

河川生態系における食物連鎖を介した 放射性セシウムの移行過程の研究

(一財)九州環境管理協会 環境部水生生物調査課 高比良 光治
環境部環境技術課 大井 和之
環境部環境技術課 田中 憲一
調査分析部分析課 田籠 久也

1. はじめに

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震で発生した津波による電源喪失を原因として起こった東京電力福島第一原子力発電所(以下、「福島第一原発」という)の水素爆発事故によって大量の放射性物質が大気中に放出され、福島県を中心とする周辺地域に拡散した。その直後の降水によってこれらの放射性物質は、地上に降り注ぎ、周辺各地の山林や河川、田畑、市街地、海域等の広い範囲が汚染された。

水生生物への汚染も危惧され、環境省が2012年春期及び夏期に実施した調査によると、地点によるバラツキが大きいものの、放射性セシウムCs-134、Cs-137の合計値(以下、「放射性セシウム」という)は夏期の最大で植物が570Bq/kg(コケ類)、水生昆虫(10種混合)が460Bq/kg、甲殻類(アメリカザリガニ)が660Bq/kg、貝類(カワナ)が480Bq/kg、魚類(コクチバス)が4300Bq/kgと放射性セシウムの暫定規制値500Bq/kgを超えるものが確認され、海産生物に比べて高いことが指摘された¹⁾。

水産資源として重要な魚種のうち、藻食性のアユについては、事故後の2011年10月頃まで一般食品の新基準値100Bq/kgを超える高い放射性セシウムが東北・北関東の河川で確認されたが、その後は低下する傾向がみられた²⁾。一方、イワナ・ヤマメなどの動物食で食物連鎖の上位種であるサケ科魚類やウグイ・フナなど雑食性のコイ科魚類では、原発事故から2年経過した2013年3月時点において

も場所によっては基準値を超える放射性セシウムが確認され³⁾、福島県を初め岩手・宮城・茨木・栃木・群馬・千葉県の広い範囲の河川・湖沼で、ヤマメ・ウグイ・ウナギ・アユ・イワナ・コイ・フナの7種の出荷制限が行われた⁴⁾。

淡水魚への放射性セシウムの取り込みは、食物連鎖を介して起こることが推察されており²⁾、我々は内水面漁業の早期復興を実現する上で、河川生態系における食物連鎖を介した放射性セシウムの移行過程の解明が急務と考えた。

そこで、本研究では、放射能汚染地域の河川の底泥や生物の放射性セシウムの分析、及び食物連鎖網を把握する手法として近年広く使われるようになった安定同位体比の分析を行い、数年をかけて河川生態系での放射性セシウムの移行過程を解析することとした。調査初年の2013年度は、本研究手法の適用性や課題を把握することを目的に、放射能汚染地域内の河川の2地点で底泥、付着藻類、河床堆積有機物、水生昆虫類を採取し、分析を試みた。以下にその概要を報告する。

2. 調査地点

調査地点は、**図1**に示す福島第一原発から南西に約9~14kmに位置する福島県内の居住制限区域内の境橋地点と諸沢橋地点の2点とした。

境橋地点は、富岡川支流境川下流端の川幅約1~3mの溪流部に位置し(**写真1**)、周辺は山林に囲まれ、河川形態はAa型^{*}に分類される。

^{*} Aa型とは、一つの蛇行区間に多くの瀬と淵が連続して出現し、瀬から淵へ滝のように激しく流れ込む河川形態をいう⁵⁾⁶⁾。

諸沢橋地点は、境川が流れ込む富岡川の中流域に位置する。川幅約 10m で、周辺には水田が広がり、河畔林が点在している（写真 2）。本地点の河川形態は、Bb 型※に分類される。



図 1 調査地点



写真 1 境橋地点



写真 2 諸沢橋地点

3. 調査方法

2013 年 5 月 2 日に放射性セシウム分析用の試料を採取し、採取箇所空間線量率を測定した。以下にその詳細を示す。

3. 1 空間線量率の測定方法

空間線量率は、地面の状態（土、アスファルト等）によって値が変動することから、水面、河川敷、近傍の道路部の環境別に GM サーベイメータ（ALOKA γ SURVEY METER TSC-172）を用いて測定した。測定は、放射能濃度等測定方法ガイドライン⁷⁾に則り、可能な限り周囲 1m 以内に木、建築物がない場所の地上 1m で行った。また、検出器は地面と水平にし、なるべく体から離れた。

