オオクチバス *Micropterus salmoides* の 成長段階における放射性セシウムの蓄積

有田 康一¹・芦澤 淳²・藤本 泰文²・嶋田 哲郎²・林 誠二³・玉置 雅紀⁴・矢部 徹⁴

¹正会員 国立研究開発法人国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター

(〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2)

E-mail: arita.koichi@nies.go.jp

²公益財団法人宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団 (〒989-5504 宮城県栗原市若柳字上畑岡敷味 17-2)

E-mail: motugogogo@gmail.com, fjimo@hotmail.com, tshimada0423@gmail.com

³正会員 国立研究開発法人国立環境研究所 地域環境研究センター

(〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2)

E-mail: shayashi@nies.go.jp

⁴国立研究開発法人国立環境研究所生物・生態系環境研究センター

(〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2)

E-mail: mtamaoki@nies.go.jp, yabet@nies.go.jp

淡水魚は海水魚よりも放射性セシウムを蓄積しやすいと考えられている。しかし成長段階に応じた蓄積については、十分に明らかになってはいない。そこで本研究では、オオクチバス *Micropterus salmoides* による放射性セシウムの蓄積様を明らかにすることを目的として、成長段階ごとの放射性セシウム濃度を測定し、セシウム 137 / カリウム 40 比についても検討した。セシウム 137 濃度は孵化により低下し、摂餌開始により上昇した。1 個体あたりのセシウム 137 蓄積量は、孵化後 6 ヶ月間で 8.6×10^2 倍となり、成長に伴う摂餌の開始と食性の変化が放射性セシウムの蓄積に寄与している可能性が示唆された。

Key Words: radioactive cesium, *Micropterus salmoides*, developmental stage, Lake Izunuma-Uchinuma

1. はじめに

2011 年 3 月 11 日に起きた東日本大震災に伴い発生した福島第一原子力発電所の事故により放射性物質が放出され、太平洋に拡散するとともに南東北から関東地方の陸域にも広く降下・沈着した¹⁾。森林や農地、市街地からは降雨などにより河川や水路、湖沼へ放射性物質が流入することから、陸水域や沿岸海域においては直接水面に降下・沈降・堆積しただけではなく、周辺流域からの集積と汚染の長期化が懸念される²⁾⁻¹⁴⁾。

水中の放射性物質は物質循環や食物連鎖により水生生物へ取り込まれることから、水産庁や環境省をはじめとする各種研究機関によりモニタリング・調査が行われている¹⁵⁾⁻¹⁹⁾。水産漁業生物における放射性セシウム濃度は全体的に低下傾向にあり、食品中の放射性セシウムの基準値 100 Bq/kg 以上の検出率は年々低下している一方で、海産底生魚類や魚食

性の強い淡水魚においては濃度低下が遅い傾向にあることも確認されている^{15),17),18),20)-23)}。そのため事故後 4 年を経てもなお、各地で出荷制限や出荷を自粛する品目が定められており²⁴⁾、風評被害²⁵⁾とあわせて水産漁業への影響は大きい。魚種間や同一魚種においても水域間や経時変化の傾向が異なる理由としては、放射性物質の存在状態や競合元素濃度、水温や底質などの環境的要因と食性や体内における元素代謝、成長段階などといった生物学的要因によると考えられているが十分な解明には至っていない^{2),26)-30)}。また、体内の浸透圧調節機能の違いにより淡水魚の濃縮係数は海水魚の数十倍高く、影響も長期化すると考えられている^{2),26),31)}。チェルノブイリ原子力発電所の事故時には、汚染された淡水魚類の食用・販売禁止をはじめとして調理・加工方法の検討、非汚染餌での養殖の試みや集中漁獲による食物連鎖操作、競合元素であるカリウム散布といった対策も講じられたが根本的な解決には至らず、食

物連鎖による放射性物質蓄積への対策は長期的な取り組みが必要であることが示された²⁾。

福島第一原子力発電所の事故に伴う魚類への放射性セシウム汚染について、一部の魚種については魚体重・体長や年齢・年級群、食性や行動様式などの関係について調査・考察されているが^{14),15),17)-20),23),32)-34)}、同水域内で経時的濃度変化を調べるのに十分な個体数を体サイズごとや年齢ごとに確保できる魚種は限られている。さらに卵も含めた成長段階ごとの自然個体群を確保することはより困難であることから、福島第一原子力発電所の事故について魚類の成長段階に応じた放射性セシウムの蓄積を明らかとしたデータは筆者らが知る限り見あたらない。高線量地域における影響評価を行うために標準動植物に選定されたタイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus*、ギンブナ *Carassius auratus langsdorfii*、ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*、メダカ *Oryzias latipes*、*O. sakaizumii* の4種³⁵⁾は多獲性かつ多産でもあるため指標生物に適しているが低次捕食者に位置しており、食物連鎖による蓄積影響を評価するための高次捕食者に相当する魚種は選定されていない。

