

第 27 回日本雨水資源化システム学会大会 プログラム
JRCSA 2019 ANNUAL CONGRESS: PROGRAMME

2019 年 11 月 9 日 (土)
November 9(Sat), 2019

◆開会式・総会・学会賞授賞式,	13:00~14:00
学会長挨拶	
大会運営委員長挨拶	
◆研究発表会,	14:00~17:45
▼Session1 座長 泉 智揮 (愛媛大学)	14:00~15:45
1. 文献調査と衛星画像を利用した閉鎖流域からの蒸発散量推定について	1
14:00~14:15 宮崎大学農学部 多炭雅博	
2. 千苺貯水池流域の水田群からのリン流出負荷量の推定	5
14:15~14:30 京都大学大学院農学研究科 ○飯間一翔・藤原正幸・宇波耕一・竹内潤一郎 熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター 濱 武英	
3. LBM による多孔質体内の浸透率とレイノルズ数の関係の検討	9
14:30~14:45 京都大学農学部 ○竹内雄人 京都大学大学院農学研究科 竹内潤一郎・藤原正幸 愛媛大学大学院農学研究科 泉 智揮	
4. Application of SWAT model for phosphorus simulation in Sengari Reservoir basin	13
14:45~15:00 Graduate School of Agriculture, Kyoto University ○Kimengich Baobab Kibet, Junichiro Takeuchi, Masayuki Fujihara	
5. 複数の減圧弁を用いた分岐管路における自励振動的圧力脈動発生の検証	17
15:00~15:15 宮崎大学大学院農学研究科 ○福本大心 宮崎大学農学部 稲垣仁根	
6. 水位変動に応じた地下止水壁周辺の塩水分布に関する実験的検討	22
15:15~15:30 神戸大学大学院農学研究科 ○高田大輝・鈴木麻里子・井上一哉	
7. 洪水時の増水期と減水期を考慮した森林域からのリン負荷量の推定	26
15:30~15:45 京都大学大学院農学研究科 ○大石真悠子・藤原正幸・宇波耕一・竹内潤一郎 神戸市水道局水質試験所 上城博宣・清水武俊・小田琢也	
◇ 休憩 ◇	15:45~16:00

8. UR 賃貸住宅における雨水流出抑制効果の新たな評価手法	30
16:00~16:15	独立行政法人 都市再生機構 沼田大輔 公益社団法人 雨水貯留浸透技術協会 ○田川隆康・屋井裕幸
9. 都市化が進行した流域における残された農業用ため池が持つ治水機能の再検証	35
16:15~16:30	福岡大学工学部 ○渡辺亮一・浜田晃規
10. 長崎県五島市赤島における離島振興プロジェクト 2019	37
16:30~16:45	福井工業大学環境情報学部 ○笠井利浩・近藤 晶
11. 全生活用水を雨水に依存する赤島の水利用実態と意識調査	42
16:45~17:00	福井工業大学環境情報学部 ○表寺佳奈・笠井利浩
12. 離島の雨水利用システムに関する一考察～降雨区分雨水と貯留雨水の水質測定結果から～	47
17:00~17:15	福井工業大学環境情報学部 ○野村利空・笠井利浩
13. 長崎県五島市赤島における環境教育プログラムの実践	52
17:15~17:30	福井工業大学 ○近藤 晶・笠井利浩・三寺潤
14. CDPウォーターセキュリティAリスト入り企業の水資源問題への取り組みに関する考察	56
17:30~17:45	福井工業大学環境情報学部 田中真由美

2019年11月10日(日)

November 10(Sun), 2019

15. ガス透過性チューブを用いた土中の N ₂ O 濃度の測定	62
9:00~9:15	琉球大学大学院亜熱帯農学研究科 棚原直佳
16. 供給持続曲線を用いた温暖化による棚田水源流域の供給能の変化	65
9:15~9:30	宮崎大学農学部 ○竹下伸一 兵庫県庁丹波県民局 向井基記
17. Water and energy balance in a solar-driven desalination plant	69
9:30~9:45	Graduate School of Agriculture, Kyoto University ○Koichi Unami, Masayuki Fujihara Deanship of Scientific Research, Mutah University Osama Mohawesh

18.	ベトナム南部 Tri An 流域における分布型流出モデルの開発とシナリオ分析	72
9:45~10:00	九州大学大学院生物資源環境科学府 九州大学大学院農学研究院	○大月乃瑛・高田亜沙里 平松和昭・原田昌佳・田畑俊範
19.	トンレサップ湖における衛星データを用いた氾濫域・氾濫水位推定手法の開発	76
10:00~10:15	石川県立大学生物資源環境学部 富山県立大学工学部 山形大学農学部 土木研究所寒地土木研究所	○渡邊裕太・藤原洋一・長野峻介・一恩英二 星川圭介 藤井秀人 田中健二
20.	森林内外における消雪日の差の地域特性と積雪・融雪観測	82
10:15~10:30	石川県立大学	○平田智道・藤原洋一・高瀬恵次・長野峻介・一恩英二
21.	沖縄県北部の国頭マージ傾斜畑地における土壌侵食および WEPP を用いた侵食量予測	88
10:30~10:45	琉球大学大学院	○前川英樹・酒井一人
22.	突発的な高濃度濁水が扇状地の地下水環境および砂浜海岸に与えた影響 — 手取川流域を事例として —	90
10:45~11:00	石川県立大学 アルスコンサルタンツ	○藤原洋一・高瀬恵次・長野峻介・一恩英二 小池田奈緒
	◇ 休憩 ◇	11:00~11:15
▼Session4	座長 竹内潤一郎 (京都大学)	11:15~13:15
23.	水面冷却を利用した有機汚濁水域の無酸素化と藻類増殖の抑制効果	96
11:15~11:30	九州大学大学院農学研究院 鹿島建設株式会社	○原田昌佳・平松和昭・田畑俊範 速水公佑
24.	富栄養化水域の藻類網別 Chl.a の短期予測に向けた階層型 FFNN モデルの汎化性能の改良	101
11:30~11:45	九州大学大学院生物資源環境科学府 九州大学大学院農学研究院	○山本 錬 原田昌佳・平松和昭・田畑俊範
25.	灌漑期の環境配慮水路における多種の生物に対する生息場評価	107
11:45~12:00	愛媛大学大学院農学研究科	○尾崎浩平・泉 智揮・山下尚之
26.	A Gaussian-Process-Based global sensitivity analysis of cultivar trait parameters in APSIM-Sugar Model: Special reference to Different soil, Irrigated and Rainfed Environments in Thailand	113
12:00~12:15	Graduate school of Agriculture, University of the Ryukyus	○Bandara W.B.M.A.C., Kazuhito Sakai1

27. A sensitivity analysis of Piano Key Weir discharge capacity based on 3D numerical modeling	119	
12:15~12:30	The United Graduate School of Agricultural Science, Gifu University ○Le Anh Tuan Faculty of Applied Biological Sciences, Gifu University Ken HIRAMATSU	
28. The Effect of Controlled Release Fertilizers To Reduction of The Nitrogen Leaching In Sugarcane Fields In Okinawa	123	
12:30~12:45	Graduate school of Agriculture, University of the Ryukyus ○RHK Rathnappriya, Kazuhito Sakai	
29. 全面傾斜隔壁魚道においてドジョウ類の遡上率に濁水が与える影響	128	
12:45~13:00	石川県立大学生物資源環境学部 岐阜県揖斐農林事務所	○一恩英二・中野光議・長野峻介・藤原洋一 加藤絢也
30. エチオピア高原における総合的な小流域管理モデルの構築	134	
13:00~13:15	国際農林水産業研究センター メケレ大学	○幸田和久・南雲不二夫 ゲブラヨハネス ギルマイ・テスファイ ベリフ
◆閉会式, 副学会長挨拶	13:15~13:20	

文献調査と衛星画像を利用した閉鎖流域からの蒸発散量推定について

宮崎大学農学部 多炭雅博

1.はじめに

イラン国北西部に位置するオルミエ湖は、世界の主要な塩湖の一つに数えられ、湖面面積は4750-6100 km² (Eimanifar and Mohebbi, 2007)、塩分濃度はおおよそ 200–300 g L⁻¹ (Ghaheri et al., 1999; Farzin et al., 2012)である。この湖を中心に形成されるオルミエ湖流域は閉鎖流域なので、流域全体の水資源供給は降水量で、支出は蒸発散量で近似できる。なお、流域における年降水量は、湖付近で 300 mm 程度、流域辺縁部の山地で 500-700 mm 程度となっている。

近年、降水量の変動や過剰な灌漑農業により、オルミエ湖の水位および湖面面積が急激に低下・減少しており（図 1）、湖消失が危惧されている。イラン国政府は 2013 年にオルミエ湖救済委員会を設立し、FAO や UNDP 等の国連機関、また JICA 等の国際援助機関等との連携も取りつつ、政府機関であるオルミエ湖救済プログラム (Urmia Lake Restoration Program; ULRP) が主体となって湖の回復に取り組んでいる。

このような状況下では流域水文の理解のために正確な実蒸発散量の把握が重要である。現地では個々の農家による違法、あるいは行政に届け出の無い取水が多く見られ、地盤や地下水等データの不足も相まって、水収支解析から実蒸発散量を推定することが難しい。そこで本研究では文献調査と衛星画像を利用した流域および圃場蒸発散量推定を試みた。



図 1. 1995 年 8 月と 2015 年 8 月におけるオルミエ湖の湖面状況変化

2.方法

2017 年 8 月から 2019 年 5 月までの期間に計 5 回、現地調査を行い、現地の農業および気象環境を把握した。現地気象データはイラン国気象庁が取得したデータを使用した。衛星による蒸発散量推定方法としては、GCOM-C ETindex 推定アルゴリズム (Tasumi et al., 2016) により初期解析を行った上で、2014 年から 2016 年までの 3 年間についてのより精密な蒸発散量推定を地表面エネルギー収支モデル (METRIC; Allen et al. 2007) を使って行った。また、湖面蒸発量については地表面エネルギー収支モデルからの直接算出はできないため、文献調査を通して経験式を作成することにより推定した。

本研究では実測の蒸発散量データが存在せず、衛星画像により推定した蒸発散量の精度検証はできない。そこで簡易的ではあるが、FAO の灌漑マニュアル (FAO-56; Allen et al., 1998) から推定した蒸発散量の基準値と、衛星による推定値を比較することにより、推定精度の検証を行った。

3.結果と考察

3.1.湖面蒸発量の推定

湖面蒸発量については、年間積算値が年平均気温とよく対応することがわかっている(Croley II et al., 1998; 近藤, 2000; Tasumi, 2005)ため、まずは気温から年間積算蒸発量を求め、その後その値を月ごとに割り振ることで月蒸発散量を推定した。文献調査による気温と淡水湖・塩水湖からの蒸発散量の対応を図2に示す。なお、図2右の実線は、塩水湖を対象とした文献値の中で信頼度が高いと判断したソルトレイク (Mohammed and Tarboton, 2012) と死海 (2) (Calder and Neal, 1984) を結ぶ直線で、本研究ではこの直線を利用してオルミエ湖の年間蒸発量を推定した。オルミエ湖のような水深の浅い湖の月別蒸発散量の配分割合は、基準蒸発散量の配分割合と類似であることが見込まれる (Tasumi, 2005) ため、この知見を利用して月別蒸発量を求めた。

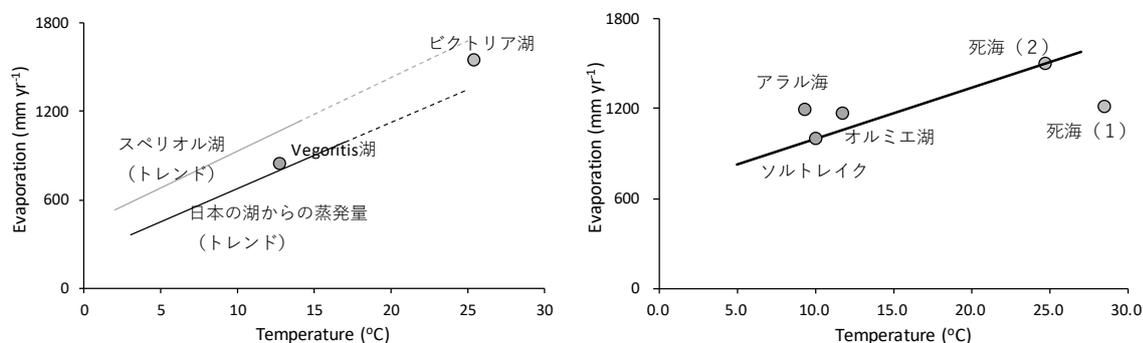


図2. 文献調査による気温と淡水湖からの年間蒸発散量との関係 (左) と塩水湖からの年感情蒸発散量との関係 (右)

3.2.流域蒸発散量の推定

湖面を除く流域蒸発散量は、衛星画像を利用したエネルギー収支計算により求めた。推定結果は図3に示すとおり、湖面および灌漑農地からの蒸発散量が大きく、天水農地・裸地・荒地などからの蒸発散量は少なかった。灌漑農地の中でも蒸発散量が特に大きな地域は、リンゴ栽培が盛んな地域と合致している。現地ではリンゴは一般的に長期間にわたる掛け流し灌漑が行われており、下草としてアルファルファ等の牧草も栽培されているため、蒸発散が盛んである。

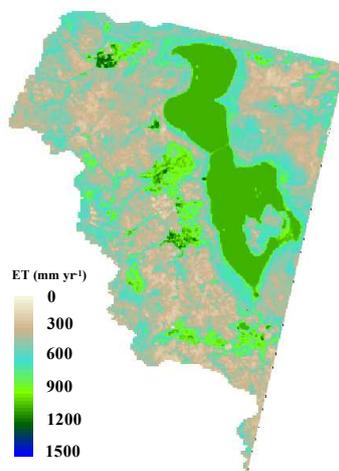


図3. 2016年の西部オルミエ湖流域におけるMETRICモデルによる年間蒸発散量推定結果

この流域の中で、作物の生育状況や水の供給条件がわかっている地表面、すなわち適正に灌漑されていることが見込める農地と、水供給=降水量データとなる気象観測所付近の裸地については、FAOの灌漑マニュアルで蒸発散量を別途推定可能である。この中で衛星による蒸発散量との比較が可能な広く一様な土地利用（200 m×200 m以上）の地点をリンゴ畑・ブドウ畑・裸地の合計で7地点選び、FAOマニュアルによる推定蒸発散量と衛星による推定蒸発散量とを比較した（表1）。FAOマニュアルの値を真値と仮定すると、推定精度は年やサンプル地点により幅があるものの、土地利用ごとの平均誤差はリンゴ畑で33 mm、ブドウ畑で61 mm、裸地で57 mmとなった。いずれも衛星による蒸発散量推定の誤差としては標準的～やや良好な結果であるが、誤差を相対的に見ると、誤差は実蒸発散の大きなリンゴ畑で小さく、蒸発散自体が少ない裸地で大きくなった。

流域の大きな部分を占める山地や荒地・天水農地については、データの不足により精度の定量評価はできなかったものの、現地の聞き取り調査や降水量データ等との比較、衛星による植生状態把握から、推定値に一定の妥当性があるものと考えている。現地では流域実蒸発散量の情報が不足しており、少なくとも近年の湖縮小の大きな人為的要素である灌漑農地からの蒸発散量を一定の推定精度の目安とともに示した本研究は、今後の流域水収支および湖救済の方策を検討する上で有用であると考えられる。

表1. 土地利用ごとのFAOマニュアルによる年間蒸発散量推定値とサンプル地点におけるMETRICモデルによる推定値との比較

土地利用	地点No.	蒸発散量 (mm yr ⁻¹)		
		2014年	2015年	2016年
リンゴ畑	FAO-56	1233	1261	1247
	Loc 1	1304	1300	1268
	Loc 2	1366	1288	1250
	Loc 3	1231	1283	1228
ブドウ畑	FAO-56	NA	NA	806
	Loc 4	NA	NA	867
裸地	FAO-56	201	154	231
	Loc 5	149	179	186
	Loc 6	268	305	284
	Loc 7	307	277	312

引用文献

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., and Smith, M., 1998: Crop Evapotranspiration—Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Rome, Italy.
- Allen, R.G., Tasumi, M., Trezza, R., 2007. Satel-lite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC) - model. J. Irrig. Drain. Eng. ASCE., 133, 380-394.
- Calder, I.R., Neal, C., 1984. Evaporation from saline lakes: a combination equation approach. Hydrological Sciences Journal, 29:89-97
- Croley II, T.E., Quinn, F.H., Kunkel, K.E., Changnon, S.A., 1998. Great lakes hydrology under transposed climates. Climatic change 38: 405-433.
- Eimanifar, A., Mohebbi, F., 2007. Urmia Lake (Northwest Iran): a brief review. Saline Systems 2007, 3:5

doi:10.1186/1746-1448-3-5.

- Farzin, S., Ifaei, P., Farzin, N., Hassanzadeh, Y., Aalami, M.T., 2012. An Investigation on Changes and Prediction of Urmia Lake water Surface Evaporation by Chaos Theory. *Int. J. Environ. Res.*, 6:815-824
- Ghaheiri, M., Baghal-Vayjooee, M.H., Naziri, J., 1999. Lake Urmia, Iran: A summary review. *International Journal of Salt Lake Research* 8: 19-22.
- Mohammed, I.N., Tarboton, D.G., 2012. An examination of the sensitivity of the Great Salt Lake to changes in inputs, *Water Resour. Res.*, 48, W11511, doi:10.1029/2012WR011908.
- Tasumi, M., 2005. A review of evaporation research on Japanese lakes. *Proceedings of the ASCE/EWRI World Water and Environmental Resources Congress*. May 15-19, Anchorage, Alaska (USA), 10 pages.
- Tasumi, M., Kimura, R., Allen, R.G., Moriyama, M., Trezza, R. 2016. Development of the GCOM-C global ETindex estimation algorithm. *Journal of Agricultural Meteorology* 72:85-94.
- 近藤純正, 2000. 地表面に近い大気の科学. 東京大学出版会.

千苺貯水池流域の水田群からのリン流出負荷量の推定

京都大学大学院農学研究科 ○飯間 一翔・藤原 正幸
宇波 耕一・竹内潤一郎
熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター 濱 武英

1. はじめに

内湾や湖沼といった閉鎖性水域に、窒素やリンなどの栄養塩が流入すると富栄養化が引き起こされ、特定のプランクトンが増加する。プランクトンの過剰な増殖は、アオコや赤潮の発生による漁業被害、浄水場での濾過障害や異味臭、プランクトンが放出する悪臭や毒素といった問題を引き起こし良質な水資源の喪失の原因となる。

兵庫県神戸市北区に位置する千苺貯水池（以下、貯水池）は、この富栄養化の問題を抱えている閉鎖性水域の一つである。貯水池は上水道専用貯水池であり、貯水量 1,160 万 m^3 、水面積 112 万 m^2 、最大水深 35m の規模で、波豆川と羽束川の二つの河川が流入し、その流域面積は 94.5 km^2 である。貯水池を形成している千苺ダムは堤高 42m、堤長 106m で、1919 年に完成し、登録有形文化財と近代化産業遺産に登録されている。

貯水池は平成 14 年に全リンに係る環境基準（湖沼 II 型類：年平均 0.01mg/L）の指定を受けてから平成 28 年まで、この指標を安定的には満たしていない（神戸市環境局, 2018）。全リン（TP）に対する全窒素（TN）濃度の比の値が 13 以上の場合、植物プランクトンの増殖はリン制限であるといわれている（大森・一柳, 2011）。貯水池では昭和 52 年度から年平均濃度においてこの値が 13 以上をとっていることから、本貯水池はリン制限であると考えられる。

近年、波豆川の TP 濃度の上昇が報告されており、これが、貯水池内で曝気、底層水循環等の水質改善工法を実施しているにもかかわらず、貯水池内の TP 濃度が下がらない要因の一つと考えられる。しかしながら、波豆川流域には産業負荷などの点源もなく、リンの流出源は明確ではないのが現状であり、その原因として森林、農地といった面源汚濁負荷の影響を考える必要がある。

貯水池流域を対象として、山本（2015）は TP 負荷量と土地利用形態の相対関係を調べ、TP と水田の強い相関を明らかにした。その結果を受けて、波豆川流域の水田群を対象にして、末澤（2016）は非作付け期の、右田（2017）は作付け期の、橋本（2018）は年間を通しての TP 排出負荷量を検討した。

以上を踏まえて本研究は、測定データのさらなる蓄積により、水田群におけるより高い精度での TP 排

出負荷量の推定と、代掻き-田植え時の TP 排出負荷量の推定を目的とする。

2. 方法

調査水田は波豆川に沿った面積 1.6ha の水田群（図 1）である。図中の採水地点（河川）と示された位置にポンプがあり、河川から灌漑水が揚水され、図中に示した矢印のように水田群の両側に用水が供給され、それぞれの水田の水口から流入し、水田群の中央に配置された排水路に排水が流れ込む構造となっている。対象水田の排水が合流した排水路末端に量水のための直角三角堰（深さ 180mm、切り欠きまでの高さ 100mm）を設置した。その位置が図中に採水地点（堰）と書かれている場所である。堰内部に投込圧力式水位計を入れ、10 分間隔で水位を測定した。この実測水位と流量測定から水位-流量（HQ）曲線を求めた。

降水量は調査水田から約 2km 離れた場所に桁形自記雨量計を設置し観測した。設置以前と欠測期間は対象地から約 9km 離れた三田市のアメダスデータを使用した。

観測期間は、2016 年 4 月 1 日から 2018 年 12 月 31 日である。また、2016 年に 11 回、2017 年に 23 回、

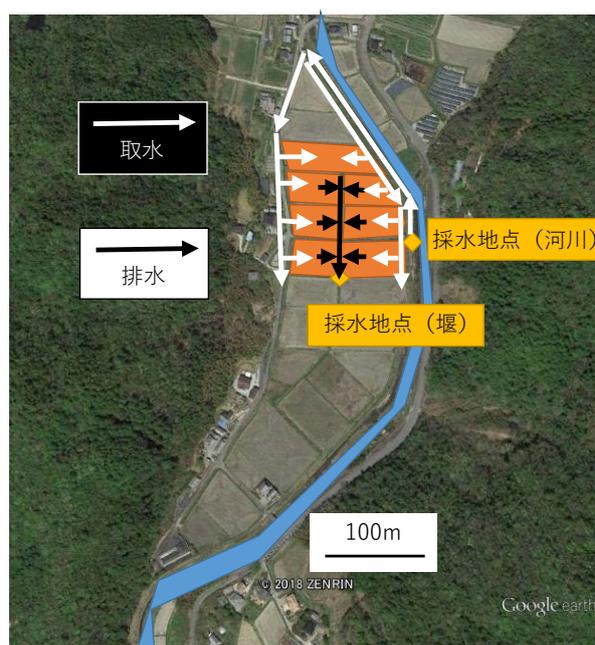


図 1 調査水田

2018年に12回現地調査を行った。現地調査では、堰で流量の観測、堰と河川で採水を行った。流量が少ないときは、一定時間に流れる堰の越流水をバケツを用いて計測した。流量が多いときは、排水路内において流速計で計測した値に流積を乗じて流量を求めた。採水サンプルは神戸市水質試験場に持ち込み、TP濃度の分析を依頼した。

3. 結果と考察

3.1. HQ 曲線

堰の越流水深 $H(\text{cm})$ と流量 $Q(\text{cm}^3/\text{s})$ から作成した HQ 曲線 (図 2) と得られた関係式を以下に示す。これには右田 (2017), 橋本 (2018) のデータも含め、全部で 34 個のデータを用いた。越流水深が 9.7cm 以上では堰全体を越流するため、そこを境界として 2 種類の HQ 曲線を作成した。また、越流水深が 3.9cm 以下のところは直線で補完した。

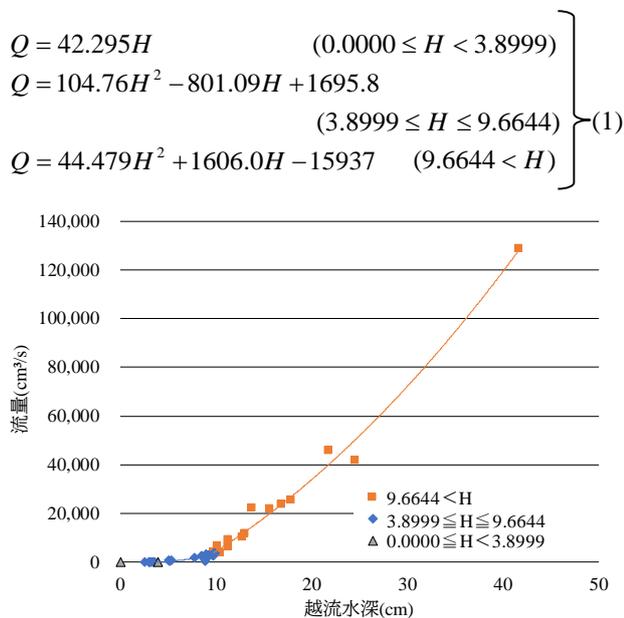


図 2 HQ 曲線

3.2. 灌漑期の負荷量

観測期間の灌漑期において最も多くの水質データを収集することができた 2017 年の灌漑期 (5 月 8 日 - 9 月 12 日) の TP 負荷量を計算する。まず、河川からの取水量を推定するために対象水田群の水収支について考える。対象水田群の水収支は、

$$Q_{in} + R = Q_{out} + ET + D \quad (2)$$

と表されると仮定する。ここで $Q_{in}(\text{m}^3)$ は流入流量、 $R(\text{m}^3)$ は降水量、 $Q_{out}(\text{m}^3)$ は流出流量、 $ET(\text{m}^3)$ は蒸発散量、 $D(\text{m}^3)$ は土壌浸透量である。

灌漑期間中の総降水量は 485mm であったので、

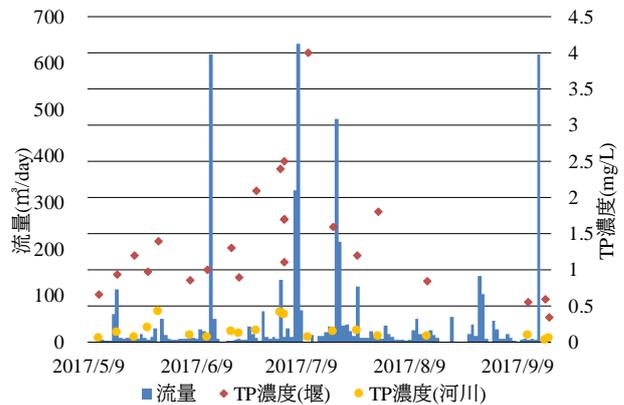


図 3 灌漑期の流量と TP 濃度

$R=485(\text{mm}) \times 1.6(\text{ha})=7,760\text{m}^3$ である。総流出流量は式 (1) を用いて計算すると、 $Q_{out}=5,155\text{m}^3$ であった。日平均蒸発散量を $4.0\text{mm}/\text{day}$ (桜谷・堀江, 1985) とすると $ET=4.0(\text{mm}/\text{day}) \times 128(\text{day}) \times 1.6(\text{ha})=8,192\text{m}^3$ となる。湛水時の日土壌浸透量については文献ごとに差が大きく、宇土ら (2000) は $1.0\text{mm}/\text{day}$ (粗粒質普通褐色低地土あるいは中粒質斑鉄型グライ低地土)、武田ら (1991) は $13.5\text{-}15.0\text{mm}/\text{day}$ (砂礫普通低地水田土) と報告している。調査水田は細粒質普通低地水田土 (農研機構農業環境変動研究センター) あるいは灰色低地土壌 (濱, 未発表) に相当する。以上のことから、ここでは土壌浸透量を $5.0\text{mm}/\text{day}$ と仮定して計算する。湛水期間は 119 日間であったので、 $D=5.0(\text{mm}/\text{day}) \times 119(\text{day}) \times 1.6(\text{ha})=9,520\text{m}^3$ となる。以上の値を式 (2) に代入すると、 $Q_{in}=15,107\text{m}^3$ と求まる。次に、水田に起因する TP 負荷量 $L_{paddy}(\text{g})$ を以下の式で求める。

$$L_{paddy} = L_{out} - L_{in} - L_{rain} = Q_{out} C_{out} - Q_{in} C_{in} - RC_{rain} \quad (3)$$

ここで $L_{out}(\text{g})$ は流出 TP 負荷量、 $L_{in}(\text{g})$ は流入 TP 負荷量、 $L_{rain}(\text{g})$ は降雨による TP 負荷量、 $C_{out}(\text{mg}/\text{L})$ は堰での TP 濃度、 $C_{in}(\text{mg}/\text{L})$ は河川水の TP 濃度、 $C_{rain}(\text{mg}/\text{L})$ は降雨の TP 濃度である。

Q_{out} は観測した越流水深と式 (1) を用いて 10 分ごとの値を計算した。 C_{out} については測定から次の測定までの間、直線的に変化すると仮定して 10 分ごとの値を求めた。その結果、 $L_{out}=7,437\text{g}$ であった。 C_{in} は灌漑期の平均値 $0.23\text{mg}/\text{L}$ を用いた。その結果、 $L_{in}=3,502(\text{g})$ となる。 C_{rain} は梅本ら (2001) の観測データから $0.008\text{mg}/\text{L}$ とすると、 $L_{rain}=62\text{g}$ と計算される。従って、 $L_{paddy}=3,873\text{g}(=2,421\text{g}/\text{ha})$ が得られる。

2017 年の灌漑期 (5 月 8 日 - 9 月 12 日) の TP 濃度 (橋本, 2018) と流量を図 3 に示す。TP 濃度は 7 月 11 日に最大値 $4.0\text{mg}/\text{L}$ を観測した。これは 7 月 8 日の追肥の影響が考えられる。また、比較的大きい

400m³/日以上以上の流量を4回観測した。7月4日-5日と9月12日は降雨によるものである。7月16日-17日はポンプの作動による流量増加である。6月10日は、降雨もポンプの作動も記録されていないので中干しのための落水と考えられる。この4回のイベントで灌漑期全体の60.3%のTPが流出したことになる。

3.3. 非灌漑期の負荷量

非灌漑期については、降雨時のみ流出が生じ、式(3)において $L_m=0$ となる。2018年9月9日と9月30日の2回、降雨時の調査を行った。その時の流量・降水量・TP濃度を図4と図5に示す。9月9日では、降水量は12.6mm、TP負荷量は41.6g/haであった。9月30日では、降水量は57.8mm、TP負荷量は392.4g/haであった。

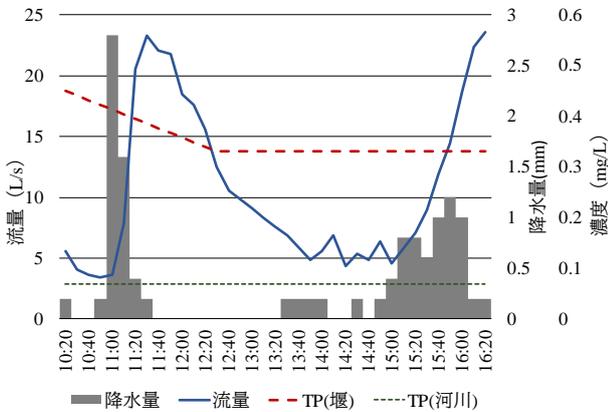


図4 9月9日の調査

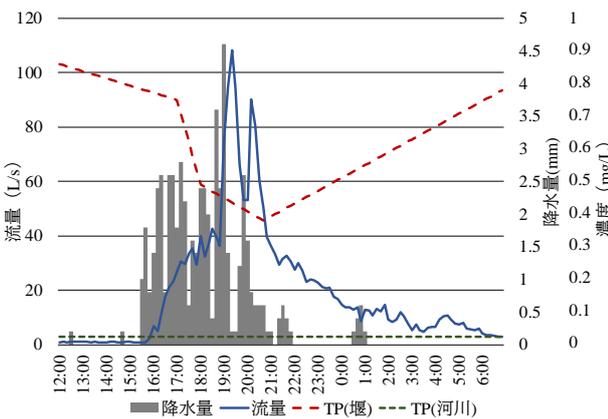


図5 9月30日の調査

一連の降雨による降水量 r (mm)と負荷量 L (g/ha)の関係を図6と式(4)に示す。これは、末澤(2016)と橋本(2018)の降雨時のデータも含めたものである。

$$L = 209.11 \ln(r) - 458.28 \quad (4)$$

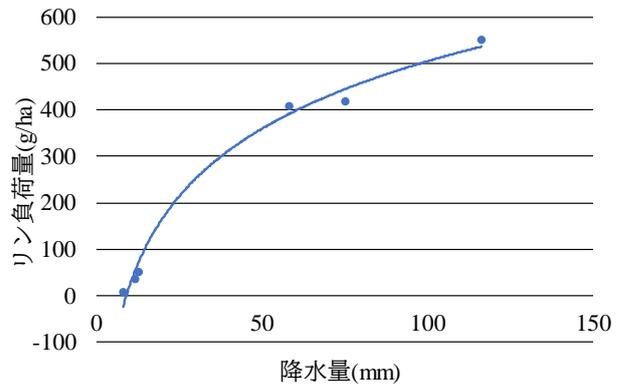


図6 降水量とTP負荷量の関係

式(4)では9mm以下の降水量では負荷量が負になってしまうため、9mm以下の負荷量はゼロと仮定した。

式(4)を用いて計算した10年間(2009年-2018年)の非灌漑期(1-4月, 9-12月)の降水量と負荷量の推移を図7に示す。10年間の平均は4,675g/haであった。負荷量の最大値は5,515g/ha(2016年)、最小値は3,549g/ha(2014年)であり、これは年降水量の最大値(2016年:901mm)と最小値(2014年:626mm)に対応している。しかしながら、図7からわかるように常に降水量と負荷量の大小が対応しているわけではない。たとえば、2009年と2013年を比べると、降水量はそれぞれ641mmと870mmであり、その差は大きい。負荷量は4,015g/haと4,209g/haであまり変わらない。また、2011年と2012年を比較しても同様で、降水量は859mmから788mmに減少しているが、負荷量は逆に4,385g/haから5,289g/haに増加している。

10年間の降水量と負荷量の対応を図8に、9mm以上の降水回数と負荷量の対応を図9に示す。9mm以上の降水回数は2009年は22回、2011年は22回、2012年は26回、2013年は23回で負荷量とよく対応している。

さらに、式(4)を基に L/r について考えると $r=24.3$



図7 10年間の非灌漑期の降水量と負荷量の推移

の時最大となる。つまり、この規模の雨が降ったときに最も効率よく TP が流出することになる。このことから、ある期間の総降水量が同じであっても、24.3mm 付近の一連の降雨ばかりあると、総負荷量は多くなると考えられる。

2017 年の TP 負荷量は 4,664g/ha であった。この年の特に降水量の多かった 5 回（4 月 17 日 43mm, 9 月 17 日 87mm, 10 月 2 日 65mm, 10 月 22 日 153mm, 10 月 29 日 67mm）の降雨イベントで 52% の負荷量が流出していた。他の年では、降水量の多い 5 回の降雨イベントで、非灌漑期の 3 割～5 割程度の TP 負荷量が流出していることが分かった。

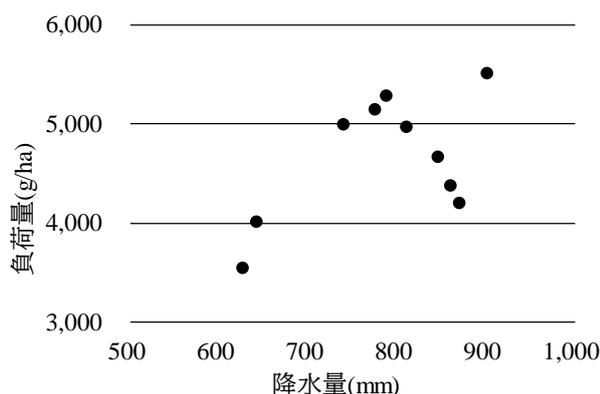


図 8 降水量と負荷量

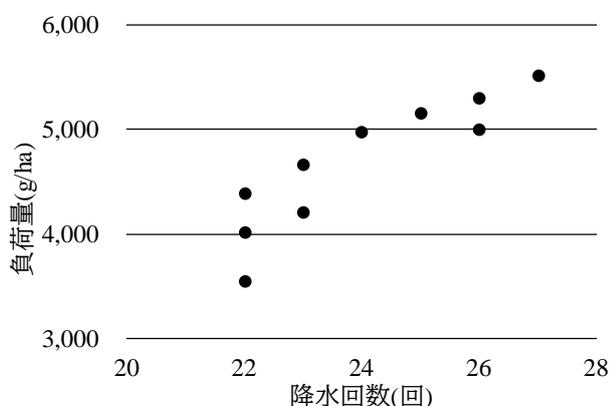


図 9 9mm 以上の降水回数と負荷量

3.4. 代掻き・田植え時の負荷量

調査水田群の一部 (0.2ha, コシヒカリ) で 2018 年 5 月 15 日に代掻きが行われた。他の水田のうち 1.0ha (コシヒカリ) は代掻き済みであり、残りの 0.4ha (モチ) は代掻き前であった。代掻き中の水田からは濁水が流れており、代掻き済みの水田からも水尻から表面流出があった。この時、堰での流量は 1.0L/s, TP 濃度は 1.8mg/L であった。代掻き終了後、その水田からの排水は完全に止められていた。この時、堰での流量は 0.4L/s, TP 濃度は 1.2mg/L であった。ここから、代掻き中の水田からの排水 TP 濃度は

2.2mg/L であり、代掻き済みの水田からの排水 TP 濃度は 1.2mg/L であると推定できる。15 日から 16 日にかけて田植え前の落水が行なわれており、その合計が約 330m³ であった。ここから約 380g の TP 負荷量が排出されたと推定できる。2017 年の灌漑期の負荷量が 3,873g であったので、その 1 割程度が代掻き後 (田植え前) の排水で流出していることが分かった。

4. まとめ

兵庫県北区に位置する千苺貯水池流域における水田からの TP 負荷量について検討した。その結果、灌漑期、非灌漑期ともに短期間に集中して TP が流出していることが分かった。概算では降水量が多い日の数日間で、年負荷量の半分近くが流出している。また、代かき・田植えや施肥などの農作業が TP 負荷量の上昇と関連していることが確かめられた。

謝辞

本研究を進めるにあたり、神戸市水質試験場の皆様に水質データの分析・提供を頂いた。また、京都大学農学部水資源利用工学研究室の専攻生に協力頂いた。本研究は科研費 16K15007 の助成を受けた。

引用文献

宇土顕彦・竺文彦・大久保卓也・中村正久 (2000) : 灌漑期の水田における水量収支と栄養塩収支, 水環境学会誌第 23 巻第 5 号 298-304.

梅本諭・駒井幸雄・井上隆信 (2001) : 都市域, 山林域における湿性降水物及び全大気降水物による窒素, リンの負荷量, 水環境学会誌第 24 巻第 5 号 300-307.

大森浩二・一柳英隆 (2011) : ダム湖生態系と流域環境保全, 京都大学学術出版会. p.182.

神戸市環境局 (2018) : 平成 28 年度環境水質, 93-94, 111. <http://www.city.kobe.lg.jp/life/recycle/environmental/earth/img/H28kankyosuisitu.pdf>

桜谷哲夫・堀江武 (1985) : 作物の蒸発散に関する研究 (1) 水田蒸発散の季節・品種別特性と簡易測定法, 農業気象 41(1):45-55,1985.

末澤理央 (2016) : 降雨時における非作付期の水田群からのリン流出負荷, 京都大学農学部卒業論文.

武田育郎・國松孝男・小林慎太郎・丸山利輔 (1991) : 水系における水田群の汚濁物質の収支と流出負荷量—水田群からの汚濁負荷流出に関する研究 (II) 一, 農土論集 (153).

農研機構農業環境変動研究センター (2019) : 日本土壌インベントリ. <https://soil-inventory.dc.affrc.go.jp/index.html>

橋本佳子 (2018) : 千苺貯水池流域における水田群からのリン負荷量, 京都大学農学部卒業論文.

右田弘毅 (2017) : 作付期における水田群からのリン流出, 京都大学農学部卒業論文.

山本浩子 (2015) : 千苺貯水池における流域におけるリン排出源の面源解析, 京都大学農学部卒業論文.

LBMによる多孔質体内の浸透率とレイノルズ数の関係の検討

○竹内 雄人¹・竹内 潤一郎²・藤原 正幸²・泉 智揮³¹京都大学農学部 ²京都大学大学院農学研究科 ³愛媛大学大学院農学研究科

1 はじめに

多孔質体である土壌中の水の流れを的確に把握することは、持続的かつ効率的な農業を営む上ではもちろん、地球工学や環境科学の分野でも非常に重要である。しかしながら、実際の土壌に対する物理実験では流れの可視化が難しく、また間隙内の流速を計測することができないため、満足な解析を行うことが困難となる。そのため、多孔質体に対する数値実験により、間隙内の流速や流況を把握することが求められる。そこで、本研究では、個別要素法に基づき生成した多孔質体に対して流体の数値解析モデルである格子ボルツマン法(LBM)による解析を行い、多孔質体の浸透率とレイノルズ数の関係について検討した。

2 非ダルシー流れ

一般に、土壌等の多孔質体内の水分流動は、流速が動水勾配に比例するとする次のダルシー則によって支配される。

$$v = -\frac{k}{\mu} \frac{\partial h}{\partial x} \quad (1)$$

ここで、 v はダルシー流速、 k は浸透率、 μ は粘性係数、 $\partial h/\partial x$ は動水勾配である。

流速が比較的小さい場合ダルシー則が満足されるが、流速が大きい高レイノルズ数流れでは非線形性が現れることが知られており、以下の Forchheimer 式を始めとした様々な非線形モデルが提案されている。

$$\left| \frac{\partial h}{\partial x} \right| = \frac{\mu}{k} v + \beta \rho v^2 \quad (2)$$

ここで、 β は非ダルシー係数である。

非ダルシー流の研究としては、ダルシー流と非ダルシー流をレイノルズ数によって分類する研究が多くなされているが、研究者により用いているレイノルズ数の定義や遷移の境界となる値が違うなどの問題がある。本研究では、LBM シミュレーションの結果から、式(1)のダルシー則による浸透率と、次章で示す三種類のレイノルズ数を計算した。その解析結果から、ダルシー流から非ダルシー流への遷移と、多孔質体のレイノルズ数に関する報告を行う。

3 多孔質体のレイノルズ数

多孔質体に対して用いられるレイノルズ数は様々な定義が提案されており、大きく分けて3種類に分けられる。一つ目は土カラムの代表粒径と代表流速を用いて定義され、カラム全体に対してレイノルズ数が定められる。代表的なものに Ergun^[1]によるレイノルズ数があり、次の式(3)のように定義される。

$$Re_1 = \frac{\rho D_p v}{\mu} \frac{1}{1 - \phi} \quad (3)$$

ここで、 D_p は代表粒径、 ϕ は間隙率である。Ergun のレイノルズ数では、 $Re = 3 - 10$ で非ダルシー効果が顕著になると報告されている。代表粒径には平均粒径 D_{50} などが用いられるが、複雑な多孔質体に対して健全に定義できないという問題点がある。また管路内流れのレイノルズ数と違い物理的意味に乏しいという指摘もなされている^[2]。

二種類目のレイノルズ数は数値計算により多孔質体内の流速や間隙の直径を解析できるようになった1980年代以降に用いられるようになったもので、次のように表される。

$$Re_2 = \frac{\rho d_t \bar{U}}{\mu} \quad (4)$$

ただし、 d_t は間隙の直径、 \bar{U} は間隙内平均流速である。 Re_2 は各間隙を管路としてみたレイノルズ数であり、多孔質体内の各間隙で計算される。周期急拡—急縮モデルを用いた Ma and Ruth^[3] の数値解析ではこのレイノルズ数が用いられ、 Re_2 が3—10で非ダルシー効果が表れ始めている。

三種類目のレイノルズ数は、浸透率 k と非ダルシー係数 β により以下のように定義される。

$$Re_3 = \frac{k \beta \rho v}{\mu} \quad (5)$$

このタイプのレイノルズ数の特長は、実験や経験則により浸透率 k と非ダルシー係数 β が定まればどんな多孔質媒体でも明瞭に定義ができることにある。また、圧力勾配に対する非ダルシー項の割合 E が

$$E = \frac{Re_3}{1 + Re_3} \quad (6)$$

とかけることから、 Re_3 は非ダルシー効果と直接関係がある値である。Zeng and Grigg^[2]では、式(6)の E が0.1となるとき、すなわち $Re_3 = 0.11$ を非ダルシー効果が顕著となるレイノルズ数だとしている。 Re_3

を新たに Forchheimer 数 Fo と呼ぶ場合もあり, 本研究もこれに倣うこととする.

4 格子ボルツマン法 (LBM)

格子ボルツマン法は, 流体の運動を仮想的な気体粒子の集合体として記述する数値解析手法であり, 壁面境界条件の適用のしやすさから, 多孔質体内流れなど, 複雑な流路を持つ解析に適している. 2次元の格子ボルツマン法において, 領域は正方形の規則的な格子によって分割される. また, 流速は自身を含む隣接する 9 方向の格子速度 $\mathbf{c}_i (i = 0, \dots, 8)$ として離散化され, 各格子点において粒子は速度分布 $f_i(\mathbf{x}, t)$ を持って存在する. 同じ格子点に存在する粒子同士は互いに衝突し, 本研究で用いた BGK モデルでは, その衝突は次の衝突項により記述される.

$$f_i^*(\mathbf{x}, t) = f_i(\mathbf{x}, t) - \frac{\Delta t}{\tau} [f_i(\mathbf{x}, t) - f_i^{eq}(\mathbf{x}, t)] \quad (7)$$

ここで, $f_i^*(\mathbf{x}, t)$ は衝突後の速度分布関数, $f_i^{eq}(\mathbf{x}, t)$ は以下の局所平衡分布関数, τ は緩和時間である.

$$f_i^{eq}(\mathbf{x}, t) = w_i \rho \left[1 + \frac{(\mathbf{c}_i \cdot \mathbf{u})}{c_s^2} + \frac{(\mathbf{c}_i \cdot \mathbf{u})^2}{2c_s^4} - \frac{|\mathbf{u}|^2}{2c_s^2} \right] \quad (8)$$

ここで, w_i は重み係数, \mathbf{u} は流速, c_s は音速と呼ばれるパラメータである.

衝突した粒子は次のタイムステップで隣接した格子に移動するかそのまま留まり, 各格子点での密度と流速が以下のように計算される.

$$\rho(\mathbf{x}, t) = \sum_i f_i(\mathbf{x}, t), \quad \rho \mathbf{u}(\mathbf{x}, t) = \sum_i \mathbf{c}_i f_i(\mathbf{x}, t) \quad (9)$$

この一連の計算を定常状態となるまで行い, 各格子

点での密度と流速を得る.

5 解析方法

計算領域となる多孔質媒体は, 個別要素法を用いた重力パッキングにより充填した粒子の粒径を一様乱数で変化させて作成した. その際, 異なる乱数の種を使用して3種類の多孔質媒体を作成し, それぞれに対して解析を行った. 各粒子の曲面は正方形の格子により離散化され, 壁面境界として bounce-back 条件を適用した. 上壁部と下壁部にも同様に bounce-back 条件を適用し, 右側境界と左側境界は周期境界条件を与えた. また, 各格子点で x 軸方向に一定の力を加えることで一定の圧力勾配を与え, シミュレーションごとに力を変えて異なる圧力勾配で解析を行った. Fig. 1 に, 計算領域の例を示す. また, 図中の計算領域内の番号は, Re_2 において流速と管径を用いる間隙を表している.

計算領域の左右端でそれぞれ流速の平均をとり, それらの平均をとることでダルシー流速とした. ダルシー流速を式 (1) に代入して, 各解析での圧力勾配からダルシー則による浸透率を計算した.

6 結果と考察

各サンプルでの代表的な流れ場を Fig. 2, 3, 4 に示す. 異なるサンプルで異なる水みちが形成されていることが確認できる.

ダルシー流速を横軸に, 圧力勾配を縦軸にプロットしたグラフを Fig. 5 に示す. ダルシー流速が小さい範囲ではダルシー則に従う直線を示しているが, 流速がある程度大きい範囲で非線形性を有していることが確認できる.

Fig. 6 に, 各サンプルに対するレイノルズ数 Re_1 と

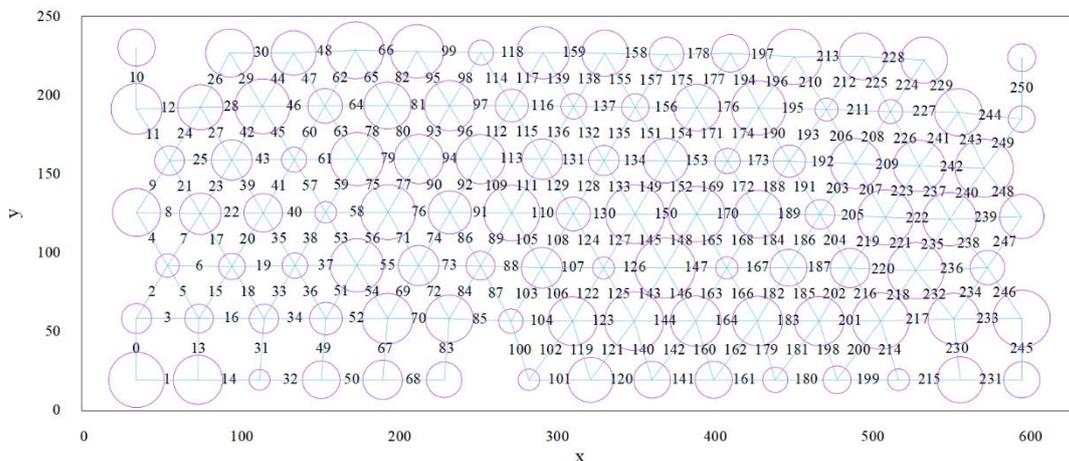


Fig. 1 Calculated domain for sample1

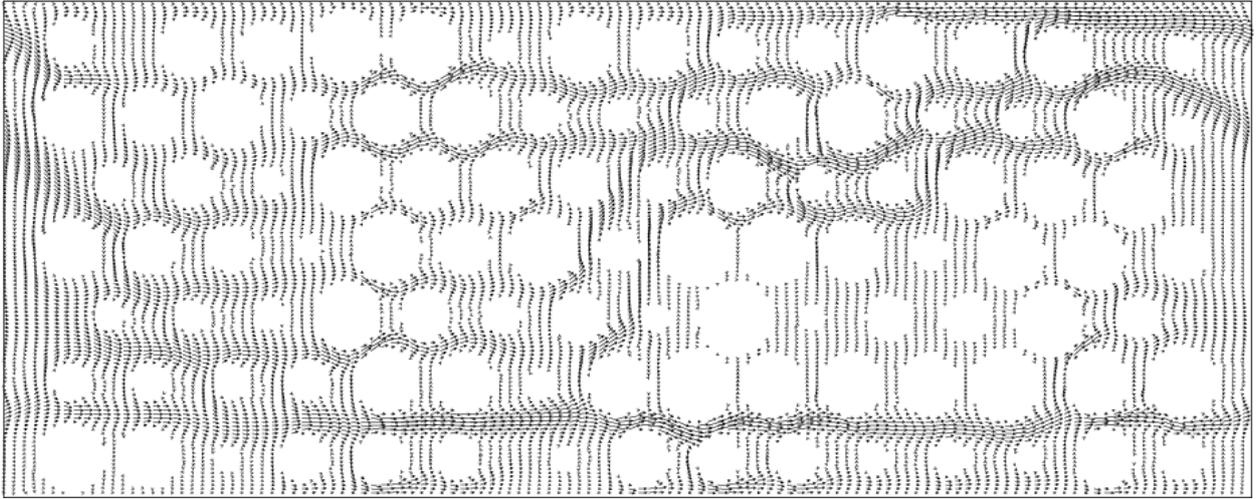


Fig. 2 Velocity field of sample1, $Re_1=60.39$, $Re_2^{max}=21.32$, $Re_2^{ave}=5.83$

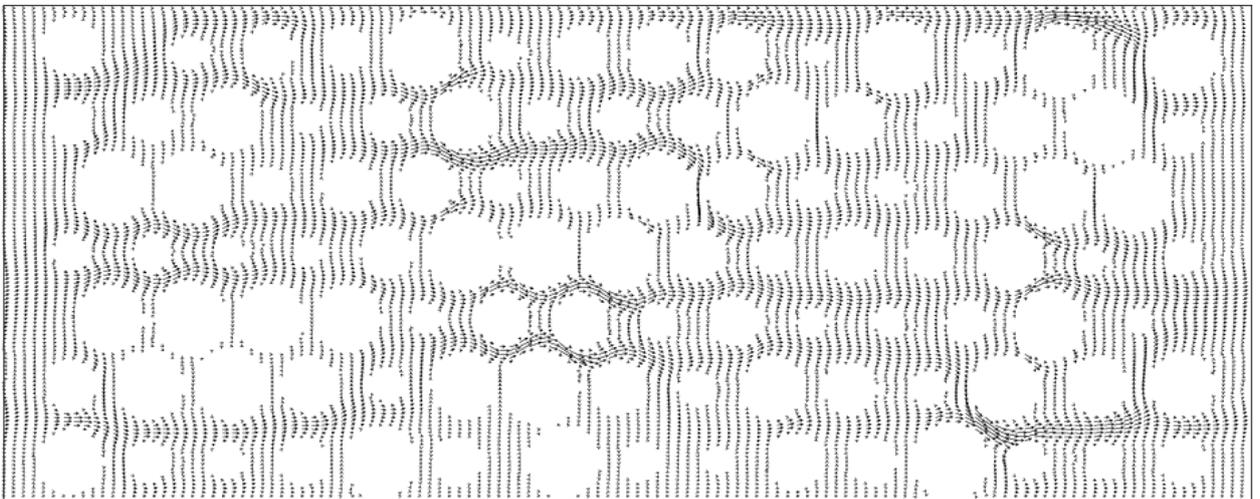


Fig. 3 Velocity field of sample2, $Re_1=38.15$, $Re_2^{max}=16.98$, $Re_2^{ave}=4.13$

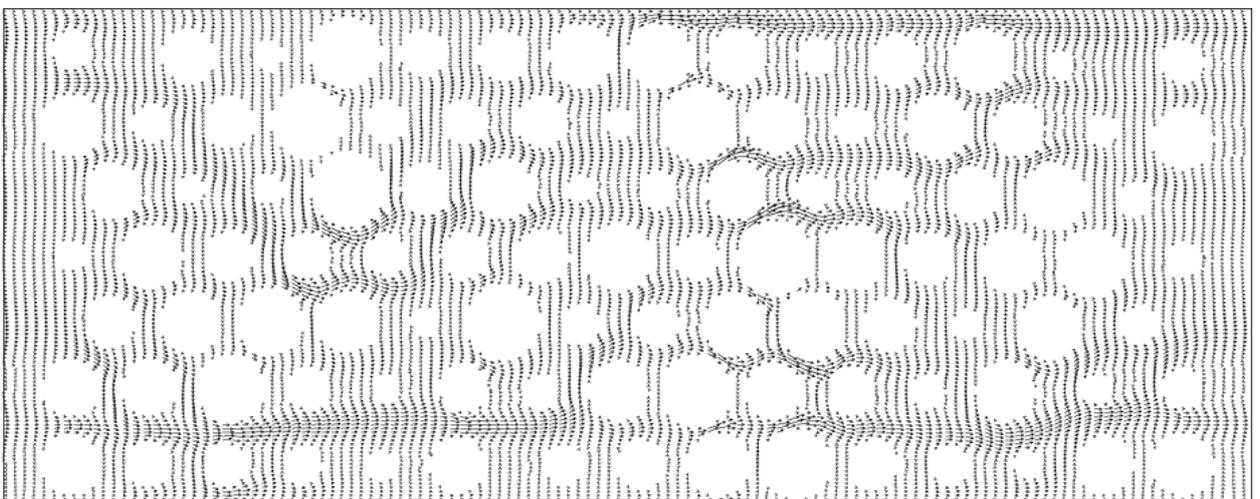


Fig. 4 Velocity field of sample3, $Re_1=41.51$, $Re_2^{max}=16.48$, $Re_2^{ave}=4.31$

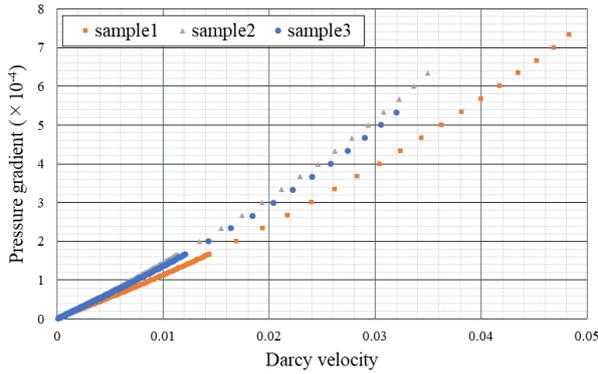


Fig. 5 Relationship between Darcy velocity and pressure gradient

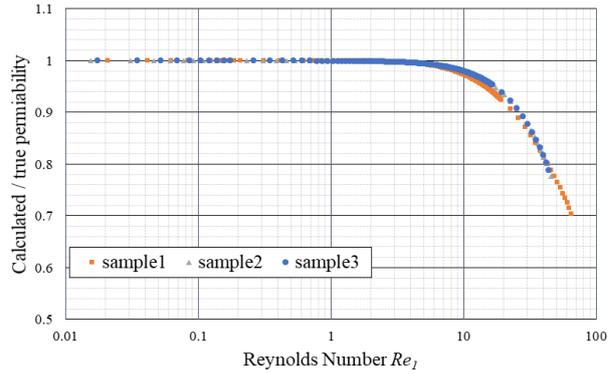


Fig. 6 Relationship between Ergun's Reynolds Number Re_1 and permeability calculated by Darcy's law. Permeability is standardized by true permeability.

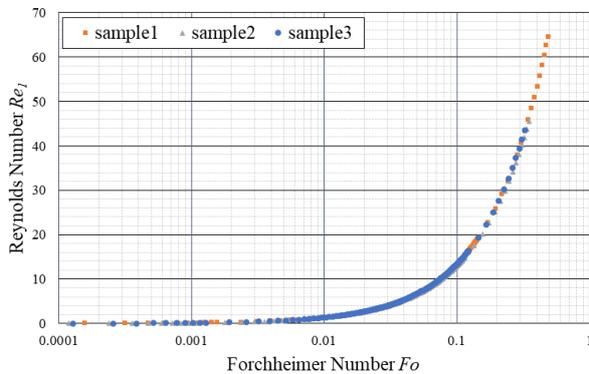


Fig. 7 Relationship between Forchheimer Number Fo and Ergun's Reynolds number Re_1

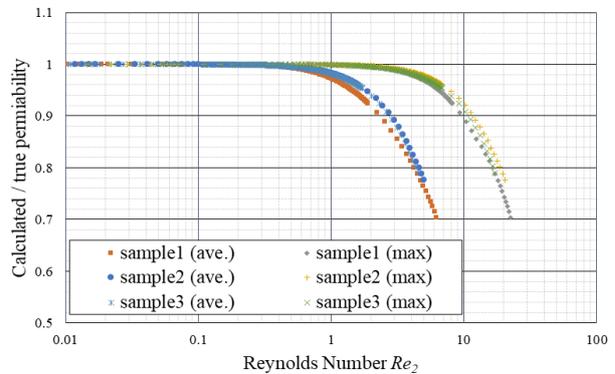


Fig. 8 Relationship between averaged and maximum Reynolds Number Re_2 in each pore. Permeability is standardized by true permeability.

浸透率の関係を示す. レイノルズ数 Re_1 がおおよそ 3 以下までは一定の浸透率を示し, 10 付近では計算した浸透率が約 3%減少しており, 先行研究と概ね合致している.

また, 式(5)の Forchheimer 数とレイノルズ数 Re_1 との関係を Fig. 7 に示す. なお, 式(5)中の Forchheimer 式から得られる各定数は, Fig. 5 を二次曲線でフィッティングすることにより得た. Fig. 7 では, Forchheimer 数が理論的な非ダルシー閾値である 0.11 となるとき, Re_1 は 13 付近を示している.

Fig. 8 には, 間隙ごとのレイノルズ数 Re_2 の平均 Re_2^{ave} 及び最大値 Re_2^{max} に対する浸透率の変化を示す. 平均に対しては Re_2 が 1 付近から, 最大値に対しては 3 付近から浸透率が減少している. 一つのキャピラリーモデルに周期境界条件を適用し解析した Ma and Ruth^[3]においても, Re_2 が 3 付近から浸透率が減少している. このことから, 多孔質体内の一部のレイノルズ数の大きい間隙での流れが全体の浸透率の減少に寄与していることが示唆される.

7 おわりに

個別要素法に基づき生成した多孔質媒体に対して, 格子ボルツマン法(LBM)による浸透流解析を行った. 解析結果から, 二種類のレイノルズ数, Forchheimer 数とダルシー則で計算した浸透率の間の関係を検討し, Ergun によるレイノルズ数 Re_1 が 3-10 となるときにダルシー則が乱れ始めることが支持された. さらに, 圧力勾配に対する非線形項の割合が 10%となるとき, すなわち Forchheimer 数が 0.11 となるとき, Re_1 は 13 を示した. 今後は, 多孔質体の滑らかな曲面を再現できる境界条件を適用し精度を向上させるほか, 流れ場から間隙ごとのレイノルズ数 Re_2 とその周辺での流況の変化を分析し, 非線形性の要因について考察することが求められる.

参考文献

- [1] S., Ergun (1952). *Chem. Eng. Prog.*, Vol. 48(2), pp. 89-94. [2] Z., Zeng and R., Grigg (2006). *Transport Porous Med.*, Vol. 63(1), pp. 57-69. [3] H., Ma and D., W., Ruth (1993). *Transport Porous Med.*, Vol. 13(2), pp. 139-160.

Application of SWAT model for phosphorus simulation in Sengari Reservoir basin

○Kimengich Baobab Kibet¹, Junichiro Takeuchi¹, Masayuki Fujihara¹¹Graduate School of Agriculture, Kyoto University

1. Introduction

One of the problems facing water resources in Japan is water pollution by loads, such as phosphorus and nitrogen from non-point sources. Controlling inflow loads in water bodies is one of the effective methods of preserving water quality in a closed basin such as lakes and reservoirs. The study area in consideration is Sengari Reservoir basin. Aeration and waterweeds help in purification of water in Sengari Reservoir. These methods, however, are not sufficient to improve water quality to the required level. Thus, it is essential to determine instream phosphorus load in the basin. Computer models are useful in the evaluation of mechanisms that govern nutrient sources, transport, and delivery from watersheds to lakes and reservoirs (Migliaccio *et al.*, 2007). Models, coupled with observational data from historical and current monitoring programs, provide the information for load allocations and implementation strategies. (Santhi *et al.*, 2002). Distributed models have proven to be effective in watershed management for simulation of pollutant loads from non-point sources.

This study utilizes the Soil Water Assessment Tool (SWAT) model for daily dissolved phosphorus simulation in Hatsuka and Hazu River basins, which drain into Sengari Reservoir. SWAT is a physically-based watershed scale model that requires information on weather, soil properties, topography, vegetation, and land management practice in a watershed under consideration. It predicts the impact of land management practice on water sediments and agricultural chemical yields. The model is process-based, computationally efficient, and capable of continuous simulation over a long period (Neitsch *et al.*, 2011).

2. Phosphorus in SWAT model

Mineral soils have three significant forms of phosphorus: organic phosphorus from humus, insoluble mineral phosphorus, and plant-available phosphorus in soil solution. Phosphorus input in the soil includes fertilizer and manure application, while it is taken out by plant uptake and erosion. Different pools in the SWAT model monitor organic and inorganic phosphorus.

Different approaches evaluate the phosphorus movement within the catchment. First, soluble phosphorus is allowed to leach from 10 mm of soil into the first soil layer. Due to the low mobility of phosphorus, SWAT allows soluble phosphorus to leach only from the top 10 mm of soil into the first soil layer. Equation (1) shows the amount of solution phosphorus moving from the top 10 mm into the first soil layer.

$$P_{perc} = \frac{P_{solution,surf} \cdot w_{perc,surf}}{10 \cdot \rho_b \cdot depth_{surf} \cdot k_{d,perc}}, \quad (1)$$

where P_{perc} is the amount of phosphorus moving from the top 10 mm into the first soil layer (kg P/ha), $P_{solution,surf}$ is the amount of phosphorus in solution in the top 10 mm (kg P/ha), $w_{perc,surf}$ is the amount of water percolating to the first soil layer from the top 10 mm on a given day (mm H₂O), ρ_b is the bulk density of the top 10 mm (Mg/m³), $depth_{surf}$ is the depth of the surface layer (10 mm), and $k_{d,perc}$ is the phosphorus percolation coefficient (m³/Mg). Phosphorus percolation coefficient is the ratio of the phosphorus concentration in the surface to the concentration of phosphorus that percolates.

Surface runoff carries organic and mineral phosphorus attached to soil particles to the main channel in SWAT. Simulation of erosion and sediment yield are conducted with the Modified Universal Soil Loss Equation (Williams, 1995) as shown in equation (2),

$$Sed = 11.8(Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0.56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot L_{sUSLE} \cdot C_f, \quad (2)$$

where Sed is the sediment yield on a given day (t), Q_{surf} is the surface runoff (m^3/s), q_{peak} is the peak runoff rate (m^3/s), $area_{hru}$ is the area of the HRU (ha), K_{USLE} is the USLE soil erodibility factor, C_{USLE} is the USLE cover and management factor, P_{USLE} is the USLE support practice factor, L_{sUSLE} is the USLE topographic factor, and C_f is the coarse fragment factor.

Loading function developed by McElroy *et al.* (1976) and modified by Williams and Hann (1978), as shown in equation (3), calculates the amount of phosphorus transported with sediments to the main channel.

$$sedP_{surf} = 0.001 \cdot conc_{sedP} \cdot \frac{Sed}{area_{hru}} \cdot \epsilon_{P_{sed}}, \quad (3)$$

where $sedP_{surf}$ is the amount of phosphorus carried with sediments to the main channel in surface runoff (kg P/ha), $conc_{sedP}$ is the concentration of phosphorus attached to sediments in the top 10 mm (g P/t), sed is the sediment yield on a given day (t), and $\epsilon_{P_{sed}}$ is the phosphorus enrichment ratio.

The model also considers dissolved phosphorus in the runoff. The amount of solution P transported in the surface runoff is calculated using equation (4).

$$P_{surf} = \frac{P_{solution,surf} \cdot Q_{surf}}{\rho_b \cdot depth_{surf} \cdot k_{d,surf}}, \quad (4)$$

where P_{surf} is the amount of soluble phosphorus loss in surface runoff (kg P/ha), and $k_{d,surf}$ is the phosphorus soil partitioning coefficient (m^3/Mg). The surface runoff will only partially interact with solution phosphorus stored in the top 10 mm of soil due to the low mobility of phosphorus.

3. Methodology

3.1 Study area and datasets

Sengari Reservoir is located in the north of Kobe City, Hyogo prefecture, Japan. It has a capacity of 11.6 million m^3 water storage and supplies 0.119 million m^3 of domestic water per day to Kobe City. Two major rivers, Hatsuka River and Hazu River, flow into the reservoir. A steep undulating topography characterizes the basin. Dominant land-use in the watershed includes forest, paddy field, and settlement. Dominant soil in the basin consists of grey low land soil, brown forest soil, regosols, and lithosols.

Spatial datasets used in the model included the Digital Elevation Model (DEM), land use, and soil data obtained from Hyogo prefecture. DEM delineated watershed and sub-basins covering the entire process of flow direction, flow accumulation, and stream network generation. Temporal datasets comprised of climatic from the year 2000 to 2013 and pollutant load from the year 2009 to 2013. Climate data included precipitation, temperature, humidity, wind and solar radiation. Five stations served as the source of climatic data. These included Sanda, Nose, Kobe, Shitsukawa, and Sonobe. Pollutant load included daily phosphorus load from Hatsuka and Hazu outlets and used for model calibration and validation.

3.2 Simulation

ArcGIS 10.4 was used as an interface to run SWAT 2012 model. The simulation period ranged from 2000 to 2013, inclusive of 9 years of warm-up periods. Calibration is carried out using SWAT CUP with parameters selected from sensitivity analysis. Sequential Uncertainty Fitting Algorithm (SUFI 2) was used as the optimization program for model calibration and validation. The calibration period ranged from 2009 to 2011, and the validation period is from 2012 to 2013.

3.3 Model Efficiency

The model efficiency was evaluated by the coefficient of determination (R^2) and the Nash-Sutcliffe (NS) test, as shown in equation (5) and (6). This determines the effectiveness of the model by comparing simulated and observed results.

$$R^2 = \frac{\left[\sum_{i=1}^n ((O_i - O_{avg})(P_i - P_{avg})) \right]^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{avg})^2 \sum_{i=1}^n (P_i - P_{avg})^2}, \quad (5)$$

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{avg})^2}, \quad (6)$$

where O_i is the observed data on day i , O_{avg} is average of observed data, P_i is simulation data on day i and P_{avg} is average of simulation data.