3. 2 分析試料の採取方法

分析対象試料は、河床の底泥、石の表面の付着藻類、河床に堆積した落葉・落枝などの河床堆積有機物、石礫についた水生昆虫類の 4 種類とした。

底泥は、内径 5cm のコアを河床に刺し込み、表層 5cm を境橋地点では瀬・淵各 4 か所、諸沢橋地点では水際の淀み 4 か所で採取し、各地点の瀬・淵・よどみ別に混合した。

河床堆積有機物は、50×50cm の方形枠内の落葉・落枝等を境橋地点では淵 13 か所、諸沢橋地点では水際の淀みの 14 か所で採取し、混合した。

付着藻類は、各地点の瀬の石の表面に付着する緑藻または珪藻と思われる藻類を歯ブラシで容器上に刮ぎ落として集めた。採集面積は境橋地点が約 140cm²、諸沢橋地点が 120 cm²である。

水生昆虫は、50×50cm の方形枠を各地点の瀬に設置し、枠内の石礫に付着した水生昆虫を素手で洗い流して下流のサーバーネット（網目 0.5×0.5mm）に流し込んで採取し、篩（網目 5×5mm）で砂と選別して大型の個体を集めた。採集箇所数は境橋地点が 13、諸沢橋地点が 14 である。

何れの試料も保冷して持ち帰り、分析に供するまで冷蔵または冷凍して保存した。

※ Bb 型とは、一つの蛇行区間に瀬と淵が一つずつ出現し、瀬から淵へ比較的静かに流れ込むが、水面が波立つ河川形態をいう⁵⁾⁶⁾。

3. 3 放射性セシウム・安定同位体の分析方法

放射性セシウム (Cs-134, Cs-137) の測定は、ゲルマニウム半導体検出器 (CANBERRA GX40) によるガンマ線スペクトロメトリーによった。安定同位体比の測定は、ガスクロマトグラフ燃焼質量分析計 (Finnigan Mat Delta Plus XL) を用いた質量分析法によった。

4. 調査結果

4. 1 空間線量率

空間線量率は、表1に示すように 1.2~6.6 μ Sv/h の範囲にあり、両地点とも河川敷上が最も高く、次いで道路上、水面上の順となっていた。この場所別空間線量率の最大値を地点間で比較すると、道路上では上流の境橋地点と下流の諸沢橋地点の比が 1.1 と地点間にほとんど差はみられなかった。これに対し、水面上と河川敷では、その比がそれぞれ 1.4、1.8 で、上流の境橋地点が下流の諸沢橋地点に比べて高かった。

4. 2 放射性セシウム・安定同位体

(1) 採取した分析試料の種類・量

分析試料の種類・量を表2に示す。水生昆虫類は、採集量 (湿重量) の多かったものを対象に、分類学上から、大きくカワゲラ目 (以下、「カワゲラ」という)、トビケラ目 (以下、「トビケラ」という)、カゲロウ目 (以下、「カゲロウ」という)、ヘビトンボ目 (以下、「ヘビトンボ」という)、ハエ目のガガンボ科 (以下、「ガガンボ」という) の5種類に分けて分析した。なお、各水生昆虫類はすべて幼虫である。

表1 各調査地点の空間線量率

調査日		2013年5月2日	
地点名		境橋	諸沢橋
緯度(北緯)		37° 21' 06.1"	37° 20' 52.0"
経度(東経)		140° 54' 25.7"	140° 59' 36.5"
空間線量率	水面上	1.40~2.10 μ Sv/h	1.18 μ Sv/h
	河川敷上	1.68~6.56 μ Sv/h	1.25~4.55 μ Sv/h
	道路上	1.93~3.68 μ Sv/h	3.30 μ Sv/h

表2 分析試料の種類・量

単位: 個体数(湿重量)

