

2021 年度 修士論文

外来生物ウチダザリガニが北海道の水圏食物網における水銀の生物蓄積に及ぼす影響

Impact of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on mercury bioaccumulation in the aquatic food web of Hokkaido, Japan.

22031005

木内 拓海

Takumi Kiuchi

指導教員 地球環境保全学 教授 中谷暢丈

酪農学園大学大学院酪農学研究科

目 次

1. 緒言	1
1.1. 研究の背景	
1.1.1. 世界のザリガニについて	
1.1.2. ウチダザリガニ (<i>Pacifastacus leniusculus</i>)	
1.1.3. 水銀による環境汚染	
1.1.4. 食物連鎖による有害物質の生物蓄積と外来種による影響	
1.1.5. 安定同位体比を用いた生態系構造の解析	
1.2. 本研究の目的	
2. 材料と方法	8
2.1. 調査対象地と試料の入手方法	
2.2. 試料の計測と解剖および含水率の算出	
2.3. 総水銀の測定	
2.4. 測定精度の検証	
2.5. 安定同位体比の測定	
2.6. 胃内容物の測定	
2.7. 統計解析	
3. 結果と考察	12
3.1. 北海道に生息するウチダザリガニの水銀蓄積状況	
3.1.1. 水域毎の水銀濃度の違い	
3.1.2. 成長段階と総水銀濃度の関係	
3.1.3. 総水銀濃度に対する雌雄および抱卵の影響	
3.1.4. 捕獲手法の違いによる総水銀濃度への影響	
3.1.5. 海外のウチダザリガニの水銀濃度との比較	
3.2. 食品としてのウチダザリガニの安全性評価	
3.2.1. 水産物に関する暫定規制値との比較	
3.2.2. 耐容摂取量との比較	
3.3. ウチダザリガニが洞爺湖の食物網を介した水銀移行に及ぼす影響推定	
3.3.1. 水生生物における総水銀濃度	
3.3.2. ウチダザリガニの摂食比率	
3.3.3. ウチダザリガニの成長段階が摂食率に与える影響	
3.3.4. 栄養段階が総水銀濃度に与える影響	
4. まとめ	19
要約	20
謝辞	22
引用文献	23
図表	29

1. 緒言

1.1. 研究の背景

1.1.1. 世界のザリガニについて

ザリガニ下目 (Astacidea) は、540 種を超える多種多様な種を内包しており、エビ類 (Macrura) やカニ類 (Brachyura)、ヤドカリ類 (Anomura) などと同じ十脚目 (Decapoda) に属している (西村, 1995; 川井・中田, 2011)。ザリガニ下目の中でも、淡水域に好んで生息するザリガニ科 (Astacidae)、アメリカザリガニ科 (Cambaridae)、ミナミザリガニ科 (Parastacidea) の 3 科は、日本ではまとめてザリガニと呼ばれている (川井・中田, 2011)。これらザリガニ類の主な生息地は、温帯 (北緯 50° から南緯 30° 付近) の淡水域に分布しているが、離散的であり、科によって異なっている。ザリガニ科は北アメリカ西部、ヨーロッパ、西アジア、アメリカザリガニ科は北アメリカ中央部から東部と東アジア、そしてミナミザリガニ科はオーストラリア、ニュージーランド、南アメリカ、マダガスカルを主な生息地としている (Lodge et al., 2012)。

日本では馴染みが少ないが、世界的に見るとザリガニを食べる文化のある国は多く、特にスウェーデン、イギリス、アメリカでは、食文化として根付いている (川井・高畑, 2010; 中田, 2007)。また国によっては、ザリガニは食用を目的として養殖されている。アメリカザリガニ *Procambarus clarkii* の世界最大生産国である中国では、2007 年に 26.55 万 t であった養殖量は 2016 年に 80.23 万 t まで増加しており、天然での捕獲も含めると、年間生産量は 89.91 万 t となっている (SankeiBiz, 2018)。また、日本国内では、ザリガニは観賞用や学校教育利用を目的に、アメリカザリガニやウチダザリガニ *Pacifastacus leniusculus* が飼育されていた (土井, 2020; 中田ほか, 2006)。しかしながら、2020 年 11 月より、アメリカザリガニを除く全てのザリガニ類は、「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 (通称、外来生物法)」において特定外来生物に指定された (環境省, 2021a)。この指定となった背景には、後述するように、外来のザリガニによる在来生態系への影響などが問題視されたことがある。また生活科の教科書では、学習終了後も野外放逐することなく飼育継続を推奨する記述が見られるものの (土井, 2020)、北海道では捕獲後に自宅で飼育したウチダザリガニをニホンザリガニ *Cambaroides japonicus* と誤認して、捕獲した水系に再放逐している可能性が指摘されており (中田ほか, 2006)、放逐による分布域拡大の可能性もある。

先述したように、水産養殖業に加えて、研究や観賞目的としてザリガニ類は世界各地の水域に導入されてきた。こうしたザリガニ類の導入において、いくつかの生態系サービスにとって良い効果を与える一方、同時に悪影響も及ぼすことが指摘されている (Lodge et al., 2014)。移入先の水域では、在来のザリガニとの入れ換わり、病原菌媒介、大型の水生植物の破壊、魚類や両生類の繁殖の妨害、などによって、河川や湖沼、湿地における生態系機能や構造を改変してきた (DiStefano et al., 2009)。これらのザリガニが引き起こしている問題には、具体的に以下に挙げるものがある。ポーランドには 19 世紀まで、ヨーロッパザリガニ *Astacus asutacus* とトルコザリガニ *Astacus leptodactylus* の 2 種類のザリガニが生息していた。しかしながら、1892 年にアメリカ合衆国から導入されたラースティークレイフィッシュ

ユ *Orconectes limosus* や 1970 年初頭に導入されたウチダザリガニが定着したことによって、在来種の生息域が狭められ、現在これら 2 種のザリガニは厳重な保護下に置かれている (Protasowicki et al., 2013)。マダガスカル島に生息するアスタコイド属 (*Astacoides*) は、過剰な採取、生息地の消失、外来種の定着によって個体数が減少しているが、現在保全活動は行われていない (川井・高畑, 2010)。オーストラリアでは、ユーアスタスカス属 (*Euastacus*) の個体数が減少している。本属は生息地の改変や悪化、水質汚濁、乱獲、移植、外来種といった様々な人為的影響を受けていることが知られている (川井・中田, 2021)。こうして現在、ユーアスタスカス属全 49 種の内、80%の種が絶滅を危惧される種であり、その大半の保全状況 (IUCN レッドリストカテゴリー) が絶滅危惧 (EN) または絶滅寸前 (CE) と判断されている (川井・中田, 2011)。このように、ザリガニ種においては、外来種としての問題がある一方、在来種としての絶滅危惧問題も起きている。

日本国内では、外来ザリガニの導入による生態系や農林水産業への影響は大きいとされている。1927 年にウシガエル *Rana catesbeiana* の餌として神奈川県に輸入されたアメリカザリガニは、ウシガエル養殖業の衰退とともに、付近の河川や水田などに生息分布域が拡大し、現在では日本全国に生息している (環境省, 2021)。この生息域拡大に伴い、在来水生植物、水生昆虫、魚類、両生類への捕食やハサミを使った攻撃による影響被害も全国に及んでいる (環境省, 2022 年 1 月時点)。さらに、2014 年 10 月北海道札幌市南区で、さらに 2015 年 9 月札幌市内の石狩川で、ニホンザリガニの大量死が観察されており、遺伝子解析の結果アメリカザリガニが保菌していたザリガニペスト (アフアノマイシス菌 *Aphanomyces astaci*) による感染が影響していた可能性が高いことが報告されている (環境省, 2021 年 1 月時点)。このザリガニペストは、国際自然保護連合 (IUCN) の定める世界の侵略的外来種ワースト 100 に選定されている真菌類であり、このザリガニペストに対して耐性を持たないニホンザリガニは、感染から数日から数週間で死滅するとされている。

1.1.2. ウチダザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*)

ウチダザリガニは、ザリガニ下目ザリガニ科ウチダザリガニ属に含まれ、カナダ南西部からアメリカ合衆国北西部を原産地とし、最大全長 150 mm 程度に達する大型のザリガニである (川井・中田, 2011 ; 戸崎ほか, 2012)。環境省は「外来生物法」において、ウチダザリガニを特定外来生物へ指定しており (環境省, 2020a)、さらに日本生態学会の「日本の侵略的外来種ワースト 100」において、本種は侵略的外来種に指定されている (日本生態学会, 2002)。

日本に定着している外来種のアメリカザリガニは、比較的温かい水域を好んで生息しているのに対し、ウチダザリガニは冷水性の淡水域を好んで分布しており (谷本ほか, 2015)、日本の固有種で絶滅危惧Ⅱ類 (環境省レッドリスト) に指定されているニホンザリガニの生息分布地域と競合しやすいことが指摘されている (川井・高畑, 2010 ; 環境省, 2020b)。そのため、北海道東部に侵入したウチダザリガニは、直接捕食や巣穴を巡る競合により、ニホンザリガニとの置き換わりが起きている (Nakata et al., 2010)。先述した札幌市石狩川におけるニホンザリガニ大量死の原因と考えられたザリガニペストについて、日本に移入したウチダ

ザリガニの保菌状況は明らかでない (Usio et al., 2007)。しかしながら、ウチダザリガニをヨーロッパに移入した後の約 100 年間に、ヨーロッパザリガニにザリガニペストが感染し、局所的な絶滅をもたらした (Usio ほか, 2007)。そのため、アメリカザリガニと同様に、ウチダザリガニからニホンザリガニにザリガニペストが感染する可能性はある。このほか、ウチダザリガニは、沈水植物の切断並びに更新の阻害、底生動物や魚類の捕食、底泥の攪拌などにより、食物網構造を大きく改変することが知られている (Gherardi and Holdich, 1999)。例えば、海外においてはウチダザリガニが定着した水域で、水生の魚類、貝類、植物、昆虫の減少が確認されている (Vaeβan and Hollert, 2015)。さらに、これらの現象の付随する影響として、定着水域において動物プランクトンの増加、溶存酸素濃度の低下といった現象も起きたとの報告がある (Vaeβan and Hollert, 2015)。イタリアのボルミタ川 (Bormida River) では、ウチダザリガニ *Pacifastacus leniusculus* の移入後、IUCN レッドリストカテゴリーにおいて、絶滅危惧 (EN) に指定されている在来種のシロツメザリガニ *Austropotamobius pallipes* の個体数が減少したことが報告されている (Ercoli et al., 2021)。

ウチダザリガニは、ニホンザリガニ以外にも底生昆虫、藻類、植物由来のデトリタス、さらには共食いや水生生物の死骸を捕食することが知られており、総じて雑食性とされている (川井・高畑, 2010)。また、水生生物の遺骸を摂食する食性は腐肉食性といわれており、生物蓄積性の高い有害物質を多く含有している高次消費者の死骸などを摂食することで、ウチダザリガニは体内に有害物質を高濃度に蓄積する可能性が指摘されている (Anandkumar et al., 2020)。さらに、日本の在来生物イトウ *Hucho perryi* やナマズ *Silurus asotus* などの高次捕食者に捕食されている可能性も指摘されている (Usio ほか, 2007)。そのため、ウチダザリガニが侵入した水圏生態系では食物連鎖が長くなることで、高次捕食者の水銀濃度を増加させるなど、生態系内における有害物質の移行や生物蓄積に大きな影響を与える可能性が示唆されている (Bowling et al., 2011; Johnson et al., 2014)。

1.1.3. 水銀による環境汚染

水銀 (Hg) は、第 12 族元素に属する原子番号 80 番の元素であり、常温・常圧において凝固しない唯一の金属元素である。人類による水銀の利用の歴史は長く、紀元前 500 年以前から利用されていたとされており、人類が最も古くから使用してきた元素の一つである (鳴澤, 2005)。日本においても古くから活用されており、奈良県の東大寺の本尊である大仏の建立の際にも利用されていた。現代においてこそ、青銅色のイメージの強い奈良の大仏であるが、8 世紀の建立当初は全身金色に塗装されており、この金メッキの際に水銀を利用していたとされている (環境省, 2021)。このとき水銀は、他の金属と合金のアマルガムとなる性質を用い、金アマルガムを仏像に塗布後、加熱し水銀を蒸発させ取り除くことで、金を表面に定着させたと考えられている。

一方、水銀は強い生体毒性を有しており、ヒトや動物が過剰に水銀を摂取した事例として、以下のような報告がある。1965 年春、スウェーデンにおいて、ジュズカケバト *Streptopelia risoria* の水銀中毒事件が発生したほか (吉田ほか, 1976)、現代ではアマゾン川周辺、アフ

リカ諸国、アジア諸国の金採掘地域において、金アマルガム由来の水銀が河川や大気中に放出され、生態系や現地住民を汚染している（吉田・赤木，2004）。日本国内では、世界的にも有名な公害の一つ、水俣病がある。この公害病は、熊本県水俣湾周辺で高度経済成長期に起きた、四大公害病の一つとされる。水俣市に所在する日本窒素肥料株式会社（現在のチッソ株式会社）の工場において、アセトアルデヒド製造の際に無機水銀を触媒として使用していたが、その過程で副生されたメチル水銀が工場排水として、水俣湾に排出していた（熊本県環境生活部水俣病保健課，2020；水俣市立水俣病資料館・水俣病歴史考証館，2004）。こうして排出されたメチル水銀は、水俣湾に生息していた魚類や甲殻類などのエラや消化管から吸収され、あるいは食物連鎖を通じて体内に高濃度に蓄積された（環境省水俣病情報センター，2014）。こうして、メチル水銀で汚染された魚介類を多く食べたと思われるネコ、イヌ、カラスなどの死亡例が報告され（吉田ほか，1976）、さらには水俣湾の近隣に住む市民に水俣病が見られるようになった（環境省水俣病情報センター，2014）。水俣病に関連した水銀による汚染は、水俣湾の海底ヘドロにも見られ、水銀に汚染されたヘドロの厚さは最大4 mに達する地点もあった（熊本県環境生活部水俣病保健課，2020）。水銀含有量が25ppm以上のヘドロは、現在までに熊本県が14年に及ぶ年月と485億円の費用をかけて、一部浚渫および一部埋立工事を行ったこととすることで、水俣湾の水質は熊本県の中でも綺麗な海の一つとされている（水俣市立水俣病資料館・水俣病歴史考証館，2004）。

水銀を過剰に摂取した際見られる症状は、水銀の形態（無機態または有機態）によって異なる。無機水銀の場合、急性中毒として、咽頭痛や急性気管支炎を発症し、大量に摂取し続けた場合、口腔、咽喉頭粘膜、胃粘膜のただれ、嘔吐、腹痛、激しい下痢を発症する（社団法人日本化学会，1977）。一方、有機水銀の場合、四肢の痛みとしびれ、言語障害、運動失調、難聴、求心性視野狭窄の5つが挙げられている（吉田ほか，1976；Laws，1996）。また低級アルキル水銀は、胎盤を容易に通過するため、胎児に亜急性中毒を引き起す可能性がある（社団法人日本化学会，1977；吉田ほか，1976）。

水俣病の主な原因物質でもあるメチル水銀は、生物への吸収率が高く、難分解性で生物の体内に長期間留まるため、重金属の中でも特に毒性が強いとされている（社団法人日本化学会，1977）。環境中では、メタン生成細菌と底質中の一部の糸状菌が水銀化合物をメチル水銀に転換する能力を有していることから、メチル水銀は普遍的に分布している（Laws，1996）。

水銀および水銀化合物によるヒトの健康被害を予防するため、さらには環境を保護することを目的に、「水銀に関する水俣条約（水俣条約）」が2017年に発効された（国連環境計画，2017）。この条約では、水銀の人為的な環境中への排出および放出を抑制するために、水銀添加物を利用した温度計や電池、化粧品、除草剤といった製品の製造や輸出入を禁止することが定められている（国連環境計画，2017）。さらに日本国内では、工場排水や工場排ガスには厳しい排出基準が設けられることで、環境中への人為的な水銀排出量は少なくなった（貴田，2011）。これらにより、現在水銀中毒などの明らかな健康被害はみられないものの、水銀に関連した環境および食品モニタリングに基づく継続的な監視は必要である。

