

博士論文

河川生物量の時空間分布を予測するハイブリッド河川生態系モデルの開発
(Development of A Hybrid River Ecosystem Model for Predicting Spatiotemporal
Distribution of Aquatic Organism Biomass)

2020年3月

河野 誉 仁

山口大学大学院創成科学研究科

目 次

第1章 序論	1
1.1 研究背景	1
1.2 目的	2
1.3 本論文の構成	3
【参考文献】	5
第2章 高津川における生態系モニタリング	7
2.1 概説	7
2.2 方法	7
2.2.1 物理環境モニタリング	7
2.2.1 生物量モニタリング	8
2.2.2 出水時の攪乱強度についての検討方法	9
2.3 結果	10
2.3.1 物理環境モニタリング	10
2.3.2 生物量モニタリング	11
2.3.2.1 魚類	11
2.3.2.2 底生動物	15
2.3.2.3 付着性藻類	20
2.3.2 出水時の攪乱強度についての検討	23
2.4 まとめ	28
【参考文献】	29
第3章 河川生物量の空間分布予測モデルの開発	30
3.1 概説	30
3.2 現地観測	31
3.2.1 方法	31
3.2.1.1 魚類	31
3.2.1.2 底生動物	31
3.2.2 結果	32
3.2.2.1 魚類	32
3.2.2.2 底生動物	34
3.3 空間分布予測モデルの開発	37
3.3.1 空間分布予測モデルの開発方法	37
3.3.1.1 魚類	37
3.3.1.2 底生動物	37
3.3.2 再現性の検討	37
3.3.2.1 魚類	37
3.3.2.2 底生動物	39
3.3.3 直轄区間における生物量の推定	43
3.3.3.1 方法	43
3.3.3.2 結果	43
3.4 他河川への適用性と有用性の検討	47

3.4.1	対象河川と現地観測	47
3.4.1.1	対象河川と現地観測方法	47
3.4.1.2	現地観測結果	48
3.4.2	空間分布予測モデルの開発	49
3.4.3	河川間比較	54
3.4.3.1	方法	54
3.4.3.2	魚類の比較	54
3.4.3.3	底生動物の比較	58
3.4.4	堰による取水の影響検討	60
3.5	まとめ	62
	【参考文献】	63
第4章 平水時を対象としたハイブリッド河川生態系モデルの開発		64
4.1	概説	64
4.2	ハイブリッド河川生態系モデルの開発	64
4.2.1	ハイブリッド河川生態系モデルの概要と計算の流れ	64
4.2.2	対象生物の選定と空間分布予測モデルの再開発	66
4.2.3	対象生物の食物網	68
4.2.4	基礎式	70
4.2.4.1	非定常流モデル	70
4.2.4.2	熱収支モデル	70
4.2.4.3	物質輸送モデル	71
4.2.4.4	生物成長モデル	76
4.2.5	パラメータの設定	81
4.2.5.1	物理環境に関するパラメータ	81
4.2.5.2	生物に関するパラメータ	82
4.3	再現性の検討	85
4.3.1	計算条件	85
4.3.2	再現性の検討	89
4.3.2.1	流れ場	89
4.3.2.2	水温	90
4.3.2.3	水質	91
4.3.2.4	生物量	91
4.4	まとめ	106
	【参考文献】	107
第5章 河川生態系モデルを用いた河床掘削が河川生物に及ぼす影響予測		109
5.1	概説	109
5.2	河床掘削が河川生物に及ぼす影響予測	110
5.2.1	高津川における河床掘削計画	110
5.2.2	計算条件	115
5.2.3	河床掘削が河川生物に及ぼす影響予測	116
5.2.3.1	流れ場	116
5.2.3.2	水温	116
5.2.3.3	生物量	117

5.3	まとめ	132
	【参考文献】	133
第6章	結論	134
6.1	結論	134
6.2	今後の展望	135
謝辞		138

第1章 序論

1.1 研究背景

山地と丘陵地が国土のおよそ7割を占めるわが国では、他国と比較して河川長は短く急勾配であるため、降雨の影響を大きく受ける。そのため、出水時の河川水をコントロールすることが課題となる。また、わが国では河川水を利用した灌漑、水道用水への利用、発電等により河川水の需要が高いため、1年を通して安定した水供給をすることが課題となる。1946年に制定された新河川法においてはこれまでの旧河川法により定められた治水に関する項目に加え、利水に関する法整備がなされた。1900年代後半になると環境に対する関心が高まり、1997年に河川法が改正された。現在では治水、利水に加えて環境保全おこなうことが一般化している。このような河川管理を行うためには、流量や水位、水温、水質、などの河川環境の変化に対する生物の応答特性などを把握し、上記のような人間の活動が河川生態系に及ぼす影響を評価することが重要となる。

このような活動が生態系に及ぼす影響を評価する際は、現地調査によるモニタリングが主流であるが、モデルによる生態系への影響評価予測に基づいて河川管理を実施することが求められている¹⁾。河川環境を評価する方法としては、1980年代にアメリカで開発されたHEP²⁾や1978年にアメリカで開発され、1994年以降に日本でも利用が広まったPHABSIM³⁾といった生息場評価モデルによる河川生態環境評価が主流である。また、近年では生態環境多様性指数EEDを用いた生息場評価が可能なiRICのソルバー「DHABSIMソルバー」が公開されており⁴⁾、河川の魚類について平面二次元の生息場評価が可能となっている。しかし、これらは生物の生息場としてのポテンシャルを評価するものであり、生態環境評価において究極的には生物量による評価が望まれている。

Parkら⁵⁾は、生物について生物量ベースで取り扱うことができるモデル「AQUATOX」を開発した。AQUATOXは水文モデルとリンクして、水域の生態系の時空間変動を予測できる物質循環モデルであり、基礎生産から高次捕食者まで含む複雑な食物網を表現することが可能である。国内における生物量を取り扱うモデルとしては、戸田ら⁶⁾の基礎生産から底生動物に至るまでの物質循環を考慮したモデルや、藤原ら⁷⁾の湖沼を対象とした既存のモデルの河川版を開発し、基礎生産から高次捕食者まで含むモデル化をおこなった例があげられる。これらはいずれも河川の生物量を予測可能なモデルであるが、河川の代表的な生物である付着性藻類、底生動物、魚類をすべて含んだ物質循環を考慮できておらず、また、現地観測に基づく十分な検討には至っていない。

河川の物理環境から生物量に至るまでの河川生態系を評価するためのモデルの開発には、これらすべてを総合的に理解することが必要である。気象庁は全国の多地点において、気温、風速、日照、積雪など多くの観測項目を長期にわたってモニタリングしており、その膨大なデータは気象庁のホームページの「過去の気象データ」にてすべて公開している⁸⁾。また、国土交通省水管理・国土保全局では全国109の一級水系及び沖縄地方のダム管理に関する二級水系を対象に、水文水質に関わる環境モニタリングを実施している。それぞれの対象流域に観測所を設置し、雨量、水位流量、水質・底質、地下水位・水質、ダム・堰、海象、積雪深のモニタリングを実施し、「水文水質データベース」に公開している⁹⁾。さらに、河川水辺の国勢調査を定期的実施し、「河川環境データベース」に公開している¹⁰⁾。その他にも、定期縦横断測量によって一級水系の直轄区間に関しては河川内の地形変化をモニタリングしている。以上より、河川の物理環境や生物についてのデータは集積されつつある。しかし、物理場と生物に密接に関係している水質については、1時間ごとに水質を測定する水質自動観測装置が設置してある地点は非常に少なく、それ以外の河川に関する水質調査については、国土交通省が1ヶ月に1回程度の頻度で実施している全国一級水系を対象とした水質調査や、環境省が1ヶ月に1回程度の頻度で実施している公共用水域を対象とした水質調査があげられる。河川水辺の国勢調査では、河川生物の空間分布を把握できる

ほどの調査地点ではなく、調査頻度も5年に1回程度であるため、季節的な物理環境変化に伴う生物の変化を追えない。さらに、生物に関しては生息状況の把握が目的であり、生物量に関する継続的なモニタリングはおこなわれていない。これまで国内の研究事例において、河川生物の生活史に伴う量やサイズの変化に関する研究¹¹⁾や、攪乱に対する応答に関する研究がおこなわれているが¹²⁾、これらを総合的に明らかにした研究は見当たらない。中国地方に着目すると、河川生態系に関するモニタリング調査をおこなった事例が極めて少なく¹³⁾、下流域におけるモニタリング調査の事例は見当たらない。生物量予測をおこなう上で、河川生物の生活史に伴う量、サイズの変化や出水等の攪乱への応答特性といった季節変動特性を把握できるほどの調査頻度が必要である。

河川生物は上記にあるような時間的な変化のみならず、物理環境変化に敏感に応答して、生息分布を大きく変化させるため、河川生物の生物量を正確に予測するためには、対象河川における主要な生物の生物量分布と物理環境条件の関係性を把握し、生物量分布の予測手法を開発する必要がある。底生動物については、生物相や生物群集と環境条件の関係性について、国内外で盛んに研究されており、底生動物は環境指標として有効であることが知られている^{14),15)}。国土交通省は河川水辺の国勢調査の結果を用いて、水質汚濁に弱いカゲロウ目(E)、カワゲラ目(P)、トビケラ目(T)の合計種数を全確認種数で除した値であるEPT指数を利用した評価を実施している。また、近年では堰・ダム下流での土砂動態の変化が河川生態系に及ぼす影響を底生動物で評価する試みが進められており、ダム下流などの安定した環境下では造網性の底生動物が優占することが報告されている^{16),17)}。魚類については、河川における魚類の出現予測モデルについての研究として、在・不在に着目した分布を対象とした研究は広くおこなわれている^{18),19),20)}。しかし、底生動物、魚類共に、生物量と物理環境の関係性にまで着目した研究は少なく^{21),22)}、これらは詳細な現地観測をおこない、その結果を用いて統計解析をおこなうことで関係性を明らかにしている。

以上のことから、時間的な変化については、これまで開発されている河川生態系モデルによってある程度表現可能となっており、空間分布については、詳細な現地観測に基づいて開発された統計モデルによる予測が現状では最適な手法である。よって、河川生物量の時空間分布を表現するためには、物理モデルと統計モデルを組み合わせたモデル開発が必要である。また、生物量の時空間分布を取り扱うことから、開発モデルでは平面二次元計算を基本とすることがよいと考えられる。しかし、流れ場や水質といった物理環境から生物量に至るまでのシミュレーションをおこなう河川生態系モデルにおいては、その対象の多さや期間の長さによる計算負荷の観点から、すべてを平面二次元計算でおこなうことは現実的ではない。ここで、近年精力的に開発が進められている河床変動モデルについてしてみると、これまで各目的に応じて河床変動を考慮した河川流動モデルが開発されており、一次元から三次元に至るまで様々なモデルが開発されているが^{例え}ば^{4),23)-27)}、3次元性が強く砂粒子の運動の非平衡性を考慮する必要がある場合などを除けば、一般には、一次元あるいは二次元のモデルが用いられることが多く、長期的あるいは長区間を対象とした評価では、一次元モデルが多く使われている。近年では、計算機の発達に伴い、平面二次元の河川流動モデルの適用が精力的におこなわれているが、計算機が発達している今日であっても、平面二次元の河床変動計算をおこなうには計算負荷が大きく、長期間の計算には向かない。このような現状から、現代の技術で生物量の時空間分布を予測するためには、一次元計算と平面二次元計算を組み合わせることによって、計算負荷を抑えつつ生物量分布を予測することが可能なモデル開発が必要である。

1.2 目的

本研究では、島根県の一級河川である高津川を対象とした。高津川は島根県西部の日本海側に位置し、流域面積1,090km²、幹川流路延長81kmであり、下流域で本流と同程度の規模の支川

(匹見川)が合流している。また、流域の土地利用は樹林地が94%、農地が約5%、市街地が1%で、樹林地率が大きく、市街地率が低い河川であり、国土交通省の水質調査において、平成18～27年の10年間に4回以上『水質が最も良好な河川』として選ばれている。そのため、生物の成長に必要な栄養塩が豊富であり、アユやモクズガニといった水産資源に恵まれている。さらに、本流中下流域に目立った横断構造物が存在しないため、回遊性の生物が遡上しやすく、豊富な水産資源が上流域から下流域の広い範囲に渡って存在する。以上より、特に中下流域においては、本来の生態系を保っている可能性が高い希少な河川である。

本研究では、第一に高津川を対象とした物理環境モニタリングと生物量モニタリングを実施し、河川生態系モデルを開発するための基礎データの蓄積と物理場、生物量の季節変動特性を把握することを目的とする。第二に高津川における主要な河川生物の空間分布調査を実施し、河川生物の空間分布予測モデルの開発をおこなう。そして第三にこれまで蓄積した高津川の物理場と生物に関するデータとその解析結果を用いて、河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルを開発することを目的とする。なお、ハイブリッドとは、物理モデルと統計モデル、一次元計算と平面二次元計算という2つの意味を有しており、生物量分布を統計モデルで予測し、物理環境や物質循環といった時間的な変化を生態系モデルで解くことで、河川生物量の時空間分布予測を可能とした。また、水理量、水温、栄養塩について一次元計算、生物量について平面二次元計算をおこなうことで、計算負荷を軽減した。最後に、開発したモデルを用いて、高津川における河床掘削が河川生態系に及ぼす影響を検討する。

1.3 本論文の構成

図-1.1に本論文の構成を示す。本論文は本章を含む全6章で構成される。第1章では、本研究の背景と目的を述べ、本論文の構成が示される。第2章では、対象河川である高津川の物理環境から河川生物に至るまでの生態系を把握するためのモニタリングを実施し、河川生態系モデルを

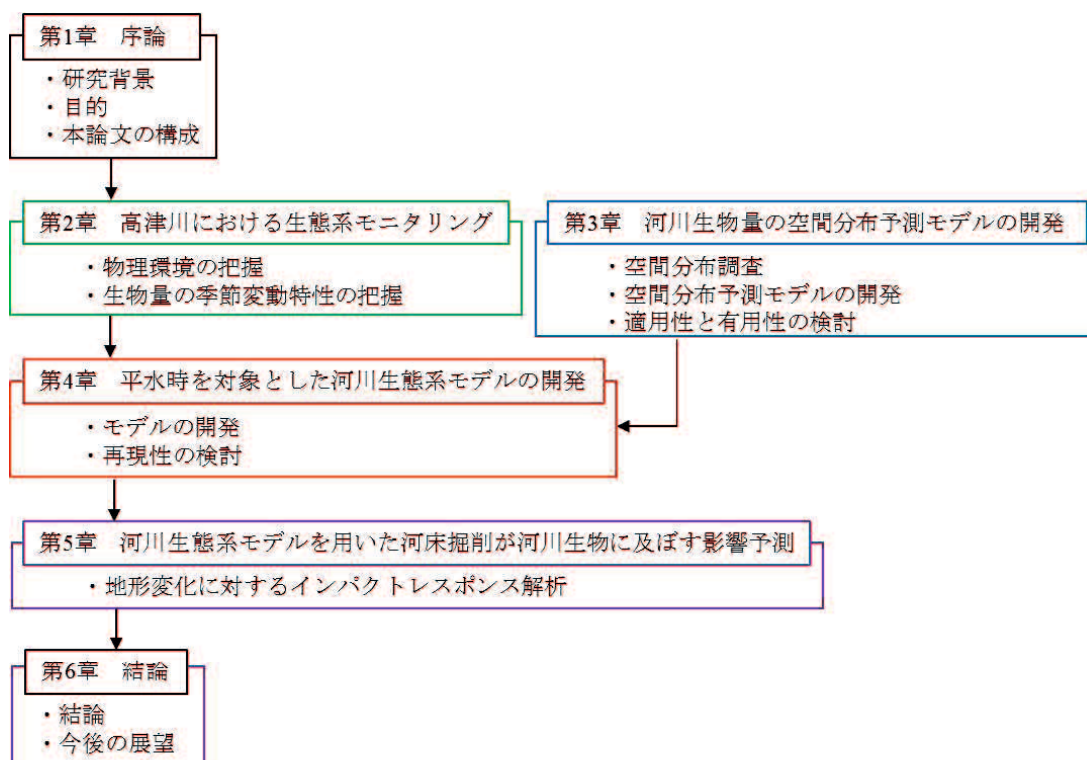


図-1.1 本論文の構成

開発するための基礎データの蓄積と、河川生物量の季節的変動特性を把握することを目的に、データの解析をおこなった。第3章では、高津川における河川生物量の空間分布予測モデルを開発し、モデルの適用性と有用性の検討をおこなった。第4章では、河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルを開発した。なお、ハイブリッドとは、物理モデルと統計モデル、一次元計算と平面二次元計算という2つの意味を有しており、生物量分布を第3章で開発した空間分布予測モデルで予測し、物理環境や物質循環といった時間的な変化を生態系モデルで解くことで、河川生物量の時空間分布予測を可能とした。また、水量、水温、栄養塩について一次元計算、生物量について平面二次元計算をおこなうことで、計算負荷を軽減した。そして、第2章での現地観測結果を用いて、開発モデルの再現性の検討をおこなった。第5章では、開発モデルを用いて、高津川で計画されている河床掘削が河川生態系へ及ぼす影響を現状河道と掘削河道の2ケースの計算をおこない比較することで検討した。

参考文献

- 1) Chen, S., Chen, B. and Fath, B. D.: Ecological risk assessment on the system scale: A review of state-of-the-art models and future perspectives, *Ecological Modelling*, Vol.250, pp.25-33, 2013.
- 2) 田中章, 大澤啓志, 吉沢麻衣子: 環境アセスメントにおける日本初の HEP 適用事例, *ランドスケープ研究*, 71 巻, 5 号, pp.543-548, 2008.
- 3) National Biological Service: The instream flow incremental methodology A primer for IFIM, *Biological Report 29*, pp.8-15, U.S. Department of the Interior, 1995.
- 4) 河川シミュレーションソフト iRIC, <http://i-ric.org/ja>
- 5) Park, R. A., Clough, J. S. and Wellman M. C.: AQUATOX: modelling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems, *Ecological Modelling*, Vol.213, Issue 1, pp.1-15, 2008.
- 6) 戸田祐嗣, 山下貴正, 宮本仁志, 辻本哲郎: 数値河川生態系と流域河道網への適用, *土木学会論文集 G (環境)*, Vol.69, No.6, II_127-II_138, 2013.
- 7) 藤原覚太, 小尻利治, 川口智也: 食物連鎖と流域水循環を考慮した生態評価モデルの構築, *京都大学防災研究所年報 (52)*, pp.781-794, 2008.
- 8) 気象庁, <https://www.jma.go.jp/jma/index.html>
- 9) 国土交通省 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/>
- 10) 河川環境データベース, <http://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/>
- 11) 水野信彦, 御勢久右衛門: 河川の生態学, 築地書館, 1993.
- 12) 佐瀬勝亮, 土屋十圀: 下久保ダムにおける洪水の有無が底生動物の群集構造に与える影響, *水工学論文集*, 第 54 巻, pp.1273-1278, 2010.
- 13) 村田裕, 浅見和弘, 三橋さゆり, 大本家正: 帝釈川ダム下流における流況改善に伴う水生生物の変化, *応用生態工学*, 11(1), pp.63-79, 2008.
- 14) 竹門 康弘: 底生動物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価(<特集 3>流域生態系の保全・修復戦略-生態学的ツールとその適用), *日本生態学会誌*, 55(1), pp.189-197, 2005.
- 15) 谷田一三 (編): 河川環境の指標生物学, 北隆館, 2010.
- 16) 谷田一三, 竹門康弘: ダムが河川の底生動物へ与える影響, *応用生態工学*, Vol.2, No.2, pp.153-164, 1999.
- 17) 白坂厚大, 糠澤桂, 鈴木祥広: 宮崎県耳川における発電用ダムによる流況改変が河川生態系へ与える影響, *土木学会論文集 G (環境)*, Vol.74, No.5, I_139-I_146, 2018.
- 18) Kwon, Y.S., Bae, M.J., Hwang, S.J., Kim, S.H. and Park, Y.S.: Predicting potential impacts of climate change on freshwater fish in Korea, *Ecological Informatics*, Vol.29, pp.156-165, 2015.
- 19) Labay, B.J., Hendrickson, D.A., Cohen, A.E., Bonner, T.H., King, R.S., Kleinsasser, L.J., Linam, G.W. and Winemiller, K.O.: Can Species Distribution Models Aid Bioassessment when Reference sites are Lacking? Tests Based on Freshwater Fishes, *Environmental Management*, Vol.56, pp.835-846, 2015.
- 20) Liang, L., Fei, S., Ripy, J.B., Blandford, B.L. and Grossardt, T.: Stream habitat modelling for conserving a threatened headwater fish in the upper Cumberland River, Kentucky, *River Research and Applications*, Vol.29, pp.1207-1214, 2013.
- 21) 小林草平・中西哲・尾嶋百合香・天野邦彦: 愛知県豊川における瀬の物理特性と底生動物現存量, *陸水学雑誌*, 71 巻, pp.147-430, 2007.
- 22) Creque, S.M., Rutherford, E.S. and Zorn, T.G.: Use of GIS-derived landscape-scale habitat features to explain special patterns of fish density in Michigan Rivers, *North American Journal of Fisheries Management*, Vol.25, pp.1411-1425, 2005.
- 23) 道上正規, 鈴木幸一, 定道成美: 斐伊川の土砂収支と河床変動の将来予測, *京都大学防災研究所年報*, 第 23 号, B-2, pp.493-514, 1980.

- 24) 長田健吾, 福岡捷二: 石礫河川の土砂移動機構に着目した 1 次元河床変動解析法の開発, 水工学論文集, 第 52 卷, pp.625-630, 2008.
- 25) 西本直史, 清水康行, 青木敬三: 流線の曲率を考慮した蛇行水路の河床変動計算, 土木学会論文集, No.456, II-21, pp. 11_20, 1992.
- 26) 福岡捷二, 西村達也, 岡信昌利, 川口広司: 越流型水制周辺の流れと河床変動, 水工学論文集, 第 42 卷, pp. 997-1002, 1998.
- 27) 長田信寿, 細田尚, 村本嘉雄, 中藤達昭: 3 次元移動座標系・非平衡流砂モデルによる水制周辺の河床変動解析, 土木学会論文集, No.684, II-56, pp.21- 34, 2001.

第2章 高津川における生態系モニタリング

2.1 概説

河川生態系モデルを開発するにあたって、対象河川の生態系について深く理解する必要があるため、現地観測を実施した。河川生態系モデルを構築するにあたって必要となるのは、気象、地形、流量、水位、水質といった物理環境と、対象の河川における主要な生物の生物量の時空間的に連続なデータである。現在おこなわれている環境モニタリングとして、気象庁の気象観測¹⁾やまた、国土交通省水管理・国土保全局の水文水質に関わる環境モニタリング²⁾、河川水辺の国勢調査³⁾、河川定期縦横断測量があげられ河川の物理環境や生物についてのデータは集積されつつある。しかし、水質に関しては観測している地点が非常に少なく、対象河川の高津川においては、国土交通省の全国の一級水系を対象とした水質調査や環境省の公共用水域を対象とした水質調査が1ヶ月に1回程度の頻度で実施されるのみである。また、第1章でも述べた通り、生物量に関する調査についてはおこなわれていない。

そこで本章では、対象河川である高津川の河川生態系の理解のために、高津川でおこなわれていない項目の物理環境条件と生物量モニタリングを実施した。さらに、攪乱型の生態系を形成している日本の河川において、生物の季節変動特性を把握するには、出水の影響についても把握する必要があるため、出水時の流れ場の数値シミュレーションを実施し、シミュレーション結果とモニタリング結果を比較することで、出水攪乱に対する生物の応答特性の解明を試みた。

2.2 方法

2.2.1 物理環境モニタリング

図-2.1(a)に高津川の位置図と島根県の気象観測所位置を示す。高津川流域内及び最寄りの気象

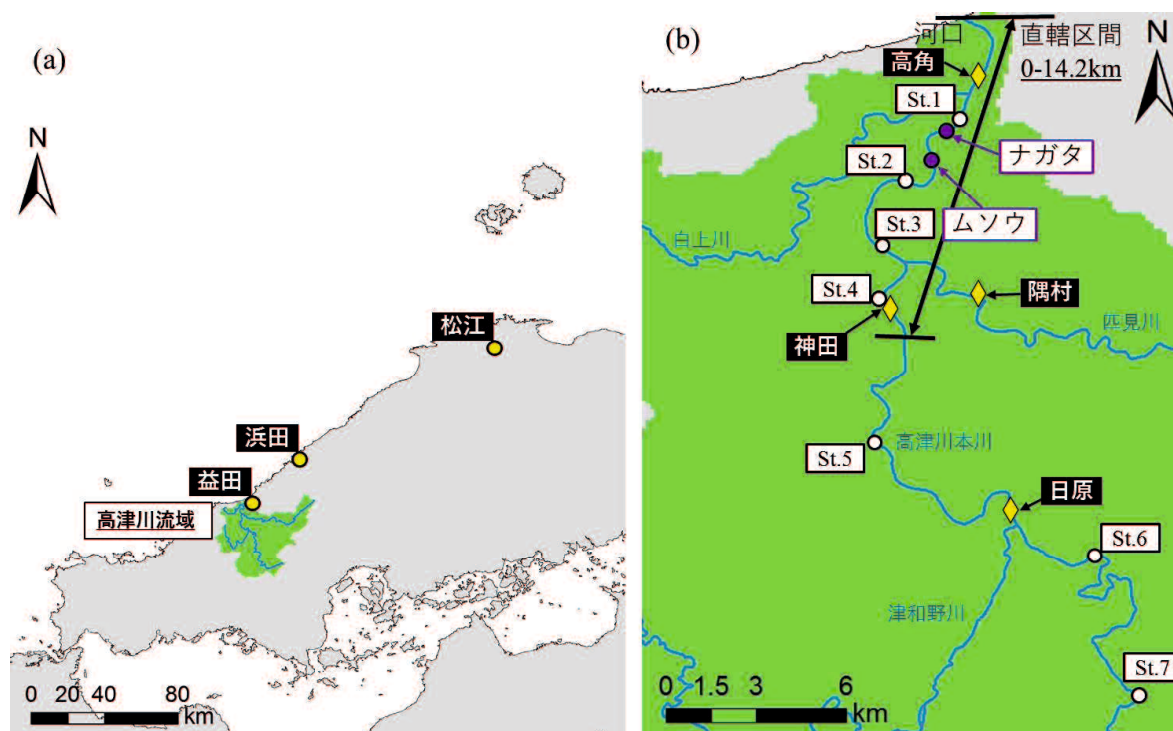


図-2.1 (a)高津川流域と島根県の気象観測所位置図, (b)高津川における現地観測地点図

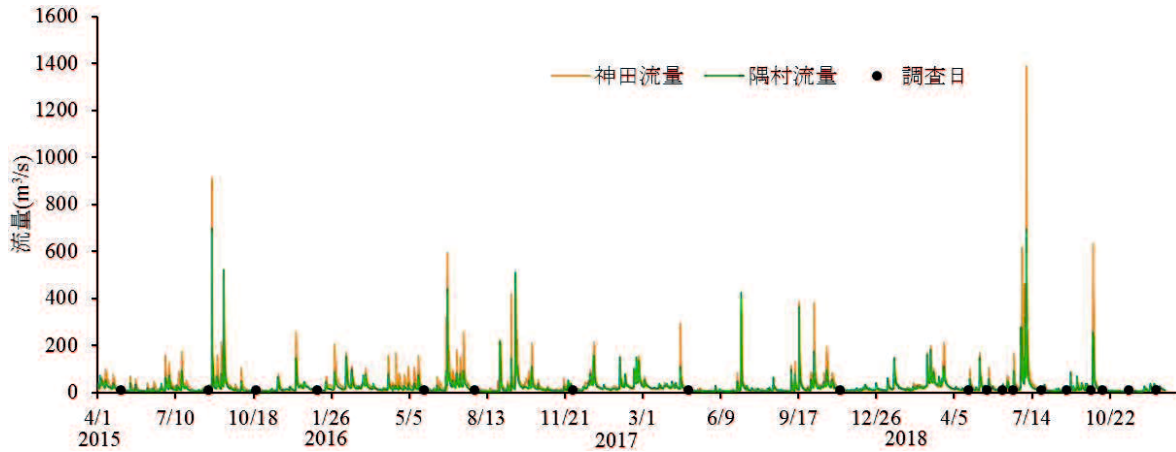


図-2.2 調査期間中の神田観測所と隅村観測所の流量と調査日

観測所としては、気温が益田と津和野、水蒸気圧等は浜田、日射量については、松江であり、日射量の観測所位置が高津川流域と距離があることがわかる。図-2.1(b)に高津川における現地観測地点を示す。水位、水温、DO、日射については定点モニタリングを実施した。水位・水温ロガー（水位・水温ロガー U20, HOBO）をナガタ地点に2017/9/3~2018/12/28、水温ロガー（ウォーターテンププロ V2, HOBO）を St.1~St.7 に2015/3/26~2018/12/28、ムソウ地点に2017/10/1~2018/12/28、DO ロガー（溶存酸素ロガーU26, HOBO）を日原、高角に2016/9/4~2018/12/28、日射計（USB マイクロステーションロガー, HOBO 及び気象観測用スマートセンサー, Onset 社）を神田に2016/9/4~2018/12/28 にわたって設置した。また、高津川の現状の河道の様子を把握するために、UAV（Phantom4, DJI）を用いた空撮をおこなった。空撮区間は直轄管理区間である河口から0~14.2kmを対象として、2018/1/19, 1/29, 2/1 の3日間でおこなった。

2.2.2 生物量モニタリング

高津川における生物量モニタリングを実施した。図-2.2 に調査期間中の神田観測所と隅村観測所の流量及び調査日を示す。神田観測所は高津川本川の匹見川が合流する直前の流量・水位観測所であり、隅村観測所は集水面積が高津川の支川のなかで最大規模である匹見川の高津川本川合流前の水位・流量観測所である。これら2つの観測所の流量は若干匹見川のほうが少ないものの、同程度の規模であることが分かる。また、2018/7/6 に調査期間中で最大の流量規模の出水が発生しているが、これは2018年7月に発生した西日本豪雨によるものである。2番目と3番目に大きな規模の出水は、それぞれ2015/8/25と2018/9/30であるが、これらは台風による出水である。

河川生物量の季節変化を把握するために、付着性藻類、底生動物及び魚類を対象に定期調査を実施した。生物量の調査は大きく2段階に分けて実施した。2015年4月~2017年11月の期間の調査では、高津川全体の生物量の時間的な変化を大まかに把握することを目的として、対象地点を St.1~St.6 とし、4ヶ月に1回程度の頻度で現地観測を実施した。対象生物は付着性藻類と底生動物とし、各地点の瀬において、その地点の代表性を出せるように3ヵ所設定し、50cm×50cmのベントスサーバーネット付きコドラートを用いたコドラート調査を実施した。付着性藻類に関しては、コドラート内の礫の表面についている付着性藻類をすべて擦り取り、採水ボトルに採集して持ち帰った。底生動物はコドラート内の礫や砂などの中から全ての底生動物を採集した。持ち帰ったサンプルについては、底生動物は95℃で12時間以上乾燥させて、乾燥重量を測定した。なお、2016年以降は高津川の優占分類群であるヒゲナガカワトビケラ科、カワゲラ科、トンボ目とその他に分類して、それぞれの乾燥重量を測定した。付着性藻類は持ち帰ったサンプルの量を計測し、よくかき混ぜてから100mL計り取り、計り取った付着性藻類を濾過し、95℃で12時間以上乾燥させた後、750℃で3時間強熱し強熱減量を測定した。この強熱減量に持ち帰ったサンプル

量と 100mL の比を掛けることで、コドラート内の生物量を算出した。

2018 年 4 月～2019 年 1 月の調査では、生物量の季節変動特性を把握することを目的とした生物量調査を実施した。対象地点はナガタ地点とムソウ地点（図-2.1）とし、両地点共に瀬の上流側の瀬頭からトロに渡る範囲（100m×30m 程度）を設定した。これらの地点を対象に 2018/4/23～2019/1/15 にかけて、1 ヶ月に 1 回程度の間隔を基準としておこなった。なお、大きな規模の雨が予想される場合は、雨が降る直前に調査を実施し、出水前後での比較ができるように調査日を調整した。魚類は、各調査地点の下流側の瀬の上流側から上流方向に 20m 間隔で横断方向に 6 ラインを設定し、潜水目視により遊泳魚は 6 ライン全て、底生魚は 3 ラインにおいて、幅 1m に出現した種を成魚と未成魚に分けて計数、潜水距離を測定し、魚種別発育段階別の平均密度(n/m^2)を算出した。その後、平均密度(n/m^2)に乾ら⁴⁾に示されている平均体重(g/n)を乗ずることで魚類量(g/m^2)を算出した。なお、乾ら^{2,4)}が示す平均体重は 7 月と 10 月のものがあるため、調査日から最も近い月のデータを用いた。また、乾ら⁴⁾において確認されなかった魚類については 2015 年 12 月に高津川で捕獲した個体の体重を測定した。最後に、純淡水性遊泳魚、純淡水性底生魚、回遊性遊泳魚及び回遊性底生魚に分けて整理した。底生動物については横断方向に平均的な生物量となるように、岸際、流心、水深と流速が岸際と流心の中間的な場所の 3 地点を設定し、それぞれで 50 cm×50 cm のコドラート内の底生動物を採集した。サンプルは持ち帰った後、高津川における優占 5 分類群（ヒゲナガカワトビケラ科、カワゲラ科、トンボ目、ヒラタドロムシ科、ヒラタカゲロウ科）とその他に分類、個体数を計数し、95℃で 12 時間以上乾燥させ、乾燥重量を測定した。付着性藻類は底生動物採集時のコドラート内に表在していた大礫サイズ以上の礫の表面に 10cm×10cm のコドラートをあて、コドラート内の藻類をステンレスブラシでこすり、100mL ボトルに採集した。サンプルは持ち帰った後、メッシュサイズ 0.7 μ m のガラス繊維濾紙を用いて濾過をおこない、95℃で 12 時間以上乾燥させた後、750℃で 3 時間強熱し強熱減量を測定した。

2.2.3 出水時の攪乱強度についての検討方法

出水による攪乱の影響を明らかにするために、出水による攪乱強度と出水前後の生物量及び個体数の変化を比較した。なお、本検討においては、出水時の攪乱による生物の減少傾向について着目するものとし、出水後の生物の動態については考えないものとする。出水攪乱時に生物量が大きく減少する要因には、流速が増すことでその場に定位できなくなることや、生息場所となる河床の礫が流されることが考えられる。そこで、出水時の攪乱強度の指標には、出水ピーク時の流速(m/s)と対象地点の D50（メジアン径）に対する無次元掃流力とした。D50 を用いる理由としては、粒径によらずそれぞれの地点の礫が動くかどうか重要であり、その代表粒径として選定したからである。対象の出水は調査期間中のピーク流量（神田と隅村の合計）が大きい 2018 年 5 月 7 日(306.6 m^3/s)、7 月 6 日(2081.1 m^3/s)、9 月 30 日(870.5 m^3/s)の 3 回とした。出水時の流れ場は iRIC⁵⁾の Nays2DH ソルバーを用いた。地形データには平成 27 年度の横断測量成果を用いた。計算対象区間はナガタ地点とムソウ地点を含む、河口から 3.0km～7.0km とし、上流端に各出水のピーク流量を一定で与え、下流端は等流水深とした。マンニングの粗度係数は 0.035 とした。粒径については平成 22 年の河川縦断測量と同時にこなわれた河床材料調査成果を用いて、ナガタ地点では 4km 地点の右岸左岸流心の平均粒度分布、ムソウ地点では 5km と 6km 地点の右岸左岸流心の平均粒度分布より、それぞれの地点の D50 を算出し、D50 の一様粒径を与えた。なお、河床変動は考慮していない。計算された流速及び無次元掃流力は、調査を実施した範囲（100m×30m 程度）の平均値を計算し、影響検討に用いた。対象生物は出水の影響が予想された藻類、底生動物の優占 5 分類群及び年間を通して観測された魚類 3 種（カジカ、シマヨシノボリ及びヌマチチブ）である。これらの対象において、生物量及び個体数について出水前後の比（出水後/出水前）を計算し、単回帰分析をおこなった。その結果、近似直線の傾きが負であるものに着目し、傾きが負であるものの内、 R^2 値が 0.3 以上のものを明確な負の関係性があるとした。

2.3 結果

2.3.1 物理環境モニタリング

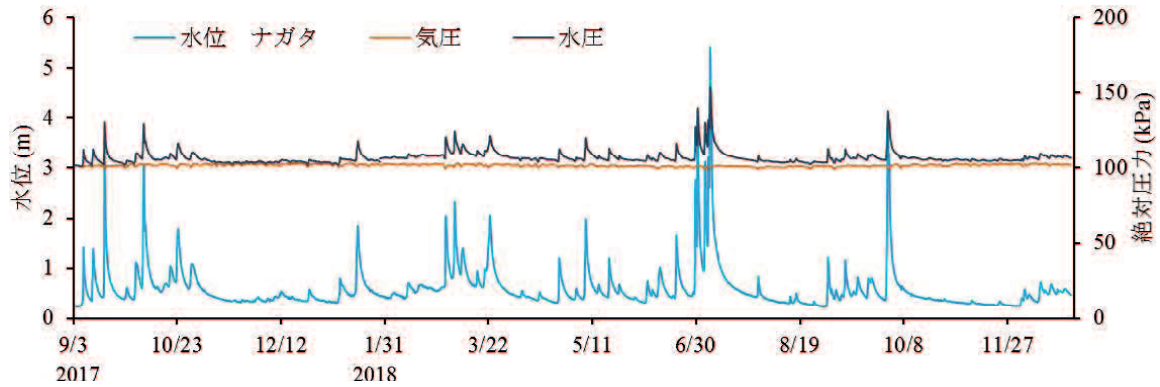


図-2.3 ナガタ地点における水圧、気圧及び水位の時系列

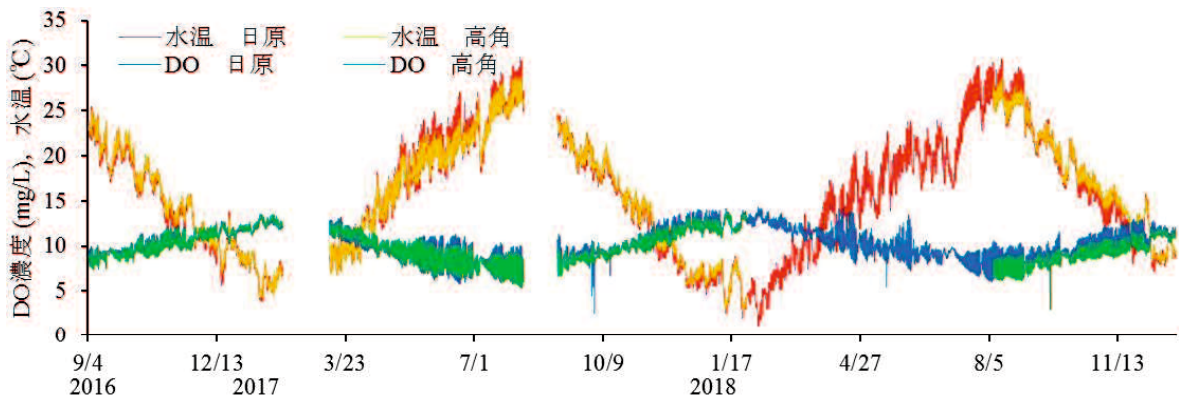


図-2.4 日原及び高角における DO と水温の時系列

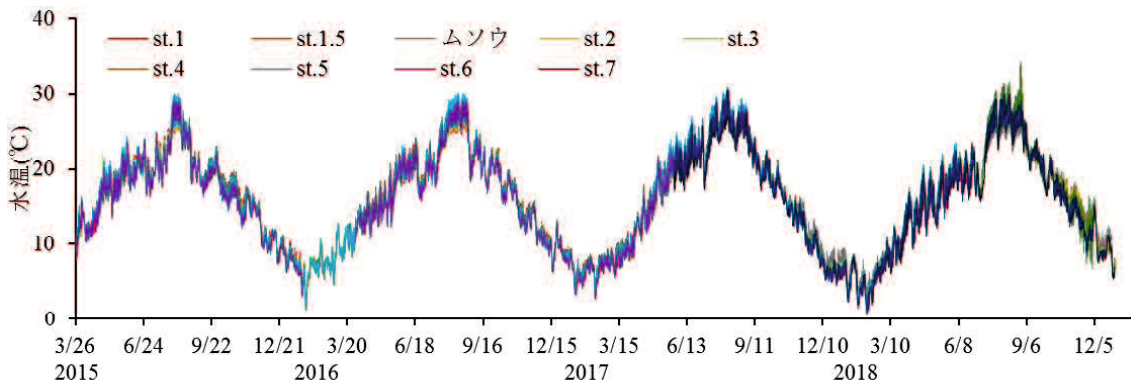


図-2.5 St.1~St.7 及びムソウ地点における水温の時系列

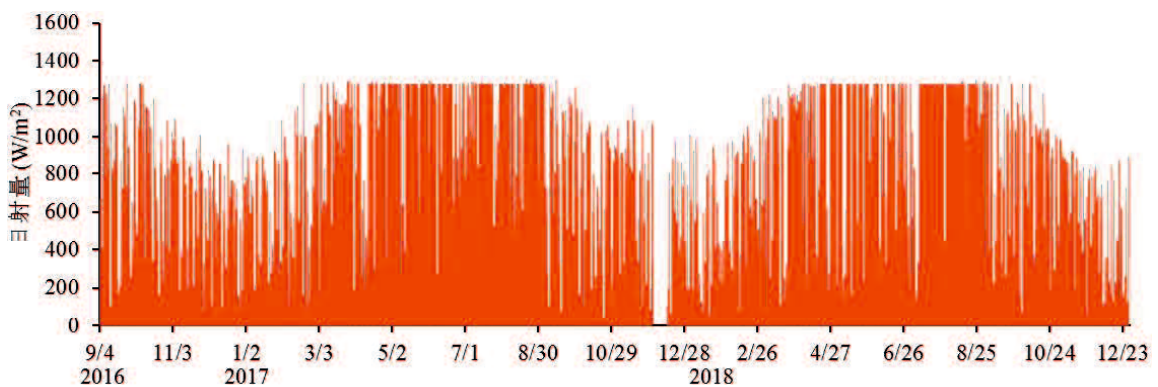


図-2.6 神田における日射量の時系列

図-2.3 にナガタ地点における水圧，気圧及び水位の時系列モニタリング開始時からの期間で最高の水位を記録しているのは，2018/7/6 であり，これは2018年7月に発生した西日本豪雨によるものである。図-2.4 に日原及び高角におけるDOと水温の時系列を示す。図-2.5 にSt.1～St.7及びムソウ地点における水温の時系列を示す。すべての地点の水温波形が概ね重なっており，年間を通して上下流で水温差が小さいことが分かる。図-2.6 に神田の日射量の時系列を示す。以上のデータより，2018年のデータが一通りそろっているため，河川生態系モデルの適用期間として適切だと考えられる。

2.3.2 生物量モニタリング

2.3.2.1 魚類

表-2.1 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点で2018年4月～2019年1月の調査期間中に確認された魚類と河川利用形態ごとの区分を示す。確認された16種のうち，純淡水性遊泳魚が3種，純淡水性底生魚が3種，回遊性遊泳魚が1種，回遊性底生魚が9種であった。両地点共に，調査で確認された個体数の総数及び種数は両地点共に回遊性底生魚が最も多かった。調査地点は高津川の下流域に位置しており，調査地点より下流には横断構造物がないため回遊性の魚類の種数が多かったと考えられる。

図-2.7 に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における魚類の河川利用

表-2.1 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点で調査期間中（2018年4月～2019年1月）に確認された魚類の個体数と河川利用形態ごとの区分

(a)ナガタ		4月23日	6月5日	7月25日	8月27日	10月12日	11月15日	12月20日	1月15日	合計
純淡水性遊泳魚	オイカフ	0	0	9	11	0	0	0	0	20
	カワムツ	0	0	2	0	5	0	0	0	7
	ウグイ	0	22	42	38	8	4	0	0	114
純淡水性底生魚	ギギ	1	0	2	1	0	5	0	0	9
	ドンコ	1	0	0	0	0	0	0	0	1
回遊性遊泳魚	アユ	0	6	0	0	0	0	0	0	6
	シマヨシノボリ	22	46	105	74	11	34	8	6	306
	オオヨシノボリ	0	0	0	3	0	0	0	0	3
	ヌマチチブ	25	43	97	44	12	34	7	13	275
	ゴクラクハゼ	0	0	9	13	0	0	0	0	22
	ウキゴリ	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	カジカ	15	34	2	6	12	22	24	17	132
	カマキリ	1	0	5	3	0	4	0	0	13
	スミウキゴリ	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	(b)ムソウ		4月23日	6月5日	7月25日	8月27日	10月12日	11月15日	12月20日	1月15日
純淡水性遊泳魚	オイカフ	0	7	59	5	0	0	0	0	71
	カワムツ	0	0	4	0	6	0	0	0	10
	ウグイ	1	25	17	40	4	0	0	0	87
純淡水性底生魚	ギギ	1	3	0	0	1	1	0	0	6
	シマドジョウ	0	0	0	1	0	0	0	0	1
回遊性遊泳魚	アユ	0	3	4	0	36	0	0	0	43
	シマヨシノボリ	18	39	61	81	9	42	1	3	254
	ヌマチチブ	13	22	37	28	0	5	2	1	108
	ゴクラクハゼ	0	0	27	0	5	0	0	0	32
	ウキゴリ	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	カジカ	10	15	3	1	4	32	8	11	84
	カマキリ	0	2	9	6	6	4	0	0	27
	スミウキゴリ	0	0	1	0	0	2	0	0	3
	ニホンウナギ	1	0	0	0	0	0	0	0	1

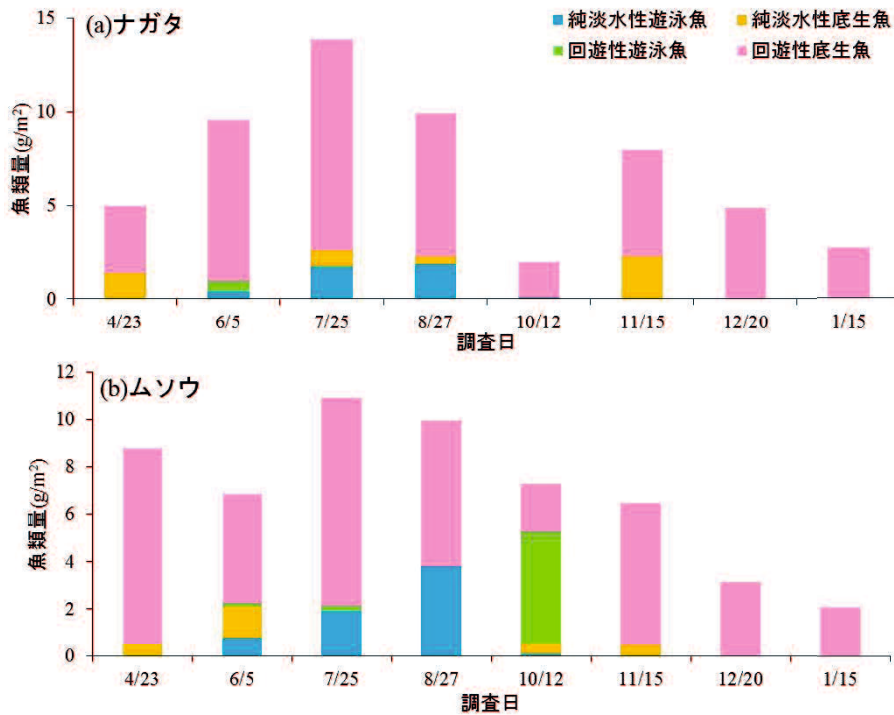


図-2.7 2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における魚類の河川利用形態別の生物量の季節変化

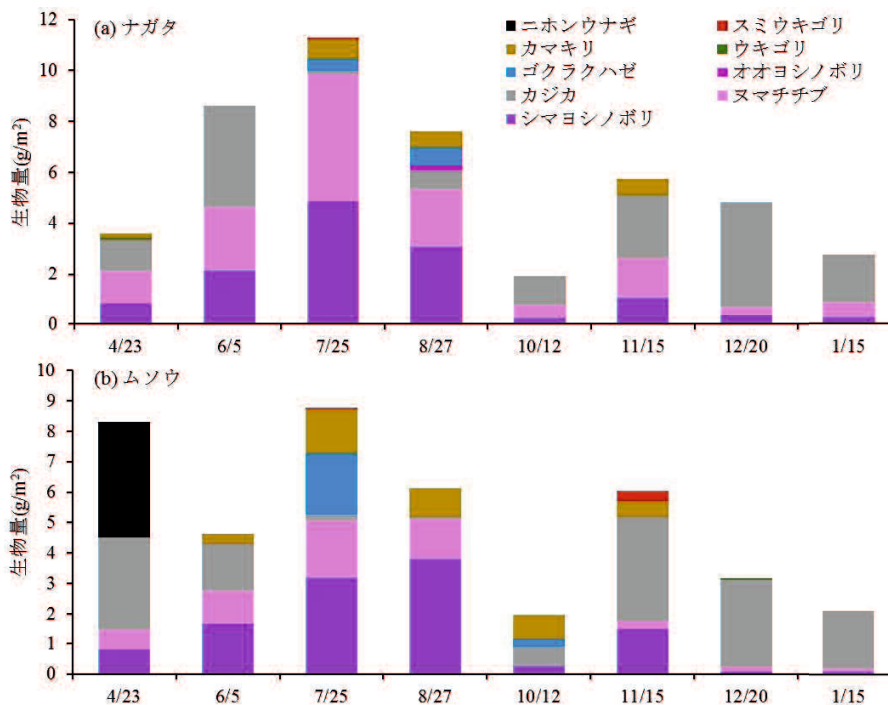


図-2.8 2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における回遊性底生魚の生物量の季節変化

形態別の生物量を示す。両地点共に、生物量は夏季に向けて増加し、冬季に向けて減少する傾向にあった。また、回遊性底生魚が全魚類量に占める割合が1番大きかった。図-2.8に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における回遊性底生魚の生物量を示す。両地点共に、カジカ、シマヨシノボリ、ヌマチチブの3種は年間を通して観測され、全体の生物量の大部分を占めていることが分かる。カジカは夏季に少なく、冬季に多い傾向、ヌマチチブとシマヨシノボリは夏季に多く、冬季に少ない傾向にあった。図-2.9に2018年4月～2019年1月の(a)ナガ

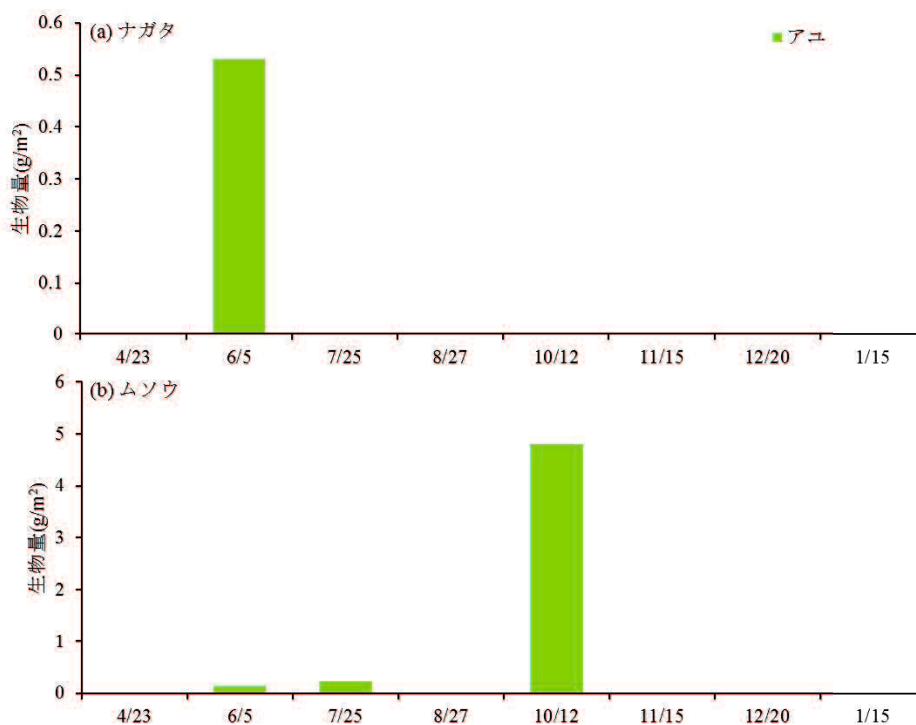


図-2.9 2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における回遊性遊泳魚の生物量の季節変化

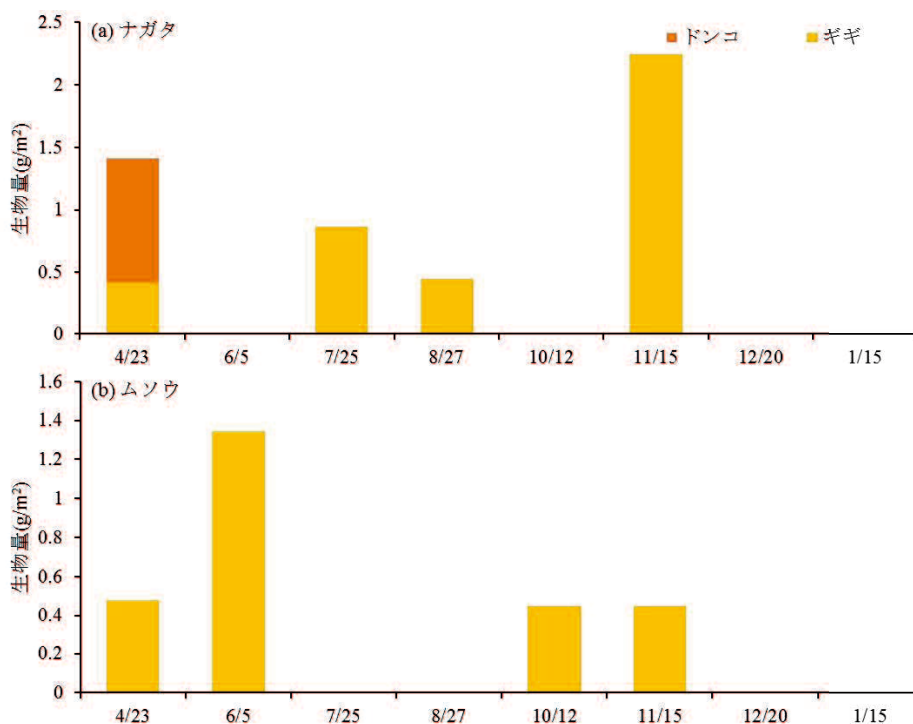


図-2.10 2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における純淡水性底生魚の生物量の季節変化

タ地点及び(b)ムソウ地点における回遊性遊泳魚の生物量を示す。回遊性遊泳魚は6月から7月に観測され、10月にムソウ地点で突然増加し、その後は観測されなかった。10月のナガタ地点においても潜水目視でとらえることはできなかったが、調査範囲外では確認されている。図-2.10に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における純淡水性底生魚の生物量を示す。純淡水性底生魚は春季と秋季で見られた。図-2.11に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における純淡水性遊泳魚の生物量を示す。純淡水性遊泳魚は6月から8月

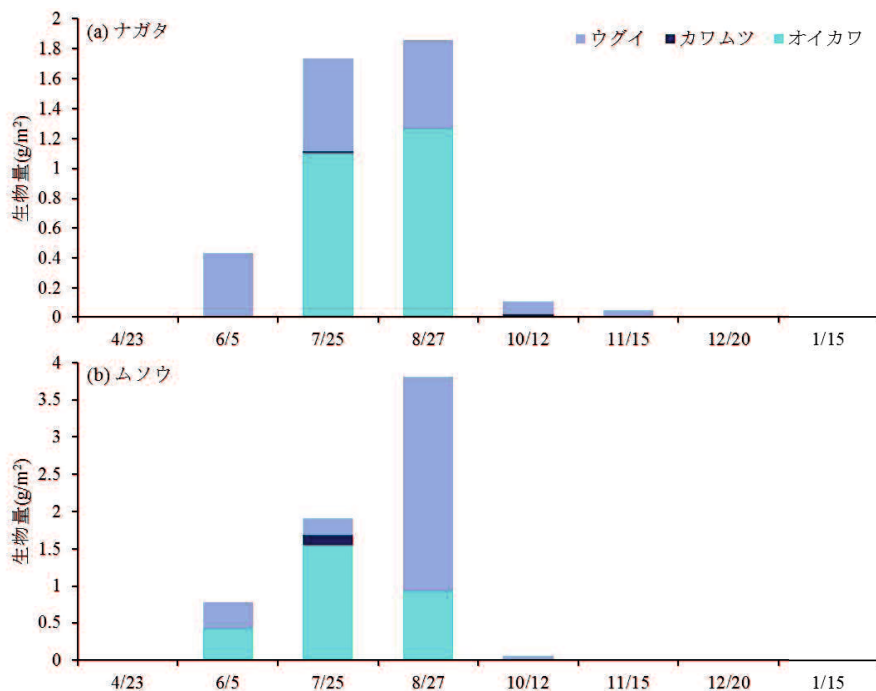


図-2.11 2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における純淡水性遊泳魚の生物量の季節変化

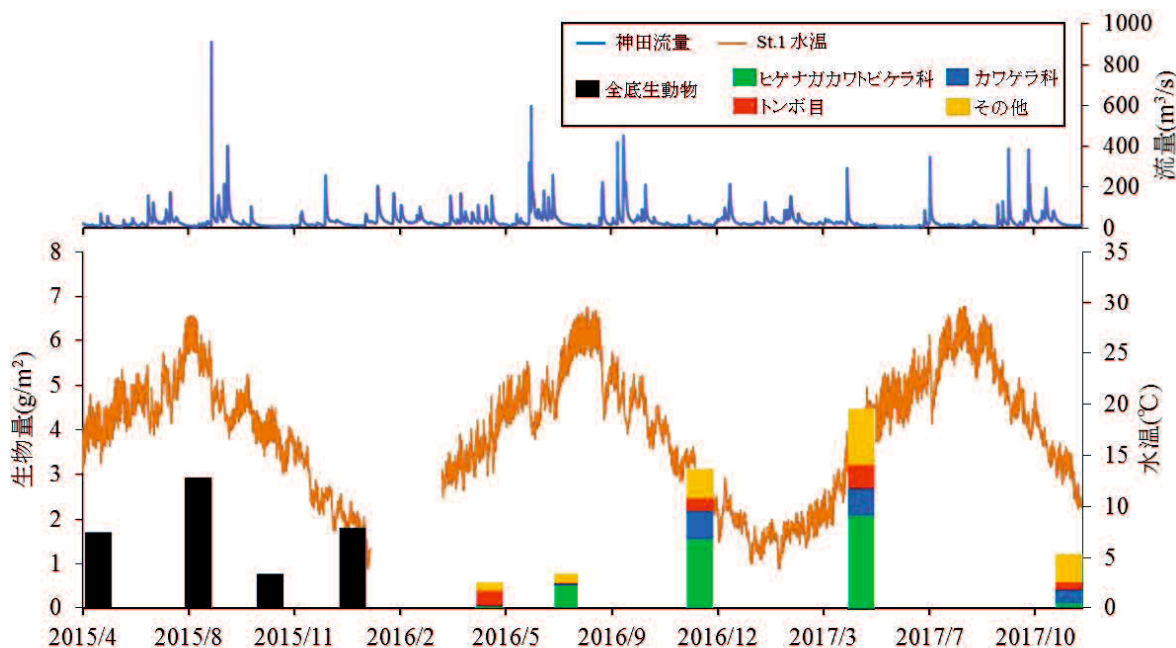


図-2.12 2015年4月～2017年11月における底生動物の全地点 (St.1~6) の平均生物量と St.1 の水温及び神田観測所の流量時系列

にかけて増加し、その後減少した。冬季にあまり観測されない理由としては、夏季は魚類が活発に捕食活動をしており、冬季において魚類は活発に活動せず、水深の深い淵等にいるため⁹⁾、観測されなかったと考えられる。回遊性底生魚が多いのは調査地点が下流域にあり、横断構造物がなく、回遊魚が遡上しやすいためと考えられる。回遊性遊泳魚はアユであるが、10月頃に多かった理由は、アユの降下・産卵期であったためと予想される。

2.3.2.2 底生動物

図-2.12に2015年4月～2017年11月における底生動物の全地点（St.1～6）の平均生物量とSt.1の水温及び神田観測所の流量時系列を示す。2015年は夏季に生物量が多い傾向、2016年は冬季に生物量が多い傾向、2017年は春季に生物量が多い傾向となっており、年ごとに傾向が異なることが分かる。また、2016年以降の生物量構成比に着目すると生物量が多い時期は全ての生物の生物量が多いことが分かる。また、生物量の少ない時期は生物量の構成比が各季節で異なることが分かる。底生動物は各生物で羽化時期が異なるため、生物量が減少する季節に生物量の構成比が変化すると考えられる。また、冬季は基本的に羽化をしないため、2016年12月～2017年4月にかけての生物量が全体的に多いと考えられる。以上より、底生動物の生物量の変動傾向を把握するためには、生物ごとに着目し、高頻度の調査で生物量の変化を追っていく必要があることがわかる。

次に、2018年より実施した、高頻度の生物量モニタリング結果について述べる。表-2.2に2018年4月～2019年1月の調査期間中にナガタ地点及びムソウ地点で確認された高津川の優占分類群の個体数と食性区分を示す。食性区分は、ヒゲナガカワトビケラ科はデトリタス食性、カワゲラ科とトンボ目は肉食性、ヒラタドロムシ科とヒラタカゲロウ科は藻類食性である。図-2.13に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点(b)ムソウ地点における底生動物の優占分類群の生物量を示す。両地点共に、生物量は初夏にかけて多く、7月に大きく減少し、9月にかけて増加した後、10月に減少し、その後増加する傾向にあった。6月から7月と9月から10月の生物量の減少は出水の影響が示唆される。また、ナガタ地点では、ヒゲナガカワトビケラ科、ムソウ地点では、ヒラタドロムシ科が最優占分類群であった。

図-2.14に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ナガタ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は5月から6月にかけて大きく増加、7月に大きく減少し、8月に再度増加した後、10月にかけて減少し、10月以降に再度増加した。1個体あたりの重量は、4月が最大であり4月から7月にかけて減少、7月から9月にかけて増加し、10月にかけて減少した後、12月にかけて増加した。4月から6月にかけて羽化・産卵時期であると考えられ、羽化した個体が産卵し若齢幼虫が多かったため6月の生物量が増加したと考えられる。特に1個体あたりの重量が大きく減少する4月から5月に羽化時期のピークがあったと推察される。6月から7月と9月から10月の生物量の減少は豪雨による出水の影響があると考えられる。9月から10月に1個体あたりの重量が大きく減少しその後、12月にかけて生物量が増加していることから9月頃に2回目の羽化時期があったと推察される。

表-2.2 調査期間中（2018年4月～2019年1月）にナガタ地点及びムソウ地点で確認された高津川の優占分類群の個体数と食性区分

ナガタ	4/23	5/17	6/5	6/19	7/25	8/27	9/27	10/12	11/15	12/20	1/15
ヒゲナガカワトビケラ科	7	16	91	137	9	19	5	9	57	46	42
カワゲラ科	3	12	25	36	4	39	59	14	15	108	59
トンボ目	0	2	2	2	4	11	11	3	6	3	8
ヒラタドロムシ科	29	34	17	31	9	29	57	19	57	37	89
ヒラタカゲロウ科	59	21	53	75	49	70	24	3	53	287	119
ムソウ	4/23	5/17	6/5	6/19	7/25	8/27	9/27	10/12	11/15	12/20	1/15
ヒゲナガカワトビケラ科	7	19	58	49	11	5	2	3	30	23	25
カワゲラ科	29	22	47	18	12	31	78	33	64	80	106
トンボ目	15	16	16	17	5	2	11	6	3	5	3
ヒラタドロムシ科	114	12	100	145	16	20	81	142	87	141	96
ヒラタカゲロウ科	36	109	34	51	55	53	33	7	46	27	156

■ デトリタス食性 ■ 藻類食性 ■ 肉食性

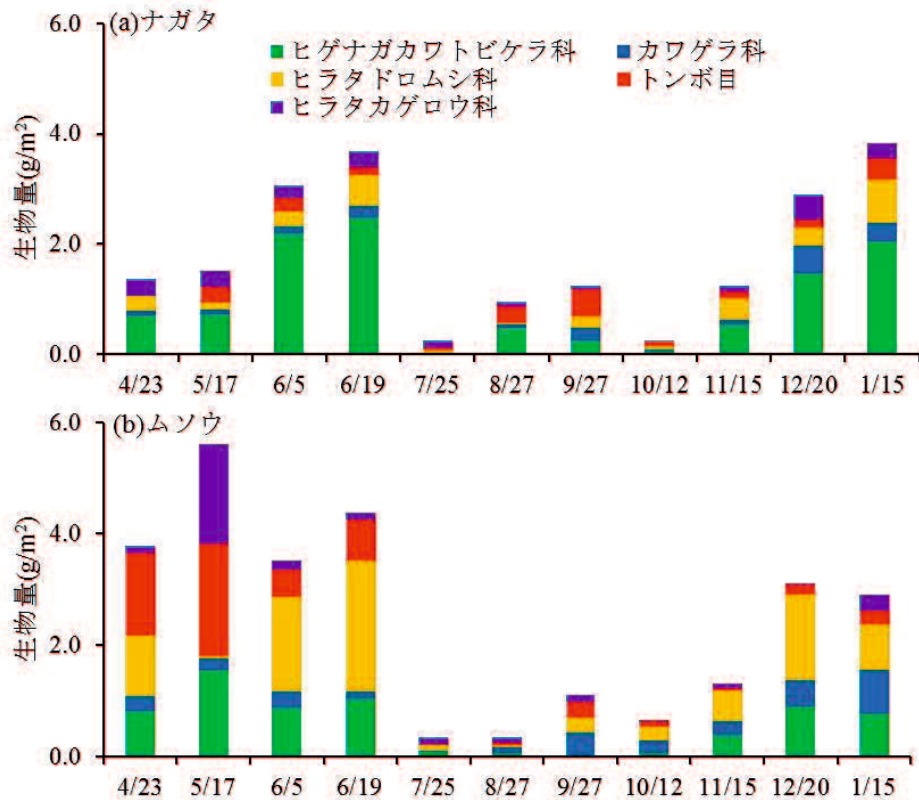


図-2.13 2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点(b)ムソウ地点における底生動物の優占分類群の生物量

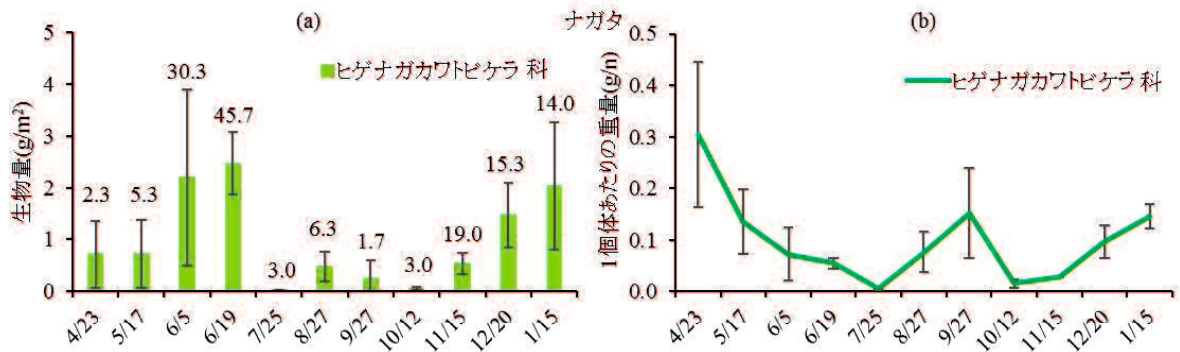


図-2.14 2018年4月～2019年1月のナガタ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

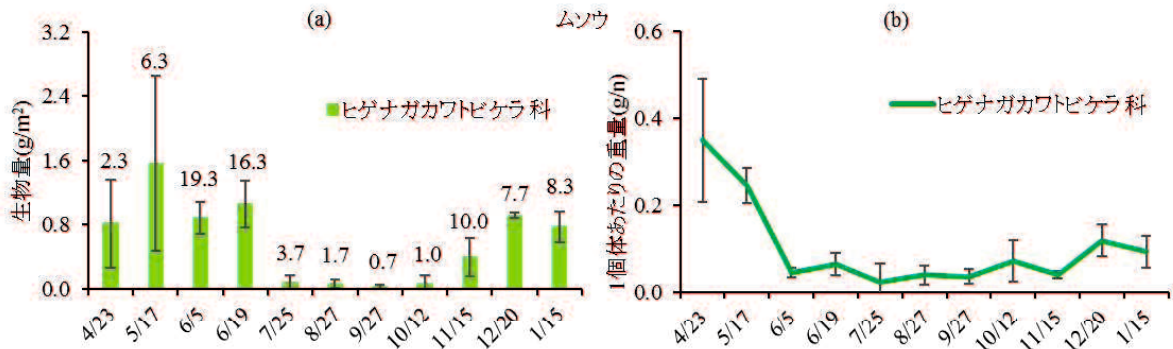


図-2.15 2018年4月～2019年1月のムソウ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

図-2.15に2018年4月～2019年1月の(a)ムソウ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の生物量

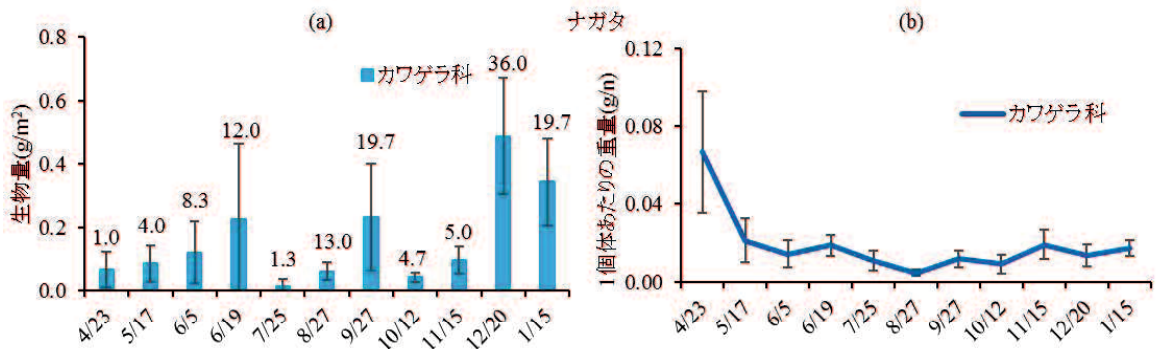


図-2.16 2018年4月～2019年1月のナガタ地点におけるカワゲラ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