4. Results

Calibration and validation were based on significant parameters. Parameters used for phosphorus calibration included: Phosphorus percolation coefficient, phosphorus sorption coefficient, rate constant of decay from organic phosphorus to dissolved phosphorus, initial labile (soluble) phosphorus, biological mixing efficiency, phosphorus concentration in surface soil layer, phosphorus soil partitioning coefficient, soluble phosphorus concentration in runoff, and phosphorus uptake distribution parameter. Simulated results depicted the rainfall regime in the catchment. Figures 1 and 2 below show phosphorus simulation in Hatsuka and Hazu Rive during the calibration and validation period. In general, the trend of observed and simulated phosphorus was well captured by the model. During extreme events, phosphorus is transported to the streams in large quantities. This is due to the high amount of runoff generated within the catchment. The model, however, underpredicts phosphorus in extreme events. Model evaluation based on performance criteria is shown in Table 1. Hatsuka River had better results based on evaluation criteria compared to Hazu River.

Table 1: Model performance Evaluation

	Calibration		Validation	
	Hatsuka River	Hazu River	Hatsuka River	Hazu River
NS	0.40	0.47	0.59	0.57
R ²	0.46	0.52	0.63	0.62

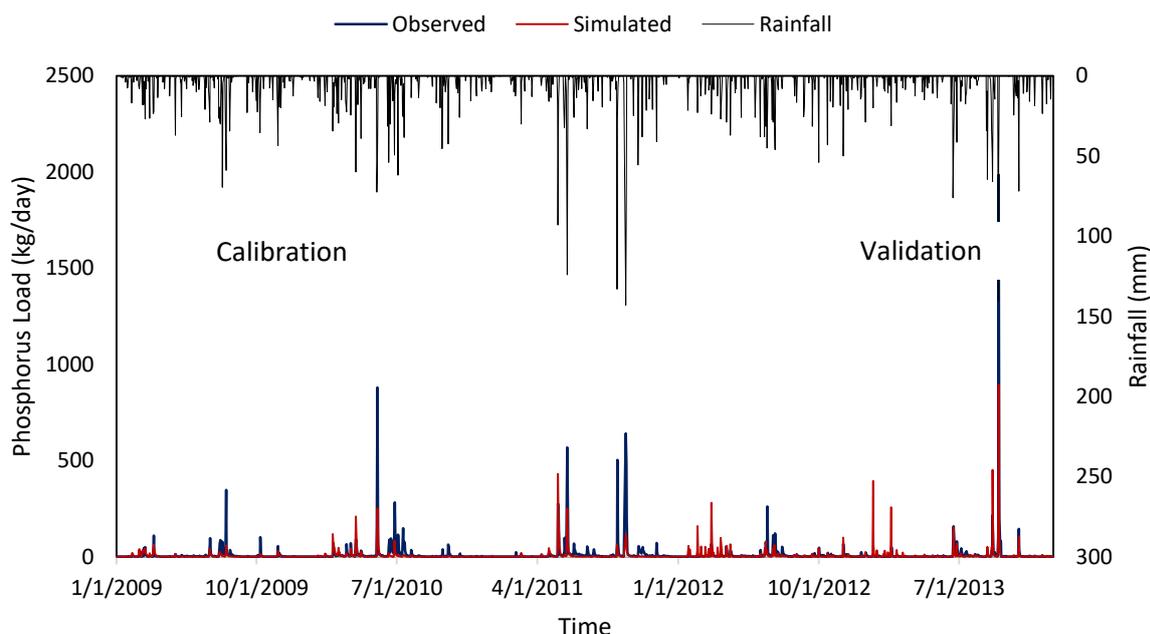


Figure 1: Phosphorus calibration and validation in Htsuka River

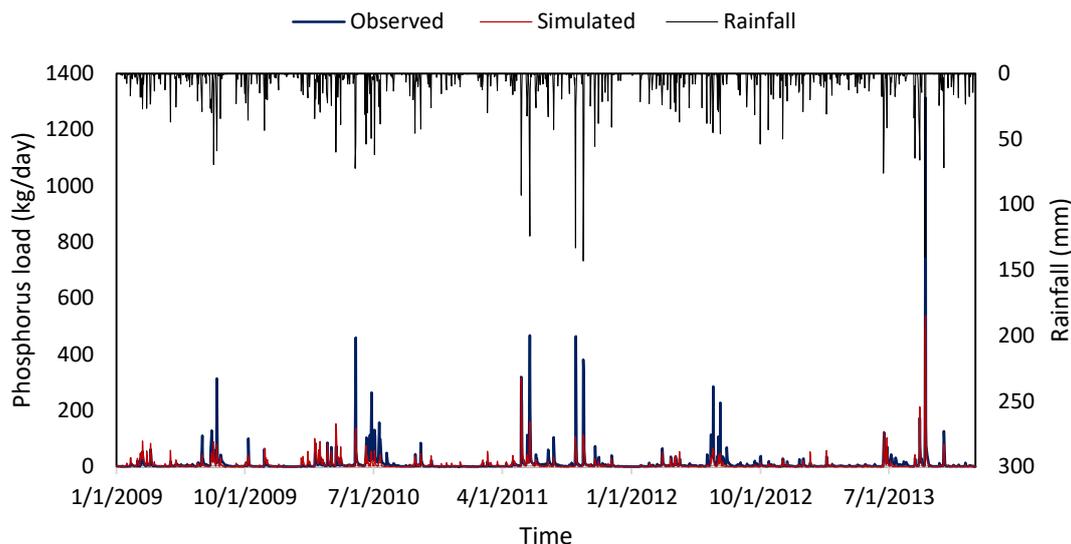


Figure 2: phosphorus calibration and validation in Hazu River

5. Conclusion

Daily dissolved phosphorus was simulated with the SWAT model in Hatsuka and Hazu River basin, which drains into Sengari Reservoir. The model had a relatively good depiction of phosphorus trend within the watershed. The model can undertake management practice scenarios to minimize non-point source pollutants within the catchment.

Acknowledgments

Observed data of river discharges and phosphorus were provided from Water Quality Examination Laboratory, Kobe City Water Works Bureau. This research is funded by Grants-in-Aid for Scientific Research No.16K15007 from the Japan Society for the Promotion of Science (JSPS).

References

- [1] McElroy A. D.: Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 2, 76-151. (1976).
- [2] Migliaccio, K. W., Chaubey, I., & Haggard, B. E.: Evaluation of landscape and instream modeling to predict watershed nutrient yields. *Environmental Modelling and Software*. (2007).
- [3] Neitsch, Arnold, J. G., Kiniry, J. R., and Williams, J. R.: Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009. Texas Water Resources Institute, 98-164. (2011).
- [4] Santhi C., Arnold J.G., Williams J.R., Dugas W.A., Srinivasan R., and Hauck L. M.: validation of the swat model on a large river basin with point and non-point sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37, 1169–1188. (2002).
- [5] Whischmeier W.H. and Smith D.: Predicting Rainfall Erosion Loss: A guide to conservation planning. *Agricultural handbook 282*. USDA-ARS. (1978).
- [6] William J. R.: The Epic Model. *Computer models of watershed hydrology chapter 25*. (1995).
- [7] William J. R., and Hann R. W.: Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality restraints. Texas Water Resources Institute, Texas A&M Univ., Technical Report. No. 96. (1978).

複数の減圧弁を用いた分岐管路における自励振動的圧力脈動発生の検証

宮崎大学大学院農学研究科 ○福本大心

宮崎大学農学部 稲垣仁根

1.はじめに

畑地かんがい地区の自然流下系パイプラインでは、コスト削減の観点から、システムの下流から末端において安価であるが耐圧強度の小さい塩ビ管を安全に使用するために、自動減圧弁を用いた低圧化パイプラインシステムの普及が進んでいる。しかし低圧化パイプラインシステムが導入された地区において、設計時には予測していなかった減圧弁の自励振動が生じて、過大な圧力脈動が減圧弁上流側で発生して減衰せずに継続する事例が生じた（稲垣ら、2006）。

このような自励振動的圧力脈動の発生と成長については、パイプラインの途中に1つの減圧弁が設置された低圧化システムが導入された地区において、現地実測試験と数値モデルによる再現計算を用いた検証が行われ、下流側に微小な圧力変動が発生する場合、減圧弁の圧力制御の作動に起因して、減圧弁が圧力変動を増幅して上流側に伝播すること、減圧弁の上下流管路の固有振動周期の比率が奇数倍の関係にある場合には上流側管路において自励振動的圧力脈動が成長する可能性があることが明らかになっている（Akiyoshi et al.,2017;Akiyoshi et al.,2018）。しかし、複数の減圧弁を用いた分岐管路では、各減圧弁が相互に干渉しあうことが予想されるため、1つの減圧弁を用いたシステムとは異なる過程で自励振動的圧力脈動が発生すると考えられる。

本研究では、現地実測試験と数値モデルを用いたシミュレーションによって、複数の減圧弁を用いた分岐管路における自励振動的圧力脈動発生の検証を行ったので報告する。

2.現地パイプラインの概要

図1に縦断図を示す熊本県K地区の自然流下パイプラインには、減圧弁を用いた低圧化システムが導入されている。水源であるファームポンドから約11kmの地点で分岐する分岐側と本線側に規模の大きな分水工が接続されており、両分水工には減圧弁が設置され、ファームポンドの管理水位 EL.190.5m をそれぞれ 130.5m, 123.0m の適正圧力まで減圧して、受益地に用水を供給するシステムとなっている。本地区では通水開始後、パイプライン上流部において、減圧弁による圧力制御を起因とする自励振動的圧力脈動と考えられる極度の圧力変動が認められたことから、現地実測試験が実施された。

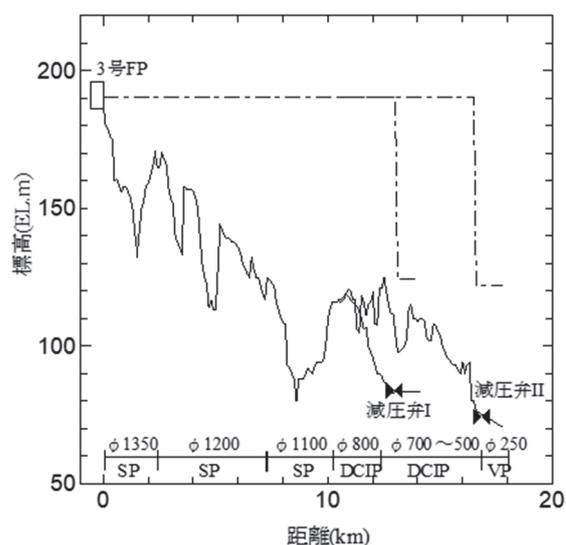


図1. 現地パイプラインの縦断図

3.現地実測試験

3.1.計測条件

現地パイプラインにおいて、末端分水工の操作条件を変更しながら、パイプライン上流部における圧力脈動発生の検証が行われた。計測条件は各減圧弁が単独で作動した場合と組み合わせで作動した場合について以下の通りである。

ケース A：減圧弁 I の下流ブロックを通水し、減圧弁 II ブロックは、通水停止状態とする。減圧弁 I のみが単独で作動する。

ケース B：減圧弁 II の下流ブロックを通水し、減圧弁 I ブロックは、通水停止状態とする。減圧弁 II のみが単独で作動する。

ケース C：減圧弁 I と II の下流ブロックを通水する。減圧弁 I と II がともに作動する。

3.2.結果

各ケースにおける計測結果の圧力標高の時間変化を図 2~4 に示す。また実測データの圧力波形にスペクトル解析を適用してパワースペクトルを得ることで、各ケースの圧力変動の周期性を分析した。

周期性の分析結果から、管路の固有振動周期は上流側管路が 64 秒、減圧弁 I 下流側管路が 64 秒、減圧弁 I 下流側管路が 32 秒となった。上流側管路の固有振動周期については、複合管路の圧力振動周期を求める手法として有効な伝達マトリクス法（三野，1982）によって現地パイプラインの施設諸元に基づいて算出した固有振動周期の理論値 67.2 秒と近似するものであった。なお、減圧弁下流側管路については、詳細な管路データが存在していないため、伝達マトリクス法による固有振動周期の算出は不可能であった。

3.2.1.減圧弁 I が単独で作動する場合（ケース A）

スペクトル解析によって求めた減圧弁 I 上下流の圧力波の振動周期は、ともに 64 秒と一致する結果となった。このように上下流管路の固有振動周期が一致する場合、上流側管路では減圧弁によって増幅して伝播した圧力の合成が繰り返されるために自励振動的圧力脈動が発生する。しかし本ケースでは管路摩擦による減衰が生じて時間の経過とともに増大しない結果となっている。

3.2.2.減圧弁 II が単独で作動する場合（ケース B）

スペクトル解析による減圧弁 II の下流側管路の振動周期は、32 秒であった。また、減圧弁 II 上流側管路の圧力波形からは、64 秒と 32 秒の 2 つ周期成分を検出する結果となった。これは上流側管路の圧力波形に、上流側管路の固有振動周期と減圧弁下流の固有振動周期の両方の影響が出ているためであると考えられる。

本ケースでは減圧弁上下流管路の振動周期の比率は 2:1 となる。このような場合には、減圧弁下流側の圧力変動を受けて、減圧弁が作動することにより生じる上流側への圧力伝播が、上流端から戻ってきた圧力波と相殺される。従って、上流側管路における圧力脈動の振幅は他のケースと比較して小さく、時間経過とともに減少する傾向にある。

3.2.3.減圧弁 I と減圧弁 II がともに作動する場合（ケース C）

上流側の圧力波形に減圧弁 II 下流側の振動周期の影響は認められず、減圧弁下流側の固有振動周期と上流側管路の持つ固有振動数が一致する場合は、異なる固有振動周期を持つ管路が分岐側に接続されていても、上流管路の固有振動周期が卓越する結果となった。

本ケースでは、上流側管路において大きな圧力脈動が発

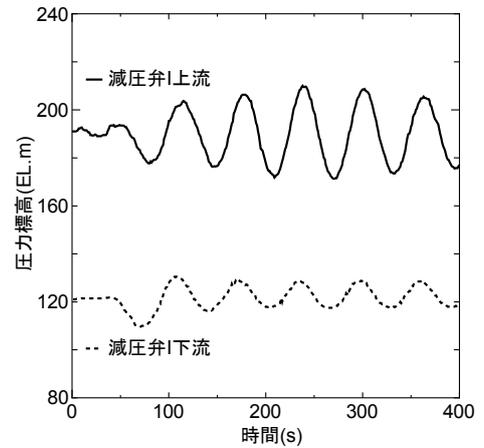


図 2. 圧力標高の時間変化
(ケース A)

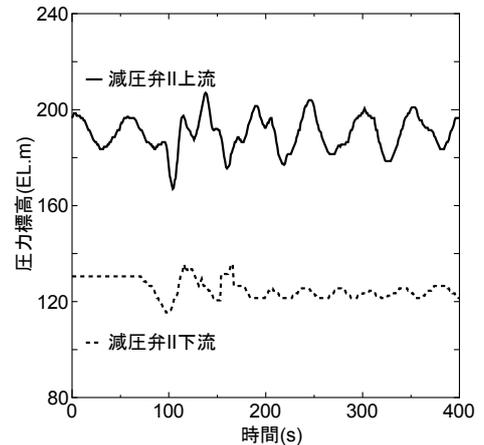


図 3. 圧力標高の時間変化
(ケース B)

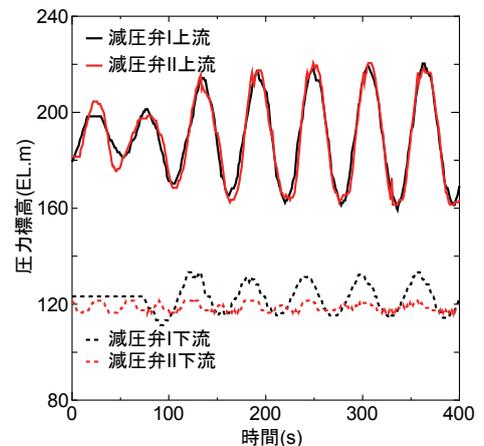


図 4. 圧力標高の時間変化
(ケース C)

生して継続しており，圧力脈動の振幅は3 ケースで最も大きい。

4. 数値モデルを用いたシミュレーションによる検証

4.1. 解析手法および数値モデル

減圧弁の機能を組み込んだ数値モデルを作成して，管水路の非定常流基礎方程式を特性曲線法により解くものとする。数値モデルは，現地実測試験を行ったパイプラインについて，図5に示すようにモデル化を行い，ファームポンド水位を190.5m，減圧弁I, IIの制御水位を123.0m, 130.5m，両分岐流量を0.01m³/sとした。また，摩擦損失係数および圧力伝播速度は，管材や管径に応じた値をそれぞれ与えた。詳細な管路データが存在していない減圧弁下流側管路については，疑似的な単一管路として，振動周期が現地実測試験により得られた振動周期と一致するように管長と圧力伝播速度を設定した。

この数値モデルを用いて，定常流況から末端弁を瞬間的に閉鎖することにより，減圧弁下流側管路に圧力変動を発生させることで，減圧弁を作動させる。解析ケースは，作動する減圧弁の条件が現地実測試験に対応した3 ケースである。

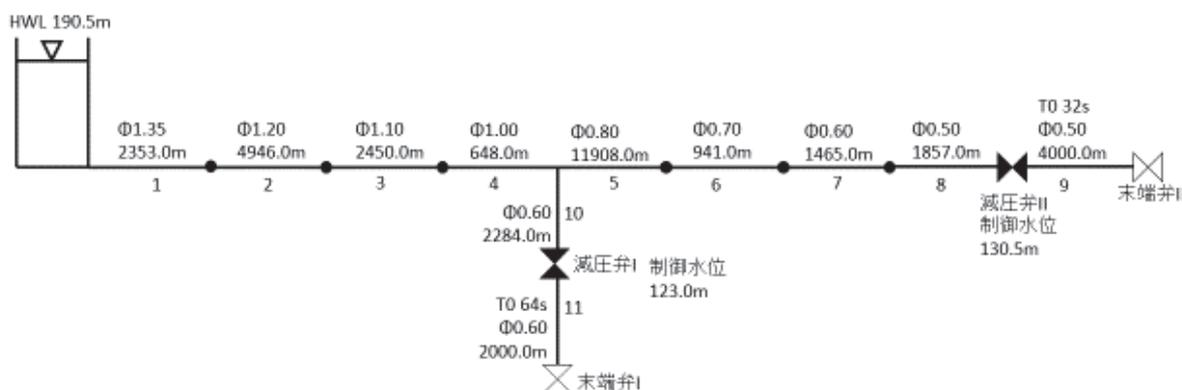


図5. 現地パイプラインの数値モデル

4.2. 結果

各ケースにおける解析結果の圧力標高の時間変化を図6~8に示す。

解析結果の上流側管路における圧力脈動の振幅および周期は，全てのケースで現地実測試験の結果と概ね一致しており，現地パイプラインで発生した現象を数値モデルによるシミュレーションにおいても確認することができた。

最も大きな圧力脈動が発生したケースCでは，減圧弁Iおよび減圧弁IIの下流側から伝播する圧力が上流側管路で合成して，その過程で形成される圧力波が大きな圧力脈動として成長する結果となった。従って，分岐管路において複数の減圧弁が作動する場合，上流側管路における自励振動的圧力脈動の発生および成長の有無は，単純に上下流管路の固有振動周期の個別の比率のみで決定されるものではないことがわかる。

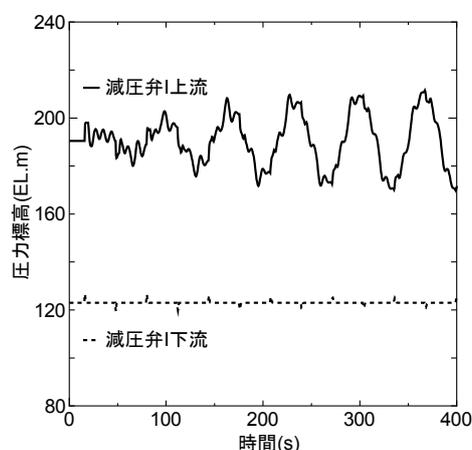


図6. 圧力標高の時間変化 (ケースA)

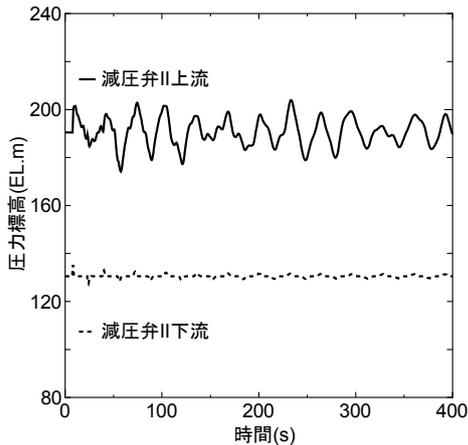


図 7. 圧力標高の時間変化(ケース B)

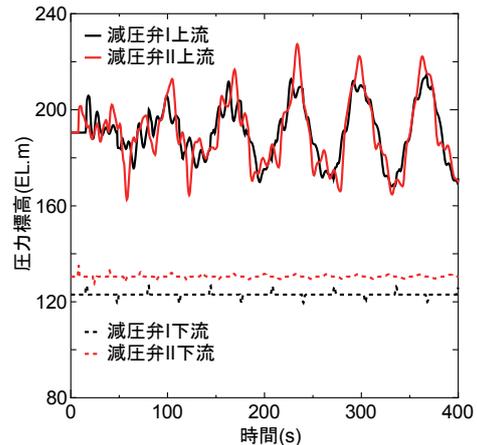


図 8. 圧力標高の時間変化(ケース C)

5.同一口径で摩擦損失を考慮しないモデルによる検証

現象を明確にするために管径や管材の変化や摩擦損失による減衰を考慮しない簡略化したモデルを用いて、特にケース C の条件の複数の減圧弁が作動する場合の自励振動的圧力脈動の発生に関して検証を行う。

現地パイプラインを図 9 に示すようなモデルに簡略化して、ケース C の条件でシミュレーションした結果の圧力標高の時間変化を図 10 に示す。

減圧弁 I および減圧弁 II がともに作動するケース C の条件では、上流側管路には 2 カ所の減圧弁下流から異なる間隔で圧力が伝播する。しかし、解析結果の上流側管路の圧力波形には、計算開始後の初期のみ減圧弁 II 下流からの影響が僅かに認められるが、時間経過とともに上流側管路の圧力振動が増大していき、減圧弁上流側の固有振動周期が支配的な要因となって、減圧弁 II 下流側管路の振動周期の影響がみられなくなる。

一方で、発生する圧力脈動の振幅は、このモデルを用いて減圧弁 I のみが作動するケース A の条件で解析した場合の圧力脈動の振幅よりも大きい結果となった。このことは、単独の作動であれば上流側の圧力脈動を抑制する減圧弁 II からの圧力伝播が、複数の減圧弁が作動する場合には上流側の圧力脈動の成長に何らかの形で寄与していることが判断できる。

これまでの検証は末端弁 I および末端弁 II を同時に閉鎖して圧力変動を発生させたものであったが、両末端弁を閉鎖する時間が異なる場合についても検証を行った。末端弁 II を閉鎖する時間を末端弁 I の閉鎖の 10 秒後にした場合の解析結果を図 11 に示す。

両末端弁を同時に閉鎖した場合と比べて、上流側管路で発生する圧力脈動は、最大圧力が僅かに小さくなったものの全体的な変動特性はほとんど変化がみられなかった。

また、この条件以外にも両末端弁の閉鎖するタイミングを様々に変化させて解析したところ、どのような場合でも、上流側管路では同様の変動特性で圧力脈動が発生する結果となった。

以上の結果から減圧弁 I および減圧弁 II がともに作動する場合の『上流側管路における自励振動的圧力脈動の発生』は、このパイプラインの固有振動周期の組み合わせを有するシステムで必然的に発生する現象である可能性が高

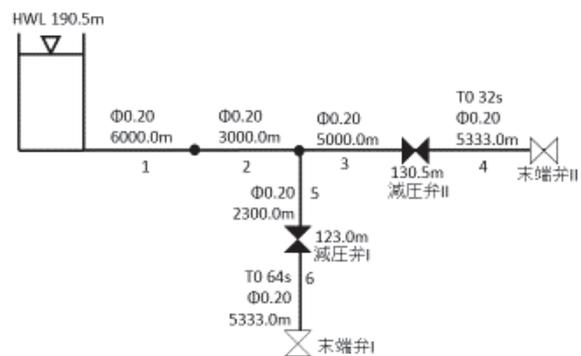


図 9. 現地パイプラインの簡略化モデル

いと考えられる。

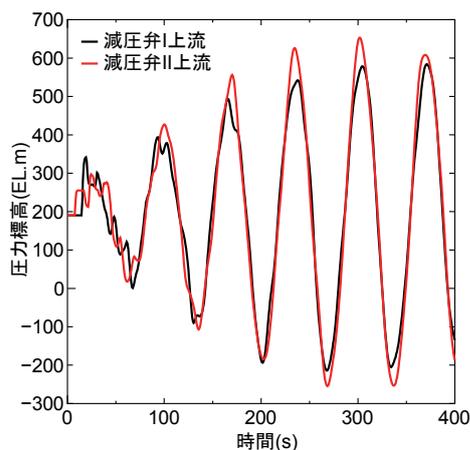


図 10. 圧力標高の時間変化
(簡略モデル: ケース C)

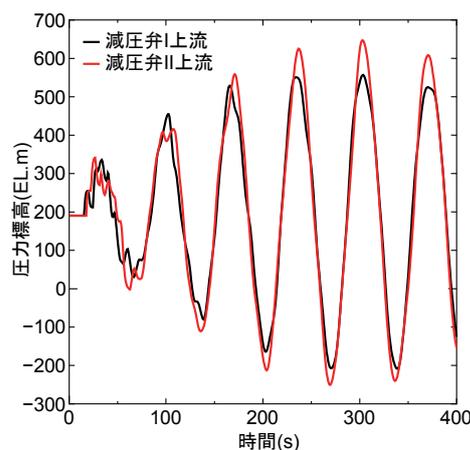


図 11. 圧力標高の時間変化
(簡略モデル: ケース C,
末端弁 II 閉鎖 10 秒後)

6.まとめ

分岐管路において複数の減圧弁が作動する場合、上流側管路において発生する圧力脈動の振動周期には、減圧弁下流側管路の固有振動周期と上流側管路の固有振動数が一致する場合は、異なる固有振動周期を持つ管路が分岐側に接続されていても、上流管路の固有振動周期が卓越することが明らかになった。

また、この場合に、上流側管路において発生した自励振動的圧力脈動は、現地パイプライン固有の現象ではなく、現地パイプラインの上下流管路の固有振動周期の組み合わせを有するシステムで必然的に発生する現象である可能性が高いことがわかった。従って、分岐管路における自励振動的圧力脈動の発生は、上流側管路と接続する下流側管路の固有振動周期の総合的な組み合わせによって決定されると考えられる。

引用文献

- [1] 稲垣仁根・斎藤正樹・奈良大和・竹下伸一・秋吉康弘(2006): 自動減圧弁と定流量弁を含むパイプラインシステムにおける自励振動の発生例とその抑制対策, 日本雨水資源化システム学会誌, 11(2), pp.25-37.
- [2] Akiyoshi K., Suzuki Y., Ito H. and Inagaki H. (2017): Self-excited Pressure Vibration in the Low-Pressure Pipe-line: Growth mechanism of self-excited vibrations in the case of installing a pressure-reducing valve at the middle of the pipeline, Journal of Rainwater Catchment Systems, 23(1), pp.1-11.
- [3] Akiyoshi K., Suzuki Y., Ito H. and Inagaki H.(2018): Self-excited Pressure Vibration in the Low-Pressure Pipeline Using an Automatic Pressure-reducing Valve(2)Prediction of Occurrence of Self-excited Pressure Vibration Based on a Period of Water Pressure Oscillation in a Closed Conduit, Journal of rainwater catchment systems 23(2), pp.1-10.
- [4] 三野 徹 (1982): パイプラインの水理設計 (その 6) -水撃作用 (ウォーターハンマー) -, 農業土木学会誌, 50(2), pp.141-150.

水位変動に応じた地下止水壁周辺の塩水分布に関する実験的検討

神戸大学大学院農学研究科

○ 高田 大輝・鈴木 麻里子・井上 一哉

1 緒論

沖縄諸島や奄美群島などの南西諸島の中には、多孔質で高透水性な琉球石灰岩により表層地質が構成されているため、地表水に乏しく農業用水や生活用水を地下水に依存している地域が存在する。南西諸島は年間降水量こそ多いものの、降水の大部分が梅雨期と台風期に集中するため、作種が限定されるとともに渇水期には干ばつの被害も多く発生してきた。そこで、島嶼地域における農業用水の確保を目的として、地下ダム事業が実施されている。海岸沿いに止水壁を建設する塩水阻止型地下ダムは、止水壁の上流側で地下水を貯留するとともに、地下水を取水して水位が低下した場合には海からの塩水侵入を抑制する役割を果たしている¹⁾。

塩水阻止型地下ダムは、莫大な建設費用から適地が限定される一方で、塩水侵入に対する効果が大きく維持管理が容易などの利点を有している。地下ダム事業の受益地では、農業用水の安定供給に伴う収量の増加や収益性の高い作物への転換が進んでいる²⁾。一方で、地下ダム貯留域内に一部塩水域が存在していることが指摘されており、残留塩水塊の挙動を把握することが課題として挙げられている³⁾。貯留域内における残留塩水塊の挙動については、これまでに室内実験や数値解析⁴⁾⁵⁾、現地調査³⁾など様々な手法で検討がなされてきたものの、上流水位に連動して変化する止水壁周辺の塩水分布や、止水壁や基盤のような低透水性を通じた塩水輸送については不明瞭な点が多い。

地下ダム止水壁の施工では、帯水層から難透水性基盤まで一軸オーガーにて地盤を掘削しながらセメント系固化剤と混練して、ソイルセメントの連続壁を構築する SMW 工法が広く用いられている⁶⁾。施工性の問題から、止水壁下部、特に難透水性基盤との着底部において止水壁の透水性が高くなる事例が報告されている⁶⁾⁷⁾。また、将来的に止水壁の部分的な劣化や損傷が発生する可能性も考えられるため、施工後の段階において止水壁の健全性を評価する手法の確立が望まれる。

本研究では、水位変動に応じて変化する止水壁周辺の塩水分布について評価することを目的として、地下ダムサイトを模擬した地盤を用いて室内にて塩

水侵入実験を実施した。また、止水壁下部に高透水性部を設けた地盤に対して同様の実験を実施し、止水壁の健全性と止水壁周辺における塩水分布の関係について検討した。

2 塩水侵入実験

2.1 模擬地盤の形成

本実験では、高さ 94 cm、幅 100 cm、奥行き 3 cm の矩形水槽を実験装置として使用した。実験装置の概略を図 1 に示す。地盤の構成要素として、現象の可視化に適した珪砂を採用し、透水係数の異なる 4 種類の試料 K1, K2, K3, K4 を用いて、帯水層、難透水性基盤、止水壁、止水壁弱部をそれぞれ模擬した。各試料の平均粒径および透水係数を表 1 に示す。本実験で使用した試料の透水係数は実サイトの透水係数¹⁾と比較して差異があるものの、透水係数の比を考慮して帯水層と止水壁の透水係数には 2 オーダー以上の差を設けた。

模擬地盤を形成するにあたり、飽和状態の試料を水中落下法にて層単位で装置に充填した。各層の充填過程において、突き固めと密度管理を実施して間隙率を 0.437 に調整した。まず、図 1 に示すように、装置下部に試料 K2 を充填して難透水性基盤を模擬した。さらに、試料 K2 の上部に試料 K1 を充填して帯水層を模擬するとともに、高さ 60 cm、幅 3 cm、奥行き 3 cm の寸法で試料 K3 を充填して止水壁を形成した。止水壁の難透水性基盤への根入れ長は 3 cm とした。図 1 に示すように、試料 K3 にて均一に止水壁を形成した地盤を Case α とする。また、止水壁下部に弱部が存在する場合を想定して、止水壁下端から 10 cm を試料 K3 よりも透水性が 1 オーダー程度大きい試料 K4 で充填した地盤を Case β とする。

2.2 実験手順

模擬地盤の形成後、装置両側に連結された定水頭タンクの水位を所定の高さに設定して浸透場を形成した。上流側タンクには淡水を、下流側タンクには海水と同じ濃度 3.5% の塩水をそれぞれタンク下部から供給した。下流側タンクに供給する塩水は青系水溶性色素 Brilliant Blue FCF⁸⁾にて濃度 0.2 mg/cm³で着色することで、塩水の挙動を可視化した。下流側タンクの水位 h_s は 69 cm に設定し、上流側タン

表 1: 試料の平均粒径と透水係数

試料 (対象)	平均粒径 (cm)	透水係数 (cm/s)
K1 (帯水層)	0.12	4.0×10^{-1}
K2 (難透水性基盤)	0.011	4.8×10^{-3}
K3 (止水壁)	0.0064	2.5×10^{-3}
K4 (弱部)	0.024	1.5×10^{-2}

表 2: 定水頭タンクの水位

水位 (想定)	h_f (cm)	h_s (cm)
L1 (塩水侵入時)	69.0	69.0
L2 (非越流状態)	70.0	69.0
L3 (越流状態)	72.0	69.0

表 3: 塩分センサーの座標

	x (cm)	z (cm)
No.1	31.0	54.0
No.2	31.0	34.0
No.3	31.0	29.0

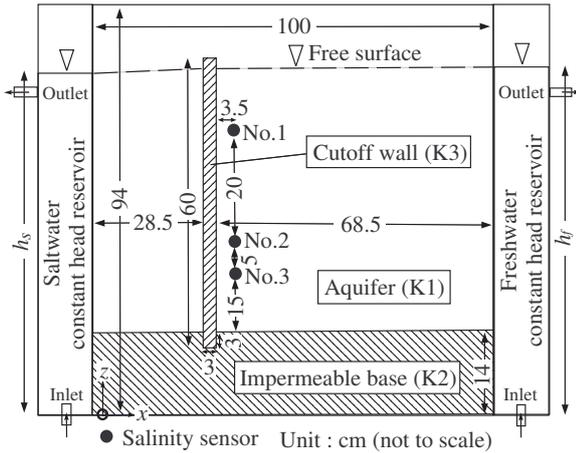


図 1: 溶質輸送実験装置の概略

クの水位 h_f は L1, L2, L3 の 3 段階に変化させ、水位と連動して変化する塩水分布を観測した。各段階における定水頭タンクの水位を表 2 に示す。水位 L1 は上流側水位が低下した場合を想定し、 h_f を h_s と同じ高さとした。水位 L2 では h_f を止水壁天端より 1 cm 低く設定し、非越流状態の地下ダムサイトを模擬した。また、水位 L3 では越流状態の地下ダムサイトを模擬すべく、 h_f を止水壁天端より 1 cm 高く設定した。

実験手順として、まず、水位を L1 として実験を開始し、下流側から塩水を侵入させた。塩水侵入が進行し、塩水楔先端が上流端に到達した時点で h_f を上昇させて L2 とした。その後、塩水楔が平衡状態に到達した時点でさらに h_f を上昇させて L3 とした。実験時には室内の光量などの条件を一定に保ち、デジタルカメラを用いて一定時間間隔で撮影することで塩水分布の時系列変動を捉えた。同様の手順で Case α , Case β について実験を実施し、弱部を有する止水壁が塩水分布に与える影響について検討した。

2.3 濃度分布の算定

実験と同一の条件下で、塩水濃度と画像のピクセル明度を対応づけるキャリブレーション実験を実施し、校正曲線を得た⁹⁾。実験で取得した画像のピク

セル明度を校正曲線に適用することで塩水濃度を算出した。画像解析では低濃度の塩水を捉えることが難しいため、精度の観点から相対濃度が 0.1 未満の場合は濃度を 0 とした。便宜上、装置の下流端最下部から上流方向に 4 cm の点を画像解析上の原点とした。

地下ダムサイトでは、貯留域内に設けられた観測孔から鉛直方向の電気伝導度分布が計測されている。そこで、本実験においても止水壁上流側における詳細な鉛直方向の塩水濃度分布を計測すべく、図 1 に示すように 3 本の塩分センサーを設置し、止水壁直上流側の塩水濃度を高感度で計測した。塩分センサーは上から No.1, No.2, No.3 とし、それぞれの座標を表 3 に示す。

3 結果と考察

3.1 水位に応じた止水壁周辺の塩水分布

塩水侵入実験にて得られた塩水分布の一例を図 2 に示す。上段は Case α 、下段は Case β の結果をそれぞれ示しており、白い点線は自由水面を表している。また、実験開始時の時刻を $t = 0 \text{ min}$ としたときの時刻を併記している。

本節では、Case α における水位変動に伴う塩水分布の推移について論じる。水位 L1 では、図 2 の (a)-1 に示すように止水壁が塩水の貯留域への侵入を遅らせたものの、止水壁や難透水性基盤から少しずつ塩水が侵入し、最終的には (a)-2 に示すように塩水が上流端に到達した。水位を L2 とすると、塩水の侵入が止まり、(a)-3 に示すような平衡状態に到達した。さらに、水位を L3 とすると、水位上昇に伴って (a)-4, (a)-5 に示すように貯留域内の塩水域が減

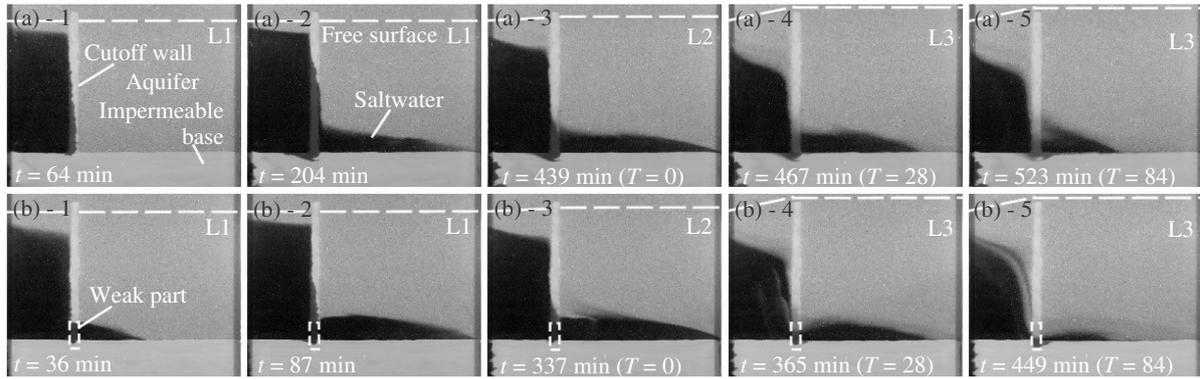


図 2: 塩水分布の一例, (a) Case α , (b) Case β

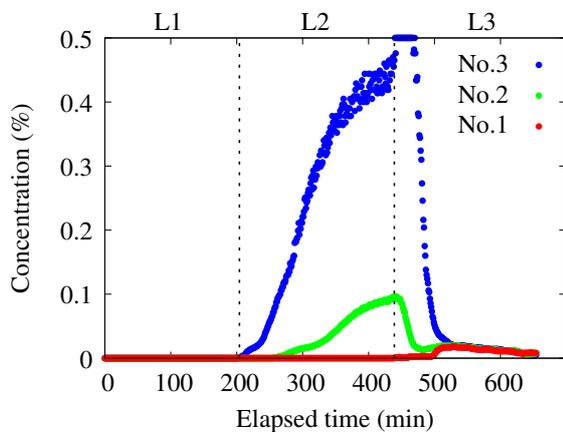


図 3: 塩分センサーによる塩分濃度の推移 (Case α)

少し、最終的にはすべての塩水が流出した。このように、止水壁周辺における塩水分布は上流側水位によって大きく変化することがわかる。

水位と止水壁直上流における塩水の鉛直分布の関係について検討するため、塩分センサーで計測した塩分濃度の推移を図3に示す。また、図2の(a)-3および(a)-5について画像解析にて求めた濃度分布を図4に示す。塩水濃度は右のカラーバーに対応しており、同時刻において塩分センサーで計測された濃度を併記している。水位L1ではすべての塩分センサーにおいて濃度は観測されなかったが、水位をL2とすると、時間経過とともにNo.2, No.3の塩分濃度が増加していることが図3よりわかる。水位が上昇して上流から下流への流れが生じることで、止水壁の上流側では鉛直上向きの流れが発生し、図4に示すNo.2の塩分センサー付近まで低濃度の塩水域が形成されたと考えられる。さらに、水位をL3とすると、No.2, No.3の塩分濃度は減少している一方で、No.1の塩分センサーにおいても濃度を観測した。水位が越流状態となり、流量が増加することで塩水

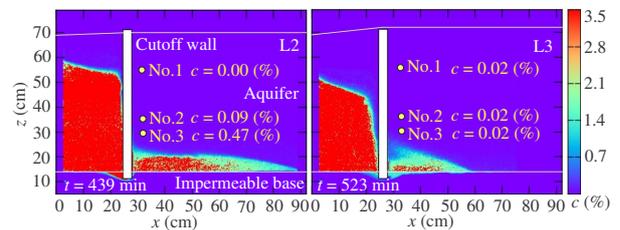


図 4: 画像解析による濃度分布の一例 (Case α)

が希釈されて濃度が低下した一方で、止水壁上流側における鉛直上向きの流れが強まり、No.1の塩分センサー付近まで塩水が輸送されたと考えられる。このように、既往の研究³⁾⁴⁾⁵⁾において推察されている越流時の残留塩水の押し上げ現象を模擬実験にて計測できた。

3.2 止水壁の健全性と塩水分布の関係

本節では、Case α とCase β の実験結果を比較し、止水壁下部に設けた弱部が止水壁周辺の塩水分布に与える影響について考察する。図2の(a)-1, (a)-2と(b)-1, (b)-2を比べると、Case β ではCase α よりも上流側への塩水侵入が早く進行しており、難透水性基盤からの塩水侵入がみられない。このように、水位低下時には止水壁下部の弱部が塩水侵入を促すことを確認した。また、水位L2では塩水楔はCase α と同様の位置で平衡状態に到達している。水位L3について、図2の(b)-4と(b)-5を見ると、止水壁下流側の塩水域中に淡水の流れが生じており、弱部に流れが集中していることが観察される。Case α では図2の(a)-5のように塩水が鉛直方向に拡がって流出している一方で、Case β では図2の(b)-5のように主に止水壁下部から塩水が流出している。

止水壁の健全性と止水壁周辺の塩水分布の関係性について定量的に評価すべく、塩分センサーを設置

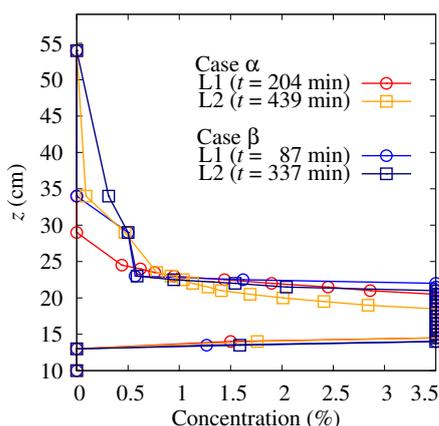


図 5: 止水壁直上流での鉛直濃度分布 (L1, L2)

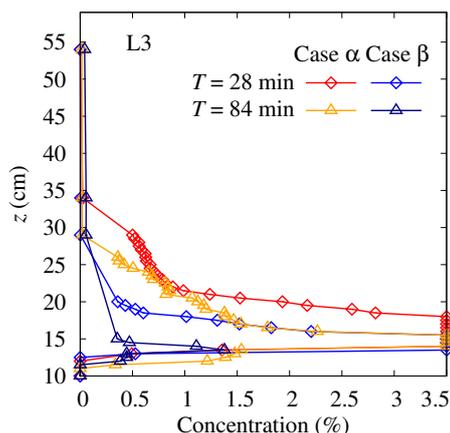


図 6: 止水壁直上流での鉛直濃度分布 (L3)

した $x = 31 \text{ cm}$ における鉛直方向の塩水濃度分布を求めた。水位が L1, L2 のときの鉛直濃度分布を図 5 に、水位が L3 のときの鉛直濃度分布を図 6 にそれぞれ示す。塩水濃度は $z = 29, 34, 54 \text{ cm}$ については塩分センサーで計測した値を、 $z = 29 \text{ cm}$ 未満については画像解析で求めた値をプロットしている。図 6 では水位を L2 から L3 に上昇させたときの時刻を $T = 0 \text{ min}$ とし、同時刻における Case α および Case β の濃度分布を比較している。

水位 L1 および L2 では、Case α よりも Case β の方が濃度が 3.5% となる領域が大きく、 $z = 29, 34 \text{ cm}$ における塩水濃度も高いことが図 5 よりわかる。一方、水位 L3 では、Case α の方が鉛直方向に塩水域が拡大していることが図 6 よりわかる。塩水侵入時および非越流状態においては、止水壁下部の弱部が塩水を引き込むことで貯留域内における塩水領域が鉛直方向に拡大する一方で、越流状態では弱部から集中的に塩水が流出するため、塩水領域が鉛直方向に縮小する結果になると考えられる。このように、止水壁が弱部を有することで止水壁直上流における鉛直方向の塩水濃度分布は大きく変化することから、実サイトで得られる濃度分布は止水壁の遮水性に対する健全性を示す指標となる可能性が示唆される。

4 結論

本研究では、塩水阻止型の地下ダムサイトを模擬した地盤を用いて塩水侵入実験を実施し、画像解析および塩分センサーによる計測にて止水壁周辺の塩水分布を評価した。塩水侵入時、非越流状態、越流状態を想定して上流側水位を 3 段階に変化させることで水位と連動して変化する止水壁周辺の塩水分布を捉え、止水壁上流側では水位上昇に伴って鉛直方向に塩水領域が拡大することを示した。また、止水

壁下部に高透水性部を設けた地盤でも同様に実験を実施し、弱部の存在によって大きく変化する止水壁上流側の塩水分布は、止水壁の健全性を評価する指標となり得ることを示した。

参考文献

- 1) 古川博恭, 黒田登美雄: The underground dam, 海鳥社, 810p., 2011.
- 2) 廣瀬孝, 野田崇広, 前門晃: 地下ダム義業による農業用水の安定供給と宮古島のサトウキビ生産, 沖縄地理, 10, pp.19–24, 2010.
- 3) 吉本周平, 土原健雄, 白旗克志, 石田聡: 琉球石灰岩を帯水層とした塩水阻止型地下ダムの貯留域における残留塩分塊の分布と挙動, 土壌の物理性, 131, pp.37–43, 2015.
- 4) 中川啓, 糴井和朗, 内田一平: 塩水侵入阻止型地下ダム貯留域内の残留塩分の挙動, 水工学論文集, 48, pp.367–371, 2004.
- 5) Luyun, R., Momii, K. and Nakagawa, K.: Laboratory-scale saltwater behavior due to subsurface cutoff wall, *J. Hydrol.*, 377, pp.227–336, 2009.
- 6) 大村啓介, 渡部正, 松下正明, 荻野寿: 地下ダムの止水壁構築時における基盤層推定手法に関する研究, 農村工学論文集, 308(87-1), pp.I-131–I-141, 2019.
- 7) 井上一哉, 高田大輝, 濱田莉菜子, 鈴木麻里子, 小林晃: 地下ダム止水壁の透水性能に応じた溶質輸送現象に関する実験的検討, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.74, No.5, pp.I.343–I.348, 2018.
- 8) Flury, M. and Flüher, H.: Brilliant blue FCF as a dye tracer for solute transport studies - a toxicological overview, *J. Environ. Qual.*, 23, pp.1108–1112, 1994.
- 9) 井上一哉, 小林晃, 鈴木克季, 竹之内亮, 田中勉: 色素トレーサーと空間モーメント解析を用いたマクロ分散長推定法, 土木学会論文集 B1 (水工学), Vol.67, No.4, pp.I.613–I.618, 2011.

洪水時の増水期と減水期を考慮した森林域からのリン負荷量の推定

京都大学大学院農学研究科 ○大石真悠子 藤原正幸
宇波耕一 竹内潤一郎
神戸市水道局水質試験所 上城博宣 清水武俊 小田琢也

1. はじめに

窒素やリンからなる栄養塩の流入は内湾や湖沼などの閉鎖性水域に富栄養化をもたらし、特定のプランクトンや藻類を増殖させる。藻類等が過度に増殖したり、腐敗が起ると、水道水の異臭味や浄水場の濾過障害の発生、魚介類のへい死、景観の悪化などの問題が生じる。さらに、濁りの増加や悪臭も発生し、日常生活に不快感を与えると同時に、水浴環境の悪化にも繋がる(治多ら, 2015)。

兵庫県神戸市北区に位置する千苺貯水池もこの富栄養化の問題を抱えた閉鎖性水域の一つである。今までの研究により、この貯水池はリンが制限栄養塩であることが分かっている。神戸市がいくつかの水質保全対策を行うも、全リンに係る環境基準を満たすことはできず、貯水池の水質を保全するためには根本的に流入するリンを減少させることが必要である(末澤, 2016)。

千苺貯水池には波豆川と羽束川が流入している。そして、山本(2015)によると、この二本の河川の流域の土地利用区分は森林が大半を占めている。そこで本研究では、羽束川支流の末吉川で流量・水質観測を行い、森林からのリン流出の特徴を掴むとともにその影響を検討した。

2. 調査地点と調査方法

図1で示した採水地点である末吉川上流部分の流域面積は1.11 km²で、ほぼ森林で占められている。観測期間2017年5月8日~2019年1月19日において32回の水質観測を行い、全リン濃度、溶存態・粒状態リン濃度、窒素濃度、SS、ECを測定した。水質測定は神戸市水質試験所に依頼した。さらに、同期間中に流速計により17回の流量観測を行った。また、同じ地点に水位計を設置し、10分間隔で水位を測定した。降水量は、採水地点からおよそ2 km離れた後川のアメダスデータを用いた。



図1. 調査地

3. 結果と考察

3.1. 流量

流量観測により計測した流量とその時に水位計で測定された水位からHQカーブを作成した(図2)。ただし、プロットしたデータに対し近似曲線(1)を求めたところ、(1)は水深が0.03745 mで流量が0 m³/sになったために、水深が0.0566 m以下のデータにおいてはそれらに対応する近似曲線(2)を別に求めた。

$$Q=1.0474 H^2+4.2622 H-0.1611 \quad (H>0.0566) \quad (1)$$

$$Q=8.7447 H^2+0.9644 H+0.0011 \quad (H\leq 0.0566) \quad (2)$$

ここで、 Q は流量(m³/s)、 H は越流水深(m)である。このHQカーブと調査地点に設置してある水位計による10分間隔の水位により調査流域からの流

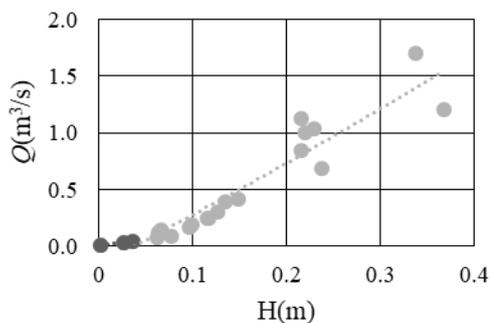


図2. HQカーブ

出量を求めると、観測期間中で約 310 万 m³であった。同期間中の後川の降水量は約 340 万 m³であるから、流出率は約 92%となる。篠原 (1965) によると、融雪地帯以外の流出率は平均 70%以下であるから、流出率約 92%ということは流量を過大評価している可能性も考えられる。

3.2. リン負荷量

リン負荷量は、10 分間隔の水位から HQ カーブにより流量を求め、その流量に対応する濃度 (図 3 と図 4) との積で求めた (表 1)。ただし、流量と濃度の相関が低い溶存態リン (DP) の負荷量は全リン (TP) 負荷量から粒状態リン (PP) 負荷量を引いて求めた。

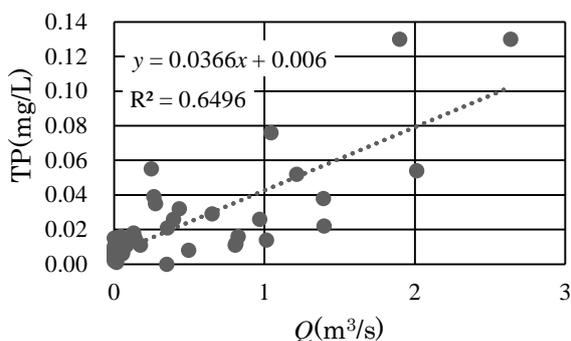


図 3. 流量と全リン濃度の関係

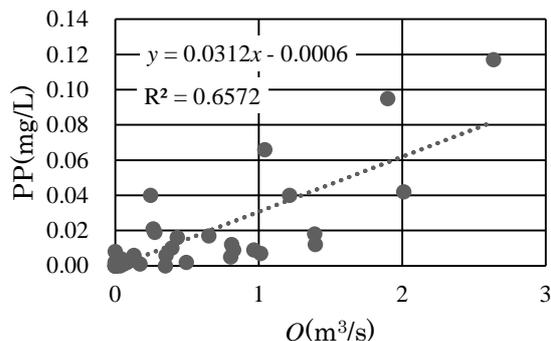


図 4. 流量と粒状態リン濃度の関係

図 5 は観測期間中の日流量と全リン負荷量を示したものである。ただし、2018 年 5 月 11 日~7 月 17 日は欠測期間である。図から分かるように、全リンは平水時にはあまり流出せず、流量が多くなる洪水時に目立って多く流出していることが分かる。特に多量のリン流出がみられる 2017 年 9 月 18 日、10 月 22 日、2018 年 8 月 24 日はそれぞれ台風 18、21、20 号の影響で流量が多い日に相当している。さらに、2018 年 3 月 5 日、4 月 24~25 日においては、どちらも合計 100mm 以上の降水量が観測されて

表 1. 負荷量の内訳

全リン(kg)	粒状態リン(kg)	溶存態リン(kg)
71.7	41.9	29.8

おり、それに伴ってリン負荷量も多くなっている。また、溶存態リンと粒状態リンの濃度の割合に関しては、降雨のない日、つまり平水時はほぼ溶存態リンが 100%を占めており、降雨のある日、または降雨のあった次の日は粒状態リンの占める割合が増え、全リンの約 10~30%が粒状態リンとなる。特に、台風などの激しい降雨の時には粒状態リンが全リンのうちの半分以上を占めていることがわかった。

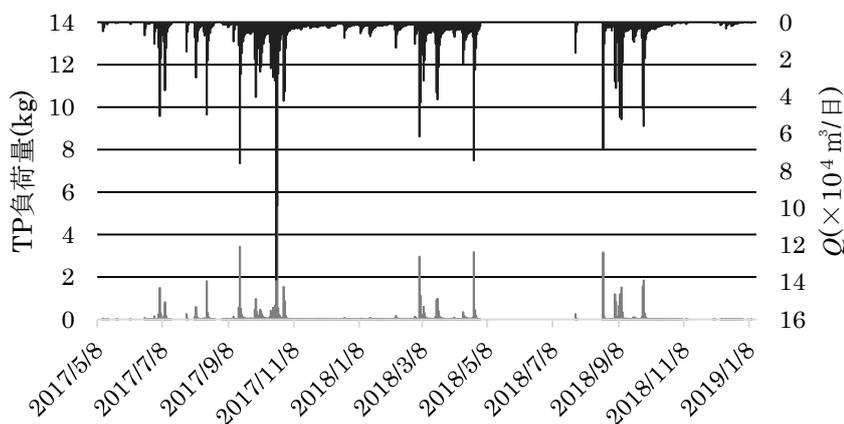


図 5. 流量と全リン (TP) 負荷量

3.3. 増水期と減水期

リンは主に土粒子に付着した形で存在しているため、出水時に土砂輸送とともに集中的に流出する（井手ら，2008）。また，一般的に河川の浮遊土砂濃度と流量の関係にはヒステリシスがあるとされている（酒井ら，2000）。したがって，洪水時，リンは土粒子とともに粒状態リンとして流出することから，リンと流量の関係においてもヒステリシスがあると考えられる。そこで，採水データを増水期と減水期に分けてプロットし，それぞれに近似直線を求めた（図6）。図より，減水期に比べ増水期の方が同じ流量に対して多くリンが流出しているのが分かる。

2017年5月8日からの1年間を対象期間として，出水時を増水期と減水期に分けた場合と分けない場合のリンの負荷量を表2に示す。ただし，増水期・減水期・平水時に分けて負荷量を推定する際，粒状態リンは図7に示した関係を基に計算し，溶存態リンは全リン負荷量から粒状態リンを引いたものとして，平水時（ $Q < 0.02\text{m}^3/\text{s}$ ）の全リン・粒状態リンはそれぞれの平均値の 0.006mg/L と 0.001mg/L で一定として計算した。その結果，増水期と減水期を考慮した場合の方が考慮しない場合より全リン負荷量が少なく推定された。この理由を一連の降雨に伴う流量の変化を示した図8で考える。図からわかるように，出水時から増水期そしてピークに至るまでの時間より，ピーク以降の減水期から平水時に至るまでの時間が長いことに起因していると考えられる。

また，2017年5月8日からの1年間で1日の降水量が 50mm を超えた日（11日間）の全リン負荷量は増水期・減水期を考慮しない場合は約 34kg であり，全負荷量の約 61% なのにし，考慮した場合は約 27kg であり，全負荷量の約 52% を占めていることになる。これより，森林集水域からの年間リン負荷量は，降雨時，特に1日の降水量が多い10日程度で全負荷量のおよそ半分以上が流出すると概算できる。

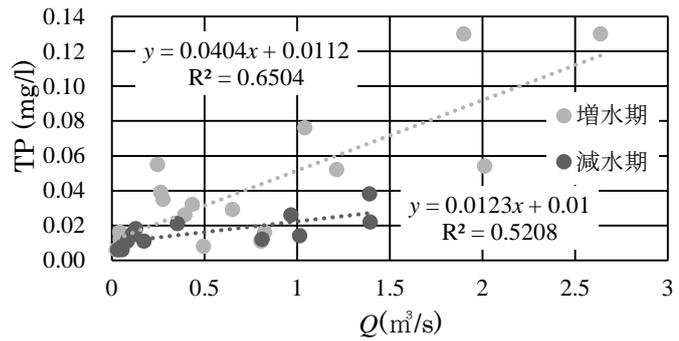


図6. 増水期・減水期の流量と全リン濃度

表2. リン負荷量の比較

分ける場合		分けない場合	
TP(kg)		TP(kg)	
50.8		56.8	
PP(kg)	DP(kg)	PP(kg)	DP(kg)
25.9	24.9	33.0	23.8

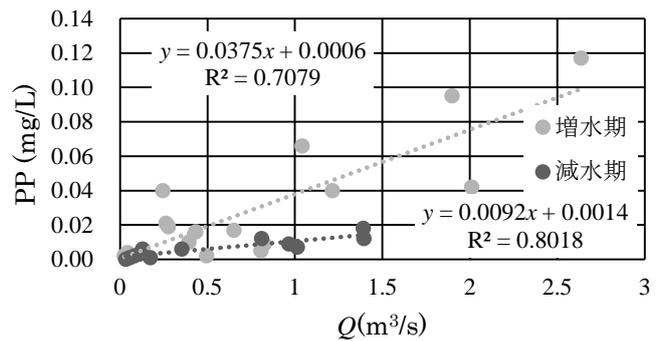


図7. 増水期・減水期の流量と懸濁態リン濃度

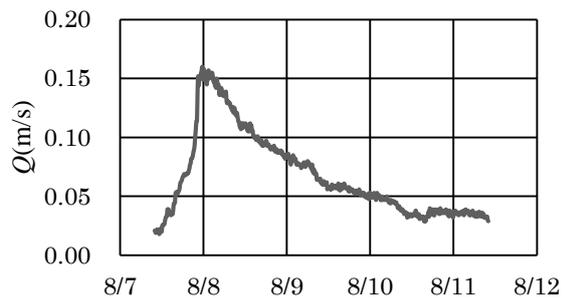


図8. 出水時の流量変化

全国 20 カ所で測定された観測値から算出された森林における全リンの原単位は 0.82 g/ha/日である（国土交通省，2015）。今回の研究において 1 年間（2017/5/8-2018/5/7）の原単位は，増水期・減水期を考慮しない場合は 1.43 g/ha/日となり，考慮した場合は 1.28 g/ha/日となった。ただしこの期間において台風 21 号（2018 年 10 月 22 日）の負荷量に与える影響は大きく，この台風がなかったと仮定した場合の原単位はそれぞれ 0.99 g/ha/日，0.92 g/ha/日となる。

5. おわりに

千苜貯水池に流入するリンの負荷源として，流域面積の多くを占める森林から流出するリンの負荷量を調べるために，流域がほぼ森林で占められている末吉川で流量観測と水質調査を実施した。607 日間の観測期間で流出した全リンは 71.7kg であり，そのうちのおよそ 6 割が粒状態リンであった。また，出水時の増水期と減水期を考慮しリン負荷量を計算すると，考慮しない場合より負荷量が少なくなった。それは流量の波形の形状によるものであると考えられる。さらには，1 年間（2017/5/8~2018/5/7）の全リン負荷量のうち，1 日の降水量が 50 mm を超えた日の負荷量が増水期・減水期を考慮しない場合も考慮する場合も半分以上を占めることが分かった。特に台風などの極端な自然現象による影響が負荷量を大きく左右すると考えられる。よってリン負荷量を減らすには，大雨時にも河川に土砂が流入しにくい対策が必要となる。

謝辞 本研究は日本学術振興会の科研費 16K15007 の助成を受けた。

引用文献

- 井手淳一郎，智和正明，大槻恭一（2008）：出水時における河川水中リン濃度上昇を考慮したヒノキ人工林流域におけるリン収支，水文・水資源学会誌，21(3)，205 - 214.
- 国土交通省（2015）：流域別下水道整備総合計画調査指針と解説，62.
- 酒井一人，吉永安俊，島田正志，翁長謙良（2000）：浮遊土砂濃度と河川流量の関係から考察する沖縄県における浮遊土砂流出特性—沖縄県における赤土流出のモデル化に関する研究—，農業土木学会論文集，208，165-172.
- 篠原武夫（1965）：流出率についての水文気象学的考察，日本気象学会，12(5)，174-175.
- 末澤理央（2016）：降雨時における非作付期の水田群からのリン流出負荷，京都大学卒業論文，1.
- 治多伸介，須戸幹，江口定夫，大久保卓也，黒田久雄，武田育郎，藤原拓，山本忠男，人見忠良，白谷栄作，横田久里子，井上隆信（2015）：水田からの窒素，リン，COD 流出負荷量の実態と課題，水環境学会誌，38(4)，81-91.
- 山本浩子（2015）：千刈貯水池流域におけるリン排出源の面源解析，京都大学卒業論文，4.

