

## 6 研究活動報告

環境科学国際センターでは様々な調査研究活動を実施している。それらの成果については積極的に発表し、行政、県民、学会等での活用に供している。学術的な価値のあるものについては論文にまとめて学術誌へ投稿することにより発表しているが、それ以外にも比較的まとまった成果は多い。ここではこれらの調査研究成果のうち、論文や種々の報告書に掲載されていないものを紹介する。今号では、当センターの自主的な研究課題として設定し、研究活動を実施しているもののうち、平成25年度までに終期を迎えた課題のほか、平成26年度に取りまとめた成果や情報について報告する。

### 6.1 研究報告

土壌中重金属類の溶出特性解析とそれに基づく土壌汚染の類型化 …………… 石山高、八戸昭一、濱元栄起、白石英孝、細野繁雄、河村清史

### 6.2 資料

埼玉県における大気中*p*-ジクロロベンゼンの濃度特性 …………… 竹内庸夫、佐坂公規、松本利恵  
廃棄物焼却炉から排出される揮発性有機化合物の挙動 …………… 竹内庸夫  
埼玉県内の一般廃棄物焼却施設におけるごみ発電による温室効果ガス排出削減効果 …………… 倉田泰人  
埼玉県の荒川及び新河岸川の感潮域で発見された特定外来生物イガイ科カワヒバリガイについて …………… 金澤光  
埼玉県に侵入した外来甲殻類ヌマエビ科カワリヌマエビ属の現状について …………… 金澤光  
埼玉県内流域における土地利用の状況 …………… 柿本貴志

[研究報告]

# 土壌中重金属類の溶出特性解析とそれに基づく 土壌汚染の類型化

石山高 八戸昭一 濱元栄起 白石英孝 細野繁雄 河村清史\*

## 要 旨

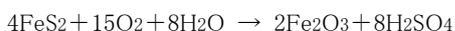
近年、自然由来による土壌汚染が日本各地で報告されている。特に、黄鉄鉱を含む海成沖積堆積物は、長期間大気中で放置されると酸性土壌へと変化し、その結果、カドミウム、鉛、砒素、セレンなど様々な有害重金属類が溶出する。本研究では、(1)土壌からの重金属類の溶出特性、(2)海成沖積堆積物の簡易判別法、(3)海成沖積堆積物中重金属類の溶出抑制手法について検討した。

溶出特性を解析した結果、自然由来の土壌汚染メカニズムは、(a)土壌コロイドの生成、(b)黄鉄鉱の酸化分解に由来する土壌の酸性化、(c)貝化石の溶解に由来する土壌の塩基性化、(d)土壌の還元化、(e)腐植物質との反応に分類できることが分かった。また、消石灰や炭酸カルシウムを風化した海成沖積堆積物に添加することにより、有害重金属類の溶出を簡単に抑制できることを確認した。

キーワード: 土壌汚染、重金属、溶出特性、海成沖積堆積物、汚染メカニズムの類型化

## 1 はじめに

近年、日本各地で自然由来による土壌汚染が大きな環境問題となっている。特に、硫化鉄物(例えば黄鉄鉱:FeS<sub>2</sub>)を含む海成沖積堆積物は、大気中で長期間風化されると、黄鉄鉱が酸化分解されて硫酸(H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)へと変化することで酸性土壌となり、そのため環境基準を上回る様々な有害重金属類が溶出することが知られている<sup>1-4)</sup>。



自然由来の土壌汚染は既に国内で数多く発生しており、仙台市高速鉄道東西線の建設時に発生した砒素、カドミウム、ふっ素、鉛及びセレンによる土壌汚染のほか、旭川紋別自動車道の中越トンネル、東北新幹線の八甲田トンネル、一般国道289号の甲子トンネルなどでの汚染事例が報告されている<sup>5)</sup>。環境省によると、平成24年度に発生した重金属類による土壌汚染事例374件のうち約10%に相当する34件が自然由来であると発表されている<sup>6)</sup>。

平成22年に土壌汚染対策法が大幅に改正され、自然由来の土壌汚染が新たに法の適用対象となった。埼玉県においても、自然由来と推察されている土壌汚染事例が数多く報告されており、県内の各行政機関からは科学的根拠に基づ

く汚染原因の解明が強く求められている。このため、自然由来の土壌汚染に関する知見の収集や対策技術の開発は、学術分野における関心事であるばかりでなく、行政施策を円滑かつ効率的に遂行する上でも喫緊の課題となっている。

本研究では、規制対象項目の中でも厳しい環境基準値が設定されている砒素、カドミウム、鉛、セレンを対象に、県内で採取した複数の自然土壌(沖積堆積物)を用いて土壌溶出量試験を実施し、溶出液のpH、電気伝導度(EC)や濁度、重金属類の溶出濃度の測定結果から、溶出を促進する化学的因子について解析を試みた。また、溶出パターンを類型化するとともに、海成沖積堆積物の簡易判別法、さらに重金属類の溶出抑制手法についても併せて検討した。

## 2 実験方法

### 2.1 掘削採取した土壌試料

本研究では、埼玉県内4地点で掘削採取した土壌試料を用いた(図1)。4地点のうち2地点(吉見A:深度20m、吉見B:深度30m)は陸成の沖積堆積物、残り2地点(三郷:深度57m、草加:深度80m)は海成と陸成の沖積堆積物が分布する地域を選定した。吉見AとBは1mにつき2箇所ずつ、三郷と

埼玉県環境科学国際センター 〒347-0115 埼玉県加須市上種足914

\*埼玉大学大学院 〒338-8570 さいたま市桜区下大久保255



図1 土壌試料の採取地点と縄文海進時の海岸線

草加は1mにつき1箇所ずつ、分析用の試料を採取した。土壌中の砒素と鉛の全含有量は3~20mg/kg、カドミウムとセレンの全含有量は0.1mg/kg以下であり、人為的汚染を示唆するような高い含有量を有する地層は存在しなかった。陸成由来と海成由来の判別をするため、蛍光X線分析装置を用いて土壌試料中の硫黄含有量を測定した。

## 2.2 土壌分析

重金属類の溶出量は、土壌溶出量試験（環境省告示第18号）に準拠して測定した<sup>7)</sup>。ただし、操作性を考慮し、土壌試料量3gに対して水30mLの溶出条件で試験を実施した。土壌溶出液は、メンブレンフィルター（孔径0.45 μm）で濾過した後、pH、EC及び濁度を計測した。土壌中重金属類の全含有量分析は、底質調査方法に準拠して測定した<sup>8)</sup>。重金属類の濃度測定には誘導結合プラズマ質量分析装置を使用した。

## 3 結果

### 3.1 沖積堆積物からの重金属類溶出特性の解析

#### 3.1.1 吉見A、B試料を用いた溶出特性解析

吉見AとBを用いて土壌溶出量試験を行ったところ、多くの試料で茶褐色に濁った土壌溶出液が得られた。濁った溶出液からは、土壌溶出量基準値付近の砒素や鉛が検出され、検出濃度は溶出液の濁度と強い相関性を示した（図2）。濁った溶出液を分画分子量10,000の限外濾過膜で濾別した結果、濾液は無色透明となり、砒素と鉛は不検出となった。このことから、溶出液中の砒素と鉛は、茶褐色の土壌コロイドに吸着あるいは含有した状態で存在しており、微細な土壌コロイドがメンブレンフィルターで捕捉できなかったため、基準値付近の砒素と鉛が検出されたものと考えられる。

茶褐色に懸濁した土壌溶出液は、pHが5.6~6.9、ECが0.8~8.5mS/mであった。このように、陸成沖積堆積物の土壌溶出液では、ECが低く、pHが粘土粒子の等電点（pH4未満）から離れているために土壌コロイドが生成し易く、砒素や鉛の基準超過が引き起こされる可能性があることが分かった。

一方、カドミウムやセレンは、砒素や鉛と異なり土壌試料中に微量しか存在しなかったため（2.1参照）、コロイドの混入による溶出量の増加は認められなかった（図2）。

吉見AとBを採取した地域一帯では、自然由来と推察されている地下水砒素汚染が確認されている。これらの地下水は酸化還元電位が-200mVと低いことから、土壌の還元化が砒素溶出を促進していると推察された。そこで、土壌溶出量試験の際に還元剤を添加したところ、高濃度の砒素溶出が認められた。その際、鉄の溶出も認められ、砒素と鉄の溶出濃度の間には強い相関関係が成立し（図3）、鉄酸化物表面に吸着していた砒素が還元環境で鉄とともに溶出することを確認した。鉛やカドミウムは、土壌中の鉄酸化物に強く吸着しないため、還元剤の添加により溶出量は増加しなかった。

図2及び3には、吉見Aのデータを提示したが、吉見Bでも同様の結果が得られている。

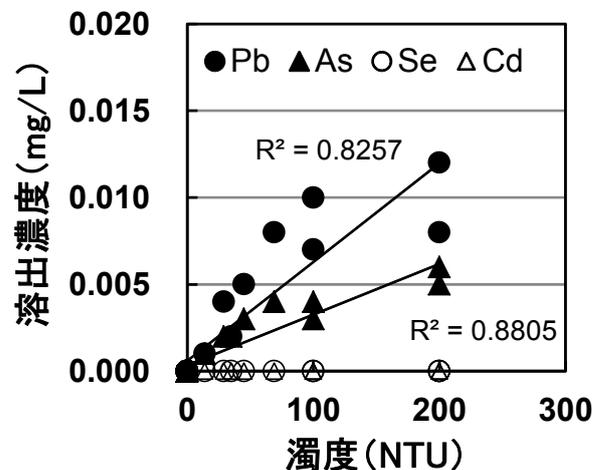


図2 濁度と溶出濃度の関係（吉見A）

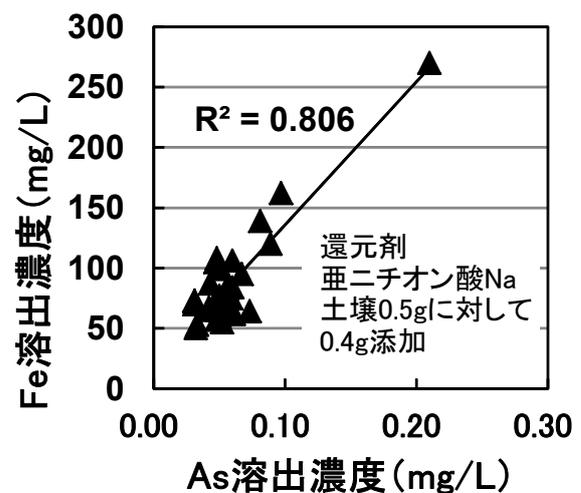


図3 還元条件下での砒素溶出量試験（吉見A）

### 3. 1. 2 三郷、草加試料を用いた溶出特性解析

三郷と草加の土壌試料を用いて溶出量試験を行ったところ、溶出液から環境基準を上回る砒素、カドミウム、鉛とセレンが検出された。重金属類を検出した溶出液は、一部に土壌コロイドの混入が認められたものの、大部分は無色透明であった。したがって、3. 1. 1で記述した土壌コロイドの混入以外の溶出メカニズムが存在すると考えられる。

重金属類の溶出は土壌溶出液のpHに依存し、砒素はpH 4.5以下あるいはpH7.5以上(図4)、鉛はpH4.5以下(図5)で溶出した。土壌溶出液のpHが5以下の酸性土壌は、硫黄含有量が0.4wt%以上と高く、後述のように海成沖積堆積物であると判断された。土壌試料は掘削後5年以上を経過しており、時間の経過と共に黄鉄鉱が分解して硫酸が生成されたため、土壌pHが低下したものと考えられる。カドミウムは、鉛と同様にpH4.5以下で土壌からの溶出が認められた。

一部の海成沖積堆積物では、土壌溶出液のpHが7.5以上となったが、これらの土壌には貝殻が含まれていた。海成沖積堆積物は、風化作用や貝殻の混入により酸性あるいは塩基性土壌へと変化し、砒素、カドミウム、鉛がイオンの形で溶出することが確認された。一方、セレンは明確なpH依存性を示さず、酸性や塩基性領域からだけでなく、中性付近の海成沖積堆積物からもイオンの形で溶出した。図4と5で土壌コロイドの混入が認められた土壌は、硫黄含有量が0.1wt%以下と低く、すべて陸成沖積堆積物であることが分かった。

三郷、草加の試料には有機質土が含まれており、ここからも砒素の溶出が認められた(図4)。有機質土に含まれる腐植物質は重金属類と可溶性錯イオンを生成することから、一部の重金属類では溶出が促進されると考えられる。特に、砒素は植物に蓄積され易く、泥炭層などの有機質土壌からは環境基準を超えて溶出する可能性が考えられる。

### 3. 1. 3 溶出特性による土壌汚染の類型化

3. 1. 1及び3. 1. 2から、自然由来の土壌汚染における重金属類の溶出特性は、①土壌コロイドの生成、②土壌の酸性化、③土壌の塩基性化、④土壌の還元化、⑤腐植物質との反応に分類できることが分かった。

上記の①は主に陸成沖積堆積物、②及び③は海成沖積堆積物で生じる現象であり、①の場合は砒素及び鉛、②及び③の場合は砒素、カドミウム、鉛及びセレンが溶出する。④及び⑤は有機質土が分布する地域で生じる現象であり、この場合は砒素の溶出が大きな問題となる。埼玉県内には火山灰土壌も広く堆積している。火山灰土壌は等電点が中性付近(pH6)であるため、溶出量試験の際に土壌コロイドは生成しない。また、黄鉄鉱や貝殻を多量に含有しないため、一部の火山灰土壌を除けば土壌の酸性化や塩基性化は起こらない。このように、火山灰土壌と沖積堆積物では、重金属類の溶出特性は大きく異なっており、火山灰土壌では重金属類の溶出はほとんど問題にならないことが分かった。

溶出特性の類型化は、自然由来の土壌汚染を判別する

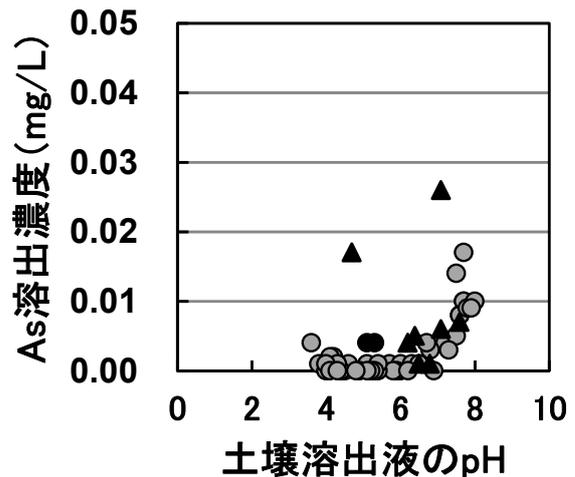


図4 土壌溶出液のpHとAs溶出濃度の関係  
(▲土壌コロイド混入 ●有機質土壌)

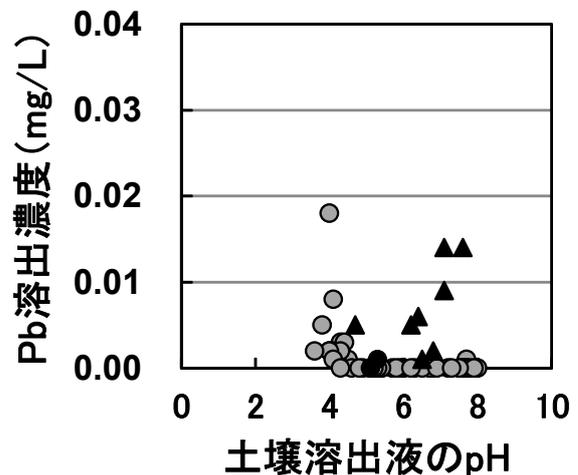


図5 土壌溶出液のpHとPb溶出濃度の関係  
(▲土壌コロイド混入 ●有機質土壌)

ための指標として有用であるばかりでなく、土壌地下水汚染に関する行政政策を効率的に遂行する上でも貴重な知見となる。また、溶出特性の解析結果は、重金属類の溶出抑制手法を開発するための知見としても応用できる(3. 3参照)。

### 3. 2 海成沖積堆積物の簡易判別法

土壌中の硫黄含有量は海成沖積堆積物の判別指標に用いられる場合が多く、硫黄含有量0.4wt%以上で海成沖積堆積物の可能性が高いと言われている<sup>9)</sup>。三郷の土壌試料を分析した結果、深度10~40mに硫黄含有量が高い地層が存在した(図6)。硫黄含有量は、深度40mより下層では低下しており、海成沖積堆積物の下に陸成沖積堆積物の存在が認められた。海成沖積堆積物と陸成沖積堆積物を正確に判別する手法としては、堆積物中のケイ藻や貝の種類を解析す

る方法が用いられている。本地質試料でもケイ藻や貝の種類が解析されており、この結果に基づく海成沖積堆積物と陸成沖積堆積物の堆積状況は、硫黄含有量から類推された堆積状況と一致していた。硫黄含有量は2.1でも述べたように蛍光X線分析装置を用いて測定するが、この方法は操作が煩雑で分析に時間を要する。そこで、簡便迅速に現場で海成沖積堆積物を判別する方法について検討した。

風化した海成沖積堆積物の簡易判別指標としては、土壤溶出液のpHが一般的に用いられているが、土壤に貝殻片が含まれている場合には、風化が進んだ海成沖積堆積物でも土壤溶出液のpHが中性から塩基性を示し、陸成沖積堆積物との判別が困難になる(図6)。一方、土壤溶出液のECは貝殻の影響を受けず、硫黄含有量との間に強い相関関係が

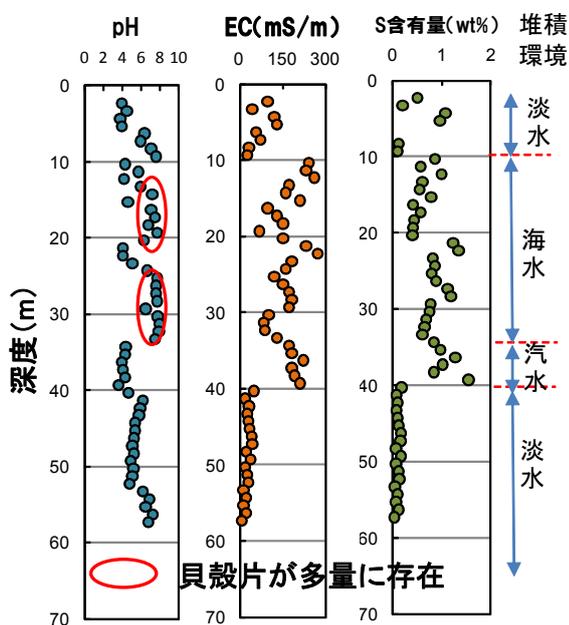


図6 土壤溶出液のpH、ECと土壤中硫黄含有量の関係 (三郷試料)

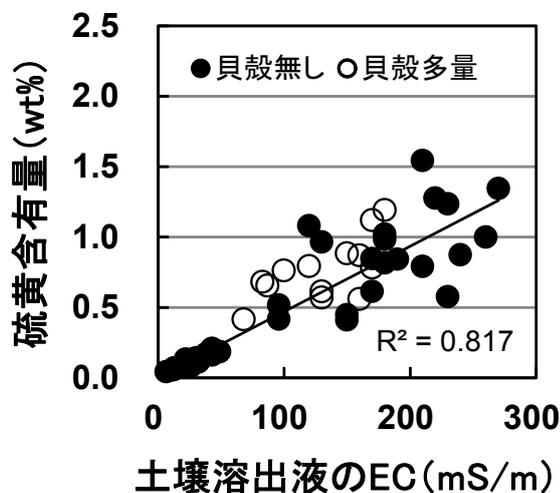


図7 土壤ECと硫黄含有量の関係 (三郷試料)

認められ(図7)、陸成沖積堆積物と海成沖積堆積物の簡易判別指標として有用であることが判明した。ただし、高濃度の塩溶液が人為的に負荷された場合にはECによる海成堆積物の判別は困難となるため、このような特殊な状況では蛍光X線分析装置により硫黄含有量を測定する必要がある。

### 3.3 重金属類の溶出抑制手法の検討

全国からの報告事例が多い海成沖積堆積物由来の土壤汚染について、重金属類の溶出抑制手法の検討を試みた。

3.1.2の結果からも明らかなように、海成沖積堆積物の土壤pHを中性付近に制御できれば、重金属類の溶出を長期間抑制することが可能となる。そこで、三郷の土壤試料に比べて硫黄含有量が高く、より土壤の酸性化が進行していた草加の土壤試料を用いて、重金属類の溶出抑制手法を検討した。具体的には、草加の土壤試料2gに重金属類の標準液を一定量添加して調製した合成試料に中和剤として消石灰を加え、中和処理前後の土壤溶出量試験の結果から重金属類の溶出抑制効果を調査した。その結果、重金属類の溶出濃度は、消石灰を用いて中和処理するだけで大きく低下し、特に砒素、カドミウム、鉛の溶出濃度は処理前に比べて1/50以下となった(表1)。多くの重金属類は、中性付近で加水分解する。土壤への吸着効果の他に、加水分解効果も寄与して重金属類の溶出濃度が低下したものと推察される。

中和処理した土壤を用いて連続的に溶出量試験を行ったところ、少なくとも20回の試験まで土壤溶出液のpHは中性付近を維持し続けた。ただし、土壤粒子に水素イオンやアルミニウムイオンが吸着していたり、未風化の黄鉄鉱が残存していたりすると、時間の経過とともに土壤pHが低下する可能性が考えられる。そこで、1mol/L塩化カリウム溶液及び過酸化水素水を用いた土壤溶出量試験を実施し、水素イオンやアルミニウムイオンの吸着量及び残存している黄鉄鉱の有無を把握した。土壤に水素イオンやアルミニウムイオンが吸着している場合、カリウムイオンとのイオン交換反応により水素イオンやアルミニウムイオンが溶出するため、土壤溶出液のpHは低下する。また、黄鉄鉱は過酸化水素水と反応して硫酸を生成するため、溶出試験後に土壤溶出液のpHは低下する。試験の結果、溶出試験の前後で土壤溶出液のpH変化は認められず、中和処理した海成沖積堆積物は人為的な負荷がない限り、酸性土壤へ戻る可能性は低いことが分かった。また、希硫酸(0.769mmol/L)を用いる土壤溶出量試験を実施したところ、告示18号に基づく土壤溶出量試験の結果と比べて重金属類の溶出量は増加しなかった(表2)。ここで実施した希硫酸を用いる土壤溶出量試験は、平成20年に(一社)土壤環境センターが不溶化技術の安定性を評価するための試験方法として制定したものであり、降雨100年間分に相当する酸度を想定して硫酸濃度を設定している。この試験結果から、中和処理した海成沖積堆積物は長期間降雨に曝されても、重金属類は溶出しないことが示唆された。

