

農村工学研究所技報

第217号

目次

トンガ王国ババウ島およびリフカ島における淡水レンズ地下水塩水化の要因と課題 石田 聡・吉本周平・幸田和久・小林 勤・白旗克志・土原健雄	1
浸透型洪水調整池における湛水時の浸透水の地下水環境への影響 —地下水中の主要イオン組成とラドン濃度を指標としたモニタリング方法の検討— 吉本周平・澁谷達也・酢谷 岳・黒田清一郎・土原健雄・白旗克志・石田 聡	13
農業水路の生態系配慮施設における魚類相の多様性評価	29
分布型物質移動モデルによるウォッシュロードと放射性物質の移動予測 名和規夫・吉田武郎・堀川直紀・工藤亮治・皆川裕樹	39
農業水利施設の健全度評価の課題と提案	53
都市圏で暮らす高齢非農家住民の農作業参加構造の分析 —健康づくりに着目して—	63
統計データによる耕作放棄地と集落営農の関係分析	75
阿武隈高地に立地するNため池における水中の放射性セシウムのモニタリング 久保田富次郎・申 文浩・濱田康治・人見忠良	85
既設地震計の微小振動記録への地震波干渉法の適用による農業用ダム地震波伝播特性評価の試み 黒田清一郎・増川 晋・田頭秀和	101

平成27年3月



独立行政法人 農業・食品産業技術総合研究機構

農村工学研究所

農村工学研究所技報 第217号

所 長	小 泉 健
企 画 管 理 部 長	山 本 德 司
審 議 役	笹 山 淳 治
技 術 移 転 セ ン タ ー 長	奥 島 修 二
農 地 基 盤 工 学 研 究 領 域 長	小 林 宏 康
施 設 工 学 研 究 領 域 長	増 川 晋
水 利 工 学 研 究 領 域 長	中 達 雄
資 源 循 環 工 学 研 究 領 域 長	増 本 隆 夫
農 村 基 盤 研 究 領 域 長	小 川 茂 男

編 集 委 員 会

編 集 委 員 長	山 本 德 司
委 員	友 正 達 美
〃	渡 嘉 敷 勝
〃	濱 田 康 治
〃	吉 本 周 平
〃	國 本 光 洋
事 務 局	浜 田 善 幸

TECHNICAL REPORT
OF
THE NATIONAL INSTITUTE FOR RURAL ENGINEERING
No. 217

KOIZUMI Takeshi	Director-General
YAMAMOTO Tokuji	Director, Department of Planning and General Administration
SASAYAMA Junji	General Administration Coordinator
OKUSHIMA Shuji	Director, Technology Transfer Center
KOBAYASHI Hiroyasu	Director, Agricultural Environment Engineering Research Division
MASUKAWA Susumu	Director, Facilities and Geotechnical Engineering Research Division
NAKA Tatsuo	Director, Hydraulic Engineering Research Division
MASUMOTO Takao	Director, Renewable Resources Engineering Research Division
OGAWA Shigeo	Director, Rural Development and Planning Research Division

EDITORIAL BOARD

Chairman : YAMAMOTO Tokuji
Members : TOMOSHO Tatsumi
 TOKASHIKI Masaru
 HAMADA Koji
 YOSHIMOTO Shuhei
 KUNIMITSU Yoji
Secretary : HAMADA Zenkou

トンガ王国ババウ島およびリフカ島における 淡水レンズ地下水塩水化の要因と課題

石田 聡* 吉本周平* 幸田和久** 小林 勤** 白旗克志* 土原健雄*

*資源循環工学研究領域水資源工学担当

** (独) 国際農林水産業研究センター農村開発領域

要 旨

トンガ王国ババウ群島ババウ島およびハアバイ諸島リフカ島において、淡水レンズ地下水中の電気伝導度 (EC) 測定およびイオン濃度分析を行った。調査の結果、ババウ島においては一部の揚水井戸で150mS/mを超えるECが観測された。リフカ島においては、水道水源施設である暗渠 (ギャラリー) および井戸のECは150mS/mを下回っていたが、塩水化によって揚水を停止した施設が存在した。測定結果と既往の記録等により地下水塩水化の要因を分析したところ、ババウ島ではそれまで分散して配置されていた揚水用の井戸が減少し、1箇所あたりの揚水量が増加したことでアップコーニングが発生したと推定された。リフカ島では、ギャラリーの一部が海岸近くに配置されていることでECが高くなっていると推定された。塩水化の抑止のためには、ババウ島においては井戸の分散が、リフカ島についてはギャラリーを淡水域の中心部に再配置することが有効であると考えられた。

キーワード：地下水，淡水レンズ，アップコーニング，塩水化，井戸

I 緒 言

島嶼域の地下水は地質条件により、地表から涵養された淡水と、海から侵入する塩水が帯水層内で塩淡境界を形成する。この塩淡境界の深度は、淡水と塩水の密度差と圧力バランスによって決定される。淡水域は島の中央部で厚く、縁辺部で薄くなるレンズ状を呈することから、淡水レンズと呼ばれる形で存在する。このような地域において淡水地下水を利用するには帯水層上部の淡水域に設置した井戸や集水暗渠 (ギャラリー) により揚水を行うが、揚水によって周辺の圧力が低下するため、帯水層下部から井戸に向かって塩水が遡上するアップコーニングと呼ばれる現象が発生し、地下水が徐々に塩水化する。この塩水化は通常、揚水を停止し、降雨によって淡水が涵養されれば回復するが、揚水量が過大であった場合にはその後の降雨によっても回復しないことが知られている (Presley, 2005; 石田ら, 2010 など)。地下水の塩水化を許容範囲に収めつつ揚水量を確保することは、水源を地下水に依存する島嶼にとって共通の課題となっている。

Table 1 に小島嶼における淡水レンズ地下水を対象とした既往研究例を示す。小島嶼という用語に厳密な定義はないが、例えばユネスコの国際水文学プログラムにおける小島の水文学に関する技術報告書によれば、面積2,000km²以下か幅10km以下の島を「small island」、面

積100km²以下か幅3 km以下の島を「very small island」と分類しており、「small islands」にはグアム (面積549km²)、バルバドス (430km²)、ニウエ (259km²)、トンガタブ (257km²)、グランドケイマン (196km²) などが含まれ、「very small islands」にはバミューダ諸島 (50km²)、ナウル (22km²)、ロットネスト島 (19km²) ほか、無数の環礁、堡礁および裾礁島が含まれる (Vacher, 1997a)。しかし島の大きさによる定義は便宜的なもので、Falkland (1991) は非常に限られた地表水および地下水しか存在せず、内陸における水源開発手法や

Table 1 小島嶼における淡水レンズ研究例
Some previous researches of fresh water lens on small islands

対象地	内 容
バルバドス ¹⁾	地下水かん養量と地域気象との関係解明
トンガタブ(トンガ) ²⁾	エルニーニョ・ラニーニャの影響評価
バミューダ ³⁾	不均一な透水性による淡水レンズの偏在
ケイマン ⁴⁾	淡水レンズ水収支解析
バミューダ ⁵⁾	揚水による淡水レンズ厚の減少計算
タラワ(キリバス) ⁶⁾	淡水レンズ分布調査とモデル解析
ホーム(ココス) ⁷⁾	井戸群による揚水の解析
ローラ(マーシャル) ⁸⁾	干ばつ時の地下水塩水化

¹⁾Jones and Banner (2003), ²⁾Velde (2006), ³⁾Vacher and Rowe (1977b),
⁴⁾Chidley and Lloyd (1997), ⁵⁾Rowe(1984), ⁶⁾Lloyd et al. (1980),
⁷⁾Ghassemia et al. (1998), ⁸⁾Presley (2005)

水文学的アプローチが適用できない島としている。淡水レンズの賦存形態や、地下水の利用可能量は水文地質条件、降水量、揚水量、土地利用状況等によって変わるため、各島嶼において詳細な調査・解析が必要となる。

本研究では現在淡水レンズ地下水の塩水化が発生しているトンガ王国ババウ群島ババウ島およびハアパイ諸島リフカ島において、現地井戸およびギャラリーにおける地下水中の電気伝導度 (EC) 測定およびイオン濃度分析を行い、測定結果と既往の記録等より塩水化の要因分析を行うとともに、塩水化の解消に向けた今後の課題について考察した。

II 調査地区の概要

2.1 概要

調査地が存するトンガ王国は南太平洋に位置する約170の島群を有する島嶼国で、総面積は約720km²、人口は約10万人である。首都ヌクアロファの存するトンガタプ島は南緯21° 西経175° に位置している (Fig.1)。調査地の一つであるリフカ島はトンガタプ島より北北東に約160km、トンガ王国中部に位置するハアパイ群島の主島であり、群島の主都パンガイが存する。面積は約11km²、人口は約3千人である。もう一つの調査地であるババウ島はトンガタプ島より北北東に約275km、面積約121km²のババウ群島に存する。主都であるネイアフの人口は約6千人である (SDI, 2011)。年間降水量は北部ほど多く、ババウ島では約2,200mmであり、降水量の約2/3は11月から4月の雨期にもたらされる。リフカ島の年間降水量は約1,700mmである (Furness, 1997)。

2.2 水理地質

トンガはインド-オーストラリアプレートの最東縁に位置しており、太平洋プレートの沈み込みによる圧力によって、インド-オーストラリアプレート縁辺部が隆起

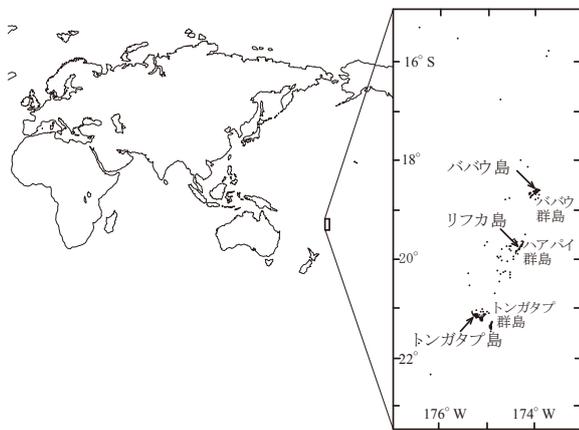


Fig.1 調査地位置図
Location map of study area

して形成された弧状列島である (Gatliff, 1990)。ババウ群島、ハアパイ群島、トンガタプ群島を結ぶ一連の島々の火山活動は不活発であるが、これより西部には比較的若く活動的な火山弧 (Tofua Arc) が連なる。ババウ群島、ハアパイ群島、トンガタプ群島は主に更新世の珊瑚起源の石灰岩で構成されており、基盤岩は露出していない。石灰岩はTofua Arcを起源とする細粒の火山灰で覆われており、ババウ島での厚さは9mである (Furness, 1997)。

ババウ島、リフカ島ともに表層に分布する石灰岩は透水性が高く、降水は速やかに地下に浸透し、川や湖などの表流水は殆ど存在しない。このため主要な水源は石灰岩の中に形成される淡水レンズ地下水となっている。本稿では地下水中の塩分濃度に焦点を当てているが、地下水中の炭酸カルシウム濃度も高く、しばしばWHOの基準値である500mg/Lを超えた値が観測されている。代替水源が存在しないことから、地下水質はトンガの切迫した課題となっている (Furness, 1997)。

2.2.1 ババウ島

ババウ島は全体的に南に傾斜しており、北海岸は切り立った海食崖が続いており、南海岸は不規則な溺れ谷を形成している (Fig.2)。地質は海食崖の最下位に分布する鮮新世以降の石灰岩、これを覆う珊瑚起源の石灰岩、石灰藻を起源とする石灰岩から成る。これらを火山灰起源の赤褐色土が覆っており、その層厚は10m未満である (Roy, 1990)。

島の基盤は火山岩であると考えられているが露頭して

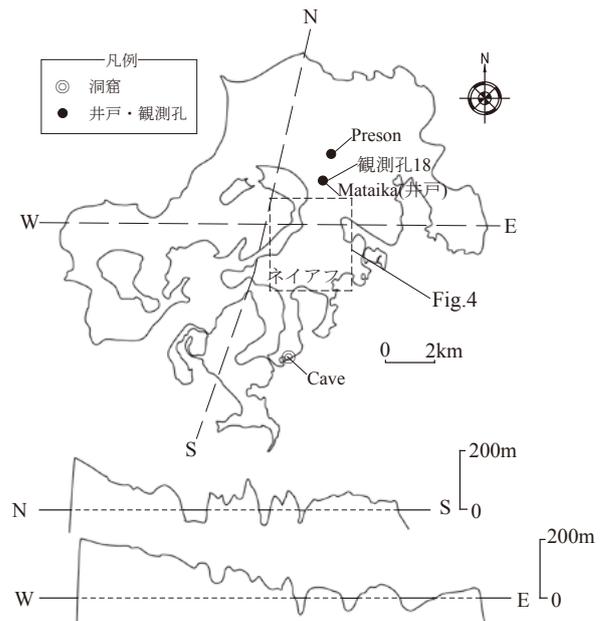


Fig.2 ババウ島平面図・地形断面図 (Roy, 1990 に加筆)
Map and geographical section of Vava'u Island (retouched to Roy, 1990)

おらず、地下水は島全体に分布している石灰岩を帯水層とした淡水レンズが分布しており、その下位に塩水が分布している。ババウ島の総人口の7割以上が居住しているネイアフでは、井戸によって揚水された地下水を水源とする上水道が整備されている。

2.2.2 リフカ島

リフカ島は低平で、主な構成地質は多孔質な珊瑚起源の隆起石灰岩である。島の標高が比較的高い領域では火山灰が石灰岩を覆い、良好な耕土となっている。層厚は3m以内である。島の西沿岸ではより新しい時代の未固結な貝殻を含む珊瑚起源の石灰砂が石灰岩を覆っている。ババウ島同様、基盤岩は露出していない。Fig.3にリフカ島の地質断面図を示す。帯水層は石灰砂および石灰岩であり、淡水レンズは石灰砂中に存在している(SPC, 2013)。リフカ島の人口の殆どはパンガイに居住しており、井戸やギャラリーによって揚水された地下水を水源とする上水道が整備されている。

Ⅲ 研究方法

3.1 ババウ島

ババウ島においてトンガ上水道公社(Tonga Water Board, 以下TWBと呼ぶ)が管理している揚水井戸および近傍に設けられた地下水観測孔、近傍の洞窟内の地下水(Cave)、およびネイアフ市内のホテルの水水道(Hotel)のEC, pH, DO, ORPを現地にて測定するととも

に、井戸で揚水した地下水を採取し研究室に持ち帰り、溶存イオン濃度を測定した。分析項目は地下水の主要溶存成分である Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- とした。

Fig.4にババウ島におけるTWB井戸位置図を示す(一部Fig.2に掲載)。地下水を採取した井戸のうち、No.10, 15, 19はネイアフに給水している井戸であり、それ以外(Preson, Mataika, Mangia)は周辺の集落に給水している井戸である。淡水レンズからの揚水は、一般に地下水面直下に直径100mm程度の有孔塩ビ管を水平に埋設したギャラリーを用いる場合が多いが、本地区では井戸が用いられている。これは地表から地下水面までの距離が20m以上あり、ギャラリーの設置が難しいことによると考えられる。井戸の地上部は数十cm~2m弱四方のコンクリート枠で保護されており、口径の大きな井戸では地下水面付近の口径は孔口より大きい。設置されているポンプはヘリカルローターポンプで、動力源はディーゼルエンジンまたは電気モーターである(Kawai, 2013)。Fig.4には井戸の稼働・非稼働の別を示している。非稼働の井戸の幾つかを調査したところ、No.5は道路工事によって井戸が撤去されており、No.6, 7, 11, 12は井戸が閉塞されていた。また観測孔18(Fig.2)は直近に井戸がなく、井戸17はポンプが故障していた。

Fig.5にババウ島の地下水観測孔構造図を示す。地下水観測孔はそれぞれの揚水井より数mの位置にあり、観測地点1箇所あたり直径40mm程度の塩ビ管が深度別に設置されている。

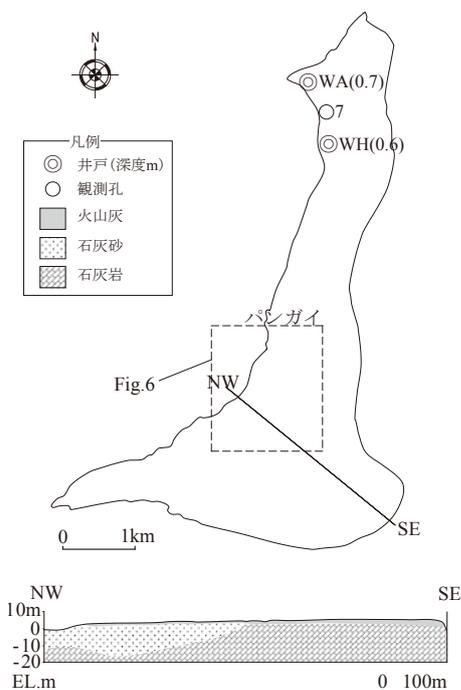


Fig.3 リフカ島平面図・地質断面図 (SPC, 2013に加筆)

Map and geological section of Lifuka Island (retouched to SPC, 2013)

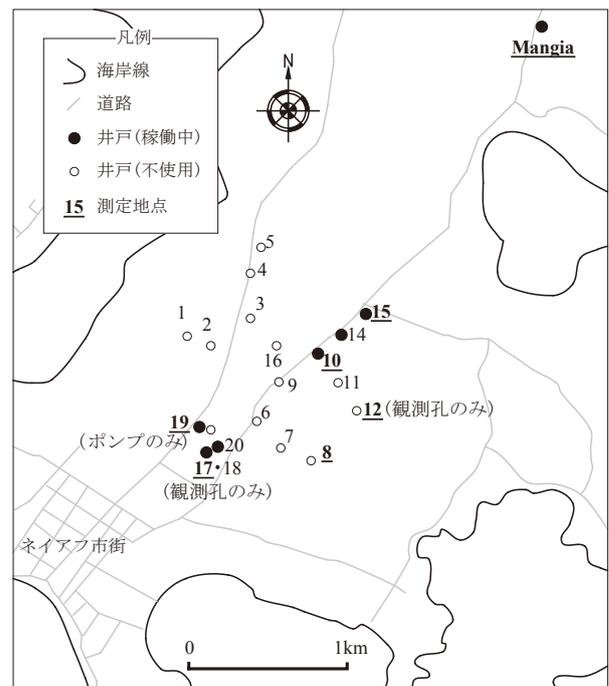


Fig.4 ババウ島井戸位置図 (Fry and Falkland, 2011に加筆)

Location map of wells on Vava'u (retouched to Fry and Falkland, 2011)

地下水の採取は2014年7月30日に行った。観測孔においては細径の地下水採取器（ベラー）を用いて孔底付近の地下水を採取し、井戸においてはポンプを稼働させ余水口を開放して採取した。また7月31日にはネイアフ市内のホテル（Puatakanave Hotel）の蛇口から水道水を採取するとともに、海岸沿いの洞窟内の地下水測定を行った。ECおよびpHの現地測定はTOA-DKK社製WM-32EP、DOはHACH社製HQ30d、ORPはTOA-DKK社製RM-30Pでそれぞれ行った。また溶存イオン濃度はイオンクロマトグラフ装置（TOA-DKK社製ICA2000）で測定した。

3.2 リフカ島

リフカ島においてTWBが管理しているギャラリー、地下水観測孔、農家井戸において、地下水のECを現地で測定するとともに、井戸で揚水した地下水を採取し研究室に持ち帰り、溶存イオン濃度を測定した。測定に使用した機器類はババウ島と同様である。地下水の採取は2014年8月1日に行った。

リフカ島では地下水面の深度がGL-2～5m程度と比較的小さいため、水道水源の揚水にはギャラリーが用いられている。Fig.6にギャラリー、ポンプ、地下水観測孔、農家井戸の位置を示す。ギャラリーはコの字状または直線状で配置されており、末端または屈曲部に集水枡が設けられ、直径約300mmの塩ビ管が立ち上げられている。またリフカ島北部の地下水観測孔1箇所、井戸2箇所の採水も併せて行った（Fig.3）。

地下水観測孔は西海岸の海岸線から100～200mの位置に、海岸線に沿って配置されている。地下水観測孔の構造をFig.7に示す。Fig.7はココス島に設置された観測孔構造図（Woodroffe and Falkland, 1997）を模しており、

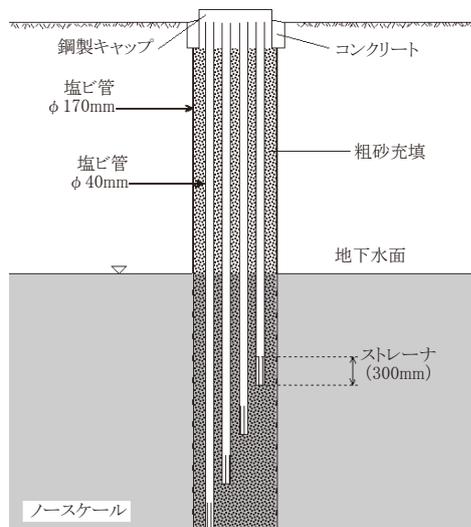


Fig.5 ババウ島地下水観測孔構造図 (Fry and Falkland, 2011に
加筆)

Structure of observation holes (retouched to Fry and Falkland, 2011)

地下水位の測定を可能とするために、最上位のガラス濾過器とナイロンチューブを硬質有孔塩ビ管に替えた孔も見られた。地下水は、それぞれの深度に設置されたガ

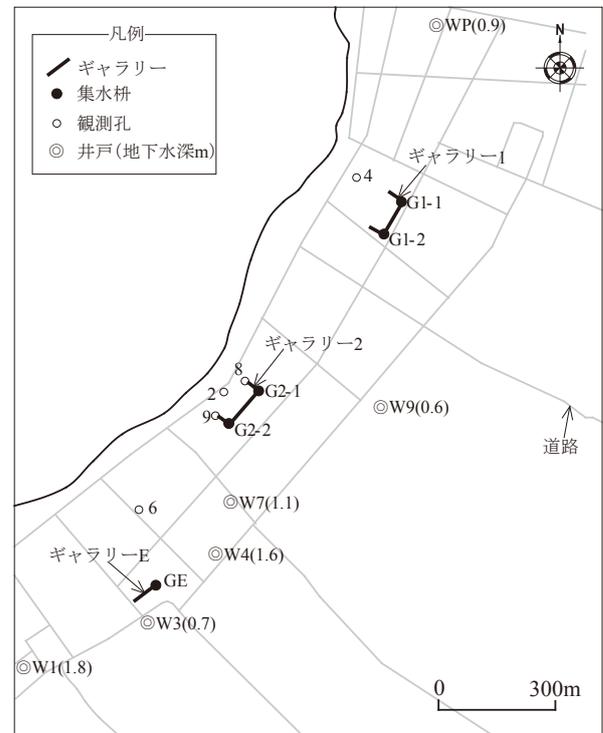


Fig.6 リフカ島観測孔・井戸位置図 (SPC, 2014に加筆)
Location map of wells on Lifuka (retouched to SPC, 2014)

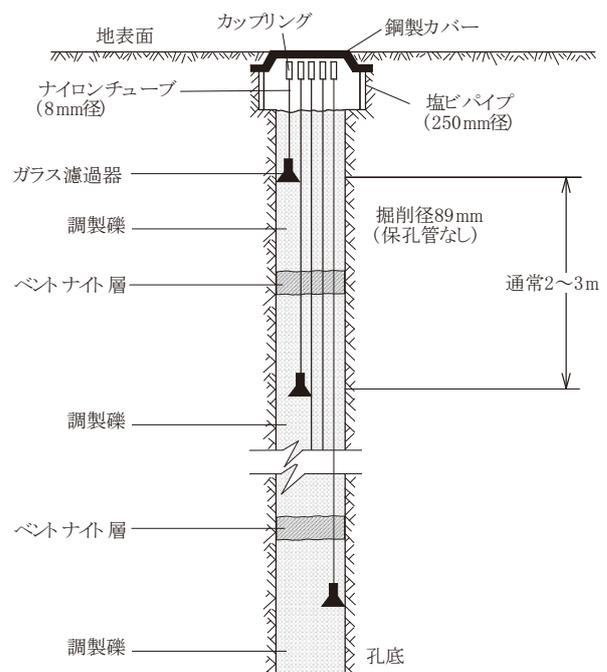


Fig.7 リフカ島地下水観測孔構造図 (Woodroffe and Falkland,
1997)

Structure of observation holes

ラス濾過機に接続されているチューブにバッテリー駆動の真空ポンプを接続し、3分間揚水を続けた後に採取した。揚水量は測定地点によって異なるが、概ね 2 L/min であった。また、ポンプの吸引のみでは採水出来ない場合は、チューブ内に呼び水を充填した後吸引し、ECが変動しなくなるまで待ってから採水した。

農家井戸は地表から地下水下 1 m 程度まで掘り込まれ、孔口をブロックやコンクリートで保護した構造となっている。口径は数十 cm から 1 m 以上のものまで様々である。採水は地下水採取器を用いた。

IV 測定結果

4.1 ババウ島

Table 2 にババウ島の井戸、洞窟水、上水の EC 測定結果を示す。

ネイアフに給水している井戸水の EC は 121 ~ 219 mS/m であった。トンガ国では淡水の基準を EC 150 mS/m 以下としており (Fry and Falkland, 2011)、これに当てはめると 3 井のうち 2 井の EC が超過していた。上水の EC は 219 mS/m であった。集落井戸の EC は 3 箇所とも 100 mS/m 未満であった。海岸に隣接している洞窟内の EC は 1,650 mS/m と海水の 1/3 程度であった。

Fig. 8 に観測孔における深度別 EC 分布および EC 150 mS/m に対応した深度を示す。

全ての観測地点において淡水域は存在したが、その厚さは様々であった。No.17 の EC は全体的に低く、地下水深 13.2 m においても 11.3 mS/m であった。また、No.18 では最も深い孔 (地下水深 13.2 m) においても EC の上昇が観測されず、淡水域の厚さを把握することはできなかった。これに対して No.8, 10, 12, 15 においては最も深い観測孔の値が 2,000 mS/m を超える比較的高い EC が観測されており、EC が深度に応じて増加する領域の存在が確認された。

Table 3 にババウ島の井戸・観測孔の地下水、洞窟水、上水の溶存イオン濃度を示す。

Table 2 ババウ島の EC 等測定結果 (井戸, 洞窟, 上水)
Results of EC measurement in Vava'u (well, cave, drinking water)

地点名	EC (mS/m)	水温 (°C)	pH	DO (mg/L)	ORP (mV)
10	160	25.6	7.33	7.59	111
15	121	25.7	7.25	7.49	63
19	219	25.0	6.78	7.55	61
Preson	59.8	25.6	6.94	-	104
Mataika	88.2	24.3	7.16	8.12	160
Mangia	92.3	24.0	7.28	7.14	191
Cave	1650	24.3	-	-	-
Hotel	219	24.4	7.07	6.99	524

*水温は pH 計で測定 **地下水は孔底付近で採取

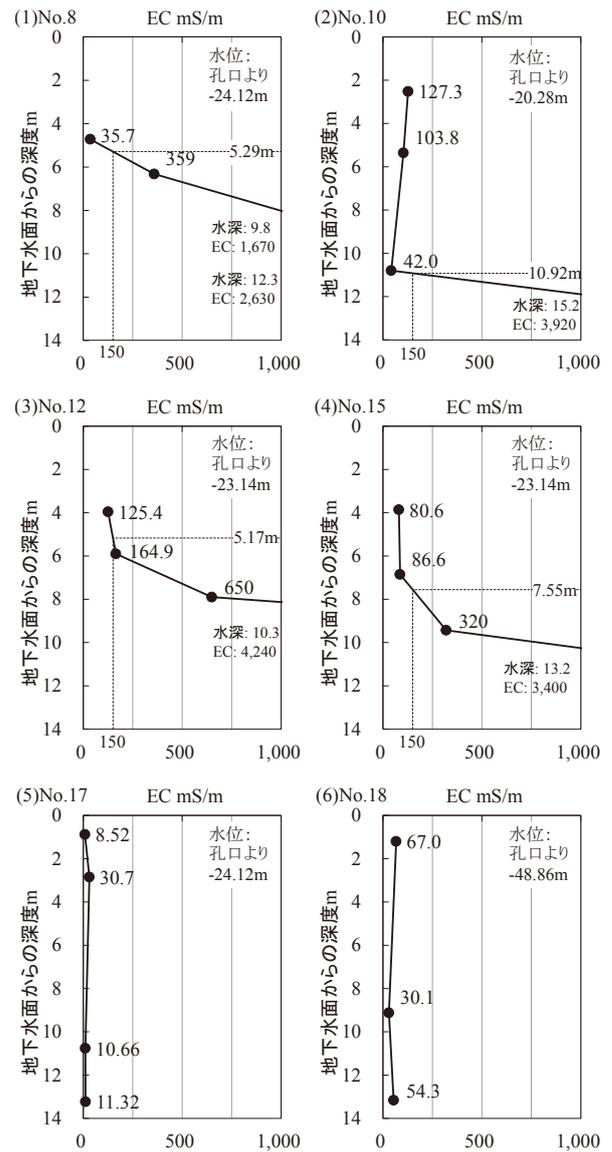


Fig.8 ババウ島における観測孔内の EC 分布
Distribution of EC in observation hole in Vava'u Island

Table 3 ババウ島のイオン濃度測定結果
Concentration of dissolved ion observed in Vava'u

地点名	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
No.8	42.3	1.7	24.4	2.2	33.8	131	5.33	11.1
No.10	117	2.7	109	14.2	201	344	32.3	2.69
No.10P	168	4.1	123	18.9	299	357	35.9	nd
No.12	151	3.8	118	18.6	267	344	39.2	nd
No.15	41.4	0.7	118	5.9	69.7	344	11.8	2.26
No.15P	107	2.9	118	13.0	179	348	24.7	nd
No.17	3.16	1.5	5.14	0.50	8.06	0.0	3.33	16.2
No.18	32.1	6.0	82.6	6.3	69.2	159	13.9	73.5
No.19P	271	6.3	132	30.6	476	363	57.3	nd
Preson	12.8	0.5	108	3.2	13.8	335	12.3	11.3
Mataika	65.7	2.0	118	8.8	116	327	15.7	nd
Mangia	63.0	1.3	111	8.7	118	338	15.9	2.47
Cave	2930	117	157	323	5290	223	660	nd
Hotel	317	7.8	155	36.3	561	352	60.0	5.78

単位 mg/L, P は井戸水を示す
観測孔では Fig.8 に示す最浅の孔より採水

全体的にHCO₃⁻とCa²⁺が卓越している石灰岩帯水層特有の水質であり、ECが比較的高い箇所ではNa⁺とCl⁻濃度が高い。No.17は全体的に濃度が低く、HCO₃⁻が含まれない。また、No.17には蓋が設けられておらず、雨水浸透防止措置も施されていないので、雨水が孔内に混入している可能性が高い。このためNo.17の観測結果は考察外とする。

4.2 リフカ島

Table 4にリフカ島の井戸およびギャラリーのEC測定結果を示す。

地下水位はGL-2.05~-4.67mであった。リフカ島に3箇所設置されているギャラリーのECは112~176mS/mであり、1箇所(G1-2)で150mS/mを超過していた。パンガイ以南の井戸のECは69.6~130mS/mであり、150mS/mを超過している井戸はなかった。これに対してリフカ島北部のWAおよびWHのECはそれぞれ318mS/m、702mS/mと比較的高い値を示した。

Fig. 9に観測孔における深度別EC分布およびEC150mS/m、250mS/mに対応した深度を示す。

測定した地下水観測孔6孔のうち、保孔管が立ち上げてあり地下水位計を挿入できる構造であったものはNo.7およびNo.9のみであった。No.2、4、6、8では地下水位を測定できなかったため、No.9との水位差が掘削時の記録(Turner, 1998)と同じであると仮定して水深を求めた。

ギャラリー1海側に位置するNo.4では最も浅い測定箇所(水深1.5m)においてもECが444mS/mと高く、EC150mS/m以下の領域は確認出来なかった。ギャラリー2海側に位置するNo.2、8、9の中では、やや海に近いNo.2のECが全域で1,000mS/m以上と高かった。ギャラリー2南西端近傍のNo.9ではEC150mS/m以下の領域が確認でき、その厚さは1.96mであった。ギャラリー2北西端

Table 4 リフカ島のEC等測定結果(井戸, ギャラリー)
Results of EC measurement in Lifuka (well, Gallery)

地点名	水位 (GL.m)	EC (mS/m)	水温 (℃)	pH	DO (mg/L)	ORP (mV)
G1-1	-2.62	137	25.7	7.28	5.21	129
G1-2	-2.96	176	26.3	7.48	3.96	166
G2-1	-2.80	112	26.5	7.31	4.14	130
G2-2	-2.30	131	26.2	7.33	4.29	156
GE	-3.61	146	27.0	8.15	6.43	86
WA	-2.05	318	26.3	7.22	2.29	21
WH	-3.00	702	25.5	7.34	5.20	94
WP	-2.46	104	22.1	7.56	1.49	75
W9	-3.50	83.1	24.8	7.54	4.98	47
W7	-2.50	69.6	23.8	7.61	2.81	103
W4	-2.16	130	25.9	7.38	4.84	80
W3	-4.67	114	24.6	7.80	6.65	86
W1	-4.15	97.4	24.0	7.68	4.04	97

*水温はpH計で測定

近傍のNo.8では水深4m弱でのECが300mS/m前後であったが、より浅い2孔は地下水を吸引できず、データが得られなかった。しかし、水深3.8mでのECが357mS/mと比較的低い値を示していたので、浅層には150mS/m以下の地下水が存在する可能性は高いと考えられる。No.6はこれらの観測孔より海から離れており、水深6m付近までECが200mS/m前後であった。リフカ島北部のNo.7については水深1.1mでECが603mS/mと、パンガイ周辺の観測孔より高い値を示し、EC150mS/m以下の領域は確認出来なかった。

Table 5にリフカ島のギャラリー、井戸、観測孔における地下水中の溶存イオン濃度を示す。

全体的にHCO₃⁻とCa²⁺が卓越しており、ECが比較的高い箇所ではNa⁺とCl⁻の濃度が高いのはババウ島と同様であるが、ババウ島と比べてMg²⁺の濃度が比較的高い。またNO₃⁻の濃度が比較的高い箇所が散見された。

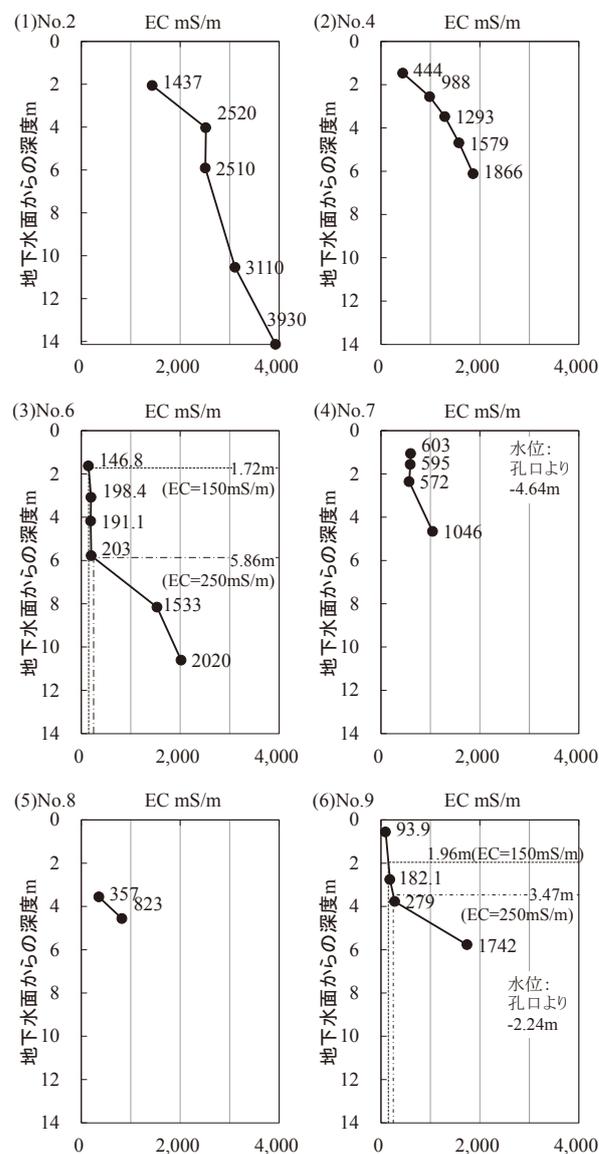


Fig.9 リフカ島における観測孔内のEC分布
Distribution of EC in observation hole in Lifuka Island

Table 5 リフカ島のイオン濃度測定結果
Concentration of dissolved ion observed in Lifuka

地点名	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
G2-1	65.7	18.9	106	27.8	152	346	26.6	34.6
G2-2	87.3	24.6	117	34.9	189	373	33.4	45.5
G1-1	113	12.7	84.7	34.9	247	324	39.3	24.1
G1-2	187	15.0	90.6	46.9	366	328	58.1	21.8
GE	119	15.9	78.3	46.8	258	276	32.8	49.5
WA	355	7.1	146	81.8	769	352	72.3	nd
WP	69.0	12.4	96.3	23.9	195	275	7.06	nd
W9	45.4	5.3	60.1	43.9	70.6	371	14.6	nd
W7	36.1	5.2	70.0	23.0	75.4	255	11.0	13.9
W4	106	26.5	74.6	38.2	203	317	38.4	44.7
W3	102	8.3	51.9	42.4	208	256	34.5	16.1
W1	41.4	12.2	88.2	39.4	81.8	222	16.3	206
No.2								
(2.1m)	8010	119	141	321	13900	275	634	nd
No.4								
(1.5m)	620	21.5	104	88.4	1180	275	153	14.9
(2.6m)	1510	44.6	93.9	175	2670	269	400	6.56
(3.5m)	3140	10.7	114	269	5560	259	551	nd
(4.7m)	4600	13.6	123	351	7780	258	721	nd
(6.1m)	4780	15.0	130	384	8130	237	866	nd
No.6								
(1.6m)	122	28.8	82.0	53.7	241	347	73.1	10.3
No.7								
(1.1m)	1080	39.8	152	120	1880	380	221	nd
No.8								
(3.6m)	437	8.4	43.5	115	714	300	365	nd
No.9								
(0.6m)	36.7	14.2	104	21.0	82.6	382	15.2	35.6
(3.8m)	369	58.0	41.9	80.9	529	370	171	nd

単位mg/L, 観測孔の()内の数字は地下水面からの深度

V 考察

5.1 ババウ島

5.1.1 地下水塩水化の要因

Table 2よりネイアフに給水している井戸のECは121~219mS/mであり, 3井の平均は167mS/mである。水道水 (Hotel) はこれより高いが, 殺菌のための塩素が付加されているのがその一因であると考えられる。

ババウ島では1970年代にTWBによって5箇所の掘り込み井戸が設けられ, 上水道の給水が始まった。井戸の位置はFig.4のNo.17を含む近傍の4箇所と, No.5付近である。その後, 1990年代後半にオーストラリアの援助によってネイアフに給水するための15箇所の管井・ポンプ, 8箇所の観測孔が整備された。Fig.4に示すNo.1~15の井戸群はこのとき整備されたものである。その結果, それまで200~300mS/mであった上水道水源のECが, 2001年には100mS/m程度まで低下した (Fry and Falkland, 2011)。Fig.10に1995年から2001年までの上水道水源 (全タンクの平均値) のECの変動と今回の測定

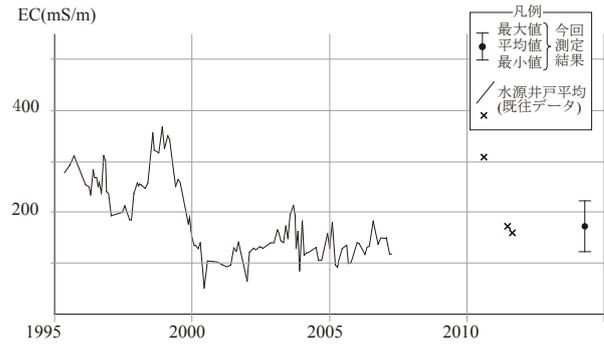


Fig.10 ババウ島における上水道水源のEC変化 (Fry and Falkland (2011)に加筆)

Fluctuation of EC of groundwater resources in Vava'u Island (retouched to Fry and Falkland (2011))

結果を示す。2007年以降の観測データは少ないので直線補間せず, ×で示した。また2010年に300mS/mを超える値が観測されているが, これは揚水井戸のうちの1本が顕著に塩水化したことによるもので, この井戸は現在稼働していない (Fry and Falkland, 2011)。

2000年以降ポンプの故障や井戸の閉塞等により, 次第に稼働する井戸の数が減少した (Fry and Falkland, 2011)。2000年以降ECが漸増傾向にあるのはこのことが原因と考えられる。今回の調査結果は2000年以降のEC漸増の延長線上にある。調査時に稼働していた井戸は4~5箇所であった。他方, ネイアフにおける2011年度の給水量は $1.7 \times 10^5 \text{ m}^3$ であるが, 海外移住や出稼ぎ等によって人口が若干減少していることに伴って近年の給水量は横ばい傾向である (Fry and Falkland, 2011)。これらを勘案すると, 近年のババウ島では, 井戸数の減少によって1井あたりの揚水量が増加していると考えられる。

揚水量とアップコーニングの関係は, 一般に揚水量が大きいほど水位低下が大きくなり, アップコーニングが顕著になるとされている。Fry and Falkland (2011)はババウ島の揚水井戸について, 揚水量と水位降下量についての記録を残している。Table 6にFry and Falkland (2011)によるNo.17, 19井戸の揚水量と水位低下の関係を示す。No.17では, 揚水量と水位降下量がほぼ比例している。このことから, 1井あたりの揚水量が大きくなれば, アップコーニングによる塩水化が進むと考えられる。

以上より, 1999年から2001年にかけてECが低下した理由は, 取水地点を分散させた結果, 1箇所からの揚水量が低下し, 塩水のアップコーニングが緩和されたことであり, 近年のEC上昇の原因は, 稼働井戸数の減少による1井あたりの揚水量の増加であると考えられる。

5.1.2 淡水域の分布と透水性の不均一性

Fig.8より, 観測孔におけるEC150mS/m深度を比較すると, 東海岸に近いNo.8, 12においては, 近傍で揚水を行っていないにも関わらず, 深度5m程度である。これ

に対して、井戸群中央部のNo.10, 15のEC150mS/m深度はそれぞれ10.9m, 7.6mであり、淡水域は比較的厚い。このことは、井戸群の東海岸寄りでは揚水によるアップコーニングが、井戸群中央部より発生しやすくなることを示している。

Table 2に示すように、北部の井戸Preson, Mataika, MangiaはいずれもECがネイアフに給水する井戸群より低い。また、観測孔No.18においては地下水面下13mまでECが低い (Fig.8(6))。さらに、ネイアフに給水する井戸3井についても、北に位置する井戸ほどECが低い。これらの観測結果は、ババウ島北部に厚い淡水域が存在することを示している。

Table 6でNo.17の揚水量3.27L/sに対する水位降下量と、No.19の揚水量3.20L/sに対する水位降下量を比較すると、揚水量はほぼ同じであるにも関わらず、水位降下量には2倍の差がある。これはそれぞれの井戸周辺の帯水層の透水性が異なることを示している。比較的近傍に位置しているNo.17とNo.19との間にこれだけの差があるということは、井戸配置にあたって、帯水層の透水性の不均一性は無視することはできないことを示している。今回の調査でTWBより聞き取った2014年7月21日における井戸毎の揚水量は、No.10, 14, 15, 17, 18, 19でそれぞれ2.8, 1.4, 1.0, 2.3, 6.7, 2.0L/sであり、各井戸の揚水量の違いは不均一な透水性に起因していると考えられる。

5.1.3 塩水化抑止策と課題

5.1.1に示した塩水化の進行を抑止するには、1箇所あたりの揚水量を抑えることが肝要である。そのためには井戸数を増やし、互いの井戸が干渉しないように井戸配置を分散させることが有効である。

井戸の配置は淡水域が厚い北部ほど低いECが期待出来る。また、淡水域が比較的薄い東海岸に近い領域への配備は避けるべきである。

透水性の不均一性については注意が必要である。淡水域が厚くても、透水性が小さい箇所に井戸を設置する場合、水位降下量が大きくなり、それに伴ってアップコーニングも発生するので、井戸配置計画の策定にあたって、予定地の透水性を把握し、透水性の高い箇所に井戸を配置する必要がある。森ら (1997) は沖縄県宮古島の地下ダム貯留域において、粘土流入に起因する石灰岩帯水層の透水性の不均一性を明らかにし、透水性の把握にはφ100mmの小口径井戸を用いた揚水試験が有効であ

Table 6 井戸の揚水量と水位降下の関係(Fry and Falkland, 2011)
Relationship between pumping ratio and drawdown in wells (Fry and Falkland, 2011)

井戸	No.17	No.19		
揚水量 (L/s)	3.27	6.78	10.1	3.20
水位降下 (cm)	55	100	130	110

ることを示している。本地区においては不飽和帯が20m以上あり、1井あたりの掘削費が大きくなるので、事前の透水性の調査は重要である。

アップコーニングを起こしにくい揚水方法という観点では、リフカ島のようにギャラリーを設置することは有効であるが、不飽和帯が厚いことから、施工に関する技術的な問題や、費用対効果の面から難しいと考えられる。

全体としてババウ島においては、北部の淡水レンズは比較的厚く、揚水井戸も少ないことから、島全体の潜在的な地下水利用可能量は需要を賅うのに十分であるとされる。また、No.18など一部の地点で比較的高いNO₃⁻濃度が観測されていることから、井戸の配置計画の策定にあたっては水質調査も必要と考えられる。

5.2 リフカ島

5.2.1 地下水塩水化の要因

Table 4に示すとおり、3箇所のギャラリーにおけるECは112~176mS/mであった。またパンガイ以南の井戸のECは全て150mS/m以下であった。これらのうち、現在水道水源として使われている施設はギャラリー2および井戸W4である。TWBより聞き取った2014年7月23日における揚水量は、ギャラリー2で3.0L/s, W4で0.5L/sであり、測定したECを揚水量で按分して平均ECを求めると122mS/mであった。

リフカ島では1990年代まで井戸による地下水の取水が行われてきたが、1999年にギャラリーが設置された。Fig.11にギャラリー設置前後の上水道水源 (全タンクの平均値) のECの変動と今回の測定結果を示す。

水道水源のECはギャラリーを設置した1999年以降、顕著に下降し、その後2003年まで150mS/m前後を推移した。今回測定した値も2000年から2003年までと同じレベルであった。一方で、設置当初使用されていたギャラリーEおよびギャラリー1は、現在使用されておらず、TBAの聞き取りによると、ギャラリー2も揚水量を減少させて運転しているとのことであった。

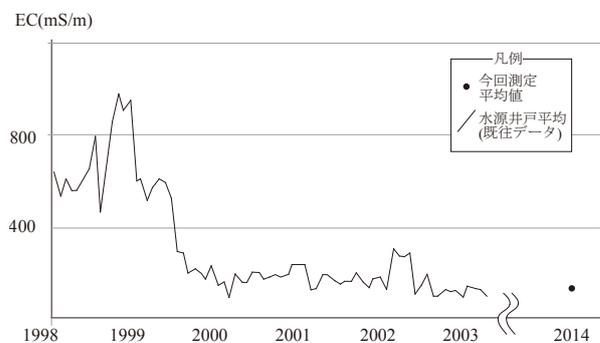


Fig.11 リフカ島における上水道水源のEC変化 (TWB (2003) に加筆)

Fluctuation of EC of groundwater resources in Lifuka Island (retouched to TWB (2003))

Fig.11からはECが比較的低いレベルで安定しているように見えるが、実際はECが上昇した取水施設を順次廃棄しており、塩水化が進んでいると考えられる。

Fig.9(1), (5), (6)より、ギャラリー2末端の観測孔No.8,9に比べ、若干西海岸に近いNo.2のECが大幅に高かったことから、西海岸付近では塩淡水境界深度が海岸線に近づくとつれて急激に浅くなっていると推定される。このため取水施設は西海岸線から離して設置することが有効であるが、ギャラリー1、ギャラリー2とも、西海岸に向かってコの字型に設置されている。TWB職員への聞き取りでは、用地上の制約のためこの形状としたことであるが、ギャラリー先端部を西海岸に近づけることは塩水化抑止という観点からは明らかに不利であり、ギャラリー西側から比較的ECが高い地下水が流入していると考えられる。

リフカ島における淡水レンズ地下水の塩水化はギャラリーの配置が原因の一つである可能性がある。

5.2.2 淡水域の分布

本地区は、地表から地下水面までの距離が3m前後と短いことから、観測孔の設置も比較的容易であり、電気探査や電磁探査等の物理探査による淡水レンズ形状の調査は比較的行い易いと考えられる。実際、SPC (2014)がループ・ループ法の電磁探査により、淡水厚分布を推定している。Fig.12にSPC (2014)が推定した淡水厚分布図を示す。

SPC (2014)では淡水のECを250mS/m以下としていることから、比較のためにFig.9ではEC250mS/mに対応する深度も示してある。Fig.12によると淡水レンズの中心部は観測孔No.6とギャラリーEの間に位置している。今回の測定結果とFig.12を比較すると、観測孔No.6ではEC250mS/m以下の厚さが5.86mであり、3~6mとするFig.12と整合的であった。観測孔No.9においてはEC250mS/m以下の厚さが3.47mであり、3m以下とするFig.12とは若干異なっていた。SPC (2014)が用いた電磁探査機(カナダgeonics社製EM-34)は塩分濃度が海水の1/3(EC1,500mS/m)程度の領域に対する感度が高く(McNeill, 1980)、より濃度が低い領域の厚さを直接測定することができない。このため、Fig.12と実際の淡水レンズ形状にはある程度違いがあると考えられるが、今回の測定で最も淡水が厚かった観測孔はNo.6であり、島の形状と石灰砂の分布から、淡水レンズは島の延長方向と平行な紡錘形であると考えられるので、この付近に比較的厚い淡水が存在している可能性は高い。

5.2.3 塩水化抑止策と課題

5.2.1に示した塩水化を抑止するためには、一般的にギャラリーをより淡水域が厚い箇所に設置することが効果的である。そのためには淡水レンズの形状を子細に把握する必要がある。Fig.12に示したSPC (2014)の調査

は、現在ギャラリーが設置されている箇所より淡水レンズが厚い領域が存在する可能性を示していると考えられ、今後はより精度の高い電気探査等の手法や、新たな観測孔の掘削を組み合わせ、ギャラリーの配置計画を策定することが肝要である。

また基本的にギャラリーは島の延長(北北東-南南西)方向に、線状に配置するのが有利と考えられる。これは5.2.1で述べたようにECが比較的高い領域からの揚水を防ぐとともに、ギャラリーに屈曲部を設けると、屈曲部周辺の単位面積あたりの揚水量が増加し、アップコーニングを引き起こしやすくなるからである。

本地区においては淡水レンズは石灰砂中に存在しており、その分布は限定的であると考えられる。そのため、降雨によって回復可能な量以上に地下水を取水してしまうと、淡水レンズが縮小を続け、最終的には取水可能な淡水域が存在しなくなると考えられる。このため、モデルによってギャラリーの再配置の効果を検討するとともに、淡水地下水を持続的に利用出来る揚水可能量を求める必要がある。モデル化には各種パラメータが必要となるため、揚水試験や潮位変動解析などの帯水層の水理定数を求めるための調査も必要となろう。

リフカ島においては居住区が淡水レンズ分布域と重なっているため、水質についても注意が必要である。Table 5に示すとおり、今回の調査では硝酸濃度が比較

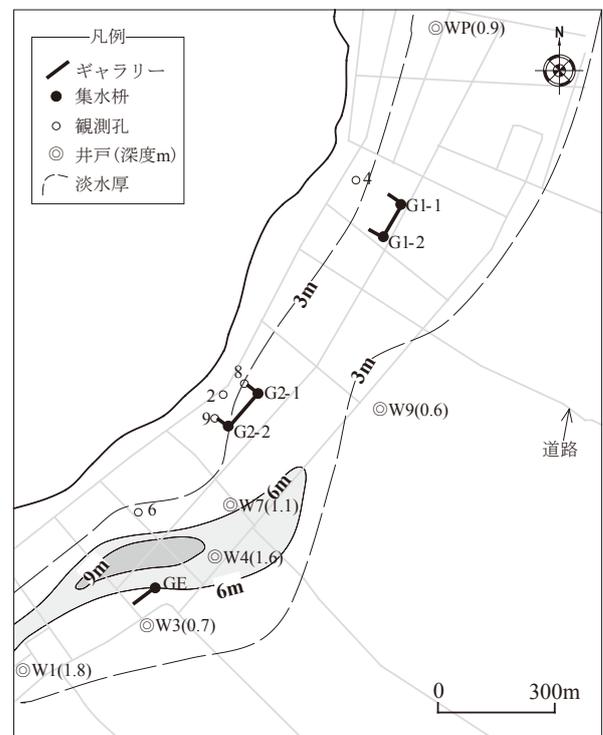


Fig.12 リフカ島における淡水レンズ等層厚線推定図 (SPC (2014)に加筆)

Distribution map of thickness of freshwater in Lifuka Island (retouched to SPC(2014))

的高い箇所が見られた。負荷源についての情報が得られていないので、今後の課題であるが、島全体で放し飼いにされている豚が影響している可能性がある。

今回の調査ではFig.7に示すガラス濾過器を埋設した地下水観測孔からの採水を行った。このタイプの観測孔は小さい掘削口径で、多深度の地下水を観測出来る手法として有効であるが、現地では真空ポンプで吸引することが困難で呼び水を行うなど、1箇所の採水に時間を要することがあった。また、地下水位を測定することが出来ず、自記記録装置を設置することもできない。Fig.5のような深度別に塩ビ管を立ち上げる形式であれば、より多くの情報を得ることが出来る。今後観測孔を新設する場合は、これらの点に留意するべきである。

リフカ島においては島全体に存在する淡水量が非常に限られており、かつ塩水化が進行していると考えられるので、今後の詳細な調査・解析が必要である。

VI 結 言

本研究では、トンガ王国ババウ群島ババウ島およびハアパイ諸島リフカ島において、淡水レンズ地下水の塩水化の現況調査として、地下水中のECおよび水質測定を行い、塩水化の要因分析を行うとともに、塩水化の解消に向けた今後の課題について考察した。結果については以下の通りである。

- (1) ババウ島では南部に位置するネイアフの水源井戸3箇所のうち2箇所でECが150mS/mを超えていた。北部に位置する水源井戸や観測孔のECは100mS/m未満と低い値を示した。地下水の塩水化は南部で起こっており、その原因は稼働井戸数の減少による1井あたりの揚水量の増加であると推定された。
- (2) リフカ島では上水道の取水源のECは150mS/m以下であったが、塩水化によって揚水を停止している施設が存在した。また西海岸に近い観測孔のECが高い傾向にあり、東西方向に設置されたギャラリーの西端からECが比較的高い地下水が揚水されている可能性があった。
- (3) 塩水化の解消のため、ババウ島では揚水井戸の分散が有効であり、そのためには塩淡水境界の深度分布を把握することが必要である。リフカ島ではギャラリーを淡水域の中心部に再配置することが有効であるが、新たなギャラリー設置位置を決定するため、淡水レンズ形状の詳細な調査と揚水解析が今後の課題となる。

謝辞：本研究の一部は、独立行政法人国際協力機構（JICA）短期専門家（トンガ離島部地下水資源状況確認予備調査）として実施した。調査にあたっては、JICA 東南アジア・大洋州部東南アジア第六・大洋州課堀越調査役（当時）、トンガ支所木川支所長、石黒企画調査員、トンガ水公社他現地行政部局のス

タッフにご協力頂いた。関係各位に感謝の意を表する。

引用文献

- Chidley R.E. Thomas, Lloyd W. John (1997): G A Mathematical Model Study of Fresh-Water Lenses, *Groundwater*, **15**(3), 215-222
- Falkland, A. (1991): Hydrology and Water Resources of Small Islands: A Practical Guide., Intersectoral Platform on Small Island Developing States, UNESCO, 1
- Fry Nicola and Falkland Tony (2011): Neiafu Groundwater Resources Assessment and Sustainable Management Report, GEF-IWRM Demonstration Project Neiafu, Vava'u Tonga, 19-27
- Furness J. Lindsay (1997): Hydrogeology of Carbonate Islands of the Kingdom of Tonga. In: Vacher, H.L., Quinn, T. (Eds.), *Geology and Hydrogeology of Carbonate Islands*, Elsevier, 565-576
- Gatliff, R.W. (1990): The Petroleum Prospects in the Kingdom of Tonga. *South Pacific Appl. Geosci. Comm., Aust. Int. Develop. Assist. Bur.*, 20
- Ghassemia F., Molsonb J.W., Falklandc A. and Alamec K. (1998): Three-dimensional simulation of the Home Island freshwater lens: preliminary results, *Environmental Modelling and Software*, **14**(2-3), 181-190
- Kawai Hidetoshi (2013): Report on Vava'u Water System, JICA Senior Volunteer Mr. Kawai Trip Report to Outer-island, 1-3
- 石田 聡, 吉本周平, 小林 勤, 幸田和久, 土原健雄, 万福裕造 (2010): マーシャル諸島共和国マジュロ環礁における地下水の塩水化について, *地盤工学会誌*, **58**(5), 1-4
- Jones, I.C., and J.L. Banner (2003): Hydrogeologic and climatic influences on spatial and interannual variation of recharge to a tropical karst island aquifer, *Water Resour. Res.*, **39**(9), SBH5.1-SBH5.10
- Lloyd J.W., J.C. Miles, G.R. Chessman, S.F. Bugg (1980): A Ground Water Resources Study of a Pacific Ocean Atoll - Tarawa, Gilbert Islands, *Water Resource Bulletin*, **16**(4), 581-783
- McNeill, J.D. (1980): Electromagnetic Terrain Conductivity Measurement at Low Induction Numbers, Geonics Limited Technical Note, TN-6, 5-15
- 森 一司, 浅野将人, 窪田正和, 菅原利夫, 白川俊明, 桑原英紀 (1997): 宮古島砂川地下ダム流域に分布する琉球石灰岩の水文地質学的検討, *地質学雑誌*, **103**(5), 463-474
- Presley K.T. (2005): Effects of the 1998 Drought on the Freshwater Lens in the Laura Area, Majuro Atoll, Republic of the Marshall Islands, U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5098, 1-40
- Rowe Mark (1984): The freshwater "Central Lens" of Bermuda, *Journal of Hydrol.*, **73**(1-2), 165-176.
- Roy S. Peter (1990): The Morphology and Surface Geology of the Islands of Tongatapu and Vava'u, Kingdom of Tonga, *CCOP/SOPAC Technical Report* **62**, 27-46

- Secretariat of the Pacific Community (SPC) (2013): Assessing Vulnerability and Adaptation to Sea-Level Rise Lifuka Island, Ha'apai, Tonga, Rising Oceans, Changing Lives Final Report, 21-22
- Secretariat of the Pacific Community (SPC) (2014): Assessing Vulnerability and Adaptation to Sea-Level Rise Lifuka Island, Ha'apai, Tonga, B1: Physical resource 1.2: Groundwater resources assessment, 42
- Statistics Department Tonga (SDT) (2011); Census of Population and Housing, 2011, 1
- Turner E. Bryane (1998): Drilling Logs for Lifuka salinity monitoring boreholes, Report on Water Monitoring Borehole Installation, Lifuka, Ha'apai, Annex B, 13-24
- Tonga Water Board (TWB) (2003): Salinity Profile from Lifuka 1998-2003
- Vacher, H.L. (1997a): Varieties of Carbonate Island and a Historical Perspective. In: Vacher, H.L., Quinn, T. (Eds.), Geology and Hydrogeology of Carbonate Islands, Elsevier, 1-33
- Vacher, H.L., Rowe, M.P. (1997b): Geology and hydrogeology of Bermuda. In: Vacher, H.L., Quinn, T. (Eds.), Geology and Hydrogeology of Carbonate Islands, Elsevier, 35-90
- Velde, M. (2006): El Niño-Southern Oscillation determines the salinity of the freshwater lens under a coral atoll in the Pacific Ocean, Geophysical Research Letters, <http://www.agu.org/pubs/crossref/2006/2006GL027748.shtml>
- Woodroffe, C.D. and Falkland, A.C. (1997): Geology and Hydrogeology of the Cocos(Keeling) Islands. In: Vacher, H. L., Quinn, T. (Eds.), Geology and Hydrogeology of Carbonate Islands, Elsevier, 885-908

受理年月日：平成26年10月20日

Salt Water Intrusion into Groundwater and Problem on Vava'u Island and Lifuka Island, Kingdom of Tonga

ISHIDA Satoshi*, YOSHIMOTO Shuhei*, KODA Kazuhisa**,
KOBAYASHI Tsutomu**, SHIRAHATA Katsushi* and TSUCHIHARA Takeo*

*Renewable Resources Engineering Division, Water Resources Engineering

**Japan International Research Center for Agricultural Sciences

Abstract

Electric conductivity (EC) of groundwater and concentration of dissolved ion were measured to clarify salt water intrusion in groundwater on Vava'u Island and Lifuka Island, Kingdom of Tonga. EC was 150 mS/m or more at some wells on Vava'u Island. The result and past researches show that decreases of wells and increases of pumpage from one well might have caused the salt water intrusion. EC was 150 mS/m or less at a gallery and a well, which product water for water service, on Lifuka Island. However, two of three galleries were not used. It might be the cause that a part of the gallery is arranged in a high area of EC. It is effective to distribute wells to prevent the salt water intrusion in Vava'u Island, and it is effective to relocate the galleries in Lifuka Island. It is necessary to clarify the boundary depth between saltwater and freshwater and the permeability in Vava'u Island. And it is necessary to clarify the shape of freshwater lens and to analyze pumping by modeling Lifuka Island.

