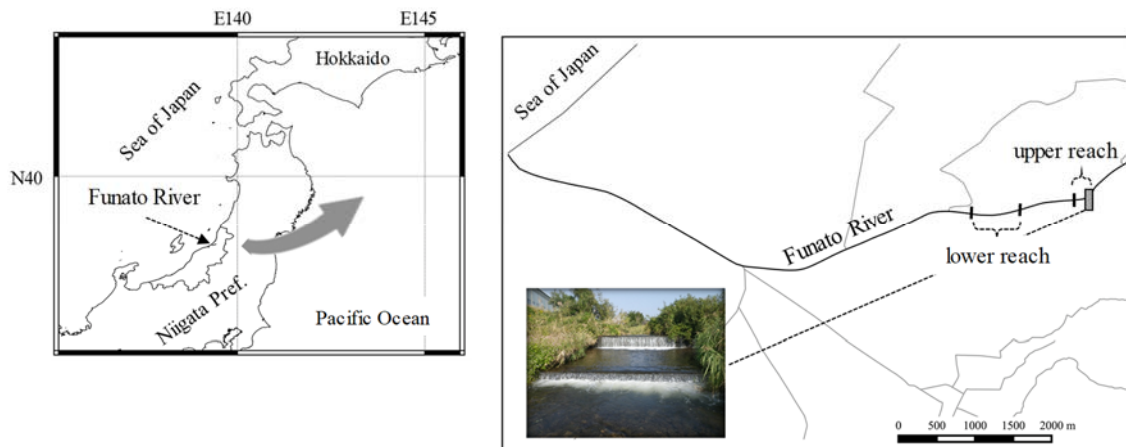
## 考察

新潟県舟戸川において、サケの産卵床密度は遡上障害となる河川構造物に近い上流区間の方が下流区間に対して 2 カ年ともに約 15 倍の値を示した（Table 5）。サケ科魚類の産卵床密度は遡上障害物の直下部に集中することが指摘されており（尾田 2010; 尾田・淀 2016）、本研究でも同様の傾向を示した。産卵床密度が高まると重複産卵が生じる（Bjornn

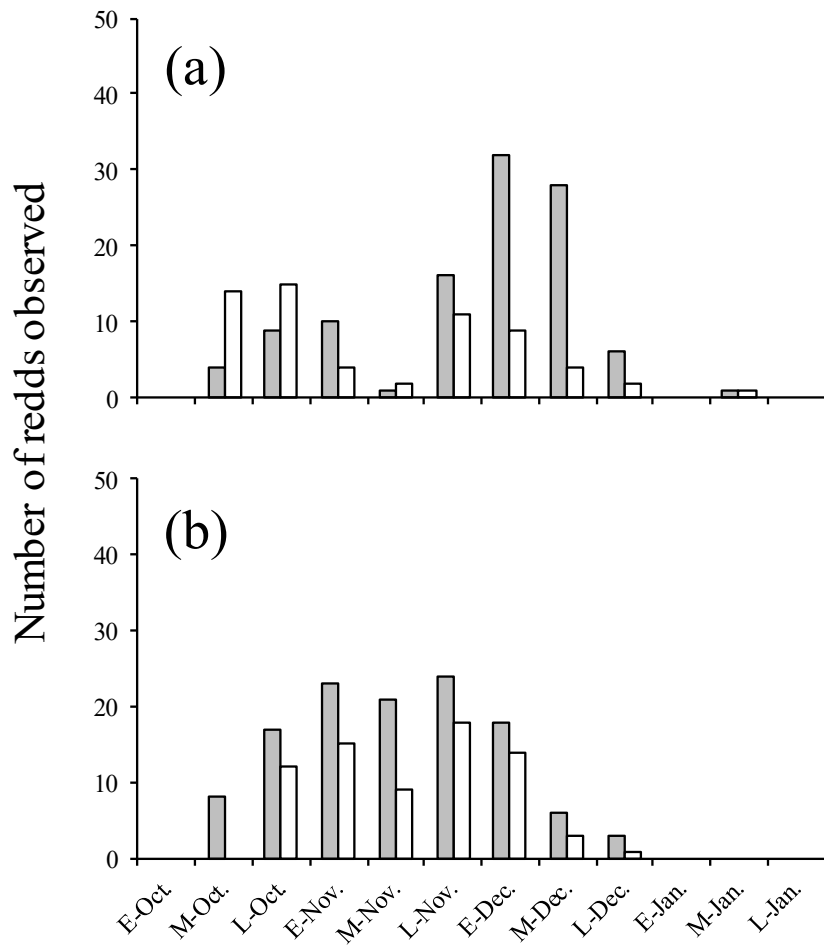
and Reiser 1991)。その結果、産卵床内の卵は物理的な衝撃を受けて減耗し (Fig. 14)、再生産成功率が著しく低下する (Hunter 1959; McNeil 1964)。また、死卵が河床内に残存した場合、それらが分解される過程で溶存酸素を消費するため、周囲に生息する生卵を低酸素状態に晒すことも懸念されている (Hunter 1959)。このように、産卵空間が制限され、産卵親魚の密度が過多になった状況では、産卵親魚量と卵の生残率に負の相関関係が生じることになる (Fukushima et al. 1998)。河川構造物の構造を改修して産卵親魚の通過を可能にすれば、産卵範囲が今まで未利用だった構造物の上流域へ拡大する可能性が高い。その結果、産卵密度は緩和され、重複産卵による掘り返しのリスクが軽減されるだろう。

近年、河川構造物にスリット構造や魚道を設置し、水域の縦断的な連結性を改善する取り組みが行われるようになってきた (石山ら 2017)。魚道設置後、サケ科魚類の親魚は直ちに産卵範囲を拡大したことが確かめられている (Nakamura and Komiyama 2010)。野生サケの保全を図る上で、河川構造物の構造を改修し、河川の連続性を保つことは極めて重要であると言えよう。第2章で示した本州日本海域のサケ自然産卵河川 (Fig. 4) においても、河川構造物がサケの再生産に影響を及ぼしていないかを広く確かめなければならない。サケの自然産卵を「可」とされたなら、その産卵環境を改善するための第一作業として産卵遡上を妨げるような構造物が存在しないかどうか、また構造物が産卵場を狭めていないかどうかを踏査する必要がある。





**Fig. 12** Locations of survey reaches where visual survey by foot were repeatedly conducted in Funato River, Niigata Prefecture, Japan in 2015–2017. Gray rectangle indicates weirs that block upstream migration of chum salmon



**Fig. 13** Number of chum salmon spawning redds observed in the Funato River in 2015–2016 (a) and 2016–2017 (b). Filled and open columns indicate the number of redds observed in the upper and lower reach (see Fig. 12), respectively



**Fig. 14** Underwater photography showing chum salmon eggs dug up by later spawners in the upper study reach of Funato River (see Fig. 12) on 7-November 2016

**Table 5** Total number of chum salmon redds estimated by Area-under-the-curve (AUC) method and density of redds in the Funato River in Niigata Prefecture, Japan.

Year	Station	Study reach		Total number of redds estimated by AUC	Density of redds (no. redds /1,000 m <sup>2</sup> )
		Length (m)	Area (m <sup>2</sup> )		
2015-2016	Upper reach	200	1,008	75	74.4
	Lower reach	850	8,703	41	4.7
2016-2017	Upper reach	200	1,008	80	79.4
	Lower reach	850	8,703	46	5.3

## 第 5 章 新潟県の砂浜域砕波帯における野生サケ稚魚の出現様式

サケの個体群豊度は降海直後の減耗に大きく影響を受けると考えられている (Bax 1983; Fukuwaka and Suzuki 2002; Mueter et al. 2002)。例えば、降海後 2–4 日での一日あたりの減耗率は 31–46%におよぶことが推定されている (Bax 1983)。よって、野生魚を保全するためには、野生サケ稚魚の海洋生活初期の生態を把握し、それらの保全策を検討することが重要である。

降海したサケ稚魚の生態について、今まで多くの研究が行われてきた (入江 1990; 関 2005; Nagata et al. 2007)。北日本の沿岸域で採集調査を行った結果、サケ稚魚は水温 5 °C 以下 (小林 1977)、あるいは 14 °C 以上の環境 (入江 1990) で殆ど確認されず、10 °C 前後を中心に出現した (Nagata et al. 2007)。これらの結果から、サケ稚魚にとって 7–11°C が適水温であり (Nagata et al. 2007)、サケ稚魚は 14°C 以上の海域には殆ど生息しないと考えられてきた (入江 1990)。また、降海直後の分布域は水温によって異なることが知られ、サケ稚魚は低水温 (4–6°C) では砂浜域に分布する一方、適水温 (7–11°C) では砂浜域に留まらず距離 1 km 以内の沿岸域に分布したことが報告されている (Nagata et al. 2007)。本州日本海沿岸は一年を通じて 8°C 以上で推移するため (高橋 2015)、一見すると、生息環境としての砂浜域の重要性は低いと考えられる。ただし、上述した知見は主に北海道の放流魚を対象とした調査によって得られたものであり、放流魚に比べて小さなサイズで降海する野生サケ稚魚 (帰山 1986) は放流魚と異なる生態を有する可能性がある。また、海洋

生活初期の分布様式には地域差があることが示唆されているものの（入江 1990），本州日本海域における知見は極めて乏しい。複雑な地形を有する三陸地方では，外洋の影響を受けにくい湾奥が重要な初期生息場であるとされるが（帰山 1986），本州日本海側の北部は概ね単調な海岸線で形成されており（山本・今井 1990），砂浜域が野生サケ稚魚の初期生息場として機能している可能性がある。そこで本研究では，本州日本海域における野生サケ稚魚の降海直後の生態を把握すること，また，発育場としての砂浜域の重要性を評価することを目的に，サケの自然産卵河川が流入する新潟県藤塚浜において野生サケ稚魚の出現様式を調べた。

## 材料と方法

### 舟戸川および藤塚浜におけるサケ稚魚の採集

サケの産卵を観察（第4章）した舟戸川および舟戸川が流入する藤塚浜にて調査を実施した（Fig. 15）。藤塚浜において、2013–2017年2月下旬から5月下旬の毎旬1回、網口1×2 mの曳き網（Fig. 16）（Iseki et al. 2012）を使ってサケ稚魚を採集した。新潟港の波高（国土交通省港湾局 全国港湾海洋波浪情報網，<https://nowphas.mlit.go.jp/>）が0.7 m以下の穏やかな日中に、水深0.4–0.8 mの砕波帯にて岸と平行に距離50 mの曳網を2–3回実施した。潮流の影響を最小限にするため、1回目と2回目の曳網方向を反対にし、同じ地点で終了させた。2回目までの曳網でサケ稚魚が採集されなかった場合、より浅い場所で50 mの曳網を行った。曳網終了後、表層水温と塩分を観測（YSI社 Model30）した。舟戸川では、2016–2017年の3月上旬から5月下旬の毎旬1回、流程長100 mの調査区間を設定し（Fig. 15）、日中、藤塚浜と同じ曳き網（Fig. 16）を下流から上流に向かって曳網した。藤塚浜と舟戸川で採集したサンプルを冷蔵にて研究室まで運搬し、当日、尾叉長と体重をそれぞれ0.01 mm、0.01 g単位で計測した。サンプル数が1,000以上となった場合、無作為に抽出した200個体を測定した。

### 野生魚と放流魚の簡易識別

藤塚浜の周囲 10 km 以内に流入する河川として、非放流河川である舟戸川と、放流河川である胎内川および加治川が存在し (Fig. 15)、これら 3 河川においてサケの自然産卵が行われていることを確認した (第 2 章および第 4 章)。よって、藤塚浜で採集したサケ稚魚の由来として、胎内川および加治川の放流魚、あるいは舟戸・加治・胎内川の野生魚が考えられる。胎内川および加治川ふ化場の放流魚は体重 0.8 g 以上で例年放流されている (新潟県農林水産部水産課 私信)。サケ稚魚の体重 (g) と尾叉長 (FL, mm) は以下の関係にある (Saito and Nagasawa 2009)。

$$\text{Weight} = 10^{-5} \times \text{FL}^{2.92}$$

この換算式を基に、両ふ化場の放流魚は FL47.8 mm 以上で放流されたと推定出来る。そこで本研究では、採集したサケ稚魚のうち放流魚よりも十分小さく、浮上直後に相当 (帰山 1986) する FL42 mm 以下の個体を便宜的に野生魚と判断した。

#### 舟戸川における野生サケの成長予測

第 4 章で示したとおり、2015–2017 年 10 月上旬から 1 月下旬までの毎旬 1 回、舟戸川において産卵床を定期的に見視し、産卵が概ね 10 月中旬から 12 月下旬に行われることを確認した (Fig. 13)。また、舟戸川に自動水温記録計を設置し、表層水温を 1 時間毎に記録した。見視調査の際、卵・仔魚の経験水温を把握するため、確認した産卵床の塚 (Fig. 1a) に棒状水温計 (CT-3100WP, 株式会社カスタム) を 10–15 cm 挿して産卵床内の温度を



0.1℃単位で計測し、併せて、その地点の表層水の水温を記録した。全ての調査日で表層水と産卵床内の温度はほぼ一致し (Fig. 17)、両者の差が 1℃以下の割合は 2015 年度では 100% (N=71)、2016 年度では 99% (N=191) だった。そこで、卵・仔魚の経験水温は表層水温と概ね一致すると仮定し、10 月中旬および 12 月下旬を起点に表層水温の平均値を累積した積算水温を求め、2015–2016 年級の野生サケ稚魚の浮上期間を予測した。

## 結果

### 舟戸川における野生サケ稚魚の成長予測と採集

サケは積算水温 1,000℃の頃に浮上する (Salo 1991)。10 月中旬から 12 月下旬までの産卵群が積算水温 1,000℃に達するのは、2015 年級では 2 月下旬から 5 月上旬、2016 年級では 3 月中旬から 5 月中旬と推定された (Fig. 18)。舟戸川における野生サケ稚魚の出現期間は、2016 年 (2015 年級群が対象) では 3 月中旬から 4 月下旬、2017 年 (2016 年級群が対象) では 3 月中旬から 5 月上旬であり (Fig. 19)、積算水温から予測した野生サケ稚魚の浮上期間 (Fig. 18) と概ね一致した。

### 藤塚浜におけるサケ稚魚の出現様式と水温

藤塚浜において、サケ稚魚は概ね2月下旬から出現し始めたが、消失時期および出現数のピークは年によって大きく異なった (Fig. 20)。サケ稚魚は消失時期が最も早い年では3月下旬 (2016年)、最も遅い年では5月下旬 (2013年) まで出現した。サケ稚魚は表層水温が8–14°Cの時期を中心に出現したが、既往の知見 (生息水温の上限: 14°C) (入江1990) に比べて約3°Cも高い水温域 (2015年4月下旬の16.3°C, 2013年5月下旬の17.5°C) でも確認された (Fig. 21)。サケ稚魚が出現した時の塩分は3.9–32.7pptの範囲にあった (Fig. 21)。

採集個体のFLのヒストグラムを Fig. 22 に示す。各調査旬においてFL42 mm以下の個体が全体に占める割合の平均値は86% (範囲: 57–100%) だった。藤塚浜と舟戸川で同旬にサケ稚魚を採集した2016年3月中旬と3月下旬, 2017年4月上旬 (Fig. 19, 20) においては、FLの平均値を調査地点間で比較した (Fig. 23)。その結果、3旬のいずれも有意差は認められなかった (ANOVA, 2016年3月中旬  $P=0.996$ , 同3月中旬  $P=0.385$ , 2017年4月上旬  $P=0.886$ )。また、藤塚浜で採集したサケ稚魚のFL平均値は全ての年で経時的に変化することなく、概ね38–40 mmの範囲で一定に推移した (Fig. 24)。

