

表 8 粉体ろ過法のろ過水量、捕捉性能、並びに回収率

実施機関	原水				浄水			
	ろ過水量	捕捉性能		回収率	ろ過水量	捕捉性能		回収率
		蛍光ビーズ	オーシスト			蛍光ビーズ	オーシスト	
浜松市上下水道部	3~13L/1h	96~ 103%	109~ 117%	61~ 65%	340~ 510L/24h	97~ 111%	100~ 109%	45~ 82%
宮城県仙南・仙塩広域水道事務所	31~37L/1h	83~ 105%	—*	23~ 57%	370~ 460L/24h	80~ 99%	82~ 100%	—
桐生市水道局	5~63L/1h	81~ 90%	—	67~ 83%	280~ 550L/24~ 48h	87~ 101%	103~ 111%	—
神奈川県企業庁水道水質センター	2~24L/1h	93~ 98%	—	54~ 81%	220~ 340L/24h	99~ 110%	87~ 114%	—
新潟市水道局水質課	6~ 10L/30min	70~ 92%	—	—	420~ 480L/24h	81~ 100%	—	21~ 53%

*— : no data.

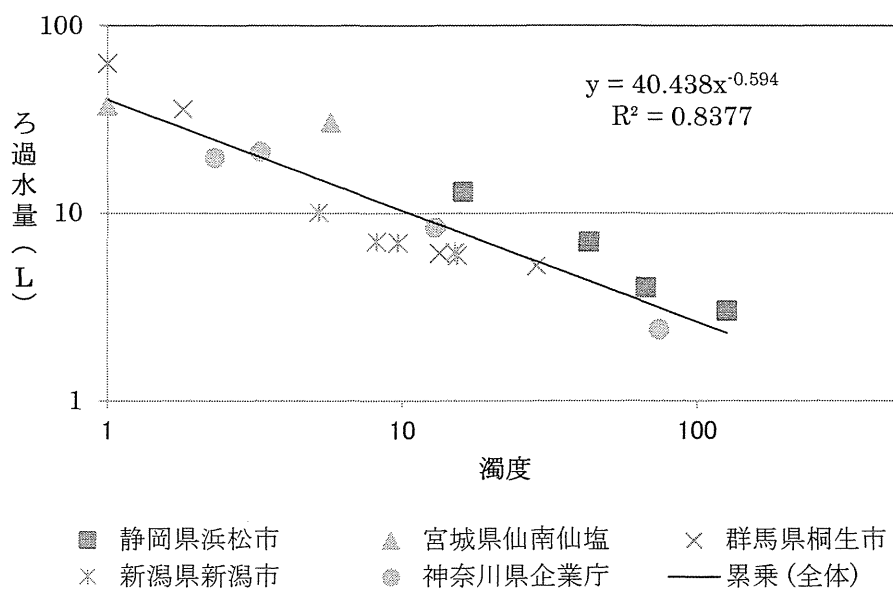


図 15 ろ過水量と濁度の関係

表 9 吸引ろ過による粉体ろ過法の捕捉性能評価

	捕捉性能評価(%)		
	測定値	2回実施分の 平均値	4回実施分 の平均値
粉体の脱気あり	97.7/93.4(2回実施)	95.6	93.6
粉体の脱気なし	96.2/87.0(2回実施)	91.6	

表 10 クリプトスポリジウム遺伝子検出法、検証、導入結果一覧

協力機関	LAMP 法		RT-PCR 法	
	クリプトスポリジウム	ジアルジア	クリプトスポリジウム	ジアルジア
東京都健康安全研究センター	3*	3	3, 4	3, 4
神奈川県内広域水道企業団	1, 3	1, 3	3, 4	3, 4
財団法人岐阜県公衆衛生検査センター	2	—	—	—
株式会社環境科学研究所	1, 2	1, 2	1, 2	1, 2
国立保健医療科学院	1, 2, 3	1	1, 2, 3	1
愛媛県立衛生環境研究所	—	—	1, 2	1, 2
神奈川県衛生研究所	—	—	1, 2	—
東京都水道局	—	—	1, 2, 3, 4	1, 3
大阪市水道局	—	—	1, 2	1, 2
茨城県企業局水質管理センター	1, 2	—	—	—
神奈川県企業庁	—	—	1, 2, 3	1, 2, 3

*注

- 1：感度試験を実施して、高感度な検出が可能であるか確認した
- 2：添加回収実験を行ない、所定の検出が可能であるか確認した
- 3：河川等実試料より検出を行い、顕微鏡法と比較した
- 4：RT-PCR 産物の塩基配列を決定した
- ：未実施

表 11 遺伝子検出法の感度試験 (UV 照射オーシスト使用)

クリプト又はジアルジア (個/反応チューブ)	RT-LAMP		qRT-PCR	
	クリプト	ジアルジア	クリプト	ジアルジア
6	+	+	+	+
0.6	+	+	+	+
0.06	+	+	+	+
0.006	+	+	+	+
0.0006	-	-	-	-

*Giardia は DNA-LAMP

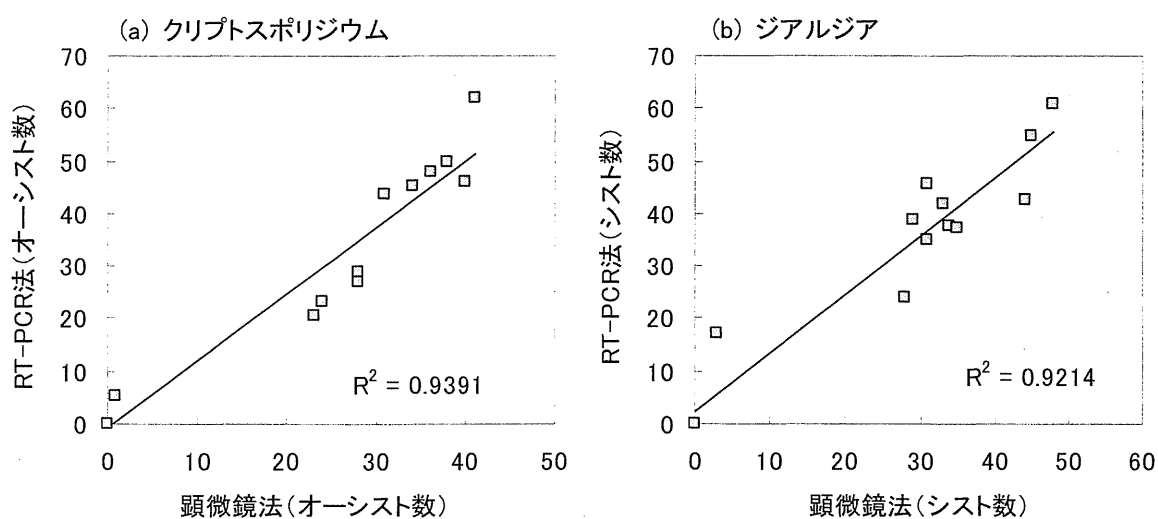


図 16 添加回収試験における顕微鏡法と qRT-PCR 法定量値の比較

表 12 利根川試料中のクリプトスポリジウムの定量結果

試料	顕微鏡観察法 (oocysts/10L)		TaqMan RT-PCR 法 (oocysts/10L)		Universal QProbe RT-PCR 法 (oocysts/10L)		RT-LAMP 法
	確定*1	推定*2	平均値	CV*3 (%)	平均値	CV (%)	
利根川	0	2	0.44	6.6	0.23	3.7	+
利根川	0	0	9.6	3.6	1.8	5.0	+
利根川	2	2	-	-	-	-	-
利根川	4	4	15	0.71	3.4	1.2	+
利根川一次支川	0	0	-	-	-	-	-
利根川一次支川	0	0	-	-	-	-	-
利根川一次支川	2	4	1.8	4.3	1	1.3	+
利根川一次支川	4	12	40	13	25	17	+
利根川二次支川	0	0	0.22	7.6	0.12	7.8	+
利根川二次支川	2	14	34	4.3	5.9	11	+
利根川二次支川	6	10	0.048	23	0.049	24	+
利根川二次支川	4	30	40	17	30	11	+
利根川二次支川	6	16	0.48	14	0.42	6.6	+
利根川二次支川	6	40	94	14	62	3.1	+

*1 核やその他内部構造が確認されたもの；*2 蛍光観察によるオーシスト壁の検出のみ；

*3 Coefficient of variation (n = 3)