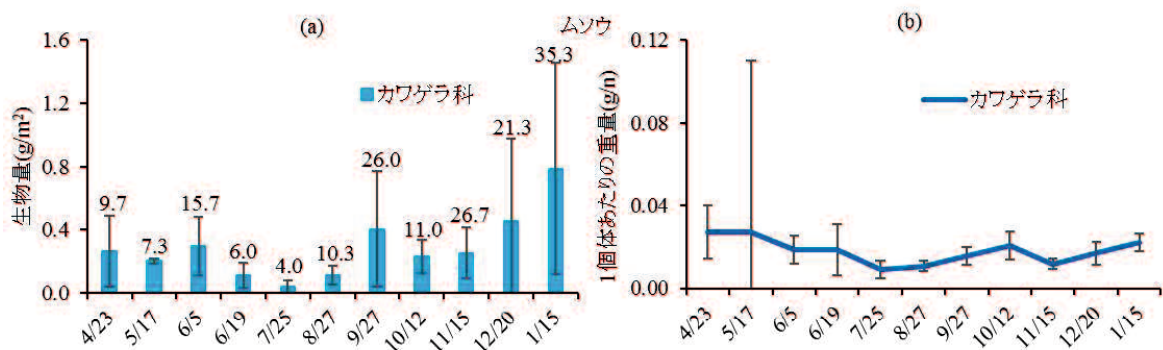


図-2.17 2018年4月～2019年1月のムソウ地点におけるカワゲラ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

と単位面積当たりの個体数及び(b)ムソウ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は5月が最大であり、6月から7月にかけて大きく減少、7月から10月までは大きな変化はなく、10月から12月にかけて増加した。1個体当たりの重量は4月が最大であり、4月から6月初旬にかけて大きく減少、その後6月から11月まで大きな増減はなく、12月に若干増加した。1個体当たりの重量の減少から4月から6月初旬にかけて羽化時期があったと考えられる。特に生物量及び1個体当たりの重量が大きく減少する5月から6月初旬に羽化時期のピークがあったと推察される。さらに、6月の生物量が多いにもかかわらず1個体当たりの重量が小さいことから若齢幼虫が多かったと考えられる。6月から7月の生物量の減少は出水の影響があったと考えられる。ヒゲナガカワトビケラ科は一般的に1年に2回羽化するとされているが、ムソウ地点では夏季から秋季にかけての羽化時期が明確ではない。10月から12月に生物量が大きく増加していることから羽化した成虫が産卵し若齢幼虫が多かったと考えられ、調査で捉えることができなかった羽化時期があったと推察される。

図-2.16に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点におけるカワゲラ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ナガタ地点におけるカワゲラ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から6月にかけて増加し、7月に減少、9月にかけて増加した後、10月に減少、12月にかけて増加した後、1月に減少した。1個体当たりの重量は4月が最大であり、4月から5月に大きく減少した後、1月まで小さな増減を繰り返した。1個体当たりの重量が4月から5月に大きく減少していることから、4月頃に羽化時期のピークがあったと推察される。その後1個体当たりの重量に大きな変化が無い理由としては、カワゲラ科は孵化してから産卵にいたるまで約2~3年を要することが知られており⁸⁾、さまざまな世代の幼虫が採集されたため平均すると大きな差が無かった

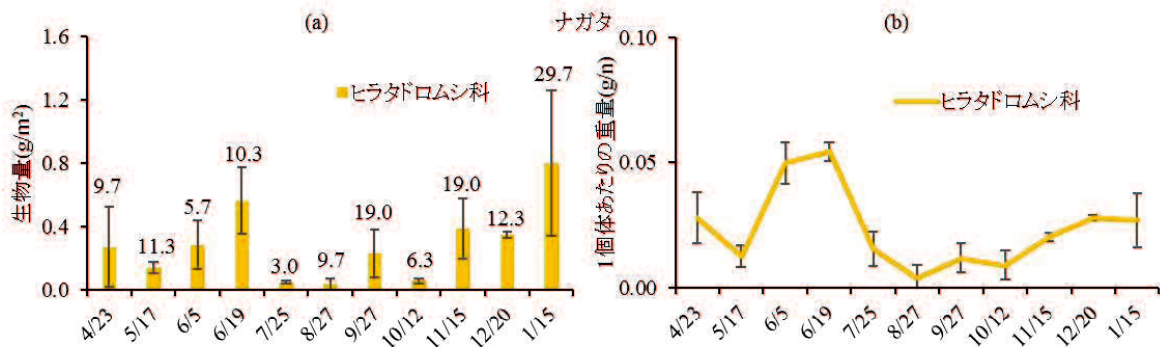


図-2.18 2018年4月～2019年1月のナガタ地点におけるヒラタドロムシ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

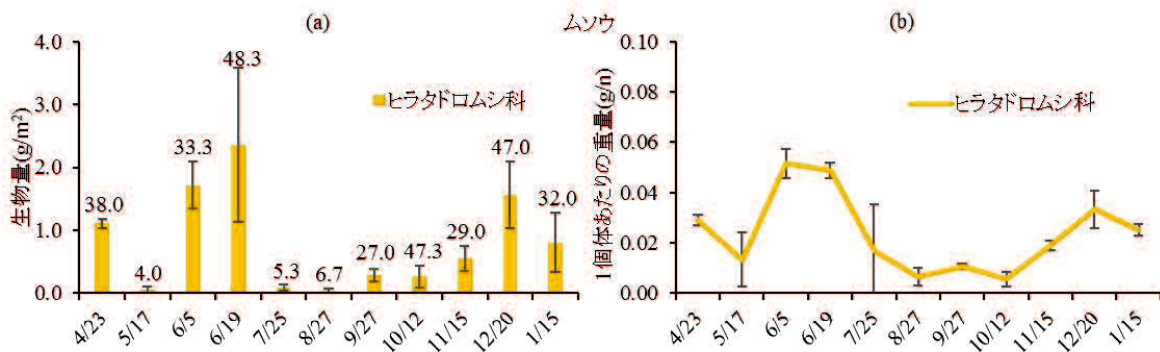


図-2.19 2018年4月～2019年1月のムソウ地点におけるヒラタドロムシ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

と考えられる。6月から7月と9月から10月の生物量の減少は出水の影響があったためと考えられる。

図-2.17に2018年4月～2019年1月の(a)ムソウ地点におけるカワゲラ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ムソウ地点におけるカワゲラ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から5月にかけて減少、6月初旬にかけて増加し、7月にかけて減少した後、9月にかけて増加、10月にかけて減少、1月にかけて増加した。1個体あたりの重量は4、5月を最大に1月まで小さな増減を繰り返しているが大きな差は無かった。5月の調査で採集された個体は1個体あたりの重量で見るとそれほど大きく無いが、ばらつきが大きかったため、羽化前の終齢幼虫も含まれていたと考えられ、この時期が羽化時期だったと推察される。

図-2.18に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点におけるヒラタドロムシ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ナガタ地点におけるヒラタドロムシ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から5月にかけて減少、6月にかけて増加し、8月にかけて減少した後、9月にかけて増加した。そして10月にかけて減少し、11月にかけて増加、12月にかけて減少した後、1月にかけて増加した。1個体あたりの重量は4月から5月にかけて減少、6月にかけて増加、8月にかけて減少し、その後、小さな増減を繰り返し10月から1月にかけて増加した。6月から7月が羽化時期であったと推察される。

図-2.19に2018年4月～2019年1月の(a)ムソウ地点におけるヒラタドロムシ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ムソウ地点におけるヒラタドロムシ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から5月にかけて減少、6月にかけて増加、8月にかけて減少し、9月にかけて増加した後、10月にかけて減少、12月にかけて増加し、1月にかけて減少した。1個体あたりの重量は4月から5月にかけて減少、6月初旬にかけて増加、6月初旬を最大に8月にかけて減少し、そ

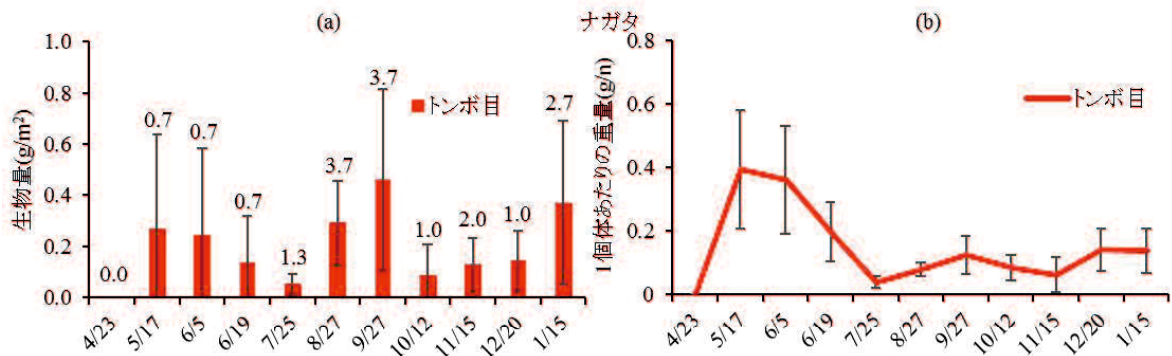


図-2.20 2018年4月～2019年1月のナガタ地点におけるトンボ目の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

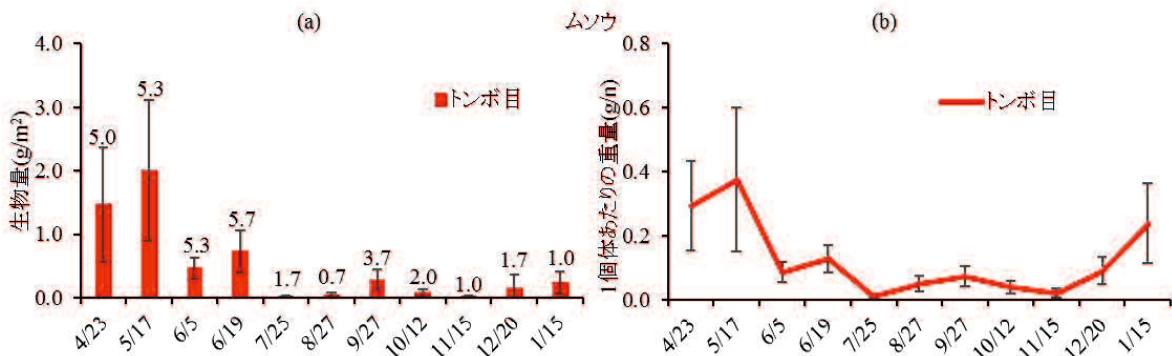


図-2.21 2018年4月～2019年1月のムソウ地点におけるトンボ目の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

の後小さな増減を繰り返す、12月にかけて増加し、1月にかけて減少した。1個体あたりの重量が6月頃に大きく生物量も6月から7月を境に大きく減少していることから、この時期が羽化時期だったと考えられる。ヒラタドROMシ科についてはナガタ地点、ムソウ地点共に概ね同じ傾向を示した。

図-2.20に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点におけるトンボ目の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ナガタ地点におけるトンボ目の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から5月にかけて増加、7月にかけて減少、9月にかけて増加し、10月にかけて減少した後、1月にかけて増加した。1個体あたりの重量は4月から5月にかけて増加、7月にかけて減少し、9月にかけて増加、11月にかけて減少した後、12月にかけて増加し、1月にかけて減少した。よって、5月から7月が羽化時期だったと考えられる。調査中に採集されたトンボ目は主にオナガサナエとヒメサナエであり、どちらも成虫出現時期が6月から9月頃であるため、これらが羽化したと考えられる。

図-2.21に2018年4月～2019年1月の(a)ムソウ地点におけるトンボ目の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ムソウ地点におけるトンボ目の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から5月にかけて増加、6月初旬にかけて減少し、6月下旬にかけて増加した後、7月にかけて減少、その後小さな増減を繰り返した。1個体あたりの重量は4月から5月にかけて増加し、5月を最大に6月初旬に大きく減少、その後増加し6月から7月に減少、9月にかけて増加し、11月にかけて減少、1月にかけて増加した。よって、5月から6月が羽化時期だったと考えられる。ムソウ地点でもナガタ地点と同様の傾向を示したため、オナガサナエとヒメサナエの羽化によるものと考えられる。

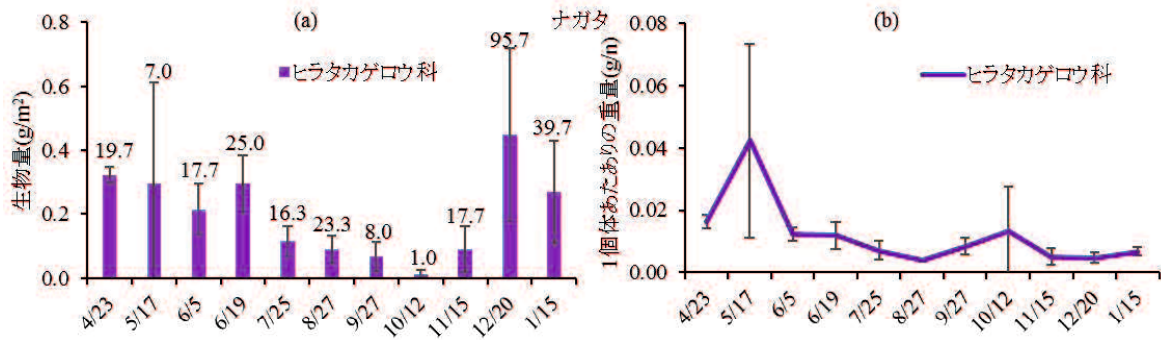


図-2.22 2018年4月～2019年1月のナガタ地点におけるヒラタカゲロウの(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

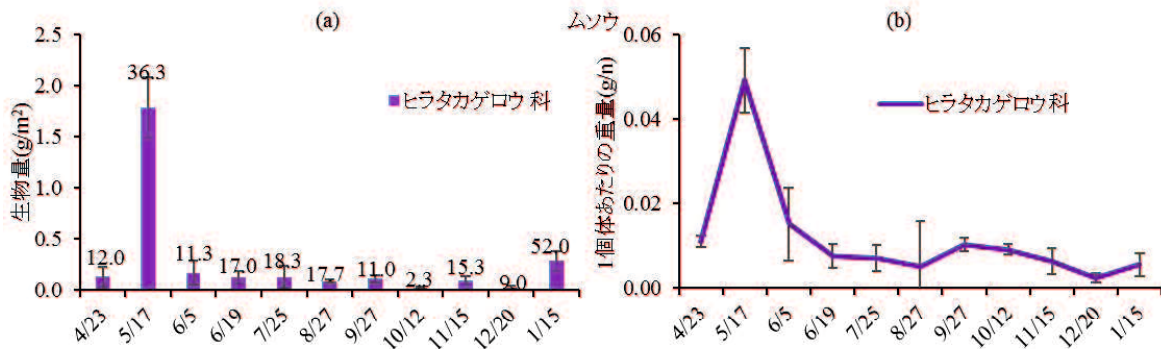


図-2.23 2018年4月～2019年1月のムソウ地点におけるヒラタカゲロウ科の(a)生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)1個体あたりの重量

図-2.22に2018年4月～2019年1月の(a)ナガタ地点におけるヒラタカゲロウ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ナガタ地点におけるヒラタカゲロウ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から6月初旬にかけて減少、6月下旬にかけて増加し、10月にかけて減少、12月にかけて増加した後、1月にかけて減少した。1個体あたりの重量は4月から5月にかけて増加し、5月にピークをむかえ、8月にかけて減少、10月にかけて増加し、12月にかけて減少、1月にかけて増加した。ヒラタカゲロウ科は通常年2回羽化することが知られている⁸⁾。5月から6月が羽化時期だったと考えられる。9月から10月にかけて生物量が減少しているにもかかわらず1個体あたりの重量が増加し9月から10月にかけて生物量が減少しているにもかかわらず1個体あたりの重量が増加し、その後(10月から11月)減少していることから、羽化は10月から11月であり、9月から10月の生物量の減少は出水によるものと推察される。

図-2.23に2018年4月～2019年1月の(a)ムソウ地点におけるヒラタカゲロウ科の生物量と単位面積当たりの個体数及び(b)ムソウ地点におけるヒラタカゲロウ科の1個体あたりの重量を示す。生物量は4月から5月に大きく増加、6月に大きく減少し、その後小さな増減を繰り返しているが大きな変化は無かった。1個体あたりの重量も生物量と類似した傾向を示した。よって、5月から6月に羽化時期だったと考えられる。また、ムソウ地点では1回目の羽化時期以降1個体あたりの重量に大きな変化がないため、2回目の羽化時期を捉えることができなかった、あるいは、羽化時期がなかったと推察される。

以上のように、本研究のような高頻度の調査をおこなうことで、各分類群の底生動物の羽化時期を捉えることが可能であることが明らかとなった。

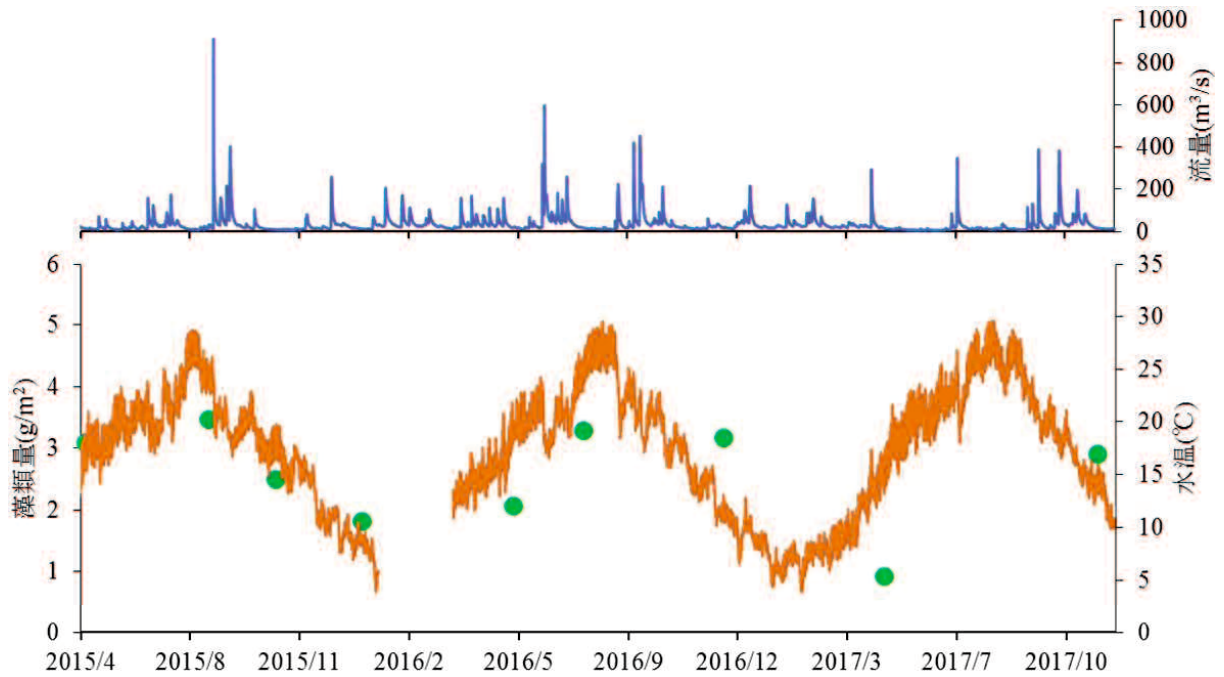


図-2.24 2015年～2017年における付着性藻類の全地点 (St.1~6) の平均生物量と St.1 の水温及び神田観測所の流量時系列

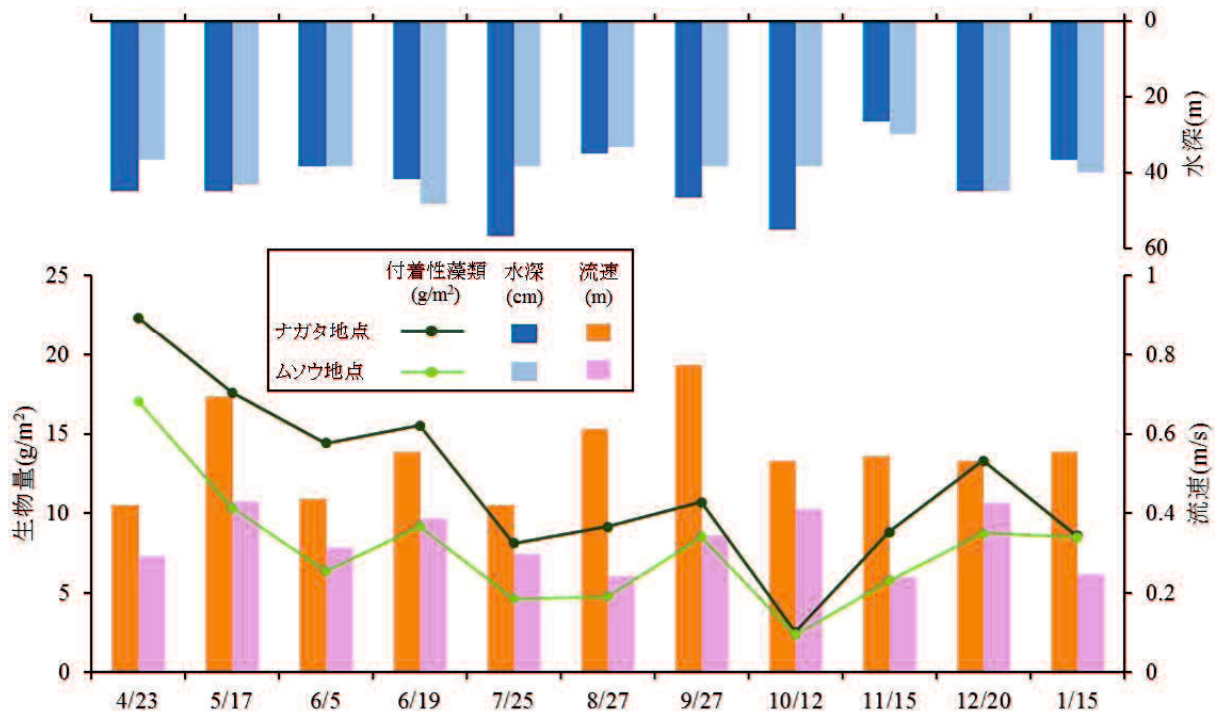


図-2.25 2018年4月～2019年1月のナガタ地点及びムソウ地点における付着性藻類の生物量と水深及び流速

2.3.2.3 付着性藻類

図-2.24 に 2015 年 4 月～2017 年 11 月における付着性藻類の全地点 (St.1~6) の平均生物量と St.1 の水温及び神田観測所の流量時系列を示す。付着性藻類の生物量は水温が高い夏季に多く、水温の低い冬季に少ない傾向となっており、同じ周期で生物量が変動していることが分かる。付着性藻類は藻食生物の餌であり、出水によって剥離することが知られており⁹⁾、基本的にはこれらの生物や出水攪乱の影響を受けると予想されるが、数年に渡る時間変化を大まかに見ると、付

着性藻類は水温などの周期的な変化をするものによって、生物量が規定されていることがわかる。

次に、2018年における高頻度の生物量モニタリングの結果について述べる。図-2.25に2018年4月～2019年1月のナガタ地点及びムソウ地点における付着性藻類の生物量と水深及び流速を示す。付着性藻類の生物量は両地点とも、4月から6月初旬にかけて減少、6月下旬にかけて増加し、7月にかけて減少、9月にかけて増加した後、10月にかけて減少し、12月にかけて増加、1月にかけて減少した。両地点を比較すると増減の傾向は類似していたが、ムソウ地点に比べナガタ地点の生物量が多い傾向にあった。ナガタ地点とムソウ地点の水深と流速を比較すると、水深についてはナガタ地点のほうが深い時期とムソウ地点のほうが深い時期があり、ナガタ地点のほうが付着性藻類の生物量が多い要因とは考えられない。一方、流速についてはナガタ地点のほうが全ての調査において速くなっていることがわかる。流速が速いナガタ地点のほうが成長に必要な栄養塩が供給されやすいため、ナガタ地点の生物量が多い傾向にあると推察される。6月から7月にかけての生物量の減少は2018年7月に発生した西日本豪雨に伴う出水により、藻類が剥離したためであると予想される。また、9月から10月の生物量の減少は9月末の出水による影響と、産卵のために降下したアユの捕食による影響の2つが考えられる。

2.3.2 出水時の攪乱強度についての検討

図-2.26 に各生物の出水前後の生物量比と流速の関係、図-2.27 に各生物の出水前後の生物量比と無次元掃流力との関係を示す。流速と生物量比の関係において、カワゲラ科($R^2=0.68$)、トンボ目($R^2=0.53$)、ヒラタドロムシ科($R^2=0.45$)は強い負の関係性を示した一方、カジカ、ヒゲナガカワトビケラ科及び付着性藻類については、回帰直線の傾きは負であるものの関係性は明確ではなく、シマヨシノボリ、ヌマチチブおよびヒラタカゲロウ科については、回帰直線の傾きが正であり関

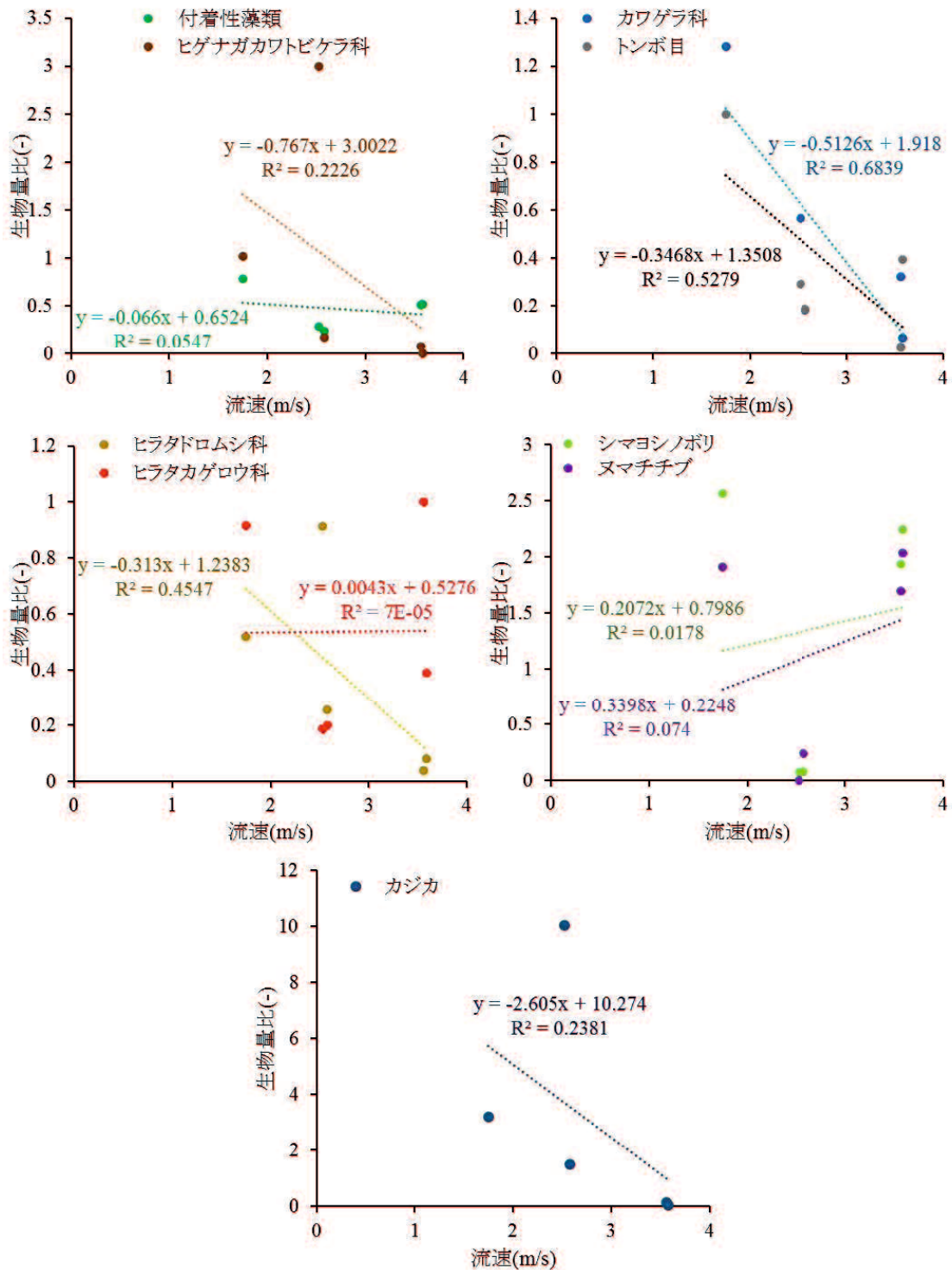


図 2.26 各生物の出水前後の生物量比と流速の関係

係性は明確ではなかった。同様に無次元掃流力と生物量比の関係において、カワゲラ科($R^2=0.44$), トンボ目($R^2=0.58$), ヒラタドロムシ科($R^2=0.30$)は強い負の関係性を示した一方, カジカ, ヒゲナガカワトビケラ科及び付着性藻類については, 回帰直線の傾きは負であるものの関係性は明確ではなく, シマヨシノボリ, ヌマチチブおよびヒラタカゲロウ科については, 回帰直線の傾きが正であり関係性は明確ではなかった。明確な負の関係性があった生物の生物量が半減するときの流速は, カワゲラ科は2.766(m/s), トンボ目は2.453(m/s), ヒラタドロムシ科は2.359(m/s)であった。同様に生物量が半減するときの無次元掃流力は, カワゲラ科は0.097, トンボ目は0.080, ヒラタドロムシ科は0.067であった。また, 明確な負の関係性があった生物の生物量が0になるときの

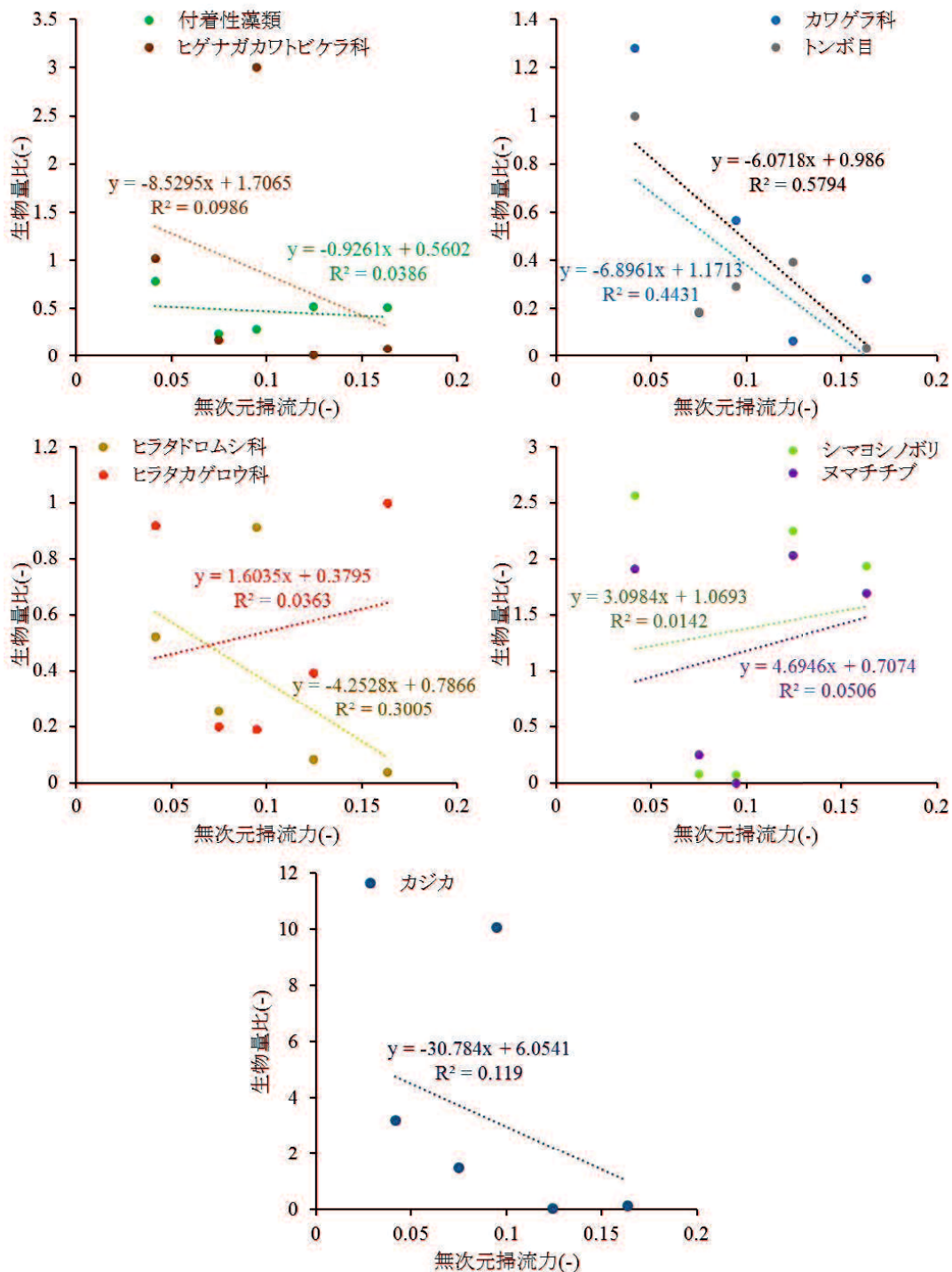


図-2.27 各生物の出水前後の生物量比と無次元掃流力の関係

流速は、カワゲラ科は 3.742(m/s)、トンボ目は 3.895(m/s)、ヒラタドロムシ科は 3.956(m/s)であった。同様に生物量が 0 になるときの無次元掃流力は、カワゲラ科は 0.170、トンボ目は 0.162、ヒラタドロムシ科は 0.185 であった。

図-2.28 に各生物の出水前後の個体数比と流速の関係、図-2.29 に各生物の出水前後の個体数比と無次元掃流力の関係を示す。流速と個体数比の関係において、ヒゲナガカワトビケラ科($R^2=0.95$)、カワゲラ科($R^2=0.55$)、ヒラタドロムシ科($R^2=0.45$)は強い負の関係性を示した一方、カジカについては、回帰直線の傾きは負であるものの関係性は明確ではなく、シマヨシノボリ、ヌマチチブ、トンボ目及びヒラタカゲロウ科については、回帰直線の傾きが正であり関係性は明確ではなかった。同様に無次元掃流力と生物量比の関係において、ヒゲナガカワトビケラ科($R^2=0.86$)、カワゲ

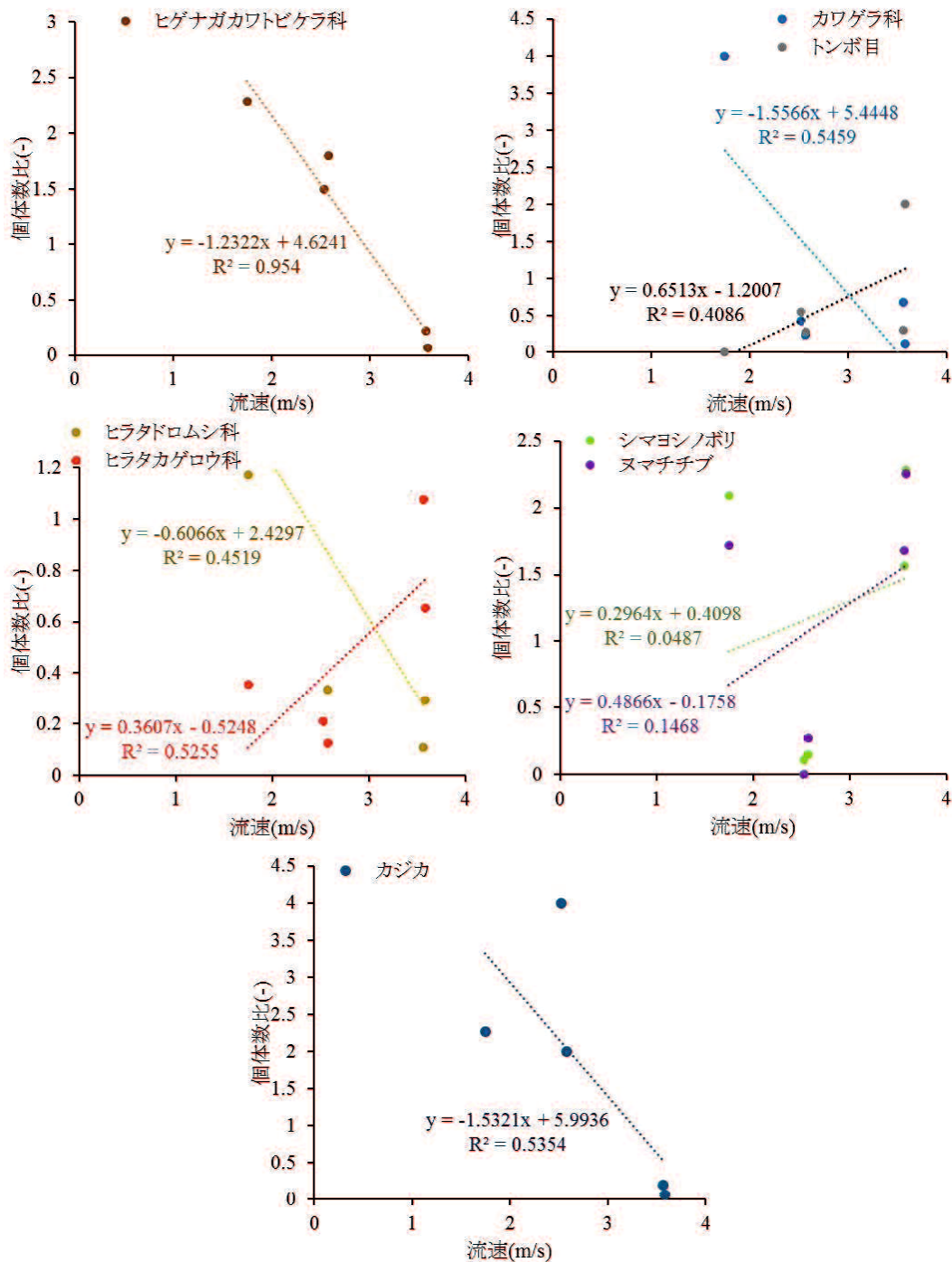


図-2.28 各生物の出水前後の個体数比と流速の関係

ラ科($R^2=0.41$), ヒラタドロムシ科($R^2=0.30$)は強い負の関係性を示した一方, カジカについては, 回帰直線の傾きは負であるものの関係性は明確ではなく, シマヨシノボリ, ヌマチチブ, トンボ目及びヒラタカゲロウ科については, 回帰直線の傾きが正であり関係性は明確ではなかった. 明確な負の関係性があった生物の個体数が半減するときの流速は, ヒゲナガカワトビケラ科は 3.347(m/s), カワゲラ科は 3.177(m/s), ヒラタドロムシ科は 3.181(m/s)であった. 同様に個体数が半減するときの無次元掃流力は, ヒゲナガカワトビケラ科は 0.134, カワゲラ科は 0.126, ヒラタドロムシ科は 0.128 であった. また, 明確な負の関係性があった生物の生物量が 0 になるときの流速は, ヒゲナガカワトビケラ科は 3.753(m/s), カワゲラ科は 3.498(m/s), ヒラタドロムシ科は 4.005(m/s)であった. 同様に生物量が 0 になるときの無次元掃流力は, ヒゲナガカワトビケラ科は

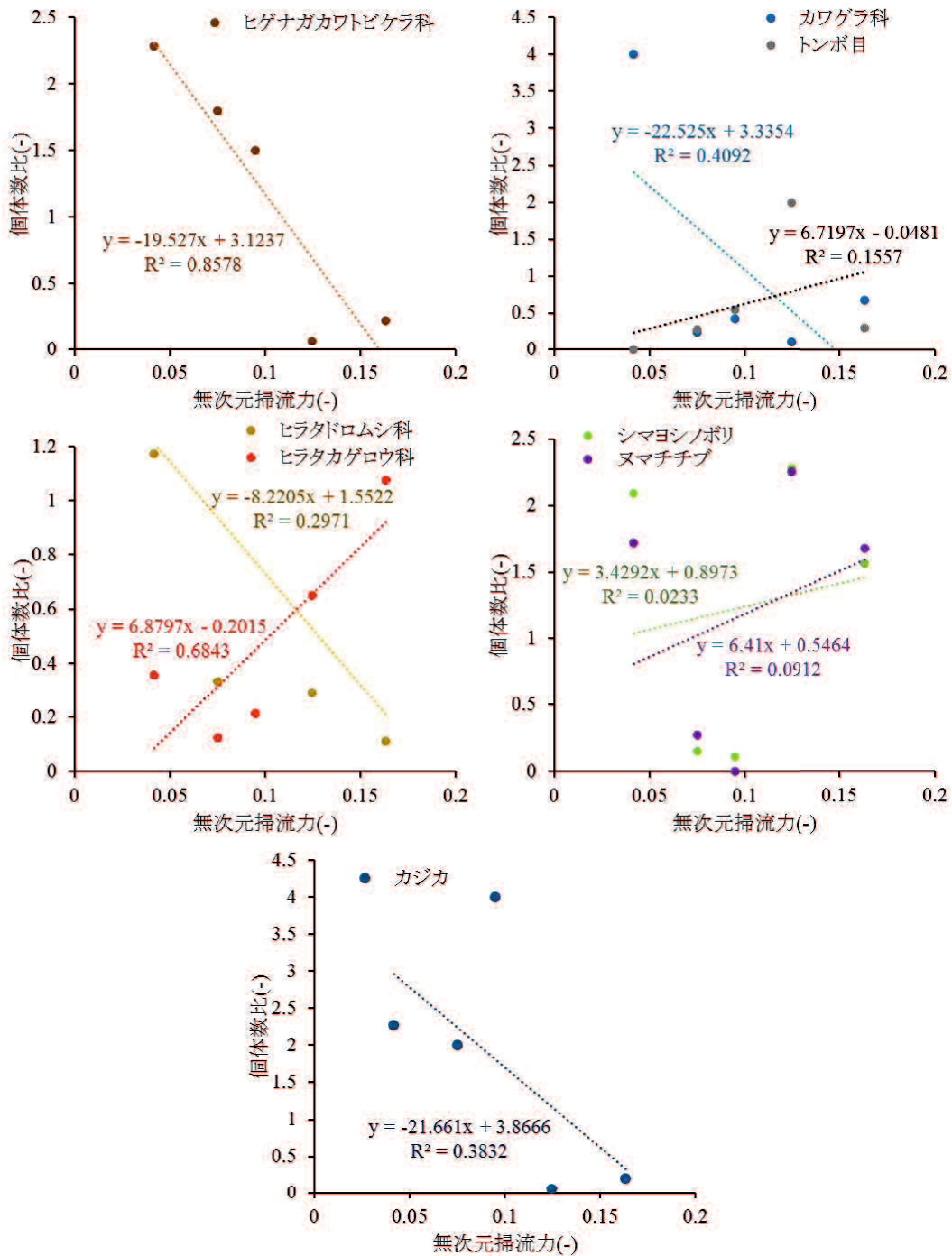


図-2.29 各生物の出水前後の個体数比と流速の関係

表-2.3 出水前後の (a) 生物量比, (b) 個体数比と出水時の攪乱強度の関係性と各分類群の(a) 生物量, (b)個体数が半減, 0 になるときの流速及び無次元掃流力

(a) 生物量比	半減するとき		0になるとき	
	流速(m/s)	無次元掃流力	流速(m/s)	無次元掃流力
ヒゲナガカワトビケラ科	-	-	-	-
カワゲラ科	2.77	0.10	3.74	0.17
ヒラタドROMシ科	2.36	0.07	3.96	0.18
トンボ目	2.45	0.08	3.90	0.16
ヒラタカゲロウ科	+	+	+	+
シマヨシノボリ	+	+	+	+
ヌマチチブ	+	+	+	+
カジカ	-	-	-	-
付着性藻類	-	-	-	-

(b) 個体数比	半減するとき		0になるとき	
	流速(m/s)	無次元掃流力	流速(m/s)	無次元掃流力
ヒゲナガカワトビケラ科	3.35	0.13	3.75	0.16
カワゲラ科	3.18	0.13	3.50	0.15
ヒラタドROMシ科	3.18	0.13	4.01	0.19
トンボ目	+	+	+	+
ヒラタカゲロウ科	+	+	+	+
シマヨシノボリ	+	+	+	+
ヌマチチブ	+	+	+	+
カジカ	-	-	-	-
付着性藻類				

0.160, カワゲラ科は0.148, ヒラタドROMシ科は0.189であった。

表-2.3 に出水前後の (a) 生物量比, (b) 個体数比と出水時の攪乱強度の関係性と各分類群の(a) 生物量, (b)個体数が半減, 0 になるときの流速及び無次元掃流力を示す。なお, 数字が書いてあるところは明確な負の関係性がみられ, ±のところは関係性が明確でなかったものであり, 近似曲線の傾きの正負を表している。

これらの結果から, 生物量及び個体数が流速, 無次元掃流力に強い相関がみられた分類群について, 生物量及び個体数が半減, 0 になるときの流速, 無次元掃流力は生物ごとに異なり, 無次元掃流力はすべて 0.05 (無次元限界掃流力) を超えることが示された。本検討では, 粒径を各地点の D50 としているため, 無次元掃流力が 0.05 を上回るということは, D50 に相当するサイズの礫が移動することを意味する。よって, ヒゲナガカワトビケラ科, カワゲラ科, トンボ目, ヒラタドROMシ科ともに, D50 が移動するよりも強い力が加わらない限り, 生物量は大きく減少しない可能性が高いといえる。この理由として, ヒゲナガカワトビケラ科は造網性の底生動物であるため, ヒラタドROMシ科は砂や砂利にややまった礫の下に多く生息する傾向があるため¹⁰⁾, カワゲラ科やトンボ目は移動能力が高いためだと考えられる。流速や無次元掃流力との関係性が明確でなかった種については, 魚類は出水時に氾濫原や支川等の流れの穏やかな場所に避難しているため¹¹⁾, 出水の影響を受けにくいと考えられる。また, カジカは最適水温が 14~20℃といわれており¹²⁾, 水温が 20℃を大きく超える夏季に活動が活発ではなかったため, 出水が起こった水温の高い時期にあまり観測されず, 水温の低い時期に多く観測されたことで, 負の関係性となったと考えられる。ヒラタカゲロウ科について出水攪乱が生物量に負の影響を与えないと示唆された理由としては, 羽化した個体が 7月6日の出水後に産卵し, 孵化した若齢幼虫を調査で採集したことにより, 出水による減少がみられなかったためと考えられる。付着性藻類は出水の影響で剥離するが, 2週間程度で回復するため⁹⁾, 今回の調査頻度ではその傾向を捉えられなかったと考えら

れる。以上から、各生物の生態の違いや出水の時期と規模により、出水による影響の大きさは異なることが明らかとなった。この知見は出水攪乱の影響を評価可能な河川生態系モデルの構築を可能にし、今後の出水規模や頻度の変化に伴う河川生物への影響評価が可能になることが期待される。

2.4 まとめ

本章では、物理環境から生物量の季節変動特性に至るまでの河川生態系を総合的に理解し、河川生態系モデルを開発するための基礎データとなる水温、水位、DO、日射量等の物理環境モニタリングと河川生態系を構成する主要な生物である付着性藻類、底生動物、魚類の生物量モニタリングを島根県の一級河川である高津川において実施した。その結果、物理環境要因についてのデータが蓄積され、河川生態系モデルを開発するための基礎データを十分集めることができた。特に生物に関しては、各生物の分類群ごとに定量モニタリングをおこなうことで、それぞれの河川生物の羽化や産卵等に伴う生物量やサイズの変動を捉えることができた。また、出水の影響が示唆された底生動物、付着性藻類及びすべての季節で観測された魚類に対して、出水による攪乱強度と生物や個体数の変化の関係性を検討した結果、9分類群のうち4分類群において明確な負の関係性がみられ、生物ごとに生物量・個体数が半減、0になると推定されたときの流速や無次元掃流力が異なることが明らかとなった。以上より、河川内生物の季節的な変動は、羽化や産卵時期等の生活史に伴う増減が主な要因であり、出水の規模によっては、一部の生物で出水の影響を受ける可能性があることが明らかとなった。したがって、河川生物の生物量の季節変動を河川生態系モデルで表現するためには、各生物の生活史に伴う生物量の変動を表現すれば、ある程度の再現性を有するモデルが開発できる可能性が高いことが分かった。

参考文献

- 1) 気象庁, <https://www.jma.go.jp/jma/index.html>
- 2) 国土交通省 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/>
- 3) 河川環境データベース, <http://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/>
- 4) 乾隆帝, 一松晃弘, 赤松良久, 河野誉仁: 佐波川における魚類量予測モデルの構築, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.72, No.4, I_997-I_1002, 2016.
- 5) 河川シミュレーションソフト iRIC, <http://i-ric.org/ja>
- 6) 楊継東, 関根雅彦, 浮田正夫, 今井剛: 行動モードを考慮した魚の環境選好性に関する実験的研究, 土木学会論文集, No.636, VII-13, pp.35-45, 1999.
- 7) 御勢久右衛門: ヒゲナガカワトビケラの生活史と令期分析, 陸水学雑誌, Vol.31, No.3, pp.96-106, 1970.
- 8) 財団法人リバーフロント整備センター: 川の生物図典, 山海堂, 1996.
- 9) 川島博之・鈴木基之: 河床付着性藻類の増殖と剥離, 化学工学論文集, 9 巻, 3 号, pp.324-329, 1983.
- 10) Chad M. Murvosh: Ecology of the water penny beetle *Psephenus herricki* (DeKay), *Ecological Monographs*, 41, pp.79-96, 1971.
- 11) Koizumi, I., Kanazawa, Y. and Tanaka, Y.: The fishermen were right: experimental evidence for tributary refuge hypothesis during floods, *Zoological Science*, 30, pp.375-379, 2013.
- 12) 竹下直彦, 池田至, 青木邦匡, 西村幸也, 長谷川匠, 阪田和弘, 永田新悟, 近藤卓哉, 嶋田誠: 飼育水温がカジカ中卵型の摂餌と成長に及ぼす影響, 水産養殖, 62(4), pp.407-414, 2014.

第3章 河川生物の空間分布予測モデルの開発

3.1 概説

生物量の時空間分布を予測可能な河川生態系モデルの開発には、河川生物の空間分布を予測する手法の開発が必須である。乾ら¹⁾は中国地方の瀬戸内海に流入する一級河川である佐波川において、魚類についての生物量を予測するモデルの開発を行い、平面二次元の流れ場の数値シミュレーションの結果と組み合わせることにより、佐波川の広域における魚類量分布予測を可能にしている。現状ではこの手法が一級河川のように大きな河川においても、生物量分布を予測できる最適な方法と考えられる。このような統計モデルと、河川の物理場から有機物の物質循環に至るまでの河川生態系を表現する物理モデルを組み合わせることで、生物量の時空間分布を再現できる可能性がある。そこで高津川を対象に空間分布予測モデルの開発をおこなった。対象の生物は魚類と底生動物とし、それぞれ空間分布調査を実施し、生物量と物理環境変数の測定をおこなった。その後、目的変数に生物量、説明変数に物理環境を用いた一般化線形モデルを開発し、数値シミュレーションによって得られた物理環境条件の空間分布にモデルを外装することで、広域における生物量分布予測をおこなった。底生動物については、説明変数に水深、流速、河口からの距離に加えて、河床材料を考慮したモデルを開発し、予測精度の違いを検討した。さらに、山口県の一級水系である佐波川において、同様の手法で空間分布予測モデルを開発し、予測結果を比較することで、生物量分布の河川間比較を試みた。また、佐波川は本川の直轄区間に堰を多く有しており、年間を通して多くの取水をおこなっている。この取水により河川に流れる流量が低下

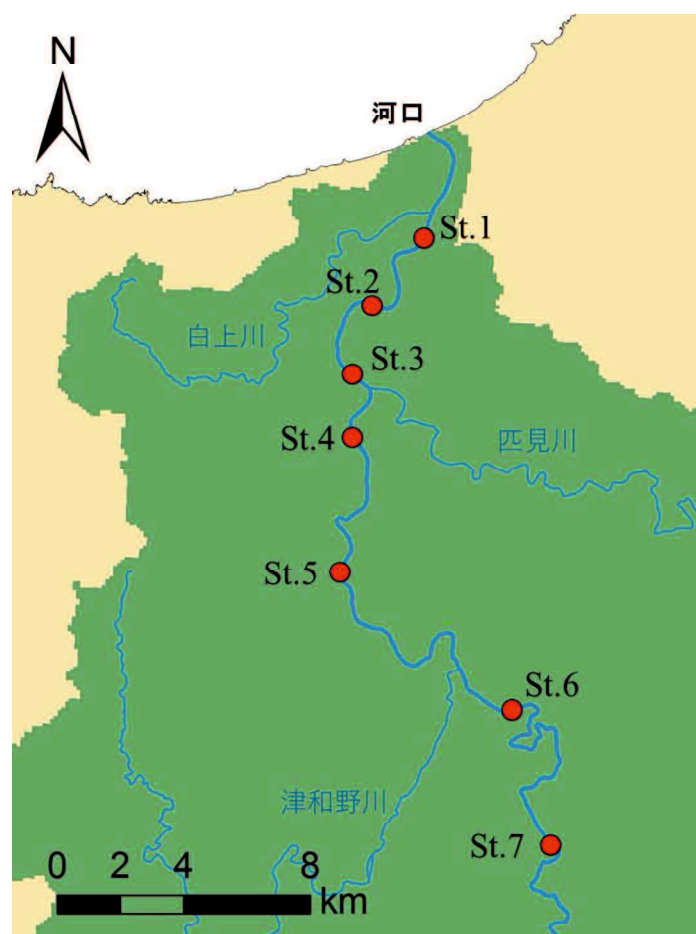


図-3.1 高津川における空間分布調査地点図

し、河川生態系に影響を及ぼしている可能性があるため、開発した空間分布予測モデルを用いて、堰による取水をおこなう場合とおこなわない場合の2ケースにおける生物量分布を予測し、生物量を比較することで、堰による取水が河川生物に及ぼす影響を検討した。

3.2 現地観測

3.2.1 方法

3.2.1.1 魚類

高津川において、空間分布調査をおこなった。図-3.1 に高津川における空間分布調査地点図を示す。高津川における調査は2015/5/26, 10/9 の計2回, St.1~St.7でおこなった。図-3.2 に調査ライン設定のイメージを示す。各調査地点で、瀬淵など多様な物理環境を網羅するように、河川の縦断方向に80m前後の調査範囲を設定した。各調査範囲について約15m間隔で河川の横断方向に3~6ラインを設定し、それぞれのライン上において、横断方向にスノーケリングによる潜水目視をおこない、幅1m内に出現したすべての魚類を同定した後、成魚と未成魚に区別して個体数を記録し、また潜水距離を測定した。記録された各種・各発育段階の個体数(n)を調査面積(各ラインの潜水距離(m)×1m)で除し、各調査区域にて各ラインの各種・各発育段階別の密度(n/m^2)を算出した。なお、成魚と未成魚を区別した理由は、単位面積当たりの重量に換算する上での誤差を少なくするためである。

魚類量(g/m^2)は密度(n/m^2)と平均体重(g/n)を乗ずることで、各種・各発育段階別の単位面積当たりの重量を算出した。平均体重(g/n)は乾らしによって佐波川で得られた各種・各発育段階別の平均体重調査の結果を用いた。なお、乾らしが示す平均体重は2014年7月と10月のものがあるが、基本的には5月の重量換算には、2014年7月のデータ、10月の重量換算には2014年10月のデータを用いた。また、乾らしにおいて確認されなかった魚類については、高津川において適宜採集をおこなうか、類似する体サイズの魚類のデータを用いた。

3.2.1.2 底生動物

高津川における調査は2015/4/27,29~30, 8/6~7, 10/16~17及び12/9~10の計4回, St.1~St.5(図-3.1)でおこなった。多様な水理環境をカバーすることを目的として、各調査地点の瀬や淵にかけ

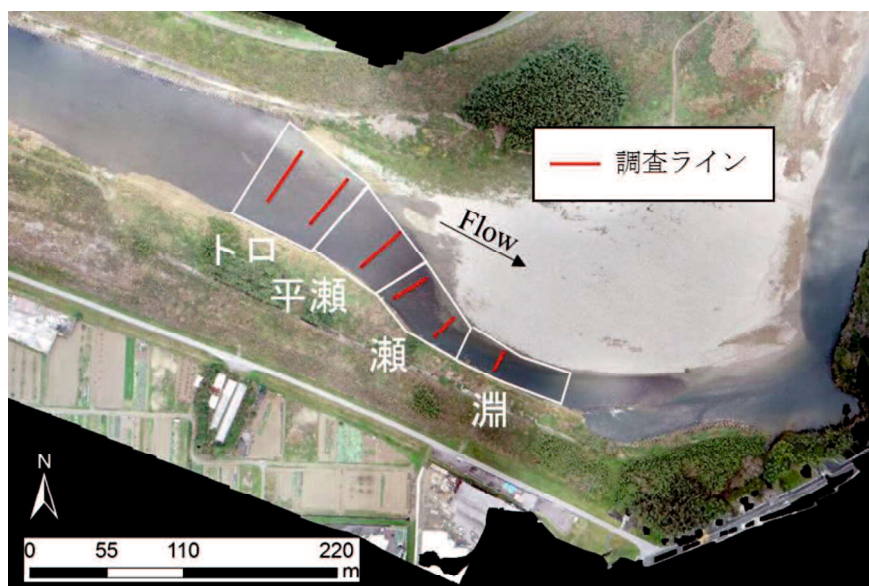


図-3.2 魚類の調査ライン設定のイメージ

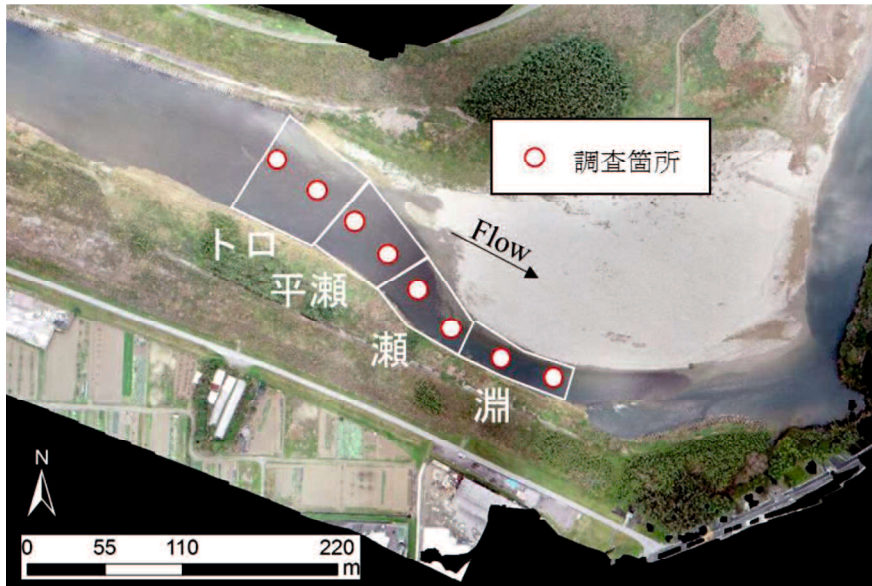


図-3.3 底生動物の調査箇所設定のイメージ

て河川の縦断方向（上下流方向）に約 30m 間隔で調査箇所を設定し（図-3.3），合計で 34~36 箇所においてサンプリングをおこなった。それぞれの調査箇所では 50cm×50cm のコドラートを設置し、コドラート内に表存する粒径 64mm 以上の礫を採取した。その後コドラート内の河床を攪乱し、下流に設置したサーバーネットを用いて、64mm 未満の河床材料を採取し、底生動物を採集した。同時に、各調査箇所では水深、流速を測定した。

採集した底生動物は 70%エタノールで保存し研究室へ持ち帰りトンボ目以外は科レベルでの同定を行った後、90℃の温度で 24 時間の乾燥をおこなった。各分類群の乾燥重量を測定後、単位面積当たりの乾燥重量に換算し、それを各分類群の生物量とした。採取した河床材料については、64mm 以上の礫は各調査地点で長径及び短径を計測し、平均粒径を算出した。64mm 未満の河床材料については、持ち帰り乾燥して、2mm のふるいを通過する砂分率を測定した。

3.2.2 結果

3.2.2.1 魚類

表-3.1 に高津川における潜水目視調査で 2015 年 5 月と 10 月に確認された魚類の種リストを示す。潜水目視調査の結果、5 月には 16 種、10 月には 12 種の魚類を確認することができた。図-3.4 に(a)5 月、(b)10 月の調査で得られた魚類について、河川利用形態別（回遊性遊泳魚、回遊性底生魚、純淡水性遊泳魚、純淡水性底生魚）に 4 つの生活史タイプに区分した、各タイプの調査地点の平均生物量を示す。なお、重量換算する際において、高津川で確認されたが、乾らりにおいて確認されていなかった魚類については、ウキゴリ、スミウキゴリの重量に関してはサイズが類似するオオヨシノボリのデータを、カマキリの重量に関してはサイズが類似するドンコのデータを用いた。カジカには 2015 年 12 月 3 日に高津川で採集したデータを用いた（表-3.2）。両季節において下流方向では回遊性底生魚が多くなる傾向、上流方向に行くにつれ、純淡水性の魚類が多くなる傾向がみられた。また、回遊性遊泳魚は季節による生物量の変動が大きいことが分かる。図-3.5 に(a)純淡水性遊泳魚、(b)純淡水性底生魚、(c)回遊性底生魚の 2015 年 5 月と 10 月の調査地点の平均生物量の構成比を示す。なお、回遊性遊泳魚はアユのみなので図示していない。純淡水性遊泳魚はウグイが半分近くを占めており、それにオイカワとカワムツを加えた 3 種が魚類量の多くを占めていることが分かる。純淡水性底生魚はギギが半分以上を占めており、次いでカワヨシノボリの生物量が多く、これら 2 種で生物量の多くを占めていることが分かる。よって純淡水性の魚

表-3.1 高津川における潜水目視調査で2015年5月と10月に確認された魚類の種リスト

河川利用形態	標準和名	5月	10月
純淡水性遊泳魚	オイカワ	●	●
	カワムツ	●	●
	ムギツク	●	●
	ウグイ	●	●
	イトモロコ	●	
純淡水性底生魚	ギギ	●	●
	カワヨシノボリ	●	●
	シマドジョウ	●	
	ドンコ	●	
回遊性遊泳魚	アユ	●	●
	シマヨシノボリ	●	●
	ヌマチチブ	●	●
	ゴクラクハゼ		●
回遊性底生魚	ウキゴリ	●	●
	カジカ	●	●
	カマキリ	●	
	スミウキゴリ	●	

表-3.2 2015年12月に高津川で採集されたカジカのデータ

標準和名	発育段階	平均体重(g)	個体数	体調(mm)
カジカ	未成魚	1.85	20	42.45 - 57.04
	成魚	13.18	13	71.65 - 106.36

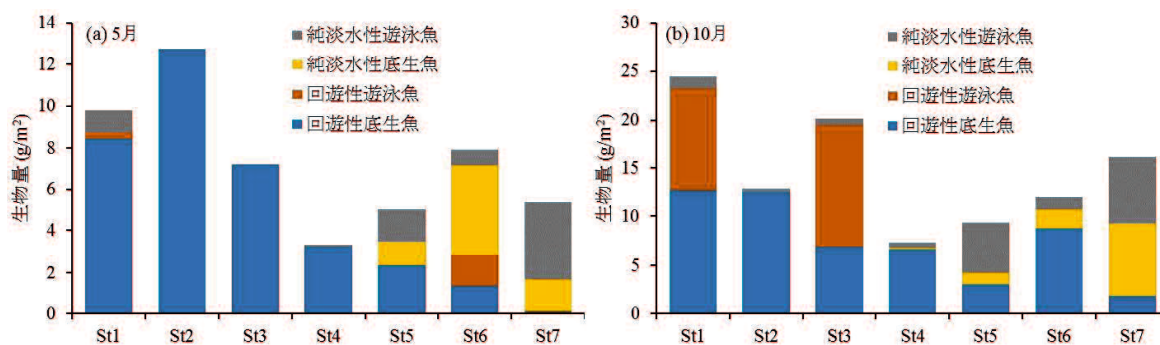


図-3.4 2015年(a)5月, (b)10月における河川利用形態別の魚類量

類で多くを占めている魚類はこれら5種であることが分かった。回遊性底生魚はカジカが半分以上を占めており、それにヌマチチブとシマヨシノボリを加えた3種が生物量のほとんどを占めていることが分かる。回遊性遊泳魚はアユであるが、アユの生物量が季節的に大きく異なるのは、アユは春になると未成魚のアユが遡上をはじめ、上流域で定着した稚アユは秋に向けて半年程度で大きく成長し、上流域で成長したアユが秋季になると産卵のために降下をおこなうという生活史によるものであり²⁾、5月と10月はそれぞれ遡上期と降下・産卵期にあたるためこのような結果になったと考えられる。

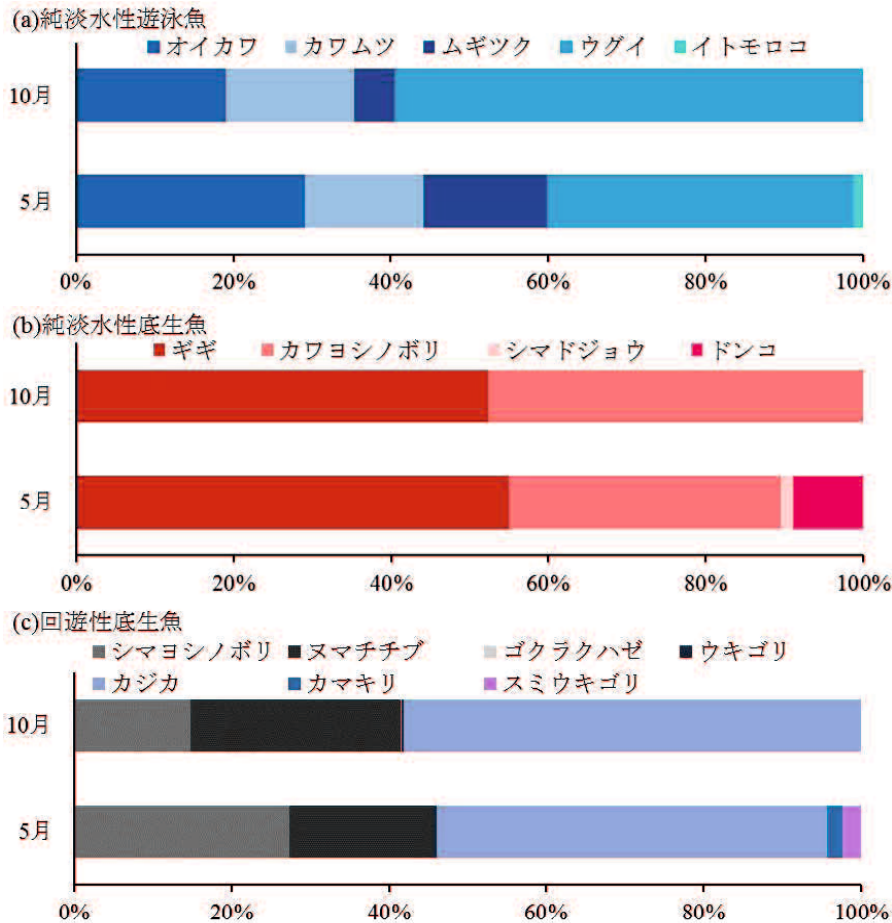


図-3.5 (a)純淡水性遊泳魚, (b)純淡水性底生魚, (c)回遊性底生魚の2015年5月と10月の生物量構成比. 回遊性遊泳魚はアユのみなので図示しない.

3.2.2.2 底生動物

表-3.3に各月(2015年)における底生動物の乾燥重量の調査地点平均をとることで算出した生物量とその構成比を示す. 4月はトンボ目が最優占分類群であり, 続いてヒゲナガカワトビケラ科, カワゲラ科, マルツツトビケラ科, ヒラタドロムシ科であった. 8月はヒゲナガカワトビケラ科が最優占分類群であり, 続いてトンボ目, シマトビケラ科, ヒラタドロムシ科, カワゲラ科であった. 10月はトンボ目が最優占分類群であり, 続いてカワゲラ科, ヒラタドロムシ科, ヒラタカゲロウ科, ヒゲナガカワトビケラ科であった. 12月はヒゲナガカワトビケラ科が最優占分類群であり, 続いてカワゲラ科, トンボ目, ヒラタドロムシ科, シマトビケラ科であった. 以上より, ヒゲナガカワトビケラ科, トンボ目, カワゲラ科, ヒラタドロムシ科, シマトビケラ科がどの季節においても生物量の構成比の上位80%に含まれていることが分かる. 図-3.6に各月(2015年)における調査地点ごとの優占5分類群の生物量を示す. 優占5分類群の合計の生物量は, 8月が多く10月が少ない結果となった. また, 空間的な傾向として, 各季節とも概ね下流側に向かって(St.1に向かって)生物量が増加する傾向にある. このような時空間的な生物量の変化は, ヒゲナガカワトビケラ科が最も大きく影響しており, 年間を通じた高津川における底生動物の最優占分類群はヒゲナガカワトビケラ科であることが分かる. ヒゲナガカワトビケラ科は4月から8月にかけて増加, 8月から10月にかけて大きく減少, 10月から12月にかけて再び増加することが分かる. 8月から10月にかけての減少は, 羽化によるものと考えられる. 下流域の生物量が多い理由としては, ヒゲナガカワトビケラ科の若齢個体は, 出水を利用して流下し, 平水時であっても自ら流下する習性を持っているためであると考えられ³⁾, 高津川は目立った横断構造物がないため, 下流域まで移動すると考えられる.