Key words: Groundwater, Freshwater lens, upconing, salt water intrusion, well

〔農工研技報 217〕
〔13 ~ 28, 2015〕

浸透型洪水調整池における湛水時の浸透水の地下水環境への影響 —地下水中の主要イオン組成とラドン濃度を指標としたモニタリング方法の検討—

吉本周平* 澁谷達也** 酢谷 岳** 黒田清一郎*** 土原健雄*
白旗克志* 石田 聡*

*資源循環工学研究領域水資源工学担当

**富山県砺波農林振興センター

***施設工学研究領域構造担当

要 旨

富山県砺波市の庄川扇状地に位置する砺波西中調整池で実施された浸透試験において、周辺の地下水の主要イオン組成やラドン濃度を測定し、これらの結果を踏まえて、調整池への湛水が地下水環境に与える影響を把握するためのモニタリング方法について検討した。調整池近傍の地下水面付近については、ラドン濃度を指標として調整池からの浸透水による地下水への寄与を把握できる。また、カルシウムイオンや硝酸性窒素の濃度変化もこれと整合的である。比較的深層の地下水については、ラドンやカルシウムイオン、硝酸性窒素の濃度に明瞭な低下傾向がみられないことから、浸透水による寄与は僅かか、ないものと考えられる。このことは、必ずしも深層の地下水に浸透水が到達しないことを意味しないが、深層への地下水の到達までには時間が掛かる一方、浅層では浸透水の影響が比較的早く、かつ大きく出ることから、地下水環境への影響の把握のためには、まず浅層での水質変動のモニタリングが不可欠であるといえる。

キーワード：地下水流動、涵養、洪水調整池、扇状地、ラドン

I 緒 言

近年の地球規模の気候変動によって、豪雨や渇水などの極端な気象現象による洪水や水不足のリスクが将来的に増大する可能性が指摘されている (IPCC, 2007)。日本においても、豪雨や渇水のリスクが増大すると予測されている (例えば、和田ら, 2005)。このような気候変動に伴う将来の水循環の変化を考慮した上で、災害対策を含めた河川管理を実施していくことが求められている。

扇状地を流れる河川は、かつては流路を不規則に変える暴れ川であり、これまでに多くの洪水災害が発生し、霞堤などによる洪水対策がなされてきた (例えば、水谷, 2012)。一方で、特に扇状地の扇状部は一般的に乏水地帯であることから、かんがいのための用水網が扇頂部から放射状に発達してきた。また、生活用や工業用、消雪用の井戸の掘削、扇端部の湧泉のかんがいへの利用など、扇状地では地下水も利用されている。揚水量の増大に伴う地下水位の低下への対策として、人工涵養による地下水強化が試みられている地域もある (例えば、肥田ら, 1999; 肥田, 2002)。

人工涵養の際には、浸透する水が地下水の流動状況や水質に影響を与えることが想定される。これまでの人工

涵養の現地試験では、水温の測定によって地下水流動への影響を評価されている事例がある (例えば、利部, 2007)。地下水環境への影響としては、流動状況や水温のみでなく、農業用水や生活用水としての地下水利用に適うような水質項目の評価も課題になる。海外では、人工涵養による地下水質への影響をモデル予測やフィールド観測によって調査している事例がある (例えば、Grove and Wood, 1979)。また、アメリカ土木学会 (2005) の地下水人工涵養の標準ガイドラインにおいても、人工涵養に伴う地下水質の変化へのモニタリングの重要性が記載されている。

富山県では、近年頻発している局地的な豪雨による洪水災害の被害軽減を目的として、庄川と小矢部川の複合扇状地である砺波平野に洪水調整池を設置している。これらのうち、砺波西中調整池などいくつかの調整池は、扇状地の透水性の高い砂礫地盤を自然排水システムとみなす浸透型の洪水調整池として建設されている (澁谷ら, 2008, 2011)。砺波平野には散居村が広がり、調整池の近隣には井水を生活用に汲み上げている民家がある。このため、浸透型洪水調整池の運用においては、扇状地地下水への涵養といった利点への評価のみならず、水質面への影響の検討も求められる。

本研究では、調整池の湛水時における地下水環境の変

化を把握するためのモニタリング方法を提示することを目的とする。まず、全体的な流動状況を把握するために、調整池周辺の地下水質の状況を既往文献とともに整理する。また、浸透試験の際に、調整池近傍の観測用ボーリング孔で地下水を採取して主要イオン組成とラドン濃度の変化を観測する。これらの結果をとりまとめて、調整池への湛水が地下水環境に与える影響を評価する方法を検討する。

II 調査地区の概要

庄川は、岐阜県高山市の烏帽子岳（標高1,625m）および山中峠（標高1,375m）を水源に、岐阜県北部と富山県南西部の山地部を北流した後、砺波平野を縦断して富山湾に注ぎ込む一級河川である。庄川扇状地（Fig.1）は、砺波市庄川町金屋を扇頂部として北～東の方向に発達し、高岡市中心部を扇端部とする。富山県南西部において、庄川の西には大門山（標高1,572m）に端を発する小矢部川が平行して北流し、砺波平野は庄川と小矢部川の複合扇状地となっている。扇状地の表層地質は透水性のよい砂礫層からなり、その層厚は扇中央部において350mを超えるとされる（山本, 1988）。

庄川扇状地の地下水の概略については、高岡市による調査報告で記されている（中崎, 1965）。これによれば、扇状地地下水は自由水面をもつ浅層地下水と被圧の深層地下水に大別され、これらは扇端部から下流の三角州にかけての区域で湧水または自噴井として現れる。また、庄川扇状地の地下水流動および水質形成の機構は、富山大学の研究グループ（水谷・小田, 1983；加藤ら, 1984；水谷ら, 1987）などによって明らかにされている。水谷・小田（1983）は、庄川と小矢部川の河川水の酸素・水素安定同位体比が明瞭に異なることを利用して、庄川と小矢部川が庄川扇状地を東西にほぼ二分して双方から浅層地下水を涵養していることを示した。また、加藤ら（1984）は、主要イオン濃度の組成から、庄川扇状地の浅層地下水がその涵養源ごとに水系として区分され、それぞれ庄川、小矢部川および周辺山地を主な涵養源とすることを示した（Fig.1）。扇状地の地下水流動については、水谷・小田（1983）が、庄川の影響下にある地下水について酸素・水素安定同位体比の一時的变化の追跡と溶存アルゴン濃度の測定から流動速度が10–13m day⁻¹であると推定した。水谷ら（1987）は、地下水中のトリチウム濃度から地下滞留時間を推定し、³H₂O⁺の庄川系地下水で1年以内、小矢部川系と高清水

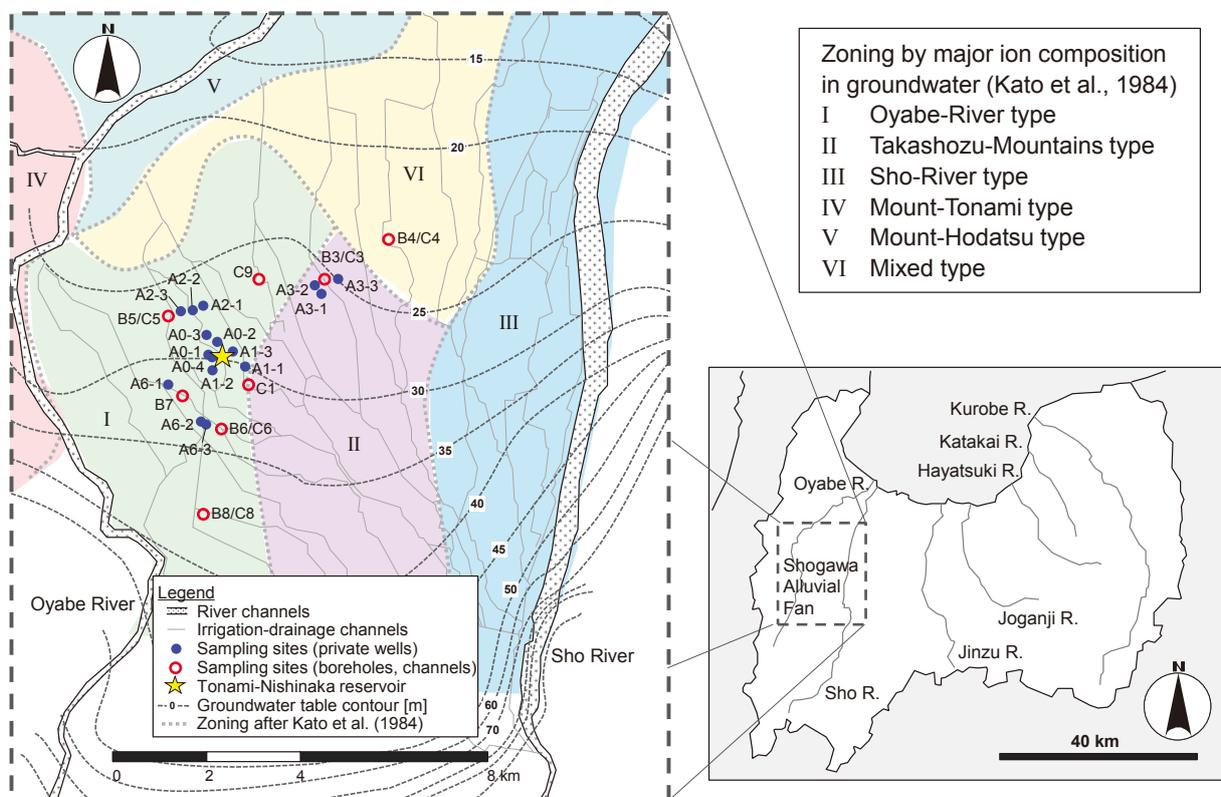


Fig.1 砺波西中調整池および採水地点の位置、地下水位の分布（2002年2月；庄川扇状地水環境検討委員会, 2004）、ならびに主要イオン濃度による地下水区分（加藤ら, 1984）

Locations of the Tonami-Nishinaka reservoir and the sampling sites, distribution of the groundwater level (February, 2002; Shogawa Fan Environment Committee, 2004), and classification of the groundwater in terms of major ion compositions (Kato et al., 1984)

山系の地下水で3年以内であるとした。地下水位の分布は、庄川扇状地水環境検討委員会（2004）によって示されている（Fig.1）。

庄川扇状地の地下水は、その豊富な水量と良好な水質から、生活用水や工業用水として広く用いられている。しかし、高度経済成長期以降の地下水利用量の増加によって、地盤沈下や沿岸域帯水層の塩水化などの地下水障害が発生してきた（富山県，2006）。また、河川以外の涵養源として水田への灌漑水や直接的な降水の浸透が挙げられるが、近年の水田面積の減少が地下水位の低下を引き起こし、流域の水環境に悪影響を及ぼすことが懸念されている（庄川扇状地水環境検討委員会，2004；富山県，2006）。そこで、現在では、地下水の適正利用に関する指針や、水田の利用や雨水浸透施設の設置などによる地下水涵養の取組の方針が示されている（富山県，2006）。

庄川扇状地には、河道跡を利用した用水路が網目状に張り巡らされている。これらは、農地排水や湧水を集めて流下する。大雨の時には、その流量を増して洪水となる危険性を孕んでいる。富山県は、庄川扇状地の洪水対策として11箇所の洪水調整池の設置を進めている。砺波西中調整池は、これらの調整池のひとつであり、広域的な地下水位の低下傾向や臨海部における塩水化などの諸問題の顕在化を踏まえて地盤への自然排水による地下水涵養の機能も持たせた浸透型の洪水調整池である（澁谷ら，2011）。

Ⅲ 方法

本研究では、砺波西中調整池（Fig.1）で計4回実施された浸透試験（試験1：2012年12月5日および7日，試験2：12月20日，試験3：2013年10月9日，試験4：11月26日）を検討の対象とした。試験1では、2012年12月5日と7日の両日に湛水し、それぞれ16,000m³，13,100m³を調整池に導水した。試験2，試験3，試験4では、それぞれ一度ずつ導水して湛水し、調整池への流入水の量は14,000m³，13,500m³，18,500m³であった。

本研究では、まず、庄川扇状地の地下水および農業用水の水質の一般的傾向を把握するために、2012年11月30日-12月1日と2013年2月12-13日に、それぞれ、民家井戸16地点、調整池建設のために設置された観測用ボーリング孔（以下、観測孔）6地点、調整池に近接する農業用水路7地点（Fig.1）で採水を実施し、試料を水質測定に供した。

浸透試験では、調整池直近にある観測孔（Fig.2のW-3，W-4，W-8，W-9；ストレーナ部はFig.3のとおり）と調整池から北北西に250mの地点にある民家井戸（Fig.1のA0-2；取水深度G.L.-30m）において地下水を採取した。試験1では、湛水直前から9日後までの間にW-4で8回，試験2では、流入直前から7日後までの間にW-4で7回，それぞれ地下水を採取した。試験3では、試験前の9月24日から湛水3週間後の10月30日までの間にW-4とW-9で11回，地下水を採取した。試験4では、試験前の11月25日から湛水1週間後の12月3日までの

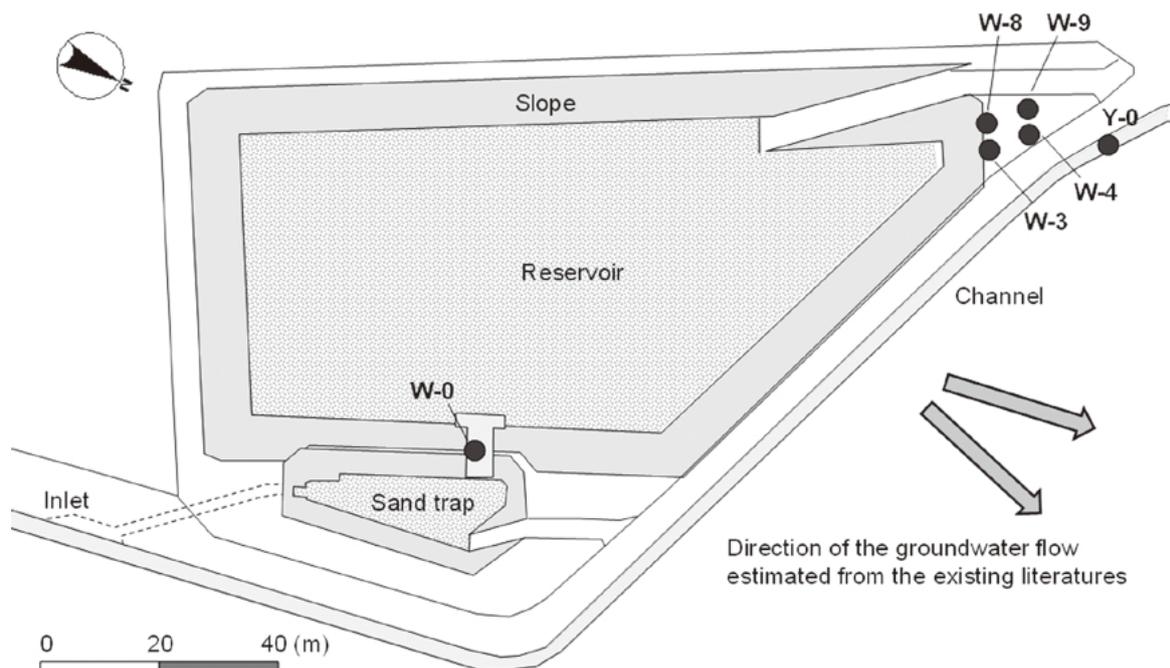


Fig.2 砺波西中調整池における地下水と流入水の採取地点

Locations of sampling points for groundwater and inflowing surface water at the Tonami-Nishinaka reservoir

間にW-3, W-4, W-8, W-9で各42回, 近傍の民家井戸A0-2で7回, それぞれ地下水を採取した。また, 2013年の2回目の試験ではW-4から直近の用水路(Y-0)から, その他の試験では調整池への流入口(W-0)から, 湛水中にそれぞれ2-3回, 調整池への流入水として採水を行った。採水のために, 観測孔ではベラーを, 用水路や流入口では投げバケツを使用した。民家井戸では, 設置されているポンプで揚水し, 揚水管の水が十分に置換された後に採水した, 採水量は, 各種水質測定のために, 1.5L程度を必要とした。

採水試料は持ち帰りイオンクロマトグラフ(TOA-DKK製ICA-2000)によって主要なイオン(Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-})の溶存濃度が測定された。重炭酸(HCO_3^-)濃度は, 滴定法によるpH4.8アルカリ度測定から換算された。 NO_3^- 濃度は, 以下では硝酸性窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)濃度として取り纏められた。

また, 浸透水の到達状況を調べるために, 試験4で採取した試料のラドン(^{222}Rn)濃度を測定した。現地でトルエン抽出法(濱田ら, 1997)によって抽出した試料を持ち帰り, 液体シンチレーションカウンタ(Packard社製2250CA; 検出限界 0.10Bq L^{-1})で測定した。

浸透試験時の採水では, 現地で電気伝導度, pH, 水温(TOA-DKK製WM-32EP), 溶存酸素濃度(HACH製HQ30d), 酸化還元電位(TOA-DKK製RM-30P)を測定した。また, 2013年2月の民家井戸, ボーリング孔, 用水路での採水では, 現地でpH, 電気伝導度, 水温も測定した。

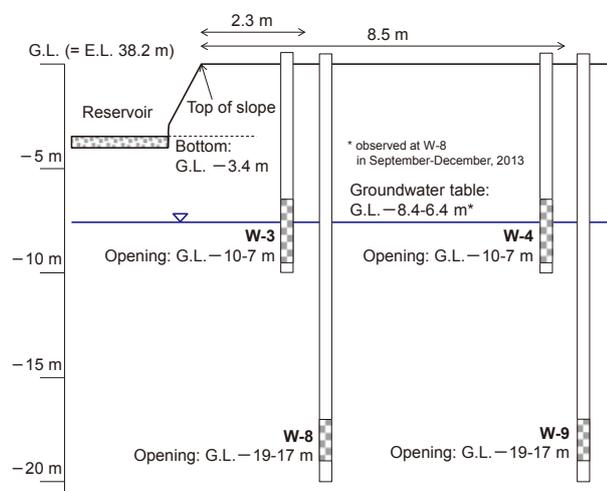


Fig.3 砺波西中調整池の近傍に設置された観測孔の構造

Structure of the observation boreholes for groundwater close to the Tonami-Nishinaka reservoir

IV 結果

4.1 調整池周辺の浅層地下水の水質分布

庄川扇状地の民家井戸と観測孔の地下水ならびに農業用水の主要イオン濃度の測定結果について, イオンバランスは $\pm 10\%$ の範囲に収まっていた。これらの試料の NH_4^+ と NO_2^- については, 窒素量(それぞれ $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$)で 0.2mg L^{-1} を超えて検出されることはなかった。民家井戸の電気伝導度は, $130\text{--}200\mu\text{S cm}^{-1}$ の範囲にあった。

地下水の水質組成を検討するために, これらの試料の主要イオン組成をトリリニアダイアグラムにプロットした結果をFig.4に, ヘキサリニアダイアグラムで示した結果をFig.5に, それぞれ示す。庄川扇状地の地下水の主要イオン組成は, 浅層地下水の一般的な水質組成であるアルカリ土類炭酸塩型に分類される。また, 農業用水の各種イオン濃度は地下水に比べて小さいが, 主要イオン組成は類似しており, トリリニアダイアグラムでは農業用水のプロットの範囲は地下水のものと似通っている。

庄川扇状地の民家井戸と観測孔の地下水44試料について, 主要イオン濃度の相関行列をTable 1に示す。有意水準 $p < 0.01$ となる相関係数は $R > 0.38$ である。この相関性から, 主要イオンを $\{\text{Na}^+, \text{Cl}^-\}$ とそれ以外の2つのグループに分類することができる。なお, Na^+ と Cl^- の当量比(Na/Cl)の範囲は $0.82\text{--}1.66$ で, 平均は 1.19 である。

4.2 浸透試験における調整池直近の地下水の水質変動

浸透試験前後に測定された電気伝導度は, 地下水は

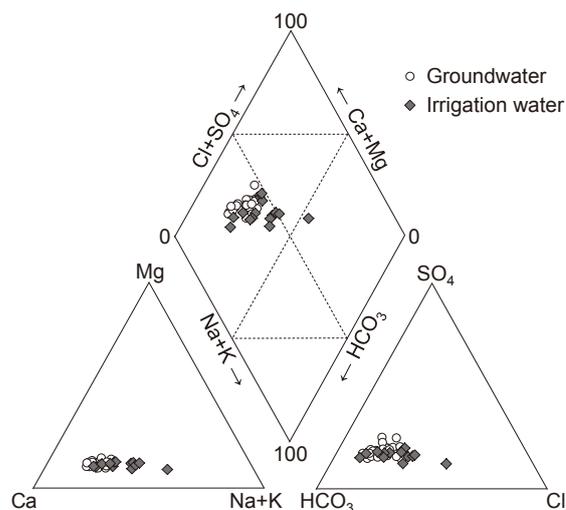


Fig.4 砺波西中調整池周辺の地下水および農業用水の主要イオン組成を示すトリリニアダイアグラム

Trilinear diagram for groundwater and irrigation water around the Tonami-Nishinaka reservoir

W-3で8.8–44.2mS m⁻¹と比較的大きく変動し、それ以外の地下水は10.4–24.6mS m⁻¹、流入水は7.1–8.3mS m⁻¹であった。pHは地下水で6.0–7.5、流入水で6.8–8.0の範囲であった。地下水の水温の平均値は14.0℃で、AMeDAS 砺波の年平均気温の平年値13.4℃と大きくは異なるが、採取時刻によって変動しており、採取から測定までの間に気温などの影響を受けていると思われる。溶存酸素濃度は、地下水で5.8–10.5mg L⁻¹、流入水で11.8–12.1mg L⁻¹の範囲であった。酸化還元電位は、地下水で106–376mV、流入水で238–258mVの範囲であった。

浸透試験における地下水と流入水の主要イオン濃度について、イオンバランスが±10%の範囲に収まることを確認した。全試料のNH₄⁺とNO₂⁻は、窒素量（それぞれNH₄-NとNO₂-N）で0.2mg L⁻¹を超えては検出されな

かった。

調整池近傍における地下水の水質組成の変化を検討するために、主要イオン組成をトリリニアダイアグラムにプロットした結果をFig.6に示す。W-8、W-9、A0-2の地下水、ならびに流入水の主要イオン組成は、概ねアルカリ土類炭酸塩型に分類される。一方、地下水表面付近を開口部とするW-3とW-4の地下水については、アルカリ土類炭酸塩型とアルカリ炭酸塩型の混合状態として示される。

試験4の前後におけるW-3、W-4、W-8、W-9およびA0-2の地下水の電気伝導度、Na⁺濃度、Ca²⁺濃度、NO₃-N濃度、ラドン濃度の変化をFig.7に示す。

W-3では、電気伝導度やNa⁺、HCO₃⁻濃度が他の観測孔と比較して高く、湛水開始後にCa²⁺など他のイオン濃度とともに低下し、その後、Na⁺、HCO₃⁻濃度は湛水

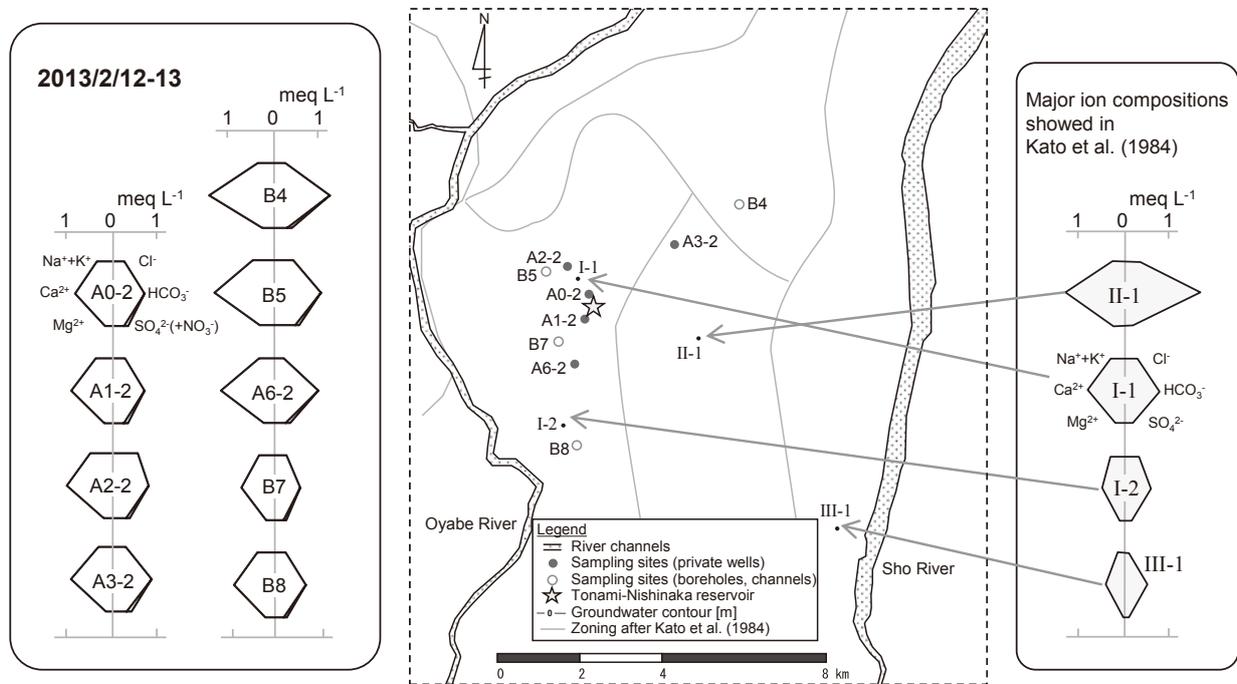


Fig.5 砺波西中調整池周辺の地下水の代表的な主要イオン組成を示すヘキサリニアダイアグラム
Major ion compositions, showed as Stiff diagrams, of groundwater around the Tonami-Nishinaka reservoir

Table 1 砺波西中調整池周辺の地下水の主要イオン濃度の相関行列

Correlation matrix for major ion composition of groundwater around the Tonami-Nishinaka reservoir

R	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N
Na ⁺	1.00							
K ⁺	0.17	1.00						
Mg ²⁺	0.27	0.64*	1.00					
Ca ²⁺	0.14	0.60*	0.80*	1.00				
HCO ₃ ⁻	-0.05	0.56*	0.76*	0.95*	1.00			
Cl ⁻	0.90*	0.19	0.31	0.13	-0.02	1.00		
SO ₄ ²⁻	0.31	0.75*	0.73*	0.68*	0.57*	0.32	1.00	
NO ₃ -N	-0.15	0.51*	0.64*	0.71*	0.73*	-0.16	0.53*	1.00

* Significance level $p < 0.01$ at Pearson's product-moment correlation coefficient $R > 0.38$ (number of samples $N = 44$)

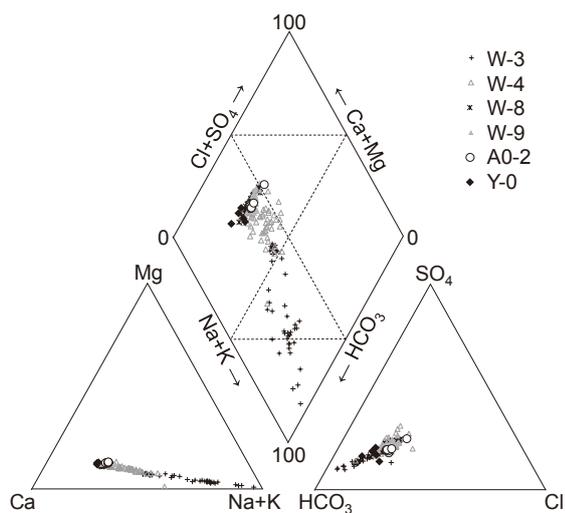


Fig.6 浸透試験（試験4）における砺波西中調整池の近傍の地下水の主要イオン組成を示すトリリニアダイアグラム
Trilinear diagram for groundwater and inflowing water adjacent to the reservoir, during the waterlogging test (Test 4)

開始前を上回った。W-4の電気伝導度は、W-3と同様に湛水開始後に低下し、その後上昇したが、湛水開始前の水準までは回復しなかった。W-4の Na^+ 、 HCO_3^- 濃度は電気伝導度のように顕著に低下せず、むしろ湛水開始後に上昇することもあった。W-8の地下水の電気伝導度は大きく変動せず、主要イオン濃度は若干変動したが明瞭な増減は見られなかった。W-9の電気伝導度は、湛水開始後に若干上昇したが、主要イオン濃度の変動について明瞭な増減は見られなかった。

試験4の前後での地下水と流入水の Na^+ 濃度と HCO_3^- 濃度の関係、ならびに Na^+ 濃度と SO_4^{2-} 濃度の関係をFig.8に示す。W-3では、 Na^+ 濃度と HCO_3^- 濃度の間に明瞭な相関性がみられるとともに、 Na^+ 濃度と SO_4^{2-} 濃度の間については他の観測孔の地下水と異なる関係性がみられる。

ラドン (^{222}Rn) は、帯水層を構成する土粒子に含まれるラジウム (^{226}Ra) の α 崩壊により生成される水溶性の放射性ガスであり、半減期が3.8日と短く揮発性であることから、供給源のない地表水に殆ど含まれず、地下水中には地表水よりも 10^1 – 10^3 倍高濃度で存在する（例

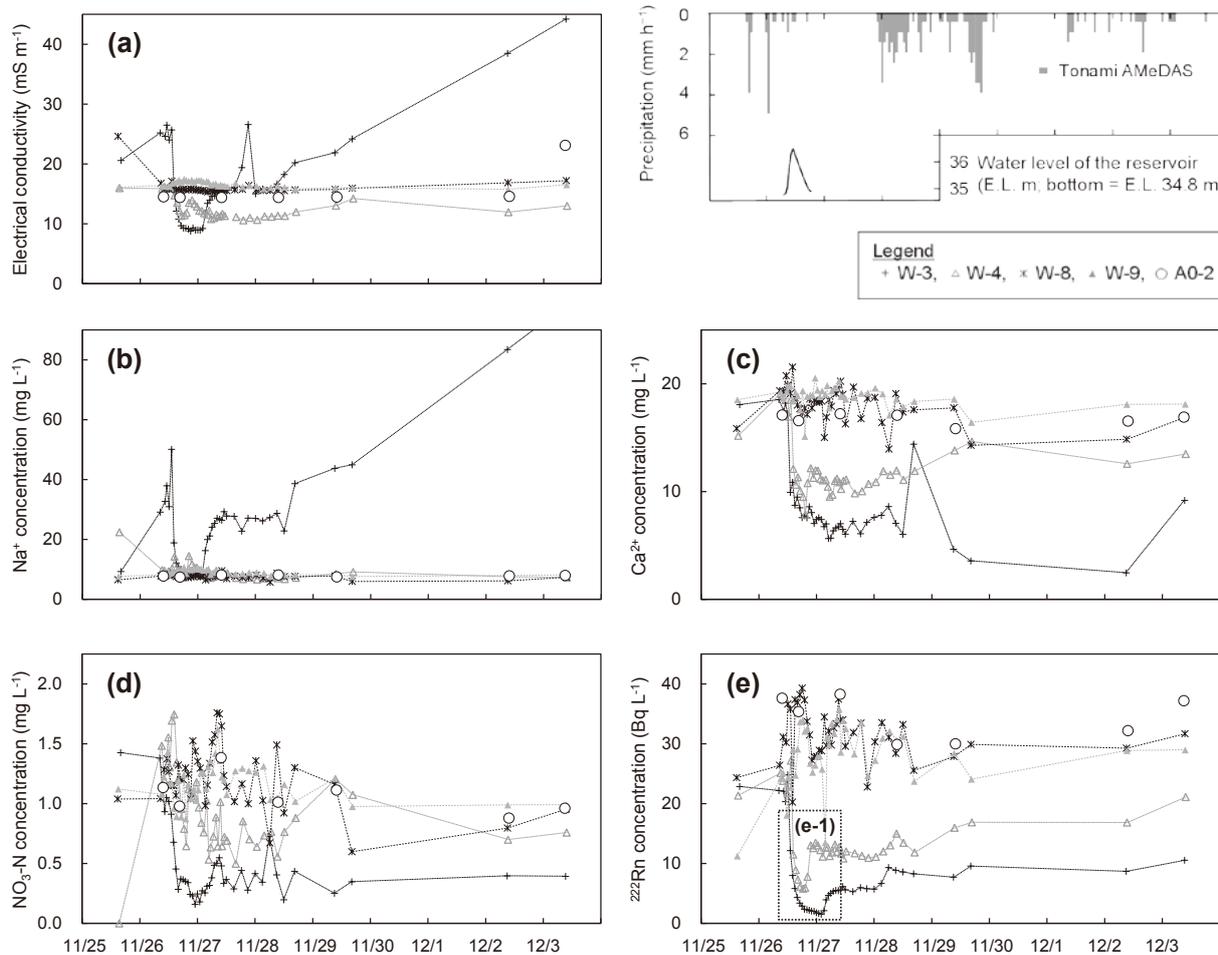


Fig.7 浸透試験（試験4）における地下水の各種水質（a：電気伝導度，b： Na^+ ，c： Ca^{2+} ，d： $\text{NO}_3\text{-N}$ ，e：ラドン）の変化
Variations in EC, Na^+ , Ca^{2+} , $\text{NO}_3\text{-N}$ and ^{222}Rn of groundwater adjacent to the reservoir, during the waterlogging test (Test 4)

えば、濱田ら, 1997)。試験4の前後での地下水ラドン濃度の最大は 35.8Bq L^{-1} 、平均は 20.6Bq L^{-1} であった。一方、流入水のラドン濃度は 0.1Bq L^{-1} で、地下水に比べて十分に低い濃度であった。W-3とW-4のラドン濃度は、湛水開始からそれぞれ3時間後および4時間後に低下し始め、W-3では16時間後に 1.5Bq L^{-1} （湛水開始時 22.1Bq L^{-1} の7%）、W-4では8時間後に 5.8Bq L^{-1} （湛水開始時 23.8Bq L^{-1} の24%）にまで低下した。W-8、W-9とA0-2では、湛水開始後1週間は $13.5\text{--}39.3\text{Bq L}^{-1}$ の間で変動していたが、湛水に関連するとみられる明瞭な濃度低下の傾向はみられなかった。

試験4の前後での地下水と流入水のラドン濃度と Ca^{2+} 濃度および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の関係を、それぞれFig.9に示す。ラドン濃度と Ca^{2+} 濃度および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の間には、正の相関性がみられる（ここでは図示していないが、ラドン濃度と Mg^{2+} 濃度、 Cl^- 濃度の間にも同様の相関性がみられる。）

試験1、試験2、試験3の前後におけるW-4とW-9の地下水 Ca^{2+} 濃度の変化をFig.10に示す。W-4では、湛水開始後に Ca^{2+} 濃度が低下した。試験3では、10月16日の降水後に再び Ca^{2+} 濃度が低下した。W-9では、試験3のみ観測ではあるが、明瞭な濃度低下の傾向はみられなかった。

V 考察

5.1 調整池周辺の浅層地下水の地下水流動と水質分布

庄川扇状地の地下水は、庄川、小矢部川、高清水山地からの涵養の影響を受けている。砺波西中調整池の周辺の地下水は、その位置から小矢部川からの涵養水の影響が大きく、地下水位の分布から判断すると地下水は北から北東の方向に流動していると考えられる（Fig.1）。2012年に採取した周辺の民家井戸および観測孔の地下水の主要イオン組成（Fig.5）を、加藤ら（1984）が示

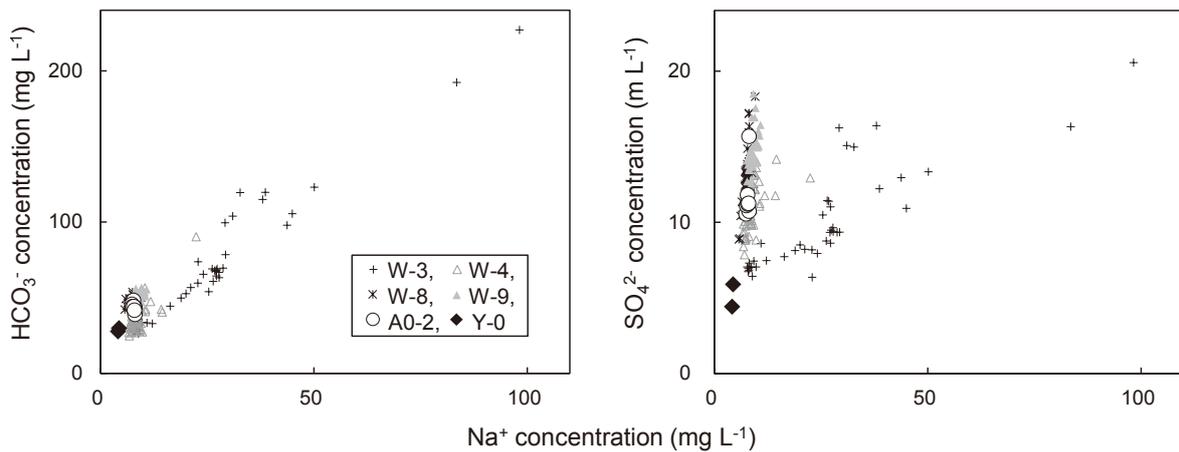


Fig.8 浸透試験（試験4）における地下水の Na^+ 濃度と HCO_3^- 濃度、 SO_4^{2-} 濃度の関係
Relationship of Na^+ to HCO_3^- and SO_4^{2-} in groundwater adjacent to the reservoir, during the waterlogging test (test 4)

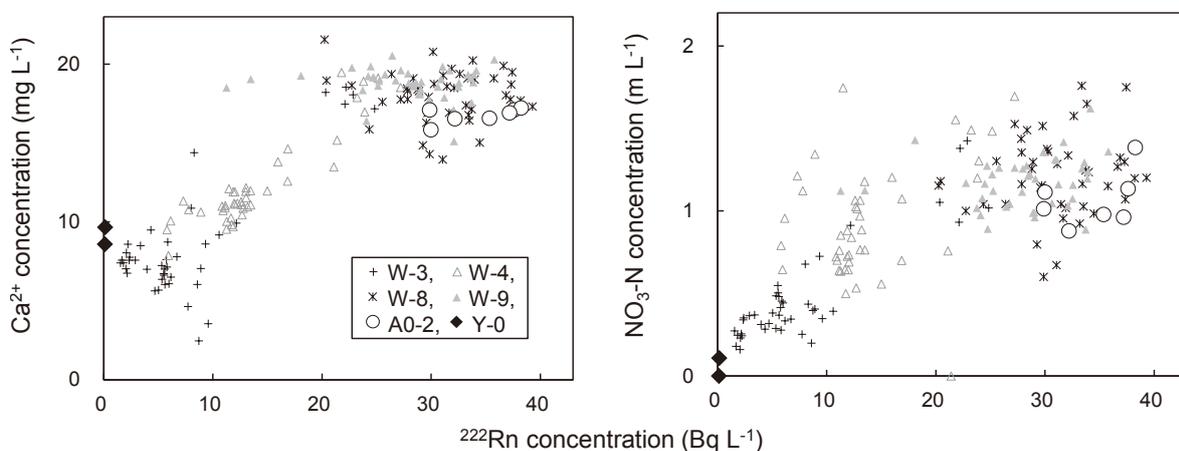


Fig.9 浸透試験（試験4）における地下水のラドン濃度と Ca^{2+} 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の関係
Relationship of ^{222}Rn to Ca^{2+} -N in groundwater adjacent to the reservoir, during the waterlogging test (test 4)

した結果 (Fig.1) と照らし合わせてみると、砺波西中調整池の周辺 (A0-2, A1-2) では、小矢部川水系の地下水に近いことが読み取れる。

相関行列 (Table 1) でひとつのグループとしてみられる Na^+ と Cl^- は、海岸線から 20km 以上離れているため風送塩の影響は小さいと推察されることや、加藤ら (1984) でも言及されているように、岩石中にこれらの供給源が考えられないことやこれらの当量比 (Na/Cl) が 1 に近いものがみられることから、人間活動の影響を受けた扇面からの浸透水の寄与による可能性が考えられる。 $\text{NO}_3\text{-N}$ もまた、人的な負荷である施肥が起源のひとつで、庄川扇状地では水田での中干し・耕起後の浸透によって窒素が溶脱していると考えられている (奥川ら, 2010)。 $\text{NO}_3\text{-N}$ や Ca^{2+} 、 Mg^{2+} など相関行列における残りのグループの溶存イオンは、帯水層中の鉱物の溶解や人的な負荷による影響を受けて、地表水より高濃度で存在していることが考えられる。 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、 Cl^- とともに人間活動の影響を受けていることが考えられるが、 Cl^- との相関係数が小さく、負荷源が異なる可能性がある。

観測孔 (W-3, W-4, W-8, W-9) は調整池の北西側に位置している (Fig.2)。地下水位の分布 (Fig.1) から、観測孔は調整池の直下流ではなく、調整池から見ると地下水の流動方向から左側に逸れたところに位置しているといえる。

5.2 浸透試験による調整池直近の地下水への影響

ラドン濃度は地下水中で比較的高く、地表水に殆ど含まれていないことから、浸透水による地下水への影響は、ラドン濃度の変化 (Fig.7(e)) によって明示的に把握できる。

採水試料のラドン濃度を測定した試験4について、湛水開始時における観測孔のラドン濃度を本来の地下水のラドン濃度とみなせば、最もラドン濃度が低下した時点において W-3 では約 95%、W-4 では約 80% が浸透水による寄与と考えられる。湛水開始後のラドン濃度の低下は、調整池への流入水の浸透による部分が大きいと推察されるが、AMeDAS 砺波で 11 月 26 日の 24 時間に 10mm、28 日から 29 日までの 48 時間に 53mm の降水量を観測しているため、28 日以降のラドン濃度の低下については、これらの降水が浸透したことによる影響も考えられる。

ラドンと同様に、 Ca^{2+} や $\text{NO}_3\text{-N}$ などについても湛水開始後の濃度低下が確認できる (Fig.7(c, d))。湛水開始後のこれらの溶存イオン濃度の低下は、ラドン濃度の挙動 (Fig.7(e)) と整合的であり、互いによく相関していることから (Fig.9)、流入水や降水による希釈によるものと考えられる。

一方、電気伝導度については、W-3 や W-4 において湛水開始後の浸透水による希釈とみられる値の低下がみられるが、その後、W-3 では湛水開始前の値よりも上昇している (Fig.7(a))。このような挙動は Na^+ 濃度について

も同様にみられ (Fig.7(b))、W-3 では Na^+ 濃度と HCO_3^- 濃度や SO_4^{2-} 濃度が相関している (Fig.8)。このことから、W-3 の周囲で何らかの影響 (例えば、観測孔設置時の充填資材などが考えられる) によって重炭酸ナトリウムや硫酸ナトリウムが溶出したことにより電気伝導度が上昇しているものと考えられる。この影響は、トリリニアダイアグラム (Fig.6) で示されるように W-4 にも現れており、湛水開始後に W-4 の Na^+ 濃度の上昇がみられる (Fig.7(b)) ことから、W-3 付近を通過した地下水が W-4 にも到達していることが示唆される。

もし、W-3 と W-4 が扇状地全体の地下水流動場における調整池の下流側に位置しているとすれば、W-4 への浸透水の寄与は W-3 とほぼ同等で、かつ W-3 よりも長く寄与が残るものと考えられる。しかし、ラドン濃度の変化から把握される地下水への浸透水の寄与は、W-4 より W-3 のほうが常に大きく、W-3 に比べて W-4 は遅れて上昇するとともに先に減少している (Fig.7(e-1))。このことは、W-3 と W-4 は、調整池の直下流の位置ではなく、浸透試験によって水平方向に広がった浸透水の塊の影響を受けていることを示唆している (Fig.11)。

比較的深層の地下水を対象としている W-8 と W-9 では、浸透試験後に各種水質が若干変動しているものの、ラドンや Ca^{2+} 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ などの濃度に明瞭な低下傾向はみられない (Fig.11)。このことから、浸透水による寄与は僅かか、あるいはないものと考えられる。これは、一般的に鉛直方向に比べて水平方向の透水係数が大きい傾向があること (例えば、Domenico and Schwartz, 1997) や、帯水層に比較的透水性の低い層が存在している可能性があり、その影響で浸透水が鉛直方向よりも水平方向に卓越して移動したためと考えられる。

試験1、試験2、試験3では、ラドン濃度の測定はされていないが、試験4と同様に、 Ca^{2+} などの濃度変化から、浅層にある W-4 の観測孔で浸透水による地下水の希釈を確認することができる (Fig.10)。試験3では、調整池に導入した流入水の量が試験4に比べて約 3 割少ないが、W-4 でみられる Ca^{2+} 濃度の低下の程度も小さく (導水による低下のピーク時で、試験3は 14.5mg L^{-1} 、試験4は 7.9mg L^{-1} ; Fig.10)、W-4 の地下水への浸透水の寄与はより限定的である。このことは、W-4 が調整池の直下流ではなく、浸透水の塊が水平方向に広がると推察されること (Fig.11) と整合的で、浸透水の塊が小さいほど水平方向への広がりによる影響がより一層小さくなるためと考えられる。

このように、砺波西中調整池の近傍にある地下水面付近を対象とした観測孔では、扇状地全体の地下水流動場における調整池の下流側ではないとみられるものの、流入水の浸透による地下水への寄与を確認することができる。一方、地下水面から約 10m の深度を対象とした観測孔では、ラドン濃度や主要イオン濃度から浸透水の到達を確認することはできなかった。このことは、必ずし

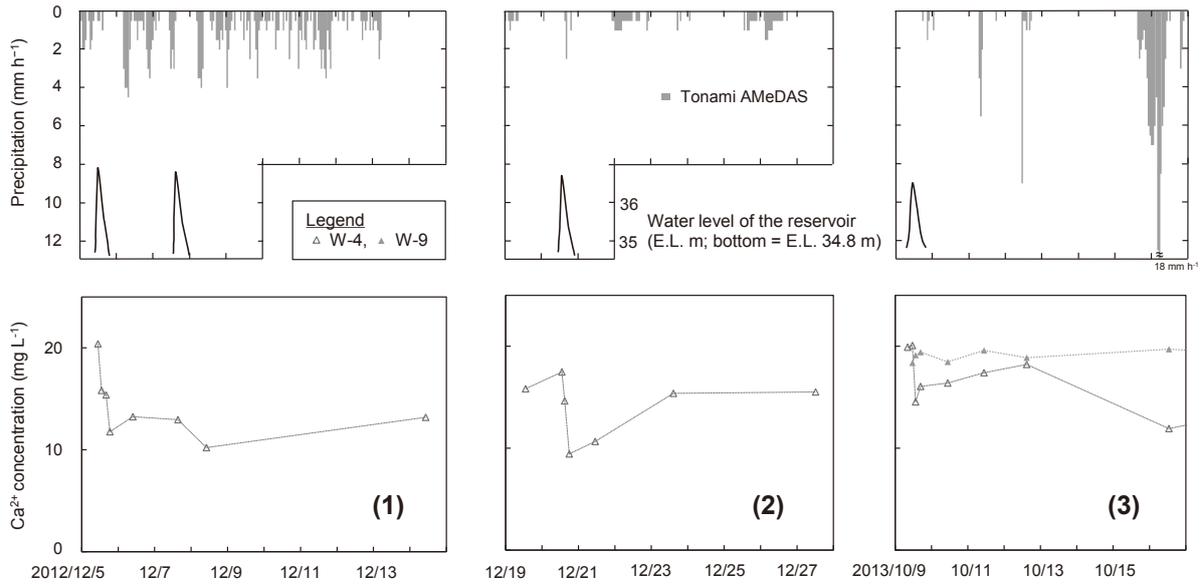


Fig.10 浸透試験（1：試験1，2：試験2，3：試験3）における地下水のCa²⁺濃度の変化
Variations in Ca²⁺ of groundwater adjacent to the reservoir, during the waterlogging tests (Tests 1, 2, and 3)

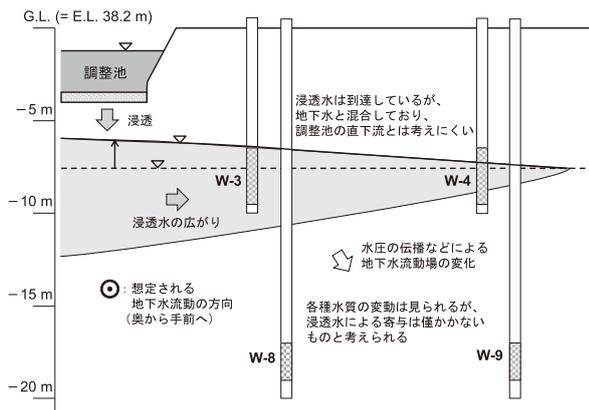


Fig.11 砺波西中調整池の近傍において推測される調整池からの浸透水の挙動の模式図

Schematic explanation for behavior of the percolating water in the aquifer adjacent to the Tonami-Nishinaka reservoir, during the waterlogging tests

も深層の地下水に浸透水が到達しないことを意味しないが、深層への地下水の到達までには時間が掛かる一方、浅層では浸透水の影響が比較的早く、かつ大きく出るといえる。よって、地下水環境への影響の把握のためには、まず浅層での水質変動のモニタリングが不可欠である。

VI 結 言

本研究では、砺波西中調整池で実施された浸透試験において、調整池への流入水と調整池の近傍に設置された

観測孔の地下水の主要イオン組成とラドン濃度の変化を観測した。また、調整池周辺の地下水の主要イオン組成を測定した。これらの結果を踏まえて、調整池への湛水が地下水環境に与える影響を把握するためのモニタリング方法について検討した。以下に、結果の概要を示す。

- ・地下水の主要イオン組成から、既往の報告と同様に、砺波西中調整池の周辺の地下水は、小矢部川からの涵養の影響を大きく受けていることが示された。また、人間活動の影響を受けた扇面からの浸透水による寄与を受けている可能性も考えられた。
- ・砺波西中調整池での浸透試験において、調整池近傍の地下水面付近については、ラドン濃度を指標として調整池からの浸透水による地下水への寄与を把握できるとともに、Ca²⁺やNO₃-Nの濃度変化もこれと整合的であった。
- ・調整池近傍の観測孔は、扇状地全体の地下水流動場における調整池の下流側ではないものの、水平方向に広がった浸透水の塊の影響を受けていることが示唆された。2013年の2回目の浸透試験（試験4）では、調整池直近の観測孔W-3において、地下水中の浸透水による寄与が最大で約95%を占めることが推定された。
- ・比較的深層の地下水を対象としている観測孔では、浸透試験後に各種水質が若干変動しているものの、ラドンやCa²⁺、NO₃-Nの濃度に明瞭な低下傾向がみられないことから、浸透水による寄与は僅かか、ないものと考えられる。
- ・上述の結果は、必ずしも深層の地下水に浸透水が到達しないことを意味しないが、深層への地下水の到達までには時間が掛かる一方、浅層では浸透水の影響が比較的早く、かつ大きく出ることから、地下水環境への

影響の把握のためには、まず浅層での水質変動のモニタリングが不可欠であるといえる。

謝辞：本研究を実施するにあたって、富山県砺波農林振興センター、応用地質株式会社、株式会社ウエノの関係各位には、浸透試験の実施や資料の提供、地下水試料の採取など多大なご尽力をいただいた。また、庄川左岸地区洪水調整池技術検討会に参画された各位からは、貴重なご意見を賜った。記して感謝申し上げる。

付録：水質測定結果の一覧

砺波西中調整池の周辺の民家井戸と観測孔の地下水ならびに農業用水について、主要イオン濃度の測定結果の一覧を **Table A1** に示す。また、浸透試験時における調整池近傍の地下水と調整池への流入水について、水質測定の結果の一覧を **Table A2** に示す。

参考文献

- アメリカ土木学会 (2005)：地下水人工涵養の標準ガイドライン (肥田 登・水谷宣明・荒井 正訳), 築地書館, 193p.
- Domenico, P. A. and F. W. Schwartz (1998): Physical and Chemical Hydrogeology (2nd ed.), John Wiley & Sons, Inc., 506p.
- Grove, D. B. and W. W. Wood (1979): Prediction and Field Verification of Subsurface-Water Quality Changes During Artificial Recharge, Lubbock, Texas. *Ground Water* **17**, 250-257
- 濱田浩正・今泉真之・小前隆美 (1997)：ラドン濃度を指標とした地下水調査・解析法, 農業工学研究所報告, **36**, 17-50
- 肥田 登 (2002)：地下水人工涵養の実施と展望, 日本水文科学会誌, **32**, 63-70
- 肥田 登・石川悦郎・太田由紀子 (1999)：六郷扇状地における池を用いた地下水人工涵養の実験, 地下水学会誌, **41**, 23-33
- IPCC (2007): Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK
- 利部 慎 (2007)：地下水人工涵養の実施に伴う地下水温の対応：六郷扇状地の例, 秋大地理, **41**, 23-33
- 加藤 聡・水谷義彦・内田啓男・飯田忠三 (1984)：富山県庄川扇状地浅層地下水の水系区分, 地球化学, **18**, 1-9
- 水谷武司 (2012)：自然災害の予測と対策：地形・地盤条件を基軸として, 朝倉書店, 306p.
- 水谷義彦・小田松尚 (1983)：安定同位体比による富山県庄川扇状地地下水の涵養源および流動状況の研究, 地球化学, **17**, 1-9
- 水谷義彦・佐竹 洋・高島秀樹 (1987)：富山県庄川扇状地地下水の滞留時間, 地球化学, **21**, 49-54
- 中崎一之 (1965)：庄川水系地下水調査報告, 水道協会雑誌, **367**, 36-45
- 奥川光治・村塚理恵・畑 由紀・安田郁子・広瀬慎一 (2010)：休耕田を利用した地下水涵養における肥料成分の水質変化特性, 用水と廃水, **52**(5), 393-400
- 澁谷達也・松岡 樹・東 孝宏・和田健一・辻野 篤・南 幸男 (2008)：太郎丸調整池の設計と浸透挙動について, 水と土, **154**, 42-51
- 澁谷達也・黒田清一郎・瀧本裕士・和田健一 (2011)：庄川扇状地における浸透型洪水調整池の浸透挙動：扇状地地盤の高透水性を活用した洪水調整池の取り組み, 地盤工学会誌, **59**(2), 28-31
- 庄川扇状地水環境検討委員会 (2004)：流域における健全な水循環系の構築に向けて—富山県庄川扇状地—, 66p.
- 富山県 (2006)：富山県地下水指針, 93p.
- 山本莊毅 (1988)：日本の地下水 (297) 庄川扇状地の地下水, 月刊「水」, **30**(7), 75-77
- 和田一範・村瀬勝彦・富澤洋介 (2005)：地球温暖化に伴う降雨特性の変化と洪水・渇水リスクの評価に関する研究, 土木学会論文集, **796**, 23-37

受理年月日：平成26年10月27日

Table A1 砺波西中調整池周辺の地下水および農業用水の主要イオン濃度の測定結果
Concentrations of major ions of groundwater and irrigation water around the Tonami-Nishinaka reservoir

採水地点	採水日	地点標高	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N	C/A	Na/Cl
A0-1	2012/11/30	38	7.1	1.1	1.8	15.9	40.7	8.1	10.2	0.9	1.09	1.35
A0-2	2012/11/30	37	7.4	1.2	1.8	16.9	42.0	8.6	10.8	1.0	1.10	1.33
A0-3	2012/11/30	37	7.0	1.2	1.8	17.8	44.2	8.8	11.3	1.0	1.07	1.23
A0-4	2012/11/30	39	7.3	1.2	2.0	16.3	41.7	9.3	9.0	1.2	1.09	1.21
A1-1	2012/11/30	39	7.3	1.3	1.9	20.0	49.3	7.8	16.2	1.2	1.04	1.44
A1-2	2012/11/30	39	7.2	1.1	1.7	15.5	41.1	8.4	9.1	0.9	1.08	1.32
A1-3	2012/11/30	38	7.1	1.1	1.8	17.6	46.8	8.9	11.1	1.1	1.03	1.24
A2-1	2012/11/30	34	7.0	1.5	1.8	17.8	44.9	8.6	10.2	1.1	1.09	1.25
A2-2	2012/11/30	34	10.4	1.3	2.3	21.5	49.7	15.7	12.8	1.2	1.08	1.02
A2-3	2012/11/30	34	10.0	1.0	2.1	22.4	53.0	16.4	10.2	0.7	1.10	0.94
A3-1	2012/11/30	35	7.1	0.6	1.7	13.3	36.2	9.8	7.6	0.7	1.04	1.12
A3-2	2012/11/30	35	6.9	0.9	1.7	16.4	42.0	8.5	9.7	0.7	1.09	1.25
A3-3	2012/11/30	35	7.4	0.9	1.9	14.6	41.1	8.3	9.2	0.7	1.07	1.36
A6-1	2012/12/01	39	6.3	1.4	2.3	23.2	67.3	8.0	12.1	1.5	0.98	1.22
A6-2	2012/12/01	42	6.7	1.1	2.4	25.0	67.0	7.9	13.0	1.5	1.04	1.31
A6-3	2012/12/01	42	6.6	1.1	2.7	25.0	67.2	8.1	10.8	1.5	1.08	1.26
B3	2012/12/01	35	6.3	1.3	2.0	23.1	60.0	7.3	13.1	1.6	1.03	1.34
B4	2012/12/01	31	6.7	2.1	2.5	28.3	76.3	7.1	14.1	1.3	1.07	1.46
B5	2012/12/01	33	8.3	2.2	3.0	25.0	61.0	10.3	17.7	1.7	1.07	1.25
B6	2012/12/01	43	6.5	1.1	1.6	18.4	45.1	8.2	10.9	1.1	1.07	1.24
B7	2012/12/01	40	6.6	1.5	1.9	15.0	47.3	8.0	9.3	1.4	0.95	1.27
B8	2012/12/01	46	7.1	0.9	1.7	16.2	38.4	9.1	10.5	0.8	1.10	1.20
C1	2012/12/01	41	4.3	1.5	1.0	9.3	24.9	5.6	5.6	0.4	1.08	1.18
C3	2012/12/01	35	4.1	0.6	1.1	12.1	42.8	3.8	6.7	0.4	0.91	1.66
C4	2012/12/01	31	3.8	0.7	1.1	12.2	38.7	4.2	7.2	0.4	0.95	1.39
C5	2012/12/01	33	7.9	2.9	1.5	11.9	33.9	12.1	7.7	2.4	0.94	1.01
C6	2012/12/01	43	5.9	1.3	0.9	8.0	21.3	8.3	5.1	0.5	1.05	1.10
C8	2012/12/01	46	4.1	1.2	0.9	8.7	24.4	4.8	5.2	0.3	1.08	1.32
C9	2012/12/01	31	4.1	0.9	1.2	10.9	30.2	4.8	6.4	0.4	1.06	1.33
A0-1	2013/02/13	38	7.3	1.1	2.0	16.5	40.7	9.1	11.4	1.1	1.07	1.24
A0-2	2013/02/13	37	7.2	1.0	2.0	16.4	43.3	9.4	12.4	1.3	1.00	1.19
A0-3	2013/02/13	37	7.6	1.2	2.1	18.1	43.3	10.0	12.2	1.3	1.08	1.17
A0-4	2013/02/13	39	6.9	1.0	1.9	14.4	45.0	8.8	9.8	0.9	0.96	1.22
A1-1	2013/02/13	39	7.1	1.2	2.2	18.9	50.5	9.1	13.3	1.5	1.00	1.20
A1-2	2013/02/13	39	7.0	1.0	2.0	14.6	39.2	9.1	9.7	1.0	1.04	1.19
A1-3	2013/02/13	38	7.3	1.1	2.1	17.0	47.7	9.1	12.5	1.3	0.98	1.24
A2-1	2013/02/13	34	7.8	1.3	1.9	18.2	43.7	9.9	11.8	1.0	1.10	1.22
A2-2	2013/02/13	34	10.4	1.4	2.3	20.1	48.3	19.6	14.4	1.2	0.97	0.82
A2-3	2013/02/13	34	10.9	1.5	2.7	22.5	54.4	15.8	13.6	1.2	1.09	1.07
A3-1	2013/02/13	35	8.1	0.9	1.8	13.0	34.7	10.2	7.8	0.7	1.10	1.23
A3-2	2013/02/13	35	8.2	1.0	2.2	18.0	42.5	11.8	11.6	0.9	1.09	1.08
A3-3	2013/02/13	35	7.4	1.1	2.1	14.2	40.3	10.3	8.6	1.0	1.03	1.11
A6-1	2013/02/13	39	7.1	1.3	2.7	24.1	59.3	8.8	13.1	1.6	1.10	1.23
A6-2	2013/02/13	42	6.6	1.1	2.6	23.2	59.9	8.0	12.7	1.4	1.07	1.28
A6-3	2013/02/13	42	6.9	1.3	2.9	24.4	65.5	8.8	11.5	1.6	1.07	1.21
B3	2013/02/12	35	7.0	1.4	2.7	24.2	61.0	10.2	10.9	1.7	1.08	1.06
B4	2013/02/12	31	6.9	1.4	2.9	28.1	75.7	9.3	14.7	1.5	1.03	1.15
B5	2013/02/12	33	9.0	2.2	3.6	25.9	63.8	15.6	23.1	1.2	0.99	0.89
B6	2013/02/12	43	6.4	1.2	1.9	17.2	52.6	11.3	10.5	0.9	0.90	0.87
B7	2013/02/12	40	6.4	1.6	2.0	14.1	35.6	10.0	10.5	0.9	1.03	0.98
B8	2013/02/12	46	7.5	1.1	2.1	17.3	43.3	9.5	10.8	1.0	1.10	1.22
C1	2013/02/12	41	6.5	1.0	1.2	8.5	25.3	8.7	6.1	0.1	1.04	1.16
C3	2013/02/12	35	5.1	0.7	1.3	9.9	33.9	6.7	6.3	0.3	0.94	1.17
C4	2013/02/12	31	5.7	0.7	1.4	10.6	26.6	8.2	7.2	0.3	1.09	1.08
C5	2013/02/12	33	9.0	1.7	2.3	19.3	47.1	15.1	13.8	0.6	1.04	0.91
C6	2013/02/12	43	14.6	0.9	1.3	9.1	25.6	19.9	6.2	0.3	1.08	1.12
C8	2013/02/12	46	7.0	0.8	1.3	8.9	27.0	8.1	6.8	0.1	1.06	1.33
C9	2013/02/12	31	7.4	0.7	1.2	8.8	30.5	9.9	5.0	0.2	0.98	1.16

地点標高は、地理院地図 (<http://maps.gsi.go.jp/>) によって数値地図5mメッシュ標高値を読み取り、単位はm (小数第一位は四捨五入)。主要イオン濃度の単位はmg L⁻¹。C/Aは陽イオンと陰イオンの当量比。Na/ClはNa⁺とCl⁻の当量比を表す。全試料のNH₄⁺とNO₂⁻は、窒素量 (それぞれNH₄-NとNO₂-N) で0.2mg L⁻¹を超えては検出されなかった。

Table A2 浸透試験における直近の地下水と流入水の各種水質の測定結果
Results of the water quality measurements during the waterlogging tests at the Tonami-Nishinaka reservoir

採水日時	EC	pH	DO	ORP	水温	²²² Rn	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N	C/A
試験1 (2012年1回目)															
W-0															
2012/12/05 11:10	—	—	—	—	—	—	4.5	1.0	1.1	8.6	30.5	6.1	5.8	0.2	0.92
2012/12/05 12:35	—	—	—	—	—	—	5.1	1.1	1.1	10.6	28.2	7.4	7.3	0.3	1.02
W-4															
2012/12/05 10:40	—	—	—	—	—	—	30.8	1.4	2.0	20.4	52.1	42.6	12.3	1.9	1.04
2012/12/05 13:05	—	—	—	—	—	—	10.9	1.3	1.9	15.8	53.3	14.3	10.8	1.5	0.90
2012/12/05 16:00	—	—	—	—	—	—	9.0	1.2	1.7	15.4	40.7	13.1	10.5	1.4	0.98
2012/12/05 18:30	—	—	—	—	—	—	7.0	1.1	1.4	11.8	36.4	10.1	9.6	0.8	0.90
2012/12/06 9:40	—	—	—	—	—	—	7.8	1.2	1.3	13.2	32.0	9.2	9.7	0.8	1.09
2012/12/07 15:20	—	—	—	—	—	—	6.7	1.2	1.4	13.0	37.2	9.1	10.1	0.9	0.95
2012/12/08 10:05	—	—	—	—	—	—	6.9	1.0	1.1	10.2	21.5	14.1	8.8	0.4	0.97
2012/12/14 10:20	—	—	—	—	—	—	9.8	1.1	1.4	13.2	34.2	15.6	9.6	1.1	0.97
試験2 (2012年2回目)															
W-0															
2012/12/20 11:10	—	—	—	—	—	—	6.4	0.5	1.1	9.1	27.0	9.1	7.3	0.3	0.96
2012/12/20 13:30	—	—	—	—	—	—	4.8	0.6	1.0	8.0	30.2	5.9	5.3	0.1	0.90
W-4															
2012/12/19 13:10	—	—	—	—	—	—	8.0	1.4	1.7	15.8	43.0	11.8	11.4	1.9	0.93
2012/12/20 13:05	—	—	—	—	—	—	9.7	1.4	1.8	17.5	47.4	9.8	12.1	1.8	1.03
2012/12/20 14:55	—	—	—	—	—	—	16.1	1.2	1.5	14.6	61.0	10.4	12.2	1.6	0.96
2012/12/20 18:00	—	—	—	—	—	—	15.9	1.0	0.9	9.4	37.7	9.3	11.7	0.9	1.07
2012/12/21 11:00	—	—	—	—	—	—	6.8	1.0	1.2	10.7	25.1	9.2	9.7	0.7	1.03
2012/12/23 14:35	—	—	—	—	—	—	9.4	0.8	1.3	15.4	37.8	9.5	9.5	1.4	1.10
2012/12/27 12:15	—	—	—	—	—	—	7.7	0.9	1.7	15.5	41.4	10.0	10.2	2.0	0.96
試験3 (2013年1回目)															
W-0															
2013/10/09 8:32	7.1	7.4	18.1	—	—	—	3.3	0.7	1.1	9.2	29.4	4.1	6.4	0.3	0.95
2013/10/09 9:24	7.6	6.8	18.7	—	—	—	3.3	0.7	1.1	9.6	33.4	3.4	5.8	0.2	0.94
2013/10/09 11:04	7.7	8.0	18.7	—	—	—	3.5	0.6	1.1	9.9	28.5	4.3	7.0	0.2	1.00
W-4															
2013/09/24 12:20	15.7	6.0	16.8	—	—	—	7.0	1.4	2.0	18.6	49.5	11.0	11.9	1.9	0.95
2013/10/09 8:10	15.9	6.4	17.5	—	—	—	7.6	1.5	2.1	19.9	45.3	12.0	13.3	2.2	1.02
2013/10/09 11:10	16.2	6.5	17.5	—	—	—	7.5	1.5	2.2	20.1	49.9	13.4	15.1	2.4	0.92
2013/10/09 13:33	15.1	6.4	17.0	—	—	—	6.4	1.2	1.7	16.1	46.1	7.3	9.0	1.4	1.00
2013/10/09 16:45	12.9	6.3	15.3	—	—	—	8.9	1.7	2.3	16.4	40.3	16.0	13.0	1.8	0.95
2013/10/10 10:50	12.8	6.3	16.4	—	—	—	6.5	1.3	1.6	14.5	43.1	6.2	8.9	1.1	1.03
2013/10/11 10:45	14.0	6.6	16.4	—	—	—	7.1	1.4	1.9	17.4	44.3	8.7	10.7	1.6	1.05
2013/10/12 14:40	15.2	6.6	16.4	—	—	—	7.1	1.4	1.9	18.2	45.9	11.0	13.8	2.0	0.95
2013/10/16 12:55	10.4	6.7	15.8	—	—	—	5.7	1.2	1.3	11.9	33.7	6.7	10.6	0.9	0.95
2013/10/23 11:00	13.0	6.4	—	—	—	—	7.0	1.4	1.8	16.9	39.5	9.1	10.0	1.5	1.09
2013/10/30 9:00	14.0	6.2	—	—	—	—	6.9	1.4	1.9	17.1	45.3	9.1	11.0	1.4	1.01
W-9															
2013/09/24 11:12	16.0	6.7	15.8	—	—	—	7.9	1.2	2.3	19.6	46.5	13.3	15.4	1.4	0.99
2013/10/09 8:10	16.4	6.8	16.4	—	—	—	7.4	1.1	2.1	18.1	44.3	12.2	14.5	1.4	0.97
2013/10/09 11:15	15.4	6.4	15.9	—	—	—	7.4	1.1	2.1	18.4	46.2	9.4	12.2	1.0	1.07
2013/10/09 13:28	16.1	6.5	16.5	—	—	—	7.7	1.2	2.2	19.1	43.1	13.4	16.5	1.6	0.97
2013/10/09 16:42	15.7	6.3	15.3	—	—	—	7.8	1.2	2.2	19.4	48.8	13.7	16.8	1.6	0.92
2013/10/10 10:40	15.5	6.2	15.2	—	—	—	7.4	1.1	2.2	18.5	46.5	12.6	15.0	1.4	0.95
2013/10/11 10:40	14.5	6.6	15.2	—	—	—	7.8	1.2	2.3	19.6	46.7	12.8	16.0	1.5	0.98
2013/10/12 14:50	15.3	6.5	14.9	—	—	—	7.6	1.2	2.2	18.9	49.5	13.3	16.4	1.5	0.91
2013/10/16 12:50	15.4	6.8	15.2	—	—	—	7.9	1.2	2.3	19.7	45.2	10.8	13.1	1.3	1.10
2013/10/23 10:50	15.0	6.4	—	—	—	—	7.5	1.2	2.2	18.5	42.2	11.0	12.9	1.1	1.08
2013/10/30 9:10	15.0	6.3	—	—	—	—	7.6	1.2	2.2	18.8	42.7	10.9	13.2	1.2	1.08
試験4 (2013年2回目)															
Y-0															
2013/11/26 9:30	8.6	7.1	12.1	258	8.6	0.1	4.2	0.7	1.1	8.6	27.8	5.3	4.4	n.d.	1.03
2013/11/26 15:33	8.3	7.0	11.8	238	8.0	0.1	4.3	0.6	1.2	9.7	30.0	5.0	5.9	0.1	1.03
W-3															
2013/11/25 16:05	20.6	7.2	7.2	217	15.6	22.9	9.3	1.5	1.9	18.1	47.9	8.8	12.3	1.4	1.08
2013/11/26 8:23	25.2	6.5	6.6	222	13.5	22.2	29.2	1.5	2.0	18.6	99.6	10.9	16.3	1.4	1.01
2013/11/26 10:25	24.6	6.5	6.0	238	14.5	22.1	32.7	1.5	1.9	17.5	119.6	9.6	15.0	0.9	0.95