分析試料		境橋地点	諸沢橋地点	
底泥	瀬	○	—	
	淵・よどみ	○	○	
河床堆積有機物(落葉等)	淵・よどみ	○	○	
付着藻類	淵・よどみ	○	○	
水生昆虫類	カワゲラ目	クラカケカワゲラ属の一種	14 (1.7)	54 (14.4)
		オオヤマカワゲラ		
		クロヒゲカミムラカワゲラ		
	トビケラ目	ヒゲナガカワトビケラ	26 (11.5)	9 (1.59)
		チャバネヒゲナガカワトビケラ		
	カゲロウ目	オオマダラカゲロウ	22 (2.0)	—
	ヘビトンボ目	ヘビトンボ	7 (3.9)	26 (15.6)
ハエ目	ガガンボ科の一種	13 (17.1)	—	

表中の「○」、「数値」が入った試料は分析対象、「—」は分析対象外。



写真3 水生昆虫類の分析試料 (境橋地点)



写真4 水生昆虫類の分析試料 (諸沢橋地点)

(2) 分析結果

付着藻類、底泥及び河床堆積有機物の放射性セシウムの分析結果を図2に示す。これによると、河床堆積有機物の放射性セシウムは11,000～27,000Bq/kgで、両地点とも放射性物質汚染対策特別措置法に基づく指定基準^{*}の8,000Bq/kgを超えており、廃棄物であれば指定廃棄物として国が処理する必要のある高い値であった。付着藻類や底泥についても550～6,700Bq/kgと高い値を示したが、河床堆積有機物には及ばなかった。放射性セシウムの量を地点間で比較すると、河床堆積有機物は境橋地点が諸沢橋地点より高かったが、付着藻類や底泥は逆に諸沢橋地点が境橋地点より高かった。

水生昆虫類の放射性セシウムの分析結果を図3に示す。これによると、両地点で分析対象としたトビケラ、カワゲラの放射性セシウムは、境橋地点が諸沢橋地点に比べて高く、境橋地点のトビケラは分析した水生昆虫の中で最も高い1,160Bq/kgを示した。種類別の放射性セシウムをみると、境橋地点で最も高かったのはトビケラ、次いでガガンボ、カワゲラ、ヘビトンボ、カゲロウの順であった。諸沢橋で最も高かったのは、境橋と同様にトビケラで、次いでヘビトンボ、カワゲラの順であったが、これらの差は境橋地点に比べると小さかった。

安定同位体比の分析結果を図4に示す。河床堆積有機物は、炭素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$)が境橋地点及び諸沢橋地点が $-30\sim-29\text{‰}$ の狭い範囲にあったのに対し、窒素安定同位体比($\delta^{15}\text{N}$)は境橋地点が約 -2‰ 、諸沢橋地点が約 4‰ と大きく異なった。

水生昆虫類は、トビケラの諸沢橋地点の $\delta^{13}\text{C}$ が約 -21‰ 、 $\delta^{15}\text{N}$ が約 2.5‰ で、他の水生昆虫類の $\delta^{13}\text{C}$ が $-27\sim-23\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ が $5\sim 9\text{‰}$ から大きく外れていた。

付着藻類は、 $\delta^{13}\text{C}$ が $-19\sim-21\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ が $4\sim 6\text{‰}$ の範囲にあり、諸沢橋地点のトビケラを除くと、 $\delta^{13}\text{C}$ が他の水生昆虫類や河床堆積有機物に比べて高いのが特徴であった。

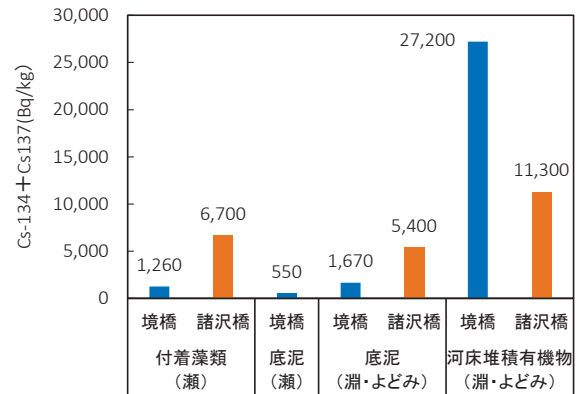


図2 付着藻類、底泥及び河床堆積有機物の放射性セシウム (Cs-134+Cs137)