表-3.3 各月（2015年）における底生動物の生物量と構成比

4月			8月		
生物名	底生動物量 (g/m ²)	構成比 (%)	生物名	底生動物量 (g/m ²)	構成比 (%)
トンボ目	0.50	18.9	ヒゲナガカワ トビケラ科	1.40	57.2
ヒゲナガカワ トビケラ科	0.49	18.5	トンボ目	0.24	9.7
カワゲラ科	0.33	12.2	シマトビケラ科	0.14	5.8
マルツツトビケラ科	0.26	9.6	ヒラタドロムシ科	0.10	4.3
ヒラタドロムシ科	0.21	7.7	カワゲラ科	0.08	3.3
シマトビケラ科	0.19	7.1	ヒラタカゲロウ科	0.07	2.7
マダラカゲロウ科	0.16	6.1	ナガレトビケラ科	0.06	2.5
ヒラタカゲロウ科	0.08	2.9	マルツツトビケラ科	0.05	2.2
モンカゲロウ科	0.06	2.3	タニガワカゲロウ科	0.05	2.1
チラカゲロウ科	0.04	1.7	チラカゲロウ科	0.02	0.8
ナガレトビケラ科	0.03	1.2	ニンギョウトビケラ科	0.02	0.7
タニガワカゲロウ科	0.01	0.5	カワカゲロウ科	0.02	0.7
キイロカワカゲロウ科	2.E-03	0.1	シロイロカゲロウ科	0.01	0.6
その他	0.30	11.3	モンカゲロウ科	0.01	0.3
			マダラカゲロウ科	2.E-03	0.1
			その他	0.17	7.0
10月			12月		
生物名	底生動物量 (g/m ²)	構成比 (%)	生物名	底生動物量 (g/m ²)	構成比 (%)
トンボ目	0.28	28.3	ヒゲナガカワ トビケラ科	0.48	24.2
カワゲラ科	0.18	18.3	カワゲラ科	0.34	17.3
ヒラタドロムシ科	0.10	10.4	トンボ目	0.27	13.8
ヒラタカゲロウ科	0.08	8.4	ヒラタドロムシ科	0.15	7.5
ヒゲナガカワ トビケラ科	0.08	8.3	シマトビケラ科	0.11	5.4
チラカゲロウ科	0.04	3.6	マダラカゲロウ科	0.08	4.0
タニガワカゲロウ科	0.02	2.2	マルツツトビケラ科	0.06	3.2
シマトビケラ科	0.02	1.9	チラカゲロウ科	0.06	3.2
モンカゲロウ	0.01	1.0	タニガワカゲロウ科	0.05	2.3
マルツツトビケラ	0.01	0.6	ヒラタカゲロウ科	0.04	2.2
マダラカゲロウ	3.E-03	0.3	モンカゲロウ科	0.04	2.1
ニンギョウトビケラ	4.E-04	4.E-02	ナガレトビケラ科	0.02	1.2
キイロカワカゲロウ	2.E-04	2.E-02	ニンギョウトビケラ科	0.01	0.5
ナガレトビケラ	1.E-04	1.E-02	カワカゲロウ科	3.E-03	0.2
その他	0.16	16.6	その他	0.26	13.0

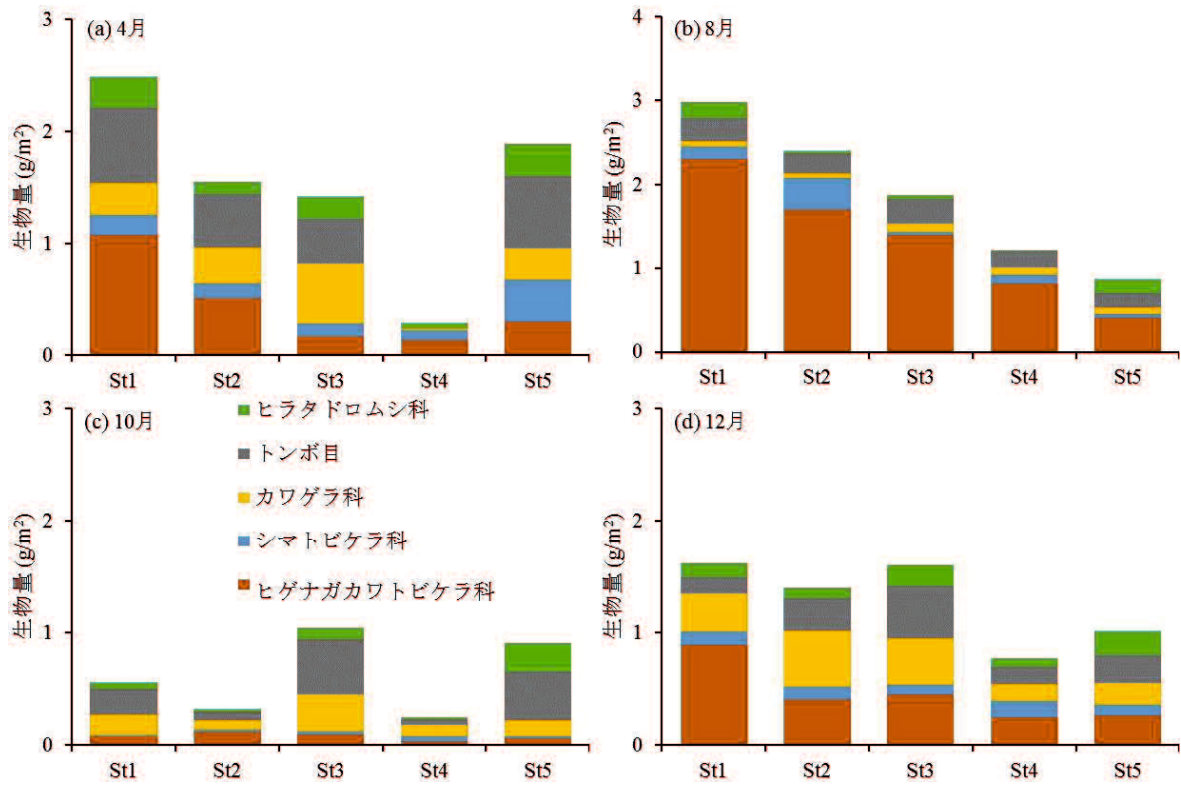


図-3.6 各月（2015年）における優占5分類群の生物量

3.3 空間分布予測モデルの開発

3.3.1 空間分布予測モデルの開発方法

3.3.1.1 魚類

モデルを開発するにあたり、潜水目視調査と魚類体重データによって換算した各月・各地点における各種の重量を、乾らりに従い、河川の利用形態に応じた4区分である「回遊性遊泳魚」、「回遊性底生魚」、「純淡水性遊泳魚」、「純淡水性底生魚」、に整理し、各月・各地点におけるそれぞれの重量を目的変数とした。説明変数に各月、各地点の平均流速、平均水深及び河口からの距離、及び各変数の2乗項を用いた。モデルには一般化線形モデル(GLM)を用い、AICが最も低いモデルをベストモデルとして採用した。さらに、ベストモデルで算出した予測値と実測値を単回帰分析することにより予測精度の検証をおこなった。なお、解析には統計ソフト R3.2.3 (R Development Core Team) を用いた。

3.3.1.2 底生動物

対象の分類群は、各月において生物量が多い優占分類群であり、かつ、すべての月において、モデルが開発できる程度のデータが存在するものを選択した。モデルには一般化線形モデル(GLM)を用いて、目的変数に各分類群の生物量、説明変数には流速(m/s)、水深(cm)、河口からの距離(km)、河床材料(64mm以上の礫の平均粒径(mm)及び64mm未満の河床材料に占める2mm未満の砂分率(%),及び、物理環境における好適生息場を構築するため、各変数の2乗項を用いた。モデルについては、河床材料を考慮していない場合(3変数)と河床材料を考慮した場合(5変数)の2パターン開発した。GLMは総当りでおこない、赤池情報量基準(AIC)の低い上位10モデルにおいて、実際に野外で得られた環境データを代入することにより予測値を算出し、実測値と単回帰分析を行うことにより決定係数(R^2 値)を算出した。 R^2 値が最も高くなるものをベストモデルとして選択した。なお、解析には統計ソフト R3.2.3 を用いた。

3.3.2 再現性の検討

3.3.2.1 魚類

2015年5月および10月において、4つの河川利用形態のすべてについてモデルの開発が可能であった。それぞれのベストモデルを以下に示す。

(a) 回遊性遊泳魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = 1.92 \times V - 0.78 \times V^2 + 2.21 \times 10^{-5} \times L - 0.80 \quad (3.1)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = 18.13 \times V - 14.75 \times V^2 - 9.12 \times 10^{-4} \times L + 1.63 \times 10^{-8} \times L^2 + 8.24 \quad (3.2)$$

(b) 回遊性底生魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = 2.22 \times V^2 - 1.53 \times 10^{-3} \times L + 2.60 \times 10^{-8} \times L^2 + 20.90 \quad (3.3)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = 11.07 \times V - 3.55 \times V^2 - 8.24 \times 10^{-4} \times L + 1.46 \times 10^{-8} \times L^2 + 11.11 \quad (3.4)$$

(c) 純淡水性遊泳魚

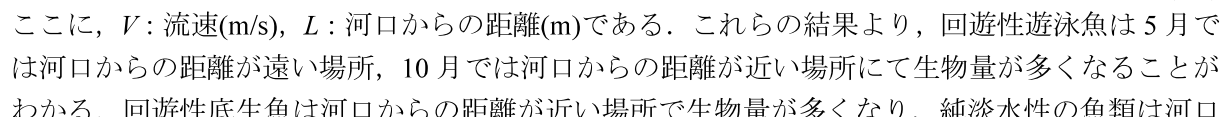
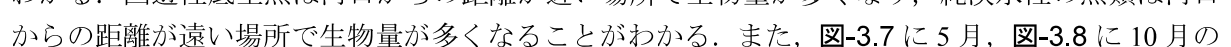
$$(5 \text{ 月の生物量}) = -2.12 \times V + 0.84 \times V^2 - 1.13 \times 10^{-4} \times L + 4.26 \times 10^{-9} \times L^2 + 2.00 \quad (3.5)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = -3.92 \times V + 1.05 \times L + 2.76 \quad (3.6)$$

(d) 純淡水性底生魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = -1.42 \times V^2 + 8.03 \times 10^{-5} \times L + 0.11 \quad (3.7)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = -4.55 \times V + 2.44 \times V^2 + 4.47 \times 10^{-9} + 1.05 \quad (3.8)$$

ここに、 V :流速(m/s), L :河口からの距離(m)である。これらの結果より、回遊性遊泳魚は5月では河口からの距離が遠い場所、10月では河口からの距離が近い場所にて生物量が多くなることがわかる。回遊性底生魚は河口からの距離が近い場所で生物量が多くなり、純淡水性の魚類は河口からの距離が遠い場所で生物量が多くなる事がわかる。また、-3.7に5月、-3.8に10月の

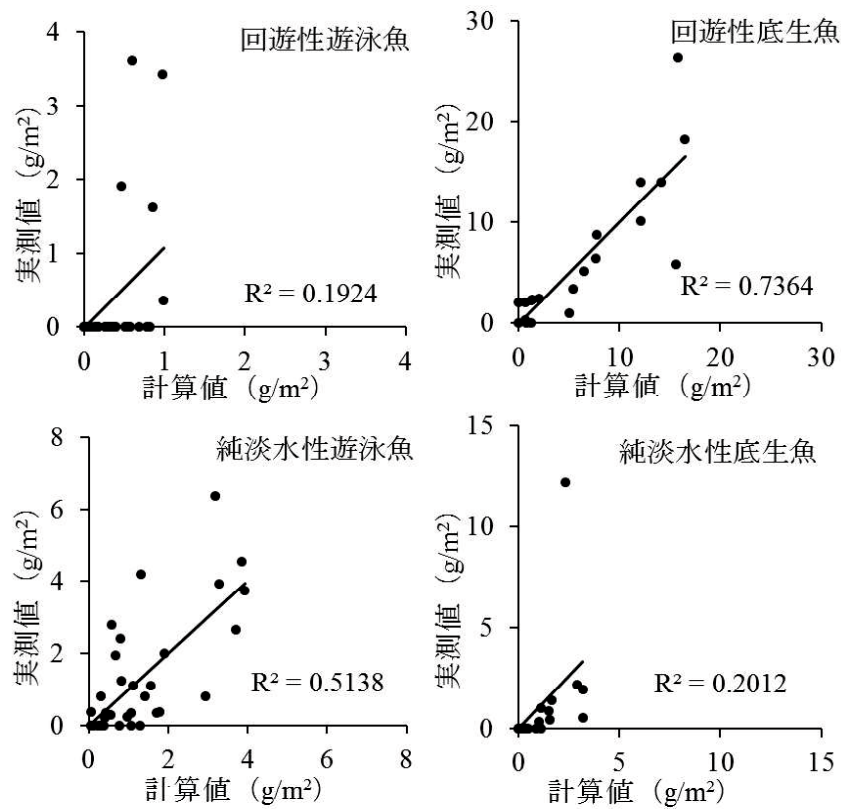


図-3.7 2015年5月における各河川利用形態のベストモデルの予測値と実測値の比較及び決定係数

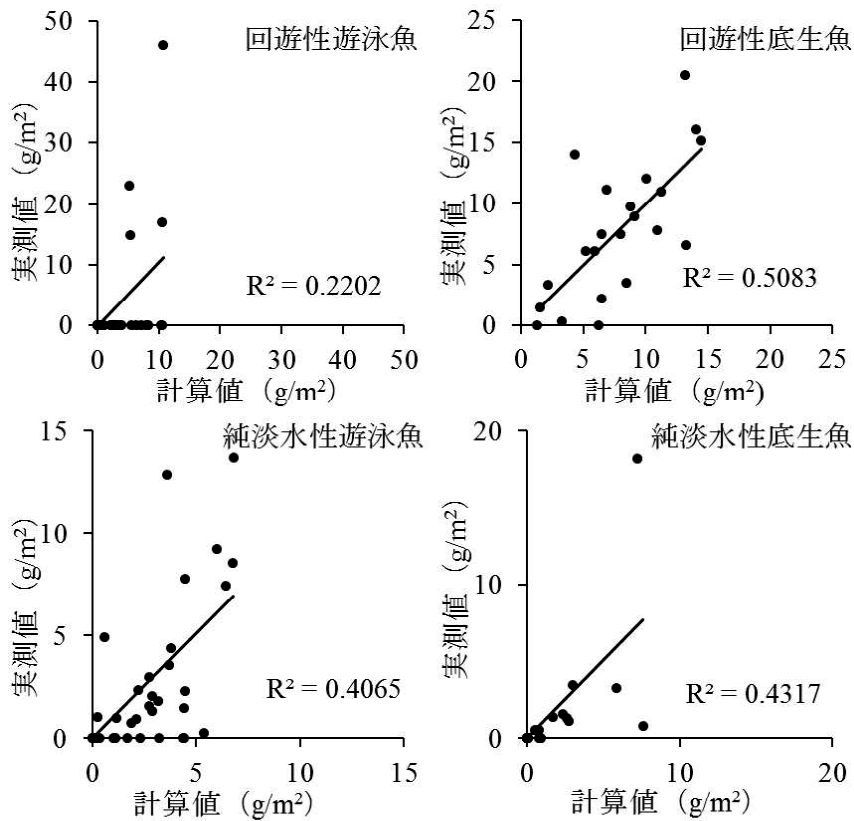


図-3.8 2015年10月における各河川利用形態のベストモデルの予測値と実測値の比較及び決定係数

各河川利用形態のベストモデルの予測値と実測値の比較及びその決定係数を示す。各タイプの決

定係数から、5月、10月ともに回遊性底生魚、純淡水性遊泳魚の精度が高く、回遊性遊泳魚の精度は低いことが明らかになった。また、純淡水性底生魚については、5月は精度が低く、10月は高かったが、ともに大型のギギ（ナマズ目魚類）が出現した1地点のデータを除いて精度検証した場合、ともに高精度（5月：0.645、10月；0.634）となったため、両季節において妥当なモデルが開発できたといえる。

3.3.2.2 底生動物

対象の分類群は、2015年の各月において生物量が多い優占分類群であり、かつ、すべての月において、モデルが開発できるデータが存在する優占8分類群とした。以下に、河床材料を考慮した場合のモデル（5変数）と河床材料を考慮していない場合（3変数）の空間分布予測モデルの基礎式を示す。

$$W = k_I + k_V \times V + k_{V2} \times V^2 + k_D \times D + k_{D2} \times D^2 + k_L \times L + k_{L2} \times L^2 + k_{ME} ME + k_{ME2} ME^2 + k_{SI} SI + k_{SI2} SI^2 \quad (3.9)$$

$$W = k_I + k_V \times V + k_{V2} \times V^2 + k_D \times D + k_{D2} \times D^2 + k_L \times L + k_{L2} \times L^2 \quad (3.10)$$

ここに、 W :生物量[g/m²]、 V :流速[m/s]、 D :水深[cm]、 L :河口からの距離[km]、 ME :64mm以上の礫の平均粒径[mm]、 SI :64mm未満の河床材料に占める2mm未満の砂分率[%]、 k_I :切片、 k_V :流速の係数、 k_{V2} :流速の2乗の係数、 k_D :水深の係数、 k_{D2} :水深の2乗の係数、 k_L :河口からの距離の係数、 k_{L2} :河口からの距離の2乗の係数、 k_{ME} は64mm以上の礫の平均粒径の係数、 k_{ME2} は64mm以上の礫の平均粒径の2乗の係数、 k_{SI} は64mm未満の河床材料に占める2mm未満の砂分率の係数、 k_{SI2} は64mm未満の河床材料に占める2mm未満の砂分率の2乗の係数である。表-3.4に河床材料を考慮した場合（5変数）における優占8分類群のベストモデルの切片と係数、表-3.5に河床材料を考慮していない場合（3変数）における優占8分類群のベストモデルの切片と係数を示す。なお、空欄は0を表している。河床材料を考慮したモデルでは、流速または流速の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中7分類群、水深または水深の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中1分類群、河口からの距離または河口からの距離の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中5分類群、64mm以上の礫の平均粒径または64mm以上の礫の平均粒径の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中4分類群、64mm未満の河床材料に占める2mm未満の砂分率または砂分率の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中4分類群であり、5変数の中で流速が最も各季節・各分類群の生物量に影響を与えていることが分かった。また、河床材料を考慮していないモデルでは、流速または流速の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中8分類群、水深または水深の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中5分類群、河口からの距離または河口からの距離の2乗が4季節中3季節以上選択されている各分類群は8分類群中4分類群であり、3変数の中で流速が最も各季節・各分類群の生物量に影響を与えていることが分かった。

表-3.6に河床材料考慮したモデル（5変数）と、河床材料を考慮していないモデル（3変数）における決定係数（R²値）の比較を示す。決定係数（R²値）を見ると、5変数モデルではカワゲラ科の12月（0.72）が最も高く、3変数モデルではシマトビケラ科の8月と12月（0.63）が最も高かった。5変数モデルと3変数モデルを比較すると、ほぼすべての季節・分類群で予測精度が下がっていた。また、5変数モデルでR²値が0.3以下と低い値を示しているものがあるが、そのほとんどが10月のものであり、これは、10月は現地観測で確認された生物量が少なかったため、全体的に予測精度が低下したと考えられる。これらを考慮してそれぞれの分類群の結果を見てみると、ヒゲナガカワトビケラ科、シマトビケラ科及びヒラタカゲロウ科は各月のモデルにおけるR²値の

表-3.4 河床材料を考慮した場合（5変数）における各分類群のベストモデルの切片と係数

	ヒゲナガカワトビケラ科				カワゲラ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	3.437	-10.332	0.293	-2.431	0.286	-0.576	0.016	-1.853
k_V	2.211	6.623	0.273	2.063	0.791	0.266	0.600	0.474
k_{V2}	-0.999	-4.946	-0.166	-1.260	-0.455	-0.157	-0.449	
k_D	-0.033		-0.001	-2.274		0.002		2.601
k_{D2}						-1.697×10^{-5}		-3.060
k_L	-5.853×10^{-5}	-8.094×10^{-4}		-1.222×10^{-5}		-1.605×10^{-5}		
k_{L2}		3.140×10^{-8}				8.765×10^{-10}		
k_{ME}	-0.017	0.217	-0.002	0.061		0.010		0.028
k_{ME2}		-7.284×10^{-4}		-2.577×10^{-4}		-3.664×10^{-5}	8.249×10^{-6}	-1.162×10^{-4}
k_{SI}	0.021	-0.053			-0.009	-0.003	-0.005	-0.008
k_{SI2}								
	トンボ目				ヒラタドロムシ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	2.085	0.371	-0.494	0.184	0.193	0.497	-0.065	0.051
k_V	1.202	0.646	0.335	1.136	-0.208	-0.170		
k_{V2}	-1.221	-0.510	-0.494	-0.958			-0.104	
k_D		-0.004						
k_{D2}				-0.835	4.498×10^{-5}			
k_L				1.149×10^{-5}	-4.403×10^{-5}	-3.639×10^{-5}		
k_{L2}			9.132×10^{-10}		2.003×10^{-9}	1.776×10^{-9}	6.520×10^{-10}	1.556×10^{-10}
k_{ME}	-0.011		0.007			-9.758×10^{-4}		
k_{ME2}					8.422×10^{-6}		9.137×10^{-6}	
k_{SI}	-0.017		-0.011		8.453×10^{-3}			0.004
k_{SI2}		-1.184×10^{-4}		-7.032×10^{-5}	-1.583×10^{-4}	-1.004×10^{-4}	-3.873×10^{-5}	
	ヒラタカゲロウ科				シマトビケラ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	-0.209	-0.868	0.159	0.009	-2.247	0.381	-0.031	0.234
k_V	0.390	0.073	0.204	0.078	1.097		0.099	0.297
k_{V2}	-0.253		-0.128		-0.551	0.812	-0.060	-0.115
k_D			-0.005					-0.543
k_{D2}			5.581×10^{-5}					
k_L					-1.325×10^{-4}	-9.735×10^{-5}	1.674×10^{-6}	
k_{L2}	-9.774×10^{-11}			-5.120×10^{-11}	6.402×10^{-9}	3.869×10^{-9}		2.156×10^{-10}
k_{ME}	0.002	0.014			0.039			
k_{ME2}		-5.456×10^{-5}			-1.432×10^{-4}	-6.278×10^{-6}	1.166×10^{-6}	
k_{SI}		-0.002					5.883×10^{-4}	
k_{SI2}			-1.496×10^{-5}			1.097×10^{-4}		-2.768×10^{-5}
	タニガワカゲロウ科				チラカゲロウ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	0.042	0.254	0.036	0.252	-0.390	-0.354	0.052	0.197
k_V	-0.039	-0.088		-0.096	0.276	0.027	0.187	0.357
k_{V2}					-0.237		-0.088	-0.273
k_D	0.004			0.060				
k_{D2}	-5.456×10^{-5}							-0.307
k_L	-1.531×10^{-5}	-0.024	-1.421×10^{-6}	-3.310×10^{-6}	-2.807×10^{-5}	-0.007		
k_{L2}	6.071×10^{-10}	0.001			1.497×10^{-9}	3.574×10^{-4}	-1.242×10^{-10}	
k_{ME}				-9.757×10^{-4}	0.008	0.006		
k_{ME2}	1.291×10^{-6}				-2.865×10^{-5}	-2.235×10^{-5}	-3.727×10^{-6}	-4.835×10^{-6}
k_{SI}	-3.683×10^{-4}	-0.005		-1.237×10^{-3}	-0.005	-0.005		-0.003
k_{SI2}		1.091×10^{-4}			0.002	6.329×10^{-5}		

※1 k_I : 切片, k_V : 流速の係数, k_D : 水深の係数, k_L : 河口からの距離の係数, k_{ME} : 64mm以上の礫の平均粒径の係数, k_{SI} : 64mm未満の河床材料に占める2mm未満の砂分率の係数, 以下, 2乗も同様.

※2 空欄は0を表している.

差が 0.1 前後と小さく, 河床材料を考慮していない 3 変数モデルにおいても, R^2 値が高いことがわかった. 一方で, カワゲラ科, トンボ目, ヒラタドロムシ科, タニガワカゲロウ科及びチラカ

表-3.5 河床材料を考慮していない場合（3変数）における各分類群のベストモデルの切片と係数

	ヒゲナガカワトビケラ科				カワゲラ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	2.734	3.390	0.103	1.192	0.004	-0.001	-0.129	0.066
k_V	2.026	8.365	0.270	2.208	0.925	0.357	0.646	0.957
k_{V2}	-1.132	-5.145	-0.197	-1.460	-0.440	-0.192	-0.388	-0.312
k_D	-0.029	-0.020	-0.002	-2.378	-3.801×10^{-4}	0.001	0.009	
k_{D2}						-1.444×10^{-5}	-1.281×10^{-4}	
k_L	-2.759×10^{-4}	-6.420×10^{-4}		-1.785×10^{-5}		-1.347×10^{-5}		-8.989×10^{-6}
k_{L2}	1.010×10^{-8}	2.460×10^{-8}	-3.177×10^{-11}			7.250×10^{-10}		
	トンボ目				ヒラタドROMシ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	1.035	0.277	0.029	-0.035	0.334	0.365	0.008	-0.168
k_V	1.035	0.837	0.606	1.124	-0.187	-0.118	0.081	
k_{V2}	-1.127	-0.595	-0.415	-0.935			-0.090	
k_D	-0.013	-0.005			0.003			1.214
k_{D2}				-0.847		-4.641×10^{-6}		-1.229
k_L		-8.871×10^{-7}		5.467×10^{-5}	-3.741×10^{-5}	-4.492×10^{-5}		
k_{L2}			7.932×10^{-10}	-2.015×10^{-9}	1.694×10^{-9}	2.007×10^{-9}	6.539×10^{-10}	2.866×10^{-10}
	ヒラタカゲロウ科				シマトビケラ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	-0.054	-0.021	0.148	0.003	0.326	0.455	-0.025	0.208
k_V	0.377	0.088	0.225	0.111	1.009		0.117	0.338
k_{V2}	-0.214		-0.136	-0.026	-0.502	0.715	-0.058	-0.132
k_D			-0.005			-0.001	-1.906×10^{-6}	-0.550
k_{D2}	8.939×10^{-6}		4.959×10^{-5}		-5.315×10^{-5}			
k_L		1.247×10^{-5}	-1.860×10^{-6}		-9.743×10^{-5}	-1.076×10^{-4}		
k_{L2}		-6.251×10^{-10}		-4.855×10^{-11}	4.832×10^{-9}	4.432×10^{-9}	6.330×10^{-11}	1.971×10^{-10}
	タニガワカゲロウ科				チラカゲロウ科			
	4月	8月	10月	12月	4月	8月	10月	12月
k_I	0.039	0.300	0.034	0.110	0.023	-0.002	-0.008	0.167
k_V	-0.034	-0.069		-0.103	0.255	0.065	0.193	0.446
k_{V2}			0.004		-0.200		-0.103	-0.336
k_D	0.004	-0.005		0.178	3.157×10^{-4}	-2.895×10^{-4}		-0.299
k_{D2}	-4.964×10^{-5}	4.239×10^{-5}		-0.191			-5.412×10^{-6}	
k_L	-1.224×10^{-5}		-1.360×10^{-6}	-4.800×10^{-6}	-1.743×10^{-5}			-5.991×10^{-6}
k_{L2}	4.622×10^{-10}				9.501×10^{-10}	3.318×10^{-5}		

※1 k_I : 切片, k_V : 流速の係数, k_D : 水深の係数, k_L : 河口からの距離の係数, 以下, 2乗も同様.

※2 空欄は0を表している.

ゲロウ科は, 5変数モデル3変数モデル共に, R^2 値が高い月もあるものの, 5変数モデルと3変数モデルでの R^2 値の差が大きい季節があった. R^2 値の差が小さかった分類群のうち, ヒゲナガカワトビケラ科とシマトビケラ科は, 比較的流れの速い瀬に生息し, 流下物を捕食する⁴⁾という生態的特性をもっている. 本研究の結果は, これらの分類群の生物量は, 河床材料よりも流れによって支配されている可能性が高いことを示していると同時に, 河床材料データを用いなくても比較的高精度で生物量予測がおこなえる分類群であることを示している. 一方で, R^2 値の差が大きかった分類群については, 礫や砂の表面を移動しながら生活する⁴⁾という生態的特性を持っているためであると考えられる. これらの分類群の生物量は, 河床材料を用いないと高精度な生物量予測ができないことを示しており, これらの分類群のより高精度の生物量予測のためには, 広域における河床材料の空間分布を測定, あるいは予測することが必要である.

表-3.6 河床材料考慮したモデル（5変数）と、河床材料を考慮していないモデル（3変数）における決定係数（R²値）の比較

科名	月	R ² 値		R ² 値の差
		5変数	3変数	
ヒゲナガカワトビケラ科	4月	0.53	0.47	0.06
	8月	0.54	0.49	0.05
	10月	0.30	0.24	0.06
	12月	0.61	0.55	0.06
カワゲラ科	4月	0.26	0.14	0.12
	8月	0.69	0.57	0.12
	10月	0.31	0.25	0.06
	12月	0.72	0.58	0.14
トンボ目	4月	0.34	0.17	0.17
	8月	0.26	0.22	0.04
	10月	0.36	0.13	0.23
	12月	0.33	0.32	0.01
ヒラタドロムシ科	4月	0.64	0.45	0.19
	8月	0.47	0.35	0.12
	10月	0.37	0.20	0.17
	12月	0.23	0.15	0.08
シマトビケラ科	4月	0.57	0.55	0.02
	8月	0.65	0.63	0.02
	10月	0.53	0.45	0.08
	12月	0.63	0.63	0.00
ヒラタカゲロウ科	4月	0.42	0.31	0.11
	8月	0.44	0.33	0.11
	10月	0.38	0.35	0.03
	12月	0.44	0.45	-0.01
タニガワカゲロウ科	4月	0.50	0.45	0.05
	8月	0.52	0.18	0.34
	10月	0.04	0.04	0.00
	12月	0.54	0.39	0.15
チラカゲロウ科	4月	0.54	0.31	0.23
	8月	0.59	0.42	0.17
	10月	0.24	0.16	0.08
	12月	0.43	0.37	0.06

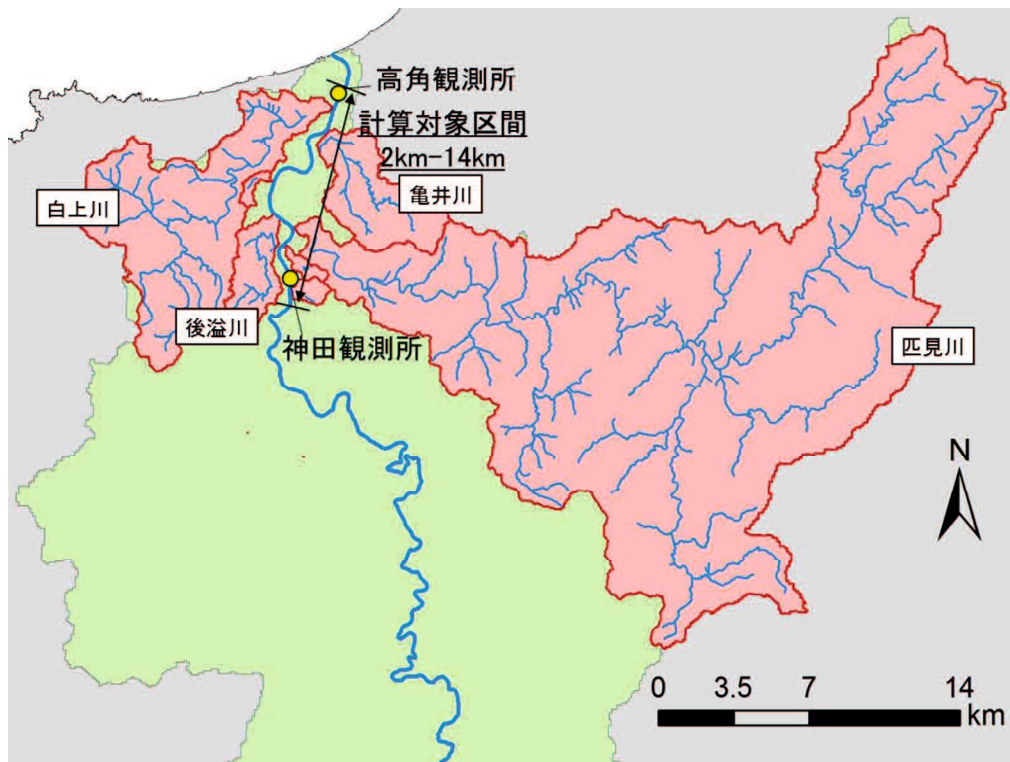


図-3.9 高津川における計算対象区間と計算対象区間内に流入する支川

3.3.3 直轄区間における生物量の推定

3.3.3.1 方法

魚類、底生動物の各調査日における平水時の平均的な流れ場を算出し、その結果に魚類であれば各季節の各カテゴリー、底生動物であれば各季節の各分類群の空間分布予測モデルを外挿することにより、高津川本川の直轄区間全域における各季節、各生物の生物量分布を予測した。流れ場の計算には、河川の流れ場の計算ソフトウェアである iRIC (International River Interface Cooperative) ソフトウェア⁵⁾を用いた。計算に用いたソルバーについては、一般座標系を用いて河川の非定常平面二次元流れの計算を行うことが可能な Nay2D-Flood ソルバーを用いた。計算に用いた断面データは、2009 年に行われた測量結果を元に作成したメッシュデータを用いた。図-3.9 に計算対象区間と計算対象区間内に流入する支川を示す。計算対象区間河口から 14km 地点 (直轄区間最上流) を上流端とし、河口から 2km 地点 (高角観測所直下) を下流端とした。境界条件としては、上流端流量に各季節の調査日における神田観測所の平均流量を与え、下流端は等流水深とした。魚類であれば、2015 年 5 月は $10.53\text{m}^3/\text{s}$ 、10 月は $14.59\text{m}^3/\text{s}$ であり、底生動物であれば、2015 年 4 月は $24.41\text{m}^3/\text{s}$ 、8 月は $31.61\text{m}^3/\text{s}$ 、10 月は $18.58\text{m}^3/\text{s}$ 、12 月は $13.01\text{m}^3/\text{s}$ である。なお、流況の再現精度を向上させるため、支流による流入を考慮した計算を行った。まず、神田観測所の流量と高角観測所の流量の差を、計算区間内の全横流入量とした。次に、それを各支流の持つ集水面積割合で割り振ることにより、支流の流量を算出した (図-3.9)。なお、集水面積割合の算出及び可視化については ArcGIS 10.2(ESRI)を用いた。

3.3.3.2 結果

図-3.10 に iRIC ソフトウェアを用いて算出した各季節の流れ場に、各季節の空間分布予測モデルを外挿して得られる生活史タイプ別魚類の生物量の合計の分布を示す。2015 年 5 月と 10 月共に、下流に向かって生物量が増加する傾向にあることがわかる。また、表-3.7 に河川利用形態別の魚類の計算区間内における総重量を示す。計算区間内における生活史タイプ別魚類の合計は計

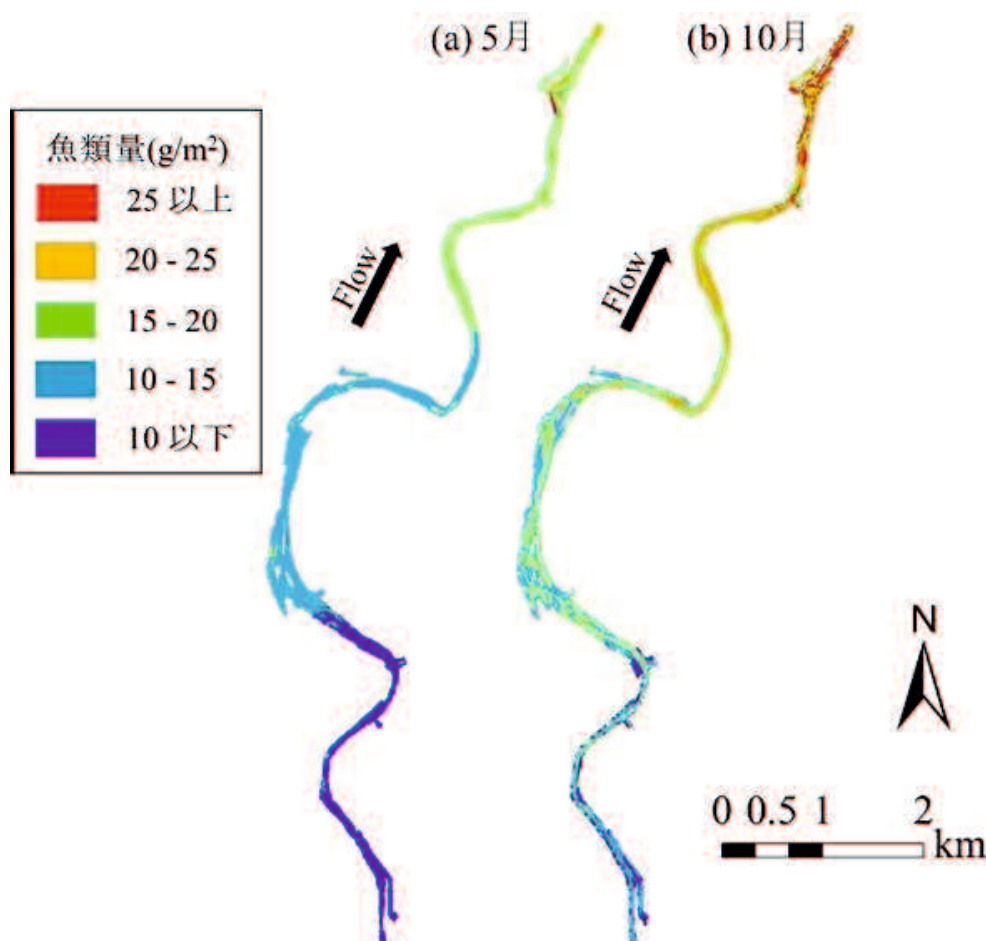


図-3.10 高津川の直轄区間のうち純淡水域における魚類量の分布

表-3.7 河川利用形態別の魚類の計算区間内における総生物量

	回遊底生魚	回遊遊泳魚	純淡水底生魚	純淡水遊泳魚	合計
5月 (kg)	14382	121	636	1099	16239
10月 (kg)	12842	7360	661	2695	23558

算区間の 12km 区間内で、5 月では 16239kg、10 月では約 23558kg であった。5 月と 10 月で回遊性底生魚、純淡水性底生魚の総重量に大きな変化は見られなかったが、回遊性遊泳魚、純淡水性遊泳魚の総重量には変化が見られた。特に回遊性遊泳魚（アユ）の総重量の変化は大きく、魚類量の季節変動に大きな影響を及ぼすと考えられる。

図-3.11 に高津川の直轄区間の淡水域（河口から 2km~14km）において iRIC ソフトウェアを用いて算出した流れ場に、底生動物の優占 8 分類群の河床材料を考慮していない空間分布予測モデルを外挿して得られる生物量の合計の分布を示す。季節ごとに生物量の差はあるものの、瀬にあたる部分での生物量が多い傾向にあることがわかる。表-3.8 に各季節の計算区間内（河口から 2km~14km）における各優占分類群の総生物量を示す。対象の 8 分類群の総生物量の合計は 4 月が最も多く(2558kg)、次いで、8 月も同程度の生物量(2528kg)であることが分かる。各季節で最も生物量が多いのは、4 月がヒゲナガカワトビケラ科で全体の 33%、8 月もヒゲナガカワトビケラ科で全体の 49%、10 月はトンボ目で全体の 39%、12 月はヒゲナガカワトビケラ科で全体の 41%を占めていた。図-3.12 に高津川の淡水域（河口から 2km~14km）における対象の 8 分類群の合計の生物量(g/m²)の縦断分布を示す。なお、生物量(g/m²)は対象区間を 1km ごとに区切り、1km 区間ごと

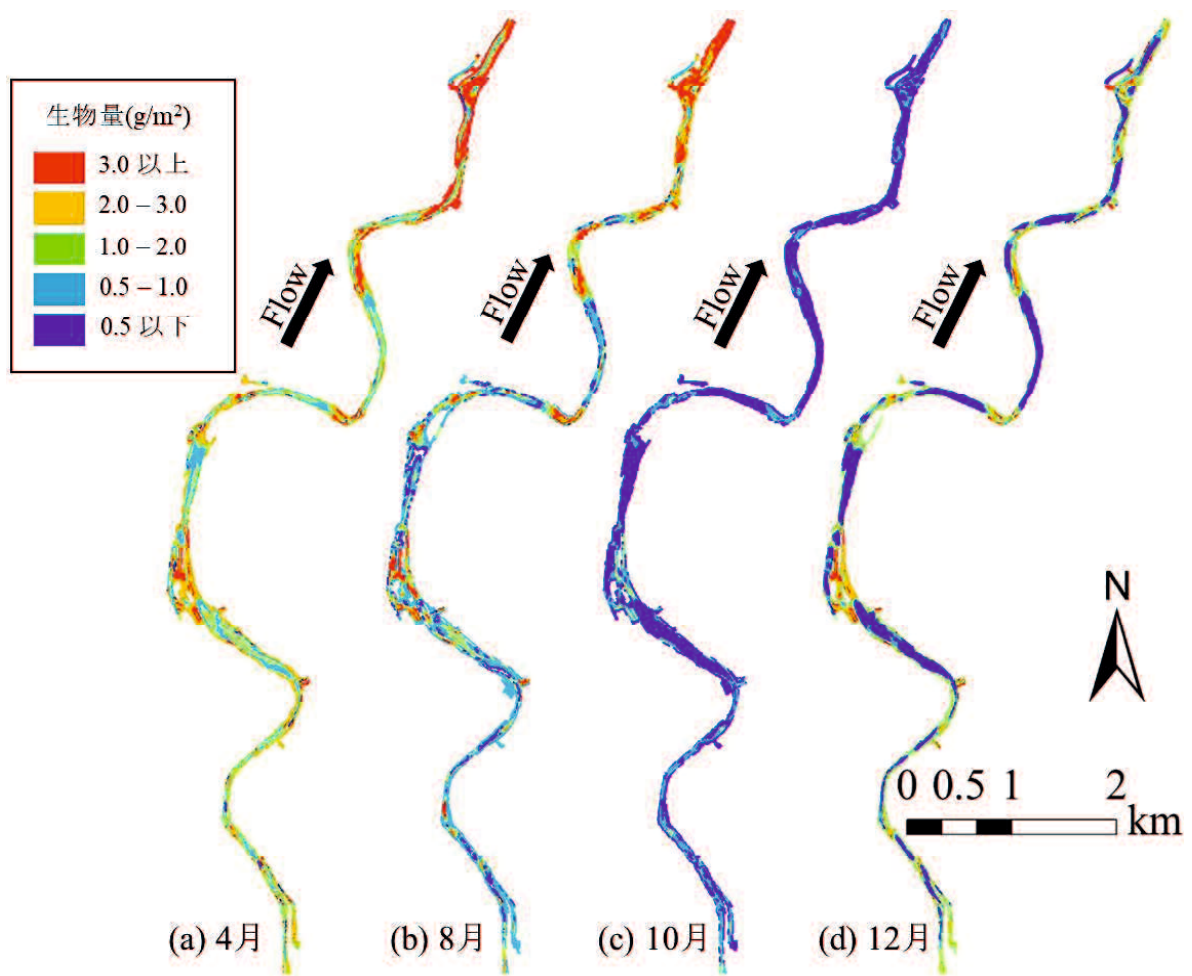


図-3.11 高津川の直轄区間のうち淡水域における底生動物 8 分類群の合計の生物量分布

表-3.8 各季節の計算区間内（河口から 2km~14km）における各優占分類群の総生物量

分類群	対象区間内の総生物量(kg)			
	4月	8月	10月	12月
ヒゲナガカワトビケラ科	847	1232	83	691
カワゲラ科	327	42	82	346
トンボ目	677	239	245	251
ヒラタドロムシ科	385	116	82	49
シマトビケラ科	98	253	12	143
ヒラタカゲロウ科	171	89	72	43
タニガワカゲロウ科	11	539	26	57
チラカゲロウ科	40	18	21	92
合計	2558	2528	624	1672

に算出した。高津川の直轄区間の淡水域の生物量が多かった 4 月と 8 月においては、下流域ほど生物量が多い傾向にある一方で、10 月と 12 月については、上下流の生物量の差が大きいことが分かる。このような縦断分布の違いは、それぞれの季節で優占している生物の影響を大きく受けていると考えられ、4 月と 8 月、12 月はヒゲナガカワトビケラ科、10 月はトンボ目の分布の

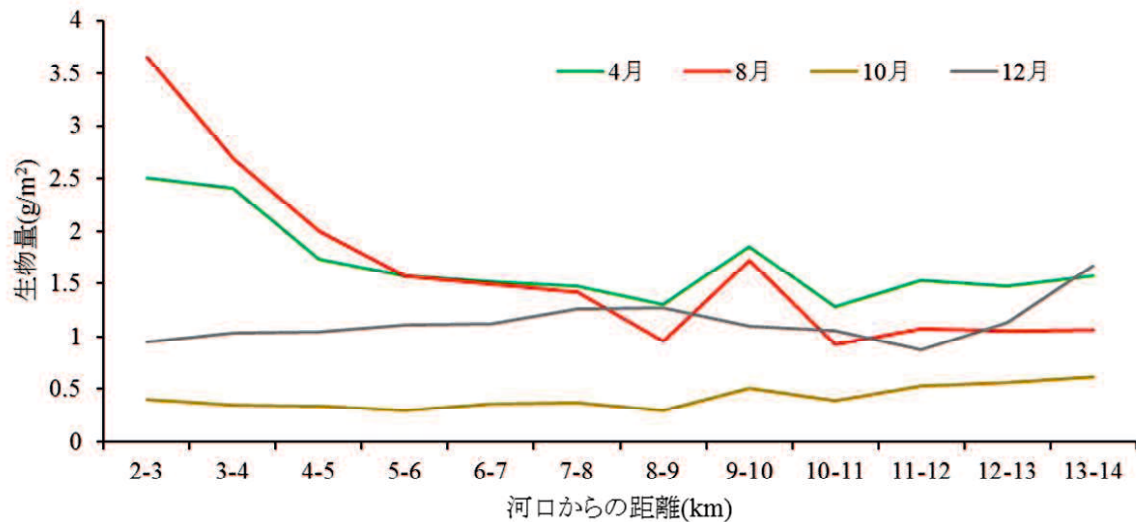


図-3.12 高津川の淡水域（河口から2km~14km）における対象の8分類群の生物量の縦断分布。対象区間を1kmごとに区切り，1km区間ごとに生物量(g/m²)を算出した。

影響を大きく受けていると考えられる。ヒゲナガカワトビケラ科は、若齢個体が出水を利用した流下をすることや、平水時であっても自ら流下する習性があり³⁾、高津川においては目立った横断構造物がないため、下流域に多く分布すると考えられる。よって、4月と8月については、若齢期を終えた個体が定着し成長したためと考えられる。また、ヒゲナガカワトビケラ科の成虫は、上流側に飛翔する習性があり³⁾、12月については、10月に羽化した成虫が上流側へ飛翔し、産卵したことにより、上下流の差が少なくなったと考えられる。

3.4 他河川への適用性と有用性の検討

3.4.1 対象河川と現地観測

3.4.1.1 対象河川と現地観測方法

高津川の結果と比較のため、佐波川において、空間分布調査を実施した。図-3.13 に佐波川流域図と主要な支川、ダム位置、直轄区間における堰位置及び空間分布調査地点佐波川流域図を示す。佐波川は、山口県のほぼ中央に位置し、周防灘に注ぐ幹線流路延長 56km、流域面積 460km² の一級河川である。流域の土地利用は樹林地が約 90%を占め⁹⁾、谷底平野と下流部の三角州および干拓地に農耕地が開けている。佐波川流域には、佐波川本川の上流域に佐波川ダム（総貯水容量：24,600,000 m³）、集水面積が最大の支川である島地川の中流域に島地川ダム（総貯水容量：20,600,000 m³）が存在している。また、佐波川本川の直轄区間内には 15 基もの堰が存在していることが特徴である。魚類における調査は 2015/5/28, 10/7 の計 2 回、St.1~St.7 で高津川と同様の手法で潜水目視調査を実施し、各種・各発育段階別の密度(n/m²)を算出した。魚類量(g/m²)は高津川と同様に、密度(n/m²)に乾らりが示す平均体重(g/n)を乗ずることで算出した。底生動物における調

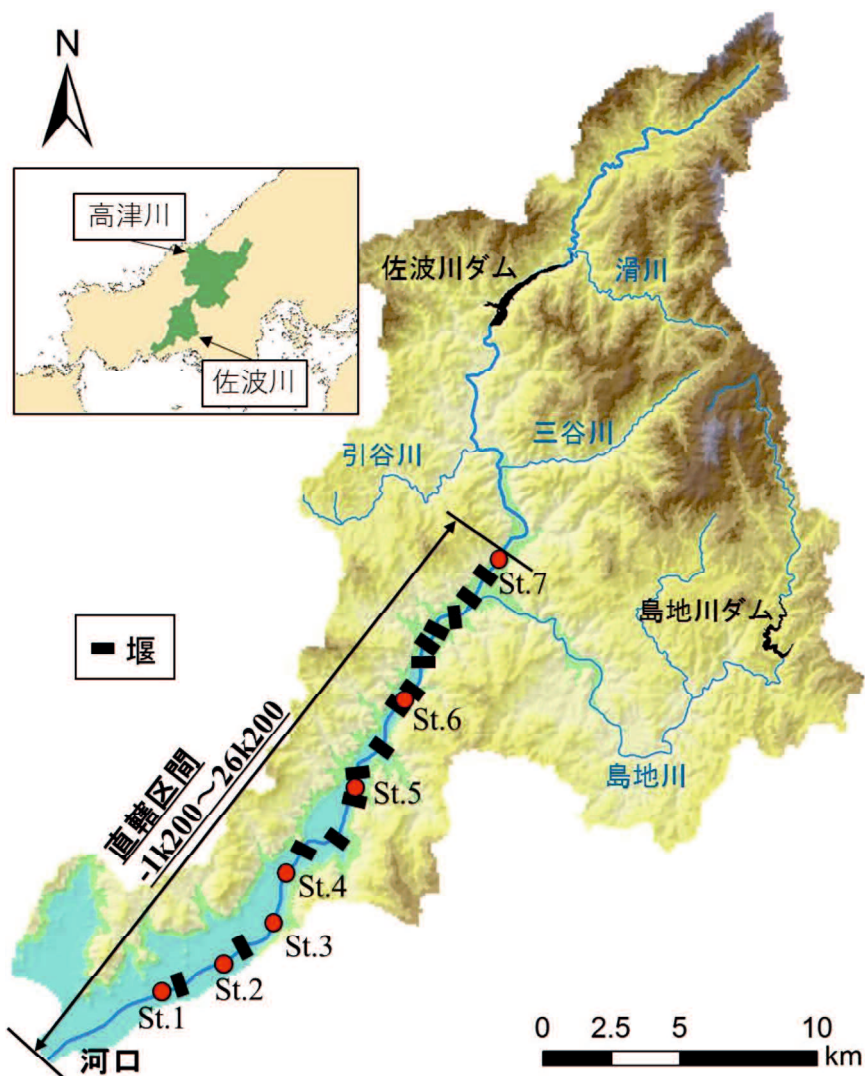


図-3.13 佐波川流域図と主要な支川，ダム位置，直轄区間における堰位置及び空間分布調査地点

査は 2014/12/11~12,19 及び 2015/8/11~12 の計 2 回, St.1~St.5 でコドラート調査を実施した。

3.4.1.2 現地観測結果

表-3.9 に佐波川における 2015 年 5 月と 10 月の空間分布調査で確認された魚類を示す。佐波川では、高津川では確認されなかった純淡水性遊泳魚のカワヒガイ、純淡水性底生魚のアカザ、カマツカ、回遊性底生魚のオオヨシノボリ、ウナギが確認された。一方で、高津川で確認された純淡水性底生魚のシマドジョウ、回遊性底生魚のカジカ、スミウキゴリ、カマキリ、ウキゴリ、ゴクラクハゼは確認されなかった。図-3.14 に佐波川における 2015 年(a)5 月, (b)10 月の河川利用形態別魚類の生物量を示す。回遊性底生魚は高津川と同様に下流に向かって多くなる傾向にあることが分かる。回遊性遊泳魚は 5 月と 10 月で傾向は変わらず、下流域の St.2 で特に多くなることが分かる。純淡水性の魚類は、高津川ほど明確に上流域のほうが多い傾向ではなく、上流域から下流域まで、満遍なく分布している。図-3.15 に(a)純淡水性遊泳魚, (b)純淡水性底生魚, (c)回遊性底生魚の 2015 年 5 月と 10 月の調査地点の平均生物量の構成比を示す。なお、回遊性遊泳魚はアユのみなので図示していない。純淡水性遊泳魚は 5 月と 10 月で構成比が大きく異なり、5 月はオ

表-3.9 佐波川における 2015 年 5 月と 10 月の空間分布調査で確認された魚類

河川利用形態	標準和名	5月	10月
純淡水性遊泳魚	オイカワ	●	●
	カワムツ	●	●
	ムギツク	●	●
	ウグイ		●
	イトモロコ	●	
	カワヒガイ	●	
純淡水性底生魚	アカザ	●	●
	ギギ	●	●
	カワヨシノボリ	●	●
	カマツカ		●
	ドンコ	●	
回遊性遊泳魚	アユ	●	●
回遊性底生魚	シマヨシノボリ	●	●
	ヌマチチブ	●	●
	オオヨシノボリ	●	●
	ウナギ		●

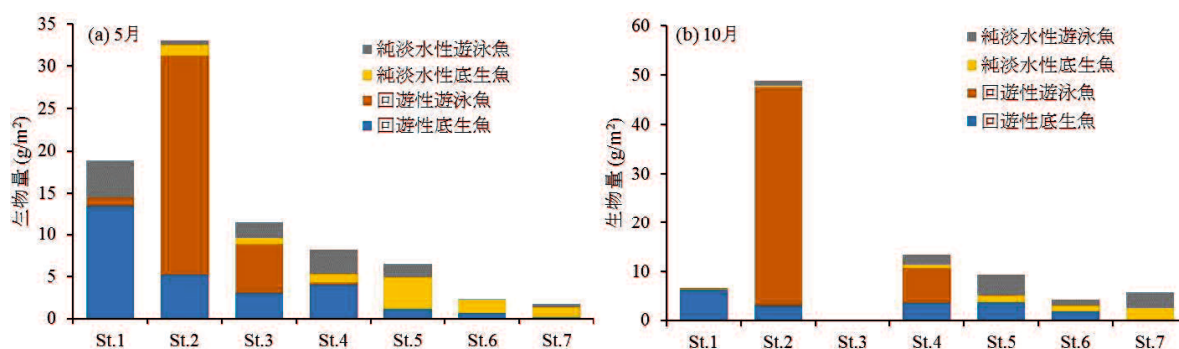


図-3.14 佐波川における 2015 年(a)5 月, (b)10 月の河川利用形態別魚類の生物量

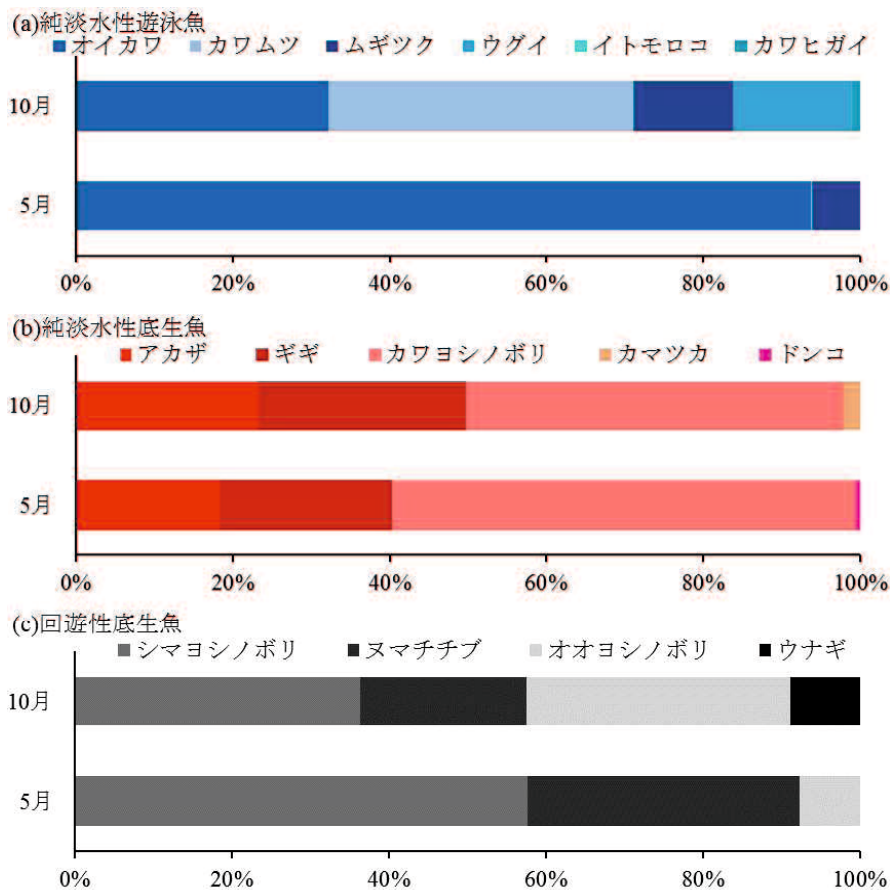


図-3.15 佐波川における(a)純淡水性遊泳魚, (b)純淡水性底生魚, (c)回遊性底生魚の2015年5月と10月の生物量構成比. 回遊性遊泳魚はアユのみなので図示しない.

イカワの生物量が大部分を占めており, 10月はカワムツの生物量をもっとも多く, オイカワ, ウグイ, ムギツクと続いた. 高津川ではウグイが最優占種であったが, 佐波川ではオイカワが最優占種となっていた. 純淡水性底生魚はカワヨシノボリが半分近くを占めており, 続いてギギ, アカザと続いており, 高津川では確認されなかったアカザの生物量が多いことが高津川との違いであることが分かる. 回遊性底生魚はシマヨシノボリが最も多く, ヌマチチブ, オオヨシノボリを加えた3種が多くを占めている. 高津川との大きな違いは, 高津川はカジカが半分以上を占めていたのに対して, 佐波川では回遊性底生魚はハゼ科の魚類が多くを占めていることである.

表-3.10に佐波川における2015年8月と2014年12月の底生動物の生物量と構成比を示す. 8月はヒゲナガカワトビケラ科が最優占分類群であり, 続いてトンボ目, ヒラタドロムシ科, シロイロカゲロウ科, マルツツトビケラ科であった. 12月もヒゲナガカワトビケラ科が最優占分類群であり, 続いてシマトビケラ科, ヒラタドロムシ科, トンボ目, カワゲラ科であった. 高津川における優占分類群と比較すると, 共通して優占分類群の上位に含まれているのは, ヒゲナガカワトビケラ科, シマトビケラ科, ヒラタドロムシ科, トンボ目の4分類群であることがわかった.

3.4.2 空間分布予測モデルの開発

高津川と同様に, モデルには一般化線形モデル (GLM) を用いて, 魚類であれば, 2015年5月及び10月における河川利用形態別 (回遊性遊泳魚, 純淡水性遊泳魚, 回遊性底生魚, 純淡水性底生魚), 底生動物であれば, 2015年8月及び12月 (高津川は2015年, 佐波川は2014年) における共通優占4分類群 (ヒゲナガカワトビケラ科, シマトビケラ科, ヒラタドロムシ科, トンボ目) の空間分布予測モデルを開発した. なお, 底生動物については, 河床材料を考慮しない3変数モデルとした. AICの低い上位10モデルにおいて, 現地観測で得られた環境データを代入すること

表-3.10 佐波川における 2015 年 8 月と 2014 年 12 月の底生動物の生物量と構成比

8月			12月		
生物名	生物量 (g/m ²)	構成比 (%)	生物名	生物量 (g/m ²)	構成比 (%)
ヒゲナガカワトビケラ科	0.585	37.0	ヒゲナガカワトビケラ科	1.550	68.0
トンボ目	0.245	15.5	シマトビケラ科	0.201	8.8
ヒラタドロムシ科	0.131	8.3	ヒラドロムシ科	0.137	6.0
シロイロカゲロウ科	0.126	8.0	トンボ目	0.157	6.9
マルツツトビケラ科	0.106	6.7	カワゲラ科	0.091	4.0
シマトビケラ科	0.092	5.8	モンカゲロウ科	0.041	1.8
チラカゲロウ科	0.060	3.8	チラカゲロウ科	0.034	1.5
ナガレトビケラ科	0.046	2.9	ヒラタカゲロウ科	0.002	0.1
ニンギョウトビケラ科	0.015	0.9	マダラカゲロウ科	0.001	0.1
カワゲラ科	0.012	0.7	その他	0.067	2.9
ホタル科	0.009	0.6			
タニガワカゲロウ科	0.007	0.4			
ヒラタカゲロウ科	0.006	0.4			
ヤマトビケラ科	0.006	0.3			
モンカゲロウ科	0.004	0.2			
カワカゲロウ科	0.003	0.2			
マダラカゲロウ科	0.001	0.1			
その他	0.129	8.1			

により予測値を算出し、実測値と単回帰分析を行うことにより決定係数(R² 値)を算出し、R² 値が最も高くなるものをベストモデルとして選択した。

以下に、佐波川における 2015 年 5 月と 10 月の河川利用形態別の魚類のベストモデルを示す。

(a) 回遊性遊泳魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = 11.68 \times V - 6.8 \times 10^{-4} \times L + 7.08 \quad (3.11)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = 20.23 \times V - 9.55 \times 10^{-4} \times L + 8.79 \quad (3.12)$$

(b) 回遊性底生魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = -6.94 \times V + 3.71 \times V^2 - 3.69 \times 10^{-3} \times L + 8.56 \times 10^{-8} \times L^2 + 41.06 \quad (3.13)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = 7.75 \times V - 5.54 \times 10^{-4} \times L + 5.41 \times 10^{-9} \times L^2 + 6.90 \quad (3.14)$$

(c) 純淡水性遊泳魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = -2.00 \times V^2 - 3.82 \times 10^{-9} \times L^2 + 3.70 \quad (3.15)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = -10.57 \times V + 5.09 \times V^2 + 2.71 \times 10^{-4} \times L - 5.04 \times 10^{-9} \times L^2 + 3.81 \quad (3.16)$$

(d) 純淡水性底生魚

$$(5 \text{ 月の生物量}) = 14.61 \times V - 9.46 \times V^2 + 4.94 \times 10^{-4} \times L - 1.30 \times 10^{-8} \times L^2 - 6.39 \quad (3.17)$$

$$(10 \text{ 月の生物量}) = 6.62 \times V - 4.12 \times V^2 + 2.11 \times 10^{-4} \times L - 3.55 \quad (3.18)$$

ここに、 V : 流速(m/s), L : 河口からの距離(m)である。また、図-3.16 に 2015 年 5 月、図-3.17 に 10 月の各河川利用形態のベストモデルの予測値と実測値の比較及びその決定係数を示す。決定係数は (R² 値) は、回遊性遊泳魚の 5 月は 0.27, 10 月は 0.39, 回遊性底生魚の 5 月は 0.79, 10 月は 0.41, 純淡水性遊泳魚の 5 月は 0.25, 10 月は 0.33, 純淡水性底生魚の 5 月は 0.31, 10 月は 0.45 であり、高津川における魚類の空間分布予測モデルと同程度の決定係数であることから、妥当なモデルが開発できたと考えられる。

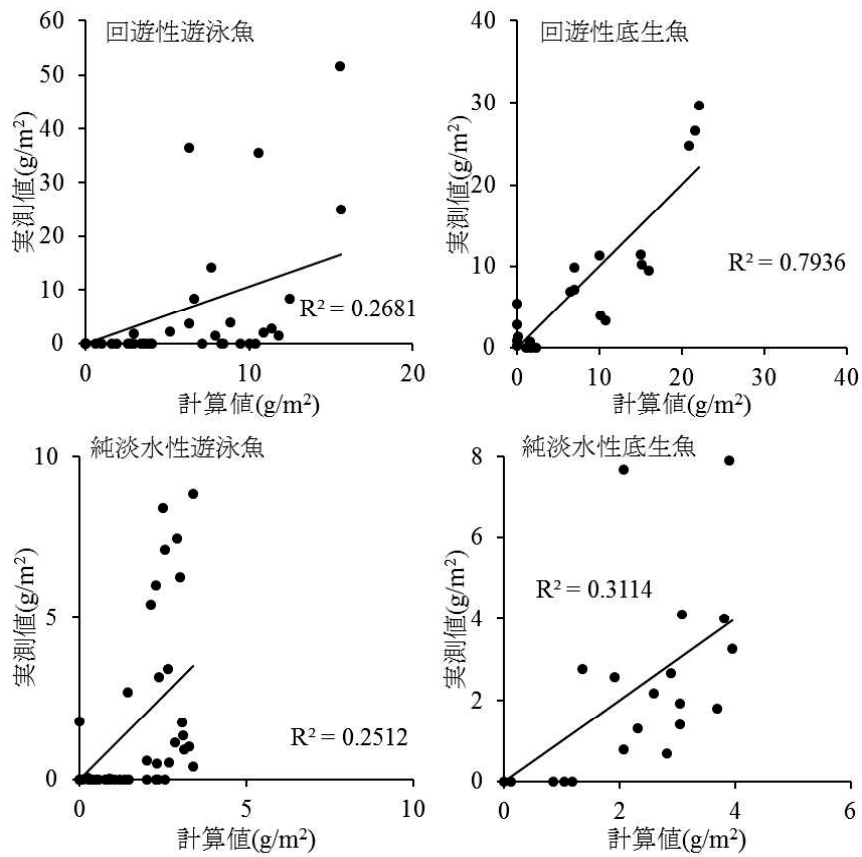


図-3.16 佐波川の 2015 年 5 月における河川利用形態別の魚類のベストモデルの予測値と実測値の比較及び決定係数

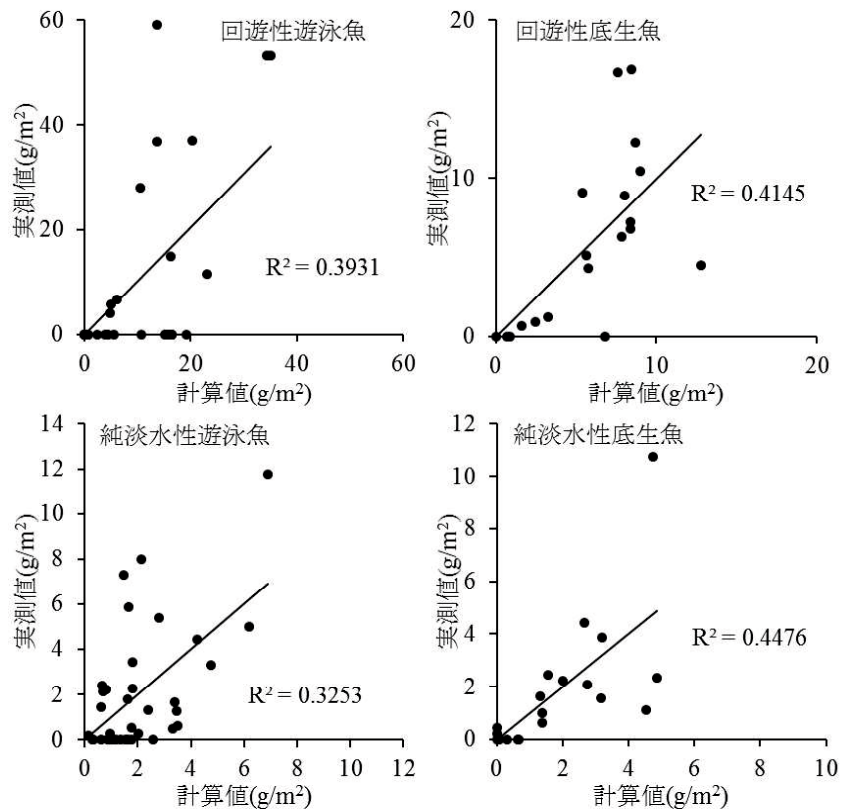


図-3.17 佐波川の 2015 年 10 月における河川利用形態別の魚類のベストモデルの予測値と実測値の比較及び決定係数

以下に、佐波川における 2015 年 8 月と 2014 年 12 月の共通優占 4 分類群の底生動物のベストモデルを示す。

(a) ヒゲナガカワトビケラ科

$$(8 \text{ 月の生物量}) = 1.73 \times V^2 - 4.44 \times 10^{-5} \times D^2 - 0.12 \times L + 3.03 \times 10^{-3} \times L^2 + 0.94 \quad (3.19)$$

$$(12 \text{ 月の生物量}) = 12.68 \times V - 10.68 \times V^2 - 1.66 \times 10^{-2} \times D - 0.033 \quad (3.20)$$

(b) シマトビケラ科

$$(8 \text{ 月の生物量}) = 0.32 \times V + 1.93 \times 10^{-3} \times D - 0.04 \times L + 1.92 \times 10^{-3} \times L^2 + 0.0023 \quad (3.21)$$

$$(12 \text{ 月の生物量}) = 0.46 \times V - 6.50 \times 10^{-3} \times D - 1.61 \times 10^{-2} \times L + 0.16 \quad (3.22)$$

(c) ヒラタドロムシ科

$$(8 \text{ 月の生物量}) = -0.20 \times V - 1.09 \times 10^{-5} \times D^2 - 8.68 \times 10^{-5} \times L^2 + 0.27 \quad (3.23)$$

$$(12 \text{ 月の生物量}) = -0.15 \times V + 5.19 \times 10^{-2} \times L - 1.71 \times 10^{-3} \times L^2 - 0.11 \quad (3.24)$$

(d) トンボ目

$$(8 \text{ 月の生物量}) = 0.17 \times V - 4.68 \times 10^{-5} \times D^2 + 2.18 \times 10^{-3} \times L^2 - 0.04 \quad (3.25)$$

$$(12 \text{ 月の生物量}) = 0.79 \times V - 0.72 \times V^2 + 9.04 \times 10^{-4} \times L - 0.12 \quad (3.26)$$

ここに、 V : 流速(m/s), D : 水深 [cm], L : 河口からの距離(km)である。また、[図-3.18](#)に 2015 年 8 月、[図-3.19](#)に 2014 年 12 月の共通優占 4 分類群のベストモデルの予測値と実測値の比較及びその決定係数を示す。決定係数は (R^2 値) は、ヒゲナガカワトビケラ科の 8 月は 0.64, 12 月は 0.49, シマトビケラ科の 8 月は 0.40, 12 月は 0.46, ヒラタドロムシ科の 8 月は 0.30, 12 月は 0.22, トンボ目の 8 月は 0.40, 12 月は 0.36 であり、高津川における底生動物の空間分布予測モデルと同程度の決定係数であることから、妥当なモデルが開発できたと考えられる。以上のように、魚類、底生動物共に、佐波川において高津川と同様の手法で、ある程度の再現性を持った空間分布予測モデルを開発することができた。