UR 賃貸住宅における雨水流出抑制効果の新たな評価手法

独立行政法人 都市再生機構 沼田 大輔
 公益社団法人 雨水貯留浸透技術協会 田川 隆康、屋井 裕幸

1. はじめに

これまで雨水貯留浸透施設は計画降雨と土地利用形態の流出率から設定される計画ハイドロに対して浸透強度や貯留量による流出抑制の治水の観点から評価してきた。

しかし、雨水貯留浸透施設は治水効果以外にも、平常時の地下水涵養、緊急時の利活用、水循環系の健全化等などの多様な効果が期待される。

建築学会では「雨水活用技術規準 日本建築学会環境基準 AIJES-W0003-2016 日本建築学会」にて降雨を敷地に留める点に着目し、各種「蓄雨」として評価手法が示されている。

UR 賃貸住宅では、昭和 56 年から雨水貯留浸透施設を設置が推進されてきた。

本稿では、新たな評価手法として、雨水貯留浸透施設が設置された UR 賃貸住宅にて実測の水文データに基づき、蓄雨性能による評価手法の妥当性を評価したので、その結果を報告する。

2. 蓄雨（ちくう）とは

建築学会では「蓄雨」とは、雨水流出の対義語で「雨をとどめる」と定義しており、更に「治水蓄雨」「利水蓄雨」「防災蓄雨」「環境蓄雨」で分類し構成している。

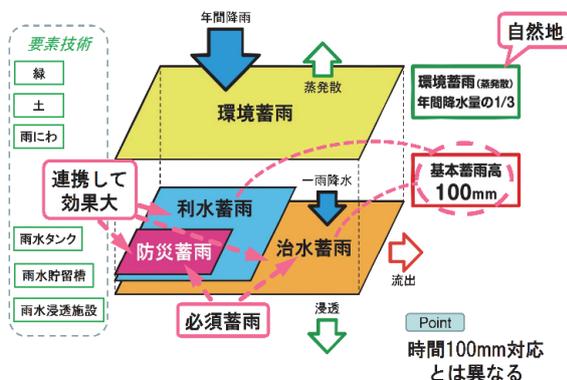


図 1 建築学会の蓄雨の定義

表 1 建築学会の蓄雨の定義

項目	定義及び内容
蓄雨性能	雨水活用を行うため「雨をとどめる」ことであり、治水・利水・防災において基本蓄雨高 100 mm を目標として、治水、防災や利水、環境、に有効な性能を確保する
治水蓄雨	豪雨時に基本蓄雨高 100 mm を浸透強度や貯留槽容量により確保する
利水蓄雨	ガーデニングやトイレ等の生活用水を貯留施設により確保する
防災蓄雨	非常時や災害時に必要最小限の生活用水を貯留施設により確保する
環境蓄雨	敷地の緑地や浸透域の流出抑制（保水）機能により、年間雨量の 2/3 以上を浸透・蒸発散させること目標とし、地下水涵養や蒸発散にて雨水の循環性能を確保する

浸透施設や貯留施設が整備され、水文観測結果（雨量、流量）が存在し、土地利用形態や詳細な施設諸元が判明する UR 賃貸住宅を対象に、治水蓄雨と環境蓄雨について、評価手法の妥当性を確認し、雨水貯留浸透施設の効果を評価した。

3. 蓄雨性能の算出

新たな評価手法として算出する蓄雨性能は「雨水活用技術規準」に示された手法に従い、UR 賃貸住宅敷地の土地利用や流出係数、浸透施設の浸透強度、貯留容量、気温や雨量等の条件を基に治水蓄雨高、環境蓄雨高として算出した。

また、算出結果の妥当性は、治水蓄雨高は UR 賃貸住宅での水文観測結果との比較、環境蓄雨高は水循環解析モデル（SHER モデル）による結果との比較から評価を行った。

SHER モデル (Similar Hydrologic Element Response Model) : 気象や不飽和浸透現象の物理過程をモデルパラメータとして数値計算を行い、水循環の過程を推定する流出解析モデル。演算時間が短い等の実用的な利点を有するモデルで比較的精度の高い定量化が可能である。

表 2 蓄雨高の算出方法

項目	算出方法
治水蓄雨高	<ul style="list-style-type: none"> ・100mmの雨水に対する敷地面積単位あたりの治水蓄雨高を算出 ・治水蓄雨高=土地の利用形態による蓄雨高+浸透施設による蓄雨高+貯留施設による蓄雨高
環境蓄雨高	<ul style="list-style-type: none"> ・年間雨量に対する浸透高と蒸発散高より環境蓄雨高を算出 ・環境蓄雨高=年間雨量-(土地利用形態による蓄雨高+浸透蓄雨高-蒸発散高)

表 3 治水蓄雨高の算出条件

項目	条件												
土地利用形態による蓄雨高	<ul style="list-style-type: none"> ・土地利用形態における蓄雨は流出の逆事象とし、蓄雨係数=1-流出係数とした。 ・流出係数は雨水貯留浸透施設設置後、経年的に雨量及び流量観測モニタリングにより妥当性が確認された値を使用する。但し、透水性舗装、透水性ブロックの蓄雨は浸透施設の蓄雨として考慮するため、土地利用の流出係数は0.9を使用した蓄雨係数とした。 ・以下に使用した蓄雨係数を示す。 <table border="1" style="margin-left: 20px;"> <tr><td>建物（住棟等）</td><td>0.05</td></tr> <tr><td>密粒舗装・コンクリート通路</td><td>0.10</td></tr> <tr><td>透水性舗装</td><td>0.10</td></tr> <tr><td>透水性ブロック</td><td>0.10</td></tr> <tr><td>広場</td><td>0.80</td></tr> <tr><td>緑地</td><td>0.90</td></tr> </table> <ul style="list-style-type: none"> ・工種別の土地利用面積と蓄雨係数の加重平均値蓄雨係数×100÷敷地面積 	建物（住棟等）	0.05	密粒舗装・コンクリート通路	0.10	透水性舗装	0.10	透水性ブロック	0.10	広場	0.80	緑地	0.90
建物（住棟等）	0.05												
密粒舗装・コンクリート通路	0.10												
透水性舗装	0.10												
透水性ブロック	0.10												
広場	0.80												
緑地	0.90												
浸透施設による蓄雨高	各施設の注水試験結果に基づく飽和浸透係数を使用した。 (浸透量 (m ³ /hr) +浸透施設の空隙貯留量) ÷敷地面積												
貯留施設による蓄雨高	貯留容量÷敷地面積												

表 4 環境蓄雨高の算出条件

項目	条件
気象データ	雨量及び気温データは各施設近隣の気象庁観測所のデータを使用した
環境蓄雨高	<ul style="list-style-type: none"> ・土地利用形態による年間蓄雨高は治水蓄雨の評価にて使用した土地利用毎の面積及び蓄雨係数を使用し算出した。 ・浸透施設の年間蓄雨高算出に用いる捕捉率は、施設が存在する地域の時間雨量データと浸透強度により算出した。 捕捉率=年間捕捉量/年間雨量 (図2参照) ・対象の雨水貯留施設は施設敷地区域内の降雨を集水する状況である。このため、浸透施設の浸透強度は浸透量を敷地面積で割り戻して算出するとともに、年間の環境蓄雨高の算出は年間雨量に敷地内の流出係数を乗じて算出した。 ・浸透施設の浸透強度算出に使用する飽和浸透係数は各施設の注水試験結果を使用した。
蒸発散高	飽和透水係数に応じて、以下の蒸発散量算出式を使用し、浸透面及び不浸透面からの蒸発散高を算出した。
浸透高	環境蓄雨高-蒸発散高
流出高	年間雨量-環境蓄雨高

●蒸発散高 (mm/年) の算定式

$$\text{蒸発散高} = a \cdot e^b \times (\text{浸透面積率} \times \text{年間雨量} \times \text{年間平均気温})$$

●係数a、係数bの算定式

<表層土壌の飽和透水係数が10⁻³cm/sのオーダーの場合>
 $a = 50.701 \cdot e^{0.0003 \times (\text{年間雨量})}$
 $b = 1.2143 \times (\text{年間雨量})^{-1.2741}$

<表層土壌の飽和透水係数が10⁻⁴cm/sのオーダーの場合>
 $a = 53.057 \cdot e^{0.0003 \times (\text{年間雨量})}$
 $b = 1.2143 \times (\text{年間雨量})^{-1.2741}$

<表層土壌の飽和透水係数が10⁻⁵cm/sのオーダーの場合>
 $a = 62.704 \cdot e^{0.0004 \times (\text{年間雨量})}$
 $b = 4.3916 \times (\text{年間雨量})^{-1.4622}$

式 1 蒸発散高の算出式

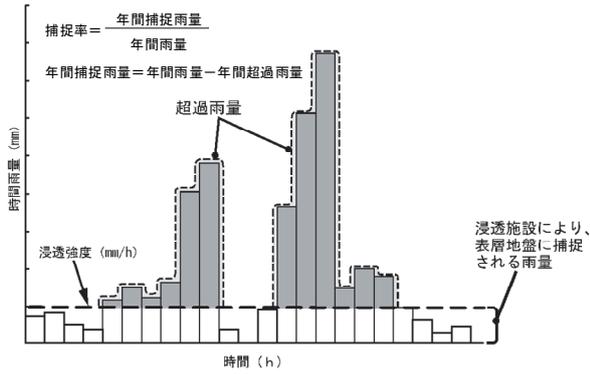


図 2 浸透施設による雨水捕捉のイメージ図

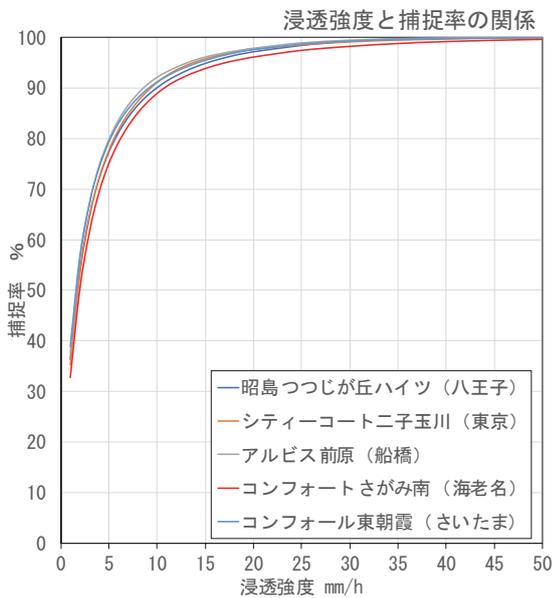


図 3 UR 賃貸住宅の浸透施設の降雨捕捉率

4. 評価手法の妥当性及び蓄雨性能の評価

4.1. 評価手法の妥当性

(1) 治水蓄雨高の評価手法

治水蓄雨高は、水文観測結果による蓄雨高と、算出した治水蓄雨高との比較により妥当性を検証した。

なお、治水蓄雨の貯留施設の評価は全容量にて行うが、検証対象とする水文観測は実績の降雨及び流量であり、実績の降雨で貯留施設全容量を使用する規模の降雨が発生していないため、検証においては、貯留施設容量は実績の容量使用率で補正したうえで検証を行った。

比較の結果、概ね算出した治水蓄雨が

水文観測結果の蓄雨高以下であることから、安全側に評価される（過大に評価されない）ため、新たな評価手法による治水蓄雨は妥当と判断した。

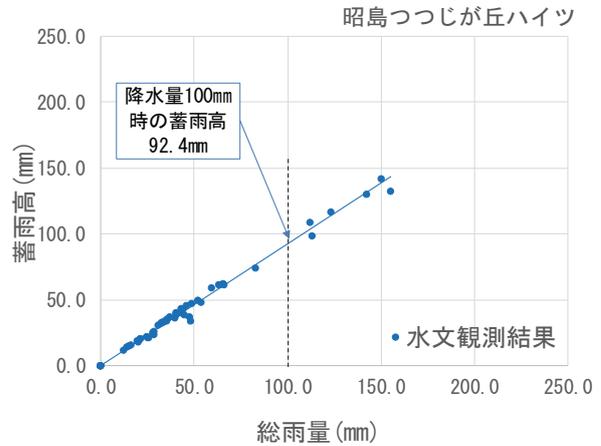


図 4 水文観測結果による蓄雨高の算出例

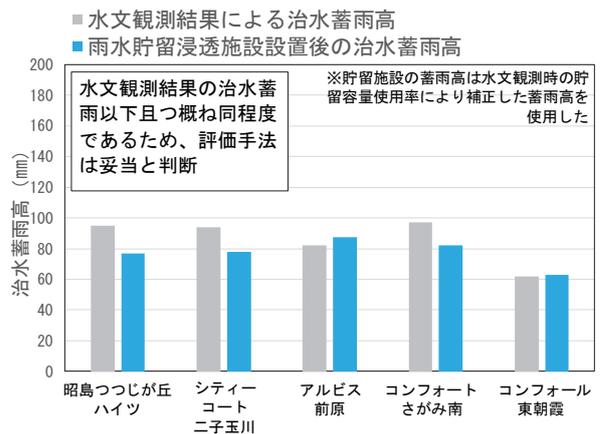


図 5 治水蓄雨高の検証結果

(2) 環境蓄雨高の評価手法

環境蓄雨高は「雨水浸透貯留施設の 20 年経過における流出抑制効果に関する研究 報告書 浸透工法導入 20 年の軌跡 H14.3」における SHER モデルによる昭島つつじヶ丘ハイツの 2000 年の水収支計算結果と計算による環境蓄雨高の比較により妥当性を検証した。

2000 年時点の昭島つつじヶ丘ハイツの環境蓄雨高は当時の土地利用状況や浸透施設の整備状況及び八王子観測所（気象庁）の雨量データを用いて算出した。

その結果、SHERモデルで算出した水収支計算結果の浸透、蒸発散、表面流出の割合と概ね一致しており、計算による環境蓄雨は妥当と判断した。

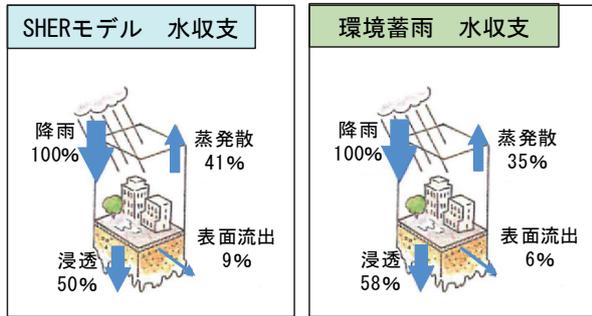


図 6 環境蓄雨高の検証結果

4.2. UR 賃貸住宅の蓄雨性能の評価

UR 賃貸住宅ではこれまで雨水貯留浸透施設の整備が進められてきた。先の評価手法を用いて UR 賃貸住宅における蓄雨性能を評価した。

(1) UR 賃貸住宅の治水蓄雨

いずれの UR 賃貸住宅も治水蓄雨性能は大幅に向上しており、雨水貯留浸透施設の流出抑制の効果が確認される。貯留容量の規模が大きい貯留施設を有するアルビス前原においては、貯留施設による蓄雨効果が大きく、100 mm以上が確保されている。

他の UR 賃貸住宅は概ね 60 mm以上の蓄雨高であり、雨水活用規準にて示された建築用途毎（戸建て住宅、事務所ビル、小学校、スポーツ施設）の治水蓄雨高の計算例では概ね 30 mm～55 mmとなっているが、UR 賃貸住宅はそれ以上の高い治水蓄雨高が確保されている。

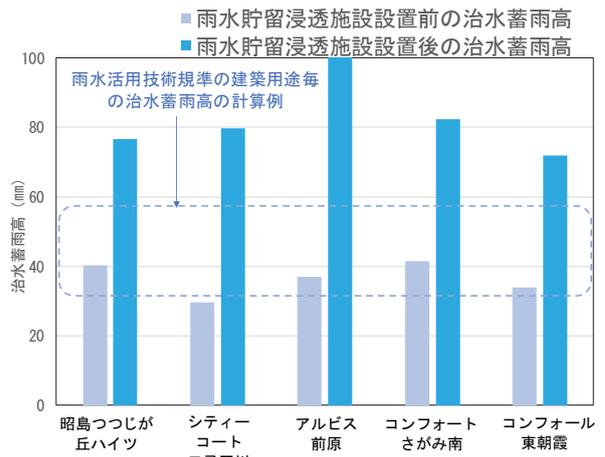


図 7 UR 賃貸住宅の治水蓄雨高

また、参考に算出した治水蓄雨高について、各 UR 賃貸住宅近傍の気象庁雨量観測所の雨量データに基づき、時間雨量による確率と UR 賃貸住宅地域の地方公共団体が定める目標降雨等との比較を行った。

時間雨量による確率評価は、近傍の気象庁雨量観測所において、データ取得が可能な期間の年最大時間雨量を収集し、統計解析により各確率年の時間雨量を算出し、雨水貯留浸透施設設置前後の治水蓄雨高と比較した。その結果、いずれの UR 賃貸住宅も施設設置後には確率年が大幅に向上している。

また、UR 賃貸住宅地域の地方公共団体の目標降雨等との比較においては、UR 賃貸住宅の治水蓄雨高は UR 賃貸住宅地域で目標とする降雨や確率規模を上回ることが確認される。UR 賃貸住宅の雨水貯留浸透施設は地域の目標以上に下水道や河川への流出の負担を軽減していると考えられる。

表 5 UR 賃貸住宅地域の地方公共団体が定める目標降雨や計画規模

団地名	UR賃貸住宅地域の地方公共団体の目標降雨や計画規模
昭島つつじが丘ハイイツ	目標降雨65mm（多摩部） 目標降雨75mm（区部）
シティーコートニ子玉川	東京都豪雨対策基本方針（改定）
アルビス前原	計画規模1/50 千葉県における宅地開発等に伴う雨水排水・貯留浸透計画策定の手引
コンフォートさがみ南	目標降雨50mm 神奈川県下水道計画
コンフォール東朝霞	目標降雨65mm 朝霞市雨水管理総合計画

表 6 治水蓄雨高の時間雨量による確率評価

団地名	雨水貯留浸透施設設置前の治水蓄雨高 (mm)	雨水貯留浸透施設設置後の治水蓄雨高 (mm)	確率雨量 (mm/hr)										気象庁雨量観測所
			UR賃貸住宅地域の地方公共団体の目標降雨や計画規模が概ね該当する雨量										
			2年	3年	5年	10年	20年	30年	50年	100年			
昭島つつじが丘ハイツ	40.3	76.7	35.8	40.8	46.4	53.4	60.1	64.0	68.8	75.3	八王子		
シティーコート二子玉川	29.6	79.7	39.3	46.3	54.1	63.8	73.2	78.6	85.3	94.4	東京		
アルビス前原	37.1	187.4	31.7	37.1	43.2	50.7	58.0	62.2	67.4	74.5	船橋		
コンフォートさがみ南	41.6	82.4	39.9	46.4	53.9	63.5	72.8	78.1	84.8	93.6	海老名		
コンフォール東朝霞	33.8	72.0	32.7	37.5	42.9	49.6	56.1	59.8	64.5	70.8	さいたま		

(2) UR 賃貸住宅の環境蓄雨高の評価

環境蓄雨の評価は、各 UR 賃貸住宅の近傍気象庁観測所の年間雨量及び年平均気温を用いて環境蓄雨（蒸発散・浸透）と流出の水収支について評価を行った。

いずれの UR 賃貸住宅も雨水貯留浸透施設設置前は、年間水収支において流出高の割合が 30%~70%と大きい状況であったが、施設設置後は、流出高が大幅に低減し、UR 賃貸住宅敷地に降雨を留め蒸発散及び浸透に寄与する効果が大きい結果となる。このため、施設設置後は年間雨量の内、蒸発散及び浸透の占める割合は 2/3 以上が確保でき、雨水活用技術規準に示されている目標値である自然地であった場合と同等の年間雨量の 2/3 以上が浸透または蒸発散することを満たしていることから、雨水循環系の適正化が図られていると考えられる。

表 7 環境蓄雨高に使用した気象データ

施設名	平均年間雨量 (mm/年)	平均年間気温 (°C)	気象庁観測所
昭島つつじが丘ハイツ	1,575	14.94	八王子
シティーコート二子玉川	1,639	16.55	東京
アルビス前原	1,498	15.63	船橋
コンフォートさがみ南	1,842	15.75	海老名
コンフォール東朝霞	1,294	15.58	さいたま

※雨量・気温は近10か年 (H21~H30) の平均値

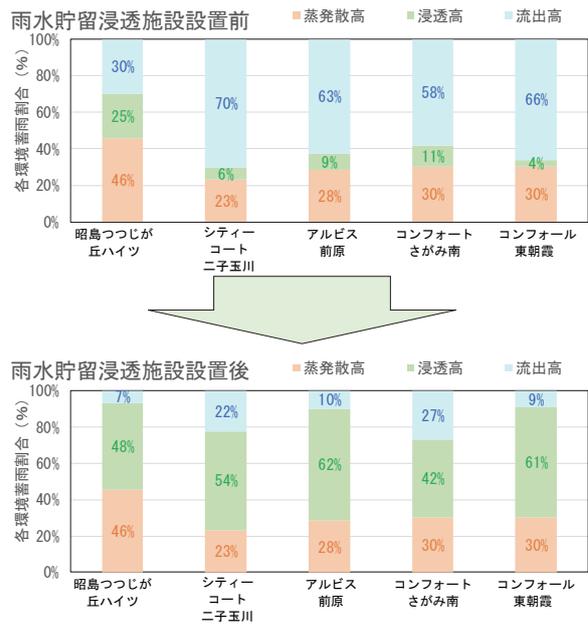


図 8 UR 賃貸住宅の環境蓄雨

5. 今後の展望

新たな評価手法では、雨水貯留浸透施設の効果を適切に評価できることが確認された。

UR 賃貸住宅では昭和 56 年より令和元年までに全国で約 380UR 賃貸住宅にて雨水貯留浸透施設の設置の取り組みを推進している。

本評価手法を用いて、雨水貯留浸透施設の効果を把握及び一般に広く周知し、今後も継続してその取り組みを進めるとともに、利水や防災の蓄雨性能についても把握することが望まれる。

また、今後の雨水貯留浸透施設の導入時にも、本評価手法を用いた施設計画及び設計を行い、計画的に蓄雨性能を確保することが望まれる。

<参考文献>

- ・雨水活用技術規準 日本建築学会環境基準 AIJES-W0003-2016 日本建築学会

都市化が進行した流域における残された農業用ため池が持つ治水機能の再検証

福岡大学工学部 正会員 ○渡辺亮一 非会員 浜田晃規

1. はじめに

近年、我が国では、人口が集中する都市域で市街化の進展に伴い田畑や森林などの浸透域が減少し、住宅地や道路等の不浸透域が増加している¹⁾。また、地球温暖化に伴い短時間局所的集中豪雨が増加傾向にある²⁾。平成 29 年 7 月九州北部豪雨では総降水量が多いところで 500mm を超え、7 月の月降水量平年値を超える大雨となる場所があった。また、福岡県朝倉市や大分県日田市等で 24 時間降水量の値が観測史上 1 位の値を更新するなど、これまでの観測記録を更新する大雨となった³⁾。また、都市中小河川では流域の市街化によって、洪水の流達時間が早まり、またピーク流量も増大している⁴⁾。都市域ではこのような環境の変化に伴い発生する内水氾濫が大きな問題となっている。

内水氾濫の発生を抑制するには雨水を貯留、浸透させることが重要である。対象とする樋井川流域には貯留機能のある農業用ため池が多く存在している。しかし、近年都市化に伴いため池の数が減ってきているため、ため池の貯留施設としての価値を再確認し、有効活用する必要がある。

ため池が減少傾向にある中、樋井川支川の七隈川流域において今後も土地利用の変化に従い開発の可能性がある。

そこで本研究では、農業用ため池が多く存在する都市河川樋井川の支川である七隈川流域を対象として雨水流出解析を行い、ため池の有無による七隈川流域への影響を評価し、農業用ため池が持つ治水機能について検証を行うことを目的とする。

占めるため池の集水面積は 21.2%と大きく、ため池が流域へ与える影響は大きいと考えられる。

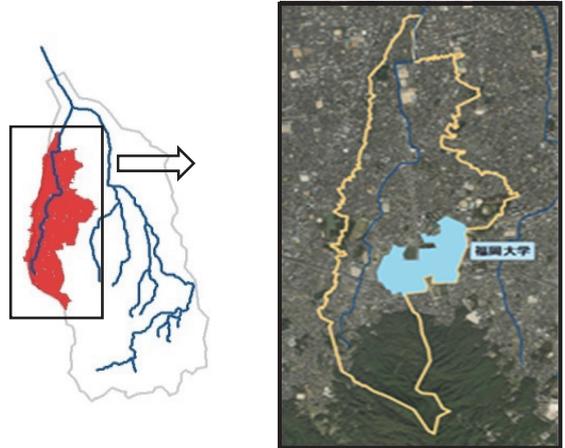


図-2 七隈川流域

表-1 七隈川流域のため池諸元

	満水面積 (㎡)	集水面積 (ha)	洪水調節容量 (㎡)	総貯水量 (㎡)
嘉平原池	14100	30.5	9900	73700
中尾池	7800	2.1	5800	21500
五ヶ村池	30100	20.7	19100	107300
烏帽子大池	11100	13	7600	10700
若宮池	8700	3.4	6900	20200
於岩ヶ原池	4600	9.2	3700	15500
田島新池	2788	2.3	1140	1140
水ヶ浦池	1252	1.6	1276	1276
堤ヶ浦池	7269	5.4	5100	5100
平原池	1190	19.4	924	924
計	88899	107.6	61440	257340

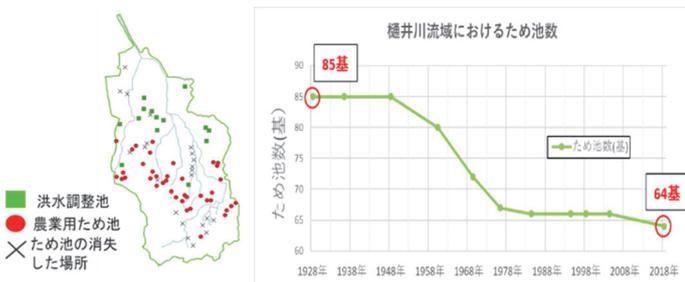


図-1 樋井川流域のため池の現状

2. 対象流域

本研究の対象とする七隈川は、福岡市内を流れる樋井川の支川であり 2 級河川（一部準用河川）である。その河川長は 5.44 km、流域面積は 5.07 km²である。現在では市街化が急速に進行し、特に中流域、下流域の大部分は住宅地となっている。また流域には 10 基のため池が存在しており、流域面積に

3. 対象降雨

2009 年 7 月 24 日の 15 時から 24 時までの降雨で内水氾濫に十分影響が生じると想定できる（図-3）。

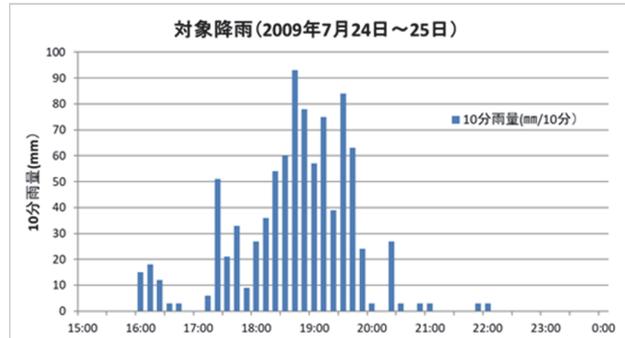


図-3 対象降雨（2009 年 7 月 24 日～25 日）

今回の解析対象降雨はこの2009年7月24日の降雨とし、災害をもたらす降雨による被害をため池の有無が流域下流にどの程度影響するのかを検証する。

4. 研究方法

地形データの整理にはGISを用い、流出解析、管網解析にはMIKE URBANを使用した。以下に解析の手順を記述する。

- ・七隈地区下水道区画図より、流域単位ごとに分割し、亀甲割一つにつき一つのノードを設置し管渠を繋げモデル地区を作成する(図-4)。
- ・ノードをマンホール、貯留池、吐口のタイプごとに分類し、形状を設定する。貯留池は集水面積を流域の面積として計算する。
- ・貯留施設と貯留池の形状は水深、断面積、表面積を設定しモデル化する。
- ・モデルの再現性を検証するために2013年8月30日の七隈小学校近くの水位計データとシミュレーションによる計算流量を比較する。
- ・ため池がない場合とある場合でシミュレーションを行い、ため池に治水上どのような効果があるか検証する。



図-4 七隈川流域排水区モデル

5. 解析結果

烏帽子大池直下流において、ため池がある場合とない場合を設定しシミュレーションを行った結果、烏帽子大池において直下管渠のピーク流量は $2.32(\text{m}^3/\text{s})$ から $0.86(\text{m}^3/\text{s})$ まで減少した(図-5)。また、複数のため池が存在する七隈川本川において同様にため池がある場合とない場合でシミュレーションを行った結果、ピーク流量は $29.29(\text{m}^3/\text{s})$ から $19.51(\text{m}^3/\text{s})$ まで減少した。(図-6)

6. まとめ

解析結果より、烏帽子大池直下管渠のピーク流量が63.18%減少し、上流に複数のため池が存在する七隈川本川では33.38%減少する結果となり、広い

流域での改良が効果的であることが分かった。また、五ヶ村池では83.6%減少し、烏帽子池では50.8%減少する結果となり、ため池が治水機能を高く持っていることが分かった。烏帽子池は七隈川本線に直接流入せず下水道幹線に流れ込み下流側で本線に合流する。この支川流域は上流側ではため池の貯留効果によるピーク流量の低減が顕著にみられるが、貯留施設を持たない広い面積を持つ流域から雨水が流入するとその効果は相対的に小さくなる。そのため各流域にため池だけでなく、浸透貯留施設を設けることが下流での内水・外水氾濫の抑制に効果があり、既存のため池が持つ治水効果を高める可能性があると考えられる。

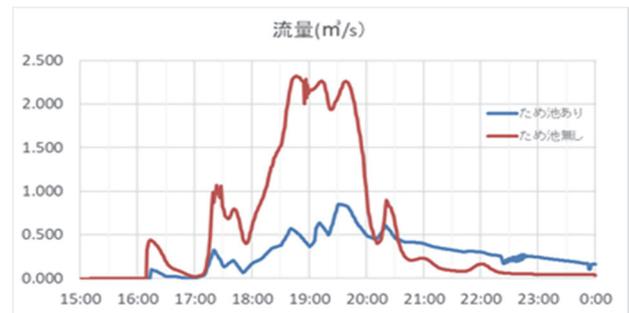


図-5 烏帽子池直下流における計算流量の比較

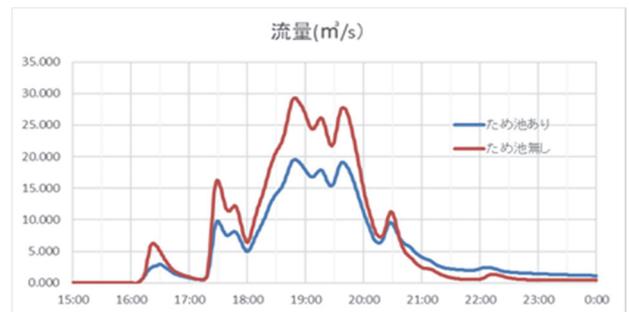


図-6 七隈川本川における計算流量の比較

謝辞

この研究の一部はJST-RISTEX(研究代表者:島谷幸宏)による助成で行われた研究である。ここに記して謝意を表す。

参考文献

- 1) 赤羽祐也：都市域における洪水流出特性と内水氾濫対策，修士論文要旨 2007
- 2) 竹下清，齋藤源，高橋定雄：近年の降雨特性の分析，調査研究 2-1
- 3) 京都大学防災研究所：2017年九州北部豪雨災害調査報告書，2018
- 4) 角屋睦：都市化に伴う流出の変化，土木学会論文集，第363号，1985

長崎県五島市赤島における離島振興プロジェクト 2019

福井工業大学 環境情報学部 ○笠井利浩, 近藤晶

1. はじめに

赤島は長崎県五島市の二次離島であり、面積0.52km²の小さな島である¹⁾ (図1)。島内には13世帯、16人の島民が暮らしており、ガス、電気は普通に供給されているが水道水は供給されておらず、また島内には河川や利用可能な地下水源もないことから、全生活用水を天水に依存した生活が営まれている (表1)。しかしながら、近年問題となっているPM2.5等の大気汚染による貯留雨水の水質悪化や水量不足の問題が大きくなっている。一方で、山間部の限界集落と同じように島民数は減少の傾向にあり、無人島化の問題が大きくなってきている。また、赤島のような国境に近い島の無人島化は、近隣諸国との関係から国土保全へのリスクが高まる問題がある。



図1 赤島の全体航空写真

表1 長崎県五島市赤島のデータ

場 所	長崎県五島市福江島の二次離島
面 積	0.52km ² (東京ディズニーランド0.51km ²)
最高点	54m
周囲長	4.7km
島 民	16名 (常住は6名程度)
生 活	1日2便渡海船運行
	商用電力有 (海底ケーブル)
	水道無 (生活用水は雨水)

福井工業大学の笠井研究室では、2017年から同大学デザイン学科の近藤研究室と共働で「赤島活性化プロジェクト」を開始した。本プロジェクトは、①赤島島内に水質と水量の両面から安心して使える雨水を水源とした給

水システムの開発および構築と ②赤島の特色である雨水生活のブランディング化による島の持続的活性化 の二つから構成されている。①の「雨水を水源とする小規模集落スマート給水システム」については、2017年8月に「雨畑」と呼ばれる雨水集水面 (48m²) を、2018年8月には大型雨水貯留槽 (3m³×2基) と雨畑-雨水貯留槽間の配管の設置を完了した。一方、②のブランディング化については、2017年にはGoogleの協力の下、島内のGoogle Street Viewの整備や赤島活性化プロジェクトのFacebookページやHPを開設し、継続的に運用を行っている。また、2018年8月にはインタラクティブアート作品「Noctiltone」の展示を行った。さらに持続可能な赤島の活性化策として、2018年3月と2019年3月に水の環境教育プログラム「雨水生活体験」を実施した。

本報では、2017年から行ってきた「赤島活性化プロジェクト」の主な活動の紹介と、これまでの活動から見えてきた離島等の僻地における持続可能な活性化策について述べる。

2. 長崎県五島市赤島の現状

赤島は、非常に小さな二次離島であり未だ全生活用水を各戸で貯留した雨水だけに依存した島である。日本国内における生活用水の全量を雨水に依存する島を、表2に示す。本活動開始時から日本国内には数十程度、生活用水の全量を雨水に依存する島が存在すると考えていたが、実際にはRO等を用いた海水淡水化装置の導入等により僅か4島のみである。赤島には人数は少ないものの自治会や消防団があり、村としてのコミュニティが形成されている。しかしながら、実態をよく知る赤島隣島の黒島では、データ上は2名となっているが既に島民の死去により現在は人口1名となっている。山口県の櫃島は、データ上唯一の世帯である島民に電話で現状を確認したところ既に居住しておらず、週に2、3回農作業のために通っているのみであった。以上のことから、現在の日本国内において、未だ全生活用

水の全てを雨水だけに依存する集落は赤島だけであり、非常に貴重な島であることが分かる。また島内には店舗はおろか自販機もなく、非常に特殊な環境にも関わらず存続している面からも稀有な島であることが分かる。

表2 生活用水を全量貯留雨水に依存する島²⁾

県市 島名	面積(km ²)	人口(人)
山口県萩市 櫃島(ひつしま)	0.83	3
長崎県五島市 赤島	0.52	16
長崎県五島市 黒島	1.12	2
沖縄県渡嘉敷村 前島	1.60	4

3. 赤島活性化プロジェクト

本プロジェクトは、2016年の赤島雨水利用状況調査をきっかけに開始した。島内の全戸に数m³規模のコンクリート製の大型雨水貯留槽が備え付けられているが、夏季等の降水量が少ない季節には、年によってはシャワー用水すら不足する(図2)。この事から、雨水を水源とした給水システムを開発・設置する事となり、その設計の基礎データの収集を目的として島民の生活用水利用調査と貯留雨水の水質調査などを行った。生活用水利用状況調査からは、①赤島島民は1人1日あたり50~60Lの超節水生活を行っている。②節水への意識レベルが非常に高く、無意識に超節水生活を行っている。などの結果が得られている。また、貯留雨水の水質調査からは、①常時稼働状況にある雨水貯留槽の水質は比較的良好である。②コンクリート製のタンクであるためpHが高い。③基準値以内ではあるが塩分濃度が高い。などの結果が得られている。



図2 赤島島内の雨水貯留槽写真と構成

3.1 雨水を水源とした給水システム

雨水を水源とした給水システムの開発にあ

たり、稼働シミュレーションを行った。降水データには赤島に最も近い福江観測所の2008~2017年の10年間分の日ごとのデータを用い、水使用量については100~1000Lの範囲で設定し、貯留槽容量については3m³または5m³のものを2~3基設置することを想定し、6~15m³にした。集水面積については、現在赤島に我々が設置した「雨畑」の面積である48m²とした。

雨水を水源とした給水システムの稼働シミュレーション結果を、図3に示す。貯水槽容量による給水可能確率の大きな差はなく、設置コスト面から貯水槽容量として6m³が最も良い事が分かる。また、1日当たりの給水量が200Lの場合で給水可能率は全ての貯水槽容量で9割を超えており、島民を10名とした場合、1人1日当たり20L程度使用できる事が分かる。この20Lという数値は一見少ないように考えられるが、そもそも飲用可能なレベルの水質を持つ水を全ての用途に使用しようとする事自体が問題であり、既存の各戸に設置されている雨水貯留槽の水と水質によって使い分ける事が重要である。また、より給水量を多くするには、貯水槽容量だけではなく、集水面積を広くする必要がある。

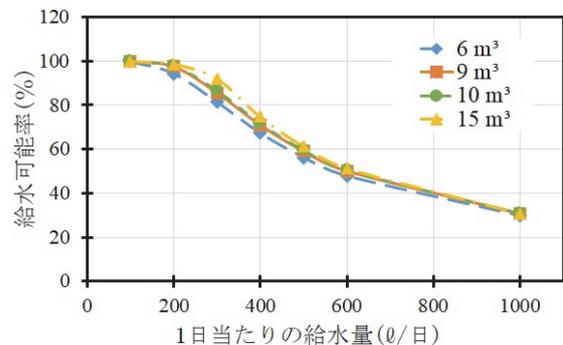


図3 集水面積48m²における給水可能率

雨水を水源とした給水システムの構成図を、図4に示す。本システムは「雨畑」と呼ばれる48m²の雨の集水面(以下、雨畑)、コンピュータ制御式初期雨水除去装置、容量3m³の雨水貯留槽2基および浄水システムから構成される。雨畑は、前述の島内既設雨水貯留槽の水質調査結果から、島内では可能な限り海風が少なく塩害を受ける可能性が低い場所に設置した。雨畑で集水した雨水は、約200mの導水管を経て、コンピュータ制御式の初期雨水除去装置を通った後、直列の雨水貯留槽に貯水される。

雨水貯留槽内の雨水は、用途に応じて浄水を行い、島内に配水する予定であるが、当面は主に島内に1戸だけある宿泊施設に給水する。2019年10月現在の設置状況として、雨畑から宿泊施設まで完成しており、屋外の蛇口から水がでるようになってきている。今後は浄水および配水設備の設置を行う予定である（図5）。

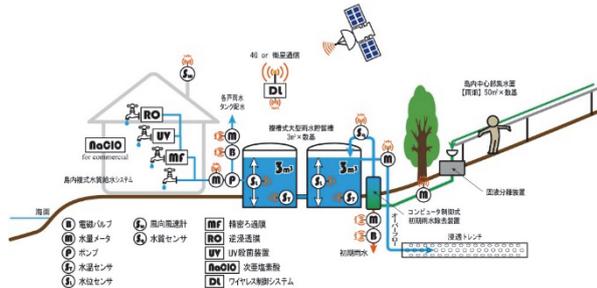


図4 雨水を水源とした給水システムの構成図



図5 雨水を水源とした給水システム(2019/10)

現在雨水貯留槽内はほぼ常に両槽共に満水であり、簡易水質測定としてpHおよび電気伝導度（以下、EC）の測定を行ったところ、pH = 5.8、EC = 61 μ S/cmであった。汚染の無い清浄な雨水のpHは一般的にpH = 5.8といわれている³⁾。これは雨滴に大気中の二酸化炭素が溶存するためであり、pH値から判断すると赤島に設置した雨水貯留槽の水質は非常に清浄であることになる。一方、EC値から評価を行った場合、三田ら³⁾の先行研究によると降雨水のECは、降り始め1時間の降水において数十 μ S/cmから急激に低下し、その後穏やかに低下して降雨によっては最終的に5 μ S/cm程度にまで低下している。離島における雨水利用では集水面から海までの距離が近く、海塩粒子の影響を大きく受ける。現在、開発・設置を行っている本給水システムにおいても海塩粒子による影響を最小限に抑えるため、集水面「雨畑」を島内の最も風の影響が少ない場所に設置しているが、完全に防ぐことは難しい。従って、より良い水質の雨水を貯留するためには気象条件を考慮した初期雨水除去システムを設置する必要がある。

3.2 雨水生活のブランディング化による赤島の持続的活性化

赤島の魅力は、街には普通にあるモノやサービスが無く、人口も少ないために静かな点にある。この事からも分かるように、無理に様々なサービスを持ち込むとそれは赤島ではなく、人工リゾート施設と化してしまう破壊行為となる。その一方で、赤島が抱える最も大きな問題である無人島化は、島内で経済活動が殆ど営まれていないことに原因がある。そのため、島外から若者が入ってくる事ができず、いくら前述のハード面からの取り組み（雨水を水源とした給水システム）を行ったとしてもそれだけでは結局無人島化に繋がり、結局は給水システムも不要となる日が来る。そのため本プロジェクトでは、この赤島の魅力の維持と経済活動の両立を目指す方策のとして以下のような活動を行ってきた。

- ①赤島島内のGoogle Street View整備
- ②赤島高精度マップ制作
- ③赤島3Dマップ制作

近年、地震以外にも地球温暖化による気候変動が顕著化している。豪雨には渇水が付き物でありその点において、地域によって降水量に差はあるものの雨水を水源とした給水システムは有効であると考えられる。このようなシステムは、離島のみならず都市部においても有効であり、水の地産地消システムとして治水、利水、被災時の減災にも役立つ。

第二に、離島振興に重要なことはハードとソフトの両立である。上述のインフラ整備だけを行っても住人の増加や定住には繋がらない。島内における経済活動の活性化も非常に重要な要素である。しかしながら経済活動に重点を置いた施策を行った場合、本来その土地が持つ魅力や価値を破壊する可能性が高い。従って、闇雲に経済の活性化を目指すのではなく持続可能な方法で、なおかつ持続可能なレベルの活性化を行うよう注意しなければならない。

第三に、将来に向けた人材育成の重要性が挙げられる。その中で環境教育は大きな役割を担うものであり、今後の自然環境の保全や社会システムの維持に向けて必要となる教育プログラムの開発・実践に取り組みねばならない。

引用文献

- 1) 公益財団法人日本離島センター，日本の島ガイド SHIMADAS 第2版，924-926，2004，三州社
- 2) 公益財団法人日本離島センター，2017 離島統計年報 CD-ROM 版，2019，JTB 印刷
- 3) 三田明寛，大八木英夫，森和紀，降雨時間の経過に伴う降雨の水質特性の変化，日本大学文理学部自然科学研究所研究紀要，50，115-123，2015

謝辞

本研究は、JSPS 科研費 16K06618, 19K04736 および日本私立学校振興・共催事業団 平成30年度学術研究振興資金の助成を受けたものです。また赤島活性化プロジェクトに協賛・後援を頂いている企業や各種団体に感謝いたします。

全生活用水を雨水に依存する赤島の水利用実態と意識調査

福井工業大学環境情報学部 ○表寺佳奈, 笠井利浩

1. はじめに

現在世界全体で取り組まなければならない問題の一つに水不足の問題が挙げられる。2016年に発表された報告では世界の人口の約3分の2が年に1カ月以上の水不足に直面しており、特に人口過密地域では何年も渇水が続いている。水不足は作物の不作や生物多様性の損失、延いては紛争の原因にもなりえるため、各国で協力して解決に努めなくてはならない。それゆえに、我が国においても水の使い方について再考することが求められている。WHOが提唱する1日生活するために最低限必要な水の量は1人当たり50Lとされているが、日本人が一日に使用する水の量は213Lと言われており¹⁾、水を過分に浪費している。しかしながら、昨年に長崎県五島列島の赤島で生活使用水量調査を行ったところ1人当たりおよそ46~65Lの水で生活しており、現代社会において必要最低限の水利用生活が成り立つ事例であることがわかった。

本報では生活使用水量調査の結果を前提として、赤島で島民の生活様式に加え水利用に対する意識の違いについて調査を行った。その結果から赤島の水利用実態を分析し、国内における持続可能な水利用への糸口を探る。

2. 方法

調査方法としてアンケートを採用し、7つの雨水利用に関するアンケート調査の文献²⁻⁷⁾を基に質問項目を作成した。アンケートは「個人用」と「家庭用」との2種類に分け、今回の調査対象である赤島で居住する計7名全4世帯に配付した。回収後に疑問点等の聞き取り調査を追加実施した。

3. 調査対象詳細

今回の調査対象の内訳は7名のうち4名が男性で3名が女性であった。年齢は70代が過半数を占めており残りは60代2名と無回答1名であり高齢者(65歳以上)の割合が非常に高い。家庭ごとに見ると居住年数が30年以上の家庭から特殊な日のみ赤島に滞在する家庭など統一性は無かった。全ての家庭において浴槽、シャワー、洗濯機、給湯設備は供えられており、入浴や洗濯においては一般家庭と遜色ない設備水準である。しかしながら、水洗式のトイレはどの家庭にもないことから、赤島では汲み取り式トイレのみが採用されていることがわかる。また、浄水器が1つの家庭を除き全ての家庭に設置されていたことから、雨水を生活用水とする上で、貯留雨水の水質を気にする傾向が比較的強いことが示唆される。利用水源の分布に関しては、雨水が100%であり、雨水に依存した生活が現代に至るまで続いていることがわかる。



図 1. 性別分布

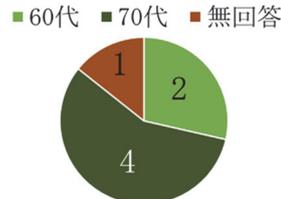


図 2. 年齢分布



図 3. 赤島に居る割合



図 4. 赤島居住年数

表 1. 個人用に作成した質問項目

質問項目	カテゴリー分類
1 性別	①男 ②女
2 年齢	①～10代 ②20代 ③30代 ④40代 ⑤50代 ⑥60代 ⑦70代 ⑧80代～
3 収入形態	記述式
4 漁業をしているか	①はい ②いいえ
5 年収	①100万未満 ②100～200 ③200～300 ④400～500 ⑤500万以上 ⑥その他
6 家事の労働時間	①30分未満 ②30分～1時間 ③1時間～3時間 ④3時間～5時間 ⑤5時間以上
7 外食回数	①ほとんど毎日 ②週1回ほど ③月1回ほど ④年1回ほど ⑤外食しない
8 夏の風呂・シャワー回数 (回/週)	①0回 ②1～2回 ③3～4回 ④5～6回 ⑤7～10回 ⑥11回以上
9 夏のシャワーのみ回数 (回/週)	①0回 ②1～2回 ③3～4回 ④5～6回 ⑤7～10回 ⑥12回以上
10 夏の体のふき取りのみ (回/週)	①0回 ②1～2回 ③3～4回 ④5～6回 ⑤7～10回 ⑥13回以上
11 冬の風呂・シャワー回数 (回/週)	①0回 ②1～2回 ③3～4回 ④5～6回 ⑤7～10回 ⑥14回以上
12 冬のシャワーのみ回数 (回/週)	①0回 ②1～2回 ③3～4回 ④5～6回 ⑤7～10回 ⑥15回以上
13 冬の体のふき取りのみ (回/週)	①0回 ②1～2回 ③3～4回 ④5～6回 ⑤7～10回 ⑥16回以上
14 朝シャワーの有無 (春の場合)	①ほぼ毎日 ②週に3～5回程度 ③週に1～2回程度 ④無し
15 朝シャワーの有無 (夏の場合)	①ほぼ毎日 ②週に3～5回程度 ③週に1～2回程度 ④無し
16 朝シャワーの有無 (秋の場合)	①ほぼ毎日 ②週に3～5回程度 ③週に1～2回程度 ④無し
17 朝シャワーの有無 (冬の場合)	①ほぼ毎日 ②週に3～5回程度 ③週に1～2回程度 ④無し
18 雨水の用途	①炊事 ②洗濯 ③掃除 ④便所 ⑤入浴 ⑥その他
19 天候や残水量と雨水利用の関係について	①天気がいいと水を積極的に使う ②タンクに水がたまると積極的に使う ③天気とタンク水量をどちらも考慮して使う ④天気とタンク水量をどちらも考慮しない
20 節水意識について	①極力節水している ②節水している ③多少節水している ④あまり考えない
21 水利用についての考え方	①大いに節水すべき ②ある程度節水すべき ③ふんだんに使いたい ④あまり考えない
22 雨水利用についての考え方	①雨水だけで生活はできる ②生活の一部、もしくは非常時に雨水は使える ③雨水は使えると思うが自分や家族には使いたくない ④雨水で生活はできない
23 水不足問題への関心	①大変ある ②少しある ③ほとんどない ④全くない
24 湯水についての記憶や影響について	記述式

表 2. 家庭用に作成した質問項目

質問項目	カテゴリー分類
1 家族人数	記述式
2 家族形態	記述式
3 屋間在宅人数	記述式
4 居住年数	記述式
5 家の部屋数	記述式
6 家の蛇口数	記述式
7 世帯主の職業	記述式
8 島外の居住地	記述式
9 建物の形式	①木造 ②鉄筋コンクリート ③一戸建て ④集合住宅
10 1ヶ月の生活費	①3万円未満 ②3～5万円 ③6～10万円 ④11～15万円 ⑤16～20万円 ⑥21～25万円 ⑦26～30万円 ⑧30万円以上
11 赤島に居る割合	①ほとんど島内に居る ②年に数回島外に出る ③月に数回島外に出る ④ほぼ毎週島外に出る ⑤特殊な日のみ赤島に居る
12 風呂 (浴槽) の有無	①有り ②無し
13 シャワーの有無	①有り ②無し
14 シャワー付き洗面台の有無	①有り ②無し
15 水洗便所の有無	①有り ②無し
16 水洗便所の個所数	①有り ②無し
17 温水シャワー付き便座の有無	①有り ②無し
18 洗濯機の有無	①有り ②無し
19 給湯設備の有無	①有り ②無し
20 浄水器の有無	①有り ②無し
21 食器洗浄機の有無	①有り ②無し
22 自家用船の有無	①有り ②無し
23 庭・畑の有無	①有り ②無し
24 雨水貯留層の有無	①有り ②無し
25 風呂水再利用の有無	①有り ②無し
26 1週間の洗濯回数	①1～2回 ②3～4回 ③5～6回 ④7～10回 ⑤11回以上 ⑥ほぼ毎日 ⑦使わない
27 洗濯のすすぎ方	①すすぎ1回 ②すすぎ2回 ③すすぎ3回 ④注水すすぎ
28 1ヶ月間の水を使わない食事回数	①0回 ②1～5回 ③6～10回 ④11～15回 ⑤16回以上 ⑥ほぼ毎日
29 1ヶ月間の使い捨て食器の使用回数	①0回 ②1～5回 ③6～10回 ④11～15回 ⑤16回以上 ⑥ほぼ毎日
30 利用水源の種類	①水道水 ②井戸水 ③雨水 ④河川 ⑤海水
31 ボトルウォーターの月間購入数	記述式
32 打ち水の有無 (春の場合)	①ほぼ毎日 ②日に1回程度 ③週に1～3回程度 ④月に数回程度 ⑤しない
33 打ち水の有無 (夏の場合)	①ほぼ毎日 ②日に1回程度 ③週に1～4回程度 ④月に数回程度 ⑤しない
34 打ち水の有無 (秋の場合)	①ほぼ毎日 ②日に1回程度 ③週に1～5回程度 ④月に数回程度 ⑤しない
35 打ち水の有無 (冬の場合)	①ほぼ毎日 ②日に1回程度 ③週に1～6回程度 ④月に数回程度 ⑤しない
36 食器洗いの方法	記述式

4. 赤島における水利用の傾向

前項で赤島では雨水のみを水源として生活していることがわかったが、その用途に関するの調査結果を図5に示す。洗濯や入浴が100%を占めており、どの家庭でも雨水が利用されている。炊事は86%であり、炊事に雨水を使わない理由は「雨水を食事に使うと血圧が上がった経験があり、それ以降ペットボトル水で調理するようにしている」、「旦那が昔料理人をしていたため、雨

水の味による違和感を気にするから」と健康や飲食のこだわりによるものであることがわかった。掃除は71%であり、半分以上の家庭が掃除に水を使っていることがわかる。便所が最も少ない43%であったが、前項で触れたように赤島では全家庭で汲み取り式のトイレが採用されていることがわかっており、そのため、「手洗いに雨水を使う」という認識で得られた回答であると考えられる。

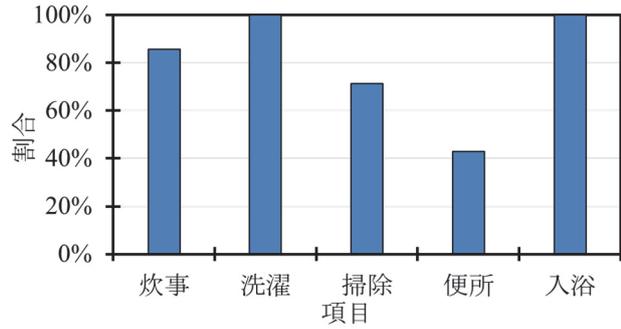


図5. 雨水の用途

風呂やシャワーといった入浴行動に関する結果を、図6、図7、図8、図9、図10、図11、図12に示す。どの季節においても体のふき取りのみは行われており、特に貯留雨水が無くなることへの不安が大きいTご夫妻の回答が多かった。朝シャワーの有無についてどの回答でも無しが5名、週に3回以上の回答が2名の結果となった。この2名について、回答者はKご夫妻であり前述の特殊な日のみ赤島に滞在される家庭であった。したがって、朝シャワーの有無に関しては島内に常在される方は一切行わないが、普段島外に住んでいる家庭では行っているとわかった。

次に家庭別水利用の工夫について、図13および図14に示す。風呂水再利用の有無は有ると答えたのは1家庭のみであった。有ると答えた回答はT邸のものであり、この結果からも水不足に対する不安が他の家庭より顕著であると推察される。すすぎ方の違いについては各家庭で異なる回答が得られたため、特に節水を意識していないことがわかる。さらに、冷凍食品や紙皿といった調理や食後に水が不必要な食事の頻度の回答に関しても、1カ月に1回から5回の家庭が2つのみであった。以上のことから風呂水再利用、洗濯のすすぎ方、食事において節水する傾向は無いと考えられる。

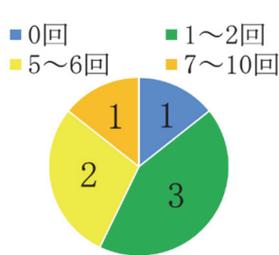


図6. 夏の風呂・シャワー回数 (回/週)

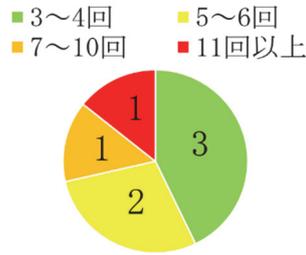


図7. 夏のシャワー回数 (回/週)

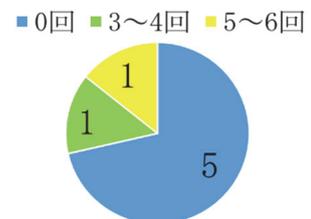


図8. 夏の体のふき取りのみ回数 (回/週)

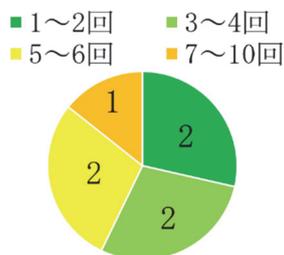


図9. 冬の風呂・シャワー回数 (回/週)



図10. 冬のシャワー回数 (回/週)

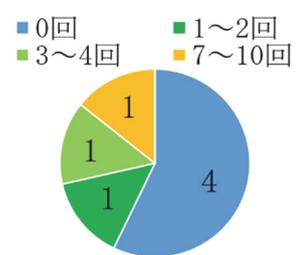


図11. 冬の体のふき取りのみ回数 (回/週)

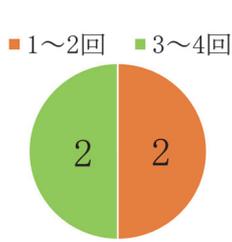


図 12. 1 週間の洗濯回数



図 13. 洗濯のすすぎ方



図 14. 1 カ月間の水を使わない食事回数

5. 赤島における水利用意識の傾向



図 15. 水不足への関心



図 16. 水利用についての考え方



図 17. 節水意識について

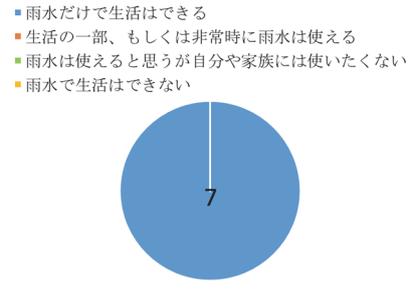


図 18. 雨水利用についての考え方

どのアンケートでも「節水意識はない」等の否定的な回答が1つずつ見られた。これについてすべて回答者は同一であった。理由を伺ったところ回答者の家はもともと大所帯であり、雨水貯留槽もそれに応じて大きなものが設置されている。しかしながら現在は1人暮らしをしているため、水が必要以上に確保できているため、水不足の心配はしたことがないとの回答が得られた。しかしながら、食器の洗い方について質問する際に「桶に水をためてつけ洗いをする」、「水は流しっぱなしにはしない、水は大事じゃないですか」と回答されたことから、本人にとっては当たり前前の行動で気づいていないが無意識に節水行動を行っていることがわかった。また、節水意識について個別に聞き取りを行い、回答者の中で最も昔から赤島で暮らされていたIさんは「赤島の島民は代々雨水のみに依存した生活を行っており、昔は水が不足すれば湧き水を汲み風呂はほかの家でもらい湯をしていた。この経験や記憶を幼い時から教えられて育ってきたので水の大切さは身に染みてわかっている。」と回答した。このことから、島民の節水意識は代々受け継がれてきたものであり、長い年月を得て蓄積されたものであることがわかった。

雨水利用への理解についてはすべての回答が「雨水だけで生活できる」であった。この結果に対し、普段は島外で生活されているKご夫妻がなぜ雨水利用に対して理解を示されているか聞き取りを行ったところ、「以前フィリピンに住んでいた経験があり、そこでは雨水は当たり前に使われていた。水泥棒によって水が使えないことや水自体が綺麗ではないこともあるから赤島の雨水生活に抵抗は全くない」との回答が得られた。

6. 考察・展望

これまでの結果から赤島の水利用実態においてシャワー主体や体のふき取りのみの入浴、汲み取り式トイレの採用といった節水の要素が明らかとなった。しかしながら、直接話を伺うにつれて島民の節水意識が一般人のレベルをはるかに上回っており、容易に真似ができる域ではないことがわかった。この意識の高さこそが最低限の水利用実現にとって最も重要な要素であると考えた。今後一般家庭において最低限の水利用を実現させるためには、座学だけでは困難であること

がこれまでの環境問題への取り組みからも示唆される。よって、実体験に基づく教育がこれからの水不足改善策として求められるのではないかと思う。現在福井工業大学笠井研究室では、同大近藤研究室と共働で「雨水生活体験」と題して、赤島で宿泊しながら実際に島民の生活を体験するプログラムを実施している。赤島のような水道が普及していない極端な環境をモデルケースとした環境教育を、子供の世代から培うことで水の貴重性を浸透させることが有用な手段であると考えられる。

7. まとめ

本報では昨年の赤島島内使用水量調査に基づき、水の利用内容や水利用意識調査を目的として、赤島の全島民に対してアンケートおよび聞き取り調査を行った。アンケート内容は雨水利用に関するアンケート調査の文献を参考として作成した。調査の結果、一般家庭と比較して節水水量が多くみられる点は、浴槽の使用回数、洗濯の回数およびトイレの仕様についてだった。一方、水利用意識調査では、おおむね意識している回答が得られ、意識していないという方でも、節水行動はとっており、節水意識が無意識の領域に達していることがわかった。このことから、赤島の節水意識は幼いころからの経験によって培われたものであり、容易に取り入れられることではなかった。しかしながら、3年間夏休みを利用して3週間赤島に滞在した我々は節水意識が強く根付いたため、赤島の島民との交流することによる節水意識の向上は見込まれると推測される。以上のことから、島民から学ぶためには実際に赤島に足を運ぶ必要があり「雨水生活体験」の有用性が示唆される。

謝辞

本研究は、JSPS 科研費 16K06618, JSPS 科研費 19K04736 および日本私立学校振興・共催事業団平成 30 年度学術研究振興資金の助成を受けたものです。また、今回の調査を行うにあたり、アンケートにご協力頂いた赤島の皆様に感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 東京都水道局 (2019/10/17) : もっと知りたい「水道」のこと (<https://www.waterworks.metro.tokyo.jp/faq/qa-14.html>)
- 2) 清水聡行・吉村啓介・山川幹人・山田淳 (2008) : 生活用水需要予測のための需要構造調査とその要因分析, 環境工学研究論文集, (45), pp. 571-578.
- 3) 田中周平・今田啓介・濱島健太郎・Tran Van QUANG・藤井滋穂 (2016) : 水利用実態の現地調査に基づいたベトナム国ダナン市の生活用水の利用構造分析, 土木学会論文集 G(環境), (72), pp. 387-395.
- 4) 清水康生・萩原良巳・岩根知里 (1999) : ライフスタイル概念に基づく水利用構造分析に関する考察, 環境システム研究, (27), pp. 81-88.
- 5) 萩原良巳・小泉明・西沢常彦・今田俊彦 (1979) : アンケート調査をもとにした水需要構造なびに節水意識分析, 衛生工学研究討論会講演論文集, (15), pp. 188-194.
- 6) 越川康夫・村川三郎・西田勝 (1993) : 雨水利用システムにおける雨水利用効率と都市型洪水防止効果の検討, 日本建築学会計画系論文報告集, (452), pp. 37-45.
- 7) 村川三郎・森田大・三輪信哉・越川康夫 (1986) : 沖縄離島における住宅の水利用環境に関する研究一雨水利用を中心として一, 沖縄離島における住宅の水利用環境に関する研究, (368), pp. 52-61.

離島の雨水利用システムに関する一考察～降雨区分雨水と貯留雨水の水質測定結果から～

福井工業大学環境情報学部 ○野村利空, 笠井利浩

1. はじめに

長崎県五島市にある赤島には水道施設や井戸水等の淡水源がないため、全生活用水を家根から集水した雨水に頼る生活が営まれている。しかしながら、集水面の小ささによる水不足問題や、近年問題となっているPM2.5などの大気汚染による雨水の水質悪化などが懸念されている。このような背景の下、2017年の夏から水問題の解決を目的として赤島活性化プロジェクトが始まった。貯留雨水の水質分析の結果、塩化物濃度が水道水より比較的高いこと、pHが水道基準を超えるアルカリ性を示すこと、一般生菌数も水道基準を超えて検出されることなどの問題があり、水質改善案として初期雨水除去装置の設置などが考えられた。そこで、初期雨水除去量の選定と水質調査を目的として、降雨区分採取装置を開発し、初期雨水採取を行った。また、昨年の調査箇所に加えて2018年に設置した、水質改善案を反映させたタンクの水質調査を行い、水質改善案の評価を行った。

本報では、赤島島内の貯留雨水、および降雨区分雨水の水質調査を行った。その結果を基に、塩害地域を対象としたより清浄な雨水の貯水方法の検討を行ったので報告する。

2. 赤島の概要

赤島は長崎県五島列島福江島の福江港から南に約15km先の海上に位置する二次離島である。島の東北にある入り江が主な港となっており、福江島から赤島に、1日2回来る唯一の定期便もこの港に着船する。赤島の面積は0.52km²、最高点53.8mの火山島であり、井戸水や川などの淡水減が存在せず、雨水のみを生活用水として利用する生活が営まれている。島内の道沿いや、海岸と家の間には風よけや土地の仕切りとして、玄武岩が高く積みあがっている。また、産業としては、漁業が細々と営まれている程度であり、農業も強度の塩害により潮に強い作物しか育てることができず、自給のために数種の野菜作りをしているだけである。

貯留槽に関しては、昭和48年に国の辺地対策事業債や県費補助などにより、10～15m²のコンクリート製タンクが各戸に一基ずつ設置されている¹⁾。飲料水は基本的に福江島から購入した水を利用しており、貯留雨水を飲み水とする家庭もあるが、水質が良くないため煮沸消毒を行った後に飲んでいる。

3. 調査対象箇所の選定

2017年度および2018年度は公民館、T邸およびI邸を対象に調査を行った。選定理由としては、一定期間のみ島内で生活している島民も多い中、T邸およびI邸は島内に常在しているためである。一方公民館については、上述の赤島活性化プロジェクトにて夏季の活動期間中に8人が3週間程度宿泊することから調査を行った。水質調査用の試料の採水は、I邸については台所の蛇口、T邸については庭の水栓から行った。また、採水直前に1分間程度放水を行い、水温低下後に採水を行った。2019年度は2018年度の調査箇所に加えて、赤島唯一の宿泊施設である「赤島の家」および2018年度に新しく設置した計6m³タンク（FRP製3m³タンク×2）の水質調査を行った。新設したタンクの簡略図を

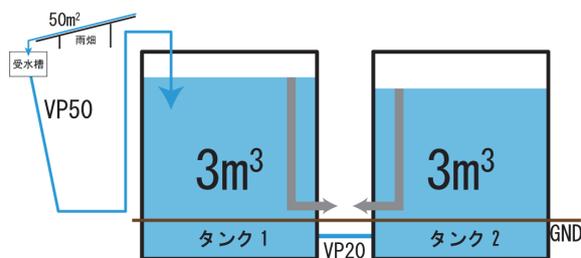


図1 新設したタンクの簡略図

図1に示す。新設したタンクの集水面は、他の各家より内陸に位置する山の斜面に設置された「雨畑」(雨水集水専用の屋根)となっている。2基の新タンク同士は底面から10cm程度上部で接続されている。また、一つ目のタンク(以下新タンク1)は入水時の水位が比較的高くなりやすいため、オーバーフロー管は二つ目のタンク(以下新タンク2)の方が数cm低くなっている。新タンクからの採水はゴム手袋をし、タンクの上部から遠沈管を用いてすくい取った。赤島の家は台所の蛇口から採水した。

降雨区分雨水の採取場所としては、赤島に設置されている「雨畑」の横に加えて、比較対象の非塩害地域として福井工業大学の敷地内にて降雨区分雨水採取を行った。

4. 自動雨水集水装置の概要

降雨区分雨水採取装置の写真を図2に示す。降り始めの降水量1~2mm程度が初期雨水といわれていることや²⁾、降雨区分採取の先行事例を参考に、降水量0.5mm間隔で降水量計5mm採取する装置を開発した。骨組みは塩化ビニルコーティング鋼管(イレクターパイプ)を用いた。また、ポリカーボネート製の波板(直前にアルコールスプレーを用いて除菌済み)を集水面とし、集水面積は区分間隔や分析に必要な水量を考慮して1m²(1523*655mm)とした。



図2 自動雨水集水装置



図3 採水ボトル

採取ボトルには500mlのPP製広口ボトルを採用した。このボトルは10本設置されており、ボトル内の磁石入りピン球が浮力によって上昇し、入水口の鉄管に磁力で固定されることで各ボトルの栓をする仕組みになっている。これにより、降雨区分間隔は降水量0.63mmで、計6.3mmまで採取する装置となった。また、ボトルの入水管部分には感水センサーが取り付けられており、SDカードに入水時間を記録する機能を有している。採取ボトルの設計図を図3に示す。

5. 結果および考察

2019年度の貯留雨水の水質分析結果を、表1に示す。2018年度に設置した新タンク1および新タンク2を比較すると、無機類はタンク2の方が少なかった。このことから、雨水が新タンク1に入水してから新タンク2に移動する過程で、新タンク1にて不純物が沈殿していると推測される。一方、細菌類は新タンク2の方が多くなっている。貯留雨水における細菌繁殖原因の一つとして、水の滞留が考えられる。2019年8月以前の新タンクの水の入れ替わりは、オーバーフローによるものしかない。また、集水面から新タンク1への配管はVP50が使われているのに対し、新タンク1から新タンク2への配管はVP20が使われており、新タンク2への流量は比較的少なくなる。そのため、入水時は一時的に新タンク1の水位が高くなりやすく、瞬間降水量が多くなるにつれ、新タンク2のオーバーフロ

一による水の入れ替わりは起こりにくくなり、最初に入水した雨水が残り続けてしまう。従って新タンク2の細菌数は比較的多かったと推測される。

2018年8月に赤島にて採取した雨水の分析結果を図4に、2019年2月に福井工業大学にて採取した雨水の分析結果を図5に、2019年5月に福井工業大学にて採取した雨水の分析結果を図6に、2019年8月に赤島にて採取した雨水の水質分析結果を図7に示す。塩化物濃度について赤島と福井工業大学を比較すると、赤島が10倍程度濃く、雨水自身も塩害の影響を受けていることが分かる。一方、硝酸塩については福井工業大学の方が多く、空気中の硝酸塩の主因が車等の排気ガスであり、赤島では車等の使用がほぼ無いため、このような結果になったと推測される。また、図4、図5、図6および図7について、初期雨水の水質的傾向は、降り始めから降水量約1mmまでにみられる。しかしながら、図5、図6および図7については不純物濃度の上昇が複数回みられた。

表1 2019年の貯留雨水水質分析結果

採取場所	採取日	pH	EC (mS/m)	硬度 (ppm)			硝酸塩 (ppm)	亜硝酸性 窒素 (ppm)	塩化物 (ppm)
				Mg (CaCO ₃)	Ca (CaCO ₃)	硬度			
公民館	2019/8/7	7.60	7.75	2.48	0.17	2.65	0.03	0.005	9.2
T邸	2019/8/7	8.88	8.42	2.33	0.36	2.69	0.07	0.003	9.7
I邸	2019/8/7	8.90	11.63	2.55	0.50	3.05	0.15	0.004	13.2
赤島の家	2019/8/7	8.50	12.13	2.34	0.03	2.37	0.03	0.003	13.9
新タンク1	2019/8/7	6.18	4.48	2.42	0.72	3.14	0.02	0.004	8.2
新タンク2	2019/8/7	6.01	2.84	1.44	0.32	1.76	0.02	0.003	5.5
採取場所	採取日	一般生菌(個)		酵母(個)	カビ(個)	大腸菌(個)			
		平均値							
公民館	2019/8/7	6.7		2.3	有	0			
T邸	2019/8/7	34.3		2.0	有	0			
I邸	2019/8/7	4.0		2.3	有	0			
赤島の家	2019/8/7	9.0		5.0	有	0			
新タンク1	2019/8/7	38.0		4.7	有	0			
新タンク2	2019/8/7	130.7		2.7	有	0			

各日の降水状況を確認すると、図4の採取は採取地点から最も近い気象観測所で、降水強度26mm/hという豪雨の下採取しており、30分程度で各ボトルが満水になった。一方、図5、図6および図7の採取はそれぞれ弱い雨を4時間以上かけて採取した試料である。不純物濃度の上昇が複数回みられる図5、図6および図7は図4と比べて採取時間が長いことが分かる。そこで、図6および図7にて降水強度と比較すると降水強度が弱くなると、同時に不純物濃度が上昇していることが分かる。そのため、降水強度と雨水中の不純物濃度については反比例の関係性があると推測される。また、図7について、降水量3mm付近では塩化物濃度が35ppm程度と非常に高かった。これは台風10号の下採取しているため、降水強度によるものでなく、風により潮が雨水中に含有した可能性が考えられる。このことから塩害地域における塩化物濃度は、降水強度以外にも、風向風速など様々な気象状況に大きく左右されることが分かった。

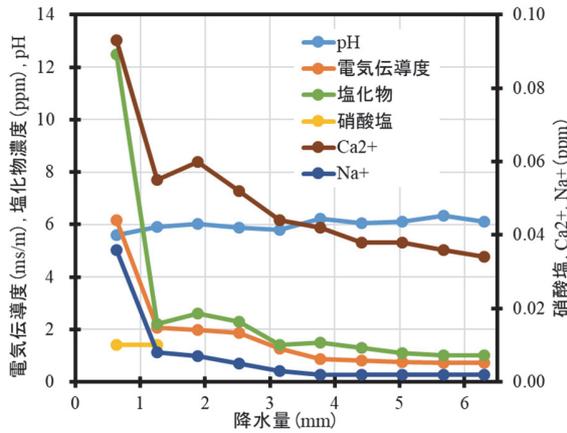


図4 2018/8 赤島で採取した降雨区分雨水の水質分析結果

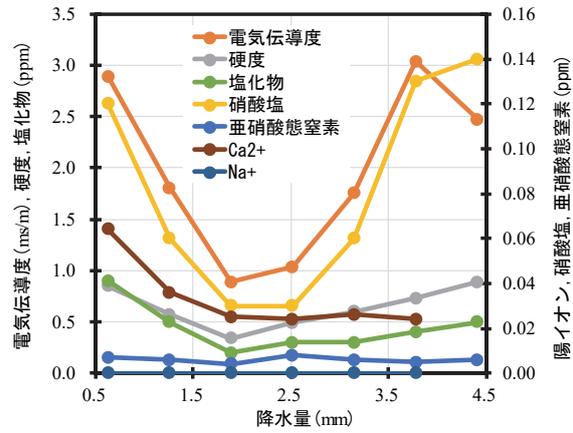


図5 2019/2 福井工業大学で採取した降雨区分雨水の水質分析結果

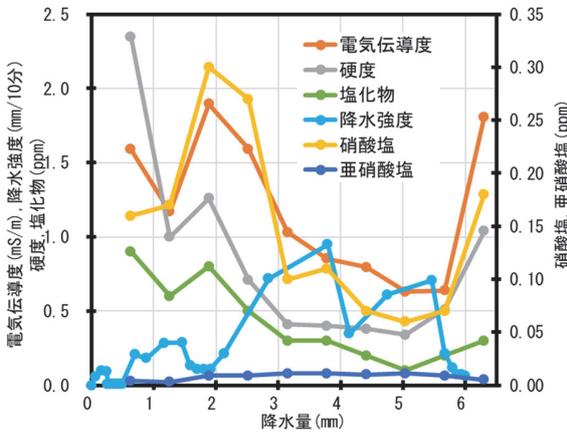


図6 2019/5 福井工業大学で採取した降雨区分雨水の水質分析結果

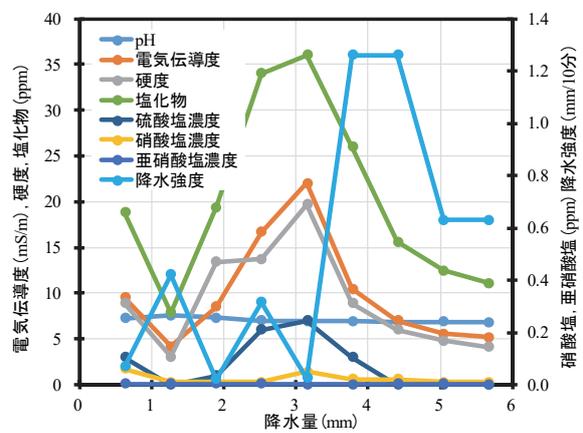


図7 2019/8 赤島で採取した降雨区分雨水の水質分析結果

6. 水質改善案

2018年度の赤島島内貯留雨水水質調査の結果、セメントの溶出によるpH値の上昇、激しい降水による沈殿物の浮遊、水の滞留による細菌類の繁殖などが懸念された。対策案として貯留雨水とコンクリート材質の接触を避けることや、激しい降水時の沈殿物の浮遊を避けるため、入水口を上に向け、流入する雨水の勢いを抑えること、タンクを2基に分けることにより、使用する二層目の貯留槽の沈殿物を減らすことなどが考えられた。2018年度に設置された新タンクにはこれらの案が反映されており、2019年度の分析の結果からpHは本来の正常なpHである5.6付近を示していた。沈殿物についても新タンクで比較すると、二層目のタンクが少なく、目的通りの結果を得ることができた。一方、細菌類は他の赤島島内貯留雨水よりも多く、新タンク同士では、一つ目のタンクより二つ目のタンクの方が一般生菌数は多かった。これは新タンクの水が使用されず、特に二層目のタンクは同じ水が溜まり続けたためと推測される。そのため、長期間水が使用されない貯留槽には降水を予測した貯留雨水の排水が必要となる。

