令和 3 年度　修士論文

カンボジア・トンレサップ湖水上集落における大腸菌感染症の定量的リスク評価

Quantitative risk assessment of Escherichia coli infection in floating villages on Tonle Sap Great Lake, Cambodia

指導教員　　中村　恭志　准教授

東京工業大学
環境・社会理工学院
融合理工学系　地球環境共創コース

20M51694

桑垣　晶乃

目次

第 1 章　序論_____ 1

1-1.　研究背景 1
1-2.　既往研究 2
1-3.　研究概要 3
第 1 章 参考文献 4
第 1 章 図表集

第 2 章　QMRA を用いた感染症リスクの評価_____ 6

2-1.　QMRA の概要 6
2-2.　問題の定式化 6
2-3.　曝露評価 8
2-4.　健康影響評価 9
2-5.　リスクの総合的判定 10
第 2 章 参考文献 10
第 2 章 図表集

第 3 章　トンレサップ湖全体における感染症リスク評価_____ 12

3-1.　トンレサップ湖の水理学的状況 12
3-2.　計算条件 13
3-2-1.　大腸菌の湖内輸送のモデル化 13
3-2-2.　集落位置の推定方法 15
3-3.　湖全体のリスク評価結果 18
3-3-1.　結果の概要 18
3-3-2.　実測値との比較 19
3-3-3.　集落ごとのリスク差 19
3-3-4.　集落ごとのリスク差の要因 21
第 3 章 参考文献 23
第 3 章 図表集

第 4 章　衛生処理による感染リスクの低減効果_____ 25

4-1.　検討されている衛生処理 25
4-2.　計算条件 26
4-2-1.　検討する衛生処理 26
4-2-2.　各衛生処理における計算条件 26
4-2-2-1.　Water Station の利用 26
4-2-2-2.　し尿処理 28
4-2-2-3.　陸域への移住 28
4-2-3.　のべ罹患人数 29
4-3.　計算結果 31
第 4 章 参考文献 32
第 4 章 図表集

第 5 章　結論と今後の課題_____ 33

5-1.　結論 33
5-2.　今後の課題 34
第 5 章 参考文献 34

謝辞_____ 35

第 1 章 序論

本研究は，カンボジア・トンレサップ湖上集落における大腸菌感染症リスクを低減させるため，リスクと衛生処理効果の定量的評価を行うものである．第 1 章では研究背景，既往研究および本研究の概要について述べる．

1-1. 研究背景

トンレサップ湖は，カンボジア中央に位置する東南アジア最大の淡水湖である．図 1-1 の通り，トンレサップ湖はトンレサップ川を通してメコン川に繋がっており，流れの方向は季節によって変動する．その大きさは季節によって変動し，1〜6 月にかけての乾季では 2,500〜3,000km^2，7〜12 月にかけての雨季には約 4〜5 倍の 10,000〜16,000km^2 に増加する(Asian Development Bank,2005)．また，水位は乾季で約 1.5m であるのに対し，雨季では 8〜10m にも及ぶ．

この湖の氾濫原は生物の繁殖と成長に好条件をもたらしており，世界でも有数の多様な生態系を形成している(Kummu, 2008; Sverdrup-Jensen, 2002)．湖は漁業，農業の面で，付近の住民とカンボジアの国家にとって重要な役割を果たしている．トンレサップ湖沿岸 8 州の住民のうち 43%は漁業への依存度が高い地域に住んでおり(Hortle,2007)，多くが漁業，水産加工業，農業等の湖の自然資源に依存した職業で生計を立てている．トンレサップ湖における漁業は年間商業漁業生産量の 60%を占めており，湖がカンボジアの漁業にとって重要な魚の供給源となっている(Ahmed, 1998)．

トンレサップ湖上には多くの水上集落が存在している．水上集落は，図 1-2 のようにドラム缶などの浮きや船の上に家屋を築くことで形成された集落であり，この形態の集落には約 85,000 人が居住している(Keskinen,2006)．水上集落の住民はカンボジア系・ベトナム系が多く，大半が漁業に携わっている．また，湖の上に浮かぶ家に住む人々は，季節による水域の変動に合わせて浅瀬に移動する生活を送っている(Marschke and Berkes, 2006)．

水上集落における問題として，上下水道が存在しておらず，汚水が直接湖に排出されていることが挙げられる(図 1-2)(The World Bank, 2008)．住民は飲用水・生活用水として湖内の水を直接利用しており，水利用の状況は衛生的に安全とは言えないものである．実際に，住民へのインタビューでは，下痢等の胃腸の病気にかかることが多いため，集落にとって健康は大きな問題であると述べられている(Brown *et al.*, 2010)．

多発する水系感染症は，水上集落の住民にとって健康だけではなく経済的にも重要な問題である．水上集落の住民に対するインタビューによると，彼らは薬を手に入れることの必要性を感じているものの金銭的に購入する余裕がない（Brown *et al.*,2010）．また，病気にかかった際に 40,000～100,000 レアルを医療的ケアに費やすものの，家族の養育のために稼げる金額は 40,000～50,000 レアル程度であり，貯金がないという水上集落の住民の状況が「トンレサップ湖の環境保全基盤の構築」プロジェクトによるインタビューで明らかにされている．

この状況の改善のため，簡易ろ過やし尿処理といった複数の施策が検討中にある．家庭で行える簡易的な沈殿，ろ過，塩素消毒，煮沸消毒といった処理が推奨されている(Amanuma *et al.*, 2020)．実際に，水上集落の一部の世帯はろ過や煮沸によって飲み水を処理している．水上集落で利用可能な簡易トイレを開発し，導入する取り組みも存在する(Brown *et al.*, 2010)．また，水の汚染を抑制するために水上集落を陸へ移転させる計画が湖沿岸のコンポンチュナン州で発表されている(Cambodia News English, 2018; Khmer Times, 2017)．その一方で，これらの施策が湖全体でどれほど効果を発揮するのかについては未だ明らかになっておらず，その効果を定量的に評価することが求められている．

1-2. 既往研究

トンレサップ湖の衛生状況を改善するために，簡易トイレの検討，水処理方法の検討といった様々な取り組みがなされている．そういった取り組みの一つとして，大腸菌の流動を水理モデルによって把握することが行われている．竹村(2019)はトンレサップ湖とトンレサップ川の結節点近くにある Chhnok Tru 集落に対し，3 次元モデルを用いて大腸菌流動計算を行った．トンレサップ湖以外の地域に対しても，水理・水質モデルによって大腸菌の流動を把握する研究が行われている(Brauwere *et al.*, 2011; Gao *et al.*, 2015)．

このように大腸菌濃度を計算することに加えて，濃度データを具体的な健康へのリスクに換算する研究も行われている．Hoan Thi *et al.* (2011) はベトナムのフエ市を対象として大腸菌感染症リスクを Quantitative Microbial Risk Assessment(QMRA) によって求め，平常時と洪水時のリスクを比較した．また，相澤ら(2005)はメコン川流域において，移流計算によって求めた大腸菌群濃度の時空間分布から感染症リスクを空間的に評価した．トンレサップ湖においても，将来の気候変動を大腸菌移流拡散モデルに組み込んで 2090 年代までの将来を予測したリスク変動の評価が行われている(米田,2020)．

QMRA は衛生改善策の効果を検討する上でも有用であり，複数のリスク低減方法の効果を

定量的に比較することができる(World Health Organization, 2016). しかし, このようなQMRA を用いた衛生改善策の効果検討は未だトンレサップ湖では行われていない.

1-3. 研究概要

本研究では, 感染症の定量的リスク評価手段である QMRA を用いて, 大腸菌感染症のリスク・衛生処理の効果を定量的に評価する. まず未処理の湖水を利用する現在の状況における感染症リスクを算出し, その集落・地域間での差異を調べることで, よりリスクの高い地域を明らかにする. その後, 凝集・沈殿処理, 紫外線処理などの衛生処理がなされた水を利用する場合における感染症リスクを求め, 未処理の場合よりもどれほどリスクが低減するのか, 罹患人数等の定量的データを得ることで比較する. その際複数の衛生処理手法や処理導入方法を比較することで, どの手法が最も効率的に罹患人数を減らすことができるのかを明らかにする.

感染症のリスクを評価する手法としては, QMRA の他に衛生査察, リスクマトリックス法などが存在する(World Health Organization, 2016). これらはリスクを定性的・半定量的に評価する手法であり, 罹患人数のような定量的な値を求めることはできない. そのため, 今回のように効率的な衛生処理方法を明らかにする際には, これらの手法は適していない. したがって, 本研究においては QMRA をリスク評価手法として用いる.

本論の構成を次に示す.

第 2 章「QMRA を用いた感染症リスクの評価」では QMRA 法の概要, 今回扱う大腸菌感染症におけるその適用方法について述べる. QMRA においては, 問題の定式化, 曝露評価, 健康影響評価, リスクの総合的判定という 4 つのステップが存在する. それらの概要と, 今回問題とする糞便汚染による大腸菌感染症において各ステップで定められる事項について説明する.

第 3 章「トンレサップ湖全体における感染症リスク評価」では, 第 2 章で述べた QMRA を実際に適用してリスク評価を行う. この章では, まず未処理の湖水を用いる場合について感染症リスクを求めた. その結果と, 集落の存在する地域ごとのリスク傾向の差異について述べる.

第 4 章「衛生処理による感染リスクの低減効果」では, 複数存在する衛生処理のそれぞれが実行された場合についてリスク評価を行った. 各衛生処理後の結果と未処理の場合の結果を比較し, 最も効率的な衛生処理とその導入方法を求めた.

第 5 章「結論と今後の課題」では本研究で得られた結論をまとめ, 解析における今後の課題について述べる.

第 1 章 参考文献

Ahmed, M., H. Navy, L. Vuthy and M. Tiongco. (1998). Socioeconomic Assessment of Freshwater Capture Fisheries in Cambodia: Report on a Household Survey. Mekong River Commission, Phnom Penh, Cambodia. p.186.

Amanuma, N., Bao, P.N. (2020) Calendar 2021 - Establishment of Environmental Conservation Platform of Tonle Sap Lake, Institute for Global Environmental Strategies.

Asian Development Bank (2005). The Tonle Sap Basin Strategy.

Brauwere, A., Brye, B., Servais, P., Passerat, J., Deleersnijder, E. (2011) Modeling Escherichia coli concentrations in the tidal Scheldt river and estuary, *Water Research*, **45**, pp.2724-2738.

Brown, M., HONG, S., Smith, J., Hagan, J. (2010). Sanitation in floating communities in Cambodia, Cambodia Ministry of Rural Development.

Cambodia News English (2018) Floating villages to relocate, https://cne.wtf/2018/09/26/floating-villages-to-relocate/ (最終アクセス: 2022 年 1 月 31 日).

Gao, G., Falconer, R.A., Lin, B. (2015) Modelling the fate and transport of faecal bacteria in estuarine and coastal waters, *Marine Pollution Bulletin*, **100**, pp.162-168.

Hoang Thi, M., Watanabe, T., Fukushi, K., Ono, A., Nakajima, F., Yamamoto, K. (2011) 発展途上国都市における洪水を原因とする水系大腸菌感染症のリスク評価, 水環境学会誌, **34(10)**, pp.153-159.

Hortle, K.G. (2007) Consumption and the yield of fish and other aquatic animals from the Lower Mekong Basin. MRC Technical Paper No.16, Mekong River Commission, Vientiane. p.87.

Keskinen, M. (2006) The Lake with Floating Villages: Socioeconomic Analysis of the Tonle Sap Lake, *Water Resources Development*, **22(3)**, pp.463-480.

Khmer Times (2017) Floating villages to be relocated, https://www.khmertimeskh.com/15419/floating-villages-to-be-relocated/ (最終アクセス: 2022 年 1 月 31 日).

Kummu, M., Penny, D., Sarkkula, J., Koponen, J. (2008). Sediment: Curse or Blessing for Tonle Sap Lake?. *Ambio*, **37**, pp.158-163.

Marschke, M.J., Berkes, F. (2006) Exploring Strategies that Build Livelihood Resilience: a Case from Cambodia, *Ecology and Society*, **11(1)**, p.42.
Sverdrup-Jensen, S. (2002). Fisheries in the Lower Mekong Basin: Status and Perspectives. MRC Technical Paper No.6. Mekong River Commission, Phnom Penh, p.103.
The World Bank (2008) Economic Impacts of Sanitation in Cambodia.
World Health Organization (2016) Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management, World Health Organization.
相澤寿樹，風間聡，渡部徹，沢本正樹（2005）水理氾濫モデルを用いたメコン河氾濫時の感染症危険度評価，環境工学研究論文集，**42**，pp.443-449.
竹村康平(2019) カンボジア王国トンレサップ湖 Chhnok Tru 水上集落への 3 次元数値流動解析モデルの適用，東京工業大学大学院修士論文.
米田一路(2020) トンレサップ湖における大腸菌の移流拡散とその将来変化を考慮した水上生活者の健康リスク評価，山形大学大学院修士論文.

第1章 図表集

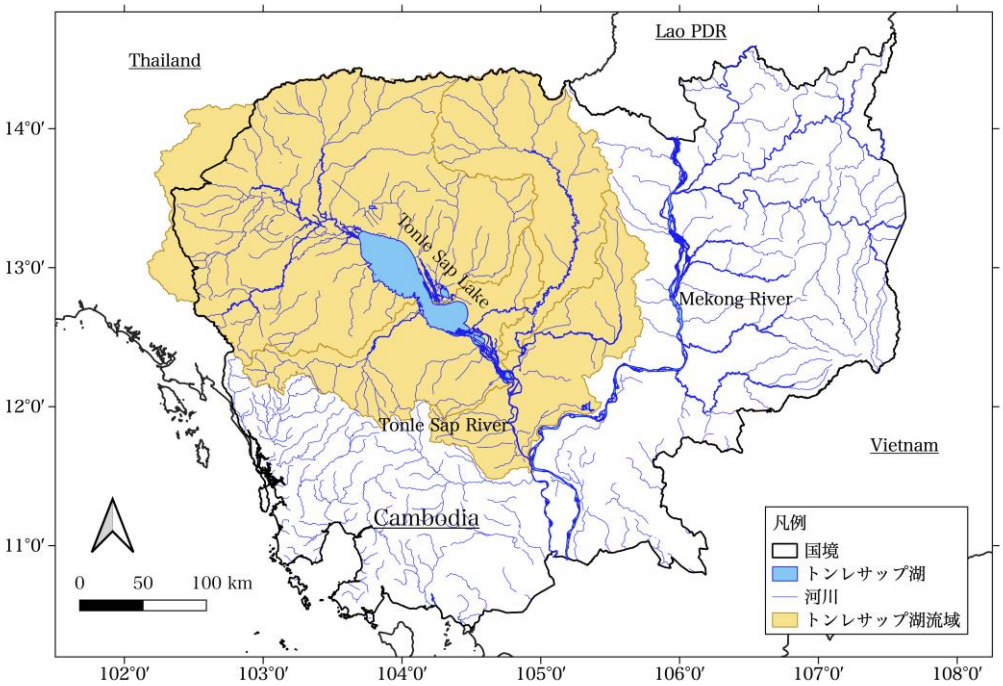


図1-1 トンレサップ湖とその流域



図1-2 水上集落と家屋内のトイレの形態

第 2 章 QMRA を用いた感染症リスクの評価

2-1. QMRA の概要

QMRA とは感染性の微生物に暴露された人間の健康被害の危険性を定量的に評価する手法である．水に関わる健康被害では，水を原因とする疾病が発生するまでの定量的データと曝露の結果として生じる健康への影響を結びつける試みが既に行われている(WHO, 2016)．疾病に関わる定量的データには，病原体の存在量，曝露量，曝露量に対する人の反応などが存在する．それらをもとに感染確率・罹患確率を求め，人体への健康影響を定量的に知ることができる．また，QMRA の利用によって，複数ある曝露要因からよりリスクが高いものを特定することや，複数ある衛生改善策の中で最も効果的なものを選択することを支援することができる．QMRA には 4 つの段階が存在する．表 2-1 にその内容を示した．この章では 4 段階のそれぞれについて，その概要および本研究の QMRA において定義した内容を述べる．

2-2. 問題の定式化

この段階では，QMRA の目的およびスコープを定義する．QMRA のスコープとして定義されるものには，リスク評価の対象となる微生物，人に対する曝露の経路および健康上の結果がある．本研究では以下のように定義した．

本研究における最終的な QMRA の目的は，①集落間のリスクの違いや相互作用の有無を調べること，②水上集落に対して検討されている複数の衛生改善策の有効性を比較することとした．②の目的では，まず改善策を導入しない場合に対してリスク評価を行い，その後それぞれの衛生改善策ごとに改善後のリスクを評価し，改善前との差を比較することとした．

リスク評価の対象となる微生物は以下のように定義した．本研究では，トンレサップ湖上集落において健康被害を生じさせている主要な原因が住民の排泄物にあるためであることから，大腸菌(*E.coli*)を評価対象と定義した．大腸菌は水中のふん便汚染の度合いを表す指標となる微生物であり，湖水へ排出されるふん便による健康被害を評価するにあたってこれを対象とすることが妥当であると考えられるため，大腸菌を対象としてリスク評価を行うこととした．

次に，大腸菌を含む湖水の曝露経路は以下のように定義した．定義にあたり，ベトナムのフエ市を対象として行われた QMRA の研究事例(Hoang Thi, *et al.*, 2011)を参考にした．

この研究では，洪水などが発生していない平常時の曝露経路として 4 つのシナリオが挙げられている．生野菜の摂取，氷の摂取，水泳，魚釣りがその 4 経路である．このシナリオはベトナム都市部におけるものであるため，本研究の対象地域が湖上であることを考慮して，今回検討する曝露経路を以下のように 4 つ設定した．

まず 1 つ目の経路として，飲用水の摂取が挙げられる．水上集落においては，各家庭はそれぞれ湖から直接水をくみ上げ飲用している．その水に含まれる大腸菌が感染症を引き起こすと考えられるため，この経路を設定した．

2 つ目の経路として，生野菜の摂取が挙げられる．この経路はフエ市の例を参考にして設定した．東南アジア都市部と同じく，トンレサップ湖上集落においても生野菜の消費が大腸菌の曝露経路として考えられるため，この経路を設定した．

これら 2 つの飲食に関わる経路のほか，生活の中で水に接触する機会も経路として考慮した．家事等での生活用水の誤飲が 3 つ目に挙げられる経路である．掃除，洗濯，皿洗いなどの水を消費する家事において湖水と接触する機会が存在すると考えられるため，この経路を設定した．

4 つ目の経路としては湖での水浴を考慮した．ほとんどの家は風呂のために大量の水を載せると自重とのバランスを崩してしまうため，人々は家の周辺で体を洗っている(Brown, 2010)．体を洗うことで湖水との接触が生じるケースを考え，水浴によって大腸菌を含む湖水を誤飲するという経路を 4 つ目として設定した．

以上が本研究のリスク評価において検討する曝露経路である．続いて取り扱う健康上の結果について以下のように定義した．

住民へのインタビュー調査では，ほぼ全ての住民が最近 1 年間で少なくとも 1 回は下痢に罹患したと答えている．また，住民の 18.8%は重篤な下痢に罹患した経験を持つと述べるなど，下痢は水上集落における最も頻度の高く，対策が求められる疾患の一つとなっている．そこで，今回のリスク評価では，大腸菌によって引き起こされる下痢，発熱，胃腸炎といった疾病を健康上の結果とした．

以上のように問題を設定することとした．なお，評価の対象は成人男性とした．子供や女性(特に妊娠中の女性)については別の経路(水遊びなど)を考慮する必要がある．しかし，今回の研究では，集落間のリスクの違いや相互作用の有無を調べること，また浄水施設の導入など実施が比較的容易な複数の対策案について，その効果を比較することを主眼とすることにしたことから，成人男性を対象としてもある程度の代表性があると考えている．また，子供や女性を考慮する場合，各集落の男女比や年齢別人口構成を用いる必要があるが，住居が固定されていない水上集落においてはその特定が難しい．そのため，今回は対象を成人男性に絞ることとした．

2-3. 曝露評価

この段階では，問題の定式化で定義した 4 つの曝露経路それぞれについて定量的な曝露量とその頻度を設定する．本研究では以下のように定義を行った．

①飲用水の摂取

この経路の曝露量は，1 日あたりの飲用水の摂取量を求め，その値に湖水の大腸菌濃度をかけることで定義できる．カンボジア家庭向けに発行された必要な栄養に関するガイドブック(FAO, 2011)によると，十分な水分量の例として 1 日に 8 カップの水を飲むことが推奨されている．1 カップの量は 240mL (8oz)であるとし，1 日 1 人あたりの飲用水摂取量を約 1.9L と推定した．この値に湖水の大腸菌濃度をかけたものを 1 日の曝露量とし，曝露頻度は毎日であると定義した．

②生野菜の摂取

生野菜の摂取による大腸菌摂取量は，フエ市の例を参考にした(HOANG THI, *et al.*, 2011)．家での生野菜摂取量は平均 4.1[g/day]とし，生野菜は陸上にて洗浄されると仮定し，湖水の大腸菌濃度に関わらず，生野菜に含まれる大腸菌量は一律に 5[CFU/g]とした．以上の仮定を元に，生野菜による一日の大腸菌摂取量を 4.1×5=20.5[CFU/day]と定義した．曝露頻度は毎日であると定義した．

③家事等での生活用水の誤飲

大腸菌暴露量は，湖水の誤飲量を仮定し，その値に湖水の大腸菌濃度をかけて算出した．用いた湖水の誤飲量は，家事等の活動に費やす時間に時間あたりの誤飲量をかけることで算出した．

まず，時間あたりの誤飲量は，USEPA(2019)による水泳中の時間あたりの誤飲量をもとにして 28[mL/h]と設定した．次に，家事等に費やす時間を求める．USEPA(2011)によると，18 歳～64 歳について各活動に費やす時間が調査されている．表 2-2 にある Time(Doers Only)が USEPA による行動時間であるが，この行動時間はその行動をとった人が費やした平均時間であり，その行動をとらない人も含めた平均的な時間ではない．

USEPA によれば，House-keeping を行うと答えた人数は 1316 人で，その平均的な時間は 120.4[min/day]であった．したがって，調査対象の集団内で House-keeping に費やされるのべ時間は 1316×120.4[min/day]であり，これを調査対象の全回答者数(6041 人)で割ることで集団全体に対する平均時間を 26.23[min/day]と求めた．なお，USEPA の調査では，調査へ

の全回答者数は明らかにされていないが，全ての人が行うとみなせる睡眠について睡眠時間を回答した人数は 6041 人であったことから，これを全回答者数とみなした．USEPA(2011)によると，生活用水の誤飲が起こりうる家事活動には Housekeeping，Cleaning House，Doing Dishes/Laundry の 3 つが存在する．それぞれについて上記の方法で集団全体に対する平均を求めた結果を，表 2-2 の Time(all)に示す．それらを合計することで家事等に費やす時間を 65.6[min/day]と算出した．この値に，水泳時の誤飲量である時間あたり誤飲量 28[mL/h]をかけることで，家事による湖水の 1 日あたりの誤飲量は 30.6[mL/day]と推定された．

この誤飲量に湖水の大腸菌濃度をかけることで，家事等による生活用水の誤飲および水浴による誤飲から摂取される大腸菌量を求めることができる．なお，家事・水浴は毎日行うものと考え，曝露頻度は毎日であると定義した．

④水浴による誤飲

家事等での生活用水の誤飲と同様に，大腸菌暴露量は湖水の誤飲量を仮定し，その値に湖水の大腸菌濃度をかけて算出した．用いた湖水の誤飲量は入浴に費やす時間に時間あたりの誤飲量をかけることで算出した．

入浴に費やす時間は，家事等による誤飲と同じく USEPA(2011)が示す値 17.1[min/day]を仮定した(表 2-2)．家事等の誤飲とは異なり入浴は家庭内の全員が行うと考え，集団内での補正は行わず 17.1 [min/day]の値をそのまま使用した．この値に，水泳時の誤飲量である時間あたり誤飲量 28[mL/h]をかけて，水浴による 1 日あたりの湖水の誤飲量が 18.7[mL/day]と求められた．さらに，その誤飲量に湖水の大腸菌濃度をかけることで，家事等による生活用水の誤飲および水浴による誤飲から摂取される大腸菌量を求めることができる．なお，家事・水浴は毎日行うものと考え，曝露頻度は毎日であると定義した．

2-4. 健康影響評価

健康影響評価においては用いる用量反応モデルを定義する．曝露評価で求めた摂取大腸菌量から，疾病が起こる確率を次のベータポアソン型モデルによって求める．

$$P(d) = 1 - \left[1 + \frac{d}{N_{50}}\left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1\right)\right]^{-\alpha} \qquad (1)$$

ここで，$P(d)$は 1 日あたりd個の大腸菌を摂取したときに疾病が起こる確率であり，パラ

メータはそれぞれ$\alpha = 0.1778$，$N_{50} = 8.6\times10^{7}$とした(Haas, 1999)．上式で求められる感染リスクは1日あたりの値である．月間および年間のリスクへの換算は，次の式を用いて行った．

$$P_{month/year} = 1 - \prod_{k=1}^{n}\{1 - P_k\} \qquad (2)$$

ここで，nは月間/年間の日数(31/365)であり，P_kはk日目の感染リスクである．

本研究で用いる大腸菌濃度には，病原性株だけでなく非病原性株も含まれている．一方，このベータポアソン型の用量反応モデルは病原性株による疾病が起こる確率を記述するものである．そのため，上式で算出できるリスクは実際に疾病が起こる確率よりも大きくなることが予想される．厳密に感染症リスクを求める際には病原性株の割合に対する補正が必要であるが，病原性株にも様々なものがあり，補正値を求めることは容易ではない．本研究におけるQMRAの最終的な目的は衛生対策の有効性を知ることにあるため，対策前と対策後のリスクの差異を相対的に示すことを重要視しており，補正を行わなくてもリスクの相対的な比較で検討可能である．そのため，病原性株の割合に対する補正は行わず，地域間や対策前後のリスクの差異を相対的に比較することに焦点を当てる．

2-5. リスクの総合的判定

ここではリスク評価に用いる指標を定義する．健康影響評価で求められる日間リスク・月間リスク・年間リスクを指標として感染症リスク評価を行うこととする．なお，リスクの総合的判定の段階には評価結果の考察も含まれる．結果については後述の第3章・第4章で述べることとする．

第2章参考文献

Brown, M., HONG, S., Smith, J., Hagan, J. (2010) Sanitation in floating communities in Cambodia, Ministry of Rural Development.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2011) Nutrition Handbook for the Family.