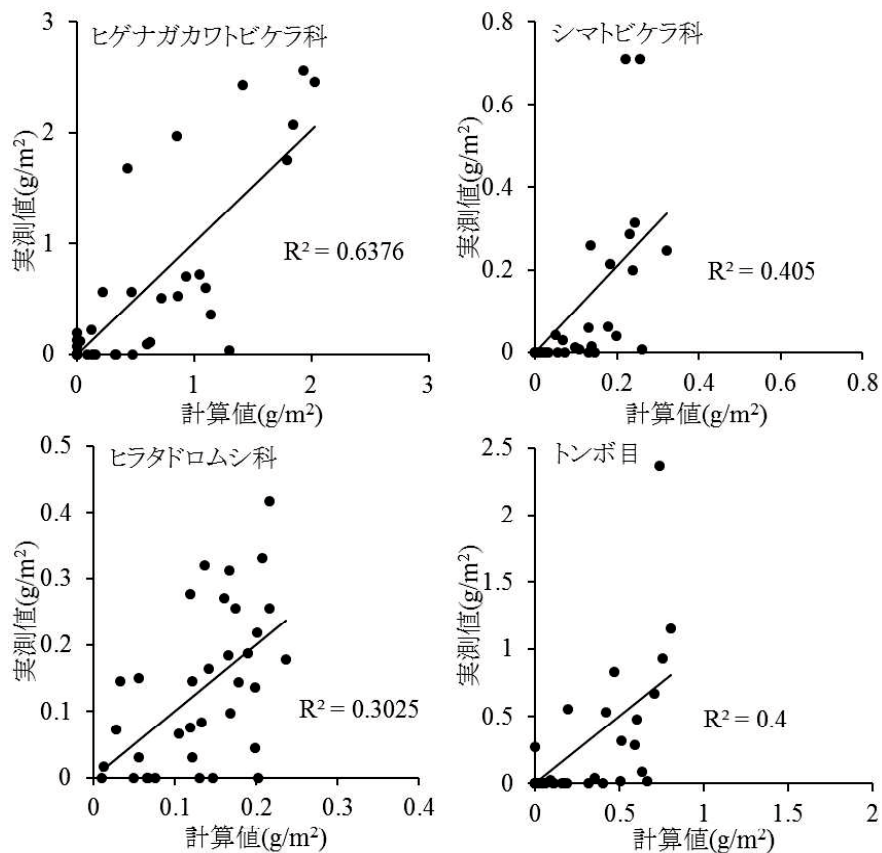


図-3.18 佐波川の 2015 年 8 月における共通優占 4 分類群の底生動物のベストモデルの予測値と実測値の比較及び決定係数

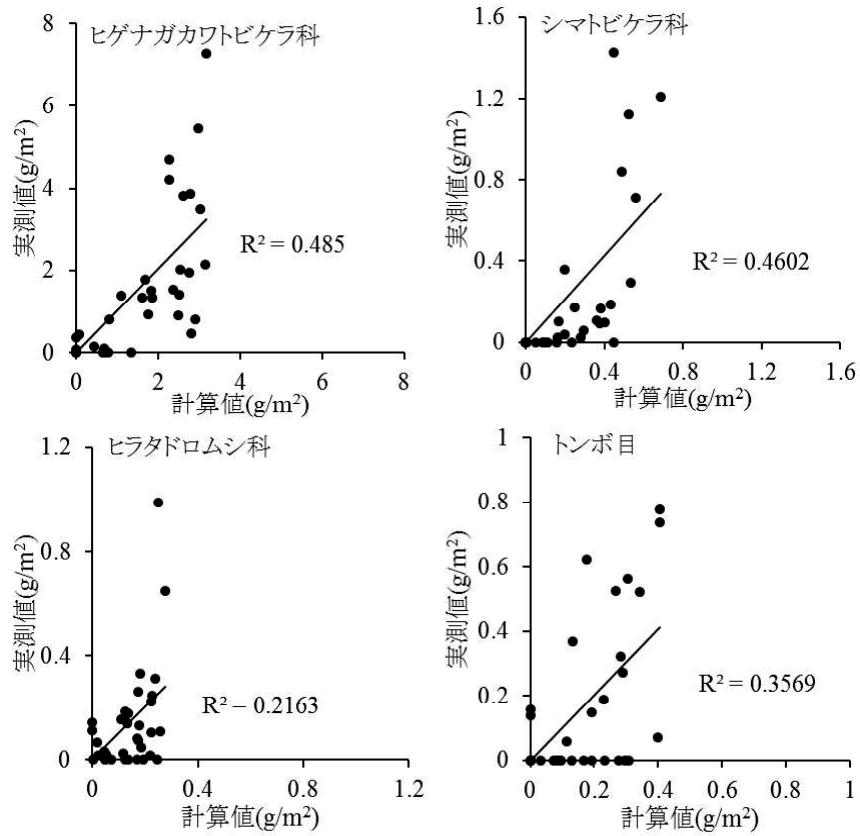


図-3.19 佐波川の2014年12月における共通優占4分類群の底生動物のベストモデルの予測値と実測値の比較及び決定係数

3.4.3 河川間比較

3.4.3.1 方法

生物量予測は高津川と同様に、魚類、底生動物の調査日における平水時の平均的な流れ場を算出し、その結果に各生物・各季節の空間分布予測モデルを外挿することにより、佐波川本川の魚類と底生動物の生物量分布と対象区間内の総重量を算出した。流れ場の計算には、iRIC ソフトウェアの Nays2D-Flood ソルバーを用いて、地形データには 2009 年におこなわれた 200m 間隔の河川横断測量成果を用いた。なお、佐波川においても高津川と同様に、流況の再現精度を向上させるため、支流による流入を考慮するが、佐波川には堰が多数存在するため、支川からの流入に加えて、堰による取水も考慮した計算をおこなった。図-3.20 に支川の流量の算出に用いた支川、堰位置と比較対象区間を示す。流れ場の計算は支川による流入や堰による取水を考慮するために、取水率が 80% までの堰を考慮し計算区間を 6 分割した。支川から本川へ流入する全横流入量は新橋観測所と漆尾観測所の調査日の平均流量の差に、観測所間にある堰の取水量の合計の調査日平均を足したものとし、これを各支川の集水面積見合いで割り振ることで、各支川から本川へ流入する横流入量を算出した。区間 1 の上流端には漆尾観測所の流量を与え、区間 2 の上流端には区間 1 の上流端流量に区間 1 の横流入量を加え区間 1 の堰による取水量を差し引いたものを与えた。以降、区間 3~6 についても同様に上流端流量を算出した。比較対象区間は両河川共に直轄区間で、かつ淡水域である河口から 4km~14km の区間を設定した。生物量の比較には、対象区間全域における総生物量の比較と、対象区間を 1km ごとに区切った区間内の生物量の平均値を算出し、1km ピッチの生物量の縦断分布の比較をおこなった。

3.4.3.2 魚類の比較

図-3.21 に 2015 年(a)5 月、(b)10 月の佐波川の比較対象区間（河口から 4km~14km）における魚

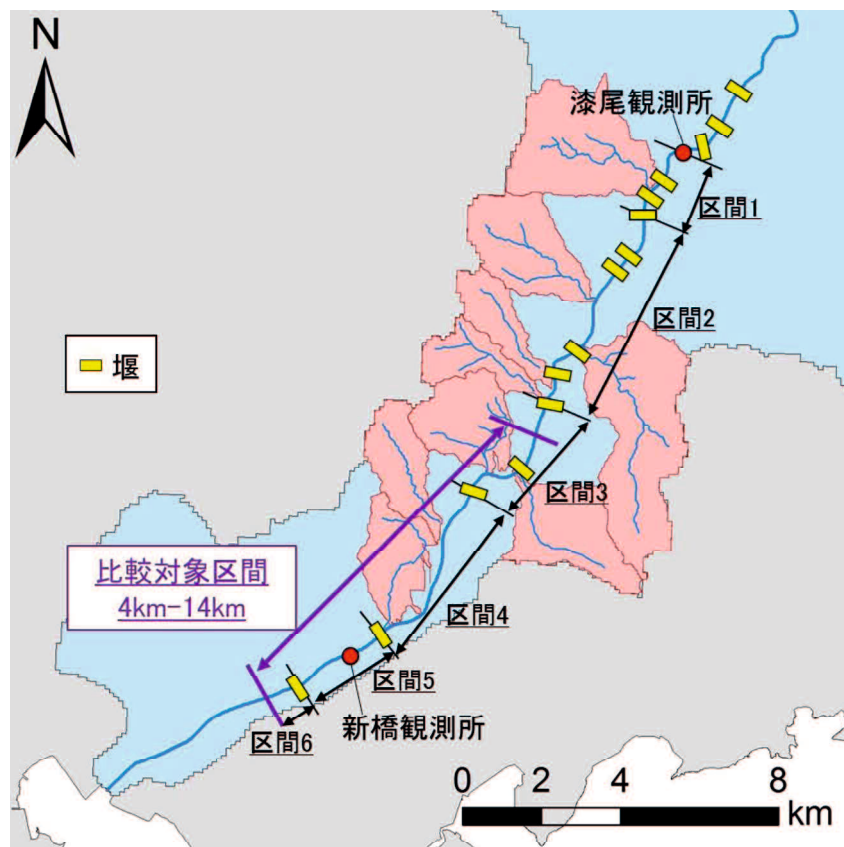


図-3.20 佐波川における支川の流量の算出に用いた支川、堰位置と比較対象区間

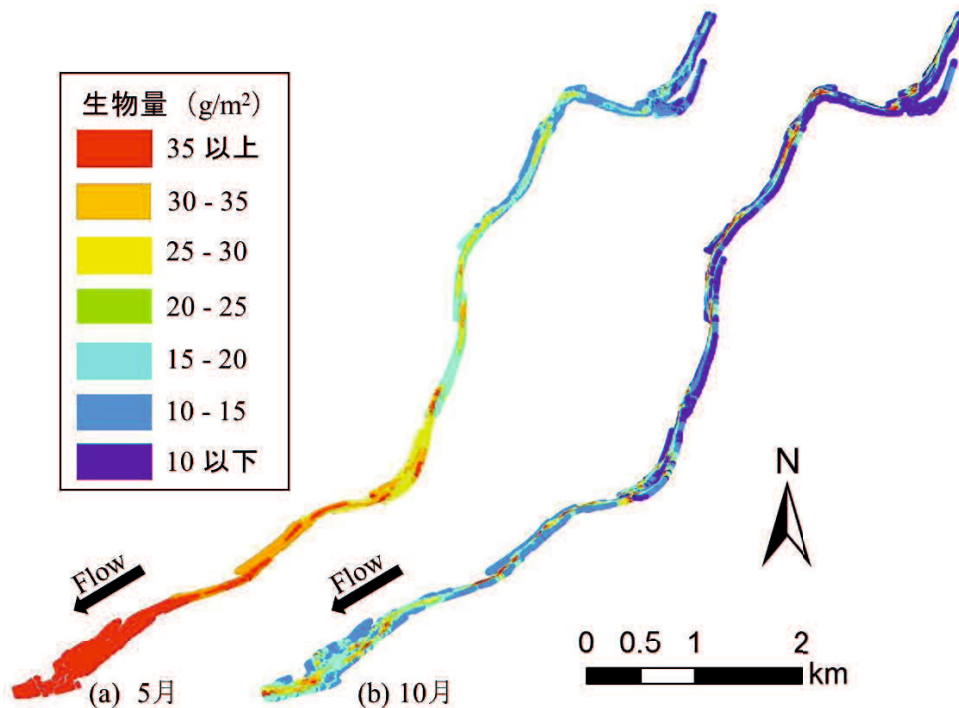


図-3.21 2015年(a)5月, (b)10月の佐波川の比較対象区間における全魚類の生物量の分布

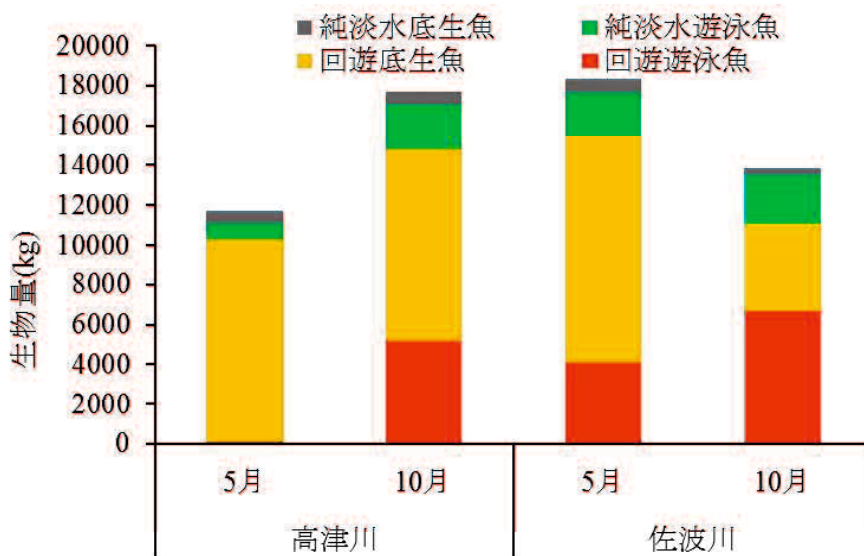


図-3.22 生活史タイプ別の予測重量の河川間比較

類量の分布を示す。全体的な生物量としては、5月の生物量が多い傾向にある。また、5月と10月共に、下流域の生物量が多い傾向にあることがわかる。

図-3.22に2015年5月、10月における高津川および佐波川の4kmから14km区間内の魚類の総重量を示す。5月においては、高津川の4~14km区間の総重量は11742kg、佐波川の総重量は18340kgとなり、全重量で比較すると、佐波川のほうが多く、4つの生活史タイプの魚類すべてにおいて佐波川のほうが多いという結果になった。また、10月においては高津川の4~14km区間の総重量は約18340kg、佐波川は約13843kgとなり、全重量で比較すると高津川のほうが多い結果となった。また、回遊性底生魚と純淡水性底生魚は高津川のほうが多く、回遊性遊泳魚と純淡水性遊泳魚は佐波川のほうが多い結果となった。また、各河川の5月から10月にかけての変化に着目すると、高津川では、純淡水性遊泳魚と回遊性遊泳魚が顕著に増加し、10月の総生物量のほ

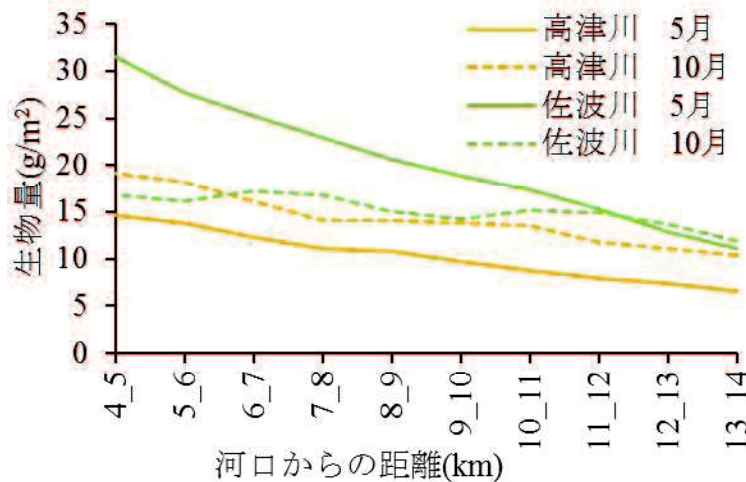


図-3.23 比較対象区間（河口から4km~14km）における全魚類の生物量の縦断分布。
対象区間を1kmごとに区切り、1km区間ごとに生物量(g/m²)を算出した。

うが多くなっていることが分かる。一方で、佐波川では回遊性遊泳魚が顕著に増加するが、回遊性底生魚がさらに顕著に減少しており、10月の総生物量のほうが少ないことが分かる。

図-3.23に河口から4kmから14kmの区間について、1kmごとに平均魚類量(g/m²)を算出し、河川間比較をおこなった結果を示す。佐波川の10月を除き、河口からの距離が近いほど魚類量が大きくなる傾向がみられた。また、5月から10月にかけて、高津川では上流から下流にかけて、一様に生物量が増加しているのに対して、佐波川では下流に行くほど大きく生物量が減少していることが分かる。図-3.24に高津川及び佐波川における4つの生活史タイプの魚類生物量と河口からの距離の応答曲線を示す。総重量が最も多い回遊底生魚についてみると、両河川両季節共に、河口に近いほど魚類量が大きくなることが分かる。5月から10月にかけて、回遊性底生魚の生物量が高津川では大きく変わらず、佐波川では大きく減少している理由として、佐波川の回遊底生魚は主に初夏から夏にかけて産卵し、卵保護の後斃死するハゼ科魚類⁷⁾が中心であるのに対して、高津川の回遊底生魚は、佐波川と同様にハゼ科の魚類は生息しているものの、冬から春にかけて産卵し、産卵後も斃死しないカジカ科⁷⁾が優占していることが最大の理由である。図-3.25に2016年12月から2017年11月までの1年間における佐波川と高津川の年平均水温の縦断図を示す。カジカ科は冷水性の魚類であるが、カジカ科が多く生息する高津川の水温の縦断図に着目すると、佐波川に比べて、下流域まで低い水温を保っていることがわかる。仮に、高津川の水温が好適水温環境であると仮定するならば、高津川で最も水温が高い下流域の水温(15.9℃)は、佐波川では河口から18km程度上流まで行かなければならないことが分かる。佐波川における河口から18km付近までの間には、佐野堰(河口から4.14km)、防府総合堰(河口から7.5km)、上右田堰(河口から11.7km)といった大きな堰を含む合計8つの堰が存在するため、仮にカジカが佐波川の遡上を試みたとしても、好適水温環境まで到達できない可能性が高い。これにより、佐波川ではカジカが少ないと考えられる。次に、回遊性遊泳魚に着目すると、高津川の5月のみ、河口からの距離の違いによる生物量の変化が少なく、それ以外は河口に近いほど魚類量が多くなることが分かる。10月については、両河川共に、回遊性遊泳魚であるアユの降下、産卵期であり、産卵のために下流に集結しているためと考えられる。5月については、アユの遡上時期にあたるが、高津川については、目立った横断構造物がないため、アユが上流域まで遡上することができる一方で、佐波川は本川に堰が多数存在するため、堰による遡上阻害のために、アユが下流域に多く分布している可能性が考えられる。

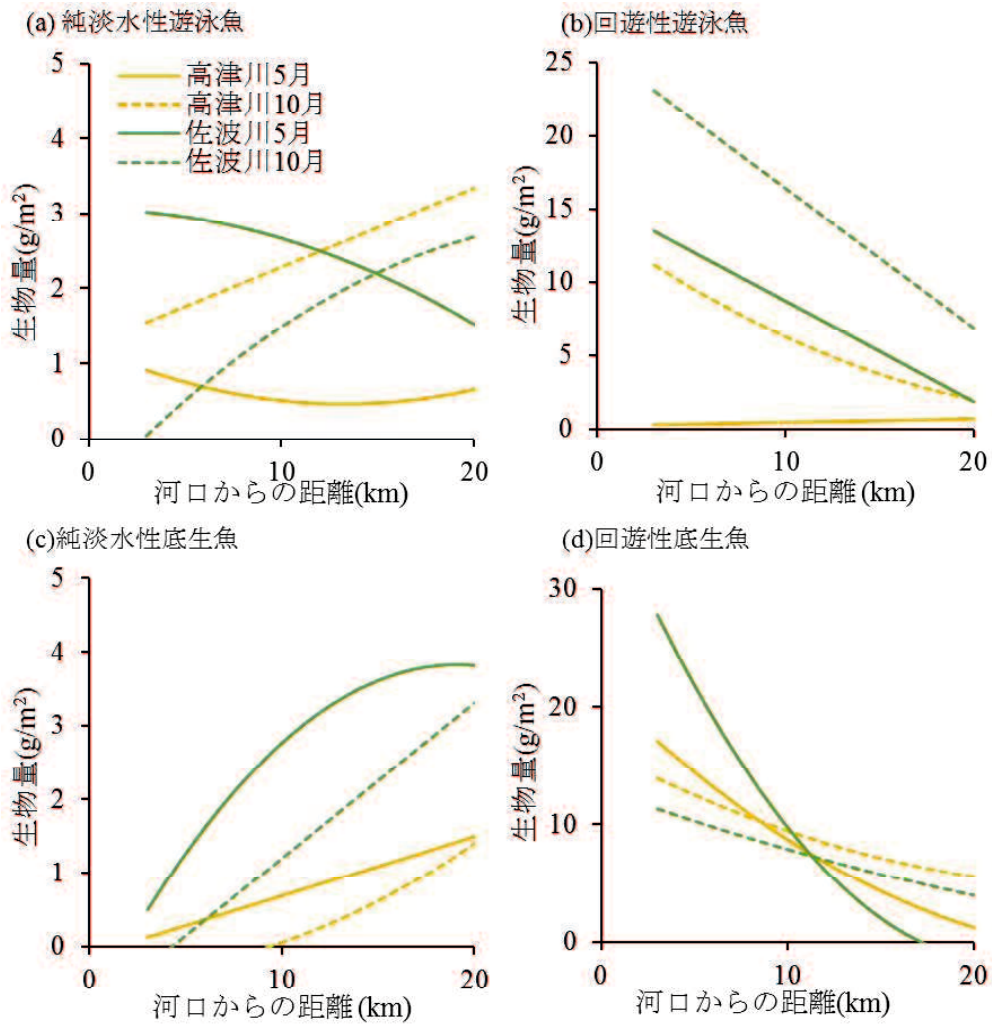


図 3-24 高津川及び佐波川における各生活史タイプの魚類生物量と河口からの距離の応答曲線

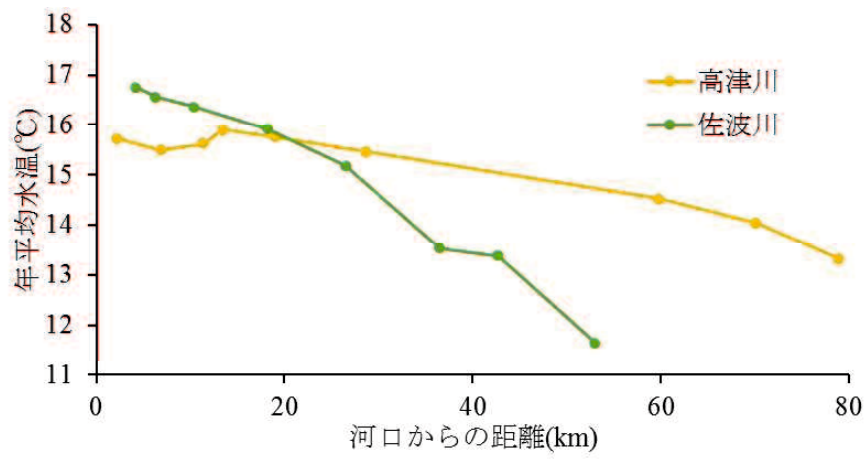


図-3.25 佐波川と高津川の年平均水温（2016年12月～2017年11月）の縦断図

3.4.3.3 底生動物の比較

図-3.26 に(a) 2015 年 8 月, (b)2014 年 12 月の佐波川の比較対象区間における底生動物 4 分類群の合計の生物量分布を示す. 8 月よりも 12 月の生物量が全体的に多く, 両月共に上下流に満遍なく分布している様子が分かる. 図-3.27 に(a)8 月, (b) 12 月の底生動物 4 分類群における比較対象区間内の総生物量の比較を示す. ただし, 8 月は高津川, 佐波川共に 2015 年, 12 月は高津川が 2015 年, 佐波川が 2014 年である. 総生物量の合計は, 高津川では 8 月 (1059kg) と 12 月 (1087kg)

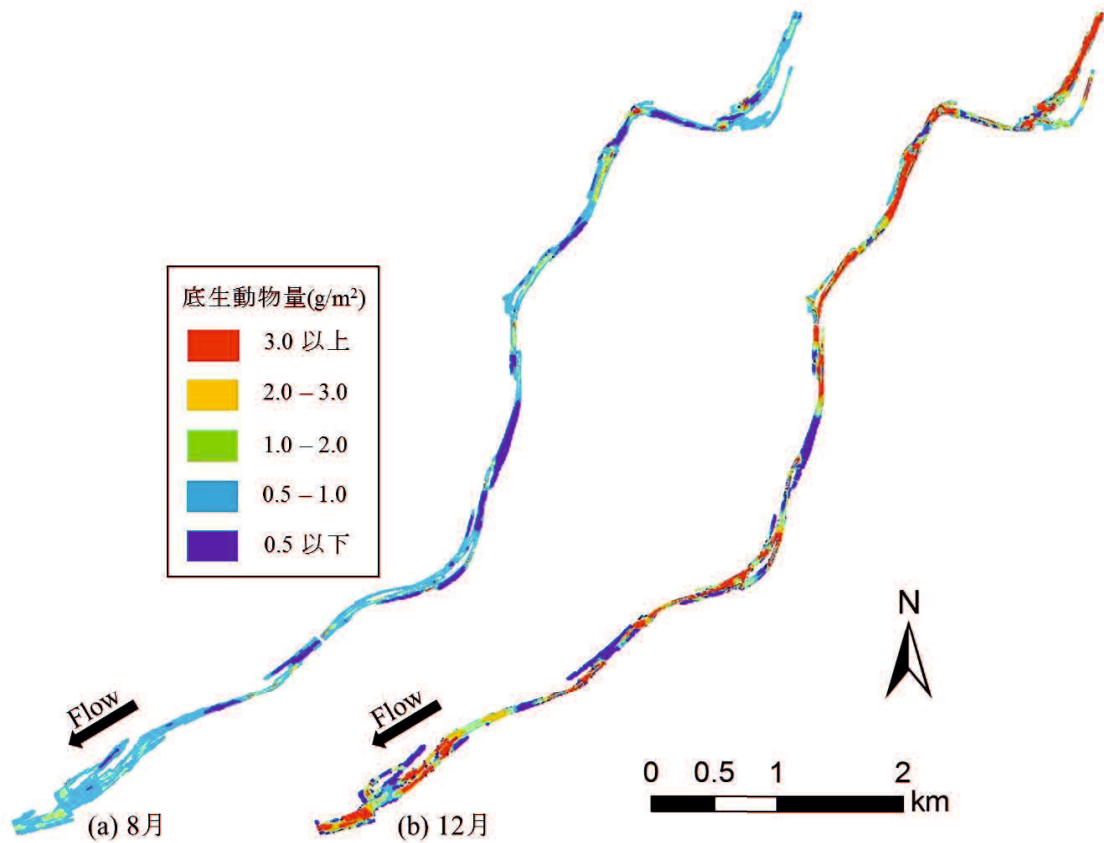


図-3.26 (a) 2015 年 8 月, (b)2014 年 12 月の佐波川の比較対象区間における底生動物 4 分類群の合計の生物量分布

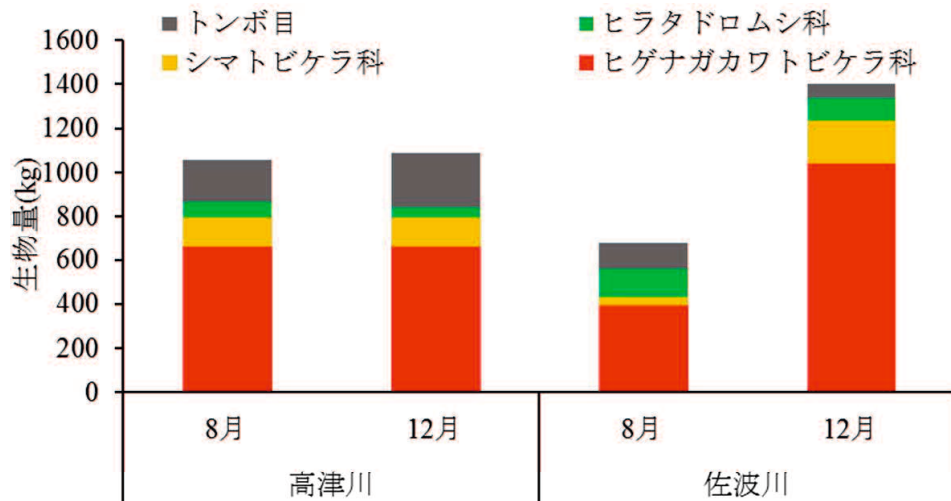


図-3.27 (a) 8 月, (b) 12 月の底生動物 4 分類群における比較対象区間内の総生物量の比較. 8 月は高津川, 佐波川共に 2015 年, 12 月は高津川が 2015 年, 佐波川が 2014 年である.

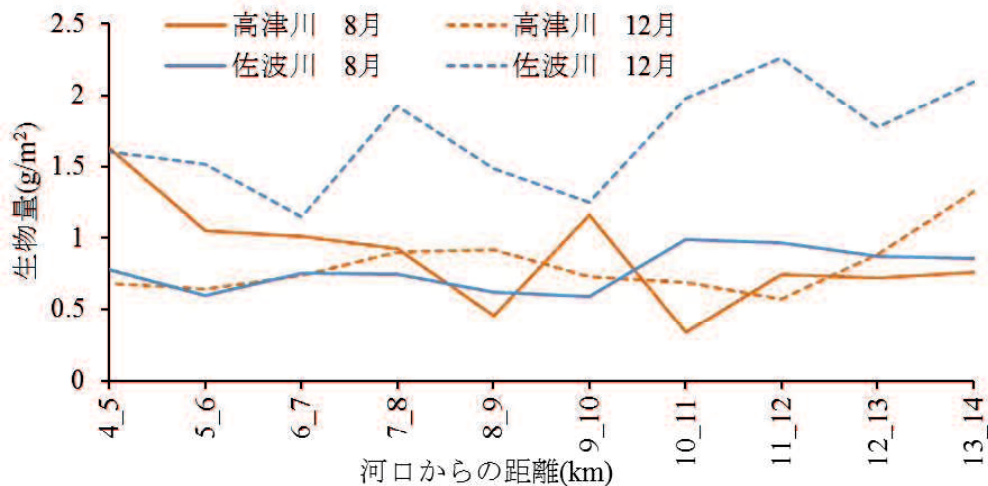


図-3.28 比較対象区間（河口から4km~14km）における底生動物4分類群の生物量の縦断分布。対象区間を1kmごとに区切り、1km区間ごとに生物量(g/m²)を算出した。

で大きく変わらず、構成比も大きく変わらないことが分かる。一方で、佐波川では8月（675kg）よりも12月（1403kg）の生物量が多く、ヒゲナガカワトビケラ科とシマトビケラ科の生物量が大きく異なることが分かる。図-3.28に比較対象区間（河口から4km~14km）における底生動物4分類群の生物量の縦断分布を示す。なお、生物量(g/m²)は対象区間を1kmごとに区切り、1km区間ごとに算出した。高津川は、佐波川と比べて区間による差が少なく、12月よりも8月のほうが下流に向かって生物量が多くなる傾向にある。一方で、佐波川では、8月よりも12月の生物量が全区間で多くなっており、両月共に上流に向かって生物量が多くなる傾向にある。このような結果になった最大の理由は、両河川ともに共通であった最優占種であるヒゲナガカワトビケラ科の出現状況の違いにあると考えられる。図-3.29に各月・各河川におけるヒゲナガカワトビケラ科の生物量と流速、水深、河口からの距離の関係性の応答曲線を示す。なお、対象の環境条件以外の環境条件は、各月・各河川の平均値を用いている。水深については、両月・両河川共に負の関係性にあり、両月・両河川ともに水深に対する応答特性は類似している。流速については、8月の高津川は流速0.8m/s程度で生物量がピークとなる一方で、佐波川では正の関係性となっており傾向が異なるが、流速が1m/sまでの流速の変化に対する生物量の変化の大きさは同程度である。12月については、高津川は流速0.75m/s程度で生物量のピークとなる一方で、佐波川では流速0.6m/s付近であり、生物量がピークとなる流速は類似しているが、佐波川のピーク時の生物量は高津川の約3.7倍であった。河口からの距離については、両河川共に12月はベストモデルに河口からの距離が選択されておらず、河口からの距離による違いはない。8月については、高津川は河口から13km付近、佐波川では河口から20km付近で最小値をとり、似た傾向を示すが、佐波川よりも高津川の生物量の変化が河口からの距離の変化に敏感に反応していることが分かる。以上をまとめると、高津川のヒゲナガカワトビケラ科は河口からの距離、佐波川のヒゲナガカワトビケラ科は流速に比較的敏感に反応する特性があることが分かった。ヒゲナガカワトビケラ科は、若齢期は簡易的な巣を礫間などに作り、出水等のタイミングで流下し、終齢に近づくにつれて礫間にしっかりとした巣を作る生態的特性をもっている³⁾が、高津川のヒゲナガカワトビケラ科が河口からの距離の変化に敏感である理由は、高津川が本流にダムや堰がなく、若齢幼虫が流下しやすいためと考えられる。一方で佐波川が高津川ほど河口からの距離に敏感に反応しない理由としては、佐波川は本流に堰が多く、本流および最大の支流にダムがあることから、若齢幼虫が流下しにくく、河床材料が安定するため、造網性の生物が定着しやすく、高津川ほど下流域にヒゲナガカワトビケラが集結することはないためと考えられる。また、佐波川の河床材料が安定していることは、ヒゲナガカワトビケラ科が成長するための最適な環境条件であると考えられ、佐波川の12月の生

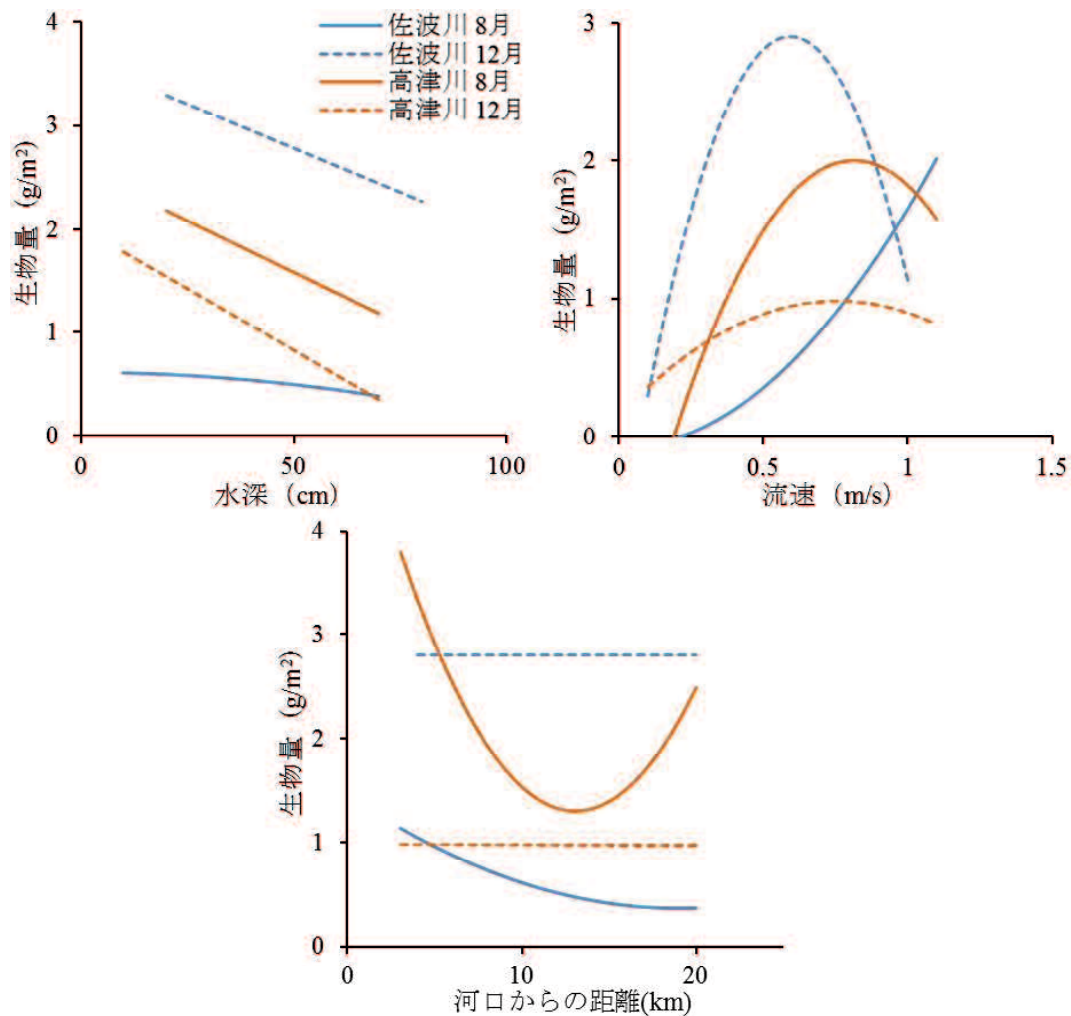


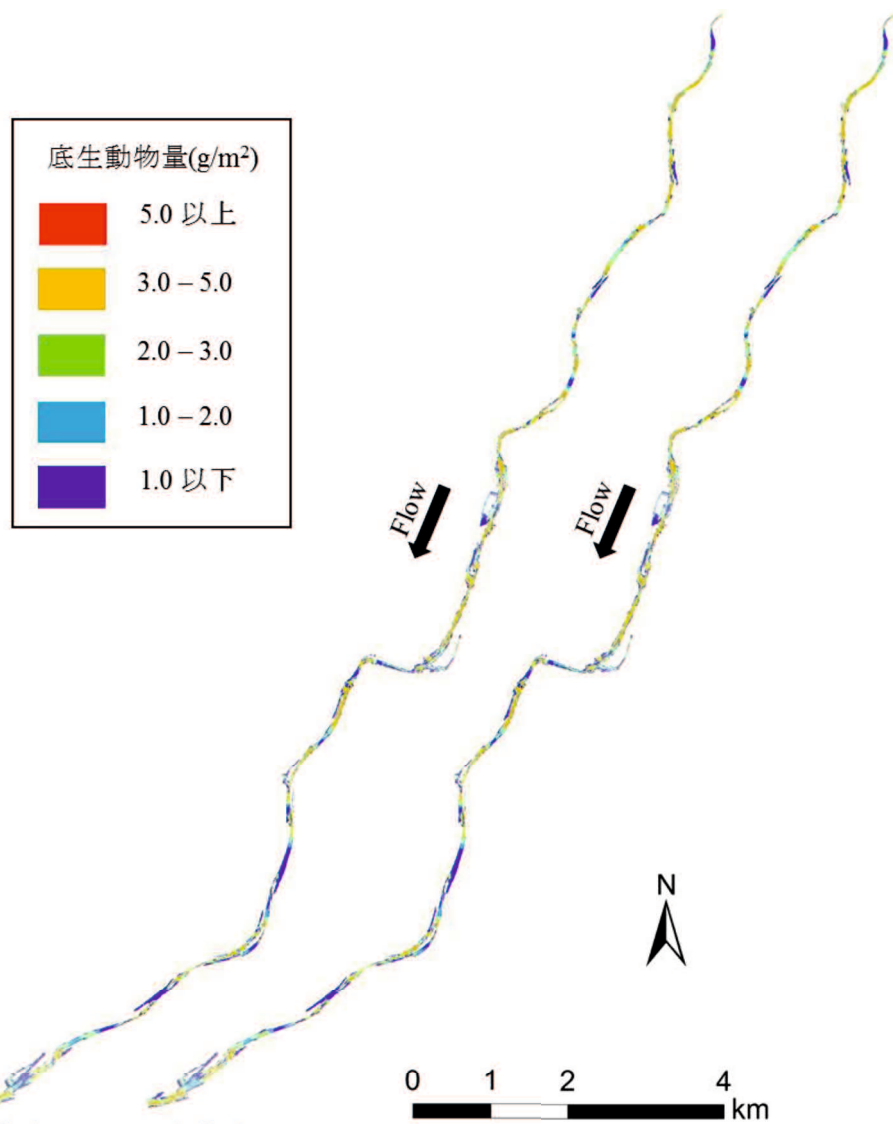
図-3.29 高津川及び佐波川におけるヒゲナガカワトビケラ科の生物量と水深，流速，河口からの距離の関係性．対象の環境条件以外の環境条件は，各月・各河川の平均値を用いた．

生物量が上流域から下流域まで満遍なく多いのは，このためと考えられる．

3.4.4 堰による取水の影響検討

比較対象河川として選定した佐波川は本川に堰が連続しているため，本章で開発した空間分布予測モデルを用いて，堰による取水が河川生物へ及ぼす影響を検討した．検討には，底生動物の2014年12月のモデルを用い，堰による取水をおこなう場合とおこなわない場合の直轄区間の生物量分布を予測し，生物量の総量を比較した．モデルには，前節で開発した底生動物の優占4分類群のベストモデルを用いる．流れ場の解析にはiRICのNays2D-Floodを用いて，堰による取水を考慮する場合は，前節と同様に，横流入と堰による取水を考慮して流れ場の計算をおこない，堰による取水を考慮しない場合は，横流入のみ考慮して流れ場の計算をおこなった．

図-3.30に佐波川の12月における(a)堰による取水がある場合，(b)堰による取水がない場合の4分類群の底生動物の合計の生物量分布を示す．両ケースにおいて，生物量は比較的上流域で多い傾向であった．表-3.11に取水ありと取水なしの場合の総生物量(kg)及び生物量(g/m²)の比較を示す．生物量(g/m²)で見ると，堰による取水がある場合は，ヒゲナガカワトビケラ科とシマトビケラ科の生物量がそれぞれ2.5%，0.4%減少しており，全体としては1.7%生物量が減少することが予測された総生物量(kg)でみてみると，堰による取水がある場合は，全ての生物が減少しており，全体としては4.1%減少することが予測された．



(a) 取水あり (b) 取水なし

図-3.30 佐波川の12月における(a)堰による取水がある場合，(b)堰による取水がない場合の底生動物の生物量分布

表-3.11 取水ありと取水なしの場合の総生物量(kg)及び生物量(g/m²)の比較

		ヒゲナガカワ トビケラ科	シマトビケラ科	ヒラタドロムシ科	トンボ目	全体量
総生物量 (kg)	取水なし(kg)	2004.8	426.0	212.1	223.0	2865.9
	取水あり(kg)	1905.1	413.8	211.8	216.7	2747.4
	取水による影響	5.0%減	2.9%減	0.2%減	2.8%減	4.1%減
生物量 (g/m ²)	取水なし(g/m ²)	1.39	0.30	0.15	0.15	1.99
	取水あり(g/m ²)	1.36	0.29	0.15	0.15	1.96
	取水による影響	2.5%減	0.4%減	変化なし	変化なし	1.7%減

3.4 まとめ

本章では、河川生物の空間分布予測手法を開発するために、高津川において河川生物量の空間分布調査をおこない、目的変数に生物量、説明変数に物理環境変数を用いた一般化線形モデル（GLM）の開発をおこなった。さらに、開発モデルの有用性を検証するために、佐波川との河川間比較をおこなった。魚類については、河川利用形態別に4カテゴリーに分類し、それぞれモデルを開発した結果、調査をおこなった5月と10月の両季節、4カテゴリー全てでモデルの開発が可能であり、広域における魚類の生物量分布を季節ごとに予測することが可能であった。また、佐波川との比較をおこなったところ、比較対象区間内の総生物量や生物量分布に明確な違いが確認され、佐波川は堰の影響で回遊魚の生息分布を大きく変化させている可能性が示唆された。底生動物については、空間分布調査の結果から、全ての季節において生物量が多い優占8分類群を対象に、河床材料を考慮した5変数モデルと河床材料を考慮しない3変数モデルをそれぞれ開発した。その結果、3変数モデルよりも5変数モデルの予測精度が高い分類群と3変数モデルの予測精度が5変数モデルと大差ない分類群がいることが明らかとなり、河床材料を考慮すれば予測精度の高い空間分布予測モデルが開発できるが、3変数モデルでも十分な予測精度を有する空間分布予測モデルを開発することが可能であることが分かった。また、3変数モデルを用いて、佐波川と高津川に共通の優占4分類群を対象に、河川間比較をおこなった結果、比較対象区間内の総生物量や生物量分布に違いが見られ、佐波川は堰の影響で造網性の底生動物が上流域から下流域まで多く分布していることが示唆された。さらに、佐波川の堰による取水をおこなわない場合の生物量分布の変化を予測した結果、堰による取水をおこなわなかった場合、底生動物の生物量が全体で4.1%増加し、密度としても1.7%増加することが予測された。

このように、本章で開発した空間分布予測モデルは、対象河川・対象時期の生物量分布の特徴を再現可能であり、河川環境が変化した場合の生物量分布の変化予測などの検討に使用可能であることが分かった。本章で開発した空間分布予測モデルは平水時を対象としており、ある河川に生息する生物のある時期の生物量分布を予測するものであるため、一つのモデルで時間的な変化や別の河川にそのまま適用できるものではない。よって、時間的な変化を見るときは、各季節でモデルを開発する必要がある。他河川との比較をするときは、河川ごとにモデルを開発する必要がある。説明変数については、基本的に現状の技術で広域の分布予測が可能なものを選択しているが、底生動物の5変数モデルのように、将来的に河床材料の空間分布を把握する、あるいは予測する手法が開発されれば、より精度の高いモデルの開発が可能であろう。

参考文献

- 1) 乾隆帝, 一松晃弘, 赤松良久, 河野誉仁: 佐波川における魚類量予測モデルの構築, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.72, No.4, I_997-I_1002, 2016.
- 2) 高橋勇夫, 東健作: 天然アユの本, 築地書館, 東京, 2016.
- 3) 西村登: 日本の昆虫⑨ ヒゲナガカワトビケラ, 株式会社文一総合出版, 1987.
- 4) 荏田敏三: 水生生物ハンドブック, 文一総合出版, 2010.
- 5) 河川シミュレーションソフト iRIC, <http://i-ric.org/ja>
- 6) 赤松良久, 河野誉仁, 乾隆帝, 宮本仁志: 中国地方一級河川における河川水温変動特性, 土木学会論文集 B1(水工学), Vol.73, No.4, I_1207-I_1212, 2017.
- 7) 川那部浩哉, 水野信彦, 細谷和海: 日本の淡水魚 (山溪カラー名鑑) 改訂版, 山と溪谷社, 2005.

第4章 平水時を対象としたハイブリッド河川生態系モデルの開発

4.1 概説

河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルの開発をおこなった。ハイブリッドとは、物理モデルと統計モデル、一次元計算と平面二次元計算という2つの意味を有している。これまで開発されてきた河川生態系モデルは物理環境や物質循環を解くことで時間的な変化を表現可能であるが、生物量分布まで表現することには至っていない。そこで、第3章の空間分布予測モデルと本章の物理モデルを組み合わせることで、生物量の時空間分布予測を可能とした。また、本章で開発する河川生態系モデルは生物量の時空間分布を取り扱うことから、平面二次元計算を基本とすることがよいと考えられるが、流れ場や水質といった物理環境から生物量に至るまですべてを平面二次元計算でおこなうことは、計算負荷の観点から、現実的ではない。そこで、本章では、物理環境条件や水質について縦断方向の一次元計算、生物量について平面二次元計算で生物量分布を予測することで、計算負荷を軽減した。再現性の検討には、第2章でおこなった現地観測結果を用いた。

4.2 ハイブリッド河川生態系モデルの開発

4.2.1 ハイブリッド河川生態系モデルの概要と計算の流れ

図-4.2 にハイブリッド河川生態系モデルの構成及び計算の流れを示す。本モデルは先行研究である赤松らりのモデルを参考に、河川流動モデル、熱収支モデル、物質輸送モデル、生物成長モデル（付着性藻類、底生動物）及び生物成長モデル（魚類）の5つのサブモデルで構成される平水時を対象とした河川生態系モデルである。ハイブリッドとは、物理モデルと統計モデル、一次元計算と平面二次元計算という2つの意味を持っており、生物量分布を統計モデルで予測し、物理環境や物質循環といった時間的な変化を生態系モデルで解くことで、河川生物量の時空間分布予測を可能とした。また、水理量、水温、栄養塩について一次元計算、生物量について平面二次元計算をおこなうことで、計算負荷を軽減した。底生動物と魚類については、優占分類群をそれぞれモデル化し、分類群ごとに生物量分布や羽化や産卵といった生活史に伴う生物量の変化を表現することで、実河川の生物量の時空間分布を再現した。さらに魚類に関しては、捕食活動時の移動範囲が他の生物と比べて広いため、生息場（トロ、平瀬、早瀬、淵）ごとに取り扱うこととし、生息場ごとの計算を行った上で、後述の生息場予測モデルを用いて二次元の空間分布を算出した。図-4.3 に本モデルで取り扱う一次元計算格子、平面二次元計算格子及び魚類生息場格子のイメージ図を示す。一次元の計算格子は50m間隔、二次元計算の計算格子は一般座標系で5m程度の格子サイズである。また、魚類生息場の計算格子は平面二次元計算格子を縦断方向に早瀬、平瀬、淵及びトロで区分しており、100m~1km程度の範囲である。なお、この区分は計算対象区間の瀬淵構造により区分するため、一次元計算格子とは一致しない。

図-4.2 に示す計算の流れは、まず非定常流モデル、熱収支モデル及び物質輸送モデルを用いた一次元計算をおこない、それぞれ水理量、水温、栄養塩を算出する。その後、生物量を予測するために、二次元の値へ変換する。一次元計算格子間の二次元計算格子の断面における水理量は、一次元計算で得られた流量を線形補完し、各断面に与えた後、 Manning式を用いて各断面の流量に一致するように、各断面の水位を算出し、河床高との差をとることで水深を算出する。次に、各断面内の格子において、 Manning則より水深の $5/3$ 乗に比例させて流量フラックスを与え、流量フラックスと各格子の流積を用いて、流速を算出する。なお、流量フラックス及び流速の横断

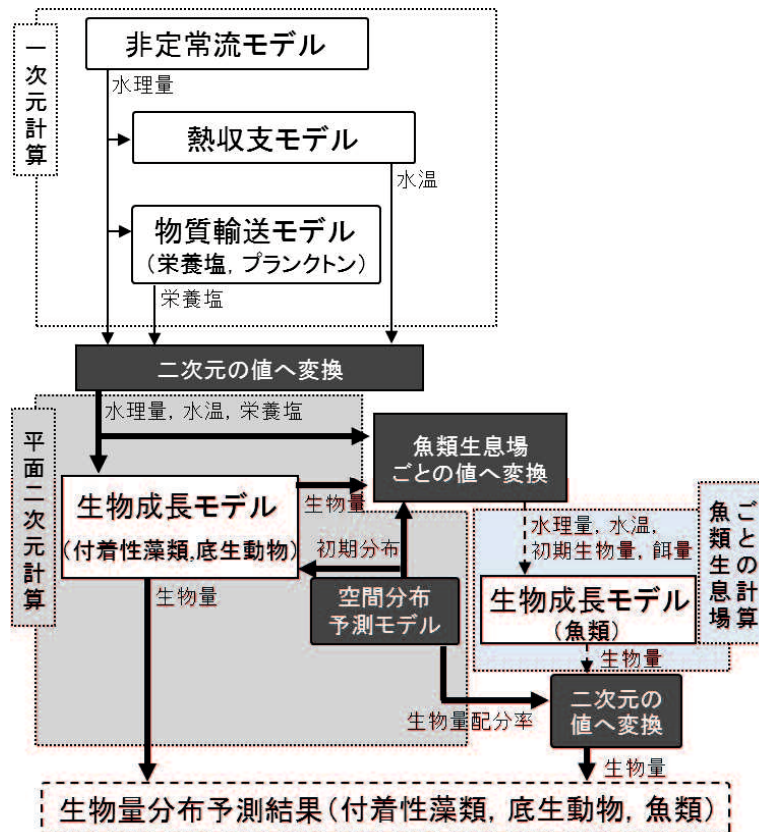


図-4.2 河川生態系モデルの構成及び計算の流れ

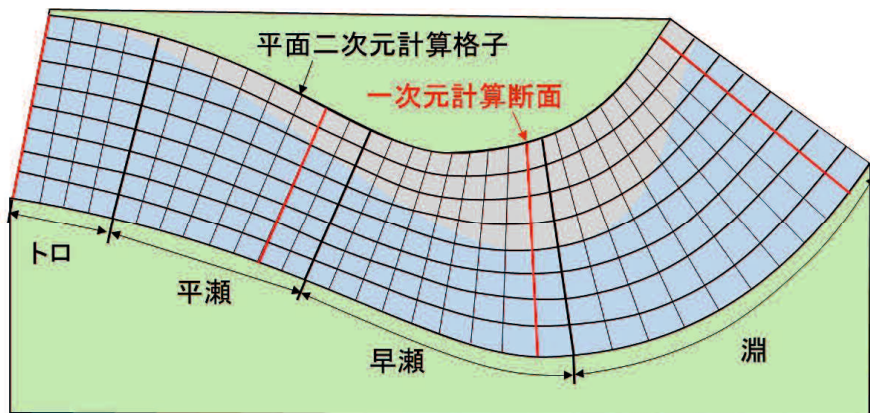


図-4.3 一次元計算格子，二次元計算格子及び魚類生息場格子のイメージ

方向成分は 0 とした。水温と栄養塩については、流量と同様に、一次元計算格子間の二次元計算格子の断面に、一次元計算で得られた値を線形補完して各断面に与えた。なお、横断方向の変化はないものとした。生物成長モデルでは、付着性藻類、底生動物及び魚類を取り扱っており、付着性藻類と底生動物については、平面二次元計算、魚類については、魚類生息場ごとに生物量を予測している。魚類量予測に必要な水理量、水温、栄養塩及び餌量（付着性藻類と底生動物の生物量）は魚類生息場ごとの値に変換する。水理量、水温及び栄養塩については、魚類生息場単位内の平均値を用いた。魚類の餌となる付着性藻類と底生動物の生物量に関しては、魚類生息場ごとの生物量の平均を算出している。最後に、生息場内の生物量を、空間分布予測モデルを用いて生息場内の平面二次元計算格子に重み付けし、この重みにしたがって生物量分布を予測している。なお、本モデルにおいては、時々刻々変化する流れ場の水深や流速分布に対する生物量分布の変

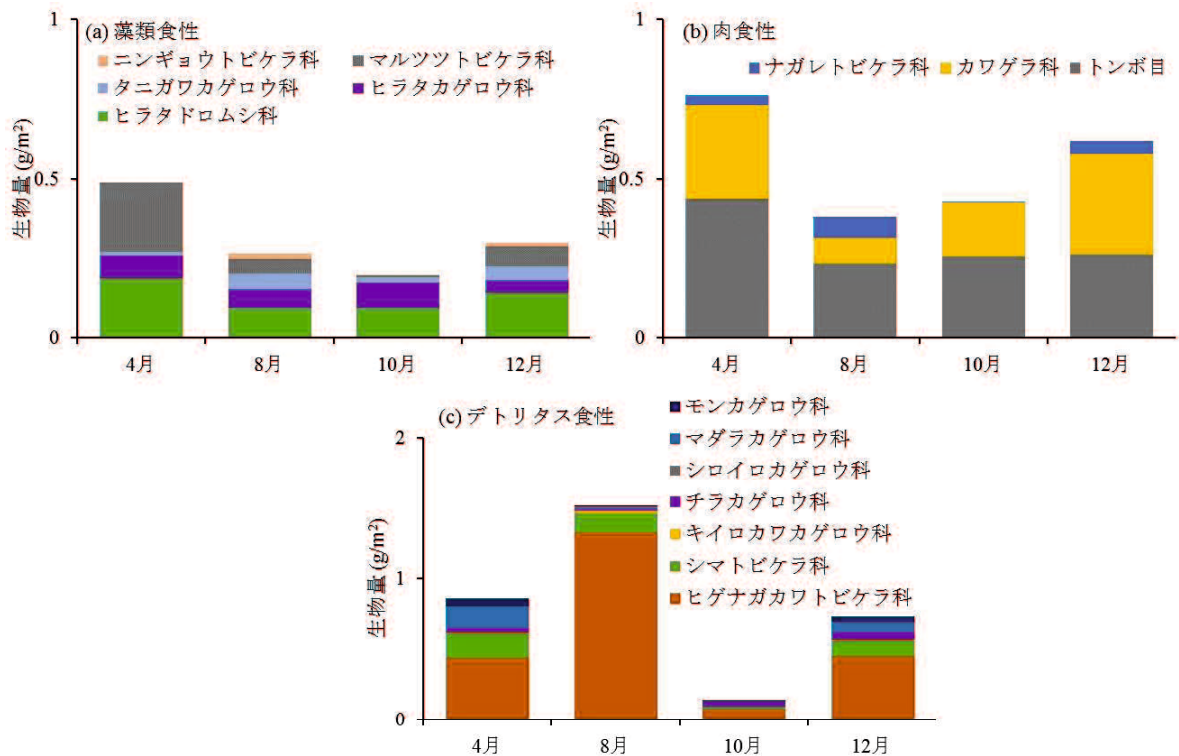


図-4.4 高津川における底生動物の空間分布調査結果（2015年4月、8月、10月及び12月）における各月の食性別底生動物の生物量の調査地点平均

化を考慮しており、水位が上昇、あるいは低下したときは、空間分布予測モデルを用いて横断方向に重み付けし、その重みにしたがって生物量を再配分することで、平水位の微小な変化に対する生物の移動を表現している。

本モデルでは、水理量、水温、栄養塩は生物の成長に大きく影響を及ぼす。水理量については生物の分布に影響を及ぼすだけでなく、生産者（植物プランクトンと付着性藻類）の成長に必要な河床や水中の日射量に水深が効いてくことや、動植物プランクトンや有機物、栄養塩の輸送に関係しており、底生動物や魚類は餌となる生産者や低次捕食者の生物量が成長に影響するため、生産者や低次捕食者を介して間接的に影響している。水温は生物の活性や季節的な行動特性の指標となる。栄養塩は生産者の成長に必要であり、これらは生物の死骸や糞などが分解されて生成される。このように、本モデルは物理場と生物が複雑に関係した河川生態系を表現している。

4.2.2 対象生物の選定と空間分布予測モデルの再開発

河川生物のモデル化をおこなうにあたって、対象とする生物を選定した。河川生物は分類群ごとに生活史や物理環境変化に対する応答特性が異なることで、生物量の時空間分布が異なることが、第2章、第3章で明らかになっている。よって、このような河川生物の生態的特性を考慮した分類をおこなった上で、全体の生物量の変動傾向を再現できる優占分類群を選定し、それぞれをモデル化する必要がある。また、本章では生物の捕食-被食関係を含む物質循環をモデル化するため、生物ごとの食性にも注意する必要がある。さらに、本章で開発するモデルは空間分布予測モデルと組み合わせるため、空間分布予測モデルが第3章において開発済み、あるいは開発可能であることが必須の条件となる。

対象生物の選定には第3章の2015年の空間分布調査結果を用いた。図-4.4に底生動物の空間分布調査結果（2015年4月、8月、10月及び12月）における各月の食性別底生動物の生物量の調査地点平均を示す。なお、生物量については月ごとに全調査地点の平均値を算出した。各食性につ

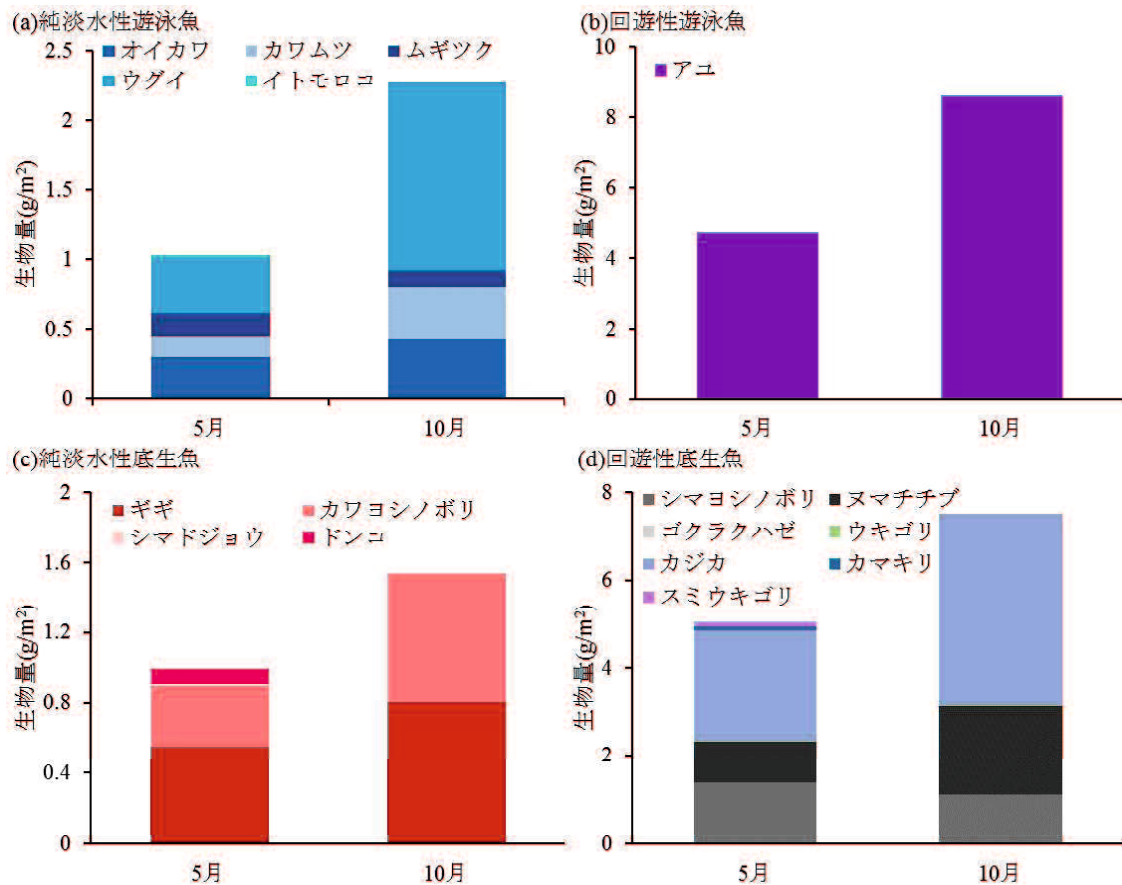


図-4.5 魚類の空間分布調査結果（2015年5月と10月）における各月の河川利用形態別魚類の生物量の調査地点平均

いて季節ごとの生物量を見ると、藻類食性の底生動物はヒラタドロムシ科が全季節での生物量が多く、続いて、ヒラタカゲロウ科、タニガワカゲロウ科であった。肉食性の底生動物は全季節でトンボ目とカワゲラ科が生物量の多くを占めていることが分かる。デトリタス食性の底生動物はヒゲナガカワトビケラ科が多くを占めていることが分かる。河川生態系モデルでモデル化する底生動物は、各食性で多くを占めている分類群であり、かつ、第3章において全季節で空間分布予測モデルが開発できたものとする、ヒゲナガカワトビケラ科、カワゲラ科、トンボ目、ヒラタドロムシ科、ヒラタカゲロウ科が選定される。タニガワカゲロウ科が選定されない理由としては、タニガワカゲロウ科の10月の空間分布予測モデルの再現性が低いことがあげられる。また、マルツツトビケラ科の生物量が多いように思われるが、マルツツトビケラ科は10月の生物量が非常に少なく、空間分布予測モデルが開発できなかったことがあげられる。また、藻類食性の底生動物はヒラタドロムシ科とヒラタカゲロウ科で6割またはそれ以上カバーできているため、藻類食性の底生動物はこの2分類群が選定された。また、デトリタス食性の底生動物では、ヒゲナガカワトビケラ科のみ選定されているが、ヒゲナガカワトビケラ科のみで全体の6割から9割カバーできているためである。

図-4.5に魚類の空間分布調査結果（2015年5月と10月）における各月の河川利用形態別魚類の生物量の調査地点平均を示す。なお、生物量については月ごとに全調査地点の平均値を算出した。各河川利用形態について生物量をみると、純淡水性遊泳魚はオイカワ、カワムツ及びウグイ、回遊性遊泳魚はアユ、純淡水性底生魚はギギとカワヨシノボリ、回遊性底生魚はカジカ、シマヨシノボリ及びヌマチチブが生物量の多くを占めていることが分かる。河川生態系モデルでモデル化する魚類は、オイカワ、カワムツ、ウグイ、アユ、カワヨシノボリ、カジカ、シマヨシノボリ及

表-4.1 2015年5月と10月における対象6カテゴリーの魚類の空間分布予測モデルの切片と係数及びR²値

	アユ		オイカワ・カワムツ		ウグイ	
	5月	10月	5月	10月	5月	10月
R ² 値	0.19	0.22	0.3	0.59	0.31	0.35
k_I	-0.797	8.242	0.637	-11.700	1.716	1.058
k_V	1.919	18.125		-1.978	-1.952	-6.227
k_{V2}	-0.780	-14.754	-0.233	0.905	0.967	2.977
k_D				0.438		0.032
k_{D2}				-0.004	-1.424×10 ⁻⁴	
k_L	2.213×10 ⁻⁵	-9.123×10 ⁻⁴	-6.835×10 ⁻⁵		-3.864×10 ⁻⁵	3.790×10 ⁻⁵
k_{L2}		1.628×10 ⁻⁸	2.592×10 ⁻⁹	1.663×10 ⁻⁹	1.136×10 ⁻⁹	
	カジカ		シマヨシノボリ・ヌマチチブ		カワヨシノボリ	
	5月	10月	5月	10月	5月	10月
R ² 値	0.23	0.28	0.45	0.38	0.27	0.35
k_I	9.725	-0.537	21.172	12.901	0.575	-7.880
k_V	-2.278	10.979		-3.579	-0.335	1.955
k_{V2}		-4.939	-2.454			-1.227
k_D	-0.082		-0.406	-0.080		0.235
k_{D2}			0.003		-1.357×10 ⁻⁴	-1.894×10 ⁻³
k_L	-1.255×10 ⁻⁴	-3.166×10 ⁻⁵	-4.056×10 ⁻⁴	-4.082×10 ⁻⁴	1.280×10 ⁻⁵	4.046×10 ⁻⁵
k_{L2}			5.960×10 ⁻⁹	6.406×10 ⁻⁹		

※1 k_I : 切片, k_V : 流速の係数, k_D : 水深の係数, k_L : 河口からの距離の係数, 以下, 2乗も同様.

※2 空欄は0を表している.

びヌマチチブの計 8 種を選択した. ギギが選択されない理由としては, ギギは空間分布調査において, 5月と10月共に, 上流域の1地点のみで確認されているため, 指標種になりえないことや, 空間分布予測モデルが開発できないためである. モデル化するにあたって, これらの対象8種を更に生活史の違いや, 食性で6カテゴリー(1:アユ, 2:オイカワ及びカワムツ, 3:ウグイ, 4:カジカ, 5:シマヨシノボリ及びヌマチチブ, 6:カワヨシノボリ)に分類した²⁾. ここで, 第3章では河川利用形態別の4カテゴリーそれぞれに対して, 空間分布予測モデルを開発したが, 河川生態系モデルを開発するにあたって, 6カテゴリーに再分類されたため, 空間分布予測モデルをそれぞれ再開発した. 以下に, 空間分布予測モデルの基礎式を示す.

$$W = k_I + k_V \times V + k_{V2} \times V^2 + k_D \times D + k_{D2} \times D^2 + k_L \times L + k_{L2} \times L^2 \quad (4.1)$$

ここに, W : 生物量[g/m²], V : 流速 [m/s], D : 水深 [cm], L : 河口からの距離 [km], k_I : 切片, k_V : 流速の係数, k_{V2} : 流速の2乗の係数, k_D : 水深の係数, k_{D2} : 水深の2乗の係数, k_L : 河口からの距離の係数, k_{L2} : 河口からの距離の2乗の係数である. 表-4.1に魚類の対象6カテゴリーの空間分布予測モデルの切片と係数及びR²値を示す. なお, 空欄は0を表している. 対象の6カテゴリー全てにおいて, モデルの開発が可能であった. よって, 対象の6カテゴリーそれぞれをモデル化することとした.

