短 報 [Note]

福島原発事故から2年後の霞ヶ浦におけるユスリカ幼虫の
放射性セシウム ^{137}Cs の濃度と移行状況

佐竹 潔^{1)*}・上野隆平¹⁾・松崎慎一郎¹⁾・田中 敦²⁾・高津文人³⁾・中川 恵¹⁾・野原精一¹⁾

The activity concentrations and concentration factors of radio-caesium ^{137}Cs in
chironomid larvae in Lake Kasumigaura two years after the Fukushima Accident

Kiyoshi SATAKE^{1)*}, Ryuhei UENO¹⁾, Shin-ichiro S. MATSUZAKI¹⁾, Atsushi TANAKA²⁾, Ayato KOHZU³⁾, Megumi NAKAGAWA¹⁾,
and Seiichi NOHARA¹⁾

Abstract

Approximately two years after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant on 11 March 2011, radiocaesium (^{137}Cs) concentrations were measured from lake water and benthic macroinvertebrate (mainly composed of chironomid larvae: *Chironomus plumosus* and *Tanytus nakazatoi*) samples from the three stations in pelagic zone of Lake Kasumigaura. The larvae of *C. plumosus* were collected in sufficient numbers at the three stations, whereas the larvae of *T. nakazatoi* were collected in sufficient numbers at Tsuchiura-iri only. We determined the difference in the activity concentrations of ^{137}Cs in chironomid larvae between the two species and among the three stations, and calculated their concentration factors (CF). The activity concentration of ^{137}Cs in *T. nakazatoi* (12.3 Bq kg^{-1}) was within the range of that observed in *C. plumosus* ($5.5 - 20.7 \text{ Bq kg}^{-1}$). The activity concentration of ^{137}Cs of *T. nakazatoi* was lower than that of *C. plumosus* at Tsuchiura-iri. The concentration factors of *T. nakazatoi* and *C. plumosus* were 630 and 380 – 1060, respectively.

Key words: benthic macroinvertebrates, concentration factor, food web, Chironomidae, Cesium-137

摘 要

福島第一原子力発電所事故から約2年後に、霞ヶ浦（西浦）の沖帯3地点（湖心、土浦入、高浜入）において湖水を採水し、併せてエクマンバージ採泥器を用いてユスリカ幼虫を採集した。オオユスリカ（*Chironomus plumosus*）は調査を行ったすべての地点で測定に必要な個体数が得られたが、オオカスリモンユスリカ（*Tanytus nakazatoi*）は1地点でのみ測定可能な個体数が得られた。これらのユスリカ幼虫を用いて、放射性セシウム ^{137}Cs の濃度（単位質量あたりの放射能； Bq wet-kg^{-1} ）を測定するとともに、

¹⁾ 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 Center for Environmental Biology and Ecosystem Studies, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

²⁾ 国立研究開発法人国立環境研究所 環境計測研究センター 〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2 Center for Environmental Measurement and Analysis, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

³⁾ 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 Center for Regional Environmental Research, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

(* 責任著者 佐竹 潔 satanii@nies.go.jp Correspondence: Kiyoshi SATAKE, satanii@nies.go.jp)

^{137}Cs の濃縮係数を算出した。その結果、湖水およびユスリカ幼虫の ^{137}Cs 濃度は地点間で差があり、同一地点では種間差があった。オオユスリカの ^{137}Cs 濃度は $5.5 \sim 20.7 \text{ Bq wet-kg}^{-1}$ であり、オオカスリモンユスリカの $12.3 \text{ Bq wet-kg}^{-1}$ と同じオーダーであったが、土浦入では、オオカスリモンユスリカよりも、オオユスリカの ^{137}Cs 濃度のほうが高かった。また、濃縮係数を算出したところオオユスリカは $380 \sim 1060$ であり、オオカスリモンユスリカの 630 と同じオーダーであったが、土浦入ではオオユスリカの方が高かった。本研究は、スナップショットではあるが、ユスリカ幼虫の濃縮係数を示したはじめての研究であり、捕食者である魚類などへの餌を通じた移行を考える上でも重要な知見となる。