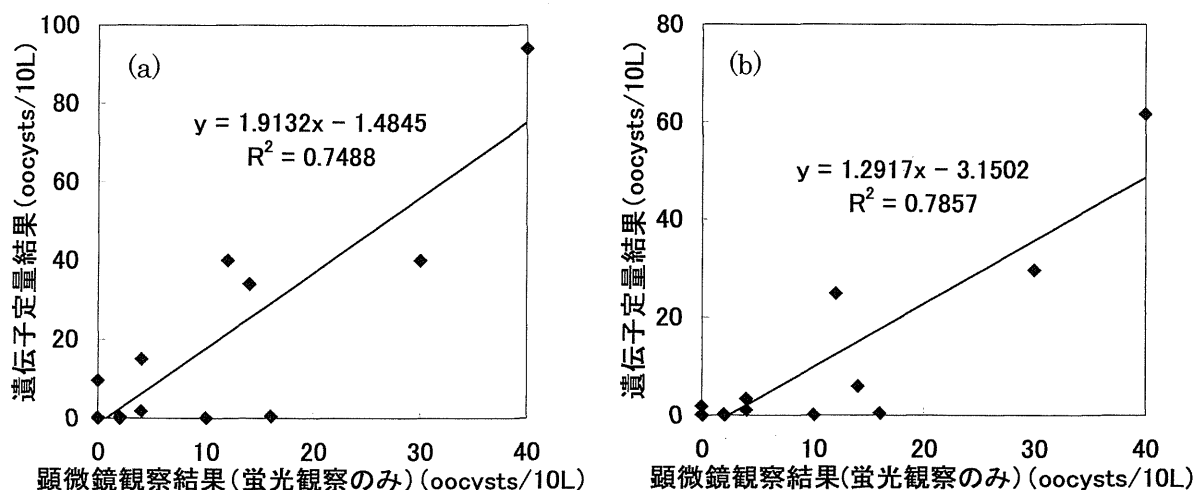


図 17 遺伝子検査法と顕微鏡観察法（推定）の定量値の比較. (a) TaqMan RT-PCR 法；(b) Universal QProbe RT-PCR 法

表 13 全国 30 箇所の原水検査

試料 No.	クリプトスポリジウム			ジアルジア		
	顕微鏡 (oocysts/5L)	qPCR (oocysts/5L)	RT-LAMP (Tt 値, min)	顕微鏡 (cysts/5L)	qPCR (cysts/5L)	LAMP (Tt 値, min)
1	5	0.32	47	-	-	-
2	1	-	-	-	-	-
3	1	0.15	33	-	-	-
4	-	0.36	39	-	0.28	39
5	2	-	-	-	2.2	-
6	2	0.02	33	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-
8	2	-	-	1	-	-
9	2	1.1	27	3	-	-
10	2	-	-	-	-	-
11	10	-	-	1	14	55
12	222	0.11	33	5	-	-
13	2	0.89	30	3	11	37
14	-	-	-	-	3.8	39
15	1	-	-	-	-	-
16	-	-	-	-	-	-
17	-	-	-	-	-	-
18	-	1.1	31	-	0.82	53
19	-	3.2	29	5	0.97	39
20	-	-	-	3	3.2	57
21	23	1.3	39	2	-	-
22	-	1.2	30	-	-	-
23	-	-	-	-	-	-
24	-	-	-	-	-	-
25	-	-	-	-	-	-
26	-	-	-	-	-	-
27	33	6	33	-	-	-
28	1	3.4	29	3	-	-
29	5	-	-	-	-	-
30	1	-	-	-	-	-

- : 不検出

表 14 クリプトスポリジウム、各手法の陽性・陰性サンプル数

	顕微鏡 陽性	顕微鏡 陰性
遺伝子検査法 陽性	9	4
遺伝子検査法 陰性	6	11

表 15 ジアルジア、各手法の陽性・陰性サンプル数

	顕微鏡 陽性	顕微鏡 陰性
遺伝子検査法 陽性	4	5
遺伝子検査法 陽性	4	17

表 16 オーシスト濃度によって検査間の不一致が生じる理論的確率

2 分割前の オーシスト数	顕微鏡に全 部入る確率	遺伝子に全 部入る確率	両方に 1 個 以上入る確率	結果が一致 しない確率
0	(0%)	(0%)	(0%)	0%
1	50%	50%	0%	100%
2	25%	25%	50%	50%
3	13%	13%	75%	25%
4	6.3%	6.3%	88%	13%
5	3.1%	3.1%	94%	6.3%
6	1.6%	1.6%	97%	3.1%
7	0.78%	0.78%	98%	1.6%
8	0.39%	0.39%	99%	0.78%
9	0.20%	0.20%	100%	0.39%
10	0.10%	0.10%	100%	0.20%

表 17 試料水中 1 個と低濃度な場合に、試料を 2 分割して一方を試験（あるいは分割せず 50%回収率で試験）する場合の、複数回検査することの意味

試験 回数	複数回の結果が 全部陰性の確率	いずれか 1 回は陽 性となる確率
1	50%	50%
2	25%	75%
3	13%	88%
4	6.3%	94%
5	3.1%	97%
6	1.6%	98%
7	0.78%	99%
8	0.39%	100%
9	0.20%	100%
10	0.10%	100%

表 18 クリプトスポリジウム遺伝子型

遺伝子型	感染性*
<i>C. suis</i>	あり**
<i>C. felis</i>	あり**
<i>C. andersoni</i>	なし
<i>C. sp. pig genotype II</i>	なし
<i>C. sp. cervine genotype</i>	あり**
<i>C. sp. avian genotype III</i>	なし
<i>C. sp. muskrat genotype</i>	なし

*ヒトへの感染報告例, **稀

表 19 ジアルジア遺伝子型

遺伝子型	感染性*
<i>G. intestinalis</i> assemblage AI	あり
<i>G. intestinalis</i> assemblage AII	あり
<i>G. intestinalis</i> assemblage BIV	あり