表1 中和処理による溶出抑制効果

中和処理	重金属添加量	pH	溶出量 (μg)			
			As	Cd	Pb	Se
前	100 μg	1.9	46.80	81.50	37.00	5.10
後		7.6	0.67	0.54	0.02	1.50

中和剤: 消石灰 (Ca(OH)<sub>2</sub>)

表2 不溶化処理後の長期安定性

溶出条件	重金属添加量	pH	溶出量 (μg)			
			As	Cd	Pb	Se
1	100 μg	7.9	0.018	0.003	0.027	0.054
2		7.4	0.008	0.003	<0.001	0.058

溶出条件1: 土壌溶出量試験

溶出条件2: 硫酸溶出試験

土壌試料量: 2g 消石灰添加量: 0.09g

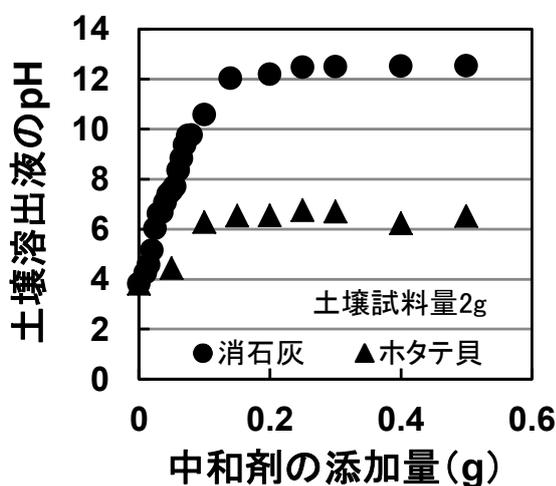


図8 中和剤添加量とpHの関係

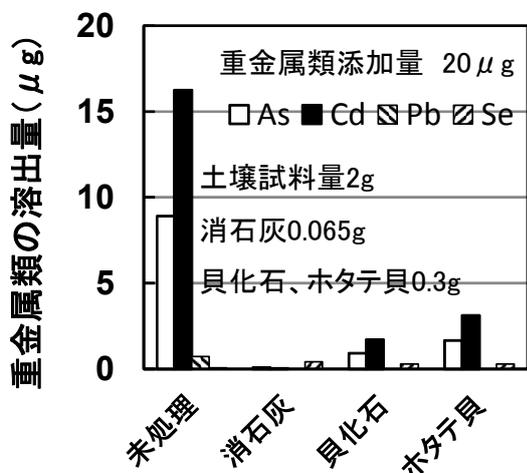


図9 重金属類の溶出抑制効果

消石灰は少量の添加で土壌の塩基性化が生じ、かえって砒素やセレンの溶出を促進する可能性が考えられる。一方、炭酸カルシウムを主成分とする貝殻は、多量に添加しても土壌を中性付近に維持することが容易であった(図8)。貝化石や貝殻を海成沖積堆積物に混ぜ込んだところ、消石灰ほどの溶出抑制効果は得られなかったものの、未処理と比べて重金属類の溶出量は大幅に低下した(図9)。

海成沖積堆積物由来の土壌汚染では、溶出レベルは低い(環境基準の1~3倍程度、3.1.2参照)、処理土量は膨大になるケースが多い(海成沖積堆積物は汚染地域一帯に広く分布)。消石灰や貝化石を用いる方法は、セメント固化剤や鉄粉などを用いる既存の不溶化技術に比べると性能的に劣るが、海成沖積堆積物由来の土壌汚染への適用など用途を限定すれば、低コストで簡便な処理方法として実用できる見通しが得られた。

#### 4 本研究成果の活用事例

本研究成果は、汚染原因や汚染メカニズムの解明だけでなく、汚染土壌の絞込による対策時間や対策費用の軽減、汚染調査や汚染対策の効率化にも寄与することができる。以下に、本研究成果の活用事例を紹介する。

##### 4.1 圏央道建設予定地における土壌汚染

埼玉県内の圏央道建設予定地において、砒素や鉛による土壌汚染が発生した。当センターは、対策検討委員として会議に参加し、国土交通省から提示された土壌分析結果と本研究の研究成果から、当該地域の汚染は自然由来であり、土壌コロイドの検液への混入により砒素と鉛の溶出量基準超過が生じたこと、このような汚染では鉛及び砒素の溶出量と土壌溶出液の濁度との間には強い相関関係が成立することを説明した。また、処理対策が必要な土壌と不必要な土壌を簡単に判別する化学的指標としては、土壌溶出液の濁度が非常に有効であることを提言した。

##### 4.2 小児医療センター建設予定地における土壌汚染

小児医療センターの建設予定地(さいたま市)において、砒素による土壌汚染が発生した。砒素汚染は、深度5~7.5m部分の地層で確認され、面的な局在性も認められなかった。提示された分析結果と本研究の研究成果から、当センターでは本地域における砒素汚染は自然由来であり、有機質土壌である泥炭層に含まれていた砒素が溶出したものであると判断した。確認のため地質図を調べたところ、本地域は大宮台地に形成された谷底低地部分に位置しており、深度数mの地点に広く泥炭層が分布している可能性が認められた。後日、分析委託業者に土質を確認したところ、砒素の溶出量基準超過が認められた地層はすべて泥炭層であることが分かった。汚染対策が必要な泥炭層は黒色であり、土壌の

色調から火山灰土壌や沖積堆積物と容易に判別できる。

## 謝 辞

本研究の一部は、独立行政法人日本学術振興会科学研究費補助金（課題番号22510095，研究代表者 石山高）を受けて行われた。ここに記して感謝いたします。

また、本研究の遂行に多大なご尽力をいただいた李吉弘君（埼玉大学大学院理工学研究科）と林金木君（埼玉大学工学部環境共生学科）に謹んで御礼申し上げます。

---

## 文 献

- 1) V. P. Evangelou and Y. L. Zhang(1995)Pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25, 141-199.
- 2) 丸茂克美, 江橋俊臣, 氏家亨(2003)日本各地の土壌中の重金

属含有量と鉛同位体組成, 資源地質, 53, 125-146.

- 3) 加田平賢史, 森脇洋, 山本攻, 吉川周作(2007)自然由来の土壌中重金属の含有量と溶出量, 環境浄化技術, 6, 31-36.
- 4) 須藤孝一, 米田剛, 小川泰正, 山田亮一, 井上千弘, 土屋範芳(2010)竜の口層における重金属類の溶出挙動および形態変化に及ぼす風化の影響, 応用地質, 51, 181-190.
- 5) 国土交通省総合政策局事業総括調整官室(2010)建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル(暫定版).
- 6) 環境省水・大気環境局(2014)平成24年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例に関する調査結果.
- 7) 環境省告示18号(2003)土壌溶出量調査に係る測定方法.
- 8) 環境省環境管理局水環境部(2001)底質調査方法.
- 9) 桜本勇治(1994)海成泥質岩が酸性水を発生させる可能性について, 地下水技術, 36(4), 29-33.

## Studies on Leaching Property of Hazardous Metals from Various Sediments and Classification of Soil Contamination Mechanism based on Leaching Property

Takashi ISHIYAMA, Shoichi HACHINOHE, Hideki HAMAMOTO, Hidetaka SHIRAISHI, Shigeo HOSONO and Kiyoshi KAWAMURA

### Abstract

Recently, soil contamination caused by natural process is widely reported in different regions of Japan. Marine sediments containing pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) change to acidic soil by chemical weathering in atmosphere and then many hazardous metals such as cadmium, lead, arsenic and selenium in these sediments are leached. In this study, we investigate the following environmental problems, (1) leaching properties of hazardous metals from natural soil, (2) simple and rapid method to identify marine sediments and (3) leaching control technique of hazardous metals in weathered marine sediments. From the analytical results of this investigation, contamination mechanism of heavy metals in natural soil was classified as follows, (a) formation of soil colloids during leaching test, (b) soil acidification derived from oxidation of pyrite, (c) soil alkalization derived from dissolution of shell fossil in sediments, (d) reduction of soil, and (e) reaction with humic substances in peat layer. Leaching of hazardous metals from weathered marine sediments was easily preserved by addition of hydrated lime or calcium carbonate.

**Key words:** Soil contamination, Heavy metals, Leaching property, Marine sediments, Classification of contamination mechanism

[資料]

## 埼玉県における大気中*p*-ジクロロベンゼンの濃度特性

竹内庸夫 佐坂公規 松本利恵

### 1 はじめに

揮発性有機化合物(以下「VOC」と略す。)は、それ自身が持つ有害性のほか、光化学オキシダントの原因となることや地球温暖化及びオゾン層破壊への寄与などから、様々な面で大気環境への負荷を与える物質である。それ自体の有害性への対応としては、1996年の大気汚染防止法改正によって新たに位置付けられた有害大気汚染物質に含まれることにより、取組が進められている。これについては、2014年度現在、VOC以外の化学物質を含めて248物質が有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質として、そのうち23物質が優先的に対策に取り組むべき物質として示されている。優先的に対策に取り組むべき物質のうち、分析可能なものに対しては、汚染状況の把握を目的とした環境監視が地方自治体の責務となっている。したがって、埼玉県においても1998年度からVOCを含む有害大気汚染物質の環境モニタリング調査を実施し、環境科学国際センターがその分析等を担っている。モニタリング調査については環境省によってマニュアルが定められているが、VOCの分析に際してはガスクロマトグラフ質量分析計(以下「GC/MS」と略す。)等による多成分分析法が採用されている。

*p*-ジクロロベンゼンは、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に分類され、厚生労働省からはシックハウス(室内空気汚染)問題の原因物質として、室内濃度指針値が定められている。また、日本産業衛生学会からは、許容濃度が勧告されている。生体影響としては、肝障害や血液障害などが考えられている<sup>2)</sup>。*p*-ジクロロベンゼンは主に室内環境や労働環境の汚染物質として注視されているが、屋内から環境大気への放散が主な経路となって有害大気汚染物質になることから、環境大気において状況を把握することも必要である。

当センターでは、VOCのモニタリングに際して、*p*-ジクロロベンゼンも同時に分析し、その情報を蓄積してきた。これまでの16年間の調査から、*p*-ジクロロベンゼン濃度の推移、季節変化などについて、いくつかの興味ある知見が得られたので、報告する。

### 2 調査方法

#### 2.1 調査地点

調査は表1及び図1に示す埼玉県内の14地点で実施した。有害大気汚染物質を調査する観点から、一般環境、道路沿道、固定発生源周辺の3つの地域に分類した13地点を選定したほか、バックグラウンドとして山間部の1地点を追加した。ここで、固定発生源周辺の調査地点は、多種類のVOCの発生源となる事業所を対象としたもので、特に*p*-ジクロロベンゼンを対象としたものではない。表1に示すように、調査地点によって調査期間は異なり、2013年度まで実施している地点では、現在も調査を継続している。なお、一般環境地点のうち2009年度から実施している4地点は、光化学オキシダントの原因成分を把握するために、昼夜別の試料採

表1 調査地点と調査期間

地域分類	調査地点	調査期間
一般環境	熊谷、東松山、加須	1998～2013年度
	越谷	1998～2000年度
	春日部	2000～2013年度
	戸田、鴻巣、幸手、寄居	2009～2013年度
道路沿道	草加花栗、戸田美女木	1998～2013年度
固定発生源周辺	草加工業団地	1998～2013年度
	栗橋	1998～1999年度
バックグラウンド	東秩父	1998～2011年度

備考) 加須は旧・騎西町、栗橋は現・久喜市

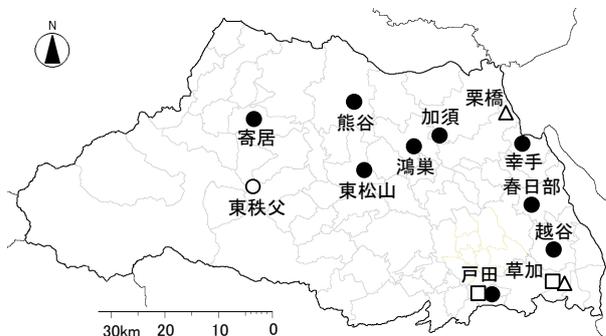


図1 調査地点

- : 一般環境
- △: 固定発生源周辺
- : 道路沿道
- : バックグラウンド

取を行っていることから、それぞれの濃度を平均して24時間値に換算し、本報告の対象に加えた。

## 2.2 測定方法

測定は、有害大気汚染物質測定方法マニュアル<sup>1)</sup>に従って、容器採取-GC/MS法で行った。毎月1回、各調査地点でキャニスタを用いた24時間の試料採取を行い、GC/MS(scan法)で分析を実施した。

試料採取については、一定の吸引流量が維持できるように、終了時にキャニスタ容量の約8割の採取量となる流量に設定し、採取後に清浄空気で加圧して試料調製した。ただし、上述のとおり、2009年度開始の4地点では昼夜別に12時間の採取を2回続けて行い、また、東秩父では24時間で約8割の採取量となるように流量を設定し、そのまま2週間程度放置後に回収した。試料採取は平日に行い、調査地点による時間帯の差はあるが、基本的に同一日に実施した。

分析機器は、2009年11月までは日本電子製AutoMass IIとTekmar製AUTOCanの組合せ、2009年12月以降は島津製作所製GCMS-QP2010PlusとGLサイエンス製Aero C<sup>2</sup>の組合せを用いた。カラムにはGLサイエンス製のAQUATICを使用し、定量用モニターイオンはm/z=146とした。

## 3 調査結果

### 3.1 年度平均濃度の推移

各地点の年度平均濃度を表2に示す。調査開始時から現在に至るまで、室内濃度指針値(240 μg/m<sup>3</sup>)や許容濃度(60mg/m<sup>3</sup>)と比べると、非常に低濃度である。また、10年間

以上の継続調査地点について、濃度の経年推移を図2に示す。ほぼ一様に濃度低下を示し、2000年度から2005年度にかけては低下が大きくなっている。しかし、2010年度以降は

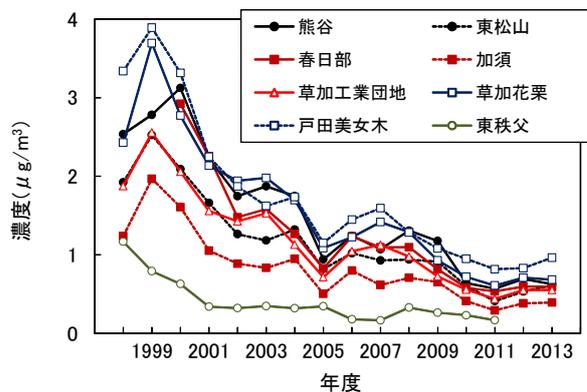


図2 p-ジクロロベンゼンの年度平均濃度の推移

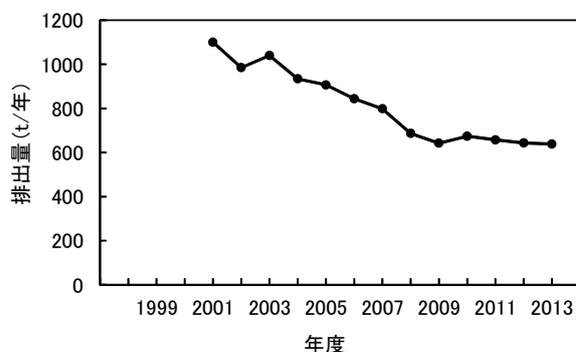


図3 PRTRデータによる埼玉県におけるp-ジクロロベンゼンの推計排出量の推移

表2 p-ジクロロベンゼンの地点別年度平均濃度

(単位: μg/m<sup>3</sup>)

年度	一般環境									道路沿道		固定発生源周辺		BG
	熊谷	東松山	加須	越谷	春日部	戸田	鴻巣	幸手	寄居	花栗	美女木	工業	栗橋	
1998	2.5	1.9	1.2	2.5						2.4	3.3	1.9	1.7	1.2
1999	2.8	2.5	2.0	3.2						3.7	3.9	2.6	2.6	0.79
2000	3.1	2.1	1.6	3.0	2.9					2.8	3.3	2.1		0.63
2001	2.2	1.7	1.05		2.3					2.1	2.2	1.6		0.34
2002	1.7	1.3	0.89		1.5					1.9	1.9	1.4		0.32
2003	1.9	1.2	0.83		1.6					2.0	1.6	1.5		0.35
2004	1.7	1.3	0.95		1.3					1.7	1.7	1.1		0.32
2005	0.94	0.82	0.50		0.83					1.1	1.2	0.72		0.34
2006	1.2	1.02	0.80		1.2					1.2	1.4	1.05		0.18
2007	1.1	0.93	0.62		1.1					1.4	1.6	1.1		0.17
2008	1.3	0.94	0.71		1.1					1.3	1.3	0.98		0.33
2009	1.2	0.91	0.65		0.82	1.1	0.75	0.65	0.44	0.93	1.1	0.73		0.26
2010	0.64	0.60	0.41		0.58	0.73	0.50	0.40	0.31	0.72	0.95	0.56		0.23
2011	0.57	0.41	0.29		0.53	0.70	0.37	0.31	0.23	0.61	0.82	0.44		0.17
2012	0.69	0.53	0.38		0.60	0.64	0.43	0.40	0.24	0.71	0.83	0.55		
2013	0.63	0.61	0.39		0.59	0.67	0.48	0.38	0.30	0.68	0.96	0.55		

(略称) 花栗:草加花栗 美女木:戸田美女木 工業:草加工業団地 BG:バックグラウンド

ほぼ横ばいである。

*p*-ジクロロベンゼンは、防虫剤や消臭剤を用途として、家庭での使用が多い。また、公共施設のトイレなど業務用でも使用される<sup>2)</sup>。*p*-ジクロロベンゼンは、これを含む製品の使用中に昇華することによって、屋内空気を経て、大気へ排出される。「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」によって集計、公表されたデータ<sup>4)</sup>(以下、「PRTRデータ」という。)のうち、埼玉県内を対象としたものでは、*p*-ジクロロベンゼンの大気への排出量のうち、99%以上が家庭からと推計されている。PRTRデータによる埼玉県における*p*-ジクロロベンゼンの大気への推計排出量の推移を図3に示す。濃度と推計排出量の推移は類似(一般環境地点の平均値と推計排出量との相関係数0.876)しており、製品の使用量の変化が大気濃度へ反映された状況が把握できる。

### 3.2 地域特性

表2及び図2より、調査地点による濃度の違いが認められる。しかし、*p*-ジクロロベンゼンは自動車排ガスに含まれることは考えられず、また埼玉県のPRTRデータでは上述のとおり99%以上が家庭からと推計されており、固定発生源からの排出はほとんどないといえる。業務用の使用を含めた家庭等からの排出に関与する人間活動の指標としては、人口密度あるいは世帯数の密度が考えられる。これらは密接に関係し、同等な指標(調査市町村を対象とした相関係数0.997<sup>3)</sup>)であるので、ここでは人口密度を使用した。この対象となる範囲の広さを統一することは困難であるので、範囲は市町村とした。調査期間中に、熊谷、加須、春日部、鴻巣などで市町村合併が施行され、これらは人口密度が大きく異なる自治体の合併であった。そこで、その地域の状況をより反映させるために、市町村合併の前である2005年1月の人口密度を用いた。濃度は最も多くの地点で調査を実施している2010年度の値を用いた。ここで、合併がない市町村については2005年と2010年の人口密度に大きな変化はない(-3.6~+5.6%、

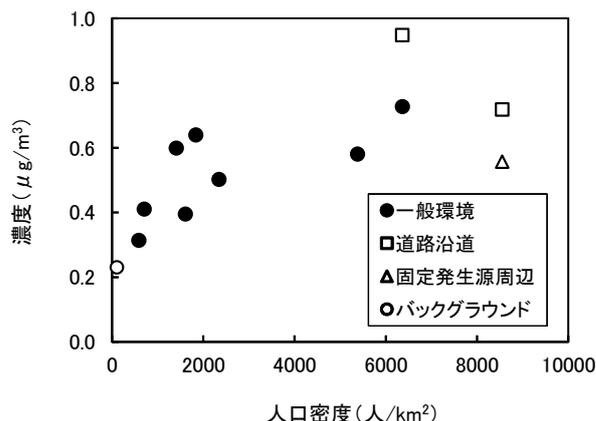


図4 人口密度と*p*-ジクロロベンゼン濃度の関係

人口密度:2005年1月  
濃度:2010年度

東秩父のみ103から92人/km<sup>2</sup>の-10.9%)ので、異なる年度の比較も問題ないと考えられる。調査地点が存在する市町村の人口密度<sup>3)</sup>と濃度の関係を図4に示す。

*p*-ジクロロベンゼンの濃度は、概ね人口密度に依存している。同時に測定している自動車排ガス由来のVOCや工場由来のVOCの場合は、道路沿道や固定発生源周辺の地域分類で特に高濃度が得られているのと比べると、人口密度の指標を加味すれば、地域分類による濃度差は小さいといえる。したがって、地域分類ではなく、人口等の密度が調査地点による濃度差に表れていると考えられる。

### 3.3 気温との関係

10年以上の継続調査地点について、各月の濃度推移を図5に示す。毎年夏季に濃度が上昇し、冬季に低下する規則的な濃度変化を示しながら推移している。*p*-ジクロロベンゼンの排出は主に製品の使用中の昇華によるものであるので、排出傾向は気温に依存することが考えられる。そこで、並行して気温も測定している熊谷における試料採取時間帯

