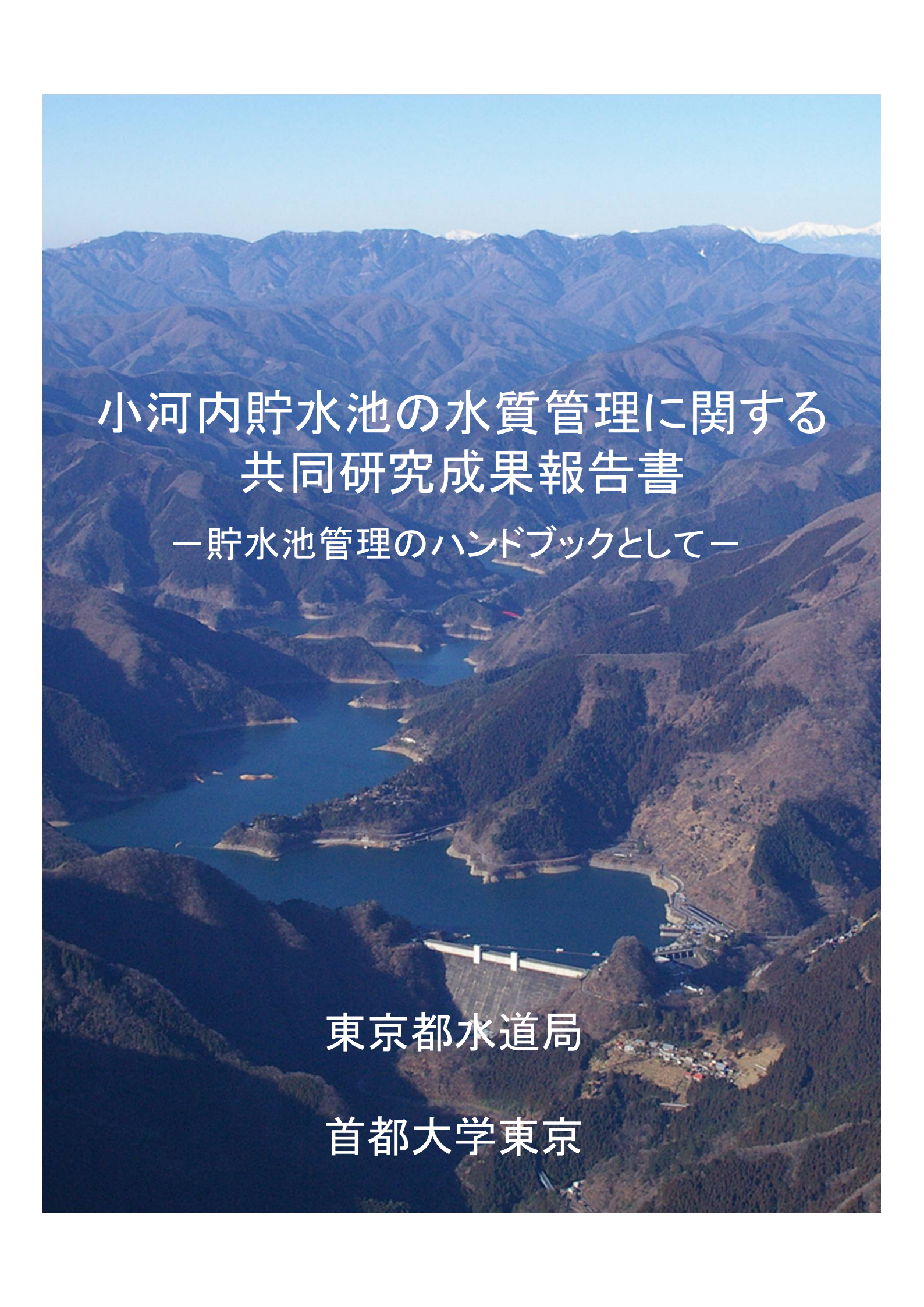




小河内貯水池の水質管理に関する 共同研究成果報告書

—貯水池管理のハンドブックとして—

東京都水道局

首都大学東京

本報告書の執筆にあたって

東京都水道局 浄水部長 青木 秀幸

小河内貯水池は、多摩川の上流に位置する国内最大級の水道専用ダムであり、都民生活と首都東京の都市活動を支える上で大きな役割を果たしています。東京都水道局では、昭和 32 年のダム完成から半世紀以上にわたり、水源林の整備や流域自治体との協定の締結など、流域と貯水池の一体的な管理を行ってきました。

こうした中、平成 2 年頃から、貯水池ではアオコの発生日数が増加し、かび臭原因物質が検出されるようになりました。平成 15 年には、アオコの大量発生により下流の浄水場へ影響を及ぼす事態となり、小河内貯水池の水質管理強化が強く求められました。

これを受け、東京都水道局は首都大学東京との間で平成 17 年に締結した協定「水道分野における連携に関する協定書」に基づき、官学が連携した小河内貯水池に係る共同研究を開始しました。

本共同研究は、平成 17 年度から 3 年ごと、実に 4 期 12 年間にわたって行われました。第 1 期「小河内貯水池の富栄養化メカニズムと水質改善のための調査研究」では、小河内貯水池の富栄養化のメカニズムを解明するとともに水質改善策について研究しました。続いて平成 20 年度からの第 2 期「小河内貯水池の富栄養化と流動に関する調査研究」では、流入河川における洪水時の土砂や栄養塩の流出特性を把握するとともに、貯水池内の流動特性について調査研究を進めました。そして、平成 23 年度からの第 3 期「小河内貯水池の水質、流動

及びその予測に関する共同研究」においては、表層水移送装置の流動モデルを提案するとともに、底泥及び流域土壌のマンガン含有量の推定を行いました。さらに、平成26年度からの第4期「小河内貯水池の水質対策に関する共同研究」では、洪水時におけるマンガンの挙動を分析するとともに、貯水池の風分布を考慮した流動シミュレーションにより水質対策を評価する等の研究を推進しました。

これらの研究結果を踏まえた対策を講じた結果、アオコの発生日数が減少に転じ、平成17年度以降、小河内貯水池の放流水からかび臭原因物質は検出されていません。さらに、この研究を通じ、貯水池の富栄養化メカニズムの解明など、水源水質管理における非常に有益な知見を得ることができました。

本報告書は、この12年間にわたる共同研究の成果をまとめるとともに、基本的な貯水池管理に関する事項についても多く掲載し、東京都水道局の貯水池管理業務に従事する職員の参考となるよう、作成したものです。また、こうした知見は、水源等の管理に携わる国内の事業者の皆様にも活用していただけるものと感じております。

今後とも、得られた知見を最大限に活用し、貯水池の水質管理を着実に実施することで、将来にわたり安全でおいしい高品質な水の安定供給に努めてまいります。

最後に、首都大学東京・小泉教授をはじめ、本研究に参画した多くの研究者並びに学生みなさまに心から感謝申し上げます。

平成30年（2018）年3月

本報告書の執筆にあたって

首都大学東京 都市環境学部 特任教授 小泉 明

小河内貯水池は東京都民にとって毎日の生活や産業活動に必要不可欠な水道水源であり、将来も継続的にしっかりと管理運用していかなくてはならない貴重な財産と言えよう。近年アオコ等による水源水質の問題が発生したことに端を発し、東京都水道局と首都大学東京の連携共同研究（小河内貯水池の富栄養化および流動に関する共同研究）が12年前からスタートした。平成17年4月に、首都大学東京は東京都立大学をはじめ、東京都立科学技術大学、東京都立保健科学大学、東京都立短期大学の4大学が統合し、新たな名称のもとに設立された。そして、大学の主要な使命に東京都のシンクタンクとしての貢献が掲げられており、小河内貯水池の水質改善策は時宜を得た研究テーマであった。

同時にスタートした東京都連携共同研究としては、漏水の削減（合理的な漏水量算定方法の構築に関する共同研究）、送配水の適正化（水道送配水システムの合理的な水運用に関する共同研究）がある。その後、水道システムの省エネルギーに関する共同研究、管路更新における新たな優先度の考え方に関する共同研究、高度浄水処理施設におけるコンクリート劣化要因の解明に関する共同研究といった課題が採択され、いずれも水道を利用している東京都民にとって重要な研究テーマであり、水道局における実際のフィールド情報と大学における理論的解析手法とのコラボレーションにより素晴らしい研究成果を創出している。この12年間の間に共同研究として発表した論文は200編近くに達しており、小河内貯水池のテーマに限っても有に50編を超えている。さらには、東京都の

研究担当者と学生並びに大学スタッフとの共同研究を通じた人的交流は、この間における東京都水道局に入庁する希望者の急増にも大いなる好影響を呈しているといえよう。

小河内貯水池における水量・水質に関する挙動の解明は、今日までの共同研究によって従来の研究レベルを理論的かつ実用的な側面から向上させることができた。ここで、貯水池を点としてとらえた時、流入する河川は線であり、流域としての水源林は面であると言えよう。そして、空間として大気や地下空間としての土壌をも視野に入れた場合、小河内貯水池の水量・水質の把握には3次元的な広い範囲での調査研究が必要であると考ええる。したがって、100年の計、あるいはミレニアムを意図した観点から小河内貯水池の超長期的水管理を考えると、将来に向けた貯水池の水量・水質や底泥の調査研究の継続は当然のこととして、水源林や流入河川をも考慮した調査研究が重要であると考えている。

最後に、小河内貯水池の共同研究を推進するに当たり、熱心に御協力をいただいた東京都水道局の皆様をはじめ、本学の卒業研究生並びに修士・博士課程の学生諸君に心から感謝申し上げます。

平成 30 年（2018）年 3 月

目次

第1章 序論	1
1-1 はじめに	2
1-2 小河内貯水池の概要	2
1-2-1 小河内貯水池について	
1-2-2 小河内貯水池の流入河川について	
1-3 本報告書が扱う範囲	5
1-3-1 「第2章 水源貯水池の基礎知識」について	
1-3-2 「第3章 小河内貯水池での水質管理の取組」について	
1-3-3 「第4章 流域における諸現象の調査研究」について	
1-3-4 「第5章 貯水池における諸現象の調査研究」について	
第2章 水源貯水池の基礎知識	7
2-1 水文流出過程	8
2-1-1 雨水の移動経路	
2-1-2 雨水の流出率	
2-1-3 水文諸量データの不確実性	
2-2 流域河川の水・物質輸送	12
2-2-1 河川からの負荷量	
2-2-2 流域からの流入負荷及び流入水質の算定	
2-3 水質	13
2-3-1 貯水池水質管理に重要な水質項目	
2-3-2 水質調査方法	
2-4 貯水池水温の季節変化	23
2-4-1 春の水温分布（受熱期）	
2-4-2 夏の水温分布	
2-4-3 秋の水温分布（放熱期）	
2-4-4 冬の水温分布（循環期）	
2-4-5 ダム貯水池に特有の水温形成	
2-4-6 水温計測の方法	
2-5 貯水池で生ずる流れ	27
2-5-1 風に起因する流れ	
2-5-2 内部静振と往復流	
2-5-3 河川流入水による流れ	
2-5-4 濁水長期化現象	
2-5-5 流動の計測方法	

2-5-6	流動の数値シミュレーション	
2-6	植物プランクトンの挙動	35
2-6-1	水中の光分布と植物プランクトンの関係	
2-6-2	透明度	
2-6-3	光以外の生育環境	
2-6-4	植物プランクトン現存量の分析方法	
2-6-5	蛍光センサーによる現場測定方法	
2-7	植物プランクトンの種類と好適環境	39
2-7-1	藍藻類	
2-7-2	緑藻類	
2-7-3	珪藻類	
2-7-4	その他の藻類	
2-7-5	生物障害とその対策	
2-7-6	小河内貯水池における植物プランクトンの季節遷移	
第3章	小河内貯水池での水質管理の取組	45
3-1	小河内貯水池の歴史	46
3-1-1	小河内ダム築造計画	
3-1-2	ダム工事の概要	
3-1-3	ダムの貯水動向	
3-1-4	第2号取水施設の築造	
3-1-5	多摩川冷水対策施設の築造	
3-1-6	水質監視の方法	
3-2	流域対策の実施	49
3-2-1	実施した流域対策	
3-2-2	流域対策の効果	
3-3	水質問題の発生	51
3-3-1	貯水池内におけるアオコの発生	
3-3-2	アオコ発生の原因	
3-4	湖内対策の実施	55
3-4-1	アオコ対策の基本的な考え方	
3-4-2	湖内対策の例	
3-4-3	小河内貯水池の特徴	
3-4-4	小河内貯水池で実施したアオコ対策	
第4章	流域における諸現象の調査研究	65
4-1	長期的な水質傾向	66

4-1-1	濃度による水質傾向	
4-1-2	負荷量による水質傾向	
4-2	洪水時の物質輸送	69
4-2-1	洪水時の河川試料採取	
4-2-2	洪水時水質測定データを用いた物質輸送の解析	
4-3	流域土壌と水質	71
4-3-1	流域土壌の採取	
4-3-2	濁質中の成分分析	
4-4	貯水池へのマンガン流入	73
4-5	貯水池への栄養塩流入	76
4-5-1	流域のリンの分布	
4-5-2	小河内貯水池流入河川流域土壌の土壌全リン含有量	
第5章 貯水池における諸現象の調査研究		79
5-1	貯水池の濁水長期化	80
5-1-1	データ解析による濁水長期化現象の把握	
5-1-2	セディメントトラップを用いた濁質調査	
5-2	分画フェンスの機能	86
5-2-1	分画フェンスの設置状況	
5-2-2	分画フェンス周辺の水温・流れ	
5-2-3	シミュレーションによる流動現象の理解	
5-2-4	分画フェンスの効果	
5-3	表層水移送装置の機能	89
5-3-1	表層水移送装置の概要	
5-3-2	吐出水のブルーム運動	
5-3-3	ブルーム運動の一次元鉛直解析	
5-3-4	三次元シミュレーションによる吐出水の運動の確認	
5-3-5	表層水移送装置の効果	
5-4	選択取水の機能	94
5-4-1	選択取水施設の概要	
5-4-2	取水施設内の流速計測	
5-4-3	取水施設内の流速分布	
5-4-4	取水による流速分布のモデル化	
5-5	流動制御による水質管理	98

第 1 章

序論



第1章 序論

1-1 はじめに

「水道法」の第1条には目的として「清浄にして豊富な水を低廉に供給する」とことと謳われており、水道事業者は飲用に適する良好な水質の水を大量にかつ安価に提供することが求められている。この「清浄」な水の条件として、「水道法」に基づく厚生労働省令による水質基準等の基準値が定められている。これらの基準値に適する水を製造する施設が浄水場であるが、浄水場に必要なる浄水処理システムは、原料となる水の水質により当然異なる。原水水質が良好であれば、「清浄にして豊富な水を低廉に供給する」という目標を安定的かつ容易に達成することができる。良好な原水水質の確保は水道事業者が安全でおいしい水を安定的に供給する上で極めて重要なことである。

一方で、日本の地形は急峻で、降雨のほとんどが短期間で海へ流下してしまう上に、降雨の量は年間を通じて一定ではないため、安定した水量の確保には水源貯水池が不可欠である。しかし、水は滞留すると藻類の増殖による異臭味の発生や低層の貧酸素化による金属類の溶出など水質悪化のリスクが高くなる。

東京都水道局が所有、管理する小河内貯水池においても例外ではない。東京都水道局は、小河内貯水池完成から半世紀以上の間、様々な水質対策を実施してきた。しかし、平成2年以降は、アオコが毎年のように発生し、湖心にまで達する日が頻発するとともに、平成15年には、かび臭原因物質も高濃度で検出された。こうした状況に対応していくために、平成17年から平成28年まで12年間の長きにわたり、東京都水道局と首都大学東京は、貯水池の水質管理にかかる共同研究を行い、その研究成果を貯水池の適切な水質管理に反映し、貯水池の水質改善を図ってきた。本書は、貯水池管理に必要な基礎知識を整理するとともに、東京都水道局と首都大学東京が実施した共同研究を通じて蓄積した知見をまとめたものである。

1-2 小河内貯水池の概要

1-2-1 小河内貯水池について

小河内貯水池（図1-2-(1)）は、東京都水道局が建造し、所有、管理する東京都西多摩郡奥多摩町に位置する人造湖で、国内最大級の水道専用貯水池として昭和32年に完成した東京都の独自水源である。

集水区域は東京都奥多摩町、山梨県丹波山村、小菅村及び甲州市の4市町村に及び、流域面積は262.88km²、満水時の有効貯水量は1億8540万m³で、東京都民の約40日分の水道水に匹敵する。小河内貯水池に1年間で流入する水の量は有効貯水量の1.2～2.1倍（平成18年～平成28年の実績）であり、水の回転率が低く、水の滞留時間が長いという特徴がある。小河内貯水池に貯えられた水は、ダム直下の多摩川第1発電所で発電に使用後、多摩川に放流され、小作取水堰（下流約34km）と羽村取水堰（下流約36km）などで水道原水とし

て取水される。表 1-2-(1)に小河内貯水池の概要を示す。

表 1-2-(1) 小河内貯水池の概要

堤 体			貯 水 池	
型 式	非越流型直線重力式 コンクリートダム		流 域 面 積	262. 8km ²
高 さ	149m		満 水 面 積	4. 25km ²
堤 頂 長	353m		満 水 周 長	45. 37km
堤 頂 幅	12. 6m		満 水 延 長	13. 87km
敷 幅	131. 12m		満水位標高	526. 5m
堤 頂 標 高	530m		最 大 水 深	142. 5m
コンクリート体積	1. 676千m ³		有 効 水 深	101. 5m
			有効貯水量	185. 400千m ³

また、図 1-2-(1)と図 1-2-(2)に小河内ダムの鳥瞰図及び断面図をそれぞれ示す。小河内貯水池からの放流は、主に満水面から約 74m下の多摩川第 1 発電所取水管（中層放流）と第 2 号取水施設（表層放流）から行っている。中層放流を実施した場合の放流水温は同時期の河川水温と比較し低いため、漁業や観光への悪影響を防ぐことを目的とし、4 月～11 月までは表層放流、12 月～3 月までは中層放流という運用を行っている（冷水対策）。

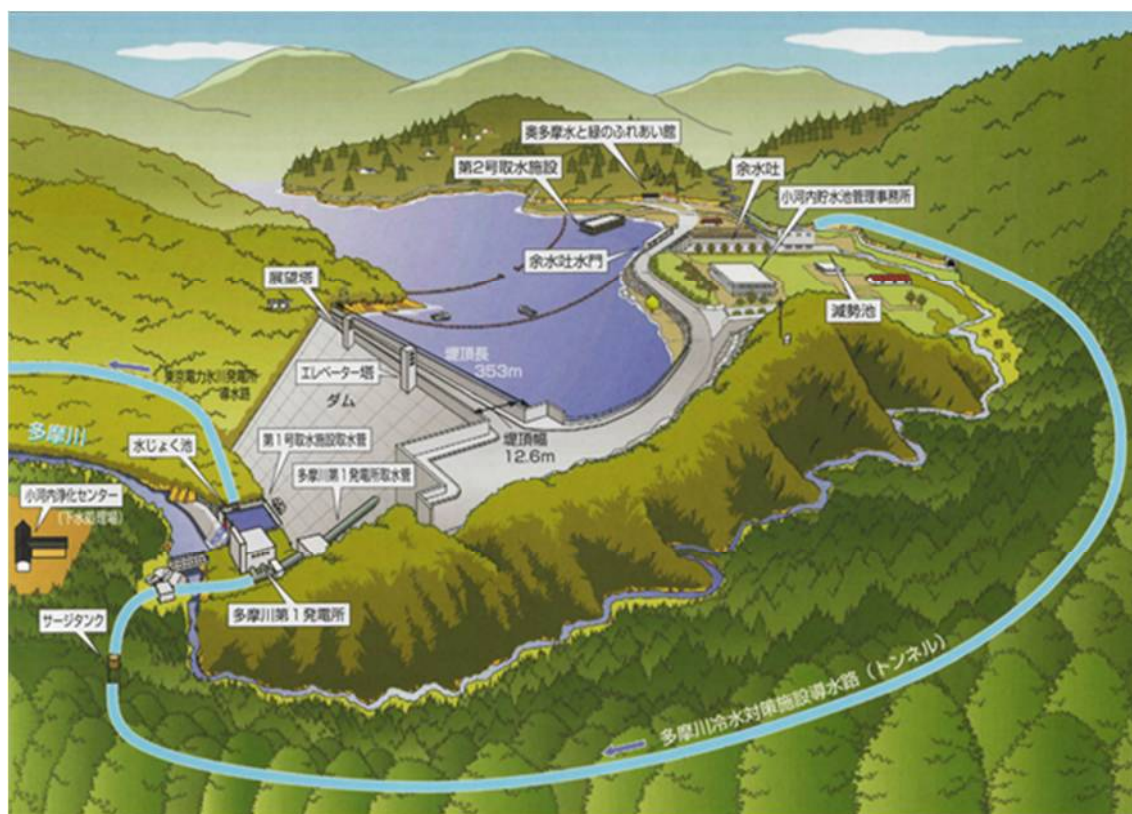


図 1-2-(1) 小河内ダムの鳥瞰図

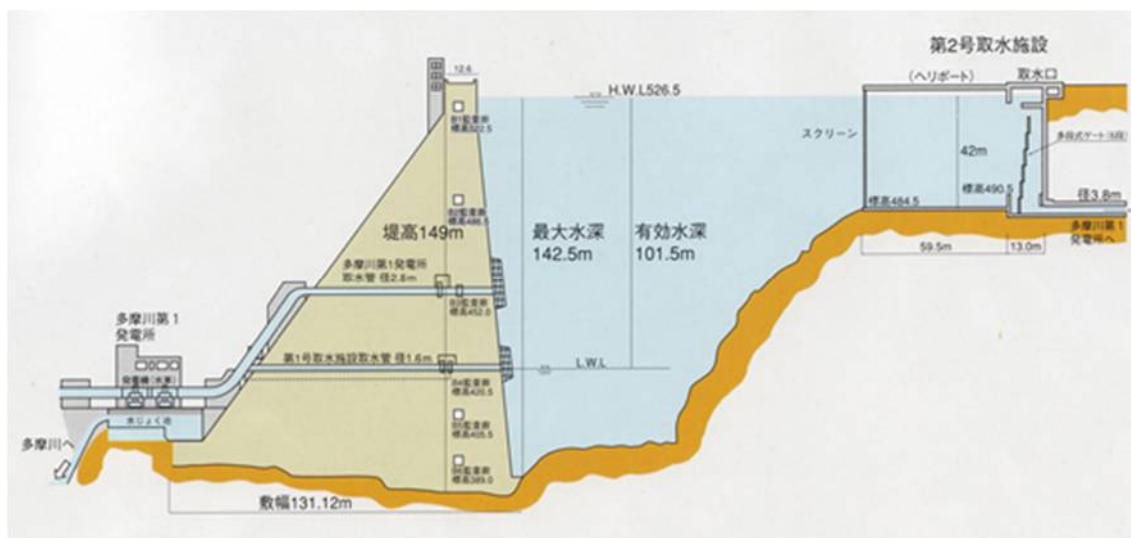


図 1-2-(2) 小河内ダム断面図

1-2-2 小河内貯水池の流入河川について

図 1-2-(3)に小河内貯水池の全体図を示す。小河内貯水池には大きな流入河川として、丹波川、後山川、小菅川、峰谷川の4河川がある。それぞれの流域面積は、127.3、30.9、42.3、15.5km²で、これらが流域面積全体の80%以上を占めている。これらのうち、丹波川、小菅川、峰谷川の3河川は、流域に集落が多く、人為的な汚濁負荷が大きい。後山川は人為的な汚濁負荷がほとんどなく、貯水池の直前で丹波川に合流する。