伊豆沼・内沼は宮城県北部の栗原市と登米市とにまたがり位置し、周辺地域も含めたラムサール条約登録湿地としてワイズユースによる地域活性化が図られるとともに、積極的な自然再生事業に取り組んできた。なかでも、水中生態系の頂点に位置して漁業資源や希少魚種に多大な影響を及ぼしたオオクチバス *Micropterus salmoides* を防除するために、卵から成魚に至る採取技術を確立するとともに成長に応じた食性変化などの生態学的知見を蓄積し³⁶⁾⁻⁴⁰⁾、沼の生態系と食文化の復元を目指して尽力してきた³⁸⁾。ところが福島第一原子力発電所から北へ約140 kmに位置するにもかかわらず、2011年3月11日に発生した事故に由来する放射性物質による汚染が確認された。沼周辺および集水域における放射性セシウム ^{134}Cs およびセシウム ^{137}Cs の合計沈着量は 10 kBq/m^2 以下と低汚染地域といえるが、20 km 程度離れた北西の山間部では $30\text{--}60 \text{ kBq/m}^2$ の沈着量が認められ⁴¹⁾、平均空間線量で $0.28\text{--}0.29 \mu\text{Sv/h}$ の測点も存在したこと⁴²⁾、宮城県内において相対的に線量が高い地域が隣接しているといえる。2012年3月の伊豆沼ならびに流入する荒川の底質における乾燥重量あたりの $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 濃度は、それぞれ $125\text{--}940 \text{ Bq/kg DW}$ ならびに $720\text{--}1,130 \text{ Bq/kg DW}$ と流入河川の方が相対的に高濃度の傾向を示すとともに、沼内上流に位置する河川流入域の方が下流に位置する沼出口よりも高濃度

であったことから集水域からの集積も懸念されている⁴³⁾。魚類においても汚染が確認されており、ギンブナ *Carassius auratus langsdorfii* やゲンゴロウブナ *Carrassius cuvieri* よりもオオクチバス *Micropterus salmoides* において相対的に高濃度の放射性セシウムが検出され、伊豆沼で2011年11月に採取された幼魚1個体および12月に採取された成魚3個体について湿重量あたりの $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 濃度は 100 Bq/kg を超過した⁴³⁾。

今後も周辺流域からの放射性セシウムの流入負荷が懸念される湖沼においては、食物連鎖による放射性セシウム蓄積問題に対してモニタリングの継続や仕組みの解明など長期的な対策が必要となる。そこで本研究では、湖沼生態系の高次捕食者であるオオクチバス *Micropterus salmoides* を対象として、とりわけ形態や生理活性ならびに食性が大きく変化する卵から未成魚(若魚)までの成長段階に応じた放射性セシウムの蓄積様を明らかとし、淡水魚類に対する放射性セシウム汚染の実態把握ならびに漁場環境や漁業資源を管理する上で有効な手段を講じる一助となる知見を得ることを目的とした。

2. 材料と方法

(1) 対象魚

北米原産のオオクチバス *Micropterus salmoides* は繁殖力旺盛でかつ成長も速く、産卵期である5-6月に孵化した個体は11月くらいまでには全長200 mm程度にまで成長し、2年で成熟する事例も見られる^{36),39),44),45)}。2004年度以降伊豆沼・内沼において取り組まれているオオクチバス防除事業は、卵や仔魚を捕集することで繁殖を抑制する人工産卵床をはじめとする様々な手法を組み合わせた伊豆沼方式として全国的に注目されている^{37),38),40)}。これらの培われた技術を適宜活用して以下、各成長段階のオオクチバス *Micropterus salmoides* の試料を採取した。

(2) 各成長段階の試料採取方法

2013年5月9日および10日に電気ショックポート³⁸⁾を用いて採取された成魚のうち、抱卵雌5個体を「親魚」試料とし、それぞれの親魚から卵巣を摘出して「摘出卵」試料とした。環境中に産出された卵の試料には、オオクチバス防除事業において開発された人工産卵床^{36)-38),40)}により5月19日および20日に捕集・回収された受精卵を用いて「産卵床卵」とした。オオクチバス *Micropterus salmoides* の卵は受精後、3日程度以内に孵化する⁴⁶⁾ことから、産

卵日は5月17日から20日までの間と推察された。5月26日および29日に目合1 mm程度の押し網³⁸⁾を用いて採取した「仔魚」試料は卵黄の吸収と眼点が目視確認できたことから、西原・三植(1989)⁴⁶⁾により孵化後5-10日程度と考えられた。6月9日および14日には表層を遊泳している個体群のうち、ほぼ成魚の体形を呈する孵化後20日程度⁴⁶⁾と考えられる「稚魚」について、目合3 mm程度の押し網を用いて採取した。採取された稚魚の体長から、動物プランクトン食から魚食へと移行する時期の個体群⁴⁰⁾と考えられた。全長200 mm未満の当歳未成魚「若魚」試料は、11月19日に電気ショッカーボートにより42個体を採取した。

(3) 各成長段階試料の処理方法

a) 親魚

親魚5個体の全長・体重を測定後に卵巣を摘出、3枚におろした皮付きの切り身をミンチ状に粉碎してそれぞれ個体ごとの放射線測定用試料としてU-8容器に収容、測定に供するまで冷凍保存した(n=5)。

b) 摘出卵

それぞれの親魚から摘出した卵巣をほぐして単位重量(0.5 g程度)あたりの卵粒数から卵粒一粒あたりの重量(卵粒重量)を求めたのち、粉碎はせずに親魚ごとにU-8容器に収容、各親魚に由来する未受精卵試料として放射線測定に供するまで冷凍保存した(n=5)。

c) 産卵床卵

人工産卵床を用いて採取した各日の受精卵試料からそれぞれ0.6 g程度を抽出、単位重量あたりの卵粒数から卵粒重量を求めたのち、粉碎せずに採取日ごとにU-8容器に収容して放射線測定に供するまで冷凍保存した(n=2)。

d) 仔魚

5月28日に採取された個体群試料からは1 g程度を、29日の試料からは3 g程度をそれぞれ3回ずつ抽出して単位重量あたりの個体数を計数、得られた個体数で抽出重量を除すことにより個体重を求め(n=6)、採取日ごとの平均個体重を算出した。全長は各日試料からそれぞれ10個体を抽出して測定した。粉碎はせずに5月28日採取の個体群試料は全量を1個のU-8容器に、29日の試料は3個のU-8容器にそれぞれ収容して放射線測定に供するまで冷凍保存した(n=4)。

e) 稚魚

6月9日に採取された個体群試料からは6 g程度を、14日の試料からは8 g程度をそれぞれ3回ずつ抽出して仔魚試料と同様、個体重(n=6)および採取

日ごとの平均個体重を求め、10個体の全長を測定した。粉碎せずに6月9日採取の個体群試料は2個のU-8容器、14日の試料は5個のU-8容器にそれぞれ収容して放射線測定に供するまで冷凍保存した(n=7)。

f) 若魚

採取した42個体すべての全長・体重を測定後に3枚におろした皮付きの身の重量に応じて2-13個体を組み合わせて一試料とし、ミンチ状に粉碎して6個のU-8容器に収容して放射線測定に供するまで冷凍保存した(n=6)。

