

# クニマスの生態解明及び増養殖に 関する研究

Studies on the Ecology and Multiplication and Culture of Kunimasu  
(*Oncorhynchus kawamurae*) in the Population of Lake Saiko



# クニマスの生態解明及び増養殖に関する研究 (第2報)

青柳 敏裕<sup>1</sup>, 岡崎 巧<sup>1</sup>, 加地 奈々<sup>2</sup>, 大浜 秀規<sup>2</sup>, 長谷川裕弥<sup>3</sup>, 勘坂 弘治<sup>4</sup>, 市田 健介<sup>4</sup>, 吉崎 悟朗<sup>4</sup>  
(<sup>1</sup>山梨県水産技術センター, <sup>2</sup>山梨県水産技術センター忍野支所, <sup>3</sup>山梨県衛生環境研究所, <sup>4</sup>東京海洋大学)

## Studies on the ecology and aquaculture of Kunimasu (*Oncorhynchus kawamurae*) in Lake Saiko.

Toshihiro Aoyagi<sup>1</sup>, Takumi Okazaki<sup>1</sup>, Nana Kaji<sup>2</sup>, Hideki Oohama<sup>2</sup>, Yuya Hasegawa<sup>3</sup>,  
Koji Kanzaka<sup>4</sup>, Kensuke Ichida<sup>4</sup>, Goro Yoshizaki<sup>4</sup>

(<sup>1</sup>Yamanashi Fisheries Technology Center, <sup>2</sup>Yamanashi Fisheries Technology Center Oshino-branch,  
<sup>3</sup>Yamanashi Institute for Public Health, <sup>4</sup>Tokyo University of Marine Science and Technology)

**要約:** 2010年に西湖で再発見されたクニマスの保全及び活用を図るため、生態調査及び養殖試験を行った。生態調査の結果、西湖のクニマスは未成魚期には湖内を広く回遊し、ヒメマスの生息適水温とされる8~13℃に近い範囲で行動しているものと推定された。成熟年齢(寿命)は3~5歳と推定され、11~2月頃に産卵、1~4月頃にふ化し、2~5月頃に稚魚が湖内に出現するものと推定された。クニマスの食性はヒメマスと重複し、大型の動物プランクトンが主な餌生物と推定された。

養殖試験の結果、クニマスはヒメマスに比べて生残率、飼料効率等でやや劣ったが良好な飼育成績を示し、養殖魚として十分活用できると考えられた。概ね2歳となる2013年11月から2014年3月にかけて、複数の成熟雄と1尾の成熟雌が出現し、低率ながら人工採卵に成功した。また、生殖細胞移植によるクニマス代理親を作出するため、サクラマス、ヒメマス、ニジマス×ヒメマス交雑種のふ化仔魚にクニマス生殖細胞を移植したところ、いずれの種においても移植細胞の生着が確認された。

**Abstract:** We investigated to the ecology and aquaculture of Kunimasu (*Oncorhynchus kawamurae*) that had rediscovered in Lake Saiko 2010, for contribute to utilize and conservation. Result of ecological reserch, it supposed that immature Kunimasu has been swimming wide range in the lake, approximately 7-13 °C, which is a suitable water temperature for Himemasu (*Oncorhynchus nerka*). Age of maturity (much the same life) is estimated to be 3-5 years old, it estimated that the spawning about November to February, hatched in January to April, and fry may appears February to May. It estimated that the feeding habit of Kunimasu overlaps with Himemasu, feed on large size zooplankton mainly. Result of farming test, Kunimasu was slightly inferior to Himemasu on survival rate, feed efficiency, etc. Nevertheless, Kunimasu has thought to be able to utilize as farming fish. Matured some males and a female appeared in November to March of 2 years old. So we tried to artificial insemination, with the result that got some larvae. For producing a surrogate parent fish of Kunimasu, Kunimasu's germ cells were implanted to hatching larvae of masu salmon (*Oncorhynchus masou*), Himemasu, and Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) × Himemasu hybrids. As a result, colonization of donor derived germ cells were confirmed in either recipient species.

## 1. 緒言

前報<sup>1)</sup>に続き、西湖で再発見されたクニマス (*Oncorhynchus kawamurae*) の保全並びにヒメマス (*Oncorhynchus nerka*) 漁業との共存に資するため、生態解明調査を行うとともに、クニマスの域外保全並びに養殖事業化に資するため、養殖研究を行った。

2013年度は、前年度までの採集標本を分析し未成魚期の生態を検討するとともに、産卵生態の調査を行った。

また人工繁殖魚の飼育特性及び成熟採卵に関する試験、域外保全策の一環として生殖細胞移植による魚類遺伝資源保存技術<sup>2)</sup>を応用しクニマス代理親の作出試験を

行った。

## 2. 実験方法

### 2-1 未成魚期の生態と環境

#### (1) 西湖の動物プランクトン相と季節変化

動物プランクトンの採集は、図1のSt.3(水深約70mの湖心部)で北原式プランクトンネット(口径20cm, 目合100µm)の垂直曳きにより行った。2011年10月から2012年9月にかけて毎月1回、水深0~20m, 20~40m, 40~65mの3層から採集した。採集後サンプル瓶に約10%濃度となるようホルマリン原液を加え固定した。

プランクトン採集の際にpH及び透明度（セッキ板）を測定するとともに水深60mまで10m間隔で採水し、帰所後に全クロロフィルa量（ユネスコ法）を測定した。同時に測定した水温及び溶存酸素濃度は前報<sup>1)</sup>に示した。

動物プランクトン試料の分析は2012年11月に(株)日本海洋生物研究所に委託した。分析試料は2011年11月から2012年9月までの隔月6回分（18試料）で、種同定（可能な限り下位の分類まで）及び計数（ろ過水量から湖水1tあたりの個体数に換算し個体密度とした）を行った。



図1 調査定点の位置

## (2) 魚類標本の収集と分析

2012年10月1, 3, 4日の3日にわたり、釣り採集によりクニマス及びヒメマスを集めた。1日の採集は西湖漁業協同組合（以下、西湖漁協）の遊漁規則に則り筆者が行い、3, 4日の採集は西湖漁協に委託し、各日昼までに採集された生鮮魚（氷冷）を当日昼に回収し、採集地点と水深範囲を聞き取った。

標本は収集当日に全長、標準体長（いずれも1mmまで）、体重（0.1gまで）、生殖腺重量（0.001gまで）を計測し、鱗（年齢査定）と筋肉（99.5%エタノール固定、DNA分析）、胃内容物（10%ホルマリン固定、食性分析）を採取した後10%ホルマリン液で固定し保管した。生殖腺は生鮮試料を東京海洋大学が採取し、同大学大泉実習場に持ち帰りクニマス遺伝資源保存の研究に供した。

標本の種判別はハプロタイプ特異的PCR法<sup>3)</sup>（以下、PCR判別）により行った。性の判別は生殖腺の肉眼観察により行い、性比について $\chi^2$ 検定を行った。

胃内容物の分析は2012年11月に(株)日本海洋生物研究所に委託した。分析試料はクニマス17尾、ヒメマス23尾の40試料で、胃内容物の種同定（可能な限り下位の分類まで）及び計数を行った。

標準体長、体重、肥満度について種間、年齢間で差があるか多重比較検定（Steel-Dwass法）を行った。同齡の標本の生殖腺指数（GSI）に種間、雌雄間の差があるか多重比較検定（Steel-Dwass法）を行った。肥満度は体重（g）/標準体長（cm）<sup>3</sup>×1000、GSIは生殖腺重量（g）/体重（g）×100により算出した。また、採集業務の聞き取り事項と水環境調査結果からクニマスの湖内分布・遊泳層と水温、光量の関係を検討した。

## (3) 食性

分析に供したクニマス17尾、ヒメマス23尾の肥満度と胃充満度について多重比較検定（Steel-Dwass法）を行った。胃充満度は胃内容物重量（g）/体重（g）×1000により算出した。動物プランクトン及び胃内容物の委託分析結果をもとに、動物プランクトン種に対する選択性を評価するため、Ivlevの選択性指数（E）<sup>4)</sup>を次式により算出した。

$E = (r_i - p_i) / (r_i + p_i)$ 。ただし動物プランクトン種（i）に対し、 $r_i$ ：胃内容物中の全動物プランクトンに対する個体数割合、 $p_i$ ：環境中の全動物プランクトンに対する個体数割合。環境中のプランクトン組成は、魚類標本採集日に直近の2012年9月18日採集のうち、0～40m層の分析結果とした。採餌プランクトンの選択性に差があるか、多重比較検定（Steel-Dwass法）を行った。

## (4) 水温の連続測定

クニマスの行動と水温の関係を検討するため、湖水温の垂直分布の連続測定を行った。水温ロガー（HOBO UTBI-001）をSt.1～St.5の5地点（図1）に設置し、水深別に1時間間隔で水温を測定した（表1）。併せて湖岸に気象計及びデータロガー（DAVISウェザーステーション）を設置し（図1）、気象条件（気温、風向、風速及び雨量等）を30分間隔で連続測定した。測定は2012年5月28日から開始し、適宜データ回収を行った。

表1 水温ロガーの設置水深

地点名	水深 (m)	水温ロガーの設置水深 (m)														
		0.5	2	4	6	8	10	15	20	30	40	50	60			
St.1	45															
St.2	65															
St.3	70															
St.4	55															
St.5	33															

## (5) 水中光量子量の測定

クニマスの行動と照度の関係を検討するため、光量子計（光量子計LI-COR LI-250A、水中用光量子センサーLI-COR LI-192SA）により水中光量子量の垂直分布を測定した（測定波長400～700nm）。測定はSt.3において、2013年1月から毎月1回晴天時に、表層から水深40mまで2m間隔で行った。同時に水面直上の光量子量（地上用光量子センサーLI-COR LI-190SA）を測定し、水面直上の光量子量に対する相対光量子率（%）で評価した。併せて透明度板により透明度を測定した。

## 2-2 産卵生態と環境

### (1) 成熟魚の年齢と体サイズ

2011年度に採集した成熟魚標本（YFTC28～174）<sup>1)</sup>について、PCR判別により種を同定した（付表1～2）。同定結果に基づき、クニマス標本の標準体長の頻度分布を作成し、階級ごと各標本数の半数程度（10標本未満

の階級は全数)を無作為抽出して、耳石による年齢査定を行った。

年齢査定にあたり透明帯を冬季の成長停滞期と仮定し、成熟魚の採捕状況<sup>1)</sup>から産卵基準期を1月1日と仮定した。産卵床内温度を8℃と仮定し(根拠は考察で示す)、増殖試験結果<sup>1)</sup>から8℃下のふ化基準期を3月15日とすると、透明帯はふ化後9~12カ月の間、概ね1歳で1本形成されると推定された。さらにヒメマス同様1加齢につき1本が形成されると仮定し、耳石透明帯の数を推定年齢とした。

#### (2) 産卵場湖底の基質反応及び水中観察

クニマスの産卵環境及び産卵行動を検討するため、2012年11月から2013年3月、2013年11月に合計6回、産卵保護区等において記録式GPS魚探(LOWRANCE HDS-10)により、産卵期の湖底付近の魚影及び湖底基質反応(解析ソフトPer Pelin DrDepth 5BT)を調査した。砂礫反応の可能性があり有望な魚影がみられた地点のGPS情報をもとに、水中TVカメラロボット(Deep Trecker DTG2。以下、ROV)により産卵期の水中観察を行った。

クニマス産卵観察のため、2013年2月、2013年11月から2014年2月にかけて、西の越沖湖底のROV観察を行うこととした。また2013年11月6、13日の2回、ヒメマス産卵観察のため、西の越沿岸、流入細沢のある根場沿岸、溜沢跡がある桑留尾沿岸のROV観察を行った。

#### (3) 産卵期の湖内流

浮魚(衰弱し湖底から浮上した産卵後の親魚)の出現範囲を推定するため、GPS内蔵小型発信機(NTT DoCoMo Posiseek)を搭載したパケット通信型漂流ブイ(ゼニライトブイ ZTB-P-1A。以下、漂流ブイ)を用いて冬季の湖内流を調査した。漂流ブイには水の抵抗を受けやすくなるよう自作のドローク<sup>1)</sup>を釣り下げ、水深別に計6基を湖に放流した。漂流ブイから緯度と経度の位置情報を10分毎に受信しその動向を観測した。併せて湖岸に設置した気象計により、気象条件(気温、風向、風速、雨量等)を10分間隔で連続測定した。湖内流の観測は2013年1~2月にかけて、産卵場及び湖心において行った。

### 2-3 1歳魚の飼育特性

#### (1) 親魚の養成

2011年11月から2012年1月にかけて人工繁殖したクニマス稚魚を、2013年3月に交配・ふ化水温・飼育水温をもとにサイズ別に6水槽に区分し、イラストマーにより群間の標識を行った。この魚を用いてヒメマスとの比較飼育試験、成熟状況調査並びに代理親魚の作出を行った。これらの試験に用いた以外の魚は、12℃の滅菌地下水のかけ流しで、通常のマス類配合飼料をライトリッツ給餌率の60%で1日に3~5回、週5日手撒きにより給餌した。

#### (2) クニマスとヒメマスの比較飼育試験

全長と体重が同程度のクニマス及びヒメマス100尾を選別し、試験区及び対照区とした。各々12℃の地下水掛け流し(1.25L/sec)の3.11トン容量のコンクリート池(1.5×4.6×0.45m)を使用し、実験開始時は収容密度を考慮し各々の池を網で区切り(1.5×1.8×0.45m)、11月以降区切りを外して飼育した。飼育期間は2013年7月26日から2014年3月11日までである。供試魚には、通常のマス類用配合飼料をライトリッツ給餌率の60%量で週5日、1日3回給餌した。4週間ごとに無作為に選んだ供試魚30尾の全長と体重を測定した。同時に総魚体重を計量し給餌量を補正した。総魚体重と給餌量の関係から飼料効率、日間増重率及び日間給餌率を算出した。

#### (3) 成熟状況調査

2013年10月18日から2014年3月15日にかけて1ヶ月間隔で飼育魚全ての熟度鑑別を行い、成熟状況を確認した。背部の黒色が増し体側が暗紫色になってきた個体を、成熟開始個体(以下、成熟魚という)と判断し選別した。選別したクニマスは全長及び体重を測定後、アンカータグを装着し個体識別できるようにした上で、他の試験に用いている魚は元の池に戻し、残りを2つの水温区に分けて収容した。その後排精又は排卵の状況を1週間おきに確認した。水温区は6℃と12℃で、6℃区は500L容のポリエチレン容器(1.2×0.8×0.4m)を断熱材で覆い、微量注水(705mL/min)しつつ投げ込み式クーラーで冷却した。12℃区はコンクリート池を網で仕切り(1.1×1.5×0.4m)、地下水掛け流し(約70L/min)で管理した。両区とも配合飼料を週5日、1日3回以上適当量を給餌した。

#### (4) 飼育魚からの人工採卵

2014年1月20日に12℃区に収容した雌1尾の排卵が確認された。雄3尾から採精し精子の運動性を確認した上で、乾導法による人工受精を行った。受精卵は0.3mm目のカゴ(12.5×16.5×12.5cm)に収容し、12℃掛け流し下で管理を行った。

### 2-4 生殖細胞移植によるクニマス代理親魚の作出

#### (1) 移植用細胞の調製

ドナーとして用いたクニマスは水産技術センター忍野支所で飼育中の雄の未成魚(1歳)で(図2a)、1回の移植実験につき、2~6個体から精巣を摘出し、Okutsu et al.<sup>5)</sup>に従い細胞を分散させた。細胞はレシピエントへの生着状況確認のため、蛍光染色(Sigma-Aldrich PKH26)を施し、3~10×10<sup>8</sup>細胞/μLとなるよう5% FBS、25mM HEPES、2mM L-glutamineを含むMEM培地に懸濁させ移植に供した(図2b, c)。

#### (2) レシピエント

レシピエントとして用いた魚種はサクラマス(*Oncorhynchus masou*)、ヒメマス、ニジマス(*Oncorhynchus*

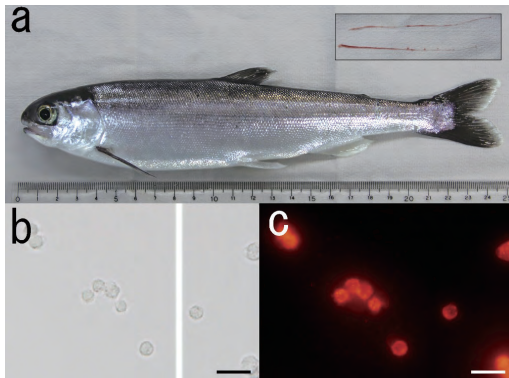


図2 ドナーとして用いたクニマス雄1歳魚と精巢 (a) 及びPKH26染色を施した移植用細胞 (b: 明視野, c: 蛍光視野, バー: 20 μm)

mykiss) (♀) × ヒメマス (♂) の交雑種の3種で、いずれも水産技術センター忍野支所の飼育親魚から得られた卵及び精子を用いて作出した三倍体魚 (不妊化魚) である。これらは、ふ化直前に卵膜を除去して移植に供した。

### (3) 細胞移植

移植は、Takeuchi et al.<sup>6)</sup> の方法に準じ、マイクロインジェクター (Narishige IM-9A) 及びマイクロマニピュレーター (Narishige MP-1) を備えた実体顕微鏡 (Olympus SZX10) 下で行った。移植細胞数はレシピエント1個体あたり約5,000~30,000細胞とし、腹腔内にマイクロインジェクションした (図3)。

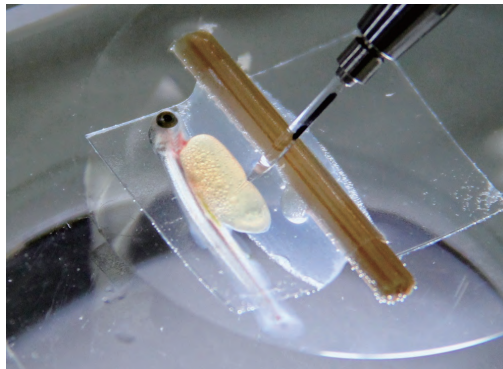


図3 レシピエント (ヒメマス仔魚) への生殖細胞の移植

### (4) 移植細胞の生着確認

移植23~36日後に、各実験区ごとに移植個体の一部を解剖し、蛍光顕微鏡 (Olympus BX53) 下で蛍光染色された移植細胞の生殖隆起への生着状況を観察し、生着率を判定した。

## 3. 結果

### 3-1 未成魚期の生態と環境

#### (1) 西湖の動物プランクトン相と季節変化

プランクトン採集時の水質を表2に示した。底層付近

(水深65m) の溶存酸素濃度は夏季に貧酸素状態を示した。クロロフィルa量は水深10m層が平均4.0 μg/Lと最大であり、水深60m層の平均1.3 μg/Lが最低であった。また、3~5月にかけて比較的高く、春先のブルーム現象が伺われた。表層のpHは春から秋にかけて高く、循環期となる冬には全層で一様な値を示した。

表2 プランクトン採集時の水質

	2011/10/18	11/15	12/16	2012/1/17	2/20	3/14	4/20	5/22	6/19	7/24	8/16	9/18
天候	晴れ	晴れ	晴れ	晴れ	晴れ	晴れ	曇り	雨	雨	曇り	晴れ	晴れ
測定時刻	14:10	10:40	13:10	10:30	10:30	10:00	10:30	10:30	10:30	10:20	10:20	10:30
透明度	7.5	5.1	5.5	5.9	4.5	4.7	3.5	4.0	5.0	5.5	6.5	5.5
pH												
水深 (m)	10/18	11/15	12/16	1/17	2/20	3/14	4/20	5/22	6/19	7/24	8/16	9/18
0	7.5	8.3	7.5	7.2	7.4	7.4	7.8	8.4	8.4	8.6	8.6	8.4
10	7.4	7.6	7.2	7.2	7.3	7.4	7.5	8.2	8.4	8.2	8.6	8.4
20	7.2	7	7.2	7.2	7.3	7.3	7.4	7.3	7.5	7.6	7.8	7.6
30	7.1	7	7.1	7.2	7.4	7.4	7.4	7.3	7.4	7.4	7.6	7.4
40	7.1	6.8	7.0	7.2	7.3	7.3	7.2	7.2	7.3	7.4	7.4	7.2
50	7	6.8	6.9	7.2	7.4	7.3	7.4	7.2	7	7.4	7.4	7.2
60	6.8	6.7	6.9	7.2	7.4	7.3	7.4	7.2	7	7.2	7.2	7
溶存酸素 (mg/L)												
水深 (m)	10/18	11/15	12/16	1/17	2/20	3/14	4/20	5/22	6/19	7/24	8/16	9/18
0	9.2	10.4	10.2	9.2	11.4	12.6	12.0	10.7	9.4	8.6	8.4	8.7
10	7.9	7.3	10.1	9.2	11.4	12.4	12.4	12.2	12.4	11.1	12.1	12.5
20	7.4	6.8	8.8	9.2	11.3	12.3	11.9	11.2	10.2	9.7	9.0	8.1
30	7.8	7.2	6.7	9.2	11.4	12.4	11.7	10.6	9.8	9.0	8.3	7.9
40	7.0	6.7	5.7	9.1	11.4	12.2	11.5	10.4	9.0	8.3	6.4	5.9
50	6.2	5.7	3.5	9.2	11.4	12.0	11.4	9.8	8.5	7.3	6.7	5.2
60	5.6	3.0	2.8	9.1	11.4	11.9	11.2	9.6	7.3	5.6	3.9	1.6
65	4.0	1.9	2.2	9.1	11.3	11.7	4.5	8.9	2.6	2.1	0.6	0.4
クロロフィルa (μg/L)												
水深 (m)	10/18	11/15	12/16	1/17	2/20	3/14	4/20	5/22	6/19	7/24	8/16	9/18
0	0.75	5.02	3.41	2.25	1.80	5.38	0.94	3.30	2.34	1.44	1.23	1.66
10	2.47	5.54	3.72	2.18	2.57	4.09	3.78	7.19	3.45	1.99	3.72	7.22
20	0.58	2.44	3.71	1.70	1.57	4.42	8.40	2.12	3.12	1.80	0.74	2.22
30	0.34	0.79	0.51	1.47	1.82	3.11	4.78	1.57	1.49	0.97	0.73	0.67
40	0.62	1.14	0.25	1.81	1.81	5.28	1.89	0.86	1.07	0.65	0.51	0.70
50	—	—	—	0.41	1.48	4.53	6.01	2.42	1.53	0.59	0.61	—
60	0.24	0.20	—	1.41	1.73	3.43	3.79	0.77	0.58	0.52	—	0.27

— : 0.1 μg/L以下

湖水の動物プランクトンの分析結果を、魚類標本の採集水深とヒメマスの食性を考慮した組成比で示した (図4)。

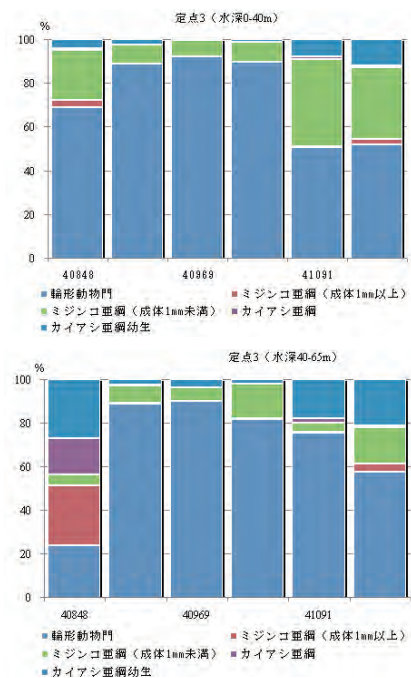


図4 動物プランクトン組成

調査期間を通じてトゲナガワムシ (*Kellicottia longispina*), カメノコウワムシ (*Keratella cochlearis*), ナ

ガミツウデワムシ (*Filinia longiseta*) などのワムシ類 (輪形動物門) 及びゾウミジンコ (*Bosmina longirostris*) が多く出現した。最も優先的に出現したのはトゲナガワムシであった。採集全層の密度の季節変化を図5に示した。輪形動物門や成体1mm未満のミジンコ垂綱 (ほぼゾウミジンコ) のような小型の動物プランクトンは周年高密度に推移したが、成体1mm以上のミジンコ垂綱 (カプトミジンコ *Daphnia galeata*, オナガミジンコ *Diaphanosoma brachyurum* など), カイアシ垂綱 (ヤマヒゲナガケンミジンコ *Acanthodiptomus pacificus*, オナガケンミジンコ *Cyclops kikuchii* など) のような大型の動物プランクトンは小型種の1/10~1/100, 000程度の密度で、冬から春にかけて減少し、春から秋にかけて増加する傾向を示した。