図 1-2-(3) 小河内貯水池の全体図

1-3 本報告書が扱う範囲

1-3-1 「第2章 水源貯水池の基礎知識」について

第2章では、次章以降の内容の基礎的事項として、一般的な貯水池管理に関する現象・知識等を解説する。

2-1、2-2 では、水が雨として降り注いだ後の挙動を解説するとともに、土壌等から溶出する栄養塩等の負荷についての考え方を記述する。

2-3 では、富栄養化の原因となる窒素やリン、水道水の着色の原因となるマンガンなどの貯水池管理上重要な水質項目の解説や、現地での測定、試料の採取方法、分析の方法などを記述する。

2-4 では、季節ごとの貯水池内水温分布の特徴を示すとともに、水温の実地計測の方法について解説する。

2-5 では、貯水池内部で発生する流動や、貯水池へ流入してきた河川水の挙動について記述するとともに、流動の実地計測の方法について解説する。

2-6、2-7 では、貯水池の水質管理上重要となる、浮遊性藻類の光合成について記述すると共に、貯水池でよくみられる藻類の種類やその特性等について紹介する。

1-3-2 「第3章 小河内貯水池での水質管理の取組」について

第3章では、小河内貯水池の歴史や水質管理について述べる。

3-1 では、小河内貯水池の建設から完成、維持管理までの歴史について説明する。

3-2 では、東京都水道局が小河内貯水池へ流入する河川流域に対して行った施策について説明する。

3-3、3-4 では、小河内貯水池で発生した、アオコに起因するかび臭発生事例について紹介すると共に、それに対する対策の導入過程について記述する。

1-3-3 「第4章 流域における諸現象の調査研究」について

第4章では、流域における諸現象についての研究成果について報告する。

4-1 では、流入河川からの負荷量の長期変動の観測方法を紹介すると共に、小河内貯水池流入河川からの負荷量について記述する。

4-2 では、洪水発生時に注目し、洪水による土砂の貯水池への流入によりもたらされる負荷について記述する。

4-3 では、複数存在する小河内貯水池の流入河川ごとに、流域土壌の成分分析を行った結果を示し、流域ごとの特徴などについて考察を行う。

4-4 では、流入河川から貯水池へのマンガン流入について得られた知見を記述する。

4-5 では、同じく流入河川から貯水池への栄養塩流入について得られた知見を記述する。

1-3-4 「第5章 貯水池における諸現象の調査研究」について

第5章では、共同研究で得られた知見のうち、貯水池内に関するものについて報告する。

5-1では、濁質が貯水池内へ流入してから放出されるまでの挙動と滞留時間についての調査結果について記述する。

5-2、5-3、5-4では、流動シミュレーションを用い、小河内貯水池で実施したアオコ対策について、その有効性を評価した結果について記述する。

5-5では、貯水池の水質管理に流動シミュレーションを用いることの利点等について記述する。

第2章 水源貯水池の 基礎知識



第2章 水源貯水池の基礎知識

2-1 水文流出過程

2-1-1 雨水の移動経路

流域に降った雨は、樹木の枝葉を通過して、土壌にしみ込んでから河川に流れ出し、貯水池に注ぐ。図 2-1-(1)は降雨から河川までの流出過程を模式的に記したものである。ここでは森林流域を想定している。

雨は樹木に降り注ぎ、雨滴の一部は枝葉や落ち葉によって遮られて、土壌に到達すること無く、大気中に蒸発してゆく。土壌に到達した雨滴の一部は、土壌表面に保持されているうちに次第に蒸発してゆく。これを遮断と蒸発という。また、土壌に浸透した雨水の一部は樹木の根から吸い上げられて、成長のために利用される。そして、葉の気孔から水分が大気中に放出される、この過程を蒸散という。一般的に、樹木や土壌から大気への水分回帰をひとまとめにして蒸発散という。

雨水の地中での挙動について、降り始めの雨量は地中に浸透しても土壌中に保持されて、河川への流出成分とはならない。これを初期損失という。土壌から河川への雨水の流出ルートはいくつかあり、その流出成分の合成で河川流量は形成されている。土壌のごく表層を移動し、降雨の直後に流出する成分を表面流出といい、浅い地下水として移動し、洪水流出の後期を構成する成分を中間流出という。また、土壌の深い層まで到達して、短期的な洪水よりも日常的な河川流量を構成する成分を地下水流出という。

ただし、初期損失と各流出成分は、土壌中の移動状況を実際に計測して得られるものではない。実際のデータは、図 2-1-(1)の両端の雨量と流量のみである。その間の経路（システム）はあくまでも概念的なものであり、例えば中間流出だけを現場で見ることにはできない。しかし、図 2-1-(1)のように仮定してモデルを組み、パラメーターを調節すると、雨量から流量を精度よく推定できるので、帰納的に土壌中の雨水経路がイメージされている。

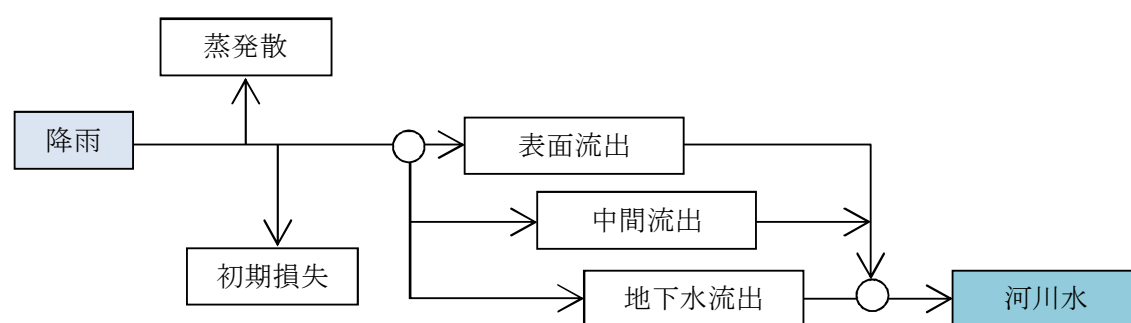


図 2-1-(1) 降雨から河川への流出ルート概念図

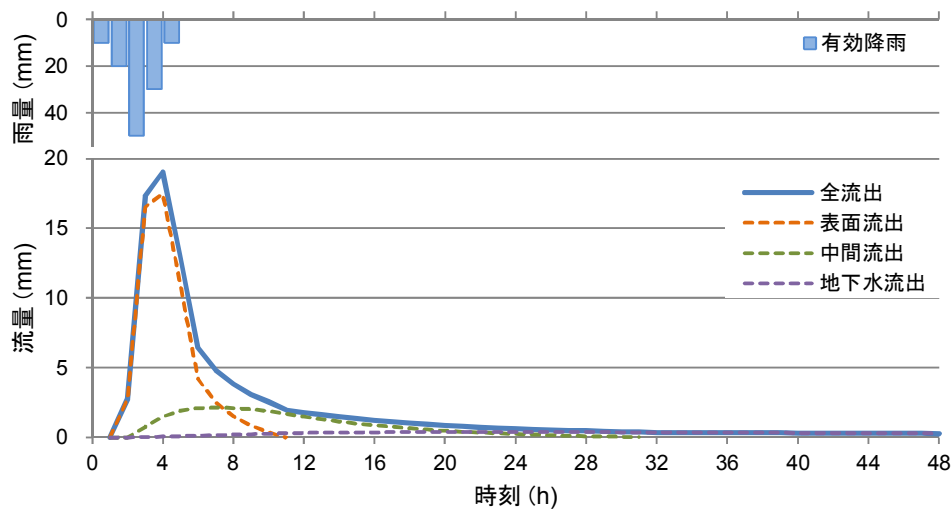


図 2-1-(2) 流出解析の一例（タンクモデル）

水文流出モデルにおいて、降雨量のうちの河川流出に寄与する雨を有効降雨といい、降雨量から蒸発散量と初期損失量を差し引いた水量になる。図 2-1-(1) の考え方をタンクモデルで計算したものが図 2-1-(2) である。実線が洪水波形で、地中の水移動を概念的に 3 つの時間応答システムに分けると、その合成により河川流量を計算できることが分かる。

2-1-2 雨水の流出率

降雨の全てが河川流量になるわけではないことは既に述べた。雨量に対する流量の割合を流出率といい、このパラメーターは流域・貯水池の水収支をチェックする上で大変重要である。流域から貯水池への河川水の供給、土砂輸送や栄養塩輸送などを検討する際、水収支が合っていないと、解析の前提条件が崩れるからである。

$$\gamma = \frac{\sum_{t=1}^{t=T} R(t)}{\sum_{t=1}^{t=T} Q(t)} \quad (2-1)$$

ここで、 γ : 流出率、 $R(t)$: 降雨時系列、 $Q(t)$: 流量時系列である。ただし、一般に雨量は時間あたり (mm/hour) もしくは日あたり (mm/day) の高さで表され、流量は毎秒の容積 (m^3/s) で表されるので、計算する際には以下のようにして次元をそろえる必要がある。

$$\text{・ 雨量から総水量へ} \quad \frac{R(\text{mm/h})}{1,000} \times A(\text{km}^2) \times 1,000,000 = R \cdot A \times 1,000 (\text{m}^3) \quad (2-2)$$

$$\text{・ 流量から総流出量へ} \quad Q(\text{m}^3/\text{s}) \times 3,600(\text{s}) = Q \times 3,600 (\text{m}^3) \quad (2-3)$$

日本のダム流域では、流出率は 0.6～0.7 になる。つまり、降雨の 3～4 割は蒸発散となり、河川には流出しない。

2-1-3 水文諸量データの不確実性

雨量、流量、貯水量などのデータはそれぞれ何らかの誤差を含んでいるので、その特徴を考慮して解析に用いる必要がある。

(1) 雨量

雨量は地上雨量計で計測される。これは直径約 20 cm の円筒に降り注いだ雨の量を一定の時間間隔で計量しており、雨量の数値は精度が高い。気象庁はアメダス雨量観測所を日本全国に約 1,300 箇所配置しており、国土面積で割るとおよそ 17 km ごと、290 km²に 1 箇所ずつとなる。それ以外にもダム管理者、国土交通省や各県の土木部が独自に雨量計を配置しており、およそ 50 km²に 1 か所くらい設置されていれば高密度といえる。

式(2-2)で流域に降り注いだ雨の総水量を計算することを考えると、1 箇所の雨量計を数十 km²の代表値として扱うことに気が付く。雨量計の数値は正確だが、場所の代表性が問題になる。山頂や雨雲の通り道となる山の斜面では雨量が多くなり、標高の低いところや谷間では雨量が小さくなるので、雨量計がどのような場所に配置されているかを地図上で確認してからデータを用いる必要がある。

ダム流域の雨量を求めるには、ティーセン法が用いられる(図 2-1-(3))。これは、複数の雨量観測地点に対して垂直二等分線を引いて、各観測所の支配面積を求めて、面積によって雨量を加重平均する方法である。

$$\bar{R} = \sum_{i=1}^{i=n} R_i \frac{A_i}{A} \quad (2-4)$$

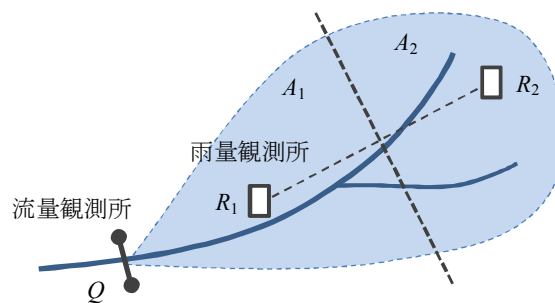


図 2-1-(3) 平均雨量の求め方（ティーセン法）

(2) 流量

流量は、雨量とは違って実測値ではない。河川の水位データから以下の手順で流量に換算している(図 2-1-(4))。①河川の横断形状を測量する、②断面内の数点で流速を計測する、③断面積×流速により流量を算出する、④様々な水位のときに流速計測を行い、水位—流量関係式(H・Q 式)を作成する、⑤水位計により水位変動をモニタリングし、得られた水位時系列に H・Q 式を適用して流量時系列を推定する。図 2-1-(4)は H・Q 式が 1 つであるが、河道が複断面形状をしている場合は、川幅が急に広がる場所で式を分けて、2 つの式を組み合わせて用いる場合もある。

コンクリート製の用水路で、最低流量から最大流量まで様々な流量観測が行われていれば、精度のよい流量データを得ることができる。しかし、自然河川では河床の土砂移動によって断面が洪水時に変化しやすく、また特に洪水時の観測が難しいために最大流量付近のH-Q式の精度が不明な場合が多い。

そのため、流量データは1～2割の誤差を持つことがある。

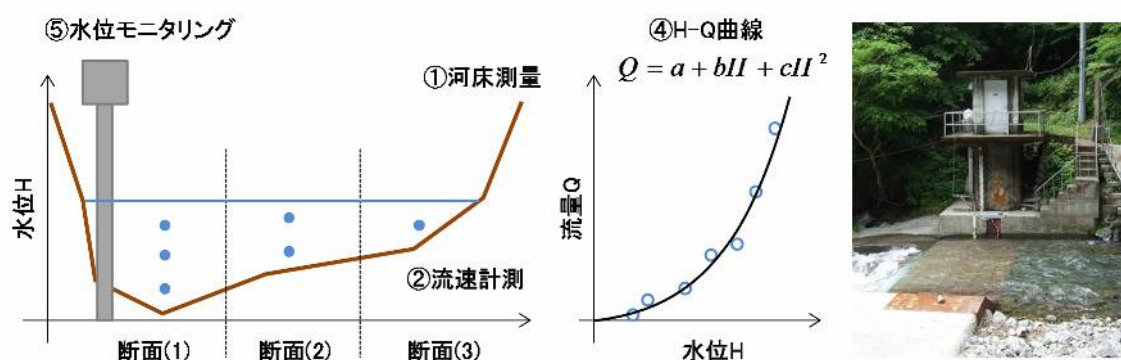


図 2-1-(4) 流量観測法

(3) 精度検証

雨量から流域全体の降水量を算出する際には空間代表性の問題があり、流量から流域全体の流出水量を算出する際には計測誤差の問題があるが、一般に、流量のほうが大きな誤差を含みやすい。

そこで式(2-1)の流出率を計算し、精度を検証する必要がある。数ヶ月分の雨量および流量データを積分して、流出率を算出して0.6～0.7になれば流量データは確からしい。もし、流出率が1.0を超えた場合、降った雨よりも流出水のほうが多くなることは無いので、流量の計測に問題がある可能性が高い。

また、ダム貯水池では貯水量や放流量を記録しているので、対象期間の総放流量と貯水量の変動分から、総流入量を推定できる。バケツに入れた水と漏れ出た水の量が等しければ水位は変わらないことをイメージすればよい。そして、得られた総流入量と河川流量の積分値を比較すれば、河川流量の誤差の程度がわかる。

なお、図 2-1-(5)に示すように、ダム流入量 Q_1 は河川流量 Q_2 と異なり、そのままでは比較できない。ダム貯水池の流域面積は流量観測所の流域面積よりも大きいので、ダム流入量を流域面積比で補正して、その補正流量と河川流量を比較する（式(2-5)）。

$$Q_1 \frac{A_2}{A_1 + A_2} \Leftrightarrow Q_2 \quad (2-5)$$

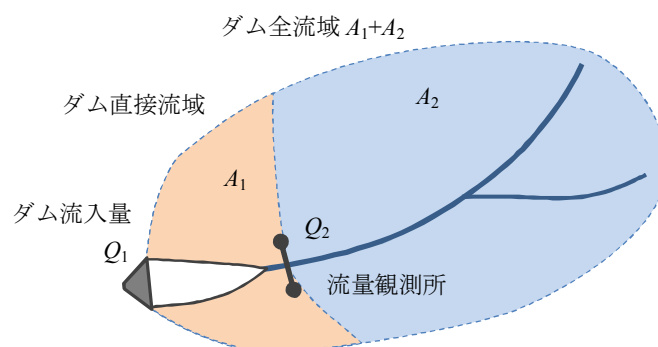


図 2-1-(5) ダム流入量と河川流量の違い

河川流量が過大もしくは過少と判断される場合は、降雨の流出率やダム流入量を参考にして、補正係数を乗ずる、もしくは、一定の流量を加減する。前者の方法は洪水流量の不確実性が大きい場合に採用し、後者の方法は低水流量の不確実性が大きい場合に採用する。流量観測所の河床が洪水の影響で上昇もしくは低下した時には、低水流量の推定値に影響が出やすいので、補正係数を乗ずるよりも一定の値を加減したほうが適切に調整できる。

繰り返しになるが、河川流量は計測の性質上、誤差を含みやすいので、その根拠が明確であれば、補正して解析に利用することも可能である。

2-2 流域河川の水・物質輸送

物質輸送量 $L(\text{g/s})$ は、流量 $Q(\text{m}^3/\text{s})$ と対象物質の濃度 $C(\text{g}/\text{m}^3)$ の積で求まる。したがって、河川のある地点での流量と物質濃度の測定が必要である。

2-2-1 河川からの負荷量

物質濃度の日変動がある河川では、センサーを用いて連続測定を行うか、一定時間間隔で測定する。流量が把握されている河川では、連続測定の値と流量の積を求める。流量の連続測定は容易であるが、水質測定、特に水質計のセンサーでの測定ができない水質項目の物質量は、一定時間間隔で物質濃度を測定している時は、物質濃度・流量とも平均値を用いる場合と、物質濃度は平均値を用い流量は積算値を用いる場合とがある。

$$\text{日負荷量} = \text{濃度} (\text{mg/L}) \times \text{流量} (\text{m}^3/\text{日})$$

$$\text{濃度} : \text{mg/L} = \text{g}/\text{m}^3$$

2-2-2 流域からの流入負荷及び流入水質の算定

流域からの流入水質は、特にセンサーでの測定ができない水質項目については、測定分析を頻繁に行うことはできない。この場合、センサーなどで連続測定可能な水質項目を説明変数とする重回帰分析により推定値を求め、水質変化や負荷量を推定することができる。図2-2-(1)は丹波川において月1回測定された濁度、総窒素、総リンの時系列図である。

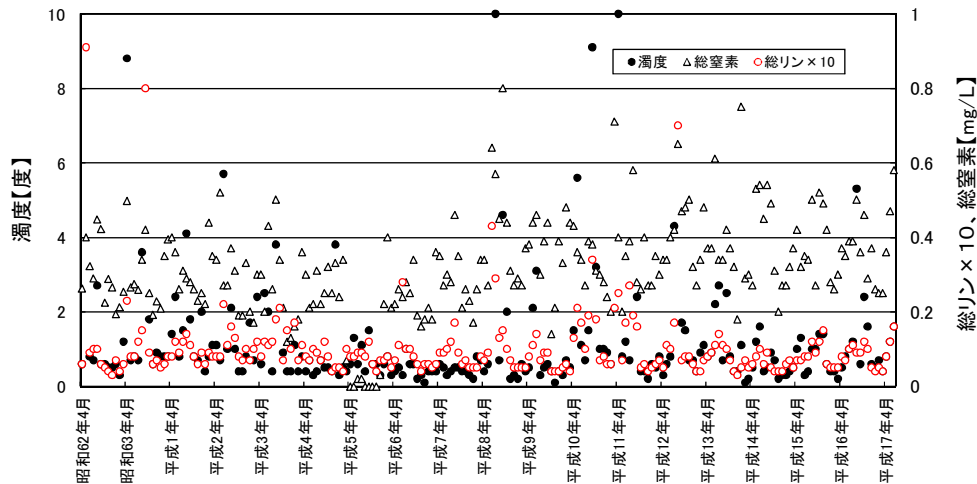


図2-2-(1) 丹波川水質変化(昭和62年4月—平成17年6月)