Haas, C.N., J.B. Rose and C.P. Gerba (1999) Quantitative Microbial Risk Assessment, p.268, John Wiley & Sons, Inc.

Hoang Thi, M., Watanabe, T., Fukushi, K., Ono, A., Nakajima, F., Yamamoto, K.

(2011) 発展途上国都市における洪水を原因とする水系大腸菌感染症のリスク評価, 水環境学会誌, Vol.34, No.10, pp.153-159.
U.S.EPA. (2011) Exposure Factors Handbook: 2011 Edition, U.S. Environmental Protection Agency.
U.S.EPA. (2019) Update for Chapter 3 of the Exposure Factors Handbook, EPA's Exposure Factors Handbook, U.S. Environmental Protection Agency.
WHO (2016) Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management.

第2章 図表集

表2-1 QMRAの4段階(WHO, 2016)

段階	内容
1. 問題の定式化	リスク評価の全体像を定義する．具体的には，評価対象とする病原体，曝露経路，危害事象，対象とする健康被害の定義を行う．
2. 曝露評価	問題の定式化段階で定義した曝露経路について，その頻度と規模を定量的に定義する．
3. 健康影響評価	曝露量と感染確率・罹患確率を結びつける用量反応関係を定義する．
4. リスクの総合的判定	曝露評価と健康影響評価で得た知見を統合し，リスクに対する定量的対策を策定する．

表2-2 18～64歳が各活動に費やす時間

	Sleeping/ Napping	House-keeping	Cleaning House	Doing Dishes/ Laundry
N	6041	1316	1307	1371
Time (Doers Only)[min/day]	-	120.4	115.6	63.2
Time (all) [min/day]		26.2285	25.0106	14.3432

第 3 章 トンレサップ湖全体における感染症リスク評価

この章では，トンレサップ湖の水上集落が置かれている現状について，感染症リスクの評価を行った結果を述べる．湖全域を対象として 2 次元数値流動モデルによる大腸菌輸送のモデル化を行い，リスク評価に必要となる大腸菌濃度データをシミュレーションにより求めた．また，季節によるリスクの変動をより正確に反映するため，Google Earth および Sentinel 2 衛星画像を用いて集落の移動傾向を特定した．感染症リスクの主要な決定要因を確かめるため，人口や水深に対する感染リスクおよび大腸菌摂取量の関係を分析した．

3-1. トンレサップ湖の水理学的状況

トンレサップ湖は季節によってその水位と面積を大きく変えるという特徴を持っている．これは，Flood pulse と呼ばれる雨季の大規模な氾濫による．ここでは観測及び解析によって得られているデータを用いて水理学的状況を説明する．

トンレサップ川の Prek Kdam における 2017 年の流量を図 3-1 に示す．トンレサップ川からトンレサップ湖へと流れ込む方向の流量を正としている．同じ 2017 年について，Prek Kdam とトンレサップ湖内に位置する Kampong Luong それぞれの水位を図 3-2 に示す．Prek Kdam と Kampong Luong の位置は図 3-3 に示す．図 3-1 に示すように，乾季の 1 月から 5 月半ばまでの流量は負であり，水はトンレサップ湖からトンレサップ川へ流れ出す方向に流れている．この方向の流れを順流と呼び，逆方向の流れを逆流と呼ぶこととする．同じ期間における水位はその状況を反映し減少を続け，5 月上旬ごろに一年で最も低い値を記録する．その時の水位は Prek Kdam で約 1.5m，Kampong Luong で約 2.5m である．雨季に近づくにつれ，流量は次第に 0 に近づいてゆき，5 月中旬には流れが逆転し 6 月下旬まで逆流状態となる．この時の流量は 2000[m^3/s]程度である．7 月上旬に一度流量がほぼ 0 になった後は流量が増加し，8 月上旬に逆流のピークを迎え，その流量は 8000[m^3/s]程度となる．湖へと水が流れ込むため，水位は上昇に転じることとなる．

このように流れの向きが逆転するのは，トンレサップ川の本流であるメコン川の流量が増大するためである．順流期間はメコン川の流量が小さいため，水はトンレサップ湖からトンレサップ川へと流れ出している．しかし，雨季に入りメコン川の流量が増大すると，メコン川の水位がトンレサップ湖の水位よりも高くなる．その結果，トンレサップ川を通してメコン川からトンレサップ湖へと水が流れ込む現象が生じる(Frappart,2006)．その後，メコ

ン川の流量増大が減少すると，逆流の流量は 9 月上旬までの約 1 ヶ月間でおよそ 0 へと減少していき，9 月以降は流量が負へと転じる．水位を見ると，10 月上旬までは逆流期間の影響によって上昇が続くが，それ以降は順流状態に従って減少に転じていることがわかる．

以上のように，季節ごとに流れが大きく変わるため，感染症リスクにも大きな変動があると考えられる．また，水上集落同士の距離は最短で 1km 程度まで近づくため，別集落から排出された大腸菌が他集落まで及び感染症リスクを生じさせる可能性がある．そのため，通年で湖全体についてリスク評価を行う必要があると考えられる．

3-2. 計算条件

3-2-1. 大腸菌の湖内輸送のモデル化

評価期間を通して湖全体についてリスク評価を行うには，湖全体に対する大腸菌濃度データが通年で必要となる。そこでトンレサップ湖全体について，2017 年を計算期間としてその流動を解析し，大腸菌の湖内での輸送・希釈を解析し，大腸菌濃度データを取得した．湖内流動の解析には村上(2017)が構築したモデルを利用した．200km 四方の計算領域(図 3-4)を 250m×250m のサイズのメッシュで分割し，有限体積法を用いた流動解析を行い，各メッシュにおける水位，水深，流速を計算する．基礎方程式には，Navier-Stokes 方程式と連続式から導出される以下の浅水方程式を利用した．

$$\frac{\partial}{\partial t}\boldsymbol{w}+\frac{\partial}{\partial x}\boldsymbol{F}+\frac{\partial}{\partial y}\boldsymbol{G}=\boldsymbol{S_H}+\boldsymbol{S_f}+\boldsymbol{S_C}+\boldsymbol{S_S}+\boldsymbol{S_W} \tag{3}$$

$$\boldsymbol{w}=\begin{pmatrix}w_1\\w_2\\w_3\end{pmatrix}=\begin{pmatrix}h\\hu\\hv\end{pmatrix}$$

$$\boldsymbol{F}=\begin{pmatrix}hu\\hu^2+gh^2/2\\huv\end{pmatrix},\quad \boldsymbol{G}=\begin{pmatrix}hv\\huv\\hv^2+gh^2/2\end{pmatrix}$$

$$\boldsymbol{S_H}=\begin{pmatrix}0\\-gh\dfrac{\partial b}{\partial x}\\-gh\dfrac{\partial b}{\partial y}\end{pmatrix},\quad \boldsymbol{S_f}=\begin{pmatrix}0\\-\dfrac{gn^2}{h^{7/3}}w_2\sqrt{{w_2}^2+{w_3}^2}\\-\dfrac{gn^2}{h^{7/3}}w_3\sqrt{{w_2}^2+{w_3}^2}\end{pmatrix}$$

$$\boldsymbol{S_C} = \begin{pmatrix} 0 \\ 2\omega sin\phi w_3 \\ -2\omega sin\phi w_2 \end{pmatrix},\quad \boldsymbol{S_S} = \begin{pmatrix} 0 \\ \frac{\partial}{\partial x}\left(\nu h \frac{\partial u}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\nu h \frac{\partial u}{\partial x}\right) \\ \frac{\partial}{\partial x}\left(\nu h \frac{\partial v}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\nu h \frac{\partial v}{\partial x}\right) \end{pmatrix}$$

$$\boldsymbol{S_W} = \begin{pmatrix} 0 \\ \rho_{air} C_D \sqrt{{U_a}^2 + {V_a}^2} U_a \\ \rho_{air} C_D \sqrt{{U_a}^2 + {V_a}^2} V_a \end{pmatrix}$$

ここで，hは水深，u，vは水深平均流速，$\boldsymbol{w}$はh,u,vからなる保存量ベクトル，$\boldsymbol{F}$，$\boldsymbol{G}$はx方向，y方向の流束，$\boldsymbol{S_H}$は水位勾配によるソース項(g:重力加速度，H:水位)，$\boldsymbol{S_f}$は底面摩擦項(n:マニングの粗度係数)，$\boldsymbol{S_C}$はコリオリ力(ω:地球の自転角速度，ϕ:緯度)，$\boldsymbol{S_S}$はレイノルズ応力(ν:渦動粘性係数)，$\boldsymbol{S_W}$は風応力(ρ_{air}:空気の密度，C_D:バルク係数，U_a, V_a:風速の東西・南北成分)である．

基礎方程式は有限体積法を用いて離散化され，流速・水位の時間発展を計算する．計算では氾濫による水域の拡大を考慮し，季節に応じたトンレサップ湖の面積変動も再現している．図 3-5(a)のように、陸域メッシュの隣に水域メッシュが存在しその水位が陸域メッシュの標高より高い場合，図 3-5(b)に示すように陸域に水が流れ込み水域になると考え，次の時間ステップで陸域メッシュを水域に変更し，そのメッシュについても流れを計算するとしている．同様に水域が陸域へと変化する現象も計算に組み込み，後述の図 3-6 のように乾季に湖が縮小し雨季に拡大する現象を再現している．

大腸菌の輸送は以下のようにモデル化を行った．大腸菌は各集落が存在するメッシュから排出されるとし，簡単のため大腸菌は毎朝 7 時に各家庭から一斉に放出されると仮定した．排泄物 1g に含まれる大腸菌量を 1.0×10^9CFU，人間 1 人の 1 日あたりの排泄物の量を 105g と仮定し(竹村, 2019)，各集落の人口から放出される大腸菌の量を設定した．大腸菌の輸送は次の式を基礎方程式とした．

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uhC}{\partial x} + \frac{\partial vhC}{\partial y} = -\kappa C + s_C \qquad (4)$$

ここで，u，vは水深平均流速，Cは大腸菌濃度，κは大腸菌の死滅率，s_Cは集落からの大腸菌排出量である．また，大腸菌の半減期はトンレサップ湖における現地実験より 10 時間であったことから$\kappa = 1/10$[1/h]とした．

計算結果は 2 時間おきに出力し，各時刻・各メッシュにおける大腸菌量を求めた．結果の一部を示したものが図 3-6 である．(a)は乾季である 6 月，(b)は雨期である 8 月のある時

刻における大腸菌濃度分布を示している．図にあるように，湖全域の各メッシュについて大腸菌濃度データが得られ，集落を中心として大腸菌が広がっていく様子が確認できる．また，順流期は順流に従ってトンレサップ川方向へと高濃度の水域が広がり，逆流期は反転した流れに従って湖中心方向へと高濃度の水域が広がっていることがわかる．リスク評価にあたっては，集落が存在するメッシュにおける大腸菌量を抽出し，その 1 日間の平均濃度を用いて QMRA による評価を行い，1 日ごとの感染リスクを算出した．

3-2-2. 集落位置の推定方法

計算における大腸菌の放出地点およびリスク評価における大腸菌濃度の抽出地点を決める際は，集落の位置データが必要となる．最初に集落の位置を固定した計算を行ったところ，一部の集落が乾季に陸域に存在する状態となり計算が実行できなかった．図 3-7 は計算結果における集落の位置と水陸の境界線の関係を示したものである．赤く着色された領域は陸域であると判定された場所であり，青く着色された領域は水域を示している．8 月の結果を抜き出した(c)では白点で表された集落が全て青い水域にあるのに対して，5 月の結果を抜き出した(b)ではいくつかの集落が赤い陸域上にあることがわかる．

実際には，水上集落は季節に応じて移動している．湖の面積が縮小する乾季は水域を求めて湖の中心部へと移動し，水量が増え流速が大きくなる雨季は水位と流速が小さい岸に向かって移動する．その様子は図 3-8 からも読み取れる．これは湖南部に存在する一つの集落について，2016/5/8(乾季)と 2015/8/20(雨季)に撮影された Google Earth 衛星写真を比較したものである．乾季は湖の中心部に移動し，雨季は水位と流速の小さい浸水林の間に移動している様子が確認できる．

計算においては，集落の存在するメッシュが陸域であると判定された場合，その集落における大腸菌摂取量は 0 とみなされる．しかし，実際は上記のように季節に応じた集落の移動があり，集落は常に水域に存在する．そのため，年間を通して集落には大腸菌感染症のリスクがあると考えられるため，この移動を考慮した集落の位置データを用いる必要がある．また，水上家屋はドラム缶の浮きや船を利用して水の上に浮かんでいるため，水深が数十 cm 程度の水域には存在することが難しい．そこで，集落が存在できる場所を水深 1.5m 以上の水域に限定し，計算上でこれを満たす座標に集落が常に存在するよう考慮した位置データを作成する．

位置データを得る上で集落の移動を考慮するにあたっては，Google Earth および Sentinel 2 の衛星写真データを利用した．Google Earth では，2004/1/6 より集落の位置を

特定できる解像度の写真が公開されている．乾季と雨季の両方で撮影が行われた地域に存在する集落については，それらの画像から季節ごとの位置を求めた．なお集落位置の設定にあたって，集落の移動は 1 か月ごとに行われることとした．これは，集落の移動は毎日のように行われるわけでなく，季節ごとに行われるという実際の状況に即したものである．また，計算に組み込む集落の移動を簡便化するためにもこのような設定とした．

Google Earth の衛星写真が複数枚公開されていた地域については上記のような設定を行ったが，集落によっては Google Earth で撮影された写真が 1 枚しか公開されていないものもある．そのような集落については，時間解像度がより高い 10 日である Sentinel 2 を利用して位置変動を導入した．しかし，Sentinel 2 の画像は空間解像度が 10m と Google Earth よりも低く，家屋の個数を正確に数えることが不可能である(図 3-9)．そのため集落の家屋数は Google Earth 画像を用いて数え，Sentinel 2 画像からは季節による集落の移動のみを読み取ることとした．

まず，衛星写真から集落を判別した．集落は全部で 68 個発見された．Keskinen(2003)によると，海抜 0～6m に位置する集落は 88 個存在する．海抜 0～6m に位置する集落の全てが水上集落というわけではないことも考えると，68 個という値は現実的なものであると考えられる．各集落の位置を図 3-10 に示す．それぞれの集落には識別を行いやすくするため番号をつけた．68 集落を 5 つの地域に分類し，その地域ごとに移動の様子を以下説明する．なお，青い線で囲んだ地域を南岸，紫の線で囲んだ地域を北西岸，緑の線で囲んだ地域を北岸，赤い線で囲んだ地域を北東岸，橙の線で囲んだ地域を東岸とする．

まず南岸について述べる．南岸に分類される集落は 23 個存在した．水域が縮小する乾季は湖の中心部へと移動し，水域の拡大とともに水位上昇と流量増加が起きる雨季は湖岸線に近い浸水林の中へ移動する傾向が見られた．代表的な集落として集落 6 を取り上げ，衛星写真を用いてその様子を確認する．図 3-11 は Google Earth で得られた集落 6 付近の衛星写真である．(b)は 2016 年 5 月 8 日(乾季)，(c)は 2017 年 10 月 28 日(雨季)に撮影された．2 つの写真は全く同じ範囲を撮影したものである．乾季に撮影された(b)では写真中央上部にある集落が，雨季の(c)では南側の浸水林内に移動していることがわかる．南岸は他の地域に比べて乾季と雨季で湖岸線が大きく移動するため，他の集落も集落 6 と同様に移動するものが多い傾向にある．

次に，北西岸について述べる．北西岸の 20 集落はトンレサップ湖に接続する支流上に存在しており，どの集落も移動する様子は見られなかった．北西岸については代表的な集落として集落 N18 を取り上げる．図 3-12 は Google Earth に掲載されているこれらの集落付近の衛星写真であり，(b)は 2014 年 4 月 26 日，(c)は 2017 年 1 月 1 日に撮影された．どちらの写真でも同じ位置に家屋があり，集落の移動はないことが分かる．北西岸では支流上に集

落があり，乾季でも支流が途切れることはなく移動が必要ないためであると考えられる．計算結果においても全集落が位置を固定したままで常に水域上にあったため，この地域について移動はないものとして設定した．

北岸に分類される集落は 5 つのみであり，この地域には季節によって移動を行う集落と行わない集落の両方が存在した．3 つの集落については南岸と同様，乾季に湖の中心部へと移動し雨季には湖岸線に向かって移動する傾向が見られた．図 3-13 は集落 24 の移動の様子を示したものであり，(b)は 2014 年 4 月 26 日(乾季)に，(c)は 2017 年 1 月 1 日(雨季)に撮影された衛星写真である．乾季は湖の中に位置する集落が，雨季には湖に面した支流に移動している様子が確認できる．一方，残りの 2 集落については陸域に存在する乾季でも移動が確認できなかった．衛星画像によると，これらの集落は一部の家屋が陸上に固定されているようであり，陸域に存在する乾季でも雨季と同じ場所に留まっている．集落 25 について 2019 年 5 月 17 日(乾季)と 2018 年 11 月 10 日(雨季)に撮影された衛星写真を比較している図 3-14 でその様子が実際に確認できる．そのため，これらの 2 集落については移動を行わないものとして設定を行った．北西岸と異なり，計算結果ではこれらの集落が陸域に判定される時期があるものの，実際の状況に即した設定を行うこととする．

次に，北東岸に分類される 14 集落について述べる．北東岸において，移動の様子は集落により様々であった．その様子を 2 種類に大別し，それぞれについて代表となる集落を挙げながら説明する．

1 つ目は移動がないというものであり，集落 N26 が例として挙げられる．図 3-15 は集落 N26 について，2018 年 7 月 2 日と 2017 年 1 月 1 日に撮影された Google Earth 衛星写真を比較したものである．雨季と乾季で家屋が存在する場所に違いはなく，計算結果においてもこの集落は常に水域にあると判定されていたため，集落 N26 はこの場所から動かないとして設定を行った．

2 つ目の分類は，砂州内の水路にある集落が雨季になるとその奥に入るというものである．集落 N24 を取り上げその様子について述べる．図 3-16 は，これらの集落を 2017 年 6 月 3 日に撮影した Sentinel 2 衛星写真(B)，2017 年 8 月 2 日に撮影した Sentinel 2 衛星写真(C)を比較したものである．雨季になると，集落が細い水路の奥に入る様子が確認できる．

最後に東岸の 6 集落について述べる．この地域についても，一年を通して移動を行わない集落と乾季に浸水林の付近へ移動する集落の両方が存在した．図 3-17 は移動を行わなかった集落の代表である集落 32 について，2019 年 7 月 13 日(乾季)と 2016 年 12 月 1 日(雨季)に撮影された Google Earth 衛星写真を比較したものである．また，図 3-18 は移動を行う集落の代表である集落 31 について，2019 年 7 月 28 日(乾季)と 2016 年 12 月 1 日(雨季)に撮影された Google Earth 衛星写真を比較したものである．これらの状況に基づき，集落位

置のデータ化を行った.

以上のように集落の位置を各々定め，Google Earth 画像から各集落の家屋数を目視により数えた．その結果をまとめたものが表 3-1 および図 3-19 である．ここで，集落の人口は家屋数に 7.1 をかけたものとする(竹村,2019)．水上集落の個数は 68 であり，各集落の人口は最小で約 50 人から最大で約 5000 人まで及んでいる.

このようにして得た集落の位置データより，大腸菌の放出地点を決定した．また，各集落における感染症リスクを求める際に必要となる大腸菌濃度の抽出地点もこの位置データに従うこととする.

3-3. 湖全体のリスク評価結果

3-3-1. 結果の概要

以上のようにして求めた水上集落の位置・家屋数を入力して大腸菌の流動計算を行い，各メッシュにおける大腸菌濃度データの時空間分布を求めた．そのデータをもとに，第 2 章で述べたように大腸菌感染症のリスク評価を行った．まず，湖全体におけるリスク評価の結果について述べる.

図 3-20 は湖全体について年間リスクをカラーコンターで表したものである．また，1〜12 月それぞれの月間リスクを図 3-21 に示した．それぞれの集落を中心に高リスクの領域が広がっていることが確認できる.

月間リスクを表した図 3-21 を見ると，乾季には水域が縮小し雨季には拡大する様子が確認できる．またカラーコンターに注目すると，流れの変化に伴って高リスクの領域の広がり方も変化している様子が分かる．図 3-21(Jan.)に示した Chhnok Tru においてその変化は顕著である．1〜6,10〜12 月の順流期間は高リスク領域がトンレサップ川の方向に広がっており，7〜9 月の逆流期間はその領域が湖の中心部に向かって広がっていることが確認できる．1 つの集落によるリスクの上昇が他の集落まで波及しているかを確認したところ，年間リスクを描いた図 3-20 では南岸の北部・北岸・東岸で赤く着色された高リスク地域がほぼ独立しており，これら地域では他集落からの大腸菌輸送が集落における感染リスクにはほぼ影響しないと考えられる．その一方で，南岸の南部・北西岸・北東岸では赤く着色された高リスク地域が一部の集落の間で連結している様子が確認され，これら地域では他の集落からの大腸菌の輸送が感染リスクの増加に寄与している可能性がある.