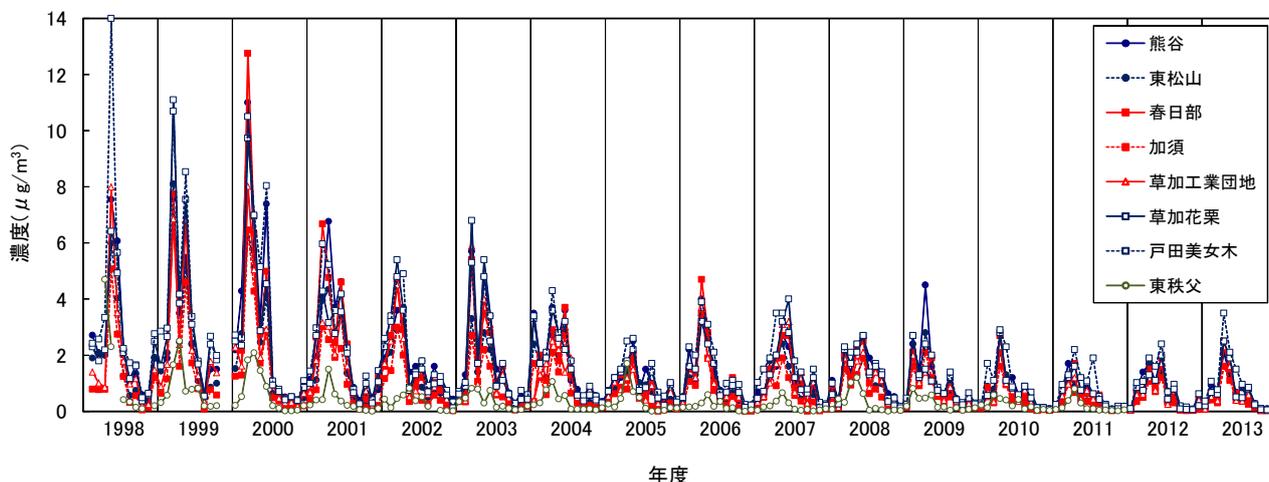


図5 各月の*p*-ジクロロベンゼン濃度推移

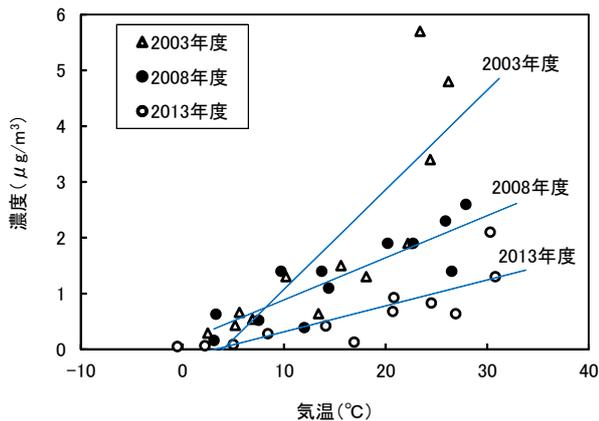


図6 試料採取時平均気温と*p*-ジクロロベンゼン濃度の関係  
対象地点:熊谷

の平均気温と濃度の関係を図6に示す。ここでは5年間隔の3年度分について示すが、いずれも危険率1%で有意な強い正の相関が認められる(相関係数0.832(2003年度)、0.864(2008年度)、0.827(2013年度))。したがって、図5に示す濃度の季節変化は、気温の影響が強く表れていると考えられる。

また、図2では2005年度に顕著な濃度低下を示しているが、この年は試料採取時の気温が調査期間中で最も低い年であった。調査開始当初にみられる大きな濃度変化の後の2002年度以降で集計してみると、12年間の年間の採取時平均気温と比べて2005年度は1.3℃低く、濃度が高くなる夏季(6～9月)については、12年間の採取時平均気温と比べて2005年度は2.5℃低くなっている。さらに、前後の年と比較すると、夏季では約4℃低い年であった。このことから、2005年度の濃度低下は、この年に特徴的な試料採取時の気温の

低さが影響していると考えられる。

#### 4 まとめ

1998年度から現在まで、*p*-ジクロロベンゼンの大気環境濃度の調査を行ってきた。その結果、使用量の減少に応じて環境濃度が低下していること、環境濃度は調査地点の人口密度で表される人間活動に関係していること、気温によって排出傾向が異なり、気温が上昇する夏季に環境濃度が上昇する季節変化を示すことなどが把握できた。

#### 謝辞

この調査は、埼玉県環境部大気環境課が予算化している「有害大気汚染物質等モニタリング調査事業」の実施に際して、多成分分析法を採用していることを利用して、まとめたものである。大気環境課の担当者の皆様には、計画の立案や試料採取に当たり、多大なるご理解とご協力を頂いた。深く感謝申し上げます。

#### 文献

- 1) 環境省水・大気環境局大気環境課(2011)有害大気汚染物質測定方法マニュアル。
- 2) 新エネルギー産業技術総合開発機構, 産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター(2005)詳細リスク評価書*p*-ジクロロベンゼン, 丸善, I-10。
- 3) 埼玉県総務部統計課(2006)埼玉県推計人口, <https://www.pref.saitama.lg.jp/a0206/03suikei/geppou01.html>。
- 4) 環境省環境保健部環境安全課(2015)届出外排出量推計結果, <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH25/suikei.html>など各年度版。

[資料]

# 廃棄物焼却炉から排出される揮発性有機化合物の挙動

竹内庸夫

## 1 はじめに

1996年の大気汚染防止法の改正以来、有害大気汚染物質としての揮発性有機化合物の大気中濃度調査が各地で実施されており、環境中の濃度に関する知見が蓄積されている。揮発性有機化合物による大気汚染を検討する場合、環境濃度だけでなく、発生源に関する情報は重要である。しかし、固定発生源に関しては、揮発性有機化合物の中でベンゼン、トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンだけが、大気汚染防止法で指定物質に定められ、指定物質排出施設に定められた発生源を対象とした対策が行われている。また、2004年の法改正により、光化学オキシダント対策として、その原因物質である揮発性有機化合物の発生源に対する取組が行われているが、これは包括的なものであり、個々の物質に関する情報は得られない。したがって、揮発性有機化合物の排出実態については、未だ十分把握されていない状況であるが、特に光化学オキシダントの複雑な生成を考える場合など、揮発性有機化合物の排出状況の情報が求められている<sup>1)</sup>。

一方、廃棄物焼却炉は大気汚染防止法で定める指定物質排出施設ではないが、燃焼物や燃焼条件が多様であるために多種類の化学物質を排出している<sup>2,3)</sup>。今回、大気汚染防止法で定める優先取組物質<sup>4)</sup>を中心とした揮発性有機化合物について、廃棄物焼却炉からの排出量及び排出挙動を

明らかにするため、運転条件を変化させた調査を実施したので、その結果を報告する。

## 2 方法

### 2.1 調査施設及び運転条件

調査は、県内の一般廃棄物焼却炉を対象として実施した。施設の概要を表1に、排ガスの流れを図1に示す。

調査施設は、月曜日から土曜日までの6日間の連続運転を行っている。ここでは、運転条件を変化させて、それぞれ1週間のRUN1からRUN3までの3週間にわたって調査を実施し、立ち上げ時、安定時、立ち下げ時及び停止後の自然通風時に測定を行った。設定した運転条件を表2に示す。このうち、RUN1がこの施設の通常の運転条件であり、RUN2とRUN3は各運転条件を通常運転とは異なる設定にしたものである。ここで、RUN2の立ち上げ時は、600℃まで先行昇温す

表1 調査施設の概要

種類	全連続式ストーカ炉
規模	約3t/h
排ガス処理装置	消石灰噴霧装置 電気集じん機

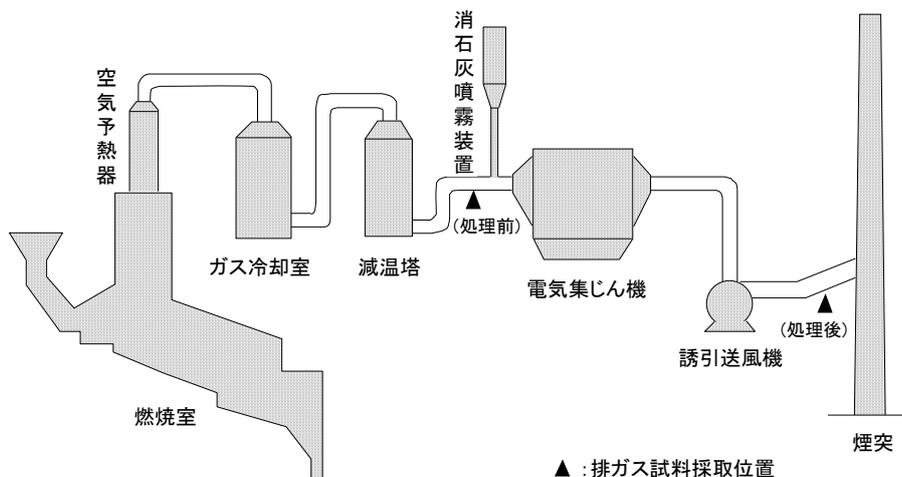


図1 調査施設の排ガスの流れ

表2 調査時の運転条件

操業状態	立ち上げ	安定	立ち下げ	停止
測定日	月曜日	金曜日	土曜日	土曜日
操作項目	ごみ着火時の 燃焼室温度	ごみ投入量	助燃バーナー の使用状況	操作項目なし
RUN1	370℃に昇温後 ごみ着火	定格の8割 (2.61 t/h)	燃え切りまで 使用	
RUN2	420℃に昇温後 ごみ着火	定格の6割 (1.90 t/h)	使用なし	
RUN3	事前昇温なし	定格量 (3.21 t/h)	途中停止 { 第1ストーカ上 燃え切りまで }	

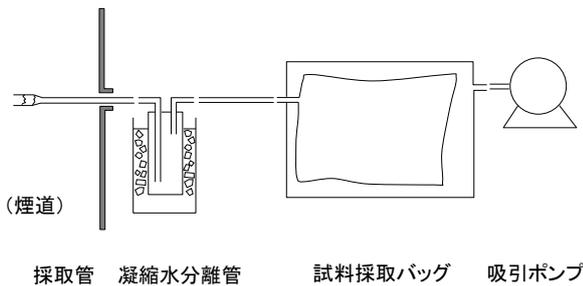


図2 試料採取方法

ることを目標としたが、実際には420℃時点でごみに自然着火したため、RUN1の条件とほぼ同等となった。また、安定時の燃焼室温度は850℃から950℃の間に保ち、そのために温度低下時は助燃バーナーを使用し、温度上昇時は冷却用空気注入及び水噴霧を行って調整した。

## 2.2 測定方法

消石灰噴霧前(以下、処理前と称す。)及び電気集じん機後(以下、処理後と称す。)の2カ所の煙道排ガス測定口にガラス製ガス採取管を挿入し、氷冷した凝縮水分離管を通してフッ化ビニル製バッグに試料ガスを採取した(図2)。採取時間は約10分間とし、同一操業状態の間に処理前-処理後-処理前-処理後と測定位置を移して2回ずつ計4回採取した。

採取した試料ガスは、Tekmar社製AUTOCANを使用して濃縮した後、GC/MS(HP6890/JEOL-AMII)で分析した。高濃度が見込まれる試料については、適宜ガラス製真空ビン中に窒素ガスで希釈して分析した。凝縮水については、二硫化炭素で抽出した後、GC/MSで分析した。

分析対象物質は、ベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、キシレン( $\sigma$ 、 $m$ 、 $p$ -各異性体の合計)、スチレン、1,3-ブタジエン、アクリロニトリル、ジクロロメタン、クロロホルム、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンとした。

そのほか、JIS Z 8808に規定された方法により排ガス基礎測定を行い、ジルコニア式連続測定器により酸素濃度を、赤

外線吸収式連続測定器により一酸化炭素濃度を測定した。また、燃焼室温度及び電気集じん機入口温度を、施設に設置された記録計から入手した。

## 3 結果及び考察

### 3.1 排出濃度

処理前、処理後の採取位置別に平均した測定値(標準状態換算の実測値)を表3に示す。ここで、凝縮水中の濃度はいずれも試料ガス中に比べて十分低かったので、試料ガス中の濃度を測定値とした。

立ち上げ時、立ち下げ時及び停止時に、ベンゼン、トルエン、エチルベンゼン、キシレンなどで高濃度の排出が認められた。

排ガス処理装置の前後の測定は同時採取ではないため、同一日の測定でも特に立ち上げ及び立ち下げ時などでは採取時間帯の違いによると思われる濃度変動が強く表れていた。そのため、処理前後の濃度差について詳細に評価することは難しいが、比較的濃度が安定していると考えられる安定時の結果について考えてみる。酸素濃度から計算すると、停止時以外は処理前後の測定位置の間で漏れ込み空気が約33%(30~41%)あることが見込まれる。そのことを考慮して処理前後の濃度を酸素12%換算し、濃度の増減比(処理後/処理前)を求めた。結果を図3に示す。処理前後の濃度を比較してみると、テトラクロロエチレンのRUN1~RUN3とエチルベンゼン、キシレン、1,3-ブタジエンのRUN3で処理後の濃度が低くなっているほかは、処理装置による濃度低下は見られなかった。逆に、トルエン、エチルベンゼン、キシレン、トリクロロエチレンでは、処理後の濃度が上昇する現象が数回認められた。ここで、調査施設から最も近い環境濃度調査地点である加須市(旧・騎西町)で実施している一般環境濃度調査の過去1年間の結果を図4に示す。今回、調査施設の周囲で環境濃度の同時測定を行っていないが、処理後に濃度上昇を示す物質は、ほぼ図4に示す一般環境と同程度以下の濃度である(図3に★印を付加)ことから、ここで見られる

表3 排ガス中の揮発性有機化合物濃度

操業状態 測定位置	濃度 単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (酸素以外)								
	立ち上げ		安定		立ち下げ		停止		
	処理前	処理後	処理前	処理後	処理前	処理後	処理前	処理後	
ベンゼン	RUN1	27	19	5.3	5.1	3.0	3.2		
	RUN2	87	29	3.7	4.6	1900	1600	(3500)	(3000)
	RUN3	1800	1700	18	14	2100	(15)	980	1200
トルエン	RUN1	16	23	12	27	14	31		
	RUN2	52	33	21	48	1900	1400	(2900)	(2300)
	RUN3	2700	1800	65	66	1800	(86)	3000	2700
エチルベンゼン	RUN1	5.3	3.8	3.2	4.2	5.5	5.4		
	RUN2	12	8.2	1.1	1.3	590	400	(1000)	(660)
	RUN3	850	520	10	3.4	380	(2.0)	760	640
キシレン	RUN1	6.4	5.9	3.6	5.0	6.1	6.6		
	RUN2	14	11	1.6	1.8	360	240	(620)	(410)
	RUN3	320	89	14	4.2	710	(3.3)	110	340
スチレン	RUN1	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09		
	RUN2	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09	280	440	(1100)	(740)
	RUN3	37	5.1	0.21	0.21	49	(<0.09)	240	350
1,3-ブタジエン	RUN1	0.03	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02		
	RUN2	0.03	<0.02	<0.02	<0.02	260	230	(340)	(210)
	RUN3	1.6	0.04	0.19	0.03	33	(0.02)	190	160
アクリロニトリル	RUN1	25	2.7	0.11	0.13	0.13	0.13		
	RUN2	150	20	0.11	0.09	190	170	(310)	(230)
	RUN3	650	570	3.7	3.9	270	(1.9)	46	97
シクロメタン	RUN1	14	4.7	4.5	5.7	8.9	9.5		
	RUN2	10	8.1	46	56	53	51	(30)	(72)
	RUN3	41	41	46	34	76	(61)	91	120
クロロホルム	RUN1	30	24	5.6	4.6	8.0	5.0		
	RUN2	34	25	5.1	3.7	24	23	(59)	(36)
	RUN3	38	43	5.6	4.6	31	(3.7)	39	30
トリクロロエチレン	RUN1	0.82	0.73	0.79	1.2	0.65	0.85		
	RUN2	2.9	2.3	0.47	0.65	3.0	1.9	(1.4)	(0.82)
	RUN3	1.3	1.5	1.0	1.3	2.8	(1.9)	1.4	<0.30
テトラクロロエチレン	RUN1	2.0	1.6	20	0.81	5.7	14		
	RUN2	7.5	3.9	8.4	0.78	5.1	3.6	(7.4)	(4.8)
	RUN3	3.3	5.2	2.1	0.93	3.4	(1.3)	1.8	1.4
酸素 (%)	RUN1	11.0	13.6	9.8	13.0	12.6	14.8	20.7	20.8
	RUN2	10.5	12.9	11.8	13.9	14.9	16.3	20.7	20.9
	RUN3	14.5	16.0	8.6	12.2	14.2	15.8	20.7	20.7

注) 酸素換算なし、RUN1の停止時は欠測、( )内は1回の測定値

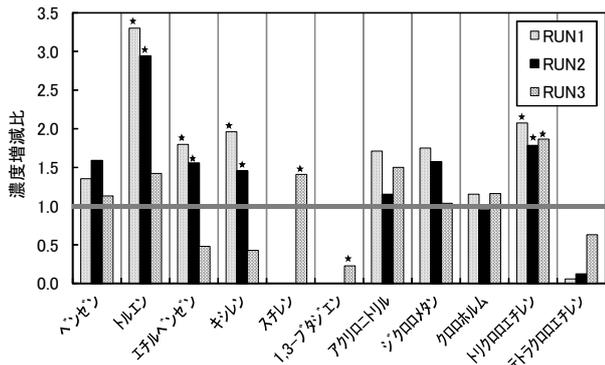


図3 安定時における処理前後の濃度増減比

※ 酸素12%換算濃度  
 ※ ★印は処理前濃度が一般環境濃度の平均値 (図4) 以下の場合

濃度上昇は処理装置における漏れ込み空気起因しているものと考えられる。すなわち、燃焼空気に含まれる一般環境濃度レベルの物質が焼却炉によって燃焼分解されて濃度低下し、その後の漏れ込み空気によって濃度上昇していることが推定される。このように、焼却炉であっても、安定時には一

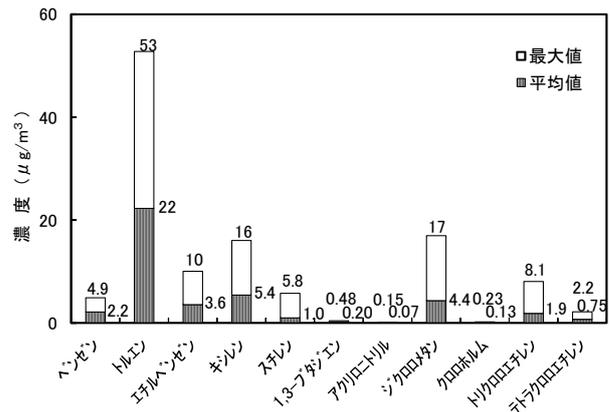


図4 加須市(旧騎西町)における一般環境濃度

般環境濃度より低濃度の排出となる物質があることが分かる。したがって、燃焼分解されることや、排ガス処理装置前の漏れ込み空気や燃焼室冷却用空気に伴って外気から煙道内に入る物質もあることを考慮すると、一般環境濃度からの上乗せ分の濃度が焼却炉から発生しているとみなすことができる。

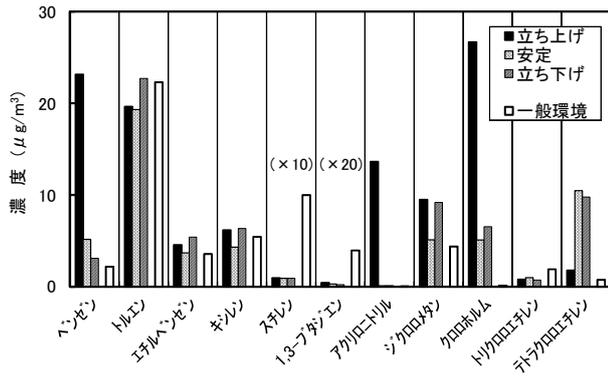


図5 通常運転時(RUN1)の濃度  
(酸素換算なし)

ここでは、ほとんどの物質は処理前後の測定値に、漏れ込み空気以外に起因する有意な差はないと判断し、以後は、処理前後の測定濃度の平均値を用いて排出濃度の評価を行った。

この施設の通常の運転条件であるRUN1での濃度変化を図5に示す。ベンゼン、アクリロニトリル、クロロホルム及びテトラクロロエチレン以外の物質は、操業状態別の濃度変化が小さく、一般環境濃度とほぼ同等又はそれ以下であることから、通常の運転条件では操業状態に関わらず、焼却炉からの発生はほとんどないと考えられる。ベンゼン、アクリロニトリル及びクロロホルムは通常の運転条件でも立ち上げ時に低濃度ながら発生が認められる。また、ベンゼンとアクリロニトリルは立ち上げ時以外は一般環境濃度と同等であり、これらの発生はほとんどないが、クロロホルムとテトラクロロエチレンは操業状態によらず濃度が高めに推移していた。

次に操業状態別に運転条件による排出濃度の変化を図6に示す。これらの中では、ベンゼンとトルエンが特に高濃度となる事例がみられた。図5と表3を見ると、クロロホルム、トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンは、立ち下げ時にやや変化が見られるものの、ほかの物質に比べ、運転条件による濃度差が小さかった。花井ら<sup>5)</sup>及び高須賀ら<sup>6)</sup>は、これらの低級塩素化合物の大部分は焼却炉内の燃焼過程ではなく、電気集じん機内で飛灰から生成されていると報告し、その生成量に影響を与えているのは、放電量、塩化水素濃度及び温度等であって、300℃以上の高温では急激に生成量が増大すると指摘している。今回の結果でもこれらの塩素化合物濃度が燃焼条件の影響をあまり受けていないことは同様であったが、電気集じん機での濃度上昇は認められなかった。これは、電気集じん機入口温度を常時220℃以下の比較的低温に管理していたためと考えられる。この施設ではプラスチックごみの分別を推進し、ビニル、合成樹脂、ゴム、皮革類の組成が6%<sup>7)</sup>(埼玉県内平均18.7%)と低くなっている。その影響もあって、これらの塩素化合物はいずれの運転条件の場合でも低濃度であり、この焼却炉からの排出は極めて少ないと考えられる。

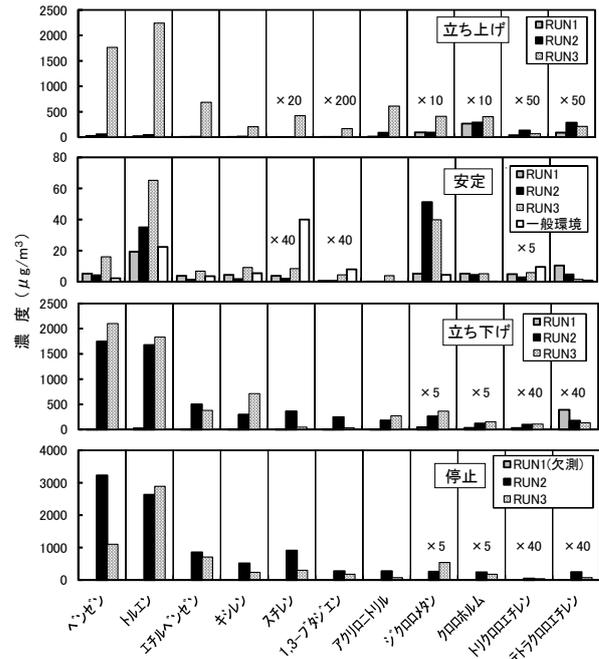


図6 運転条件別濃度変化  
(酸素換算なし)