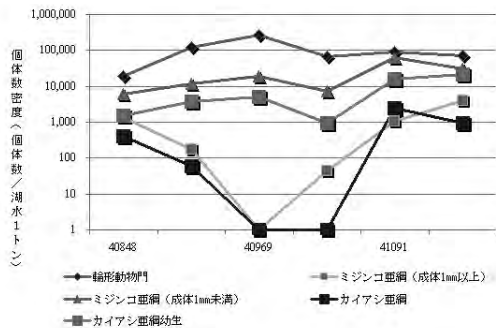


図5 動物プランクトン密度の季節変化

(2) 魚類標本の分析結果

3回の釣り採集により、クニマス17尾、ヒメマス221尾の計238標本を収集した (表3, 図6)。採集水深は10~30mの範囲であった。

表3 2012年秋釣獲標本の分析結果

種名	年齢	標本数	性別尾数と性比	標準体長 (cm)	体重 (g)	肥満度	GSI (%)
クニマス	1+	9	♂ 4 1.0	15.0±0.7	42.6±6.4	12.5±0.3	0.03±0.02
			♀ 4	15.7±0.5	50.1±5.8	12.9±0.3	0.11±0.05
	[不明]	1+平均*	15.1±1.0 <sup>1)</sup>	44.2±9.2	12.7±0.3	0.07±0.05	
	2+	8	♂ 3 0.6	16.8±0.4	58.1±8.5	12.1±0.9	0.04±0.01
			♀ 5	17.2±0.6	64.4±8.3	12.7±0.8	0.23±0.13
2+平均*	17.1±0.5 <sup>2)</sup>	62.0±8.4	12.5±0.8	0.16±0.14			
17	0.8	全平均	16.0±1.3	52.6±12.6	12.6±0.6	0.12±0.11	
ヒメマス	0+	1	♂ 1	10.3	13.7	12.5	0.02
	1+	123	♂ 123	13.9±1.1	36.2±8.5	13.2±0.8	0.03±0.02
			♀ 31	13.8±1.1	35.2±8.3	13.1±0.7	0.14±0.06
	1+平均*	13.9±1.1 <sup>1)</sup>	36.0±8.4	13.2±0.8	0.05±0.05		
	2+	55	♂ 31 1.4	15.6±0.9	49.9±9.1	12.9±0.7	0.04±0.03
			♀ 23	16.2±1.1	54.6±11.7	12.7±0.8	0.19±0.06
	[不明]	2+平均*	15.9±1.0 <sup>2)</sup>	51.7±10.4 <sup>3)</sup>	12.8±0.8	0.11±0.09	
	3+	11	♂ 8 2.7	18.8±4.2	107.1±94.7	13.4±1.4	0.48±1.25
			♀ 3	16.9±0.6	60.0±3.4	12.4±0.6	0.30±0.16
	3+平均*	18.3±3.6	95.6±81.7	13.2±1.3	0.43±1.05		
221	2.8	全平均	14.6±1.8	42.8±24.0	13.1±0.8	0.09±0.26	

いずれも平均値±標準偏差

\*: 性別不明を含む平均

<sup>1)</sup>, <sup>2)</sup>, <sup>3)</sup>: 同符号間で有意差あり (Steel-Dwass法、有意水準5%)

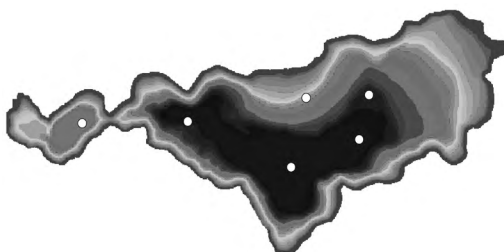


図6 魚類標本の採集地点 (6地点)

クニマスの漁獲年齢は1~2歳で、標準体長13~18cmの範囲であった (図7)。0歳ヒメマスを除き成長を比較した結果、肥満度に種間、年齢間の有意差は認められなかったが、標準体長及び体重について1歳クニマスは1歳ヒメマスより、また2歳クニマスは2歳ヒメマスよりそれぞれ大きかった (有意水準5%)。また標準体長について1歳クニマスは2歳ヒメマスと、2歳クニマスは3歳ヒメマスと差が認められなかった。1, 2歳魚のGSIはクニマス、ヒメマスとも同齢間で雌が雄より大きく (有意水準5%)、同齢同性間で種による差は認められなかった。

また、性比は1歳ヒメマスのみ1から外れ (有意水準1%)、雄に偏っていた。

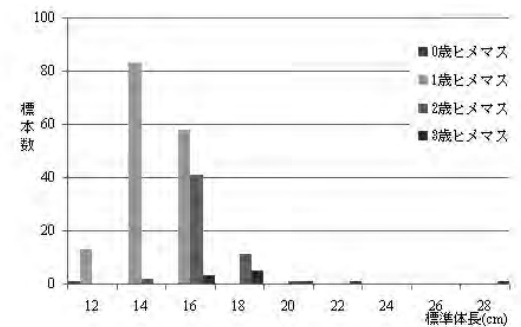
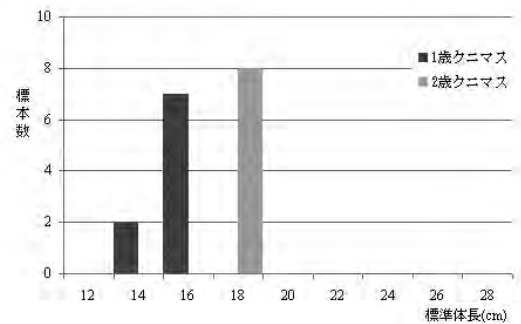


図7 2012年秋釣獲標本の年齢-体サイズ組成

(3) 食性

食性分析標本の概略を表4に示した。肥満度及び充満度は、いずれもヒメマスが高かった (有意水準5%)。

クニマスの胃内容物は大型の甲殻類プランクトン (表

表4 食性分析標本の概略

種名	年齢	標本数	標準体長 (cm)	体重 (g)	肥満度	充満度
クニマス	1+	9	15.1±1.0	44.2±9.2	12.7±0.3	1.1±1.3
	2+	8	17.1±0.5	62.0±8.4	12.5±0.8	1.8±2.3
	平均	17	16.0±1.3	52.6±12.6	12.6±0.6 <sup>1)</sup>	1.4±1.8 <sup>2)</sup>
採集日: 2012.10.13,4						
種名	年齢	標本数	標準体長 (cm)	体重 (g)	肥満度	充満度
ヒメマス	1+	16	14.0±0.7	38.1±6.6	13.7±1.0	4.6±5.7
	2+	4	15.5±0.4	47.7±4.4	12.8±0.3	0.9±0.3
	3+	3	18.2±3.4	88.9±59.3	13.4±1.1	8.2±12.4
	平均	23	14.8±1.9	46.4±25.5	13.5±0.9 <sup>1)</sup>	4.4±6.3 <sup>2)</sup>

採集日: 2012.10.3,4

いずれも平均値±標準偏差

肥満度=体重(g)/標準体長(cm)<sup>3</sup>×1000

充満度=胃内容物重量(g)/魚体重(g)×1000

\*1,\*2: 同符号間で有意差 (Steel-Dwass法、有意水準5%)

5) が主体で、魚類の肉片（ヒメマスではワカサギ）またはミズムシ（*Asellus hircendorffii*）のみが出現した個体があった。主な餌生物と考えられた動物プランクトンの選択性を表5に示した。両種ともカプトミジンコの選択性が高く、また種間の選択性に有意差がみられた（有意水準5%）。

表5 動物プランクトンに対する選択性

	Ivlevの選択性指数		採餌個体数	
	クニマス	ヒメマス	クニマス	ヒメマス
カプトミジンコ	0.81*	0.94*	14/17	21/23
ケンミジンコ類	0.32	0.24	12/17	20/23
ヤマヒゲナガケンミジンコ	0.04	-0.50	10/17	8/23
ゾウミジンコ	-0.51	-0.74	13/17	22/23
オナガミジンコ	-0.69	-0.97	3/17	1/23
ワムシ類	-1.00	-1.00	0/17	1/23

Ivlevの選択性指数  $E = (ri - pi) / (ri + pi)$

ri: あるプランクトン種個体数の消化管内全プランクトン個体数に対する比

pi: あるプランクトン種個体数の環境中全プランクトン個体数に対する比

\*: 種間に有意差あり (Steel-Dwass法、有意水準5%)

空胃率: クニマス11.8% (17尾中2尾)

#### (4) 湖内水温

St.3の水温データと気象計の気温データの日平均の関係を図8に示した。一年を通じて表層（0.5m）の水温と気温の間には高い相関がみられ ( $R^2=0.88$ ,  $n=465$ )、湖水の表層水温は気温変化に伴って温度変化していることが明らかになった。また、St.1とSt.3間の表層の水温関係にも高い相関関係が得られ ( $R^2=0.99$ ,  $n=476$ )、西湖の表層水温は全水面でほぼ均一であると考えられた。

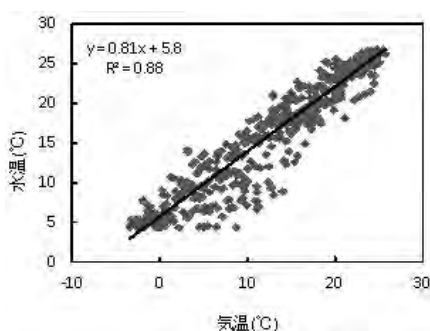


図8 西湖における気温と表層水温の関係

水温鉛直分布の経時変化について、2012年5月28日から2013年12月24日までのSt.1及びSt.3の水温垂直分布の経日変化を図9、10に示す。St.3では、2013年2月5日から3月26日及び2013年6月7日から7月21日の間は水温計を設置したロープが切れたために欠測となった。St.1及びSt.3の水温鉛直分布はほぼ同様の傾向を示した。St.1では2012年5月から徐々に表層水が温められ、水温の高い表層水（温かい水塊）と水温の低い深層水（冷えた水塊）との間に水温躍層が形成された。2012年7月上旬から9月中旬まで4~15mの安定した水温躍層が形成され、その期間は水の鉛直混合がなくなっていると考えられ

る。最も水温躍層が形成されていた時は、深度2mについて約5°Cの水温低下があった。その後、気温の低下とともに表層水の水温も低下しはじめ2012年9月下旬から徐々に水温躍層が薄くなり、11月までに全層の水が混合されてほぼ等温になった（秋季循環）。2013年の3月下旬頃から表層水温が温められ再び水温差が生じ始めた。2013年の夏期は水深0.5~6mまでの水温がほぼ等温で上昇し、水深6~15mの間に水温躍層が形成された。また、2013年3月より水深0.5~10mまでの水温が右肩上がりの上昇を続け、2012年の夏期とは異なる挙動を示した。秋季循環による水深15mの水温混合時期は2013年10月中旬であり、2012年と比較すると約1ヶ月早かった。一方で水深30m以下の水温は、一年を通じて約5°Cを保っていた。

2012年度と2013年度では、水温躍層の形成・消滅する時期や水温躍層の安定性が異なり、年により違いがみられた。

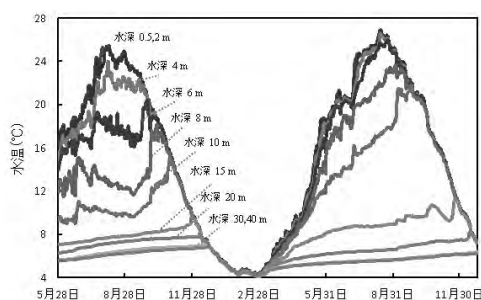


図9 St.1における水温鉛直分布の経日変化 (2012年5月24日~2013年12月24日)

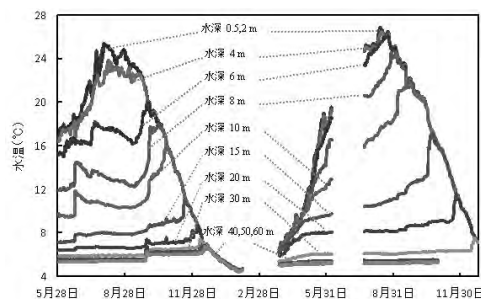


図10 St.3における水温鉛直分布の経日変化 (2012年5月24日~2013年12月24日)

#### (5) 水中光量子

2013年1~12月まで毎月測定した水深別の相対光量子率と測定条件を図11、表6に示した。透明度と光量子量の間には特に関係は見られなかった。しかし、いずれの測定においても、水深20mで相対光量子率はほぼ0%となり、これより深層では測定波長域（400~700nm）の光量子はないものと考えられた。また、水中0mの光量子束密度の季節変動について図12に示した。図から南中光度が最も高くなる夏至（6月）付近で最大値を示すと予



測されたが、6月は曇っていたこと、10月は測定時刻が遅かったことから低い測定値を示したものと考えられた。

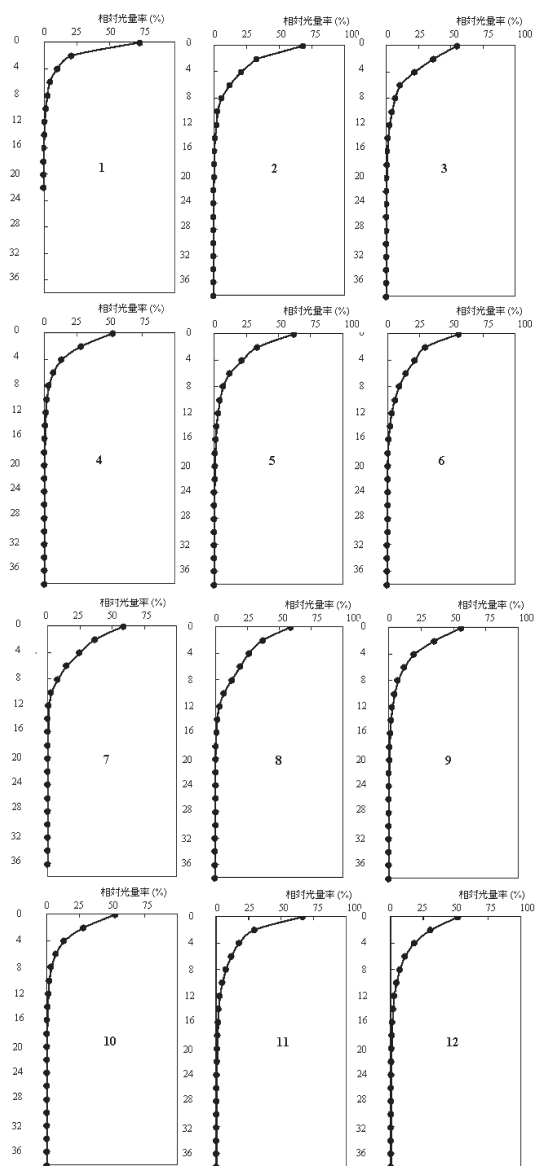


図11 月別の水中光量子率 (図中の番号は表6に対応)

表6 水中光量子率の測定時条件

図番号	測定年月日	測定時刻	天候	透明度	風波
1	2013.1.24	14:00~14:20	晴れ	8.0m	微~弱
2	2013.2.25	12:10~12:20	晴れ	8.6m	微
3	2013.3.26	11:05~11:25	晴れ	7.0m	微
4	2013.4.26	10:45~11:05	晴れ	5.5m	中
5	2013.5.23	10:45~11:05	晴れ	5.9m	微
6	2013.6.28	10:20~10:40	曇り	7.7m	なし
7	2013.7.26	10:30~10:50	晴れ	6.5m	微
8	2013.8.29	11:15~11:35	晴れ	9.9m	微
9	2013.9.30	10:20~10:40	晴れ	7.7m	弱
10	2013.10.30	14:00~14:20	晴れ	5.8m	弱
11	2013.11.26	11:10~11:30	晴れ	9.5m	弱
12	2013.12.24	13:00~13:20	晴れ	10.5m	弱~中

### 3-2 産卵生態と環境

#### (1) 成熟魚の年齢と体サイズ

2011年度に収集した146標本のうち、未同定の10標

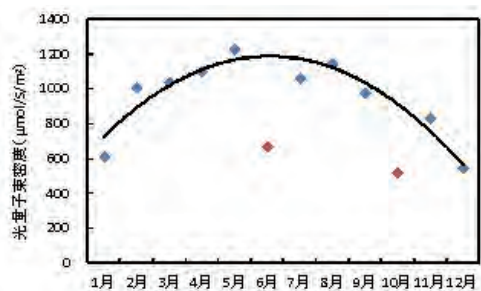


図12 湖心における表層水中の光量子束密度の経月変化

本を含む117標本がクニマス、29標本がヒメマスに同定された。PCR判別の結果は計数形質（鰓耙数及び幽門垂数）に基づく判別分析結果<sup>1)</sup>とよく一致し、1標本（YFTC3 1）のみ判別分析の結果と異なった（判別分析の誤判別率 $1/107=0.9\%$ 、予測された誤判別率 $0.9\%$ <sup>1)</sup>に一致）。

クニマス117標本のうち、体サイズごとに抽出した58尾の耳石（図13）による年齢査定結果は、3歳が30尾、4歳が22尾、5歳が6尾であった。体長階級別の年齢比から標本全体の年齢構成を推定した結果、3歳が72.6%、4歳が23.9%、5歳が3.4%であった（図14）。また性比3.7と産卵場での性比は雄に偏っていた（ $\chi^2$ 検定、有意水準1%）。

体サイズは3歳の雄 $23.9 \pm 2.0$ cm (n=20)、雌 $23.6 \pm 1.1$ cm (n=10)、4歳の雄 $29.1 \pm 3.6$ cm (n=14)、雌 $26.0 \pm 2.6$ cm (n=8)、5歳の雄 $35.6 \pm 2.6$ cm (n=5)、雌 $32.2$ cm (n=1)（いずれも標準体長±標準偏差）で、4歳の雄は雌より有意に大きかった（t検定、3歳 $p=0.35$ 、4歳 $p=0.02$ 、5歳未検定）。最小体サイズは3歳雄の標準体

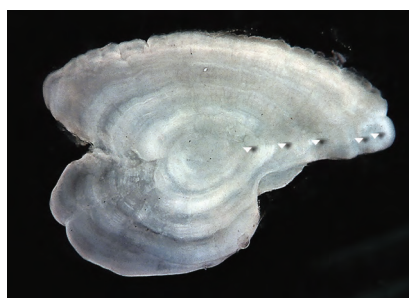


図13 耳石 (判定5歳)

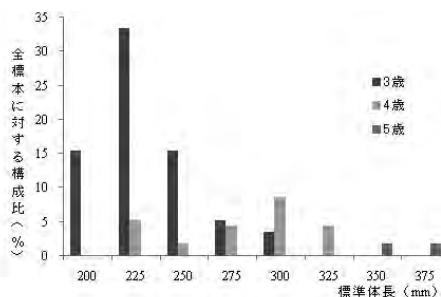


図14 2011年度成熟魚の体長-年齢頻度分布

長20.4cmであった。

(2) 産卵場湖底の基質反応及び水中観察

西の越沖の産卵保護区湖底の基質反応を図15に示した。

2013年2月21日のROV観察により、湖底の大部分を占める青色の範囲は泥質帯で、赤色のスポット状に砂礫地が存在する(図15中の円内)ことが確認され、砂礫地の近傍で雄のクニマスと推測される魚1尾が観察された(図16)。2013年11月のヒメマス産卵調査以降も観察を予定していたが、11月調査後にROVが故障し、観察できなかった。

ヒメマス産卵調査では2013年11月6日、西の越沿岸の水深約10~15mの場所で砂礫地を覆うように広がる、フジマリモらしきシート状の藻類の繁茂が観察され、近傍

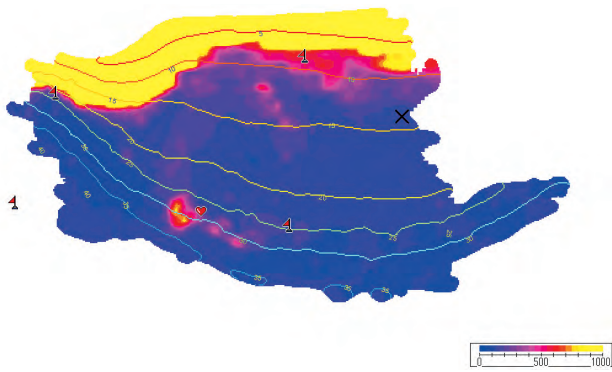


図15 西の越沖の湖底基質反応 (2011年11月18日)

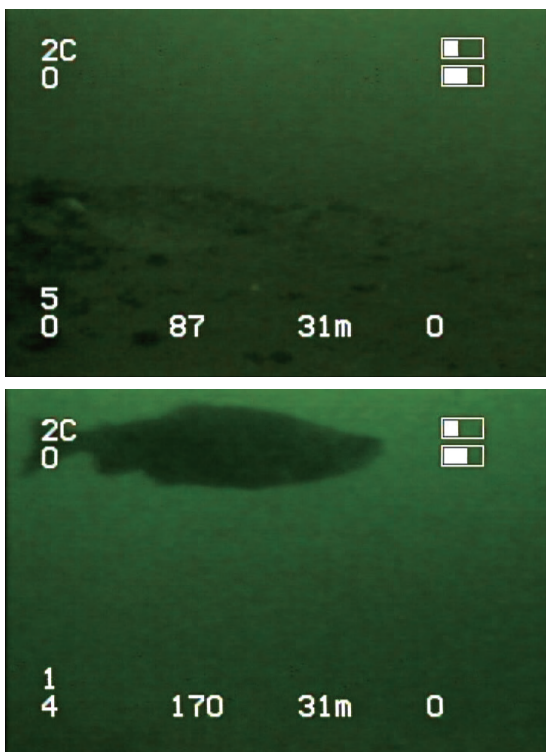


図16 西の越沖湖底の水中画像  
(上：砂礫地、下：クニマスとみられる魚影)

でマス類と思われる魚群の往来が観察された(図17)。しかし産卵行動や産卵の形跡は確認できなかった。13日の根場、桑留尾の調査ではオオクチバスやフナ類が観察されたのみで、産卵の形跡はなく泥や枯葉が堆積していた(図18)。

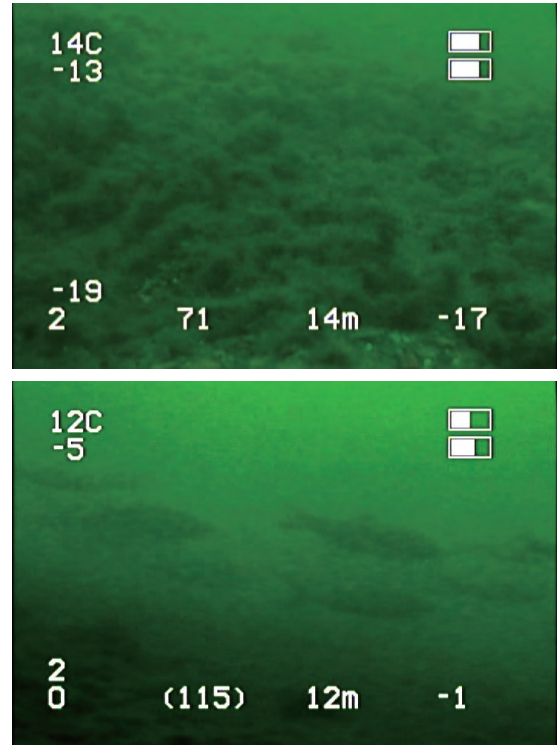


図17 西の越沿岸 (上：藻類群落, 下：魚群)

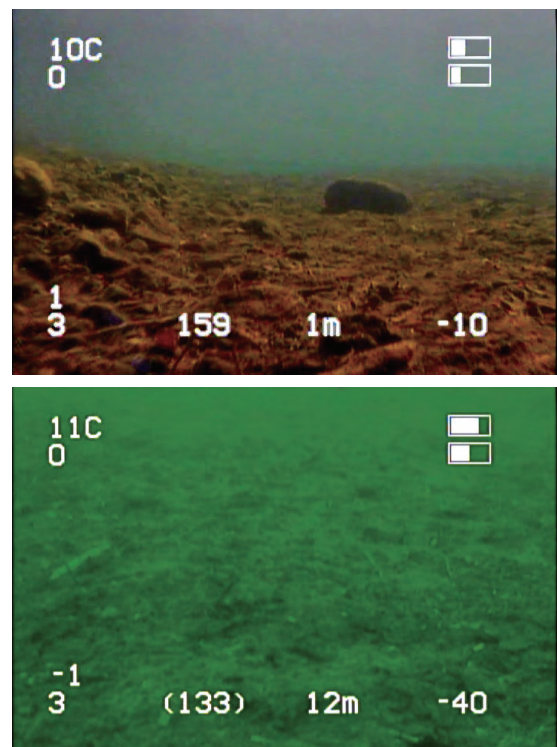


図18 沢筋沿岸 (上：根場, 下：桑留尾)

### (3) 産卵期の湖内流

2013年1月～2月にかけて湖心 (St.3) 及びクニマスの産卵地域 (St.6) から漂流ブイを放流した結果、南東方向に移動する場合と北東方向に直線的に移動する場合がみられた。2013年1月21～22日に湖心及び産卵地域から放流した漂流ブイ6基から受信し位置情報により作成した軌跡図を図19に示す。湖心から放流した水深1, 8, 40mブイは同様な軌跡を描き東南東へ直線的に移動した。また、産卵地域から放流した水深1, 10, 20mブイも同様の軌跡を描いた。同日の気象計による風向データより、産卵地域から漂流ブイを放流した午後12時から水深1mブイが着泥するまでの午後5時までの間、北西の風 (平均2.0m/s) が絶えず吹いていた。ブイは水深に関わらずこの風の影響を受け、一定方向の風向きの場合はその潮流も一樣方向に流れていた。この時のブイの平均流速は、産卵地域からの放流ブイでは水深1mブイ (7.8cm/s) > 8mブイ (3.1cm/s) > 20mブイ (2.4cm/s) の順に、湖心からの放流ブイは水深1mブイ (6.8cm/s) > 10mブイ (3.9cm/s) > 40mブイ (2.0cm/s) の順となり、表層ほど流速が速く、風の影響が大きいことが明らかになった。

2013年2月7～8日に産卵地域から放流した漂流ブイ6基の軌跡図を図20に示す。水深1, 5, 10, 15mブイは同様な軌跡を描きながら東南東へ直線的に移動した。同日の湖岸に設置した気象計による風向データより、漂流ブイを放流した午前11時から水深1mブイが着泥するまでの午後3時までの間、北西の風が吹いており (平均3.8m/s)、水深15mまでの流向は風の影響を受けていると考えられた。この時のブイの平均流速は、水深1mブイ (9.4cm/s) > 5mブイ (7.7cm/s) > 10mブイ (4.4cm/s) > 15mブイ (3.3cm/s) の順となり、表層ほど流速が速く、1月21日の調査と同様の結果が得られた。一方で水深20, 25mブイはほとんど移動しなかった。これは、産卵地域の水深が20～30mとなっている場所もあり、放流してすぐに着泥したためと考えられた。

2013年1月28～29日に湖心から放流した漂流ブイ6基の漂流軌跡図を図21に示す。水深1, 4m, ブイは北東方向に移動した。水深10, 20mブイは北東方向に移動した後に南東方向に移動した。水深30, 40mブイは北東方向に移動した後に停滞した。同日の湖岸に設置した気象計による風向データより、午後12時から午後5時までの間は南西方向の風が吹いており (平均3.2m/s)、すべてのブイがこの風の影響を受けて北東方向に移動したと考えられた。水深1, 4mブイは南西方向の風向きが変わると同時 (午後5時) に流向が変わったが、水深10mのブイは午後8時まで北東方向に移動し、水深20mのブイは午後6時まで北東方向に移動した。水深30, 40mのブイは午後2時までしか北東方向に移動しておらず、水深によって流向が異なっていた。