## 考察

サケの自然産卵を確認 (Fig. 13) した舟戸川 (非放流河川) において、春季にサケ稚魚を採集した (Fig. 19)。これにより、舟戸川の自然産卵群が稚魚にまで成育していることが

明らかとなった。藤塚浜で採集したサケ稚魚の FL は 42 mm 以下が主体であった (Fig. 22)。これは、藤塚浜の近隣ふ化場の放流サイズ (FL: 48.7 mm) に比べて小さかった。また、同旬に採集した個体の FL を藤塚浜と舟戸川で比較した場合 (Fig. 23)、両者に有意差は認められず、且つ、その平均値は浮上直後の体サイズ (36–40 mm) (帰山 1986) と一致した。本結果および浮上したサケ稚魚は河川に停滞せずに速やかな降河行動を示す (帰山 1986; Hasegawa and Takahashi 2013) ことも加味すると、藤塚浜で採集した個体は、舟戸川から浮上直後に降海した野生サケ稚魚が主体であったと考えられる。淡水から海水生活へ移行するサケ稚魚は塩分の低い汽水域で馴致し、三陸の大槌湾では降海した稚魚が塩分の低い湾奥部で海水馴致することが観察されている (Iwata and Komatsu 1984)。サケ稚魚が出現した際の藤塚浜の塩分は、経時的な変動が大きいものの、15–30 ppt と低かった (Fig. 21)。単調な海岸線が広がる本州日本海域では、砂浜域砕波帯が海水へ順応する重要な初期成育場として機能していると考えられた。また、藤塚浜で採集した稚魚の平均 FL は概ね一定して推移したことから (Fig. 24)、野生サケ稚魚は砕波帯に留まって成長するのではなく、そこで移入と離散 (砕波帯にて数日間過ごした後、沖合へ移動) を繰り返す行動が示唆された。

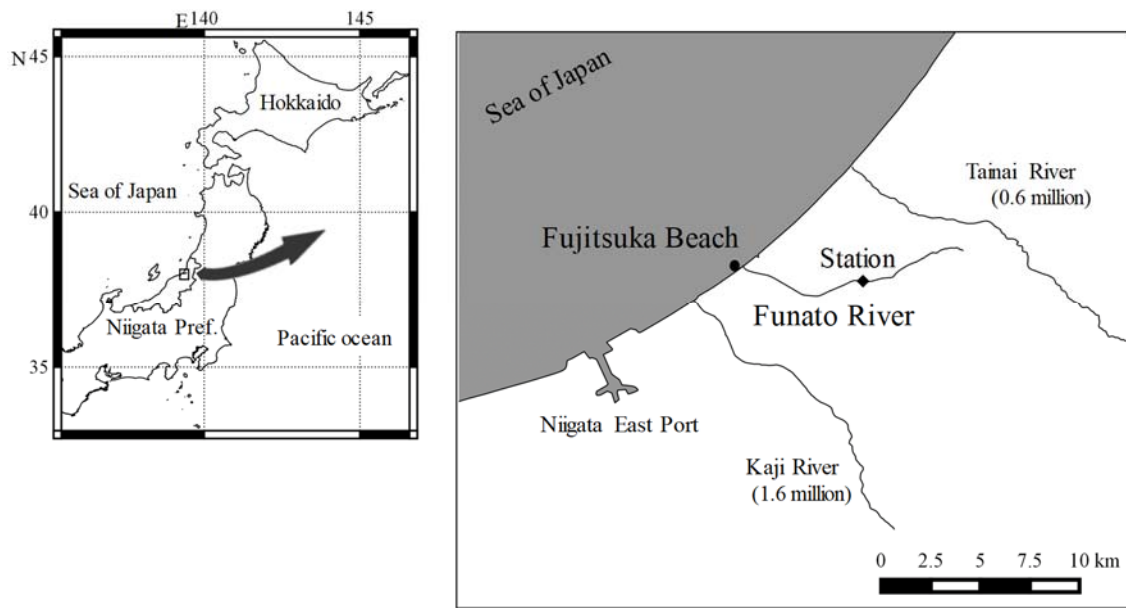
藤塚浜におけるサケ稚魚の年間採集個体数は 20 (2017 年) –2,556 尾 (2015 年) の範囲にあり、年によって大きく異なった。サケ科魚類の加入数は産卵親魚数がある水準に達するまで増え、その後は一定もしくは減少する傾向にある (能勢ら 1988)。また、サケ科

魚類の再生産成功率は、砂礫組成を中心とした河床環境（Chapman 1988）、秋期の降水量や冬季の気温（Morita et al. 2006a）などに影響を受ける。前述した年間採集個体数の差は、これら要因によって生じたのかもしれない。今後、産卵親魚数および前述した環境条件を観測し、それに対応した加入尾数を把握することで、藤塚浜における野生サケの加入尾数を決定するメカニズムを検討する必要がある。

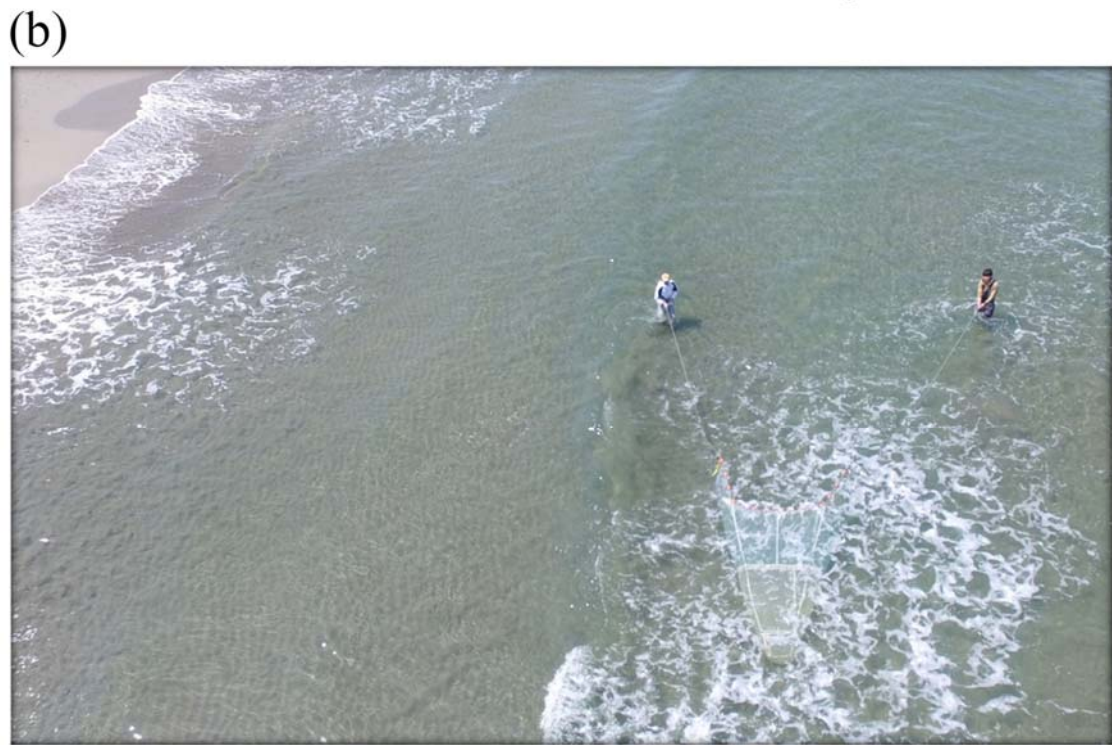
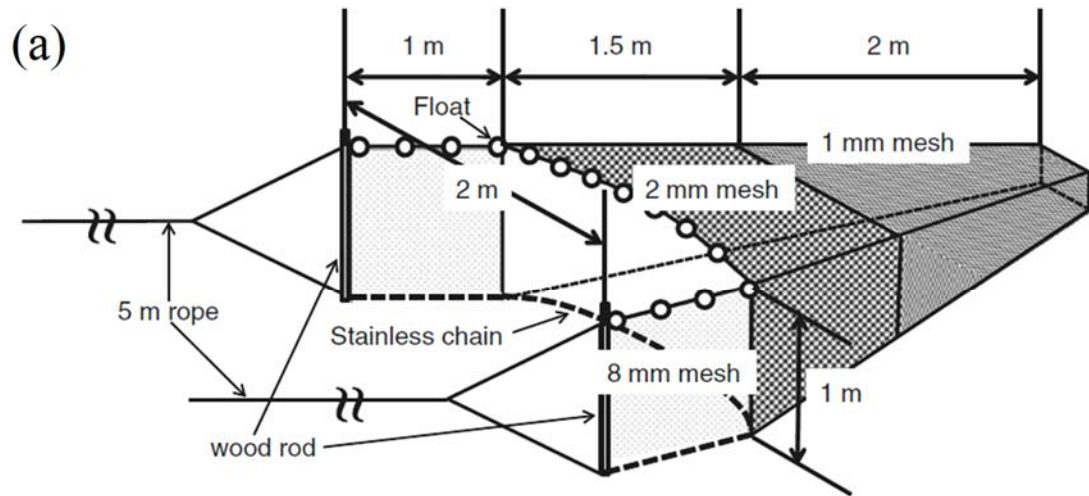
藤塚浜において、野生サケ稚魚は北海道を中心に得られた既往知見（入江 1990）に比べて約 3°C も高い水温域でも出現した（Fig. 21）。一般的に、サケ科魚類は地域個体群ごとに異なる環境に順応した進化を遂げており（Beacham and Murray 1987）、生息の適水温および上限には地域差が存在する（Beacham and Murray 1990）。分布南限に生息する本州日本海域のサケは、北海道など北方域に生息する個体群に比べて水温の高い環境に順応している可能性がある。本州日本海域では例年 3 月下旬までに全ての放流を終える（国立研究開発法人水産総合研究センター 2015）。野生サケ稚魚が放流終了後 1-2 ヶ月に渡って砂浜域砕波帯に生息することは、野生魚の保全策を講じる上で強く認識しなければならない。

本州日本海域の野生サケ稚魚にとって、砂浜域砕波帯は海洋生活初期の重要な成育場であることが明らかとなった。砂浜域の環境を良好に維持することが野生魚の保全を図る上で重要と考えられる。しかし、日本の河川には下流域への土砂の供給を抑制するダムが建設され（Yoshimura et al. 2005）、また、埋め立て・人工護岸化・海砂の採取などによって砂浜域の環境が悪化していることが指摘されている（田子 2002; 高橋・東 2006）。海岸が護

岸化された場合、水際のフィルター機能の低下や餌生物量の減少（田子 2002）など野生サケ稚魚に様々な影響を与える可能性がある。野生サケを保全するためには、海岸管理者をはじめとした関係機関に対して、砂浜域が野生サケ稚魚にとって重要な成育場であることを認識してもらい、砂浜域の環境保全に努めていくことが肝要である。

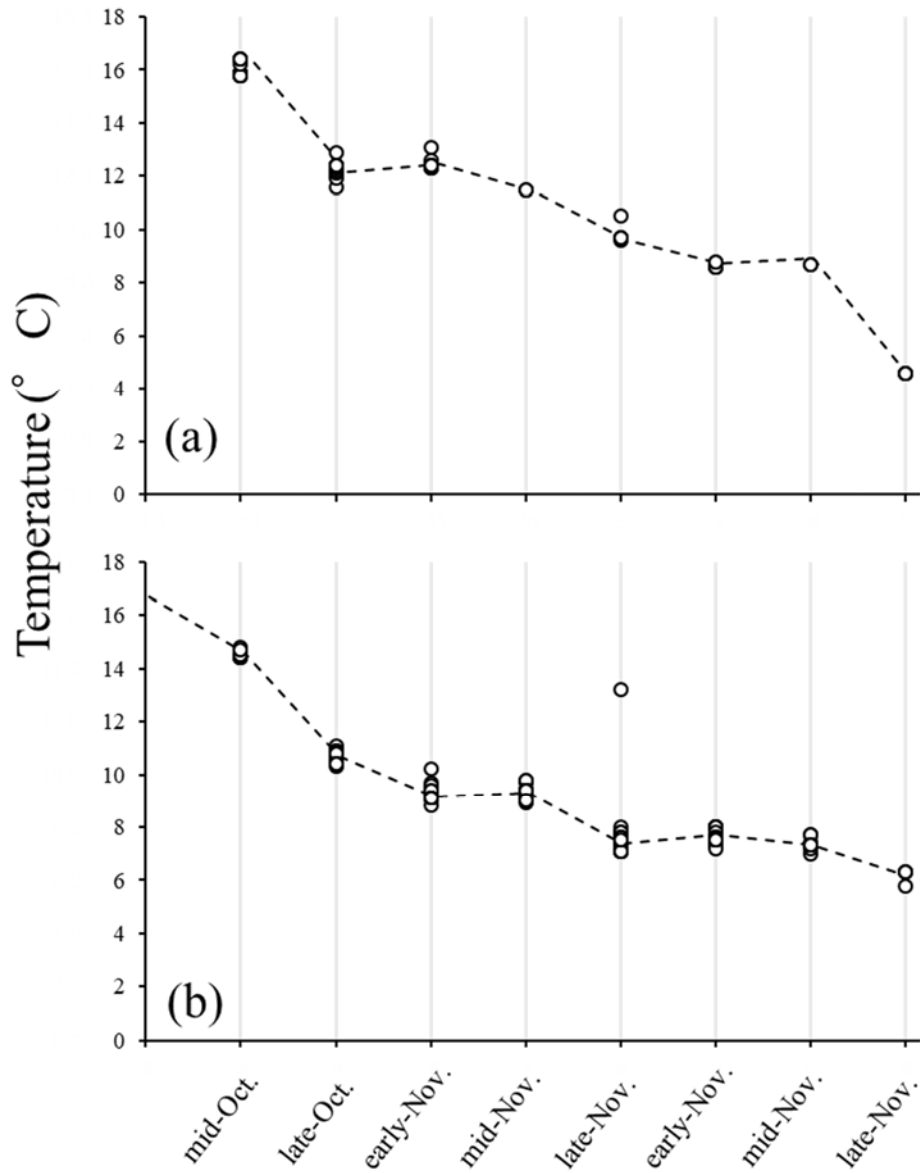


**Fig. 15** Maps of the study site where chum salmon juveniles were collected with a small seine net in Fujitsuka Beach and Funato River. Artificially propagated chum salmon fry are stocked in the Kaji and Tainai River every year. The number in parentheses is the total number of chum salmon fry stocked