*ヒトへの感染報告例

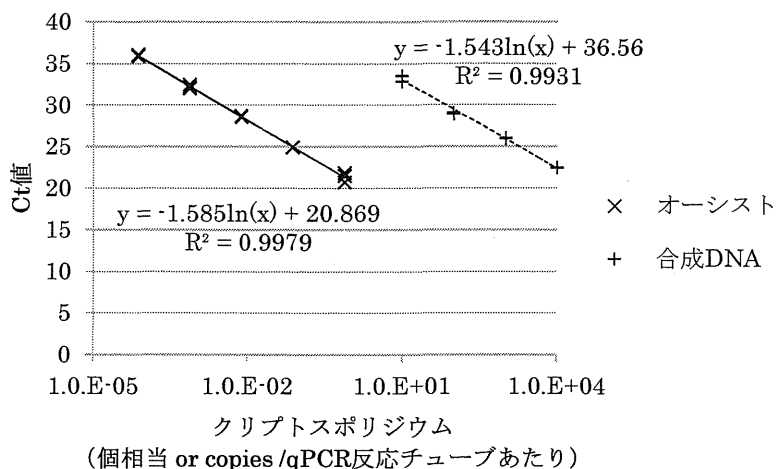


図18 TaqMan法によるクリプトスポリジウム定量の検量線

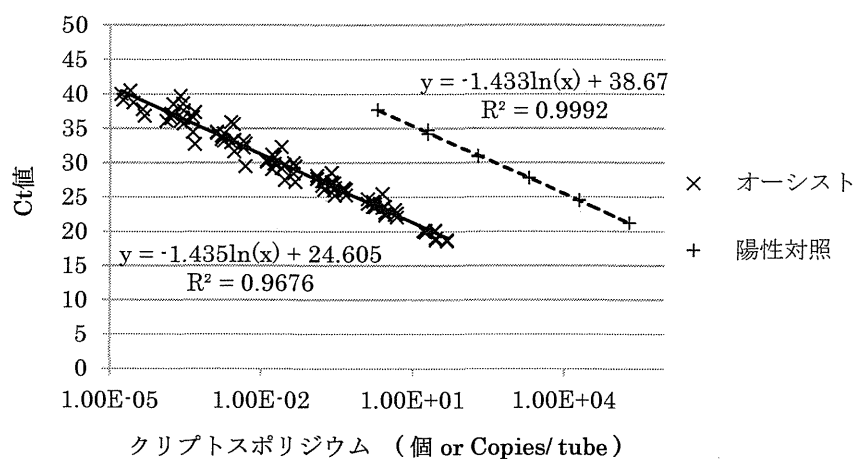


図19 サイクリングプローブ法によるクリプトスポリジウム定量の検量線

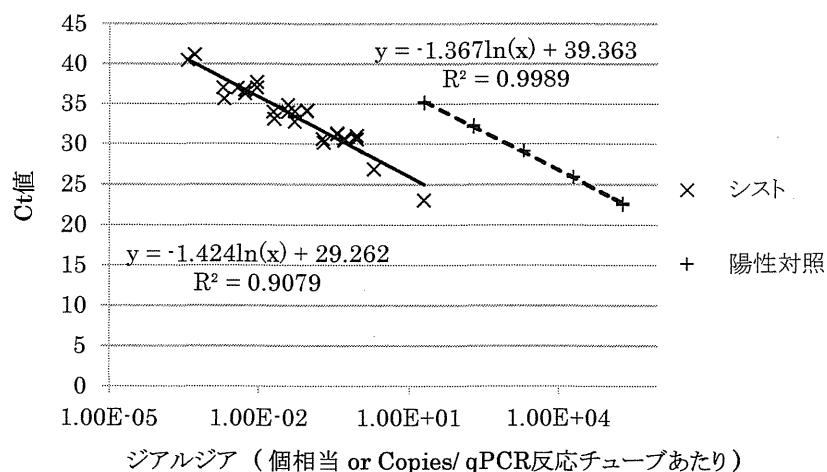


図20 サイクリングプローブ法によるジアルジア定量の検量線

表 20 RT-LAMP 法添加回収試験

検体名	試料水	添加オーシスト 数(個/10L)	検鏡検出数 個/10L	顕微鏡回 収率%	RT-LAMP法 (Tt値、分)	濃縮方法
2767	陰性対照、河川水	0	不検出	—	不検出	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
5081	陰性対照、河川水	0	不検出	—	不検出	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
5147-1	陰性対照、河川水	0	不検出	—	不検出	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
5147-2	陰性対照、河川水	0	不検出	—	不検出	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
5/10 BP	(磁気ビーズのみへの添加)	258	190	74%	0:22:30	—
5/26A5-BP	(磁気ビーズのみへの添加)	64	73	114%	0:23:24	—
5/24BP	(磁気ビーズのみへの添加)	89	85	96%	0:22:36	—
9/10	排水(懸濁物多め)	65	49	75%	0:39:18	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
9/17	排水(懸濁物多め)	40	34	85%	0:29:24	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
10/20	排水(懸濁物多め)	75	37	49%	0:37:48	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
	排水(懸濁物多め)	75	40	53%	0:36:00	アセトン溶解法、セルロース混合エステル1μm
5/26A5-25	水道水20L	64	55	86%	0:23:00	A社PTFEフィルター-5μm
5/26A5-15	水道水20L	43	26	60%	0:23:18	A社PTFEフィルター-5μm
5/24A5	蒸留水20L	89	88	99%	0:27:36	A社PTFEフィルター-5μm
5/10 A5	5倍に希釈した排水	258	222	86%	0:19:48	A社PTFEフィルター-5μm
12/22⑤	蒸留水	36	—	—	0:23:12	M社PTFEフィルター-5μm
1/7③	蒸留水	73	—	—	0:26:12	M社PTFEフィルター-5μm
1/14⑤	蒸留水	28	22	79%	0:23:30	M社PTFEフィルター-5μm
1/21⑤	蒸留水	58	29	50%	0:20:24	M社PTFEフィルター-5μm
1/7②	鉄が多く地下水に近い水道水	73	57	78%	0:26:24	M社PTFEフィルター-5μm
5/10 M5	5倍に希釈した排水	258	204	79%	0:20:42	M社PTFEフィルター-5μm
1/7①	懸濁物が多い希釈した排水	73	59	81%	0:26:42	M社PTFEフィルター-5μm
12/8①	排水(懸濁物やや多め)	34	43	126%	0:23:00	M社PTFEフィルター-5μm
10/15 M-5	排水(懸濁物少なめ)	61	53	87%	0:29:24	M社PTFEフィルター-5μm
12/10	排水(懸濁物少なめ)	40	—	—	0:20:06	M社PTFEフィルター-5μm
12/15	排水(懸濁物少なめ)	38	—	—	0:23:54	M社PTFEフィルター-5μm