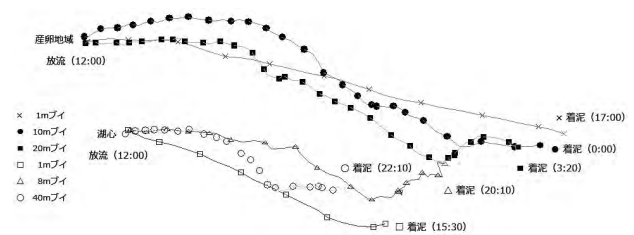


図19 1月21日～22日の漂流ブイの軌跡

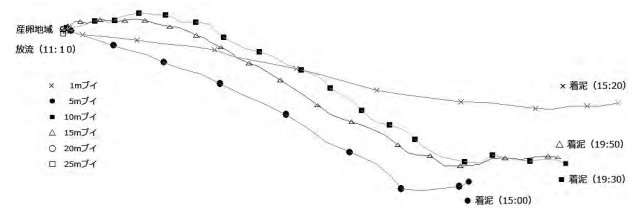


図20 2月7日～8日の漂流ブイの軌跡

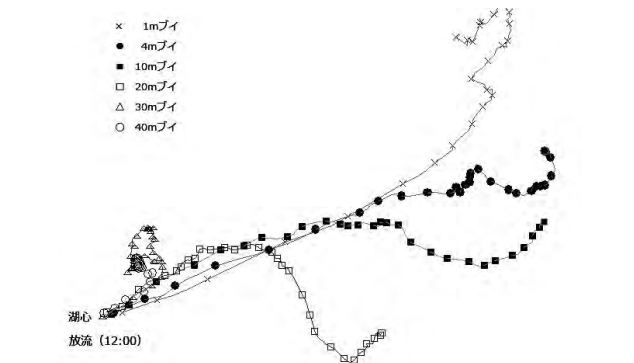


図21 1月28日～29日の漂流ブイの軌跡

### 3-3 未成魚 (1歳魚) の飼育特性

#### (1) 親魚養成

2013年4月1日に1歳魚705尾の飼育を開始し、2014年3月12日時点の生残数は480尾であった。代理親魚の作出に供試した84尾を除く生残率は77.3%であった。減耗は、6池中2池でイクチオボド症と不明病により斃死したものがほとんどであった。

#### (2) クニマスとヒメマスの比較飼育試験

試験期間中の各区における飼育結果を表7に示した。平均体重は、両区とも開始時の平均値が69.9gで差がなかったが、取り上げ時にはクニマス区が153.4g、ヒメマス区165.5gとヒメマス区の方が有意に大きかった (*t*検定,  $p=0.031$ , 図22)。日間増重率は、クニマス区0.33%, ヒメマス区0.36%とヒメマス区の方がやや高かった。クニマス区では100日目から120日目にかけて斃死が17尾あり、その結果、最終的な生残率は、クニマス区82%, ヒメマス区99%となった (図23)。飼料効率は、クニマス区67.7%, ヒメマス区73.3%でヒメマス区の方がやや高かった。クニマスは神経質な様子をみせ試験開始直後の摂餌が鈍かったが、徐々に活発に摂餌する

ようになった。ただし、水面付近で活発に摂餌するヒメマスと比べて中・底層付近で摂餌するなど、摂餌行動に差が認められた。

表7 比較飼育試験の成績

		クニマス	ヒメマス
試験開始時 (2013/7/26)	収容尾数	100	100
	全長 (mm)	19.5±1.3	19.8±0.9
	体重 (g)	69.9±15.1	69.9±9.0
	肥満度	9.3±0.6	9.0±0.5
	総重量 (g)	6,991	6,989
試験終了時 (2014/3/11)	収容尾数	82	98
	全長 (mm)	24.3±2.2	25.8±1.4
	体重 (g)	153.4±43.9	165.5±30.4
	肥満度	9.33±0.1	9.7±0.6
	総重量 (g)	12,580	16,220
	生残率 (%)	82	98
	増重量 (g)	5,589	9,231
	補正増重量 (g)	7,598	9,466
	給餌量 (g)	11,217	12,920
	補正飼料効率 (%)	67.7	73.3
	日間増重量 (%)	0.33	0.36
日間給餌率 (%)	0.48	0.49	

注：表中で±のある数値は平均値±標準偏差

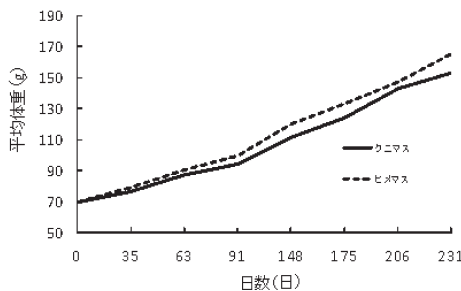


図22 平均体重の推移

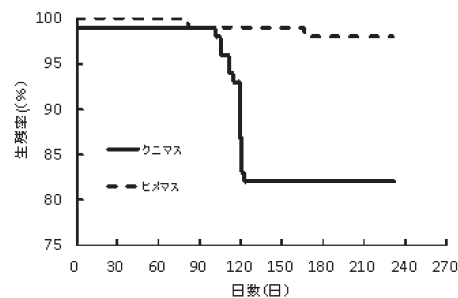


図23 生残率の推移

### (3) 成熟状況

2013年10月18日に初めての、その後2014年3月6日までの間に26尾の成熟個体が確認された。26尾のうち採精できた雄は20尾、採卵できた雌が1尾、不明が5尾であった。成熟した雄の全長は258±21mm (平均±標準偏差) で209~291mmの範囲にあり、同様に体重は183.4±49.3g, 163.4~289.0gであった。成熟した雌の全長は339mm, 体重は439.6gであった。成熟した雄はその鑑別をした元水槽の母集団 (サイズ大群の全78尾及びサイズ中群209尾のうちの100尾を測定し、プールしたもの) との間で全長の違いは認められなかった (図24,  $t$ 検定,  $p=0.754$ )。飼育魚全体の累積成熟率は2013

年の11月以降3月上旬まで徐々に上昇し続け、最終的には4.5%になった。累積成熟率を収容している水槽別に見ると、飼育サイズの大群を収容した水槽が一番高く、小群の混ざる水槽が低い傾向にあり、小群の多い水槽では全く成熟魚が出現しない場合もあった (図25)。

成熟期の水温の影響を検討するため12℃区へ8尾、6℃区へ10尾と成熟魚を水温別に収容した。12℃区は6℃区に比べ、排精まで時間がかかる又は排精しない個体もあったが、生残期間は6℃区に比べ長かった (図26)。6℃区は3月に入って収容した3尾を除き、すべての個体が3月までに斃死した。また、斃死した個体は両区ともすべて成熟していた。6℃区の水温は平均6.6℃で、注水量のバランスがうまく取れなかった延べ7日間 (6.2~8.7℃) を除き、6.4~6.7℃の範囲で変動していた。

排精した個体の採卵受精日は、2011年11月産が2尾、2012年1月産が13尾だったが、成熟を調査した親魚群の採卵受精日から特に偏りはなく ( $t$ 検定,  $p=0.085$ )、早生まれの個体が早く成熟している傾向は認められなかった。

成熟時点の体重と斃死時の体重は、増加している個体も減少している個体もあったが、全体として差は認められなかった ( $t$ 検定,  $p=0.825$ )。また6℃区と12℃区の間でも体重の変化率 (開始時体重/斃死時体重×100) に差は認められなかった ( $t$ 検定,  $p=0.426$ )。

なお、6℃区では、新たな成熟魚の収容から数日間は底に糞が観察されたが、それ以降確認されなかった。また6℃区のカニマスは12℃区に比べ遊泳行動が非常に緩慢で、残餌の回収や取り上げ時の逃避行動が認められない場合もあった。

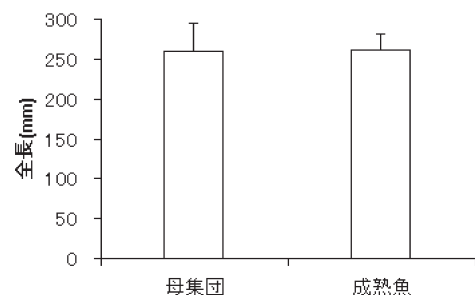


図24 成熟魚とその母集団の全長 (平均値と標準偏差)

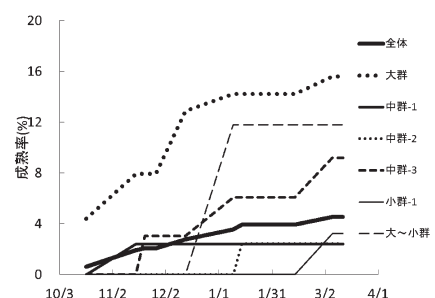


図25 飼育水槽別の累積成熟率

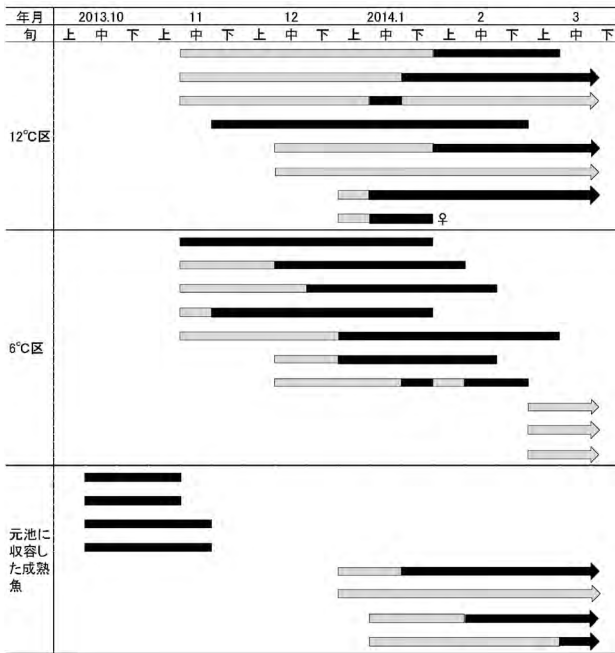


図26 成熟魚の排精及び排卵並びに生残状況

注：□は未排精又は未排卵。■は排精又は排卵を示す。矢印は3月中旬で生存中を示す。図中の♀は雌の個体を示し、それ以外の成熟魚はすべて雄の個体。

#### (4) 飼育魚からの人工採卵

採卵した雌は全長336mm、体重442.1gで、飼育魚の中でも最大に近い個体であった(表8)。採卵数は407粒、採卵重量は27.8gで、吸水後の1粒卵重は83mgであった。採卵後37日目の2月25日に検卵を行ったところ、発眼率は10.1%であった。ふ化は採卵後53日目の3月13日に始まり3月19日に終了し、ふ化率は6.9%であった(表9)。

表8 採卵の状況

全長(mm)	体重(g)	月日	採卵重量(g)	GS1	1粒卵重(g粒)	卵数
336	442.1	H26.1.20	27.8	14.5	0.083	407

表9 採卵の結果

検卵日	発眼卵数	死卵数	総卵数	発眼率(%)	ふ化率(%)
2/25	41	366	407	10.1	6.9

#### 3-4 生殖細胞移植によるクニマス代理親魚の作出

クニマス生殖細胞の移植は、サクラマスで1例、ヒメマスで6例、ニジマス×ヒメマス交雑種で2例、計9例実施した。移植したいずれのレシピエントともに、生殖隆起への移植細胞の生着が確認され(図27)、生着状況は5~60%の範囲にあった(表10)。

## 4. 考察

### 生態調査

西湖のクニマスは、春秋のヒメマス漁(遊漁含む)の

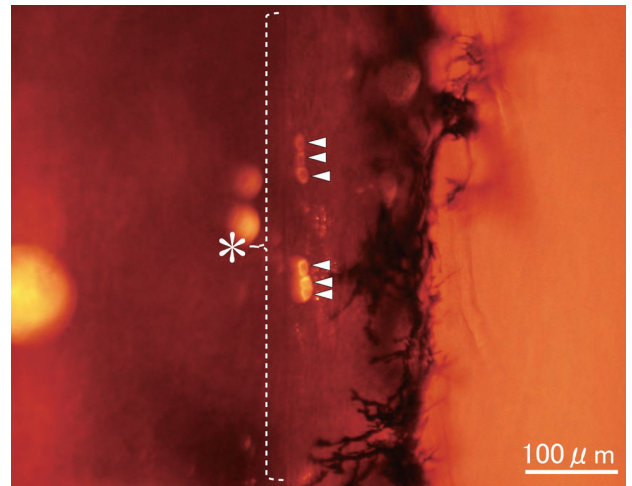


図27 ヒメマスの生殖隆起(\*)に生着したクニマス生殖細胞(矢印)の蛍光観察像

表10 移植細胞のレシピエントへの生着状況

No.	移植年月日	レシピエント種	移植尾数	生着率(%)
1	2013/10/16	サクラマス	144	14 (3/21)*
2	2013/10/17	ヒメマス	103	15 (3/20)
3	2013/11/6	ヒメマス	55	53 (8/15)
4	2013/11/6	ヒメマス	18	60 (3/5)
5	2013/11/7	ヒメマス	150	25 (5/20)
6	2013/11/12	ヒメマス	156	31 (12/39)
7	2013/11/28	ヒメマス	57	33 (5/15)
8	2013/11/28	ニジマス×ヒメマス	61	5 (1/20)
9	2013/12/25	ニジマス×ヒメマス	153	30 (6/20)

\* 生着個体数/供試個体数

際に混獲され、漁獲の主体は1~2歳と推定された。また、成熟年齢から寿命は3~5歳(ふ化後3~5年)と推定された。

クニマス未成魚は副湖盆を含む湖の各地点で混獲された。容積の小さい副湖盆も主湖盆と同様の水温鉛直分布を示した。副湖盆の西岸には細沢が流入しているが、これまで成熟魚の接岸や浮魚の漂着など産卵実態は確認されていない。しかし副湖盆でも生息に不適な水温変動は認められず、クニマス、ヒメマスともに少なくとも未成魚期には両湖盆を広く移動または両湖盆に分布することが明らかとなった。

ヒメマスを含む釣獲水深は10~30mの範囲で、釣獲時間帯のこの層の水温分布は7~13℃であった。ヒメマスの生息適水温は8~13℃<sup>7)</sup>とされるが、概ね一致する範囲でクニマスも行動していたと推測され、少なくとも未成魚期には周年5℃前後の深層のみに分布するわけではないことが明らかとなった。このような鉛直移動には水温分布が制限要因の一つとなると考えられるが、西湖の水深15m以上の表層水温は気温と高い相関関係にあり、浅層の水環境は気象条件の影響を強く受けることが明らかとなった。

また、水深30m以下の深層は周年5℃前後の低水温だ

が、2012年の調査では夏から秋の深層（60m以下）の溶存酸素はサケ科魚類の生息に不適な低濃度（4mg/L未満）を示した。

つまり西湖の表層水は気象条件の影響を受けやすく、また底層付近は水温は安定しているが夏から秋にかけて低酸素となる。このような水環境の年変動は、クニマスの生息にも影響を及ぼすものと考えられた。

また、産卵期の行動からクニマスは日光を忌避するといわれる<sup>8)</sup>。西湖では水深20m以上の水中光量（波長400～700nm）は1年を通じてほぼ0%（水面直上に対する相対率）であることが明らかとなり、2013年秋の測定値を参考とすると釣獲水深10～30m層の光は水面上の5%未満と推定された。人工繁殖魚は現在まで直射日光の当たらない環境で飼育しているが、光を忌避する様子は認められず、飼育成績をみる限り明確な影響はないように思われた。しかし屋外飼育はしておらず、また西湖で田沢湖同様クニマスの産卵接岸が確認されないことは事実である。光とクニマス生態の関係を示唆する現象が確認されれば、改めて検討したい。

クニマスの生活史を考える上で、ふ化時期は考慮すべき要素といえる。これまでの調査で西湖における産卵期、人工繁殖下での卵の水温別発生期間が明らかとなったが、ふ化時期の推定には産卵床内の温度を知る必要がある。

2013年11月、西湖漁協によりクニマス産卵保護区の湖底清掃が実施された。その際ダイバーに水温ロガーを湖底砂礫地に埋設（深さ約10cm、10分程度）してもらった結果、底層水温6.5℃に対して埋設中は8.2℃を記録した（図28）。

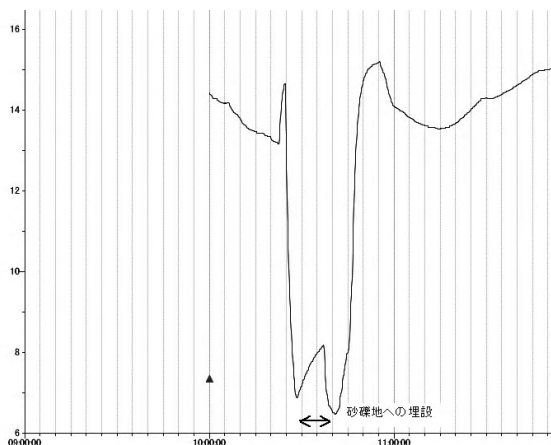


図28 産卵場砂礫地内の温度

陸域の井戸水温が9℃台<sup>1)</sup>であることも踏まえ、産卵場湖底の砂礫内には水温9℃前後の流水がある可能性が高い。

西の越沖の産卵場は湖畔から湖底へ傾斜する扇状地上にあり、陸域の土砂流入により広範に泥質物が堆積する

中、スポット状に砂礫地が散在している。これは局所的な湖底湧水により泥の堆積が防がれ、砂礫地を維持していると推測される。今後、潜水調査等により検討する必要がある。

クニマスの産卵床内が8℃前後とすると増殖試験の結果<sup>1)</sup>から、ふ化までにおよそ75日（受精後積算600℃）、稚魚の浮上までにおよそ110日（受精後積算900℃）をかけて湖内に稚魚が出現するものと推定される。すなわち11～2月頃に産卵、1～4月頃にふ化し、2～5月頃に遊泳しはじめるものと考えられた。

釣獲標本の分析では肥満度に種間、年齢間の差は認められなかったが、同齡のクニマスとヒメマスとではクニマスの体長及び体重が大きく、1歳クニマスと2歳ヒメマス、2歳クニマスと3歳ヒメマスの体長に差が認められなかった。ヒメマスの成長は夏から秋にかけて大きく冬はほとんど成長しない<sup>9)</sup>とされる。クニマスはふ化後夏を経て1歳直前に最初の冬を迎えると推測されるが、秋に収集した標本の場合、1夏を経験した満1歳のヒメマスと2夏を経験した1歳6ヶ月のクニマスが同じく1歳と査定される可能性、つまりふ化時期の差が体サイズの差を反映した可能性が考えられる。しかし少標本の分析であり見かけ上の偶然にすぎない可能性は否定できない。餌や水環境により成長などは年変動が大きいと考えられ、各生活史形質の考察を含め、標本数を増やし検討する必要がある。

クニマスの食性はヒメマスと重複し、大型の甲殻類プランクトンが主要な餌生物と推定された。餌環境について、西湖の動物プランクトン組成はワムシ類やゾウミジンコが優占的とされる<sup>10)</sup>が、今回の調査でも同様であった。

カブトミジンコやカイアシ類など大型の甲殻類プランクトンはゾウミジンコなど小型種の1/10以下の密度で、小型種が周年高密度に出現したのに対して、冬から春にかけて減少し、春から秋にかけて増加する傾向を示した。西湖では1990年代にヒメマスの小型化が指摘され、ワカサギの影響やヒメマスの放流増加が原因として疑われた<sup>11)</sup>。同様に十和田湖ではワカサギの増加に伴い、ヒメマスの漁獲減少、大型ミジンコ類の減少とゾウミジンコやワムシ類の増加、植物プランクトンの増加と透明度の低下が起きたと推測されている<sup>12)</sup>。今回の調査でも透明度の低下やクロロフィルaの増加といった、十和田湖と類似した現象も認められた。

西湖のヒメマス放流量は、1980年代半ばから10年間の平均36万尾<sup>11)</sup>に対し現在15～20万尾前後に減少しているが、依然湖水の動物プランクトン組成はクニマスやヒメマスの餌環境として良好とはいえず、ワカサギの存在が影響している可能性がある。しかし西湖ではワカサギ漁業（遊漁）も盛んで、湖から魚を排除することも困難である。

ヒメマスとワカサギが駆逐的な競争関係でなく、安定的に共存する関係と考えられている<sup>12)</sup>ことから、両種の漁獲状況や成長などを目安に、適度な増殖に努める必要があると思われる。

食性分析標本ではクニマスとヒメマスとで肥満度、充満度のいずれもヒメマスが高かったが、クニマスは全標本を、ヒメマスは胃内容物が多く消化物の少ない標本を選んだためと考えられた。前述のとおり全釣獲標本の分析では種間の肥満度に差は認められず、クニマスの採餌が劣った結果とは考えにくい。

Ivlevの選択性指数ではカプトミジンコに対してヒメマスはクニマスより高い選択性を示し、環境中に多く採餌しやすいプランクトン種への依存度が高いものと考えられた。カプトミジンコ以外の大型甲殻類プランクトンの選択性は0.5未満で無相関から負の選択性を示す結果であったが、これらプランクトン種は湖水からの採集頻度が低く、採餌していない個体が多かったため全標本の平均値では正の選択性が示されなかったと考えられた。対してワムシ類やゾウミジンコなど小型の動物プランクトンは密度に比して採餌個体数が少ないまたは胃内出現数が少なく、指数どおり負の選択性が高いものと考えられた。

また1個体ながら、ミズムシのみ胃内から出現したクニマスが認められた。西湖のミズムシは西の越沖の20～40mの湖底に高密度に分布する<sup>13)</sup>という。クニマスの産卵場周辺では底生動物の餌料重要性が高い可能性もあり、分布と湖底への依存度を考える上で興味深い。

クニマスの産卵生態について、2011年度採集標本から成熟年齢(3～5歳)と成熟体サイズ(最小20cm前後)が明らかとなり、2011年度の産卵主体は3歳と推定された。また、未成魚期の性比は1から外れなかったが、産卵場における性比は3.7と雄に偏っていた。後述の養殖試験で雄の方が若齢で成熟する割合が高いこと、個体別の排精期間が長いことが明らかとなり、西湖でも産卵場に出現する雄は長期間にわたり生存するものと推測された。また2011年度の増殖試験では、採集当日から2週間以内に排卵する雌が多く、雌は産卵間近になって産卵場に来遊するものと推測された。これら雌雄の成熟魚の出現割合と行動の違いが性比の偏りの原因ではないかと推測された。

クニマスの産卵環境について、産卵期の湖岸踏査及びROV観察、湖内流調査を実施しているが、浮魚の漂着範囲と湖内流の動向は既知の産卵場(西の越沖)を示唆するのみで、これまで西の越沖以外の産卵場は発見されていない。

ヒメマスの産卵実態についても調査しているが、湖岸や流入河川への接岸や産卵は確認されず、西湖漁協の養魚池排水路の遡上もほぼみられなかった(2013年11月にヒメマス成熟雄1尾が遡上)。唯一、西の越沿岸(水

深10～15m)のフジマリモらしき藻類群落の付近を回遊する魚群を11月に観察した。不鮮明な映像でマス類との確証はないが、この付近では過去にヒメマス(クニマスを含む可能性がある)の産卵行動がダイバーにより観察されており<sup>14)</sup>、2011年度の調査でも成熟間近のヒメマス及びクニマスが採捕された地点である。ヒメマスの産卵は西の越沿岸(水深10～15m)で10～11月にかけて行われている可能性があるが、2011年度の成熟魚の採捕状況を見る限り、クニマスより小規模と推測される。

クニマスの主産卵場と考えられる西の越沖では、産卵適地となる砂礫地は小面積で点在しているものと推定され、産卵適地の少なさがクニマスの生息規模を制限する要因となっている可能性が示された。

ところで現在、クニマスの採捕はヒメマス漁業権における混獲種として一体的な管理(禁漁期、釣獲数制限、産卵保護区等)がなされている。限定的な産卵環境によりクニマスの増殖が制限されているのであれば、仮にクニマスの繁殖を目的にヒメマス漁業権を抹消し増殖事業を廃したとしても、大幅にクニマスが増加するとは考えにくい。むしろ予測不能な種間関係の変化が起こる可能性や、クニマス採捕に制限が掛からなくなる危険がある。従来の漁場管理の中でクニマスが存続してきたことを考えると、適度にヒメマス資源を増殖してクニマスの漁獲圧を減らすこと、繁殖保護(産卵場・水源の保全、親魚の保護)に万全を期すことが、クニマスの保護と漁業活動の共存を図る上で望ましいと考えられる。

最後にクニマスの生息規模に関して、本調査及び秋田県水産振興センターとの共同調査により得られたクニマスとヒメマス混在の資源量の推定結果とクニマスの比率から、2012年秋時点の1歳以上の漁獲資源量が約7,500尾(95%信頼区間約4,000～10,000尾)と推定された<sup>15)</sup>。2012年の資源量や年齢構成が平年的なものか、これが平年的レベルであれば西湖ではこの規模でクニマスの存続は十分可能と推測されるが、生息規模の評価は長期的な動向を踏まえて検討する必要がある。

## 養殖試験

人工繁殖魚の養殖試験においてクニマス、ヒメマスの両区とも良好な成長を示したが、クニマスよりヒメマスの方が生残率、日間増重率、飼料効率ともやや高かった。クニマス区では、最終的な生残率が82%とヒメマス区に比べて低い結果を示したが、これは取り上げ時のスレとストレスにより疾病が発生し、最終的に水カビが発生したことが影響していると考えられた。同様の作業を行ったヒメマスでは疾病が見られなかったことから、クニマスは疾病に弱い可能性もあるため、クニマスの取り上げ時には体表を傷つけないよう十分に注意する必要があると考えられた。日間増重率と飼料効率が低下した要因として、クニマスは摂餌がヒメマスほど活発では