キーワード：底生大型無脊椎動物，食物網，ユスリカ，セシウム137

(2015年3月4日受付：2015年9月18日受理)

はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災によって、東京電力福島第一原子力発電所で事故（以下、福島原発事故）が発生し放射性物質が大量に放出された。これまでに、さまざまな研究主体により環境中の多媒体（大気・水・土壌・生物等）での放射性物質の実態把握・動態解明を目的とした研究が行われている。

福島原発事故により環境へ放出されたガンマ線核種のうち放射性ヨウ素ならびに放射性セシウムが主要な核種であること、3月中に2つのピークが認められ、その後は減少傾向にあることが、ハイボリュームサンプラーを用いたモニタリングから明らかになっている（Doi et al., 2013）。また、大気シミュレーションを用いた研究では、大気中に放出された放射性セシウム137（ ^{137}Cs ）の22%が日本の陸域に沈着し、残りは海洋へ沈着したと推定されている（Morino et al., 2011）。広域に放出された放射性核種のうち、生態系における放射性核種の動態を把握する上で物理的半減期が長い ^{137}Cs （30.1年）の移行経路や動態が注目されている（Iwata et al., 2013；Murakami et al., 2014）。放射性セシウム137（ ^{137}Cs ）はチェルノブイリ原発事故などにおける数多くの先行研究（例えば、Fesenko et al., 2011; Frantsevich et al., 1996）でも調査対象とされており、これらの先行研究と比較する上でも ^{137}Cs に着目するのがよいと考えられる。

これまでに陸水域でさまざまな調査が行われており、福島原発から約160 km離れた霞ヶ浦（西浦）およびその流入河川においても、湖水や底泥・プランクトン・底生動物・魚類・抽水植物を採集し、放射性セシウムの測定が行われており（例えば、田林・山室, 2013; Fukushima & Arai, 2014）、そのうち湖岸帯の底生動物についてはすでに報告されている（松崎ら, 2015）。本

研究では、沖帯の代表的な底生動物であり（安野ら, 1979; Iwakuma, 1987）、魚類などの高次捕食者の重要な餌資源（Armitage, 1995）でもあるユスリカ幼虫への ^{137}Cs の移行・蓄積状況を明らかにすることを目的として、福島原発事故から2年3ヶ月後の2013年6月にユスリカ幼虫を採集し、ユスリカ幼虫の ^{137}Cs 放射能濃度（ Bq wet-kg^{-1} ）を測定した。併せて湖水中に含まれる溶存態 ^{137}Cs ならびに底泥中の ^{137}Cs 放射能濃度をユスリカ採集調査の前後に測定するとともに、ユスリカ幼虫における ^{137}Cs の濃縮係数を算出したので、ここに報告する。

材料と方法

対象種

放射性物質に関連する調査の対象種とする生物種は、代表的な種であることに加えて、測定に必要な量を安定的に確保できる種が望ましい。霞ヶ浦の沖帯で優占するユスリカ幼虫としてはオオユスリカ（*Chironomus plumosus*）、オオカスリモンユスリカ（*Tanytus nakazatoi*）およびアカムシユスリカ（*Prosilocerus akamusi*）の3種があげられるが（Fig. 2a）、いずれの種もエクマンバージ採泥器数十回程度の採集努力では測定に必要な量を確保するのが困難であった。そこで、ユスリカ幼虫が比較的採集しやすい夏季にオオユスリカを主要な対象種とした集中的な調査を行った。

調査地点と試料採集

霞ヶ浦西浦の高浜入の調査地点をSt. 3、土浦入をSt. 7、湖心部をSt. 9とし、湖水の採水とユスリカ幼虫の採集を行った（Fig. 1）。なお本調査地点は、流域からの影響が大きいと予想される土浦入と高浜入を選定し、湖心部を代表する地点を加えている。いずれの調査地点も、国

福島原発事故から2年後の霞ヶ浦におけるユスリカ幼虫の放射性セシウム ^{137}Cs の濃度と移行状況

Fig. 1. Map of the three sampling sites (Stations 3, 7 and 9) in the pelagic zone of Lake Kasumigaura.

