

水田が有する洪水緩和機能と  
生物多様性保持機能の創発可能性

2021 年 3 月

今井 洋太

# 目次

序章.....	1
第一部：広域スケールにおける水害リスク評価と生物多様性保持機能の評価.....	6
第1章：洪水浸水想定区域での宅地開発に伴う水害リスクの増大.....	7
第2章：外水氾濫対策に水田の活用が求められる地域の抽出及び 生物多様性保持機能の評価.....	19
第二部：人口減少地域における水田活用のあり方.....	85
第3章：徳島県海陽町大里四方原地区の土地利用変化と活用.....	86
第4章：長崎県対馬市志多留地域の放棄水田の機能評価と活用方法.....	104
第5章：兵庫県豊岡市田結地区の放棄水田における住民主導の 湿地再生とその効果.....	128
第三部： 総合考察.....	164
謝辞.....	170
引用文献.....	172

## 序章

### 氾濫原上の水田

「豊葦原瑞穂の国」と呼ばれた我が国は、弥生時代以降水田稲作を中心として発展してきた。特に氾濫原上の水田は長らく人間活動の主要な場であり続け、近代工業化が進んだ現代においても、水田は重要な陸域生態系の一つとなっている。また、我が国の国土のうち可住地面積は 2015 年時点で、1226.3 万 ha であるのに対して（総務省 2020）、そのうち、水田面積は 244.6 万 ha を占めている。これは可住地面積の中では、最もおおい自然公園面積（558.811 万 ha、農水省 2020）の次に多く、宅地面積（170 万 ha）よりも多くなっている。このように我が国の国土利用において、水田は重要な土地利用の一つとなっている。

水田は食糧生産のために、弥生時代以降その面積は増加し続けてきた一方、人口減少に伴う食糧要求量の低下や農業人口の減少や高齢化に伴う耕作放棄が進行し、減少して生きている。そのような中、近年水田が有する食糧生産機能だけでなく、水田が有する洪水緩和機能や野生生物の生息・生育場としての価値が注目されており、特に気候変動に伴う豪雨災害の増加や、治水構造物の劣化、自然生態系の劣化と言った様々な社会的・自然的課題への適応策として水田を国土管理に活かす取り組みが注目されている。

### 水田が有する洪水緩和機能

近年、気候変動に伴う豪雨災害が増加から、ダムや河川堤防といった既存の治水施設のみならず、流域全体での治水の必要性が広く認識されるようになってきている。例えば、滋賀県では、流域治水に関する条例の整備や、浸水リスクに基づく災害区域の指定、それに伴う建築規制が進んでおり（滋賀県 2014）、国では、一級河川を対象に「流域治水プロジェクト（素案）」（国土交通省 2020）が作成されるなど、流域治水への転換が進んできている。

流域治水では、氾濫原上の水田等を活用することも求められている。氾濫原上の水田は有する洪水緩和機能を評価した研究については、大規模河川を対象としたもの（松本ほか 2013）、低平地水田の内水氾濫を対象としたもの（皆川 2018）が主に行われてきたが、中山間水田地域を対象としたもの（増本ほか 1997）は現在においても不足している。こうした地域での評価は、治水構造物の劣化や人口減少社会に直面している我が国においては、喫緊の課題である。

特に河川法が適用されない河川等では、河川整備計画も存在せず、今後大規模な治水改修が行われる見込みもないため、耕作放棄水田における洪水の氾濫特性や洪水緩和機能についても評価し、治水安全度を高める氾濫原の管理手法を構築する上で必要である。

## 水田が有する生物多様性保持機能

氾濫原は多くの生物のハビタットとして機能してきた。一方で、氾濫原湿地は世界中（Pinter 2005）と同様に、我が国でも著しく減少している（Washitani 2001；Yoshimura et al. 2005）。その結果として、氾濫原湿地に生息する生物の多くが環境省レッドリストに含まれるようになり、氾濫原湿地に生息する生物の保全は重要な課題となっている（Opperman et al. 2009）。氾濫原における不均質な環境が様々な生物群のハビタットとして重要な役割を果たしてきた（Parkinson et al. 2002；Richard et al. 2018）。

一方、我が国をはじめ、モンスーンアジア地域では、稲作の開始とともに氾濫原湿地を水田として造り変えてきた。また、この水田への転換は比較的長期間にわたり進行したため、氾濫原湿地の多数の生物が水田を代替生息地として利用することとなった（丑丸 2012, 守山 1997）。そのため、水田はその周辺のため池や農業水路、畦畔等の景観要素と結びつきながら水田は氾濫原湿地の代替地として生物多様性の保持を担ってきた（Natuhara 2012）。

水田が氾濫原湿地の代替地として機能し、生物多様性を保持してきた一方で、近代化に伴う機械化や土地集約による大規模化による農業活動の近代化は生物多様性を劣化させる原因の一つとなっており、圃場整備や農薬の使用によって水田の生物多様性が失われてきている（Amano et al. 2011；Osawa et al. 2013；Osawa et al. 2016）。

近年、代替湿地としての機能を高めようとする取り組みが広がりつつある。その一つとして、冬季に湛水することで、稲の収穫後も湿地としての機能を維持する取り組みが挙げられる。こうした取り組みは特に鳥類種の保全に寄与することが知られている（Kurechi 2007；Amano et al. 2009；Sonner et al. 2002）。また、水田における冬季湛水の実施や減農薬農法の実施を通して保全される絶滅危惧種の存在が付加価値となって農作物の価値（価格）をあげたり、観光資源となって地域の価値をあげたりことも知られている（大沼・山本 2009）。

## 洪水緩和機能と生物多様性保持機能の創発可能性

氾濫原上の水田が有する洪水緩和機能と生物多様性保持機能は、我が国をはじめ、モンスーンアジア地域では、長期にわたり注目されてきた。特に気候変動に伴う豪雨災害の増加や水田の生物多様性の劣化といった課題が顕著になった現代において注目を集めている。このような状況において、氾濫原の景観構造や管理手法について検討することは最も重要な課題の一つであると言える。

水田における食糧生産のみならず、洪水緩和機能の発揮させ、生物多様性保持機能をも創発的に向上させるためには、氾濫原における地形条件や土地利用、生物のハビタットとしての機能が相互作用し、それらの機能の総和にとどまらずに創造的な効果の発現性を目指してゆくことが重要である。

## 空間的階層性概念に基づく評価と空間計画への応用

生態系には空間的な階層性があり、一般的に、生態系のや群集、個体群、個体構造を規定する制限要因は空間スケールによって、異なることが知られている。そのため、小スケールにおける分析で得られた制限要因のみを用いて生態系や空間の景観構造を説明することは必ずしも適切でなく (Turner et al. 2001)、また、大スケールで得られた分析のみで様々なメカニズムを探ることは難しい (O'Neill et al. 1986)。しかしながら、大スケールと小スケールどちらか一方に偏ることなく、複数の空間スケールを扱いながら分析することが重要であり、特に景観生態学の分野では、このような空間的階層性に基づく分析は必要不可欠なものとなっている (鎌田 2003)。また、土地利用計画への応用に重きを置く景観生態学において、空間階層的なアプローチは、空間解析や現地調査によって得られた知見を空間計画に落とし込む上でも重要である。

## 研究目的

水田が有する洪水緩和機能や生物多様性保持機能を創発させてゆくためには、  
i)水田が有する洪水緩和機能の活用可能性や生物多様性保持機能の創発可能性について評価すること、ii)水田が有するそれらの機能を支える構造を明らかにし、創発させてゆくこと、iii)これらを統合しながら、水田活用型の新たな地域づくりを推進するための施策を検討することが重要だと考えられる。i)に関しては、多くの基礎的検討が行われてきたものの、水田が有する洪水緩和機能の活用可能性を評価したものや、洪水緩和機能が発揮される場所において、生物

多様性保持機能について評価した事例が不足している。ii)についても、多くの基礎的分析が行われてきたものの、それぞれの機能が個別に分析されたものが多く、創発可能性に関する議論はほとんど見受けられない。そこで、本研究では、広域スケールにおける水害リスク評価と生物多様性保持機能の評価を進めたのち、ローカルスケールにおいて、人口減少地域における水田活用のあり方を複数地域で比較しながら検討することを目的とした。

## 論文構成

本論文は第一部（第1章、第2章）と第二部（第3章、第4章、第5章）、第三部（総合考察）により構成される。第一部では、広域スケールにおける水害リスク評価と生物多様性保持機能の評価に着目した、第1章では、全国の浸水想定区域を有する市町村を対象に、1976年から2014年における土地利用変化を把握し、我が国における水害リスクの増加を全国スケールで整理する。第1章では、また、徳島県域を対象とし、同様の手法を適用し、水害リスク強度と土地利用変化との関係性について整理する。第2章では、浸水想定区域を有する全国の市町村を対象に、地形要因や土地被覆、土地利用区分、社会的要因を用いて類型化を行い、水田が有する洪水緩和機能の活用可能性について考察する。そして、全国および徳島県域において、希少鳥類ナベヅルの潜在的生息適地を推定し、水田が有する洪水緩和機能との関係性を評価することで、水田が有する洪水緩和機能と生物多様性保持機能の創発可能性について推察する。

第二部では、人口減少地域における水田活用のあり方について評価する。第3章では、徳島県海陽町大里四方原地区を対象として、水田残存地域における建築物の立地と水害リスクとの関係性を把握する。そして、水田が有する水・湿性絶滅危惧植物の分布特性を把握することで、人口減少地域における水田の活用可能性について考察する。

第4章では、長崎県対馬市志多留地域を対象として、管理放棄に伴い出現した水田上の湿性植物群落の分布と降雨出水時における氾濫特性を二次元氾濫解析をとおして把握する。さらに、耕作放棄に伴う水田の洪水緩和機能の変化を評価し、耕作放棄水田の洪水緩和機能と生物多様性保持機能の変化について考察する。

第5章では、兵庫県豊岡市田結川流域を対象とし、地域住民等によって湿地管理がなされている耕作放棄水田を対象として、出水時の氾濫特性と洪水緩和機

能の評価を行う。さらに、耕作放棄水田内に出現している湿性植物群落の立地特性を氾濫特性等と対応づけて把握する。

第三部では、第一部と第二部における研究を整理し、本研究の成果と課題を提示する。また、第一部と第二部で得られた結果をもとに、水田が有する洪水緩和機能と生物多様性保持機能を創発させるための地域づくりのあり方について考察する。

## 第一部

# 広域スケールにおける水害リスク評価と 生物多様性保持機能の評価



## 第 1 章

### 洪水浸水想定区域での宅地開発に伴う水害リスクの増大

## 第1節：洪水浸水想定区域での宅地開発に伴う水害リスクの増大 -全国スケールでの評価-

### はじめに

我が国では、氾濫原を水田として長きにわたり活用してきた。しかしながら、近代化に伴い、氾濫原上の水田は、住宅地をはじめとする都市的土地利用への転換が進み、水害リスクが増加してきている。また、気候変動に伴う集中豪雨が発生している。こうした水害の最も根本的な課題は、氾濫原上の急激な都市開発等の人為的改変であるといえる。このような状況において、気候変動に伴う豪雨災害の増加に対応していくためには、洪水災害が発生することにより、どの程度被害額が増加してきたかを明らかにしつつ、各自治体における治水計画を定めていくことが重要である（手塚ほか 2014）。

日本全国を対象として行われた分析されたもの、池永・大原（2015）が洪水をはじめとする各種災害区域における現在と将来の暴露人口を1kmメッシュ単位で算出された事例や、松中ほか（2018）では、日本全国を対象に、災害リスクに関するデータベースを統一的に構築し、災害リスクの指標として暴露人口を、地震・洪水・土砂災害について、過去と現在の2時点で、より詳細な500mメッシュ単位で算出した事例がある。一方、これらの分析では、1kmメッシュや500mメッシュ単位での分析に留まっており、土地利用計画や各種行政計画を策定する基礎自治体単位、すなわち各市町村単位において、どの程度暴露リスクが上昇しているのかを整理した事例が不足している。そこで、本研究では、各市町村における1976年から2014年における土地利用変化パターンを市町村毎に把握し、水田における宅地転換がもたらす、被害額の増加傾向について把握した。

### 方法

我が国における水害リスクを有する空間を把握するために、国土数値情報よりダウンロードした浸水想定区域図を利用した（国土数値情報 浸水想定区域データ <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-A31.html> 2021年1月10日最終確認）。浸水想定区域図は各河川においてシミュレーションに用いられる降雨規模が異なっている（洪水浸水想定区域図・洪水ハザードマ

ップ <https://www.mlit.go.jp/river/bousai/main/saigai/tisiki/syozaiti/> 2020年1月10日最終確認)。そのため、浸水想定区域の推定のためのシミュレーションに用いられた確率降雨が同じレイヤーを抽出し、整理した。また、浸水想定区域図を一律で扱うために浸水深の階級値についても統合し、13の異なる確率降雨を想定した浸水想定区域図に分類した。

我が国における土地利用変化を把握するために、国土数値情報よりダウンロードした1976年及び2014年の土地利用細分メッシュを利用した（土地利用細分メッシュデータ <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-b.html> 2021年1月10日最終確認）。土地利用細分メッシュ図は各年代によって土地利用凡例が異なるため、都市的土地利用、農地、その他の農用地、その他の4凡例に統合した。各市町村における水害リスク増加量を把握するために、国土数値情報より行政区界データをダウンロードし（国土数値情報行政区 [https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N03-v2\\_4.html](https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-N03-v2_4.html) 2021年1月10日最終確認）、レイヤー分けされた浸水想定区域図と凡例統合された1976年及び2014年の土地利用細分メッシュをオーバーレイし、浸水想定区域内の各100m細分メッシュに市町村、確率降雨ごとの浸水深、土地利用情報を格納した。そして、100m細分メッシュに格納された情報を元に、確率降雨毎に土地利用変化パターンを把握した。

各市町村における水害リスクの増加額を把握するために、国土交通省によって作成された治水経済調査マニュアル案（治水経済調査マニュアル（案）[https://www.mlit.go.jp/river/basic\\_info/seisaku\\_hyouka/gaiyou/hyouka/h1704/chisui.pdf](https://www.mlit.go.jp/river/basic_info/seisaku_hyouka/gaiyou/hyouka/h1704/chisui.pdf) 2021年1月10日最終確認）を参考に、各市町村における水田、宅地、畑による単位面積当たりの被害額を算出した。畑地の被害額については、メッシュ単位で評価することは困難なため、畑地については単位面積あたりの被害額を農林業センサスで公開されている耕作面積と耕作地の農業生産額から算出した。算出した各都道府県の単位面積当たりの被害額、数値標高モデル（10mDEM）から算出した地形勾配、確率降雨ごとの浸水想定区域図を利用して、各100m細分メッシュについて、水田、畑地、宅地の洪水浸水被害額を算出し、1976年と2014年において市町村ごとに被害額の合計値を集計した。2年代の被害額の増加量を算出した。

## 結果

日本の浸水想定区域内における土地利用の変化を図 1-1-1 に示す。1976 年から 2014 年における土地利用の変化を把握した結果、浸水想定区域内における水田が減少し、都市的土地利用が増加する傾向がみられた。

我が国において公開されている浸水想定区域図を整理した結果、浸水想定区域図の作成の際の計算シミュレーションに用いられた確率降雨規模は 10 年、20 年、30 年、40 年、50 年、60 年、70 年、80 年、90 年、100 年、150 年、200 年及び既往最大降雨が用いられていた。また、淀川水系に見られたような「既往最大の降雨の 2 倍の降雨規模」といった特殊なケースも見られた。また上記の整理作業の結果から、浸水想定区域が整備されていない流域も見受けられた。想定浸水深毎に土地利用の変化割合を把握した結果、いずれの確率降雨規模においても想定浸水深が大きくなるにつれて、農地の都市的土地利用への転換は減少していた（図 1-1-2）。図 1-1-3 に 50 年、100 年、200 年、既往最大の確率降雨時における浸水被害額の増加率を示す。4 つの確率降雨規模を対象に被害額の増加比率を整理した結果、確率降雨規模によらず 2 倍から 5 倍に渡る市町村が最も多かった。図 1-1-4 に 50 年、100 年、200 年、既往最大の確率降雨時における浸水被害額の増加量を示す。50 年確率降雨相当の洪水被害発生を想定した場合、多くの市町村において、被害額の増加量は 50 億未満であった。一方、既往最大降雨相当の洪水被害発生を想定した場合、被害額の増加量は最大 1000 億円以上にも及んでいた。

## まとめ

本研究では、日本における浸水想定区域を有する市町村を対象に、農地の都市的土地利用への転換に伴う洪水被害額の変遷について把握した。その結果、浸水想定区域内における農地は都市的土地利用へと転換され、それに伴う洪水災害発生時の被害額は最大 1000 億円以上に達していた。こうした洪水被害想定額を市町村毎に把握し整理することは、今後土地利用の規制や農地の保全による流域治水の推進を定量的に進めていく上で有効な資料となり得るだろう。一方、現在公開されている浸水想定区域図は、対象河川によって想定している確率降雨規模が異なるため、全国一律での定量的評価には課題が残った。今後、滋賀県に置いて作成されている地先の安全度マップ（滋賀県 地先の安全度マップ

<https://www.pref.shiga.lg.jp/ippan/kendoseibi/kasenkoan/310956.html>

2021年1月13日最終確認)のように、異なる確率降雨規模を想定した浸水想定区域図を整備する必要があるだろう。

## 第2節：洪水浸水想定区域での宅地開発に伴う水害リスクの増大 - 県域スケールにおける分析 -

### はじめに

第1節では、日本における浸水想定区域を有する市町村を対象に、水害リスクと浸水想定区域との関係性を整理した。その結果、浸水想定区域内において水田をはじめとする農地が都市的土地利用へと転換されてきたことが明らかになった。そこで、本研究では、徳島県を対象に、浸水想定区域図を整理したのち、1976年と2014年における農地の都市転換の動向を地先の安全度と対応付けながら把握することを目的とした。

### 方法

研究対象地は徳島県とした。第1節と同様、国土数値情報よりダウンロードした浸水想定区域図を利用した。浸水想定区域図は河川ごとにシミュレーションに用いられる降雨規模が異なっている。そのため、国土数値情報からダウンロードした浸水想定区域図を想定された確率降雨規模ごとに分類した。浸水想定区域内における土地利用変化を把握するために、国土数値情報よりダウンロードした1976年及び2014年の土地利用細分メッシュを利用した。土地利用細分メッシュ図は各年代によって土地利用凡例が異なるため、すべての年代を統合した。市町村界、浸水想定区域図と凡例統合された1976年及び2014年の土地利用細分メッシュ図をオーバーレイし、浸水想定区域内の各100m細分メッシュに市町村、確率降雨ごとの浸水深、土地利用情報を格納した。最後に、100m細分メッシュに格納された情報を元に、各確率降雨における浸水深ごとに土地利用変化パターンを把握した。

### 結果

徳島県における浸水想定区域図を精査した結果、浸水想定区域図は、30年、50年、100年、150年及び既往最大の確率降雨を想定したシミュレーションに基づき作成されていた(図1-2-1)。徳島県の浸水想定区域内における農地の都

市化傾向について把握した結果、徳島県においては、徳島市、吉野川市、石井町、藍住町において農地の都市転換が進んでいた（図 1-2-2）。牟岐町や佐那河内村、上勝町、神山町では、浸水想定区域が存在せず、農地の都市転換はみられなかった。徳島県において、異なる確率降雨を想定した浸水想定区域が整備されていたのは、徳島市、鳴門市、小松島市、阿南市、吉野川市、阿波市、石井町、松茂町、北島町、藍住町、板野町、上板町、つるぎ町であった。これらの市町村における確率降雨規模と浸水深との関係性を把握した結果、確率降雨規模がより大きい場所では、浸水深が大きい場所で都市転換が行われていた。一方、確率降雨規模が小さい場所では、浸水深が小さい場所で都市転換が行われていた。

## まとめ

本研究では、徳島県を対象に、浸水想定区域図を整理したのち、1976年と2014年における農地の都市転換の動向を把握した。その結果、確率降雨規模が大きい場所では、浸水深が大きい場所で都市転換が行われていた。すなわち、地先の安全度が高い場所において都市転換が行われていた。今後、浸水想定区域と都市転換について、異なる確率降雨規模と対応付けながら整理することを他地域でも行いながら、水害リスクを軽減するための治水計画に関する知見を集積していくことが必要であろう。

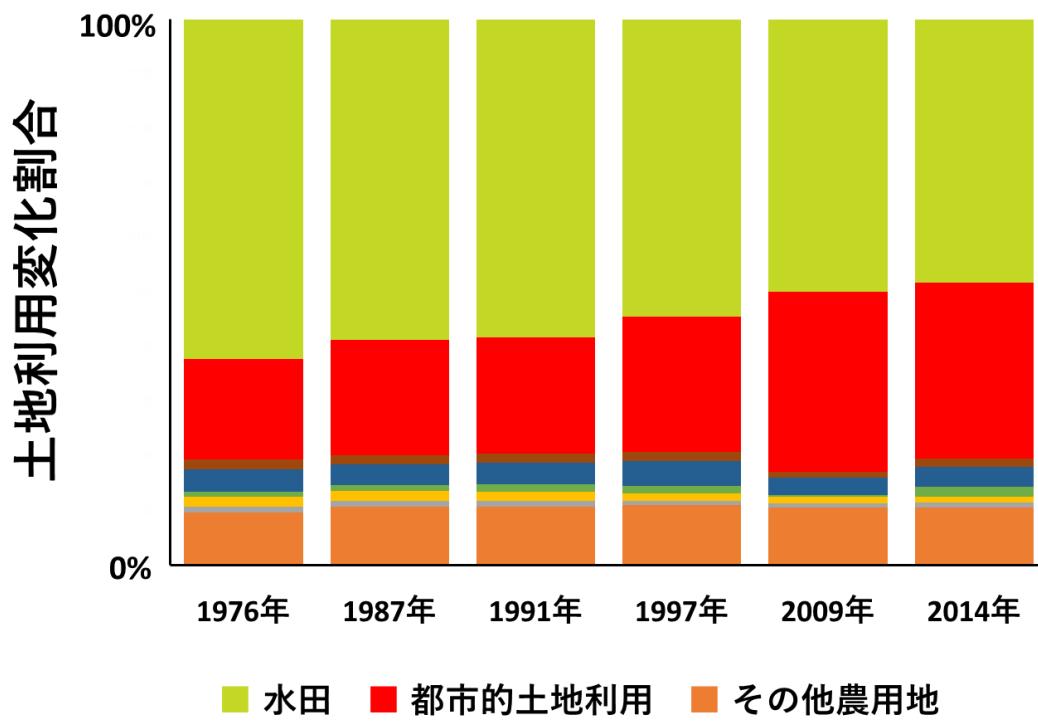


図 1-1-1 浸水想定区域内における土地利用の変化

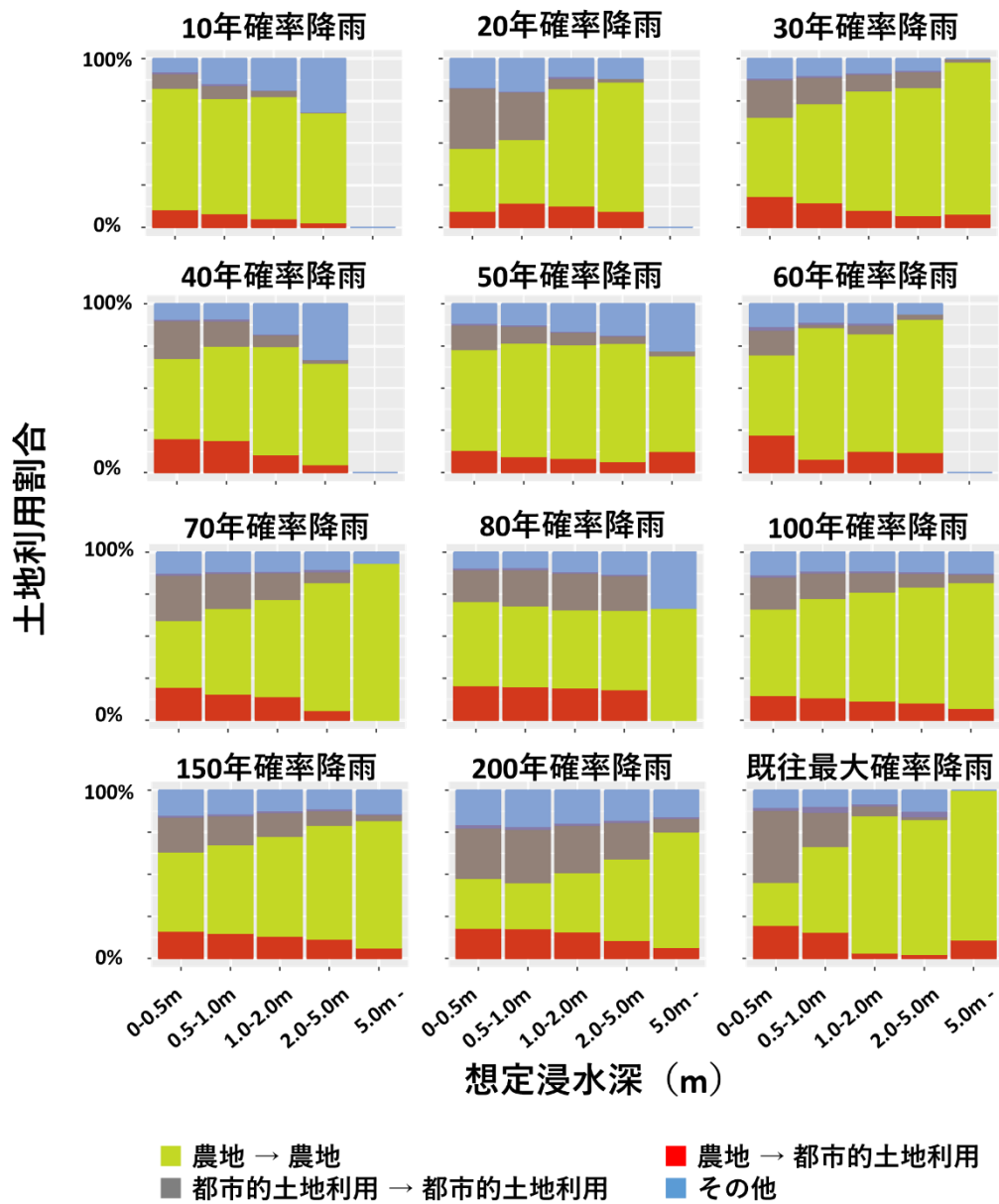


図 1-1-2 異なる確率降雨を想定した浸水想定区域内における土地利用の変化割合



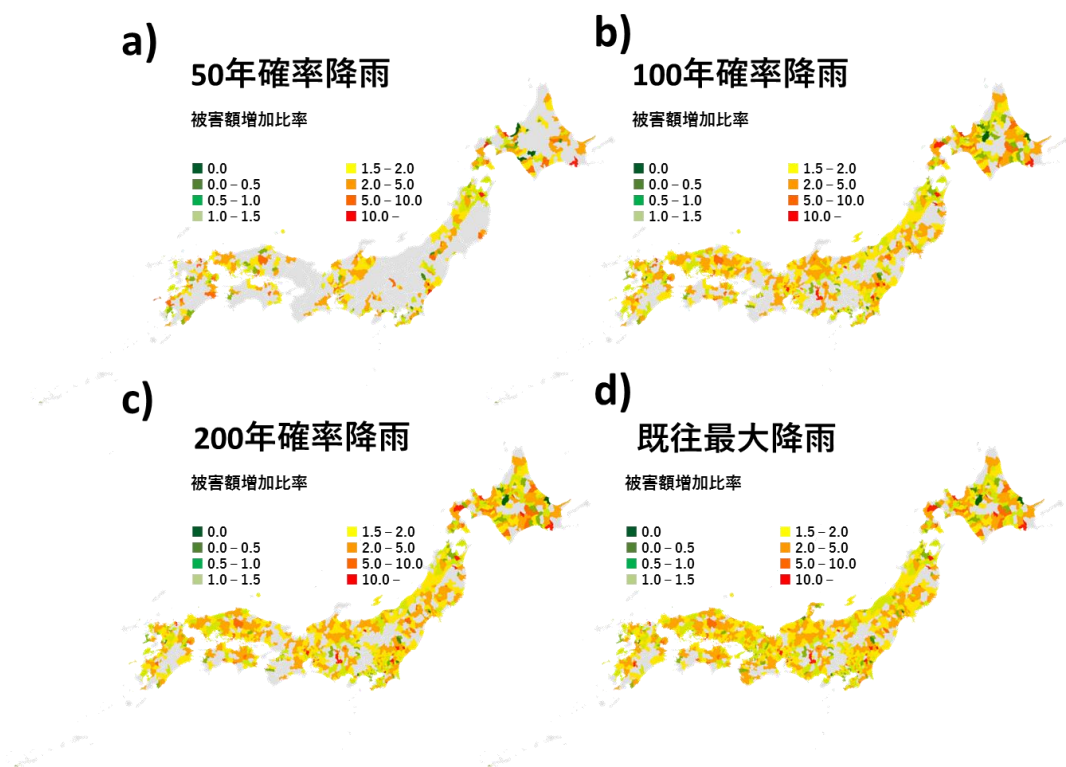


図 1-1-3 市町村における 1976 年から 2014 年における浸水被害増加比率。図 a,b,c,d は確率降雨毎の浸水想定区域図を用いて評価した被害額増加率を示す。

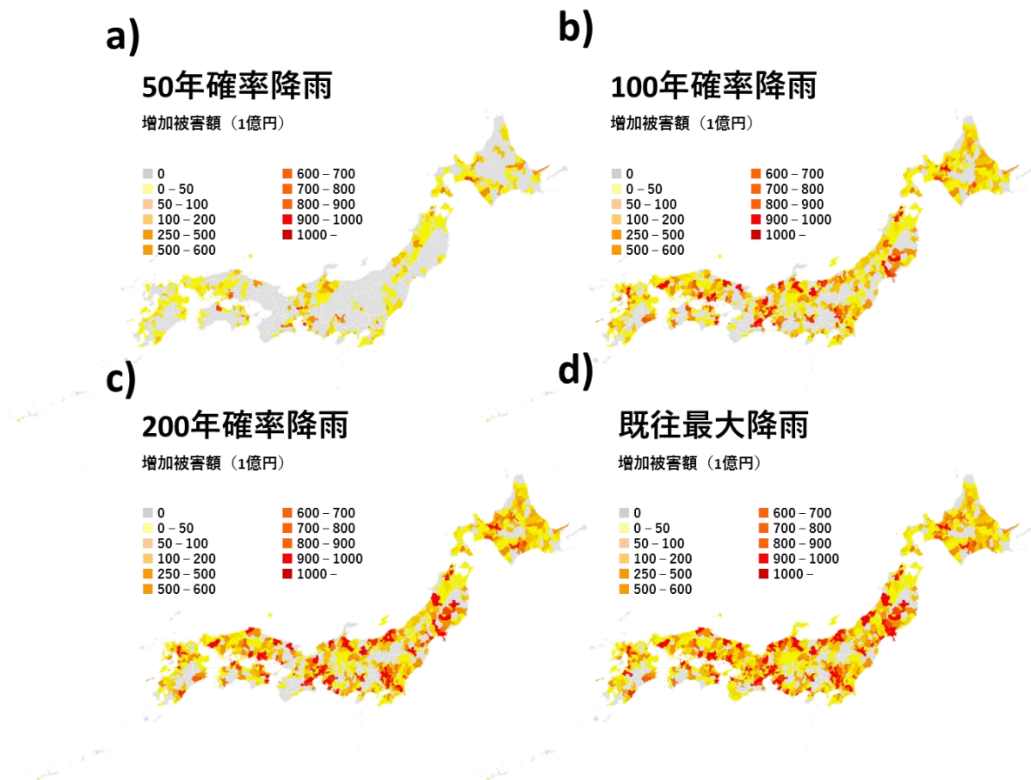


図 1-1-4 市町村における 1976 年から 2014 年における浸水被害増加額。図 a,b,c,d は確率降雨毎の浸水想定区域図を用いて評価した増加被害額を示す。

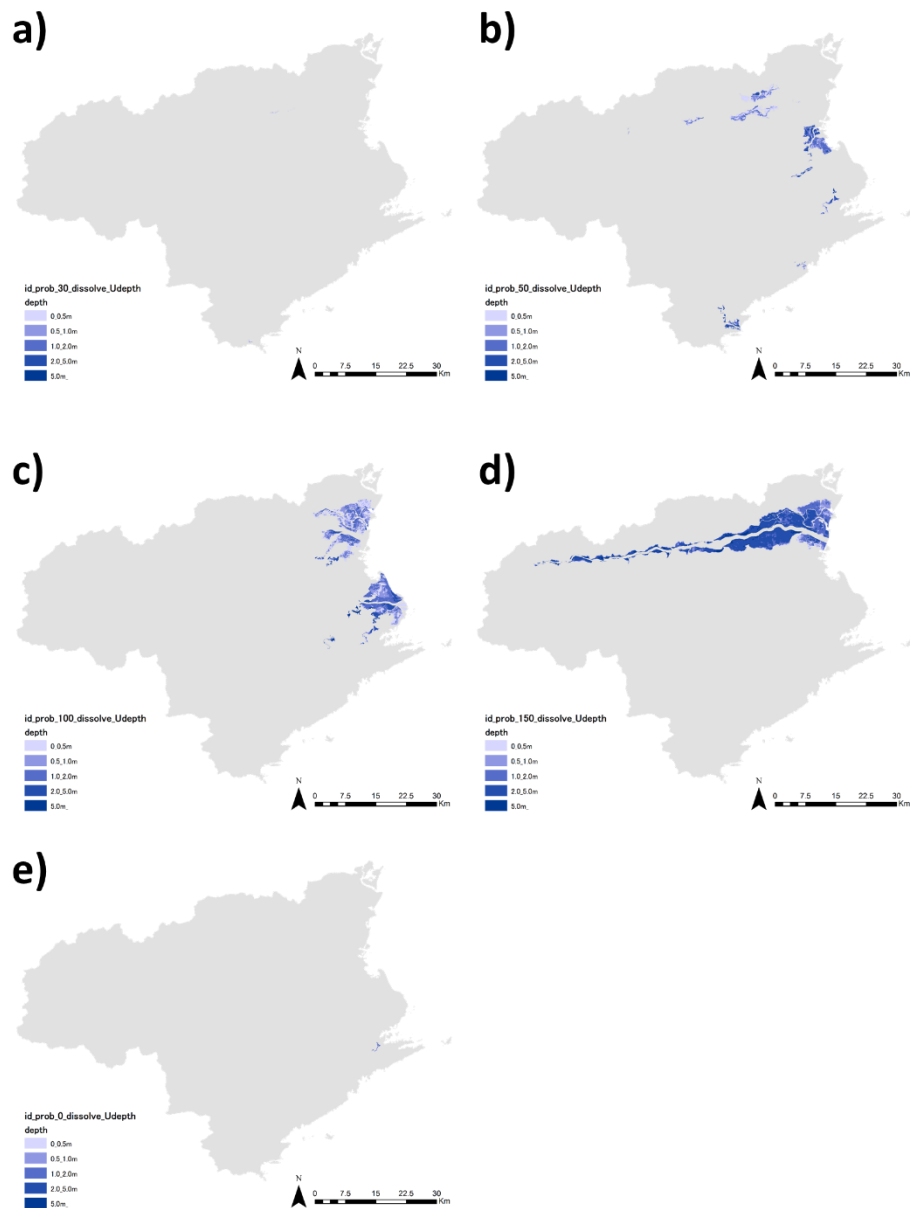


図 1-2-1 徳島県における異なる確率降雨規模を想定した浸水想定区域図。図 a,b,c,d,e はそれぞれ、既往最大，30 年確率降雨，50 年確率降雨，100 年確率降雨，150 年確率降雨を想定して作成された浸水想定区域図を示す。

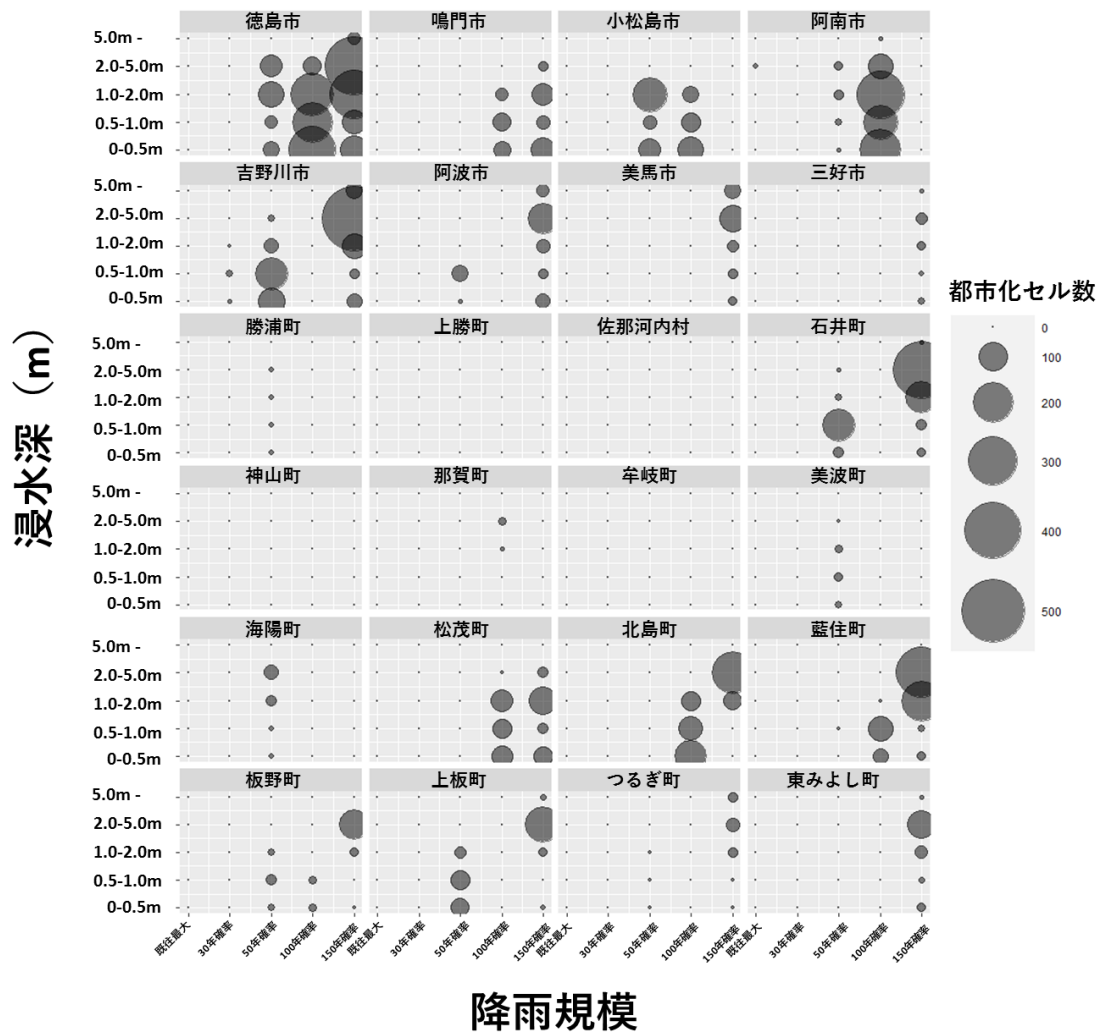


図 1-2-2 各市町村における確率降雨規模と浸水深と農地の都市転換との関係性。各グラフの円の大きさは農地の都市化セル数を示す。

## 第 2 章

### 外水氾濫対策に水田の活用が求められる地域の抽出 及び生物多様性保持機能の評価

## 第 1 節：地形・土地利用・社会資本指標に基づく地域類型

### はじめに

水害リスクを有する空間における適正な土地利用は、国土管理における根源的な課題であり、総合的な視点から取り組む必要がある。氾濫原における土地開発行為は、水害リスクを増大させてきた (Sofia et al. 2017)。特に、我が国においては、氾濫原における居住空間や都市の形成が治水コストの増大を招いており (松中ほか 2018)、近年頻発しつつある豪雨災害の影響を受け、土地利用のあり方が問われるようになってきた。このような背景を元に、わが国では「国土利用計画(2017 年)」, 地方自治体では「滋賀県流域治水の推進に関する条例 (2014 年 滋賀県)」や「徳島県治水及び利水等流域における水管理条例 (2016 年 徳島県)」など、増大する水害リスクへの適応策として、氾濫原における土地利用の見直しや氾濫原に残存する農地を洪水緩和として活用していかうとする方針が示されてきている (鎌田 2019)。

水害適応策としての自然生態系の活用は、既存の治水構造物よりも費用対効果や副次的効果等の点において優れており、我が国でも近年着目されてきている (Furuta & Shimatani 2018; Onuma & Tsuge 2018; Nakamura et al. 2019; Yamanaka et al. 2020)。こうした考えは、河川工学 (大熊 1997; 福岡ほか 1998) や農業土木 (志村 1982; 増本 1998)、都市計画 (塚口・武内 1987; 中口 1998) 等の分野でも古くから研究がなされてきた。

水害リスクを有する空間における土地利用の適正化及び農地を活用した防災・減災を進めるためには、1) 水害リスク空間における市街化状況を定量的に把握し、土地利用計画に活用可能な指標を整理すること、2) 土地利用や社会的要因等に基づきながら自然生態系を活用した水害対策方針を提示する必要があると考えられる。1) については、多くの研究において、水害リスクと市街化区域との関係性について問題視されているものの (酒井・猪八重 2016; 蕨ら 2019 ほか多数)、水害リスクを有する空間において、どの程度市街化が進んでいるのかについては定量的に評価されていない。このように、定量的に評価し具体的な数値を算出することは、水害対策 (瀧ら 2009; 田中ら 2012) のみならず、気候変動適応 (Bai et al 2014) や生態系サービス (Daily & Matson 2008) において重要であり、基礎自治体等での土地利用計画の具体的な目標の設定において必要不可欠であると考えられる。

2)について、必ずしも市街化や人口集中が進んでいる訳ではなく、農地や緑地等の半自然的土地利用が維持されている地域も当然存在すると考えられる。農地が有する洪水緩和機能を効果的に発揮させるためには、土地利用や人口等の地域の特性を整理し、既存の治水構造物を考慮しつつ、適切な自然生態系を活用するということが考えられる (Congner & Chang 2019)。各地域において、土地利用等の自然的特性や人口等の社会的特性が水害リスクと対応づけて整理されれば、最も適した自然生態系の配置やそれを活用した効率的な土地利用計画の提案につながるものが考えられるものの (Meerow & Newell 2017)、そのような知見や自然生態系の導入方向性については、わが国では議論がなされていない。

以上を踏まえ、本研究では、広域で整備されている、土地利用情報に加え、人口等の各種統計データを用いつつ、水害リスク空間における市街化状況を定量的に把握し、水害適応策としての自然生態系の方向性について、土地利用や社会的要因から位置付けることを試みた。すなわち、全国の各市町村を対象として、水害リスク空間における市街化区域率と人口との関係性について把握したのち、土地被覆図や土地利用区分図、人口や財政力指数といった社会的特性を用いてクラスター分析を実施し、水害リスクを有する各市町村の類型化を試みた。最後にクラスター分析による類型化の結果から、土地利用や社会的特性に即した水害適応策としての自然生態系の導入方向性について議論した。

## 方法

### (1) 研究対象範囲

本研究は日本全域のうち、水防法に基づき国や都道府県が作成し、公表している洪水浸水想定区域が含まれている市町村を対象とした。市町村単位で集計する理由としては、市町村人口等の社会的統計データが市町村単位で得られるためである。国土数値情報から得られる浸水想定区域図を日本全域で整備したのち、浸水想定区域を含む市町村を抽出し、本研究の研究対象範囲とした。なお、本研究の解析に用いたデータ及びデータソースについては表 2-1-1 に示した。

### (2) 浸水想定区域内の市街化割合及び自然的土地利用割合の算出

浸水想定区域を含む市町村における市街化割合を以下の手順で把握した。ま

ず、国土数値情報の市街化区域データを用いて、各市町村における浸水想定区域内の市街化区域割合を算出したのち、統計解析ソフト R.ver.3.4.4 (R, <https://www.r-project.org/index.html>, 2020年4月7日確認)を用いて、浸水想定区域内の市街化区域割合を10%毎に分割した頻度分布図を作成し、各市町村の市街化傾向を把握した。次に、浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用割合を算出するために、JAXA から公開されている高解像度土地利用土地被覆図（高解像度土地利用土地被覆図ホームページ [https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/jlulc\\_jpn.htm](https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/jlulc_jpn.htm)

2020年4月21日最終確認）から水田・畑・草地・裸地を抽出し、浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用割合を算出したのち、市街化区域割合と同様に、10%毎に区切られた頻度分布図を作成し、浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用割合の分布状況を把握した。

### (3) 自然的要因・社会的要因に基づく各市町村の類型化

浸水想定区域を含む各市町村の類型化の要因として、地形、土地被覆、土地利用区分、社会的要因を考慮した（表 2-1-1）。地形要因として、浸水想定区域内の平均標高、平均傾斜角を考慮した。即ち、国土地理院の基盤地図情報から入手した、10m 解像度の数値標高モデル（Digital Elevation Model: DEM）の値を用いて、10mDEM を構築し、各市町村における浸水想定区域内の平均標高を算出した。また、10mDEM から傾斜角を算出したのち、各市町村の浸水想定区域内の平均傾斜角を算出した。土地被覆要因として、国土数値情報の土地利用細分メッシュデータから農地、建物用地、森林を抽出し、各市町村における浸水想定区域内の農地・建物用地・森林面積及び割合を集計した。土地利用区分要因として、市街化区域及び市街化調整区域、農用地区域データを用いた。土地被覆要因と同様に、各市町村における浸水想定区域内の市街化区域・市街化調整区域・農用地区域面積及び割合を集計した。また、洪水リスクを示す直接的な指標として、各市町村における浸水想定区域の面積及び面積割合についても考慮した。社会的要因として、各市町村の総人口及び財政力指数を用いた。市町村の総人口は、一般的に平野部の面積に依存することから、市町村の総人口が増加すると、洪水リスクのある空間における人口も増加すると考えられるため、市町村単位で扱うことにより、洪水リスクとの関係性を評価できると考えた。財政力指数は、自治体の財政力を示す指標であり、公共インフラ



の整備状況と関係する（田井・松重 1988）。財政力指数は基準となる収入額を支出額で割ることにより算出され、1 に近づくほど財政に余裕があるとされ、1 を超えると国から地方交付税が交付されない仕組みとなっている。

浸水想定区域を含む市町村の特性を類型化し、比較検討するために、上述した変数から市町村間の類似度を算出し、非計量多次元尺度構成法（Non-metric Multi Dimensional Scaling; NMDS）を用い、2次元空間に情報を集約した。市町村間の類似度の算出は、多次元尺度法によるグラフ表示で、広く使用されている（土居・岡村 2011）、Bray-Curtis の非類似度指数を用いた。NMDS の当てはまりの良さについては、stress 値を用いて評価した（Clarke 1993）。

次に、NMDS により 2次元軸上に配置された各市町村の 2軸の値を用いて、R の MCLUST Package（Fraley and Raftery 2006）を使用し、クラスター分析（Fraley and Raftery 1999）を実施し、各市町村を類型化した。MCLUST は混合分布モデルを用いたクラスター分析の手法で、BIC（Bayesian Information Criterion, Schwarz 1978）等を基準に、最適なモデルやクラスターの最適数を選ぶことができ、クラスター数の最適化問題に対処する際に用いられる（丹羽ら 2009, Tristan et al 2019）。BIC を元に算出されたクラスターの最適数に各市町村を類型化し、各クラスタータイプ間の土地被覆及び土地利用区分、社会的指標の諸量を比較することにより、各クラスターの特性を把握した。

## 結果

### （1）各市町村における浸水想定区域内の都市化割合と自然的土地利用割合

浸水想定区域内の市街化区域割合が高かった市町村または市街化区域割合が低かった市町村のうち、上位 50 位の市町村を表 2-1-2 に示す。浸水想定区域内の市街化区域割合が 100% の市町村は 22 市町村あり、その多くは三大都市圏の自治体であった。浸水想定区域内の市街化区域割合が特に低い 50 市町村は全て市街化区域割合が 0% であった。市街化区域割合が 0% の市町村は主に東北地方や北海道の市町村が多かった。各市町村における浸水想定区域内の市街化区域割合のヒストグラムを図 2-1-1 に示す。浸水想定区域内の市街化区域割合については、10% 以下の市町村が最も多かった。次に、90% 以上の市町村が多く、そのほかの市町村は 10% から 90% の間に分散していた。

浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用割合が高かった市町村または自然的土地利用割合が低かった市町村のうち、上位 50 位の市町村を表 2-1-3 に示す。浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用割合が高かった市町村は、市街化区域面積が小さかったものの、茨城県潮来市や群馬県板倉町といった一部の市町村では市街区域面積が大きいにも関わらず自然的土地利用割合は高かった。浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用割合が特に低い 50 市町村は自然的土地利用割合が 2%以下であった。これらの多くは、三大都市圏や各都道府県の県庁所在地の自治体であった。各市町村における浸水想定区域内市街区域における自然的土地利用割合のヒストグラムを図 2-1-2 に示す。浸水想定区域内市街区域における自然的土地利用割合が 10%以下の市町村が最も多かった。次に、10%から 20%の市町村が多く、自然的土地利用割合が大きくなるにつれて、市町村の数は減少していた。