なく、養殖環境下でもヒメマスよりやや深い中・底層で摂餌すること、ハンドリング操作の後、摂餌が通常レベルに回復するまでに時間を要することなどが影響した可能性がある。また、疾病発生の際の餌止め期間があったことや人工繁殖1世代目であったことも影響したと考えられた。日間増重率や飼料効率の向上を図るには、ハンドリング時のストレスに注意するとともに摂餌状況を確認しつつ十分量を給餌することが必要と考えられる。なお、クニマスは取り上げ時に逃避行動をあまり示さず、また選別枠の中でも泳ぎ回ることが少なかった。このことから天然の生息環境が外敵に襲われることの少ない場所であった可能性も考えられた。

クニマスはヒメマスと比べて生残率、日間増重率及び飼料効率でやや劣っていたものの食用魚としては十分な成長を示しており、今後、飼育方法の改良を重ねることで養殖魚として十分活用できる魚種であると考えられた。

人工繁殖魚の成熟状況調査の結果、成熟したクニマスのほとんどは雄で、他のサケ科魚類と同様に、雄の方が若齢（クニマスでは概ね2歳）で成熟する個体が認められた。クニマスの成熟は通常3年目以降と推定されたことから、2014年の秋から冬にかけて、飼育魚のかなりの個体が成熟すると予想された。

成熟雌1尾が認められ、これは飼育魚の中でも大型の個体であった。成熟雄は特に大型の個体ではなかったが、飼育サイズ大群の方が小群より累積成熟率が高い傾向が認められた。サケ科魚類では一般に大型個体が先に成熟することが多いが、この点については今後データ数を増やして検討したい。また、一度排精したが、その後排精せずに生存する個体と一度排精が止まった後再び排精する個体が、各々1個体ずつ確認されたが、その理由については明確にできなかった。

精子の運動性は一部の個体で確認したが、すべての個体では行っていないこと、また水温別にも確認していなかったことから、今後検討する必要がある。

飼育下の成熟期は11～3月にかけてで、12～2月が主体であった。養殖事業化にあたり親魚の産卵期は集中している方が効率面から望ましいが、雄が排精する期間が長期に渡っていたことから、雌の排卵期間やそのピークを確認し、適切な採卵時期を決定する必要がある。また排精の有無は腹部を押して精液が滲むかどうかで判定したので、精液をすべて搾出していない。このことが、排精の期間が長期に渡ることと関連していた可能性もある。

排精については、成熟確認後排精までの時間がややかかるものの12℃の場合でも成熟し、排精した精子の運動性も確認された。ただし、6℃区の方が鑑別から排精までの期間が短かった。採卵時期と排精時期を同調させる必要が生じた場合には、飼育水温や光条件の調節につ

いて検討が必要かもしれない。

2011年度に天然親魚から採卵した際の発眼率は68%であった<sup>1)</sup>が、今回採卵した個体の発眼率は10.1%と良好ではなかった。しかし、人工繁殖魚からの採卵が達成できたことで、クニマスの完全養殖に向けて一応の目処が立ったといえる。なお、今回発眼率が低かった理由として、熟度鑑別の間隔が2週間と長かったこと、成熟年齢が2歳魚と若齢であったこと、飼育水温の卵質への影響が考えられた。これらの点は、次期採卵に向けて検討の必要がある。

斃死した個体は遅い時期に成熟した数個体を除き、ほとんど体表に水カビが付着していなかった。当センターで飼育しているヒメマス親魚は採卵期になると成熟に伴い水カビが大量に付着するようになる。今回水カビの付着が少なかったことが飼育条件によるものなのか、クニマス特有の特徴なのかについては引き続き確認していく必要がある。

成熟したクニマスは2つの水温区に分けて収容したが、摂餌状況は6℃区と12℃区で異なり、6℃区ではほとんど摂餌しなかった。しかし6℃区でも3ヶ月以上生残する個体が認められ、摂餌を行った12℃区では4ヶ月以上生残する個体もあった。この知見は西湖において長期間成熟途上とみられる個体が観察されることと関連して、今後西湖のクニマスの産卵生態を考察する上で参考になると考えられる。

生殖細胞移植によるクニマス代理親魚の作出では、レシピエントとして用いたいずれの魚種においても、クニマス生殖細胞の生着が確認された。生着状況は2013年11月28日にクニマス×ヒメマス交雑種に移植した実験区において5%と最も低く、2013年11月6日にヒメマスに移植した実験区において60%と最も高かった。これらの差が種の違いによるものかは、実験区ごとに異なるロットの細胞を用いたため不明である。今後は、これらレシピエントを成熟期まで飼育し、クニマス配偶子形成の状況を確認した上で、レシピエント魚種の代理親魚としての適性を明らかにすることとしたい。

## 5. 結 言

2010年に西湖で再発見されたクニマスについて、生態調査、1歳魚の飼育試験及び代理親の作出試験を行った。その結果、次の事項が明らかになった。

- 1) 西湖のクニマスは春秋のヒメマス漁（遊漁含む）の際に混獲され、漁獲の主体は1～2歳魚と推定された。未成魚期にはヒメマス同様湖内を広く回遊し、ヒメマスの生息適水温とされる8～13℃に概ね一致する範囲で行動していたと推測された。
- 2) 成熟年齢（寿命）は3～5歳と推定され、2011年度の産卵主体は3歳と推定された。



- 3) クニマスの産卵適地は小規模であり、生息規模の制限要因となっている可能性が考えられた。
- 4) クニマスは11～2月頃に産卵、1～4月頃にふ化し、2～5月頃に遊泳しはじめるものと推定された。
- 5) クニマスの食性はヒメマスと重複し、大型の甲殻類プランクトンを主要な餌生物とし、魚類や底生動物も利用していると考えられた。
- 6) 養殖試験の結果、クニマスはヒメマスに比べて生残率、日間増重率及び飼料効率でやや劣っていたが十分な成長を示した。飼育方法の改良により養殖魚として十分活用可能と考えられた。
- 7) 飼育下の成熟期は11～3月で、12～2月が主体であった。雄の排精期間は長期に渡り、雌の排卵期間やそのピークと雄の排精期間を検討し、適切な採卵時期を決定する必要があると考えられた。
- 8) わずかながら人工繁殖魚の成熟及び採卵が達成され、クニマスの完全養殖に向けて一定の成果が得られた。
- 9) クニマス代理親魚を作出するため、サクラマス、ヒメマス、ニジマス(♀)×ヒメマス(♂)交雑種のふ化仔魚にクニマスの生殖細胞を移植したところ、いずれの種においても移植細胞の生着が確認された。

## 謝 辞

調査にあたりご協力を頂いた、三浦久組合長はじめ西湖漁業協同組合の関係者の皆様、秋田県水産振興センター資源部の渋谷和治専門員はじめ職員の皆様にお礼申し上げます。

## 参考文献

- 1) 青柳敏裕, 加地奈々, 長谷川裕弥: クニマスの生態解明及び増養殖に関する研究, 山梨県理工学研究機構研究報告書第8号, P.89-102 (2013)
- 2) Yoshizaki G., Fujinuma K., Iwasaki Y., Okutsu T., Shikina S., Yazawa R., Takeuchi Y.: Comp. Biochem. Physiol. Part D, 6, 1, P.55-61 (2011)
- 3) Nakayama K., Muto N., and Nakabo T.: Mitochondrial DNA sequence divergence between "Kunimasu" *Oncorhynchus kawamurae* and "Himemasu" *O. nerka* in Lake Saiko, Yamanashi Prefecture, Japan, and their identification using multiplex haplotype-specific PCR. Ichthyol. Res., 60 (3), P.277-281 (2013)
- 4) 御勢久衛門・水野信彦: 河川生物群集の相互関係, 沼田真監修 河川の生態学, 築地書館, P.218-222 (1972)
- 5) Okutsu T., Suzuki K., Takeuchi Y., Takeuchi T. and

- Yoshizaki G.: Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 103, 8, P.2725-2729 (2006)
- 6) Takeuchi Y., Yoshizaki G. and Takeuchi T.: Biol. Reprod., 69, 4, P.1142-1149 (2003)
- 7) 養魚講座第2巻 草魚・姫鱒他, 緑書房, 121-126 (1967)
- 8) 秋田県水産試験場: 國鱒人工孵化試験, 明治四十年秋田県水産試験場事業報告, P.35-38 (1907)
- 9) 徳井利信: 支笏湖におけるヒメマスの年齢と成長, 水産増殖, 36巻第2号, P.137-143 (1988)
- 10) 田中正明: 中部地方の湖沼 西湖, 日本湖沼誌, P.348-352 (1992)
- 11) 高橋一孝, 大浜秀規: ワカサギの資源生態学的研究Ⅱ, 山梨県水産技術センター事業報告書第24号, P.30-39 (1996)
- 12) 高村典子: 生態系再生の新しい視点 湖沼からの提案, 共立出版, P.23-24 (2009)
- 13) 平林公男, 傳正海, 吉沢一家, 吉田雅彦, 風間ふたば: 富士五湖西湖におけるミズムシ *Asellus* (s. str.) *hilgendorfi* Bovallius (Asellidae; Isopoda) の水平分布, Jpn. J. Environ. Entomol. Zool. 21 (4), P.231-237 (2010)
- 14) 山梨県指定天然記念物「フジマリモ及び生息地」調査事業報告書 西湖のフジマリモ生息状況と環境一, 山梨県足和田村, P.84-86 (1995)
- 15) 坪井潤一, 松石隆, 渋谷和治, 青柳敏裕, 岡崎巧, 高橋一孝: 西湖におけるクニマスの資源量推定, 平成26年度日本水産学会春季大会, 北海道, (2014)

## 成果発表状況

### 学会発表

- 1) 坪井潤一, 松石隆, 渋谷和治, 青柳敏裕, 岡崎巧, 高橋一孝: 西湖におけるクニマスの資源量推定, 平成26年度日本水産学会春季大会, 北海道, (2014)

### 学会誌等掲載

- 1) Nakabo T., Tohkairin A., Muto N., Watanabe Y., Miura Y., Miura H., Aoyagi T., Kaji N., Nakayama K., and Kai Y.: Growth-related morphology of "Kunimasu" (*Oncorhynchus kawamurae*: family Salmonidae) from Lake Saiko, Yamanashi Prefecture, Japan. Ichthyol. Res., 61 (2), P.115-130 (2014)

付表 2011年度成熟魚出現状況調査採集標本(その1)

標本番号	同定結果 (PCR判別結果による)	雌雄	推定 年齢	全長 (mm)	標準体長 (mm)	体重 (g)	採集時の 成熟状態	G価 (%)	鰾数	胸門数	判別分析 結果	PCR判別 結果	採集日	採集地点	
YFTC-28	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		253	202	144	未排卵	10.5	27	84	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-29	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		255	217	156	未排卵	5.4	31	75	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-30	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		281	234	208	未排卵	6.9	31	76	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-31	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	305	251	258	未排卵	4.8	35	71	ヒメマス	クニマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-32	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		287	246	225	未排卵	5.7	31	65	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-33	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		295	250	243	未排卵	3.1	39	49	クニマス	クニマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-34	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♀		321	252	344	未排卵	16.2	31	82	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-35	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		275	227	183	未排卵	4.2	32	82	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-36	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		261	214	170	未排卵	3.0	31	64	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-37	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		262	226	200	未排卵	2.6	34	75	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-38	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		263	212	162	未排卵	4.3	32	77	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-39	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♀		336	292	410	未排卵	10.3	33	65	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-40	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♀		260	216	160	未排卵	11.8	32	58	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-41	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		259	215	165	未排卵	3.7	32	73	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深14-16m)	
YFTC-42	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		252	205	146	未排卵	4.4	31	67	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深14-16m)	
YFTC-43	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		281	236	197	未排卵	6.6	32	75	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深14-16m)	
YFTC-44	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		356	293	455	未排卵	3.9	31	91	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深14-16m)	
YFTC-45	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		274	234	202	未排卵	3.2	32	70	ヒメマス	ヒメマス	2011.09.14	西湖 (西の越水深11-12m)	
YFTC-47	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		283	242	200	死 (不明)	4.0	35	64	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深38-43m)	
YFTC-48	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	267	223	158	排卵	1.0	39	61	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深33-43m)	
YFTC-49	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	268	230	176	未排卵	18.6	41	64	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深33-43m)	
YFTC-50	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		283	235	202	排卵	1.6	30	52	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深33-43m)	
YFTC-51	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		269	231	188	排卵	2.9	32	66	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深24-31m)	
YFTC-52	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	375	319	470	排卵	1.7	40	58	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深24-31m)	
YFTC-53	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	271	229	184	未排卵	13.3	39	52	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深24-31m)	
YFTC-54	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		263	221	147	排卵	1.3	34	62	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深31-38m)	
YFTC-55	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	259	215	136	排卵	1.1	41	63	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深31-38m)	
YFTC-56	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		275	232	183	排卵	1.1	32	74	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深38-42m)	
YFTC-57	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		436	378	889	排卵	1.8	38	61	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深14-15m)	
YFTC-58	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		273	239	222	死 (不明)	3.6	33	80	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深14-15m)	
YFTC-59	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	396	346	565	未排卵	1.9	40	54	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深14-15m)	
YFTC-60	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	291	245	206	排卵	1.9	38	61	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深14-15m)	
YFTC-61	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	320	274	318	死 (不明)	2.4	38	57	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深14-15m)	
YFTC-62	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		249	209	137	排卵	3.0	32	58	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-63	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		361	305	439	排卵	2.2	39	55	クニマス	クニマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-64	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♀		278	235	205	死 (不明)	14.2	34	66	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-65	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		270	233	192	死 (不明)	4.2	33	50	ヒメマス	ヒメマス	2011.10.18	西湖 (西の越水深13-14m)	
YFTC-66	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	5	424	366	730	排卵	2.1	39	59	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-67	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		301	253	249	排卵	1.5	>33	71	-	クニマス	-	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)
YFTC-68	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		333	289	364	排卵	1.7	38	56	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-69	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	319	269	236	排卵後	0.6	37	55	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-70	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	347	295	377	排卵	0.6	36	57	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-71	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	356	301	379	排卵	2.9	>33	52	-	クニマス	-	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)
YFTC-72	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		418	345	706	排卵	2.1	40	58	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-73	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		263	229	151	排卵	0.9	34	69	ヒメマス	ヒメマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-74	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		255	218	142	排卵	2.4	32	66	ヒメマス	ヒメマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-75	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		270	228	163	排卵	5.4	32	65	ヒメマス	ヒメマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-76	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		251	210	129	排卵	0.7	36	56	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-77	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	272	238	174	排卵	1.2	39	48	-	クニマス	-	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)
YFTC-78	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		296	248	234	排卵	2.0	37	64	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-79	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	281	233	162	排卵	0.7	39	56	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-80	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		292	241	207	排卵	2.8	45	62	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-81	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	323	270	299	排卵	2.1	40	51	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-82	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	269	225	158	排卵	2.4	>15	55	-	クニマス	-	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)
YFTC-83	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		377	320	468	排卵	1.5	40	64	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深29-37m)	
YFTC-84	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	285	243	236	死 (不明)	4.4	45	67	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深37-43m)	
YFTC-85	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		291	245	217	死 (不明)	3.0	40	50	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深37-43m)	
YFTC-86	ヒメマス ( <i>Oncorhynchus nerka</i> )	♂		261	221	158	死 (不明)	4.3	34	68	ヒメマス	ヒメマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深37-43m)	
YFTC-87	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	268	231	197	排卵	12.4	38	56	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深37-43m)	
YFTC-88	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		303	259	259	排卵	0.8	38	51	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-89	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		375	323	550	排卵	3.1	40	60	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-90	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	353	298	382	排卵	2.4	39	46	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-91	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		349	298	388	排卵	0.6	39	66	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-92	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		274	230	183	排卵	3.1	>30	67	-	クニマス	-	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)
YFTC-93	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	5	394	338	666	排卵	0.8	38	50	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-94	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	357	302	394	未排卵	7.9	41	59	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-95	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	346	295	421	排卵	2.6	41	50	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-96	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		294	253	239	排卵	1.9	42	72	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-97	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	5	372	322	524	未排卵	14.9	37	48	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-98	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		372	321	515	排卵	2.6	40	55	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-99	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀		353	301	338	排卵後	0.6	40	64	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	
YFTC-100	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	368	314	408	排卵	3.2	39	69	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越水深24-30m)	

付表 2011年度成熟魚出現状況調査採集標本（その2）

標本番号	同定結果 (PCR判別結果による)	雌雄	推定 年齢	全長 (mm)	標準体長 (mm)	体重 (g)	採集時の 成熟状態	GSI (%)	鱗年数	歯門歯数	判別分析 結果	PCR判別 結果	採集日	採集地点
YFTC-101	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		368	306	425	排精	1.0	40	66	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖24-30m)
YFTC-102	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	5	456	393	885	排精	1.7	41	62	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖24-30m)
YFTC-103	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	340	286	213	放卵後	0.8	38	60	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-104	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		268	223	152	排精	3.1	39	64	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-105	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	5	409	355	683	排精	2.7	39	64	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-106	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	276	233	180	排精	3.4	40	60	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-107	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		261	217	127	排精	3.1	40	52	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-108	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	378	323	529	排精	2.4	41	62	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-109	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	348	321	443	死 (不明)	2.5	40	58	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖30-38m)
YFTC-110	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		406	338	551	排精	1.1	39	59	クニマス	クニマス	2011.11.16	西湖 (西の越沖38-42m)
YFTC-111	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		350	286	355	排精	3.3	41	68	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-112	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	285	246	161	放卵後	0.6	39	67	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-113	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		309	261	243	排精	1.9	>28	65	-	-	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-114	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	5	381	326	472	排精	1.0	39	55	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-115	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		285	245	200	排精	3.0	38	55	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-116	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	259	218	139	排精	3.0	39	59	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-117	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		256	214	131	排精	2.5	39	63	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-118	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		287	234	201	排精	3.6	39	50	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-119	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	273	229	148	放卵後	0.8	40	60	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-120	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	252	221	147	排卵	24.2	41	53	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-121	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		292	261	198	排精	3.6	40	67	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-122	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		294	246	224	死 (排精)	2.9	38	49	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-123	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	299	265	226	放卵後	0.8	37	56	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-124	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		281	236	179	死 (排精)	1.7	44	57	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-125	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	288	250	236	死 (排精)	1.6	40	54	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-126	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		378	323	501	死 (不明)	1.1	41	64	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖34-42m)
YFTC-127	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		252	209	124	排精	2.4	41	53	クニマス	クニマス	2011.12.16	西湖 (西の越沖34-42m)
YFTC-128	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	323	273	289	排精	1.9	42	63	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-129	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	282	239	180	未排卵	19.5	40	64	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-130	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		283	238	170	排精	1.4	40	62	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-131	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		275	230	141	排精	0.9	40	62	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-132	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		262	225	143	排精	1.1	39	61	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-133	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	290	241	187	排精	2.0	42	51	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-134	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		263	217	154	排精	3.2	40	52	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-135	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		303	255	209	排精	1.3	41	50	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-136	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	312	267	265	排精	1.5	39	47	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-137	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	293	246	198	排卵	13.6	39	49	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-138	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	257	224	134	放卵後	0.7	41	57	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-139	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		281	238	192	排精	1.2	41	64	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-140	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	275	240	155	放卵後	0.8	43	58	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-141	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀		282	243	164	排卵	3.1	40	68	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-142	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		267	227	150	排精	1.7	40	58	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-143	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	351	293	313	排精	2.2	39	55	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-144	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	300	257	241	排卵	18.1	41	59	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-145	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		255	212	116	排精	0.8	39	67	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-146	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		293	250	201	排精	1.2	41	71	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-147	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀		318	266	263	排卵	13.6	40	53	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-148	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	4	269	231	144	排卵	12.6	43	58	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-149	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		243	207	111	排精	1.2	42	53	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-150	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		330	283	304	排精	1.3	39	50	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-151	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		270	230	152	排精	0.8	>35	48	-	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-152	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		241	202	112	排精	1.2	38	57	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-153	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		283	235	164	排精	2.7	41	71	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-154	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	325	276	266	排精	3.4	39	56	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-155	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀		270	225	178	未排卵	16.1	40	57	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-156	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	4	290	246	218	排精	1.6	>36	61	-	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-157	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀		278	230	162	未排卵	16.8	38	69	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-158	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	283	235	166	排精	2.0	39	55	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-159	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		246	211	119	排精	0.7	39	42	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-160	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	261	225	152	排精	1.7	36	57	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-161	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		284	240	192	排精	1.5	40	62	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-162	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		265	225	142	排精	3.1	>31	49	-	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-163	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		291	251	195	排精	1.3	>34	53	-	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-164	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	243	204	103	排精	0.8	40	59	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-165	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀		292	260	161	未排卵	0.9	39	52	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-166	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	276	232	134	死 (不明)	1.4	37	65	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-167	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	272	237	128	死 (排精)	1.4	38	53	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-168	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		267	229	143	死 (排精)	1.6	38	61	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-169	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		328	277	313	排精	1.2	39	60	クニマス	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-170	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♀	3	272	244	160	放卵後	0.6	>35	56	-	クニマス	2012.01.18	西湖 (西の越沖15-17m)
YFTC-171	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	268	223	144	排精	0.7	41	58	クニマス	クニマス	2012.02.21	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-172	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		254	215	126	排精	0.7	41	55	クニマス	クニマス	2012.02.21	西湖 (西の越沖26-31m)
YFTC-173	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂		278	235	144	排精	0.6	36	59	クニマス	クニマス	2012.02.21	西湖 (西の越沖27-34m)
YFTC-174	クニマス ( <i>Oncorhynchus kawamurae</i> )	♂	3	265	225	123	放精後	0.6	38	47	クニマス	クニマス	2012.03.15	西湖 (西の越沖42-46m)

注) 成熟状態の「死 (不明)」は採網時点で死亡しており排精の有無が不明のもの、いずれも外観上は成熟。



# 富士北麓水資源の保全と活用のための 水文科学的研究

Hydrologic Science Research for the Management and Utilization of Ground Water  
Resources in the Northern Piedmont Area of Mount Fuji



# 富士北麓水資源の保全と活用のための水文科学的研究

内山 高<sup>1</sup>・小田切幸次<sup>2</sup>・佐野 哲也<sup>4</sup>・小林 浩<sup>2</sup>・中村 高志<sup>4</sup>・長谷川達也<sup>1</sup>・山本 真也<sup>1</sup>・村中 康秀<sup>3</sup>・  
神谷 貴文<sup>3</sup>・渡辺 雅之<sup>3</sup>・古屋 洋一<sup>3</sup>・吉澤 一家<sup>2</sup>・赤塚 慎<sup>1</sup>・内山美恵子<sup>5</sup>  
(<sup>1</sup>山梨県環境科学研究所, <sup>2</sup>山梨県衛生環境研究所, <sup>3</sup>静岡県環境衛生科学研究所,  
<sup>4</sup>山梨大学国際流域環境研究センター, <sup>5</sup>都留文科大学)

## Hydrologic science research for the management and utilization of ground water resources in the northern piedmont area of Mount Fuji

Takashi UCHIYAMA<sup>1</sup>, Koji OTAGIRI<sup>2</sup>, Tetsuya SANO<sup>4</sup>, Hiroshi KOBAYASHI<sup>2</sup>, Takashi NAKAMURA<sup>4</sup>, Tatsuya HASEGAWA<sup>1</sup>, Shinya YAMAMOTO<sup>1</sup>, Yasuhide MURANAKA<sup>3</sup>, Takafumi KAMITANI<sup>3</sup>, Masayuki WATANABE<sup>3</sup>, Yoichi FURUYA<sup>3</sup>, Kazuya YOSHIZAWA<sup>2</sup>, Shin AKATSUKA<sup>1</sup>, and Mieko UCHIYAMA<sup>5</sup>

(<sup>1</sup>Yamanashi Institute of Environmental Sciences, <sup>2</sup>Yamanashi Institute for Public Health, <sup>3</sup>Shizuoka Institute of Environment and Hygiene, <sup>4</sup>University of Yamanashi, <sup>5</sup>Tsuru University)

**要約:** 山梨県内のうち、富士北麓地域では生活・産業用水の水資源のほぼすべてを地下水等に依存している。本研究では富士北麓の水資源としての地下水等の量的および質的安全性を確保するため、水文科学的研究を行う。水文科学的研究として、山梨大学で運用しているXバンドMPレーダ及び気象庁のCバンドレーダの降水強度から推定された降水量と富士北麓地域に設置された地上雨量計データとを比較し、精度の検証を行った。その結果、Xバンドレーダによる推定の方がより精度が高いことが分かった。次に富士北麓の代表的湧水である忍野八海の涵養源を推定するために、富士北麓における地表水、地下水、富士山の積雪の水素・酸素安定同位体比を測定した。既往の研究で報告されている富士山の降水と標高の近似直線（地下水涵養線）を用い平均涵養標高の推定を行った結果、湧水群の平均涵養標高は1250m以下であり、湧水標高（930m～940m）に近い値を示した。さらに、水の由来を探るために水質調査を行った。忍野八海のなかで最も南にある出口池のバナジウム濃度はその他の池の濃度より高かった。従って、忍野八海なかで出口池は富士山からの地下水が最も湧いている池だと考えられた。同じように、北麓の代表的湖である河口湖の湖底湧水の実態を明らかにすることを目的に、湖底直上水のバナジウム濃度の空間変化を調べた。その結果、バナジウム濃度の相対的に高い水塊が湖西盆東側の南岸に沿って確認された。これら場所では湖岸付近に降った雨水が、溶岩の亀裂などを通り、湖底湧水として湖へとしみ出している可能性があることが判明した。

**Abstract:** The resource of potable and industrial water supply is dependent more than ca.60% on the groundwater in Yamanashi Prefecture, and almost all in Mount Fuji northern piedmont area, especially. Therefore, we performed hydrologic science research in Mount Fuji northern piedmont area to ensure the quality and quantitative of the groundwater and spring as water resources. First, to estimate the rainfall amount with a high degree of accuracy, we investigated the accuracies of the rainfall amounts derived by the observations of X-band multi-parameter radar (X-MP radar) of University of Yamanashi and C-band meteorological radar (C-band radar) of Japan Meteorological Agency based on the surface rainfall amount observed by tipping bucket type rain gauges on the northern piedmont area of Mount Fuji. The estimation of rainfall amount derived by X-MP radar was higher-accuracy than that derived by C-band radar. Furthermore, X-MP radar derived detail rainfall amount in a narrow region. Secondary, to identify the sources of spring waters in Oshino Hakkai Springs; surface and subsurface water, and snowfall were analyzed for hydrogen and oxygen isotopes. And recharge-water line for the Mount Fuji reported in a previous study was applied to estimate the mean recharge elevation of spring waters. Those results suggests that the mean recharge elevations were less than 1250m, which were close to the elevation of spring waters (930m~940m). And also we conducted a water quality survey of Oshino Hakkai Springs. Vanadium concentration of Deguchiike Pond located on the south side the most Oshino Hakkai was higher than the concentration of other ponds. In Oshino Hakkai Springs, Deguchiike Pond contains huge underground water from Mount Fuji. Finally, the spatial distribution of vanadium concentrations was examined in bottom water from Kawaguchiko Lake. We found a relatively vanadium-enriched water mass along the southern coast of the

west lake basin, suggesting that a water mass with relatively high vanadium concentration is likely provided from underwater springs that are located in off coast of the basaltic lava flow of Mount Fuji.