以上により処理した各成長段階の試料湿重量を50 g程度に統一することにより、試料量の違いによる放射性物質測定時の誤差を少なくするよう試みた。

(4) 試料中の放射性セシウムおよび放射性カリウム測定方法

ゲルマニウム半導体検出器により¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs、ならびに放射性カリウム(⁴⁰K)濃度を測定した⁴⁷⁾。使用した機種はGMX45P4-76, GEM65P4-83, GMX60-83-LB-C-HJ (ORTEC社製)であり、それぞれ放射能標準ガンマ体積線源(アルミナ)MX033U8PP((社)日本アイソトープ協会)を用いて校正を行なった。全ての試料について原則として¹³⁴Cs + ¹³⁷Csのピーク面積合計が1,000カウントを超えるまで測定した結果、測定時間は13,000秒から59,000秒であった。測定結果は採取日の放射能濃度に補正した値を用いた。

3. 結果と考察

(1) 仔魚から若魚までの成長と親魚の年齢推定

人工産卵床において卵試料が採取された5月19日を便宜上の産卵日(0日目)と仮定し、仔魚(n=6)および稚魚(n=6)ならびに若魚(n=42)の試料それぞれが採取された日までを産卵からの経過日数として仔魚から若魚までの個体重変化に関する成長曲線を図-1に示した。ただし、若魚試料についてはその体長組成から成長度合いが異なる2個体群を含んでいると考えられ、安野・菊地(2012)³⁹⁾により全長150 mm以上(平均173 ± 15 mm(±標準偏差), n=7)の個体群は魚食へ移行してきた成長の速い当歳魚群ならびに全長140 mm未満(102 ± 9.0 mm, n=35)の個体群は成長が悪く動物プランクトン食に留まった当歳魚群とそれぞれ推察された。また稚魚から若魚に至る成長段階の個体群は、群泳から単独遊泳へと移行するとともに夏場に繁茂するハスにより採取困難

図-1 産卵からの経過日数と仔魚から若魚に至る成長段階における魚体重との関係

図-2 親魚と摘出卵における放射性セシウム濃度

であったことから本研究の試料とすることはできなかった。すなわち本成長曲線には改良の余地を有するが、図-1で得られた近似式により2, 3, 4年魚の体重はそれぞれ401g, 1,030g, 2,005gと試算され、田中(1989)⁴⁸⁾により琵琶湖のオオクチバス *Micropterus salmoides* について試算された2年魚 555 ± 254 g および3年魚以上 $1,230 \pm 393$ g に比べて成長が遅いものの似た傾向を示した。したがって、本研究に供した体重738-1,400g(平均 $1,005 \pm 250$ g)の親魚5個体は3年魚と推察され、震災前の2010年に生まれた当歳魚として福島第一原子力発電所の事故に由来する放射性物質に曝露した可能性が考えられた。

(2) 親魚と卵における放射性セシウム濃度

図-2に親魚5個体とそれぞれから摘出した卵における $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 濃度を示した。親魚の $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 濃度は湿重量あたり平均 59.3 ± 10.8 Bq/kg(±標準偏差)(50.3-79.7 Bq/kg)と100 Bq/kgを下回った。一方でそれぞれの親魚に由来する摘出卵の $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ 濃度は、親魚の30-40%にも相当することが明らかとなり次世代へも蓄積することが示された。親魚について半減期の短い ^{134}Cs の影響を排除した ^{137}Cs 濃度を嶋田ら(2012)⁴³⁾が報告した2011年12月に採取された事故後の成魚個体群(n=4)と比較すると、2013年の個体群における平均 ^{137}Cs 濃度 39.5 ± 7.3 Bq/kgは2011年の個体群における平均 ^{137}Cs 濃度 63.3 ± 6.7 Bq/kgよりも有意に低下していた(Studentのt検定, $p < 0.01$)ことから、成熟個体への蓄積は低下傾向にあることが示唆された。環境省による公共用水域モニタリング結果⁴⁹⁾により、それぞれ採取日前直近における環境中の ^{137}Cs 濃度を比較すると表層水では両年ともに1 Bq/L未満と検出限界であることから評価はできないが、底質においては2011年10月7日の510 Bq/kg DWならびに2013年1月30日の200 Bq/kg DWと低下しており、食物連鎖を通じた成熟個体への蓄積に対して間接的に影響している可能性が示唆された。

(3) 各成長段階間における放射性セシウム濃度変化

各成長段階における産卵日からの経過日数と ^{137}Cs 濃度との関係を図-3に示した。エラーバーは測定誤差を表す。人工産卵床から採取された卵(産卵床卵)が孵化して仔魚として成長する過程(図-3a)および仔魚から稚魚への成長(図-3b)と、稚魚期の成長が速く魚食へ移行したと推察される若魚までの過程(図-3c),ならびに若魚から親魚への成熟過程についても親魚を3年魚と仮定して比較した(図-3d)。それぞれ直線的な濃度変化とすると、1日あたりの濃度変化が最も大きかったのは卵から仔魚への濃度低下であり(図-3a, 直線の傾き -0.92 Bq/kg/day), 孵化してから卵黄が吸収されるまでの10日間程度で濃度は10 Bq/kg程度から1.0 Bq/kgにまで低下すると試算された。したがって親魚から次世代への影響は、孵化によりいったんリセットされる可能性が示された。卵黄を吸収した仔魚から動物プランクトン食の稚魚までは10日で ^{137}Cs 濃度は2.5倍程度になるが(図-3b, 直線の傾き 0.25 Bq/kg/day), 魚食へ移行した稚魚から若魚までは100日で4.4倍(図-3c, 直線の傾き 0.044 Bq/kg/day), 当歳魚の若魚が3年魚として産卵するまでの間には100日で2.9倍(図-3d, 直線の傾き 0.029 Bq/kg/day)と、成長段階を経