さらに塩害地域においては、初期雨水除去のみでの汚濁雨水除去は不十分と考えられる。そこで、塩化物濃度と比例関係の強い電気伝導度を汚濁雨水の指標として用いた、汚濁雨水除去装置を検討し

た。この装置は配管を通る雨水を電気伝導度センサーを用いてモニタリングし、電気伝導度の値によってタンクに入水の可否を決める装置である。この装置により天候状況に左右されない汚濁雨水除去が可能となると推測される。

7. まとめ

本研究では赤島内の貯留雨水の水質状況から見た水質改善案の検討および、塩害地域における初期雨水の水質的傾向から見た、塩害地域向け貯水方法の検討を行った。

2018年の調査結果では、セメントの溶出によるpH値の上昇、激しい降水による沈殿物の浮遊、水の滞留による細菌類の繁殖等が懸念された。対策案として、貯留槽の材質を成分溶出の少ないプラスチック製にすること、激しい降水時の沈殿物の浮遊を避けるため、入水口を上に向けること、タンクを二層に分けることにより、使用する二層目の沈殿物を減らすことなどが考えられた。これらの改善案を反映させ2018年に設置した新タンク内の水質はそれぞれ改善された。一方、細菌類は増加しており、これは水の入れ替わりが起きなかったことが原因と推測される。常時使わない貯留槽には、降水予測による排水機能が必要となる。

初期雨水については、降水強度が弱くなると不純物濃度が上昇することや、強風時には潮が雨水中に含有する傾向が見えた。従って、従来の降水量を汚濁雨水の指標として用いた初期雨水除去では、塩害地域においては汚濁雨水除去として不十分であると推測される。したがって、送風塩の影響を多大に受ける塩害地域においては、降水量でなく電気伝導度を汚濁雨水の指標として用いることで、気象状況に左右されず安定した汚濁雨水除去が可能となると推測された。

8. 謝辞

本研究は、JSPS 科研費 16K06618, 19K04736 および日本私立学校振興・共催事業団 平成30年度学術研究振興資金の助成を受けたものです。

9. 参考文献

- 1) 竹内清文, 田尻宏太郎: 長崎県の離島における水資源と水利用 久賀島・赤島・黄島を例として, 長崎大学教育学部社会科学論叢, No. 42, pp. 1-12, 1991
- 2) 小原 伸一, ”市街地における雨水利用を目的とした初期雨水の性状とその排除量に関する検討”, 空気調和・衛生工学会論文集, pp. 53-56, 1987

長崎県五島市赤島における環境教育プログラムの実践

福井工業大学 近藤 晶、笠井 利浩、三寺 潤

1.はじめに

島嶼国家である日本は約 7000 もの島々によって構成されているものの、本州や九州など日本本島を含めても有人島は 500 に満たない。その中で、水道設備がなく、雨水を生活用水として利用している島は 4 島であり、実態として居住の事実がある島は赤島のみである (図 1)。



図1 赤島全景

この貴重な生活様式から学び、参加者の環境意識に変化をもたらすことを目的とした環境教育プログラム「雨水生活体験 2019」(以下、雨水生活体験)を行った。本稿では実施の状況やアンケートにより明らかになった参加者の意識変容について報告する。

2.プログラム実施概要

環境教育プログラム「雨水生活体験」は 2019 年 3 月 20 日から 23 日の日程で行った。本章ではプログラムの実施概要を述べる。

2.1.参加者募集

1 月 20 日からチラシの配布 (図 2)、Facebook での告知などにより参加者の募集を行ったところ 2 月 1 日の時点で 12 名の申し込みがあり定員を超えたため募集を打ち切った。申し込み方法はメールのみとし、特に大きな問題などはなく参加希望者から必要な情報を集めることができた。

2.2.赤島到着 1 日目まで

2 月 15 日に保護者向け事前説明会を行ったのち、3 月 20 日 12 時半に JR 福井駅改札口に参加者らが集合した。その後特急、新幹線、フェリーを乗り継ぎ翌日 21 日の 14 時半に全員が赤島に到着した (図 3)。この移動中に事前アンケートを配布し、プログラム体験前の環境意識の確認を行った。

到着後、着岸した港から女性の活動拠点となる赤島の家と、男性の活動拠点となる公民館と呼んでいる赤島集会所 (以下、



図2 雨水生活体験 2019 チラシ

公民館)へ荷物を移動させつつ、途中にある雨水集水面「雨畑」を見学し、笠井による設置のプロセスや使用している材料の設計意図などを説明した。その後、パイプをたどりつつ、公民館まで移動し、2018年に設置した3 m³タンク2基の見学を行い、雨畑とタンクが接続されていること、2基設置されている意味などを説明した(図4)。



図3 赤島に到着



図4 タンクの説明

荷物を置き、5分ほど休憩した後島内での活動の注意点を説明し、島内中心部の散策を行った。その後、海岸に移動し、島民のY氏に指導を受けつつ魚を捌き、海水を使って鱗や内蔵などを洗い流す方法を学んだ(図5)。捌いた魚はカマス、ブダイの仲間を主に用いた。ネコザメのようなサメの一種も用意していただいていたが、量が非常に多くなることなどからサメは利用しなかった。また、海水での魚捌き体験と並行して海水を使った洗米も行った。捌いた魚は当たり鉢ですり身にし、油であげて五島地方では「かんぼこ」と呼ばれる練り物とした。また、その他にも島民から頂いたトコブシと呼ばれる貝もフライにし夕食とした。



図5 魚を捌いている様子

2.3.赤島での活動2日目

朝食後、昼食用のおにぎりを準備後、島民の方が育てている文旦を頂き、それらを持って島の反対側へ海岸沿いに移動した。移動先で昼食後Y氏が準備した島内に生えている竹を加工した簡易的な釣竿(図6)を用いて釣りを行った。この釣竿は赤島で昔から子供の遊びとして制作されていたもので、赤島の周囲に多く生息するメジナ(クロ)やアジなど小型の魚であれば十分に釣ることができる。波が荒く島の裏側では十分な釣果は得られなかったが、島の中心部に戻ってから港内で引き続き釣りを行ったところ、大型のウツボを釣り上げた。これらの魚を1日目に学んだ捌き方で捌きウツボは唐揚げに、その他の魚は煮付けにし、1日目と同じく頂いたトコブシのフライ、また頂いた伊勢海老を刺し身にして夕食とした。



図6 使用した釣竿

2.4.赤島での活動3日目から帰福

3日目は8時半の船に乗り赤島から福井への移動を開始した。移動中には往路と同じくアンケートを実施し、プログラム体験後に環境意識がどのように変化したか確認を行った。その後23時50分頃JR福井駅に到着し、解散となった。

2.5.環境教育学会での参加者によるプレゼンテーション

帰福後5月中旬に参加者へ8月に行われる環境教育学会でのポスター発表への参加希望者を募ったところ、高校1年生のK君とM君が参加を希望した。5月25日より概要原稿の作成から発表ポスターの制作を開始した。

1ヶ月半ほどかけて7月末にポスターは完成し(図7)、8月24日より山梨県北杜市立甲陵高等学校で行われた環境教育学会第30回年次大会へ参加した。2日間行われた学会期間中、高校生から研究者など様々な参加者へ雨水生活体験の概要について説明し、質疑応答を行っていた。

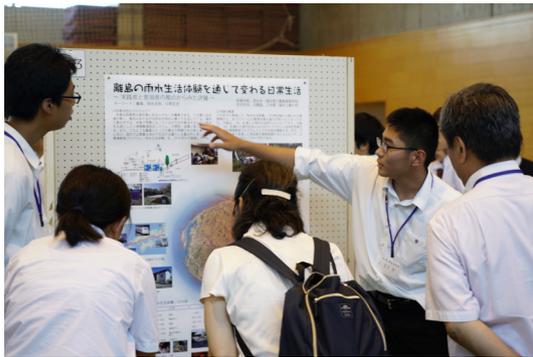


図8 学会参加者へ説明するM君



図7 高校生が作成したポスター

3.アンケート結果

環境教育プログラム「雨水生活体験」に関して客観的な評価を行うため、アンケート調査を実施した(表1)。前述にもあるように、参加者は小学1年生から高校2年生までと年齢の幅も広く、サンプル数も少数であるため、統計的な解析は難しい。より実践的な教材へと本プログラムを改善していくため、意識変容の傾向等を明確に把握することを目的としている。

表1 アンケート実施概要

	事前アンケート調査	事後アンケート調査
調査日時	2019年3月20日(水)	2019年3月20日(水)
調査方法	直接配布回収	
回収率	12票配布回収(回収率100%)	
調査項目	①雨水に対する認知 ②雨水に関するイメージの変化 ③雨水利用に関する認知 ④プログラムへの参加理由、等	①環境教育プログラムへの満足度 ②雨水に関するイメージの変化 ③雨水利用への意向 ④雨水に対する関心 ⑤今後の参加意向、要望

まず、事前アンケートの中で、「雨水」に関するイメージについては、半数(6名)が「きたない」「飲めない」などのマイナスのイメージを持っており、一方で、雨水を「植物等の貴重な資源」

として認識している参加者も多かった（5名）。雨水利用に対する認知度については、事前アンケートでは、75%が「知っている」と回答したものの、事後アンケートの結果をみると（図7）、75%の参加者が「イメージが変わった」と意識変容の傾向を示しており、イメージしていた内容、またさらに自身が認知している具体的な内容がプログラム体験前後では大きく異なる傾向があることが明らかとなった。

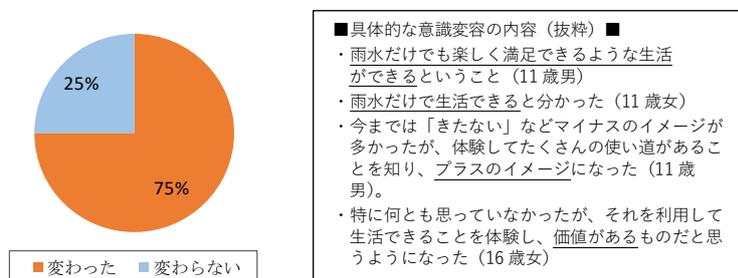


図9 雨水に対するイメージの変化と変化した具体的な内容

本プログラムへの満足度については、すべての参加者が「満足（92%）」「やや満足（8%）」と回答しており、9割以上が今後の参加意向を示している。一方で、自由記述から、「移動時間を短くしてほしい」、「島の外からの持ち込みを少なくする」など具体的な課題（今後の提案）も把握できた。

4.おわりに

雨水生活体験は今後、アンケートで得られた課題をさらに分析し、実践的な教材としてプログラムの改善を図る必要がある。また、環境教育学会へ高校生を参加させる取り組みは企画時点では計画に入っていなかったため、学会参加を見越した赤島での活動を行っていなかった。

学会での発表は赤島で得られた体験をより強く意識付けする効果が高いと考えられるため、より積極的に取り入れ、その効果を確認したい。

最後に、赤島活性化プロジェクトは、赤島自治会の方々の他、計30の企業、団体から後援・協力等を得て活動を行っている。また、雨水生活体験は子供ゆめ基金による助成により開催している。本プロジェクトに関係する方々にこの紙面をお借りして感謝の意を表したい。

CDPウォーターセキュリティAリスト入り企業の水資源問題への取り組みに関する考察

福井工業大学環境情報学部経営情報学科 田中真由美

1.はじめに

2019年10月12日夜から13日未明にかけて東日本を縦断し、各地で河川氾濫などを引き起こした台風19号による被害は、総務省消防庁の10月16日時点での発表は14,131棟の住宅浸水被害、12都県での77人の死者・10数人の行方不明者となっている。また、国土交通省の同日時点での発表によれば、7県の59河川、90カ所の堤防決壊、19都県の211件の土砂災害¹となっている。甚大な被害を引き起こした今回の台風19号は2018年の西日本豪雨に続く「特定非常災害」に指定される予定である²。西日本豪雨を受け、中央防災会議の有識者会議がまとめた報告は、行政主導の対策はハード・ソフト面で限界がある³とし、「自らの命は自ら守る意識を持つべきだ」と発想の転換を促している。つまり、市民や企業が「わがこと」意識を持つことが重要である⁴と述べているのである。

本報告では企業に焦点を当て、発生すれば甚大な被害を引き起こす水資源に対してどのような取り組みを行っているかについて考察する。

2.企業の環境問題への取り組みに関する情報開示

企業レベルにおける環境問題への取り組みの状況は、企業が公表する環境報告書によって情報開示がなされている。環境報告書の作成・表示に関しては環境報告ガイドラインが存在するものの、法的強制力はないため、企業の裁量に大きく依存したフォーマットとなっている。さらに、環境問題は、気候変動問題や水資源問題、土壌汚染問題、生物多様性問題など、複雑多岐に渡っているため、企業間比較を行う、即ち企業の環境問題への取り組みを評価することが非常に困難である。

企業間比較を行う、即ち企業の環境問題への取り組みを評価しているシステムとして「CDP」が存在する。CDPとは、気候変動などの環境問題に取り組む国際NGOで、2000年に設立された「Carbon Disclosure Project」がその前身である。気候変動などの環境問題が企業に与える経営リスクの観点から、世界の主要企業の取り組みに関する情報を質問書を用いて収集し、集まった回答を分析・評価している。「Carbon Disclosure Project」の大きな特徴は、企業の株主である機関投資家を巻き込み、彼らに関心のある関連情報を収集、開示することに焦点を絞っている点である。

「Carbon Disclosure Project」は活動領域を当初の気候変動から水や森林等の分野に拡大していくため、2013年に組織名称を「Carbon Disclosure Project」の略称であった「CDP」に正式に変更している。CDPは現在「Climate Change」「Water Security」「Forests」の3つを活動領域としており、それぞれの分野について質問書に回答した企業に対し、最高位A、A-、B、B-、C、C-、D、D-、の8段階で評価を行っている⁵。

2.1.CDPが行う企業の環境問題への取り組みに対する評価（スコアリング）

CDPは、情報開示レベル（D、D-）・認識レベル（C、C-）・マネジメントレベル（B、B-）・リーダーシップレベル（A、A-）で評価を行っている。情報開示レベルはその度合いを評価し、認識レベルは、

¹ 日本経済新聞2019年10月17日朝刊1頁。

² 日本経済新聞2019年10月18日朝刊4頁。

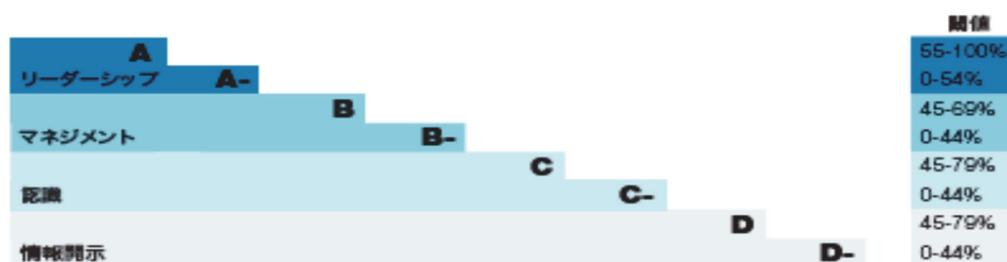
³ 2019年度の国の治水関連予算は臨時の措置を入れて10年ぶりに1兆円を超えた。しかしながら、国土交通省の推計では、河川管理施設などの維持管理・更新だけでも今後30年間で最大約25兆円かかると思われる。（日本経済新聞2019年10月16日朝刊3頁。）

⁴ 日本経済新聞2019年10月14日朝刊1頁。

⁵ Sustainable Japan, Dictionary「CDP」, <https://sustainablejapan.jp/2017/02/20/cdp/18357>.

どの程度企業が自社の事業に関わる環境問題やリスク、その影響を評価しようとしているかを測っている。マネジメントレベルは、環境問題に対する活動や方針、戦略をどの程度策定し実行しているかを評価し、リーダーシップレベルは、企業が環境マネジメントにおけるベストプラクティスといえる活動を行っているかどうかを評価している⁶。

<図1 GDP のスコアリング>



F: CDPウォーターセキュリティ質問書の回答評価を行うのに十分な情報を提供していない。⁷

【出所：CDP ウォーター セキュリティ レポート 2018：日本版，6 頁。】

上のレベルに上がるための閾値が設定され、各質問において一定の点数が獲得できていない場合、その質問では上のレベルの評価が実施されない。最終的なスコアは到達した最も高いレベルを示している。例えば、X社が情報開示スコア88%、認識スコア82%、マネジメントスコア65%の評価を受けた場合、最終的なスコアはBとなる。また到達した最も高いレベルの中で、44%未満のスコアの場合（ただしリーダーシップのレベルを除く）、スコアにマイナスがつく。例えば、Y社が情報開示スコア81%、認識スコア42%の評価を受けた場合、最終的なスコアはC-となる⁷。

2.2.CDP が行う企業の水資源問題への取り組みに対する評価（プログラムと質問書）

CDP のプログラムは、水資源における企業のマネジメント、ガバナンス、利用と受託責任に関する情報を投資家等のために収集することによって世界中の水の保全に対する改善活動を促進しようとするものである。このプログラムが2010年に設立されて以降、情報開示を行う企業数、データを要求する投資家等の資産価値やその数は急成長を遂げている。現在、企業の水に関するデータセットでは世界最大であり、以前よりもより多くの企業がCDPに対して報告を行っている。2017年は2,025社、資本総額約20兆米ドルに上っている⁸。

CDP の質問書は、現在及び将来の水関連のリスクと機会に関して、データを利用者に提供し、企業自身にはその洞察を提供する。したがって、企業にとってはウォーターマネジメントの改善や実務において模範となるベンチマーキングにつながる。質問書には以下のような項目が含まれる。

- ・水への依存度と水の計量方法
- ・バリューチェーンエンゲージメント活動
- ・事業への影響
- ・リスク評価の手続き
- ・リスクと機会、それらへの対応
- ・施設設備の水の計量
- ・水のガバナンスと事業戦略

⁶ CDP ウォーター セキュリティ レポート 2018：日本版，6 頁。

⁷ CDP ウォーター セキュリティ レポート 2018：日本版，6 頁。

⁸ CDP Water Security Questionnaire 2018, pp.2-3.

- ・目標と環境とのリンケージ⁹

3. 考察対象企業の選定

本報告では企業が水資源に対してどのような取り組みを行っているかについて考察を行うが、考察対象として上述の CDP の質問書の回答で「A」と評価された（A リスト入りした）企業を取り上げる。A リスト入りした企業は、環境マネジメントにおけるベストプラクティスといえる活動を行っている企業であり、その他の企業よりもより進んだ取り組みを行っていると考えられるからである。

2018 年において A リスト入りした企業は全世界で 31 社存在し、日本はそのうちの 8 社を占める。その 8 社とはアサヒグループホールディングス、キリンホールディングス、サントリー食品インターナショナル、花王、豊田自動織機、ナブテスコ、三菱電機、LIXIL グループである。

同業種に属する企業が複数 A リスト入りしていたため、重複を避けるべく、今回は化学業界の花王、食品業界のキリンホールディングス、その他の資材に分類される LIXIL グループ、電気機器業界の三菱電機、輸送用機器業界の豊田自動織機の 5 社を考察対象企業としている。

4. 分析結果

企業の水資源に対する取り組みは時間軸として現在と将来の 2 つに分けることができる。

まずは現在時点における分析として質問「現在の事業活動において有害な水関連の影響があったか？あったのであれば、その影響と対応、財務的影響の総計を記述しなさい¹⁰。」の回答について分析を行った。上記 5 社すべてが「なかった¹¹。」と回答している。

続いて将来時点における分析として質問「事業活動において財務的または戦略的影響をもたらすであろうリスク、それらリスクについての対応を詳細に記述しなさい¹²。」の回答について分析を行った。上記 5 社の回答は表 1 のとおりとなっている。

<表 1 上記 5 社の回答>

花王

国名	主要なリスクドライバー	潜在的影響	リスクへの主な対応
中国	水ストレスの増大	成長への制約	特定地域に向けた目標の設定
日本（豊川）	季節性/年次性供給量の変動	生産能力の縮小または混乱	特定地域に向けた目標の設定

キリン

国名	主要なリスクドライバー	潜在的影響	リスクへの主な対応
オーストラリア	干ばつ	生産能力の縮小または混乱	新技術への投資の増加
日本（佐波川）	干ばつ	生産能力の縮小または混乱	水の効率的利用、再利用、リサイクリング、節約の実施

LIXIL グループ

国名	主要なリスクドライバー	潜在的影響	リスクへの主な対応
中国	排水の質/量に対する規制	操業コストの増加	新技術への投資の増加

⁹ CDP Water Security Questionnaire 2018, pp. 2-3.

¹⁰ CDP Water Security Questionnaire 2018, p. 29.

¹¹ CDP Water Security Data 2018.

¹² CDP Water Security Questionnaire 2018, p. 48.

メキシコ	水価格の高騰	操業コストの増加	新技術への投資の増加
メキシコ	水価格の高騰	操業コストの増加	新技術への投資の増加

三菱電機

国名	主要なリスクドライバー	潜在的影響	リスクへの主な対応
中国	水ストレスの増大	操業コストの増加	水関連の資本支出

豊田自動織機

国名	主要な水リスクドライバー	潜在的影響	リスクへの主な対応
中国	排水の質/量に対する規制	罰金、罰則、強制命令	資本支出の増加

【出所：CDP Water Security Data 2018 をもとに筆者作成。】

上記5社は将来時点において水資源問題が起こるであろう場所として、中国・メキシコ・日本・オーストラリアといった国名を挙げていた。その中でも花王は日本の豊川河川流域、キリンは佐波川河川流域を挙げている。補足を加えると、花王は約500万円を費やして工場に水の循環システムを設置しており、キリンは約250万円を費やしてリサイクル・リユース装置を導入している¹³。

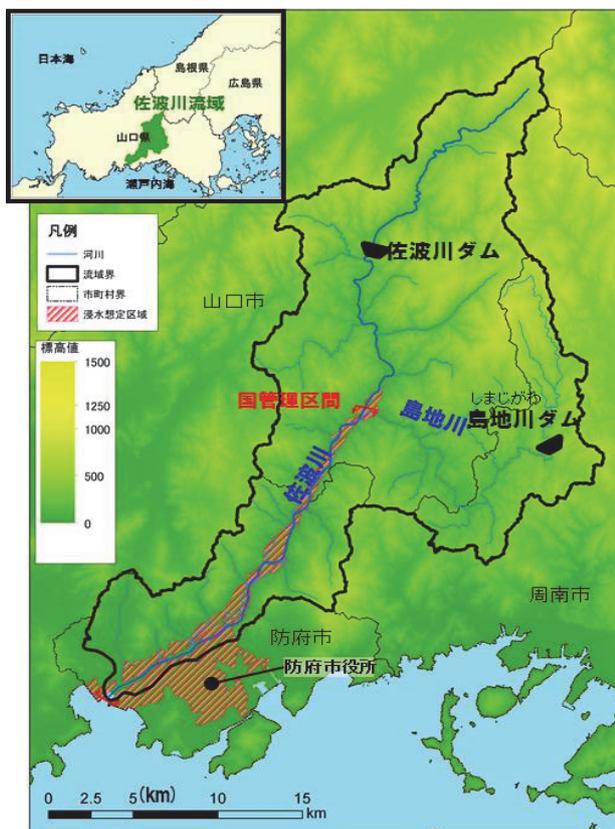
〈図1 豊川河川流域〉



【出所：日本の川-中部-豊川

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0506_toyokawa/0506_toyokawa_00.html.】

〈図2 佐波川河川流域〉



【出所：日本の川-中国-佐波川

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0707_sabagawa/0707_sabagawa_00.html.】

2000年以降に発生した豊川における過去の水害及び渇水は表2のとおりであった。また、佐波川における過去の水害及び渇水は表3のとおりであった。この2つの表が示す事実は、両河川地域におい

¹³ CDP Water Security Data 2018.

ては水資源問題として洪水よりもむしろ渇水がクローズアップされていることである。したがって、企業の取り組みとして水の循環システムの設置やリサイクル・リユース装置の導入を行ったといえる。

＜表2 豊川における過去の主な水害及び渇水＞

水害の発生日	発生原因	被害状況
2000年	台風14号	一部損壊3棟、床上浸水4棟、床下浸水22棟
2003年	台風15号	一部損壊2棟、床下浸水5棟
2004年	台風6号	一部損壊3棟、床下浸水1棟
2004年	台風23号	床下浸水2棟
2011年	台風15号	床上浸水22棟、床下浸水48棟

渇水の発生年月	取水制限延べ日数	最大取水制限率
2000年5月	28	15%
2001年5月	119	43%
2002年6月	54	40%
2005年6月	72	30%
2006年1月	37	10%
2013年7月	55	40%
2014年7月	10	5%

【出所：豊川の主な災害

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0506_toyokawa/0506_toyokawa_02.html.】

＜表3 佐波川における過去の主な水害及び渇水＞

水害の発生日	発生原因	被害状況
2009年7月	梅雨前線	土砂災害による死者19名（関連死5名を含む）、流潰家屋69戸、床上浸水69戸、床下浸水302戸

渇水の発生年月	取水制限延べ日数	最大取水制限率
2007年1月～4月	89日	上水10%、工水10%、農水10%
2007年11月～2008年2月	84日	上水30%、工水30%、農水30%
2010年10月～2011年2月	119日	上水30%、工水30%、農水30%

【出所：佐波川の主な災害

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0707_sabagawa/0707_sabagawa_02.html.】

5. おわりに

冒頭でも述べたように、近年においては異常気象現象として台風が頻発し、なおかつその威力は従来以上のものとなっている。2019年10月12日夜から13日未明にかけて発生した台風19号はその最たるものであろう。資金面から鑑みれば、行政主導の対策はもはや限界であり、今こそ資金面で余力のある企業が積極的に水資源問題に取り組んでいくべきであるといえよう。

本報告では企業の環境問題への取り組みを評価しているCDPにおいて、環境マネジメントでベストプラクティスといえる活動を行っているAリスト入り企業を考察対象として分析を行った。その結果、

過去の災害データに基づいて被害の大きかった渇水対策が、主に行われている取り組みであることが判明した。しかしながら、今後は洪水対策にも取り組んでいかなければならないであろう。

渇水や洪水両方に対応できる施設設備として雨水貯留槽を挙げることができよう。水資源問題は発生の可能性が少ないため、その取り組みに対して消極的になりがちであるが、今後その地域のインフラを支えるためにも積極的な設備投資を行っていくことが望まれる。

<主要参考文献>

- ・日本経済新聞 2019年10月14日朝刊1頁。
- ・日本経済新聞 2019年10月16日朝刊3頁。
- ・日本経済新聞 2019年10月17日朝刊1頁。
- ・日本経済新聞 2019年10月18日朝刊4頁。
- ・CDP Water Security Data 2018
- ・CDP Water Security Questionnaire 2018
- ・CDP ウォーター セキュリティ レポート 2018：日本版
- ・Sustainable Japan, Dictionary「CDP」, <https://sustainablejapan.jp/2017/02/20/cdp/18357>.
- ・日本の川-中国-佐波川

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0707_sabagawa/0707_sabagawa_00.html

- ・佐波川の主な災害

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0707_sabagawa/0707_sabagawa_02.html

- ・日本の川-中部-豊川

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0506_toyokawa/0506_toyokawa_00.html

- ・豊川の主な災害

https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/0506_toyokawa/0506_toyokawa_02.html

ガス透過性チューブを用いた土中の N₂O 濃度の測定

琉球大学大学院 亜熱帯農学研究科 棚原直佳

1. はじめに

パリ協定では、先進国だけでなく途上国での GHG(Green House Gas)排出量削減も義務づけられている。途上国では、農業からの GHG 排出が 30%以上と考えられているが、地域によって違う GHG 排出係数は特定されておらず、実際の GHG 排出量は明確ではないと言える。その理由は、農地からの主な GHG である N₂O は大気中濃度が低く測定コストがかかるため、実測例が少ないからである。土中 GHG 濃度は大気中濃度より十分に高く、測定に高精度機器を必要としないため、実測の低コスト化が期待される。しかし、土壌ガス採取は、強制的に土壌ガスの流れを生じさせることとなり、精度が下がることが懸念される。本研究では土中にガス透過性の高いシリコンチューブを埋設しガスを循環させ、そのガス濃度変化を FT-IR を用いて測定し土中の GHG 濃度変化の特性について検討した。

2. 研究方法

(1) 検量線作成

FT-IR でのエネルギーの測定値をガス濃度に変換するために検量線を作成した。まず、窒素(99.9%)で満たした循環システムに、対象としたガス(N₂O)を 0 μl~100 μlの範囲で 10 μlずつ注入し、FT-IR でエネルギーを測定した。次に次式で示されるランベルトベールの法則に基づき、検量線を作成した。

$$\begin{aligned} A &= \log(I_0/I_n) \\ &= \varepsilon Cl \\ &= KC \end{aligned}$$

ここで、A:吸光度、I₀:ガス 0 の時に FT-IR で測定したエネルギー値、I_n: ガスを注入した時に FT-IR で測定したエネルギー、ε:モル吸光係数、C:ガス濃度、l:セルの光路長

(2) シリコンチューブのガス透過平衡時間の検証

土中ガスがシリコンチューブを通して循環システム内のガス濃度が平衡になるまでの時間について検討した。はじめに、1.8Lの密閉容器内にシリコンチューブを設置し、容器内を N₂O 濃度 160ppm(窒素希釈)のガスで満たした。FT-IR を用いてシステム内のガス濃度を 30 分ごとに測定した。測定は、濃度変化が十分小さくなるまで、10 時間続けた。

(3) 土中内ガス濃度測定

土壌試料は 2 mmふるいにかけた島尻マーグ 1 kg と硫酸アンモニウム 1g を混合したものを用いた。土壌は、容器(直径 9.5cm 高さ 13.7cm)に、シリコンチューブ(厚さ 0.5cm、長さ 100cm)を埋めるように充填した。その土壌に下方から水を加え飽和状態とし 2 日間放置し、次に 1 日間排水した、これを 1 サイクルとし、1/24~2/9 は 5 サイクル、6/5~6/23 は 7 サイクル、7/19~8/9 は 7 サイクル、10/7~10/15 3 サイクルで実施した。土中のガス濃度は、FT-IR(Perkin Elmer 社)を用いて 30 分おきに測定した。

3. 結果及び考察

(1) 検量線の作成

図1にN₂Oの検量線作成結果を示す。今回対象とした約100ppm程度まで直線に近似できる検量線が得られた。

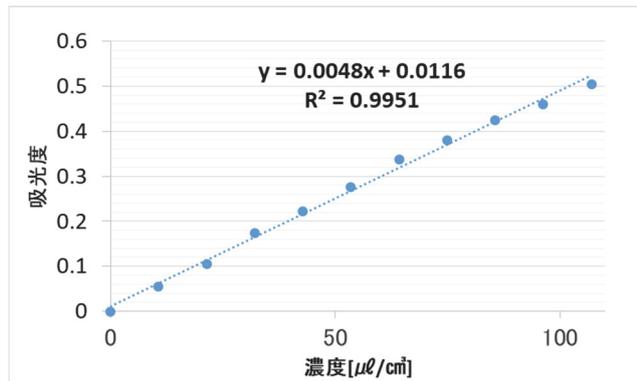


図1 N₂Oの検量線

(2) シリコンチューブのガス透過平衡時間の検証

測定開始後、循環ガス濃度は上昇し約400分で平衡に達した。このことより、今回用いたシリコンチューブでは定常状態で平衡になるには6-7時間の時間がかかることが推定された。

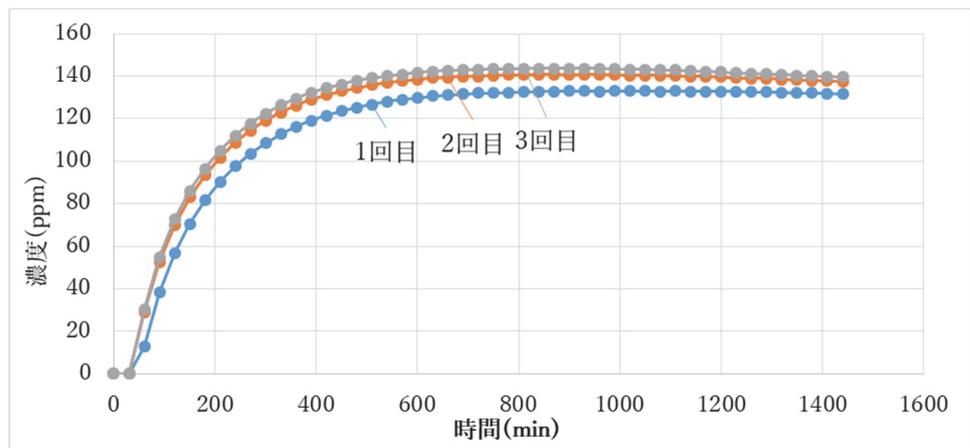


図2 シリコンチューブのガス透過平衡時間

(3) 土中内ガス濃度の測定

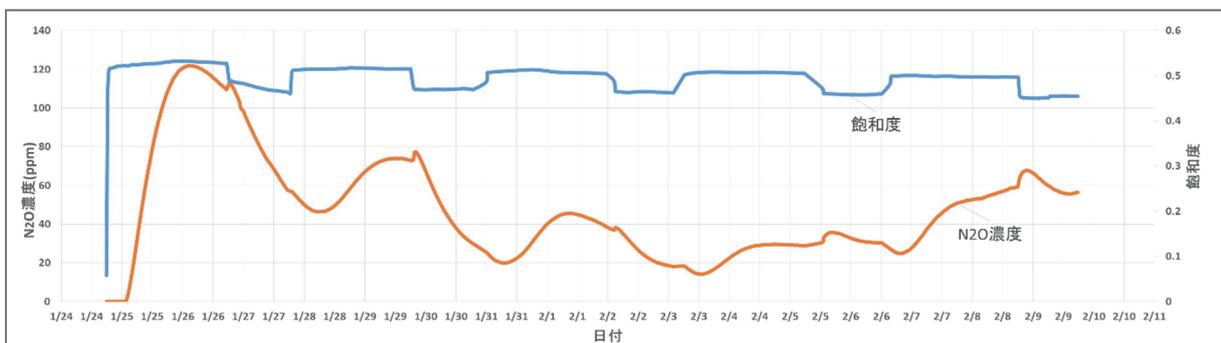


図3 土中内の水分量とN₂O濃度変化の概略

	cycle1	cycle2	cycle3	cycle4	cycle5	cycle6	cycle7
1/24~2/9	121.9	73.94	45.5	30.54	60.49		
6/5~6/23	77.35	99.78	47.28	160.75	161.21	171.89	235.46
7/19~8/9	31.26	45.52	—	90.31	117.26	118.84	102.74
10/7~	109.03	111.6	—				

表1 各期間でのN₂O濃度の最大値 [単位:ppm] ※ - は欠損

図3は土中内の水分量と N_2O 濃度の変化の概略であり、表1は各期間での N_2O 濃度の最大値を記した。図3より、1回目のサイクルは途中で下がり、2回目以降は徐々に上昇した。よって表1ではcycle1では最大値、cycle1以外は排水直前の濃度を記録した。これは1cycleでは硝化が関わっており、後に脱窒の課程を経ることによって N_2O 濃度が上昇したのだと考えられる。また冬場より夏場のほうが高いのは気温が関係していると考えられる。

4. おわりに

本研究では、土中にガス透過性の高いシリコンチューブを埋設し、土中ガスの N_2O 濃度を測定した。その結果、大気中濃度より一番高い数値で800倍近い値が観測された。

供給持続曲線を用いた温暖化による棚田水源流域の供給能の変化

宮崎大学農学部 ○竹下伸一
兵庫県庁丹波県民局 向井基記

1.はじめに

温暖化による気候変動によって極端現象の発生が懸念されており、無降雨頻度の増加などが報告されている。一般に棚田の灌漑水源は集水域が小さいため、降水量の低下の影響は直ちに現れ、必要な灌漑水量の確保が困難になる可能性がある。そこで本研究では、三野(1994)が提案した供給持続曲線を用いて温暖化による棚田水源流域の供給能の変化について解析した。

2.方法

2.1.対象地

宮崎県日南市にある小松山南斜面の溝口谷川流域(北緯 31.667°, 東経 131.215°, 面積 39.6ha) を対象地とした。この流域は南東に約 1.5km の離れた斜面に広がる坂元棚田(3ha)の水源となっており、末端に頭首工が存在する。灌漑期に堰板をはめ込むことで水位を上昇させ 0.35×0.35m の取水口より山腹用水路に渓流水を取入れて棚田まで送水する。解析対象期間は、灌漑期である 5～9 月(153 日)とした。

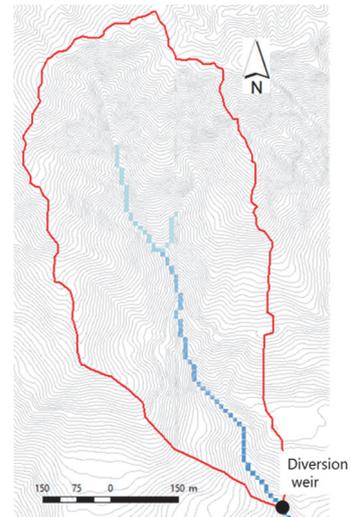


図 1: 対象流域

2.2.評価法

本研究では、三野(1994)が提案し、Kidtimonton et al(1998)や堀野ら(2001)によって整理された供給持続曲線を用いて解析する。供給持続曲線には、気象条件から見たものと、日流量から見たものの 2 種類がある。

気象条件から見た供給持続曲線は、降水量(R)と蒸発散量(ET)の時系列値をもとに、水収支の時系列値(R-ET)を算出し、連続した τ 日間における最小値を、徐々に τ を増加させながら求めていく。本研究では 153 日間の灌漑期を対象とする次式で求めた。

$$S_{R-ET}(\tau) = \min_{\text{灌漑期}} [\text{mean}\{R-ET\}] \times \tau \quad (1)$$

これは灌漑期間において水資源供給が最も厳しい連続した τ 日間の気象状況を表す。本研究ではとくにこの気象条件から見た供給持続曲線の極小値や S_{R-ET} が 0 になるときの τ に注目して解析した。

また、流量時系列(Q)から見た供給持続曲線も同様に灌漑期を対象に次式で求めた。

$$S_Q(\tau) = \min_{\text{灌漑期}} [\text{mean}\{Q\}] \times \tau \quad (2)$$

2.3.使用データ

供給持続曲線の算出に用いた降水量および蒸発散量の時系列値は、温暖化実験データ d4PDF(database for Policy Decision making for Future climate change, Mizuta et al, 2016)より、20km 格子の RCM 出力値の過去実験(historical)3000 年と温暖化実験(4-K-warmer)5400 年分のデータを

使用した。ただし、本研究ではこれらのデータを対象流域における温暖化時の予測値としては扱わないこととする。これは d4PDF で用いられている AGCM では対象地周辺の地形等を十分な精度で表現することができていないため、その降水特性には観測値との系統的な誤差が見られたためである。そこで、本研究では宮崎県南部地域全般の降水特性を有したデータセットを使用した数値シミュレーションという位置づけで検討することとした。解析には図2に示す対象流域周辺の4つの出力点の平均値を用いた。

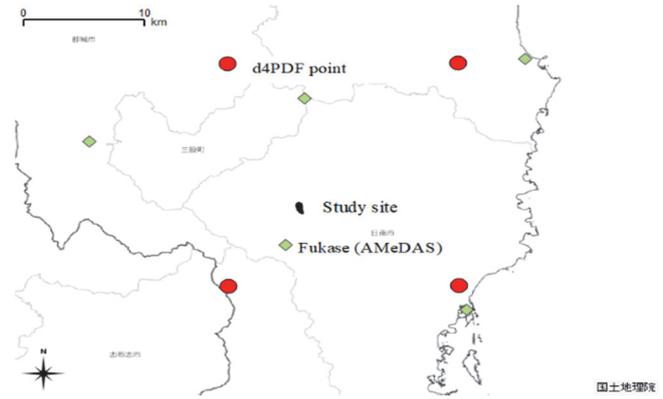


図2: 対象流域と d4PDF 出力点の位置。

流量時系列値は、d4PDF の降水量と蒸発散量データセットを入力値として、あらかじめ対象流域の流出特性を再現できるように設定した流出モデルより算出した流出量を用いた。流出モデルには TOPMODEL を採用し、溝口谷川における観測流量をパラメータを同定データと、検証データに分けてチューニングし、十分な精度で再現できることを確認したものを使用した (Rudzani et al, 2019)。

3.結果と考察

3.1.降水量と蒸発散量

灌漑期間における総降水量と総蒸発散量の累積頻度分布を図3に示した。これによると総降水量には過去実験と温暖化実験に大きな変化は見られなかった。温暖化実験の総蒸発散量は過去実験に比べて1.2倍増加していた。月別蒸発散量の検討でも5~7月に大幅に増加していた。d4PDFは平均気温が4°C上昇したときの気象状況を想定しているためであり、当然の結果ともいえる。

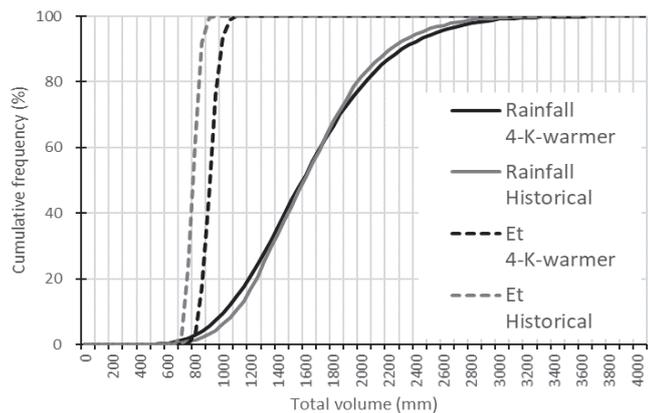


図3: 総降水量と総蒸発散量の比較。

3.2.温暖化による気象条件の変化

気象条件から見た供給持続曲線の結果を図4に示した。図では過去実験、温暖化実験ともに各々における全メンバの出力を集計して25%値曲線、中央値曲線、75%曲線を描いている。温暖化実験の曲線は、全体的に右へ移動していることがわかる。中央値曲線で比較すると、0軸と交わるτの値は過去実験で55、温暖化実験で74と、19日分大きくなっており、降水量の少ない期間が長くなることを示している。曲線の極小値は、流域の乾燥度合いを表

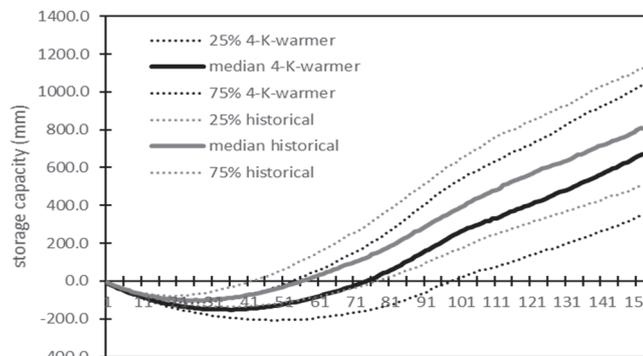


図4: 過去実験と温暖化実験による気象条件から見た供給持続曲線の比較。

すが、これも温暖化実験がより厳しい状況になることを示している。

この極小値について、全メンバーの出力値を散布図にしたものを図5に示した。過去実験の極小値はグラフ中の左上に分布しているのが温暖化実験の極小値はより右下へ広がっているのがわかる。極小値について貯留容量の頻度分布を作成し検討したところ、過去実験は-80 から-200 にそのほとんどが分布していた。それに対して温暖化実験では-300 くらいまで分布が広がっていて、より乾燥度合いが厳しくなることが読み取れた。また極小値について τ の頻度分布を作成し検討したところ、過去実験では分布は100 くらいまでに分布し、ピークは20~40 にあった。温暖化実験のピークは30~45 程度と過去実験とあまり差が無いことが示されたが、分布の幅は100 を超える値にまで広がっており、より雨が少なく、つまり干害が長くなる可能性を示していた。

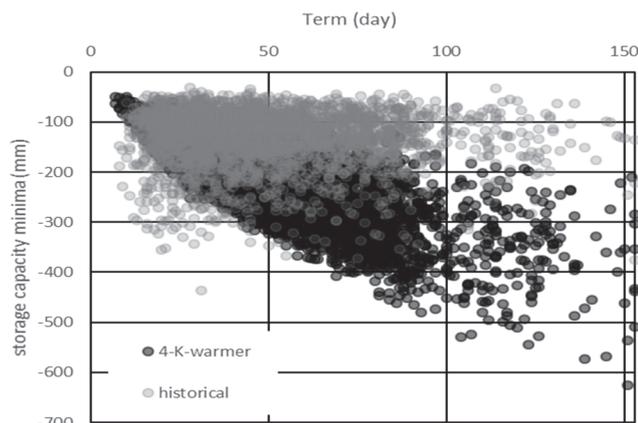


図5: 過去実験と温暖化実験による供給持続曲線極小値の比較。

3.3.温暖化による供給能の変化

流量から見た供給持続曲線の結果を図6に示した。図4と同様に各 τ における全メンバーの出力を集計して25%値曲線、中央値曲線、75%曲線を描いている。これをみると過去実験と温暖化実験でほとんど差を確認できないことがわかる。本研究では流量時系列を流出モデルの出力値から得ており、そのパラメータは過去実験と温暖化実験で同じものを用いている。これは流域における降雨-流出特性が全く同じであることを仮定していることになる。このことが過去実験と温暖化実験の差を小さくしていると考えられる。

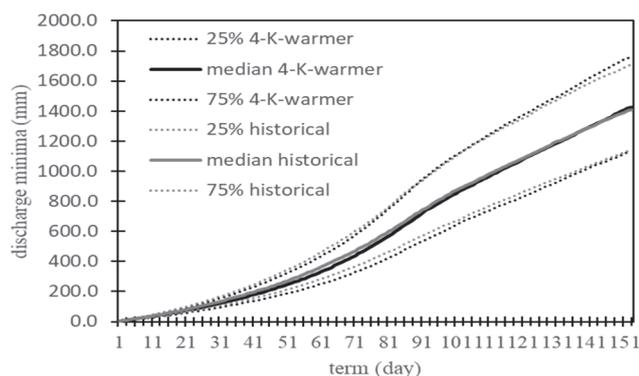


図6: 過去実験と温暖化実験による日流量から見た供給持続曲線の比較。

流量から見た供給持続曲線では、ある任意の期間 τ において最も流量が低い値の連なりを示しているが、これの集計値を示した図6は、対象流域において持続的に供給可能な最低流量の統計値を表している。供給持続曲線上のある最低流量が、同期間 τ に必要な水量(水需要量)を下回る場合、その期間中水不足の状態にあることを意味する。そこで算出された各最低流量をその期間 τ で除した平均流量を、 τ 日間に最低限供給可能な水資源量(供給能)と位置づけ、10日間、30日間、60日間の水資源量を算出して集計し、その非超過確率を表すグラフを図7に作成した。図の曲線形状は、少ない水需要量よりも多い水需要量を確保できない確率が高いことを示している。また、同量の水需要であっても60日間全く確保できない確率よりも、10日間全く確保できない確率の方が高いことが示されている。つまり、10日間雨が降らないことは、60日間雨が降らないことよりも頻繁に起こりうる、つまり発生確率が高いということである。

本流域の渓流水を灌漑している坂元棚田への取水量を2011年から2013年に観測した。その結果および農家への聞き取りによると、坂元棚田ではすべての水田で深刻な状況に陥らないために最低限必要な取水量は3mm/d程度であった。これは棚田の水路が用排兼用であること、一部掛け流し灌漑による農地があることなどに起因する。そこでこの3mm/dの灌漑量を10日間にわたって確保できない確率を図7より算出すると、過去実験で30.6%、温暖化実験で44.5%となった。同様に30日間にわたって確保できない確率は13.5%と23.9%となった。

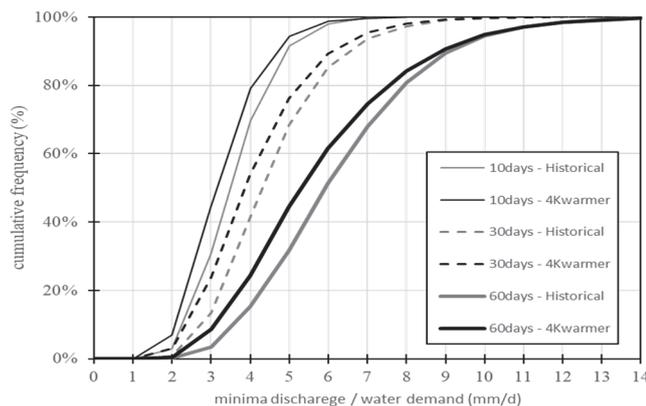


図7: 最低限供給可能な水資源量における非超過確率の比較

図6で示した流量からみた供給持続曲線では過去実験と温暖化実験の差はほとんど認められなかったが、それでも供給能でみるとその差異は大きくなることが示された。例えば、10日間の水不足の再現期間は3.27年から2.25年とより頻繁に起こりうることが改めて示された。

4.まとめ

本研究で供給持続曲線を用いた温暖化の影響を解析した結果、ある程度の期間降水量がほとんど降らない厳しい気象状況がより深刻になる可能性が示された。また、流量を元に供給能を解析した結果、水不足がより頻繁に発生しうることを示された。

棚田のような中山間地の農地では、貯留施設などをもたず溪流から直接取水して灌漑する機会が多い。渓流水は気象特性の変化の影響を受けやすいため、これを水源とする中山間農地では、温暖化のような気候変化によって灌漑量の確保が困難な状況に陥る確率が高くなる可能性が本研究の解析より明らかとなった。こういった状況は、農業からの撤退を考えている高齢農家等にとっては、農業をあきらめるトリガーとなる可能性があり、早急に対応策を考えていく必要がある。

参考文献：

- Rudzani, T., Takeshita, S., Seo, H., and Tasumi, M. (2019): Impact of climate change on discharge in small mountainous Mizoguthi Catchment, Japan, *J. Rainwater Catchment Sys., JRCSA*, 印刷中
- 三野徹(1994):水資源供給能と水需要ポテンシャルの評価法について, 農土論集, 174, p.57-63.
- Kidimonton, S., Mitsuno, T., and Torii, H (1998): The evaluation and analysis of natural water storage capacity by water supply duration curve, *Trans. JSIDRE*, 193, p.17-23.
- 堀野治彦, 瀧本裕士, 三野徹(2001):流況の安定化に寄与する流域貯留量変化, 農土論集, 211, p.59-66.
- Mizuta, R., Murata, A., Ishii, M., Shioyama, H., Hibino, K., Mori, N., Arakawa, O., Imada, Y., Yoshida, K., Aoyagi, T., Kawase, H., Mori, M., Okada, Y., Shimura, T., Nagatomo, T., Ikeda, M., Endo, H., Nosaka, M., Arai, M., Takagashi, C., Tanaka, K., Takemi, T., Tachikawa, Y., Temur, K., Kamae, Y., Watanabe, M., Sakai, H., Kitoh, A., Takayabu, I., Nakakita, E., and Kimoto, M. (2016): Over 5000 years of ensemble future climate simulations by 60 km global and 20 km regional atmospheric models, *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, DOI:10.1175/BAMS-D-16-0099.1

本研究は JSPS 科研費 JP17K08006 の助成および文部科学省委託事業統合的気候モデル高度化研究プログラムの支援を受けて実施されたものです。

Water and energy balance in a solar-driven desalination plant
(太陽エネルギー駆動型除塩プラントにおける水とエネルギーの収支)

○Koichi Unami¹, Osama Mohawesh², Masayuki Fujihara¹
¹Graduate School of Agriculture, Kyoto University
²Deanship of Scientific Research, Mutah University

1 Introduction

A prototype of micro irrigation scheme equipped with a flash flood harvesting facility and a solar energy driven desalination plant has been constructed in an arid environment of the Lisan Peninsula of the Dead Sea, focusing on the harsh climate in the Jordan Rift Valley where natural surface water as well as groundwater is saline (Unami et al, 2015). The desalination plant is indeed an innovated greenhouse with a reservoir dug inside to store harvested saline water, as shown in Photo 1. Solar energy drives evaporation, and then low temperature during the night facilitates condensation of fresh water as dew. Condensed dew can be efficiently collected with water repellent cloth, to produce a bulk of fresh water from the saline water. This paper reviews water and energy balance in the desalination plant as presented in Unami et al (2019b).



Photo 1: Inside view of the desalination plant

2 ODE model for water and energy balance

The desalination plant is modelled as an aggregation of six media: ambient (M_0); GH reservoir (M_1); GH ground (M_2); GH air (M_3); WRC (M_4); and GH cover (M_5). In order to represent the dynamics of the interacting six media, three water mass balance equations and five energy balance equations are considered as

$$\frac{d}{dt} \begin{pmatrix} V_1 \\ V_3 \\ V_5 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} Q_{01} - Q_{12} - Q_{13} - Q_{15} \\ Q_{13} - Q_{35} \\ Q_{15} + Q_{35} + Q_{45} \end{pmatrix} \quad (1)$$

and

$$\frac{d}{dt} \begin{pmatrix} C_1 m_1 T_1 \\ C_2 m_2 T_2 \\ C_3 m_3 T_3 \\ C_4 m_4 T_4 \\ C_5 m_5 T_5 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} P_{01} - P_{12} - P_{13} - P_{14} - P_{15} \\ P_{02} + P_{12} - P_{23} - P_{24} - P_{25} \\ P_{03} + P_{13} + P_{23} - P_{34} - P_{35} \\ P_{04} + P_{14} + P_{24} + P_{34} - P_{45} \\ P_{05} + P_{15} + P_{25} + P_{35} + P_{45} \end{pmatrix} \quad (2)$$

where t is the time, V_i is the volume of water stored in the medium M_i , Q_{ij} is the water mass flux flowing from the medium M_i to the medium M_j , T_i is the temperature of the medium M_i , C_i is the heat capacity of the medium M_i , m_i is the mass of the medium M_i , and P_{ij} is the heat flux flowing from the medium M_i to the medium M_j . According to Sun et al. (2008), the heat capacity C_1 of the saline water M_1 in GH reservoir is approximately given by

$$C_1 = C_{\text{wat}} - 4.4c \quad (3)$$

where C_{wat} is the heat capacity of freshwater, and c is the concentration of salt. As the medium M_3 is a mixed gas, the heat capacity C_3 depends on m_3 and T_3 as

$$C_3 = C_{\text{dry}} + (C_{\text{wet}} - C_{\text{dry}}) \text{RH} \quad (4)$$

where C_{dry} is the heat capacity of dry air, C_{wet} is the heat capacity of air saturated with water vapor, and RH is the relative humidity calculated as

$$RH = \min\left(\frac{m_3 RT_3}{M_{H_2O} p_a(T_3) V_3}, 1\right) \quad (5)$$

where R is the gas constant, M_{H_2O} is the molar mass of water, and $p_a = p_a(T)$ is the saturation vapor pressure of water as a function of the temperature T given by the Tetens equation

$$p_a = p_a(T) = 610.78 \times 10^{\frac{7.5(T-273.15)}{T-273.15+237.30}} \quad (6)$$

Each flux appearing in (1) or (2) is evaluated as follows. Q_{01} is the discharge of saline water artificially introduced from the rainwater harvesting system, which is treated as a given variable Q_{in} . Q_{12} is the leakage of saline water from the reservoir to the ground. Because of the plastic sheet covering the bottom of reservoir, Q_{12} is assumed to be zero. Evaporation and dew condensation play fundamental roles in the desalination plant. The evaporation Q_{13} from the reservoir surface is evaluated as

$$Q_{13} = k_{sw} D \frac{M_{H_2O}}{RT_3} \frac{p_a(T_1) - p_3}{\delta} A_1 \quad (7)$$

where k_{sw} is an evaporation coefficient to represent the effect of water salinity, D is the diffusion coefficient, p_3 is the vapor pressure in the GH air, δ is the diffusion layer thickness, and A_1 ($= 220 \text{ m}^2$) is the water surface area of GH reservoir. The diffusion coefficient D is represented as

$$D = 3.1475 \times 10^{-6} \frac{T_3^{1.9526}}{P} \quad (8)$$

which is derived from Cussler (2009). In analogy with Q_{13} , Q_{35} is the dew condensation which can be calculated as

$$Q_{35} = D \frac{M_{H_2O}}{RT_3} \frac{p_3 - p_a(T_5)}{\delta} A_5 \quad (9)$$

where A_5 is the area of GH cover. $-Q_{45}$ is the actual rate of dew collection by M_4 (WRC), which is assumed to be proportional to the dew condensed along the GH cover as

$$Q_{45} = -k_{dc} V_5 \quad (10)$$

where k_{dc} is a dew collection coefficient. The amount of collected dew that has accumulated within the last 24 hours is denoted by v . While, another part of the condensed dew returns to M_1 (GH reservoir) at a rate of $-Q_{15}$, which is also assumed to be

$$Q_{15} = -k_{dr} V_5 \quad (11)$$

where k_{dr} is a dew returning coefficient. The water fluxes Q_{01} , Q_{15} , and Q_{45} accompany the heat fluxes $C_0 T_{in} Q_{01}$, $C_{wat} T_5 Q_{15}$, and $C_{wat} T_5 Q_{45}$, respectively. Latent heat is considered within the processes of evaporation and dew condensation as HQ_{13} and HQ_{35} , respectively, where H is the heat of evaporation. The solar radiation R_{sol} is the exclusive source of energy in the desalination plant, absorbed by each medium M_i with an absorption coefficient α_i . Firstly, M_5 (GH cover) absorbs a portion $\alpha_5 R_{sol} A_0$ of the total solar radiation $R_{sol} A_0$, and another portion $k_{tr} R_{sol} A_0$ transmits M_5 , where k_{tr} is the transmittance of GH cover. Then, the solar radiation transmitted through M_5 is absorbed by the other four media inside GH. While, the long wave radiation between different two medium occurs according to the Stefan-Boltzmann law. The Stefan-Boltzmann constant is denoted by σ . When the medium M_0 (ambient) or the medium M_3 (GH air) is not involved, an effective area A_{ij}^E from the medium M_i to the medium M_j is evaluated by

$$\frac{1}{A_{ij}^E} = \frac{1 - \varepsilon_i}{\varepsilon_i A_i} + \frac{1}{F_{ij}^V A_i} + \frac{1 - \varepsilon_j}{\varepsilon_j A_j} \quad (12)$$

where ε_i is the emissivity of the medium M_i , and F_{ij}^V is the view factor from the medium M_i to the medium M_j . The medium M_3 (GH air) absorbs a part of the radiation entering from the other medium due to the greenhouse effect. When a media is in contact with the air mass, heat transfer is assumed to take place in proportion to the thermal difference with a heat transfer coefficient κ_{air} of air. Finally, the heat flux between each pair of the 15 combinations of the media is estimated as follows.

$$P_{01} = C_{in} T_{in} Q_{01} + \alpha_1 k_{tr} R_{sol} A_1 \quad (13)$$

$$P_{02} = \alpha_2 k_{tr} R_{sol} A_2 \quad (14)$$

$$P_{03} = \alpha_3 k_{tr} R_{sol} A_0 \quad (15)$$

$$P_{04} = \alpha_4 k_{tr} R_{sol} A_4 \quad (16)$$

$$P_{05} = \alpha_5 R_{sol} A_0 + \sigma \varepsilon_5 T_5^4 A_5 + \kappa_{air} (T_0 - T_5) A_5 \quad (17)$$

$$P_{12} = 0 \quad (18)$$

$$P_{13} = HQ_{13} + \alpha_3 \sigma \varepsilon_1 T_1^4 A_1 + \kappa_{air} (T_1 - T_3) A_1 \quad (19)$$

$$P_{14} = \sigma (T_1^4 - T_4^4) A_{14}^E \quad (20)$$

$$P_{15} = \sigma (T_1^4 - T_5^4) A_{15}^E \quad (21)$$

$$P_{23} = \alpha_3 \sigma \varepsilon_2 T_2^4 A_2 + \kappa_{air} (T_2 - T_3) A_2 \quad (22)$$

$$P_{24} = \sigma (T_2^4 - T_4^4) A_{24}^E \quad (23)$$

$$P_{25} = \sigma(T_2^4 - T_5^4)A_{25}^E \quad (24)$$

$$P_{34} = -\alpha_3 \sigma \varepsilon_4 T_4^4 A_4 + \kappa_{air} (T_3 - T_4) A_4 \quad (25)$$

$$P_{35} = H Q_{35} - \alpha_3 \sigma \varepsilon_5 T_5^4 A_5 + \kappa_{air} (T_3 - T_5) A_5 \quad (26)$$

$$P_{45} = C_w T_5 Q_{45} + \sigma(T_4^4 - T_5^4)A_{45}^E \quad (27)$$

The above equations (1)-(27) constitute a closed ordinary differential equations (ODEs) system. Initial value problems of the ODEs system with different values of the model parameters are numerically solved to calibrate them.

3 Nominal yield of freshwater

A complete set of measured data for different physical parameters is available for the 371 days period from February 23, 2017 through February 28, 2018. Observed solar radiation and ambient air temperature are used as inputs. Unknown model parameters have been calibrated with GH reservoir water temperature and GH air temperature. Unami et al (2019a) estimated nominal yield $q = -Q_{45}$ (L/day) of freshwater as

$$q = 6.29808 + 48.9116 \left| \sin \frac{\pi(\tau - \tau_0)}{D} \right|^{2.50131} \quad (28)$$

where τ is the day of the year, τ_0 is a constant, and D is the number of days in the year. The value of τ_0 was identified as 6.92924 for common years and 6.948223 for leap years. The maximum volume of collected freshwater in a day so far was 65.0 (L) recorded on August 01, 2019. On cold days in the month of January, no water could be collected. However, this year-periodic fluctuation of freshwater yield well meet the irrigation demand from the comand area where experimental cultication of date palms is ongoing.

4 Conclusions

The prototype of solar driven desalination plant is successfully operating to produce fresh water for irrigation. The model is mathematically stable and

well explains the complex thermal dynamical mechanisms of the plant yielding freshwater. The yield is sensitive to the meteorological inputs, mostly synchronized with the ambient air temperature. The concept of this solar driven desalination plant can be disseminated to other arid environments having very hot stable dry seasons.

Acknowledgements

This research is funded by Invitation Fellowship for Research in Japan No. L145461 and Grants-in-Aid for Scientific Research No. 26257415, No. 16KT0018, and No. 19KK0167 from the Japan Society for the Promotion of Science (JSPS). This work was done partially during Dr. Osama Mohawesh sabbatical leave from Mutah Universtiy in Kyoto University.

References

- Cussler EL (2009) *Diffusion: Mass transfer in fluid systems*, Third Edition, Cambridge University Press, New York, USA.
- Sun H, Feistel R, Koch M, Markoe A (2008) New equations for density, entropy, heat capacity, and potential temperature of a saline thermal fluid, *Deep-Sea Research I*, 55,1304-1310
- Unami K, Mohawesh O, Fadhil RM (2019a) Time periodic optimal policy for operation of a water storage tank using the dynamic programming approach, *Applied Mathematics and Computation*, 353, 418-431.
- Unami K, Mohawesh O, Fujihara M (2019b) Prototype and model of solar driven desalination plant in arid environment, *Thermal Science*, published online: <https://doi.org/10.2298/TSC180604097U>
- Unami K, Mohawesh O, Sharifi E, Takeuchi J, Fujihara M (2015) Stochastic modelling and control of rainwater harvesting systems for irrigation during dry spells, *Journal of Cleaner Production*, 88, 185-195.

ベトナム南部 Tri An 流域における分布型流出モデルの開発とシナリオ分析

九州大学大学院生物資源環境科学府 ○大月乃瑛・高田亜沙里

九州大学大学院農学研究院 平松和昭・原田昌佳・田畑俊範

Division of Science, Technology and International Affairs, Thuyloi University Trieu Anh Ngoc

1.はじめに

近年、東南アジア新興諸国では、経済発展に伴う人口増加や、乾季の河川流量の減少に伴う塩水遡上などが原因の水不足が発生している。さらに、生活や社会経済活動の変化により水利用が変化・拡大しており、必要水量の確保が重要な課題である。また、雨季における洪水被害が常態化しており、急速な地域開発や将来的な気候変動による洪水発生頻度の増加が懸念されている。このような水問題の解決には、治水と利水の両視点における効率的かつ長期的な視野に立った水資源インフラ整備が求められており、整備計画立案の際には、降雨-流出モデルによる流出解析が不可欠となる。その一方で、水文気象データの観測体制や流域データの整備が遅れており、データ寡少性に対する対応も求められている。本研究では、東南アジア新興国流域圏を対象として、将来的な地域開発や気候変動に対する流出量の長期的変化を予測可能な、降雨-流出モデルの開発を目的とした。さらに、構築したモデルを用いて地球温暖化と地域開発を想定したシナリオ分析を行った。

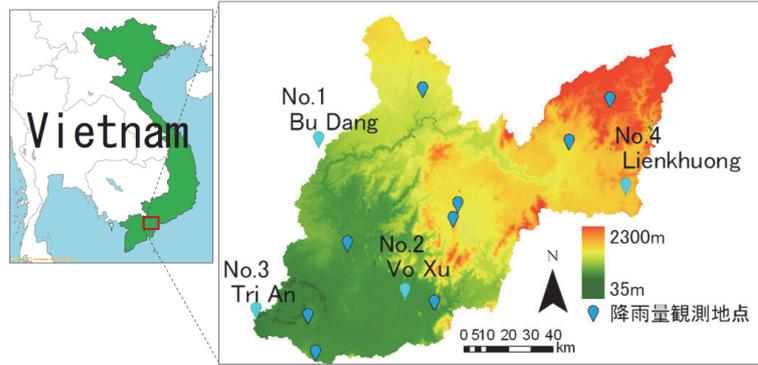


図1 Tri An 流域の標高 (90 m メッシュデータ) と降雨量観測地点.

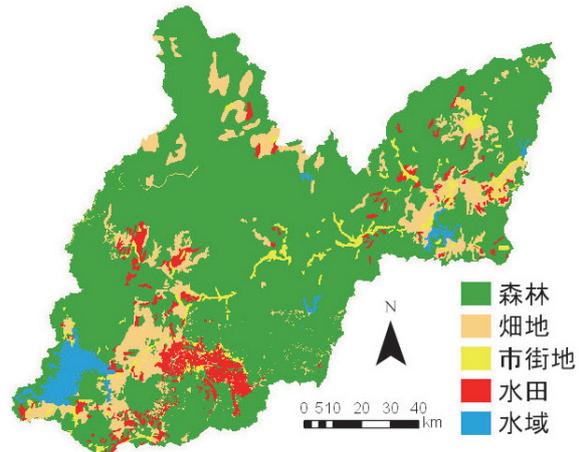


図2 Tri An 流域の土地利用 (90 m メッシュデータ).