4.2.3 対象生物の食物網

図-4.6に対象生物の分類と食物網を示す. 図中には前節で分類された生物と付着性藻類に関する

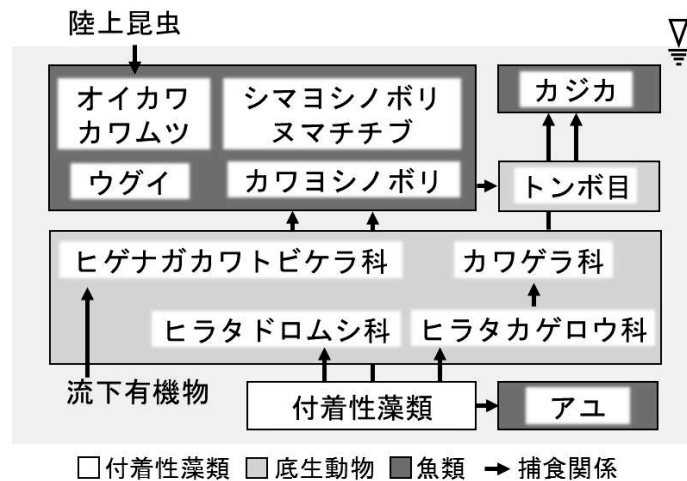


図-4.6 対象生物の分類と食物網

る捕食-被食関係が示してあり、矢印は捕食関係を表している。付着性藻類からヒラタドロムシ科への矢印は、ヒラタドロムシ科が付着性藻類を捕食すること、ヒゲナガカワトビケラ科、カワゲラ科、ヒラタドロムシ科及びヒラタカゲロウ科を囲む枠からカジカへの矢印は、カジカがこれらの底生動物を捕食することを表している。生物成長モデルにおける捕食-被食関係はこれを基にモデル化する。

4.2.4 基礎式

4.2.4.1 非定常流モデル

非定常流モデルでは、以下の2式を用いた。

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (4.2)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) = -gA \frac{\partial z}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{g}{2} Ah \right) - gAI_b \quad (4.3)$$

ここに、 A ：流水断面積[m²]、 Q ：流量[m³/s]、 z ：河床高[m]、 g ：重力加速度[m/s²]、 h ：水深[m]、 I_b ：摩擦勾配[-]である。

4.2.4.2 熱収支モデル

熱収支モデルでは、以下に示す一次元移流分散方程式を用いて水温を求めた。

$$\frac{\partial B_x h T_w}{\partial t} + \frac{\partial B_x h u T_w}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} (B_x h D_x \frac{\partial T_w}{\partial x}) + B_x \frac{TE}{c_w \rho_w} \quad (4.4)$$

$$D_x = (0.01 B_x)^{4/3} \quad (4.5)$$

$$TE = R_{net} - LE - H_T - G \quad (4.6)$$

ここに、 T_w ：水温[°C]、 B_x ：川幅[m]、 h ：水深[m]、 u ：流速[m/s]、 D_x ：分散係数[m²/s]、 $c_w \rho_w$ ：水の熱容量[J/K/m³]である。熱収支は、**図-4.7(a)**に示す概念図のように、鉛直方向と流下方向の熱のやり取りに分割することができる。まず、鉛直方向の熱の収支について考えると、単位底面積を持つ水柱に対して大気、河床面との熱の移動があると考え³⁾。 TE は単位面積当たりの水面及び河床でのエネルギーフラックス[W/m²]であり、大気と接触する水面において水柱へと供給される正味のエネルギーである正味放射量 R_{net} [W/m²]、水表面からの蒸散の際に奪われる潜熱量 LE [W/m²]、大気を加熱する際に使われる顕熱量 H_T [W/m²]であり、また、河床面では河川水から河床へ伝わる河床伝熱量 G [W/m²]がある。正味放射量とは水柱へと供給される正味のエネルギーであり、その一部は顕熱・潜熱・河床伝熱量へと分配され、残りが水柱へと吸収される。また、流下方向では上流から水柱へ流入する熱量 f_1 と下流側へ放出する熱量 f_2 があり、この流下方向の熱量と上述した鉛直方向の熱量の残差が水柱の水温上昇となる。**図-4.7 (b)**に正味放射量の概念図を示す。正味放射量は水面での短波・長波放射の差を表しており、近藤³⁾⁴⁾を参考とし、次式を用いた。

$$R_{net} = (1 - \alpha)S + (L_1 - L_2) + \sigma \theta_t^4 \quad (4.7)$$

ここに、 S ：日射量[W/m²]、 α ：反射率[-]、 σ ：ステファン・ボルツマン定数[J/s/m²/K⁴]、 θ_t ：樹木の温度[K]、 L_1 ：大気からの長波放射量[W/m²]、 L_2 ：水面からの長波放射量[W/m²]である。また、大気からの長波放射量 L_1 、水面からの長波放射量 L_2 は以下の式で示す。

$$L_1 = \varepsilon R_a = \varepsilon \sigma (0.51 + 0.066 \sqrt{e_a}) \theta_a^4 \quad (4.8)$$

$$L_2 = \varepsilon \sigma \theta_w^4 \quad (4.9)$$

ここに、 ε ：射出率[-]、 R_a ：快晴時の大気長波放射量[W/m²]、 e_a ：水蒸気圧[hPa]、 θ_a ：気温[K]、 θ_w ：水温[K]である。潜熱と顕熱については次に示すペンマン法を用いた⁵⁾。式(4.10)に潜熱量 LE 、式(4.11)に顕熱量 H_T の算出式を示す。

$$LE = 1.16 \times 10^{-8} L \rho_w (0.132 + 0.143 W_{win}) \times (e_a - e_w) \quad (4.10)$$

$$H_T = B_T \times LE \quad (4.11)$$

ここに、 ρ_w ：水の密度[kg/m³]、 W_{win} ：風速[m/s]、 e_w ：飽和水蒸気圧[hPa]である。また、 L は水の気

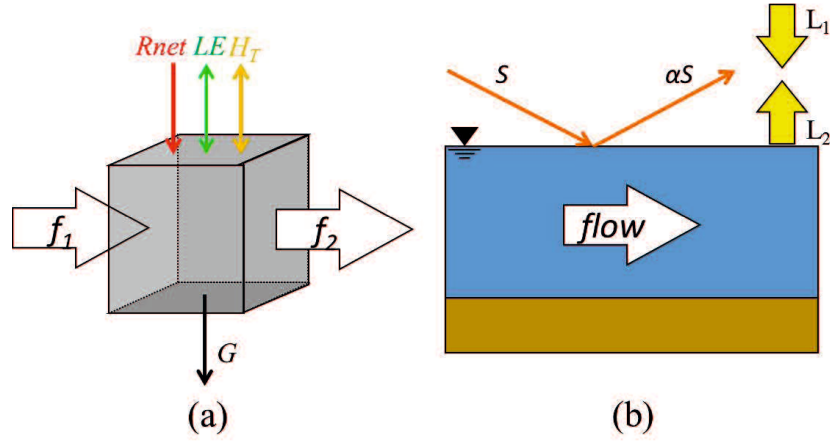


図-4.7 (a)河川における熱収支の概念図 (b)正味放射量の概念図

化の潜熱[J/kg]であり,

$$L = 2.45 \times 10^6 - 2366T_a \quad (4.12)$$

で表す. B_T はボーエン比であり,

$$B_T = \{0.61P_A(T_w - T_a) / (e_a - e_w)\} / 1000 \quad (4.13)$$

と表す. ここに, P_A : 大気圧[hPa], T_a : 気温[°C], T_w : 水温[°C]である. 河床伝熱量の計算には佐渡ら⁶⁾を参考に Pivovarov 式を用いて計算した. $t=K\Delta t$ のときの河床伝熱量 $G(K\Delta t)$ とすると以下の式で表される.

$$G(K\Delta t) = \frac{2\sqrt{\lambda_g c_g \rho_g}}{\sqrt{\pi\Delta t}} \left(\frac{T_{wg0} - T_{w0}}{2\sqrt{K}} + \sum_{m=0}^K T_{wm} \psi_{m,K} \right) \quad (4.14)$$

$$\psi_{m,K} = \begin{cases} \sqrt{K} - \sqrt{K-1} & (m=0) \\ 2\sqrt{K-m} - \sqrt{K-m-1} - \sqrt{K-m+1} & (1 \leq m \leq K-1) \\ -1 & (m=K) \end{cases} \quad (4.15)$$

ここに, λ_g : 河床地盤の熱伝導率[W/m·K], c_g : 河床地盤の比熱[J/g·K], ρ_g : 河床地盤の密度[kg/m³], T_{wg0} : 初期地温[°C], T_{w0} : 初期水温[°C], T_{wm} : Δt で線形変化する $t=m\Delta t$ のときの水温[°C]である. 本モデルでは Δt を 600 秒とし, 600 秒間隔で水温履歴を 24 時間分逐次保存し, 河床伝熱量の計算をおこなっている. つまり, 上式の K は 24 時間を 600 秒で除した 144 ということになる.

4.2.4.3 物質輸送モデル

物質輸送モデルでは, 有機物堆積量 Se_{CP} , 粒子態有機炭素 POC , 溶存態有機炭素 DOC , アンモニア態窒素濃度 NH_4 , 亜硝酸態窒素濃度 NO_2 , 硝酸態窒素濃度 NO_3 , リン酸態リン濃度 PO_4 , 溶存酸素濃度 DO 及び動植物プランクトンを取り扱っており, 流下方向の一次元移流分散方程式によって解析している.

有機物堆積量は戸田・池田⁷⁾を参考に次式で表す.

$$\frac{\partial(Se_{CP})}{\partial t} = Dep_{CP} - Ero_{CP} - k_{mic} Se_{CP} - \sum_{i=1} G_{Sri} \quad (4.16)$$

ここに, u : 流速[m/s], Dep_{CP} : 有機物の沈降量[g/m²/s], Ero_{CP} : 有機物の巻き上げ量[g/m²/s], k_{mic} : 栄養塩の溶出と微生物による有機物の分解速度[s⁻¹]である. 右辺第 1,2 項は沈降・巻き上げによる増減, 第 3 項は可溶性物質の溶脱と微生物分解に伴う減少, 第 4 項は各底生動物の摂食による減少である. なお, 有機物堆積量の移動については, 巻き上げによる浮上をしてから, 粒子態有機

炭素として移流すると仮定するため、移流は考慮していない。沈降量に関しては、有機物の鉛直分布を無視できるものとして、戸田・池田⁷⁾を参考に次式で表す。

$$Dep_{CP} = v_{SCP} POC \quad (4.17)$$

ここに、 v_{SCP} ：有機物の沈降速度[m/s]である。また、巻き上げ量は次式で表す⁷⁾。

$$Ero_{CP} = \frac{0.001\tau_*^2}{v_*^2} v_{SCP} \quad (4.18)$$

ここに、 v_* ：無次元沈降速度[-]、 τ_* ：全 Shields せん断力である。

粒子状有機炭素 POC [g/m³]は次式を用いた。

$$\begin{aligned} \frac{\partial POC}{\partial t} + u \frac{\partial(POC)}{\partial x} = & k_{pm}P + k_{zm}Z + (1 - e_z)\mu_z Z + Ero_{CP} - \frac{POC}{P + POC} \mu_z Z \\ & - v_{POC} POC - k_{ap} v_{POC} POC - w_{POC} POC + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial(POC)}{\partial x} \right) \end{aligned} \quad (4.19)$$

ここに、 u ：流速[m/s]、 P ：植物プランクトン[g/m³]、 Z ：動物プランクトン[g/m³]、 k_{pm} ：植物プランクトンの枯死速度[s⁻¹]、 k_{zm} ：動物プランクトンの枯死速度[s⁻¹]、 e_z ：動物プランクトンの同化効率[-]、 μ_z ：動物プランクトンの摂食速度[s⁻¹]、 v_{POC} ：細菌による分解速度[s⁻¹]、 k_{ap} ：粒子態有機物の余剰生成物の割合[-]、 w_{POC} ：粒子態有機物の沈降速度[s⁻¹]、 Dis ：分散係数[m²/s]である。右辺第1項は植物プランクトンの枯死、第2項は動物プランクトンの自然死亡、第3項は動物プランクトンの排糞、第4項は河床に堆積した有機物の巻き上げ量、第5項は動物プランクトンの粒子態有機物の摂食、第6項は細菌による粒子態有機物の分解、第7項は粒子態有機炭素の分解余剰物の生成、第8項は粒子態有機炭素の沈降、第9項は分散である。細菌による分解速度は水温と溶存酸素量に依存し以下のように表される。

$$v_{POC} = k_{POC0} \times \exp(\beta_{kPOC} \times T_W) \frac{DO}{DO_{SPOC} + DO} \quad (4.20)$$

ここに、 T_W ：水温 [°C]、 k_{POC0} ：0°Cにおける最大分解速度[s⁻¹]、 β_{kPOC} ：温度係数[°C⁻¹]、 DO_{SPOC} ：細菌による粒子態有機物の分解に関する溶存酸素量の半飽和値[g/m³]である。

溶存態有機炭素 DOC [g/m³]は次式で表される。

$$\frac{\partial(DOC)}{\partial t} + u \frac{\partial(DOC)}{\partial x} = \alpha_c \alpha_{es} P + v_{POC} POC + k_{ap} v_{POC} POC - k_{DOC} DOC + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial(DOC)}{\partial x} \right) \quad (4.21)$$

ここに、 h ：水深[m]、 u ：流速[m/s]、 α_c ：バイオマス中炭素含有量[-]、 α_{es} ：細胞外分泌割合 [s⁻¹]、 P ：植物プランクトン[g/m³]、 POC ：粒子状有機炭素 [g/m³]、 k_{ap} ：粒子態有機物の余剰生成物の割合[-]、 v_{POC} ：細菌による分解速度[s⁻¹]、 k_{DOC} ：粒子態有機炭素の無機化速度[s⁻¹]、 Dis ：分散係数[m²/s]である。右辺第1項は植物プランクトンの細胞外分泌に伴う増加、第2項は粒子態有機炭素の分解による負荷、第3項は粒子態有機炭素の無機化に伴う余剰物の生成、第4項は無機化による減少、第5項は分散である。粒子態有機炭素の無機化速度は、水温と溶存酸素濃度に依存する以下の式とし、水温については指数関数型、溶存酸素濃度については、中田⁸⁾を参考に Monod 型に従うとした。

$$k_{DOC} = k_{DOC0} \exp(\beta_{kDOC} T_W) \frac{DO}{DO_{SDOC} + DO} \quad (4.22)$$

ここに、 k_{DOC0} ：0°Cにおける溶存態有機炭素の最大分解速度[s⁻¹]、 β_{kDOC} ：溶存態有機炭素の分解に関する温度係数[°C⁻¹]、 DO_{SDOC} ：溶存態有機炭素の分解に関する溶存酸素の半飽和定数[g/m³]である。

アンモニア態窒素濃度 NH_4 [g/m³]は次式で表される。

$$\begin{aligned} \frac{\partial NH_4}{\partial t} + u \frac{\partial NH_4}{\partial x} = & -\frac{\alpha_N}{h} \varphi_A G_A + \frac{\alpha_N}{h} k_{ae} (A_{al} + POC \cdot h) + \frac{\alpha_N}{h} \gamma_{dec} + \frac{\alpha_N \alpha_{DNP}}{h} k_{mic} (POC \cdot h + Se_{cp}) \\ & + \alpha_N (k_{pe} - \varphi_P \mu_P) P + \alpha_N k_{ze} Z + \frac{\alpha_N}{h} (e_{SR} - g_{SR}) G_{SR} + \alpha_{NC} k_{DOC} DOC \\ & - k_{NH_4} NH_4 + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial NH_4}{\partial x} \right) \end{aligned} \quad (4.23)$$

ここに、 h ：水深[m]， u ：流速[m/s]， α_N ：バイオマス中窒素含有率[-]， φ_A ：付着性藻類の無機窒素分解係数[-]， G_A ：付着性藻類の増殖量[g/m²]， k_{ae} ：付着性藻類の代謝速度[1/s]， POC ：粒子状有機炭素 [g/m³]， Se_{CP} 有機物堆積量[g/m²]， α_{DNP} ：有機物の溶脱・微生物分解における栄養塩生産割合 [-]， k_{mic} ：栄養塩の溶出と微生物による有機物の分解速度[s⁻¹]， k_{pe} ：植物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹]， φ_P ：植物プランクトンの無機窒素分解係数[-]， μ_P ：植物プランクトンの比増殖速度[s⁻¹]， P ：植物プランクトン[g/m³]， k_{ze} ：動物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹]， G_{SR} ：底生動物の摂食による増殖量[g/m²]， e_{SR} ：底生動物の同化効率[-]， g_{SR} ：底生動物の総成長率[-]， k_{DOC} ：溶存態有機炭素の無機化速度[s⁻¹]， DOC ：溶存態有機炭素 [g/m³]， α_{NC} ：窒素炭素比[g-N/g-C]， k_{NH_4} ：アンモニア態窒素の硝化速度[s⁻¹]， Dis ：分散係数[m²/s]である。右辺第1項は付着性藻類の増殖による取り込み，第2項は代謝・分解による負荷，第3項は堆積物嫌気層における嫌気分解による負荷，第4項は粒子態有機炭素の微生物分解による負荷，第5項は植物プランクトンの呼吸に伴う負荷と増殖に伴う取り込み，第6項は動物プランクトンの呼吸に伴う負荷，第7項は底生動物の成長に伴う負荷，第8項は溶存態有機態炭素の無機化による負荷，第9項アンモニア態窒素の硝化，第10項は分散，第11項は横流入に伴う増減を表している。アンモニア態窒素の硝化速度は，水温と溶存態酸素濃度に依存する以下の式とし，水温については指数関数型，溶存態酸素濃度については，中田⁸⁾を参考に Monod 型に従うとした。

$$k_{NH_4} = k_{NH_0} \exp(\beta_{kNH} T_w) \frac{DO}{DO_{SNH} + DO} \quad (4.24)$$

ここに、 k_{NH_0} ：0°Cにおけるアンモニア態窒素の最大硝化速度[s⁻¹]， β_{kNH} ：アンモニア態窒素の硝化に関する温度係数[°C⁻¹]， DO_{SNH} ：アンモニア態窒素の硝化に関する溶存酸素の半飽和定数[g/m²]である。

亜硝酸態窒素濃度 NO_2 [g/m³]は次式で表される。

$$\frac{\partial NO_2}{\partial t} + u \frac{\partial NO_2}{\partial x} = k_{NH_4} NH_4 - k_{NO_2} NO_2 + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial NO_2}{\partial x} \right) \quad (4.25)$$

ここに、 u ：流速[m/s]， k_{NH_4} ：アンモニア態窒素の硝化速度[s⁻¹]， k_{NO_2} ：亜硝酸態窒素の硝化速度[s⁻¹]， Dis ：分散係数[m²/s]である。右辺第1項はアンモニア態窒素の硝化に伴う負荷，第2項は亜硝酸態窒素の硝化に伴う負荷，第3項は分散である。亜硝酸態窒素の硝化速度は，水温と溶存態酸素濃度に依存する以下の式とし，水温については指数関数型，溶存態酸素濃度については，中田⁸⁾を参考に Monod 型に従うとした。

$$k_{NO_2} = k_{NO_0} \exp(\beta_{kNO} T_w) \frac{DO}{DO_{SNO} + DO} \quad (4.26)$$

ここに、 k_{NO_0} ：0°Cにおける亜硝酸態窒素の最大硝化速度[s⁻¹]， β_{kNO} ：亜硝酸態窒素の硝化に関する温度係数[°C⁻¹]， DO_{SNO} ：亜硝酸態窒素の硝化に関する溶存酸素の半飽和定数[g/m²]である。

硝酸態窒素濃度 NO_3 [g/m³]は次式で表される。

$$\frac{\partial NO_3}{\partial t} + u \frac{\partial NO_3}{\partial x} = k_{NO_2} NO_2 - \frac{\alpha_N}{h} (1 - \varphi_A) G_A - \alpha_N (1 - \varphi_P) \mu_P P + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial NO_3}{\partial x} \right) \quad (4.27)$$

ここに、 h ：水深[m]， u ：流速[m/s]， k_{NO_2} ：亜硝酸態窒素の硝化速度[s⁻¹]， α_N ：バイオマス中の窒素含有量[g-N/g]， φ_A ：付着性藻類の無機窒素分割係数， G_A ：付着性藻類の増殖量[g/m²]， P ：植物プランクトン[g/m³]， φ_P ：植物プランクトンの無機窒素分割係数， μ_P ：植物プランクトンの比増殖速

度[s⁻¹], Dis : 分散係数[m²/s]である. 右辺第1項は亜硝酸態窒素の硝化に伴う負荷, 第2項は付着性藻類の増殖による取り込み, 第3項は植物プランクトンの増殖による取り込み, 第4項は分散である.

リン酸態リン濃度 PO_4 [g/m³]は次式で表される.

$$\begin{aligned} \frac{\partial PO_4}{\partial t} + u \frac{\partial PO_4}{\partial x} = & -\frac{\alpha_P}{h} G_A + \frac{\alpha_P}{h} k_{ae} (A_{al} + POC \cdot h) + \frac{\alpha_P \alpha_{DNP}}{h} k_{mic} (POC \cdot h + Se_{CP}) \\ & + \alpha_P (k_{Pe} - \mu_P) P + \alpha_P k_{Ze} Z + \frac{\alpha_P}{h} (e_{SR} - g_{SR}) G_{SR} + \alpha_{PC} k_{DOC} DOC + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial P}{\partial x} \right\} \end{aligned} \quad (4.28)$$

ここに, h : 水深[m], u : 流速[m/s], α_P : バイオマス中リン含有率[-], G_A : 付着性藻類の増殖量[g/m²], k_{ae} : 付着性藻類の代謝速度[1/s], POC : 粒子状有機炭素 [g/m³], α_{DNP} : 有機物の溶脱・微生物分解における栄養塩生産割合[-], k_{mic} : 栄養塩の溶出と微生物による有機物の分解速度[s⁻¹], Se_{CP} 有機物堆積量[g/m²], k_{Pe} : 植物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹], μ_P : 植物プランクトンの比増殖速度[s⁻¹], P : 植物プランクトン[g/m³], k_{Ze} : 動物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹], Z : 動物プランクトン[g/m³], G_{SR} : 底生動物の摂食による増殖量[g/m²], e_{SR} : 底生動物の同化効率[-], g_{SR} : 底生動物の総成長率[-], DOC : 溶存態有機炭素 [g/m³], k_{DOC} : 溶存態有機炭素の無機化速度[s⁻¹], α_{PC} : リン炭素比[g-P/g-C], Dis : 分散係数[m²/s]である. 右辺第1項は付着性藻類の増殖による取り込み, 第2項は付着性藻類の代謝・分解による負荷, 第3項は堆積物嫌気層における嫌気分解による負荷, 第4項は粒子状有機炭素の微生物分解による負荷, 第5項は植物プランクトンの呼吸に伴う負荷と増殖に伴う取り込み, 第6項は動物プランクトンの呼吸に伴う負荷, 第7項は底生動物の成長に伴う負荷, 第8項は溶存態窒素の無機化による負荷, 第9項は分散を表している.

溶存酸素濃度 DO [g/m³]は次式で表される.

$$\begin{aligned} \frac{\partial (DO)}{\partial t} + u \frac{\partial (DO)}{\partial x} = & \frac{k_L}{h} (DO^* - DO) + \frac{\alpha_{OA}}{h} G_A + \alpha_{OA} \mu_P P - \alpha_{OR} k_{Pe} P - \alpha_{OR} k_{Ze} Z - \frac{\alpha_{OR}}{h} G_{SR} \\ & - \frac{\alpha_{OR}}{h} k_{ae} \{ A_{al} + (POC \cdot h) \} - \alpha_{OR} R_w - \alpha_{OR} k_{DOC} DOC - \alpha_{OR} v_{POC} POC \\ & - \alpha_{NH} k_{NH_4} NH_4 - \alpha_{ONO} k_{NO_2} NO_2 + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial DO}{\partial x} \right) \end{aligned} \quad (4.29)$$

ここに, h : 水深[m], u : 流速[m/s], k_L : 再曝気係数[m/s], DO^* : 飽和溶存酸素濃度[g/m³], α_{OA} : 光合成による酸素放出率[-], G_A : 付着性藻類の増殖量[g/m²], μ_P : 植物プランクトンの比増殖速度[s⁻¹], P : 植物プランクトン[g/m³], k_{Pe} : 植物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹], α_{OR} : 代謝・分解による酸素消費率[-], k_{Ze} : 動物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹], Z : 動物プランクトン[g/m³], G_{SR} : 底生動物の摂食による増殖量[g/m²], k_{ae} : 付着性藻類の代謝速度[1/s], A_{al} : 付着性藻類量[g/m²], POC : 粒子状有機炭素 [g/m³], R_w : 魚類の呼吸量 [g/m³], k_{DOC} : 溶存態有機炭素の無機化速度[s⁻¹], DOC : 溶存態有機炭素 [g/m³], v_{POC} : 粒子状有機炭素の細菌による分解速度[s⁻¹], α_{NH} : アンモニア態窒素硝化による酸素消費率[-], k_{NH_4} : アンモニア態窒素の硝化速度[s⁻¹], α_{ONO} : 亜硝酸態窒素硝化による酸素消費率[-], k_{NO_2} : 亜硝酸態窒素硝化速度[s⁻¹], Dis : 分散係数[m²/s]である. 右辺第1項は再曝気, 第2, 3項は付着性藻類と植物プランクトンの光合成による生産, 第4, 5項は動植物プランクトンの呼吸による取り込み, 第6項は底生動物の成長による取り込み, 第7項は付着性藻類量の代謝・分解による取り込み, 第8項は魚類の呼吸による取り込み, 第9項は粒子状有機物の分解による取り込み, 第10項は溶存有機炭素の無機化による消費, 第11, 12項はアンモニア態窒素と亜硝酸態窒素の硝化による消費, 第13項は分散を表している. 再曝気係数は, 広範な Fr 数(0.1~1.0)での再曝気整数の実験値⁹⁾をエネルギー勾配 I と水深 h を回帰して得られる.

$$k_L = 0.13 I^{0.62} h^{0.74} \quad (4.30)$$

植物プランクトン濃度 P [g/m³]は次式で表される.

$$\frac{\partial P}{\partial t} + u \frac{\partial P}{\partial x} = (1 - \alpha_{es}) \mu_p P - k_{pe} P - k_{pm} P - \frac{P}{P + POC} \mu_z Z - \frac{w_p}{h} P - \frac{1}{h} \alpha_{FCP} G_{SR} + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial P}{\partial x} \right) \quad (4.31)$$

ここに、 h ：水深[m]， u ：流速[m/s]， α_{es} ：細胞外分泌割合[-]， μ_p ：植物プランクトンの比増殖速度[s⁻¹]， k_{pe} ：植物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹]， k_{pm} ：植物プランクトンの枯死速度[s⁻¹]， POC ：流水中の粒子態有機炭素[g/m²/s]， μ_z ：動物プランクトンによる摂食速度[s⁻¹]， Z ：動物プランクトン[g/m³]， w_p ：植物プランクトン沈降速度[m/s]， α_{FCP} ：濾過食者による植物プランクトン摂食割合[-]， G_{SR} ：底生動物の摂食による増殖量[g/m²]， Dis ：分散係数[m²/s]である。右辺第1項は光合成による増殖と細胞外分泌による減少，第2項は呼吸による減少，第3項は枯死による減少，第4項は動物プランクトンの摂食による減少，第5項は沈降による減少，第6項は底生動物の摂食に伴う減少，第7項は分散に伴う増減である。植物プランクトンの比増殖速度は付着性藻類と同様に日射量，栄養塩濃度による制約を受けるものとし，水温による活性の違いについては川島・鈴木¹⁰⁾を参考に指数型で表した。また，栄養塩濃度による制約については，2種類の栄養塩濃度うち水中濃度が小さい物質の制約を強く受けるとする Liebig の最小律を導入した¹¹⁾。

$$\mu_p = \frac{L_{bs}}{L_s + L_{bs}} \min \left\{ \frac{(NH_4 + NO_3)}{N_s + (NH_4 + NO_3)}, \frac{PO_4}{PO_{4s} + PO_4} \right\} \mu_{pmax} 1.047^{(T_w - 20)} \quad (4.32)$$

ここに、 L_{bs} ：水中日射量[W/m²]， L_s ：飽和日射量[W/m²]， N_s ：飽和窒素濃度[g/m³]， PO_{4s} ：飽和リン酸態リン濃度[g/m³]， μ_{pmax} ：植物プランクトンの最大比増殖速度[s⁻¹]， T_w ：水温[°C]である。河川の水深は比較的浅く，鉛直方向の水交換が活発であり，また植物プランクトンの比重に近いので，流水中の植物プランクトンは水深方向へ一様に分布すると考えられる。そこで，以下の式のように，川島・鈴木¹²⁾の河床日射量を水深方向へ積分したものを水深で割ることで，各々の地点の水中日射量を算出した¹³⁾。

$$L_{bs} = L \exp \{ -(0.28SS + 0.61)h \} \quad (4.33)$$

ここに、 L ：日射量[W/m²]， SS ：懸濁物質濃度[mg/L]である。呼吸速度は温度の関数として，中田⁸⁾を参考に以下のように表す。

$$k_{pe} = k_{pe0} \exp(\beta_{kpe} T_w) \quad (4.34)$$

ここに、 k_{pe0} ：0°Cにおける最大呼吸速度[s⁻¹]， β_{kpe} ：呼吸に関する温度係数[°C⁻¹]である。枯死速度は温度の関数として，中谷ら¹⁴⁾を参考に以下のように表す。

$$k_{pm} = k_{pm0} \exp(\beta_{kpm} T_w) \quad (4.35)$$

ここに、 k_{pm0} ：0°Cにおける最大枯死速度[s⁻¹]， β_{kpm} ：枯死に関する温度係数[°C⁻¹]である。

動物プランクトン濃度 Z [g/m³] は次式で表される。

$$\frac{\partial Z}{\partial t} + u \frac{\partial Z}{\partial x} = \frac{P}{P + POC} \mu_z Z + \frac{POC}{P + POC} \mu_z Z - (1 - e_z) \mu_z Z - k_{ze} Z - k_{zm} Z - \frac{1}{h} \alpha_{FCZ} G_{SR} + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial Z}{\partial x} \right) \quad (4.36)$$

ここに、 h ：水深[m]， u ：流速[m/s]， P ：植物プランクトン[g/m³]， POC ：粒子状有機炭素 [g/m³]， μ_z ：動物プランクトンの摂食速度[s⁻¹]， e_z ：動物プランクトンの同化効率[-]， k_{ze} ：動物プランクトンの呼吸速度[s⁻¹]， k_{zm} ：動物プランクトンの枯死速度[s⁻¹]， α_{FCZ} ：底生動物による動物プランクトン摂食割合[-]， G_{SR} ：底生動物の摂食による増殖量[g/m²]である。右辺第1項は植物プランクトンの摂食，第2項は粒子態炭素の摂食による増殖，第3項は排糞による減少，第4項は呼吸による減少，第5項は自然死亡による減少，第6項は底生動物の摂食に伴う減少，第7項は分散を表す。動物プランクトンの摂食速度は，中田⁸⁾を参考に以下のように表す。

$$\mu_z = \mu_{z0} \exp(\beta_{zP} T_w) [1 - \exp \{ \lambda_z (\eta^* - P - POC) \}] \quad (4.37)$$

ここに、 μ_{z0} : 0°Cにおける最大摂食速度[s⁻¹], β_{zP} : 摂食速度に関する温度係数[°C⁻¹], λ_z : lvele 定数 [(g/m³)⁻¹], η^* : 閾値である。

全呼吸速度は、中田⁸⁾を参考に以下のように表す。

$$k_{Ze} = k_{Ze0} \exp(\beta_{kZe} T_w) + \zeta \mu_z \quad (4.38)$$

ここに、 k_{Ze0} : 0°Cにおける最大呼吸速度[s⁻¹], β_{kZe} : 呼吸速度に関する温度係数[°C⁻¹], ζ : 定数[-]である。自然死亡速度は、中谷ら¹⁴⁾を参考に以下のように表す。

$$k_{Zm} = k_{Zm0} \exp(\beta_{kZm} T_w) \quad (4.39)$$

ここに、 k_{Zm0} : 0°Cにおける最大死滅速度[s⁻¹], β_{kZm} : 死滅速度に関する温度係数[°C⁻¹]である。

最後に、物質循環モデルにおける分散係数の算定式には、実河川に対して適合性に優れている Iwasa and Aya¹⁵⁾による次式を用いた。

$$Dis = (0.01B)^{4/3} \quad (4.40)$$

4.2.4.4 生物成長モデル

付着性藻類の成長モデルは、川島ら¹²⁾を参考にして以下のように求めた。

$$\frac{dA_{al}}{dt} = G_A - k_{ae} A_{al} - G_{SR} - G_F \quad (4.41)$$

ここに、 A_{al} : 付着性藻類量 [g/m²], G_A : 光合成による増殖量[g/m²], k_{ae} : 代謝速度[1/s], G_{SR} : 底生動物の摂餌量[g/m²/s], G_F : 魚類の摂餌量[g/m²/s]である。右辺第1項は光合成による増殖量、第2項は代謝・分解に伴う減少量、第3項は底生動物の摂食による減少量、第4項は魚類の摂食による減少量を表している。光合成による増殖は、次式のように取り扱う。付着性藻類の現存量は一定以上大きくなると、付着性藻類の下層まで十分な日射が届かなくなる。その為、十分に日射が到達する層を生産層と考え、この層が藻類の成長に寄与するものとする¹²⁾。

$$G_A = \begin{cases} \mu_A A_{al} & : A_{al} \leq A_{als} \\ \mu_A A_{als} & : A_{al} > A_{als} \end{cases} \quad (4.42)$$

ここに、 μ_A : 付着性藻類の比増殖速度[s⁻¹], A_{als} : 生産層内藻類量[g/m²]である。付着性藻類の比増殖速度は日射量、栄養塩濃度による制約を受け、その制約は Monod 型に従うとし¹²⁾、以下の式で求めた。

$$\mu_A = \frac{L_b}{L_s + L_b} \min \left\{ \frac{(NH_4 + NO_3)}{N_s + (NH_4 + NO_3)}, \frac{PO_4}{PO_{4s} + PO_4} \right\} \mu_{Amax} 1.047^{(T_w - 20)} \quad (4.43)$$

ここに、 L_b : 河床日射量[W/m²], L_s : 飽和日射量[W/m²], NH_4 : 流水中のアンモニア態窒素濃度[g/m³], NO_3 : 流水中の硝酸態窒素濃度[g/m³], N_s : 飽和窒素濃度[g/m³], PO_4 : 流水中のリン酸態リン濃度[g/m³], PO_{4s} : 飽和リン酸態リン濃度[g/m³], μ_{Amax} : 藻類の最大比増殖速度[1/s], T_w : 水温[°C]である。河床日射量は、以下の式で表される⁴⁻¹²⁾。

$$L_b = L \exp\{-(0.28SS + 0.61)h\} \quad (4.44)$$

ここに、 L : 水中に透過する日射量[W/m²], SS : 懸濁物質濃度[g/m³], h : 水深[m]である。代謝速度は溶存酸素を制約因子として、以下の式で求めた。

$$k_{ae} = \frac{DO}{DO_{Sae} + DO} k_{ae max} 1.047^{(T_w - 20)} \quad (4.45)$$

ここに、 DO : 流水中の溶存酸素濃度[g/m³], DO_{Sae} : 代謝に関する飽和溶存酸素濃度[g/m³], $k_{ae max}$: 最大代謝速度[1/s]である。以下、生物についての代謝・分解速度は式(4.45)に従うものと仮定して取り扱う。

底生動物の生物成長モデルは、優占5分類群を別々にモデル化した。それぞれの生物量は今村ら¹¹⁾を参考にして、以下の式で求めた。

$$\frac{\partial(B_{SRi})}{\partial t} = G_{SRi} - (1 - e_{SR})G_{SRi} - (e_{SR} - g_{SR})G_{SRi} - D_{SR}(B_{SRi}) - E_{SRi}(B_{SRi}) - G_{Fi} \quad (4.46)$$

ここに、 B_{SRi} ：底生動物量[g/m²]， e_{SR} ：底生動物の同化効率[-]， g_{SR} ：底生動物の総成長率[-]， D_{SR} ：自然死亡速度[1/s]， E_{SRi} ：羽化速度[1/s]， G_{Fi} ：魚類と肉食性底生動物の摂餌量[g/m²/s]である。右辺第1項 G_{SRi} は摂食による成長量[g/m²/s]，第2項は排糞，第3項は排泄による減少，第4項は自然死亡による減少，第5項は羽化による減少，第6項は魚類の摂食による減少量である。羽化については，後述する羽化時期に該当する期間のみ羽化による減少量を予測し，それ以外の時期については，羽化による減少量を0としている。なお， i は各底生動物を表しており， $i=1$ はヒゲナガカワトビケラ科， $i=2$ はカワゲラ科， $i=3$ はトンボ目， $i=4$ はヒラタドロムシ科， $i=5$ はヒラタカゲロウ科である。摂食による増殖は，以下のように表す。

$$G_{SRi} = \mu_{SRi} B_{SRi} \quad (4.47)$$

ここで， μ_{SRi} ：各底生動物の比増殖速度[s⁻¹]である。底生動物の比増殖速度は，各底生動物の食性の違いから，今村ら¹¹⁾，渡辺ら¹⁶⁾を参考にそれぞれ以下のように表す。

$$\begin{aligned} \mu_{SR1} &= \mu_{SR1 \max} \frac{Se_{CP}}{k_{SR} + Se_{CP}} \\ \mu_{SR2} &= \mu_{SR2 \max} \frac{B_{SR5}}{k_{SR} + B_{SR5}} \\ \mu_{SR3} &= \mu_{SR3 \max} \frac{W_{1B1} + W_{1B2} + W_{2B}}{k_{SR} + (W_{1B1} + W_{1B2} + W_{2B})} \\ \mu_{SR4} &= \mu_{SR4 \max} \frac{A_{al}}{k_{SR} + A_{al}} \\ \mu_{SR5} &= \mu_{SR5 \max} \frac{A_{al}}{k_{SR} + A_{al}} \end{aligned} \quad (4.48)$$

ここで， $\mu_{SRi \max}$ ：各底生動物の最大摂食速度[s⁻¹]， Se_{CP} ：有機物堆積量[g/m²]， k_{SR} ：底生動物の摂食に関する半飽和定数[g/m²]である。魚類や肉食の底生動物など捕食者の摂食による減少量は，捕食者の底生動物を摂食する割合を考慮し，それぞれの餌となる生物の現存量に摂食量が起因するように，以下の式で表す。

$$\begin{aligned} G_{F1} &= (E_{1B1} + Kg_{1B2}E_{1B2} + Kg_{2A1}E_{2A1} + Kg_{2A2}E_{2A2} + Kg_{2B}E_{2B}) \sum_i \frac{B_{SRi}}{B_{SR}} \\ G_{F2} &= (E_{1B1} + Kg_{1B2}E_{1B2} + Kg_{2A1}E_{2A1} + Kg_{2A2}E_{2A2} + Kg_{2B}E_{2B}) \sum_i \frac{B_{SRi}}{B_{SR}} \\ G_{F3} &= E_{2A1} \sum_i \frac{B_{SRi}}{B_{SR}} \\ G_{F4} &= (E_{1B1} + Kg_{1B2}E_{1B2} + Kg_{2A1}E_{2A1} + Kg_{2A2}E_{2A2} + Kg_{2B}E_{2B}) \sum_i \frac{B_{SRi}}{B_{SR}} \\ G_{F5} &= G_{SR2} + (E_{1B1} + Kg_{1B2}E_{1B2} + Kg_{2A1}E_{2A1} + Kg_{2A2}E_{2A2} + Kg_{2B}E_{2B}) \sum_i \frac{B_{SRi}}{B_{SR}} \end{aligned} \quad (4.49)$$

ここに， Kg_{1B1} ：オイカワ，カワムツの底生動物を摂食する割合[-]， Kg_{1B2} ：ウグイの底生動物を摂食する割合[-]， Kg_{2A2} ：シマヨシノボリ，ヌマチチブの底生動物を摂食する割合[-]， Kg_{2B} ：カワヨシノボリの底生動物を摂食する割合[-]， E_{1B1} ：オイカワ，カワムツの摂餌量[g/s]， E_{1B2} ：ウグイの摂餌量[g/s]， E_{2A1} ：カジカの摂餌量[g/s]， E_{2A2} ：シマヨシノボリ，ヌマチチブの摂餌量[g/s]， E_{2B} ：カワヨシノボリの摂餌量[g/s]， B_{SRi} ：各底生動物の現存量である。

魚類の生物成長モデルは、6 カテゴリーを別々にモデル化し、それぞれの現存量を回遊性浮遊魚であるアユ W_{1A} [g/m²], 純淡水性浮遊魚であるオイカワ, カワムツ W_{1B1} [g/m²], ウグイ W_{1B2} [g/m²], 回遊性底生魚であるカジカ W_{2A1} [g/m²], シマヨシノボリ, ヌマチチブ W_{2A2} [g/m²], 純淡水性底生魚であるカワヨシノボリ W_{2B} [g/m²]とした。それぞれの生物量は李ら¹⁷⁾を参考にして、以下の式で求めた。

$$\begin{aligned}
\frac{\partial(W_{1A})}{\partial t} &= E_{1A} - F_{1A} - U_{1A} - R_{1A} - D_{1A} \\
\frac{\partial(W_{1B1})}{\partial t} &= E_{1B1} - F_{1B1} - U_{1B1} - R_{1B1} - D_{1B1} - H_{1B1} \\
\frac{\partial(W_{1B2})}{\partial t} &= E_{1B2} - F_{1B2} - U_{1B2} - R_{1B2} - D_{1B2} - H_{1B2} \\
\frac{\partial(W_{2A1})}{\partial t} &= E_{2A1} - F_{2A1} - U_{2A1} - R_{2A1} - D_{2A1} - S_{2A1} \\
\frac{\partial(W_{2A2})}{\partial t} &= E_{2A2} - F_{2A2} - U_{2A2} - R_{2A2} - D_{2A2} - S_{2A2} \\
\frac{\partial(W_{2B})}{\partial t} &= E_{2B} - F_{2B} - U_{2B} - R_{2B} - D_{2B} - H_{2B}
\end{aligned} \tag{4.50}$$

摂餌量 E [g/s]は、以下のように表す。

$$\begin{aligned}
E_{1A} &= W_{1A} \times G_{1A} \\
E_{1B1} &= W_{1B1} \times G_{1B1} \\
E_{1B2} &= W_{1B2} \times G_{1B2} \\
E_{2A1} &= W_{2A1} \times G_{2A1} \\
E_{2A2} &= W_{2A2} \times G_{2A2} \\
E_{2B} &= W_{2B} \times G_{2B}
\end{aligned} \tag{4.51}$$

ここに、 E_{1A} ：アユの摂餌量[g/s]， E_{1B1} ：オイカワ，カワムツの摂餌量[g/s]， E_{1B2} ：ウグイの摂餌量[g/s]， E_{2A1} ：カジカの摂餌量[g/s]， E_{2A2} ：シマヨシノボリ・ヌマチチブの摂餌量[g/s]， E_{2B} ：カワヨシノボリの摂餌量[g/s]， G_{1A} ：アユの成長速度[1/s]， G_{1B1} ：オイカワ，カワムツの成長速度[1/s]， G_{1B2} ：ウグイの成長速度[1/s]， G_{2A1} ：カジカの成長速度[1/s]， G_{2A2} ：シマヨシノボリ・ヌマチチブの成長速度[1/s]， G_{2B} ：カワヨシノボリの成長速度[1/s]である。成長速度 G [1/s]は、以下のように表す。

$$G = \mu_{F \max} \frac{n}{W_i \times K_S + n} \tag{4.52}$$

ここに、 $\mu_{F \max}$ ：最大成長速度[1/s]， K_S ：魚類の成長に関する定数， n ：餌量 [g/m²]である。餌量 n [g/m²]については、各魚種で捕食する生物が異なるため、以下に示すような場合分けをする。

アユの場合	$n = A_{al}$	
オイカワ，カワムツの場合	$n = A_{al} + B_{SR1} + B_{SR2} + B_{SR4} + B_{SR5} + L_{SR}$	
ウグイの場合	$n = A_{al} + B_{SR1} + B_{SR2} + B_{SR4} + B_{SR5}$	
カジカの場合	$n = B_{SR1} + B_{SR2} + B_{SR3} + B_{SR4} + B_{SR5}$	(4.53)
シマヨシノボリ，ヌマチチブの場合	$n = A_{al} + B_{SR1} + B_{SR2} + B_{SR4} + B_{SR5}$	
カワヨシノボリの場合	$n = A_{al} + B_{SR1} + B_{SR2} + B_{SR4} + B_{SR5}$	

ここに、 A_{al} ：付着性藻類の現存量 [g/m²]， B_{SRi} ：各底生動物の現存量 [g/m²]， L_{SR} ：陸上の昆虫 [g/m²]

である。排糞量 F [g/s]は、以下のように表す。

$$\begin{aligned}
 F_{1A} &= E_{1A} \times K_f \\
 F_{1B1} &= E_{1B1} \times K_f \\
 F_{1B2} &= E_{1B2} \times K_f \\
 F_{2A1} &= E_{2A1} \times K_f \\
 F_{2A2} &= E_{2A2} \times K_f \\
 F_{2B} &= E_{2B} \times K_f
 \end{aligned}
 \tag{4.54}$$

ここに、 F_{1A} ：アユの排糞量[g/s]， F_{1B1} ：オイカワ，カワムツの排糞量[g/s]， F_{1B2} ：ウグイの排糞量[g/s]， F_{2A1} ：カジカの排糞量[g/s]， F_{2A2} ：シマヨシノボリ・ヌマチチブの排糞量[g/s]， F_{2B} ：カワヨシノボリの排糞量[g/s]， K_f ：排糞率[-]である。また、分泌量 U [g/s]は、以下のように表す。

$$\begin{aligned}
 U_{1A} &= E_{1A} \times K_e \\
 U_{1B1} &= E_{1B1} \times K_e \\
 U_{1B2} &= E_{1B2} \times K_e \\
 U_{2A1} &= E_{2A1} \times K_e \\
 U_{2A2} &= E_{2A2} \times K_e \\
 U_{2B} &= E_{2B} \times K_e
 \end{aligned}
 \tag{4.55}$$

ここに、 U_{1A} ：アユの分泌量[g/s]， U_{1B1} ：オイカワ，カワムツの分泌量[g/s]， U_{1B2} ：ウグイの分泌量[g/s]， U_{2A1} ：カジカの分泌量[g/s]， U_{2A2} ：シマヨシノボリ・ヌマチチブの分泌量[g/s]， U_{2B} ：カワヨシノボリの分泌量[g/s]， K_e ：摂餌率[-]である。呼吸量 R [g/s]は、以下のように表す。

$$\begin{aligned}
 R_{1A} &= W_{1A} \times K_r \times \exp(K_{rt} \times T_w) \\
 R_{1B1} &= W_{1B1} \times K_r \times \exp(K_{rt} \times T_w) \\
 R_{1B2} &= W_{1B2} \times K_r \times \exp(K_{rt} \times T_w) \\
 R_{2A1} &= W_{2A1} \times K_r \times \exp(K_{rt} \times T_w) \\
 R_{2A2} &= W_{2A2} \times K_r \times \exp(K_{rt} \times T_w) \\
 R_{2B} &= W_{2B} \times K_r \times \exp(K_{rt} \times T_w)
 \end{aligned}
 \tag{4.56}$$

ここに、 R_{1A} ：アユの呼吸量[g/s]， R_{1B1} ：オイカワ，カワムツの呼吸量[g/s]， R_{1B2} ：ウグイの呼吸量[g/s]， R_{2A1} ：カジカの呼吸量[g/s]， R_{2A2} ：シマヨシノボリ・ヌマチチブの呼吸量[g/s]， R_{2B} ：カワヨシノボリの呼吸量[g/s]， K_r ：呼吸速度[1/s]， K_{rt} ：温度定数[1/°C]である。死亡量 D [g/s]は、以下のように表す。

$$\begin{aligned}
 D_{1A} &= W_{1A} \times K_d \times \exp(K_{dt} \times T_w) \\
 D_{1B1} &= W_{1B1} \times K_d \times \exp(K_{dt} \times T_w) \\
 D_{1B2} &= W_{1B2} \times K_d \times \exp(K_{dt} \times T_w) \\
 D_{2A1} &= W_{2A1} \times K_d \times \exp(K_{dt} \times T_w) \\
 D_{2A2} &= W_{2A2} \times K_d \times \exp(K_{dt} \times T_w) \\
 D_{2B} &= W_{2B} \times K_d \times \exp(K_{dt} \times T_w)
 \end{aligned}
 \tag{4.57}$$

ここに、 D_{1A} ：アユの死亡量[g/s]， D_{1B1} ：オイカワ，カワムツの死亡量[g/s]， D_{1B2} ：ウグイの死亡量[g/s]， D_{2A1} ：カジカの死亡量[g/s]， D_{2A2} ：シマヨシノボリ・ヌマチチブの死亡量[g/s]， D_{2B} ：カワヨシノボリの死亡量[g/s]， K_d ：死亡率[1/s]， K_{dt} ：温度定数[1/°C]である。魚類は産卵後に斃死するものと、斃死しないものがあるため、産卵後にはほぼすべての個体が斃死するハゼ科魚類であるシマヨシノボリ・ヌマチチブと、産卵後に一部の個体が斃死するカジカについて、産卵後の斃死による減少を考慮した。産卵に伴う斃死量は以下のように表す。

$$\begin{aligned}
 S_{2A1} &= W_{2A1} \times K_S \\
 S_{2A2} &= W_{2A2} \times K_S
 \end{aligned}
 \tag{4.58}$$

ここに、 K_S ：産卵に伴う斃死速度[1/s]である。トンボ目は純淡水魚の幼稚魚を捕食するため、このトンボ目の捕食による純淡水魚の減少量 H [g/s]は以下の式で表す。

$$\begin{aligned}
 H_{1B1} &= G_{SR3} \times \frac{W_{1B1}}{W_{1B1} + W_{1B2} + W_{2B}} \\
 H_{1B2} &= G_{SR3} \times \frac{W_{1B2}}{W_{1B1} + W_{1B2} + W_{2B}} \\
 H_{2B} &= G_{SR3} \times \frac{W_{2B}}{W_{1B1} + W_{1B2} + W_{2B}}
 \end{aligned}
 \tag{4.59}$$

ここに、 G_{SR3} ：トンボ目の摂餌量， H_{1B1} ：オイカワ，カワムツのトンボ目による減少量[g/s]， H_{1B2} ：ウグイのトンボ目による減少量[g/s]， H_{2B} ：カワヨシノボリのトンボ目による減少量[g/s]である。アユに関しては、産卵時期になると降下して下流域で産卵し、その後ほとんどが斃死することが知られているため、本モデルでは後述する該当期間中に、アユが降下・産卵し、産卵後に斃死するときには計算対象区間よりも下流側に移動していると仮定した。したがって、アユが斃死するときには計算対象区間よりも外にいるため、斃死を取り扱わず、降下による減少のみをモデル化し、以下の式で表現した。

$$\frac{\partial(W_{1A})}{\partial t} = \frac{\partial K_{san} W_{1A}}{\partial x}
 \tag{4.60}$$

ここに、 W_{1A} ：アユの生物量[g/m²]， K_{san} ：アユの降下速度[m/s]である。

最後に生物・物質循環についての相互関係を図示する。

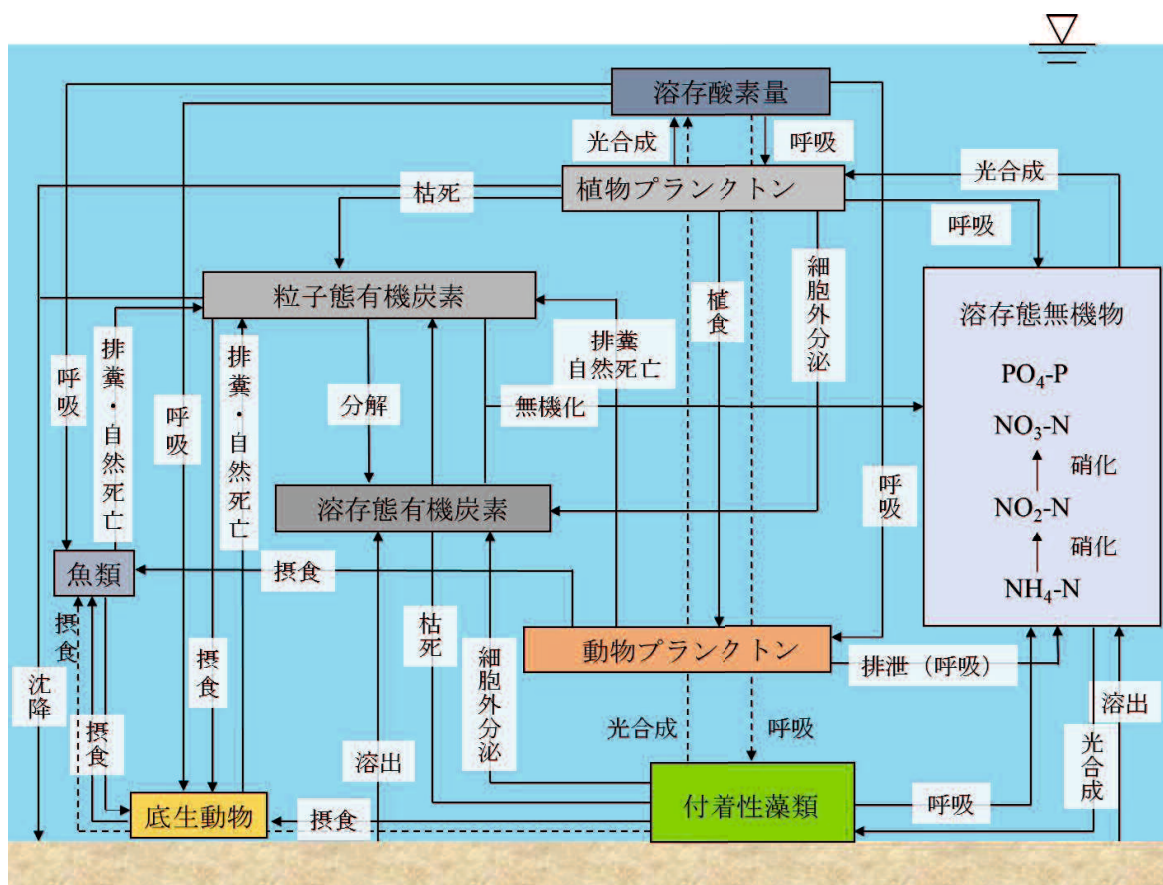


図-4.8 生物・物質循環についての相互関係

4.2.5 パラメータの設定

4.2.5.1 物理環境に関するパラメータ

表-4.1 に物理環境に関するパラメータを示す。物理環境に関するパラメータとしては、これまで説明してきた基礎式の中の熱収支モデルの水温、物質輸送モデルの有機物、栄養塩、動物プランクトンそれぞれについて、基本的には文献の値を参考にしている。仮定のものに関しては、文献値ではないが文献値に近い値、あるいは、高津川に本モデルを適用するにあたって、妥当な値を仮定して与えている。また、本モデルを開発するにあたって、生物・化学反応に伴う各種物

表-4.1 物理環境に関するパラメータ

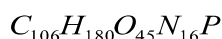
	係数	値	単位	内容	文献
水温	α	0.05	-	反射率	近藤 ^{3), 4)}
	ε	0.97	-	射出率	近藤 ^{3), 4)}
	ρ	5.67×10^{-8}	J/s/m ² /K ⁴	ステファン・ボルツマン定数	近藤 ^{3), 4)}
	θ_t	288.15	K	樹木の温度	仮定
	W_{win}	1.5	m/s	風速	仮定
有機物	k_{mic}	6.25×10^{-5}	m/s	溶脱と微生物による有機堆積物の分解速度	柳井・寺沢 ¹⁹⁾
	V_{SCP}	2.49E-04	m/s	有機物の沈降速度	仮定
	k_{ap}	2.50E-01	-	粒子態有機物の余剰生成物の割合	田中 ⁸⁾
	w_{POC}	2.00E-06	m/s	粒子態有機炭素の沈降速度	仮定
	k_{POC0}	1.44E-07	1/s	0°Cにおける粒子態有機物の最大分解速度	田中 ⁸⁾
	β_{kPOC}	0.07	1/°C	温度係数	田中 ⁸⁾
	DO_{SPOC}	0.5	g/m ³	細菌による粒子態有機物の分解に関する溶存酸素量の半飽和値	田中 ⁸⁾
	k_{DOC0}	5.03E-08	1/s	0°Cにおける溶存態有機炭素の最大分解速度	田中 ⁸⁾
	β_{kDOC}	6.93E-02	1/°C	溶存態有機炭素の分解に関する温度係数	田中 ⁸⁾
	DO_{SDOC}	0.5	g/m ³	細菌による溶存態有機物の分解に関する溶存酸素量の半飽和値	田中 ⁸⁾
栄養塩	φ_A	0.8	-	付着性藻類の無機窒素分解係数	仮定
	φ_P	0	-	植物プランクトンの無機窒素分解係数	仮定
	α_{DNP}	0.85	-	有機物の溶脱・微生物分解における栄養塩生産割合($\alpha_{CD} + \alpha_{DNP} = 1$)	Yoshimura et al. ²⁰⁾
	k_{NH0}	6.94E-06	1/s	0°Cにおけるアンモニア態窒素の最大硝化速度	仮定
	β_{kNH}	6.93E-02	1/°C	アンモニア態窒素の硝化に関する温度係数	田中 ⁸⁾
	DO_{SNH}	0.2	g/m ³	アンモニア態窒素の硝化に関する溶存酸素の半飽和定数	今村ら ¹¹⁾
	k_{NO0}	2.32E-05	1/s	0°Cにおける亜硝酸態窒素の最大硝化速度	仮定
	β_{kNO}	6.93E-02	1/°C	亜硝酸態窒素の硝化に関する温度係数	田中 ⁸⁾
	DO_{SNO}	0.2	g/m ³	亜硝酸態窒素の硝化に関する溶存酸素の半飽和定数	今村ら ¹¹⁾
	プランクトン	a_{es}	2.78E-05	1/s	細胞外分泌割合
w_P		0	m/s	植物プランクトン沈降速度	仮定
α_{FCP}		0.2	-	濾過食者による植物プランクトン摂食割合	仮定
μ_{Pmax}		2.13E-05	1/s	植物プランクトンの最大比増殖速度	今村・松梨 ²²⁾
k_{Pe0}		1.16E-07	1/s	0°Cにおける最大呼吸速度	李ら ¹⁷⁾
β_{kPe}		5.24E-02	1/°C	呼吸に関する温度係数	李ら ¹⁷⁾
k_{Pm0}		5.78E-08	1/s	0°Cにおける最大枯死速度	中谷ら ¹⁴⁾
β_{kPm}		6.93E-02	1/°C	枯死に関する温度係数	中谷ら ¹⁴⁾
e_Z		0.7	-	動物プランクトンの同化効率	今村・松梨 ²²⁾
α_{FCZ}		0.2	-	底生動物による動物プランクトン摂食割合	仮定
μ_{Z0}		2.20E-06	1/s	0°Cにおける最大摂食速度	田中 ⁸⁾
β_{ZP}		6.93E-02	1/°C	摂食速度に関する温度係数	田中 ⁸⁾
λ_Z		3.3	l/(g/m ³)	level定数	田中 ⁸⁾
η^*		0	-	閾値	中谷ら ¹⁴⁾
k_{Ze0}		2.48E-07	1/s	0°Cにおける最大呼吸速度	中谷ら ¹⁴⁾
β_{kZe}		6.97E-02	1/°C	呼吸速度に関する温度係数	中谷ら ¹⁴⁾
k_{Zm0}		8.69E-08	1/s	0°Cにおける最大死滅速度	中谷ら ¹⁴⁾
β_{kZm}		6.93E-02	1/°C	死滅速度に関する温度係数	中谷ら ¹⁴⁾

質の使用量を定義する必要がある。そこで、生物の炭素・窒素・リン等の元素構成率に着目し各種の化学反応を定式化した。また、本研究では河川水中の付着性藻類、動物プランクトン、底生動物、魚類を想定しており、生物によって、それぞれ元素構成率は異なると考えられるが、各々の元素構成率を物質循環モデルにおいて考慮することは難しいため、河川水中での現存量が大き

表-4.2 化学反応に伴う使用率

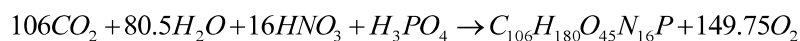
バイオマス中の炭素含有量[g-C/g] $a_C = \frac{106C}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.524$	バイオマス中の窒素含有量[g-N/g] $a_N = \frac{16N}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.092$
バイオマス中のリン含有量[g-P/g] $a_P = \frac{P}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.013$	光合成による酸素放出量[g-O ₂ /g] $a_{OA} = \frac{149.75O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 1.975$
代謝・分解による酸素消費率[g-O ₂ /g] $a_{OR} = \frac{149.75O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 1.975$	他栄養生物の成長による酸素消費率[g-O ₂ /g] $a_{OG} = \frac{1-\sigma}{\sigma} \frac{149.75O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = \frac{1-\sigma}{\sigma} a_{OR}$
アンモニア態窒素硝化による酸素消費率[g-O ₂ /g-N] $a_{ONH} = \frac{76 O_2}{55 N} = 3.158$	亜硝酸態窒素硝化による酸素消費率[g-O ₂ /g-N] $a_{ONO} = \frac{195 O_2}{400 N} = 1.114$

く一時生産の主役である付着性藻類の元素構成率を代表として用いることとした。次式, Gloyna¹⁸⁾によって提案された藻類の組成式を表す。



ここに, C: 炭素, H: 水素, O: 酸素, N: 窒素, P: リンである。次に付着性藻類と付着性他栄養生物の光合成・成長・分解に伴う生物活動物質の変化割合を, 化学反応式によって表すと以下のようなになる。

- ・光合成



- ・代謝・分解

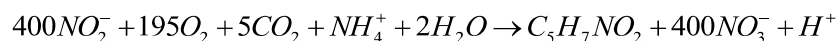


また, アンモニア態窒素と亜硝酸態窒素の硝化についての化学反応式を以下に示す。

- ・アンモニア態窒素の硝化(アンモニア態窒素→亜硝酸態窒素)



- ・亜硝酸態窒素の硝化(亜硝酸態窒素→硝酸態窒素)



上記の化学反応式を用いて, 生物中のバイオマスと粒状態・溶存態有機物の元素構成比, 生物活動に伴う物質の取り込み率, 化学反応に伴う使用率を表-4.2のように定めた。

4.2.5.2 生物に関するパラメータ

生物成長モデルに関する主要なパラメータを表-4.3に示す。仮定としたパラメータについては, 現地観測結果をもとに, それぞれの生物の増加量や羽化前後と思われる時期の生物量の減少量などにより仮定している。対象とする生物は底生動物であれば羽化, 魚類であれば産卵のための降下, 産卵後の斃死によって, それぞれの生物が各季節に生息分布や生物量が大きく変化する。このような生活史に伴う生息分布や生物量の変化を考慮するために, 水温や日付により, 羽化や産卵による斃死に伴う生物量の減少時期を設定した。表-4.4に羽化や産卵による斃死時期を示す。基本的に定期調査の結果を参考に, 一部の生物については文献を参考に決定している。例えば,

表-4.3 生物成長モデルに関する主要なパラメータ

係数	値	単位	内容	文献
μ_{Amax}	1.4×10^{-5}	1/s	付着性藻類の最大比増殖速度	川島・鈴木 ¹²⁾
L_s	400.0	W/m ²	飽和日射量	戸田・池田 ⁷⁾
N_S	0.025	g/m ³	飽和窒素濃度	戸田・池田 ⁷⁾
PO_{4S}	0.005	g/m ³	飽和リン酸態リン濃度	戸田・池田 ⁷⁾
DO_{Sat}	0.5	g/m ³	代謝に関する飽和溶存酸素濃度	戸田・池田 ⁷⁾
SS	0.25	g/m ³	懸濁物質濃度	仮定
k_{aemax}	1.7×10^{-6}	1/s	付着性藻類の最大代謝速度	川島・鈴木 ¹²⁾
μ_{SRmax}	4.8×10^{-6}	1/s	ヒゲナガカワトビケラ科(i=1)の最大成長速度	仮定
	6.0×10^{-6}	1/s	カワゲラ科(i=2)の最大成長速度	仮定
	3.8×10^{-6}	1/s	トンボ目(i=3), ヒラタドロムシ科(i=4), ヒラタカゲロウ科(i=5)の最大成長速度	仮定
k_{SR}	7.15	g/m ²	底生動物の摂食に関する半飽和定数	仮定
e_{SR}	0.6	-	底生動物の同化効率	今村ら ¹¹⁾
g_{SR}	0.4	-	底生動物の総成長率	今村ら ¹¹⁾
D_{SR}	1.2×10^{-8}	1/s	自然死亡速度	今村ら ¹¹⁾
E_{SR}	1.6×10^{-6}	1/s	ヒゲナガカワトビケラ科(i=1)の羽化速度	仮定
	5.6×10^{-7}	1/s	カワゲラ科(i=2)の羽化速度	仮定
	1.5×10^{-7}	1/s	トンボ目(i=3), ヒラタドロムシ科(i=4)の羽化速度	仮定
	1.3×10^{-7}	1/s	ヒラタカゲロウ科(i=5)の羽化速度	仮定
μ_{Fmax}	1.8×10^{-7}	1/s	オイカワ及びカワムツ, ウグイ, カワヨシノボリの最大成長速度	仮定
	2.6×10^{-7}	1/s	アユの最大成長速度	仮定
	2.1×10^{-7}	1/s	カジカ, シマヨシノボリ及びヌマチチブの最大成長速度	仮定
k_{FR}	0.059	-	魚類の成長に関する定数	仮定
K_f	0.2	-	魚類の排糞率	李ら ¹⁷⁾
K_e	0.1	-	魚類の分泌率	李ら ¹⁷⁾
K_r	3.5×10^{-9}	1/s	魚類の呼吸速度	李ら ¹⁷⁾
K_{rt}	0.0693	1/°C	魚類の呼吸に関する温度定数	李ら ¹⁷⁾
K_d	4.5×10^{-11}	1/s	魚類の自然死亡率	李ら ¹⁷⁾
K_{rt}	0.0693	1/°C	魚類の自然死に関する温度定数	李ら ¹⁷⁾
K_s	6.5×10^{-8}	1/s	カジカの産卵に伴う斃死速度	仮定
	1.8×10^{-7}	1/s	シマヨシノボリ及びヌマチチブの産卵に伴う斃死速度	仮定
K_{san}	5.6×10^{-3}	m/s	アユの降下速度	仮定

表-4.4 底生動物と魚類の羽化や産卵による斃死時期

	条件
ヒゲナガカワトビケラ科	御勢 ²³⁾ を参考に独自に設定
カワゲラ科	5/1~5/31
トンボ目	7/1~9/30
ヒラタドロムシ科	7/1~8/31
ヒラタカゲロウ科	5/1~10/30
アユ	河野ら ²⁴⁾ と水温データを参考に独自に設定
オイカワ・カワムツ	-
ウグイ	-
カジカ	3/1~5/31
シマヨシノボリ・ヌマチチブ	7/1~8/31
カワヨシノボリ	-

ヒゲナガカワトビケラ科は御勢²³⁾に示されている羽化条件である積算水温 55°C・月 (月平均水温

×月数)を、1ヶ月を30日として時間単位に換算した場合、羽化には積算水温 $39600^{\circ}\text{C}\cdot\text{時間}$ (時間平均水温×時間)が必要であると見積もることができる。よって、計算水温の1時間平均を算出し、活動限界水温である 4°C 以上の期間を対象に、1時間平均水温から 4°C 差し引いた水温を積算していき、 $39600^{\circ}\text{C}\cdot\text{時間}$ を超え、かつ水温が羽化抑制水温である 13°C 以上であった場合、そのタイミングをヒゲナガカワトビケラ科の羽化時期とした。なお、羽化条件に達した場合は積算時間をリセットし、再び同条件で積算水温を算出する。また、アユの降下時期については、河野ら²⁴⁾のアユの降下状況モニタリングの結果と水温データを参考にして、3日間の平均水温が $15\sim 18^{\circ}\text{C}$ のときに、下流側の生息場に降下するようにモデリングした。以上のようにして、生活史に伴う生物量の変化を表現した。

4.3 再現性の検討

4.3.1 計算条件

表-4.5 計算条件の一覧表

地形条件	H27年度定期横断測量成果		
気象条件	気温	益田（気象庁）	
	蒸気圧	浜田（気象庁）	
	日射	神田	
上流端条件	流量	神田と隅村の合計（国土交通省）	
	水温	St.3（図-4.9）	
	DO	日原	
	栄養塩	2014年9月12日の高津川の水質分析結果を参考	
		一定値 NH ₄ -N	0.1 mg/L
NO ₂ -N		0.001 mg/L	
NO ₃ -N		0.15 mg/L	
	PO ₄ -P	0.005 mg/L	
植物プランクトン	一定値	0.01 g/m ³	
動物プランクトン	一定値	0.01 g/m ³	

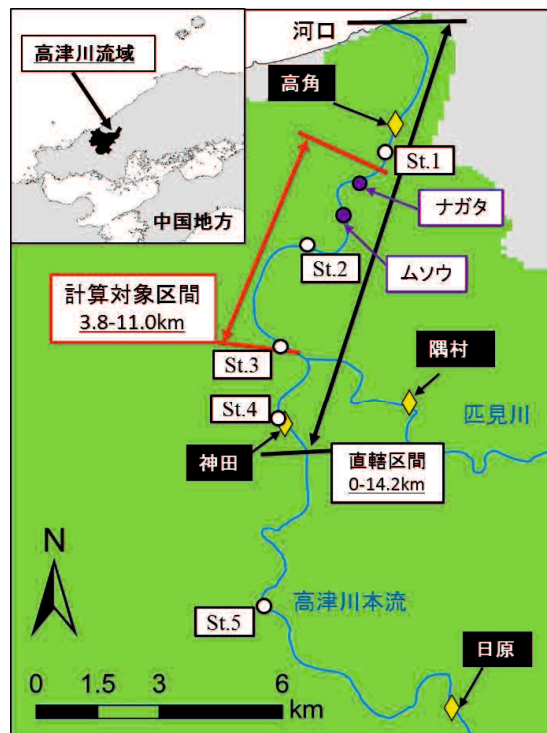


図-4.9 計算対象区間および観測地点

表-4.5 に計算条件の一覧表を示す。また、図-4.9 に計算対象区間および観測地点を示す。計算区間は匹見川合流後を上流端とした河口から 3.8 km~11 km とし、計算期間は 2018/5/1~2018/12/1 の 7 ヶ月間とした。地形データについては、平成 27 年度の横断測量成果を用いて、iRIC²⁵⁾により作成した一般座標系の 5m 程度の格子間隔の地形データを用いた。二次元計算では、これらの地形データをそのまま用い、一次元計算では格子間隔が二次元計算の 10 倍となるように抽出したデータを用いた。なお、計算対象区間には支川が 1 つ流入しているが、流入量が本川に対して微小であるため、支川の考慮はしていない。また、高津川は水質が良好な河川であるが、それと同時に栄養塩が豊富であり、かつ、生物の成長を制約するような濃度ではない。よって、高津川においては、水質の条件は生物量の結果に大きく影響する要因とはなりえないことから、上流端に

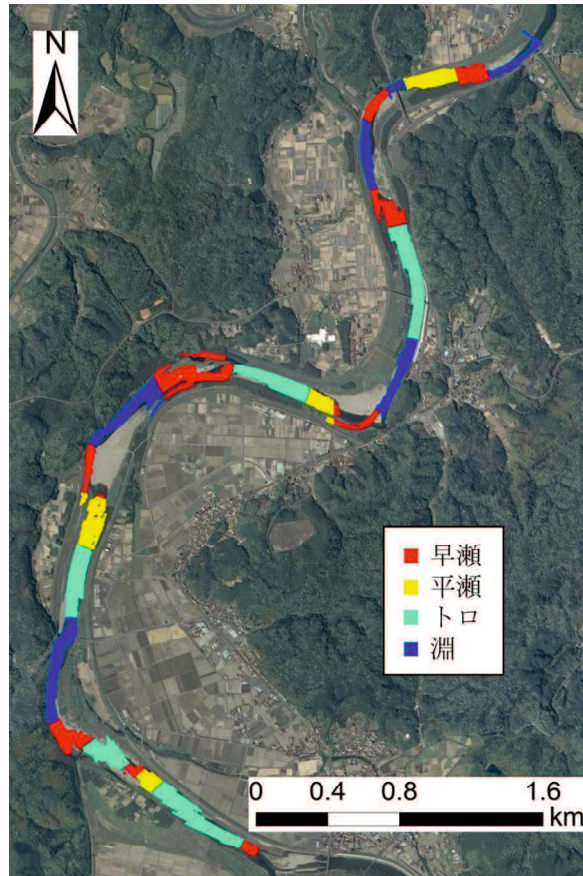


図-4.10 魚類生息場区分

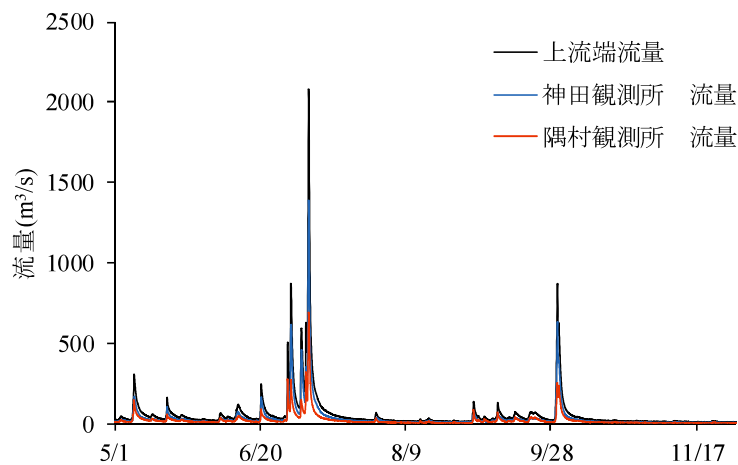


図-4.11 計算区間上流端および神田観測所，隅村観測所のハイドログラフ

は栄養塩の条件として、高津川の実際の水質データを参考にした一定値を与えることとした。図-4.10に計算対象区間における魚類生息場区分を示す。2018年1月に実施した高津川下流域の空撮によって得られたオルソ画像を元に、早瀬、平瀬、淵及びトロに区分した。なお、魚類生息場はそれぞれ100m~1km程度の範囲となっている。また、マニングの粗度係数は0.035を与えた。図-4.11に計算区間上流端および神田観測所，隅村観測所のハイドログラフを示す。匹見川の流量は高津川本流と同程度の規模であることが分かる。対象とする計算期間内には大きな出水が2回あり、7月6日に年間で最大規模であるピーク流量2018.1(m³/s)の出水、9月30日にピーク流量870.5(m³/s)の出水があった。計算対象区間は匹見川合流後を上流端とするため、上流端流量としては黒線で示す神田観測所と隅村観測所の流量の合計とし、下流端は等流水深とした。図-4.12に益田気象観測所の気温と横田地点の水温時系列を示す。上流端水温には横田地点の水温データを用