1.1.4. 食物連鎖による有害物質の生物蓄積と外来種による影響

地球上の生態系では、生産者を一次消費者が食べて、その一次消費者を二次消費者が食べる、捕食-被食関係が普遍的に認められている（土居ほか，2016）。この関係において、直接相互作用しない一次生産者から最高次消費者までを直線的に結んだものは食物連鎖と定義されている（永田・宮島，2008）。また、複数の生産者が存在する生態系には、複数の食物連鎖が存在しており、ある消費者が異なる生産者を起源とする複数の餌資源を利用するような複数の食物連鎖が融合したものは、食物網とされる（永田・宮島，2008）。環境中に存在する汚染物質が、これらの食物連鎖や食物網を介し、高次捕食者の体内で高濃度となる現象は生物濃縮と呼ばれている（吉田，1975）。生物濃縮が起こる要因としては、対象の化学物質が生物にとって代謝ににくい、すなわち分解または排泄する酵素系が存在しないため、体内に残留し続けることが挙げられる（吉田，1975）。これらの残留性を持つ物質としては、有機塩素系農薬、ポリ塩化ビフェニル、塩化スズ化合物、ダイオキシン、有機臭素系化合物、そして水銀など数多くの環境汚染物質が知られている（長南，2005）。

水生生態系における水銀の生物濃縮が関係した公害として、先述した水俣病や1965年新潟県阿賀野川で確認された第二水俣病（新潟水俣病）が知られている。生物濃縮において、排泄や分解がされにくい化学物質の濃度は、食物連鎖の栄養段階が一段階上がるだけで、高次捕食者体内において指数関数的に上昇する（若林，2000）。実際、マグロ類、カジキ類、ハクジラ類などの海洋生態系における高次捕食者には、高濃度のメチル水銀が筋肉中に含まれている（山下ほか，2012）。そのため、世界的に、これらの高次捕食者を食品とする安全基準値は、一般的な低次捕食者の魚類とは別に設けられている（農林水産省，2013）。

在来生態系への外来生物の定着は、本来の食物網構造と生態系機能に複雑な変化をもたらし、関連して生態系内の汚染物質の蓄積場所、移行経路、さらには生物中の汚染物質の濃度を変化させる可能性がある（Brown et al., 2021）。実際、ミシガン湖に侵入した外来種のムール貝（dreissenid）により、その消費者である魚類の水銀濃度は増加した（Lepak et al., 2019）。一方、ケベック州にある8つの湖の内、4つの湖では在来種のカワマス *Salvelinus fontinalis* のみが、残りの湖にはカワマスと外来種であるアレゲニーパールウグイ *Margariscus margarita* が生息しているが、アレゲニーパールウグイが生息している湖では食物網構造は変化したが、消費者体内のメチル水銀濃度に変化は見られなかった（Barst et al., 2020）。そのため、外来生物における有害物質の蓄積に関しては、これをとりまく生物を含めた侵入先の生態系における有害物質の移行、蓄積などについても実態を把握し、これらを考慮する必要がある。

1.1.5. 安定同位体比を用いた生態系構造の解析

先述したように、食物連鎖を介した水銀の生物蓄積や生物間移行では、対象とする生態系の食物網から解析アプローチが必要である。食物網を構成する捕食-被食関係の餌資源解析は、様々な手法を用いて調べられてきた。例えば、直接採餌行動観察、胃内容物分析、糞分析、捕食痕分析といった古典的な観察方法（土居ほか，2016）があり、生態学的な知見の拡充に

大きく貢献してきた。しかしながら、これらの手法による解析には多大な労力を要し、しかも生物が捕獲された直前に捕食した摂食物に関する情報しか得られなかった（杉崎ほか，2013）。このため近年では、安定同位体比分析法，DNA 分析法，脂肪酸分析法，といった化学的な手法を用いた餌資源の解析が確立されてきている（杉崎ほか，2013；青森ほか，2019）。

同じ元素の中には、中性子数が少なく、質量数が異なる同位体があり、中でも放射性を有しないものは安定同位体と呼ばれる（和田・神松，2010）。天然に存在する 92 種類の元素の中で、主要な生体構成元素は水素，炭素，窒素，酸素であり（和田，1986），これらはいずれも安定同位体を有する（和田・神松，2010）。異なる安定同位体を含む分子の物理化学的な性質は似ているが（和田，1986），中性子数の違いにより分子量が異なるため，拡散や化学反応，生化学反応において反応速度の違いを生じる同位体効果が見られる（和田ほか，2001）。この同位体効果により，生物が利用する基質の同位体組成の由来ごとの差異，食物連鎖に沿った同位体比の一定の変化といった同位体分別を生じる（土居ほか，2016）。水圏に生息する生物において，同位体分別が生じる要因として，光合成回路，生息環境（浮遊生物 or 底生生物），増殖速度，緯度などが炭素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ）に影響を与えるとされる（富永・高井，2008）。また，窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）に影響を及ぼす要因としては，同化や硝化，硝酸還元，生物学的窒素固定，脱窒，分解などの窒素代謝系による同位体分別，増殖速度，捕食-被食関係を通じた ^{15}N の濃縮などが挙げられる（富永・高井，2008）。これらの性質によって，一般的に食物網において栄養段階が一上昇するごとに， $\delta^{15}\text{N}$ が 3~4‰， $\delta^{13}\text{C}$ が 0~1.5‰濃縮されることが経験的に知られており（杉崎，2013；富永・高井，2008）。これらの性質により，炭素・窒素安定同位体比は生態系内に生息する生物の摂食物の起源や食物網の相互作用を説明する有用な手段となっている（Larsson et al., 2007）。

安定同位体比を用いた食物網や食性の解析事例には，Ercoli et al. (2021) や Gongora et al. (2018)，上田ほか（2019），長谷川ほか（2017）などがあり，水中，陸上，土壌中といった生態系や甲殻類，鳥類，魚類，昆虫類，微生物といった種を問わず，研究が行われている。さらに食物網の解析以外にも，環境負荷の解析，古生物の研究，産地判別，臨床検査など，様々な分野において利用および応用されている（永田・宮島，2008；西田，2020；鈴木ほか，2009；中下ほか，2009；佐々木，1976）。

1.2. 本研究の目的

以上のように外来生物が定着した生態系では，在来の生物に対して直接または間接的な影響を与えることに加え，水銀などの有害物質の生物間移行や生物蓄積に影響を与える可能性がある。中でもザリガニ類の多くは雑食性であり，高次捕食者により摂食されることで，生息する生態系においてキーストーン種として，物質循環に多くの影響を与えると予想される（Bowling et al., 2011；Johnson et al., 2014；Anandkumar et al., 2020；Protasowicki et al., 2013；Pennuto et al., 2005；Hothem et al., 2007；Mueller et al., 2002）。このため，日本に定着した外来生物のウチダザリガニは，国内の在来生態系においても有害物質の生物間移行や生物蓄積に影響を与えている可能性が考えられる。しかしながら，これまで

外来ザリガニによる食物網を介した化学物質の移行や蓄積の視点での影響実態は明らかでない。そのため本研究では、まず北海道において防除されたウチダザリガニについて、総水銀濃度を測定することで水銀の蓄積状況を明らかにした。さらに、洞爺湖において防除されたウチダザリガニと同水域に生息する各種生物について安定同位体比を測定し、食物網構造とウチダザリガニの餌資源を明らかにした。同時に、胃内容物の測定からも、ウチダザリガニにおける食性を明らかにした。これらの結果から、在来の水圏生態系における水銀の循環や生物蓄積に及ぼすウチダザリガニの影響推定することを本研究の主たる目的とした。さらに、日本における暫定規制値と耐容摂取量を総水銀濃度と比較し、ウチダザリガニを食品とした場合の安全性について評価を行った。

2. 材料と方法

2.1. 調査対象地と試料の入手方法

本研究で使用したウチダザリガニは、洞爺湖（北緯 42° 35'，西経 140° 51'），網走川（北緯 43° 49'，西経 144° 05'），鶯沢川（北緯 43° 49'，西経 144° 12'），屈斜路湖（北緯 43° 38'，西経 144° 20'），春採湖（北緯 42° 98'，西経 144° 32'）の 5 水域で防除により捕獲された個体を譲り受けた（図 1）。個体の捕獲は、洞爺湖において一部行なわれた直接的な手取方法を除いて、全てカゴ罾を用いて行われた。また、それぞれの湖沼におけるウチダザリガニの捕獲時期は、洞爺湖 2019 年 7 月 12 日～8 月 19 日と 2020 年 4 月 15 日，2020 年 11 月 22 日～11 月 15 日，鶯沢川 2019 年 9 月 13 日と 2020 年 7 月 21 日，網走川 2019 年 6 月 3 日と 2020 年 7 月 14 日～8 月 2 日，屈斜路湖 2019 年（月日不明），春採湖 2019 年（月日不明）および 2020 年 6 月 24 日～6 月 25 日であった。現地で採取された各個体は、直ちに冷凍保存された。その後、酪農学園大学水質化学研究室まで冷凍輸送された。

洞爺湖では、ウチダザリガニ以外にも現地に生息する動物および植物を採取または購入により入手した。動物試料として、甲殻類のスジエビ *Palaemon paucidens*，軟体動物のドブガイ（タガイ）*Sinanodonta japonica*，魚類のヒメマス *Onchorhynchus nerka*，エゾウグイ *Tribolodon sachalinensis*，ワカサギ *Hypomesus nipponensis*，ウキゴリ *Gymnogobius urtaenia* の 4 種を得た（表 1）。植物試料として、水生植物のバイカモ *Ranunculus nipponicus*，イトモ *Pacifastacus leniusculus*，ホザキノフサモ *Pacifastacus leniusculus*，リュウノヒゲモ *Stuckenia pectinata*，クロモ *Hydrilla verticillata*，付着藻類の 6 種，さらには湖畔によくみられる陸上植物のミズナラ *Quercus crispula*（落葉）を得た。魚類と甲殻類試料は「洞爺湖の生き物」（虻田町立洞爺湖温泉小学校，1998），植物試料は「ネイチャーガイド日本の水草」（角野，2014），貝類は「原色日本貝類図鑑」（吉良，1964）を参考に、同定を行った。洞爺湖周辺の直売所で購入したスジエビ，ヒメマス，ワカサギの捕獲方法の詳細は不明だが，他の試料は，魚類はウチダザリガニの防除時における混獲，貝類や植物試料については環境省が実施した潜水調査においてダイバーが手取したものを供試した。いずれの試料も採取または購入後，冷蔵しながら酪農学園大学水質化学研究室まで輸送し，直ちに冷凍したか，現地で直ちに冷凍後，そのまま大学研究室まで輸送され，冷凍庫内で保存した。

2.2. 試料の計測と解剖および含水率の算出

冷凍庫から取り出し自然解凍後，超純水（ORGANO, PURIC-Z II； $<17.0 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$ ）を用いて，各体表面に付着している汚れを濯ぎ落とした。その後，ウチダザリガニは全長，頭胸甲長，個体質量，雌雄，スジエビは全長，頭胸甲長，個体質量，魚類は標準体長，頭長，体高，体幅，個体質量を計測した。計測後，動物試料は解剖を行い，ウチダザリガニとスジエビは尾部筋肉，軟体動物・魚類は筋肉，水生植物は根を除く全草，ミズナラは葉部を供試した。試料の一部は，湿質量当たりの総水銀濃度（ $\mu\text{g/g wet wt.}$ ）から乾燥質量当たりの総水銀濃度（ $\mu\text{g/g wet wt.}$ ）に換算するために，含水率を測定した。含水率の測定は，あらかじめ質量を測定したシャーレに，解剖用メスで 5 mm 角程度とすることで均質化した試料の湿質量を量り取った。

その後、シャーレのまま定温乾燥機（ヤマト科学株式会社，DX302）に入れ，60℃で48時間乾燥した。乾燥後，デシケーター内で放冷し，シャーレのまま質量を測定し，シャーレそのものの質量を差し引くことで乾燥質量を求めた。以下の式を用いて，含水率を算出した。

$$\text{含水率}(\%) = \frac{\text{湿質量(g)} - \text{乾燥質量(g)}}{\text{湿質量(g)}}$$

2.3. 総水銀の測定

総水銀の測定方法は，橋本ほか（2015）を一部改変して行った。まず，解剖時に5 mm角程度に切り分けて均質化した試料の湿質量が500 mg以下となるように風防付天秤を用いて50 mLメスフラスコの分解瓶に精密に量り取った。これに，硫酸（富士フイルム和光純薬工業株式会社，有害金属測定用）5 mL，硝酸（富士フイルム和光純薬工業株式会社，精密分析用）1 mL，過塩素酸（富士フイルム和光純薬工業株式会社，有害金属測定用）1 mLを加えた。このメスフラスコをドラフトチャンバー内に設置した220℃のホットプレート上で分解液が透明になるまで，加熱分解した。分解後，素焼き板上で放冷し，超純水を用いて50 mLにメスアップし，これを測定用試料溶液とした。

測定用試料溶液の総水銀濃度は，還元気化原子吸光法による水銀測定装置（株式会社HIRANUMA，HG-300）を用いて測定した（環境省，2004；藤井ほか，2018；厚生省，1973；平沼産業株式会社，1999）。測定は，測定用試料溶液20 mLを反応容器に移し入れ，硫酸（1+1）および塩化スズ（Ⅱ）溶液（0.091%）を加えて密閉し，これをバブリングすることで水銀イオンを水銀蒸気に還元した。発生した水銀蒸気は吸光セルに導かれ，波長253.7 nmの吸光度を測定した。同様の操作により，段階的に希釈した水銀標準溶液（富士フイルム和光純薬工業株式会社，原子吸光測定用）についても測定を行ない，得られた結果から検量線を作成し，測定用試料溶液中の水銀濃度を算出した。さらに，分解試料量から総水銀濃度（ $\mu\text{g/g wet wt.}$ ）を算出し，さらに含水率（%）を用いて，総水銀濃度（ $\mu\text{g/g dry wt.}$ ）を算出した。

2.4. 測定精度の検証

実試料の測定の前に，国立研究開発法人産業技術総合研究所計量標準総合センターより標準物質NMJICRM7402-a（タラ魚肉粉末）を入手し，本研究に用いた総水銀測定方法の精度を確認した。含水率は2.2.，総水銀は2.3.に従って，それぞれ測定した。

標準物質認証書に記されていた認証値と本研究の測定によって得られた実測値（ $n = 5$ ）を表2にまとめて示す。実測値の平均値および標準偏差は $0.59 \pm 0.08 \mu\text{g/g dry wt.}$ であったのに対し，認証値は $0.61 \pm 0.02 \mu\text{g/g dry wt.}$ であり，本研究における前処理を含めた水銀測定精度は良好であることが示された。ただし，認証値の標準偏差0.02に対し，実測値の標準偏差0.08は比較的大きかった。これは，水銀測定に使用した認証標準物質の質量が約300 mgと少量であったことが，測定値のばらつきに影響したものと考えられた。

2.5. 安定同位体比の測定

窒素・炭素安定同位体比の測定は、土居ほか（2016）を参考に行なった。試料の前処理は2.2.に従い、定温乾燥機（ヤマト科学株式会社、DX302）を用いて、60℃で48時間乾燥した。乾燥機から取り出した試料は直ちにデシケーター内で放冷後、メノウ製乳鉢およびメノウ製乳棒を用いて、微粉末にすることで均質化させた。また、均質化した動物試料の約0.1 gを試験管に分取し、脱脂液（クロロホルム：メタノール = 1：1）5 mLを添加した。これをよく攪拌した後、試験管の口にアルミホイルを挟んだ上で蓋をして24時間静置することで脱脂を行った。その後、2500 rpmで10分間遠心分離を行ない、沈殿させた試料が巻き上がらないように脱脂液を除去し、沈殿物の残っている試験管にメタノール5 mLを加えてからよく攪拌し、上述と同様に遠心分離を行い、上澄みを除去した。これを乾燥させ、安定同位体比測定用試料とした。