立ち上げ時は、RUN1とRUN2の条件の差が小さかったため、あまり大きな違いが見られなかったが、ごみ投入後に着火昇温したRUN3では塩素化合物以外の物質で濃度がほぼ数十倍に上昇した。ごみ投入量を変化させた安定時は、投入量を増加させると排出濃度も上昇する傾向を示す物質が多い。しかし、ほとんどの物質が環境濃度と同程度であることから、安定時には定格量までなら燃焼室負荷が変化してもこれらの物質の排出は少ないと考えられる。立ち下げ時では、全時間助燃バーナーを使用したときは、環境濃度と同程度であるが、それ以外の条件では、ほとんどの物質の濃度が数十倍から数百倍に上昇した。助燃バーナーの使用時間による効果の違いは物質によって様々であり、燃え切りまでの使用の有無で濃度が大きく変化することが分かった。RUN2及びRUN3の停止時では、立ち下げ時と同様に高濃度となった。

### 3.2 排出係数

揮発性有機化合物の排出量及び測定時のごみ投入量から計算したごみ1トン当たりの排出係数を表4に示す。排出量の計算には、排ガス濃度と環境濃度の平均値(図4)との差を用い、排ガス濃度が環境濃度の最大値以下の場合、排出しないものとした。

これらの物質は安定時にはほとんど排出されないが、立ち上げ時及び立ち下げ時には多くの物質が排出され、その排出量は助燃バーナーの使用による燃焼室温度の高さに強く影響されていることが分かる。したがって、立ち上げ及び立ち

表4 揮発性有機化合物の排出係数

操業状態	排出係数(g/t-ごみ)			
	立ち上げ	安定	立ち下げ	
ベンゼン	RUN1	0.05	—	—
	RUN2	0.12	—	11
	RUN3	6.2	0.05	12
トルエン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	—	11
	RUN3	7.8	0.17	11
エチルベンゼン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	—	3.2
	RUN3	2.4	—	2.2
キシレン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	—	1.9
	RUN3	0.70	—	4.2
スチレン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	—	2.3
	RUN3	0.07	—	0.28
1,3-ブタジエン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	—	1.6
	RUN3	0.002	—	0.19
アクリロニトリル	RUN1	0.03	—	—
	RUN2	0.18	—	1.2
	RUN3	2.1	0.01	1.6
ジクロロメタン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	0.26	0.31
	RUN3	0.13	0.14	0.41
クロロホルム	RUN1	0.07	0.02	0.03
	RUN2	0.06	0.02	0.15
	RUN3	0.14	0.02	0.18
トリクロロエチレン	RUN1	—	—	—
	RUN2	—	—	—
	RUN3	—	—	—
テトラクロロエチレン	RUN1	—	0.04	0.05
	RUN2	0.01	0.02	0.02
	RUN3	0.01	—	0.02

—: 排ガス濃度が一般環境濃度の最大値以下の場合

下げの操作頻度が多いバッチ炉は連続炉に比べて排出係数が大きくなると考えられる。また、小型焼却炉では助燃バーナーの設置率が低い<sup>8)</sup>ことからRUN1のような温度管理は期待できず、更に排出係数が大きくなることが推測される。

### 3.3 揮発性有機化合物濃度と一酸化炭素濃度及び燃焼室温度との関係

揮発性有機化合物濃度と、不完全燃焼の指標として一般的に使われる一酸化炭素濃度との関係を図7に示す。ここでは揮発性有機化合物濃度及び一酸化炭素濃度は処理前における酸素12%換算値を用いた。

一酸化炭素濃度が1,000ppm程度まではいずれの物質も低濃度であり、それを超えると高濃度が頻繁に現れていた。スチレン以外の物質は一酸化炭素濃度との相関が比較的強く(相関係数0.62以上)、ベンゼン、キシレン及びアクリロニトリルは特に強かった(相関係数0.88以上)。これらは不完全燃焼によって発生する傾向が強いと考えられる。今回の結果では、スチレンは一酸化炭素濃度との相関が弱かった。これは不完全燃焼の影響ばかりでなく、焼却物の種類等の影響も強く受けているものと考えられる。

同様に、揮発性有機化合物の処理前における酸素12%換算値と燃焼室温度との関係を図8に示す。排出された揮発性有機化合物は、400℃から600℃の温度域でいずれも高濃度となり、800℃以上での濃度は非常に低くなっていた。一酸化炭素濃度との相関が弱い物質でも高温では発生量

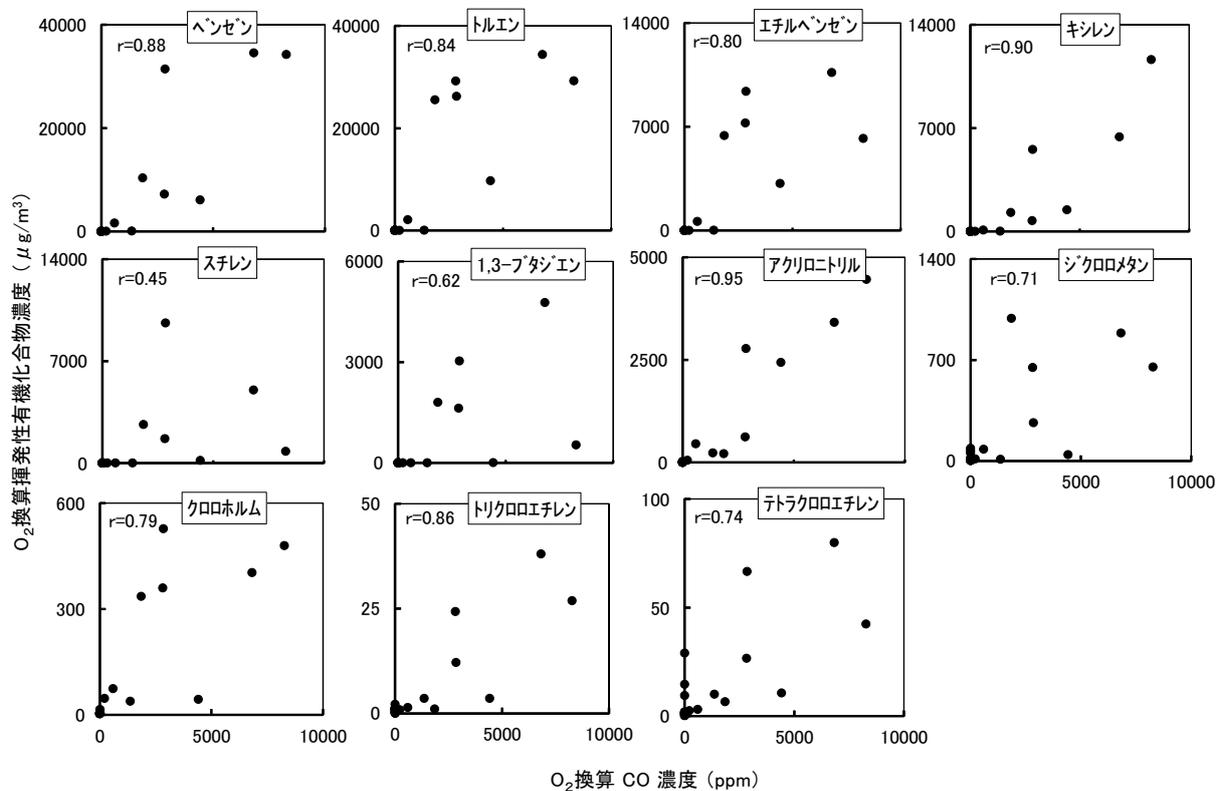


図7 一酸化炭素濃度と揮発性有機化合物濃度の関係

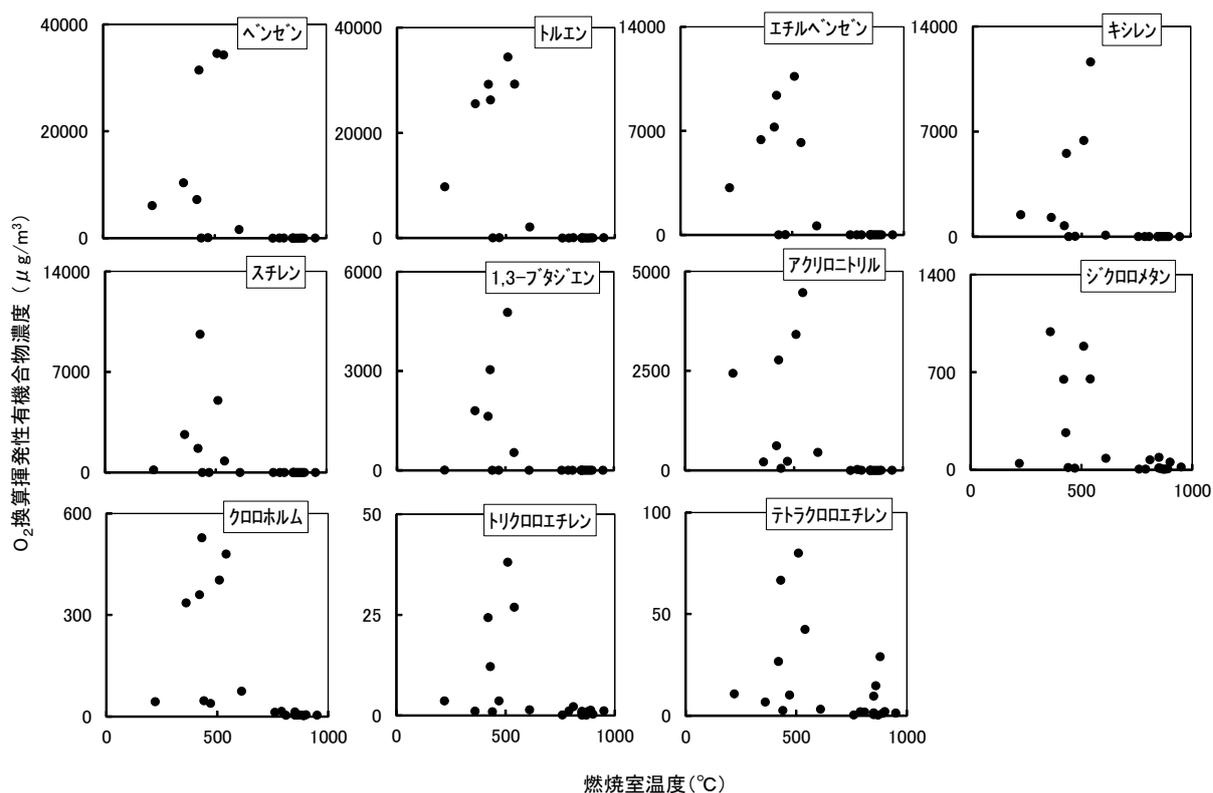


図8 燃焼室温度と揮発性有機化合物濃度の関係

が少ないことが分かる。立ち上げ時における高温到達直後においても、すべての物質が安定時と同様に低濃度となっており、速やかな温度上昇が排出抑制に効果的であると考えられる。

#### 4 おわりに

連続式一般廃棄物焼却炉を対象として運転条件を変化させて揮発性有機化合物を測定したところ、ベンゼン、トルエン、キシレン等、多くの物質の排出が認められた。低級有機塩素化合物は運転条件による影響は比較的小さく、低濃度であった。低級有機塩素化合物以外の物質では炉の立ち上げ、立ち下げ時に排出されやすい傾向が見られたが、燃焼室温度が800℃以上では非常に低い濃度になっていた。燃焼室温度が高温に保たれているときは、定格量までの負荷の増加による影響は認められなかった。立ち上げ、立ち下げ時においても助燃バーナーを適切に使用して不完全燃焼を抑えれば、これら揮発性有機化合物の排出抑制が十分期待できるが、不完全燃焼が起きやすい条件では、多種類の物質が排出されていた。このうち、特にベンゼン及びトルエンの排出量が多かった。バッチ炉等を使用した立ち上げ、立ち下げの時間が相対的に長い操業では、これらの物質が多く排出していると考えられる。ベンゼンは、高濃度で排出されているときでも大気汚染防止法の指定物質排出施設について

定められた抑制基準値の数十分の一程度であったが、廃棄物焼却炉の施設数の多さを考えると環境に対する影響も無視できないと考えられる。

なお、この調査は1999年に実施したものである。現在の廃棄物焼却炉に設置される集じん装置はほとんどバグフィルタであるが、当時は電気集じん機が主流であった。調査施設も集じん装置を電気集じん機からバグフィルタに変えて、現在(2014年)も稼働している。このように調査時期が古く、状況も現在とは異なるが、得られた結果は揮発性有機化合物の排出状況の把握に役立つと考えられる。大気汚染物質発生源については、施設種類や稼働状況の異なる数多くのデータが情報として有用であるので、資料として報告するものである。

#### 謝辞

本調査の遂行に当たり、元埼玉県公害センターの植野裕氏と唐牛聖文氏には、調査計画の立案や試料採取などで多大なる御協力を頂いた。感謝申し上げます。また、この調査に対して、御協力を頂いた対象施設の職員の皆様に感謝します。

#### 文献

- 1) 光化学オキシダント調査検討会(2012)光化学オキシダント調査

検討会報告書—今後の対策を見すえた調査研究のあり方について—(平成24年3月), 161.

- 2) 資源環境技術総合研究所(1997)産業廃棄物焼却における有害物質生成抑制技術に関する研究, 環境保全研究成果ダイジェスト集, 平成8年度, 環境庁企画調整局環境研究技術課, 50-53.
- 3) 渡辺征夫ら(1989)廃棄物焼却炉・煙道中の低級炭化水素, 第30回大気汚染学会講演要旨集, 387.
- 4) 中央環境審議会大気環境部会健康リスク総合専門委員会(2010)有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質リスト及び優先取組物質の見直し並びに有害大気汚染物質のリスクの程度に応じた対策のあり方について, 14.
- 5) 花井義道ら(1986)ごみ焼却施設における塩素化合物の生成過程に関する調査研究, 横浜国大環境研紀要, 13, 37-49.
- 6) 高須賀玄太郎ら(1987)都市ごみ焼却施設の塩素化合物抑制技術, 第28回大気汚染学会講演要旨集, 476.
- 7) 埼玉県環境防災部廃棄物政策課(2000)一般廃棄物処理事業の概況(平成10年度), 10-11.
- 8) 中浦久雄(1999)東京都における小型焼却炉のダイオキシン類排出抑制対策, 環境と測定技術, 26(7), 85-90.

[資料]

## 埼玉県内の一般廃棄物焼却施設におけるごみ発電による 温室効果ガス排出削減効果

倉田 泰人

### 1 はじめに

地球温暖化が徐々に進行している現在、CO<sub>2</sub>を始めとする温室効果ガスの排出削減は、喫緊の課題として世界中で取り組まれている。東日本大震災の影響により、原子力発電が事実上運用停止された。そのため、原子力の代替として化石燃料の使用量が増加したこともあり、日本における温室効果ガス排出量は減少していない。京都議定書における基準年である1990年度(平成2年度)における温室効果ガス排出量に対して、2013年度(平成25年度)では10.8%増加している状況にある<sup>1)</sup>。

平成20年3月25日に閣議決定された循環型社会形成推進基本計画では、廃棄に伴う環境への負荷を最小にする循環型社会を形成することにより、地球温暖化問題に対応した低炭素社会の構築を目指すことが謳われている<sup>2)</sup>。これにより、廃棄物分野での温室効果ガス排出削減の必要性が示された。今後、日本国内における温室効果ガスの排出量を削減するための実効性のある取組を進めていくことが求められている。

しかしながら、廃棄物部門における温室効果ガスの排出量は減少しておらず、日本の同部門におけるCO<sub>2</sub>排出量は、1990年度の22.4百万トン-CO<sub>2</sub>に対して、2013年度では28.1百万トン-CO<sub>2</sub>となり、排出量は25.4%増加した<sup>1)</sup>。

廃棄物の焼却処理により発生する熱エネルギーは非常に多いが、焼却技術の進歩により、余熱利用の一つであるごみ発電の発電効率が徐々に上昇しているため、利用可能なエネルギーの回収量は増加が見込まれる。そして国は、高効率ごみ発電施設の整備に対して補助金を交付する取組を行ってきた。

これら背景の下、本研究では、埼玉県における一般廃棄物焼却施設を対象に、以下の3項目について明らかにすることを目的にした。

(1)焼却施設からの温室効果ガス排出量とごみ発電により回収した電気エネルギー量に基づく温室効果ガス排出削減量を差し引いた実質的な温室効果ガス排出量

(2)より高効率なごみ発電施設が整備された場合の実質的な温室効果ガス排出量

(3)埼玉県のごみの広域化処理と焼却施設の統廃合を推進し、高効率ごみ発電の整備を進めた場合の温室効果ガス排出回避(削減)量

### 2 研究方法

#### 2.1 研究対象の焼却施設と使用した廃棄物処理データ

平成19～21年度に稼働していた、埼玉県内の45か所の一般廃棄物焼却施設を対象に、温室効果ガスの排出やごみ発電による温室効果ガス排出回避に関する評価を行った。

研究に使用したデータは、処理団体から埼玉県に報告された一般廃棄物処理の実績データとし、焼却施設毎の年間ごみ焼却量<sup>3-5)</sup>、ごみ組成分析結果<sup>3-5)</sup>、水分データ<sup>3-5)</sup>、ごみ発電施設における発電実績<sup>3-5)</sup>、焼却施設を稼働するのに使用した電力及び燃料の使用量データ<sup>6)</sup>とした。

#### 2.2 焼却施設からの温室効果ガス排出量の算出

本研究では、焼却施設からの温室効果ガス排出量を以下の3つを起源として算出した。

(1)廃棄物焼却起源(廃棄物自体の焼却に伴う排出):

焼却ごみ中のビニール、合成樹脂、ゴム、皮革類に含まれる炭素の焼却によるCO<sub>2</sub>への変換及び廃棄物焼却によるCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの発生

(2)電力起源(電力使用に伴う排出):

焼却施設の稼働に必要な電力の使用に伴うCO<sub>2</sub>の排出

(3)燃料起源(燃料使用に伴う排出):

焼却施設の稼働に必要な燃料の使用に伴うCO<sub>2</sub>の排出

廃棄物の焼却に伴うCO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの排出量は、環境省が作成した「地球温暖化対策地方公共団体実行計画(区域施策編)策定マニュアル<sup>7)</sup>」にしたがって算出した。排出量を算出するに当たり、焼却ごみ量、ごみ組成分析結果の内の「ビニール、合成樹脂、ゴム、皮革類」の割合(以下、「合成樹脂類組成割合」)、水分データ及び焼却施設の運転方式

に対する温室効果ガス排出係数<sup>7)</sup>を用い、(1)～(3)式により求めた。また、電力使用及び燃料使用に伴う排出量は、電力あるいは燃料の使用量、燃料の発熱量<sup>7)</sup>及び排出係数<sup>7-10)</sup>を基に(4)～(5)式により求めた<sup>7)</sup>。

$$\text{CO}_2\text{排出量(トン-CO}_2\text{)} = \text{焼却ごみ量(トン)} \times (1 - \text{焼却ごみの水分}\% / 100) \times \text{合成樹脂類組成割合}\% \times \text{排出係数(トン-CO}_2\text{/トン)} \quad (1)$$

$$\text{CH}_4\text{排出量(トン-CH}_4\text{)} = \text{焼却ごみ量(トン)} \times \text{排出係数(トン-CH}_4\text{/トン)} \quad (2)$$

$$\text{N}_2\text{O排出量(トン-N}_2\text{O)} = \text{焼却ごみ量(トン)} \times \text{排出係数(トン-N}_2\text{O/トン)} \quad (3)$$

$$\text{CO}_2\text{排出量(トン-CO}_2\text{)} = \text{使用電力量(kWh)} \times \text{排出係数(トン-CO}_2\text{/kWh)} \quad (4)$$

$$\text{CO}_2\text{排出量(トン-CO}_2\text{)} = \text{燃料使用量(kl)} \times \text{単位使用量当たりの発熱量(GJ/kl)} \times \text{単位発熱量当たりの炭素排出量(t-C/GJ)} \times 44/12 \quad (5)$$

各焼却施設とも複数種の燃料が使用されていたが、燃料種毎の発熱量と排出係数から温室効果ガスの排出量を算出し、合計したものを燃料使用に伴う排出量とした。さらに、焼却施設からの温室効果ガス総排出量は、3つの排出起源からの排出量を合算して求めた。

### 2.3 ごみ発電に関するデータ

平成19～21年度に稼働していた焼却施設のうち、ごみ発電施設を附設していた焼却施設は11であった。それら発電施設の発電能力、総発電量、発電効率は、処理団体から埼玉県に報告された一般廃棄物処理の実績データ<sup>3-5)</sup>を使用した。

## 3 埼玉県内の一般廃棄物焼却施設におけるごみ焼却の状況と温室効果ガスの排出量

### 3.1 ごみの焼却量と合成樹脂類組成割合の推移

埼玉県内で発生した一般廃棄物の年間焼却量及び合成樹脂類組成割合の推移を図1、図2に示す。

平成15年度をピークにごみ焼却量は減少しているが、一般廃棄物の排出量が減少していることがその理由である。

他方、図2に示す合成樹脂類組成割合の推移は関係式(6)で近似でき( $r=0.955$ )、1年間に平均して0.215%ずつ合成樹脂類組成割合が高まっている。そのため、単位廃棄物重量当たりのごみ焼却に伴う温室効果ガスの排出量は年々増加する傾向にある。