図1. 霞ヶ浦の沖帯に設けた3つの調査地点 (St. 3, 7と9).

Fig. 2. a) Three species of chironomid larvae (*Chironomus plumosus*, *Propsilocerus akamusi* and *Tanypus nakazatoi*) collected from the sediment of Lake Kasumigaura, b) Sampling of sediment via Ekman-Birge grab, c-d) Sieving with the D-frame net.

図2a. 霞ヶ浦沖帯より得られるユスリカ幼虫3種(オオユスリカ, アカムシユスリカ, オオカスリモンユスリカ),
2b. エクマンバーグ採泥器による採取, 2c-d. D-フレームネットによる洗い出し.

立環境研究所によるモニタリング地点として長年の実績があり（国立環境研究所，2015），植物プランクトンなどのモニタリングのデータがデータベースとして公開されている（Takamura and Nakagawa, 2012a; Takamura and Nakagawa, 2012b）ことから，混乱を避けるため地点名をそのまま用いる。

ユスリカ幼虫の調査は，2013年6月10日（福島原発事故から822日後，以下同様）に高浜入（St. 3），6月17日（829日後）および6月20日（832日後）に湖心部（St. 9），6月24日（836日後）および6月26日（838日後）に土浦入（St. 7）で行った。調査には船舶を使用して，ユスリカ採集ならびに採水，底泥コアの採取を行った。ユスリカ幼虫については，エクマンバージ採泥器（面積，15 cm × 15 cm）による採集を6月10日は360回，それ以外は日ごとに400回行い，のべ5日間で計1,960回の底泥採取を行った（Fig. 2b）。得られた底泥はD-フレームネット（NGG38，オープニング500 μm）を用いて湖上で洗い出し（Fig. 2c-d），40サンプルごとにまとめてポリエチレン袋に入れ，アイスボックスに入れて氷冷し，実験室に持ち帰った。なお，湖水については，ユスリカ調査の前後である2013年5月7日（788日後）および8月7日（880日後）に採水を行い，そのデータを用いた。その際に，カラム採水器を繰り返し用いて水深2mまでの表層水を約20 L採取し，ポリエチレン袋に入れ，実験室に持ち帰った。併せて，2013年5月8日（789日後）にSt. 3，6月12日（824日後）にSt. 7，7月10日（852日後）にSt. 9で柱状採泥器（コア径11 cm）を用いて底泥コア試料を採取した。底泥コアを表層から1.5 cmないしは3 cmごとに切り分けて，層別に遠心分離してから凍結乾燥し，均質化してから測定試料とした。

ユスリカ幼虫および湖水の前処理

実験室に持ち帰った底泥試料は，可能な限り調査当日中に下記の処理を行い，当日処理できなかった場合でも，アイスボックス中で氷冷しながら保管後翌日までにユスリカ幼虫の拾い出しをおこなった。

ユスリカ幼虫の¹³⁷Cs濃度の測定には，採集したユスリカ幼虫をRO水で丁寧に洗浄後，複数個体をまとめてねじ口容器（U8規格，以下U8容器）に充填した。充填したオオユスリカとオオカスリモンユスリカの湿重量は，それぞれ6.1～30.6（平均18.2）g，20.6 gであった。放射能測定を行うまで，U8容器を冷凍保存した。

湖水については，ガラス繊維濾紙（Whatman 社製GF/C）で濾過後，その濾水をセシウム選択性樹脂により濃縮さ

せることで水中溶存放射性セシウムを定量したが（永野ら，2012），松崎ら（2015）と同様の手法を用いており，その検出下限は，0.01 Bq kg⁻¹程度であった。

