

河川基金助成事業

「熊本県の河川に侵入した外来植物ヒガタアシの遺伝的特性と分布拡大に関する研究」

助成番号：2020-5311-009

熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
特別研究員 松田竜也

2020 年度

1. はじめに

ヒガタアシ (*Spartina alterniflora*) は、アメリカ合衆国東海岸を原産とするイネ科の植物である (図 1)。塩分に高い耐性を持つため他の植物が生育できないような高塩濃度の塩性湿地に生育可能で、原産地では塩性湿地の植生の中で優占種となる。高さ 3 m 程度まで成長し、発達した地下茎を持つ密生集団を形成するなど、我が国在来の塩生植物であるヨシ (*Phragmites australis*) と類似した生物学的特徴を持つ (木村ほか 2016)。近年、ヒガタアシはアメリカ西海岸、中国、ヨーロッパ、オセアニアといった世界各地の塩性湿地や干潟に侵入し、分布を拡大している (ISSG 2005)。我が国には、ヒガタアシおよびその上位分類群である *Spartina* 属は自生していなかったが、2008 年に三河湾の梅田川 (愛知県豊橋市) で初めてヒガタアシ様植物の生育が確認され、国内への侵入が確認された (環境省 2012a, 愛知県 2021)。翌 2009 年には八代海の大野川 (熊本県宇城市) でもヒガタアシの侵入・定着が確認され (環境省 2012b)、その後、三河湾の他の河川や有明海の白川・坪井川 (熊本市) などにも侵入した (環境省 2012a, b)。2020 年には山口県下関市でもヒガタアシの群落が発見された (図 2)。このように予期せぬ地点でもヒガタアシは侵入するため、将来的には日本各地のどの河川でもヒガタアシが侵入するリスクがある。

ヒガタアシは、侵入先で大規模なコロニーを形成する (図 3)。その大きな構造物は、河川において水の流れを阻害し、干潟の草地化と土砂の堆積、貧酸素水の発生などを引き起こす (Knutson et al. 1982, Stumpf 1983)。さらにヨシを始めとする在来の塩生植物と競合し、土砂の堆積によってベントス群集の種組成・現存量を改変するなどして、生態系や景観を一変させてしまう (Wan et al. 2009, Zhou et al. 2009)。そのため、環境省は 2014 年に、ヒガタアシおよびその上位分類群である *Spartina* 属全種を「特定外来生物」に指定し、防除の対象とした (環境省 2021)。

愛知県内の河川では、行政や市民団体が中心となり、ほぼすべてのヒガタアシが駆除された (環境省 2013)。また、熊本県内の大野川以外の河川 (白川・坪井川) でも、2015 年以降、環境省が重機による浚渫 (図 4) や防草シートの設置 (図 5, 6) を行い、2022 年時点で除去はほぼ終了している (環境省 2015)。一方、大野川は底質が粘土質であり、干潟への重機等の持ち込みが困難なため、駆除が行われてこなかった。2019 年末になって環境省と熊本県が一部のコロニーに対してシート被覆による駆除を開始した。大野川では、2022 年現在も駆除作業は継続中である。

ヒガタアシは植物断片からの無性的な発生と有性生殖による種子発芽によって新たなハビタットに侵入する (Deng et al. 2008)。コロニーが大規模化すると、駆除が困難になるため、初期のうちに駆除することが望ましい。そのためには、ヒガタアシが定着するリスクの高い環境を事前に把握することが重要である。大野川におけるヒガタアシの生育実態の調査は、2014、2018、2020 年に環境省によって行われたが、河川全域の生育面積を把握することが目的であり、局所的な分布拡大の実態や在来の植物への影響は評価されなかった (環境省 未発表)。しかし、本河川におけるヒガタアシの分布拡大の様式を明らかにすることは、今後の駆除・管理を円滑に行うためにも不可欠な知見である。さらに分布だけでなく、国内に侵入したヒガタアシの基礎生態学的な知見を得ることで、今後のヒガタアシ駆除・管理に役立てることができる。大野川にはヒガタアシと形態的・生態学的類似性を持つ塩生植物ヨシが自生している。ヒガタアシの分布や成長特性を知るために、ヨシの分布や成長と比較することは重要なアプローチとなる。そこで本研究では、大野川におけるヒガタアシの分布と拡大、成長の特性を知ることを目的として、大野川全域でのヒガ

タアシの分布調査，地点間の成長量，発芽特性について調べた．

キーワード：塩生植物，侵略的外来生物，塩性湿地，ドローン空撮



図 1．大野川河口に繁茂するヒガタアシ



図 2．山口県下関市に侵入したヒガタアシ



図 3．大野川河口の空中写真



図 4．カットバージ浚渫船によるヒガタアシ除去（白川，2015 年）



図 5．防草シートの設置作業風景



図 6．防草シート（坪井川）

2. 調査・実験方法

2. 1 調査地

ヒガタアシ分布調査は、熊本県宇城市大野川流域（32°37'58"N 130°39'34"E）で行った。大野川は宇城市東部の高岳山南東部の山（標高 169.1 m）に源を発し、宇城市の市街地を流下し河口付近ではいくつかの支流（浅川、明神川、浅井手川）と合流して、下流部の水田地帯を経て不知火海に注いでいる、流域面積 25.0 km²、流路延長 7 km の二級河川である(図 7)。流域の地形は、上流域で山地地形となり、溜池が多く点在する。宇城市市街地のある中流域は起伏の緩やかな丘陵地や平野部からなる。市街地より下流部の水田地帯では低地が広がり、八代海（不知火海）に注ぐ河口付近では干拓地・埋立地となる。流域の地質は、上流域で、溶結凝灰岩、変成岩からなり、中流から下流域にかけては、段丘砂礫層からなっており、河口付近では沖積層からなる干拓地・埋立地となる。宇城市松橋地区および不知火地区は八代海湾奥部に位置する。この海域は大潮時に最大 4 m 以上の干満差があり、潮止地点より下流は海水が流入するため感潮域となっている。

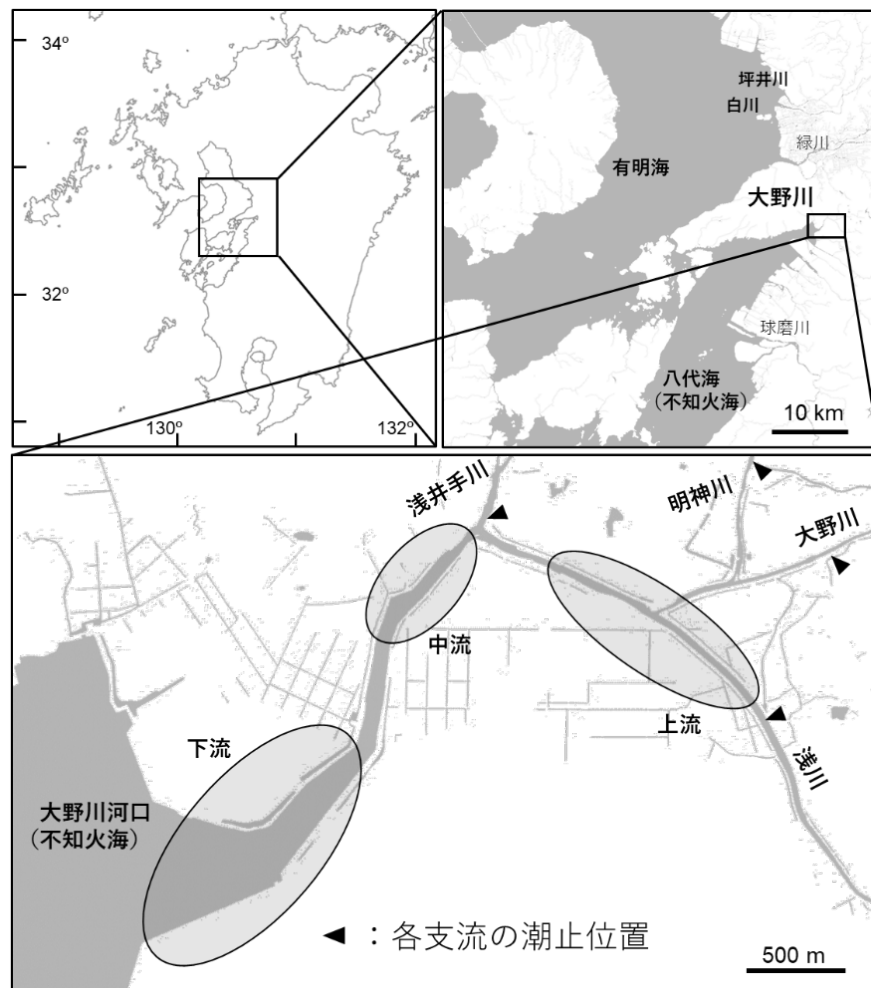


図 7. 調査地（熊本県宇城市松橋周辺）

2. 2 ヒガタアシとヨシの分布調査

2019 年 5 月に大野川およびその支流で目視による生育植物の種判別を行い、ヒガタアシおよびヨシの生育地点を調べた。ヒガタアシの形態的特徴は、「平成 23 年度 外来生物問題調査検討業務報告書 参考資料」(環境省 2012c)を参照した。なお、後に DNA を抽出し、形態的特徴だけでなく遺伝情報からもそれらの植物がヒガタアシであることを確認した。次に河川感潮域の塩生植物生育地 56 定点を設定し、ドローン (Mavic Air, DJI) の空撮ポイントとした。ただし、河川の地形やドローンの航続時間などの制限から、これらの定点は等間隔ではない。これらの定点でドローン空撮を行った。空撮画像と現地調査の結果を踏まえて、各定点の植生を判断し、ヒガタアシまたはヨシの生育が認められた地点をマッピングした (Fig. 2)。また、2021 年も目視による分布調査を河川全体で継続した。後述する植生を目安に浅川潮止より下流の感潮域を 3 区域に分割し、それぞれの区域に対応するヒガタアシの生育調査区域 (上流, 中流, 下流) と設定した