## 1. 緒言

山梨県は生活・産業用水の水源の約6割を、とくに富士北麓地域ではほぼすべてを地下水等に依存している。さらに、近年では富士山の地下水の水質特性から、富士山麓ではミネラルウォーター産業が急発展し、水資源としての地下水の量と質の把握が急務となっている。しかしながら、富士山麓地域では火山山麓特有の複雑な地質構造から地下水流動の実態が十分解明されていない。このような状況で、富士山麓、特に富士北麓で将来にわたり安全な地下水・湧水を安定的に利用していくためには、富士北麓での水資源の総合管理・保全計画が必要とされる。さらに、世界文化遺産「富士山」の構成資産の一つとしての湧水群や富士五湖の水環境を将来にわたって保全していくためにも、富士山の水環境の保全対策が必要とされる。

このような中、本研究では富士北麓の水資源としての地下水・湧水の量的および質的安全性を確保するため、水文学的現状を把握することとした。水収支の導入部にあたる降水量を高精度かつ定量的に把握するため、気象庁のCバンドレーダの観測データと山梨大学のXバンドマルチパラメータレーダ（XバンドMPレーダ）の観測データを用いた検証を行う。また、蒸発散量の推定には、従来の水収支法等とあわせて、サップフローセンサーシステムを用いた試行もおこなう。これらの研究結果より、地下水の量的把握、水収支の検証を行う予定である。

さらに加えて、富士北麓の地下水・湧水の水質や由来に関する検討をおこなうために、代表的な湧水群である忍野八海および富士五湖の代表的な湖である河口湖において、主要イオン分析、微量元素分析、水（水素、酸素）の安定同位体比解析を実施する。

もちろん本研究の最終目標は、以上のような種々の水文学的調査・研究成果に基づいて、高精度の水理地質構造および地下水流動系を解明した上で、水循環モデルを構築し、当該地域の水収支結果ならびに水質にもとづいた検証結果から、富士北麓水資源の保全と活用のための水文学的モデルと地下水資源賦存量等の基礎資料を提供することにある。

本論では今年度研究成果としての、降水量推定に関するXバンドMPレーダの有効性について、ならびに富士北麓の水の由来を調べる研究として、世界文化遺産富士山の構成資産の一つで、この地域の代表的な湧水群である忍野八海と代表的な湖である河口湖の水質および同位体比解析結果について報告する。

## 2. XバンドMPレーダを用いた富士北麓地域での降水量推定に関する検討

### 2-1 解析対象地域・使用データ・解析方法の概要

#### 2-1-1 解析対象地域

本章における解析対象地域を図2-1に示した。解析対象地域は富士山、天子山地、御坂山地、道志山地に囲まれた富士北麓地域とした。本章で使用した富士北麓地域内にある地上雨量計の標高は860~2305mと、いずれも高標高の位置に設置してあり、山梨大学のXバンドMPレーダ（以下、梨大レーダと呼ぶ）から地上雨量計までの直線距離はおよそ21~35kmの範囲である。

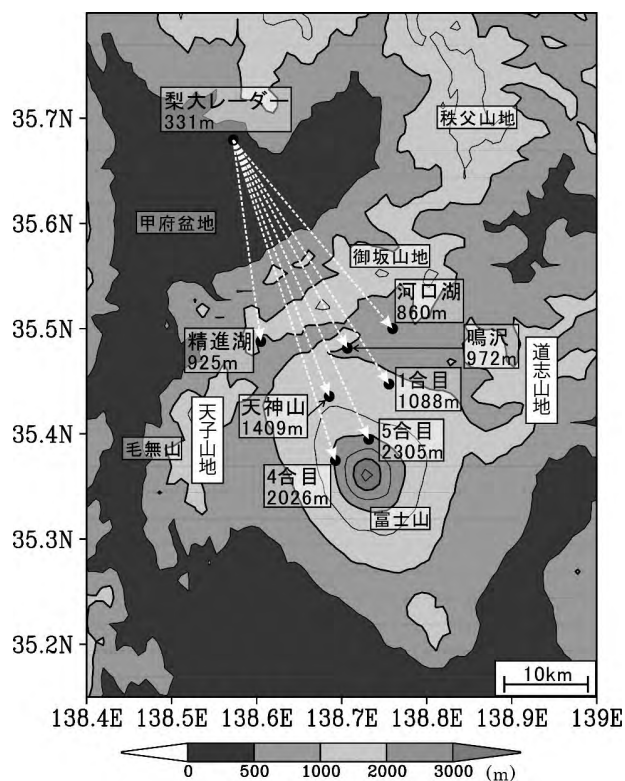


図2-1 梨大レーダと地上雨量観測地点の位置図

#### 2-1-2 使用データ

本章において使用したデータは主に気象レーダの降雨強度データと地上雨量計の観測データの2つであり、このうち気象レーダで用いたデータは梨大レーダと気象庁のCバンドレーダ（以下、気象庁レーダと呼ぶ）の2種類である。

地上雨量計の観測データは、気象庁管理の河口湖アメダスと山梨県道路公社富士山有料道路管理事務所管理の富士山1合目・4合目・5合目の計4地点では観測単位が0.5mm刻みである。一方、山梨県県土整備部治水課管理の精進湖・



鳴沢・天神山の3地点では雨量計の観測単位が1mm単位である。その他に事例解析時における補足資料として気象庁ホームページ<sup>1)</sup>にある地上天気図を使用した。

### 2-1-3 解析方法

梨大レーダによる観測データについて、真木と朴(2009)<sup>2)</sup>による降雨強度推定式に基づき、 $Z_H$  (水平偏波のレーダ反射因子)、 $K_{DP}$  (偏波間位相差変化率)を主としたパラメータを用いて降雨強度を算出した。この算出結果から得られた水平解像度500mのグリッドデータを解析データとし、富士北麓地域における降水量を推定した。

梨大レーダに対する比較対象として、気象庁レーダを使用し、気象業務支援センター発行の1kmメッシュ全国合成レーダ内にあるバイナリデータから、降雨強度に該当する部分を抽出した。この抽出結果から得られた水平解像度1kmのグリッドデータを解析データとし、梨大レーダと同様に降水量を推定した。

これらの推定データに基づき、富士北麓地域に設置している各々の地上雨量計データの実測値(地点データ)と地上雨量計のある緯度経度座標が当てはまる気象レーダのグリッドデータ(面データ)とを比較し、気象レーダで推定された降水量の精度について降水タイプ別に検証を試みた。降水タイプは層状性降雨と対流性降雨のどちらかに大別される。そのため降水タイプ別に推定値や実測値にどのような違いが生じるのかを捉えることとした。

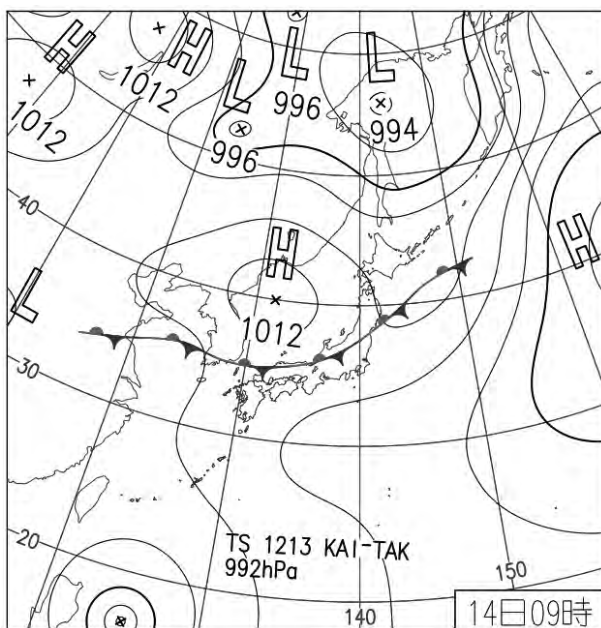


図2-2 2012年8月14日09:00JSTの地上天気図

## 2-2 解析結果

### 2-2-1 層状性降雨事例における解析結果

層状性降雨は、春雨や梅雨期にしばしば見られる層状

雲から降る雨のことで、地上の広い範囲に比較的一様な弱い降雨をもたらす。融解層上空の雪がゆっくりと下降し、融解層の下で雨滴に変化して地上に到達することで、降雨が形成される。本章では2012年8月14日に観測された層状性降雨事例を解析対象とした。

図2-2は解析対象日における09:00JST(日本標準時)の地上天気図である。当日の概況として、本州付近は日本海に中心を持つ高気圧と太平洋高気圧の間の気圧の谷にあり、停滞する前線に伴い、富士北麓地域周辺では層状性降水システムによる降雨が午前中に観測された。

そこで当日に降水が観測された04:00~11:00JSTを解析対象時間とし、富士山1合目・4合目・5合目での降水量の時系列変化を調べた(図2-3)。この図から気象庁レーダの推定降水量と梨大レーダの推定降水量がともに地上雨量計による実測値の大小の変化を良く捉えていることが伺えた。細かく解析すると、1合目と5合目の実測値との対応については、降水時に気象庁レーダの方が若干過大に降水量を見積もっている傾向が見えたほか、4合目の実測値との対応は06:30JSTや07:10JSTでの降水を除き、気象庁レーダと梨大レーダとでは推定降水量に明瞭な差異は認められなかった。また解析対象時間内における積算降水量について、梨大レーダによる推定値と地上雨量計による実測値とで面的な比較を行った(図2-4)。梨大レーダによる推定結果から、時間内積算降水量は富士山の北西斜面で10~20mm、さらに富士山の南西斜面で20~30mmであることが分かり、狭い領域内

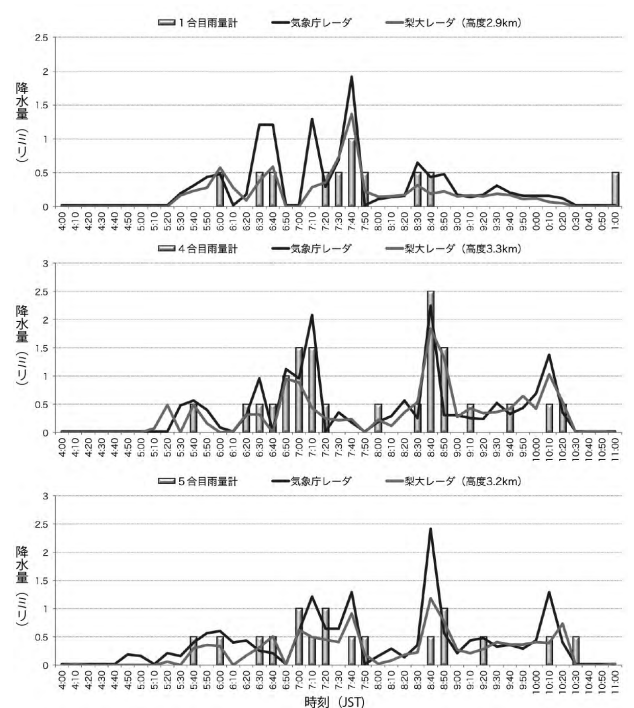


図2-3 2012年8月14日の地上雨量とレーダ推定降水量の時系列変化

(上段:1合目, 中段:4合目, 下段:5合目)

においても降水量の分布に差異があることが認められた。一方、富士山の北東方向や南東方向では無降水と見積もられたが、この地域は梨大レーダから送信された電磁波が地形の遮蔽により届かない領域にあたり、梨大レーダでは推定不可能となっていることに起因する。また積算降水量の推定値と実測値を比較した結果、富士北麓地域内における両値の多寡の傾向は概ね一致しており、天神山や富士山4合目などでは両値のずれは小さいことが分かった。ただし、地点毎の両値の差を細かく見ていくと、全体的な傾向として梨大レーダによる推定の積算降水量はやや過大評価している状況が読み取れた。

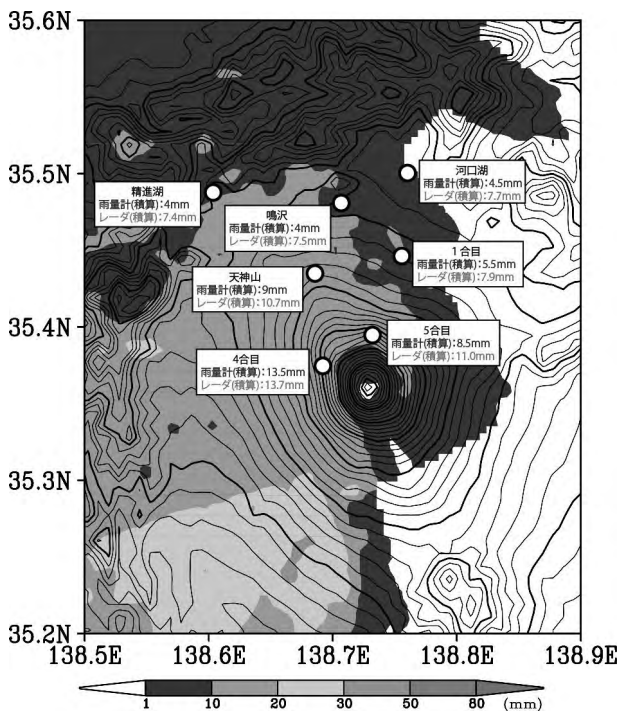


図2-4 梨大レーダによる推定の積算降水量と地上雨量の積算値の比較分布図 (2012年8月14日04:00~11:00JST)

### 2-2-2 対流性降雨事例における解析結果

対流性降雨は対流雲（積乱雲）から降る雨のことで、地上の狭い範囲に短時間で強い降雨をもたらす。夏季の夕立はその一例である。本章では富士山周縁部で強雨が観測された2012年8月17日と富士山頂付近で強雨が観測された2012年7月14日の2事例を対流性降雨事例の解析対象とした。

#### 1) 2012年8月17日の対流性降雨事例

図2-5は解析対象日における09:00JSTの地上天気図である。当日の概況として、東日本は太平洋高気圧に覆われて広範囲で真夏日を記録した一方、上空に寒気が南下した影響で午後は大気の状態が不安定となり、富士北麓では昼過ぎから宵のうちにかけて、対流システムの通過に伴う短時間強雨が観測された。そこで当日、強雨が

顕著に観測された精進湖における降水量の時系列変化と時間-高度断面図を調べた（図2-6、図2-7）。

地上雨量の時系列変化から、17:00~17:40JSTにおいて4~5mm/10minの強雨のピークを観測しており、梨大レーダと気象庁レーダともにこのピークをしっかりと捉えていることが分かった。ただし17:20~17:30JSTに実測値で見られる一時的な強雨の弱まりについて、梨大レーダでは適切に捉えているが、気象庁レーダでは捉

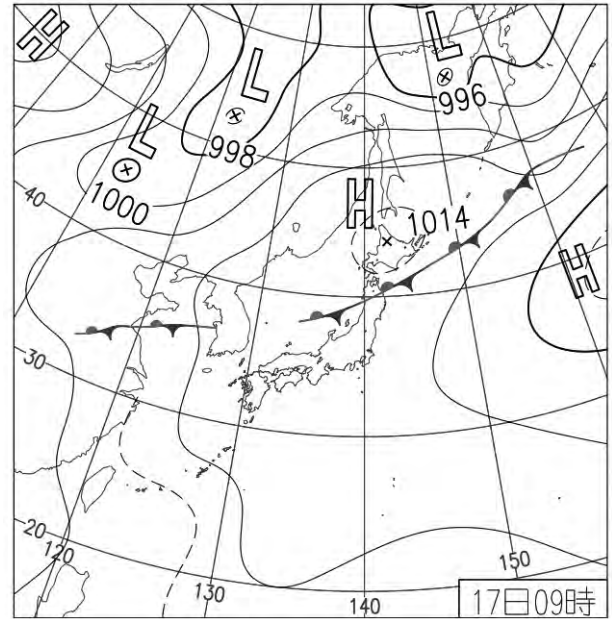


図2-5 2012年8月17日09:00JSTの地上天気図

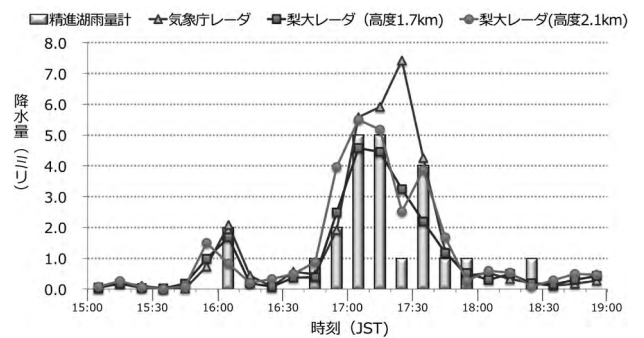


図2-6 2012年8月17日の地上雨量とレーダ推定降水量の時系列変化（精進湖）

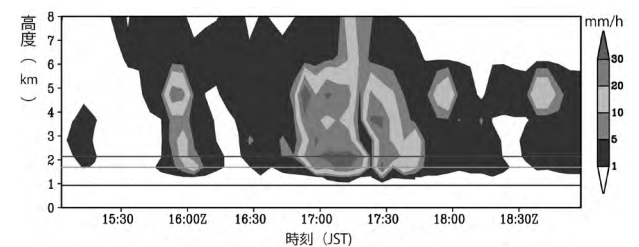


図2-7 梨大レーダによる2012年8月17日の降水強度と時間・高度断面図の変化（精進湖）

えきれておらず、むしろ解析対象時間内での最大ピークとして認識してしまっている。また時間-高度断面図の変化から、16:00~16:10JSTの最初の降雨と17:00~17:40JSTの強雨が高度約5~6kmにまで成長した対流雲によってもたらされた降雨であったことや、地上雨量が観測されなかった時間においても高度の高い所では弱い降水が捉えられていることが認められた。

また解析対象時間内における積算降水量について、梨大レーダによる推定値と地上雨量計による実測値とで面的な比較を行った(図2-8)。

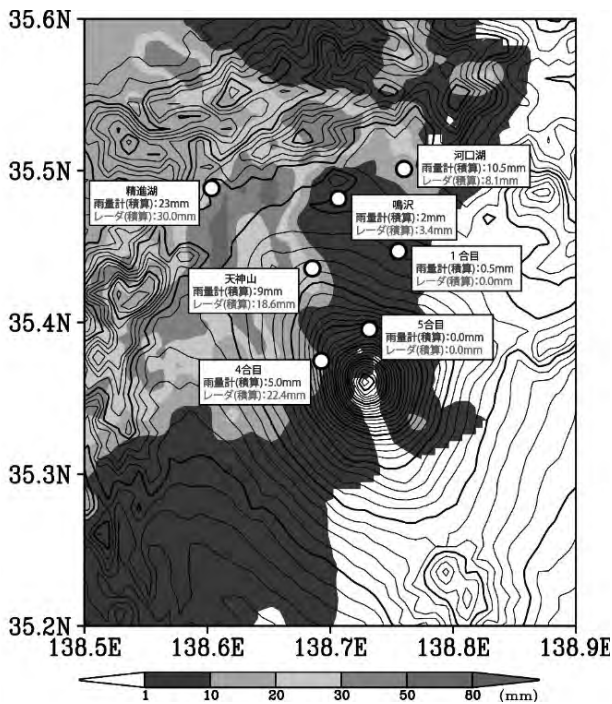


図2-8 梨大レーダによる推定の積算降水量と地上雨量の積算値の比較分布図  
(2012年8月17日15:00~19:00JST)

梨大レーダによる推定から、本事例での積算降水量の極大域は富士山周縁部にあたる御坂山地から天子山地にかけた山地にあることが判明した。富士北麓地域では極大域に近い精進湖において20mmを超えるまとまった雨が推定されたが、富士山頂付近では極僅かの降水が見積もられた程度であった。これを実測値との比較で見ると、富士山4合目と天神山以外の地点では推定の積算降水量と実測の積算降水量との間に大きな差は見られず、本事例における推定の積算降水量分布図が的確であることが分かった。

2) 2012年7月14日の対流性降雨事例

図2-9は解析対象日における09:00JSTの地上天気図である。当日の概況として、本州付近に停滞する梅雨前線に向かって南から暖湿流が流れ込み、富士北麓地域では未明から明け方にかけて強い雨を観測した。

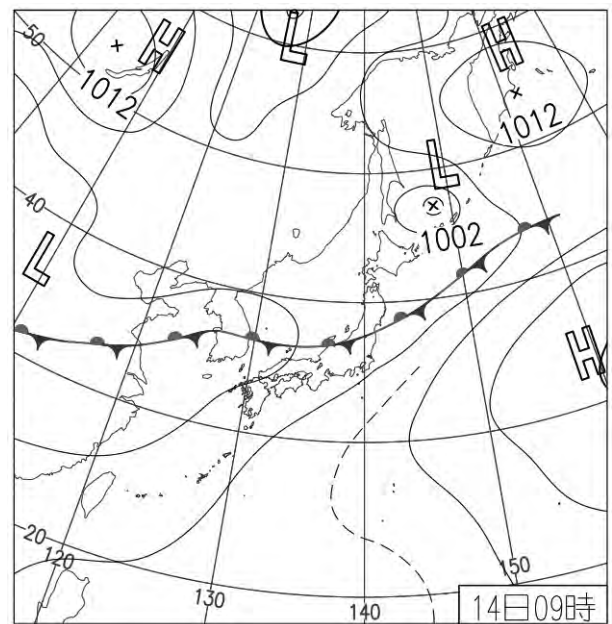


図2-9 2012年7月14日09:00JSTの地上天気図

そこで当日に強雨が観測された00:00~04:00JSTを解析対象時間とし、富士山1合目・4合目・5合目での降水量の時系列変化を調べた(図2-10)。各地点の雨量計から、00:00~03:00JSTにおいて断続的にまとまった降水を観測しており、4合目や5合目の地点では02:30JSTをピークに8.5~12mm/10minのやや強い雨を記録した。一方、気象レーダに関しては気象庁レーダと梨大レーダともに実測値の強弱の変化をうまく推定できている

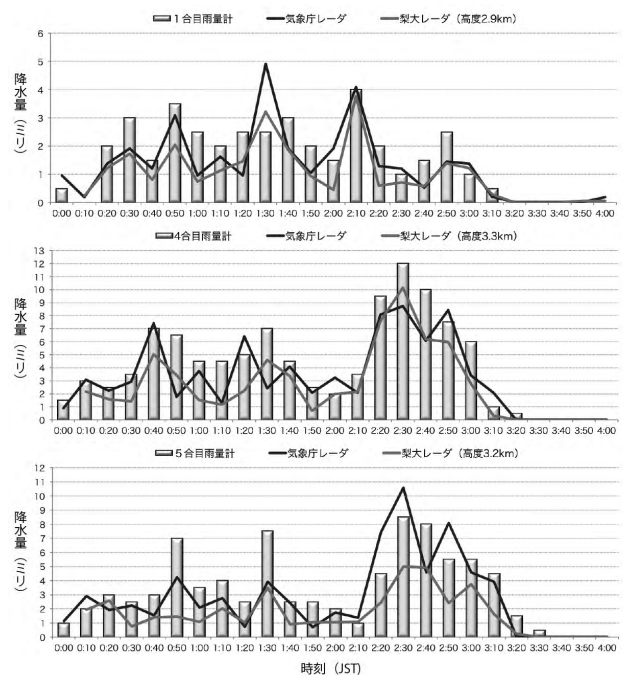


図2-10 2012年7月14日の地上雨量とレーダ推定降水量の時系列変化  
(上段:1合目, 中段:4合目, 下段:5合目)

が、全体的には実測値と比べて過小評価する傾向にあり、特に梨大レーダではその傾向が顕著であった。

また解析対象時間内における積算降水量について、梨大レーダによる推定値と地上雨量計による実測値とで面的な比較を行った(図2-11)。梨大レーダによる推定結果から、本事例では富士山に近い地域ほど積算降水量が多くなる傾向にあり、特に富士山の西側及び東側斜面では時間内積算降水量が50mm以上と推定されており、局所的な降水の極大域を解析できていることが分かった。さらに積算降水量の推定値と実測値を比較した結果、層状性降雨事例と同様に富士北麓地域内における両値の多寡の傾向は概ね一致したが、全体的には梨大レーダによる推定は過小評価傾向にあり、特に富士山4合目・5合目では推定値に対して2倍近くの降水が地上雨量計で観測されている結果となった。