各試料はマイクロ天秤を用いて錫カップに動物試料は約500 µg、植物試料は約2200 µgを精密に量り取った後、錫カップから試料が溢れないように空気を抜きながらコンパクトに折り畳んだ。これを安定同位体比分析システムのオートサンプラーに入れた。試料は、1800℃に設定した元素分析装置でN₂およびCO₂分子まで加熱分解され、カラム内で分離された（永田・宮島，2008）。分離された各分子は、質量分析計内でイオン化され、加速電圧をかけられ磁場に高速で進入することで、質量検出器にて測定された（永田・宮島，2008）。これら一連の測定は、京都大学生態学研究センターに設置されている安定同位体比分析システム、並びに同センターが管理している標準物質を使用して行った。システムは、有機微量元素分析装置（FLASH2000, Thermo Fisher Scientific;イタリア）、インターフェース（ConFlo4, Thermo Fisher Scientific;ドイツ）、安定同位体比質量分析装置（DELTA V Plus, Thermo Fisher Scientific;ドイツ）から構成されていた。標準物質は、Tayasu et al. (2011)に記載されているCERKU-01からCERKU-07のうち、CERKU-02, CERKU-04, CERKU-05の3つの標準物質を使用した。本システムで測定したウチダザリガニ9試料の窒素・炭素安定同位体比を3回ずつ反復測定した結果、測定精度はいずれも±0.15‰以内と良好であった。

測定結果から、窒素・炭素安定同位体比の値は、以下のように国際標準物質からの相対千分偏差で表記した。

$$\delta X (\text{‰}) = \{ (R_{\text{試料}} / R_{\text{標準物質}}) - 1 \} \times 1000$$

この式におけるXは、炭素もしくは窒素の同位体値であり、 $R_{\text{試料}}$ は測定試料の炭素もしくは窒素の同位体の比率を、 $R_{\text{標準物質}}$ は国際標準物質における炭素もしくは窒素の同位体比を示している（Elcoli et al., 2021; 永田・宮島，2008; 土居ほか，2016; 富永・高井，2008）。

2.6. 胃内容物の測定

ウチダザリガニの胃内容物測定は、神山ほか（2004）を参考に行なった。解剖の際に集めた胃内容物をRose Bengalを含む着色液（Rose Bengal 100 mg/L + 5%ホルマリン液）に24時間浸漬することによって染色した。その後、目開き75 µmのステンレス製篩（東京スクリーン株式会社、網ふるい Test sieves 試験用ふるい JIS Z 8801）に通し、内容物に付着した泥、着色液などを超純水で洗浄した。洗浄後の試料は、5 mm グリット付きシャーレにできるだけ

均一に展開し、カメラ付き顕微鏡を用いて撮影した。拡大してプリントアウトした撮影画像に、4 mm グリット線を引いた薬包紙を重ねて、次に述べる 3 種類のカテゴリについて面積を求め、これから胃内容物の比率を算出した。カテゴリは、①動物片として Rose Bengal で赤く染まった動物性タンパク質、②植物片として Rose Bengal で赤く染まらなかった物質のうち、比較的大きな物、③デトリタスとして Rose Bengal で赤く染まらなかった物質のうち、比較的小さな物、とした。

2.7. 統計解析

統計解析は、主に Microsoft® Excel for Mac バージョン 16.55 を利用して行なった。炭素・窒素安定同位比を用いたウチダザリガニの摂食率の推定は、Inger et al. (2021 年 11 月時点) を参考に、R version 4.0.3(2020-10-10)にパッケージ Stable Isotope Analysis in R (SIAR; バージョン 4.2) を追加して解析した。この SIAR は、炭素・窒素安定同位体を両軸としたダイアグラムの中で、お互いに異なる複数の食物資源の混合問題として扱い、同位体環境を満たす資源の配分率を確率分布で求めるモデルである (南川, 2007)。

3. 結果と考察

3.1. 北海道に生息するウチダザリガニの水銀蓄積状況

3.1.1. 水域毎の水銀濃度の違い

防除が行われた各水域におけるウチダザリガニの総水銀濃度 ($\mu\text{g/g dry wt.}$) について、箱ひげ図を図 2 に示す。平均値 (Mean \pm Standard Deviation, 試料数) は、高い順に網走川 ($0.868 \pm 0.686 \mu\text{g/g dry wt.}$, $n = 29$), 洞爺湖 ($0.675 \pm 0.465 \mu\text{g/g dry wt.}$, $n = 81$), 鶯沢川 ($0.481 \pm 0.198 \mu\text{g/g dry wt.}$, $n = 32$), 春採湖 ($0.345 \pm 0.172 \mu\text{g/g dry wt.}$, $n = 51$), 屈斜路湖 ($0.123 \pm 0.069 \mu\text{g/g dry wt.}$, $n = 11$) であった。全ての試料の中で総水銀濃度が最も高かった個体は、洞爺湖で防除された個体で、その値は $2.83 \mu\text{g/g dry wt.}$ であった。逆に、最も低かった個体は屈斜路湖で防除された個体で、 $0.031 \mu\text{g/g dry wt.}$ であった。

Welch's t test の結果、網走川と洞爺湖との間を除く水域間において、総水銀濃度の平均値には、有意な差がみられた ($p < 0.05$)。海外で行われた先行研究では、採取した地点間に総水銀濃度に差がある場合とない場合の両方が報告 (Johnson et al., 2014; Pennuto et al., 2005; Hothem et al., 2007) されたが、本研究の結果では、北海道内のウチダザリガニにおける総水銀濃度には水域間に差があることが示された。この原因には、水中水銀濃度の差異に基づくザリガニへの直接摂取量の違い、水域ごとの本種の成長速度の違い、雌雄差や抱卵の有無に基づく蓄積量の違い、ウチダザリガニの捕獲方法の違い、水域ごとの食物網に基づく蓄積経路の違い、などが原因として考えられる。先行研究において、水中の水銀濃度や水温の違いが魚類における水銀の蓄積に影響している可能性 (安藤, 2010) のほかに、ザリガニにおけるエネルギー密度の違いが影響している可能性が指摘されている (Johnson et al., 2014)。本研究において 1 回のみの調査結果であるが、各水域における水中総水銀濃度を測定した結果、いずれも本研究で使用した平沼水銀測定装置の溶存態水銀に対する検出限界値 (0.7 ng/L) を下回っており、水中水銀濃度の差については明らかではなかった。

3.1.2. 成長段階と総水銀濃度の関係

総水銀の測定を行なった全ての水域のウチダザリガニ ($n = 204$) について、総水銀濃度 ($\mu\text{g/g dry wt.}$) と全長 (mm) との散布図を図 3 に示す。このとき、全長と総水銀濃度の間には、有意な正の相関関係が見られた ($Y = 0.0715e^{0.0172X}$, $r = 0.43$, $p < 0.05$)。アメリカザリガニにおいて、カドミウムや鉛のように生物蓄積性のある重金属元素類は、暴露期間が長いほど生物体内に高濃度に蓄積されることが報告されており (Alcorlo et al., 2006; 森田, 1981), ウチダザリガニにおける水銀でも同様の傾向が示された。

本研究で総水銀を測定したウチダザリガニの全長を水域ごとにまとめた箱ひげ図を図 4 に示す。水域ごとの平均値 (Mean \pm SD, 試料数) は、高い順に網走川 ($115.5 \pm 10.9 \text{ mm}$, $n = 29$), 洞爺湖 ($113.0 \pm 17.0 \text{ mm}$, $n = 81$), 春採湖 ($101.8 \pm 17.8 \text{ mm}$, $n = 51$), 屈斜路湖 ($96.8 \pm 7.97 \text{ mm}$, $n = 11$), 鶯沢川 ($77.5 \pm 7.04 \text{ mm}$, $n = 32$) であった。全長が最も大きかった個体は、洞爺湖の個体で、 157.15 mm であり、最も小さかったのも洞爺湖の個体で、 59.81 mm であった。また、鶯沢川を除き、平均総水銀濃度が高い水域の順であった網走川、洞爺湖、春採

湖、屈斜路湖（図 2）と同様に、平均全長大きい水域の順も同じであった。しかしながら、鶯沢川の個体は他の地域と比較して、全長に対して総水銀濃度が高くなった。

そのため先述したように、暴露期間、つまり成長期間の違いが水域間の異なる総水銀濃度に影響した可能性が考えられたが、鶯沢川の個体における水銀蓄積には、別の要因も考えられた（Pennuto et al., 2005）。

3.1.3. 総水銀濃度に対する雌雄および抱卵の影響

次に、水域ごとの雌雄別総水銀濃度 ($\mu\text{g/g dry wt.}$) の箱ひげ図を図 5 に示す。さらに、洞爺湖のウチダザリガニについて、雌雄別に加え、メスを抱卵／無抱卵に分けた箱ひげ図を図 6 に示す。平均値を示すと、網走川ではオス $0.856 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 25$)、メス $0.944 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 4$)、洞爺湖ではオス $0.773 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 33$)、メス $0.607 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 48$)、春採湖ではオス $0.307 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 28$)、メス $0.391 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 23$)、屈斜路湖ではオス $0.125 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 6$)、メス $0.119 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 5$)、鶯沢川ではオス $0.441 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 18$)、メス $0.534 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 14$) となった。水域ごとに雌雄間の総水銀濃度について Welch's t test ($p > 0.05$) を行なった結果、いずれも有意差は認められなかった。先行研究 (Johnson et al., 2014 ; Kouda et al., 2010 ; Hothem et al., 2007 ; Pennuto et al., 2005) においても、雌雄間における水銀濃度の差は認められていなかった。洞爺湖では、平均値で見るとオス $0.773 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 33$)、抱卵メス $0.741 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 9$)、無抱卵メス $0.579 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 38$) の順に、総水銀濃度が高かった。Welch's t test ($p > 0.05$) の結果、これらの平均値に有意差は認められなかった ($p > 0.05$)。

これらの結果から、雌雄や抱卵の有無は、北海道のウチダザリガニにおける総水銀の蓄積に与える影響は小さいことが示唆された。

3.1.4. 捕獲手法の違いによる総水銀濃度への影響

洞爺湖におけるウチダザリガニの防除では、カゴ罟による捕獲とダイバーによる手取りの 2 通りの方法が実施されている。前者は、誘引餌として魚類の切り身などを用いることが多く、ウチダザリガニがこの餌を摂食することで、個体内の水銀濃度が増加する可能性が推測される。そのため、これら 2 通りの方法で捕獲された個体間の総水銀濃度を比較した。

洞爺湖での防除方法（カゴ罟・手取り）別総水銀濃度の箱ひげ図を図 7 に示す。各平均値を比較すると、カゴ罟 $0.699 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 62$) の方が、手取 $0.596 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($n = 19$) よりもやや高い値となった。ただし、捕獲されたウチダザリガニの全長の平均値は、カゴ罟 114.2 mm 、手取り 109.4 mm であり、本研究で調べて個体サイズの違いが影響した可能性がある。また、総水銀濃度の平均値について Welch's t test ($p > 0.05$) を行なった結果、防除方法の違いによる有意差は認められなかった。

以上の結果から、防除方法の違いが、総水銀濃度に与える影響は小さいことが示唆された。

3.1.5. 海外のウチダザリガニの水銀濃度との比較

本研究の結果と先行研究で総水銀濃度が測定されたウチダザリガニの研究地（国名また州名）、 n （個体数）、全長（mm）、総水銀濃度（ $\mu\text{g/g dry wt.}$ ）、総水銀濃度（ $\mu\text{g/g wet wt.}$ ）を表3にまとめて示す。このとき、オレゴン州は湿質量当たり、カリフォルニア州、ワシントン州、ポーランドでは乾燥質量当たりの総水銀濃度しか記載されていなかったため、組織中の含水率を本研究において求めた含水率 80%と同じである仮定して、乾燥質量と湿質量あたりの総水銀濃度を算出して示した。

本研究で測定した結果と先行研究の結果を比較すると、北海道のウチダザリガニはカリフォルニア州で捕獲された個体群に次いで総水銀濃度が高かった。先行研究のカリフォルニア州の個体群は、付近に水銀採掘鉱山帯があり（Hothem et al., 2007）、それらの鉱山排水には硫酸塩、水銀およびメチル水銀が高濃度に含まれていた（Rytuba, 2000）。そのため、これらの人為的活動が、河川生態系における水銀の生物蓄積に影響を与えている可能性が指摘されている（Hothem et al., 2007）。

また、本研究で調べた北海道のウチダザリガニにおいて総水銀濃度が高かった要因の一つとして、日本は全体的に火山活動が活発に行われていることが挙げられる。火山ガスの中には少量の水銀が含まれており、これらは高温の還元的環境下では、金属水銀蒸気として大気中に放出される（坂元, 2008）。これらの水銀が食物網を介した物質循環に取り込まれたため、本研究では水銀濃度が高くなったと可能性がある。なお、それぞれの水域周辺において、洞爺湖周辺には有珠山が、また網走川、鶯沢川、屈斜路湖、春採湖といった北海道東部には摩周、アトサヌプリといった活火山が所在している。

3.2. 食品としてのウチダザリガニの安全性評価

3.2.1. 水産物に関する暫定規制値との比較

世界各国において、ザリガニを食べることは食文化として根付いており（川井・高畑, 2010；中田, 2007）、ヨーロッパでは高級食材として利用されている（環境省, 2021年12月時点）。また、日本に導入された理由も、農林水産省が優良水族移植（食用）として、食利用を目的としたものであった（国立研究開発法人国立環境研究所, 2021年12月時点）。現在、ウチダザリガニが定着した北海道内では、防除したウチダザリガニを商品化し、新たな経済効果を生み出そうとする動きがみられている（中田, 2007）。実際に阿寒湖では、ウチダザリガニを加工したレイクロブスタースープが販売されている（阿寒湖漁業共同組合, 2006）。このようにウチダザリガニは世界的にも食利用されることから、このザリガニに含まれる水銀のヒトへの健康リスクを調べることは重要とされている（Anandkumar et al., 2020）

日本やアメリカでは、水産物に係る総水銀濃度の暫定規制値とされる基準値が設けられている。そこで、本研究で得られた結果を主に日本の暫定規制値と比較することで、食品としての安全性を評価した。世界の代表的な国々で定められている総水銀の暫定規制値を表4（農林水産省, 2006；農林水産省, 2013を参考に作成）にまとめて示す。日本に流通する魚介類（ただし、マグロ類（マグロ、カジキおよびカツオ）、内水面水域の河川産の魚介類（湖沼産

の魚介類を含まない）および深海性魚介類（メヌケ類、キンメダイ、ギンダラ、ベニズワイガニ、エッチュウバイガイおよびサメ類）については適用外）については、総水銀濃度の暫定規制値として、湿質量あたり 0.4 µg/g wet wt. 以下、と定められている（厚生省, 1973）。本研究で測定したウチダザリガニにおける総水銀濃度の平均値 0.118 µg/g et wt. は、この暫定規制値よりも低い値であった。またこのザリガニの総水銀濃度は、北海道沿岸で捕獲された同じ甲殻類であるボタンエビ *Pandalus hypsinotus* の 0.047 µg/g wet wt. やホッカイシマエビ *Pandalus kessleri* の 0.034 µg/g wet wt. よりも高かったが、サバ *Scomber japonicus* の 0.090 µg/g wet wt. やクロゾイ *Sevastestis schlegeli* の 0.117 µg/g wet wt. と同程度であった（山本ほか, 1992）。また測定を行った全 204 個体のうち、暫定規制値の値を上回ったものはわずか 7 個体（3.4%）であった。この暫定規制値を上回った 7 個体を生息地ごとに見ると、6 個体（0.443～0.535 µg/g wet wt）が網走川において捕獲された個体であり、唯一 1 個体（0.598 µg/g wet wt）が洞爺湖で捕獲された個体であった。これらの結果から、北海道で防除されたウチダザリガニを食品として利用する際には、特に網走川で防除された個体は、総水銀濃度が暫定規制値を上回ることがないように注意する必要がある