図-3 各成長段階間における産卵からの経過日数と放射性セシウム濃度変化：a) 産卵床卵と仔魚，b) 仔魚と稚魚，c) 稚魚と若魚，d) 若魚と親魚

るにしたがい1日あたりの濃度上昇率は低下した。したがって、成長段階の初期に ^{137}Cs 濃度は大きく変化することが明らかとなった。

淡水魚はその浸透圧調節機能により鰓から環境水中の放射性物質を取り込むよりもむしろ捕食により取り込むと考えられていることから^{50),51)}、遊泳力が乏しく放射性セシウムが蓄積している底質付近で活動しているために直接影響を受けやすい仔魚期よりも、動物プランクトンの摂餌を開始した稚魚期においてより ^{137}Cs 濃度が上昇したものと推察された。さらに若い時期ほど高い代謝活性による放射性セシウムの取り込みと排出への影響も大きいと考えられていることから²⁸⁾、若魚よりも稚魚や仔魚においてより短期間で放射性セシウム濃度が上昇したと考えられた。木村ら(1981)⁵²⁾は飼育実験により、ニジマス *Oncorhynchus mykiss* の卵に吸収された ^{137}Cs は溶出しやすく胚への蓄積は3%程度と少ないのに対して幼魚では ^{137}Cs が全身に分布していること、卵は1-3日間で約90%以上の ^{137}Cs を排出するのに対して孵化稚魚および幼魚ではそれぞれ25日経過後に約90%および10日経過後に約80%が残留することを示した。ニジマス *Oncorhynchus mykiss* の孵化までの日数は30日程度とオオクチバス *Micropterus salmoides* よりも長い⁵³⁾、孵化稚魚は本研究における仔魚に相当し、幼魚は若魚よりも早い成長段階の試料と推察されたことから、これら ^{137}Cs 排出と蓄積の傾

向は本研究の結果を支持するものと考えられた。

(4) 放射性セシウムと放射性カリウムとの関係

生物体内においてセシウムイオンはカリウムイオンと似た挙動を示し、筋肉や腎臓に蓄積することが知られている⁵³⁾。また魚類における放射性セシウムの排出と蓄積は、体サイズと代謝、栄養段階、生息環境中の塩分濃度、鰓を介したイオン輸送などにより説明されていることから^{51),54)-59)}、競合元素であるカリウムイオンに係る代謝との関係が示唆される^{2),27),28),59),60)}。そこで ^{137}Cs と ^{40}K とから成るカリウム代謝系を想定し、個体重と濃度比($^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$)との関係を図-4に示した。

仔魚および稚魚ならびに若魚における ^{40}K の平均濃度±標準偏差はそれぞれ順に $30.8 \pm 14.1 \text{ Bq/kg}$ ($n=4$) および $75.9 \pm 9.5 \text{ Bq/kg}$ ($n=7$) ならびに $115.0 \pm 11.7 \text{ Bq/kg}$ ($n=6$) と成長に伴い上昇した。一方、 $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比はそれぞれ順に 0.06 ± 0.04 および 0.08 ± 0.01 ならびに 0.09 ± 0.02 と大きく変化しないことが明らかとなった。したがって孵化してから若魚に成長するまでの間は、体重増加とともにカリウム代謝系も変化するものの ^{137}Cs と ^{40}K の取り込みと排出はほぼ一定の関係に保たれており、栄養を卵黄に頼る仔魚においては主に環境からの影響を、稚魚から若魚へと成長するにしたがって動物プランクトン摂餌と魚食の影響をそれぞれ反映して

図-4 孵化後の個体重と放射性セシウム/放射性カリウム濃度比との関係

図-5 各成長段階における個体重と放射性セシウム蓄積量との関係

いると考えられた。一方で親魚 ($n=5$) の ^{40}K 平均濃度および $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比は、それぞれ $118.0 \pm 18.4 \text{ Bq/kg}$ および 0.34 ± 0.04 と ^{40}K 平均濃度は若魚と大差がないのに対して $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比はおよそ 3.8 倍となっており、相対的に ^{137}Cs 濃度が高いことが示された。要因としては放射性セシウムへの曝露時期と期間の違いが考えられた。親魚は試算どおり 3 年魚であるとする 2010 年春に生まれ福島第一原子力発電所の事故当時は当歳未成魚として初めて放射性セシウムに曝露して以降、成熟・抱卵するまでの 2 年間曝露していたことになるのに対して、当歳若魚は卵から 6 ヶ月間、曝露しながら成長していたことになる。

嶋田ら (2012)⁴³⁾ により事故前後の成魚を同様に比較すると、事故前の 2011 年 2 月と 3 月に採取された 2 個体の ^{40}K 平均濃度は 125.0 Bq/kg なのに対し