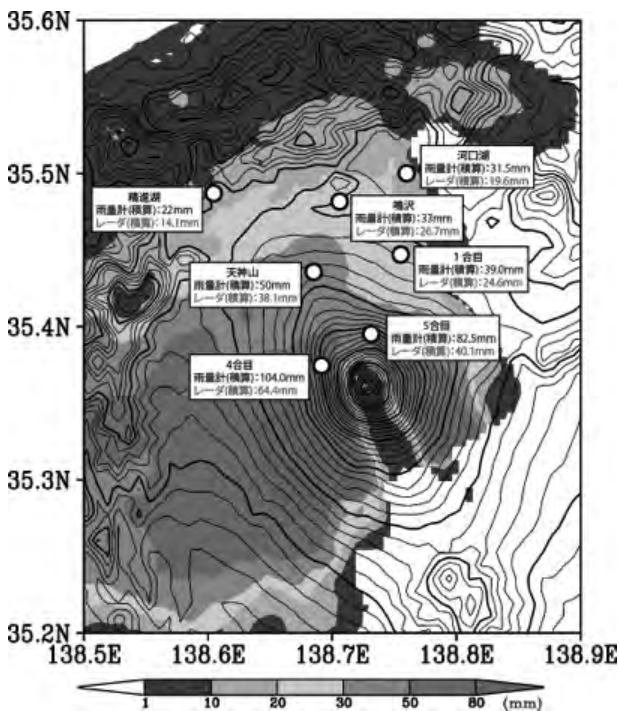


図2-11 梨大レーダによる推定の積算降水量と地上雨量の積算値の比較分布図  
(2012年7月14日00:00~04:00JST)

### 2-3 考察

#### 2-3-1 気象庁レーダと梨大レーダの推定精度について

今回の事例解析から2012年8月14日の層状性降雨事例と2012年7月14日の対流性降雨事例において、気象庁レーダと比べて梨大レーダの方がより実測値に即した降水量の推定を行えることが確認された。これは両レーダの特性に由来するものと考えられる(表1)。

気象庁レーダと比較して梨大レーダは水平解像度が2倍高く、1立方体(1グリッド)で考えた場合は8倍もの情報量を持つ。そのため局所的な降水現象や気象庁レー

ダでは一様に見られる降水域内でも、より細かな強度の違いを捉えることができる。また梨大レーダでは水平方向に加えて鉛直方向の偏波も送信しているため、両偏波の位相差から降雨減衰の影響を受けずに降水強度を推定することが可能である。これらの性能を梨大レーダは有するため、気象庁レーダよりも精度の高い推定が可能である。

表1 気象レーダの諸元

(諸元については、梨大レーダはSano et al. (2012)<sup>3)</sup>、気象庁レーダは深尾と浜津(2005)<sup>4)</sup>から引用)

レーダの種類	梨大レーダ	気象庁レーダ
波長帯	Xバンド(3cm)	Cバンド(5cm)
観測範囲	半径6.4km	半径200km
水平解像度	500m	1km
送信偏波	水平, 垂直	水平

2-3-2 梨大レーダの推定値と地上雨量計の実測値との差  
2-2で述べた結果から、精度の高い梨大レーダによる推定値でも地上雨量計による実測値との時系列変化や積算降水量において、少なからず誤差が生じているが分かった。

この原因については大きく分けて2つに分別されると考える。1つ目は気象レーダと地上雨量計との観測手法の違いである(図2-12)。

梨大レーダは1グリッド内に存在する雨滴の平均値を降水強度(降水量)として換算しているのに対し、地上雨量計はわずか直径20cmの受水器に捕捉された雨滴のみを降水量として計測する。つまりそれぞれ観測手法が異なるもの同士を比較するため、少なからず誤差が生じる。

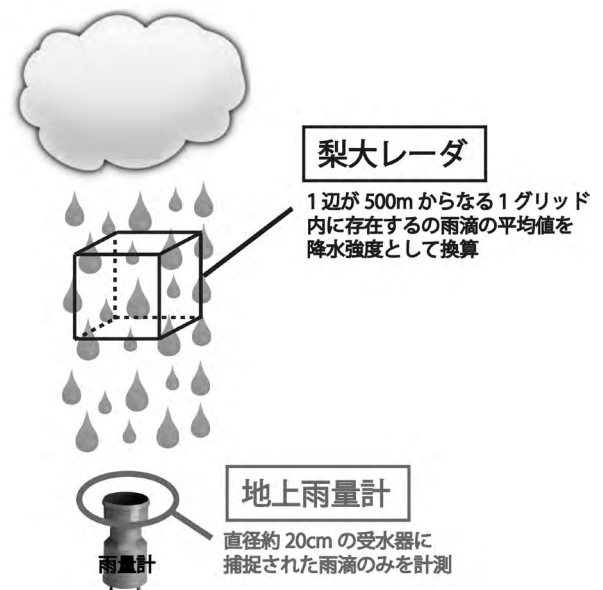


図2-12 気象レーダと地上雨量計との観測手法の違いを示した模式図

2つ目の誤差要因は気象レーダで観測された雨滴が地上に達するまでに受ける物理的影響によるものである。具体的には雨滴が上空から地上に到達するまでに、雨滴同士が併合したり分裂したりする他、大気下層が乾燥している場合や降水強度として弱い場合などは地上に到達するまでに雨滴が蒸発してしまう。また地上付近においても特に山岳地域は風による影響を受けやすいため、雨量計に確実に捕捉されないこともある。これら2つによる要因が誤差を生じさせ、これらの誤差の積み重ねが地点によっては積算降水量の推定値と実測値との間に大きな差をもたらすと思われる。

### 3. 富士北麓の水同位体比

水の水素および酸素安定同位体比は地下水の起源の推定や水系の区分、流動解析などで有用なトレーサーとして広く利用されている。本研究では富士北麓域における地下水の水文状況を把握するために水の水素および酸素安定同位体比を用いた検討を実施している。本年度は、忍野村の西部に位置する湧水群（忍野八海等）を中心に調査・研究を展開した。この湧水群は観光資源としての価値が高いだけでなく、桂川水系の水源を成し水資源的価値も高い。

#### 3-1 実験方法

忍野地域の湧水群の水文学的特性を把握するために、対象地域の湧水、河川水、地下水を2013年6月から2014年1月の期間に毎月（地下水については隔月）で採水を行った。湧水は、忍野八海に属する出口池、お釜池、底抜池、銚子池、湧池、濁池、鏡池、菖蒲池で採取した。また、忍野八海湧水群から東に1km弱離れた地点にある鷹丸尾湧水群の浅池において2ヶ所の湧水を採取した。河川水は、湧水が流出する桂川において4地点、新名庄川2地点、阿原川1地点で採水を行った。富士北麓の地下水は山梨県環境科学研究所の井戸を用いて採取した。井戸の深度は150mである。さらに比較のために、山梨県が所有していた河口湖ならびに山中湖の湖水、富士山の積雪を試料として入手した。

水の水素および酸素安定同位体比は、山梨大学大学院医学工学総合研究部附属国際流域環境研究センター所有の同位体分析装置により、キャピティーリングダウン分光光度法（PICARRO, L1102-i）で測定した。安定同位体比の値は以下の式で定義する。

$$\delta \text{ sample } (\%) = \left[ \frac{R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}}}{R_{\text{standard}}} \right] \times 1000 \quad (1)$$

ここで、RはD/Hまたは $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ である。水の水素および酸素安定同位体比測定のスタンダードは国際標準物質

のV-SMOW, SLAP, GISPから値付けされた3種の異なる同位体比値を有するワーキングスタンダードを用いた。測定の精度については、水素安定同位体比で $\pm 0.5\%$ 、酸素安定同位体比で $\pm 0.05\%$ であった。

#### 3-2 結果

表3-1に湧水、地下水、河川水、湖水、富士山の積雪の水素および酸素安定同位体の統計値を示す。最も低い同位体比値を示したのは富士山の積雪で、水素および酸素安定同位体比値はそれぞれ、 $-192\%$ ～ $-64\%$ ならびに $-25.3\%$ ～ $-10.8\%$ の範囲で変動し、平均値は $-112.4\%$ ならびに $-16.1\%$ であった。深度150mの井戸水の水素および酸素安定同位体比値はそれぞれ、 $-82\%$ ～ $-80\%$ ならびに $-11.9\%$ ～ $-11.4\%$ で変動し、その範囲は極めて小さかった。湧水の水素および酸素安定同位体比値はそれぞれ、 $-68\%$ ～ $-57\%$ ならびに $-10.2\%$ ～ $-7.6\%$ の範囲で変動し、その平均値は $-63\%$ ならびに $-9.4\%$ を示し、富士山の降雪や深度150mの井戸水より優位に高い同位体比値を示した。河川水の水素および酸素安定同位体比値はそれぞれ、 $-66\%$ ～ $-51\%$ ならびに $-9.9\%$ ～ $-7.2\%$ の範囲で変動し、その平均値は $-62\%$ ならびに $-9.4\%$ を示し、湧水の変動範囲ならびに平均値と良く一致している。湖水の水素および酸素安定同位体比値はそれぞれ、 $-70\%$ ～ $-50\%$ ならびに $-10.4\%$ ～ $-6.4\%$ の範囲で変動し、その平均値は $-57\%$ ならびに $-8.0\%$ で比較的高い値を示した。

表3-1 各種水試料の酸素および水素安定同位体比の統計

	No. of samples	$\delta^{18}\text{O}$ in $\text{H}_2\text{O}$ $\delta\text{D}$ in $\text{H}_2\text{O}$ d-excess			
			‰	‰	‰
Spring water	81	Mean	-9.4	-62.9	12.8
		Median	-9.5	-63.2	12.9
		Minimum	-10.2	-68.0	9.4
		Maximum	-7.6	-56.9	16.5
Groundwater	4	Mean	-11.6	-81.1	12.0
		Median	-11.6	-81.2	11.9
		Minimum	-11.9	-82.0	10.8
		Maximum	-11.4	-80.2	13.2
River water	56	Mean	-9.4	-62.5	12.6
		Median	-9.5	-62.8	12.6
		Minimum	-9.9	-65.6	6.6
		Maximum	-7.2	-51.0	14.9
Lake water	173	Mean	-8.0	-57.0	7.2
		Median	-7.8	-56.4	7.1
		Minimum	-10.4	-70.0	1.6
		Maximum	-6.4	-49.6	14.5
Snow	6	Mean	-16.1	-112.4	16.6
		Median	-15.3	-107.1	17.7
		Minimum	-25.3	-191.6	10.6
		Maximum	-10.8	-63.8	22.6

#### 3-3 考察

標高と各標高における降水の水素および酸素安定同位体比値の間には負の相関が得られる（高度効果）ことが知られている。富士山にでも標高が高い地点の降水ほど低い同位体比値を示すことが報告され、東・西・南麓における酸素安定同位体比値は $-0.18\%/100\text{m}$ で減少し、

北麓については-0.18‰/100mで減少することが確認されている(安原ほか2007)<sup>5)</sup>。富士山の積雪で特に低い水の水素および酸素安定同位体比値を示したのは、この高度効果を反映しているためと考えられる。また、富士北麓の深度150mの井戸水の水素および酸素安定同位体比値が比較的低い値を示したことについても、富士山の高度効果を反映している、いわゆる富士山の地下水を揚水していると考えられる。一方、忍野八海ならびに鷹丸尾の湧水については、深度150mの井戸水(富士山の地下水)より明らかに高い同位体比値を示していることから、深度150mの井戸水よりも低い涵養標高を有していると考えられる。桂川、新名庄川、阿原川の同位体比値が湧水のそれと良く一致したのは、これらの河川水の殆どが湧水により形成されていることを反映している。

湧水、地下水、河川水、河口湖および山中湖の湖水、富士山の積雪の水素と酸素の安定同位体比の関係を図3-1に示した。合わせて安原ら(2007)<sup>5)</sup>によって観測された富士山の降水の水素および酸素安定同位体比値の近似直線(ローカルな天水線)を示した。富士山の積雪ならびに深度150mの井戸水については天水線上に分布し、井戸水については降水による涵養を示唆する結果が得られた。湧水、河川水、湖水については、天水線より低い傾きを示しながら乖離する傾向が示されている。湖

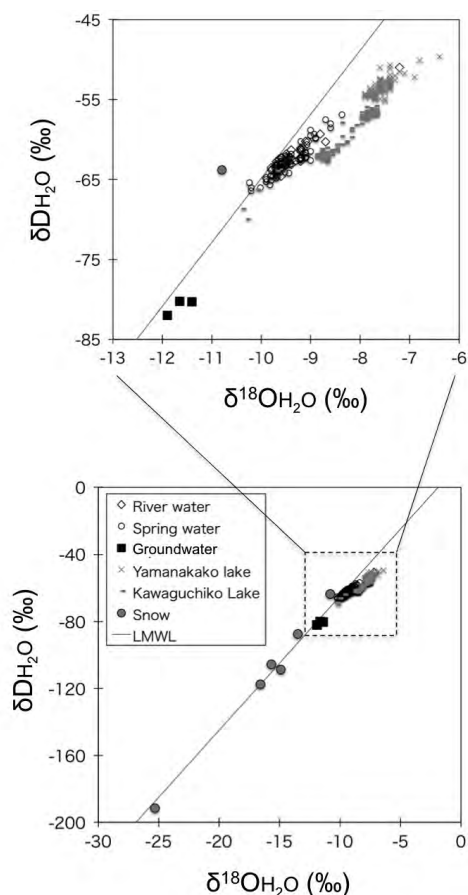


図3-1 各種水試料の水素および酸素安定同位体比

水については蒸発による同位体の分別により、天水線の傾きより低い傾きを示し変動することがある(例えばWeitz et al. 2013)<sup>6)</sup>。地下水についても同様で、地下水の涵養の過程で蒸発を受ける場合は、同位体比値に反映されることもある(例えばBoronina et al. 2005)<sup>7)</sup>。これらのことから、本研究で対象とした湧水については、蒸発を受けながら涵養されている可能性が上げられる。一方、湧水の水素および酸素安定同位体比は山中湖と天水線の間に広く分布していることに留意すると、天水と湖水の混合により形成されている可能性も無視できない。この点については今後、地下水位の分布等から得られている地下水流動と合わせて考察する必要がある。

忍野八海ならびに鷹丸尾湧水群で採取された湧水の酸素安定同位体比値を図3-2に示す。忍野八海の各湧水については、出口池で比較的低い同位体比値を示したものの、その他の湧水については-10.0‰~-9.0‰の範囲内で一定である。鷹丸尾湧水群の2湧水については、湧水群の中でも高い同位体比値を示した。これらの湧水の平均的な涵養標高を把握するために、既往の研究(安原ほか2007)<sup>5)</sup>で得られた富士山の降水の酸素安定同位体比値と標高を直線で近似した、いわゆる地下水涵養線(recharge water line)を用いた推定を行った。富士北麓で得られた地下水涵養線( $H(m) = -833 * \delta^{18}O - 8515$ )を用いて推定したところ、求められた涵養標高が実際の湧水標高より低い結果を示した。そこで、東・西・南麓で得られた地下水涵養線( $H(m) = -555 * \delta^{18}O - 4437$ )を用いたところ、出口池の湧水の平均涵養標高は950m~1250mと推定された。お釜池、底抜池、銚子池、湧池、濁池、鏡池、菖蒲池の平均涵養標高は560m~1060mと推定された。鷹丸尾湧水群については、210m~680mと推定された。これらの湧水群の湧水標高は930m~950m程度なので、推定結果が湧水標高より低い結果が得られている。この結果については、降水の調査が極めて困難な富士山において、限られた降水試料で地下水涵養線が作成されているため、現時点での推定精度の限界であることが考えられる。しかしながら、この貴重な先行研究で得られた地下水涵養線から推定された湧水の平均涵養

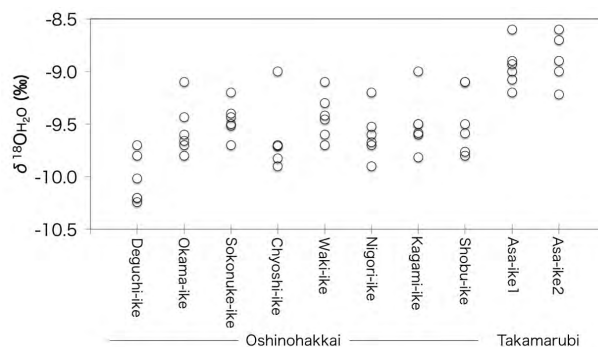


図3-2 忍野八海ならびに鷹丸尾湧水群の各湧水の酸素

標高は、湧水標高とそれほど差はなく、低標高での涵養が卓越している可能性が挙げられた。この推定の妥当性については、硝酸イオンの同位体など、他のトレーサーを利用することで評価していくことを計画している。

#### 4. 忍野八海およびその周辺河川の水質調査

忍野村の西部に位置する忍野八海は世界文化遺産に登録された富士山の構成資産の一つであり、富士北麓地域を代表する湧水群として観光産業の一端を担っている。また、村内には地下水を原料とするミネラルウォーターの工場がいくつも存在し、忍野村の産業の一つとなっている。一方、忍野村の水道普及率は62.5%と山梨県内で最も低い。これは、忍野村には家庭用の井戸が多数あり、これが水道水に代わって生活用水として多く使われているためである。従って、富士北麓地域の地下水を調査・研究するためには忍野八海およびその周辺の地下水や河川水の調査は欠かすことができない。そこでまず、忍野八海（8カ所）、その周辺の河川水（7カ所）について2013年6月から毎月採水して水質分析を行った。今回の報告書には12月までの結果を示す。

##### 4-1. 実験方法

##### 4-1-1 採水地点および採水方法

忍野八海の採水地点は①出口池、②お釜池、③底抜池、④銚子池、⑤湧池、⑥濁池、⑦鏡池、⑧菖蒲池の8カ所。周辺河川の採水地点は⑨桂川－尾崎橋、⑩桂川－新名庄川合流前、⑪桂川－白久保橋、⑫桂川－忍野橋、

⑬新名庄川－八海橋、⑭新名庄川－茂平橋、⑮阿原川－八海橋の7カ所た（図4-1）、採水日は表4-1に示すとおりである。

採水はヒシヤクあるいはポリバケツを用いて行い、現場で水温、電気伝導率およびpHの測定を行った。

##### 4-1-2 総窒素および総リンの測定

全窒素の測定はペルオキシ二硫酸カリウム・水酸化ナトリウム溶液をサンプル（ろ過なし）に加え、オートクレーブで分解した後、塩酸でpHを調整して220nmの吸光度を測定して全窒素濃度を算出した。

全リンの測定は全窒素と同様にペルオキシ二硫酸カリウムをサンプル（ろ過なし）に加えオートクレーブを用いてサンプルを分解し、モリブデン酸とアルコールビン酸を加えて発色させ、880nmの吸光度を測定して全リン濃度を算出した。

##### 4-1-3 主要イオンの測定

主要イオン（F<sup>-</sup>、Cl<sup>-</sup>、Br<sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>）は0.2マイクロメートルのメンブランフィルターでろ過したサンプルを静岡県環境衛生科学研究所のイオンクロマトグラフィーで測定を行った。

表4-1 採水日

回	年	月	日	曜日
1	2013	6	28	金
2	2013	7	26	金
3	2013	8	29	木
4	2013	9	24	火
5	2013	10	22	火
6	2013	11	19	火
7	2013	12	25	水

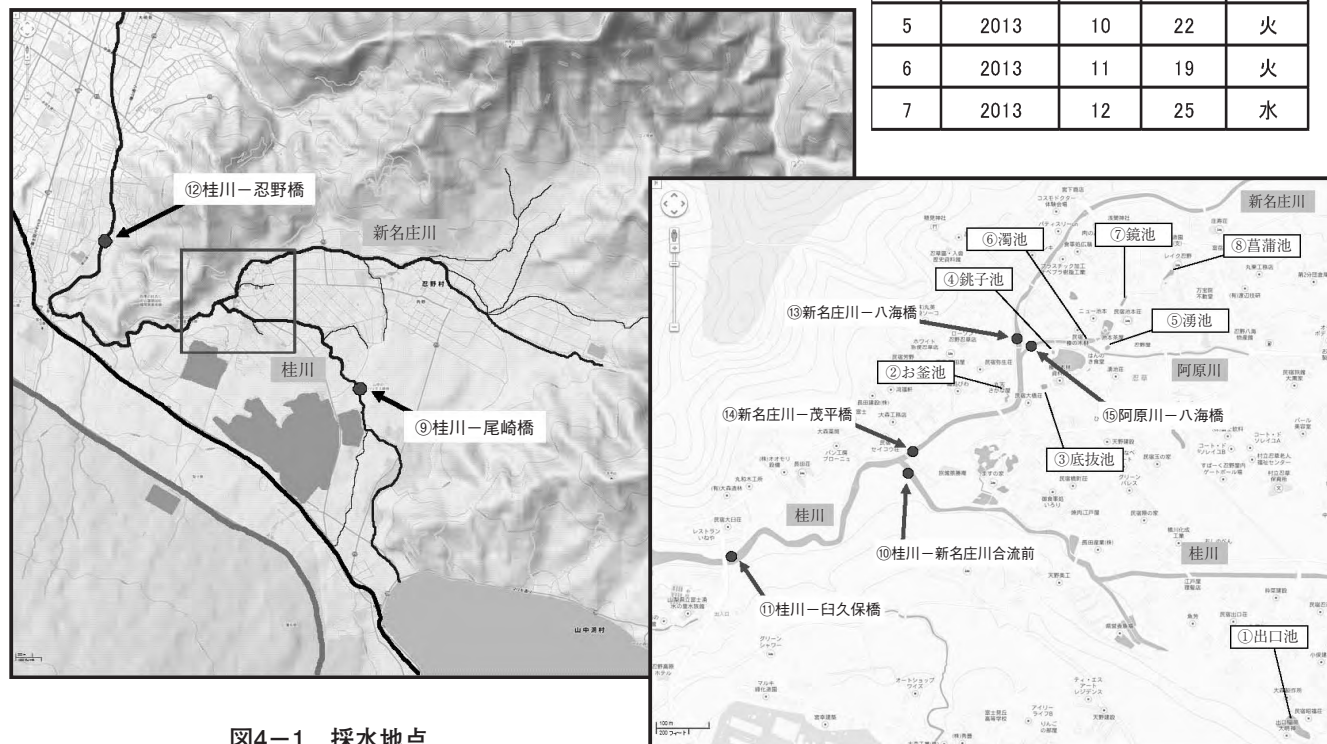


図4-1 採水地点

#### 4-1-4 微量元素の測定

微量元素 (Li, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, As, Se, Rb, Sr, Mo, Sb, Cs, U) は0.2マイクロメートルのメンブランフィルターでろ過したサンプル10mLに硝酸0.1mLを加え、ICP-MSで分析した。

### 4-2. 結果

#### 4-2-1 pHおよび電気伝導度の測定結果

忍野八海ならびに周辺河川水のpHを測定した結果、いずれのサンプルにおいてもpHは8弱で、弱塩基性であることが示された (図4-2)。これまでの我々の調査をはじめとして多くの調査においても、富士山周辺の地下水のpHは8前後であることが報告されており、それらと同様の結果であった。図4-3に電気伝導度の測定結果を示す。忍野八海の電気伝導度は①出口池で130  $\mu$ S/cmと8つの池の中で最も低かった。次に③底抜池、⑤湧池も低い傾向にあった。周辺河川水の電気伝導度は⑬新名庄川-八海橋、その下流である⑭新名庄川-茂平橋で比較的高かった。また、⑮阿原川-八海橋でも同様に高い傾向が認められた。

#### 4-2-2 全窒素および全リンの測定結果

全窒素を測定した結果を図4-4に示す。忍野八海では①出口池が1mg/L弱と最も少ないことが示された。次に③底抜池、⑤湧池が2mg/L未満と低い値を示した。周辺河川の全窒素の結果から、桂川では⑨桂川-尾崎橋が

ら⑩桂川-新名庄川合流前までの間に濃度が上昇していることが示された。そして、新名庄川 (⑬新名庄川-八海橋、⑭新名庄川-茂平橋) と阿原川 (⑮阿原川-八海橋) の全窒素濃度は桂川 (⑨桂川-新名庄川合流前、⑩桂川-茂平橋) よりさらに高いことが示された。

忍野八海ならびに周辺河川の全リンを測定した結果を図4-5に示す。忍野八海では⑦鏡池、⑧菖蒲池で共に低い値が示された。これは後述するリン酸イオンと同様である。

周辺河川の全リンを測定した結果、⑬新名庄川-八海橋が最も低く、次に⑨桂川-尾崎橋も他の地点に比べ全リンが少ないことが示された。このパターンも後述するリン酸イオンと同様である。

#### 4-2-3 主要イオンの測定結果

各サンプルのナトリウムイオン、マグネシウムイオンの測定結果を図4-6に、カリウムイオン、カルシウムイオンの測定結果を図4-7に示す。忍野八海において、4つの陽イオンは共に①出口池で低い傾向が認められた。この傾向は、二価の陽イオンであるカルシウムイオン、マグネシウムイオンで顕著であった。周辺の河川水において、ナトリウムイオンとマグネシウムイオンには特徴的な濃度パターンは認められなかった。カリウムイオンは⑬新名庄川-八海橋で高い傾向が認められた。カルシウムイオンは⑬新名庄川-八海橋、⑭新名庄川-茂平橋、⑮阿原川-八海橋で若干高い傾向が認められた。

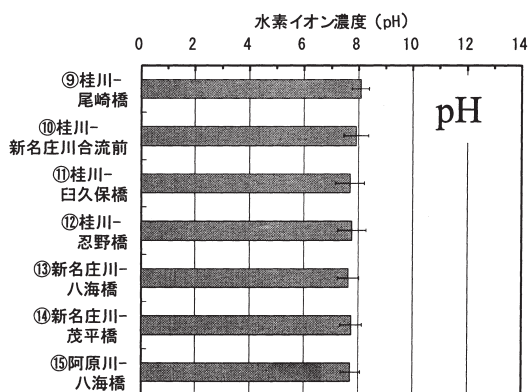
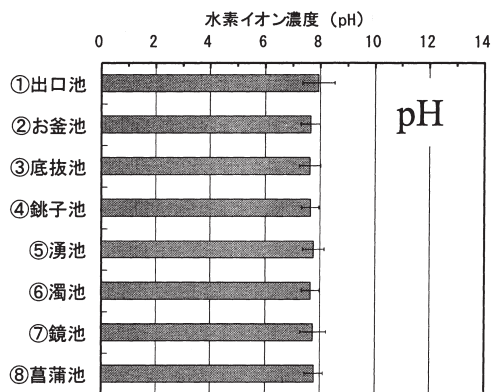