3.2.2. 耐容摂取量との比較

耐容週間摂取量とは、「意図的に使用されていないにもかかわらず食品中に存在する物質（重金属、かび毒など）について、ヒトが一生涯に渡って毎日摂取し続けても、健康への悪影響がないと推定される一週間あたりの摂取量」であり、1 日あたりに換算したものは耐容一日摂取量と呼ばれる（内閣府食品安全委員会, 2016）。日本では、体重 50 kg のヒトにおけるメチル水銀の暫定的耐容週間摂取量は、0.17 mg/週と定められている（厚生省, 1973）。さらに、この値を一日あたりに換算することで、耐容一日摂取量が求められその値は 24 µg/日となる。ザリガニなどの魚介類に含まれる総水銀は、ほぼ 100% がメチル水銀であることが報告されている（Pennuto et al., 2005 ; Kouda et al., 2010 ; Johnson et al., 2014）。そのため、本研究で得られた総水銀濃度をメチル水銀濃度と仮定し、暫定的耐容週間摂取量および暫定的耐容一日摂取量と比較した。その際、ウチダザリガニの平均総水銀濃度 0.118 µg/g wet wt., ウチダザリガニ一匹あたりの平均尾部筋肉量 3.0 g を用い、耐容一日摂取量に達する筋肉量（g）と個体数（匹）を算出した。まず、耐容一日摂取量 24 µg/日に達するウチダザリガニの筋肉量は、以下の式 1 を元に算出すると、203 g であった。

$$\frac{24 (\mu\text{g/日})}{0.118 (\mu\text{g/g wet wt.})} = 203.3 (\text{g/日}) \quad (\text{式 1})$$

さらに、ウチダザリガニ一匹あたりの尾部筋肉を 3.0 g とした場合、下記の式 2 を用いて求めた 203 g の可食部に相当するウチダザリガニの匹数は 68 匹となった（表 5）。

$$\frac{203.3 (\text{g/日})}{3.0 (\text{g/匹})} = 68 (\text{匹/日}) \quad (\text{式 2})$$

このように、68 匹のウチダザリガニを一日で食べることは現実的ではないため、ウチダザリガニを食品として利用する際、耐容摂取量は大きな問題にならないと考えた。

以上 3.2.2. および 3.2.1. の結果から、ウチダザリガニを食品として利用する上での水銀によるヒトへの健康影響は、個体水銀濃度の高かった網走川のウチダザリガニについて利用しないことで、未然に防ぐことができると考えた。

3.3. ウチダザリガニが洞爺湖の食物網を介した水銀移行に及ぼす影響推定

3.3.1. 水生生物における総水銀濃度

洞爺湖の水生生物種別総水銀濃度を図 8 にまとめて示す。総水銀濃度の平均値が最も高かったのはエゾウグイの $1.01 \mu\text{g/g dry wt.}$ ($0.19 \mu\text{g/g wet wt.}$) であり、最も低かったのは付着藻類 $0.024 \mu\text{g/g dry wt.}$ であった。また、1969 年に全国で調べられたウグイの総水銀濃度と比較すると、自然汚染の影響のある無加川 ($0.60 \mu\text{g/g wet wt.}$) や人工汚染のある神通川 ($2.41 \mu\text{g/g wet wt.}$) や熊野川下流 ($2.68 \mu\text{g/g wet wt.}$) の値よりも低く、水銀による環境汚染が少ない石狩川 ($0.26 \mu\text{g/g wet wt.}$) に近い値であった (山中・上田, 1974)。これらのことから、洞爺湖に生息するエゾウグイの総水銀濃度は、汚染されていない地域としては一般的な値であると考えられる。洞爺湖のウチダザリガニにおける平均総水銀濃度 $0.675 \mu\text{g/g dry wt.}$ は、このエゾウグイに次ぐ値であり、洞爺湖の水生生物種の中で比較的高い水銀濃度であることが分かった。また、総じて総水銀濃度が高い生物種は全てが動物試料であり、逆に総水銀濃度が低い生物種の多くは、スジエビを除けばすべて植物試料であった。

3.3.2. ウチダザリガニの摂食比率

洞爺湖にて採取した試料について、炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) および窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) の散布図を図 9 に示す。ウチダザリガニの $\delta^{15}\text{N}$ 値 ($5.14\text{‰} \sim 8.96\text{‰}$) と $\delta^{13}\text{C}$ 値 ($-19.65\text{‰} \sim -10.58\text{‰}$) の範囲は、他の生物試料 (魚類, 水生植物, 底生動物) と比較して、ばらつきが大きかった。これらの値は、達古武沼でのウチダザリガニの $\delta^{15}\text{N}$ 値で得られた範囲 ($7.5\text{‰} \sim 10.7\text{‰}$) に近かったが、達古武沼の $\delta^{13}\text{C}$ 値 ($-28.8\text{‰} \sim -23.7\text{‰}$; 高村ほか, 2007) よりも大きく、スウェーデン南部の湖沼群の $\delta^{13}\text{C}$ 値 ($-28.2\text{‰} \sim -17.9\text{‰}$; Larsson et al., 2007) と同程度であった。

ウチダザリガニにおける $\delta^{13}\text{C}$ の平均値 (6.88‰) は、水生植物の平均値 (1.86‰) よりも約 5‰ 大きい値となった。また、ウチダザリガニにおける $\delta^{13}\text{C}$ の平均値 (-15.93‰) は、水生植物の平均値 (-13.07‰) よりも 3‰ 程度低くなった。これらの差は、一般的な被食者と捕食者の食物鎖間における $\delta^{15}\text{N}$ 値の差 ($+3 \sim +4\text{‰}$) や $\delta^{13}\text{C}$ 値の差 ($0 \sim +1.5\text{‰}$; 杉崎ほか, 2013) よりも大きかった。この結果は、洞爺湖のウチダザリガニは、餌資源として水生植物以外にも利用していることを示している。そのため、魚類なども餌資源としている可能性が高く、雑食者であること (Pennuto et al., 2005; 神山 ほか, 2004; Ercoli et al., 2021) を反映している。

洞爺湖で採取した生物における $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ は、魚類, 底生動物, 水生植物, 陸上植物の分類学的に近い生物種ごとに比較的值がまとまっていた。一般的に、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は、栄養段階が一つ上がるごとに $+3 \sim +4\text{‰}$ 上昇し (杉崎ほか, 2013)、 $\delta^{13}\text{C}$ 値は、生産者の生息環境が浮遊性か

底生性によって 5%程度異なる(富永・高則, 2008)。そこで、洞爺湖においてウチダザリガニが摂食している可能性がある生物種について、①水生植物、②底生動物、③底生魚類、④遊泳魚類、⑤陸上植物の 5 つのグループとした。各グループの $\delta^{13}\text{C}$ 値および $\delta^{15}\text{N}$ 値を用いて、SIAR によるウチダザリガニの摂食解析の結果を図 10 に示す。さらに、その平均値を用いて円グラフにまとめたものを図 11 に示す。これらの図から、洞爺湖に生息しているウチダザリガニが最も利用している餌生物は水生植物であり、底生動物、底生魚類、遊泳魚類、陸上植物と続いた。この内、摂食率が高かった上位 3 グループ(水生植物、底生動物、底生魚類)で、摂食率全体の 80%程度を占めた。ウチダザリガニは湖底に生息していることから、同じく湖底に分布していて活用しやすいグループの生物を摂食していることを反映していた。また、ウチダザリガニの摂食物の植物質と動物質の割合は、植物質が 52.8%で動物質は 47.8%とほぼ同じ割合で利用していた。

次に、胃内容物の測定結果を図 12 に示す。ウチダザリガニの摂食割合は、動物 49.7%、植物 48.5%、デトリタス 1.8%となり、胃内容分析から考えられるウチダザリガニの摂食割合は、動物質と植物質が約 50%ずつとなった。この結果は、安定同位体比を用いた SIAR による解析の結果とほぼ同じ割合であった。

図 13 に、本研究と先行研究の達古武沼(神山ほか, 2004)やイタリアの Valla 水路(Ercoli et al., 2021)で報告されたウチダザリガニの摂食率をまとめて示す。ウチダザリガニは植物質を多く摂食する雑食性とされており、本研究を含め、いずれの結果も動物質も植物質も食する雑食性であるという点では共通していた。しかしながら、細かくみると、神山ほか(2004)では植物質の摂食率が 70.6%であったが、本研究では安定同位体比の解析結果で 52.9%、胃内容物測定の結果で 50.3%とより小さい割合であった。これは、各生息地において利用できる餌資源の存在量に伴うウチダザリガニの日和見性(川井・高畑, 2010)によるものだと考えられた。

本研究では、共食いの影響については考慮せずに摂食比率を推定したが、神山ほか(2004)や Ercoli et al. (2021)では、ウチダザリガニは共食いを行うことが報告されている。そのため、洞爺湖に生息するウチダザリガニにおいても、共食いが行われている可能性がある。

3.3.3. ウチダザリガニの成長段階が摂食率に与える影響

表 6 に、洞爺湖で防除されたウチダザリガニについて安定同位体比を測定した個体 ($n = 56$) の全長 (mm) を 3 クラス (118.7 mm 未満, 118.9~122.5 mm, 122.9 mm 以上) に分け、各クラスの動物質と植物質の平均摂食率(%)と平均総水銀濃度 ($\mu\text{g/g dry wt.}$) をまとめた。全長が最も小さいクラスの動物質の摂食率 (42.3%) は、他のクラスの摂食率 (49.5%と 49.0%) に比べて小さかった。また、ウチダザリガニは全長が大きくなると、総水銀濃度が高くなる傾向が示された。

3.3.1. に示しように洞爺湖において、動物試料の総水銀は植物試料に比べて高く、成長に伴うウチダザリガニの摂食率の変化が総水銀の蓄積に影響している可能性がある。実際図 3 に示すように、ウチダザリガニの全長が大きいものほど総水銀濃度が指数的に増加しており、

成長段階の違いによる暴露期間の違いに加えて、摂食率の変化が影響していると考えられた。

3.3.4. 栄養段階が総水銀濃度に与える影響

洞爺湖にて採取した試料について、総水銀濃度 ($\mu\text{g/g dry wt.}$) と $\delta^{15}\text{N}$ (‰) の散布図を図 14 に示す。この二変量における指数近似の結果、近似式は $Y = 0.0354e^{0.3217x}$ であり、相関係数は $r = 0.52$ であり、有意な正の相関関係が認められた ($p < 0.05$)。 $\delta^{15}\text{N}$ 値は栄養段階の指標であり (永田・高井, 2008), この有意な正の相関関係は、洞爺湖内の生態系における食物連鎖を介し、高次消費者に水銀が蓄積していることを反映している。また、ウチダザリガニの $\delta^{15}\text{N}$ 値に近い、ワカサギ、ヒメマス、ウキゴリのような種と比較して、総水銀濃度は倍近い高い値であった。つまり、栄養段階が近い生物と比較してウチダザリガニは総水銀濃度が高く、洞爺湖生息する他の動物種と比較して水銀を体内に蓄積しやすい傾向があることが示された。このことから、洞爺湖においてウチダザリガニを捕食する生物における水銀濃度を増加させる可能性がある。実際に、エゾウグイの近縁種であるウグイについては、1971 年に洞爺湖で採取された個体の総水銀濃度が測定されており、当時は湿重量あたりの総水銀濃度の平均値は、 $0.16 \mu\text{g/g wet wt.}$ であった (財団法人 日本公衆衛生協会, 1973) (図 15)。それに対して、本研究におけるエゾウグイの総水銀濃度の平均値は $0.19 \mu\text{g/g wet wt.}$ であり、これらを比較すると本研究における水銀の含有率の方が高かった。また、それぞれの平均全長は、1971 年に測定された個体群が 226 mm だったのに対し (財団法人 日本公衆衛生協会, 1973), 本研究の測定を行なった個体群は 193 mm であった。これらの事実から、洞爺湖に生息するウグイ属の総水銀濃度は増加していることがわかる。ウチダザリガニは北海道全域に 1980 年台以降分布を拡大しており (Usio ほか., 2007), 洞爺湖においては 2005 年に発見されているため (室田, 2022 年 1 月時点), ウグイ属の総水銀濃度が上昇している原因の一つとして、ウチダザリガニを捕食するようになったからではないかと考えられる。

しかし、水銀は火山活動に伴って自然界に放出され (富安ほか, 2016), 洞爺湖周辺に位置する有珠山は 1977 年と 2000 年に噴火していることから (仲野ほか, 2001), この影響によってウグイ属の総水銀濃度が高くなった可能性も考えられる。

4. まとめ

本研究により、以下のことが明らかとなった。

北海道に定着したウチダザリガニの総水銀濃度は成長と共に指数的に増加しており、その蓄積には少なくとも暴露期間の違いや摂食率の変化が影響していた。ウチダザリガニが捕獲された水域ごとに総水銀濃度は異なっており、成長段階の違いが影響を及ぼしている可能性が示唆されたが、雌雄の違い、抱卵の有無、捕獲方法の違いによる影響は小さかった。

日本における水産物に係る総水銀の暫定規制値と比較した結果、本件研究で測定を行ったウチダザリガニ全 204 個体の内、暫定規制値を上回ったのはわずか 7 個体であり、そのうち 6 個体が網走川で採取されたものであった。また、耐容一日摂取量として、68 匹（ただし尾部筋肉のみとして）と見積もられた。これらのことから、本種を食品として利用する上でヒトへの健康影響は、捕獲地域を選び除けば、問題ないと考えられた。

餌資源解析の結果、洞爺湖に定着したウチダザリガニは、動物質と植物質をおおむね 50% ずつ利用している雑食者であった。ウチダザリガニは、栄養段階が近いワカサギ、ヒメマス、ウキゴリのような種と比較して、水銀を体内に蓄積しやすく、本種を捕食する消費者の水銀濃度を増加させる可能性があった。実際に、1971 年に洞爺湖で採取されたウグイのよりも、本研究で調べた 2021 年のエゾウグイの方が総水銀濃度が高く、このことを反映する結果と考えられたが、火山活動によってウグイ属の総水銀濃度が高くなった可能性も考えられる。

要約

ザリガニは、540 種を超える多種多様な種を内包する一台グループであり、主に温帯に淡水域に生息している。ザリガニは多くの地域で食文化が根付いており、輸出入が行われた結果、外来種として世界各地域で問題を引き起こしている。日本においても、優良水族移植として食利用を目的に導入されたウチダザリガニ *Pacifastacus leniusculus* が、環境省レッドリストに記載されているニホンザリガニ *Cambaroides japonicus* と競合することにより、置き換わりが起きている。そのため、ウチダザリガニは外来生物法によって、特定外来生物に指定されている。また、ウチダザリガニは腐肉食性のため、定着した生態系における高次捕食者の水銀濃度を増加させる可能性が指摘されている。そのため火山活動が活発であり、環境中の水銀のバックグラウンドが高くなりやすい日本の生態系に、ウチダザリガニが定着することは、大きな問題になり得る。しかしながら、日本において、ウチダザリガニが定着した生態系において、水銀の移行や蓄積にどのような影響を与えているか研究した事例は存在していない。そのため本研究では、北海道に定着したウチダザリガニの水銀蓄積特性と、食品としてのヒトの健康へのリスク、そして洞爺湖の生態系においてウチダザリガニが水銀蓄積に与える影響について検証を行なった。

本研究の結果から、ウチダザリガニにおける総水銀濃度は、成長段階や摂食物といった、要因によって変化している可能性が示唆されたが、雌雄の違いや抱卵の有無、そして防除方法といった要因からの、総水銀濃度の値への影響は小さいと考えられる。

日本において定められている暫定規制値と耐容摂取量に、北海道で防除されたウチダザリガニの総水銀濃度を照らし合わせた結果、これらを食べることによる総水銀による健康リスクは低いことが示唆された。しかし、この結果はあくまで総水銀による結果であるため、より厳密かつ国際的な基準に照らし合わせるためには、メチル水銀の測定を行う必要があると言える。

洞爺湖に定着したウチダザリガニは、安定同位体分析と胃内容物分析の両方の分析方法において、動物質と植物質をそれぞれおよそ 50% 利用している雑食者であることが判明した。

$\delta^{15}\text{N}$ および総水銀濃度の値から、洞爺湖に生息するウチダザリガニは、洞爺湖に生息する他の栄養段階に近い種と比較して、総水銀濃度が蓄積しやすく本種を捕食する消費者における水銀の蓄積を、助長する可能性が示唆された。

Summary

Crayfish are a group of over 540 species that contain a wide variety of species, and live mainly in temperate zone and freshwater areas. Crayfish have a rooted food culture in many regions, and as a result of imports and exports, they are causing problems in various parts of the world as exotic species.