(図 7)。塩分計 (ATAGO PAL-SALT, Japan) を用い、2020 年 9 月の中潮の最干潮時の前後 1 時間 (同日内) に上流, 中流, 下流内で深さ 30 cm まで底質を掘削し、間隙水の塩分を測定した (N = 8)。各地点のヒガタアシの侵入, 拡大の経過は、ドローン空撮画像および Google Earth の過去の空中写真を元に、ヒガタアシの生育面積の変化を調べることで明らかにした。ただし、下流部ではヒガタアシ侵入以前 (2009 年以前) の Google Earth 空中写真が得られなかったため、国土地理院ウェブサイト (<https://mapps.gsi.go.jp/>) より画像データを得た。Google Earth 画像では、植生の色の違いから、ヒガタアシとヨシの種判別を行った。面積の算出は、ドローン空撮の画像データについては専用ソフトである DroneDeploy (<https://www.dronedeploy.com/>) を、その他の画像における面積算出については Image J (<https://imagej.nih.gov/ij/>) を用いて行った。また、2014, 2018, 2020 年のヒガタアシ面積は、「令和 2 年度大野川における特定外来生物スパルティナ属生育状況調査等業務報告書」(環境省 未発表)を参照した。

2. 3 分子系統樹の作製

それぞれの区域 (上流, 中流, 下流) に生育するヒガタアシの葉 (約 50 mg) を採集し、-20°C で保存した。DNeasy Plant Mini Kit (Qiagen, Germany) を用い、マニュアルに従って DNA を抽出した。得られた DNA を用いて ITS 領域 (核 DNA) および trnT-trnL 領域 (葉緑体 DNA) について PCR を行い、DNA 断片をシーケンスした。PCR に際して、ITS 領域については、プライマー ITS1 (5'-TCCGTAGGTGAACCTGCGC-3') および ITS4 (5'-TCCTCCGCTTATTGATATGC-3'), trnT-trnL 領域については、プライマー trnT-trnL-A (5'-CATTACAAATGCGATGCTCT-3') および trnT-trnL-B (5'-TCTACCGATTTCGCCATATC-3') を用いた (White et al. 1990, Taberlet et al. 1991)。得られた DNA 配列と GeneBank に登録されていた *Spartina* 属植物または *Phragmites* 属植物の DNA 配列を Clustal W でアライメントを行った後、MEGA X (Kumar et al. 2018) を使用し、近隣結合法で分子系統樹を作成した。

2. 4 成長量の比較

それぞれの区域 (上流, 中流, 下流) は、ヒガタアシのみが生育している地点 (下流)・ヨシのみが生育している地点 (上流)・ヒガタアシとヨシのどちらも生育している地点 (中流) である。それぞれの区域内に 1 m 四方のコドラートを設置した。コドラート内の植物個体を標識し、

2020 年 3 月より 9 月まで 2 週間ごとに草丈を測定した。なお、2020 年 7 月豪雨の影響によりいくつかの個体が枯死したため、最終的に測定できたのはそれぞれ 44 個体（ヒガタアシ下流）、21 個体（ヒガタアシ中流）、8 個体（ヨシ中流）、18 個体（ヨシ上流）である。トレースした成長量（実測値）をロジスティック曲線に当てはめ、成長曲線モデルを作成し、各地点の植物個体の予想最大草丈（理論値）を算出した。用いた数式は以下の通り。

$$H = \frac{H_{max}}{1 + be^{-ct}}$$

ただし、 H 、草丈； H_{max} 、最大草丈； b & c 、ロジスティック曲線のパラメーター； t 、日数。
なお、それぞれのパラメーター（ H_{max} , b , c ）は最小二乗法で算出した。

2. 5 植物断片からの無性発芽と分解の動態

ヒガタアシとヨシを根元から採集し、植物断片とした。それらの断片の湿重量を測定し、プラスチックバッグに詰めた。それぞれの袋は、ヒガタアシとヨシが混生する中流域 (32°38'39"N 130°40'01"E) の砂泥表面に設置した。一月後に回収し、湿重量を測定した。また、発芽の有無を確認した。なお、袋の設置時期は 2020 年の 6 月、7 月、9 月で、6 月のみ、砂泥を表層より 20 cm 掘削して設置した。回収後の植物体は 60°C、48 時間乾燥させ、乾重量とした。別個にヒガタアシとヨシの植物体を採集し、同様の手法で乾燥させ、湿重量と比較することで含水率を算出し、この値を一般的な含水率として用いた。

2. 6 種子発芽実験

種子発芽実験は Hayasaka et al. (2020) を参考に行った。2020 年 12 月に種子を採集し、すぐに蒸留水を入れたビニール袋に詰めた。研究室に持ち帰り、穎果が詰まっているか指で押さえて確認し、空の種子は廃棄した。それらの種子を 4 °C で 2 か月保存した。ペトリ皿にろ紙を置き、その上に種子を 50 個ずつ静置した。

人工海水 (Sealife, Marinetech, Tokyo, Japan) を各濃度 (0, 10, 20, 30, 40 g/L) で蒸留水に溶解させ、この海水を用いてろ紙を浸潤した。浸潤は 5 ml (湿潤) および 40 ml (水没) の条件とした。40 ml で浸潤した場合、種子は全て水没させ、5 ml の場合、種子は気相に触れた状態で浸潤させた。これらのペトリ皿を以下の温度 (15, 20, 25, 15/25 °C) を設定した人工気象器に静置した。15, 20, 25 °C は定温だが、15/25 °C は 12 時間ごとにその温度が切り替わる設定とした。それぞれ暗所で、30 日後の発芽していた種子の数を元の種子の数 (50 個) で除し、累積発芽率とした。塩濃度 (5 種)、温度 (4 種)、浸潤条件 (2 種) の 40 通りの組み合わせを試験した。なお、それぞれの条件は 4 繰り返しを行った。累積発芽率は一般化線形モデル (Generalized linear model, GLM) を用いた。

3. 結果

3. 1 ヒガタアシとヨシの分布

56 定点におけるヒガタアシ、およびヨシの有無を目視調査とドローン空撮画像に基づき地図上にプロットした (図 8). なお, 2022 年現在もそれぞれの潮止より上流のエリアではヒガタアシの生育は確認されていない. ヒガタアシは感潮域上部の 1 か所 (上流) の小規模なコロニー (図 9 A) を除けば, 中流から下流に分布していた (図 9 B, C). 一方, ヨシは上流から中流に分布し (図 9 D), 下流には存在しなかった (図 8). 各支流の潮止よりも上流部にはヒガタアシは見られなかった. なお, 感潮域中部から下部のヒガタアシは, 環境省や自治体の調査で, 既に把握されていたが, 上流部の植物個体については, これまで報告はなかった (環境省 2012b). ヒガタアシはヨシなどと形態的に類似していること, またこの上流部の植物個体は他のヒガタアシの集団から約 2 km 離れた地点で生育していたことから, この植物がヒガタアシであるかを確認するため, 上流, 中流, 下流のヒガタアシの植物個体から DNA を抽出し, ITS 領域および trnT-trnL 領域の配列を比較した. その結果, すべての個体の DNA 配列は同一で, 過去に報告された *Spartina* 属植物の中ではヒガタアシの配列と最も近かった (図 10). よって, 上流を含め, 全ての集団がヒガタアシであることが確かめられた. これら 3 地点の間隙水塩分は, 上部では $9.0 \pm 0.9 \text{ ‰}$, 中部では $17.9 \pm 1.5 \text{ ‰}$, 下部では $21.8 \pm 1.3 \text{ ‰}$ で, 河口からの距離に対応して低くなった (図 11).