3-3-2. 実測値との比較

流動計算とリスク評価の正確性を確かめるため、大腸菌濃度について実測値との比較を行った．図 3-22 がその結果である．実測値として，米田(2020)が行った現地測定の値を使用した．この測定は 2019 年 6 月 16 日～22 日に実施されている．計算期間が 2017 年であるのに対して，観測が行われたのは 2019 年であり，2017 年の計算結果と直接比較はできないものの，湖水中の大腸菌濃度のオーダーの比較を行った．観測の測定初日 (6 月 16 日) 10:00 の計算結果を用いて観測との比較を行った．図 3-22 において，カラーコンターで示された大腸菌濃度は計算値を表している．湖上に点在する色分けされた点の位置は測定点を表し，その色が実測値を表している．また，湖上にある黒点は計算において集落位置を設定した場所を示している．水上集落付近の測定点を見ると実測値と計算値が概ね同様の色を示しており，集落の位置や流れの状況が異なることを鑑みても大腸菌流動を再現できているといえる．しかし，湖中央においては計算値と実測値の間に乖離が見られ，実測値は 10^4～10^5[CFU/m^3]であるにもかかわらず計算値は 0 であった．大腸菌排出源である水上集落から離れた場所でこのように大腸菌が観測された理由としては，湖底において長期間生存していた大腸菌が巻き上げによって水中に現れた(米田,2020)ことが考えられる．このモデルにおいて，大腸菌は場所にかかわらず 10 時間で半減するとしており，巻き上げも考慮していない．そのことが湖中央部での実測値と計算値の違いにつながったと考えられる．

表 3-2 に，水上集落における実測値と計算値の比較を示した．低水位期における実測値は図 3-22 と同様 2019 年 6 月 16 日～22 日に測定されたものであり，高水位期における実測値は 2019 年 10 月(日付不明)に測定された．計算値については，実測値と同時期の値を抽出し観測期間全ての平均をとっている．低水位期・高水位期のいずれについても，計算値の方が実測値より広い範囲の値をとった．計算において設定した集落の数の方が，大腸菌数の測定を行った集落の数よりも多いため，値の幅が広くなることは自然であると考えられる．どちらの季節においても実測値の範囲は計算値の範囲の中に収まっており，計算によって濃度の傾向をおおむね再現できていたといえる．

3-3-3. 集落ごとのリスク差

ここからは，各集落における感染リスクの差とその要因に注目していく．このリスク評価は湖水に存在する排泄物由来の大腸菌が全て病原性株であるという仮定の下で行われてい

るが，厳密には大腸菌の病原性株の割合に対して補正が必要である．ただ，病原性株にも様々なものがありその補正は容易ではない．そのため，ここでは各集落における感染リスクの差に注目し，相対的な議論を行う．

図 3-23 は，横軸に集落の家屋数，縦軸に年間の感染リスクをとり各集落の値をプロットしたものである．家屋数が 200 を超える集落については年間リスクが家屋数に関わらずほぼ 1 となる一方で，家屋数が 200 より小さい集落については年間罹患リスクが約 0.15 から約 1 までばらついていることがわかる．

この動向を説明するために，大腸菌の摂取量と年間の感染リスクの関係に注目する．1 日の大腸菌摂取量とその日の感染リスクは式(1)の用量反応関係式で表されるため，その式に基づいてまず 1 日あたりの感染リスクを算出し，その値を元に年間リスクを求めグラフを描くと図 3-24 のようになる．この図から分かるように，大腸菌の摂取量と年間リスクの間には非線形関係がある．大腸菌摂取量が大きくなるほどに年間リスクは増大していくが，その増大の速度は摂取量の増加に伴って減少し，やがて 1 に漸近する．このような傾向は，リスクの増大速度の差こそあれ，図 3-23 の家屋数-年間リスクの間についても同様に見られることから，家屋数と 1 日の大腸菌摂取量の間に線形関係があると推測した．家屋数，すなわち集落の人口が大きくなるに比例して周囲の大腸菌濃度が高くなり，その結果住民の大腸菌摂取量も増加するという仮説は，実際の状況に即したものと考えられる．

この仮説を検証するため，横軸に家屋数，縦軸に 1 日大腸菌摂取量の年間平均をとり各集落の値をプロットした．図 3-25 がそのグラフである．この図からは，推測した線形関係を見出すことはできない．

そこで，集落を 5 つの地域に分類し，それぞれの地域について同様の値をプロットした図を作成した．南岸，北西岸，北岸，北東岸，東岸の 5 つをその分類とする．集落位置の推定方法において，集落の移動の様子を説明した際に用いた地域分けをここでも利用した．図 3-26，3-27 がその結果である．これらの図には，集落ごとの値をプロットした点のほかに近似直線を描いている．線形関係の強さには地域ごとに差があるものの，各地域において家屋数と大腸菌摂取量の間に線形関係を見出すことができた．

なお，北西岸については集落 23 を除いた場合の近似直線もプロットしている．これは集落 23 のみ他と異なる支流上に存在しているためであり，それを除くことで単一の支流上に存在する 21 集落間での比較を行おうとしたものである．集落 23 を含めた場合の R2 乗値は 0.57597 であり，5 つの地域の中で最も低い値である．一方で，集落 23 を除いた場合の R2 乗値は 0.9185 となり，5 つの地域の中で北岸に次いで 2 番目に高い値となる．そのため，単一の支流上に存在する 21 集落については強い線形関係があるといえる．

また，これらの図で求めた近似直線より家屋数に応じた大腸菌摂取量を求め，その値を用

量反応関係式(式(1))に代入することで，地域ごとに家屋数-年間リスク関係を得ることができる(図 3-28)．近似直線の R2 乗値が低い北東岸と東岸については線上から大きく離れた点も存在していたが，南岸・北西岸・北岸についてはプロットされた点がおおむね線上に乗っており，図 3-27 で示す各地域の家屋数―大腸菌摂取量の近似式を用いることで，大腸菌の輸送・流動シミュレーションを実施せずに，家屋数から年間リスクをある程度推定できると考えられる．

3-3-4. 地域ごとのリスク差の要因

ここまでは，各地域の集落間のリスクの差に注目してきた．ここからは，地域ごとにリスク傾向を比較した場合の違いについて考察する．図 3-26 は，図 3-27 で地域ごとに描いた家屋数-1 日の大腸菌摂取量(年間平均)の散布図を 1 つにまとめたものである．地域によって傾きに差があり，北東岸・南岸・北岸は傾きが比較的大きく，北西岸・東岸は傾きが比較的小さいことが読み取れる．この違いをもたらした原因を以下のように検討した．

ここまでは年間の平均大腸菌摂取量やリスクを扱ってきたが，季節ごとの変化を考察するため月間の平均大腸菌摂取量とリスクに新たに着目する．縦軸の大腸菌摂取量を月間平均値として 1 月から 12 月までを描いたものを図 3-29 に示す．月によって各地域の近似直線の傾きが変動し，その変動の幅や傾きが大きくなる時期は地域によって異なることがわかる．例えば，青い線で表される南岸については 4～6 月の乾季に最も傾きが大きくなる一方で,緑の線で表される北岸については雨季にあたる 9 月に最も傾きが大きくなっている．

各地域の流れの状況がこの結果に及ぼす影響の有無を確かめるために，流速の大きさと水深についても各集落における値を抽出し，地域ごとにその傾向を調べた．図 3-30～34 は各集落における月ごとの日平均大腸菌大腸菌摂取量，平均水深、平均流速を 5 地域に分類して表したものである．データ量が多く，この図から各地域の傾向を見出すことは難しい．そこで，各地域について平均流速および平均水深の月別平均を求め，それを代表的な値として図 3-29 の傾きの変動との関係を考察した．図 3-35 は地域・月ごとに流速と図 3-29 のグラフの傾きをプロットしたものである．同様に，図 3-36 は地域・月ごとに水深と図 3-29 のグラフの傾きをプロットしたものである．横軸をある地域のある月における水深あるいは流速とし，縦軸をその地域・月について図 3-29 で示されたグラフの傾きとしている．

まず図 3-36 について見ると,水深が大きいほど傾きは小さくなるという傾向が見られる．北東岸，南岸，北岸についてその傾向は顕著である一方，北西岸・東岸についてはその傾向は明確には見られない．次に図 3-35 を見ると，図 3-36 と同様に流速が大きいほど傾きは

小さくなるという傾向が見られた．ただしその変動幅は地域によって異なり，比較的流速の大きい北西岸と東岸では流速の増減の大きさに比べて傾きは 0 から約 1000 までしか変動していないのに対して，比較的流速の小さい南岸・北岸・北東岸については流速が 0～0.05[m/s]に集中する一方傾きは 0～4500 まで変動している．図 3-35 と図 3-36 の両方で，南岸・北岸・北東岸と北西岸・東岸とで傾向が異なることが読み取れた．そこで，5 つの地域をさらにこの 2 つの分類に分け，傾きの変動が大きい南岸・北岸・北東岸に注目して考察することとする．

図 3-35 において，南岸・北岸・北東岸の点に流速と傾きの明確な関係を見出すことはできなかった．流速がほぼ同じであっても，傾きが大きく異なる点が複数存在するためである．このことから，流速は傾きを決定する変数とは言えないと考えられる．そこで水深が傾きの決定に影響していると考え，図 3-36 から水深と傾きの関係を検討すると，非線形の関係を見出すことができた．

このことは，計算における大腸菌の入力からも考えることができる．大腸菌の濃度計算において，大腸菌の摂取量と水深の間には次の式のような関係が成り立っている．

$$(intake\ of\ E.coli) \propto (Concentration\ of\ E.coli)$$

$$= \phi_{input} \times (population) \times \frac{1}{h} \times A \qquad (5)$$

$$= \phi_{input} \times \frac{1}{h} \times A \times (population)$$

ここで，ϕ_{input}は一人当たりが排出する大腸菌の量であり，hは水深，Aは流速等によって定められる値である．ここでは大腸菌の摂取量と水深の間の関係に注目するため，水深以外に依る値をAとしてまとめた．この式から，大腸菌摂取量と人口との間には$\phi_{input} \times \frac{1}{h} \times A$を係数とした比例関係があると言うことができる．この係数とは，すなわち図 3-29 の傾きと同義である．そのため，

$$(Slope\ of\ approximate\ line) \propto \frac{1}{h} \qquad (6)$$

この式のように，計算条件から傾きと水深の間には反比例関係が成り立つと考えることができる．

このことから，図 3-36 において水深と傾きの間に反比例関係が成り立っていると考え，傾きの変動が大きい南岸・北岸・北東岸について近似曲線を描いた．図 3-37 がその結果である．なお，各地域における R2 乗値は表 3-3 の通りであった．南岸，北東岸，北岸の順に R2 乗値が高くなっている．

図 3-37 を見ると，近似曲線の位置が 3 地域でそれぞれ異なっている．同じ水深でも北東岸が最も傾きが大きくなる傾向にあり，次に南岸の傾きが大きく，北岸の傾きが最も小さくなっていることがわかる．すなわち，3 つの地域を統一的に説明する一つの曲線はない．この 3 つの近似曲線の違いを生み出す要因が存在するはずであるが，3 地域の年間平均流速はほぼ同じである(図 3-35 参照)ため，流速がその要因であるとは言えない．

そこで，集落間の相互作用がその要因ではないかと考えた．図 3-37 において近似曲線が上部に存在する北東岸・南岸の集落は，別集落から排出された大腸菌の影響を相互に受け濃度が高くなっており，そのことが傾きの増加をもたらしている可能性がある．相互作用の有無を調べるため，水深が低い 5 月における大腸菌濃度を描き，図 3-38 に示した．この図からは，高大腸菌濃度となる水域が 2 つ以上の集落間で繋がっている様子が南岸と北東岸で見られる一方，北岸ではそのような様子は見られなかった．北岸は各集落が孤立していると言うことができる．相互作用の影響を定量的に評価するため，北岸の近似曲線を各集落が孤立している場合のモデルとして利用する．図 3-39 に示すように，南岸と北東岸の点が同じ水深を保ったまま北岸の近似曲線上に存在すると仮定した場合の傾きの値を求め，相互作用が存在しない場合の傾きとする．その傾きを図 3-40 のように元の場合の傾きと比較し，各集落が孤立している場合の予測摂取大腸菌量を求めた．人口が多い集落 6 を代表として摂取大腸菌量を求めた結果，実際の 5 月の計算結果と孤立している場合の 5 月の推定結果との間には5.5×10^5程度の差があり，これだけの大腸菌が周囲の集落からもたらされていると考えられる．一方，大腸菌摂取量のコンター図(図 3-38)を確認すると，集落 6 と近隣の集落間で大腸菌摂取量が最も低くなっている地点で示されている値は最大でも1.0×10^4程度であり，推定したほどの量の大腸菌が集落から集落へ流れている様子は確認できない．そのため，相互作用の有無は確かに傾きの差異に影響していると考えられたものの，それだけが傾きの差異の要因であるということはできず，他の因子も存在する可能性が考えられる．

第 3 章 参考文献

Frappart, F., Do Minh, K., Hermitte, J.L., Cazenave, A., Ramillien, G., Le Toan, T., and Mognard-Campbell, N. (2006). Water volume change in the lower Mekong from satellite altimetry and imagery data. *Geophysical Journal International*, **167**, pp.570-584.

Keskinen, M. (2003). Socio-economic survey of the Tonle Sap Lake. Combodia, Water Resources Laboratory, Helsinki University of Technology.

竹村康平(2019) カンボジア王国トンレサップ湖 Chhnok Tru 水上集落への 3 次元数値流動

解析モデルの適用，東京工業大学大学院修士論文.
村上駿(2017) カンボジア国・トンレサップ湖の流動把握に向けた 2 次元数値流動モデルの開発，東京工業大学大学院修士論文.
米田一路(2020) トンレサップ湖における大腸菌の移流拡散とその将来変化を考慮した水上生活者の健康リスク評価，山形大学大学院修士論文.

第3章 図表集

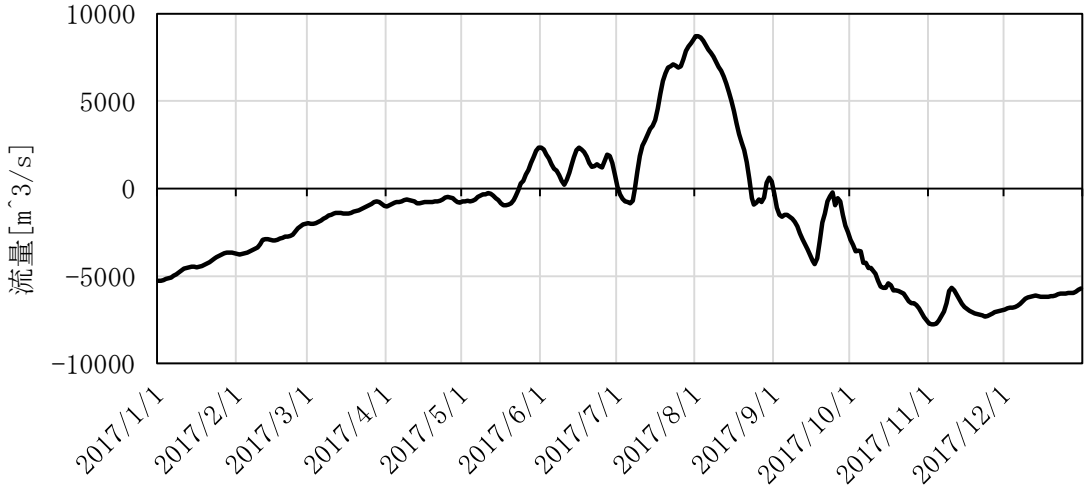


図3-1 Prek Kdamにおける流量

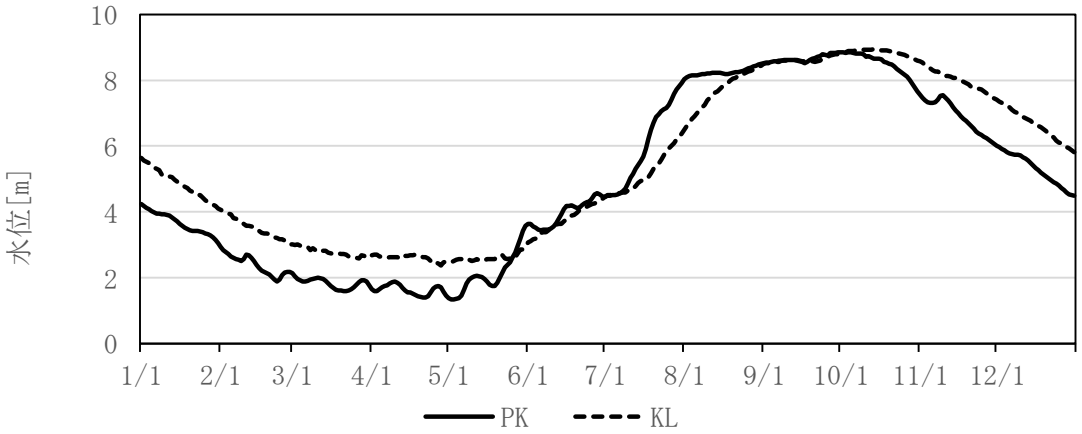


図3-2 Prek Kdam, Kampong Luongにおける水位

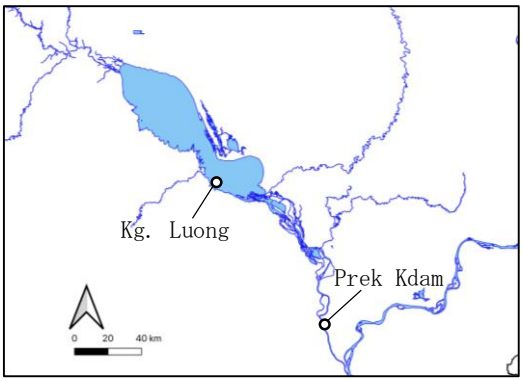


図3-3 Prek Kdam, Kampong Luongの位置

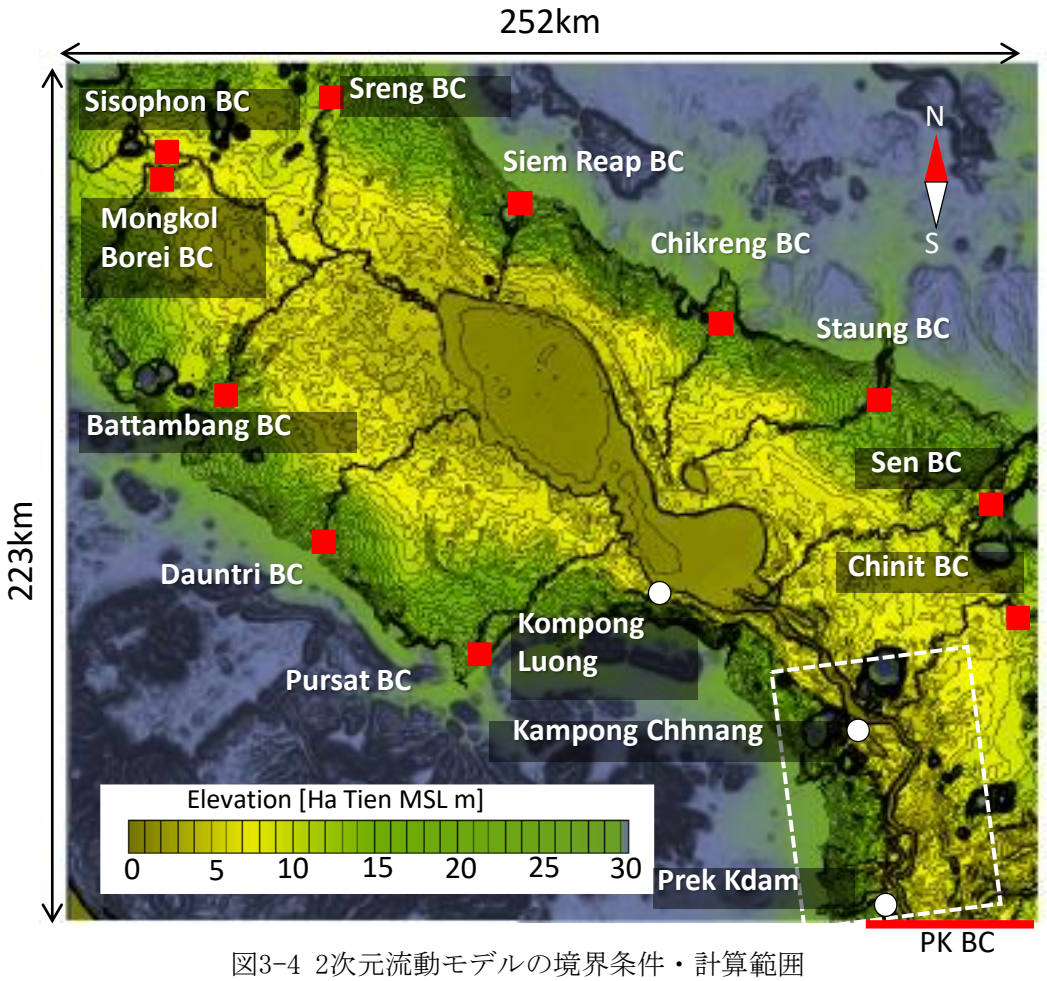


図3-4 2次元流動モデルの境界条件・計算範囲

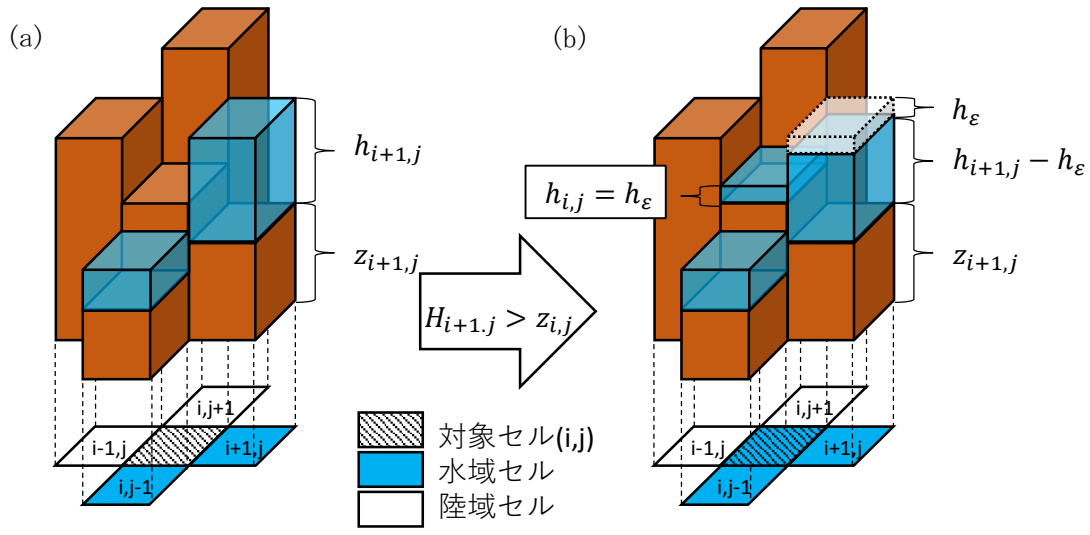


図3-5 陸域から水域への変化の模式図

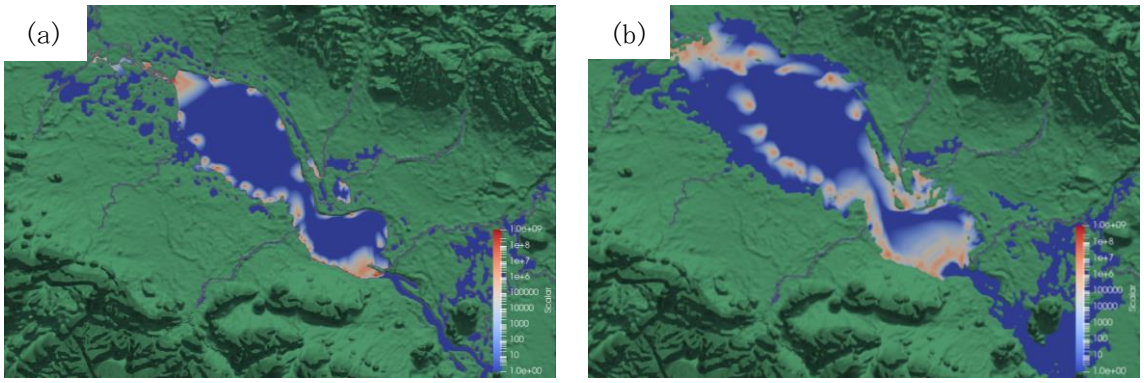


図3-6 2次元流動モデルによる大腸菌濃度の計算結果

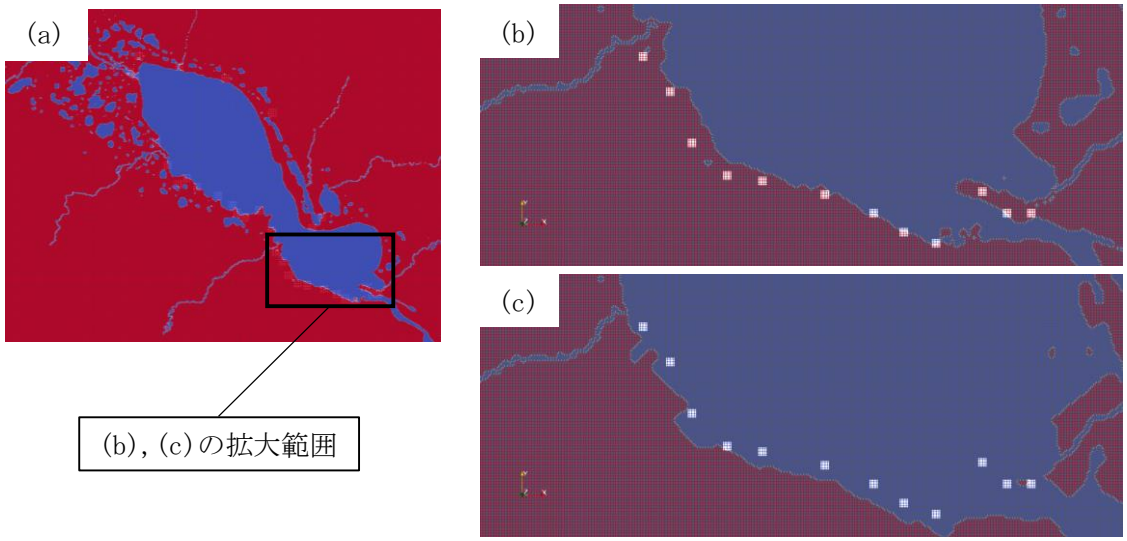


図3-7 水陸の境界線と集落位置の関係((b)は5月, (c)は8月の結果)

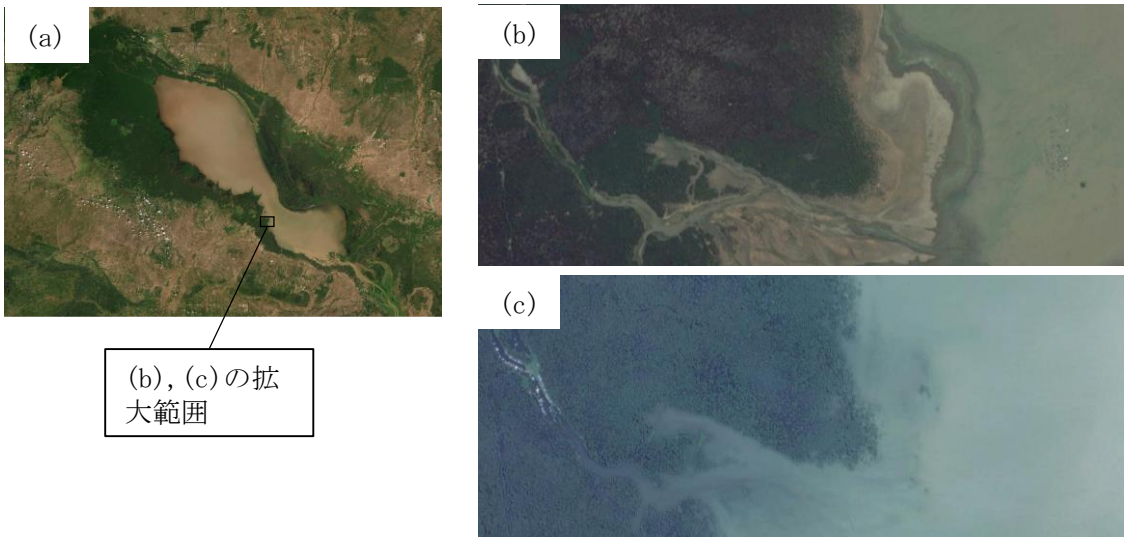


図3-8 集落の移動の様子((b)は2016/5/8, (c)は2015/8/20撮影)