## (2) 多変量解析及びクラスター分析の結果

地形・土地利用・土地区分・社会的要因を用いて NMDS を実施した結果、stress 値は 0.11 であった。NMDS によって算出された各市町村におけるサイトスコアを用いてクラスター分析を行なった結果、モデルに基づくクラスター分析で用いられたモデルは、14 モデルであった (図 2-1-3)。モデルとクラスター数の組み合わせごとに、BIC の値を用いて評価した結果、VEE モデル・クラスター数 5 の組み合わせで BIC の値が最小となり、浸水想定区域を含む各市町村は、5 タイプに類型化された (図 2-1-4)。

クラスター分析によって見出された各タイプに含まれる市町村数とその割合を表 2-1-4 に、各クラスタータイプの市町村分布を図 2-1-5 にそれぞれ示す。クラスター 1 に含まれた市町村の数は 272 であり、浸水想定区域を含む市町村のうち、19.1%であった。クラスター 1 に含まれる市町村の多くは、三大都市圏や規模の大きい地方都市であった。クラスター 2 に含まれた市町村の数は 375 であり、浸水想定区域を含む市町村のうち、26.3%であった。クラスター 2 に含まれる市町村は、三大都市圏や規模の大きい地方都市に隣接する一方で郊外の市町村も含まれていた。クラスター 3 及びクラスター 4 に含まれる市町村の数は、それぞれ 80,65 であり、市町村割合はそれぞれ 5.6%,4.6%であった。クラスター 3 及びクラスター 4 に含まれる市町村は中山間地域の市町村が多かった。クラスター 5 に含まれた市町村の数は 635 であり、浸水想定区域を

含む市町村のうち、44.5%であった。クラスター5に含まれた市町村は全国に分布していたものの、三大都市圏や規模の大きい地方都市はほとんど含まれていなかった。

各クラスターにおける環境要因の統計値を図 2-1-6 に示す。平均標高や平均傾斜角はクラスター3, 4において大きくなった。浸水想定区域面積はクラスター2において最も大きく、農地面積についてもクラスター2で大きかった。建物用地面積についてもクラスター1や2で大きかった。農地割合はクラスター1で最も小さくクラスター2, 4, 5において大きくなった。建物用地割合はクラスター1で最も大きくなった。森林割合はクラスター4で最も大きくなった。農用地区域面積はクラスター2において最も高くなった。市街化区域面積はクラスター1, 2において高かった。市街化調整区域面積はクラスター2においてもっとも大きくなった。農用地区域割合はクラスター1, 3において小さく、クラスター2, 4, 5において大きくなった。市街化区域割合はクラスター1で最も大きく、クラスター3, 4, 5では小さかった。市街化調整区域割合はクラスター2において最も大きかった。市町村人口はクラスター1においてもっとも大きくなった。財政力指数はクラスター1, 2においておおきく、クラスター3, 4, 5において小さくなった。

## 考察

### (1) 浸水想定区域内の都市化状況と今後の方向性について

浸水想定区域内の市街化区域割合が高かった市町村の多くは三大都市圏の自治体であった。浸水想定区域割合は10%以下が最も多く、90%以上が次に多かった。また、10%以上90%未満の市町村に差は見られなかった。これらの結果は、多くの市町村では、浸水想定区域内の市街化は抑制されてきた一方で、主に都市圏の浸水想定区域を中心に極端な市街化が進められてきたことを示している。今後は本研究で得られた各自治体の市街化状況（Appendix 1）を基準に、具体的な数値目標を掲げつつ、長期的な都市計画を見直していく必要があるだろう。また、今回は、工業地域等を設定する用途区域については考慮していないため、市街化が進む地域について詳細に分析する場合については、こういった指標も含めて再計算していく必要があるだろう。

浸水想定区域内市街区域における自然的土地利用割合が大きくなるにつれて、市町村の数は減少していた。浸水想定区域内市街化区域における自然的土

地利用割合が特に低い市町村は自然的土地利用割合が2%以下であり、これらの多くは、三大都市圏や各都道府県の県庁所在地の自治体であった。Liu et al (2014)は、都市において、自然的土地利用を拡大することで、流出量やピーク流量が抑制されることを明らかにしている。一般的に、市街化区域や市街化調整区域の指定範囲を自治体等が直ちに変更することは難しく（大平・浅野 2013）、容易ではないため、本研究で得られた各市町村の現状（Appendix 1）を把握した上で、自然的土地利用の整備目標を提示しながら、拡大させていくことが重要だと考えられる。

## （2）本研究で用いた類型化手法の有効性

NMDSを実施した結果、stress値は0.11であった。Stress値は0.2より小さいことが望ましいとされており（Clarke & Warwick 2001）、本研究でも良好な結果が得られた。一般的に、クラスター分析は、本研究のような座標軸（変数）の数が多い高次元データから計算した類似度や非類似度（距離）を使用すると妥当な分割結果を得られないことが多く（新納 2007）、既往研究においてもその傾向は確認されている（丹羽ほか 2011）。本研究では、NMDSを実施することにより、高次元のデータを2次元に集約したのちに複数モデル、複数クラスター数のセットから、BICを用いて最適なクラスター数を導き出すことができ、類型化を行うことができた。

本研究では浸水想定区域図を用いて自然生態系が有する洪水緩和機能の活用可能性について評価したものであるが、浸水想定区域図のみならず、土砂災害危険区域図や津波想定区域図といった情報についても、我が国では既に公開されているため、本研究で用いた手法は、土砂災害や津波災害といった他の災害についても同様に実施することができ、優れた手法だと言えるだろう。

## （3）各クラスターの特性に基づく自然生態系の導入方向性及び土地利用計画の方向性の例

クラスター1では、浸水想定区域内の市街化区域割合及び建物用地割合が最も高く、農地割合は最も低かった。また、市町村人口や財政力指数についても最も大きくなった。このように浸水想定区域内において極端に都市化が進行している地域については、内水または外水氾濫といった水害が発生すると、甚大な被害を被ることは想像に難くない。また、財政力指数や市町村の総人口も非

常に大きいため、短期的な大幅な土地利用計画の見直しは難しいと考えられる。そのため、既存のグレーインフラを最大限に活用した防災に重点を起きつつ、雨庭（山田・柴田 2017）等の小規模な空間でも導入可能な緑地を整備することや、小規模調整池等の既存インフラに手を加え、機能を向上させること（高橋ら 2017）が有効だろう。クラスター2は、浸水想定区域面積は最も大きく、浸水想定区域内の農地面積が最も大きくなった。このように低平地にまとまって現存する農地については、洪水調節機能を有していると考えられる。また、農用地区域割合も大きく、当面は農地として維持される可能性が高いことから、洪水調節機能を定量的に評価しつつ、治水計画に盛り込むことが求められるだろう。一方、市街化区域の面積も大きいため、クラスター1と同様にグレーインフラを最大限活用・維持することに加え、現況の土地利用や洪水対策上重要な空間を推定し、適正な土地利用計画を整備していくことが求められる。

クラスター3は全体に占める割合は5.6%と小さく、浸水想定区域内の農用地区域割合や市街化区域割合が農地割合や建物用地割合に対して小さかった。このように土地利用区分割合が土地利用割合よりも大きい場所では、県や基礎自治体レベルでの土地利用を規制するような条例を整備することが望まれるだろう（例えば滋賀県 2014 など）。

クラスター4はクラスター3と同様に全体に占める割合は4.6%と小さく、浸水想定区域割合も小さかったものの、農地割合や農用地区域割合は大きく、平均標高や平均傾斜角の値は最も大きかった。このような立地では、耕作放棄率が高くなることから（中江・守田 2015）、市町村人口の少なさや維持管理の観点を踏まえると、耕作放棄地が有する洪水緩和機能を積極的に利活用していく仕組みが必要だと考えられる。また、森林割合が最も大きく、類型化の分布図から見て取れるように、中山間地域が多く含まれていたため、流出抑制機能を有する森林の整備も併せて実施していくことが水害リスクの低減に繋がると考えられる。

クラスター5は、浸水想定区域内の農地割合が最も大きく、建物用地割合は小さかった。また、農用地区域割合は大きく、市街化区域割合は小さかった。このようなタイプは、浸水想定区域内に農地が多く維持されており、農用地区域割合も高いことから、農地が有する洪水緩和機能を最も活用可能な地域だと言えるだろう。特に、クラスター4と同様に財政力指数は低いことから、維持

管理や費用対効果の観点からグレーインフラよりも優れている自然生態系（Sveta et al 2017）を軸とした治水対策へとシフトしていくことが望まれる。そのためには、各地域での農地が持つ洪水調節機能の定量的評価（増本 2010, Muto et al 2018）は必要不可欠であろう。一方で、市町村の総人口は少ないため、農業人口の減少も考慮しつつ、維持管理としての営農を地域全体で支援する社会的な仕組みの構築が求められるだろう。

## まとめ

浸水想定区域を含む多くの市町村では市街化区域割合は小さかったものの、都市圏に位置する市町村では、浸水想定区域内のほぼ全てが市街化区域に指定されており、市街化区域内に自然的土地利用はほとんど残されていなかった。近年の豪雨災害の増加状況を踏まえると、市町村ごとに都市計画を見直すことに加え、市街化区域内の自然的土地利用の整備に関する具体的な数値目標を設定した施策等を運用していくことが望まれる。その際には、本研究で整理された各市町村の情報（Appendix 2-1-1）が有効になるだろう。

浸水想定区域を含む市町村をクラスター分析によって類型化した結果、水害対策のための自然生態系の導入の方向性について提案することができた。生態系を活用した防災減災の手法と、いわゆる人工構造物を利用した防災の手法は、それぞれの特徴を踏まえながら、地域の実情に応じて適切に組み合わせることが望ましいため（吉田 2017）、本研究で得られたクラスター毎の統計値（Appendix 2-1-2）を参考にしながら、目標を設定することが望まれる。

本研究では、国や都道府県によって公開されている浸水想定区域を含む市町村のみを対象としたため、今後、都道府県や市町村が独自に作成しているハザードマップを活用していくことで、他の地域でも同様に評価することも可能だろう。また、国や自治体によって整備・蓄積される土地利用等に関する基礎情報や別の指標や域値についても今後検討しながら、個々の市町村の特性等を踏まえながら利用することが望まれる。

## 第 2 節：希少鳥類ナベヅルの潜在的飛来適地の全国評価と 水害リスクとの関係性-全国スケールにおける分析-

### はじめに

ナベヅル (*Grus monacha*) は絶滅の危機が増大している大型希少鳥類の一種で、2016 年時点の世界での成熟個体数は 5000~15000 羽と推測されている (Bird Life International, 2016). IUCN および我が国のレッドリストで絶滅危惧 II 類に、また、我が国の種の保存法の国際希少野生動植物種に指定されている。本種は夏季に主にロシア極東部に繁殖し (Meine and Archibald 1996; Degtyarev 2020), 冬季に日本の出水地方や中国の揚子江流域, 韓国のスンチョン湾周辺などに飛来して越冬する (Harris et al. 2000). 江戸時代では西日本を中心に日本各地に飛来していたが, 明治初期の乱獲, 戦争の影響, 湿地等の減少などにより飛来数は激減した (環境省自然環境局野生生物課超獣保護事業室 2014; 久井 2018; 竹内 2019).

このような中, 鹿児島県出水平野に飛来するツル類とその越冬地は「鹿児島県のツル及びその渡来地」として, 国の特別天然記念物に指定された (1952 年). そして, 地域住民や自治体による保護努力が続けられてきた結果, 飛来個体数が増加し, 近年では, 全個体の約 90%が出水に集まるようになった (環境省自然環境局野生生物課鳥獣保護業務室 2014). 一方で, この状態は, 感染症等によるナベヅルの絶滅リスクを増大させている.

そのため, 環境省は, 2014 年に, 「ナベヅル, マナヅルの新越冬地形成等に関する基本的考え方」を示した (<http://www.env.go.jp/press/files/jp/25480.pdf> 2020 年 7 月 31 日最終確認). このガイドラインでは, 出水地方以外の複数地域において長期安定的な越冬地を形成し, 1000 羽以上を分散越冬させることを目標として掲げている.

越冬期でのナベヅルの主な餌場には, 低平地や盆地にある水田や畑を利用することが知られており (大迫 1989; 江口ほか 1993), 主に水田の収穫後の二番穂や落穂, 草本類の根, 昆虫, 魚類を採食する (萩原 1988; Li et al. 2003). 埒場については, 主に湖沼や湿地の浅場 (Jiao et al. 2014; Zhang et al. 2015) を利用することが知られており, 鹿児島県出水市や山口県周南市では, ナベヅルの埒場とするために水田に水を入れ越冬を助けている (内田ほか 1986; 江口ほか 1993). このようにナベヅル等を分散越冬させるためには, 農地の活用は

避けられないことから、環境省が示した基本的考え方では、ツル類を地域の生物多様性のシンボルとして地域振興と結びつけて考えていくこと、そして農業者や地域社会がツル類を受け入れられる社会的条件を整えることが必要だとしている。ナベヅルがどのような地域の農地を餌場として選択するのか、また、どのような場所を罫場とするのか、ナベヅルの空間選択に関する環境要因を把握し、潜在的な餌場及び罫場適地を地図化することは、分散越冬を計画する上で必要不可欠である。ナベヅルの餌場及び罫利用に影響を与える要因については、景観構造(Jiao et al. 2014)や、採餌行動(Shao et al. 2014; Zhang et al. 2015)、利用阻害要因(Li et al. 2016; Yang et al. 2015)等様々な観点から研究が行われているものの、保全上重要な空間の地図化を行った研究は非常に少ない(例えば Chen et al. 2020)。本研究では、ナベヅルの越冬期における分布情報を全国レベルで収集し、土地利用等の環境要因を用いて潜在的餌場適地を推定する。そして、ナベヅルの越冬に影響を与える要因を把握したのち、水田が有する洪水緩和機能が発揮され得る空間と対応づけながら、水田が有する洪水緩和機能と生物多様性保持機能の創発可能性について全国スケールで評価することを目的とした。

## 方法

### (1) ナベヅルの分布情報の収集

越冬期におけるナベヅルの分布情報を既往資料より収集した。まず、野鳥の会によって収集された情報の中から位置精度が3次メッシュ(約1×1km)以上であるものを収集した。加えて、分布情報を補填するため、インターネット上に存在する個人ブログ等を使用した。視認情報の信憑性や位置精度については、可能な限り画像データによりナベヅルであると特定できるもの、投稿記事から住所や視認地点の位置情報が取得でき、web上の地図で位置が特定できるものに限定した。ナベヅルの位置情報を特定できたものについては、GIS上で位置情報と対応する3次メッシュをナベヅルの在メッシュとして扱った。なお、日本におけるナベヅルの越冬地は、主に西日本に集中しているため、(環境省国内におけるナベヅル、マナヅルの越冬地 <https://www.env.go.jp/nature/choju/effort/effort7/effort7-1/mat01-3.pdf> 2020年1月10日最終確認)、本研究では、西日本(福井県、滋賀県、三重県以西)を対象に分布情報を収集した。



## (2) 環境要因

解析には、ナベヅルの飛来に影響を与えると考えられる、最深積雪深、傾斜角、農地面積、都市的土地利用面積、森林面積、開放水域面積を用いた。最深積雪深については、ナベヅルの主な餌場が水田であり（大迫ほか 1989）、冬季の餌場利用時には積雪が少ないところを選択することから（小笠原ほか 1982）、重要であると考えた。農地面積については、越冬期におけるナベヅルの主な餌場が水田や畑地であること（大迫ほか 1989）、都市的土地利用面積や森林面積については、餌場不適地であることや外敵攪乱の発生要因となりうるため（河村 1975）、採用した。開放水域面積については、ツル属の特性として、罾場から比較的近い距離の餌場の利用率が高いこと（Wu et al. 2009）、ナベヅルは湖沼や河川を罾場として利用されていることが知られているため（Ma et al. 2003）、採用した。

最深積雪深については、国土数値情報の平年値（気候）メッシュのデータ（国土数値情報 平年値メッシュデータ <https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G02.html> 2020年1月2日最終確認）のうち、年最深積雪深のデータを用いた。土地の傾斜角は、国土地理院・基盤地図情報の10m解像度の標高データを用いて算出した。土地被覆については日本域高解像度土地利用土地被覆図 2016年9月リリース版（バージョン 16.09）（高解像度土地利用土地被覆図ホームページ：[https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/jlulc\\_jpn.htm](https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/jlulc_jpn.htm) 2020年1月2日最終確認）を使用し、農地（水田及び畑地）、都市的土地利用、森林面積 開放水域面積の3タイプの面積を変数に用いた。

一般的に、構築された生息適地モデルの精度や説明変数の寄与率は、環境要因の空間スケールの規模に伴って大きく変化する（角谷 2010; Arakida et al. 2010; Rostro-García et al. 2016）。そのため、本研究では、変数として用いる環境要因の空間スケールを、以下のように検討した。まず、各環境要因のうち、傾斜角、森林、都市的土地利用、開放水域面積の10m解像度のラスターデータを、ArcGISのフォーカル統計ツール（ArcGIS10.2 + Spatial Analyst）を用いて、半径1000mの範囲の面積割合及び平均傾斜角を算出した。農地面積については、餌場利用に最も影響を与える要因であると考えられたため、半径100m、200m、500m、1000m、1500m、2000m、2500m、3000m内のうち面積割合

を算出し、後のモデル構築において最適空間スケールを検証した。

### (3) モデル構築

ナベヅル餌場に適した環境要因とその空間分布については、MaxEnt (Phillips et al. 2006) によって把握した。MaxEnt は、「在」データのみで、また、サンプル数が少ない場合でも適用可能だとされるが (Elith et al. 2006; Hernandez et al. 2006), 生息が見込まれない地域までを解析対象に含めてしまうと適切な評価が行えなくなる (Phillips et al. 2009)。そのため、最深積雪深の値がナベヅルの在メッシュの最深積雪深の値よりも小さいメッシュ、森林面積の値がナベヅルの在メッシュよりも小さいメッシュを対象空間とし (図 2-2-1), 説明変数には、農地面積割合、都市的土地利用割合、開放水域割合を用いた。

ナベヅルの餌場利用に影響を与える農地面積割合の最適空間スケールを明らかにするために、モデル構築において、各空間スケールの農地面積割合のみを用いた単変数のモデルを構築した。なお、説明変数間の相関係数を求めたところ、説明変数間において高い相関関係 ( $|p| > 0.6$ ) はみられなかった。

以上の手順で構築された潜在的餌場適地モデルの中から、AICc が最も小さいモデルをベストモデルとして採用した。モデルの精度は AUC を用いて評価し、説明変数の寄与率はモデルから得られる contribution percentage を用いて評価した。

ナベヅルの潜在的餌場適地を明らかにするために、構築された潜在的餌場適地モデルにおける閾値 (ROC 分析による感度と特異度の和が最大となる値) を境界にして、生息確率が閾値以下の場所を不適地、生息確率が閾値以上の場所を適地、生息確率が 0.5 以上の場所を高適地として地図化した。最後に、東日本地域については、西日本を対象に構築した餌場適地モデルを外挿し同様に地図化した。MaxEnt の設定については、background points の数を 10000、モデル検証には、block partition を採用し、K-fold cross-validation を用い、k-fold の値は 4 とした。その他の設定に関してはデフォルト設定とした。以上の解析は、R (Ver.3.4.4 <https://www.r-project.org/> 最終確認 2020 年 2 月 21 日) の ENMeval package (Muscarella et al. 2014) を用いて実施した。

### (4) 洪水緩和機能との創発可能性評価

水田が有する生物多様性保持機能と洪水緩和機能の創発可能性を評価するた

めに、水害リスク図とナベヅルの餌場適地図との関係性を整理した。水田が有する洪水緩和機能の指標として、水田における累積流量値(Flow accumulation value: FAV)を用いた。FAV は出力ラスターの下り勾配にあるセルに流れ込むすべてのセルの累計加重として、累積流量を計算し、出力ラスターのセルの値は各セルに流れ込むセルの数となる値である(ESRI <https://pro.arcgis.com/ja/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/how-flow-accumulation-works.htm> 2020年1月2日最終確認)。FAVの値は大きい場所は、流れが集中するところであり、この値はしばしば排水路ネットワークの抽出や流出解析に用いられる(Jenson and Domingue, 1988, López-Vicente et al., 2014)。すなわち、標高が低く谷地形の場所ではFAVの値は相対的に大きくなり、多くの流水が集積する場所であることを示す(Jenson and Domingue, 1988)。また、FAVの値が高い場所において水田が維持されている場合は、水害リスクを減少させることが知られている(Osawa et al. 2020)。そこで、本研究では、以下の手順で、水田が有する洪水緩和機能の指標を作成した。まず、50mDEM及びArcGIS 10.2のFlow accumulationツール(ESRI, Redlands, CA, USA)を用いて日本全域におけるFAVを算出した。次に、日本全国の各市町村を対象に、水田におけるFAVの合計値と各市町村全域におけるFAVの合計値の比率を算出し、各市町村におけるFAV合計値のうち、水田上のFAVが占める割合(水田FAV割合)を算出した。最後に、各市町村におけるナベヅルの餌場高適地面積を目的変数、水田FAV割合を説明変数として一般化線形モデルを構築し、ナベヅルの潜在的餌場適地と水田が有する洪水緩和機能と創発可能性を評価した。統計解析にはR ver3.4を用いた。

## 結果

### (1) 越冬期におけるナベヅルの餌場利用地

越冬期におけるナベヅルの分布情報を把握するために、日本野鳥の会及びWeb上の個人ブログ等の情報から、餌場利用が確認された3次メッシュの位置を図2-2-2に示す。3次メッシュ上に、ナベヅルが餌場・埒場として利用した場所は54地点であった。餌場として利用された場所は、主に西日本の低平地のまとまった水田地帯であった。

### (2) 餌場に利用される場の空間特性

モデルの精度を示す AUC の値は、構築された餌場適地モデルにおいて高かった（表 2-x）。餌場として用いられた場の空間特性把握に用いた農地面積割合の空間スケールとモデル精度（AUC）との関係を図 2-2-3 に示す。半径 500m 内の農地面積割合を採用した際にモデルの AUC が最も高くなった。環境要因を用いて構築したモデルについて、各環境要因の寄与率を図 2-2-4 に、応答曲線を図 2-2-5 に示す。最も寄与率が高かったのは、農地面積割合（70.1%）であり、面積割合が増大するほど利用確率が上昇した。開放水域面積割合の寄与率は 33.2%で、応答曲線は凸型を示した。都市的土地利用面積割合の寄与率は 1.1%であり、面積割合が小さくなるほど、利用確率が減少した。

### （3）ナベヅルの潜在的餌場適地

ナベヅルの潜在的餌場適地を明らかにするため、Maxent によって推定された値を、全国を対象として地図化した（図 2-2-6）。その結果、ナベヅルの餌場適地は主に、大河川の中流域から下流域にかけて存在していた。また、琵琶湖や宍道湖周辺といった湖沼周辺の低地にも存在していた。潜在的餌場基地の多くは、太平洋側の低平地で存在が確認されたことに対し、東日本の日本海側の低地は餌場適地が相対的に少なかった。北海道では餌場適地はほとんど見られず、十勝川流域の一部にのみとどまっていた。

### （4）潜在的餌場適地と水田が有する洪水緩和機能との創発可能性

各市町村における餌場好適地面積と水田 FLA 比率との関係性を図 2-2-7 に示す。ナベヅルの各市町村における餌場高適地面積が大きくなるにつれて、水田 FLA 比率は大きくなっていった。特に、利根川中流域や琵琶湖周辺、筑後川下流域ではナベヅルの餌場好適地が存在し、水田 FLA 比率が高い地域が見られた。

## まとめ

本研究では、ナベヅルの目撃情報と土地利用要因を用いて、潜在的餌場適地モデルを構築し、冬季におけるナベヅルの潜在的餌場適地を明らかにした。その結果、ナベヅルの餌場適地は大河川の中流域から下流域の水田地帯に存在していた。餌場適地の条件として半径 500m 以内における農地面積の多さが最も重要であった。市町村毎に餌場適地と水田 FLA 比率の値を集計し、関係性を評価

した結果、餌場適地多く存在する市町村では、水田 FLA 比率が高くなっていった。すなわち、河川周辺の低平地にまとまって存在する水田を維持することは、水田における生物多様性保持機能と洪水緩和機能を創発させる可能性を有していると考えられる。ナベヅルの越冬期における定着には、埤形成が重要であるため、今後、より詳細スケールを対象に餌場と埤場との関係性を整理しながら、水田の生物多様性保持機能と洪水緩和機能の創発可能性を整理してゆく必要があるだろう。

### 第 3 節：希少鳥類ナベヅルの越冬適地と水害リスク空間との関係性 - 県域スケールにおける分析 -

#### はじめに

第 2 節では、希少鳥類としてのナベヅルの潜在的餌場適地を全国スケールで推定した。一方、ナベヅルの餌場利用及び越冬には餌場とねぐら場との関係性が重要であることが知られている。そこで、本研究では、近年、ナベヅルの集団越冬が確認された徳島県全域を対象として、ナベヅルの分布情報と地形要因及び土地被覆要因等を用いた生息適地モデルの作成をとおして、本種の餌場・埤場利用に適した環境要因を明らかにする。そして、それに基づき、潜在的な餌場適地図および埤場適地図を作成して提示する。最後に餌場と埤場の位置関係を考慮しつつ、越冬適地を増やしていくための道筋を検討し、ナベヅルの越冬地の保全をとおした国土管理のあり方についても議論する。

#### 方法

##### (1) 研究対象地

2015 年 10 月から 2016 年 3 月の間、67 羽のナベヅルが徳島県内各地で越冬した。これほど多くはないものの、それまでの間も、ナベヅルの飛来・越冬が確認されていた。このようなことから、徳島県域を対象とし、ナベヅルが埤や餌場に活用した場所を確認し、その場所を特徴づける環境要因を把握することとした。

##### (2) 空間モデルの構築

## 2-1. ナベヅルの分布データ

徳島県におけるナベヅルの飛来情報は、日本野鳥の会徳島県支部によって記録されている。徳島県支部長の協力を得て、記録された資料を参照しながら、餌場、埒場として利用された地点を聞き取り調査によって整理し、それぞれのポイントデータとして GIS に格納した。

餌場、埒場として利用された位置を特定できた 2008, 2010, 2011, 2015 年度の餌場及び埒場については、日本野鳥の会徳島県支部の観察者の案内によって現地を踏査し、周辺の状態等について概要を把握した。

## 2-2. 環境要因

ナベヅルが餌場及び埒場に利用した場所を説明する環境要因を表 2-3-1 に示す。地形要因として土地の傾斜角、土地被覆要因として植生・土地利用、利用阻害要因として道路からの距離を用いた。ツル類が餌場として利用する場所については、埒場からの距離によっても制限されるとの報告があることから (Skjyllberg et al. 2005)、埒として利用された場所からの距離を餌場利用に影響を与える環境要因として考慮した。これらのデータ整理及び解析には、ArcGIS10.2.2 及び Spatial Analyst を用いた。

土地の傾斜角は、国土地理院・基盤地図情報の 10m 解像度の標高データを用いて算出した。土地被覆については自然環境保全基礎調査の第 6 回・7 回植生調査で作成された 1/25000 植生図の GIS データを使用し、凡例を統合したうえで、水田・畑地、都市的土地利用、山地植生、川辺樹林植生、川辺草本植生、自然裸地、開放水域の 7 タイプの面積を変数に用いた (表 2-3-2)。ポリゴンデータとして得られた土地被覆要因については、10m 解像度のラスターデータに変換した。なお、開放水域については、海岸付近の微小なパッチを削除したうえで用いた。道路からの距離については、国土地理院・基盤地図情報の道路縁データを 10m 解像度のラスターデータに変換したのち、徳島県域の各セルにおいて道路からのユークリッド距離を算出したものを用いた。

餌場選択に関するモデルについては、ナベヅルの餌場利用に影響を与えると考えられる、傾斜角、水田・畑地、都市的土地利用、開放水域、埒からの距離を採用した。埒場選択に関するモデルについては、徳島県内での埒場が全て河川内に存在していたことから、開放水域、自然裸地、川辺植生 (川辺草本及び川辺木本)、道路からの距離を採用した。

## 2-3. モデル構築

徳島県に飛来したナベヅルが餌場及び埒場として選択した空間特性は、MaxEnt (Phillips et al., 2006) によって把握した。MaxEnt は、「在」データのみで、また、サンプル数が少ない場合でも適用可能だとされるが (Elith et al. 2006; Hernandez et al. 2006), 生息が見込まれない地域までを解析対象に含めてしまうと適切な評価が行えなくなる (Phillips et al. 2009)。そのため、得られた分布情報に基づき、餌場適地モデルについては、平野部 (山地植生以外) のみを、埒適地モデルについては、河川空間 (開放水域, 自然裸地, 川辺植生) を対象空間とした (図 2-3-1)。

### 3-1. 餌場適地モデル

一般的に、構築された生息適地モデルの精度や説明変数の寄与率は、環境要因の空間スケールの規模に伴って大きく変化する (角谷 2010; Arakida et al. 2010; Rostro-García et al. 2016)。そのため、本研究では、変数として用いる環境要因の空間スケールを、以下のように検討した。まず、各環境要因を 10m 解像度のラスターデータで整備したのち、ArcGIS のフォーカル統計ツール (ArcGIS10.2 + Spatial Analyst) を用いて半径 100m, 200m, 400m, 800m, 1600m 内の植生・土地利用の面積割合及び平均傾斜角を算出した。各環境要因を一つずつ用いて単変数のモデルを構築し、AUC が最も高くなる空間スケールを抽出した。選ばれた環境要因間での相関係数を求めたところ、山地植生割合と平均傾斜角及び水田・畑地割合の間に高い相関が見られたため ( $|p| > 0.6$ )、以降のモデル構築には山地植生割合を用いないこととした。

ツル類の餌場選択には、埒からの距離が影響することも知られている (Skylberg et al. 2005)。そこで、埒の存在状態が餌場選択に与える影響を検討するため、埒からの距離を説明変数に加えない餌場適地モデルと、加える餌場適地モデルの 2 つを作成した。

### 3-2. 埒場適地モデル

餌場適地モデルと同様に、開放水域、自然裸地、川辺植生 (川辺草本及び川辺木本) について、半径 100m, 200m, 400m, 800m, 1600m 内の面積割合を算出した。また、道路から直線最短距離を変数に加えた。餌場適地モデルと同様に、各環境要因の最適スケールを抽出するため、開放水域、自然裸地、川辺植生 (川辺草本及び川辺木本) の各環境要因を一つずつ用いて単変数のモデルを構築し、AUC が最も高くなる空間スケールを抽出した。選ばれた環境要因間での相関関係は見られなかった ( $|p| < 0.6$ )。

以上の手順で構築された潜在的餌場・埒場適地モデルの中から、AICc が最も小さいモデルをベストモデルとして採用した。モデルの精度は AUC を用いて評価し、説明変数の寄与率はモデルから得られる contribution percentage を用いて評価した。

徳島県におけるナベヅルの潜在的餌場適地及び埒場適地を明らかにするために、構築された潜在的餌場・埒場適地モデルにおける閾値（ROC 分析による感度と特異度の和が最大となる値）を境界にして、生息確率が閾値以下の場所を不適地、生息確率が閾値以上の場所を適地、生息確率が 0.5 以上の場所を高適地として地図化した。

MaxEnt の設定については、background points の数を 10000、モデル検証には、block partition を採用し、K-fold cross-validation を用い、k-fold の値は 4 とした。その他の設定に関してはデフォルト設定とした。以上の解析は、R(Ver.3.4.4 <https://www.r-project.org/> 最終確認 2020 年 2 月 21 日) の ENMeval package(Muscarella et al. 2014)を用いて実施した。

## 結果

### (1) 徳島県における越冬期のナベヅルの餌場・埒利用地

野鳥の会徳島県支部から提供された情報に基づき、餌場及び埒場として利用された場所を図 2-3-2 に示す。徳島県において、ナベヅルが餌場・埒場として利用した場所はそれぞれ 55 地点、13 地点であった。餌場として利用された場所は、主に吉野川、那賀川及び海部川下流域氾濫原に作られた水田や畑地であった。埒場については、吉野川、那賀川、海部川の下流域の河川内の砂州（自然裸地）や周辺の開放水面が利用されていた。

### (2) 餌場に利用される場の空間特性

モデルの精度を示す AUC の値は、構築された 2 種類の餌場適地モデルにおいて共に大きかった（表 2-3-3）。餌場として用いられた場の空間特性把握に用いた環境要因の空間スケールとモデル精度(AUC)との関係を表 2-3-4 に示す。餌場周辺半径 100m 内の平均傾斜角及び都市的土地利用割合、半径 200m 内の水田・畑地割合、半径 800m の開放水域割合、半径 1600m 内の山地植生割合の AUC が最も高くなった。これら環境要因を用いて構築したモデルについて、各環境要因の寄与率を表 2-3-5 に、応答曲線を図 2-3-3 に示す。最も寄与率が高



かったのは、水田・畑地割合（85.8%）であり、面積割合が増大するほど利用確率が上昇した。平均傾斜角、都市的土地利用割合及び開放水域割合の寄与率はそれぞれ 6.4%、5.7%、2.1%で、平坦であるほど、またこれら土地利用が少ないほど利用確率が高くなった。

環境要因に埒場からの距離を加えた餌場適地モデルにおける、各環境要因の寄与率を表 2-3-6 に、応答曲線を図 2-3-4 に示す。最も寄与率は高かったのは、水田・畑地割合の 75.5%で、面積割合が増大するほど利用確率が上昇した。埒場からの距離の寄与率は 15.6%で、距離が遠くなるほど利用確率は減少した。都市的土地利用割合、開放水域割合及び平均傾斜角の寄与率はそれぞれ 5.2%、1.9%、1.7%で、これらの値が増加すると利用確率は減少する傾向を示した。

埒場からの距離を考慮しないモデルを用いて、潜在的餌場適地を地図化した結果、多くは吉野川、那賀川及び海部川の中流域から下流域にかけて分布していた（図 2-3-5）。吉野川流域では、徳島平野の中央部や下流北部において、餌場適地が存在する一方、中心市街が広がる下流域南部には餌場適地は存在していなかった。那賀川流域では下流域において餌場適地が多く、また、海部川流域では下流域のみで餌場適地が確認された。山間部では、餌場適地はほとんど見受けられなかった。

埒場からの距離を環境要因として考慮したモデルを用いて、潜在的餌場適地を地図化した結果を図 2-3-6 に示す。その結果、餌場適地は吉野川、那賀川及び海部川の下流域に分布していた。吉野川流域では、徳島平野の中央部で餌場適地が多く存在する一方、下流域北部では餌場適地は少なかった。中心市街が広がる下流域南部には餌場適地は存在していなかった。那賀川流域では下流域で餌場適地が多く、また、海部川流域では下流域のみで餌場適地が確認された。山間部では、餌場適地はほとんど見受けられなかった。

### （3）埒場に利用される場の空間特性

モデルの精度を示す AUC の値は、構築された埒場適地モデルにおいて、餌場適地モデルと同様に、大きかった（表 2-3-3）。埒場として用いられた場の空間特性の把握に用いた環境要因について、空間スケールとモデル精度（AUC）との関係を表 2-3-7 に示す。自然裸地割合は 400m、開放水域割合は 200m、川辺草本及び川辺樹林は 1600m の空間スケールにおいて AUC の値が最も高くなった。AUC が最も高かった空間スケールでの環境要因及び道路からの距離を用い

て構築した罾場適地モデルでの、各環境要因の寄与率を表 2-3-8 に、応答曲線を図 2-3-7 に示す。罾場適地モデルでは、最も寄与率が高かったのは、自然裸地割合の寄与率は 42.1%であり、上昇型の応答曲線を示した。開放水域割合 (57.6%) で、応答曲線は上昇型の曲線を示した。道路からの距離の寄与率は低く (0.3%)、応答曲線は上昇型の曲線を示した。川辺草本及び川辺樹林の寄与率は共に 0%であった。モデルの精度を示す AUC の値は、構築された罾場適地モデルにおいて大きかった (表 3)。

罾場適地モデルを用いてナベヅルの潜在的罾場適地を地図化した結果、多くは吉野川、那賀川、海部川の河川内に存在していた (図 2-3-8f)。比較的多くの罾場適地が存在していた吉野川流域では、下流域から中流域にかけて存在していた (図 2-3-8a,b,c)。那賀川流域では下流域においてのみ罾場適地が存在していた (図 2-3-8d)。海部川流域では下流域において罾場利用が確認されていたものの (図 3)、餌場適地は少なかった (図 2-3-8e)。

## 考察

### (1) 餌場・罾場適地モデルとその精度

本研究はナベヅルの飛来データが蓄積されていた徳島県において、地形要因と土地被覆要因を説明変数とした潜在的餌場・罾場適地モデルを構築した。その結果、餌場及び罾場利用に影響を与える環境要因とその精度の高い餌場・罾場適地モデルを構築することができ ( $AUC > 0.80$ )、潜在的な餌場適地を推定することができた。これらの結果から、餌場・罾場適地モデルの構築に用いた空間スケールと環境要因は適切であると考えられた。

徳島県域における潜在的餌場・罾場適地モデルの構築に用いた在データのサンプルサイズは大きくなかったため (餌場 = 55, 罾場 = 13)、今後は引き続き分布情報を蓄積しつつ、モデルの精度を高め検証を進めていく必要があるだろう。

### (2) 環境要因の生態学的意味とハビタット利用について

#### 2-1. 餌場適地モデル

潜在的餌場適地モデルを構築した結果、水田・畑地割合が最も寄与率が高く (85.8%)、平均傾斜角と合わせて (6.4%)、全体の 9 割以上を占めていた。水田・畑地割合、平均傾斜角の応答曲線は、それぞれ上昇型、減少型の曲線を示した。越冬期のナベヅルは、主に平坦な場所に成立する水田または畑地を餌場

として利用するため (MinG-Qin and Hong 2014), 上記の結果はこのような特性を反映したものと言える。

水田・畑地割合, 平均傾斜角の最適空間スケールはそれぞれ 200m, 100m となった。ナベヅルの餌場利用に関しては, 人や自動車の接近に影響を受けることが知られている (Luo et al. 2012)。また, 長野ほか (1992) は, ナベヅルが自動車に対して反応をはじめの最遠距離が 250m であることを報告していることから, 本研究の餌場適地モデルによって推定された空間スケールは, ナベヅルの餌場利用における警戒特性を反映したものと考えられる。

都市的土地利用割合は, 寄与率は小さかった (5.7%)。また, 応答曲線は減少型の曲線を示していた。中国北部を対象として行われた研究では, ナベヅルの餌場適地の条件として, 集落からの距離が離れていることを指摘していることから (Cai et al. 2014), 本研究で示された結果も, このような結果を支持するものである。一方, 寄与率が小さくなった理由としては, 以下のように考えられる。徳島県の郊外ではスプロール化が進行し, ナベヅルの餌場となり得る吉野川, 那賀川及び海部川流域の農地地帯には, 都市的土地利用の景観パッチが虫食い状に混在している。このようなことから, ナベヅルの餌場利用においては, 都市的土地利用の存在が必ずしも大きな影響を与えるわけではなく, むしろ, 都市的土地利用に伴う人的的攪乱の質が重要であると考えられる。

開放水域割合の寄与率は低く (2.1%), 応答曲線については, 減少傾向を示した。また, 最適スケールは 800m であった。ナベヅルは, 湖沼や河川等の浅場を一時的避難域として利用する場合があります。徳島県においても, 採餌中の攪乱に伴って, 河川内の浅場に避難する様子が確認されている (野鳥の会 私信)。一方, 農地付近に河川等の水域が存在するものの, その多くは人為的改変が進んでいるため, 一時的避難域としての価値は低いと考えられる。このようなことから, 徳島県においては, 餌場として現状利用できない水域の存在よりも, 水田や畑地の存在の方が重要であることが考えられる。

畦場からの距離を説明変数に加えた餌場適地モデルにおける各説明変数の寄与率や応答曲線は, 畦場からの距離を考慮しない餌場適地モデルと同様の傾向が見られた。畦場からの距離の寄与率は水田・畑地割合に次いで二番目に大きく (15.6%)。応答曲線は減少型の曲線を示した。Skylberg et al (2005) は, ナベヅルと同属であるクロヅル (*Grus grus*) の餌場の利用において, 畦から近い農地の利用頻度が高いことを指摘している。このようなことから, ナベヅルの餌

場選択においても、埒場からの距離は重要な要因になっていると考えられる。餌場適地と推定されたにもかかわらず、実際に利用が確認されていなかった場所も存在していた（図 9b）。Wan et al (2016)は、農地における餌資源量が、越冬期のナベヅルの採餌行動を時空間的に変化させることを指摘している。今後、広域スケールでの分析では評価できなかった餌量（Ma et al. 2003）といった餌場利用に影響を与える要因を考慮した詳細スケールでの分析も必要であろう。

## 2-2. 埒場適地モデル

潜在的埒場適地モデルを構築した結果、自然裸地割合及び開放水域割合の寄与率が高く、それぞれ 57.6%、42.1%であった。自然裸地割合及び開放水域割合の応答曲線は上昇型であった。ナベヅルは、河川や湿地等に埒を形成し（Ma et al. 2003; Luo et al. 2012）、その中でも水深が浅い場所を好む傾向にあることが知られている（Jiao et al. 2014）。このような埒特性は同属のオグロヅル（*Grus nigricollis*）でも確認されており（Wu et al. 2009）、自然裸地と開放水域で構成される浅場空間が最も重要であることを示している。

自然裸地割合及び開放水域割合の最適空間スケールはそれぞれ 400m, 200m であった。ナベヅルは、埒場では、集団を形成し一斉に休息及び埒立ちをすることが知られている（河村 1989）。また、徳島県においても、数十羽単位で休息及び埒立ちをすることが確認されている。このようなことから、河川内に開放水域が存在し、特に、浅場が形成される比較的大きい砂州の存在していることは集団での埒場利用の安全性を担保していると考えられる。

道路からの距離については、寄与率は低く（0.3%）、応答曲線は上昇型を示した。ナベヅルの埒場利用と道路との位置関係については、既存の研究でも負の関係性にあることが示されており（Cai et al. 2014）、交通量等の攪乱要因の強度を反映したものと思われる。

川辺草本及び川辺樹林の寄与率はどちらも 0%であり、応答曲線にも傾向は見られなかった。ツル属の埒場利用においては、草本類や木本類の密度と関係していることが報告されている（Leito et al. 2005; Jiao et al. 2014）。しかしながら、これらの研究はいずれも繁殖期の事例であり、埒場付近の草本や枝は巣材として利用されることから、これらの研究で示された埒場の空間特性は、営巣と対応しているものと考えられる。越冬地においては、ナベヅルの埒利用において、低密度な草本類の存在が人や野生動物からのシェルターとなっていることを報告している（Ma et al. 2003）。一方で、ナベヅルは植生が存在しない、

湖岸の浅場を埒場として利用することもあるため (Jia et al. 2019), 越冬期における埒場利用においては, 樹木や草本植生の存在は必ずしも重要ではなく, むしろ人等の攪乱要因のアクセスが制限されることが重要であると考えられる. 本研究では, 埒場利用に影響を与える環境要因として, 環境省が作成した 25000分の1植生図を用いて検討した. ナベヅルの埒場利用が確認された年と植生図の作成年代には差があるものの, 解析対象範囲の河川内については, 空中写真を用いて, 大きな変化がないことを確認している. 一方, 本研究で得られた埒場利用情報は, ナベヅルの埒場利用の時間変化を分析するには不足していたため, 今後, ナベヅルの埒場利用情報を継続的に取得しつつ, 環境要因との関係性を時空間的に精査していくことも必要であろう.

### (3) 越冬促進にむけた餌場及び埒場の在り方

埒場からの距離を説明変数に組み込んだ餌場適地モデルにおいて, 埒場からの距離は 10km より大きくなると, 利用確率がほぼ 0%となった. Sparling and Krapu (1989)は, ツル属であるカナダヅル (*Grus canadensis*) の採餌行動において, 行動範囲が最大約 100km<sup>2</sup>であること, 埒から飛び立った後に最初に利用する採餌場所までの距離は最大約 2kmであったことを報告している. このようなことから, 餌場適地と推定された一方で, 利用が確認されていない地域では (図 2-3-9c), 埒場として利用できる環境を餌場適地の周辺 10km 以内に優先的に整備することが, ナベヅルの越冬において重要であると考えられる. また, ナベヅルは河川の他に, 冬季湛水された水田も埒場として利用するため (江口ほか 1993), 今後, 徳島県においても, 餌場適地やその周辺の水田において冬季湛水を実施し, 埒場を創成することも, 越冬を促進する上で重要であろう. 徳島県において餌場適地と推定された場所はパッチ状に存在し, 吉野川流域及び那賀川流域に分散して存在していた. ナベヅルは家族単位 (成鳥 2羽・幼鳥 1羽) で行動することがもっとも多いこと (大迫 1989; Shao et al. 2014) を踏まえると, パッチ状の餌場適地が分散して存在していることは, 徳島県において, 今後も越冬個体を受けいれるキャパシティがあるといえるだろう.