Table A2 浸透試験における直近の地下水と流入水の各種水質の測定結果（続き）

		(cont.)														
採水日時	EC	pH	DO	ORP	水温	²²² Rn	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N	C/A	
試験4（続き）																
W-3																
2013/11/26 11:05	26.5	6.5	6.1	237	13.5	20.3	38.0	1.5	1.9	18.2	115.1	9.8	16.4	1.1	1.07	
2013/11/26 12:03	24.0	6.4	6.1	302	14.6	24.8	31.0	1.4	1.8	17.2	104.1	9.5	15.1	1.0	1.01	
2013/11/26 13:05	25.7	6.7	8.6	271	15.4	12.2	50.2	1.5	1.0	9.9	123.2	10.6	13.4	0.9	1.05	
2013/11/26 14:03	15.7	6.7	9.7	257	16.4	8.0	18.9	1.2	0.9	10.9	50.0	12.9	8.2	0.7	1.05	
2013/11/26 15:02	12.1	6.6	9.7	274	16.4	5.9	12.2	0.9	0.8	8.7	33.0	8.2	7.5	0.5	1.10	
2013/11/26 16:03	10.8	6.6	9.9	263	16.4	4.3	10.9	1.0	0.8	9.5	33.5	7.4	8.6	0.3	1.09	
2013/11/26 17:02	9.7	6.5	10.0	280	16.4	3.4	9.2	0.9	0.8	8.5	28.4	6.5	7.5	0.4	1.10	
2013/11/26 18:01	9.3	6.5	10.0	272	16.2	2.9	8.1	0.9	0.7	7.6	27.6	6.1	6.9	0.4	1.03	
2013/11/26 19:02	9.3	6.5	10.0	328	16.1	2.4	8.1	0.8	0.7	7.8	29.3	6.0	7.3	0.4	0.99	
2013/11/26 20:01	9.1	6.6	10.2	326	14.6	2.3	7.9	0.7	0.7	7.6	29.1	5.4	7.0	0.3	1.00	
2013/11/26 21:00	8.8	6.3	10.3	354	15.1	2.2	8.6	0.9	0.7	8.6	29.1	6.0	7.0	0.2	1.10	
2013/11/26 22:00	9.3	6.5	10.2	357	14.8	2.1	9.8	0.8	0.8	8.1	33.9	6.2	7.1	0.2	1.02	
2013/11/26 23:02	9.0	6.5	10.3	347	14.5	2.0	7.9	0.8	0.6	7.0	28.8	5.6	6.7	0.2	0.98	
2013/11/27 0:00	9.0	6.7	10.3	347	14.4	1.8	8.5	0.8	0.7	7.4	30.2	6.1	7.1	0.2	0.98	
2013/11/27 1:00	9.0	6.4	10.5	347	14.3	1.7	7.6	0.7	0.7	7.6	28.4	6.3	7.1	0.2	0.98	
2013/11/27 2:00	9.2	6.5	10.5	332	14.1	1.5	8.9	0.7	0.7	7.4	26.5	6.1	6.4	0.3	1.09	
2013/11/27 3:10	11.7	6.7	10.1	334	13.9	2.2	16.3	0.8	0.6	6.8	44.6	6.2	7.7	0.3	1.03	
2013/11/27 4:01	13.4	6.8	9.6	307	13.7	4.0	20.0	0.8	0.6	7.0	52.8	6.8	8.5	0.3	1.03	
2013/11/27 5:02	14.0	6.7	9.7	321	14.0	4.7	21.2	0.8	0.5	5.7	56.9	6.5	8.2	0.3	0.97	
2013/11/27 6:00	14.6	6.7	9.5	298	14.2	5.0	24.1	0.8	0.5	5.7	65.7	6.1	7.9	0.4	0.97	
2013/11/27 7:03	14.7	6.7	9.3	275	14.1	5.4	25.4	0.8	0.6	6.4	54.1	8.5	10.5	0.5	1.08	
2013/11/27 8:05	15.5	6.8	9.3	260	14.1	5.5	27.2	1.0	0.6	6.6	64.5	8.8	11.0	0.5	1.01	
2013/11/27 9:09	14.7	6.6	9.1	244	15.5	5.5	26.8	0.9	0.7	6.7	68.1	8.7	11.4	0.5	0.97	
2013/11/27 10:01	15.3	6.7	9.2	238	15.5	5.6	26.4	0.9	0.6	7.0	61.0	7.8	11.5	0.5	1.06	
2013/11/27 11:00	16.2	6.8	9.1	222	15.8	6.2	29.3	0.9	0.6	6.5	78.6	6.7	9.4	0.3	0.99	
2013/11/27 12:00	15.6	7.0	8.8	235	15.8	5.6	27.8	1.0	0.4	6.1	63.4	6.3	9.4	0.4	1.10	
2013/11/27 15:13	16.0	7.0	8.8	205	15.2	5.3	27.7	1.0	0.7	7.3	66.9	6.8	9.7	0.3	1.09	
2013/11/27 18:22	19.4	7.0	8.8	215	15.0	6.0	22.8	0.8	0.6	6.1	59.9	5.9	8.2	0.4	1.01	
2013/11/27 21:00	26.6	6.9	8.7	198	15.3	5.8	27.2	0.9	0.7	7.2	68.2	6.5	8.6	0.3	1.08	
2013/11/28 0:05	15.0	6.7	8.4	201	14.4	5.7	27.1	0.9	0.7	7.6	67.5	7.0	9.4	0.4	1.07	
2013/11/28 3:03	15.8	6.7	8.4	208	14.3	6.7	26.2	0.9	0.8	7.8	69.2	6.7	8.8	0.3	1.06	
2013/11/28 6:02	15.7	6.8	8.3	226	13.4	9.3	27.4	1.0	0.7	8.6	69.2	6.3	9.5	0.7	1.09	
2013/11/28 9:00	16.7	6.7	8.0	222	14.5	8.9	28.8	1.0	0.5	7.1	69.7	6.0	9.3	0.4	1.09	
2013/11/28 12:00	18.3	6.9	8.2	217	14.0	8.6	22.9	0.6	0.5	6.1	73.9	4.4	6.4	0.2	0.92	
2013/11/28 16:28	20.2	6.9	8.3	224	14.5	8.3	38.7	0.9	1.0	14.4	119.8	6.0	12.2	0.4	1.04	
2013/11/29 9:06	21.9	7.2	7.9	215	14.1	7.7	43.7	0.9	0.5	4.7	98.1	7.1	13.0	0.3	1.05	
2013/11/29 16:15	24.2	7.3	7.7	202	13.2	9.6	45.0	0.7	0.4	3.6	105.8	5.2	10.9	0.3	1.02	
2013/12/02 9:01	38.5	7.5	6.5	203	14.1	8.7	83.5	0.9	0.3	2.5	192.4	6.6	16.3	0.4	1.02	
2013/12/03 9:18	44.2	7.1	6.1	196	14.6	10.6	98.2	1.3	0.7	9.2	227.2	7.6	20.6	0.4	1.10	
W-4																
2013/11/25 15:27	16.0	6.3	7.2	223	15.9	21.4	22.4	2.2	0.2	15.2	90.4	7.5	13.0	n.d.	0.92	
2013/11/26 9:08	15.9	6.2	7.1	279	14.6	25.1	9.8	1.5	2.1	19.1	54.5	10.1	13.6	1.5	1.01	
2013/11/26 10:09	16.2	6.0	7.7	258	14.1	23.8	9.6	1.6	2.1	18.9	52.8	10.2	12.2	1.2	1.06	
2013/11/26 11:51	15.9	6.0	7.5	305	14.3	21.8	9.4	1.4	2.2	19.5	52.6	10.1	13.3	1.6	1.04	
2013/11/26 12:30	16.1	6.0	7.6	325	14.6	23.9	8.5	1.4	1.9	17.0	53.8	8.7	11.5	1.3	0.96	
2013/11/26 13:23	16.6	6.1	7.6	307	14.6	27.2	10.5	1.5	2.1	18.5	56.8	9.3	12.7	1.7	1.01	
2013/11/26 14:20	14.8	6.3	9.3	251	15.6	11.5	14.3	1.2	1.3	12.1	42.5	7.7	11.8	1.7	1.06	
2013/11/26 15:26	13.6	6.3	9.6	275	15.3	8.9	9.1	1.0	1.1	10.6	34.5	7.1	12.3	1.3	0.93	
2013/11/26 16:19	12.3	6.3	9.6	287	15.7	7.3	9.9	1.1	1.1	11.3	27.5	7.3	14.0	1.2	1.08	
2013/11/26 17:17	11.3	6.3	9.6	290	15.8	6.2	9.2	1.0	1.0	10.1	28.2	7.0	13.1	1.0	1.01	
2013/11/26 18:26	11.5	6.3	9.7	330	15.6	5.8	9.4	1.0	1.0	9.5	29.1	7.1	12.2	0.8	1.00	
2013/11/26 19:19	11.9	6.3	9.6	341	15.1	5.9	8.6	0.8	0.8	7.9	31.1	5.7	9.9	0.6	0.92	
2013/11/26 20:17	13.5	6.4	9.4	351	15.1	7.8	14.5	1.1	1.2	10.8	40.7	7.8	14.2	1.1	1.03	
2013/11/26 21:40	14.0	6.3	8.7	376	14.4	13.0	11.8	1.2	1.3	12.2	47.7	7.7	11.8	1.1	0.95	
2013/11/26 22:40	13.3	6.2	8.7	363	14.0	12.6	10.6	1.1	1.3	11.3	42.5	8.2	11.3	1.1	0.94	
2013/11/26 23:40	12.9	6.2	8.9	344	13.9	13.5	10.5	1.2	1.3	12.0	41.1	8.2	11.1	1.2	0.98	
2013/11/27 0:35	12.2	6.2	8.9	374	14.2	13.0	9.7	1.2	1.4	11.9	41.4	7.8	8.8	1.0	1.01	
2013/11/27 1:40	12.2	6.2	9.0	351	13.8	12.3	9.0	1.1	1.3	11.2	31.1	7.6	10.8	0.8	1.07	
2013/11/27 2:37	11.8	6.2	9.1	346	14.1	11.1	8.5	1.1	1.3	11.1	36.0	7.8	10.4	0.8	0.98	
2013/11/27 3:50	11.6	6.2	9.1	326	13.7	12.7	8.7	1.1	1.2	11.1	35.7	7.8	10.9	1.0	0.96	

Table A2 浸透試験における直近の地下水と流入水の各種水質の測定結果 (続き)

		(cont.)														
採水日時	EC	pH	DO	ORP	水温	²²² Rn	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N	C/A	
試験4 (続き)																
W-4																
2013/11/27 4:45	12.2	6.2	9.2	334	13.0	12.7	8.1	1.1	1.1	10.5	33.5	6.5	9.1	0.5	1.04	
2013/11/27 5:33	10.8	6.2	9.1	319	13.6	11.3	7.2	1.0	1.1	9.5	32.8	5.9	8.8	0.6	0.97	
2013/11/27 6:38	11.0	6.2	9.2	280	13.4	11.9	7.6	1.0	1.1	9.7	28.1	7.8	10.6	0.7	0.98	
2013/11/27 7:45	11.5	6.3	9.2	282	13.3	13.2	9.5	1.2	1.2	11.0	33.2	8.7	13.2	0.9	0.97	
2013/11/27 8:33	11.2	6.2	9.3	261	14.4	12.0	8.0	1.2	1.2	11.2	32.6	7.8	10.6	0.6	1.01	
2013/11/27 9:35	11.3	6.3	9.2	249	14.9	12.8	8.2	1.0	1.3	10.9	27.0	9.4	12.5	1.0	0.99	
2013/11/27 10:17	11.7	6.3	9.1	251	15.3	11.7	8.1	1.1	1.2	10.3	29.7	7.1	9.9	0.6	1.06	
2013/11/27 11:17	11.3	6.3	9.2	244	15.3	10.8	8.7	1.1	1.3	11.0	34.9	6.8	9.8	0.7	1.04	
2013/11/27 12:23	—	—	9.2	—	15.0	12.0	8.7	1.2	1.2	11.1	35.0	7.0	10.1	0.7	1.03	
2013/11/27 15:59	11.2	6.2	9.2	247	14.8	11.7	7.2	1.1	1.1	9.9	29.6	6.7	8.9	0.5	1.03	
2013/11/27 18:57	10.6	6.2	9.3	239	14.7	11.3	6.8	1.1	1.2	10.0	24.9	7.0	8.4	0.9	1.09	
2013/11/27 21:40	11.0	6.0	9.2	223	15.0	11.0	7.3	1.2	1.2	10.7	27.3	6.9	9.8	0.7	1.09	
2013/11/28 0:46	10.7	6.1	9.2	232	14.1	11.1	6.7	1.1	1.2	10.9	27.0	7.1	9.3	0.6	1.09	
2013/11/28 3:50	11.3	6.2	9.2	229	14.0	12.0	7.0	1.2	1.2	11.9	32.8	6.6	7.9	0.7	1.10	
2013/11/28 6:45	11.2	6.1	9.1	235	13.6	13.0	7.3	1.2	1.4	11.5	31.7	7.7	9.0	0.8	1.06	
2013/11/28 9:22	11.4	6.2	8.9	235	13.7	15.0	7.1	1.2	1.3	12.0	30.2	7.9	9.4	0.6	1.10	
2013/11/28 12:18	11.3	6.3	8.8	228	14.3	13.5	6.8	1.2	1.2	11.1	31.6	7.4	9.9	0.8	0.99	
2013/11/28 16:54	12.0	6.1	8.8	252	14.8	11.9	7.2	1.3	1.4	11.9	34.7	7.5	10.1	0.9	1.00	
2013/11/29 9:32	13.0	6.3	8.3	234	13.9	16.0	8.6	1.3	1.5	13.8	45.5	7.4	9.9	1.2	0.98	
2013/11/29 16:44	14.3	6.2	8.4	246	13.9	16.9	9.2	1.3	1.6	14.7	51.1	7.7	9.8	1.1	0.97	
2013/12/02 9:23	12.0	6.5	9.1	233	15.1	16.9	7.5	1.3	1.4	12.6	34.5	6.9	10.9	0.7	1.07	
2013/12/03 9:44	13.0	6.2	8.4	213	15.1	21.1	7.3	1.3	1.5	13.5	37.5	7.7	8.9	0.8	1.07	
W-8																
2013/11/25 14:50	24.6	6.8	6.5	111	14.6	24.3	6.5	1.1	1.9	15.9	43.7	8.6	10.5	1.0	1.00	
2013/11/26 8:46	16.8	6.2	7.1	232	12.5	26.4	7.8	1.2	2.2	19.4	47.9	11.0	13.6	1.0	1.05	
2013/11/26 10:15	15.8	6.2	7.2	249	12.9	31.1	7.7	1.2	2.2	19.3	50.0	10.9	14.9	1.3	0.99	
2013/11/26 11:25	16.0	6.2	7.8	325	12.6	30.2	8.3	1.3	2.2	20.8	46.3	11.0	14.6	1.4	1.10	
2013/11/26 12:11	15.7	6.3	7.6	285	13.1	36.6	8.0	1.3	2.3	19.9	46.3	10.6	15.9	1.3	1.06	
2013/11/26 13:12	17.1	6.4	8.6	296	14.1	35.8	7.9	1.2	2.2	19.1	48.8	10.5	13.4	1.1	1.04	
2013/11/26 14:07	16.1	6.3	7.8	264	13.7	20.2	8.8	1.5	2.2	21.6	52.0	11.5	13.3	1.2	1.09	
2013/11/26 15:07	15.7	6.2	7.7	293	13.1	37.3	7.6	1.1	2.2	18.7	48.6	9.8	12.8	1.1	1.04	
2013/11/26 16:07	15.7	6.2	7.5	301	12.3	36.9	7.4	1.1	2.1	18.0	45.2	9.7	13.2	1.3	1.03	
2013/11/26 17:07	15.6	6.0	7.6	292	13.2	38.2	7.3	1.1	2.1	17.7	49.5	10.1	13.4	1.2	0.96	
2013/11/26 18:08	15.8	6.1	7.5	300	13.2	39.3	7.2	1.1	2.0	17.3	49.0	10.1	13.3	1.2	0.94	
2013/11/26 19:07	15.7	6.1	7.6	342	13.3	37.3	7.7	1.1	2.0	17.8	52.1	10.5	13.5	1.3	0.93	
2013/11/26 20:06	15.7	6.1	7.6	348	12.8	33.7	7.2	1.1	2.0	17.1	46.2	9.8	12.9	1.2	0.98	
2013/11/26 21:13	15.8	6.0	7.9	367	12.3	31.5	7.5	1.1	2.2	18.6	53.7	9.6	12.6	1.0	0.98	
2013/11/26 22:12	15.8	6.0	7.7	369	12.4	27.2	7.6	1.1	2.1	17.8	45.8	10.6	13.1	1.5	0.99	
2013/11/26 23:15	15.6	6.1	7.3	356	12.4	27.8	8.0	1.2	2.2	18.5	48.8	10.6	13.5	1.4	1.00	
2013/11/27 0:12	15.7	6.0	8.1	370	12.5	27.9	7.8	1.2	2.1	18.3	43.4	10.3	13.0	1.4	1.06	
2013/11/27 1:15	15.5	6.0	8.2	361	12.1	28.9	7.5	1.2	2.1	18.3	42.3	10.0	12.4	1.3	1.09	
2013/11/27 2:12	15.6	6.0	8.1	345	12.3	28.8	7.7	1.1	2.1	18.4	44.1	9.7	13.5	1.3	1.07	
2013/11/27 3:22	15.4	6.0	8.2	345	12.0	34.5	6.4	1.0	1.7	15.0	46.7	8.2	11.4	1.0	0.92	
2013/11/27 4:11	15.3	6.1	8.2	324	12.2	29.7	7.1	1.1	2.0	16.9	42.6	8.8	12.4	1.2	1.04	
2013/11/27 5:12	15.5	6.1	8.2	328	12.0	32.1	7.7	1.1	2.1	18.5	48.8	9.9	13.8	1.3	1.00	
2013/11/27 6:12	15.4	6.1	8.2	309	11.8	29.8	7.5	1.1	2.1	17.9	46.2	9.8	13.5	1.5	1.00	
2013/11/27 7:15	15.4	6.1	8.1	284	12.2	32.6	8.2	1.2	2.3	19.4	43.7	12.3	16.3	1.6	1.02	
2013/11/27 8:15	15.5	6.0	8.3	278	12.5	33.4	8.1	1.2	2.2	19.1	48.3	12.7	17.2	1.8	0.93	
2013/11/27 9:12	15.5	6.1	8.0	264	13.3	37.5	8.1	1.2	2.3	19.5	45.6	13.0	17.2	1.7	0.97	
2013/11/27 10:06	15.5	6.2	7.9	266	13.6	33.8	9.6	1.2	2.5	20.2	50.0	13.9	18.3	1.6	0.97	
2013/11/27 11:05	15.6	6.1	8.0	252	13.6	34.0	8.2	1.2	2.1	19.0	44.8	9.8	14.0	1.2	1.09	
2013/11/27 12:06	15.5	6.2	7.9	254	13.7	29.6	6.9	0.9	1.8	16.3	49.5	7.7	10.9	1.1	0.96	
2013/11/27 15:29	15.7	6.2	7.9	236	13.5	31.9	7.7	1.2	2.2	19.7	51.6	10.6	12.9	1.0	1.03	
2013/11/27 18:35	15.7	6.2	8.0	229	13.3	33.4	7.3	1.0	2.0	16.8	49.3	9.5	12.4	1.2	0.95	
2013/11/27 21:13	16.4	6.2	8.4	217	14.3	22.8	7.2	1.2	2.1	18.6	48.8	8.9	12.5	1.0	1.05	
2013/11/28 0:23	15.7	6.3	8.0	216	12.7	30.3	8.1	1.2	2.2	18.7	46.7	9.9	14.0	1.4	1.05	
2013/11/28 3:18	15.5	6.1	7.9	233	12.5	33.5	7.0	1.1	2.0	16.4	48.3	8.2	11.4	1.0	0.99	
2013/11/28 6:15	15.6	6.1	7.7	240	12.2	31.1	5.7	0.9	1.6	13.9	42.2	6.6	8.9	0.7	0.99	
2013/11/28 9:08	15.7	6.1	7.6	246	12.6	28.4	8.7	1.3	2.2	19.1	47.4	10.5	13.6	1.5	1.06	
2013/11/28 12:06	15.5	6.2	7.9	233	13.0	33.2	7.6	1.1	2.0	17.4	44.1	8.7	13.4	0.9	1.06	

Table A2 浸透試験における直近の地下水と流入水の各種水質の測定結果（続き）

		(cont.)														
採水日時	EC	pH	DO	ORP	水温	²²² Rn	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N	C/A	
試験4（続き）																
W-8																
2013/11/28 16:35	15.7	6.3	8.1	249	13.0	25.5	7.7	1.1	2.0	17.6	45.3	9.0	12.9	1.3	1.04	
2013/11/29 9:16	15.7	6.3	7.7	249	12.1	27.9	7.8	1.1	2.1	17.8	45.4	8.8	13.7	1.2	1.05	
2013/11/29 16:23	16.0	6.6	7.7	245	11.9	29.9	6.0	0.9	1.7	14.3	49.0	6.9	8.9	0.6	0.93	
2013/12/02 9:08	16.8	7.2	7.6	234	13.3	29.3	6.2	1.0	1.7	14.8	44.8	8.3	10.4	0.8	0.95	
2013/12/03 9:28	17.2	6.8	7.3	201	13.5	31.7	7.3	1.1	2.1	16.9	48.8	8.7	12.2	1.0	1.00	
W-9																
2013/11/25 15:05	16.1	6.9	6.6	261	14.2	11.3	7.6	1.1	2.2	18.5	43.3	10.8	14.1	1.1	1.06	
2013/11/26 9:12	16.4	6.3	6.9	255	12.7	24.2	8.2	1.2	2.4	19.2	48.8	11.0	15.6	1.1	1.02	
2013/11/26 10:06	16.3	6.2	7.1	267	13.0	25.1	7.8	1.2	2.2	18.6	46.2	10.5	13.8	1.2	1.04	
2013/11/26 11:45	16.3	6.3	7.5	305	13.1	18.1	8.3	1.1	2.3	19.3	52.0	11.1	14.7	1.4	0.98	
2013/11/26 12:22	16.2	6.3	7.1	333	13.2	24.5	8.8	1.2	2.4	19.9	47.7	10.9	16.9	1.2	1.05	
2013/11/26 13:20	16.8	6.3	6.7	316	13.3	22.7	9.3	1.2	2.4	19.8	49.7	10.9	14.4	1.2	1.08	
2013/11/26 14:16	17.0	6.3	6.8	251	13.2	29.0	9.1	1.1	2.2	18.4	54.5	10.4	14.3	1.0	0.99	
2013/11/26 15:18	17.0	6.2	6.9	282	13.0	24.7	9.4	1.1	2.3	19.2	51.3	10.0	14.0	0.9	1.07	
2013/11/26 16:12	17.4	6.2	6.9	288	13.0	29.1	9.7	1.2	2.4	18.9	47.4	10.6	15.2	1.2	1.08	
2013/11/26 17:12	17.0	6.2	7.2	283	13.4	33.7	9.6	1.1	2.2	17.6	56.9	9.9	15.0	0.9	0.95	
2013/11/26 18:18	17.5	6.3	6.9	326	13.1	33.9	10.8	1.2	2.4	19.4	55.6	11.7	16.5	1.2	1.00	
2013/11/26 19:13	17.3	6.1	6.9	348	12.9	32.1	8.6	0.9	1.9	15.1	52.3	8.0	12.6	0.9	0.93	
2013/11/26 20:11	17.1	6.3	8.3	351	12.7	32.6	10.5	1.1	2.3	18.8	51.1	10.3	15.8	1.2	1.05	
2013/11/26 21:27	17.4	6.1	7.1	375	12.0	26.8	9.9	1.2	2.3	19.0	53.1	10.5	15.1	1.0	1.03	
2013/11/26 22:24	17.0	6.1	7.4	376	12.2	25.2	10.3	1.2	2.3	19.0	53.7	11.8	15.8	1.1	1.00	
2013/11/26 23:27	17.3	6.3	7.3	349	12.7	26.4	10.2	1.2	2.5	20.6	52.5	11.3	15.1	1.0	1.09	
2013/11/27 0:24	17.3	6.2	7.4	361	12.7	27.9	10.2	1.2	2.4	19.4	52.8	11.3	15.0	1.1	1.04	
2013/11/27 1:27	17.3	6.1	7.3	352	12.2	28.0	10.3	1.2	2.4	18.8	54.4	10.9	15.1	1.3	1.01	
2013/11/27 2:24	17.0	6.2	7.6	345	12.5	25.8	9.7	1.2	2.4	19.4	54.6	10.5	15.4	1.3	1.01	
2013/11/27 3:40	17.1	6.2	7.6	331	12.3	13.5	9.9	1.3	2.4	19.1	51.6	11.7	14.0	1.1	1.04	
2013/11/27 4:30	17.0	6.2	7.4	338	11.8	31.0	10.2	1.2	2.5	19.8	53.3	11.0	16.0	1.3	1.04	
2013/11/27 5:24	16.5	6.1	7.5	318	12.0	29.8	8.3	1.0	2.2	17.8	47.9	10.1	14.2	1.4	0.99	
2013/11/27 6:25	16.7	6.2	7.2	302	12.0	33.4	9.0	1.2	2.3	19.3	46.5	10.6	15.0	1.3	1.08	
2013/11/27 7:30	16.7	6.2	7.6	288	12.1	31.7	9.6	1.2	2.5	19.6	53.0	12.3	17.6	1.4	0.97	
2013/11/27 8:28	16.3	6.2	7.5	261	13.0	34.1	9.1	1.1	2.4	19.6	46.8	12.3	18.5	1.6	0.99	
2013/11/27 9:27	16.6	6.2	7.6	242	13.1	35.8	9.4	1.2	2.4	20.3	50.2	11.9	17.0	1.4	1.03	
2013/11/27 10:11	16.4	6.2	7.5	255	13.6	28.6	8.1	1.1	2.2	18.8	45.5	10.2	14.4	1.2	1.06	
2013/11/27 11:11	16.3	6.2	7.3	242	13.6	33.9	9.0	1.1	2.3	18.9	50.7	9.8	14.6	1.2	1.04	
2013/11/27 12:14	16.3	6.2	7.4	243	13.7	32.5	8.8	1.2	2.3	18.6	50.2	10.3	14.6	1.1	1.03	
2013/11/27 15:47	16.8	6.2	7.5	248	13.4	28.3	8.5	1.2	2.3	18.7	45.9	10.4	14.2	1.3	1.06	
2013/11/27 18:45	16.2	6.2	7.4	234	13.3	33.6	8.7	1.0	2.3	19.1	47.5	10.3	13.8	1.3	1.07	
2013/11/27 21:28	16.4	6.1	7.8	216	13.5	24.7	8.9	1.1	2.4	19.2	49.3	10.1	13.7	1.3	1.07	
2013/11/28 0:32	16.3	6.1	7.7	223	12.5	27.2	9.1	1.2	2.4	19.6	49.8	10.2	13.9	1.3	1.08	
2013/11/28 3:35	15.9	6.0	7.6	231	12.0	30.9	8.7	1.2	2.3	19.1	46.7	10.5	14.0	1.3	1.08	
2013/11/28 6:28	16.1	6.1	7.8	231	12.0	32.1	7.8	1.0	2.2	17.1	51.3	8.8	11.8	1.0	0.99	
2013/11/28 9:15	16.4	6.2	7.2	238	12.8	30.6	8.6	1.1	2.2	18.6	46.9	9.5	12.8	1.0	1.10	
2013/11/28 12:12	16.1	6.1	7.4	234	13.0	31.2	8.3	1.1	2.3	17.9	45.8	9.8	11.5	1.2	1.09	
2013/11/28 16:44	15.9	6.1	7.5	253	13.2	23.7	8.3	1.0	2.3	18.4	56.3	9.5	14.2	1.0	0.96	
2013/11/29 9:23	16.0	6.3	7.5	238	12.3	28.4	8.3	1.1	2.3	18.6	47.9	8.9	13.5	1.2	1.07	
2013/11/29 16:34	16.1	6.3	7.5	248	12.1	24.1	7.6	1.0	2.1	16.4	44.8	8.9	12.7	1.0	1.02	
2013/12/02 9:16	15.8	6.7	7.5	233	13.4	28.9	8.0	1.0	2.2	18.1	49.0	9.3	13.5	1.0	1.03	
2013/12/03 9:35	16.5	6.2	7.2	200	13.5	29.0	8.1	1.1	2.3	18.1	48.4	9.7	13.5	1.0	1.04	
A0-2																
2013/11/26 9:43	14.5	6.3	7.0	307	14.2	37.6	7.8	1.1	2.2	17.1	48.4	11.2	11.8	1.1	0.97	
2013/11/26 16:30	14.4	6.2	7.1	280	14.7	35.4	7.4	1.0	2.0	16.6	45.8	10.6	10.6	1.0	1.01	
2013/11/27 9:50	14.4	6.2	7.1	261	13.5	38.3	8.1	1.0	2.2	17.2	39.1	13.2	15.7	1.4	0.99	
2013/11/28 9:35	14.4	6.1	7.4	256	12.8	29.9	8.1	1.1	2.2	17.1	43.8	9.9	10.7	1.0	1.09	
2013/11/29 9:54	14.5	6.1	6.7	272	12.7	30.0	7.5	1.0	2.0	15.8	44.3	9.3	11.1	1.1	1.01	
2013/12/02 9:42	14.6	6.5	6.7	238	13.1	32.2	7.8	1.0	2.1	16.5	44.3	9.6	11.2	0.9	1.06	
2013/12/03 8:58	23.1	6.1	6.6	196	13.3	37.2	8.0	1.0	2.2	16.9	41.8	10.2	11.3	1.0	1.10	

電気伝導度 (EC) の単位は mS m^{-1} 、酸化還元電位 (ORP) の単位は mV 、主要イオン濃度と溶存酸素濃度 (DO) の単位は mg L^{-1} 、水温の単位は $^{\circ}\text{C}$ 、ラドン濃度の単位は Bq L^{-1} 、C/Aは陽イオンと陰イオンの当量比、n.d.は検出下限未満、—は欠測を表す。全試料の NH_4^+ と NO_2^- は、窒素量（それぞれ $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$ ）で 0.2mg L^{-1} を超えては検出されなかった。

Impact of percolating water on the groundwater environment during waterlogging in a permeable flood-control reservoir

— an application of major ions and radon in groundwater to indicating percolation contribution —

YOSHIMOTO Shuhei*, SHIBUYA Tatsuya**, SUDANI Gaku**, KURODA Seiichiro***,
TSUCHIHARA Takeo*, SHIRAHATA Katsushi* and ISHIDA Satoshi*

*Water Resources Engineering, Renewable Resources Engineering Division

**Tonami Agriculture and Forestry Promotion Center, Toyama Prefecture

***Engineering Analysis, Facilities and Geotechnical Engineering Research Division

Abstract

Measurement of ^{222}Rn in the groundwater during waterlogging tests revealed that percolating water from a permeable flood-control reservoir influenced the adjacent aquifer. The ^{222}Rn results were consistent with those of Ca^{2+} and $\text{NO}_3\text{-N}$. On the other hand, there was no obvious declining trend in ^{222}Rn , Ca^{2+} and $\text{NO}_3\text{-N}$ of the deeper groundwater, thus contribution of the percolating water to the deeper aquifer seemed to be little or absent. Although this would not necessarily indicate that any percolating water does not reach the deeper aquifer, it could be said that contribution of the percolating water would appear more highly and rapidly in the shallower aquifer. Therefore, early monitoring of water quality in the shallower groundwater would be of importance for understanding impact of percolation from permeable flood-control reservoirs on the groundwater environment.

Key words: Groundwater flow, Recharge, Flood-control reservoir, Alluvial fan, Radon

〔農工研技報 217〕
〔29 ~ 37, 2015〕

農業水路の生態系配慮施設における魚類相の多様性評価

渡部恵司* 森 淳* 小出水規行* 竹村武士**

*資源循環工学研究領域生態工学担当

**企画管理部業務推進室企画チーム

要 旨

農業水路における生態系配慮施設の評価手法の構築に向けて、魚類相の多様性の評価方法を提案し、配慮施設の評価を試みた。魚類のモニタリング調査として、いさわ南部地区の農業水路9調査定点において、定置網を用いた個体採捕を2013年10月～2014年7月に計3回実施した。評価指標は、候補とした12指標間の相関関係を考慮し、種数、総個体数、ギバチの個体数、森下の多様度指数およびPielouの均衡性指数の5指標を選定した。各評価指標の値をもとに「スコア」(0～1)および5指標の「合計スコア」(0～5)を算出した結果、配慮施設5定点で合計スコアは1.9～3.6と高く、魚類相も多様であった。一方、配慮施設2定点と3面張りコンクリート水路2定点は0.4～1.2と低かった。合計スコアの低い配慮施設2定点は、魚類相の多様性の向上をねらって維持管理等を行う場合に優先順位が高いと判断できた。

キーワード：農業水利施設、生物多様性、生態系配慮、淡水魚、多様度指数

I 緒 言

農業水利施設では、2001年の土地改良法の改正以降、様々な生態系配慮対策が実施されてきた。2012年に改正された土地改良長期計画では、「農業用排水施設等の整備に際して（中略）豊かな生態系とそのネットワークの保全・再生（中略）を推進する」ことが施策の1つとして掲げられた。また、多面的機能支払交付金においても、農業水路における生態系配慮対策は資源向上支払交付金の支援対象となっている。このため、農業農村整備事業で、あるいは活動組織の直接施工によって、今後も生態系配慮対策が進められることが見込まれる。

生態系配慮対策では、その効果を確認するため、施工中・後に継続的にモニタリング調査を実施し、生態系配慮対策の評価を行う必要がある（食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会、2006）。農業水路に施工された生態系配慮施設（以下、「配慮施設」）の中には、例えば土砂が堆積して魚巣ブロックが閉塞するなど、生物相を保全する機能（以下、「生物相保全機能」）が時間経過等に伴い低下する場合がある。このため、モニタリング調査の結果から、目標に対して効果が不十分な場合は、必要に応じて施設の修正を行うなど、順応的管理を行うことが重要である（食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会、2006）。

しかし実際は、モニタリング調査の継続には多大な費

用や労力を要する等の様々な課題が残され、わずか1回の調査で打ち切られる場合もある。さらに、配慮施設の評価に関する報告も堀野ら（2008）や森ら（2011）等の数例に限られている。今後、配慮施設において、①費用や労力をかけないモニタリング調査、②その調査結果に基づく配慮施設の生物相保全機能の評価、③生物相保全機能の低い施設の抽出、④必要に応じて改修、維持管理等の解決策の提示、といった一連の評価手続きが構築されれば、いっそう効果的な生態系配慮対策が実現可能となる。本報告では、このような目指すべき評価手続き①～④のうち、手続きの基幹となる②農業水路に施工された配慮施設の評価に注目した。農業水路では魚類を保全対象生物とした生態系配慮対策が行われることが多いため、本報告では魚類相の多様性に基づき生態系配慮施設の評価を行うことにした。

評価には、単一あるいは少数の指標による生態系評価は適切でないとの指摘から（森ら、2011）、複数の指標を用いることにした。生物相の多様性を数量化する方法としては、種数や総個体数、「ある属性をもった種」といった特定グループの個体数（中村、2007）、生物群集の種多様性を表す多様度指数を算出する方法等が知られている。多様度指数については既に多くの指数が提案され、中村（2007）は12種類の指数を紹介している。農業水路の魚類相に対してはShannon-Weaverの H' （Margalef, 1958）や森下（1967）の β が用いられることが多い（西田ら、2011；永山ら、2012）。ただし、多様

度指数間の違いや相関関係については十分に検討されていない(伊藤, 1990)。また, 種数が少ない場合に種数-個体数関係に基づく元村(1932)の多様度指数 $1/a$ やFisher(1943)の多様度指数 a が算出できない等の課題もある。このため, 指標間の関係を把握した上で, 農業水路の魚類相の評価に適した指標を選定する必要がある。さらに, 複数の評価指標を用いる上で, 配慮施設の総合的な評価のための方法構築が求められる。

本報告では, 魚類相の多様性の評価方法を提案し, 実際の評価を行った結果を示す。ここでは, 構造の異なる複数の配慮施設が設置されている岩手県奥州市の農業水路を調査対象とし, 魚類のモニタリング調査を行うことにより, 調査結果に基づく魚類相の多様性を表す評価指標を選定後, この指標による配慮施設の評価を試みた。

II 材料と方法

2.1 調査対象地および調査方法

調査対象の農業水路は, 国営農地再編整備事業いさわ南部地区の事業地区内に位置する。当事業は1998~2010年に実施され, 水田および普通畑の区画整理(圃場整備)とともに, 地区内を流れる原川幹線排水路(以下, 「原川」)が改修され, 原川のバイパス水路として細入川が新設された。この際, 原川には複数の配慮施設が設けられた。

調査では, 原川および細入川に, 9点の調査定点(以下, 「定点」)を設け, 上流から順にSt.1~9とした(Figs.1, 2)。定点は, コントロールとして設定した従来工法の3面張りコンクリート区間(St.1, 9)と種々の配慮施設が設置された区間(St.2~8)に大別される。

配慮施設区間であるSt.2~8は次のような区間である。St.2は3面張りコンクリートで, 水路底にコンクリートブロックが千鳥状に配置され, 流速が多様な区間となっている。St.3は積ブロックを用いた2面張り護岸で, その上流・下流と比べ水路幅が広く, 土砂が堆積しやすい構造である。St.4は3面張りコンクリートで, 部分的に大型のフリュームを用いて, 水路幅および水深が大きくなる区間が設けられている。St.5は急流落差工と呼ばれ, 従来の落差工の代わりに勾配を1/20とした区間である(森, 2004)。護岸は空石積の部分と練石積で一部に魚巢ブロックが用いられた部分がある。St.6, 8は魚巢ブロックを用いた2面張り護岸である。St.7は幅広水路と呼ばれる区間で, 練石積護岸である。調査時における各定点の水深, 流速, 水路底等の水路環境の特徴をTable 1に整理した。

魚類のモニタリング調査として, 定置網(幅3m, 目合い5mm)を用いた魚類採捕を2013年10月9~11日, 2014年4月22~24日, 7月8~10日の計3回実施した。各定点においては, 定置網の入口を下流に向けて, 流れを遮るように設置した。昼行性の種と夜行性の種が

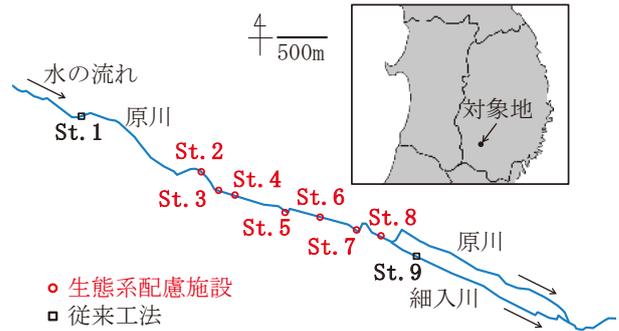


Fig.1 調査地区の概要
Outline of study canal



Fig.2 調査定点の写真
Photographs of survey stations

Table 1 調査定点の生息環境の概要
Environmental characteristics of survey stations

St.	水路幅* m	水深 cm	流速 cm/s	コンクリート	水路底・堆積			植生		その他
					泥	砂	石	抽 水	垂 下 水	
1	2	8	65	○						
2	2	17	38	○	○			○		** ○
3	4	0~30	26		○	○	○			○
4	3	8~62	14	○	○	○	○			
5	4	0~45	15		○	○	○	○		○ ○
6	4	0~28	14		○	○	○	○	○	○ ○
7	6 (3)	0~30	40		○	○	○	○		○
8	5	5~20	29		○	○	○	○		
9	2	11	29	○						

2013年11月に調査。

*括弧内は流路幅m。 **ブロック下にえぐれ。

ともに採捕されるよう、定置網は夕方に設置し、翌朝に回収した。採捕個体については、種と標準体長を記録した後、その場に生かして放流した。種の同定は、中坊(2013)に従った。ただし、ヨシノボリ類は種・亜種の同定を行わなかった。調査中、降雨等に伴う大きな流況変化はなかった。

2.2 評価手法の構築

2.2.1 候補とした指標

魚類相に関する基本的な指標として、種数および総個体数を採用した。また、農業農村整備事業における注目すべき種の選定の考え方(食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会, 2006)を参考にしながら、種別の個体数のうち、本水路において最も個体数が多かったこと、希少種であること(環境省, 2012)、肉食性であり(勝呂, 2008; 角田ら, 2011)、食物網の上位消費者にあたることから、本報告ではギバチの個体数にも注目し、指標として加えた。

特定グループの個体数としては、基本的な属性である遊泳魚と底生魚に注目し、それぞれの個体数を指標とした。

多様度指数について、本調査では各調査回の定点ごとの種数は0~9と多くはなかったことから、種数が少なくても算出可能な式(1)~(7)で定義される指数 $I_1 \sim I_7$ を指標として採用した。

(1) Shannon-Weaverの H' (Margalef, 1958)

$$I_1 = -\sum p_i \times \log_2 p_i \quad (p_i = n_i / N) \quad (1)$$

(2) 森下(1967)の β

$$I_2 = 1 / \sum \{n_i(n_i - 1) / N(N - 1)\} \quad (2)$$

(3) McIntosh(1967)の多様度指数

$$I_3 = (N - \sqrt{\sum (n_i)^2}) / (N - \sqrt{N}) \quad (3)$$

(4) McNaughton(1967)の優占度指数

$$I_4 = (n_1 + n_2) / N \quad (4)$$

(5) Pielou(1969)の均衡性指数 J'

$$I_5 = I_1 / \log_2 S \quad (5)$$

(6) Pielou(1969)の $H'N$

$$I_6 = I_1 \times N \quad (6)$$

(7) 森下(1967)の繁栄指数 $N\beta$

$$I_7 = I_2 \times N \quad (7)$$

ただし、 n_i は第*i*位の優占種の個体数、 N は総個体数($\sum n_i$)、 S は種数を表す。なお、各多様度指数の値が表す内容の違いから、 $I_1 \sim I_4$ は種数と均一性を表現する平均多様度、 I_5 は均一性のみを表現する相対多様度、 $I_6 \sim I_7$ は平均多様度と総個体数の積で計算される全多様度に分類される(中村, 2007)。

2.2.2 評価指標の選定

単一あるいは少数の指標による生態系評価は適切でな

いという指摘がある一方(森ら, 2011)、評価指標が多すぎると結果の解釈が難しくなる。そこで、類似の傾向を表す指標(例えば、種数が多いほど多様度指数 I_1 の値は高くなる等)については、相関分析を利用して、いずれかの指標を選択した。相関分析では、2.2.1項で挙げたすべての指標のペアについてSpearmanの順位相関係数を求めた。調査3回分の各ペアの相関係数について、係数の絶対値が0.7以上で、かつ符号が同じ指標のペアを抽出した。評価指標には、抽出されたペアのうち片方を採用した。

2.2.3 評価指標のスコアおよび合計スコアの算出

それぞれの評価指標は、調査回ごとに9定点での最小値が0、最大値が1となるように標準化し、その値を「スコア」(1点満点)とした。総個体数が0である等の理由で多様度指数が算出できない場合には、スコア0を与えた。また、総合的な評価のため、指標のスコアを合計し、その値を「合計スコア」(5点満点)とした。スコアおよび合計スコアの値に基づき、配慮施設の評価を行った。

III 結果と考察

3.1 地区全体の魚類相

3回の調査で、計11種1,127個体が採捕された(Table 2)。本調査とは異なる採捕方法(タモ網や投網等)を用いた過去の調査結果(西田ら, 2011)と比べて、採捕魚種に大きな違いはみられなかった。

採捕魚類にはモツゴ等の普通種をはじめとし、次の希少種も出現した。アカヒレタビラおよびタナゴは環境省第4次レッドリスト(環境省自然環境保全局, 2013)において絶滅危惧IB類(IA類ほどではないが、近い将来

Table 2 出現種の一覧
List of species and numbers of individuals

種名	学名	個体数	属性
ギバチ	<i>Pseudobagrus tokiensis</i>	419	底生魚
タイリクバラタナゴ	<i>Rhodeus ocellatus ocellatus</i>	181	遊泳魚
ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	176	底生魚
モツゴ	<i>Pseudorasbora parva</i>	113	遊泳魚
アブラハヤ	<i>Phoxinus lagowskii steindachneri</i>	104	遊泳魚
タナゴ類*	<i>Acheilognathus</i> sp.	52	遊泳魚
ヨシノボリ類	<i>Rhinogobius</i> sp.	48	底生魚
オイカワ	<i>Opsariichthys platypus</i>	21	遊泳魚
シマドジョウ	<i>Cobitis biwae</i>	6	底生魚
ギンブナ	<i>Carassius</i> sp.	5	遊泳魚
ウグイ	<i>Tribolodon hakonensis</i>	2	遊泳魚

*アカヒレタビラ*A. tabira erythropterus*およびタナゴ*G. melanogaster*。

における野生での絶滅の危険性が高いもの)、ギバチは絶滅危惧II類(絶滅の危険が増大している種)、ドジョウは情報不足(評価するだけの情報が不足している種)に指定されている。また、タナゴは岩手県レッドデータブック(岩手県, 2014)でDランク(現時点での絶滅危険度は小さいが、生息条件の変化によっては「絶滅危惧」に移行する可能性のある種)に指定されている。タナゴとアカヒレタビラは体長の小さい個体の種判別が困難であったため、以下の解析ではタナゴとアカヒレタビラはまとめて「タナゴ類」とした。なお、種数を集計する際、タナゴ類およびヨシノボリ類はそれぞれ1種として扱った。

個体数はギバチが最も多く、全採捕個体数の4割を占めた(Table 2)。次いで、タイリクバラタナゴ、ドジョウ、モツゴ、アブラハヤの順に多く、これら上位5種で

全採捕個体数の9割を占めた。

3.2 定点ごとの魚類相の特徴

3.2.1 種数と個体数

各指標の値は定点別・調査回別にTable 3にまとめて示した。種数は、調査各回で0~9で推移した。St.5~7は種数が多く、毎回4~9種が出現した。一方、St.1, 8, 9は種数が少なく、多い場合でも3種しか出現しなかった。

総個体数は、定点・調査回ごとのバラツキが大きかった。St.1では、2013年10月および2014年4月の総個体数がそれぞれ9および0であったが、2014年7月の総個体数は166(うち9割がドジョウ)であった。総じてSt.4~6では総個体数が多く、St.2, 8, 9では少なかった。魚種別にみると、ギバチはSt.1では全く採捕されず、St.9

Table 3 調査定点別の各指標の値
Values of indexes in each survey station

		種数	総個体数	ギバチ 個体数	遊泳魚 個体数	底生魚 個体数	I_1	I_2	I_3	I_4	I_5	I_6	I_7
St.1	2013年10月	3	9	0	0	9	1.5	3.6	0.6	0.8	1.0	14	32
	2014年4月	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-
	2014年7月	2	166	0	0	166	0.4	1.1	0.1	1.0	0.4	58	190
St.2	2013年10月	4	21	18	2	19	0.8	1.4	0.2	0.9	0.4	17	29
	2014年4月	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-
	2014年7月	4	23	16	6	17	1.2	1.9	0.3	0.9	0.6	28	45
St.3	2013年10月	1	10	10	0	10	0.0	1.0	0.0	-	-	0	10
	2014年4月	4	10	1	3	7	1.6	2.8	0.5	0.8	0.8	16	28
	2014年7月	8	49	7	40	9	2.5	5.0	0.6	0.5	0.8	123	246
St.4	2013年10月	5	60	36	23	37	1.5	2.4	0.4	0.8	0.7	91	142
	2014年4月	3	10	5	1	9	1.4	2.8	0.5	0.9	0.9	14	28
	2014年7月	3	54	39	15	39	1.0	1.7	0.3	1.0	0.6	51	93
St.5	2013年10月	7	278	135	140	138	1.6	2.6	0.4	0.9	0.6	439	722
	2014年4月	8	91	40	42	49	2.3	3.9	0.5	0.6	0.8	212	359
	2014年7月	4	19	12	5	14	1.5	2.3	0.4	0.8	0.7	28	45
St.6	2013年10月	7	85	34	46	39	2.3	4.2	0.6	0.6	0.8	195	353
	2014年4月	5	18	8	8	10	2.0	4.0	0.6	0.7	0.9	36	72
	2014年7月	9	105	16	82	23	2.7	6.0	0.6	0.4	0.9	283	630
St.7	2013年10月	6	41	26	13	28	1.7	2.4	0.4	0.8	0.7	70	97
	2014年4月	4	12	1	4	8	1.6	3.1	0.5	0.8	0.8	20	38
	2014年7月	9	47	0	45	2	2.5	5.0	0.6	0.6	0.8	119	233
St.8	2013年10月	2	6	5	1	5	0.7	1.5	0.3	1.0	0.7	4	9
	2014年4月	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-
	2014年7月	2	10	9	1	9	0.5	1.3	0.1	1.0	0.5	5	13
St.9	2013年10月	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-
	2014年4月	1	1	0	1	0	0.0	-	-	-	-	0	-
	2014年7月	2	2	1	0	2	1.0	-	1.0	1.0	1.0	2	-

I_1 : Shannon-Weaverの H' , I_2 : 森下(1967)の β , I_3 : McIntosh(1967)の多様度指数, I_4 : McNaughton(1967)の優占度指数, I_5 : Pielou(1969)の均衡性指数 J' , I_6 : Pielou(1969)の HN , I_7 : 森下(1967)の繁栄指数 $N\beta$ 。

でも2014年7月に1個体が採捕されたのみであった。

遊泳魚（タイリクバラタナゴ、モツゴ、アブラハヤ、タナゴ類、オイカワ、ギンブナ、ウグイ）の個体数は総じてSt.5, 6で多かった。特に、2013年10月のSt.5においては140個体の遊泳魚が採捕され、このうちタイリクバラタナゴが103個体を占めた。St.1, 2, 8, 9における遊泳魚の個体数は0～6で、ほとんど採捕されなかった。底生魚（ギバチ、ドジョウ、ヨシノボリ類、シマドジョウ）の個体数は、2013年10月のSt.5および2014年7月のSt.1で多く、前者はギバチ、後者はドジョウが多くを占めた。St.9は遊泳魚と同様に、底生魚の個体数も少なかった。

3.2.2 多様度指数

多様度指数 $I_1 \sim I_7$ の値はバラツキが大きかったが、 I_1, I_2, I_3, I_5 はSt.5, 6, 7で、 I_4 はSt.4, 5で一貫して高かった。

St.5, 7は、西田ら（2011）の区間D, Bに概ね一致する。西田ら（2011）は、約10年前（2003～2007年）のSt.5, 7の I_2 をそれぞれ1.7～3.2, 1.6～4.6と報告している。調査の時期や方法は異なるものの、本報告におけるSt.5は2.3～3.9, St.7は2.4～5.0であり、 I_2 からみた多様度は10年前と同程度とみなされた。

3.3 相関分析に基づく評価指標の選定

相関分析の結果から、3回の調査とも相関係数の絶対値が0.7以上の高い相関を示し、かつ順位相関係数の符号が同じとなる指標のペアを抽出した（Table 4）。12ペアの指標間で正の相関が、2ペアの指標間で負の相関がみられた。 $I_1 \sim I_7$ 間の相関関係は各多様度指数の一般的な性質に基づくものであり、植物群落（伊藤, 1990）で報告されている傾向とも概ね合致した。

これらの相関関係を考慮して、定点の評価に用いる指標は、種数、総個体数、ギバチの個体数、平均多様度の I_2 および相対多様度の I_5 の5指標とした。他の指標について、遊泳魚の個体数は種数との相関、底生魚の個体数、 I_6, I_7 は総個体数との相関、 I_1 は種数等との相関、 I_3, I_4 は I_2 との相関が高いため（Table 4）、採用しなかった。

3.4 各指標のスコアによる評価

各定点における5指標のスコアをレーダーチャートに示した（Fig.3）。各スコアの値は、同じ定点でも調査回によって異なったが、その平均値はSt.5で総じて高かった。また、St.3, 6, 7の共通した傾向として、種数、 I_2 および I_5 のスコアの平均値が高かった。これに対して、St.1, 2, 8, 9は、どの指標のスコアの平均値も低かった。

コンクリート水路であるSt.1, 9でも調査回によっては高いスコアを示す指標があった。St.1では2014年7月の総個体数のスコアおよび2013年10月の I_5 のスコアが1.0であり、St.9では2014年7月の I_5 のスコアが1.0であったが、いずれの指標のスコアも他の調査回は低かつ

た。St.1で2014年7月の総個体数のスコアが高かったことは、ドジョウが155個体と多かったことに起因する。これらの標準体長は33～73mmで当歳個体であること、前2回およびその後（2014年10月、森・渡部、未発表）の調査ではSt.1でドジョウが0～3個体しか確認されなかったこと、ドジョウの当歳個体は中干前から落水の時期にかけて水田から水路に移動すること（皆川・千賀, 2007）から、これらのドジョウは水田から移出した直後の個体が一時的に多く採捕されたものであり、St.1がドジョウの生息に適したわけではないと推察される。このように、値が特異的か否かは1回の調査データだけでは判断できない。すなわち、評価には複数回の調査データが必要といえる。このため、今後も調査を継続しながら、調査適期や評価に妥当な調査回数について検討する予定である。

3.5 合計スコアによる評価

各定点の調査回ごとの合計スコアをFig.4に示す。複数の指標のスコアが高い場合には合計スコアが高かったが、前述の2014年7月のSt.1のように特定の指標のスコアのみが高い場合には、合計スコアはあまり高くなかった。また、合計スコアは同じ定点でも調査回によって異なったが、3調査回の平均値を算出することにより特異的な調査回の影響が軽減された。このように、合計スコアの平均値が高ければ、複数の調査時期で、かつ複数の評価指標から魚類相が多様だと判断できる。

合計スコアの平均値は、St.4～7で1.9～3.6と高く、相対的に魚類相が多様だと判断された。水路環境との関

Table 4 高い相関がみられた指標のペア
Pairs of indexes with high correlation

変数のペア	Spearmanの順位相関係数		
	2013年 10月	2014年 4月	2014年 7月
種数—遊泳魚の個体数	0.93**	0.99**	0.93**
種数— I_1	0.95**	1.00**	0.92**
種数— I_6	0.75*	0.99**	0.97**
総個体数—底生魚の個体数	0.74*	0.94**	1.00**
総個体数— I_6	0.81**	0.99**	0.93**
総個体数— I_7	0.73*	1.00**	0.93**
遊泳魚の個体数— I_1	0.87**	0.97**	0.73*
遊泳魚の個体数— I_6	0.77*	0.97**	0.96**
遊泳魚の個体数— I_7	0.73*	0.98**	0.86**
I_1 — I_2	1.00**	0.82	0.83*
I_1 — I_4	-0.96**	-1.00**	-0.77*
I_2 — I_3	0.97**	0.73	0.98**
I_2 — I_4	-0.97**	-0.82	-0.72
I_6 — I_7	1.00**	0.98**	0.95**

$I_1 \sim I_7$ はTable 3の脚注を参照。* : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$ 。

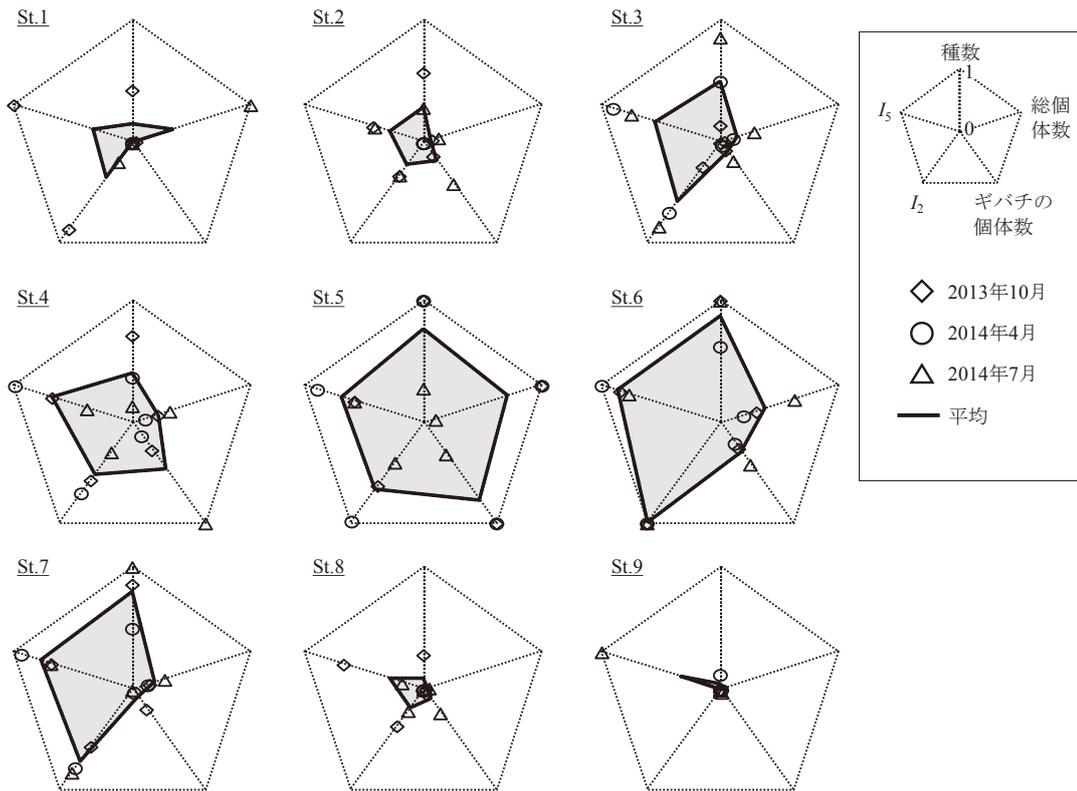


Fig.3 各調査定点における5指標のスコア
Scores of 5 diversity indexes in survey stations

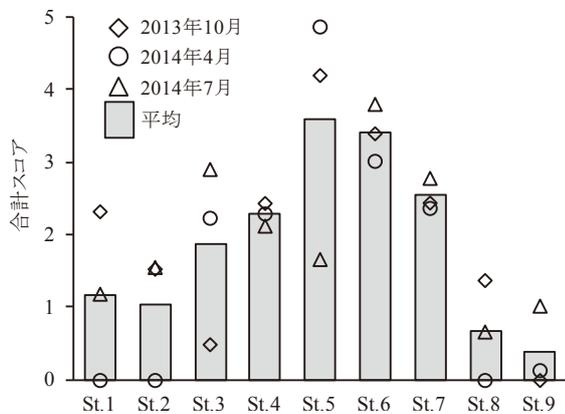


Fig.4 各調査定点における合計スコア
Total scores in survey stations

連についての詳細な検討は今後であるが、St.4～7は水深が多様であり (Table 1)、魚類の生息に好適な深みやカバーの存在 (西田ら, 2009) が、多様な魚類が生息する理由の一つと推察される。

3面張りコンクリート水路であるSt.1, 9は合計スコアの平均値が0.4～1.2と低く、魚類相の多様性が乏しかった。堀野ら (2008) および森ら (2011) は3面張りコンクリート水路では配慮施設と比べて魚類相や底生動物相の多様性が乏しいことを報告しており、本結果もこれに

追従するものと考えられる。

St.2, 8は配慮施設であるが、合計スコアは0.7～1.0と低かった。両定点は、St.4～7と比べると水深が単調で、植生等のカバーが少ないことが魚類相の多様性が乏しい一因と推察される。仮に調査地区において、魚類相の多様性の向上をねらって配慮施設の改修や維持管理を行う場合には、St.2, 8は優先順位が高いと判断される。ただし、St.8は、森ら (2011) における標準断面区間と一致し、この定点はSt.5 (急流落差工区間)、7 (幅広水路区間) と比べて底生動物相が豊かであることが報告されている。森ら (2011) は、この理由として、人頭大の石がトビケラ類やカゲロウ類の付着基質および餌場としての役割を果たしたこと、マイクロハビタットレベルで流速が緩和・多様化されたと考察している。このため、例えば水路内に石を残す等、底生動物相の生息に好適な環境を維持する工夫が必要だろう。

IV 結言

本報告では、農業水路における配慮施設の評価手法の構築に向けて、いさわ南部地区の農業水路の定点St.1～9において魚類のモニタリング調査を行い、魚類相の多様性を表す複数の指標間の関連を明らかにするとともに、5つの指標のスコアと合計スコアによる評価方法を提案し、配慮施設の評価を行った。結果の概要を以下に

示す。

- ・定置網を用いた3回（2013年10月，2014年4，7月）のモニタリング調査で計11種1,127個体が採捕された。希少種としてアカヒレタビラ，タナゴ，ギバチ，ドジョウが確認され，個体数はギバチが最も多く，全採捕個体数の4割を占めた。
 - ・定点ごとに，魚類相の多様性を表す指標として，種数，総個体数，種別の個体数，遊泳魚と底生魚の個体数，多様性指数 $I_1 \sim I_7$ を算出した。さらに指標間の相関関係を考慮して，定点の評価に用いる5指標（種数，総個体数，ギバチの個体数， I_2 ， I_5 ）を選定した。これらの指標のスコアおよび合計スコアに基づく配慮施設の評価方法を提案した。
 - ・5指標のスコアについて，St.5では総じてどの指標も平均値が高かった。またSt.3, 6, 7は種数， I_2 ， I_5 のスコアの平均値が高い傾向が共通した。一方，St.1, 2, 8, 9は，どの指標のスコアの平均値も低かった。
 - ・合計スコアの平均値は，配慮施設のうちSt.4～7で1.9～3.6と高く，3面張りコンクリート水路であるSt.1, 9で0.4～1.2と低かった。St.2, 8は配慮施設であるものの，合計スコアは0.7～1.0と低かった。仮に調査地区において魚類相の多様性の向上をねらって配慮施設の維持管理等を行う場合には，St.2, 8の優先順位が高いと推察された。
- 以上のように，魚類相の多様性を表す指標のスコアおよび合計スコアを算出することで，改修や維持管理等の優先順位の高い配慮施設を抽出することができ，地区の生物相保全機能の効率のかつ効果的な向上に貢献できる。全国の農業水路に施工された環境配慮施設への適用に向けては，ギバチが生息しない地区において代替となる指標の選定方法について，また評価指標の重みづけを含めた合計スコアの算出方法について検討が必要である。本評価手法の汎用化に向けて，事例地区や調査地点数を増やししながら，これらの課題に取り組む予定である。

謝辞：本調査は，農林水産省委託プロジェクト研究「気候変動に対応した循環型食料生産等の確立のための技術開発」，JSPS 科研費25450367，25871098，26450348の一部として実施した。現地調査にあたり，北里大学獣医学部生物環境科学科4年生の梶 仁亮氏および村井洋介氏にご協力いただいた。データ整理にあたり，当所資源循環工学研究領域生態工学担当の山野井京子氏，後藤ポンティップ氏，鈴木愛子氏にご協力いただいた。報告の執筆にあたり，当所資源循環工学研究領域の諸氏に貴重な助言をいただいた。ここに記して深謝の意を表す。

参考文献

Fisher, R. A., Corbet, A. S. and Williams, C. B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population, *Journal*

of Animal Ecology, **12**(1), 42-58

- 堀野治彦・中桐貴生・荻野芳彦（2008）：環境配慮型用水路の魚類生態および通水機能への影響評価，*農業農村工学会論文集*，**254**，161-167
- 伊藤秀三（1990）：多様性指数間の相関関係—各種の指数値は何を表すか—，*日本生態学会誌*，**40**，187-196
- 岩手県（2014）：いわてレッドデータブック 岩手の希少な野生生物web版，<http://www2.pref.iwate.jp/~hp0316/rdb/index.html>（閲覧日：2014年10月1日）
- 環境省自然環境保全局（2013）：第4次レッドリストの公表について（汽水・淡水魚類），（オンライン），<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=16264>（確認日：2014.10.3）
- Margalef D. R. (1958): Information theory in ecology, *General Systems*, **3**, 36-71
- McIntosh R. P. (1967): An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity, *Ecology*, **48**(3), 392-404
- McNaughton S. J. (1967): Relationships among functional properties of californian grassland, *Nature*, **216**, 168-169
- 皆川明子・千賀裕太郎（2007）：水田を繁殖場とする魚類の水田からの脱出に関する研究，*農業土木学会論文集*，**247**，83-91
- 森 淳（2004）：農地整備と生態系復元，杉山恵一・中川昭一郎編，*農村自然環境の保全・復元*，朝倉書店，165-173
- 森 淳・渡部恵司・竹村武士・小出水規行・朴 明洙（2011）：環境配慮手法による農業排水路の底生動物相の違い，*農村工学研究所技報*，**211**，97-107
- 森下正明（1967）：京都近郊における蝶の季節分布，森下正明・吉良竜夫編，*自然—生態学的研究*，中央公論社，東京，95-132
- 元村 勲（1932）：群聚の統計的取り扱いについて，*動物学雑誌*，**44**，379-383.
- 永山滋也・根岸淳二郎・久米 学・佐川志朗・塚原幸治・三輪芳明・萱場祐一（2012）：農業用の水路における季節と生活史段階に応じた魚類の生息場利用，*応用生態工学*，**15**(2)，147-160
- 中坊徹次編（2013）：日本産魚類検索 全種の同定 第3版，東海大学出版会，2428p.
- 中村寛志（2007）：指標種による環境評価，新里達也・佐藤正孝編 *野生生物保全技術* 第2版，242-258
- 西田一也・満尾世志人・皆川明子・角田裕志・西川弘美・大平 充・庄野洋平・千賀裕太郎（2011）：農業排水路の生態系配慮工法区間における魚類相と水路環境の推移，*農業農村工学会論文集*，**272**，1-9
- 西田一也・大平 充・千賀裕太郎（2009）：農業水路における魚類の越冬環境に関する研究—東京都国立市を流れる府中用水を事例として—，*環境情報科学論文集*，**23**，197-202
- Pielou, E. C. (1969): An introduction to mathematical ecology, *Wiley Interscience*, John Wiley & Sons, 286p.
- 食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会（2006）：環境との調和に配慮した事業実施の

ための調査計画・設計の技術指針, 95-104

勝呂尚之 (2008) : ギバチ, 水産総合研究センター編 野生水産生物多様性保全対策事業 平成15年度~平成19年度総括報告書, 水産総合研究センター, 25-44

角田裕志・土井真樹絵・大平 充・満尾世志人・千賀裕太郎 (2011) : 北上川支流の農業排水路におけるギバチ (*Pseudobagrus tokiensis*) 当歳魚の胃内容物, 農業農村工学会論文集, **276**, 465-468

受理年月日：平成26年10月27日

Evaluation of Fish Diversity at Eco-friendly Sections in Agricultural Drainage Canals

WATABE Keiji*, MORI Atsushi*, KOIZUMI Noriyuki* and TAKEMURA Takeshi**

*Ecological Engineering, Renewable Resources Engineering Research Division

**Planning Team, Planning and Promotion Section, Department of Planning and General Administration

Abstract

Toward construction of evaluation methods for eco-friendly sections installed in agricultural drainage canals, we proposed 5 indexes to evaluate fish diversity, and applied these indexes to 9 sections in the canal in the Isawa-nambu Area, Iwate Prefecture, Japan. Three replications of fish surveys using fixed fishing nets were conducted at 7 eco-friendly and 2 concrete sections in the canal from October 2013 to July 2014. A total of 1,127 individuals of 11 fish species were captured during the surveys. Five evaluation indexes composed of the number of species, the total individuals, the number of *Pseudobagrus tokiensis*, Morishita's index β and Pielou's evenness index J' were selected from 12 candidate indexes in consideration of correlation between indexes. The "score" (0 to 1) of each index and the "total score" (0 to 5) of 5 indexes were calculated, showing that the total scores of 5 eco-friendly sections were 1.9 to 3.6, while those of 2 eco-friendly and 2 concrete sections were only 0.4 to 1.2. The eco-friendly sections with the low total scores should be preferentially remediated if maintenances are performed to improve their fish diversity.