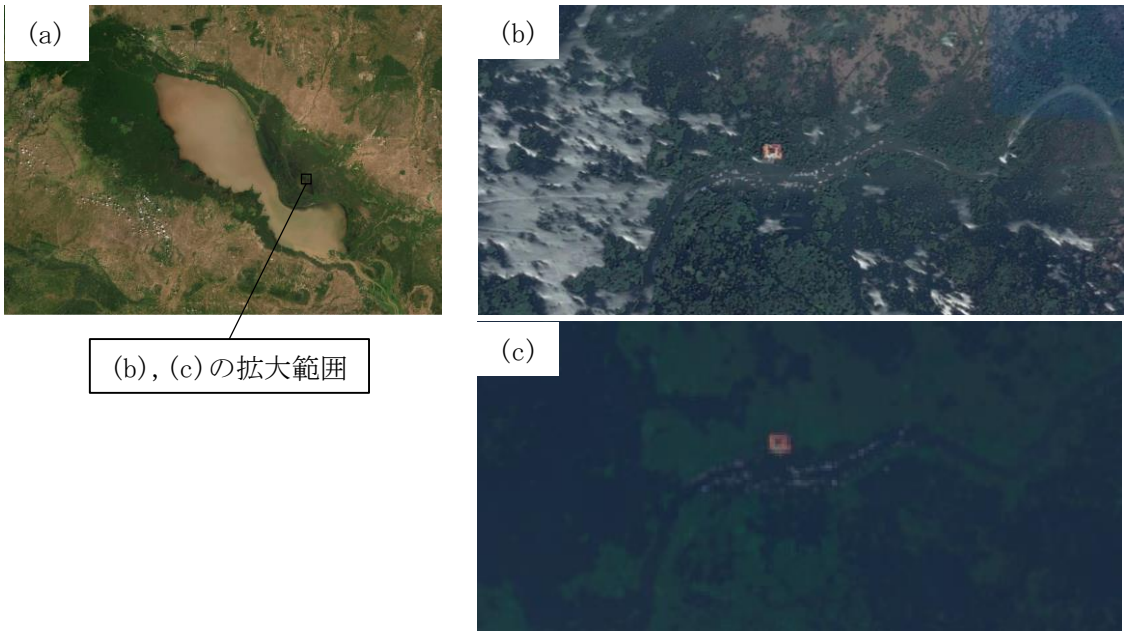


図3-9 Google EarthとSentinel 2衛星写真の比較
((b)は2017/1/1撮影のGoogle Earth写真, (c)は2017/12/20撮影のSentinel 2写真)

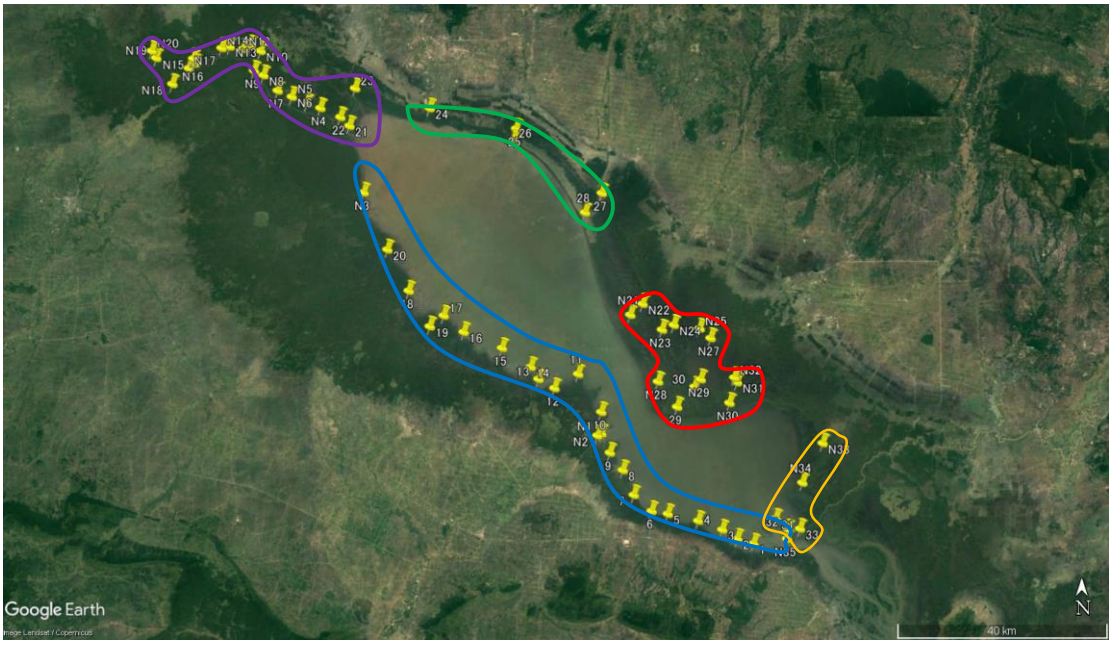


図3-10 68集落の一覧

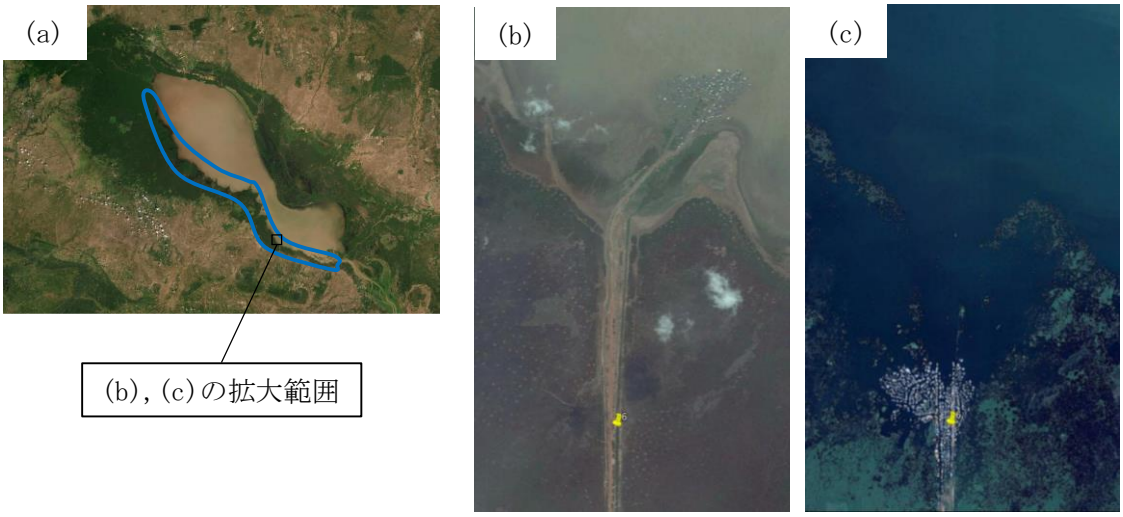


図3-11 南岸・集落6の移動の様子 ((b)は2016/5/8, (c)は2017/10/28撮影)

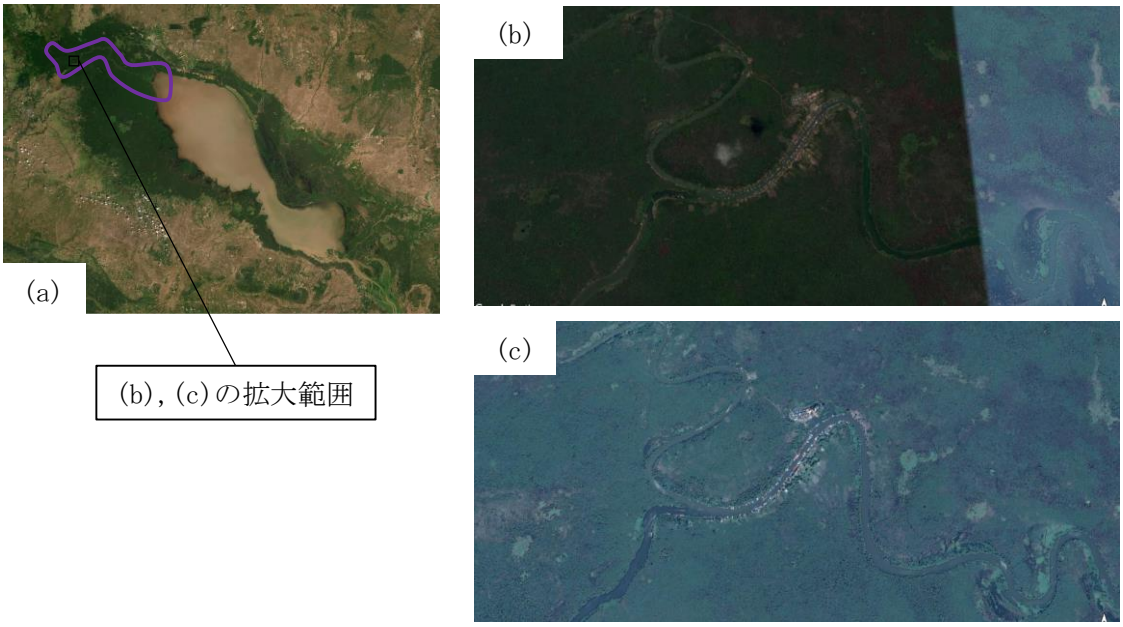


図3-12 北西岸・集落N18の移動の様子 ((b)は2014/4/26, (c)は2017/1/1撮影)

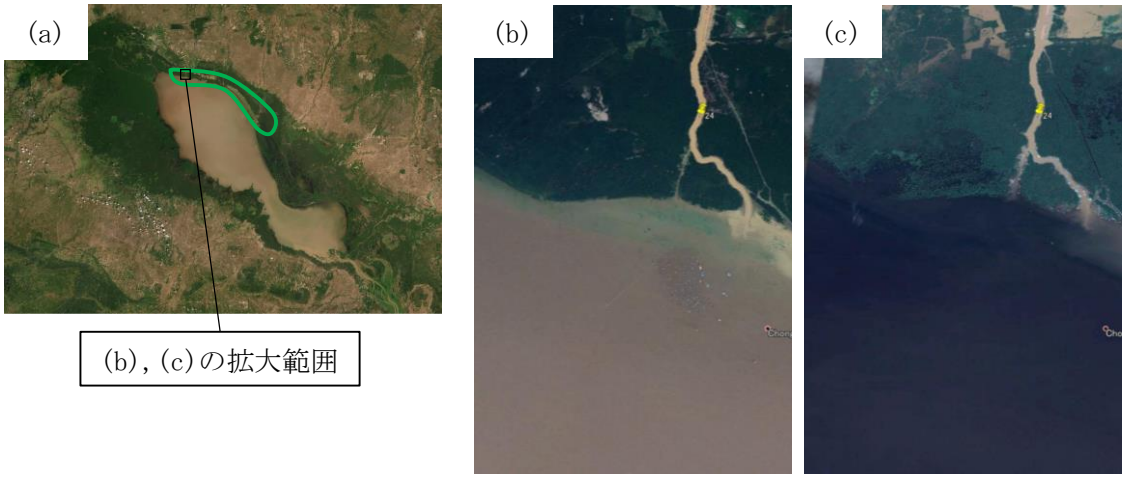


図3-13 北岸・集落24の移動の様子 ((b)は2014/4/26, (c)は2017/1/1撮影)

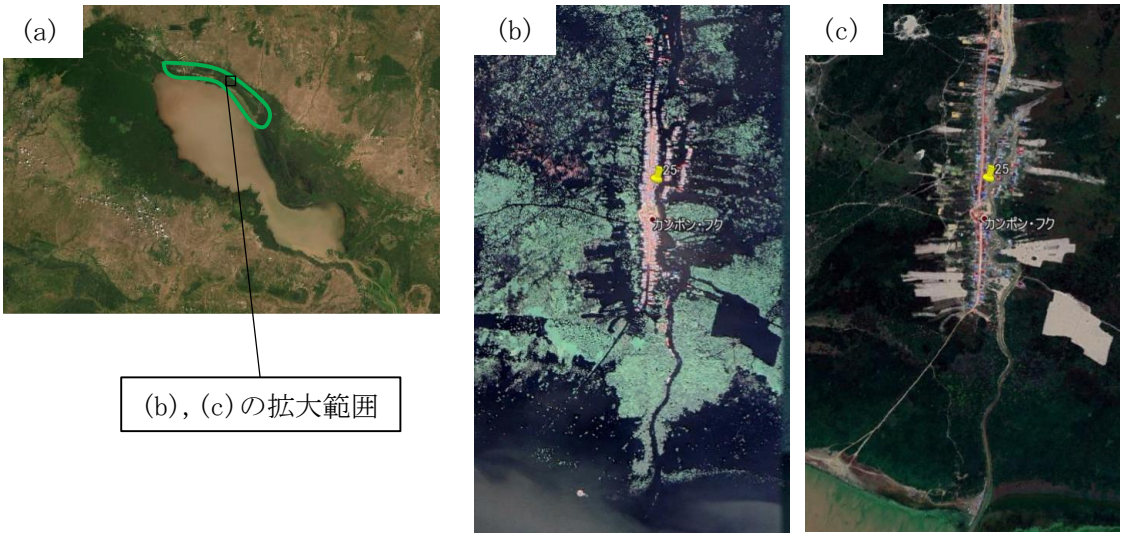


図3-14 北岸・集落25の移動の様子 ((b)は2019/5/17, (c)は2018/11/10撮影)

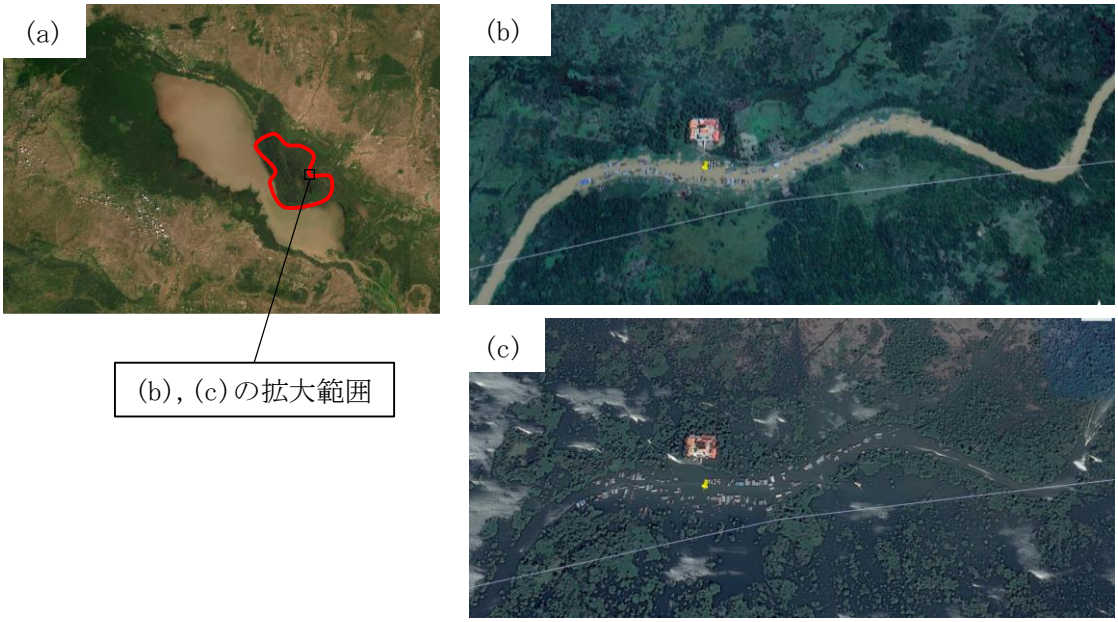


図3-15 北東岸・集落N26の移動の様子 ((b)は2018/7/2, (c)は2017/1/1撮影)

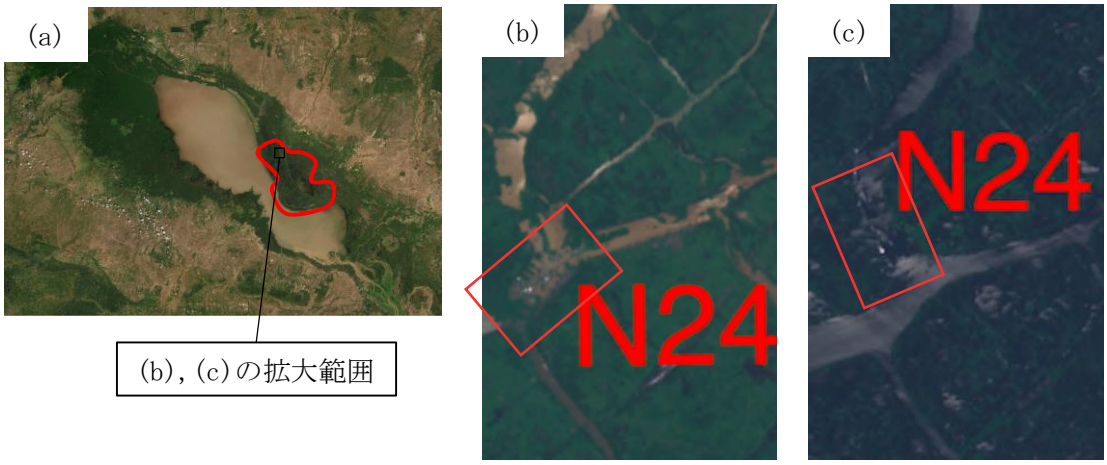


図3-16 北東岸・集落N24の移動の様子
((b)は2017/6/3, (c)は2017/8/2撮影のSentinel 2衛星写真)

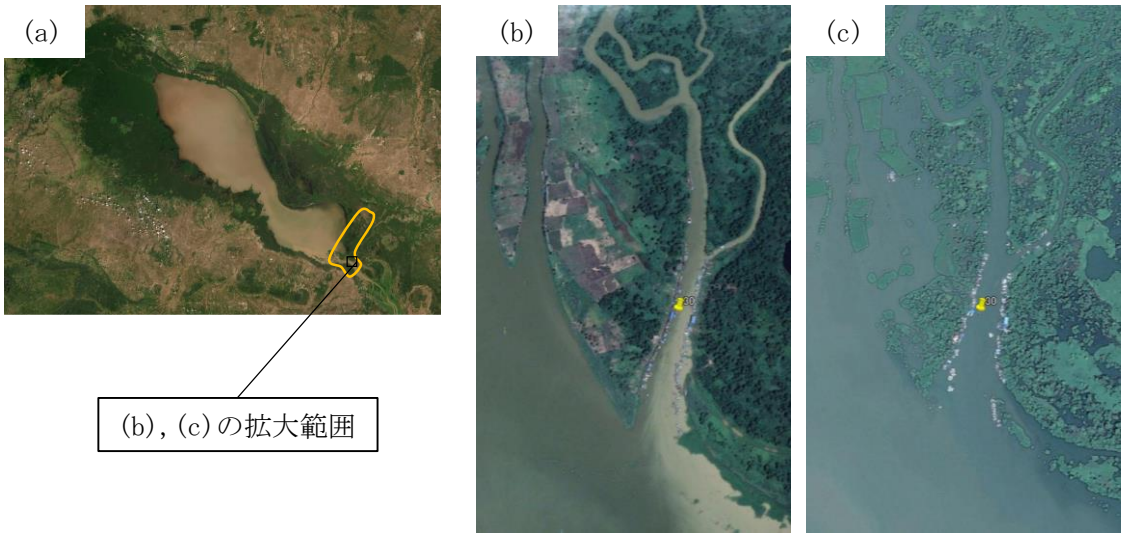


図3-17 東岸・集落32の移動の様子 ((b)は2019/7/13, (c)は2016/12/1撮影)

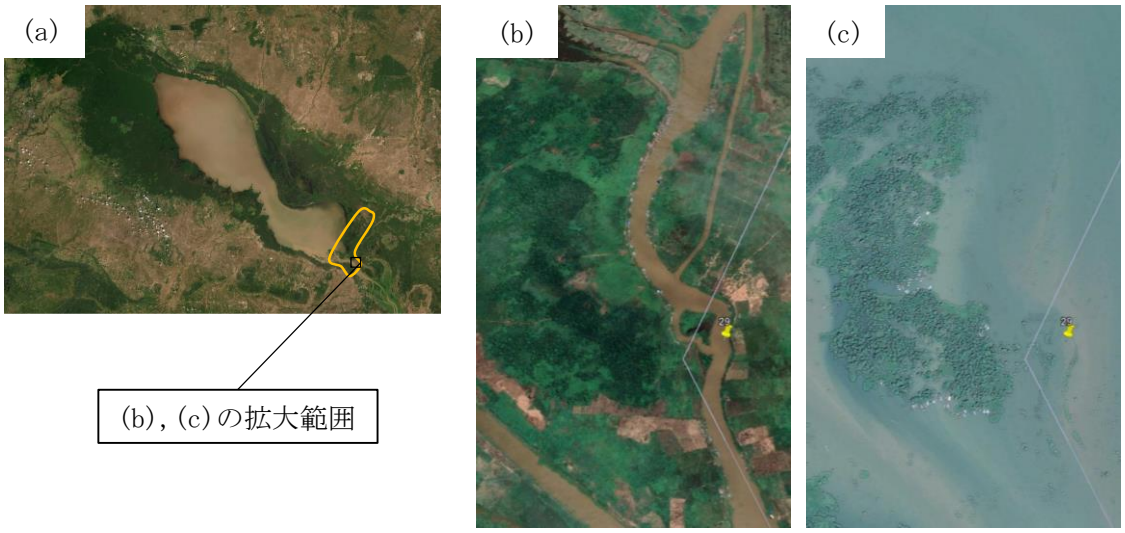


図3-18 東岸・集落31の移動の様子 ((b)は2019/7/28, (c)は2016/12/1撮影)