濁度は連続測定できる項目であることから、濁度を用いて総リン、総窒素を推定するモデル式を作成する。

$$y_P = 0.010x^{1/2} \quad (R^*=0.842)$$

$$y_N = 0.0629 \times \ln(10x) + 0.1859 \quad (R^*=0.477)$$

R^* : 自由度調整済み重相関係数、 $n=219$, 有意水準 99% 値 $r_{99}=0.175$

得られた式を用い連続測定される濁度からそれぞれの推定値を算出し、同じく連続測定できる流量との積により負荷量も求めることができる。

2-3 水質

2-3-1 貯水池水質管理に重要な水質項目

昔は有機物の間接指標である BOD (生物化学的酸素要求量: 河川) や COD (化学的酸素要求量: 湖沼・海域)、過マンガン酸カリウム消費量(水道水関連)で水質が監視されていたが、最近は富栄養化対策のため栄養塩 (リン・窒素) もモニタリングされるようになった。また、有機物も直接指標である TOC(全有機炭素)が用いられている。

(1) リン(P)

リンは希少元素であり、富栄養化の原因物質である。粒子態リン、有機態リンと溶存態リンから構成され、ほとんどがリン酸として存在する。溶存態リンは水中では pH や他の金

属イオンの存在により様々な形態(オルトリン酸、ポリリン酸等)をとる。貯水池に堆積した底泥中のリンは生物由来のものがほとんどである。堆積岩に多く含まれ、火成岩にも含まれる。岩石が風化して土壌(砂や粘土)の中に含まれることになる。土壌中のリンは土壌や有機物とともに地表を流下する水によって河川や貯水池に入る。土壌に含まれる溶液中のリンはそのまま植物に吸収されるが、粒子態のリンはほとんどが水底に堆積し、嫌気状態になることによって還元され溶存態リンとなり生物に吸収される。

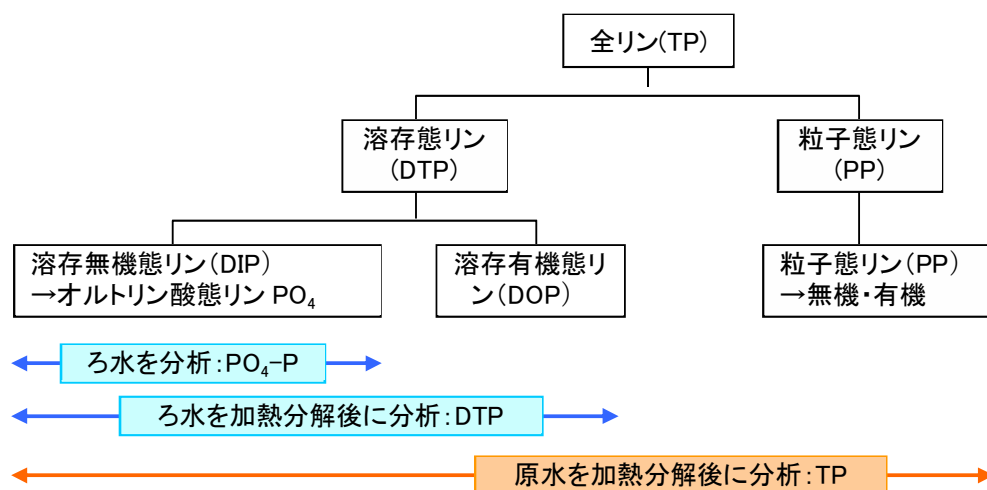


図 2-3-(1) リンの形態

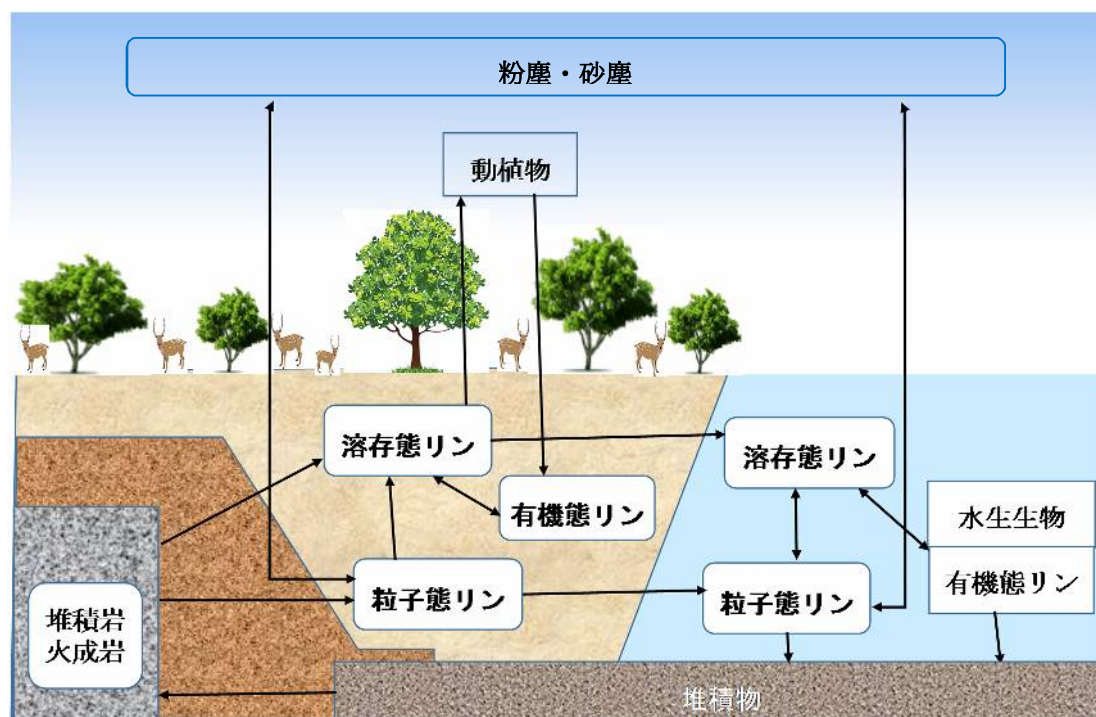


図 2-3-(2) リンの動態・循環

(2) 窒素(N)

窒素もリンと同じ富栄養化原因物質である。硝酸態窒素 (NO_3)、亜硝酸態窒素 (NO_2)、アンモニア (NH_4) の形態は植物に吸収されやすく、農業では肥料として使用されている。窒素の大部分は大気中の窒素ガスとして存在する。窒素固定菌は大気中の窒素分子をアンモニアに変換され、有機態窒素となる。有機態窒素はアンモニア化成菌によりアンモニア態窒素に分解され、好気条件下で硝化菌により硝酸に酸化される。

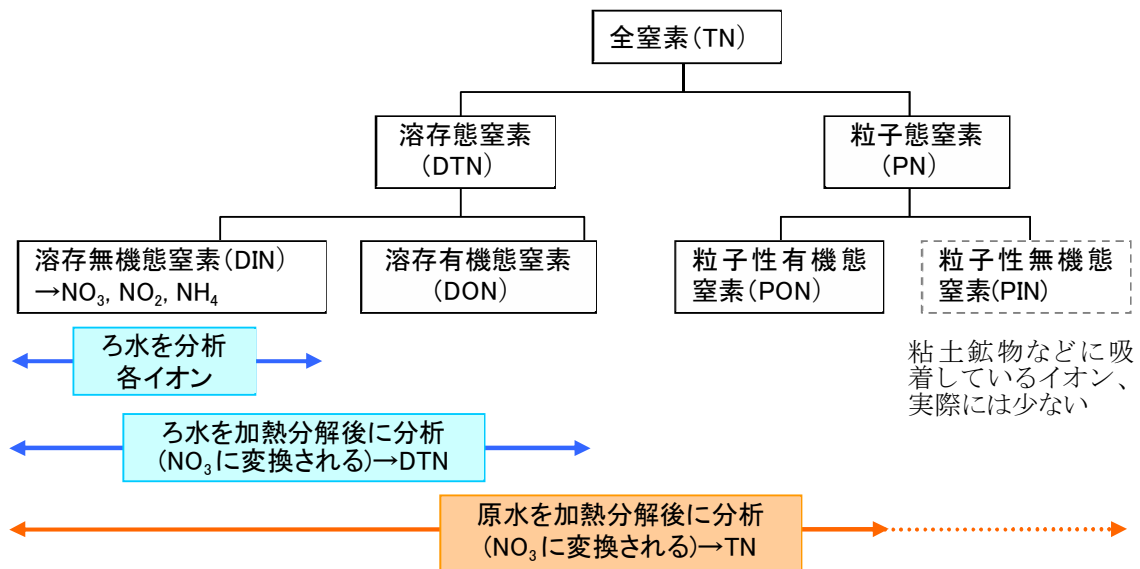


図 2-3-(3) 窒素の形態

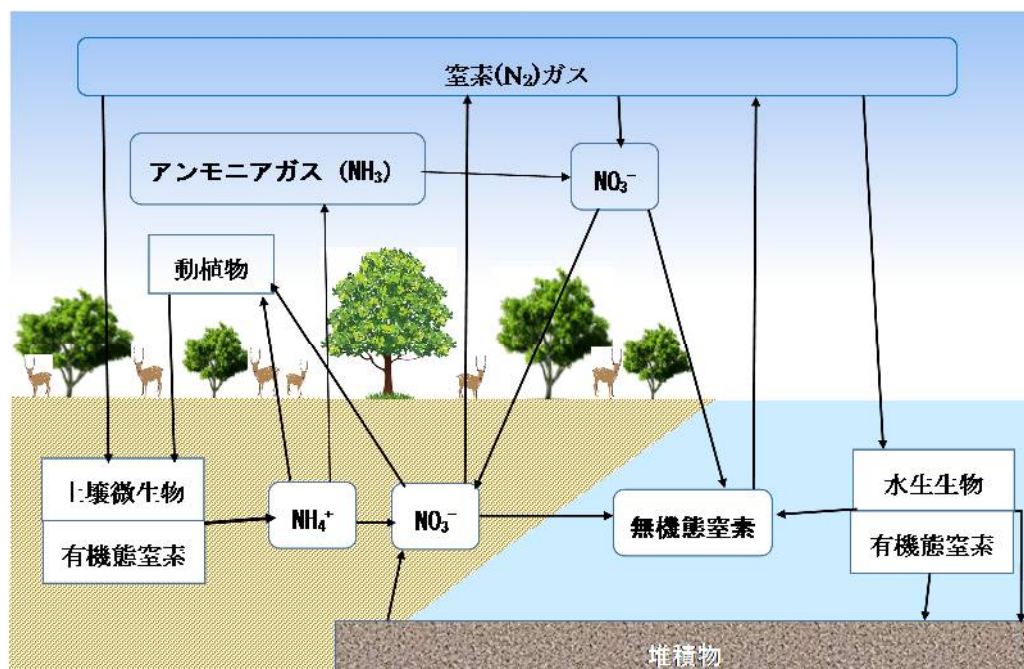


図 2-3-(4) 窒素の動態・循環

窒素及びリンについては、生物の成長に適した割合が存在し、レッドフィールド比と呼ばれる。その比率は以下のとおりである。

$C:N:P=106:16:1$ (mol 濃度比: mol/L)

$C=12 \text{ g/mol}$ 、 $N=14 \text{ g/mol}$ 、 $P=31 \text{ g/mol}$

したがって、質量濃度比(mg/l)に直すと、 $(\text{mol/L} \times \text{mg/mol})$ となるため、

$C:N:P=1.272:0.224:0.031=41:7.2:1$

となる。つまり、

$N/P > 16$ (mol 比) ないし 7.2 (質量濃度比) のときリン制限

$N/P < 16$ (mol 比) ないし 7.2 (質量濃度比) のとき窒素制限となる。

(3) マンガン(Mn)

マンガンは岩石由来で軟マンガン鉱 (MnO_2)、菱マンガン鉱 (MnCO_3) などとして産出する。その動態については、図 2-3-(5)のとおりである。マンガンは生命を維持する上での必須元素であるが、水道水のマンガンは、飲み水に色がつく、渋みの原因となり味が悪くなるという「生活上支障関連項目」として基準値が決められている。

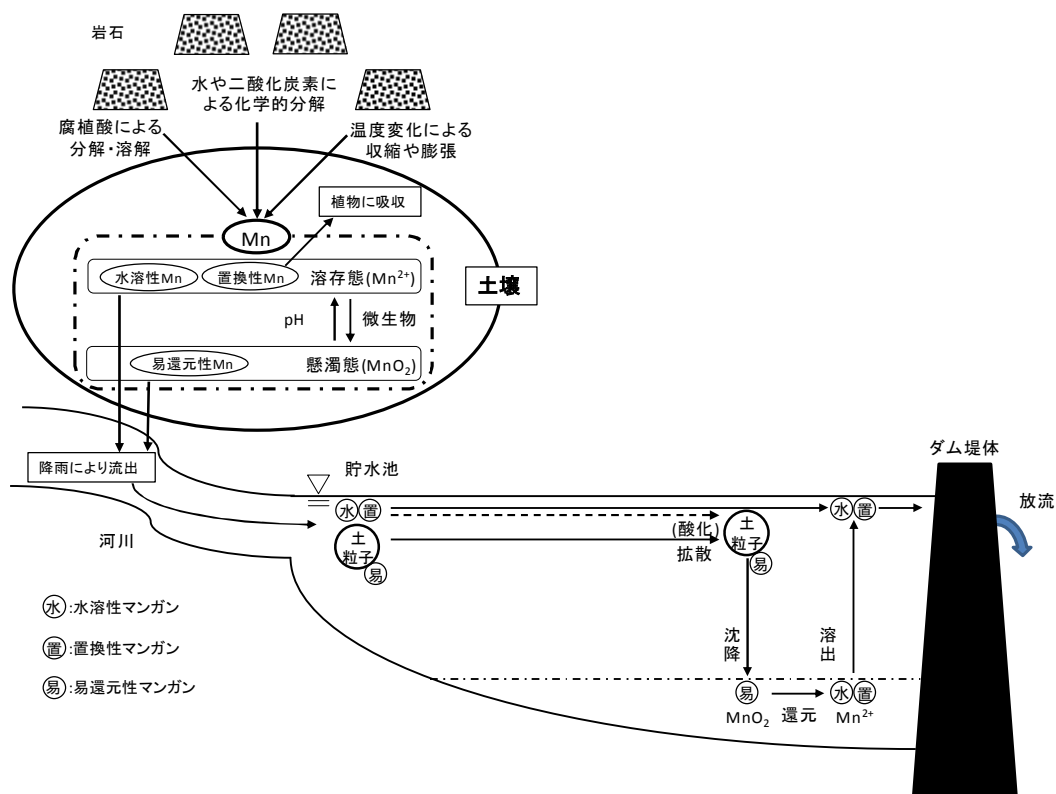


図 2-3-(5) マンガンの動態

2-3-2 水質調査方法

文中の測定機器等の図は、実際に小河内貯水池で用いた測定器の使用説明書に記載されているものである。また、写真は、実際に用いた機器を撮影したものである。

(1) 現地での計器による測定

ア 溶存酸素

溶存酸素は採水直後から時々刻々変化する。したがって、現地で溶存酸素計により測定することが重要である。測定は図 2-3-(6)のようなポータブル溶存酸素計のセンサーを水に浸して測定する。センサーは卓上型も共通で、隔膜式センサーが使用される。流水でない場合はセンサー部分で水を泡立てないようにゆっくり攪拌しながら測定する。最近では、流れがなくてもセンサーを動かす必要がない蛍光分析を用いた無流速式のものがある。

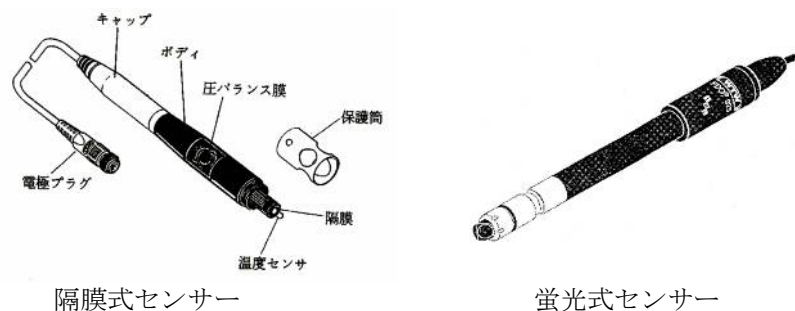


図 2-3-(6) 溶存酸素計

イ 水素イオン濃度 (pH)

図 2-3-(7)のようなガラス電極を用いた pH 計によって測定する。pH は試料採取後、直ちに測定する。乾燥防止キャップをはずし、電極を蒸留水でよく洗い、ろ紙かキムワイプで水分を吸い取ったのち、電極の補充口ゴム栓ははずして測定を行う。但し、電極全体を投込んで測定する時は補充口ゴム栓をしたまま使用する。

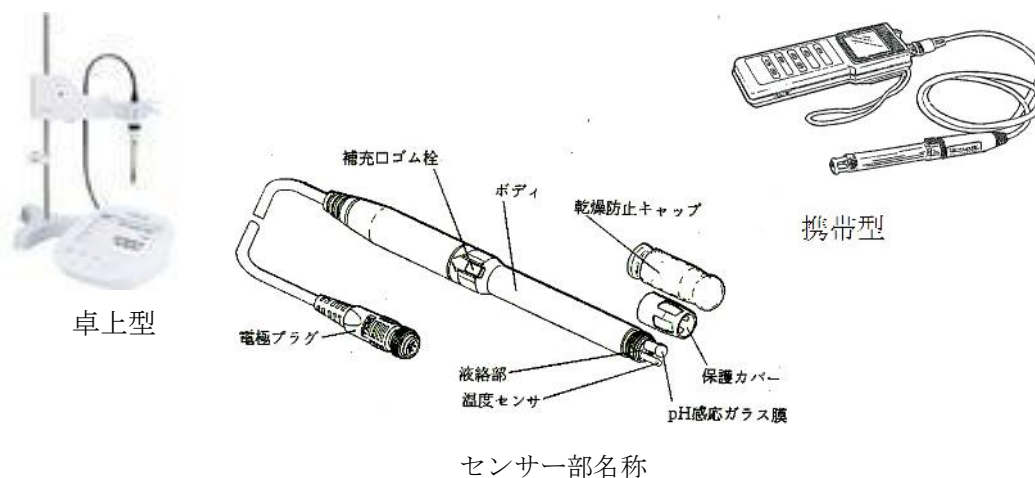


図 2-3-(7) pH 計

ウ 水温

温度計を用いる。

エ 多項目水質計

センサーで測定できる水質項目を一つにまとめた計器である（図 2-3-(8)）。通常 3～6 種類のセンサーがセットされている。測定データを機器内に保存していくものとケーブル経由でデータを地上の PC 等に送るものがある。水深方向の測定にも適している。近年は、GPS 機能が付属したものがあり、濃度分布図の自動作成が可能である。

主な測定項目には水温、pH、溶存酸素、電気伝導度、濁度、光量、クロロフィル a、アンモニウムイオン、酸化還元電位、水深等がある。



図 2-3-(8) 多項目水質計センサーの例

(2) 試料採取方法

試料採取は非常に重要である。試料採取が適切に行われないと、以降の測定操作をどんなに正確に行っても、その測定結果は無意味となる。試料採取は測定の目的によって、頻度や採取場所の範囲などが異なる。大きな河川の両岸と中央部、あるいは湖沼の各深度など、同一時刻に異なったポイントで採取する必要がある場合もある。また、成層状態をみるための個々の試料のセットを層別サンプルという。

貯水池での試料採取は、表面からの採水と一定水深からの採水の 2 種類がある。

表面からの試料採取は直接試料容器に採取する場合とバケツや柄杓などで採取後容器に保存する場合がある。直接試料容器に採取する場合は、試料容器を採取場所の水で 3、4 回洗い、試料容器を静かに沈めて満水になるまで試料を流し入れ密栓する。

水深方向の試料採取にはハイロート採水器(図 2-3-(9))やバンドーン採水器(図 2-3-(10))などを用いる。ハイロート採水器は採水容器を固定しふたをした状態で水中に下し、目的の水深でふたにつながるひもを引き採水容器のふたを開け採水した後、ふたのひもを緩めて採水瓶を密閉する。本体部分につながるロープを引き上げ回収する。水深 1m を超える場合は、金属部分に重りを追加して瓶の中の空気による浮力より重くする。バンドーン採水器は筒の両端のゴムキャップを開けて、フックをつなげ、採水する深さまで採水器をおろす。ロープに取り付けたメッセンジャーを落とし、その衝撃でフックを外すことでゴムキャップ

プのフタを閉める。採水器を引き上げて筒の部分から出ているチューブのピンチコックから試料を採取する。



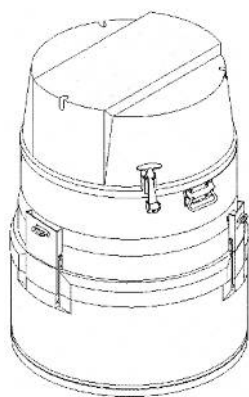
図 2-3-(9) ハイロート採水器



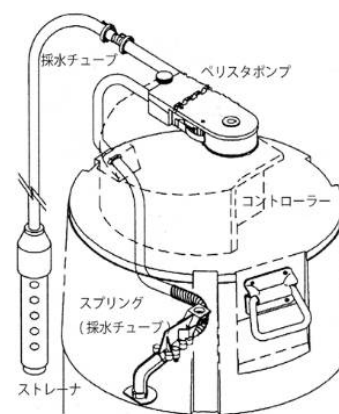
図 2-3-(10) バンドーン採水器

また、自動採水器(図 2-3-(11))を使用することで採取場所の水を採水装置によって自動的に揚水して試料容器に採取することができる。自動採水器には、濁度や水位などの値に応じて採水を行う水質連動採取方式や、決められた時間に採水を行う定時採取方式のものが存在する。