て、事故後 2011 年 12 月に採取された 4 個体の ^{40}K 平均濃度±標準偏差は $137.5 \text{ Bq/kg} \pm 4.3 \text{ Bq/kg}$ と大差はなかった。すなわち本研究も含めて事故後に採取された成魚は、事故前の成魚における ^{40}K 濃度と大差がないにもかかわらずさらに放射性セシウムを蓄積していることが明らかとなった。2011 年 12 月の成魚個体群および 2011 年 11 月に採取された幼魚 (若魚に相当) 1 個体⁴³⁾ における $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比を求めると順に 0.46 ± 0.04 および 0.72 となり、本研究とは異なり幼魚の方が高い結果となった。さらに本研究に比べて ^{134}Cs の影響も大きいことから、 $^{134+137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比を求めると 0.79 ± 0.07 および 1.23 と高い値を示した。成魚よりも代謝活性が高いと考えられる幼魚において、事故由来の放射性セシウム曝露によるカリウム代謝系への影響がより顕著に表れたと考えられた。これは小型魚の放射性セシウム濃度がチェルノブイリ原子力発電所事故後、数週間でピーク値に達した^{61), 62)} のに対して、大型肉食魚においてはピーク値に達するまで 6 ヶ月以上を要した^{55), 61)} ことに似た現象であることから、種間だけではなく成長段階においても放射性セシウム蓄積に対する生理・生態学的特性が異なる可能性が示された。

本研究における親魚の $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ 濃度比はむしろ 2011 年 12 月の個体群に近い値を示したことから、代謝活性が低いと考えられる親魚は環境的要因の変化に伴う餌料生物中の放射性セシウム濃度変化に対する反応が遅いのに対して、代謝活性の高い若魚とりわけ当歳魚についてはその年の環境的要因を反映している可能性が示された。

(5) 個体における放射性セシウムの蓄積量

放射性物質の濃度はその個体における放射線強度を指標するものであり、取り込みや排出などの挙動を評価するのに有用ではあるが、個体が蓄積している放射線量 (蓄積量) とは異なる。そこで測定により得られた ^{137}Cs 濃度に個体重を乗じて個体あたりの ^{137}Cs 蓄積量を算出し、個体重との関係を図-5 に示した。親魚と若魚の個体重については各個体の測定値を用いたが、卵と仔魚および稚魚については試料の前処理において求めた平均個体重を用いた。

それぞれの成長段階における平均 ^{137}Cs 蓄積量±標準偏差は、親魚 $40.8 \pm 17.3 \text{ Bq/ind.}$ 、摘出卵 $1.6 \times 10^{-5} \pm 2.7 \times 10^{-6} \text{ Bq/ind.}$ 、産卵床卵 $2.7 \times 10^{-5} \text{ Bq/ind.}$ ($n=2$)、仔魚 $2.8 \times 10^{-4} \pm 3.6 \times 10^{-4} \text{ Bq/ind.}$ 、稚魚 $8.1 \times 10^{-4} \pm 8.8 \times 10^{-5} \text{ Bq/ind.}$ 、若魚 $2.4 \times 10^{-1} \pm 3.3 \times 10^{-1} \text{ Bq/ind.}$ であった。摘出卵 1 粒あたりの ^{137}Cs 蓄積量は親魚の約 2.4×10^6 分

の1と試算され、卵がもつ放射性セシウム排出能力⁵²⁾と孵化により親に由来する¹³⁷Csの蓄積がリセットされると仮定すると、仔魚が摂餌を開始してから若魚になるまでの6ヶ月間に¹³⁷Csの蓄積量は 8.6×10^2 倍、3年で成熟、産卵するまでの間では 1.5×10^5 倍にまで増加すると試算された。孵化してから6ヶ月間における¹³⁷Cs蓄積量の変化は大きく、動物プランクトン摂餌の開始と魚食への移行に伴う蓄積が示唆された。摘出卵と産卵床卵とを除く個体重と蓄積量との関係近似式は、 $y=0.0048x^{1.2294}$ ($r=0.99$)であり、体重増加に比して¹³⁷Cs蓄積量の増加が大きいことが示された。若魚から親魚への成熟過程における蓄積量の増加は時間をかけて進行することから、成長に伴う単位体重あたりの代謝量低下²⁾に起因する可能性が推察される。さらにカリウムイオンは筋肉収縮とも密接に関わることから⁶³⁾、大型化に伴い追尾型から待ち構え型へと捕食行動を変化させるオオクチバス *Micropterus salmoides* のエネルギー代謝との関連も考えられた。

4. まとめ

宮城県北部に位置する伊豆沼・内沼において、オオクチバス *Micropterus salmoides* の成長段階における放射性セシウムの蓄積様を明らかにすることを目的として調査を実施した。オオクチバス *Micropterus salmoides* 親魚から摘出された卵の¹³⁴Cs+¹³⁷Cs濃度は親魚の30-40%に相当することが明らかとなり、親魚による放射性セシウムの蓄積が影響している可能性が示唆された。成長段階初期において1日あたりの¹³⁷Cs濃度変化は大きく、孵化による濃度低下により親からの影響がリセットされたのち、卵黄吸収と消化管の発達を経た稚魚が動物プランクトンの摂餌を開始することにより放射性セシウムを蓄積し始めることが示された。1個体あたりの¹³⁷Cs蓄積量は、仔魚が摂餌を開始してから若魚に成長するまでの6ヶ月間で 8.6×10^2 倍にまで増加すると試算された。

多くの水生生物にとって重要な初期餌料である動物プランクトンへの放射性セシウムの蓄積は、主に水中の溶存態セシウムを吸収した植物プランクトンを摂食することによるものと考えられる。したがって、動物プランクトンの種によってまたは植物プランクトン現存量の季節変化によっても魚類への蓄積様は異なるものと推察される。一方で、検出限界未満となる溶存態セシウム濃度のモニタリングは不可能であるが、食物連鎖により植物プランクトンから

動物プランクトン、稚魚へと短期間で蓄積されるのであれば、稚魚を環境変動モニタリングに活用できる可能性が考えられる。コイ科魚類の稚魚に比べて容易に同定でき、かつ群泳するオオクチバス *Micropterus salmoides* の稚魚は環境モニタリング種として有用であるともいえる。