Key words: Agricultural water facility, Biodiversity, Environmental conservation, Freshwater fish, Diversity index

〔農工研技報 217〕
〔39 ~ 52, 2015〕

分布型物質移動モデルによるウォッシュロードと 放射性物質の移動予測

名和規夫* 吉田武郎* 堀川直紀** 工藤亮治* 皆川裕樹*

* 水理工学研究領域水文水利担当

** 国際農林水産業研究センター 農村開発領域

要 旨

国内においては、沖縄県における赤土流出など土地利用の変化に伴う土壌流亡が報告されている。また、東京電力福島第一原子力発電所事故によって広域に拡散した放射性物質は、豪雨時に表土の粘土等に吸着して浮遊物質として流下するため、浮遊物質及びそれに吸着する放射性物質の移動を時空間的に明らかにすることが重要となっている。このため、浮遊物質の移動に関する既存の研究を概観し、浮遊物質の生産と運搬の基礎理論を整理し、分布型物質移動モデルの構築を行った。分布型物質移動モデルにより、浮遊物質の中で多くを占めるウォッシュロード（0.075mm未満）とそれに吸着して移動する放射性物質を連続的に移動予測することが可能となった。

キーワード：浮遊物質、ウォッシュロード、放射性物質、分布型物質移動モデル、放射性物質移動モデル

I 緒 言

国内においては、沖縄県における赤土流出などに代表される土地利用の変化に伴う土壌流亡が報告されている。また、降雨による浸食で、強度の土壌劣化を受けた土地は全世界で約2.2億haに及んでおり、農業を継続するうえで大きな課題となっている（大倉，2010）。

東京電力福島第1原発事故によって広域に拡散した放射性物質は土壌表層3cm以内に約9割近くが留まっている（農林水産省，2013）。降雨による表土流亡に伴い、表土の粘土等に付着した放射性物質が浮遊物質とともに移動し、上流から下流に輸送されることが予測される。さらに、浮遊物質は取水施設により農業用水として水田域に配水され、放射性物質も運搬・拡散される恐れがある。このため、ダム、頭首工等の取水・貯水管理にあたっては、降雨特性、流出特性を考慮した管理を行うとともに、浮遊物質の移動を考慮した管理とその対策が重要となっている。このように、東日本大震災以降の新たな社会的要請からも、浮遊物質の移動を時空間的に明らかにすることが重要な課題と言える。

土壌浸食に関する研究は、長澤ら（2000）、塩野ら（2004）、高木ら（2008）、中ら（2008）、大澤ら（2008）をはじめとして多くの研究者により畑地、草地などの農地圃場、農地を含めた小流域の土壌浸食を主対象として研究が行われている。一方で、農業用ダム、頭首工等の集水流域を対象として、降雨による表土浸食に起因する浮遊物質移動に関する研究はない。

また、代表的な土壌浸食予測手法としてUSLE、WEPP、SWATがあげられる。USLEはマクロ的な評価手法であり、土壌浸食の物理的な生産過程、運搬過程を表現できない。またWEPP、SWATは表面流出量、ピーク流出量等を算出し土壌浸食量を推定するもので、降雨によって刻々と変化する浮遊物質移動を時間単位で明らかにすることは難しい。

一方、清水（1995）、平林ら（2004）、舩屋ら（2006）により1次元移流方程式による浮遊土砂濃度連続式が提案され、雨水の流出を表現するキネマティックウェーブ法による連続・運動式と浮遊物質濃度連続式を連続して解き、河道内の土砂動態を予測する手法が提唱されている。また、市川ら（2003）により表面流の作用によって地表面の土が剥離するとし、斜面部の土砂生産過程を提唱している。さらに、流域内の空間分布情報を取扱い、任意の地点での流水の挙動を明らかにする分布型流出モデルの研究が進められ、佐山ら（2003）による分布型流出モデルに土砂の生産、堆積過程を組み込んだモデルの研究がされている。

土砂の移動と密接に関連する放射性物質の移動に関連づけた研究が田中ら（2013）によって報告されているが少なく、ダム、頭首工などの集水流域から表面流によって浮遊して流下する浮遊物質、それらに吸着して移動する放射性物質の移動予測の構築が緊急の課題となっている。

本報文では、ダム等の集水流域の表土浸食に起因する浮遊物質の移動に関する既存の研究を概観し、浮遊物質の生産と運搬の基礎理論を整理し、浮遊物質移動および

放射性物質移動を組み込んだ分布型水循環モデル（以下、分布型物質移動モデルと言う。）の構築を行う。またモデルに必要な表土等の物性値、放射性物質沈着量等の必要な情報の整備を行う。舂屋ら（2006）は、河道を流下する浮遊物質の中で、0.075mm未満のウォッシュロードが多くを占めると指摘している。さらに、例えば大貫ら（1983）は、放射性核種の吸着性は土壤粒度が影響を与え、微細粒子のシルト・粘土により多く吸着すると報告している。このため、分布型物質移動モデルによる検討は、ウォッシュロードの移動予測と、それに吸着して移動する放射性物質の移動予測を先行して試みることとする。

II 分布型物質移動モデル

2.1 全体構成

吉田ら（2012）による分布型水循環モデルは、土地利用、土壤特性、地形等の空間データベースを活用したモデルで、各メッシュで得られる河道流量、利用可能水量を再現するとともに、灌漑地区内における用水の取水、用水配分、河道への還元を再現できる。

本研究で構築を試みる分布型物質移動モデルは、前述の分布型水循環モデルによる各時間ステップ、各メッシュでの表面流量、河道流量を基に、斜面部のウォッシュロードの生産・堆積・運搬の過程、河道部の斜面部からの横流入を踏まえた運搬過程のモデル化を図り、流域におけるウォッシュロード移動の予測を試みるものである。分布型物質移動モデルに関する考察の流れを Fig.1 に示す。

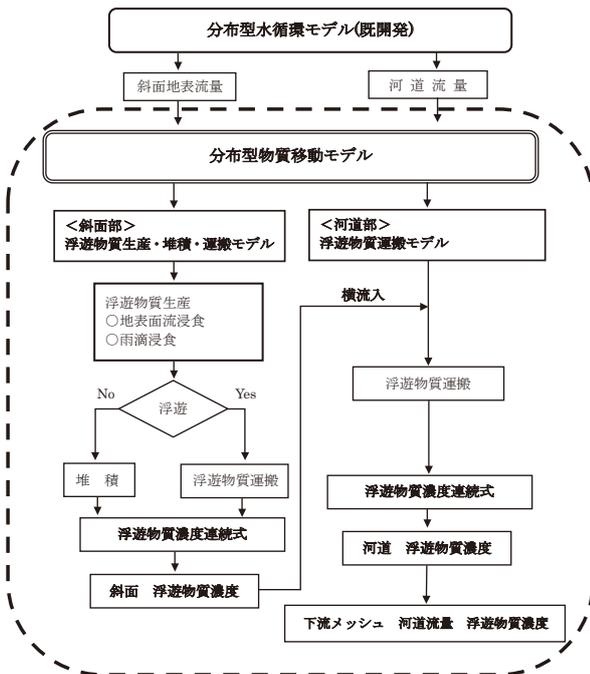


Fig.1 分布型物質移動モデル構築の概要図

Outline to build a distributed water circulation model incorporating suspended solid movement

2.2 斜面部のウォッシュロード生産・堆積・運搬

2.2.1 斜面表面流

斜面表面流は分布型水循環モデルによって解析を行い、追跡手法はキネマティックウェーブ法を用いている。

$$\frac{\partial h_s}{\partial t} + \frac{\partial q_s}{\partial x} = r_e \quad (1)$$

$$h_s = k \times q_s^p \quad (2)$$

$$k = (N/I_b^{1/2})^{3/5}, \quad p = 3/5 \quad (3)$$

ここで、 x ：斜面の下流方向距離[m]、 t ：時間[s]、 h_s 、 q_s ：表面流の水深[m]および単位幅流量[m²/s]、 r_e ：表面流出量[m/s]、 N ：等価粗度係数[sm^{-1/3}]、 I_b ：斜面勾配である。土地利用ごとの等価粗度係数 N は、角屋（1980）による標準値を参考に決定する。メッシュの等価粗度は、メッシュ内の土地利用率で重みを付け平均した値を用いる。

浮遊物質の生産過程を再現するためには短期的な降雨流出現象の再現が重要となる。このため、吉田ら（2014）は、表面流出量 r_e を土壤が飽和したメッシュへの降雨によって生じる表面流（飽和余剰表面流）と、降雨強度が浸透能を超えた場合に生じる表面流（浸透余剰表面流）に分け連続的に表面流出量を算出するなど、分布型水循環モデルの改良を行った。前者は、土壤が飽和した時点で地表浸入量を飽和透水係数とし、浸透能以上の降雨を表面流出流とする。後者は、Chowら（1988）、黄ら（1996）による浸透能の時間変化を Green Ampt 式（Green and Ampt, 1911）により求め、浸透余剰表面流の発生時刻およびその量を算出する。

表面流の差分法は nonlinear scheme (Li et al., 1975) を用いている。また、2.3.1の河道流についても同様である。

2.2.2 斜面部の浮遊物質濃度連続式

清水（1995）は、河道内の浮遊物質の動態を移流拡散方程式により解析している。その後、平林ら（2004）、舂屋ら（2006）は、流下方向の拡散は無視できるとし、生成項を有する浮遊物質濃度連続式(4)を提案している。降雨による斜面部の浮遊物質生産は、斜面表面流の浸食作用に起因した浮遊物質生産、雨滴の地表面衝突による浸食作用に起因した浮遊物質生産、浮遊物質の堆積の3生成項としている。

浮遊物質の粒径を d とすると、浮遊物質濃度連続式は式(4)で表現できる。

$$\frac{\partial(C_s(d)h_s)}{\partial t} + \frac{\partial(C_s(d)q_s)}{\partial x} = R_{E1}(d) + R_{E2}(d) - C_s(d) \times w_f(d) \quad (4)$$

ここで、 $C_s(d)$ ：浮遊物濃度[kg/m³]、 $R_{E1}(d)$ ：単位

幅単位時間単位長さ当たりの表面流による表土浸食量 $[kg/m^2/s]$, $R_{E2}(d)$: 単位幅単位時間単位長さ当たりの雨滴による表土浸食量 $[kg/m^2/s]$, $w_f(d)$: 浮遊物質の沈降速度 $[m/s]$ であり、後述する Rubey 式により求める。

斜面表面流の流出を表現するキネマティックウェーブ法による連続式(1)と運動式(2)により h_s , q_s を、後述する式(5), (9), (13)により $R_{E1}(d)$, $R_{E2}(d)$, $w_f(d)$ を求める。これらを浮遊物質濃度連続式(4)に代入すると未知数は $C_s(d)$ だけとなり $C_s(d)$ を解くことができる。これを繰り返すことによって浮遊物質濃度が追跡でき、浮遊物質の移動が予測できる。

斜面部の浮遊物質濃度の差分法には、斜面流と同様に nonlinear scheme (Li et al., 1975) を用いる。また、2.3.2の河道部の浮遊物質濃度も同様である。

2.2.3 表面流浸食による浮遊物質生産

市川ら (2003) は、流域を対象とした表面流による表土浸食は、表面流水が表土の土壌をはぎ取る (せん断) ことによって発生するとして式 (5) および式 (6) を提案している。

$$R_{E1}(d) = \rho_s \times E \times (1-r) \times p_f(d) \times S \quad (5)$$

$$E = \alpha_I \times u_* \quad (6)$$

$$u_* = (gh_s(I_b^2/(1+I_b^2)))^{1/2} \quad (7)$$

ここで R_{E1} : 単位時間単位長さ当たりの表面流による粒径毎表土浸食量 $[kg/m/s]$, E : 浸食速度 $[m/s]$, ρ_s : 土粒子密度 $[kg/m^3]$, r : 間隙率, $p_f(d)$: 浮遊物質の構成率, S : 表面流の潤辺 $[1m]$, α_I : 浸食速度係数, u_* : 摩擦速度 $[m/s]$ である。

粒径が異なる土粒子は、表面流によって浸食作用を受けても、その流況時に浮遊し運搬されるのかの判断が必要であり、ウォッシュロードの運搬の判断は式(8)により行う (荒井ら, 1988)。

$$\frac{u_*}{1.08} \geq w_f(d) \quad (8)$$

2.2.4 雨滴浸食による浮遊物質生産

平林ら (2004) は初期フラッシュにより浮遊砂のピークが流水のピークより早く発現する事例があり、雨滴による土壌浸食の影響が大きいと指摘している。Wicksら (1996) は雨滴および樹冠落下滴の運動エネルギーに着目した雨滴による浮遊物質生産式を提唱しており、雨滴の運動エネルギーによる浮遊物質生産は式(9)である。これをモデルに組み込む。雨滴の直径は Lawsら (1943) の式(12)を用いる。

$$R_{E2}(d) = k_r \times F_W \times (1-C_C) (1-C_G) \times M_R \times b \times p_f(d) \quad (9)$$

$$\left. \begin{aligned} F_W &= \exp(1-h_s/D_m) & h_s > D_m \\ F_W &= 1 & h_s \leq D_m \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

$$M_R = \alpha \times R^\beta \quad (11)$$

$$D_m = 0.00124 \times R^{0.182} \quad (12)$$

ここで、 R_{E2} : 単位時間単位長さ当たりの雨滴による粒径毎浸食量 $[kg/m/s]$, k_r : 雨滴による生産浮遊物質離脱係数 $[J^{-1}]$, F_W : 表面流の水深補正係数, C_C : 樹冠の地表被覆率, C_G : 植物の地表被覆率, M_R : 単位時間単位面積当たりの雨滴の平方運動量 $[(kg \cdot m \cdot s^{-1})^2 m^{-2} s^{-1}]$, b : 浸食幅 $[1m]$, D_m : 雨滴の直径 $[m]$, R : 降雨強度 $[mm/hr]$, α , β : 係数である。

2.2.5 浮遊物質の堆積

式(4)右辺に堆積項が含まれている。今回対象とするウォッシュロードは、微細粒であるためにほとんど沈降せず表流水と共に移動すると考えられるが、表面流の流況によって浮遊、堆積を判断することとし、ウォッシュロードの沈降速度 $w_f(d)$ の算定は Rubey 式(13) (荒木ら, 1962) を用いた。

$$w_f(d) = \left[\left(\frac{2}{3} + \frac{36v^2}{sgd^3} \right)^{1/2} - \left(\frac{36v^2}{sgd^3} \right)^{1/2} \right] \times (sgd)^{1/2} \quad (13)$$

ここで、 $w_f(d)$: 沈降速度 $[cm/s]$ (モデルでは m/s に換算), d : 浮遊物質の代表粒径 $[cm]$, s : 浮遊物質の水中比重 $[g/cm^3]$, v : 動粘性係数 $[cm^2/s]$, g : 重力加速度である。また、浮遊、堆積の判断は式(8)により行う。

2.3 河道部の浮遊物質の運搬

2.3.1 河道流

河道流は、上流端からの流入量 $Q_R [m^3/s]$, 単位幅当たりの横流入量 $q_{side} [m^2/s]$ をキネマティックウェーブ法で追跡する。

$$\frac{\partial A_R}{\partial t} + \frac{\partial Q_R}{\partial x} = q_{side} \quad (14)$$

$$A_R = k \times Q_R^p \quad (15)$$

ここで、 A_R : 河道流下断面面積 $[m^2]$, k , p : 定数である。表面流のメッシュ間の移動を担う河道網は、メッシュ毎の平均標高を用いて周囲の最急勾配方向を流下方向とする方法を適用した。河道勾配は、対象メッシュにおける平均標高値、上流メッシュにおける平均標高値、両メッシュ中心間の距離から、対象メッシュにおける河道勾配 I_b を決定する。

2.3.2 河道部のウォッシュロード濃度連続式

河道部の浮遊物質は流況によって粒径毎に浮遊・堆積の他に河床からの巻上を考慮する必要があるなど、斜面部とは違いがある。

今回の検討は浮遊物質の多くを占める0.075mm未満のウォッシュロードを対象としており、粒径が小さいウォッシュロードは河道流水中に浮遊して流下するため、河道流水による河床からの巻上浮遊、河床への沈降堆積を考慮する必要がなく、ウォッシュロード濃度連続式は式(16)で表現できる。

$$\frac{\partial(C_R(d)A_R)}{\partial t} + \frac{\partial(C_R(d)Q_R)}{\partial x} = C_{side}(d) \times q_{side} \quad (16)$$

ここで、 $C_R(d)$ ：平均水深の浮遊物質濃度[kg/m^3], $C_{side}(d)$ ：斜面末端の浮遊物質濃度[kg/m^3]である。

Ⅲ 対象流域の表土の物性値調査とメッシュ作成

3.1 対象流域の概要

本研究の対象流域はOダム流域とし、ダムに流入するウォッシュロードの移動予測を目的としている (Fig.2 参照)。Oダムは、昭和49年から昭和63年において、U川の上流に建設され、集水面積は110 km^2 である。本ダムは、福島県浜通りの1市、2町にまたがる3,525haの水田に農業用水を安定的に供給し、地域農業の持続的な発展の礎として重要な役割を担ってきている。

ダム集水域の土地利用は、国土数値情報の土地利用細分メッシュから大きく森林、水田、畑および水域に分類し、その概要を Table 1 に示す。畑には畑の他に裸地、農業用施設などが含まれる。

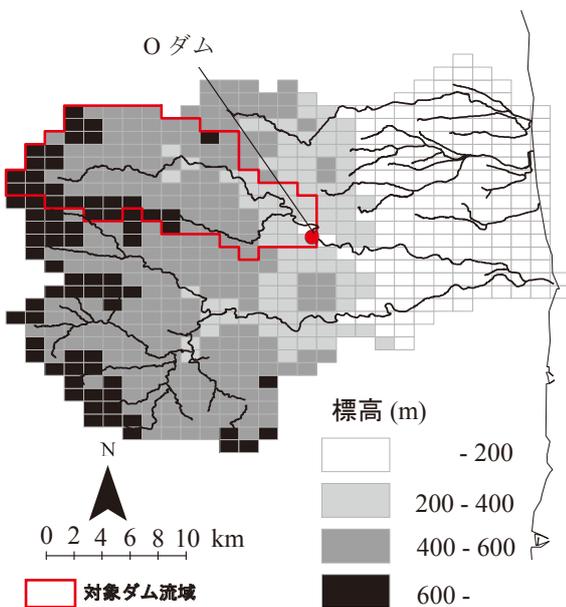


Fig.2 対象流域と灌漑地域のメッシュ分割
Mesh division of basin and irrigation area

3.2 斜面部表土の物理特性

ウォッシュロードを含む浮遊物質の生産は、流域規模、地形、勾配、表層地質、地被条件、水文・気象、水理特性、さらには人為的諸作用が支配要件としてあげられる。

このため、「20万分の1日本シームレス地質図データベース (産業技術総合研究所地質調査総合センター, 2007)」をもとに、ダム流域の地質を把握した。流域のほとんどで表層地質は花崗岩であり、表土は花崗岩を母体とした真砂土である。樽屋ら (1998) は農業用ダムにおける濁水問題を調査しており、ウォッシュロードの生産母体である表層地質によって濁水発生が大きく異なり、流域に堆積岩、花崗岩、破屑岩を含む地区での濁水問題の発生が高率となっていると指摘しており、対象流域は濁水問題を発生し易い表層地質と言える。

表土の物理特性を把握するために表土採取を行った (Fig. 3)。表土の物理特性を表面流による浸食量式 (5)、雨滴による浸食量式 (9) に反映させる。対象流域において、河川沿いに水田、畑が点在するが、多くが森林であり、森林 (針葉樹：杉) 3カ所、森林 (広葉樹：ブナ、ミズナラ) 3カ所、畑1カ所の表土を採取し、土質試験による粒度曲線の結果を Fig.4 に示す。

各地点での表土に大きな礫は含まれず、粒径は4.75mm以下である。流域において、針葉樹と広葉樹による粒度分布に大きな違いが見られず、表土の粒度分布は表層地質の影響を受けていると判断した。畑は粘土成分が森林と比較して少ないが、粒度分布に大きな違いが見られない。森林、畑の粒度分布結果を Table 2 に示す。

Table 1 ダム集水域の土地利用区分
Land use classification of the dam catchment

土地利用区分	森林	水田	畑	水域	計
面積 [km^2]	87.23	5.61	16.06	1.1	110.00
構成率 [%]	79.3	5.1	14.6	1.0	100

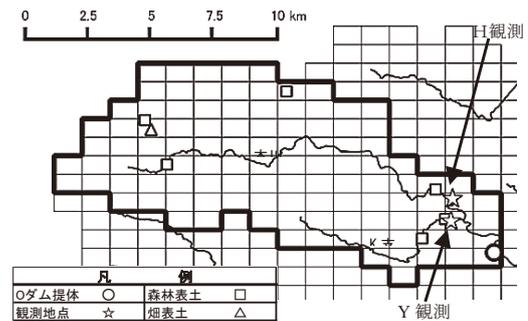


Fig.3 観測地点および表土採取位置図
Observation point and extraction point of surface soil

また、森林および畑表土の土性分類結果を Fig.5 に示す。森林は埴壤土 (Clay Loam) に、畑は壤土 (Loam) に分類される。

これらの結果を、後述するウォッシュロード及び放射性物質の移動予測の基礎資料として活用する。

3.3 モデルメッシュの作成

流域分割には国土数値情報標準地域メッシュ体系の3次メッシュを用いた。同メッシュの大きさは経度差45秒、緯度差30秒であり、日本の中央部においては約1 km 四方の領域に相当する。メッシュに、次に述べる多様な情報を内挿し、分布型物質移動モデルメッシュを作成する。

斜面勾配は数値標高モデル (DEM : Digital Elevation Model) から求める。斜面勾配は斜面表面流の流下現象に影響を与えると同時に、斜面表面流によるウォッシュロード生産・運搬過程に影響を及ぼすため、斜面勾配は重要な要素である。堀川ら (2013) は、平均斜面勾配の計算法として用いられてきた交点法をDEMによる計算法に拡張し、キネマティックウェーブ法の平均斜面勾配

を求めるのに用いられてきた谷線法の値と比較検討し、DEM情報を用いた斜面の平均勾配計測方法を提案している。この方法によりメッシュ毎に平均斜面勾配を計算する。

気象データのメッシュ化は次の手順で行った。降水量は気象庁アメダス、ダム地点の時間降雨量を収集し、メッシュ平年値2010 (気象庁観測部, 2012) の分布をベースとして、観測地点の値を距離により内挿する。また、蒸発散推定に必要な要素 (気温 (日平均, 最高, 最低), 日平均風速, 日照時間) を収集し、各メッシュに近傍3観測地点の値を距離により内挿した。

放射性セシウム沈着量のデータメッシュ化については、ウォッシュロードに吸着して移動する放射性物質の移動予測に活用するために、文部科学省が行った第1~6次航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量 (放射性セシウム137) を内挿した。解析する時期によって、適切な時期の観測情報を使用できるように整備した。

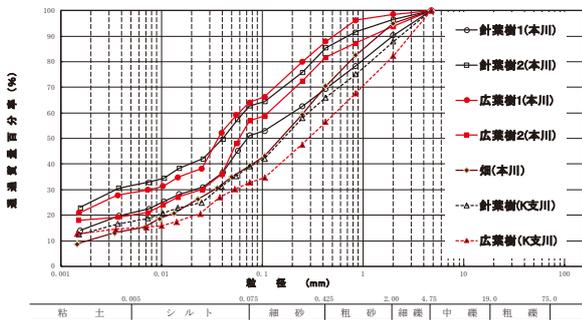


Fig.4 森林、畑表土の粒度曲線
Grading curve of forest and field surface soil

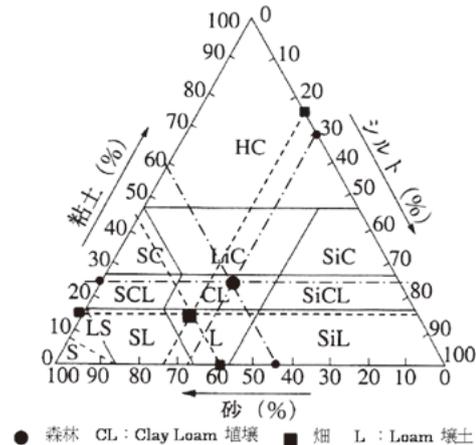


Fig.5 森林、畑の土性分類図
Soil texture of forest and upland field surface soil

Table 2 森林、畑表土の物理特性
Physical-properties values of forest and field surface soil

土地利用	採取流域	採取地点の土地利用	土粒子密度 ρ_s (g/cm ³)	間隙率 r (-)	粒径の構成率 $p_f(d)$ (%)	
					ウォッシュロード 0.075mm未満 d_w 0.038mm	浮遊砂 0.075~4.75mm $ds_1 \sim ds_6$ 6区分粒径
森林	本川流域	針葉樹1	2,406	0.706	57.6	42.4
		針葉樹2	2,393	0.705	48.0	52.0
		広葉樹1	2,496	0.714	45.1	54.9
		広葉樹2	2,472	0.712	59.1	40.9
	K支川流域	針葉樹	2,467	0.712	35.4	64.6
		広葉樹	2,570	0.720	30.1	69.9
		平均	2,467	0.744	45.9	54.1
畑	本川流域	畑	2,673	0.728	34.9	65.1

IV ウォッシュロードの移動予測

4.1 流出特性の解析

ダム地点においては、単位時間当たりのダム貯水変化量にダム放流量を加えてダム流入量を算出している。流出解析はダム地点で2005年1月から2013年10月まで時間単位の降雨量を与え連続計算を行う。検証はダム流入量により行い、検証期間はモデル初期の影響を受けない2007年から東日本大震災前日(2011.3.10)までとする。

流出特性解析はTable 1に示した4土地利用区分に基づき、分布型水循環モデルにより流出量の予測計算を行った。森林と畑が混在する斜面の等価粗度は、メッシュ内の土地利用面積で重み付け平均値とした。後で述べるウォッシュロードの生産は、この等価粗度により算出される表面流により浸食を計算している。

水田は耕作されていないため湛水を考慮せず、水田に降った雨は浸透して、地下水として河道に流出する計算とする。長谷川ら(2002)は、水田からの土壌流出は代かきと移植時に発生し、その量は全体の約90%を占めるとしている。後述するウォッシュロードの生産は、耕作されていないこと、平坦であることから、水田からの生産を考慮しない。水域については、雨のみ与えて計算を行っている。

ダム地点での流出解析は、吉田ら(2014)による他地域の解析を参考に、等価粗度係数は森林($1.5\text{sm}^{-1/3}$)、畑($0.4\text{sm}^{-1/3}$)としてメッシュ内の土地利用率で重みを付け平均した値とした。洪水ピークが明確な2007年7月の洪水ピーク量に合致するように試行錯誤してGreen Ampt式の飽和透水係数(2.9cm/h)、サクシオン水頭(11cm)を決定した。また、斜面流計算は時間間隔 $\Delta t = 600$ (s)、空間間隔 $\Delta x = 100$ (m)で、河道流は時間間隔 $\Delta t = 600$ (s)、空間間隔 $\Delta x = 200$ (m)で行った。

ダム地点の計算流量と観測流量をFig.6に示す。本解析では熱収支による積雪・融雪を考慮していないため、1月から6月の再現性が良いとは言えないが、7月から10月までの出水時ピーク流量について概ね再現ができています。これらの検討により流出に関する諸係数を確定させ、降雨データから東日本大震災以降の流出量を予測する。

4.2 解析対象降雨と流出予測

東日本大震災後に、東北農政局はダム上流の2地点(H, Y観測地点)に自動採水器(ウォーターサンプラー)を設置し、SS、濁度、流水中放射性セシウム濃度等の観測を行っている(Fig.3)。2013年SS観測データ(東北農政局(2014))によりウォッシュロード移動予測の検証を行う。SS観測データは $75\mu\text{m}$ 以下のウォッシュロードより大きい浮遊砂が含まれる。しかし、SS観測資料ではウォッシュロードは重量で約9割近くを占めることから、SS観測値はウォッシュロードとみなし

て検討を行っている。

2013年のダム地点の流出予測解析結果をFig.7に示す。比較的大きな降雨は3イベントである。この中で、SS、水中セシウム濃度を観測したのは2イベント(9/15, 10/16)である。このため、2イベントを重点的に、SS等の観測地点であるH観測(Fig.3)において、流出量予測とウォッシュロード移動予測を行い、SS観測データによって検証を行う。

9/15イベントは、ダム地点の一連降雨量が87.5mm、最大降雨強度が49.5mm/hと集中豪雨型である。10/16イベントは、一連降雨量が114.5mm、最大降雨強度が17.5mm/hと長期間降雨が継続した降雨である。

4.3 ウォッシュロード移動予測

ウォッシュロードの移動予測で重要となるのは、斜面部における表面流と雨滴の浸食作用に起因したウォッシュロードの生産である。2.2.1で述べた土壌が飽和状態の場合および降雨強度が浸透能を超えた場合に生じる

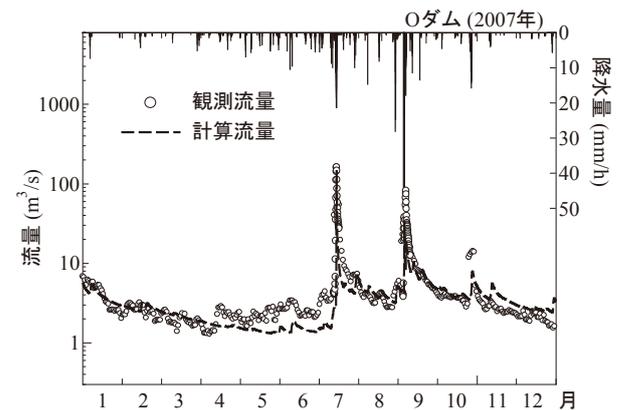


Fig.6 ダム地点の計算・実測流量の相互比較(2007)
Mutual comparison of calculation and survey flow of the dam point (2007)

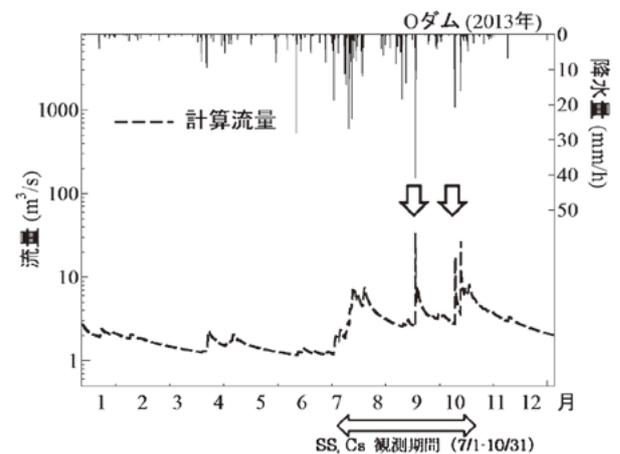


Fig.7 ダム地点の流出予測結果(2013年)
Runoff calculation result of the dam point

表面流，さらに2.2.4で述べた雨滴浸食によりウォッシュロードが生産される。

山口ら（1980）は，先行する出水があると，後の出水時の負荷量はそれがない場合に比較して少ないこと，逆に長期間大きな出水がなかった後の出水時には多くの負荷量が流出すると指摘している。9/15イベントの前にはピーク流出量が $10\text{m}^3/\text{s}$ 以下と大きな出水はなく，流路等への浮遊物質堆積が懸念される。一方，9/15イベントの後の10/16イベントは，その影響が少ないと考えられることから，10/16イベントの解析を先行して行うこととした。10/16イベントの検討結果により決定した諸係数を持ちいて，9/15イベントのウォッシュロード濃度の予測を行うこととした。

4.3.1 混合斜面モデル

4.1で述べたように，表面流変化の追跡は森林と畑が同一斜面に混在するモデルとなっている。このため，式(9)の雨滴浸食計算は，土地利用面積比率の大きい森林とする。森林の土性分類は埴壤土（Clay Loam）であるため，J. M. Wicks（1996）らによる埴壤土に対する K_r 値を参考とした。また，式(9)の C_C は森林水文学編集委員会（2007）による樹冠通過雨率（樹冠通過雨量／林外雨量）を参考とし， C_G は現地の森林下草に対応した係数とした。式(6)の浸食速度係数 α_f 値は流域のウォッシュロード生産特性を表現する係数であるため，SS観測データにより検証を行い，試行錯誤により α_f 値の決定を行った。

混合斜面モデルによるウォッシュロードの移動予測結果をFig.8に示す。ここで，ウォッシュロードの物理特性は， $p_f(d) = 0.459$ ， $\rho_s = 2467[\text{kg}/\text{m}^3]$ ， $r = 0.746$ であり，代表粒径は $d = 38[\mu\text{m}]$ とした。また，雨滴浸食はメッシュ内の多くの面積を占める森林とし， $k_r = 30$ ， $C_C =$

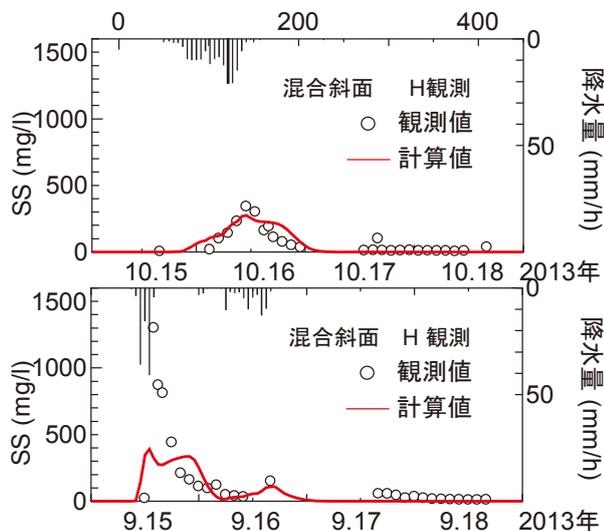


Fig.8 ウォッシュロード濃度予測結果（混合斜面モデル）
Wash load concentration calculation result (mixed slope model)

0.7， $C_G = 0.2$ ，表面流による浸食速度係数は $\alpha_f = 0.0035$ [m/s]で計算を行った。10/16の適合性は良いが，9/15の適合性が良いとは言い難い。

Fig.9に対象流域における森林利用分級図を示す。ダム堤体周辺はダム湖が存在するため森林面積が少ないメッシュもあるが，森林が主となっている。中流域には集落があり，その回りに水田，畑が存在して森林面積が低下している。比較的なだらかな阿武隈地域においては，標高が高い所にも平地が存在し営農が営まれており，このことは本流域の特徴とも言える。このため，土地利用形態に即したウォッシュロード生産・運搬を反映する斜面モデルの検討が必要と判断した。

4.3.2 複合斜面モデル

土地利用形態に即したウォッシュロード生産・運搬過程を反映するため，Fig.10に示す森林，畑，水田，水域の4土地利用を想定した複合斜面モデルとする。4.1で述べたように水田，水域でのウォッシュロードの生産は無いことから，複合斜面モデルは森林と畑を個々の斜面として，斜面毎に流量，ウォッシュロードの生産を算出する。式(14)の単位幅当たりの横流入量 q_{side} ，式(16)の単位幅当たりの横流入するウォッシュロード量（ $C_{side}(d) \times q_{side}$ ）は，森林と畑毎に計算した単位幅当たりの横流入量，ウォッシュロード濃度を基に，式(17)，(18)

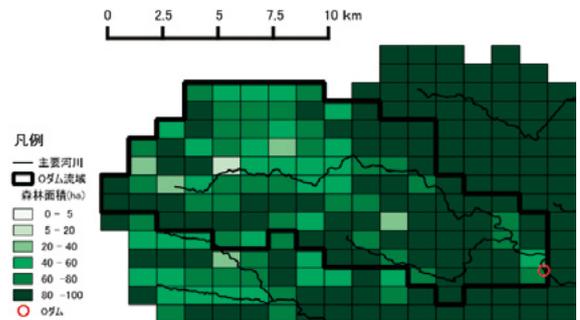


Fig.9 対象流域の森林面積率
Rate of forest area of the examination basin

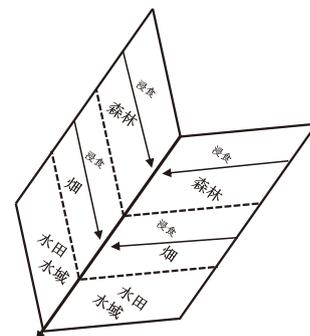


Fig.10 複合斜面モデル概要図
Concept figure of Multi slope model

により計算する。

$$q_{side} = q_{fside} \times pA_{fo} + q_{upside} \times pA_{up} \quad (17)$$

$$C_{side}(d) \times q_{side} = C_{fside}(d) \times q_{fside} \times pA_{fo} + C_{upside}(d) \times q_{upside} \times pA_{up} \quad (18)$$

ここで、 q_{fside} 、 q_{upside} ：複合斜面モデルにおける森林及び畑斜面からの単位幅横流入量[m²/s]、 $C_{fside}(d)$ 、 $C_{upside}(d)$ ：森林、畑斜面の斜面端ウォッシュロード濃度[kg/m³]、 pA_{fo} 、 pA_{up} ：森林、畑のメッシュ内面積構成比である。

複合斜面とすることによって、森林、畑の土地利用形態に即した表流水の発生と表流水による表土浸食、さらには雨滴による浸食に関する諸係数の設定が土地利用毎に可能となる。

森林及び畑斜面からの流出となるため、式(17)の複合斜面モデルの単位幅当たりの横流入量と式(14)の混合斜面モデルの単位幅当たりの横流入量が異なってくる。検証はSS濃度[mg/l]で行うため、観測地点での流量の再現性も重要となる。このため、4.1で行ったダム地点でのピーク流出量の検証を複合斜面モデルでも行った。畑からの流出が早くなるため、計算による洪水ピーク流量 (Fig.6, 7月) が観測値より大きくなったことから、流量に大きく影響を及ぼすGreen Ampt式の飽和透水係数を洪水ピーク流量に合致するよう試行錯誤のうえ決定した。ウォッシュロード濃度予測結果を Fig.11 に示す。ここで、斜面毎の等価粗度は森林 (1.5sm^{-1/3})、畑 (0.4sm^{-1/3}) とし、Green Ampt 式の飽和透水係数 (3.3cm/h)、サクシオン水頭 (11cm) とした。ウォッシュロードの物理特性は4.3.1と同様である。また、雨滴浸食に関しては、森林は4.3.1と同様であり、畑は土

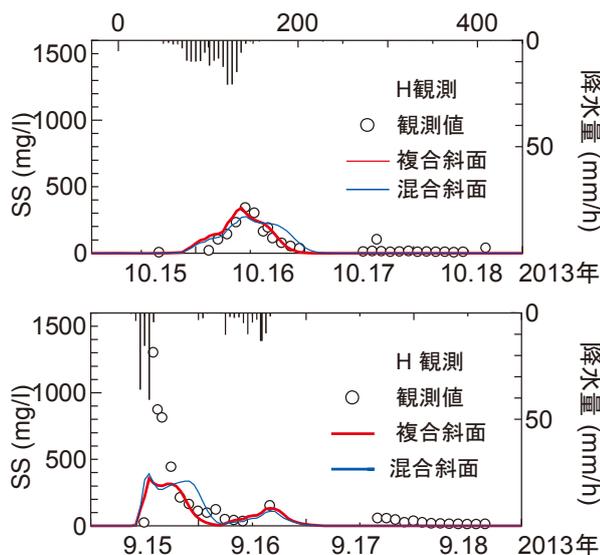


Fig.11 ウォッシュロード濃度予測結果 (複合斜面モデル, 混合斜面モデル)

Wash load concentration calculation result (double slope model, mixed slope model)

性分類の壤土 (Loam) に対する値 $k_r = 40$ 、樹冠がないため $C_c = 0.0$ 、畑植生から $C_G = 0.5$ 、表面流による浸食速度係数は $\alpha_l = 0.0035$ [m/s] で計算を行った。

10/16 イベントの再現性は比較的良好で、ウォッシュロードの表面流、雨滴による生産過程、流水による運搬過程が再現されていると判断した。一方、9/15 イベントは観測値が示すように、急激なSSが発生しており、降雨強度の大きい雨によって大きな雨滴浸食、表面流浸食が発生したと予測される。Fig.11中の青線は混合斜面モデルによるウォッシュロード濃度予測結果である。混合斜面モデルでは低減時の濃度変化が観測値より遅くなり、全体として複合斜面モデルの方がウォッシュロード濃度変化の再現性は良い。

ウォッシュロード移動予測はSS濃度で検証を行うため、観測地点での流量とウォッシュロード量の再現が重要となる。9/15 イベントは降雨強度が大きく短時間の降雨であることから、降雨強度が浸透能を超えた場合に生じる浸透余剰表面流の再現性が重要となる。このため、今後の観測データにより浸透余剰表面流の再現性について検証を行い、流出量の再現向上を図ることとする。

また、山口ら (1980) は、長期間出水がなかった後の出水時には多くの負荷量が流出するとしている。ピーク流出量が10m³/S以下と大きな出水が9/15 イベント前に無かったことから、流域内水路、河道に堆積したウォッシュロードが高水出水時に流出したことが、急激な上昇を再現できない要因の1つと考えられる。

これらを踏まえて、現地観測データによるモデルの検証、更に河道内の浮遊砂の浮遊・沈降を表現するモデルへの改良により、再現性の向上が可能と考えている。

高水時以外においてウォッシュロードの移動予測を行った結果を Fig.12 に示す。計算値と観測値の適合性が良いとは言えないが、ピーク時のウォッシュロード濃度を概ね再現している。今後の観測データにより高水時以外の再現性の向上を図ることとする。

また、SS観測結果により検証した諸係数を基に、H観測地点でのウォッシュロード流量[kg/s]を計算した結果を Fig.13 に示す。ウォッシュロードは高水時に短期間に発生しており、降雨によって発生するウォッシュロードの移動を時間単位で連続的に計算することができる。

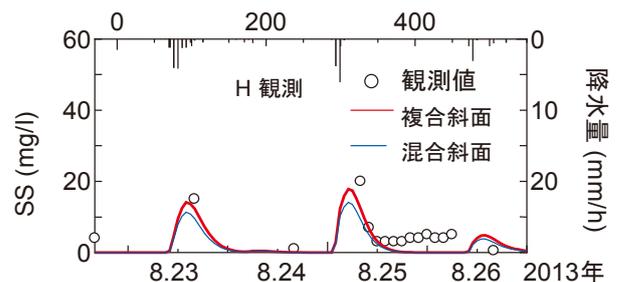


Fig.12 小降雨時のウォッシュロード濃度予測結果
Wash load concentration calculation result at the time of light rain

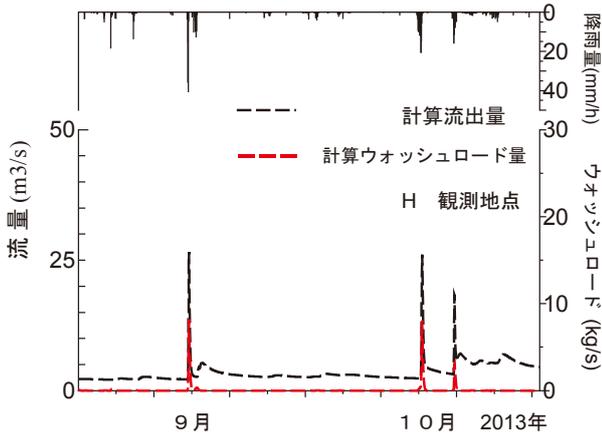


Fig.13 ウォッシュロード流下量の予測結果
Prediction result of the amount of wash loads runoff

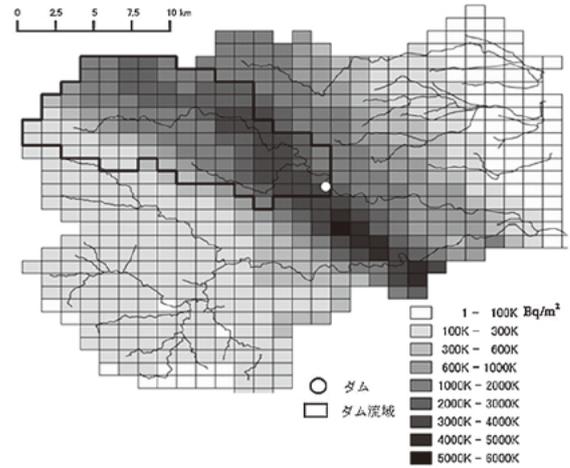


Fig.14 放射性物質沈着量メッシュデータ
注) 文部科学省 第6次航空機モニタリング (2012.11.16) 地表面へのセシウム137沈着量より作成
Mesh data of the deposition substance of radioactive cesium per unit area of ground surface

V 放射性物質移動モデルの組み込み

5.1 全体構成

本研究で構築を試みる分布型物質移動モデルは、斜面部の浮遊物質の生産・堆積・運搬過程、河道部の運搬過程のモデル化を図り、流域における浮遊物質の移動を時空間的に明らかにするとともに、浮遊物質に吸着して移動する放射性物質の移動を明らかにすることを目的としている。今回は前述のようにウォッシュロードを対象に検討を行う。

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震による津波により、東京電力福島第一原子力発電所事故が発生し、本地域を含めて広域に放射性物質が沈着した。

文部科学省(2013)が行った第6次航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量(放射性セシウム137)(以下、放射性物質沈着量と言う。)の測定結果に基づき、対象流域の放射性物質沈着量をメッシュデータ化したのがFig.14である。本データメッシュ(約1km×1km)は、航空機モニタリングによる放射性物質沈着量(25m×25mメッシュ)を単純平均したものである。図に示すように、対象流域には帯状に放射性物質が地表面に沈着している。

このため、空間的に不均一に存在する放射性物質の移動を予測することが大きな課題となっている。分布型物質移動モデルの放射性物質移動に関する考察の流れをFig.15に示す。

地表面土から表面流および雨滴の浸食作用によって生産されるウォッシュロードに放射性物質が吸着する。採取した濁水を濾過した水には放射性セシウムは検出限界未満(1Bq/l)(東北農政局(2014))であり、ウォッシュロードは生産場である地表面土の放射能濃度を保存したまま流水とともに移動すると仮定した。

このため、放射性物質沈着量[Bq/m²]から、ウォッ

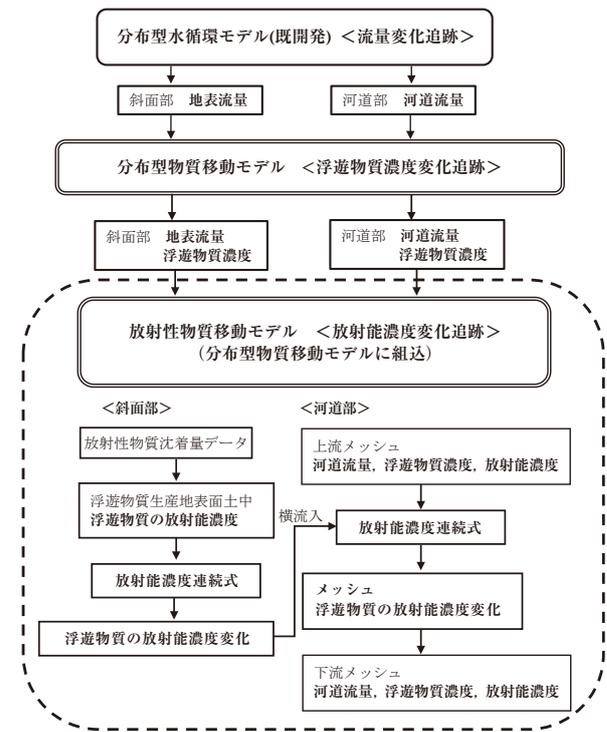


Fig.15 放射性物質移動予測モデル構築の概要図
Outline to build a radioactive substance movement prediction model

ッシュロードの基となる地表面土の土粒子の放射能濃度を推定することによって、放射性物質の移動を予測することができる。ここで、地表面土の土粒子の放射能濃度[Bq/kg]とは、放射性物質が吸着した土粒子の質量[kg]当たりの放射能[Bq]である。

降雨による流量変化、表面流水および雨滴によって生産・運搬されるウォッシュロード濃度の変化、空間的に不均一に存在してウォッシュロードに吸着して移動する放射性物質の放射能濃度の変化を連続的に追跡すること

によって、放射性物質の移動予測を試みるものである。

5.2 浮遊物質生産深度までの放射能の推定

斉藤ら (2011) の調査によると、不攪乱土壌中のセシウム濃度は深度方向で均等ではなく、指数関数に低減を示すとしており、深さと相対放射能濃度との関係を式(19)で表現している。

$$\frac{A(x)}{A_0} = \exp\left(-\frac{x}{\lambda}\right) \quad (19)$$

ここで、 x ：地表面からの深度[cm]、 $A(x)$ ：深度 x における放射能濃度[Bq/kg]、 A_0 ：地表面における放射能濃度[Bq/kg]、 λ ：緩衝深度（放射能濃度が地表面の $1/e$ （ $=1/2.7$ ）となる深度）[cm]である。

緩衝深度（ λ ）は、深度方向に対する放射能濃度の分布状況を表す係数で、大きいと深い深度まで比較的到低い放射能濃度で分布し、小さくなると浅い深度に比較的高い濃度で分布する。

農林水産省 (2013) が飯館村で行った水田における調査では、放射性セシウムは深度3cmまでに90%が存在し、さらに深度5cmまでに98%が存在する結果となっており、この条件を満たす緩衝深度 λ は1.0以下となる。また、斉藤ら (2011) による福島第一原発から80km圏内の緩衝深度 λ は0.5~2.0であり、対象流域内では3地点で調査しており、緩衝深度は0.8である。このことから、対象流域の緩衝深度は0.8とする。

降雨による斜面における浮遊物質は地表土層で生産され、その深度を浮遊物質生産深度（ tps ）[cm]とする。式(19)を積分し、浮遊物質生産深度を代入すると、浮遊物質生産震度までの相対放射能が式(20)により計算できる。相対放射能とは、表土中に存在する放射能に対する浮遊物質生産深度までに存在する放射能の構成比である。

$$PCS(tps) = \int_0^{tps} \frac{A(x)}{A_0} dx = \int_0^{tps} \exp\left(-\frac{x}{\lambda}\right) dx = \lambda \left(1 - \exp\left(-\frac{tps}{\lambda}\right)\right) \quad (20)$$

ここで、 $PCS(tps)$ ：浮遊物質生産深度 tps までの相対放射能である。

一方、放射性物質は樹幹等への沈着もあるが、多くは地表面土に沈着している。文部科学省による放射性物質沈着量[Bq/m²]は、地表面土に沈着した放射性物質が放つ放射能と仮定すると、浮遊物質生産深度までの単位体積当たりの放射性物質の放射能は、文部科学省による放射性物質沈着量を基に作成した放射性物質沈着量メッシュデータ (Fig.14)、式(20)の浮遊物質生産深度までの相対放射能から、式(21)で算定できる。

$$CSV_{fall}(tps) = \frac{PCS(tps) \times CS_{fall}}{tps \times 10^{-2}} \quad (21)$$

ここで、 $CSV_{fall}(tps)$ ：浮遊物質生産深度 tps [cm]までの単位体積当たりの放射性物質の放射能[Bq/m³]、 CS_{fall} ：

放射性物質沈着量メッシュデータ値[Bq/m²]である。

5.3 地表面土中の放射能濃度の推定

5.3.1 粒径毎の放射能濃度

土壌への放射性物質の吸着能は細粒物ほど大きくなることが知られており、田中ら (1988) は、分配係数の粒度依存性は、粒径とともに変化する土壌の比表面積と粘土鉱物含有量により生じ、また75 μ m未満のシルト・粘土は大きな比表面積と多くの粘土鉱物を有するため、それらの存在率が土壌に対する放射性核種の吸着に重要な影響を与えるとしている。

斉藤ら (2011) は雲母粘土鉱物、カオリン鉱物など放射性物質が選択的に吸着する土粒子もあるとしている。対象流域の表層地質はほとんどが花崗岩であり、表土は花崗岩を母体とした真砂土である。花崗岩には雲母粘土鉱物、カオリン鉱物などが一般的に含まれる (亀井ら (2003))。斉藤ら (2011) の調査では対象流域の真砂土にはその量が微量から少量である。このため、地表面土の土粒子表面に放射性物質が均等に吸着していると仮定し、粒径毎の単位質量当たりの放射能、即ち粒径毎の放射能濃度[Bq/kg]を推定することを試みる。

地表面土の土粒子は全て球形と仮定すると、単位体積当たりの粒径毎の表面積は式(22)で得ることができる。ここで、土粒子表面に放射性物質が均等に吸着し、均等に放射能 Bq_{SS} [Bq/m²]を放つと仮定すると、粒径毎の放射能は式(23)により得られる。これを粒径毎の総質量で除すると、粒径毎の放射能濃度が式(24)により求めることができ、式(25)の比表面積に比例する。粒径が小さくなると比表面積がそれに反比例して大きくなり、比表面積と粒子径とは等価変換できる ((社)農業土木学会 (1989))。このことから、田中ら (1988) が指摘した放射能濃度の粒度依存性を説明ができる。

$$SN_{SS}(d) = \frac{S_{SS}(d) \times W(d)}{W_{SS}(d)} = \frac{6 \times (1-r) \times p_f(d)}{d} \quad (22)$$

$$BCS_{SN}(d) = Bq_{SS} \times SN_{SS}(d) = Bq_{SS} \times \frac{6 \times (1-r) \times p_f(d)}{d} \quad (23)$$

$$CS_{SN}(d) = \frac{BCS_{SN}(d)}{W(d)} = Bq_{SS} \times \frac{6}{d \times \rho_s} = Bq_{SS} \times S_m(d) \quad (24)$$

$$S_m(d) = \frac{6}{d \times \rho_s} \quad (25)$$

ここで、 $SN_{SS}(d)$ ：単位体積当の粒径 d の表面積[m²/m³]、 $S_{SS}(d)$ ：粒径 d の表面積[m²/個]、 $W(d)$ ：粒径 d の土粒子質量[kg/m³]、 $W_{SS}(d)$ ：粒径 d の単土粒子の質量[kg/個]、 $BCS_{SN}(d)$ ：粒径 d の放射能[Bq/m³]、 Bq_{SS} ：放射性物質が放つ放射能[Bq/m²]、 $CS_{SN}(d)$ ：質量当の粒径 d の放射能濃度[Bq/kg]、 $S_m(d)$ ：粒径毎の比表

面積[m²/kg]である。

5.3.2 粒度依存性を考慮した粒径毎の放射能濃度

地表面土の粒径構成比 $p_f(d)$ 等の物理特性が既知の場合、式(22)により単位体積当りの粒径毎の表面積が計算できるため、粒径毎の表面積構成比が式(26)で求めることができる。土粒子表面に均等に放射性物質が吸着すると仮定しているため、土壌中の放射能は粒径毎の表面積構成比により、粒径毎に放射能を配分することができる。これにより、式(21)で得た浮遊物質生産深度までの単位体積当たりの放射能に、式(26)の粒径毎の表面積構成比を乗じることにより、粒径毎の放射能を式(27)で計算することができる。

$$PSN(d) = SN_{SS}(d) \div \sum_{i=1}^n SN_{SS}(d_i) = \frac{Pr(d)}{d} \div \sum_{i=1}^n \frac{Pr(d_i)}{d_i} \quad (26)$$

$$BP_{SN}(d) = PSN(d) \times CSV_{fall}(t_{PS}) = PSN(d) \times \frac{PCS(t_{PS}) \times CS_{fall}}{t_{PS} \times 10^{-2}} \quad (27)$$

ここで、 $PSN(d)$ ：粒径 d の表面積構成比、 n ：代表粒径の個数、 SN_{all} ：全代表粒径の表面積[m²/m³]、 $BP_{SN}(d)$ ：粒径 d の放射能[Bq/m³]である。

全ての土粒子の表面に放射性物質が均等に吸着し、均等に放射能を発すると仮定しているため、式(23)と式(27)で求めた粒径 d の放射能は同じ($BCS_{SN}(d) = BP_{SN}(d)$)となる。これから吸着した放射性物質が放つ放射能 Bq_{SS} が式(28)で計算でき、これを式(24)に代入することにより、粒径 d の放射能濃度を式(29)により計算することができる。

$$Bq_{SS} = \frac{d}{6 \times (1-r) \times p_f(d)} \times PSN(d) \times \frac{PCS(t_{PS})}{t_{PS} \times 10^{-2}} \times CS_{fall} \quad (28)$$

$$CS_{SN}(d) = \frac{PSN(d)}{\rho_S \times (1-r) \times p_f(d)} \times \frac{PCS(t_{PS})}{t_{PS} \times 10^{-2}} \times CS_{fall} \quad (29)$$

$$= \beta_{CS}(d) \times CS_{fall}$$

$$\beta_{CS}(d) = \frac{PSN(d)}{\rho_S \times (1-r) \times p_f(d)} \times \frac{PCS(t_{PS})}{t_{PS} \times 10^{-2}} \quad (30)$$

ここで、 $\beta_{CS}(d)$ ：放射性物質沈着量から粒径毎の放射能濃度に換算する放射能濃度換算係数[m²/kg]である。

式(30)の放射能濃度換算係数は、表土物理特性調査、放射能濃度の深度分布調査、放射性物質沈着量メッシュデータにより既知であり、これによりメッシュ毎に粒径毎の放射能濃度[Bq/kg]の推定が可能となる。

なお、放射能濃度の推定には放射性壊変を考慮する必要がある。ここでは、最新の航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量(2012.11.16)を使用することとし、今回は放射性壊変を考慮していない。

5.4 放射能濃度連続式

5.4.1 斜面部の浮遊物質の放射能濃度

5.1で述べたように、空間的に不均一に放射性物質が地表面土に沈着しており、沈着した放射性物質は地表面の土粒子表面に吸着している。斜面部の地表面土から表面流および雨滴によって生産される浮遊物質は、放射性物質が表流水に溶出しないと仮定すると、地表面土粒子に吸着した放射能濃度のまま移動する。また、本モデルにおいては、放射性物質沈着量メッシュデータは同一メッシュ内では一定であると仮定しているため、斜面部では浮遊物質の放射能濃度は式(29)により算出した濃度値であり、その変化を追跡する必要はない。

5.4.2 河道部の放射能濃度連続式

放射性物質沈着量がメッシュ毎に異なることから、上流メッシュから流入する放射能濃度は変化し、かつ斜面部からはメッシュ固有の放射能濃度が流入することから、河道部の放射能濃度は変化する。

今回の検討は浮遊物質の多くを占めるウォッシュロードを検討対象としており、河道でウォッシュロードは流水中に浮遊して流下するため、ウォッシュロードの放射能濃度連続式は式(31)で表現できる。

$$\frac{\partial(CS_R(d) \times C_R(d) \times A_R)}{\partial t} + \frac{\partial(CS_R(d) \times C_R(d) \times Q_R)}{\partial x} \quad (31)$$

$$= CS_{side}(d) \times C_{side}(d) \times q_{side}$$

ここで、 $CS_R(d)$ ：ウォッシュロードの放射能濃度[Bq/kg]、 $CS_{side}(d)$ ：斜面端におけるウォッシュロードの放射能濃度[Bq/kg]であり、メッシュ内では一定であるため、 $CS_{side}(d)$ と式(24)の $CS_{SN}(d)$ は同じとなる。

$CS_R(d) \times C_R(d) \times Q$ は流下する放射性物質の放射能[Bq/s]であり、 $CS_R(d) \times C_R(d)$ は水中放射能濃度[Bq/m³]となる。観測はSS濃度[mg/l]、水中セシウム濃度[Bq/l]を計測しており、放射性物質の移動予測の検証は水中セシウム137濃度[Bq/l]により行う。

5.5 放射性物質の移動予測

降雨によって変化する河道流量を追跡するキネマティックウェーブ法による連続式(15)と運動式(16)により A_R 、 Q_R は既知であり、浸食作用によって生産・運搬されるウォッシュロードの変化を追跡する浮遊物質濃度連続式(17)により $C_R(d)$ 、同一メッシュでは $CS_{side}(d) = CS_{SN}(d)$ で既知であり、未知数は $CS_R(d)$ だけとなり、これらの式を一連して連続的に解くことによって、放射性物質の移動予測が可能となる。

これまでの流量、ウォッシュロード量を基に、放射能濃度連続式により水中セシウム137濃度を計算した結果をFig.16に示す。

ここで、ウォッシュロードの物理特性は前述と同様であり、式(20)、式(26)、式(30)に関係する $\lambda = 0.8\text{cm}$,

$tps = 2.0\text{cm}$, $PCS(tps) = 0.934$, $PSN(d) = 0.904$ で計算を行った。

観測の水中セシウム濃度と比較して、ウォッシュロードの再現が良好であった10/16イベントの再現も概ね良好であった。航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量メッシュデータにより、空間的に不均一に存在するセシウムの移動予測が可能と判断した。

一方、9/15イベントは、ウォッシュロードと同様に再現性が良いとは言い難い。セシウムの移動は、水路、河道に堆積したウォッシュロードの移動を如何に再現できるかによって左右され、今後の課題と言える。

また、SS、水中セシウム濃度の観測結果により検証した諸係数を基に、セシウム流下量[Bq/s]を計算した結果をFig.17に示す。

降雨によって生産・運搬されるウォッシュロードの移動とともに、空間的に不均一に存在するセシウム137の

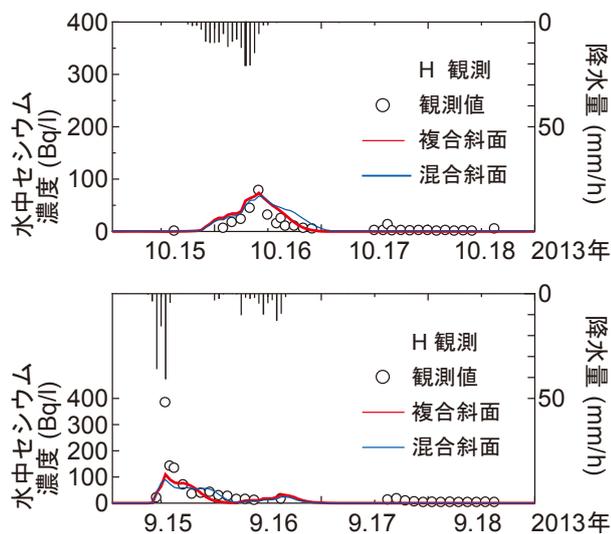


Fig.16 水中セシウム137濃度の予測結果
Prediction result of cesium137 concentration in water

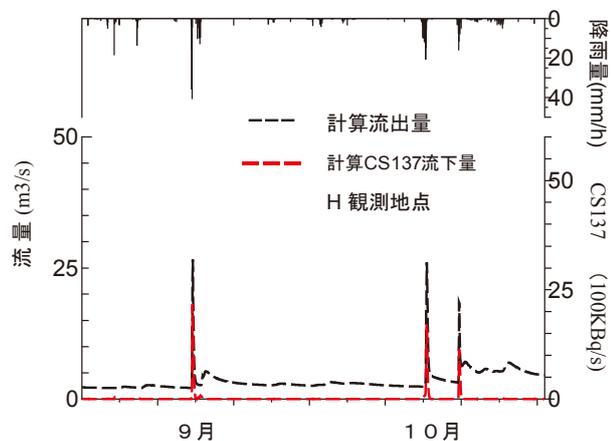


Fig.17 セシウム137流下量の予測結果
Prediction result of the amount of cesium137 runoff

移動を時空間的に表現することができた。

今後、浮遊物質移動モデルの改良により、放射性物質移動予測の再現性の向上が可能と考えている。

Ⅵ 結 言

本研究の結果をまとめると以下のとおりである

- ① 斜面表面流、河道流の流出を表現するキネマティックウェーブ法による連続・運動式と浮遊物質濃度連続式を連続して解き、浮遊物質の移動を追跡する手法が近年に提唱されている。これらの浮遊物質移動の研究を概観し、分布型物質移動モデルの構築を行った。
 - ② 降雨による斜面部の浮遊物質生産は、斜面表面流の浸食作用、雨滴の浸食作用、浮遊物質の堆積作用の3生産過程とし、これまで実施された水路実験結果などを踏まえて各生産過程を表現するモデル化を行った。
 - ③ 河道内の浮遊物質移動については、河川管理の面から多くの研究が行われており、それらの成果を踏まえてウォッシュロードの運搬過程を表現するモデル化を行った。
 - ④ 地形、勾配、土地利用、植生、土壌特性、気象データ、放射性物質沈着量等の空間データベースを活用した分布型物質移動モデルメッシュの整備を行った。
 - ⑤ 解析実施に必要な表土の物性値調査を行い、対象流域の特性を反映した物性値としてモデルに反映させた。
 - ⑥ 浮遊物質の多くを占めるウォッシュロードの移動予測を先行して行った。
 - ⑦ 混合斜面モデルは土地利用を反映した斜面モデルとは言えないため、土地利用によるウォッシュロードの生産・運搬を表現できる複合斜面モデルを構築し、ウォッシュロードの移動予測の向上を図った。前降雨の影響が小さいと推測される10/16イベントでは概ね良好な再現性を示した。
 - ⑧ ウォッシュロードを生産する斜面表土の物理特性調査結果を活用し、流域に不均一に沈着する放射性物質沈着量から、粒度依存性を考慮した土粒子粒径毎に放射能濃度を算定する方法を整備した。
 - ⑨ ウォッシュロードに吸着する放射性物質の移動を、流水の変化、ウォッシュロード濃度の変化、放射能濃度の変化を一体的に追跡することによって、セシウム137の移動予測が可能となった。⑦と同様に再現性が良かった10/16イベントは概ね良好な再現性が得られた。
- 以上のように、今回は浮遊物質の多くを占めるウォッシュロードおよびそれに吸着するセシウム137の移動予測を行った。今後、ウォッシュロード以外の浮遊砂およびそれに吸着する放射性物質も含めた浮遊物質の移動予測を分布型物質移動モデルで可能となるようモデルの改良を図る。またこの検討において、河床堆積物の移動予測を組み込むことによって、今回十分な再現ができなかった9/15イベントの再現性の向上を図る予定である。

参考文献

- 荒井信行・清水康行 (1988)：現場のための水理学(3) <http://river.ceri.go.jp/contents/tool/suirigaku.htm>
- 荒木正夫・椿東一郎 (1962)：水理学演習下巻，森北出版，203-204
- 芦田和男・田中健二 (1974)：粘土分を含有する砂れき床の浸食と砂流機構に関する研究，京都防災研究所年報，**17-B**，571-584
- Green, W. H. and Ampt, G. A. (1911): Studies on Soil Physics-Part1, The flow of air and water through soils, *Journal of Agric. Sci.*, **4**, 1-24
- 長谷川周一，波多野隆介，岡崎正規 (2002)：環境負荷を予測するーモニタリングからモデリングへー，博友社，502-511
- 平林桂・砂田憲吾・大石哲・宮沢直季 (2004)：片庭川流域における洪水時の浮遊砂・ウォッシュロード観測と流域土砂動態モデルの検討，土木学会論文集，**768/2-68**，33-43
- 堀川直紀・吉田武郎・工藤亮治・皆川裕樹・名和規夫 (2013)：数値標高モデルを用いた流出の場としての斜面の平均勾配計測方法の考察，農村工学研究所技報，**215**，57-67
- 市川温・藤原一樹・中川勝広・椎葉充実・池淵周 (2003)：沖繩地方における赤土流出モデルの開発，水工学論文集，**47**，751-756
- Ikeda, S., Izumi, N. and Ito, R., (1983): Effects of pile-dikes on flow retardation and sediment transport, *J. Hydraulic Eng.*, **117-11**, 1459-1478
- J. M. Wicks, J. C. Bathurst (1996): SHESED: a physically based, distributed erosion and sediment yield component for the SHE hydrological modelling system, *J. Hydrology*, **175**, 213-238
- 角屋 睦 (1980)：流出解析手法 (その6) — 雨水流法— 表面流出モデルによる洪水流出解析一，農土誌，**48(6)**，37-43
- Laws, J. O. and Parsons, D. A., (1943): The relation of raindrop size to intensity, *Trans. Am. Geophys., Union*, **24**, 452-460
- Li, Ruh-Ming, Simons, D.B. and Stevens, M.A. (1975): Nonlinear kinematic wave approximation for water routing, *Water Resour., Res.*, **11-2**, 245-252.
- 舩屋繁和・清水康行・ウオンサ サニット・村上泰啓 (2006)：流域規模での洪水流出および土砂流出特性について，水工学論文集，**50**，319-324
- 文部科学省 (2013)：①第6次航空機モニタリングの測定結果，および②福島第一原子力発電所から80km圏外の航空機モニタリングの測定結果について
- 中達雄・島崎昌彦・樽屋啓之：畑地圃場から流出する微細土砂の制御工法，農業農村工学会論文集，**255**，69-75
- 長澤徹明 (2000)：降雨時における浮流土砂流送挙動—農林地流域河川の浮流土砂流送に関する研究(I)—，農業土木学会論文集，**208**，1-6
- 西森研一郎・関根正人 (2009)：粘着粘土の浸食過程と侵食速度式に関する研究，土木学会論文集B，**65-2**，127-140
- 農林水産省 (2013)：農地除染対策の技術書，**2**
- (社) 農業土木学会 (1989)：農業土木ハンドブック改訂5版，農業土木学会，1008-1009
- 大澤和敏・池田駿介・久保田龍三郎・乃田啓吾・赤松良久 (2008)：石垣島名蔵川流域における土砂輸送に関する長期観測およびWEPPの検証，水工学論文集，**52**，577-582
- 大倉利明 (2010)：世界の土壌劣化，地球環境，**15-1**，3-7
- 齋藤公明，青木和弘，谷畑勇夫 (2011)：福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究—3 空間線量率マップ，土壌濃度マップの作成—，(独) 日本原子力研究開発機構福島技術本部，平成23年度放射能測定調査委託事業
- http://www.jaea.go.jp/fukushima/kankyozanzen/mapping_report/2nd-japanese/2ndlist.html
- 佐山敬洋・寶馨 (2003)：斜面侵食を対象とする分布型土砂流出モデル，土木学会論文集，**726/2-62**，1-9
- 椎葉充晴，立川康人，市川温 (2013)：水文学・水工計画法，京都大学学術出版会，221-224
- 塩野隆弘・奥島修二，高木東・福本昌人 (2004)：黒ボク土畝立て圃場の土壌侵食に対するキャベツ栽培の影響，農業土木学会論文集，**230**，1-9
- 清水康行 (1995)：沖積河川の縦断形と河床材料分布形の形成について，土木学会論文集，**521/2-32**，69-78
- 森林水文学編集委員会 (責任編集 久米篤)：森林水文学，森北出版株式会社，14-23
- 樽屋啓之・中達雄・藤井秀人 (1998)：農業用ダムの濁水問題に関する全国調査の分析，農業土木学会誌，**66-11**，1103-1109
- 高木東・塩野隆弘・中野政詩 (2008)：リルリンクの特性値を用いたリル網からの土砂生産量の簡易予測手法，農業農村工学会論文集，**253**，11-20
- 田中智大，立川康人，椎葉充晴，萬和明，キム スンミン (2013)：福島県口太川流域における放射性物質の移行のモデル化と再現について，土木学会論文集B1，**69-4**，487-492
- 田中忠夫，山本忠利 (1988)：分配係数の土壌粒度依存性に及ぼす土壌物性の影響，日本原子力学会誌，**30-10**，933-941
- 東北農政局 (2014)：大柵ダムの放射性セシウム調査結果の概要 (～H25年度)
- http://www.maff.go.jp/tohoku/osirase/higai_taisaku/hukkou/140918_torimatome.html
- 吉田武郎・増本隆夫・工藤亮治・谷口智之・堀川直紀 (2012)：広域水田灌漑地区の用水配分・管理モデルの実装による流域水循環のモデル化，農業農村工学会論文集，**277**，9-19
- 吉田武郎，名和規夫，堀川直紀，工藤亮治，皆川裕樹 (2014)：分布型水循環モデルにおける表面流出計算過程の改良，農業農村工学会大会講演会講演要旨集，608-609
- 山口高志，吉川勝秀，興石洋 (1980)：河川の水質・負荷量に関する水文学的研究，土木学会論文報告集，**293**，48-63

Moving Projection Method of Suspended Solid and Radioactive Substance By a Distributed Water Circulation Model Incorporating a Suspended Solid and a Radioactive Substance Movement

NAWA Norio*, YOSHIDA Takeo*, HORIKAWA Naoki**, KUDO Ryoji* and MINAGAWA Hiroki*

*Hydraulic Engineering Research Division, Advanced Hydrology and Water Resources Management

**Japan Irrigation Research Center for Agricultural Sciences

Abstract

In Japan, it is reported that soil erosion such as red soil loss, etc. resulting from change of land use has occurred in Okinawa Prefecture. It is said that land where rainfall has caused strong soil degradation has reached about 220 million ha(s) worldwide. And, management considering the movement of a suspended solid and a radioactive substance became important after the accident at Tokyo Electric Power Fukushima 1st nuclear power plant.

For these reasons, the authors investigated the movement of a suspended solid and a radioactive substance caused by surface soil erosion in a catchment basin of dam or head works. We tried to build a distributed water circulation model incorporating suspended solid and radioactive substance movement, and to predict movement of the wash load produced and the cesium 137 carried by the saturated overland flow, and movement of the cesium 137 by this model.