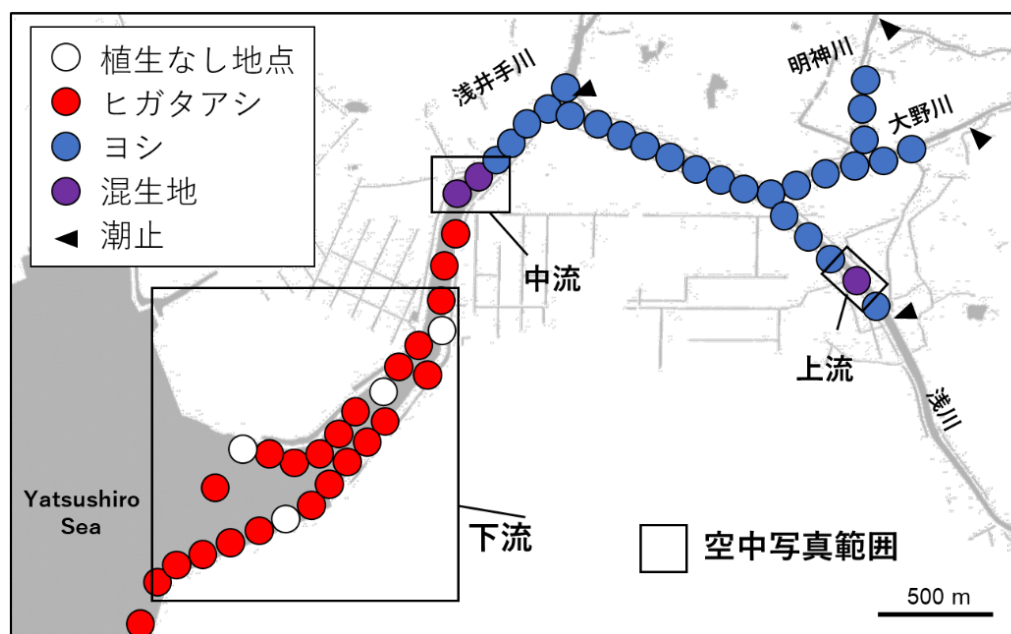


図 8. 大野川におけるヒガタアシとヨシの分布



図 9. 上流 (A), 中流 (B), 下流 (C) のヒガタアシ写真とヨシ原写真 (D)

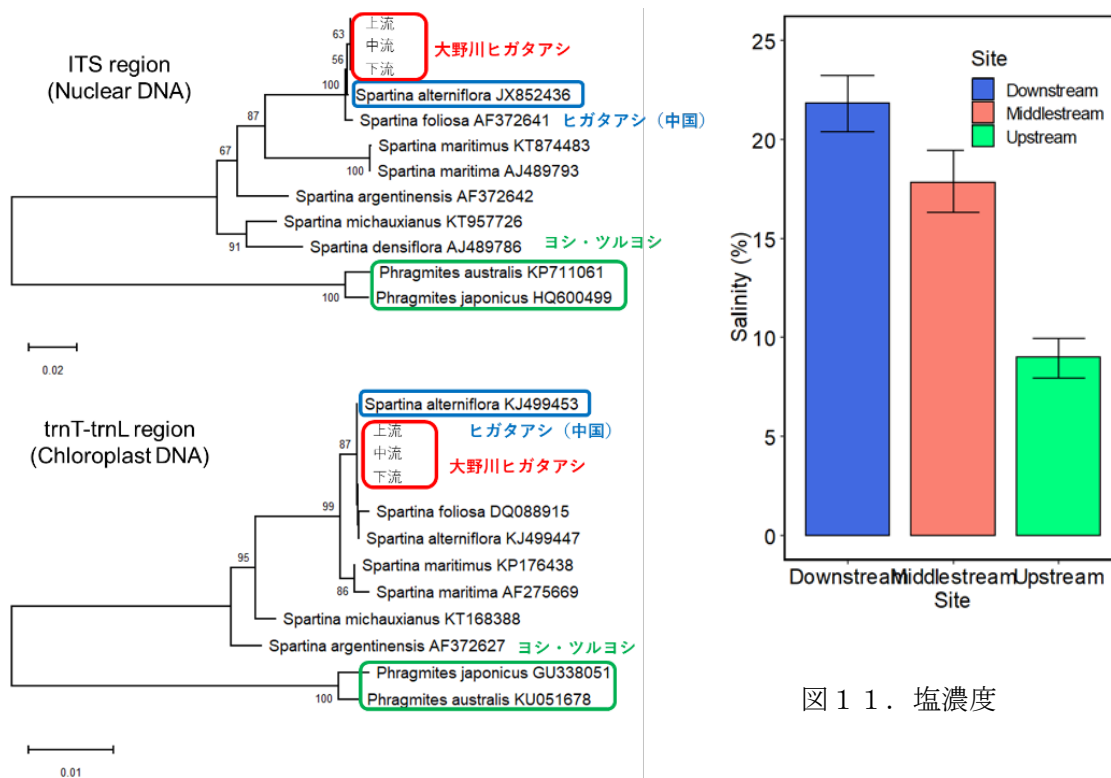


図 1 1. 塩濃度

図 1 0. 大野川ヒガタアシの遺伝子比較

3. 2 ヒガタアシの侵入と面積の拡大

ヒガタアシがどのように侵入、定着したかを調べるため、Google Earth の 2018 年以前の空中写真とドローンによる 2019 年と 2020 年の空撮画像を解析した。その結果、上流では 2014 年にヒガタアシが侵入し、そこからコロニーを拡大した様子が視覚的に確認された (図 1 2)。ヒガタアシが侵入した地点は、2014 年時点では、ヨシが生育していない裸地であった。コロニーの周囲が裸地であったため、ヒガタアシは 2018 年までに、50 m²程度まで面積を拡大した。ただし、ヒガタアシコロニーの両側からヨシも面積を拡大し、2019 年時点では両種のコロニーが接する形になった。なお、このヒガタアシコロニーは 2019 年末に防草シートで被覆され、2021 年現在も駆除が継続されている。

中流のヒガタアシは、2012 年から 2014 年の間に侵入した (図 1 3)。確認できたヒガタアシのコロニー数は、2014 年は 2 個、2015 年は 3 個で、その後も 3 個のコロニーが確認できたが、2017 年にはヨシと隣接する 1 個のコロニー以外は消失した。しかし、2018 年には少なくとも 8 個のコロニーが確認でき、それ以降は減少していない。一方、ヨシは 2012 年以降、新たなコロニーを形成することなく、単一のコロニーを維持した。ヨシに隣接したヒガタアシのコロニーは、侵入当初からヨシの縁辺部に隣接しており、2017 年頃からヨシの生育していた領域に侵入していく様子が確認できた。中流の混生地におけるヒガタアシの面積とヨシの面積を定量すると、2012 年以降のヨシの面積は一定あるいは微増であったのに対し、ヒガタアシの面積は 2018 年以降急拡大した (図 1 3)。

下流部ではヒガタアシ侵入以前の Google Earth 空中写真が得られなかったため、国土地理院ウェブサイトを 2009 年 5 月の空撮画像データを得た (図 1 4)。大野川におけるヒガタアシの初確認は 2009 年であったが (環境省 2012b)、5 月時点の航空写真ではヒガタアシのコロニーは見当たらず、裸地の干潟であった。ところが 2013 年になると、ヒガタアシのコロニーが少なくとも 8 個確認でき、その後コロニー数が増え、2018 年には確認できるだけでも 30 個となった。それぞれの画像を元に Site C におけるヒガタアシの面積を定量すると、ヒガタアシ面積は、侵入から 4 年後の 2013 年時点では、約 1,800 m²であり、2016 年には 8,000 m²を超え、2018 年には 18,000 m²以上に達した。

大野川全域のヒガタアシの分布と面積は、環境省が 2014 年以来、定期的にモニタリングしているが (環境省 未発表)、本研究でもドローンを用いて 2019 年および 2020 年に大野川全域のヒガタアシ面積の定量を行った。その結果を図 1 5 に示す。環境省の調査および本研究で行ったドローン調査によって定量されたヒガタアシ面積は、2014 年 10 月は 4,465 m²、2018 年 11 月は 18,773 m²、2019 年 5 月は 19,626 m²、同年 10 月は 23,285 m²であった。2019 年末から防草シートによる駆除が開始され、6,191 m²のコロニーが駆除中であるが、その分を差し引いても、2020 年 5 月は 19,212 m²、同年 10 月は 22,886 m²になる。ヒガタアシの面積は、駆除が行われている部分の面積を含めると、2014 年 11 月から 2020 年 10 月まで毎年およそ 30%ずつ増加していると推定された。ただしその翌年は、防草シートの設置範囲が広がり、2021 年 12 月時点で、15,516 m²と減少した。