放射能の測定

湖水試料ならびにユスリカ幼虫試料の放射性セシウムの放射能測定は，国立環境研究所のRI・遺伝子工学実験棟に設置してある高純度ゲルマニウム半導体検出器（セイコーEG&G社製GEMシリーズおよびGMXシリーズ）によって測定した。いずれの試料も，¹³⁷Csのピークがバックグラウンドと明確に区別できるまで十分な測定時間を費やした（80,000～175,500秒）。¹³⁷Cs濃度については，物理的減衰補正を行い，各採集日の放射能とした。また測定では，¹³⁴Csのデータも得られたがより半減期の長い¹³⁷Cs濃度を以後の解析に使用した。本研究では，放射能の測定値を質量で除した単位質量あたりの放射能を濃度（Bq wet-kg⁻¹）として扱った。底泥試料についてはエクマンバージ採泥器による採取とほぼ同様の深さである表層から9 cmまでの底泥試料を用いて，各地点ごとに乾重量あたりと湿重量あたりの放射性セシウムの平均的な値を算出した。乾重量あたりの値については，底泥コアの層別測定値の加重平均値を用いた。また湿重量あたりの値については，含水率から逆算した層別の値から加重平均値を用いた。

濃縮係数の算出

環境から生物への移行を示す数値として濃縮係数が用いられている（Fesenko et al., 2011; 神田，2012; Sazykina, 2003）。ここでは，下記の式1から，地点ごと，生物ごとに，濃縮係数を算出した。

$$\text{濃縮係数 (CF)} = \frac{\text{ユスリカ幼虫の}^{137}\text{Cs放射能濃度(Bq wet-kg}^{-1}\text{)}}{\text{湖水の}^{137}\text{Cs放射能濃度(Bq kg}^{-1}\text{)}} \quad \cdots\cdots\text{式1}$$

このように濃縮係数を算出することで，湖水中濃度からユスリカ幼虫中の濃度推定が可能となる。しかし，濃縮係数の値は，一般的には十分に長い時間スケールでの平衡値であるため，湖水中の¹³⁷Cs濃度が短時間に大きく変化している場合などは，この値からの単純な推定には留意する必要がある（笠松，1999; 神田，2012）。霞ヶ浦の湖水中の¹³⁷Cs濃度は変動していることから（松崎ら，2015），本研究から算出された，湖水中の放射能濃度と生物の放射能濃度の比を，見かけの濃縮係数（Kaeriyama

et al., 2015) として解釈し、ユスリカ幼虫への放射性物質の移行の程度を把握した。

結果と考察

本研究では、のべ5日にわたる計1,960回のエクマンバージ採泥器による採集から、計11,871個体、湿重量75.2 gのユスリカ幼虫が得られた。ユスリカ幼虫のうちオオユスリカ (*Chironomus plumosus*) とオオカスリモンユスリカ (*Tanypus nakazatoi*) の2種が個体数ならびに湿重量の95%以上を占め、そのうちオオユスリカは調査を行った3地点で測定に必要な個体数と湿重量が得られたが、オオカスリモンユスリカはSt. 7のみで測定可能な個体数と湿重量が得られた。

本研究で観察された¹³⁷Cs濃度は、オオユスリカで5.5～20.7 Bq wet-kg⁻¹ (平均11.2 Bq wet-kg⁻¹)、オオカスリモンユスリカで12.3 Bq wet-kg⁻¹、湖水で0.01～0.14 Bq kg⁻¹ (平均0.05 Bq kg⁻¹) であった (Table 1)。地点間におけるオオユスリカの¹³⁷Cs濃度の差異は¹³⁷Csの初期沈着量と関連している可能性がある。すなわち、文部科学省(2012)による航空機モニタリングなどにより初期沈着はSt. 7で高く、St. 3で低いことから、底泥中に生息するユスリカ幼虫においてもその差を反映している可能性がある。なお、オオユスリカの¹³⁷Cs濃度と底泥中の¹³⁷Cs濃度とを比較した場合は、底泥の乾重量あたりの¹³⁷Cs濃度よ