図4-2 忍野八海と周辺河川のpH

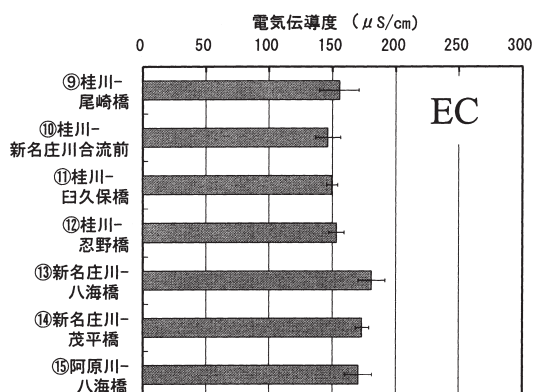
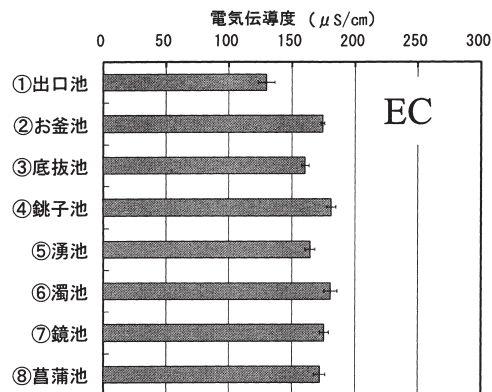


図4-3 忍野八海と周辺河川の電気伝導度



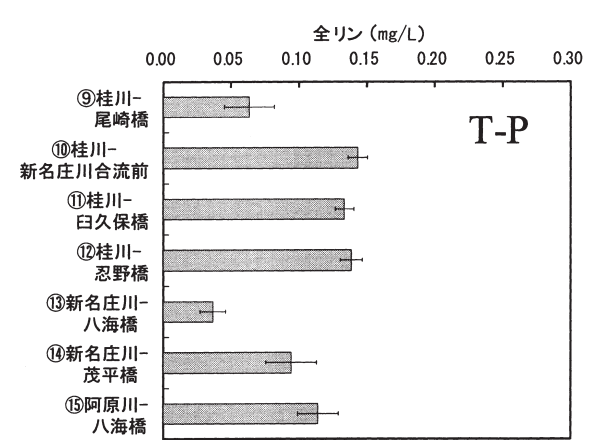
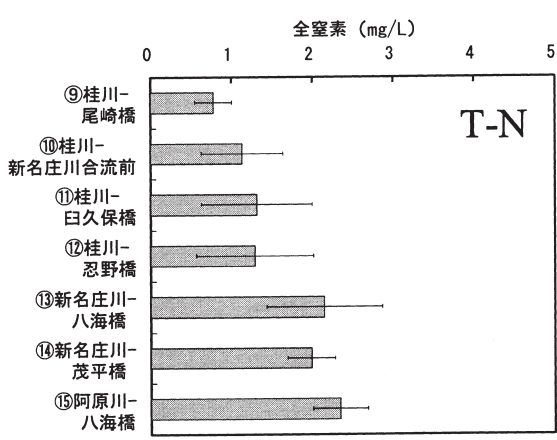
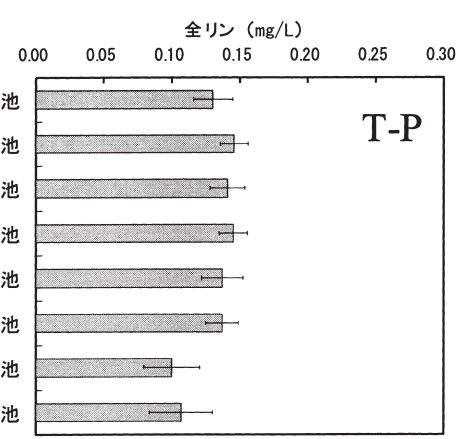
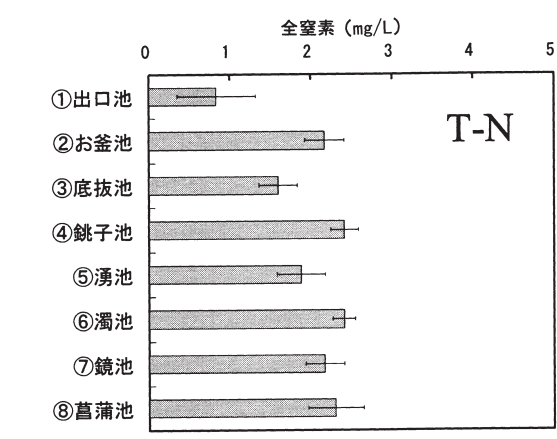


図4-4 忍野八海と周辺河川の全窒素

図4-5 忍野八海と周辺河川の全リン

陰イオンである塩化物イオン、硫酸イオン、硝酸イオンを測定した結果を図4-8に示す。忍野八海の塩化物イオンは顕著な変動は認められなかった。しかし、周辺河川では⑬新名庄川-八海橋で高い傾向が認められ、下流である⑭新名庄川-茂平橋までその影響が残っていることが示された。新名庄川は忍野村の人口の多い地域を流れているため、生活排水の流入が考えられる。また、桂川の上流地点である⑨桂川-尾崎橋の塩化物イオン濃度が高かったが、この原因については不明である。

忍野八海の硫酸イオンおよび硝酸イオンは①出口池の値が低く、②お釜池、④銚子池、⑥濁池、⑦鏡池、⑧菖蒲池の値が比較的高かった。周辺河川においては両イオンともに⑮阿原川-八海橋で高い値を示した。これは、②お釜池、④銚子池、⑥濁池の流入によるものと考えられる。新名庄川（⑬新名庄川-八海橋、⑭新名庄川-茂平橋）で硫酸イオンならびに硝酸イオンが高いのは塩化物イオン同様に生活排水由来の可能性が考えられる。

リン酸イオンならびにフッ化物イオンを測定した結果を図4-9に示す。リン酸イオンは忍野八海の⑦鏡池、⑧菖蒲池で共に低い値が示された。周辺河川を測定した結果においては、⑬新名庄川-八海橋で極端に低い値が示され、阿原川（⑮阿原川-八海橋）の合流により⑭新名庄川-茂平橋でリン酸イオン濃度が上昇していること

が示された。⑮阿原川-八海橋でリン酸イオンが高いのは、硫酸イオンや硝酸イオンの場合と同様に阿原川に②お釜池、④銚子池、⑥濁池が流入していることに由来していると考えられる。また、桂川上流（⑨桂川-尾崎橋）から中流（⑩桂川-新名庄川合流前）にかけてリン酸イオン濃度の上昇がみとめられ、これらリン酸イオンの濃度パターンは図4-5で示した全リンのパターンと同様である。従って全リンの主な成分は無機のリン酸イオンであると考えられた。

フッ化物イオンを測定した結果、忍野八海では大きな変動は観察されなかった。周辺河川では、リン酸イオンと同様に桂川上流（⑨桂川-尾崎橋）から中流（⑩桂川-新名庄川合流前）にかけてフッ化物イオン濃度の上昇が認められた。

#### 4-2-4 微量元素の測定結果

富士山の地下水にはバナジウムが多く含まれており、富士吉田市や富士河口湖町の地下水では50~60 μg/L含まれている。鳴沢村では80 μg/Lを超える場所もある。忍野八海のパナジウム濃度を測定した結果を図4-10に示す。①出口池が50 μg/L前後で忍野八海の中では最も高かった。しかし、残りの7つの池では大きな違いがなく40 μg/Lと富士山周辺の地下水に比べて低い値であった。周辺河川では、桂川上流の山中湖に最も近い①桂川

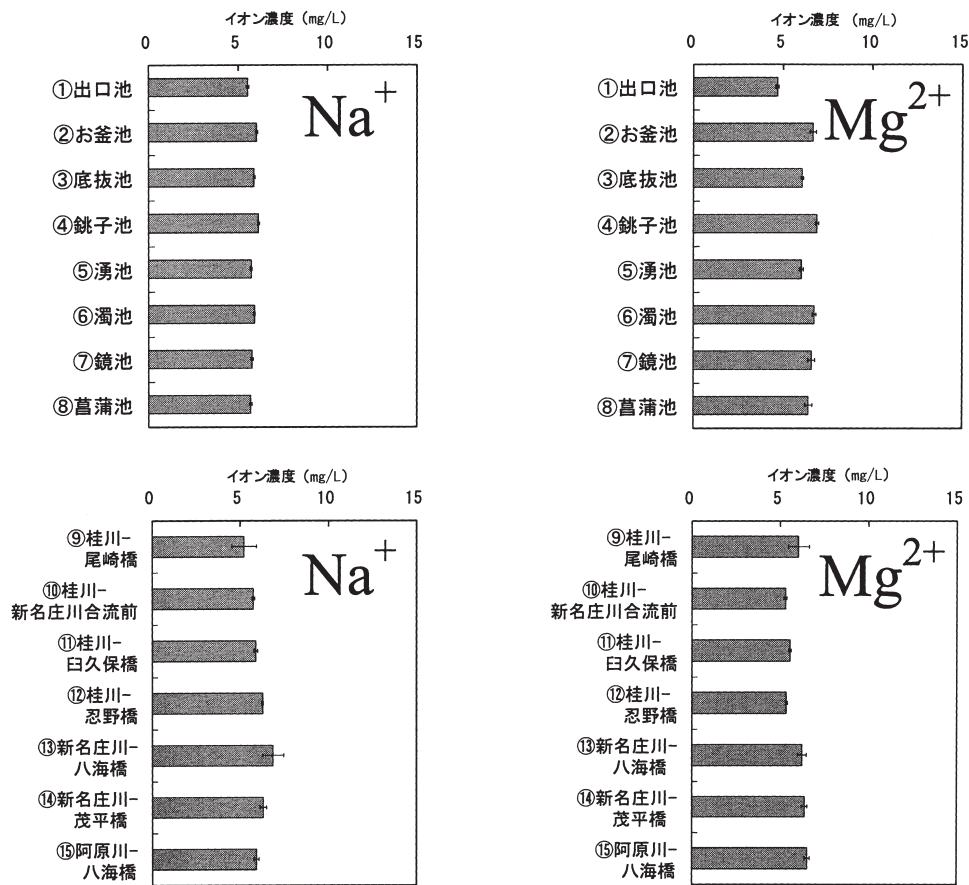


図4-6 忍野八海と周辺河川のナトリウムイオンとマグネシウムイオンの測定結果

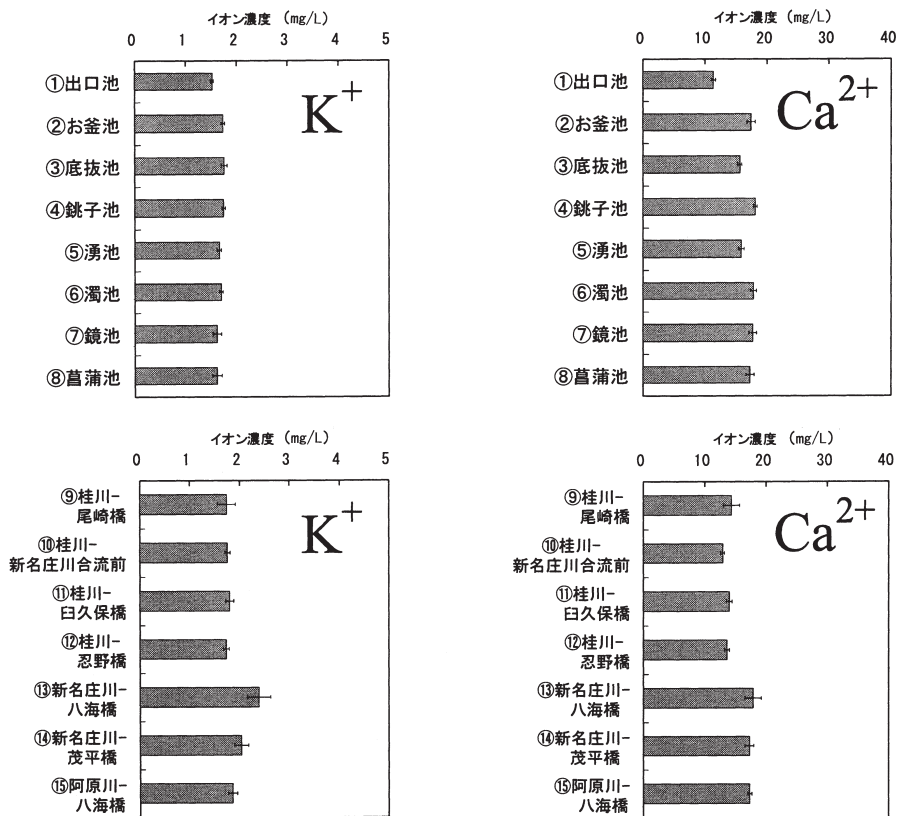


図4-7 忍野八海と周辺河川のカリウムイオンとカルシウムイオンの測定結果

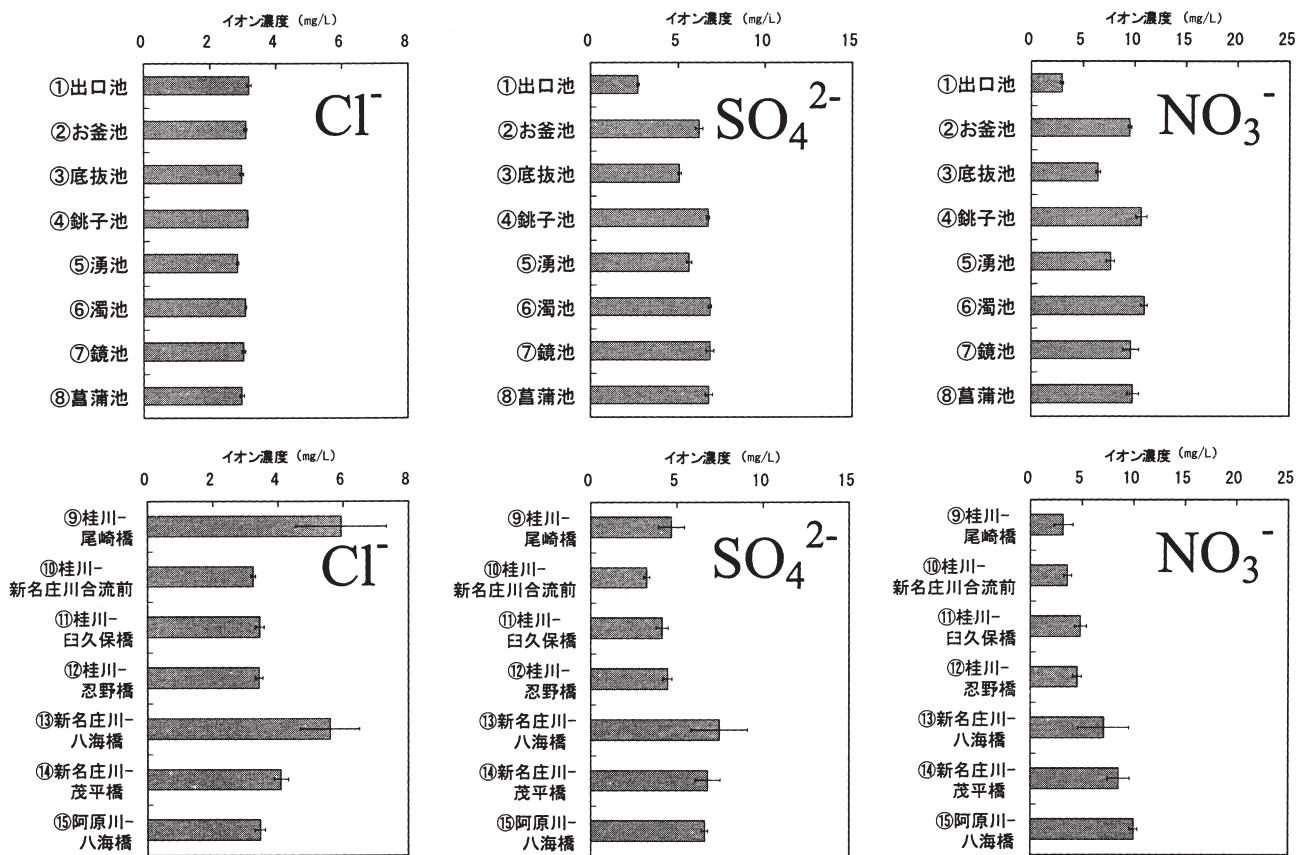


図4-8 忍野八海と周辺河川の塩化物イオン、硫酸イオン、硝酸イオンの測定結果

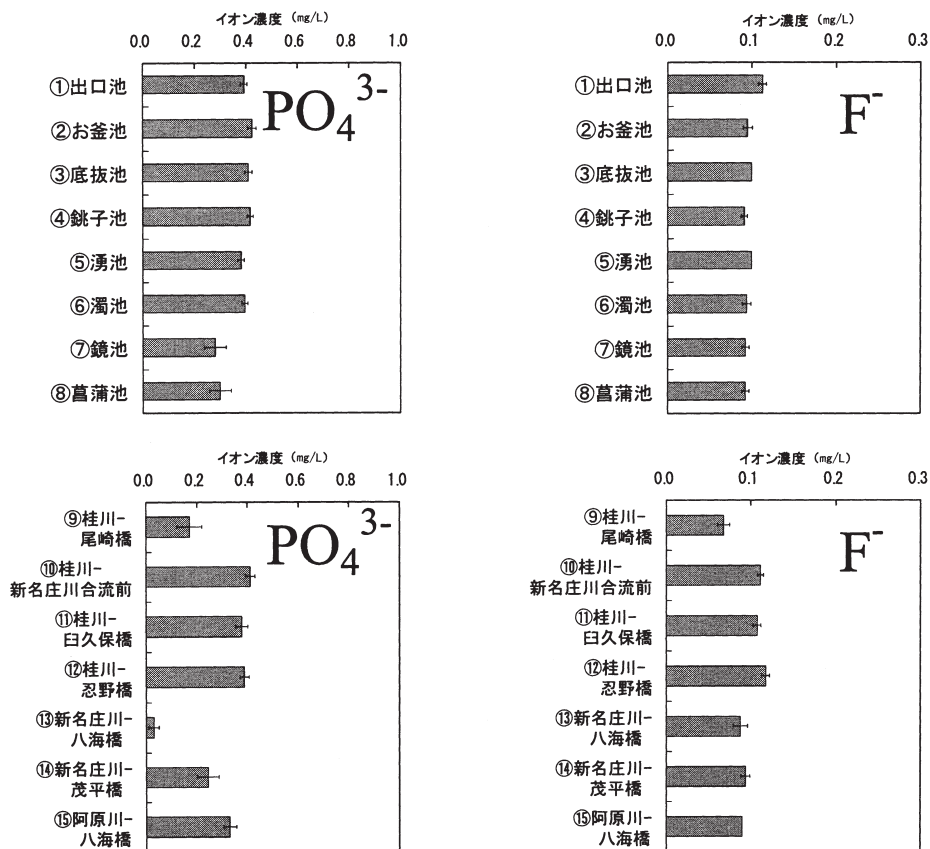


図4-9 忍野八海と周辺河川のリン酸イオン、フッ化物イオンの測定結果

一尾崎橋が20  $\mu\text{g/L}$ 、忍野村の北側を流れる新名庄川の⑬八海橋も10  $\mu\text{g/L}$ と共に低い値であった。

周期律表でバナジウムと隣に位置するクロムの濃度パターンは、バナジウムと類似していた。バナジウムやクロムと同様に①出口池の値が他の池に比べて高い元素としてリチウムがあった。しかし、周辺河川のサンプル中の濃度パターンはバナジウムやクロムと異なっていた(図4-10)。

ヒ素、アンチモン、銅の測定結果を図4-11に示す。忍野八海のヒ素濃度には大きな違いはなかった。しかし、周辺河川中のヒ素濃度はサンプリング地点により大きく異なっていた。そして、その変動パターンは図4-9に示したリン酸イオンと類似していた。忍野八海のアンチモンおよび銅濃度は共に大きな差は認められなかった。しかし周辺河川の濃度は大きな違いがあり、⑬新名庄川一八海橋、⑨桂川一尾崎橋で高濃度を示した。新名庄川で高い値を示した元素は、生活排水の流入に起因している可能性が考えられる。しかし、桂川の上流に位置する⑨桂川一尾崎橋でアンチモンと銅の濃度が高い値を示したが、原因は不明である。

マンガンと鉄の測定結果を図4-12に示す。忍野八海のマンガンはほとんど検出されなかった。鉄は若干①出口池で少ないが、忍野八海全ての池でほぼ一定の値であった。周辺河川水のマンガンならびに鉄濃度は類似のパ

ターンを示した。すなわち、⑬新名庄川一八海橋が最も高く、続いて⑭新名庄川一茂平橋、⑨桂川一尾崎橋の順であった。このパターンはアンチモンや銅と類似しており、やはり新名庄川には生活排水の流入が示唆された。

ストロンチウム、モリブデン、ニッケルの測定結果を図4-13に示す。忍野八海を測定した結果、三つの元素とも①出口池で少なく、ほかの7つの池の濃度に差は認められなかった。周辺河川においても三元素ともに⑬新名庄川一八海橋で高い傾向を示す類似の濃度パターンを示した。

アルカリ金属であるルビジウムとセシウムを測定した結果を図4-14に示す。忍野八海および周辺河川ともに顕著に濃度が異なる地点は認められないが、若干⑬新名庄川一八海橋で両元素共に高い傾向が認められ、ほぼ類似の濃度パターンを示した。

図4-15にセレンおよびウランの測定結果を示す。セレンは忍野八海ならびに周辺河川すべての地点でほぼ同じ濃度であった。忍野八海のウラン濃度は、①出口池では少ない傾向が認められた。周辺河川では、⑨桂川一尾崎橋で高く、⑬新名庄川一八海橋で低い珍しい濃度パターンが観察された。