また、合成樹脂類の発熱量は比較的大きく、単位廃棄物重量当たりの発熱量が大きくなるため、焼却により発生する総発熱量は、焼却ごみ量の増減に単純に比例するわけではない。

$$\text{合成樹脂類焼却割合}(y) = 8.13 + 0.215 \times \text{平成年度}(x) \quad (6)$$

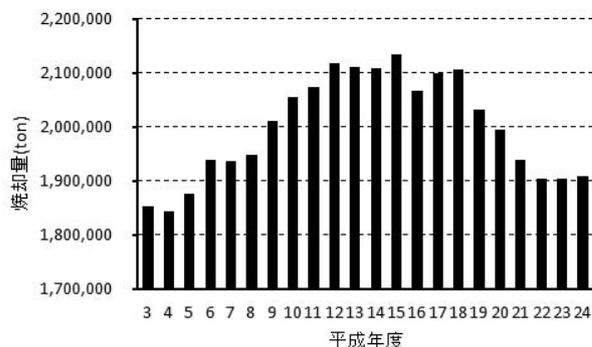


図1 埼玉県内一般廃棄物の焼却量推移

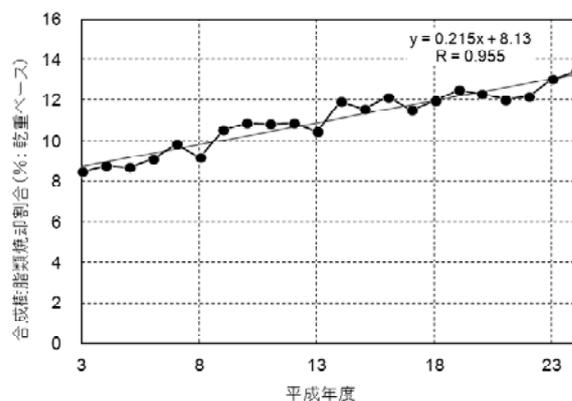


図2 一般廃棄物の合成樹脂類組成割合の推移

### 3.2 一般焼却施設からの温室効果ガス排出量

2.2節に示した3つの排出起源からの温室効果ガス総排出量は、埼玉県内の一般廃棄物焼却施設から883,612トン-CO<sub>2</sub>換算/年(平成19年度)、851,139トン-CO<sub>2</sub>換算/年(平成20年度)、802,913トン-CO<sub>2</sub>換算/年(平成21年度)と推算された。なお、平成19～21年度における県内の一般廃棄物焼却施設における各排出起源からの平均寄与率は、廃棄物焼却起源、電力起源、燃料起源について、それぞれ81%、17%、2%であった<sup>11)</sup>。

### 3.3 ごみ発電施設における発電量

埼玉県内のごみ発電施設の総発電能力の推移を図3に示す。ごみ発電施設能力に対する稼働率は、平成12年度から平成24年度の間56%から71%の間で推移していたが、近年では60%前後で推移している。ごみ発電に供される廃棄物の割合は、平成12年度では42.1%であったのに対し、平成24年度では54.8%まで上昇している。残りの45.2%は発電されない焼却処理が行われていたことになる。

ここで、発電された電力の全量を東京電力(株)が発電したものと仮定する。年度毎の発電量にその年度における東京電力(株)の電力排出係数を乗じることにより実質的に排出回

避された温室効果ガス量を算出することができる。これにより、平成24年度では200,187トン-CO<sub>2</sub>の温室効果ガスが排出回避されたものと推定された。この排出回避量は、埼玉県内の一般廃棄物焼却施設からの総排出量と比較して決して少なくはなく、ごみ発電が有効な温室効果ガス排出削減対策になりうるものと考えられた。

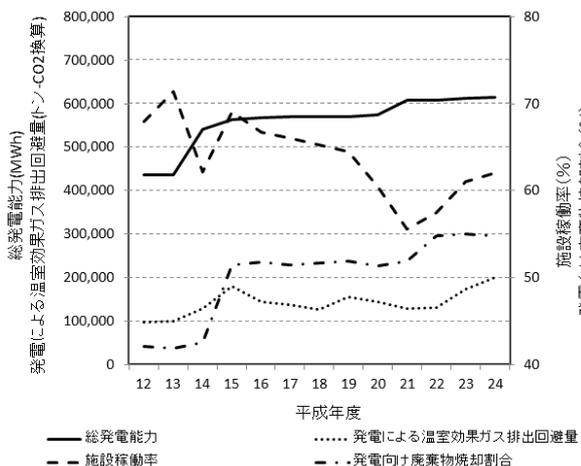


図3 発電施設の稼働状況と発電による温室効果ガスの排出回避量の推移

埼玉県におけるごみ発電の課題としては、図3に示すように、県内で発生した一般廃棄物の焼却量の内、ごみ発電に供した焼却ごみ量が50%強であることである。残りの焼却ごみは単に焼却しただけであることから、電気エネルギーとしての回収余地はまだあると考えられた。また、ごみ発電施設が設置されていない焼却施設の能力規模は、年間焼却処理量で概ね5万トン以下である。このことから、施設の統合が将来行われ、1焼却施設当たりの処理能力が大きくなれば、ごみ発電施設が導入される可能性が高まる。

近年に導入されたごみ発電施設の発電効率は高まっていることから、今後、高効率発電施設が導入されることにより、ごみ焼却による発電量はさらに高まると期待される。

#### 4 高効率発電の導入による実質的な温室効果ガス排出抑制効果の評価

##### 4.1 発電効率と温室効果ガス排出回避原単位の関係

ごみ発電施設の発電効率を高めることが温室効果ガス排出回避量に対してどの程度の効果を与えるかを評価した。

ごみ発電による温室効果ガス排出回避量(トン-CO<sub>2</sub>換算)は、その年度における発電量と東京電力の電力排出係数<sup>8-10)</sup>を用いて計算することができるとすれば、廃棄物1トン当たりの焼却における発電による温室効果ガス排出回避原単位(トン-CO<sub>2</sub>換算/廃棄物1トン)を算出することができる。埼玉県内の一般廃棄物焼却施設において、この排出回避原

単位と発電効率の間には、図4に示す負の相関関係が見いだされ( $r=0.782$ )、関係式(8)で表すことができた。

この関係式から、発電効率を1%高めることにより、焼却廃棄物1トン当たり0.01トン-CO<sub>2</sub>換算の温室効果ガスの排出を削減することが可能であると考えられた。

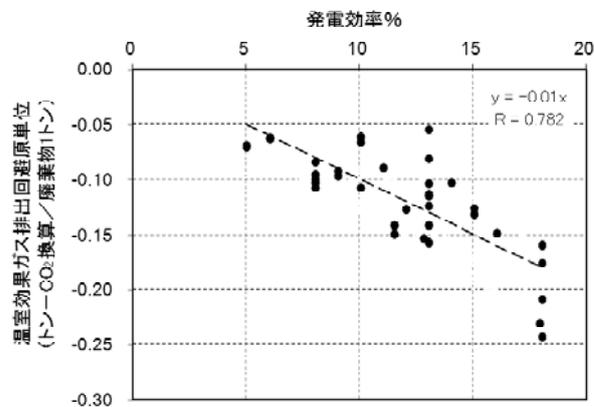


図4 ごみ発電における発電効率と単位焼却量当たりの温室効果ガス排出回避原単位の関係(平成19~21年度実績)

$$\text{温室効果ガス排出回避原単位}(y) = -0.01 \times \text{発電効率}(x) \quad (8)$$

##### 4.2 温室効果ガス排出原単位のごみ発電による低減

焼却施設の稼働により排出される温室効果ガスは、2.2節に示した廃棄物焼却起源、電力起源、燃料起源の3つである。先行研究によれば<sup>11)</sup>、焼却廃棄物中の合成樹脂類の組成割合と廃棄物1トンを焼却する際に発生する温室効果ガスの3つの排出起源毎に対する温室効果ガス排出原単位の合計の間には正の強い相関関係( $r=0.964$ )が認められている。

この排出原単位には、ごみ発電により排出回避される温室効果ガスの量を含めていないことから、この排出回避原単位を差し引いた実質的な温室効果ガス排出原単位を算出することが、ごみ発電の温室効果ガス排出削減効果を評価する上で重要となる。

図5に、焼却廃棄物中の合成樹脂類組成割合に対するごみ発電を考慮した実質的な排出原単位との関係を示す。黒丸はごみ発電を行っていない焼却施設における排出原単位であり、(9)式の関係がある<sup>11)</sup>。(注:(9)式は、平成19年度~21年度の3年間のデータに基づく埼玉県内の一般廃棄物焼却施設に適用できる関係式である。図5は平成20年度のみデータを示しているため、厳密には同じではないが、図5における黒丸の相関式とほぼ同じとみて差し支えない。)

$$\text{排出原単位}(y) = 0.0264 \times \text{焼却ごみの合成樹脂類組成割合}(x) + 0.109 \quad (9)$$

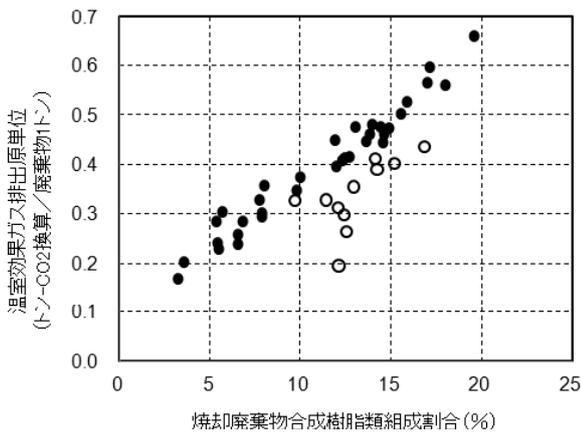


図5 焼却ごみの合成樹脂類組成割合と温室効果ガス排出原単位の関係(平成20年度実績)

- ごみ発電施設を設置していない焼却施設
- ごみ発電施設を設置している焼却施設

これに対し、ごみ発電を行うことによる温室効果ガス排出回避量を考慮した排出原単位を白丸で示した。各ごみ発電施設の発電効率の違いにより排出原単位の削減率は異なるが、図5に示した11基のごみ発電施設併設の焼却施設における排出原単位の削減率は13.6%～53.9%(平均26.6%)であり、ごみ発電施設の導入は有効な温室効果ガス排出削減対策になり得ると考えられた。

#### 4.3 ごみ広域処理の実施および高効率発電施設導入による温室効果ガス排出回避量の推定

環境省が示した高効率発電に関する資料によれば<sup>12)</sup>、焼却能力に応じた発電効率を持つ発電施設を併設した場合に、高効率発電施設として認定され、補助金が交付された。

ここで、4.1節で得られた(8)式を用い、ごみの広域化処理を推進し、高効率発電施設が導入された場合の温室効果ガス排出回避量を推定した。この推定は、現状を含む5つのシナリオを設定して行った。各シナリオにおける温室効果ガス排出回避量の推定結果を図6に示す。

##### 4.3.1 シナリオ①:現状の温室効果ガス排出回避量

平成20年度を基準年とした時、稼働していたごみ発電施設による温室効果ガス排出回避量は145,028トン-CO<sub>2</sub>換算と推定された。この排出回避量は、焼却処理で排出された温室効果ガスの17.4%を実質的に削減可能な量に相当する。

この時に、ごみ発電施設併設の焼却施設で焼却された廃棄物は全焼却ごみ量の51.4%であり、残りは電力として回収しない単純焼却であった。

##### 4.3.2 シナリオ②:稼働中の発電施設を高効率発電に切り替え

シナリオ①で稼働中の11基のごみ発電施設の全てを高効率発電施設に切り替えた場合について推定したところ、180,562トン-CO<sub>2</sub>換算の温室効果ガスが排出回避される見

込みとなった。この排出回避量は、焼却処理で排出された温室効果ガスの21.6%を実質的に削減可能な量に相当する。

##### 4.3.3 シナリオ③:全焼却施設に高効率発電施設を導入

全ての焼却施設に高効率発電施設を導入し、全ての焼却廃棄物から電気エネルギーの回収を行った場合、299,391トン-CO<sub>2</sub>換算の温室効果ガスの排出削減が可能と推定された。焼却処理で排出された温室効果ガスの35.9%を実質的に削減可能な量に相当する。

このシナリオでは、全ての焼却ごみから発電を行っていることから、シナリオ②と比較して排出回避量が急増している。

##### 4.3.4 シナリオ④:ごみの広域化処理の推進と全焼却施設への高効率発電施設の導入

シナリオ④では、ごみの広域化処理を推進するとともに、全ての焼却施設に高効率発電施設を導入した場合を想定する。

埼玉県には多くの自治体があり、平成20年度における焼却施設は48カ所存在していた。埼玉県のごみ処理広域化計画によれば<sup>13)</sup>、地域毎にごみ処理施設の統合を想定している。本研究では、広域化計画における地域割りを参考としながら、1焼却施設当たりの年間焼却処理量を10万トン以上になるように施設の統廃合を想定した。その想定の下、高効率発電施設を導入した場合の温室効果ガス排出回避量を評価した。

シナリオ④では、341,154トン-CO<sub>2</sub>換算の温室効果ガスの排出量が実質的に削減でき、焼却処理で排出された温室効果ガスの40.9%を実質的に削減可能な量に相当する。

##### 4.3.5 シナリオ⑤:全ての市町あるいは事務組合の焼却炉を1基とし、高効率発電設備を設置

県内の全ての市町あるいは事務組合の焼却炉を1基とし、高効率発電設備を設置する。この場合、350,048トン-CO<sub>2</sub>換算の温室効果ガスの排出量が削減できると算出された。しかしながら、シナリオ④の場合と温室効果ガス排出量の削減効果はほぼ変わらないことから、過度に焼却施設を統廃合しても温室効果ガスの排出量を削減する効果はあまり期待できないと考えられた。

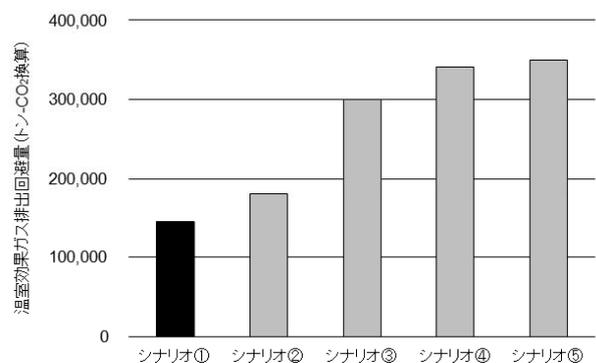


図6 高効率発電施設の導入と廃棄物広域処理の推進による温室効果ガス排出削減効果の推定

## 5 まとめ

埼玉県内の一般廃棄物焼却施設を対象に、ごみの焼却処理における温室効果ガス排出量を推定するとともに、ごみ発電による発電量から求めた温室効果ガス排出回避量を推定した。

廃棄物焼却起源、電力起源、燃料起源からの総排出量は、883,612トン-CO<sub>2</sub>換算/年(平成19年度)、851,139トン-CO<sub>2</sub>換算/年(平成20年度)、802,913トン-CO<sub>2</sub>換算/年(平成21年度)と推算された。

県内全体でのごみ発電では、平成20年度時点で、温室効果ガス排出回避量は145,028トン-CO<sub>2</sub>換算と推定されたが、これは焼却処理で排出された温室効果ガスの17.4%を実質的に削減されており、ごみ発電が温室効果ガス排出削減に大きな効果があると考えられた。

しかしながら、比較的小規模な焼却施設が多いこともあり、ごみ発電が導入されている割合は小さい。今後、ごみの広域化処理および焼却施設の統廃合が進み、高効率のごみ発電施設の導入が推進されれば、より多くの温室効果ガスが実質的に排出削減されるものと期待される。

---

### 文 献

- 1) 環境省 (2015) 2013年度(平成25年度)の温室効果ガス排出量(確報値)について. [http://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg/2013\\_kakuhou.pdf](http://www.env.go.jp/earth/ondanka/ghg/2013_kakuhou.pdf)(閲覧日:平成27年5月25日)
- 2) 環境省 (2008) 循環型社会形成推進基本計画.

- 3) 埼玉県環境部資源循環推進課 (2009) 一般廃棄物処理事業の概況(平成19年度).
- 4) 埼玉県環境部資源循環推進課 (2010) 一般廃棄物処理事業の概況(平成20年度).
- 5) 埼玉県環境部資源循環推進課 (2011) 一般廃棄物処理事業の概況(平成21年度).
- 6) 未公表データ
- 7) 環境省 (2009) 地球温暖化対策地方公共団体実行計画(区域施策編)策定マニュアル(第1版)【資料編】(ver.1).
- 8) 環境省 (2008) 平成19年度の電気事業者ごとの実排出係数・調整後排出係数等の公表について.  
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=10574>(閲覧日:平成27年5月25日)
- 9) 環境省 (2009) 平成20年度の電気事業者ごとの実排出係数・調整後排出係数等の公表について.  
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=11956>(閲覧日:平成27年5月25日)
- 10) 環境省 (2010) 平成21年度の電気事業者ごとの実排出係数・調整後排出係数等の公表について.  
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=13319>(閲覧日:平成27年5月25日)
- 11) 倉田泰人 (2013) 一般廃棄物の焼却における温室効果ガス排出に関する研究, 全国環境研究会誌, 38, 127-133.
- 12) 環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課 (2009) 高効率ごみ発電施設整備マニュアル(平成21年3月).
- 13) 埼玉県 (2008) 第2次埼玉県ごみ処理広域化計画(平成20年3月).

[資 料]

## 埼玉県の荒川及び新河岸川の感潮域で発見された 特定外来生物イガイ科カワヒバリガイについて

金澤光

### 1 はじめに

中国・朝鮮半島に生息する特定外来生物のイガイ科カワヒバリガイ属カワヒバリガイ *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) は、1990年代に西日本に、2004年には関東地方に侵入している<sup>1)</sup>。2008年には江戸川流域で発見されている<sup>2)</sup>が、この二枚貝は農業水利施設の壁面や配管等に侵入し、固着等の通水被害をもたらす。その被害は滋賀県琵琶湖、茨城県霞ヶ浦、群馬県大塩貯水池など各県で報告されており<sup>3)</sup>、2013年には農林水産省によって、カワヒバリガイ被害対策マニュアル<sup>3)</sup>が策定されている。また、2010～2011年に農林水産省が実施した調査<sup>3)</sup>では、上記被害実態の報告があった県のほかに、埼玉・東京・富山・石川・京都・大阪・兵庫でもカワヒバリガイの生息が確認されている。さらにカワヒバリガイ情報(関東版)<sup>4)</sup>で被害及び生息の状況も発表されているが、残念ながら埼玉県に関する情報は非常に少ない。

そこで、本報告では、埼玉県の荒川及び新河岸川の感潮域で発見されたイガイ科カワヒバリガイについて現況を調査したので結果の概要を報告する。

### 2 方 法

調査期間、調査方法等は表1のとおり。

表1 カワヒバリガイ調査の概要

調査期間	荒川:2015年3月7日、3月22日、4月24日 新河岸川:2015年3月28日、4月29日
調査河川 調査場所 (図1)	荒川(1. 戸田市内谷、2. 和光市新倉地先、3. 朝霞市上内間木地先、4. 志木市宗岡地先) 新河岸川(5. 和光市新倉地先)
潮汐状況	荒川:3月7日大潮、13時～15時の干潮時 3月22日大潮、13時～15時の干潮時 4月24日中潮、15時～17時の干潮時 新河岸川:3月28日小潮 4月29日長潮、9時～13時

調査手法	荒川:小型船舶から目視により大潮の干潮時に生息状況を確認及び長靴を着用し、川底で二枚貝を採集 新河岸川:胴付き長靴着用で二枚貝を採集
同定	環境省特定外来生物同定マニュアル軟体動物等 <sup>5)</sup> に従い、外部形態及び殻内面形態の後閉殻筋痕と後方の後足糸牽引筋痕の分離の有無により判定

### 3 結果及び考察

埼玉県の秩父を源流とする荒川は、県内の川口・戸田・和光・朝霞・さいたま・志木市を流れる頃は、潮汐の影響を受ける感潮域と呼ばれる水域となる。大潮では、満潮時と干潮時の潮位が最大で2mを超える。荒川は、上記のように河口から20～35km上流までが感潮域であるが、表層の塩分濃度は少ない水域である。この水域では、2013年5月頃から軟体動物二枚貝のイガイ科が戸田市内谷地先で地元漁協組合員により確認されており、著者は、2014年春に同市内谷地先の河岸の消波ブロック壁に固着した1個体を採集した。この時点では、標本個体数は少なく、汽水域に生息するイガイ科カワヒバリガイの近縁種であるコウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819)と考えられた。また、同年、同市内谷地先に係留されていた船舶の底部位に固着した同様の個体が確認された。

2015年3月7日には、戸田市内谷・和光市新倉地先の荒川で、10分間の目視で数千個体を計数するほどに繁殖している事実が確認された。同3月22日には、朝霞市上内間木地先で10分間の目視で数千個体を計数した。秋ヶ瀬取水堰までの両岸には本種が相当数が固着しているものと考えられたが、同4月24日には、秋ヶ瀬取水堰下流の右岸では、目視では確認できず、以前使用された護岸ブロックが水際に敷設されたブロックの裏側で確認することができた。この10分間の作業で20個体を採集した(図1)。

イガイ科二枚貝が固着する部位は、コンクリートの消波ブロックや漁船の船底、川底の石、杭、木工沈床など表面が堅



図1 カワヒバリガイの採集地

い素材であった。消波ブロックに固着していた位置は、大潮の満水時から水位が1.7m下がった場所から川底までの間と、木工沈床では同1.1mの位置から川底にかけて固着していた。このことから確認作業は、大潮の干潮時に行う必要がある。イガイ科二枚貝の塊は数十から数百個体であり、大きな塊は確認できなかった(図2)。目視ではイガイ科二枚貝が固着しているとは想像できず、泥の塊もしくは海綿体の群落のように見えた(図3)。



図2 カワヒバリガイの塊



図3 カワヒバリガイの消波ブロックへの固着



図4 荒川産のカワヒバリガイ

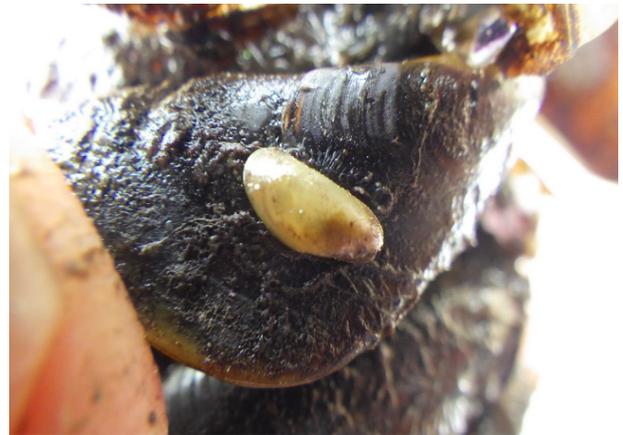


図5 成貝に丈夫な足糸で固着する稚貝(荒川産)

採集した個体を詳細に観察した結果、荒川産の外部形態は、成体では黄緑がかった黒褐色(図4)。採集最小個体は殻長5.4mm、黄緑色で黒褐色の部位は見られなかった。この稚貝は成貝の背中に足糸と呼ばれる糸状の繊維物質を殻底から分泌させ、固定させていた(図5)。

殻長8.4mmから22.5mmの幼貝から成貝は、後方背側の半分は黒褐色で腹側の半分は黄土色を呈していた(図6)。



図6 幼貝外部形態(荒川産)