り湿重量あたりに換算した¹³⁷Cs濃度の方がSt. 7, St. 9, St. 3の順に高く (表2)、オオユスリカの¹³⁷Cs濃度とトレンドが一致していた。このような傾向が得られた要因の一つとしては底泥試料中の乾泥の比率の違いが考えられる。すなわち含水率から逆算した乾泥の比率はSt.3, St. 9で13 %であるのに対して、St.7では28 %であることから、乾燥重量あたりの¹³⁷Cs濃度はSt. 3, St. 9でより高い値になったことによるのかもしれない。また水分を含んだ底泥の方がより自然状態に近くてユスリカの生息環境を反映している可能性もあるが、間隙水中の放射性セシウム量が測定できていないので、ここではこれ以上の考察は困難である。一方、オオカスリモンユスリカの¹³⁷Cs濃度はオオユスリカの¹³⁷Cs濃度と同じオーダーであり、その濃度範囲内であったが、同一地点 (St. 7) で比較した場合はオオカスリモンユスリカの¹³⁷Cs濃度の方が低かった。

また本調査とほぼ同時期に霞ヶ浦 (西浦) において採集された他の生物種と比較すると、湖岸帯の底生動物の場合は¹³⁷Cs濃度がヒメタニシ (*Sinotaia quadrata histrica*) で平均25 Bq wet-kg⁻¹、カワヒバリガイ (*Limnoperna fortunei*) で平均19 Bq wet-kg⁻¹であることから (松崎ら, 2015)、沖帯のユスリカ幼虫の¹³⁷Cs濃度は湖岸帯の底生動物とほぼ同じかやや低い値であることがわかる。一方、ほぼ同時期に採集された魚類の場合はギンブナ (*Carassius auratus*) とアメリカナマズ (*Ictalurus*

Table 1. The concentrations of ¹³⁷Cs and the concentration factors (CF) in chironomid larvae (*Chironomus plumosus* and *Tanypus nakazatoi*) collected from Lake Kasumigaura.

表1. 霞ヶ浦におけるユスリカ幼虫2種 (オオユスリカ, オオカスリモンユスリカ) の¹³⁷Cs放射能濃度 (Bq wet-kg⁻¹) と濃縮係数.

Location	Species	Wet mass (g)	Sampling area (m ²)	¹³⁷ Cs in chironomids (Bq wet-kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs in water (Bq kg ⁻¹)	CF
St.3	<i>Chironomus plumosus</i>	30.6	8.1	5.5 ± 0.5	0.015 ± 0.002	380
St.7	<i>Chironomus plumosus</i>	6.1	18.0	20.7 ± 1.8	0.019 ± 0.002	1060
	<i>Tanypus nakazatoi</i>	20.6	18.0	12.3 ± 0.8	0.019 ± 0.002	630
St.9	<i>Chironomus plumosus</i>	17.9	18.0	7.3 ± 0.8	0.014 ± 0.002	520

Table 2. The concentrations of ¹³⁷Cs in sediment collected from Lake Kasumigaura.

表2. 霞ヶ浦における底泥中の¹³⁷Cs放射能濃度 (9 cmまでの平均値, 湿重量あたりと乾重量あたり).

Location	¹³⁷ Cs in sediment		Water content (%)
	(Bq wet-kg ⁻¹)	(Bq dry-kg ⁻¹)	
St.3	45 ± 4.4	340 ± 40	87
St.7	151 ± 8.2	540 ± 30	72
St.9	87 ± 2.4	680 ± 20	87

punctatus) の¹³⁷Cs濃度はそれぞれ46.7 Bq wet-kg⁻¹ (2013年5月9日～6月4日の試料の平均)と99.3 Bq wet-kg⁻¹ (2013年5月9日)であり(茨城県, 2015), ユスリカ幼虫より高い値であった。このことから, 上記のような底生魚あるいは雑食魚類にとって, ユスリカ幼虫の捕食は, 放射性物質が移行する経路の一つになりうると推察された。