2.解析対象流域

図1に示す、ベトナム南部に位置する Tri An 流域を対象とした。同流域は、熱帯多雨地域に属しており、東南アジア新興諸国の一般的な水文・気象学的、地形的特徴を有している。流域面積は約 15000 km² で、年平均降水量は約 2400 mm である。季節は5月から10月の雨季と11月から4月の乾季に分かれており、1年の降水量の約90%が雨季に降る。流域下端には多目的貯水池である Tri An 貯水池を有している。同貯水池は洪水制御、発電用水、環境用水、農業用水、工業用水の供給を担い、

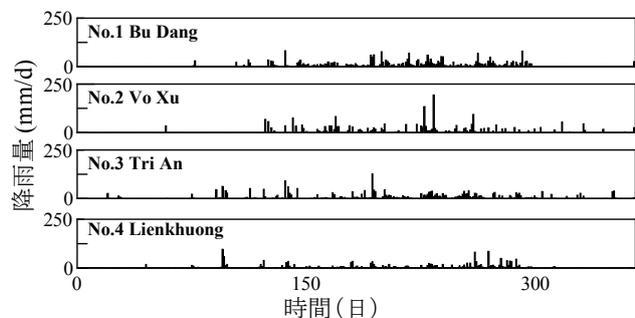


図3 降雨量 (1991年).

下流に位置するホーチミン市の水資源に重要な役割を担っている。Tri An 流域における流域境界、標高、土地利用の GIS データ、および日降雨量、日蒸発量、日貯水池流入量の各観測データを入力した。図 2 に Tri An 流域の土地利用を示す。流域全体として森林比率が大きく、市街地が線状に伸びており、その市街地を挟むように水田と畑地が散在している。また、図 3 に、図 1 に示した 4 ヲ所の降雨量観測地点における 1991 年の日降雨量時系列を示す。降雨の空間的不均一性が非常に顕著であることが判る。なお、流域境界、標高、土地利用については計算時間短縮のため、オリジナルの 90 m メッシュデータから 4500 m メッシュデータへ粗視化を行った。

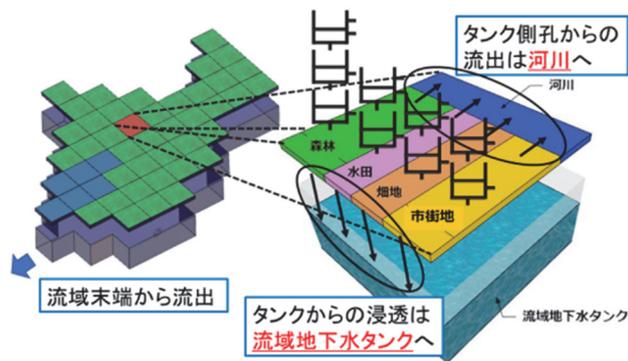


図 4 モデルの概要（左図は、緑が陸域メッシュ、青が貯水池メッシュ）。

3. 分布型流出モデルの開発

図 3 に示したような熱帯多雨地域特有の降雨の空間的不均一性や、将来的な土地利用の変化も反映可能なモデルとするため、分布型流出モデルを採用した。モデルの概要を図 4 に示す。まず、流域を構成する 4500 m メッシュを陸域メッシュと貯水池メッシュに分類した。ここでは、各メッシュの 20% 以上を水域が占めていた場合に、当該メッシュを貯水池メッシュと設定した。各陸域メッシュは、

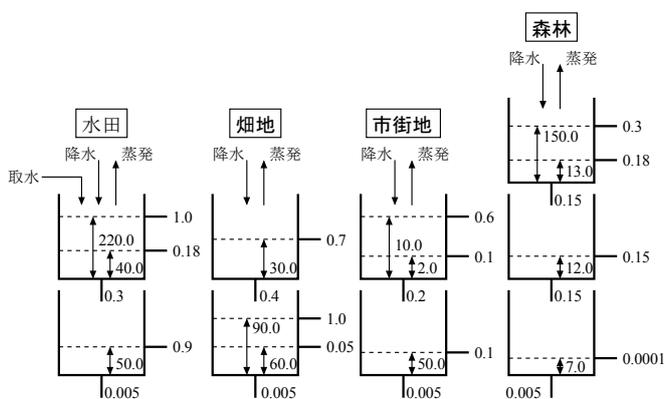


図 5 土地利用別タンクモデル。

水田、畑地、市街地、森林、以上 4 種類の土地利用と河川を含み、各土地利用からの流出をより正確に表現し再現性を高めるため、中桐ら (1998, 2000) を参考に、図 5 の土地利用別タンクモデルを各陸域メッシュに導入し、新たな分布型流出モデルを開発した。水田タンクモデル 1 段目の上段流出孔は畦畔高、下段流出孔は欠口高を表現し、各メッシュに含まれる河川から水田の取水も考慮可能となるように設定した。各土地利用別タンクモデルの側孔からの流出量は、各メッシュにおけるそれぞれの土地利用面積を乗じて河川に流入させた。また、土地利用別タンクモデルの最下段タンクからの浸透量は、流域全体に 1 つ設定した流域地下水タンクへ流入させた。そして、流域地下水タンクへの流入水は、地下水として、タンク貯留高に比例して流域末端から流出させた。流出係数と浸透係数は中桐ら (1998, 2000) の値を参考に試行錯誤的に決定した。メッシュ間の河川流量を計算する基礎方程式には Kinematic Wave 法を用い、式 (1)、(2) を Runge-Kutta-Gill 法により計算した。

$$Q_{i,j} = \frac{1}{N} B_{i,j} h_i R_i^{2/3} I_{i,j}^{1/2} \quad (1)$$

$$\frac{dh_k}{dt} = \frac{1}{A_k} (Q_k^{\text{In}} - Q_k^{\text{Out}} + Q_k^{\text{Tank}}) + R_k - E_k \quad (2)$$

ここで、 i, j : メッシュ番号、 Q_{ij} : i から j への流出量 (m^3/s)、 N : 粗度係数 ($\text{m}^{-1/3} \cdot \text{s}$)、 B_{ij} : i と j の平均河川幅 (m)、 h_i : i の水深 (m)、 R_i : i の径深 (m)、 I_{ij} : i と j の地形勾配、 k : 陸域メッシュ番号、 h_k : 水深 (m)、 t : 時間 (s)、 Q_k^{In} : 流入量 (m^3/s)、 Q_k^{Out} : 流出量 (m^3/s)、 Q_k^{Tank} : タンクモデルからの流入量 (m^3/s)、 A_k : 河川面積 (=河川幅 $B_k \times 4500 \text{ m}^2$)、 R_k : 降雨量 (m/s)、 E_k : 蒸発量 (m/s) である。粗度係数 N は、地域開発やインフラ整備が十分に行われていないことを考慮して、Chow (1973) を参考に、「自然水路・深ぼれ・立木多し・雑草繁茂」の場合の値 $N = 0.15 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$ を設定した。必要な

データが揃っている17年間について1年間ごとに日単位で計算を行った。その際、解析対象年の降雨量を用いて1年間の先行空計算を行い、その最終状態を本計算の初期条件とした。得られた計算流量と観測流量の比較の一例として、1991年の結果を図6に示す。17年間の計算の結果、最も再現精度が高かったのが1991年で、Nash-Sutcliffe係数が0.601であった。この理由として、降雨の空間的不均一性の問題、降雨量や貯水池流入量の観測値の問題、さらに流域内に存在する複数の貯水池の影響が考えられた。まず、降雨の空間的不均一性の問題や観測値の問題については、降雨量と貯水池流入量を比較したところ、ピークが一致しない年がみられた。計算には流域内の13地点の降雨量観測値を用いたが、降雨の空間的不均一性をすべては反映できていない可能性も考えられた。また、各計算年の降雨量、蒸発量、貯水池流入量の観測値に基づき、水収支を検討すると、これらの観測値には比較的大きな誤差が含まれていると判断された。次に、流域内の貯水池の影響について、Tri An流域には、末端のTri An貯水池以外に9個の貯水池が存在しており、それぞれ異なる貯水池操作が行われているが、それらの操作の詳細な情報が入手できなかったため、これらは考慮していない。そのため、図6のように、観測値のグラフは面積雨量の変化と比較して緩やかな変化をしており、上流の貯水池の貯留効果も考慮すべきであったと考えられる。しかしながら、1991年では、Nash-Sutcliffe係数0.601が得られており、Tri An流域における降雨-流出関係を概ね表現できるモデルが開発できたと判断し、本モデルを用いて、以下のシナリオ分析を行った。

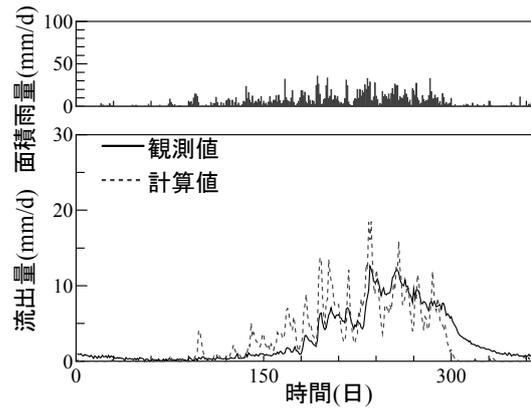


図6 計算結果 (1991年)。

表1 降雨量変化率。

シナリオ	降雨量変化率 (%)			
	3~5月	6~8月	9~11月	12~2月
1	+1.3	+10.6	+20.6	+17.7
2	+11.8	+15.1	+24.1	+34.7
3	+9.0	+17.7	+30.4	+16.4

表2 土地利用面積変化率。

シナリオ	土地利用	変化率 (%)
4	森林	+3.1
	畑地	-24.0
	市街地	+49.7
	水田	-23.2
	合計	0.0
5	森林	+2.6
	畑地	-21.8
	市街地	+51.1
	水田	-21.2
	合計	0.0
6	森林	+1.0
	畑地	-28.4
	市街地	+113.8
	水田	-22.9
	合計	0.0

4.シナリオ分析

地球温暖化による降雨量変化と、地域開発による土地利用変化を想定したシナリオを設定し、降雨-流出特性の将来変化を検討した。降雨量については、ベトナム政府が発表した地球温暖化シナリオを利用した (Ministry of Natural Resources and Environment, Vietnam, 2016)。ベトナム政府の地球温暖化シナリオでは、1986~2005年の降雨量をもとに、2016年~2035年 (シナリオ1)、2046年~2065年 (シナリオ2)、2080年~2099年 (シナリオ3)の降雨量変化が示されている。表1に本研究で使用した4つの期間における降雨量の変化率を示す。土地利用に関してはVan et al. (2013)を参考に、現在と同じペースで経済発展した場合 (シナリオ4)、気温の変化による農作物の不作で経済成長に悪影響を与えた場合 (シナリオ5)、国の開発戦略の目標に沿った、速いペースで経済成長した場合 (シナリオ6)の2030年における土地利用を想定したシナリオを設定した。表2に各シナリオにおける、2012年から2030年の面積の変化率を示す。降雨量の基準年はモデルの再現精度が最も高かった1991年とし、年間流出量とピーク流量の変化率を検討した。表3にシナリオ分析の結果を示す。シナリオ1~3の結果より、降雨量の増加は流出量増加に直接的に影響し

ていることが判る。一方、各シナリオにおける土地利用の変化は、表2のように、主に畑地と水田が減少し、市街地が増加する傾向で、森林の変化は小さい。さらに、Tri An 流域における各土地利用面積の割合は、2012年で森林が79.1%と大半を占める一方、畑地が12.2%、市街地が3.4%、水田が5.3%であり、畑地、水田、市街地の面積が小さい。そのため、表3のシナリオ4~6のように、土地利用変化の流出量への影響は小さくなっている。

表3 シナリオ分析結果.

シナリオ	年間流出量 変化率 (%)	ピーク流量 変化率 (%)
シナリオ1	+17.8	+17.8
シナリオ2	+24.7	+23.2
シナリオ3	+27.6	+27.6
シナリオ4	—	+0.0
シナリオ5	—	+0.54
シナリオ6	—	+1.08

5.おわりに

本研究では、ベトナム南部に位置する Tri An 流域を対象として、データ寡少地域にも適用可能な降雨一流出モデルの開発を行った。分布型流出モデルに土地利用別タンクモデルを導入することで、降雨の不均一性や将来的な土地利用の変化も反映可能となり、汎用性の高いモデルを構築できた。そして、地域開発や気候変動による流出量の長期的変化を、本モデルを用いたシナリオ分析に基づき定量的に評価することができた。今後は、本研究では考慮されなかった複数の小さな貯水池をモデルに組み込むことで、さらに再現精度の向上を目指す。

参考文献

- 中桐貴生・渡辺紹裕・堀野治彦・丸山利輔 (1998) : 紀の川流域における流域水循環モデルの開発—流域水循環モデルによる農業用水利用の分析 (I) —, 農業土木学会論文集, 198, pp.1-11.
- 中桐貴生・渡辺紹裕・堀野治彦・丸山利輔 (2000) : 紀の川流域における流域水循環モデルの開発—流域水循環モデルによる農業用水利用の分析 (II) —, 農業土木学会論文集, 205, pp.35-42
- Chow V. T. (1973) : Open-channel Hydraulics International Edition, Mcgraw-hill Book Company, pp.108-114.
- Ministry of Natural Resources and Environment (MONRE) (2016): Climate change, sea level rise scenarios for Vietnam, Ministry of Natural Resources and Environment (in Vietnamese).
- Van D. M., Hilderink H., Rooij W., Rutten M., Ashton R., Kartikasari K. and Cong L. V. (2013) : Land-use change, food security and climate change in Vietnam; A global-to-local modelling approach, LEI report 2013-020, LEI Wageningen UR.

トンレサップ湖における衛星データを用いた氾濫域・氾濫水位推定手法の開発

石川県立大学生物資源環境学部 ○渡邊裕太・藤原洋一・長野峻介・一恩英二
 富山県立大学工学部 星川圭介
 山形大学農学部 藤井秀人
 土木研究所寒地土木研究所 田中健二

1 はじめに

カンボジア・トンレサップ湖は、国際河川であるメコン川と繋がる東南アジア最大の淡水湖である (Fig. 1)。乾季と雨季が明瞭なこの地域では、乾季に湖から川へ水が流れ出て行くのに対し、雨季は水が逆流して湖に流入し、湖面積が乾季の6倍にも拡大する。この特異な水環境は、湖周辺に広大な浸水林を形成し、豊富な生態系を育んでいる。とくに、漁業で大きな恩恵を受けており、この湖から獲れる魚類はカンボジア国内のタンパク質摂取量の60%を占めている。このため、浸水林樹冠下の浸水状況（湛水日数、湛水開始の時期など）を把握することが重要であるが、浸水林地帯の樹冠の存在によって衛星画像による判別は難しい。藤井（2004）は、トンレサップ湖の氾濫域拡大を衛星データによって解析したが、浸水林地帯の氾濫域の拡大は認識できず、過小に推定されたとしている。そこで、本研究では、人工衛星データから求められる様々な植生指標や水指標を活用して、浸水林樹冠下の浸水状況を把握する方法を新たに開発する。

また、トンレサップ湖とその周辺氾濫域は、雨季時の洪水を緩和する役割があるが、将来的な気候変動や上流ダム群の開発による水文環境への影響が懸念されている。しかし、広大な氾濫域の全域で水文観測を行うことは大変困難であり、さらに、水理・水文モデルを用いて氾濫域の動態を推定することも詳細なデータが数多く必要となる。そこで、現地の観測データを全く利用せず、人工衛星データのみで氾濫の特性（水位など）を推定できれば極めて有用である。しかし、人工衛星データを用いた解析は、氾濫域を面的に推定することはできるが、水位変動を推定することはできない (Tanaka ら、2019)。そこで、本研究では、開発した氾濫域推定手法と DEM（数値標高モデル）を組み合わせることで、現地の観測データを必要としない、空間的な水位推定手法の開発も試みた。

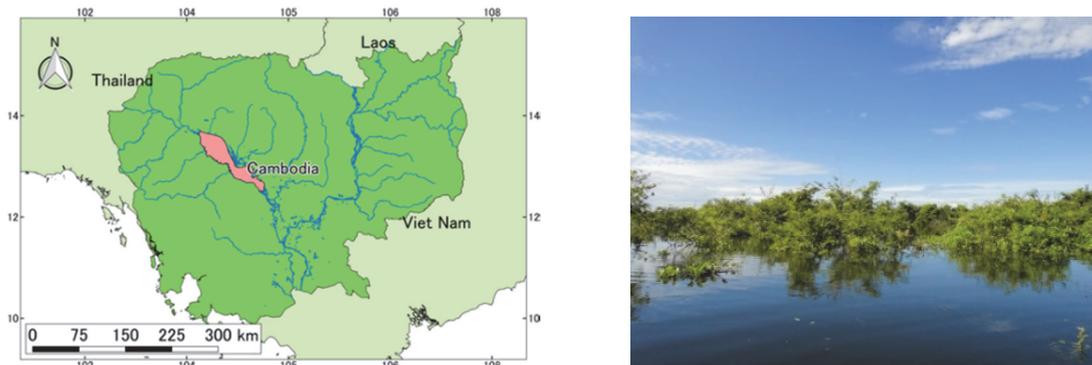


Fig. 1 東南アジアとカンボジア・トンレサップ湖

2 氾濫域推定手法の開発

2.1 本研究における氾濫域の定義

本研究では、トンレサップ湖周辺の環境を Open Water、Flooded Forest、Non-Flooded の3つに分類する (Fig. 2)。Open Water は、湖、河川のような日射を遮るものが無い水面とする。Flooded Forest は、雨季に氾濫域が拡大し、浸水林樹冠下に氾濫が達している状態とする。Non-Flooded は、植生や裸地などの陸地に氾濫が達していない状態とする。トンレサップ湖周辺は、氾濫の拡大・縮小により多様な生態系が育まれ、植生の種類や背丈の違いなどさまざまな周辺環境が存在する。しかし、本研究では、浸水林樹冠下に氾濫が達しているか、達していないかを推定することに主眼を置くため、上記のよう

な3分類とした。そのため、氾濫が達したエリアにおいて、水面を覆い隠すような植生があれば Flooded Forest、植生を冠水させて水面を遮る植生がない場合は Open Water となる。

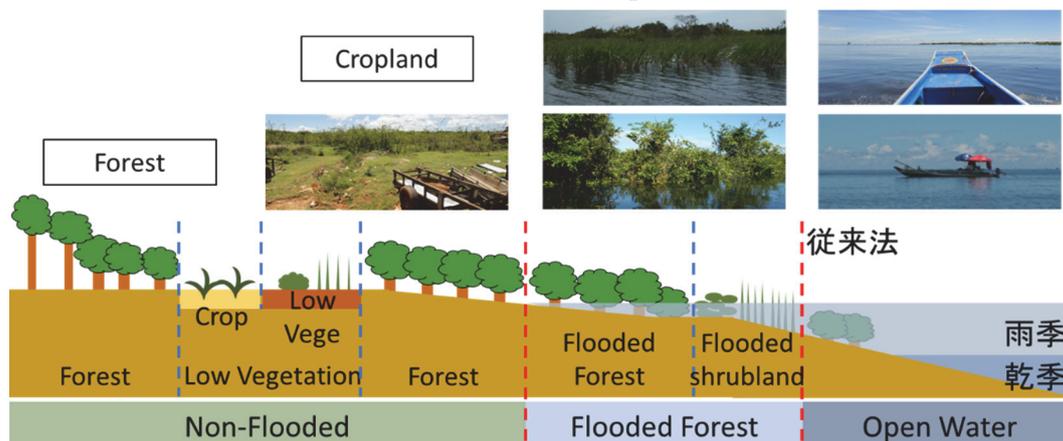


Fig. 2 本研究における氾濫域の定義

2.2 利用データ

本研究では、人工衛星 Terra に搭載されている MODIS によって観測されたデータを用いて氾濫域推定手法の開発を行う。MODIS は、解像度 500m、観測幅 2,330km で、ほぼ毎日同じ地点を観測している光学センサ（太陽光の反射を観測）である。他の衛星データと比較すると、空間的な解像度は低いが、観測範囲の広さ、毎日連続して観測している時間分解能の高さが特徴である。しかし、光学センサは雲がかかっていると雲の影響を受けてしまい正確なデータを得られない場合がある。特に雨季の場合、雲の影響を強く受け、地表面を観測できない場合が多い。そこで、本研究では処理された 8 日間コンポジットデータを用いる（MOD09A1 と MOD09Q1）。8 日間コンポジットデータとは、8 日間のうち、雲の影響が少なかったものを選択し、それらを組み合わせて作成されたデータである。8 日間で 1 枚のデータとなるため、年間で 46 枚となる。MODIS の観測データである、Red（可視域の赤色）、Blue（可視域の青色）、Green（可視域の緑色）、NIR（近赤外線）、SWIR（中間赤外線）の波長帯の反射データを利用し、指標 (1) NDVI（Normalized Difference Vegetation Index）：正規化植生指標、(2) EVI（Extended Vegetation Index）：拡張植生指標 (3) NDWI（Normalized Difference Water Index）：正規化水指標を計算した。

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$$

$$NDWI = \frac{Green - SWIR}{Green + SWIR}$$

$$EVI = 2.5 \times \frac{NIR - Red}{NIR + C_1 \times Red - C_2 \times Blue + L}$$

NDVI は、植生の有無や、活性度を測る指標として多くの判別に用いられている。EVI は、NDVI よりも大気や背景土壌の影響を受けにくく、密度の高い植生に対する感度は NDVI より高いと言われている。NDWI は、地表面の水に影響を受ける指標であり、本研究では、可視域の緑と中間赤外線を用いて、 $NDWI_{Green}$ としている。上記の指標による判別に加えて、 $NDWI_{Green}$ （水指標） $-$ EVI（植生指標）を使用した。これは、水指標と植生指標の差がプラスの時、灌漑状態の水稲エリアを推定できる研究（Xiao ら, 2002, 2005、Yuting ら, 2016）を参考にし、本研究で新たに開発した指標である。水に対する感度が特に高い水指標 $NDWI_{Green}$ と、植生指標の差を算出することで、植生と水分の差を大きくし区別しやすくなる。植生がある場合はより小さい値、水面の場合はより大きい値を取り、樹冠下の氾濫域が植生と水面の間にくる指標となっている。

2.3 研究方法

MODISによって観測された衛星データより、Open Water、Flooded Forest、Non-Flooded のトレーニングデータを作成し、氾濫域推定手法の開発を行った。今回利用した MODIS データは、2000 年 305 日目（305 日目から 312 日目までに観測されたデータの 8 日間コンポジットデータ）、2001 年 257 日目、2002 年 281 日目、2011 年 289 日目に観測されたデータである。これらは、Flooded Forest のトレーニングデータが浸水林樹冠下に氾濫が達している状態とするため、トンレサップ湖南側の水位観測地点（Kampong Luong）の水位が特に高い日の MODIS データとした。これら 4 日間の MODIS データのそれぞれに対して、トレーニングエリアの作成を行い、Open Water（総数：2517 ピクセル）、Flooded Forest（4984 ピクセル）、Non-Flooded（5173 ピクセル）のトレーニングデータを抽出した。

作成したトレーニングデータから縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI または NDWI_{Green} の散布図を作成した（Fig. 3、4）。この図に基づいて、Open Water と Flooded Forest、Non-Flooded をうまく分類できる閾値、判別式を目視によって設定した。さらに、従来法として最も一般的に用いられる NDVI のみを用いる方法も検討することとした。判別式は、Open Water： $NDVI < -0.08$ 、Flooded Forest： $0.56 \leq NDVI < 0.82$ 、Non-Flooded： $-0.08 \leq NDVI < 0.56$ かつ $0.82 \leq NDVI$ とした。本研究では、開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）と開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）、従来法（NDVI）を比較することにした。この 3 つの方法で、判別精度、氾濫域マップによる比較を行い、最も精度良く浸水林樹冠下の浸水状況を把握できる方法の開発を行った。

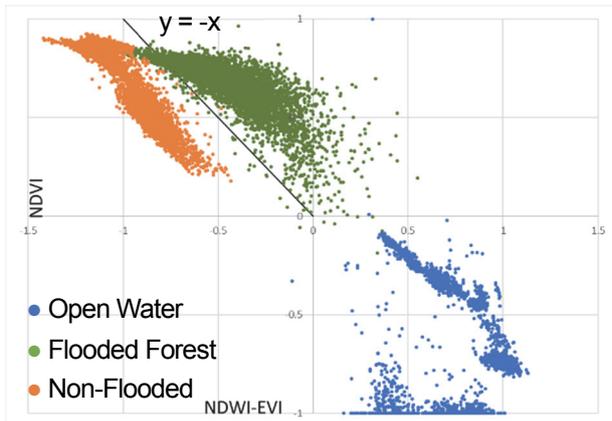


Fig. 3 NDVI(縦軸)とNDWI_{Green} - EVI(横軸)
 Open Water: $NDVI \leq 0$
 Flooded Forest: $NDVI > 0$ かつ
 $NDVI \geq -(NDWI_{Green} - EVI)$
 Non-Flooded: $NDVI > 0$ かつ
 $NDVI < -(NDWI_{Green} - EVI)$

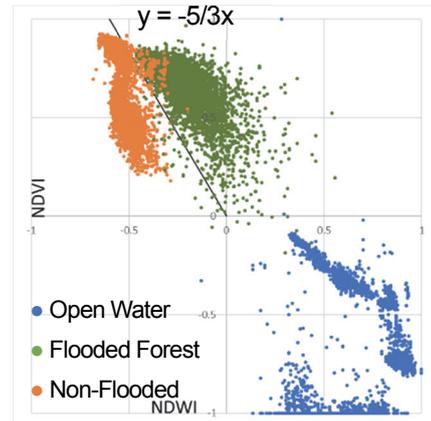


Fig. 4 NDVI(縦軸)とNDWI_{Green}(横軸)
 Open Water: $NDVI \leq 0$
 Flooded Forest: $NDVI > 0$ かつ
 $NDVI \geq -5/3(NDWI_{Green})$
 Non-Flooded: $NDVI > 0$ かつ
 $NDVI < -5/3(NDWI_{Green})$

2.4 結果

Table. 1 は、開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）と開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）、従来法（NDVI）で分類した時の判別精度である。開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）と開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）は、Open Water、Flooded Forest、Non-Flooded のどの分類エリアにおいても高い判別精度を示した。そのため、全体精度も高い値となったが、開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）の方が、精度が良くなった。従来法（NDVI）では、Open Water の判別精度は良いものの、Flooded Forest、Non-Flooded で開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）と開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）よりも精度が劣る。

Fig. 5 は、開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）と開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）と従来法（NDVI）を利用して作成した氾濫域マップである。雲による影響を受けていると考えられるピクセルを省くため、Blue ≥ 0.2 であるピクセルを Cloud と分類した（Sakamoto ら、2007）。2002 年の

209 日目は雨季に入り氾濫が拡大し始めた時期であり、289 日目は氾濫域の面積が最大の時期である。開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）では、湖から氾濫が拡大していることが確認でき、氾濫域の境目もはっきりしている。一方、開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）では判別精度は最も良かったものの、209 日目では浸水が決して達しないようなところで、Flooded Forest と判別しており、289 日目でも氾濫域を過大推定していることが分かる。一方、従来法（NDVI）では、植生の多さや活性度を測る指標であることもあり、氾濫域が大きく誤判別されている。

判別精度（Table.1）では、開発法②（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green}）が最も高かったが、氾濫域マップを比較したところ（Fig.5）、開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）の方が氾濫の拡大を捉えており、誤判別も少ないことが分かった。また、開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）は、複雑な判別式、閾値を用いておらず、汎用性も高いといえる。よって、開発法①（縦軸：NDVI、横軸：NDWI_{Green} - EVI）は、浸水林樹冠下の浸水の有無を判別できる有効な方法である。

Table.1 分類エリアごとの判別精度と全体精度

トレーニングエリア	Open Water	Flooded Forest	Non-Flooded	全体精度
NDVIとNDWI _{Green} - EVI	0.999	0.947	0.999	0.979
NDVIとNDWI _{Green}	0.999	0.991	0.972	0.985
NDVI	0.999	0.78	0.761	0.816

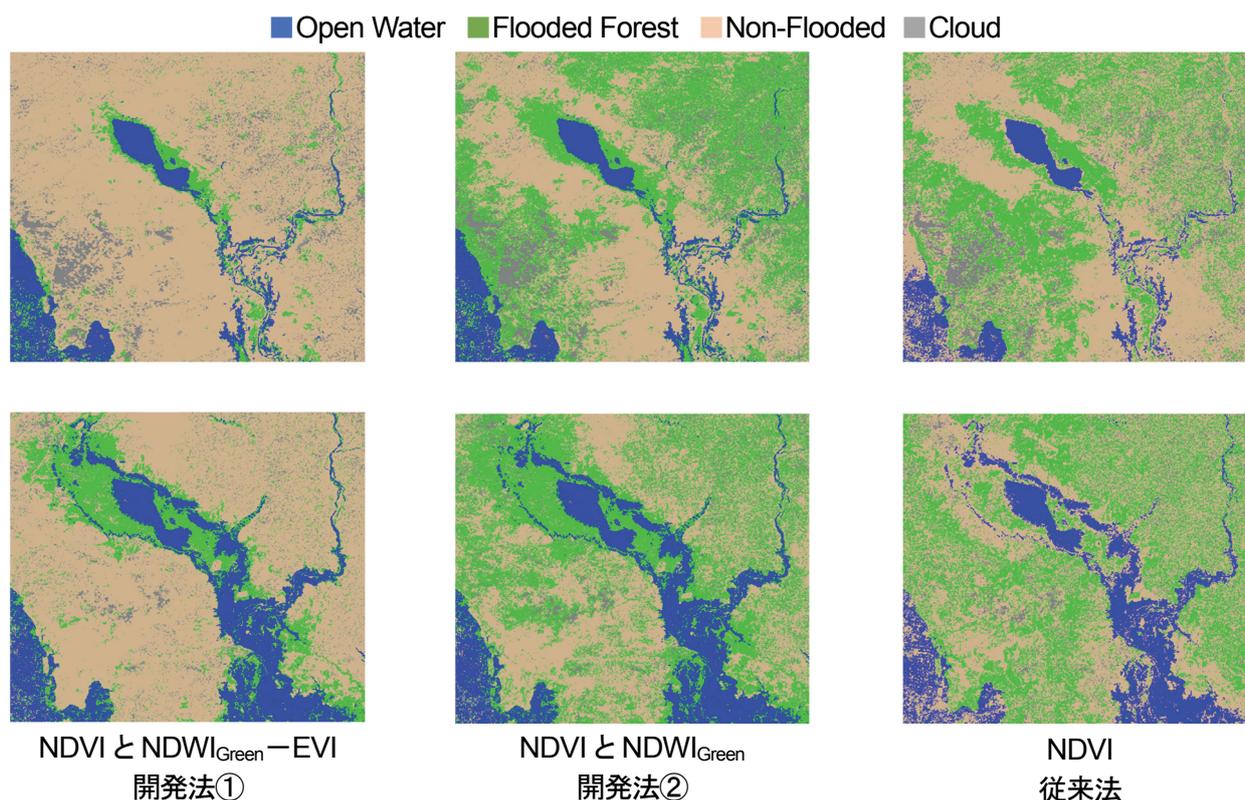


Fig.5 氾濫域マップ(上段:2002年/209日目 下段:2002年/289日目)

3 氾濫水位推定手法の開発

3.1 研究方法

衛星データを用いた氾濫域データをDEM（数値標高）データ（Fig.7）と組み合わせて用いることで、現地での観測データを必要としない氾濫水位推定手法の開発を試みる。氾濫水位推定手法は、Fig.6のフローチャートの流れで行う。まず、水位推定を行う氾濫域は、本研究で開発した、開発法①（NDVI、NDWI_{Green} - EVI）で、Open Water と Flooded Forest に判別されたエリアである。判別された氾濫域エリ

アは複数の塊からなっており、一つ一つの塊に分割する。分割された塊を一つ取り出し、一つずつ水位推定を行う。塊から外周を取り出し、この外周とDEMデータを重ね合わせて、塊の境界標高を作成する。この境界標高値を利用し、外周の内側の水面を逆距離加重法によって空間内挿し、氾濫域の水位推定を行う。なお、氾濫域推定手法によって判別された氾濫域エリアは、雲によるデータの欠損や丘のような浸水しないエリアが存在する。このような誤差をなくすため、ノイズ処理を行う。ノイズ処理の方法には、塊の外周から一定値拡大し、その一定値分戻す方法を適用しており、これにより小さい欠損、誤判別を除去することができる。MODIS データは、1 年間に 46 枚あることから、全データに対してこれらの手順を適用することによって、氾濫域の拡大・縮小に合わせた 1 年間の水位変動を推定する。この推定した水位変動をカンボジア・トンレサップ湖氾濫域周辺で現地観測された実測データ (Fig. 7) と比較して、氾濫水位推定手法の精度検証を行う。

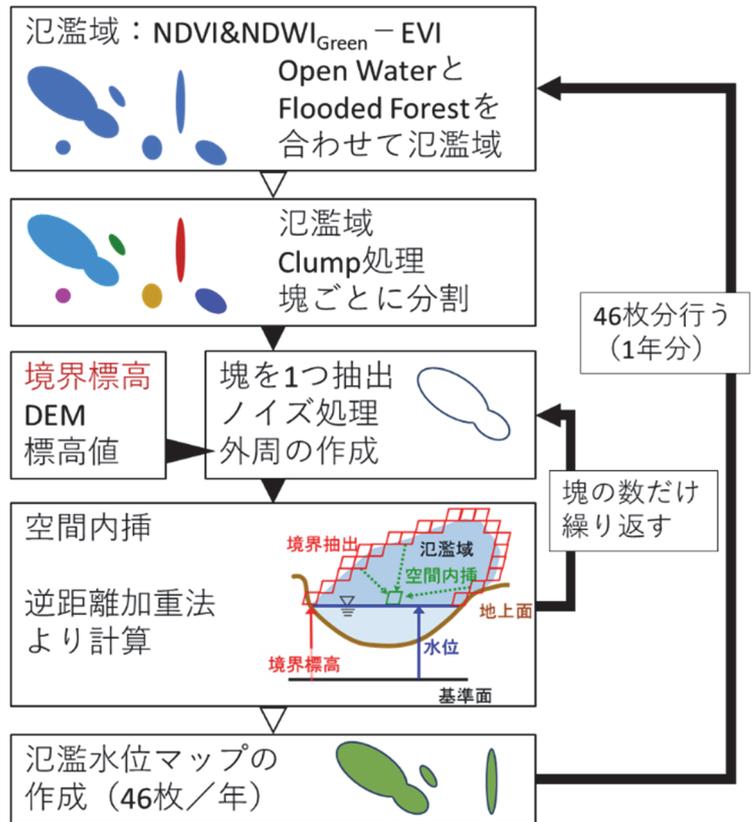


Fig. 6 水位推定手法のフローチャート

3.2 結果

Fig. 8 は、横軸：観測値（真値）と縦軸：推定値とした散布図である。RMSE（The root mean square error）は 1.96m であり、誤差の大小はあるものの、おおよそ 1 対 1 のラインに乗っていることが分かる。メコン川の上流側においては、水位を過大推定する傾向があった。Fig. 9 は、Fig. 7 の観測地点 Point5 と Point13 で得られた氾濫水位の時系列変動である。どちらも、実線で示した観測値の水位変動と対応して、推定水位も変動していることが分かる。誤差がかなり大きい日も見られ、1m 程度の水位差がある場合もあり、本手法の改善の余地はある。しかしながら、氾濫の拡大・縮小に合わせて、水位変動をおおよそ推定することが可能であり、現地の観測データを利用することなしに、衛星データのみを用いて氾濫水位の推定を行うことができるようになったといえよう。

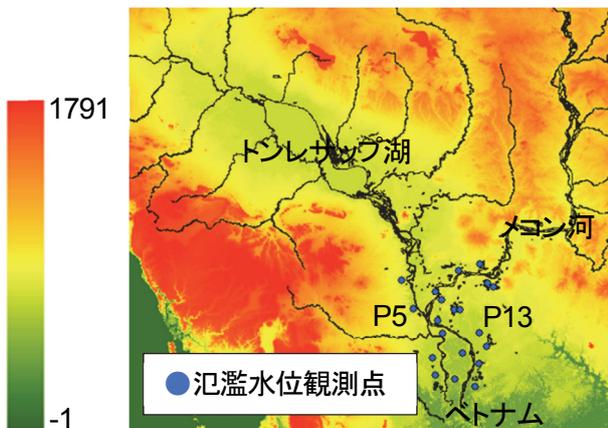


Fig. 7 トンレサップ湖周辺氾濫域の標高

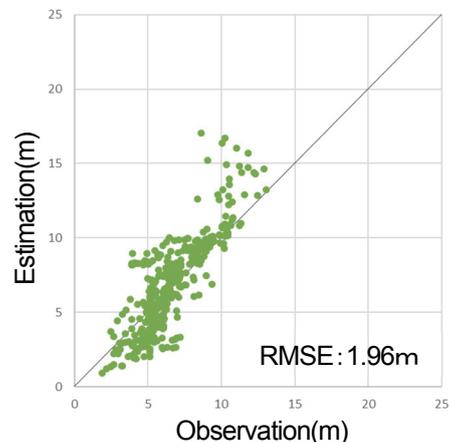


Fig. 8 氾濫水位観測値と推定値の比較

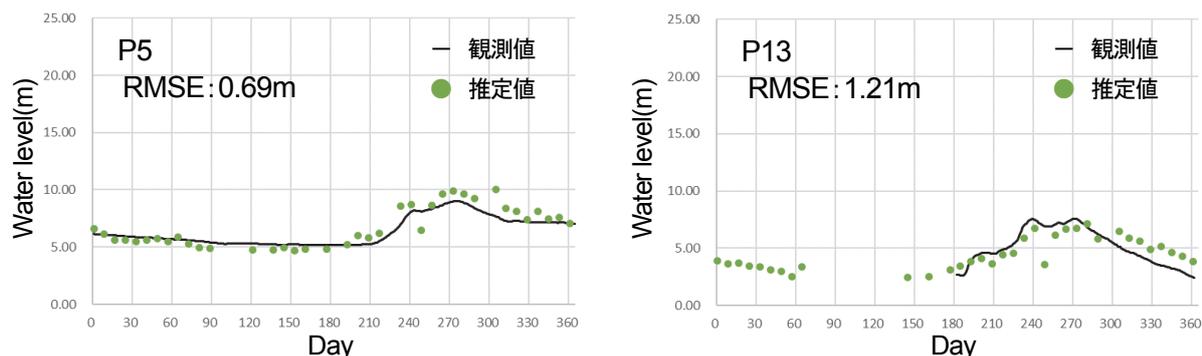


Fig. 9 氾濫水位の時系列変動

4 まとめ

本研究では、カンボジア・トンレサップ湖を対象地として、リモートセンシングによる氾濫域推定手法と氾濫水位推定手法の開発を行った。氾濫域推定手法では、浸水林樹冠下にある氾濫の有無を確認する方法を開発することを目的とした。その結果、NDVI と $NDWI_{Green} - EVI$ の指数を利用することによって、浸水林があっても氾濫域の拡大を観測することが可能になった。

氾濫水位推定手法では、現地での観測データを必要としない、衛星データのみを用いた手法の開発を試みた。氾濫域推定手法と DEM データを重ね合わせて、氾濫域の外周の標高値を抽出し、この標高値を逆距離加重法によって空間内挿することで氾濫域の水位を推定した。その結果をメコン川氾濫域の観測データと比較したところ、おおよそ 1 対 1 のラインに乗っていた。さらなる改善は必要なものの、季節変化に合わせて水位変動を再現しており、現地での観測データを必要としない、衛星データのみを用いた氾濫水位推定手法の可能性を示した。

謝辞: 本研究は、JST-SATREPS 「トンレサップ湖における環境保全基盤の構築 (Grant 番号 : JPMSSA1503)」 の支援を受けて行われた。

引用文献

- Kenji Tanaka et al : Development of a flood water level estimation method using satellite images and digital elevation model for the Mekong floodplain, *Hydrological Sciences Journal*, 64, 241-253(2019)
- Toshihiro Sakamoto et al : Detecting temporal changes in the extent of annual flooding within the Cambodia and the Vietnamese Mekong Delta from MODIS time-series imagery, *Remote Sensing of Environment*, 109, 295-313(2007)
- Xian gming Xiao et al : Mapping paddy rice agriculture in southern China using multi-temporal MODIS images, *Remote Sensing of Environment*, 95, 480-492(2005)
- Xian gming Xiao et al : Observation of flooding and rice transplanting of paddy rice fields at the site to landscape scales in China using VEGETATION sensor data, *International Journal of Remote Sensing*, 23, 3009-3022(2002)
- Yuting Zhou et al : Mapping paddy rice planting area in rice-wetland coexistent areas through analysis of Landsat8 OLI and MODIS images, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 46, 1-12(2016)
- 藤井秀人 : メコン河カンボジア氾濫域の水文観測と水収支, *農業工学研究所技報*, 202, 127-140 (2004)

森林内外における消雪日の差の地域特性と積雪・融雪観測

石川県立大学 ○平田智道, 藤原洋一, 高瀬恵次, 長野峻介, 一恩英二

1. はじめに

冬季に降り積もった雪は、春先の灌漑期になると融雪水になって河川に流出して農業用水などに利用される重要な水資源である。しかし、地球温暖化の進行に伴い、融雪時期が早まり、春先の農業用水が不足する可能性が指摘されている。このような背景から、近年、森林施業によって、融雪時期を遅らせることが温暖化への適応策の一つとして期待されている。積雪地帯の森林は、日射を遮蔽して風速を減衰させることで、林外よりも消雪を遅らせる効果があると言われている。しかし、これまでの森林内外における積雪・融雪の研究事例は、ある特定の場所を対象とした研究であることから、森林内外の積雪の残り方を決める条件については検討されていない。したがって、実際にどのような地点や気候帯においても林内の消雪を遅らせることができるかは不明である。そこで、本研究では、日本全国の観測事例を対象としたメタ解析と石川県白山市を対象とした森林内外の積雪・融雪観測を組み合わせることで、森林内外の消雪日の差を決定づける条件について検討することを試みた。

2. 消雪日に関するメタ解析

2.1 方法

本研究では、森林内外の消雪日の差の指標として、 ΔSDD (Snow disappearance date) を利用した¹⁾。 ΔSDD は以下の式で定義されている。

$$\Delta SDD = SDD_{forest} - SDD_{open}$$

ここで、 SDD_{forest} (day) は林内の消雪日、 SDD_{open} (day) は林外の消雪日を表す。つまり、 ΔSDD がプラスの場合、林内の積雪の方が長く残り、マイナスの場合、林外の積雪の方が長く残ることを表している。

ΔSDD のデータは、日本全国で、森林内外の消雪日を観測している論文から収集した。論文の文章中に消雪日が記述されている場合は、その値を森林内外の消雪日として使用し、森林内外の積雪深のグラフのみが記載されている場合はグラフの目盛りから、消雪日を判読した。消雪日の判読は、気象庁の長期積雪の定義に従い、積雪の継続が無くなった時点を消雪日とした。

ΔSDD との関係を検討する説明変数として、観測地点における気温 (°C)、風速 (m/s)、降水量 (mm)、日射量 (MJ/m²)、最大積雪深 (cm) の 5 項目について解析した。対象期間は、基本的に 12 月～2 月の冬季としたが、最大積雪深については、3 月に最大積雪深が記録される観測地点があるため、最大積雪深のみ根雪期間における最大値を使用した。気象データは、観測地点において、気象観測を実施していて、データが入手可能な場合は、それらの観測データを利用した。観測地点において気象観測が実施されていない場合や観測方法が明記されていない場合は、最寄りの気象庁アメダス観測データを利用した。この際、観測地点とアメダス地点の標高差を考慮し、標高による気温の遞減率を 0.6°C/100m とし、気温を補正した。気象観測では、観測地点によって風速計の高さが異なり、高さ 13.6～8.5m の範囲で設置されている。そのため、風速計の高さの違いが各地点の風速値に影響を及ぼす可能性がある。ここでは、大気成層は中立状態にあると仮定し、以下の対数法則を用いて、地上からの高さ $H=10m$ における風速値 $V_{10}(m/s)$ を求め、補正した風速を解析に使用した。

$$V_{10} = V \frac{\ln(H/z_0)}{\ln(H_a/z_0)}$$

H_a : 観測地点における風速計の地上からの高さ (m)、 H : 補正後の風速計の地上からの高さ (m) で $H=10m$ とした、 z_0 : 雪面粗度 (m)

ΔSDD と気象条件についての解析には、常緑樹林で 26 地点、落葉樹林で 10 地点、合計 36 地点のデータを利用した。単回帰分析と決定木分類 (CART) によって ΔSDD と各説明変数との関係につい

て解析した。単回帰分析における相関係数の有意水準は $p < 0.05$ もしくは $p < 0.01$ とした。決定木分類では、単回帰分析で ΔSDD との間に統計的に有意な相関 ($p < 0.01$) があつた説明変数のみを選択した。

2.2 結果

ΔSDD と気象条件の単回帰分析結果を図1に示す。図1から、 ΔSDD と気温に負の相関関係 ($r = -0.62$, $p < 0.01$) が見られ、各説明変数の中で最も相関が強かつた。また、 ΔSDD と風速には、正の相関関係 ($r = 0.48$, $p < 0.01$) が見られ、最大積雪深にも正の相関関係 ($r = 0.46$, $p < 0.01$) が見られた。一方で、降水量と日射量には ΔSDD との有意な相関関係は見られなかつた。

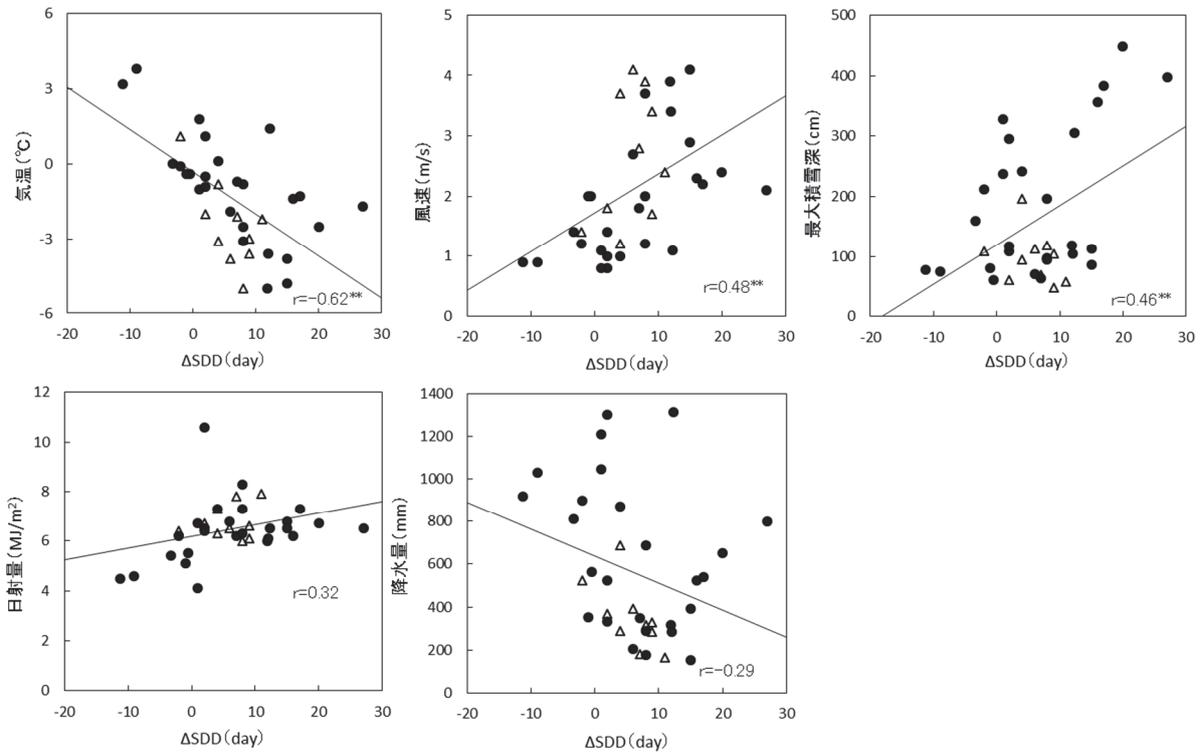


図1 ΔSDD と各説明変数の単回帰分析 (●; 常緑樹林, △; 落葉樹林)
有意水準: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

有意な相関関係が見られた気温、風速、最大積雪深を説明変数、 ΔSDD を目的変数とし決定木モデルを構築した。構築した決定木モデルの構造を図2に示す。最初の境界が風速で、次に気温と最大積雪深によって各グループに振り分けられた。決定木モデルによって分類された4つのグループをそれぞれ右から順にグループ1~グループ4にすると、分類されたデータにおける ΔSDD の平均値はグループ1で+20.0day、グループ2で+9.4day、グループ3で+3.0day、グループ4で-10.1dayとなり、 ΔSDD が大きい順にグループ1>グループ2>グループ3>グループ4であった。風速が2.05m/sより大きい場合、最大積雪深が238cm以上だとグループ1に分類され、238cm未満だとグループ2に分類された。風速が2.05m/sより小さい場合、気温が2.5°C未満だとグループ3に分類され、2.5°C以上だとグループ4に分類された。

さらに、決定木モデルによって分類された各グループのデータを観測地点ごとに色別し、地図上にプロットして表示させたものを図3に示す。ただし、同一の観測地点で複数年観測しているデータがあり、観測年の気象条件の違いによって、別々のグループに分類される場合は、点が重ならないように、座標の位置を調整した。グループ1は、高山帯の豪雪地帯である新潟県津南町における観測地点のデータが属していた。グループ2には、北海道や太平洋側に位置する岩手県など、降水量の少ない観測地点のデータが属していた。グループ3には、東北、北陸を中心に高緯度の観測地点や標高の高

い観測地点などの広範囲の観測地点のデータが属していた。グループ4には、解析対象の観測地点の中で最も低緯度に位置する石川県白山市の観測地点のデータが属していた。

2.3 考察

図1の ΔSDD と各気象条件との相関関係から、気温が低いとき、風速が強いとき、最大積雪深が大きいときほど、林内の積雪の方が林外よりも長く残ることが分かる。したがって、複数の気象条件が森林内外の積雪・融雪プロセスに影響を及ぼすことで森林内外の消雪日の差が生じると考えられる。また、本研究で構築した図2の気象条件と ΔSDD の決定木モデルを利用することで、気象条件から森林内外の消雪時期の違いを推定することが可能であり、積雪地帯における森林の水源涵養機能について検討する際に、どれくらい森林流域で消雪を遅らせることが出来るのかを把握する有益なモデルになると考えられる。図3を見ると、決定木で分類された各グループの分布には、気候的な特徴が見られたことから、同じグループ内では、森林と積雪・融雪の関係が類似していると考えられる。したがって、ある1地点において、森林管理が融雪流出に及ぼす影響を調査した場合、同じグループ内の他地点では、それらの水文観測結果を当てはめることができると考えられる。

特に、図3では、石川県のように低緯度に位置する積雪地帯は、 ΔSDD が比較的小さくなるグループであるグループ3もしくは、グループ4に属することが分かる。したがって、石川県は全国的に見ても ΔSDD が小さく、林内の積雪の方が林外より早い傾向のある希有なエリアと考えられる。そこで、このような傾向が見られる物理的な現象要因について石川県を対象とした森林内外の積雪・融雪観測に基づいて検討した。

3. 森林内外の積雪・融雪観測

3.1 方法

対象期間は、2017年12月から2018年4月とした。石川県林業試験場（石川県白山市、標高220m）を対象地とし、林外と林内（樹種:スギ、開空度:48.9%）の観測地を1地点ずつ設けた。対象期間は、2017年12月から2018年3月とした。そして、森林内外で気象、積雪深、積雪密度の観測を実施した。気象の観測項目は、風速、気温、湿度、日射、純放射、降水量、地温、地中熱流である。林外の積雪深は超音波式積雪深計を設置し、1時間間隔で自動計測した。林内には、標尺とインターバルカメラ

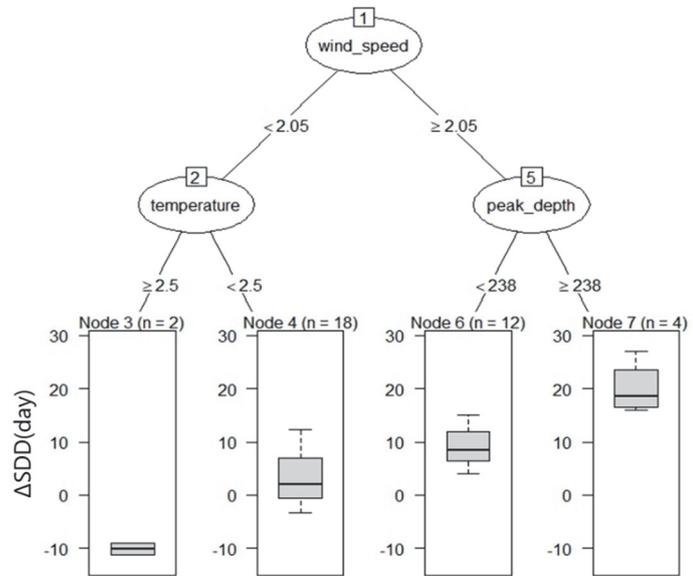


図2 ΔSDD を目的変数とした決定木モデルの構造

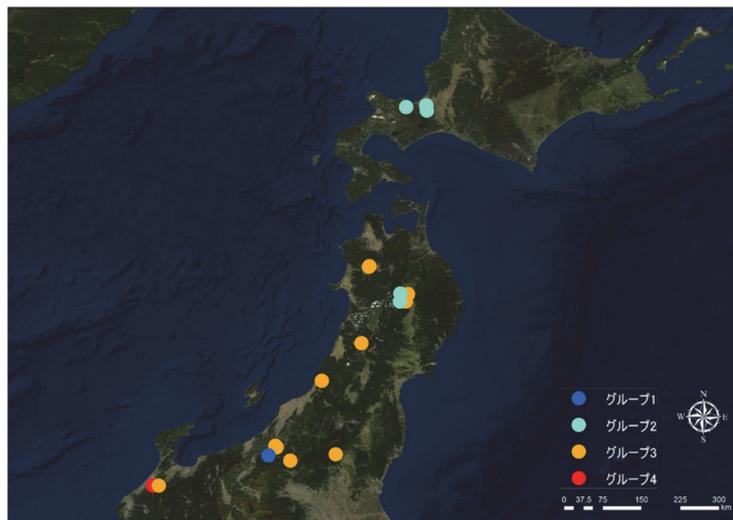


図3 決定木モデルの分類結果と対象エリア

を設置し、撮影した画像から積雪深を目視で読み取った。観測期間中にスノーサンプラーを用いて雪を採取し、積雪密度の測定を4回実施した。さらに、積雪深、積雪密度を乗じることで、積雪・融雪期間の積雪水量を求めた。欠測なくデータを回収できた1月15日から3月25日までの観測結果から解析を行った。

森林内外の融雪プロセスの違いについて検討するために、それぞれの雪面熱収支を算出した。熱収支における解析項目は純放射、顕熱、潜熱、地中熱流、雨滴の熱エネルギーである。積雪面に熱エネルギーが入射する方向がプラス、積雪面から熱エネルギーが放射する方向をマイナスとした。顕熱および潜熱は観測した気象要素からバルク法によって下記の式より計算した。

$$H = \rho C_p CH(T - T_s)U_z \quad IE = l \rho CE(q_z - q_0)U_z$$

H:顕熱フラックス (W/m²), C_p:空気の定圧比熱 (1.004kJ/(kg・K)), ρ:空気の密度 (kg/m³), U_z:高さZの風速 (m/s), T:気温 (°C), T_s:積雪面温度 (0°C), CH:顕熱のバルク係数, IE:潜熱フラックス (W/m²), l:蒸発潜熱 (kJ/kg), E:蒸発フラックス, q₀:積雪表面の比湿 (kg/kg), q_z:高さZの比湿 (kg/kg), U_z:高さZの風速 (m/s), CE:潜熱のバルク係数, なお、顕熱のバルク係数CHと潜熱のバルク係数CEは等しく、どちらも0.002とした。

純放射は、上下方向の短波放射量と長波放射量の4成分の収支量である。構成成分の1つである下向きの短波放射量(日射量)を実測しているため、他3成分については以下の式を用いて推定した。

$$S \uparrow = \alpha S \downarrow \quad L \uparrow = \epsilon \sigma T_s^4$$

$$L \downarrow = Rn + (S \downarrow - S \uparrow) + L \uparrow$$

S↑:上向きの短波放射量 (MJ/m²), S↓:下向きの短波放射 (MJ/m²), L↑:上向きの長波放射 (MJ/m²), L↓:下向きの長波放射 (MJ/m²), Rn:純放射 (MJ/m²)

3.2 結果

林外と林内における積雪水量の継時変化を図4に示す。林外の消雪日は3月25日、林内の消雪日は3月26日となり、林内の方が林外より消雪日は1日だけ遅かったが、空間的なバラツキを考慮すると、ほぼ同じ日に消雪したことが分かる。積雪期では、樹冠による降雪遮断の影響で、林内の積雪水量は林外の約70%に減少した。しかし、融雪期(2月14日以降)には林外と林内の積雪水量の差が徐々に小さくなっていることから、融雪速度は林内の方が林外よりも遅いことが分かる。

森林内外の熱収支解析結果を図5に示す。積雪期における融雪エネルギーは林外が-18.3MJ/m²、林内で-1.6MJ/m²となったことから、積雪期の融雪エネルギーは林内の方が林外よりも大きくなった。一方で、融雪期にお

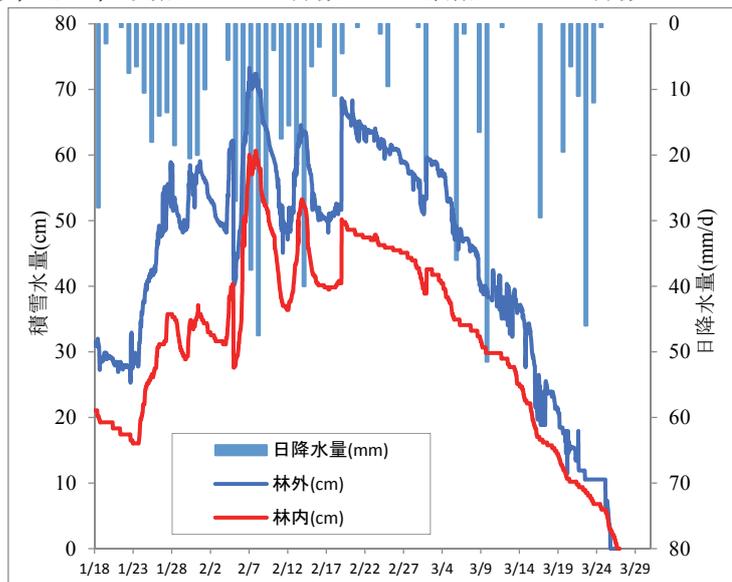


図4 積雪水量の継時変化

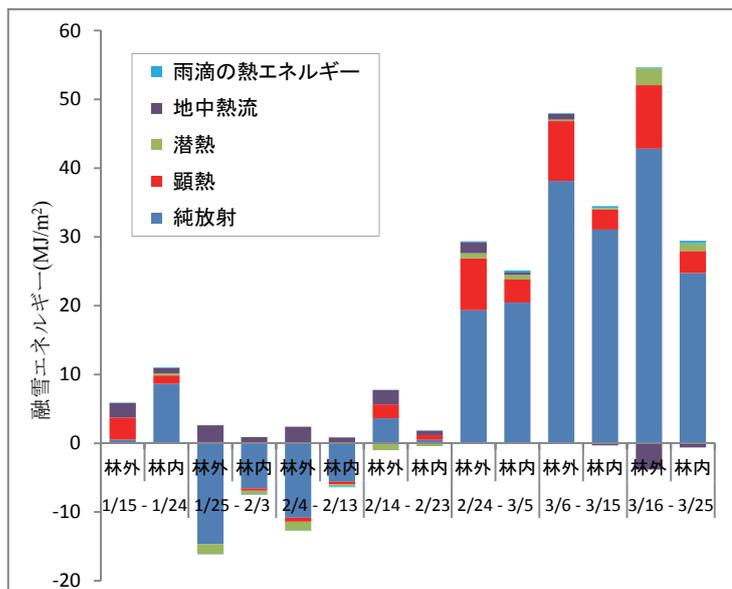


図5 林外と林内の熱収支解析

融雪エネルギーは林外が 139.5MJ/m^2 、林内が 94.2MJ/m^2 となったことから、融雪期の融雪エネルギーは林内の方が林外よりも小さくなった。各熱収支成分についてみると、林外では純放射量が融雪熱量全体の 79.8% 、顕熱量が 40.1% となり、林内では純放射量が 76.5% 、顕熱量が 27.6% となったことから、森林内外どちらでも純放射と顕熱が融雪熱量に占める割合が大きい。森林内外の純放射の総量を比較すると、林外で 79.8MJ/m^2 、林内で 76.5MJ/m^2 となり、観測期間を通して森林内外では純放射量にほとんど差は無かった。同様に、顕熱量について見ると、林外で 40.1MJ/m^2 、林内で 27.6MJ/m^2 となり、林内では顕熱が林外の約 70% に抑制されていた。また、短波収支量 ($S\downarrow - S\uparrow$) を図 6 に、長波収支量 ($L\downarrow - L\uparrow$) を図 7 に示す。図 6 を見ると、観測期間全体を通して林内の方が林外よりも短波収支量が小さくなっており、林内の短波収支量は林外の約 20% に抑制されていた。一方で、図 7 を見ると、観測期間全体で林内の長波収支量が 39.0MJ/m^2 であるのに対し、林外の長波収支量が -88.4MJ/m^2 となっており、林内の長波収支量が林外のそれよりも非常に大きくなった。

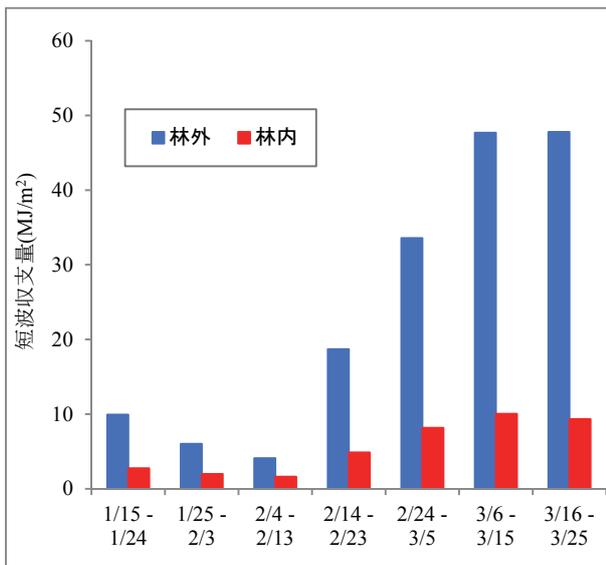


図 6 短波放射収支の推定

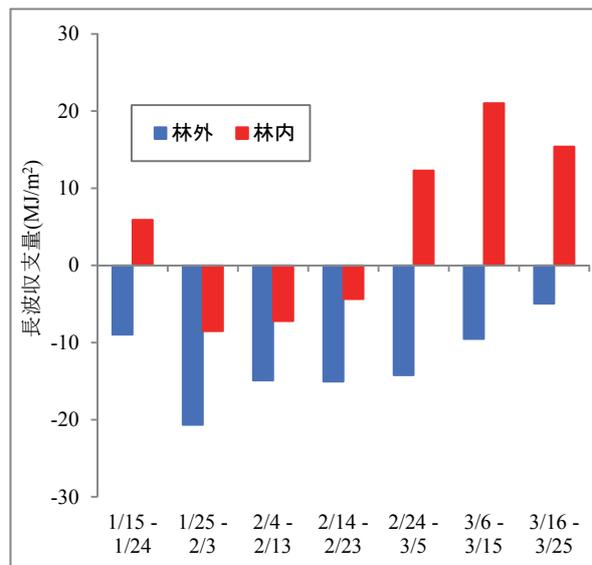


図 7 長波放射収支の推定

3.3 考察

図 4、図 5 に示す融雪期の融雪エネルギーと積雪水量の対応関係を見ると、林内では融雪期の融雪エネルギーを抑制することによって、融雪期の積雪水量の減少は林外よりも緩やかになっている。これは、風速、日射を森林が遮蔽し、熱収支成分における純放射と顕熱が抑制されることによるものと考えられる。しかし、観測期間全体でみると、森林内外で融雪エネルギーにほとんど差は無く、積雪期においては林内の方が融雪エネルギーは大きくなってしまいうため、林内の融雪速度の方が速くなっている。これは、林内において、短波収支量は抑制されるものの、長波収支量は林外のそれよりも大きくなり、結果的に森林内外の純放射量に差が無くなったことが要因と考えられる。

林内の長波収支量が林外に比べ増大するのは、樹体からの長波放射の影響が生じるためである。このような樹体からの長波放射が林内の雪面熱収支における特徴的な部分である。樹体からの長波放射はステファン・ボルツマン式に則って放出量に変動する。したがって、温暖な気候帯に属する石川県では、樹体温度が高くなるため、長波放射量は大きくなり、融雪エネルギーを抑制する森林の効果が低くなったと考えられる。また、本研究で積雪・融雪観測を実施した観測年は、記録的な豪雪が観測されており、例年よりも気温が低かった。そのため、通常の石川県の冬季は観測年よりもさらに気温は高くなるため、林内では樹体の長波放射量の増大に伴い、融雪速度は速くなり、最終的に林内の方が林外よりも早く消雪する可能性が高い。よって、石川県における気象条件で ΔSDD がマイナスになるのは、気温の影響によって樹体の長波放射量が増減することが物理的な現象要因であると考えられる。また、気温と樹体の長波放射量の関係は、気温が低いほど、林内の積雪が長く残りやすいというメタ解析結果とも一致している。

これまで、寒冷な東北地方などを対象として、林内の長波放射量が林外のそれよりも大きいことは報告されていたが²⁾、石川県のように温暖なエリアを対象とした観測事例は存在しなかった。また、森林内外の熱収支に関する詳細な観測事例は、融雪が急速に進行する2月下旬～4月頃のみを対象期間としたものが多く^{3,4)}、積雪期における森林内外の熱収支特性は十分に検討されていなかった。したがって、これまでの研究事例からは、林内の融雪速度が抑制され、消雪日は林内の方が遅いという考えが一般的だった。しかし、本研究の観測結果から、降雪遮断によって林内の積雪水量は減少することに加え、積雪・融雪期間全体では、融雪エネルギーは森林内外でほとんど差は無く、林内の消雪が林外よりも顕著に遅れることは無かった。よって、本研究から得られた結果は、積雪地帯の水源林管理において新たな知見と言えよう。

4. おわりに

本研究では、森林内外の消雪日の差を決定づける要因について指標 ΔSDD ($SDD_{forest} - SDD_{open}$) を用いたメタ解析によって検討した。さらに、メタ解析結果を物理的に解釈するために、 ΔSDD がマイナスになる石川県白山市において詳細な積雪・融雪観測を実施した。メタ解析から、気温、風速、最大積雪深が森林内外の積雪の残り方を決定しており、各地点における気象条件から ΔSDD を推定できた。積雪・融雪観測から、石川県のような温暖な積雪地帯では、林内の長波放射量が大きく、既往研究で報告されているような融雪エネルギーを抑制する効果は見られなかった。したがって、石川県の気象条件において林内の消雪が早いのは、高温下における林内の長波放射量の増大によって融雪速度を抑制できなかったことが原因と考えられた。

謝辞

本研究は、文部科学省委託事業統合的気候モデル高度化研究プログラムの支援を受けて実施されました。

引用文献

- 1) Lundquist, J.D. · Dickerson - Lange, S.E. · Lutz, J.A. · Cristea, N.C. 2013. Lower forest density enhances snow retention in regions with warmer winters: A global framework developed from plot - scale observations and modeling. *Water Resources Research* 49, 6356-6370.
- 2) 倉島栄一・加藤徹・関基・向井田善朗 1999. 針葉樹林内の融雪過程と熱収支. *農業土木学会論文集* 203: 1-10.
- 3) Murakami, S. · Takeuchi, Y. 2018. Difference in snowmelt processes between an opening and three Japanese cedar stands. *Annals of Glaciology* 59(77): 41-49.
- 4) 橋本 哲・太田岳史・石橋秀弘 1992. 落葉樹林が表層融雪量に与える影響に関する熱収支的検討. *雪氷* 54(2), 131-143.