## まとめ

本研究では, 近年, 集団越冬が確認された徳島県において, 潜在的餌場・埒適地モデルを構築し, ナベヅルの越冬に適した環境を明らかにした. その結果,

餌場選択に関しては、半径 200m 以内における水田・畑地の多さがもっとも重要であることが示された。埒場については、河川内において半径 400m 以内における自然裸地の広さ及び半径 200m 以内の開放水域の広さが重要であった。このような本研究で明らかになった餌場・埒場適地の条件は、ナベヅルの分散越冬を全国的に進める上で非常に重要な情報となり得るだろう。今後は徳島県と同様に、近年分散越冬が確認されている他の都道府県で蓄積されている情報についても活用しつつ、生息適地モデルの妥当性を検証していくことが必要である。

また、餌場適地と推定された空間であっても、実際に餌場として利用されていない場所も存在していた。ナベヅルの越冬期における主な餌資源は水稻の二番穂であることから、県域スケールでは評価できなかった、餌資源量や農法の違い等を他地域も含めながら把握する必要があるだろう。さらに、実際に利用が確認されなかった餌場適地の近辺には埒が存在していないことも本研究では明らかになった。まとまった農地を維持することに加え、一時避難場所としての機能も持つ埒場を優先的に整備することが、警戒心の強いナベヅルの越冬分散において重要であろう。

最後にナベヅルの越冬分散について国土管理の観点からも述べておく。徳島県において、ナベヅルの餌場適地として重要な空間は、平地に存在するまとまった農地であった。そこで、本研究によって得られたナベヅルの餌場適地図と、国・県により作成された洪水浸水想定区域図（国土数値情報：[https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-A31-v2\\_1.html](https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-A31-v2_1.html) 最終確認 2020 年 8 月 5 日）及び国土数値情報の低位地帯図（国土数値情報：[https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G08-v1\\_0.html](https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G08-v1_0.html) 最終確認 2020 年 8 月 5 日）における高浸水リスクエリア（浸水深>2.0m）を 500m 解像度で重ね合わせ、集計した結果、餌場好適地の多くは洪水リスクの高い場所に存在していた（図 2-3-10）。即ち、ナベヅルの餌場になり得るまとまった農地の多くは水害リスクのある空間に存在していることを示している。米国の Yolo bypass では、水鳥のハビタットとなりうる農地が、洪水時の遊水地としても活用されている（Sommer et al 2001）。今後は、ナベヅルの餌場としての価値が高く洪水リスクの高い場所（図 2-3-10c）については、保全におけるコアエリアとして設定することに加え（Luo et al 2012）、農地が持つ多面的機能の一つである洪水緩和機能（Masumoto et al 2006, Muto et al 2018）の発揮をも考慮し

ながら，農地が持つ生態的・社会的価値を共有し支えていく仕組みを形成することも重要である。

表 2-1-1 多変量解析に用いた変数の一覧及びデータソース

Variables	Data type	Data source	URL
Mean elevation (m)	Topographic	10m DEM, Geospatial Information Authority of Japan	<a href="https://fgd.gsi.go.jp/download/mem.php">https://fgd.gsi.go.jp/download/mem.php</a>
Mean Slope (°)	Topographic	10m DEM	
Inundation area (m <sup>2</sup> )	Hazard map	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A31.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A31.html</a>
Ratio of inundation area (%)	Hazard map	Inundation area (m2)	
Agricultural land (m <sup>2</sup> )	Land cover	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-L03-b.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-L03-b.html</a>
Urban area (m <sup>2</sup> )	Land cover	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-L03-b.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-L03-b.html</a>
Forest area (m <sup>2</sup> )	Land cover	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-L03-b.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-L03-b.html</a>
Ratio of agricultural land (%)	Land cover	Agricultural land (m2)	
Ratio of urban area (%)	Land cover	Urban area (m2)	
Ratio of forest area (%)	Land cover	Forest area (m2)	
Agricultural promotion area (m <sup>2</sup> )	Land regulation	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A12.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A12.html</a>
Urbanization promotion area (m <sup>2</sup> )	Land regulation	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A09.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A09.html</a>
Urbanization control area (m <sup>2</sup> )	Land regulation	digital national land information in Japan	<a href="http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A09.html">http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gnd/datalis/KsjTmpl-A09.html</a>
Ratio of agricultural promotion area (%)	Land regulation	Agricultural promotion area (m2)	
Ratio of urbanization promotion area (%)	Land regulation	Urbanization promotion area (m2)	
Ratio of urbanization control area (%)	Land regulation	Urbanization control area (m2)	
City population	Social condition	Statistic Bureau of Japan	<a href="https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&amp;layout=datalst&amp;toukei=00200521&amp;tstat=000001049104&amp;cycle=0&amp;tclass1=000001049105">https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&amp;layout=datalst&amp;toukei=00200521&amp;tstat=000001049104&amp;cycle=0&amp;tclass1=000001049105</a>
Financial capability index	Social condition	Cabinet Office in Japan	<a href="https://www5.cao.go.jp/keizai-shimon/kaigi/pecial/reform/mieruka/data/ml/index.html?fbclid=IwAR0D_isZurgerRL_rqmo3DLnQLsHIBQZHhPbVAbAqHbrYCDpE2DaK2RXZl">https://www5.cao.go.jp/keizai-shimon/kaigi/pecial/reform/mieruka/data/ml/index.html?fbclid=IwAR0D_isZurgerRL_rqmo3DLnQLsHIBQZHhPbVAbAqHbrYCDpE2DaK2RXZl</a>



表 2-1-2 浸水想定区域内の市街化区域割合が高かった市町村と低かった市町村(次ページ)のうち，上位 50 位をそれぞれ示す。

ID	City	Ratio of Urbanization promotion area (%)	Area of inundation area (m <sup>2</sup> )
27118	大阪府大阪市 城東区	100	8327500
27116	大阪府大阪市 生野区	100	8192500
27124	大阪府大阪市 鶴見区	100	7592500
26106	京都府京都市 下京区	100	6680000
27122	大阪府大阪市 西成区	100	5910000
11223	埼玉県蕨市	100	5102500
26104	京都府京都市 中京区	100	5060000
26102	京都府京都市 上京区	100	4785000
27115	大阪府大阪市 東成区	100	4530000
23109	愛知県名古屋市中村区	100	3822500
27147	大阪府堺市 美原区	100	250000
27220	大阪府箕面市	100	102500
23227	愛知県高浜市	100	97500
27108	大阪府大阪市 大正区	100	90000
27142	大阪府堺市 中区	100	87500
40108	福岡県北九州市 八幡東区	100	70000
14362	神奈川県大井町	100	47500
27383	大阪府千早赤阪村	100	35000
13109	東京都品川区	100	27500
14111	神奈川県横浜市中区	100	5000
20450	長野県山形村	100	2500
28102	兵庫県神戸市 灘区	100	2500
23112	愛知県名古屋市 南区	99.9	16190000
1107	北海道札幌市 西区	99.9	13170000
27125	大阪府大阪市 住之江区	99.9	9610000
27121	大阪府大阪市 東住吉区	99.9	8567500
27111	大阪府大阪市 浪速区	99.9	3220000
27106	大阪府大阪市 西区	99.9	3165000
27126	大阪府大阪市 平野区	99.8	14520000
27120	大阪府大阪市 住吉区	99.8	4810000
27128	大阪府大阪市 中央区	99.8	1547500
23105	愛知県名古屋市 中村区	99.7	14577500
27203	大阪府豊中市	99.7	11877500
27123	大阪府大阪市 淀川区	99.7	11135000
40131	福岡県福岡市 東区	99.7	5780000
27206	大阪府豊津市	99.7	4562500
23114	愛知県名古屋市 緑区	99.6	13842500
27205	大阪府吹田市	99.6	8267500
27218	大阪府大東市	99.6	7022500
23108	愛知県名古屋市 瑞穂区	99.5	3375000
40219	福岡県大野城市	99.5	1432500
13103	東京都港区	99.5	517500
27109	大阪府大阪市 天王寺区	99.5	487500
27141	大阪府堺市 堺区	99.4	10912500
23116	愛知県名古屋市 天白区	99.4	8945000
26105	京都府京都市 東山区	99.4	1277500
34101	広島県広島市 中区	99.3	7642500
34304	広島県海田町	99.3	3010000
27209	大阪府守口市	99.2	11377500
34104	広島県広島市 西区	99.2	8445000

ID	City	Ratio of Urbanization promotion area (%)	Area of Inundation area (m <sup>2</sup> )
1210	北海道岩見沢市	0	181715000
4215	宮城県大崎市	0	176172500
4212	宮城県登米市	0	174212500
5212	秋田県大仙市	0	141905000
2209	青森県つがる市	0	124187500
32203	鳥取県出雲市	0	121990000
1428	北海道長沼町	0	92752500
12236	千葉県香取市	0	86605000
4213	宮城県栗原市	0	81162500
15213	新潟県燕市	0	80605000
41425	佐賀県白石町	0	79252500
43202	熊本県八代市	0	78997500
18210	福井県坂井市	0	78962500
1303	北海道当別町	0	73617500
2205	青森県五所川原市	0	72870000
1423	北海道南幌町	0	71615000
4505	宮城県美里町	0	70760000
1304	北海道新浜津村	0	66955000
1488	北海道幌延町	0	65782500
15204	新潟県三条市	0	65680000
40207	福岡県柳川市	0	65590000
6428	山形県庄内町	0	58622500
21221	岐阜県海津市	0	58565000
1215	北海道美瑛市	0	58085000
1228	北海道深川市	0	57025000
28209	兵庫県豊岡市	0	56840000
1645	北海道釧路町	0	55325000
8210	茨城県下妻市	0	53717500
1221	北海道名寄市	0	50647500
3215	岩手県奥州市	0	49270000
43206	熊本県玉名市	0	49147500
16208	富山県砺波市	0	48775000
4208	宮城県角田市	0	48592500
37201	香川県高松市	0	45100000
3209	岩手県一関市	0	44280000
21341	岐阜県養老町	0	43197500
1644	北海道池田町	0	41415000
35203	山口県山口市	0	41212500
1649	北海道浦幌町	0	40712500
41210	佐賀県神埼市	0	40595000
8447	茨城県河内町	0	40522500
5203	秋田県横手市	0	40007500
2381	青森県板柳町	0	39942500
15212	新潟県村上市	0	39295000
1220	北海道士別市	0	39107500
25212	滋賀県高島市	0	38857500
15227	新潟県胎内市	0	38795000
1433	北海道妹背牛町	0	37900000
4501	宮城県涌谷町	0	37632500
41208	佐賀県小城市	0	36160000

表 2-1-3 浸水想定区域内市街化区域における自然的土地利用が高かった市町村と低かった市町村（次ページ）のうち，上位 50 位をそれぞれ示す。

ID	City	Ratio of permeable land on urbanization promotion area (%)	Area of urbanization promotion area (m <sup>2</sup> )
21341	岐阜県美濃町	100	15000
12228	千葉県四街道市	100	12500
21205	岐阜県関市	100	7500
12221	千葉県八千代市	100	2500
20450	長野県山形村	100	2500
29342	奈良県平群町	100	2500
36403	徳島県藍住町	100	2500
34307	広島県熊野町	90	25000
04424	宮城県大衡村	85.7	52500
08229	茨城県稲敷市	84.4	320000
23219	愛知県小牧市	84	62500
02412	青森県おいらせ町	78.9	47500
09345	栃木県芳賀町	78.6	35000
12104	千葉県千葉市 若葉区	76.9	32500
28301	兵庫県猪名川町	76.2	52500
08207	茨城県結城市	75.8	382500
09216	栃木県下野市	75	10000
08521	茨城県八千代町	73.7	417500
02411	青森県六ヶ所村	72.9	147500
18210	福井県坂井市	71.4	17500
08223	茨城県潮来市	69.6	3592500
08220	茨城県つくば市	68.4	190000
08443	茨城県阿見町	66.7	67500
12229	千葉県袖ヶ浦市	66.7	67500
10521	群馬県板倉町	66.5	3897500
23228	愛知県岩倉市	65.5	210000
08222	茨城県鹿嶋市	65	657500
29443	奈良県下市町	63	412500
32206	島根県安来市	60.6	792500
09386	栃木県高根沢町	60.6	387500
25443	滋賀県多賀町	60.6	82500
01578	北海道白老町	59.8	635000
08564	茨城県利根町	59.6	1200000
14116	神奈川県横浜市 泉区	57.1	87500
08442	茨城県美浦村	57.1	52500
29402	奈良県明日香村	57.1	35000
08232	茨城県神栖市	56.6	3295000
11347	埼玉県吉見町	56.1	1310000
24210	三重県亀山市	55.6	22500
18322	福井県永平寺町	54.7	265000
24216	三重県伊賀市	54	4080000
08235	茨城県つくばみらい市	53.7	1095000
28218	兵庫県小野市	53.3	225000
04406	宮城県利府町	51.9	135000
11346	埼玉県川島町	50.7	3147500
01235	北海道石狩市	50.7	2922500
26343	京都府井手町	50.1	952500
11212	埼玉県東松山市	50	1930000
08205	茨城県石岡市	50	70000
01585	北海道安平町	49.7	6417500

ID	City	Ratio of permeable land on urbanization promotion area (%)	Area of urbanization promotion area (m <sup>2</sup> )
13104	東京都新宿区	0	1045000
13103	東京都港区	0	515000
13116	東京都豊島区	0	262500
42201	長崎県長崎市	0	197500
47350	沖縄県南風原町	0	155000
28106	兵庫県神戸市 長田区	0	125000
27108	大阪府大阪市 大正区	0	90000
27142	大阪府堺市 中区	0	87500
40108	福岡県北九州市 八幡東区	0	70000
13109	東京都品川区	0	27500
29401	奈良県高取町	0	20000
31204	鳥取県境港市	0	10000
04203	宮城県塩竈市	0	7500
12232	千葉県白井市	0	7500
12403	千葉県九十九里町	0	7500
11233	埼玉県北本市	0	5000
11385	埼玉県上里町	0	5000
14111	神奈川県横浜市 港南区	0	5000
02367	青森県田舎館村	0	2500
07342	福島県鏡石町	0	2500
13204	東京都三鷹市	0	2500
21382	岐阜県輪之内町	0	2500
28102	兵庫県神戸市 灘区	0	2500
13106	東京都台東区	0.2	7410000
34302	広島県府中町	0.3	967500
47201	沖縄県那覇市	0.5	535000
13105	東京都文京区	0.6	447500
27119	大阪府大阪市 阿倍野区	0.8	600000
13114	東京都中野区	0.8	595000
13102	東京都中央区	0.9	5020000
13107	東京都墨田区	1	12267500
23102	愛知県名古屋市中区	1	780000
40109	福岡県北九州市 八幡西区	1	262500
13111	東京都大田区	1.2	20332500
26105	京都府京都市 東山区	1.2	1270000
26106	京都府京都市 下京区	1.3	6680000
14106	神奈川県横浜市 保土ヶ谷区	1.3	1550000
34103	広島県広島市 南区	1.3	1395000
14103	神奈川県横浜市 西区	1.3	1382500
28110	兵庫県神戸市 中央区	1.3	1165000
27115	大阪府大阪市 東成区	1.4	4530000
34105	広島県広島市 安佐南区	1.5	10612500
14101	神奈川県横浜市 鶴見区	1.5	7155000
34102	広島県広島市 東区	1.6	2882500
14108	神奈川県横浜市 金沢区	1.6	160000
34108	広島県広島市 佐伯区	1.7	4105000
28101	兵庫県神戸市 東灘区	1.8	1567500
01105	北海道札幌市 豊平区	1.9	3040000
40106	福岡県北九州市 小倉北区	1.9	2692500
47329	沖縄県西原町	1.9	395000

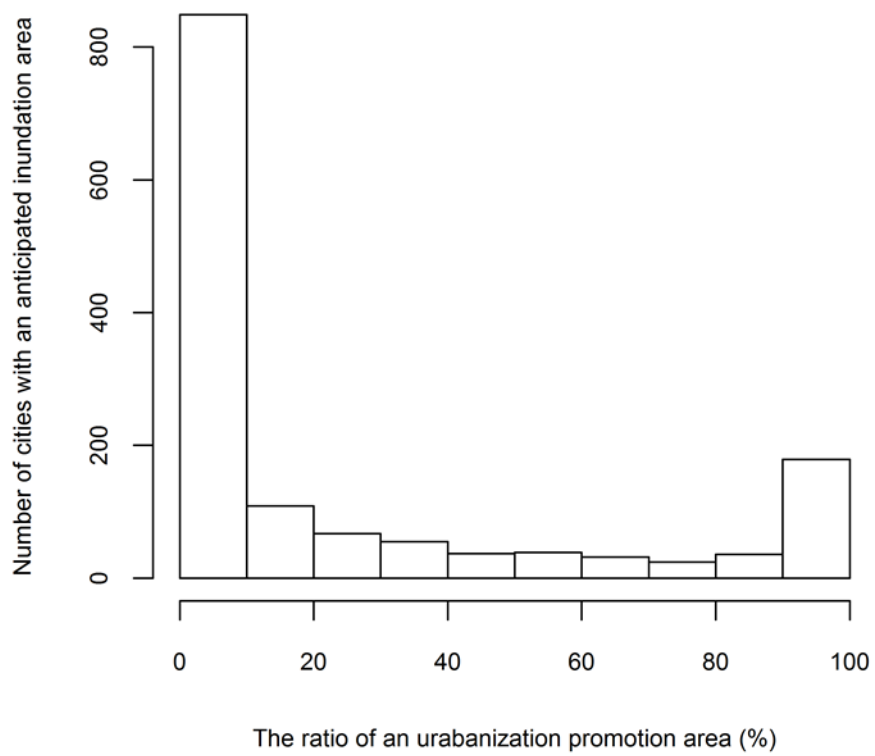


図 2-1-1 浸水想定区域内市街化区域割合に対する市町村数

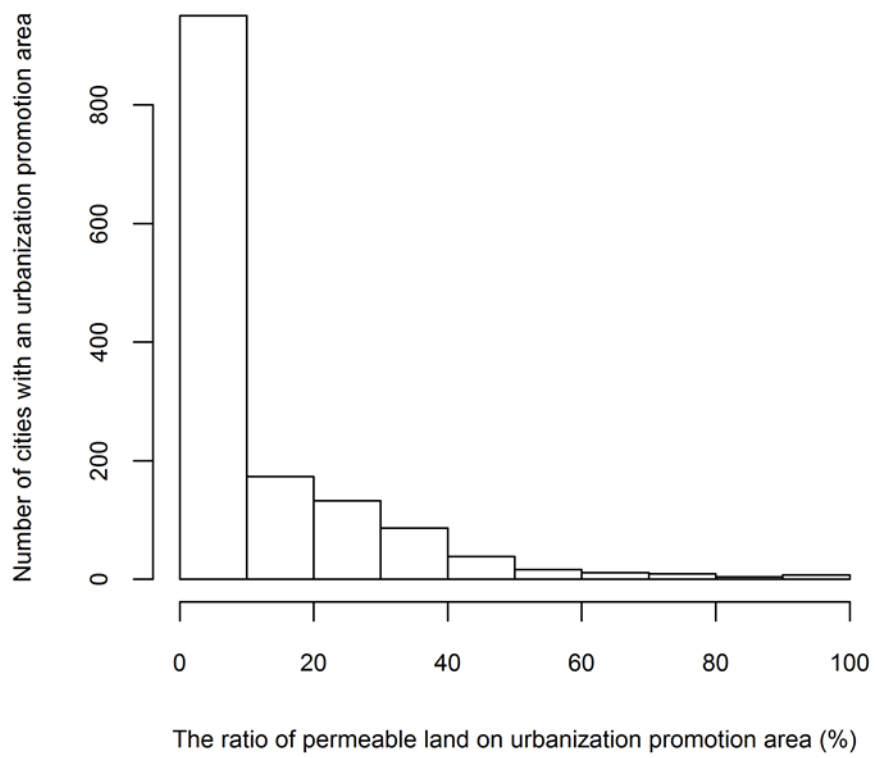


図 2-1-2 浸水想定区域内市街化区域の自然的土地利用割合に対する市町村数

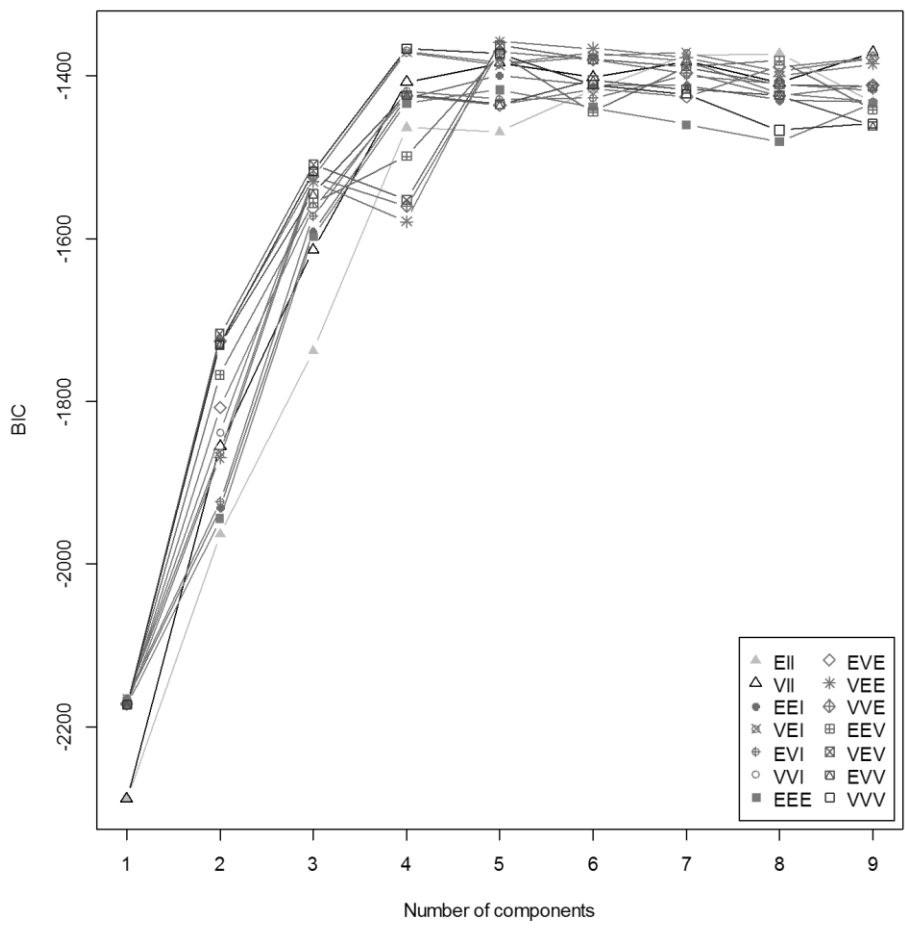


図 2-1-3 モデルとクラスター数の組み合わせと算出された BIC.

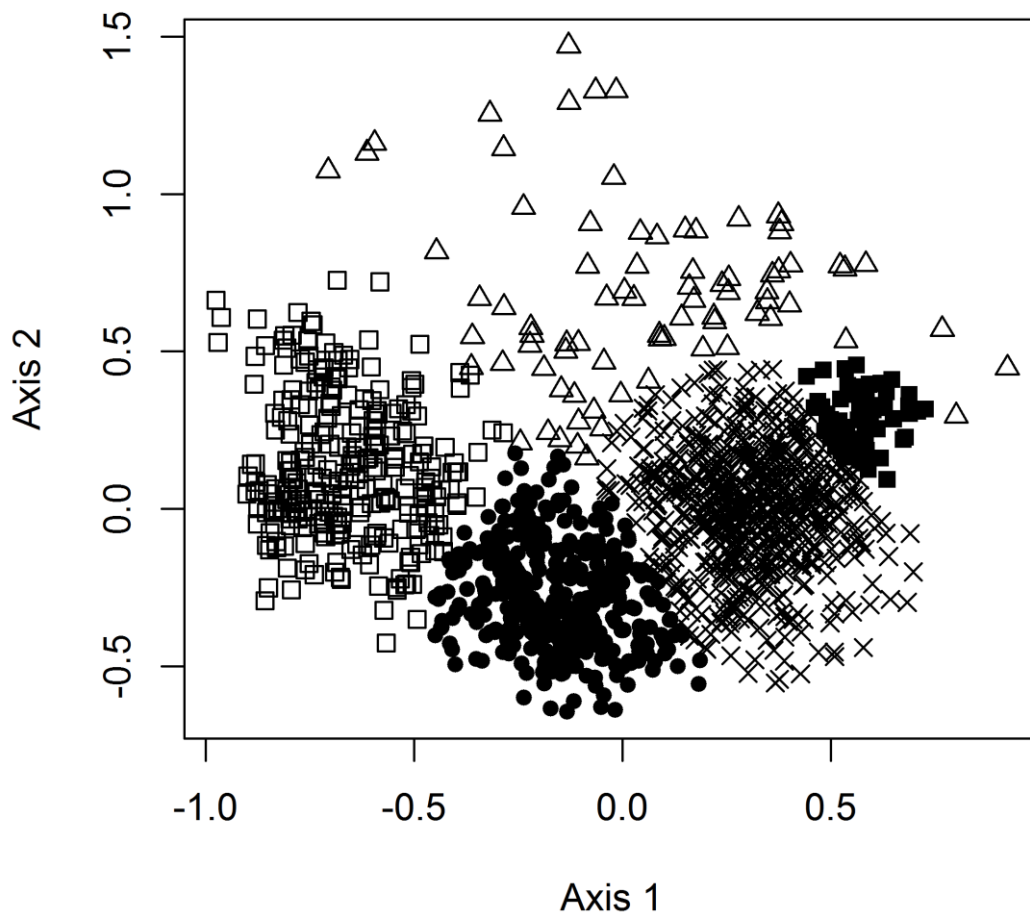


図 2-1-4 NMDS の Site scores (点). 各点の記号は MCLUST によって分類されたクラスターを示している.



表 2-1-4 各クラスタータイプに含まれる市町村の数とその割合.

<b>Cluster type</b>	<b>Number of cities</b>	<b>rate (%)</b>
<b>Type 1</b>	<b>272</b>	<b>19.1</b>
<b>Type 2</b>	<b>375</b>	<b>26.3</b>
<b>Type 3</b>	<b>80</b>	<b>5.6</b>
<b>Type 4</b>	<b>65</b>	<b>4.6</b>
<b>Type 5</b>	<b>635</b>	<b>44.5</b>

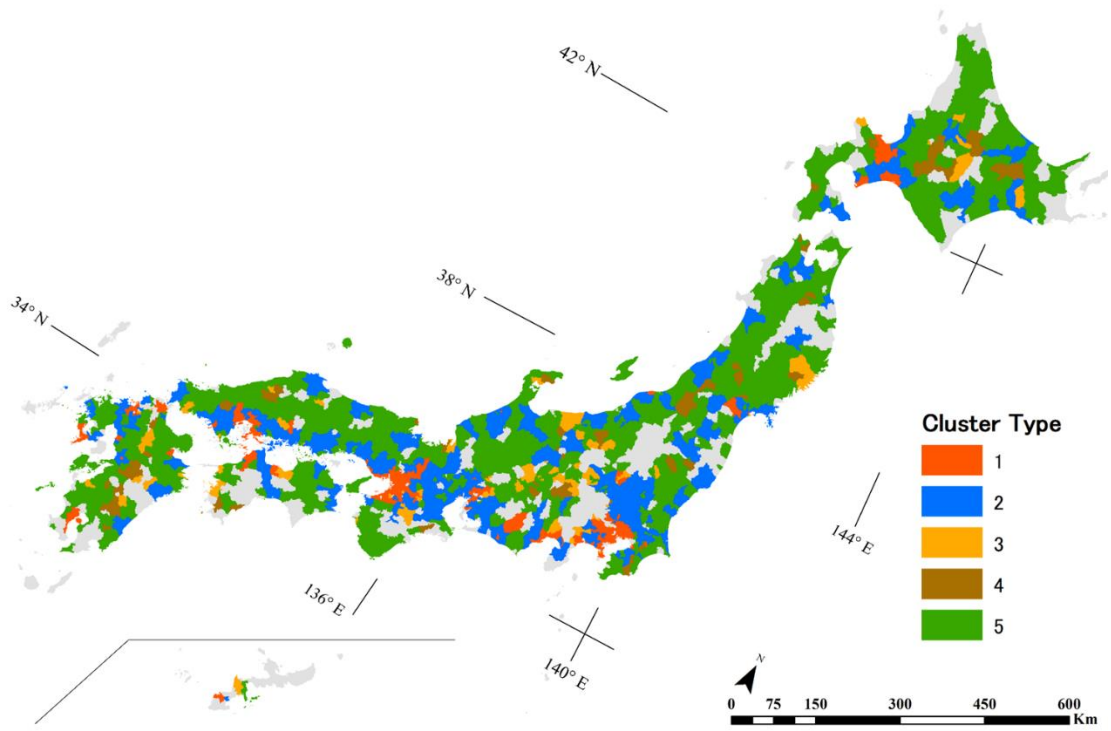


図 2-1-5 クラスタ分析の結果に基づく各市町村の類型化.

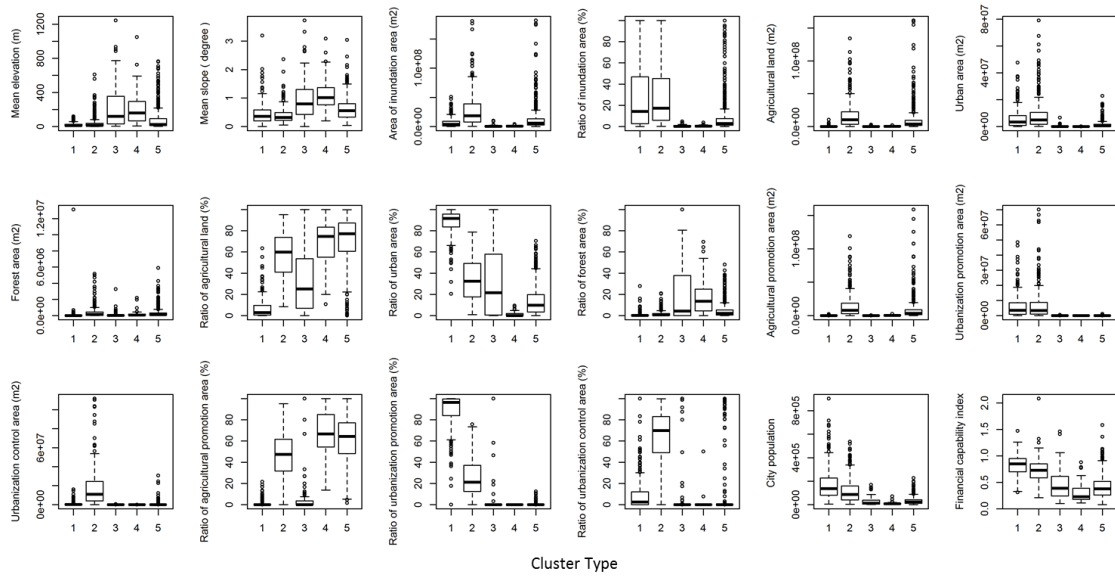


図 2-1-6 各クラスタータイプの説明変数の統計値

Appendix.2-1-1 各市町村におけるクラスタータイプ及び  
浸水想定区域内の土地利用特性一覧.

Code	City	Ratio of urbanization promotion area (%)	Ratio of permissive land on urbanization promotion area (%)	Sanitation area (m2)	Cluster type	Code	City	Ratio of urbanization promotion area (%)	Ratio of permissive land on urbanization promotion area (%)	Sanitation area (m2)	Cluster type
0101	広島県広島市 東広島	85.8	0.8	1807000	1	0102	広島県広島市 西広島	0.0		600000	1
0102	広島県広島市 西広島	85.7	10.2	4321000	2	0103	広島県広島市 東広島	0.0		11620000	1
0103	広島県広島市 東広島	86.4	7.8	2700000	1	0104	広島県広島市 東広島	0.0		147000	4
0104	広島県広島市 東広島	85.1	6.4	2187000	1	0105	広島県広島市 東広島	0.0		887000	1
0105	広島県広島市 東広島	86.4	1.9	2147000	1	0106	広島県広島市 東広島	0.0		1221000	1
0106	広島県広島市 東広島	89.9	6.9	2220000	1	0107	広島県広島市 東広島	0.0		207000	1
0107	広島県広島市 東広島	89.9	6.8	13170000	1	0108	広島県広島市 東広島	0.0		420000	1
0108	広島県広島市 東広島	85.0	8.8	855000	1	0109	広島県広島市 東広島	0.0		1548700	1
0109	広島県広島市 東広島	85.1	6.4	1847000	1	0110	広島県広島市 東広島	0.0		234200	1
0110	広島県広島市 東広島	87.1	6.4	275000	2	0111	広島県広島市 東広島	0.0		270000	1
0111	広島県広島市 東広島	85.8	9.7	765000	2	0112	広島県広島市 東広島	0.0		977500	1
0112	広島県広島市 東広島	84.9	10.9	97000	1	0113	広島県広島市 東広島	0.0		20000	2
0113	広島県広島市 東広島	86.5	10.9	2055000	2	0114	広島県広島市 東広島	0.0		120000	1
0114	広島県広島市 東広島	85.9	6.0	25200	1	0115	広島県広島市 東広島	0.0		1120000	1
0115	広島県広島市 東広島	88.7	6.4	2397000	2	0116	広島県広島市 東広島	0.0		687000	1
0116	広島県広島市 東広島	89.2	10.2	4192700	2	0117	広島県広島市 東広島	0.0		275500	4
0117	広島県広島市 東広島	10.1	10.9	6997000	2	0118	広島県広島市 東広島	0.0		7401000	1
0118	広島県広島市 東広島	0.0		10000	4	0119	広島県広島市 東広島	0.0		1481700	1
0119	広島県広島市 東広島	0.0		13171000	1	0120	広島県広島市 東広島	0.0		35200	1
0120	広島県広島市 東広島	0.0		2147000	1	0121	広島県広島市 東広島	0.0		824700	1
0121	広島県広島市 東広島	0.0		1070000	1	0122	広島県広島市 東広島	0.0		8275200	1
0122	広島県広島市 東広島	86.6	20.0	4714000	1	0123	広島県広島市 東広島	0.0		2487000	1
0123	広島県広島市 東広島	0.0		888000	1	0124	広島県広島市 東広島	0.0		1910000	1
0124	広島県広島市 東広島	0.0		10000	4	0125	広島県広島市 東広島	0.0		2220000	1
0125	広島県広島市 東広島	7.8	10.2	11387000	2	0126	広島県広島市 東広島	0.0		2847300	1
0126	広島県広島市 東広島	0.0		2877000	1	0127	広島県広島市 東広島	0.0		2790000	1
0127	広島県広島市 東広島	0.0		14797000	1	0128	広島県広島市 東広島	0.0		1820000	1
0128	広島県広島市 東広島	0.0		2907000	1	0129	広島県広島市 東広島	0.0		1140000	1
0129	広島県広島市 東広島	0.0		20647000	1	0130	広島県広島市 東広島	0.0		280000	1
0130	広島県広島市 東広島	0.0		2472000	1	0131	広島県広島市 東広島	0.0		875200	1
0131	広島県広島市 東広島	2.4	14.1	5475000	2	0132	広島県広島市 東広島	0.0		2020000	1
0132	広島県広島市 東広島	0.0		2002000	1	0133	広島県広島市 東広島	0.0	27.9	752000	1
0133	広島県広島市 東広島	0.0		10217000	1	0134	広島県広島市 東広島	21.1	22.8	495000	1
0134	広島県広島市 東広島	0.0		8752000	1	0135	広島県広島市 東広島	0.0		240000	1
0135	広島県広島市 東広島	0.0		860000	1	0136	広島県広島市 東広島	0.0		850000	1
0136	広島県広島市 東広島	89.2	10.8	144000	1	0137	広島県広島市 東広島	0.0		1487000	1
0137	広島県広島市 東広島	17.2	10.8	4987000	1	0138	広島県広島市 東広島	0.0		1847000	4
0138	広島県広島市 東広島	21.2	10.2	8997000	1	0139	広島県広島市 東広島	0.0		700	2
0139	広島県広島市 東広島	10.0	6.0	10017000	1	0140	広島県広島市 東広島	0.0		1440000	1
0140	広島県広島市 東広島	6.9	80.7	4027000	2	0141	広島県広島市 東広島	0.0		14000	4
0141	広島県広島市 東広島	58.8	10.7	2222000	1	0142	広島県広島市 東広島	0.0		2000	1
0142	広島県広島市 東広島	0.0		75817000	1	0143	広島県広島市 東広島	0.0		1020000	1
0143	広島県広島市 東広島	0.0		6885000	1	0144	広島県広島市 東広島	0.0		790000	1
0144	広島県広島市 東広島	0.0		82000	1	0145	広島県広島市 東広島	0.0		1975200	1
0145	広島県広島市 東広島	0.0		470000	1	0146	広島県広島市 東広島	0.0		230000	1
0146	広島県広島市 東広島	0.0		210000	1	0147	広島県広島市 東広島	0.0		1776200	1
0147	広島県広島市 東広島	0.0		9407000	1	0148	広島県広島市 東広島	0.0		2540000	1
0148	広島県広島市 東広島	0.0		219000	1	0149	広島県広島市 東広島	0.0		4876200	1
0149	広島県広島市 東広島	0.0		2897000	1	0150	広島県広島市 東広島	0.0		444700	1
0150	広島県広島市 東広島	0.0		7962000	1	0151	広島県広島市 東広島	0.0		1107700	1

Appendix.2-1-2 各クラスタータイプにおける  
浸水想定区域内の市町村特性の一覧.

Variables	Each clusters				
	Type1	Type2	Type3	Type4	Type5
Mean elevation (m)	11.851 (6.155, 27.42)	14.783 (8.659, 39.042)	120.966 (31.031, 344.622)	160.038 (66.425, 295.354)	25.061 (11.066, 94.099)
Mean Slope (°)	0.3602 (0.2003, 0.5815)	0.31622 (0.21985, 0.48872)	0.7947 (0.4256, 1.2892)	1.0121 (0.7646, 1.366)	0.55729 (0.33292, 0.80036)
Area of inundation area	3928750 (1078125, 8983125)	39003750	152500 (35625, 876250)	482500 (197500, 1112500)	5730000 (2537500, 13093750)
Ratio of inundation area	0.1427398 (0.0280045, 0.4677679)	0.17231 (0.05913, 0.45224)	0.001311 (0.0003653, 0.00878)	0.0033492 (0.0012542, 0.0077833)	0.028774 (0.0122202, 0.0753521)
Agricultural land	103750 (10000, 386250)	10205000 (3420000, 22417500)	53750 (5000, 171250)	327500 (125000, 767500)	3662500 (1606250, 9495000)
Urban area	3428750 (892500, 8155625)	10546250	20000 (1875, 298125)	0 (0, 10000)	480000 (125000, 1605000)
Forest area	5000 (0, 22500)	135000 (27500, 432500)	13750 (0, 53125)	65000 (12500, 185000)	110000 (32500, 326250)
Ratio of agricultural land	0.028116 (0.004567, 0.095558)	0.59953 (0.41045, 0.73748)	0.25156 (0.06929, 0.51818)	0.7467 (0.5514, 0.8339)	0.7721 (0.6056, 0.8737)
Ratio of urban area	0.9166 (0.8375, 0.9567)	0.324408 (0.175438, 0.492545)	0.216338 (0.006818, 0.562612)	0 (0, 0.01917)	0.09749 (0.03447, 0.19838)
Ratio of forest area	0.0007466 (0, 0.004591)	0.007508 (0.002253, 0.020207)	0.04319 (0, 0.37633)	0.13469 (0.04507, 0.25)	0.021358 (0.005756, 0.052617)
Agricultural promotion area	0 (0, 0)	7840000 (2848750, 18580000)	0 (0, 10000)	3e+05 (130000, 767500)	3470000 (1332500, 8682500)
Urbanization promotion area	3531250 (9e+05, 8415625)	3300000 (1018750, 8671250)	0 (0, 0)	0 (0, 0)	0 (0, 0)
Urbanization control area	97500 (0, 537500)	10890000 (3893750, 24557500)	0 (0, 0)	0 (0, 0)	0 (0, 0)
Ratio of agricultural promotion area	0 (0, 0)	0.4736 (0.3174, 0.6163)	0 (0, 0.03477)	0.6667 (0.543, 0.8505)	0.64367 (0.48126, 0.77123)
Ratio of urbanization promotion area	0.964 (0.8404, 0.9974)	0.2123 (0.1248, 0.3707)	0 (0, 0)	0 (0, 0)	0 (0, 0)
Ratio of urbanization control area	0.02531 (0, 0.1188)	0.6983 (0.49, 0.8307)	0 (0, 0)	0 (0, 0)	0 (0, 0)
City population	136336 (80209, 225909)	87146 (40737, 159545)	12128 (4534, 38420)	7337 (4850, 11101)	21533 (10710, 42119)
Financial capability index	0.85 (0.7, 0.95)	0.73 (0.585, 0.85)	0.39 (0.2475, 0.6125)	0.23 (0.18, 0.39)	0.38 (0.26, 0.52)

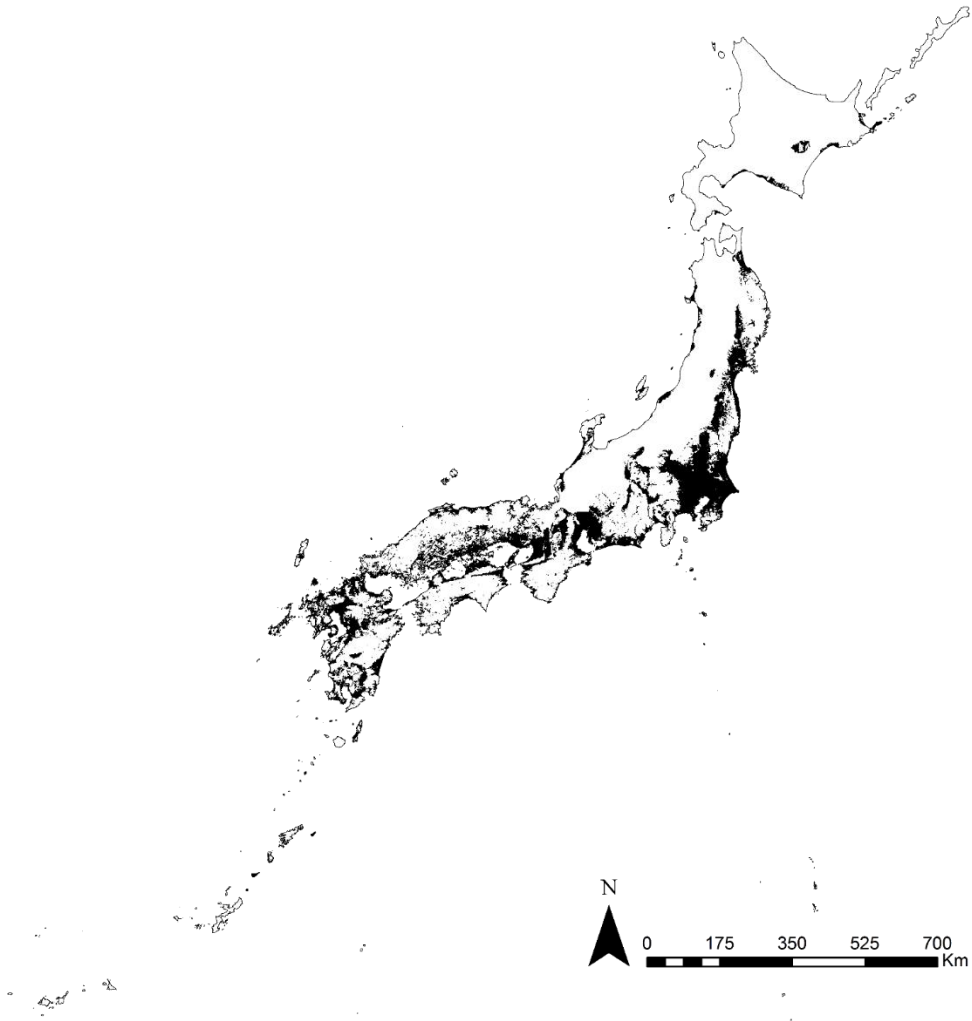


图 2-2-1 解析对象範圍

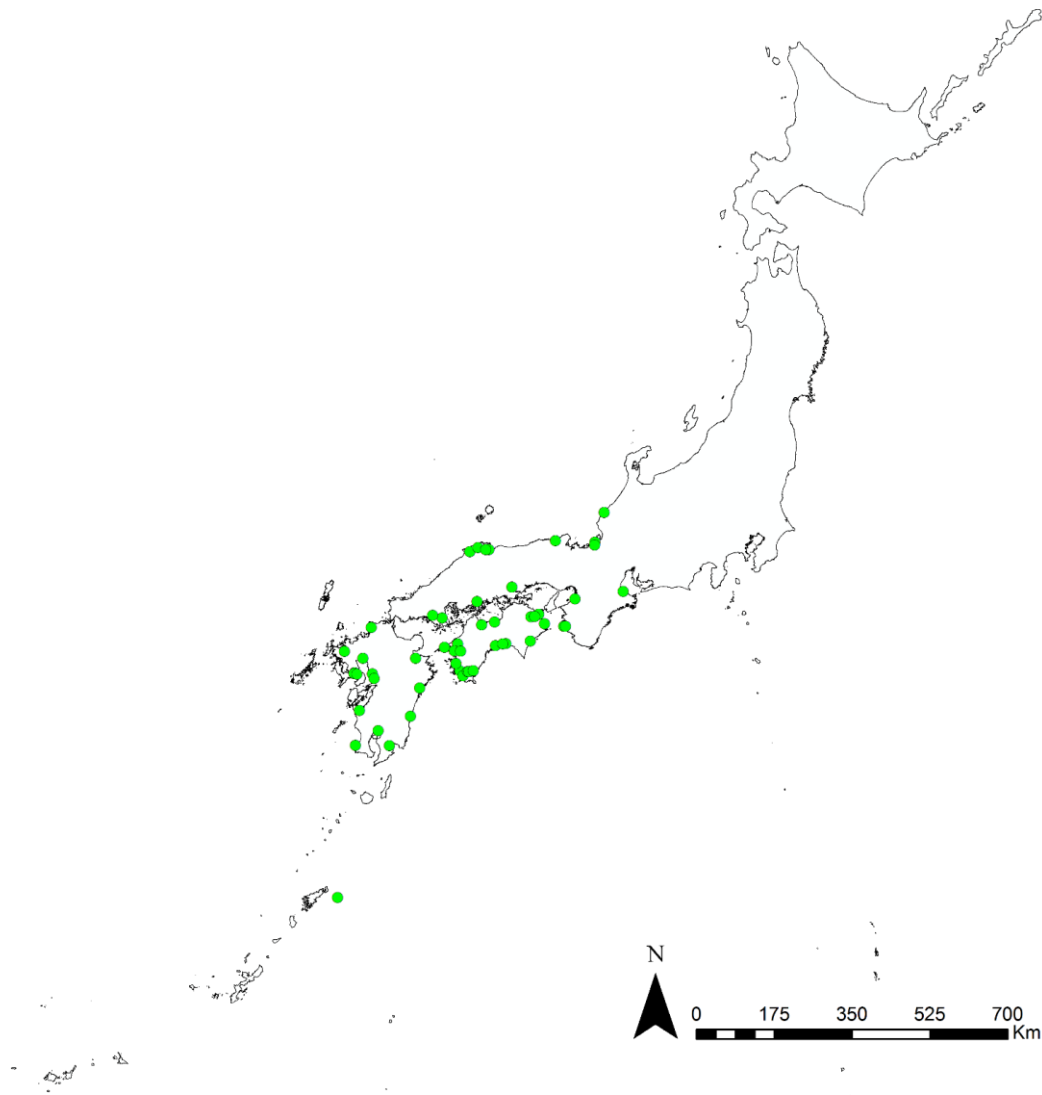


図 2-2-2 ナベヅルの分布情報. 緑点はナベヅルの目撃情報が確認された地点を示す.