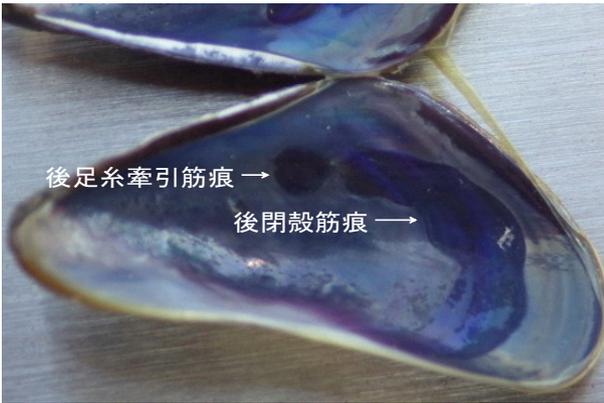


図7 殻内面形態(荒川産)

戸田市の採集最大個体は殻長24.5mmで殻は薄く、殻内側の形態は真珠光沢を呈す。殻内面形態は後閉殻筋痕と後方の後足糸牽引筋痕が分離し、ほとんどの個体は後足糸牽引筋痕が太いが、その筋痕の痕跡は薄いものが多い(図7)。志木市秋ヶ瀬取水堰下流右岸側の採集最大個体は殻長31.2mmで、戸田市産よりも大型個体であった。

新河岸川産の外部形態は、成体では黄緑がかった黒褐色(図8)。採集最小個体の幼貝は殻長16mmで、後方背側の半分は黒褐色で腹側の半分は黄土色を呈していた(図9)。



図8 新河岸川産のカワヒバリガイ

採集最大個体は殻長31.2mmで殻は薄く、殻内側の形態は真珠もしくは白銀光沢を呈す。殻内面形態は後閉殻筋痕

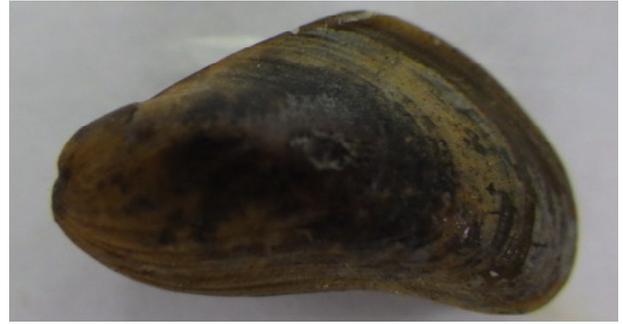


図9 幼貝外部形態(新河岸川産)

と後方の後足糸牽引筋痕が分離し、後足糸牽引筋痕は太い個体が多い(図10)。

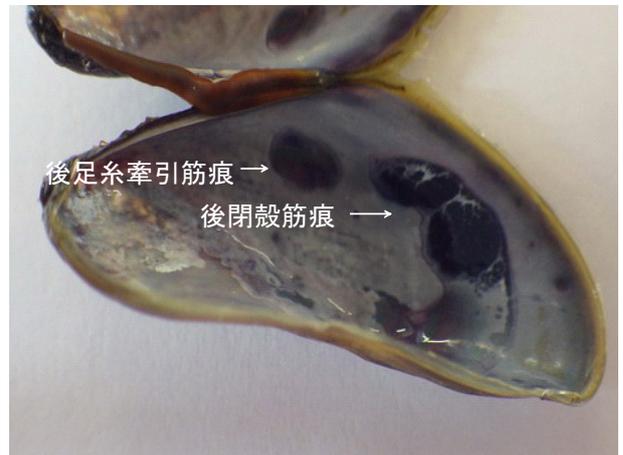


図10 殻内面形態(新河岸川産)

足糸と呼ばれる糸状物質を殻底から分泌し、二枚貝同士も互いに絡み合い塊となり、消波ブロックなどの基質に固定されていた(図11)。



図11 足糸と呼ばれる丈夫な糸状の繊維物質で固着する

消波ブロックの固着部位は、干潮時に太陽光が直接当たらないブロック底や傾斜面が多かった(図12、13)。

埼玉県荒川及び新河岸川で発見された二枚貝は、外部

形態及び殻内面形態<sup>5)</sup>が既報の特徴と一致することから、主に海域もしくは汽水域に生息するイガイ科クログチガイ属コウロエンカワヒバリガイではなく、イガイ科カワヒバリガイ属カワヒバリガイと同定した。

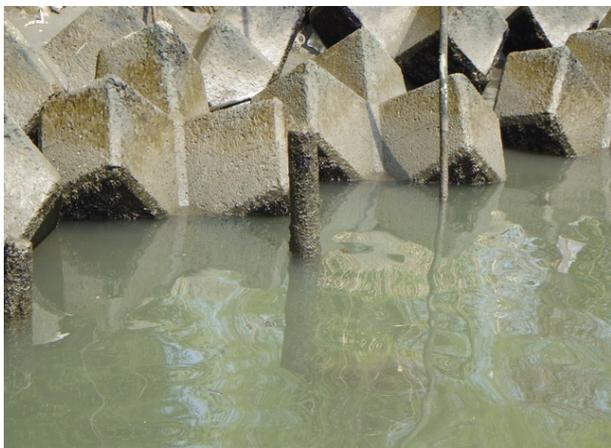


図12 消波ブロックに固着したカワヒバリガイ



図13 消波ブロックの底に固着したカワヒバリガイ

2015年3月7日に戸田市荒川で採集した個体は殻長が最大でも24.5mmと小型が多く、侵入後定着して時間が経過していないものと考えられたが、同年4月24日に志木市秋ヶ瀬取水堰下流で採集した最大個体は殻長31.2mmで、戸田市産よりも大型であり、戸田市よりも早い時期に定着したものと考えられた。

新河岸川では東京外環自動車道の幸魂大橋上流で採集したが、4月29日に目視では確認できず、石の裏側に固着していた。10分間の作業で4個体を採集し、最大殻長は30mm以上で志木市荒川産と同様であった。新河岸川については侵入時期は明らかではない。本種は、特定外来生物に指定されているが、新河岸川の農業水利施設への影響は報告されていない。

荒川への侵入経路については明らかではないが、船舶の船底に固着した個体とその移動に伴い、本県の荒川に持ち込まれた可能性もあるが、採集個体の大きさから戸田市よりも志木市に早い時期に定着しており、群馬県富岡市の大塩貯水池から鐺川・烏川・利根川・武蔵水路・荒川へ侵入した可能性がある。

カワヒバリガイは生活史の初期に浮遊幼生期のプランクトン生活を送る。遊泳能力を持たないので、水の流れに受動的に移動することから、潮汐の影響で干満があるこの水域では、それらが適度に分散し、その後基質へ固着することにより、高密度に生息分布すると予測される。

荒川では、秋ヶ瀬取水堰下までの侵入を確認しているが、農業水利施設への影響は報告されていない。秋ヶ瀬取水堰上流には水利施設である浄水場等が位置するため、本種が堰を越えて上流の水利施設へ侵入し、通水障害などの被害を及ぼすおそれがある。また、既に堰上流の湛水域に侵入しているおそれは否定できない。水利施設等では、日常的な管理で現状を把握し、侵入したら早期発見で迅速に防除することが望まれる。

#### 謝辞

荒川のカワヒバリガイ生息状況調査で小型船舶を提供して頂いた埼玉南部漁業協同組合理事江口博氏、操舵して頂いた同組員千野治夫氏に、ここに記して深謝いたします。

また、新河岸川の二枚貝採集に協力して頂いた埼玉南部漁業協同組員佐藤正康氏にお礼を申し上げます。

#### 文 献

- 1) 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, カワヒバリガイ, <https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/detail/70200.html>. (2015年3月31日閲覧)
- 2) 農業環境技術研究所(2008) 特定外来生物カワヒバリガイの利根川河口から120km上流までの生息を確認, プレスリリース, <http://www.niaes.affrc.go.jp/techdoc/press/080808/press080808.html>. (2015年3月31日閲覧)
- 3) 農林水産省(2013), カワヒバリガイ被害対策マニュアル, [http://www.maff.go.jp/j/nousin/kankyo/kankyo\\_hozen/k\\_hozen/pdf/kaawahibarimanual.pdf](http://www.maff.go.jp/j/nousin/kankyo/kankyo_hozen/k_hozen/pdf/kaawahibarimanual.pdf). (2015年3月31日閲覧)
- 4) 伊藤健二(2014) カワヒバリガイ情報(関東版), <http://cse.niaes.affrc.go.jp/itoken/>. (2015年3月31日閲覧)
- 5) 環境省, 特定外来生物同定マニュアル, 軟体動物等, <http://www.env.go.jp/nature/intro/4document/manual/nantai.html>. (2015年3月31日閲覧)
- 6) 伊藤健二(2011) 関東地方に侵入したカワヒバリガイの現状と今後の課題, 矢作川研究, No.15, 91-96.

[資料]

## 埼玉県に侵入した外来甲殻類ヌマエビ科 カワリヌマエビ属の現状について

金澤光

### 1 はじめに

埼玉県に生息分布する大型甲殻類は、ホウネンエビ科、カプトエビ科、ヌマエビ科、テナガエビ科、アメリカザリガニ科、サワガニ科、イワガニ科の7科が知られている。このうち代表的な外来甲殻類は、アメリカザリガニ科アメリカザリガニで昭和30年代にはすでに本県に侵入しており、生息環境が競合する種や天敵が少ないために、現在でも駆逐されずに、繁殖域を拡大している。現在では、秩父地域を除き、本県全てに生息分布している。今後、本県に侵入するおそれのある外来甲殻類は、東京湾で2004年に確認されたチュウゴクモズガニ<sup>1)</sup>、千葉県のリ根川水系長門川で2009年に確認されたウチダザリガニ<sup>2)</sup>などがあげられる。

本県では、2003年頃から県西部の河川において本来西日本に分布するヌマエビ科カワリヌマエビ属のミナミヌマエビ *Neocaridina denticulata denticulata* (Kemp, 1918) (国内外来)、本来中国、韓国に分布する同亜種のシナヌマエビ *Neocaridina denticulata sinensis* (Kemp, 1918) (国外外来) と思われるカワリヌマエビ属の一種 (*Neocaridina* sp.) が繁殖し、飼育マニアにより採集されていた(図1)。



図1 ヌマエビ科カワリヌマエビ属の一種(蛇島調整池産)

シナヌマエビは、西日本に生息する日本固有亜種ミナミヌマエビの亜種であり、1960年以降に国内に入り、ミナミヌマエビと共に釣りの活き餌やペットとして買われたものが放されて繁殖している<sup>3)</sup>。カワリヌマエビ属の飼育個体は交雑等品種改

良され、淡水魚市場ではビーシュリンプ、チャイナシュリンプ等の改良個体で販売されていた。多く生息しているのはシナヌマエビと思われるが、ミナミヌマエビとシナヌマエビは形態が似ており、種類の同定には、さらに精査が必要となる。

埼玉県のカワリヌマエビ属の採集記録は、2009～2010年に荒川水系の荒川羽倉橋、御成橋、入間川菅間堰、寺山堰、越辺川道場橋、島田橋、都幾川東松山橋<sup>4)</sup>、2010年に隣接する栃木県渡良瀬川、渡良瀬遊水池、行田市利根川利根大堰<sup>5)</sup>、2010～2011年に江戸川の関宿水閘門、宝珠花橋(春日部市)、越谷ゴルフ場(吉川市)である<sup>6)</sup>。

本報告では、本県に侵入したカワリヌマエビ属の国内・国外来甲殻類の現状について、著者が水環境学会誌<sup>7)</sup>に投稿した内容に不足している水域を補完調査し、生息分布と採集地別の形態的な特徴である額角歯相を計数したので結果の概要を報告する。

### 2 方法

調査期間 平成26年11月15日から平成27年3月24日

調査河川 利根川・荒川水系の主要河川等

調査方法 手網により採集し、検鏡後に100%アルコール液で固定

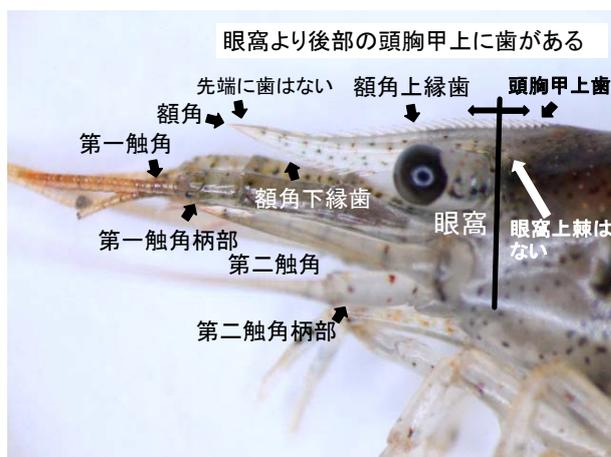


図2 カワリヌマエビ属の形態

カワリヌマエビ属の分類 主に眼窩上棘はなく、眼窩より後部の頭胸甲上に歯がある(図2)。

カワリヌマエビ属は額角の頭胸甲上歯数、額角上縁歯数、額角下縁歯数を計数した(図3)。

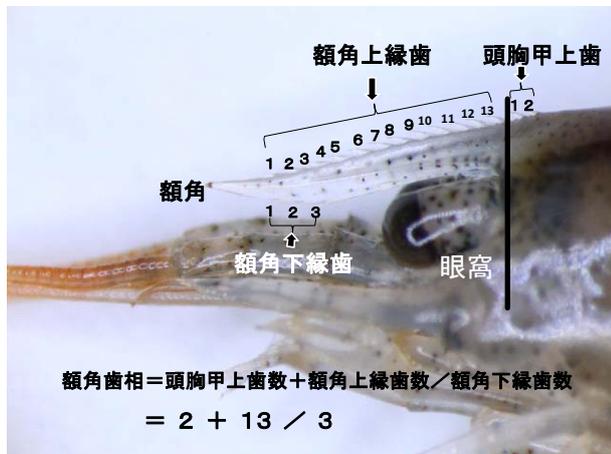


図3 カワリヌマエビ属の額角歯相の計数方法

ヌマエビ属ヌカエの分類<sup>8)</sup> 眼窩上棘があり、眼窩より後部の頭胸甲上には歯がない(図4)。



図4 ヌマエビ属ヌカエの形態

### 3 結果及び考察

埼玉県北部の元小山川では、2012年に本庄市役所脇の城下橋で、在来甲殻類のヌマエビ科ヌマエビ属ヌカエとは形態が異なる4個体のヌマエビ科カワリヌマエビ属の一種が発見された。その後、2013年には149個体、2014年には200個体が確認され、カワリヌマエビ属が驚異的に繁殖している事実が分かった。隣接する小山川では元小山川と同時期の2012年からカワリヌマエビ属が確認され、翌年には261個体が確認され、現在でも驚異的に繁殖している(図5)。

表1に埼玉県の主要24河川等を踏査した結果を示す。荒川水系では、熊谷市から上流の長瀬町にかけての荒川では

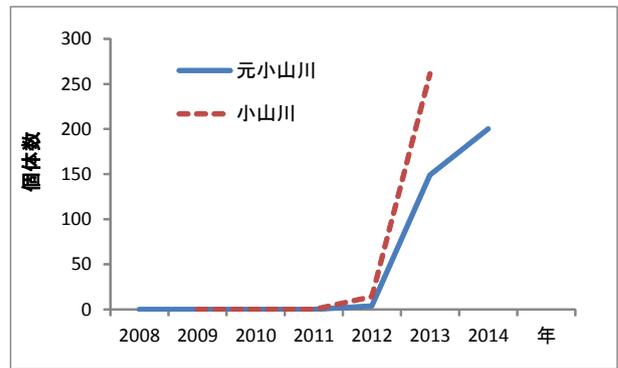


図5 元小山川・小山川のカワリヌマエビ属の繁殖事例

在来のヌカエビとの混生が確認されているが、カワリヌマエビ属が占める割合が高く、近い将来、ヌカエビが駆逐される可能性がある。皆野町、秩父市の採集地ではヌカエビは確認できなかった。荒川支流の赤平川では、ヌカエビが僅かながら残っていたが、その支流の吉田川では、ヌカエビは確認できずにカワリヌマエビ属が侵入していた。入間川では、川越市、入間市、狭山市、飯能市の採集地でカワリヌマエビ属が100%を占めた。その支流の越辺川では、毛呂山町の採集地で同94.1%を占め、都幾川では、嵐山町とときわ町の採集地で、同100%を占めた。槻川では、小川町の採集地で同98.0%になっていた。葛川では坂戸市の採集地で同92.6%、芝川では、さいたま市浦和区・見沼区の採集地で同100%であった。新河岸川では、志木市、ふじみ野市、川越市の採集地で同100%を占めていた。柳瀬川では、富士見市、志木市、新座市、三芳町の採集地で同100%であった。東川では所沢市、不老川では川越市、白子川では和光市、野火止用水では新座市の各採集地で同100%を占めていた。唯一、支流の砂川堀脇の蛇島調節池で同37.3%を占め、ヌカエビが健在な水域が見られたが、数年後にはカワリヌマエビ属に置き換わることが推察された。

利根川水系では、利根川の羽生市、行田市、深谷市、江戸川の三郷市、小山川の本庄市、元小山川の本庄市、大落古利根川の春日部市、宮代町、杉戸町、越谷市、松伏町、中川の加須市、幸手市、元荒川の鴻巣市、綾瀬川の桶川市、蓮田市、伊奈町、深作川のさいたま市の各採集地でカワリヌマエビ属が100%を占めた。利根川支流の神流川では上里町の採集地で同62.5%を占めた。元荒川では熊谷市の採集地で同88.9%を占め、利根川水系へのカワリヌマエビ属の侵入も顕著であった(表1)。

カワリヌマエビ属が確認された市町を●印で示した(図6)。埼玉県内のほとんどの河川に生息分布しているものと思われる。県南東部の潮汐の影響を受ける戸田市・さいたま市境の笹目川水域などでは、カワリヌマエビ属の生息は確認できなかった。しかしながら、潮汐の影響を受ける大落古利根川古利根堰下流や新河岸川柳瀬川合流付近では、カワリヌマエビ属が確認されている。塩分濃度の低い感潮域では生

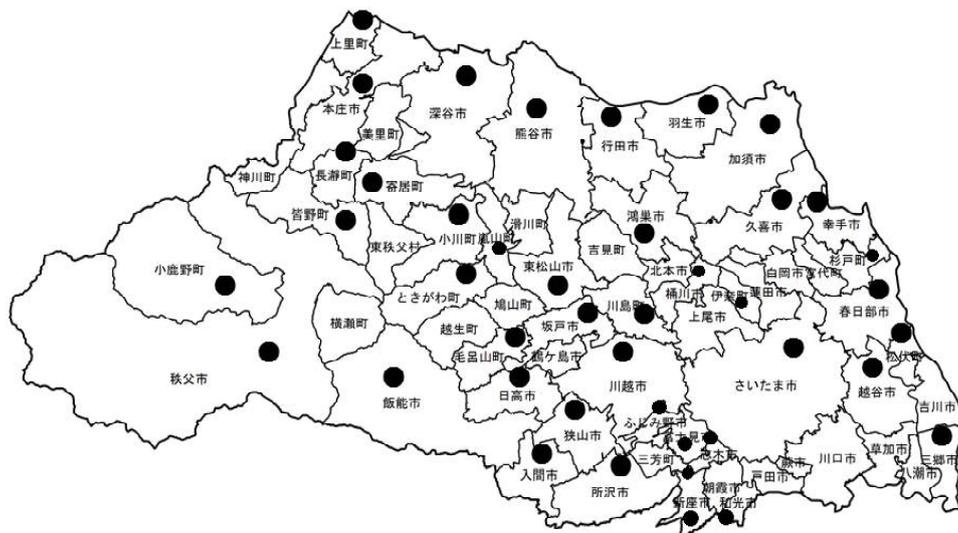


図6 埼玉県のカワリヌマエビ属の分布

息が可能であると考えられる。ヌマエビ科ヌマエビ属とカワリヌマエビ属の河川の流程分布は、感潮域を除く下流から上流まで生息する。ヌカエビを採集した最も高い標高は244mで、ヤマメ生息域であり、カワリヌマエビ属は同184mで上流域への侵入が顕著である。両者がすみわけしている水域は見られないが、魚道のない堰や頭首工等の河川横断物では、魚類等遡上阻害物として両者が分断され、上流はヌカエビ、下流はヌカエビとカワリヌマエビ属が混生し、さらに下流ではカワリヌマエビ属が優占種になっている水域が多い。

カワリヌマエビ属は河川を遡上することが知られており、降雨などの増水により、さらに上流へ侵入するおそれがある。荒川や神流川など両者が混生する水域では、いずれも、カワリヌマエビ属が占める割合が高く、ヌカエビが駆逐されることが予測される。また、江戸川、葛川などのカワリヌマエビ属を捕食する大型甲殻類(テナガエビ科テナガエビ、スジエビ)が混生する水域では、生態系への影響を見極める必要がある。

カワリヌマエビ属は埼玉県内の河川池沼などの水域へ急速に分布域を拡大しており、河川漁協が行う他県産放流種苗の輸送トラックの水槽水や市町村等がイベント等で放流する魚類、水生植物などにカワリヌマエビ属が混入するおそれがあり、さらに分布を拡大させる可能性がある。

シナヌマエビは、西日本に生息するミナミヌマエビより額角の先端が第二触角柄部と同じかそれよりも少し短く、その額角下縁歯が6個以上8個まで持つ<sup>9)</sup>が、該当する個体は見られなかった。額角先端が第一触角柄部よりも短い個体は見られた。本報告では、形態での分類まではできなかったが、交雑種が多いものと推察された。

本県の24河川40地点及び3用水で採集した個体の形態を額角歯相<sup>10)</sup>で表1に示した。額角歯相は、頭胸甲上歯数+額角上縁歯数/額角下縁歯数の(最小-最大)と(平均)で

表示した。西日本に生息分布するミナミヌマエビの額角歯相の最小最大値は1-4+7-16/0-9であるが、本県で確認されたカワリヌマエビ属の額角歯相は、0-7+8-23/2-13であり、頭胸甲上歯数、額角上縁歯数、額角下縁歯数はミナミヌマエビよりも多い個体が見られた。水系別では、荒川水系は0-7+8-23/2-13、利根川水系は1-5+8-22/2-10である。この額角歯相は、額角上部の歯数と同下部の歯数の形態を簡易的に見やすくした表示方法である(図3)。額角歯の形態は、現時点での採集地別の形態的な各部位の歯数を記録した貴重な資料である。この数値が元となり、本県における今後のカワリヌマエビ属の侵入・変遷等を解析するための基礎資料である。



図7 カワリヌマエビ属の一種(本庄市小山川産)



図8 カワリヌマエビ属の一種(上里町神流川産)