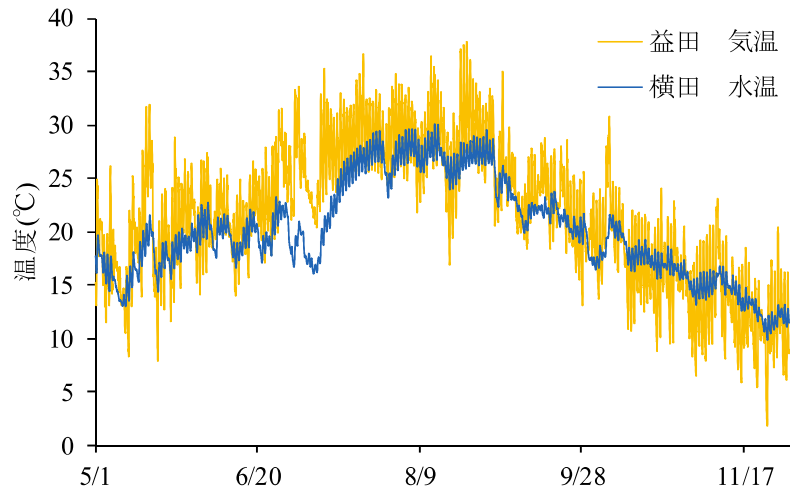


図-4.12 益田気象観測所の気温と横田地点の水温時系列

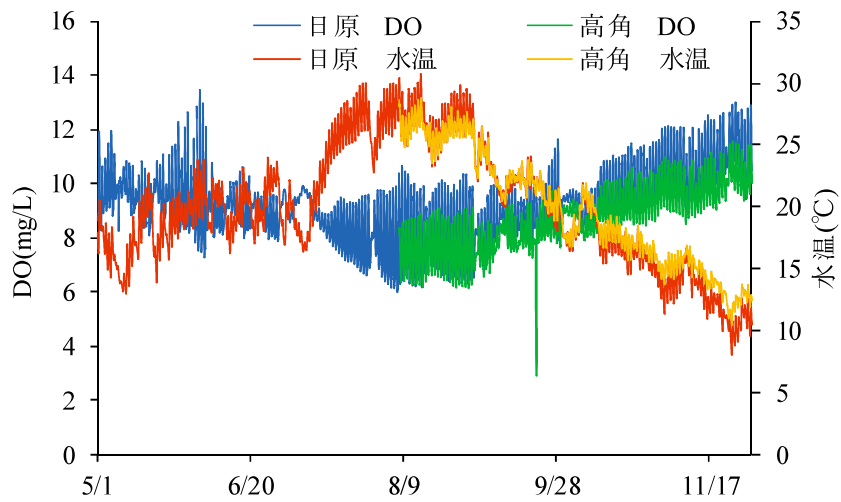


図-4.13 高角地点および日原地点における DO と水温の時系列変化

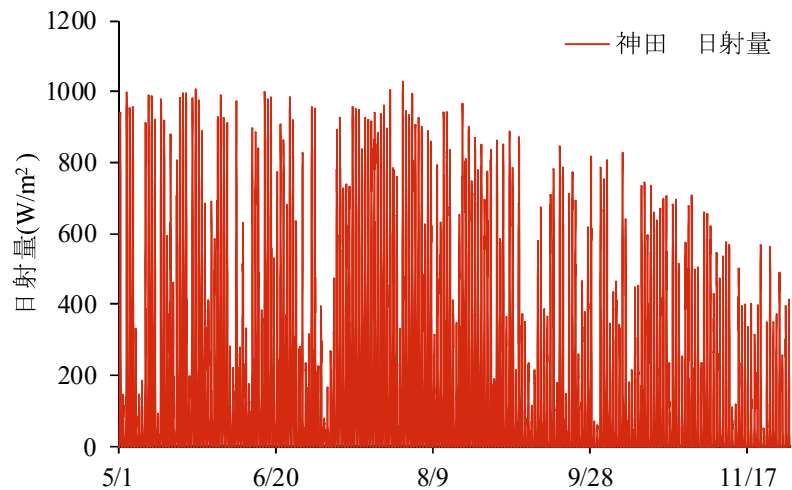


図-4.14 神田観測所における日射量の時系列変化

いた。図-4.13に高角観測所および日原観測所における DO と水温の時系列変化を示す。冬季においては高角観測所の DO のほうが高く、夏季においては高角観測所の DO のほうが低い傾向にあることが分かる。上流端 DO は日原地点の DO データを用いた。図-4.14に神田観測所における日射量の時系列変化を示す。水温の計算に必要な日射量としては、神田地点の日射データを用いた。生物量初期分布については、計算初期の季節に応じた空間分布予測モデルを選択し、計算初期の

流速，水深，河口からの距離の分布を各分類群やカテゴリーの空間分布予測モデルに与えることで予測した．本計算においては，計算開始が5月であるため，魚類は5月，底生動物は4月の空間分布予測モデルを選択する．ここで，空間分布予測モデルは2015年の現地観測結果に基づいて開発されたモデルであるため，2018年の生物量の実測値とは必ずしも一致しない．そこで，初期値については，2018年4月のナガタ地点とムソウ地点で得られた実測値と4月の空間分布予測モデルにより予測された生物量の比をとることで補正値を算出した．本計算における生物量初期分布は空間分布予測モデルにより予測された生物量に，この補正値を掛け合わせたものを用いた．なお，2018年4月の生物量調査において観測されなかった生物については補正できないため，空間分布予測モデルにより予測された生物量をそのまま用いた．付着性藻類に関しては，2018年4月のナガタ地点とムソウ地点の実測の生物量の平均値を一様に与えた．

4.3.2 再現性の検討

本章で計算に用いた PC のスペックは、CPU が Intel(R) Core™i7-6700K 4.00GHz、実装メモリ (RAM) が 64.0GB であり、本章での計算 (6 ヶ月間) におおよそ 2.5 日かかることがわかった。計算にかかった時間は計算対象期間に対して、短時間であることから、実務に使用可能なほどの計算速度であると考えられる。以降では、モデルの再現性について述べる。

4.3.2.1 流れ場

図-4.15 にナガタ地点における実測水位と計算水位の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。計算水位は実測水位と概ね一致しており、水位は十分な再現性がある。図-4.16 に計算対象区間の

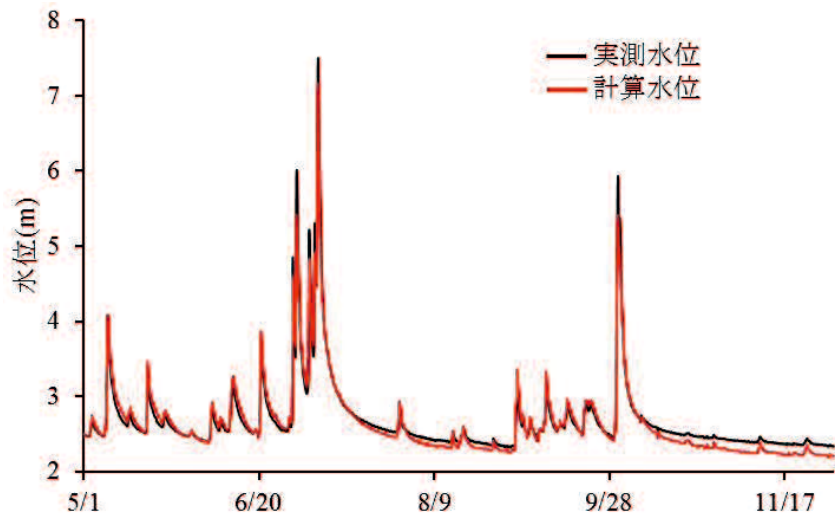


図-4.15 ナガタ地点における実測水位と計算水位の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

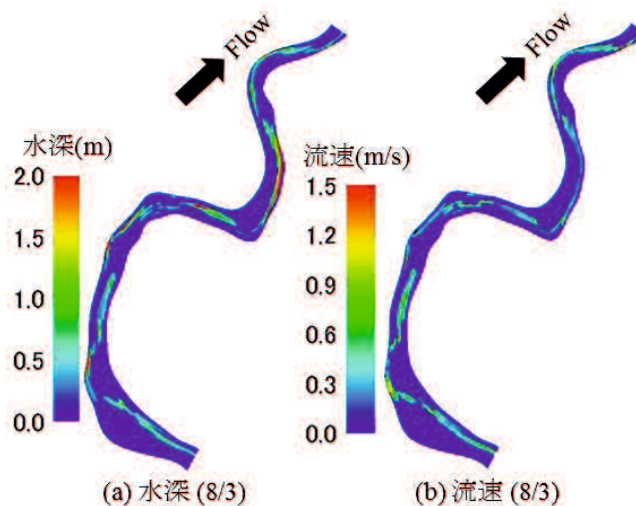


図-4.16 計算対象区間の(a) 2018/8/3 0:00 の水深分布, (b) 2018/8/3 0:00 の流速分布

(a)2018/8/3 0:00 の水深分布, (b) 2018/8/3 0:00 の流速分布を示す。なお、この分布は一次元計算によって得られた水理量を平面二次元に拡張したものである。水深、流速分布を見てみると瀬淵構造を表現できていることが分かる。この水深、流速の違いを表現できることで、生物量の分布予測が可能となり、生物量評価の精度を大きく向上することができると考えられる。

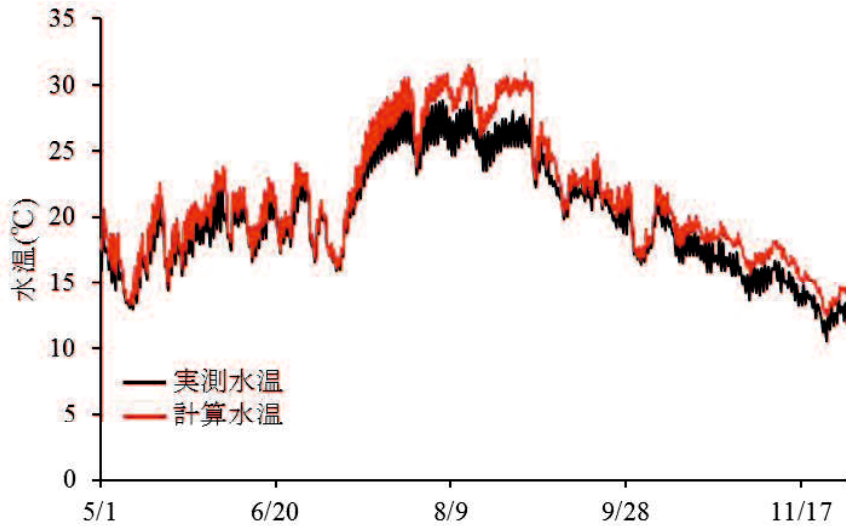


図-4.17 ナガタ地点における実測水温と計算水温の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

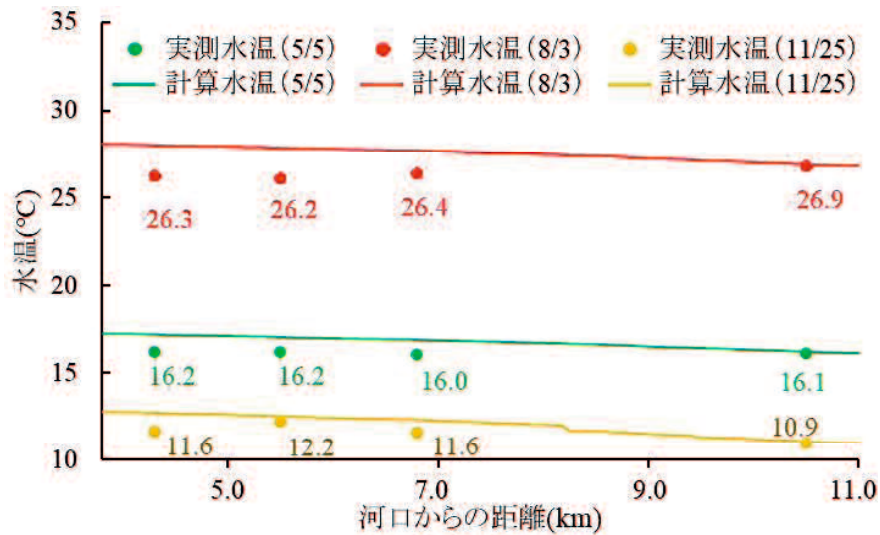


図-4.18 2018/5/5, 8/3 及び 11/25 の 0:00 における実測水温と計算水温の縦断分布比較

4.3.2.2 水温

図-4.17 にナガタ地点における実測水温と計算水温の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。計算水温は実測水温と概ね一致しており、十分な再現性を持つと考えられるが、夏季に過大評価となっていることが分かる。図-4.18 に 2018/5/5, 8/3 及び 11/25 の 0:00 における日平均水温の実測値と計算値の縦断分布の比較を示す。図中の数字は実測値の値を示している。実測水温について大まかな傾向を見ると、5/5 は上流から下流に向けて大きく水温は変わらず、8/3 は下流にむけて低下傾向、11/25 は下流に向けて上昇する傾向にある。計算水温はすべて下流に向けて徐々に上昇する傾向にあり、5 月や 11 月は十分な再現性があるものの、8/3 においては再現性が低いことが分かる。計算対象区間に支川が流入していないことを考慮すると湧水の影響が考えられる。現地において計算対象区間内に湧水が湧いている場所が数箇所あることを確認しており、これは夏季に湧水と河川水温の温度差が大きいことによるものと考えられる。本モデルにおける熱収支モデルは、湧水の影響を考慮できていないため、下流に向かって水温が単調に上昇し、ナガタ地点での計算値が過大評価になったと考えられる。したがって、図-4.17 で見られた夏季の過大評価も湧水の影響によるものと推察される。

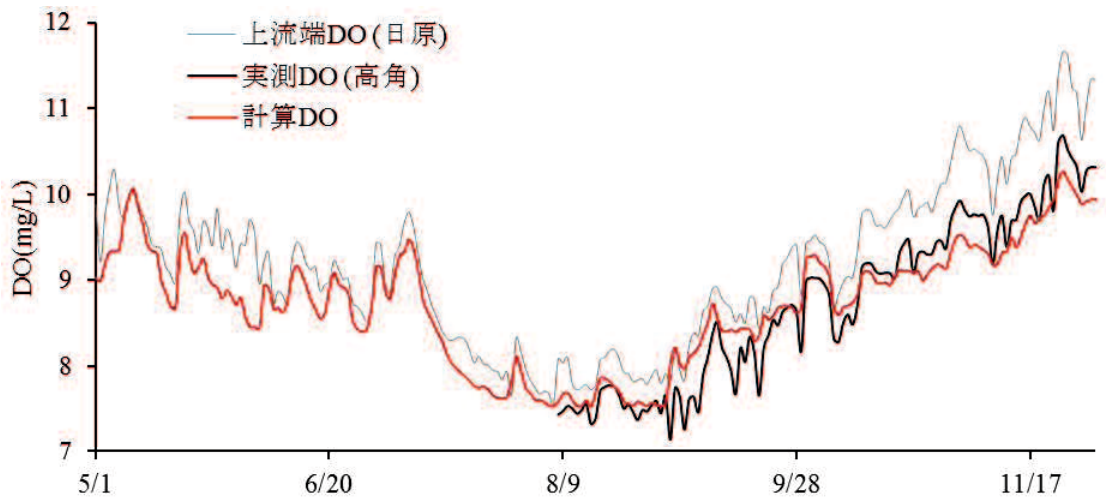


図-4.19 2018/5/1～2018/12/1における上流端 DO（日原）、実測 DO（高角）及び計算 DO の日平均の時系列比較

4.3.2.3 水質

水質については、DO の検討をおこなった。図-4.19 に 2018/5/1～2018/12/1 における日原の上流端 DO、高角の実測 DO 及び計算 DO の日平均の時系列を示す。なお、高角の実測 DO については、欠測があったため、実測値と計算値の比較は実測データがある 2018 年 8 月 7 日以降にておこなう。実測 DO を比較すると、高角の DO が日原の DO よりも低い傾向にあり、冬季に向けて差が大きくなることが分かる。計算値と実測値を比較すると、実測値と概ね一致しており、全体的に上流端の DO より低くなっており、冬季のほうが上下流の差が大きい点についても再現できていることから、十分な再現性があると考えられる。

4.3.2.4 生物量

(1) 附着性藻類

図-4.20 にナガタ地点及びムソウ地点における附着性藻類量の実測値と計算値の 2018/5/1～

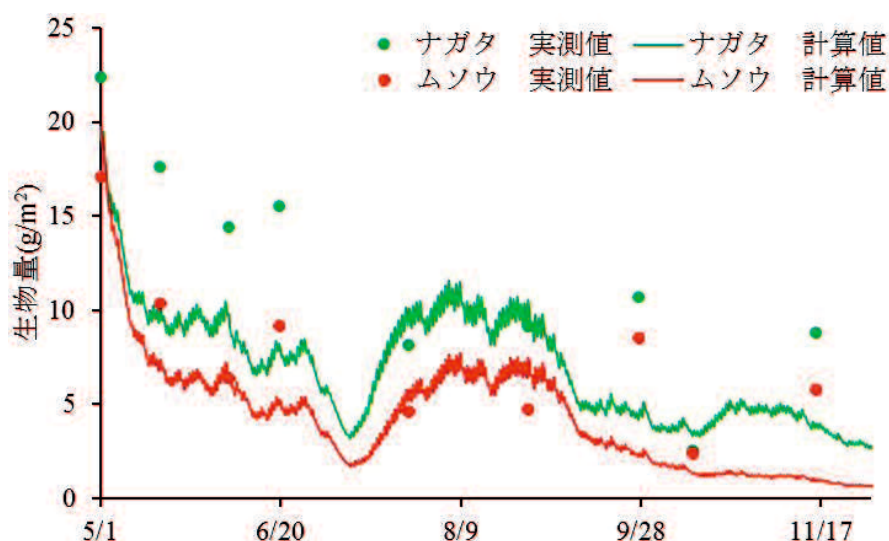


図-4.20 ナガタ及びムソウ地点における附着性藻類量の実測値と計算値の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

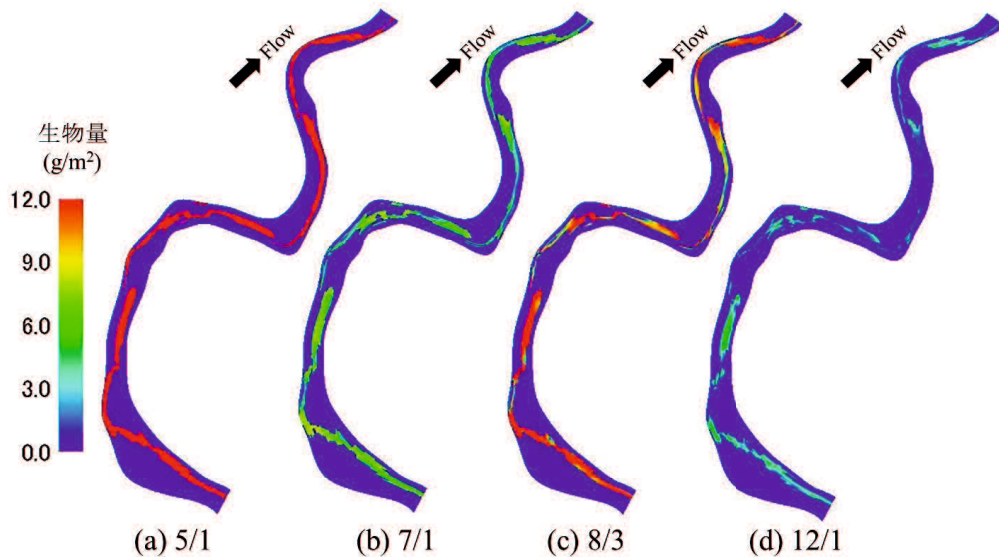


図-4.21 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/8/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 における付着性藻類の生物量分布

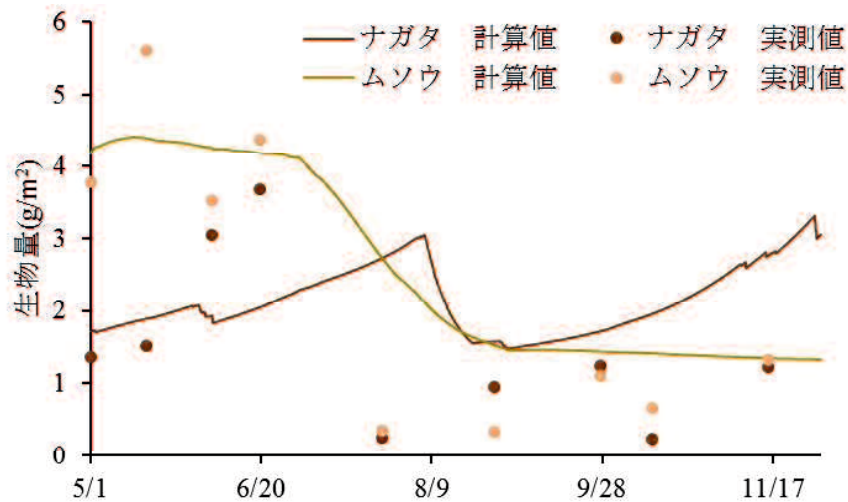


図-4.22 ナガタ地点及びムソウ地点における全5分類群の底生動物の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

2018/12/1の時系列の比較を示す。実測値に着目すると、両地点共に春季から冬季に向けて減少傾向であり、全ての時期でナガタ地点のほうがムソウ地点よりも生物量が多いことが分かる。実測値と計算値を比較すると、両地点共に計算値は春季や秋季に過小評価となるものの、概ね季節的変動傾向を再現しており、ナガタ地点のほうがムソウ地点よりも生物量が多い傾向も実測と一致しているため、ある程度の再現性を持つと考えられる。図-4.21に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/8/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00における付着性藻類の生物量分布を示す。季節的な変動傾向はナガタ地点、ムソウ地点と同様であった。付着性藻類が増加しやすい地点に着目すると、瀬等の水深の浅い部分が多いことがわかる。藻類の成長には水温や日射が関係している²⁶⁾ため、水深が浅い瀬は淵に比べ藻類が増加しやすいと考えられる。11月のピーク以降藻類量は局所的に増加しているのみである。これは水温や日射量の影響もあると考えられるが、11月以降藻類を捕食する生物の捕食圧が大きくなったことが原因と考えられる。

(2) 底生動物

図-4.22にナガタ地点及びムソウ地点における全5分類群の底生動物の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。実測値に着目すると、両地点共に春季に生物量が多く、

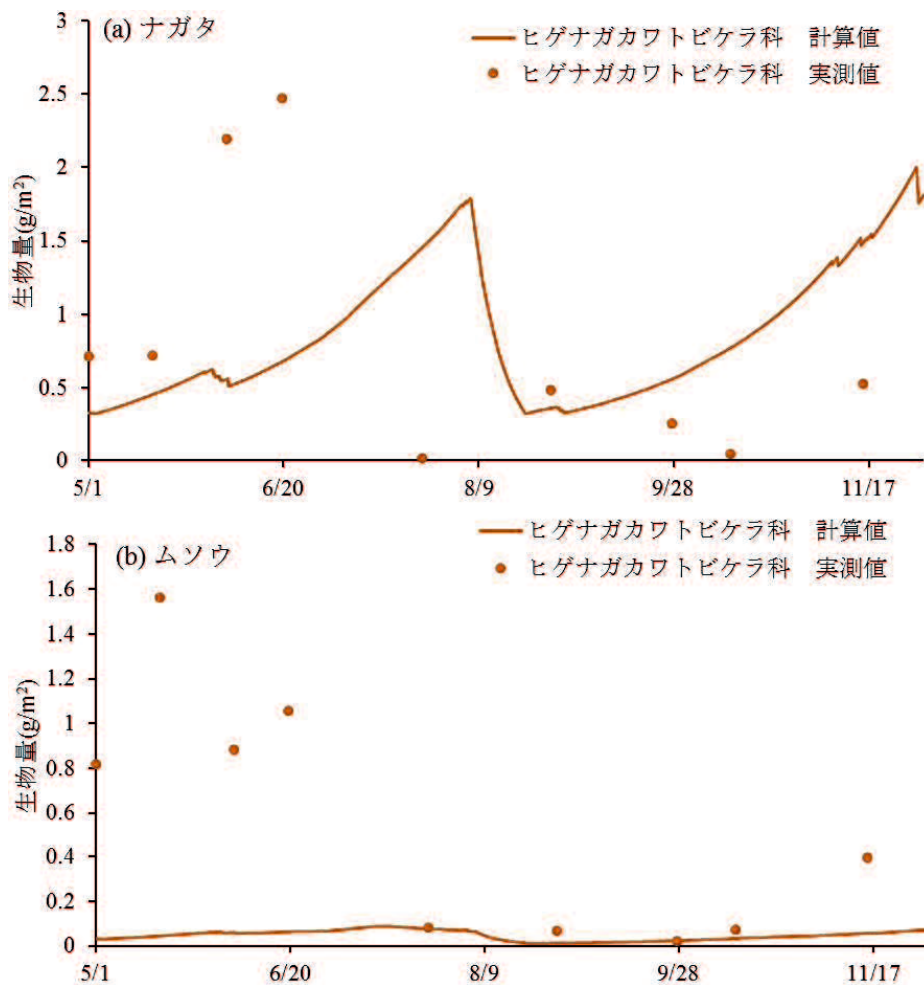


図-4.23 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

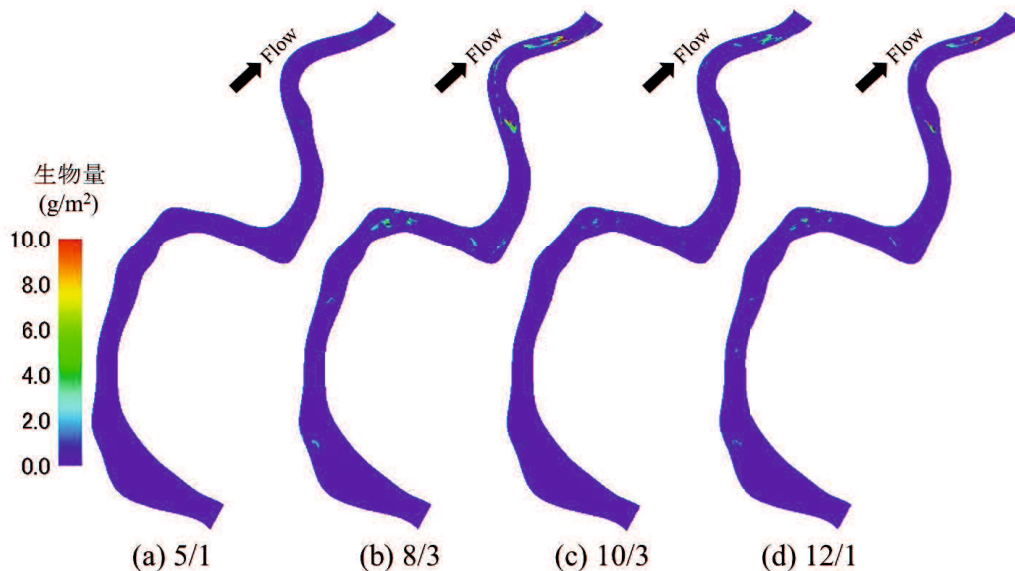


図-4.24 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるヒゲナガカワトビケラ科の生物量分布

夏季に減少，その後増加し，秋季に再び減少するが，その後冬季にかけて増加する傾向にある．計算値と実測値を比較すると，ナガタ地点では時期により過大評価や過小評価となるものの，季節的な変動傾向は概ね一致しており，ムソウ地点においても同様に季節的な変動傾向は一致して

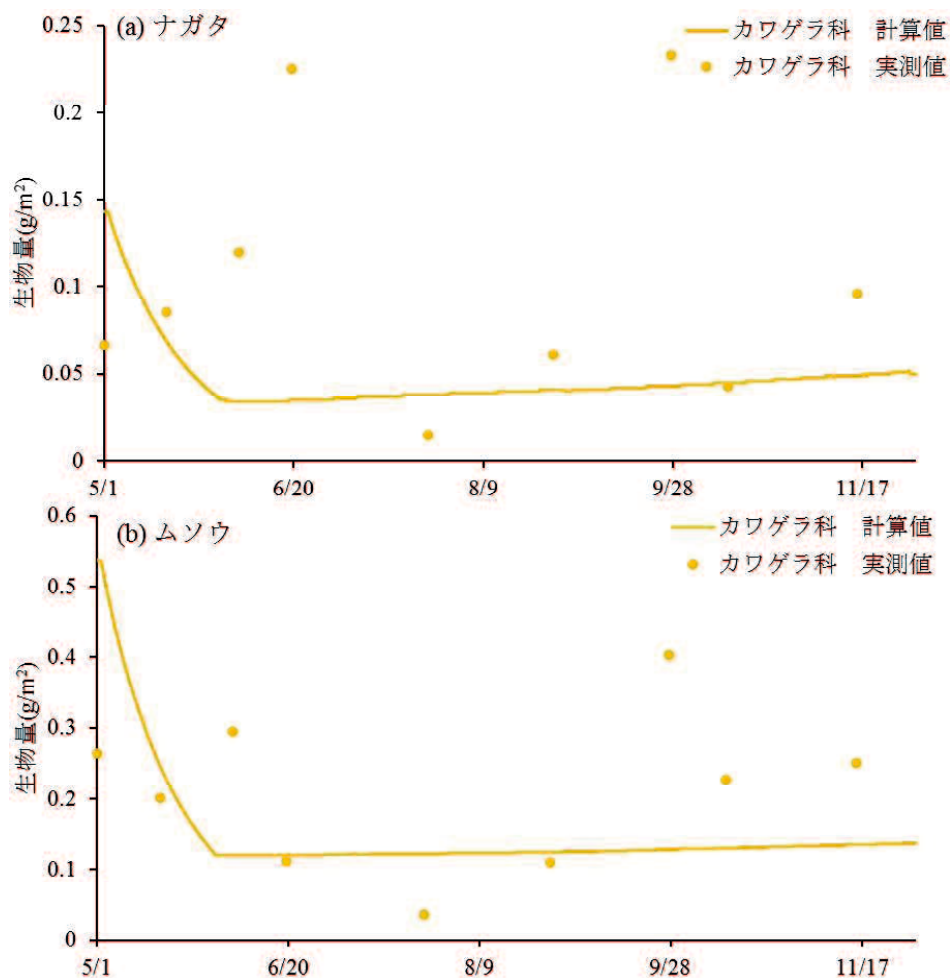


図-4.25 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるカワゲラ科の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

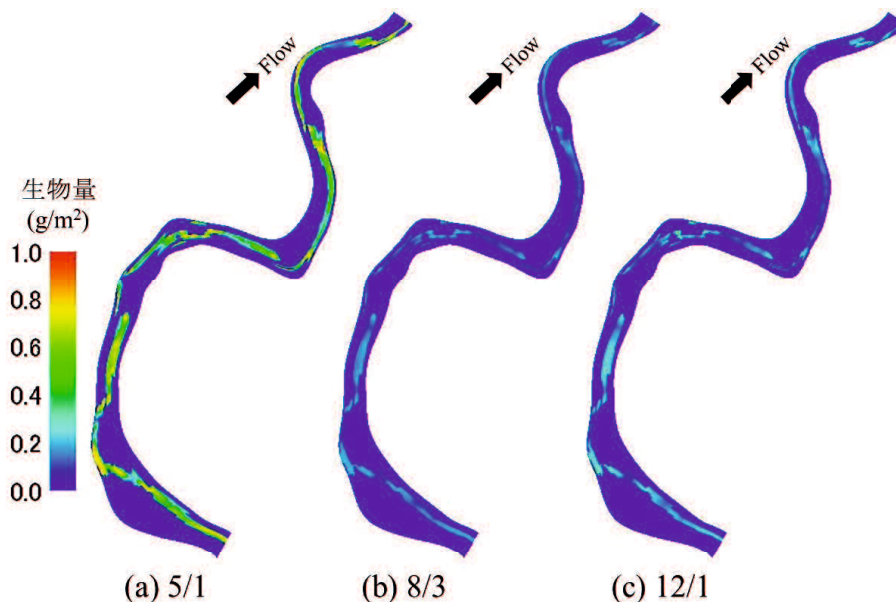


図-4.26 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるカワゲラ科の生物量分布

いることが分かる。

図-4.23に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるヒゲナガカワトビケラ科の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ地点は8月上旬まで増加し、8月上旬でピークを迎え、8月中旬まで減少、その後増加傾向にあった。夏季の大きな減少

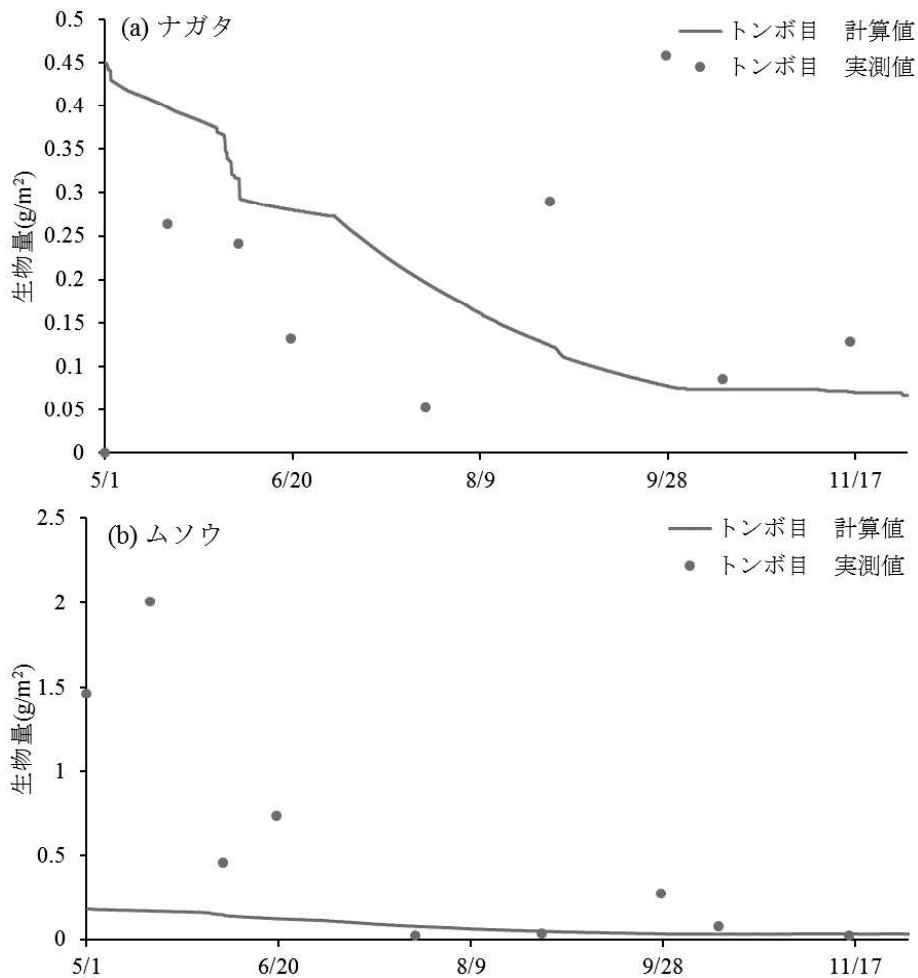


図-4.27 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるトンボ目の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

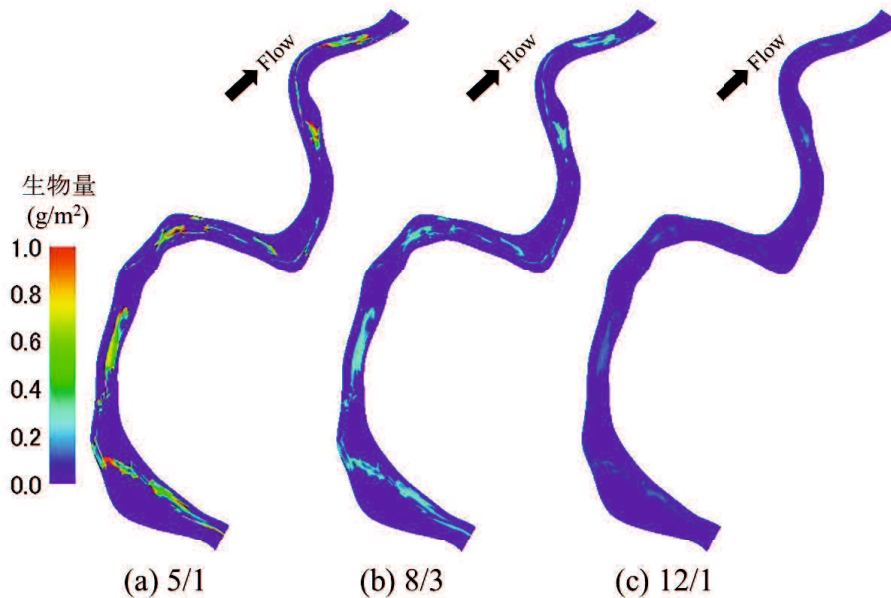


図-4.28 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるトンボ目の生物量分布

については羽化によるものである。ムソウ地点においてはナガタ地点と同様の増減をするが、生物量が比較的小さいことが分かる。計算値と実測値を比較すると、春季に過小評価となり、秋季のナガタ地点が過大評価となるものの、概ね季節的変動傾向を再現しており、時間的な再現性は十分であることが分かる。また、ナガタ地点の生物量の季節変動は、全生物量の季節変動傾向と

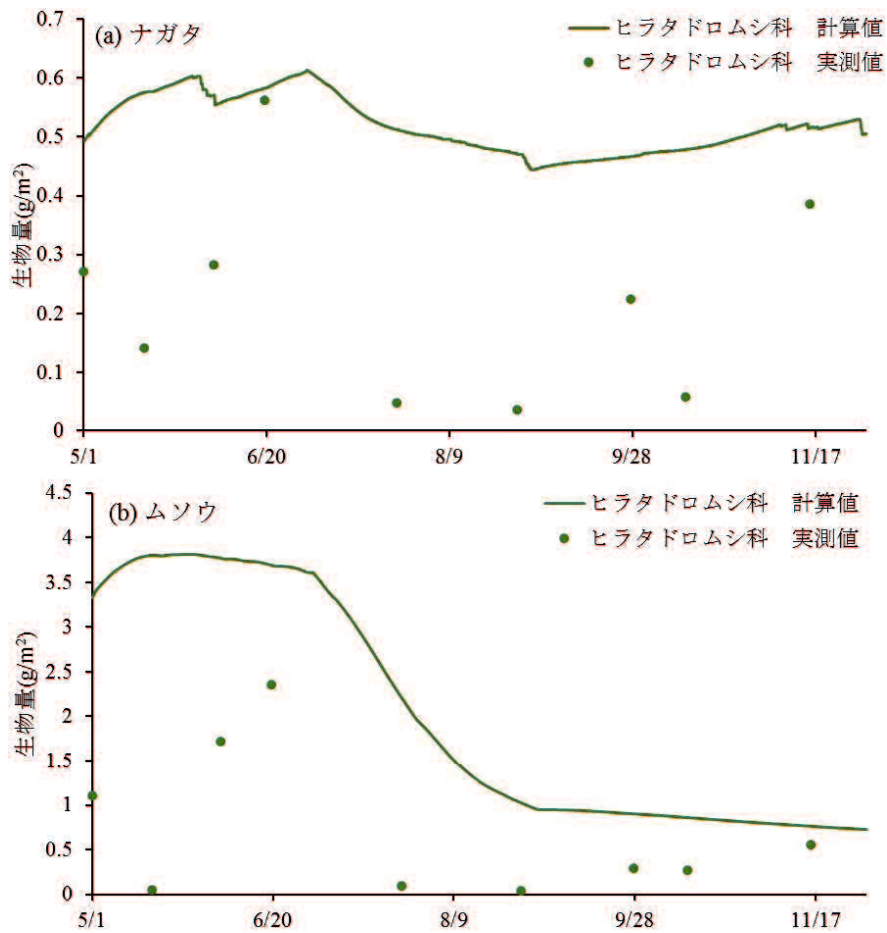


図-4.29 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるヒラタドロムシ科の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

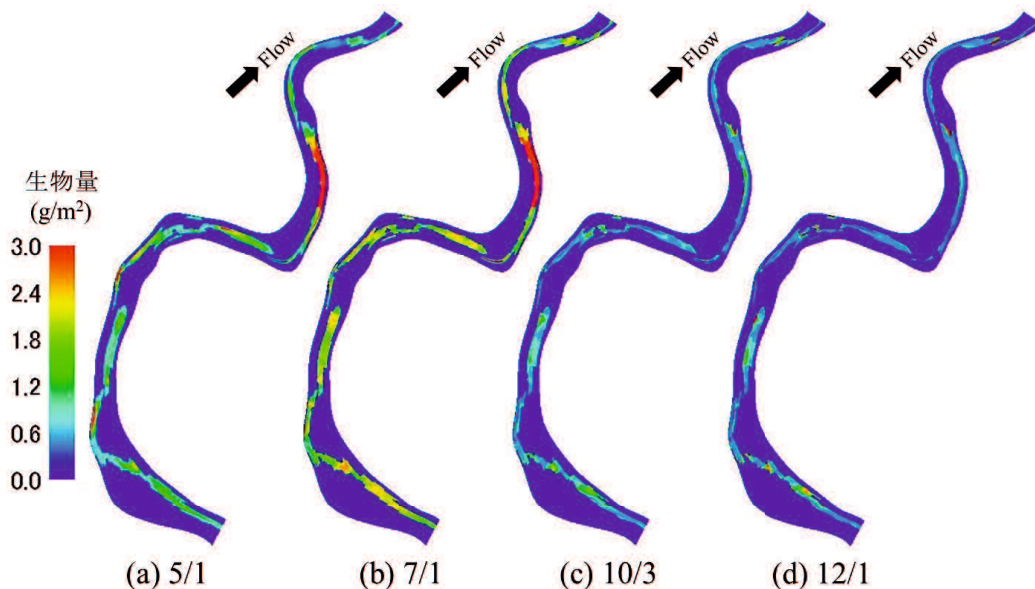


図-4.30 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるヒラタドロムシ科の生物量分布

同様であり、生物量が多いとき（11/29 時点）で全生物量が $3.23(\text{g}/\text{m}^2)$ 、ヒゲナガカワトビケラ科が $1.92(\text{g}/\text{m}^2)$ であり、ヒゲナガカワトビケラ科が全生物量の6割を占めていることから、計算上でもヒゲナガカワトビケラが優占種となっている。図-4.24 に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるヒゲナガカワトビケラ科の生物量分布を示

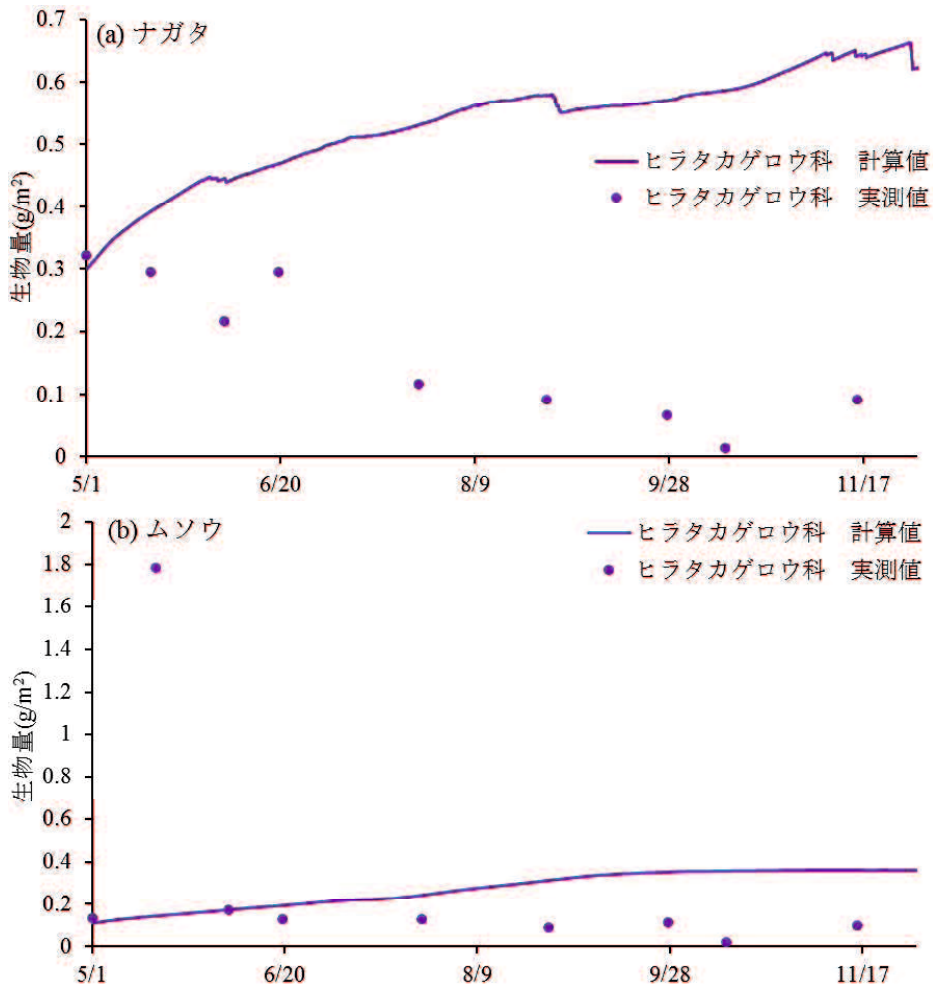


図-4.31 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるヒラタカゲロウ科の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

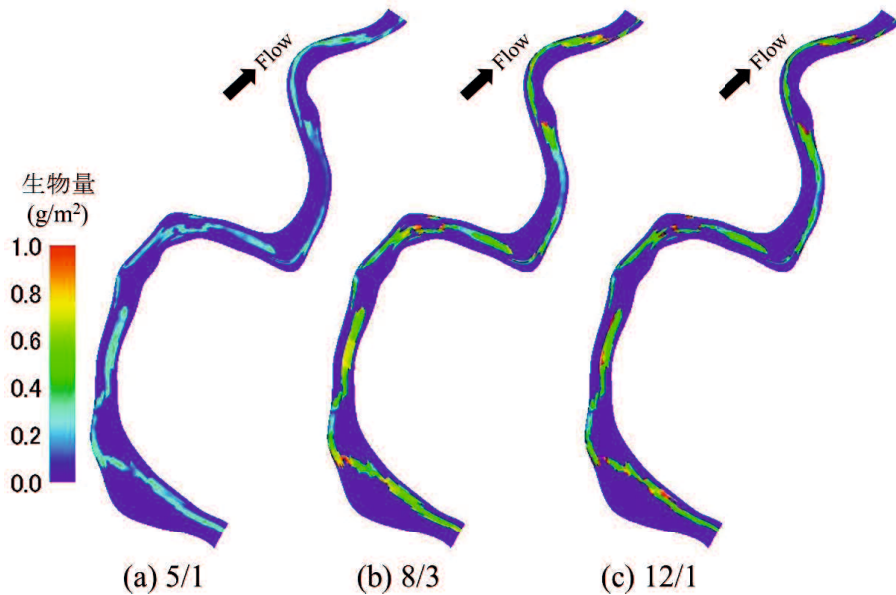


図-4.32 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるヒラタカゲロウ科の生物量分布

す。季節的な変動傾向はナガタ、ムソウ地点と同様であった。ヒゲナガカワトビケラ科の生物量が多い地点を見てみると、瀬に当たる部分であることが分かる。一般にヒゲナガカワトビケラ科は瀬に多く生息しているが、その傾向を表現できているといえる。

図-4.25 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるカワゲラ科の実測値と計算値の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、6月上旬まで大きく減少し、その後緩やかに増加する傾向にあり、ムソウ地点の生物量が比較的多いことが分かる。計算値と実測値を比較すると、ばらつきはあるものの概ね実測値と一致していることが分かる。6月上旬までの生物量の大きな減少は羽化によるものであるが、現地観測結果から羽化時期は5～6月であるため、羽化時期が実際より1ヶ月前後早いことが分かるため、この点については改善の必要がある。図-4.26 に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるカワゲラ科の生物量分布を示す。季節的な変動傾向はナガタ、ムソウ地点と同様であった。カワゲラ科は瀬に多いが、淵にも広く分布していることが分かる。

図-4.27 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるトンボ目の実測値と計算値の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、計算期間内は減少傾向にあり、ナガタ地点の生物量が比較的多いことが分かる。計算値と実測値を比較すると、春季のムソウ地点で過小評価となるものの概ね実測値と同様の傾向を示すことが分かる。図-4.28 に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるトンボ目の生物量分布を示す。季節的な変動傾向はナガタ、ムソウ地点と同様であった。

図-4.29 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるヒラタドロムシ科の実測値と計算値の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ地点については大きな増減もなく、 $0.5(\text{g}/\text{m}^2)$ 前後で安定している。ムソウ地点については7月上旬から大きく減少し、8月下旬以降は緩やかに減少しており、ムソウ地点の生物量が比較的多い。計算値と実測値を比較すると、ナガタ、ムソウ地点ともに過大評価ではあるものの、生物量が大きくずれていないことから、十分な再現性があると考えられる。また、ムソウ地点の生物量の季節変動は、全生物量の季節変動傾向と同様であり、生物量も多いとき(5/18 時点)で全生物量が $4.4(\text{g}/\text{m}^2)$ 、ヒラタドロムシ科が $3.8(\text{g}/\text{m}^2)$ であり、ヒラタドロムシ科が全生物量の8割以上を占めていることから、計算上でもヒラタドロムシ科が優先種となっている。図-4.30 に (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるヒラタドロムシ科の生物量分布を示す。季節的な変動傾向は概ね減少傾向であった。

図-4.31 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるヒラタカゲロウ科の実測値と計算値の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、計算期間内は減少傾向にあり、ナガタ地点の生物量が比較的多い。計算値と実測値を比較すると、ナガタ、ムソウ地点ともに過大評価であり、実測値は減少傾向であるのに対して計算値は増加傾向であるが、生物量は大きくずれていない。図-4.32 に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるヒラタカゲロウ科の生物量分布を示す。季節的な変動傾向は概ね増加傾向であった。

以上より、季節的な変動傾向と地点による生物相の違いを表現できていることから、ある程度の再現性があると考えられる。

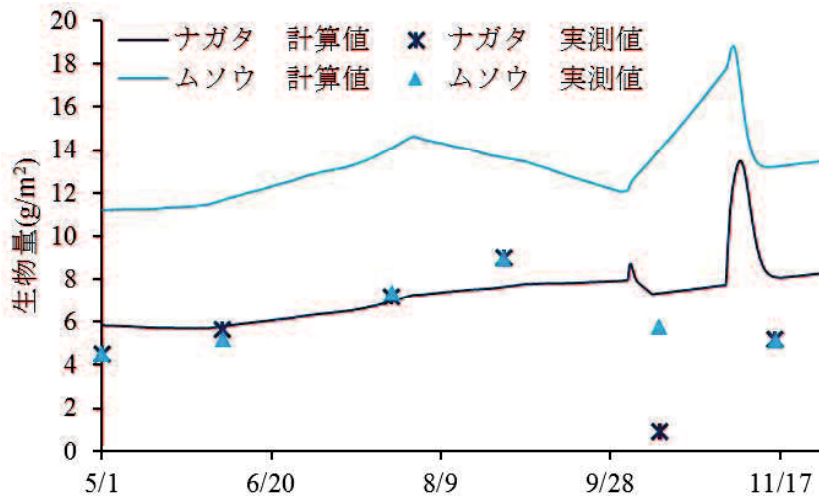


図-4.33 ナガタ地点及びムソウ地点における魚類の合計（対象の6カテゴリ）の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

(3) 魚類

図-4.33 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点における魚類の合計（対象の6カテゴリ）の実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。実測値に着目すると、両地点共に春季から夏季に向けて増加し、夏季にピークをむかえ、その後冬季にかけて減少傾向であることが分かる。10月の生物量の増加は後で詳しく述べるが、アユの産卵期に伴う降下によるものである。実測値と計算値を比較すると、ナガタ地点では概ね実測値と一致しており、ムソウ地点では過大評価となっている。この理由は後で詳細を述べるが、カジカ、シマヨシノボリおよびヌマチチブを過大評価しているためと考えられる。生物量は大きくずれてはいないものの、ムソウ地点のように過大評価となる部分については、改善の必要があると考えられる。

図-4.34 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるアユの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、10月上旬まで緩やかに増加し、10月上旬から11月上旬までの間に生物量が跳ね上がり、一気に減少、その後生物量が0(g/m²)になっている。計算値と実測値を比較すると、ナガタ、ムソウ地点共に、概ね一致している。秋季の生物量の急激な増減は、アユの産卵に伴う降下・産卵後の斃死によるものであり、ムソウ地点の10月の実測値の急激な生物量の増加現象を表現できている。ナガタ地点については、定期調査のライン上では観測されなかったが、調査区間内にアユの降下個体が群泳していたことを確認している。よって、生物量の季節的な変動傾向は再現できていると考えられる。図-4.35 に (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/10/3 0:00, (c)2018/11/4 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるアユの生物量分布を示す。10月上旬までは単調に増加し、11月上旬には産卵期におけるアユの降下の様子が見て取れる。アユは産卵終了後ほとんどが斃死することが知られているが、産卵期が終了している計算終了時(12/1)には、アユがいなくなっていることが見て取れる。よって、アユの再現性については十分であることが分かる。

図-4.36 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるオイカワ及びカワムツの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。モデルの構築の際に説明しているが、本モデルではオイカワとカワムツは純淡水性浮遊魚であり、食性も類似していることから、モデル上では同じ扱いとし、オイカワとカワムツを足し合わせた生物量で議論している。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、単調に増加する。計算値と実測値を比較すると、ナガタ、ムソウ地点共に、夏季までは概ね一致しているが、秋季に計算値のほうが大きい値となる。オイカワやカワムツは夏季に瀬などで活発に捕食活動をおこなっており、水温の低い時期は淵などにいるためと考えられ、このような生息場の移動を考慮することが、今後モデルの再現性を高めると考えられる。図-4.37

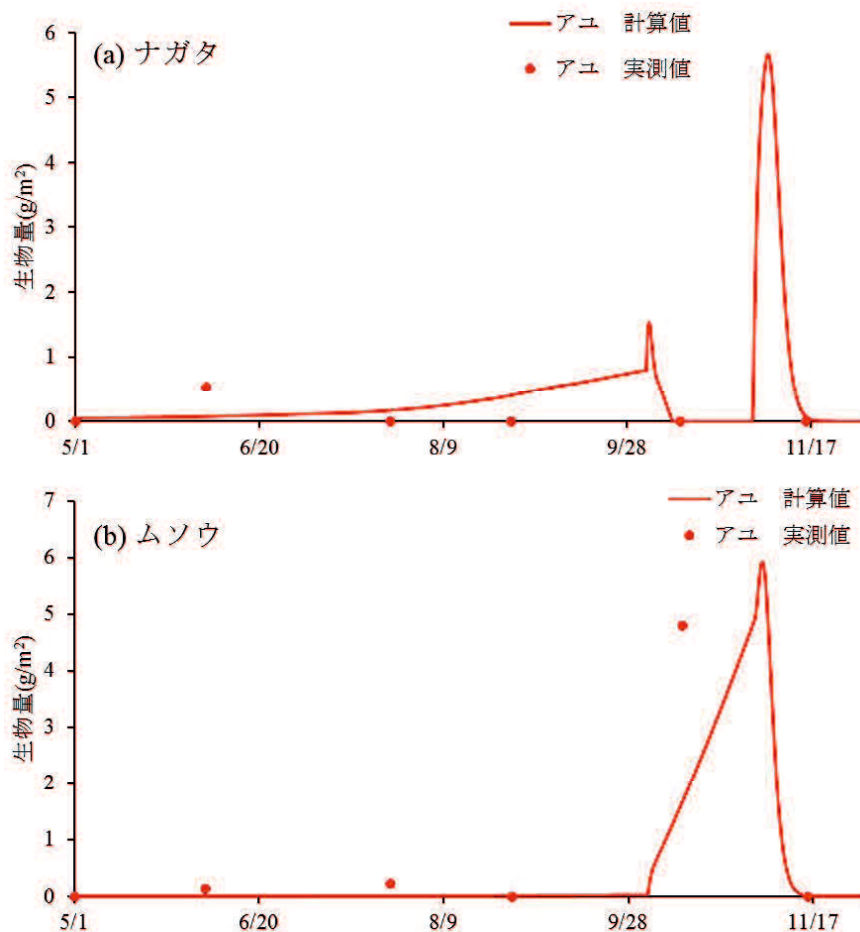


図-4.34 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるアユの実測値と計算値の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

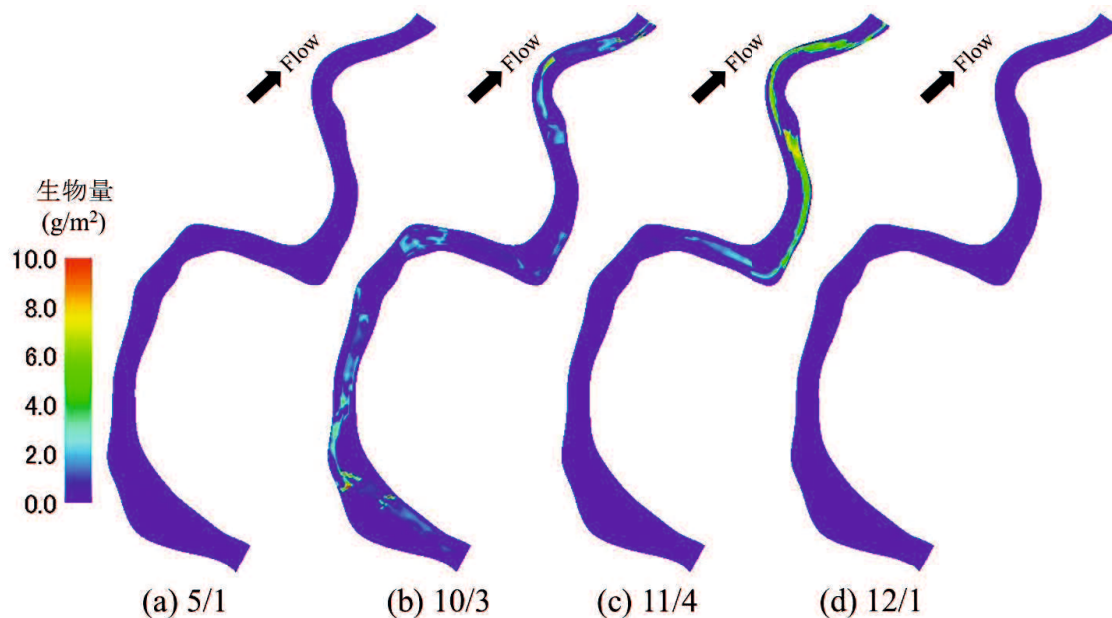


図-4.35 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/10/3 0:00, (c)2018/11/4 0:00, (d)2018/12/1 0:00 におけるアユの生物量分布

に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 におけるオイカワ及びカワムツの生物量分布を示す。季節的な変動傾向は概ね増加傾向であった。

図-4.38 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるウグイの実測値と計算値の 2018/5/1～

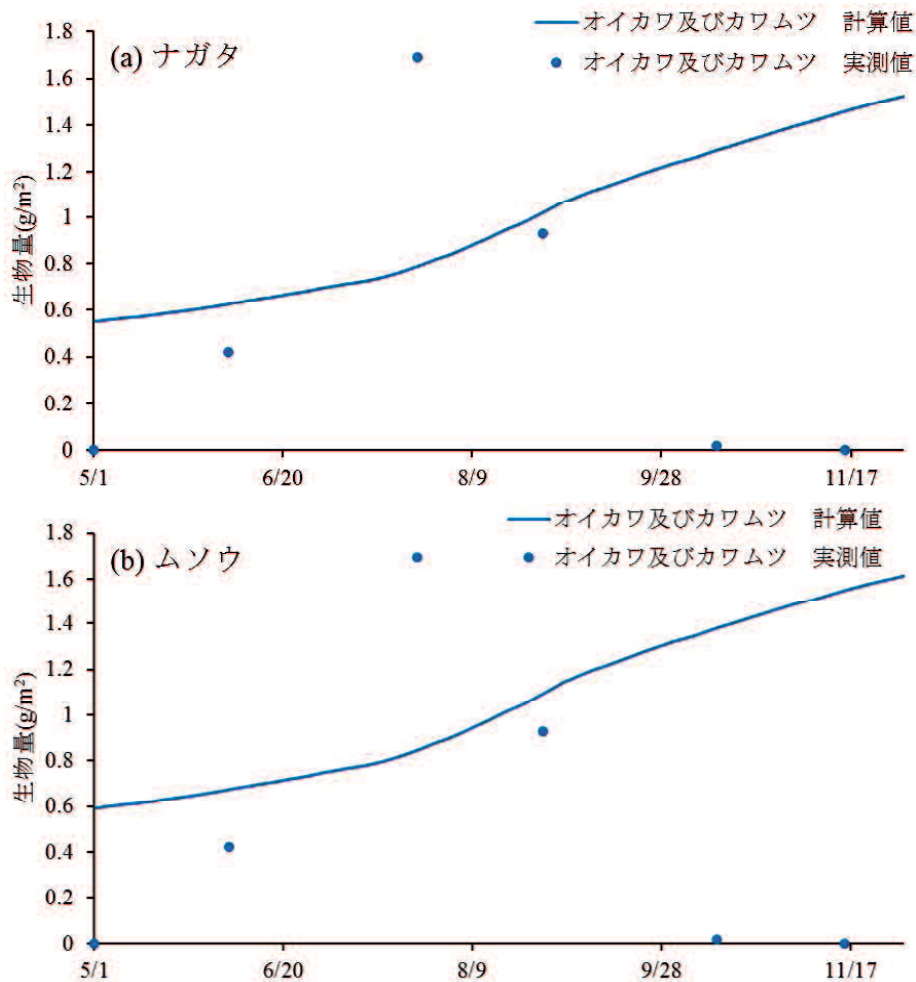


図-4.36 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるオイカワ及びカワムツの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

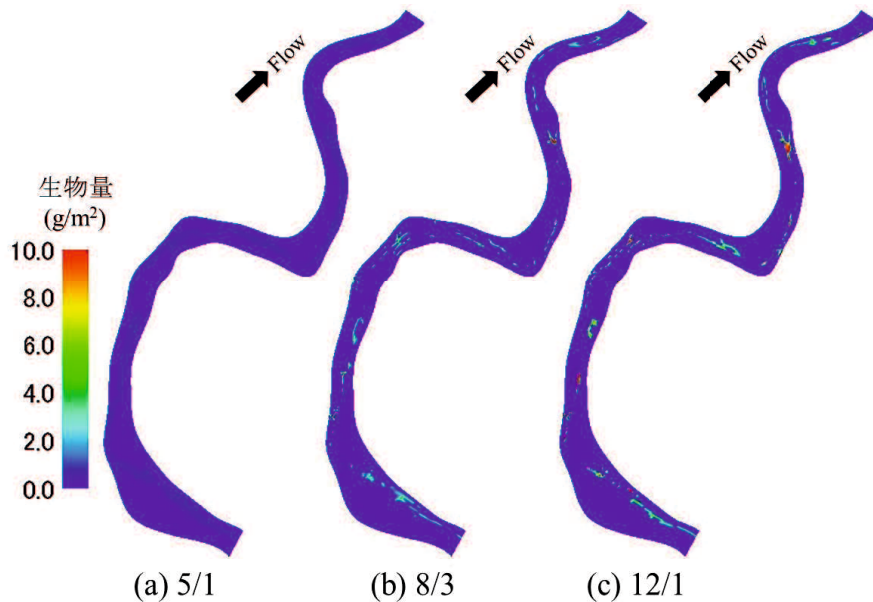


図-4.37 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるオイカワ及びカワムツの生物量分布

2018/12/1の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、ほとんどいないことがわかる。計算値と実測値を比較すると、ナガタ、ムソウ地点共に、生物量が少ない点は一致しているが、夏季に実測の生物量が多くなるため、夏季に計算値のほうが小さい値となる。ウグ

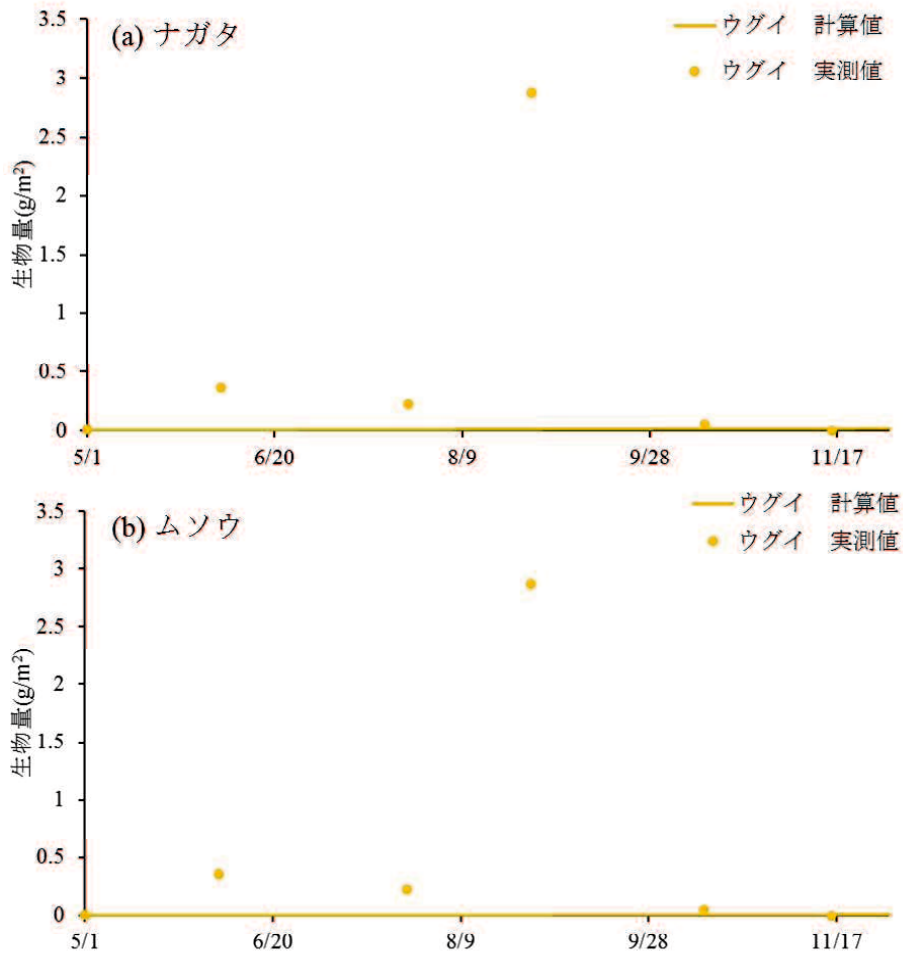


図-4.38 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるウグイの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

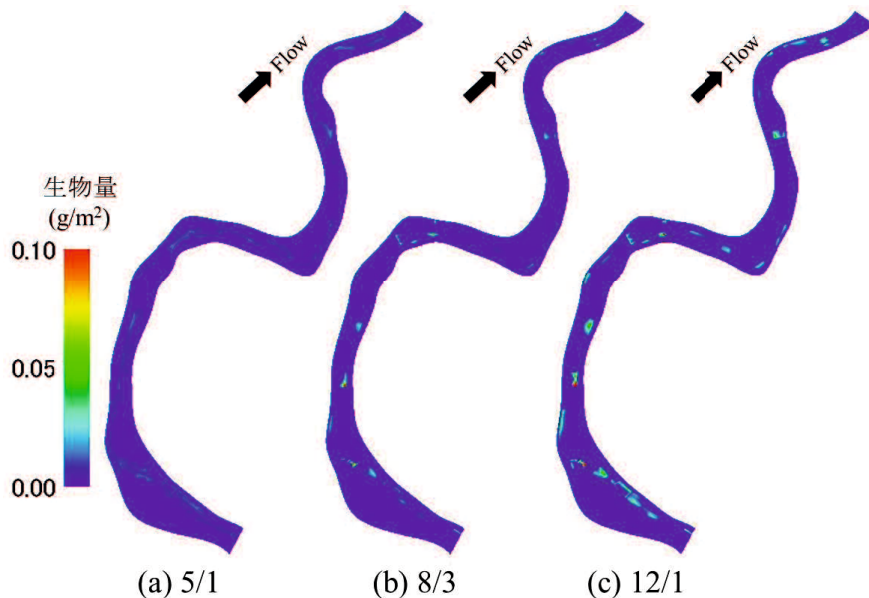


図-4.39 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるウグイの生物量分布

イはオイカワ及びカワムツと同様に夏季に瀬などで活発に捕食活動をおこなっており、水温の低い時期は淵などにいるためと考えられ、このような生息場の移動を考慮することが、今後モデルの再現性を高めると考えられる。図-4.39に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるウグイの生物量分布を示す。季節的な変動傾向は概ね増加傾向であった。