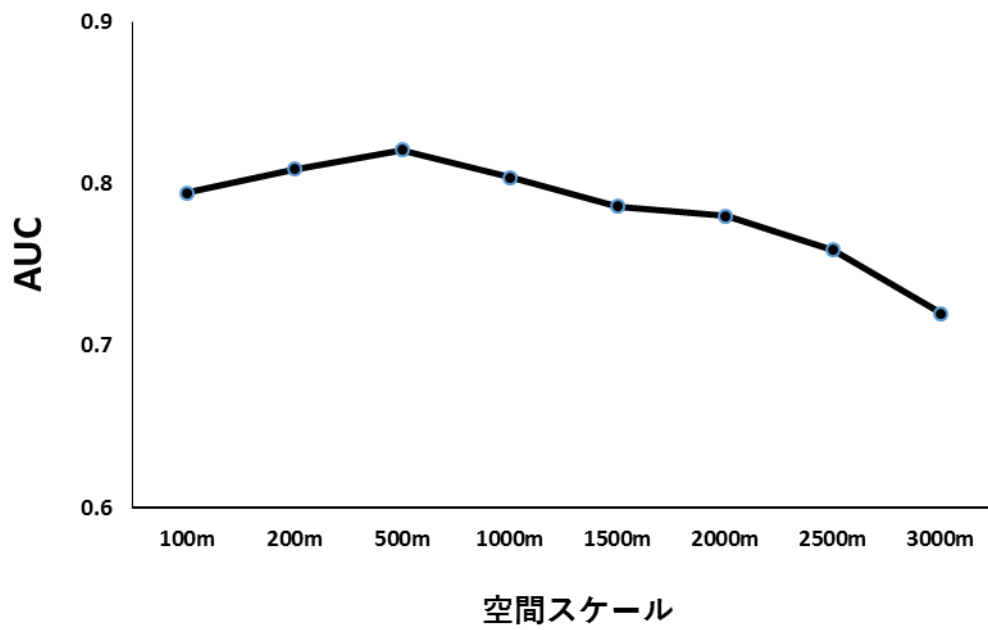


図 2-2-3 農地割合の空間スケールとモデルの AUC との関係性



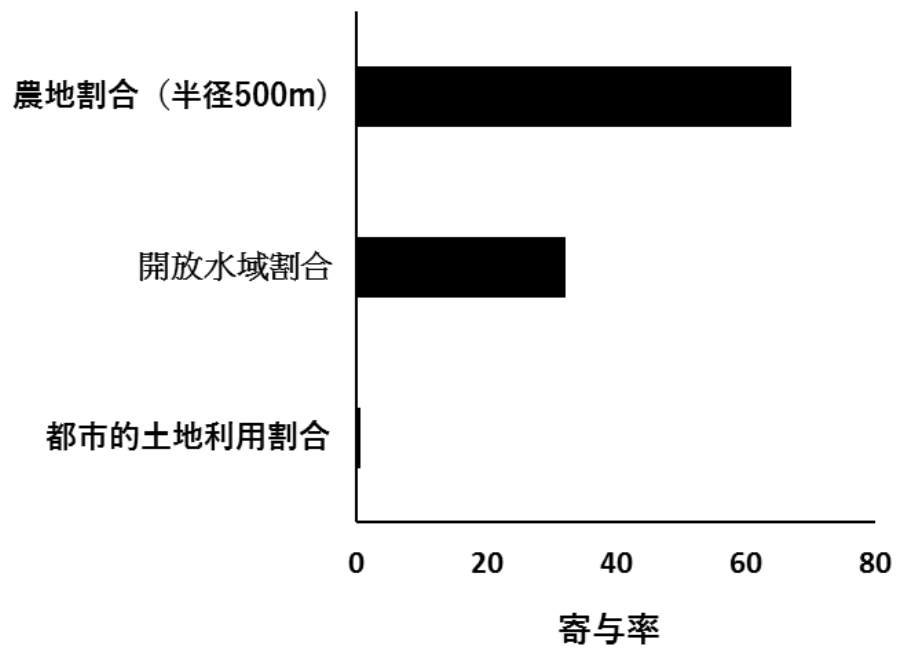


図 2-2-4 潜在的餌場適地モデルにおける各説明変数の寄与率

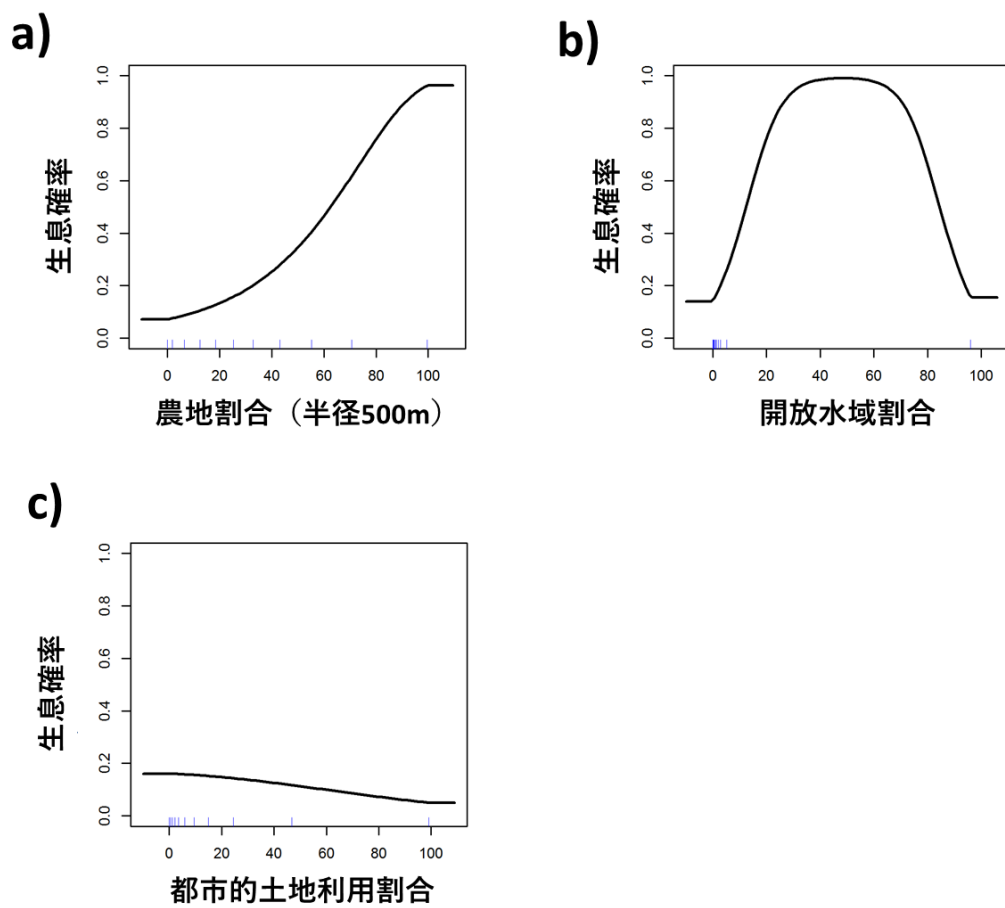


図 2-2-5 各説明変数の応答曲線

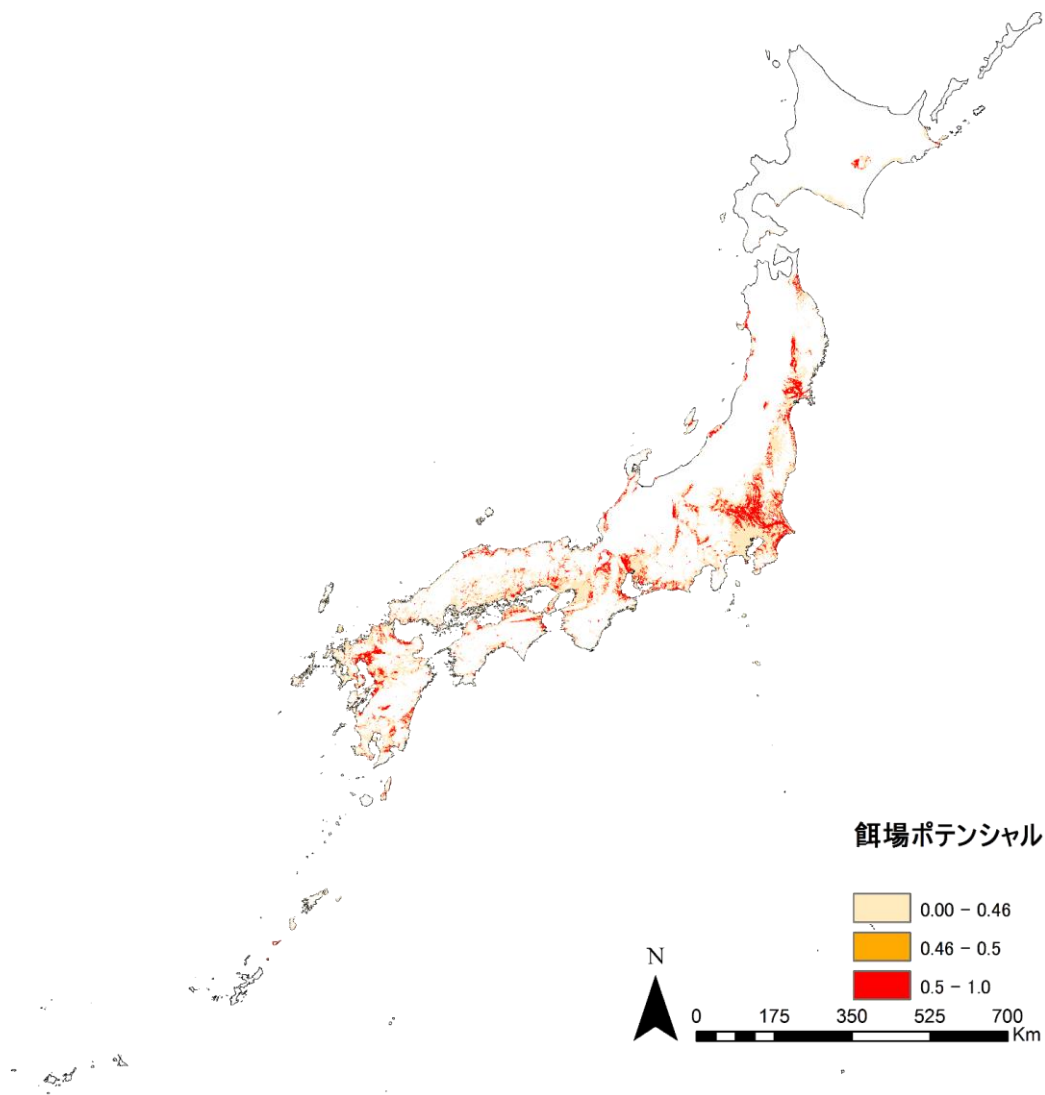


図 2-2-6 ナベヅルの潜在的餌場適地

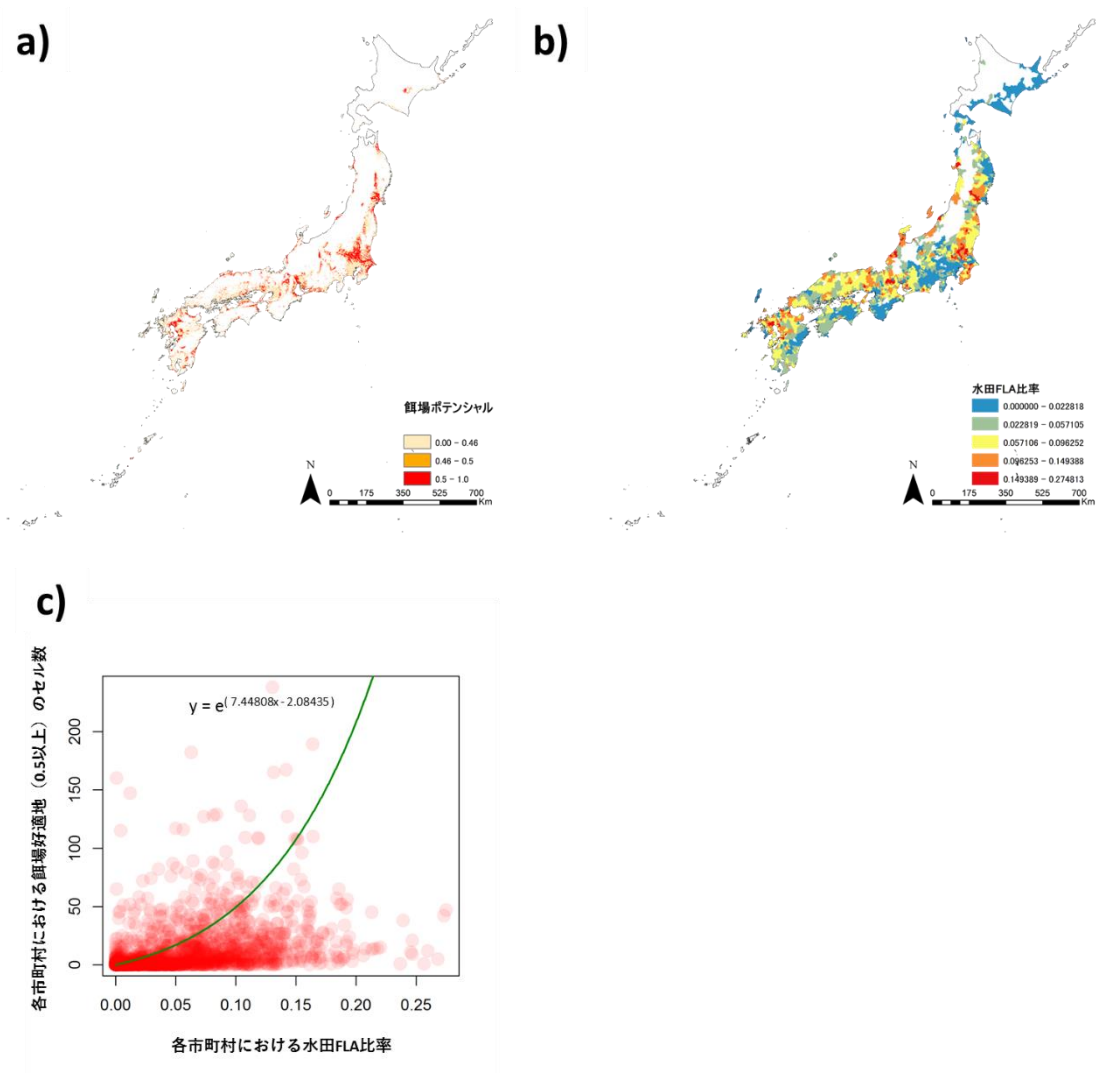


図 2-2-7 ナベヅルの潜在的餌場適地 (a) と各市町村における水田 FLA 比率 (b) 及びその関係性 (c)

表 2-3-1 解析に用いたデータ一覧

変数		データソース	
地形要因	傾斜角	国土地理院	基盤地図情報 ( <a href="https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php">https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php</a> )
	水田・畑地		
	都市的土地利用 開放水域		
土地被覆要因	山地植生	環境省	生物多様性情報システム ( <a href="http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-025.html?kind=v67">http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-025.html?kind=v67</a> )
	自然裸地		
	川辺草本		
	川辺樹林		
利用阻害要因	道路からの距離	国土地理院	基盤地図情報 ( <a href="https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php">https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php</a> )
	貯場からの距離		貯場分布情報より算出

表 2-3-2 凡例統合表

変数		データソース	
地形要因	傾斜角	国土地理院	基盤地図情報 ( <a href="https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php">https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php</a> )
	水田・畑地		
	都市的土地利用		
	開放水域		
土地被覆要因	山地植生	環境省	生物多様性情報システム ( <a href="http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-025.html?kind=v67">http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-025.html?kind=v67</a> )
	自然裸地		
	川辺草本		
	川辺樹林		
利用阻害要因	道路からの距離	国土地理院	基盤地図情報 ( <a href="https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php">https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php</a> )
	砦場からの距離		砦場分布情報より算出

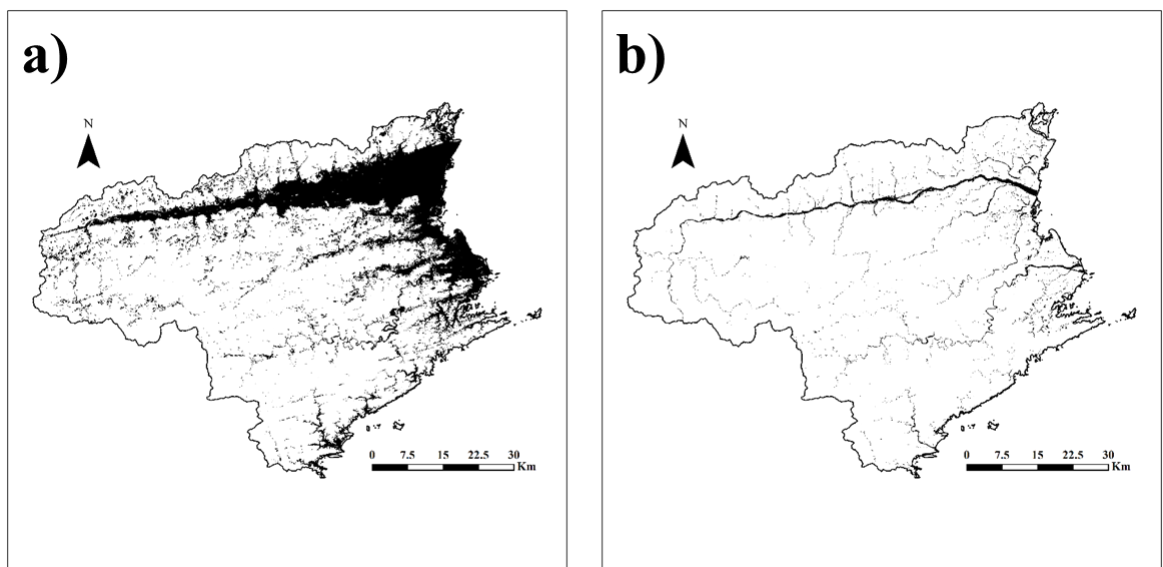


図 2-3-1 餌場適地解析 (a) 及び埤場適地解析 (b) の対象領域

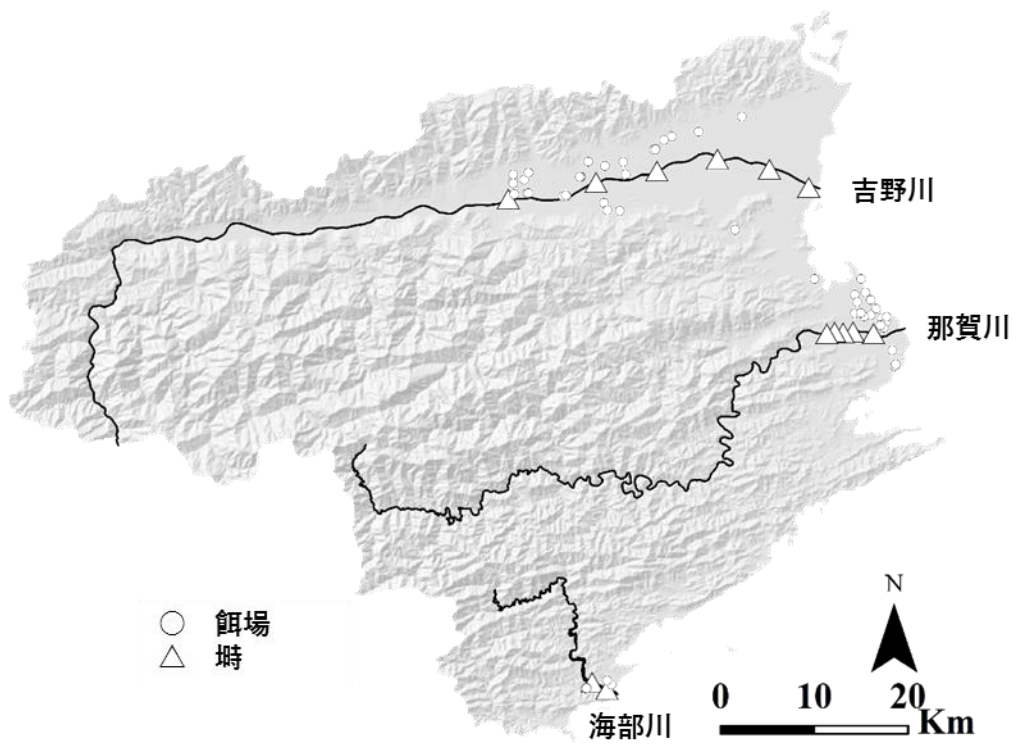


図 2-3-2 徳島県におけるナベヅルの分布情報。●及び▲は 2008, 2010, 2011, 2015 年に利用された餌場, 埤場をそれぞれ示している。



表 2-3-3 構築した潜在的餌場及び埒場適地モデルの AUC と閾値

	AUC	閾値*
餌場適地モデル	0.94	0.17
埒場からの距離を考慮した 餌場適地モデル	0.96	0.11
埒場適地モデル	0.82	0.45

\*Maximum training sensitivity plus specificity Cloglog threshold

表 2-3-4 餌場適地モデルの構築に検討した説明変数の AUC と空間スケールとの関係。太字は各変数における最も高い AUC の値を示す。

説明変数	餌場適地モデル				
	100m	200m	400m	800m	1600m
平均傾斜角	<b>0.759</b>	0.754	0.731	0.732	0.729
水田・畑地割合	0.902	<b>0.915</b>	0.906	0.864	0.821
都市的土地利用割合	<b>0.729</b>	0.706	0.678	0.711	0.699
開放水域割合	0.551	0.577	0.591	<b>0.611</b>	0.578

表 2-3-5 餌場適地モデルにおける各説明変数の寄与率

最適スケール	説明変数	寄与率
200m	水田・畑地割合	85.8
100m	平均傾斜角	6.4
100m	都市的土地利用割合	5.7
800m	開放水域割合	2.1

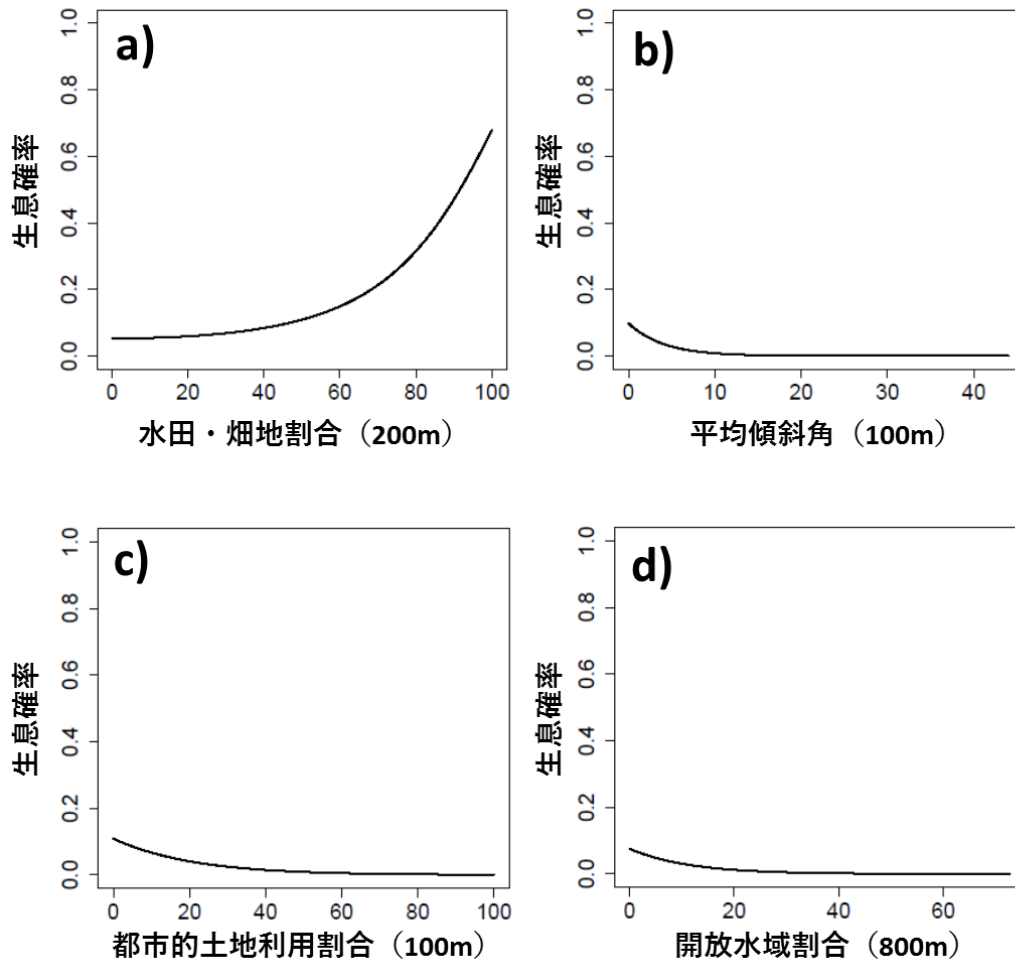


図 2-3-3 潜在的餌場適地モデルにおける各環境要因の応答曲線

表 2-3-6 埤からの距離を考慮した餌場適地モデルにおける  
各説明変数の寄与率

最適スケール	説明変数	寄与率
200m	水田・畑地割合	75.5
-	埤場からの距離	15.6
100m	都市的土地利用割合	5.2
800m	開放水域割合	1.9
100m	平均傾斜角	1.7

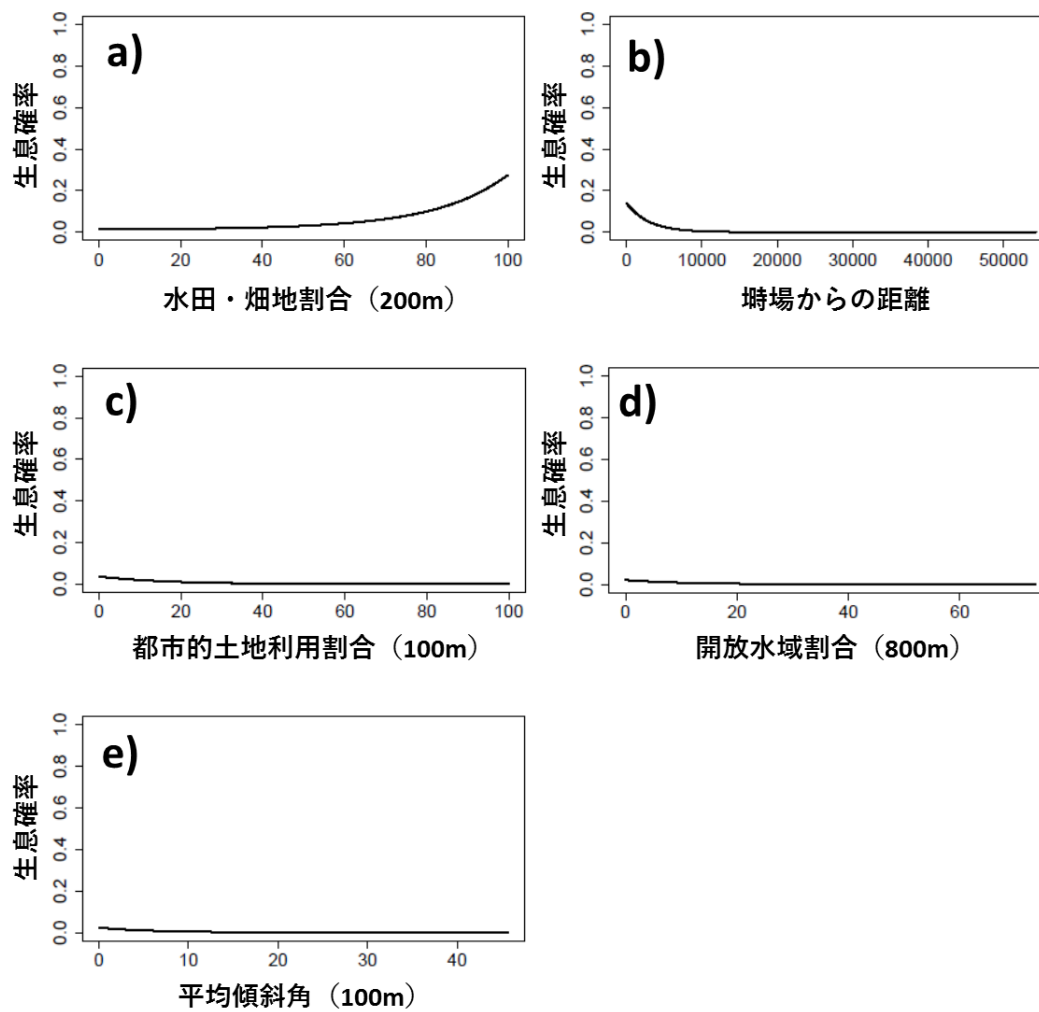


図 2-3-4 塹場からの距離を考慮した餌場適地モデルにおける  
各環境要因の応答曲線

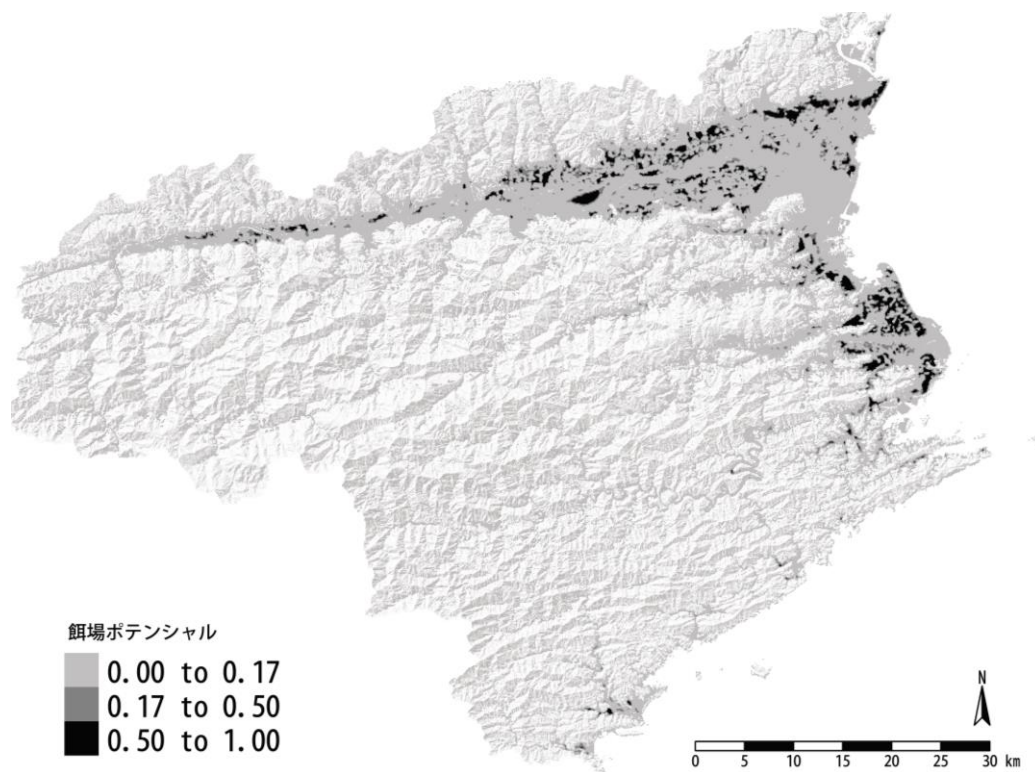


図 2-3-5 徳島県におけるナベヅルの潜在的餌場適地図

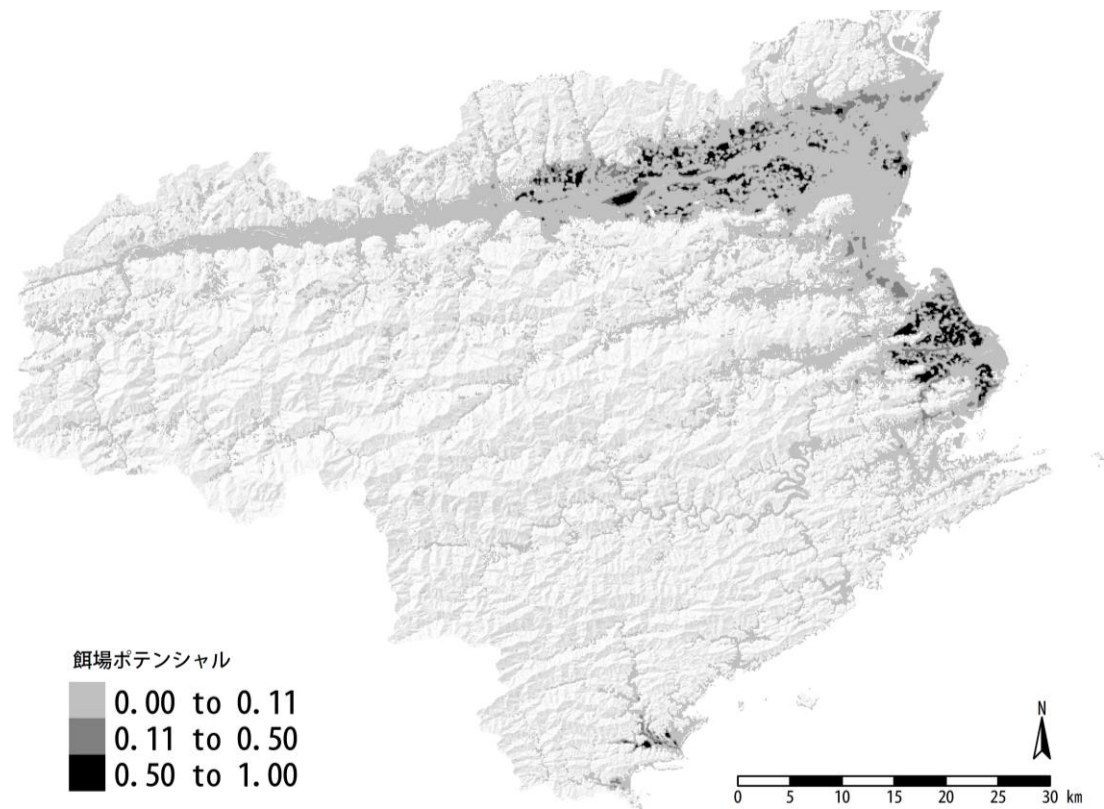


図 2-3-6 徳島県における塹場からの距離を考慮したナベツルの潜在的餌場適地図



表 2-3-7 厩適地モデルの構築に検討した説明変数の AUC と空間スケールとの関係。太字は各変数における最も高い AUC の値を示す

説明変数	厩場適地モデル				
	100m	200m	400m	800m	1600m
自然裸地割合	0.711	0.744	<b>0.768</b>	0.767	0.743
開放水域割合	0.732	<b>0.760</b>	0.729	0.702	0.670
川辺草本割合	0.500	0.684	0.766	0.717	<b>0.794</b>
川辺樹林割合	0.553	0.531	0.652	0.645	<b>0.658</b>

表 2-3-8 埤適地モデルにおける各説明変数と寄与率

最適スケール	説明変数	寄与率
400m	自然裸地割合	57.6
200m	開放水域割合	42.1
-	道路からの距離	0.3
1600m	川辺草本割合	0.0
1600m	川辺樹林割合	0.0

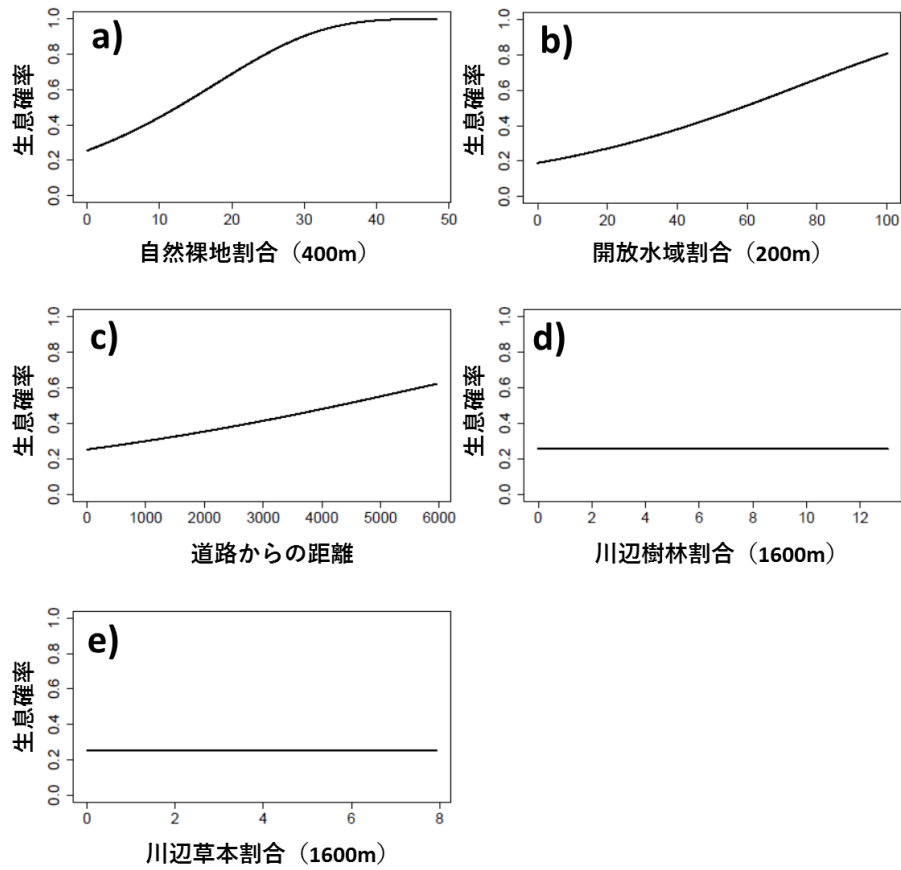


図 2-3-7 潜在的埤場適地モデルにおける各環境要因の応答曲線

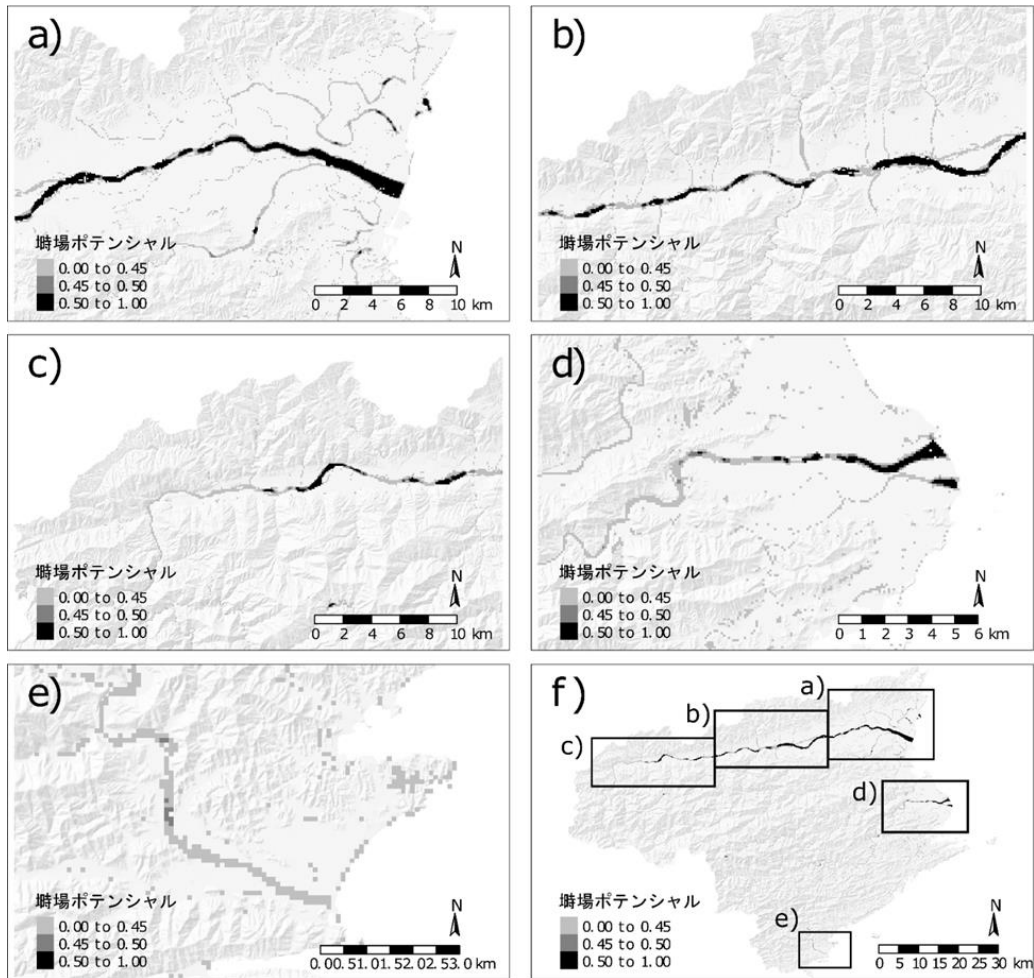


図 2-3-8 徳島県における潜在的壱適地

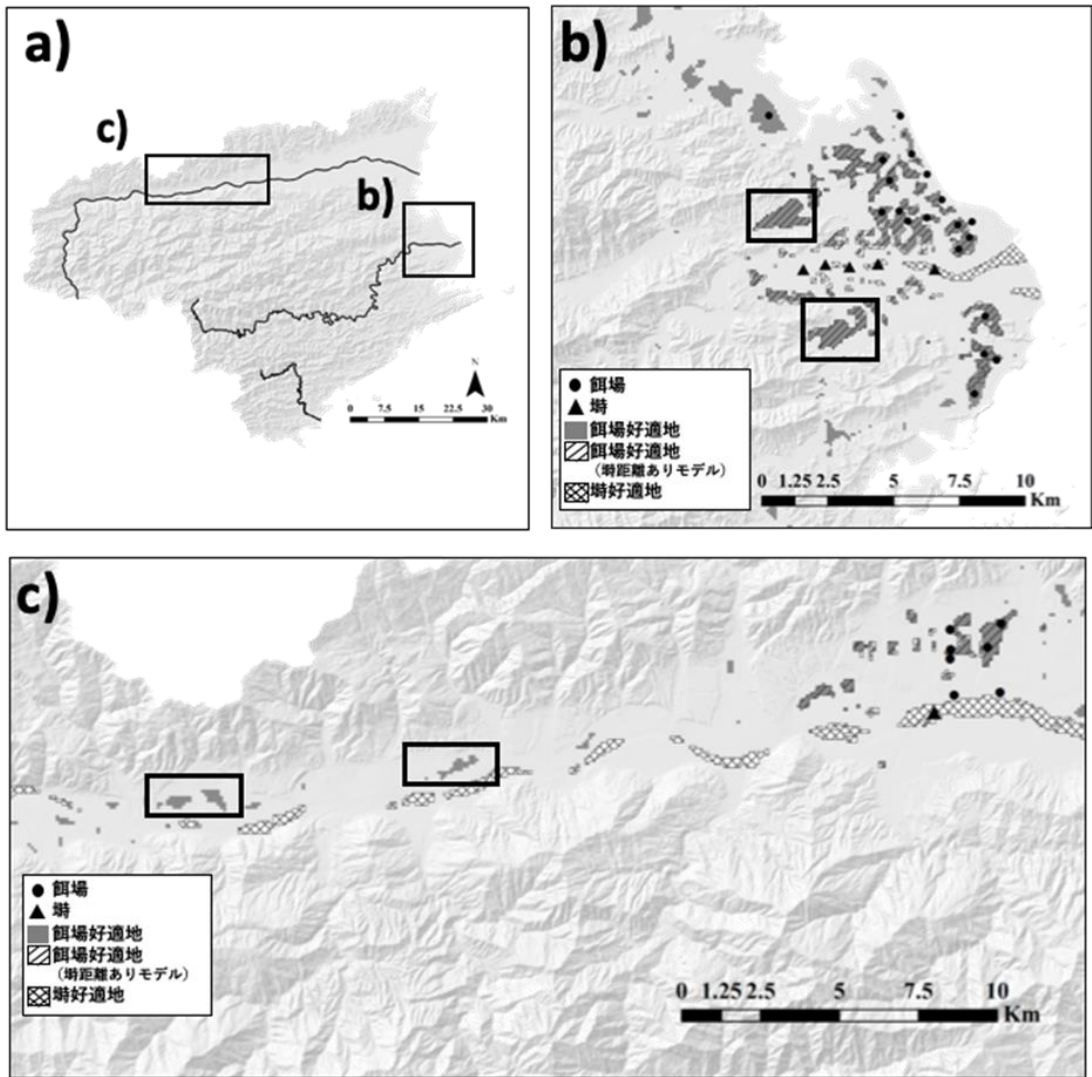


図 2-3-9 那賀川下流域 (b) 及び吉野川中流域 (c) における餌場，壩場好適地 (0.5 以上) 及び実際に利用した地点の位置. (b) 及び (c) の黒枠はナビゲールによる利用が確認されなかった餌場好適地を示す.

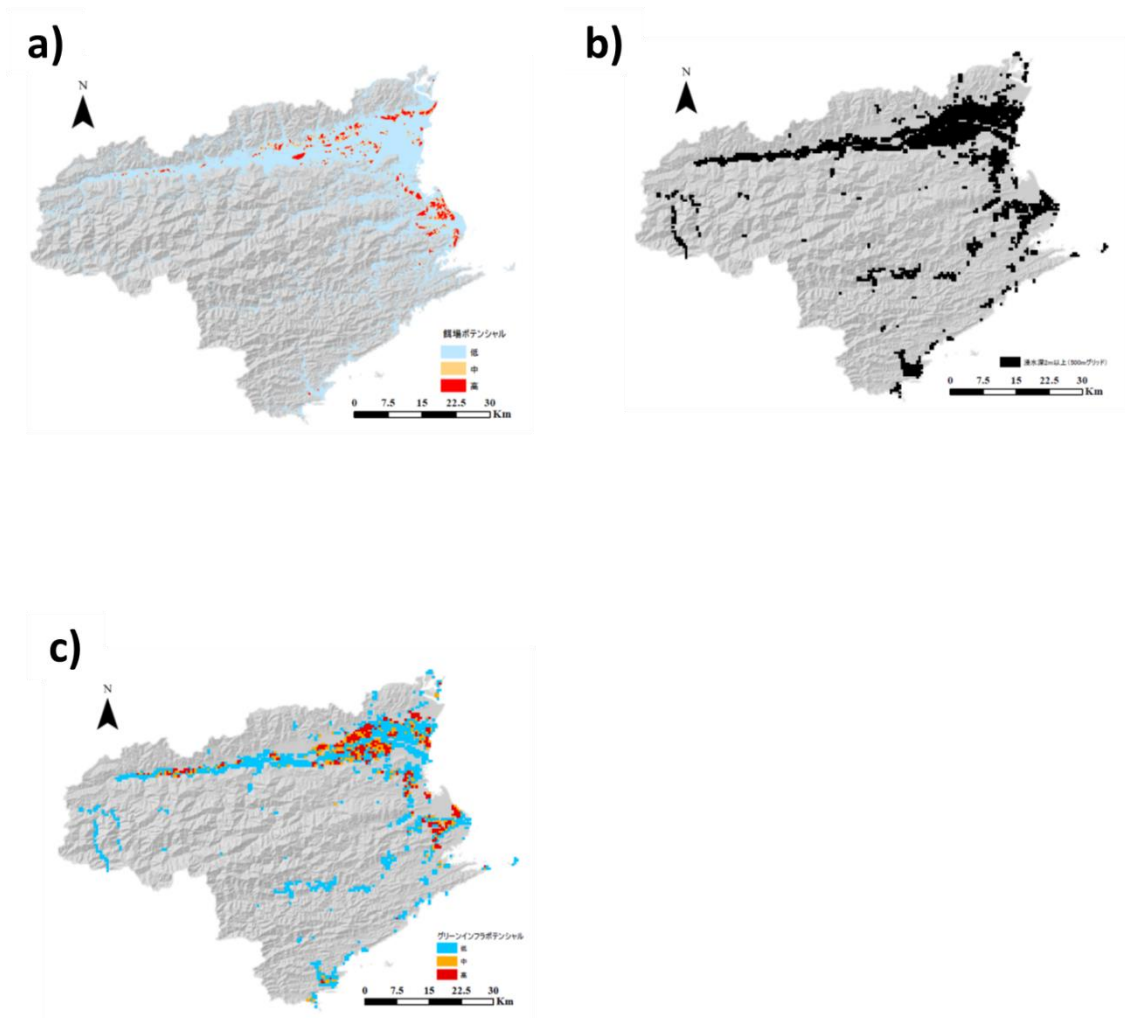


図 2-3-10 徳島県におけるナベヅルの潜在的餌場適地 (a) と水害リスク図 (b) 及びその関係性 (c)

## 第二部

### 人口減少地域における水田活用のあり方

### 第 3 章

## 徳島県海陽町大里四方原地区の土地利用変化と活用



## 第 1 節：人口減少地域としての徳島県海陽町での評価

### はじめに

近年、人口減少地域における土地利用のあり方が問われている。本研究では、徳島県海陽町大里・四方原地区を対象として、水害リスクのある空間における土地利用の経年変化を把握し、人口減少地域における水田活用型の土地利用について検討した。

### 方法

国土地理院の地図・空中写真閲覧サービス（国土地理院 地図・空中写真閲覧サービス <https://mapps.gsi.go.jp/maplibSearch.do#1> 最終確認 2020 年 1 月 14 日）をより海陽町大里・四方原地区における 1947 年、1968 年、1985 年、2002 年、2017 年の空中写真をダウンロードした（図 3-1-2）。各年代の空中写真について、GIS 上でジオリファレンスを行った。GIS 上で投影された空中写真から各年代における建築物のポリゴンを作成し、位置情報を把握した。

海陽町大里・四方原地区における水害リスクを有する空間を把握するために、国土数値情報よりダウンロードした浸水想定区域図を利用した（国土数値情報 浸水想定区域データ

<https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-A31.html> 2020 年 1 月 10 日最終確認）。浸水想定区域の浸水深を 0.5m 以下、0.5m-1.0m、1.0m-2.0m、2.0m-3.0m、3.0m-4.0m、4.0m-5.0m、5.0m 以上の 7 段階に分類した。最後に大里・四方原地区における建築物の増加傾向と水害リスクとの関係性を明らかにするために、各年代における浸水深毎に建築物の数とその空間分布を把握した。

### 結果

図 3-1-3 及び図 3-1-4 に大里四方原地区における土地利用の変遷を示す。土地利用変化を把握した結果、浸水想定区域内における建築物は 1947 年以降、増加していた。また、浸水深別に建築物の増加数を把握した結果、浸水深が 1.0m から 2.0m において建築物が最も多く増加していた。一方、浸水深が 5.0m 以上のところでは建築物の増加量は最も少なかった。各年代における浸水深ごとの建築物の増加割合に変化は見られなかった。水田分布と主要道路との

関係性を把握した結果、旧国道及び国道沿いで開発行為が見られたものの、水田地帯の多くは水田として残存していた（図 3-1-5）。

## まとめ

本研究では、人口減少地域としての徳島県海陽町大里・四方原地区を対象として、浸水想定区域内における建築物の変遷について把握した。その結果、浸水想定区域における浸水深と住宅地の分布との間に明確な関係性は見られなかった。以上のような傾向は、人口減少地域であることによる開発圧の小ささや、比較的開発可能な土地が余っていることに起因していると考えられる。一方、国道沿いや鉄道駅周辺の利便性の高い場所において小規模な開発行為が進んでいた。大里・四方原地区では比較的に水害リスクの増加を避けた開発行為が進んできており、水害リスクが増大するような開発行為は起きにくいと考えられるが、今後は現存する水田における開発行為を規制しつつ水害リスクの小さい場所に居住地を誘導していくような土地利用施策を整備してゆくことが必要であろう。

## 第 2 節：水・湿性絶滅危惧植物の分布特性と氾濫特性

### はじめに

日本の低平地は、元来水田として活用され続け、稲作に伴う適度な攪乱と湿地的環境の維持に伴い水湿生植物のハビタットとして機能していた（鷲谷 2007）。こうした水田の代替湿地としての生物多様性保持機能は、圃場整備がなされていない、谷津田や中山間地域の水田において特に注目され、研究が多くなされてきた（Yamada et al. 2011）。しかしながら、近年では、自然度が高い水田のみならず、圃場整備が進んだ水田地帯における水・湿性植物の生育状況についても明らかにされてきている（石田ほか 2014）

水田は生物多様性保持機能に加え、降雨や氾濫水を一時的に貯留する場としても機能してきた（早瀬 1984）。特に低平地や窪地にまとまって存在する水田地帯は降雨出水時に洪水緩和機能を発揮することが知られている（吉川ほか 2009；Muto et al. 2019）洪水緩和機能を有する低平地水田地帯を水・湿性絶滅危惧植物のハビタットとしても捉え、活用して行くためには、低平地水田地帯に生育する水・湿性絶滅危惧植物の空間分布を明らかにした上で、降雨出水時

の氾濫特性との関係性を明らかにする必要がある。そこで本研究では、徳島県海陽町の低平地水田地帯を対象に、水田や畦畔、用排水路といった水田構造ごとに、出現する水・湿性絶滅危惧植物の種数及び空間分布を把握し、内水氾濫時の氾濫特性と対応づけて整理することを目的とした。

## 方法

### (1) 調査対象地

調査対象地は徳島県海陽町の大里地区及び四方原地区における水田地帯とした(図 3-2-1)。調査範囲は 2 級河川である海部川の下流域に位置し、海部川の河口周辺の氾濫原上に存在し、海部川の支流である善蔵川と西の沢川周辺の水田地帯である。調査範囲の標高は西の沢川上流部(約 20m)から、海部川河口付近(約 1m)にかけて緩やかに低下する。西の沢川の氾濫原上に形成された四方原地区の水田地帯は水捌けが非常に悪く、湿地地帯であり、水田の開墾の労力をしのぶ碑が残されているほどである(武藤ほか 2020)。当該地域の水田地帯は 1980 年代以降に行われた土地改良事業によって、用排水施設が完備された近代的な乾田地帯へと変貌した。また、近年は休耕田が増加しつつあり、近年では転作も行われず放棄水田が目立つようになってきている。大里地区及び四方原地区では圃場整備が行われてきたものの、西の沢川や善蔵川では水生植物が生育している。