カワリヌマエビ属は淡水域でのみ繁殖ができることから本

来の分布域以外でも繁殖が可能である。形態は、ヌカエビに比べて、体色は半透明からまだら模様などで黒、青、紺、赤、緑、茶褐色など美しい模様の個体も存在する(図7、8、9、10、11)。



図9 カワリヌマエビ属の一種(さいたま市芝川産)



図10 カワリヌマエビ属の一種(寄居町荒川産)



図11 カワリヌマエビ属の一種(坂戸市高麗川産)



図12 カワリヌマエビ属の一種(所沢市東川産)

腹部の背面は、ハの字の模様を呈する個体が多い。また、眼柄は太く長く、やや前方の眼球に向けて傾く。第一触角柄部の第3節と繋がる鞭状部の幅はヌカエビよりも太い(図12)。動きは活発で、ヌカエビより激しく反りを繰り返し、力強く泳ぐ。一カ所に固まる蟄集する行為はヌカエビより強い。

生息環境は、流れがゆるい川や止水などの水草が多い場所にも生息するが、荒川や入間川などの生息地では流れのある場所である。ヌカエビ同様に水際帯の植生が豊かな沈

水植物群落の空間やゴミなどの障害物に定着するが、コンクリートなどの護岸がある水域では、水際帯植生がなくても、石の下や沈水する障害物にも定着することができる。

一方で、ヌカエビがかつては生息していたが現在では生息していない、過去にも生息しない水域へのカワリヌマエビ属の侵入である。国内外外来甲殻類が侵入して新たな生態系サービス提供生物として位置づけられることもある。近くの川で最近、川エビが増えてきたという話を良く聞くことになる。調べてみるとすべて国内・国外外来甲殻類だということがある。この甲殻類は食物連鎖の下位に位置し、魚類、大型甲殻類、鳥類などの天然餌料となる。このような天然餌料が突然に大量発生することは、捕食する上位の生物に与える影響は未知である。

カワリヌマエビ属は雑食で落ち葉やデトリタス、魚等水生生物の死骸などを捕食することから、生息環境や餌資源で競合する在来の甲殻類は、ヌマエビ科ヌカエビ、テナガエビ科テナガエビ、スジエビになる。

在来甲殻類の生態系に与える影響は、駆逐、絶滅のおそれか危惧され、カワリヌマエビ属が急速に侵襲しており、今後は継続的なモニタリングが急務である。外来甲殻類は根絶させることが望ましく、外来生物の放流や下流の生きものを上流へ移動させる行為はやめるべきである。

## 謝辞

甲殻類採集に協力して頂いた佐藤正康氏(柳瀬川、東川、新河岸川、富士見江川、不老川、白子川、蛇島調節池)、菅谷輝美氏・荒井大介氏(柳瀬川、東川)、江守和枝氏(利根川水系神流川烏川合流)にお礼を申し上げる。

## 文 献

- 1)環境省外来生物法, モクズガニ属全種, <http://www.env.go.jp/nature/intro/1outline/list/L-kou-05.html>. (2015年3月31日閲覧)
- 2)千葉県(2009)千葉県内で捕獲された特定外来生物「ウチダザリガニ」について, 生物多様性センター, <http://www.bdcchiba.jp/alien/signal/index.html>. (2015年3月31日閲覧)
- 3)独立行政法人国立環境研究所, 侵入生物データベース, カワリヌマエビ属, <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/detail/70530.html>. (2015年3月31日閲覧)
- 4)荒川上流河川事務所(2010)河川水辺の国勢調査, 底生動物.
- 5)利根川上流河川事務所(2011)河川水辺の国勢調査, 底生動物.
- 6)江戸川河川事務所(2011)河川水辺の国勢調査, 底生動物.
- 7)金澤光(2015)外来甲殻類が及ぼす水域の生態系サービスへの影響, 水環境学会誌, 第38巻(A), 第2号, 51-55.
- 8)上田常一(1970)日本淡水エビ類の研究, pp.213, 園山書店.

9) 北海道ブルーリスト2010, カワリヌマエビ属, <http://bluelist.ies.hro.or.jp/db/detail.php?k=07&cd=38>. (2015年3月31日閲覧)

10) 豊田幸詞, 関慎太郎 (2014) 日本淡水性・汽水性甲殻類102種, 日本の淡水性エビ・カニ, pp.255, 誠文堂新光社.

表1 埼玉県の主要河川で採集したヌマエビ科に占めるカワリヌマエビ属の割合と額角歯相

採集場所(河川・市町・採集地名)	採集年月日	採集したヌマエビ科 に占めるカワリヌマ エビ属の割合(%)	額角歯相		個体数 n カワリヌマエビ属 だけを表示
			(頭胸甲上歯数+額角上縁歯数/額角下縁歯数)		
			最小-最大値	平均値	
荒川水系					
荒川熊谷市久下	H261116	83.3	1-4+13-17/3-9	2.50+14.80/5.40	n=10
" 寄居町東武東上本線鉄橋下流	H270206	91.9	2-4+9-20/4-13	2.72+13.34/7.38	n=32
" 長瀨町矢那瀬	H261122	90.0	2-4+10-18/5-12	3.08+13.79/7.96	n=24
" 皆野町皆野橋下流	H261217	100	2-4+12-21/3-9	2.87+15.87/5.30	n=23
" 秩父市旧秩父橋下流	H270324	100	2-4+14-20/4-8	3.50+16.33/5.94	n=18
赤平川小鹿野町奈倉ようぼけ	H270324	83.3	2-7+8-16/4-12	3.40+12.10/8.40	n=10
吉田川秩父市下吉田	H270324	100	2-4+10-18/5-10	3.30+12.96/7.35	n=23
入間川川越市寺山堰上流	H270226	100	0-4+11-17/3-7	2.63+13.92/4.83	n=24
" 入間・狭山市境豊水堰下流	H270124	100	2-4+11-18/2-7	2.90+14.17/3.57	n=30
" 飯能市加治橋下流	H261119	100	2-4+11-21/3-8	2.40+16.80/4.80	n=20
都幾川嵐山町二瀬橋上流	H270324	100	2-4+11-16/3-8	2.80+13.87/5.47	n=15
" ときがわ町雀川合流付近	H261117	100	1-6+13-21/3-7	2.29+16.43/5.24	n=21
越辺川毛呂山町久保堰下流	H261117	94.1	2-4+11-21/4-11	2.75+15.56/6.19	n=32
高麗川坂戸市浅羽野	H261115	100	1-3+12-23/2-7	2.00+15.81/5.00	n=21
槻川嵐山町二瀬橋上流	H270324	100	1-4+11-18/3-6	2.68+14.34/4.55	n=29
" 小川町下里堰下流	H261117	98.0	1-3+13-19/3-9	2.23+15.83/5.60	n=30
葛川坂戸市戸口	H270324	92.6	1-4+11-20/3-7	2.72+15.36/4.84	n=30
芝川さいたま市浦和・見沼区境	H270125	100	3-4+14-15/4-6	3.33+14.33/4.67	n= 3
新河岸川志木市柳瀬川合流下流	H270223	100	2-3+10-17/3-11	2.86+14.43/5.43	n= 7
" ふじみ野市福岡江川合流上流	H261214	100	2-4+10-18/2-10	2.46+14.23/5.54	n=26
" 川越市不老川合流上流	H270223	100	1-5+10-18/3-9	2.70+15.40/5.75	n=20
柳瀬川富士見・志木・新座市・ 三芳町境東武東上本線鉄橋上流	H261206	100	2-4+8-18/2-8	2.40+13.93/4.23	n=30
白子川和光市	H270222	100	2-4+11-21/3-8	2.67+14.83/5.17	n=24
砂川堀蛇島調節池富士見市	H270223	37.3	2-3+12-20/3-8	2.68+15.47/4.68	n=19
富士見江川富士見市	H270223	100	2-3+11-18/4-7	2.50+14.50/5.33	n= 6
東川所沢市	H261207	100	2-4+13-19/2-8	2.35+15.70/4.10	n=20
野火止用水新座市	H270313	100	2-5+11-18/4-9	3.25+14.80/6.10	n=20
利根川水系					
利根川行田・羽生市境大堰下流	H270206	100	2-4+13-20/2-8	2.80+15.60/5.00	n= 5
" 深谷市上武橋下流	H270206	100	2-5+9-20/2-8	2.74+14.95/4.84	n=19
江戸川三郷市早稲田	H270210	100	1-3+12-19/3-7	2.20+15.40/4.90	n=10
神流川上里町鳥川合流付近	H261119	62.5	2-4+10-19/3-10	2.65+14.81/6.23	n=26
小山川本庄市一の橋下流	H270206	100	2-4+12-19/2-8	2.93;15.30/5.00	n=30
元小山川本庄市新泉橋下流	H261126	100	2-5+11-20/3-8	2.92+15.84/5.52	n=25
大落古利根川春日部市・宮代・杉戸町境	H270216	100	2-4+13-22/3-7	2.94+16.28/5.22	n=18
" 越谷・松伏境古利根堰下流	H261230	100	2-4+14-20/2-7	2.64+16.45/4.45	n=22
中川加須市	H270213	100	1-4+12-21/3-7	2.30+16.85/4.95	n=20
" 幸手市宇和田堰上流	H261226	100	2-3+8-20/3-7	2.31+15.94/4.31	n=16
元荒川鴻巣市安養寺堰下流	H270124	100	2-3+12-22/3-8	2.71+16.41/4.76	n=17
" 熊谷市久下小学校脇	H261128	88.9	2-4+13-22/3-9	3.17+16.79/5.63	n=24
綾瀬川桶川・蓮田市・伊奈町境源流	H270115	100	2-4+12-20/4-9	3.15+16.55/5.30	n=20
深作川さいたま市見沼区東武アーバン パークライン鉄橋下	H270125	100	4+17/7		n= 1

[資料]

# 埼玉県内流域における土地利用の状況

柿本貴志

## 1 はじめに

汚濁負荷量発生源データは水質を改善させていくために執るべき施策を選択する際に必要なデータである。このデータは、工場・事業場のような排出源を特定できる特定汚染源(以後点源)や、田畑や放牧地、森林のように汚濁物質の排出源を特定できない非特定汚染源(以後面源)からなり、流域からの負荷量は発生源ごとに原単位とフレーム値の積として算出し、検討する流域の範囲で集計するものである。

高度経済成長期に日本の河川は有機汚濁により劣悪な状態に陥り、水質を改善させることは水環境行政の重要な課題であった<sup>1)</sup>。当時の主要な汚濁負荷発生源は点源であったため、工場・事業場の排水規制や生活排水処理のための下水道や浄化槽の整備が主要な行政施策となった<sup>1)</sup>。このような施策が継続された結果、点源由来の汚濁負荷は大幅に削減され、河川のBOD値はかつてと比べて大幅に改善されている。一方で、特に閉鎖性水域を抱える流域に関して近年指摘されていることであるが、面源からの負荷が過去と比べて相対的に大きくなっているという認識が現在広まっております<sup>2)</sup>、面源由来の汚濁負荷量把握は重要性が増している。

面源由来の汚濁負荷を評価する際、流域における地目別土地面積のデータは最も基礎的なデータの一つであるが、その把握にはいくつか課題がある。汚濁負荷量は流域別に集計するため、地目別土地面積も流域別に集計する必要がある。しかし、地目別土地面積は通常市町村単位で集計され<sup>3)</sup>、流域単位で集計されたデータは存在しないため、自ら流域別に再集計しなければならない。このとき、地理情報システム(GIS)が利用できれば土地利用状況を示すGISデータを適切に編集することにより流域別の地目別土地面積データが得られるが、GISは行政機関においてまだ一般的なソフトウェアにはなっていない。このため、最も基礎的なデータである地目別土地面積の把握も容易ではない。

そこで、本稿では主要な河川の流域毎に負荷発生源を明らかにするため、平成22年の都市計画基礎調査で作成された市町村別土地利用状況データを、GISを活用して流域別に再集計した結果を示すと共に、流域ごとの地目別土地利用面積の特性を報告する。

## 2 方法

### 2.1 使用した資料とソフト

地目別土地利用面積のデータは平成22年度に実施された都市計画基礎調査の土地利用現況データ(埼玉県都市整備部都市計画課)を利用した。各流域の流域界を示すデータ(流域界データ)は埼玉県庁ホームページ<sup>4)</sup>から入手した。流域界の形状とその流域名はそれぞれ図1、表1のとおりである。これらデータをGIS(ESRI社ArcView)とその解析ツールを用いて流域別・地目別土地利用面積を集計した。

### 2.2 解析および集計方法

市町村別に作成されている都市計画基礎調査の土地利用現況データを全てGIS解析ツールのマージ機能により結合し、埼玉県全域の土地利用現況を示すデータを作成した。この全県の土地利用データと流域界データから同インターセクト機能を用いて土地利用状況を流域別に抽出し、流域別の地目別の土地利用面積を集計した。なお都市計画基礎調査の地目分類と本稿における地目の分類の対応関係は表2のとおりである。

流域別に算出した地目別土地利用面積は各河川的环境基準点において測定された水質データと合わせて解析することも想定される。そのため本稿では各河川的环境基準点の上流域の地目別土地利用面積を求め、流域面積に対する寄与の大きな地目から順次選択し、寄与率の合計が80%以上になる地目の変化を特性として整理した。なお、水質モニタリングを行っている定点には環境基準点以外にも補助地点があるが、わかりやすさを重視し、本報告では補助地点も含め環境基準点という表記で統一する。

## 3 結果

### 3.1 県内流域における土地利用

埼玉県内の地目別土地利用面積データを、表1の中流域単位で整理した結果を付表1～5に示す。

### 3.2 荒川流域の土地利用特性

荒川は埼玉県秩父山地の甲武信ヶ岳を水源とする河川

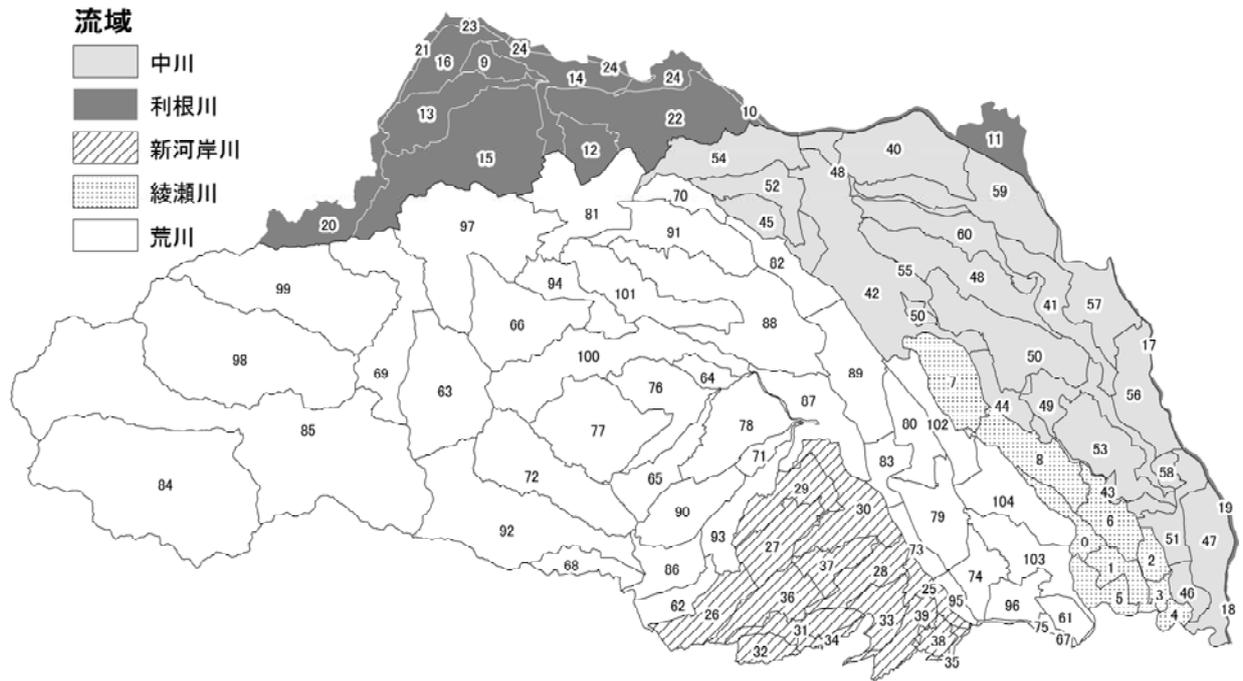


図1 本報告で使用した埼玉県内の流域

表1 流域の名称

No	大流域	中流域	No	大流域	中流域	No	大流域	中流域
0	綾瀬川	伝右川上流域	22	利根川	福川流域	44	中川	元荒川中流域
1	綾瀬川	伝右川下流域	23	利根川	坂東大橋	45	中川	元荒川最上流域
2	綾瀬川	古綾瀬川流域	24	利根川	坂東大橋～刀水橋	46	中川	八条橋～潮止橋
3	綾瀬川	槐戸橋～都県境	25	新河岸川	いろは橋～笹目橋	47	中川	大場川流域
4	綾瀬川	圻川流域	26	新河岸川	不老川上流	48	中川	大落古利根川上流域
5	綾瀬川	毛長川流域	27	新河岸川	不老川下流	49	中川	大落古利根川下流域
6	綾瀬川	曙橋～槐戸橋	28	新河岸川	伊左島橋～ろ橋	50	中川	大落古利根川中流域
7	綾瀬川	綾瀬川上流域	29	新河岸川	新河岸川上流域	51	中川	弥生橋～八条橋
8	綾瀬川	関谷橋～曙橋	30	新河岸川	旭橋～伊佐島橋	52	中川	忍川流域
9	利根川	元小山川流域	31	新河岸川	東川流域	53	中川	新方川流域
10	利根川	刀水橋～利根大堰	32	新河岸川	柳瀬川上流域	54	中川	星川上流域
11	利根川	利根大堰～栗橋	33	新河岸川	柳瀬川下流域	55	中川	星川下流域
12	利根川	唐沢川流域	34	新河岸川	柳瀬川中流域	56	中川	松富橋～豊橋
13	利根川	女堀川流域	35	新河岸川	白子川流域	57	中川	行幸橋～松富橋
14	利根川	小山川下流域	36	新河岸川	砂川堀上流域	58	中川	豊橋～弥生橋
15	利根川	小山川流域	37	新河岸川	砂川堀下流域	59	中川	道橋～行幸橋
16	利根川	御陣場川流域	38	新河岸川	越戸川流域	60	中川	青毛堀川流域
17	利根川	江戸川上流	39	新河岸川	黒目川流域	61	荒川	旧芝川流域
18	利根川	江戸川下流	40	中川	中川上流	62	荒川	霞川流域
19	利根川	江戸川中流	41	中川	倉松川流域	63	荒川	横瀬川流域
20	利根川	神流川上流域	42	中川	元荒川上流域	64	荒川	越辺川下流域
21	利根川	神流川下流域	43	中川	元荒川下流域	65	荒川	高麗川下流域

表1 流域の名称(つづき)

No	大流域	中流域	No	大流域	中流域	No	大流域	中流域
66	荒川	槻川上流域	79	荒川	鴨川下流域	92	荒川	入間川最上流域
67	荒川	新荒川伏橋～都県境	80	荒川	鴨川上流域	93	荒川	入間川中流域
68	荒川	成木川流域	81	荒川	花園橋～川本	94	荒川	槻川下流域
69	荒川	巴川橋～親鼻橋	82	荒川	久下橋～御成橋	95	荒川	秋ヶ瀬堰～笹目橋
70	荒川	川本～久下橋	83	荒川	開平橋～治水橋	96	荒川	菖蒲川流域
71	荒川	小畔川下流域	84	荒川	中津川合流点上流	97	荒川	親鼻橋～花園橋
72	荒川	高麗川上流域	85	荒川	中津川合流点～巴川橋	98	荒川	赤平川上流域
73	荒川	治水橋～秋ヶ瀬堰	86	荒川	入間川上流域	99	荒川	赤平川下流域
74	荒川	笹目川流域	87	荒川	入間川下流域	100	荒川	都幾川流域
75	荒川	笹目橋～新荒川伏橋	88	荒川	市野川下流域	101	荒川	市野川上流域
76	荒川	越辺川中流域	89	荒川	御成橋～開平橋	102	荒川	芝川上流域
77	荒川	越辺川上流域	90	荒川	小畔川上流域	103	荒川	芝川下流域
78	荒川	越辺川下流域	91	荒川	和田吉野川流域	104	荒川	芝川中流域

表2 本報告における分類と都市計画基礎調査の土地利用分類の対応関係

本報告における分類	都市計画基礎調査における分類と内訳	
田	田	水田、耕作放棄地
畑	畑	畑、果樹園、採草地、養鶏(牛・豚)場、ビニールハウス、耕作放棄地
山林	山林	樹林地
水面	水面	河川、水面、湖沼、ため池、用排水路
その他自然地	その他自然地	原野、牧場、低湿地、河川敷、河原湖岸
住宅用地	住宅用地	専用住宅、共同住宅、商業併用住宅、農林漁業施設等
商・工業地域	商業用地	商業施設、商業・業務施設、宿泊施設、娯楽施設、遊戯施設
	工業用地	工業施設、運輸・倉庫施設、発電所、変電所
公共公益用地	公共公益用地	幼稚園、保育園、病院、診療所、浄水場、火葬場等
道路交通用地	道路用地	道路、駅前道路、道の駅、パーキングエリア等
	交通施設用地	鉄道用地、空港
その他	公共空地	公園、緑地、広場、ゴルフ場、墓地等
	その他公的施設用地	防衛施設用地
	その他の空地	改変工事中の土地、更地、残土・資材置場

で、その流域は埼玉県と東京都を合わせて流域面積2,940 km<sup>2</sup>、流路延長173kmである。このうち、埼玉県にかかる面積は2,494km<sup>2</sup>となっている<sup>5)</sup>。

荒川流域における地目別土地利用面積の割合を図2に示す。荒川本川最上流の環境基準点は中津川合流点前である。この上流域の土地利用は99%が山林であり、その他の地目の面積割合は非常に小さい。親鼻橋は皆野町と長瀨町の境界の荒川にかかる橋であり、秩父市や横瀬川流域、赤平川流域の下流に位置する。親鼻橋上流域の土地利用は山林が87%と主要な構成要素となっているが、畑(2.9%)、住宅用地(2.7%)の割合も上昇しており、最上流の中津川合流点前に比べれば明らかに人為的な影響が強まっている。