孵化後、仔魚から若魚に成長するまでの6ヶ月間は食性が動物プランクトン食から魚食性へと変化するにもかかわらず、高い代謝活性により¹³⁷Cs/⁴⁰K濃度比はほぼ一定に保たれ、その年の環境的要因を反映している可能性が示された。地殻に由来する⁴⁰Kの環境中濃度は年により大きく変動することはないため、¹³⁷Cs/⁴⁰K濃度比が若魚まで一定に保存されているのであれば、オオクチバス *Micropterus salmoides* 当歳若魚について年級群比較することにより餌料となる小型魚類に対する¹³⁷Cs汚染の経年変化を明らかにすることができるとも考えられる。

以上より、高次捕食者であるオオクチバス *Micropterus salmoides* について成長段階ごとに採取、放射性物質を測定することにより、成長段階初期において動物プランクトンの摂餌を開始することにより放射性セシウム蓄積のリスクが高くなる可能性が明らかとなった。したがって、動物プランクトンを主食とする非魚食性小型魚類においても放射性セシウム蓄積のリスクが長期化する可能性も危惧された。一方で、水中生態系を修復する過程で駆除されるオオクチバス *Micropterus salmoides* を放射性セシウムによる環境汚染モニタリングに活用できる可能性も示された。

今後は、卵による放射性セシウムの排出や孵化後の初期発育過程における放射性セシウム濃度の経時変化を明らかにするために、特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律（外来生物法）に則った飼育実験の実施や、安定同位体比の活用による餌料生物の変化と放射性セシウム濃度の経時変化を調べるのが課題として挙げられる。さらに、他種肉食魚の成長段階における放射性セシウム蓄積様との比較を行うことにより、淡水魚における放射性セシウムの生態学的挙動がより明らかとなり漁業資源管理にも役立つものと期待された。

謝辞：試料の採取および前処理にあたっては宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団の鈴木勝利氏に、また放射性物質の測定にあたっては国立環境研究所の樋渡武彦氏にそれぞれご協力、ご尽力いただいた。ここに記して感謝の意を表する。なお、本研究は環境省「平成25年度環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分

等研究委託業務」の一環として実施された。

参考文献

- 1) 原子力規制委員会：航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果, <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html>, 2015 年 8 月 25 日アクセス。
- 2) IAEA：チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20 年の経験, 日本学術会議訳, 263pp., 日本学術会議, 2013, *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience*, 2006.
- 3) 大塚文和, 廣實信人, 川西利昌, 増田光一：東京湾を対象とした福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の流入量の推定, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol. 68, pp. I_756-I_761, 2012.
- 4) 山口正秋, 前川恵輔, 竹内真司, 北村哲浩, 大西康夫：土砂移動に着目した福島第一原子力発電所事故後の放射性物質分布に関する解析手法の開発, 原子力バックエンド研究, Vol. 20, pp. 53-69, 2013.
- 5) 田中智大, 立川康人, 椎葉允晴, 萬和明, キム スンミン：福島県口太川流域における放射性物質の移行のモデル化と再現について, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol. 69, pp. I_487-I_492, 2013.
- 6) 佐藤圭輔, 菊地綾華, 棚橋弘：夏井川流域における放射性 Cs の発生源と動態予測に関する研究, 土木学会論文集 G (環境) Vol. 69, pp. III_175-III_186, 2013.
- 7) 山崎秀夫：東京電力福島第一原子力発電所事故で放出された放射性物質の移行と蓄積, *RADIOISOTOPES*, Vol. 63, pp. 299-316, 2014.
- 8) 石川百合子, 川口智哉, 保高徹生, 東野晴行：阿武隈川水系における放射性セシウムの数値シミュレーション, 水環境学会誌, Vol. 37, pp. 29-43, 2014.
- 9) 亀田豊, 山口裕顕, 玉田将文, 太田誠一：選択性吸着ディスクと NaI シンチレーションカウンタを用いた表流水中放射性セシウムの迅速微量分析方法の確立と特性評価：水環境学会誌, Vol. 37, pp. 211-218, 2014.
- 10) 林誠二, 田中敦, 矢部徹, 有田康一：湖沼や干潟等流入水域への放射性セシウムの蓄積実態, 独立行政法人国立環境研究所福島支部準備室編, 災害環境研究サマリー 2014 被災地の環境回復と創生のために, pp. 18-19, 独立行政法人国立環境研究所, 2014.
- 11) 林誠二, 辻英樹：流域スケールでの放射性セシウムの移動と集積, 独立行政法人国立環境研究所福島支部準備室編, 災害環境研究サマリー 2014 被災地の環境回復と創生のために, pp. 20-21, 独立行政法人国立環境研究所, 2014.
- 12) 有田康一, 矢部徹, 林誠二：福島県松川浦における底質の放射性セシウム濃度と蓄積量の実態把握, 土木学会論文集 G (環境), Vol. 70, pp. III_225-III_231, 2014.
- 13) 橋田創, 二瓶泰雄, 大内田崇享, 笹川一磨, 小松有由美：手賀沼流域における放射性セシウムの推移と魚類への影響, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol. 70, pp. I_1411-I_1416, 2014.
- 14) 亭島博彦, 江里口知巳, 柳田圭悟, 堀口文男：東京湾における放射性セシウムの現状解析, *J. Adv. Mar. Sci. Technol. Soc.*, Vol. 19, pp. 1-11, 2014.
- 15) 水産庁：水産物の放射性物質の検査に係る報告書 (平成 23 年 3 月～平成 27 年 1 月), 164pp., 2015.
- 16) 環境省：野生動植物モニタリングの測定結果, https://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-wl.html, 2015 年 8 月 24 日アクセス。
- 17) 独立行政法人水産総合研究センター：平成 26 年度放射性物質影響解明調査業務報告書, 97pp., 2015.
- 18) 福島県水産試験場：平成 26 年度水産試験場試験研究成果, 34pp., 2014.
- 19) 福島県水産試験場：平成 25 年度事業概要報告書, 117pp., 2015.
- 20) 独立行政法人水産総合研究センター：平成 24 年度放射性物質影響解明調査業務報告書, 149pp., 2013.
- 21) 根本芳春, 早乙女忠弘, 佐藤美智男, 藤田恒雄, 神山享一, 島村信也：福島県海域における海産魚介類への放射性物質の影響, 福島県水産試験場研究報告, No. 16, pp. 63-89, 2013.
- 22) Wada, T., Nemoto, Y., Shimamura, S., Fujita, T., Mizuno, T., Sohtome, T., Kamiyama, K., Morita, T. and Igarashi, S. : Effect of the nuclear disaster on marine products in Fukushima, *J. Environ. Radioact.*, Vol. 124, pp. 246-254, 2013.
- 23) 横田郎郎, 渡邊剛幸, 野村浩貴, 秋本泰, 恩地啓実：東日本の陸海域の水産物から検出された放射性物質について－平成 23 年 9 月～平成 26 年 3 月の調査結果－, 海洋生物環境研究所研究報告, No. 20, pp. 67-95, 2015.
- 24) 農林水産省：東京電力福島第一原子力発電所事故を踏まえた円滑な食品流通の確保について, http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_ryutu.html, 2015 年 8 月 24 日アクセス。
- 25) 杉田稔, 宮川路子：東日本大震災と原発過酷事故による放射性物質汚染地域からの食品供給と風評被害－疫学的・経済的・社会心理学的視点からの考察－, 日本衛生学雑誌, Vol. 68, pp. 207-214, 2013.
- 26) 財団法人原子力環境整備センター：淡水から生物への放射性物質の移行, 環境パラメータ・シリーズ 3, 117pp., 1992.
- 27) 渡部輝久：陸圏におけるラジオエコロジー－淡水生