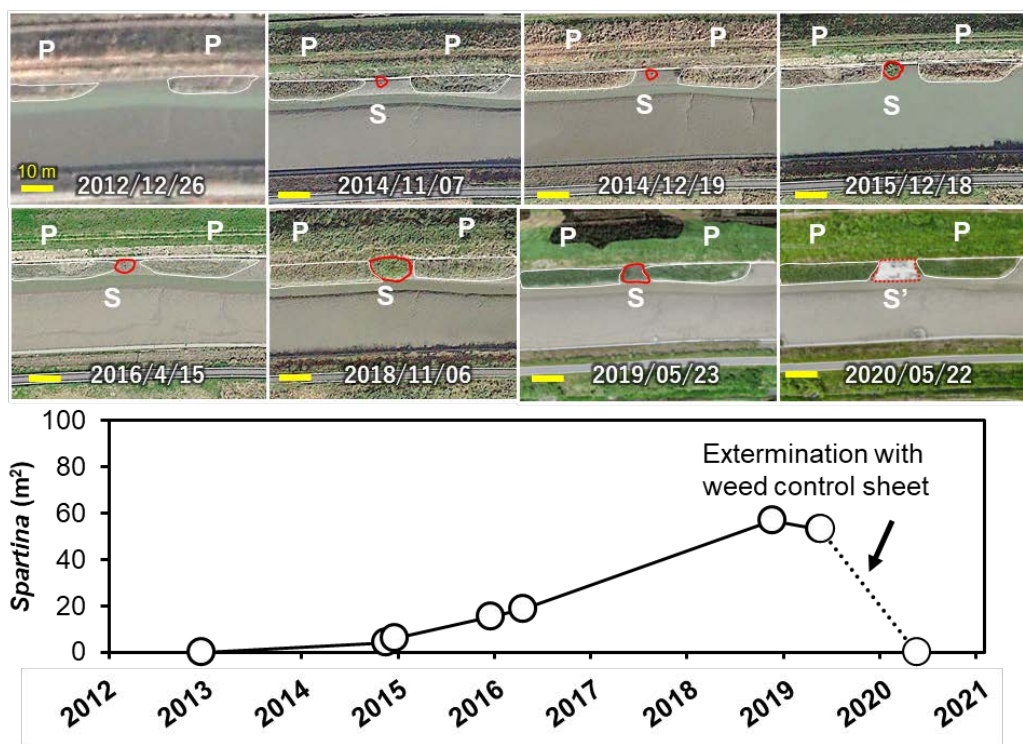


図 1 2. 上流部のヒガタアシの拡大 (S, ヒガタアシ; P, ヨシ)

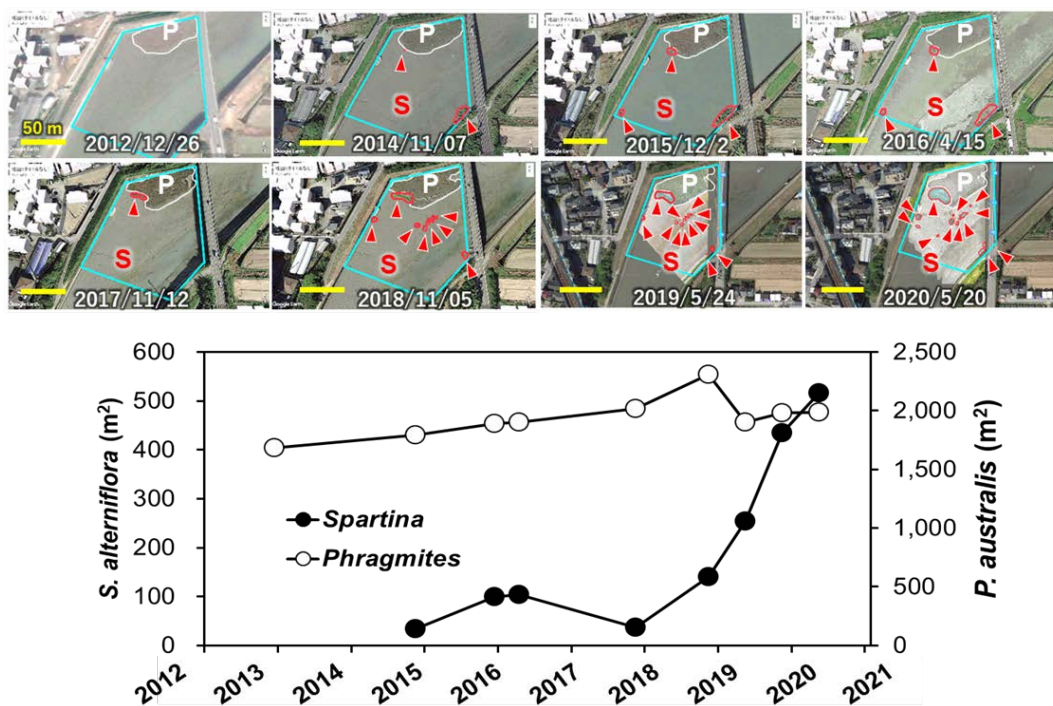


図 1 3. 中流部のヒガタアシの拡大 (S, ヒガタアシ; P, ヨシ)

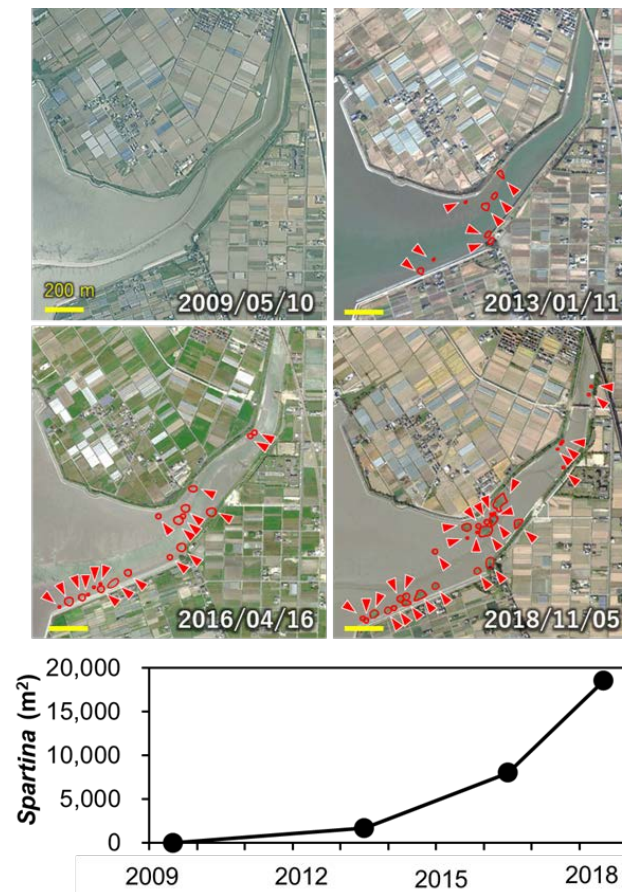


図 1 4．下流部のヒガタアシの拡大

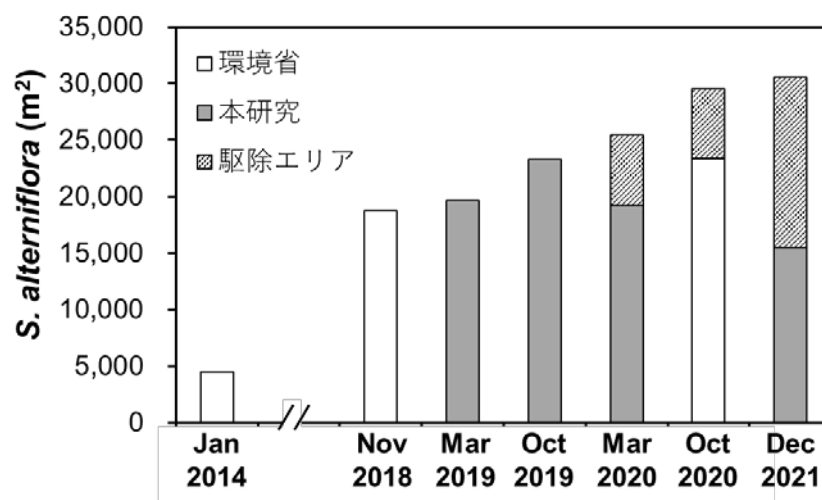


図 1 5．大野川全域のヒガタアシ面積

3. 3 大野川のヒガタアシの成長様式

ヒガタアシやヨシは植物個体から無性的に発芽可能である。洪水などで植物断片が発生し、それらの断片が親株として発芽可能であるか、また親株の分解の動態を調べるためにリターバッグ実験を行った。まず両種の草丈と重量（湿重量，乾重量）の相関を調べた。その結果，湿重量，乾重量とも草丈に比例して重量が増大した（図16）。また，ヒガタアシおよびヨシの含水率の平均は，それぞれ71%および44%で，ヒガタアシの方が有意に高かった（図17）。