Key words: suspended solid etc., wash load, radioactive substance, distributed water circulation model incorporating suspended solid, *radioactive substance* movement model

農業水利施設の健全度評価の課題と提案

川邊翔平* 浅野 勇* 渡嘉敷勝* 森 充広* 川上昭彦*

*施設工学研究領域施設機能担当

要 旨

農林水産省より農業水利施設の機能保全の手引きが制定され、農業水利施設のストックマネジメントが本格的に導入された。これにより、全国的に共通の健全度指標を用いて機能診断調査が実施されている。一方、ストックマネジメントが実施されている中で、劣化の主要因抽出の過程で情報が欠落するおそれがある等、いくつかの課題も明らかとなってきた。本稿では、現在の施設状態評価表をそのまま活用する新たな健全度評価方法を提案する。提案する方法では、施設の状態を数値による連続指標で表し、施設全体としての状態は各評価項目の加重和として表現する。これにより、各評価項目の優先度の明確化や劣化の主要因の検討等にも活用できる。また、施設の評価が数値で表現されるため、数学的手法の適用が可能となり、様々な活用が可能となるなど、拡張性を得られる。

キーワード：農業水利施設，ストックマネジメント，機能診断，健全度指標

I 緒 言

近年、農業水利施設に限らず、道路、鉄道、下水道等の様々な分野にてストックマネジメントへの取組みが活発になっている。農業水利施設の多くも他の社会インフラと同様に戦後から高度経済成長期にかけて集中的に整備されたものであり、維持管理費の節減のために、施設の長寿命化が望まれている。農業水利施設には、ため池、頭首工、水路、パイプライン、ポンプ場等、様々な施設が存在し、複雑に連結した用水・排水システムを構成している。全国には、基幹的農業用水路は約5万km、貯水池や頭首工は約7,000箇所（農林水産省、2014）と、多くの農業水利施設が存在する。

農業農村整備事業に初めてストックマネジメントの考え方が取り入れられたのは、平成11年に創設された「広域基盤整備計画調査」である（杉山、2008a）。その後、機能診断の実施方法などが全国の現場で試行錯誤的に検討され、ストックマネジメントのノウハウが蓄積されてきた。平成19年3月には「農業水利施設の機能保全の手引き（以下、「機能保全の手引き」という）」としてまとめられ、本格的なストックマネジメントが開始された。現在、全国で基幹的農業水利施設の機能保全にかかわる取り組みがなされており、平成28年度までに、再建設費ベースで約7割の基幹的農業水利施設（受益面積100ha以上）に対して機能診断を実施することを目標とした取り組みが続けられている。

このように、「機能保全の手引き」に基づくストック

マネジメントの本格運用が始まってから8年が経過しつつあるが、その中で見えてきた課題も多い（浅野ら、2014；杉山、2008a, b）。

杉山（2008a）は、機能保全の手引きの導入はストックマネジメントを本格導入するための「措置」であり、ストックマネジメントを高度化するためには、実践を通じた技術の高度化が必要であると述べている。機能保全の手引き制定により、全国同一レベルで目視診断による健全度診断および評価の仕組みが提示された。その一方で、機能保全の手引きでは、内容を分かりやすく、かつ運用し易くすることを目指しているために、診断・評価に準定量的な方法を用いている部分がある。また、施設の健全度を決定する際に技術者の裁量に任されている部分も多くあり、工学的判断や定量的評価が必要な部分も取り残されている。このような部分は、現状の機能保全の手引きのひとつの限界となっており、今後ストックマネジメントを高度化していくうえで解決すべき課題と考えられる。

本稿では、機能保全の手引きにおける健全度評価について現状の問題点および課題を明らかにし、農業水利施設のストックマネジメントの更なる発展と高度化に資することを目的として、機能保全の手引きにおける健全度評価を改善するためのいくつかの提案を行う。

なお、機能保全の手引きでは、ストックマネジメントは、「施設の機能診断に基づく機能保全対策の実施を通じて、既存施設の有効活用や長寿命化を図り、ライフサイクルコストを低減するための技術体系および管理手法

の総称」と説明されている。

II スtockマネジメント導入の経緯と変遷

農業水利施設のストックマネジメントの導入の経緯については、森 (2005)、米田 (2007)、杉山 (2008a) が詳細に報告している。これらの報告では、農業水利施設のストックマネジメントの基本的な考え方をまとめた機能保全の手引きの取りまとめまでの経緯が報告されている。ここでは、これらの報告を基に、機能保全の手引き取りまとめまでのストックマネジメントの導入の経緯について概説する。

先述したように、農業農村整備事業の制度として初めてストックマネジメントの考え方が取り入れられたのは平成11年度に創設された「広域基盤整備計画調査」である。この調査の中で、将来的な整備構想をまとめるために、現況施設の機能診断に取り組むことが初めて盛り込まれた。その後、平成14年度に都道府県営事業により造成された土地改良施設の機能診断と対策事業を行う「農業水利施設保全対策事業」が、平成15年度には国営事業で造成された施設の機能診断を行う「国営造成水利施設保全対策指導事業」と、対策を行う「国営造成施設保全対策事業」が創設された (杉山, 2008a)。これらの事業は、予算規模は小さいものの、農業水利施設の機能診断や対策工法を実践する場となり、その後のストックマネジメントの本格導入に大きく貢献した。

一方、平成17年3月には「食料・農業・農村基本計画」の中で、「既存ストックの有効活用の観点から農業水利施設の長寿命化を図り、これらのライフサイクルコスト (建設・維持管理に係る全てのコスト) を低減することを通じ、効率的な更新整備や保管理を充実する」ことが示された。これにより、ストックマネジメントが農林水産省の基本施策の一つとして位置づけられ、農業水利施設に対して本格的に実施されることが求められるようになった。

このような中、一部の先進的な地区において試行錯誤的に進められてきた農業水利施設のストックマネジメントを全国同一レベルで本格的に実施するために、ストックマネジメントの基本的な考え方と機能診断・評価に必要な事項が「機能保全の手引き」として平成19年3月に取りまとめられた。機能保全の手引きの制定とともに、県営造成施設を対象に機能診断から対策工事までを一貫して実施できる「基幹水利施設ストックマネジメント事業」、国営造成施設については、その後5年間で全ての基幹的な国営造成施設の機能診断と機能保全計画を策定するよう「国営造成水利施設保全対策指導事業」が拡充された。機能保全の手引きの制定と一連の事業の創出により、平成19年度から本格的に農業水利施設のストックマネジメントが開始されたと言える。

平成19年から現在までは、ストックマネジメントの

本格運用期間と言える。平成19年3月に総論編が制定されてから平成25年11月までの6年間に、新たに8工種の工種別手引き (例えば、機能保全の手引き「頭首工」(2010年6月)、機能保全の手引き「開水路」(2010年6月) など) が追加された (林, 2013)。また、新たな制度として、国営施設の機能診断や劣化予測、補修工法に関する技術について、現場実証を通じてその高度化を図る「ストックマネジメント技術高度化事業」が平成20年度から導入された。

一方、機能保全の手引きおよび制度の拡充が進む中、ストックマネジメントの運用を通じて様々な問題・課題が認識されるようになってきた。例えば、中村 (2010, 2011) は、過去のデータ記録不足に起因するパイプライン、矢板型水路、積ブロック水路等の性能劣化予測の困難さや性能低下曲線に関する問題などを指摘している。また、松宮 (2012) は、機能保全の手引き制定から5年が経過し、機能保全の手引きに基づく機能診断調査のフィールドデータが蓄積されていく中で、さらなるストックマネジメント技術の確立を行うため、蓄積されたデータの分析・評価を行うとしている。その中で、機械的に状態評価表をチェックするだけでは支配的な要因の判定は困難であること、地区や施設毎に劣化予測をすることが必要であること等を報告している。

このように、平成19年から現在までは、ストックマネジメントの本格運用期間でもあるが、実際の運用の中で、ストックマネジメントを推進する上での様々な問題・課題が顕在化した時期とも言える。今後は、これら顕在化した問題・課題を整理し、解決の糸口を見つけることが重要となる。

III 健全度評価に関して現在想定される課題

ここでは、現行の機能保全の手引きに基づく機能診断、および評価方法に関する課題を検討する。

まず、現行の健全度評価手順について簡単に述べる。機能保全の手引きでは、農業水利施設を構成する機能として水利用機能、水理機能、構造機能があるとしている。これらの機能のうち、基礎となる構造機能について、その耐久性を健全度という指標を用いて評価することとしている。健全度はTable 1 (農林水産省, 2007) に示した健全度指標を用いてS-5からS-1の5段階評価で表される。S-5からS-1の定義はTable 1に示すとおりである。数字が小さくなるほど健全度が小さいことを意味する。健全度指標の区分は変状の程度と劣化の進行過程で分類されている。また、対応する対策の目安が示されており、劣化の程度をイメージしやすい。

施設の健全度を評価する過程は、まず目視点検等から変状等の度合いなどを記録し、劣化の程度を健全度として評価する。評価項目は、Table 2に示す施設状態評価表 (農林水産省, 2007) に示されている項目であ

り、各種劣化要因（変状）別に、5段階で健全度が評価される。劣化要因は、主要因として、「内部要因」、「外部要因」、および「その他の要因」に大別され、さらにそれぞれの要因は「中性化」や「不同沈下」等の変状によって細分化されている。なお、Table 2では「内部要因」の一部を省略して示している。それら細分化された評価項目についてそれぞれ5段階のS-5からS-1の健全度で評価する。これらの変状毎に評価された健全度は、Table 2に示されている「評価の流れ」に従って、「変状別評価」、「主要因別評価」へとまとめられる。各主要因において、「変状別評価」の中の最低評価値が、代表値として「主要因別評価」となる。さらに、最終的に施設の総合的な評価として一つの健全度にまとめられ、施設の状態が5段階で表される。その際には、施設の性能低下に対して支配的と考えられる要因の評価が採用される。つまり、施設の構造機能の劣化に対して、現在最も影響を与えている要因が抽出される仕組みとなっている。ただし、支配的要因が別にあると考えられる場合は、技術者の判断により、上記の手順によって得られた健全度をもとに、技術者の判断によって健全度が修正される場合がある。また、水利用機能、水理機能に与える影響が大きい要因がある場合にはこれを別途考慮する必要があることも記されている。

以降では、劣化予測の精度向上等のために必要な、

データの蓄積や新しい知見等を反映しやすくするために、現状の評価方法の課題について述べる。

3.1 施設状態の最終評価の根拠の曖昧さ

先述した現在の評価方法では、各評価項目のうち、最も低い評価が代表値とされることを基本として、性能低下に対して最も支配的と思われる要因が抽出されている。想定される各種要因に対する変状に対してそれぞれ健全度が評価され、相対的に低い評価、すなわち最も劣化が進行している要因の評価をもって施設全体の健全度が決まる。これは安全側の評価ではあるが、細分化されて評価されている他の要因の評価などが残らず、情報が埋もれてしまっている。

また、施設に現れる変状は、材料や、地盤等の周辺環境等に依存していると考えられ、施設が置かれている条件によって、注目すべき要因が異なる。このため、それらを考慮した技術者の判断によって、最低評価値とは異なる可能性もあり、その場合は評価の根拠が曖昧になる場合も生じる。

技術者の判断は施設の状態評価において重要な要素の一つと考えられる一方で、現行の評価方法ではその根拠が不明確なものとなっている。このことから、施設の健全度評価においては、技術者の判断を含んだ評価結果の説明性の改善が今後の課題と考えられる。

Table 1 健全度指標の定義
Definition of soundness index

健全度指標	健全度指標の定義	鉄筋コンクリート構造物における劣化現象	対応する対策の目安
S-5	変状がほとんど認められない状態。	① 新設時点とほぼ同等の状態 (劣化過程は、潜伏期)	対策不要
S-4	軽微な変状が認められる状態。	① コンクリートに軽微なひび割れの発生や摩耗が生じている状態 ② 目地や構造物周辺に軽微な変状が認められるが、通常の使用に支障がない。 (劣化過程は、進展期)	要観察
S-3	変状が顕著に認められる状態。劣化の進行を遅らせる補修工事などが適用可能な状態。	① 鉄筋に達するひび割れが生じている。あるいは、鉄筋腐食によるコンクリートの剥離・剥落が生じている。 ② 摩耗により、骨材の脱落が生じている。 ③ 目地の劣化により顕著な漏水（流水や噴水）が生じている。 (劣化過程は、進展期から加速期に移行する段階)	補修（補強）
S-2	施設の構造的安定性に影響を及ぼす変状が認められる状態。補強を伴う工事により対策が可能な状態。	① コンクリートや鉄筋断面が一部で欠損している状態。 ② 地盤変形や背面土圧の増加によりコンクリート躯体に明らかな変形が生じている状態 (劣化過程は、加速期又は劣化期に移行する段階)	補強（補修）
S-1	施設の構造的安定性に重大な影響を及ぼす変状が複数認められる状態。近い将来に施設機能が失われる、又は著しく低下するリスクが高い状態。補強では経済的な対応が困難で、施設の改築が必要な状態。	① 貫通ひび割れが拡大し、鉄筋の有効断面が大幅に縮小した状態。S-2に評価される変状が更に進行した状態。 ② 補強で対応するよりも、改築の方が経済的に有利な状態 (劣化過程は劣化期)	改築

3.2 補修・補強による健全度回復の評価

補修・補強効果を適切に評価することは、対策工法の検討、劣化予測やそれに基づくライフサイクルコスト算定など、機能保全計画検討の上で重要である。各関係機関において、ストックマネジメント技術高度化事業等によって、点検技術の高度化やその効果等が評価されつつある。特に実地試験において、耐用年数や劣化の抑制効果等についての評価も行われているため、長期的な視点のもとで検討がなされており、貴重な知見が得られることが期待される。

現在の健全度の定義に従えば、ある変状に対して補修・補強を実施した後の施設の健全度はS-5に回復するとされている。機能保全の手引きによる「健全度」は、Table 1に示すように、変状の程度を基準に定められているため、施設や各種性能等に関わらず、劣化の進行程度が同様であれば、同じ健全度ランクとなり、補修した場合には健全な状態に戻ると想定している。補修・補強等を実施した場合、仮に性能が建設当時以上に向上したとしても、補修・補強後に評価される状態は「劣化状態にない」ということであり、S-5評価となる。

3.1で述べたように、現在の健全度評価の方法では、

劣化の主要因の健全度が施設全体を代表する健全度として用いられ、その後の劣化予測にも用いられる。例えば、補修等によって施設の健全度である主要因の健全度が回復する状況を考える。その際に、それぞれの評価項目の健全度がどのように変化したかを把握しにくいという欠点がある。補修等の対策を講じて、ある評価項目の健全度が回復したとしても、他の評価項目について健全度が回復しない場合には、施設を構成する性能の一部は回復したが、施設としての総合的な性能は必ずしも大きく向上しない場合も想定される。そのような場合をFig.1に例を示す。図中の評価項目Aの劣化曲線は主たる劣化要因の劣化曲線を表すとす。例えば、開水路を例に挙げると摩耗や中性化であるとする。評価項目Bは他の要因（例えば不同沈下）の劣化曲線とする。また、図中の白抜きの丸は、評価項目Aの健全度を表す。したがって、評価項目Bについて、得られる健全度は「S-整数値」なので、1回目の診断時ではS-4となり評価項目Aと重なるか、S-5のどちらかになる。仮に、評価項目Aに対して実施する対策が評価項目Bの補修の影響を受けない場合、施設の劣化曲線は図中の赤い実線の様になり、施設全体の健全度は必ずしもS-5となら

Table 2 施設状態評価表の例 (鉄筋コンクリート開水路)
An example of table to evaluate states of facility (reinforced concrete open channel)

施設の状態		: S-5; 変状なし S-4; 変状兆候 (監視強化) S-3; 変状あり (補修) S-2; 顕著な変状あり (補強) S-1; 重大な変状あり (更新検討)						
評価項目	健全度ランク	評価区分				評価の流れ→		
		S-5	S-4	S-3	S-2	変状別評価	主要因別評価	
ひび割れ	タイプ・初期ひび割れ	最大ひび割れ幅未達	最大ひび割れ幅 [0.2mm ~ 0.6mm]	最大ひび割れ幅 [0.6mm 以上]	S-3に該当するものが全体的			
内部要因	構造物自体の変状	ひび割れ規模	0.2mm 以上) 50cm/m ² 以上		S-3に該当するものが全体的 又は			
	ひび割れ付随物 (析出物、錆汁、浮き)	無	② 有		流水、噴水			
	ひび割れからの漏水	無	③ 滲出、漏水跡、滴水		有			
外部要因	構造物周辺の変状	浮き	無				有	
		鉄筋露出の程度	無				有	
	圧縮強度	反発強度法 (圧縮強度換算)	21N/mm ² 以上	15 ~ 21N/mm ²	15N/mm ² 未満			
	中性化	ドリル法 (中性化残り)	残り 10mm 以上		残り 10mm 未満			
	変形・歪み	変形・歪みの有無	無		局所的	全体的		
構造物周辺の変状	欠損・損傷	欠損損傷の有無	無		局所的	全体的		
	不同沈下	構造物の沈下、蛇行	無		局所的	全体的		
	地盤変形	背面土の空洞化	無	局所的	全体的			
その他の要因	構造物付随物の変状	周辺地盤の陥没・ひび割れ	無	局所的	全体的			
		抜け上がり (目視)	無	20cm 未満	20 ~ 50cm	50cm 以上		
		目地の開き	無	局所的	全体的			
		段差	無	局所的	全体的			
		止水板の破断	無	有				
構造物付随物の変状	漏水の状況	無	漏水跡、滲出し、滴水	流水、噴水				
	周縁コンクリートの欠損等	無	局所的	全体的				

ない可能性がある。このように、各々の劣化の進行の割合に差がある場合、適切な補修・補強対策を立案するために施設の状態を劣化要因毎に詳細に把握する必要がある。施設状態評価表では、既に施設の劣化要因別に細分化されて評価されている。細分化された健全性の情報を可能な限り維持し続けることが、補修・補強対策を検討するため、また、将来的に支配的となる要因を抽出する際には有効であると考えられる。

3.3 劣化曲線と劣化予測に対する課題

機能診断によって支配的要因となった項目を用いてその後の劣化予測が行われる場合、その他の項目の劣化情報が欠落し十分な情報が得られないデメリットがあることを3.2で述べた。補修・補強等による健全度の回復や、長期供用後、または周辺環境の変化によって、例えば地盤変形が主要因となる場合もあり、極端な例では毎回の機能診断時に、種々の事由によって支配的要因が変化してしまう可能性も完全には否定できない。

機能保全の手引きでは「劣化予測は、劣化の原因が明らかであり、その予測手法が確立されている場合は、経験式などの手法を用いて行う。経験式などの手法が確立されていない場合や複合的な要因で特定の劣化要因が不明である場合は、標準的な劣化曲線を設定し、これを機能診断による実測で補正することにより行う。」とされている。標準劣化曲線の設定については、今後のデータ等の蓄積を踏まえて改善を行うこととされているものの、標準劣化曲線の精度は、劣化予測の精度に大きく影響する。劣化曲線には多くの不確実性が含まれており、その精度向上のためには詳細な劣化過程の情報が必要となる。

また、施設の劣化の進行が遅い場合や比較的健全な状態では、劣化曲線の勾配が小さいため、前回と今回の機能診断結果が同評価となる場合がある。単純に劣化曲線に対する補正等を行うと、大きな誤差を含むことになってしまう。このような問題に対して、機能保全の手引きでは「標準劣化曲線はあくまで標準的な劣化の過程を示していることに留意すること」とされ、最終的に技術者の判断にゆだねられているが、評価の根拠が曖昧になる

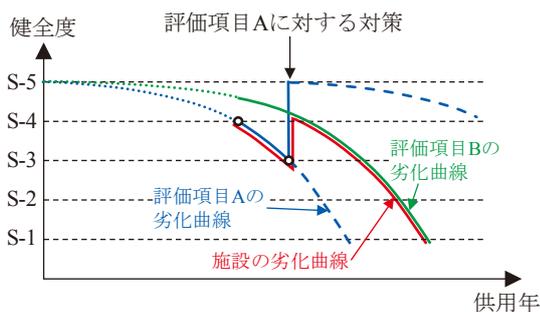


Fig.1 最低評価項目と他項目の劣化曲線
Deterioration curve of minimum and other soundness index

原因の一つと考えられる。

また、「S-4に近いS-3」等も現実には発生していると想定されるが、このような同一の健全度の中でのバラツキは、地域性等の施設が置かれている環境によるバラツキ、調査技術や調査実施者による測定値のバラツキが含まれる。現状では健全度に反映されにくく、同一健全度へ至る年数のバラツキに含まれて表れる。健全度には調査方法等の各種の不確実性が含まれるため、仮に評価結果がS-4であったとしても、他の要因と勘案して、劣化予測を試み、対応を検討しておく方が合理的であると考えられる。このような場合には、複数の要因について、時系列的に過去の経過と将来の予測を行うことが必要である。機能診断の回数が少ない現在では、蓄積された情報が十分でない場合もあり、各地域の各施設について個別の要因に対する劣化予測を行うことは容易ではないが、将来的に、地域毎あるいは施設毎について、要因別の劣化傾向を得ることは可能であると考えられる。

IV 現在の課題に対する提案

今後期待されるデータの蓄積等をより活かすため、また、新たに得られる知見等を受け入れ易くするために、新たな評価方法を提案する。

本稿では、現行の5段階評価（S-5からS-1の5段階評価）に加えて用いる、新たな指標による評価方法を提案する。ただし、この評価方法では、現行の定点調査票や施設状態評価表の項目を用いることとし、現行指標と互換性を有しつつも、将来的な変更、および拡張が容易な指標となるように努めた。

4.1 施設状態の数値化

須藤ら（2010）は、対策実施の優先順位を決定する方法として、「因子」の「重み×評価点」を施設毎に比較することを提案している。須藤ら（2010）の方法では、「因子」としては、「施設の健全度」や「農業生産の重要度」等が挙げられており、それぞれの「因子」について重みを設定している。評価点については、例えば「施設の健全度」という「因子」の場合、水路等の路線施設では上位健全度ランクの占める割合に対して、点施設では健全度ランク自体に評価点が割りあてられている。上記の様に、各「因子」の重み付きの評価点を合計することで施設の「評価値」としており、この「評価値」を施設毎に比較して得られた優先順位は、事業計画で定められた優先順位とほぼ同じになると報告している。また、健全度ランク自体を細分化している例として、例えば北村（2010）は、農業用水路の壁面摩耗の劣化過程を5段階に、それに対応する健全度を11段階に細分化し、壁面摩耗量に基づいて健全度を評価している。

本稿では、これらの事例を参考に、施設の状態を点数で表した新たな評価方法を提案する。評価する項目は、

現行の施設状態評価表の項目をそのまま用いる。

ここでは、Table 2に示した鉄筋コンクリート開水路の施設状態評価表を例にして、提案する評価方法の概要について説明する。鉄筋コンクリート開水路の状態評価表は18個の内部要因、6個の外部要因と5個のその他の要因から成り、合計29個の評価項目がある。評価者は、この29の評価項目に、合計が100点となるように配点する（重みを割りあてる）。例えば、施設状態評価表の「ひび割れ先行型ひび割れ」に7点、「ひび割れ」という項目に合計20点を割りあてる。また、例えば当該施設がある地区において地盤変状に関して安定であると推測されるならば、「不同沈下」という項目に2点という低い配点を与えることもある。したがって、「配点」は各項目に対する重み（優先度、重要度、注目度等）を意味する。配点は、各々の施設が持つ条件（設計、施工、周辺環境等の特徴）、技術者の判断、利用者の要望等を反映し、管理者または利用者により決定されることが望ましい。ただし、施設の健全度を評価する過程において様々な要因を検討する必要があるため、技術者による判断が必要な部分が存在する。したがって現時点では、配点に対する客観性に厳密さを求めることは必ずしも適切ではないと考えられる。また、例えば技術者の判断の根拠を配点として表すことにより、評価者が異なる場合でも技術者の判断の参考になる。あるいは、機能診断が同一地区内の複数施設に対して行われた場合には、配点を分析することで地域性の把握につながると考えられる。そのため本稿では、主観的判断による技術者の判断を、各評価項目の重みを配点という形で表現することとする。

なお、本稿の例では、29の項目に合計が100点となるように点数を割りあてているが、上述の通り配点は重みとして用いるため、合計は100という値である必要はない。この後の処理で小数を用いることを避けるための便宜的なものである。

ここで、施設の各評価項目*i*の配点（重み）を w_i ($\sum w_i = 100$) とし、現行の健全度に相当する値を E_i という数値で表すことにする。 E_i は0から100の間の数値をとり、劣化の進行度や、点検等から得られる計測値と管理水準との乖離から得られる。初期値（設計値や供用直後）を $E_i = 100$ として、S-5に相当し、このとき評価項目の性能は十分満たされており、健全であると評価する。各評価項目*i*の得点 $(P_i)_i$ は式(1)から求める。得点 $(P_i)_i$ は、 E_i が100のとき各項目の配点と一致する。

$$(P_i)_i = w_i (E_i / 100) \quad (1)$$

次に、各評価項目の得点 $(P_i)_i$ の総和を P_F として、 $(P_F)_j$ を施設*j*全体の指標とする。

$$(P_F)_j = \sum (P_i)_i = \sum w_i (E_i / 100) \quad (2)$$

このような積み上げ式の算定方式に基づく得点 P_F を用いると、施設の評価値を0から100の間の数値として

表すことができる。現行の健全度指標である5段階評価と上記指標の対応を取るためには、現行の健全度ランクと新指標の対応関係を明示することが必要となる。例えば、S-5とS-4の境界を $E_i = 90$ と決めれば、提案する方法と現行の健全度との相関をとることができる。

4.2 提案する評価方法のメリット

4.2.1 健全度評価の説明性

Fig.2に評価値および得点を用いた場合の施設の評価結果の例を示す。Fig.2aの例では10個の評価項目が、内部要因4項目、外部要因3項目、その他の要因3項目に分類され、それぞれの評価項目の配点と得点が表されている。図中の白抜き棒グラフは配点 w_i を表し、10項目の合計は100点である。それに対する各評価項目の得点 $(P_i)_i$ は色付き棒グラフで表しており、この合計が施設の評価値 P_F となる。すなわち、白抜き棒グラフと色付き棒グラフの差（配点-得点）が大きいほど、重要な評価項目であるにもかかわらず性能が満たされていないことを意味する。簡便ではあるが、各評価項目の配点の大きさと、配点の中での評価値の割合が一目でわかり、施設全体の健全度に対してどの項目が最も影響を与えているか、また、どの項目がどの程度性能低下しているかを明示できる点がこの方法のメリットである。例えば、Fig.2aを見れば、施設全体の得点に最も影響を与える項目は配点が最も大きい内部要因④であり、当該施設において重要視されている項目であることが一目でわかる。また、青い棒グラフの内部要因③は配点 w_i に対する得点 $(P_i)_i$ の低さが顕著であり、補修・補強の際は内部要因③が性能回復の対象として検討すべき項目であることがわかる。また、Fig.2bは各評価項目の配点がS-5と一致するように、各評価項目の得点も相似的に拡大したものである。すなわち、すべての要因について等しい配点（重み）を設けた場合の現行の健全度評価に対応する。図中の白抜きのシンボルは、Fig.2aの得点を四捨五入し整数値化した場合の健全度を表す点である。配点 w_i と得点 $(P_i)_i$ の差が対策検討のひとつの指標となり、差が大きいほど要注意となる。Fig.2の例では上述の通り内部要因③が主要因候補として挙げられるが、例えば内部要因④と外部要因①とを比較する場合を考えると、Fig.2a, bのいずれにおいても外部要因①の得点(Fig.2a)、および健全度(Fig.2b)が小さいが、配点 w_i と得点 $(P_i)_i$ の差(Fig.2a)は内部要因④の方が大きい。つまり、より重要と考えられている内部要因④の方が外部要因①よりも検討される優先順位が高いこととなる。現行の評価方法は、全ての項目の配点が一定、つまりすべての要因の重要度を同等に扱っているため、全体得点に影響を与える要因、重要視される項目が必ずしも評価の基準と一致しない場合もある。

支配的要因を機械的に抽出することは現状では困難であるため、技術者の判断に頼ることとなっている。本稿

で提案する方法では、施設の最終的な評価に至る過程を配点によって表現する。施設状態評価表をもとに得られる最低評価値と、技術者の判断によって得られる最終的な評価値とのミスマッチを説明するための材料となり得ると考えられる。

4.2.2 補修・補強による性能向上の効果

前述の通り機能保全の手引きにおける健全度評価では、劣化要因毎に劣化の程度が評価される。したがって、健全度評価の値が対策工法の検討に直結する。4.2.1で述べたように施設の健全度評価の内訳が明らかになると、健全度に最も影響を与える項目もわかり、どの評価項目の性能を回復すべきか補修・補強対策の目的を明確にすることができる。

また、改修や、補強等によって耐荷性能を向上させるなどした場合には、「健全度」の定義では上限がある。性能の向上を考慮する場合には、劣化の進行度合いで定

義される健全度とは別に、性能水準から規定される性能指標を新たに定義する必要がある。現行の健全度に相当する E_t は、施設の状態を、性能から定量的に表現しようとするものであり、上限を設けていないため、補修・補強の性能の向上を反映させることが可能である。

4.2.3 劣化曲線の表し方について

提案する評価方法における劣化曲線のイメージをFig.3に例示する。Fig.3aはFig.2aの各年次で得られる総得点を要因別に表したものであり、内部要因とその他の要因に対する補修を、図に示す矢印①、②の時点でそれぞれ1度ずつ実施した例である。ただし、それらの補修は、他の要因の健全度回復に寄与しないと仮定している。Fig.3bはFig.3aの各要因の得点を年次毎に積み上げたものである。提案する方法では、施設全体の得点 P_f を各評価項目の得点 $(P_i)_t$ の合計として表している。したがって、施設の劣化曲線は各種要因の劣化曲線の足し合わせて表現される。図では現行の主要因の分類を用いて内部要因を青、外部要因を赤、その他の要因を緑に分

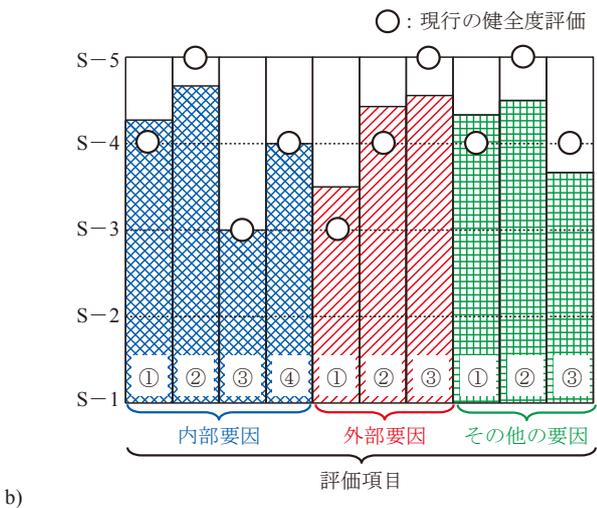
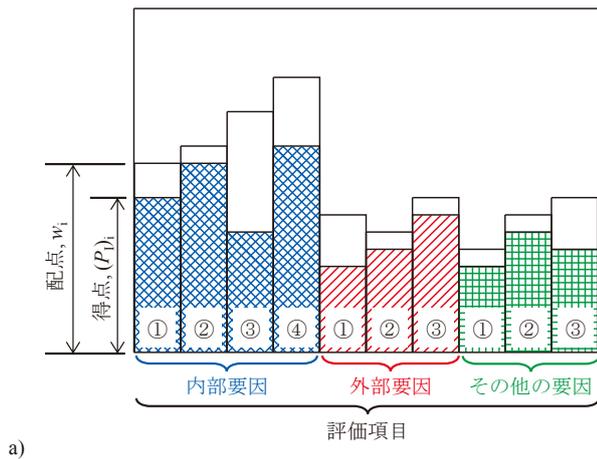


Fig.2 提案する方法と現行による評価の例; a) 提案する手法, b) 現行

An example of evaluation based on proposed and current method; a) Proposal method, b) Current method

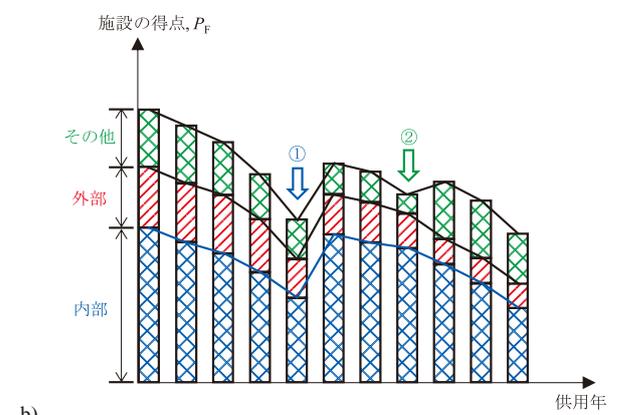
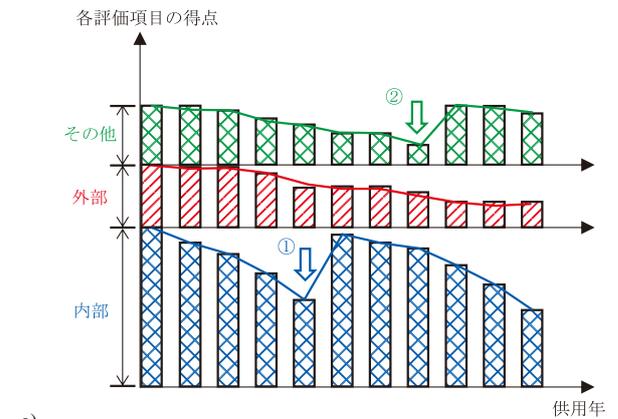


Fig.3 提案する評価方法による劣化曲線の例; a) 要因別の劣化曲線, b) 施設に対する劣化曲線

An example of deterioration curve based on proposed method; a) curves for each factor, b) breakdown of deterioration curves for facility

けて示した。また、Fig.3に示した例では3つの主要因のみに分類されて表示されているが、各主要因の得点の内訳は、さらに細分化されている各評価項目（ひび割れや地盤変状等）の足し合わせで表される。したがって、特定の要因に対する対策が講じられたときに、他の要因の劣化曲線との足し合わせによって、施設全体としての劣化曲線がどのように遷移するか把握できる。国土交通省(2013)においては、Fig.3bと同様の図を用いて長寿命化計画（機能保全の手引きにおける機能保全計画）策定の検討例が示されている。処理場・ポンプ設備を対象として、部品ごとの健全度を積み上げて表されている。各部品の劣化を把握しつつ長寿命化計画を検討することができる。

現在の機能保全の手引きにおいては、劣化予測の手法として、経験式に基づく手法や標準劣化曲線を用いる手法が挙げられており、各種要因に対して予測手法が用意されている。したがって、現在行われているような主要因に対する劣化予測を、すべての要因に対して実施し、それらを足し合わせることでFig.3bは得ることが可能である。また、同様にいくつかの要因を選択して劣化曲線を作成することも可能である。

4.2.4 提案する評価方法の拡張性

提案する方法では、点検・診断や性能評価などの技術の進歩を取り入れやすい。すなわち、点検・診断手法が進歩し、定量的な評価が可能になれば、その結果を直接取り入れることが可能である。点検・診断の精度向上は得点や劣化曲線の精度向上に直結する。前述のように、提案する評価方法による施設の劣化曲線は、各項目の劣化曲線の足し合わせで表現される。したがって、明らかとなった劣化機構に対する劣化曲線を用いたり、精度が改善されたモデルを用いることで高精度化を図ることが可能である。

補修・補強によって構造機能の他の機能が追加、または回復することがある。さらに、対策工法によっては新たに調査項目を設けなければならない可能性もある。その場合にも、すべての要因を個別に評価したうえで構造機能の他の機能に関連する性能を加味していくことが可能である。

また、各劣化要因の全体評価への寄与に対する不確実性も配点に反映できる。すなわち、点検・診断の精度向上は E_i に反映され、評価項目の全体に対する寄与の精度向上は配点 w_i に反映される。双方の技術の向上を評価に取り入れることが可能である。

将来基準等が変更された場合にも互換性があると考えられる。管理水準との関係から E_i を決定するため、満たすべき水準に対する現在の状態が評価されることになる。これは、地域や施設毎に水準が異なる場合についても同様である。

提案する方法では E_i に w_i を乗じることで施設の状態

を表すこととしているが、 E_i のみを用いて劣化の継時変化を追えば、劣化予測の経験式が得られる。また、 w_i を得ることで、職員の入れ替え等に対して技術者の判断の参考資料とすることができる。また、 E_i と w_i のそれぞれの分析から、地域や工種ごとの劣化傾向を把握できる可能性もある。

Fig.3bでは複数の要因の継時変化を把握できるため、将来支配的となり得る要因の進行性の程度を比較することにも利用できると考えている。

V 結 言

本稿では、農業水利施設の機能を将来的に効率よく総合的に維持していくために健全度評価について必要と思われる課題を示し、その課題に対応するための新しい評価方法の一例を提案した。

現行の評価方法の場合、対策を実施することを見据えて健全度が評価されているため、主要因を抽出する過程で他の要因の状態が不明確となる。このため、最終的な施設の評価の根拠が曖昧になるなど、情報の欠落が生じているおそれがある。

これに対し、数値によって健全性の評価を行い、評価項目すべてを用いて施設の健全性を評価することを提案した。各評価項目に重みを設け、項目の健全度に関する得点を足し合わせることで、主要因のみでなく、施設の総合的な劣化の程度を表すこととした。重みを設けることで、技術者の判断が含まれる診断結果の説明性の向上が見込める。また、数値を用いることで数学的手法の適用が可能となり、拡張性が保持できる。

ただし、現時点では本稿で提案した評価方法の有効性を具体的に示すには至っておらず、部分的にでも有効であるかは今後精査が必要である。特に評価項目の配点（重み）を決定する際には、農業土木に関する知識や経験だけでなく、当該地域の事情にも精通している技術者の意見が望まれる。また、どの程度の主観的判断を許容するか等検討される課題は多い。

現在多数の対策工法、診断技術が研究・開発されており、その評価に対する活動が、ストックマネジメント技術高度化事業としてなされている。他分野を含め、我が国は調査点検の技術、補修補強などの技術に長けており、個別施設の状態を把握するためのモニタリング技術や、施設の状態を定量化する調査点検技術について今後の発展が期待される。そのため、それらの技術の発展等を柔軟に取り入れていくことが重要と考えられる。

また、農業水利施設群としての機能保全計画では、対策実施優先度を得ることが必要になる。農業水利施設は多種多様な施設から成り、その機能も多岐にわたる。そのため個別施設の健全度のみではなく、施設が所有している機能、災害リスク等から総合的に優先度を検討する必要がある。提案した方法では、全ての劣化要因によっ

て施設の健全度を得ているため、特定の劣化要因の健全度に大きく影響されない。また、異なる施設同士、あるいは健全性の他の指標（災害リスク等）と健全性を併せて比較する際にも、数値としての意味を持つため、数学的処理が可能であるため扱いやすいと考えられる。

引用文献

- 浅野勇, 渡嘉敷勝, 森充広, 西原正彦 (2014) : 農業水利施設の機能保全の課題と将来的な取り組み, 水土の知, **Vol.82, No.1**, 3-6.
- 林 活歩 (2013) : 利根調・保全技術センター通信 (第6回), JAGREE, **No.86**, 28-31.
- 北村浩二 (2010) : 農業用水路のストックマネジメントにおける劣化予測に関する研究, 農村工学研究所報告, **No.49**, 201-289.
- 国土交通省 (2013) : スtockマネジメント手法を踏まえた下水道長寿命化計画策定に関する手引き (案) .
- 松宮直樹 (2012) : 利根調・保全技術センター通信 (第5回), JAGREE, **No.84**, 16-19.
- 森丈久 (2005) : 農業水利施設へのストックマネジメント導入に向けた取り組み, 農業土木学会誌, **第73巻**, 第11号, 3-6.
- 中村昌孝 (2010) : 利根調・保全センター通信 (第3回), JAGREE, **No.79**, 31-34.
- 中村昌孝 (2011) : 利根調・保全センター通信 (第4回), JAGREE, **No.81**, 17-19.
- 農林水産省 (2007) : 農業水利施設の機能保全の手引き, 食料・農業・農村政策審議会農村振興分科会農業農村整備部会技術小委員会
- 農林水産省 (2014) : 農業生産基盤の整備状況について, 農林水産省農村振興局
- 須藤勇次, 中村和正, 川辺明子, 菅睦三, 林保慎也 (2010) : 農業水利施設の補修・改修優先順位決定のための指標, H22 農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 632-633.
- 杉山一弘 (2008a) : 農業水利施設のストックマネジメントのあゆみと今後の展望, 農業農村工学会誌, **Vol.76**, No.3, 197-200.
- 杉山一弘 (2008b) : スtockマネジメント技術高度化事業の創設 JAGREE, **No.75**, 12-13.
- 米田博次 (2007) : 農業水利施設のストックマネジメント, ARIC 情報, **No.85**, 12-16.

受理年月日：平成26年10月29日

Problems and Proposals on Evaluation of Soundness in Irrigation Facilities

KAWABE Shohei*, ASANO Isamu*, TOKASHIKI Masaru*, MORI Mitsuhiro*,
KAWAKAMI Akihiko*

*Facilities Engineering, Facilities and Geotechnical Engineering Research Division

Abstract

The Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries has enacted the Handbook on Maintenance of Functions of Irrigation and Drainage Facilities, and stock management of irrigation and drainage facilities has been introduced in earnest. Based on the Handbook, a common national soundness index has been used to functionally diagnose individual facilities. Actual stock management has revealed several problems, for example, the danger that information will be lost during the process of extracting the main cause of the damage. This report proposes a new soundness evaluation method that uses the present facility performance evaluation table. The proposed method is used to evaluate the state of a facility using numerical continuity indices and to represent the state of the overall facility as the weighted sum of each evaluation item. This can be applied to clarify the priority of each item and to study the major factors causing the deterioration. And because the proposed method represents the evaluation of the facility numerically, a mathematical approach can be applied obtaining extensibility that, for example, permits a variety of applications.

Key words: Irrigation facilities, Stock management, Functional diagnosis, Soundness index

〔農工研技報 217〕
63 ~ 74, 2015〕

都市圏で暮らす高齢非農家住民の農作業参加構造の分析 —健康づくりに着目して—

鬼丸竜治* 石田憲治** 合崎英男*** 片山千栄**

* 農村基盤研究領域事業評価担当

** 技術移転センター

*** 北海道大学大学院農学研究院開発経済学研究室

要 旨

超高齢社会を迎え、高齢者の健康維持が課題となる中、都市圏で暮らす高齢非農家住民の健康づくりに「農」の果たす役割が期待されている。彼らの農作業参加行動を促進するためには、行動を促す適切な要因に働きかけることが重要である。そこで、本報では健康づくりに着目して、農作業参加行動と影響要因の関係（農作業参加構造）を、三大都市圏の高齢非農家住民800人から得た質問紙調査データとパス解析モデルを用いて分析した。その結果、農作業参加行動には農作業参加意欲と農作業参加能力が、意欲には農作業に対する健康面での受益意識等の要因が、それぞれ影響を与える構造のモデルを示した。また、モデルの適合度指標のうちGFIは、適合が良いとされる0.9以上の0.989、RMSEAは、適合が妥当とされる0.08以下の0.077であり、モデルが現実のデータに適合していることが確認された。

キーワード：高齢者、健康づくり、農作業参加構造、非農家住民、パス解析

I 緒 言

わが国では、世界に前例のない速さで高齢化が進み、世界のどの国も経験したことのない超高齢社会を迎えている（内閣府，2012）。65歳以上の者を「高齢者」とした場合、総人口に占める高齢者人口の割合は、平成26年当初で25.2%となり（総務省統計局，2014）、日本で暮らす4人に1人が高齢者となっている。高齢化が進んだ結果、高齢者関係の社会保障給付費（年金、医療、福祉等の合計額）が、わが国の経済活動の規模を表す国民所得に占める割合は、平成23年度時点で20.8%となり、10年前の1.4倍に上昇して過去最高の水準となっている（国立社会保障・人口問題研究所，2013a，2013b；内閣府，2013）。

高齢化の急速な進行に対して、国は高齢社会対策大綱（内閣府，2012）を定め、生涯にわたる健康づくりを総合的に推進すること等の基本的施策を示している。また、上記のとおり高齢者関係の社会保障給付費が増加していることから、それを抑制するためにも、高齢者等の健康の維持は喫緊の課題となっている（「食」に関する将来ビジョン検討本部，2010）。ここで、以下本報では、健康を維持・増進することを「健康づくり」という言葉を使って表し、世界保健機関の定義に従って、「人々が自らの健康をコントロールし、改善することができるよ

うにするプロセス」（World Health Organization, 1986；健康づくりのための食環境整備に関する検討会，2004）と定義する。

上記のような現状の中、健康づくりのための適度な運動としての「農」が果たす役割への期待がある（「食」に関する将来ビジョン検討本部，2010）。また、都市で暮らす人々の中では、「農」のある暮らしを楽しみたいというニーズが増加している（農林水産省，2013a）。

都市およびその周辺の地域（以下「都市圏」という。）における農業は「都市農業」と呼ばれ、これまでも、消費地に近いという利点を活かして、新鮮な農産物の供給等の役割を果たしてきた（農林水産省，2013a）。そして、国は現在、上述した期待やニーズを受けて、都市圏における高齢者の健康づくりの場となる福祉農園の開設といった取り組みを、「農」のある暮らしづくり交付金（農林水産省，2013b）等の予算措置や、農林水産省と厚生労働省が連携した「農」と福祉の連携プロジェクト（農林水産省，2014）の実施により進めている。

国による上記の取り組みに関連して、農林水産省から委託を受けたエヌ・ティ・ティ・データ経営研究所（2013）は、都市圏を中心に、農作業をしていない60歳代の住民に対して、農作業に参加するためのインセンティブに関する質問紙調査を行っている。その結果を見ると、「農作業とウォーキングなど健康づくりの場が設

置される」ことがインセンティブになると回答した者が21.4%いた。このことから、被調査者の5人に1人が、健康づくりに役立つならば農作業に参加してもよいと考えていることが推察される。

ここで、都市圏で暮らす高齢者の世帯には、農家よりも非農家の方が多いと考えられるので、以下本報では、高齢者のうち非農家の住民（以下「高齢非農家住民」という。）に着目する。

彼らの中には、健康づくりをしたいと思っけていても、農作業が健康づくりに役立つことを知らなかったり、農作業よりスポーツ等他の手段による健康づくりを好んだりして、農作業には参加しない者もいると考えられる。そのような事態の発生を回避して、健康づくりのため農作業へ参加するよう高齢非農家住民に促す取り組みを進めるためには、彼らが何をどのように考えて農作業へ参加するのかわかった上で、それに応じた取り組み内容を検討する必要があると考える。そのためには、まずは、彼らが農作業へ参加すること（以下「農作業参加行動」という。）と、それに影響を与える諸要因との関係を知ることが重要であると考え。ここで、本報で対象とする農作業参加行動とは、農地において農家が行う農作業を健康づくりのため無償で手伝うことをいい、市民農園や家庭菜園において趣味として作物を作ることや、いわゆる農業参入は含まないものとする。

一般に、構成要素とそれを結びつけて全体を形成する諸関係は「構造」と呼ばれる（石原，1999）。そこで、以下本報では、農作業参加行動とそれに影響を与える諸要因との関係を「農作業参加構造」と呼ぶことにする。

健康づくりと農作業参加構造に関わる既往研究では、主に、農作業を行うことが健康にプラスの効果を及ぼすことや、高齢非農家住民に適した農作業の実施方法等が示されている。例えば、藤田・萩原（2003）は、長野県内の福祉・医療施設を対象にした質問紙調査結果を分析し、農作業を行うことが健康に及ぼす効果としては、身体的効果よりも精神的・社会的効果をあげる施設が多かったと述べている。松森ら（2009）は、長野県内の65～74歳の住民の健康診断データを、農業体験の有無等により層別化して分析し、農作業を行うことが健康指標に良好な結果を示したと述べている。Van den Berg et al.（2010）は、オランダの市民農園の利用者、非利用者の質問紙調査結果を分析し、62歳以上では、利用者の方が主観的健康観が良好であったと述べている。荒川ら（2013）は、埼玉県内の住民の農作業体験結果を分析し、参加者の生活習慣の変化として、身体活動量や体力の増大、精神状態の安定化の傾向を確認することができたと述べている。また、豊原・内山（2005）、豊原（2006）、豊原・原（2007）は、福祉施設における農作業の事例分析を通して、高齢者が農作業を行う際の問題点や支援方法、障壁、留意点を示している。田中ら（2009）は、新たに農業参入を希望する高齢者を支援するため、バリア

フリーの栽培技術を開発・提案している。さらに、栗田（2012）は、高齢者を中心とした農に関心を持つ非農家による、都市近郊農地の保全・管理の枠組みを提示している。

このように、既往研究には、健康づくりと農作業参加構造を分析した包括的な研究は見られない。そこで、本報では健康づくりに着目して、都市圏で暮らす高齢非農家住民の農作業参加構造を分析する。

Ⅱ 方法

2.1 分析方法の考え方

2.1.1 参加行動を分析した既往研究の利用

I章で述べたとおり、既往研究には、健康づくりと農作業参加構造を分析したものは見られない。そのため、本報において農作業参加構造を分析する際に、直接利用できる既往研究がないという問題がある。

一方、農作業参加構造を分析していなくても、農業に関連した活動における非農家住民の参加行動の分析といった、本報と共通点のある既往研究からは、本報での分析に有益な知見が得られるものとする。そのような既往研究の1つとして、農業用の水路の維持管理における非農家住民の参加行動を分析した研究が複数存在する（例えば、鬼丸，2012）。

そこで、本報では、農業、非農家住民、参加行動という複数の共通点があることから、上述した、水路の維持管理における非農家住民の参加行動を分析した既往研究の知見を利用することにした。

2.1.2 因果モデルの使用

本報が目的とする農作業参加構造の分析は、いわゆる因果関係の分析である。因果関係の分析について、豊田（1992）は、現実の世界を実用的にかつ単純に理解することを目的として構成した概念を「因果モデル」と呼んだ上で、因果モデルは、主に因果関係の分析を目的として構成されることが多いと述べている。

そこで、本報では、農作業参加構造の分析方法として、因果モデルを構成して分析する方法を用いることにした。

2.1.3 要因の数および関係の単純化

前項で述べた因果モデルの構成について、豊田（1992）は、分析者が興味を持っている変数を規定している要因は数多く存在するから、限られた調査や実験の中で、採用すべき全要因をモデルに組み込んで分析することはできないと述べている。

このことへの対処について豊田（1992）は、社会・人文・行動科学のモデルでは原因の数が多いので、そのような複雑な現象を説明する場合には、誤差が大きくなることを覚悟の上で、原因の数および原因と結果の関係の

記述について、大幅な単純化を行うのが普通であると述べている。また、因果モデルでは、考慮すべき要因の数は少ない方が、結果の一般性は高まると述べている。その上で、単純化を行う場合に有効なのは、①原因として少数の主な特性だけをモデルに採用する、②原因と結果の関係の記述において途中経過を省略することであると述べている。

そこで、本報では因果モデルを構成する際に、モデルに組み込む要因を主要なものに限定するとともに、要因間の関係も途中経過を省略して記述し、要因の数および要因間の関係を単純化することにした。

2.1.4 働きかけが可能な要因の選択

因果モデルに組み込む要因について、豊田（1998）は、モデル内の要因は、モデル構成者が現実の世界のどの側面から現象を理解したいかという「動機」によって選択されると述べている。また、因果モデルとは目的的な概念そのものであるから、何のために構成するのかという「現実からの要請」がなくては、存在意義がなくなると述べている。

上記の動機や現実からの要請に関して、水路の維持管理における非農家住民の参加行動を分析した既往研究を見ると、吉川ら（2008）は、活動への参加を促進するためには、住民の努力による操作の可能性が高い要因を見つけ出すことが必要であると述べている。本田（2011）は、従来の研究で検討されてきた要因は、参加を規定する重要な要因ではあるものの、外部からの介入によって変えることは困難であることから、操作性の高い要因を明らかにすることが必要であると述べている。鬼丸（2012）は、参加行動を促進するという現実からの要請に応じるため、働きかけが可能な要因に着目して、要因間の関係を分析している。

働きかけが可能な要因に対して、いわゆる「客観的要因」と呼ばれる性別、年齢等の要因は、現実的には働きかける方法がないので、それらに働きかけて農作業参加行動を促進することはできない。そのため、そのような「働きかけが不可能な要因」を因果モデルに組み込んでも、I章で述べた本報の上位目標である、「健康づくりのため農作業へ参加するよう促す」ことはできない。

そこで、本報では因果モデルに組み込む要因として、働きかけが可能な要因を選択し、働きかけが不可能な要因は捨象することにした。

なお、以下本報では、「働きかけが可能な要因」という言葉を、変数の操作について定義した豊田（1992）に準拠し、「要因の指標となる変数が或る値を持つ観測対象を、働きかけによって作り出すことができる要因」と定義する。また、「働きかけ」という言葉を、前出の鬼丸（2012）に準拠し、「健康づくりのための農作業参加行動を促す取り組みを担う者が、高齢非農家住民に対し、農作業参加行動を起こさせたり継続させたりするこ

とを目的として、積極的に説明、勧誘等の活動をする」と定義する。

2.1.5 要因間の関係の整理

前項で述べた「働きかけが可能な要因」を選択しても、それだけでは、選択した要因が因果モデルに組み込む要因として妥当であるか否かは不明である。

選択した要因の妥当性について、鬼丸ら（2011）は、水路の維持管理における非農家住民の参加行動を分析した4件の既往研究（合崎ら、2006、2007；原・熊谷、2008；山本・長澤、2010a）を比較・分析している。そして、それらの研究では、先行研究の結果を踏まえて選定した参加行動への影響要因候補のうち、参加行動との関係に統計的有意性が見られたものを影響要因であると結論付けているので、性別、年齢等の同じ要因が、影響要因であるとされている場合とそうでない場合があると述べている。また、それらの研究の結果に基づいて他の地区で要因を検討しようとする場合に、どの要因を検討対象とするべきかの判断が難しいと述べている。

このように、影響要因候補の中から参加行動との関係に統計的有意性が見られた要因を選択するという、上記の方法では、影響要因としての妥当性の判断が難しいことが分かる。

このことへの対処に関連して、服部・海保（1996）は、要因間に因果関係があると言えるためには、要因の指標となる変数に相関関係があることに加えて、理論的な観点からも関係に整合性があること等が必要であると述べている。豊田（1998）は、因果モデルを構成する際に最も大切なことは、実質科学的な理論を重視し、納得・了解の基準を利用することであると述べている。また、理論は、データによる証拠・説得・論駁ではなく、納得・了解という方法でしか認めてはもらえないと述べている。

上記の服部・海保（1996）、豊田（1998）の考え方に従って要因を選択した既往研究として、前出の鬼丸ら（2011）、鬼丸（2012）がある。これらの研究では、要因間の関係を整理して記述することにより関係に整合性のあることを示し、その上で事例地区において関係の強さを計測するという研究方法を採用している。そのため、上記の既往研究の結果を見た場合、関係に統計的有意性が見られなかった要因であっても、それは一般的に要因間に関係がなかったと解釈するのではなく、事例地区では関係が極めて弱かったと解釈するべきであることが分かる。したがって、それらの研究の知見に基づいて他の地区で要因を検討しようとする場合に、事例地区では関係に統計的有意性が見られなかった要因も、他の地区では見られる可能性があるため、検討対象とするべきことが分かる。

そこで、本報では上記の既往研究に準拠し、はじめに要因間の関係を整理して記述することにより、関係に整

合性のあることを示し、その上で関係の強さを計測することにした。

2.1.6 パス解析の使用

本報で取り扱う農作業参加構造のような、複数段階の因果関係から構成される因果モデルを分析する場合、回帰分析といった、結果を表す変数（被説明変数）を1つずつ取り扱う手法を用いると、分析結果も1段階ずつ得られることになる。その場合、各段階の分析結果が適切に得られたものであっても、複数段階の因果関係全体の分析結果が適切かどうかは未確認であるという問題がある。

これを解決する手法として、複数段階の因果関係全体を表現・分析することができる「構造方程式モデリング」と呼ばれる統計手法が知られている。また、構造方程式モデリングには、1つの要因を複数の観測変数を使って測定する手法と、その下位モデルであって、1つの要因を1つの観測変数で表現・測定する「パス解析」と呼ばれる手法がある（豊田, 1998）。

本報で取り扱う要因は、高齢非農家住民という個人の状態に関わる要因なので、その意味するところには幅があると考えた方が自然である。そのような要因は、複数の観測変数を使って測定する前者の手法を用いると、より高い信頼性と妥当性を持って測定できる可能性がある（脇田, 2007）。一方、後ほど2.3節で述べるとおり、本報では観測変数のデータを質問紙調査によって入手するので、1つの要因を複数の観測変数を使って測定することによって変数の総数が多くなると、質問の総数も多くなり、自ずと質問紙は長くなる。ところが、長すぎる質問紙は、拒否率の上昇、信頼性の低下を招く場合がある（直井, 2007）。特に、本報で被調査者とする高齢者は、視力や記憶力の低下に伴う認知の遅れが予想される（豊原・原, 2007）ので、上記の点が問題になると考えられた。

そこで、本報では、そのような問題の発生を避けるため、因果モデルの分析にパス解析を使用することにした。

なお、パス解析を含む構造方程式モデリングでは、誤差変数が導入されているので、2.1.4項で捨象した要因の影響を誤差の一種と捉えれば、それらが誤差変数として考慮されていると見なすことができる。

2.1.7 因果モデルの適合度の評価

2.1.5項で述べたように要因間の関係を整理し、整合性があることを示しても、それだけでは、因果モデル全体が妥当であるか否かは不明である。このことに関して豊田（1998）は、モデルを構成しただけではデータの性質を十分に表現している保証はなく、構成したモデルがデータに適合しているか否かを確認する必要があると述べている。

このことへの対処について狩野（2002）は、パス解析を含む構造方程式モデリングでは、モデルの適合度の吟味が可能であると述べている。

そこで、本報では「適合度指標」と呼ばれる（豊田, 1998）指標を使って、構成した因果モデル全体が現実のデータに適合しているかを評価することにした。

適合度指標は複数提案されているので、本報では、代表的とされるGFI (Goodness of Fit Index), AGFI (Adjusted Goodness of Fit Index), CFI (Comparative Fit Index), RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) (大石・都竹, 2009)を用いることにした。また、適合度指標の計算も含めて、本報における因果モデルの分析には、構造方程式モデリングを実行することができる代表的なソフトウェア（大石・都竹, 2009）の1つであるAmos (エイモス) のVer.22を用いた。

2.1.8 働きかける要因の選択

本報で因果モデルの分析に使用するパス解析では、「パス係数」と呼ばれる、モデル内の要因間の影響の大きさを表す係数の値を推定することができる（豊田, 1998）。これを指標にすると、I章で述べた本報の上位目標である「健康づくりのため農作業へ参加するよう促す」ために働きかける要因を選択することができる。具体的には、モデル内の1つの「結果となる要因」に対して複数の「原因となる要因」がある場合、パス係数の値がより大きな原因は、結果に対して、より大きな影響を与えるので、そのような原因を働きかける要因として選択していくと、最終的に目標とする農作業参加行動の促進に効果的であると考えられる。

そこで、本報では、農作業参加構造の分析結果をもとに、パス係数を指標にして、農作業参加行動を促進するために働きかける要因を選択することにした。

なお、パス係数が小さい要因間の関係に関して、室橋（2003）は、因果モデル全体の適合度がよいならば、パス係数が小さな関係も削除しない方が望ましいと述べている。また、今回分析した調査対象ではパス係数が小さくても、他の調査対象では大きくなる可能性がある。そこで、本報ではそのような要因間の関係を削除しないことにした。

2.2 因果モデルの構成

水路の維持管理における非農家住民の参加行動を分析した鬼丸（2012）は、因果モデルに組み込む要因について、2.1.4項と同様に、働きかけが可能な要因を選択するとともに、2.1.5項と同様に、要因間の関係を整理・記述することにより、関係に整合性のあることを示している。

そこで、本報では、要因選択の考え方が一致していることから、上記の鬼丸（2012）の知見を利用し、次のと

おり因果モデルに組み込む要因を選択するとともに、要因間の関係を整理して、因果モデルを構成した。

2.2.1 農作業参加行動への影響要因

鬼丸(2012)は、水路の維持管理への参加行動を労力負担行動と表現し、それへの影響要因は「労力負担意欲」と「労力負担能力」の2つであるとして要因間の関係を分析している。その際、影響要因であると考えられる別の2つの要因(労力負担の振り分け方法、労力負担の履行方法)については、既往研究(合崎ら, 2006; 山本・長澤, 2010b)に基づいて非農家住民が少なくとも妥協できる状態になっていると仮定し、捨象している。

また、I章で示した高齢社会対策大綱(内閣府, 2012)では、高齢者対策を進めるための基本的考え方の1つとして「高齢者の意欲と能力の活用」を挙げ、65歳以上の者であっても、意欲と能力のある者には、支えられる側から支える側に回ってもらうとしている。

以上のことから、本報では意欲と能力に着目し、農作業参加行動には、「農作業参加意欲」と「農作業参加能力」の2つの要因が影響を与えると考える。なぜなら、①高齢非農家住民に農作業へ参加しようと思う気持ち(意欲)がなければ、彼らは参加しようとし、②意欲があっても、農作業へ参加し得る力(能力)がなければ、彼らは参加することはできないからである。

ここで、以下本報では、農作業参加意欲は「農作業へ参加しようと思う気持ち」、農作業参加能力は「農作業へ参加し得る力」とそれぞれ定義する。

2.2.2 農作業参加意欲への影響要因

前項で述べたように、高齢非農家住民は、意欲がなければ持続的には農作業に参加しないと考えられる。そのため、農作業参加行動を促進する働きかけを行う場合、意欲が極めて重要な要因であることが分かる。このことから本報では、農作業参加意欲に着目し、意欲に対する影響要因を検討・整理した。

前出の鬼丸(2012)は、非農家住民の労力負担意欲に影響を与えると考えられる7つの要因(農業用水に対する受益意識、農業用水に対する関心、労力負担の必要性意識、農業用水の利用に関する不安、他者に対する信頼感、所属組織に対する義務感、農業用水に対する所有者意識)を示している。これらの要因のうち「所属組織に対する義務感」について、高齢非農家住民にとって農作業への参加は義務ではないので、義務感は農作業参加意欲に影響を与える主要な要因ではないと考える。また、「農業用水に対する所有者意識」についても、農作業を行う農地や農業用資機材は高齢非農家住民の所有物ではないので、所有者意識も意欲に影響を与える主要な要因ではないと考える。

そこで、本報では、農作業参加意欲への影響要因は、義務感と所有者意識を除く、次の5つであると考えられる。

(1) 農作業に対する健康面での受益意識

農作業から精神的・肉体的健康面での利益を受けられるという意識を「農作業に対する健康面での受益意識」と定義すると、それは農作業参加意欲に影響を与えると考える。なぜなら、農作業への参加は、将来の継続的な利益(この場合は健康)を期待して行うものだからである。

(2) 農作業に対する関心

農作業にひきつけられたり、おもしろいと感じたりすることを「農作業に対する関心」と定義すると、それは農作業参加意欲に影響を与えると考える。なぜなら、人は単純に好奇心や興味・関心によって行動を引き起こすことがよくある(田中, 2006)からである。

(3) 農作業の必要性意識

都市農業の担い手としての援農ボランティアの役割を分析した北川・服部(2014)は、ボランティア参加者が農業との関わり方において、市民農園等ではなく営農ボランティアを選んだ理由を調査した結果、農業に関わる人や問題の役に立ちたいという意見や、社会貢献ができるといった意見が多かったと述べている。

そこで、日本の農業や食料の現状を考えると自分も可能な範囲で農作業をする必要があると思っていることを「農作業の必要性意識」と定義すると、それは農作業参加意欲に影響を与えると考える。なぜなら、そのような意識がなければ、農業や食料の現状を憂えていても、他者が農作業をすることを期待するだけだからである。

(4) 農作業に対する不安

I章で述べたように、健康づくりをしたいと思っても、スポーツ等他の手段による健康づくりを好み、農作業には参加しない者もいると考えられる。

そこで、農作業に自信のない者が持つ、農作業に参加する事態を予想した時の漠然とした不快な気分を「農作業に対する不安」と定義すると、それは農作業参加意欲に影響を与えると考える。なぜなら、不安が大きいとそのような事態から逃れたいという気持ちになるので、農作業に参加しようとは思わないと考えられるからである。

(5) 他者に対する信頼感

他者から「あなたが農作業をすることに賛成する」と言われ、その言葉を信じることを「他者に対する信頼感」と定義すると、それは農作業参加意欲に影響を与えると考える。なぜなら、他者の行為とその性質は、人の心理過程に影響を与える(大淵, 2000)ので、農作業に対する肯定的な意見を信じることは、農作業に参加しようと思う気持ちに肯定的な影響を与えると考えられるからである。

2.3 データの入手

パス解析を使用して因果モデルを分析するためには、前節で示した各要因の指標となる観測変数を設定し、そ

のデータを入手する必要がある。

本報では、高齢非農家住民という個人の状態や心理過程を取り扱うので、観測変数のデータは質問紙調査によって入手することにした。Table 1に、各要因に対応して設定した観測変数、変数のデータを入手するための質問項目等を示す。観測変数の添え字は、質問紙調査における質問番号に対応している。

観測変数の値については、回答選択肢を5件法としたので、肯定的な回答から順に5, 4, 3, 2, 1を割り当てることにした。また、Table 1の回答選択肢の欄に「逆転項目」(他とは測定している方向が逆の項目)と表示した観測変数の値には、肯定的な回答から順に1, 2, 3, 4, 5を割り当てることにした。

なお、パス解析を含む構造方程式モデリングは、量的データを扱う手法として開発されたものであるが、本報で取り扱うような5件法の質的データを量的データと見なして分析することは問題ないとされている(豊田, 1998)。

次に、観測変数のデータを入手するための質問紙調査は、インターネット調査により行うことにした。インターネット調査とは、調査機関の登録者を対象にインターネットの画面上で質問紙に個別記入する調査である。この調査は、個人の情報保護意識が高まり、被調査者選定に利用してきた各種名簿・台帳の閲覧が厳しくなった現状(安河内, 2007)において、人口普及率が82.8%となったインターネット(総務省, 2014)を用いることにより、分析に必要となる多変量データを比較的低予算・短時間で入手できるものである。なお、インターネット調査には、母集団を明確に反映することができないという限界がある(日本マーケティング・リサーチ協会, 2006)ことに留意が必要である。

そして、2013年12月に、楽天リサーチ株式会社を調査機関として、①三大都市圏在住、②65歳以上、③農家ではなく農地も所有していない、④自宅周辺に農地がある、という条件すべてを満たす被調査者800人からデータを入手した。上記①～④の条件を設けた理由は、本報では、都市圏で暮らす高齢非農家住民の農作業参加構造を調べるためである。また、現実の居住地別・性別人口分布を反映させるため、Table 2に示すとおり、三大都市圏内の都府県別・性別人口の割合によって被調査者800人を割り付けた上で、調査を行った。

III 結果と考察

3.1 農作業参加構造の因果モデル

Fig.1に、パス解析を使用して構成した農作業参加構造の因果モデルを示す。

Fig.1において、長方形は要因を表し、要因内の v は観測変数を表す。片方向の矢印は「パス」と呼ばれ、矢印の始点の要因(原因)が終点の要因(結果)に影響を与

Table 1 各要因に対応して設定した観測変数等
Observable variables etc. which corresponded with factors

要因	観測変数	質問項目		計測結果	
		質問文(要約)	回答選択肢	平均値	標準偏差
農作業参加行動	v_{15}	「あなたの自宅の周辺で、農作業 ^{注1)} を手伝ってみませんか」と誘われた場合、作業の内容や方法に不都合がないときであれば、あなたができる範囲で農作業を手伝う可能性は何割程度ありますか。	5件法 ^{注2)}	2.92	1.17
農作業参加能力	v_{14}	あなたの自宅の周辺で農作業を手伝うことになった場合、他の用事で忙しいとか、体力があまりないとか、難しい作業はできないといった観点から「自分」と「農家ではない、同世代の他の人」とを比べた場合、他の人と同じ程度の作業をすることができると思えますか。	5件法 ^{注3)}	2.83	1.15
農作業参加意欲	v_{10}	時間と体力に余裕があるときであれば、あなたの自宅の周辺にある農地で、農作業を手伝ってもよいと思えますか。	5件法 ^{注3)}	3.31	1.21
農作業に対する健康面での受益意識	v_7	あなたの自宅の周辺で農作業を手伝うことになった場合、「農作業を手伝うと、自分の健康にとって、精神的・肉体的に何かよいことがあるのではないか」と思えますか。	5件法 ^{注3)}	3.58	1.07
農作業に対する関心	v_2	新聞、雑誌、テレビ、インターネット等のマスメディアで「農作業」に関係する話題を見かけたら、それを積極的に読んだり、見たりしますか。	5件法 ^{注4)}	3.11	1.15
農作業の必要性意識	v_3	「日本の農業や食料の現状と比べ合わせて考えると、自分も、できる範囲で農作業に関わるべきである」と思えますか。	5件法 ^{注3)}	3.06	1.11
農作業に対する不安	v_4	あなたの自宅の周辺で農作業を手伝うことになった場合、【逆転農作業をすることに自信がありますか。】	5件法 ^{注5)}	3.40	1.18
他者に対する信頼感	v_{11}	農作業参加意欲に関する質問において、事前に、あなたが信頼する者から「私は、あなたが農作業を手伝うことに賛成する」と言われていたら、あなたの回答は、農作業を手伝ってもよいと思う方向に影響を受けていたと思えますか。	5件法 ^{注3)}	2.91	1.16