沖縄県北部の国頭マージ傾斜畑地における土壌侵食および WEPP を用いた侵食量予測

琉球大学大学院 ○前川英樹 酒井一人

1.はじめに

背景として沖縄県は、沿岸海域の水域環境保全を目的として平成 25 年 9 月に「沖縄県赤土等流出防止対策基本計画」を策定し、県内の 76 海域について、海域環境を良好な状態に再生するための環境保全目標(海域)と赤土等流出削減目標(陸域)を設定した。その中で海域に流出する赤土等の大半は農地が発生源であるといわれており、基本計画の目標達成の成否は農地対策にあるといっても過言ではない。また沖縄地方では降雨に伴って過度の土壌侵食が発生し、濁水が沿岸域へ流入することによって、サンゴをはじめとする水域生態系に多大な負の影響を与えている。これを防ぐ土壌保全対策として、さまざまな土壌保全法が提案されてきているが、土壌・気候等の自然環境、作物種や経済条件が異なる各々の地域に適した土壌保全法をどのように選ぶかが課題である。長い間、土壌侵食量の予測に経験モデルである USLE が主として用いられてきた。経験モデルは、実測値に基づいてパラメータを決めた後は、比較的容易に利用できる。また、パラメータを同定された地点と類似した地域に対するある程度の精度で適用が可能である。一方で、新しい条件の地域には適用が困難、必要なパラメータを得るために長期間の侵食観測を要するといった欠点を持つ。そこでこれらの欠点を解消できるものとして、初期段階として WEPP 内既存のパラメータから対象地域の畑地区からの土壌侵食量の予測を試みた。

2.対象地域および WEPP 適用の概要

2.1 対象地域

対象地域(図-1)は羽地大川農業水利事業計画に基づき、環境保全型農業に資するために設置した沖縄県名護市の斜面畑地(図-2)における国頭マージを対象とした畑地区(試験ほ場①～⑤:縦 37m,横 20m,傾斜 1.5°、試験ほ場⑥:縦 31.5m,横 4m,勾配 1.5%)において、平成 13～18 年度に耕土流亡防止対策を実証するための調査から得られた土壌侵食量を活用した。また試験ほ場における土壌侵食対策および栽培管理スケジュールは表-1 に示す。

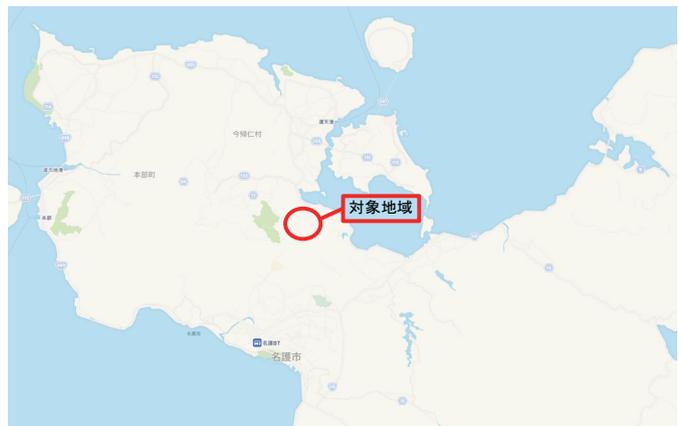


図-1 対象地域

2.2 WEPP 適用の概要

WEPP は、斜面～流域スケールの土砂流出を解析するモデルであり、斜面スケールの土砂流出に関しては、土壌状態、作物の生長、営農管理作業等の影響因子を解析に反映できることが特徴である。試験ほ場では、WEPP を斜面スケールで適用することとし、入力するデータ(項目:気象,地形,土壌,管理)は WEPP 内既存のデータを活用した。

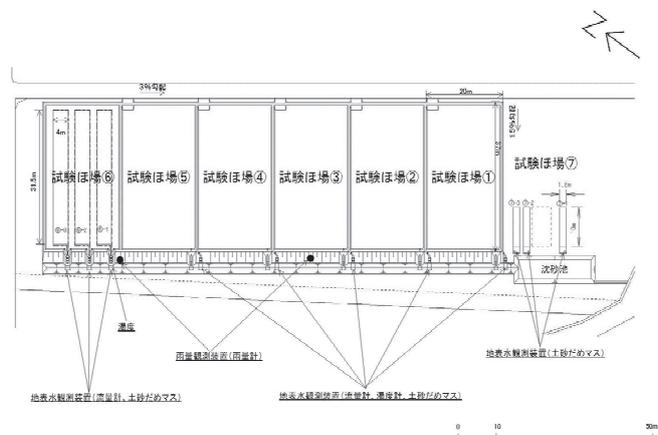


図-2 試験ほ場

WEPP(ver.2012.800)による解析のための入力データを以下のように定めた。

a) 気象入力データ

気象入力には WEPP 内既存の沖縄県那覇市の 100 年間の気象入力データを用いた

b) 土壌入力データ

試験ほ場と地理的に近い WEPP の規定項目内の沖縄県恩納村の土壌データを用いた

c) 地形入力データ

試験ほ場の測量値、縦 37m, 幅 20m, 勾配 1.5%とした

d) 作物・栽培管理入力データ

本研究では、作物・栽培パラメータの整備が現時点で不十分であることから作物を栽培しない条件とした

3.結果と考察

試験ほ場における平成 14 年 4 月～平成 18 年 12 月までの土壌侵食量および降雨量の結果は図-3 に示す。平成 14 年 8 月～平成 15 年 7 月の試験ほ場③における裸地(平畝)の侵食量と裸地条件における WEPP での侵食シミュレーションの結果を図-2 に示す。対象期間の試験ほ場③の侵食量は 426.8kg であったのに対して、WEPP の侵食シミュレーションの結果は 221.3kg であり、観測値と予測値では 2 倍程度の差がみられた。また平成 16 年 1 月～12 月の試験ほ場④における裸地(平畝)の侵食量は 1194.2kg であり、予測値よりも 5 倍程度の違いがみられた。

4.今後の研究

WEPP モデルとしての正確な土壌入力データや作物・栽培管理入力データの整備が現時点において不十分であったことから、観測値と比較するための信頼性の高いパラメータの蓄積が必要である。今後、気象データの収集・入力および土壌入力データの整備をおこない、各試験ほ場との比較検討をしていく。

試験ほ場	区分	11	12	13	14	15	16	17	18	
①	気象	気象データ(那覇市)								
	土壌	土壌データ(恩納村)								
②	気象	気象データ(那覇市)								
	土壌	土壌データ(恩納村)								
③	気象	気象データ(那覇市)								
	土壌	土壌データ(恩納村)								
④	気象	気象データ(那覇市)								
	土壌	土壌データ(恩納村)								
⑤	気象	気象データ(那覇市)								
	土壌	土壌データ(恩納村)								

表-1 土壌侵食対策および栽培管理

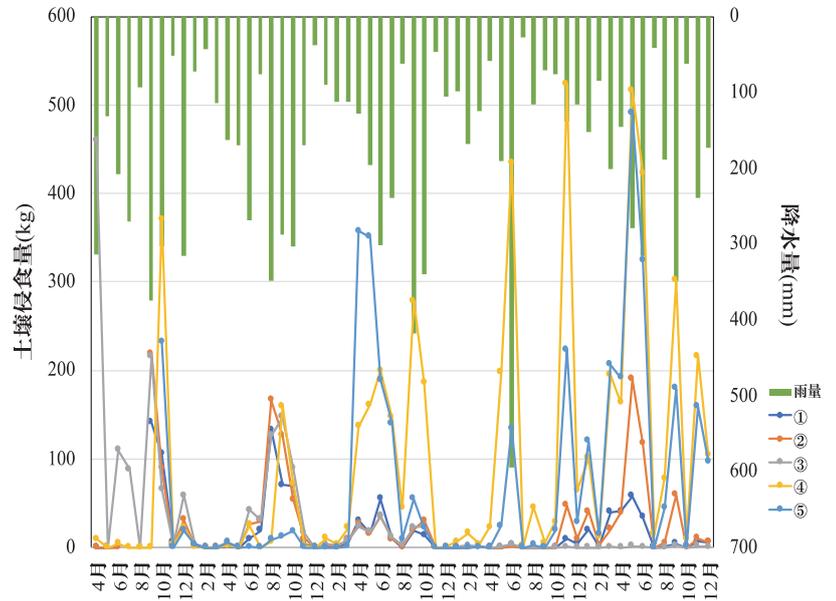


図-3 土壌侵食量および降雨量

突発的な高濃度濁水が扇状地の地下水環境および砂浜海岸に与えた影響

—手取川流域を事例として—

石川県立大学 ○藤原洋一・高瀬恵次・長野峻介・一恩英二
アルスコンサルタンツ 小池田奈緒

1. はじめに

近年、豪雨や地震による大規模な斜面崩壊が頻発している。石川県・手取川流域（809 km²）では、2015年に上流で崩壊土量130万 m³という大規模斜面崩壊が発生し、浮遊土砂濃度1,000 mg/Lを超える高濃度濁水が2年以上継続した¹⁾。その結果、下流扇状地の地下水位の異常低下、湧水の停止、水産業の不振といった事態が生じ、石川県内だけでなく国政でも取り上げられた²⁾。

そこで、筆者らは扇状地の水田減水深調査、河川伏流量調査を行い、濁水発生後に水田および河川からの浸透量が、36～61%減少したことを明らかにした³⁾。水田と河川からの浸透量は、手取川扇状地における地下水涵養量の70%以上を占めていることから、土砂を含む濁水が異常な地下水位低下を引き起こしたと考えられる。しかし、水田および河川からの浸透量の減少状態が何年間続くのか、地下水位の回復はいつどの様に生じるのか、浸透量が回復するとすれば何がトリガーとなって回復するのかなど不明な点が多い。

一方で、全国の海岸で問題となっている砂浜侵食を考えると、斜面崩壊による大量の土砂は砂浜に良い効果をもたらすかもしれない。砂浜海岸は、津波のエネルギーを弱める減災機能、貴重な動植物の生息場機能などを有しており、土砂を含む濁水が砂浜回復をもたらせば、濁水の発生はポジティブな現象とも言える。しかしながら、海岸工学の分野における研究事例を探しても、土砂を含む濁水とそれともなう砂浜回復に関する研究は少ない。もちろん、手取川流域での斜面崩壊と砂浜回復との関係について調べた事例はなく、生産された土砂がどのくらい砂浜にたどり着き、砂浜回復にどのくらい貢献するのかは不明である。

そこで、ここでは、手取川流域における斜面崩壊後の地下水位や河川浸透量を継続して調査した結果、および、砂浜海岸の変動について調べた結果について報告する。

2. 研究対象地

本研究の対象地である一級河川・手取川流域は、その源を標高2,702 mの白山に発し、流域面積809 km²、流路延長72 kmを有し、平均勾配は27分の1であり日本有数の急勾配河川である。手取川流域の面積の約9割を山地が占めるが、下流部には典型的な扇状地が形成されている。手取川地表水は扇頂部の白山頭首工により取水され、七ヶ用水と宮竹用水として約7,500 haの水田に灌漑されている。そのため水田からの浸透量は、扇状地の地下水涵養源として重要な役割を担っている。また、扇状地を流れる河川は、砂礫を多く含む透水性の高い河床であり、伏流することから地下水を涵養する役割を担っている。

土砂崩壊は2014年10月に手取川上流60 kmの石川県白山市尾添大汝国有林の中ノ川右岸で発生し、その後2015年5月頃の融雪にともない規模が拡大した。土砂崩壊規模は滑落崖の長さ400 m、幅300 m、崩壊深さは最大で45 mであり（図1）、侵食土砂量は115.3万 m³である¹⁾。手取川本流において高濃度濁水の発生が確認されたのは2015年5月上旬の融雪期からである。2015年における濁度の平均値は219度、最大値は4,012度であり、2016年における濁度の平均値は75度、最大値は3,363度である。濁水発生以前の2014年における濁度の平均値18度、最大値65度と比較すると極めて高濃度であることがわかる。また、土砂崩壊以降、2015年から2016年にかけて濁度が低くなる傾向はみられたが、大雨出水時には高濃度の濁水が観測されている。また、濁水は扇頂部で手取川から取水された後、扇状地に網の目状に張り巡らされた用水路を流下し水田に供給されることが確認されている。さらに、用水路内の落差工や取水堰などにより流速が遅くなる箇所では堆砂が生じた。



図1 斜面崩壊地の衛星画像（グーグルアースより）

3. 地下水への影響評価

3. 1 研究方法

3. 1. 1 地下水位の変動

高濃度濁水の発生により急激な地下水位の低下が生じ、石川県立大学が位置している扇中央部においてはポンプによる地下水利用に影響が出た。さらに、河口部における湧水地帯においては湧水の停止といった深刻な問題が生じた。そこで、本研究では手取川扇状地全体の地下水位変化に着目して解析を行うこととした。対象観測井戸は、石川県が水位観測を行っている7地点（赤井、井関、北市、太平寺、千代野西、福増、安吉）、および、国土交通省が観測を行っている3地点（橋、東任田、寄新保）の計10地点とした。

まず、2002年～2018年までの各観測井戸の観測データを整理して、日単位の水位データセットを作成した。次に、濁水発生前の2002年～2014年の1月1日～12月31日までのデータから、各観測井戸の濁水発生前の平年水位を求めた。次に、2015年～2018年の年ごとの平均水位を求め、各年毎に平年水位からの差を調べることによって経年変化を調べた。さらに、ArcGISのSpatial Analystツールを利用し、逆距離加重法によって地下水位データの内挿を行って地下水位の空間変動を表現した。

3. 1. 2 河川浸透量調査

手取川扇状地では、水田からの浸透水と河川からの伏流水が地下水涵養源として重要な役割を担っている。そのため、本来なら水田浸透量調査と河川伏流量調査の両方を行うのが好ましい。しかし、田中ら³⁾が行った濁水発生前の手取川扇状地内における地下水涵養量の計算結果から、河川からの涵養割合が最も大きかったため、本研究では河川のみを対象とした。河川流量観測は土砂崩壊前の2009年に実施された既調査⁴⁾と同様の調査を2016年6月、2016年12月、2017年6月、2018年6月に実施した。河川流量観測の対象区間は、手取川河口1.1 km地点から16.4 km地点までの扇状地を流下する区間である。流量観測は、手取川本流の8断面、支流・流入口の16断面において実施した。なお、本流断面で分水している場合は、近い場所の複数断面において流量観測を実施した。一日ですべての観測を行い、流量観測の水収支誤差をできるだけ少なくしている。本流の観測断面と支流・流入口断面の流量を用いた水収支計算により、本流観測断面間の区間増減量を求める。区間増減量が正值の場合は扇状地から河川へ流入する湧出区間であり、負値の場合は河川から扇状地へ流出する伏流（浸透）区間となる。

さらに、2006年から2016年において、国土交通省・金沢河川国道事務所が実施した河川流量観測の区間増減量算出結果を発表論文⁵⁾から入手した。観測地点などを吟味した結果、県立大学によって行った流量観測とはほぼ同様であることが分かったため、金沢河川国道事務所が実施した結果と県立大学の調査結果から算出した区間増減量をマージして、濁水発生前後の伏流量の推移を明らかにすることを試みることにした。

3. 2 結果

手取川扇状地の地下水位の経年変動を調べた結果を図2に示す。これら一連の図において、暖色系は地下水位が平年水位に比べて低下したことを表しており、赤色に近づくほど水位が大きく低下していることを表現している。また、黄緑色に近づくほど平年水位に近いことを表しており、寒色に近づくほど平年水位に比べて上昇したことを意味している。この結果を見ると、高濃度濁水発生前である2012年から2014年は、扇状地全体は黄緑色であり地下水位は安定して推移していたことが分かる。一方、濁水発生後の2015年になると北市、寄新保、安吉を中心にして暖色となっており、地下水位が急激に低下していることがよく分かる。濁水発生後1年後である2016年もほぼ同様の傾向であり、暖色の地域が増え地下水位が低下した状態が継続していることが分かる。濁水発生2年後である2017年には赤色、濃い橙色はほとんど見られなくなり、地下水位は回復傾向に向かったことを示している。そして、2018年にはほとんどの地域で黄緑色に戻り、濁水発生前の水位まで扇状地の地下水が回復したことが確認できた。

なお、具体的な地下水位で比較したところ、2016年の寄新保では、 -4.03 m と扇状地全体で最も水位が低下していたが、2018年7月には 0.93 m まで回復していたことが分かった。すなわち、この地点においては、年平均水位で約 5 m もの水位低下となっていたことになる。

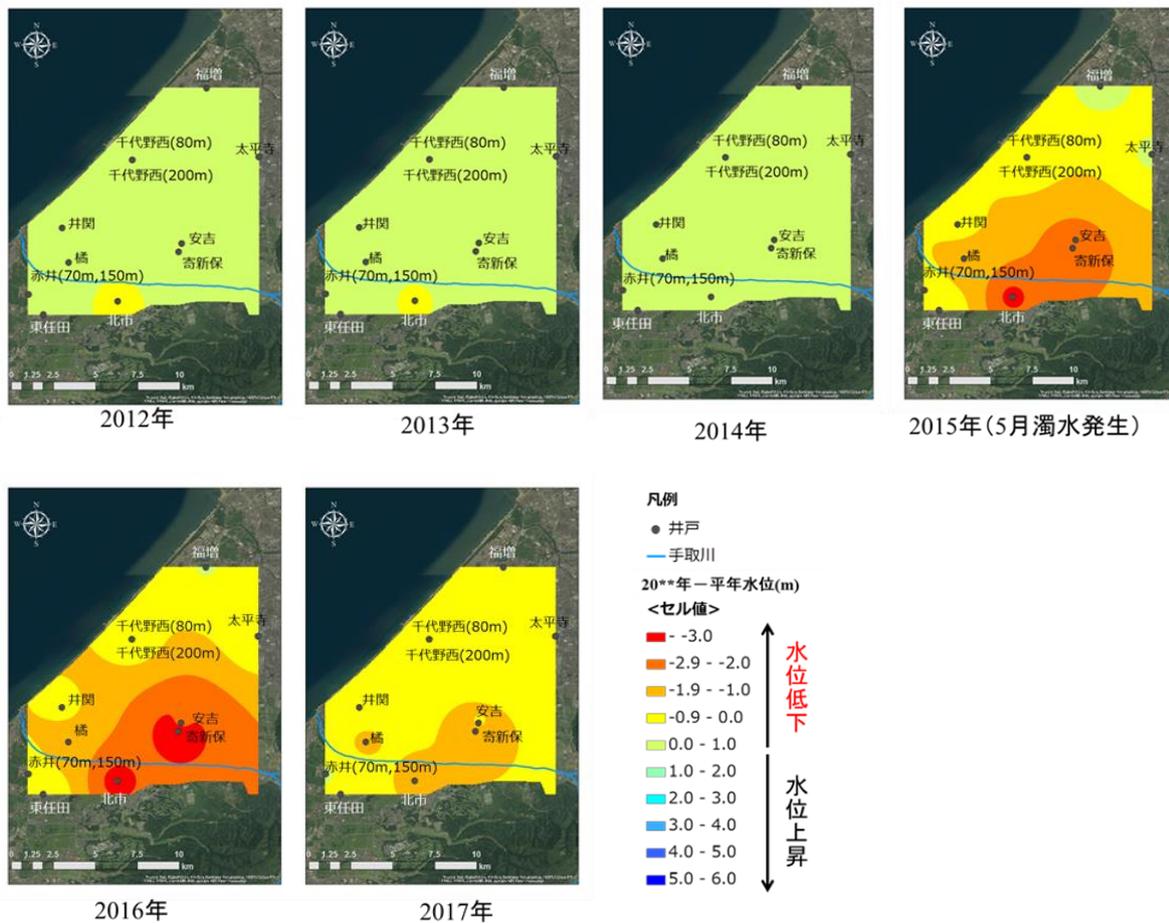


図2 扇状地内の地下水位の経年変化。平年水位からの偏差で表している

濁水発生前後に金沢河川国道事務所によって行われた河川流量観測結果と石川県立大学で行われた河川流量観測結果を図3に示す。この図において、正值は扇状地から河川への湧出量、負値は河川から扇状地への伏流量（浸透量）を表している。また、河川1 kmあたりの区間増減量としている。さらに、上段には、手取川から最も近い北市にある観測井戸の地下水位を載せている。これを見ると

濁水発生前は $-0.8 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ (1 kmあたり $0.8 \text{ m}^3/\text{s}$ の浸透)前後であったが、濁水発生後は $0 \sim -0.6 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ (1 kmあたり $0 \sim 0.6 \text{ m}^3/\text{s}$ の浸透)になっていることが分かる。2016年12月の観測では、 $-0.086 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ (2016年12月)まで減少していた。その後、徐々に回復し始め、 $-0.773 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}$ (2018年6月)まで回復していることも分かる。また、手取川から最も近い北市にある観測井戸の月ごとの地下水位も、濁水の発生により 20.57 m (2014年4月)から 13.12 m (2015年11月)まで低下したが、 20.39 m (2018年2月)と濁水発生前の地下水位まで回復していることが認められた。

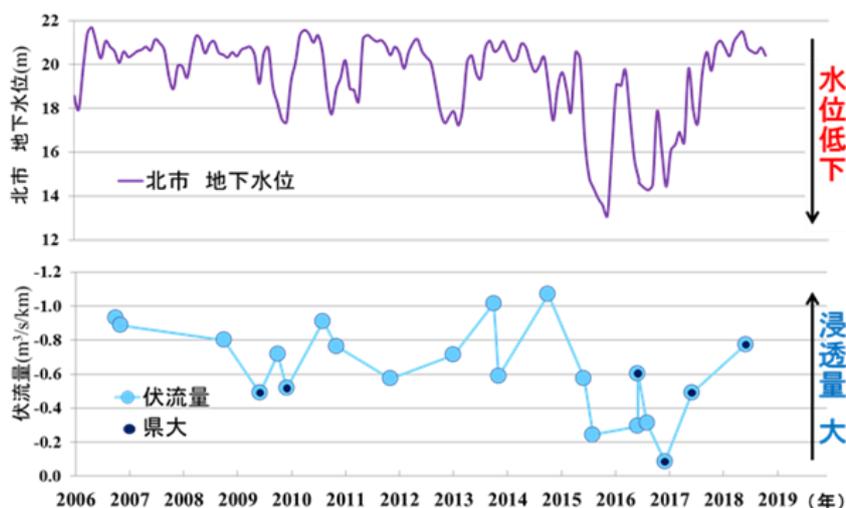


図3 地下水位と河川浸透量の観測結果

4. 砂浜への影響評価

4. 1 研究方法

4. 1. 1 汀線変動の解析

手取川河口から北東方向には、石川海岸と呼ばれる砂浜海岸が続いており、日本で唯一自動車が行きできる千里浜なぎさドライブウェイも手取川起源の土砂によって形成されたと考えられている⁶⁾。高濃度の濁水は河口まで達し、日本海まで排出されたことが確認されている。本研究では、Google Earthの画像を使用して2014年(濁水発生前)～2017年(濁水発生後)の汀線変動を調べ、汀線変化量を算出することとした。画像として利用できたシーンは、2014年4月23日、2015年4月12日(濁水発生前)、2016年5月13日(濁水発生後)、2017年5月23日である。また、対象範囲は手取川河口から健民海浜公園(河口から15 km離れた地点)までとした。

まず、各年の汀線位置をGoogle Earth画像から目視で読み取り、ポリラインとして保存した。その際、汀線位置として基本的には水際線を読み取ったが、航空写真における砂浜の色合いから波の遡上による湿潤範囲が広いと認められる場合には、波の遡上限界と引き波による水際線の間を読み取った。また、汀線変化量を求めるために、ベースとなる基準線もポリラインで作成した。基準線は内陸の砂帯と歩道の境界部分を直線で、手取川河口から作成した。そして、基準線を一定間隔に分け、そこから鉛直方向に線を延ばして汀線ポリラインとの交点を求めた。さらに、各年の汀線位置から基準線までの距離を計算し砂浜回復量を計算した。

4. 1. 2 濁水の到達場所の推定

河口まで達した土砂が沿岸海域のどこに堆積するのかを推定するために、発信器付きのGPSを利用して河口からの海流をトレースすることにした。本研究では、Pingという小型GPSを利用することとした。これはアメリカのPing社が開発した約4 cm四方、薄さ約1.2 cmの小型GPSであり、専用アプリをダウンロードすると携帯電話ネットワークに接続して、世界中のどこにいてもスマートフォンのマップでPingの位置を把握することができる。Pingは、子どもや高齢者、ペット、鍵、自転車、スーツケースやバッグ等に着けておけば、いつでもスマートフォンからそれらの所在地が地図上で表示できるデバイスとなっている。

本研究では、このPingを使用しておもりとともに採水ボトルに入れて手取川に放流し、どこかの海岸線に漂着するのかを調べることにした。採水ボトルには約220 gのおもり4つ、ソフト緩衝材、さらに、Pingを入れた。採水ボトルにPingを入れる際、風の影響を受けずに川の流れや海流だけで流れる

ように、ボトルができるだけ水中に浸かるようにおもりの数を調整することと、GPSを受信できるよう Ping が入っている部分は水面から出ていることの2点に考慮した。また、土砂の大半は洪水時に運ばれると考えられることから、実験には、降雨が続いて流量の増加している出水日を選定した。放流後は約30分おきに Google Map 上で Ping の現在地を追跡し、得られた GPS ポイントの緯度経度座標を記録した。さらに、記録した緯度経度座標を GIS 上にプロットし、Ping の流れた経路を追跡した。さらに、漂着した時点で Ping を回収して実験を終了することにした。

4. 2 結果

Google earth 画像から作成した 2015 年～2017 年までの汀線変化量を示す (図 4)。2014 年をベースラインとして表しており、赤色が汀線位置の前進(砂浜の回復)、青色が汀線位置の後退(砂浜の侵食)を示している。まず、濁水発生前の 2015 年を見ると、前進(赤色)と後退(青色)は同程度でありとくに目立った特徴はない。濁水発生直後の 2016 年を見ると、土砂が海域まで達して砂浜の前進が期待されたが、むしろ後退(青色)の割合の方が多。濁水発生後の 2 年後である 2017 年を見ると、前進(赤色)の割合の方が後退よりも多いことが分かる。この結果、2016 年は砂浜侵食の割合が多いが、2017 年は砂浜が回復している割合が多いということが判明した。また、2017 年では特に、河口から 10km～15km 地点において汀線位置の前進が顕著であった。

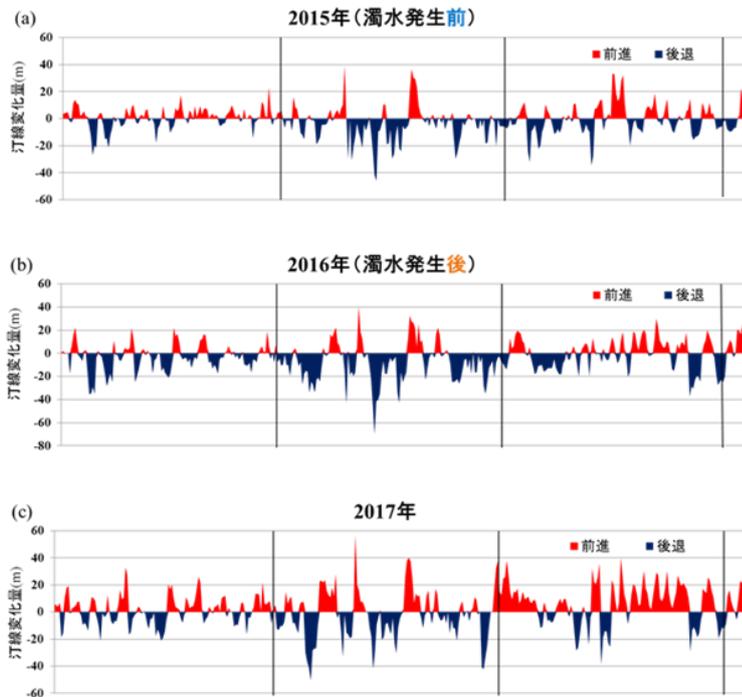


図 4 汀線位置の変化。赤：前進、青：後退

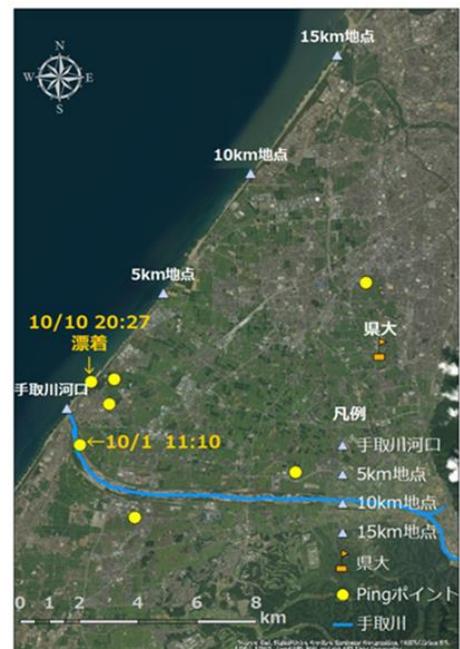


図 5 Ping の位置情報

Ping から受信した GPS ポイントを GIS 上に取り込んだ結果を図 5 に示す。黄色い丸印が Ping からの位置情報が受信できた場所を示している。GIS を用いて緯度経度を調べた結果、Ping をセッティングした石川県立大地点、Ping を放流した 11:10 の地点、Ping が漂着したポイント、といった一定時間動かずに止まっている時は地図上の緯度経度とおおよそ一致していた。一方、それ以外の流されているときのポイントは、地図上の位置とのズレが大きく、明らかに誤った地点を示していることが分かった。このことから、Ping を使って川を流れている間や海域を漂流している時の GPS 取得は難しそうであるが、Ping を使って漂着する場所を見つけ出すことが可能であることが分かった。また、漂着したポイントは、河口から約 1km 離れた地点であった。これは、他の研究結果⁷⁾ で得られた漂着ポイントとおおよそ一致しており、出水時であっても遠くまで運ばれるわけではないことが分かる。

5. まとめ

本研究では、大規模な土砂崩壊にともなって発生した高濃度濁水が、地下水循環と砂浜海岸に及ぼした影響について明らかにすることを試みた。

- 1) 濁水発生前後の扇状地内の地下水位変動を調べた。扇央や手取川の右岸側にある観測井戸では地下水位の急激な低下が見られた。一方、手取川の左岸側や扇端、手取川から離れた地点にある観測井戸では水位の低下はほとんど見られなかった。また、濁水発生から3年後の2018年には、地下水位は回復していた。
- 2) 河川流量観測結果から区間増減量を算出した結果、2016年12月から伏流量は回復に向かっており、濁水発生から3年後の2018年は濁水発生前の伏流量まで回復していることが明らかとなった。高濃度濁水の発生によって地下水涵養量が減少する状態は3年～4年で解消された。
- 3) 濁水発生前後に撮影された航空写真を利用して、2014年の汀線を基準に汀線変化量を求めた。濁水発生後の2016年は砂浜侵食の割合が多く、2017年は砂浜回復の傾向が見られた。しかし、これらの結果だけでは、濁水によって生じた細粒土砂が砂浜の回復に寄与しているか結論付けることはできなかった。
- 4) 小型GPSのPingを手取川に流し、河川から出水が到達するポイントを探したところ、河口から1km離れた地点であった。これは、他の研究結果で得られた漂着ポイントとおおよそ一致しており、出水時であっても遠くまで運ばれるわけではないことが分かった。

なお、水田からの浸透量の減少状態が何年続いているのか、浸透量は何がトリガーとなって回復し始めたのかなど未だ不明な点も多い。また、砂浜の回復については明確な回答を得られなかった。海域における深浅測量のデータを用いることで、海中の砂の堆積状況がわかり濁水によって生じた砂の行方がより正確に判明すると思われる。さらに、土砂を含む濁水の流域水循環への影響を最小化し、砂浜の回復を最大化するといった新たな水資源管理、土砂管理方法はあるのかなど、今後も継続して研究を続ける予定にしている。

謝辞：本研究は、公益財団法人・河川財団の河川基金助成事業の支援を受けた。また、文部科学省委託事業統合的気候モデル高度化研究プログラムの支援を受けました。寒地土木研究所の田中健二さんからは、河川浸透量の調査方法について詳しく教えていただいた。ここに記して感謝の意を表す。

引用文献

- 1) 柳井清治 (2017) : 近年の土砂災害シリーズ 2015年5月に白山源流で発生した地すべりと濁水の発生、水利科学、61 (2)、74-91
- 2) 柳井清治・岡崎正規・高瀬恵次・瀧本裕士・一恩英二・百瀬年彦・藤原洋一・北村俊平・長野俊介・本多裕司 (2017) : 白山源流で発生した地すべりによる濁水が手取川の流域環境に及ぼす影響とその対策 (2)、平成28年度石川県立大学年報、9-34
- 3) 田中健二・瀬川学・藤原洋一・高瀬恵次・丸山利輔・長野俊介 (2018) : 高濃度濁水が扇状地の水田浸透量・河川伏流量に及ぼす影響—手取川流域の大規模土砂崩壊を事例として—、農業農村工学会論文集、86 (1)、I_47-I_54
- 4) 能登史和・丸山利輔・早瀬吉雄・瀧本裕士・中村公人 (2011) : 手取川流域における積雪水資源量の長期間分析と地球温暖化による影響予測、農業農村工学会論文集、274、1-7
- 5) 吉岡有美・伊藤真帆・中村公人・瀧本裕士・土原健雄 (2018) : 酸素・水素安定同位体比からみた手取川扇状地の河川水—地下水の交流現象と地下水涵養源、地下水学会誌、60 (2)、205-221
- 6) 由比政年 (2013) : 石川海岸における沿岸砂州の形成・移動・消失に関する長期変動解析、土木学会論文集 B2 (海岸工学)、69 (2)、I_641-I_645
- 7) 石田啓・高瀬信忠・長原久克・浦良一 (1984) : 渚ドライブウェイを有する千里浜海岸の現況と侵食対策、海岸工学講演会論文集、31、355-359

水面冷却を利用した有機汚濁水域の無酸素化と藻類増殖の抑制効果

九州大学大学院農学研究院 ○原田昌佳・平松和昭・田畑俊範
鹿島建設株式会社 速水公佑

1. はじめに

有機汚濁により成層化した閉鎖性水域では、深水層での無酸素化と表層での浮遊藻類の大量発生が深刻な問題となる。健全な水域水環境の創出のためには、深水層と表層で発生メカニズムの異なる水質汚濁現象に対応しうる水質改善対策が不可欠である。近年、水深の深いダム貯水池では多大な機械的エネルギーを投入した物理的手法による有機汚濁・富栄養化対策が一般的であるが、高額な初期・運用経費や局所的な改善効果が課題である。本研究では、これらの克服を目指した新たな物理的な水質改善技術を提案した。具体的には、水面積は小さいが、強固な水温二成層が長期化するような水深の深い貯水池を対象に、例えば水温躍層下の冷水を利用することで人為的に水面を冷却し、熱対流に伴う水塊の鉛直混合の促進による無酸素化の早期解消と底質からの内部負荷の低減、および表層の水温低下による藻類増殖の抑制を考える。このような水質改善に関する研究は皆無であるので、二つの視点からその基礎的知見を得ることを本研究の目的とした。まず、円筒水槽を用いた水質実験を通じて、冷水散水による水面冷却が水質動態に及ぼす影響を把握し、実験スケールで本手法による水環境改善効果の確認を試みた。次に、水理-水質モデルによる数値計算の観点から実水域スケールでの効果を検証するために、水面冷却対流による物質輸送の移流効果を考慮に入れた鉛直次元モデルを構築した。同モデルによるシナリオ分析により、水面冷却による無酸素化の解消効果と藻類増殖の抑制効果を定量的に評価した。

2. 冷水散水実験による水面冷却の影響把握

2.1 実験概要

室温 30 °C の恒温暗所室（以下、高温室）に設置した二つのアクリル製円筒水槽（高さ 120 cm，内径 30 cm）内に、富栄養化が顕著な貯水池でサンプリングした環境水を水深約 110 cm で準備した。図 1 に示すように、光合成に有効な青色・赤色光を含む水生植物用蛍光灯を用いて、水槽側部から表層部に約 70 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \text{s})$ の光を照射し、各水槽内に上層が約 20 cm の有光層と下層が約 90 cm の無光層の 2 層構造を模擬した。点灯・消灯が各 12 時間の 24 時間周期の照射のもと、以下の冷水散水実験を 22 日間実施した。一つの水槽を冷却実験水槽とし、室温 15 °C の冷温暗所室（以下、冷温室）で冷やされた環境水を、タイマー制御の水中ポンプを用いて高温室に送水し、園芸用灌水ノズルでミスト状に冷水を水面全体に供給した。水面冷却が水質に与える影響を明確に把握することを目的として、降雨強度 50 mm/h に相当する大きな強度で散水した。なお、散水は点灯開始から 1 時間のみとした。実験期間を通じて水位を一定で管理するために水面付近に排水口を設け、その余剰水を冷温室へ返送することで

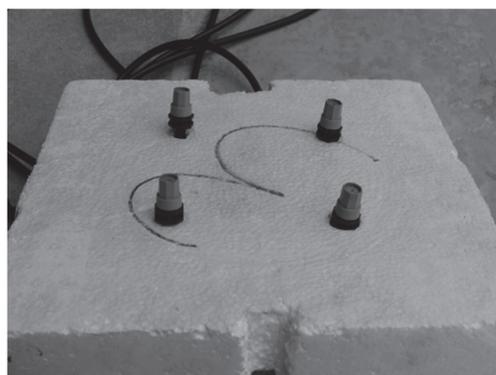


図 1 冷水散水実験装置
(上段：散水ノズル，下段：実験水槽)

循環的に冷水が供給される実験システムを構築した。残りの水槽への冷水供給は行わず、これを対照実験水槽とした。実験期間中、表層と水底の DO と水温の連続測定と、表層水の Chl.a, DIP, DIN などの水質の定期測定を行った。

2.2 結果と考察

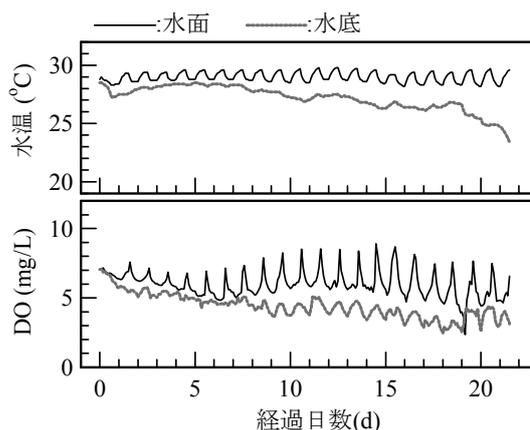
各実験水槽における水温, DO, Chl.a, DIP, DIN の測定結果を図 2, 図 3 に示す。対照水槽では、水面水温は点灯時の蛍光灯からの発熱によって 24 時間周期で変動し、水底水温は 8 日目以降に室外からの冷氣浸入の影響を受けて緩やかに低下したことから、水面と水底の水温差が 2℃~4℃ の弱い成層を確認できた。水面 DO は点灯時に増加、消灯時に減少の周期変動を示し、その振幅は約 4 mg/L と大きい。これは、Chl.a が富栄養化レベルの高濃度を維持したこと、浮遊藻類の活発な摂取によって DIP と DIN が低濃度で推移したことを反映した結果である。一方、水底 DO は貧酸素レベルまで低下し、これは下層の無光状態と 8 日目以降の成層化に起因した。以上から、上層で高 Chl.a 濃度を維持し、下層では貧酸素化を生じた点で浅い富栄養化水域で確認される現象が再現された。

冷却実験水槽では、水面水温は点灯後 1 時間の冷水散水によって急激に低下し、約 5℃ の冷却効果が確認された。この影響により対照水槽と異なる周期変動を示した。水底水温は冷水散水と同じタイミングで水面水温と同程度まで低下し、熱対流に伴う水塊の完全混合を確認できる。水面の Chl.a が低濃度で推移し、かつ DIP と DIN が高濃度を維持したことから、浮遊藻類の増殖は抑制されたと考えられる。また、対照実験の場合と比べて水面 DO の振幅が小さいことから、光合成に対する水温制限が認められた。水底 DO は初期値を維持し、水面 DO と類似の経時変化を示したことから、熱対流に伴う DO の水底への物理的供給が確認された。以上から、冷水散水によって、表層での浮遊藻類の増殖を抑制するとともに、下層での貧酸素化が回避されるなどの改善効果が示された。

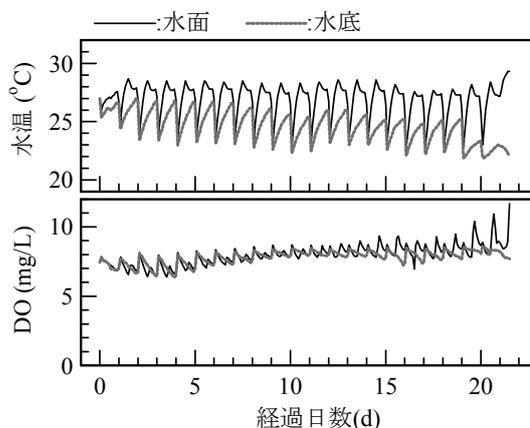
3. 水面冷却対流を考慮した数値解析

3.1 モデル構築

本研究では、水面冷却対流による移流効果を考慮に入れた水環境解析が不可欠であるため、鉛直一次元拡散型の一般的な水質モデルを改良した。冷水塊沈降による物質輸送をモデルに反映させるために、



(1) 対照実験結果



(2) 冷却実験結果

図 2 水温・DO に関する冷水冷却実験結果

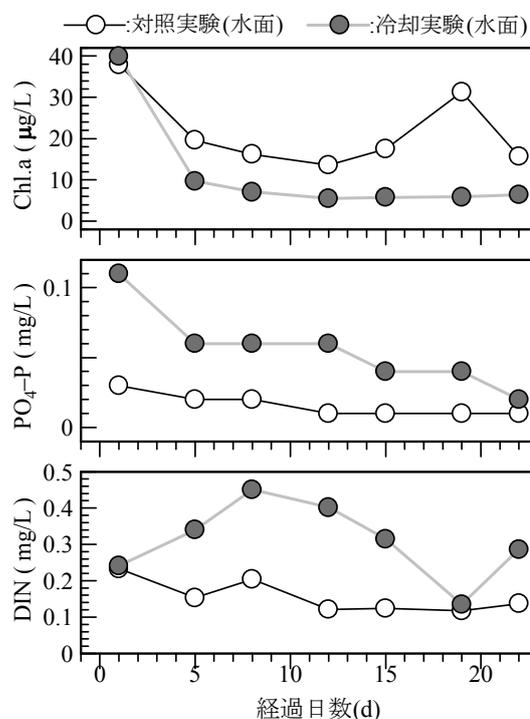


図 3 Chl.a, DIP, DIN に関する冷水冷却実験結果

木村ら (1993) が提案した水面冷却によって生じる熱対流量の推算方法に着目した。水温分布 $\theta(z)$ の経時変化が既知の場合、まず、水面冷却対流の一次元解析モデルに基づき、水深 z における冷水塊の沈降量 $q'(z)$ を次式より算定する。

$$\left. \begin{aligned} q'(z) &= \sqrt{\frac{q'_m}{\theta_m - \theta'_m} \left\{ (z - z_m) \frac{\partial \bar{\theta}(z)}{\partial t} + (\theta_m - \theta'_m) q'_m - \lambda \frac{\partial \theta}{\partial z} \right\}} \\ \bar{\theta}(z) &= \frac{1}{z - z_m} \int_{z_m}^z \theta(z) dz \\ q'_m &= \frac{1}{\theta_m - \theta'_m} \left\{ \lambda \left. \frac{\partial \theta}{\partial z} \right|_{z_b} - (z_b - z_m) \frac{\partial \bar{\theta}(z_b)}{\partial t} \right\} \end{aligned} \right\} \quad (1)$$

ここで、 z_m は最大水温 θ_m をとる水深、 θ'_m と q'_m はそれぞれ z_m における冷水塊の水温と沈降量、 $\bar{\theta}(z)$ は区間 $[z_m, z]$ の平均水温、 λ は温度伝達率である。冷水塊の沈降速度の $w(z)$ は定数 α を用いて $w(z) = \alpha \cdot q'(z)$ として算出され、結局、水温分布 $\theta(z)$ とその経時変化からその値を逆推定できる。以上の推定方法を導入するために、次式の水温の鉛直一次元移流・拡散方程式の有限差分法による数値解法として Operator Splitting 法を採用した。

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{1}{A_z} \frac{\partial (A_z w \theta)}{\partial z} = \frac{1}{A_z} \frac{\partial}{\partial z} \left(A_z K_v \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) - \frac{1}{\rho_w c_w} \frac{\partial Q_z}{\partial z} \quad (2)$$

ここで、 A_z は水深 z での水面積、 K_v は水域に作用する風速から算定される鉛直乱流拡散係数、 c_w は水の比熱、 ρ_w は水の密度、 Q_z は日射による水中の熱フラックスを表す。同手法では、一つの計算タイムステップで移流項と拡散項を分離して2段階的に数値解を求める。まず、境界条件となる気象データを用いて、移流項を除外した式(2)より $\theta(z)$ を計算する。この結果を利用し、式(1)より $w(z)$ を算定する。つぎに、式(2)の移流項に含まれる $w(z)$ は既知となり、同式右辺の各項をゼロとした水温の移流方程式より $\theta(z)$ の数値解を得る。水質予測モデルは、浮遊藻類、有機物、栄養塩、DOなどを状態変数とし、式(3)で表されるこれらの鉛直1次元移流・拡散方程式で構成される。

$$\frac{\partial C_x}{\partial t} + \frac{\partial (w C_x)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_v \frac{\partial C_x}{\partial z} \right) - \left(\frac{dC_x}{dt} \right)_{Bio} \quad (3)$$

$$F_\theta = \left\{ \frac{\theta}{\theta_{opt}} \exp \left(1 - \frac{\theta}{\theta_{opt}} \right) \right\}^a \quad (4)$$

ここで、 C_x は状態変数 X の濃度を表す。また、右辺第2項は生態系モデルによって定式化される生物化学的反応項である。浮遊藻類の生物化学的反応項では、その最大増殖速度を制限する要因として光強度、栄養塩濃度、水温が考慮され、特に水温の影響は式(4)で表される。同式中の F_θ は $[0, 1]$ の値を取り、 θ_{opt} は浮遊藻類の最適水温を表す。また、 a は定数であり、一般的には、 $a=3$ が用いられるは。冷水散水実験の結果より、浮遊藻類の増殖に対して水温低下の抑制効果が顕著であったことから、式(4)を次のように修正した。すなわち、 $\theta < \theta_{opt}$ のとき低水温の強い制限を受けるものとして $a=7$ 、 $\theta > \theta_{opt}$ では高水温の影響が相対的に小さいものとして $a=3$ とした。これは高水温を強く好む藍藻類の生理特性を踏まえた修正である。

3.2 モデルの有効性

本研究では、秋季以降の水面での強い熱放射に起因する水面冷却対流の影響を受ける水質動態の数値計算に上記のモデル（以下、移流・拡散モデル）を適用し、その有効性を検証した。対象池は

有機汚濁化現象が顕著な伊都キャンパス内の 5 号調整池（水面積約 13 800 m²，貯水量約 75 000 m³，最大水深 8 m）であり，2016 年 4 月～12 月の水質の定期観測データをモデル検証に使用した．同年では，水底が 8 か月間を超えて長期的な無酸素状態にあり，また 10 月～11 月にアオコが観察された．移流・拡散モデルによる水質動態の再現結果を水質観測結果に加えて，従来の一次元拡散モデル（以下，拡散モデル）の計算結果と比較した．その一例として，図 4～6 に水温，Chl.a，DO の結果を示す．図中のマークは観測結果を，実線は計算結果を表す．4 月～10 月中旬のこれらの計算結果は両モデルとも良好に再現されたが，10 月以降の計算結果にモデルによる再現性の違いがあった．移流・拡散モデルによる 10 月以降の水面水温の計算結果は，拡散モデルのそれとは異なり，大きな振幅の短周期振動を含まず，観測結果との乖離も小さい．水温躍層部に含まれる水深 4 m，6 m においても，移流・拡散モデルの計算結果は良好に再現された．また，表層部（水面～水深 2 m）の Chl.a に関して，11 月以降の急激な濃度低下を移流・拡散モデルでは再現した．これは，浮遊藻類の増殖に対する水温制限関数の修正が反映されたものと考えられる．DO の計算結果において，両モデルともに，深水層部（水深 6 m～水底）の無酸素化の解消時期に観測結果とのずれがあるが，移流・拡散モデルではその乖離が低減され，拡散モデルに比べて DO の再現性は向上したことを確認した．

3.3 シナリオ分析

移流・拡散モデルを用いたシナリオ分析により，人為的な水面冷却による水環境の改善効果を評価した．2016 年の再現計算の初期条件と気象条件を共通シナリオとし，対象池水面の 25 %面積に対して，水域外から水底水温に相当する冷水を 50 mm/h で散水した場合の水質動態を計算した．散水 1 回あたり 1 時間行うものとして，1 日の散水回数がゼロ（Case 1，供給量なし），12 回（Case 2，供給量 2070 m³/d），24 回（Case 3，供給量 4140 m³/d）のシナリオを設定した．このシナリオ分析では，散水が水環境に与える影響は水温のみとし，式(2)において水表面への冷水供給に伴う水の流入・流出を考慮した．

水面と水底の水温差，および水面の Chl.a の計算結果を図 7 に示す．また，表 1 に DO の計算結果から算出した深水層における無酸素化の継続期間と水底でのその解消時期を示す．まず，図 7 より，Case 1 では最大温度差が約 23 °C と大きく，また水温差が 10 °C

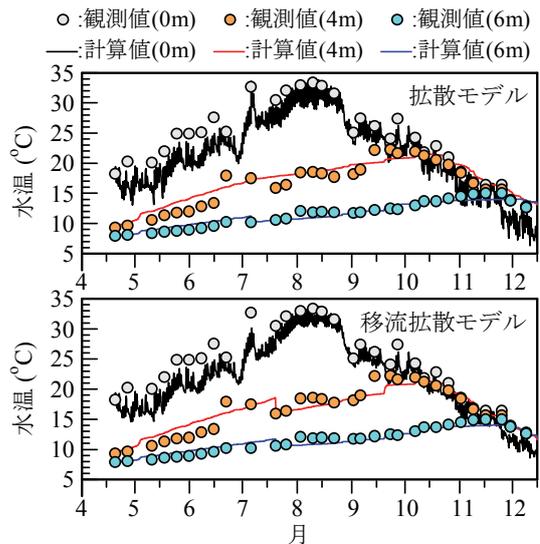


図 4 水温の再現計算結果

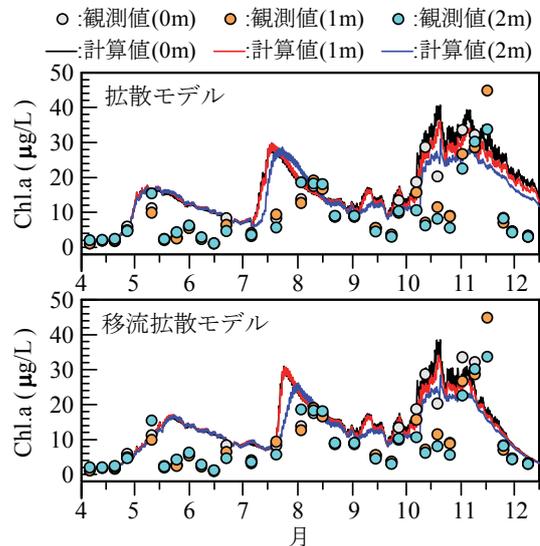


図 5 表層の Chl.a の再現計算結果

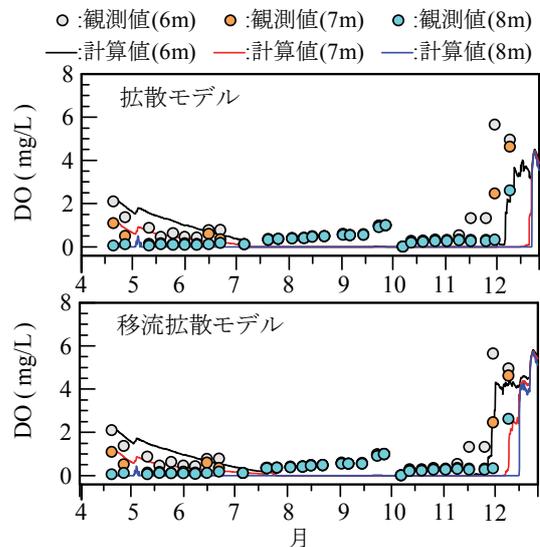


図 6 深水層の DO の再現計算結果

を超える期間が 5 か月を超えるなど、強固な水温成層が長期的に形成された。Case 2, Case 3 では、最大水温差がそれぞれ 15 °C, 10 °C と低くなり、Case 1 のような成層化を防ぐことができた。同図より、散水回数が多いほど夏季の Chl.a が高濃度であったが、7 月までの藻類の増殖速度の上昇が緩められ、また 10 月中旬のピーク濃度も抑えられるとともに Chl.a は速やかに減少した。表 1 より、冷水供給量に応じて 5m 以深の無酸素化期間が顕著に短縮され、水面冷却対流による物質輸送を明確に確認できた。とくに、Case 3 の場合、水底の無酸素化解消が約 3 週間早められた結果となり、これは窒素・リンの溶出量や硫化物の発生量の抑制、さらに底質表層の好气的状態への早期回復に繋がる。

4. おわりに

本研究では、冷水散水による藻類増殖と無酸素化の抑制効果について水槽実験レベルで確認するとともに、水面冷却流による移流効果を考慮に入れた鉛直一次元水質モデルを通じて実水域レベルでその効果を評価した。本研究が提案する水環境改善技術の実現性に向けて、深水層の冷水を利用した水面冷却を想定したシナリオ分析などが求められる。

参考文献

木村晴保・李東日・伴道一 (1993) : 水面冷却によって生じる熱対流量の鉛直1次元モデルによる推算, 農土論集, 166, pp.9-14

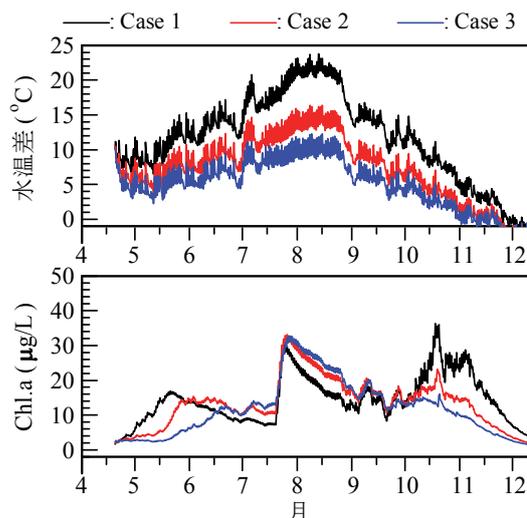


図 7 水面と水底の水温差および水面の Chl.a に関するシナリオ分析結果

表 1 深水層の無酸素化期間に関するシナリオ分析結果

Case	5m	6m	7m	8m	無酸素 解消日
1	52	129	156	242	12/21
2	0	36	105	224	12/5
3	0	0	0	212	11/29

富栄養化水域の藻類綱別 Chl.a の短期予測に向けた階層型 FFNN モデルの汎化性能の改良

九州大学大学院生物資源環境科学府 ○山本 錬
九州大学大学院農学研究院 原田昌佳・平松和昭・田畑俊範

1. はじめに

近年、湖沼や農業用貯水池では、営農活動や農村地域の都市化に伴って、流域からの栄養塩の流入負荷が増大している。富栄養化が顕在化した水域では、藻類の異常増殖が、景観悪化や植物プランクトンの枯死による悪臭などの様々な水環境問題を引き起こしている。とくに、農業用貯水池の水面における高濃度の植物プランクトンの集積は、フィルターが目詰まりによる利水障害など、灌漑用水利施設に深刻な被害をもたらす(Suthers and Rissik, 2009)。このような富栄養化現象に対して藻類抑制技術を導入・運用するうえで、植物プランクトンの発生量の予見は重要な情報を与える。植物プランクトンの増殖特性は藻類綱レベルで大きく異なり、例えば藍藻類によるアオコは高々数日間で突発的に増殖することを鑑みると、緑藻類や藍藻類、珪藻類のような種構成を考慮した短期的な予測が有効である。

従来、このような閉鎖性水域の水環境動態の数値予測は、水理モデルと生態系モデルを組み合わせた水質予測モデルを通じて行われてきた(例えば、齊ら, 2008)。しかし、大多数の生態系モデルは、水面におけるアオコの局所的かつ突発的な発生・消失を十分に再現するのが困難である。さらに、多くのモデルパラメータに対して適切な値を設定することが要求される。そのため、実水域において植物プランクトンの異常増殖の抑制に資するような短期予測手法として、一般的な水質予測モデルは適していない。その一方で、湖沼や農業用貯水池の水環境保全に資することを目的として、クロロフィル a(Chl.a)や溶存酸素(DO)、窒素やリンのような水質項目や、気温や日射量、降雨量などの気象項目の定期・連続観測が積極的に行われている。本研究では、このような蓄積された環境データに着目し、データマイニングによって植物プランクトンの発生量を予測することを検討した。例えば、多数の因子間の非線形写像により強いパターン認識力を有する階層型ニューラルネットワークは、植物プランクトン量の指標となる Chl.a の推定や短期予測に適用されている。ここで、Chl.a の推定は、現時点の観測データを利用して、同時点の未知の Chl.a を推測することを指す。一方、Chl.a の短期予測は、現時点までの水環境情報を用いて、その時点から数日～数週間先の Chl.a を計算することを意味する。週間隔・月間隔の定期観測データに基づくフィードフォワード型ニューラルネットワーク(FFNN)を用いた水環境解析では、短期的な予測よりもむしろ現時点の Chl.a の推定が主題となるケースが多い(例えば、齊ら, 2007)。経時的な水環境動態を考慮しない限り、現時点と予測時点の非線形写像のみの FFNN を用いた Chl.a の時間変化の予測では大きな誤差が生じうる。また、FFNN による予測誤差の発生要因として、ネットワークの複雑化に起因する過学習も挙げられる。数値予測における過学習とは、ネットワークが教師データのみにも適合するように構築された結果、未知のデータに対する予測を十分に行えない状態、すなわち汎化性能の低下を指す。とくに、過学習は教師データの数が十分でない状況で起こりやすく、本研究のように取得できるデータセットの数に制限がある場合、過学習の抑制は容易ではない。

そこで、本研究は定期的な水質観測によって得られる離散的なデータセットのみを用いて、十分な計算精度のもとで Chl.a の短期予測が可能な FFNN の構築を目指した。具体的には、現時点の観測データを利用して 1 週間先の Chl.a を予測するモデルを考えた。予測精度の向上に向けて、ネットワークのスケールダウンによる過学習の抑制効果に着目し、Chl.a の短期予測に最適な FFNN の入力項目を検討するとともに、Dropout と呼ばれる過学習対策を導入した。さらに、現時点から予測時点の水質以外の水環境の経時的な動態を考慮することで、Chl.a の予測精度の向上を目指した。

2. 階層型 FFNN モデルによる Chl.a の短期予測

対象水域は、図 1 のような九州大学伊都キャンパス近くの農業用貯水池であり、周辺地区の水稻栽培の水源として利用されている。貯留量は約 622 200 m³、流域面積は約 15.6 ha、水面積は約 25 000 m²、満水

時の水深は約3mである。対象水域の周辺地区では6月中旬から水稻栽培が開始されるため、下流域への放水に伴い水位が9月まで低下する。10月以降の非灌漑期では、降雨と流入によって水位は満水位まで回復する。つまり、対象水域の水位は灌漑期と非灌漑期の水管理に応じて大きく変動し、また水位変化の度合いは各年によって大きく異なる。対象水域では富栄養化が顕在化し、とくに夏季から秋季の期間で水域は植物プランクトンに由来する緑色を呈する。アオコの発生状況は各年で大きく異なり、夏季～秋季にしばしば突発的な藍藻類の増殖が見られる。とくに、2016年の秋季には水面を覆いつくす程のアオコの発生が確認された。このような水域を対象に、富栄養化・有機汚濁現象に関連する水質項目の季節変化を把握するための定期観測を、2012年以降継続的に行っており、5月～11月を観測期間とする約1週間間隔の定期観測データを蓄積している。具体的には、現地観測項目(水温、DO濃度、DO飽和度、pH、EC、ORP、水位)と室内分析項目(Chl.a、TN、TP、NO₃-N、NH₄-N、PO₄-P、TOC、DOC、POC、SiO₂、SO₄²⁻)である。室内分析項目のうち、Chl.aデータは緑藻類、藍藻類、珪藻/渦鞭毛藻類、クリプト藻類の4つに大別された藻類網別Chl.aと総Chl.aで構成される。対象水域に近い伊都キャンパス内で気象観測が実施されているが、観測機器の故障によるデータの欠損が多く、Chl.aの短期予測に利用することができなかった。そこで、対象水域から約30km離れた福岡管区気象台で観測されている気象項目(平均気温、積算日射量、日降雨量)のデータを使用した。本来、風向・風速は植物プランクトンの動態に関連する重要な項目であり、十分に考慮されるべきであるが、これらは他の気象項目と比較して地理的条件や周辺環境の影響を強く受ける。そのため、福岡管区気象台で得られた風向・風速のデータは対象水域の代替データとは見なせないと判断した。また、観測機器の設置の難しさから、対象水域では流入量・流出量に関するデータはない。そこで、定期観測の時間間隔である1週間での水位差をもって、対象貯水池の水管理の実態を考慮した。

本研究では、図2に示すような入力・中間・出力層の3層FFNNモデルをChl.aの短期予測に適用した。基本的な入力項目は、現時点の各藻類網のChl.aを含む21項目の水質データ、平均気温・積算日射量・日降雨量の3項目の気象データ、ならびに水位と水位差の計26項目である。ここで、水位差は現時点と1週間前の水位の差とした。また、中間層の



図1 対象水域の様子

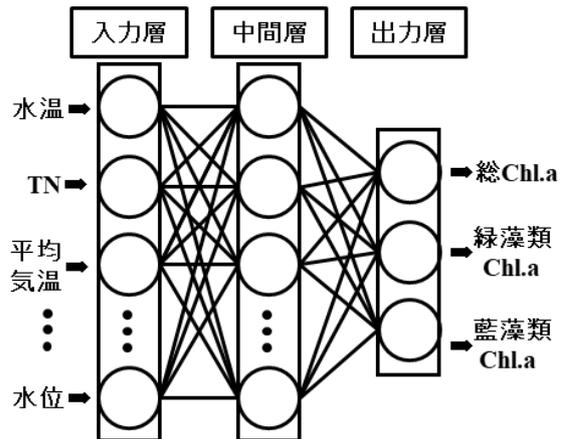


図2 3層FFNNモデルの概要

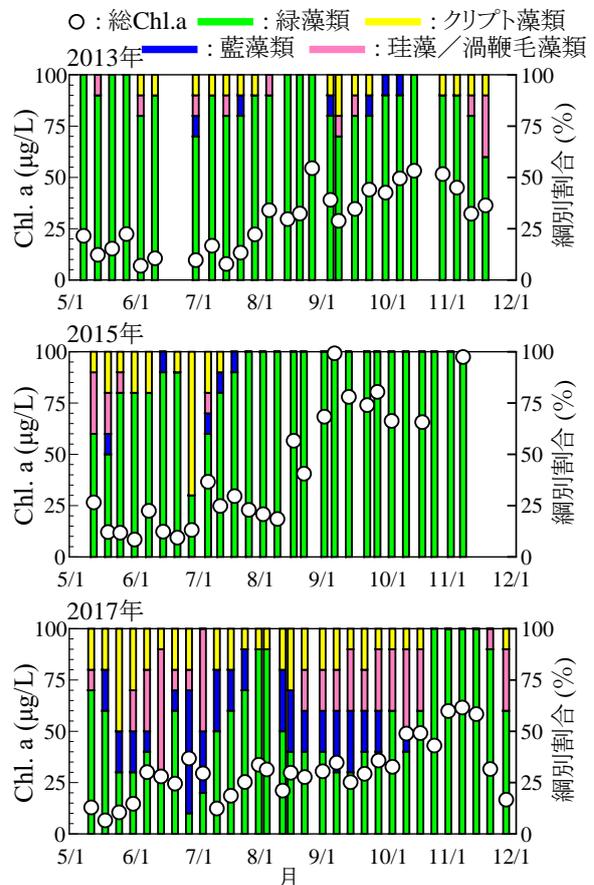


図3 総Chl.aと網別割合

ユニット数は入力層と同数にした。ところで、**図 3** に示す総 Chl.a と網別割合の季節変化より、対象水域では緑藻類が全観測期間を通じて優占的に存在した。また、アオコの原因となる藍藻類は一部の観測期間で突発的に増殖し、観測年によって発生パターンが大きく異なった。これに対して、クリプト藻類・珪藻／渦鞭毛藻類の Chl.a は比較的lowく、全観測期間を通じて総 Chl.a に占める割合も小さかった。従って、対象水域の植物プランクトンの藻類網レベルでの季節的な変動特性を踏まえると、緑藻類と藍藻類の短期予測の重要性は高い。そこで、**図 2** のネットワークの複雑性を抑えることを目的として、クリプト藻類・珪藻／渦鞭毛藻類の Chl.a を出力項目から除外し、出力層は緑藻類 Chl.a、藍藻類 Chl.a および総 Chl.a のユニット構成とした。計算には 2012~2018 年の計 166 個のデータセットを使用し、入出力値は[0,1]に規格化した。中間層と出力層の各ユニットからの出力信号の計算に関わる活性化関数には、シグモイド関数を使用した。なお、シグモイド関数の傾きは $\kappa = 1.0$ とした。ネットワークの学習には誤差逆伝播法を採用し、最大学習回数を 60 000 とした。

3. 過学習抑制効果の検討

最も単純な FFNN の過学習対策として、教師データを増やすことや、ネットワークのサイズを小さくすることが挙げられる。そこで、可能な限り十分な教師データのもとでモデルの汎化性能を検討するために、モデルの精度検証には leave-one-out 交差検証法を採用した。すなわち、計 166 個のデータセットから 1 つのデータセットのみを予測対象とし、残りすべてを教師データとしてネットワークの学習を行った。これをすべてのデータセットが予測対象となるまで検証を繰り返し、各々の試行で得られた誤差の平均値によってモデルの精度評価を行った。また、二つの視点からネットワークのスケールダウンを図り、これらの有効性を検討するために、**表 1** に示す Case 1~Case 3 の 3 ケースの予測計算を行った。Case 1 は、上述の全入力項目を用いて入力ユニット数が 26 個の場合である。Case 2 は、次の理由から単純に入力項目を減らすことでネットワークサイズを小さくした場合である。まず、全観測期間を通じて低濃度で推移し、総 Chl.a に占める割合も小さい珪藻／渦鞭毛藻類 Chl.a とクリプト藻類 Chl.a は、出力項目に対する影響は極めて小さいと見なし、これら二つの Chl.a を削除した。次に、淡水域の富栄養化現象と直接関連性のない ORP と SO_4^{2-} 、および富栄養化水域では季節変動が小さく低濃度で推移する $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ についても、同様な理由から入力項目より取り除いた。さらに、飽和度と濃度で表される DO、ならびに TOC、DOC、POC で分類される有機炭素の水質指標については、情報の重複を避けるために以下のように取り扱った。DO については、富栄養化水域の特徴である DO の過飽和状態を、直接的に捉えられる DO 飽和度のみを使用した。有機炭素については、水域内部での生物化学的な物質循環を考える上で、DOC と POC を区別して有機炭素を取り扱うことの重要性を踏まえて、両者の和である TOC を削除した。結局、Case 2 の入力ユニット数を 17 個とした。Case 3 では、Case 2 と同様の入力項目を設定したうえで、深層学習による画像認識の分野で近年提案された Dropout (Srivastava *et al.*, 2014) を導入した。Dropout とは、**図 4** のように学習時に入力層と中間層のユニットを一定の存在確率でランダムにアクティブにし、それ以外を無効にすることで、

表 1 各ケースの計算条件

ケース	入力項目	Dropout
Case 1	水温, DO濃度, DO飽和度, pH, EC, ORP, TN, TP, SiO ₂ , SO ₄ , TOC, POC, DOC, NO ₃ -N, NH ₄ -N, PO ₄ -P, 総Chl.a, 緑藻類Chl.a, 藍藻類Chl.a, 珪藻／渦鞭毛藻類Chl.a, クリプト藻類Chl.a, 平均気温, 積算日射量, 日降雨量, 水位, 水位差	無し
Case 2	水温, DO飽和度, pH, EC, TN, TP, SiO ₂ , POC, DOC, 総Chl.a, 緑藻類Chl.a, 藍藻類Chl.a, 平均気温, 積算日射量, 日降雨量, 水位, 水位差	無し
Case 3	Case 2 と同様	有り