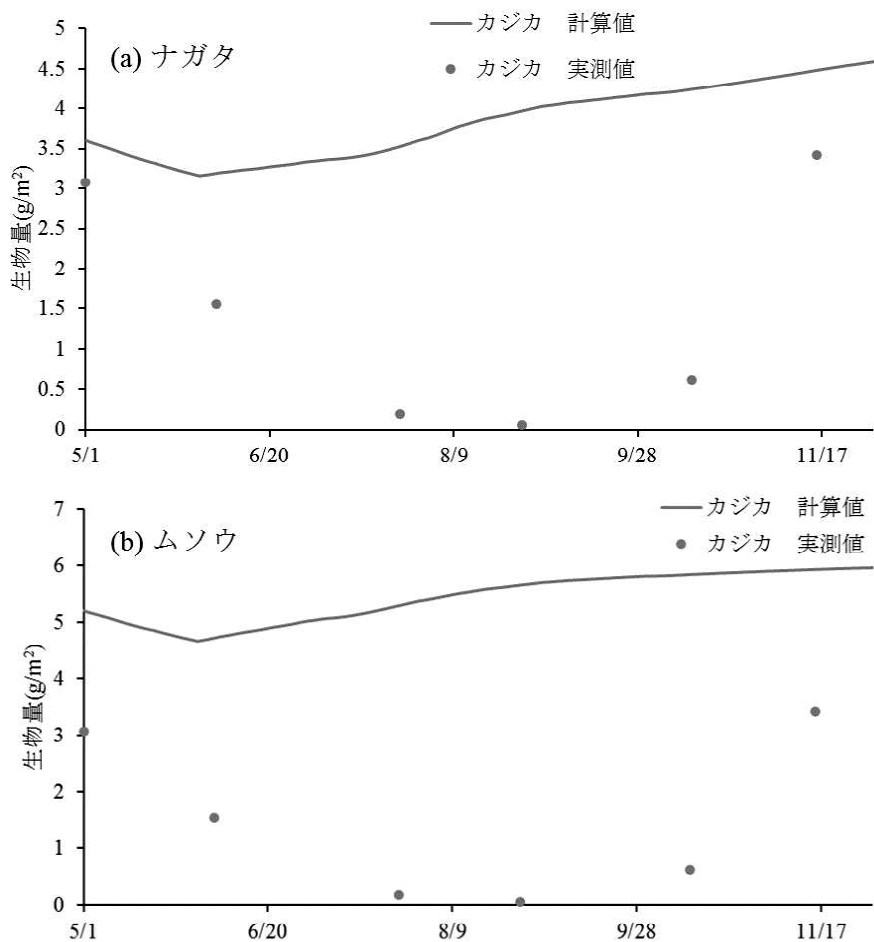


図-4.40 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるカジカの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

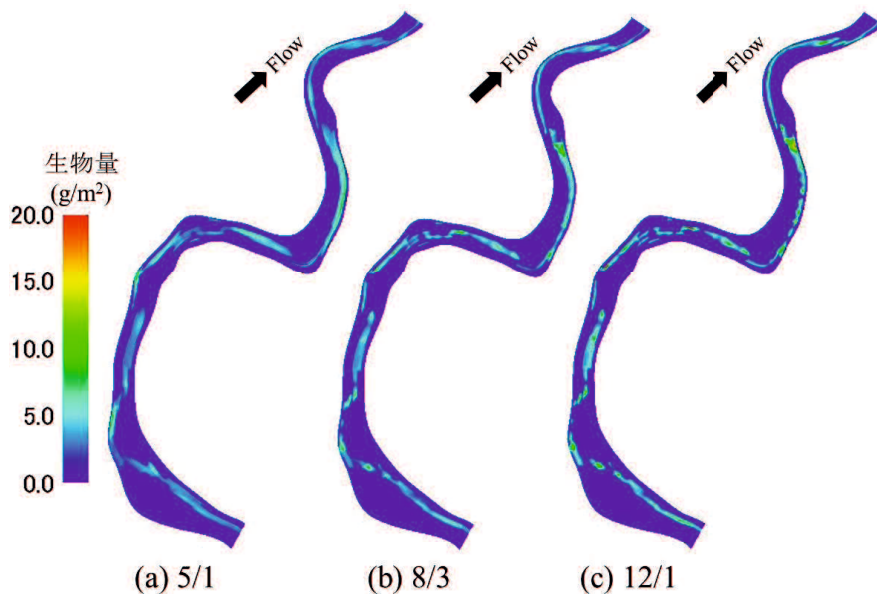


図-4.41 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるカジカの生物量分布

図-4.40 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるカジカの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、5月下旬まで減少し、その後単調に増加する傾向にある。計算値と実測値を比較すると、ナガタ、ムソウ地点共に、計算値のほうが全季節を通して大きい値となっており、実測値との差は夏季に大きくなっている。

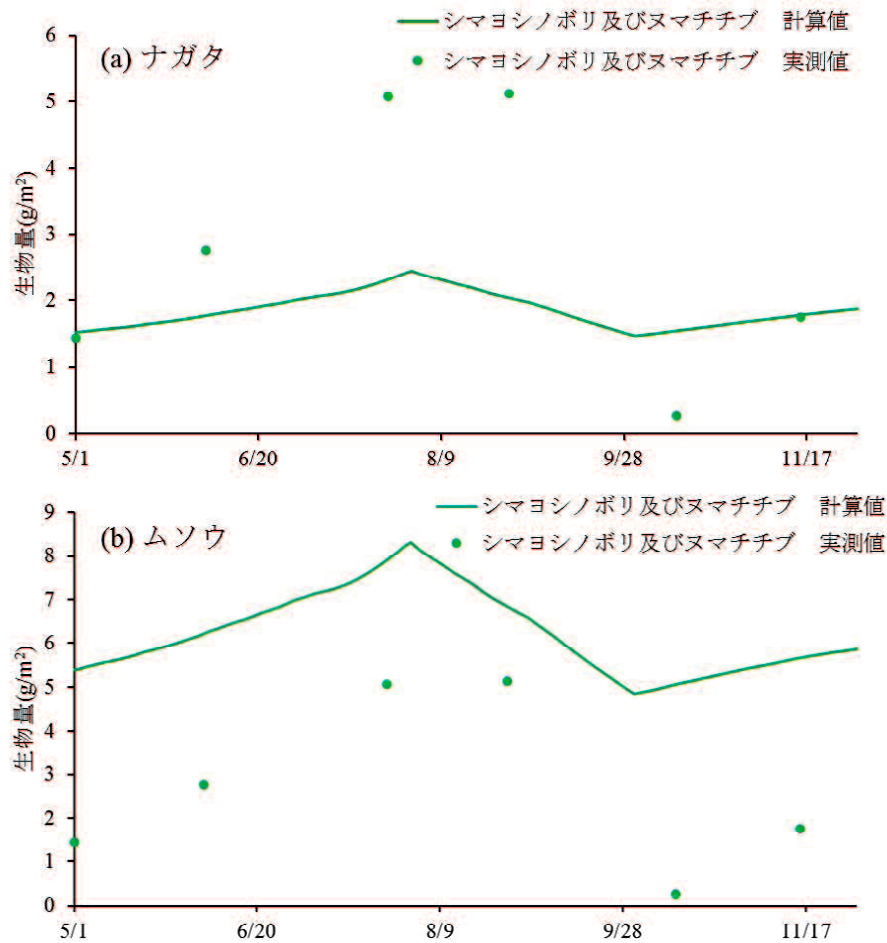


図-4.42 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

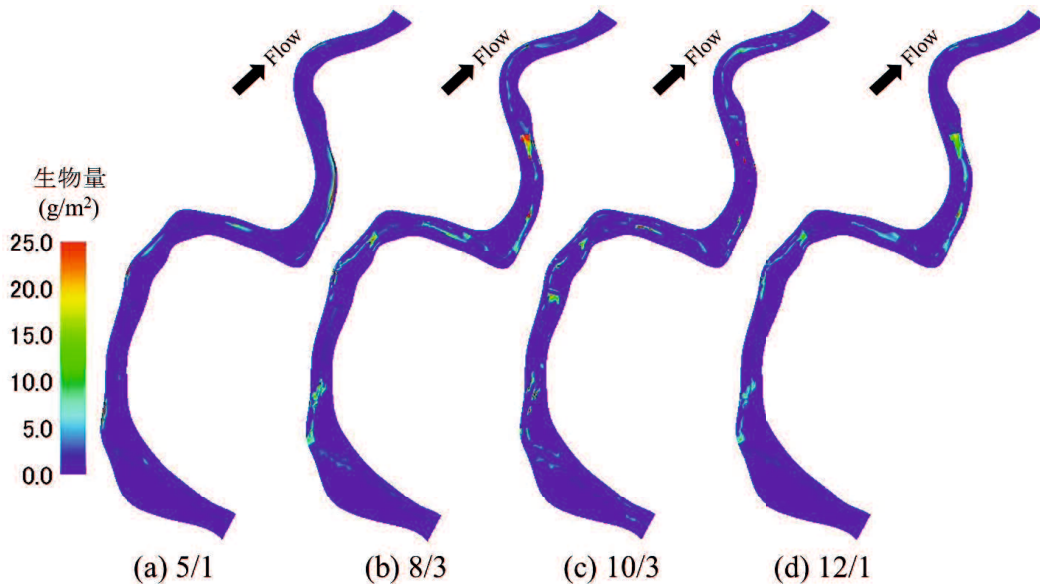


図-4.43 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの生物量分布

カジカは冷水を好む魚類であるため、夏季には湧水などの水温の低い場所に集っているため、正確に生物量をとらえられていない可能性が高い。図-4.41 に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00におけるカジカの生物量分布を示す。季節的な変動傾向は概ねナガタ、ムソウ地

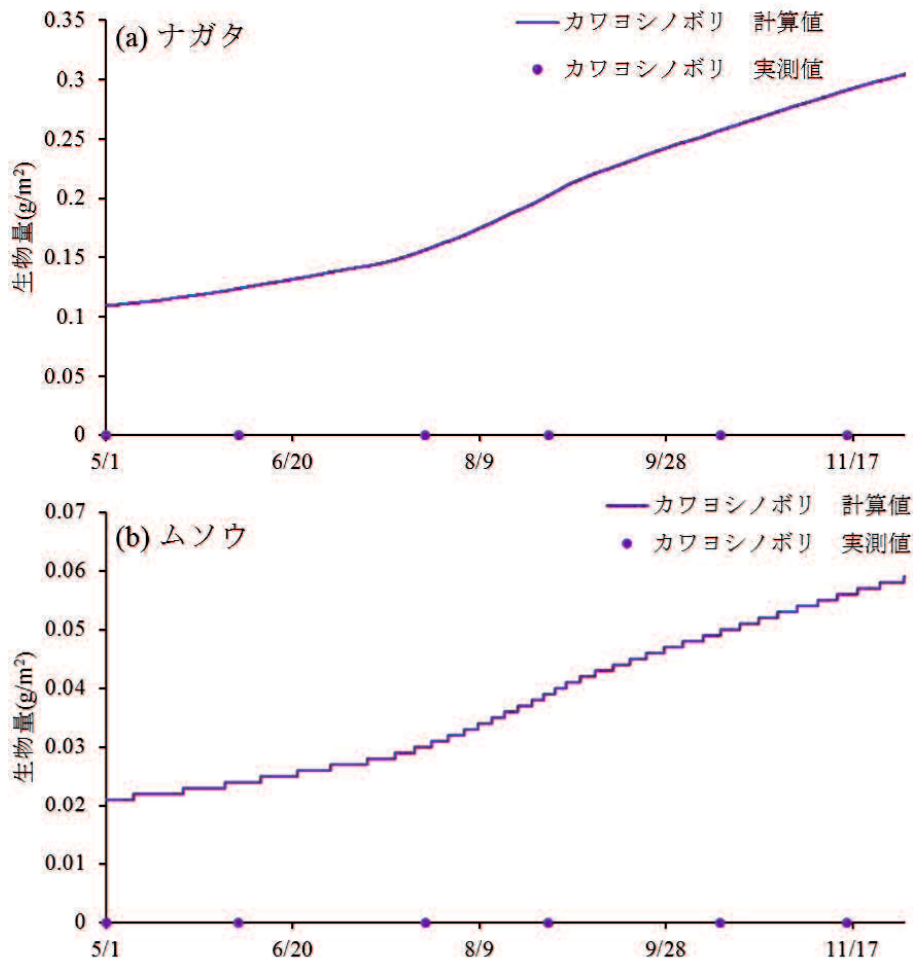


図-4.44 (a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるカワヨシノボリの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較

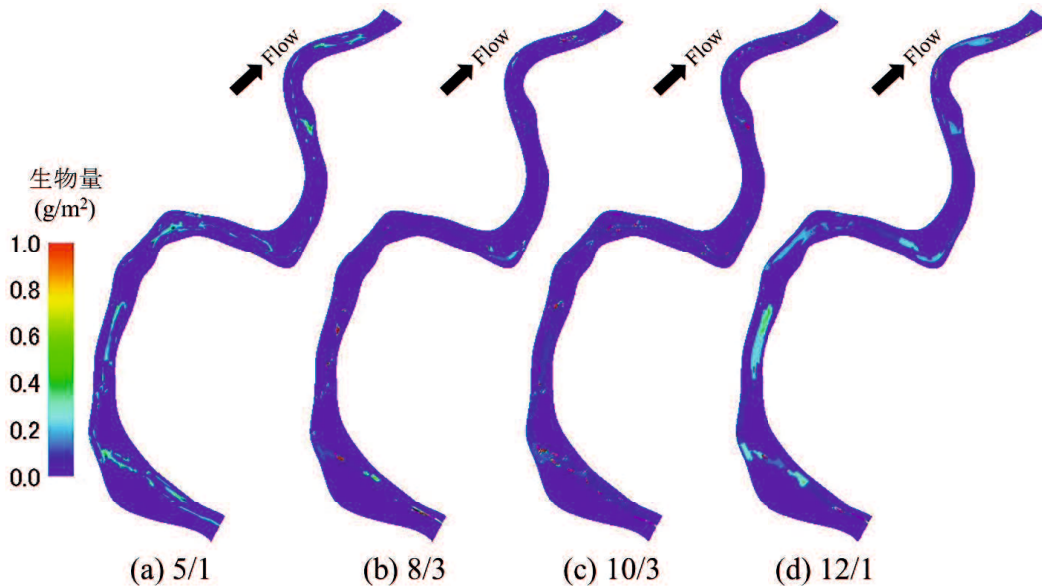


図-4.45 (a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるカワヨシノボリの生物量分布

点と同様であった。

図-4.42 に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す。計算値については、ナガタ、ムソウ地点共に、

8月上旬まで増加，9月下旬まで減少，その後増加する傾向にあり，ムソウ地点の生物量が比較的多い．計算値と実測値を比較すると，ナガタ地点では夏季に計算値のほうが小さい値となり，ムソウ地点では全季節を通して計算値のほうが大きい値をとるが，季節的な変動傾向は再現できていることが分かる．8月上旬から9月下旬までの減少は産卵期における産卵後の斃死によるものであり，斃死による減少を再現できているといえる．図-4.43に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの生物量分布を示す．季節的な変動傾向は概ねナガタ，ムソウ地点と同様であった．

図-4.44に(a)ナガタ地点及び(b)ムソウ地点におけるカワヨシノボリの実測値と計算値の2018/5/1～2018/12/1の時系列比較を示す．計算値については，ナガタ，ムソウ地点共に，単調に増加する傾向にあり，ナガタ地点の生物量が比較的多い．計算値と実測値を比較すると，ナガタ，ムソウ地点共に計算値のほうが大きい値をとるもの，全体的に生物量が少ない点については再現できている．図-4.45に(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00におけるカワヨシノボリの生物量分布を示す．季節的な変動傾向は概ねナガタ，ムソウ地点と同様であった．

以上の結果から，魚類については，計算値と実測値に差があるものの，大まかな変動傾向を再現できていることから，ある程度の再現性を有することが分かった．更なる再現性の向上には，季節ごとの魚類の主要な生息場の変化を，現地観測あるいは実験により明らかにし，モデルに反映させることが必要である．

4.5 まとめ

本章で開発した河川生態系モデルは，水量，水温，栄養塩について一次元計算，生物量について二次元計算をおこなうことで，計算負荷を軽減した．本研究で計算に用いたPCのスペックは，CPUがIntel(R) Core™i7-6700K 4.00GHz，実装メモリ(RAM)が64.0GBであり，本章での計算(6ヶ月間)におおよそ2.5日かかることがわかり，実務に使用可能なほどの計算速度であった．また，生物量予測について，付着性藻類と底生動物は平面二次元計算による空間分布予測，魚類については瀬淵といった生息場ごとに生物量を予測し，その後，平面二次元の空間分布予測をおこなった．さらに，底生動物と魚類は，高津川の優占分類群を対象に，底生動物は優占5分類群，魚類は優占8分類群を6カテゴリーに分類することで，実河川の生物の時空間分布を再現可能にし，ある程度の再現性を有することが分かった．しかし，細部において再現できていない部分もある．例えば，水温は夏季に過大評価となっているが，高津川は湧水の多い河川であるため，この影響を考慮することで再現性を高められる可能性がある．また，上流端の栄養塩の計算条件として，高津川での水質調査結果の値を参考にしているものの，計算期間を通して一定値を与えているため，付着性藻類の成長に影響を及ぼし，付着性藻類の再現性を低下させている可能性がある．今後の展開として，上記の問題を解決することに加えて，本研究で開発したモデルは平水時を対象としており，出水による河床変動や生物量の減少等を考慮できていないため，これらの出水による影響を評価可能なモデルの開発が必要である．さらに，本研究で実施した魚類量調査(潜水目視)では，冬季に淵などの流れの穏やかなところでじっとしている魚類や夏季に高水温を避けている冷水性の魚類の生物量を過小評価していることに加えて，潜水目視調査の場合，高津川のような比較的大きい河川では，アユやウグイといった遊泳魚は，調査者が目視確認するより先に視界の外に泳ぎ去ってしまうことが多いため，生物量の正確な評価ができずに過小評価している可能性がある．したがって，このような魚類を定量できるような環境DNA分析技術^{24),27)}を用いた評価手法を取り入れ，魚類の季節ごとの生息場の移動を捉えることにより，より現実に近い時空間分布を再現することができる可能性がある．

参考文献

- 1) 赤松 良久, 上鶴 翔悟, 高村 紀彰, 永野 博之: 一次元河川生態系モデルの開発と佐波川への適用, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.71, No.4, I_1237-I_1242, 2015.
- 2) Nakagawa, H., Yamane, H., Yasugi, M., Fujita, T., Yokoi, K., Ashiwa, H., Kitada, N., Takano, H., Suzuki, N., Ki-shimoto, J., Maeda, H., Yamano, H., Ito, T., Maruyama, H., Tominaga, K., Hatakeyama, E., Goto, M. and Takahashi, D.: Diel changes in resource use and diet over-lap in temperate stream fishes, *Ecological Research*, Vol.27, Issue 2, pp 417-426, 2012.
- 3) 近藤純正: 河川水温の日変化(2)観測による検証—異常昇温と魚の大量死事件—, 水文・水資源学会誌, vol.8, No.2, pp.197-209, 1995.
- 4) 近藤純正: 河川水温の日変化(1)計算モデル-異常昇温と魚の大量死事件-, 水文・水資源学会誌, vol.8, No.2, pp.184-196, 1995.
- 5) Webb, B. W. and Zhang, Y. : Water temperatures and heat budgets in Dorset chalk water courses, *Hydrological Processes*, Vol.13, pp.309-321, 1999.
- 6) 佐渡公明, 中尾隆志: 河川水温に対する河床伝熱量の影響について, 第 27 回水理講演会論文集, pp.219-224, 1983.
- 7) 戸田祐嗣・池田駿介: 礫床河川の物質循環シミュレーション, 土木学会論文集, No.635, II-49, pp.67-83, 1999.
- 8) 中田喜三郎: 生態系モデル—定式化と未知のパラメータの推定法—, *Journal of Advanced Marine Technology Society*, Vol.8, pp.99-138, 1993.
- 9) Bennett, J. P. and Rathbun, R. E. : Reaeration in open channel flow, *United States Geological Survey, Professional paper 737*, pp.75, 1972.
- 10) 川島博之・鈴木基之: 浅い富栄養化河川水質シミュレーションモデル, 化学工学論文集, 第 10 巻, 第 4 号, pp.475-482, 1984.
- 11) 今村正裕・本多正樹・松梨史郎・川崎保夫: アマモ場生態系モデルの開発とその適用, 土木学会論文集 G, vol.62, No.2, pp.229-245, 2006.
- 12) 川島博之・鈴木基之: 負荷解析のための河川水質シミュレーションモデル, 水質汚濁研究, 第 9 巻, 第 11 号, pp.707-715, 1986.
- 13) 赤松良久・池田駿介: マングローブ水域における物質循環, 土木学会論文集, No.768, II-68, pp.193-208, 2004.
- 14) 中谷直樹・大塚耕司・奥野武俊: 生態系モデルを用いた環境修復技術の機能評価—りんくう公園内海の事例—, 土木学会論文集, No.755, VII-30, pp.13-28, 2004.
- 15) Iwasa, Y. and Aya, S : Predicting longitudinal dispersion coefficient in open-channel flows, *Proceedings of international symposium on environmental hydraulics*, pp.505-510, 1991.
- 16) 渡辺幸三・吉村千洋・小川原亨志・大村達夫: 生態系パラメータによる河川底生動物群集の動態特性の評価, 土木学会論文集, No.734, VII-27, pp.99-110, 2003.
- 17) 李寅鉄, 関根雅彦, 浮田正夫, 中西弘: 沿岸生態系モデルによる瀬戸内海の水産資源量解析に関する研究, 土木学会論文集, No.566/VII-3, pp.81-93, 1997.
- 18) Doi, H., Inui, R., Akamatsu, Y., Kanno, K., Yamanaka, H., Takahara, T. and Minamoto, T.: Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish, *Freshwater Biology*, Vol.62, pp.30-39, 2017.
- 19) 柳井清治・寺沢和彦: 北海道南部沿岸山地流域における森林が河川および海域に及ぼす影響 (II) 山地溪流における広葉樹 9 種落葉の分解過程, 日本林学会誌, 77, pp.563-572, 1995.
- 20) Yoshimura, C., Mark, O. G. and Klement, T.: Chemical properties, microbial respiration, and decomposition of coarse and fine particulate organic matter, *Journal of the North American Benthological*

Society, 27, pp.664-673, 2008.

21) 鳥取県・島根県：水質モデルの再現計算,中海に係る湖沼水質保全計画, 2005.

http://www.pref.shimane.lg.jp/shinjiko_nakaumi/04/sn_04keikaku_siryu.html.

22) 今村正裕・松梨史郎：閉鎖性海域における複数の植物プランクトン類を考慮した水質モデル, 電力中央研究所報告, 財団法人電力中央研究所・我孫子研究所, 2001.

23) 御勢久右衛門：ヒゲナガカワトビケラの生活史と令期分析, 陸水学雑誌, Vol.31, No.3, pp.96-106, 1970.

24) 河野誉仁, 赤松良久, 後藤益滋, 乾隆帝：環境 DNA を用いたアユの定量化と降下状況モニタリングの試み, 河川技術論文集, 第 23 巻, pp.669-674, 2017.

25) 河川シミュレーションソフト iRIC, <http://i-ric.org/ja>

26) 川島 博之・鈴木基之：河床付着性藻類の増殖と剥離, 化学工学論文集, 第 9 巻, 第 3 号, pp.324-329, 1983.

27) Doi, H., Inui, R., Akamatsu, Y., Kanno, K., Yamanaka, H., Takahara, T. and Minamoto, T.: Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish, *Freshwater Biology*, Vol.62, pp.30-39, 2017.

第5章 河川生態系モデルを用いた河床掘削が河川生物に及ぼす影響予測

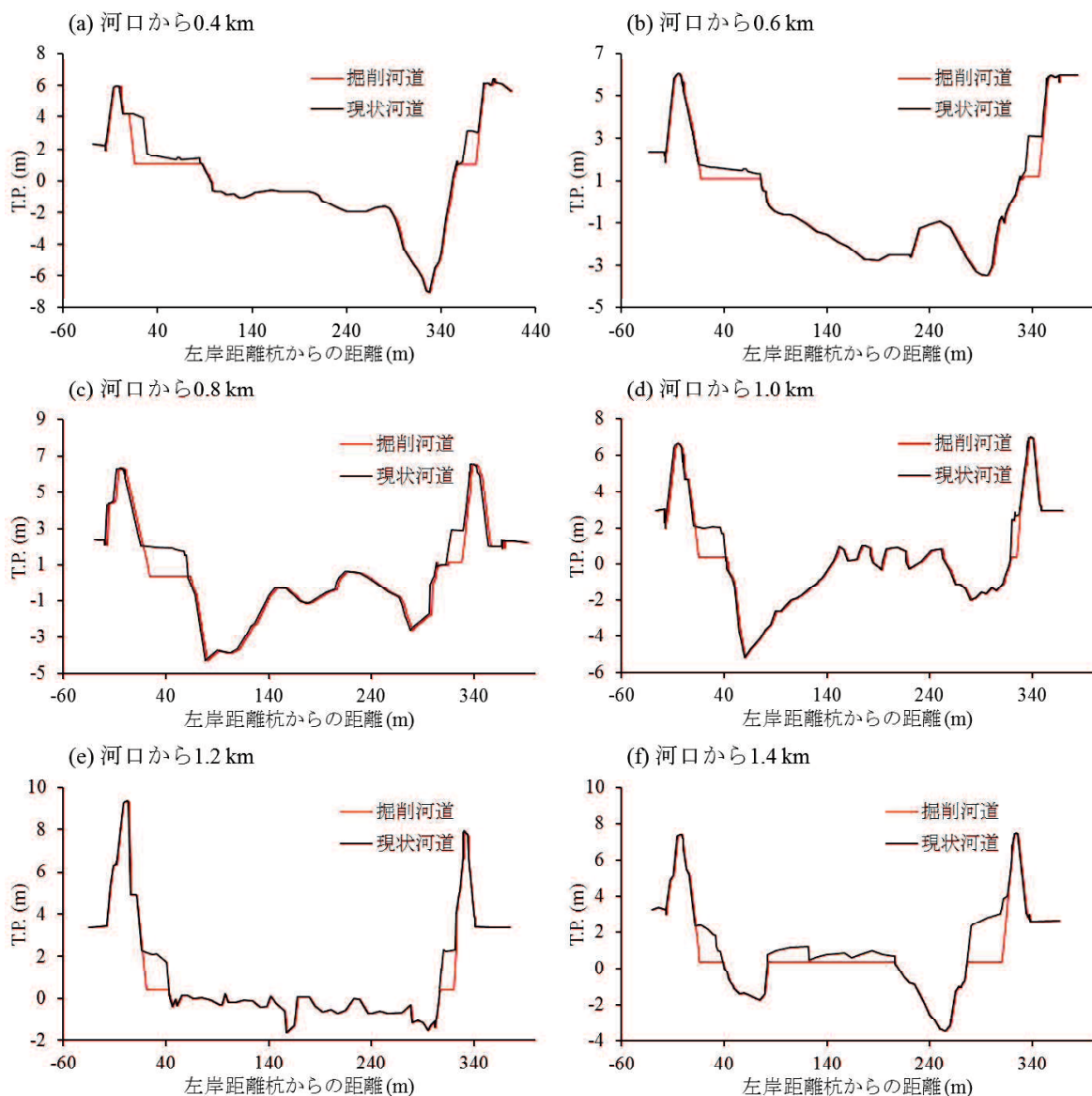
5.1 概説

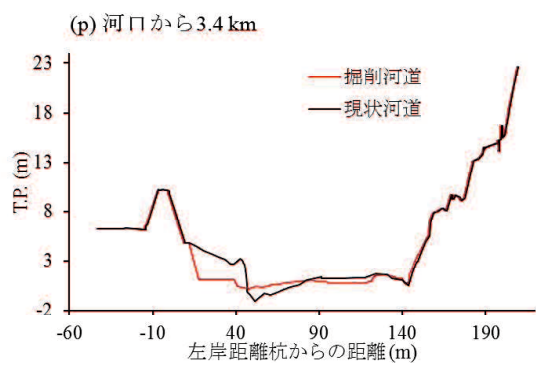
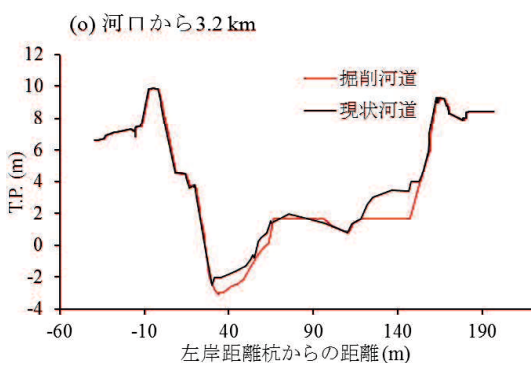
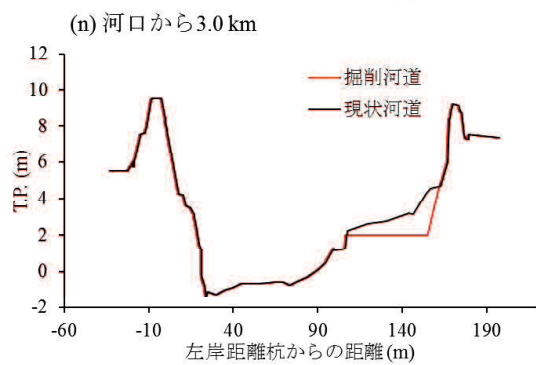
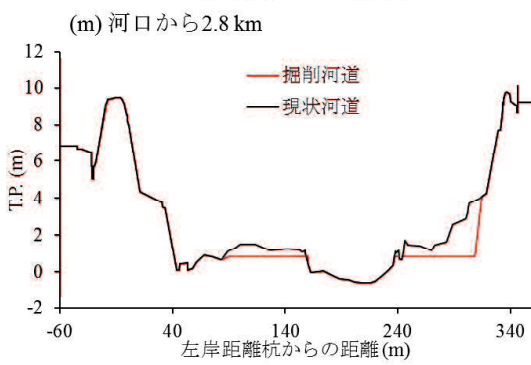
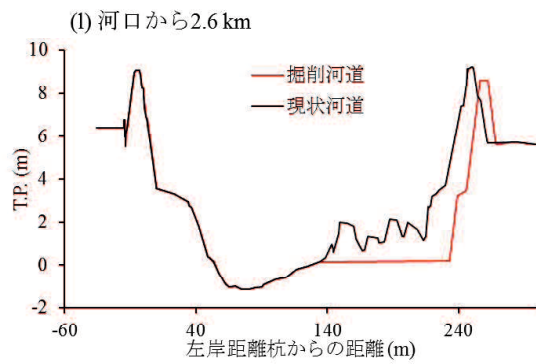
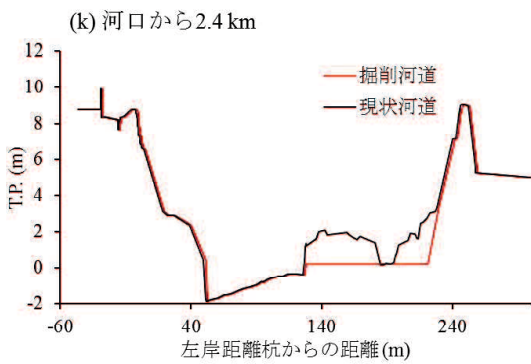
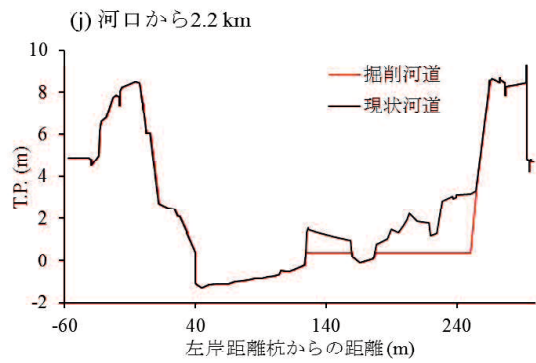
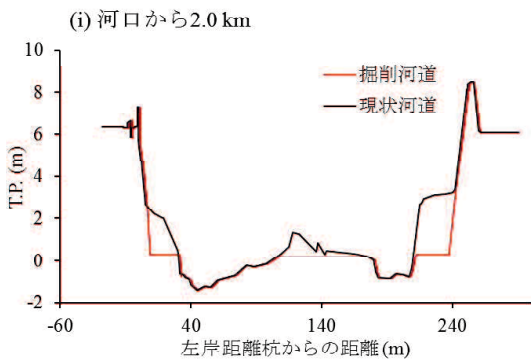
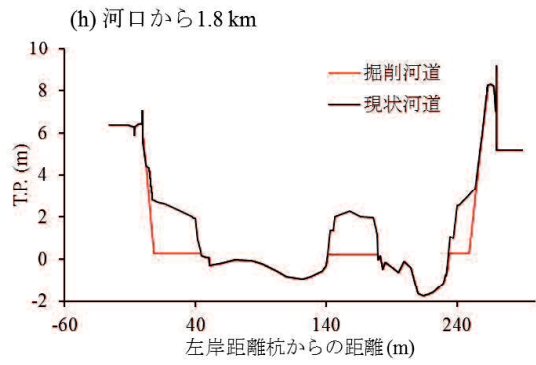
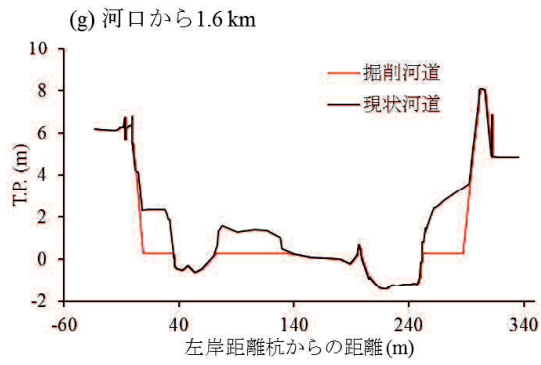
高津川の直轄管理区間においては、基本高水（高津川では、100年に1回程度発生すると考えられる洪水を対象としている。）に対して、洪水流下能力が不足している区間が多いため、堤防の整備や河床掘削及び樹木伐開を実施する計画が立てられている¹⁾。現状はこのような治水事業が生態系に及ぼす影響を評価する際は、現地調査によるモニタリングが主流であるが、モデルによる生態系への影響評価予測に基づいて河川管理を実施することが求められている²⁾。そこで本章では、治水対策として実施される河床掘削が、河川生物に与える影響を検討するために、第4章で開発した河川生態系モデルを用いて、高津川における河床掘削が河川生態系に及ぼす影響を予測した。

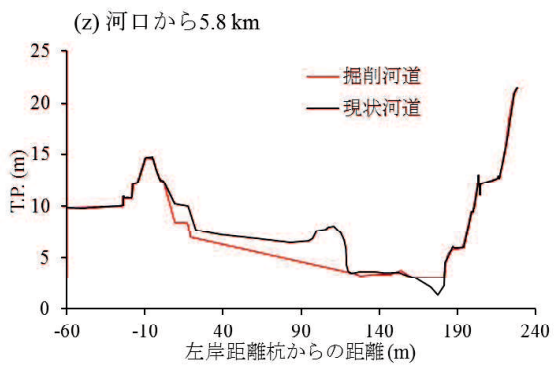
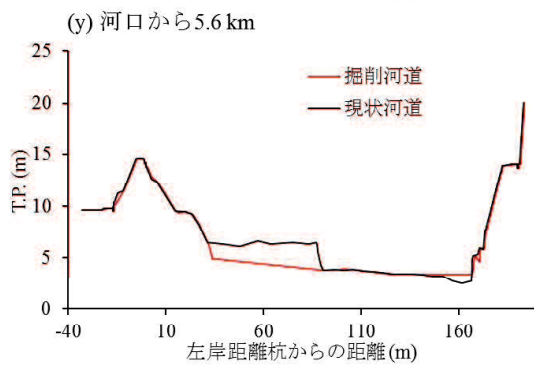
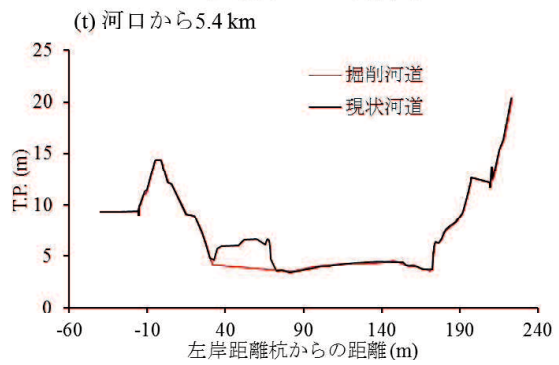
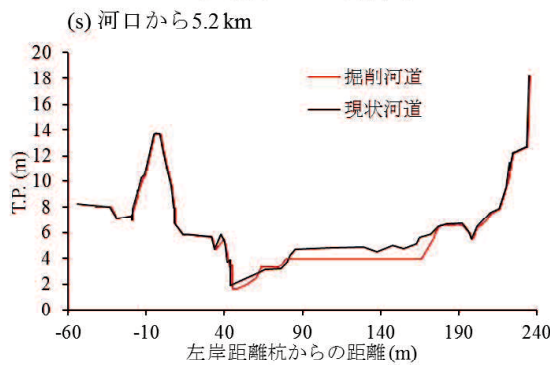
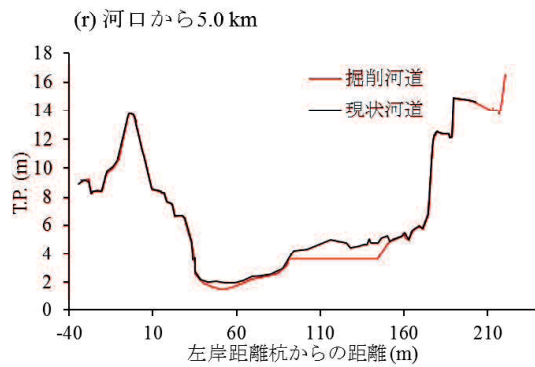
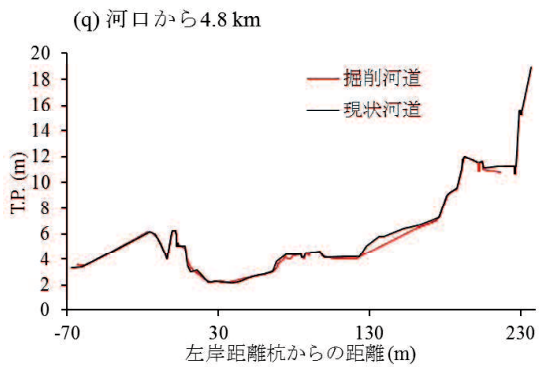
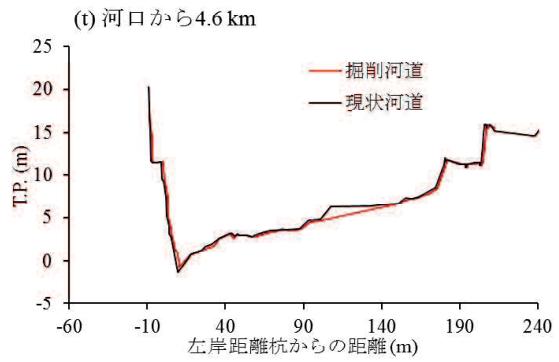
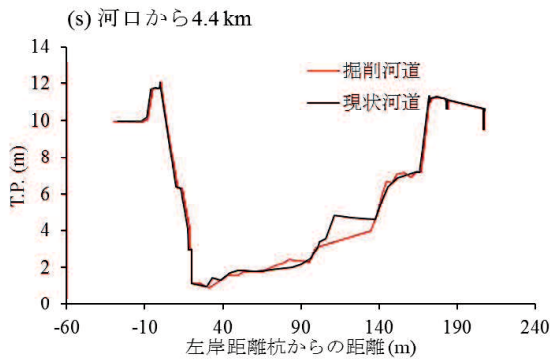
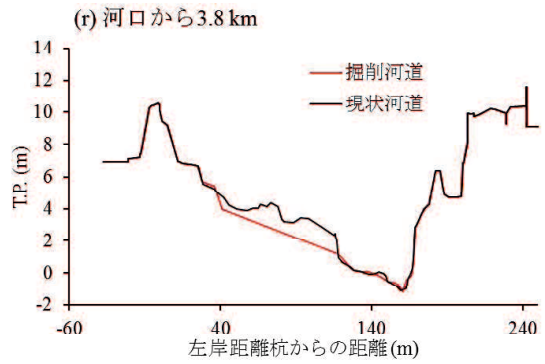
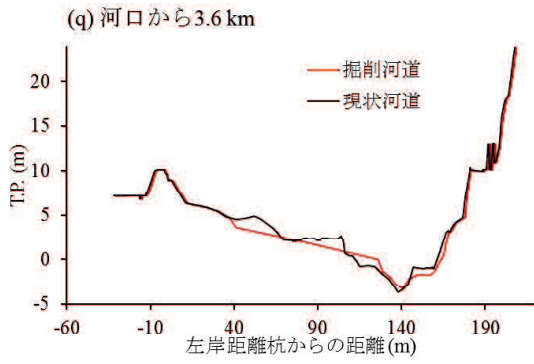
5.2 河床掘削が河川生物に及ぼす影響予測

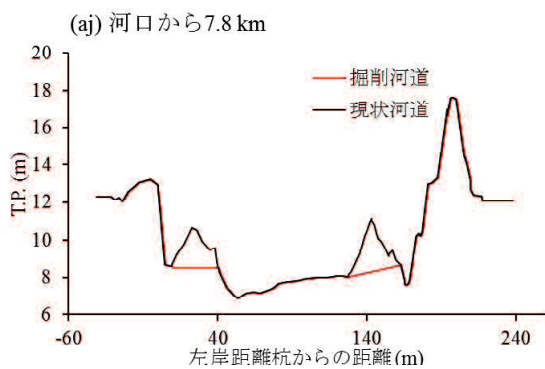
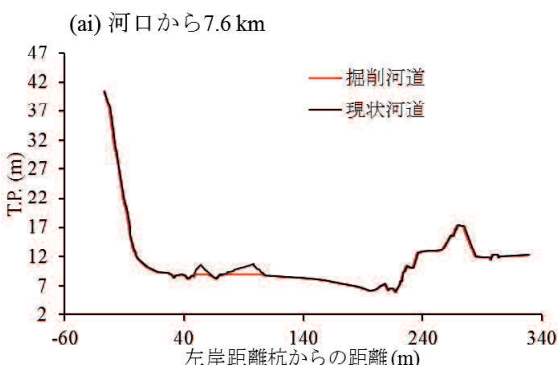
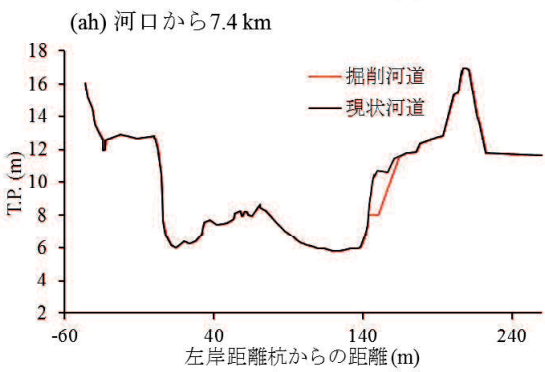
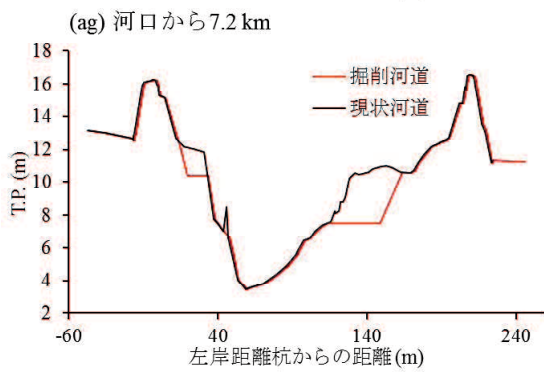
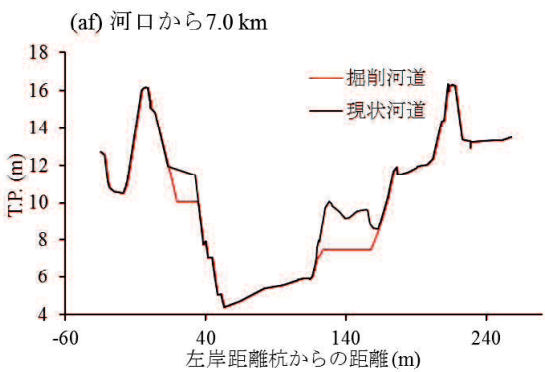
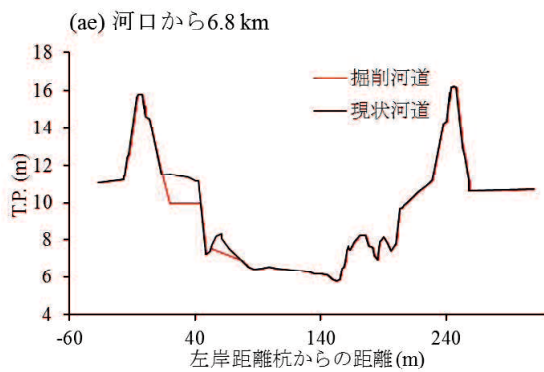
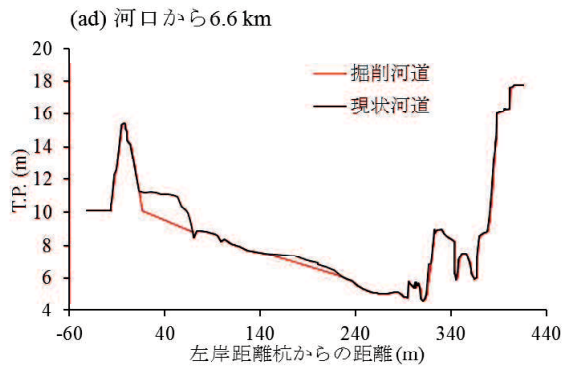
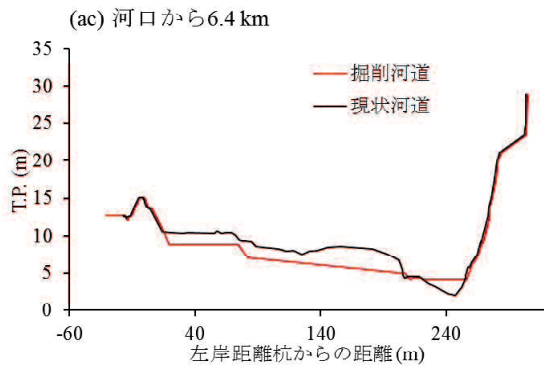
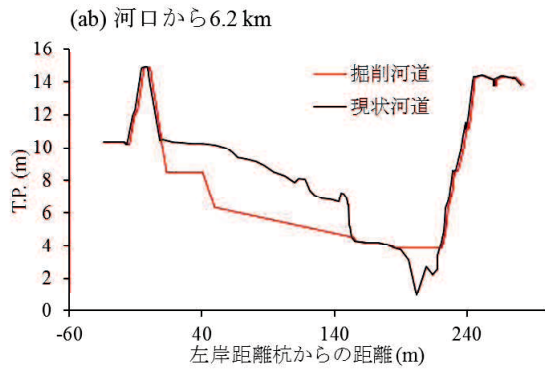
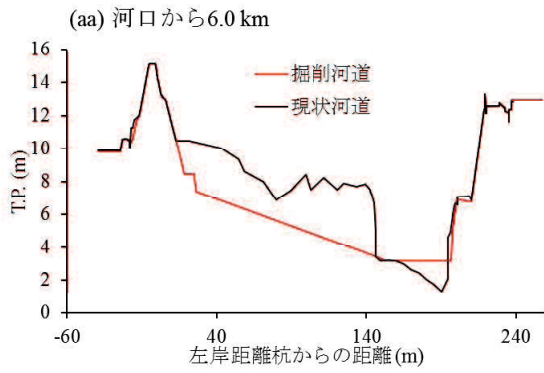
5.2.1 高津川における河床掘削計画

高津川における河床掘削及び樹木伐開は、堤防整備を実施したとしても、目標流量に対して河道断面積が不足している区間においておこなわれる。河床掘削及び樹木伐開がおこなわれる区間は、河口から 0.2km～4.0km, 4.9km～9.5km, 匹見川の本川との合流点 0.4km～0.7km であり、それぞれ河床掘削およびそれに伴う樹木伐開をおこなう。図-5.1(a)～(aq)に河床掘削が計画されている定期横断測線における掘削河道と現状河道を示す。なお、河床掘削を行わない地点と匹見川については省略している。基本的には砂州や高水敷の掘削およびそれに伴う樹木伐開であるが、河口から 6km や 8.2km 地点のように、淵を埋めている部分もある。









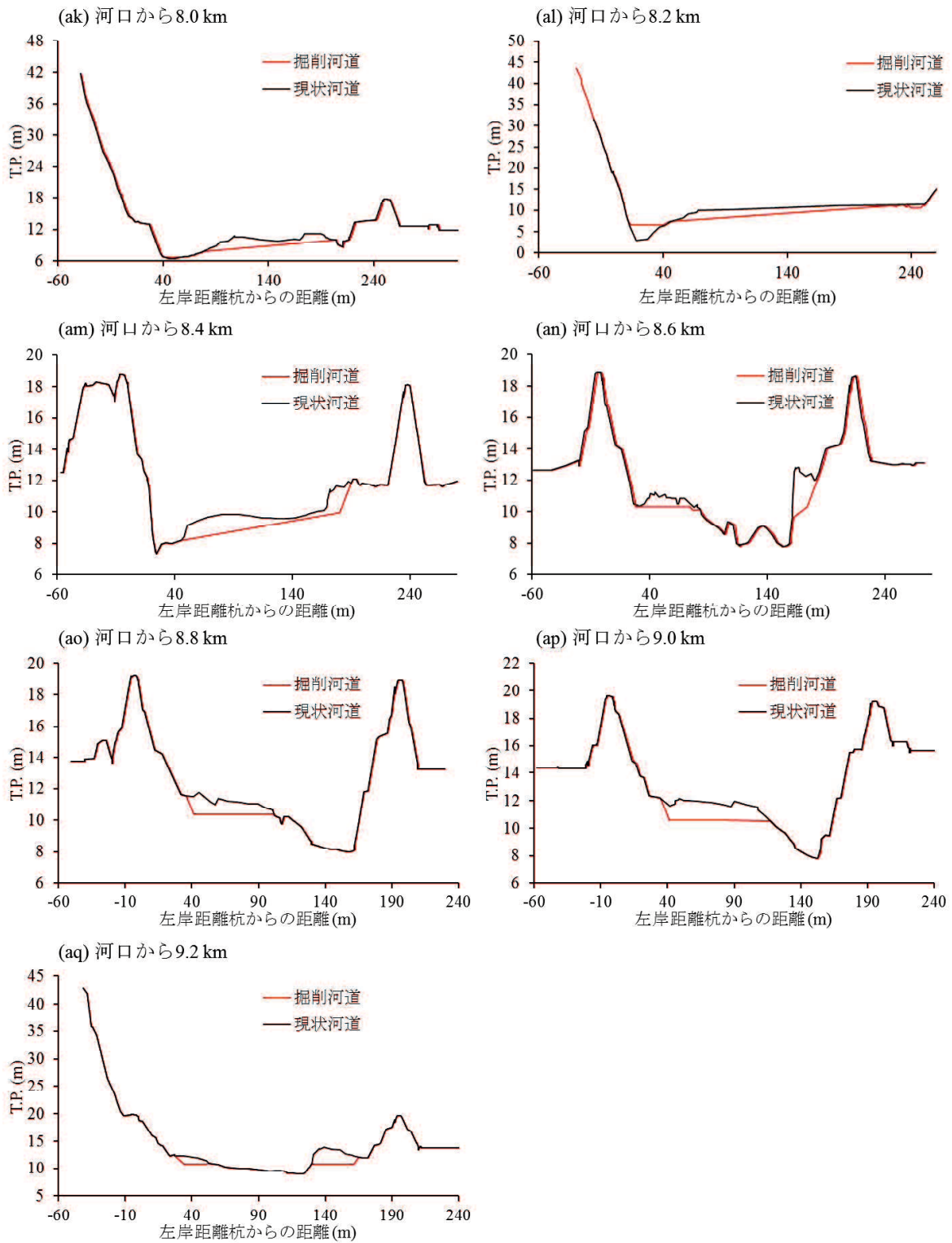


図-5.1 河床掘削が計画されている定期横断測線における掘削河道と現状河道

5.2.2 計算条件

表-5.1 に計算条件の一覧表を示す。本章では、現状河道と掘削河道の2種類の地形データを用いたシミュレーションをおこない、現状河道での計算結果と掘削河道での計算結果の比較をおこなうことで、河床掘削が河川生態系に及ぼす影響を検討した。ここで、現状河道での計算を Case1、掘削河道での計算を Case2 とする。図-5.2 に計算対象区間と計算対象区間における河床掘削計画範囲を示す。地形データについては、Case1 の現状河道には平成 27 年度の横断測量成果、Case2 の掘削河道には国土交通省浜田河川事務所から提供していただいた掘削計画断面データを用いて、それぞれ iRIC³⁾により作成した一般座標系の 5m 間隔の計算格子の地形データを用いた。二次元計算では、これらの地形データをそのまま用い、一次元計算では格子間隔が二次元計算の 10 倍となるように抽出したデータを用いた。以降の計算条件は第 4 章と同様であるため、割愛する。

表-5.1 計算条件の一覧表

地形条件	現状河道	H27年度定期横断測量成果
	掘削河道	掘削計画断面データ (国土交通省)
気象条件	気温	益田 (気象庁)
	蒸気圧	浜田 (気象庁)
	日射	神田
上流端条件	流量	神田と隅村の合計 (国土交通省)
	水温	St.3 (図-4.9)
	DO	日原
	栄養塩	2014年9月12日の高津川の水質分析結果を参考 一定値 NH ₄ -N 0.1 mg/L NO ₂ -N 0.001 mg/L NO ₃ -N 0.15 mg/L PO ₄ -P 0.005 mg/L
	植物プランクトン	一定値 0.01 g/m ³
	動物プランクトン	一定値 0.01 g/m ³



図-5.2 計算対象区間及び計算対象区間における河床掘削計画範囲

5.2.3 河床掘削が及ぼす影響の検討

5.2.3.1 流れ場

図-5.3 に Case1 及び Case2 におけるナガタ地点の水位の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、ナガタ地点の水位が低下していることが分かる。また、図-5.4 に Case1 及び Case2 における 2018/8/3 0:00 の(a)水深分布及び(b)流速分布の比較を示す。なお、この分布は一次元計算によって得られた水理量を平面二次元に拡張したものである。河床掘削の影響で水深と流速の分布が変化しており、図中 A や B の地点では水深が浅く、低水路幅が広がっており、流速も速くなっていることが分かる。また、図中 C の地点では水深が深くなり、流速が遅くなっていることが分かる。

5.2.3.2 水温

図-5.5 に Case1 及び Case2 におけるナガタ地点の水温の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、春季から初夏と初秋においては水温変動に大きな違いはない

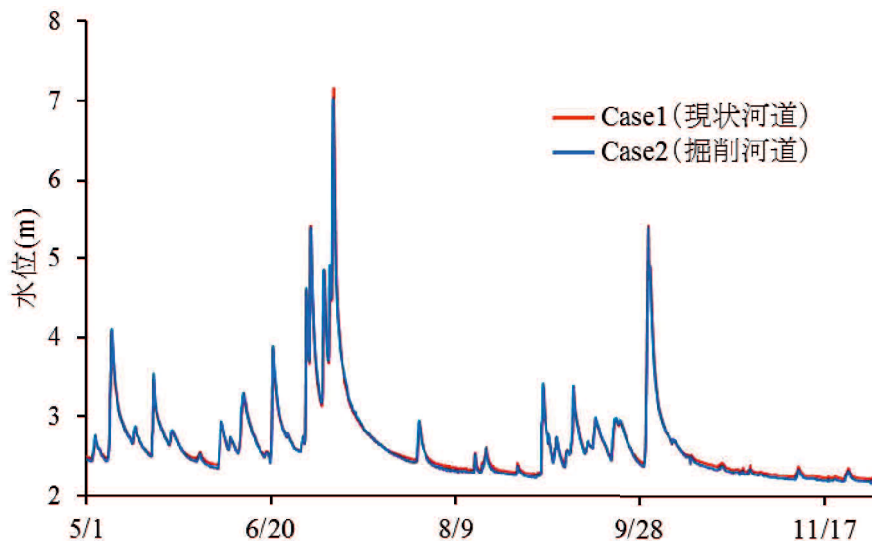


図-5.3 Case1 及び Case2 における水位の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較（ナガタ地点）

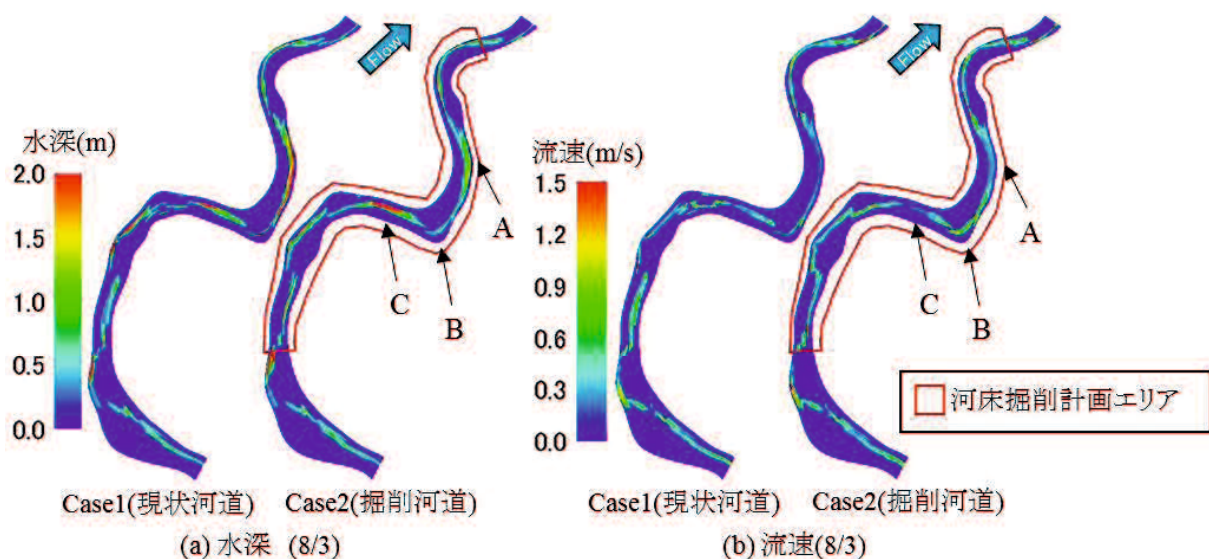


図-5.4 Case1 及び Case2 における 2018/8/3 0:00 の(a)水深分布と(b)流速分布の比較

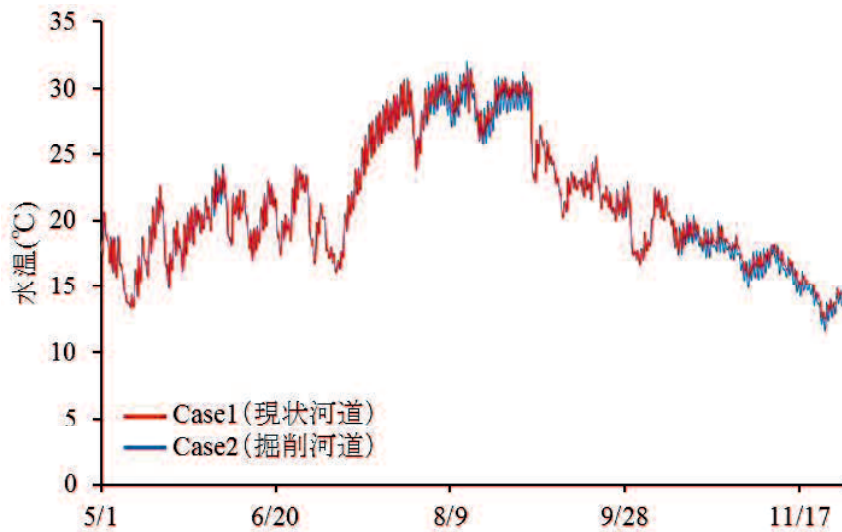


図-5.5 Case1 及び Case2 における水温の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較（ナガタ地点）

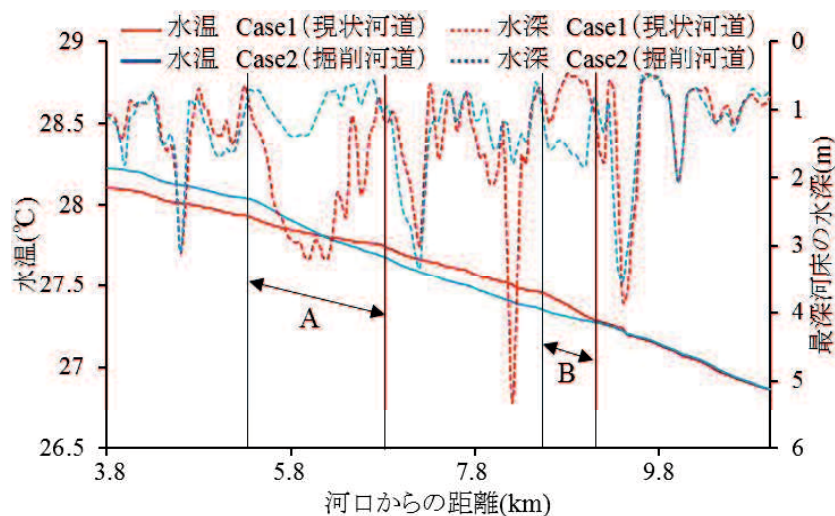


図-5.6 Case1 及び Case2 における 2018/8/3 0:00 の水温及び最深河床の水深の縦断分布比較

が、夏季や秋季から冬季にかけては Case2 のほうが Case1 よりも短期変動が大きくなっている。また、図-5.6 に Case1 及び Case2 における 2018/8/3 0:00 の水温及び最深河床高の水深の縦断分布比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、図中 B の河口からの距離が 9.1～8.5km（図-5.4 の C）で Case2 の水深が Case1 より深くなっており、これに伴い河口から 9km より下流側で Case2 の水温が Case1 より低くなっている。次に、図中 A の河口からの距離が 6.7～5.3km（図-5.4 の A）で Case2 の水深が Case1 より浅くなっており、これに伴い河口から 6km より下流側で Case2 の水温が Case1 より高くなっている。これは水深分布の変化によって、気温や日射の影響を大きく受ける位置が変化したことにより、水温の短期変動や縦断分布が変化したと考えられる。

5.2.3.3 生物量

(1) 付着性藻類

図-5.7 に Case1 及び Case2 における付着性藻類の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/8/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。なお、総生物量が最も多い計算初期は生物量が一定値で与えられている。付着性藻類は水深が浅くなった A や B の地点（図-5.4）で生物量が増加していることが分かる。また、水深が深くなった C の地点（図-5.4）では生物量が減少している。これは水深が変化し河床に届く日射量が変化することで、光合成による成長量が変化したためと考えられる。図-5.8 に Case1 及び Case2 における付着性藻類の計算区間内総生物量の

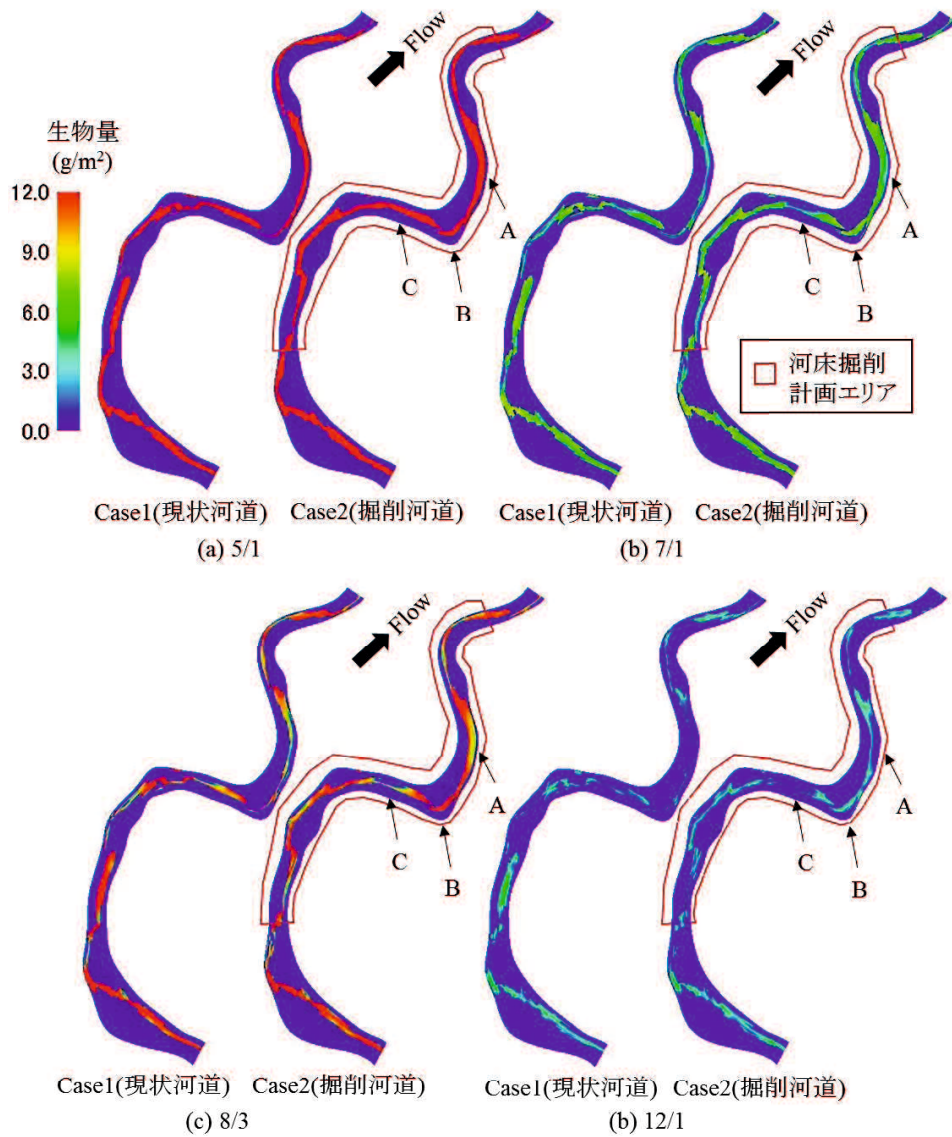


図-5.7 Case1 及び Case2 における付着性藻類の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/8/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 生物量分布比較

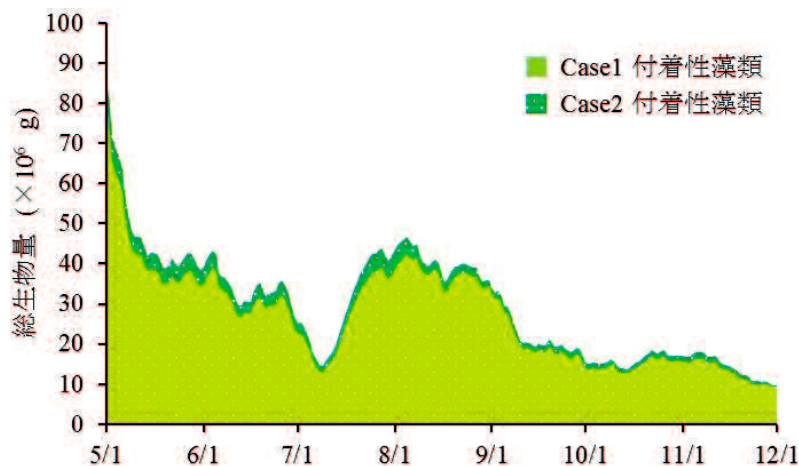


図-5.8 Case1 及び Case2 における付着性藻類の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

2018/5/1～2018/12/1 の時系列の比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、掘削後の Case2 ではすべての時期で生物量が増加しており、増加幅は最大で 12.7%であった。以上のことから、付着性藻

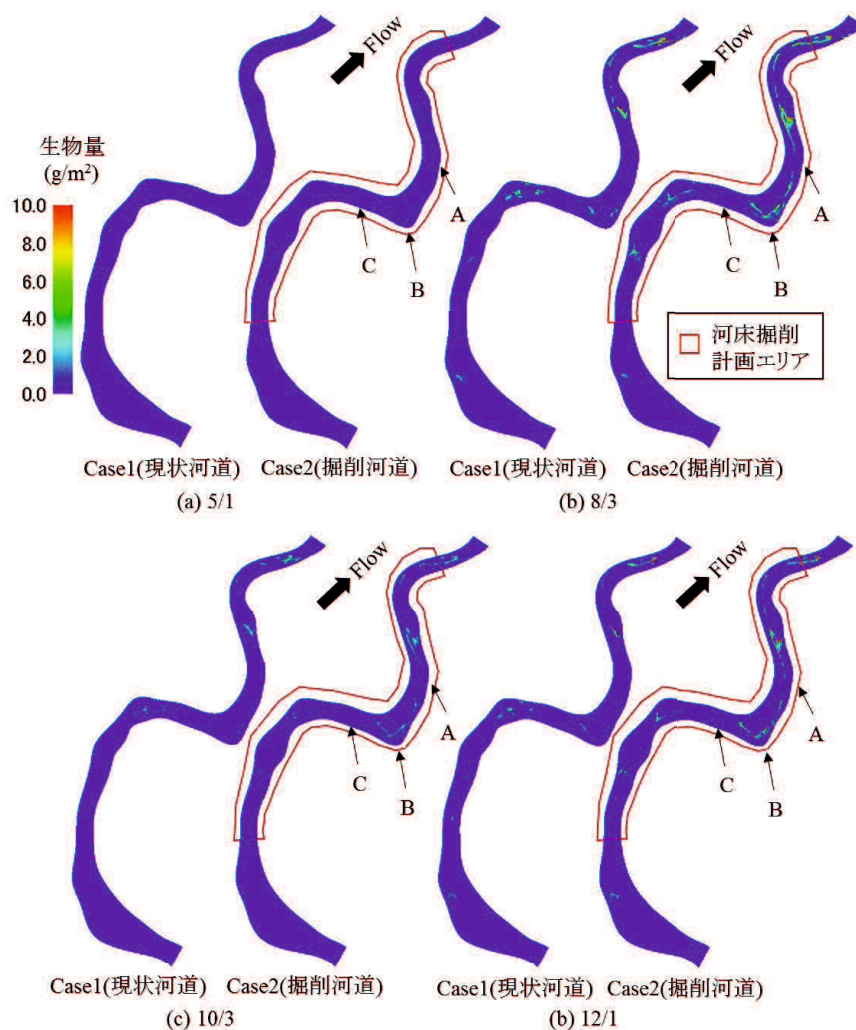


図-5.9 Case1 及び Case2 におけるヒゲナガカワトビケラ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