In Japan as well, the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus*, which was introduced for food use as an excellent aquatic transplant, has been replaced by competing with the Japanese crayfish *Cambaroides japonicus*, which is on the Red List of the Ministry of the Environment. It has also been pointed out that the signal crayfish is scavenger and may increase the mercury concentration of higher predators in established ecosystems.

Therefore, the establishment of signal crayfish in the Japanese ecosystem, where volcanic activity is active and the background of mercury in the environment tends to be high, can be a big problem. However, there is no case of studying how the migration and accumulation of mercury are affected in the ecosystem where the signal crayfish has become established in Japan.

The results of this study suggest that the total mercury concentration in the signal crayfish may change depending on factors such as the growth stage and feeding, but it is based on factors such as the difference between males and females, the presence or absence of egg-bearing, and the control method. , It is considered that the influence on the value of total mercury concentration is small.

As a result of comparing the provisional regulation values and provisional tolerable intakes established in Japan with the total mercury concentration of signal crayfish controlled in Hokkaido, it is suggested that the health risk due to total mercury by eating these is low. rice field. However, since this result is based on total mercury, it can be said that it is necessary to measure methylmercury in order to meet more rigorous and international standards.

It was found that the signal crayfish that settled in Lake Toya is an omnivorous person who uses approximately 50% of each of animal and vegetable substances in both stable isotope analysis and gastric content analysis.

From the values of $\delta^{15}\text{N}$ and total mercury concentration, the signal crayfish inhabiting Lake Toya is more likely to accumulate total mercury concentration in consumers consuming this species than other species inhabiting Lake Toya with similar nutritional stages. It was suggested that it may promote the accumulation of mercury.

謝辞

本研究の実施に際しては、酪農学園大学大学院の中谷暢丈教授、水質化学研究室の皆様、京都大学生態学研究センターの木庭啓介教授、平澤理世様に研究の指導およびご協力をいただきました。

また、UW クリーンレイク洞爺の室田欣弘様、特定非営利活動法人 環境推進ネットワーク PNG の照井滋晴代表、美幌博物館の町田善康様、チームくっしゃろの斎藤敬子様には、ウチダザリガニのような試料を提供していただきました。

また本研究は、京都大学生態学研究センターの主催する共同利用・共同研究事業（2021jurc-cer06）の支援により行いました。

この場をお借りして感謝を申し上げます。

引用文献

虻田町立洞爺湖温泉小学校（1998）環境教育試料 No. 1 洞爺湖の生き物.

http://www.town.toyako.hokkaido.jp/onseschool/touyako_no_ikimono.pdf

（2022 年 1 月時点）.

阿寒湖漁業共同組合（2006）鮮魚商品の販売, <https://akan-gyokyo.com/fish/>

（2022 年 1 月時点）.

Anandkumar A., Li J., Prabakaran K., Jia Z. X., Leng Z., Nagarajan R. (2020) Accumulation of toxic elements in an invasive crayfish species (*Procambarus clarkii*) and its health risk assessment to humans. *Journal of Food Composition and Analysis*, **8**, 1-9.

安藤正史（2010）養殖クロマグロの水銀濃度の変化と餌・水温との関係.

https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiorYz97f71AhXYosBHYZtB04QFnoECBQQAQ&url=https%3A%2F%2Fkindai.repo.nii.ac.jp%2F%3Faction%3Drepository_uri%26item_id%3D14167%26file_id%3D40%26file_no%3D1&usg=AOvVaw0UCnBwtDY3sJbj_XIdkpQx（2022 年 1 月時点）.

青森壮太, 藤林恵, 岡野邦宏, 高田芳博, 宮田直幸（2019）脂肪酸組成を指標とした小型甲殻類のアオコ形成藍藻類に対する餌利用評価. *土木学会論文集 G（環境）*, **75**, III_367-III_374.

Barst B.C., Hudelson K., Lescord G.L., Santa-Rios A., Basu N., Cremazy A., Drevnick P.E. (2020) Effects on non-native fish on lacustrine food web structure and mercury biomagnification along a dissolved organic carbon gradient. *Environmental Toxicology Chemistry*, **39**, 2196-2207.

Brown M.E., Buffington K.L., Cleckner L.B., Razavi N.R. (2021) Elevated methylmercury concentration and trophic position of the non-native bloody red shrimp (*Hemimysis anomala*) increase biomagnification risk in nearshore food webs. *Journal of Great Lakes Research*, **25**, 252-259.

Bowling A.M., Hammerschmidt C.R., Oris J.T. (2011) Necrophagy by a benthic omnivore influences biomagnification of methylmercury in fish. *Aquatic Toxicology*, **102**, 134-141.

土居秀幸, 兵藤不二夫, 石川尚人（2016）安定同位体を用いた餌資源・食物網調査. 144pp., 共立出版株式会社, 東京.

土井徹（2020）生活科教科書における飼育後の外来種の扱いに関する記載の変遷と現状=アメリカザリガニに関して=. *科学教育研究*, **44**, 375-383

DiStefano R.J., Litvan M.E., Horner P.T. (2009) The bait industry as a potential vector for alien crayfish introductions: problem recognition by fisheries agencies and a Missouri evaluation. *Fisheries Magazine*, **34**, 586-597.

Ercoli F., Ghia D., Gruppuso L., Fea G., Bo T., Ruokonen T.J. (2021) Diet and trophic niche of the invasive signal crayfish in the first invaded Italian stream ecosystem.

- Scientific Reports*, **11**, 1–15.
- Gongora E., Braune B.M., Elliott K.H. (2018) Nitrogen and sulfur isotope predict variation in mercury levels in Arctic seabird prey. *Marine Pollution Bulletin*, **135**, 907–914.
- 長谷川元洋, 藤井佐織, 金田哲, 池田紘士, 菱拓雄, 兵藤不二夫, 小林真 (2017) 土壌動物をめぐる生態学的研究の最近の進歩. *日本生態学会誌*, **67**, 95–118.
- 中田和義, 川内和博, 木川田敏晴, 山崎広平, 田中邦明 (2006) 外来種ウチダザリガニに対する自動と大人の認識. *生物教育*, **46**, 174–183.
- 中田和義 (2007) ザリガニ類の保全および増殖に関する研究 (Studies on conservation and cultivation of freshwater crayfish). *日本水産学会誌*, **73**, 664–667.
- Gherardi F., Holdich D.M. (1999) Crayfish in Europe as Alien Species. 310pp, Routledge, London.
- 橋本諭, 藤井良昭, 西村一彦 (2015) 湿式分解法を用いた総水銀測定法の妥当性評価. *北海道立衛生研究所報*, **65**, 41–43.
- 平沼産業株式会社 (1999) 平沼水銀測定装置 HG-300 取扱説明書. 102pp., 平沼産業株式会社, 茨城.
- Hothem R.L., Bergen D.R., Bauer M.L., Crayon J.J., Meckstroth A.M. (2007) Mercury and trace Elements in crayfish from Northern California. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **79**, 628–632.
- 藤井良昭, 加賀岳郎, 橋本諭, 西村一彦 (2018) 北海道近海産魚介類中の総水銀濃度の実態調査 (第5報) (平成26年度～平成29年度). *北海道立衛生研究所報*, **68**, 53–54.
- Inger R., Jackson A., Parnell A., Bearhop S. SIAR (Stable Isotope Analysis in R) An Ecologist's Guide, https://maths.ucd.ie/~parnell_a/media/SIAR_For_Ecologists.pdf (2021年11月参照).
- Johnson B.L., Willacker J.J., Eagles-Smith C.A., Earl C.A., Adams M.J. (2014) Invasive crayfish as vectors of mercury in freshwater food webs of the Pacific northwest. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **33**, 2639–2645.
- 角野康朗 (2014) ネイチャーガイド日本の水草. 326pp., 株式会社文一総合出版, 東京.
- 川井唯史, 高畑雅一 (2010) ザリガニの生物学. 556pp., 北海道大学出版会, 北海道.
- 川井唯史, 中田和義 (2011) エビ・カニ・ザリガニ淡水甲殻類の保全と生物学. 460pp., 株式会社 生物研究社, 東京.
- 神山塁, 蛭田眞一, 中島広嗣 (2004) 達古武沼における外来種ウチダザリガニ *Pacifastacus leniusculus* の分布と胃内容物. *環境教育研究*, **7**, 35–41.
- 貴田晶子 (2011) 水銀の大気排出量. *廃棄物資源循環学会誌*, **22**, 363–374.
- 環境省 (2004) 水銀分析マニュアル, <https://www.env.go.jp/chemi/report/h15-04/> (2021年8月参照).
- 環境省 (2020a) 環境省レッドリスト2020,

<https://www.env.go.jp/press/files/jp/114457.pdf> (2021 年 7 月参照) .

環境省 (2020b) 日本の外来種対策,

<https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html> (2021 年 12 月時点)

環境省 (2021a) 外来ザリガニ,

<https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/attention/gairaizarigani.html>
(2022 年 1 月時点).

環境省 (2021) 不思議な水銀の話-翼を持った悪戯元素の秘密〜第 2 版-,

https://www.env.go.jp/chemi/tmms/hsig/hg_hsig_all-2.pdf (2021 年 8 月参照) .

環境省 (2021) なぜそこら中に? まだ大丈夫なところもあります!

https://www.env.go.jp/nature/amezari_keii.html (2022 年 1 月時点) .

環境省, ひろがるウチダザリガニ,

https://www.env.go.jp/nature/intro/4document/files/r_uchida.pdf (2021 年 12 月時点)

環境省, 何が問題なの? 水草, 全部切る! ?

https://www.env.go.jp/nature/amezari_mondai.html (2022 年 1 月時点) .

環境省水俣病情報センター (2014) A 水俣病のあらまし (水俣病の発生及びその概要) ,

http://nimd.env.go.jp/archives/tenji/a_corner/a01.html (2022 年 1 月時点) .

国連環境計画 (2017) 水銀に関する水俣条約,

<https://www.mofa.go.jp/mofaj/files/000070111.pdf> (2021 年 8 月参照) .

吉良哲明 (1959) 原色日本貝類図鑑. 240pp., 保育社, 大阪.

国立研究開発法人国立環境研究所, 侵入生物データベース ウチダザリガニ,

<https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/detail/70050.html> (2021 年 12 月時点) .

Kouda A., Buric M., Kozak P. (2010) Bioaccumulation and effects of heavy metals in crayfish: A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, **211**, 5-16.

厚生省 (1973) 魚介類の水銀の暫定的規制値について,

https://www.mhlw.go.jp/web/t_doc?dataId=00ta5730&dataType=1&pageNo=1 (2021 年 8 月参照) .

熊本県環境生活部水俣病保健課 (2020) はじめて学ぶ水俣病 水俣病について一緒に学習しましょう., <https://www.pref.kumamoto.jp/uploaded/attachment/136969.pdf> (2022 年 1 月時点) .

Larsson P., Holmqvist N., Stenroth P., Berglund O., Nystrom P., Graneli W. (2007) Heavy metals and stable isotopes in a benthic omnivore in a trophic gradient of lakes. *Environmental Science & Technology*, **41**, 5973-5979.

Laws, E. A. (1996) 水環境の基礎科学. 718pp., 技報堂出版, 東京.

Lepak J.M., Robinson J.M., Kraft C.E., Josephson D.C. (2009) Changes in mercury bioaccumulation in an apex predator in response to removal of an introduced comperiot. *Ecotoxicology*, **18**, 488-498.

- Lepak R.F., Hoffman J.C., Janssen S.E., Krabbenhoft D.P., Ogorek J.M., DeWild J.F., Tate M.T., Babiarz C.L., Yin R., Murphy E.W., Engstrom D.R. (2019) Mercury source change and food web shifts alter contamination signatures of predatory fish from Lake Michigan. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **19**, 23600–23608.
- Lodge M.D., Deines A., Gherardi F., Yeo D.C.J., Arcella T., Baldridge A.K., Barnes M.A., Chaderton W.L., Feder J.L., Gantz C.A., Howard G.W., Jerde C.L., Peters B.W., Peters J. A. Sargent I.W., Turner C.R., Wittmenn M.E., Zeng Y. (2014) Global introduction of crayfishes: evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **43**, 449–472.
- 南川雅男 (2017) 炭素窒素安定同位体による食性分析の今後の展開. *Radioisotopes*, **66**, 355–366.
- 森田晶敏 (1981) 重金属の代謝と体内分布. *有機合成化学協会誌*, **39**, 1083–1096.
- Mueller K.M., Serdar D.M. (2002) Total mercury concentrations among fish and crayfish inhabiting different trophic levels in lake Whatcom, Washington. *Journal of Freshwater Ecology*, **17**, 621–633.
- 室田欣弘, 洞爺湖におけるウチダザリガニの防除と効果,
https://www.shinaimotsugo.com/ivent/yousi/yousi_2019_10/43_muro.pdf (2022 年 1 月時点) .
- 富安卓滋, 濱田百合子, 坂元隼雄 (2016) 入門講座 火山噴火と待機環境 -第 5 講 火山噴火の大気動態・環境影響 -3 水銀. 待機環境学会誌, **51**, A20–A28.
- 永田俊・宮島利宏 (2008) 流域環境と安定同位体-水循環から生態系まで-. 476pp., 京都大学学術出版会, 京都.
- 内閣府食品安全委員会 (2016) 用語集検索 (リスク評価) ,
http://www.fsc.go.jp/yougoshu/kensaku_hyouka.html#item050 (2021 年 12 月時点) .
- 仲野公章, 清水孝一, 山越隆雄, 葛西勝栄, 中村剛, 秋山幸秀, 高貫潤一 (2001) 2000 年有珠山噴火時におけるヘリコプター搭載レーザースキャナーによる地形変化測定 新世紀の茶房シリーズ 10. **53**, 88–94.
- 中下留美子・鈴木彌生子・一宮孝博・伊永隆史 (2009) 生元素安定同位体比解析による養殖ウナギの産地判別の可能性. *日本食品科学工学会誌*, **55**, 495–497.
- 長南隆夫 (2005) 北海道に残留する環境汚染物質.
https://www.iph.pref.hokkaido.jp/charivari/2005_06/2005_06.htm (2022 年 1 月時点) .
- 難波元生, 内藤裕一, 塘忠顕 (2015) 福島県裏磐梯地域を流れる長瀬川におけるウチダザリガニを中心とした食物網解析. *共生のシステム*, **15**, 163–170.
- 西田梢 (2020) 貝類の炭素・酸素安定同位体研究-生物源炭酸塩を活用した古生物研究への応用に向けて-. *化石*, **107**, 5–20.
- 西村三郎 (1995) 原色検察日本海岸動物図鑑Ⅱ. 663pp., 保育社, 大阪.