注1) 質問紙には、「農地において野菜、果物、米等の植物を栽培する仕事は『農作業』と呼ばれています」、「水田や畑等の、農業を行うために使用する土地は『農地』と呼ばれています(家庭菜園や市民農園は含まない)」と記載した。

注2) 9～10割、6～8割、2～5割、1割、ほぼなし

注3) 思う、どちらかと言えば思う、どちらとも言えない、どちらかと言えば思わない、思わない

注4) する、どちらかと言えばする、どちらとも言えない、どちらかと言えばしない、しない

注5) 大いにある、どちらかと言えばある、どちらとも言えない、どちらかと言えばない、ほとんどない

Table 2 被調査者の居住地別・性別の人数
Number of respondents by domicile and sex

区分	居住地	性別	被調査者		居住地の 65歳以上人口 ^{注2)}		
			人数 ^{注1)}	割合 (%)	人数	割合 (%)	
首都圏	東京都	男	60	7.5	1,131,503	7.6	
		女	80	10.0	1,510,728	10.1	
	茨城県	男	15	1.9	293,947	2.0	
		女	20	2.5	371,118	2.5	
	埼玉県	男	35	4.4	668,635	4.5	
		女	40	5.0	796,225	5.3	
	千葉県	男	30	3.8	597,060	4.0	
		女	40	5.0	723,060	4.8	
	神奈川県	男	45	5.6	812,966	5.4	
		女	55	6.9	1,006,537	6.7	
近畿圏	大阪府	男	45	5.6	852,107	5.7	
		女	60	7.5	1,110,641	7.4	
	京都府	男	15	1.9	257,238	1.7	
		女	20	2.5	348,471	2.3	
	兵庫県	男	30	3.8	548,005	3.7	
		女	40	5.0	733,481	4.9	
	奈良県	男	10	1.3	144,741	1.0	
		女	10	1.3	189,005	1.3	
	中部圏	愛知県	男	35	4.4	664,750	4.5
			女	45	5.6	827,335	5.5
静岡県		男	20	2.5	386,376	2.6	
		女	25	3.1	505,431	3.4	
三重県		男	10	1.3	192,186	1.3	
		女	15	1.9	254,917	1.7	
計 ^{注3)}	男	350	43.8	6,549,514	43.9		
	女	450	56.2	8,376,949	56.1		
	計	800	100.0	14,926,463	100.0		

注1) 居住地・性別ごとの被調査者の人数は、被調査者計と65歳以上人口割合の積を、5人単位(2.5人以上7.5人未満を5人、7.5人以上12.5人未満を10人)に丸めたものとした。

注2) 出典：平成22年国勢調査 人口等基本集計(総務省統計局, 2011)

注3) 四捨五入の関係で、計が一致しない場合がある。

える関係を表す。両方向の矢印は、矢印の両端の要因間に相関関係があることを表す。 e は「誤差変数」と呼ばれ、原因となる変数だけでは結果となる変数を説明しきれない部分を表す。

片方向の矢印の脇に示した数字は、2.1.8項で述べた、パス係数を表す。**Fig.1**のパス係数は標準化推定値であって、通常 $-1 \sim +1$ の値をとり、絶対値が大きいほど大きな影響を与えると解釈する。標準化推定値とは、変数間の単位の差をなくして数値を比較できるように、すべての変数の分散が1になるように調整した値である。

両方向の矢印の脇に示した数字は、相関係数を表す。相関係数も $-1 \sim +1$ の値をとり、変数間に関係がなければ0となる。パス解析では、一度も他の変数の結果とならない変数(以下「外生変数」という。)の間に両方

向の矢印を引かないことは、両者の相関係数を0に固定することを意味する。しかし、高齢非農家住民という個人の状態や心理過程を取り扱った本報では、程度の差こそあれ、要因間に関係があると考えた方が自然である。そこで、各要因の観測変数のうち外生変数の間に、両方向の矢印を引いた。

次に、モデルの適合度指標を計算した結果を**Table 3**に示す。**Table 3**の「計算結果」欄の値を見ると、GFI, AGFI, CFIは、それぞれ適合が良いとされる0.9以上(大石・都竹, 2009; 小松, 2007)の0.989, 0.936, 0.990である。また、RMSEAは、妥当とされる0.08以下(大石・都竹, 2009)の0.077である。このことから、**Fig.1**の因果モデルは、現実のデータに適合していると評価した。

3.2 要因間の影響の大きさ

Fig.1において、農作業参加行動(v_{15})への2つのパスを見ると、農作業参加意欲(v_{10})からのパス係数が0.54、農作業参加能力(v_{14})からが0.24となっている。これは、農作業参加行動に与える影響の大きさが、意欲は能力の約2.3倍(0.54/0.24)あることを意味している。

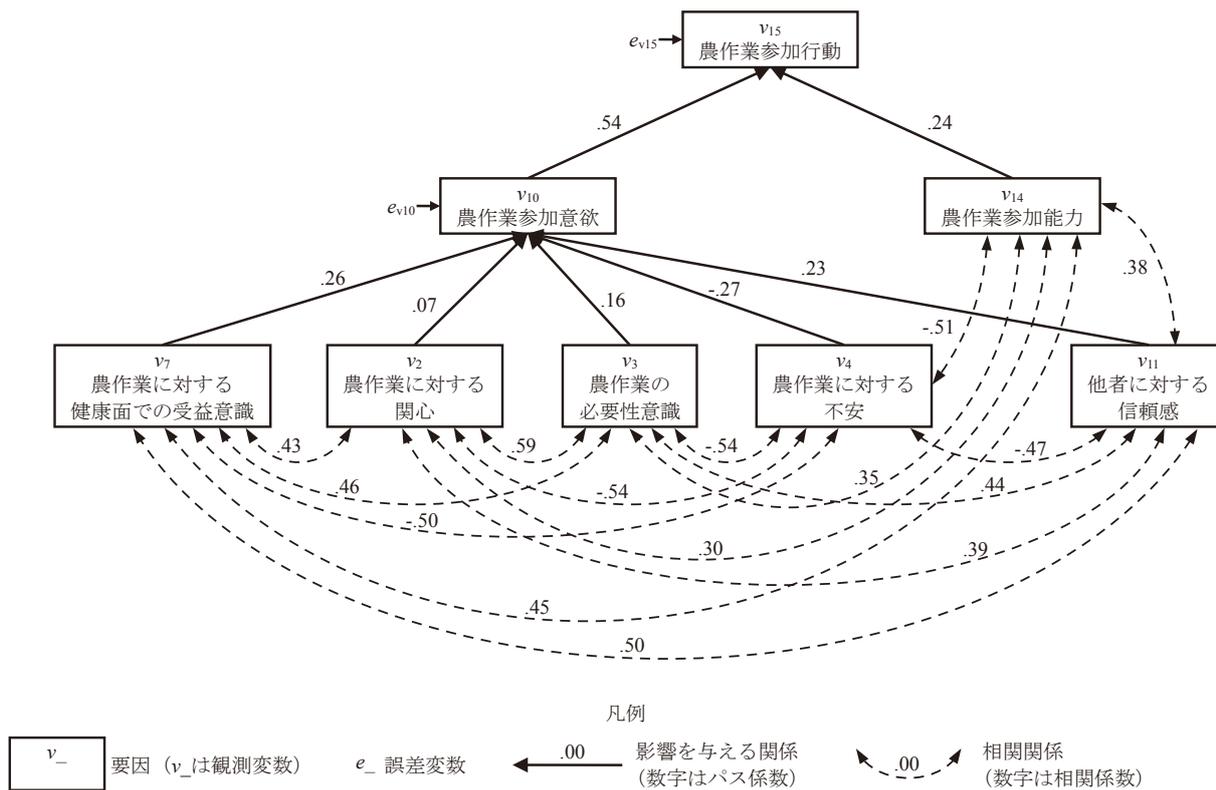
このことから、今回の質問項目と被調査者から得られたデータ(以下「今回の被調査者」という。)について言えば、農作業参加行動を促進するためには、農作業参加能力を高める働きかけよりも、農作業参加意欲を高める働きかけの方が効果的であることが示唆される。

次に、**Fig.1**において、農作業参加意欲(v_{10})への5つのパスを見ると、パス係数の絶対値が大きい順に、農作業に対する不安(v_4)からが -0.27 、農作業に対する健康面での受益意識(v_7)からが0.26、他者に対する信頼感(v_{11})からが0.23、農作業の必要性意識(v_3)からが0.16、農作業に対する関心(v_2)からが0.07となっている。このことから、絶対値が相対的に大きい、不安、受益意識、信頼感が、他の2つの要因に比べて意欲に大きな影響を与える要因であることが分かる。

このことについて、はじめに、農作業に対する不安(v_4)が意欲(v_{10})に大きな影響を与えるという点については、パス係数の符号が負であることから、不安が大きいと、不安の対象から逃れたいという気持ちになるので、農作業に参加しようと思う気持ちにならないと解釈できる。

次に、農作業に対する健康面での受益意識(v_7)が意欲(v_{10})に大きな影響を与えるという点については、パス係数の符号が正であることから、健康面での受益意識が高いと、健康に役立つことを期待するので、農作業に参加しようと思う気持ちになると解釈できる。

また、他者に対する信頼感(v_{11})が意欲(v_{10})に大きな影響を与えるという点については、パス係数の符号が正であることから、信頼感が大きいと、農作業に対する肯定的な意見を信じるので、農作業に参加しようと思う気持ちになると解釈できる。



注) パス係数, 相関係数の推定には, 最も頻繁に利用されると言われる最尤法 (豊田, 1998) を用いた。

Fig.1 農作業参加構造の因果モデル (標準化推定値)
Causality model of the structure of participation in farming activities (standardized solution)

Table 3 モデルの適合度指標の計算結果
Result of calculations of the fitness indexes of the model

指標名	値の範囲	適合が良いとされる目安	計算結果
GFI	通常0~1	0.9以上	0.989
AGFI	通常0~1	0.9以上	0.936
CFI	通常0~1	0.9以上	0.990
RMSEA	0以上	0.05以下。0.08以下で妥当, 0.1以上で不適	0.077

3.3 農作業参加行動を促進するために働きかける要因 3.3.1 農作業に対する健康面での受益意識

Fig.1において, 健康づくりに直接関わる要因である「農作業に対する健康面での受益意識 (v₇)」に着目した場合, 前節で示したパス係数を指標にすると, 健康面での受益意識 (v₇) が高まると農作業参加意欲 (v₁₀) が高まり, 意欲が高まると農作業参加行動 (v₁₅) が促進されると言える。このことから, 農作業参加行動を促進するためには, 健康面での受益意識を高める働きかけが有効である可能性がある。

ところで, そのような働きかけをする際には, 事前に「健康面での受益意識」と「健康面での受益意識と相関関係のある要因」の相関係数を確認することが重要となる。

なぜなら, 前者と後者には相関関係があるので, ①本報で因果モデルに組み込んでいない要因 (以下「未知の要因」という。) が, 両者に共通して影響を与えている, ②前者が未知の要因を通して後者に影響を与えている, ③後者が未知の要因を通して前者に影響を与えている, という関係のいずれか1つ以上のあることが考えられる。このうち②の関係, すなわち, 仮に「健康面での受益意識」が未知の要因を通して「健康面での受益意識と相関関係のある要因」に影響を与えている場合, 両者の間に目的とする農作業参加行動の促進を阻害するような関係が見られないことを確認した上で働きかけを始めなければ, 働きかけが無駄になる可能性があるからである。

Fig.1において, 「健康面での受益意識 (v₇)」と「健康面での受益意識と相関関係のある5つの要因」の相関係数の符号を見ると, 農作業に対する関心 (v₂), 農作業の必要性意識 (v₃), 農作業参加能力 (v₁₄), 他者に対する信頼感 (v₁₁) の4つは正であり, 農作業に対する不安 (v₄) は負である。

このことについて, はじめに相関係数の符号が正である4つの要因について見ると, 関心, 必要性意識, 信頼感 は農作業参加意欲 (v₁₀) に影響を与え, いずれもパス係数の符号は正である。また, 能力は農作業参加行動 (v₁₅) に影響を与え, パス係数の符号は正である。さら

に、4つの要因のうち関心 (v_2) に着目し、「関心」と「受益意識以外で関心と相関関係のある要因 (必要性意識 (v_3), 不安 (v_4), 能力 (v_{14}), 信頼感 (v_{11}))」の相関係数の符号を見ると、不安だけが負であり、不安以外の要因はすべて正である。このことは、上記の「4つの要因」のうち関心を除く他の3つの要因 (必要性意識, 能力, 信頼感) についても同様である。

次に、健康面での受益意識との相関係数の符号が負である不安 (v_4) について見ると、不安は農作業参加意欲 (v_{10}) に影響を与え、パス係数の符号は負である。また、「不安」と「受益意識以外で不安と相関関係のある要因 (関心 (v_2), 必要性意識 (v_3), 能力 (v_{14}), 信頼感 (v_{11}))」の相関係数の符号を見ると、すべて負である。

以上のことから、仮に「健康面での受益意識」が未知の要因を通して「健康面での受益意識と相関関係のある要因」に影響を与えている場合、働きかけにより健康面での受益意識 (v_7) が高まると、

- ① 健康面での受益意識と正の相関関係がある関心 (v_2), 必要性意識 (v_3), 信頼感 (v_{11}) も高まるので農作業参加意欲 (v_{10}) が高まり、意欲が高まるので農作業参加行動 (v_{15}) が促進される,
 - ② 健康面での受益意識と正の相関関係のある能力 (v_{14}) も高まるので農作業参加行動 (v_{15}) が促進される,
 - ③ 健康面での受益意識と負の相関関係がある不安 (v_4) が減るので農作業参加意欲 (v_{10}) が高まり、意欲が高まるので農作業参加行動 (v_{15}) が促進される,
- ことが分かる。このように、働きかけにより健康面での受益意識が高まっても、そのことが原因となって、他の要因が農作業参加行動の促進を阻害するような関係は見られなかった。

以上のことから、農作業参加行動を促進するために働きかける要因として、「農作業に対する健康面での受益

意識」を選択することができる。

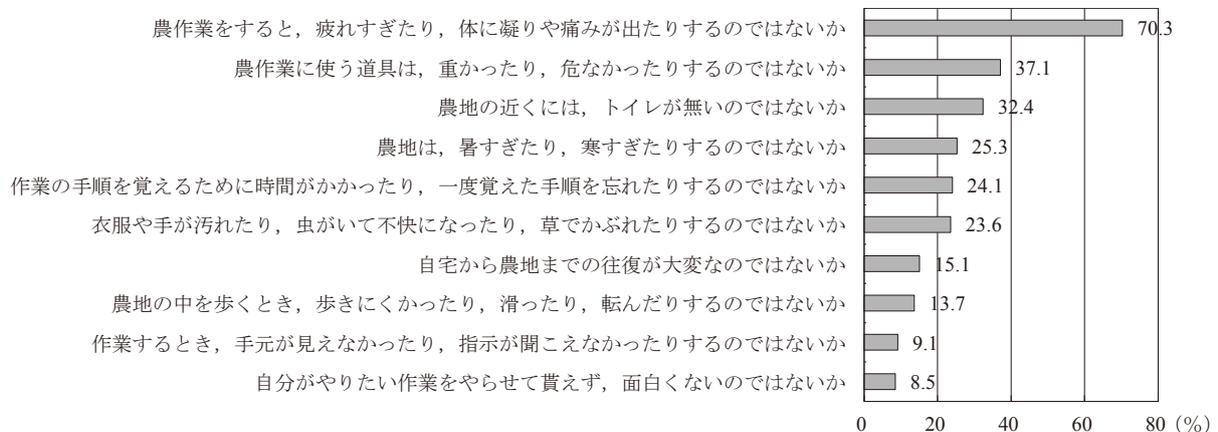
3.3.2 農作業に対する不安

Fig.1において、健康づくりに直接関わる要因ではないものの、農作業に対する不安 (v_4) は、前節で述べたとおり、農作業参加意欲 (v_{10}) へのパス係数の絶対値 (0.27) が、農作業に対する健康面での受益意識 (v_7) の絶対値 (0.26) と同じくらい大きかった。また、前項で述べたとおり「不安」と「不安と相関関係のある要因」の相関係数の符号はすべて負であり、仮に「不安」が未知の要因を通して「不安と相関関係のある要因」に影響を与えている場合、働きかけにより不安が減っても、そのことが原因となって、他の要因が農作業参加行動の促進を阻害するような関係は見られなかった。そして、健康づくりに直接関わる要因である「農作業に対する健康面での受益意識 (v_7)」と不安 (v_4) の相関係数の符号は負なので、不安を減らす働きかけは、「健康づくりのため農作業へ参加するよう促す」というI章で述べた本報の上位目標と矛盾しない。

このことから、農作業参加行動を促進するために働きかける要因として、「農作業に対する不安」も選択することができる。

ここで、本報で行った質問紙調査における、不安の具体的な内容について質問した結果 (Fig.2) を見ると、回答した高齢非農家住民 (636人) の70.3%の者が、「農作業をすると、疲れすぎたり、体に凝りや痛みが出たりするのではないか」という不安を抱いていた。

健康づくりのための農作業は、適度な運動として行うものであって、生産性を優先して行う職業としての農作業とは、自ずと内容や方法が異なる。そこで、今回の被調査者について言えば、彼らの不安を減らすためには、① 彼らが「適度な運動である」と納得できる範囲で、どのような種類や量の農作業を行うのかという「農作



注) 上図は、被調査者 800 人のうち、「該当するものはない」と答えた 164 人を除く 636 人の結果である (複数選択回答)。

Fig.2 農作業に対する不安の具体的な内容
Contents of the anxiety for farming activities

業の振り分け方法」と、それを実際にどのような方法で行うのかという「農作業の履行方法」を検討する、
 ② 検討した農作業の振り分け方法と履行方法が「適度な運動である」ことを、彼らに正しく理解して貰うための働きかけを行う、
 ことが有効であると考えられる。

3.3.3 他者に対する信頼感

Fig.1において、健康づくりに直接関わる要因ではないものの、他者に対する信頼感 (v_{11}) は、前節で述べたとおり、農作業参加意欲 (v_{10}) へのパス係数の絶対値 (0.23) が、農作業に対する不安 (v_4) (0.27)、農作業に対する健康面での受益意識 (v_7) (0.26) の次に大きかった。

また、「信頼感 (v_{11})」と「信頼感と相関関係のある要因」の相関係数の符号を見ると、3.3.1項で述べた受益意識 (v_7) と同様に、不安 (v_4) だけが負であり、不安以外の要因はすべて正である。このように、仮に「信頼感」が未知の要因を通して「信頼感と相関関係のある要因」に影響を与えている場合、働きかけにより信頼感が高まっても、そのことが原因となって、他の要因が農作業参加行動の促進を阻害するような関係は見られなかった。そして、健康づくりに直接関わる要因である「農作業に対する健康面での受益意識 (v_7)」と信頼感 (v_{11}) の相関係数の符号は正なので、信頼感を増やす働きかけは、「健康づくりのため農作業へ参加するよう促す」というI章で述べた本報の上位目標と矛盾しない。

以上のことから、農作業参加行動を促進するために働きかける要因として、「他者に対する信頼感」も選択することができる。具体的には、今回の被調査者について言えば、高齢者個人々人への直接的な働きかけだけではなく、高齢者が信頼する者に対して、農作業を通じた健康づくりが高齢者にとって有益であることを理解して貰うような働きかけも重要になると考えられる。

IV 結 言

本報では、健康づくりに着目して、都市圏で暮らす高齢非農家住民の農作業参加構造を、三大都市圏に住む高齢非農家800人から得た質問紙調査データとパス解析を使って分析した。

その結果、農作業参加行動には農作業参加意欲と農作業参加能力が、意欲には農作業に対する健康面での受益意識や農作業に対する不安等の要因が、それぞれ影響を与える構造の因果モデルを示した。また、適合度指標を使ってモデルを評価した結果、GFI, AGFI, CFIは、いずれも適合が良いとされる0.9以上であり、RMSEAは、適合が妥当とされる0.08以下であって、モデルが現実のデータに適合していることが確認された。さらに、モデル内のパス係数を指標とすることにより、農作業参加行動を促進するために働きかける要因を選択できることが

わかった。

一方、本報では分析に際して、働きかけに要する時間や費用、働きかけの難易等、多くの条件を捨象し問題を単純化している。また、分析に使用したデータはインターネット調査により入手したもので、結果の適用範囲は本報の被調査者に限定される。そのため、今後は、実際に高齢非農家住民の農作業参加行動を促進しようとする地区において、本報で示した農作業参加構造をもとに、働きかける要因を検討・選択した上で、実際に働きかける方法やその実行可能性を検討・検証していくことが求められる。

このように、残された課題はあるものの、本報は都市圏で暮らす高齢非農家住民の農作業参加構造を、健康づくりに着目して包括的に分析した最初の研究であり、今後の研究や現場での取り組みを進める上で有益な知見を提供していると考えられる。

謝辞：本報は、「農林水産業・食品産業科学技術研究推進事業」を活用して行ったものである。

引用文献

- 合崎英男, 小池 修, 泉澤弘子 (2007)：生物保全型水路導入に対する非農家の協力意向分析－農業用水路の維持管理に参加義務のある非農家を対象として－, 農業農村工学会論文集, **252**, 103-110.
- 合崎英男, 土屋慶年, 近藤 巧, 長南史男 (2006)：非農家世帯員の協力による農業用水路の維持管理の条件－宮城県亶理町を事例として－, 農業経営研究, **44**(2), 1-11.
- 荒川正夫, 上野 博, 弦間正彦, 塙 智史, 中野健太郎, 永井祐二 (2013)：農(業)・商(業)・高(齢者) 連携による地域再生シナリオに関わる実践的政策研究, 農林水産政策研究所レビュー, **51**, 8-9.
- エヌ・ティ・ティ・データ経営研究所 (2013)：農作業と健康についてのエビデンス把握手法等調査報告書, p.45, 67.
- 藤田政良, 萩原 新 (2003)：長野県下の福祉施設および医療施設における農・園芸活動の実態と療法的活用に関する調査研究, 信州大学農学部AFC報告, **1**, 35-50.
- 原 温久, 熊谷 宏 (2008)：農業用水路の維持管理に対する非農家の参加意識－富山県中部地域を事例として－, 農村計画学会誌, **26**(4), 407-415.
- 服部 環, 海保博之 (1996)：Q&A心理データ解析, 福村出版, 52-53.
- 本田恭子 (2011)：農業用排水路の維持管理に対する非農家の参加条件－農業用水および用排水路の管理形態に着目して－, 農村計画学会誌, **30**(1), 74-82.
- 石原敏道 (1999)：構造の学習, “中島義明・安藤清志・子安増生・坂野雄二・繁榊算男・立花政夫・箱田裕司編, 心理学辞典”, 有斐閣, p.252.
- 狩野 裕 (2002)：構造方程式モデリングは、因子分析、分散分析、パス解析のすべてにとって代わるのか?, 行動計量

- 学, **29**(2), 138-159.
- 健康づくりのための食環境整備に関する検討会 (2004): 健康づくりのための食環境整備に関する検討会報告書, p.9.
- 北川瑞季, 服部俊宏 (2014): 都市農業の担い手としての援農ボランティアの役割, 農業農村工学会誌, **82**(2), 11-14.
- 国立社会保障・人口問題研究所 (2013a): 社会保障費用統計 (平成23年度) 第18表 高齢者関係給付費の推移, http://www.ipss.go.jp/ss-cost/j/fsss-h23/fsss_h23.asp (閲覧日: 2014年2月21日) .
- 国立社会保障・人口問題研究所 (2013b): 平成23年度社会保障費用統計, p.40.
- 小松 誠 (2007): テキスト出力: 適合度, “豊田秀樹編著, 共分散構造分析 [Amos編] - 構造方程式モデリング”, 東京図書, p.18.
- 栗田英治 (2012): 非農家による都市近郊農地の保全・管理に関する研究, 農村工学研究所報告, **51**, 307-354.
- 松森堅治, 西垣良夫, 前島文夫, 臼田 誠, 永美大志, 矢島伸樹 (2009): 農作業が有する高齢者の疾病予防に関する検討, 農村工学研究所技報, **209**, 105-115.
- 室橋弘人 (2003): 有意でないパス係数の考え方, “豊田秀樹編著, 共分散構造分析 [疑問編] - 構造方程式モデリング”, 朝倉書店, p.151.
- 内閣府 (2012): 高齢社会対策大綱, 1-4, p.13.
- 内閣府 (2013): 平成25年版高齢社会白書, p.2, 10.
- 直井道子 (2007): 調査票をどうつくるか, “森岡清志編著, ガイドブック社会調査 第2版”, 日本評論社, p.138.
- 日本マーケティング・リサーチ協会 (2006): インターネット調査に関する品質保証ガイドライン, p.2.
- 農林水産省 (2013a): 平成24年度食料・農業・農村白書, p.323, 327.
- 農林水産省 (2013b): 平成26年度農村振興関係予算概算決定の概要, p.24.
- 農林水産省 (2014): 平成26年度農林水産予算概算決定の概要 活力ある農山漁村の構築, http://www.maff.go.jp/j/budget/2014/pdf/51_26_kettei_renkei.pdf (閲覧日: 2014年2月21日) .
- 大淵憲一 (2000): 現代社会心理学の課題と枠組み, “小林 裕・飛田 操編, 【教科書】社会心理学”, 北大路書房, 279-280.
- 大石展緒, 都竹浩生 (2009): Amosで学ぶ調査系データ解析, 東京図書, p.12, 196-197.
- 鬼丸竜治 (2012): 用排水路の維持管理における非農家住民の労力負担構造の分析 - 働きかけが可能な要因に着目して -, 農業農村工学会論文集, **281**, 81-90.
- 鬼丸竜治, 吉村亜希子, 島 武男, 石田憲治 (2011): 用排水路の維持管理における活動組織構成員の労力負担意欲への影響要因 - 山形県三郷堰地区を事例として -, 農業農村工学会論文集, **276**, 45-53.
- 総務省 (2014): 平成25年通信利用動向調査の結果, http://www.soumu.go.jp/johotsusintokei/statistics/data/140627_1.pdf (閲覧日: 2014年10月10日) .
- 総務省統計局 (2011): 平成22年国勢調査 人口等基本集計 第3-1表 年齢 (各歳), 男女別人口, 年齢別割合, 平均年齢及び年齢中位数 (総数及び日本人), <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?bid=000001034991> (閲覧日: 2014年3月5日) .
- 総務省統計局 (2014): 人口推計 - 平成26年1月報 -, p.1.
- 「食」に関する将来ビジョン検討本部 (2010): 「食」に関する将来ビジョン, p.2, 8-9.
- 田中一久, 中西幸峰, 糀谷 斉, 新木隆史, 松岡敏生, 澤田幸一, 安田府佐雄 (2009): バリアフリーイチゴ高設栽培技術の開発, 三重県農業研究所報告, **32**, 1-7.
- 田中希徳 (2006): 社会的動機づけ, “岡市廣成・鈴木直人編, 心理学概論”, ナカニシヤ出版, p.161.
- 豊田秀樹 (1992): SASによる共分散構造分析, 東京大学出版会, 49-55, 119-120.
- 豊田秀樹 (1998): 共分散構造分析 (入門編) - 構造方程式モデリング -, 朝倉書店, p.129, 147-202, 278-279.
- 豊原憲子 (2006): 福祉施設等での園芸活動実践における障壁についての考察, 大阪府立食とみどりの総合技術センター研究報告, **42**, 11-15.
- 豊原憲子, 原 忠彦 (2007): 農産園芸福祉の普及に向けて - 高齢者を対象とした農産園芸福祉実践における留意点 -, 農業および園芸, **82**(4), 437-444.
- 豊原憲子, 内山知二 (2005): 高齢者の福祉的活動としての農作業における問題点の把握と支援方法の提案, 近畿中国四国農業研究, **6**, 88-94.
- Van den Berg, A. E., van Winsum-Westra, M., de Vries, S. and van Dillen S. ME. (2010): Allotment gardening and health: a comparative survey among allotment gardeners and their neighbors without an allotment, *Environmental Health*, **9**(74), 1-12.
- 脇田貴文 (2007): 尺度項目を作る, “小塩真司・西口利文編, 心理学基礎演習 Vol.2 質問紙調査の手順”, ナカニシヤ出版, 47-53.
- World Health Organization (1986): The Ottawa Charter for Health Promotion, <http://www.who.int/healthpromotion/conferences/previous/ottawa/en/> (閲覧日: 2014年3月6日) .
- 山本忠男, 長澤徹明 (2010a): 地域住民の農業水利施設維持管理への参加要因, 農村計画学会誌, **28**巻論文集号, 387-392.
- 山本忠男, 長澤徹明 (2010b): 農業水利施設の維持管理作業における住民参加の可能性 - コンジョイント分析による作業プランの検討 -, 農村計画学会誌, **29**巻論文集号, 275-280.
- 安河内恵子 (2007): サンプリングの考え方と方法, “森岡清志編著, ガイドブック社会調査 第2版”, 日本評論社, 124-127.
- 吉川郷主, 市田行信, 勝村 (松本) 文子, 西前 出, 小林慎太郎 (2008): 地域資源・地域環境管理活動への参加とその関連要因 - 住民による自治会への評価に着目して -, 環境情報科学論文集, **22**, 19-24.

Analyzing the Structure of Elderly Non-farmers' Participation in Farming Activities in Urban Areas

— Focus on health promotion —

ONIMARU Tatsuji*, ISHIDA Kenji**, AIZAKI Hideo*** and KATAYAMA Chie**

* Laboratory of Project Evaluation, Rural Development and Planning Research Division

** Technology Transfer Center

*** Laboratory of Agricultural Development, Research Faculty of Agriculture, Hokkaido University

Abstract

In Japan, one important present issue is health promotion for the elderly (persons aged 65 or older), because an aging society is rapidly expanding all over the country. In this situation, activities at farmlands such as allotment gardens in urban areas are expected to contribute to health promotion for elderly non-farmers who live in the area. To promote the participation of elderly non-farmers in farming activities, the levels of factors that influence their participation must be effectively raised. Therefore, focusing on health promotion, this study analyzed the structure of elderly non-farmers' participation (relationship between participation and influencing factors) in farming activities with a questionnaire given to 800 elderly non-farmers that lived in three major urban areas and path analysis. As a result, the following was determined: (1) participation in farming activities is influenced by both willingness to participate and ability to participate, and (2) willingness to participate is influenced by factors such as awareness of the benefits of farming activities for health promotion. Fitness indexes of the structure were 0.989 for GFI, above the index 0.9 indicating good fitness, and 0.077 for RMSEA, below the index 0.08 indicating reasonable fitness. Therefore, we confirmed the structure was supported by actual data.

Key words: Elderly persons, Health promotion, Structure of participation in farming activities, Non-farmers, Path analysis

〔農工研技報 217〕
〔75 ~ 83, 2015〕

統計データによる耕作放棄地と集落営農の関係分析

矢挽 尚貴*

* 農村基盤研究領域事業評価担当

要 旨

わが国では、耕作放棄地が年々増加しているため、農地の有効活用や耕作放棄地発生防止が必要となっている。集落営農は、過疎化、高齢化、兼業化による労働力不足が深刻な地域や条件不利地域を中心に、農地を維持し、経営を発展させるための取組として全国で広まっている。本研究では、市町村あたりの集落営農数と耕作放棄地率を、集落営農実態調査と2010年農林業センサスのデータにより比較した。その結果、市町村単位で見ると、集落営農数が多くなると耕作放棄地率が低くなる傾向がみられた。このことから、集落営農の活動が、耕作放棄地の抑制に貢献していると考えられる。

キーワード：耕作放棄地 集落営農 2010年農林業センサス 集落営農実態調査

I 緒 言

わが国においては、出生率の低下や平均寿命の上昇により、少子・高齢化が進行しており、今後人口減少の局面を迎えることが確実な状況である。これにともなって様々な社会的・経済的問題の発生が懸念されており、その対応が重要課題となっている。

農村地域では、これらの問題が先行的に発生している。平成26年5月8日に発表された、日本創成会議人口減少問題検討分科会による提言では、全国で2010年から2040年にかけて、896の自治体で若年女性（20～39歳）が半減し、このうち523の自治体では人口が1万人未満となると試算し、「このままでは、多くの地域は将来消滅するおそれがある。」と指摘している。

同時に、わが国では食料自給率の向上を農政の重要施策として推進しているが、その一方で耕作放棄地は増加の一途をたどっている。全国の耕作放棄地面積は、2010年農林業センサスによると、39.6万haで、滋賀県の面積に匹敵するとされている。耕作放棄地は農業生産力低下のみならず、鳥獣害や病害虫の発生原因となり、災害発生危険性の増加要因や、不法投棄の誘発、景観の悪化など、農村地域に重大な悪影響を与えている（耕作放棄地対策研究会、2008）。

このような労働力不足により生産活動や地域資源の維持管理が困難となる状況の下で、集落営農に取り組む地域が全国各地で見られるようになってきている。このような取組はわが国においては古くから存在していて、集落営農の礎となっていると考えられる。楠本（2010）による

と、集落営農という言葉が使われるようになる以前から同様の取組が行われており、古くは幕末に共同出資による農業生産活動や生活改善の活動が始まり、その後、明治後期から昭和戦前期にかけては、農家小組合と呼ばれる組織が設立され、昭和初期には全国で15万組織以上に達している。農家小組合は、昭和7年に農事実行組合として法人化され、産業組合に組み込まれていった。楠本は、これらの組織が、農業生産活動のみでなく集落機能の実行機関としての性格を有していたことを強調している。

以上のように集落営農の前身と言える組織が全国各地で設立されていたが、各地域の特性に応じた取組が、いくつかの県で先進的に進められた。集落営農先進県と言われる島根県では、1975年から県による集落営農の取組が始まっている。島根県のほか、福島県、富山県、滋賀県、広島県、山口県、大分県などで、県の施策として先進的に集落営農が推進されてきた。

一方、国の農業施策における集落営農の位置づけは生産活動に焦点を当てたものとなっている。

平成4年に農林水産省が公表した「新しい食料・農業・農村政策の方向」（新政策）では、「組織経営体の育成」並びに経営体質の強化を図るために「法人化の推進」が重要な課題として位置づけられた。

平成11年に制定された、食料・農業・農村基本法では、第二十八条で「集落を基礎とした農業者の組織その他の農業生産活動を共同して行う農業者の組織、委託を受けて農作業を行う農業者の組織の活動の促進に必要な施策を講ずるものとする。」と集落営農を位置づけてい

るが、「専ら農業を営む者」としてではなく、女性や高齢者など多様な担い手の一つとしての位置づけであった。

国の施策においては、認定農業者や法人経営体が担い手として主な支援の対象とされてきたが、集落営農が国の施策により推進されたのは、平成19年度から始まった、品目横断的経営安定対策（その後、水田・畑作経営所得安定対策に改称）からであった。集落営農がこの施策の対象とされたことにより、全国で集落営農が増加した。

国の施策は、集落営農の生産機能に着目したものであると言えるが、集落営農はその成立過程から、地域資源の保全など、集落機能をも担う役割を併せもつ組織である。

このような地域の農地を保全するという集落営農の役割に着目すると、集落営農の存在は、その組織形態や経営規模にかかわらず耕作放棄地の有効活用、発生防止に対して貢献していると予想される。本研究では、全国的な視点で集落営農の設立状況と耕作放棄地の発生状況を、統計データを用いて比較することにより、両者の関係を明らかにすることを目的とする。

II 分析に用いるデータ

耕作放棄地と集落営農の関係を分析するために、現時点で利用可能な最新の統計データを用いて集落営農の設立状況と耕作放棄地の発生状況を比較する。

2.1 耕作放棄地の発生状況

(1) 分析に用いるデータと耕作放棄地率算定方法

耕作放棄地の発生状況を示す指標として、「耕作放棄地率」を用いる。耕作放棄地率は、農林水産省が公表している数字と合致させるため、以下の定義とする。

$$\text{耕作放棄地率} = \frac{\text{耕作放棄地面積}}{\text{耕作放棄地面積} + \text{総農家の経営耕地面積}}$$

耕作放棄地面積、総農家の経営耕地面積は、2010年農林業センサスのデータを用いる。調査時点は、2010年2月1日である。

(2) 集計結果

(1) に示したデータ及び方法により算出した都道府県別の耕作放棄地率（高い順に並べ替え）を Table 1 に示す。

耕作放棄地率の全国平均は、10.6%であるが、全都道府県のうち4分の3がこれよりも高い値となっている。中央値は14.5%である。

全国の市町村ごとの経営耕地面積と耕作放棄地率の関係を Fig.1 に示す。経営耕地面積の小さな市町村において耕作放棄地率の高い市町村が多い。

2.2 集落営農数

(1) 分析に用いるデータ

集落営農の活動を表す指標として、集落営農数又は集

落営農の経営面積が考えられる。

緒言で述べたとおり、これまで国の施策においては集落営農の生産機能に焦点が当てられ、集落営農は担い手の一形態として受け止められているため、その経営面積が集落営農の活動を表す指標として重視されてきた。しかしながら、集落営農は農業経営の発展のみを目的としているのではなく、農地をはじめとする地域資源の保全や当該集落における生活機能の維持も目的とした仕組み

Table 1 都道府県別耕作放棄地率
The abandoned rate of cultivated land by prefectures

順位	都道府県	耕作放棄地率	順位	都道府県	耕作放棄地率
1	長崎	26.0%	25	和歌山	14.3%
2	山梨	24.5%	26	三重	13.9%
3	広島	23.3%	27	熊本	13.4%
4	群馬	22.1%	28	愛知	13.1%
5	愛媛	21.9%	29	青森	12.8%
6	山口	20.7%	30	鹿児島	12.7%
7	島根	20.4%	31	岐阜	12.7%
8	静岡	20.3%	32	鳥取	12.5%
9	奈良	19.0%	33	岩手	12.0%
10	長野	18.7%	34	京都	11.2%
11	香川	18.6%	35	福岡	10.6%
12	岡山	18.6%	36	沖縄	10.5%
13	大分	17.8%	37	兵庫	9.3%
14	埼玉	17.4%	38	宮城	9.2%
15	石川	17.3%	39	宮崎	8.6%
16	高知	16.7%	40	栃木	7.9%
17	徳島	16.6%	41	山形	7.7%
18	千葉	16.6%	42	新潟	6.5%
19	福島	15.7%	43	秋田	6.0%
20	佐賀	15.3%	44	福井	5.9%
21	大阪	15.0%	45	富山	5.7%
22	神奈川	15.0%	46	滋賀	4.9%
23	茨城	14.7%	47	北海道	1.8%
24	東京	14.5%		平均	10.6%

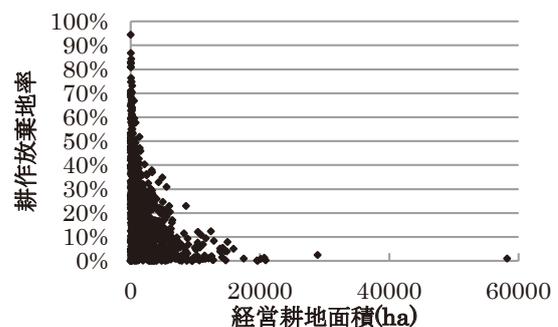


Fig.1 市町村ごとの経営耕地面積と耕作放棄地率の関係
Relationship between the area of cultivated land under management and the abandoned rate of cultivated land

であり、集落営農の有無が耕作放棄地の有効活用や発生防止に影響を与えていると考えられる。

一方、集落営農の経営面積に関しては、作業受託のみを行っていて経営耕地をもたない組織があることや、作業受託面積には、全作業受託と一部作業受託の両方のケースが含まれているなど、分析の指標として不明確な要素がある。

以上のことを踏まえて、都道府県や市町村を単位とした一定の地域において集落営農が耕作放棄地の有効活用・発生防止に果たす機能を表す指標として、集落営農数に着目して分析を進めることとする。

集落営農数は、集落営農実態調査（農林水産省大臣官房統計部）の集落営農数を用いる。耕作放棄地面積のデータと比較するため、平成22年（2010年）の調査結果を用いる。調査時点は、2010年2月1日である。集落営農数には、法人組織と非法人の任意組合が含まれる。

この調査で対象としている集落営農の定義は以下の通りである。この調査の対象となっている集落営農には、農林業センサスの農業経営体に該当しないものも含まれている。

「集落」を単位として農業生産過程における一部又は全部についての共同化・統一化に関する合意の下に実施される営農をいう。具体的には、次のいずれかに該当する取組を行っているものをいう。

- ① 集落で農業用機械を共同所有し、集落ぐるみのまとまった営農計画などに基づいて、集落営農に参加する農家が共同で利用している。
- ② 集落で農業用機械を共同所有し、集落営農に参加する農家から基幹作業の委託を受けたオペレーター組織等が利用している。
- ③ 集落の農地全体をひとつの農場と見なし、集落内の営農を一括して管理・運営している。
- ④ 認定農業者、農業生産法人等、地域の意欲ある担い手に農地の集積、農作業の委託等を進めながら、集落ぐるみでのまとまった営農計画などにより集落単位での土地利用、営農を行っている。
- ⑤ 集落営農に参加する各農家の出役により、共同で（農業用機械を利用した農作業以外の）農作業を行っている。
- ⑥ 作付地の団地化など、集落内の土地利用調整を行っている。

ただし、以下に該当する取組のみを行う組織については、集落営農組織には含めないこととする。

- ① 農業用機械の所有のみを共同で行う取組
農業用機械を集落で共同所有するが、その利用については、各農家が自作地の耕作等のために個人ごとに借りて行うもの。
- ② 栽培協定、用排水の管理の合意のみの取組
集落内の品種の統一等の栽培協定、集落としての用排水の合理的な利用のための管理のみを行うもの。

集落営農実態調査の対象とされる集落営農の定義は上記の通りであるが、生産活動から集落営農をとらえていることがうかがえる。緒言において記述したように、集落営農は地域が抱える事情に対応しつつ発展を遂げてきたことから、集落営農の定義は、地域によって異なっている。

本研究では、全国の市町村を対象として集落営農の設立状況と耕作放棄地の発生状況の関係を分析することを目的としているため、全国的に同一基準で集落営農を定義した集落営農実態調査のデータにより分析を進めることとする。

(2) 集計結果

2010年の集落営農実態調査の集落営農数を集計した結果による都道府県の集落営農数をTable 2に示す。最も多い滋賀県で798、最も少ない東京都と神奈川県で0となっている。平均値は289である。また、総農家の経営耕地面積100haあたりの集落営農数では、佐賀県が2.465と最も多い。

富山県、福井県、滋賀県では、すべての市町村において集落営農が存在している。

(3) 市町村別の集落営農数

集落営農数を市町村別に見ると、最も多い広島県三次市では179あり、100を超えている市町村が24ある。

市町村あたりの集落営農数では、富山県が50.5と最も多い。1市町村あたりの集落営農数の平均は7.6である。

Ⅲ 分析内容

3.1 都道府県データによる集落営農数と耕作放棄地率の関係

集落営農数と耕作放棄地率を比較するにあたり、都道府県ごとの集落営農数データと、都道府県ごとの単位面積あたりの集落営農数を用いた。単位面積あたりの集落営農数は、2010年農林業センサスの総農家の経営耕地面積から、耕地面積100haあたりの集落営農数を算出した。

都道府県ごとの集落営農数と耕作放棄地率の関係をFig.2に示す。この図では、集落営農数と耕作放棄地率の相関関係は見られない（相関係数=0.15）。

また、都道府県ごとの単位面積あたり集落営農数と耕作放棄地率の関係をFig.3に示す。この図でも、単位面積あたりの集落営農数と耕作放棄地率の相関関係は見られない（相関係数=-0.17）。

このことから、都道府県単位のデータからは、集落営農数や単位面積あたり集落営農数と、耕作放棄地率の関係性は見いだせないといえる。

3.2 市町村データによる集落営農数と耕作放棄地率の関係

都道府県データと同様に、集落営農が存在している道

Table 2 都道府県ごとの集落営農数
Number of community-based farm cooperatives by prefectures

都道府県	集落営農数	市町村数	集落営農が存在する市町村	集落営農が存在する市町村割合 (%)	市町村あたりの集落営農数	総農家の経営耕地面積 (ha)	経営耕地面積100haあたりの集落営農数
北海道	289	179	52	29	2	942,368	0.031
青森★	193	40	25	63	5	104,000	0.186
岩手★	553	34	22	65	16	102,037	0.542
宮城★	711	35	31	89	20	96,455	0.737
秋田★	737	25	23	92	29	115,142	0.640
山形★	429	35	31	89	12	89,648	0.479
福島★	374	59	49	83	6	120,487	0.310
茨城★	153	44	23	52	3	122,529	0.125
栃木★	194	30	28	93	6	102,579	0.189
群馬	124	36	15	42	3	49,080	0.253
埼玉	91	70	25	36	1	58,746	0.155
千葉	64	56	25	45	1	90,165	0.071
東京	0	63	0	0	0	5,826	0.000
神奈川	0	33	0	0	0	14,631	0.000
新潟★	555	31	27	87	18	136,806	0.406
富山★	757	15	15	100	50	35,507	2.132
石川★	258	19	17	90	14	29,112	0.886
福井★	519	17	17	100	31	27,543	1.884
山梨	3	28	2	7	1	17,817	0.017
長野★	307	78	39	50	4	74,365	0.413
岐阜★	306	42	32	76	7	37,858	0.808
静岡	9	37	4	11	1	49,084	0.018
愛知	220	59	11	19	4	55,780	0.394
三重★	255	29	22	76	9	44,575	0.572
滋賀★	798	20	20	100	40	40,134	1.988
京都★	193	26	13	50	7	22,528	0.857
大阪	2	43	-	-	1	9,409	0.021
兵庫★	744	41	35	85	18	56,226	1.323
奈良	19	39	9	23	1	15,288	0.124
和歌山	15	30	6	20	1	25,356	0.059
鳥取★	253	19	17	90	13	25,289	1.000
島根★	421	21	19	91	20	25,874	1.627
岡山★	199	27	21	78	7	48,480	0.410
広島★	587	23	18	78	26	37,367	1.571
山口★	299	19	15	79	16	31,271	0.956
徳島	21	24	10	42	1	22,386	0.094
香川★	156	17	15	88	9	22,498	0.693
愛媛★	117	20	16	80	6	37,042	0.316
高知	84	34	11	32	2	19,600	0.429
福岡★	627	60	47	78	10	60,348	1.039
佐賀★	653	20	19	95	33	26,486	2.465
長崎★	101	23	13	57	4	33,499	0.302
熊本★	448	47	37	79	10	77,573	0.578
大分★	496	18	17	94	28	38,557	1.286
宮崎★	113	28	19	68	4	49,845	0.227
鹿児島★	124	45	28	62	3	81,006	0.153
沖縄	6	41	2	5	1	25,414	0.024
合計	13,577	1,779	942	53	8	3,353,619	0.405

注1 市町村あたりの集落営農数において、山梨県、静岡県、大阪府、奈良県、沖縄県では集落営農が存在するものの四捨五入すると0となるため、集落営農が存在することを示すために1と表示した。

注2 大阪府では集落営農が少ないため、市町村別の統計データが公表されていないことから、集落営農が存在する市町村を-と表示した。

注3 集落営農が存在する市町村の割合が50%以上には、県名に★を付した。

府県の市町村あたりの集落営農数と耕作放棄地率の関係を調べた。分析には集落営農が存在しない東京都、神奈川県と集落営農数が少なく市町村データが公表されていない大阪府を除く、44道府県のデータを用いた。

市町村ごとの集落営農数と耕作放棄地率の関係をFig.4に示す。集落営農数が増えるにしたがって、耕作放棄地率が低くなる傾向が見られる。

また、市町村ごとの単位面積あたり集落営農数と耕作放棄地率の関係をFig.5に示す。単位面積あたりの集落営農数が増えるにしたがって、耕作放棄地率が低くなる傾向が見られる。

集落営農数あるいは単位面積あたりの集落営農数がある程度多い場合は、耕作放棄地率は低い範囲に集中するが、集落営農数あるいは単位面積あたりの集落営農数が少ない場合は、耕作放棄地率は低い数値から高い数値まで幅広く分布し、関連性が明らかでない。

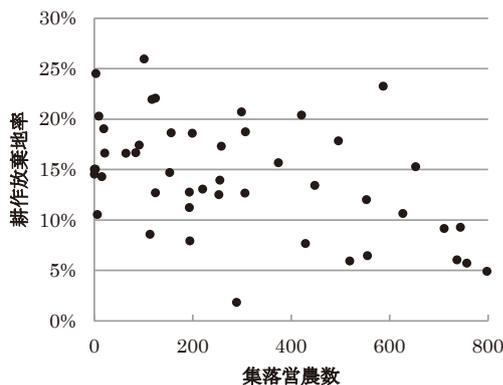


Fig.2 都道府県別集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land by prefectures

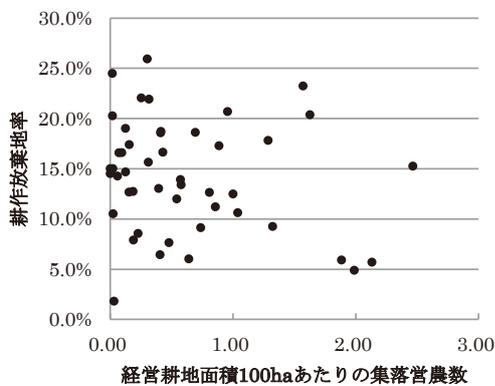


Fig.3 都道府県別100haあたりの集落営農数と耕作放棄地率の関係

Relationship between the number of community-based farm cooperatives by 100ha and the abandoned rate of cultivated land by prefectures

3.3 道府県ごとの市町村データによる集落営農数と耕作放棄地率との関係

Fig.4とFig.5は、44道府県の市町村を対象に図化したもので、この中には集落営農がほとんど存在しない県のデータも含まれている。集落営農がほとんど存在しない県において、市町村ごとの耕作放棄地率の違いは集落営農以外の要因に影響されていると考えられ、集落営農数と耕作放棄地率の関係を検証するにあたり、ある程度集落営農数が多い府県のデータを象徴的な例として示すこととした。

このため、都道府県別に両者の関係を比較することとした。比較は、市町村ごとの集落営農数のデータが公表されている44道府県を対象に実施した。

この中で、耕作放棄地率の異なる都道府県の例として、耕作放棄地率の割合が高い順に1位(長崎県)、11位(香川県)、20位(佐賀県)、31位(岐阜県)、41位(山形県)の府県をFig.6～Fig.10に示した。本来であれば21位の

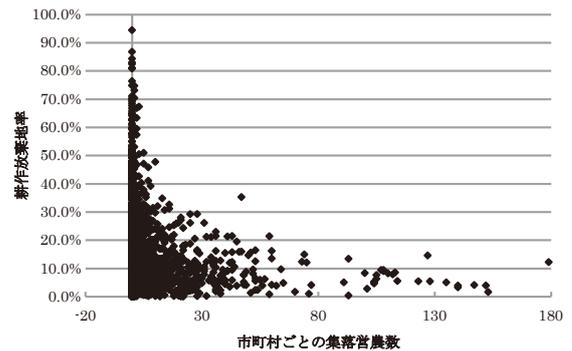


Fig.4 市町村ごとの集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land by municipalities

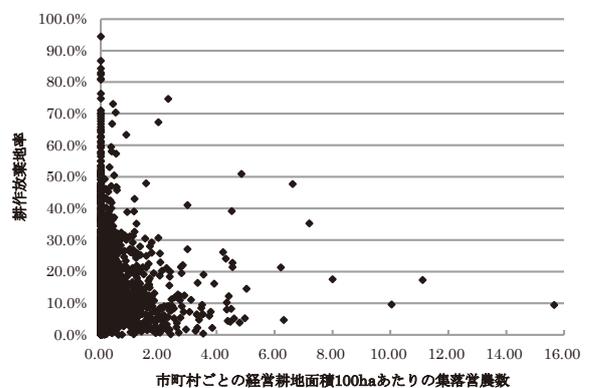


Fig.5 市町村ごとの経営耕地面積100haあたりの集落営農数と耕作放棄地率の関係

Relationship between the number of community-based farm cooperatives by 100ha and the abandoned rate of cultivated land by municipalities

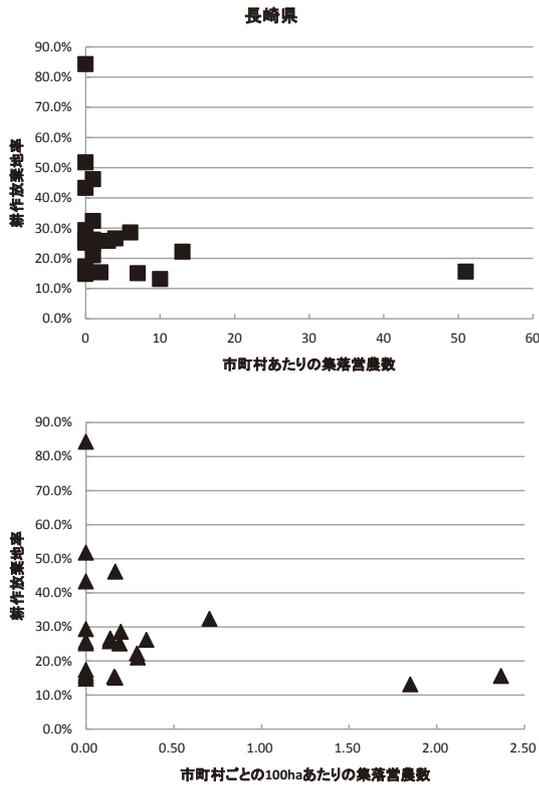


Fig.6 長崎県における集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land in Nagasaki prefecture

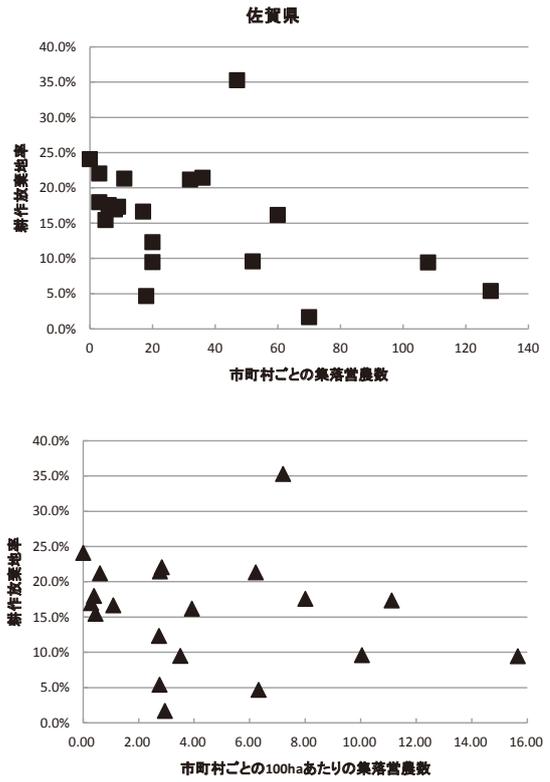


Fig.8 佐賀県における集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land in Saga prefecture

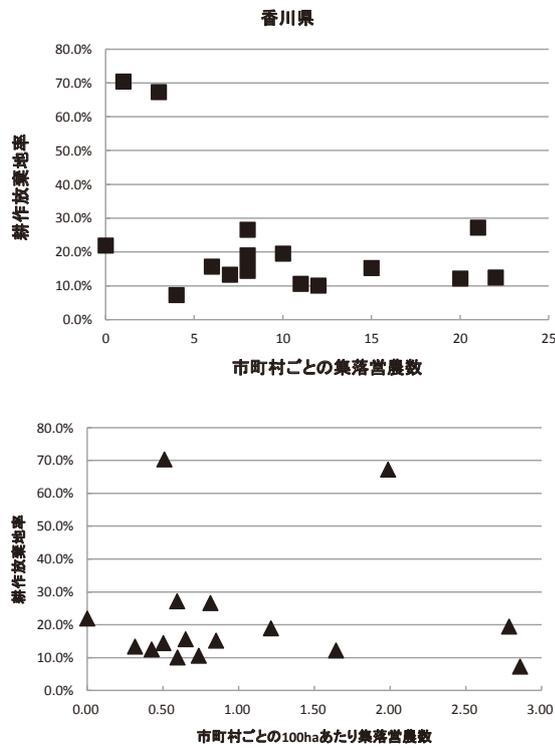


Fig.7 香川県における集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land in Kagawa prefecture

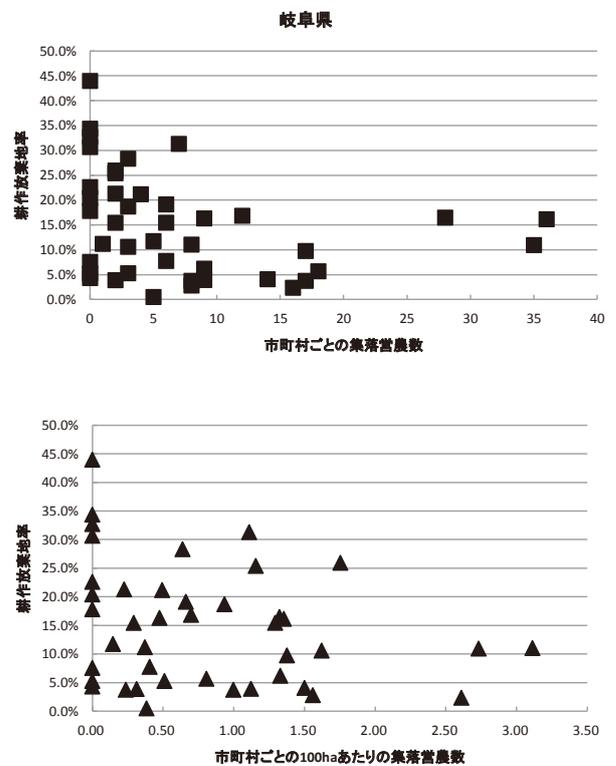


Fig.9 岐阜県における集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land in Gifu prefecture

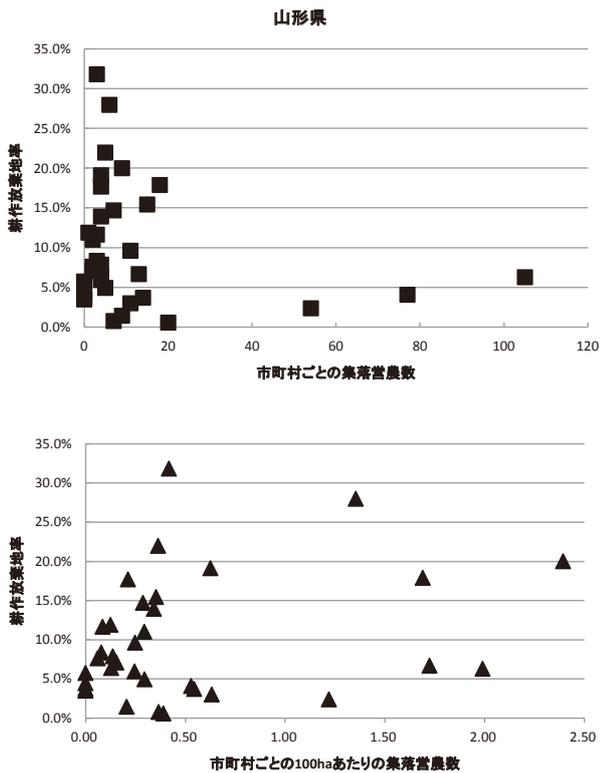


Fig.10 山形県における集落営農数と耕作放棄地率の関係
Relationship between the number of community-based farm cooperatives and the abandoned rate of cultivated land in Yamagata prefecture

大阪府を示すところであるが、大阪府の市町村データは公表されておらず、なおかつ、集落営農数が2と少ないため、耕作放棄地率の割合が直近上位である20位の佐賀県を示した。

これらの結果から、集落営農数と耕作放棄地率の関係、単位面積あたりの集落営農数と耕作放棄地率との関係のいずれも、集落営農数あるいは単位面積あたりの集落営農数が多いほど、耕作放棄地率が低くなる傾向が見られた。この傾向は、市町村あたりの集落営農数と耕作放棄地率の関係において特に明確に見られる。

長崎県、香川県では、集落営農数が少ない場合は、耕作放棄地率の高い市町村が見られるが、集落営農が多くなると、耕作放棄地率はおおむね30%以下の範囲にのみ分布している。

佐賀県と岐阜県においても、集落営農が多い市町村では、耕作放棄地率はおおむね20%以下の範囲にのみ分布している。

また、県平均の耕作放棄地率がこの5県の中で最も低い山形県では、集落営農が多い市町村では、耕作放棄地率はおおむね10%以下の範囲にのみ分布している。

今回分析を行った44道府県のうち、集落営農数が少ない、あるいは集落営農が存在する市町村数が少ない道県においては、集落営農数と耕作放棄地率の関係が判断

できないケースもあった。集落営農が存在する市町村の割合は全国平均で53%であることを考慮し、集落営農が存在する市町村の割合が50%以上の府県を比較対象と考えると、27府県がこれに該当する（既出の長崎県、香川県、佐賀県、岐阜県、山形県を除く）。これら27府県のうち、富山県、兵庫県を除く25府県において、長崎県、香川県、佐賀県、岐阜県、山形県と同様の集落営農数と耕作放棄地率の関係が見られた。

IV 考察

4.1 集落営農による耕作放棄地の抑制効果について

以上の結果から、都道府県単位で集落営農数と耕作放棄地率を比較（Fig.2及びFig.3）すると、明確な関係は見いだせなかったが、都道府県によって地形条件や農業構造などの耕作放棄地発生に与える要因が大きく異なるため、集落営農との関係が明確に現れなかったと考えられる。一方、道府県単位で市町村ごとのデータを比較することにより、地形条件や農業構造などの条件の影響が少なくなり、集落営農と耕作放棄地率の関係がより明確に現れると考えられる（Fig.6～Fig.8）。道府県単位で見ると、集落営農が多い市町村では、耕作放棄地率が低くなるという傾向が、統計データから読み取れる。一方、集落営農が少ないと耕作放棄地率が高くなるとは言えない。集落営農数が少ない市町村においては、集落営農数と耕作放棄地率の関係が明確でない。

農林水産省農村振興局による「耕作放棄地に関する意向調査（平成21年）」では、全市町村に対して耕作放棄地の発生原因を調査しているが、耕作放棄地の発生原因として13項目をあげて、地域類型別に集計している。これらの原因を大別すると、①農地利用者が存在しない、②農地の売却や貸与に対する所有者の抵抗感が強い、③農地の利用が経済的に不合理、に分類できる。集落営農では、農地所有者の合意形成を図り、組織的な営農を行っていることから、①と②の要因については解決される。

また、集落営農の運営状況を事例調査したところ、耕作放棄地となっていた条件不利農地（区画狭小や鳥獣被害発生）を集落営農組織が復元し、農地として利用している実態が見られた。生産効率という点では不合理な農地であっても集落営農においては利用されている理由としては、緒言で述べたように、集落営農の設立経緯が深く関係していると考えられる。

楠本（2010）は、集落営農の設立経緯・発達史を踏まえて、集落営農を以下のように定義している。

『『地域環境の維持保全の共同活動』、『生産の共同活動』、『暮らしの共同活動』という地域住民の3分野の共同活動が『三位一体的構造』で結合した『社会的共同経営体』である。』

すなわち、集落営農による耕作放棄地の抑制効果を

評価する上では、集落営農の目的意識にも着目することが重要であると考えられる。これは、集落営農の設立目的に関する調査結果に反映されている。「集落営農組織の設立等が地域農業、農地利用集積等に与える影響に関する分析」(農林水産政策研究所, 2009)及び平成22年集落営農実態調査によると、集落営農の設立目的として「地域の農地を守るため」と回答している組織割合が最も高いことから、集落営農は地域の農地の保全を強く意識していることがうかがえる。

このように集落営農が存在する地域においては、耕作放棄地の有効活用、発生防止が図られると考えられる。さらに、集落営農のうち、三分の一にあたる34%の組織が5ha以上の作業受託を行っている(平成22年集落営農実態調査)ことから、耕作放棄地発生防止の効果はその周辺地域にも及んでいると考えられる。

各道府県とも、集落営農数が多ければ多いほど耕作放棄地率がゼロに近づくということはなく、ある程度の耕作放棄地が存在している。このことは集落営農による耕作放棄地利用の限界を示しているともいえる。耕作放棄地の荒廃が進み、通常の営農の範疇では耕作放棄地を営農可能な状態に復元できない場合や、鳥獣被害が著しい農地、遠隔地の農地など、集落営農では耕作放棄の解消が困難な農地がある程度存在すると考えられ、これらの農地の耕作放棄解消のためには、このような農地を集落営農が利用するための条件整備が必要であると考えられる。

また、集落営農の活動にとって不利な条件の地域もあり、例えば経営耕地面積が小さい市町村では集落営農の収益基盤が限られることや、耕作放棄を防止するための生産基盤整備の面で事業採択要件を満たさないなどの課題があると考えられる。Fig.1に示したように経営耕地面積が小さい市町村において耕作放棄地率が高い市町村が多く見られるが、耕作放棄地の有効活用・発生防止のためには、このような地域において集落営農が農業生産活動や地域資源の保全を図る機能を発揮させるための対策が必要である。

V 結 言

本研究では、統計データにより集落営農の設立状況と耕作放棄地の発生状況を比較することにより、集落営農が多いほど耕作放棄地が少ないという傾向があることを明らかにした。しかしながら、集落営農の規模や活動実態は多種多様であるにもかかわらず、統計上はすべて1組織としてカウントされており、統計データを用いた分析には限界がある。今後は、集落営農による耕作放棄地の有効活用や発生防止の効果を、集落営農活動の実態調査を行うことにより、実証していくこととする。併せて、集落営農が耕作放棄地を有効活用する上での具体的な課題を事例収集し、耕作放棄地解消のための条件を明らかにしていきたい。

参考文献

- 国土審議会計画部会 (2006) : 集落の将来像の構築, 第8回自立地域社会専門委員会
- 耕作放棄地対策研究会 (2008) : 耕作放棄地の再生・利用に向けて (中間とりまとめ)
- 農林水産政策研究所 (2009) : 集落営農組織の設立等が地域農業、農地利用集積等に与える影響に関する分析, 平成20年度プロジェクト研究成果報告書
- 楠本雅弘 (2010) : 進化する集落営農 新しい「社会的共同経営体」と農協の役割, 農文協
- 農林水産省大臣官房統計部 (2010) : 平成22年度集落営農実態調査報告書
- 農林水産省大臣官房統計部 (2010) : 2010年世界農林業センサス報告書
- 農林水産政策研究所 (2010) : 水田作地域における集落営農組織等の同行に関する分析
- 農林水産政策研究所 (2013) : 集落営農展開下の農業構造 —2010年農業センサス分析—
- 日本創成会議 (2014)・人口減少問題検討分科会 (2014) : ストップ少子化・地方元気戦略

受理年月日：平成26年10月31日

Analysis of the Abandonment of Cultivated Area and Community-based Farm Cooperatives from Statistical Data

YABIKI Naoki *

* Laboratory of Project Evaluation, Rural Development and Planning Research Division

Abstract

The area of farmland and cultivated land being abandoned in Japan increased to 396,000 ha in 2010. It is necessary to effectively utilize farmland and eliminate abandonment of cultivated area to avoid the consequences of scarcity of agricultural supply. Community-based farm cooperatives have been promoted throughout Japan as a measure to encourage communities to be involved in maintaining and managing farmland in regions where the population has been decreasing and aging. This study compares the number of community-based farm cooperatives by municipalities to the rate of abandoned cultivated land by municipalities using data from surveys on community-based farm cooperatives and the 2010 world census of agriculture and forestry. The results showed that the rate of abandoned cultivated land tended to be lower in municipalities with more number of community-based farm cooperatives.