自動採水器を設置する際は水位上昇を考慮して安全な場所に設置することに留意する。河川で採水を行う場合は水面と採水器の高低差を 10～20m 程度確保することが望ましい。本共同研究中也洪水時に河川水位が 10m 以上上昇し、河床も上流から流下した礫や砂利で 10m 近く埋まったケースもあった。このケースの場合、河川水位が機器設置場所よりも高くなったが、採水器をしっかりと固定してあったため流失は免れた。



採水器外観



採水器駆動部分

図 2-3-(11) 自動採水器

なお、採水器は、有機物、油脂類、懸濁物などで汚れやすいので、毎回洗浄に注意する。試料採取時は下記の事項を記録する。

- ①試料の名称、及び試料番号
- ②採取場所の名称及び採取位置(表層水又は採取深度など)
- ③採取年月日、時刻

- ④採取時の天候
- ⑤前日の天候
- ⑥採取者の氏名
- ⑦採取場所の状況(採取現場の略図等、試料の水質に影響を与えると思われる事項)
- ⑧採取時の気温と水温
- ⑨その他、試料の外観(試料の色、濁りなど)、臭気の有無など参考となる事項

(3) 採取試料の保存方法

採取した試料は、できるだけ早く測定することが理想的であるが、試料数が多い場合や、外部に測定を依頼する場合などは、すぐには測定できないことがある。そこで、測定までの試料の変質を防ぐために種々の手段がとられる(表 2-3-(1))。特に、BOD、COD、TOC、大腸菌群数などの微生物作用に影響を受ける測定項目では、試料中の微生物の活動を抑え、共存する藻類などによる光合成作用を防ぐために、低温(0-10℃)、暗所での保存が必要となる。

試料容器には、試料の保存中に外部からの汚染、容器からの溶出、容器への吸着などによる目的成分の損失などの危険が少ない、共栓ポリエチレン瓶、及び無色共栓ガラス瓶で密栓できるものを用いる。水質測定方法により試料容器が規定されている場合は、その規定による容器を用いる。試料容器は、使用前に水道水などで洗浄し、さらに JISK 0557 に規定されている A1 の水で十分に洗浄する。新しく購入した容器や以前の使用目的が不明な容器は、希硝酸(窒素の測定に用いる場合は希塩酸)溶液に一晩浸漬した後、よく洗浄してから用いる。

ア 共栓ポリエチレン瓶

試料中の懸濁物質、りん化合物、有機物、重金属などを付着あるいは吸着する傾向があるが、重金属の吸着は、硝酸あるいは塩酸を添加して保存すれば防止できる。また、ポリエチレン瓶は、通気性があるため藻類が繁殖しやすい。

イ 無色共栓ガラス瓶

共栓がすり合わせの場合には、すり合わせの部分に汚れが付着しやすいから注意する。ガラス瓶は、試料の保存中にナトリウム、カリウム、ほう素、シリカ、アルミニウムなどがわずかに溶出する。また、ガラスの種類によっては、ひ素、亜鉛がわずかに溶出するので注意する。

表 2-3-(1) 測定項目別保存条件

	条件
pH	保存できない
BOD	0-10℃の暗所
COD	0-10℃の暗所
TOC	0-10℃の暗所
SS	0-10℃の暗所
大腸菌群	0-5℃の暗所
溶解性Fe、Mn	試料採取直後にろ紙でろ過、初めの50mLは捨てる ろ液を硝酸でpHを1に調整
全りん	クロロホルム(5mL/L)を加え0-10℃の暗所 又は、硫酸や硝酸でpHを約2に調整
NO ²⁻ 、NO ³⁻	クロロホルム(5mL/L)を加え0-10℃の暗所
NH ₄ ⁺ 、全窒素	塩酸又は硫酸でpHを2-3に調整し、0-10℃の暗所

(4) 分析方法

水質分析を行うとき、水は最も多く使用するものなので、その純度にもよく注意する必要がある。通常、水質測定では、JISK 0557に規定されている A1・・・A4の水を用いる。

A1の水は、器具類の洗浄及びA2、A3の水の原料などに用いる。A2の水は、一般的な測定及びA3、A4の水の原料などに用いる。A3の水は、試薬の調製、微量成分の測定などに用いる。A4の水は、微量成分の測定などに用いる。溶存酸素を含まない水、炭酸を含まない水、COD_{Mn}の測定に用いる水、TOCの測定に用いる水などの調製方法がJISK 0557に記載されている。

ア 窒素

(ア) アンモニア態窒素

試料を蒸留処理してアンモニア態窒素を共存物から分離した後、インドフェノール青吸光光度法、中和滴定法又は流れ分析法を適用。またはイオンクロマトグラフ法(蒸留操作なし)

(イ) 亜硝酸態窒素

ナフチルエチレンジアミン吸光光度法、イオンクロマトグラフ法又は流れ分析法

(ウ) 硝酸態窒素

イオンクロマトグラフ法又は流れ分析法、カドミウムなどにより亜硝酸態窒素に還元後、亜硝酸態窒素として測定

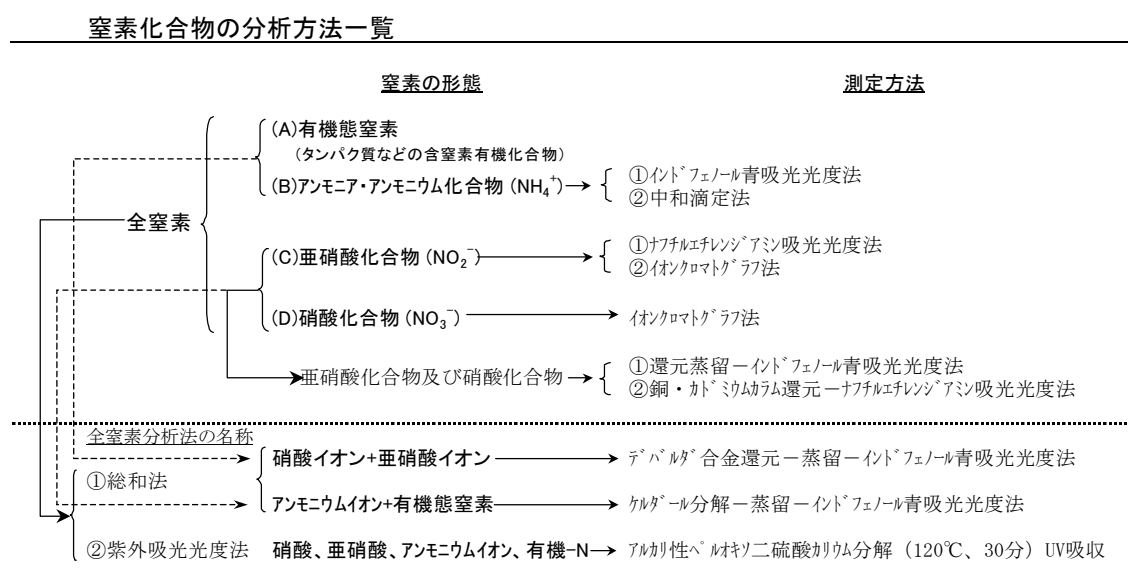


図 2-3-(12) 窒素分析方法

イ リン

モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法、イオンクロマトグラフ法又は流れ分析法

ウ 有機物 (TOC)

全有機炭素 (TOC : Total Organic Carbon) は、水中の有機物に含まれている炭素を直接定量する有機物の直接指標であり TOC 計で測定する。TOC 計には燃焼式(燃焼酸化 - 赤外線式 TOC 自動計測法)と湿式酸化還元方式がある。一般に燃焼式は比較的高濃度に、湿式酸化還元方式は低濃度(PPB)に対応している。燃焼式は使用に際し純空気、炭酸ガスなどのガスが必要であるが、湿式酸化還元方式はガス類を使用しないため、携帯型もある。

エ マンガン

ICP 発光分光分析計で測定する場合は、まず試料を孔径 $0.45\mu\text{m}$ のろ紙でろ過してから測定する。

オ 浮遊物質 (SS)

浮遊物質(懸濁物質)は、網目 2mm のふるいを通過した試料を通過孔径 $1\mu\text{m}$ のガラス繊維ろ紙でろ過したときに、ろ紙上に捕捉される物質。水洗後、 $105\sim 110^\circ\text{C}$ で 2 時間加熱乾燥し、デシケーター中で放冷した後の質量を測定し、試料 1L 中の mg で表す。

水質分析では、孔径 $1\mu\text{m}$ のガラス繊維ろ紙を通過したろ水中の物質は溶存物質と定義される。

2-4 貯水池水温の季節変化

貯水池の水利・水質特性を考える際に、最も基本的な情報として把握しておくべきことは、基本は水温の鉛直構造である。水温は水の密度を規定する（図 2-4-(1)）。温かい水は密度が小さく（軽い）、冷たい水は密度が大きい（重い）。そのため、夏場に水面付近が温かく、湖底付近が冷たくなり、温度差は 20℃以上になる（北海道を除く）。そして、水温差があることで流れが生ずる。また、植物プランクトンの生息にも水温が関係する。以下、小河内貯水池で形成される水温分布について記す（図 2-4-(2)）。

2-4-1 春の水温分布（受熱期）

冬の間には貯水池の全水深が冷やされているので、春を迎えた時点では水温が表層から底層まで一様になっている。本州・四国・九州の山間部にあるダム貯水池では、4～6℃であることが多い。

気温が上昇して日射が強くなると、水面から熱量が入り、表面が温まる。温水は冷水よりも密度が小さいので（軽い）、そのままでは重力的に安定しており、鉛直方向には混ざらない。しかし、風が表面に吹くことで、水塊が鉛直方向に攪拌・混合される。加熱と混合が繰り返えされて、徐々に水深 15～20 m 程度までが温水層になる。表層と底層で水温が異なる状態を水温成層という。

水温 ℃	密度 kg/m ³	水温 ℃	密度 kg/m ³	水温 ℃	密度 kg/m ³
0	999.84				
1	999.90	11	999.61	21	997.99
2	999.94	12	999.49	22	997.77
3	999.96	13	999.38	23	997.54
4	999.97	14	999.24	24	997.30
5	999.96	15	999.10	25	997.04
6	999.94	16	998.94	26	996.78
7	999.90	17	998.77	27	996.51
8	999.85	18	998.60	28	996.23
9	999.78	19	998.41	29	995.94
10	999.70	20	998.20	30	995.65

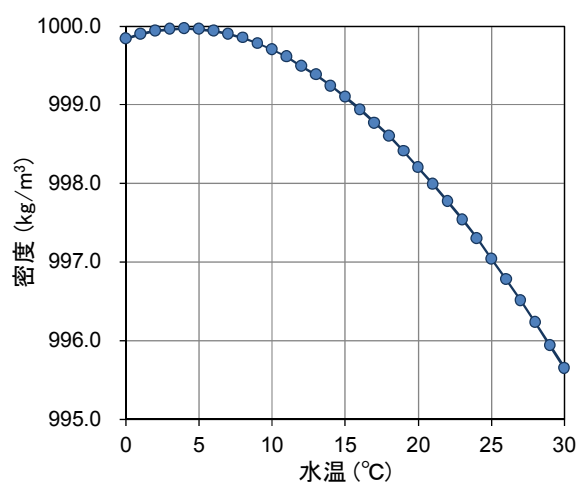


図 2-4-(1) 水温と密度の関係（理科年表 H25 年度版）

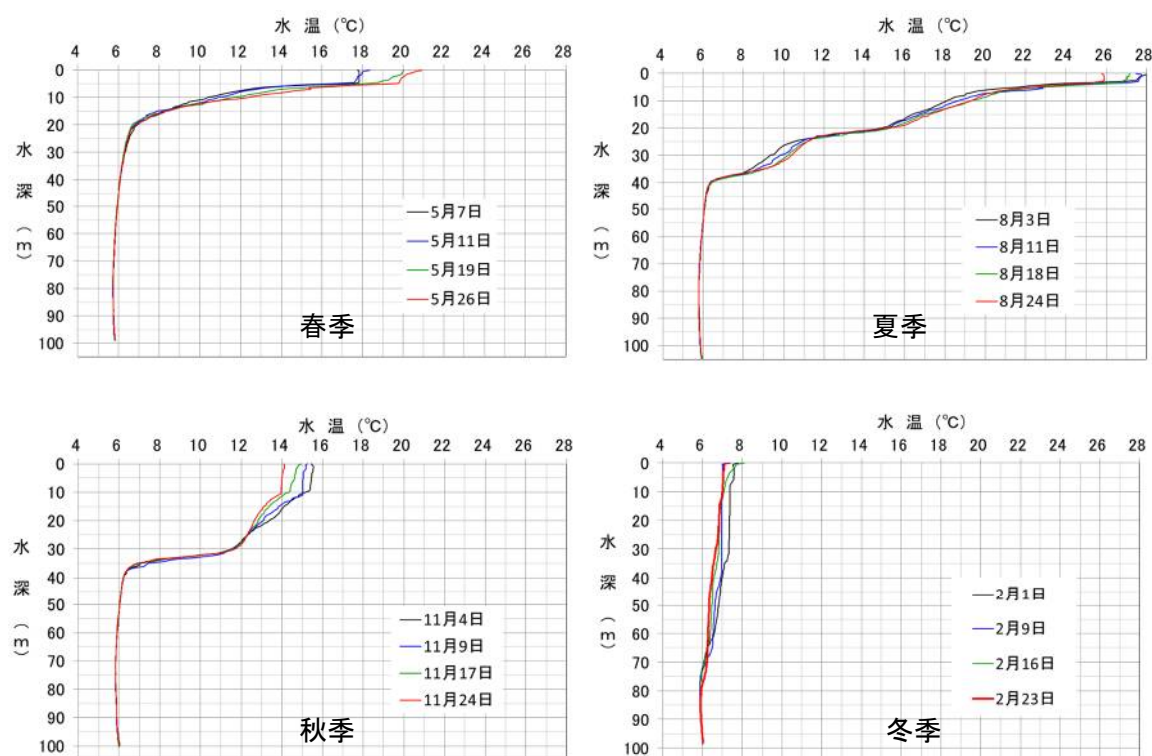


図 2-4-(2) ダム貯水池の水温分布の例（小河内貯水池ダム前定点 平成 27 年度）

2-4-2 夏の水温分布

春から夏にかけて、太陽高度が上昇するので日射が水面に入りやすくなり、さらに気温が上昇してゆくの、表層の水温が上昇してゆく。表面の水温は 25℃以上に達することがあるが、水深 50 m 付近ではあまり変化せず、6～10℃である。

水面から水深 20 m 程度までは風による鉛直混合が作用し、この領域を混合層という。また、表層温水と底層冷水の間で水温が急激に変化し、この領域を水温躍層という。河川水の水温は表層より低く、底層より高いので、水温躍層に貫入する（2-5-3 参照）。

この時期の特徴は、底層の水が停滞しやすいことである。貯水池や湖沼では水面を通した熱の授受と風による鉛直混合が支配的であり、それ以外には河川流入と放流による水の動きがある。表層・中層から取水放流されている場合、貯水池におけるほとんど全てのエネルギーのやりとりは表層において行われる。そして、表層と底層では密度差が大きく、水温躍層をはさんだ水の循環が生じないので、深水層では水が停滞する。

水が停滞すると溶存酸素（D0）が消費されて、貧酸素状態になることがある。このとき、底泥から栄養塩やマンガンが溶出しやすくなり、底層水の溶存物質濃度が上昇する。

2-4-3 秋の水温分布（放熱期）

秋になると気温が下がり始め、貯水池の表面水温よりも気温の方が低くなる（気温低下に水温低下が追いつかない）。特に夜間から朝にかけて気温が低下するので、このときに表面の水が冷却され、密度が大きく（重たく）なる。温水の上部に冷水が載っている状態は重力的に不安定であるため、表層冷水が沈降する。冷水塊が沈降しながら周囲水を連行してゆき、鉛直混合が進むので、この現象を冷却混合という。その結果、水温（密度）が均一な混合層が下方に拡大する。

2-4-4 冬の水温分布（循環期）

冬は風が強くなるので、冷却混合の効果と相乗して水温成層が消滅する。全層一様の水温分布となるので、密度差による安定性が失われ、表層と底層の水が強風時に混ざることが可能になる。したがって冬を循環期という。

夏には底層が貧酸素化し、栄養塩が溶出することがあるが、冬の循環期に貧酸素状態が解消され、また底層の栄養塩が貯水池全層に行き渡る。

2-4-5 ダム貯水池に特有の水温形成

閉鎖性水域の水温は、日射・気温・風が水面に作用することで形成され、それに加えて河川流入水と放流による熱量の輸送が影響する。この点は自然湖沼もダム貯水池も同じであるが、ダム貯水池では放流水深を人為的に変更できるところが異なる。

ダムでは表層放流をする場合、選択取水施設により表層～中層の任意水深で放流する場合、底層から放流する場合のおよそ3つのパターンがある。放流水深の違いが水温形成におよぼす影響は3-3で述べられている。

2-4-6 水温計測の方法

水温計測は様々なセンサー技術の中でもかなり基本的なものであり、金属の電気抵抗が温度によって変化することを利用して測定される。

貯水池管理では水温の鉛直分布を計測することが必要であり、測定頻度の観点からは(1)常時計測する方法、(2)作業船などで定期的に調査する方法の2種類があり、鉛直分布計測の観点からは(a)多数のセンサーを水深ごとに固定する方法、(b)1台のセンサーを上下昇降させる方法の2種類があり、合計4つの組み合わせがある（表2-4-(1)）。

表 2-4-(1) 貯水池における水温計測の実際

分類		方法	長所	短所
(1)常時計測	(a)多層式	水温センサーを数 m おきに配置したケーブルを湖内の台船などから吊り下げる。表層・中層は1～2m間隔、底層は 5m 間隔で計測する。1 時間おきに水温を計測し、管理所にデータを送信する。	水温だけを計測する場合は、シンプルな方法である。	多くのセンサーが必要になるので、水温以外の項目も計測したい場合に高価になる。実際、多層・多項目の方式は採用されていない。
	(b)昇降式	水温センサーを含む多項目水質計を自動昇降装置(ウインチ+ワイヤー)により上下させ、数 m おきに各種データを測定する。1 時間おきに装置を動作させて、管理所にデータを送信する(図 2-4-(3))。	水温・濁度・クロロフィル a 濃度・溶存酸素濃度なども同時計測することが可能で、貯水池管理において有用である。	自動昇降装置の機械部分が故障しやすい。
(2)定期調査	(a)多層式	メモリー式水温センサーを数 m おきにロープに取り付け、ブイや台船から吊り下げる。1 時間おきに水温を記録し、1～3 ヶ月ごとにデータを回収する(図 2-4-(4))。	1-a と比べて通信設備が無い分、最も安価。調査研究のために用いられる。	リアルタイムでは水温分布が分からない。
	(b)昇降式	多項目水質計を作業船から吊り下げて、調査員が各種項目の鉛直分布を計測する。調査頻度は 1 週間～1 ヶ月ごと。鉛直間隔は 0.1～1m。通常、作業船で貯水池内を移動して、複数地点で測定される。	データの鉛直間隔が最も狭く、高密度である。多項目水質の詳細な鉛直構造が分かるので、解析に役立つ。	頻繁に調査を行う必要があり、労力と業務費がかかる。

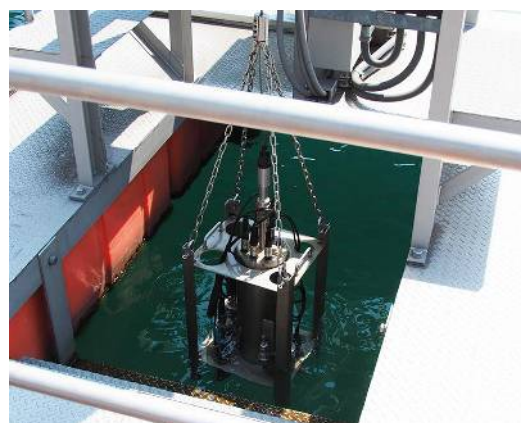
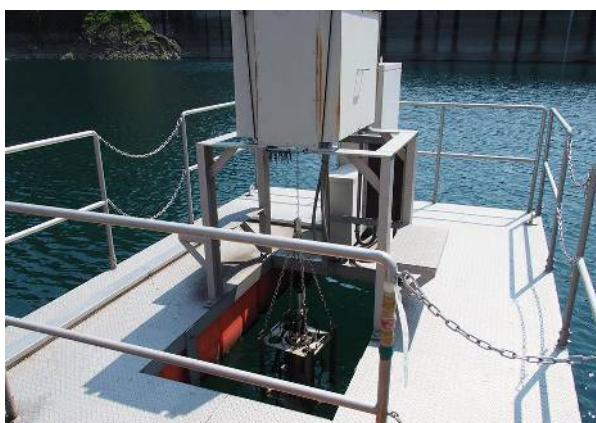


図 2-4-(3) 多項目水質計の自動昇降装置 (小河内貯水池)