福島原発事故後, 湖水中の¹³⁷Cs濃度が比較的短期間で減少したため, 正確な濃縮係数を把握することが難しいが, ユスリカ幼虫を用いた室内実験では¹³⁷Cs濃度が異なる底泥中にユスリカ幼虫を移動した場合でも12時間程度でユスリカ幼虫の¹³⁷Cs濃度がほぼ平衡状態に達していることから(Bervoets et al., 2003), 水中や底泥中の¹³⁷Cs濃度が急速に変わらない限り, ユスリカ幼虫の¹³⁷Cs濃度や濃縮係数は大きく変化しないのではないかと考えられる。濃縮係数はオオユスリカで380～1060 (平均650), オオカスリモンユスリカで630であった。なお, 同一地点におけるユスリカ2種の種間差とその原因については, 体サイズによる代謝速度の違いや食性の違いを反映している可能性が考えられる。両種の体サイズは4齢幼虫の場合ではオオユスリカが20.2 mm (n=3; SD=0.52) 前後なのに対してオオカスリモンユスリカが12.7 mm (n=1) 前後と小さく, 餌選好性はオオユスリカが藻類・バクテリアなどを主とする濾過食者であるのに対してオオカスリモンユスリカに近縁の*Tanytus punctipennis*は藻類・無脊椎動物遺骸を主とする収集食者である(Monakov, 2003)。また, 生体採集時の観察から, オオカスリモンユスリカの方がオオユスリカよりも活発に動き回ることなど, 2種の間で物質代謝に関係しそうな要因に違いは見られる。ただし, 直接的に代謝を示すようなパラメータは測定しておらず, ユスリカのセシウム代謝に関する既往知見もないため, あくまでも可能性の議論にとどまる。しばしばユスリカ科として一括して扱われる生物の中でも¹³⁷Csの挙動にこのような違いがある点に注意が必要であり, 種間差が生じる原因の解明を進めるとともに種内における時空間変動の把握を行うなどして, 今後さらに検討を進める必要がある。

霞ヶ浦の湖岸帯の底生動物では先行研究があり, ヒメタニシの濃縮係数が調査期間の平均で約550～590, カワヒバリガイの濃縮係数が調査期間の平均で約280～340と報告されており(松崎ら, 2015), 本研究のオオユスリカやオオカスリモンユスリカの濃縮係数と同じオーダーであることから, 湖岸帯と沖帯の底生動物の生活形の違いを考慮に入れても, 底生動物全般では大きくは違いがないのではないと思われる。なお, 本研究は

1回限りの調査ではあるが, 低濃度の¹³⁷Cs汚染地域において現存量が少ない沖帯のベントス中の¹³⁷Cs濃度を測定したという点において前例がないものであり, 霞ヶ浦を含む湖沼の生態系においてより上位の捕食者である魚類などの生物への¹³⁷Csの移行過程などを考える上で重要な知見であると考えられる。

謝 辞

試料の採集・前処理は, 国立環境研究所の吉葉めぐみさん, 平間淳子さん, ならびに(株)ヤマニの坂本隆夫さん, 海老沢忠さん, 坂本龍弥さんに, 放射能の測定は, 国立環境研究所の樋渡武彦博士にご協力, ご尽力いただいた。ここに記して感謝の意を表する。また, 本研究を進めるにあたり貴重なご助言をいただいた国立環境研究所の林誠二博士, 高村典子博士に厚くお礼申し上げる。なお, 本研究は環境省による平成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に関する研究委託業務, ならびに日本長期生態学研究ネットワーク(JaLTER)の関連プロジェクトの一環として実施された。

引用文献

- Armitage, P. D. (1995): Chironomidae as food. In: The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges, Armitage, P. D., Cranston, P. S. and Pinder, L. C. V. (eds.): 423-435. Chapman & Hall, London.
- Bervoets, L., L. De Bruyn, L. Van Ginneken and R. Blust (2003): Accumulation of ¹³⁷Cs by larvae of the midge *Chironomus riparius* from sediment: effect of Potassium., Environmental Toxicology and Chemistry, 22(7): 1589-1596.
- Doi, T., K. Masumoto, A. Toyoda, A. Tanaka, Y. Shibata and K. Hirose (2013): Anthropogenic radionuclides in the atmosphere observed at Tsukuba: characteristics of the radionuclides derived from Fukushima. Journal of Environmental Radioactivity, 122: 55-62.
- Fesenko, S., J. Fesenko, N. Sanzharova, E. Karpenko and I. Titov (2011): Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies. Journal of Environmental Radioactivity, 102: 8-25.
- Frantsevich, L., A. Kornishin, I. Pankov, A. Ermakov and T. Zakharchuk (1996): Application of molluscs for