### (2) 水・湿性絶滅危惧植物の分布調査

水・湿性絶滅危惧植物の分布情報の取得を取得するため、圃場及び水路を対象に網羅的に現地調査を行った。圃場における調査については、大里地区、四方原地区それぞれにおいて、調査範囲の水田を網羅するように、現地踏査を実施した(図 3-2-1)。圃場を踏査し、5m おきに立ち止まり、半径 5 m の円の範囲内に出現した水・湿性絶滅危惧植物の種名と被度を記録した。現地踏査で確認された種については、在来種を対象に、絶滅危惧種であるかどうかを評価した。本研究の調査地は徳島県に含まれるため、評価には環境省第 4 次レッドリスト([http://www.env.go.jp/press/file\\_view.php?serial=20557&hou\\_id=15619](http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20557&hou_id=15619), 2020 年 1 月 13 日最終確認)に加えて、徳島県レッドデータブック([https://www.pref.tokushima.lg.jp/kankyo/kankoubutu/red\\_date.html/](https://www.pref.tokushima.lg.jp/kankyo/kankoubutu/red_date.html/) 2020 年 1 月 12 日)も使用した。これらのリストの両方ないし一方において、

「絶滅危惧 I 類」, 「絶滅危惧 II 類」, 「準絶滅危惧」のいずれかに選定されている種を, 絶滅危惧種として評価した。

### (3) 統計解析

低平地水田地帯における水・湿性絶滅危惧植物の分布と降雨出水時の氾濫特性との関係性を把握するために一般化線形混合モデル (GLMM) による解析を行った。GLMM は個体差, ブロック差などを変量効果として考慮したモデルである (久保・粕谷 2006)。目的変数には, 植生調査の結果から, 圃場内に生育が確認された水・湿性絶滅危惧植物のうち, 出現回数の多かった種の在・不在 (誤差構造: 二項分布に従うと仮定), 説明変数には, 標高, 内水氾濫時の浸水継続時間及び浸水継続時間の 2 乗項を用いた。圃場ごとの農法等の違いを考慮するため, 全国農地ナビ (全国農地ナビ <https://www.alis-ac.jp/FarmInformation> 2020 年 1 月 3 日最終確認) から得られる, 圃場経営者の ID 番号をランダム効果として扱った。標高データについては, 国土地理院の基盤地図情報より得られる 5m 解像度 DEM を用いて算出した (図 3-2-2)。内水氾濫時の浸水時間については, 横川ほか (2020) によって同地域を対象に実施された内水氾濫解析の結果を用いた。以下に説明変数として用いた浸水時間の算出過程について述べる。内水氾濫時の浸水時間は, 横川ほか (2020) で実施された内水氾濫解析のうち, 2 年確率降雨規模の降雨波形を用いて実施し, 算出されたものを用いた (図 3-2-3)。この降雨波形は, 降雨イベント 8 月 2 日 5 時~8 月 4 日 4 時までの 48 時間の降雨波形を使用し, 降雨イベント後 12 時間を降水量 0mm の無降雨期間とし, 合計 60 時間となっている。内水氾濫解析モデルには, 三好ほか (2015, 2016) が開発した内水流動数値解析モデルが使用されており, このモデルは, 二次元不定流モデル (地表面), 一次元開水路不定流モデル (排水路) のサブモデルを結合することにより構築されている。また, 山地部からの雨水の流出や地下への雨水浸透, 排水路や樋門操作が考慮されたモデルとなっている。モデル構築後, 各変数を標準化し, 各説明変数の係数, および係数の 95 パーセント信頼区間を算出し, 種と説明変数との関係性を把握した。統計解析には R を用いた。

## 結果

### (1) 調査において確認された湿性絶滅危惧植物の種数

調査地全体で出現が確認された水・湿性絶滅危惧植物の種数は、14 種であった（表 3-2-1）。土地利用タイプ別では、水田で、7 種、水路で 5 種、畔で 2 種であった。

## (2) 水・湿性絶滅危惧植物と氾濫特性との関係性

出現種数が多かった水田性絶滅危惧植物のうち、スズメハコベ、ヒメミズワラビ、ミズマツバの 3 種を対象として一般化線形混合モデルを構築した（図 3-2-4）。ヒメミズワラビについては、浸水時間が種の出現に正の影響を与えていた。スズメハコベ、ミズワラビにおいては、環境要因に対する優位な関係は見られなかった。

図 3-2-5 に水田性絶滅危惧植物であるミズネコノオ及びシャジクモとの分布と浸水時間との対応図を示す。現地調査で得られたミズネコノオ及びシャジクモの分布位置と内水氾濫時の浸水時間の分布を重ね合わせた結果、シャジクモは浸水時間が大きい場所に集中して生育していた。ミズネコノオは浸水時間との関係性は見られなかったものの、その空間分布には偏りがみられた。

## 考察

本研究では、徳島県海陽町大里・四方原地区の低平地水田地帯を対象に、水・湿性絶滅危惧植物の生育状況について調査し、内水氾濫時の氾濫特性と対応付けた。その結果、当該地区では、圃場整備は進んでいるものの、水田、畦畔、水路に絶滅危惧種が生育していた。

一般化線形混合モデルによる分析の結果、ヒメミズワラビは、浸水時間に対して正の関係性がみられた。ヒメミズワラビは水田や湿地に存在する一方で、池沼にも確認されることから（西野ほか 2005）、本研究で確認された種の中でも水・湿性への選好性が大きいと考えられる。スズメハコベやミズマツバに対しては、標高や浸水時間との関係性は見られなかった。スズメハコベについては、情報が不足しているものの、ミズマツバは、棚田（佐久間ほか 2006；石川 2007）や河川の中州でも生育が確認されることがあることから、必ずしも水分特性や地形条件が重要なハビタット決定要因であるとは限らないかもしれない。出現地点数が少なかったシャジクモは GLMM による分析はできなかったものの、浸水時間が大きくなる場所に集中していた。シャジクモは水田のほか、旧河道や湖沼で生育している場合が多く（荒木ほか 2002；嶺田ほか 2009）、この

ような特性を反映したものである。ミズネコノオについては、浸水時間との関係性は見られなかったものの、比較的山地部に集中しており、その一部は放棄水田であったことから、水分条件のみならず何らかの影響を受けているものと思われる。

石田ほか（2014）は、マルバノサワトウガラシ、ミズマツバ、ヒメミズワラビが低平地の水田地帯で出現頻度が高く、その要因としてSU剤抵抗性株の顕在化に起因している可能性があることを指摘している。本研究では、水田で使用された農薬に関する調査は行うことができなかったが、現地調査の際に地域住民より農薬を使用していることを確認している。圃場整備が行われているにもかかわらず、大里四方原地区においてこれらの種が確認されたことについては、以上のような要因も考えられるだろう。

## まとめ

本研究では、徳島県海陽町大里・四方原地区の低平地水田地帯を対象に水・湿性絶滅危惧植物の分布特性と氾濫特性との関係性について整理した。その結果、圃場整備が進んでいるにもかかわらず、水・湿性絶滅危惧植物が確認され、ヒメミズワラビやシャジクモといった一部の絶滅危惧植物は内水氾濫時の氾濫特性との関係性がみられた。このような結果は、低平地水田地帯において洪水緩和機能を発揮しつつ生物多様性保持機能を創発させてゆくことが可能であることを示している。石田ほか（2014）が指摘するように、低地においては、潜在的に洪水災害が発生しやすい地域に休耕田を集中的に配置し、洪水時に遊水地として活用するという手段も、土地利用の選択肢として考えられる。その場合、平常時にも湿地環境が維持されるような取り組み（農業用水の利用や排水施設の撤去など）を検討してゆくことも重要であろう。

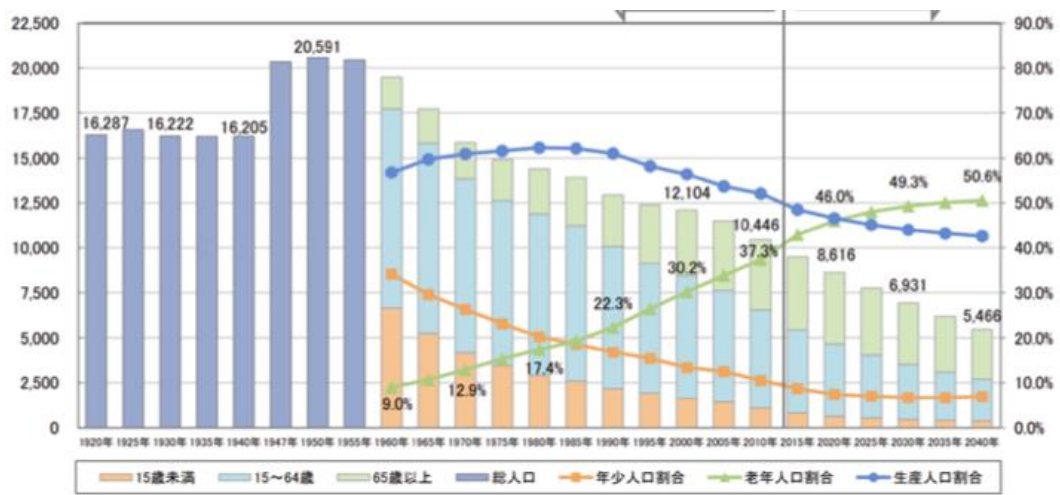


図 3-1-1 海陽町における人口推移

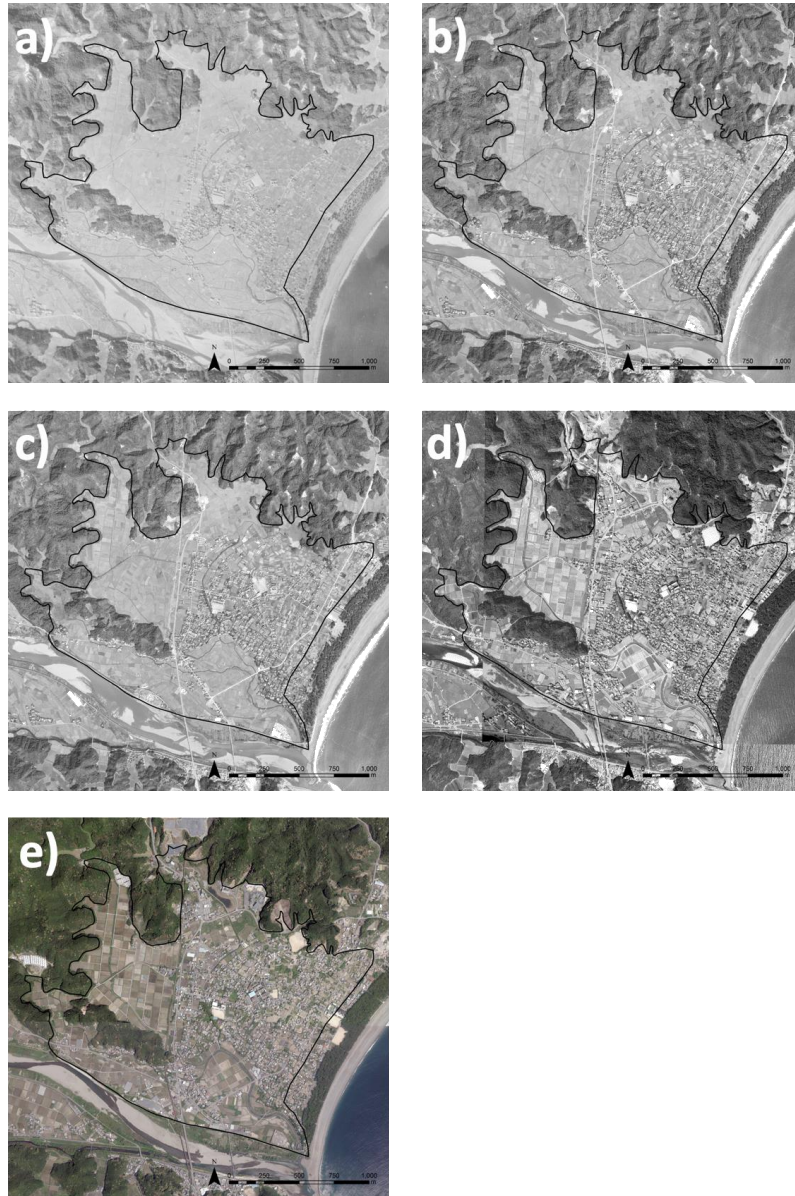


図 3-1-2 海陽町大里四方原地区における空中写真．a~e は 1947 年，1968 年，1985 年，2002 年，2017 年における空中写真を示す．



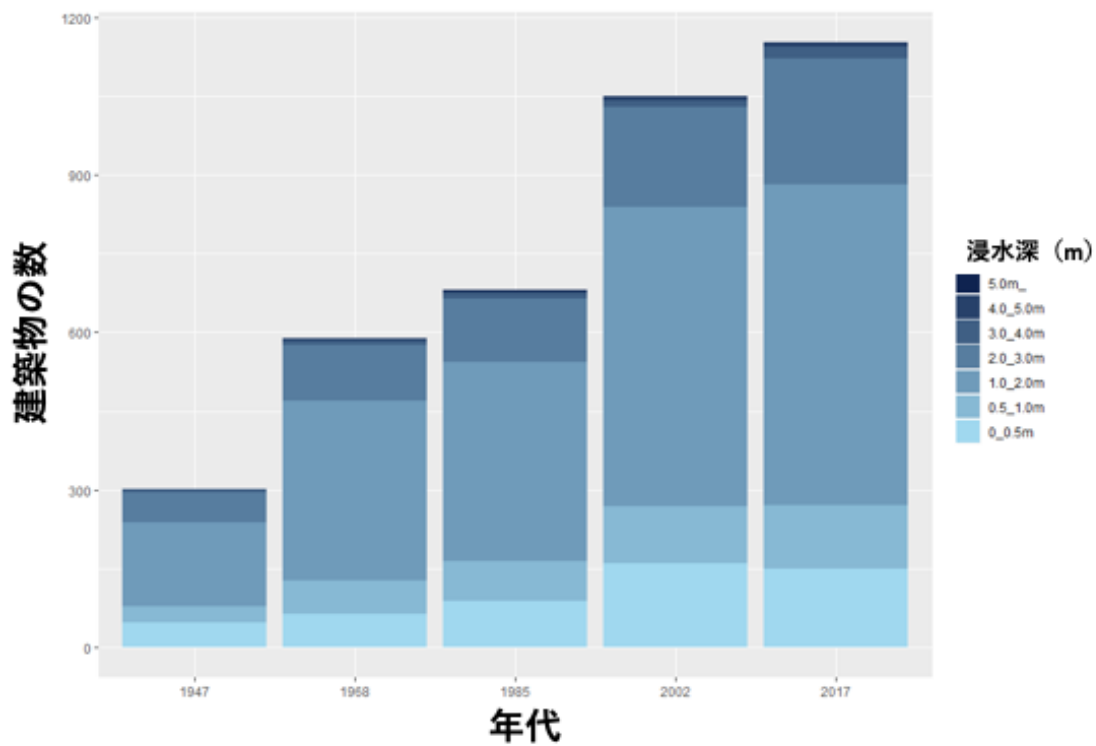


図 3-1-3 海陽町大里四方原地区における建築物の変遷. a~e は 1947 年, 1968 年, 1985 年, 2002 年, 2017 年における建築物の分布を示す.

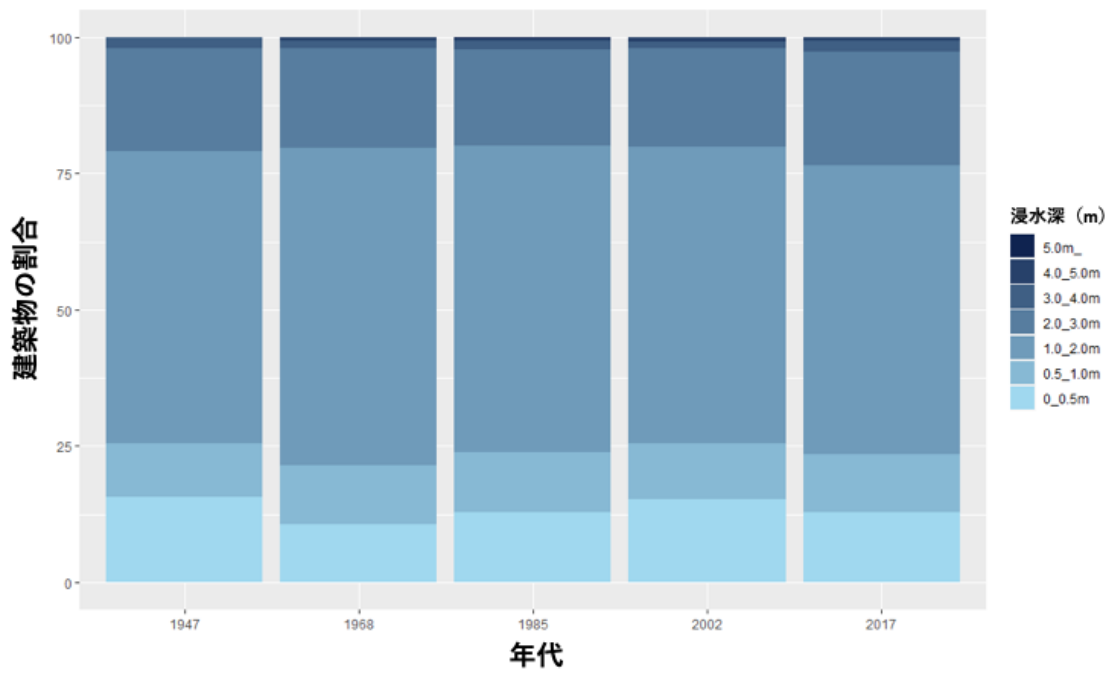


図 3-1-4 海陽町大里四方原地区における浸水深と建築物との関係性. a~e は 1947 年, 1968 年, 1985 年, 2002 年, 2017 年における建築物の割合を示す.

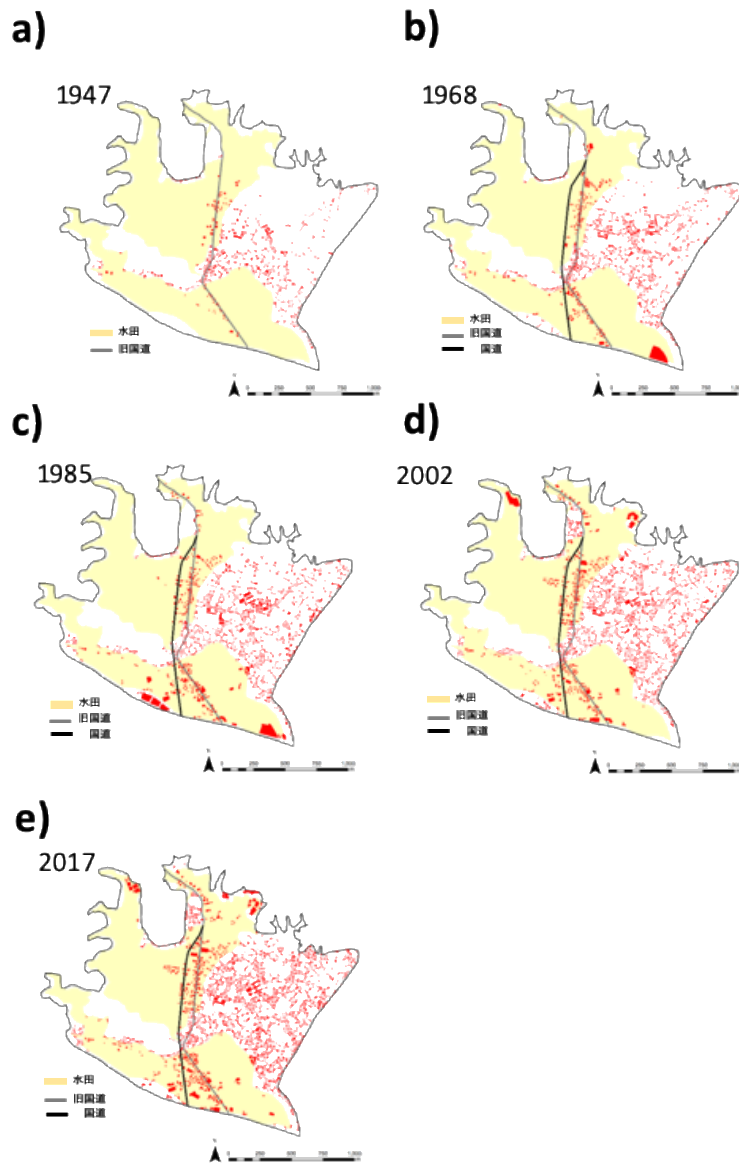


図 3-1-5 海陽町大里四方原地区における建築物の変遷. a~e は 1947 年, 1968 年, 1985 年, 2002 年, 2017 年における水田及び主要道路, 住宅の空間分布を示す.



図 3-2-1 研究対象地及び調査範囲

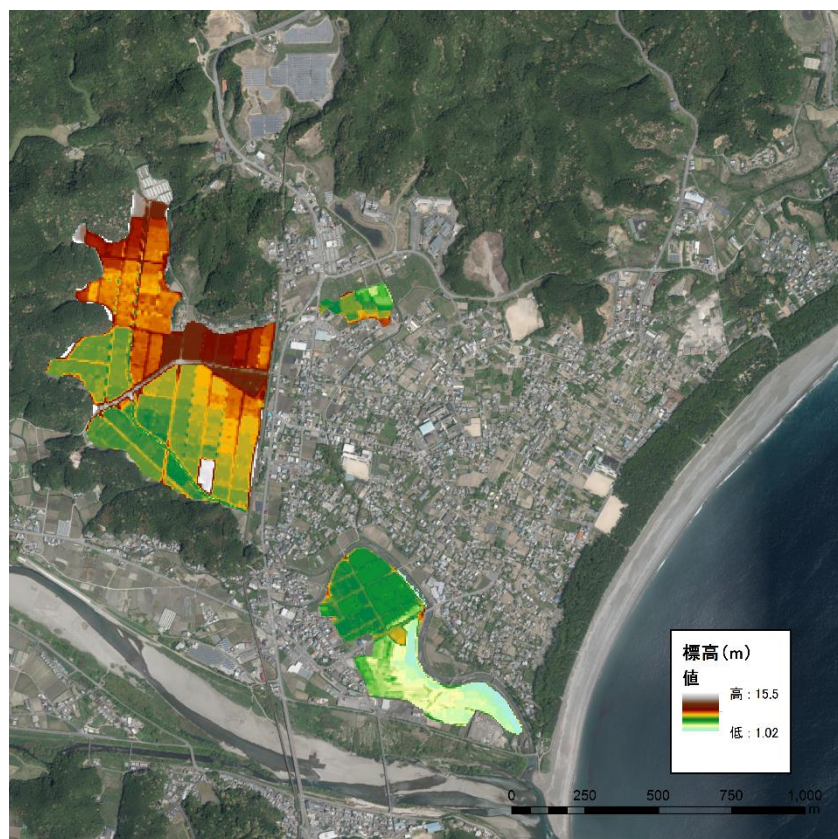


図 3-2-2 調査範囲における標高

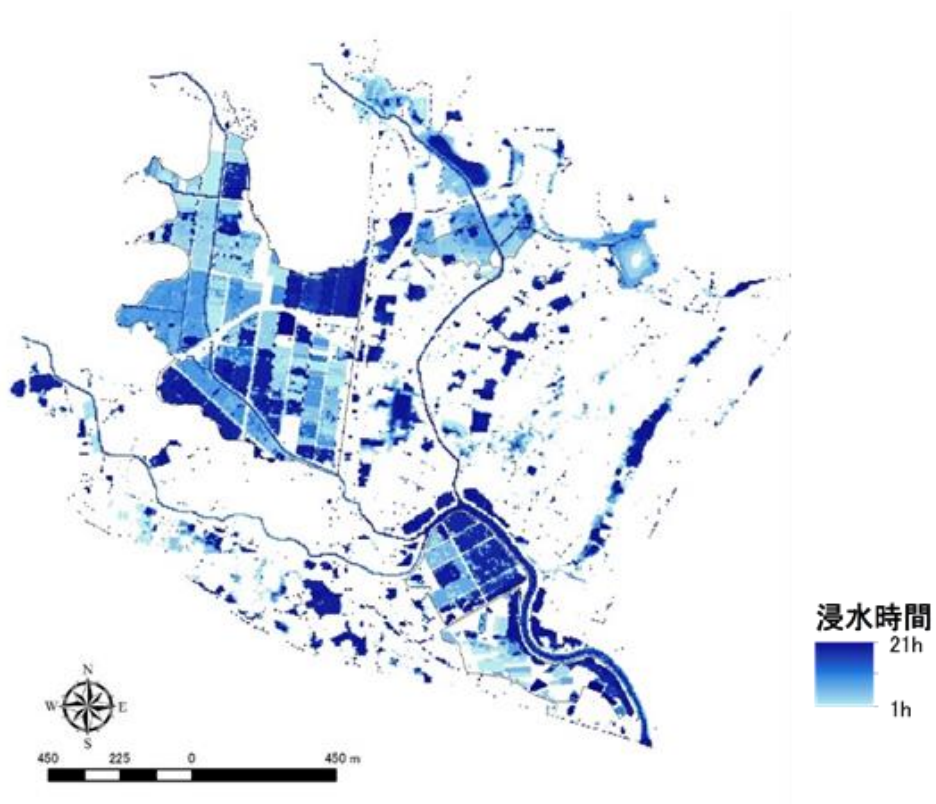


図 3-2-3 調査範囲における内水氾濫時の浸水継続時間

表 3-2-1 現地調査により確認された水・湿性絶滅危惧植物のリスト

科名	和名	学名	環境省RDB	徳島県RDB	主なハビタット	生活史タイプ	出現地点数
ミソハギ科	ミズマツバ	<i>Rotala pusilla</i>	絶滅危惧Ⅱ類	絶滅危惧Ⅱ類	水田	一年草	74
ゴマノハグサ科	スズメハコベ	<i>Microcarpaea minima</i>	絶滅危惧Ⅱ類	準絶滅危惧	水田	一年草	520
ゴマノハグサ科	マルバノサトウガラシ	<i>Deinostema adenocaulum</i>	絶滅危惧Ⅱ類	絶滅危惧ⅠB類	水田	一年草	13
シソ科	ミズネコノオ	<i>Pogostemon stellatus</i>	準絶滅危惧	絶滅危惧Ⅱ類	水田	一年草	35
	ヒメミズワラビ	<i>Ceratopteris gaudichaudii</i> var. <i>vulgaris</i>		絶滅危惧Ⅱ類	水田	一年草	342 シダ植物
	イチョウウキゴケ	<i>Ricciocarpos natans</i>	準絶滅危惧		水田	一年草	1 コケ植物
	シャジクモ	<i>Chara braunii</i>	絶滅危惧Ⅱ類	絶滅危惧Ⅱ類	水田	一年草	4 藻類
スイレン科	オグラコウホネ	<i>Nuphar oguraensis</i>	絶滅危惧Ⅱ類	絶滅危惧ⅠB類	水路	多年草	17
ミクリ科	ミクリ	<i>Sparganium erectum</i>	準絶滅危惧	絶滅危惧Ⅱ類	水路	多年草	8
ミクリ科	ナガエミクリ	<i>Sparganium japonicum</i>	準絶滅危惧	準絶滅危惧	水路	多年草	8
オオバコ科	カワヂシャ	<i>Veronica undulata</i>	準絶滅危惧	準絶滅危惧	水路	一年草	2
オトギリソウ科	ミズオトギリ	<i>Triadenum japonicum</i>		準絶滅危惧	水路	一年草	2
サケバゼリ	サケバゼリ	<i>Oenanthe javanica</i> var. <i>japonica</i>		準絶滅危惧	畦	一年草	1
キク科	ノニガナ	<i>Ixeris polycephala</i>	絶滅危惧Ⅱ類	絶滅危惧ⅠB類	畦	一年草	4

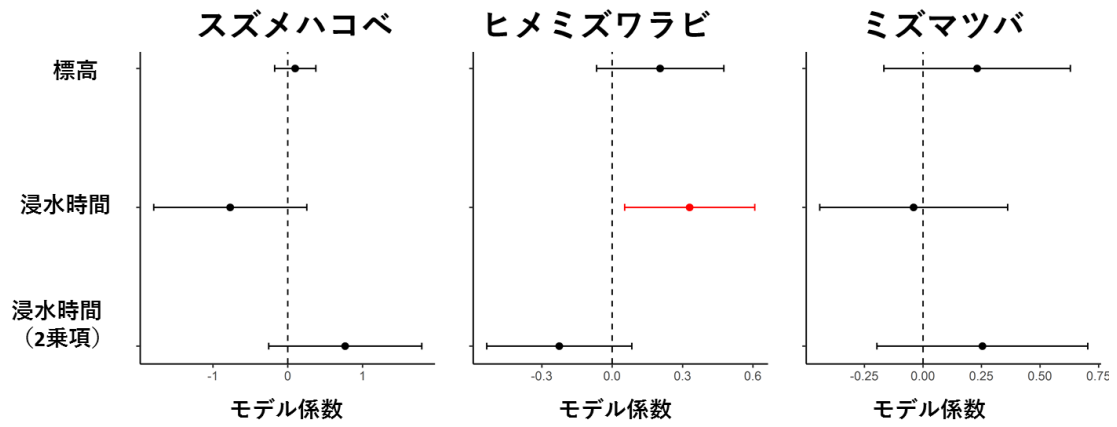


図 3-2-4 一般化線形混合モデルの結果



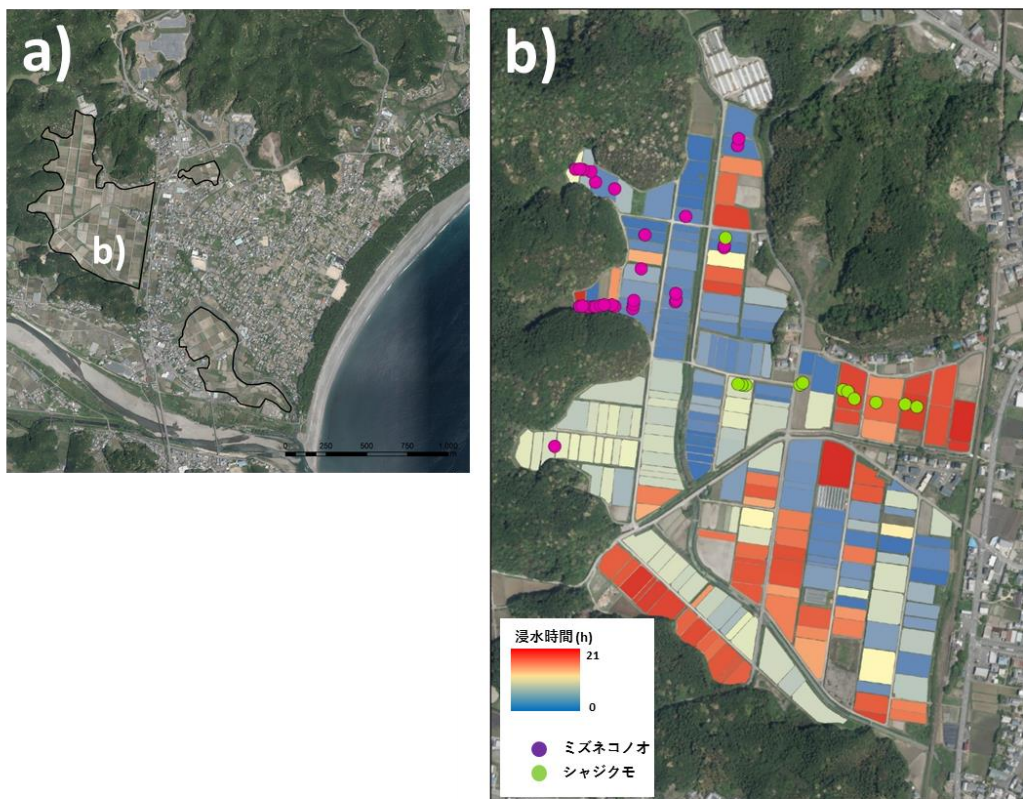


図 3-2-5 水田性絶滅危惧植物 2 種と浸水時間の空間分布

## 第 4 章

# 長崎県対馬市志多留地域の放棄水田の 機能評価と活用方法

## 第 1 節：管理放棄された水田における湿性植物群落の 分布特性と氾濫特性

### はじめに

湿地は人間活動によって最も深刻に変化しつつある生態系である。東南アジアの国々と同様に、日本において、氾濫原上の湿地の多くは水田と住宅地へと転換されてきた。(Matsuno et al. 2006, Natuhara 2013)。氾濫原上の都市化は湿地性の種のハビタットを奪ってきた一方で、水田は湿地性動物のレフージャとして機能し、湿地生態系の生物多様性を維持してきた(Katayama et al. 2015)。しかしながら、近年、水田は農業人口の減少に伴い、耕作放棄水田が増加しており、特に農村地域では、急激に増加している。耕作放棄され、植生遷移が進行した水田に出現する植物群落は、水分条件と対応していることが知られている(Chaeho et al. 2008)。また、植生遷移に伴い出現した植生の空間分布は氾濫原の水辺林の植生分布と類似する(Lee et al. 2002)。このように、水田の耕作放棄は湿地の自然的な回復プロセスを通して、基盤サービスを発揮することが考えられる。耕作放棄水田の自然資本を管理し、利活用していくためには、自然の水理特性に伴ってどのような植物群落が成立し、維持されているかを明らかにする必要がある。

本研究の対象地は長崎県対馬市志多留地区に存在する耕作放棄水田である。志多留地区の農家は灌漑と洪水抑制のために自然水路を管理し、地形を均平に保ってきた。すなわち、水田の圃場は平坦に保ち、水路や水田に流入した土砂は出水の後に度々取り除かれてきた。

しかしながら、水田の多くは耕作放棄され、それに伴い、地形的な変化が生じていると考えられる。さらに、こうした地形変化が降雨出水時の浸水時間や浸水深の違いの観点から環境勾配に沿って、植物群落が出現していると考えられる。そこで、本研究では、長崎県対馬市志多留地区を対象として、耕作放棄後に出現した植物群落と降雨出水時の氾濫特性との関係性を明らかにすることを目的とした。

### 方法

#### (1) 研究対象地

研究対象地は、長崎県対馬市志多留地区である(図 4-1-1a,b)。調査地である

志多留地区を含む上県町は、長崎県対馬市の北西部に位置している。対馬市の月の最高平均気温（8月）は26℃であり、最低平均気温（1月）は6℃である。また、月平均降水量は350mm(7月)であり、それに続いて320mm（6月）となっている（対馬市 HP：<http://www.city.tsushima.nagasaki.jp/deta/post.html> 2020年12月28日最終確認）。志多留地区では志多留川河口付近に集落が形成されている。1924年では、75世帯、470人が暮らしていたが、2017年の時点で、38世帯68人と大きく減少している（重原ほか 2019）。志多留地区の土地被覆のおよそ9割は森林となっている。集落の上流側に位置する氾濫原は、1960年代までは全域が水田として利用されていたが（重原ほか 2019）、現在は、そのほとんどの場所において湿地植生が優占している。本研究の解析対象範囲を図4-1-1cに示す。解析対象範囲の面積は約12haとなっており、対象域には北部と北西部の集水域が主な集水域となっており、降雨時には、雨水を集め、氾濫原へと供給している。

### （2）過去の土地利用と現況植生図の作成

過去に水田として利用されていた場合の土地利用を把握するために、複数年代の空中写真を用いて、土地利用図を作成した。まず、1947年、1955年、1977年、1983年の空中写真を用いて水田の利用状況を把握し、水田として利用されていた場所の空間分布し、水田の空間分布図を把握した。現況植生図については、2010年に愛植物設計事務所によって作成された志多留地区の詳細植生図を使用した（愛植物設計事務所 2010）。

### （3）地形情報の取得

我が国では都市部を中心に詳細な標高データが整備されているが、中山間地域や山地部等では解像度の高い地形データは未整備である。志多留地区においても10m解像度の標高データは整備されているものの、解析対象範囲の地形特性を把握することは難しく、氾濫解析の地形情報として用いるには、精度が不足している。そのため、氾濫解析を実施するために必要な詳細地形情報を以下の手順で作成した。解析対象範囲のうち、集落の上流部のまとまった耕作放棄水田域を対象に、Phantom 3 Pro および Phantom 4 Pro(DJI 社)を用い、高度 80m、オーバーラップ 80%、サイドラップ 60%で垂直写真を撮影した。撮影は2017年12月5日から12月8日にかけて行った。後の画像処理から得られるDSM

(Digital Surface Model) および DTM (Digital terrain Model) の誤差を最小限に抑えるため (Dandois et al. 2015; Mohan et al. 2017), GCP (Ground Control Point) を撮影範囲を網羅するように 19 か所設置した (図 4-1-2a) .そして RTK-GNSS 測量 (Topcon, GR-2100) およびトータルステーション測量を実施し, GCP の位置座標及び標高を測定した.次に, 自動撮影により得られた 3447 枚の静止画を SfM ソフト (Agisoft 社, Photoscan Pro. Ver1.0.0) で処理し, オルソモザイク画像及び DSM を作成した. 解析対象範囲は地表面の露出している場所が少なかったため, 植生図を参考に植生群落の平均群落高さを計測し, DSM から植生高さを GIS 上で除し, 0.1m 解像度の DEM を作成した (図 4-1-2b).

#### (5) 二次元氾濫解析

志多留地区の放棄水田に流入した雨水は, 準用河川である西の内川を経て, 二級河川である志多留川へと合流しながら河口へと流下する. これらの河川では, 水位や流量等の水理諸量が未観測であったため, 耕作放棄水田の出口と西の沢川の上流端が接続する場所に水位計を設置した. また, 放棄水田内の水路内にも水位計を設置した. 雨量情報については, 志多留地区から約 1km 離れた伊奈観測所の雨量データを用いて, 水位計が設置された期間において, 最も降雨量が大きくなった期間を対象にハイエトグラフを作成した. 解析範囲の北部及び西部の水路から放棄水田内に流入する流量については, 以下の合理式を用いて算出した.

$$Q = \frac{1}{3.6} frA$$

Q は流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ), f は土地利用毎の流出係数, r は時間降雨強度 ( $\text{mm}/\text{h}$ ), A は土地被覆毎の面積 ( $\text{km}^2$ ) である. 流出係数は, 既往資料 (10) を参考に, 森林については, 0.3 を, 耕作放棄水田については, 0.2 をそれぞれ用いた. 流域面積については, 計算領域の境界部分より上流側の流域面積を GIS を用いて算出した. 時間降雨強度については, 上述したハイエトグラフを与えた.

二次元氾濫解析には, iRIC Nays2DFlood (Ver. 5.0 (<https://i-ric.org/ja/>)) を用いて行った. iRIC に用いた計算格子は, 耕作放棄水田の地形や下流端の河道形状を計算格子の地形に適切に反映できるように, 約 2m に設定した. タイムステ

ップは 0.02, マニングの粗度係数は河道では 0.03, 耕作放棄水田では 0.06 解いた。下流端水位は設置した水位計の値を用いた。自由流出, 移流項の差分方法は風上差分とした。

計算に用いた確率降雨は, 志多留地区から約 20km の地点の鰐浦観測所で得られた 20 年間の降雨データより, およそ 1 年確率降雨に相当していた。異なる確率降雨規模の出水特性と放棄後に成立した湿地植生との関係性を把握するために, 1,2,5,10 年確率降雨時の出水特性を整理した (図 4-1-3)。

#### (4) 放棄水田における湿性植物群落と氾濫特性との関係性把握

耕作放棄後に出現した湿性植物群落と氾濫特性との関係性を把握するために, 二次元氾濫解析より算出した, 最大浸水深及び最大浸水時間を植物群落毎に集計した。最後に, 最大浸水深及び最大浸水時間から植物群落間の類似度を算出しウォード法を用いたクラスター分析を行い, 各植物群落を類型化し, その空間分布を把握した。

## 結果

図 4-1-4a に解析対象における過去の水田利用分布図を示す。過去の空中写真を判読した結果, 志多留地区の住民は, かつては氾濫原全体を水田として活用していた。また氾濫原の中央部に存在する水路を覆うように竹を植樹し, 管理していた。地区住民へのヒアリング調査の結果, 水路は集水域の中央部に存在していた水路は現在は管理放棄されていた。また, 洪水と土砂は二つの集水域から流出してきており, 氾濫原の東側へと流れるように誘導していた。また, 南東部の水田は洪水と土砂堆積から保護するように管理していたとのことであった。図 4-1-4b に対象範囲における植生図を示す。耕作放棄後, 氾濫原のほぼ全域において湿性植物群落が成立していた。図 4-1-5,6 に各確率降雨規模における解析対象範囲の最大浸水深と最大浸水時間を示す。氾濫解析の結果, 水路付近の最大浸水深及び最大浸水時間に大きな違いは見られなかった一方で, 水路周辺では, 降雨規模が大きくなるにつれ, 最大浸水深及び最大浸水時間が大きくなった。図 4-1-7 にクラスター分析の結果を示す。また, クラスター分析の結果, 各植物群落は 4 つのクラスターに分類された。図 4-1-8 及び図 4-1-9 に各クラスターにおける最大浸水深及び最大浸水時間の値を示す。クラスター 1 では, 最大浸水深及び最大浸水時間の値が最も大きくなった。クラスター 1 に

は、開放水面、マコモ群落、カラムシ群落が含まれていた。クラスター2には、ヒメガマ群落やヨシ群落、アキニレ群落（低木）、オギ群落が含まれていた。また、このように、クラスター1や2に含まれたマコモ群落や、ヒメガマ群落、ヨシ群落であり、その多くが抽水植物群落であった。クラスター3では、最大浸水深や最大浸水時間は比較的小さく、イ群落、オオタチヤナギ低木林、セリ群落、クサヨシ群落、ミゾソバ群落によって構成されていた。このようにクラスター3に含まれた植生は湿地性の植物種によって構成されていた。クラスター4には、アキニレ低木林、カサスゲ群落、クズ群落、ススキ群落、ヨモギ群落、乾性低茎草本、先駆性低木群落、竹林、畑地が含まれていた。すなわち、クラスター4は、主に乾性草本や高木性の木本類で構成されていた。

図4-1-9に植物群落のクラスターの空間分布図を示す。また、図4-10に各クラスターと水路からの距離を集計した結果を示す。各クラスターは水路からの距離に対応して形成されていた。すなわち、最大浸水深及び最大浸水時間が最も大きくなったクラスター1は水路からの距離が最も小さくなっており、クラスター4は水路から距離が最も遠くなっていた。

## 考察

志多留地区の集落の上流の氾濫原は、かつては水田として利用されていた。また、水田の中央部には水路を形成し、その周辺に竹を植樹し、維持管理していた。一方、人口減少が進み、耕作放棄が進行した現在は、氾濫原全体に自然水路が形成されていた。植物群落は最大浸水深や最大浸水時間といった氾濫特性と対応し、各クラスターと水路からの距離には、関係性が見られた。このように、自然水路の形成に伴う出水時の氾濫特性が変化し、その空間分布に対応していることを示している。オオタチヤナギ群落及びアキニレ群落は低木林と高木林においてそれぞれハビタットの氾濫特性が異なっていた。すなわち、低木林はクラスター2とクラスター3に含まれ、高木林についてはクラスター4に含まれた。ヤナギ類の発芽には一定の水分が必要とされている（Park et al. 2013；Haslam 2003；Kamada 2008）。また、ヤナギ類は洪水流によって運ばれてくる土砂の堆積を促進し、群落周辺の地盤高を上昇させることが知られている（Okabe et al. 1997；Kamada 2008）。

## まとめ

志多留地区の住民は、かつては氾濫原全体で営農を行い、地形を平坦に保ち、雨水をそれぞれの水田へと分散させ、田越灌漑のような形で雨水を均等に分散させていたと考えられる。このような状況では、降雨出水時の氾濫特性は氾濫原の状態とそこまで大差はなかったと考えられる。耕作放棄は、自然水路の形成と氾濫特性の違いを生み出し、湿地性植生の不均一なハビタットの形成を引き起こしていた。すなわち、抽水植物や湿性植物種は自然水路から近く、浸水深や浸水時間が大きくなった場所に成立し、乾性の草本類や木本種は自然水路から離れ、浸水深や浸水時間が小さい場所で成立していた。このように、水田における耕作放棄は、氾濫原の自然的なプロセスを通して湿地植生の遷移を促していると考えられる。今後、耕作放棄に伴う湿性植物群落の生長と地形の変化との相互作用を時空間的に精査してゆくことも必要だろう。

## 第 2 節：長崎県対馬市志多留地域における管理放棄に伴う 洪水貯留機能の変化

### はじめに

水田が有する洪水緩和機能は、田や畦畔、用・排水路等の圃場施設を一体的に管理し、営農を続けることによって発揮される。しかしながら、進行する耕作放棄に伴い、洪水緩和機能が低下することが危惧されている（早瀬 1994）。

耕作放棄に伴う水田の洪水緩和機能の評価については、中山間水田を対象にしばしば行われてきた（増本ほか 1997）。特に研究が行われてきたのは、水田の土壌の状態の違いや土層の構造といった土壌特性に着目した研究（吉田ほか 1997；増本ほか 1997；古賀ほか 1997）や、水田の排水口の構造や畦畔の高さといった圃場の構造的特性の違いに着目した流出特性の比較（早瀬 1992）が行われ、こうした条件下での流出過程を再現するモデルに関する研究についても行われてきた（早瀬 1992；千葉ほか 1997；増本ほか 2003）。こうした圃場スケールでの研究に加え、近年では、流域スケールでの研究も行われ、中山間地域の小流域を対象に、水田状態、放棄水田状態、森林優占型の地域での流出特性を比較した研究がある（吉田ほか 2013）。このように中山間地域において放棄水田における流出特性の研究は進んでいる。しかし、これらの事例はいずれも棚田地形の場所において分析したものであり、比較的勾配の小さい流域を対象とした分析は見られない。



近年、気候変動に伴う豪雨災害が増加することにより、水田を活用した流域治水が着目されているように、放棄水田も洪水緩和機能を発揮することができるのかを把握する必要がある。そこで、本研究では、小流域における水田が有する洪水緩和機能が、耕作放棄に伴いどのように変化するのかを明らかにするために、二次元氾濫解析を実施し、その変化について評価した。

## 方法

### (1) 水田利用時地形の再現

水田利用時地形における降雨出水時の氾濫特性を再現するために、以下の手順で水田利用時の地形を再現した。まず、水田区画ポリゴンを用いて、ゾーン統計 (ArcGIS 10.2.2 and Spatial Analyst) を実施し、0.1m 解像度の DEM における各圃場の地盤高の平均値を算出した。次に、水田区画ポリゴンをポリラインデータに変換したのち、ラスターデータに変換した。そして、現地調査で得られた水田の畔の平均高さである 0.3m をラスターデータに与え、水田区画の周囲の地盤高を 0.3m 上昇させることで、水田利用時の地形を再現した (図 4-2-1)。

### (2) 二次元氾濫解析

二次元氾濫解析には、iRIC Nays2DFlood (Ver. 5.0 (<https://i-ric.org/ja/>)) を用いて行った。なお、二次元氾濫解析に関するパラメータは、第 1 節と同様の設定で行った。土地利用変化に伴う耕作放棄水田の洪水緩和機能を把握するために、既往最大降雨時 (図 4-2-2) における氾濫特性を整理した。最後に、解析対象範囲の下流端境界位置における水位変動を比較し、耕作放棄に伴う洪水緩和機能の変化量を把握した。

## 結果

出水イベントのピーク流量時における氾濫特性を図 4-2-3 に示す。現況の土地利用地形と比較して、過去の水田利用地形において、中央部と下部において浸水深が大きくなっていた。下流端の水位変化を図 4-2-4 に示す。イベントの開始から 4 時間までは、両ケースにおける下流端の水位に差はほとんど見られなかった。イベント開始 4 時間後には、水田利用地形の方が下流端の水位が小さくなった。またイベント開始 10 時間後においても水田利用地形の方が下流

端の水位が小さくなった。一方、計算終了時の 15 時間後には、現況地形の方が下流端の水位が小さくなった。

## 考察

ピーク流量直後における下流端の水位は水田利用地形において小さくなっていた。また、イベント終了時における下流端の水位は、現況地形の方が大きくなっていた。これらの結果は、耕作放棄に伴い、湛水量が低下していること、即ち洪水緩和機能が低下していることを示唆している。吉田ほか（2013）は、降雨強度が大きい降雨が発生すると、放棄水田上の地表面の水みちや崩壊した畦畔をつたって流出すること、また、畦畔高さがあることにより、地表流が一時的に貯留されると考えられることを報告している。山間部の水田は、休耕に伴い局所的に土壌水分の偏りを生じやすい（松村ほか 1988; 大黒ほか 1996）。以上のような特性は、現地踏査の際にも確認できたため、本研究で明らかになった耕作放棄に伴う洪水緩和機能の低下は、このような耕作放棄と湿性植物群落の形成に伴う地形変化によるところが大きいと考えられる。

## まとめ

本研究では、耕作放棄が進行した長崎県対馬市志多留地域において、水田の管理放棄及び湿性植物群落の出現により、既往最大降雨時における出水時にはピーク流量時において下流端の水位が上昇することを示した。これらの結果は、管理放棄に伴う治水安全度の低下を示しており、新たな治水構造物を整備することが難しい人口減少地域において、新たな治水課題を提示した例であると言える。今後、本研究で得られた湿性植物群落の空間分布と氾濫特性の空間分布を精査することで、放棄水田を有する人口減少地域における治水安全度の向上手法について検討していくことが求められる。その例として、対象地で見られた水田利用時の排水路や水路周辺の水害防備林の活用方法等や放棄水田の管理コスト（西廣 2019）を含めた管理論を構築する必要があるだろう。