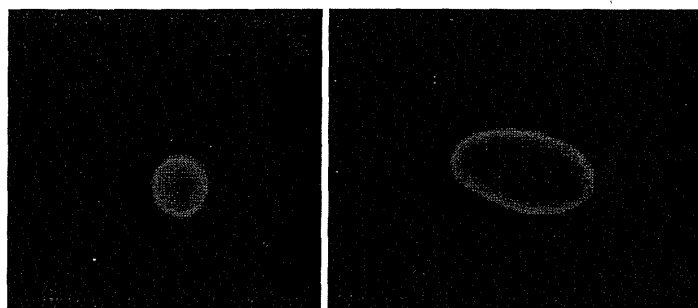


写真 8 原水より添加回収され国産蛍光抗体試薬で染色されたクリプトスポリジウムとジアルジア

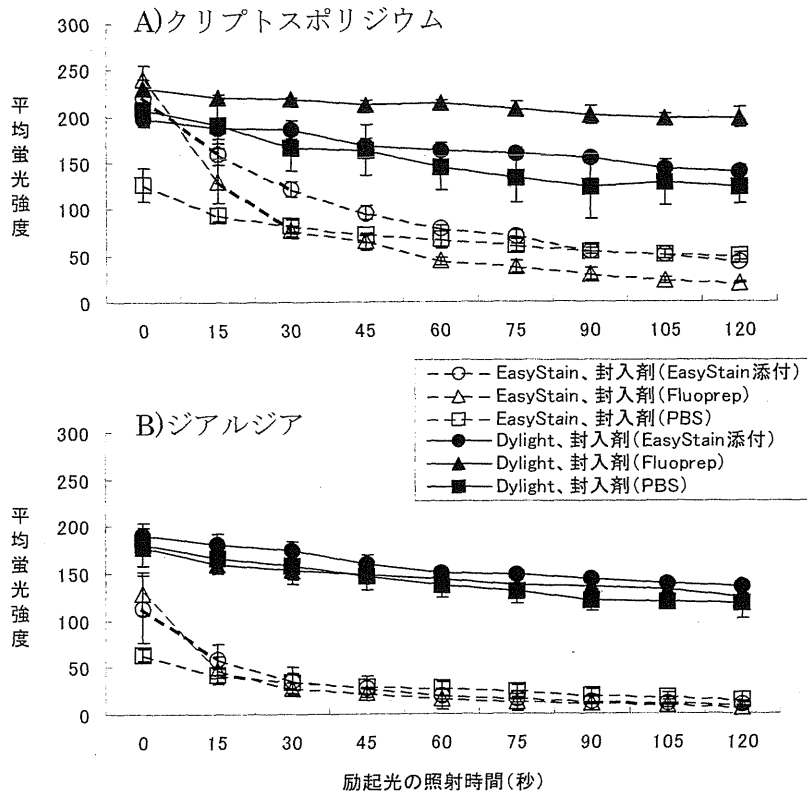


図 21 蛍光染色標本の観察時間による退色速度比較

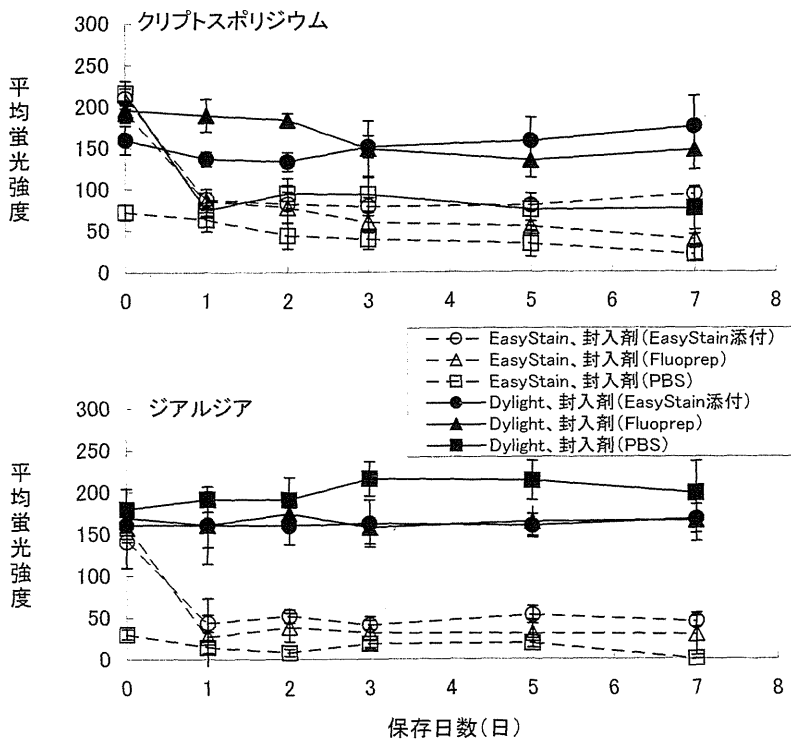


図 22 蛍光染色標本の経過日数による退色比較

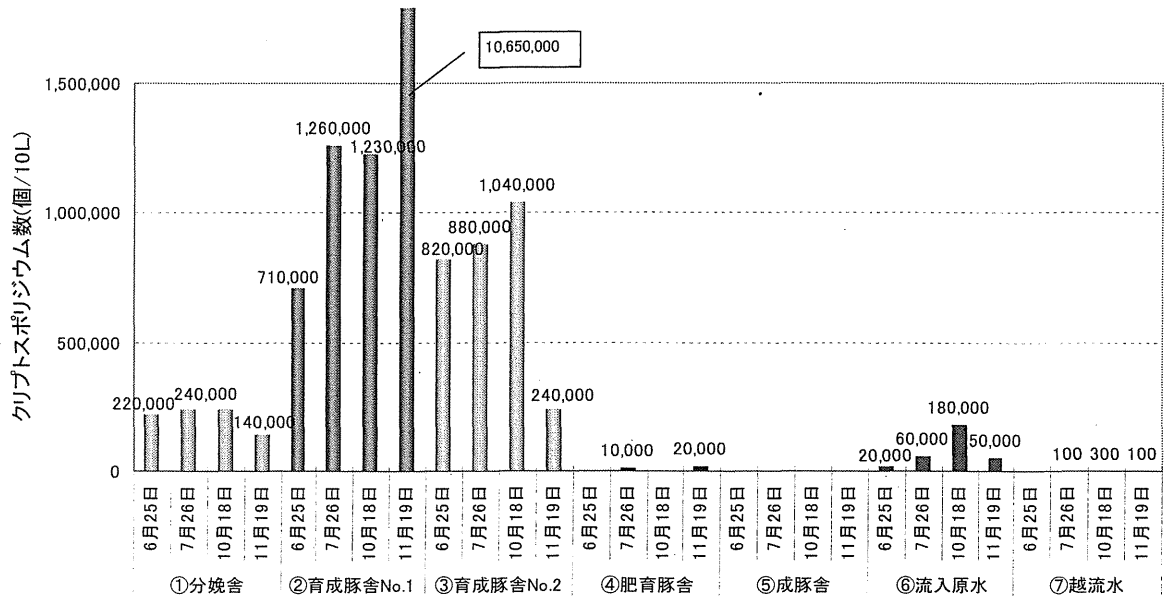


図 23 豚舎別クリプトスポリジウム検出数

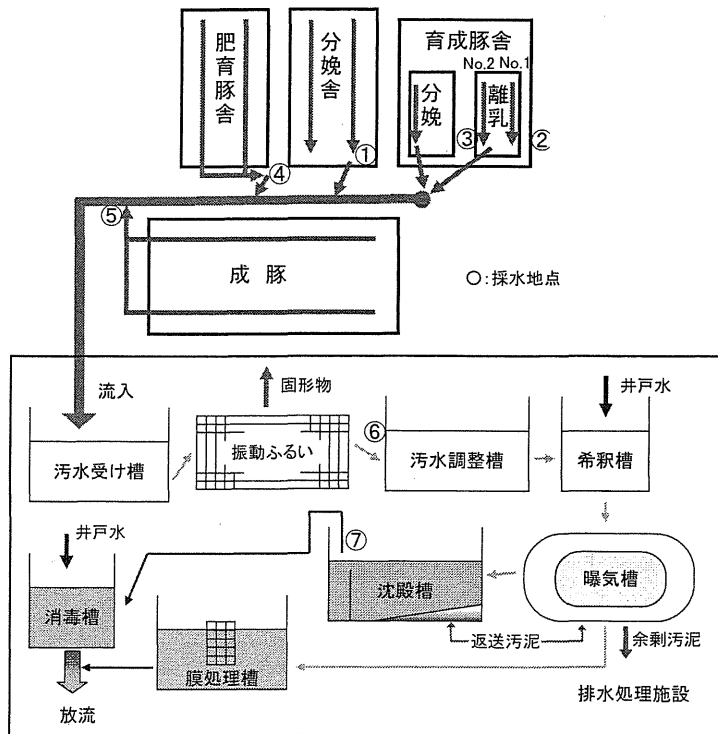


図 24 調査豚舎の配置と採水地点

平成 22～24 年度厚生労働科学研究費補助金（健康安全・危機管理対策総合研究事業）
分担研究報告書

水道における水質リスク評価および管理に関する総合研究
— 無機物質分科会 —

研究代表者	松井 佳彦	北海道大学大学院工学研究院 教授
研究分担者	伊藤 雅喜	国立保健医療科学院 生活環境研究部 上席主任研究官
研究協力者	大野 浩一	国立保健医療科学院 生活環境研究部 上席主任研究官
研究協力者	白崎 伸隆	北海道大学大学院 工学研究院 助教
研究協力者	坂本 薫	千葉県水道局 水質センター 調査課 主査
研究協力者	木島 健治	千葉県水道局 水質センター 調査課 主査
研究協力者	荘司 浩史	茨城県企業局 水質管理センター 主任
研究協力者	小林 利男	東京都水道局 水質センター 検査課 課長補佐
研究協力者	森 健次	名古屋市上下水道局 技術本部 施設部 水質管理課 水質管理第一係
研究協力者	森實 圭二	大阪市水道局 工務部 水質試験所 担当係長
研究協力者	平林 達也	大阪市水道局 工務部 水質試験所 担当係長
研究協力者	林 広宣	大阪市水道局 工務部 水質試験所 担当係長
研究協力者	石橋 健二	福岡県南広域水道企業団 施設部 浄水課 浄水係 主査
研究協力者	比嘉 元紀	沖縄県企業局 水質管理事務所
研究協力者	愛甲 俊郎	沖縄県企業局 水質管理事務所
研究協力者	上杉 佳寛	(社)日本水道協会 工務部 水質課
研究協力者	市川 豊	(社)日本水道協会 工務部 水質課 水質専門監

研究要旨

本研究では水道事業体における残留アルミニウム対策、給水装置からのレアメタル類の浸出性能試験、放射性物質除去を想定した非放射性セシウムを用いた除去実験を行った。

アンケート調査により浄水場で使用している凝集剤はほとんどが(アンケートではすべて)アルミニウム系凝集剤であり、浄水場における残留アルミニウムの制御が課題となることがあらためて明らかとなった。原水 pH の変動も大きく、浄水場では pH の季節、時間変動に注意して制御しなければならない。残留アルミニウム対策としては酸剤の注入(pH 調整)、高塩基度 PAC の使用、PSI 使用などがあり、複数の浄水場で検討実績がある。酸注入(pH 調整)、PSI、高塩基度 PAC とも一定の効果は見られる。PSI はコストと操作の煩雑さが、高塩基度 PAC は原水水質により従来 PAC と差がない場合があることがデメリットになる。高塩基度 PAC が有効な場合は比較的高 pH での操作も可能なため、酸剤、アルカリ剤の使用量を削減できる可能性がある。酸注入(pH 調整)は通常 PAC の場合でも効果があり、高塩基度 PAC の効

果がない場合でも残留アルミニウム低減のための方策となりうる。

給水装置からのレアメタル類の浸出試験では、接触容積を正確に測定することが正しい補正係数を得るために重要である。浸出結果では、ニッケルがすべての製品で検出され、補正值としても最大で200 µg/L(現在の目標値10 µg/L)以上の値であった。めっきの回り込みからの浸出が原因と考えられ、製品毎のばらつきが多い理由であると思われる。

セシウム(Cs)は水中の懸濁物質に吸着するとされているが、懸濁質の種類により吸着量には差があることが明らかとなった。また、水中の有機物への吸着は見られなかった。溶存態 Csは凝集沈澱処理では濃度が変化せず、浄水場での処理は難しいと考えられる。凝集時に粉末活性炭のように濁質を添加することにより、ある程度の処理を期待することができる。

A. 研究目的

無機物質分科会では食品安全委員会やWHO飲料水水質ガイドラインの改訂項目、水質基準改定の動向を視野に入れ、処理、低減化の検討を行うほか、水道用資機材等からの無機物質の溶出による水質汚染のおそれについても検討対象とした。

浄水処理で最も多く使われる無機アルミニウム系凝集剤に起因する残留アルミニウム対策の現状と制御、給水用具からの重金属類の浸出性能の調査、検討、および放射性物質の処理性に関する調査研究を行った。

水道水中のアルミニウム濃度については平成16年4月から水質基準として0.2mg/Lが施行され、平成21年4月に水質管理目標設定項目として0.1mg/Lが施行となった。アルミニウムは浄水での基準超過件数が他の基準項目に比べ比較的多く、0.1mg/L以上である件数はかなり多い(平成17年度水道統計)。このため水質管理目標値を定め工程管理等に努めることが適切とされた。このため、水道事業体の現状および対策の実態調査を行った。対策に関する方策のひとつとして近年開発され実験等が行われてきている高塩基度PACに着目し、小型浄水実験装置による実験および実浄水場における適用実験を行い、処理性、アルミニウムの残留性等を評価した。

給水用具からの重金属類の溶出については、水質基準項目については毎年水道課の

要請を受け国立保健医療科学院で実施している。基準値以外の項目については実態分かっていない。このため基準項目以外にどのような金属類の溶出があるか調査するため、レアメタル類を中心に浸出試験を行った。