- 日本生態学会 (2002) 外来種ハンドブック. 390pp., 地人書館, 東京.
- 農林水産省 (2006) 食品安全に関するリスクプロファイルシート.
<https://www.j-organic.org/pdf/hiso,namarinadolist.pdf> (2021 年 9 月時点)
- 農林水産省 (2013) 食品安全に関するリスクプロファイルシート (検討会用) (化学物質). https://www.maff.go.jp/j/syouan/seisaku/risk_analysis/priority/pdf/131023_mehg.pdf (2019 年 12 月時点).
- 水俣市立水俣病資料館・水俣病歴史考証館 (2004) 水俣病 10 の知識,
https://minamata195651.jp/pdf/tishiki/10tisiki_all.pdf (2022 年 1 月時点).
- Pennuto C.M., Lane O.P., Evers D.C., Taylor R.J., Loukmas J. (2005) Mercury in the northern crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen), in New England, USA. *Ecotoxicology*, **14**, 149-162.
- Protasowicki M., Wlasow T., Rajkowska M., Polnał M., Bernad A. (2013) Metal concentrations in selected organs of crayfish -*Orconectes limosus* and *Pacifastacus leniusculus* from mazurian lakes. *Journal of Elementology*, **18**, 683-694.
- Rytuba J.J. (2000) Mercury mine drainage and processes that control its environmental impact. *Science of the Total Environment*, **260**, 57-71.
- SankeiBiz (2018) 【視点】中国のアメリカザリガニ産業 飲食業と養殖で 2.4 兆円の市場形成, <https://www.sankeibiz.jp/macro/news/180501/mcb1805010500001-nl.htm>, (2021 年 7 月参照).
- 佐々木康人 (1976) 安定同位体の医学への利用. *Radioisotopes*, **25**, 59-67.
- 坂元隼雄 (2008) 水銀汚染と地球環境-火山起源の水銀-. *地球環境*, **13**, 237-244.
- 嶋澤るみ子 (2005) 教育現場における学生からの素朴な疑問 2 人類は水銀をどのように利用してきたのか-科学史における水銀の役割-. *化学と教育*, **53**, 148-150.
- 杉崎宏哉・児玉真史・市川忠史・山田圭子・和田英太郎・渡邊朝生 (2013) 安定同位体による新食物網解析法-数値の解釈と基礎生産者の同位体比推定記述モデルの検討-. *Journal of Fisheries Technology*, **6**, 57-68.
- 鈴木彌生子・中下留美子・赤松史一・伊永隆史 (2009) 安定同位体比分析による国産米及び有機栽培判別の可能性. *分析化学*, **58**, 1053-1058.
- 社団法人 日本化学会 (1977) 水銀-環境汚染物質シリーズ-. 213pp., 丸善 株式会社, 東京.
- 高村典子, 中川恵, 中島広嗣, 若菜勇, 伊藤富子, 五十嵐聖貴 (2007) 炭素・窒素安定同位体比による田子部沼生態系の評価, *陸水学雑誌*, **68**, 169-186.
- 谷本究, 室田欣弘, 吉田剛司 (2015) 洞爺湖における特定外来生物ウチダザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*) 捕獲に関する適切なカゴ罟の設置時間の検証. *酪農学園大学紀要. 自然科学編*, **40**, 23-28.
- Tayasu I., Hirasawa R., Ogawa N. O., Ohkouchi N., Yamada K. (2011) New organic reference materials for carbon- and nitrogen-stable isotope ratio measurements provided by Center for Ecological Research, Kyoto University, and Institute of

- Biogeosciences, Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology. *Limnology*, **12**, 261-266.
- 戸崎良美, 室田欣弘, 加藤康大, 吉田剛司 (2012) 洞爺湖における特定外来生物ウチダザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*) の実践的防除. *酪農学園大学紀要自然科学編*, **36**, 329-333.
- 富永修・高井則之 (2008) 安定同位体スコープで除く海洋生物の生態-アサリからくじらまで -. 165pp., 株式会社 恒星社厚生閣, 東京.
- 上田正平・渡部琢斗・池田健一・兵藤不二夫 (2019) 侵略的外来アリ類と在来アリ群集の競合機構の解明: 食性解析からのアプローチ. *自然保護助成基金成果報告書*, **28**, 76-80.
- Usio N., 中田和義, 川井唯史, 北野聡 (2007) 特定外来生物シグナルザリガニ† (*Pacifastacus leniusculus*) の分布状況と防除の現状. *陸水学雑誌*, **68**, 471-482.
- Vaeβ en S., Hollert H. (2015) Impacts of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems, *Environmental Sciences Europe*, **27**, 3-6.
- 和田英太郎 (1986) 生物関連分野における同位体効果-生物界における安定同位体分布の変動 -. *Radioisotopes*. **35**, 136-146.
- 和田英太郎・神松幸弘 (2010) 安定同位体というメガネ人と環境のつながりを診る. 171pp., 昭和堂, 京都.
- 和田英太郎, 西川絢子, 高津文人 (2001) 12. 安定同位体の利用 (1) 環境科学-特に水系について. *Radioisotope*, **50**, 158S-165S.
- 若林明子 (2000) 化学物質と生態毒性. 486pp., 社団法人 産業環境管理協会, 東京.
- 山県登 (1978) 生物濃縮-環境科学特論-. 288pp., 産業図書株式会社, 東京.
- 山本勇夫, 松田和子, 佐藤千鶴子 (1992) 北海道沿岸魚介類中の重金属について. *日本栄養・食糧学会誌*, **45**, 186-197.
- 吉田稔, 赤木洋勝 (2004) 発展途上国における金採掘の環境汚染と環境保全. *環境科学会誌*, **17**, 181-189.
- 吉田村正次, 近藤雅臣, 瀧澤行雄, 藤井雅美, 藤木素士 (1976) 水銀. 426pp., 株式会社講談社, 東京.
- 山下倫明, 今村伸太郎, 山下由美子 (2012) 水産物のメチル水銀とセレン. *化学と生物*, **50**, 807-817.
- 吉田多摩夫 (1975) 食物連鎖および生物濃縮. *食品衛生学雑誌*, **16**, 345-351.
- 財団法人 日本公衆衛生協会 (1973) 環境保健レポート No. 23. 216pp., 財団法人日本公衆衛生協会, 東京.

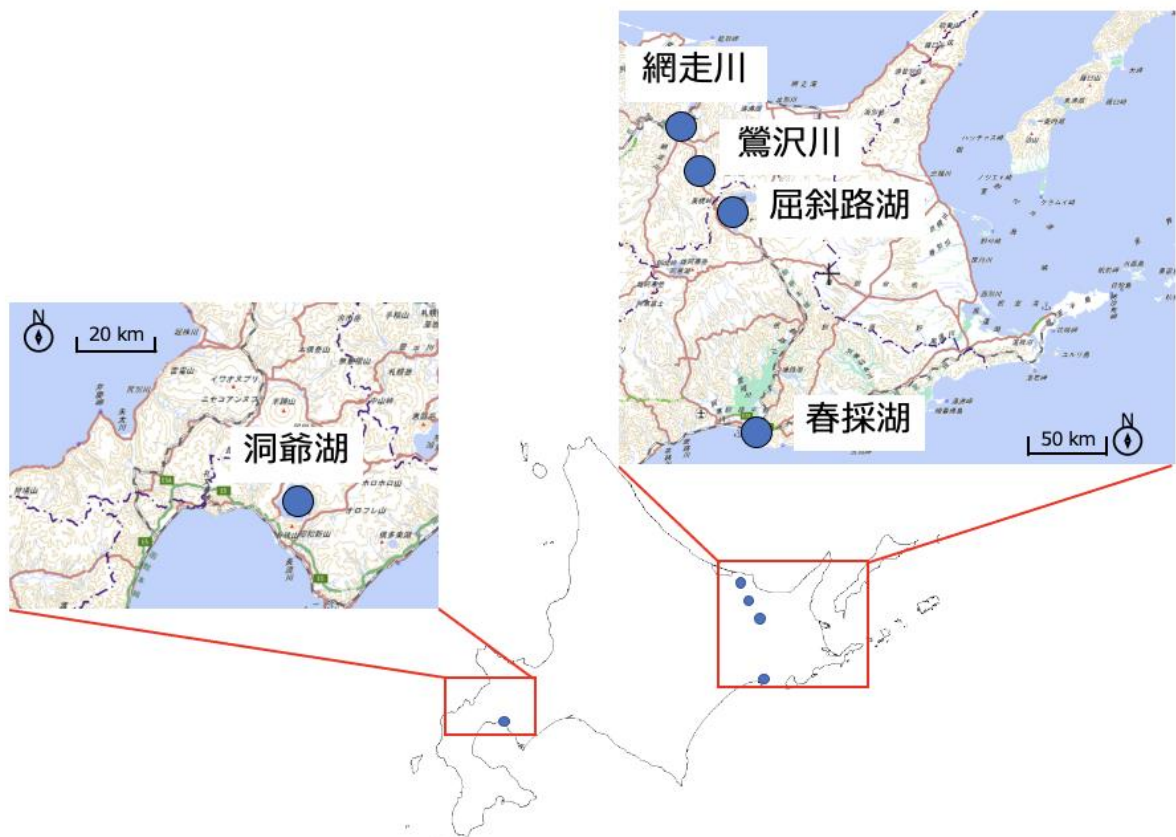


図1 ウチダザリガニの防除地点.

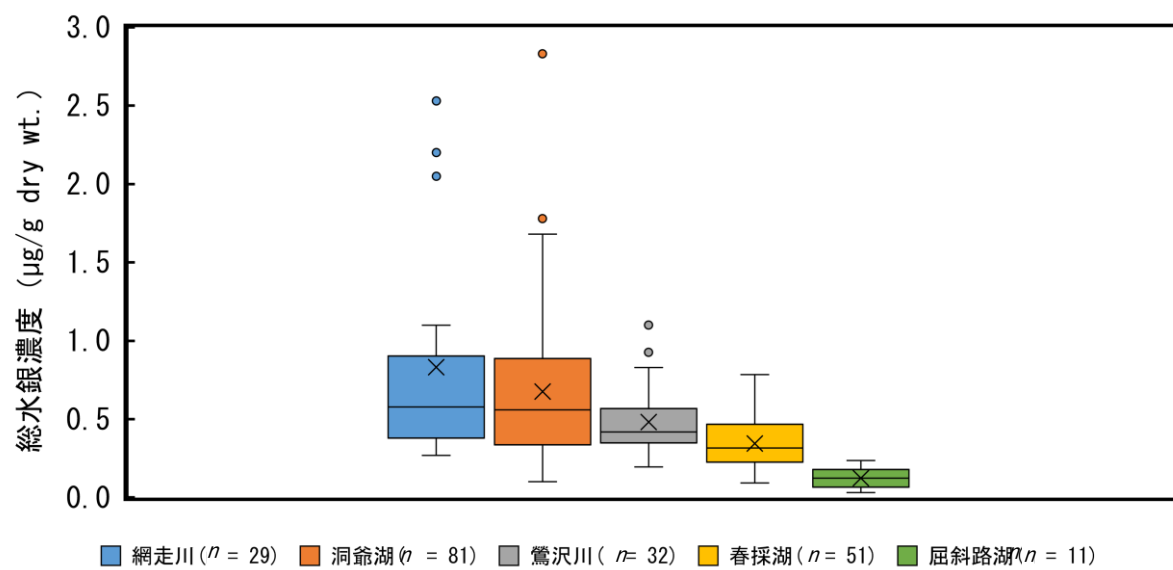


図 2 各水域におけるウチダザリガニの総水銀濃度.

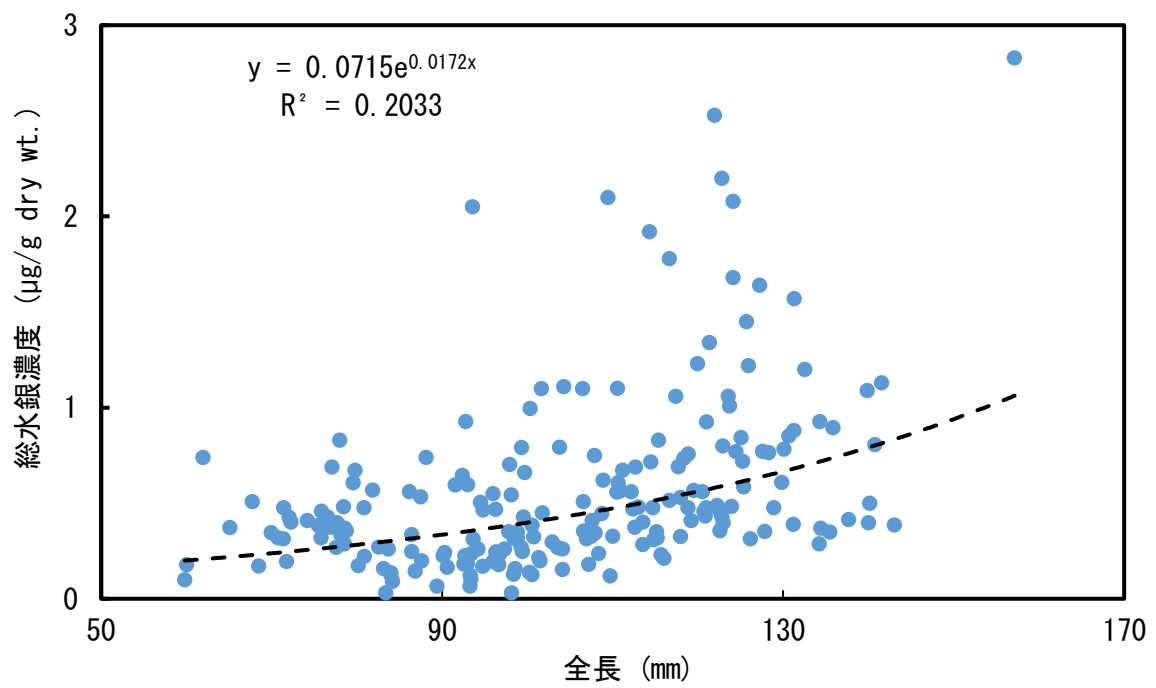


図 3 ウチダザリガニにおける総水銀濃度と全長との関係 ($n = 204$).

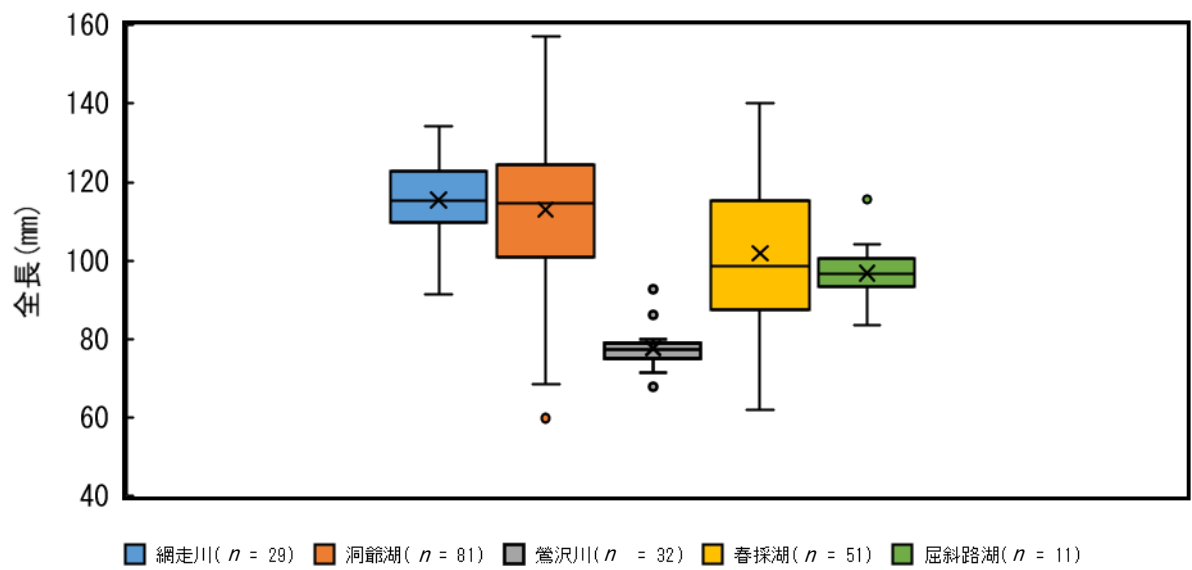


図 4 本研究で調べた水域別ウチダザリガニの全長 ($n = 204$).