これ以降、荒川は和田吉野川、武蔵水路(武蔵水路は利根川から導水しており、埼玉県の面源との関連は低いため本稿では考慮しない)、市野川、入間川等の河川・水路と合流するが、秋ヶ瀬取水堰上流域における地目別面積割合は山林が59%と依然として高い割合であった。荒川流域の山林寄与率は都県境上流域で53%まで低下するものの、以降で述べる他の流域でこれよりも山林の寄与が高いものではなく、このことが荒川流域の特徴といえる。

### 3.3 綾瀬川流域の土地利用特性

綾瀬川は埼玉県桶川市小針領家付近を水源にしている河川で、長さ48km、流域面積176km<sup>2</sup>である<sup>6)</sup>。

綾瀬川流域における地目別土地面積のうち、主要な地目についてまとめた結果を図3に示す。綾瀬川の堰橋(なわてはし、さいたま市)は綾瀬川上流域の環境基準点である。堰橋上流域における土地利用は、住宅用地が23%、田畑がそれぞれ17%であり、次いで道路交通用地が13%であった。下流に向かうほど都市化が進んでいることもあり、住宅用地、商・工業用地、道路交通用地、公共公益用地の流域に占める割合が上昇する一方、田畑の割合は減少し、内匠橋(たくみばし)においてはそれぞれ10%、13%であった。このように、綾瀬川流域では全域で住宅用地の面積割合が後述する新河岸川流域と同じくらい高いことが特徴である。田畑の割合は下流に向かうほど低くなることも特徴であり、面源由来の汚濁負荷を評価する際には、田畑由来の汚濁負荷評価もさることながら、住宅用地や道路交通用地等の汚濁負荷の評価が重要であることが示唆される。

### 3.4 新河岸川流域の土地利用特性

新河岸川は埼玉県及び東京都にまたがる河川で、長さ35km、流域面積390km<sup>2</sup>である。このうち埼玉県分は281km<sup>2</sup>となっている<sup>7)</sup>。起点は埼玉県川越市上野田町の八幡橋で、川越の市街地を回り込むようにして流下し、東京都北区の岩淵水門付近で隅田川に合流する。

新河岸川流域における土地利用の状況を図4に示す。新河岸川上流域に位置する旭橋(川越市)の上流域では、住宅用地(27%)、畑(24%)、道路交通用地(12%)の順に流域における面積割合が大きかった。下流側の流域においてもこれら地目の面積割合はほぼ同程度であるため、非特定汚染源由来の汚濁負荷を評価する際には、これらの地目に注目する必要があると考えられる。

### 3.5 利根川流域の土地利用特性

利根川は群馬県と新潟県の県境にある大水上山に水源を発する河川で、長さ322km、流域面積16,840km<sup>2</sup>となっている<sup>8)</sup>。このうち、図1で示す埼玉県内における利根川の流域面積の割合は約2.5%である。そのため、利根川の環境基準点上流域のうち、埼玉県の面積の割合も小さいため、ここでは埼玉県の利根川流域において代表的な河川である小山川についてまとめることとした。

小山川流域における主要地目の面積割合を図5に示す。小山川は長さ36km、流域面積約117km<sup>2</sup>であり、皆野町を水源とする河川である。一の橋上流域では、山林が約35%を占め、次いで畑(19%)、田(12%)が続いている。荒川流域ほどではないが、山林の割合が高いことが一の橋上流域の特徴である。小山川は一の橋下流で女堀川や元小山川、唐沢川と合流することで山林の割合が減少するのに対し、畑、住宅用地、道路交通用地の割合が上昇する。特に小山川下流域における畑面積の増加は著しく、この地域に埼玉県を代表する農業地帯があることの影響と考えられる。

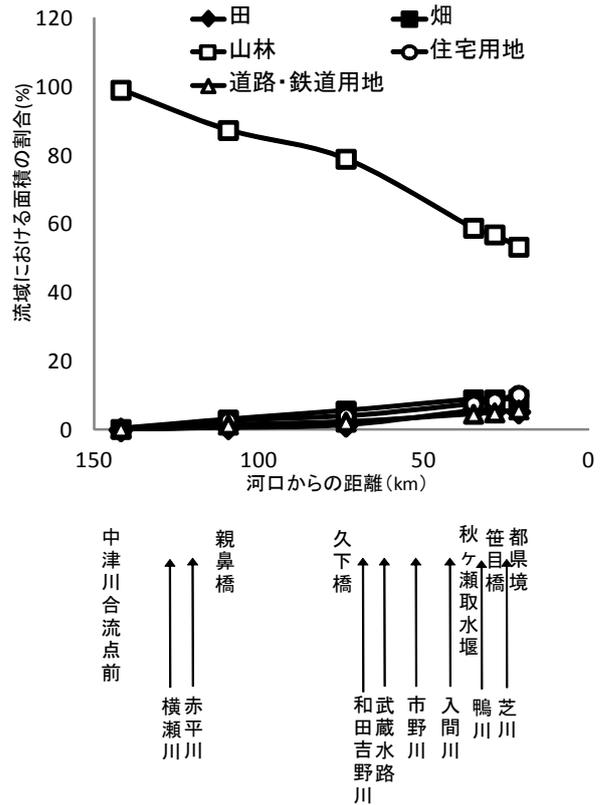


図2 荒川流域における主要地目の面積割合

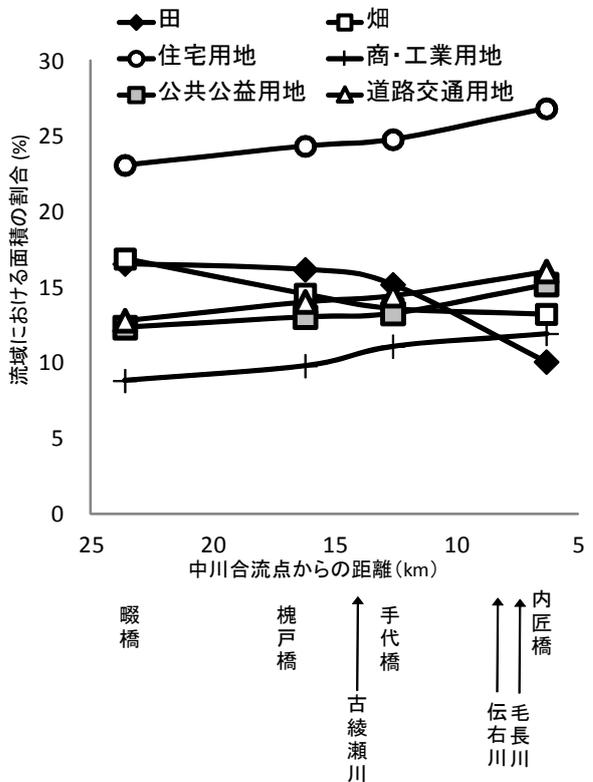


図3 綾瀬川流域における主要地目の面積割合

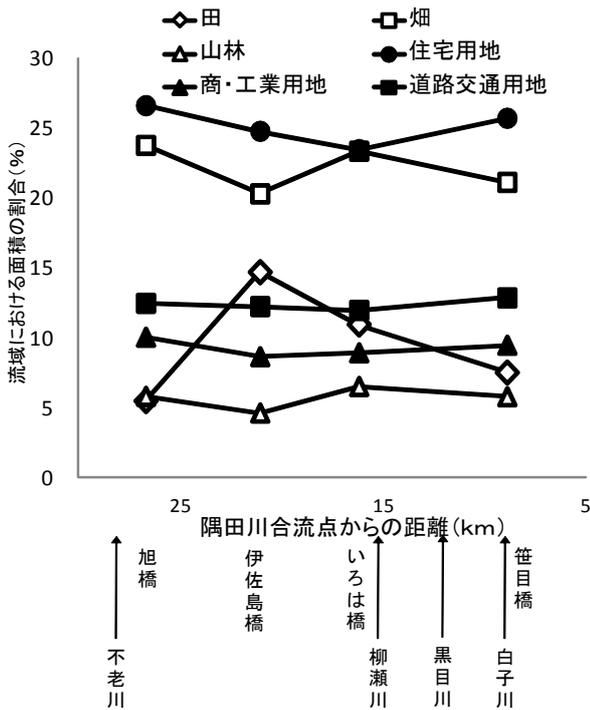


図4 新河岸川流域における主要地目の面積割合

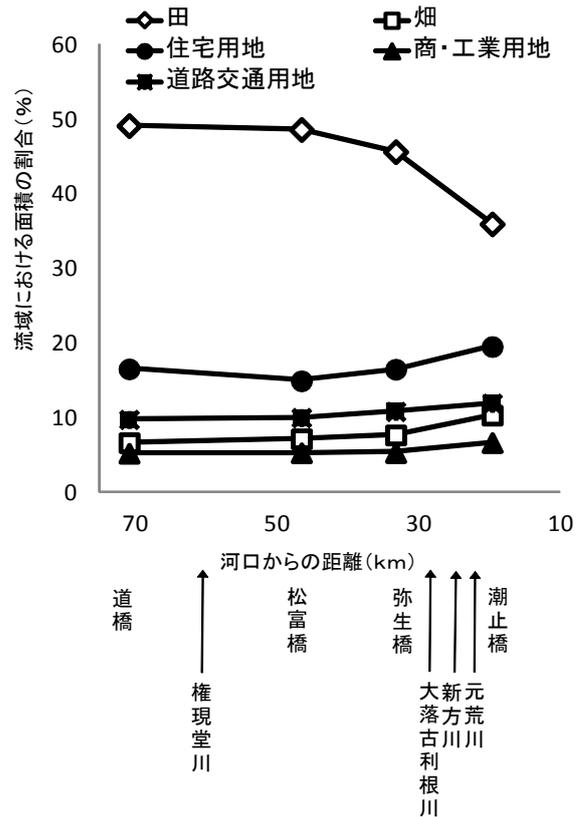


図6 中川流域における主要地目の面積割合

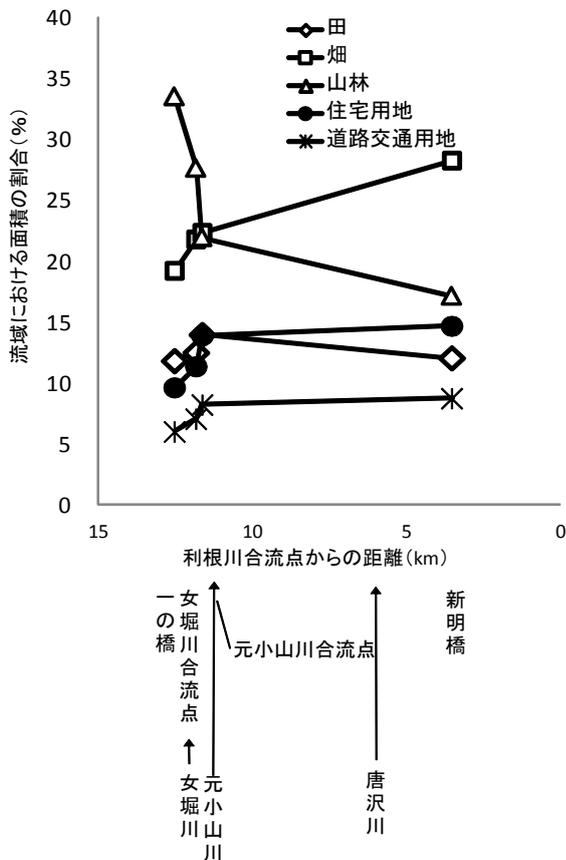


図5 小山川流域における主要地目の面積割合

### 3.6 中川流域の土地利用特性

中川は長さ84km、流域面積987km<sup>2</sup>の河川である<sup>9)</sup>。中川流域における主要地目の面積割合を図6に示す。上流域の環境基準点である道橋(加須市)の上流域では田が49%、住宅用地が17%、道路交通用地が10%と高い寄与を示していた。この割合は弥生橋(松伏町)まで同程度で推移していたが、弥生橋の下流で大落古利根川、新方川、元荒川が合流し、これら流域の影響が加わった結果、田の面積割合が36%に減少し、一方で住宅用地、畑、商・工業用地の割合が上昇した。それでもなお田の面積割合が36%と高いことが中川流域の特徴としてあげられるため、面源由来の汚濁負荷を評価する際には、田の影響にまず注目する必要があると考えられる。

## 4 まとめ

本報告は、埼玉県内の各流域(荒川、綾瀬川、新河岸川、利根川、中川)における土地利用状況を明らかにするために、平成22年に実施された都市計画基礎調査のデータを流域別に集計し直した結果をまとめたものである。また対象流域に設定された環境基準点上流部の土地利用特性を明らかにするために、流域における地目別の面積割合も示した。今後は土地利用状況を整理し、流域内の土地利用特性

の変化を把握すると共に、水質との関連を解析するなどして、活用したい。

---

### 文 献

- 1) 総理府・厚生省(1971)昭和46年版公害白書
- 2) 環境省(2014)非特定汚染源対策の推進に係るガイドライン(第二版),1.
- 3) 埼玉県総務部統計課(2012)平成23年市町村勢概要地目別土地面積, <http://www.pref.saitama.lg.jp/a0206/a350/a350a2011.html> (2015年6月10日閲覧)
- 4) 埼玉県 e〜コバトン環境マップシエーブファイルダウンロード <http://www.pref.saitama.lg.jp/a0502/gis/gisdown.html> (2015年6月10日閲覧)
- 5) 埼玉県(2006)荒川水系荒川上流ブロック河川整備計画(県管理区間),1.
- 6) 高橋裕ら(2013)全世界の河川事典,丸善出版株式会社,180.
- 7) 埼玉県(2006)荒川水系新河岸川ブロック河川整備計画(県管理区間),1.
- 8) 高橋裕ら(2013)全世界の河川事典,丸善出版株式会社,172.
- 9) 高橋裕ら(2013)全世界の河川事典,丸善出版株式会社,191.

付表1 荒川流域における地目別土地利用面積

単位:ha

		田	畑	山林	水面	その他 自然地	住宅 用地	商・工業 用地	公共公 益用地	道路交 通用地	その他
	荒川全域	11401	19445	116722	3402	6842	22565	7336	5329	12946	14220
本 川	中津川合流点上流	0	28	17226	48	4	22	1	9	56	2
	中津川合流点－巴川橋	12	301	24993	352	144	266	47	45	226	78
	巴川橋－親鼻橋	113	533	3167	131	191	834	182	123	327	622
	親鼻橋－花園橋	141	1247	6198	292	182	739	190	216	390	572
	花園橋－川本	602	1635	479	130	238	842	602	156	550	281
	川本－久下橋	114	197	6	93	358	154	109	37	134	320
	久下橋－御成橋	521	587	19	76	323	328	51	366	198	87
	御成橋－開平橋	576	1319	248	101	355	998	228	155	484	350
	開平橋－治水橋	193	191	63	59	165	182	67	74	121	436
	治水橋－秋ヶ瀬堰	204	5	15	87	180	0	8	4	53	506
	秋ヶ瀬堰－笹目橋	0	0	0	200	215	1	3	12	39	199
	笹目橋－新荒川大橋	0	1	0	59	36	69	30	16	61	111
	新荒川大橋－都県境	0	0	0	22	12	1	2	1	6	37
支 川	横瀬川流域	82	285	5616	66	306	389	102	68	177	221
	赤平川上流域	93	664	12524	93	128	329	77	92	158	188
	赤平川下流域	213	548	8388	106	348	406	88	42	228	269
	和田吉野川流域	1143	807	691	54	165	556	199	192	356	426
	市野川上流域	470	672	1363	93	139	758	337	120	568	514
	市野川下流域	2570	1413	1332	208	406	1194	386	433	827	730
	入間川最上流域	2	188	8689	80	130	316	51	68	183	273
	入間川上流域	8	272	584	37	80	574	183	136	294	272
	入間川中流域	109	384	74	55	292	503	219	129	293	640
	入間川下流域	1620	583	28	86	315	556	322	114	434	205
	成木川流域	7	88	1162	10	21	96	12	29	54	202
	霞川流域	0	522	162	21	22	338	178	76	211	192
	越辺川上流域	212	564	4139	62	65	482	88	110	265	614
	越辺川中流域	370	631	1277	69	142	479	143	140	325	507
	越辺川下流域	658	1015	367	74	262	1149	422	296	742	608
	高麗川上流域	2	168	5827	43	65	236	24	37	172	128
	高麗川下流域	129	580	679	54	244	392	108	121	200	330
	都幾川流域	356	646	4305	114	428	457	160	88	306	721
	槻川下流域	118	204	1521	39	38	219	67	66	153	269
	槻川上流域	77	291	4541	41	196	316	33	41	145	196
	小畔川上流域	194	701	600	72	129	523	214	105	298	689
	小畔川下流域	80	109	26	15	61	242	77	70	115	56
	鴨川上流域	43	303	88	16	65	982	292	152	447	280
	鴨川下流域	263	189	16	38	85	1342	349	336	610	330
	笹目川流域	4	27	1	20	16	804	333	187	434	217
	菖蒲川流域	1	19	1	44	2	689	267	128	381	209
	芝川上流域	17	264	61	15	40	942	340	190	437	303
芝川中流域	76	989	181	67	178	1136	232	244	587	417	
芝川下流域	7	258	64	44	50	1353	271	239	689	441	
旧芝川流域	0	14	1	13	20	373	243	68	211	169	

付表2 綾瀬川流域における地目別土地利用面積

単位:ha

		田	畑	山林	水面	その他 自然地	住宅 用地	商・工業 用地	公共公 益用地	道路交 通用地	その他
	綾瀬川全域	1550	2037	433	222	402	4138	1837	2342	2475	0
本 川	綾瀬川上流域	452	577	202	38	132	858	298	426	442	0
	関谷橋－啜橋	689	587	88	48	160	734	308	424	440	0
	啜橋－槐戸橋	335	164	2	39	39	630	286	339	399	0
	槐戸橋－都県境	0	16	1	15	3	158	111	59	80	0
支 川	古綾瀬川流域	45	34	1	20	8	262	217	140	167	0
	伝右川上流域	18	225	69	26	25	283	92	340	243	0
	伝右川下流域	7	165	31	14	12	579	171	250	306	0
	毛長川流域	4	244	40	10	20	493	226	229	286	0
	桁川流域	0	25	0	12	4	140	128	135	112	0

付表3 新河岸川流域における地目別土地利用面積

単位:ha

		田	畑	山林	水面	その他 自然地	住宅 用地	商・工業 用地	公共公 益用地	道路交 通用地	その他
	新河岸川全域	2124	5973	1636	289	478	7270	2677	1717	3635	2486
本 川	新河岸川上流域	437	300	31	22	58	842	352	182	398	142
	旭橋－伊佐島橋	1352	572	98	105	72	890	250	160	493	193
	伊佐島橋－いろは橋	254	575	108	17	58	466	214	115	259	155
	いろは橋－笹目橋	61	166	19	36	108	263	131	123	156	118
支 川	不老川上流域	0	606	167	15	13	620	225	109	274	399
	不老川下流域	0	993	267	10	49	664	226	127	325	143
	砂川堀上流域	0	802	359	12	14	559	183	188	309	234
	砂川堀下流域	15	541	196	11	16	370	229	71	192	105
	柳瀬川上流域	1	104	123	13	16	396	92	51	141	165
	東川流域	0	402	89	13	6	557	175	128	285	177
	柳瀬川中流域	0	126	28	3	6	184	30	13	76	36
	柳瀬川下流域	0	383	72	12	36	491	285	172	274	155
	黒目川流域	3	299	57	13	27	635	203	130	295	214
	越戸川流域	0	66	14	3	1	212	47	130	118	224
白子川流域	0	38	9	3	1	118	36	20	41	26	

付表4 利根川流域の地目別土地利用面積

単位:ha

		田	畑	山林	水面	その他 自然地	住宅 用地	商・工業 用地	公共公 益用地	道路交 通用地	その他
	利根川全域	5970	8845	6709	1839	3085	5272	1943	881	3291	2667
本川	板東大橋	0	18	2	119	254	0	0	0	9	64
	板東大橋－刀水橋	82	495	2	251	531	120	39	24	109	98
	刀水橋－利根大堰	0	4	0	141	89	0	0	0	17	89
	利根大堰－栗橋	899	133	5	498	819	205	57	32	185	65
	江戸川上流	0	38	0	80	213	0	0	0	9	47
	江戸川中流	0	0	0	55	124	0	26	0	18	180
	江戸川下流	0	0	0	47	48	0	56	0	2	6
支川	神流川上流域	42	151	2778	114	100	97	46	17	97	215
	神流川下流域	0	8	0	41	103	0	1	0	6	9
	御陣場川流域	664	718	12	16	74	397	135	66	276	55
	元小山川流域	52	172	4	10	20	463	183	62	185	87
	小山川流域	1206	1962	3417	206	188	984	341	168	614	1107
	小山川下流域	185	1696	23	64	197	454	108	75	304	63
	女堀川流域	525	1060	410	44	73	592	299	97	364	186
	唐沢川流域	98	797	17	8	38	438	135	90	238	110
	福川流域	2217	1593	40	145	215	1522	519	250	856	287

付表5 中川流域の地目別土地利用面積

単位:ha

		田	畑	山林	水面	その他 自然地	住宅 用地	商・工業 用地	公共公 益用地	道路交 通用地	その他
	中川全域	26208	7601	685	1820	1943	14627	5054	2927	9053	4441
本川	中川上流	2725	370	16	92	156	918	290	167	542	268
	道橋－行幸橋	2624	407	22	115	196	925	328	147	632	299
	行幸橋－松富橋	1824	283	35	150	101	364	163	75	304	207
	松富橋－豊橋	1696	337	26	56	103	595	168	123	426	170
	豊橋－弥生橋	202	47	1	14	16	129	32	22	69	31
	弥生橋－八条橋	600	151	6	104	67	367	198	67	301	270
	八条橋－潮止橋	25	122	1	100	77	280	142	51	147	106
	倉松川流域	1064	264	34	60	23	734	199	170	437	198
支川	青毛堀川流域	1224	269	22	67	130	759	249	145	389	171
	大落古利根上流域	2535	758	39	140	115	1208	445	280	760	289
	大落古利根中流域	1871	1064	155	160	163	1104	477	234	777	357
	大落古利根下流域	335	392	76	110	151	736	328	141	393	204
	新方川流域	905	338	17	48	56	1258	305	238	706	351
	星川下流域	22	3	0	4	2	1	0	1	2	0
	星川上流域	1828	404	21	89	69	793	185	153	444	242
	忍川流域	851	130	5	40	22	658	185	141	356	141
	元荒川最上流域	649	237	11	41	68	551	272	82	368	136
	元荒川上流域	4034	1362	113	199	174	1565	547	295	935	368
	元荒川中流域	243	224	75	49	75	477	102	51	234	79
	元荒川下流域	51	118	10	81	114	337	75	54	174	106
	大場川流域	900	319	1	101	65	869	364	288	658	449