表3-1 各地域の集落数と合計家屋数

	集落数	家屋数
南岸	23	1771
北西岸	20	1626
北岸	5	1444
北東岸	14	758
東岸	6	1417
合計	68	7016

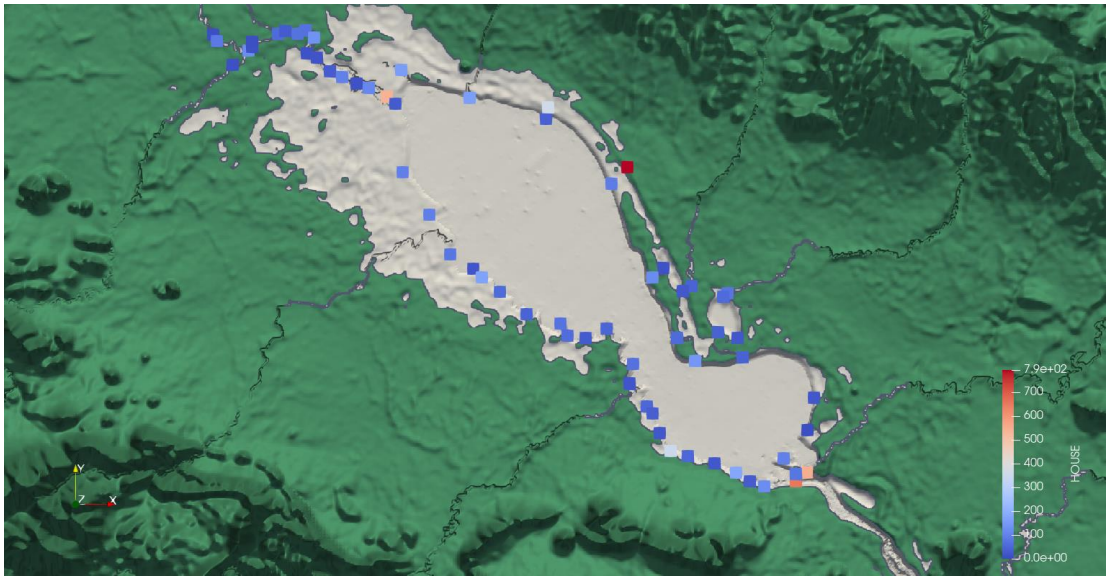


図3-19 各集落の家屋数

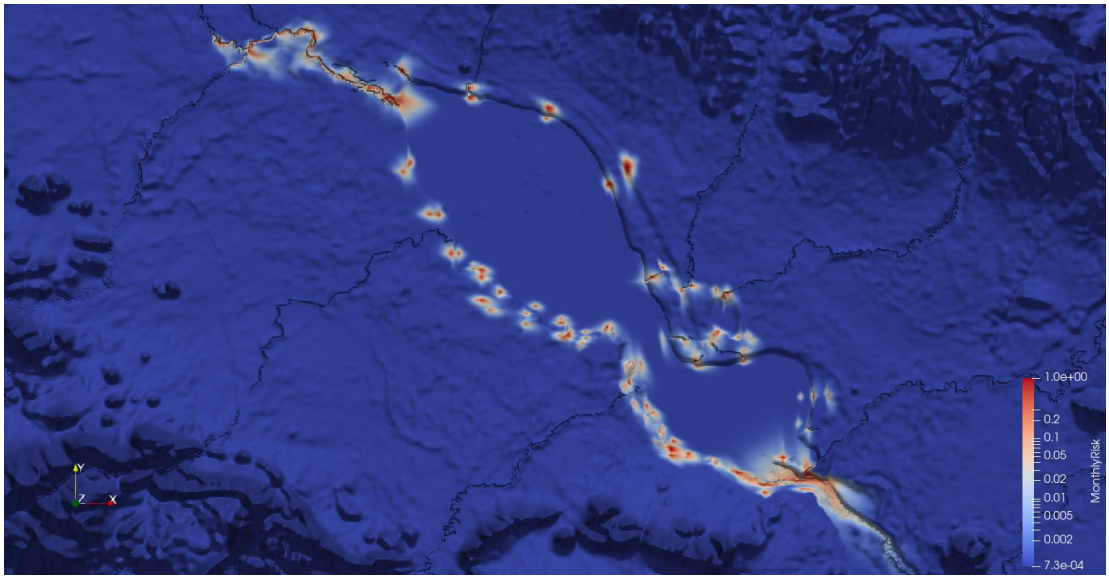


図3-20 湖全体の年間リスク

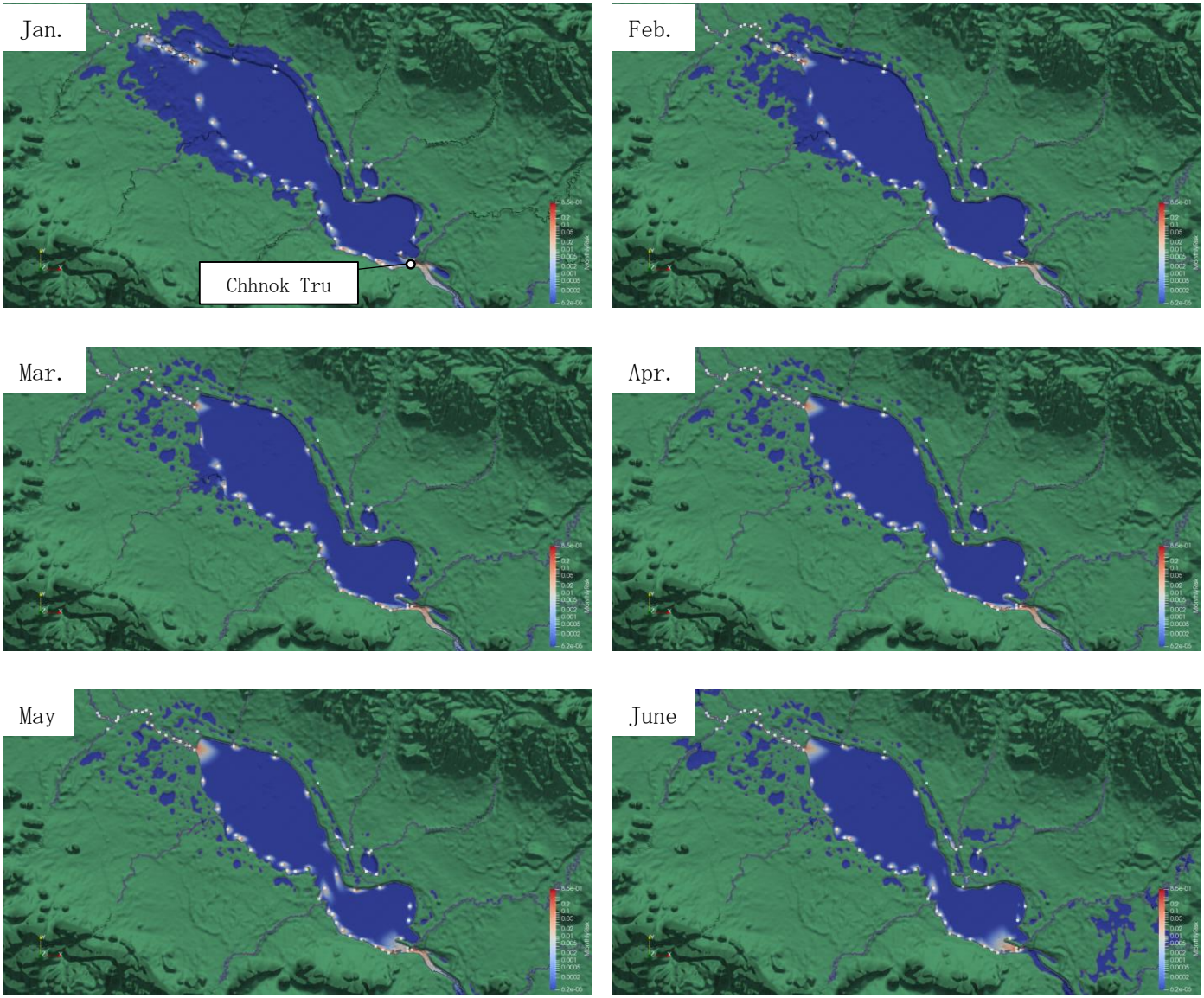


図3-21 湖全体の月間リスク(1～6月)

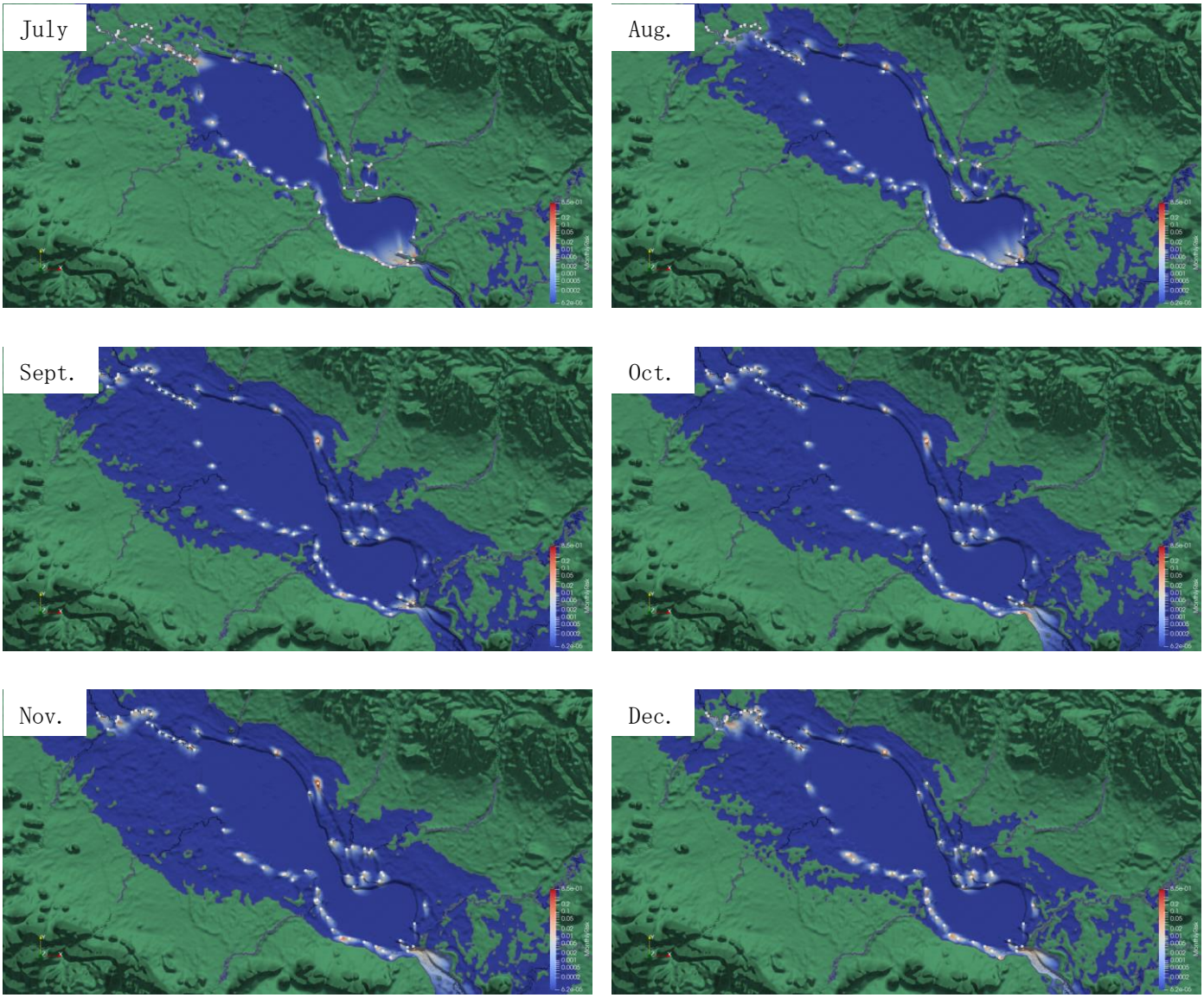


図3-21 湖全体の月間リスク(7～12月)

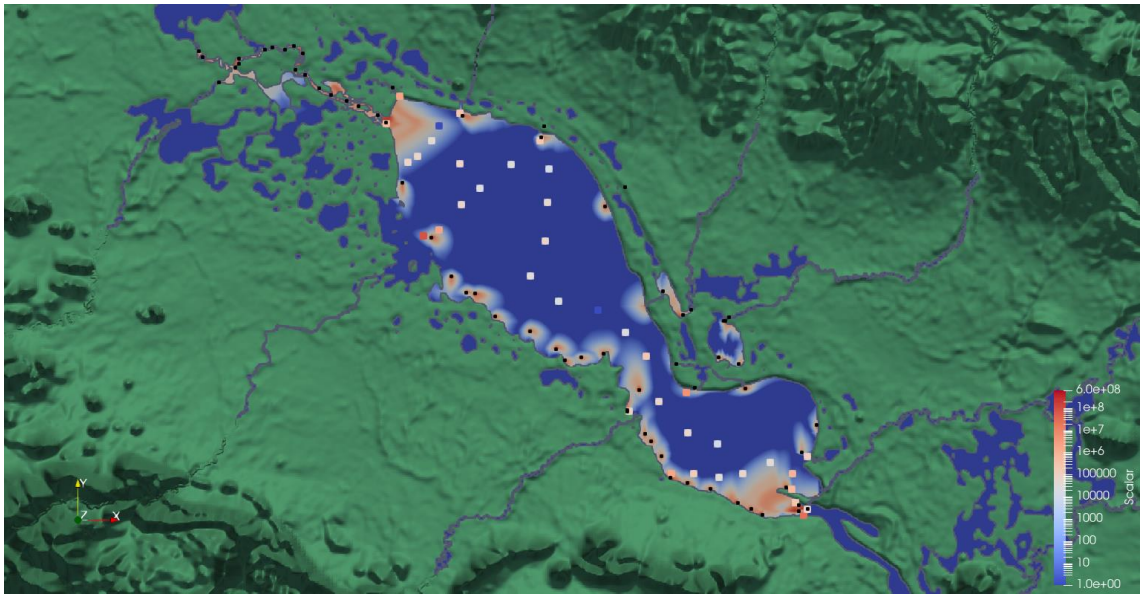


図3-22 実測値との比較

表3-2 水上集落における実測値と計算値の比較

	低水位期	高水位期
実測値	2.0×10^{6}～8.2×10^{7}	5.4×10^{7}～6.0×10^{7}
計算値	4.9×10^{5}～2.5×10^{8}	1.2×10^{6}～4.7×10^{8}

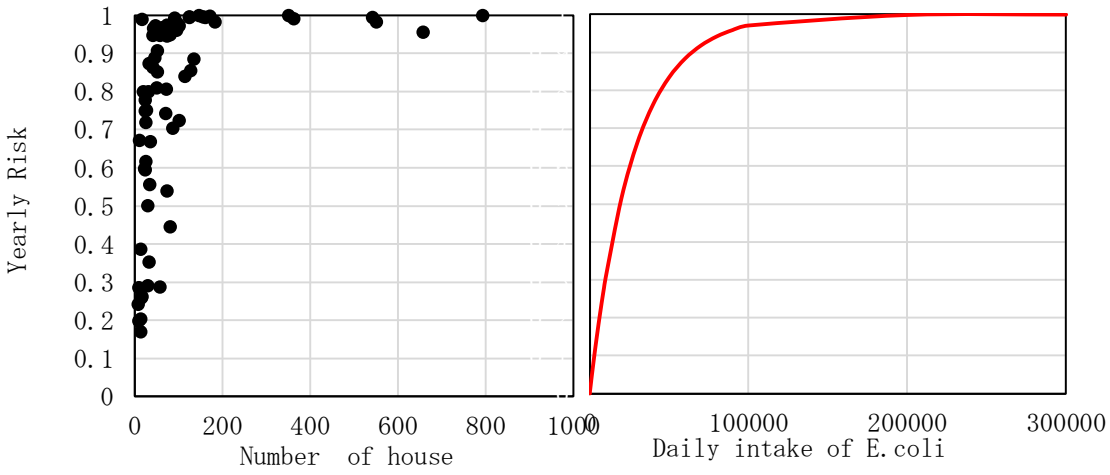


図3-23 家屋数と年間リスクの関係

図3-24 1日大腸菌摂取量と年間リスクの関係

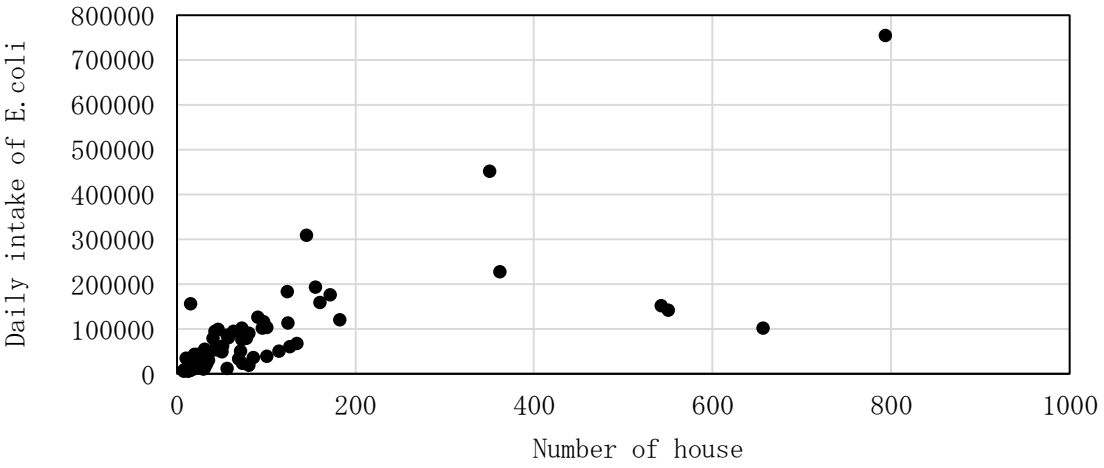


図3-25 家屋数と1日大腸菌摂取量の関係

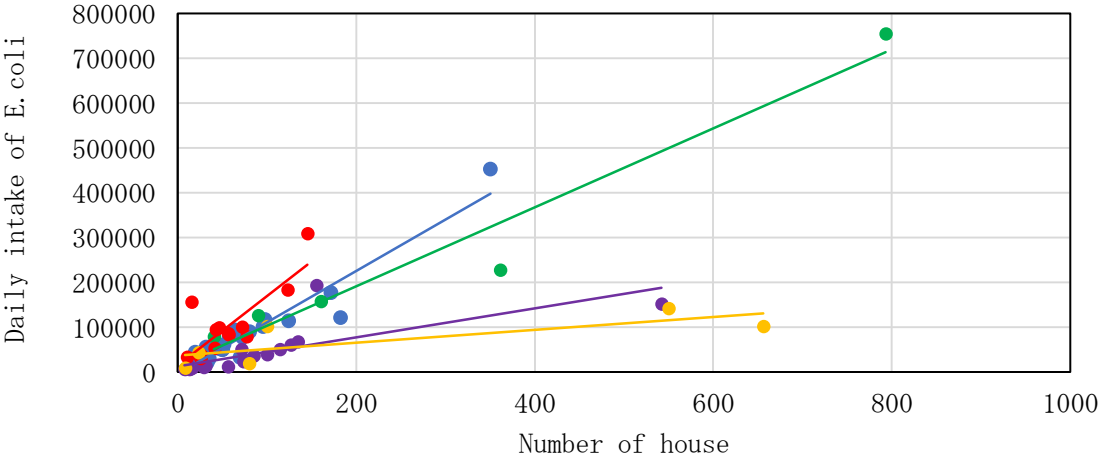


図3-26 家屋数と1日大腸菌摂取量の関係(地域ごとに分類)

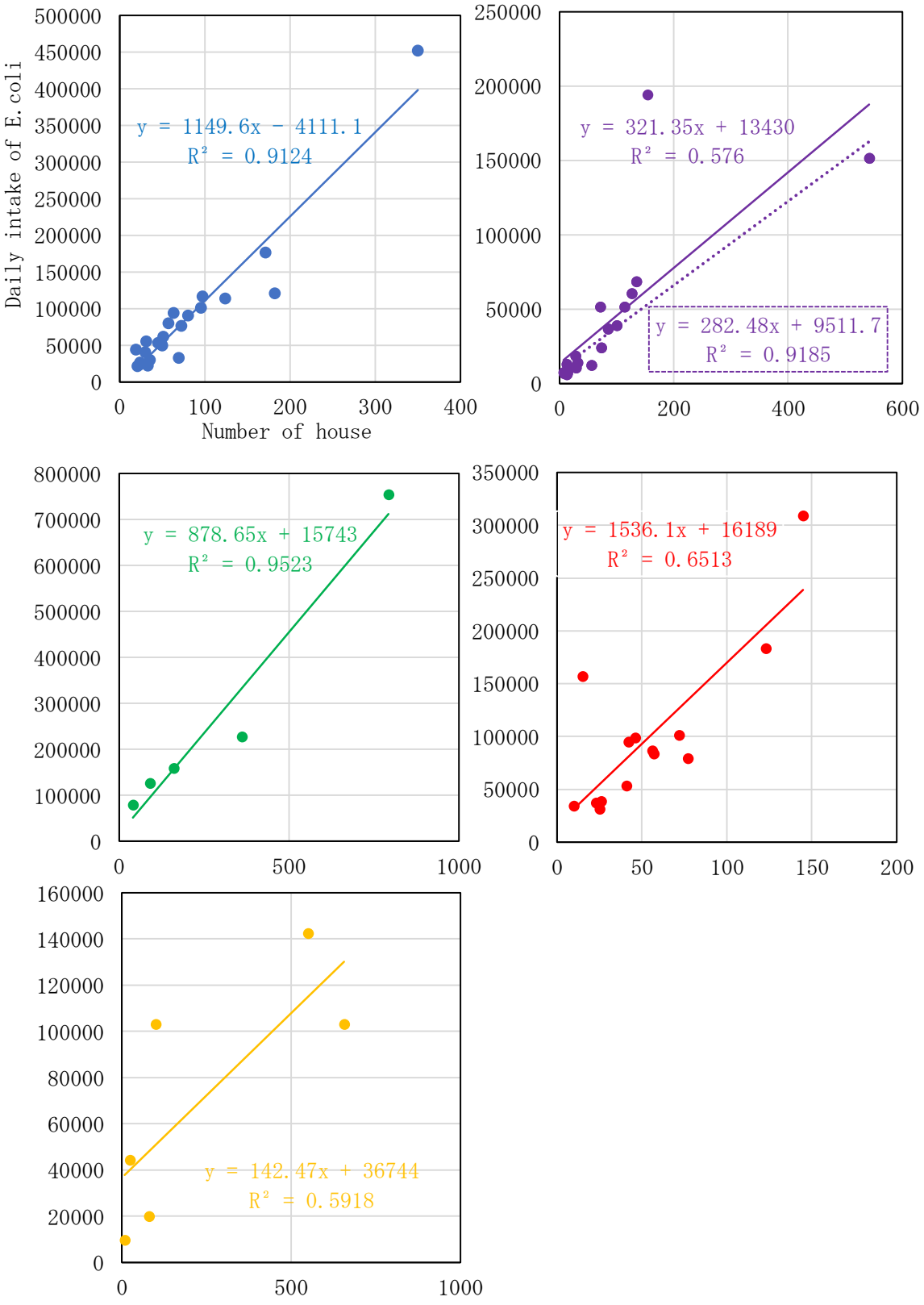


図3-27 家屋数と1日大腸菌摂取量の関係(地域別)

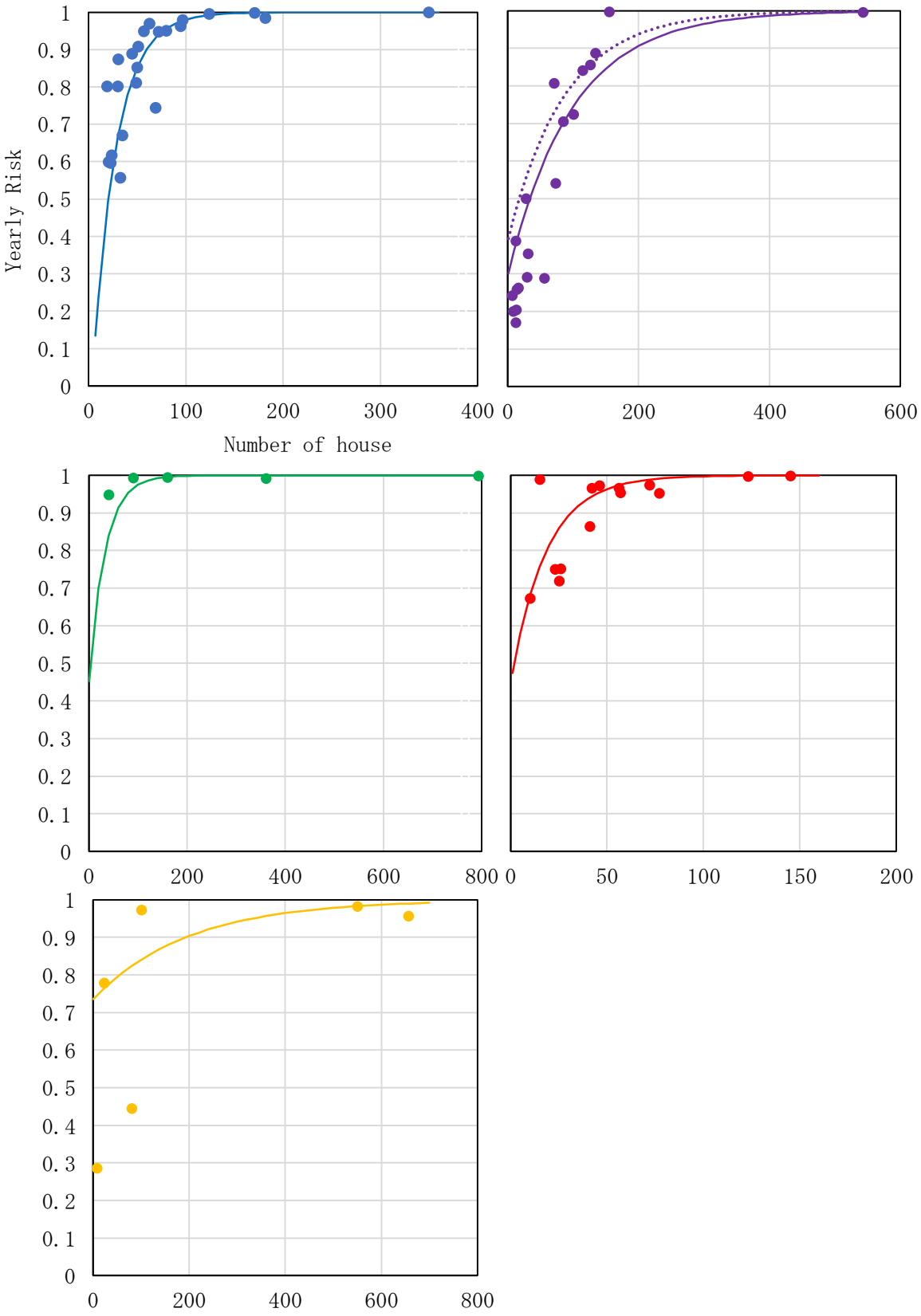


図3-28 家屋数と年間リスクの関係(地域別)

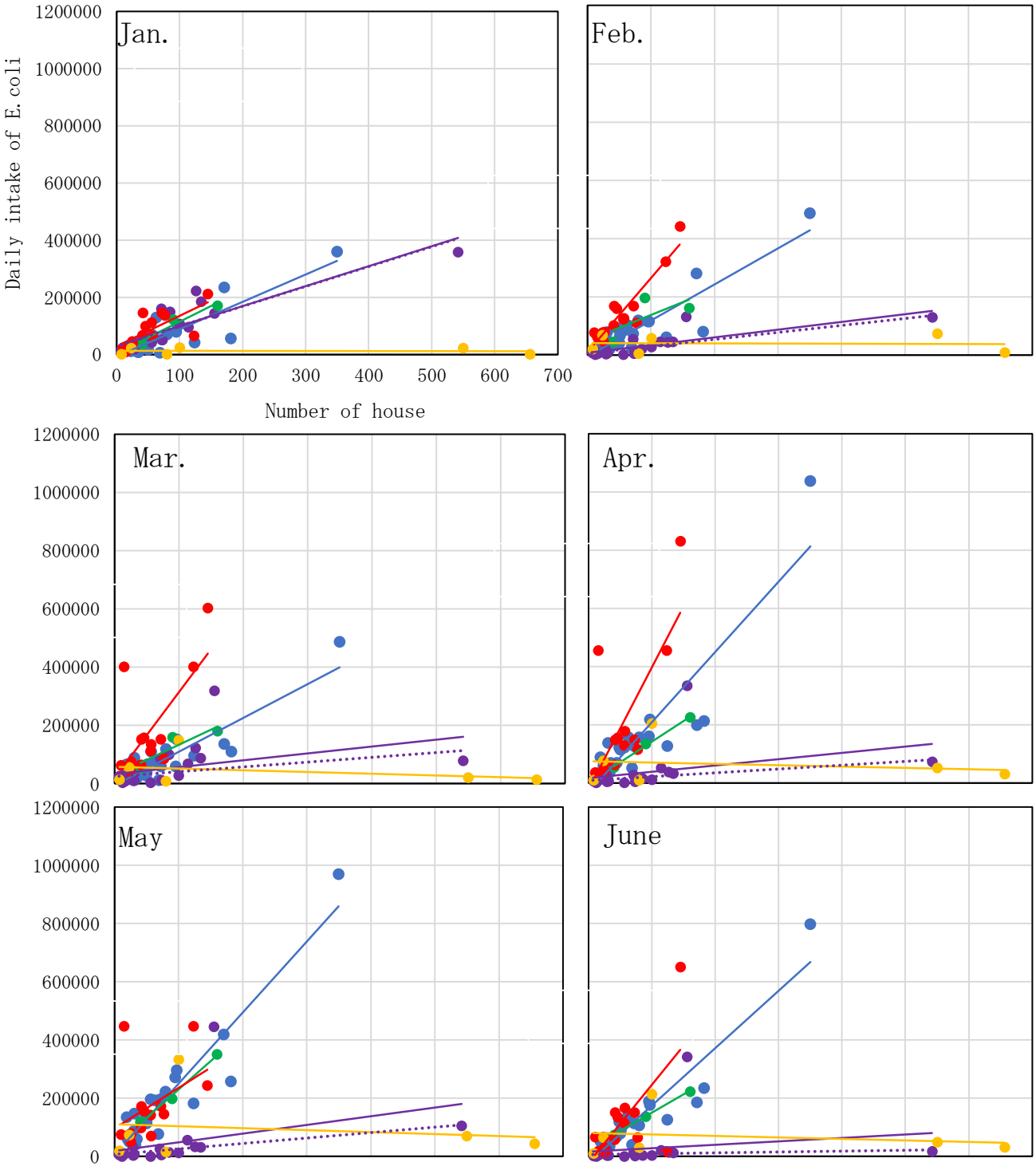


図3-29 家屋数と1日大腸菌摂取量の関係(1～6月)