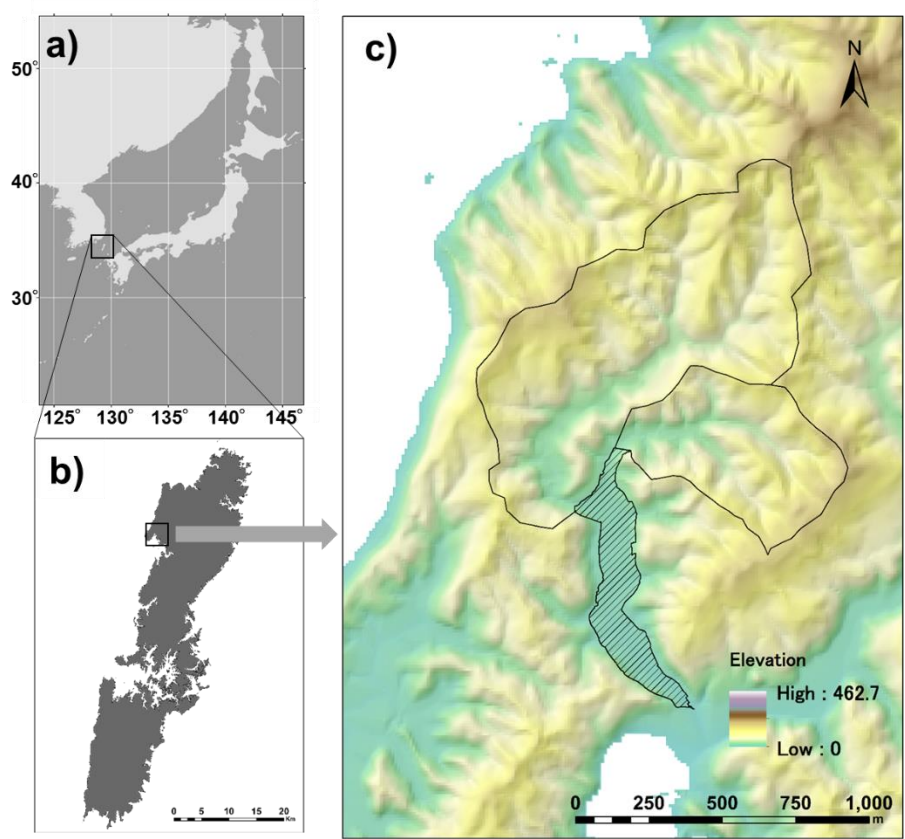


图 4-1-1 研究对象地

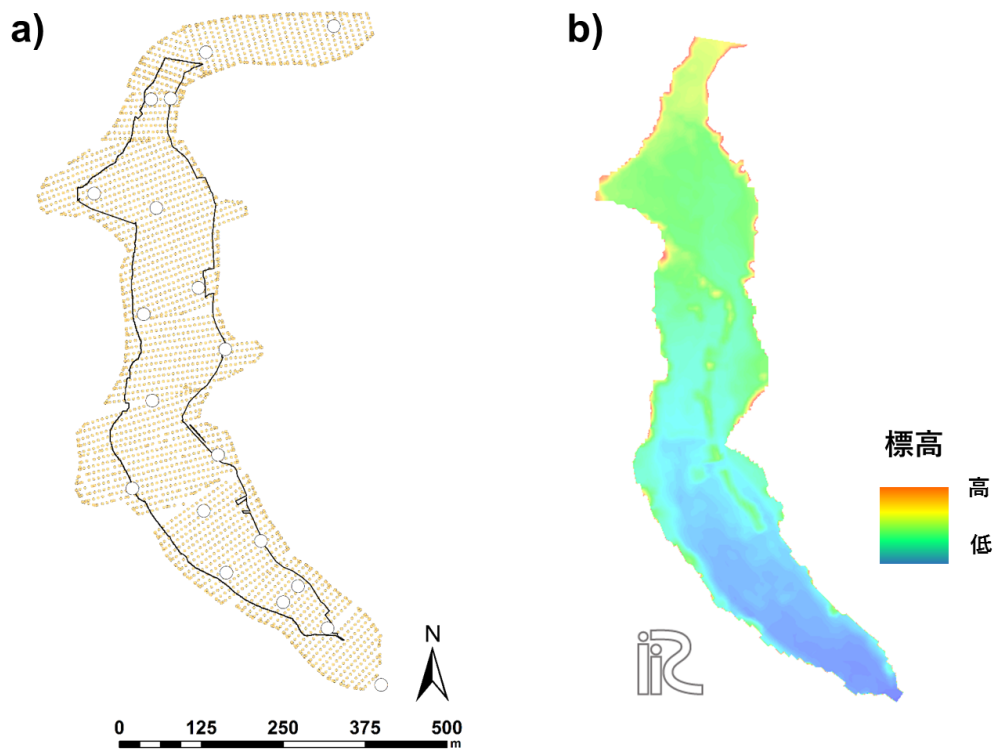


图 4-1-2 研究对象地

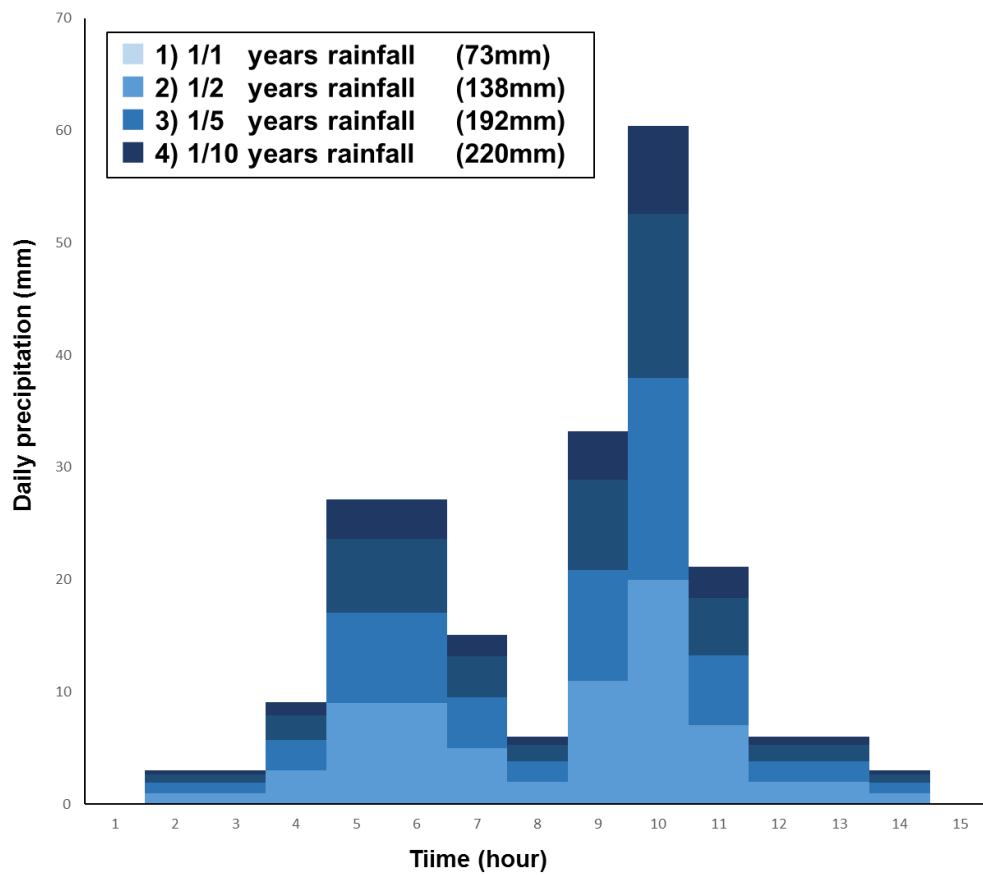


図 4-1-3 解析に用いたハイトグラフ

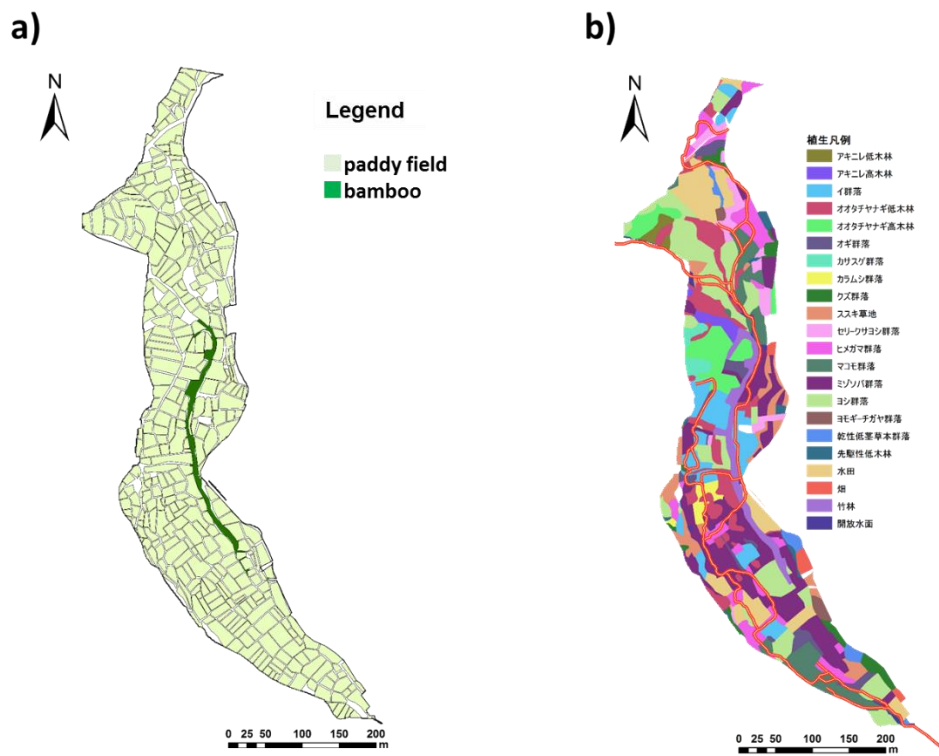


図 4-1-4 過去の水田利用地形 (a) および現在の土地被覆図 (b)

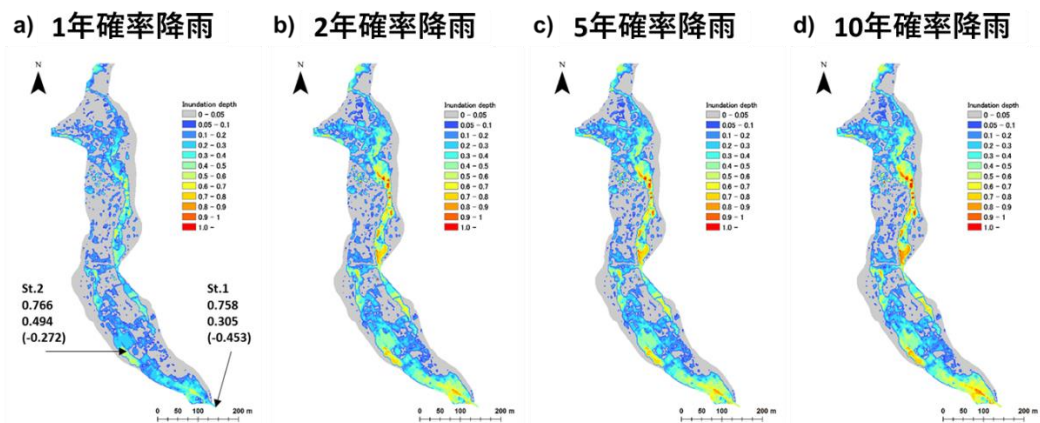


図 4-1-5 過去の水田利用地形 (a) および現在の土地被覆図 (b)

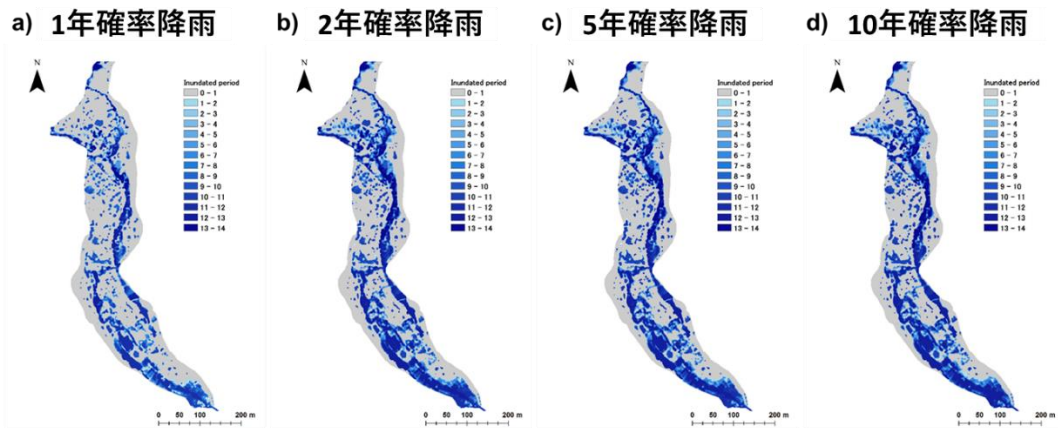


図 4-1-6 過去の水田利用地形 (a) および現在の土地被覆図 (b)



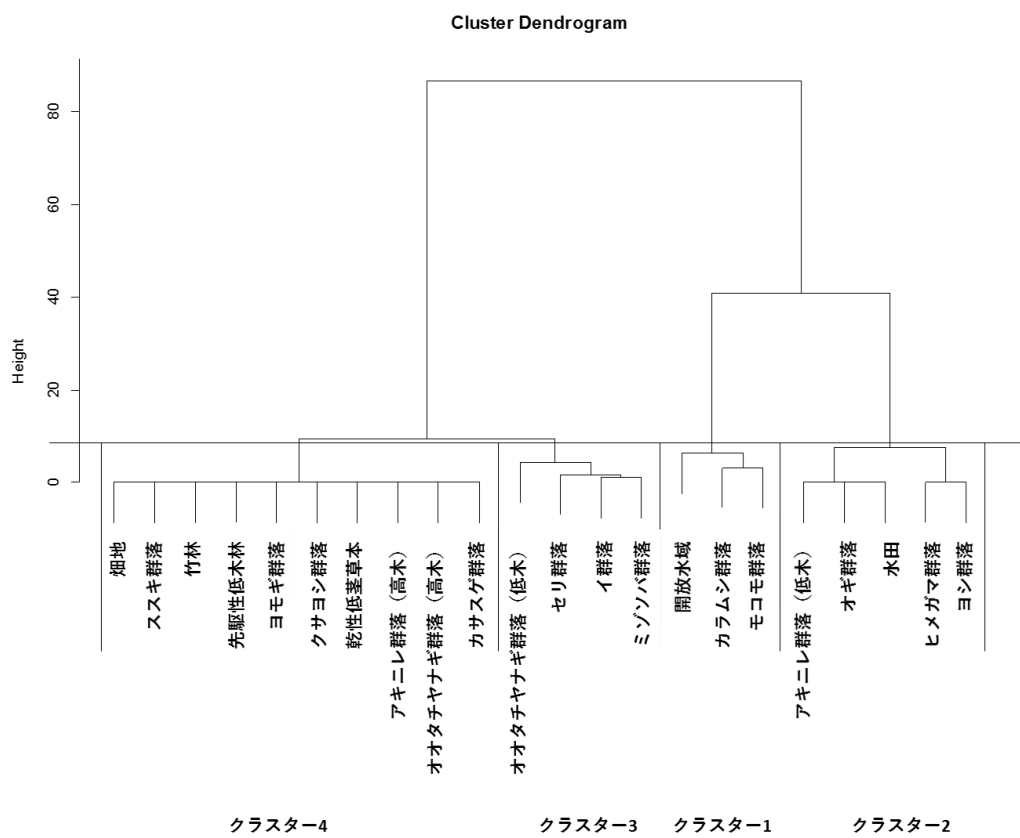


図 4-1-7 クラスター分析の結果

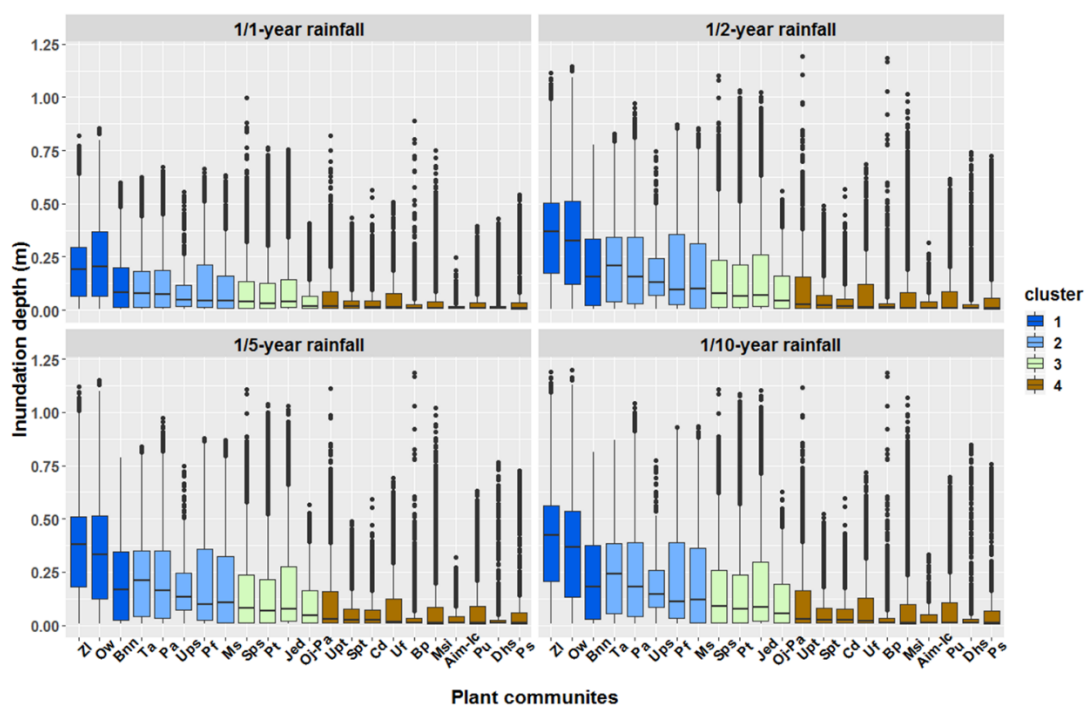


図 4-1-8 各クラスターにおける 1 年，2 年，5 年，10 年確率降雨想定時における最大浸水深

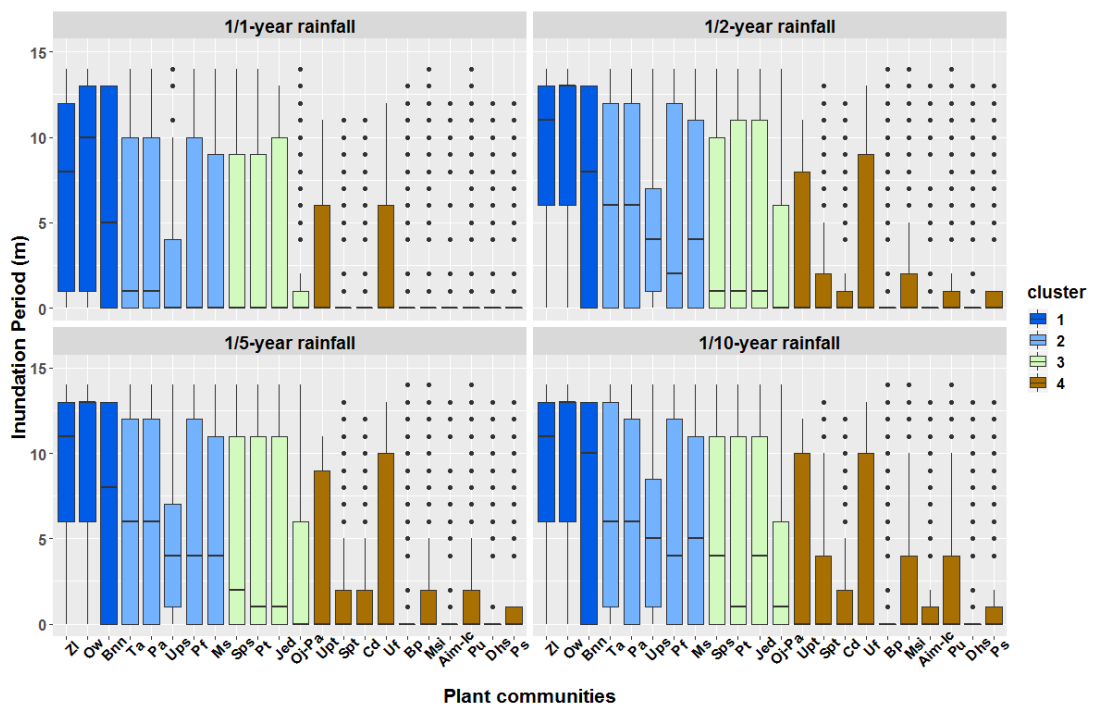


図 4-1-9 各クラスターにおける 1 年，2 年，5 年，10 年確率降雨想定時における浸水継続時間

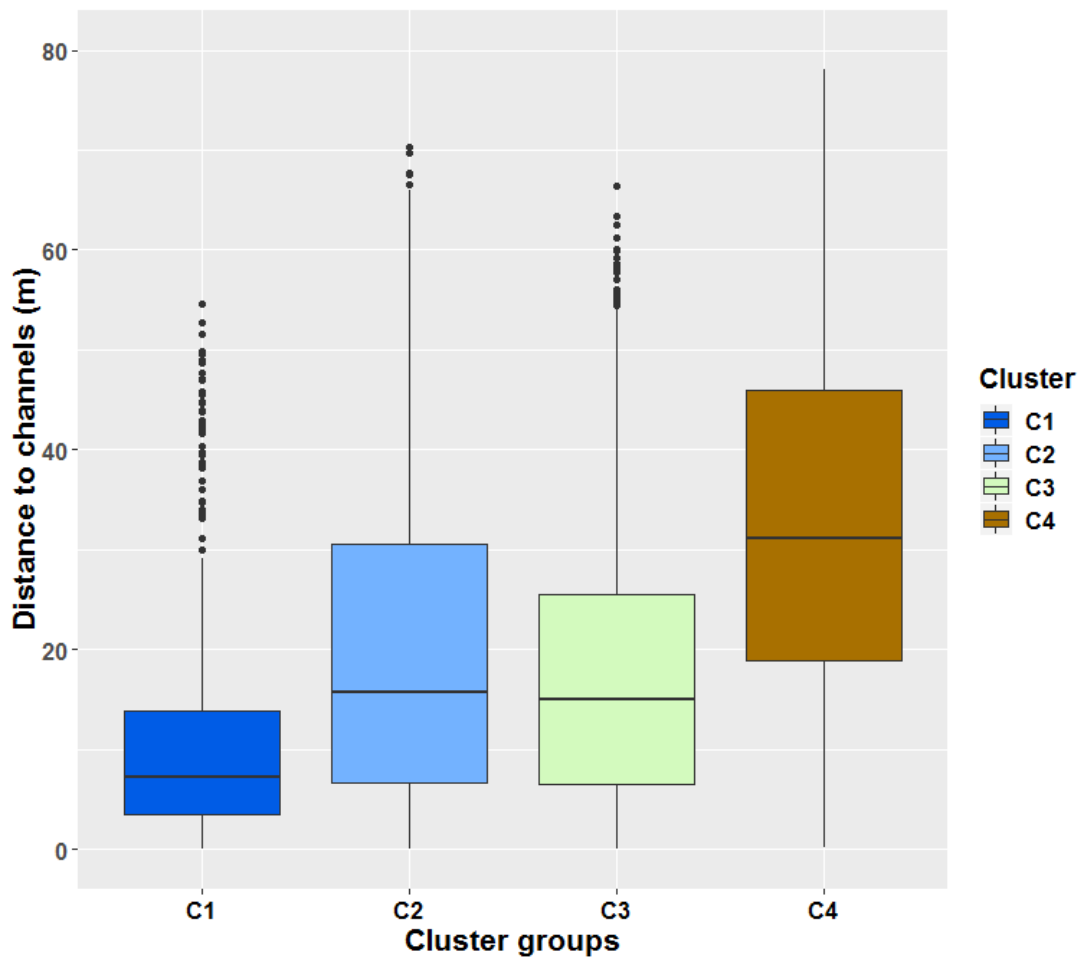


図 4-1-10 各クラスターにおける自然水路からの距離

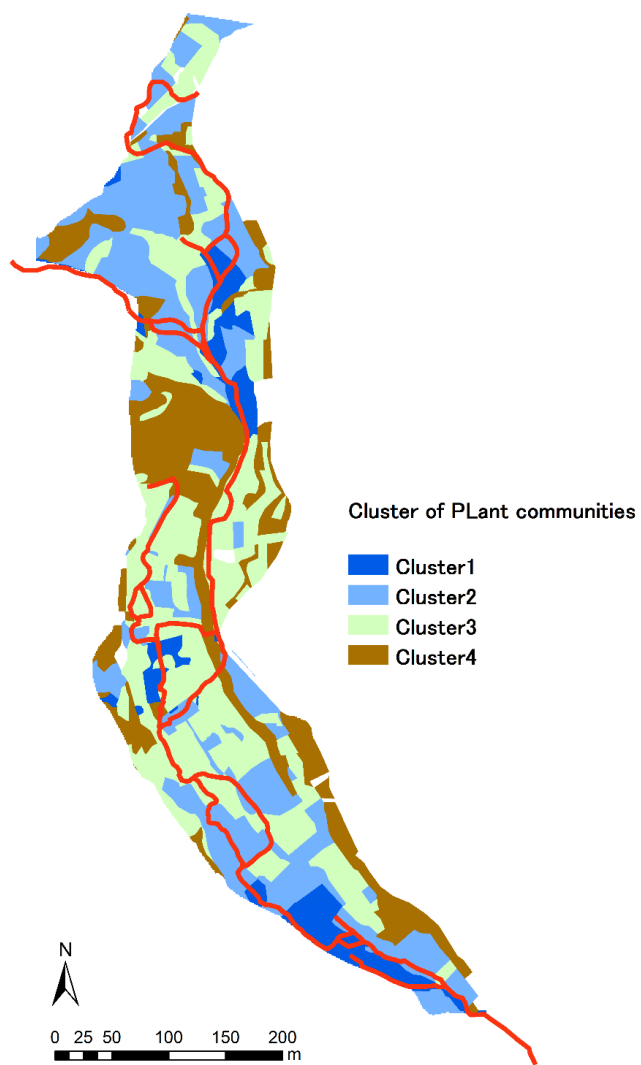


図 4-1-11 各クラスターと自然水路の空間分布

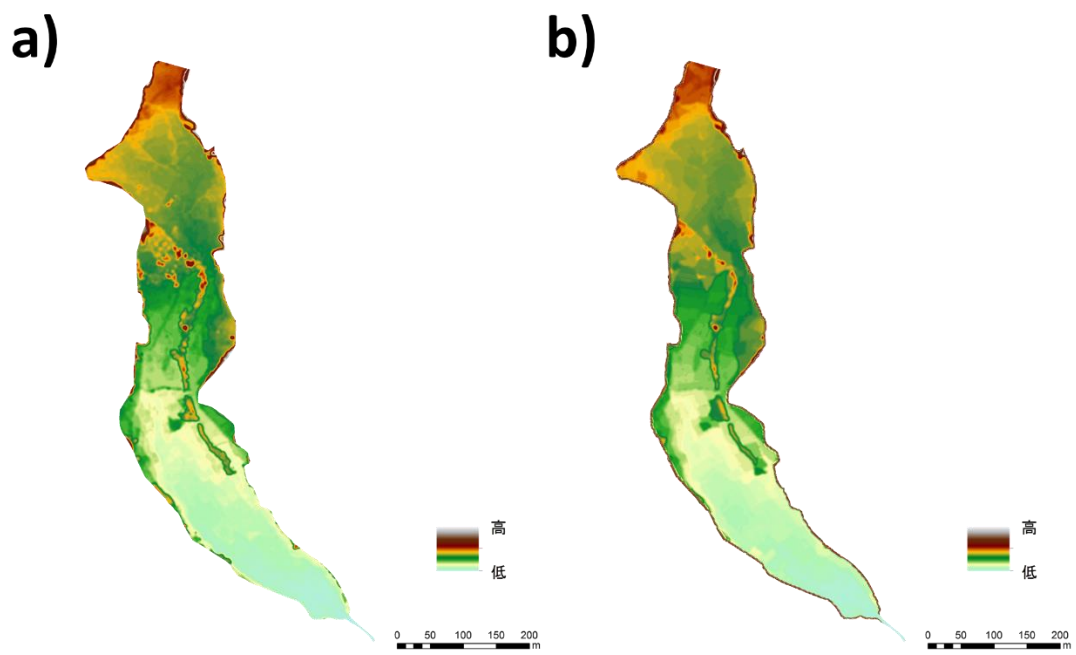


図 4-2-1 現況の自然的地形と過去の水田利用地形

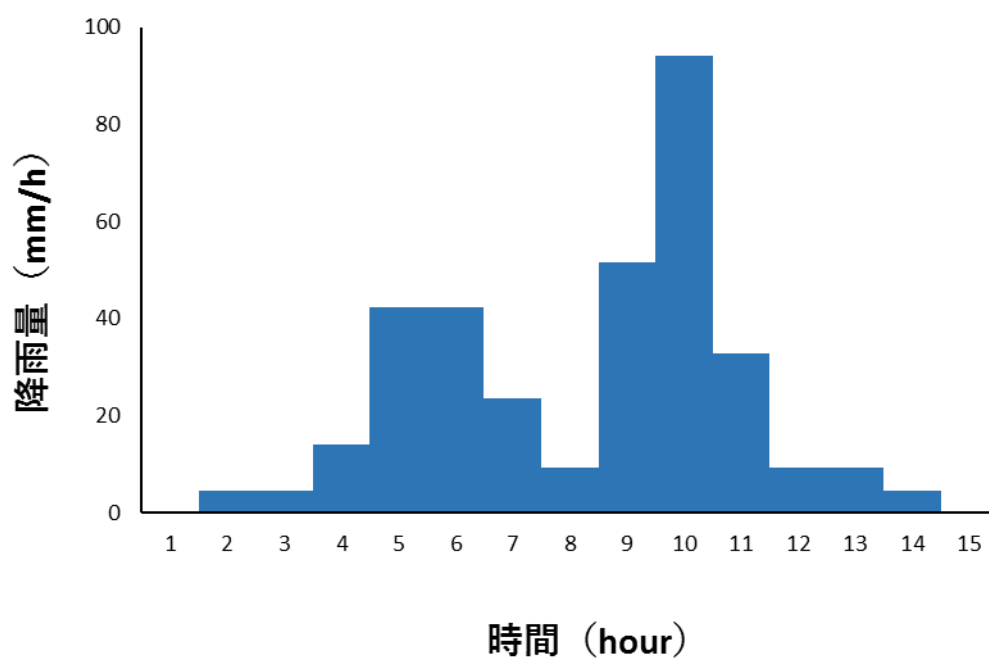


図 4-2-2 二次元氾濫解析に用いたハイトグラフ

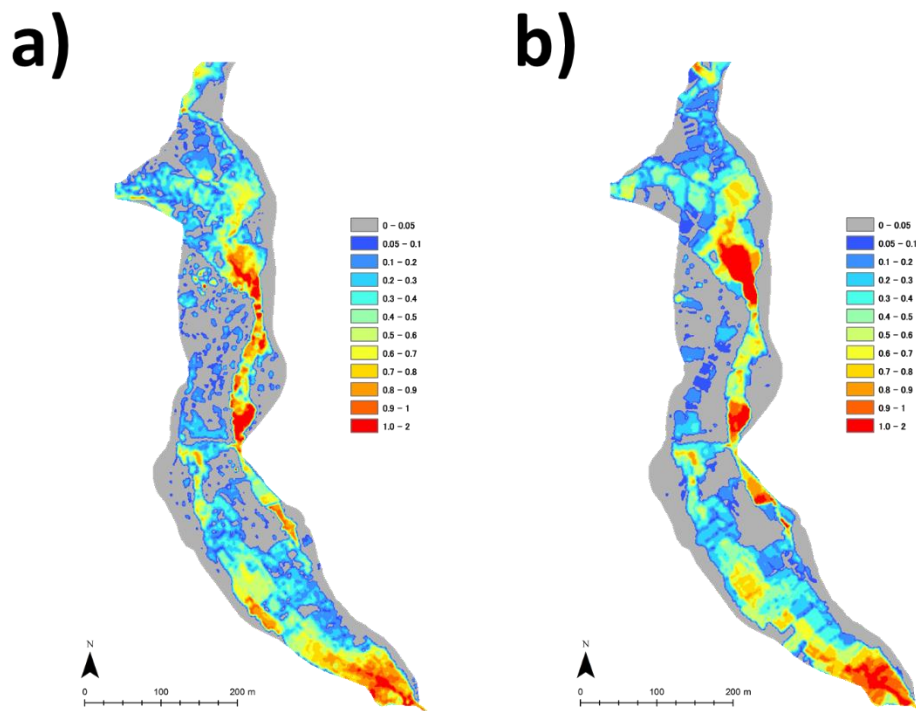


図 4-2-3 現況の自然的地形時 (a) と過去の水田利用地形時 (b) におけるピーク流量直後の浸水深



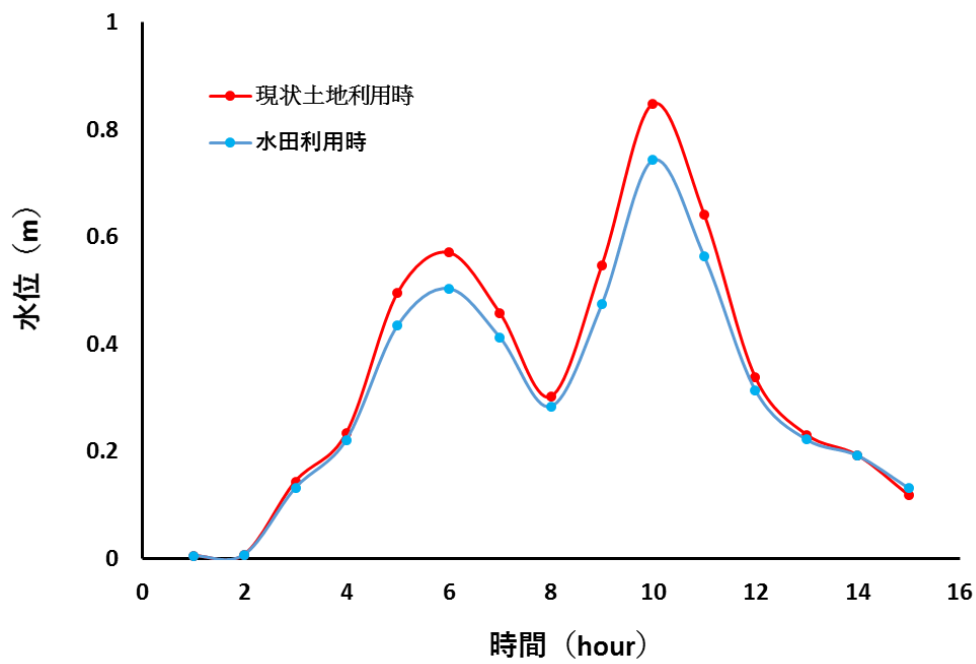


図 4-2-4 現況の自然的地形時 (a) と過去の水田利用地形時 (b) における下流端水位

## 第 5 章

# 兵庫県豊岡市田結地区の放棄水田における住民主導の 湿地再生とその効果

## 第 1 節：放棄水田における湿性植物群落の立地特性分析

### はじめに

兵庫県豊岡市田結地区は、古くから半農半漁の生活が営まれていた日本海に面した小さな集落である。近年、減反政策や現金収入の必要性や、人口減少や農業人口の高齢化等の理由により耕作放棄が進行し、2006年には全ての水田が耕作放棄され、第4章の志多留地区と同様に利用機会が激減していた。しかし、2008年には、豊岡市において野生復帰したコウノトリが飛来し、放棄された水田で採餌活動を行った。これを契機に、耕作放棄水田が注目され、地域住民等によって、掘削活動をとおした止水域の形成や滞筋の修正といった自然再生が行われた。その後、2013年には、東京大学のグループによって田結湿地の生物相の調査が行われ、多くの動植物が生息・生育していることが確認された。こうした自然再生の取り組みから、研究者とのネットワークが形成され、地域の観光資源や県内の環境教育の場としても利用されており(佐竹 2014)、生物多様性の維持や、集落の土地管理のあり方を考える場といった、様々な価値を創出する地域の基盤となっている(菊池 2020)。

田結地区では、2008年のコウノトリの飛来をきっかけに、地域住民によって、放棄水田の一部で自然再生を始めた。こうした活動によって、放棄水田で多様な動植物が確認された。しかしながら、自然再生によって出現した湿地植生が耕作放棄水田の地形特性とどのような対応しているかについては把握されていない。そこで、本研究では、耕作放棄後に自然再生が行われた兵庫県豊岡市田結地区を対象として、自然再生によって出現した湿地植生と耕作放棄水田の地形特性及び水理特性との関係性を明らかにすることを目的とした。

### 方法

#### (1) 研究対象地

研究対象地は兵庫県豊岡市田結川の流域である(図 5-1-1)。流域面積は 2.6km<sup>2</sup>、山地部、平野部の面積はそれぞれ 2.4km<sup>2</sup>、0.2km<sup>2</sup>となっている。最高標高 261m から流れる本川流路延長は 2.5km で、河床勾配は 1/100～1/200 程度である。河口から約 500m の地点で支川と合流し、下流端に存在する集落内を流れて日本海に注ぐ。2015年の人口は 147 人であった。流域内の平野部はかつて水田であったが、現在はすべて耕作放棄されている。図 5-1-1d に、本研究で解析対象と

した領域の概要を示す。田結川下流部の河道は三面張水路として整備されている。堤内地には、耕作放棄水田が広がっている。対象区間の中央部には、横断方向に伸びる堰が存在し、出水時の洪水を緩和するよう維持管理されている。田結川下流域の平均堤防高は約 90cm であるが、上流側の堰と合流点との間における堤防高は約 60cm となっており、田結川下流域において最も低い。2018 年 7 月豪雨の際には、この地点から越流して耕作放棄水田に流入することが確認されており、越流堤として機能している。平水時には、本川・支川の合流点付近の川底に接して設置された直径約 50cm、約 20cm の土管から耕作放棄水田へ流入し、下流部の土管から河道へと排出される。また、横断方向に設置されている堰を潜り込む形で排水管が設置されており、地域住民がその高さや構造を調整することで、耕作放棄水田内の水量管理を日常的に行っている。さらに、耕作放棄水田の一部では、NPO や大学等の様々な団体によって設置された止水板により、止水域が形成されており、これらの活動を通して耕作放棄水田を湿地として維持管理する取り組みが行われている。

## (2) 植生調査

田結湿地の下流域を対象に 94 地点の調査区を設置した (図 5-1-2)。調査区は 1m×1m の方形区とし、対象地域を網羅するように設置した。植生調査は 2019 年 9 月 14 日～16 日に各調査区について一度行い、方形区内に出現した種、被度及び代表草丈を記録した。

## (3) 環境要因

湿性植物に影響を与える環境要因として、地形の凹凸度と耕作放棄水田内の平時水位を考慮した。地形の凹凸度として TPI (Topographical Wetness Index) を用いた。TPI は、ある地点とその任意の距離の周辺の標高値の差により算出される指標で、正の値であれば、対象地点がその周辺に対して凸地形であること、負の値であれば、その周辺に対して凹地形であることを示す

(Gallant and Wilson 2000)。調査区全域の TPI は、0.1mDEM を用いて算出した。TPI の算出には、フォーカル統計 (ArcGIS 10.2.2 and Spatial Analyst: Esri) を半径 5m の範囲で算出した。耕作放棄水田内の平時水位については、河川流の計算ソフトウェアである iRIC (International River Interface Cooperative) を用いて二次元流れ解析を行うことで算出した。ソル

バーは Nays2DFlood ver5.0 を用いた。二次元氾濫解析の際の上流端の境界条件については、以下の手順で算出した。まず、2019年6月3日から2019年10月20日の間に計測された田結川の水位から、計測期間における日最大水位を算出したのち、最も頻度が高かった日最大水位を算出した(図5-1-2)。その結果、最も頻度が高かった日最大水位は0.03mであった。次に、現地計測で得られた田結川の水位断面を現地で計測し、マニング式を用いて水位が0.03mの場合の流速を算出したのち流水断面積を乗することによって、流量を算出した。以上の手順により作成した流量ハイドログラフを図5-2-4に示す。なお、計算時間は、河道及び耕作放棄水田内の水位変動が落ち着いた35時間とした。

#### (4) 統計解析

耕作放棄後の湿地に成立している湿性植物群落と水理特性との関係性を把握するため、階層型クラスター分析を行った。即ち、植生調査より得られた各方形区における種ごとの被度を用いて、Bray-Curtisの類似度指数を算出し、Ward法を用いて類型化した。類型化された各クラスターにおいて、IndVal(指標指数, Dufrene and Legendre 1997)を用いて指標性を算出し、各クラスターにおける指標種を抽出した。最後に各調査区の地点のTPI及び平時水位をクラスター毎に集計し、これらを用いて湿性植物群落のタイプと地形及び水理特性との関係性を整理した。これらの解析には統計解析ソフトR ver.3.4.4(R Development Core Team 2008))を使用した。

## 結果

植生調査の結果、調査対象区において、87種の維管束植物が出現した。確認された87種の維管束植物のうち、5種は絶滅危惧種であった。階層性クラスター分析の結果を図5-1-5に示す。各方形区は6つのクラスターに分類された。各クラスターの空間分布を図5-1-6に示す。クラスター3は合流点付近に横断方向に設置された堰より上流域の耕作放棄水田に分布していた。また、クラスター4は堰より上流異域の耕作放棄水田に多く分布していた。クラスター6は、合流点付近に横断方向に設置された堰より下流域の耕作放棄水田に分布していた。

表5-1-1に各クラスターにおいて抽出された指標種とIndValの値を示す。ク

クラスター1は主に、コアゼガヤツリ群落、シロバナサクラタデ群落で特徴付けられていた。クラスター2は主に、ヒメヒラテンツキ群落、ミズガヤツリ群落で特徴付けられていた。クラスター3は主に、キクモ群落、ハリイ群落で特徴付けられていた。クラスター4は主に、コナギ群落、ウリカワ群落で特徴付けられていた。クラスター5は主に、テンツキ群落、イヌビエ群落で特徴付けられていた。クラスター6は主に、イ群落、ヤノネグサ群落で特徴付けられていた。

図 5-1-7 に各クラスターにおける平時水位の値を示す。クラスター3において最も平時水位が高くなっていた。また、クラスター2及びクラスター4における平時水位はクラスター1, 4, 5, 6よりも大きかった。図 5-1-8 に各クラスターにおける TPI の値を示す。クラスター4において TPI の値は最も小さくなった。クラスター6において TPI の値は最も大きくなった。クラスター1, 2, 3, 5 の TPI の値の間に差は見られなかった。

## 考察

耕作放棄水田における湿地内水位及び TPI は、各クラスターにおいて異なっていた。すなわち、田結湿地に生育する湿性植物は、水分条件や地形条件と対応して生育していることが確認された。湿地における水分条件の違いは、湿地性植物のニッチの決定要因として最も大きな要因である (Pollock et al. 1998)。平時の湿地内水位は、クラスター3において、もっとも大きくなった。クラスター3の指標種であった、キクモやハリイは水田や湖沼に生育するため、耕作放棄水田では乾燥化が進行した場合、湿性植物が減少することが知られている。

TPI はクラスター6において最も大きくなった。クラスター6の指標種はイやヤノネグサであった。研究対象地である田結地区における耕作放棄水田では、シカによる食圧が進行しており (佐竹 2014)、その影響をうけた植生構造となっている。特に、水位が低く、陸生化が進んでいたクラスター6ではイやヤノネグサといった、シカの忌避植物が優占していると考えられる。

本研究において、絶滅危惧種は確認されなかったものの、耕作放棄水田内には、ミズオオバコやイトトリゲモといった絶滅危惧種の生育が確認されており、こうした種のほとんどが沈水植物である。そのため、クラスター3のような平時において水位がある程度維持されているような空間を保全及び創出して

いくことが、今後の湿地管理において重要な要素の一つであると考えられる。

## まとめ

本研究は兵庫県豊岡市田結湿地を対象として、耕作放棄後の湿地に成立する湿性植物群落と洪水時の氾濫特性との関係性を把握した。クラスター分析の結果、田結湿地に成立する植物相は、洪水時の氾濫特性と対応していることが示唆された一方で、湿性植物の種多様性については、NPO 団体等による湿地保全活動に影響を受けていることが明らかになった。今後は定期的に行われている保全活動に着目してモニタリングをしつつ、時空間的に変化する氾濫特性との関係性を整理しながら、湿性植物の群落の多様性を高めるような湿地管理手法の構築にむけて、知見を集積していく予定である。

## 第 2 節：管理された耕作放棄水田が有する洪水緩和機能の評価

### はじめに

近年、気候変動に伴う豪雨災害の増加から、ダムや河川堤防といった既存の治水施設のみならず、流域全体での治水の必要性が広く認識されるようになっていく（小河原ほか 2018；大野ほか 2016）。例えば、滋賀県では、流域治水に関する条例の整備や、浸水リスクに基づく災害区域の指定、それに伴う建築規制が進んでおり（瀧 2018）、また、国レベルでは、「流域治水プロジェクト（素案）」（国土交通省 2020）が作成されるなど、流域治水への転換が進んでいる。流域治水では、氾濫原上の水田等を活用することも求められている（国土交通省 2020）。氾濫原上の水田が有する洪水緩和機能については、一級河川流域の水田（松本ほか 2013）や、低平地における田んぼダム（宮津ほか 2013）などについての評価が行われている。一方、普通河川等を有する小流域の水田や耕作放棄水田を対象とした研究は少なく、中山間地域における水田および耕作放棄水田の雨水流出特性等の分析に留まっている（吉田ほか 2013；増本ほか 1997）。本研究の新規性は、普通河川及び周辺耕作放棄水田における出水時の氾濫水の挙動について、二次元氾濫解析を用いて一体的に把握し、耕作放棄水田が有する洪水緩和機能を定量的に評価するところにある。普通河川においては、河川整備計画も存在せず、今後大きな治水改修が行われる見込みもないため、

周辺集落における水害軽減の観点からも、耕作放棄水田における洪水の氾濫特性や洪水緩和機能について評価し、治水安全度を高める氾濫原の管理手法を構築する上でも有用である。

このような中、研究対象地である兵庫県豊岡市田結川流域では、耕作放棄水田の遊水機能を活用していけるよう、地域住民が自主的な取り組みを始めている。そこで、本研究では、田結川と周辺の耕作放棄水田をモデル流域として二次元氾濫解析を実施し、1)普通河川における出水時の氾濫特性を明らかにし、2)氾濫原上に存在する耕作放棄水田の遊水機能を評価した。これらをとおして、普通河川における耕作放棄水田を活用した治水手法の方向性について検討する。

## 方法

### (1) 研究対象地

研究対象地は兵庫県豊岡市田結川の流域である(図5-2-1)。流域面積は2.6km<sup>2</sup>、山地部、平野部の面積はそれぞれ2.4km<sup>2</sup>、0.2km<sup>2</sup>となっている。最高標高261mから流れる本川流路延長は2.5kmで、河床勾配は1/100～1/200程度である。河口から約500mの地点で支川と合流し、下流端に存在する集落内を流れて日本海に注ぐ。2015年の人口は147人であった。流域内の平野部はかつて水田であったが、現在はすべて耕作放棄されている。図5-2-1dに、本研究で解析対象とした領域の概要を示す。田結川下流部の河道は三面張水路として整備されている。堤内地には、耕作放棄水田が広がっている。対象区間の中央部には、横断方向に伸びる堰が存在し、出水時の洪水を緩和するよう維持管理されている。田結川下流域の平均堤防高は約90cmであるが、上流側の堰と合流点との間における堤防高は約60cmとなっており、田結川下流域において最も低い。2018年7月豪雨の際には、この地点から越流して耕作放棄水田に流入することが確認されており、越流堤として機能している。平水時には、本川・支川の合流点付近の川底に接して設置された直径約50cm、約20cmの土管から耕作放棄水田へ流入し、下流部の土管から河道へと排出される。また、横断方向に設置されている堰を潜り込む形で排水管が設置されており、地域住民がその高さや構造を調整することで、耕作放棄水田内の水量管理を日常的に行っている。さらに、耕作放棄水田の一部では、NPOや大学等の様々な団体によって設置された止水板により、止水域が形成されており、これらの活動を通して耕作放棄水田を湿地として維持管理する取り組みが行われている。