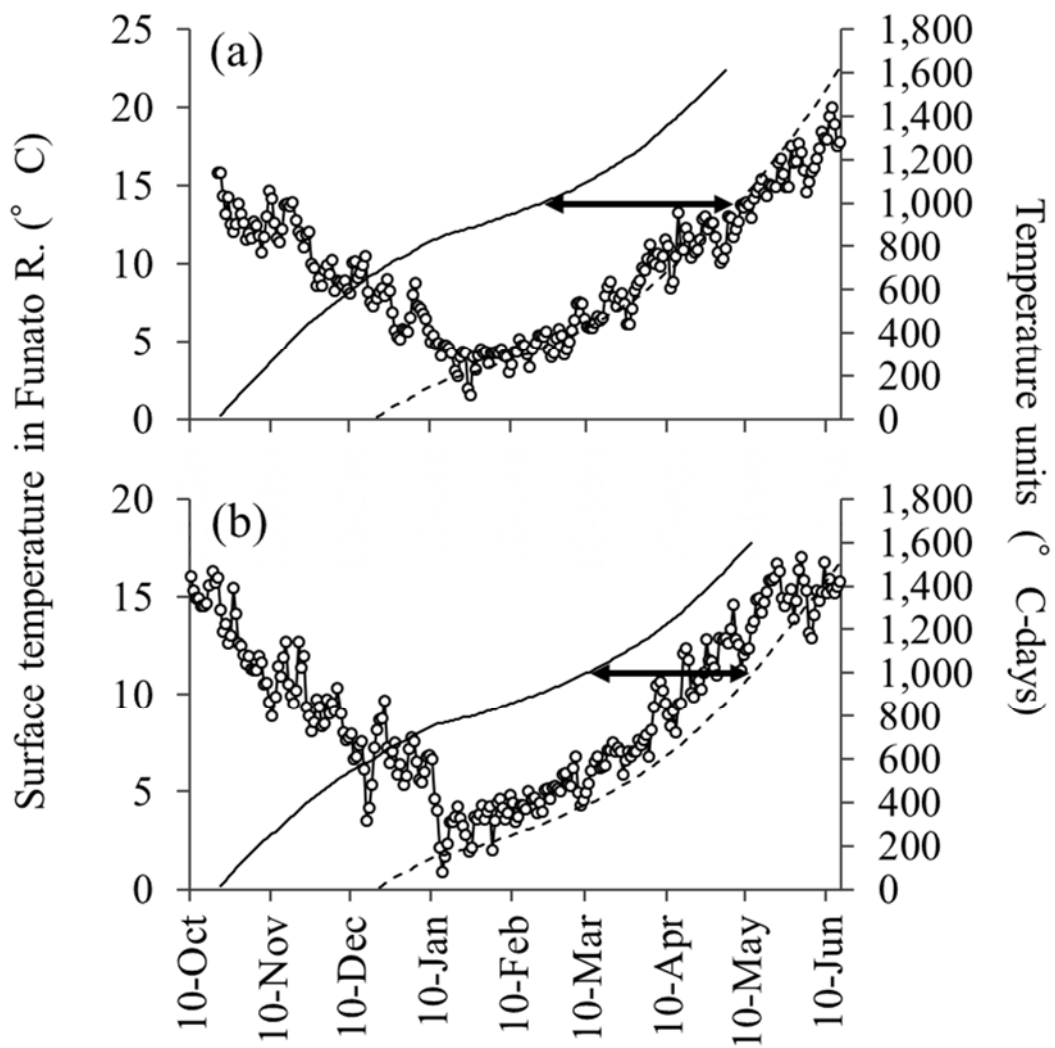
**Fig. 16** Small seine net (Iseki et al. 2012) used to collect chum salmon juveniles (a). The net was

towed by two persons using a pair of ropes in the surf zone of Fujitsuka Beach (b)

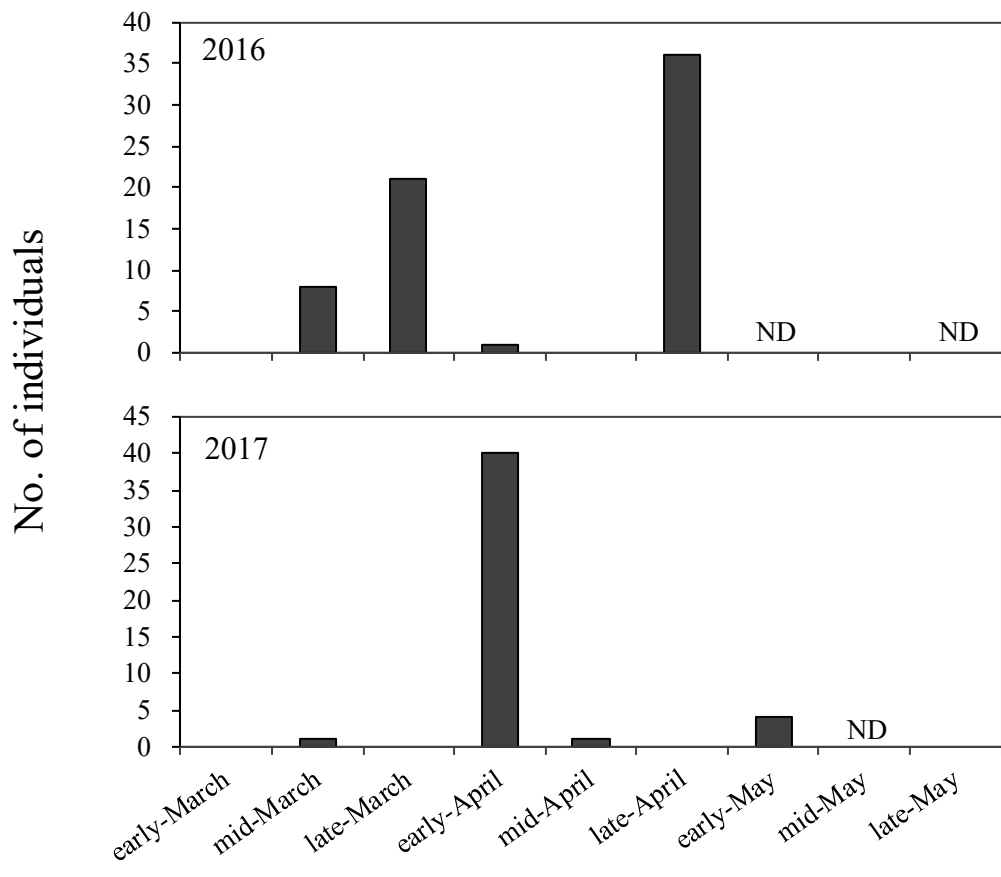


**Fig. 17** Changes of water temperature in Funato River, Niigata Prefecture (dashed lines). Circles indicate temperature in spawning redds observed in Funato River in 2015 (a) and 2016 (b). Note the difficulty reading individual plots, because multi-circles are overlapped on the same diagram



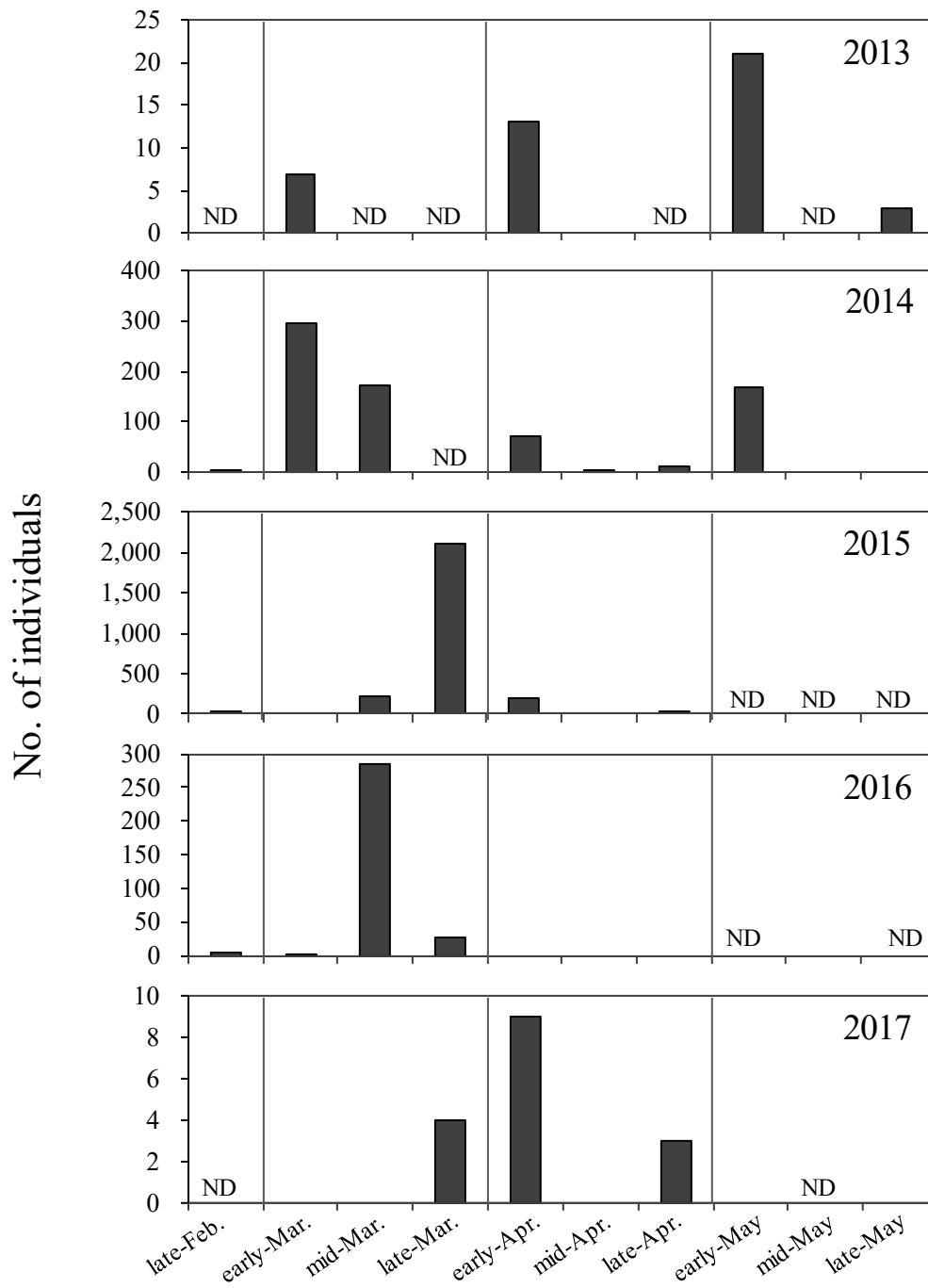


**Fig. 18** Changes of surface temperature in Funato River in 2015–2016 (a) and 2016–2017 (b) (solid lines with filled circles). Solid lines indicate degree-days that start from 21-October. Broken lines indicate degree-days that start from 21-December. Double headed arrows show the estimated period that wild chum salmon fry emerged (late-February to early-May in 2016, mid-March to mid-May in 2017)



**Fig. 19** Seasonal changes in the number of chum salmon juveniles collected by a small seine net ( $n$

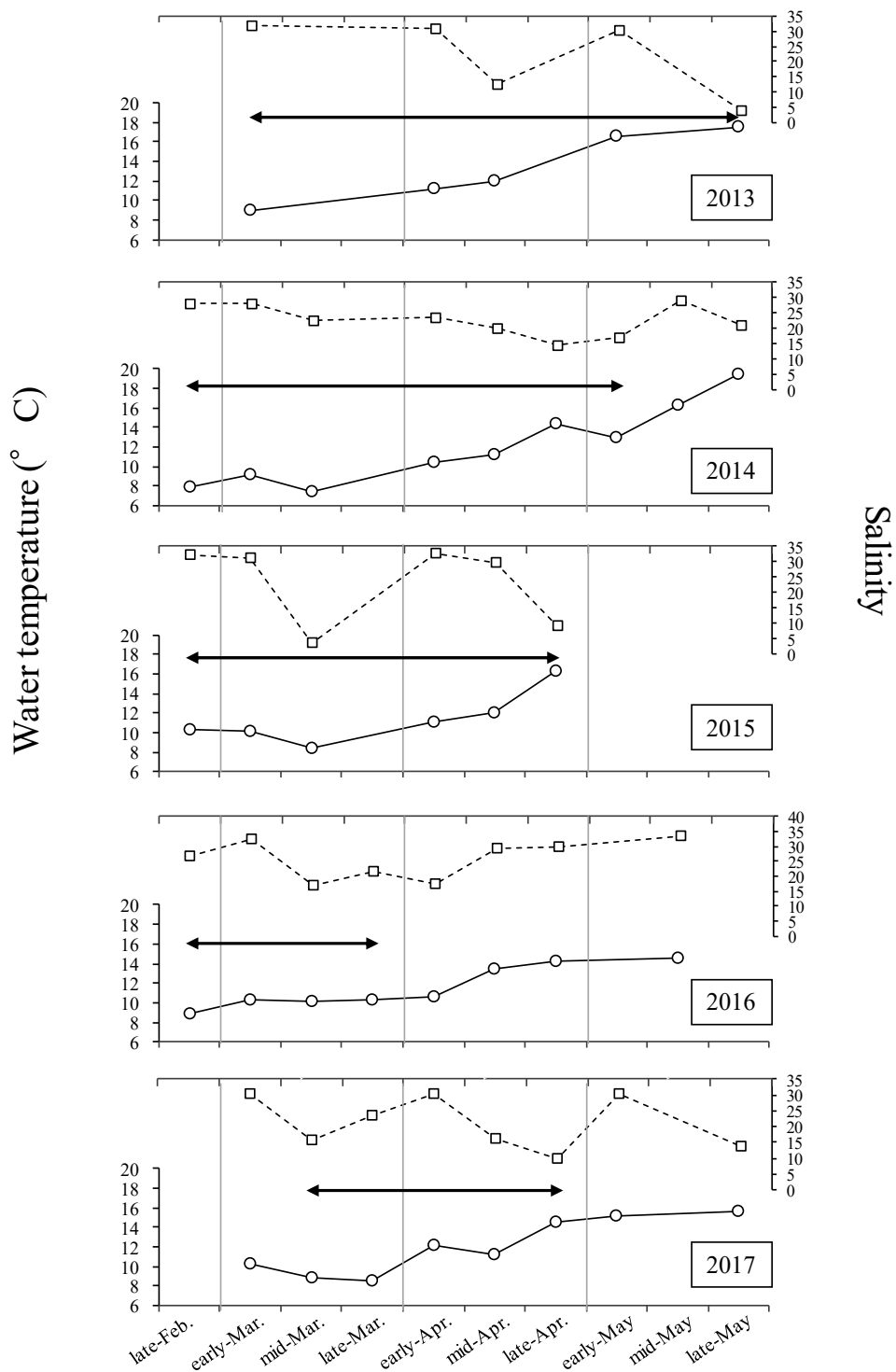
/100 m haul) in Funato River in 2016–2017. ND was marked when sampling was not conducted