- 物による放射性および安定元素の取り込み－, *RADIOISOTOPES*, Vol. 42, pp. 103–112, 1993.
- 28) 笠松不二男：海産生物と放射能－特に海産魚中の¹³⁷Cs濃度に影響を与える要因について－, *RADIOISOTOPES*, Vol. 48, pp. 266–282, 1999.
 - 29) 横田瑞郎, 吉川貴志：水産物の放射性物質濃度, *FFI Journal*, Vol. 218, pp. 216–223, 2013.
 - 30) 稲葉次郎：放射性核種の環境移行パラメータ, *RADIOISOTOPES*, Vol. 64, pp. 335–349, 2015.
 - 31) IAEA : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, *Technical Reports Series*, No. 472, 194pp., 2010.
 - 32) Iguchi, K., Fujimoto, K., Kaeriyama, H., Tomiya, A., Enomoto, M., Abe, S. and Ishida, T. : Cesium-137 discharge into the freshwater fishery ground of grazing fish, ayu *Plecoglossus altivelis* after the March 2011 Fukushima nuclear accident, *Fish. Sci.*, Vol. 79, pp. 983–988, 2013.
 - 33) 鈴木究真, 角田欣一：湖沼環境への影響と課題－群馬県・赤城大沼－, 水環境学会誌, Vol. 36(A), pp. 87–90, 2013.
 - 34) 独立行政法人水産総合研究センター：平成25年度放射性物質影響解明調査業務報告書, 124pp., 2014.
 - 35) 山田文雄, 竹ノ下祐二, 仲谷淳, 河村正二, 大井徹, 大槻晃太, 今野文治, 羽山伸一, 堀野真一：福島原発事故後の放射線影響を受ける野生哺乳類のモニタリングと管理問題に対する提言, 哺乳類科学, Vol. 53, pp. 373–386, 2013.
 - 36) 小畑千賀志：第3章4節伊豆沼におけるバス駆除とその効果, 細谷和海, 高橋清孝編, ブラックバスを退治する－シナイモツゴ郷の会からのメッセージ－, pp. 90–94, 恒星社厚生閣, 2006.
 - 37) 有田康一, 藤本泰文, 進東健太郎, 嶋田哲郎, 高橋清孝, 小浜暁子, 江成敬次郎：伊豆沼における人工産卵床を利用したオオクチバス駆除効果の検証, 環境工学研究論文集, Vol. 46, pp. 95–99, 2009.
 - 38) 藤本泰文, 嶋田哲郎, 高橋清孝, 斉藤憲治編：湖沼復元を目指すための外来魚防除・魚類相復元マニュアル～伊豆沼・内沼の研究事例から～, 177pp., 公益財団法人宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団, 2013.
 - 39) 安野翔, 菊地永祐：導入地域におけるオオクチバス当歳魚個体群の魚食への移行, 伊豆沼・内沼研究報告, Vol. 6, pp. 1–16, 2012.
 - 40) 高橋清孝, 藤本泰文, 根元信一, 芦澤淳, 池田洋二：オオクチバス *Micropterus salmoides* の繁殖生態と人工産卵床の改良, 伊豆沼・内沼研究報告, Vol. 8, pp. 1–15, 2014.
 - 41) 文部科学省：放射線量等分布マップ拡大サイト, <http://r-amap.jaea.go.jp/map/>, 2015年5月18日アクセス.
 - 42) 星雅俊, 鈴木勝利, 嶋田哲郎：伊豆沼・内沼周辺地域における空間線量の測定結果について, 伊豆沼・内沼研究報告, Vol. 6, pp. 41–45, 2012.
 - 43) 嶋田哲郎, 芦澤淳, 星雅俊, 鈴木勝利, 進東健太郎, 藤本泰文：伊豆沼・内沼および集水域における底質, 貝類, 魚類, ヨシ, ヨシ焼却灰に含まれる放射性物質の濃度, 伊豆沼・内沼研究報告, Vol. 6, pp. 47–52, 2012.
 - 44) 山中治：総括, 滋賀県水産試験場研究報告(昭和60年～62年度オオクチバス対策総合調査研究報告書), No. 40, pp. 63–92, 1989.
 - 45) 国土交通省河川環境課：オオクチバス, 河川における外来魚対策の事例集, pp. 28–32, 2013.
 - 46) 西原隆道, 三橋実：オオクチバス(*Micropterus salmoides* (Lacépède))の発生とふ化仔魚の発育過程について, 神奈川県淡水試験場報告, No. 25, pp. 54–67, 1989.
 - 47) 文部科学省：ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー, 放射能測定法シリーズ7, 362pp., 1992.
 - 48) 田中秀具：標本調査, 滋賀県水産試験場研究報告(昭和60年～62年度オオクチバス対策総合調査研究報告書), No. 40, pp. 10–26, 1989.
 - 49) 環境省：環境省による宮城県内の公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果について, 放射能情報サイトみやぎく公共用水域(河川, 湖沼, 沿岸, 水浴場), 地下水 > http://www.r-info-miyagi.jp/r-info/other/?genre_id=18, 2015年8月31日アクセス.
 - 50) Hewett, C. J. and Jefferies, D. F. : The accumulation of radioactive caesium from food by the plaice (*Pleuronectes platessa*) and the brown trout (*Salmo trutta*), *J. Fish Biol.*, Vol. 13, pp. 143–153, 1978.
 - 51) Kasamatsu, F. and Ishikawa, Y. : Natural variation of radionuclide ¹³⁷Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 160, pp. 109–120, 1997.
 - 52) 木村雄一郎, 小川喜弘, 本田嘉秀, 桂山幸典：魚卵, 孵化稚魚および幼魚の発育成長過程における放射性物質の濃縮ならびに排出に関する研究, 近畿大学原子力研究所年報, Vol. 18, pp. 15–35, 1981.
 - 53) 今堀和友, 山川民夫監修：セシウム, 生化学辞典, 第3版, p. 777, 東京化学同人, 1998.
 - 54) Ugedal, O., Jonsson, B., Njåstad, O. and Næumann, R. : Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout, *Salmo trutta*, *Freshwater Biol.*, Vol. 28, pp. 165–171, 1992.
 - 55) Elliott, J. M., Hilton, J., Rigg, E., Tullett, P. A., Swift D. J. and Leonard, D. R. P. : Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west