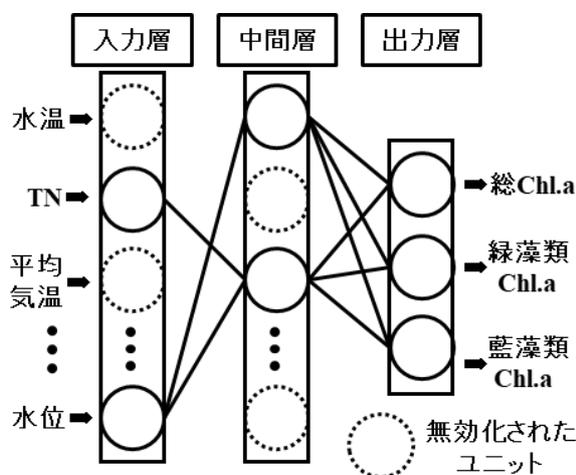


図 4 Dropout を適用したネットワークの学習のイメージ図

FFNN をスケールダウンする方法である。なお、学習終了後の予測の際には全ユニットをアクティブとし、Dropout を適用した層の各ユニットからの出力は、一律で存在確率を乗じる。これらの過程によって、Dropout はランダムフォレストやスタッキングなどの機械学習で見られるようなアンサンブル学習、すなわち複数の独立したモデルの計算結果の幾何平均を擬似的に行うことも可能にしている(麻生ら, 2015)。一般的に、入力層の各ユニットの存在確率は入力データの種別に基づいて決定され、中間層の各ユニットの存在確率は 0.5~0.8 の範囲で設定される(Srivastava *et al.*, 2014)。本研究では、Chl.a 動態に関わる重要な入力項目が Dropout によって過度に喪失することを防ぐために、入力層の各ユニットの存在確率は 0.9 とした。また、試行錯誤の結果、中間層の各ユニットの存在確率を 0.9 とした。

以上の 3 ケースの学習回数と学習・予測誤差の関係を図 5 に示す。同図中の計算誤差は、[0,1]に規格化された計算出力値と期待出力値との RMSE であり、その単位は無次元である。また、観測結果と予測結果の比較の一例として、観測年度の中でとくにアオコの突発的な発生が顕著であった 2017 年の結果を図 6 に示す。同図中の r_{RMSE} は最大学習回数である 60 000 回学習時の全ケースに対する予測誤差である。なお、Chl.a の短期予測モデルとしての計算精度を直観的に示すために、図 6 中の r_{RMSE} は [0,1] の計算出力値を Chl.a 濃度に換算して得られる予測結果と観測値との RMSE であり、その単位は $\mu\text{g/L}$ である。

図 5 より、Case 1, Case 2 ともにすべての出力項目で学習開始から学習誤差が減少する一方で、予測誤差は増大し、学習の進行によって学習誤差と予測誤差の差が拡大した。すなわち、学習の進行に伴って過学習は顕著になっており、通常の誤差逆伝播学習法による学習では汎化性能の低下が見られた。Case 1 と比較して Case 2 では学習誤差と予測誤差の差は小さく、計算精度は上がったものの、入力項目の削減のみでは十分な過学習の対策が得られなかった。図 6 中に示すように、Case 1 と Case 2 による総 Chl.a と緑藻類 Chl.a の予測結果は観測値から大きく乖離していないものの、過学習の影響を受けたネットワークによる予測結果は、十分に信頼できるとは言えない。一方、Case 3 では、ネットワークが教師データに対して過度に適合せず学習が進行したことが図 5 より判断できる。その結果として予測誤差が増大することなく、図 6 のように Case 1 や Case 2 に比べて良好な総 Chl.a と緑藻類 Chl.a の予測を確認できる。しかし、藍藻類 Chl.a の予測誤差は緑藻類 Chl.a と比べて大きく、とくに 6 月下旬に観察されたア

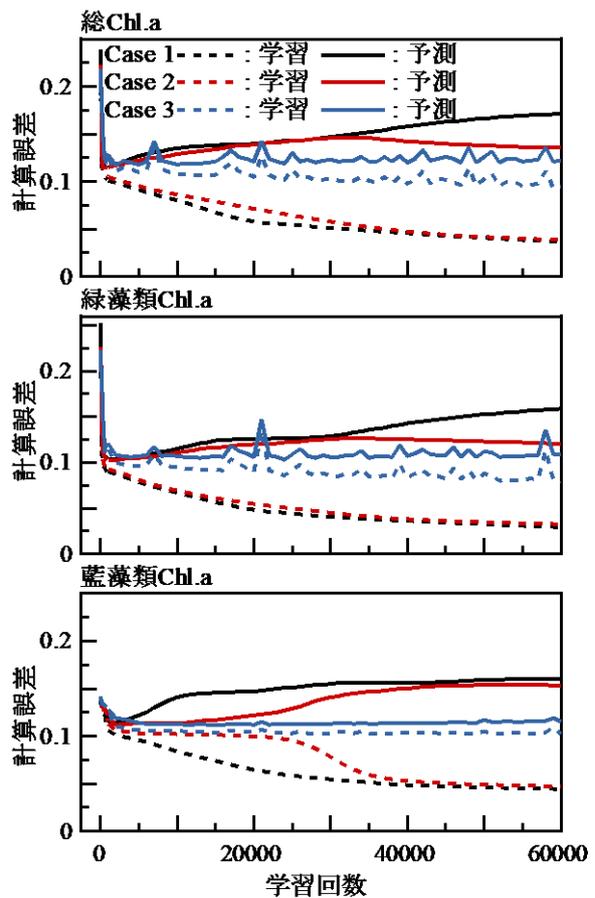


図 5 学習回数に対する学習誤差と予測誤差の変化

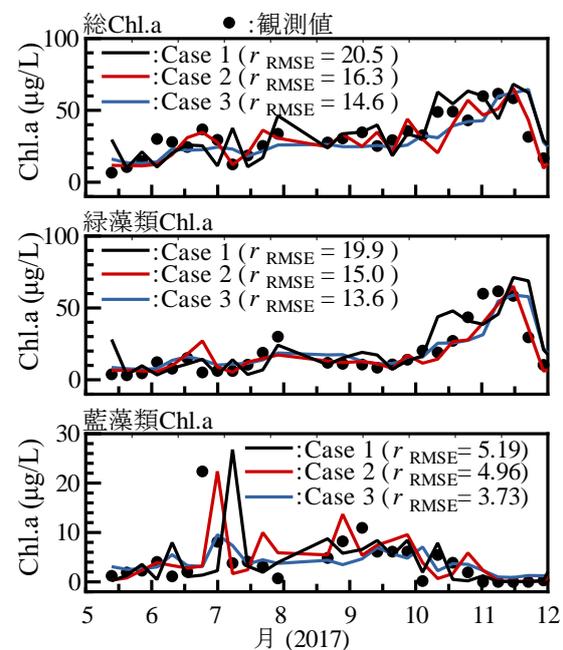


図 6 予測結果の一例 (Case 1 ~ Case 3)

観測値から大きく乖離していないものの、過学習の影響を受けたネットワークによる予測結果は、十分に信頼できるとは言えない。一方、Case 3 では、ネットワークが教師データに対して過度に適合せず学習が進行したことが図 5 より判断できる。その結果として予測誤差が増大することなく、図 6 のように Case 1 や Case 2 に比べて良好な総 Chl.a と緑藻類 Chl.a の予測を確認できる。しかし、藍藻類 Chl.a の予測誤差は緑藻類 Chl.a と比べて大きく、とくに 6 月下旬に観察されたア

アオコによる藍藻類 Chl.a の突発的な増大を予測できない点で、短期予測モデルの更なる改良が必要である。

4. 短期予測モデルの精度向上

藍藻類の増大は気温・日射条件や水位変化の影響を強く受けることから、その予測精度向上のためには、現時点～予測時点の気象的・人為的要因の経日変化の考慮は不可欠である。そこで、Case 3 の改良として、まず、水位変化の影響をより反映させるために、水位を予測時点の値に、水位差を予測時点と現時点の差に変更した。さらに、現時点以後の平均気温、積算日射量、日降雨量の入力項目への追加を検討し、図 7 のように現時点から 2 日後、4 日後、6 日後までの気象データを加えた場合をそれぞれ Case 4, Case 5, Case 6 とした。図 8 に、各ケースによる 2017 年の予測結果と観測結果との比較を示す。Case 4～Case 6 の結果を考察するにあたって、水位と水位差の入力方法のみを変更した場合の影響について事前に検討した結果、このことによる予測精度の向上はほとんど見られなかった。図 8 の予測結果より、総 Chl.a と緑藻類 Chl.a では気象項目の追加の効果は小さく、現時点での観測情報のみで良好に予測可能であった。藍藻類 Chl.a では、いずれのケースも Case 3 と比較して予測誤差が小さく、とくに 6 月下旬のアオコ発生によるピークを捉えることができた。従って、藍藻類 Chl.a の予測では、現時点～予測時点の気象的要因の経日変化を考慮することが重要であると示された。緑藻類と藍藻類で、予測結果に対する気象項目の追加の影響の大きさに違いが生じたことは、それぞれの藻類網の気象条件への応答性の違いが反映されたことに因ると考えられる。その一方で、藍藻類 Chl.a の予測誤差は総 Chl.a や緑藻類 Chl.a の予測誤差と比較して依然として大きい。他年度の予測結果では、アオコによる藍藻類 Chl.a の突発的な増大が捉え切れていない期間も見られた。藍藻類 Chl.a の予測精度を総 Chl.a や緑藻類 Chl.a の予測精度のレベルに高めるためには、さらなるネットワークの改良の余地がある。

5. おわりに

本研究では、定期観測で得られる離散的な水質データをベースとして、十分な計算精度のもとで藻類網別 Chl.a の短期予測が可能な FFNN の構築を目的とした。階層型 FFNN モデルの汎化性能の改良方法として Dropout の導入が効果的であり、水環境データの予測での有用性も示された。また、緑藻類と藍藻類の気象的要因への応答性の違いが、階層型 FFNN モデルによる予測精度に直接的に反映された。とくに、藍藻類の突発的な増大に対して気象的要因のネットワークへの入力方法の重要性が示され、この点にアオコ発生の予測に向けた課題を見出せる。

参考文献

麻生英樹・安田宗樹・前田新一・岡野原大輔・岡谷貴之・久保陽太郎・ボレガラ ダヌシカ (2015) : 深層学習 - Deep Learning -, 人工知能学会, pp.139-142

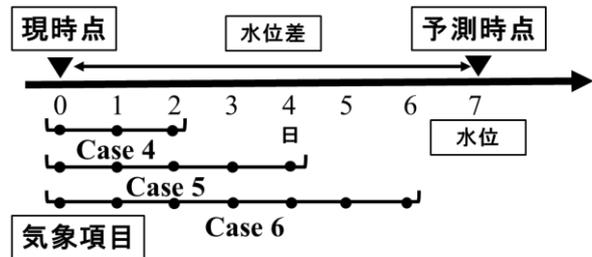


図 7 気象項目の追加

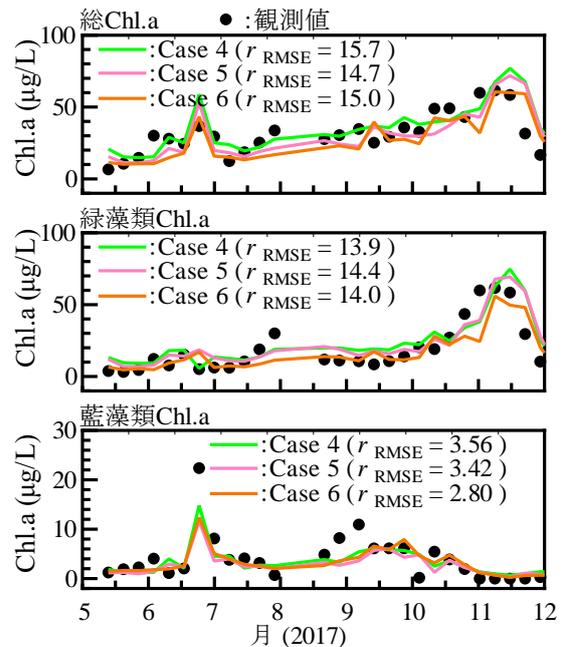


図 8 予測結果の一例 (Case 4 ~ Case 6)

- 齊幸治・原田昌佳・吉田勲・平松和昭・森牧人(2007):ニューラルネットワークモデルを用いた富栄養湖のクロロフィルa濃度の推定, 農業農村工学会論文集, **250**, pp.403-410
- 齊幸治・原田昌佳・平松和昭・森牧人(2008):低次生態系—3次元流体力学モデルを用いた鳥取県東郷池の溶存酸素の動態解析, 農業農村工学会論文集, **255**, pp.257-266
- Srivastava, N., G. Hinton, A. Krizhevsky, I. Sutskever and R. Salakhutdinov (2014): Dropout: A Simple Way to Prevent Neural Networks from Overfitting, *Journal of Machine Learning Research*, **15**, pp.1929-1958
- Suthers, I. M. and Rissik, D (2009) *Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality*. CSIRO, Australia

灌漑期の環境配慮水路における多種の生物に対する生息場評価

愛媛大学大学院農学研究科 ○尾崎浩平・泉 智揮・山下尚之

1. はじめに

わが国では、農業農村整備事業を実施するにあたり、環境との調和への配慮が義務付けられ、環境を定量的に評価する必要性が求められるようになった。そこで、その評価手法の一つとして、生息場の「質」を評価する HSI (Habitat Suitability Index) モデルが注目され、種やフィールドを限定せず様々な生物を対象にした評価が盛んにおこなわれてきた [3-5]。これらの評価は、種を絞った評価であるが、近年、各地の行政が生物多様性戦略を制定するなど、「生物多様性」を保全しようとする機運が高まっており、生物多様性の定量的な評価も重要となっている。この生物多様性を評価しようとした研究には、「多様度指数」や「環境型」にもとづくもの[6, 7]、「底生生物群集」にもとづくもの[8]がある。これらの既往研究に対して、本研究では、HSI モデルに注目し、それにもとづく多様な生物が生息できる環境を評価する手法の開発を目的とする。これまでに、著者らは新規手法の提案とその有効性を示してきた[9, 10]。提案手法は、既往の HSI モデルにおける評価対象種を生物群としてとらえ、生態学的特徴が似ている種を 1 つのグループとして、それらのグループの SI モデルや HSI モデルを構築したあと、それらを統合して生物群の HSI モデルとすることで生物多様性を評価しようとするものである。しかしながら、これまでは対象とするグループ数が少ないことや、評価する期間が短いことが課題であった。

そこで本報告では、メダカをはじめとする 6 種類・3 グループ (オイカワ・カワムツ・ギンブナ、メダカ、ドジョウ・ヨシノボリ類) の生物を対象にするとともに、評価する期間は灌漑期 (4 月～9 月) として、多様な生物が生息できる環境を評価する本手法を対象地に適用し、その有効性を検討する。

2. 生息場評価手法

2.1 HSI モデルの構築方法と個々の生物に対する生息場評価手法

HSI とは、Habitat Suitability Index の略で、生息環境の質を表す指数のことである。HSI モデルによる生息場評価とは、評価対象種 (個々の生物) に対して HSI モデルを構築し、HSI モデルから場の HSI 値を算出し評価するものである。HSI モデルの構築方法は次のとおりである。まず、評価対象種の環境要因を抽出し、それぞれの環境要因に対して SI (Suitability Index) モデルを作成する。次に、作成した SI モデルから SI 値を求め、それらを算術平均法や幾何平均法などで統合する。本研究では、SI 値を統合する方法として、評価対象種に応じて以下の 3 つの方法を用いることとする。

$$\text{算術平均法} \quad HSI = \sum_{i=1}^n SI_i / n \quad (1)$$

$$\text{幾何平均法} \quad HSI = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n SI_i} \quad (2)$$

$$\text{限定要因法} \quad HSI = SI_1 \text{ or } SI_2 \text{ or } \dots \text{ or } SI_n \quad (3)$$

ここで、 n は環境要因数であり、 i は各環境要因である。

2.2 多種の生物に対する生息場評価手法

本研究では、多様な生物 (生物群) が生息できる生息場を評価するための HSI モデルとして、以下の 2 つの構築方法を提案し、これらの HSI モデルによる生息場評価を行う。

[手法 1]: 類似した特徴を持つ生物を 1 つのグループ (例えば、遊泳魚グループや止水域を好むグループなど) とし、それぞれのグループの HSI モデルを構築する。そして全ての HSI モデルを統合して生物群としての 1 つの HSI モデルを構築する方法 (図 1)。

[手法 2]: 個々の生物に対する SI モデルを統合して生物群としての SI モデルを構築する。そしてこれらの SI モデルを統合して HSI モデルを構築する方法 (図 2)。

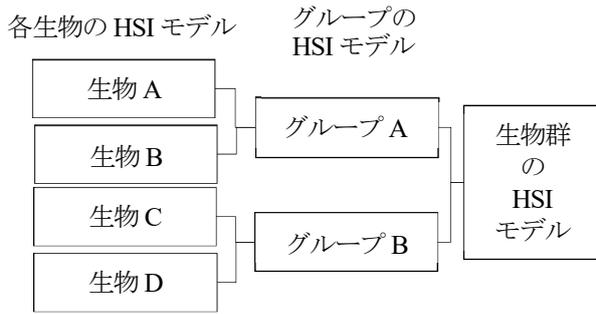


図 1：手法 1 による HSI モデルの構築方法

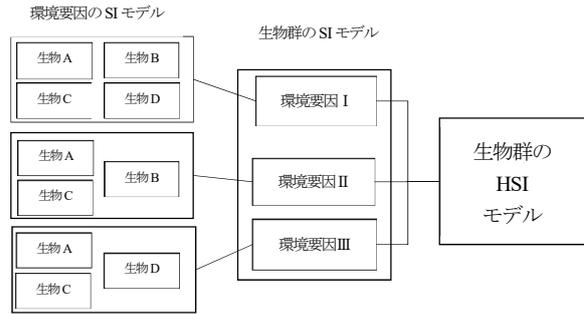


図 2：手法 2 による HSI モデルの構築方法

3. 対象地および調査方法

3.1 対象地概要

本研究では、愛媛県内有数の穀倉地帯である道前平野に位置する愛媛県西条市の太兵衛南・蔵井地区の用排水路を対象とした。図 3 に示す約 600m の区間において地点 1 から 28 を定めて調査を実施した。当該地区は平成 23 年度から実施されている圃場整備事業において、用水路のパイプライン化、排水を暗渠排水にするために暗渠管の施工が行われている。しかしながら、中山川から直接灌漑用水を導水しているため、メダカやギンブナといった水田に生息する生物以外にオイカワやカワムツといった河川由来の魚類が多く確認され、生物多様性が高い。加えて、事業前の事前調査では、希少種も確認されたことから、対象とした用排水路の地点 20 から 22 には環境配慮水路（ワンド）が施工されている。環境配慮水路以外の区間は、側壁が石積みの練石積水路である。灌漑期には、多量の水が用排水路に供給されているが、非灌漑期には連結している水路や地点 1 から 19 の区間で水がなくなり、止水域が点在している。

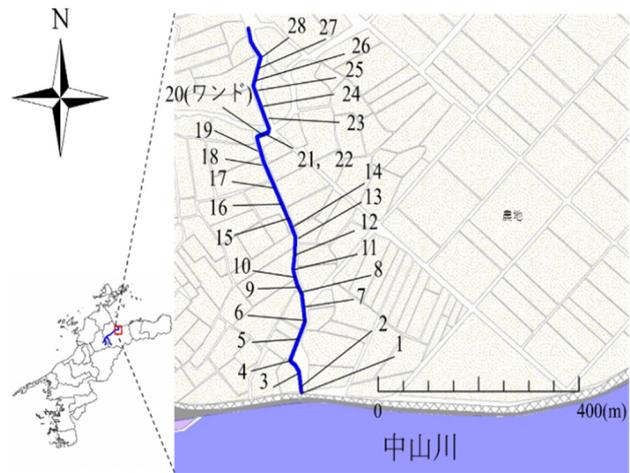


図 3：対象地

環境配慮水路以外の区間は、側壁が石積みの練石積水路である。灌漑期には、多量の水が用排水路に供給されているが、非灌漑期には連結している水路や地点 1 から 19 の区間で水がなくなり、止水域が点在している。

3.2 調査方法

調査は、用排水路に中山川から取水が始まった 2019 年 4 月から 9 月までの灌漑期に、月 1 回の頻度で 6 回 (4/15, 5/13, 6/29, 7/21, 8/30, 9/25) 実施した。調査では生物採捕、流速、水深、水温を計測した。生物採捕は、環境配慮水路から下流区間でたも網 (網目 2.0mm)、投網 (網目 6.0mm) を用いて行い、採捕された生物の種を同定した。流速は、電磁流速計を用いて 1 点法により、地点ごとに水路の右岸側、中央、左岸側の 3 点で計測した。水深は流速と同様な地点で計測を行った。水温は 1 地点につき水路中央の 1 点で計測した。

4. 結果と考察

4.1 現地調査結果

生物採捕の結果を表 1 に示す。環境配慮水路までの区間 (地点 1~19) では、目視された種は大型のコイとオイカワのみであった。環境配慮水路および環境配慮水路から地点 28 までの区間では、メダカをはじめとする 8 種および 10 種の生物が採捕された。

図 4 に、流速、水深、水温の観測結果を示す。すべての調査日において、地点 1 から 19 までの区間では、水路中央部での流速が 0.3~0.8m/s と速く、水深は 0.2m 程の深さで一定であった。特に 4 月は代掻き・田植え期であったので流量が多く、水路の右岸側や左岸側でもほかの月と比べて流速が速か

表 1：生物採捕の結果

区間	生物種
1～19	コイ, オイカワ
20～28	メダカ, ムギツク, カマツカ, ブラックバス, ヌマチチブ, テナガエビ, ヌマエビ, スジエビ, クサガメ

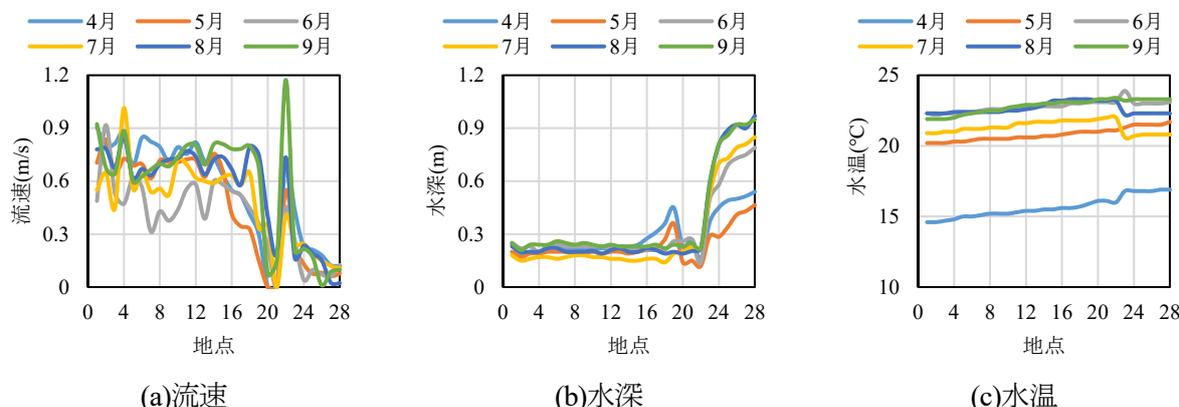


図 4：流速，水深，水温の観測結果

表 2：個々の生物に対する生息場評価における評価対象種と環境要因および SI モデルの統合方法

評価対象種	環境要因	SI モデルの統合方法
オイカワ, カワムツ, ギンブナ	水深, 流速, 水温	幾何平均法
ドジョウ	水深, 流速, 水温, 底質	算術平均法・幾何平均法
ヨシノボリ類	水深, 流速, 底質	幾何平均法
メダカ	流速	限定要因法

った。ワンドが整備されている区間（地点 20 から 22）では、水路部分の流速は 0.3 m/s 程度、プール部分の流速はほとんどなかった。水深についてはこれまでの区間と同程度であった。地点 23 以降の区間では、他地区からの流入もあり上流区間よりも水深が深くなった。流速については、流入があるものの水路が拡幅されているため遅い値をとった。流量は、代掻き・田植え期にあたる 4 月において、上流部で約 0.3～0.5 m³/s、下流部で 0.5～0.7 m³/s であり、5 月以降は、上流部で約 0.1～0.3 m³/s、下流部で 0.15～0.3 m³/s と安定していた。水温は、4 月は 14～16℃程度と低く、5 月以降は、20～23℃と高かった。また、同一調査日において地点間の温度にほとんど差はなく、調査区間全域でほぼ一定であった。

4.2 個々の生物に対する生息場評価

本研究では、既往文献等により生態学的知見が十分に収集できた 6 種類（オイカワ、カワムツ、ギンブナ、ドジョウ、メダカ、ヨシノボリ類）の生物に対して生息場評価を行う。それぞれの評価対象種に対して、抽出した環境要因および SI モデルの統合方法を表 2 に示す。オイカワ、カワムツ、ギンブナは、水深、流速、水温を環境要因として抽出して SI モデルを作成し、統合方法には幾何平均法を採用した HSI モデルを構築した。ドジョウは、水深、流速、水温、底質の 4 項目を環境要因として SI モデルを作成し、統合方法には算術平均法と幾何平均法を採用した HSI モデルを構築した。ヨシノボリ類は、水深、流速、底質の 3 項目を環境要因として SI モデルを作成し、統合方法に幾何平均法を採用した HSI モデルを構築した。メダカは、流速による影響が生息要因に与える影響が大きいことから、流速の SI モデルを HSI モデルとする限定要因法を用いた[1]。作成した SI モデルの一例として、メダカの流速に対する SI モデルを図 5 に示す。

図 6 に、4 月における生息場評価結果を示す。メダカやドジョウ、ヨシノボリ類などの遊泳力の小

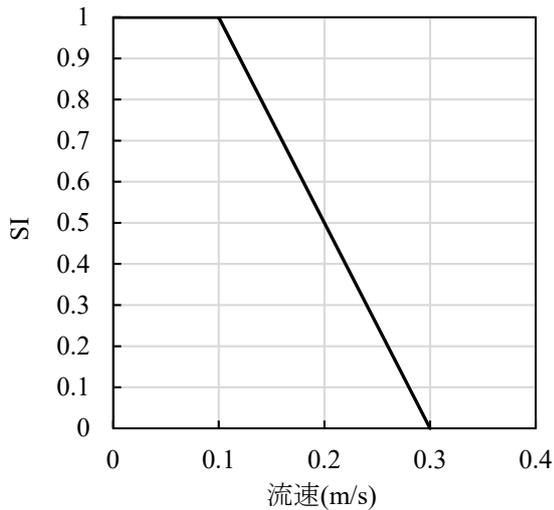


図5：メダカの流速に対するSIモデル

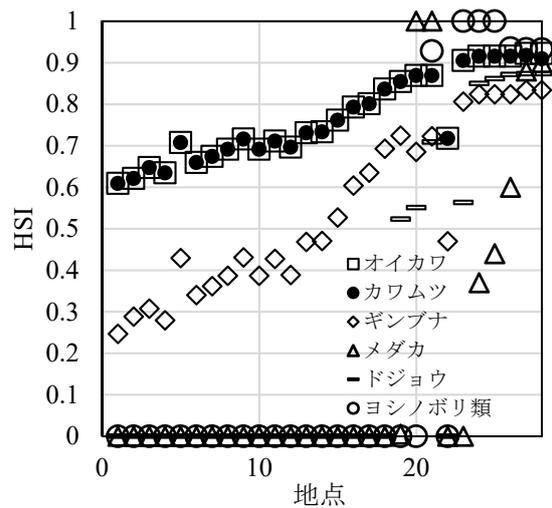


図6：個々の生物に対する生息場評価（4月）

小さな種や底生魚にとって、地点1から19の流速の速い区間はHSI値が低く、生息場として適していないと考えられる地点19以降の区間では、流速の遅くなった環境配慮水路（地点20から22）と地点24以降の水路でHSI値が高くなったが、環境配慮水路から連続して適性な生息地を確保できず生息地が分断されていることがわかる。一方で、オイカワやカワムツにとって、対象水路は全体的にHSI値が0.6以上と高く、生息場として適していると考えられる。ギンブナについては、地点1から19までの区間では、HSI値がオイカワやカワムツよりも低く生息場としては利用できるが適しているとはいえない。また、地点23から28の区間では、高いHSI値が得られ生息場として適していると考えられる。これらのことから、地点1から19までの区間は遊泳力の大きな種にとって生息場として適し、それ以降の地点については、すべての評価種が生息できる地点であると判断できる。4月は代掻き・田植え期にあたり流量が多かったことが評価結果（HSI値）に影響を与えたと考えられるが、各地点における定性的な生息場としての適性は5月以降もほぼ同様であり、したがって、対象水路では評価対象種の生息場として季節的な変動は少ないと考えられる。

4.3 多種の生物に対する生息場評価

手法1では、評価対象種を遊泳力の違いから3つのグループ（オイカワ・カワムツ・ギンブナのグループ、メダカのみグループ、ドジョウ・ヨシノボリ類のグループ）に分け生物群としてのHSIモデルを構築した。それぞれのグループのHSIモデルを統合する方法には、算術平均法と幾何平均法を採用し、統合方法による結果の違いについても比較検討する。

手法2では、生物群としての環境要因を、流速、水深、水温、底質の4項目としてSIモデルを作成した。SIモデルを作成する方法としてはそれぞれの生物のSIモデルを算術平均法と幾何平均法を用いて統合した。作成されたそれぞれのSIモデルを図7から8に示す。さらに、それらを統合する方法に対しても算術平均法と幾何平均法を採用し、手法1と同様に統合方法についても比較検討する。

手法1および2による生息場評価結果を、それぞれ、図9から12に示す。ここで、算術-算術とは、グループのHSIモデルや生物群のSIモデルを作成する際に算術平均法を用い、さらに生物群のHSIモデルを求める際にも算術平均法を採用したことを表しており、幾何-幾何、算術-幾何、幾何-算術についても同様である。

手法1を適用した結果、算術-算術および算術-幾何では、地点1~19までの区間においてHSI値が0.2~0.4程度の値をとり、環境配慮水路から下流部の区間において3グループともに生息に適した地点で高いHSI値が、2グループが生息に適した地点で0.5~0.7のHSI値が得られている。算術-算術の場合は、HSI値と生物の生息状況に矛盾がなく評価手法として妥当であると考えられる。一方で、算術-幾何の場合は、高く得られるはずの地点で低いHSI値が得られたことから、評価手法としては

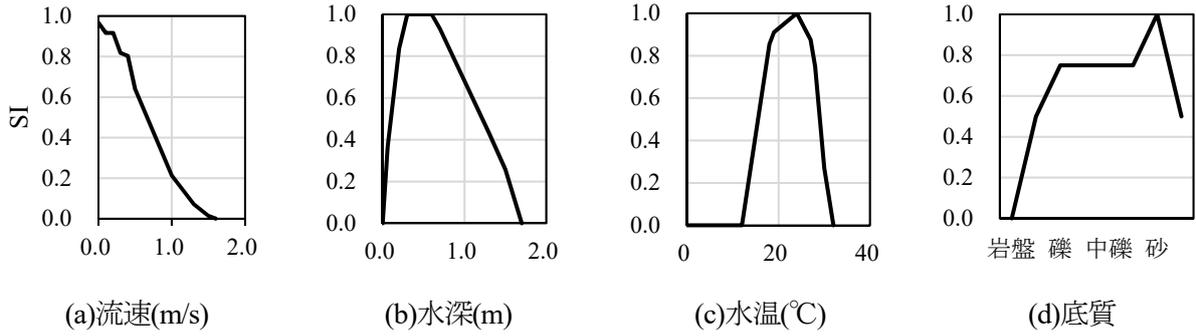


図7：算術平均法によるSIモデル

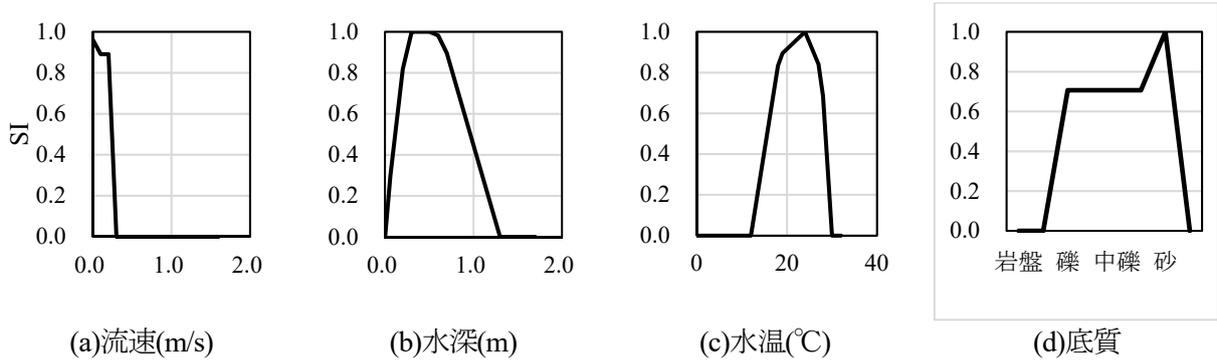


図8：幾何平均法によりSIモデル

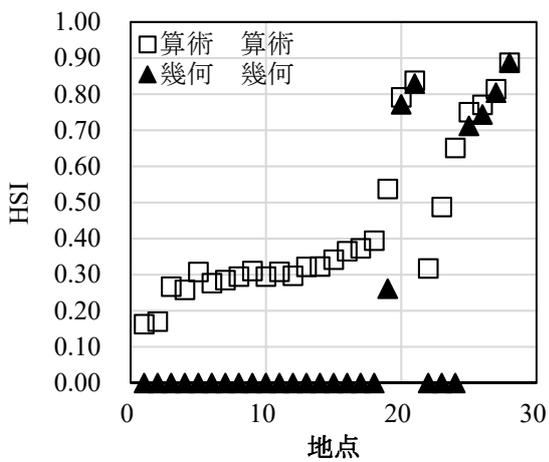


図9：手法1による生息場評価結果（4月）

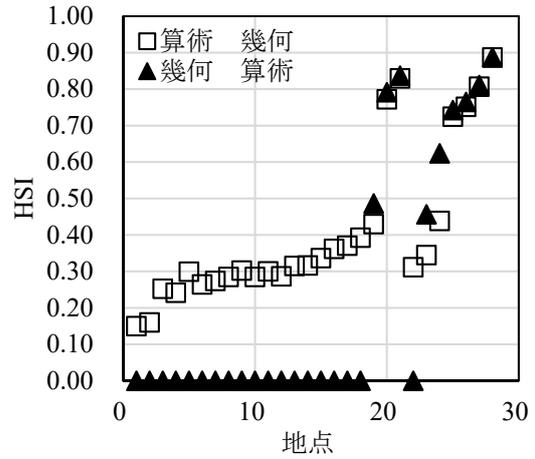


図10：手法1による生息場評価結果（4月）

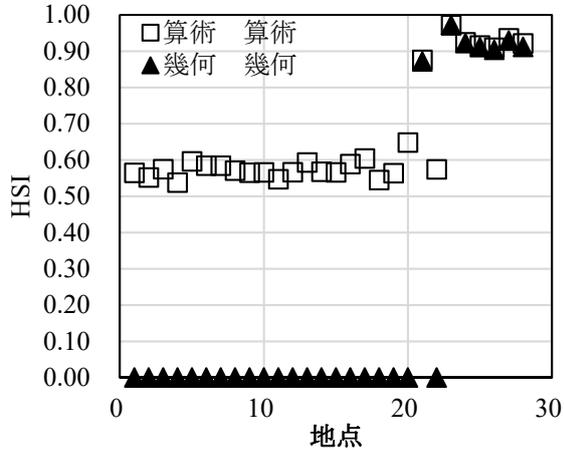


図11：手法2による生息場評価結果（4月）

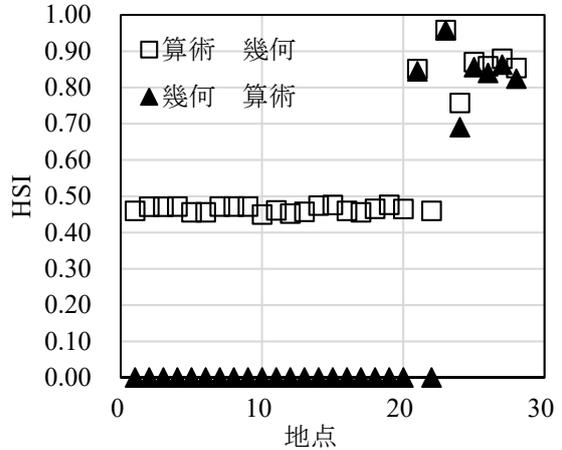


図12：手法2による生息場評価結果（4月）

妥当ではないと考えられる。次に、幾何-幾何および幾何-算術では、遊泳力の小さな魚種（メダカ）や底生魚グループ（ドジョウ・ヨシノボリ類のグループ）に影響され、地点1から19までの範囲においてHSI値が0となっている。これは、幾何平均法を用いる場合、あるグループにとって生息に適した地点であったとしても、他のグループにとって生息に適さない地点である場合、全体として生息に適さない地点になってしまうからである。このように、一つのグループに対する評価値が全体に与える影響が大きいことから、生物多様性の観点からは評価手法として適さないと考えられる。

手法2を適用した結果、算術-算術および算術-幾何では、手法1の場合と同様な結果となり、HSI値が0.4~0.6の範囲をとった。しかしながら、すべての生物にとって適している地点20で低い値となるとともに2種の生物しか生息のできない地点21において、高いHSI値が得られていることから、いずれの手法も適していないと考えられる。次に、幾何-幾何および幾何-算術でも、手法1の場合と同様に、メダカやドジョウ等の魚種に影響され、オイカワ等が生息できる場所でもHSI値が0となっている。また、ほとんどの種が生息できる地点23から28において、低いHSI値が得られていることから、生物多様性の観点からは評価手法として適していないと考えられる。5月以降についても同様な結果が得られた。

以上より、手法1と手法2を比べて手法1の算術-算術の場合が多様な生物種が生息できる生息場を評価する手法として妥当であると考えられる。

5. まとめ

多様な生物が生息できる環境を評価する手法を開発し、対象地に適用してその有効性を検討した。その結果、手法1において統合方法に算術平均法を用いた場合が、個々の生物のHSI値から見て適性に生息場を評価することが可能であると判断できた。また、本手法による評価結果より、対象とした用排水路は、灌漑期（4月~9月）において環境配慮水路部分から下流部の区間で、多様な生物が生息できる可能性が示唆された。

引用文献

- [1] 農村環境整備センター(2006)：環境との調和に配慮した事業実施のための調査計画・設計の手引き1, 182p.
- [2] 田中章(2011)：生物多様性保全のための戦略的環境アセスメント手法, p19.
- [3] 棗田孝晴ら(2013)：千葉県北東部の谷ツ田における水生ホタル類の生息環境要素の抽出, 保全生態学研究 18, pp.91-99.
- [4] 市瀬友啓ら(2012)：HEPを応用して構築した予測モデルによる真鯛の漁場環境評価, 土木学会論文集, 68(2), I1227-I1232.
- [5] 金口嵩明ら(2015)：海釜底上げによる東ナメクジウオ生息場への影響評価, 水産工学, 水産工学, 52(2), pp.95-101.
- [6] 渡部恵司ら(2015)：農業用水路の生態系配慮施設における魚類相の多様性評価, 農村工学研究所技報, 217, pp.29-37.
- [7] 伊藤浩文ら(2016)：中小河川における魚類生息場評価のための生態環境多様性指数の提案, 土木学会論文G(環境), 72, pp.1-11.
- [8] 竹門康弘(2005)：底生生物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価, 本生態学会誌, 55, pp.189-197.
- [9] 尾崎浩平ら(2018)：HSIモデルに基づく多種の生物に対する生息場評価手法の開発, 創立90周年記念2019年度(第68回)農業農村工学会大会講演会講演要旨集, pp.166-167.
- [10] 尾崎浩平ら(2018)：多種の生物に対する生息場評価手法のためのHSIモデルの構築, 第74回農業農村工学会中国四国支部講演会講演要旨集, pp84-86
- [11] 辻本哲郎ら(2000)：生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価, 河川技術に関する論文集, Vol. 6, pp. 167-172.

A Gaussian-Process-Based global sensitivity analysis of cultivar trait parameters in APSIM-Sugar Model: Special reference to Different soil, Irrigated and Rainfed Environments in Thailand

O Bandara W.B.M.A.C.¹, Kazuhito Sakai^{1*}

¹Graduate school of Agriculture, University of the Ryukyus, Okinawa, Japan

Abstract

The present study is focused on assessing the sensitivity of model outputs (Cane dry weight (CW) of nine growth stages of sugarcane life cycle) to variations in 22 trait parameters used in APSIM-Sugar model under three soil types selected in Khon Kaen area, Thailand and, irrigated (IR) and rainfed (RF) conditions using emulator-based global sensitivity analysis. Gaussian Process (GP) emulation was used for sensitivity analysis (SA) and, Sensitivity index (S_i) and Total Sensitivity index (TS_i) were recorded from each analysis. In order to evaluate the emulator performances, Leave One Out Cross-Validated, Standardized Root Mean Square Errors (CV Std. RMSE) and Sigma-Squared values were calculated. Radiation Use Efficiency (RUE) and Transpiration efficiency coefficient (TEC) were identified as most influential trait parameters and Sensitivity variation of RUE and TEC across the growth stages, soil types and IR and RF conditions were analyzed. It can be concluded that, Simulation of cultivar difference for cane dry weight in studied environmental conditions could be improved by measuring parameter values for influential traits such as RUE and TEC, and statistically calibrating influential parameters that are difficult to measure directly.

Keywords: APSIM, Global Sensitivity analysis, Sugarcane, Gaussian Process emulation

1. Introduction

Parameterization and calibration of process-based crop models are very much important to achieve high accuracy. It is difficult to measure a wide range of parameters practically, and data obtained from field experiments are not sufficient to parameterize all the varietal information required in APSIM-Sugar. It is beneficial to reduce the number of parameters to be calibrated, so that resource requirements for measured calibrations can be reduced and over-parameterization during statistical calibration can be avoided [1]. Parameters that are influential but not easily measurable are recognized as ideal candidates to conduct statistical calibration, while parameters that are non-influential or do not have great variation between cultivars remain fixed to default values. Sensitivity analysis (SA) is a statistical tool that can be utilized to identify such parameters. It determines the strength of the relationship between a given uncertain input factor and the model outputs. [2] suggested the way of dividing SA into two broad categories: local SA and global SA. Effects of small variations in individual parameters around some nominal point can be investigated by using Local SA techniques [10]. Local one-at-a-time (OAT) sensitivity indices are efficiently utilized only in cases of all factors in a model produce linear output responses, or if some types of averages can be used over the parameter space. But in general, the model output responses to changes in the input factors are non-linear. Therefore, it is required an alternative global SA approach, in which the entire parameter space of the model is explored simultaneously for all input factors [5]. Global SA is advantageous over local OAT method as it ranks the parameter importance and provides information about the direct effect of individual factors on output and, about their interaction effects as well [6]. Therefore, GSA can provide a better understanding on how cultivar parameters influence the simulated yields [1]. But, Process-based crop models are often computationally expensive, and SA is extremely time consuming [7]. The most commonly applied solution is to create a meta-model for the simulator [8], often referred to as an emulator [9] which is a statistical approximation of the simulator [10]. As emulator is a simplified model and it is computationally less expensive than running the actual simulator. An emulator of sufficient accuracy can then be used in place of the actual simulator to perform

the sensitivity analysis [11]. Emulators are usually implemented as Gaussian process regression models which use a finite set of design points to approximate the simulator mapping [12].

Present study is focused on assessing the sensitivity of model outputs (CW) to variations in 22 parameters used in APSIM-Sugar model under different soil and IR and RF using emulator-based global sensitivity analysis and to analysis how the sensitivity of model outputs to cultivar parameters may vary over the nine growth stages of sugarcane life cycle. A better understanding of the sensitivity of model outputs to cultivar parameters and, how the sensitivity varies over the life cycle of sugarcane under different environment and management conditions will help improve model calibration efficiency.

2. Materials and methods

2.1 APSIM simulation

APSIM [13], is a cropping system modelling environment which can be used to simulate the performance of a single crop or a cropping system in response to the climate and soil conditions and permits the evaluation of management intervention through tillage, irrigation, or fertilization as well as choice, timing and crop sequencing of either in fixed or flexible rotations [14]. Meteorological data of Khon Kaen, Thailand, from year 1980 to 2010 was used and 22 trait parameters (Listed in Table 1) were simulated for three soil types selected in Khon Kaen area, Thailand and under irrigated and rainfed conditions to obtain Sugar cane dry weight (g/m^2) of nine growth stages of sugarcane life cycle by using APSIM-Sugar model.

Table 1: Trait parameters and range of values used in analysis

Parameters Listed in APSIM-Sugar Model	Level	Code	Unit	Range
Leaf area of the respective leaf	Leaf_size_no = 1	LS1	mm^2	500–2000
	Leaf_size_no = 14	LS2	mm^2	25,000–70,000
	Leaf_size_no = 20	LS3	mm^2	25,000–70,000
Fraction of accumulated biomass partitioned to cane		CF	gg^{-1}	0.65–0.80
Accumulated thermal time from emergence to beginning of cane		EB	$^{\circ}\text{C day}$	1200–1900
Accumulated thermal time from beginning of cane to flowering		BF	$^{\circ}\text{C day}$	5500–6500
Accumulated thermal time from flowering to end of the crop		FC	$^{\circ}\text{C day}$	1750–2250
Maximum number of fully expanded green leaves		GLN	No.	9–14
Tillering factors according to the leaf numbers	Tiller_leaf_size_no = 1	TLS1	$\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$	1–6
	Tiller_leaf_size_no = 4	TLS2	$\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$	1–6
	Tiller_leaf_size_no = 10	TLS3	$\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$	1–6
	Tiller_leaf_size_no = 16	TLS4	$\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$	1–6
	Tiller_leaf_size_no = 26	TLS5	$\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$	1–6
Transpiration efficiency coefficient	Stage_code = 1	TEC1	kg kPa/kg	0.008–0.014
	Stage_code = 2	TEC2	kg kPa/kg	0.008–0.014
	Stage_code = 3	TEC3	kg kPa/kg	0.008–0.014
	Stage_code = 4	TEC4	kg kPa/kg	0.008–0.014
	Stage_code = 5	TEC5	kg kPa/kg	0.008–0.014
	Stage_code = 6	TEC6	kg kPa/kg	0.008–0.014
Radiation use efficiency	Stage_code = 3	RUE3	g/MJ	1.2–2.5
	Stage_code = 4	RUE4	g/MJ	1.2–2.5
	Stage_code = 5	RUE5	g/MJ	1.2–2.5

2.2 Sensitivity analysis

In order to conduct the sensitivity analysis we used the Gaussian Process (GP) emulator as implemented in the software package GEM-SA [15]. More detail description of underlying mathematics of GEM-SA are described in [16] and [9]. GEM-SA package calculates two variance-based sensitivity indices as main effect index (S_i) and total effect index (ST_i) [9]. The main effect index (Eq.1) and total effect index (Eq.2) is defined as:

$$S_i = \frac{\text{Var}\{E(f(X)|x_i)\}}{\text{Var}\{f(X)\}} - \text{Eq. (1)} \quad TS_i = 1 - \frac{\text{Var}\{E(f(X)|x_i)\}}{\text{Var}\{f(X)\}} - \text{Eq. (2)}$$

Where $\text{Var}\{f(X)\}$ is defined as the total variance in the output-given variations in all parameters and $\text{Var}\{E(f(X)|x_i)\}$ is the variance in the expected output of $f(X)$ given x_i . Therefore, S_i represents the expected reduction in output variance if parameter x_i is known. In terms of its effect on output uncertainty, S_i (Eq. 1) can be used to rank the relative importance of each parameter identifying where future research should be focused [9]. Eq. 2 represents the total effect of the parameter x_i and all its interactions. As suggested by [17], TS_i should be used if the sensitivity analysis is aimed to set non-influential parameters to default values, removing them from potential calibrations. If parameters are linearly additive (i.e. no strong interaction) S_i and TS_i would be equal.

By partitioning the total output variance induced by variations in all input parameters, variance-based sensitivity indices are calculated. Therefore, initially training samples of 350 test points and related outputs of APSIM simulator runs were generated using `apsimr` package of R software. Test points were generated for 22 input parameters and 9 outputs (Growth stages as Days after planting (D); 90, 150, 210, 240, 270, 300, 330, 360 and 390) of APSIM simulation corresponding to; Three soil types (S1, S44 and S46), Three rain fall years (Max – 2008, Medium – 1984, Min – 1993) and IR and RF conditions (Figure 1).

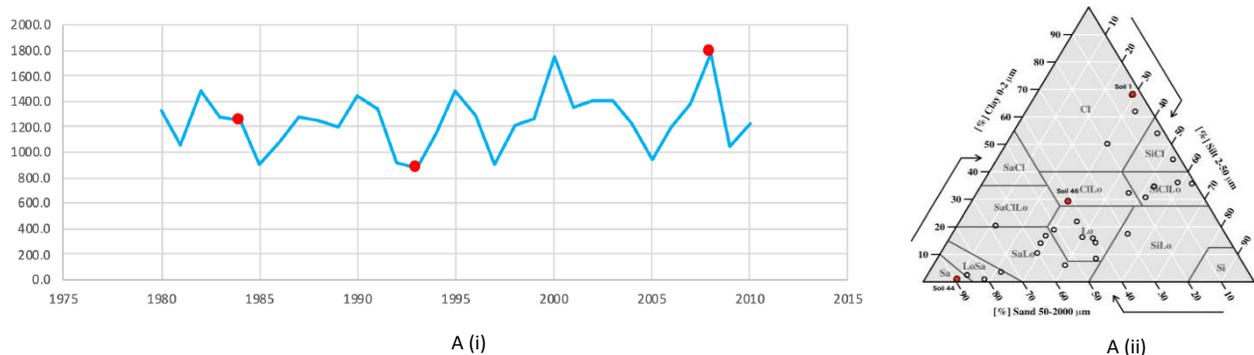


Figure 1: A(i) Annual rain fall in Thailand from 1980 – 2010 and three selected years for maximum, medium and minimum rain fall, A(ii) Textural properties of selected three soil types (S1,S44,S46) in Khon Kaen, Thailand

Model emulators were built for each output by region by year by Irrigated and rainfed conditions combination (162 emulators). S_i and TS_i of each parameter were recorded from each analysis. For each emulator, Leave One Out Cross-Validated, Standardized Root Mean Square Errors (CV Std. RMSE) and Sigma-Squared values were calculated. Initially, boxplots were used to visually represent the model emulator performance across all analysis soil, and IR and RF conditions for each growth stages of Sugarcane life cycle. Heat maps of S_i indices were used to explore the sensitivity of model outputs to cultivar parameters that varies over the growth stages of sugarcane life cycle corresponding to the different combination of soil types and IR and RF conditions in Thailand. Most influential parameters on simulated can weight were identified based on S_i values for each combinations of soil type and, IR and RF conditions.

3. Results and discussion

3.1 Emulator performance

Emulator accuracy was evaluated based on the quantitative evaluation of the set of statistical measures (sigma-Squared: σ^2 , CV. Root mean squared error, CV. Root mean squared relative error and CV Std. Root mean squared error) computed by GEM SA. σ^2 value effectively provides a measure of the non-linearity in the emulator by expressing the variance of the emulator after standardizing the output. As σ^2 ranges near 0 when

a model shows linearity and, show higher values when a model shows moderate to high nonlinearity. [18] obtained σ^2 ranging from 0.13 to 1.6 for their emulators and concluded that their parameters exhibit only moderate deviations from linearity. [19] obtained σ^2 ranging from 0.10 to 1.43 and concluded that their models showed good to moderate linearity. Hence, we obtain σ^2 values ranging from 0.03 to 0.48 for all generated emulators (Figure 2). So, the models showed comparatively good linearity in each soil, IR and RF environments across all growth stages of sugarcane life cycle. Hence emulators can successfully replace the simulators. The CV Std. Root mean squared error expresses the residual divided by an estimate of its standard deviation, and should be close to one if the emulator variance is an accurate estimate of the actual error variance while lower and higher values respectively indicate over and underestimation. Our RMSSE values of cross-validation results ranging between 0.68 to 1.09 (Figure 2) and were close to 1 in all the SA experiments. These results are in agreement with those reported by [15], [18], [19], suggesting an emulator fit is a good representation of the true model.

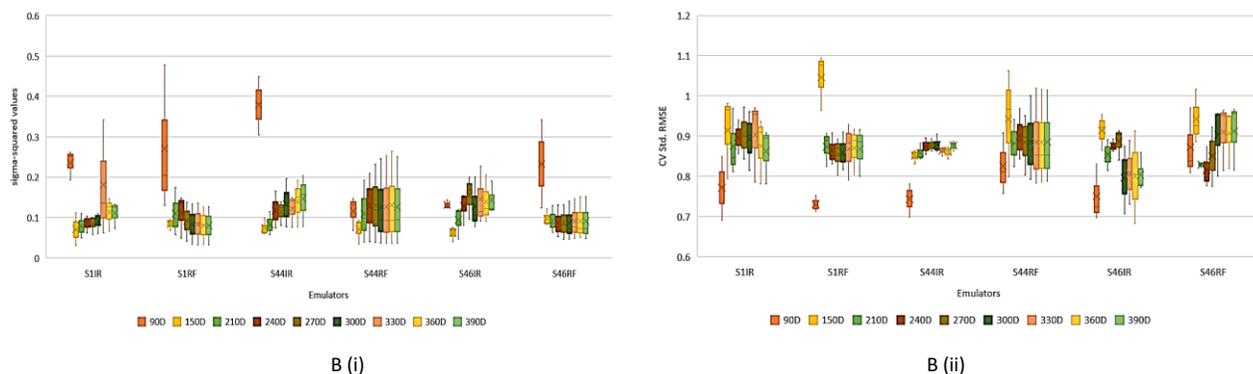


Figure 2. B(i) Sigma squared value, B(ii) CV std. root mean squared error of results of selected outputs under three soil types (S1, S44 and S46) and irrigated (IR), rainfed (RF) conditions

3.2 Parameter sensitivity identification

For cane dry weight of each growth stages of sugarcane, parameters RUE and TEC were more influential in three soil types and IR and RF conditions while other used parameters recorded least influential for the simulator output. Sensitivity of RUE for CW varies between 45-98.5% while TEC for CW varies between 0.05-29.16% across all growth stages of sugarcane regardless of soil type and IR, RF conditions (Figure 3). Generally, except CW of S44IR, 90 days after planting, more than 90% of total variance values were recorded for the main effect of selected parameters for all outputs. As S_i of main effects only explained total variance of CW of S44IR, we further conducted an analysis for the interaction effects and found highly influential interaction effect between TEC3 and RUE3 with S_i of 42.85% only for D90 of S44IR records (Figure 3). RUE of stage code 3 (from emergence to the beginning of cane growth: RUE3) and the TEC of stage code 3 (TEC3) were the most influential parameter for D90 and D150 outputs for all simulated conditions. From the D210, S_i of both parameters (RUE3 and TEC3) tend to decrease (Figure 3). From D210 to D390 RUE of stage code 4 (from the beginning of cane growth to flowering: RUE4) and TEC of stage code 4 (TEC4) become most influential parameter for CW (Figure 3). However, RUE4 tend to follow increasing trend from D210 to D300 and then decrease slightly up to D390. TEC4 of IR follows a decreasing trend from D210 to D390, But TEC4 of RF follows a decreasing trend from D210 to D300 and then records a slight increment from D300 to D390 (Figure 3). When compare IR and RF conditions of each soil types RUE has comparatively high sensitivity to CW of IR conditions than RF conditions. Because, Water stress in the model reduces the rate of leaf area expansion and radiation-use efficiency [20] and may cause to record low RUE for RF conditions. Regardless of the soil type RF conditions record comparatively high influence of TEC for CW than IR conditions, agrees

with the results of [21] who found that TEC was more influential under more water stressed conditions and in line with the results obtained by the [1].

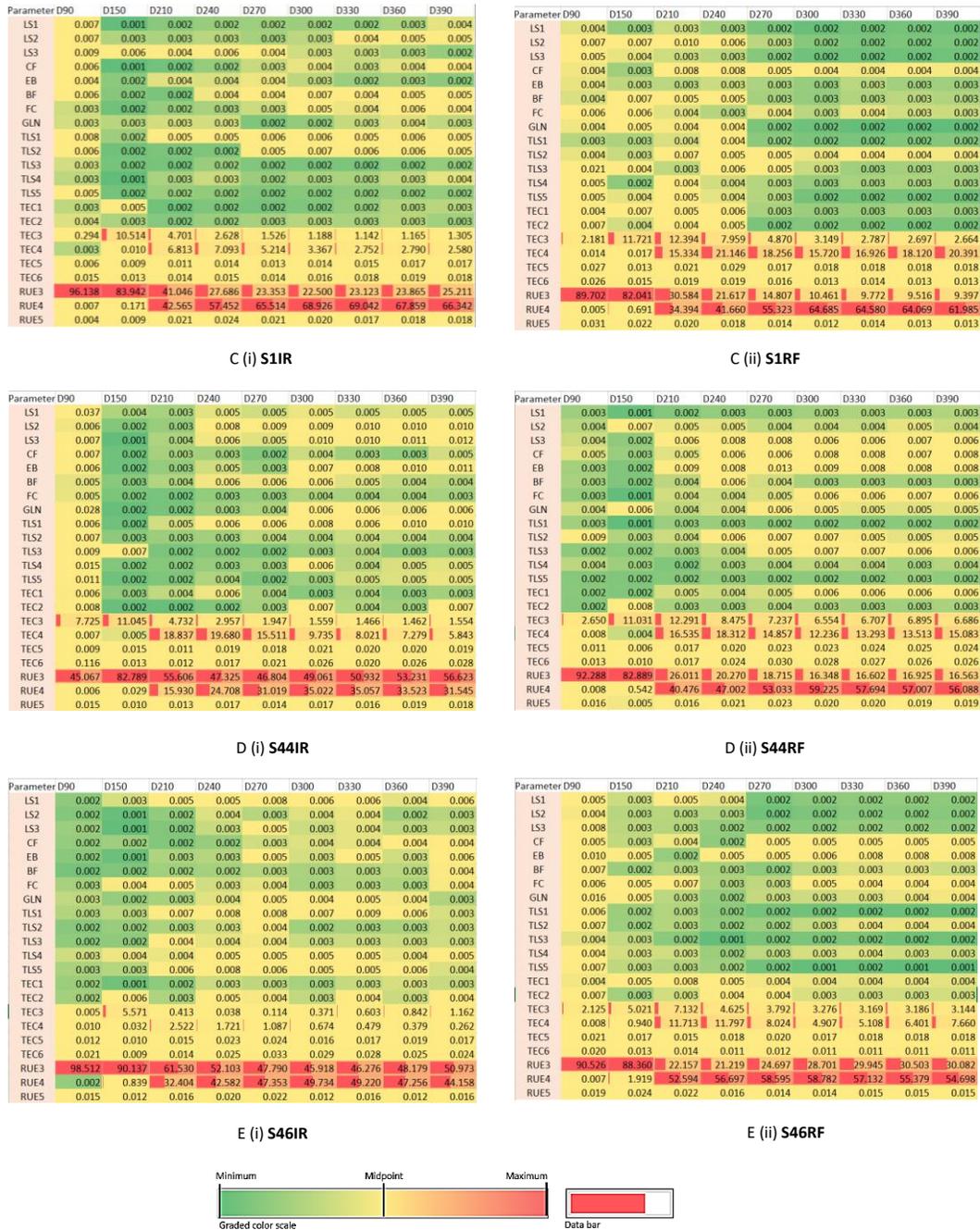


Figure 3. Heat maps of variation of sensitivity index across nine growth stages of sugarcane life cycle corresponding to C(i) S1IR, C(ii) S1RF, D(i) S44IR, D(ii) S44RF, E(i) S46IR and E(ii) S46RF

These can further confirm by the results obtained for the IR conditions corresponding to each soil type as irrigated, S44 (Sand:90%, Silt:10%, Clay:0) indicates high sensitivity compare to S1 (Sand:0, Silt:30%, Clay:70%) and S46 (Sand:40%, Silt:30%, Clay:30%). Because S44 contains high sand percentage and no or less clay and silt in the texture, water holding capacity of S44 can be low compare to S1 and S46, so that irrigation simulated in the S44 was not sufficient to completely avoid water stress. Therefore, any simulation

of less favorable conditions for water demand would have caused increased stress in the S44 region whereas these parameters would be less noticeable in S1 and S46.

4. Conclusion

Our study was focused on utilization of Gaussian Process emulator to investigate parameter sensitivity in the APSIM-Sugar model under different soil and IR and RF conditions in Thailand across nine growth stages of Sugarcane. RUE and TEC were the most influential parameters despite the soil types and IR and RF. Other analyzed parameters recorded least influence for the simulator output. However, Sensitivity of RUE and TEC varied differently across the growth stages, soil types and IR and RF. RUE has comparatively high sensitivity to CW of IR conditions than RF conditions while TEC was highly sensitive to RF conditions than IR conditions. Most notably, the sensitivity of TEC recorded high value for S44IR compared to irrigated S1 and S44. Because TEC was more influential under more water stressed conditions, S44 as sandy soil, simulated irrigation percentage was not sufficient to completely avoid water stress. Identification of highly influential parameters could have significant influences on studies that rely on comparisons of the performances of different cultivars in different production environments. Simulation of cultivar difference for cane dry weight in studied environmental conditions could be improved by measuring parameter values for influential traits such as RUE and TEC, and statistically calibrating influential parameters that are difficult to measure directly. Future research should be focused on range of soil types, climate interactions and different water regimes.

5. References

- [1] J. Sexton, Y. L. Everingham, and G. Inman-Bamber, "A global sensitivity analysis of cultivar trait parameters in a sugarcane growth model for contrasting production environments in Queensland, Australia," *Eur. J. Agron.*, vol. 88, pp. 96–105, 2017.
- [2] X. Song, C. Zhan, F. Kong, and J. Xia, "Advances in the study of uncertainty quantification of large-scale hydrological modeling system," *J. Geogr. Sci.*, vol. 21, no. 5, pp. 801–819, 2011.
- [3] N. Benson, D. B. Kell, D. S. Broomhead, R. L. Grimley, and A. E. C. Ihekweba, "Sensitivity analysis of parameters controlling oscillatory signalling in the NF- κ B pathway: the roles of IKK and I κ B α ," *Syst. Biol. (Stevenage)*, vol. 1, no. 1, pp. 93–103, Jun. 2004.
- [4] D. Hu and J.-M. Yuan, "Time-Dependent Sensitivity Analysis of Biological Networks: Coupled MAPK and PI3K Signal Transduction Pathways," *J. Phys. Chem. A*, vol. 110, no. 16, pp. 5361–5370, Apr. 2006.
- [5] X. M. Song, F. Z. Kong, C. S. Zhan, J. W. Han, and X. H. Zhang, "Parameter identification and global sensitivity analysis of Xin'anjiang model using meta-modeling approach," *Water Sci. Eng.*, vol. 6, no. 1, pp. 1–17, 2013.
- [6] R. Munoz-Carpena, Z. Zajac, and Y. M. Kuo, "Global sensitivity and uncertainty analyses of the water quality model VFSDMOD-W," *Trans. ASABE*, vol. 50, no. 5, pp. 1719–1732, 2007.
- [7] A. Saltelli, K. Chan, and M. Scott, "Sensitivity analysis. Probability and statistics series," *John Wiley Sons, New York*, 2000.
- [8] J. Sacks, W. J. Welch, T. J. Mitchell, and H. P. Wynn, "Design and analysis of computer experiments," *Stat. Sci.*, pp. 409–423, 1989.
- [9] J. E. Oakley and A. O'Hagan, "Probabilistic sensitivity analysis of complex models: A Bayesian approach," *J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.*, vol. 66, no. 3, pp. 751–769, 2004.
- [10] A. O'Hagan, "Bayesian analysis of computer code outputs: A tutorial," *Reliab. Eng. Syst. Saf.*, vol. 91, no. 10–11, pp. 1290–1300, 2006.
- [11] L. Uusitalo, A. Lehtikoinen, I. Helle, and K. Myrberg, "An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support," *Environ. Model. Softw.*, vol. 63, pp. 24–31, 2015.
- [12] A. Boukouvalas, D. Cornford, D. Maniyar, and A. Singer, "Gaussian process emulation of stochastic models: developments and application to rabies modelling," *Mach. Learn.*, no. Icml, p. 5, 2007.
- [13] D. P. Holzworth *et al.*, "APSIM - Evolution towards a new generation of agricultural systems simulation," *Environ. Model. Softw.*, vol. 62, pp. 327–350, 2014.
- [14] E. Wang *et al.*, "Development of a generic crop model template in the cropping system model APSIM," *Eur. J. Agron.*, vol. 18, no. 1–2, pp. 121–140, 2002.
- [15] M. C. Kennedy, C. W. Anderson, S. Conti, and A. O'Hagan, "Case studies in Gaussian process modelling of computer codes," *Reliab. Eng. Syst. Saf.*, vol. 91, no. 10–11, pp. 1301–1309, 2006.
- [16] M. C. Kennedy and A. O'Hagan, "Bayesian calibration of computer models," *J. R. Stat. Soc. Ser. B (Statistical Methodol.)*, vol. 63, no. 3, pp. 425–464, 2001.
- [17] A. Saltelli and P. Annoni, "How to avoid a perfunctory sensitivity analysis," *Environ. Model. Softw.*, vol. 25, no. 12, pp. 1508–1517, 2010.
- [18] G. Petropoulos, M. J. Wooster, T. N. Carlson, M. C. Kennedy, and M. Scholze, "A global Bayesian sensitivity analysis of the 1d SimSphere soil-vegetation-atmospheric transfer (SVAT) model using Gaussian model emulation," *Ecol. Modell.*, vol. 220, no. 19, pp. 2427–2440, 2009.
- [19] M. H. J. P. Gunarathna, K. Sakai, T. Nakandakari, K. Momii, and M. K. N. Kumari, "Sensitivity analysis of plant- And cultivar-specific parameters of APSIM-SUGAR model: Variation between climates and management conditions," *Agronomy*, vol. 9, no. 5, 2019.
- [20] C. A. Jones, "CERES-Maize; a simulation model of maize growth and development (No. 04; SB91. M2, J6.)," 1986.
- [21] J. Sexton and Y. Everingham, "Global sensitivity analysis of key parameters in a process-based sugarcane growth model—A Bayesian approach," *Proc. of the 7th Int. Congr. Environ. Model. Software. D. P. Ames, N. W. T. Quinn A. E. Rizzoli. San Diego, California, USA* 8, 2014.

A sensitivity analysis of Piano Key Weir discharge capacity based on 3D numerical modeling

The United Graduate School of Agricultural Science, Gifu University ○ Le Anh Tuan
Faculty of Applied Biological Sciences, Gifu University Ken HIRAMATSU

1. INTRODUCTION

Global warming may cause more intense rainfalls and snow events, which lead to increased risk of flooding. It might collapse the embankment of outdated small reservoirs with insufficient capacity of spillways. To handle the demand for a new kind of effective spillway, the Piano Key Weir (PKW) was developed. PKWs include a high performance in terms of their rating curve, i.e. they spill large specific discharges under relatively small heads, if compared with an ogee crest. However, their structure involves a lot of geometrical parameters and the hydraulic behavior is complex. Physical modeling usually offers different characteristics to derive adequate hydraulic design and gain insight into the hydrodynamics (Novak, et al. 2010). However, design, building and operation of physical models may take long periods of time. 3D numerical modeling turned out to be an interesting opportunity. The present paper analyses the ability of a computational fluid dynamics (CFD) model (FLOW-3D) to simulate the flows along the PKW.

The main objective of the present study is to evaluate how accurately the FLOW-3D can represent the flow characteristics for a complex structural weir. A second objective is providing a sensitive analysis for some of the main parameters/option of the model.

2. ESCOULOUBRE PIANO KEY WEIR

The Escouloubre PKW was primarily tested and developed in a physical model built in the University of Liege (Epricum, et al. 2013), where discharges and flow depths were measured for four different conditions. These results were used to validate the numerical model and to analyze the differences between physical and numerical models results.

3. NUMERICAL MODEL

To solve the governing equations of fluid flow, FLOW-3D solves a modification of the commonly used Reynolds Average Navier-Stokes (RANS) equations using a finite-volume method. The computational domain is subdivided into small hexahedral cells. For each cell, average values for the flow parameters (pressure and velocity) are computed at discrete times using a staggered grid technique. To define the obstacle within the grid, an algorithm called the fractional area/volume obstacle representation (FAVOR) is used. The FAVOR method defines the region of a cell that contains an obstacle by its ratio of volume of obstacle to volume of the cell and the ratio of the obstacle area to the cell face area (A_x , A_y , A_z). Similarly, the algorithm to track the free surface termed the modified volume-of-fluid (VOF) method (Hirt and Nichols, 1981) represents the ratio of fluid within a cell, a full cell has a value of 1.0, an empty cell a value of 0.0 and a partially filled cell has an intermediate value. The conservation of mass and momentum equations in vector form with the FAVOR and VOF modification are (Flow-3D):

$$\frac{\partial}{\partial x}(uA_x) + \frac{\partial}{\partial y}(vA_y) + \frac{\partial}{\partial z}(wA_z) = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + \frac{1}{V_F} \left(u_j A_j \frac{\partial u_i}{\partial x_j} \right) = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + g_i + f_i \quad (2)$$

where t is the time, u , v , and w are the velocity components along the axes x , y and z , respectively, of a

Cartesian coordinate system, P is the pressure, ρ is the density, and V_F is the fractional volume open to the flow. A_x , A_y , and A_z are the fractional areas open to flow along x , y , and z , respectively, g_i are body accelerations along x , y , and z , respectively, and f_i are viscous accelerations along x , y , and z , respectively. The viscous accelerations include the Reynolds stresses.