Key words: abandoned cultivated land, community-based farm cooperatives, survey on community-based farm cooperatives, 2010 world census of agriculture and forestry. survey on community-based farm cooperatives

〔農工研技報 217〕
〔85 ~ 100, 2015〕

阿武隈高地に立地するNため池における水中の放射性セシウムのモニタリング

久保田富次郎* 申 文浩** 濱田康治* 人見忠良*

* 水工学研究領域水環境担当

** 東北農業研究センター農業放射線研究センター

要 旨

東日本大震災に起因する東京電力福島第一原子力発電所の事故により放出され福島県を中心に広く沈着した放射性物質は、営農再開に向けた懸念要因になっており、放射性物質を蓄積しやすいため池における放射性物質の動態把握も課題のひとつである。本報では、阿武隈高地に立地する典型的な谷型ため池を対象に、2013年度より着手した水中の放射性セシウムの動態調査の一環として測定された放射性セシウム濃度の状況とその規定要因について検討を行った。その結果、ため池への流入水および流出水ともに、溶存態放射性セシウム濃度は0.02~0.11Bq/kgと低かった。また、ため池への流入水、流出水の全放射性セシウム濃度の値は、夏期におよそ1~3Bq/kg程度とやや高く、10月以降には濃度は0.2~1.5Bq/kgと全般的に低下する傾向が認められ、それは、ほぼ懸濁態の放射性セシウム濃度の値で説明できることがわかった。

キーワード：ため池, 放射性セシウム, 農業用水

I 緒 言

2011年3月11日に発生した東日本大震災に起因する東京電力福島第一原子力発電所の事故に伴い、日本国内では経験のない放射性物質の拡散・汚染が発生した。2011年の米生産において、福島県浜通りおよび中通り地方の一部では、コメから暫定基準値500Bq/kgを超過する放射性セシウムが検出され、一方では、農業用水および農業用水源となる渓流水やため池などの水中や底質に含まれる放射性セシウム（例えば、東北農政局（2012）、森林総研（2012a, b, c）、塩沢（2013）、吉永ら（2013）、Aoi et. al.（2014））について調べられた。その結果、用水や用水源の水中や堆積物に含まれる放射性セシウムについて、①農業用水やため池水等に含まれる放射性セシウム濃度、特に溶存態の放射性セシウム濃度の値は小さくごく限定的であること、②ため池の底質に含まれる放射性セシウム濃度は、最大で143kBq/kg（乾泥）が検出されるなど（東北農政局（2012））、高濃度の放射性セシウムを含む堆積物が存在するケースがあること、などが明らかになってきた。

福島県地方において、ダム・ため池等の農業用貯水施設は合わせて約3700ヶ所（福島県農地管理課、2013）と数多く存在する。ため池は、渇水時の農業用水源として利用されるとともに、地域防災に関する役割として洪

水緩和効果（例えば、吉迫ら、2013）を有している。また、ため池では、流入する渓流水等を一時的に貯留することから、上流から流入する土砂の多くは流入部周辺や池底に沈積し、下流を含めた集水域の土砂の動態に大きな影響を与えているものと考えられる。渓流水（森林総研、2012）やため池貯留水（農水省農村振興局、2013）に含まれる放射性セシウムは多くが懸濁態であることから、ため池をめぐる放射性セシウムの動態の把握には、土砂の動きを把握することも重要な課題である。

農林水産省と福島県（2014）は、2013年度に実施した避難指示区域外のため池1652ヶ所、避難指示区域内の288ヶ所のため池において調べられた調査結果について報告した。ここで、避難指示区域は、2013年12月末時点で、東京電力福島第一原子力発電所を中心とした放射性物質の沈着量が多い町村（大熊町、双葉町、富岡町、浪江町、葛尾村、飯館村）および市町村の一部（南相馬市、楡葉町、川内村、田村市、川俣町）が指定されている。

これによると、避難指示区域外のため池では、貯留水の放射性セシウムが検出下限値（2Bq/L）未満であったものが、95%を占め、溶存態の放射性セシウムが検出されたのは2ヶ所に過ぎなかった。一方、避難指示区域内のため池では、貯留水から放射性セシウムが検出されたため池は31%（75ヶ所）あり、最大で19Bq/Lであった。

そのうち溶存態の放射性セシウムが検出されたため池は48% (36ヶ所) に上った。

これらの調査では、広く網羅的に調査がなされる一方、ひとつのため池において継続的に水中の放射性セシウム濃度の変動傾向が調べられた例はほとんどない。また、ため池への流入水や流出水の放射性セシウム濃度の変動について、詳細に調べられた事例も少ない。

そこで、本研究では、農林水産省プロジェクト研究「農地等の放射性物質の除去・低減技術の開発」の一環として、ため池における放射性セシウムの動態を詳細に調べることを目的として、2013年より、現地のため池において水中に含まれる放射性セシウム濃度のモニタリングに着手した。本報では、調査ため池の諸元と2013年の放射性セシウム濃度の推移を中心に報告するとともに、2013年度末から2014年度前半に整備した観測施設について紹介したい。

II 調査ため池の概要と調査方法

調査対象としたため池（以下では、Nため池と呼ぶ）は、阿武隈山中に立地する谷型ため池であり、後述するように、集水域を含めた地質や土壌条件を勘案すると、本地域を代表する典型的な立地条件を有するため池である。

2.1 ため池の立地と水の流入と流出経路

Nため池は、福島県相馬郡飯館村内の阿武隈高地に立地し、複数の溪流を堰き止め貯水する谷型ため池であり、標高は約540mである。古くから存在した小型ため池を、昭和60年代に県営事業により堤体をかさ上げし、現在に至っている。

Nため池には、3つの流入経路がある（Fig.1）。溪流Aと溪流Bはそれぞれため池に接続し、渓流水が全量流入する。一方、溪流Cでは、上流の池に貯留された水の一

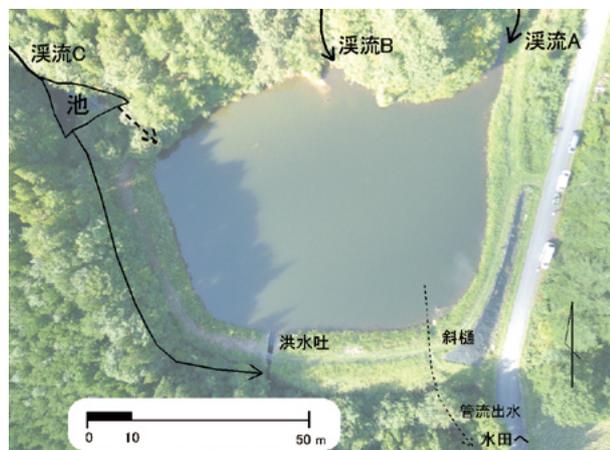


Fig.1 ため池の流入・流出経路
Inflow and outflow routes of the reservoir

部がNため池に流入するようになっている。これは池を越流した水の一部が流入する形となっており、明瞭な流路は確認できなかった。以下では、溪流の集水域を、それぞれ集水域A, B, Cと呼ぶこととする（Fig.2）。

ため池からの流出地点は、3ヶ所である。①洪水吐からの越流、②斜樋からの流出、③斜樋付近に設けられた仮設の灌漑用ホースからの流出、である。

洪水吐は、幅1.6mの越流堰となっており、斜樋は階段状で、ともに鉄筋コンクリート製である。斜樋からの流出は、本研究のモニタリングのため、連続的に流出が維持するよう操作した。灌漑用ホースは、黒色のポリエチレン製の長いホースで、片端はため池内の水深数mに固定され、堤体を跨いで、約500m離れた水田まで敷設された。サイフォンにより、常時、ため池の水が比較的安定した流量で流出した。

2.2 集水域の立地

ため池集水域の地形は、ほぼ全域が、山地・丘陵地の一般斜面に分類されるが、集水域Aの一部は山麓緩斜面とされている（久保ら（1990））。

集水域の土壌は、ため池周辺が黒ボク土壌（草野統）とされ、集水域の上流側の過半が適潤性褐色森林土壌（花塚Ⅱ統）で占められ、集水域の尾根部を中心に乾性褐色森林土壌（花塚Ⅰ統）が分布する。草野統は主に耕地周辺の凹地に局所的にみられる火山灰を母材とする黒色土壌であるのに対して、花塚Ⅰ統およびⅡ統は花崗岩類を母材とする。谷筋の一部では、細粒褐色森林土壌（杉沢統）や表層腐植質多湿黒ボク土（赤羽統または飯館統）が分布する。杉沢統は、表層に腐植含量が少ない残積土で、赤羽統は、表層に黒色または黒褐色の腐植層を有する火山灰土壌であるが、低位面に分布するため他の母材の混入もみられる。一方、集水域Aの一部に存在



Fig.2 ため池集水域
Watershed of the reservoir

する農地土壌は中粗粒グライ土に分類される。

集水域の地質は（産業技術総合研究所（2014））、ほぼ全般にわたって中粒黒雲母花崗岩であり、前期白亜紀の花崗岩で形成される阿武隈花崗岩類である。岩相は淡橙－淡紅色カリ長石に富む中粒優白質の均質岩であり、主成分鉱物として、斜長石、石英、カリ長石、黒雲母、不透明鉱物から構成されている。また、集水域Aの一部に後期更新世－完新世の扇状地及び緩斜面堆積物がみられる。

集水域周辺における地下水は、地質が非容水性の岩体で構成されているため、その存在は限定的である（福島県（1988））。地下水の存在は、谷部を埋めるように堆積する砂層や礫層、あるいは、花崗岩の風化部や亀裂中に限られる。

2.3 集水域の特性

前述の通り、ため池集水域は、主にA、B、Cの3ヶ所の集水域に分けられ（Fig.2）、その他を含めると、集水域の総面積は61.9haである。集水域Cの渓流水は一部が、ため池に流入する構造のため、仮に集水域Cを除くと集水面積は、40.2haとなる。3ヶ所の集水域の面積は15～22haの範囲にある。

土地利用は、集水域Aが林地を主体として一部に水田および畑（休耕）、民家、道路等を含んでいる。集水域BとCは、林地を主体としているが、一部に舗装道路が通過している。

2.4 ため池の諸元

ため池の貯水容量などを把握するために、2013年8月29日に深浅測量を実施し、等深線図を作成するとともに、貯水量等を算定した（Table 1）。また、得られた等深線図をFig.3に示す。満水時における最深部の水深は3.4mであった。最深部からの水深(h)と貯留量($V(h)$)の関係は、(1)式で表される。

$$V(h) = 22.25h^3 - 196.1h^4 + 502.0h^3 + 340.7h^2 - 24.70h \cdots (1)$$

Table 1 ため池諸元と集水域

Descriptive parameters of reservoir and catchment area				
ため池諸元		備考		
水面積	0.373ha	満水時		
貯水量	7500m ³	満水時		
集水域面積		土地利用		
集水域	A	24.4ha	林地（広葉樹、針葉樹） 水田・畑（休耕）、民家、道路	
	B	15.5ha	林地（広葉樹、針葉樹）、道路	
	C	21.7ha	林地（広葉樹、針葉樹）、道路	
	その他	0.2ha	林地（広葉樹、針葉樹）	
	合計	61.9ha		

2.5 モニタリングの方法

調査は2013年6月より開始し、月1回から数回程度、採水調査を実施している。採水時には可能な範囲で流量観測等も実施し、これまでの調査の概要をTable 2に示すが、本報告では、2013年6月から12月までの放射性セシウム濃度を中心に報告する。

ため池への流入水は、溪流A、Bの流入地点において採水した（Fig.4）。溪流A、B地点ともに、2014年3月以降に量水堰や濁度計、自動採水器等の設置を行いモニタリング調査を継続実施している。

また、ため池流出水は、灌漑用ホース（以下、管流出水と呼ぶ）と斜樋流出口および洪水吐の3地点で採水を行った（Fig.5）。斜樋流出口には、2013年9月より自動採水器（ISCO, 3700）と四角堰を設置し、今回の報告には、一部自動採水器で採水した試料の分析結果を含んでいる。

ため池内の深度別の採水（Fig.6）は、ゴムボートを用いて、ボート内において採水ストレーナを接続したビニールチューブとハンドポンプを用いて、または、Fig.6(a)に示すようにため池堤体までホースを伸ばしてチューブポンプで採水した。その際、採水位置にストレーナとともに多項目水質計（JFEアドバンテック、AAQ-RINKO）、多波長励起蛍光光度計（JFEアドバンテック、Multi-Exciter）、または濁度計（笠原理化学工業、TR-2Z）を沈めて、採水深度や濁度等を記録およびモニターしながら採水を行った（Fig.6(b)）。

また、Fig.6(a)に示すように、ため池内の水温の鉛直分布の連続観測を行うとともに、下層部に濁度計や流速計を設置する集中観測を実施した。

試料は、放射性セシウムの分析用として2Lポリ容器および20Lバッグに採取するとともにSS分析用、水質一般項目分析用としてそれぞれ500mL～1Lおよび250mLのポリ容器に採取し研究室に持ち帰った。放射性

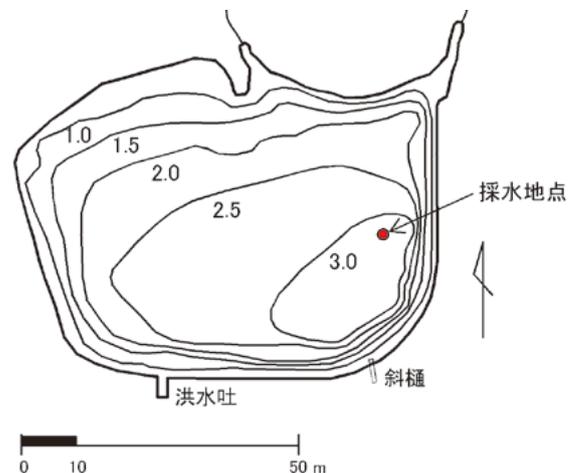


Fig.3 ため池の等深線図
Contour map of water depth of the reservoir

セシウム分析用試料には、採水時に酸を添加するなどの操作は行っていない。試料は、当日中に冷蔵（4℃）し分析まで保管した。

また、採水時に、濁度計（セントラル科学，TB-25A または笠原理化工業，TR-2Z）を用いて濁度および水温を測定した。使用した濁度計は、ともにホルマジン標準液（400度，和光純薬製）を用いて校正した。

降水量は、ため池堤体上に、0.5mm転倒マス雨量計を設置して10分毎に測定した。雨量の欠測期間は、近隣のアメダス観測地点の値で補完し、2013年6月から2013年12月末までの日雨量および時間雨量として整理した。

対象地域の試料を、通常浮遊物質分析（SS）に用いられる孔径1μmのガラス繊維ろ紙を用いてろ過すると、

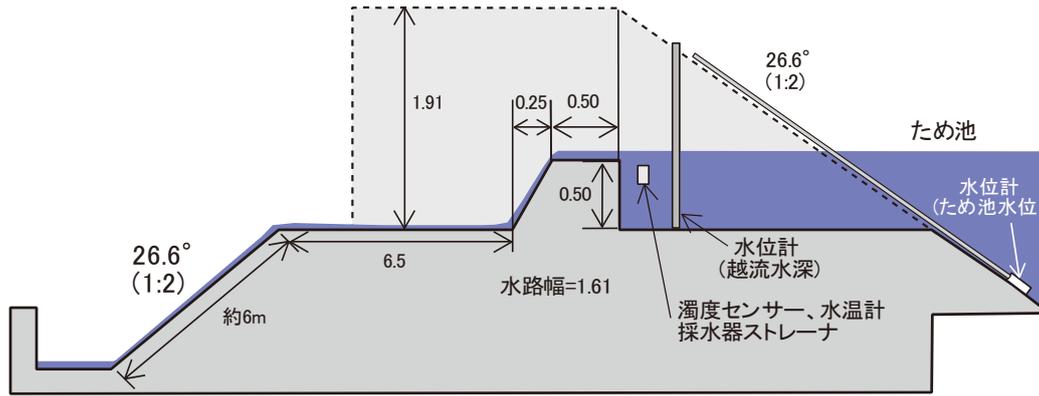


Fig.4 流入地点の採水地点の様子と観測機器

Photographs of the inflow points and the equipment used for water monitoring

Table 2 観測方法
The observation methods

地点（観測項目）	2013年						2014年						備考
	現地水質	定期採水	自記濁度計	自動採水器	流量	その他	現地水質	定期採水	自記濁度計	自動採水器	流量	その他	
流入	溪流A	○	○	×	×	① 水温計	○	○	②	②	四角堰	雨量計 伝導度計 水温計	① 調査時に流観，森林総研が連続観測 ② 遠隔監視，制御可
	溪流B	○	○	×	×	① 水温計	○	○	○	○	三角堰	水温計	
	溪流C	×	×	×	×	×	-	×	-	-	3) 各年に1回のみ実施		
流出	洪水吐	△	△	×	×	堰 水位計	○	○	②	②	堰	水位計 雨量計 風向風速計	2013年前半は，斜樋解放のため，越流せず。 ② 遠隔監視，制御可
	斜樋 ⁴⁾	○	○	○	○	四角堰 水温計	×	×	×	×	四角堰	-	4) 2014年5月17日に斜樋を閉じ，濁度計，採水器を洪水吐に移動
	流出管	○	○	×	×	⑤	×	×	×	×	×	-	⑤ 調査時に流観 2014年は流出管は撤去
貯留水	採水	不定期で実施						不定期で実施					
	多項目水質 ／蛍光計	不定期で実施						不定期で実施					
	水温計	2013年8月より水深別測定						○					
	濁度計(固定)	集中調査で実施						集中調査で実施					
	流速計(固定)	集中調査で実施						×					
ため池堤体	降水量	雨量計（2013/7/9～） ヒーター未設置のため， 冬期のデータは不確実						2014年5月17日より溪流Aに移動 2014年9月より洪水吐に増設					



(a) 洪水吐の縦断面図と観測機器（センサー）の配置（単位m）

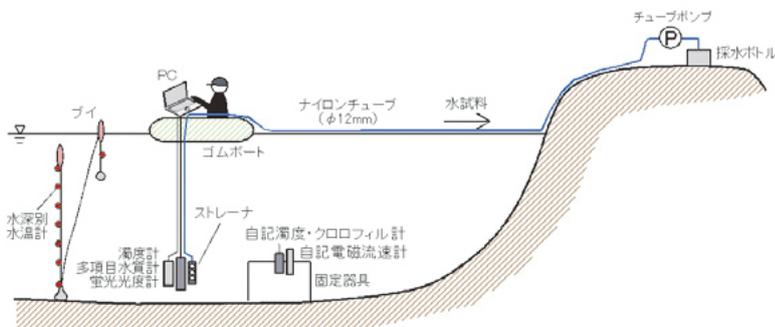


(b) 洪水吐地点の様子と観測機器



(c) 斜樋流出口の採水地点と観測機器

Fig.5 ため池流出地点の様子と観測機器
Schematic and photographic images of the outflow points



(a) ため池内における採水と水質観測方法



(b) 採水ストレーナと水質観測センサー

Fig.6 ため池内の採水方法
Water sampling methods and equipment

ろ液に視認可能な微細粒子が見られることがあったので、本研究では、SS分析に孔径0.4 μm のガラス繊維ろ紙を用いた。これは、できるだけ土壌粒子を取り除くことを目的としており、今回の分析が、通常のSSと異なることを示すため、SS_{0.4}と表記する。

全放射性セシウムの分析は、ゲルマニウム半導体検出器を用いて、2Lマリネリ容器に封入して分析を行った。ここで、前処理として、必要に応じて最大10倍程度の蒸発濃縮を行った。蒸発濃縮では、ホットプレート上のビーカーに試料を入れ、沸騰しないよう穏やかに加熱した。ビーカーの壁面への付着物は、濃縮試料を別容器に移す際に、ブラシ等を用いて取り除くなど、試料の取りこぼしのないよう慎重に作業を行った。

溶存態の放射性セシウムは、プロジェクト研究における扱いと合わせて、試料のうち孔径0.45 μm のメンブレンフィルターを通過した画分を溶存態成分と見なした。ろ過においては、効率向上のため、直径15cmまでのろ紙・メンブレンフィルターをセットできる大型ろ過器を用いて、孔径1 μm のガラス繊維濾紙と孔径0.45 μm のメンブレンフィルターを重ねて使用した。ろ過試料は基本的に20Lとし、ろ過後に2Lまで蒸発濃縮により減容し、セシウム分析に供した。

放射性セシウムの分析結果は、採水日を基準に減衰補正を施し、Cs-134とCs-137の合計値で評価した。

Ⅲ 結果と考察

3.1 流入溪流における放射性セシウム濃度

Fig.7にハイエトグラフと流入溪流水の放射性セシウム濃度の推移を示す。溪流水中の放射性セシウム濃度は、おおよそ0.2~2.3Bq/kgの範囲で推移した。濃度の全般的な傾向を見ると、夏場に高く、秋に入ると濃度は低下した。溪流AとBを比較すると、全般に溪流Aの方が高かった。期間中（6月1日から12月末）の総雨量は、1027mmであった。

Fig.8に溪流水の浮遊物質と放射性セシウムの関係を示す。SS_{0.4}と放射性セシウムには一定の関係が見られ、回帰直線の勾配は、溪流Aの方がBよりも1.8倍大きかった。データは、SS_{0.4}が10mg/L程度以下と比較的低濃度の条件で得られたものであったが、決定係数はやや低いものの関係性は明らかであった。

回帰直線の傾きが溪流AとBで異なる要因については不明である。出水時を含めたデータの蓄積が必要であろう。

森林総合研究所（2012a, 2012b, 2012c）によると、森林を源流とする溪流流出水に含まれる放射性セシウムは、通常は1Bq/kg以下であったが、降雨時には数Bq/kgから最大49Bq/kg程度検出され、溪流水中の放射性セシウムは、懸濁物質が主な由来と考えられたとしている。今回の調査で得られた流入溪流の観測値は、降雨の影響

は少ないが、SSとの相関が認められることから、流入溪流水の放射性セシウムの多くは、懸濁物質由来であるといえる。

3.2 ため池流出水の放射性セシウム

ため池流出水の放射性セシウム濃度の推移をFig.9に示す。

採水場所の違いによるセシウム濃度の違いを見ると、より深部から採水を行った流出管で放射性セシウム濃度が高く、洪水吐と斜樋では、差は明確ではなかった。全般的な傾向は、ため池流入水と同様に夏場に高く、10月以降は濃度が低下した。また、ため池流出水の濃度は、流入水と比較すると全体的にやや高いようである。

流出管と斜樋においては、9月中旬に濃度の一時的な上昇がみられた。このことについては、後述する。

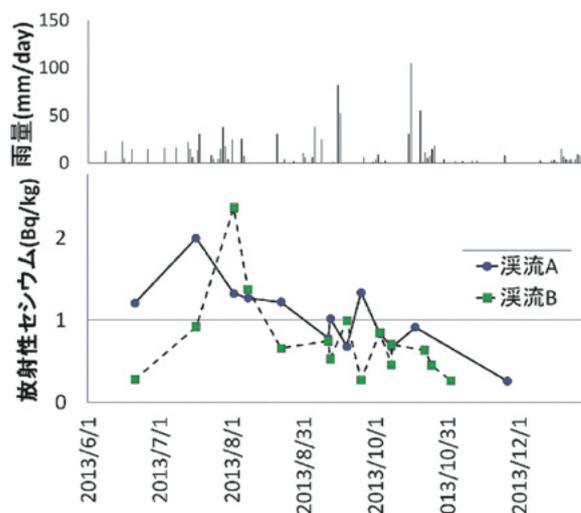


Fig.7 流入溪流における水中の放射性セシウム濃度
Concentration of radioactive cesium in the inflow

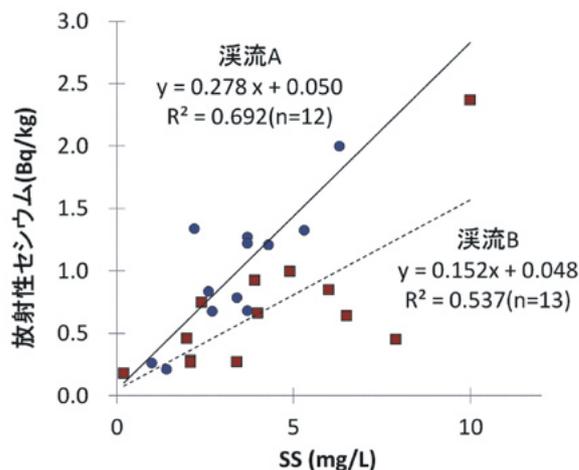


Fig.8 流入溪流におけるSS_{0.4}と放射性セシウムの関係
Relationship between suspended solids and radioactive cesium in the inflow

Fig.10に流出水の浮遊物質濃度と放射性セシウムの関係を示す。

流入水と同様に、SS_{0.4}が15mg/L未満と比較的低い範囲での調査結果であり、また、決定係数は必ずしも高くないが、浮遊物質濃度と放射性セシウム濃度に一定の関係が見られた。ここで、洪水吐では、越流水を採取しているため、一番ため池表層に近く、次に斜樋（水面より数十cm下）、そして、流出管の位置は水面より1.5m程度以上低い。流出管からの流出水は、浮遊物質濃度がやや高い傾向にあった。流出地点の違いによる懸濁物質と放射性セシウム濃度の関係性の違いは、ため池水の流出高さの違いを反映している可能性がある。次節で、ため池貯留水の鉛直方向の懸濁物質（濁度）と放射性セシウムの分布を示す。

3.3 ため池内の放射性セシウム

ため池貯留水の放射性セシウム濃度および濁度、水温の鉛直分布をFig.11に示す。

Fig.11(a)は、8月から9月に得られたデータの比較である。

8月23日と9月20日は、ともに雨の影響が少ない状態での放射性セシウムの鉛直分布である。水深が深く底に近いほど放射性セシウム濃度が高い傾向が見られる。

一方、9月12日の採水は、前節でみたようにため池流出水中の放射性セシウム濃度が一時的に上昇した時期と対応している。このとき、調査ため池では、9月11日に、ため池水が斜樋から流出し、水位が1.2m以上低下したが、その際に、渓流水の流入部付近に堆積していた堆砂の一部が、ため池水位の低下に伴って浸食されてため池内で底質の再移動が生じたことが推察された。Fig.12は、9月11日における流入部の状況を示したものである。渓流水の流入部に堆積した底質が水位低下に伴って浸食された様子が確認でき、底質の再移動が生じたことは明らかである。その際の底質の巻き上げや再移動により流出水の放射性セシウム濃度が上昇した可能性が指摘され

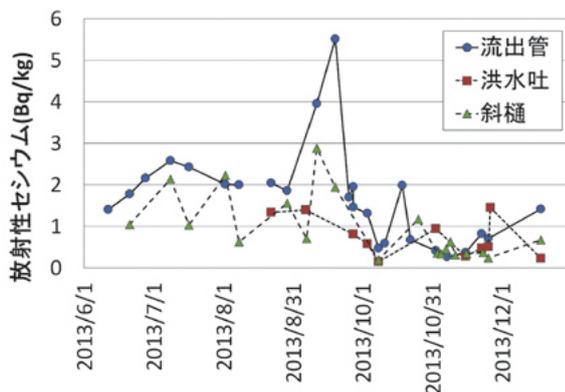


Fig.9 ため池流出水中の放射性セシウム濃度
Concentration of radioactive cesium in the outflow

る。

また、ため池内の水の鉛直混合の状況を知る手立てとして、ため池内の水温の鉛直分布を測定している。2013年8月下旬から11月初旬にかけての測定結果をFig.13に示す。

8月下旬から9月上旬にかけて、ため池貯留水の上層と下層では水温差があるため、水温の違いによる密度差により混合しにくい状況であったが、その後、降雨時のより低温の渓流水の流入や、日射量の減少等によりため池の水温は全体的に低下していく。その際、上層と下層の水温差は小さくなり、混合しやすい状況が生じている。例えば、9月4日から5日にかけての約45mmの降雨イベント、続けて9月7日から8日にかけての約26mmの降雨イベント時には、ため池の鉛直方向の水温がほぼ等しくなっており、一時的にため池貯留水が鉛直方向に混合したものと考えられる。

その後、10月中旬の136mmの降雨イベント後は、ため池内の上層と下層の水温差はほぼ解消しており、この降雨イベントを境に、調査ため池では、いわゆる湖沼の秋期の循環期に入ったものと判断される。

次に10月から11月のため池内の放射性セシウム濃度(Fig.11(b), (c))についてみる。

10月11日と11月26日は、降雨の影響が少ない状態での放射性セシウムの分布である。Fig.11(a)と同様に水深が深いほど放射性セシウムの濃度は高い傾向にあるが、10月11日について分析すると、水深1.5mで濃度が最低値をとり、1mおよび0.5mではやや高い濃度であった。

一方、10月18日は、当日および前日こそ降雨がなかったものの、先行降雨が3日間で105mm、5日間で135mmと降水の影響を受けている。10月18日の鉛直プロフィールでは、水深1.5mのところ放射セシウム濃度のピークがみられ、また、全般に放射性セシウム濃度が高い傾向にあった。降雨時に流入した高い放射性セシウム濃度の渓流水の影響であったか、放射性セシウム濃度が

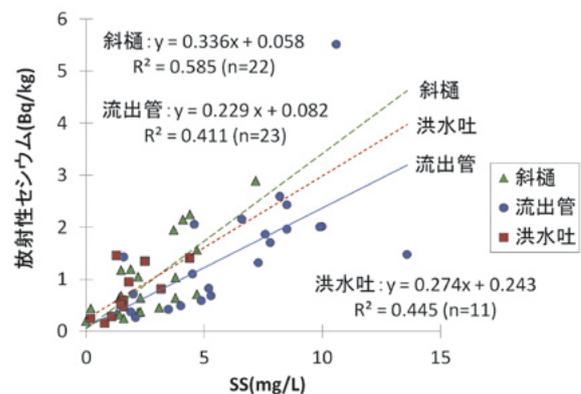
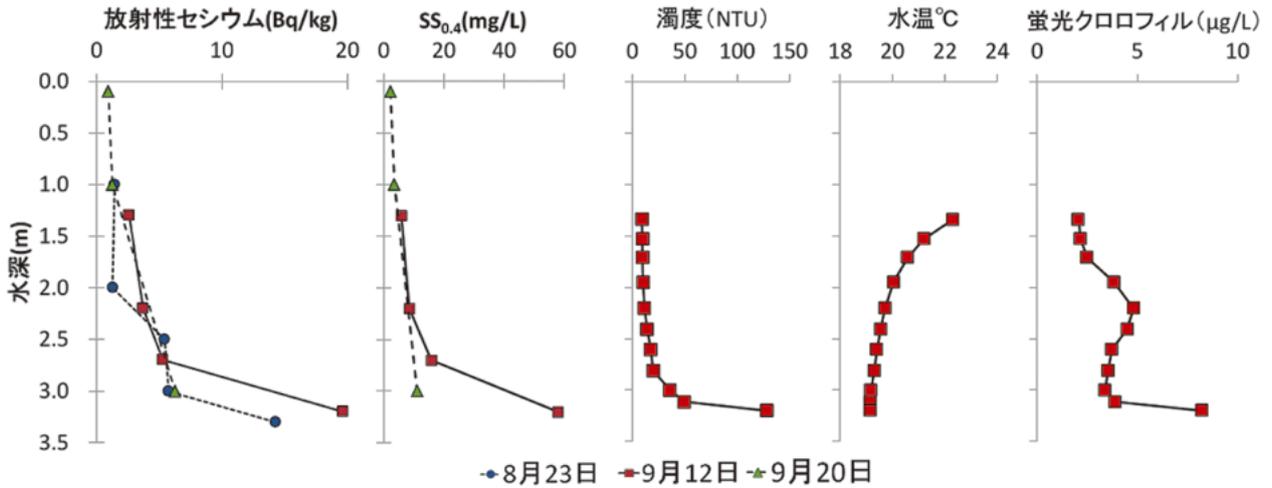
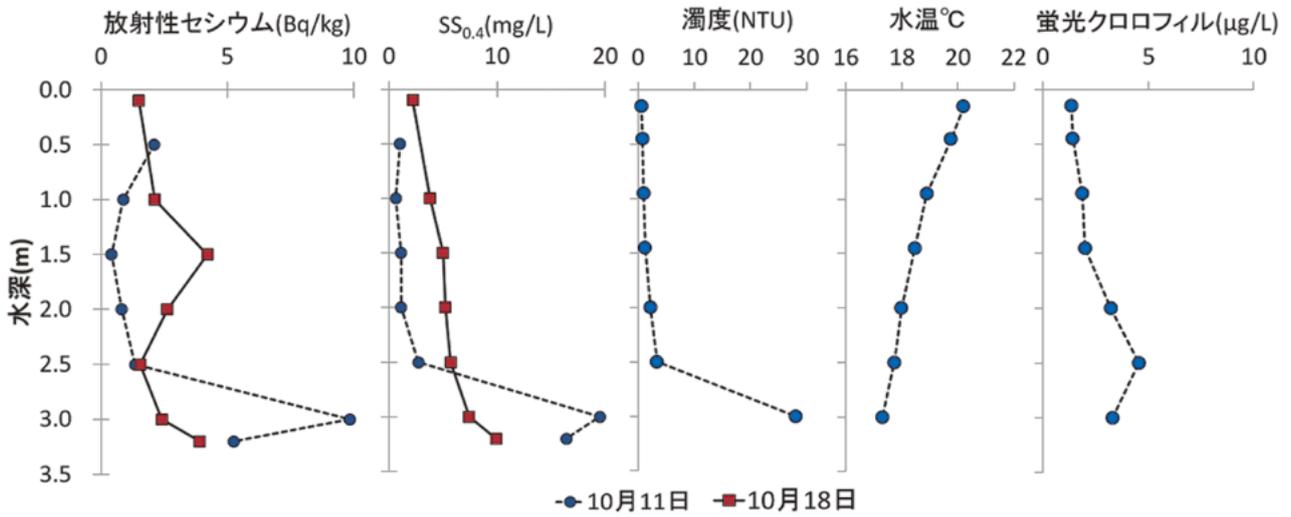


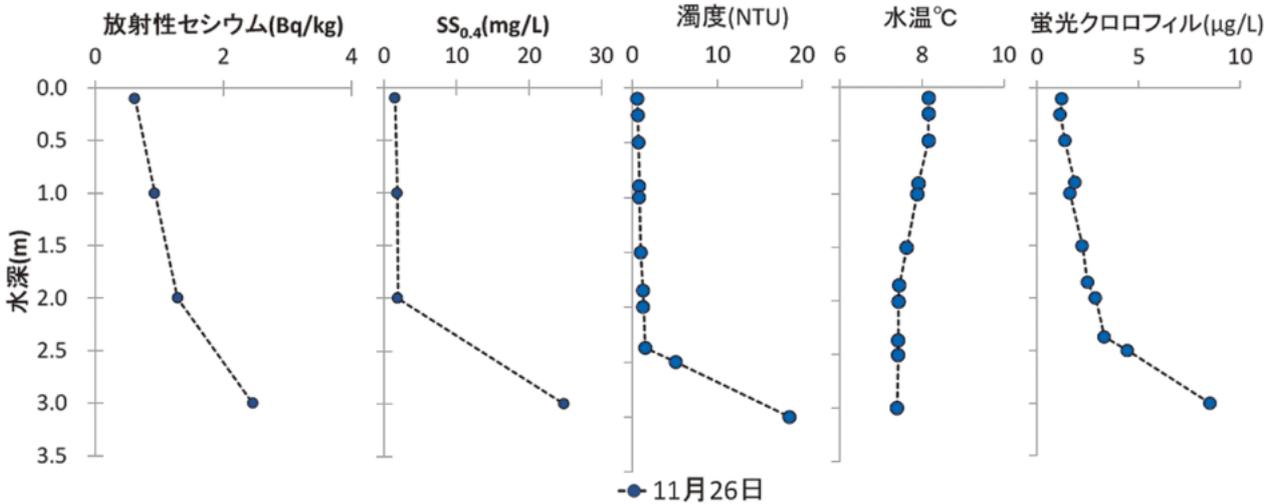
Fig.10 流出水のSS_{0.4}と放射性セシウムの関係
Relationship between suspended solids and radioactive cesium in the outflow



(a) 2013年8月～9月（濁度と水温，蛍光クロロフィルは9月12日のみ）



(b) 2013年10月（濁度と水温，蛍光クロロフィルは10月1日のみ）



(c) 2013年11月26日

Fig.11 ため池貯留水中の放射性セシウム濃度，濁度，水温の鉛直分布
Vertical profiles of radioactive cesium concentration, turbidity, and temperature in the reservoir



Fig.12 ため池流入部の底質の浸食状況 (9月11日)
Bottom sediment in part of the reservoir inflow (2013/9/11)

高いため池底質の巻き上げによるものか、判別は困難であるが、このどちらか、または、両方が要因として指摘されよう。

Fig.14にため池貯留水のSS_{0.4}と放射性セシウム濃度の関係を示す。ため池内で採取した水に含まれる放射性セシウム濃度は、深さに関係なく、SS_{0.4}を用いて、ほぼ一つの回帰直線で表すことができることがわかった。このことは、懸濁物質の質量当たりの放射性セシウム量すなわち懸濁物質中の放射性セシウム濃度がほぼ一定であることを示唆している。ここで、回帰直線の傾きが約0.34であることから、懸濁物質の放射性セシウム濃度は、340kBq/kgとなる。また、y切片の0.7は、SSが0のときの放射性セシウム濃度を示すので、この値は、調査時の平均の溶存態放射性セシウム濃度を表すと考えられる。

3.4 溶存態の放射性セシウム

溶存態放射性セシウム濃度を分析した試料の測定値と関連項目について Table 3 に示す。溶存態放射性セシウム濃度は、流入水で0.02～0.07Bq/kg、流出水で0.02～0.11Bq/kgの範囲にあり、調査の範囲では流出水の方がやや高かった。

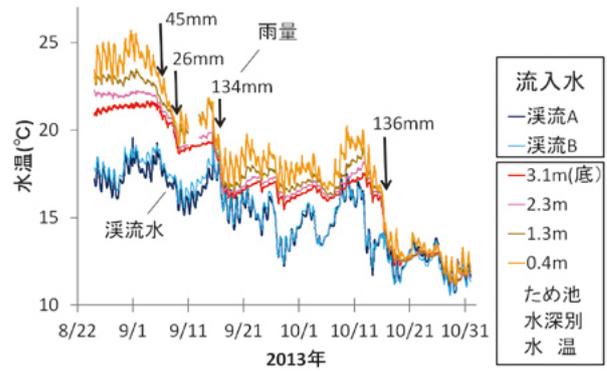


Fig.13 ため池貯留水および渓流水の水温
Water temperature in the reservoir and inflow stream

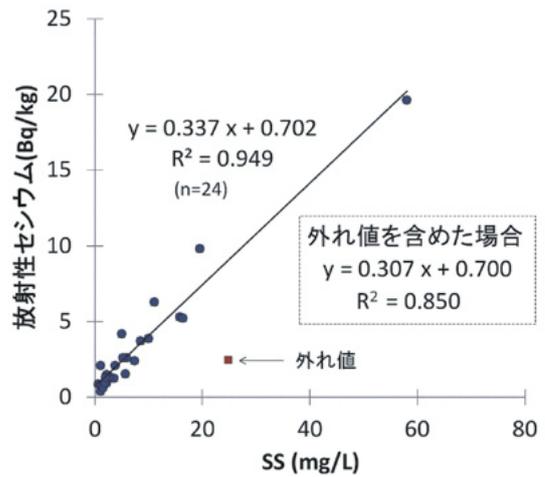


Fig.14 ため池貯留水中の懸濁物質と放射性セシウム濃度の関係
Relationship between suspended solids and radioactive cesium in the reservoir

全放射性セシウムに対する溶存態画分の割合は、流入水で1～9%程度、流出水で1～3%程度と限定的であった。例外はあるものの、溶存態画分の割合は、流出水より流入水の方がやや高いようである。なお、溶存態画分の分析には、採水後、少なくとも数日以上を要しているため、保存中に懸濁物質に吸着されるなどの変化が生じている可能性がある。

また、Cs-137について、全放射性セシウム (TRCs) と溶存態放射性セシウム濃度 (DRCs) を用いて、次式により固液比を求めた。なお、簡便のため、水中の放射性セシウムの分析結果の単位は (Bq/kg)=(Bq/L) とした。

$$[\text{Cs-137の固液比(L/kg)}] = \frac{[\text{TRCs (Bq/L)}] - [\text{DRCs (Bq/L)}]}{\frac{\text{懸濁物質濃度 (SS}_{0.4}, \text{ kg/L)}}{\text{DRCs (Bq/L)}}} \dots (2)$$

ここで算定したCs-137の固液比は、固液相間で十分に平衡に達していれば、固液分配係数 (原子力環境整備

Table 3 流入および流出水中の全放射性セシウムと溶存態放射性セシウム濃度
Total and dissolved radioactive cesium concentrations in inflow and outflow

区分	地点	採水日時	浮遊物質 SS _{0.4} (mg/L)	全放射性セシウム			溶存態放射性セシウム			溶存態Cs/ 全放射性Cs (%)	Cs-137の 固液比 ($\times 10^6$ L/kg)
				Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134+137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134+137 (Bq/kg)		
流入	溪流A	2013/ 7/17 13:30	6.3	0.64	1.40	2.00	0.020	0.047	0.067	3.4	4.4
		2013/ 8/ 8 13:00	3.7	0.41	0.85	1.27	0.011	0.020	0.031	2.4	11.5
		2013/ 8/22 11:20	3.7	0.49	0.73	1.22	0.017	0.034	0.051	4.2	5.5
		2013/ 9/11 11:40	3.4	0.23	0.55	0.78	0.013	0.031	0.045	5.7	4.9
		2013/ 9/25 11:50	2.2	0.49	0.84	1.34	0.017	0.030	0.048	3.6	12.1
		2013/10/ 8 12:50	2.7	0.31	0.36	0.67	0.019	0.041	0.060	9.0	2.9
		平均	3.7	0.43	0.78	1.21	0.016	0.034	0.050	4.7	6.9
流入	溪流B	2013/ 7/ 7 11:20	3.9	0.29	0.63	0.92	0.015	0.030	0.045	4.9	5.1
		2013/ 8/ 8 13:20	-	0.40	0.98	1.38	0.006	0.010	0.016	1.2	-
		平均	3.9	0.34	0.81	1.15	0.011	0.020	0.031	3.0	5.1
流出	流出管	2013/ 6/28 14:30	6.6	0.65	1.5	2.16	0.014	0.026	0.040	1.8	8.6
		2013/ 7/17 14:30	8.5	0.75	1.7	2.43	0.008	0.015	0.023	1.0	12.8
		2013/ 8/ 2 13:20	10.0	0.61	1.4	2.01	0.021	0.037	0.058	2.9	3.7
		2013/ 8/ 8 11:30	9.9	0.64	1.4	2.00	0.014	0.028	0.042	2.1	4.8
		2013/ 9/11 11:40	10.6	1.35	2.6	3.96	0.032	0.078	0.11	2.8	3.0
		2013/10/18 10:50	-	0.60	1.4	1.99	0.031	0.067	0.098	4.9	-
		平均	9.1	0.77	1.7	2.42	0.020	0.042	0.062	2.6	6.6
流出	斜樋	2013/ 7/17 14:00	4.4	0.35	0.69	1.04	ND	0.004	-	-	35.5
		2013/ 8/ 8 12:20	3.8	0.17	0.46	0.63	ND	0.012	-	-	9.9
		平均	4.1	0.26	0.58	0.83	-	0.008	-	-	22.7

センター (1990), 山口ら (2012)) と対比されるものである。

得られた固液比は, 流入水で $3 \sim 12 \times 10^6$ L/kg, 流出水で $3 \sim 36 \times 10^6$ L/kg であった。明確な傾向などは確認できなかった。

3.5 降雨の影響

今回の調査結果では, 降雨時もしくは降雨の影響を反映したと考えられるデータは限定的であり, 降雨の影響を十分に分析できなかった。

Fig.15 に, ため池流出水における5日間先行降雨量と放射性セシウム濃度の関係を示す。これをみると先行降雨量と放射性セシウム濃度の関係は, いずれも正の相関が見られるものの, 決定係数は, 0.2から0.4程度と低い。

また, 流入水では, 12時間, 24時間および3日間先行降雨と放射性セシウムの関係について調べたが (Appendix), 降雨時の観測値が十分でなく, その関係性の解明は今後の課題である。

3.6 浮遊物質と放射性セシウムの関係について

すべての観測地点 (流入水 -**Fig.8**, 貯留水 -**Fig.10**, 流出水 -**Fig.14**) における浮遊物質濃度と水中の放射性セシウム濃度の関係式を **Fig.16** にまとめて示す。関係式の傾きは, 貯留水と斜樋がほぼ同じで, 洪水吐と溪流Aが同等程度, 流出管はやや小さく, 溪流Bはさらに小さく

貯留水の半分以下となった。また, 貯留水では, y切片がやや大きく上側へのシフトが見られた。

3.3でみたように, 浮遊物質と水中の放射性セシウム濃度の関係を示す回帰直線において, y切片は, 浮遊物質が0のときの, 水の放射性セシウム濃度を示す。すなわち観測値の溶存態放射性セシウム濃度を示すものといえる。ここで, 観測時期の違いにより溶存態放射性セシウム濃度は異なることが想定されるため, 複数回の調査結果から得られたこれらの回帰直線のy切片も調査時期の平均的な値を示すものと考えられる。その際, 厳密には, 浮遊物質の分析に孔径0.4 μ mのガラス繊維ろ紙を用いているので, これを通過する画分の濃度を示している。得られた結果は, このような制限を受けているが, 以下ではy切片の値を用いて溶存態放射性セシウム濃度について考察する。

溪流AとBのy切片 (**Fig.8**) は, それぞれ0.050と0.048であるが, それぞれの溶存態放射性セシウム濃度 (**Table 3**) は, 0.05と0.03Bq/kgである。溶存態放射性セシウムの分析では, 孔径0.45 μ mのメンブレンフィルターを用いてろ過しているの, 孔径0.4 μ mのガラス繊維ろ紙を用いて評価したy切片と異なる可能性があるが, ここでは, 溶存態放射性セシウム濃度とy切片の値が同程度であることから, 0.4 μ mのガラス繊維ろ紙の通過画分と0.45 μ mのメンブレンの通過画分には大差はないといえる。

一方、貯留水のy切片は、0.70 (Fig.14) である。この回帰直線は、ため池貯留水のうち、池底に近く浮遊物質濃度が高い試料のデータを含んでおり、これがy切片の値に過剰な影響を与えている可能性がある。例えば、SS_{0.4}が10mg/L未満のデータセットのみを用いて回帰直線を作成した場合でもy切片は0.59である。これに対して、貯留水に含まれる溶存態放射性セシウムは、最大0.11Bq/kg、平均0.06Bq/kgであり (Table 3)、y切片の値とは乖離が見られる。

すなわち、貯留水では、0.45μmのメンブレンフィルターは通過しないが、0.4μmのガラス繊維ろ紙を通過する放射性セシウムの画分が、少なくとも0.5Bq/kg以上存在することが示唆される。

同様に、流出水のy切片を見ると斜樋と流出管は、0.058と0.082と低いが洪水吐は0.243とやや高い。流出管の溶存態画分は0.06Bq/kgなのでほぼ対応しているが、斜樋と洪水吐では比較できるデータがない。

以上のように、浮遊物質が0のときの全放射性セシウム濃度と溶存態放射性セシウムの濃度に乖離が認められるが、その要因として以下の可能性が指摘される。

- ① もともとため池貯留水に0.45μmメンブレン非通過、0.4μmガラス繊維ろ紙通過の微細浮遊物質の画分が存在する。
- ② 溶存態の放射性セシウム分析用試料が採水後、メンブレンろ過を行うまでの間に溶存態画分が変質しメンブレン非通過に変わっている。
- ③ データ不足や分析上の問題などから浮遊物質と放射性セシウムの関係式がずれている。

以上のように、現時点では、いくつかの可能性が考えられ結論を示すことはできない。例えば、②のように試料の移動、保管中の変質が考えられる場合、オンサイトでろ過、濃縮作業を行うことなどでその影響の有無を調べることができる。今後、不足するデータの蓄積を図り、回帰直線の精度を向上させるとともに、溶存態放射

性セシウムの分析法についても検討を行う必要がある。

IV 結 言

阿武隈高地に立地する典型的な谷型ため池において、流入と流出水およびため池貯留水の放射性セシウム濃度をモニタリングし、以下の結果を得た。

- 1) ため池への流入水、流出水とも放射性セシウム濃度は、夏期におよそ1～3Bq/kg程度と高く、10月以降には濃度は0.2～1.5Bq/kgと全般的に低下した。
- 2) 流入水、流出水および貯留水で浮遊物質と放射性セシウムに正の相関が確認された。回帰直線の傾きやy切片には違いが見られたが、要因の解明には、今後のデータ蓄積等が必要である。
- 3) 溶存態セシウムは、流入水で0.02～0.07Bq/kg、流出水で0.02～0.11Bq/kgであり、流出水の方がやや高かった。全放射性セシウムに対する割合は、流入水で1～5%程度、流出水で1～3%程度と限定的であった。このことより、作物吸収の面から懸念されている溶存態放射性セシウム濃度は限られており、また、全放射性セシウム濃度の値は、ほぼ懸濁態放射性セシウム濃度の値で説明できることがわかった。
- 4) ため池貯留水の放射性セシウムの鉛直分布をみると、全般に下層ほど高いが、降雨の影響により中層が高い場合や、無降雨時においても上層にやや高い場合が観察された。
- 5) ため池水位の低下時に、ため池流出水の放射性セシウム濃度が2.9～4.0Bq/kgと一時的に上昇した。ため池流入部の底質の再移動などによる影響と考えられた。
- 6) 降雨の影響は、ため池流出水について5日間先行降雨量と放射性セシウム濃度の関係に正の相関が見られたものの、流入水ではデータが限定的で検討が十分にできなかったため今後の課題として残された。

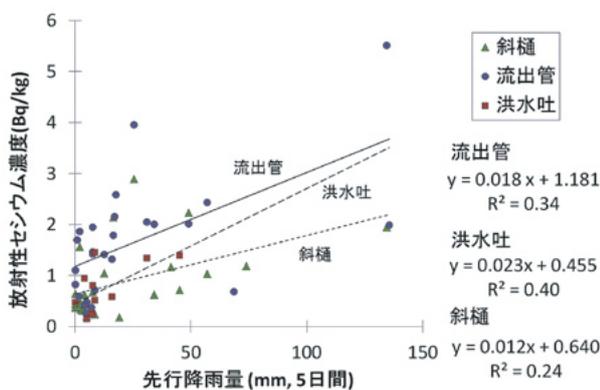


Fig.15 5日間先行降雨量と放射性セシウム濃度の関係

Relationship between rainfall during the preceding 5 days and radioactive cesium level

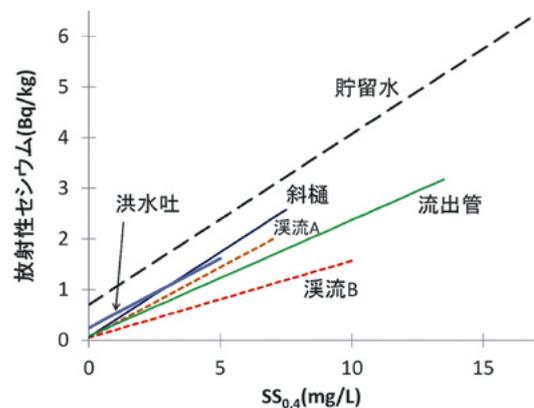


Fig.16 浮遊物質と水中の放射性セシウム濃度の関係

Relationship between suspended solids and radioactive cesium in the reservoir

今後、流入量および流出量の連続観測など水文観測の強化を図るとともに、降雨時のため池流入水、流出水の詳細な観測等を実施し、より詳細に放射性物質の移動現象を把握していく必要がある。また、森林からの溪流からの流入水に含まれる放射性セシウムの経年変化特性の把握や、ため池内に底質として堆積した放射性セシウムの溶出や巻き上げなどの動態解明、さらに、ため池の管理形態の違いによる放射性セシウムの流出制御の可能性などの検討等が今後の課題である。

謝辞：本研究において、調査地の選定と決定に当たっては、元農業環境技術研究所の谷山一郎氏、福島県農業総合センターの吉岡邦雄氏、森林総合研究所の高橋正道氏らの尽力が大きく、当地における調査受け入れと地元との調整に当たっては、国際農林水産業研究センターの万福裕造氏の貢献が大である。また、困難な状況の中、調査の受け入れと観測施設の設置にご協力いただいたため池管理者をはじめとする地元関係者に感謝したい。渓流水の調査に当たっては、森林総合研究所の坪山良夫氏らの協力を得ており、ため池の最新の空中写真は、簡易型空撮気球「ひばりは見た！」(村上, 2007)を用いて農研機構東北農業研究センター福島拠点の村上敏文氏に撮影いただいた。水中の放射性セシウムの分析では、農研機構食品総合研究所の濱松潮香氏、八戸真弓氏ならびに東北農業研究センターの松波寿弥氏らの協力を得た。観測機器の製作および設置、現地調査の実施に当たっては、農村工学研究所の寺川浄司氏、石島正人氏、野口克行氏ならびに東北農業研究センター業務第4科の村上修氏、丹治順史氏、伊藤聖一氏、宍戸力雄氏、井沢憲行氏、櫻井貴雄氏、吉田聖徳氏らの貢献が大きい。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- Aoi Y. Fukushi K. Itono T. Kitadai N. Kashiwaya K. Yamada H. Hatta T. and Manpuku Y. (2014) Distribution and mineralogy of radioactive Cs in reservoir sediment contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Journal of Mineralogical and Petrological Sciences*, **109**, 23-27
- 原子力環境整備センター (1990), 土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数, p.2
- 福島県 (1988), 土地分類基本調査 川俣 5万分の1 国土調査, p.31
- 福島県農地管理課 (2013): 施設管理システムの概要, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36045d/noutikanri002.html>, 2014/10/30閲覧
- 濱田康治・吉永育生・久保田富次郎・白谷栄作 (2013), 汚染されたため池底質からのCs溶出と湖水濃度の関係, *水土の知* **81**(9), pp.23-26
- 久保和也, 柳沢幸夫, 吉岡敏和, 山元孝広, 滝沢文教 (1990), 地域地質研究報告書 原町及び大甕地域の地質, 地質調査所, p.155
- 久保田富次郎, 申文浩, 濱田康治, 人見忠良 (2015), 遠隔監視による濁度・水文観測の課題と今後の活用, *水土の知* **83**(2), p.97-100
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター, 地質Navi, 2014/10/5閲覧
- 村上敏文 (2009): 簡易型空撮気球「ひばりは見た！」マニュアル (Ver 2.1), <http://www.naro.affrc.go.jp/tarc/contents/hibari/index.html> よりアクセス (2014年10月26日閲覧)
- 農林水産省農村振興局 (2013): 福島県内におけるため池中の放射性物質に関する実態と対策について～中間とりまとめ概要～, <http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/tyukan.pdf>, (2014年10月30日閲覧)
- 農林水産省農村振興局・福島県農林水産部 (2014): ため池等の放射性物質に関する実態と対策について～2013年度ため池等汚染拡散防止対策実証事業の調査結果概要～ http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/tameike_tyousa25.pdf (2014年10月30日閲覧)
- 塩沢昌: 放射性セシウムの土壌中の挙動, 水稲への移行, 水系への流出, 放射能除染の土壌科学—森・田・畑から家庭菜園まで— (2013), 学術会議叢書 **20**, 63～94, 日本学術協力財団
- 森林総合研究所 (2012a): 融雪期における渓流水中の放射性物質の観測結果, 2012年6月12日プレスリリース, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120612/index.html> (2014年10月30日閲覧)
- 森林総合研究所 (2012b): 梅雨期における渓流水中の放射性物質の観測結果, 2012年9月21日プレスリリース, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120921/index.html> (2014年10月30日閲覧)
- 森林総合研究所 (2012c): 8月～10月における渓流水中の放射性物質の観測結果, 2012年12月20日プレスリリース, <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120612/index.html> (2014年10月30日閲覧)
- 東北農政局: 福島県内のため池(3回目)及び農業用水路における放射性物質の測定結果について, プレスリリース (2012年9月5日)
- 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口 敦・朝田 景・和穎朗太・牧野知之・赤羽幾子・平館俊太郎 (2012), 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因, *農環研報* **31**, 75～129 (2012)
- 吉永育生・島崎昌彦・常住直人・高木強治 (2013), ため池底質におけるCsの堆積状況と粒径別Cs濃度の比較, *水土の知* **81**(9), pp.19～22
- 吉迫宏・小山潤・小川茂男・福本昌人 (2013), 広島県椋梨川流域における谷池型ため池群の洪水緩和効果, *農業農村工学会論文集*, **285**, pp.1～10

付録：全放射性セシウム濃度と先行降雨量

Table 全放射性セシウム濃度と先行降雨量(1)
Concentration of total radioactive cesium and antecedent precipitation (1)

区分	地点	採水日時	浮遊物質	全放射性セシウム			先行降雨		
			SS _{0.4} (mg/L)	Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134+137 (Bq/kg)	12h	24h	当日を含めた 3日降雨 (mm)
流入	溪流A	2013/ 6/21 14:00	4.3	0.35	0.85	1.21	0.0	0.0	15.0
		2013/ 7/17 13:30	6.3	0.64	1.36	2.00	0.0	0.0	20.0
		2013/ 8/ 2 16:00	5.3	0.43	0.89	1.32	0.0	0.5	27.0
		2013/ 8/ 8 13:00	3.7	0.41	0.85	1.27	0.0	0.0	7.5
		2013/ 8/22 11:20	3.7	0.49	1.73	1.22	0.0	0.0	31.0
		2013/ 9/11 11:40	3.4	0.23	0.55	0.78	0.0	0.0	0.0
		2013/ 9/12 13:40	—	0.30	0.72	1.02	0.0	0.0	0.0
		2013/ 9/19 11:30	3.7	0.30	0.38	0.68	0.0	0.0	0.0
		2013/ 9/25 11:50	2.2	0.49	0.84	1.34	0.0	0.0	1.0
		2013/10/ 3 13:00	2.6	0.28	0.56	0.84	0.0	1.0	14.5
		2013/10/ 8 12:50	2.7	0.31	0.36	0.67	0.0	0.0	1.5
		2013/10/18 11:20	—	0.26	0.65	0.91	0.0	0.0	105.0
		2013/11/ 7 10:40	1.4	0.07	0.14	0.21	0.0	0.0	2.0
		2013/11/26 11:50	1.0	0.05	0.21	0.26	0.0	8.5	8.5
			平均			0.33	0.65	0.98	
	溪流B	2013/ 6/21 14:20	2.1	0.09	0.20	0.28	0.0	0.0	15.0
		2013/ 7/17 11:20	3.9	0.29	0.63	0.92	0.0	0.0	20.0
		2013/ 8/ 2 16:10	10.0	0.86	1.51	2.37	0.0	0.5	27.0
		2013/ 8/ 8 13:20	—	0.40	0.98	1.38	0.0	0.0	7.5
		2013/ 8/22 10:50	4.0	0.18	0.48	0.66	0.0	0.0	31.0
		2013/ 9/11 11:20	2.4	0.30	0.45	0.74	0.0	0.0	0.0
		2013/ 9/12 13:30	—	0.16	0.37	0.53	0.0	0.0	0.0
		2013/ 9/19 11:10	4.9	0.39	0.60	0.99	0.0	0.0	0.0
		2013/ 9/25 11:40	3.4	0.13	0.14	0.27	0.0	0.0	1.0
		2013/10/ 3 12:50	6.0	0.32	0.53	0.85	0.0	1.0	14.5
		2013/10/ 8 12:40	2.0	0.16	0.30	0.46	0.0	0.0	1.5
		2013/10/ 8 0:00	—	0.27	0.44	0.70	0.0	0.0	1.5
		2013/10/22 11:00	6.5	0.20	0.43	0.64	5.0	5.5	68.5
		2013/10/25 16:00	7.9	0.14	0.31	0.45	3.0	10.0	29.0
		2013/11/ 2 14:50	2.1	0.10	0.17	0.27	0.0	0.0	0.0
2013/11/26 11:40	0.2	0.06	0.11	0.17	0.0	8.5	8.5		
	平均			0.25	0.48	0.73			

Table 全放射性セシウム濃度と先行降雨量(2)
Concentration of total radioactive cesium and antecedent precipitation (2)

区分	地点名	採水日時	全放射性セシウム			先行降雨	
			Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134+137 (Bq/kg)	当日を含めた 3日降雨(mm)	当日を含めた 5日降雨(mm)
流出	流出管	2013/ 6/11 14:56	0.49	0.92	1.41	0.0	12.5
		2013/ 6/21 11:20	0.52	1.26	1.78	15.0	16.5
		2013/ 6/28 14:30	0.65	1.51	2.16	15.5	17.0
		2013/ 7/ 9 14:00	0.79	1.80	2.59	17.0	17.5
		2013/ 7/17 14:30	0.75	1.69	2.43	20.0	57.0
		2013/ 8/ 2 13:20	0.61	1.40	2.01	27.0	49.0
		2013/ 8/ 8 11:30	0.64	1.36	2.00	7.5	34.0
		2013/ 8/15 0:00	0.34	0.76	1.10	0.0	0.0
		2013/ 8/22 13:00	0.63	1.42	2.05	31.0	31.0
		2013/ 8/29 10:00	0.53	1.33	1.86	2.0	2.0
		2013/ 9/11 10:40	1.35	2.61	3.96	0.0	25.5
		2013/ 9/19 14:00	1.43	4.08	5.51	0.0	134.5
		2013/ 9/25 10:40	0.47	1.22	1.69	1.0	1.0
		2013/ 9/27 16:15	0.90	1.05	1.95	7.5	7.5
		2013/ 9/27 11:30	0.65	0.81	1.47	7.5	7.5
		2013/10/ 3 11:00	0.63	0.69	1.32	14.5	16.0
		2013/10/ 8 11:20	0.21	0.27	0.48	1.5	5.0
		2013/10/10 17:10	0.17	0.42	0.59	0.0	1.5
		2013/10/18 10:50	0.60	1.39	1.99	105.0	135.5
		2013/10/22 10:40	0.23	0.45	0.68	68.5	68.5
		2013/11/ 2 15:10	0.13	0.28	0.42	0.0	4.0
		2013/11/ 7 11:50	0.09	0.17	0.27	2.0	4.5
		2013/11/15 14:50	0.11	0.26	0.37	3.0	7.0
2013/11/22 15:25	0.26	0.57	0.83	0.0	0.0		
2013/11/25 10:30	0.17	0.54	0.71	8.5	8.5		
2013/12/18 10:20	0.41	1.01	1.42	5.0	7.5		
	平均	0.53	1.13	1.66			
洪水吐	洪水吐	2013/ 8/22 14:10	0.44	0.90	1.34	31.0	31.0
		2013/ 9/ 6 12:10	0.42	0.98	1.40	44.5	45.0
		2013/ 9/27 13:30	0.31	0.50	0.81	7.5	7.5
		2013/10/ 3 0:00	0.26	0.32	0.58	14.5	16.0
		2013/10/ 8 0:00	0.10	0.05	0.15	1.5	5.0
		2013/11/ 2 14:20	0.24	0.70	0.94	0.0	4.0
		2013/11/15 13:50	0.10	0.18	0.28	3.0	7.0
		2013/11/22 15:00	0.15	0.33	0.47	0.0	0.0
		2013/11/25 11:10	0.10	0.41	0.51	8.5	8.5
		2013/11/26 12:00	0.36	1.10	1.45	8.5	8.5
		2013/12/18 11:40	ND	0.16	0.23	5.0	7.5
	平均	0.25	0.51	0.74			
斜樋	斜樋	2013/ 6/21 14:40	0.38	0.66	1.04	15.0	12.5
		2013/ 7/ 9 13:00	0.66	1.48	2.14	17.0	16.5
		2013/ 7/17 14:00	0.35	0.69	1.04	20.0	57.0
		2013/ 8/ 2 15:30	0.71	1.52	2.24	27.0	49.0
		2013/ 8/ 8 12:20	0.17	0.46	0.63	7.5	34.0
		2013/ 8/15 0:00	0.14	0.30	0.44	0.0	0.0

Table 全放射性セシウム濃度と先行降雨量(2) (続き)
(cont.)

区分	地点名	採水日時	全放射性セシウム			先行降雨	
			Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134+137 (Bq/kg)	当日を含めた 3日降雨(mm)	当日を含めた 5日降雨(mm)
流出	斜樋	2013/ 8/29 10:20	0.47	1.09	1.56	2.0	2.0
		2013/ 9/ 6 12:50	0.23	0.48	0.71	44.5	45.0
		2013/ 9/11 12:20	0.99	1.90	2.89	0.0	25.5
		2013/ 9/19 11:40	0.53	1.41	1.95	0.0	134.5
		2013/10/ 8 0:00	0.05	0.15	0.20	1.5	5.0
		2013/10/23 12:00	0.35	0.83	1.18	18.0	74.0
		2013/10/25 12:00	0.35	0.82	1.17	29.0	41.5
		2013/11/ 2 15:00	0.12	0.24	0.36	0.0	4.0
		2013/11/ 4 12:00	0.12	0.22	0.33	2.5	2.5
		2013/11/ 6 12:00	0.14	0.31	0.45	2.0	2.5
		2013/11/ 8 12:00	0.19	0.44	0.63	2.0	4.0
		2013/11/10 12:00	0.11	0.21	0.32	1.0	3.0
		2013/11/15 13:00	0.12	0.23	0.34	3.0	7.0
		2013/11/22 14:40	0.15	0.22	0.37	0.0	0.0
		2013/11/25 10:50	0.09	0.15	0.24	8.5	8.5
		2013/12/ 8 12:00	0.20	0.44	0.64	0.0	0.0
		2013/12/18 10:50	0.20	0.47	0.68	5.0	7.5
		2013/12/30 12:00	0.06	0.12	0.18	1.5	19.0
			平均	0.14	0.28	0.41	

Monitoring Radioactive Cesium Concentration in a Small Agricultural Reservoir in the Abukuma Mountains

Tomijiro Kubota* · Moono Shin** · Koji Hamada* · Tadayoshi Hitomi*

* National Institute for Rural Engineering

**Tohoku Agricultural Research Center

Abstract

Radioactive materials were released over wide areas around the Tokyo Power Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant after the accident caused by the earthquake and tsunami on March 11, 2011. Radioactive cesium pollution in agricultural reservoirs that supply irrigation water in this region was a concern for the restart of farming. Therefore, it is important to determine the movement characteristics of radioactive cesium around agricultural reservoirs. In this ongoing study since June 2013, we measured the concentrations of radioactive cesium in inflow, outflow, and pooled water in a small agricultural reservoir located in the Abukuma Mountains. The area of the reservoir was 0.37 ha, and its pondage was 7500 m³. The concentration of total radioactive cesium in the water was relatively high, around 1–3 Bq/kg, during the summer, but decreased to 0.2–1.5 Bq/kg after October. However, the concentration of total radioactive cesium of the outflow temporarily increased to 2.9–4.0 Bq/kg, when the water level decreased by 1.2 m in the middle of September. The increase in radioactivity was believed to be due to disturbance of the bottom water and sediment caused by relatively fast water flow. The dissolved radioactive cesium concentration in the inflow was 0.02–0.07 Bq/kg, whereas that in the outflow was 0.02–0.11 Bq/kg; both were considerably lower than the total radioactive cesium concentration. The ratios of dissolved radioactive cesium to total radioactive cesium were 1–5% in the inflow and 1–3% in the outflow. Thus, our results showed a positive correlation between the total radioactive cesium concentration in stored water and that in precipitation that occurred over the previous 5 days.