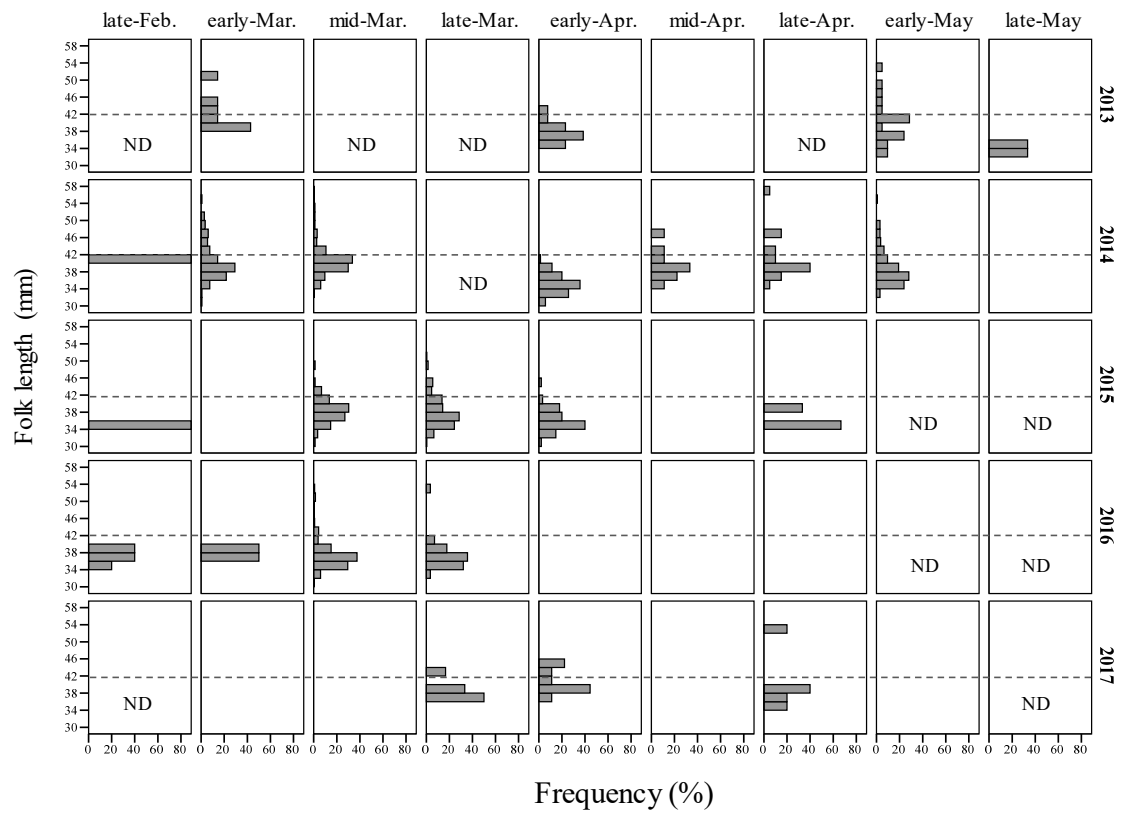
**Fig. 20** Seasonal changes in the number of chum salmon juveniles collected by a small seine net ( $n$

/100 m haul) in the surf zone of Fujitsuka Beach in 2013–2017. ND was marked when sampling was

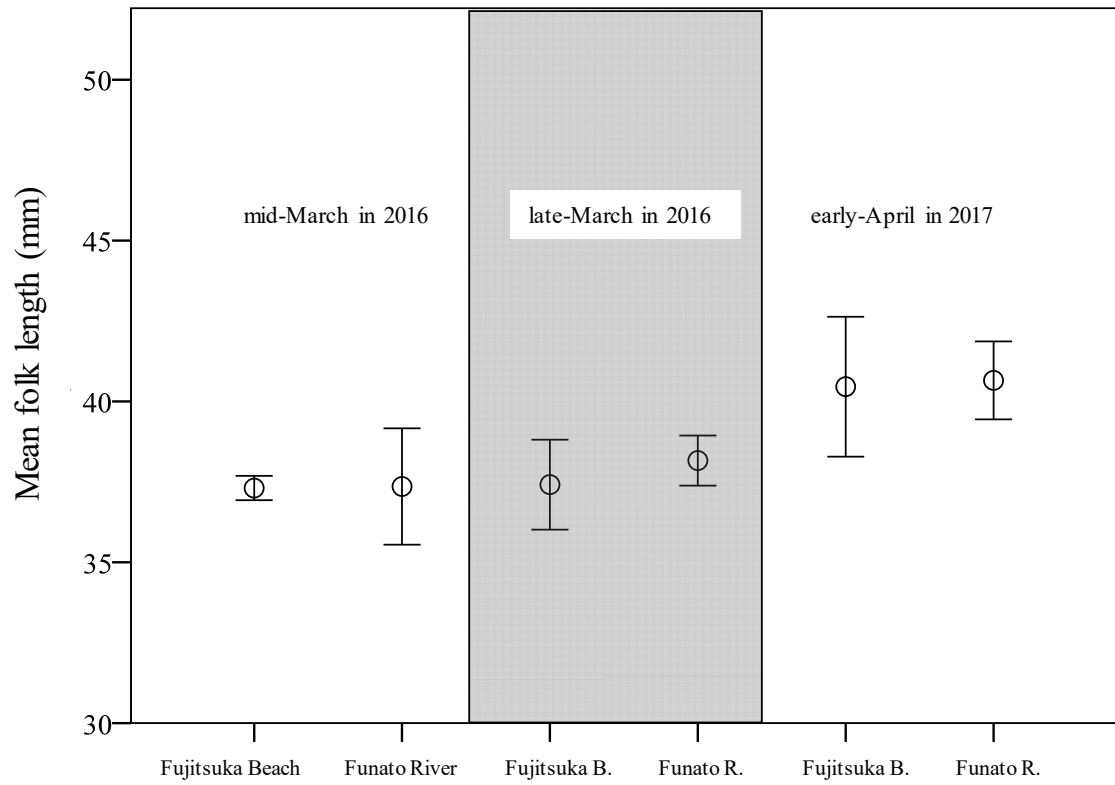
not conducted



**Fig. 21** Seasonal changes in water temperature (solid lines with filled circles) and salinity (dashed lines with filled squares) in the surf zone of Fujitsuka Beach in 2013–2017. Double headed arrows indicate periods when chum salmon juveniles were collected (see Fig. 20)

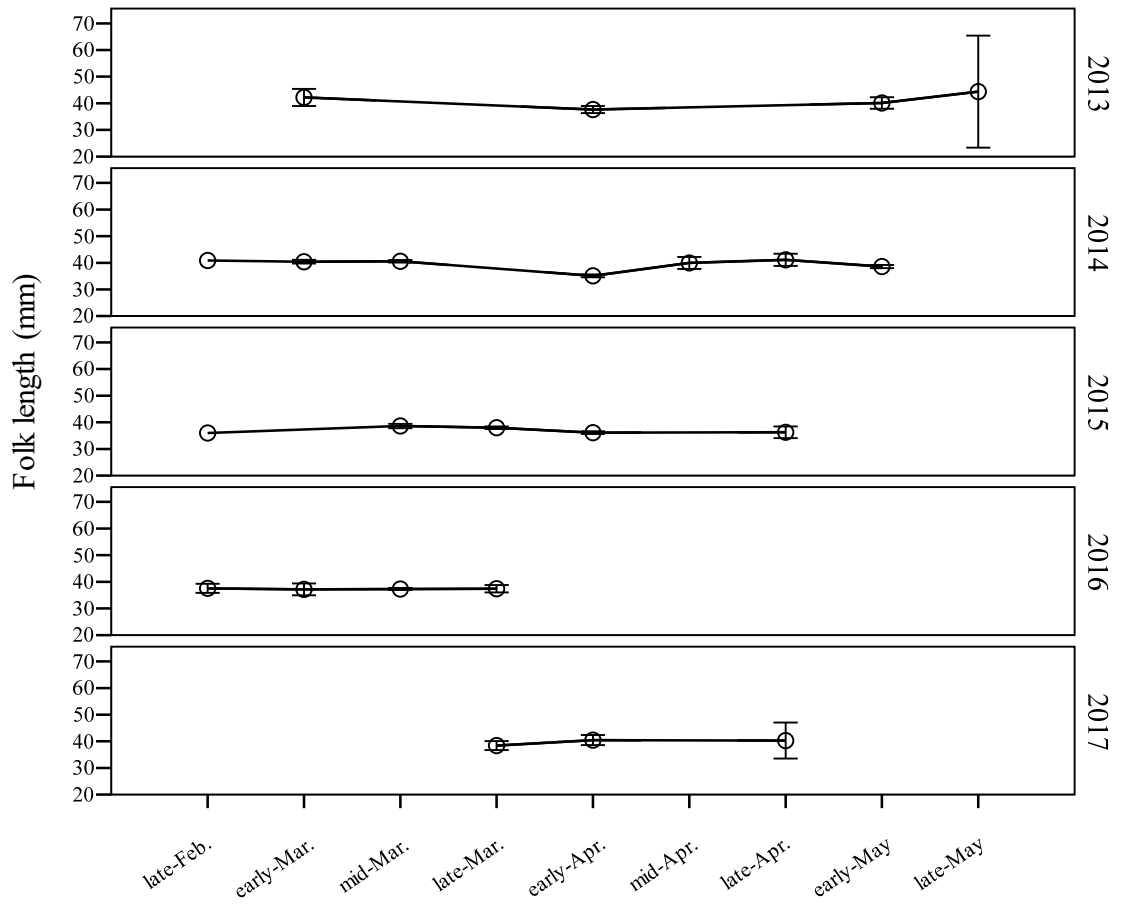


**Fig. 22** Seasonal changes in the frequency distributions of folk length of chum salmon juveniles collected in the surf zone of Fujitsuka Beach. ND was marked when sampling was not conducted



**Fig. 23** Mean fork length of chum salmon juveniles collected in Fujitsuka Beach and Funato River.

Bars indicate 95% confidence intervals



**Fig. 24** Mean folk length ( $\pm$ SE) of chum salmon juveniles collected in Fujitsuka Beach in 2013–

2017

## 第6章 Dry marking によるサケ発眼卵への耳石標識の検討

生態系に配慮したサケの資源管理を推進する上で、放流魚に標識を施すことで放流魚と野生魚を明確に識別し、野生魚の資源動向を把握することが求められている (Mobrand et al. 2005)。野生魚の保全に関して先進的な北米では、放流魚と野生魚が混在した状況下での野生魚の過剰漁獲を防ぐため、放流魚のほぼ全てに標識を施して漁獲物の由来を識別する体制が構築されている (Hagen et al. 1995; 飯田・岡本 2014)。また、放流魚と野生魚の交雑による遺伝的多様性や適応度の低下が懸念されており (Araki and Schmid 2010)、放流魚の全てに標識を施して放流魚と野生魚の交雑状況を把握することも推奨されている (Mobrand et al. 2005)。今後、本州日本海域において野生魚の保全に配慮したサケの資源管理を推進するためには、簡便かつ省コストな大量標識技術を導入し、総放流数に占める標識魚の割合を高めていくことが重要である。

サケ科魚類に用いられる大量標識技術として、Thermal marking (以下、TM) (Volk et al. 1999) および Dry marking (以下、DM) (Rogatnykh et al. 2001) が代表的である (高橋 2006)。サケ属魚類の耳石には、生理的もしくは外部環境の変化によって含有するカルシウムとタンパク質層の厚さに差異が生じ、チェックまたはリングと呼ばれる太い輪紋が形成される特性がある (Campana and Neilson 1985)。TM と DM はこの特性を利用しており、規則的な刺激を与えることで耳石に識別可能なバーコード状のマークを付ける標識技術である。TM は卵を管理する水の温度を周期的に変化させ、その温度変化に応じたマークを



施す。集中的に管理する卵期に施すため、一度に数百万規模の標識魚を生産することが出来る。また、TMは任意の水温変動パターンに応じた固有のマークを施すことが可能であり、現在、日本のサケに関するTMのパターン数は93におよぶ (Tojima et al. 2017)。卵の生残に影響を与えないことも確認されており、日本を含む North Pacific Anadromous Fish Commission 加盟各国で広く活用されている (Volk et al. 1999)。しかし、TMに必要となる水温変化は主に熱交換機によって与えられるが、その装置や電気代を主体とする運営費は高額となる (Volk et al. 1999)。よって、日本でのTMの利用は試験・研究を目的としたふ化場に限定されており、サケの総放流数に占めるTMを施標した個体の割合はおよそ15%に過ぎない (Miyakoshi et al. 2013)。

DMは断熱材により水槽内の温度と湿度の変化を少なくした上で卵を空気中に露出し、その環境変化に応じたマークを施す (Rogatnykh et al. 2001)。TMと同様、DMは自由度の高い標識魚を安全かつ大量に生産することが可能である。DMを施すために必要な労力は排水口の開閉のみであり、そのコストは著しく少なく、極めて簡便かつ省エネルギーである。しかしながら、具体的な試行例は示されていないものの、DMは技術的な問題を理由にロシアでしか実用出来ないと考えられてきた (浦和 2001)。

本研究では、技術的問題を解消してDMを行う適切な条件を明らかにするため、環境条件の異なる2つのふ化場でDMを試行した。

## 材料と方法

北海道区水産研究所千歳さけます事業所（以下、千歳、水温 8.5 °C）と新潟県三面川ふ化場（以下、三面、同 12.7 °C）で調査を実施した。両所において、プラスチックコンテナを改造した水槽（収容内寸:320 mm×360 mm×250 mm、以下、通常区）と、それを断熱材（ダウ加工社:スタイロフォーム IB）で覆った水槽（以下、断熱区、Fig. 25）を用意し、自河川へ遡上したサケ親魚を由来とする発眼卵を 2 万粒ずつ収容した。各水槽への注水量は約 15 L min<sup>-1</sup>とした。卵を収容後、2 日間の安息期間を設けたのち、注水を 24 時間の間隔で 2 回停止、72 時間の注水期間を経て再び 12 時間の間隔で 2 回停止し、卵を空气中へ露出した（Table 6）。この作業によって、2 本のリングが集合したバンド（以下、WB）、続いて幅の狭い 2 本のリングが集合したバンド（以下、NB）を持つ標識を施すことを試みた。各水槽の内壁および実験室にデータロガー（前者:KN. Lab 社 ハイグロクロン、後者:T and D 社 TR-52）を設置し、水槽内の温度と相対湿度（ある温度の気体中の水蒸気圧とその気体の飽和水蒸気圧との比率、以下、RH）および実験室温をそれぞれ観測した（Fig. 26）。標識作業終了後、約 350 粒の卵を上層から下層にかけて満遍なく抽出し、稚魚に至るまで飼育してその期間の生残率を求めた。各区 120 個体の標識の品質を常法（高橋 2006）に従って確認し、以下の基準に沿って評価した。

a: WB と NB の両方が鮮明なもの（Fig. 27a）

b: WB は鮮明だが NB が薄いもの（Fig. 27b）

c: WB は鮮明だが NB は付かなかったもの (Fig. 27c)

d: WB は鮮明だが NB は付かず, WB の内側に疑似リング (以下, ノイズ) (Volk et al. 1990) が確認されたもの (Fig. 27d)

e: 全く標識が確認出来ないもの (Fig. 27e)

## 結果

標識の品質を評価した結果を Table 7 に示した。千歳の断熱区では評価 a が 70.8 %, 評価 b および c はそれぞれ 22.5 %, 5.0 % だった。通常区では評価 a が 27.5 %, 評価 b および c はそれぞれ 10.8 %, 19.2 % だった。評価 d および e はそれぞれ 14.2 %, 28.3 % だった。評価 a を示した割合は通常区に比べ断熱区の方が有意に高かった (Mann-Whitney U-test,  $P<0.01$ )。一方, 三面の断熱区では評価 a が 0 % であり, 評価 b および c はそれぞれ 2.5 %, 10.8 % だった。評価 e は 61.7 % だった。通常区では評価 a が 10.0 % であり, 評価 b および c はそれぞれ 11.7 %, 19.2 % だった。評価 e は 45.8 % だった。評価 d は断熱区と通常区でそれぞれ 25.0 %, 13.3 % だった。なお, 評価 a を示した割合は断熱区に比べ通常区の方が有意に高かった (Mann-Whitney's U-test,  $P<0.01$ )。

DM を施した発眼卵が浮上稚魚に発育するまでの生残率は千歳の断熱区と通常区でそれぞれ 97.8%, 98.7%, 三面の断熱区と通常区でそれぞれ 99.2%, 98.9% だった。これらは標