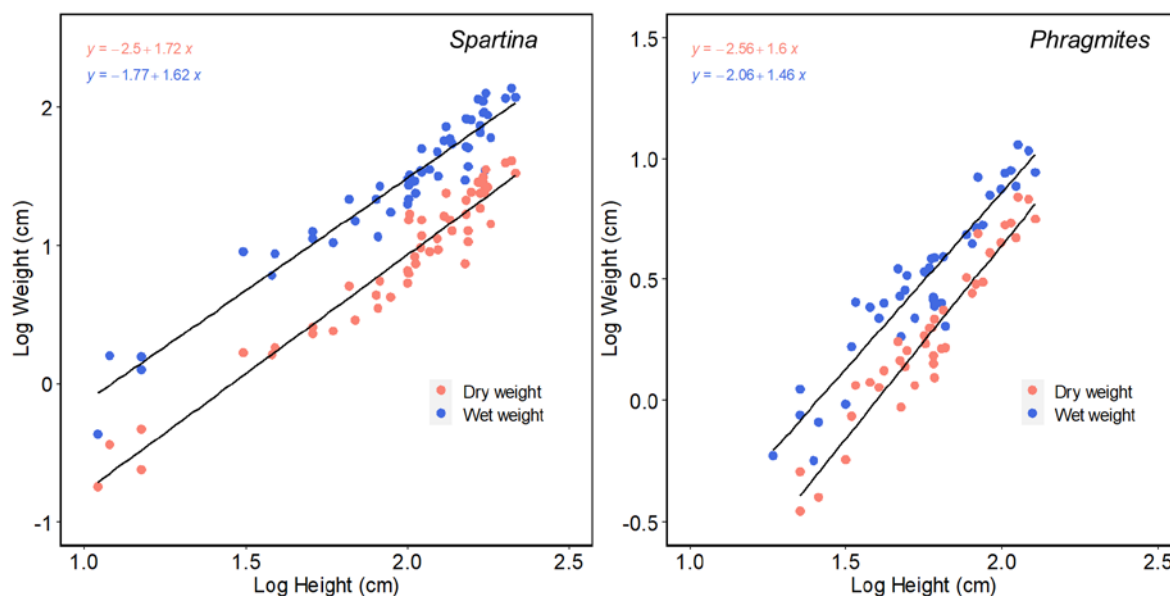


図16. ヒガタアシおよびヨシの高さと重量の相関

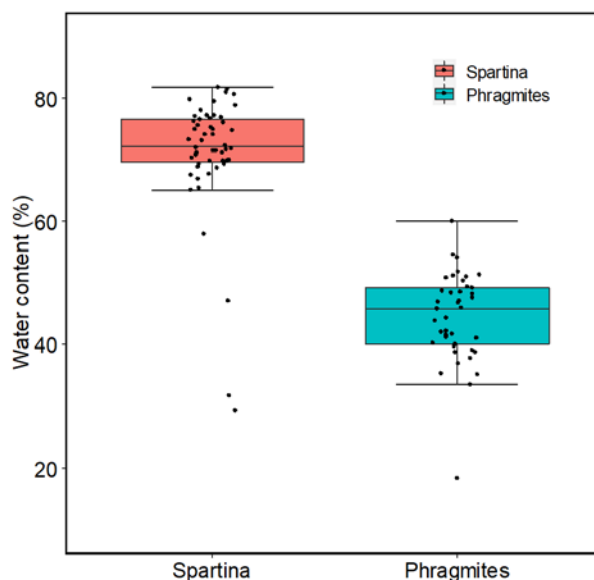


図17. ヒガタアシおよびヨシの含水率
 $P < 0.01$ (GLM test, Gaussian distribution)

次に、ヒガタアシおよびヨシの植物個体を掘り出し (図 1 8), 湿重量測定後プラスチックバッグに詰め, リターバッグとして設置した (図 1 9). 大野川中流地点に設置し, 一か月後に回収し, 乾重量の測定および発芽した芽の測定を行った. 一連の実験は, 6 月, 7 月, 9 月に行った. まず, 6 月に行った実験の写真を図 2 0 に示す. ヒガタアシもヨシも表層に設置したリターバッグでは発芽が確認できたが, 埋没させたものでは発芽はなかった. 一方, 重量の差分を調べると, 表層に設置したものも埋没させたものも同様に分解された (図 2 1). その分解率は, 植物種間では有意差があったが ($P < 0.001$, GLM test, gaussian family), 設置方法では有意差がなかった ($P > 0.05$) (図 2 2).



図 1 8. 掘り出したヨシとヒガタアシ



図 1 9. 袋詰め後の写真

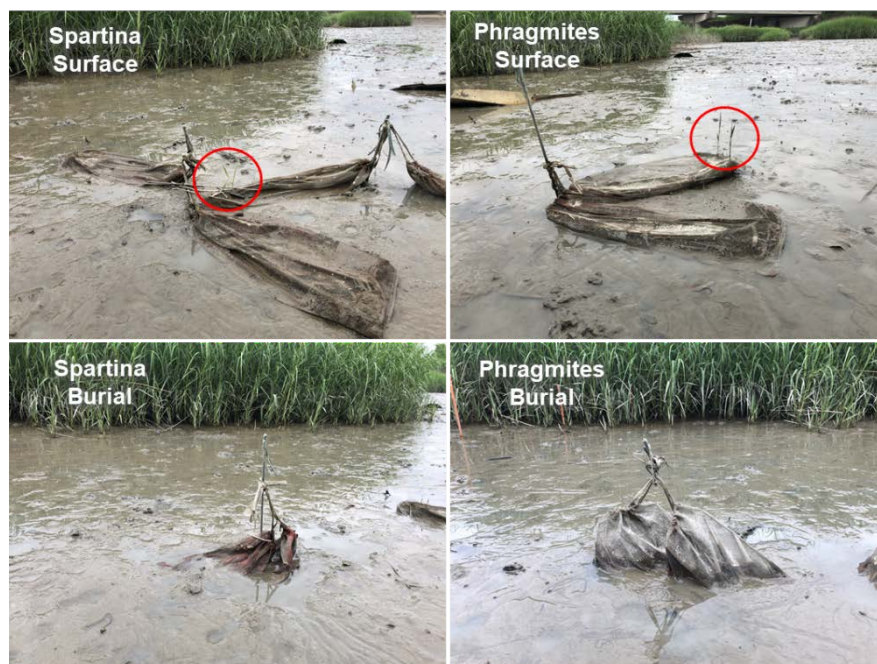


図 2 0. 設置から 1 か月後のリターバッグ (赤は新芽の発芽を示す)

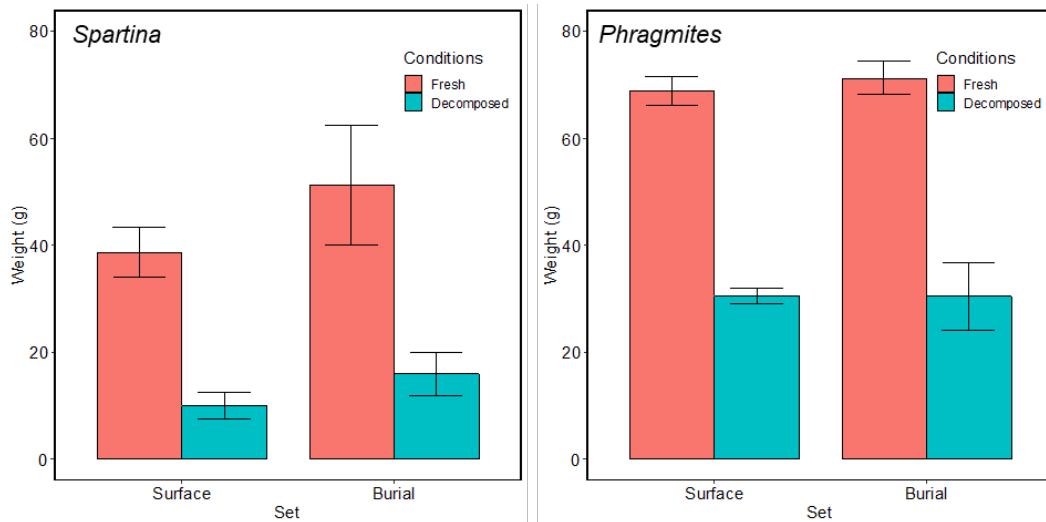


図 2 1 . リターバッグ設置前後の乾重量の比較

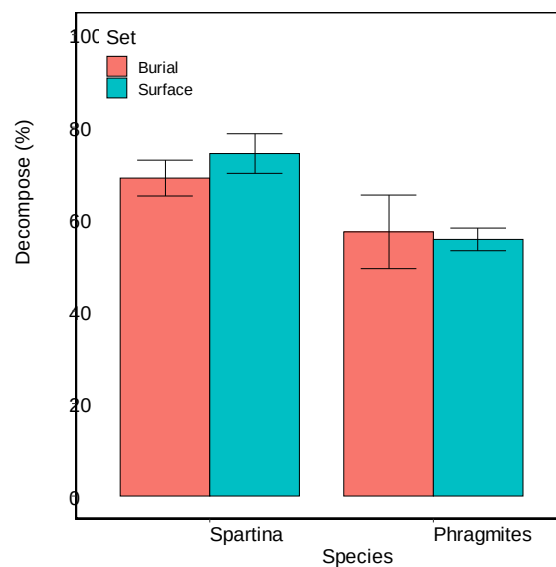


図 2 2 . 分解率における設置方法の影響

6月に第一の実験を行い、同様の実験を7月および9月にも行った。ただし、7月および9月の実験ではリターバッグを埋没させず、表層のみに設置した。発芽率の結果を表1に、分解率の結果を図2 3に示す。ヒガタアシが発芽したのは6月および9月に設置したリターバッグで、7月は発芽が見られなかった。ヨシは6月のみ発芽が見られた。また、分解率を比べると、季節を通して、ヒガタアシの方がヨシよりも分解されやすい傾向であった。