## (2) UAV 測量による詳細地形情報の取得

我が国では都市部を中心に詳細な標高データが整備されているが、中山間地域や山地部等では解像度の高い地形データは未整備である。田結川の平均川幅は約 1.5m と非常に狭く、既存の 10mDEM データの既存の数値標高モデルでは、氾濫解析の際に河道の特性を十分に考慮できない。そのため、氾濫解析を実施するために必要な詳細地形情報を以下の手順で作成した。田結川流域のうち、集落と隣接し耕作放棄水田がまとまって存在する中・下流部を対象に、Phantom4Pro(DJI 社)を用い、高度 80m、オーバーラップ 80%、サイドラップ 60%で垂直写真を撮影した。撮影日は 2018 年 10 月 28 日で、植生が枯死し地表面が概ね露出していることを事前調査で確認した。UAV 測量によって得られた位置座標及び標高を補正するため、GCP(GroundControlPoint)を撮影範囲を網羅するように 6 か所設置した。そして RTK-GNSS 測量(Topcon,GR-2100)を実施し、GCP の位置座標及び標高を測定した。次に、自動撮影により得られた静止画を SfM ソフト (Agisoft 社、PhotoscanPro.Ver1.2.6) で処理し、DSM(DigitalSurfaceModel)およびオルソモザイク画像を作成した。SfM ソフトでの処理パラメータは、AlignPhotos は high, BuildDenseCloud は high とした。その他のパラメータはデフォルト設定とした。植生に覆われていた場所の DSM については、周辺の地表面の DSM 値を用いて GIS 上で内挿して補正し、0.1m 解像度の数値標高モデル(DEM)を作成した。作成された計算領域の地形図を図 5-2-2 に示す。

## (3) 二次元氾濫解析

### a) iRIC を用いた二次元氾濫解析

氾濫解析の際の計算条件を表-1 に示す。氾濫解析には iRICver3.0 の Nays2DFlood(ver.5.0)を用いた。計算格子は、iRIC に 0.1m 解像度の DEM を読み込んだうえで、河道形状や耕作放棄水田内の堰、止水板を計算格子の地形に適切に再現できるよう、約 0.2m に設定し、計算領域を縦断・横断方向にそれぞれ 883, 561 分割した。タイムステップは 0.02、マニングの粗度係数は河道では 0.03、耕作放棄水田では 0.06、下流端水位は自由流出、移流項の差分方法は風上差分とした。また、Nays2DFlood のボックスカルバート機能を用いて、河道及び耕作放棄水田に設置されている排水管を通した流れを考慮した。計算条件

として与えた排水管の直径と設置高さについては、現地調査で計測した値を用いた。

#### b) 氾濫解析に用いた流量ハイドログラフの作成

田結川は普通河川であり、雨量や流量等の水理諸量が未観測であったため、2019年6月から2019年11月において、本川、支川及び下流端に水位計を設置した。しかし、当該期間中に洪水氾濫を伴う大出水は発生しなかった。住民のヒアリングによると直近の氾濫は、2018年7月豪雨時(2018年7月5日~7日)に発生したものであった。これらを踏まえて、出水時における田結川及び耕作放棄水田の氾濫特性を把握するために、以下の手順で氾濫解析に用いる流量ハイドログラフを作成した。

まず、氾濫解析に用いる流量ハイドログラフの形状を定めるために、計算領域の上流端付近の河道内に設置した水位計の観測データのうち、2019年10月12日12時~2019年10月13日2時の水位データを抽出し、小出水時の一山型の水位ハイドログラフを作成した。水位ハイドログラフの継続時間は、出水前まで水位が低下した14時間とした。

次に、マニング式を用いて時間毎の水位における流速を算出し、水位断面積を乗することで14時間流量ハイドログラフを作成した。なお、粗度係数は、0.03とし、河道の断面形状については、現地で計測した値を用い、河床勾配については、0.1mDEMからGIS上で算出した。

次に、実際に氾濫が確認された2018年7月豪雨時における田結川の洪水ピーク流量を、豊岡雨量観測所の雨量データ及び以下の合理式を用いて推定した。

$$Q = \frac{1}{3.6} frA$$

Qは流量(m/s)、fは土地利用毎の流出係数、rは時間降雨強度(mm/h)、Aは土地被覆毎の面積(km<sup>2</sup>)である。流出係数は、既往資料(10)を参考に、森林については、0.3を、耕作放棄水田については、0.2をそれぞれ用いた。流域面積については、計算領域の境界部分より上流側の流域面積をGISを用いて算出した。時間降雨強度については、田結川流域から最も近い豊岡雨量観測所から取得し、2018年7月豪雨時の一時間最大雨量である36mm/hを与えた。なお、この値は、豊岡雨量観測所の76年分の最大一時間雨量の値から、概ね30年確率降雨に相当していることを確認した。最後に、作成した流量ハイドログラフのピーク流量

が、合理式により推定した、2018年7月豪雨時のピーク流量になるよう、ハイドログラフを一律に引き延ばすことで、氾濫解析に用いる上流端の流量ハイドログラフを作成した(図-3)。

#### (4) 氾濫特性の把握及び洪水一時貯留機能の評価

田結川の氾濫特性を把握するために、氾濫解析で得られた結果から、ピーク流量直後の浸水深及び流速を抽出した。また、2018年7月豪雨時の氾濫の様子を把握していた地域住民への聞き取り調査をとおして、出水時の氾濫挙動の再現に関しての妥当性を検討した。さらに、耕作放棄水田内で維持管理されている堰や止水板付近の浸水深や流速から、これらの構造物が洪水貯留機能を有しているかどうかを確認した。最後に、周辺耕作放棄水田が有するピーク流量のカット効果及び洪水貯留効果について把握した。

## 結果

### (1) 田結川下流域における氾濫特性

ピーク流量直後(計算開始から7時間後)における計算領域の浸水深を図-4に、流速分布を図-5に示す。また、浸水深および流速の頻度分布を河川内と耕作放棄水田内に区分して図-6に示す。出水時には、河道の水位が上昇し、耕作放棄水田内に氾濫水が流入していた。河道内の水深が0.8mから0.9mの場所が最も多かったのに対し、耕作放棄水田内の浸水深は0.1mから0.2mの場所が最も多かった。一方で耕作放棄水田内の堰付近では、浸水深が0.5mから1.0mと比較的大きくなっていった。河道内では流速が1.6m/sから1.8m/sの場所が最も多かったのに対し、耕作放棄水田内の流速は0.4m/sから0.6m/sの場所が多く、河道よりも流速が小さくなっていった。耕作放棄水田内の堰の上流側では、多くの場所で流速が0.4m/s以下になっていた。これらの結果は、出水時には河道から耕作放棄水田全体へと洪水が流入し、流速が低下することで、耕作放棄水田が遊水池として機能していること、特に耕作放棄水田内の堰が洪水の一時貯留に寄与していることを示している。ピーク流量直後には合流部付近の越流堤上及び周辺の耕作放棄水田で浸水し、流速が大きくなり、越流堤から氾濫水が耕作放棄水田へと流入していた。また、下流端付近の耕作放棄水田内で浸水深及び流速が大きくなっており、氾濫水が河道へと流出していた。このような出水時における氾濫水の挙動は、地域住民への聞き取り調査によって把握した2018年7月豪

雨時の出水時の様子と類似していた。耕作放棄水田内に設置された下流側の止水板を境に浸水深が大きくなり、流速が 0.2m/s 以下になっていた一方で、上流側の止水板付近の流速の変化は見られなかった。これらの結果は、設置された止水板は出水時に洪水を滞留させる機能を有しているものの、その機能については構造や配置により変化することを示唆している。

## (2)耕作放棄水田が有する洪水一時貯留機能の評価

計算領域の上流端からの流入量と下流端への流出量の比較図を図-7 に示す。イベントの開始から 3 時間までは、流入量と流出量に差はほとんどみられなかった。開始 3 時間を過ぎてからは、流入量に対して流出量が減少し、ピーク流量を迎えたイベント開始 7 時間後には、流入量に対して、流出量は 22%減少していた。ピーク流量後の流出量は、流入量に対して一定量減少していた。これらの結果は、上流からの流入量が増加するにつれ、河道周辺の耕作放棄水田への流入量も増加し、出水時におけるピーク流量のカットに貢献していることを示している。出水イベント時における本川、支川からの総流入量と耕作放棄水田内の総湛水量を図-8 に示す。出水時の総流入量は 161,689m<sup>3</sup>、耕作放棄水田内の総湛水量は 39,645m<sup>3</sup>であった。すなわち、30 年確率降雨による氾濫時には、耕作放棄水田が総流入量のおよそ 25%を受け持っていた。これらの結果は、河道周辺の耕作放棄水田は、出水時に洪水緩和に重要な役割を果たしていることを示している。

## 考察

二次元氾濫解析を行った結果、ピーク流量直後において、氾濫水は耕作放棄水田に流入する一方で、耕作放棄水田の下流部から河道へと流出していた（図 5-2-4,5 拡大図）。また、現地踏査の際には、耕作放棄水田の下流部において、堤防の一部が劣化し、堤防高が低くなっていること、地域住民に聞き取り調査の結果、氾濫によって、堤防が破損したことが確認された。このようなことから、耕作放棄水田を遊水池として活用する上では、氾濫水の挙動を把握し、堤防等の河川構造物に与える影響も考慮した耕作放棄水田の管理が必要だろう。

二次元氾濫解析を行った結果、耕作放棄水田内には、出水時に浸水していない場所も存在していた。田結川流域は土砂生産が多く、本川と支川の合流部付近において、土砂堆積の痕跡がみられたため、出水時には河道より氾濫水と共

に土砂が流入すると考えられる。今後、地域住民や NPO 等による湿地維持管理活動において、生物多様性保持機能の向上のみならず、洪水緩和機能の維持や向上を考慮した微地形の管理を進めていく必要があるだろう。また、放棄水田の洪水緩和機能や降雨出水時の流出特性については、地形条件のほかに、降雨波形等によって異なることも知られている（増本ほか 1997）。今後、複数の降雨波形や確率降雨規模を検討しつつ、地表面の浸透効果等も考慮しながら評価していく必要があるだろう。

## まとめ

本研究では、兵庫県豊岡市田結川を対象として普通河川周辺の耕作放棄水田における氾濫形態を把握した。2018 年 7 月豪雨時の推定ピーク流量を反映させた出水イベント（約 30 年確率降雨）を対象として、二次元氾濫解析を行った結果、河道からの越水により耕作放棄水田全体が浸水し、遊水機能を発揮していることが明らかになった。特に、耕作放棄水田上に横断方向に存在する堰の上流部では、ピーク流量時の浸水深が大きくかつ流速が小さくなっており、洪水の一時貯留に大きな役割を果たしていた。また、イベントにおけるピーク流量は約 22%カットされており、イベント全体でみると耕作放棄水田は総流入量に対して、約 25%の水量を貯留していた。出水時の氾濫特性として、合流部付近の越流堤から耕作放棄水田へと洪水が流入し、耕作放棄水田上で滞留しながら、河道へと還元されることが明らかになった。このような出水時の氾濫特性は、地域住民によって把握されていた 2018 年 7 月豪雨時における洪水の氾濫挙動の様子と類似していることが確認された。一方、今回の分析では、実測データを用いた直接的な検証までには至らなかったため、今後、実績データの継続的取得や複数の出水パターンでの検討等を踏まえて検証を重ねていく必要がある。

地域住民によって湿地維持活動のために設置されていた止水板の一部が、出水時に氾濫水を滞留させることも明らかになった。今後、耕作放棄水田内の構造物や止水板の配置や構造の違いによる湛水機能との関係性について検討することをおして、地域住民の手による耕作放棄水田を活用した効果的かつ簡便な総合治水手法についても検討していく予定である。

## 第 3 節：小規模構造物による洪水緩和機能向上方法の評価

### はじめに

兵庫県豊岡市田結川では，出水時には，河道から耕作放棄地へ洪水が流入する．また，田結湿地では，地域住民や NPO 団体等による湿地保全活動の一環として，湿地内の数か所に止水板を設置することで，止水環境を造り出している．今後の河川管理手法の構築や下流端に存在する集落の治水安全度を高める上で，これらの小規模構造物が有する洪水緩和機能を評価していくことは非常に重要である．そのため，田結川における止水板の位置や構造を現地調査によって明らかにするとともに，二次元氾濫解析を実施することにより，止水板等の小規模構造物が有する洪水緩和機能の向上可能性について明らかにすることを目的とした．

### 方法

#### (1) 現地調査

二次元氾濫解析モデルに霞堤及び止水板の情報を組み込むために，現地踏査及び地区住民に協力を得ながら，止水板の位置及び構造をハンディメジャー及び GPS を用いて記録した．

#### (2) 二次元氾濫解析

耕作放棄水田上に設置された止水板が有する洪水緩和機能を評価するために，二次元氾濫解析を行った．二次元氾濫解析には，既往のフリーソフトである，iRICver3.0 の Nays2DFlood を用いた．現地調査の結果，止水板は概ね 30 cm の高さで右岸側の耕作放棄水田上に設置されていたものの，その数は少なかった．そのため，本研究では，現状の設置状況を分析することに加え，止水板を右岸左岸両方に増設したパターンについて検討した．

氾濫解析に用いた地形データは 2 章の分析で得られた DEM データを用い 0.2m メッシュで iRIC に格納し，上流端の境界条件については，2 章で算出した 2018 年 7 月豪雨時のピーク流量を想定したハイドログラフに加え，100 年確率降雨相当の出水イベントについても検討した (図 5-3-1)．なお，マニングの粗度係数は 0.03 とし，河床勾配は，地形測量より得られた地形データから算出した．

## 結果及び考察

2018年7月豪雨時の洪水量を再現して氾濫解析を行った結果、現状の止水板の接地状況及び増設した場合はほとんど氾濫時の流れに変化は見られなかった。現状の止水板の設置状況と増設した場合において100年確率降雨相当の出水イベントを想定した結果を図5-3-2及び図5-3-3に示す。現状の止水板の設置状況では、右岸側の耕作放棄水田中央部において浸水がみられなかったものの、止水板を増設した場合には、耕作放棄水田中央部の浸水範囲が増加していた。また、止水板を増設した場合において、左岸側の耕作放棄水田の下部では、浸水が確認されなかった。100年確率降雨相当の出水イベント時における河道及び耕作放棄水田内の水深、流速の頻度分布を図5-3-4及び図5-3-5に示す。現況の管理状況では、河道、耕作放棄水田における流速の最頻値はそれぞれ1.6-1.8m, 0.2-0.4mであった。止水板を増設した場合における河道、耕作放棄水田における流速の最頻値にそれぞれ違いは見られなかった。現況の管理状況では、河道、耕作放棄水田における浸水深の最頻値はそれぞれ0.8-0.9m, 0.1-0.2mであった。止水板を増設した場合における河道、耕作放棄水田における浸水深の最頻値の傾向に大きな違いは見られなかったものの、耕作放棄水田の浸水深は全体的に大きくなる傾向にあった。

## まとめ

本研究では、兵庫県豊岡市田結川を対象として河川周辺の耕作放棄水田に設置された止水板が持つ洪水緩和機能について、評価した。その結果、耕作放棄水田に設置された止水板は現状では効果は認められなかったものの、止水板を増設した場合かつ大規模な出水が生じたときには、下流端の水位の上昇を抑制する効果がみられた。このように、止水板の設置という簡便な放棄水田の管理作業であっても放棄水田は有する洪水緩和機能を向上させることができると言える。さらにこうした放棄水田において湛水機能を向上させる取り組みは、洪水緩和機能のみならず、湿地性動植物のハビタットとしても機能し得ると考えられる。なお、本研究では、氾濫解析時に用いた出水イベントを定性的に扱ったため、今後は、確率降雨規模と出水パターンを合わせて整理しつつ実測データとの検証を実施し、耕作放棄水田における洪水緩和機能の向上可能性について定量的に評価していく必要があると言えるだろう。

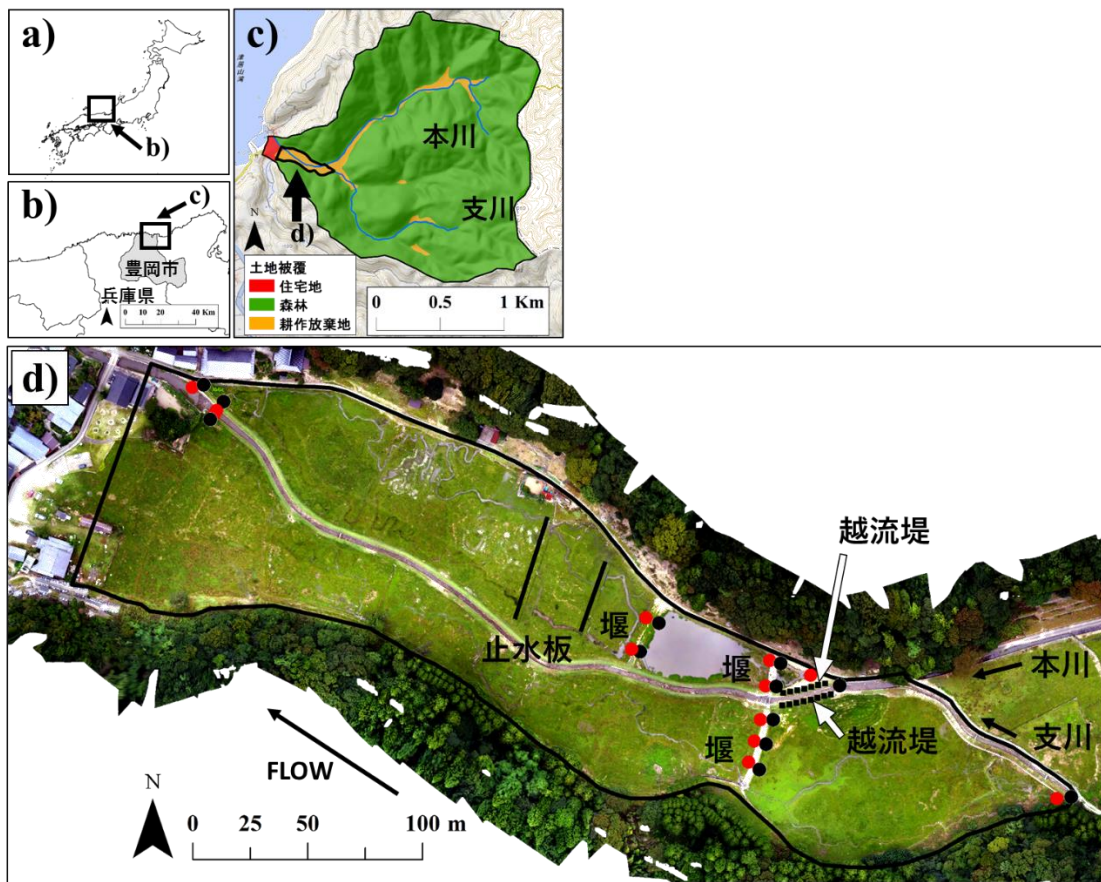


图 5-2-1 研究对象地



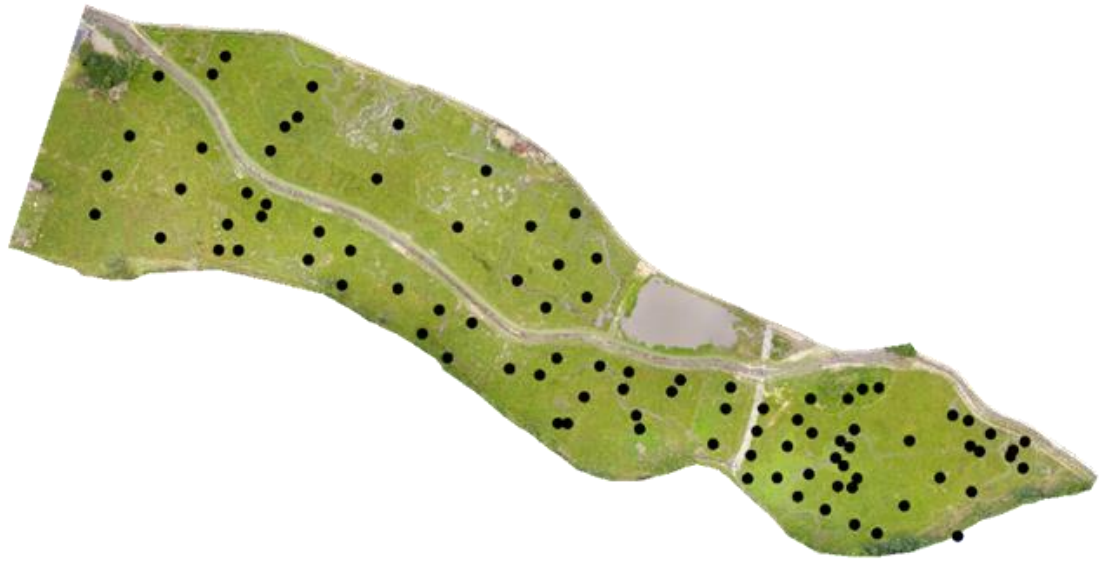


図 5-2-2 解析対象範囲．黒丸は植生調査を行った地点を示す．

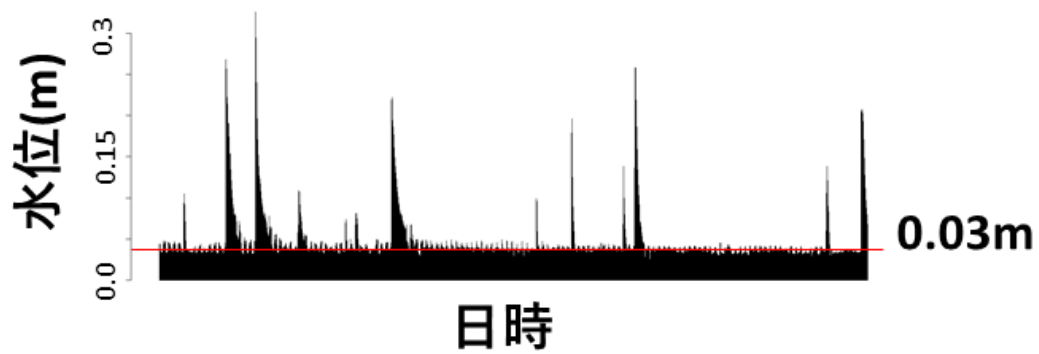


図 5-2-3 田結川における水位計測期間における解析対象範囲。黒丸は植生調査を行った地点を示す。

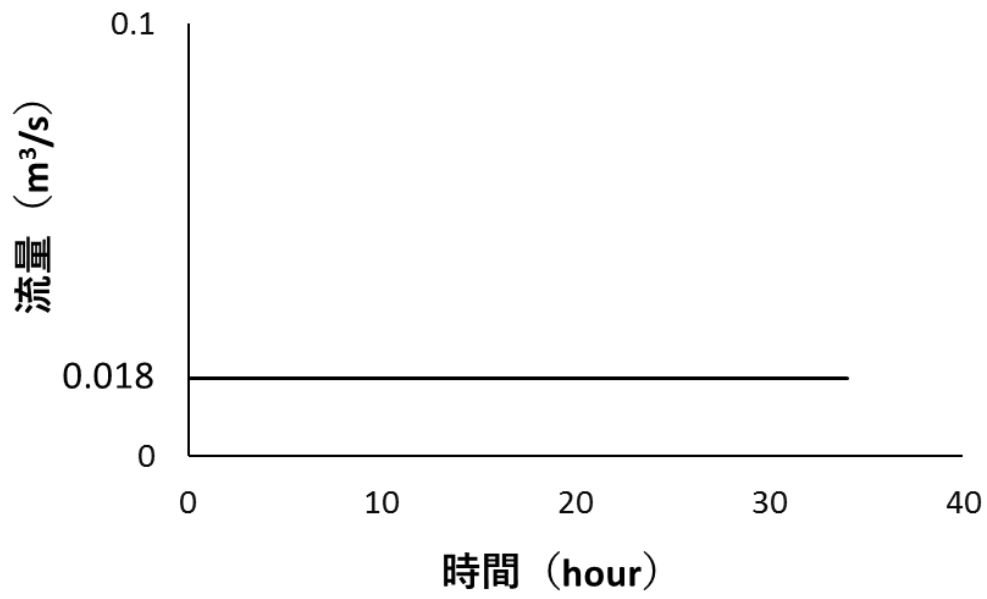


図 5-2-4 二次元氾濫解析に用いた流量ハイドログラフ.

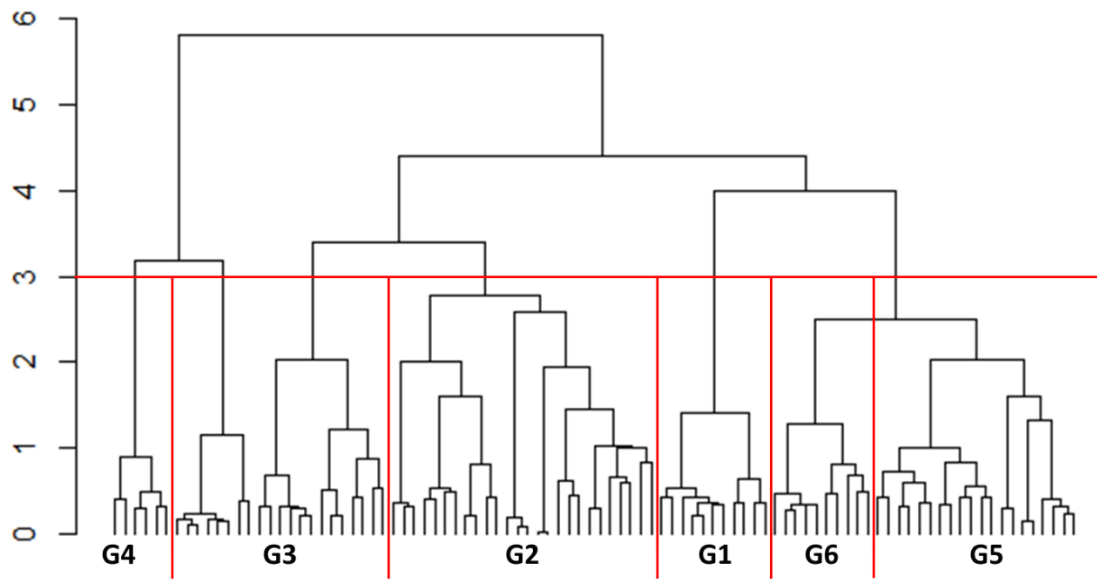


図 5-2-5 階層性クラスター分析の結果



図 5-2-6 各クラスタの空間分布. 点の色は各クラスタを示す.

表 5-1-1 各クラスターにおける指標種の構成

指標種	クラスター番号	出現率(%)	指標指数
コアゼガヤツリ	1	21.3	0.49
シロバナサクラタデ	1	12.8	0.33
ヤマイ	1	7.4	0.27
ハシカグサ	1	5.3	0.19
ヒメヒラテンツキ	2	60.6	0.63
ミズガヤツリ	2	59.6	0.52
カワラスガナ	2	50.0	0.41
エダウチスズメノウガラシ	2	33.0	0.38
アゼトウガラシ	2	21.3	0.33
チョウジタデ	2	16.0	0.31
ヒンジガヤツリ	2	5.3	0.22
キクモ	3	34.0	0.86
ハリイ	3	16.0	0.47
ヒロハイヌノヒゲ	3	29.8	0.44
タマガヤツリ	3	10.6	0.34
ヒデリコ	3	23.4	0.32
ヒメミズワラビ	3	14.9	0.29
コナギ	4	20.2	0.86
ウリカワ	4	12.8	0.62
アシボソ	4	5.3	0.49
アシカキ	4	11.7	0.30
アゼナ	4	13.8	0.21
テンツキ	5	34.0	0.64
イヌビエ	5	35.1	0.58
ヒメクグ	5	70.2	0.53
カリマタガヤ	5	31.9	0.51
コブナグサ	5	39.4	0.45
ミゾカクシ	5	56.4	0.37
イ	6	28.7	0.74
ヤノネグサ	6	70.2	0.67
ヌメリグサ	6	62.8	0.42
コシロネ	6	56.4	0.36
ミノフスマ	6	8.5	0.34

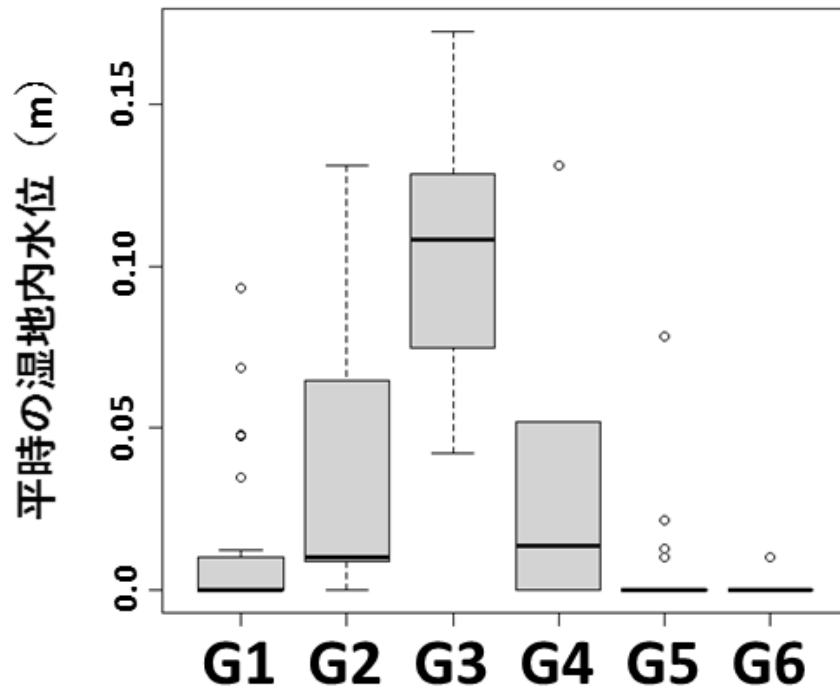


図 5-2-7 各クラスターにおける平時水位

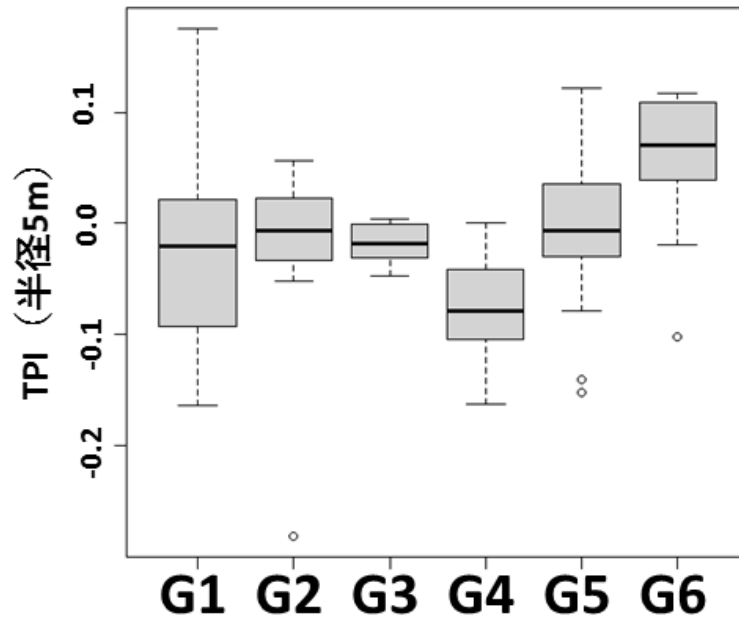


図 5-2-8 各クラスターにおける TPI



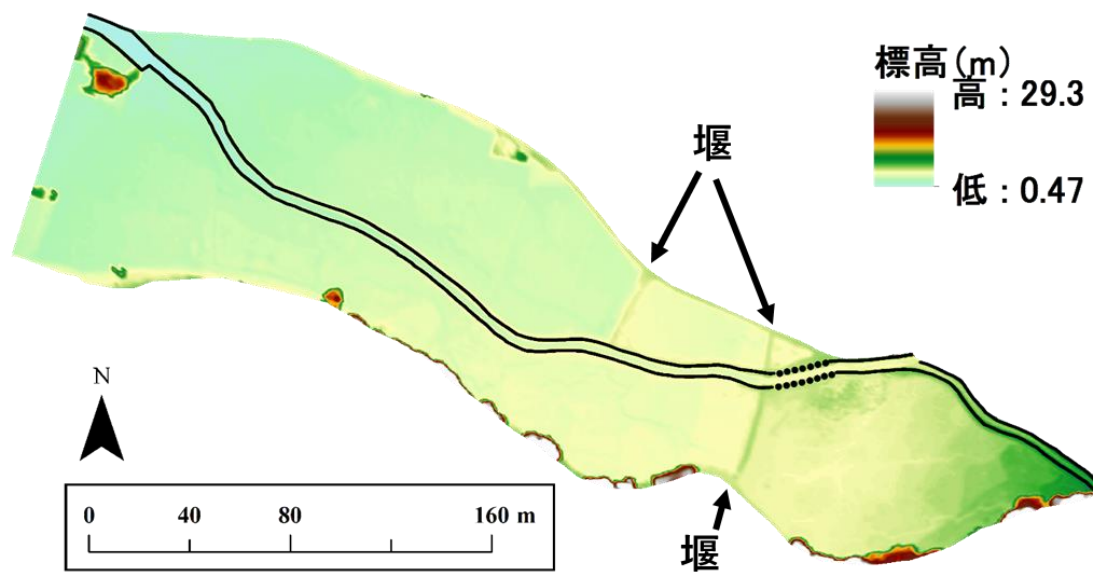


図 5-2-2 計算領域の標高. 黒線及び破線は, それぞれ田結川の堤防及び越流堤を示す.

表 5-2-1.二次元氾濫解析に関するパラメータ.

計算条件	設定値
計算格子のサイズ	約0.2m×0.2m
計算格子の数	883×561=495363個
タイムステップ	0.02s
粗度係数（河道）	0.03
粗度係数（耕作放棄水田）	0.06
下流端水位	自由流出
移流項の差分方法	風上差分

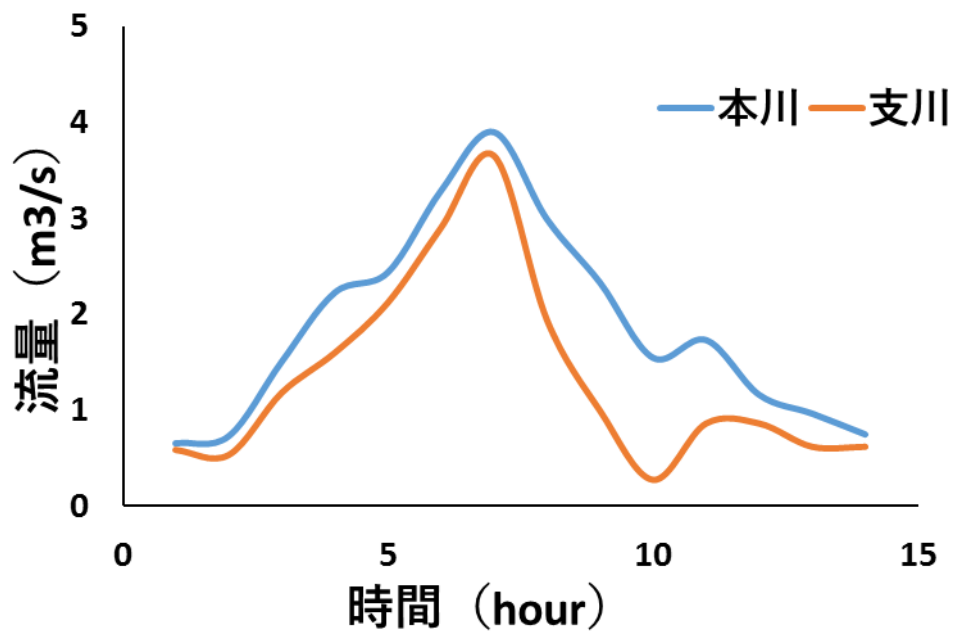


図 5-2-3 計算領域の本川，支川の上流端に与えた流量ハイドログラフ

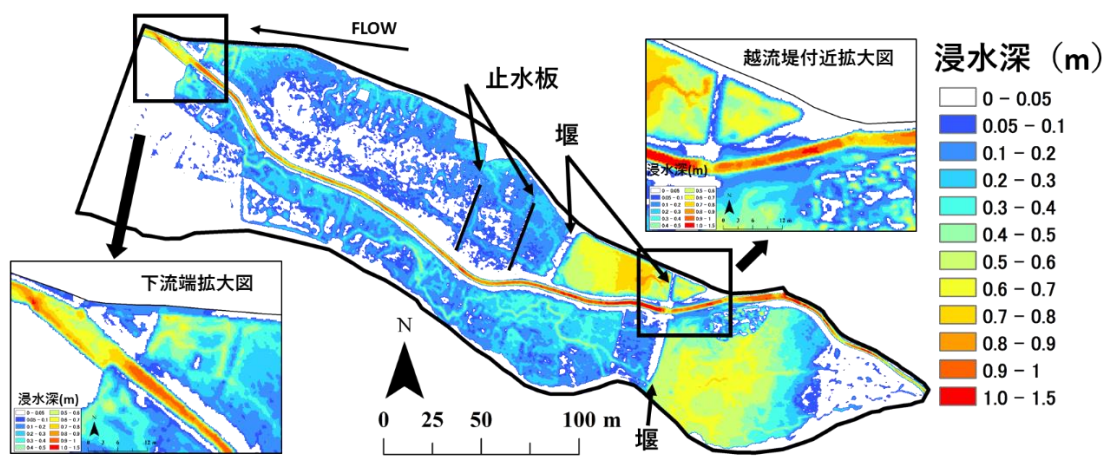


図 5-2-4 ピーク流量直後の浸水深分布

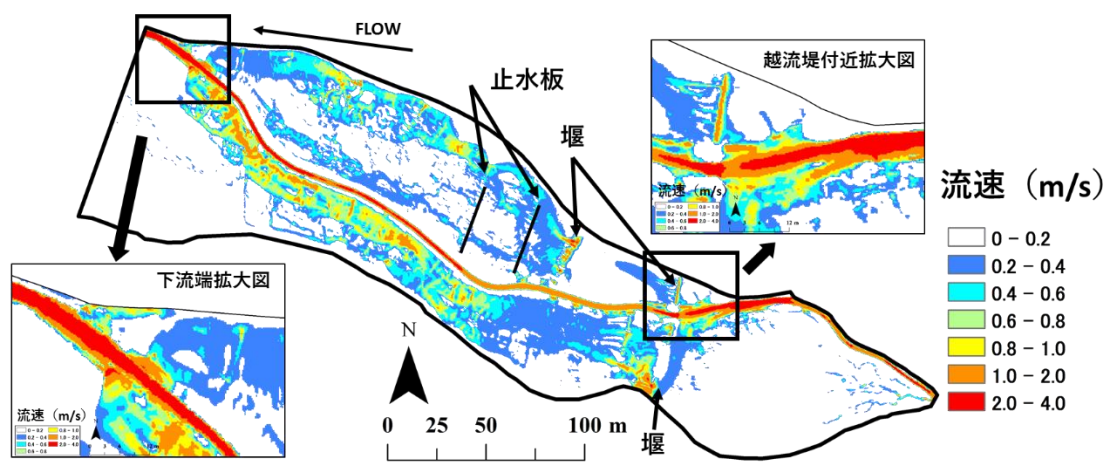


図 5-2-5 ピーク流量直後の流速分布

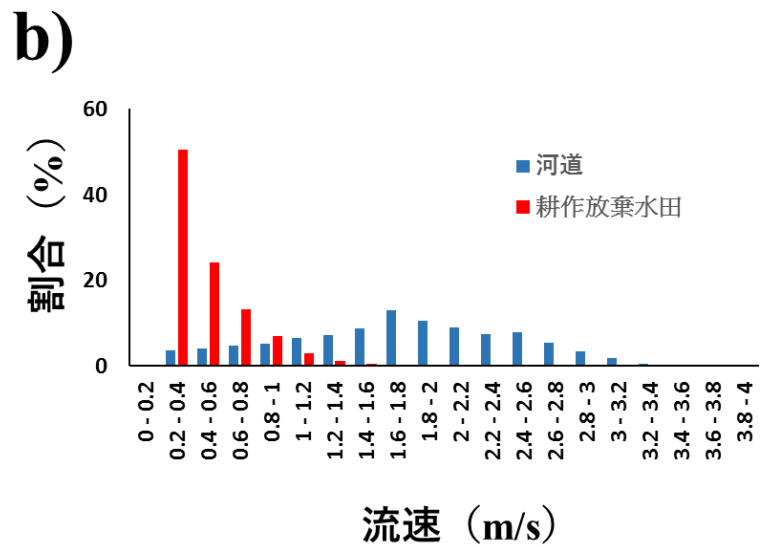
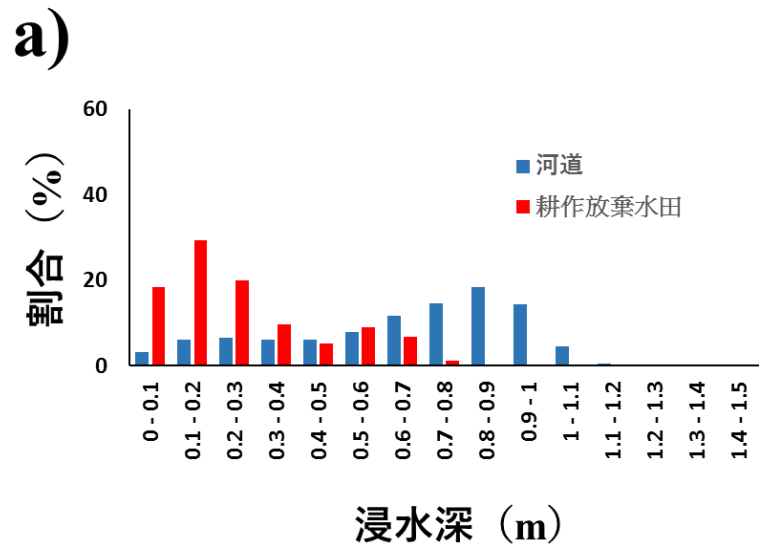


図 5-2-6 河道と耕作放棄水田における浸水深の頻度分布(a)と流速の頻度分布図(b)

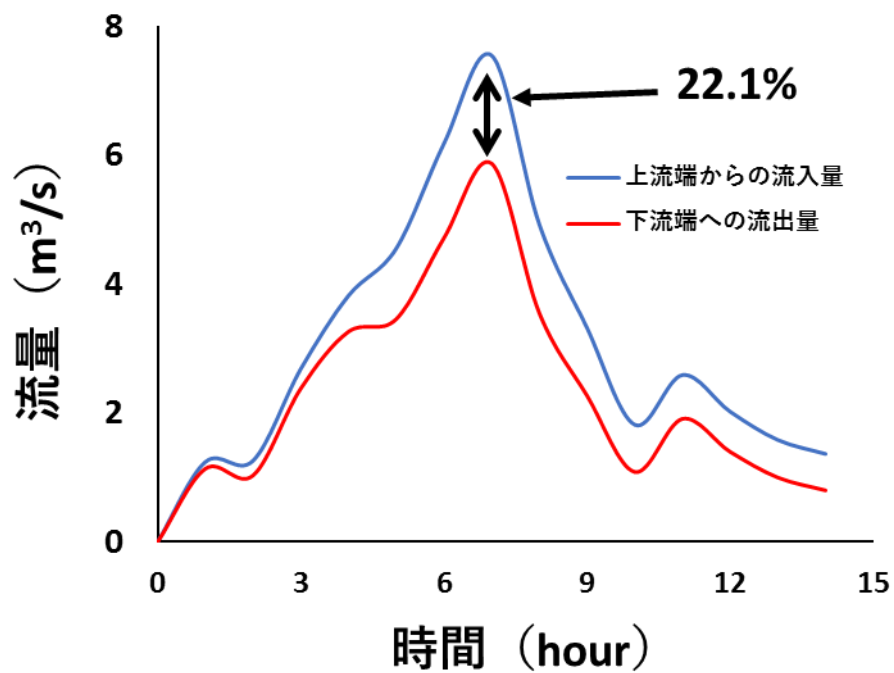


図 5-2-7 上流端からの流入量及び下流端への流出量の比較

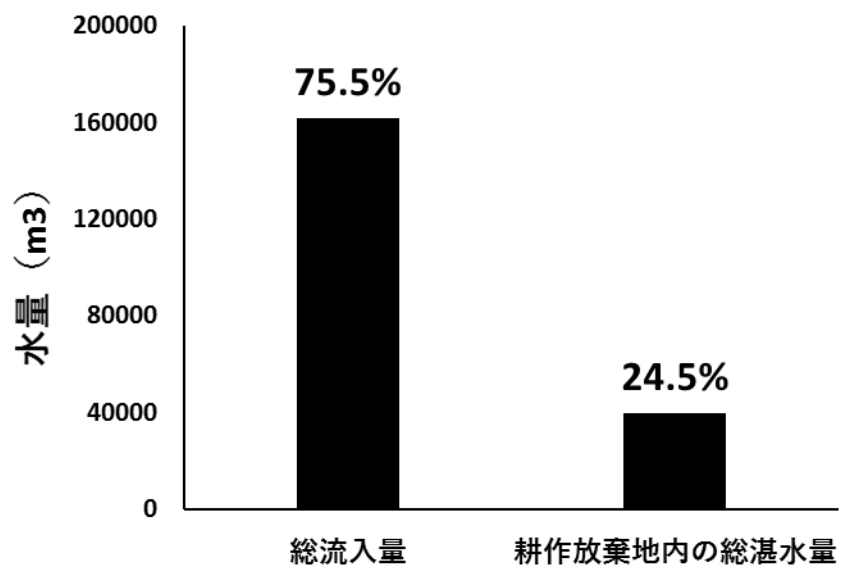


図 5-2-8 出水イベント時における本川，支川からの総流入量及び耕作放棄水田内の総湛水量



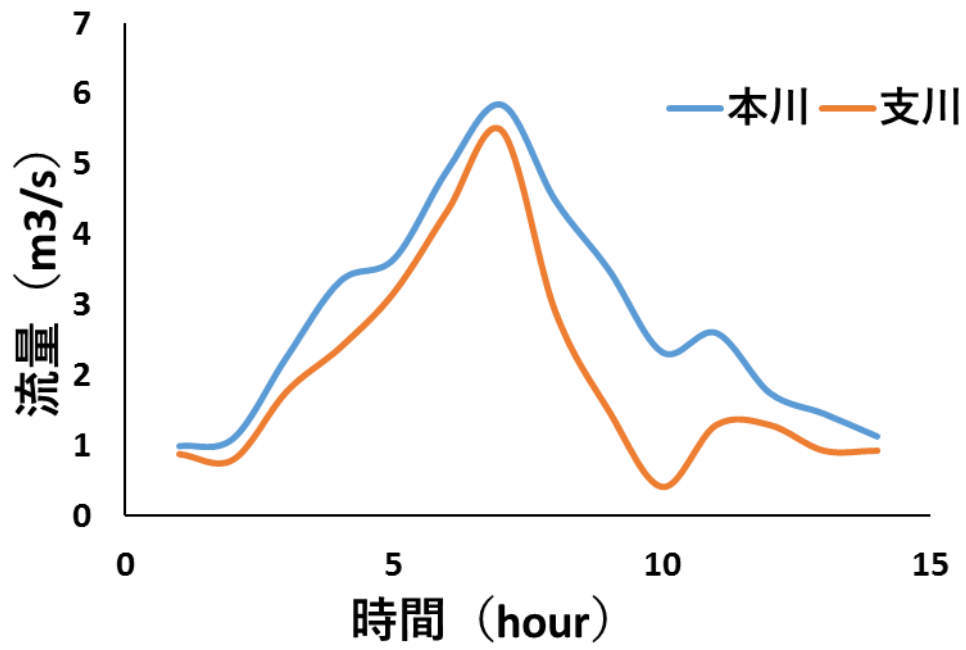


図 5-3-1 計算領域の本川，支川の上流端に与えた 100 年確率降雨相当の流量  
 ハイドログラフ

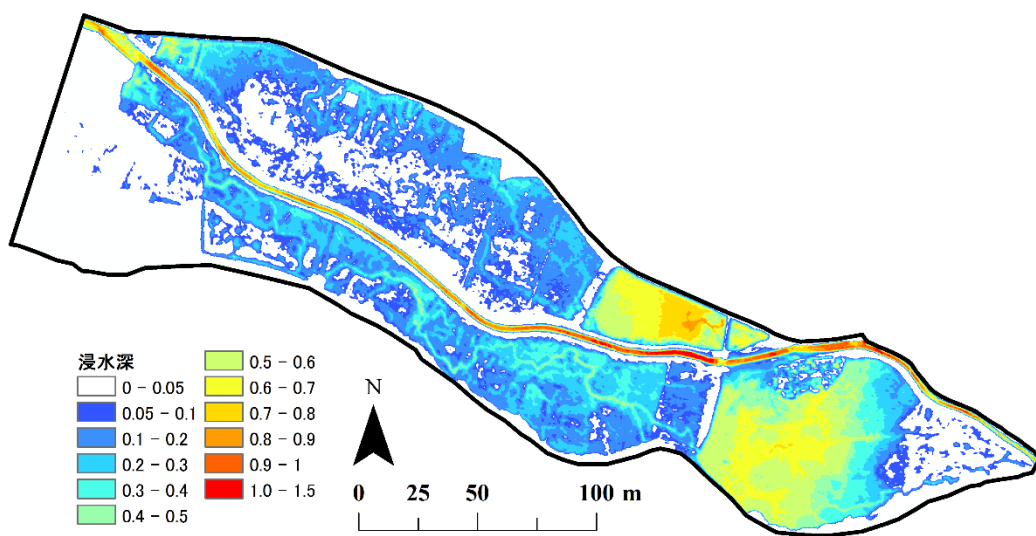


図 5-3-2 100 年確率降雨時におけるピーク流量直後の浸水深分布

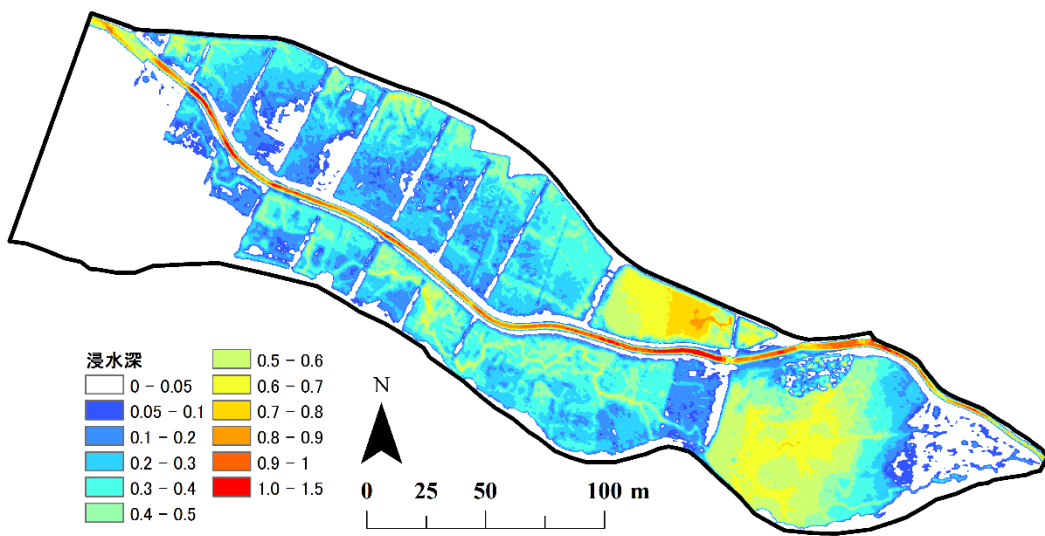


図 5-3-3 耕作放棄水田内に止水板を増設した場合における，100年確率降雨時におけるピーク流量直後の浸水深分布

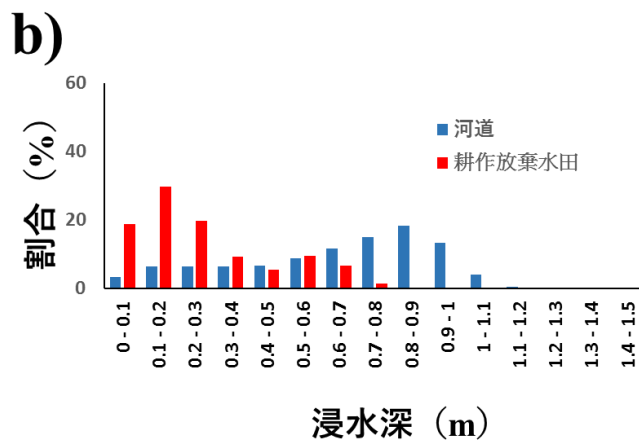
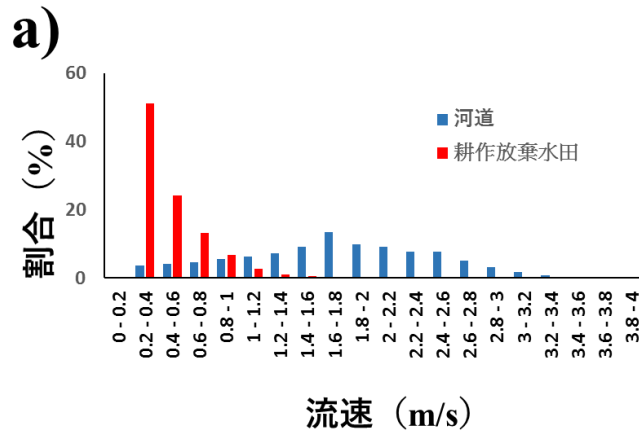