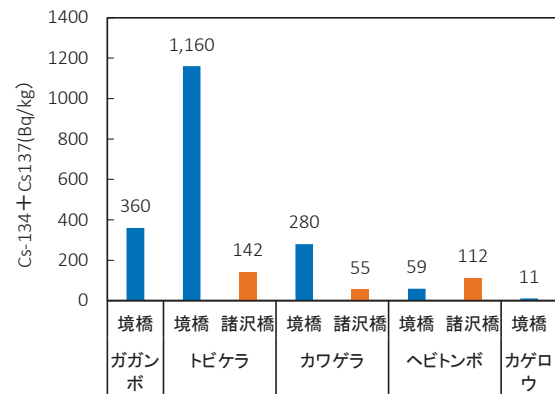


図3 水生昆虫類の放射性セシウム (Cs-134+Cs137)

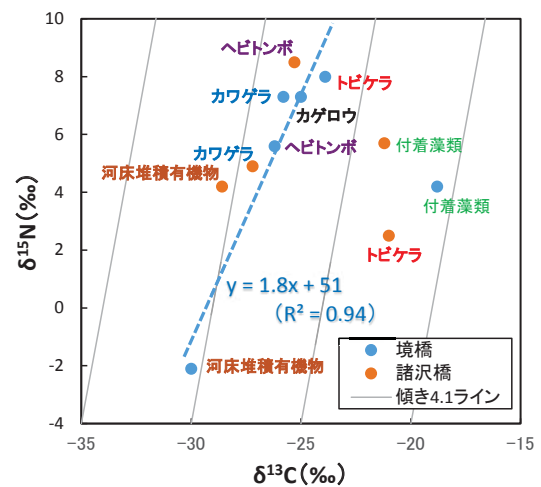


図4 河床堆積有機物、付着藻類、水生昆虫類の安定同位体分析結果

^{*} 平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法施行規則(平成23年12月14日環境省令第33号)第14条

5. 考察

図2に示したように、河床堆積有機物の放射性セシウムは、底泥、付着藻類、水生昆虫類に比べて高かった。また、水面上や河川敷上の空間線量率の高かった境橋地点が諸沢橋地点に比べて高く、調査地点周辺の放射線量を反映している可能性がある。しかし、次の理由から、諸沢橋地点の河床堆積有機物の試料は、河床堆積有機物に比べて放射性セシウムの濃度の低い土壌を多く含んでいた可能性もあり、結論づけるのは早々と考えられる。

両地点の河床堆積有機物の安定同位体比をみると、図4に示したように $\delta^{13}\text{C}$ は-30~-29‰で、一般的な木本類(C₃植物)が示す $\delta^{13}\text{C}$ -35~-25‰⁸⁾に概ね一致していた。しかし、 $\delta^{15}\text{N}$ は諸沢橋地点が境橋地点に比べて約6‰高かった。土壌中の窒素の大部分は植物由来の有機態窒素で、 $\delta^{15}\text{N}$ は-3~7‰の範囲にあり、分解が進行すると上昇することが知られている⁹⁾。このことから、諸沢橋地点の河床堆積有機物は、植物体の分解が進み、放射性セシウムの濃度の低い土壌を多く含んでいた可能性がある。

底泥の放射性セシウムは、図2に示したように、境橋地点に比べて下流の諸沢橋地点が高く、河床堆積有機物と異なる傾向を示した。福島第一原発の北側に位置する新田川では、河川水の放射性セシウムの濃度が2013年8月の洪水後に顕著に増加しており、洪水に伴う河川の土砂運搬機能によって懸濁物に付着した放射性セシウムが上流から供給されたことが理由と推察されている¹⁰⁾。放射性セシウムは、土壌中のシルトや粘土粒子に吸着されやすくとされており^{10,11)}、今回調査した富岡川の場合も放射性セシウムが出水等により土壌とともに下流に運ばれ、下流の数値が高くなったものと推察される。また、底泥と同様に諸沢橋地点の付着藻類の放射性セシウムの濃度が、境橋地点に比べて高かった。これは、放射性セシウムが吸着した土粒子が、付着藻類のもつ粘性¹²⁾により、その細胞または細胞が集まった群体の表面に濃密に沈着していた可能性を示唆する。この解明には、付着藻類と沈着したシルトを分離して放射性セシウムを分析する技術の確立が必要である。