表 1. 発芽率

植物種	設置月	設置方法	設置株数	発芽数	設置株数あたり 発芽数	100gDWあたり 発芽数
ヒガタアシ	6月	表面 (n=5)	2.6 ± 0.8	1.00 ± 1.26	0.50 ± 0.63	2.3 ± 3.0
		埋没 (n=5)	2.2 ± 0.4	0	0	0
	7月	表面 (n=6)	3.2 ± 0.4	0	0	0
	9月	表面 (n=5)	10.3 ± 0.5	0.28 ± 1.30	0.060 ± 0.14	0.013 ± 0.03
ヨシ	6月	表面 (n=4)	3.75 ± 1.1	1.75 ± 1.30	0.49 ± 0.32	2.4 ± 1.7
		埋没 (n=4)	4.25 ± 0.4	0	0	0
	7月	表面 (n=4)	7.8 ± 0.5	0	0	0
	9月	表面 (n=4)	9.3 ± 0.5	0	0	0

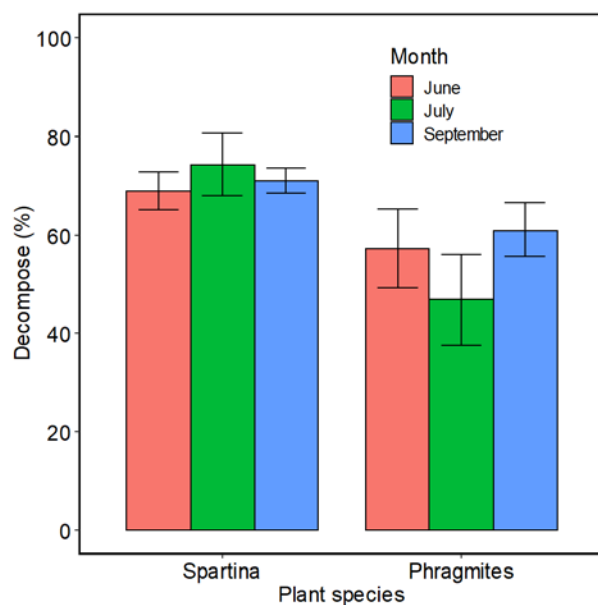


図 2.3. 時期ごとの分解率

3. 4 大野川におけるヒガタアシとヨシの成長

成長曲線を描くと、ヒガタアシもヨシもより上流側で草丈が高くなる傾向があった (図 2.4). ただし、ヨシは2020年7月豪雨を始めとした洪水被害などで追跡不能となり、実測値では最終的にどれほど成長可能であるか不明である. 従って、ロジスティック曲線に基づいて、最大の成長量を算出した. その結果、最大草丈 (予測値)も同様に上流側の方が有意に高くなった(図 2.5). また、大野川感潮域上流部に生育するヨシと中流部 (ヒガタアシ・ヨシ混生地) のヒガタアシは同程度の予測草丈であったが、中流部に生息するヨシは同地点に生育するヒガタアシよりも草丈が低くなる傾向であった.

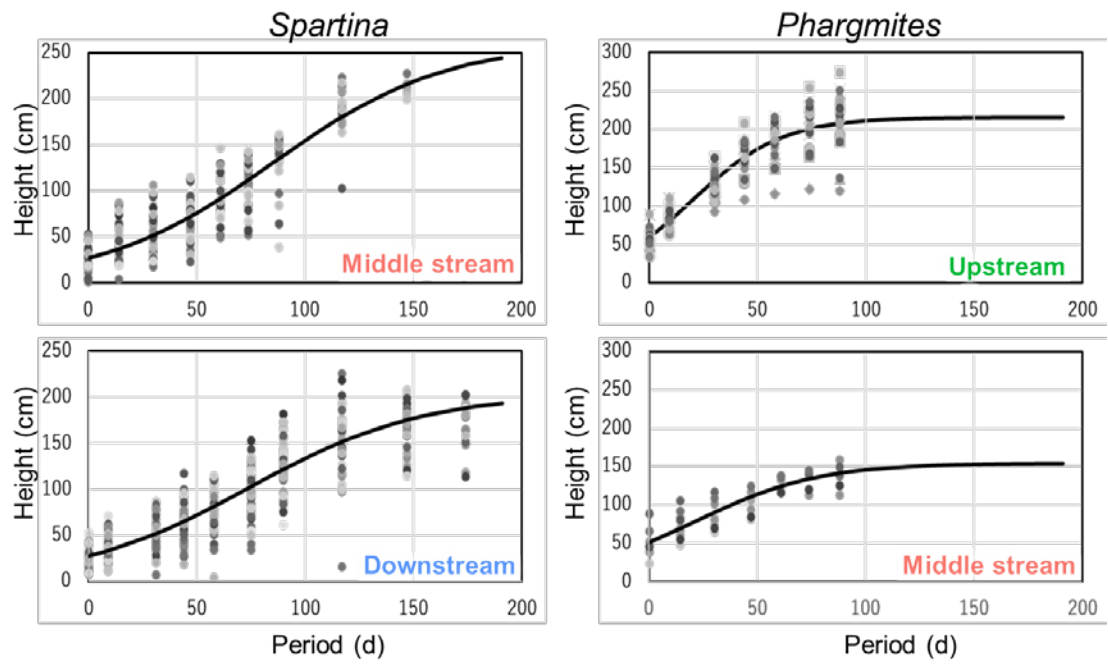


図 2 4. 各地のヒガタアシとヨシの成長（実測値）

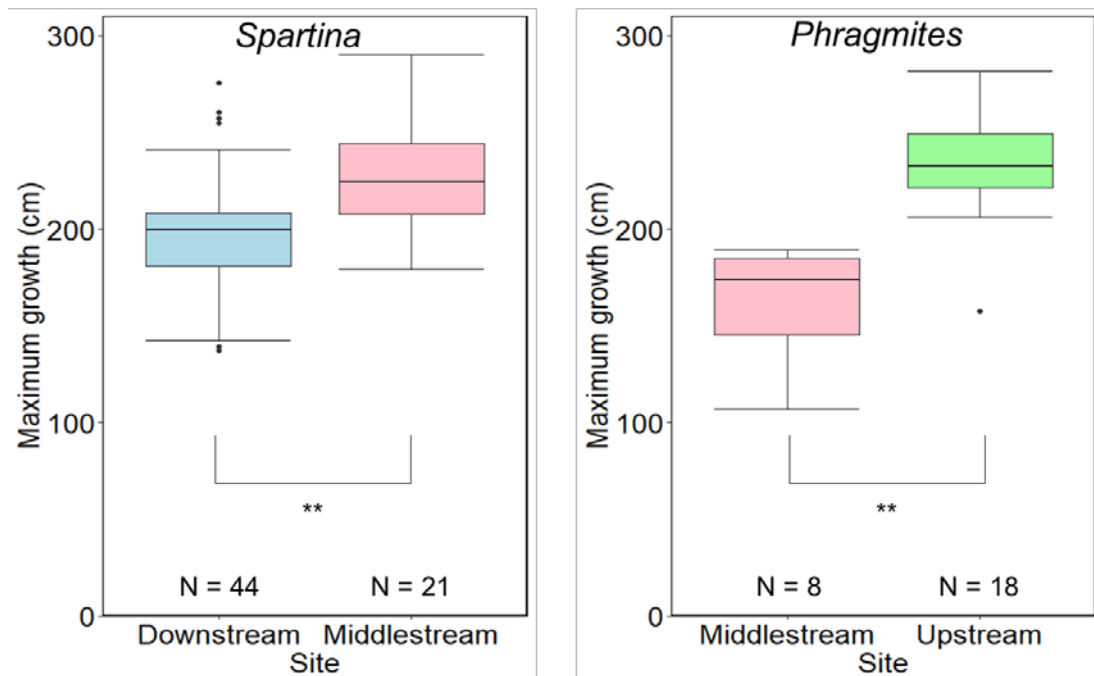


図 2 5. 各地のヒガタアシとヨシの最大草丈（予測値）

**, $P < 0.01$ (t-test)

3. 5 種子発芽実験

図 2 6 に種子の 30 日間の累積発芽率を示す．発芽率は，浸潤条件か水没条件かで発芽率に差はなく，塩濃度が高くなるほど抑制された．定温の場合，温度が高くなるほど促進されたが，変温条件 (15 °C (12 h)- 25 °C (12 h)) では 25 °C (24 h) の場合よりも発芽率が高くなった．統計解析の結果，塩分 ($P < 0.05$) と温度 ($P < 0.001$) が発芽率に有意な影響を与えた (表 2)．