Key words: agricultural reservoir, radioactive cesium, agricultural water

〔農工研技報 217〕
〔101 ~ 113, 2015〕

既設地震計の微小振動記録への地震波干渉法の適用による 農業用ダム地震波伝播特性評価の試み

黒田清一郎* 増川 晋** 田頭秀和*

* 施設工学研究領域構造担当

** 施設工学研究領域

要 旨

本報では、農業用ダム既設地震計の観測記録から、有感地震以外の微小な振動についても、地震波干渉法に基づき時間領域応答を抽出できるかどうかを検討する。そのために、実際の農業用ダムの既設地震計において、10時間以上の連続的な振動波形記録を取得し、それを対象とした検討事例を示す。その結果、一定強度の有感地震において得られた地震時間領域応答と同様の結果を、より微小な無感地震や常時微動に伴う雑振動からも抽出できる可能性を示した。このことから地震波干渉法概念に基づく提案手法は、一定強度の地震を待つ事無く、より頻度の高い評価・監視を行なうことができる可能性を示すことができた。

キーワード：農業用ダム、地震計、振動波形、地震波伝播、常時微動

I 緒 言

農林水産省所管の国営造成のダムでは、地震計の整備が進められ、大規模地震の発生時には貴重な地震時振動波形データを記録してきた。このような強震動観測記録は、大規模地震時にダムがどのような挙動をしたかを示す貴重なものであり、農業用ダムにおいてもこれらの記録に基づいた総合的な解析がなされてきた(増川他, 2002, 2005, 2006, 2012)。

一方で、ダムの地震時の挙動は、ダムに入射する地震波の特徴だけではなく、ダム堤体周辺の地盤や堤体そのものの特徴を反映する。現在、一般的にはダムの地震計は、基礎地盤に相当する箇所と、堤頂に相当する箇所の少なくとも2点に配置される場合が多く、その場合、基礎—堤頂間の応答関係を評価することによって、ダムの状態そのものを評価・監視できる可能性もある。筆者等はそのような考えに基づき、地震波干渉法と呼ばれる技術に基づき、構造物内の地震波伝播特性を継続的に評価・監視する技術の開発と提案を行ってきた(Nakata et al., 2013; 黒田他, 2013)。また、この方法によって地震波伝播特性を継続的に評価することで、土構造物の圧密や強震動に起因する堤体内の力学特性の変化の指標が得られることを、遠心載荷振動模型実験により示した(黒田他2013)。上記提案手法は一定強度以上の地震時の振動波形を対象としたものであったが、その基礎とした地震波干渉法は地震動だけではなく常時微動に伴

う振動も対象とする概念である(白石, 2008, Wapenaar et. al. 2008, Schuster, 2009)。もし提案手法が、より頻度の高い微小振動や、基礎および周辺地盤の常時微動等に伴い発生するダム堤体の雑振動にも適用できるとすれば、一定強度の地震の発生を待たずとも、頻度高く、あるいは随時評価・監視することが可能となる。地震学分野では地震波干渉法の有効性の一つとして、地震が発生しない場所においても活用できることが挙げられている(Nishida et. al. 2009)。よって、農業用ダムの分野においては、地震発生頻度が低い地域やダム地震計設置期間が短く十分な観測記録が得られていないサイト等においても、ダムの振動特性等を把握する際に有効に活用されるものと期待される。

ダムに設置された地震計は強震計であり、近年の大規模地震の頻発を背景として最近では2000Gal (cm/s²)以上、近年では3000~4000Gal (cm/s²)程度まで計測できる仕様となっており、微小振動を対象としたものではない。しかし近年の地震計はアナログ—デジタル変換ボード部分の高性能化によって0.001Gal (cm/s²)以下の分解能を有するものもある。また感震器の多くは信号出力のデジタル化が行なわれており、ダム地震計においては必ず必要となる長い信号通信ケーブルによるノイズの増大の懸念も少ないものとなった。よって従前に比べダム地震計のS/N (信号—ノイズ)比は向上しているものと考えられる。また最近の震度表示器(データ収録器)の一部では、一定の装置の準備と設定を行なえば、地震時だ

けではなく、非地震時も含めて常時振動波形データを観測記録として保存できる機能も有している。このような状況をふまえて、提案してきた手法が一定強度以上の有感地震だけではなく、無感地震や、常時微動に起因する堤体の雑振動など、より微小な振動に対しても適用できるかどうかを検討することは有意義と考える。

そこで本報では、農業用ダム既設地震計の観測記録から、より微小な振動についても地震波干渉法に基づく地震時間領域応答を抽出できるかどうかを検討するための手続きを示すとともに、実際の農業用ダムの既設地震計で取得された観測波形を対象とした適用事例を示す。その結果、一定強度の有感地震において得られた地震時間領域応答と同様の結果を、より微小な無感地震や、非地震時の雑振動からも抽出できる可能性を示す。

II 現地概要および研究の方法

対象としたダムは、農業用ダムであり中央土質遮水壁型のロックフィルダムである。ダムの規模は堤高約50m、堤頂長約300m、湛水面積は約50haである。

地震計は2007年に設置されたものであり、感震器は2台で、ダムの最大断面上の堤頂と監査廊内に設置されている。上部の感震器は風雨から保護するためにマンホール中に設置され、堤頂から約50cm下方に設置されている。両感震器はほぼ鉛直線上に配置されており、高低差は51mである。震度計を兼ねたデータ収録器は数百m以上離れた管理事務所に設置されている。

感震器はデジタル出力サーボ式感震器とよばれるもので、感震器内部にあるAD（アナログ→デジタル）変換ボードによってデジタル信号に変換され、光通信ケーブルを通じてダム管理所内にある波形収録器に送信される。検出方式はフォースバランスサーボ式加速度計であり測定範囲は最大で $\pm 2000\text{Gal}(\text{cm/s}^2)$ である。このような加速度計が水平2方向および鉛直方向の合計3方向に内蔵されている。地震計設置場所からデータ収録器までの間は光ファイバによるデジタル通信が行われており、この過程でノイズは原理上発生しない。

データ収録機器に通信されたデータは、1ビット当たりの加速度が $1/4096 = 0.00024\text{Gal}(\text{cm/s}^2)$ として換算される。サンプリング速度は100Hzである。

上述の地震計観測システムのデータ収録部は、通常のトリガーによるデータ収録方法の他に、データロガーモードという機能を有しており、このモードで運用すれば非地震時も含めて常時の振動データを収録することができる。そこでこのモードに設定を行い、振動データを取得した。調査計測は2013年9月に行われた。収録器の設定操作を行う場合やデータが収録されたCFカードの読み取り、交換の際には計測を一時停止する必要がある。そのためデータは断続する時間があるが、それ以外では常時連続したデータを取得することができた。

上記のようにして収録したデータを以下のように処理し、解析に供する。

- 1) 収録したデータのうち、断続箇所がなく、完全な連続性を持って収録された部分を選定した。
- 2) 地震波形データは3成分あるが本研究では水平上下流方向に注目する。そこで堤頂および監査廊に設置された地震計（以下それぞれ堤頂（Crest）および基礎（Base）の地震計とよぶ）の水平上下流方向成分のデータを選定した。
- 3) 各感震器のデータは1分毎のファイルにおさめられている。これを連続した期間について結合し、堤頂-基礎のそれぞれの水平成分の波形データとして2つのファイルにまとめた。
- 4) それぞれのデータについて温度変化等によるトレンド成分除去のためデジタルフィルターにより2秒周期以上の長周期成分を取り除いたものに更新した。次にこのデータについて以下の解析作業を行う。

- 1) 堤頂および基礎の波形データそれぞれについてグラフをプロットし概要を把握した。
- 2) 静謐期間（地震の発生もなく、工事や機械振動、交通振動等の人工的な影響も少ない期間）を選定して、その頻度分布などの統計的な特徴を明らかにした。
- 3) 2)の結果を参照しながら適切な閾値を設定し、地震発生時と思われる区間を設定した。なおこの地震発生時データには震度1以下の無感地震も含まれる。
- 4) 地震波干渉法により、上記地震発生時データから時間領域応答の抽出を行い、地震波伝播特性の特徴について評価を行った。
- 5) 地震発生時間を参考にして、地震の影響を受けている可能性のある波形データを注意深く取り除いた後のデータについて、地震波干渉法により時間領域応答の抽出を行った。その結果を、地震時のものと比較検証するとともに、抽出に必要な観測時間と収束状況について検討を行った。

III 解析に供したデータの概要について

データロガーモードによる地震計の連続観測振動波形データの取得は2013年9月17～19日の3日にわたって行われた。その間、機器設定やCFカードからの読み取り作業によって、3回の一時的なデータ収録の中断があったため、データは連続した4期に区分される。データの記録期間をTable 1に示した。またそれらをグラフ上にプロットしたものをFig.1に示す。

基礎部が0点のシフトを起こさず安定的な値を示しているのに対して、堤頂の方は 0.2cm/s^2 程度で1日周期とみられる0点の変化が生じている。基礎部の地震計が設置されている監査廊内は温度が安定であり日変化がほとんど生じないのに対して、堤頂部はマンホール内に設置されているものの、わずかに温度の影響を受けている

Table 1 取得した連続観測記録の一覧
List of continuous seismic records of the dam

September, 2013	Term	Start Time	End	Recording Time
1	Sep. 17	15:40:20 ~	08:16:10	16:35:50
2	Sep. 18	08:22:30 ~	20:55:50	12:33:20
3	Sep. 18	21:01:40 ~	07:51:00	10:49:20
4	Sep. 19	07:56:50 ~	09:02:10	01:05:20

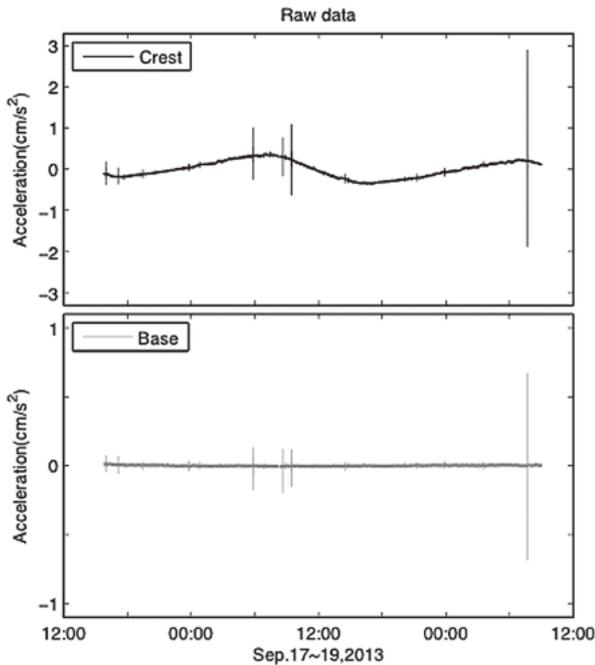


Fig.1 取得した地震計の連続観測記録の原波形

Waveforms of continuous records observed by the seismometer of the dam

ことが原因と考えられる。その変化は小さなものであるが、本報では 1 cm/s^2 以下の微小な振動にも注目しているため、これらのベースラインのシフトを除去するために、デジタルフィルターにより2秒周期以上の長周期成分を取り除いた。適用後の波形を **Fig.2** に示す。本図に示したように本ダムの地震計では、一定の振幅範囲(約 0.01 cm/s^2) の振動を記録しながら、それを超過する一時的な振動が生じるという様相になっていることがわかる。

本研究ではこれらの振動波形記録の中から、一時中断区間を含まない期間を選択することとした。ここでは表1における第3期に注目し、選択して解析を行った。第3期を選択した理由は、夜間から朝にかけての深夜、早朝期間を含むことから、人工的な振動の影響が少ないこと、またその期間中のなかに一定強度の有感地震を含むことなどが挙げられる。

Fig.3 に第3期の波形のみを拡大して示した。堤頂

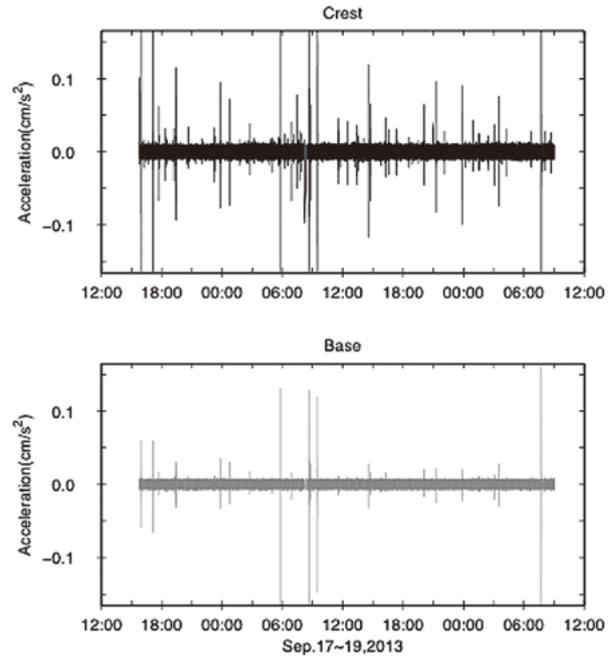


Fig.2 取得した地震計の連続観測記録のフィルター適用後の波形

High-pass filtered waveforms of continuous records observed by the seismometer of the dam

(Crest), 基礎 (Base) とともに示したのは水平上下流方向成分のデータである。共に常時約 0.01 cm/s^2 程度の振動を有するが堤頂の方がわずかに大きいことがわかる。これは基礎—堤頂間での振動の増幅を示すものであると考える。

IV 静謐時振動波形データの特徴

本報では **Fig.3** で示したようなデータを地震時のデータとそれ以外の雑振動データとに厳格に区別する必要がある。その方法としては閾値の設定が考えられる。適切な閾値の設定のために、ここでは静謐時の振動波形データの統計的な特徴を把握する。静謐区間として18日22:14:00から23:54:00の100分の期間を選択した (**Fig.4**)。

100分間で100Hzのサンプリング速度であることから、データ点数は1chあたり600,000点となる。これについて相対累積頻度分布を求めた (**Fig.5**) とし、相対累積頻度分布は誤差関数で近似することができ両者はほぼ一致した。誤差関数のパラメータのうち分散については非線形最小自乗法により推定した。それぞれの標準偏差 σ は、堤頂で 0.00342 cm/s^2 、基礎で 0.00258 cm/s^2 と推定された。これに基づき頻度分布の形状を同じ標準偏差を持つ正規分布として推定したところ、実際の頻度分布の形状はほぼ一致した (**Fig.6**)。

次に10秒毎の区間中の最大値の推移を **Fig.7** に、頻度分布を **Fig.8** に示した。最大値の算出区間を10秒間とし

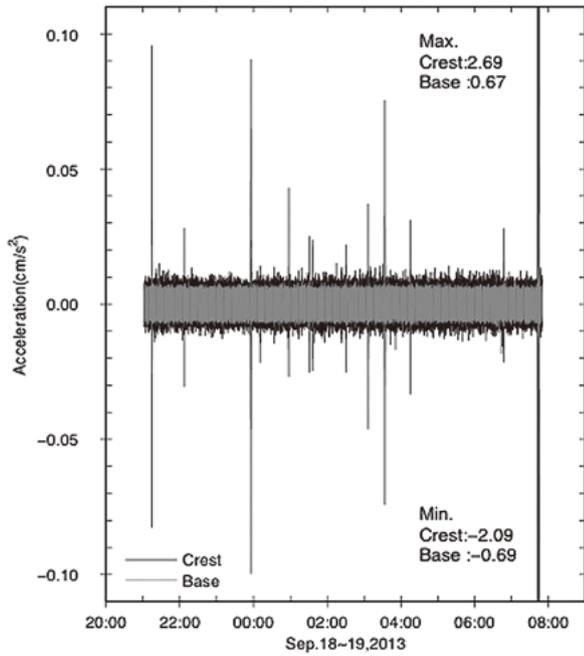


Fig.3 本研究で解析対象とした地震計の連続観測記録波形 (フィルター適用後)

High-pass filtered waveforms of continuous records observed by the seismometer of the dam (Targeted data in this study)

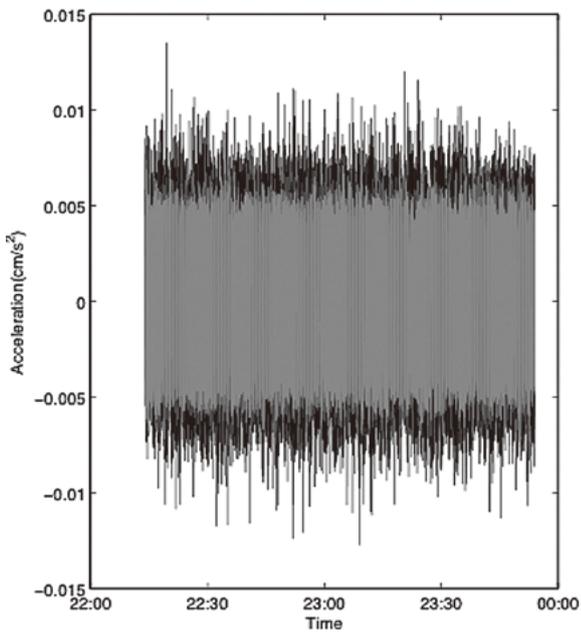


Fig.4 夜間静謐期間の連続観測記録波形

Waveforms of continuous records observed by the seismometer of the dam during a silent night term

たのは後の波形解析において、10秒毎の区間に区切って解析を行なうからである。

Fig.7およびFig.8より、基礎の方が最大値は小さな値に収まっており、約0.0075cm/s²程度で相対累積度数は

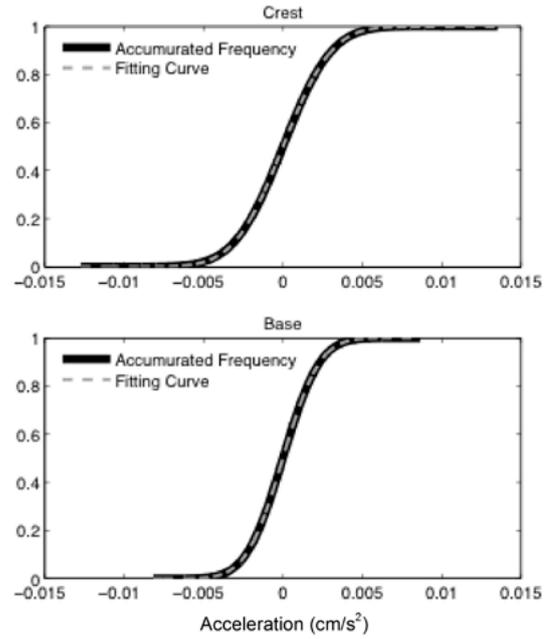


Fig.5 夜間静謐期間の連続観測記録波形加速度値の累積頻度分布

Cumulative relative frequency of acceleration values in continuous records observed by the seismometer of the dam during a silent term at night

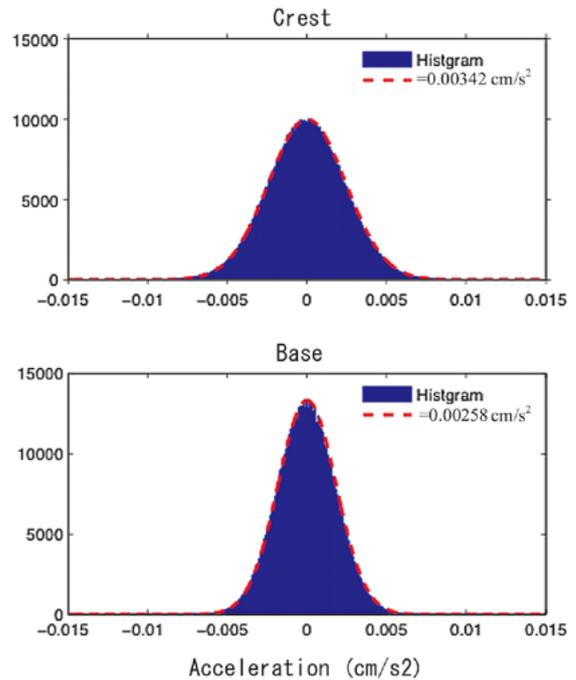


Fig.6 夜間静謐期間の連続観測記録波形加速度値の頻度分布 Histogram of acceleration values in continuous records observed by the seismometer of the dam during a silent term at night

90%を越え、0.009cm/s²を超えることはほとんどないことがわかる。また同様に堤頂では0.013cm/s²を超過する最大値はほとんど出現しないことがわかった。

V 地震時データの選出方法の検討

このような変動に対して、地震イベントを検出するための閾値を検討するために、Fig.9では、基礎部の閾値を0.0080, 0.0085, 0.0090, 0.0100cm/s²とした場合の超過数の頻度の経時変化を示した。

この図から閾値を0.008cm/s²に設定した場合には、微小な地震発生以外の場合にも、より頻繁にカウントしてしまう傾向があることがわかる。一方で0.0100cm/s²では超過するイベントは7回となるため、Fig.3における微小地震発生時の比較的大きな加速度値の発生回数に比べ

ても不十分となる。以上の結果から基礎部の閾値として0.0085~0.0090cm/s²前後を検討することとした。

次に閾値を基礎部で0.0085cm/s²とした場合に、それを超過したイベントを切り出す。超過した場合、前に1分、後に3分の観察期間を設けて、この間再び超過する場合があったときは一つのイベントとしてグルーピングした。このような方法で検出された区間と、その区間内での各最大値をまとめた一覧表をTable 2に示すとともに、その各区間に対応した振動波形についてFig.10(a)~(e)に示した。またTable 2にはFig.10の波形を目視によって確認し、地震によるものと思われるものには

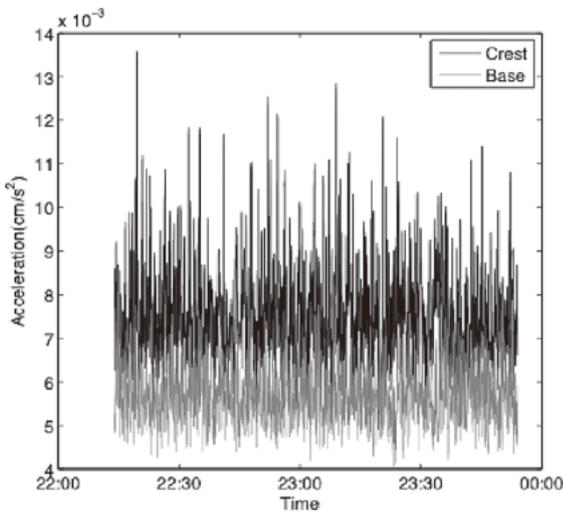


Fig.7 夜間静謐期間の10秒区間毎の最大値の変化
Change in maximum values during every 10 seconds of acceleration observed by the seismometer

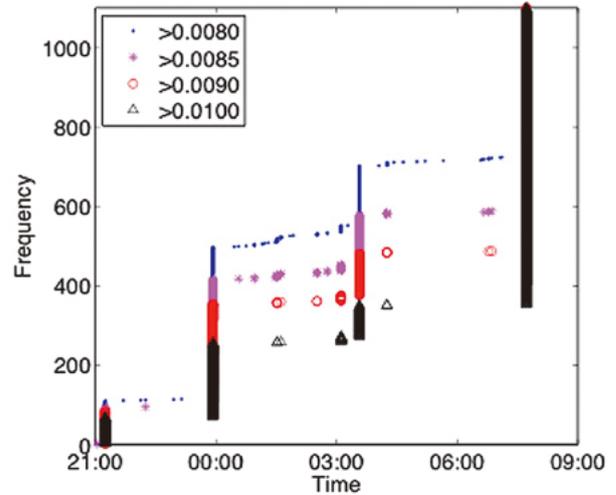


Fig.9 各閾値に対する加速度の超過頻度の変化
Change in frequency of excess over thresholds about acceleration values observed by the seismometer of the dam at the base

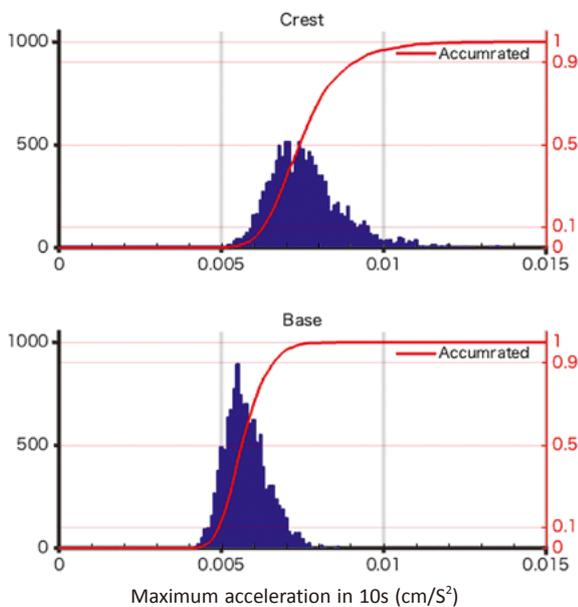


Fig.8 夜間静謐期間の10秒区間毎の最大値の頻度分布
Histogram of maximum values during every 10 seconds of acceleration observed by the seismometer

Table 2 閾値をもとに選出した期間と最大値(絶対値)の一覧
List of terms excess over the threshold, 0.0085cm/s² at the base, and the maximum absolute values during each term

Terms selected by the thershold (= 0.0085cm/s ² at the base)	Maximum vakuue (cm/s ²)		Event Type
	Crest	Base	
1 09/18 21:01:50 ~ 21:05:30	0.0105	0.0087	
2 09/18 21:13:45 ~ 21:17:53	0.0956	0.0252	Earthquake1
3 09/18 22:13:57 ~ 22:17:57	0.0098	0.0086	
4 09/18 23:54:01 ~ 23:58:40	0.0997	0.0235	Earthquake2
5 09/19 00:32:45 ~ 21:36:45	0.0145	0.0086	
6 09/19 00:56:22 ~ 01:00:22	0.0429	0.0089	
7 09/19 01:27:09 ~ 01:34:20	0.0252	0.0105	Earthquake3
8 09/19 01:35:40 ~ 01:39:48	0.0246	0.0100	Earthquake4
9 09/19 02:29:38 ~ 02:33:46	0.0252	0.0097	Earthquake5
10 09/19 02:44:55 ~ 02:49:08	0.0124	0.0086	
11 09/19 03:05:44 ~ 03:09:46	0.0462	0.0203	Earthquake6
12 09/19 03:32:53 ~ 03:37:09	0.0753	0.0301	Earthquake7
13 09/19 04:13:58 ~ 04:18:00	0.0333	0.0103	Earthquake8
14 09/19 06:38:46 ~ 06:42:46	0.0125	0.0086	
15 09/19 06:45:58 ~ 06:49:58	0.0279	0.0091	Earthquake9
16 09/19 06:50:18 ~ 06:54:18	0.0108	0.0089	
17 09/19 07:42:04 ~ 07:46:04	2.6908	0.6853	Earthquake10

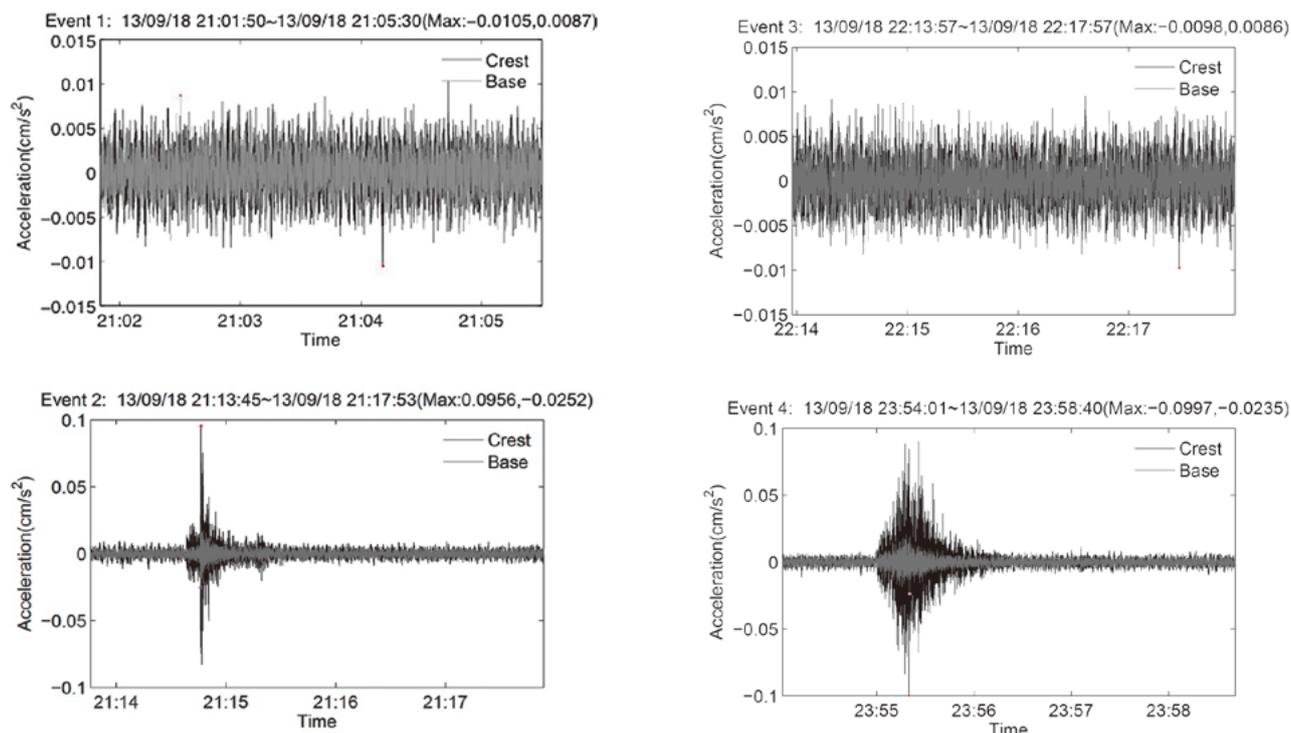


Fig.10(a) 閾値を基礎 0.0085cm/s^2 とした場合に抽出された振動波形 (Event 1~2)

Waveforms selected by the threshold, 0.0085cm/s^2 at the base, continuous records observed by the seismometer of the dam (Event 1~2)

Event type 欄に Earthquake と記載し、また発生順に番号付けを行なった。なおEvent5, 6については基礎部に顕著な振動がみられないため地震動とは分類しないこととした。

Fig.10およびTable 2の結果より、少なくとも本報で解析対象とした時期について、基礎部の加速度の閾値を 0.0090cm/s^2 に設定し、それを超過する区間を選出すれば、自動的に地震動による振動波形を区別することができ、またその区間を除いたものは地震の影響を受けていない可能性が高い区間となるといえる。

以降の議論においては、このような閾値による客観的な方法で、地震の影響を受ける期間と、影響の受けていない期間を判定する。なおここで地震とは有感地震だけでなく震度1に満たないような無感地震も含むものである。

VI 地震時データからの時間領域応答の抽出

IVにおいて選出された地震期間の振動波形データから、時間領域応答の抽出を試みた。時間領域応答の抽出はNakata et al. (2013)らの地震波干渉法のビル構造物への適用を行なった方法に基づき、逆重畳を算出した。これは黒田他 (2013)と同様の方法である。さらに解析結果の安定のための平均化処理については、逆重畳算出

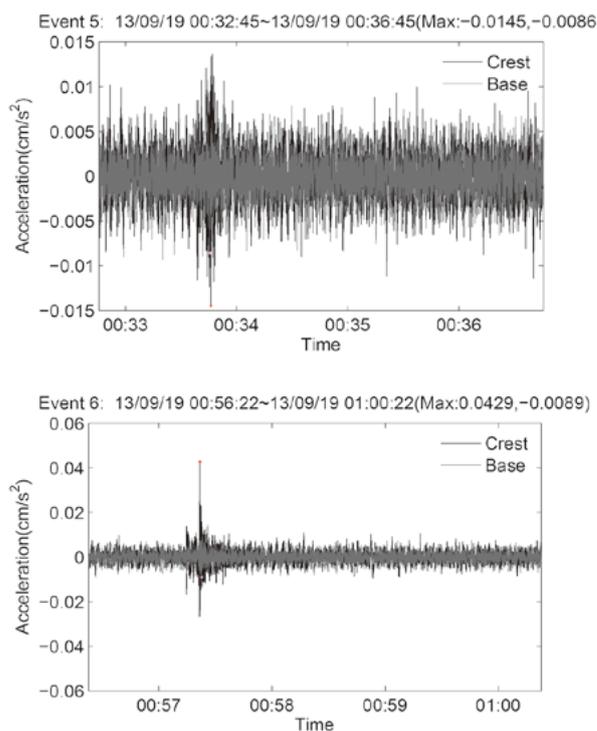


Fig.10(b) 閾値を基礎 0.0085cm/s^2 とした場合に抽出された振動波形 (Event 3~6)

Waveforms selected by the threshold, 0.0085cm/s^2 at the base, continuous records observed by the seismometer of the dam (Event 3~6)

のスパンを10秒間とし、それを0.5秒間ずつずらし9.5秒間をオーバーラップさせながら全てのセグメントについて解析を行なった後に、積算あるいは平均化を行なう

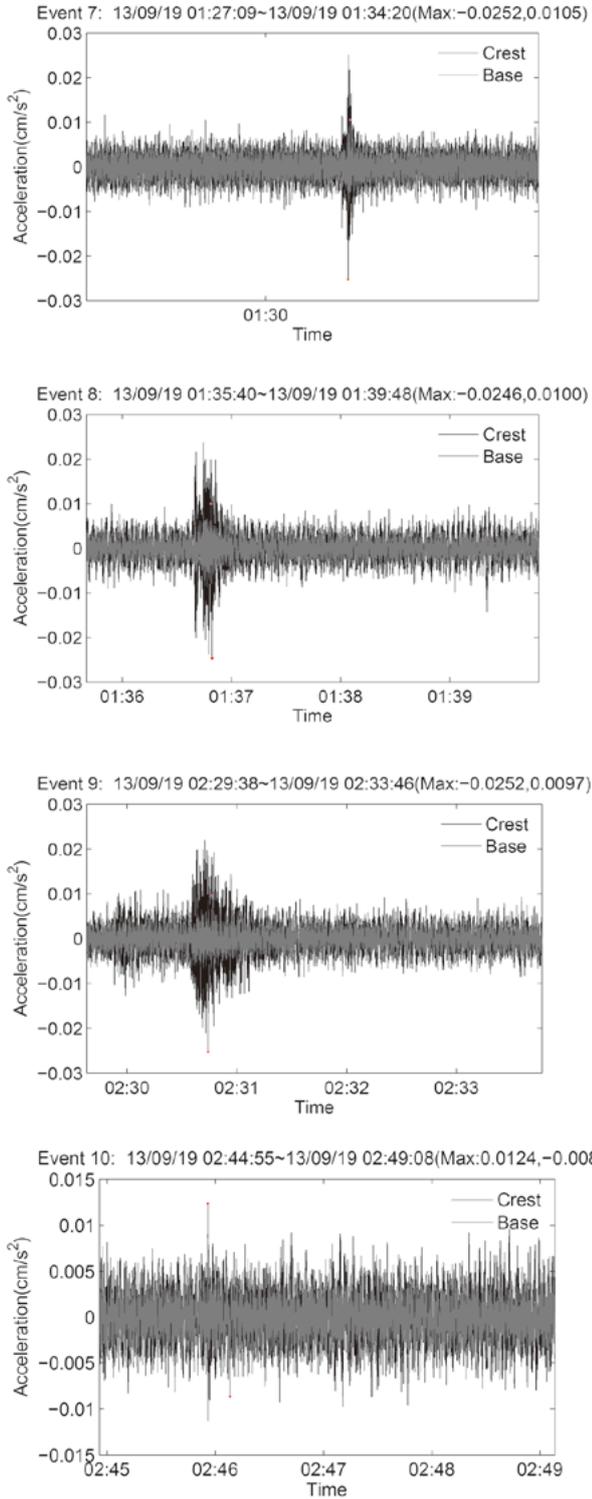


Fig.10(c) 閾値を基礎 0.0085cm/s^2 とした場合に抽出された振動波形 (Event 7~10)

Waveforms selected by the threshold, 0.0085cm/s^2 at the base, continuous records observed by the seismometer of the dam (Event 7~10)

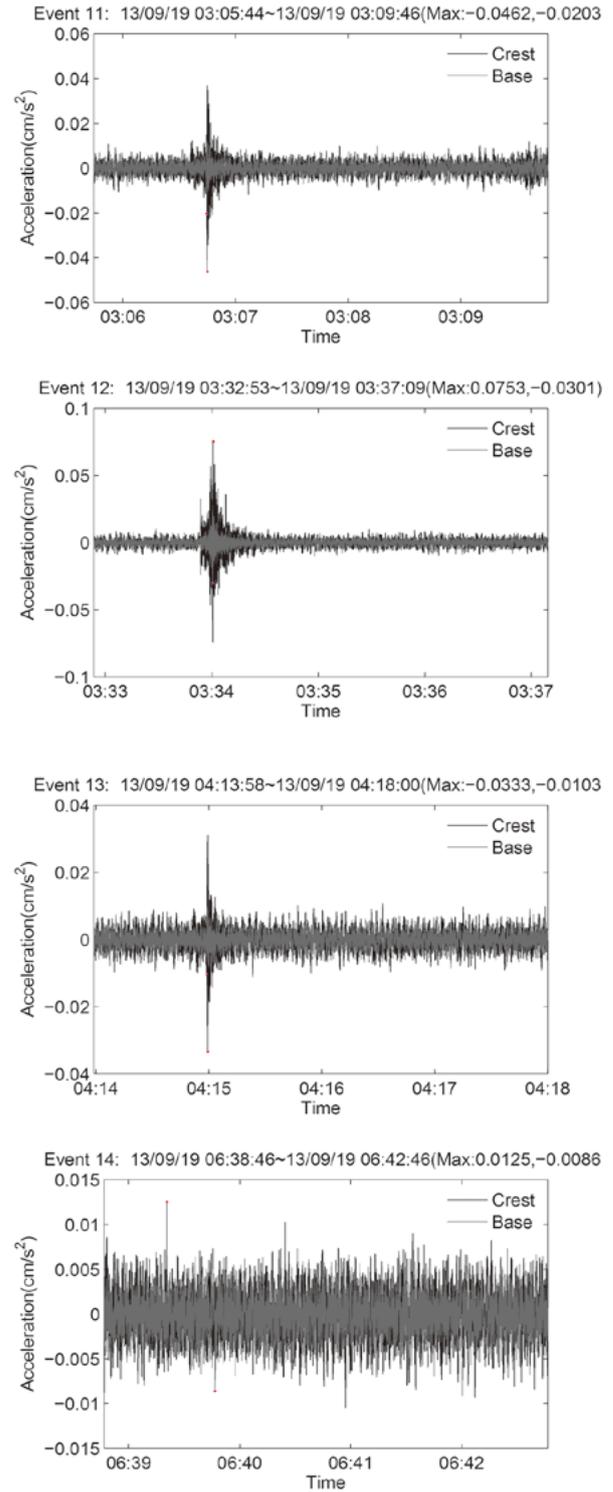


Fig.10(d) 閾値を基礎 0.0085cm/s^2 とした場合に抽出された振動波形 (Event 11~14)

Waveforms selected by the threshold, 0.0085cm/s^2 at the base, continuous records observed by the seismometer of the dam (Event 11~14)

という方法を採用した。

Table 2において地震による影響があると判断された10回の地震波形に対して、解析を適用した。解析結果

を Fig.11 に示す。構造物への地震波干渉法の適用に関する既往研究 (Nakata et. al., 2013, 黒田他, 2013) と同様に、Fig.11においても基礎から堤頂部にかけての上方進

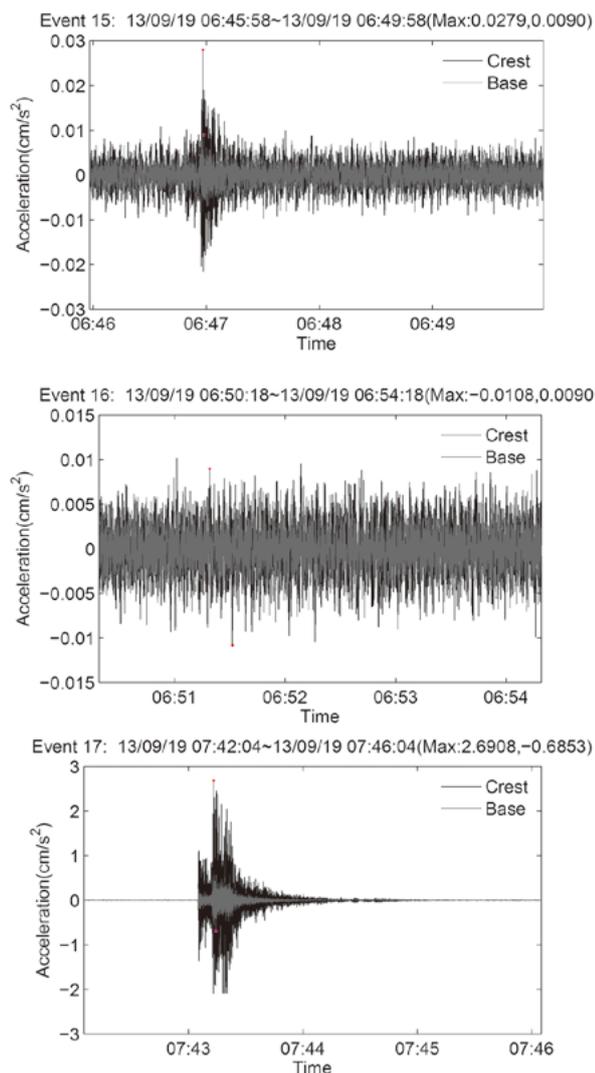


Fig.10(e) 閾値を基礎 0.0085cm/s^2 とした場合に抽出された振動波形 (Event 15~17)

Waveforms selected by the threshold, 0.0085cm/s^2 at the base, continuous records observed by the seismometer of the dam (Event 15~17)

行波の伝播に対応した初動ピークを確認することができた。このピーク時間を Table 3 に示した。なお Table 3 に示した期間は、解析に供した期間であり、Table 2 に供した期間と異なる。その理由は、Table 2 における選出作業においては地震の影響を受けた可能性がある期間を全て選定し、それ以外の期間は地震を受けていないものとする必要から、閾値を超過した期間から前に1分、後に3分の余裕をもって期間を設定している。それに対して、Table 3 における期間の設定は、地震の影響を十分受けた波形について解析を適用することを目的とするため、期間中閾値を超えた時点の前の15秒と閾値以下で安定してからの1分を期限としているためである。

初動ピーク時間の読み取りについては実際のデータのピーク値と前後2つのデータから2次関数補間 (Press et.

Table 3 時間領域応答解析の対象期間と応答の初動ピークおよび地震波形の最大加速度値の一覧表

List of terms for analysis, 1st arrival peak in time-domain response function, and maximum values of seismic waveforms

Terms selected by the threshold (= $0.0090\text{cm}^2/\text{s}$ at the base)	Peak time 1st arrival (s)	Maximum value (cm^2/s)	
		Crest	Base
1	09/18 21:13:42~21:15:55	0.1208	0.0253
2	09/18 23:53:58~23:56:43	0.1200	0.0235
3	09/19 01:30:15~01:32:22	0.1212	0.0106
4	09/19 01:35:46~01:37:51	0.1217	0.0100
5	09/19 02:29:35~02:31:48	0.1207	0.0097
6	09/19 03:05:41~03:07:49	0.1206	0.0203
7	09/19 03:32:51~03:35:11	0.1216	0.0302
8	09/19 04:13:56~04:16:01	0.1197	0.0103
9	09/19 06:45:56~06:52:21	0.1190	0.0091
10	09/19 07:42:01~07:47:35	0.1209	0.6854
	Max.	0.1217	0.6854
	Min.	0.1190	0.0091
	Average	0.1206	0.0834
	Standard deviation	0.00085	
	c.v.	(0.70%)	

al. 2007) によって有効数字4桁まで算出して示した。その平均値は0.1206秒であり、全10ケースについてはそのピークはほぼ0.12秒で変動は少なく、変動係数にして0.7%であった。解析対象となった振動波形の最大加速度は、堤頂では $0.0247\sim 2.69\text{cm/s}^2$ の範囲であり、最小と最大では100倍以上のひらきがあるが、時間領域応答の初動については再現性の高い結果が得られたといえる。

ただし Fig.11 をみると、ピーク以降の変動については、例えば地震の最大加速度の大きなNo.10や次に大きなNo.2では、周期0.3秒程度の類似の特徴的な振動波形を見ることができ、それ以外では0近傍で平坦であるかランダムな振動を呈している。構造物の時間領域応答に関しては、初動ピーク以降の波形は構造物内の重複反射に対応したものであることが知られている (Snieder and Safak (2006))。地震の強度が小さい波形を対象とした場合、計測波形のS/N比が低くなるため、このような重複反射に対応した応答が顕われにくくなったものと考ええる。

一方で、フィルダムのように土構造物であり比較的地震波伝播過程において減衰が大きな構造物においても、上方進行波の到達に対応する初動ピークは特徴的であり、Fig.11の時間領域応答の中にも明瞭に見て取ることができる。有感地震であるNo.10だけではなく、それ以外の無感地震に分類される地震においても、初動ピークを明瞭に見て取る事ができ、またそのピーク時間については非常に安定的であった。本報で対象とした地震イベントは比較的強度の小さいものであり、大きな歪みの発生に伴う弾性係数等の非線形性が顕われない領域と考え

られる。

以上のことから本報の対象ダムにおいても、既往の研究と同様に、上方進行波の伝播に対応した特徴的なピークを確認することができ、その伝播時間については再現性が高く安定的なものであった。

VII 非地震時データからの時間領域応答の抽出

非地震時データについて、地震波干渉法を適用し時間領域応答の抽出を試みる。そのため、Table 2, 3に掲げたような基礎部で0.009cm/s²以上を検出した期間は地震の影響を受けているものと考え、この期間を除外した。特に後続の影響を一切除外するため、地震後は5分

間を除外区間とし、特に10番目に発生した地震についてはそれ以降全てを除外した。よって解析対象期間は9月19日7:42までとなる。また堤頂についても、閾値を0.013cm/s²に設定し、それ以上の値を示すデータは解析対象から除外した。

地震時データと同様に解析結果の安定のため、10秒間毎に解析を行ない、それを0.5秒間ずつずらし9.5秒間をオーバーラップさせながら全てのセグメントについて解析を行なった後に、平均化処理を行なうという方法を採用した。

Fig.12にその解析結果を示す。非地震時データはAmbient Noiseとして示したが、非地震時データのみに限定した上で約10時間のデータを上記方法で平均化処

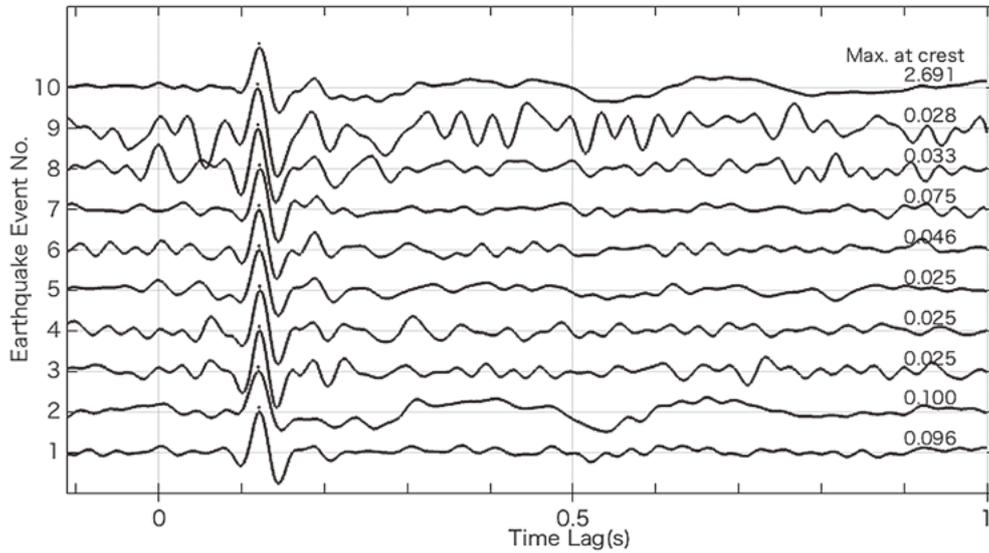


Fig.11 地震波干渉法より地震時振動波形から得られた時間領域応答
Waveforms of time-domain response retrieved by seismic interferometry from seismic records during earthquake

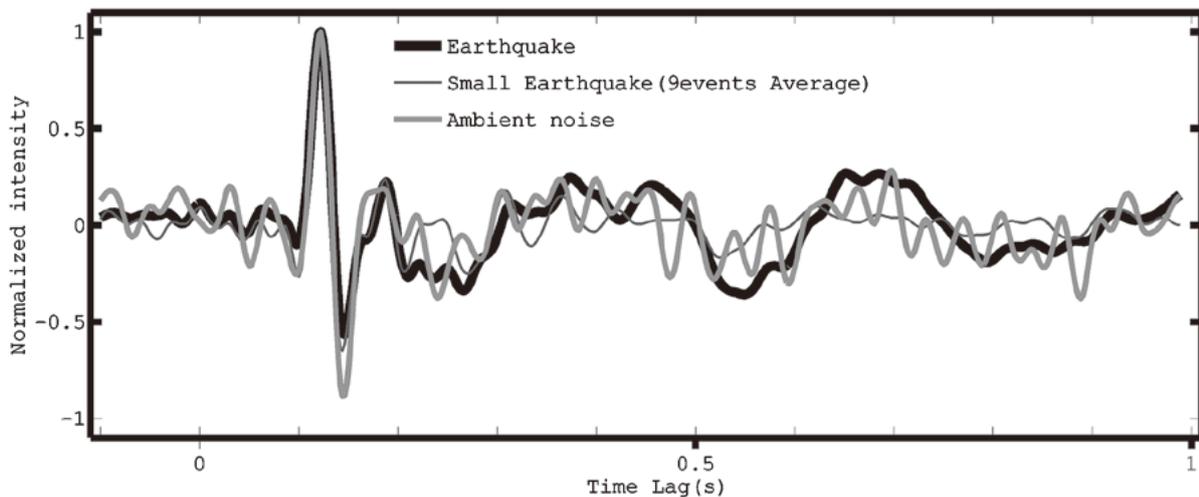


Fig.12 地震波干渉法より地震時振動波形および非地震時振動波形から得られた時間領域応答
Waveforms of time-domain response retrieved by seismic interferometry from seismic records of seismic events and ambient noise

理している。地震時データについては有感地震データに関する結果を示した。すなわち Fig.11におけるNo.10の波形に相当するものである。また残りのNo.1~9の地震については、これを無感地震のグループ Small Earthquakeとしてその平均値を示した。これは Fig.11におけるNo.1~9の波形を平均化したものに相当する。この3者は元の振動波形が微小であるほどピークの後続部にノイズ的な波形が顕著となる傾向はあるものの、ほぼ同じ特徴を示している。特に初動ピーク近傍については、概ね一致している。このことから、非地震時の振動データから、地震時と同様の時間領域応答を抽出することができ、地震波伝播特性を評価できるものと考えられる。

Fig.13において、スタッキング（積算処理）および平均化処理による、時間領域応答の収束状況を確認する。Fig.13の上のスタッキング処理においては積算によって、ノイズレベルから最終的な時間領域応答の形状に至るよう、初動ピーク等の特徴が強調されていく過程が見てとれる。平均化処理については、ノイズ振動のような状況から時間の経過とともに最終的な時間領域応答の形状に漸近する様子を確認することができる。

収束過程への時間経過をより視認できるよう、Fig.14

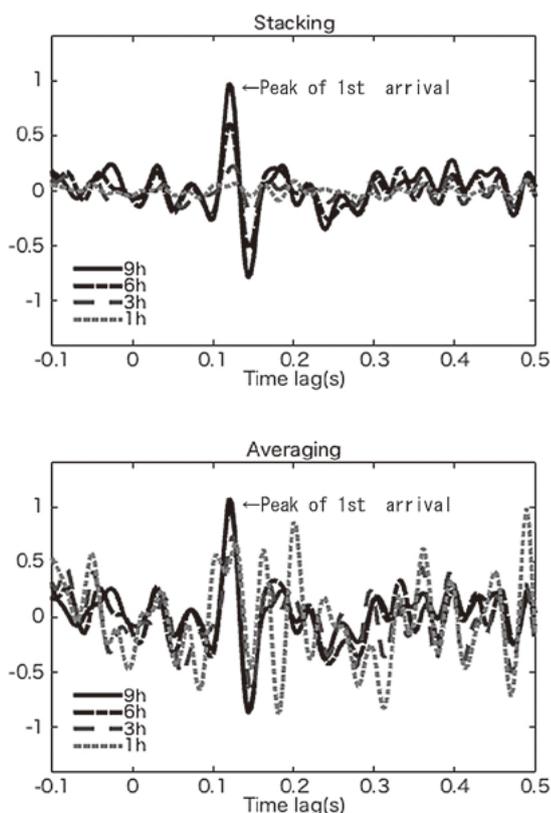


Fig.13 スタッキングおよび平均化処理による時間領域応答の収束状況

Change in the time-domain response from seismic records of ambient noise by stacking and averaging

た。Fig.14(a)には10秒間毎の最大値の変化を示した。またコンター図の白色部は、地震動の影響を受けている可能性がある区間を除去した時間帯を示している。最大値が閾値を超過したところで解析対象外となっている状況を確認できる。この図からも積算処理および平均化処理によって最終的な時間領域応答の波形形状に収束する状況を確認できる。

非地震時データからの時間領域応答抽出に必要な時間を見積もるために、時間領域応答のピークであるタイムラグ0.12秒のピーク高さおよびその前後の0.11秒、0.13秒の値の平均化処理における過程での変化を Fig.15に示した。この図からは平均化処理の効果が十分顕われる前の、1時間内はピーク周りの値も激しく振動しているが、その後、2-3時間の後に安定し、5-6時間経過した後は一定値に収束していることがわかる。

この結果より、本報での観測期間の中から、地震による影響が少ない2時間以上のデータとして、9月18日 21:30-23:30、9月19日 01:00-03:30、04:30-06:30の3期を選択して、それぞれの期間内で平均化処理を行なった結果を Fig.16に示した。比較のため全観測期間の平均化処理結果についても図示したが、短時間の平均化処理の結果はノイズ振動の影響は大きいものの概ね同様の形状を示している。特に初動ピークの0.12s近傍では概ね一致しており、期間によらず再現性を有していることが確認できた。

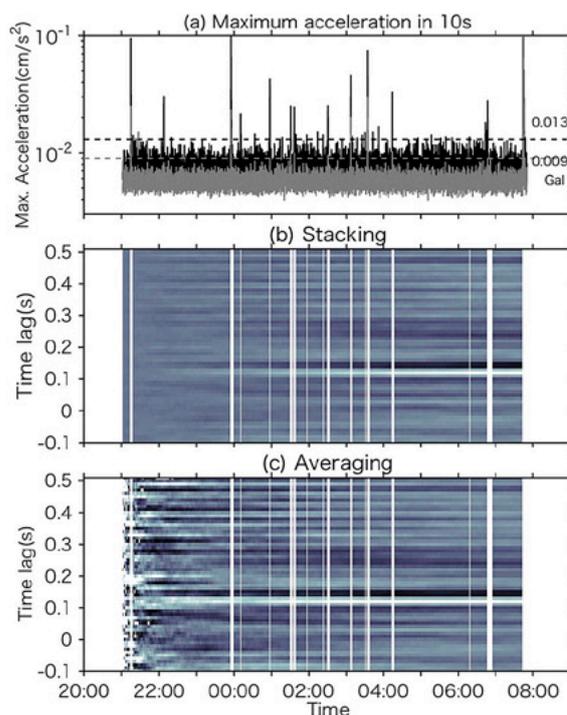


Fig.14 時間領域応答の収束状況

Convergence in the time-domain response from seismic records of ambient noise by stacking and averaging

以上のことから、初動ピーク走時の評価のためには2～3時間以上のスタッキングもしくは平均化が必要であるが、そのような比較的短時間にも時間領域応答は一定の収束が見られた。より高い再現性と精度の確保には5

～6時間ないしはそれ以上の観測時間が必要である。

Ⅷ 結 言

ダムの耐震性評価や健全性評価において、その振動特性の評価は重要である。特にフィルダムについては土構造物であることから、圧密過程や貯水位変化、また大規模な地震や長期供用に伴う変化によって、振動特性が変動する可能性がある。よってこのような時系列変化を含めて把握することが重要である。

一方で、近代的で大型のダムにおいては、その安全性の確認や地震時挙動の把握のため、地震計が設置されている。発生頻度の低い大規模地震や有感地震のみの振動記録を保存するのではなく、より発生頻度の高い微小な無感地震や常時微動に伴う雑振動も記録し、それに基づき振動特性を評価することができれば、上記のような時系列変化も含めた振動特性の変化を追跡することが現実的に可能となる。

本報では、堤高が50m程度の大ダムに分類される農業用フィルダムを対象として、その監査廊と頂上に設置された既設地震計による振動観測記録に対して、地震波干渉法によって時間領域の応答を抽出するとともに、その結果がダムの地震時の地震波伝播特性に対応するものであることを示した。また、最大加速度数 cm/s^2 程度の小規模地震や 1 cm/s^2 未満の無感地震においても適用可能である事、さらに非地震時の常時微動による雑振動と考えられる約 0.01 cm/s^2 の振動記録からも数時間の平均化処理によって適用可能であることを示した。

本研究の事例は、ダムにおいて広く普及している地震計システムを対象としたものではあるが、信号伝送において光ファイバ通信を採用した結果、ノイズレベルが低いシステムであり、また、分解能 $2 \times 10^{-4}\text{ cm/s}^2$ 程度の

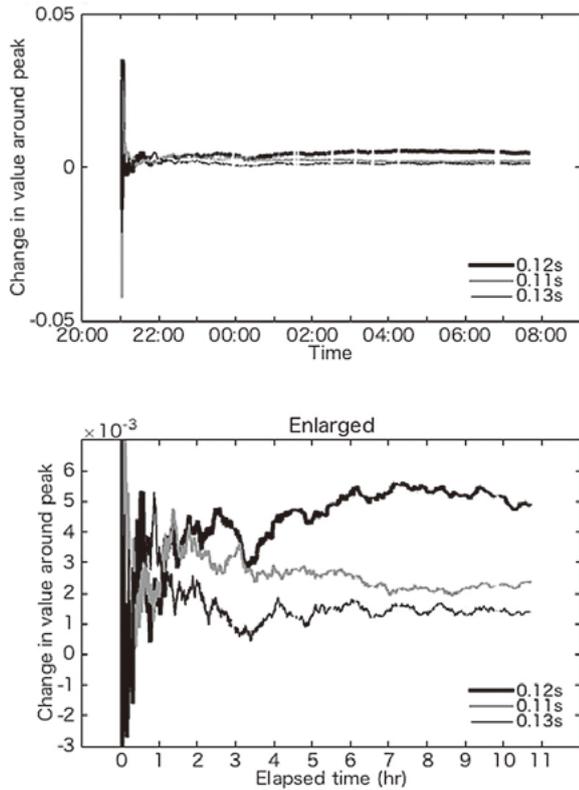


Fig.15 初動ピークおよび前後のデータの平均化処理による収束状況

Change and convergence in the points around the 1st arrival peak of time-domain response function from seismic records of ambient noise caused by averaging

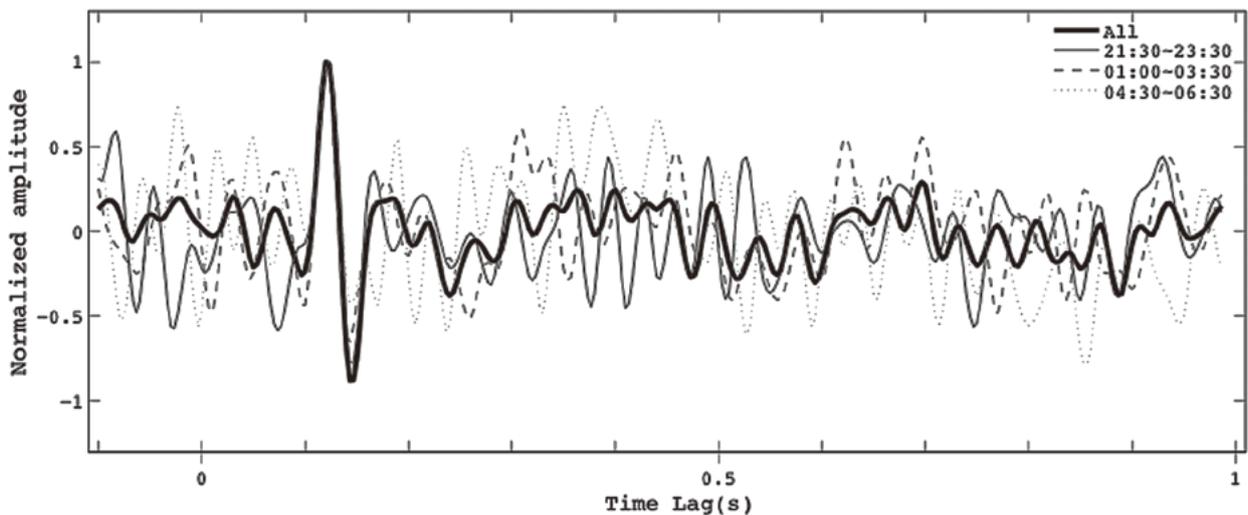


Fig.16 地震波干渉法より各時間帯の非地震時の振動波形から得られた時間領域応答

Waveforms of time-domain response function retrieved by seismic interferometry from seismic records of ambient noise

ADボードを用いているなどの特徴がある。適用した現地は道路や住宅地も近隣にある地域であり常時微動レベルがダムの中では比較的高いものとなっている可能性があり、微小地震の発生も少なくない地域でもある。本手法の適用性が普遍的なものであるかどうかは、その地震計の性能や振動状況に依存するものと考えられるので、今後検証する必要がある。

非地震時の振動観測記録からの評価が可能であるということは、振動特性の時系列変化を連続的に評価することができることを意味する。例えば大規模地震発生前後にフィルダム内の剛性変化等にもなう振動特性変化が生じたかどうかの判断に適用することができる。また耐震性評価において貯水位変化の影響や、材料特性の変動を考慮すべきかどうか等にも活用することができる。また地震計そのものの不具合、例えば停電発生時や突発的な衝撃による地震計の不具合発生等に対する診断にも適用することができる。

現在、農林水産省により国営事業として建設されたダムについては、基本的に地震計が設置されていることから、今後本手法の適用可能性について検討を進めていきたい。

謝辞：本報告をまとめるにあたって、農林水産省関係各位および調査対象となったダムの管理にあたる関係部局の皆様には、現地調査およびデータ収集において多大なるご理解とご協力を賜りました。貴重な地震観測記録の貸与及び種々の資料のご提供を頂いたことを記して感謝の意を表します。また、農林水産省農村振興局整備部設計課には、本研究を進めるにあたって御支援、御協力を賜りましたことを記して、感謝の意を表します。

なお本研究の解析プログラムの開発は一部、科研費基盤研究の支援によって行われたものである。

参考文献

黒田清一郎・増川晋・田頭秀和 (2013) 土構造物の地震波伝播特性評価と経年変化監視への適用性, 農業農村工学会誌, **81** 卷 8

号, pp.627~630

白石和也, 松岡俊文, 川中卓 (2008) 地震波干渉法概説, 地学雑誌, Vol.117, No.5, pp.863~869

増川晋・向後雄二・浅野勇・林田洋一 (2002) 地震観測による複数のフィルダムの地震時挙動, 農業工学研究所報告, 第41号, 19-59, <http://agriknowledge.affrc.go.jp/RN/2010650622.pdf>

増川晋・中西憲雄 (2005) : 宮城県沖の地震 (2003年5月26日) における農業用大ダムの地震時挙動, 農業工学研究所報告, 第44号, 105-138, http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/publication/files/naro-se/nkou44-4.pdf

増川晋 (2006) : 平成16年 (2004年) 新潟県中越地震—地震と地震動—, 特集: 平成16年 (2004年) 新潟県中越地震対応, 農村工学研究所技報, 第205号, 5-15, http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/publication/files/205-02.pdf

増川晋・田頭秀和・黒田清一郎・林田洋一 (2012) 平成23年 (2011年) 東北地方太平洋沖地震による国営農業用フィルダムの被害, 農業工学研究所技報, 第213号, 217-241, http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/publication/files/213No15.pdf

Kiwamu Nishida, Jean-Paul Montagner, Hitoshi Kawakatsu (2009) Global Surface Wave Tomography Using Seismic Hum, *Science*, Vol. 326, no. 5949, p. 112, 2009

Gerald Schuster (2009) *Seismic Interferometry*, Cambridge University Press

Nori Nakata, Roel Snieder, Seiichiro Kuroda, Shunichiro Ito, Takao Aizawa, and Takashi Kunimi (2013) Monitoring a building using deconvolution interferometry. I: Earthquake-data analysis, *Bull. Seismol. Soc. Am.*, **103**, 1662-1678

Snieder, R, Safak, E. (2006) Extracting the Building Response Using Seismic Interferometry, *Bull. Seis. Soc. Am.*, **96**(2), pp.586-598

Wapenaar, K., Draganov, D., and Robertsson, J., (Editors) (2008), *Seismic interferometry: History and present status: Society of Exploration Geophysicists, Geophysics Reprint Series No.26*

William H. Press, Saul A. Teukolsky, William T. Vetterling (2007) *Numerical Recipes in C (Third Edition): The Art of Scientific Computing*, Cambridge University Press

受理年月日：平成26年11月4日

Time-domain seismic response retrieval from waveforms of small vibration recorded by the existing seismometer of a dam for irrigation based on seismic interferometry

KURODA Seiichiro*, MASUKAWA Susumu** and TAGASHIRA Hidekazu*

* Facilities and Geotechnical Engineering Research Division, Engineering Analysis

** Facilities and Geotechnical Engineering Research Division

Abstract

The existing seismometers installed at the dams for irrigation built by Ministry of Agriculture, Fisheries, and Forestry in Japan has recorded many seismic records during huge earthquake events. Those are useful for analysis to understand how dams behaved during earthquake. Those records are valuable as the evidence not only to show the behavior of dams caused by but also to retrieve the index to reflect the dynamic property of the dams. Considering this point, we have applied the concept of seismic interferometry and its method to seismic records of the dams to estimate their properties of seismic wave propagation and the dynamic properties of those structures.

This report shows the applicability of seismic interferometry for small vibration records of existing seismometer of dams, like small earthquake records, whose maximum acceleration are less than 1 cm/s^2 , or ambient noise. Based on the analysis for the waveform of acceleration during more than 10 hours, we can retrieve the waveforms of time domain response similar to the one extracted from the seismic record of earthquake events, whose maximum acceleration is more than 2 cm/s^2 , from small earthquake records and even from ambient noise only. This fact shows the proposed method might be applicable more frequently, if we applied it not only earthquake records but also the small records which has been considered to be trivial ones.

Key words: Dam for irrigation, Seismometer, Acceleration waveform, seismic wave propagation, Ambient noise

本技報から転載・複製する場合は、農村工学研究所の許可を得てください。

農村工学研究所技報 第217号

平成27年3月30日 印刷
平成27年3月30日 発行

独立行政法人 農業・食品産業技術総合研究機構
農村工学研究所

〒305-8609 茨城県つくば市観音台二丁目1番6号
電話029(838)8169(情報広報課)
<http://www.naro.affrc.go.jp/nkk/>

印刷：筑波印刷情報サービスセンター協同組合

TECHNICAL REPORT
OF
THE NATIONAL INSTITUTE FOR RURAL ENGINEERING
No. 217
March 2015

CONTENTS

ISHIDA Satoshi, YOSHIMOTO Shuhei, KODA Kazuhisa, KOBAYASHI Tsutomu, SHIRAHATA Katsushi and TSUCHIHARA Takeo Salt Water Intrusion into Groundwater and Problem on Vava'u Island and Lifuka Island, Kingdom of Tonga	1
YOSHIMOTO Shuhei, SHIBUYA Tatsuya, SUDANI Gaku, KURODA Seiichiro, TSUCHIHARA Takeo, SHIRAHATA Katsushi and ISHIDA Satoshi Impact of percolating water on the groundwater environment during waterlogging in a permeable flood-control reservoir — an application of major ions and radon in groundwater to indicating percolation contribution —	13
WATABE Keiji, MORI Atsushi, KOIZUMI Noriyuki and TAKEMURA Takeshi Evaluation of Fish Diversity at Eco-friendly Sections in Agricultural Drainage Canals	29
NAWA Norio, YOSHIDA Takeo, HORIKAWA Naoki, KUDO Ryoji and MINAGAWA Hiroki Moving Projection Method of Suspended Solid and Radioactive Substance By a Distributed Water Circulation Model Incorporating a Suspended Solid and a Radioactive Substance Movement	39
KAWABE Shohei, ASANO Isamu, TOKASHIKI Masaru, MORI Mitsuhiro, KAWAKAMI Akihiko Problems and Proposals on Evaluation of Soundness in Irrigation Facilities	53
ONIMARU Tatsuji, ISHIDA Kenji, AIZAKI Hideo and KATAYAMA Chie Analyzing the Structure of Elderly Non-farmers' Participation in Farming Activities in Urban Areas — Focus on health promotion —	63
YABIKI Naoki Analysis of the Abandonment of Cultivated Area and Community-based Farm Cooperatives from Statistical Data	75
Tomijiro Kubota, Moono Shin, Koji Hamada, Tadayoshi Hitomi Monitoring Radioactive Cesium Concentration in a Small Agricultural Reservoir in the Abukuma Mountains	85
KURODA Seiichiro, MASUKAWA Susumu and TAGASHIRA Hidekazu Time-domain seismic response retrieval from waveforms of small vibration recorded by the existing seismometer of a dam for irrigation based on seismic interferometry	101