次に放射性セシウムの食物連鎖を介した水生昆虫類への移行過程について考察する。まず、安定同位体比から水

生昆虫類の食性をみる。安定同位体比は、食物連鎖の栄養段階が1つ上がるごとに、 $\delta^{13}\text{C}$ が-1~2‰(水系の生物では平均で0.8)、 $\delta^{15}\text{N}$ が2~5‰(同平均で3.3‰)上がることが経験則として知られている^{13),14),15)}。「食う-食われる」の関係が1:1で成立しているとすれば、例えば一次生産者である植物プランクトンを起点とすると、それを食べる一次消費者の動物プランクトンの $\delta^{15}\text{N}$ は植物プランクトンの $\delta^{15}\text{N}$ に3.3‰を加えた値となる。動物プランクトンを食べる二次消費者を魚類とすると、魚類の $\delta^{15}\text{N}$ は植物プランクトンの $\delta^{15}\text{N}$ に6.6‰を加えた値となる。これらの群集を図4上にプロットすれば、傾き4.1(=3.3/0.8)のラインに配置されることになり^{16),17),18)}、食物網を把握する上での目安となる。

水生昆虫類の放射性セシウムの分析結果をみると、図3に示したようにトビケラ、カワゲラは境橋地点が諸沢橋地点に比べて高かった。両種の安定同位体比をみると、図4に示したように、諸沢橋地点のトビケラを除くと、他の水生昆虫類と同様に河床堆積有機物を食物連鎖の起点とする直線状に概ねあり、これら水生昆虫類の餌生物が今回採取した落葉・落枝からなる河床堆積有機物に由来することが推察される。ただし、食物連鎖の基準となる傾き4.1に比べて、本調査で得られた傾きは1.8と小さかった。これは、安定同位体比が環境変化に敏感に反応するため、試料の採取時期や地点による変動が大きいと考えられていること¹⁶⁾、雑食性の生物ではライン上にきれいにプロットされないこと¹⁷⁾などが要因と考えられる。

したがって、今回の調査では、河床堆積有機物や水生昆虫類の種類別サンプル数が1地点あたり1つと少なかったため、生物間の関係を十分に捉えきれず、傾きが一致しなかったと考えられる。今後、1地点あたりのサンプル数、調査時期を増やし、検証する必要がある。

既存文献によると、今回分析したヒゲナガカワトビケラ及びチャバネヒゲナガカワトビケラは、落葉・落枝が堆積した粗粒状有機物(CPOM: coarse particulate organic matter、直径1mm以上の有機物)を直接、またはCPOMが破碎された微粒状有機物(FPOM: fine particulate organic matter、直径1mm以下~0.5 μm 以上)が上流から流れてくるものをろ過して集めて食べるデトリタス食である¹⁹⁾。カワゲラの中でも今回分析に供した大型のものは、カゲロウなど

のほかの水生昆虫類を食べる肉食性と考えられている²⁰⁾。カゲロウ目は河床に堆積したデトリタスや石に付着した藻類を剥ぎ取って食べるものが多いが、今回分析に供したオオマダラカゲロウは肉食者とされている²¹⁾。ヘビトンボは他の水生昆虫を食べる肉食者である²⁰⁾。ガガンボの幼虫は、水生植物の根や茎を食べる植物食である²²⁾。

本調査では、**図4**に示したように、境橋地点ではデトリタス食のトビケラの $\delta^{15}\text{N}$ が肉食性のカワゲラやヘビトンボと同等かそれ以上の値を示しており、主食が動物性であった可能性もある。平林は、ヒゲナガカワトビケラが5齢幼虫の生息密度の高い、流速の早い環境では大型の餌(動物質)が多く得る傾向にあることを確認している²³⁾。また、片山らは、発育段階の高い本種の幼虫が栄養価の高い動物質の餌を好んで食べることを示唆する研究を報告している²⁴⁾。このことから、境橋で採取したトビケラが食物連鎖の上位にある肉食性であった可能性は否定できないが、前述した既存文献による食性と異なる点、分析サンプルによる誤差、後述する水生昆虫類の食性と放射性セシウムとの関連性の面から、今後十分な検証が必要である。