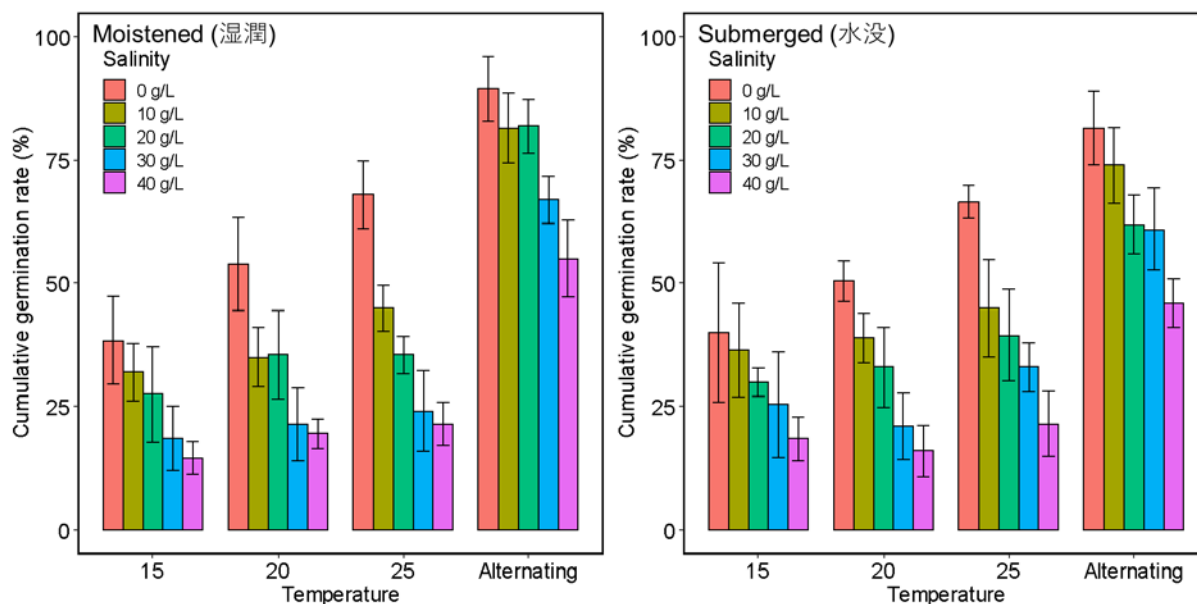


図 2 6．累積発芽率

表 2．塩分，温度，浸潤条件の種子発芽に対する影響

説明変数	df	LR- χ^2	P
塩分 (S)	4	10.6179	0.0312
温度 (T)	3	17.6019	<0.001
浸潤条件 (I)	1	0.0298	0.863
S × T	12	0.5185	0.999
S × I	4	0.1346	0.997
T × I	3	0.5981	0.897
S × T × I	12	0.1504	1

GLM test, binomial distribution

4. 考察

4. 1 塩分による分布の制限

大野川のヒガタアシは、感潮域上流部から下流部までの約 4 km の区間に生育していたのに対し、ヨシは上流部から中流部までの約 2 km の区間に生育していた (図 8, 9). 環境省の報告 (2012b) では、ヒガタアシは感潮域中部から下部にかけて生育するとされ、上部の個体は見逃されていたが、本研究によってヒガタアシは大野川の感潮域全域で生育可能なことが明らかになった. ヒガタアシの原産地 (アメリカ合衆国東海岸) で行われたヒガタアシとヨシの栽培実験では、ヒガタアシは 0.5 M NaCl (%に換算すると, 29 %) 以上の塩分でも生育できるのに対し、ヨシは 0.3 M NaCl (%に換算すると, 18 %) 以上では生育が著しく悪化すると報告されている (Vasquez et al. 2005, 2006). 感潮域中流部の塩分 (18.1 %) はヨシに生育不順を引き起こす値であると考えられ、中流部より下流部はさらに塩分が高く、ヨシが生育していないため、塩分の観点から考えて、ヒガタアシとの混生地 (感潮域中部) が、大野川におけるヨシの生育限界であると言える (図 1 1). 逆に、ヒガタアシは河口部を中心に生育していたが、感潮域上部ではほとんど見られなかった. ヒガタアシは 40 g/L の塩分下でも変温条件であれば種子の 50%程度が発芽した (図 2 6). このことからヒガタアシは下流部でも発芽可能であると考えられる. 塩分に対応して、河川の下流部にヒガタアシが、上流にヨシが分布するこのようなパターンはヒガタアシの自生地や侵入地でも観察されていることから (Pennings et al. 2005, Tang et al. 2014), 大野川感潮域におけるヨシとヒガタアシの空間分布も、主に塩分環境によって規定されていることが示唆される.

4. 2 ヒガタアシとヨシの競合

大野川では、ヒガタアシは主に下流側に、ヨシは上流側に生育していたので、両種の大半は住み分かれており、競合関係にはないように思われる. しかし、ヒガタアシとヨシが隣接して生育している地点も見られたことから、それらの地点ではヒガタアシとヨシが競合している可能性がある. Google Earth の空中写真などから、ヒガタアシのコロニーは、侵入初期において、ヨシなど他の植物のない裸地で発生していた (図 1 2, 1 3, 1 4). ヒガタアシの原産地であるアメリカ東海岸や侵入先の中国で行われた実験では、ヒガタアシは他の塩生植物 (イグサ属の *Juncus roemerianus* やヨシ) が生育しない塩分の高い河口域に繁茂し、逆にそれらの植物が生育する上流部では生育が制限されることが報告されている (Pennings et al. 2005, Tang et al. 2014). 上流地点におけるヒガタアシの侵入・定着を見ると、ヒガタアシの周りにはある程度の裸地が広がっており、侵入当初はヒガタアシの生育は制限されなかったが、その後、ヨシのコロニーが拡大したことにより、ヒガタアシが生育場所を拡大できる余地がなくなった (図 1 2). 従って、上流部ではヨシがヒガタアシの定着可能なスペースを占有したため、大規模なヒガタアシコロニーが形成されなかったと考えられる. しかし、中流部ではヒガタアシはヨシに隣接するにも関わらず、その生育面積を拡大させていた (図 1 3). 中流地点より下流側にはヨシが生育しないことから、塩分の高い感潮域中部では、裸地が存在してもヨシは面積を拡大できない可能性がある. 実際に中流部のヨシは同地で生育していたヒガタアシに比べて草丈が短くなっており、この地点がヨシの生育の限界地点だと思われる (図 2 5). 一方、ヒガタアシは塩分耐性が高く感潮域の下部でも発芽・生育可能である (図 2 4). 従って、中流部付近では今後もヨシ面積の拡大は起きないのに対し、ヒ

ガタアシの面積は拡大し続けると考えられる。ただし、2022 年現在は中流域のヒガタアシは防草シートによって駆除が進んでいるため、今後の動向は注視し続ける必要がある。

4. 3 大野川におけるヒガタアシの今後

大野川のヒガタアシは、2009 年の侵入後に急激に分布を拡大し、2014 年から 2020 年の期間でも生育面積は 5 倍以上になった (図 1 5)。特に、下流部のような他の植物と競合しない河口域では、ヒガタアシ生育面積の拡大が著しかった (図 1 4)。一方、ヨシが優占する感潮域上部では、一地点を除いてヒガタアシは生育しておらず、ヨシの成長も中流部と比べれば良好であった (図 2 4, 2 5)。このことから、ヨシなどの競争種が存在すると、ヒガタアシの拡大は緩和されると考えられる。ヒガタアシの種子発芽は変温条件で最も発芽が促進されたことから (図 2 6)、ヨシなどの植物によるキャノピーの下では、日中の温度変化が裸地よりも緩和されるため、植物個体の定着が抑えられる可能性がある。しかし逆に言うと、他の植物が生育していない裸地では、ヒガタアシが侵入し、急速に生育面積を拡大する可能性がある。ヒガタアシは河口のような高塩分の環境よりも低塩分の環境の方がより発芽・成長しやすいため (図 2 4, 2 5, 2 6)、河口部のような塩分が高く他の植物が生育していない地点だけでなく、上流部から中流部にかけてのヨシが生育可能な区域でも、裸地が存在すれば、ヒガタアシが侵入する危険性がある。2019 年末より、上流地点のヒガタアシに対して、防草シートを用いた駆除が行われているが、夏場にはシートの隙間から新芽が見られた。上流でヒガタアシが見られた地点の対岸は裸地であることから、周辺でヒガタアシが再発生する可能性がある (図 1 2)。大野川では、今後も防草シートによるヒガタアシの駆除が進められる予定で、生育面積が減少することが期待される。しかし、ヒガタアシの裸地への侵入、ヨシ群落の裸地化、防草シートの破損などによって、ヒガタアシの生育面積が再拡大するリスクは依然として残されている。ヨシの保護や防草シートの設置を含む河川全体の管理を適切に行っていくことが、ヒガタアシの防除に有効である。