最終年度には東日本大震災で問題となった放射性物質について、浄水処理における挙動を調査した。対象物質は比較的半減期が長く現在でも問題となっているセシウムを対象とした。

B. 研究方法

(1) 残留アルミニウム対策に関する実態調査

アンケート調査およびヒアリングにより残留アルミニウム濃度と対策の実態を調査した。平成22年度は原水の種類、浄水方式、原水pHに関する項目の他、アルミニウム対策に関する質問を行った。質問項目は以下の通りである。

- 1) 浄水処理におけるアルミニウム対策の有無
- 2) 対策を講じていない理由
- 3) 具体的対策(対策を講じている場合)
- 4) 酸剤によるpH調整をしている場合の処理
- 5) 浄水のpH調整をしている場合の処理

アンケート結果を質問項目ごとに集計し、現状分析を行った。

平成22年度のアンケート結果で、浄水中に残留するアルミニウム対策として凝集剤の注入強化を行っているという回答があった。そこで、平

成 23 年度は、アルミニウム対策として凝集剤の注入強化での対応方法についてアンケート調査を行った。また、アンケートとは別に、アルミニウム等の対策として凝集剤注入強化から酸注入へ対策を変更し、実施している事業者の実態調査を行った。

平成 24 年度は凝集剤注入強化を行っている浄水場を対象とする予定であったが、それらの浄水場では十分な結果が得られなかったためか、様々な対策を検討していたため、ヒアリングにより各種の対策の効果を調査した。

(2) 高塩基度 PAC の処理性と残留アルミニウム低減化の評価

水道水中のアルミニウム濃度の低減を目的として新たに開発されている PAC (以下、高塩基度 PAC という) について、凝集効果の評価を行った。小型浄水処理装置を用いて、従来の水道用 PAC (以下、従来 PAC という) との凝集効果を沈澱水のみならず過水レベルで比較評価し、高塩基度 PAC によるアルミニウム等の低減効果を確認した。平成 22, 23 年度の研究では、比較的凝集処理が悪化する時期 (冬期低水温期、生物障害発生時など) の原水を対象として同様な実験を行い、高塩基度 PAC の有効な適用範囲と効果について検証した。

平成 24 年度は福岡県南広域水道企業団荒木浄水場の実プラントを使用して以下の 3 つの水質条件を設定し、従来の凝集剤を用いた系 (対照系) と高塩基度凝集剤を用いた系 (実験系) の比較検討を行った。3) の冬期原水

系については比較実験を行わず、全系列に高塩基度 PAC を適用し凝集 pH を 7.0 から 7.3 まで段階的に変化させて処理水質の挙動を評価した。

- 1) 生物の炭酸同化作用に伴う原水高 pH 時における処理性評価
- 2) 原水中のピコプランクトン増殖時における処理性評価
- 3) 冬期原水 (低水温、低濁度、高 pH) に対する処理性評価

荒木浄水場の浄水処理フローを図 1 に示す。荒木浄水場は、筑後川表流水を主な原水とし、凝集沈殿・急速ろ過の一般的な処理プロセスである。浄水場は 2 系列になっているため通常の PAC と高塩基度 PAC の系列を並行して実験を行った。浄水場では通常 PAC を使用している場合凝集 pH 調整のため硫酸の注入を行っているが、この注入点は 2 系列に分岐する前にあるためどちらの系列も同じ原水 pH で凝集剤を注入している。PAC 注入は原水濁度に応じて自動制御した。小型浄水処理装置も実プラントと同様の処理ができるようになっている。

(3) 給水装置からのレアメタル類の溶出に関する研究

対象とした給水装置は台所、洗面所で使用する湯水混合水栓 16 品目とした。これらは末端給水用具として定義されるものであり、末端以外の給水用具に比べ厳しい条件が適用される。

実験に先立ち国立保健医療科学院で行っ

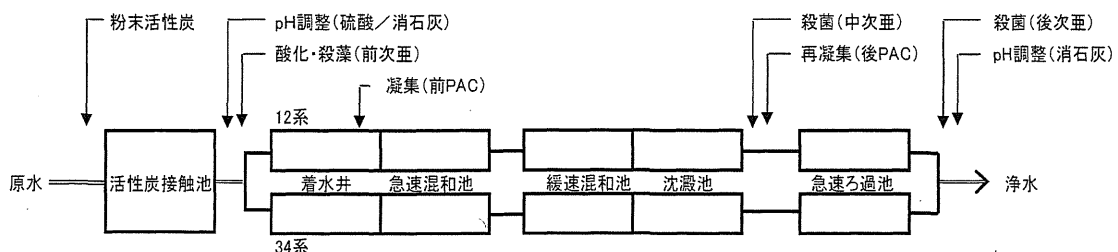


図1. 荒木浄水場の浄水処理フロー

ている給水装置の試買試験で接触容積の測定が補正係数に影響があり十分注意する必要があることが明らかとなったため、複数の研究協力者間でデータのばらつきを少なくするために、接触容積測定に関する留意点等を含め、浸出試験の手引きを作成した。浸出試験は採水まで最低 3 週間を要するため、研究協力者が通常の勤務時間の範囲でどのように実験を計画すればよいかもすぐに分かるようにした。

浸出操作は原則として厚生省告示第 111 号「給水装置の構造及び材質の基準に係る試験」に示す末端給水器具の定める方法で実施したが、まずコンディショニング無しの条件で浸出を行い、続けてコンディショニング有りの条件で浸出を行った。測定項目は、リチウム、コバルト、ゲルマニウム、ストロンチウムの 4 項目と給水装置のめっきに使われ、水質管理目標設定項目に入っているニッケル(目標値 10 $\mu\text{g/L}$)の合計 5 項目とした。

結果は分析値および補正值で評価した。湯水混合水栓を試験対象としたため、補正係数は通常の接触容積、接触面積比から算出した補正係数に「飲用に供する水(加熱された水を除く)」の定義に従い、1/2 を乗じたものを用いた。

(4) セシウムの濁質による吸着および凝集沈澱による挙動の検討

環境中の放射性セシウム(Cs)は懸濁態または溶存態で存在しており、その形態により浄水処理における挙動が異なる。一般には Cs は土壌粒子には吸着しやすいとされるため、濁質の共存下では通常の凝集沈澱で除去可能と考えられている。

本研究では非放射性 Cs-133 を用いて、濁質成分、有機成分が共存した場合の Cs の挙動についてジャーテストにより評価を行った。

実験は脱塩素水に Cs を添加した溶液を使用し、濁質としてはくとう度(カオリン)またはベントナイトを加え一定時間放置後、溶存態 Cs

濃度を測定し、濁質への吸着量を測定した。また、凝集沈澱による処理実験では所定の濁質に飽和する以上の Cs を加え、溶存態 Cs の存在下におけるジャーテストを行った。有機物との相互作用を確認するため、天然有機物(IHSS Suwannee River NOM) と Cs が共存する条件でもジャーテストを行った。

C・D. 研究結果と考察

(1) 残留アルミニウム対策に関する実態調査

1) アンケート調査

アンケートは 62 水道事業者から 68 浄水場に関する結果を得た。原水 pH の状況(平成 21 年度)は平均値で pH 7~7.5 が全体の 34 %、pH 8 以上が全体の 8 %なのに対し、最高値では pH 7~7.5 が 22 %、pH 8 以上が 30 %となっており、浄水場においての変動が大きいことを示している。

アルミニウム対策を講じている浄水場は 33 %で、このうち 2 ヶ所は水質管理目標値が設定されてから対策を講じている。対策を講じていない浄水場では良い対応方法が見つからないことを理由としたものが 9 %あった。このことは対応の必要性は認めているものの、まだ対応ができていない浄水場が存在していることを示している。具体的な対応策は pH の調整と凝集剤の強化注入がほぼ同数であるが、凝集剤の強化注入は凝集剤使用量を増やすほか、汚泥処理にも影響を及ぼすのでさらに調査が必要と考えられる。

平成 23 年度に行った追加のアンケート調査では、凝集剤の注入強化後の残留アルミニウム濃度の調査については、「調査を実施している」22 %(4 ヶ所)、「過去に実施して問題なかった」17 %(3 ヶ所)、「調査を実施していない」61 %(11 ヶ所)であった。浄水場のアルミニウム濃度の測定頻度は、「土、祝日を除く毎日」6 %(1 ヶ所)、「毎週 1 回」17 %(3 ヶ所)、「1 ヶ月に 2 回」6 %(1 ヶ所)、「1 ヶ月に 1 回」39 %(7 ヶ所)、「3 ヶ月に 1 回」33 %(6 ヶ所)であっ