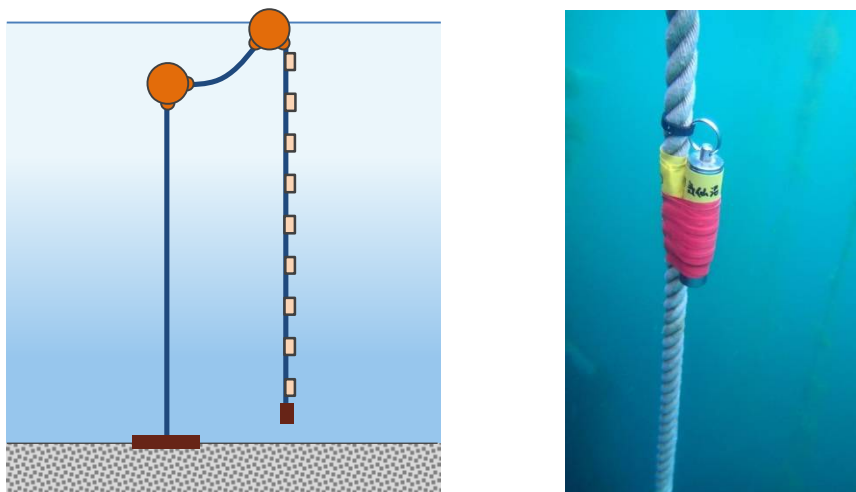


図 2-4-(4) 多層式水温計（サーミスターチェーン）

2-5 貯水池で生ずる流れ

2-5-1 風に起因する流れ

水面に風が吹くと、水面摩擦の影響で表層水が風下に吹き寄せられ、このときの流れを吹送流という。そして、その下の層では逆向きに（風上に）水が移動し、これを補償流という（図 2-5-(1)）。

表層水の吹き寄せにより風下側の水面が持ち上がる（セットアップ）一方で、内部の躍層面は押し下げられる（セットダウン）。水平面からのセットアップ量を Δh_1 、内部界面のセットダウン量を Δh_2 、上層基準の相対密度差を $\Delta\rho = (\rho_2 - \rho_1)/\rho_1$ とすると、 $\Delta h_1 = \Delta\rho \times \Delta h_2$ となる。春季の貯水池では上下層の水温差が $1\sim 5^\circ\text{C}$ で、相対密度差は $1/40,000\sim 1/4,000$ になり、夏季は水温差が $10\sim 15^\circ\text{C}$ で、相対密度差が $1/800\sim 1/400$ になる。

そのため、水面変位はわずか数 mm であっても（計測できないレベル）、躍層面の変位は数 m～数十 m に達する。

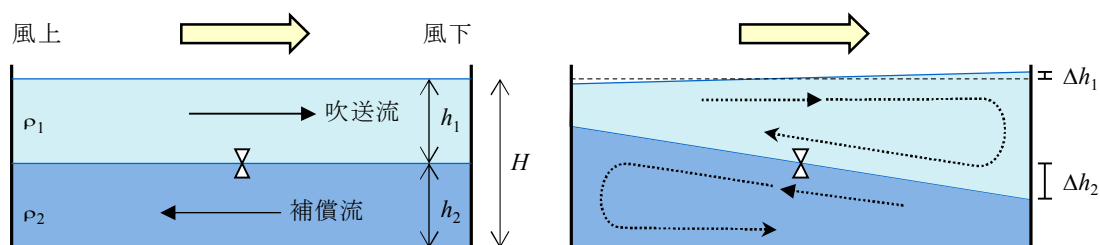


図 2-5-(1) 風による貯水池の流れ

2-5-2 内部静振と往復流

内部界面が傾斜した状態は重力的に不安定であり、風が停止すると界面が水平に復元しようとする。さらに、水平に復元してから慣性力により界面が逆に傾き、振動が続く（図2-5-(2)）。内部界面がシーソーのように揺れ動く様子を内部静振といい、周期は次式で表される。

$$T = 2L \sqrt{\frac{\rho_2}{\rho_2 - \rho_1} \cdot \frac{1}{g} \cdot \left(\frac{1}{h_1} + \frac{1}{h_2} \right)} \quad (2-6)$$

ここで、 T ：内部静振の周期、 L ：湖の軸長、 h_1 ：上層厚、 h_2 ：下層厚、 ρ_1 ：上層密度、 ρ_2 ：下層密度である。内部静振の周期は数時間～数日になり、非常にゆっくりとした動きが水中で発生する。

細長く直線的な貯水池では、界面の上下振動によって、上層と下層で逆向きの往復流が発生する。界面が水平になったときに最大流速が発生し、界面の最大傾斜時は流速がゼロになる。春季の強風時には内部静振に起因する下層流速が 0.1 m/s を超える事例も報告されている（図2-5-(3)）。

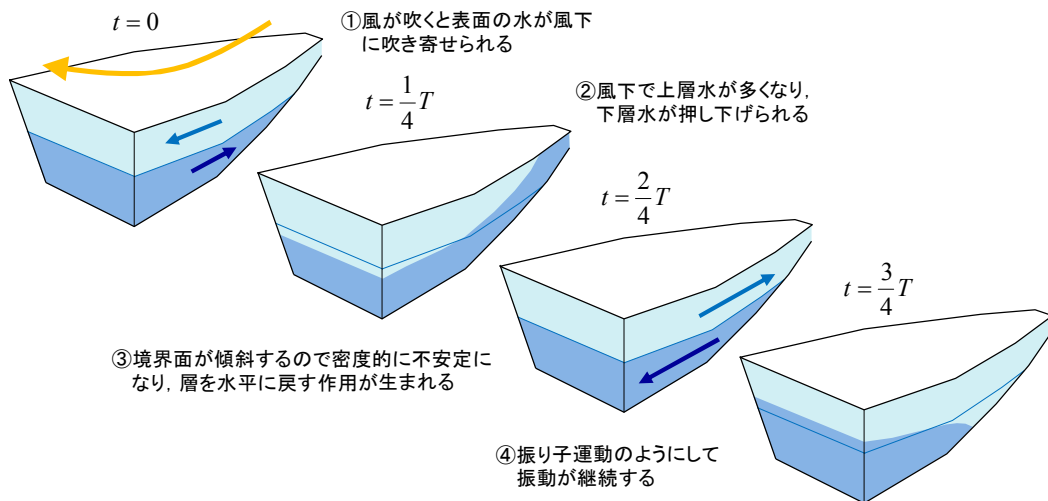


図 2-5-(2) 内部静振と往復流

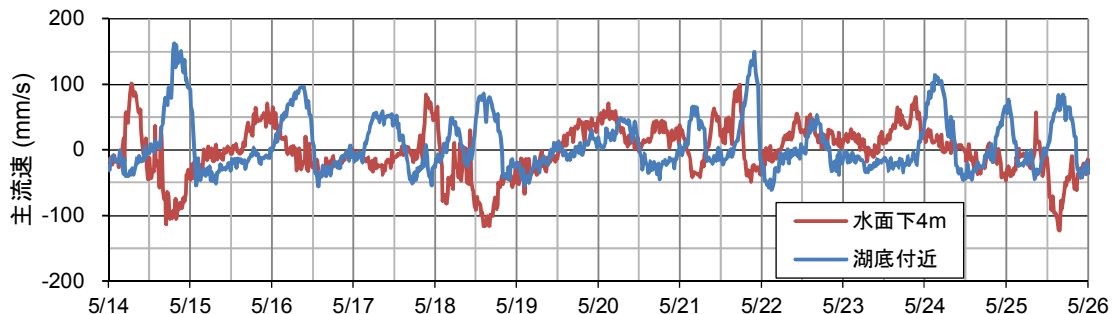


図 2-5-(3) 表層の吹送流と湖底付近の流れ（宮城県七ヶ宿貯水池、2004 年）

水面付近（水深約 4m）と湖底付近（水深約 38m）で逆向きの流れが生じており、往復振動の周期が約 1 日となっている。この周期は静振の理論値と一致する。

2-5-3 河川流入水による流れ

(1) 密度流の構造

貯水池では流入した河川水が密度流に沿って移動する（図 2-5-(4)）。2-4 で述べたように、自然界の水は水温、濁度、塩分などによって何らかの密度を持っており、密度の大きい（重い）水が下部に、密度の小さい（軽い）水が上部に位置する。貯水池には密度の鉛直分布が形成され、河川水はその密度が貯水池の密度と等しくなる水深層を流れる。

春から秋にかけて、貯水池では表層から温められて水温成層が形成され、河川水の水温は表層よりも低い。そのため、河川水は貯水池の流入部において潜り込み、しばらく湖底を流下してゆく。密度が等しい水深層に到達すると、そこで離陸して水平に貫入し、中層密度流となって堤体方向に移動してゆく。なお、潜り込みや流下過程において周囲水（温水）を連行して希釈されるので、中層密度流の密度は河川水よりも若干小さくなる。

河川水が貯水池の表層水よりも温かい場合は表層密度流となり、河川水が貯水池の全層の水温よりも冷たい場合は下層（底層）密度流となる。また、水温以外にも土砂濃度（SS）も密度に影響し、洪水時の高濃度濁水は密度が大きくなって下層密度流となる場合がある。

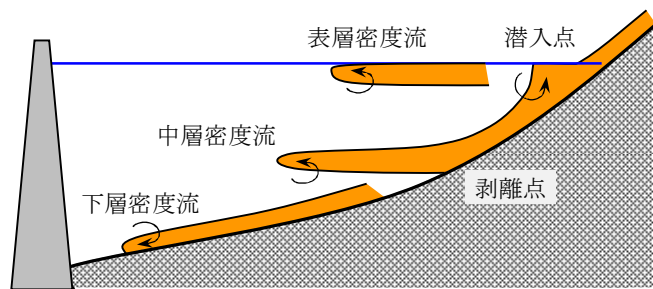


図 2-5-(4) 貯水池で生ずる密度流

(2) 濁水密度流

土砂濃度を考慮した濁水の密度は次の通りである。

$$\rho_{ss} = \rho \left\{ 1 + \frac{C_{ss}}{1000} \left(\frac{1}{\rho} - \frac{1}{\sigma} \right) \right\} \quad (2-7)$$

ここで、 ρ_{ss} ：濁水の密度(kg/m^3)、 ρ ：水の密度(kg/m^3)、 σ ：土粒子密度(kg/m^3)、 C_{ss} ：土砂濃度(mg/l)である。洪水時には河川水に微細土砂が混じることで、密度が大きくなるので、濁水は清水よりも重くなる。

例えば、水温が 20°C の淡水の密度は $998.232 (\text{kg/m}^3)$ であり、ここに微細土砂が混じって $1,000$ 度の濁水となった場合、密度は $998.855 (\text{kg/m}^3)$ となり、 $0.623 (\text{kg/m}^3)$ だけ大きくなる。この値は水温が 16.7°C の清水・淡水と同じ密度であり、微細土砂の混入が水温を約 3°C 下げたのと同じ効果を持つ。

2-5-4 濁水長期化現象

洪水時の濁水は貯水池内で長期間滞留することがある。上流河川では洪水時に砂礫やシルト・粘土が輸送されるが、これらが停滞水域に入ると沈降速度の大きな粒子から順に堆積してゆく。

層流状態と考えることの出来る水域（粒子レイノルズ数が小さい）では、ストークスの沈降速度式が適用できる。

$$w_s = \frac{1}{18\mu}(\rho_s - \rho_w)gd^2 \quad (2-8)$$

ここで、 w_s ：沈降速度、 μ ：水の粘性係数、 d ：粒子径であり、表 2-5-(1) のような値になる。

3 μm の粒子は 1 ヶ月で 21 m 沈降するはずだが、実際には濁水は躍層付近に数週間から数ヶ月間とどまることもあり、なかなか沈降しない。そして、放流水の濁りが長期間続き、「濁水長期化」という問題を引き起こす。

小河内貯水池における例をあげると、平成 23 年に台風 12 号（9 月 3 日）と台風 15 号（9 月 20 日）の 2 つの台風が通過し、どちらの台風からも 400m³/s を超える流入があったため、濁水が貯水池に流入した。平成 23 年 11 月 15 日の濁度分布から、はじめの台風通過の約 2 か月後であっても、水深 10m から 40m に濁度 20 程度程度の濁水層が残存していることがわかる（図 2-5-(5)）。

貯水池の微細粒子が沈降しにくい原因は完全には解明されておらず、粒子間の電氣的な反発力、内部静振や中層密度流の影響により躍層付近で発生する乱れ、鉛直循環流などが関係している可能性がある。

そのため、数値シミュレーションで濁水現象を再現する際には、ストークス沈降速度よりも小さい沈降速度を与えることもある。これは現地で採取した濁水の沈降塔実験から求める場合と、数値計算の結果が現地観測結果を再現できるようにトライ・アンド・エラーで調整する場合がある。

表 2-5-(1) 貯水池に浮遊する微細粒子の沈降速度（Stokes 式による）

粒径 (μm)	粒径 (mm)	沈降速度(m/day)
1	0.001	0.08
3	0.003	0.70
10	0.010	7.75

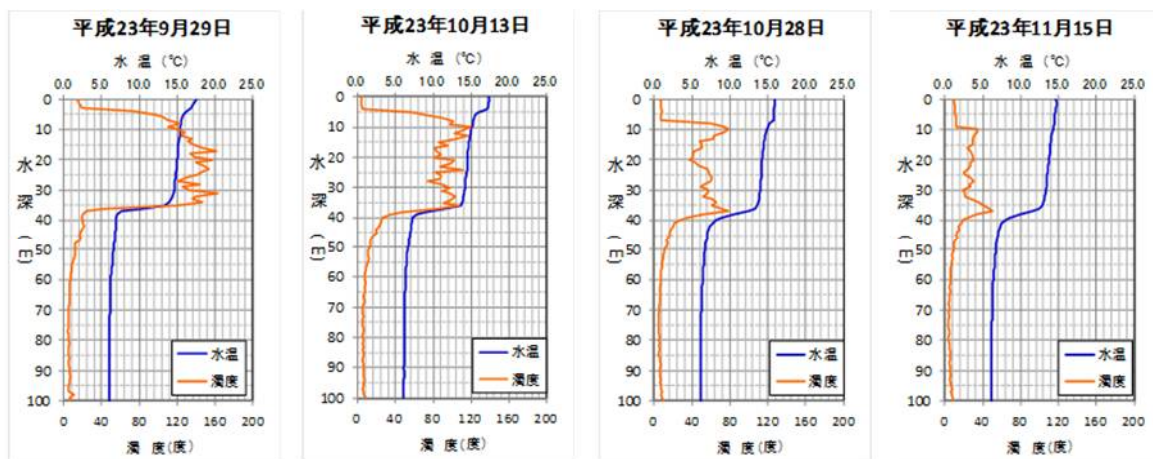


図 2-5-(5) 濁水の滞留状況（小河内貯水池ダム前定点 平成 23 年度）

2-5-5 流動の計測方法

貯水池の流速を計測する装置として、電磁流速計と超音波流速計がある。

(1) 電磁流速計

電磁流速計は球状センサーが触れている水の二次元流速（X-Y 成分）を計測する。貯水池では大抵、ロープを使って機器を係留するので、センサーの向きが揺れ動く。そのため、ジャイロコンパスを内蔵した機器を用いることで、センサー基準線の方位角と、それに対する X-Y 流速を計測し、両者から流速の東西・南北方向成分を出力する。貯水池ではこれまでに述べてきたように水温成層があり、密度流が発生するので、水深ごとに流れの傾向が異なる。これを調べるには、電磁流速計を水深方向に多数設置することが必要となる。

(2) 超音波多層流速計（湖底設置式）

超音波多層流速計（ADCP: Acoustic Doppler Current Profiler）は超音波を水中に発振して、水流によって浮遊移動する懸濁物質（植物プランクトンやそのデトリタス、土砂粒子など）からの反射波を受信し、そのドップラーシフトを解析することで水の流速を求める装置である。音速を C 、発振から受信までの時間を T 、対象物までの距離を L とすれば、

$$2L = C \times T \quad (2-9)$$

となるので、反射波を連続的に受信すればセンサー直近から遠方までの流速分布を捉えられる。すなわち、湖底や水面に設置すれば、流速の鉛直分布を計測できる。電磁流速計と同様にジャイロコンパスを搭載しており、東西・南北方向流速を出力する。

水深が数十メートルある貯水池では周波数が 500 kHz～1,500 kHz の装置が適しており、超音波の周波数によって計測可能距離と距離分解能が異なる（表 2-5-(2)、図 2-5-(6)）。発振回数（平均化時間）を長くすると計測精度は向上するが、電池消費が大きくなるので、これらも勘案して計測設定を作ることになる。

表 2-5-(2) 超音波多層流速計の性能（例）

周波数	計測可能距離	距離分解能（層厚）	発振回数	流速精度
600 kHz	40～60 m	0.5～1 m	120 回（秒）	5.6～12.0 mm/s
1200 kHz	15～25 m	0.25～0.5 m	120 回（秒）	5.6～12.0 mm/s

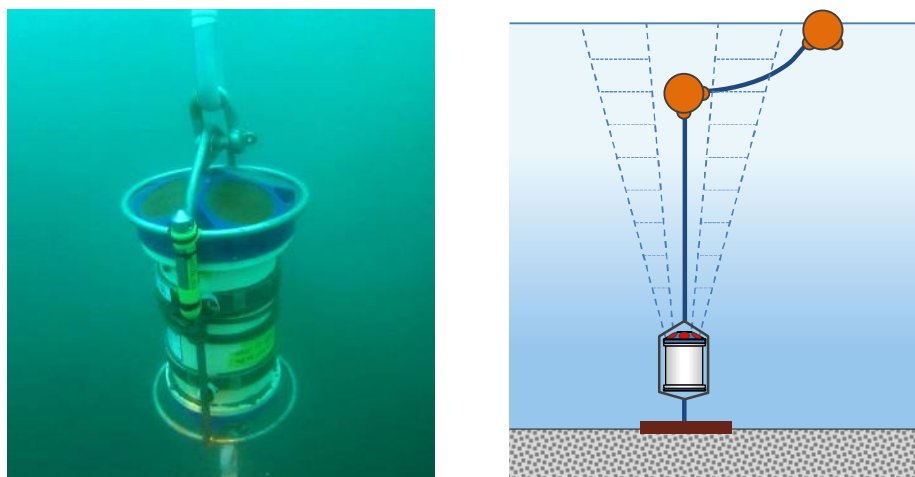


図 2-5-(6) 超音波多層流速計の設置例

(3) 超音波多層流速計（曳航式）

センサーを水面に浸けて下向きに超音波を発信して流速鉛直分布を計測しつつ、水面を移動しながら断面の流速分布を計測する「曳航式超音波流速計」もある。この方法では、対象とする水域の鉛直断面内の流速分布を計測できて、貯水池では横断面内の流速分布や、縦断面（上流～堤体）の流速分布を知ることができる。

計測の原理は、センサーから見たときの水の相対速度と、センサーの移動速度（対地速度）を合成することで、水の絶対流速を算出している。センサーの移動速度は、超音波の湖底からの反射波を解析して算出する方法（ボトムトラック）、もしくは GPS 測位から算出する方法（GPS トラック）のどちらかで求められる。

実際の計測技術は、センサーを作業船の舷側に取り付けて走行する方法と、専用の小型模型ボートの中心にセンサーを取り付けて、ボートを作業船で曳航する方法がある。この時、計測の時間（1 波群の平均時間）を 5 秒に設定すると、流速の精度は 5 cm/s 程度になる（1,200 kHz の場合）。曳航式ではセンサーを時速 4～8 km で移動させるので、計測時間中の移動距離が 5.6～11.1 m となり、この水平移動距離の範囲内の水柱の平均流速を計測していることになる。平均時間をより長くすれば原理上の計測精度は向上するものの、移動距離が長くなるので、空間平均が大きくなってしまい、流速データが意味をなさない。

このように、流速の精度の考え方では固定式と曳航式では異なり、曳航式は比較的強い流れを短時間に計測することに適している。貯水池では洪水時の密度流や強風時の吹送流の流速は 10 mm/s を超えることがあり、このような顕著な流れの流速分布を捉えるのに曳航式は適しているものの、数 mm から数 cm の定常流は計測が難しい場合がある。

2-5-6 流動の数値シミュレーション

ダム貯水池の水温成層や流動現象を再現、予測するには、目的に応じてモデル形式を選択する。水域で用いられる流体モデルは、①鉛直一次元モデル、②縦断一次元モデル、③鉛直二次元モデル、④平面二次元モデル、⑤三次元モデルの5種類がある(図2-5-(7))。

(1) モデル形式の選び方

①鉛直一次元モデルは、貯水池の水深方向のみを計算するモデルであり、水温鉛直分布の季節変化を予測する際に用いられる。水平方向 $x-y$ の流動は扱わず、水深方向 z の混合と熱伝導のみを扱う。計算がシンプルであるため、長期間の予測計算が簡単にできる。

②縦断一次元モデルは、貯水池の流下方向を x 軸として、水深 z と幅 y の状態変化は取り扱わない。比較的水深が浅く(15 m程度)、川のような流れになる発電専用ダム(取水堰)における洪水時の解析に用いられる。この場合、水深方向の温度成層場は考えず、流下方向に開水路の不定流計算を行って、水面変化と流速を求める。