識を施さない健全な卵の生残率（佐々木・吉光 2008）とほぼ等しく，DM は卵の生残に影響を及ぼさないと考えられた。

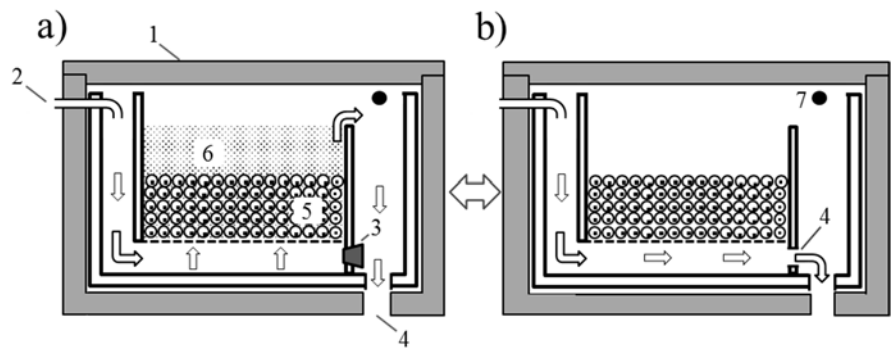
## 考察

DM に必要となる環境条件を検証する。Rogatnykh et al. (2000) は，卵を露出する刺激に加えて温度変化によるリングの形成を防ぐため，水槽内の温度を極力変化させないように指摘する。本研究における断熱区内の温度は，千歳では平均  $9.2 \pm 0.4$  °C，三面では平均  $12.2 \pm 0.4$  °C と両者ともにほぼ一定に推移した (Fig. 26)。しかし，DM の精度は千歳に比べて三面が著しく低い結果となった (Table 7)。この要因の一つとして，千歳の RH は平均  $95.2 \pm 1.1\%$  であったが (Fig. 26a)，三面の RH は  $98.4 \pm 1.4\%$  と千歳に比べ約 3 % 高く，作業の後半にほぼ飽和状態に達したことから (Fig. 26b)，露出した卵が過剰に保湿されて水中に存在した時と同様の生理状態となり，その結果，リングの形成に至らなかった可能性が考えられた。ロシアで DM を行う水槽内の湿度は明らかでないが，当地の気温は低く，ふ化場の水温が  $1-4$  °C 前後と低温 (Zaporozhets and Zaporozhets 2004) であることを踏まえると，比較的低い湿度である可能性が高い。DM による鮮明な標識を施すためには，卵を露出した水槽内の平均 RH を概ね 95 % 以下に留める必要性が示唆された。

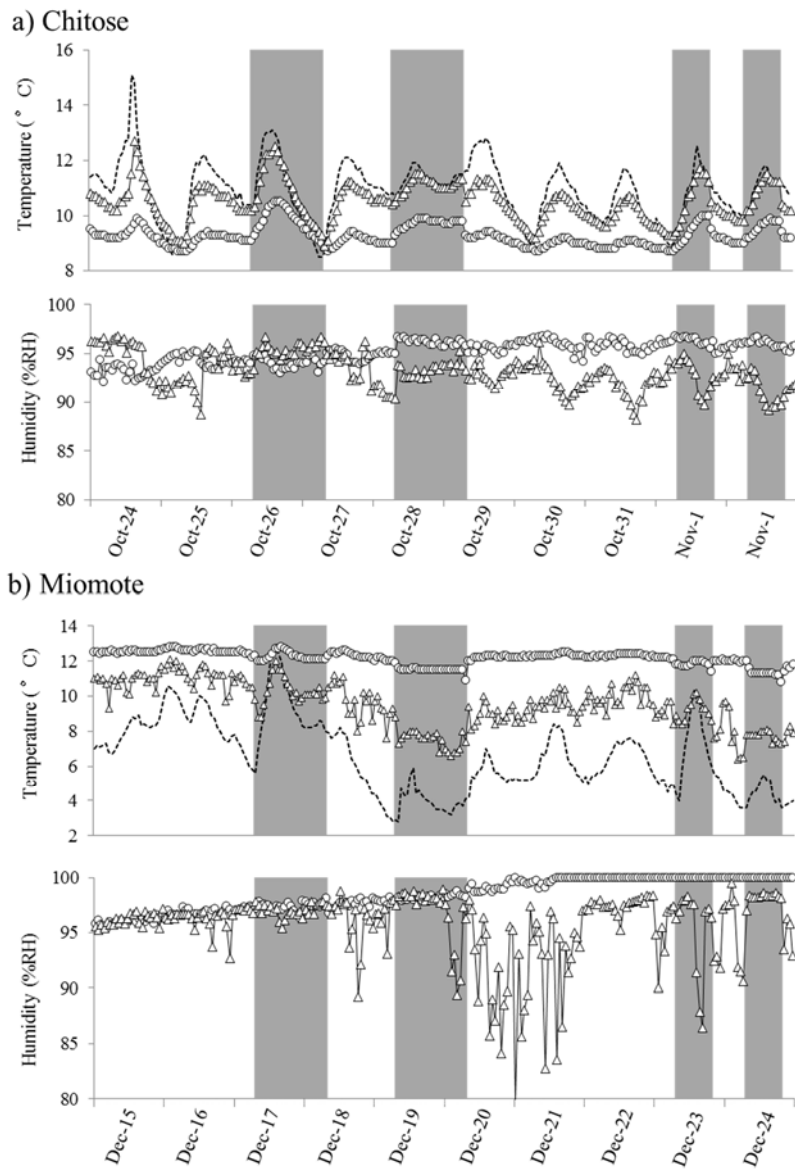
一方，千歳および三面の通常区では水槽内の温度が室温の影響によって大きく変動し (Fig. 26)，評価 a を示したのはそれぞれ 27.5 %，10.0 % にとどまった (Table 7)。千歳お

よび三面の水温はそれぞれ 8.5 °C, 12.7 °C で一定に推移することから、それに対する露出時の通常区内の温度が千歳では平均  $2.4 \pm 0.7$  °C (範囲 0.8–3.9 °C) 昇温し、三面では平均  $4.0 \pm 1.3$  °C (範囲 0.8–6.0 °C) 降温したことになる。本研究では卵の温度を測定していないが、露出前は水温と同じ温度で推移した卵に露出時に限って一定程度の温度差が生じたことが考えられる。TM は昇温・降温に因らずに 2–4 °C の水温差を与えることで明確なリングが施されることから (Volk et al. 1999), 通常区の DM は卵を露出した刺激に因らず、露出した卵の温度変化、すなわち TM と同様なメカニズムによって施された可能性が高い。また、TM に関しては卵へ与える温度変化のバラツキが大きい場合、標識の精度が低下することが指摘されている (Volk et al. 1990)。通常区の標識が TM と同様なメカニズムで施されたと仮定すれば、その精度が低かった原因は露出時における水槽内の温度が昇温と降温を繰り返し (Fig. 26), それに伴って卵の温度のバラツキが大きかった可能性が考えられた。実際、水温が約 1 °C で推移する米国アラスカ州の Kodiak Regional Aquaculture Association では、実験室温を機械的に約 4.4 °C に保ち、露出時の卵の温度を 2.5–3.0 °C の範囲で安定的に昇温させ、精度の高い DM に成功している (M. Wunderlich 私信)。この場合、室温を機械的に制御する費用が必要となり、本来の DM に比べ費用対効果は劣ることになる。なお、安息期間中に生じたと判断されるノイズ (Fig. 27d) は TM に関しても稀に出現することが指摘 (Volk et al. 1990) されているものの、その発生原因は不明であった。

日本の環境では DM を行う水槽内の僅かな RH の差が標識の品質に影響を及ぼす可能性があり、水槽内の湿度管理が重要になると考えられた。また、DM を実行する場合には水槽内の温度と湿度の変化を少なくすることが推奨（Rogatnykh et al. 2001）されてきたが、空中に卵を露出した結果生じる温度変化によってリングが形成され、その温度変化を均一化することで精度の高い標識を施す可能性も示唆された。しかし、今回の実験では DM を確実に施す RH の範囲や、露出した卵に一定の温度変化を与えた場合の標識精度を明らかにするに至っていない。TM の標識精度が概ね 100%であることを踏まえると、湿度や温度を制御した環境で再検証を行い、DM の標識精度をいっそう高める技術開発を行う必要がある。

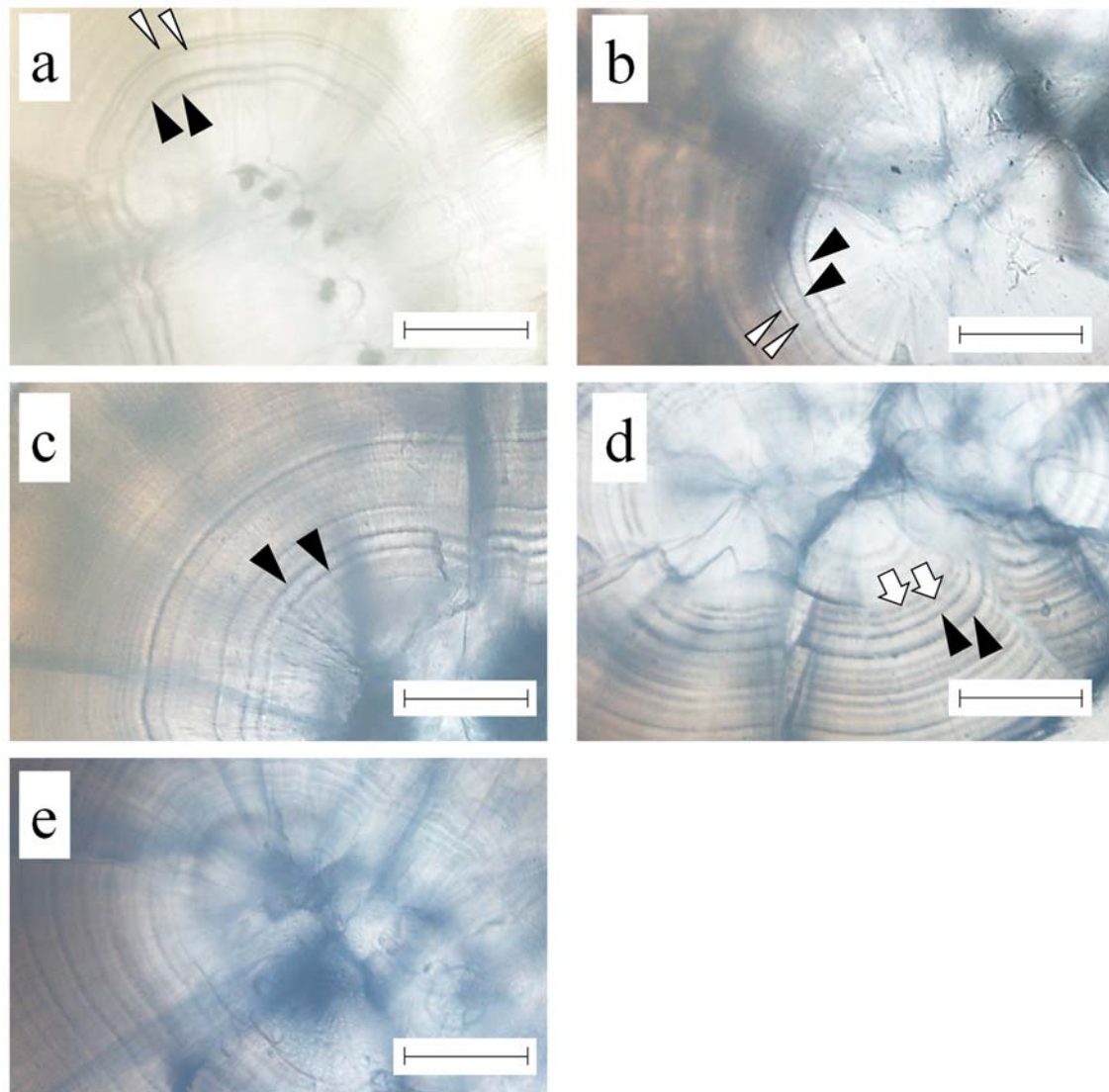


**Fig. 25** Dry marking using insulate incubator for chum salmon eyed eggs. a) Conditions for period of flowing water. b) Conditions for period when eggs were maintained without flowing water (Dry). 1-insulate material, 2-water intake, 3-plug, 4-drainage outlet, 5-eyed eggs, 6-ambient water, 7- data logger for temperature and humidity. White arrows indicate water flow



**Fig. 26** Temperature and humidity during dry marking at the Chitose hatchery (a), and Miomote hatchery (b). Solid lines connecting open circles; Insulate incubator, Solid lines connecting open triangles; Normal incubator (exposed to ambient temperature fluctuations without insulate cover), Dotted lines; Experimental room. Gray zones indicate dry durations





**Fig. 27** Photomicrographs of dry marked sagittae of chum salmon. Black and White triangles show wide band (WB) and narrow band (NB) respectively. Scale bars = 50 µm. Each specimen meets one of the following 5 criteria. a) All rings are recognized clearly. b) WB is clear, but NB is indistinct. c) WB is clear, but NB is not recognized. d) Some noise (Unintentional rings, White arrows represent) are recognized inside WB. e) No marks are recognized

**Table 6** Dry marking schedule at the Chitose and Miomote hatchery stations

a) Chitose hatchery

	24-Oct-12	25-Oct	26-Oct	27-Oct	28-Oct	29-Oct	30-Oct	31-Oct	1-Nov	2-Nov	3-Nov
			7:00	7:00	7:00	7:00			7:00 19:00	7:00 19:00	
Incubator condition	← Rest period →		Dry* <sup>2</sup>		Dry				Dry	Dry	
Temperature units* <sup>1</sup>	333	341	349	357	365	373	381	389	397	405	413

b) Miomote hatchery

	15-Dec-12	16-Dec	17-Dec	18-Dec	19-Dec	20-Dec	21-Dec	22-Dec	23-Dec	24-Dec	25-Dec
			7:00	7:00	7:00	7:00			7:00 19:00	7:00 19:00	
Incubator condition	← Rest period →		Dry		Dry				Dry	Dry	
Temperature units	338.8	352.2	365.6	379	392.4	405.8	419.2	432.6	446	459.4	

\*<sup>1</sup> Accumulated temperature units for chum salmon eyed eggs.

\*<sup>2</sup> Cessation of water flow in incubator (i.e. eggs were maintained in a dry condition).

**Table 7** Compositions of five criteria (a–e, see **Fig. 27**) for otolith mark formation at each hatchery

station

Hatchery	Incubator	Criteria (%)					Total ( <i>N</i> =120)
		a	b	c	d	e	
Chitose	Isothermal	70.8	22.5	5.0	0	1.7	100
	Normal	27.5	10.8	19.2	14.2	28.3	100
Miomote	Isothermal	0	2.5	10.8	25.0	61.7	100
	Normal	10.0	11.7	19.2	13.3	45.8	100

Isothermal indicates maintained in insulated incubator (see **Fig. 25**) and Normal indicates exposed to ambient temperature fluctuations without insulation cover.

## 第7章 総合考察

### 本州日本海域における野生サケの保全策の検討

本州日本海域においてサケは水産重要種であり、その資源管理策として今までふ化放流事業が行われてきた（野川 1992; 高橋 2015）。しかし、増殖事業経費の縮減や技術者の高齢化など経営的な課題を抱えるふ化場が多くなり、今後、サケ稚魚の放流数は減少することが予想されている。また、遺伝的多様性や適応度の低下など、ふ化放流事業が生態系に与える負の影響が明らかとなり、遺伝的に優れた野生魚を保全することが強く求められている（鈴木 2008）。以上の観点から、本州日本海域のサケ資源を持続的に利用するためには、ふ化放流事業の継続を図りつつ、野生魚を保全することを念頭に自然再生産を基軸とした資源管理に着手する必要がある。第2章から第6章の研究で得られた成果を基に、本州日本海域の野生サケを保全する方策および放流魚と野生魚が共存したサケの資源管理策について検討する。

野生魚を保全するには、第一に河川管理者を含む行政機関や地域住民がサケの自然産卵の実態を把握し、産卵環境の保全・改善策を講じることが重要である。本州日本海域ではサケの自然産卵河川の情報に極めて限定的であったが、第2章で示したとおり、サケの自然産卵は河川の放流実績に関わらずに存在することが明らかとなり（Fig. 4）、また、今まで放流実績のない河川における野生サケの個体群サイズも無視できない数におよぶ（Fig.