- England), *J. Appl. Ecol.*, Vol. 29, pp. 108–119, 1992.
- 56) Koulikov, A. O. and Ryabov, I. N. : Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect, *Sci. Total Environ.*, Vol. 112, pp. 125–142, 1992.
- 57) Smith, J. T., Kudelsky, A. V., Ryabov, I. N., Daire, S. E., Boyer, L., Blust, R. J., Fernandez, J. A., Hadderingh, R. H. and Voitsekhovitch, O. V. : Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the “size effect”, *J. Environ. Radioactiv.*, Vol. 62, pp. 145–164, 2002.
- 58) 石川雄介, 鈴木譲, 故笠松不二男, 長屋裕, 篠田芳晴, 中村良一, 中原元和 : スズキ *Lateolabrax japonicus* の放射性核種¹³⁷Cs 蓄積に対する塩分の影響 – RI トレーサーを用いた餌料経路の¹³⁷Cs 蓄積に関する実験的研究 –, 海洋生物環境研究所研究報告, No. 5, pp. 27–34, 2003.
- 59) Furukawa, F., Watanabe, S. and Kaneko, T. : Excretion of cesium and rubidium via the branchial potassium-transporting pathway in Mozambique tilapia, *Fish. Sci.*, Vol. 78, pp. 597–602, 2012.
- 60) Blaylock, B. G. : Radionuclide data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota, *Nucl. Saf.*, Vol. 23, pp. 427–438, 1982.
- 61) Zibold, G., Kaminski, S., Klemm, E. and Smith, J. T., : Time-dependency of the ¹³⁷Cs activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction, *Radioprotection-Colloques*, Vol. 37, pp. C1–75–C1–80, 2002.
- 62) Jonsson, B., Forseth, T. and Ugedal, O. : Chernobyl radioactivity persists in fish, *Nature*, Vol. 400, p. 417, 1999.
- 63) 小出輝 : マグネシウムおよびカリウムとエネルギー代謝, 最新医学, Vol. 32, pp. 176–180, 1977.

(2015. 5. 22 受付)

RADIOACTIVE CESIUM ACCUMULATION DURING DEVELOPMENTAL STAGES OF LARGEMOUTH BASS, *MICROPTERUS SALMOIDES*

Koichi ARITA, Jun ASHIZAWA, Yasufumi FUJIMOTO, Tetsuo SHIMADA,
Seiji HAYASHI, Masaki TAMAOKI and Tohru YABE

It is considered that accumulation level of radioactive cesium in freshwater fish is higher than that in saltwater fish. However, accumulation pattern of radioactive cesium associated with growth is not fully clarified. To understand it, we measured levels of radioactive cesium and calculated cesium-137/potassium-40 ratios in different developmental stages of largemouth bass, *Micropterus salmoides*. Radioactive cesium concentrations of the fish were decreased with hatching, and it increased in juvenile fish due to feeding. The levels of radioactive cesium became 8.6×10^2 times during six months after hatching. These suggest that change of radioactive cesium concentration during developmental stages of the freshwater fish is dependent on the start time of feeding and the feeding habitat.