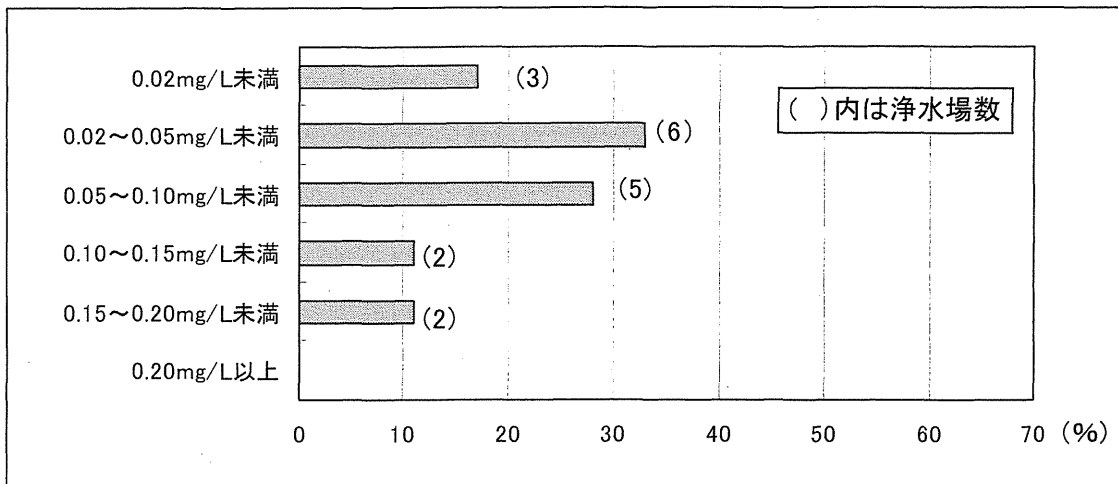


図2 浄水中のアルミニウム濃度の最大値

た。

浄水アルミニウムの最大値については、「0.02 mg/L 未満」17% (3カ所)、「0.02~0.05 mg/L 未満」33% (6カ所)、「0.05~0.10 mg/L 未満」28% (5カ所)、「0.10~0.15mg/L 未満」11% (2カ所)、「0.15~0.20 mg/L 未満」11% (2カ所)と、水質基準(0.2 mg/L)は超えていないが、水質管理目標設定項目の目標値(0.1 mg/L)を超えている浄水場が 22% (4カ所)あった(図2)。

2) A 事業体ヒアリング

凝集剤注入強化から酸注入に変更した A 事業体に聞き取り調査を行った。A 事業体ではすべての浄水場を酸注入に変更している。

A 事業体では、生物の光合成作用等により、原水の pH 値が上昇し、これまで、PAC の注入率の強化で対応していた。しかし、PAC の注入率を増やすことによって発生汚泥量が増加し、排水処理が間に合わなくなった。この結果、PAC の注入率を増やすことが出来なくなり、浄水へのアルミニウムの溶出及び浄水の pH 値が高くなることによって、次亜塩素酸ナトリウムによる殺菌力の低下等が懸念された。

酸注入の実施により凝集性がよくなり、PAC の注入率が低下し、発生汚泥量も減少した。また、pH 値を管理することで浄水アルミニウム濃度を下げることが出来た。

目標 pH 値を 7.1 とした酸注入では、PAC

の平均注入率は従前に比べ約 65% 低くすることが出来た。また、ランニングコストの概算では約 41% 低くなった。

3) B 浄水場ヒアリング

B 浄水場は表流水を取水し、凝集沈殿急速ろ過方式で浄水処理を行っている。従来品の PAC (塩基度 50%) を用いて浄水処理を行っていた時には、原水 pH の上昇時は浄水中のアルミニウム濃度が 0.2 mg/L 近くまで上昇することがあった。この対策として、PSI (鉄濃度 4 wt%) を用いた浄水処理及び高塩基度 PAC (塩基度 70%) を用いた浄水処理を行った。従来 PAC を用いて浄水処理を行っていた時は原水 pH 値の上昇により浄水中のアルミニウム濃度が水質管理目標設定項目の目標値である 0.1 mg/L を超えることがあったが、高塩基度 PAC を用いて浄水処理を始めた以降については、浄水中のアルミニウム濃度は 0.1 mg/L 以下で管理することができている。

また、高塩基度 PAC を使用することにより、原水 pH 値の上昇時、又は原水濁度の上昇時 (最大値: pH 値 8.5~9.0、濁度 250 度) に高塩基度 PAC の注入率を一定 (注入率約 35 mg/L) のまま処理を行っても浄水濁度は 0.05 未満で処理することができていた。

PSI については従来 PAC と併用して実施での検証を行っている。従来 PAC との併用により浄水中のアルミニウム濃度を低下させる

ことはできたが、薬品費が PAC 単独の処理時と比較して割高になること、最適な注入率を設定することが難しいこと、pH 調整設備がないため配水の pH 値が低下し、赤水の原因となること等を理由として採用していない。

2) C 浄水場ヒアリング

C 浄水場はダムから直接取水し、PAC を使用して凝集沈澱急速ろ過を行っている。原水濁度は年間を通して 4~6 度で、原水 pH は 8.0~8.5 (平成 22 年度平均) と高く、pH 上昇時には 9 を超えることがある。原水 pH の上昇時には、PAC 注入量の増加で対応しているが、PAC 使用量、発生汚泥、次亜塩素酸ナトリウムの注入量の増加等の問題が発生している。さらに凝集不良による浄水へのアルミニウムの溶出が懸念され、水質基準値 0.2mg/L 以下ではあるが、水質管理目標値である 0.1mg/L を超えることもあるため、浄水処理について検討を行ってきた。

i) 炭酸ガス注入による pH 制御

酸注入による原水 pH 値の管理について、使用する酸剤は安全性、環境への配慮等から炭酸ガスとした。通常は、PAC 注入率を 40mg/L で浄水処理を行っているが、実験期間中は着水井の pH 値が 7.2 となるよう炭酸ガスを注入し、PAC 注入率を 20mg/L と 15mg/L に設定して行った。ろ過水濁度の明確な変化は得られなかったが、炭酸ガス注入を行うことにより、PAC 注入率を従来 of 半分以下に減らしても同等の処理結果を得ることができた。

ii) 高塩基度 PAC による凝集処理

高塩基度 PAC (塩基度 70%) のものを用いたジャーテストによる検討を行った。結果を図 3, 4 に示す。高塩基度 PAC と従来 PAC を比較した結果、濁度について処理性に大きな差はなかった。また、残留アルミニウム濃度についても、水質管理設定項目の目標値 0.1 mg/L を超えており、良好な結果は得られな

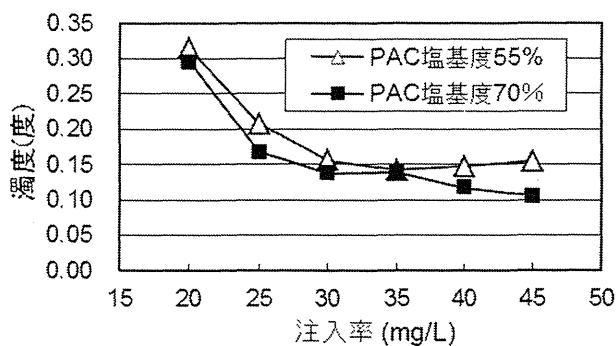


図3 ジャーテスト結果(濁度)

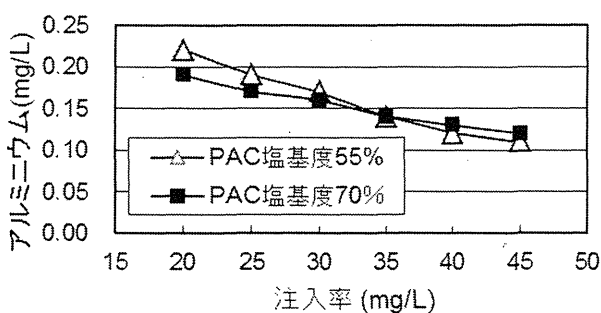


図4 ジャーテスト結果(残留アルミニウム)

った。

B 浄水場では高 pH や濁度上昇時 (pH 8.5~9, 濁度 250 度程度) でも高塩基度 PAC を一定注入率で処理をしても浄水濁度 0.05 度以下、残留アルミニウム濃度 0.1 mg/L 以下で処理が可能であるのに対し、C 浄水場では高塩基度 PAC の使用による処理性の明確な改善効果は見られなかった。高塩基度 PAC の効果が発揮できる条件についてはこれまでの実験でも明確な結果は得られておらず、さらに検討をする必要があると考えられる。

(2) 高塩基度 PAC の処理性と残留アルミニウム低減化の評価

1) 小型浄水実験装置による検討

i) 原水中生物(ピコプランクトン)の増殖時

平成 22 年 7 月下旬から 9 月中旬にかけて、筑後川原水中のピコプランクトン数が増加し、実プラントのろ過濁度及びアルミニウムが通常時に比べて上昇傾向が見られた際に実験を行った。