5) ことが示唆された。この事実を行政機関や地域住民に広く普及することが野生魚の保全に向けた最初のステップになろう。野生魚の保全に先進的な北海道では、住民によるサケの産卵床の観察会や SNS (Social network service) を利用した産卵場所の情報交換などが積極的に行われるようになり (向井 2016), 野生サケの存在が極めて身近なものになりつつある。残念ながら、本州日本海域において野生サケ個体群の認知度は低く、自然産卵河川の周辺住民でさえサケの存在を認識していない状況が散見された。後述する野生魚の保全策を円滑に遂行するためには、野生魚の存在を広く周知し、その保全に対する機運を高めなければならない。また、河川に遡上・産卵するサケ親魚が増えることで、産卵を終えた斃死個体から生じる匂いや密漁リスクなどの問題が生じることも考えられる。そのような課題に対して、周辺地域の理解・協力を得ながら今後対応していく必要があるだろう。

第3章で示したとおり、サケの発眼卵が稚魚に至るまでの生残は河床に含まれる細かな土砂の割合が低く、通水性の高い環境の方が良いことが明らかとなった (Fig. 11)。また、砂礫組成を定量化していないものの、第2章の調査において産卵床が確認されなかった大半の河川は河床の大部分が細かな土砂で覆われており (Fig. 28), 土砂の堆積が当該河川において野生サケ個体群の定着を拒む一因であると考えられた。以上から、野生魚を保全するには細かな土砂が少なく通水性の高い河床環境を保持することが極めて重要であると言える。土砂が河川へ流入する要因として、農地開発 (Nakamura et al. 1997), 林業 (Nakamura et al. 2004) および道路建設 (Barton 1977) などが指摘されている。そのよう

な経済活動がサケの自然産卵河川の周辺で行われる場合、沈砂池の設置や土砂の流入防護フェンスを設置するなどの対策（Wood and Armitage 1997）を行い、土砂の流入を抑制することが望まれる。既に河床が土砂に覆われている流域では、河床材をサケの産卵に適した粒径 20–50 mm の小石（Kondolf and Wolman 1993）と入れ替えて河床環境の改善（Merz and Setka 2004; Jonsson and Jonsson 2010）を図ることも有意義である。また、再生産成功率を向上させることを目的に人工産卵床（渡辺 2016）を造成する場合、卵の生残率は水深が浅くて流速の速い環境ほど高く、河床の動水勾配と関連がなかった（Fig. 11, Table 4）ことを踏まえ、動水勾配に注目せずに浅くて流速の速い場所を選択することが重要と考えられる。

第 4 章で示したとおり、河川構造物の設置によって産卵親魚の移動が制限された場合、周辺の産卵密度が過密（Fig. 13）となって重複産卵（Fig. 14）が生じるため、再生産成功率が低下することが懸念された。また、河川構造物によって遡上行動が妨げられることで産卵時期が遅れた場合、卵の過熟が生じて卵質は低下するとの指摘もある（Jonsson and Jonsson 2010）。よって、河川構造物による河川の分断化を是正することは、野生魚の保全を図る上で極めて重要である。近年、ユネスコ世界自然遺産として指定された北海道知床半島の河川では、多くの河川構造物にスロープもしくはスリットを設置することで河川の連続性を確保し、サケ科魚類の産卵空間を上流域まで拡大することに成功した（Nakamura and Komiyama 2010）。本州日本海域においても、サケの自然産卵河川（Fig. 4）の多くに

砂防堰堤などの河川構造物が設置されており、災害防止機能を損なうことなくその構造を改修し（例えば、魚道の設置）、産卵親魚が自由に移動できる環境を整えることが推奨される。安全面や経済的な事情から河川構造物の改修が不可能な状況も想定されるが、その場合、サケの産卵期間だけ仮設の簡易魚道（水谷ら 2011）を設置することも一考である。なお、日本の河川工事は渇水期の冬季に行われることが多い。サケの卵・仔魚は浮上までの数ヶ月間を産卵床内部で過ごすため（Salo 1991）、産卵が行われる流程では浮上期間を過ぎてから工事を行うなどの配慮が河川管理者に求められる。

本州日本海域における多くの河川には発電用のダムが建設されている（Yoshimura et al. 2005）。北米ではダムの放水がサケ科魚類の再生産に悪影響を及ぼさないよう、例えば冬期に産卵床を露出させない水位を維持するなどの配慮がなされている（Smith et al. 2003; Harnish et al. 2014）。新潟県信濃川では、十日町に建設された宮中ダムの放水量を是正した結果、宮中ダムまで遡上するサケの数が飛躍的に増加した（加藤ら 2015）。今後、ダムの管理機関に野生サケを保全する意義を周知し、野生魚の再生産に配慮したダム運営が広く実施されることが望まれる。

第5章で示したとおり、降海直後の野生サケ稚魚にとって砂浜域砕波帯が重要な初期生息場であることが明らかとなった。近年、砂浜域の多くが人工護岸化等によってその環境が悪化している（小野 1992; 田子 2002; 高橋・東 2006）。このような砂浜環境の改変が野生サケ稚魚の生残に与える影響は殆ど把握されておらず、今後解明しなければならぬ

い。また、本州日本海域では冬季の季節風による高波など厳しい自然条件によって海岸浸食が進み、その対策として砂浜に土砂を散布する養浜工事（Fig. 29）が行われている（新潟県庁ホームページ，<http://www.pref.niigata.lg.jp/kasenseibi/1356834981870.html>，2017/10/19参照）。濁水は鰓を傷つけるなどしてサケ科魚類の稚魚の生残に影響を与える（山下ら 2007）。養浜工事は野生サケ稚魚が砂浜域砕波帯に生息する 5 月中にも行われており、稚魚が完全に離岸する 6 月以降（Fig. 20）へ工期を遅らせること、もしくは濁水の発生を軽減した施工が望まれる。

以上、野生魚の産卵・生息環境を保全・改善し、その再生産成功率や生残を高める必要性を述べた。それら保全方策の推進を確固たるものとするには、野生魚の保全によって漁業資源が造成される効率など、経済的な効果を把握することも重要である。北海道の河川では、雌サケ 1 尾を自然産卵させることで、約 4 年後には 5-10 尾が沿岸漁業の漁獲対象になることに繋がると見積もられている（森田ら 2013b）。また、サケの産卵場と産卵親魚を保護して資源維持を図る方法を江戸時代に制度化（種川の制）した新潟県三面川では、1884 年に 73.7 万尾のサケを捕獲したとの驚異的な記録が残されている（小林 2009）。当時の沿岸漁獲圧は低く、現代の捕獲数（1997-2013 年の平均：3.2 万尾/年）と単純に比較出来ないが、野生魚の保全による漁業資源増大の効果は決して低くないことが窺える。今後、標識放流調査（森田ら 2013a）などによって野生魚の資源造成に関する寄与度を科学的に検証することが望まれる。



## 放流魚と野生魚が共存した資源管理方策の検討

日本のサケのふ化放流事業は資源増殖の世界的な成功例とされ、将来的にも主要な増殖手段の1つとして有力視されている（宮腰 2014）。今後、サケ資源の持続的な利用を図る上では、これまでのふ化放流事業に併せて野生魚の再生産を考慮した資源管理（Miyakoshi et al. 2013; 森田ら 2013a; Morita 2014）を推進することが現実的であろう。近年、ふ化放流事業が生態系に与える負の影響を最小化させた上で漁業資源を造成する管理方策が国外を中心に検討され、隔離方策（segregated hatchery program）と融和方策（integrated hatchery program）が確立した（Moberg et al. 2005; Paquet et al. 2011）。隔離方策では野生魚および放流魚の個体群を完全に隔離し、野生魚を採卵親魚として使用せず、また、放流魚が迷入によって野生魚の個体群と交雑することを認めない（Fig. 30）。雄大な自然が多く残されたアラスカ州では隔離方策による資源管理が行われ、多くのふ化場が野生魚の自然産卵河川と隔離された場所に建設されている（Heard 2012）。一方、融和方策では野生魚および放流魚の個体群間における一定の遺伝子流動（gene flow）を認め、遺伝的に優れた野生魚と放流魚を一定の割合で交雑させて家魚化のリスクを最小限にすることを目指す（Fig. 30）。現在、日本ではどちらの管理方策を採用するのか定まっていないが、ふ化放流事業が行われる河川の大半で自然産卵が行われており（Fig. 4）、放流魚と野生魚の個体群を完全に隔離

することは困難であることから、融和方策を導入することが有力視されている (Morita 2014; 大熊ら 2016)。融和方策では、標識によって放流魚と野生魚を識別し、人工授精に供する親魚に含まれる野生魚の割合を観測する必要があり (Mobrand et al. 2005)、費用の少ない大量標識手法の開発・導入が重要となる。第6章では省コストな大量標識手法として代表的な Dry marking の能否を検討し、日本で初めてその施標に成功した。ただし、施標成功率は 100%に至っていない。今後、Dry marking の施標成功率を向上させる技術を開発し、その技術をふ化場に普及することで放流魚の標識率を高め、融和方策を推進する基盤を整えていくことが望まれる。

最後に1つ記しておきたい。近年、地球温暖化の影響により魚類の分布や資源量が変化することが指摘されている (水産総合研究センター 2009)。サケ科魚類は冷水性であり、地球温暖化によって分布域は北上し、その資源量が減少すると懸念されている (Jonsson and Jonsson 2009; Isaak et al. 2012)。ある温暖化シミュレーションに従った場合、100年後にはサケが日本に生息しなくなるとの予測結果も示されている (Kaeriyama et al. 2012)。本州日本海域では、大陸に囲まれた閉鎖的な地形から温暖化の影響が顕著であると想定されており (井上・日比野 2007; Belkin 2009)、サケの分布や資源量が甚大な影響を受ける可能性がある。一般的に、自然淘汰によって進化した野生魚は放流魚に比べて生態的地位および環境変化への適応力も高いと考えられている (Kaeriyama et al. 2014)。差し迫っている地球

温暖化の脅威を軽減させ、本州日本海域のサケ個体群を存続させるためにも、前述した野生魚の保全策を推進することが肝要である。

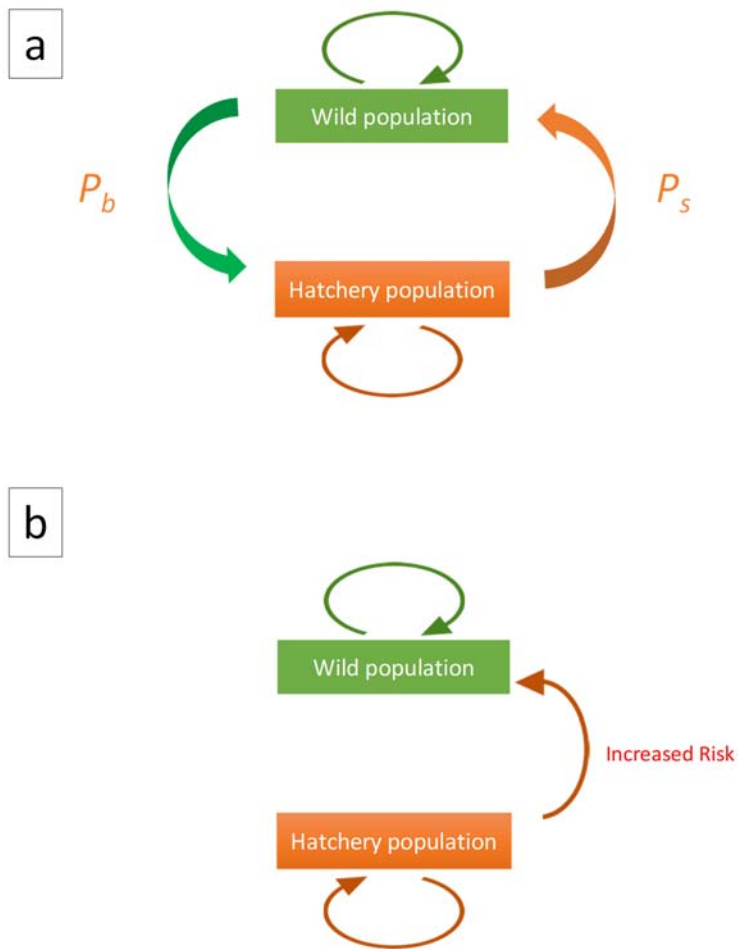


**Fig. 28** Riverbed of Shimohama-ayu River in Akita Prefecture (a) and Gejo River in Toyama Prefecture (b), where spawning redds of chum salmon were not observed (see supplemental table in chapter 2). As these photographs showing, most of rivers where redds were not observed, had riverbed covered with fine sediments entirely



**Fig. 29** Photograph showing shoreline maintenance in Fujitsuka Beach, Niigata Prefecture Japan

(2013/5/21)



**Fig. 30** Schematic diagrams of a genetically integrated hatchery program (a) and segregated hatchery program (b).  $P_s$ =proportion of hatchery-origin fish spawning naturally.  $P_b$ =proportion of natural-origin fish broodstock. If  $P_b/(P_b+P_s) > 0.5$ , natural selection has greater influence than hatchery selection on the genetic constitution of the whole population. The segregated hatchery program treats hatchery fish as a distinct population or isolated gene pool (modified from Lars et al. 2005)

## 要約

本研究では本州日本海域における野生サケ *Oncorhynchus keta* の生態および河川環境と再生産に関する情報を集積し、野生サケの保全を基軸とした資源管理方策を提言することを目的とした。

第1章ではサケの生活史や本州日本海域におけるふ化放流事業についてレビューし、サケ資源を持続的に利用するためには、ふ化放流事業の継続を図りつつ、自然再生産ベースの資源管理に着手する必要があることを述べ、序論とした。

第2章では本州日本海域におけるサケの自然産卵河川を把握するため、秋田県から富山県の流路延長 5 km 以上の全河川で産卵床に関する目視調査を行った。産卵床を確認した河川の割合は放流河川（毎年サケ稚魚を放流する河川）では 93.6% (44/47)、非放流河川（サケ稚魚を放流していない河川）では 74.5% (35/47) だった。サケの自然産卵は河川の放流実績に関わらず広域的に行われていることが明らかとなった。また、遡上親魚数の指標となる産卵床密度（産卵床数/1,000 m<sup>2</sup>）を放流河川と非放流河川の間で比較したところ両者に有意差は認められず（Mann-Whitney *U*-test,  $P=0.36$ ）、非放流河川における野生サケの個体群サイズも無視できない数に及ぶ可能性が示唆された。

第3章では産卵環境の悪化が野生サケの再生産に与える影響を検討するため、物理的な環境要素を計測した河床へサケの発眼卵を埋設し、浮上期に至る生残を調べた。生残率は河床に含まれる粒径 2 mm 以下の土砂の割合が高いほど（Linear model,  $P=0.02$ ）、また、

河床の通水性の指標である Fredle 指数が低いほど低下 ( $P=0.01$ ) した。野生サケの再生産成功率を低下させないためには、土砂の流入を抑制するなど、河床の通水性を高く維持することが重要と考えられた。