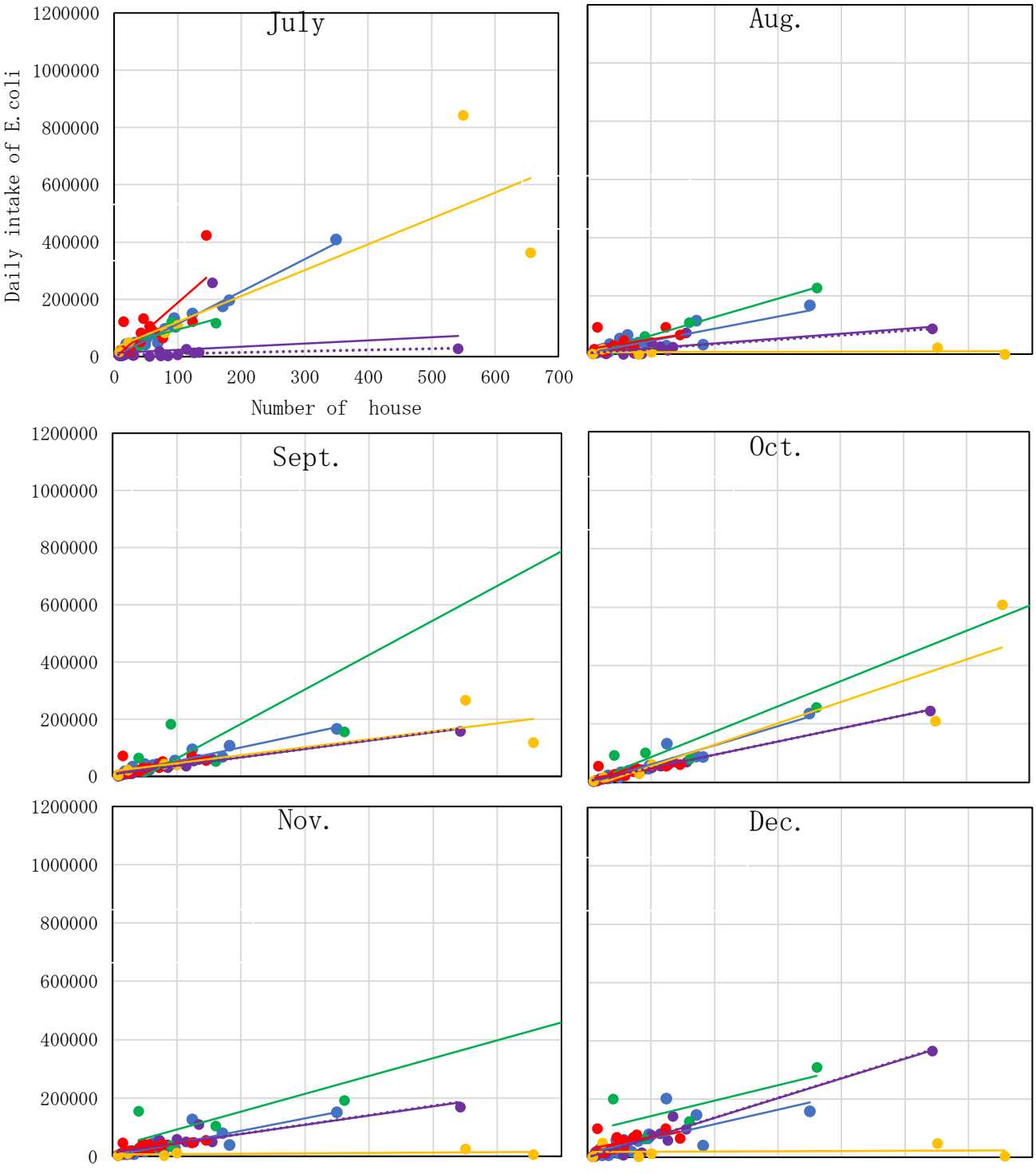


図3-29 家屋数と1日大腸菌摂取量の関係(7～12月)