③鉛直二次元モデルは、貯水池の長手方向を x 軸に、水深方向を z 軸にしたモデルで、幅 y の状態変化は扱わない。最も一般的に用いられる形式であり、水温成層場と流速場の予測が行える(図2-5-(8))。水質モデルや生態系モデルを組み込んだモデルも使われる。貯水池が流下方向に細長い性質を利用して、幅 y 方向の状態を積分的に扱うので、自然湖沼のように円形に近い場合や、枝分かれている貯水池には向かない。なお、枝分かれている貯水池については、枝状の水域ごとに二次元モデルを作成して、結合する方法もある。

④平面二次元モデルは、貯水池の長手方向を x 軸に、幅方向を y 軸にしたモデルで、水深 z の状態変化は扱わない。水温成層が発達しない浅い水域(10 m以下)に適用可能であるが、現実的にはあまり使われない。

⑤三次元モデルは、地形形状を忠実に再現するモデルであり、2010年代から実用化に向けた開発が進められている。貯水池では水温や流速が平面的にも分布するため、水質対策施設の配置を適切に計画するためには三次元モデルを使用することが望ましい。

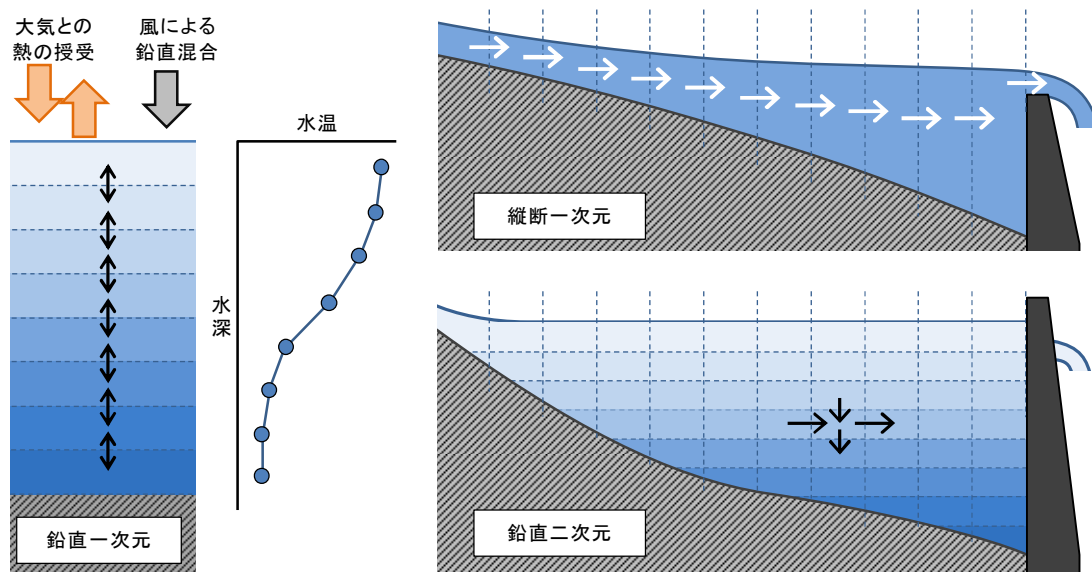


図 2-5-(7) 水域シミュレーションの次元の取り方

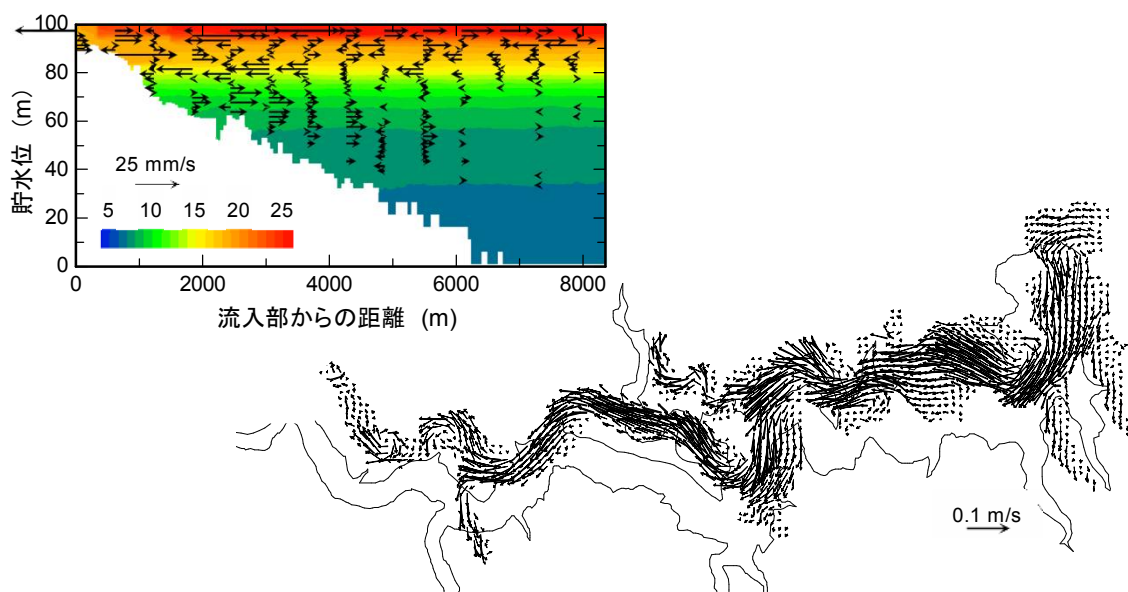


図 2-5-(8) 二次元モデル（左上）と三次元モデル（右下）の計算例

(2) 外力としての風の与え方

水深方向の鉛直混合や表面流を計算する際に、風向風速データが非常に重要である。一般に、風向風速はダム管理所の1地点のみで計測されている。二次元モデルの場合は、経験的にダム管理所の風速を2～3倍に増大させて与えることが多い。これは貯水池の湖上風が管理所の風よりも強いためであるが、風速の倍率を理論的に検討することが難しいので、実測された水温の鉛直構造を再現できるように風速を調節することが多い。

三次元モデルの場合は、湖上風の平面分布を与える必要がある。山間部の貯水池は蛇行しており、風は谷筋に沿って吹くので、ダム管理所の風向を全域一様に適用すると、現実と異なる方向に風応力を与えることになる(図2-5-(9))。二次元モデルでは平面的な蛇行を考慮しない分、風の向きと地形が一致するが、三次元モデルでは風の向きと地形が一致しなくなり、「地形を忠実に再現しているにもかかわらず、風の与え方が不適切なために再現性が低下する」という事態に陥る。

したがって、三次元モデルに関しては、水理モデルだけではなく、大気場のモデルも必要となり、今後の課題と言える。

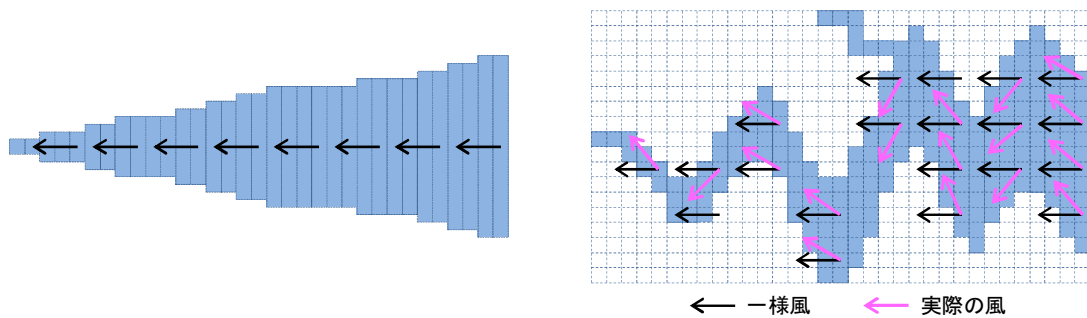


図2-5-(9) 鉛直二次元モデル(左)と三次元モデル(右)の湖上風の与え方

2-6 植物プランクトンの挙動

2-6-1 水中の光分布と植物プランクトンの関係

植物プランクトンは水・二酸化炭素と太陽光エネルギーを使って光合成をして、有機物を合成して酸素と水を放出する。この有機物生産の過程を基礎生産(一次生産)という。光合成に必要な太陽光は、水中に入ると散乱や吸収により、深さとともに光強度が減衰してゆく。この関係は、Lambert-Beerの法則と言われ、指数関数で表される。

$$I = I_0 e^{-kz} \quad (2-10)$$

ここで I は水中の光強度、 I_0 は水面近傍(水深1～10 cm程度)の光強度、 z は水深、 k は光消散係数である。水深-光強度分布を対数グラフにプロットすると(図2-6-(1))に、光の減衰が直線的になっていることから、理論式(2-10)が成立していることが分かる。

また、植物プランクトンは生物として呼吸をしており、酸素と体内の有機物を消費して、

水中に酸素を放出している。

水面付近では光が豊富なため生産量が多く、深くなると光が弱くなるので生産量が減少して、呼吸量の方が相対的に多くなる。図2-6-(1)に示すように、光合成による総生産量と呼吸量の差を純生産量と言い、純生産がゼロとなる水深（生産と呼吸が釣り合って増減が無い水深）を補償深度という。これより深くなると、植物プランクトンは増殖できない。補償深度は水面の光が概ね 1/100 に減衰した水深と言われている。

ただし、光が強すぎる場合は光合成が阻害されるので（強光阻害という）、晴天時には水面よりも少し深い場所でプランクトン量が多くなる。曇天時には光が弱いので水面付近にピークが現れる。

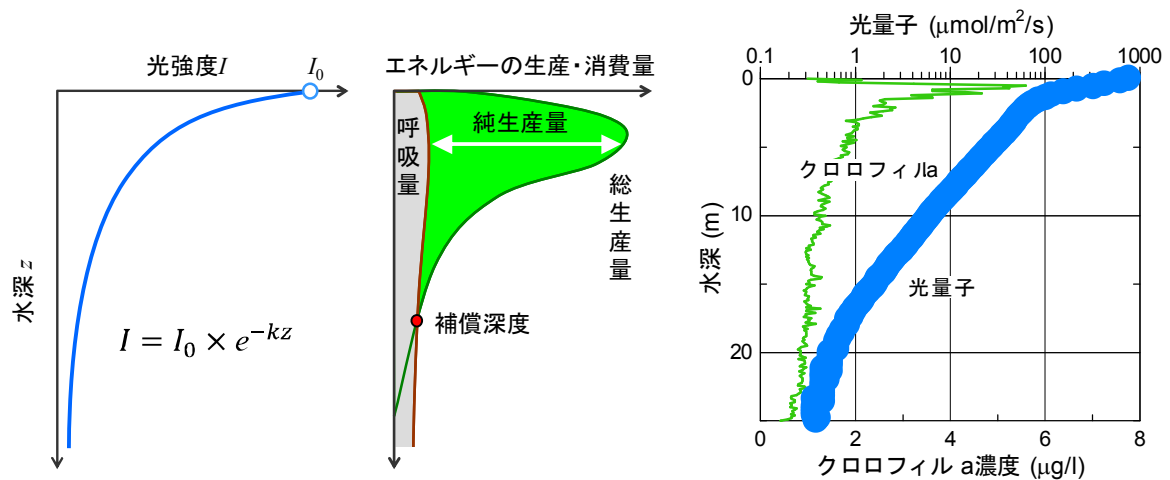


図2-6-(1) 水中の光強度分布（左）、光合成の状況（中）、それらの実測値（右）

実測値は光強度を対数表示しており、直線的な分布は指数関数を意味する

2-6-2 透明度

水中の光強度は光量子センサーもしくは透明度板によって計測できる。図2-6-(1)の右図は光量子センサーによる計測例であり、専用の計測機器が必要である。一方で、透明度板は1865年にSecchi氏によって提案されたものであり、直径30cmの白色円板とロープ、おもりで構成される図2-6-(2)。これを水中に沈めて目視で確認できなくなる水深が透明度である。

水中に植物プランクトンや懸濁粒子が多ければ透明度は低くなる。経験的な値として、透明度が2mより浅ければ富栄養状態、2~10mであれば中栄養、10mよりも深ければ貧栄養と考えられる。非常に簡便な方法であり、世界中で昔から計測されてデータが蓄積されているので、水環境の変化を捉えることが出来る。

さて、前述の補償深度は透明度の2~2.5倍と言われている。そのため、透明度を測定することで植物プランクトンの分布範囲を概略推定することができる。また、補償深度を Z_c 、透明度を T として、以下のようにおく。

$$Z_c = 2T \quad (2-11)$$

補償深度における光の強さを I_0 とすると、次のようになる。

$$I_c = I_0 e^{-kZ_c} = 0.01 \times I_0 \quad (2-12)$$

これらから光消散係数と補償深度、透明度に関する次式が導かれる。

$$k = \frac{4.605}{Z_c}, \quad k = \frac{2.303}{T} \quad (2-13)$$

このようにして、透明度を測定することで水中の光分布を計算することができる。



図 2-6-(2) 透明度計測の方法

2-6-3 光以外の生育環境

植物プランクトンの生育には、光条件以外に水温、栄養塩が関係している。種類ごとに好適な水温があり、例えば星形珪藻アステリオネラは水温 15℃ 付近を好むので、春先に表層～中層において増殖して淡水赤潮を起こしやすい。また、アオコは 25℃ 以上を好むので、夏場の表層に現れる。また、栄養塩が豊富な河川流入部や、底泥から溶出した栄養塩が表層に回帰しやすい浅い水域でも増殖しやすい。

植物プランクトンの空間分布には、水温、流動が関係している。植物プランクトンの大半は自分で泳ぐことが出来ず、ほぼ水と同じ密度で中立浮遊している。ここで、水の密度が成層の影響で水深方向に変化するので、わずかな密度変化の影響を受けやすく、密度の急変点（混合層の下端）に集積する傾向がある。また、貯水池中心部のように風が強く流れが速い場所よりも、入江や蛇行部の風の弱い場所において集積・増殖しやすい。

2-6-4 植物プランクトン現存量の分析方法

植物プランクトンの現存量の表現方法は、セル数（細胞数）で表す方法と、クロロフィル色素濃度で表す方法がある。

セル数については、ある水深から湖水を採取して 5～20 μm メッシュでろ過し、濃縮したサンプルを顕微鏡で観察し、種類、形状、数を記録してゆく。

クロロフィル色素濃度については、湖水をガラス繊維フィルター（目合い 1 μm 程度）でろ過した後に、フィルターをアセトン溶液に漬け込んでクロロフィル色素を抽出し、抽出

溶液の吸光度を測定する。もしくは、DMF 溶液に漬けてクロロフィル色素を抽出し、抽出溶液の蛍光光度を測定する。蛍光法は、クロロフィル色素に青色の励起光を照射すると赤色の蛍光を発する性質を利用した方法である。

伝統的にはアセトン抽出吸光度法が用いられるが、DMFの方が抽出能力が高く、抽出溶液の冷凍保存が可能であるため、最近は蛍光光度法が用いられることも多い。

2-6-5 蛍光センサーによる現場測定方法

前述の分析方法は植物プランクトン現存量を正確に把握できるものの、一回の調査で分析できる数量には限界がある。1990年代後半から、現場型の励起蛍光センサーが用いられるようになった。水深・水温・電気伝導度センサー（CTD）に励起蛍光センサーを追加した多項目水質計を用いて、これを水面から吊り下げると蛍光値の鉛直分布を短時間で取得できる。例えば、水深 50 m の地点において 0.1 m 間隔でデータを取得するのに 5 分程度しかかからない。

別途、10 点ほどで採水してクロロフィル色素濃度を分析し、多項目水質計により同じ水深で計測した蛍光値と比較することで検量線を作成する。検量線を用いて多項目水質計の蛍光値をクロロフィル色素濃度に換算する。この方法であれば、多地点での植物プランクトン現存量の鉛直分布を手軽に計測できて、空間的な分布状況を短時間に把握できる。



図 2-6-(3) 多項目水質計による蛍光値測定



図 2-6-(4) バンドーン採水器による採水

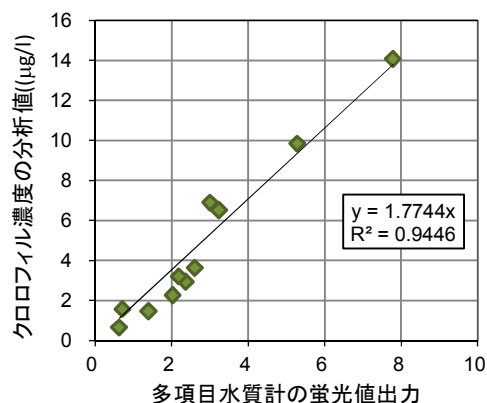


図 2-6-(5) 水質計の蛍光値と採水サンプルのクロロフィル濃度の相関

2-7 植物プランクトンの種類と好適環境

植物プランクトンとは、プランクトン（水中や水面に浮遊して生活する生物）のうち光合成を行うものの総称であり、様々な分類群の生物を含む。藍藻類は藍色細菌（シアノバクテリア）とも呼ばれ、大腸菌等と同様に、明確な核を持たない原核生物である。また、真核生物の植物プランクトンとしては、緑藻類、珪藻類のほか、黄金藻類や渦鞭毛藻類などがある。

湖沼では、富栄養化にともなってこれらの植物プランクトンが大量増殖し、湖水が着色する淡水赤潮や水の華と呼ばれる現象がしばしば観察される。特に、藍藻類の大量増殖はアオコと呼ばれ、全国の貯水池で問題となっている。これら植物プランクトンの大量増殖は、異臭味障害や浄水処理障害を引き起こすことから、注意が必要である。

本節では、水道と関わりの深い生物を中心として、貯水池でよく見られる植物プランクトンとその好適環境について概説する。なお、生物の大きさについて値を示した場合は、日本の水道生物¹⁾の値を引用している。

2-7-1 藍藻類

藍藻類は、淡水湖沼や海洋をはじめ、極地の湖沼から温泉まで、幅広い環境に生息している。一般的に藍藻類は高水温下における増殖に優れるため、夏季～秋季には富栄養化した湖沼で大量増殖する²⁾。ガス胞を持つ種が表層で増殖した場合には、他の植物プランクトンを被陰することで優占し、しばしばアオコを形成する。また、藍藻類の一部はガス態の窒素（N₂）を同化する窒素固定を行うことから、硝酸やアンモニアが枯渇した場合にも有利である²⁾。代表的なアオコ形成種としては、*Microcystis* 属と *Anabaena* 属が良く知られている。

・ *Microcystis* 属

数μm 程度の球状の細胞が寒天質に包まれた群体を形成する（図 2-7-(1)）。夏季～秋季にかけて表層で大量増殖し、アオコを形成する¹⁾。群体は浮力を持つため凝集沈殿での除去が難しい。また、塩素処理で群体が壊れると、細胞がろ過池から漏洩することがある³⁾。群体の形状等に基づき 5 種に分類されていたが、現在は *M. aeruginosa* として 1 種にまとめられている⁴⁾。一部の株は強力な肝臓毒であるミクロシスチンを産生し、米国オハイオ州では 2014 年に本種由来のミクロシスチンが基準値を超過したことで、飲用禁止の勧告が行われた⁵⁾。

・ *Anabaena* 属

10μm 前後の球状の細胞が数珠状につながり糸状体を形成する（図 2-7-(2)）。糸状体はらせん状のもの、まっすぐのもの、不規則のものなど、様々である。ヘテロシストと呼ばれる細胞を形成し、窒素固定を行う。初夏から秋期に表層で大量増殖し、アオコを形成する¹⁾。かび臭原因物質であるジェオスミンを産生する種が多く、各地で異臭味障害の原因となっている。生育環境が悪化すると休眠細胞を形成する。

・ *Phormidium* 属

円盤型もしくは円筒型の細胞が連なって鞘に包まれた糸状体を形成する。付着性の種も多いが、貯水池では *P. tenue* 等の浮遊性の種が一般的にみられる。本種はかび臭原因物質である 2-メチルイソボルネオール (2-MIB) を産生し、富栄養化した湖沼で初夏～秋に大量増殖し異臭味障害の原因となる¹⁾。また、本種は底泥に付着性藻類として存在することもあり、2-MIB 被害の原因となった例も報告されている⁶⁾。

・ *Synechococcus* 属

細胞の直径は 0.5～2μm 程度と小さく、ピコプランクトンに属するものが多い。富栄養化した湖沼で春から秋にかけて大量増殖することがある¹⁾。原水中に多数含まれる場合、漏出障害（浄水濁度の上昇）を引き起こすことがある³⁾。

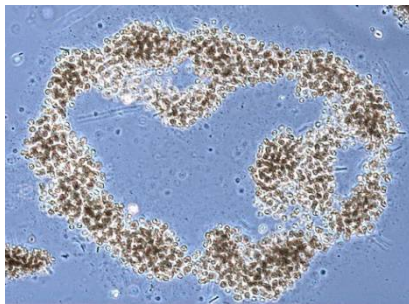


図 2-7-(1) *M. aeruginosa*

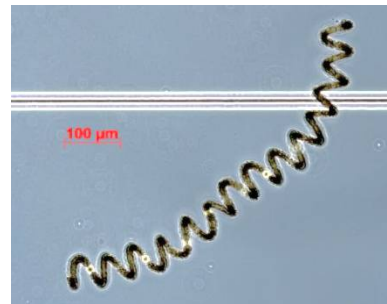


図 2-7-(2) *Anabaena* 属

2-7-2 緑藻類

緑藻類は、単細胞で存在するものから、群体や糸状体を形成するもの、あるいは鞭毛をもち運動性を有するものなど、非常に多様な体制の種を含む。緑藻類は、一般的に晩春から初秋にかけて増殖することが多い¹⁾。水道水源では様々な種の緑藻が見られるが、ここでは小内貯水池でよく観察される種や水道障害の原因となる種について概説する。