第 4 章では河川構造物がサケの産卵生態に与える影響を評価するため、河川構造物の直下（以下、上流区間）およびその下流（以下、下流区間）に調査区間を設定し、産卵床の出現様式を調べた。上流区間の産卵床密度は下流区間に対して約 15 倍の値を示し、上流区間では重複産卵（既に産卵床がある場所に再び産卵床が作られること）によって卵が河床に露出される状況が観察された。露出された卵は全て減耗することから、野生サケの再生産成功率を高めるには、河川構造物に魚道等を設置して河川の連続性を復元し、産卵密度の緩和を図ることが重要と考えられた。

第 5 章では野生サケ稚魚の降海直後の生態を把握するため、サケの自然産卵河川が流入する新潟県藤塚浜の砕波帯において、2-5 月の毎旬 1 回、曳き網を使ってサケ稚魚を採集した。放流魚（尾叉長 48 mm 以上）に比べて十分小さく浮上直後の体サイズに相当する尾叉長 42 mm 以下の個体を野生サケ稚魚と便宜的に識別した。各調査旬において尾叉長 42 mm 以下の個体が全体に占める割合は平均 86%（範囲：57-100%）であり、採集個体の大半が野生サケ稚魚と判断された。野生サケ稚魚は概ね 2 月下旬から出現し始めたが、消失時期および出現数のピークは調査年によって大きく異なり、消失時期が最も早い年では 3 月下旬、最も遅い年では 5 月下旬であった。サケ稚魚は表層水温が 8-14°C の時期を中心



に出現したが、既往の知見（生息水温の上限：14℃）に比べて約3℃も高い水温域でも確認された。本州日本海域では例年3月下旬までに全ての放流を終了させるが、野生サケ稚魚は放流終了後1-2ヶ月間に渡って砂浜域砕波帯に生息することが明らかとなった。採集したサケ稚魚の尾叉長平均は調査旬間で変化することなく、概ね38-40mmの範囲で一定に推移した。これにより、野生サケ稚魚が砕波帯において移入と離散を繰り返すことが示唆され、砂浜域砕波帯は野生サケ稚魚が淡水域から海水域へ順応する重要な成育場であると考えられた。

野生魚の資源動向を把握するには、放流魚と野生魚を識別するための簡便な標識技術が必要となる。第6章では、簡便・省コストな標識技術として代表的なDry markingを北海道千歳ふ化場（以下、千歳）と新潟県三面川ふ化場（以下、三面）で試行し、その能否を検討した。意図したマークが施された成功率は三面に比べて千歳の方が有意に高かった（Mann-Whitney's  $U$ -test,  $P<0.01$ ）。この一因として、水槽内の平均湿度が千歳では95.2±1.1%であったが、三面では98.4±1.4%と千歳に比べ約3%高く、作業の後半にほぼ飽和状態に達したことから、露出した卵が過剰に保湿されて水中に存在した時と同様の生理状態となり、マークの形成に至らなかった可能性が考えられた。

第7章では総合考察を行った。サケの自然産卵が行われる河川では、その再生産成功率を低下させないよう、河床に含まれる土砂の割合を低く保ち、また、河川の分断化を是正して産卵密度の緩和を図ることが求められる。そのため、河川へ土砂が流入することを抑

制し、河川構造物を改修するなど、産卵環境の復元・保全活動に取り組む重要性を主張した。野生サケ稚魚の重要な初期成育場である砂浜域砕波帯では、砂浜および砂浜浅海域の環境を維持することが野生サケの保全にとって必要であることを述べた。また、ふ化放流事業が生態系に与える負の影響を最小化させた上で漁業資源を造成する融和方策

(integrated hatchery program) に着手することが推奨されており、融和方策では放流魚と野生魚を標識によって識別し、人工授精に用いるサケ親魚に含まれる野生魚の割合を観測する必要がある。今後、Dry marking の施標成功率を向上させる技術を開発し、その技術をふ化場に普及することで放流魚の標識率を高め、融和方策を推進する基盤を整えていくことの重要性を主張した。

## 謝辞

本試験で用いたサケの発眼卵は新潟県三面川鮭産漁業協同組合および荒川漁業協同組合のご厚意により分譲していただきました。また、秋田県、山形県、新潟県および富山県のふ化場技術者の方々よりサケの自然産卵河川に関する情報を提供いただきました。

北海道区水産研究所の森田健太郎博士，長谷川 功博士，北海道総合研究機構さけます・内水面水産試験場の宮腰靖之博士には研究に関する有益なご助言を賜りました。日本海区水産研究所資源管理部の八木佑太博士，井関智明氏，さけます調査普及グループの歴代技術職員の方々には調査を進めるに当たり多大なるご協力をいただきました。また，日本海区水産研究所長の石田行正博士（当時），伊藤文成博士（当時），飯田貴次博士（当時），本多 仁博士をはじめ，研究職員の方々には学位取得にあたり便宜を図っていただくと共に終始，激励の言葉をいただきました。

東北大学大学院農学研究科の片山知史教授には学位論文執筆に懇切丁寧なご指導およびご助言を賜りました。同じく東北大学大学院農学研究科の尾定 誠教授，中嶋正道准教授には本論文のご校閲と有益なご助言を賜りました。以上の方々に心より厚く御礼申し上げます。

最後に，東北大学社会人大学院に在籍した3年間で暖かく支援いただいた父 章，母 美知子，妻 優真佳，心の支えになった娘 弥生と和奏に深く感謝申し上げます。

## 引用文献

Adams, J. and R. Beschta (1980) Gravel bed composition in Oregon coastal streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**, 1514-1521.

Alderdice, D., W. Wickett and J. Brett (1958) Some effects of temporary exposure to low dissolved oxygen levels on Pacific salmon eggs. *J. Fish. Res. Board. Can.*, **15**, 229-250.

Araki, H., B. Cooper and M. S. Blouin (2007) Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science*, **318**, 100-103.

Araki, H. and C. Schmid (2010) Is hatchery stocking a help or harm?: evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquacul.*, **308**, S2-S11.

有賀 望・森田健太郎・鈴木俊哉・佐藤信洋・岡本康寿・大熊一正 (2014) 大都市を流れる豊平川におけるサケ *Oncorhynchus keta* 野生個体群の存続可能性の評価. 日本水産学会誌, **80**, 946-955.

Barlaup, B. and V. Moen (2001) Planting of salmonid eggs for stock enhancement-a review of the most commonly used methods. *Nord. J. Freshwat. Res.*, 7-19.

Barton, B. A. (1977) Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwat. Biol.*, **7**, 99-108.

Bax, N. J. (1983) Early marine mortality of marked juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) released into Hood Canal, Puget Sound, Washington, in 1980. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**, 426-435.

- Baxter, C., F. R. Hauer and W. W. Woessner (2003) Measuring groundwater–stream water exchange: new techniques for installing minipiezometers and estimating hydraulic conductivity. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **132**, 493-502.
- Beacham, T. and C. Murray (1987) Adaptive variation in body size, age, morphology, egg size, and developmental biology of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 244-261.
- Beacham, T. D. and C. B. Murray (1990) Temperature, egg size, and development of embryos and alevins of five species of Pacific salmon: a comparative analysis. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **119**, 927-945.
- Belkin, I. M. (2009) Rapid warming of large marine ecosystems. *Prog. Oceanogr.*, **81**, 207-213.
- Beschta, R. L. and W. L. Jackson (1979) The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. *J. Fish. Res. Board. Can.* **36**, 204-210.
- Bjornn, T. and D. Reiser (1991) Habitat requirements of salmonids in streams. In "*Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats*" (ed. by W. R. Meehan), American Fisheries Society Special Publication, Maryland, USA, pp. 83-138.
- Brown, A. D., J. A. Sisneros, T. Jurasin, C. Nguyen and A. B. Coffin (2013) Differences in lateral line morphology between hatchery- and wild-origin steelhead. *PloS one*, **8**, e59162.
- Burkhalter, D. E. and C. M. Kaya (1977) Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, **106**, 470-475.

Campana, S. E. and J. D. Neilson (1985) Microstructure of fish otoliths. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**, 1014-1032.

Chapman, D. (1988) Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **117**, 1-21.

独立行政法人水産総合研究センター (2009) 地球温暖化とさかな. 独立行政法人水産総合研究センター, 成山堂書店, 東京, 182pp.

藤原正夢・大橋 徹・生田哲朗 (1983) 南限域における天然サケの産卵および降海回遊と水温との関係. 京都海洋センター研報, **7**, 1-8.

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

Fukuwaka, M. and T. Suzuki (2002) Early sea mortality of mark-recaptured juvenile chum salmon in open coastal waters. *J. Fish Biol.*, **60**, 3-12.

福澤博明 (2016) サケの母川回帰精度について. SALMON 情報, **10**, 16-19.

Gallagher, S. P., P. K. Hahn and D. H. Johnson (2007) Redd counts. In "*Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations.*" (ed. by D. H. Johnson, B. M. Shrier, S. O. N. Jennifer, A. K. John, A. Xanthippe, A. O. N. Thomas and N. P. Todd), American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 197-234.

権田 豊・近藤康行・高橋直己・宮 江介 (2014) 小規模河川内を移動するサケおよびサクラマ

- スの自動計数の試み. 水産技術, **7**, 1-16.
- 後藤悦郎・田中伸和・山本孝二 (1985) さけ・ます増殖事業振興調査報告書(親魚回遊経路調査). 島根県水産技術センター, 島根, 24pp.
- Grafen, A. and R. Hails (2002) Modern statistics for the life sciences. Oxford University Press Oxford.
- Greig, S., D. Sear and P. Carling (2005) The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. *Sci. Total Environ.*, **344**, 241-258.
- Hagen, P., K. Munk, B. Van Alen and B. White (1995) Thermal mark technology for inseason fisheries management: a case study. *Alaska Fish. Res. Bull.*, **2**, 143-155.
- Harnish, R. A., R. Sharma, G. A. McMichael, R. B. Langshaw and T. N. Pearsons (2014) Effect of hydroelectric dam operations on the freshwater productivity of a Columbia River fall Chinook salmon population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **71**, 602-615.
- Hasegawa, K. and S. Takahashi (2013) Microscale environments along the seaward migration route of stocked Chum salmon fry. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **142**, 1232-1237.
- Heard, W. R. (2012) Overview of salmon stock enhancement in southeast Alaska and compatibility with maintenance of hatchery and wild stocks. *Environ. Biol. Fishes*, **94**, 273-283.
- Hilborn, R., B. G. Bue and S. Sharr (1999) Estimating spawning escapements from periodic counts: a comparison of methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **56**, 888-896.

広井 修 (1985) 性成熟. 秋サケの資源と利用 (座間宏一・高橋裕哉編), 恒星社厚生閣, 東京, pp. 38-52.

Hiroi, O. (1998) Historical trends of salmon fisheries and stock conditions in Japan. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull.*, **1**, 23-27.

Hunter, J. G. (1959) Survival and production of pink and chum salmon in a coastal stream. *J. Fish. Res. Board. Can.*, **16**, 835-886.

市村正樹 (2015) 実験水槽におけるシロザケの産卵行動の観察. 根室地域におけるサケの自然再生産の現状と評価に関する研究 (博士論文), 北海道大学, 札幌, pp.34-51.

飯田真也・岡本康孝 (2014) アラスカ州における最先端システムを活用した耳石温度標識調査. *SALMON 情報*, **8**, 22-26.

井上博敬・日比野 祥 (2007) 日本海における表層水温の長期変動. *海と空*, **83**, 15-18.

入江隆彦 (1990) 海洋生活初期のサケ稚魚の回遊に関する生態学的研究. 西海区水産研究所研究報告, **68**, 1-142.

Isaak, D., S. Wollrab, D. Horan and G. Chandler (2012) Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest US from 1980–2009 and implications for salmonid fishes. *Clim. Change*, **113**, 499-524.

Iseki, T., Y. Miyauchi and T. Fujii (2012) Residence pattern of the ayu *Plecoglossus altivelis altivelis* larvae and juveniles occurring in the surf zone of a sandy beach, Niigata Prefecture, northern Sea of Japan.



*Fish. Sci.*, **78**, 55-65.

石山信雄・永山滋也・岩瀬晴夫・赤坂卓美・中村太士 (2017) 河川生態系における水域ネットワーク再生手法の整理: 日本における現状と課題. 応用生態工学, **19**, 143-164.

Iwata, M., and S. Komatsu (1984) Importance of estuarine residence for adaptation of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) fry to seawater. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **41**, 744-749.

Jonsson, B. and N. Jonsson (2009) A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *J. Fish Biol.*, **75**, 2381-2447.

Jonsson, B. and N. Jonsson (2010) Population Enhancement and Population Restoration. In "*Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Histories*" (ed. by D. L. G. Noakes), Springer, New York, pp. 567-632.

帰山雅秀 (1986) サケ *Oncorhynchus keta* (Walbaum) の初期生活に関する生態学的研究. 北海道さけ・ますふ化場研報, **40**, 31-92.

Kaeriyama, M. (1999) Hatchery programmes and stock management of salmonid populations in Japan. In "*Stock enhancement and sea ranching*" (ed. by B. R. Howell, E. Moksness and T. Sva°sand), Oxford, Blackwell, pp. 153-167.

帰山雅秀 (2003) サケによる地球生態系の生物多様性と物質循環に及ぼす影響 (特集 「生物相からみた環境の変化」). 海洋と生物, **25**, 431-438.

Kaeriyama, M. and R. R. Edpalina (2004) Evaluation of the biological interaction between wild and hatchery populations for sustainable fisheries and management of Pacific salmon. In "*Stock Enhancement and Sea Ranching (2nd ed.)*" (ed. by K. Leber, S. Kitada, H. Blankenship and T. Sva°sand), Blackwell, Oxford, pp. 247-259.

Kaeriyama, M., H. Seo, H. Kudo and M. Nagata (2012) Perspectives on wild and hatchery salmon interactions at sea, potential climate effects on Japanese chum salmon, and the need for sustainable salmon fishery management reform in Japan. *Environ. Biol. Fishes*, **94**, 165-177.

Kaeriyama, M., H. Seo and Y.-x. Qin (2014) Effect of global warming on the life history and population dynamics of Japanese chum salmon. *Fish. Sci.*, **80**, 251-260.

環境省 (2012) 生物多様性国家戦略 2012－2020 の閣議決定について. 環境省ホームページ:  
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15758>.

加藤 功・大熊 孝・山岸俊男・相楽 治 (2015) 新潟の鮭を、長野(上田・松本)まで遡上させる活動. 特定非営利活動法人新潟水辺の会, 新潟市, 77pp.

加藤文男 (2007) 福井県河川に遡上するサケ *Oncorhynchus keta* (Walbaum)の初期生活史. 福井市自然史博物館研報, **54**, 63-74.

木村清朗 (1981) 九州北部におけるサケの捕獲例. 魚類学雑誌, **28**, 193-196.

北田修一 (2013) シロザケ孵化場魚の遺伝的多様性と繁殖成功度. サケ学大全 (帰山雅秀・永田光博・中川大介編), 北海道大学出版, 札幌, pp. 123-128.

Kitada, S. (2014) Japanese chum salmon stock enhancement: current perspective and future challenges.

*Fish. Sci.*, **80**, 237-249.

小林哲夫 (1977) 沿岸滞泳期におけるサケ・マス幼魚期の生態. 水産海洋研究会報, **31**, 39-44.

Kobayashi, T. (1980) Salmon propagation in Japan. In "*Salmon ranching*." (ed. by J. E. Thorpe), Academic

Press, London, pp. 91-107.

小林哲夫 (2009) 日本サケ・マス増殖史. 北海道大学出版, 札幌, 310pp.