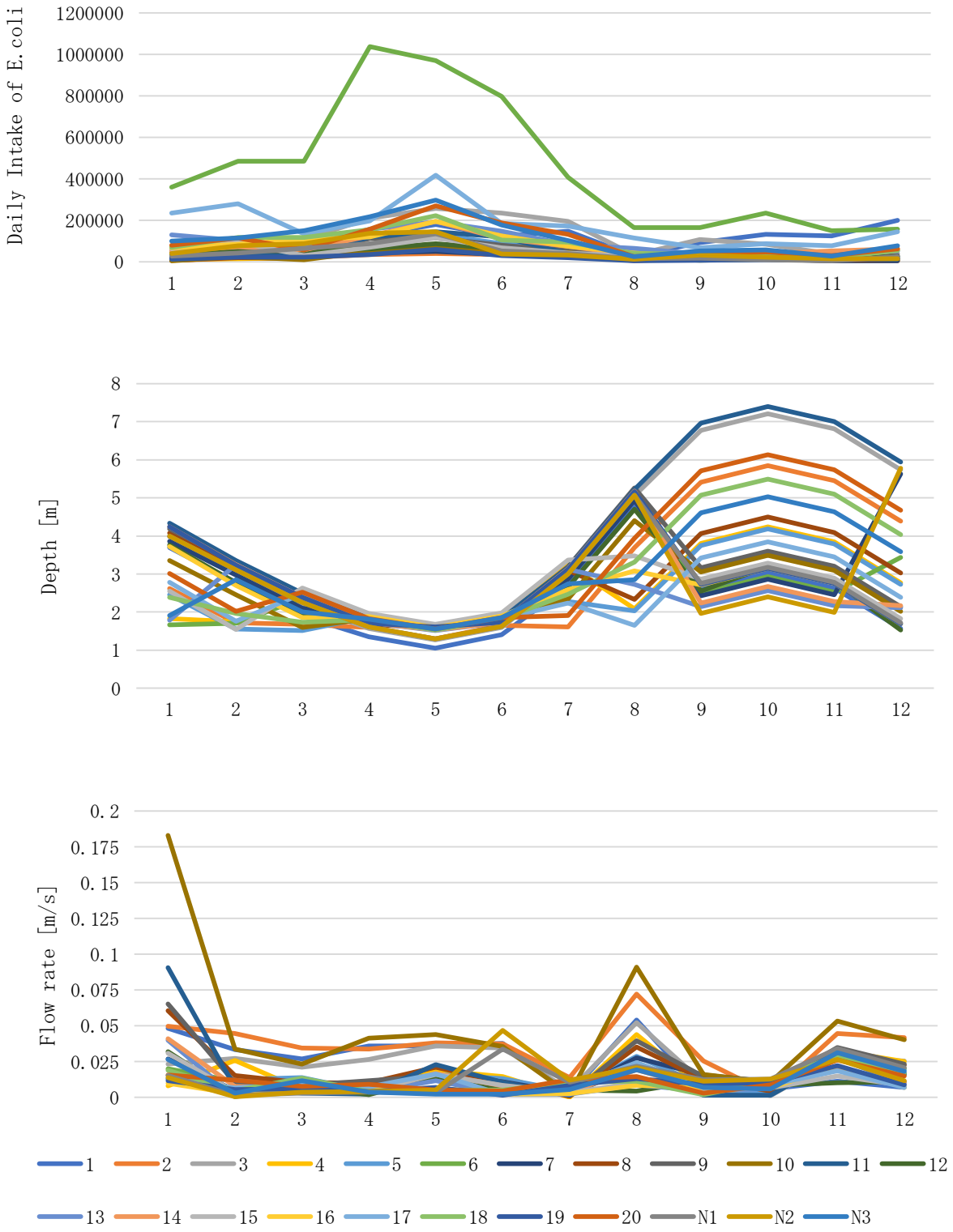


図3-30 南岸における大腸菌摂取量・水深・流速の月変化

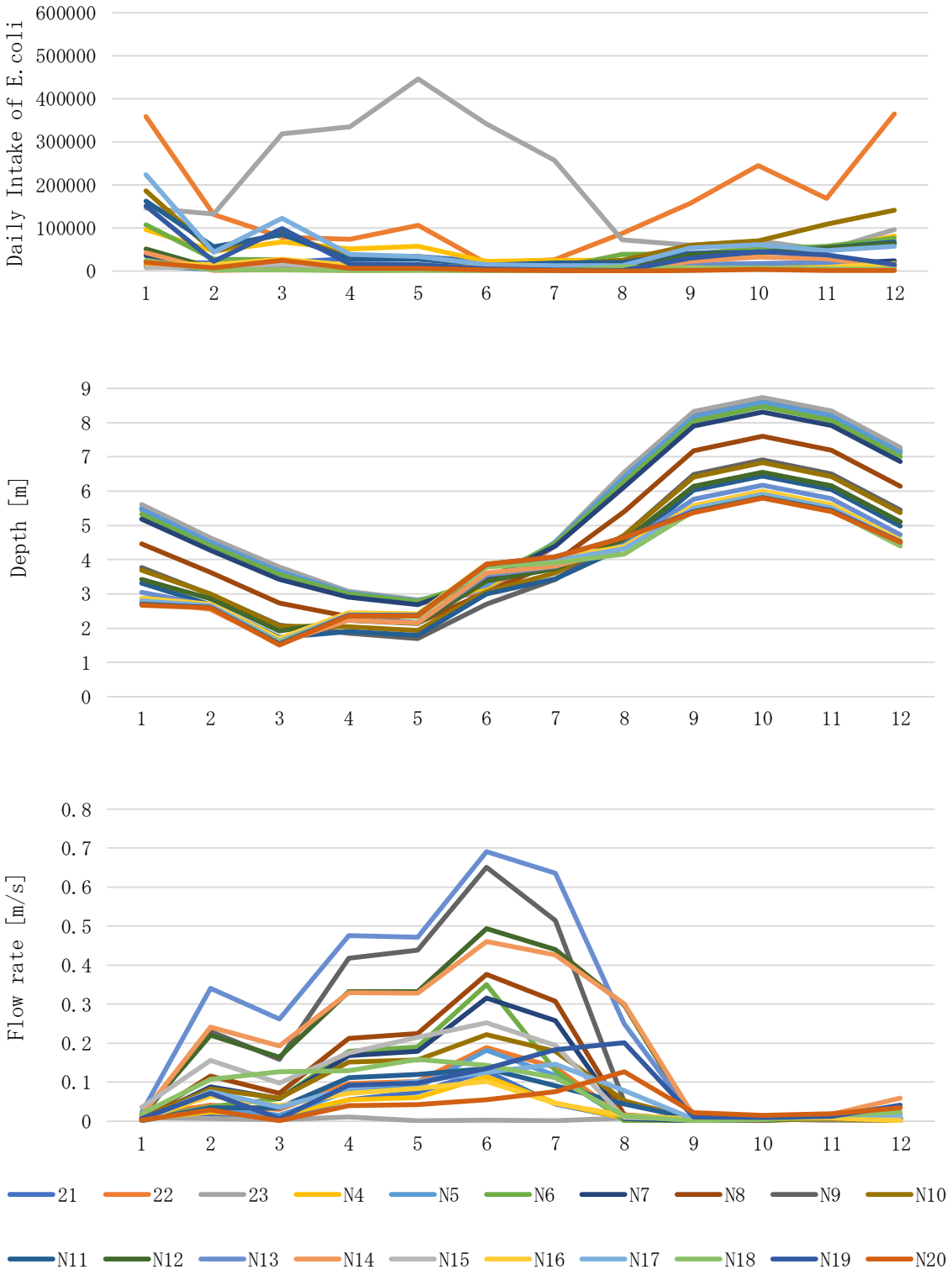


図3-31 北西岸における大腸菌摂取量・水深・流速の月変化

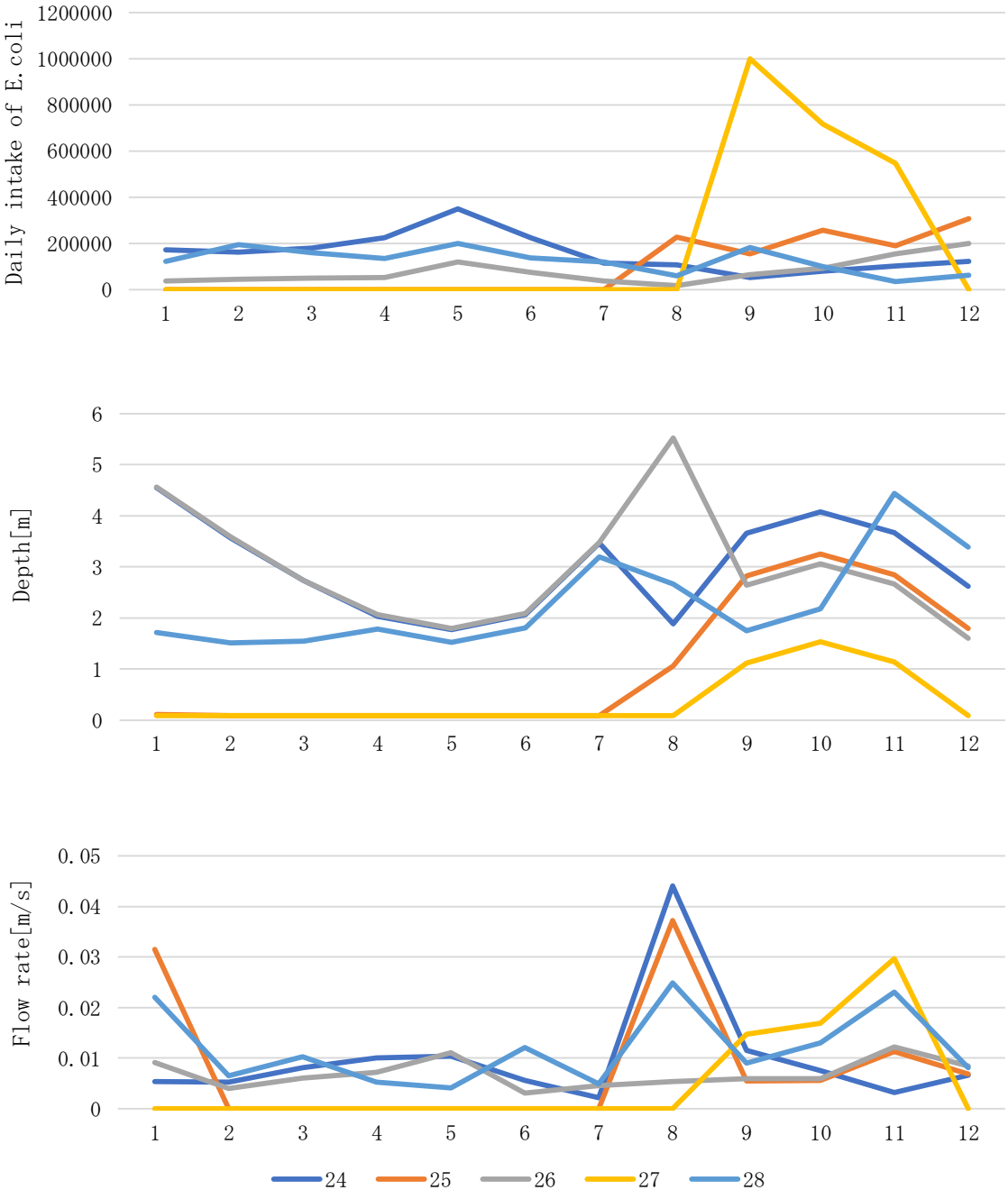


図3-32 北岸における大腸菌摂取量・水深・流速の月変化

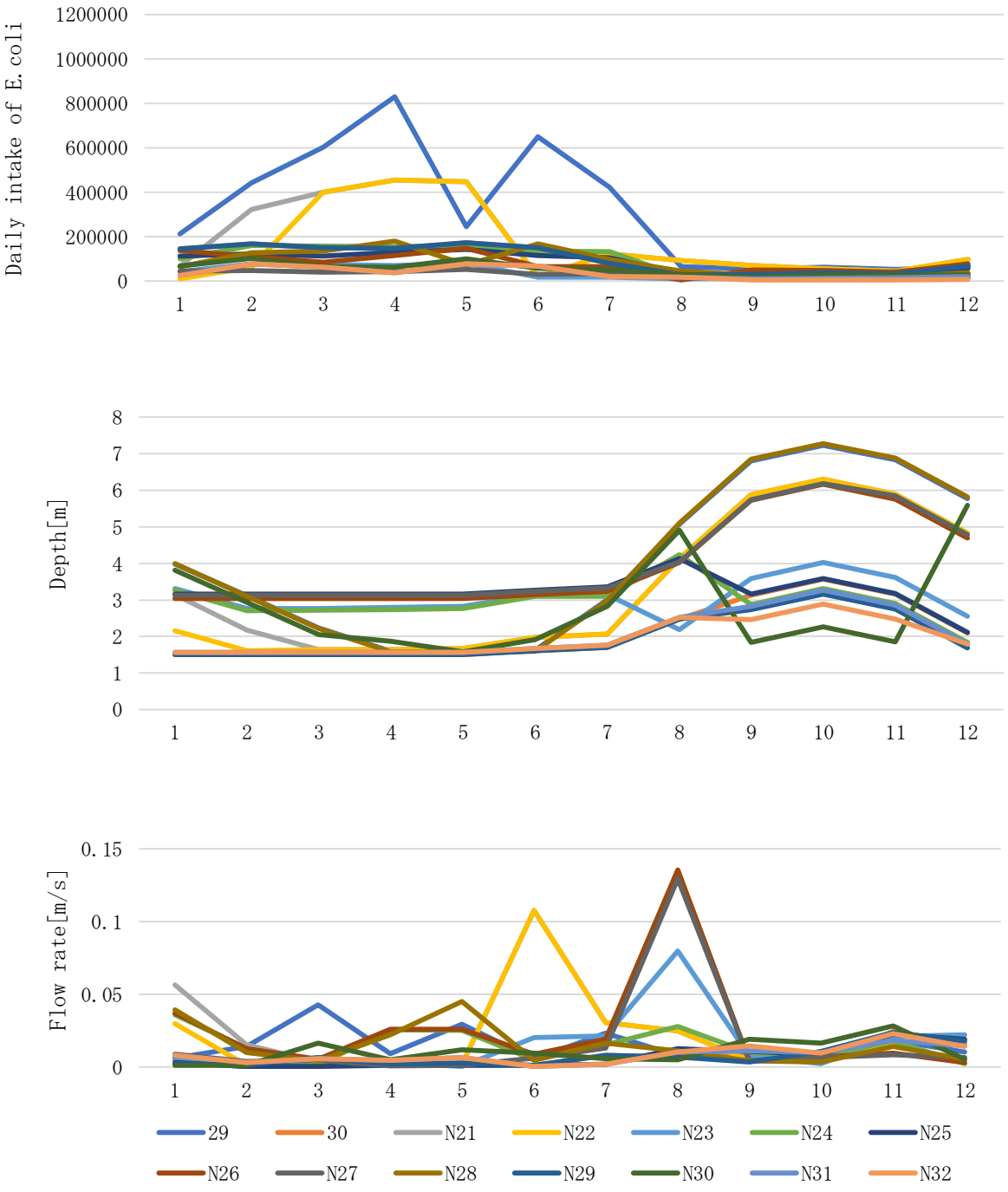


図3-33 北東岸における大腸菌摂取量・水深・流速の月変化

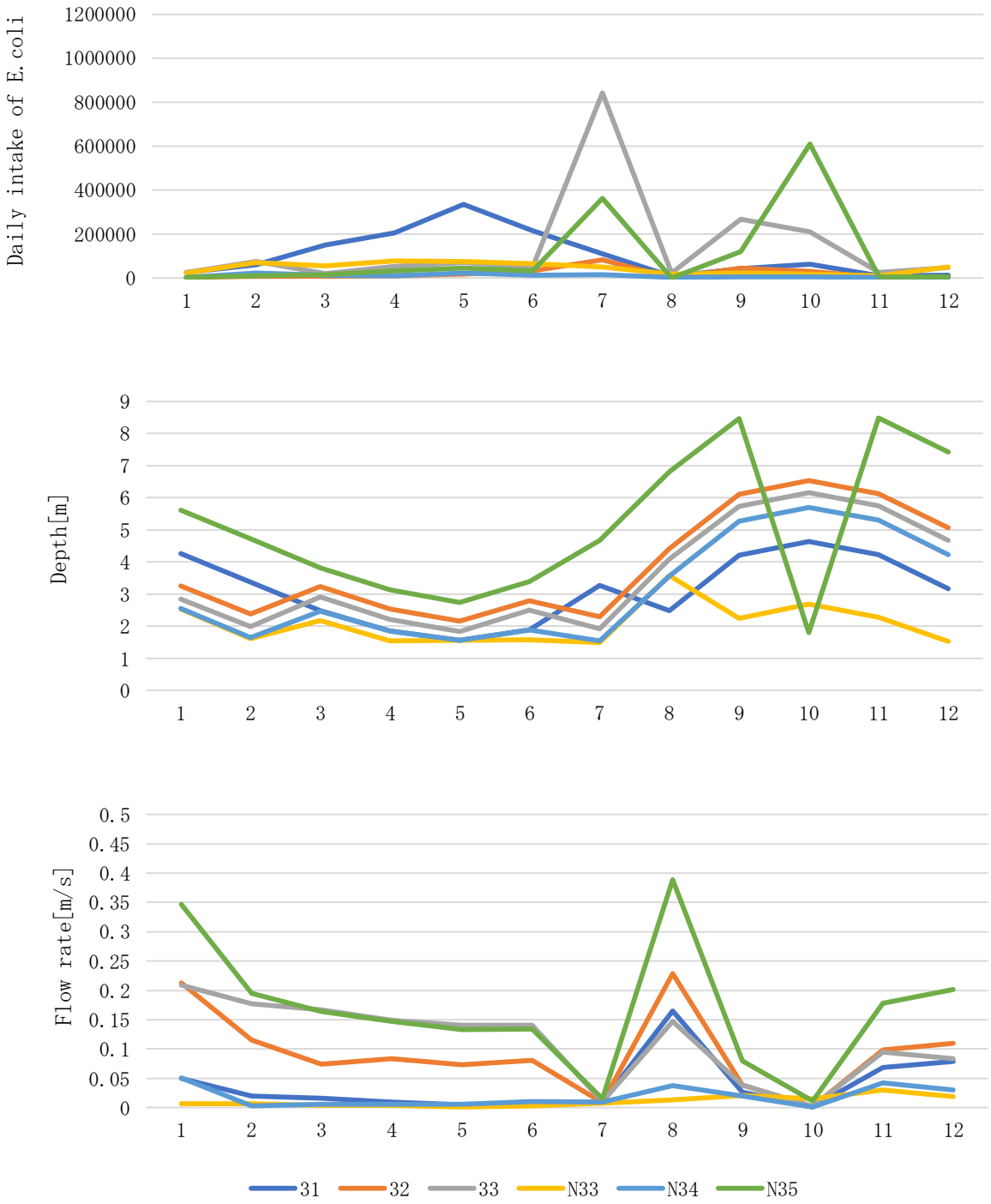


図3-34 東岸における大腸菌摂取量・水深・流速の月変化

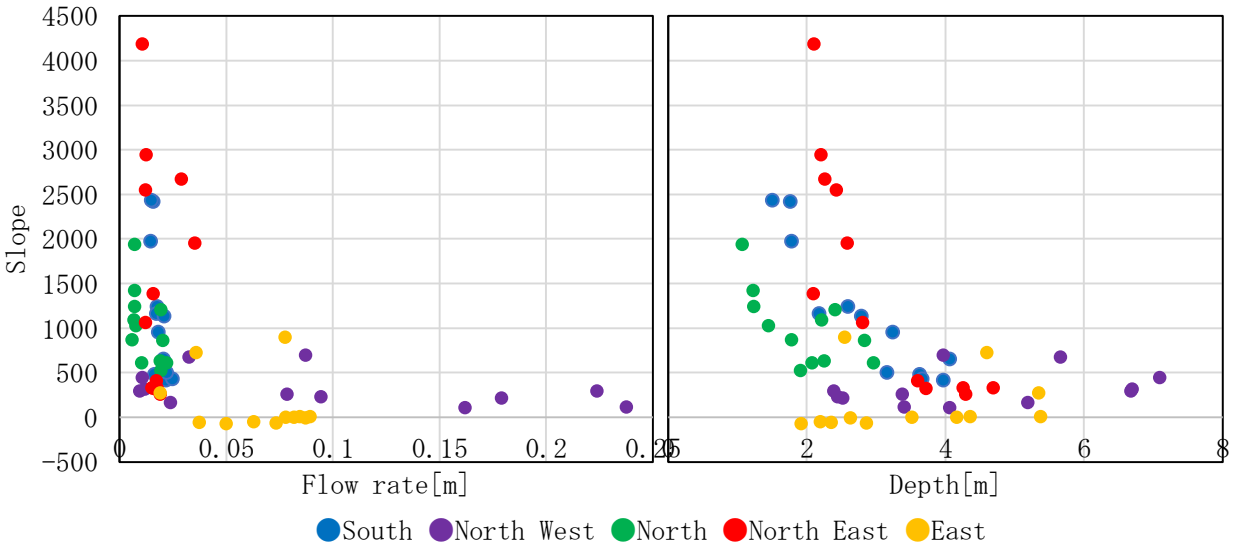


図3-35
流速と図3-29の近似直線の傾きとの関係

図3-36
水深と図3-29の近似直線の傾きとの関係

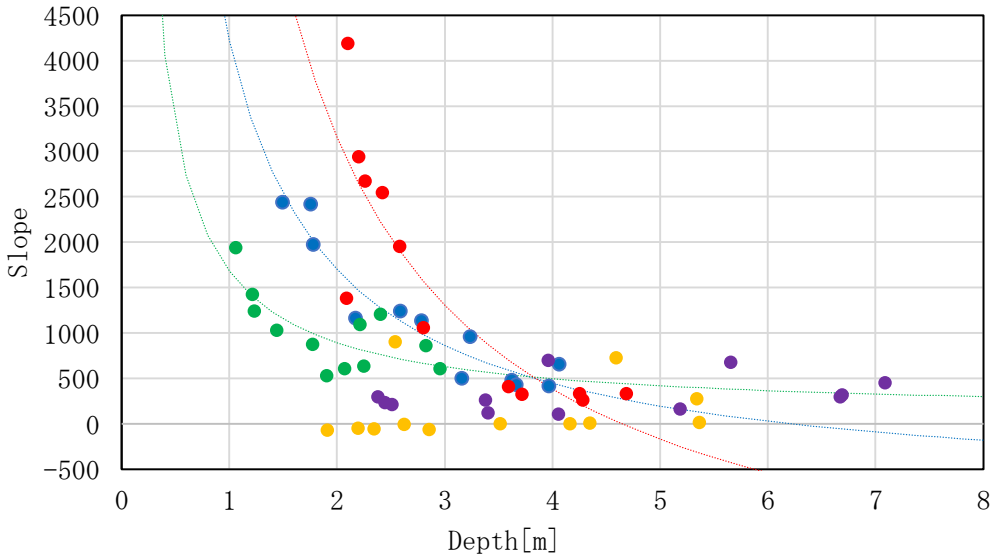


図3-37 水深と傾きの関係を表す近似曲線

表3-3 図3-37近似曲線における近似曲線のR2乗値

南岸	0.919
北岸	0.5947
北東岸	0.7449

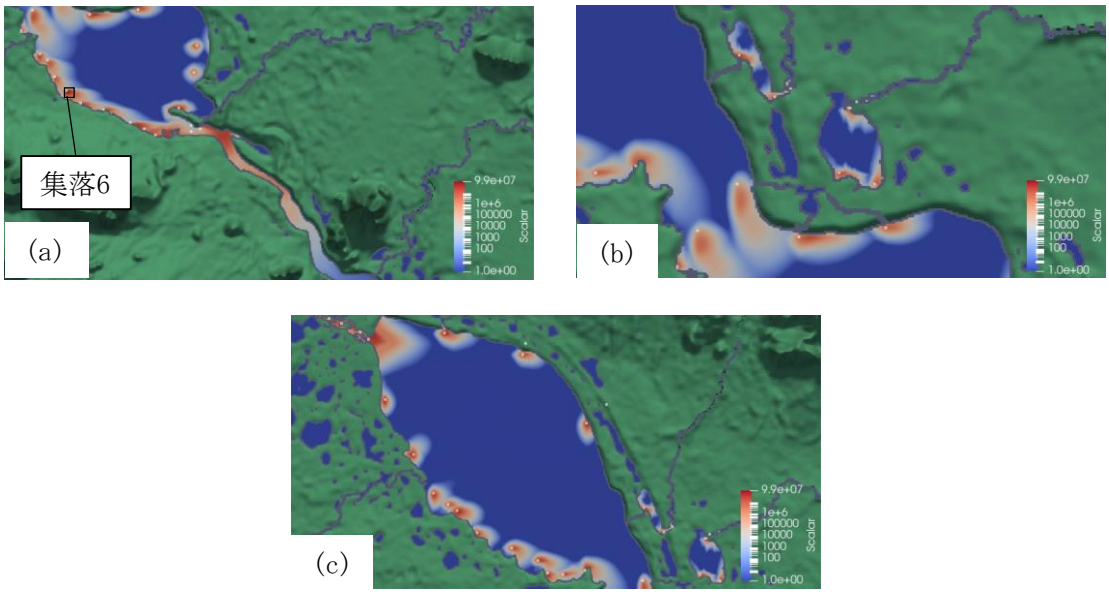


図3-38 南岸(a)，北東岸(b)，北岸(c)における5月の大腸菌濃度分布

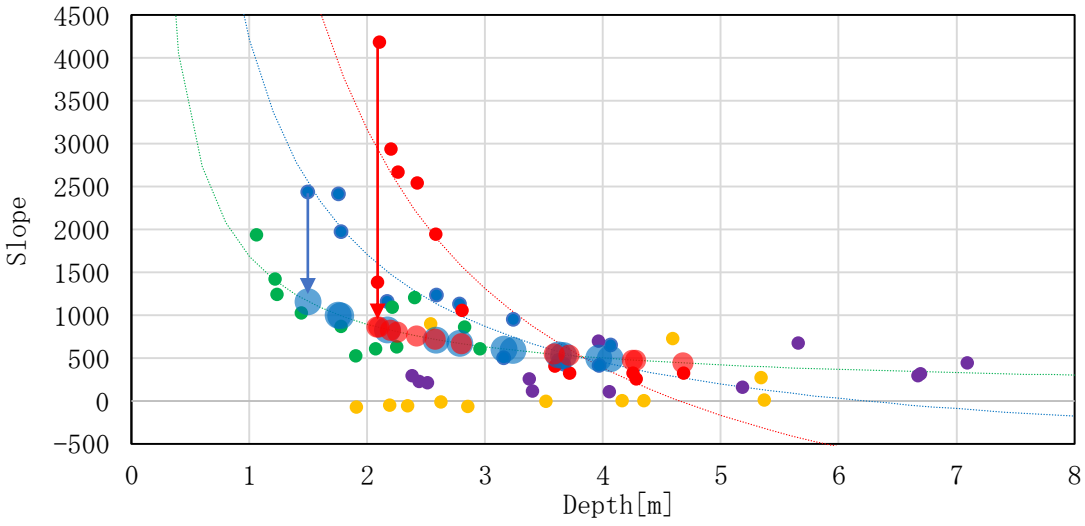


図3-39 南岸，北東岸の集落が孤立している場合の傾き

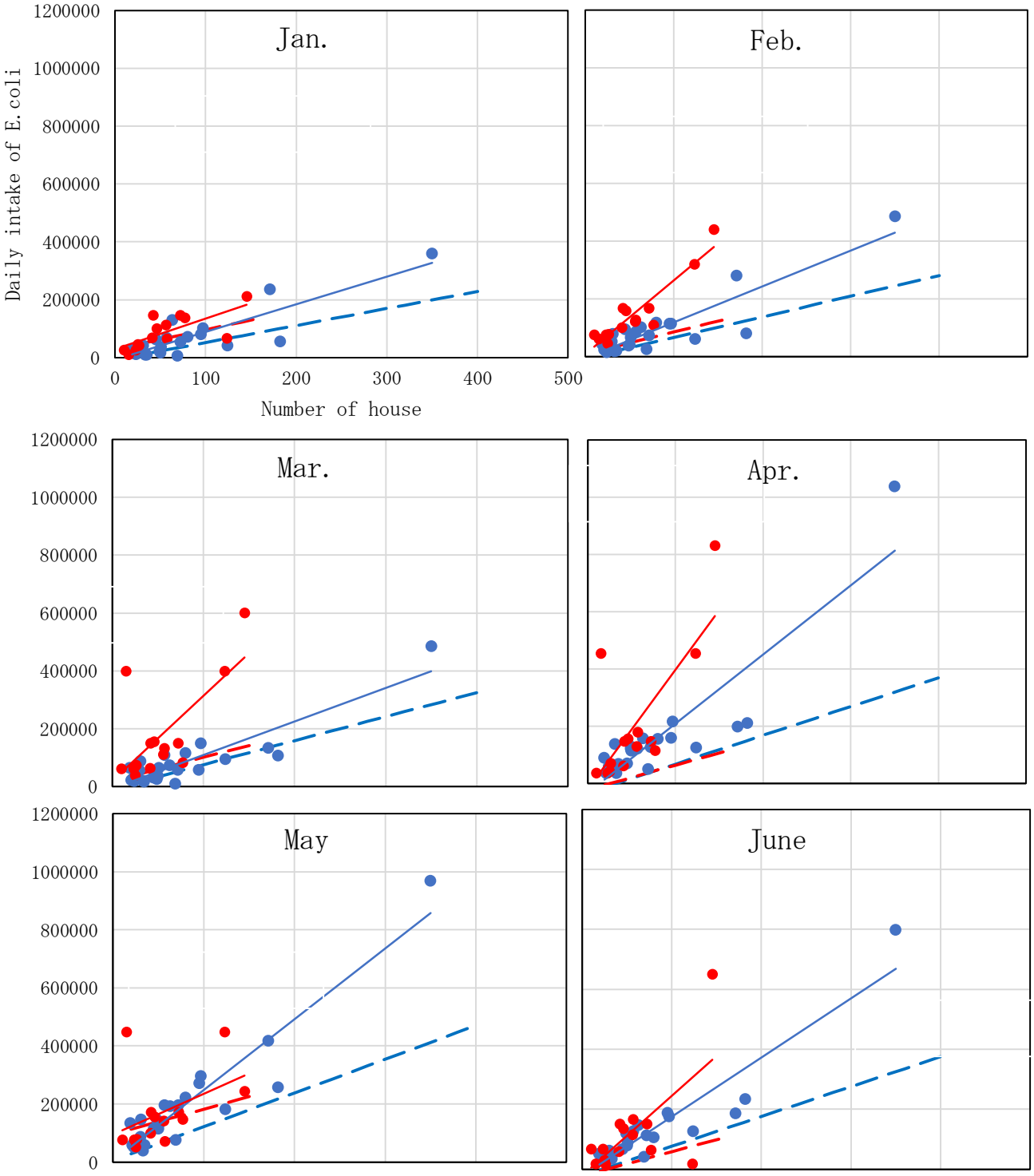


図3-40 南岸，北東岸の集落が孤立している場合の家屋数に対する大腸菌摂取量(1～6月)

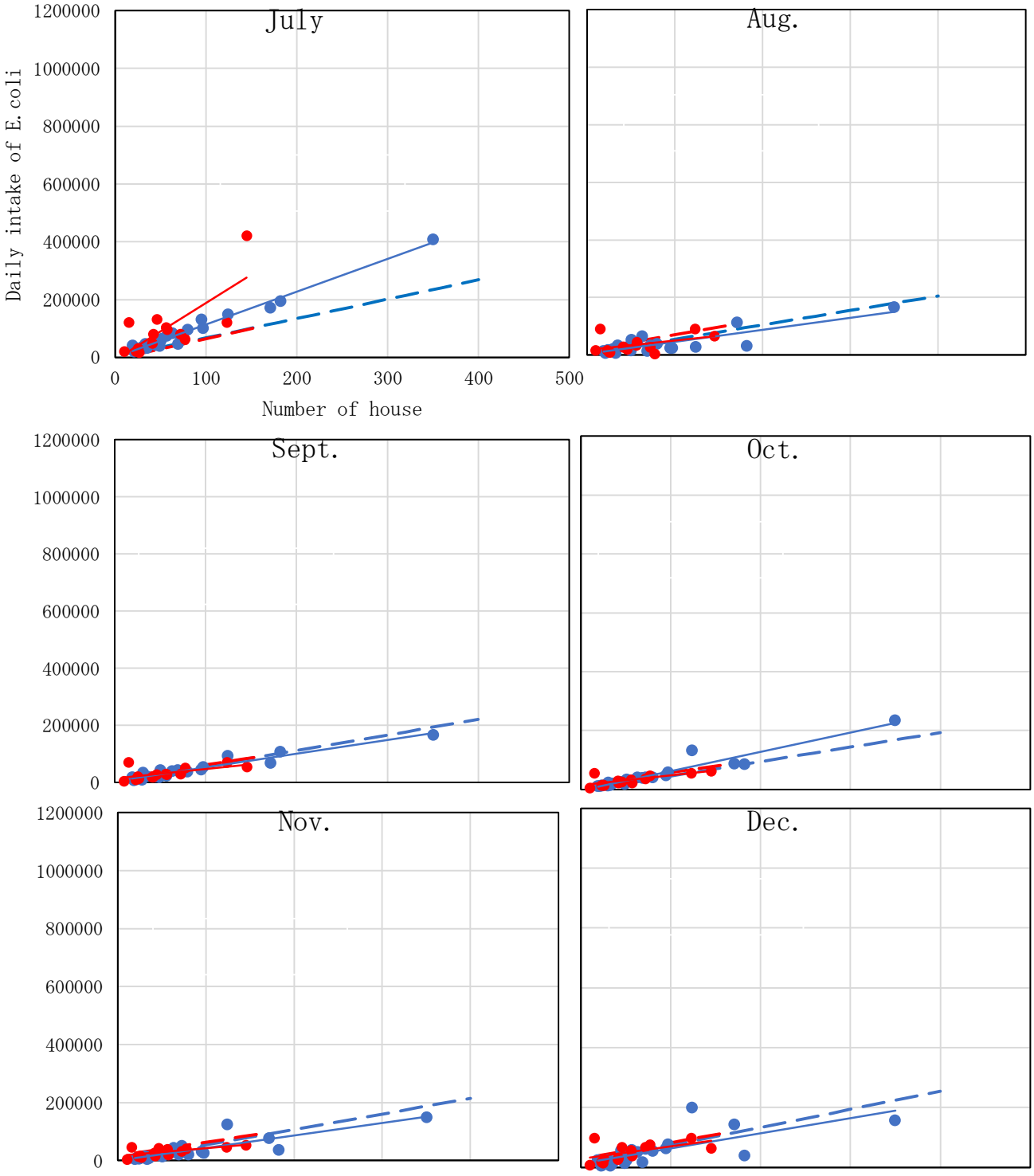


図3-40 南岸，北東岸の集落が孤立している場合の家屋数に対する大腸菌摂取量(7～12月)

第 4 章 衛生処理による感染リスクの低減効果

第 3 章では，現在トンレサップ湖が置かれている現状についてのリスクを論じた．トンレサップ湖においては住民の健康改善に関して複数の対策案が検討されている．この章では，住民が利用する湖水の水質改善等の対策に注目し，その有効性について QMRA を元に検討を行う．また，対策に割くことができる費用や物資が限られている中でどのような導入方法を用いることが効率的であるかについても検討を行う．

4-1. 検討されている衛生改善策

トンレサップ湖上集落の衛生状態を改善するため，様々な改善策が検討・実行されている．一つは，湖水を飲用水や生活用水として利用する前にろ過や煮沸等の上水処理を行うというものである．この方法はすでに一部の世帯で実行されており，水上集落の 22.6%がろ過を利用し，32.7%が煮沸を利用している(吉村,2021)．その一方で，湖上集落において下痢等の罹患例は多数報告されているため，更なる上水処理が検討されている．上水処理の一つとして Water Station による凝集沈殿・簡易ろ過・紫外線処理がある．現在は各家庭が湖から直接汲んだ水を利用しているが，Water Station は各集落に設置され，上水処理プロセスによって浄化した水を集落内の世帯へ供給する．凝集沈殿・簡易ろ過・紫外線処理の 3 工程を行った後の大腸菌除去率が実測されている．

他の改善策として，Brown *et al.* (2010)は浮き床式トイレの使用を検討している(図 4-1)．開発されたトイレはふん便を分離して容器に溜め込み，乾燥させて病原体を不活化させることができる．水上集落にあるトイレは家屋の床に穴を開けただけの簡易的なものであり，排泄物が直接湖に捨てられている(図 1-2)ため，このような浮き床式トイレによるし尿処理の導入は湖水の大腸菌汚染源である排泄物が湖水に投入されるのを防ぐ上で重要であると言える．

また，衛生処理とは異なるアプローチとして，水上集落の陸域への移住が検討されている(Cambodia News English, 2018; Khmer Times, 2017)．水上集落が水質汚染を引き起こしているとして，コンポンチュナン州は 3,000 世帯以上の水上生活者に州が提供する陸上の土地へ移住するよう要請している．

4-2. 計算条件

4-2-1. 検討する衛生処理

ここでは，効果の検証対象として Water Station で凝集沈殿・簡易濾過・紫外線処理を行った場合，し尿処理を各家庭に導入した場合，水上家屋を陸上あるいは安全な水域に移転させた場合を取り上げ，その効果について検証する．Water Station における凝集沈殿・簡易濾過・紫外線処理は上水処理の代表例であり，し尿処理は下水処理の代表例である．上水・下水の処理法を一つずつ検討することとした．また，水上家屋の移転は水処理とは異なるアプローチの衛生改善策として検討に入れることとした．

4-2-2. 各衛生改善策における計算条件

4-2-2-1. Water Station の利用

Water Station で凝集沈殿・簡易濾過・紫外線処理を行った場合の大腸菌濃度については，SATREPS「トンレサップ湖における環境保全基盤の構築」プロジェクトが行った調査で測定されている．測定地における処理前の湖水の大腸菌濃度は 102CFU/100mL であるのに対し，凝集沈殿・簡易濾過・紫外線処理を行った水の大腸菌濃度は 4.5CFU/100mL であった．このデータから，大腸菌の除去率は

$$\frac{102 - 4.5}{102} \cong 95.6\%$$

とすることができる．すなわち，Water Station を導入する場合は人々に供給される水の大腸菌濃度が処理前に比べて$100 - 95.6 = 4.4\%$に低減する．

大腸菌感染症リスクを検討する際は，水の飲用・生活用水の誤飲・湖での入浴の 3 経路について，代入される大腸菌濃度を 4.4%に低減させる．一方，生野菜からの大腸菌摂取は水の大腸菌濃度によらないため変化しない．

ここで，Water Station の導入率について複数のシナリオを検討する．湖の広さや予算・物資の限界から，全ての集落に住む全住民に浄化された水を一斉に供給することは難しいと考えられる．そこで，全人口の 10%，20%，30%,…，90%，100%に浄化された水を供給するというように導入率を分けて考え，それぞれの導入率に対して効果を検討する．

また，一つの導入率に対しても複数の導入方法が考えられる．

集落の中で水を分配する際，一部の人に集中して浄化された水を供給する場合(A)と，全ての人に平等に浄化された水を供給する場合(B)が考えられる．具体的には，導入率が10%であるとき，集落に住む人のうち10%が完全に浄化された水を利用でき90%の人はこれまでと変わらず浄化されていない水だけを用いるという状況が(A)の場合であり，一人が利用する水のうち10%は浄化されたものとなり90%は浄化されないままであるという状況が(B)の場合である．

(A)の場合のリスク計算においては，浄化された水を利用できる人と未処理の水を利用し続ける人の間で別々にリスクを算出する．集落全体の感染リスクは次の式で計算する．

$$P_{all} = P_{disinfected} \times d + P_{untreated} \times (1 - d) \quad (7)$$

$P_{disinfected}$は処理された水を利用した人の感染リスク，$P_{untreated}$は未処理の水を利用した人の感染リスク，dはWater Stationの導入率$(0 < d < 1)$である．

(B)の場合のリスク計算においては，集落の全員に対して一律でリスクを算出する．Water Stationの導入率が$d(0 < d < 1)$である場合，一人が利用する水のうちdは浄化されたものとなり，$1 - d$は未処理のままであることから，利用する水の大腸菌濃度は次のようになる．

$$C_{all} = C_{disinfected} \times d + C_{untreated} \times (1 - d) \quad (8)$$

$C_{disinfected}$は処理された水の大腸菌濃度，$C_{untreated}$は未処理の水の大腸菌濃度である．この濃度をもとに一日の大腸菌摂取量を求め，用量反応関係に代入して各導入率の感染リスクを計算する．

さらに，集落の中だけでなく，集落間で水を分配する際にも2つのケースが考えられる．全ての集落に平等にWater Stationを整備する場合(a)と，感染リスクが高い集落に優先的にWater Stationを整備する場合(b)である．導入率が10%であるとき，全集落についてその村で利用される水の10%が浄化された水に置き換えられるという状況が(a)の場合であり，感染リスクが高い上位10%の人々が居住する集落に浄化された水を集中して供給するという状況が(b)の場合である．

集落内・集落間でそれぞれ2つの分配方法が考えられる．それらを組み合わせ，合計で4通りの分配方法を考えた．表4-1にその分類を示す．以後，分配方法としてこのWS1,WS2,…の呼称を使用する．

4-2-2-2. し尿処理

し尿処理として水上家屋に簡易トイレが設置され，その家屋から湖へ排泄物が投下されることがなくなった場合，湖水の大腸菌濃度そのものが低減する．低減した大腸菌濃度を利用して一日の大腸菌摂取量を求め，その値を用量反応関係に代入することとなる．

なお，Water Station の場合と同様，し尿処理についても導入率を考え，全人口の 10%, 20%, 30%,…, 90%, 100%に簡易トイレが支給された場合の感染症リスクをそれぞれ検討する．また，し尿処理の導入に関しては，全ての集落に平等に簡易トイレが支給されるとした．これは，感染症リスクが高い集落に優先的に簡易トイレを配備するとした場合，その状況に応じて 2 次元流動モデルによる大腸菌の流動計算を行う必要があるためである．集落間に感染症リスクの相互作用があることが第 3 章で示されているため，感染症リスクが高い集落に簡易トイレを整備したとき，その集落から他の集落まで到達する大腸菌の量が変動することを考慮して再計算を行わなければならない．一方，湖上集落の 10%, 20%, 30%,…, 90%, 100%に平等に簡易トイレを整備する場合，湖全体の大腸菌濃度が 0.9, 0.8, 0.7,…, 0.1, 0 倍になると考えられる．そのため，各集落における大腸菌濃度は未処理の場合の値に 0.9, 0.8, 0.7,…, 0.1, 0 をかけたものとして単純に求めることができる．10 通りの導入率に対してそれぞれ再計算を行うとすると多大な時間が必要となるため，研究の時間の都合上今回考慮するのは全集落一様にし尿処理を導入する場合のみとした．

したがって，大腸菌感染症リスクを検討する際は，水の飲用・生活用水の誤飲・湖での入浴の 3 経路について，代入される大腸菌濃度を 0.9, 0.8, 0.7,…, 0.1, 0 倍に低減させる．一方生野菜からの大腸菌摂取量については，Water Station の場合と同様湖水の大腸菌濃度によらないと考えられるため，変化させない．

4-2-2-3. 陸域への移住

水上集落が陸域へと移転し排泄物を湖に投下することがなくなった場合，湖水の大腸菌濃度そのものが低減する．し尿処理と同様，低減した大腸菌濃度の値を利用して一日の大腸菌摂取量を算出し，用量反応関係に代入して感染症リスクを求めることとなる．

陸域への移住も他 2 つの場合と同様導入率を考え，し尿処理と同様に全ての集落が一様に陸域への移住を進めることとする．し尿処理と同様，高感染症リスクの集落を優先して陸域に移住させた場合，その集落から他の集落へ到達する大腸菌の量が変動することを考

慮して再計算を行う必要がある．時間の都合上，全集落が一様に陸域へ移住することとした．

したがって，大腸菌感染症リスクの検討にあたっては，水の飲用・生活用水の誤飲・湖での入浴のそれぞれについて代入する大腸菌濃度を 0.9，0.8，0.7,…，0.1，0 倍に低減させる．生野菜を食べることによる大腸菌摂取に関しては，他 2 つの場合と同様変化させない．

以上のことから，感染症リスクの算出にあたってはし尿処理と全く同様の計算条件が用いられることになる．一方，後述するのべ罹患人数については，陸域への移住によって人口自体が減少していくことを考慮する必要がある．し尿処理と異なり，水上集落に居住する人口そのものが減ることによって大腸菌濃度が低減しているため，予想罹患人数を求めるために日間リスクにかける人口の値も導入率に応じて減少させることに留意しなければならない．

4-2-3. のべ罹患人数

第 3 章までは，日間・月間・年間リスクをリスク評価の結果として用いてきた．用量反応関係によって算出されるリスクは一日にある量の大腸菌を摂取した場合大腸菌感染症に罹患する確率，すなわち日間リスクであり，月間リスクおよび年間リスクは式(2)から求めている．この式によって求められる月間/年間リスクとは対象期間に 1 回以上大腸菌感染症に罹患する確率のことであり，ある集落のうちどれだけの割合の人が感染症を経験するのか検討する上で有用な指標である．一方，月間/年間リスクでは対象期間に複数回感染することを考慮することはできない．実際の状況では月間/年間に 1 人の人が複数回大腸菌感染症に罹患する状況があるため，そのことに対応するためには対象期間中ののべ罹患人数を考えることが必要である．