大野川全域のヒガタアシの生育面積は、測定が行われた 2014 年から 2020 年の期間で、毎年約 30%ずつ拡大していた (図 1 5)。このことから、駆除開始が遅くなればなるほど、ヒガタアシの根絶は困難になると推定される。翌年の 2021 年末には大規模な駆除が行われて、2022 年現在はヒガタアシの面積は衰退している。しかし、シートの隙間から出現した新芽にも種子形成が確認されるため、監視を怠れば、また拡大速度が高くなる可能性がある。Maebara et al. (2020) は、国内に侵入したヒガタアシの系統を調査し、マイクロサテライト DNA 配列から愛知県 (梅田川)、熊本県北部 (有明海：白川・坪井川)、熊本県南部 (八代海：大野川) のヒガタアシ集団は独立して日本に侵入したことを明らかにした。その配列の類似性からそれぞれ中国の個体群が起源になっているものと推測されるが、詳しい侵入経路は明らかになっていない。また、2020 年には山口県 (入川) でも新たなヒガタアシ集団の侵入が確認された (図 2)。山口県のヒガタアシ集団の起源は不明だが、熊本県や愛知県とは相当に距離が離れていることから、この集団も独立して国外から侵入したものと思われる。このように、ヒガタアシが国内のどの地点に新たに侵入するかを予想することは困難であるため、早期発見のためには、地元の住民と情報共有することの重要性が極めて高い。また、防草シートを用いた駆除には数年が必要であり、その間のシートの管理についても、やはり研究者だけでなく、市民の力が必要となるだろう。そのためには、周辺住民などにヒガタアシの特徴が周知され、異変に気づき次第、すぐに専門家に確認できるような体制を構築

する必要がある。

過去に白川・坪井川に侵入した個体は大野川とは別の系統であったが、白川集団と坪井川集団の系統は一致するため、どちらかの河川にヒガタアシが侵入し、その後、海岸伝いに分布が広がったと考えられる (Hayasaka et al. 2020, Maebara et al. 2020)。さらに、愛知県では三河湾奥部の梅田川 (豊橋市) から湾対岸の阿久井川 (半田市) に分布が広がるなど、ヒガタアシは塩分の高い海域をも越えて分布を拡大する傾向がある。八代海湾奥部のような広大な干潟が広がる海域で、ヒガタアシの分布拡大がそのまま進むと、サンフランシスコ湾や長江河口域のようにヒガタアシが干潟一面に繁茂する景観となってしまうかもしれない。大野川の感潮域はヤベガワモチ (*Onchidium* sp.) やシマヘナタリ (*Cerithidea (Cerithidea) ornata*) などの絶滅危惧種が生息する貴重な塩性湿地でもある (Henmi et al. 2017)。ヒガタアシの分布拡大は、大野川の底生生物の種組成や存在量にも大きく影響する。これらの貴重な生態系を保護するためにも、早急にヒガタアシの駆除を進める必要がある。

ヒガタアシは土砂を堆積させ水循環を阻害するため、中国では海岸浸食の防止に利点があるとする意見もある (Wan et al. 2009)。しかし、大野川においては、土砂の堆積はむしろ、農業用水の排水や樋門の開閉を阻害するので、メリットにはならない。過去には、大野川やその近隣の地域では高潮の被害が発生しており (滝川ほか 2004, 中条ほか 2016)、現在、大野川の感潮域では河床浚渫工事が進められている。近年、豪雨が頻発し、洪水のリスク増大が懸念されるため、大野川においては、防災・減災の観点からも、一刻も早いヒガタアシの根絶が望まれる。

5. 引用文献

愛知県環境部自然環境課, 2021. 愛知県移入種対策ハンドブック 付属資料編—ブルーデータブック あいち 2021—主要移入種の現状・植物. p. 204.

<https://www.pref.aichi.jp/kankyo/sizen-ka/shizen/gairai/handbook/>

Deng Z, An S, Zhao C, Chen L, Zhou C, Zhi Y, Li H. 2008. Sediment burial stimulates the growth and propagule production of *Spartina alterniflora* Loisel. Estuarine Coastal and Shelf Science, 76: 818–826.

Hayasaka D, Nakagawa M, Maebara Y, Kurazono T, Hashimoto K 2020. Seed germination characteristics of invasive *Spartina alterniflora* Loisel in Japan: implications for its effective management. Scientific Reports, 10: 2116.

Henmi Y, Fuchimoto D, Kasahara Y, Shimanaga M 2017. Community structures of halophytic plants, gastropods and brachyurans in salt marshes in Ariake and Yatsushiro seas of Japan. Plankton and Benthos Research, 12: 224–237.

Invasive Species Specialist Group (ISSG) 2005.: Global invasive species database. <http://www.issg.org/database/welcome/>

環境省 2012a. 平成 23 年度 愛知県の干潟等沿岸部外来種侵入状況調査 報告書 (中部地方環境事務所). pp. 1–73.

環境省 2012b. 平成 23 年度 九州地方 (地域) 干潟等沿岸部外来種侵入状況調査 (九州地方環境事務所). pp. 11–23.

環境省 2012c. 平成 23 年度 外来生物問題調査検討業務報告書 参考資料 pp. 1-3.

環境省 2013. 平成 24 年度 愛知県の干潟等沿岸部外来種侵入状況調査報告書 (中部地方環境事務所)

所) .pp. 1–77.

環境省 2015. 報道発表資料：白川等における外来植物 (スパルティナ属) の除去工事完了について <https://www.env.go.jp/press/101410.html>

環境省 2021. 特定外来種一覧 <http://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html>

木村妙子・花井隆晃・木村昭一・藤岡エリ子 2016. 特定外来生物ヒガタアシの国内侵入とヨシ (在来種) との識別点. 日本ベントス学会誌 70: 91–94.

Knutson RA, Broch WN Seelig, Inskeep M 1982. Wave damping in *Spartina alterniflora* marshes. *Wetlands*, 2: 87–104.

Kumar S, Stecher G, Li M, Knyaz C, Tamura K 2018. MEGA X: Molecular Evolutionary Genetics Analysis across computing platforms. *Molecular Biology and Evolution*, 35: 1547–1549

Maebara Y, Tamaoki M, Iguchi Y, Nakahara N, Hanai T, Nishino A, Hayasaka D 2020. Genetic diversity of invasive *Spartina alterniflora* Loisel. (Poaceae) introduced unintentionally into Japan and its invasion pathway. *Frontiers in Plant Science*, 11: 556039.

中條壮大・藤木秀幸・金洙列 2016. 水位上昇速度に着目した八代海湾奥での高潮災害の特徴分析と水防活動の関連について, 土木学会論文集 B3 (海洋開発) 72: 25–30.

日本スパルティナ防除ネットワーク 2020. 年次報告書 (2020 年度) p 2.

Pennings SC, Grant M-B, Bertness MD, 2005. Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition, *Journal of Ecology*, 93: 159–167.

Stumpf RP, 1983. The process of sedimentation on the surface of a salt marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17: 495–508.

Taberlet P, Gielly L, Pautou G, Bouvet J, 1991. Universal primers for amplification of three noncoding regions of chloroplast DNA. *Plant Molecular Biology*, 17: 1105–1109

滝川清・有働人志・後藤雅之・倉吉一盛・田渕幹修 2004. 熊本県における想定最大高潮に基づく高潮減災対策の策定, 海岸工学論文集, 51: 1326–1330.

Tang L, Gao Y, Li B, Wang Q, Wang C-H, Zhao B. 2014. *Spartina alterniflora* with high tolerance to salt stress changes vegetation pattern by outcompeting native species. *Ecosphere* 5: 116.

Vasquez EA, Glenn EP, Brown JJ, Guntenspergen GR, Nelson SG, 2005. Salt tolerance underlies the cryptic invasion of North American salt marshes by an introduced haplotype of the common reed *Phragmites australis* (Poaceae). *Marine Ecology Progress Series* 298: 1–8.

Vasquez EA, Glenn EP, Guntenspergen GR, Brown JJ, Nelson SG, 2006. Salt tolerance and osmotic adjustment of *Spartina alterniflora* (Poaceae) and the invasive M haplotype of *Phragmites australis* (Poaceae) along a salinity gradient. *American Journal of Botany*, 93: 1784–1790.

Wan S, Qin P, Liu J, Zhou H, 2009. The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, 35: 444–452.

White, TJ, Bruns TD, Lee SB, Taylor JW 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In: PCR Protocols: a Guide to Methods and Applications. Innis MA, Gelfand DH, Sninsky JJ, White TJ (eds), Academic Press, New York, pp. 315–322.

Zhou HX, Liu J, Qin P 2009. Impacts of an alien species (*Spartina alterniflora*) on the macrobenthos community of Jiangsu coastal inter-tidal ecosystem. *Ecological Engineering*, 35: 521–528, 2009.

助成事業者紹介

松田 竜也

熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター 特別研究員（博士（理学））

国立研究開発法人国際農林水産業研究センター 研究員（現職）

主な著書：アマノリ生物学の最前線（分担執筆，GlobeEdit 令和元年）