・ *Oocystis* 属

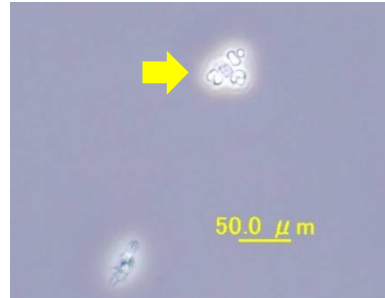
湖沼の植物プランクトンとして一般的であり、細胞は楕円形又はレモン形で幅 6～10μm 程度、長さ 15～23μm 程度である。2～8 個の細胞が集まって母細胞の膜に包まれた群体が一般的だが、単細胞でもよく見られる。(図 2-7-(3))

・ *Dictyosphaerium* 属

湖沼で、特に春から夏にかけて一般的にみられる¹⁾。直径 2～10μm の細胞が 4 個ずつ糸状の構造で連結して集まり、群体を形成する (図 2-7-(4))。原水中で繁殖すると、凝集沈殿で除去しきれずにろ過漏洩障害を引き起こすことがある³⁾。

・ *Chlamydomonas* 属

球形～卵型の単細胞で、大きさは 10～30μm 程度である。細胞の全部に 2 本の鞭毛をもち、遊泳性があるため、ろ過水中に漏洩することがある³⁾。

図 2-7-(3) *Oocystis* 属図 2-7-(4) *Dictyosphaerium* 属

2-7-3 珪藻類

珪藻類は、珪酸質の殻に包まれた真核藻類である。殻は多くの場合箱と蓋との関係のように外殻と内殻に分かれ、箱の上下にあたる面を殻面、側面にあたる面を殻環面と呼ぶ。珪藻類は単細胞で独立して存在するもののほか、帯状や星状など、特徴的な形態の群体を形成するものもあり、和名は形態的な特徴をよく表している。珪藻類は淡水から海水、土壌などいたるところに生息し、浮遊性のものと付着性のものがある。浮遊性の珪藻類は春先に日射量の増加と水温の上昇に伴って湖沼で大量発生する⁴⁾。夏期には栄養塩の枯渇や捕食圧の増加により珪藻のブルームは衰退し、その環境条件に適応した藍藻類に取って代わられることが多い²⁾。珪藻類は原水に大量に含まれると浄水処理上の問題となるものがある。ここでは、貯水池で一般的にみられる浮遊性の種について概説する。

・ *Synedra* 属 (和名：ハリケイソウ)

単独で浮遊するものが多く、種によっては凝集沈殿で除去されにくいいため、原水に大量に含まれるとろ過閉塞障害の原因となる³⁾。*S. acus* は湖沼で一般的にみられる種で、細胞の長さは 100~300μm、幅は約 5μm と、細胞が比較的大きい。小河内貯水池では平成 14 年に本種が大量発生し、下流に位置する小作浄水場でろ過閉塞障害を引き起こした事例が知られている。

・ *Aulacoseira* 属

円筒状の細胞が殻面で連結し、糸状の群体を形成する。糸状体が大きく、凝集沈殿による除去性が悪いことから、大量発生するとろ過閉塞障害を引き起こすことがある³⁾。*A. granulate* は代表的な種であり、細胞の長さは 10~36μm、直径は 5~21μm で末端の細胞に長い棘を持つ。貯水池でもしばしば大量増殖し、水の華の構成種となる。

・ *Asterionella* 属 (和名：ホシガタケイソウ)

細胞は長さ 40~130μm、幅 1~2μm の桿状で、両端が膨らんでいる。複数の細胞の一端がつながり、星状若しくはジグザグに並んだ特徴的な群体を形成する (図 2-7-(5))。湖沼で一般的にみられ、上記の種とともに春や秋に増殖する¹⁾。原水に大量に含まれると、ろ過閉塞障害を引き起こす³⁾。

・ *Fragilaria* 属 (オビガタケイソウ)

湖沼では植物プランクトンとして一般的であり、河川では付着性の種も見られる。細胞が殻面で連結して帯状の群体を形成する (図 2-7-(6))。 *F. crotonensis* は浮遊性であり、個々の細胞は長さ 40~170 μm 、幅 2~3 μm である。群体が大きいと、原水で大量発生するとろ過閉塞の原因となることがある³⁾。

・ *Cyclotella* 属 (ヒメマルケイソウ)

細胞は太鼓状で、直径 5~50 μm と比較的小型である (図 2-7-(7))。浮遊性であり、単独で存在するか、殻面でつながって群体を形成することがある。春や秋に湖沼で増殖することが多い¹⁾。小型の細胞が原水中に多く含まれると、ろ過池から漏洩し浄水濁度上昇の原因となることがある³⁾。

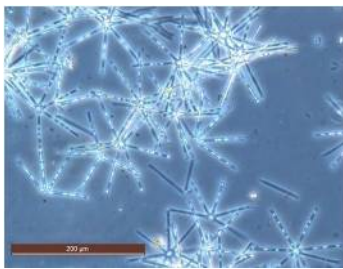


図 2-7-(5) *Asterionella* 属

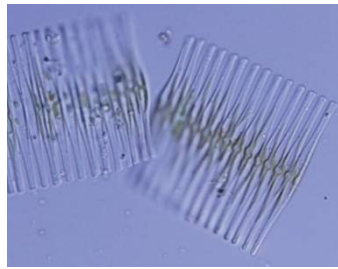


図 2-7-(6) *Fragilaria* 属

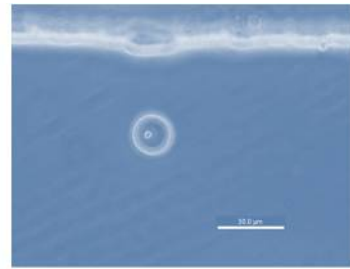


図 2-7-(7) *Cyclotella* 属

2-7-4 その他の藻類

前述の藻類以外にも、貯水池には様々な藻類が存在し、その中には異臭味の原因となるものや水の華を形成するものなど、水質管理上重要な種も多く含まれる。その一部について概説する。

・ 黄金藻類

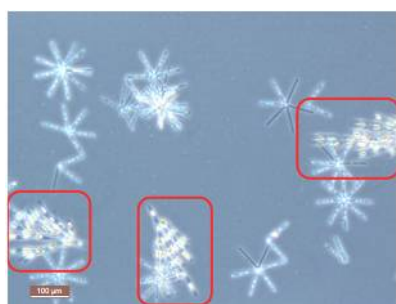
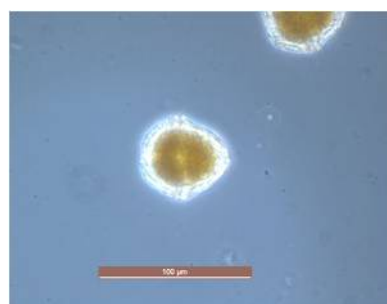
黄金藻類は多くの種が鞭毛をもち、遊泳性である。

Uroglena は主に春から初夏にかけて増殖し、5~19 $\times$ 3~8 μm の細胞が球形の寒天質の表層に規則的に並び、直径 50~250 μm の群体を形成する。 *U. americana* は淡水赤潮を形成し、生ぐさ臭の原因主として代表的な藻類である。

Dinobryon は湖沼でよくみられる種であり、円筒形の被殻に入った細胞が樹状に連なって群体を形成する。本種も水に生ぐさ臭をつけるとされている (図 2-7-(8))。

・ 渦鞭毛藻類

単細胞で存在し、細胞が殻で被われる種も多い。細胞表面には縦横の溝が存在し、それぞれの溝にある 2 本の鞭毛により遊泳性を持つ。貯水池ではいずれも被殻を持つ *Peridinium* や *Ceratium* が一般的にみられ、これらの種は大量増殖すると湖水を着色して水の華を形成する (図 2-7-(9))。貯水池で異常増殖した後に腐敗して、水道原水で腐敗臭の問題となることがある。

図 2-7-(8) *Dinobryon* 属 (赤枠内)図 2-7-(9) *Peridinium* 属

2-7-5 生物障害とその対策

貯水池の植物プランクトンによって引き起こされる代表的な生物障害とその対策について、表 2-7-(1)に示す。なお、原因となった生物により有効な対策は異なるため、詳細については専門書³⁾を参照されたい。

表 2-7-(1) 代表的な生物障害とその対策

生物障害	代表的な生物種	浄水処理上の対応策
異臭味障害 (かび臭)	藍藻類 (<i>Anabaena</i> 、 <i>Phormidium</i> など)	粉末活性炭処理 マイクロストレーナ オゾン処理
異臭味障害 (なまぐさ臭)	<i>Uroglena</i> 、 <i>Dinobryon</i> など	塩素処理 粉末活性炭処理 オゾン処理
ろ過池閉塞障害	大型珪藻類 (<i>Synedra</i> 、 <i>Asterionella</i> など)	凝集剤の注入強化 前塩素処理 凝集 pH の低減 マイクロストレーナー
ろ過池漏えい障害	小型珪藻類 (<i>Cyclotella</i> など) <i>Synechococcus</i> 、 <i>Mirocystis</i> 、 <i>Dictyosphaerium</i> など	凝集剤の注入強化 二段凝集処理 前塩素処理 凝集 pH の低減 前塩素の停止 (群体性のもの)

2-7-6 小河内貯水池における植物プランクトンの季節遷移

小河内貯水池ダム前地点の生産層 (表面から透明度の3倍の深さまでの層) における生物数の推移を、図 2-7-(10)に示す。主要な植物プランクトンの総数は、年により大きくばらつくものの、4月から5月にかけて増加し、6～7月に減少した後に8～9月に再びピークを迎えるといった傾向がうかがえる。月ごとの平均値 (図 2-7-(11)) を算出すると、4月から5月の春季にかけては珪藻類が多くを占め、6～7月に生物総数が減少に転じたのちに、8月から11月の秋季にかけては緑藻類が多くを占めるという傾向が顕著である。

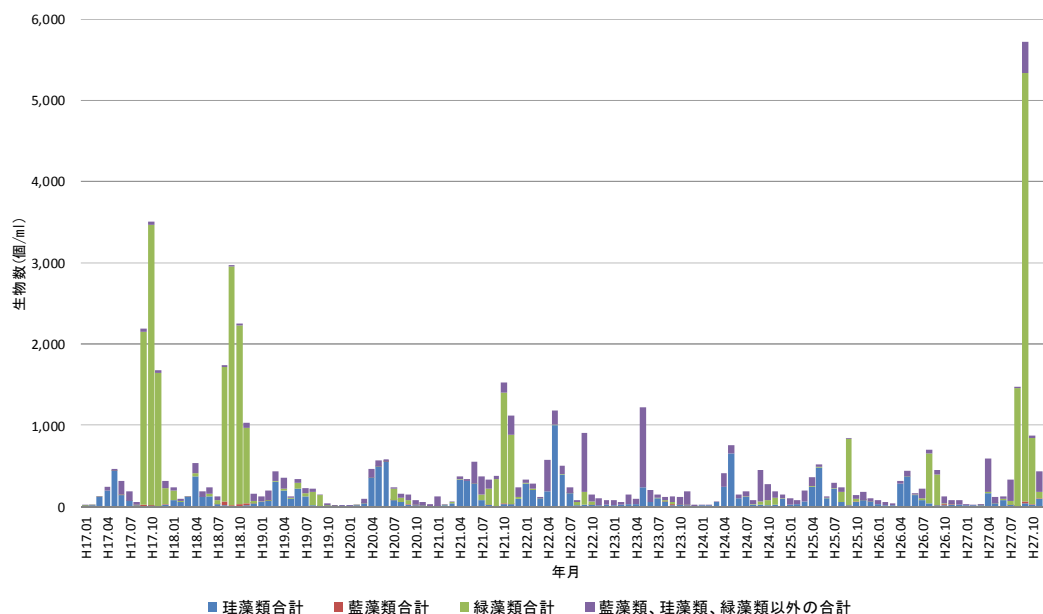
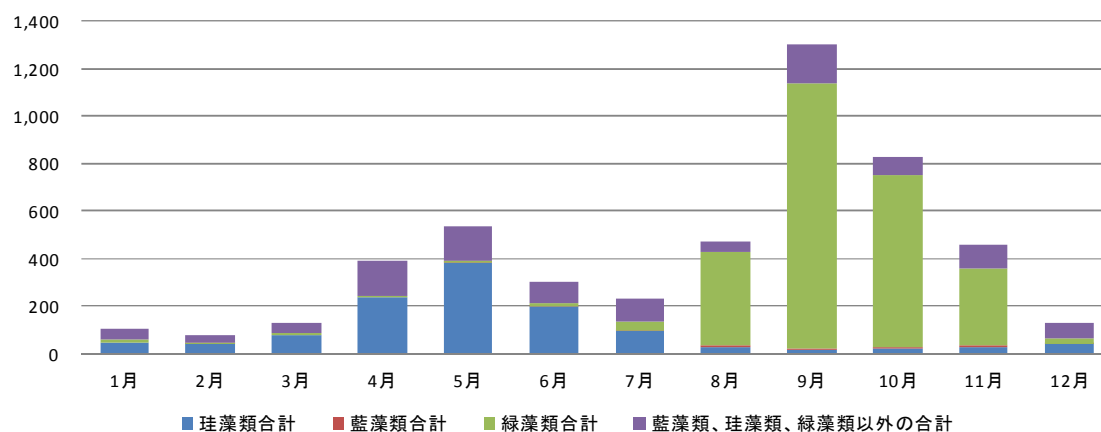


図 2-7-(10) ダム前定点(生産層)における主な生物数(平成 17 年 1 月～平成 27 年 12 月)

図 2-7-(11) ダム前定点(生産層)における主な生物数
(月毎平均、平成 17 年 1 月～平成 27 年 12 月)

引用文献

- 1) 日本水道協会編「日本の水道生物—写真と解説—改訂版」、社団法人日本水道協会、2008 年
- 2) A.J.ホーン・C.R.ゴールドマン著、手塚泰彦訳「陸水学」、京都大学学術出版会、1999 年
- 3) 日本水道協会編「生物障害を起こさないための浄水処理の手引き」、社団法人日本水道協会、2006 年
- 4) 渡邊信ほか編「藻類ハンドブック」、株式会社エヌ・ティー・エス、2012 年
- 5) 「米国の飲料水における藻類毒への対応について」、水道ホットニュース第 464-3 号、水道技術研究センター、2015 年
- 6) 小澤和也・木村文宣「貯水池浅場上の底泥がカビ臭現象に与える影響に関する調査研究」、水源地環境技術研究所所報(平成 24 年度) p.3-9、2013 年

第3章

小河内貯水池での 水質管理の取組



第3章 小河内貯水池での水質管理の取組

3-1 小河内貯水池の歴史

3-1-1 小河内ダム築造計画

小河内ダムの築造計画は、古く大正 15 年にさかのぼる。時の東京市会において、「将来大東京実現ノ場合ヲ予想シ、本市上水道事業百年ノ長計ヲ樹テラレタシ」との希望が表明され、水道拡張計画策定に向けた調査が開始された。

同計画策定に当たっては、当初、利根川や相模川などの水源について、拡張計画が立てられたが、いずれも支障多く断念せざるを得ない状況となった。

このため、最後に残された多摩川を水源とする拡張計画が立てられた。しかし、当時においても、多摩川の羽村地点における流量の平均利用率は6割に達していたことから、必要な水源量を得るためには、世界でもまれな高堰堤、大規模なダムの築造が必要であった。

この水道拡張計画は、東京市第二水道拡張事業として昭和7年7月13日の東京市会において議決され、小河内ダム築造の計画が決定された。

3-1-2 ダム工事の概要

小河内ダム築造工事は、昭和11年3月の事業認可を受け、資材運搬専用道路工事を皮切りに、排水路及び仮締切堰堤工事、堰堤基礎掘削工事等が開始された。

また、ダムコンクリート工事は、基礎岩盤とともにダムの安全性に直結する工事であることから、コンクリートの品質管理も含め慎重に行われた。

特にコンクリートの打込では、温度応力による亀裂防止や継手グラウチングの一体化を図るため、プレクーリングやパイプクーリングなどの人工冷却も行われ、作業は2交替制で昼夜の区別なく約4年4か月間行われた。

途中、第二次世界大戦等による工事中断があったものの、着工から19年の歳月をかけて、水道局の歴史において類のない大規模な工事により、昭和32年11月26日に小河内ダムが完成した。

3-1-3 ダムの貯水動向

小河内ダムの湛水は、昭和32年6月6日に開始されたが、昭和33年には、異常渇水に見舞われ、貯水半ばで放流を行ったことから、湛水開始後初めて満水になったのは、2年後の昭和34年5月であった。

満水後から昭和40年代初めにかけても、多摩川水系では降水量の減少や水需要量の大幅な増加などから度重なる渇水に見舞われ、小河内ダムの貯水量も回復することなく低下の一途をたどった。

特に「オリンピック渇水」あるいは「東京砂漠」と言われた昭和39年の渇水時には貯水率0.46%まで低下した。

その後、利根川水系の水源整備や朝霞・東村山原水連絡管など利根川水系と多摩川水系の相互融通施設の整備が進み、小河口ダム役割も当時の水不足の解消に併せて利根川水系の渇水や事故に対応するという新たな役割を持つようになった。

このため、平常時は利根川水系の原水を利用して、貯水量を確保し、利根川の渇水時及び夏季最大需要時に放流して給水することを基本とした計画の下に運用を行っている。

3-1-4 第2号取水施設の築造

小河口ダム第2号取水施設は、昭和47年、利根川の原水を導入して以来、初めて同水系の渇水となり、既得確定水源が取水制限されるという事態に見舞われたことから、利根川系と小河口ダムを基点とする多摩川系とを有機的に連絡する施設の増強を目的として第4次利根川系水道拡張緊急対策事業として、計画されたものである。

この第2号取水施設の取水量は、 $30\text{m}^3/\text{s}$ で、従来の発電放流量の $21.5\text{m}^3/\text{s}$ と合わせ、緊急時は最大 $51.5\text{m}^3/\text{s}$ の放流が可能となった。

3-1-5 多摩川冷水対策施設の築造

小河口ダムからの放流は、従来、満水位から73.5m下の多摩川第一発電所取水口から行われていたことから、夏季における放流水温は 6°C から 11°C と自然河川水温に比べて、低い状況にあった。

この低水温の放流に対しては、多摩川におけるアユの漁獲量の減少や夏季における観光への影響などを背景に、地元漁業組合や奥多摩町等から苦情や陳情が寄せられていた。

これに対して、夏季の一時期に余水吐から表層の温かい水を放流するなどの対応を行っていたが、発電に利用できないなどの運用上の課題があった。

多摩川冷水対策施設は、これらの課題に対し既に完成していた第2号取水施設を利用して比較的温かい表層の水を発電に利用しながら放流するため、ダム左岸側から多摩第一発電所を結ぶ導水路を築造したものである。

これにより、ダム放流水温は、従来よりも約 4°C から 5°C の昇温効果が確認され、平成29年現在は、4月1日から11月30日までの間、この施設を利用した放流が実施されている。

3-1-6 水質監視の方法

小河口貯水池は貯水容量に対して流域面積が狭く、水の滞留日数も約200日間と長いため、貯水池水質が悪化すると回復が非常に困難になる。このため、ダム竣工当時から現在に至るまで、貯水池水質をきめ細かく監視している。

貯水池水質の監視の一つとして、当貯水池では水質観測船を使用した縦断調査を実施してきた。この水質観測船は、平成11年3月に「みやま」に変わって「みやま丸」が就航し、併せて搭載している水質調査機器も更新した。

また、平成15年にダム前定点に、平成18年に深山台船に昇降式自動水質計器が設置さ

れ、湖内の水質モニタリング体制が整備された。

先人達から受け継いだ水質監視を現在まで実施してきたことにより、長期間に及ぶ水質データの収集を今も継続している。

表 3-1-(1) 建設経過の年表

- 建設経過 -	
昭和 7 年 7 月 13 日	東京市会が第二水道拡張事業を議決
昭和 7 年 8 月 12 日	事業認可申請
昭和 11 年 7 月 23 日	事業認可（内務大臣）
昭和 11 年 7 月 29 日	小河内貯水池建設事務所開設
昭和 13 年 11 月 12 日	総合起工式挙行
昭和 18 年 10 月 5 日	工事一時中止
昭和 23 年 4 月 28 日	東京都議会で第二水道拡張事業の再開議決
昭和 23 年 9 月 10 日	小河内貯水池建設事務所設置
昭和 28 年 3 月 19 日	ダムコンクリート打込み開始
昭和 28 年 3 月 26 日	定 礎 式
昭和 32 年 6 月 6 日	仮排水路閉鎖（貯水開始）
昭和 32 年 7 月 21 日	ダムコンクリート打込み完了
昭和 32 年 11 月 26 日	小河内貯水池しゅん工式
昭和 50 年 12 月 1 日	第 2 号取水施設に着手
昭和 55 年 3 月 31 日	同施設完成
平成 2 年 5 月 29 日	多摩川冷水対策施設（導水路）に着手
平成 4 年 6 月 29 日	同施設完成

3-2 流域対策の実施

3-2-1 実施した流域対策

小河内貯水池内では、昭和40年代末ごろから河川流入部において、夏季に富栄養化の兆候である水の華が発生し始めていた。小河内貯水池及びその流入河川沿いには、集落が存在しており、その生活排水及び水産排水に含まれる栄養塩の流入が水の華発生原因の一つとして考えられた。そこで東京都水道局は、集水地域に集落を有する丹波山村、小菅村及び奥多摩町の2村1町との間において、昭和57年に丹波山村及び小菅村と「小河内貯水池の水質保全に関する協定」、平成6年に奥多摩町と「水道水源の水質保全に関する協定」をそれぞれ締結した。また、同様の協定を流入河川流域の4つの主要な保養観光施設等とも締結した。締結した協定等の主な内容は表3-2-(1)のとおりである。