一方、諸沢橋地点のトビケラについては、**図4**に示したように食物連鎖の起点を河床堆積有機物とする直線上から大きく外れており、餌生物の起源が落葉・落枝とは異なると考えられる。また、同時に調査した付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ がトビケラより高いことから、採集した付着藻類が諸沢橋地点のトビケラの食物連鎖の起点となっていた可能性も低い。しかし、(独)水産総合研究センター等が中禅寺湖の流入河川である外山沢の藻類の安定同位体比を調査した結果によると、 $\delta^{13}\text{C}$ が-30~-25‰、 $\delta^{15}\text{N}$ が-5程度と、本調査における付着藻類の安定同位体比に比べて低いことから²⁴⁾、上流から流れてきた植物プランクトンや藻類、または季節的に異なった別種の藻類が食物連鎖の起点となっていた可能性がある。この検証には、上流域から下流域にかけて複数点、四季を通した調査が必要である。

水生昆虫類の既知の食性別に放射性セシウムの濃度をみると、**図3**に示したように両地点ともデトリタス食のトビケラが最も高く、次いで境橋地点では植物食のガガンボ、肉食性のカワゲラの順であった。トビケラより食物連鎖の栄養段階が高いと考えられる肉食性のカワゲラやヘビトンボはトビケラに比べて放射性セシウムの濃度は低かつ

た。これは、トビケラが高濃度の放射性セシウムをもつ落葉・落枝またはこれらが破砕されたものを直接採餌することに起因する可能性がある。植物食のガガンボの値が高いのも、このことを支持する結果と考えられる。

以上のように、放射性セシウム濃度の高い河床堆積有機物から、水生昆虫類への放射性セシウムの移行、特にデトリタスや植物食の水生昆虫類で放射性セシウムの濃度が高い可能性を示唆する結果が得られた。

6. おわりに

本調査の結果、河床堆積有機物の放射性セシウムは、底泥、付着藻類、水生昆虫類に比べて高く、周辺環境の空間線量率を反映している可能性が示唆された。

底泥の放射性セシウムは高濃度に汚染された粘土やシルトの出水等による流下・堆積状況、付着藻類はその泥粒子の付着状況を反映している可能性が示唆された。

水生昆虫類の放射性セシウムは、河床堆積有機物やその破砕物を直接食べるデトリタス食のトビケラや植物食のガガンボの値が、肉食性のヘビトンボやカワゲラに比べて高いという興味深い結果が得られた。

しかし、安定同位体比によるトビケラの食性解析では、これら既知の食性と一致しない結果が得られており、今回、調査を実施していない魚類と併せて、今後十分な検討が必要と考えられる。

本研究の開始当初は、他研究者の情報が少なく、独創的な研究になると考えていたが、我々と同様の視点に立ったより詳細な研究が、(独)水産総合研究センターほか²⁵⁾、東京農工大学及び北海道大学²⁶⁾、などによって既に行われ、優れた成果も上げられてきている。今後は、これらの研究成果を踏まえ、当研究手法の技術的な改善と放射性セシウムの食物連鎖の移行過程の解明に取り組みたいと考えている。