1 つの集落でのある期間内におけるのべ罹患人数は，次の式で求められる．

$$(Total\ infected\ people) = \sum_{k=1}^{n} [\{daily\ risk(k)\} \times (population\ of\ a\ village)] \tag{9}$$

1 日あたりの罹患リスクに集落の人口をかけることで，1 日あたりののべ罹患人数が求められる．1 日あたりののべ罹患人数を 1 月分，あるいは 1 年分足し合わせることで，ある期間内におけるのべ罹患人数を求めている．

また，のべ罹患人数から 1 人当たりの罹患回数を求めることもできる．その式は次のように表される．

$$(Number\ of\ times\ infected\ per\ person) = \frac{(Total\ infected\ people)}{(population\ of\ a\ village)} = \sum_{k=1}^{n}\{daily\ risk(k)\} \quad (10)$$

のべ罹患人数を集落の人口で割ることで，ある集落における 1 人あたりの平均罹患回数を求められる．上の式より，1 人あたりの罹患回数とは結局対象期間内における日間リスクの総和であることがわかる．

未処理の場合について通年のべ罹患人数と 1 人あたりの罹患回数を算出し，図 4-2 に表した．図中に引かれた黒い実線は地域の区切りを表しており，上から南岸・北西岸・北岸・北東岸・東岸を示している．のべ罹患人数を表した図を見ると，罹患人数がのべ約 1000 人程度の集落が大部分を占めている一方で，集落 27, 6, 22 など，10000 人を超える集落も数箇所存在している．そういったのべ罹患人数が多い集落に注目して 1 人あたりの罹患回数を見ると，のべ罹患人数が 1000 人程度の集落と同じオーダーに収まっているものがほとんどであり，のべ罹患人数の多さは人口の多さに起因していたと言うことができる．しかし，集落 6 に関しては 1 人あたりの罹患回数も最も多いため，人口の多さだけでなく感染リスク自体の高さがのべ罹患人数の多さに影響していると考えられる．

地域ごとに見た場合，集落 22, 23 を除いた北西岸の集落はのべ罹患人数・1 人あたり罹患回数のどちらも他地域に比べて少なく，感染リスクが小さい地域であるといえる．一方，北岸の集落はのべ罹患人数にばらつきがあるものの 1 人あたり罹患回数は他地域に比べて高い．南岸はのべ罹患人数・1 人あたり罹患回数が集落 6 において特に多く，次いで集落 1, 17 で多い．北東岸においては集落 29 がのべ罹患人数・1 人あたり罹患回数ともに最も多く，特に 1 人あたり罹患回数は全集落の中で 3 番目に多いため，感染リスクそのものが高い集落であると言うことができる．南岸では 1 人あたり罹患回数にばらつきが見られたが，集落 33, N35 はのべ罹患人数・1 人あたり罹患回数がともに高い集落であった．

また，図 4-3 は 1 年を乾季(1〜6 月)と雨季(7〜12 月)の 2 つに分け，それぞれについてのべ感染者数と 1 人あたり感染回数を示したものである．南岸・北東岸を中心とした多くの集落において，のべ感染者数・1 人あたり感染回数ともに乾季の方が高いという結果が

得られた．水深が低く流速も小さい乾季は大腸菌が希釈されにくいため，このような結果になったと考えられる．一方で，北岸の集落 25,27，東岸の 33,N35 など一部の集落については雨季の方が値が大きいという結果が得られた．北岸の 2 集落は乾季に陸域となる時期があり，この時期は計算上感染リスクを 0 としているため，雨季の方が感染者数が多くなったと考えられる．東岸の 2 集落については，トンレサップ湖とトンレサップ川の結節点に存在する．そのため，逆流によって大腸菌濃度が高い水が湖へ流れ込む雨季に感染者数が多くなるという結果が得られたと考えられる．

Water Station が整備された場合の計算において，設備を感染リスクが高い集落に優先的に整備することを考える際，感染リスクの高さの指標として 1 人あたり罹患回数を用いることとする．のべ罹患人数は人口によっても決められる値のため，人口の多寡が影響しない 1 人あたり罹患回数を用いる方が適当であると考えた．

4-3. 計算結果

以上の計算条件を用いて，Water Station(WS1～WS4)，し尿処理，陸への移住の各シナリオについてのべ感染人数および 1 人あたり感染回数の算出を行った．図 4-4 がその結果である．10%～100%までの各導入率に対して，6 つのシナリオを実施した場合ののべ感染人数と 1 人あたり感染回数をそれぞれまとめている．なお，この導入率は人口ベースで計算している．

この図を見ると，同じ導入率で最も効率的に感染人数を減らすことができるのは WS3 の場合，すなわち感染リスクの高い集落に優先的に Water Station を整備し，集落の中でも浄化された水を一部の人に集中して供給する場合であるということがわかる．WS3 と同様に感染リスクの高い集落へ優先して Water Station を整備している WS4 もほぼ同程度の効果をあげていることから，衛生設備の導入においては集落間で平等に整備を行うよりも感染リスクが高い集落に集中的に整備を行った方が効率的に感染人数を減らすことができるといえる．

今回，し尿処理・陸への移住については湖全域で一様に対策を行うこととしたが，これらの施策についても Water Station と同様に，感染リスクが高い集落から施策を進めていく方がより早く感染人数を減らすことができると考えられる．また，今回はそれぞれの対策の効果を単独で検討したが，Water Station とし尿処理の併用，3 つの施策全ての併用など，複数の対策を同時に実行することでより対策の効果を高めることができる．

図 4-4 からは，感染人数・感染回数を現状と比較してある割合まで減らしたい場合，導入率をどれほどに設定すれば良いのかを調べることができる．例えば，感染回数を現状の半分に減らしたい場合，処理を全く行わない導入率 0%のときの 1 人あたり感染回数は約 5 回であることから，その値を 2.5 回にまで減らせば良い．導入率を 0%から上げていったとき，最も早く 1 人あたり感染回数を 2.5 回より少なくすることができるのは WS3,WS4 を 30%導入した場合であることが図から読み取れる．目標とする感染回数の低減割合を定め，それを達成できる手法と導入率を定める際に，このようにして結果を利用することが有用であると考えられる．

第 4 章 参考文献

Brown, M., Sodaneath, H., Smith, J., Hagan, J., Bunthan, K. (2010) Sanitation in Floating Communities in Cambodia, Ministry of Rural Development.

Cambodia News English (2018) Floating villages to relocate, https://cne.wtf/2018/09/26/floating-villages-to-relocate/.

Khmer Times (2017) Floating villages to be relocated, https://www.khmertimeskh.com/15419/floating-villages-to-be-relocated/.

吉村千洋 (2021) 国際科学技術共同研究推進事業 地球規模課題対応国際科学技術協力プログラム(SATREPS) 「トンレサップ湖における環境保全基盤の構築」令和 2 年度実施報告書

第4章 図表集



図4-1 浮き床式トイレの試作例(Brown *et al.*, 2010)

表4-1 浄化された水の集落内・集落間における分配方法

		集落内の分配方法	
		A	B
集落間の分配方法	a	WS1	WS2
	b	WS3	WS4

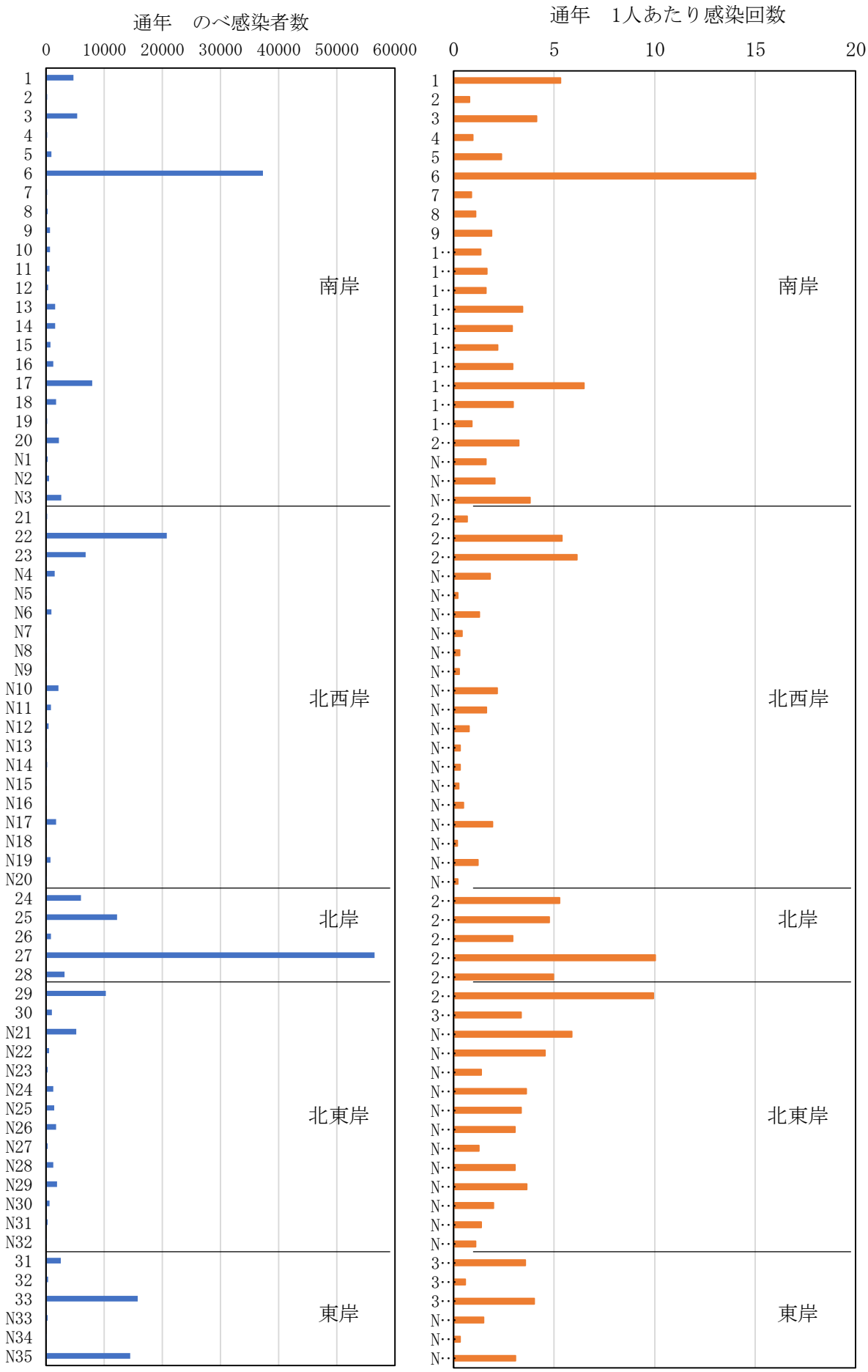


図4-2 未処理の水を利用した場合ののべ感染者数と1人あたり感染回数

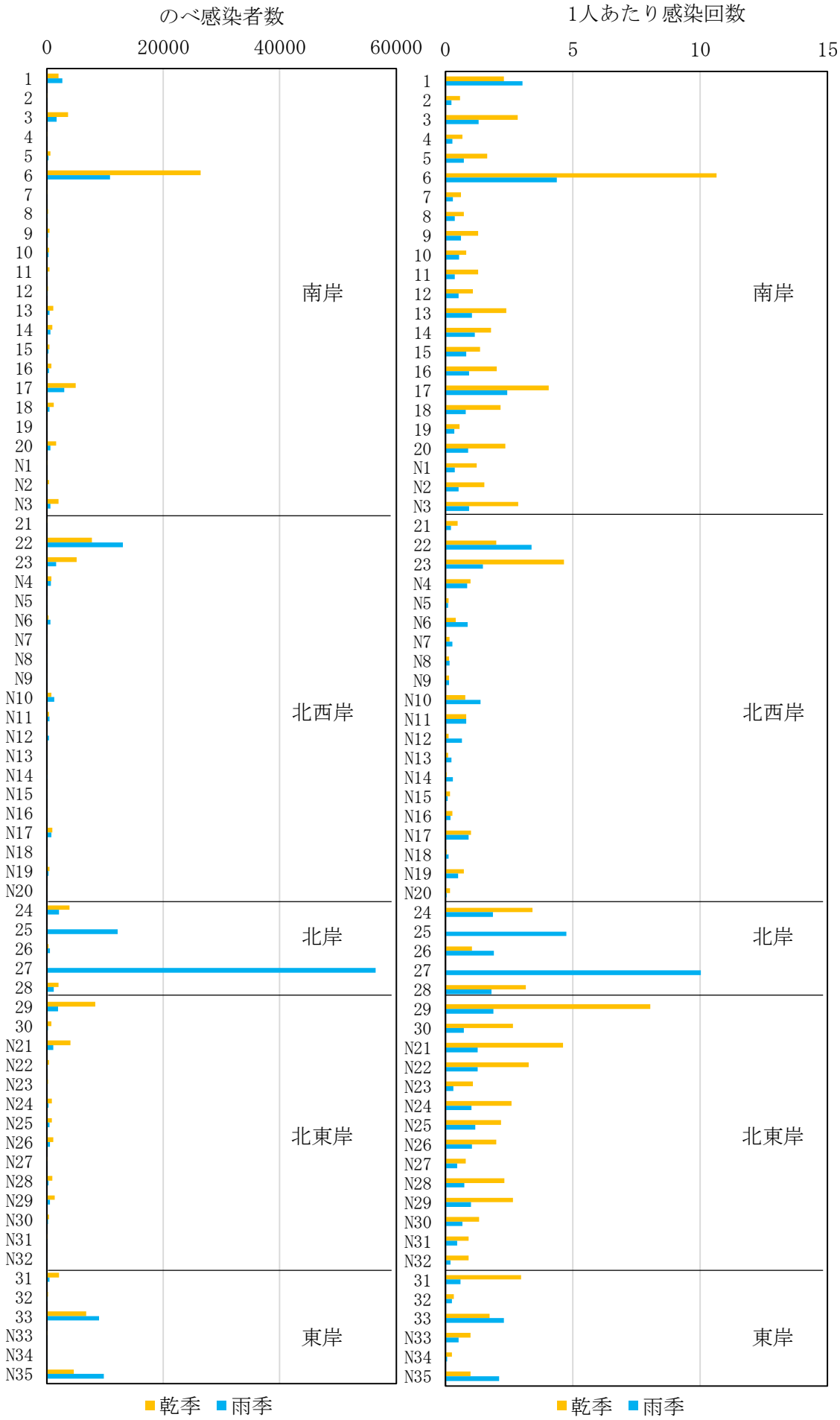
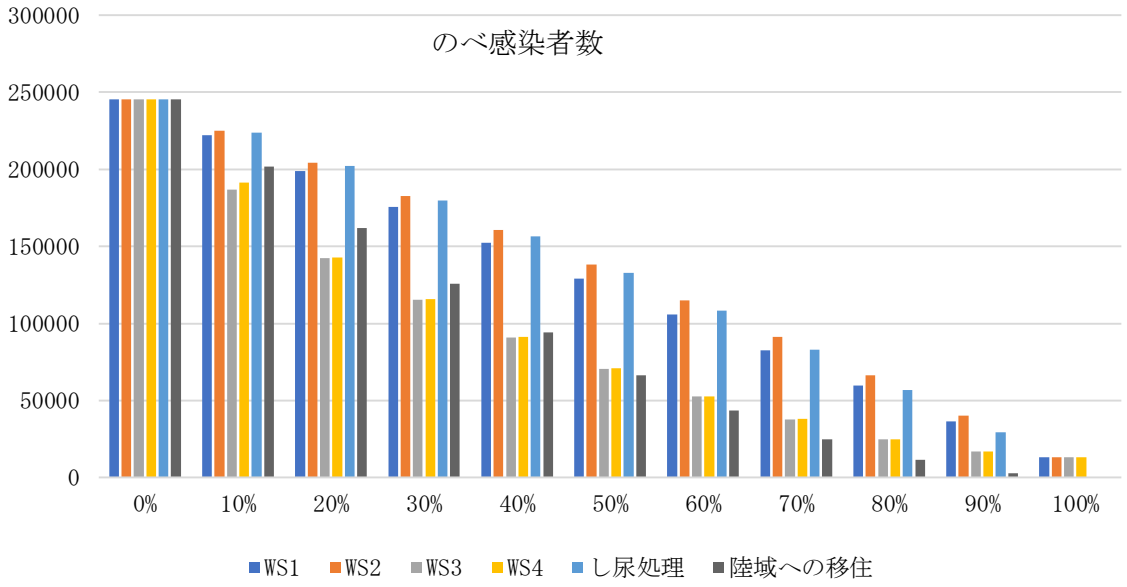


図4-3 乾季・雨季ののべ感染者数と1人あたり感染回数



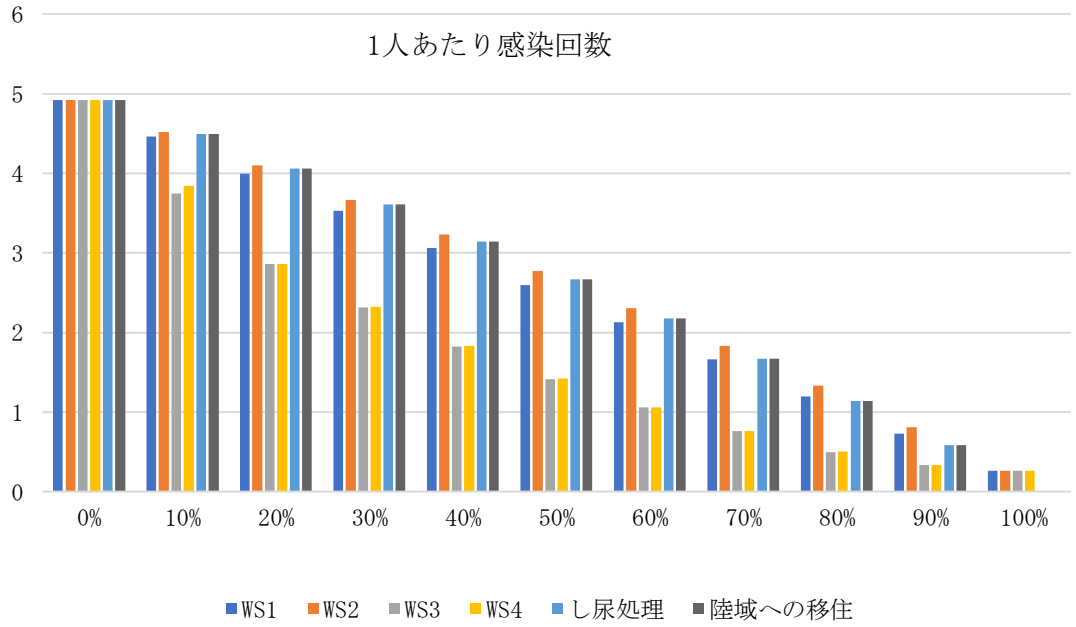


図4-4 衛生改善策の種類と導入率に応じたのべ感染者数と1人あたり感染回数

第 5 章 結論と今後の課題

5-1. 結論

本研究では，QMRA 法を用いてトンレサップ湖における水系大腸菌感染症リスクを定量的に評価し，検討されている複数の衛生改善策に対する有効性の評価を行った.

まず，湖上集落における QMRA の適用方法について検討し，問題の定式化，曝露評価，健康影響評価，リスクの総合的判定のそれぞれについて，ふん便汚染によるトンレサップ湖上集落での大腸菌感染症を扱う場合の設定を定義した. 大腸菌への曝露経路としては，飲用水の摂取，生野菜の摂取，家事等での生活用水の誤飲，水浴による誤飲の 4 つを設定した. 健康影響評価にあたってはベータポアソン型モデルを使用して疾病が起こる確率を求め，地域間のリスク差や衛生対策前後のリスクの低減率について相対的な考察を行うこととした.

次に，衛生対策を行っていない現状について湖全体でリスク評価を行った. 大腸菌感染症リスク評価を行うにあたって必要となる大腸菌濃度のデータには，2 次元流動モデルによって得た 250m メッシュのデータ分布を用いた.以前の計算では集落の位置を固定していたが，乾季になると集落が陸域に判定され，大腸菌摂取量と感染リスクが 0 になる期間が発生していた. 実際の水上集落は常に水域にあるよう移動しているため，その状況を反映するために Google Earth および Sentinel 2 の衛星写真を用いて月別に集落の位置を推定した. 地域によって集落の移動の様子が異なっていることが明らかになった. リスク評価の結果としては，家屋数が 200 を超える集落についてはいずれも年間リスクがほぼ 1 となる一方，家屋数が 200 より小さい集落については年間リスクが約 0.15 から 1 までばらつきが見られた. 湖全体を 5 つの地域に分けたところ，それぞれについて人口と大腸菌摂取量の間に線形関係が見られた. その関係をもとに，各地域について人口の値に応じた予想感染症リスクを算出することができた. さらに，地域ごとの大腸菌摂取量の傾向の違いには水深と集落間の汚染の相互作用が影響しているという結果が得られた.

最後に，上水処理・下水処理・陸域への移住といった複数の衛生状況改善策を取り上げ，それらの有効性について検討した. 上水処理には Water Station による凝集沈殿・簡易ろ過・紫外線処理，下水処理には簡易トイレによるし尿処理を挙げた. 湖内の全集落に一様に導入する場合，いずれの施策も 1 人あたり感染回数の低減率に大きな違いはなかった. しかし，感染リスクの高い集落から優先的に衛生設備を配備するという方法で上水処理を導入した場合を考えると，一様に導入した場合よりも効率的に感染回数を減らすことができた. 一様に上水処理を導入した場合，感染回数が半減するには全人口の 60%に設備を供給する必

要があるが，感染リスクの高い集落に集中して設備を導入した場合，導入率 30%で同等の効果を挙げられることが示された．したがって，衛生改善策の実行にあたっては，全地域に平等に整備を行うよりも特に感染リスクが高い集落から整備を行っていく方が有用であるということができる．

5-2. 今後の課題

今後の課題として，次の問題が挙げられる．

まず，第 3 章で示した水深-近似直線の傾きの関係において，地域間の傾向の違いに相互作用が与える影響を定量的に明らかにすることが挙げられる．図 3-37 における各地域の近似曲線の線形が異なる理由として，集落間で汚染が相互に影響を与え合っているという相互作用を考えたが，それについて定量的に妥当な説明を行うことができなかった．相互作用だけではない要因が存在する可能性についても検討し，定量的に線形の違いを説明する余地がある．

次に，下水処理・陸域への移住という 2 つの衛生改善策について，感染リスクが高い集落に集中的に整備を行った場合の検討が必要である．また，上水・下水処理，陸域への移住といった複数の衛生改善策を組み合わせた場合の検討も必要である．限られた研究時間のため，それぞれの衛生処理を単独で行うこととし，下水処理・陸域への移住については再計算を行う必要がない一様な整備のみを検討した．しかし，第 4 章で示したように衛生改善策は湖全域で一様に行うよりもリスクが高い集落から優先して行う方が高い効果を得られる．また，実際の状況においてはただ一つに衛生改善策を定めて実行するよりも，複数の施策を同時に進めていく方がふさわしいと考えられる．そのため，下水処理・陸域への移住について上記の検討が必要であるといえる．

また，衛生改善策の費用を含めた検討の実施も望まれる．本研究ではあくまで施策の衛生的効果のみに注目し，その費用を含めた実現性については注目しなかった．しかし，未だ発展途上にあるカンボジアでは衛生的施策に割ける予算も限られていると考えられ，実現可能な衛生改善策を提案するためには費用についても考慮する必要がある．QMRA によるリスク評価を組み込んだ費用便益分析が提案されている(WHO, 2016)ため，こういった手法を用いてより実現性の高い施策を検討することが望ましい．

第 5 章 参考文献

WHO (2016) Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management.

謝辞

本研究を進めるにあたり，日頃より丁寧なご指導をいただきました中村恭志准教授に深く謝意を表します．研究の進め方や構想の立て方などについて，日々の打ち合わせを通して細部までご指導いただきました．コロナ禍で研究室に行けない時期には在宅で調査研究を進めることも多くありましたが，オンラインの打ち合わせで研究について丁寧に話し合う機会を多くとっていただいたことで，モチベーションを失うことなく 2 年間研究を進めることができました．中村先生からのご指導を通して自分の研究における考え方や考察の進め方の中に足りないものを知り，成長することができたと感じています．

合同研究室の木内豪教授には，ゼミ発表のたびに鋭いご指摘をいただきました．自分の研究に足りない考えに気づき，進め方を確かめながら研究を行うことができました．ありがとうございました．

QMRA における大腸菌曝露量の設定にあたっては，山形大学・渡部徹教授から有用な参考文献や設定の決め方についてご指導いただき大変お世話になりました．研究に関してもあたたかいお言葉をいただき，大変励みになりました．中村研究室と木内研究室の皆様からは，合同ゼミの質問や相談を通して自分にはなかった考え方を多くいただくことができました．研究室の先輩方，同期，後輩とは同じ学生の立場として多くのことを相談し合い，研究だけでなく 2 年間の学生生活が充実したものになりました．ありがとうございました．

最後に，今日まで私を暖かく見守り経済面・生活面で学生生活を支援してくださった両親，様々な場面で助言をして支えてくださった皆様に再度感謝を申し上げます．