図 5-3-4 100 年確率降雨時におけるピーク流量直後の河道内及び耕作放棄水田内の流速の頻度分布 (a) 及び浸水深の頻度分布 (b)

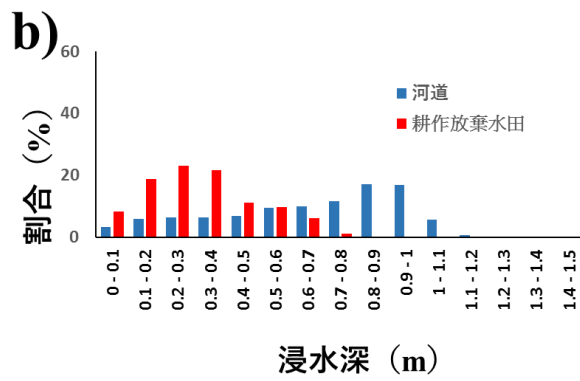
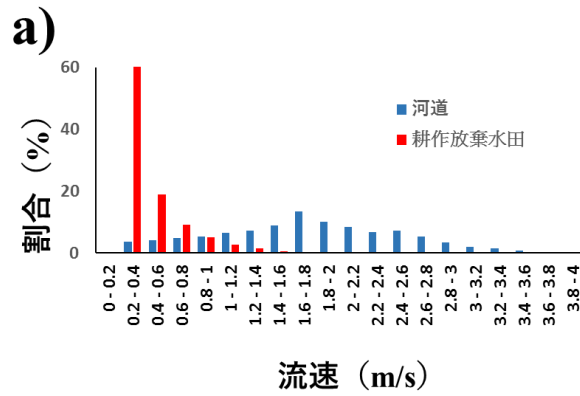


図 5-3-5 耕作放棄水田内に止水板を増設した場合における，100 年確率降雨時におけるピーク流量直後の河道内及び耕作放棄水田内の流速の頻度分布

(a) 及び浸水深の頻度分布 (b)

第三部  
総合考察

## 第1節 本研究の成果と今後の課題

### はじめに

水田は食糧生産のために、弥生時代以降その面積は増加し続けてきた。一方、人口減少に伴う食糧要求量の低下や農業人口の減少や高齢化に伴う耕作放棄が進行し、我が国の基盤として存在していた水田の存続が危ぶまれている。そのような中、近年、水田が有する食糧生産機能だけでなく、水田が有する洪水緩和機能や野生生物の生息・生育場としての価値が注目されており、特に気候変動に伴う豪雨災害の増加や、既存治水施設の劣化、自然生態系の劣化と言った様々な社会的・自然的課題への適応策として水田を国土管理に活かす取り組みが注目されている。

水田が有する洪水緩和機能や生物多様性保持機能を高め、活用していくためには、i)水田が有する洪水緩和機能や生物多様性保持機能を空間階層的に評価し地図化すること、ii)水田が有するそれらの機能を支える構造を明らかにし、創発させてゆくこと、iii)これらを統合しながら、水田活用型の新たな土地利用計画を構築し、地域づくり・まちづくりに落とし込んでいくことが重要だと考えられる。

そこで、本研究では、広域スケールにおける水害リスク評価と生物多様性保持機能の評価を進めたのち、ローカルスケールにおいて、人口減少地域における水田活用のあり方を複数地域で比較しながら検討することを目的とした。このようなことを踏まえて、本章では、本研究の成果及び今後の課題について、以下のように整理した。

### 洪水浸水想定区域での水害リスク評価

第1章では、浸水想定区域内における土地利用の変化が1976年から2014年にかけて、多くの水田が都市的土地利用へと転換されてきたことを示した。また、既往最大降雨規模の洪水氾濫が発生した場合、宅地転用に伴う水害被害額の増大は最大1000億円以上に達していた。一方、特に地先の安全度が低い場所では農地として維持されている傾向が見られた。

浸水想定区域内の土地利用変化を複数年代において把握し、その変化傾向を確率降雨の規模ごとに定量的に評価するといった手法は、豪雨災害が増加している我が国において共通して活用できる有用な手法であり、各市町村における

具体的な水害予想額が示されたと言う点でも優れている。さらに本研究の手法は水害のみならず、高潮災害等の異なる災害でも適用可能であることから汎用性が高い手法であると言える。今後このような分析を他地域で行いながら、市町村における具体的な計画を設定するための基礎事例を収集していくことが重要である。

## 広域スケールにおける水害リスク評価

第2章では、浸水想定区域を有する市町村を対象とした分析の結果、浸水想定区域内の市街化区域割合が大きくなるにつれ、自然的土地利用割合が小さくなることを示した。一方、一部の市町村では、浸水想定区域内の市街化区域割合が大きいのにもかかわらず、自然的土地利用割合が比較的大きいところも存在していた。本研究により得られた各市町村における指標は、土地利用の立地適正化の基準として活用することができるだろう。

浸水想定区域を有する市町村を類型化した結果、水田が有する洪水緩和機能の活用可能性が高い地域の割合は44%と最も高かった。本研究は、水田を活用した治水手法の適性を、地形及び土地被覆、土地利用、社会資本要因を総合的な観点から分析した手法であり、これまでは海外における高潮対策の分析でしか用いられなかった手法（Conger and Chang 2019）を水田生態系に適用したことは評価できる。

## 水田が有する生物多様性保持機能の評価

第2章において、全国スケールで希少鳥類であるナベヅルの潜在的餌場適地を推定した結果、ナベヅルの餌場適地は、半径500m以内の農地割合が大きく、都市的土地利用割合が小さく、開放水域割合が50%程度の空間であった。また、ナベヅルの餌場好適地が多い市町村では、洪水緩和機能を有する水田の割合が大きくなっていった。本研究のように、水田が有する洪水緩和機能を発揮しやすい場所において、生物多様性保持機能も発揮することが可能であることを示したことは非常に重要な結果だといえる。また、徳島県を対象として評価した結果、ナベヅルの餌場好適地は浸水想定区域と一致していた。このようなことから、水害リスクが大きい場所では、生物多様性保持機能の場としても活用することを考慮した水田活用のあり方が検討されるべきであろう。一方、本研究の対象種であるナベヅルの餌場利用地には偏りが見られたため、今後、他の鳥類や動植物を対象に評価していくことも必要であると考えられる。



## 人口減少地域における残存型水田の評価

第3章において、人口減少地域である徳島県海陽町大里四方原地区の土地利用変化を把握した結果、大規模な開発行為は見られなかったものの、国道沿いや鉄道駅周辺の水田において開発が進んでおり、こうした場所は外水氾濫時の浸水深が大きくなっていた。このような人口減少地域における局所的な土地利用変化の動向を明らかにしたことは、近年問題視されている、いわゆる「分家の災害問題」を裏付けるものであり（大熊 2020）、こうした事例を集積していくことは、人口減少地域における開発行為と水害リスクの関係性を整理する上で重要であると言える。

大里四方原地区の水田地帯を対象に水・湿性絶滅危惧植物の分布を把握した結果、13種の水・湿性絶滅危惧植物が生育していた。全国的な傾向と同様に、圃場整備が進んだ水田を対象に、水・湿性絶滅危惧植物のハビタットとしての機能を評価した例は少なく、特に、本研究の対象地のような洪水緩和機能を有している水田で（横川ほか 2020）、生物多様性保持機能を創発させてゆくにも、他地域での知見の蓄積が望まれる。

## 人口減少地域における耕作放棄水田の評価

第4章において、人口減少地域である長崎県対馬市志多留地区を対象に耕作放棄後に出現した湿地植生と降雨出水時の氾濫特性との関係性を把握した結果、降雨出水時の浸水深が小さく、浸水時間が短い場所において、乾性の草本や木本類の優占率が高かった。また、過去の水田利用時の地形と現況の地形を対象に競う最大降雨時のイベントを対象に氾濫解析を行った結果、過去の水田利用時よりも現況の地形では、ピーク流量直後の水位が約10cm増加していた。このように、耕作放棄に伴い放棄植生が成立し、それに伴い地形が変化してきたことで乾燥化及び樹林化を引き起こし、洪水緩和機能の低下につながっていた。

第5章において、人口減少地域である兵庫県豊岡市田結地区を対象に湿地管理がなされている放棄水田を対象に湿地植生と氾濫特性との関係性を把握した結果、地形の凹凸度や湿地内の水位と湿地植生が対応していることが示された。また、二次元氾濫解析を行い、管理された放棄水田における氾濫特性を把握した結果、地域住民によって管理された堰や止水板が洪水緩和に寄与してい

た。

水田の耕作放棄は、水田が本来有する洪水緩和機能を低下させる可能性がある（早瀬 1994）。田結地区では自然再生の一環として行ってきた湿地維持活動が洪水緩和機能をも創発させる取り組みにつながっていたことから、耕作放棄水田が有する生物多様性保持機能や洪水緩和機能を活用していくことは、人口減少地域の地域づくりを再検討する上で非常に重要だと言える。一方、対象とした2地域はいずれも低標高域の耕作放棄水田であるため、今後は、異なる地域での事例を検討しつつ、耕作放棄水田の管理手法を構築していく必要があるだろう。

## 第2節 創発可能性の向上にむけた地域づくりの提言のあり方

### 空間階層的概念に基づく土地利用計画のあり方

本研究で提案した水田活用型地域の把握手法によって、各クラスターにおける土地被覆、土地利用規制、人口統計、財政指数の基準値を提示することが可能となった。このような基準値を、市町村が全国的な傾向と比較することで、土地利用に関する計画の基準を定めることができるだろう。具体的な例として、水害リスク空間上の農地残存率が高い地域では、本研究で得られた基準値をもとに保全すべき農地割合の目標面積を設定することが有効であると考えられる。さらに、保全すべき農地の選定には、本研究で作成したナベヅルの潜在的餌場適地図のように、生物多様性指標としての生物の分布予測図を活用しながら進めることで、洪水緩和機能と生物多様性保持機能の創発可能性を高めてゆくことができるだろう。一方、水害リスク空間上の農地残存率が低い地域では、農地の保全に加え、緑地創出を促進させるような目標の設定や土地利用計画の策定が求められるだろう。その際には、生物多様性保持機能を高めるような緑地の最適配置を考慮することも必要であると考えられる。

以上のように策定した計画は、さらには、以上のような手法を基に策定された各種計画の達成度を定期的に検証し、順応的に改善していくこと必要であろう。市町村間で大きく異なっているため、県域レベルでの計画を制定した上で、各市町村間の達成度を評価し、県域レベルでの達成度を補完するような仕組みも求められるだろう。

## 人口減少地域における耕作放棄水田の活用方法のあり方

耕作放棄水田を有する2地域の研究から、水田の耕作放棄は、乾性草本の侵入や樹林化を促進させ、洪水緩和機能を低下させていた。一方、耕作放棄水田を対象とした小さな自然再生によって、洪水緩和機能と生物多様性保持機能を発揮されることも明らかになった。

田結地区では、地域住民による定期的な管理を始め、市役所との連携による環境教育の実施や大学サークル、NPO等様々な団体が田結地区に訪れ、湿地維持活動を行っている。一方、志多留地区は現在、放棄水田を利用する活動は行われておらず、わずかに水田利用が行われているのみであった。本研究で扱った人口減少地域においては、今後も治水構造物の整備等の抜本的な治水整備が行われる見通しは小さいことから、地域の安全度の観点からも、今後耕作放棄水田の一部を対象とした耕耘や畦畔の造成を行うことで、洪水緩和機能を維持していくことが重要だと考えられる。

田結地区では、生物多様性保持機能を発揮させるための止水板の設置や堰の管理と言った日常的な湿地管理活動が、洪水緩和機能のみならず地域住民等の余暇や多様な主体の交流のツールとして機能していた。このように耕作放棄水田における自然再生は、洪水緩和機能と生物多様性保持機能の創発可能性だけでなく、人々の創発的な活動が発現することから、地域住民等をはじめとする多様な主体による創発現象を支持するような、自治活動の直接的な支援や、地域交流を促進させる仕組みを構築してゆくことが人口減少地域の国土管理を考える上で重要であろう。

## 謝辞

本研究を遂行するにあたって、徳島大学大学院社会産業理工学研究部の鎌田磨人教授には、研究を行える機会と環境を与えていただいたばかりでなく、長きにわたりご指導とご鞭撻を賜りました。ここに記して深くお礼申し上げます。徳島大学大学院社会産業理工学研究部の河口洋一准教授には、研究活動について多方面から日々貴重な助言をいただきました。ここに記して深くお礼申し上げます。徳島大学大学院社会産業理工学研究部の武藤裕則教授、山中英生教授、渡辺公次郎准教授には、河川工学や地域計画、都市計画の観点から研究の方向性や解析手法についてご指導いただきました。ここに記して深くお礼申し上げます。徳島大学環境防災研究センターの飯山直樹客員准教授には、研究に関する助言や激励を頂きました。ここに記して深くお礼申し上げます。

第2章及び第5章において、兵庫県立人と自然の博物館の三橋弘宗主任研究員には研究構成やGISを用いた解析、研究意義についてご指導いただきました。また、本研究のまとめ方についても幾度となく丁寧にご指導いただきました。三橋弘宗氏のご協力によって、本研究を遂行することができました。ここに記して深くお礼申し上げます。第4章の研究において、京都大学大学院地球環境学堂の谷神（重原）奈津子氏には、貴重なデータを提供頂き、現地調査においては多大なご協力を頂きました。京都大学大学院地球環境学堂の柴田昌三教授には、お忙しい中、研究方針や解析手法に関する助言を頂きました。第5章の研究において、徳島大学大学院先端技術科学教育部の森定伸氏には、現地調査及びデータ整理において多大なご協力をいただきました。また、豊岡市役所の伊崎実那氏、大逸優人氏には、現地調査において多大なご協力をいただいただけでなく、多くの励ましのお言葉を頂きました。ここに記して深くお礼申し上げます。

京都先端科学技術大学の丹羽英之准教授には、博士前期課程の頃より、UAVを活用した解析や現地調査の手法について様々なご助言を頂きました。中央水産研究所の竹村紫苑研究員には、学部生の頃より多くのご指導をいただきました。竹村紫苑氏にご教授いただいた空間解析やデータ整理の技術が基盤となり、本研究を遂行することができました。徳島大学大学院先端技術科学教育部の小川みどり氏、伊勢紀氏、徳島大学大学院社会産業理工学研究部 学術研究員の藪原佑樹氏、佐藤雄大氏には、本研究に関するご助言を幾度となくいただきま

した．ここに記して深くお礼申し上げます．徳島県海部郡海陽町の斎藤正氏，  
一般社団法人 対馬里山繋宮塾 代表理事の川口幹子氏，兵庫県豊岡市田結地  
区 大島克幸氏には貴重なデータを提供いただいた他，現地調査において多大  
なご協力をいただきました．ここに記して深くお礼申し上げます．

本研究は多くの方々に支えられて完遂することができました．改めて深くお  
礼申し上げます．

## 引用文献

荒木佐智子・安島美穂・後藤章・鷺谷いづみ：絶滅が危惧されるシャジクモ類のまきだした土壌からの復活，保全生態学研究 Vol.7, No.1, 33-37, 2002.

土居秀幸・岡村寛：生物群集解析のための類似度とその応用-R を使った類似度の算出，グラフ化，検定-，日本生態学会誌 Vol.61, No.1, 3-20, 2011.

江口和洋・武石全慈・永田尚志：山口県八代のナベヅル越冬地の保護，山階鳥類研究所研究報告 Vol.25, No.2, 157-165, 1993.

福岡捷二・川岡秀和・平林由希子：水害防備林と低水路線形が洪水流に与える影響，水工学論文集 Vol.42, 967-972, 1998.

萩原信介：鹿児島県出水平野におけるツル類の基礎調査 第 13 報 出水干拓地におけるツルの自然食餌植物に関する研究，自然教育園報告 Vol.19, 83-97, 1988.

早瀬吉雄：水田地帯の洪水防止・軽減機能の評価と機能向上事業の提案，農業土木学会誌 Vol.62, No.10, 943-948, 1994.

林博徳・島谷幸宏・小崎拳・池松伸也・辻本陽琢・宮島泰志・安形仁宏・鈴木太郎・添田昌史・川原輝久：再生氾濫原アザメの瀬における取り組みの包括的報告と事業評価，湿地研究 Vol2, 27-38, 2012.

池上佑里・西廣淳・鷺谷いづみ：茨城県北浦流域における谷津奥部の水田耕作放棄地の植生，保全生態学研究 Vol.16, No.1, 1-15, 2011.

池永知史・大原美保：全国を俯瞰した災害リスク曝露人口分布の分析，地域安全学会論文集 Vol25, 45-54, 2015.

石田真也・高野瀬洋一郎・紙谷智彦：新潟県越後平野の水田地帯に出現する水

湿生植物:土地利用タイプ間における種数と種組成の相違, 保全生態学研究  
Vol.19, No.2, 119-138, 2014.

岩田文明・成岡市:耕作放棄水田における土壌・土層構造の変化と植物遷移, 農  
業土木学会誌 Vol.70, No.3, 207-210, 2002.

鎌田磨人:グリーンインフラとしての水田と Eco-DRR-生態系サービス間シナ  
ジーを活用するための道筋-, 農村計画学会誌 Vol.37,358-361, 2019.

河村宜樹:山口県八代におけるナベヅルの研究, 山階鳥類研究所研究報告  
Vol.7, No.5, 550-561, 1975.

町田宗一郎・川越清樹・風間聡・沢本正樹・横木裕宗・安原一哉:地球温暖化  
に伴う全国の浸水被害額評価, 地球環境シンポジウム講演論文集 Vol.15, 155-  
160, 2017.

増本隆夫・高木強治・吉田修一郎・足立一日出:中山間水田の耕作放棄が流出  
に与える影響とその評価, 農業土木学会論文集 Vol.189, 389-398, 1997.

増本隆夫:水田の貯留機能評価と水資源の流域管理にみるパラダイム・シフト,  
水文・水資源学会誌 Vol.11, No.7, 711-722, 1998.

松本敬司・福岡捷二・須見徹太郎:利根川河道沿い三調節池群の洪水調節量の  
算定, 土木学会論文集 B1 (水工学) Vol.69, No.4, I\_793-I\_798, 2013.

松村正幸・西村伸郎・西篠好迫:飛騨地域の山間休耕田における植生遷移. 日  
本生態学会誌 38,121-133, 1988.

松中亮治・大庭哲治・中川大・森倉遼太:全国における土地利用及び土地利用  
規制と災害リスクとの関連性に関する経年分析, 都市計画論文集 Vol.53, No.1,  
19-26, 2018.

嶺田拓也・小出水規行・石田憲治：水田における冬期湛水の導入による持続的な多面的機能の発揮，農村計画学会誌 Vol.27(Special\_Issue), 335-340, 2009.

宮津進・吉川夏樹・阿部聡・三沢眞一：輪中水田地帯における田んぼダムの洪水緩和機能の経済評価，土木学会論文集 B1 (水工学) Vol.69, No.4, 1531-1536, 2013.

三好学・田村隆雄・安藝浩資：面積割合加重平均の逆算による土地利用形態別流出係数の推定方法，水工学論文集 Vol.71, No.4, I\_1315-I\_1320, 2015.

三好学・田村隆雄・武藤裕則・安藝浩資：都市郊外部における排水路規定流量を考量した内水氾濫解析，水工学論文集 Vol.72, No.4, I\_139-I\_144, 2016.

長野義春・大迫義人・西田智・溝口文男：人や自動車の接近に対するナベヅルとマナヅルの反応，Strix Vol.11, 179-187, 1992.

中川晃太・中村晋一郎：日本 109 水系の上下流人口バランスによる分類と将来変化，土木学会論文集 B1 (水工学) Vol.75, No.2, I\_67-I\_72, 2019.

中口毅博：自然環境総合指標による土地利用フレームの評価に関する研究，都市計画論文集 Vol.33, 817-822, 1998.

中村太士：グリーンインフラの歴史と将来展望，環境アセスメント学会誌 Vol.16, No.2, 5-6, 2018.

西廣淳・大槻順朗・高津文人・加藤大輝・小笠原奨悟・佐竹康孝・東海林太郎・長谷川雅美・近藤昭彦：「里山グリーンインフラ」による気候変動適応：印旛沼流域における谷津の耕作放棄田の多面的活用の可能性，応用生態工学 Vol.22, No.2, 175-185, 2020.

小笠原嵩・丹波清暢・小川實・佐藤磯男・泉祐一：秋田県に飛来したナベヅルの観察記録，山階鳥類研究所研究報告 Vol.14, No.1, 68-71, 1982.



小河原洋平・田浦扶充子・島谷幸宏：善福寺川上流域を対象にしたグリーンインフラによる流出抑制及び CSO 抑制効果，土木学会論文集 B1（水工学）Vol.74, No.5, 355-360, 2018.

大黒俊哉・松尾和人・根本正之：山間地における放棄水田と畦畔のり面の植生動態，日本生態学会誌 Vol.46, 245-256, 1996.

大平啓太・浅野純一郎：地方都市における暫定逆線引き制度の運用状況と課題に関する研究．都市計画論文集 Vol.48, No.3, 549-554, 2013.

大熊孝：水害防備林の再興に関する一考察，土木史研究 Vol.17, 135-143, 1997.

大野峻・杉浦聡志・高木朗義：破堤確率と上下流の関係を考慮したリスク評価に基づく流域治水計画策定方法，土木学会論文集 D3（土木計画学）Vol.72, No.5, 149-158, 2016.

大迫義人・長野義春・西田智・溝口文男：出水におけるナベヅルとマナヅルの遊動域での環境選択性，Strix 8, 133-138, 1989.

大迫義人：越冬期におけるナベヅル *Grus monacha* の群れ構成，分散様式およびなわばり行動，日本鳥学会誌 Vol.38, No.1, 15-29, 1989.

大迫義人・長野義春・西田智・溝口文男：出水におけるナベヅルとマナヅルの遊動域での環境選択性，Strix Vol.8, 133-138, 1989.

角谷拓（2010）広域スケールでの生物空間分布解析法．（鷲谷いづみ・宮下直・西廣淳・角谷拓編）保全生態学の技法．東京大学出版会，東京，pp 129-155

菊池直樹．（2020）．コウノトリをグリーンインフラのシンボルに．実践版！グリーンインフラ．日経コンストラクション，（745），456-465．

グリーンインフラ研究会. (2017) . 決定版グリーンインフラ—新ビジネスで市場拡大へ』. 日経 BP 社, 東京

国土交通省：流域治水プロジェクト・各一級水系での流域治水プロジェクト(素案), 2020.

国土交通省：総力戦で挑む防災・減災プロジェクト主要施策, 国土交通省防災・減災対策本部(第2回)会議資料3, pp.3, 2020.

酒井莉奈・猪八重拓郎：土地利用の変遷からみた都市化の実態と浸水想定区域の関係性の研究, 都市計画論文集 Vol.51, No.3, 401-408, 2016.

佐竹節夫：地域住民と協同した生物生息地の造成, 野生復帰 Vol.3, 25-27, 2014.

重原奈津子・深町加津枝・柴田昌三：長崎県対馬市志多留地区における1950年代以降の土地被覆変化, ランドスケープ研究 Vol.82, No.5, 623-626

島谷幸宏：松浦川におけるアザメの瀬の自然再生計画, 河川技術論文集 Vol9, 451-456, 2003.

志村博康：水田・畑の治水機能評価 国土に必要な治水容量の農地・ダム・森林による分担, 農業土木学会誌, Vol.50, No.1, 25-29, 1982.

(社)日本道路協会：道路土工要領, pp. 20-21, 2009.3.

田口善弘・大野克嗣・横山和成：非計量多次元尺度構成法への期待と新しい視点, 統計数理 Vol.49, 133-153, 2001.

田井慎吾・松重一夫：小規模生活排水処理システムの経済性による選択, 環境技術, Vol.17, No.12, 754-758, 1988.

高橋栞・上野裕介・西廣淳：都市における雨水調整池のグリーンインフラ化の

可能性-千葉県船橋市での検討-, 応用生態工学 Vol.20, No.1, 43-47, 2017.

高野裕作・谷口守：都市自治体による公共交通政策に関連した財政支出に関する研究, 都市計画論文集 Vol.53, No.3, 1385-1392, 2018.

武田友四郎・縣和一・箱山晋・田中日吉：休耕田の植生遷移に関する研究第 2 報休耕田におけるイネ科 C3 型および C4 型雑草の生態的分布と土壤水湿との関係. 日本作物学会紀事 Vol.46, 558-568, 1977.

竹内健悟：江戸時代前期の津軽地方における鳥類の記録～ 鷹狩と鶴の記録について～, 野生生物と社会 Vol.7, No.1, 41-49, 2019.

瀧健太郎・松田哲裕・鶴飼絵美・藤井悟・景山健彦・江頭進治：中小河川群の氾濫域における超過洪水を考慮した減災対策の評価方法に関する研究, 河川技術論文集 Vol.15, 2009.

瀧健太郎：リスクベースの氾濫原管理の社会実装に関する研究—滋賀県における建築規制区域の指定を事例として—, 日本リスク研究学会誌 Vol.28, No.1, 31-39, 2018.

田辺篤志・皆川朋子：レッドリスト記載のシギ・チドリ類を対象とした九州地方における生息適地の推定と生息地保全に関する考察, 土木学会論文集 G (環境) Vol.72, No.6, II\_157-II\_165, 2016.

手塚翔也・小野桂介・風間聡・小森大輔：極値降雨, 流出量に基づく洪水被害推定およびその将来変化, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.70, No.4, I\_1501-I\_1506, 2014.

塚口孝彦・武内和彦：仙台南部の都市化に伴う土地利用秩序の変容過程, 農村計画学会誌 Vol.6, No.2, 6-17, 1987.

西野麻知子・濱端悦治・金子有子・福田大輔・細谷和海・井鷲祐司：貴重植物,

ヨシおよび在来魚からみた内湖の生物多様性，滋賀県琵琶湖・環境科学研究センター試験研究報告, 1, 89-106, 2005.

久井貴世. (2018). 歴史資料から復元するツルの渡り—江戸時代の日本に渡来したツルの事例—平成 28 年度～平成 29 年度科学研究費補助金（研究活動スタート支援）研究成果報告書.P7

藤裕美・松川寿也・中出文平・樋口秀：市街化区域と災害リスク区域の関係に関する研究，都市計画論文集 Vol.54, No.3, 931-937, 2019.

山田駿介・柴田昌三：雨庭の降雨流出特性の定量的評価，日本緑化工学会誌 Vol.43, No.1, 251-254, 2017.

横川涼・武藤裕則・鎌田磨人・田村隆雄：内水氾濫解析を用いたグリーンインフラの有する洪水調節機能に関する検討，水工学論文集 Vol.76, No.2, I\_463-I\_468, 2020.

吉田武郎・増本隆夫・堀川直紀：中山間水田の管理状態に着目した小流域からの降雨流出特性．農業農村工学会論文集 Vol.80, No.2, 117-124, 2012.

吉田武郎，増本隆夫，堀川直紀，皆川裕樹：中山間水田が主体の小流域における短期流出過程のモデル化，農業農村工学会論文集，第 81 巻 3 号, pp.235-244, 2013.

吉田丈人：グリーンインフラがもたらすしなやかさ，農村計画学会誌 Vol.36, No.3, 430-434, 2017.

鷺谷いづみ：氾濫原湿地の喪失と再生：水田を湿地として活かす取り組み，地球環境 Vol.12, 3-6, 2007.

渡邊訓甫・平川隆一：松浦川アザメの瀬の流況特性と本川への影響について，水工学論文集 Vol.51, 673-678, 2007.

Amano, T., Kusumoto, Y., Okamura, H., Baba, Y. G., Hamasaki, K., Tanaka, K., & Yamamoto, S. (2011). A macro - scale perspective on within - farm management: how climate and topography alter the effect of farming practices. *Ecology Letters*, 14(12), 1263-1272.

Arakida, H., Mitsuhashi, H., Kamada, M., & Koyama, K. (2011). Mapping the potential distribution of shorebirds in Japan: the importance of landscape - level coastal geomorphology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(6), 553-563.

Bai, Y., Kaneko, I., Kobayashi, H., Kurihara, K., Takayabu, I., Sasaki, H., & Murata, A. (2014). A Geographic Information System (GIS)-based approach to adaptation to regional climate change: a case study of Okutama-machi, Tokyo, Japan. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 19(5), 589-614.

Cai, T., Huettmann, F., & Guo, Y. (2014). Using stochastic gradient boosting to infer stopover habitat selection and distribution of Hooded Cranes *Grus monacha* during spring migration in Lindian, Northeast China. *PLOS One*, 9(2).

Chaeho, B., Kwon, J.G., Lee, D., Woldak., M.J. & Kim, G.J. (2008). Ecological assessment of plant succession and water quality in abandoned rice fields. *Journal of Ecology and Field Biology*, 31(3), 213-223.

Chen, Jian., Dong, B., Li, H., Zhang, S., Peng, L., Fang, L., Zhang, C., & Li, S. (2020). Study on landscape ecological risk assessment of Hooded Crane breeding and overwintering habitat. *Environmental Research*, 187, 109649.

Clarke, K. R. (1993). Non - parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.

Clarke, K. R. & R. M. Warwick. (2001). A further biodiversity index applicable

to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216, 265–278.

Crawley, M. J., & Harral, J. E. (2001). Scale dependence in plant biodiversity. *Science*, 291(5505), 864-868.

Daily, G. C., & Matson, P. A. (2008). Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceedings of the national academy of sciences*, 105(28), 9455-9456.

Dandois, J.P., Olano, M., & Ellis, E.C. (2015). Optimal altitude, overlap, and weather conditions for computer vision UAV estimates of forest structure. *Remote Sensing* 7, 13895-13920.

Degtyarev, V. G. (2020). Identification of the Breeding Range of the Hooded Crane. *Ornithological Science*, 19(1), 15-27.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick J. R., Lehmann, A., & Li, J. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.

Furuta, N., & Shimatani, Y. (2018). Integrating ecological perspectives into engineering practices—Perspectives and lessons from Japan. *International journal of disaster risk reduction*, 32, 87-94.

Han, X., Guo, Y., Mi, C., Huettmann, F., & Wen, L. (2017). Machine learning model analysis of breeding habitats for the black-necked crane in Central Asian Uplands under anthropogenic pressures. *Scientific reports*, 7(1), 1-9.

Hanowski, J. M., Christian, D. P., & Niemi, G. J. (2000). Landscape requirements of prairie sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus*

campestris in Minnesota, USA. *Wildlife Biology*, 6(4), 257-263.

Harris, J., Liying, S., Higuchi, H., Ueta, M., Zhengwang, Z., Yanyun, Z., & Xijun, N. (2000). Migratory stopover and wintering locations in eastern China used by White-naped Cranes *Grus vipio* and Hooded Cranes *G. monacha*, as determined by satellite tracking. *Forktail*, 16, 93-99.

Haslam, S.M. (2004). *Understanding wetlands: fen, bog and marsh*. Cambridge University Press, Cambridge UK.

Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., & Albert, D.L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773-785.

Inoue T, Iwasaki, T., Hamaki, M., Omura, K., Kakegawa, E., & Yoshida, T. (2015). *Nays2D Flood Solver Manual*. iRIC Project, 1-49. <https://i-ric.org/en/download/nays2dflood-solver-manual/>

Inui, R., Takemura, S., Koyama, A., Onikura, N., & Kamada, M. (2014). Potential distribution of *Tridentiger barbatus* (Günther 1861) and *Tridentiger nudicervicus* (Tomiyama 1934) in the Seto Inland Sea, western Japan. *Ichthyological Research*, 61(1), 83-89.

J.C. Gallant, J.P. Wilson Primary topographic attributes J.P. Wilson, J.C. Gallant (Eds.), *Terrain Analysis: Principles and Applications*, Wiley, New York (2000), pp. 51-85

Jenson, S. K., & Domingue, J. O. (1988) Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54,1593-1600

Jia, Y., Zhang, Y., Lei, J., Jiao, S., Lei, G., Yu, X., & Liu, G. (2019). Activity patterns of four cranes in Poyang Lake, China: Indication of habitat naturalness. *Wetlands*, 39(1), 45-53.

Jiao, S., Guo, Y., Huettmann, F., & Lei, G. (2014). Nest-site selection analysis of Hooded Crane (*Grus monacha*) in Northeastern China based on a multivariate ensemble model. *Zoological science*, 31(7), 430-437.

Kamada, M. (2008). Process of willow community establishment and topographic change of riverbed in a warm- temperate region of Japan. In: Sakio H. & Tamura T. (eds). *Ecology of Riparian Forests in Japan: Disturbance, Life History, and Regeneration*. Springer, Tokyo, 177–190.

Katayama, N., Baba, Y.G., Kusumoto, Y. & Tanaka, K. (2015). A review of post-war changes in rice farming and biodiversity in Japan, *Agricultural Systems*, 132, 73-84.

Lee, C.S., You, Y.H., & Robinson, G.R. (2002). Secondary succession and natural habitat restoration in abandoned rice fields of central Korea. *Restoration Ecology*, 10, 306-314.

Li, C., Beauchamp, G., Wang, Z., & Cui, P. (2016). Collective Vigilance in the Wintering Hooded Crane: The Role of Flock Size and Anthropogenic Disturbances in a Human - Dominated Landscape. *Ethology*, 122(12), 999-1008.

Liu, Y., Nishiyama, S., & Kusaka, T. (2003). Examining landscape dynamics at a watershed scale using landsat TM imagery for detection of wintering hooded crane decline in Yashiro, Japan. *Environmental Management*, 31(3), 0365-0376.

Liu, W., Chen, W., & Peng, C. (2014). Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study.



Ecological Modelling, 291, 6-14.

Liu, Q., Yang, J., Yang, X., Zhao, J., & Yu, H. (2010). Foraging habitats and utilization distributions of Black-necked Cranes wintering at the Napahai Wetland, China. *Journal of field ornithology*, 81(1), 21-30.

López-Vicente, M., Pérez-Bielsa, C., López-Montero, T., Lambán, L. J., & Navas, A. (2014).

Runoff simulation with eight different flow accumulation algorithms: recommendations using a spatially distributed and open-source model. *Environmental Modelling & Software*, 62, 11-21.

Luo, J., Wang, Y., Yang, F., & Liu, Z. (2012). Effects of human disturbance on the Hooded Crane (*Grus monacha*) at stopover sites in northeastern China. *Chinese Birds*, 3(3), 206-216.

Ma, Z., Li, B., Jing, K., Zhao, B., Tang, S., & Chen, J. (2003). Effects of tidewater on the feeding ecology of hooded crane (*Grus monacha*) and conservation of their wintering habitats at Chongming Dongtan, China. *Ecological Research*, 18(3), 321-329.

Maragno, D., Gaglio, M., Robbi, M., Appiotti, F., Fano, E. A., & Gissi, E. (2018). Fine-scale analysis of urban flooding reduction from green infrastructure: An ecosystem services approach for the management of water flows. *Ecological Modelling*, 386, 1-10.

Masatomi, H. (1972). Communal wintering of a sandhill crane with Japanese cranes in Hokkaido, Japan. *The Wilson Bulletin*, 84(3), 250-260.

Matsuno, Y., Nakamura, K., Masumoto, T., Matsui, H., Kato, T., & Sato, Y. (2006). Prospects for multifunctionality of paddy rice cultivation in Japan and other countries in monsoon Asia. *Paddy and Water Environment*, 4(4), 189-197.

Meerow, S., & Newell, J. P. (2017). Spatial planning for multifunctional green infrastructure: Growing resilience in Detroit. *Landscape and Urban Planning*, 159, 62-75.

Meine, C., & Archibald, G. (Eds.). (1996). *The cranes: status survey and conservation action plan*. IUCN. P153

Mi, C., Huettmann, F., Guo, Y., Han, X., & Wen, L. (2017). Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence. *PeerJ*, 5, e2849.

Ming-Qin, S., & Hong, G. (2014). Population sizes and group characteristics of Siberian crane (*Leucogeranus leucogeranus*) and hooded crane (*Grus monacha*) in Poyang Lake Wetland. *Zoological Research*, 35(5), 373.

Mohan, M., Silva, C.A., Klauberg, C., Jat, P., Catts, G., Cardil, A., Hudak, A.T., & Dia, M. (2017). Individual tree detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) derived canopy height model in an open canopy mixed conifer forest. *Forests*, 8, 340-357.

Muscarella, R., Galante, P.J., Soley-Guardia, M., Boria, R.A., Kass, J., Uriarte, M., & Anderson, R.P. (2014). ENMeval: an R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for ecological niche models. *Methods Ecol Evol*, 5, 1198–11205

Muto Y, Kotani S, Miyoshi M, Kamada M, Tamura T .(2018). Retarding capacity change of wetland paddy fields due to house land development -Utilizing paddy fields as green infrastructure. *Proceedings of the 21th IAHR-APD Congress* , 2, 1209-1218.

Nakamura, F., Ishiyama, N., Yamanaka, S., Higa, M., Akasaka, T., Kobayashi, Y., Ono, S., Fuke, N., Kitazawa, M., Morimoto, J., & Shoji, Y. (2019). Adaptation to climate change and conservation of biodiversity using green infrastructure. *River Research and Applications*.

Natuhara, Y. (2013). Ecosystem services by paddy fields as substitutes of natural wetlands in Japan. *Ecological engineering*, 56, 97-106.

Onuma, A., & Tsuge, T. (2018). Comparing green infrastructure as ecosystem-based disaster risk reduction with gray infrastructure in terms of costs and benefits under uncertainty: A theoretical approach. *International journal of disaster risk reduction*, 32, 22-28.

Opperman, J. J., Galloway, G. E., Fargione, J., Mount, J. F., Richter, B. D., & Secchi, S. (2009). Sustainable floodplains through large-scale reconnection to rivers. *Science*, 326(5959), 1487-1488.

Osawa, T., Nishida, T., & Oka, T. (2020). High tolerance land use against flood disasters: How paddy fields as previously natural wetland inhibit the occurrence of floods. *Ecological Indicators*, 114, 106306.

Park, J., Hong, G.M., & Kim, G.M. (2013). Relationship between early development of plant community and environmental condition in abandoned paddy terraces at mountainous valleys in Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 36(2), 131-140.

Phillips, S. J., Anderson, R.P., & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259

Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution

models: Implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19, 181-197

Pinter, N. (2005). One step forward, two steps back on US floodplains. *Science*, Vol. 308, Issue 5719, 207-208.

Pollock, M. M., Naiman, R. J., & Hanley, T. A. (1998). Plant species richness in riparian wetlands—a test of biodiversity theory. *Ecology*, 79(1), 94-105.

Rostro-García, S., Tharchen, L., Abade, L., Astaras, C., Cushman, S. A., & Macdonald, D. W. (2016). Scale dependence of felid predation risk: identifying predictors of livestock kills by tiger and leopard in Bhutan. *Landscape Ecology*, 31(6), 1277-1298.

Skyllberg, U., Hansson, P., Bernhardtson, P., & Naudot, E. M. M. A. N. U. E. L. (2005). The roost-feeding area complex of Taiga Bean Goose *Anser f. fabalis* L. in the Ume River Delta Plains, Sweden—foraging patterns in comparison with Greylag Goose *Anser anser*, Whooper swan *Cygnus Cygnus* and Eurasian Crane *Grus grus*. *Ornis Svecica*, 15, 73-88.

Sofia, G., Roder, G., Dalla Fontana, G., & Tarolli, P. (2017). Flood dynamics in urbanised landscapes: 100 years of climate and humans' interaction. *Scientific reports*, 7, 40527.

Sparling, D. W., & Krapu, G. L. (1994). Communal roosting and foraging behavior of staging sandhill cranes. *The Wilson Bulletin*, 106(1), 62-77.

Wan, W., Zhou, L., & Song, Y. (2016). Shifts in foraging behavior of wintering Hooded Cranes (*Grus monacha*) in three different habitats at Shengjin Lake, China. *Avian Research*, 7(1), 13.

Ward, J. V., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river

ecosystems: ecotones and connectivity1. *River Research and Applications*, 15(1 - 3), 125-139.

Wu, H., Zha, K., Zhang, M., & Yang, X. (2009). Nest site selection by Black-necked Crane *Grus nigricollis* in the Ruoergai Wetland, China. *Bird Conservation International*, 19(3), 277-286.

Yamanaka, S., Ishiyama, N., Senzaki, M., Morimoto, J., Kitazawa, M., Fuke, N., & Nakamura, F. (2020). Role of flood-control basins as summer habitat for wetland species-A multiple-taxon approach. *Ecological Engineering*, 142, 105617.

Yamada, S., Kusumoto, Y., Tokuoka, Y., & Yamamoto, S. (2011). Landform type and land improvement intensity affect floristic composition in rice paddy fields from central Japan. *Weed Research*, 51(1), 51-62.

Yang, L., Zhou, L., & Song, Y. (2015). The effects of food abundance and disturbance on foraging flock patterns of the wintering Hooded Crane (*Grus monacha*). *Avian Research*, 6(1), 15.

Yoshimura, C., Omura, T., Furumai, H., & Tockner, K. (2005). Present state of rivers and streams in Japan. *River research and applications*, 21(2 - 3), 93-112.

Zhang, D., Zhou, L., & Song, Y. (2015). Effect of water level fluctuations on temporal-spatial patterns of foraging activities by the wintering Hooded Crane (*Grus monacha*). *Avian Research*, 6(1), 16.

Zheng, M., Zhou, L., Zhao, N., & Xu, W. (2015). Effects of variation in food resources on foraging habitat use by wintering Hooded Cranes (*Grus monacha*). *Avian Research*, 6(1), 11.



## 博士論文研究をとおして考えてきたこと

本論文の一連の研究は、およそ 2015 年 10 月から 2020 年の終わりにかけておこなわれた。その過程で整理はできなかつたものの、本研究をとおして考えてきたことを記しておく。

大熊（2020）は真理探究型学問と、関係性探究型学問の違いを述べている。またその中で関係性探究型学問の重要性を論じている。流域管理のあり方を考える上では、大熊（2020）が指摘するように、関係性探究型学問が特に重要であると思う。近年の研究者、特に生態学分野の研究者は、質の高い雑誌に投稿することや国際的な貢献度が大きい論文が求められている傾向にある。それは極めて重要なことであり、無論自身も目指すべきところではあるが、一方で、関係性探究型学問の重要性が多少見落とされているようにも思う。その理由として、関係性型探究学問を扱う領域が未だ発展していないこと、分野横断的に進める必要があること、真理的結論が得づらいことなどがあるのかもしれない。今後、こうした関係性探究型学問についても、何らかの学問・分野として確立してゆくことが必要かもしれない。特に、こうした関係性型探究学問に取り組む上で、自分の専門分野が答えられずに困った研究者も少なくないと思う。また、近年では、土木工学の分野においても、インパクトファクターが大きい雑誌にどの程度投稿したか、またその論文の数自体が雇用の基準になっていることもある。しかし、関係性探究型学問では研究自体に長い年月が要することや、合意形成のプロセスを探究するものもあることから、論文の出版数は最新技術を駆使した研究よりも相対的に少なくなることは想像に難くない。こうしたことも今後の流域管理のあり方を探る研究を推進してゆく上での課題なのかもしれない。

少し違う観点から見てみたい。タウト（1991）は、「建築家は、芸術家であると同時に社会学者、経済学者、厳密な科学者でなくてはならない」と述べている。これを伊東（2016）が指摘するように、また、三橋・鎌田（2005）が White（1778）を引用しながら「手法開発を主目的とした”応用生態学”的な研究」の

必要性を問いたように、やはりこのような姿勢が、実際の現場で起きている課題を解決する上で重要なのだと思う。高田（2014）がインタレスト分析の重要性を説いたように、現場での課題が一見、生態学的課題あるいは水理学的課題といった真理を探究し解決することが求められると思いがちだが、その根底には、必ずしも単一的分野に収まるもので構成されているとは限らない。むしろ、様々な要素が相互作用的に関係しあい、その中には、真理の課題だけでなく、歴史や個人の体験といった関係性に基づいて積み重ねられてきたものが大きいのだと思う。

まとまりに欠け、かつ、誤解を招きかねない内容となったが、この博士論文に取り組みながら感じていたことを何らかのかたちで残しておきたかった。そして、以上に取り上げたことは博士論文の議論に加わっていただいた方々を始め、ある程度の方々が感じているのではないかと思う。これについては、今後の研究活動の中でも整理し、何らかの見解を述べ、少しでも多くのことに貢献できればと思っている。

## 引用文献

伊東啓太郎. (2016). 風土性と地域のランドスケープデザイン. 景観生態学, 21(1), 49-56.

三橋弘宗・鎌田磨人. (2006). 野生生物の生息・生育適地推定と保全計画—特集を企画するにあたって—. 応用生態工学, 8(2), 215-219.

大熊孝. (2020). 洪水と水害をとらえなおす. 農文協プロダクション.

高田知紀. (2014). 自然再生と社会的合意形成. 東信堂.

タウト, B.(森とし郎訳). (1991). 講談社, 東京.

White G. (山内義雄訳). (1976). セルボーンの博物誌. 出帆社. 東京.