通常時における筑後川原水中のピコプランクトン数は数十個/ml 程度であるが、当該時期

には数千～数万個/ml まで増加した。また、これに伴い原水の有機物指標である UV (254 nm) も約 0.17 Abs/5cm と通常時 (0.12 Abs/5cm 程度) に比べて高めで推移した。このような状況の中、小型浄水処理装置において、凝集剤を従来 PAC (注入率 21 mg/L) から高塩基度 PAC (注入率 21 mg/L) へ切り替えた場合のろ過水の濁度とアルミニウムの変化を図 5 に示した (凝集時の pH は概ね 6.8)。この結果、濁度については、0.013 度から 0.004 度と 60% 以上の低減化が確認された。また、アルミニウムについては、懸濁成分で若干の濃度低下が見られたが、溶解成分では有意な差は確認できなかった。アルミニウムの結果に有意な差が確認できなかった要因として、凝集時 pH の設定が 6.8 と低めであったことが考えられる。

ii) 冬期原水 (低水温、低濁度、高 pH) に対する処理性評価

実験を開始した 1 月の原水は安定して低水温、低濁度及び高 pH 化状態にあり濁度、水温、pH の平均値は各々 1.6 mg/L、8.7℃、pH 7.94 で推移したが、後半の 2 月に入ると纏まった降雨があり、以降、原水水質は大きく変動した。このような原水に対し、PAC 注入率を 15、20、25mg/L に、また凝集 pH を 7.0、7.2 及び 7.4 に変化させ、従来型 PAC 及び高塩基度型 PAC との処理性を比較した。

ろ過水における総アルミニウム及び溶解性アルミニウムの測定結果を図 6 に示す。従来 PAC によるろ過水中の総アルミニウム濃度は、凝集 pH が高く条件ほど濃度が高くなる傾向にあったのに対し、高塩基度 PAC の場合は、凝集 pH の上昇による多少の濃度上昇が見られるものの、全ての条件下で概ね 0.03mg/L 以下の極めて低いレベルで制御することができた。高塩基度 PAC においては、総 Al と溶解性 Al がほぼ同レベルであることから、ろ過水中のアルミニウムの形態のほとんどは溶解性

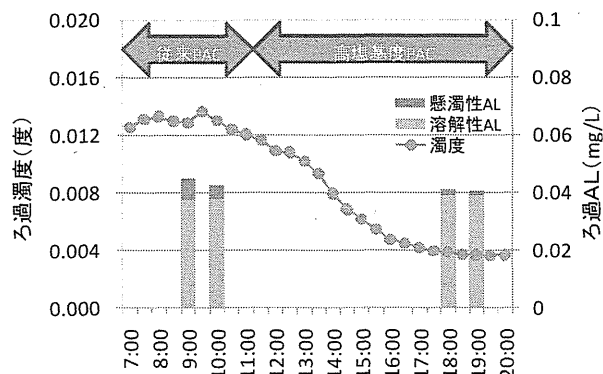


図 5 原水中生物増殖時の実験結果 (PAC 21 mg/L)

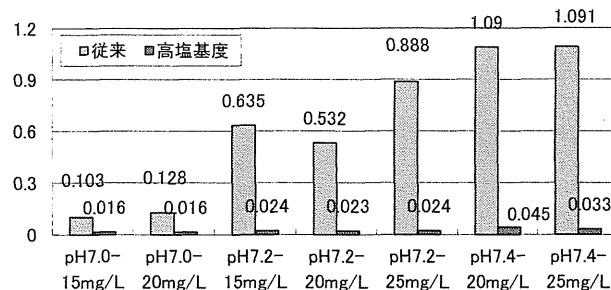


図 6 ろ過水の総アルミニウム濃度

分であった。

2) 実浄水場における高塩基度 PAC の評価

i) 生物の炭酸同化作用に伴う原水高 pH 時における処理性評価

沈殿水 pH (凝集時 pH) は、期間を通じて実験系の処理水が対照系に比べて高かった。その差は平常時で約 0.1、降雨時で約 0.2 と、PAC 注入率が高くアルカリ度が低下した降雨時において顕著であった。

濁度は、色度と同様に、平常時において低減効果が顕著に見られたものの、降雨時に何れも濁度の上昇傾向が見られ、低減率は低下した。しかし、期間を通じて実験系の処理水濁度が対照系の値を上回ることはなく、前者の処理効果は有意であった。

ろ過水の濁度は、平常時において、後 PAC 2 mg/L の注入を行った対照系が平均 0.012 度で推移したのに対し、実験系は平均 0.001 度と、高塩基度型 PAC の顕著な濁度の低減

効果を確認することができた。ろ過水のアルミニウムは、実験系において平常時及び降雨時を問わず 0.020 mg/L 前後の低いレベルで制御できた。また、実験系におけるアルミニウムの形態は、そのほとんどが何れも溶解性であった。一方、対照系では、平常時において総アルミニウムが平均で 0.048 mg/L と実験系 (0.025 mg/L) に対して約 2 倍高い値で推移し、また、総アルミニウムに対して約 25% の懸濁性アルミニウムが存在していることがわかった。この懸濁性のアルミニウムは漏出濁度の一部がフロックに由来するものであると考えられる。

ii) 原水中のピコプランクトン増殖時における処理性評価

夏期実験では、荒木浄水場の原水でピコプランクトンの増殖(最大 17,000 個/ml)が確認された期間において、処理水質(ろ過水のアルミニウム及び濁度等)を比較評価した。期間中、PAC 注入率は 20~25mg/L(原水濁度に応じた自動制御)、凝集 pH は 7.0 の一定条件で制御した。また、対照系においては、ろ過濁度のレベルに応じて適宜後 PAC を 2mg/L 注入した。

ろ過水の総アルミニウムは、実験系及び対照系の平均値で各々 0.028、0.045 mg/L と、前者の顕著な低減効果が確認された。また、アルミニウムの形態は、両 PAC 共にそのほとんどが溶解性のものであった。ろ過水の濁度は、後 PAC 2 mg/L の注入を一定期間行った対照系において平均 0.017 度で推移したのに対し、実験系では、原水中のピコプランクトン数が比較的高い値で検出された時期に関わらず、期間を通じて 0.001 度以下の極めて低いレベルで制御することができた。

iii) 冬期原水(低水温、低濁度、高 pH)に対する処理性評価

実験期間中は、不定期に纏まった降雨があったため、原水水質は幾分その影響が見られた。期間中における原水の水温、濁度、pH 及び UV254 の平均値は各々 8.6 °C、4.3 度、7.64 及び 0.095 Abs/5cm で推移した。

処理水質の状況を図 7 に示した。12/25 に高塩基度 PAC への切替を行、その翌日以降から沈殿水及びろ過水濁度の低下が確認された。切替の前後において、沈殿水濁度は平均 0.58 度から平均 0.40 度と 3 割程度の減少が

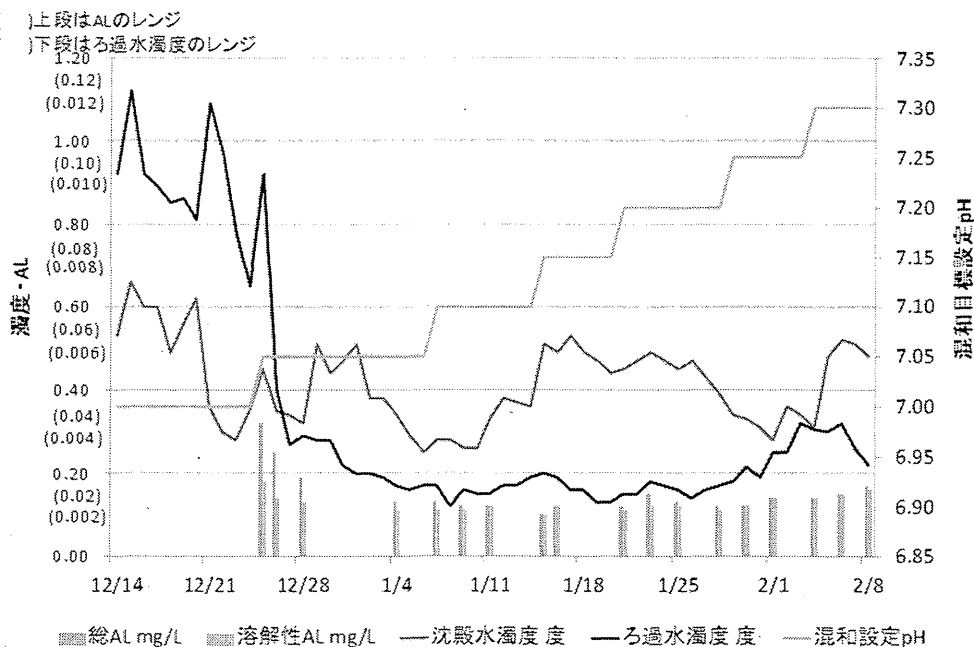


図 7 冬期実験期間中の処理水水質等の推移

見られ、ろ過水濁度は平均 0.01 度から平均 0.002 度と約 8 割の値の減少が確認された。

アルミニウムの測定結果では、注入開始約 3 日間で徐々に総アルミニウムの低下が見られ、その間は懸濁性アルミニウムの減少が顕著に見られた。以降は、これまでの実験結果と同様に、残留アルミニウムのほとんどは概ね溶解性分として推移した。