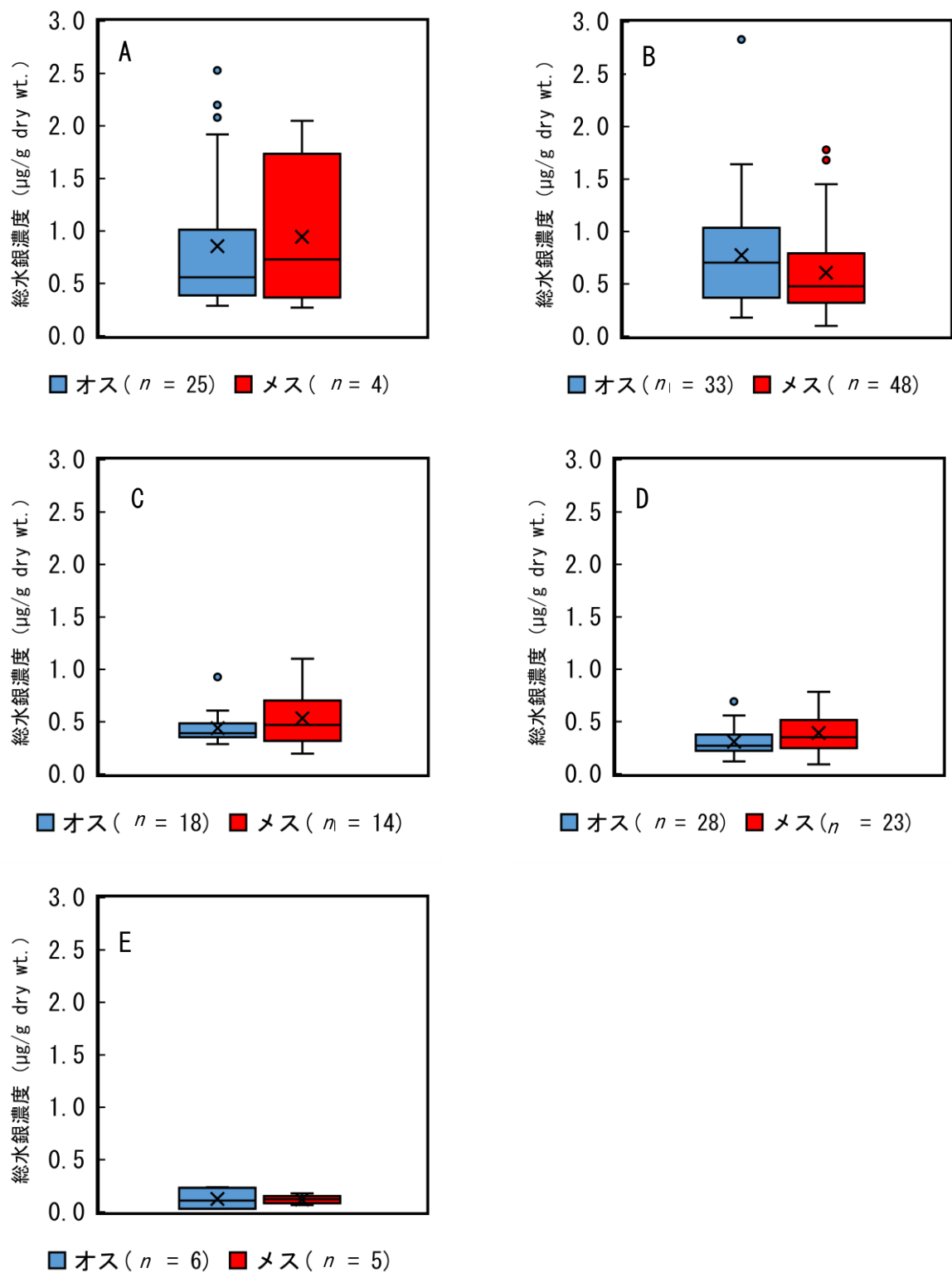


図5 生息地ごとの雌雄の違いによる総水銀濃度の比較.
A: 網走川, B: 洞爺湖, C: 鶯沢川, D: 春採湖, E: 屈斜路湖.

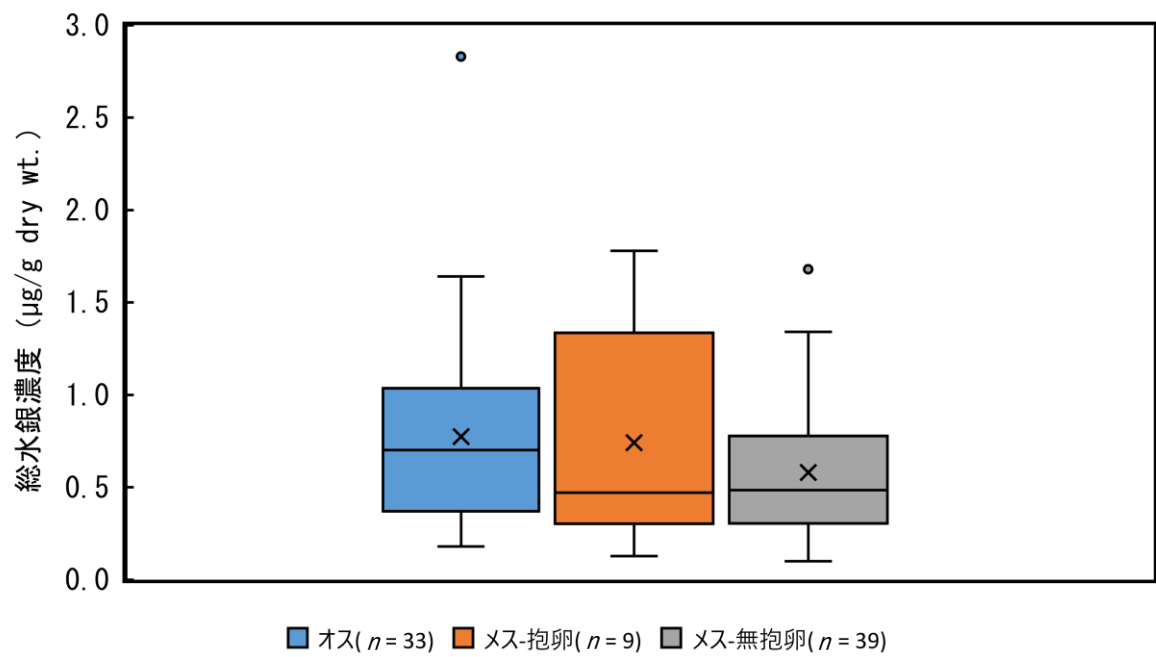


図 6 洞爺湖に生息するウチダザリガニの総水銀濃度における雌雄および抱卵の比較.

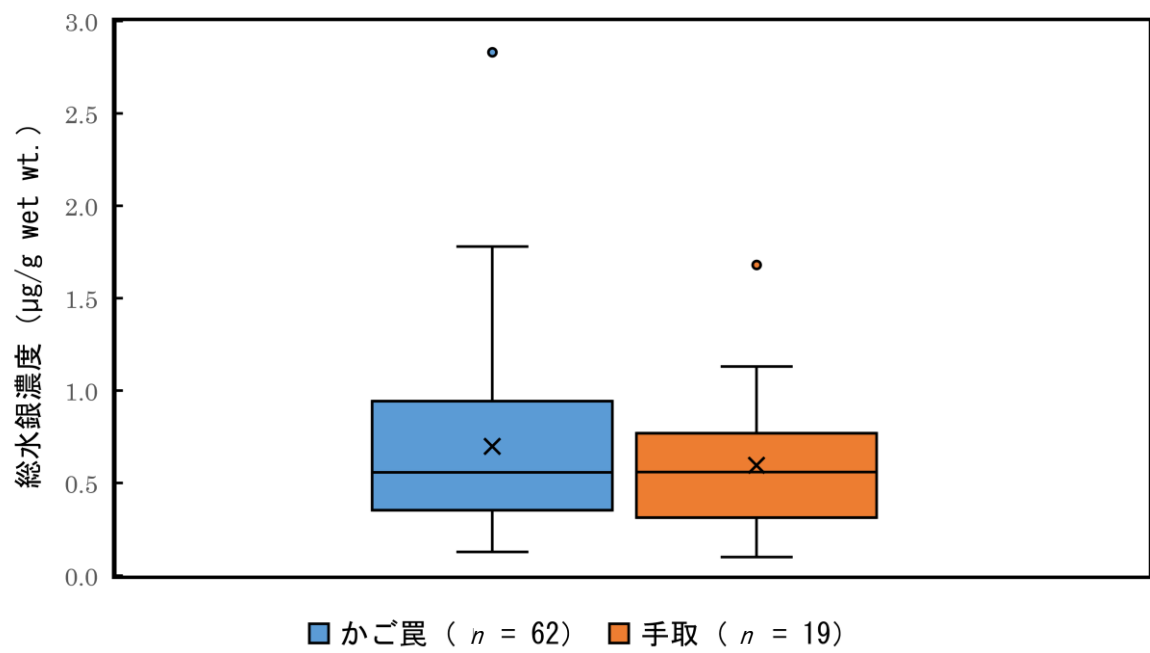


図 7 洞爺湖に生息するウチダザリガニの総水銀濃度における捕獲方法の比較.

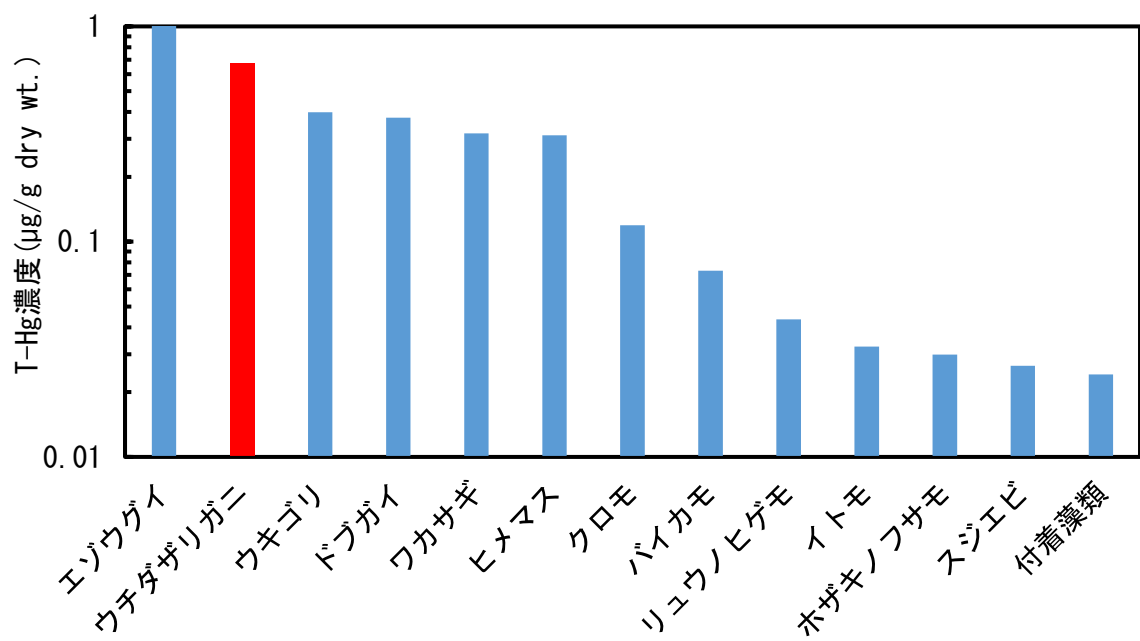


図 8 洞爺湖に生息する水生生物の総水銀濃度.

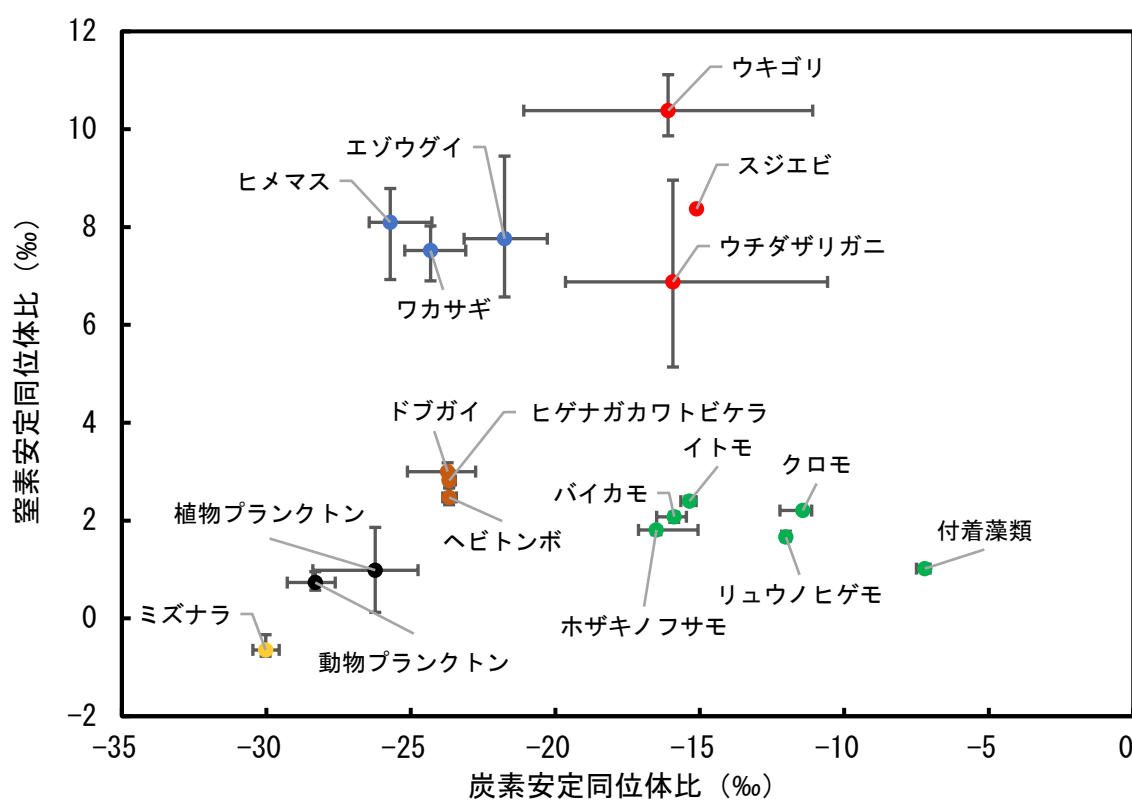


図9 洞爺湖の生物における窒素・炭素安定同位体比の分布.

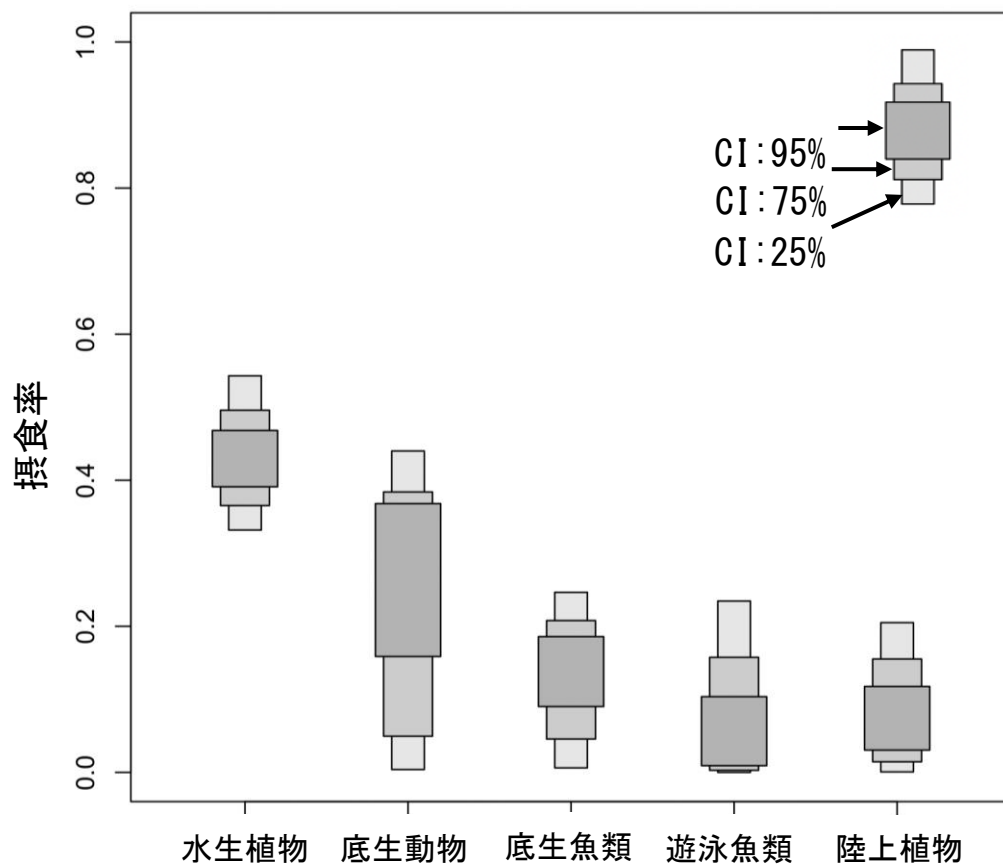


図 10 SIAR を用いた洞爺湖の生物における摂食比率の解析結果.