最後に、本調査の試料採取を快く引き受けていただいた(一財)九州環境管理協会陸生生物調査課長藤井暁彦氏に心より御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 環境省水・大気環境局水環境課, 平成 24 年度水生生物放射性物質モニタリング調査結果(夏期調査), 報道発表資料 (2013/3) .
- 3) 山本祥一郎, 淡水魚類の放射性物質の取り組み状況, 独立法人水産総合研究センター第 10 回成果発表会講演要旨 (2013/2) .
- 3) 水産庁, 各都道府県等における水産放射性物質調査結果(平成 24 年度 4 月以降公表分), 水産物の放射性物質調査の結果について, 平成 25 年 3 月 29 日, 報道発表資料, (2013/3) .
- 4) 厚生労働省, 原子力災害対策特別措置法に基づく食品に関する出荷制限等(平成 25 年 4 月 30 日現在), 原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の制定について(原子力災害対策本部長指示)(参考資料 1), 平成 25 年 4 月 30 日, 報道発表資料, (2013/4) .
- 5) 可児藤吉, 可児藤吉全集, 思索社 (1971) .
- 6) 水野信彦, 御勢久右衛門, 「河川の生態学」, 生態研究シリーズ, 築地書房 (1972) .
- 7) 環境省, 放射能濃度等測定方法ガイドライン(平成 25 年 3 月第 2 版) (1972) .
- 8) 米山忠克, 笹川英夫, 土壌-植物系における炭素, 窒素, 酸素, 水素, イオウの安定同位体自然存在比-1987 年以降の研究の進歩-, 日本土壌肥料科学雑誌, **65** (第 5 号), pp.585-598 (1994) .
- 9) 木庭啓介, 高橋和志 *et al.*, 安定同位体比を用いた森林生態系における植物-土壌間の窒素動態研究, 日本生態学会誌, **49**, pp.47-51 (1999) .
- 10) 水産総合研究センター, 内水面における放射性セシウム等移行過程の把握, 平成 25 年度放射性物質影響解明調査事業報告書 (2014/3) .
- 11) 中尾淳, セシウムの土壌吸着と固定, 特集 1 放射能汚染の土壌科学-森・田・畑から家庭菜園まで-, 学術の動向 (2012/10) .
- 12) 小林弘, 河川底生藻類の生態, 「藻類の生態」, 内田老鶴圃 (1986) .
- 13) Peterson B. J. & Fry B., Stable isotope in ecosystem studies, Annual review of ecology and systematics, **18**, pp.293-320 (1987) .
- 14) Fry B. & Sherr E. B., δ C-13 measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems, Contributions in Marine Science, **27**, pp.13-47 (1984) .
- 15) Wada E. *et al.*, Biogeochemical studies on the transport of organic matter along the Otsuchi River Watershed, Japan., Estuarine, Coastal and Shelf Science, **25**, pp.321-336 (1987) .
- 16) 高津文人, 河口洋一 *et al.*, 炭素, 窒素安定同位体自然存在比による河川環境の評価, 応用生態工学, **7** (第 2 号), pp.201-213 (2005) .
- 17) 南川雅男, 安定同位体比による水圏生態系構造の解明, 水環境学会誌, **20** (第 5 号), pp.296-300 (1997) .
- 18) 山田佳裕, 吉岡崇仁, 水域生態系における安定同位体解析, 日本生態学会誌, **49**, pp.39-45 (1999) .
- 19) 竹門康弘, 溪流生態系における食物連鎖と物質循環, 「溪流生態砂防学」, 東京大学出版会, pp.26-39 (1999) .
- 20) 大串龍一, 「水生昆虫の世界-淡水と陸上をつなぐ生命-」, 東海大学出版会 (2004) .
- 21) 刈田 敏, 「水生昆虫ファイル II」, つり人社 (2003) .
- 22) リバーフロント整備センター, 「川の生物図典」, 山海堂 (1996) .
- 23) 平林公男, 河川自浄作用における水生昆虫類の果たす役割とそのメカニズム, 河川整備基金助成事業(調査・試験・研究部門) 実績報告書, 河川環境管理財団 (2007/6) .
- 24) 片山幸美, 田中俊行 *et al.*, ヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*) における藍藻毒素 microcystin の蓄積とその毒素が天竜川生態系に及ぼす影響, 陸水学雑誌, **65**, pp.1-12 (2004) .
- 25) 水産総合研究センター *et al.*, 高濃度に放射性セシウムで汚染された魚類の汚染源・汚染経路の解明のための緊急調査研究, 平成 24 年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」(2013/6) .
- 26) 五味高志, 境 優 *et al.*, 森林・溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物蓄積-平成 25 年度野生生物への放射線影響に関する意見交換会要旨集-, 環境省 (2014) .