また、期間中は凝集時 pH を段階的に 7.0 から 7.3 まで上昇させたが、処理水質は概ね安定的に良好な水質レベルを維持することができただけでなく、酸剤(硫酸)及び後アルカリ剤(消石灰)の注入率を 1/3 程度まで低減することができた。

(3) 給水装置からのレアメタル類の溶出に関する研究

1) 浸出試験における接触容積測定と試験手順に関する検討

給水用具の接触容積測定は、測定者間でも同じ測定者でも大きな差が出る可能性があることが過去の測定値の調査から明らかになった。特に湯水混合栓では湯、水それぞれの管が内部にあり、また引出式の水栓の場合はその長さも長くなる。両方の管に均等に注水するためには開閉栓の位置にも注意が必要など、慎重に作業を行う必要があることが明らかとなった。

2) 浸出試験

浸出試験の分析値(補正前の浸出水そのものの濃度)を表1に示す。コバルト、ゲルマニウム、ストロンチウム、テルルはすべてのサンプルで不検出となったが、リチウムについては No.4 サンプルのコンディショニングなし、No.5

表1 給水装置の浸出試験結果(分析値;補正前の値)

No.	コンディショニング	項目 (単位:µg/L)						容量 (mL)
		リチウム	コバルト	ニッケル	ゲルマニウム	ストロンチウム	テルル	
1	あり	<0.4	<0.4	12	<2	<20	<0.4	140
	なし	<0.4	<0.4	17	<2	<20	<0.4	
2	あり	<0.4	<0.4	9	<2	<20	<0.4	143
	なし	<0.4	<0.4	40	<2	<20	<0.4	
3	あり	<0.4	<0.4	931	<2	<20	<0.4	234
	なし	<0.4	<0.4	722	<2	<20	<0.4	
4	あり	<0.4	<0.4	156	<2	<20	<0.4	200
	なし	10.2	<0.4	483	<2	<20	<0.4	
5	あり	1.4	<0.4	650	<2	<20	<0.4	180
	なし	7.9	<0.4	260	<2	<20	<0.4	
6	あり	<0.4	<0.4	39	<2	<20	<0.4	109
	なし	<0.4	<0.4	120	<2	<20	<0.4	
7	あり	<0.4	<0.4	20	<2	<20	<0.4	180
	なし	<0.4	<0.4	50	<2	<20	<0.4	
8	あり	<0.4	<0.4	4	<2	<20	<0.4	145
	なし	<0.4	<0.4	28	<2	<20	<0.4	
9	あり	<0.4	<0.4	4	<2	<20	<0.4	110
	なし	<0.4	<0.4	6	<2	<20	<0.4	
10	あり	<0.4	<0.4	2186	<2	<20	<0.4	240
	なし	<0.4	<0.4	1843	<2	<20	<0.4	
11	あり	<0.4	<0.4	24	<2	<20	<0.4	150
	なし	<0.4	<0.4	78	<2	<20	<0.4	
12	あり	<0.4	<0.4	1	<2	<20	<0.4	145
	なし	<0.4	<0.4	22	<2	<20	<0.4	
13	あり	<0.4	<0.4	354	<2	<20	<0.4	126
	なし	<0.4	<0.4	111	<2	<20	<0.4	
14	あり	<0.4	<0.4	16	<2	<20	<0.4	154
	なし	<0.4	<0.4	10	<2	<20	<0.4	
15	あり	<0.4	<0.4	850	<2	<20	<0.4	300
	なし	<0.4	<0.4	225	<2	<20	<0.4	
16	あり	<0.4	<0.4	17	<2	<20	<0.4	105
	なし	<0.4	<0.4	888	<2	<20	<0.4	

のコンディショニング無し・有りの3つのケースのみ検出下限値以上の浸出が認められた。通常、コンディショニング有りの条件で補正を行うので0.13 µg/Lとなる。基準値等はないのでこの値についてどう対応するかということではないが、今回の試験では浸出試験の補正值として浸出があっても1 µg/Lの値となるということである。

一方、ニッケルはすべてのサンプルのコンディショニング無し、有り、すべての条件で分析値が測定下限値以上の値となった。値のばらつきは極めて大きく、数 µg/L のレベルから最大で2000 µg/Lまで分布している。接触面積、接触容積を考慮した補正值でも最大値は262 µg/L でありかなり高い値となっている(図8参照)。

ニッケルは水質管理目標設定項目であり、目標値は10 µg/L である。通常は資機材からの溶出基準は水質基準の1/10 とされる場合が多いので、それを適用すると1 µg/L となる。コンディショニング有りの条件で目標値を上回っているのは6製品、1 µg/L を上回るものは10製品であり、基準化を仮定すると多くの製品が不適合製品となる可能性が高い。ニッケルはめっきに用いられる金属であり、内部に回り込んだめっき部分から浸出しているものと考えられる。

(4) セシウムの濁質による収着および凝集沈澱による挙動の検討

1) Cs の粘土系濁質への収着

はくとう土またはベントナイトを10 mg/Lの懸濁液にCs 初期濃度が10 µg/Lとなるように添

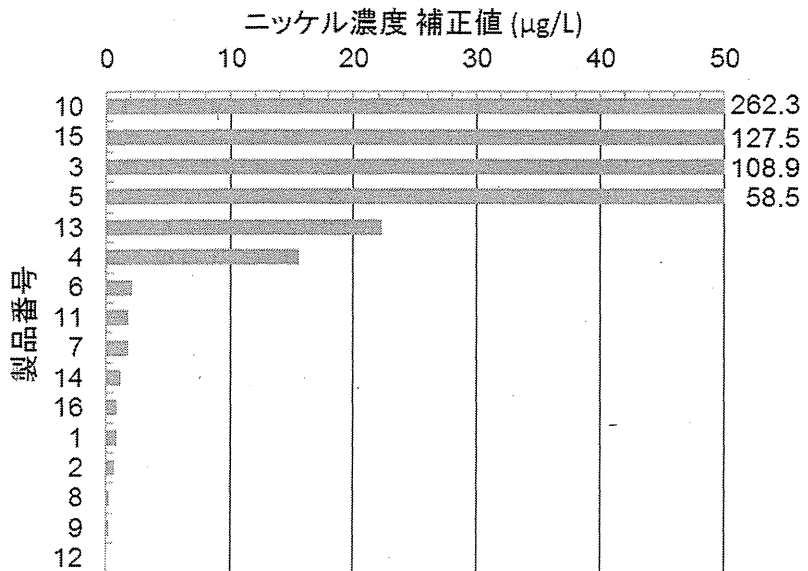


図8 ニッケル浸出濃度の補正值(コンディショニングあり)

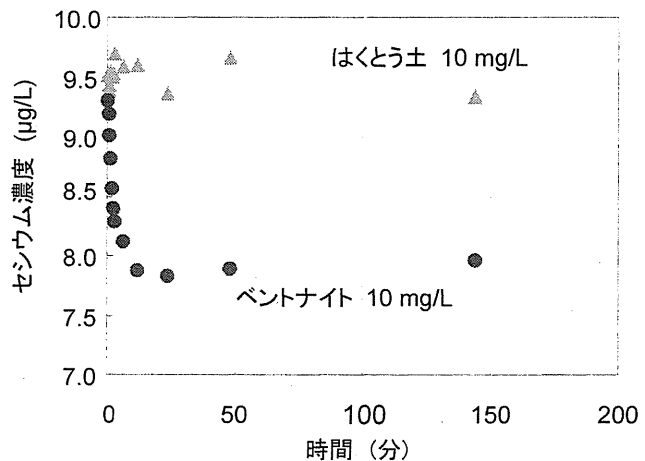


図9 濁質への収着実験

加した時のCs 濃度の経時変化を図9に示す。はくとう土の系はCs 濃度がほとんど変化せず、溶存態Cs はほとんど収着されなかった。ベントナイトの系では濃度低下が見られCs が収着することが示された。浄水場流入濁質を乾燥したものを懸濁成分として同様の実験を行ったところベントナイト同様に収着による濃度低下が見られた。これらのことより、濁質成分の違いによりCs の収着性に差があることが認められた。

Cs 初期濃度を1.5 µg/Lとしてベントナイト濃度を変化させた収着実験ではCs の収着量を Freundlich 型の収着等温式で表すことができた。