注：横軸の Group の分類は以下の通りである。

水生植物（ホザキノフサモ，リュウノヒゲモ，イトモ，クロモ，バイカモ）

底生動物（ヒゲナガカワトビケラ，ドブガイ，ヘビトンボ）

底生魚類（スジエビ，ウキゴリ）

遊泳魚類（エゾウグイ，ヒメマス，ワカサギ）

陸上植物（ミズナラ）

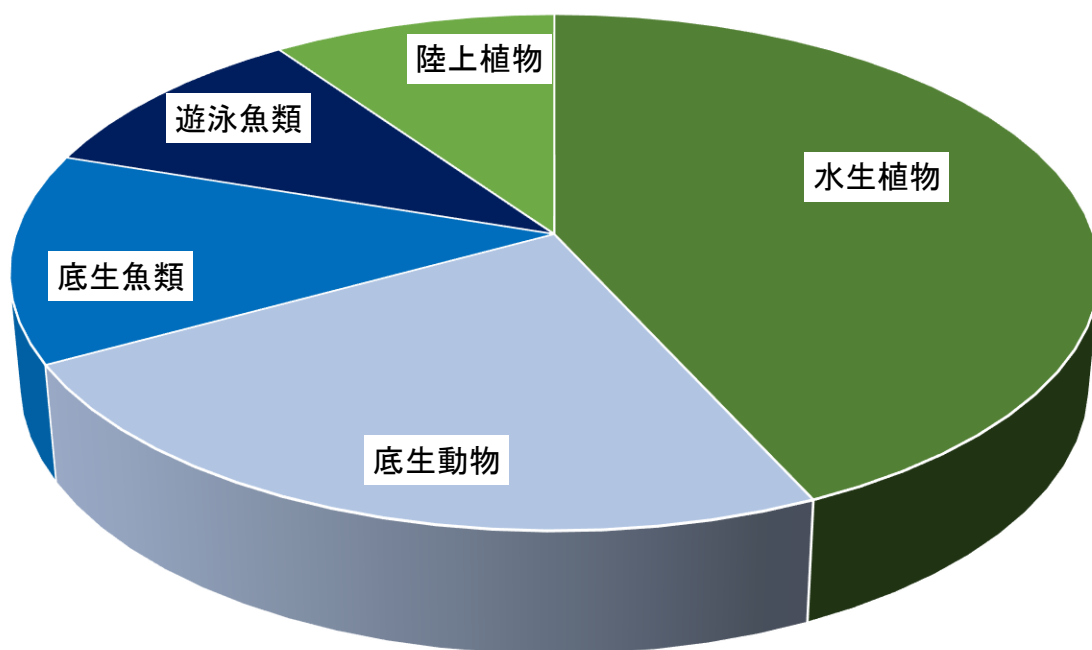


図 11 洞爺湖の生物における摂食比率（平均値）。

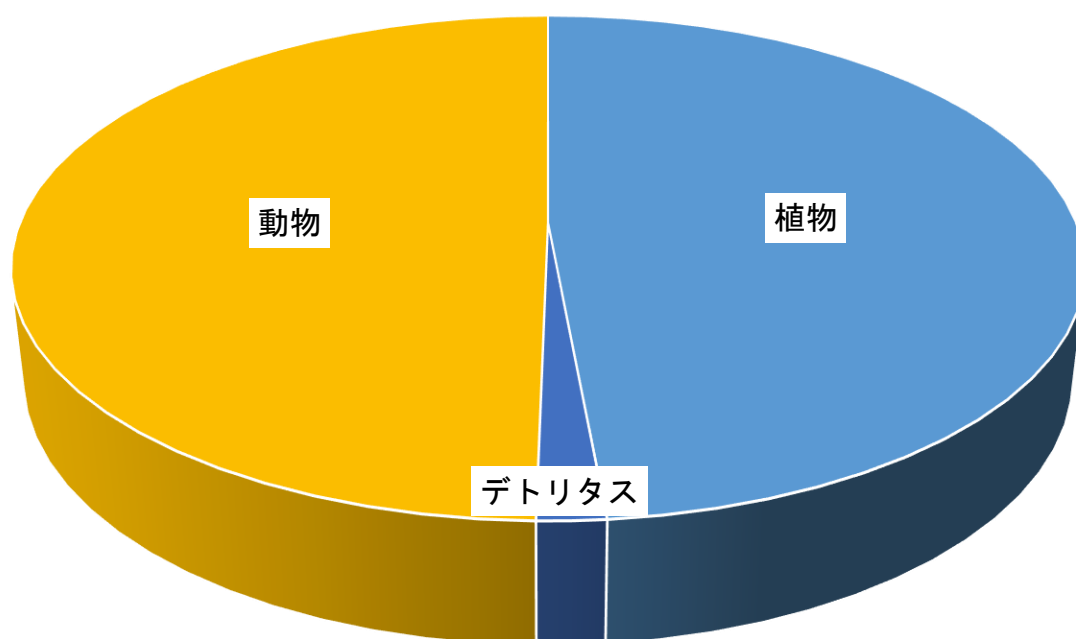


図 12 胃内容物測定結果を用いた摂食比率 ($n = 3$).

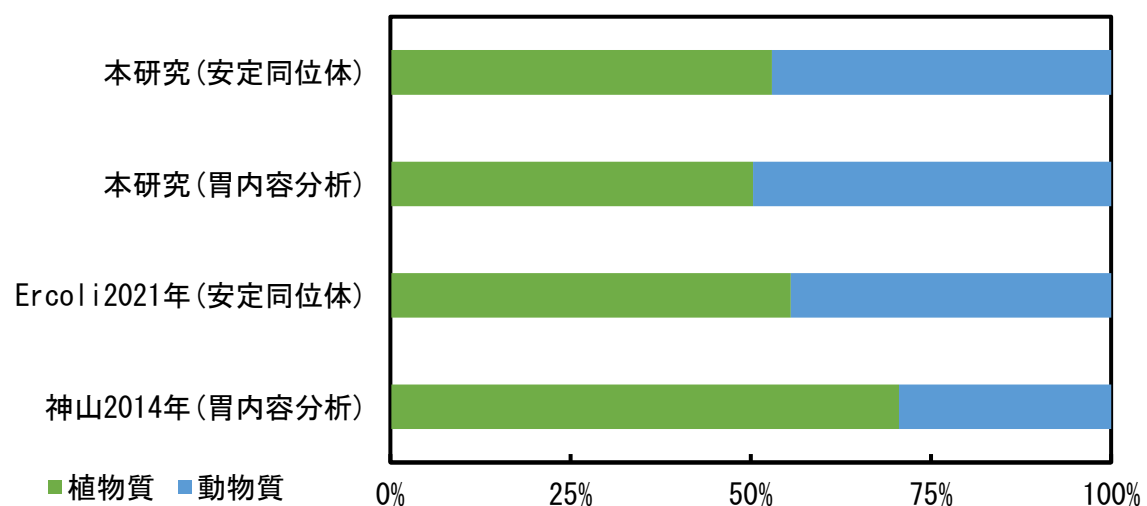


図 13 ウチダザリガニにおける摂食比率の先行研究との比較.

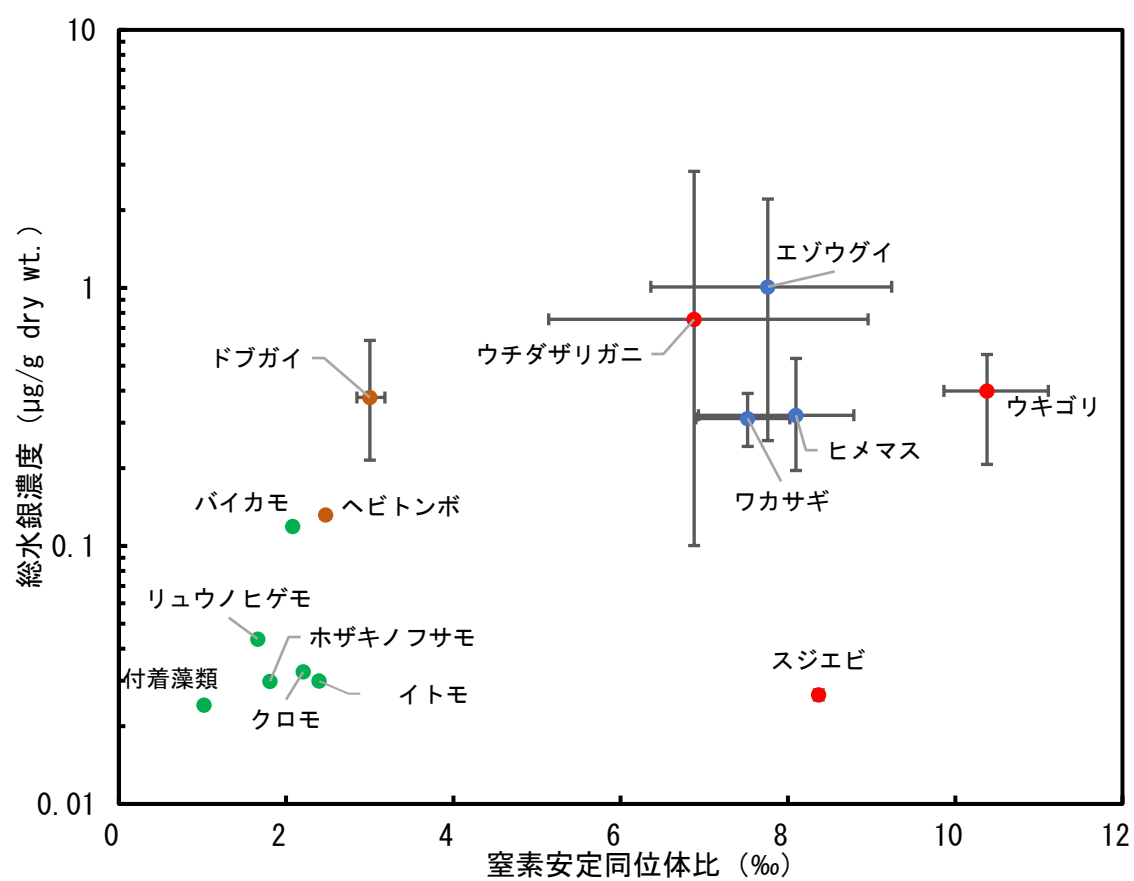


図 14 窒素安定同位体比に対する総水銀濃度の関係.

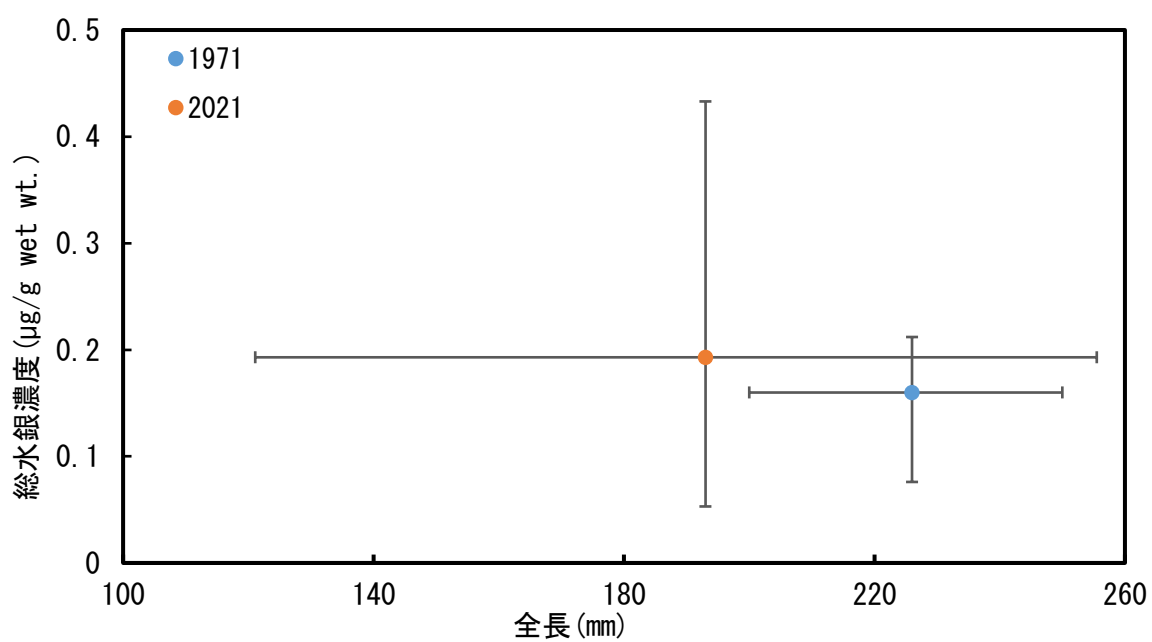


図 15 1971 年 ($n = 25$) と 2021 年 ($n = 6$) の洞爺湖に生息するウグイ属の
総水銀濃度の比較.

注：1971 年は財団法人日本公衆衛生協会（1973）を参考に作成

表 1 洞爺湖で調べた生物試料一覧.

試料名	学名	供試部
ウチダザリガニ	<i>Pacufastacus leniusculus</i>	尾部筋肉
スジエビ	<i>Palaemon paucidens</i>	尾部筋肉
ドブガイ	<i>Sinanodonta japonica</i>	筋肉（足）
エゾウグイ	<i>Tribolodon sachalinensis</i>	筋肉
ヒメマス	<i>Oncorhynchus nerka</i>	筋肉
ワカサギ	<i>Hypomesus nipponicus</i>	筋肉
ウキゴリ	<i>Gymnogobiys urotaenia</i>	筋肉
ヒゲナガカワトビケラ	<i>Stenopsyche marmorata</i>	全体
ヘビトンボ	<i>Protohermes grandis</i>	全体
バイカモ	<i>Ranunculs verticillata</i>	全草
クロモ	<i>Hydrilla verticillata</i>	全草
イトモ	<i>Potamogeton pusillus</i>	全草
ホザキノフサモ	<i>Myriophyllum spicatum</i>	全草
リュウノヒゲモ	<i>Stukenia pectinat</i>	全草
付着藻類	—	全草
ミズナラ	<i>Quercus crispula</i>	葉部
植物プランクトン	—	全体
動物プランクトン	—	全体

表 2 測定精度の検証 ($n = 5$)

認証物質名	認証値	実測値
	(μg/g dry wt.)	
NMIJ CRM 7402-a(タラ)	0.61 ± 0.02	0.59 ± 0.08

表3 先行研究で報告されたウチダザリガニのデータとの比較.

研究地	n	全長 (mm)	総水銀濃度		Reference
			($\mu\text{g/g dry wt.}$)	($\mu\text{g/g wet wt.}$)	
洞爺湖	81	113	0.68	0.14	本研究
網走川	29	115	0.87	0.18	//
鶯沢川	32	77	0.48	0.10	//
屈斜路湖	11	96	0.12	0.03	//
春採湖	51	102	0.35	0.07	//
全体	204	104	0.56	0.12	//
カリフォルニア州	20	-	1.05	0.22	Hothem et al., 2007
ワシントン州	45	83-137	0.47	0.10	Mueller et al., 2002
オレゴン州	74	89	0.37	0.08	Johnson et al., 2014
ポーランド	10	126	0.12	0.03	Protasowicki et al., 2013

表 4 各国における水銀の規制値（農林水産省, 2006 and 2013 を参考に作成）.

国	対象種	対象物質	規制値 (µg/g wet wt.)
日本	魚介類	総水銀	0.4
アメリカ	魚介類	メチル水銀	1
EU	甲殻類	総水銀	0.5
イギリス	魚類	総水銀	0.3
カナダ	大型捕食性を除く魚類	総水銀	0.5
オーストラリア	甲殻類	メチル水銀	0.5
中国	水産物	メチル水銀	0.5
韓国	魚類	総水銀	0.5

表 5 耐容摂取量に達するウチダザリガニの個体数.

	総水銀濃度	耐容摂取量に達する	
	(µg/g wet wt.)	筋肉量(g)	個体数(匹)
平均値	0.118	203	68
(最小-最大)	(0.006-0.598)	(40-4000)	(1.3-1333)

表 6 洞爺湖に生息するウチダザリガニの総水銀濃度に対する
全長と摂食率の影響.

全長（平均） （mm）	<i>n</i>	摂食率		総水銀濃度 （μg/g dry wt.）
		動物（%）	植物（%）	
100	19	42.3	57.7	0.42
117	18	49.5	50.5	0.70
130	19	49.0	51.0	1.15