小堀彰彦 (2013) 「全国内水面養殖振興協会」発足への意気込み. 養殖ビジネス, **50**, 56-58.

国立研究開発法人水産総合研究センター (2015) Salmon Database 01 電子版 ver. 1., 国立研究開

発法人水産総合研究センター, 札幌.

Kondolf, G. M. and M. G. Wolman (1993) The sizes of salmonid spawning gravels. *Wat. Res. Res.*, **29**,

2275-2285.

Lotspeich, F. B. and F.H.Everest (1981) A new method for reporting and interpreting textual composition

of spawning gravel. *U.S.Forest Service Research Note PNW369*.

真山 紘 (1993) サケ・マスの生態特性と河川. 河川生態環境工学 (玉井信行・水野信彦・中村

俊六編), 東京大学出版会, 東京, pp. 111-121.

McNeil, W. J. (1964) Redd superimposition and egg capacity of pink salmon spawning beds. *J. Fish. Res.*

*Board. Can.*, **21**, 1385-1396.

Merz, J. E. and J. D. Setka (2004) Evaluation of a spawning habitat enhancement site for chinook salmon

- in a regulated California river. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **24**, 397-407.
- Miyakoshi, Y., M. Nagata, S. Kitada and M. Kaeriyama (2013) Historical and current hatchery programs and management of chum salmon in Hokkaido, northern Japan. *Rev. Fish. Sci.*, **21**, 469-479.
- Miyakoshi, Y., H. Urabe, H. Saneyoshi, T. Aoyama, H. Sakamoto, D. Ando, K. Kasugai, Y. Mishima, M. Takada and M. Nagata (2012) The occurrence and run timing of naturally spawning chum salmon in northern Japan. *Environ. Biol. Fishes*, **94**, 197-206.
- 宮腰靖之 (2014) サケマス資源の増殖保全技術の向上. 日本水産学会誌, **80**, 674-676.
- 水谷 寿・渋谷和治・古仲 博 (2011) サクラマス用簡易魚道の設計. 河川の適正利用による本州日本海域サクラマス資源管理技術の開発, 独立行政法人水産総合研究センターさけますセンター, 札幌, pp. 76-81.
- Mobrand, L. E., J. Barr, L. Blankenship, D. E. Campton, T. T. Evelyn, T. A. Flagg, C. V. Mahnken, L. W. Seeb, P. R. Seidel and W. W. Smoker (2005) Hatchery reform in Washington State: principles and emerging issues. *Fisheries*, **30**, 11-23.
- Montgomery, D. R., J. M. Buffington, N. P. Peterson, D. Schuett-Hames and T. P. Quinn (1996) Stream-bed scour, egg burial depths, and the influence of salmonid spawning on bed surface mobility and embryo survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **53**, 1061-1070.
- 森川一郎 (2000) 魚道の評価 魚がのぼりやすい川づくり推進モデル事業の現状と課題. 応用生態工学, **3**, 193-198.

Morita, K. (2014) Japanese wild salmon research: toward a reconciliation between hatchery and wild salmon management. *NPAFC Newsletter*, **35**, 4-14.

Morita, K., S. H. Morita and M.-a. Fukuwaka (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.

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

Morita, K. and S. Yamamoto (2002) Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conserv. Biol.*, **16**, 1318-1323.

森田健太郎・高橋 悟・大熊一正・永沢 亨 (2013a) 人工ふ化放流河川におけるサケ野生魚の割合推定. 日本水産学会誌, **79**, 206-213.

森田健太郎・平間美信・宮内康行・高橋 悟・大貫 努・大熊一正 (2013b) 北海道千歳川におけるサケの自然再生産効率. 日本水産学会誌, **79**, 718-720.

森田健太郎 (2015) 漁業の特性と生物の適応. 人間活動と生態系 (日本生態学会編), 共立出版, 東京, pp. 149-166.

森田健太郎・大熊一正 (2015) サケ：ふ化事業の陰で生き長らえてきた野生魚の存在とその保全. 魚類学雑誌, **62**, 189-195.

Mueter, F. J., R. M. Peterman and B. J. Pyper (2002) Opposite effects of ocean temperature on survival

- rates of 120 stocks of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) in northern and southern areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **59**, 456-463.
- 向井 徹 (2016) みんなでサケを探してみれば. 札幌ワイルドサーモンプロジェクトニューズレター, **3**, 2-3.
- 村上市観光協会 (2015) むみ。村上市観光協会, 村上市, 84pp.
- Nagata, M., Y. Miyakoshi, D. Ando, M. Fujiwara, M. Sawada, H. Shimada and H. Asami (2007) Influence of coastal seawater temperature on the distribution and growth of juvenile chum salmon, with recommendations for altered release strategies. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull.*, **4**, 223-235.
- Nagata, M., Y. Miyakoshi, H. Urabe, M. Fujiwara, Y. Sasaki, K. Kasugai, M. Torao, D. Ando and M. Kaeriyama (2012) An overview of salmon enhancement and the need to manage and monitor natural spawning in Hokkaido, Japan. *Environ. Biol. Fishes*, **94**, 311-323.
- Nakamura, F., S. Kameyama and S. Mizugaki (2004) Rapid shrinkage of Kushiro Mire, the largest mire in Japan, due to increased sedimentation associated with land-use development in the catchment. *Catena*, **55**, 213-229.
- Nakamura, F. and E. Komiyama (2010) A challenge to dam improvement for the protection of both salmon and human livelihood in Shiretoko, Japan's third Natural Heritage Site. *Landsc. Ecol. Eng.*, **6**, 143-152.
- Nakamura, F., T. Sudo, S. Kameyama and M. Jitsu (1997) Influences of channelization on discharge of

suspended sediment and wetland vegetation in Kushiro Marsh, northern Japan. *Geomorphology*,  
**18**, 279-289.

中村智幸 (2008) 溪流魚の人工産卵場の作り方. 独立行政法人水産総合研究センター中央水産研  
究所, 横浜市, 5pp.

野川秀樹 (1992) 本州日本海沿岸におけるサケ増殖と資源動態. 魚と卵, **161**, 29-43.

野川秀樹 (2010) さけます類の人工ふ化放流に関する技術小史 (序説). 水産技術, **3**, 1-8.

能勢幸雄・石井丈夫・清水 誠 (1988) 再生産曲線. 水産資源学, 東京大学出版会, 東京, pp. 185-  
194.

NPAFC (2017) NPAFC statistics: description of Pacific salmonid catch and hatchery release data files  
(updated 31 July 2017). North Pacific Anadromous Fish Commission, Vancouver. Available:  
[www.npafc.org](http://www.npafc.org).

尾田昌紀 (2010) 琵琶湖流入河川におけるビワマスの産卵床分布. 日本水産学会誌, **76**, 213-215.

尾田昌紀・秋葉健司・山本俊昭 (2008) 琵琶湖流入河川におけるビワマス *Oncorhynchus masou*  
subsp.の自然再生産について. 陸水生物学報, **23**, 1-6.

尾田昌紀・淀 太我 (2016) 2015年の琵琶湖流入河川におけるビワマス産卵床の流程分布. 水産  
増殖, **64**, 339-345.

大熊一正・長谷川 功・佐藤俊平・岸 大弼・市村正樹・飯田真也・森田健太郎 (2016) 野生魚  
を活用した持続可能なさけます漁業と増殖事業. SALMON 情報, **10**, 30-37.

Olla, B., M. Davis and C. Ryer (1994) Behavioural deficits in hatchery-reared fish: potential effects on survival following release. *Aquacul., Res.*, **25**, 19-34.

小野有五 (1992) 地形学は環境を守れるか? 地形, **13**, 261-281.

Paquet, P., T. Flagg, A. Appleby, J. Barr, L. Blankenship, D. Campton, M. Delarm, T. Evelyn, D. Fast and J. Gislason (2011) Hatcheries, conservation, and sustainable fisheries—achieving multiple goals: results of the Hatchery Scientific Review Group's Columbia River basin review. *Fisheries*, **36**, 547-561.

Parker, R. R. (1971) Size selective predation among juvenile salmonid fishes in a British Columbia inlet. *J. Fish. Res. Board. Can.*, **28**, 1503-1510.

Reinhardt, U. G. (2001) Selection for surface feeding in farmed and sea-ranched masu salmon juveniles. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **130**, 155-158.

Rogatnykh, A., E. Akinicheva and B. Safronkov (2001) The dry method of otolith mass marking. *NPAFC Tech. Rep.*, **3**, 3-5.

Saito, T. and K. Nagasawa (2009) Regional synchrony in return rates of chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in Japan in relation to coastal temperature and size at release. *Fish. Res.*, **95**, 14-27.

佐々木 系・吉光昇二 (2008) 緑茶抽出物浸漬法によるサケ卵の卵膜軟化床抑制効果. 水産技術, **1**, 43-47.

Salo, E. O. (1991) Life history of chum salmon (*Oncorhynchus keta*). In "Pacific salmon life histories" (ed.



by C. Groot and L. Margolis), UBE Press, British Columbia, Canada, pp. 231-309.

Scrivener, J. (1988) Two devices to assess incubation survival and emergence of salmonid fry in an estuary streambed. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **8**, 248-258.

Scrivener, J. and M. Brownlee (1989) Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 681-696.

関 二郎 (2005) 北海道太平洋沿岸域におけるサケ幼稚魚の摂餌特性と餌料環境に関する研究. さけ・ます資源管理センター研報, **7**, 1-104.

関 二郎 (2013) さけます類の人工ふ化放流に関する技術小史(放流編). 水産技術, **6**, 69-82.

四宮明彦・真鍋尚也・櫻井 真 (2003) 鹿児島県西岸で捕獲された成熟サケ. 魚類学雑誌, **50**, 147-151.

Smith, S. G., W. D. Muir, E. E. Hockersmith, R. W. Zabel, R. J. Graves, C. V. Ross, W. P. Connor and B. D. Arnsberg (2003) Influence of river conditions on survival and travel time of Snake River subyearling fall Chinook salmon. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **23**, 939-961.

鈴木俊哉・福若雅章・清水幾太郎・関 二郎・帰山雅秀・真山 紘 (1994) 本州日本海沿岸におけるサケ幼稚魚の摂餌選択性. 北海道さけ・ますふ化場研報, **48**, 11-16.

Suzuki, T. and M.-a. Fukuwaka (1998) Variation in prey size selectivity of fingerling chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in sea life: effects of stomach fullness and prey abundance. *N. Pac. Anadr.*

*Fish Comm. Bull.*, **1**, 138-145.

Suzuki, T., M. Okamoto and N. Aruga (2005) Natural spawning of chum salmon in the Toyohira River,

Hokkaido. *NPAFC Tech. Rep.*, **6**, 121.

鈴木俊哉 (2008) 自然再生産を利用したサケ資源保全への取り組み. *SALMON 情報*, **2**, 3-5.

田子泰彦 (2002) 富山湾の砂浜域砕波帯周辺におけるアユ仔魚の出現, 体長分布と生息場所の変

化. *日本水産学会誌*, **68**, 144-150.

田子泰彦 (2007) 河川漁業の名川, 神通川と庄川はダムの建設でいかに変貌し, そしていかなる

終末を迎えるのか. *日本水産学会誌*, **73**, 89-92.

田子泰彦 (2008) 神通川におけるサケ稚魚の降海終期と大きさ. *富山県水産試験場研報*, **19**, 19-

28.

高橋勇夫・東 健作 (2006) 海にいるアユを守るために. ここまでわかったアユの本, 築地書館

株式会社, 東京, pp. 236-240.

高橋昌也 (2006) 耳石温度標識技術を用いたサケ・マス類の標識放流と調査研究. *養殖*, **542**, 82-

85.

高橋昌也 (2015) 日本系サケ地域個体群におけるふ化放流の現状. *水研センター研報*, **39**, 49-84.

高山 肇・岡本康寿・小原 聡・佐藤信洋・金田壽夫 (1997) 豊平川産シロザケの河川回帰数の

推定方法についての試案. *札幌市豊平川さけ科学館館報*, **9**, 49-57.

田中 克・落合 明 (1986) 36 サケ・マス類. 新版魚類学 (下)改訂版 (田中 克・落合 明編), 恒

星社厚生閣, 東京, pp. 402-464

Tappel, P. D. and T. C. Bjornn (1983) A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **3**, 123-135.

Thorpe, J. E. (1980) *Salmon ranching*. Academic Press, London, 441pp.

Tojima, T., M. Kuwaki and S. Urawa (2017) Releases of otolith marked salmon from Japan between summer of 2015 and spring of 2016. *NPAFC Doc (Available at <http://www.npafc.org>)*, **1695**, 17pp.

徳原哲也・岸 大弼・原 徹・熊崎 博 (2010) 河川放流した養殖アマゴ成熟親魚の産卵床立地条件と卵の発眼率. *日本水産学会誌*, **76**, 370-374.

浦和茂彦 (2000) 日本系サケの回遊経路と今後の研究課題. さけます資源管理センターニュース, **5**, 3-9.

浦和茂彦 (2001) さけ・ます類の耳石標識: 技術と応用. さけ・ます資源管理センターニュース, **7**, 3-11.

Volk, E. C., S. L. Schroder and K. L. Fresh (1990) Inducement of unique otolith banding patterns as a practical means to mass-mark juvenile Pacific salmon. *Ame. Fish. Soc. Sym.*, **7**, 203-215.

Volk, E. C., S. L. Schroder and J. J. Grimm (1999) Otolith thermal marking. *Fish. Res.*, **43**, 205-219.

渡辺恵三 (2016) 僕たちはサケの産卵場をつくれるか?. 札幌ワイルドサーモンプロジェクトニュースレター, **3**, 10-11.

Wesche, T. A., D. W. Reiser, V. R. Hasfurther, W. A. Hubert and Q. D. Skinner (1989) New technique for

- measuring fine sediment in streams. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **9**, 234-238.
- Wood, P. J. and P. D. Armitage (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ. Manage.*, **21**, 203-217.
- 山田浩之 (2007) 細粒土砂汚染とは何か? 河川管理に求められることは? *河川*, **63**, 81-83.
- Yamada, H. and F. Nakamura (2009) Effects of fine sediment accumulation on the redd environment and the survival rate of masu salmon (*Oncorhynchus masou*) embryos. *Landsc. Ecol. Eng.*, **5**, 169-181.
- Yamamoto, S., K. Morita, I. Koizumi and K. Maekawa (2004) Genetic differentiation of white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) populations after habitat fragmentation: spatial-temporal changes in gene frequencies. *Conserv. Genet.*, **5**, 529-538.
- 山本克巳・今井正直 (1990) 奥羽沿岸海域 II 物理. 続・日本全国沿岸海洋誌(総説篇・増補編)(日本海洋学会・沿岸海洋研究部会・「沿岸海洋誌」編集委員会編), 東海大学出版, 東京, pp. 805-819.
- 山下彰司・矢部浩規・村上泰啓 (2007) 濁水が魚類に与える影響. 寒地土木研究所月報, **647**, 32-42.
- 吉川夏樹・伊藤沙英美 (2015) 田んぼダムによる潟への土砂堆積抑制に関する研究. 平成 27 年度新潟市潟環境研究所研報, 6-35.
- Yoshimura, C., T. Omura, H. Furumai and K. Tockner (2005) Present state of rivers and streams in Japan. *River Res. Appl.*, **21**, 93-112.

Zaporozhets, O. and G. Zaporozhets (2004) Interaction between hatchery and wild Pacific salmon in the

Far East of Russia: a review. *Rev. Fish Biol. Fish.*, **14**, 305-319.