- radioecological monitoring of the Chernobyl outburst. *Environmental Pollution*, 94: 91-100.
- Fukushima, T. and H. Arai (2014): Radiocesium contamination of lake sediments and fish following the Fukushima nuclear accident and their partition coefficient. *Inland Waters*, 4(2): 204-214.
- 茨城県 (2015) 農林水産物モニタリング情報. (downloaded from <http://www.ibaraki-rdtest.jp/> on 2016/02/18)
- Iwakuma, T. (1987) Density, Biomass, and Production of Chironomidae (Diptera) in Lake Kasumigaura during 1982-1986. *Japanese Journal of Limnology*, 48S: S59-S75.
- Iwata, K., K. Tagami and S. Uchida (2013): Ecological Half-Lives of Radiocesium in 16 Species in Marine Biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Environmental science & technology*, 47: 7696-7703.
- Kaeriyama, H., K. Fujimoto, D. Ambe, Y. Shigenobu, T. Ono, K. Tadokoro, Y. Okazaki, S. Kakehi, S. Ito, Y. Narimatsu, K. Nakata, T. Morita and T. Watanabe (2015): Fukushima-derived radionuclides ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in zooplankton and seawater samples collected off the Joban-Sanriku coast, in Sendai Bay, and in the Oyashio region. *Fishery Science*, 81: 139-153.
- 神田穰太 (2012) : 福島第一原子力発電所事故による放射性物質の海洋環境への影響. *環境情報科学*, 41(2) : 21-28.
- 笠松不二男 (1999) : 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*, 48: 266-282.
- 国立環境研究所 (2015) : 霞ヶ浦データベース. (downloaded from <http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/index.html> on 2015/02/04)
- Monakov, A. V. (2003): Feeding of freshwater invertebrates. Kenobi Productions, Belgium.
- 松崎慎一郎・佐竹潔・田中敦・上野隆平・中川恵・野原精一 (2015): 福島原発事故後の霞ヶ浦における淡水巻貝・二枚貝の放射性セシウム¹³⁷(¹³⁷Cs)の濃度推移, 濃縮係数および生態学的半減期. *陸水学雑誌*, 76: 25-34.
- Morino, Y., T. Ohara and M. Nishizawa (2011): Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophysical research letters*, 38(7).
- 文部科学省 (2012) : 平成23年度科学技術戦略推進費「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」『放射性物質の分布状況等に関する調査研究』報告書. 平成24年3月13日.
- Murakami, M., N. Ohte, T. Suzuki, N. Ishii, Y. Igarashi and K. Tanoi (2014): Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan. *Scientific reports*, 4.
- 永野哲志・三田村久吉・柳瀬信之・長縄弘親・安田健一郎・吉田善行・山口裕顕 (2012) : セシウム吸着ディスクとGMサーベイメータを用いた水試料中の放射性セシウム濃度のモニタリング法. *日本放射線安全管理学会誌*, 11: 139-145.
- Sazykina, T. G. (2003): Radioactivity in aquatic biota. In *Modelling Radioactivity in the Environment*, E. M. Scott (ed.): 201-222.
- 田林雄・山室真澄 (2013) : 霞ヶ浦流入河川堆積物における粒径と放射性セシウム濃度の関係. *陸水学雑誌*, 74 : 183-189.
- Takamura, N. and M. Nakagawa (2012a): Phytoplankton species abundance in Lake Kasumigaura (Japan) monitored monthly or biweekly since 1978. *Ecological Research*, 27: 837.
- Takamura, N. and M. Nakagawa (2012b): The densities of bacteria, picophytoplankton, heterotrophic nanoflagellates and ciliates in Lake Kasumigaura (Japan) monitored monthly since 1996. *Ecological Research*, 27: 839.
- 安野正之・菅谷芳雄・岩熊敏夫 (1979) : 霞ヶ浦高浜入の底生動物, 特にオオユスリカとアカムシユスリカの分布と季節変動. *国立公害研究所研究報告*, 6: 171-184.