### 4-3. 考察

忍野八海で最も南側(富士山側)に位置する①出口

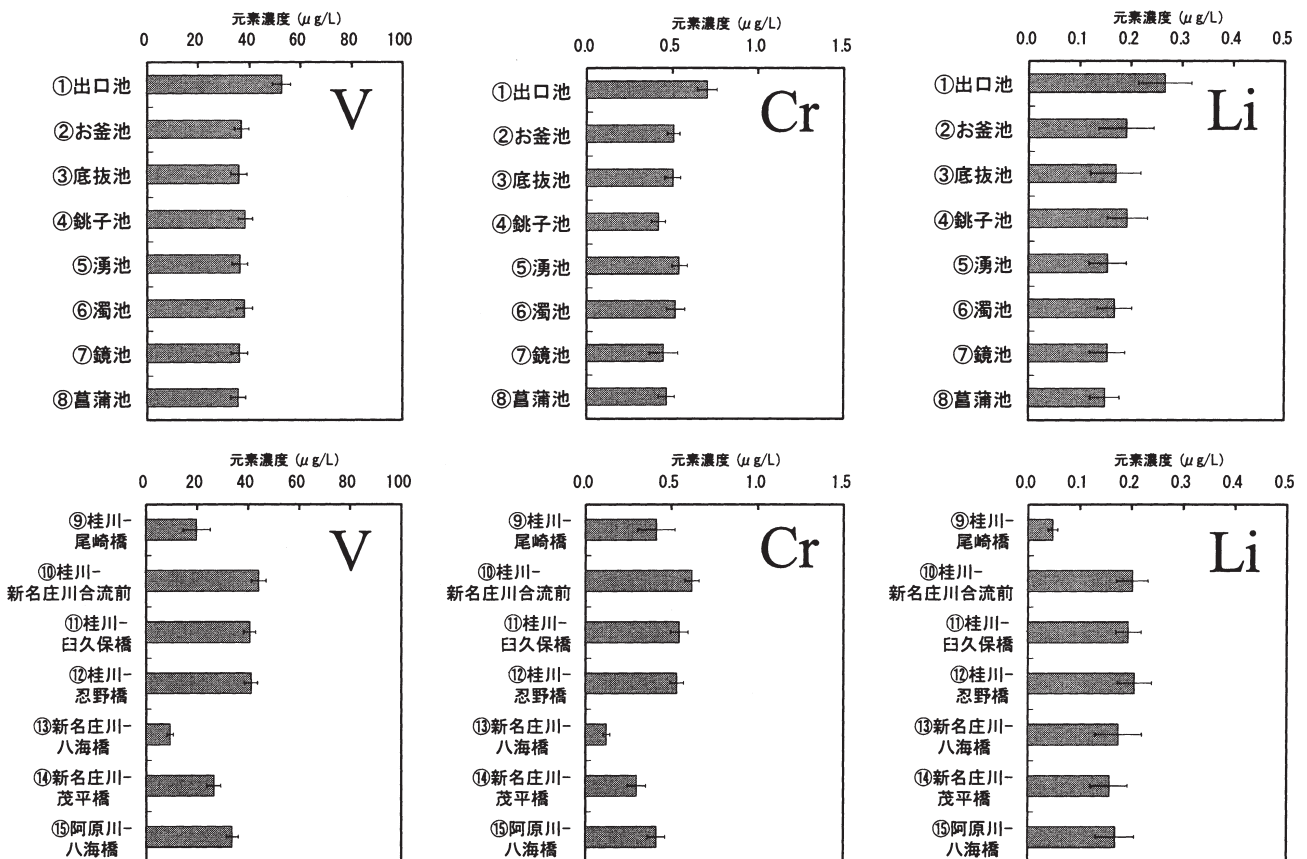


図4-10 忍野八海と周辺河川のバナジウム、クロム、リチウムの測定結果

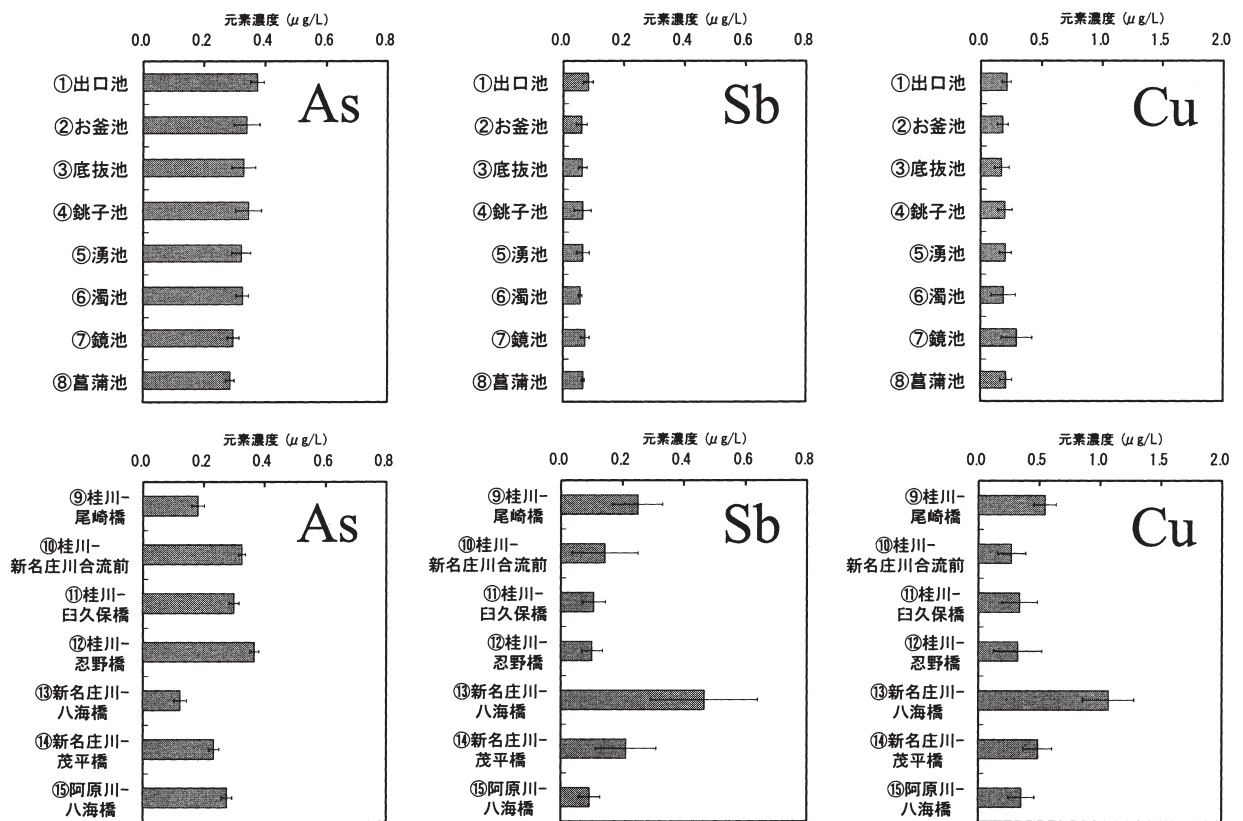


図4-11 忍野八海と周辺河川のヒ素、アンチモン、銅の測定結果

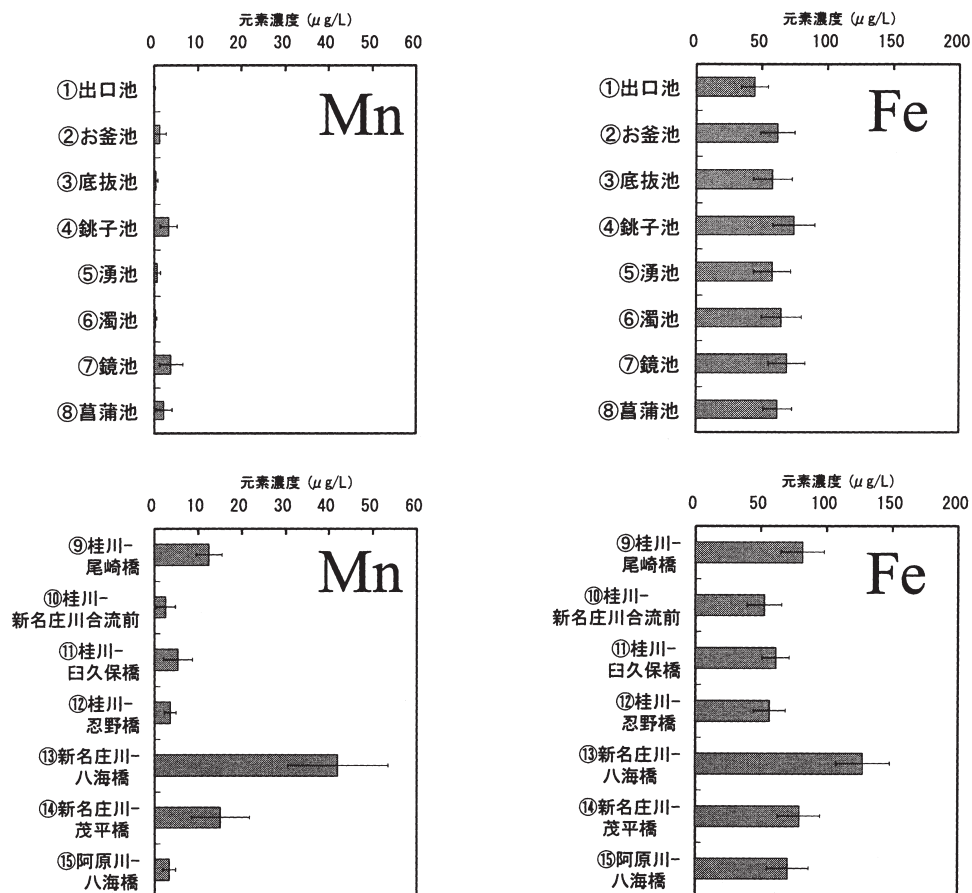


図4-12 忍野八海と周辺河川のマンガン、鉄の測定結果

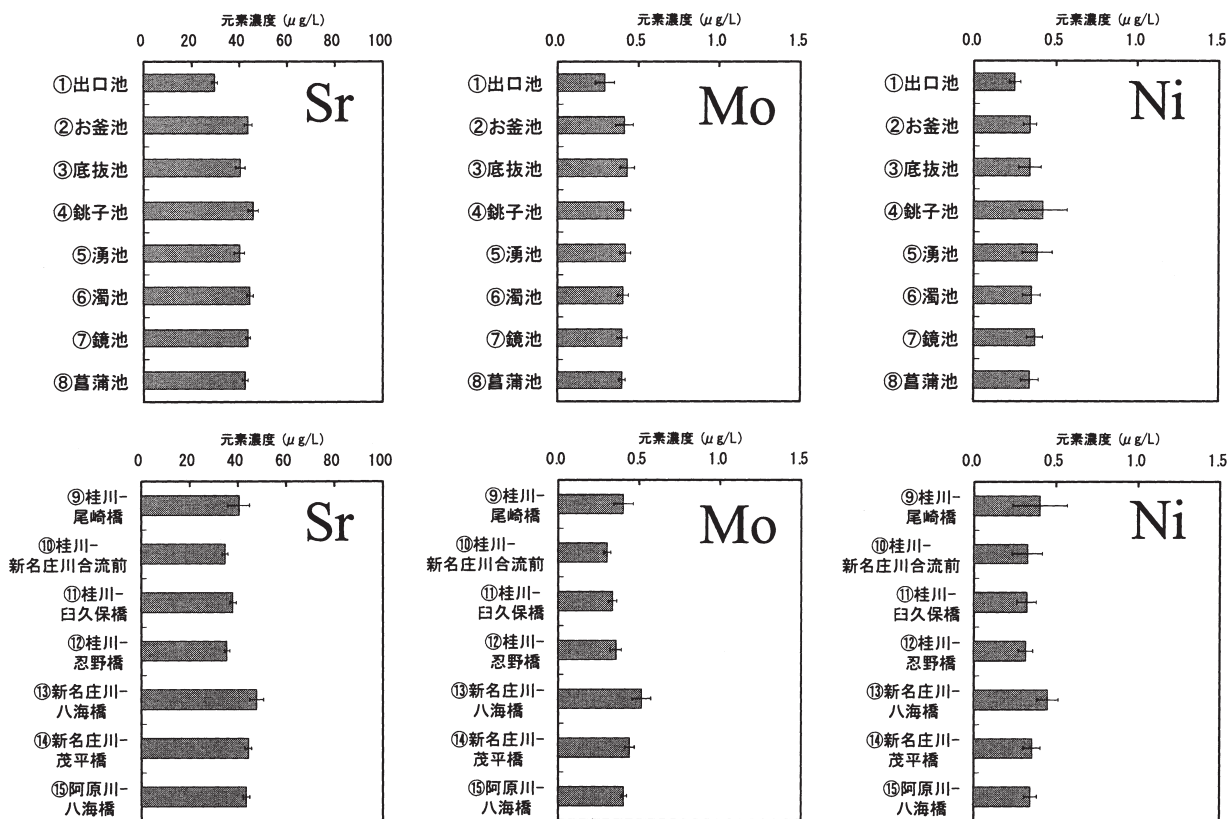


図4-13 忍野八海と周辺河川のストロンチウム、モリブデン、ニッケルの測定結果

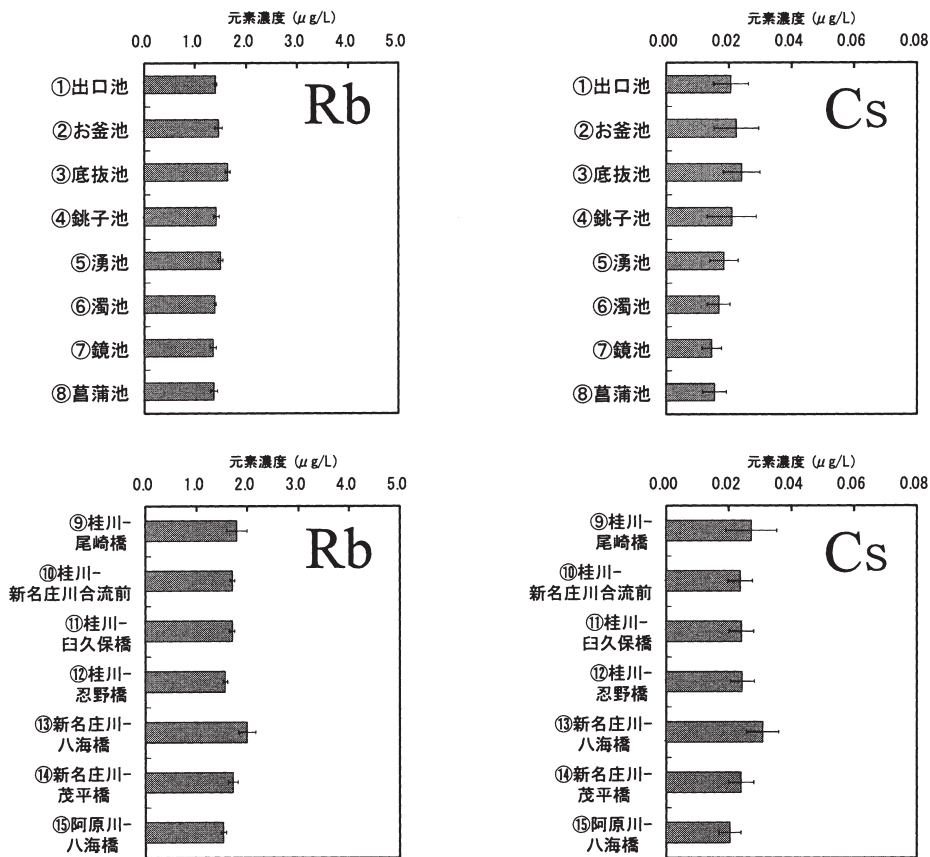


図4-14 忍野八海と周辺河川のルビジウム、セシウムの測定結果

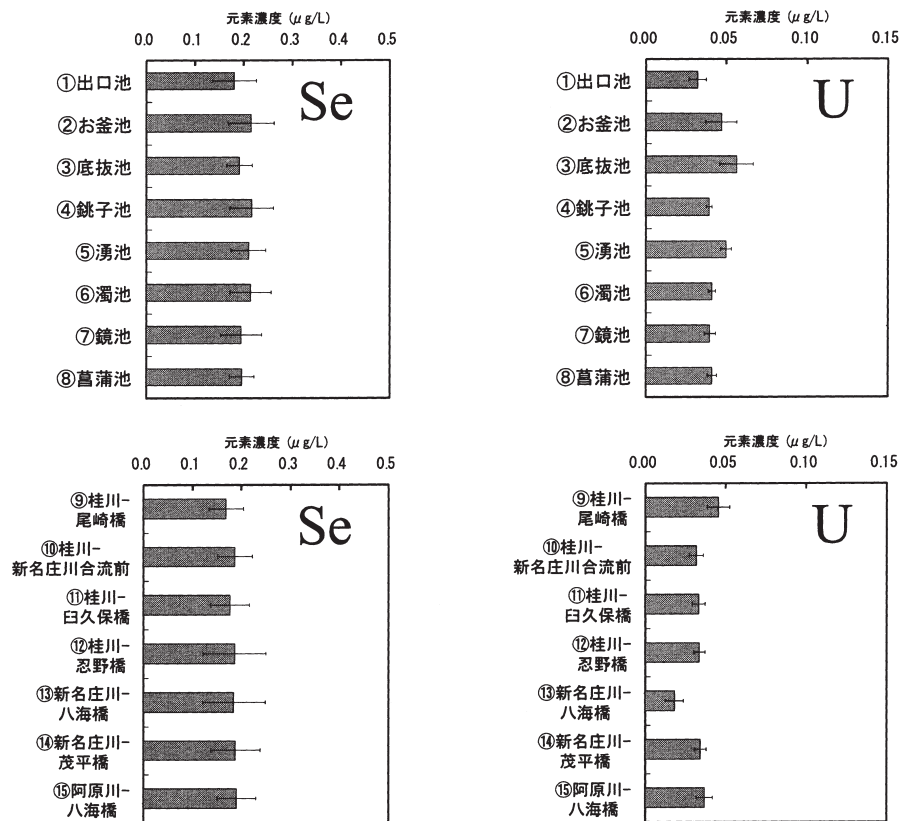


図4-15 忍野八海と周辺河川のセレン、ウランの測定結果

池の水質は、他の7つの池の水質と異なることが示された。すなわち電気伝導度、全窒素、ナトリウムイオン、マグネシウムイオン、カリウムイオン、カルシウムイオン、硫酸イオン、硝酸イオン、鉄、ストロンチウム、モリブデン、ニッケル、ウランの濃度が他の7つの池に比べ低く、バナジウム、クロム、リチウムの濃度が高かった。特に、富士山の地下水に特徴的なバナジウムの濃度が高いことから①出口池には富士山からの地下水が他の池に比べ多く流れ込んでいることが考えられた。他の7つの池については富士山からの地下水以外に起源を別にする地下水が関与している可能性が考えられた。

出口池以外の7つの池は比較的近い場所にあるが、③底抜池と⑤湧池が共に残りの5つの池（②お釜池、④銚子池、⑥濁池、⑦鏡池、⑧菖蒲池）と水質が異なる可能性が示された。すなわち、③底抜池と⑤湧池の電気伝導度、全窒素、硫酸イオン、硝酸イオンの濃度が5つの池に比べて少ない。②お釜池と③底抜池は地下で水脈がつながっているとの言い伝えがあるが、我々の1年目のデータの解析からは、その言い伝えを科学的に証明することはできなかった。今回のデータによると③底抜池と⑤湧池が地下でつながっている可能性を示しているが、今後の詳細な検討が必要である。

また、⑦鏡池と⑧菖蒲池の全リン、リン酸イオンの濃度が他の池に比べて低い値であった。このことから、⑦鏡池と⑧菖蒲池も地下で水脈がつながっている可能性も

考えられた。

周辺河川の水質を調査した結果、最も特徴的なのは新名庄川である。新名庄川は忍野村の北側を東西に流れており、富士山の地下水とは関連しない河川であることが考えられる（実際バナジウム濃度も少ない）。そして村役場と小学校の近く、さらに民家の多い地域を流れている。新名庄川の採水地点である⑬新名庄川-八海橋では桂川の中流・下流（上流である⑨桂川-尾崎橋を除く）に比べ電気伝導度、全窒素、カリウムイオン、カルシウムイオン、塩化物イオン、硫酸イオン、硝酸イオン、アンチモン、銅、マンガン、鉄、ストロンチウム、モリブデン、ニッケル、ルビジウム、セシウムの濃度が高く、全リン、リン酸イオン、バナジウム、クロム、ヒ素、ウランの濃度が低い特徴があった。今回、新名庄川の上流での採水を行っていないので、明確な結論は得られないが、生活排水などの混入が考えられた。

阿原川には④銚子池、⑤湧池、⑥濁池が流れ込んでいる。今回の採水ポイント⑮阿原川-八海橋は三つの池の水が流入した後に位置している。そのため水質は、三つの池の水が混合された値となった。来年度は流入前の地点での採水を行い、阿原川の特徴を調査していきたい。

桂川の上流に位置する⑨桂川-尾崎橋の水質は桂川の中流や下流（⑩桂川-新名庄川合流前、⑪桂川-白久保橋、⑫桂川-忍野橋）と大きく異なる水質成分がいくつもあった（全窒素、全リン、塩化物イオン、リン酸イオ

ン、フッ化物イオン、バナジウム、クロム、リチウム、ヒ素、アンチモン、銅、マンガン、鉄、ウラン)。来年度は⑨桂川－尾崎橋のさらに上流に位置する山中湖、および⑩桂川－尾崎橋と⑪桂川－新名庄川合流前に採水ポイントを設置して調査したいと考えている。

## 5. 河口湖湖底直上水中のバナジウム濃度の空間分布と湖底湧水の可能性

河口湖では、従来湖底湧水が存在する可能性が指摘されており<sup>8)</sup>、全面結氷時の結氷状況などから湧水地点の推定がなされている<sup>9), 10)</sup>。しかし、これら湧水の実態についてはその起源を含めて未だ推定の域を出ていないのが現状である。近年、河口湖の表層水のバナジウム(<sup>51</sup>V)濃度が、夏の水位上昇期に増加するとの報告があり<sup>11)</sup>、バナジウムをトレーサーとすることで湖への流入水塊の実態を捉えられる可能性が出てきた。こうした背景から、本研究では、湧水の実態を明らかにすることを目的に、河口湖湖底直上水中のバナジウム濃度の詳細な空間分布を調べ、従来推定されている湧水地点と比較した。

### 5-1 実験方法

本研究では、2005年7月14日から8月2日に船津湖盆及び東湖盆で採取された試料<sup>12)</sup>に加え、2013年10月31日及び11月1日に西湖盆で採取した試料を対象とした。試料は、それぞれアクリル製及びテフロン製の地下水採水器を用い湖底直上より採取し、その後孔径0.20  $\mu$ mのメンブランフィルターで濾過したものを分析用試料とした。測定には、山梨県環境科学研究所の誘導結合プラズマ質量分析計(HP-4500:横河アナリティカルシステムズ社)を用い、絶対検量線法による定量を行った。

### 5-2 結果および考察

河口湖の湖底直上水のバナジウム濃度は、0.66ppbから3.18ppbの範囲で変動を示した(図5-1)。一般に、降水水中のバナジウム濃度は0.1ppb以下であることから、こうした変動は、降水による湖水の希釈や、バナジウムを含む水塊の流入によるものと考えられる。ただし、これらバナジウム濃度は、富士山北麓の地下水<sup>13)</sup>と比べて、極めて低濃度であり、河口湖への富士山からの地下水の影響がないとする従来の見解を支持する。一方で、西湖盆東部(鶴の島の西;図5-1)では、バナジウム濃度の相対的に高い水塊が湖南岸に沿って確認され、これは従来推定されている湖底湧水の分布と一致した。これら水塊の周辺には、流入河川がなく、またその分布が、東剣溶岩流東側の沖合に集中していることから、湖岸付近に降った雨水が、溶岩の亀裂などを通り、局所的に湖へと滲み出している可能性がある。

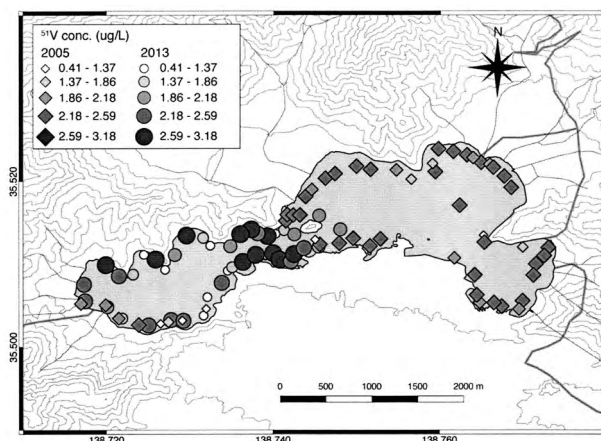


図5-1 河口湖湖底直上水中のバナジウム濃度の分布

## 6. 結言および今後の課題

ここでは、今年度のまとめと今後の課題について、解析項目ごとに述べる。

### 6-1 XバンドMPレーダを用いた降水量推定

降水タイプ別に事例解析を行った結果、気象庁のCバンドレーダと比べ、山梨大学のXバンドMPレーダによる推定の方が実測の降水量をうまく捉えていることが分かったほか、狭い領域においても降水量を緻密に把握できることが確認できた。また積算の推定降水量では分布傾向としては実測値の状況を反映できていたものの、事例や地点によっては誤差が生じている状況が読み取れた。

今後の課題としては、降水タイプ別に事例解析を行ったが、降水量の地理的特徴を把握するため、解析事例を増やすことを予定している。また考察で述べた誤差要因のうち、2つ目の物理的影響はパラメータとして組み込むことで改善の余地があると考えられるので、誤差を極力少なくするよう工夫したい。今後、水収支を考えていく上で重要な要素となる降雪による影響についても、定量的把握が可能かどうかを含めて検討をする必要がある。

### 6-2 水の安定同位体比

水の水素および酸素安定同位体比を用いた湧水の起源推定については、限定的な既往データに基づいて得られる涵養標高の妥当性についての評価が必要である。今後は、天然由来と人畜由来で異なる値を示す硝酸イオンの窒素安定同位体比を用いて、富士山の森林域と生活域から涵養する地下水を分離することで推定涵養標高の評価を行う。

### 6-3 忍野八海およびその周辺の水質

忍野八海は富士山北麓地域の観光の重要な拠点の一つである。忍野八海に湧いている地下水が富士山に由来する



のかを科学的に明らかにすること、さらに忍野八海の地下水流動系の推定は重要な課題である。また、忍野村に住んでいる人々の生活は、地下水への依存率が山梨県の中でも一番高いと言える。そこで、忍野八海の八つの池ならびに周辺に河川水の調査を行った。

出口池は他の7つの池とは異なる流動系によって水が湧いていることが考えられた。そして、この出口池は他の7つの池に比べて富士山からの地下水が多く含まれていることが考えられた。

出口池以外の7つの池も2ないし3つのグループに水質が分けられる可能性が示された。これらのグループが直接地下水流動系と関連するかどうかは今後の調査が必要である。

周辺河川を7ヶ所で採水して水質分析を行った。新名庄川は富士山の地下水と関連しない水源に由来し、生活排水が混入している可能性が考えられた。阿原川は銚子池、湧池、濁池からの流入水の影響が大きく、桂川は上流から中流域での小さな流入河川が水質に大きく影響していることが考えられた。

今後は、忍野八海以外に家庭や事業所の井戸水をサンプリング地点に加え、さらに河川水のサンプリング地点も増やして忍野村の地下水の流れを解析していきたい。

## 謝 辞

梨大レーダは山梨大学グローバルCOEプログラム「アジア域での流域総合水管理研究の展開」の支援を受けて用されました。梨大レーダの立ち上げと運用において、神戸大学都市安全研究センター大石哲教授に感謝の意を表します。また地上雨量計データを提供していただいた山梨県県土整備部治水課様と山梨県道路公社様には厚く御礼申し上げます。

## 参考文献

- 1) 気象庁ホームページ (日々の天気図) :  
<http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/hibiten/>
- 2) 真木雅之, 朴相郡: 高仰角観測時のXバンド偏波レーダ降雨強度推定式. 防災科学技術研究所研究報告, 73, 41-47. (2009)
- 3) Sano, T., S. Oishi and K. Sunada : Structure Maintenance and Development of a Strationary Convective System Generated over a Mountain Slope Adjoining a Bay in Summer. J. Meteo. Soc. Japan, 90, 807-831. (2012)
- 4) 深尾昌一郎, 浜津亨助: 気象と大気のレーダーリモートセンシング. 京都大学学術出版会, 491pp. (2005)
- 5) 安原正也, 風早康平, 丸井敦尚: 富士火山, P.389-405 (2007)
- 6) oronina, A., Balderer, W., Renard, P. and Stichler.,

- W. : Journal of Hydrology 書名, 308, 214-226, (1999)
- 7) Weitz, J. and Demlie, M. : Journal of African Earth Sciences, in-press (2013)
- 8) 石原初太郎: 富士山の地理と地質, 古今書院, 408p. (1928).
- 9) 山本寿々雄: 富士山国立公園博物館研究報告, 9, 13-14. (1963)
- 10) 有泉和紀, 吉澤一家: 山梨県衛生公害研究所年報, 45, 45-48. (2001)
- 11) 吉澤一家, 有泉和紀, 望月映希: 山梨県衛生公害研究所年報, 52, 85-88. (2008)
- 12) 吉澤一家, 望月映希: 山梨県衛生公害研究所年報, 49, 54-59. (2005)
- 13) 輿水達司, 酒井陽一, 戸村健児, 大下一政: 地球環境, 2 (2), 214-220. (1998)

## 成果発表状況

### 学会発表

- 1) 小田切幸次, 佐野哲也, 大石 哲, 内山 高, 小林浩: XバンドMPレーダを用いた富士北麓地域での降水量推定に関する検討, 水文・水資源学会2013年度研究発表会, 神戸, 2013