4. NUMERICAL MODEL IMPLEMENTATION

The geometrical models for PKW structure was produced using AUTOCAD 3D. The entire geometrical domain in (x, y, z) had the dimensions of $1.0 \times 0.86 \times 1.0$ m. To decrease the required computation time, variable-sized grid and grid refinement technique was used. Fixed mesh planes were located within the grid to identify key geometry locations, such as at the crest and upstream and downstream apexes. Constant cell sizes were used in the region of the weir in the x and y directions. Cell sizes in the x -direction were variable, increasing in size upstream and downstream of weir. Similarly, the cell size at the top of the weir was fixed and cells in the z -direction increased in size, vertically up and down from the top of the weir. Figure 1 shows the numerical model mesh schematic.

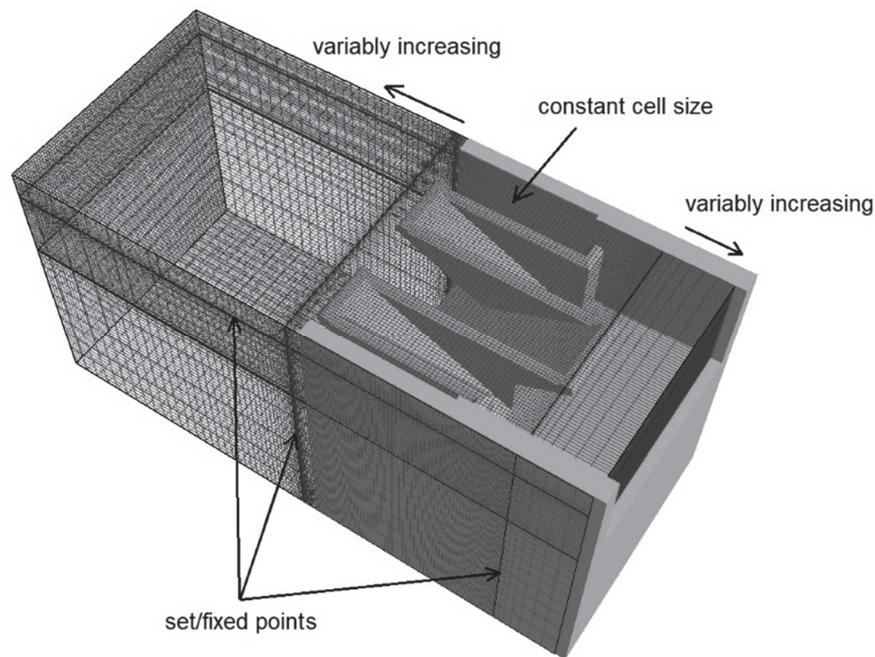


Fig. 1 Numerical model mesh schematic

Although multiblock and/or embedded meshes are an option, a single mesh was chosen to minimize numerical interpolation and truncation at mesh block boundaries. The smallest grid cell size was 10mm. The number of cells in a simulation is approximately 500,000. Simulation were usually for 20s of modeled flow time. Modeling boundaries were set as follow: inlet: stagnation pressure head correlating to the total head H_T ; outlet: outflow; front, back, bottom: wall; and top: pressure boundary = 0 (atmospheric).

For the numerical discretization order of the solution, first order schemes have a long history of being remarkably accurate, with the exception of swirling flows or long-range wave propagation flows that require higher orders schemes. While all schemes were investigated, only first order results are reported in this paper.

For turbulence closure, several different models were evaluated, to see their effect on evaluating the discharge capacity; the k-epsilon renormalized group theory (RNG) and large eddy simulation (LES) models. However, within the RNG model, there are two options for the user to control the turbulence maximum

mixing length, which is a physical quantity describing the size of the large energy-containing eddies in a turbulent flow, one is to allow the dynamic turbulence length to change as a function of flow properties, the other is for the user to prescribe a set value. For the latter, it is common to set the turbulence length scale to a certain percentage of a typical dimension of the problem. In this set of runs, a rule of thumb is to choose 7% of the weir height P and 7% of total head H_T .

5. EXPERIMENTAL RESULTS

The discharge, given an upstream total hydraulic head is measured using *flux planes*, FLOW-3D objects which allow for the measurement of fluxes, through a prescribed surface, in our case a plane located downstream of the weir. A comparison of the physical model flow with the numerical model flows show no clear pattern for the two flows among the RNG models. The LES simulation had the largest relative error (Table 1). The RNG model with a length scale $0.07P$ was selected due to simplicity and constant between the different H_T simulations.

Table 1. Comparison of turbulence models with $H_T = 14\text{mm}$

Turbulence closure	RNG dynamic	RNG 0.07P	RNG 0.07H	LES
$Q_{\text{numerical}}$ (l/s)	9.11	9.17	9.09	9.15
Q_{physical} (l/s)	9.256			
Relative error (%)	-1.57	-0.93	-1.79	-1.14

In order to evaluate if the flow rates obtained in the numerical simulations corresponded to those of the experimental tests, the relative differences between experimental and numerical discharges were evaluated (Table 2). Therein, δ refers to the relative differences between the experimental flow rate obtained by Epicum, et al. (2013) and the simulated flow rate on the downstream boundaries for the final time of the initial simulation.

Table 2. Relative differences between experimental and numerical values of the discharge

H_T (mm)	Q_{exp} (l/s)	Q_{num} (l/s)	δ (%)
14	9.256	9.17	-0.93
25	21.59	22.53	4.35
37	38.56	38.6	0.1
69	77.13	78.53	1.81

An overall good agreement was obtained between the numerical results and the experimental data (Figure 2).

6. CONCLUSION

The purpose of this study was to evaluate the accuracy of the CFD methods and conduct a sensitive analysis for some different turbulence closures of the model. Excellent agreement was found between the physical and numerical models. The results of the numerical model indicate that the selected turbulence models had very little effect on discharge. The comparison of physical numerical model results advocate that a numerical model can provide a good approximation of the expected discharge. The ability to numerically model a design or analyzed an existing PKW allows site-specific characteristics to be evaluated without the construction of a scaled physical model.

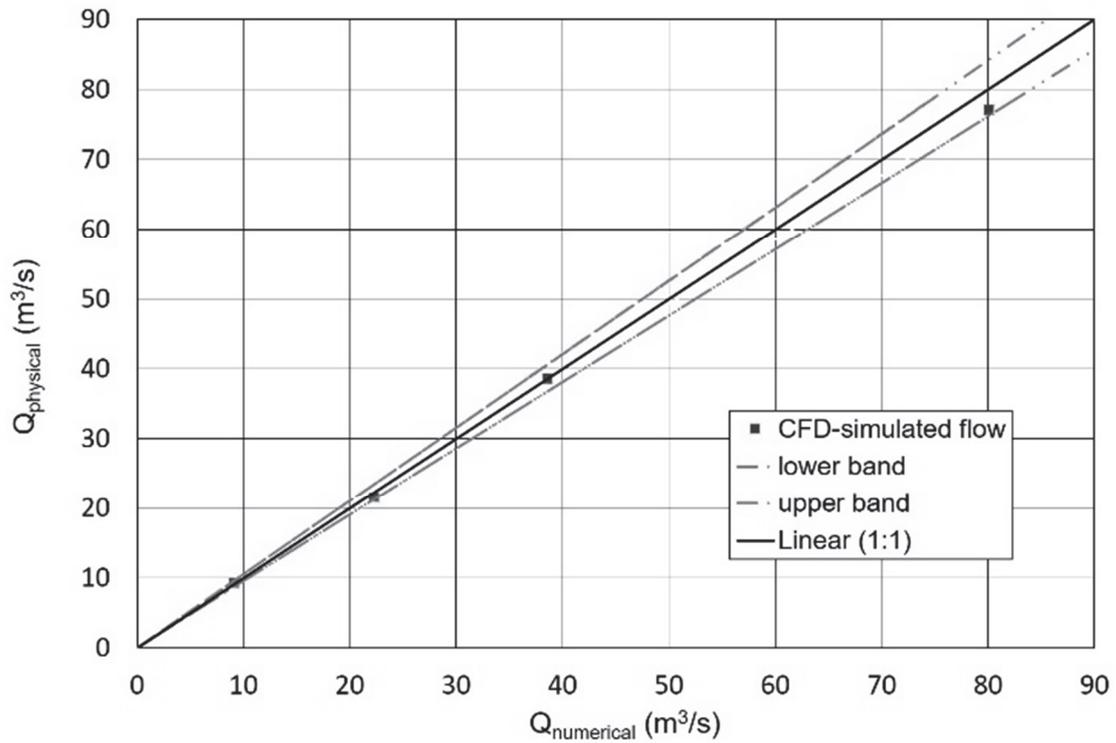


Fig. 2 Comparison of physical/CFD with flow rating using 95% confidence limits

7. REFERENCES

- Epicum, S, Silvestri, A, Dewals, B, Arcchambeau, P, Piroton, M, Colombie, M, and Faramond, L. 2013. "Escouloubre Piano Key Weir: Prototype versus scale models." *Labyrinth and Piano Key Weir II - PKW 2013*. London: Taylor&Francis Group.
- Flow-3D. n.d. [Computer Software]. Santa Fe, New Mexico.
- Hirt, C.W, and Nichols, B.D. 1981. "Volume of Fluid (VOF) method for the dynamics of free boundaries."
- Novak, P, Guinot V, Jeffrey A, and Reeve D.E. 2010. *Hydraulic modeling - An introduction*. London and New York: Spon Press.

The Effect of Controlled Release Fertilizers To Reduction of The Nitrogen Leaching In Sugarcane Fields In Okinawa.

○ RHK Rathnappriya¹, Kazuhito Sakai¹

¹Graduate school of Agriculture, University of the Ryukyus, Okinawa, Japan

Abstract

Sugarcane plays a vital role in the livelihood of the Okinawa's people by being one of the main crops that supports their economy. But, labor shortage and heavy nitrogen losses associated with sugarcane cultivation in Okinawa have become the major limitations of the industry. Controlled Release Fertilisers are been recognized by means of its role in optimising the nitrogen (N) use efficiency in crop production, reducing the environmental impacts due to N leaching and, as a solution for labor scarcity. Therefore, the study is focused on confirming the effect of Controlled Release Fertilizers for the reduction of nitrogen leaching from sugarcane fields. A lysimeter study is conducted by using four different treatments; (i) Non-Vegetation (NV) / No fertilizer application, (ii) Nitrogen-free/Non-N (NN) fertilizer application, (iii) Urea/Normal Released (NR) fertilizer application, and (iv) Controlled Release (CR) fertilizer application. Underground drainage of the experimental plots is collected and water samples are analysed for nitrate-N. Soil water content is measured at 60 cm, 90 cm and 120 cm depths. Growth surveys are conducted and, stalk height, number of stalks and, number of leaves are measured throughout the growth period and, leaf area index is calculated. Daily meteorological data on rainfall, maximum and minimum temperatures, relative humidity, windspeed, and solar radiation are collected. Harvesting surveys would be conducted and, raw stem weight and the Brix value would be measured. Sugarcane yields related to each treatment would be measured and compared. The study is an ongoing field experiment and this paper discusses only about data collected up to 120 days after planting. It is observed that nitrogen leaching from CR plot is significantly lower than that of NR plot. During the rainfall events, leached nitrate-N amount tends to be higher than the non-rainfall conditions and, higher soil moisture percentage was observed in the depth of 120 cm for all experimental plots. Growth surveys expressed no significant difference between measured growth parameters of CR plot and NR plot. The study would be continued to cover full crop cycle and, the effect of Controlled Release Fertilizer to reduction of the nitrogen leaching in sugarcane fields in Okinawa would be evaluated.

Key words: Sugarcane cultivation, Nitrogen leaching, Controlled Release Fertilizers

1. Introduction

Sugarcane (*Saccharum officinarum*) is a perennial grass belongs to family Poaceae, which is cultivated in tropical and subtropical regions for its juice from which sugar is produced. The global sugarcane production accounts for about 1.9 billion tonnes per year (AtlasBig, 2018). Currently, one hundred and twenty-four countries in the world are engaged in sugarcane production where Brazil, India, China, Thailand, The United States of America, Pakistan, Mexico, The Russian Federation, France and Germany leads the industry (World Population Review, 2019). Japan is ranked as the 32nd largest sugar producer in the world, as the country produces about 729,000 tonnes of sugarcane per year (World Population Review, 2019). At present, sugarcane production of Japan is limited to the South-western islands, where most of them are located in the subtropics. Although Okinawa plays a major role in Japan's sugarcane production, its' contribution to the world's production is not much significant. Therefore, the international competitiveness of sugarcane production in Okinawa is not much strong, in where the importance of raising the productivity of sugarcane industry is recognized.

Okinawa's sugarcane production is frequently affected by typhoons, low temperatures in winter, droughts in summer and poor soil fertility (Matsuoka, 2006). In addition, labor shortage has also become a severe

issue due to the aging of farmers is advancing and, young generation is not willing to engage in farming activities emphasizing the importance of finding solutions for labor scarcity. However, still being one of the major crops, sugarcane plays a vital role by supporting the livelihood of the region. Therefore, a considerable attention is given by scientists to find out more reliable measures that can be utilized in the field so that the productivity can be increased.

Although sugarcane cultivation is associated with high levels of nitrogen (N) applications to achieve higher productivity, it is associated with high N losses and subsequent low N use efficiency (Verburg et al., 2014). Therefore, sugarcane industry is under big pressure in the case of reducing associated N losses and ensuring increased N use efficiency. Estimation of the nutrient requirement of crop based on its physiological conditions and alteration of the nutrient supply rates would provide a considerable advancement in soil fertility management.

Controlled Release Fertilizers (CRF) therefore have gained a great attention in the sugarcane industry when addressing above issues of labor shortage and heavy field nitrogen losses (Hara, 2000). CRF provides nutrients to the crop from the time of its application to the harvesting (Atmodjo, 2018). As nutrients are released and available in the soil over a long period of time (Yang, Geng, Li, Zhang, & Tian, 2016), frequent fertilizer applications are not required. By avoiding quick solubility of applied fertilizers and subsequent nutrient losses (especially nitrogen discharge), CRF contributes well for the reduction of environmental burden as well (Sempeho, Kim, Mubofu, & Hilonga, 2014). In addition, several field trials have been conducted to evaluate the behaviour of CRF in sugarcane fields around the world. With respect to Japan, the institute of Okinawa prefecture and a fertilizer company tried to examine the effect of the CRF by field experiments of several crop seasons and they confirmed that sugarcane yield obtained by using CRF is higher than that of using conventional fertilizer (Matsuoka, 2006). In their experiment, amount of applied nitrogen is the same in all conditions. Therefore, from this point of view, using of CRF may be a good opportunity to reduce the nitrogen leaching. However, the nitrogen leaching has not been measured so far.

Considering all those scenarios, we have decided to conduct a field experiment to confirm the effect of Controlled Release Fertilizers for the reduction of nitrogen leaching from sugarcane fields.

Objectives of the study:

To quantify the nitrate-N leaching from sugarcane fields with respect to Controlled Release Fertilizer application and Conventional Fertilizer application

To measure the sugarcane yield with respect to Controlled Release Fertilizers application and Conventional Fertilizer application

2. Methodology

Ni-18 sugarcane variety is used in the experiment. A lysimeter study is conducted in Tropical Agriculture Research Front (TARF), Japan International Research Center for Agricultural Sciences (JIRCAS), which is located in Maezato, Ishigaki, Okinawa. Four different treatments are used; (i) Non-Vegetation (NV) / No fertilizer application, (ii) Nitrogen-free/ Non-N (NN) fertilizer application, (iii) Urea / Normal-Released (NR) fertilizer application, and (iv) Controlled-Release (CR) fertilizer application, as described in Table 1. Soil type of the experimental site belongs to the local soil classification of “Shimajiri Maji” (Hossain, Ueno, Maeda, & Kawamitsu, 2005).

Four weighing type lysimeters are used for separated field plots where treatments are applied. Dimensions of the lysimeters are given in Figure 1. Eight plants are planted in each lysimeter in two rows by maintaining 100 cm inter row space and 40 cm intra row space. Planting density is 2546 plants/10 a. Buffer stocks with four extra plants are maintained outside each experimental plot to minimize the physical damage that could be occurred by strong winds.

Table 1. Fertilization levels used as treatments.

Fertilizer Treatment	First Fertilization			Second Fertilization		
	N	P ₂ O ₅ (kg/ha)	K ₂ O	N	P ₂ O ₅ (kg/ha)	K ₂ O
Non-Vegetation (NV) / No fertilizer application	0	0	0	0	0	0
Nitrogen-free/ Non-N (NN) fertilizer application	0	29	42	0	29	42
Urea / Normal-Released (NR) fertilizer application	100	29	42	100	29	42
Controlled-Release (CR) fertilizer application	200	58	83	0	0	0

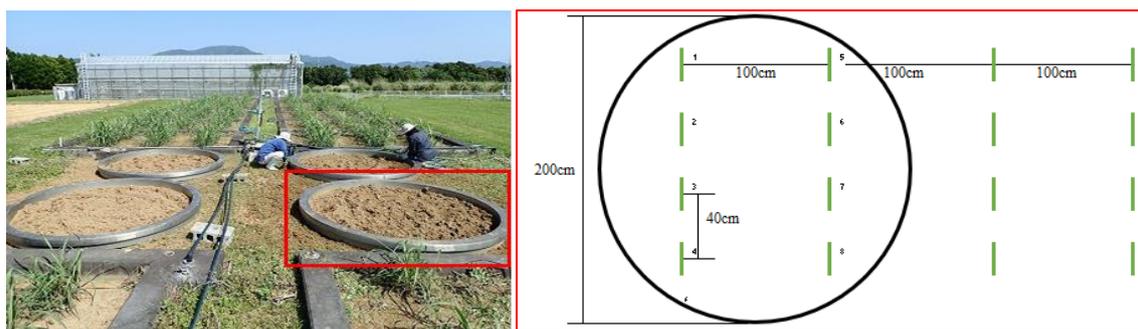


Figure 1. Lysimeters installed in the field and lysimeter dimensions

Underground drainage of the experimental plots is collected at the bottom of the lysimeters and water samples are analysed for nitrate-N. Soil water content is measured at 60 cm, 90 cm and 120 cm depths. Growth surveys are conducted and, stalk height, number of stalks and, number of leaves would be measured throughout the growth period and, leaf area index would be calculated. Harvesting surveys would be conducted and, raw stem weight and the Brix value would be measured. Daily meteorological data on rainfall, maximum and minimum temperatures, relative humidity, windspeed, and solar radiation are collected from the weather station located in the TARF research facility. Sugarcane yields related to each treatment would be measured and compared. Finally, the effect of the Controlled Release Fertilizer to reduction of the nitrogen leaching in sugarcane fields would be evaluated and compared over nitrogen leaching due to urea application.

3. Results and discussion

Field planting was done on 16th of April 2019 and inter cultivation practices are carried out throughout the growing season. First and second fertilizations were done 31 days and 92 days after planting respectively. The release of N from used Controlled Release fertilizer “*Tsuihimeijin*” was obtained (Figure 2) based on the release pattern of the fertilizer. According to the measured data, leached Nitrate-N from lysimeters and its variation with rainfall are shown in Figure 3 and Figure 4 respectively. And, soil moisture variation with rainfall is shown in Figure 5. As the study is an ongoing field experiment, this paper discusses only about data collected up to 120 days after planting.

According to the nitrate-N leaching data, nitrogen leaching from CR treatment applied plot is significantly lower than that of NR treatment application plot (Figure 3). Although urea is widely used as a nitrogen fertilizer due to its higher N content ($\cong 46\%$) and low cost, the utilization efficiency of applied urea fertilizer in a crop field is generally below 50% due to losses of leaching, surface runoff, and vaporization (Sempeho et al., 2014). According to Figure 2, N release from CR fertilizer reveals a slow release ensuring reduced amount of N losses to the environment. Observed nitrate-N leaching data confirms above scenario, as lower leaching losses are associated with CR plot than with NR plot.

During the rainfall events, it is observed that leached nitrate-N amount tends to be higher than the non-rainfall conditions. Especially nitrogen is a mobile and volatile compound in high water available conditions. Therefore, during the periods of high rainfall events (July and August), the leachate was comprised with more N than in non-rainfall events.

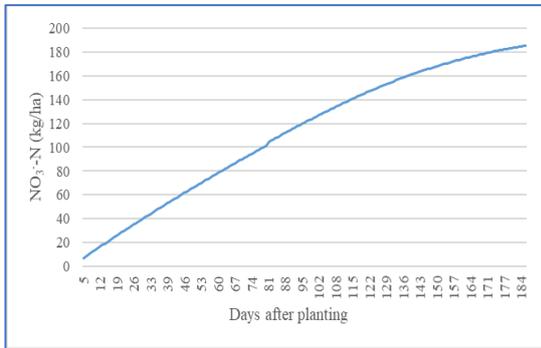


Figure 2. N release from Controlled-release fertilizer

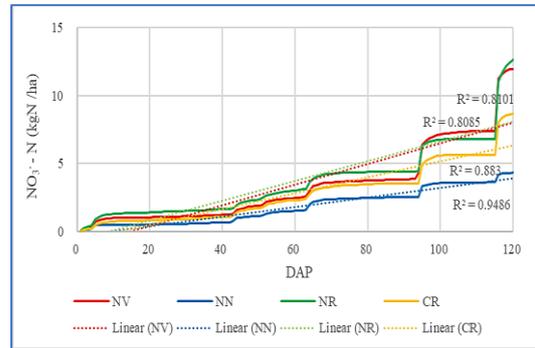


Figure 3. Leached Nitrate-N from lysimeters

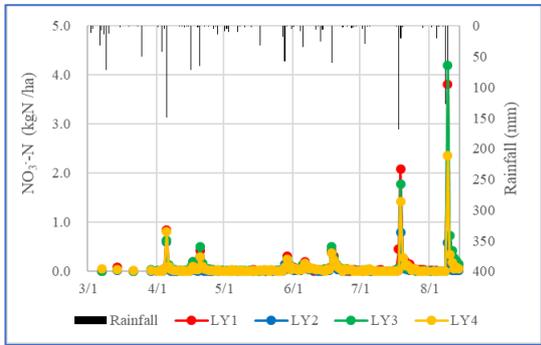


Figure 4. Variation of Leached Nitrate-N with rainfall

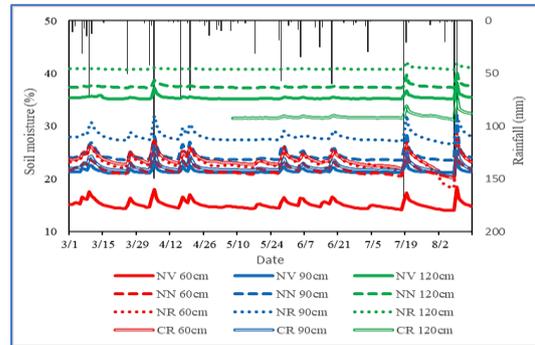


Figure 5. Soil moisture variation with rainfall.

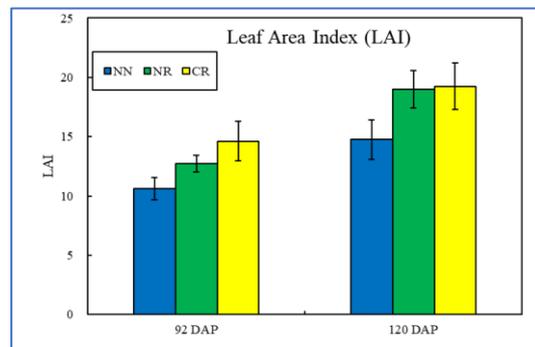
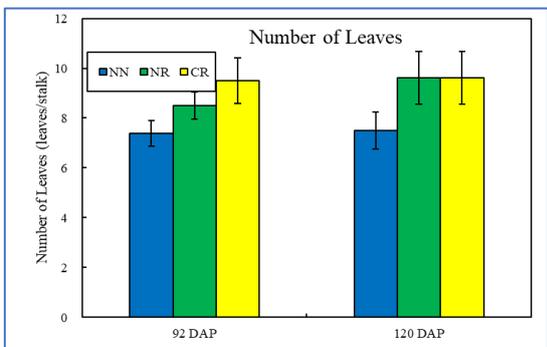
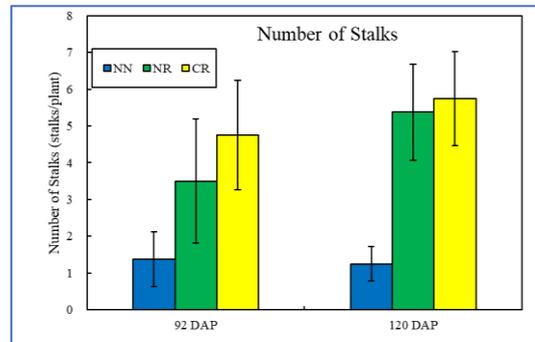
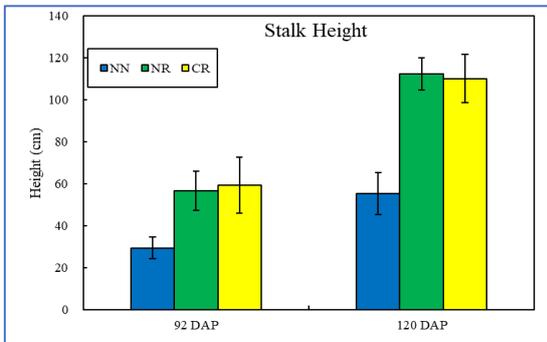


Figure 6. variation of growth parameters.

Soil water contents at 60 cm, 90 cm and 120 cm depths of experimental plots were changed with rainfall. Soil water content at 60 cm and 90 cm depths showed a higher fluctuation with precipitation events while the same at 120 cm depth displayed a relatively smooth change with precipitation. When consider the soil moisture variation, higher moisture percentage was observed in the depth of 120 cm for all experimental plots.

Under the growth survey, stalk height, number of stalks and, number of leaves were measured, leaf area index was calculated and presented in Figure 6. For both growth surveys conducted up to now, no significant difference was observed for all considered growth parameters of CR treatment plot and NR treatment plot.

4. Conclusion

To strengthen the international competitiveness of sugarcane production in Okinawa, it is very much important to raise the sugarcane productivity. Due to high nitrogen losses associated with sugarcane fields, sugarcane industry is under big pressure in the case of reducing associated N losses and ensuring increased N use efficiency. Controlled Release Fertilizers therefore have gained a great attention in the sugarcane industry when addressing above issues. The study is focused on to quantify the nitrate-N leaching from sugarcane fields and, to measure the sugarcane yields with respect to Controlled Release Fertilizers application and Conventional Urea Fertilizer application. According to the results obtained until now, there is a significant difference between nitrate-N leaching relevant to Controlled Release Fertilizer application and the urea fertilizer application, though there is no significant difference was observed for considered growth parameters (stalk height, number of stalks, number of leaves and leaf area index) of both treatments. Higher moisture percentage was observed in the depth of 120 cm for all experimental plots. Results would be finalized after collecting data on full crop cycle and, the effect of Controlled Release Fertilizer to reduction of the nitrogen leaching in sugarcane fields in Okinawa would be evaluated.

5. References

- AtlasBig. (2018). World Sugarcane Production Map. Retrieved September 7, 2019, from <https://www.atlasbig.com/en-us/countries-sugarcane-production>
- Atmodjo, M. C. T. (2018). *THE SLOW RELEASE NITROGEN FERTILIZER APPLIED IN SUGARCANE (Saccharum officinarum)*.
- Hara, Y. (2000). Estimation of nitrogen release from coated urea using the Richards function and investigation of the release parameters using simulation models. *Soil Science and Plant Nutrition*, 46(3), 693–701. <https://doi.org/10.1080/00380768.2000.10409134>
- Hossain, M. A., Ueno, M., Maeda, K., & Kawamitsu, Y. (2005). Potential Evapotranspiration and Crop Coefficient Estimates for Sugarcane in Okinawa. *J. Agric. Meteorol.*, 60(5), 573–576.
- Matsuoka, M. (2006). Sugarcane cultivation and sugar industry in Japan. *Sugar Tech*, 8(1), 3–9. <https://doi.org/10.1007/BF02943734>
- Sempeho, S. I., Kim, H. T., Mubofu, E., & Hilonga, A. (2014). Meticulous Overview on the Controlled Release Fertilizers. *Advances in Chemistry*, 2014, 1–16. <https://doi.org/10.1155/2014/363071>
- Verburg, K., Harvey, T. G., Muster, T. H., Brennan McKellar, L. E., Thorburn, P. J., Biggs, J. S., & Wang, W. (2014). Use of enhanced efficiency fertilisers to increase fertiliser nitrogen use efficiency in sugarcane. A Review of Nitrogen Use Efficiency in Sugarcane. In *SRA Research Report*.
- World Population Review. (2019). Sugar Producing Countries. Retrieved October 7, 2019, from <http://worldpopulationreview.com/countries/sugar-producing-countries/>
- Yang, X., Geng, J., Li, C., Zhang, M., & Tian, X. (2016). Cumulative release characteristics of controlled-release nitrogen and potassium fertilizers and their effects on soil fertility, and cotton growth. *Scientific Reports*, 6(November). <https://doi.org/10.1038/srep39030>

全面傾斜隔壁魚道においてドジョウ類の遡上率に濁水が与える影響

石川県立大学生物資源環境学部 ○一恩英二・中野光議・長野峻介・藤原洋一
岐阜県揖斐農林事務所 加藤絢也

1.はじめに

ドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*) はドジョウ科ドジョウ属に属する雑食性の淡水魚である。かつては、ほぼ日本全国の水田や湿地、沼、池などに生息している普通種であった(中島, 2017)。生息実態については、入水後に恒久的水域から一時的な水域へ侵入すること(斉藤, 1988; 湯浅・土肥, 1989), 入水初期の水田あるいは水路で産卵すること(塚原, 1948; 斉藤ら, 1988)等の記録がある。すなわち、その生活史を全うするためには、水田-小水路(一時的な水域)と河川(恒久的な水域)の水域ネットワークの構築が重要とされる(Naruse et al., 1996, 田中 1999, 2001)。水田域での寿命は 1~2 年と考えられるが、安定したため池では 10 年以上生存するらしい(中島, 2017)。また、北海道から沖縄まで、ドジョウを食べる文化が知られており、現在も重要な食材として扱われている地域は多い(中島, 2017)。

一方で、圃場整備の進展による用排水分離や水路構造の改変などにより、魚の移動の障壁が多くなり、水田地帯に生息する淡水魚類に大きな負の影響を与えてきたことが明らかになってきた(端, 1985, 1998)。ドジョウに関しても例外ではなく、近年著しく生息数が減少し、準絶滅危惧種に指定される程となった(環境省, 2018)。そこで、ドジョウを含む水田周辺に生息する魚類が農業排水路と水田の間を移動できるようにするために、アイスハーバー型(端, 1999)、カスケード M 型(鈴木ら, 2004)、千鳥 X 型(鈴木ら, 2001)、コルゲート管を用いた魚道(佐藤ら, 2008)などの小規模魚道が開発されてきた。また、メダカ類やドジョウなどの水田周辺の小型魚類を対象として、低コスト化と省スペース化に配慮した上流傾斜隔壁(一恩ら, 2015)や V 字ノッチ全面傾斜隔壁(Ichion et al., 2019)を開発した。そして、これらの隔壁を用いた遡上実験がなされてきた。

開発されてきた魚道隔壁が、ドジョウの遡上に効果的であるか判断するための一つの手段として、遡上率を把握することが挙げられる。しかし、一般的に遡上率を明らかにした研究が少なく、ド

ジョウに有効な隔壁を選択することが難しい。また、全面傾斜隔壁を用いた先行研究では、ドジョウの遡上率を明記しているが、高い遡上率が得られていない。そこで、もし隔壁の形状以外で本種の遡上を誘発する要因があった場合、それらの要因を明らかにすることで、本来の高い遡上率を確認できる可能性が考えられる。その一つに水温が挙げられるが、ドジョウは水温に関係なく遡上することが示されており、必ずしも決定的な要因ではないことが示唆されている(端, 1999)。水温以外の水質要因としては濁りや臭気などが考えられるが、その詳細はまだ確認されていない(端, 1999)。ただし、これまでの遡上実験は清水(通常の水)条件で行われてきたが、ニゴロブナに関しては、適度な濁りは水路選択において有利にはたらくことが示唆されており(水野ら, 2010)、アユに関しては、濁水に対して忌避行動を示すことが報告されている(藤原, 1997)。以上の背景から、本研究では濁水に注目し、濁水がドジョウの遡上率にどのように影響するのかを明らかにするために、水槽に隔壁を設置した実験装置を製作して比較実験を行った。

2.研究方法

2.1.実験装置

本実験は、全面傾斜隔壁(厚さ $t = 12\text{mm}$ 、幅 $w = 285\text{mm}$ 、長さ $l = 180\text{mm}$ の長方形の合板)を 3 枚使用した。隔壁の高さは、隔壁を設置した水槽の底面から 12.7cm とした。傾斜角 α は、Ichion et al. (2019) の結果を参考として、ドジョウのある程度の遡上を期待できる 45° とした。水槽は予備実験の結果を踏まえ、水平面から 15° 傾斜させた。隔壁の越流部は流れの剥離と供試魚の損傷を防ぐために、半径 $r = 12\text{mm}$ の曲面形状とした。また、遡上魚を視認しやすいように黒色の合成樹脂塗料(株式会社アサヒペン)で塗装した。

本実験は、石川県立大学地域水工学研究室の実験室で行った。各隔壁間の水位差は約 3.1cm とし、魚道上下流の水位差は約 9.3cm とし

た. 魚道の最上流部には, 遡上魚を捕獲するための定置網を設置した(図 1).

隔壁および定置網と水槽との隙間は, 漏水や供試魚の侵入を防ぐためにシリコンシーラント(セメダイン株式会社)で埋めた. また, 魚道の側面にスマカメナイトビジョン CS-QR20(プラネックスコミュニケーションズ株式会社)を設置し, 供試魚の遡上の様子を録画した. 水槽には循環ポンプ(エーハイム社コンパクトオン 1000)と水温調節装置(株式会社イワキのレイシークーラーLX-150CX, 同レイシーデジタルサーモコントローラーTC-100, ジェックス株式会社のセーフカバー交換用ヒーターSH160 から構成)を設置し, 水温と流量を調節できるようにした.

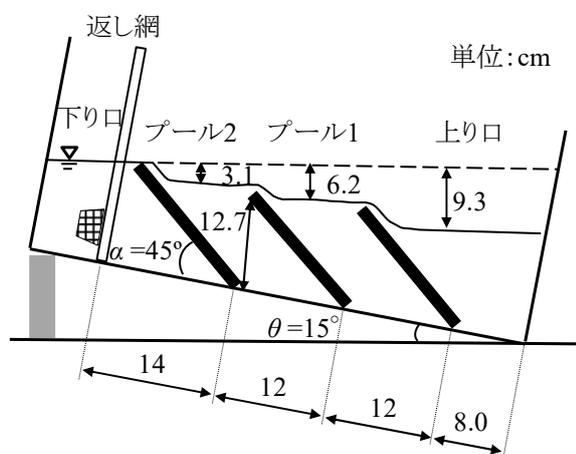


図 1: 実験装置の概要

2.2. 供試魚

供試魚であるドジョウは, 石川県立大学近くの石川県白山市木津町の排水路で採集した. 中島(2017)によれば, 石川県には, ドジョウ(*Misgurnus anguillicaudatus*)とキタドジョウ(*Misgurnus sp.*)の二種のドジョウ類が分布している. 本州のキタドジョウは山間の低水温の池沼に多いようであるので(中島, 2017), キタドジョウが供試魚に混じっている可能性はあまり高くないが, 同定を行っていないことから, 本研究で用いたドジョウは念のためドジョウ類と呼ぶことにする. ドジョウは, 体表面の粘液が取れることや, 体に傷ができることで病気にかかることが多い(石田ら, 1997). 本研究においても, 傷が確認できた個体は病気にかかることが多かったことから, 採集の際は大きめのバットの上に採集地の土を取り, そこから慎重にドジョウ類を採集した. 1回につき50個体程採集し, 水槽の水に1日程度慣らしてか

ら実験に用いた. より野生に近い状態の個体を使用するために, 飼養期間は7日以内とした. 供試魚は, 体長が4cm台1個体, 5cm台3個体, 6cm台4個体, 7cm台が2個体となるように選んだ計10個体を1グループとして清水と濁水の条件で各1回, 計2回の実験を行った.

2.3. 実験方法

本研究は, 2018年10月18日から11月21日までの期間に行った. 供試魚の飼養期間が7日間であるため, 1回の採集につき2グループの実験を行った. 全部で6グループ, 計12回の実験を行い, 各実験を実験番号1~12とした(表1). また, ドジョウの遡上は夜間に活発化することや(鈴木ら, 2001), 予備実験で夜間に高い遡上率が得られたことから, 実験時間は19:00から翌9:00の計14時間に設定した. 19時に10個体のドジョウ類を水槽の上り口に入れ, 翌日9時に確認し, 下り口まで到達していた個体を遡上魚, それ以外の個体を非遡上魚とみなした. 実験終了後直ちに遡上魚, 非遡上魚の体長を測定した. また, 遡上実験の様子を記録した動画から, 遡上率の時間変化を実験ごとに整理し, 濁度の時間変化との関係を分析した.

清水条件の実験はカルキ抜きをした水道水を使用した. 濁水条件の実験は, 清水条件と同じ水に, 石川県立大学農場で採集し, 75 μ mふるいを通した細粒土を投入した濁水を使用した. 1回あたりの細粒土投入量は, 予備実験を実施して, 十分な濁度が得られる30gとした.

表 1: 実験ケース

実験番号	実験日	グループ	実験水
1	2018/10/18	A	清水
2	2018/10/20	B	濁水
3	2018/10/21	A	濁水
4	2018/10/22	B	清水
5	2018/10/24	C	清水
6	2018/10/25	D	濁水
7	2018/10/26	C	濁水
8	2018/10/27	D	清水
9	2018/11/18	E	清水
10	2018/11/19	F	濁水
11	2018/11/20	E	濁水
12	2018/11/21	F	清水

2.4. 実験条件の測定

実験開始時(19:00)と実験終了時(9:00)に水槽内の実験条件(水温, pH, DO, EC, 流量, 水位)を測定した. 水温, pH, DO, EC, 濁度は返し網より上流側で測定した. 実験条件の測定に用いた器具を表 2に示す. 流量の測定には, 1Lの広口瓶とストップウォッチを用いた. ポンプから排出される水が, 1L 溜まるのにかかる時間を計測し, そこから流量を求めた. 水位は鋼尺を用いて測定した.

表 2: 測定器具

測定項目	使用器具名
水温	(株) 佐藤計量器製作所 デジタル温度計 SK-1260 (センサー部: サーミスタセンサ SK-S102T)
pH	(株) 堀場製作所 ポータブル型 pH メータ D-71
DO	(株) 堀場製作所 ポータブル型 溶存酸素計 OM-51-2
EC	(株) 堀場製作所 ポータブル型 導電率計 ES-71
濁度	(株) オプテックス ポータブル濁度センサ TD-M500

2.5.統計解析

結果の解析には一般化線形混合モデル (GLMM) を使用した. 応答変数を遡上の有無とし, 二項分布に従うと仮定した. 説明変数は実験水(清水・濁水)と各個体の標準体長とし, グループにランダム効果を与えて解析を行った. 総当たりでモデルを作成し, 最も AIC(赤池情報量基準)が低いモデルをベストモデルとした. また, 各モデルとベストモデルとの AIC の差 (ΔAIC) や, Akaike Weight(該当のモデルが最良のモデルとして選ばれる確率)を算出した.

2.6.水理計測

実験条件とは別に, 実験装置内の越流面水深や上り口やプール部の流速を測定した. 越流面水深は鋼尺で, 上り口やプール部の流速は 3 次元電磁流速計(株式会社ケネック, 本体部: VP3000, センサー部: VPT3-200-13P)を用いて測定した. 図 2 に示すように, 3 枚の隔壁越流面越流面の水深を鋼尺を用いて右岸と左岸の両岸で測定し, 越流面水深の平均値と越流幅, 実験流量から越流面流速を算出した. 上り口とプール 1 の流速分布は, 図 2 の流速測定断面において,

等間隔の格子状の測定地点を合計 20 地点を設け, 各地点で 3 回測定し, その平均値から流速分布を求めた.

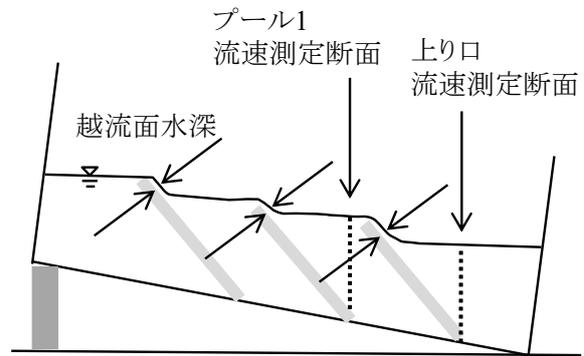


図 2: 越流面水深測定地点と流速測定断面

3.実験結果・考察

3.1.遡上率

各グループの遡上率を図 3 に示す. 清水では 40%の遡上率が 2 回あったものの, 清水・濁水ともに高い遡上率が得られた. また, 図 4 は全実験を通じての遡上数と非遡上数を表している. 図 4 より, 遡上率は清水が 68%, 濁水が 80%という結果となり, ドジョウ類の遡上率は濁水の方がやや高いことが示された.

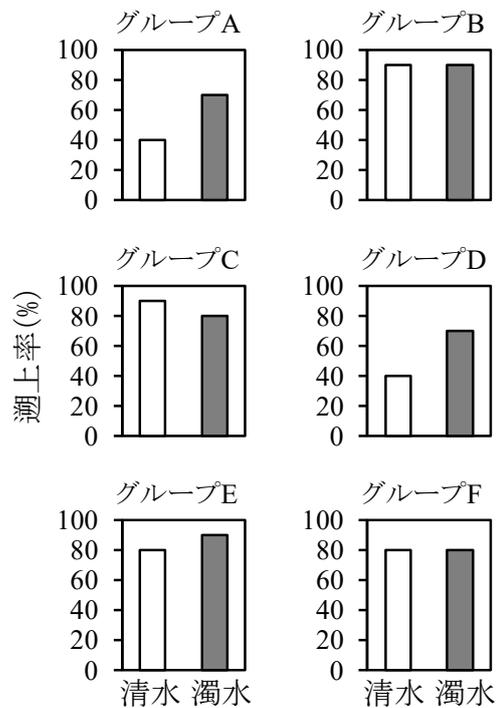


図 3: 各グループの遡上率

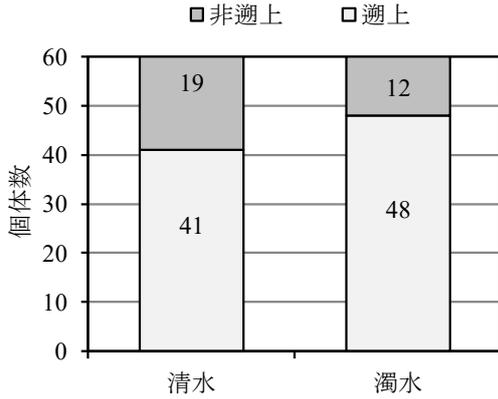


図 4: 各グループの遡上率

遡上率の時間変化は、清水・濁水ともに開始から 6 時間程で遡上率の変化が 10~20%程度と少なくなった(図 5)。よって、濁度の変化と遡上率の変化の関係性は低いことが考えられる。また、30 分程度で返し網を通過した個体もいた。さらに、清水・濁水ともに遡上魚と非遡上魚で体長に差がみられた(図 6)。

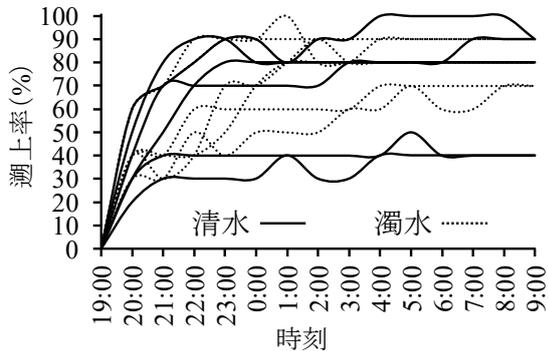


図 5: 遡上率の時間変化

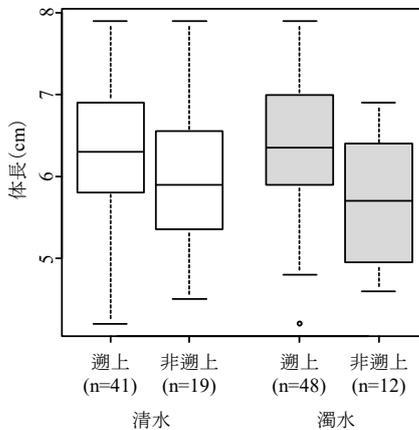


図 6: 遡上魚と非遡上魚の体長

3.2. 実験条件

実験条件(水温, 流量, DO, EC, pH, 水位差)の平均値の結果を表 3 に示す。水温は 25°C で一定になるように水温調節装置を設定したが、25°C に達する前に実験を開始することが多かったため、多くの実験の平均水温は 25°C を下回る結果となった。流量や水位の平均値も実験間で大きな差がないが、開始時と終了時ではやや大きな差がみられた。循環ポンプで水を循環させる際に、ポンプの吸水口などに徐々にゴミや細粒土が蓄積され、水循環が阻害されたことが原因として挙げられる。

表 3: 環境条件の平均値

実験番号	水温 (°C)	流量 (L/s)	DO (mg/L)	EC (mS/cm)	pH	水位差 (cm)
1	24.2	0.169	7.88	0.240	7.80	9.6
2	24.3	0.168	7.22	0.245	7.85	9.7
3	24.5	0.166	7.40	0.245	7.65	9.5
4	23.8	0.163	7.74	0.240	7.65	9.3
5	24.5	0.166	7.24	0.265	7.80	9.4
6	24.4	0.163	7.37	0.265	6.65	9.5
7	23.8	0.162	7.68	0.250	6.30	9.4
8	24.4	0.163	7.33	0.245	7.55	9.4
9	23.1	0.162	7.33	0.225	7.80	9.8
10	24.3	0.167	6.35	0.230	7.75	9.6
11	23.8	0.168	6.82	0.235	7.70	9.8
12	22.8	0.166	7.35	0.220	7.60	9.7

また、細粒土を 30g 投入した場合の濁度の時間変化を図 7 に示す。投入直後は 200 ホルマジン度以上の濁度であったが、実験終了時には清水に近いレベルまで濁度が低下していたことがわかる。

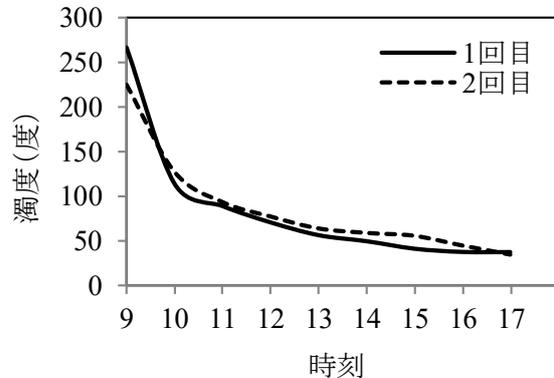


図 7: 濁度の時間変化 (細粒土 30g)

3.3.統計解析

GLMM による解析で得られた AIC の結果から、体長のみモデルがベストモデルとして選ばれ、体長を含むモデルの Akaike Weight の合計値は 0.975 であった。実験水を含むモデルは 2 番目と 4 番目に選ばれ、Akaike Weight の合計値は 0.476 であった (表 4)。よって、ドジョウの遡上には体長が影響し、実験水の影響が不確かであることが示された。また、表 5 の候補モデルの説明変数と回帰係数に示すように、体長は有意な変数であったが (順位 1, 2 : $p=0.00$)、実験水は有意な変数ではなかった (順位 2 : $p=0.18$, 順位 4 : $p=0.19$)。以上のことから、濁水がドジョウ類の遡上に影響したとは判断できなかった。

表 4: 候補モデルの AIC と Akaike weight

順位	説明変数	AIC	Δ AIC	Weight
1	体長	129.1	0.0	0.511
2	体長+実験水	129.3	0.2	0.464
3	Null	136.4	7.3	0.013
4	実験水	136.6	7.5	0.012

表 5: 候補モデルの説明変数と回帰係数

順位	説明変数	回帰係数	SE	p 値
1	体長	0.80	0.28	0.00
2	体長	0.81	0.28	0.00
	実験水	0.62	0.46	0.18
3	Null	1.18	0.33	0.00
4	実験水	0.58	0.44	0.19

3.4.水理計測

3 枚の隔壁の兩岸で越流面水深を測定した結果、水深は 0.15~0.20cm で越流面の平均水深は 0.175cm を得た。この平均水深と越流幅 28.5cm, 平均流量 165cm³/s を用いて、越流面流速は 33cm/s と算定された。水産庁中央水産研究所 (2001) によると 7.1cm のドジョウの突進速度が 112cm/s とされている。一般のドジョウの突進速度がその程度であったと考えると、越流面の流速は、ドジョウにとって特に問題なく遡上できた流速であると判断できる。

プール 1 と上り口の流速分布を図 8 に示す。プール 1 と上り口の流速分布には若干の差がみられた。Tsukamoto K. *et al.* (1975) によれば、全長 7.1cm のドジョウの巡航速度が 10cm/s と測定されている。一般のドジョウ類がこの程度の巡航速度を持つとすれば、プール 1 や上り口の流

速分布はドジョウ類の遊泳能力に比較して遡上が難しくなる値ではなかったと考えられる。

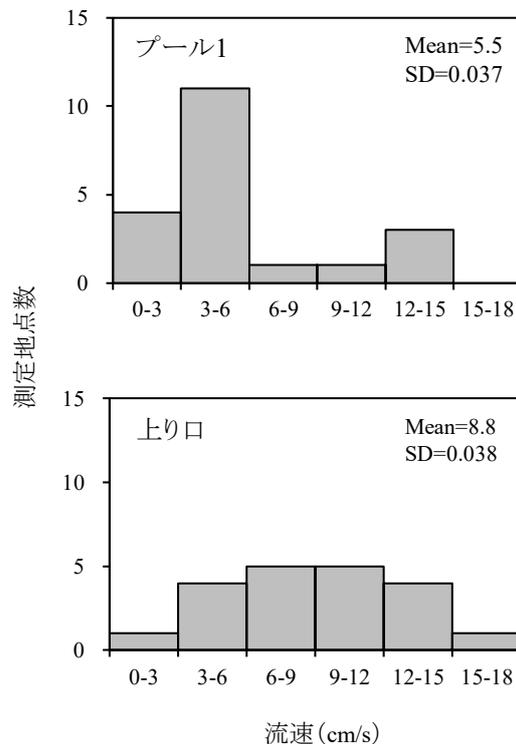


図 8: プール 1 と上り口の流速分布

4.まとめ

ドジョウの遡上を誘発する要因を探るために、濁水を用いた比較実験を行った。遡上率の結果は、濁水の方がやや高かったものの、大きな差がみられなかった。また、GLMM による統計解析の結果からは、ドジョウ類の遡上には体長が影響し、濁水の効果は示唆されたものの、不確かであった。これらのことから、本研究の結論として、濁水がドジョウ類の遡上率に影響していると言えないと判断した。

本研究の結果からは実験水の清水と濁水の違いが遡上率に大きな差を与えなかったが、両条件とも高い遡上率が得られた。その理由として、使用した魚道が、ドジョウ類には容易に遡上できるものであったことが考えられる。このことは、魚道内のプール 1 や上り口の流速測定結果や越流面の流速算定結果からも言えることである。また、本研究の遡上実験は 10~11 月にかけて行ったが、ドジョウの繁殖期である 5~8 月 (中島, 2017) に行う、供試魚の体長や投入する細粒土の量等の実験条件を変えることで、より総合的に濁水の影響を評価する必要があると考えら

れる。

また、遡上率に大きな差が出なかったという事は、ドジョウは濁水条件下でも清水と同じように活動できることを示唆している。濁水の影響をあまり受けないということは、底生魚であるドジョウの特徴であると考えられる。

引用文献

藤原公一(1997): 濁水が琵琶湖やその周辺河川に生息する魚類へおよびす影響, 滋賀水試研報, 46, pp.9-37.

端 憲二 (1985): 農業水路の魚類保護について, 淡水魚, 11, pp.63-71.

端 憲二 (1998): 水田灌漑システムの魚類生息への影響と今後の展望, 農業土木学会誌, 66(2), pp.143-148.

端 憲二 (1999): 小さな魚道による休耕田への魚類遡上試験, 農業土木学会誌, 67(5), pp.497-502.

Ichion E., Nakano M., Tanaka K., Chono S., Fujihara Y. (2019): Designs of sloped-weir fishways with V-shaped notches for freshwater fishes distributed in agricultural ditches, *Journal of Rainwater Catchment Systems*, 24(2), pp.1-7.

一恩英二・前田恭平・山本秀平・中野秀平・長野峻介・藤原洋一 (2015): 上流傾斜隔壁魚道の隔壁遡上率に影響を与える要因, 日本雨水資源化システム学会誌, 20(2), pp.85-92.

石田力三 (1997): ドジョウ, 淡水魚養殖相談, 社団法人 農山漁村文化協会, pp.151-163.

環境省 (2018): 環境省レッドリスト 2018, 補遺資料, <http://www.env.go.jp/press/files/jp/109199.pdf>.

水野敏明・大塚泰介・金尾滋史・小川雅広・舟尾俊範・前畑政善 (2010): 水田地帯へ遡上するニゴロブナの水路選択に関わる環境要因, 魚類学雑誌, 57(2), pp.135-142.

中島淳 (2017): 日本のドジョウ, 株式会社山と溪谷社, 223p.

Naruse M., Oishi T., (1996): Annual and daily activity rhythms of loathes in an irrigation creek and ditches around paddy fields, *Environmental biology of fishes*, 47(1), pp.93-99.

斉藤憲治 (2001): ドジョウ科, 改訂版山溪カラー名鑑, 日本の淡水魚, 株式会社山と溪谷社, pp.382-385.

斉藤憲治・片野修・小泉顕雄 (1988): 淡水魚の水田周辺における一時的水域への侵入と産卵, 日本生態学会誌, 38(1), pp.35-47.

佐藤太郎・佐藤 学・稲垣雅則・佐藤武信・安実千智・土田一也・三沢眞一 (2008): コルゲート管を用いた水田魚道の設置条件および水田の水管理とドジョウの遡上との関係, 農村計画学会誌, 26(4), pp.434-441.

水産庁中央研究所 内水面利用部(2001): 淡水魚類生息条件データ集

鈴木正貴・水谷正一・後藤 章(2001): 水田水域における淡水魚の双方向移動を保証する小規模魚道の試作と実験, 応用生態工学, 4(2), pp. 163-177.

田中道明 (1999): 水田周辺の水環境の違いがドジョウの分布と生息密度に及ぼす影響, 魚類学雑誌, 46(2), pp.75-81.

田中道明 (2001): 水田とその周辺水域に生息するドジョウ個体群の季節消長, 環動昆, 12(2), pp.91-101.

塚原 博 (1948): ドジョウの二次性徴と産卵習性との関係に就いて, 生物, 3, pp.64-69.

Tsukamoto K., Kajihara T., Nishiwaki M. (1975): Swimming ability of fish, *Bull Jpn Soc Sci Fish*, 41(2), pp.67-174.

湯浅卓雄・土肥直樹 (1989): 岡山県における水田及び水田に類似した一時的水域で産卵する淡水魚群—アユモドキを中心として—, 淡水魚保護, 2, pp.120-125.

エチオピア高原における総合的な小流域管理モデルの構築

国際農林水産業研究センター ○幸田和久 南雲不二夫
メケレ大学 ゲブラヨハネス・ギルマイ テスファイ・ベリフ

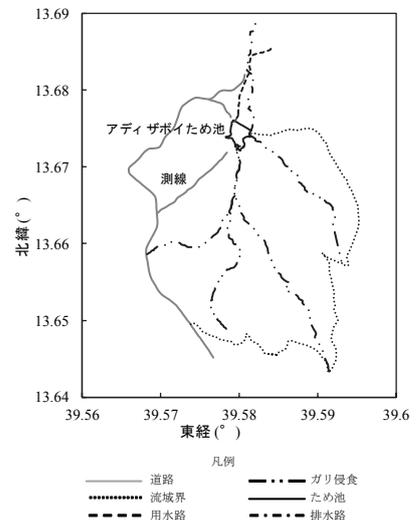
1.はじめに

エチオピア連邦民主共和国（以下、エチオピア）は、「アフリカの角」と呼ばれるサブサハラ地域の東部に位置し、ナイル川上流に広がる内陸国である。主要産業は農業で、農産物には食用穀物（コムギ、オオムギ、テフ等）、マメ類（ヒヨコマメ等）の他、エチオピア原産のコーヒーがある。人口は、アフリカ大陸ではナイジェリアに次いで2番目に多く、約1億人である。国土のほとんどが標高1,500mを超え、北東から南西に大地溝帯が走る地形は起伏に富む。雨季の激しい雨が斜面を流れ、深いV字谷が形成されている。農耕地の土壤侵食により栄養分豊富な表土が流出し、土壤劣化の進行が問題となっている。

プロジェクトの対象地はエチオピア北部にあるティグライ州メケレ市近郊のアディザボイ小流域（面積約8.5km²）である（図1）。この小流域は標高約2,200mに位置するため、昼間の日射が強烈だが、朝晩涼しい熱帯高山気候である。6月中旬～9月中旬の雨季には平均500mm程度の降雨が集中する。この小流域の傾斜地では大規模なガリ侵食が発生し、その流末のため池では堆砂が進行する。私たちはアディザボイ小流域を対象として総合的な小流域管理モデルの構築を行っている。本報告では、アディザボイ小流域の現状を把握し、保全対策を検討するために実施した土壤侵食調査、及びアディザボイため池堆砂量調査を中心に記載する。



(a) ティグライ州メケレ市



(b) アディザボイ小流域
図1 位置図

2.方法

2.1.土壤侵食量の観測

(1)コムギ畑

起点からメジャー（50m用）を用いて、5m間隔で測点を設置した。この測点の観測横断面を設定するため、メジャー（50m用）に垂直にメジャー（5m用）を地面と水平に設置した。もう1本のメジャー（5m用）を用いて、水平に設置したメジャーからの最深深さを測定した。各測点の観測横断面形状は三角形とし、始点、及び終点を含む侵食面形状は三角錐、そして、それ以外の侵食面形状は三角柱とした。合流するリル侵食が存在する場合には、同じ間隔で横断面形状を測定した。土壤侵食量を横断面積×距離で算定した。

(2)ガリ侵食

アディザボイ小流域上流では、表土の侵食・移動が大きい4箇所で大規模なガリ侵食が発生した。それらは年々拡大し、内部には石礫が多く存在し、侵食谷（河道）を形成している。アクセスが容易なことからその中の1箇所のガリ侵食に絞って調査を行った。20m間隔で長さ100m程度の断面を設定し、幅と深さをモニタリングし、横断形状を測定した。

(3)縦断勾配

アディザボイため池小流域の地形は起伏が激しい。現地踏査結果を踏まえ、小流域の地形の傾斜を測定するため、曲線が少なく、幅員もあり、目視を遮る障害物が少なかった道路を代表

的な測線として選定した（図1）。この測線は、水準測量機（Bosch GOL 26D Professional）を持ち込み、スタッフの設置場所の座標をGPSで確認し、レベルから見たスタッフの読みを記録した。アディザボイ小流域にベンチマークはないため、始点の高さを0mと仮置きして、傾斜を算定した。

2.2.ため池の堆砂量の推定

バスマトリックサーベイを行い、アディザボイため池の水深と貯水面周囲の座標を測定した。また、ため池が満水に近い時期に、エコーサウンダー（Hondex HE-8301F-Dii）とGPSを持ち込んで、ボートに乗り、水深と座標を測定した。アディザボイため池の堆砂量は、バスマトリックサーベイにより推定した水深とエコーサウンダーで測定した水深の差から算定した。

3.結果

3.1.土壌侵食量の観測

アディザボイため池小流域の地層は、過去に海底に存在した地層が隆起して生成され、砂岩、頁岩、石灰岩で構成される。小流域内の降雨と水の流れにより、細粒分は早く、粗粒分は遅れて流下した。以下、土壌侵食の観測結果を記載する。

(1)コムギ畑

4箇所発生したリル侵食の中で代表的なリル侵食を写真1に示す。各リル侵食において5mごとに測定した横断面積を起点から終点までの距離で積分し、体積を算定した。その結果、土壌侵食量の総和は 8.4m^3 であった。コムギ収穫・耕起後、約半年間でリル侵食が発生したことを考慮すると、侵食速度は $16.8\text{m}^3/\text{年}$ であった。コムギ畑の大きさを考慮し、深さに換算すると毎年約2cmの土壌が流亡したことがわかった。今後、小流域のコムギ畑全体に対する面積比率に本コムギ畑のリル侵食量を乗じて小流域全体のコムギ畑におけるリル侵食量を推定する予定である。



写真1 アディザボイ小流域上流のコムギ畑で発生したリル侵食

(2)上流

小流域上流では降水が表面流出・地下浸透し、それらの流出水を流下させる形状と規模のガリ侵食が形成されてきた。このガリ侵食からアディザボイ小流域内で浸透した地下水も流出した。写真2に示す通り、ガリ侵食起点部では斜面の2m程度の表層崩壊が発生し、深さ2m程度の舟底状の谷地形となった。このガリ侵食起点部では、降雨が激しい時には、リル侵食を通じて地表流が流入した。降水が止んだ後にも浸透した地下水がガリ侵食内に流入した。



写真2 アディザボイ小流域上流のガリ侵食起点部

2016年と2017年におけるガリ侵食の横断面形状の観測結果を図2に示す。20m間隔で長さ100m程度の断面をとり、幅、及び深さをモニタリングして作成した。点線○（2016年）と実線●（2017年）はそれぞれ観測深度を示す。この横断面形状を起点から100mの距離で積分すると2017年8月の土壌侵食量は 703m^3 であった。一方、2016年12月の土壌侵食量は 692m^3 であった。この土壌侵食量の変化から土壌侵食速度を $16\text{m}^3/\text{年}$ と算定した。

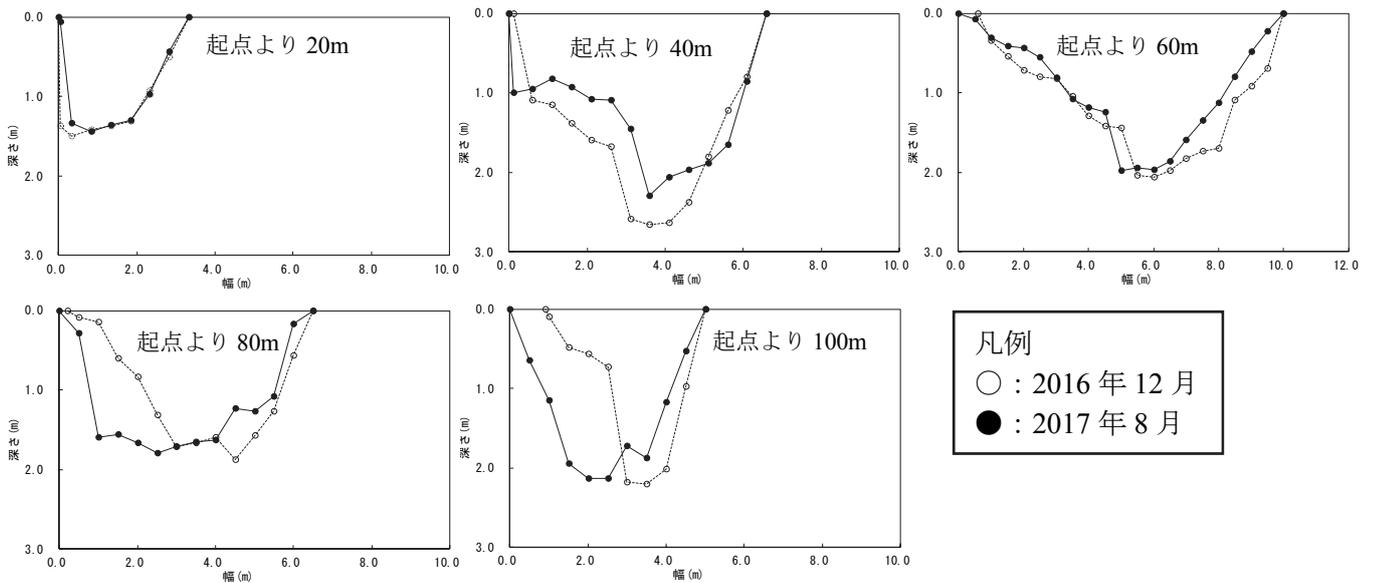


図2 アディザボイ小流域上流におけるガリ侵食の横断形状

ガリ侵食の断面形状は、ミオ筋で流速が大きくなるため、曲線部では外側で深くなる。一方、流速が遅い曲線部の内側では土砂や石礫の堆積により浅くなる傾向があった。ガリ侵食はアクティブであった。斜面で崩壊した土砂が水の流れて搬送され、起点部から60mまでのガリ侵食は土砂の流出量より流入量が多く、それより下流のガリ侵食は流入量より流出量が多かった。ガリ侵食起点部からの距離によって侵食量が異なる要因として、ガリ侵食斜面の崩壊や水の流速の影響が考えられる。



写真3 アディザボイ小流域中流のガリ侵食

(3)中流 (写真3)

アディザボイ小流域の中流部では流速が大きく、表土の侵食が進み、ガリ侵食の深度も深くなった。上流と中流ではガリ侵食の幅が狭く、傾斜は急であり、巨礫が存在した。現在、定量調査を実施中である。

(4)小流域の縦断勾配

小流域測線の縦断測量結果を図3に示す。この測線の平均傾斜勾配は8.8%であった。

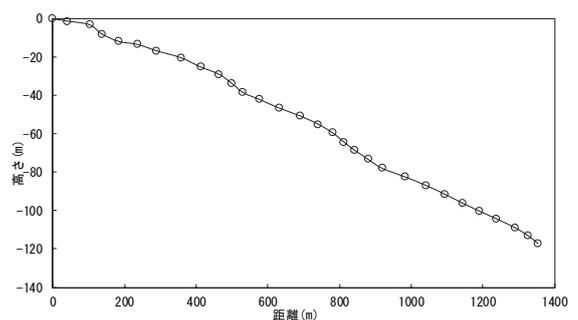


図3 測線における縦断測量結果

3.2.アディザボイため池の堆砂量の推定

写真4に示す通り、ガリ侵食とアディザボイため池が合流する付近は、降水の流出量より流入量が多い緩傾斜地がある。上流の大きな石が、小流域の比較的急な斜面やガリ侵食内を流下する時に、次第に小さく砕かれ、時間の経過とともに丸みを帯びて流下した。この付近では、河道幅が大きくなり、粒径の小さな石が堆積していた。

アディザボイため池の堆砂量は $6,400\text{m}^3$ であった。この堆砂量は、アディザボイため池が設置された後に小流域から流入した土壌量と底樋や洪水吐から下流へ流出した土壌量の差である。



写真4 アディザボイ小流域下流のガリ侵食

4. おわりに

本プロジェクトでは、小流域を1つのまとまりととらえ、保全農業技術を基にした作物栽培、ため池堆砂を活用した野菜栽培、ため池の水資源管理を併せ、総合的な流域管理モデルの構築を目指している。これまで実施してきた試験結果等から土壌侵食を軽減するために得られた知見をマニュアルにとりまとめ、社会実装を進める予定である。

5. 参考文献

- [1] Haregeweyn, N., Melesse, B., Tsunekawa, A., Tsubo, M., Meshesha, D., and Balana, B. (2012): Reservoir Sedimentation and Its Mitigating Strategies: A Case Study of Angereb Reservoir (NW Ethiopia). *Journal of Soils Sediments*, 12, pp.291–305.
- [2] Girmay, G., Mitiku, H., and Singh, B. (2009): Agronomic and Economic Performance of Reservoir Sediment for Rehabilitating Degraded Soils in Northern Ethiopia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, pp.23–38.
- [3] Girmay, G., Nyssen, J., Poesen, J., Bauer, H., Merckx, R., Haile, M., and Deckers, J. (2012): Land Reclamation Using Reservoir Sediments in Tigray, Northern Ethiopia. *Soil Use Management*, 28, pp.113–119.
- [4] Koda, K., Girmay, G., Berihu, T., and Nagumo, F. (2019): Reservoir Conservation in a Micro-Watershed in Tigray, Ethiopian Highlands. *Sustainability*, 11(7), 2038; <https://doi.org/10.3390/su11072038>.