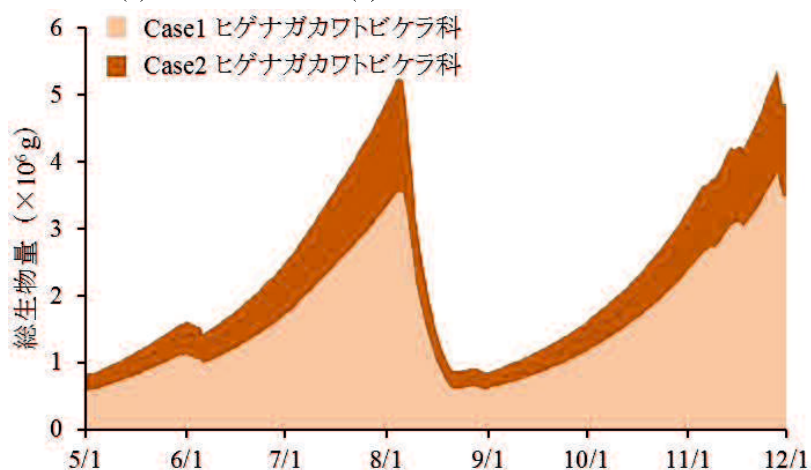


図-5.10 Case1 及び Case2 におけるヒゲナガカワトビケラ科の計算区間内総生物量の時系列比較

類は河床掘削の影響で、生息分布が変化し、生物量が微増することが分かった。

(2) 底生動物

図-5.9 に Case1 及び Case2 におけるヒゲナガカワトビケラ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00,

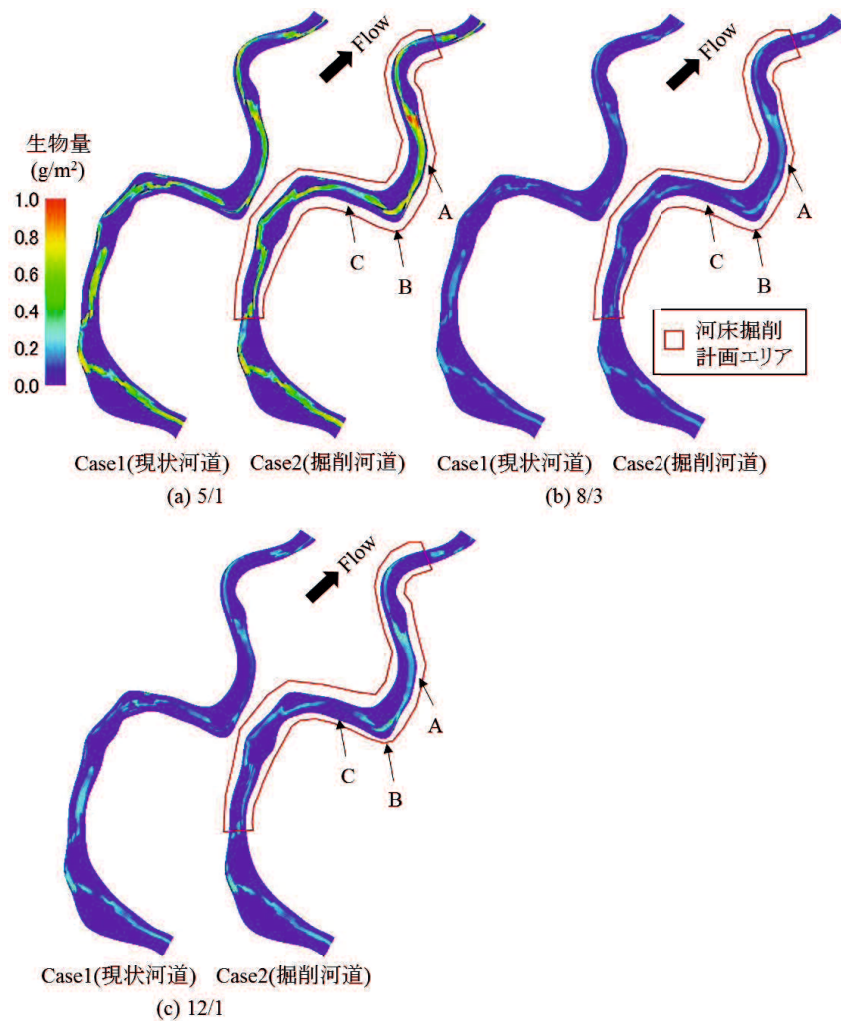


図-5.11 Case1 及び Case2 におけるカワゲラ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

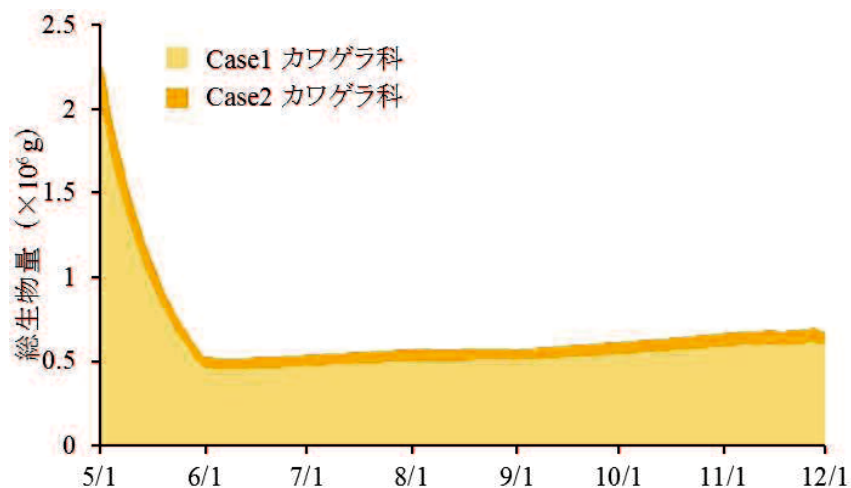


図-5.12 Case1 及び Case2 におけるカワゲラ科の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

(c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。ヒゲナガカワトビケラ科は水深が浅く、流速が速くなった A や B の地点（図-5.4）で生息分布が広がり、生物量が増加していることが分かる。図-5.10 に Case1 及び Case2 におけるヒゲナガカワトビケラ科の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、掘削後の Case2 では

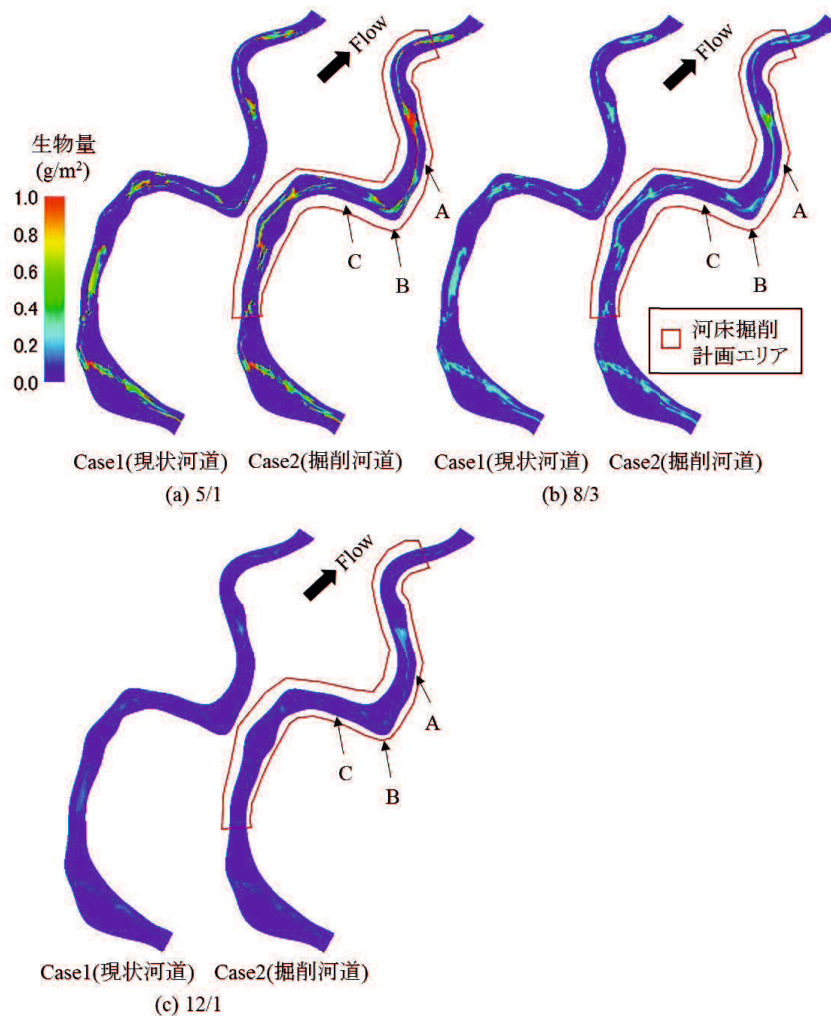


図-5.13 Case1 及び Case2 におけるトンボ目の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

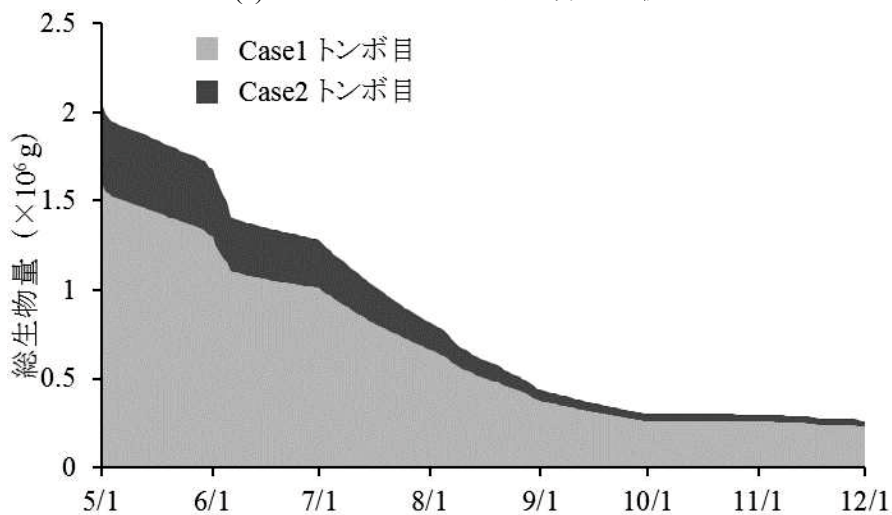


図-5.14 Case1 及び Case2 におけるトンボ目の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

最大で 47.6%の増加幅であった。これはヒゲナガカワトビケラ科の好適生息環境である、水深が浅く、流速が速い範囲が広がったためと考えられる。

図-5.11 に Case1 及び Case2 におけるカワゲラ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。カワゲラ科は水深が浅く、流速が速くなった A や B の地点 (図

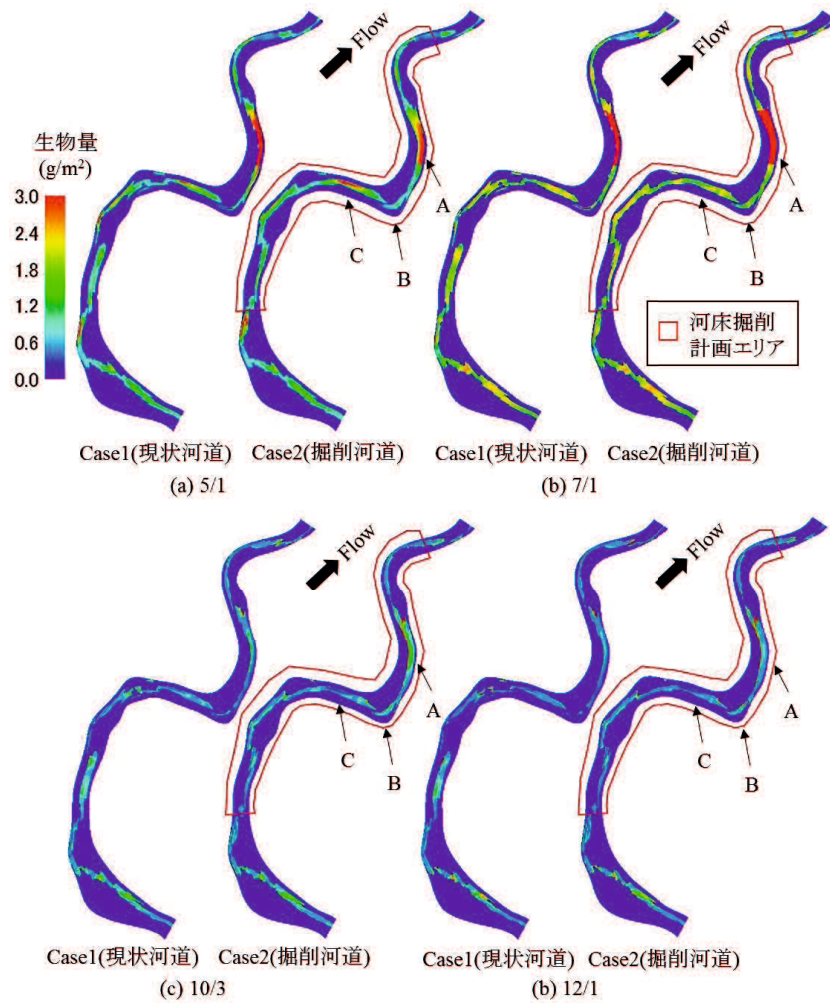


図-5.15 Case1 及び Case2 におけるヒラタドロムシ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

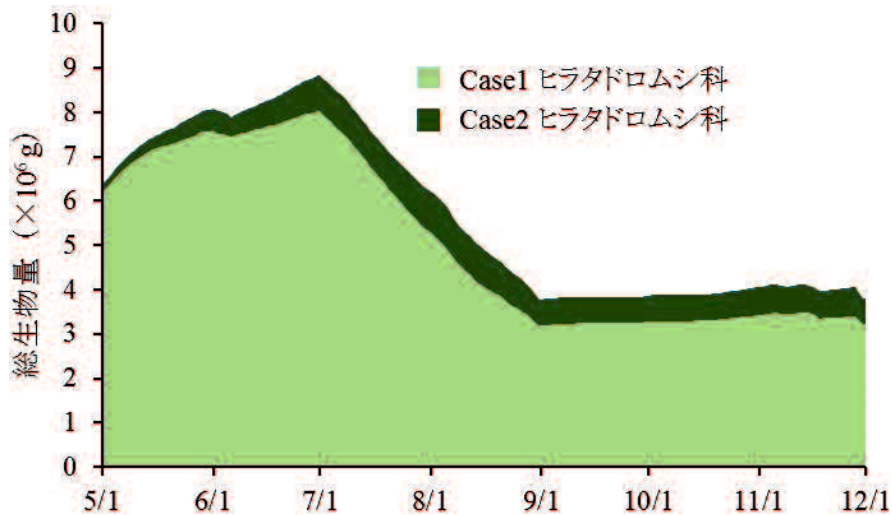


図-5.16 Case1 及び Case2 におけるヒラタドロムシ科の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

-5.4) で生息分布が広がり、生物量が増加していることが分かる。図-5.12 に Case1 及び Case2 におけるカワゲラ科の計算区間内総生物量の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 14.8% の増加幅であった。これはカワゲラ科の好適生息環境である、水深が浅く、流速が速い範囲が広がったためと考えられ

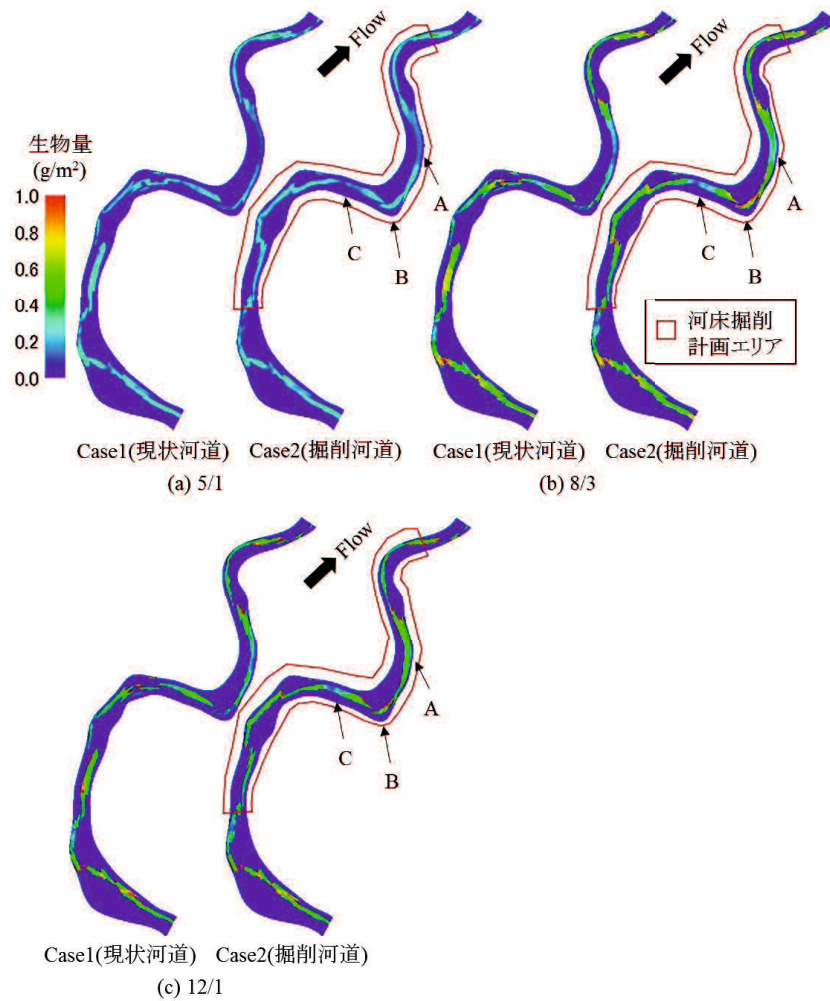


図-5.17 Case1 及び Case2 におけるヒラタカゲロウ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

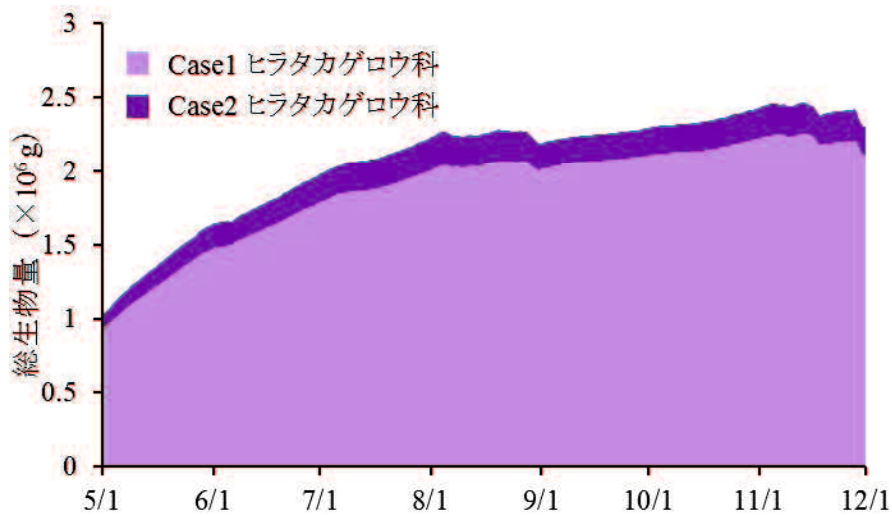


図-5.18 Case1 及び Case2 におけるヒラタカゲロウ科の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

る。

図-5.13 に Case1 及び Case2 におけるトンボ目の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。トンボ目は水深が浅くなった A や B の地点 (図-5.4) で生息分布が広がり, 生物量が増加していることが分かる。図-5.14 に Case1 及び Case2 におけるトンボ目

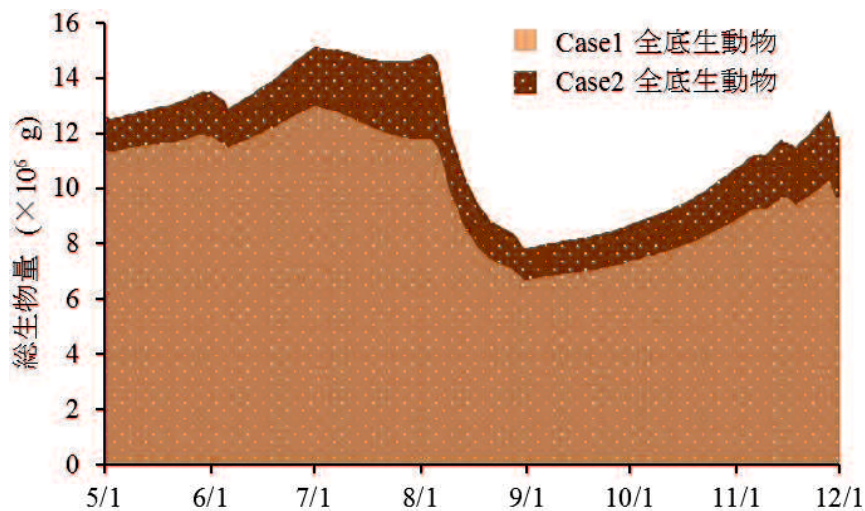


図-5.19 Case1 及び Case2 における全底生動物の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 30.0% の増加幅であった。これはトンボ目の好適生息環境である、水深が浅い範囲が広がったためと考えられる。

図-5.15 に Case1 及び Case2 におけるヒラタドロムシ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/7/1 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。ヒラタドロムシ科は 5/1 の時点では水深が深く、流速が遅くなった C の地点（図-5.4）で生物量が増加しているが、10/3 の時点では水深が浅く、流速が増した A や B の地点のほうが Case2 の生物量が多くなっていることが分かる。図-5.16 に Case1 及び Case2 におけるヒラタドロムシ科の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 20.7% の増加幅であった。これは水深、流速分布の変化により、ヒラタドロムシ科の生息分布が変化し、好適生息環境である、水深が比較的深く、流速が遅い範囲が広がり、その後、水深が浅く、流速が速い場所で餌となる付着性藻類が増加したため、それに伴い生物量が増加したためと考えられる。

図-5.17 に Case1 及び Case2 におけるヒラタカゲロウ科の(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。ヒラタカゲロウ科は水深が浅く、流速が速くなった A や B の地点（図-5.4）で生息分布が広がり、生物量が増加していることが分かる。図-5.18 に Case1 及び Case2 におけるヒラタカゲロウ科の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 11.0% の増加幅であった。これはカワゲラ科の好適生息環境である、水深が浅く、流速が速い範囲が広がったためと考えられる。

以上より、すべての底生動物の生物量が増加した。図-5.19 に Case1 及び Case2 における全底生動物の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列の比較を示す。Case1 と Case2 の計算区間内の生物量を比較すると、掘削後の Case2 ではすべての時期で生物量が増加しており、増加幅は最大で 26.3% であった。以上のことから、底生動物は河床掘削の影響で、生息分布が変化し、生物量が明確に増加することが分かった。

(3) 魚類

図-5.20 に Case1 及び Case2 におけるアユの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/10/3 0:00, (c)2018/11/4 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。アユは河床掘削をした範囲で生物量が増加しており、特に B の地点で増加が顕著であることが分かる。図-5.21 に Case1 及び Case2 におけるアユの

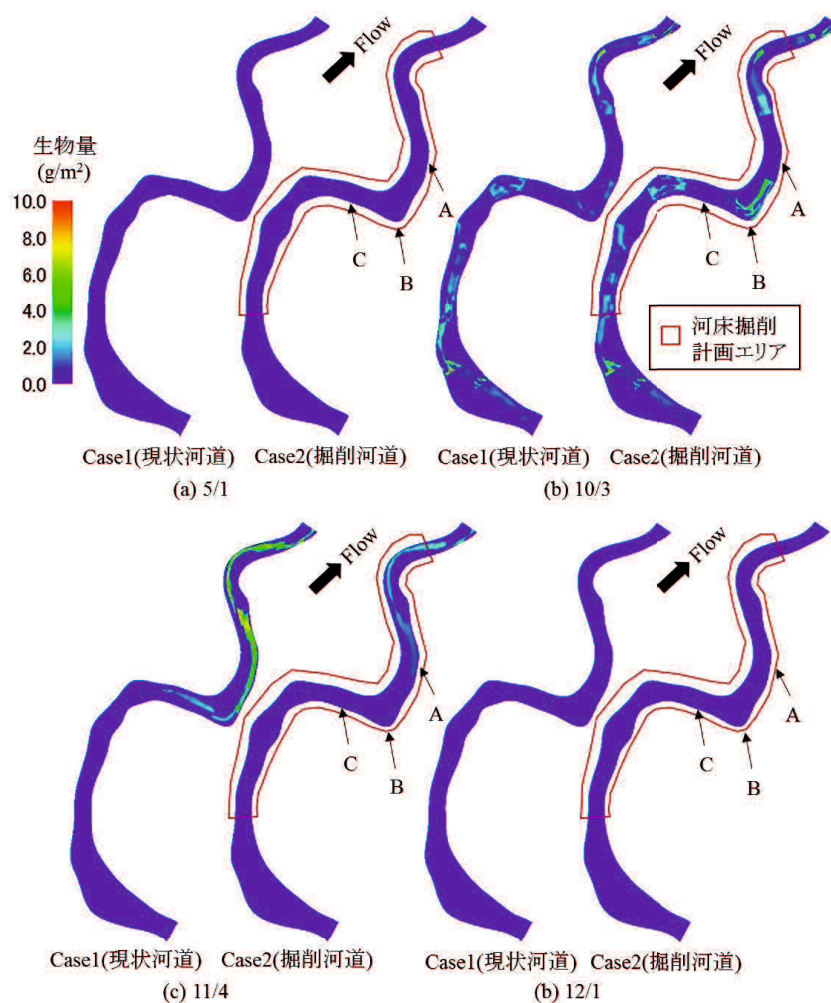


図-5.20 Case1 及び Case2 におけるアユの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/10/3 0:00, (c)2018/11/4 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

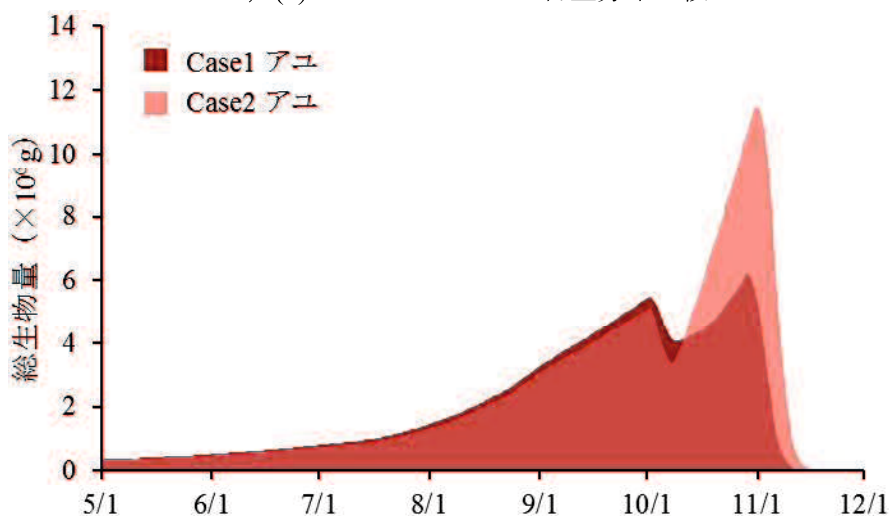


図-5.21 Case1 及び Case2 におけるアユの計算区間内総生物量の 2018/5/1~2018/12/1 の時系列比較

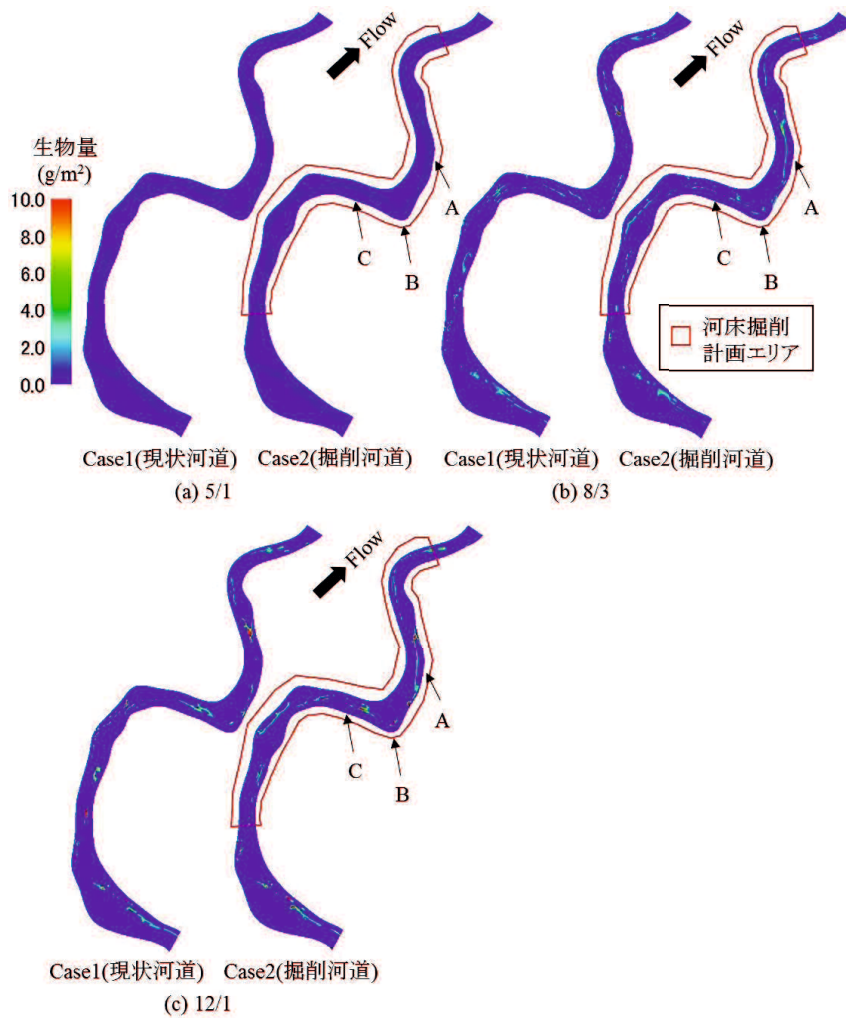


図-5.22 Case1 及び Case2 におけるオイカワ及びカワムツの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

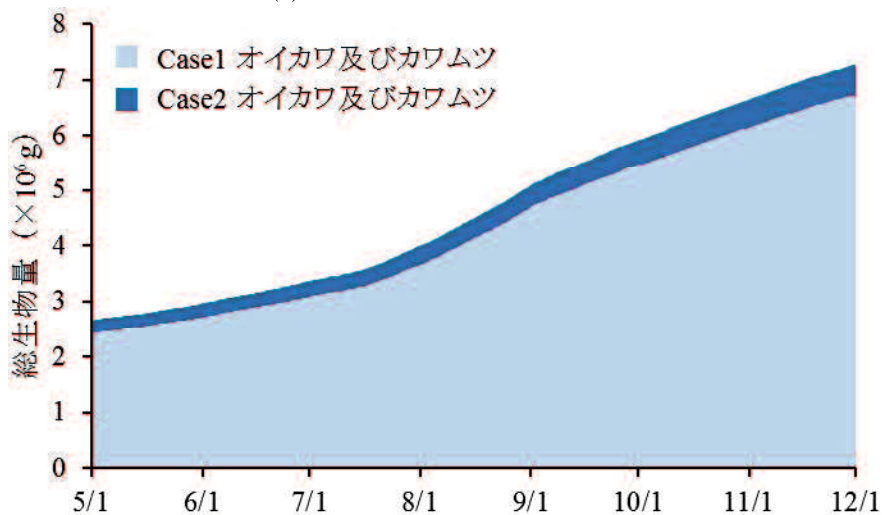


図-5.23 Case1 及び Case2 におけるオイカワ及びカワムツの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。アユについては、産卵のための降下時期にアユが大きく移動するため、この期間中は単純に生物量の比較ができない。そのため降下時期より前の期間である 2018/5/1～2018/10/3 を対象に Case1 と Case2 における計算区間内の総生物量を比較すると、対象期間中の季節において生物量が増加しており、掘削後の Case2 では

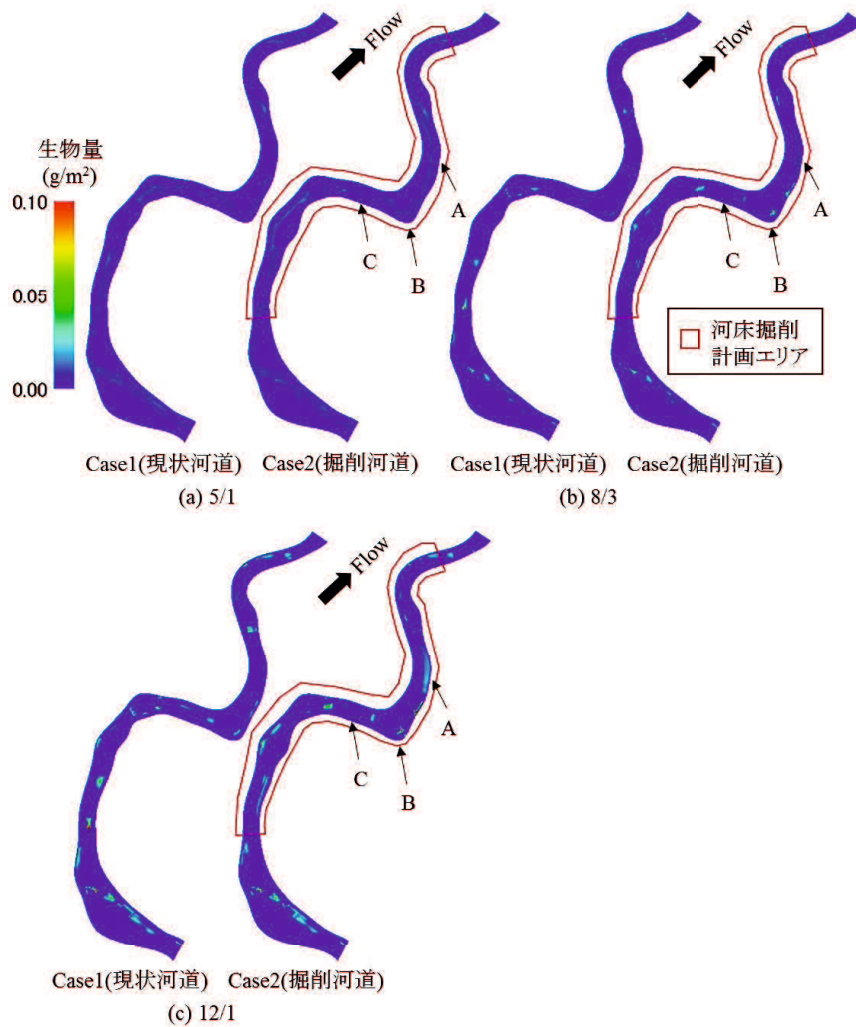


図-5.24 Case1 及び Case2 におけるウグイの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

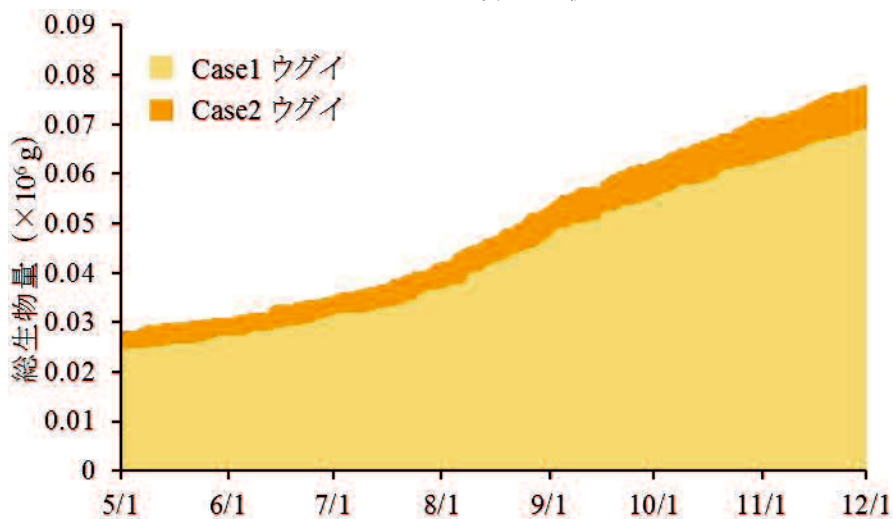


図-5.25 Case1 及び Case2 におけるウグイの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

最大で 23.5%の増加幅であった。これは水深が浅くなり、流速が速くなることで、アユの好適生息環境となり、餌である付着性藻類が増加したため、生物量が増加したと考えられる。

図-5.22 に Case1 及び Case2 におけるオイカワ及びカワムツの(a)2018/5/1 10:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。オイカワ及びカワムツは河床掘削をした範囲で生息

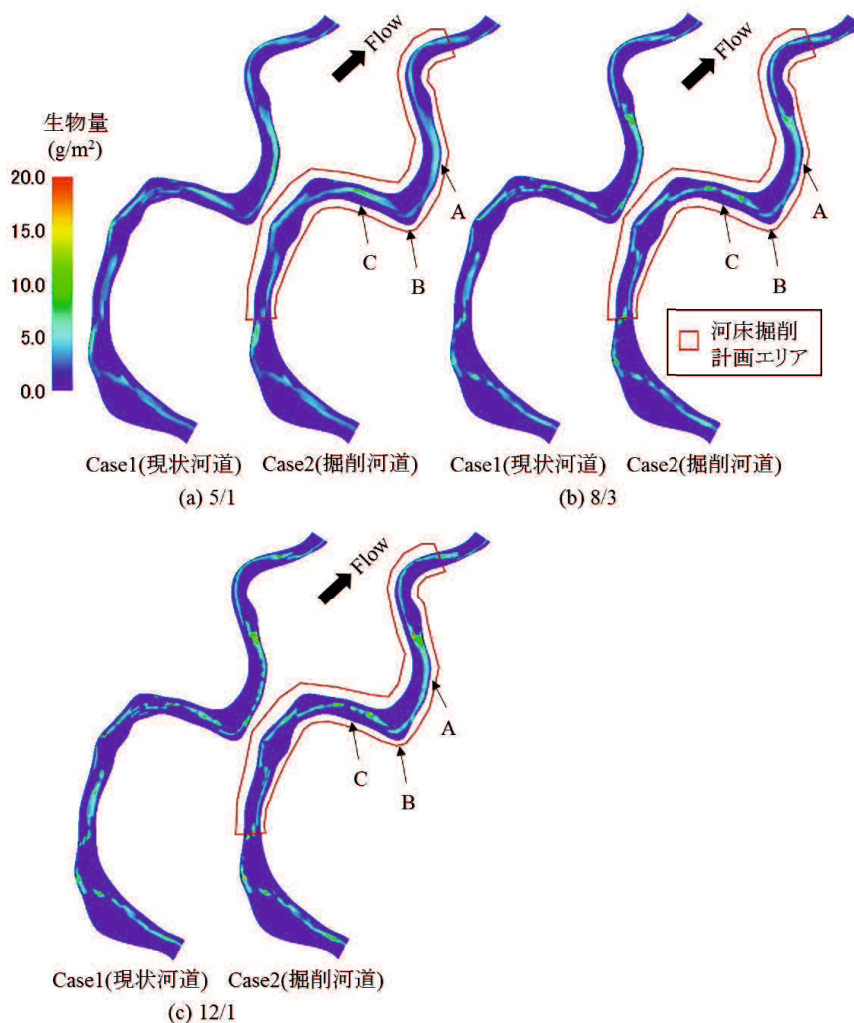


図-5.26 Case1 及び Case2 におけるカジカの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

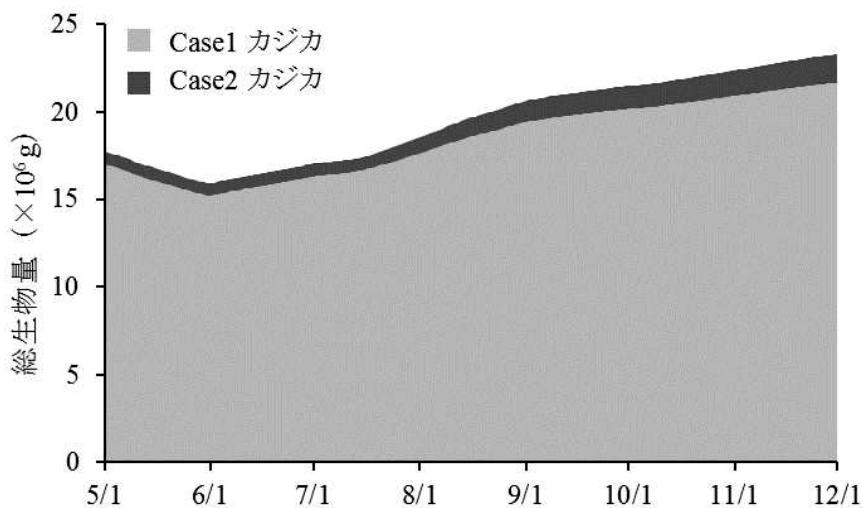


図-5.27 Case1 及び Case2 におけるカジカの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

分布が変化していることが分かる。図-5.23 に Case1 及び Case2 におけるオイカワ及びカワムツの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 における計算区間内の総生物量を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 9.1%の増加幅であった。これは水深、流速分布の変化に伴い、餌となる付着性藻類と底生

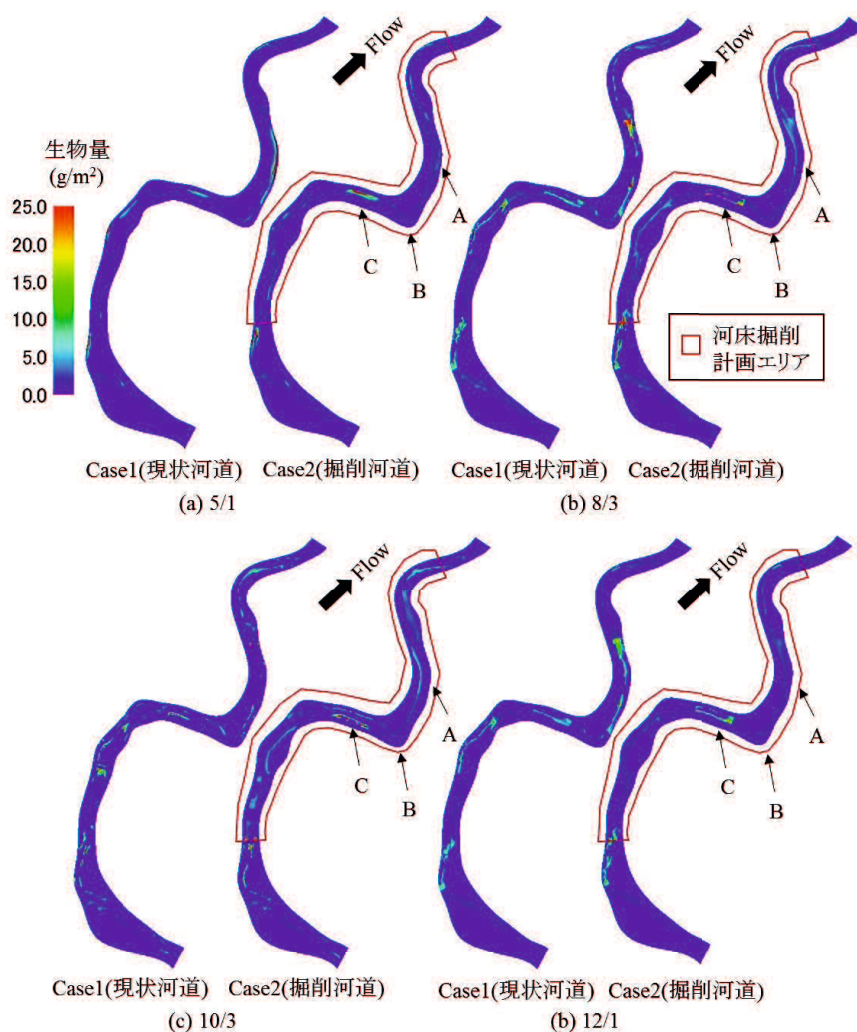


図-5.28 Case1 及び Case2 におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

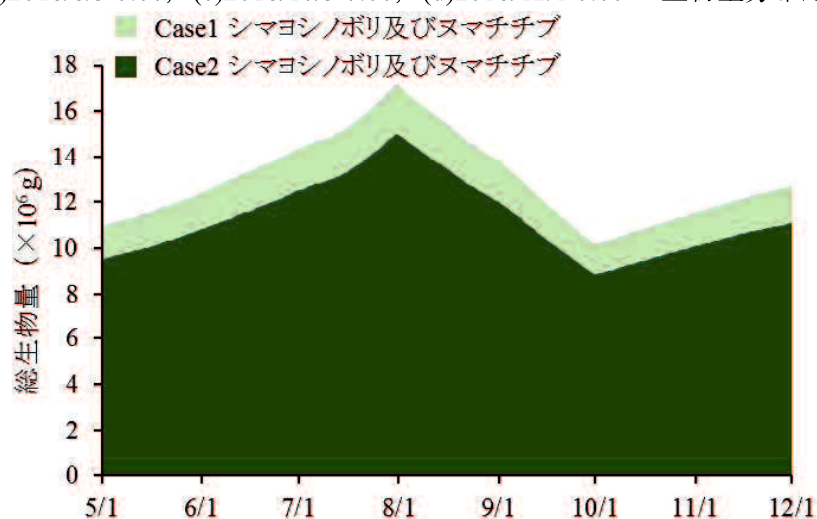


図-5.29 Case1 及び Case2 におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの計算区間内総生物量の2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

動物が増加したため、生物量が増加したと考えられる。

図-5.24 に Case1 及び Case2 におけるウグイの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。ウグイは河床掘削をした範囲で生息分布が変化していることが分かる。図-5.25 に Case1 及び Case2 におけるウグイの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時

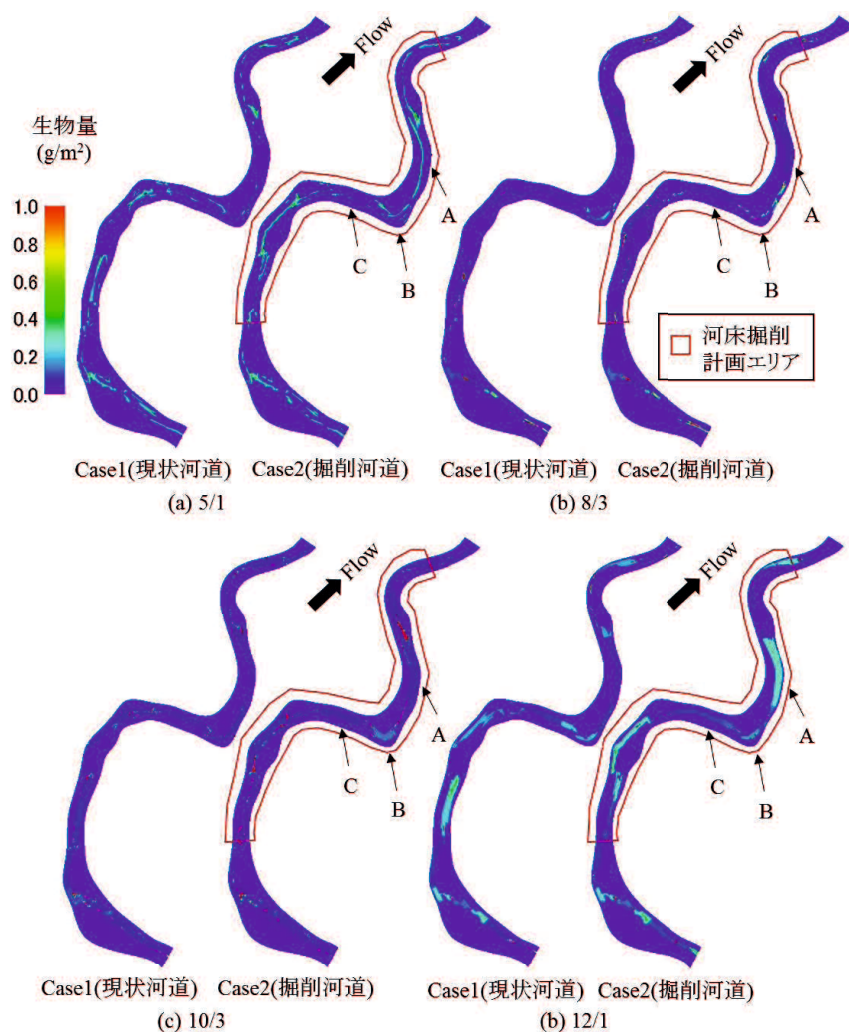


図-5.30 Case1 及び Case2 におけるカワヨシノボリの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布比較

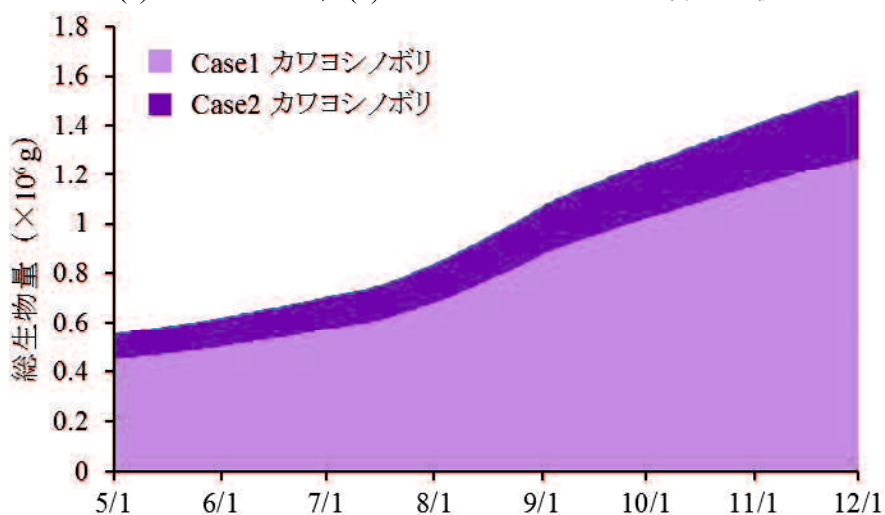


図-5.31 Case1 及び Case2 におけるカワヨシノボリの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

系列比較を示す。Case1 と Case2 における計算区間内の総生物量を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 18.2% の増加幅であった。これは水深、流速分布の変化に伴い、餌となる付着性藻類と底生動物が増加したため、生物量が増加したと考えられる。

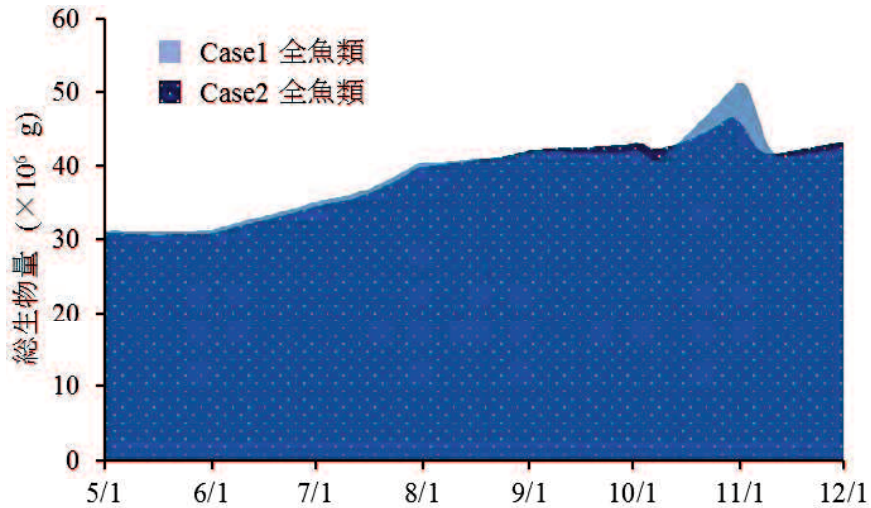


図-5.32 Case1 及び Case2 における全魚類の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較

図-5.26 に Case1 及び Case2 におけるカジカのア)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。カジカは河床掘削をした範囲で生息分布が変化していることが分かる。図-5.27 に Case1 及び Case2 におけるカジカの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 における計算区間内の総生物量を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 7.5%の増加幅であった。これは水深、流速分布の変化に伴い、餌となる底生動物が増加したため、生物量が増加したと考えられる。

図-5.28 に Case1 及び Case2 におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブのア)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。シマヨシノボリ及びヌマチチブは水深が浅くなり、流速が速くなった A や B の地点で生物量が減少しており、水深が深く、流速が遅くなった C の地点で生物量が増加していることが分かる。図-5.29 に Case1 及び Case2 におけるシマヨシノボリ及びヌマチチブの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 における計算区間内の総生物量を比較すると、どの季節においても生物量が減少しており、掘削後の Case2 では最大で 13.1%の減少幅であった。シマヨシノボリ及びヌマチチブは、高津川の中では比較的水深が深く、流速が遅い場所を中心に生息しているが、これらの環境が河床掘削の影響で変化したことに伴い、生息分布が変化したと考えられる。

図-5.30 に Case1 及び Case2 におけるカワヨシノボリの(a)2018/5/1 0:00, (b)2018/8/3 0:00, (c)2018/10/3 0:00, (d)2018/12/1 0:00 の生物量分布の比較を示す。カワヨシノボリは河床掘削をした範囲で生息分布が変化していることが分かる。図-5.31 に Case1 及び Case2 におけるカワヨシノボリの計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列比較を示す。Case1 と Case2 における計算区間内の総生物量を比較すると、どの季節においても生物量が増加しており、掘削後の Case2 では最大で 23.1%の増加幅であった。これは水深、流速分布の変化に伴い、餌となる付着性藻類と底生動物が増加したため、生物量が増加したと考えられる。

以上より、シマヨシノボリ及びヌマチチブ以外の魚類はすべて増加した。図-5.32 に Case1 及び Case2 における魚類の合計の計算区間内総生物量の 2018/5/1～2018/12/1 の時系列の比較を示す。Case1 と Case2 を比較すると、掘削後の Case2 ではほとんどの時期で大きく変わらず、2%程度の増減に留まっていた。以上のことから、魚類は河床掘削の影響で生息域が大きく変化し、生物量が減少するカテゴリーもあるが、全体の生物量は大きく変わらないことがわかった。

5.3 まとめ

河床掘削の影響評価について検討した結果、河床掘削後には水深、流速の分布が変化することで、付着性藻類と底生動物は生息分布が変化し、付着性藻類量は計算期間内の最大で12.7%、底生動物量は最大で26.3%の増加することが予測された。魚類については、シマヨシノボリとヌマチチブは減少するが、アユをはじめとしたそれ以外の魚類は増加し、結果として全体の生物量は大きく変わらず、2%程度の増減に留まることが予測された。本検討の結果は、水産有用種のアユを河川生活期である夏季に増やすことのみが目的であれば問題ないが、全体の生物量を増加、あるいは減少させないためには、減少することが予測されているシマヨシノボリとヌマチチブも増加させるような掘削計画断面を検討する必要がある。シマヨシノボリとヌマチチブは、高津川の中では流速が遅く水深が深い淵～トロを好むが、今回の検討では河床掘削によってトロ～平瀬に変化したため、これらの生息適地が減少し、生物量が減少したと考えられる。流速が遅く、水深の深い淵は、遅い流速を好む生物の主要生息場になるだけでなく、瀬を好む魚類にとってもその仔稚魚の生息場として重要な場合もあり、また出水時には魚類の退避場所としても利用されることが考えられる。したがって、河床掘削をするにあたって、平水時の流れ場において、瀬、淵、トロ等の多様な生息場が形成されるように掘削断面を計画することが重要であると考えられる。

参考文献

- 1) 国土交通省：中国地方整備局：高津川水系河川整備計画【国管理区間】，2008.
- 2) Chen, S., Chen, B. and Fath, B. D.: Ecological risk assessment on the system scale: A review of state-of-the-art models and future perspectives, *Ecological Modelling*, Vol.250, pp.25-33, 2013.
- 3) 河川シミュレーションソフト iRIC, <http://i-ric.org/ja>

第6章 結論

6.1 結論

本研究では、高津川を対象に現地観測をおこない、河川生態系モデルの開発に必要な基礎データの収集と、河川生物量の時空間変動特性の把握をおこない、河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルを開発した。さらに、開発モデルを用いて高津川における河床掘削が河川生態系に及ぼす影響の検討をおこなった。以下に、各章における結論を示し、最後に本論文の結論を示す。

第2章では、島根県の一級河川である高津川を対象に、物理環境から生物量の季節変動特性に至るまでの河川生態系を総合的に理解し、河川生態系モデルを開発するための基礎データとなる水温、水位、DO、日射量等の物理環境モニタリングと河川生態系を構成する主要な生物である付着性藻類、底生動物、魚類の生物量モニタリングを実施した。その結果、河川生態系モデルを開発するための基礎データを十分集めることができた。特に生物に関しては、各生物の分類群ごとに定量モニタリングをおこなうことで、それぞれの河川生物の羽化や産卵等に伴う生物量やサイズの変動を捉えることができた。また、出水の影響が示唆された底生動物、付着性藻類及びすべての季節で観測された魚類に対して、出水による攪乱強度と生物や個体数の変化の関係を検討した結果、9分類群のうち4分類群において明確な負の関係性がみられ、生物ごとに生物量・個体数が半減、0になると推定されたときの流速や無次元掃流力が異なることが明らかとなった。以上より、河川内生物の季節的な変動は、羽化や産卵時期等の生活史に伴う増減が主な要因であり、出水の規模によっては、一部の生物で出水の影響を受ける可能性があることが明らかとなった。したがって、河川生物の生物量の季節変動を河川生態系モデルで表現するためには、各生物の生活史に伴う生物量の変動を表現すれば、ある程度の再現性を有するモデルが開発できる可能性が高いことが分かった。

第3章では、底生動物と魚類を対象として季節ごとに生物量の空間分布調査を実施し、空間分布予測モデルを開発した。モデルには一般化線形モデルを用い、目的変数は生物量、説明変数は流速、水深、河口からの距離とした。底生動物については、さらに説明変数に礫の平均粒径と砂分率を加えたモデルも開発した。開発したモデルは、調査をおこなった各季節において、魚類、底生動物共に十分な精度のモデルを開発することができた。また、底生動物については、河床材料を考慮したモデルのほうが再現性は高いが、河床材料を考慮しないモデルであっても、ある程度の再現性を有することが分かった。次に、山口県の一級河川である佐波川において、同様の手法で空間分布予測モデルの開発をおこない、開発したモデルで予測された生物量分布について、河川間比較をおこなった。その結果、佐波川は堰の影響で、生物量分布が変化している可能性が示唆された。さらに、佐波川において堰がない場合と河床掘削をおこなった場合の魚類の生物量分布を予測した結果、いずれの場合でも生物量が増加することが予測された。以上より、開発した空間分布予測モデルは対象河川・対象時期の生物量分布の特徴を再現可能であり、河川環境が変化した場合の生物量分布の変化予測などの検討に使用可能であることが明らかとなった。

第4章では、河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルを開発した。ハイブリッドとは、物理モデルと統計モデル、一次元計算と平面二次元計算という2つの意味を有している。生物量の空間分布を空間分布予測モデル（統計モデル）で予測し、物理環境や物質循環といった時間的な変化を生態系モデル（物理モデル）で解くことで、河川生物量の時空間分布予測を可能とした。また、水理量、水温、栄養塩について一次元計算、生物量について平面二次元計算をおこなうことで、計算負荷を軽減した。底生動物と魚類については、優占分類群をそれぞれモデル化し、分類群ごとに生物量分布や羽化や産卵といった生活史に伴う生物量の変化を

表現することで、実河川の生物量の時空間分布を再現した。なお、魚類については瀬淵といった生息場ごとに生物量を予測し、その後、平面二次元の空間分布予測をおこなった。2章の現地観測結果を用いた再現性の検討の結果、開発したモデルから得られた水位は十分な再現性が得られ、水温については夏季の湧水による水温低下は再現しきれないものの、それ以外の季節的・縦断的な変動傾向は再現可能であった。また、生物については、生物量の季節的な変動傾向を再現できしており、ある程度の再現性を有していることが分かった。

第5章では、第4章で開発したモデルを用いて、河床掘削が河川生態系に与える影響を検討した。その結果、河床掘削後には水深、流速の分布が変化することで、付着性藻類と底生動物は生息分布が変化し、付着性藻類量は計算期間内の最大で12.7%、底生動物量は最大で26.3%の増加することが予測された。魚類については、シマヨシノボリとヌマチチブは減少するが、アユをはじめとしたそれ以外の魚類は増加し、結果として全体の生物量は大きく変わらず、2%程度の増減に留まることが予測された。

最後に、本研究では、高津川を対象に現地観測をおこない河川生態系モデルの開発に必要な基礎データの収集と物理場、河川生物量の時空間変動特性の把握をおこない、河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルを開発した。開発モデルによる計算値は実測値と比較するとある程度の再現性を有しており、第5章に示すようなインパクトレスポンス解析をおこなうには十分な精度のモデルを開発することができた。このような解析が可能な河川生態系モデルの開発には、多岐にわたる膨大な量の現地観測の上に成り立っている。第1章で述べたとおり、河川管理はモデルによる生態系への影響評価予測に基づいて実施されるべきであるが、本研究のような現地観測は、費やす労力、時間、お金が非常に大きいため、全国の河川においてこのような活動をおこなうのは現実的ではない。このような膨大な現地観測が必要な理由としては、生物量の時空間分布の把握のために膨大な現地観測が必要なことが主な原因であり、生物量の時空間分布を把握するためには、第2章のような高頻度の生物量モニタリングや第3章のような網羅的な生物量分布調査が必要なためである。またこのような方法は大規模河川ほど困難を極める。よって、より容易に生物量の時空間分布が得られるようにならない限り、各々に特徴的な生態系構造を有する全国の河川において、河川生態系モデルを開発することは難しいと考える。次に、第1章と第2章において、特に生物量のデータが不足していることに加えて、水質のデータについても不足しており、水質について長期の連続モニタリングをしている地点は非常に少ない。本研究で対象にした高津川のように、一級河川であっても水質自動観測装置が設置していない河川は多く、中国地方においては中国地方最大規模の江の川水系に1箇所と中海と宍道湖を有する斐伊川に限られている。水質は物質循環の中で重要な位置付けであり、生物の成長や活性等に大きく影響する重要な環境要因であるため、今後このような施設の増設は難しいかもしれないが、水質の中でも特に生物の活動の指標として用いられることが多い水温だけでも、観測項目に追加できれば、河川生態系モデルの開発のみならず、河川水温による河川生物の分布予測などが可能となることから、環境保全を前提とした河川管理に大きく貢献できると考える。

6.2 今後の展望

本研究では、河川生物量の時空間分布を予測可能なハイブリッド河川生態系モデルを開発したが、本モデルは平水時を対象にしたものであり、生物量の変化について、出水の影響は考慮していないため、出水の影響を予測可能なモデル開発が必要である。また、本モデルの開発にあたって、膨大な現地観測をおこなったが、将来的には、労力、時間、お金を極力かけずに河川生態系モデルの開発ができることが好ましい。これらの課題をクリアするためには、河川生物の資源量を調査する手法の確立と河川生態系モデルの「使いやすさ」と「柔軟性」の向上が必要である。

以降では、出水を考慮したモデルの開発、モデル開発のための現地観測技術、モデルのユーザビリティについて、筆者の考えを述べる。

比較的大きな規模の出水は、河床を攪乱し、河床地形を大きく変化させる。この変化は平水時の流れ場の変化を意味する。このような地形変化に伴う流れ場の変化は、第5章における河床掘削の影響検討の結果からも分かるとおり、生物量を大きく変化させる可能性が十分にある。そのため、河川生態系モデルにおいて、出水時の河床変動が取り扱えることは、河川生態系の理解のみならず、今後の気候変動に伴う降雨パターンの変化によって引き起こされる出水の頻度や規模の変化の影響を検討するために必要な機能である。また、第2章で、出水前後の生物量の変化と出水時の攪乱強度の関係性について検討した結果、全ての生物ではないものの、底生動物については5分類群中4分類群（ヒゲナガカワトビケラ科、カワゲラ科、ヒラタドROMシ科、トンボ目）について、明確な関係性が示唆された。また、付着性藻類については、調査頻度の関係で出水の影響をとらえることはできなかったが、出水によって砂が礫表面を流れることで付着性藻類が擦り取られることや（クレンジング）、礫自体が流体力によって動くことで剥離することが知られている。したがって、この出水に伴う生物量の減少をモデル化することで、生物量の季節変動の再現性を向上させられる可能性がある。このような出水による河床変動や生物量の減少を予測できるモデルが完成すれば、実現象をよりリアルに再現できると考えられ、本研究で開発したモデルよりも汎用性が高まると考えられる。

次に、河川生物量を評価する手法として、本研究で用いた直接的な採集調査や目視調査があげられるが、近年環境DNA分析技術が注目されている。環境DNAとは水中や土壌に存在する生物の体の一部や排出物に含まれるDNAを含む物質のことであり、この物質に含まれるDNAを分析することで、希少種や外来種のモニタリング、生物相のモニタリング、生物量の評価までおこなえる技術である。2019年現在の環境DNA分析に関する研究では、上記に示すようなモニタリングの事例が多く存在するが、対象の生物の生物量と環境DNAの時空間分布の関係性は完全には明らかになっておらず、不明な点も多々存在する。この環境DNAに関する研究が進歩すれば、現場では河川水を採水するだけで、容易に生物量のデータを入手できるだけでなく、高時空間解像度の生物量分布データを入手可能になり、各地域や流域スケールで異なる各々独自の生態系構造をより早く解析することができるため、今後の発展に期待したい。

本研究で開発したモデルは、手続き型言語によってプログラミングされており、コードが大規模化・複雑化しているため、開発者本人以外が使用しようとする、プログラムの理解に多くの時間と労力を有してしまふ。また、大規模化・複雑化したコードは柔軟性を失っているため、他河川への適用が難しくなるといった問題が生じる。例えば、支川を含めた河川網の表現や、ダムや堰などの横断構造物の考慮などがあげられる。そのため今後開発する河川生態系モデルは、技術者が容易に利用できる「使いやすさ」と、解析対象に応じてモデルを再構成できる「柔軟性」を備えたユーザビリティの高いものであることが好ましい。そこで今後の発展として、オブジェクト指向型プログラミングを用いた設計に移行することで、「使いやすさ」と「柔軟性」を有したモデルの開発が実現可能と考える。オブジェクト指向型プログラミングとはプログラムを分類、抽象化したオブジェクトとオブジェクト間の相互作用によって形成されるプログラミング手法である。このような設計にすることで、河川というオブジェクトを組み合わせることで河川網を表現することや、河川というオブジェクトの間にダムというオブジェクトを挟むことで、ダムを有する河川を表現することなどが可能となる。また、ユーザーが変更を加える部分と変更しない部分に分類し、オブジェクト化することで、ユーザーが考える部分は一部に限定され、より使いやすいモデルとなると考える。こうしたモデルの開発が進めば、全国のあらゆる河川に適用可能となり、河川生態系モデルによる生態系への影響評価予測に基づいて河川管理を実施できると考えられる。

最後に、上記の課題をクリアした次の課題は、治水、利水事業が及ぼす影響を住民や関係者等

に分かりやすく周知することであろう。従来であれば、紙媒体の書類やポスター、パワーポイントによる発表などが用いられているが、近年、VR（Virtual Reality：仮想現実）やAR（Augmented Reality：拡張現実）の発展が目覚しく、ゲーム業界をはじめとした様々な分野で活用されつつある。VR（Virtual Reality：仮想現実）は主にコンピュータ上で作られた現実のような世界にユーザーが飛び込み、ユーザーがまるで本物の世界を体験できることがその本質であり、シミュレーション結果や3DCGの可視化に有用であり、ものづくり、防災、医療等の分野で広く用いられている。一方で、ARは3DCGなどの仮想情報を現実世界に追加する技術であり、3Dモデルと組み合わせることで、より効果的なプレゼンテーションが可能である。河川生態系モデルによるシミュレーション結果もこのような技術を用いて示すことによって、より理解を得られやすくなるのではないかと考える。

謝辞

本論文は、学部4年生の1年間、大学院博士前期過程の1年間及び博士後期課程の3年間の計5年間の研究成果をまとめたものです。本研究を進めるにあたって、お世話になった方々に、この場を借りてお礼申し上げます。

主査の山口大学大学院創成科学研究科・准教授・赤松良久先生には、今日に至るまで丁寧かつ熱心な指導により、ここまで導いてくださいました。また、個人的なことをご迷惑をかけることもございましたが、真摯になって相談にのっていただきました。ここに感謝の意を示します。

山口大学大学院創成科学研究科・教授・関根雅彦先生、山口大学大学院創成科学研究科・教授・朝位孝二先生、山口大学大学院創成科学研究科・教授・榊原弘之先生、山口大学大学院創成科学研究科・准教授・山本浩一先生には、本論文を作成するにあたって、副査としてご助言を賜りましたこと、感謝申し上げます。

本研究を進めるにあたって、福岡工業大学の乾隆帝先生には、現地観測に関する知識や技術、データの解析から論文執筆にいたるまで、多くのご指導、ご助言を頂きました。群馬工業高等専門学校の永野博之先生には、本研究の河川生態系モデルを開発するためのプログラミングに関して、熱心なご指導をいただき、私の疑問や相談に多く答えていただきました。ここに誠意を表します。

日本工営中央研究所・総合技術開発第2部・副参事・後藤益滋先生、国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所・小室隆先生、山口大学大学院創成科学研究科・特命助教・中尾遼平先生、山口大学大学院創成科学研究科・学術研究員・齋藤稔先生、山口大学大学院創成科学研究科・学術研究員・宮園誠二先生には、調査、分析に関するご協力やご助言等、多くのサポートをしていただきました。石橋真帆氏をはじめとした事務補佐員の方々には、研究遂行に必要な事務作業等の面で、多くのサポートをしていただきました。また、研究室の先輩、同期、後輩の方々には、共に研究を遂行する仲間として、また、良き友人として、同じ時間を過ごしてきました。厚く御礼申し上げます。

最後に、大学に通わせてくれた両親には、長い間心配をかけましたが、ここまであたたかく見守り、応援してくれたこと、心より感謝します。