表3-2-(1) 協定等の主な内容

協定対象	主な内容
丹波山村 小菅村 奥多摩町	・ 廃棄物の適切な処理等による河川の汚染防止に向けた取組 ・ 町村内でのリン酸塩を含む合成洗剤の使用禁止に向けた措置の実施 ・ 養魚場排水による汚濁負荷低減に向けた措置の実施 ・ 下水道の整備 ・ 下水道放流水に対する水質汚濁防止法よりも厳しい基準値の設定 ・ 下水道放流水水質の報告 ・ 東京都水道局による下水道の設置費用、維持管理費用及び排水設備等の設置費用の一部負担
保養観光施設	・ 排水処理施設放流水に対する水質汚濁防止法よりも厳しい基準値の設定 ・ 排水処理施設の適切な維持管理 ・ 施設内でのリン酸塩を含む合成洗剤の使用禁止

この協定に基づき、東京都水道局の一部負担のもと、施設整備が着実にすすめられた。

下水道については、丹波山村では昭和62年、小菅村では昭和63年、奥多摩町では平成10年に浄化センターが供用開始となった。

養魚場については、昭和62年から平成2年にかけて5か所の養魚場に排水処理施設（沈殿池）が設置された。さらに、養魚場に溜まった魚糞や飼料を排除するために、平成7年から平成9年にかけて8か所の養魚場に魚糞回収機が導入された。

これら流域対策に係る取組年表を表3-2-(2)、表3-2-(3)に示す。

表 3-2-(2) 流域水質対策年表（生活系排水関連）

年 月	出来事
昭和49年1月	「東芝健康保険組合奥多摩保養所の排水処理に関する覚書」を交換
53年3月	奥多摩町と「奥多摩郷土資料館の排水処理に関する協定」を締結 (奥多摩水と緑のふれあい館建設のため、平成10年廃止)
57年4月	丹波山、小菅両村と「小河内貯水池の水質保全に関する協定」を締結、覚書を交換
12月	「山のふるさと村」に係る小河内貯水池の汚濁防止に関する協定」を締結
62年10月	丹波山村浄化センター供用開始
11月	「レイクサイドビルコテージの排水処理に関する覚書」を交換
63年4月	小菅村浄化センター(多摩清流苑)供用開始
平成6年4月	奥多摩町と「水道水源の水質保全に関する協定」を締結、覚書を交換
8年12月	小袖小規模集合排水処理施設(丹波山村) 完成
10年7月	小河内浄化センター供用開始
12年4月	杉奈久保小規模集合排水処理施設(丹波山村)完成

表 3-2-(3) 流域水質対策年表（水産系排水関連）

年 月	出来事
昭和57年4月	丹波山、小菅両村と「小河内貯水池の水質保全に関する協定」を締結、覚書を交換
58年4月	奥多摩町及び小河内漁業協同組合と養魚場排水等を盛り込んだ「小河内貯水池の水質保全に関する協定書」を締結
59年5月	沈澱池を備えた丹波山村の養魚場が完成、60年春から本格的に養魚を開始
62年3月	小菅村の養魚場2か所に排水処理施設(沈澱池)を設置、以後平成2年まで毎年1か所合計5か所の養魚場に設置
平成5年3月	峰谷川イワナ養魚場が完成、平成6年4月から養魚を開始
7年3月	小菅村の養魚場2か所に魚糞回収装置を導入、以後平成7年度に2か所、8年度に4か所、合計で8か所の養魚場(小菅村の全養魚場)に導入

3-2-2 流域対策の効果

図 3-2-(1)は小河内貯水池の主要な流入河川のひとつである小菅川の年平均総リン濃度を示している。小菅川流域においては、昭和 57 年に小菅村と「小河内貯水池の水質保全に関する協定」を締結後、昭和 63 年に小菅村浄化センター（多摩清流苑）の供用を開始し、平成 62 年から平成 9 年にかけて養魚場に対し沈澱池や魚糞回収装置の導入等の流域水質対策を行ってきた。小菅川の総リン濃度の平均値は、流域対策実施前の昭和 57 年～61 年では 0.053mg/L であったのに対し、流域対策実施後の平成 10 年～14 年では 0.038mg/L に減少しており、流域対策は、小河内貯水池へのリン流入の抑制に効果があったと考えられる。



図 3-2-(1) 小菅川における年平均総リン濃度の推移

3-3 水質問題の発生

3-3-1 貯水池内におけるアオコの発生

3-2 で述べたとおり、東京都水道局は流域の栄養塩発生源に対し、積極的な対策を実施し、流入河川の栄養塩濃度は減少したが、水の華の発生日数は増加の傾向を示した。図 3-3-(1)に水の華及びアオコの昭和 50 年から平成 15 年までの水の華の発生日数を、図 3-3-(2)に小菅川に発生した水の華とアオコの写真を、表 3-3-(1)に同期間の発生した藻類の種類を示す。

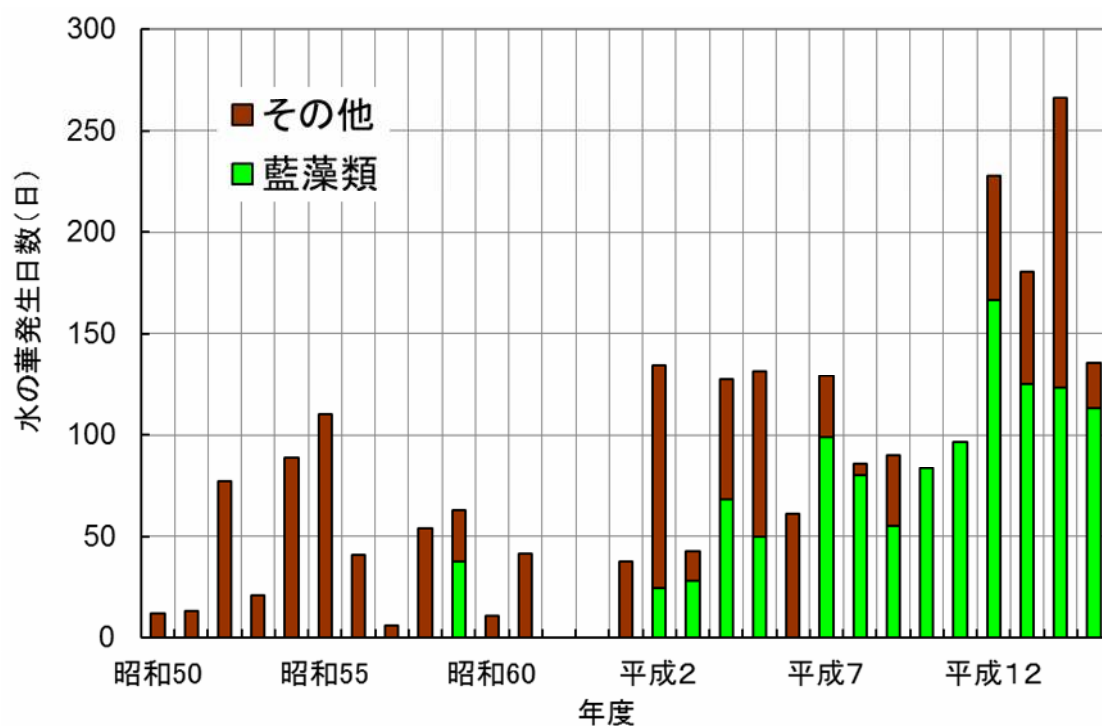


図 3-3-(1) 水の華発生日数



図 3-3-(2) 左：水の華 (*Peridinium*) と右：アオコ (*Microcystis, Anabaena*) の写真

表 3-3-(1) 発生した藻類の種類

年度	珪藻類				緑藻類	藍藻類		黄金藻類	渦鞭毛藻類
	<i>Synedra</i>	<i>Asterionella</i>	<i>Fragilaria</i>	<i>Cyclotella</i>	<i>Chlamydomonas</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Uroglena</i>	<i>Peridinium</i>
昭和50									○
昭和51					○				
昭和52									○
昭和53					○				
昭和54					○				○
昭和55					○				○
昭和56					○	○			○
昭和57									○
昭和58	○		○		○				
昭和59					○	○			
昭和60					○				
昭和61									○
昭和62									
昭和63									
平成元	○								
平成2					○	○		○	○
平成3					○	○			○
平成4		○			○	○	○		○
平成5						○	○		○
平成6						○			○
平成7			○				○		○
平成8						○	○		○
平成9			○			○	○		
平成10						○	○		
平成11			○			○	○		
平成12		○					○		○
平成13						○	○		○
平成14				○			○		○
平成15					○	○	○		

従来、小河内貯水池内で発生していた水の華は、緑藻類の *Chlamydomonas* や、渦鞭毛藻類の *Peridinium* によるものが多かったが、平成2年以降、毎年のように藍藻類の *Microcystis* や *Anabaena* によるもの（アオコ）が見られるようになり、発生日数も長期化の傾向が見られた。特に平成4年以降はかび臭原因物質であるジェオスミンを産生することで知られる *Anabaena* がほぼ毎年みられるようになった。この影響により平成7年には湖内でかび臭が確認されるようになり、平成13年にはダムの放流水からもかび臭原因物質が検出されるようになった。平成15年夏季には、これまでにない大規模なアオコの発生とそれに伴うかび臭により、下流の小作浄水場が影響を受けた。小作浄水場においては、水道原水中のかび臭原因物質（ジェオスミン）濃度が最高120ng/Lに達し、50日間を超える長期にわたり粉末活性炭を注入した。このときの最高注入率は60mg/Lであった。

3-3-2 アオコ発生の原因

3-2で述べた流域対策により、栄養塩の排水対策を実施し、流入河川中のリン濃度の低減に成功したにも関わらず、アオコの発生日数が増加した原因として、平成4年から実施した冷水対策としての表層放流による、貯水池表層水温の上昇が考えられた。図3-3-(3)に表層放流前にあたる昭和61年から平成元年までと、表層放流後にあたる平成11年から平成14年までのダム前定点における4~10月の水温深度分布を示す。

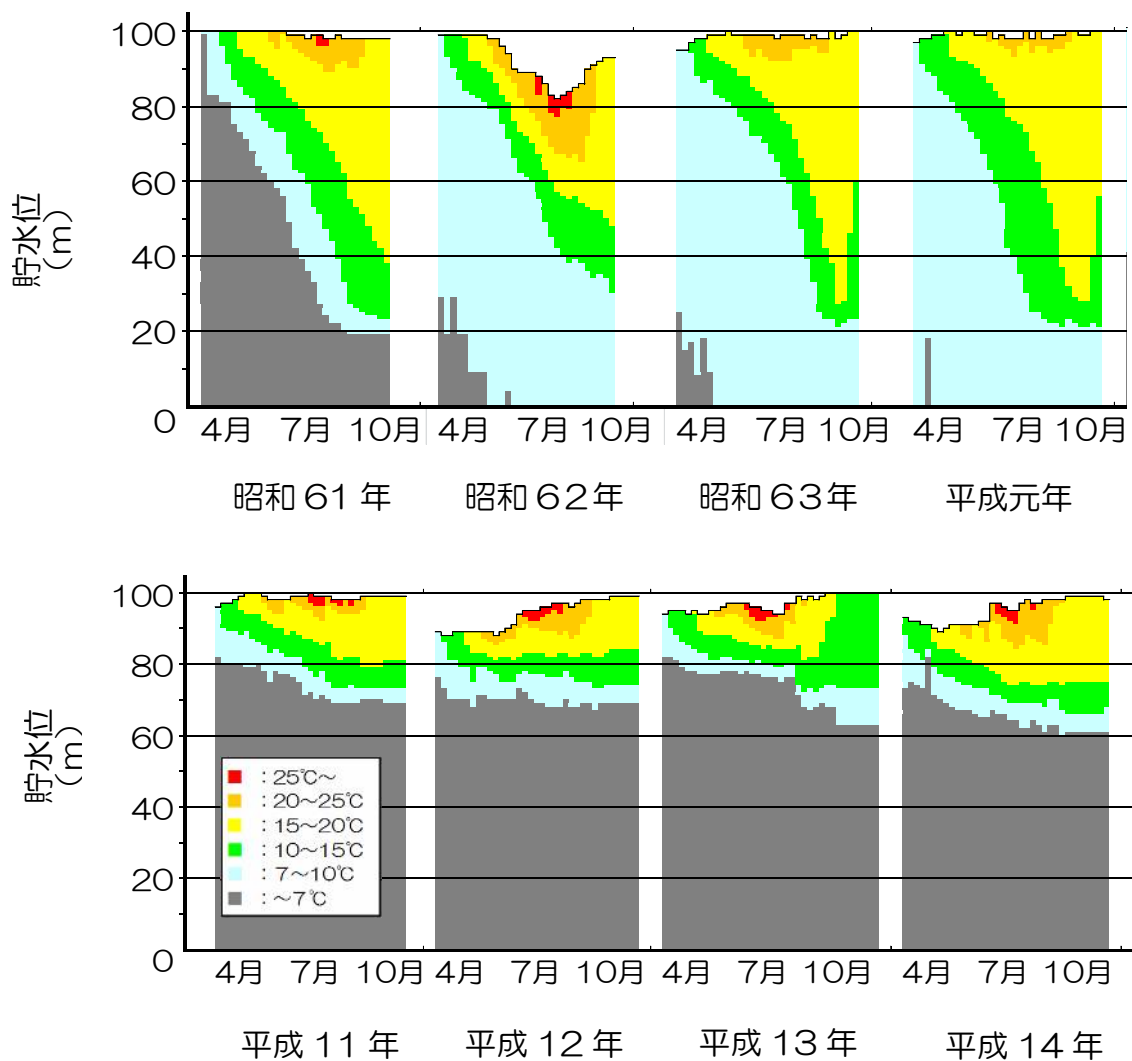


図3-3-(3) ダム前定点における4~10月の水温深度分布

図3-3-(3)から、表層放流実施後において、貯水池表面温度が25°Cを超過する頻度が増加していることが分かる。週に1回の調査において表層水温が25°Cを超えた回数は、表層放流実施前の昭和61年から平成元年まででは合計16回であるのに対し、表層放流実施後の平成11年から平成14年まででは合計39回と大きく増加していた。

この水温上昇は、表層放流実施により中層以深の流動が失われ、水温躍層が上昇したこ

とに起因するものと思われる。夏期における貯水池の流動は2・4で述べたとおり、水温躍層を境界に密度差が大きくなるため、水温躍層よりも上部でのみ発生する。エネルギーの授受も同様であり、水温躍層以深へは日射熱がほとんど伝わらない。つまり、水温躍層の位置が上昇したことで、日射熱の伝わる容量が小さくなったことから、エネルギーが集中し、水温躍層よりも上部の水温が高くなったと考えられる。なお、昭和62年の水温が高かった原因は、水温躍層の位置は例年どおりであるのに対し、貯水位が少なかったため、同様の事象が起こったものと考えられる。

増殖に適した水温は藻類の種類によって異なるが、アオコを形成する藍藻類について、次のような報告があげられている。

- ・アオコを形成する藍藻は珪藻や緑藻に比べて増殖に適する水温が高い¹⁾。
- ・水温が25℃以上になると *Microcystis* によるアオコが発生する²⁾。
- ・ *Microcystis* や *Anabaena* などの増殖速度は25℃で最大となる³⁾。
- ・水温の上昇とともに藍藻の優占率が高くなり、水温25℃未満と25℃以上とでは藍藻の優占率に有意な差がある⁴⁾。

このようなことから、表層放流による表層水水温の上昇により、貯水池表層水温が25℃を超える日数が増加したことで、より高温を好むアオコ形成藍藻の増殖に適した条件になったと推察される。

3-4 湖内対策の実施

3-4-1 アオコ対策の基本的な考え方

3-3で述べたとおり、平成4年から実施した表層放流はアオコの増殖に対し、影響を与えたと考えられる。しかし、表層放流は冷水対策として環境保全のため必要な施策であるため、その他の対策を講じる必要があった。そこでまず、藍藻類の発生要件等からアオコ対策の基本的な考え方について記述する。

(1) 日照

藍藻類も他の藻類と同様、光合成により有機物を生成する（一次生産）ため、増殖するには日照が必要である。また、2・6で述べたとおり水深が深くなるにつれて光が減衰し、光合成による生産量が低下するが、呼吸量と生産量が釣り合う深度（補償深度）より浅い領域では、藻類の増殖が可能である。補償深度の深さは表面光を100%とした場合の相対照度が1%となる深さとほぼ一致するといわれている⁵⁾。これにより小河水貯水池の補償深度を計算すると、概ね15~20mとなり、これより深い位置へアオコを形成する藻類を送り込むことでその増殖を抑制することが可能である。

(2) 温度

3-3-2で述べたとおり、アオコを形成する *Microcystis* や *Anabaena* は25℃以上の高水

温において優占率が高くなる傾向がある⁴⁾。そのため、表層水温を下げることは有意な対策である。温度を下げるための方策としては、日射熱を軽減するための遮光や、湖水の攪拌、放流水深の制御による水温躍層の深層化などが挙げられる。

(3) 栄養塩類

藍藻類が増殖するには、他の藻類同様、窒素及びリン等が必要である。また、2・3で述べたように、N/P比（水中の窒素とリンのモル比）が16以上である場合は、窒素が過剰に存在しても、リンの不足により藻類の増殖が抑制される。なお、小河内貯水池のダム前におけるN/P比は100に近く、貯水池内の環境はリン制限であるため、流入するリンの低減は効果的であるといえる。流入栄養塩負荷量の低減や、湖内に流入する前に処理をする等の対策が考えられる。また、湖内に沈降した栄養塩の再溶出を防ぐため底層への酸素供給を行うという対策もある。

(4) 滞留時間

藍藻類の増殖速度は、珪藻や緑藻と比べ遅い傾向がある⁶⁾。そのため、滞留時間を短くすることにより、藍藻類の増殖を抑制することができる。なお、自然界で藍藻類の増殖速度を測定した事例⁷⁾では、*Microcystis*の倍加時間が2.1～4.4日（15～20℃）、*Anabaena*の倍加時間が2.0～9.9日（11～26℃）である。

(5) その他

発生したアオコを直接除去する方法も対策として考えられる。考え方としては、異常増殖する前の段階で排除する方法や、他の生物に捕食させる方法も考えられる。また、*Microcystis*は湖底に沈み越冬する⁸⁾ため、底泥を除去や天日乾燥することで次年度のアオコ発生を抑制することができる。

3-4-2 湖内対策の例

3-4-1で挙げた考え方を踏まえ、考えうる具体的方策を挙げる。

(1) 遮光⁹⁾¹⁰⁾¹¹⁾

ネットやシートなどを用い、湖面へ届く日照を遮る方法である。光合成を抑制するほか、日射熱を軽減することにより水温を下げる効果も期待される。東総用水や北総東部用水等のファームポンド（灌漑用水を貯留する池）などで実施されている。なお、アメリカ等ではシェードボールという球体を湖面上に浮かべるといった対策も実施されている例がある。

(2) 曝気循環⁹⁾¹⁰⁾

気泡により湖水を攪拌し、水温躍層を破壊又は深層化させる方法である。これにより、植物プランクトンを無光層へ送りこむことによる増殖を抑制する効果や、底層への酸素供

給による、底質からの栄養塩溶出を抑制する効果等が期待される。高山ダム（京都府）や草木ダム（群馬県）などで導入実績がある。

(3) 分画フェンスの設置⁹⁾¹⁰⁾

河川流入部の表層に水を通さないフェンスを設置する方法である。河川流入部表層の水をせき止めることによる発生したアオコの流下を阻止する効果や、河川から流入する栄養塩等を潜行させ表層への供給を阻害することによる貯水池表層での藻類増殖を抑制する効果等が期待される。また、選択取水設備と併用し、下層に導入した流入水を速やかに排出することで効果の増大も見込まれる。上津ダム（奈良県）や青蓮寺ダム（三重県）、浦山ダム（埼玉県）などで導入実績がある。

(4) 選択取水⁹⁾

取水口の水深を変え、任意の層から選択的に取水する方法である。流動を制御することによる表層への栄養塩供給抑制効果や、放流水深を深層化し、水温躍層を低下させることによる表層の水温低下効果等が期待される。一庫ダム（兵庫県）や三春ダム（福島県）などで導入実績がある。

(5) 底泥浚渫⁹⁾

アオコ発生前に底泥を浚渫する対策である。越冬中の藍藻類や栄養塩を含む底泥を取り除くことによる藻類発生を抑制する効果等が期待される。児島湖（岡山県）などで実施されている。

(6) 池干し⁹⁾¹²⁾

数か月程度水を抜き、底泥を空気にさらす方法である。日光中の紫外線や乾燥、温度上昇等による休眠孢子等の殺藻効果や、酸化作用による底泥に含まれる栄養塩の不活化などの効果が期待される。大久手池（愛知県）や渡良瀬遊水地（栃木県）で実施されている。

(7) 富栄養化対策バイパス⁹⁾

汚濁負荷の高い流入河川に対し、バイパス水路を設置する方法である。汚濁負荷の高い河川を迂回させ貯水池外に排出することにより、貯水池へ流入する栄養塩等を低減する効果が期待される。旭ダム（北海道）などで実施されている。

(8) 植生浄化法⁹⁾¹²⁾

流入河川の河床等にヨシ等の植生帯を設置する方法である。河川水中の栄養塩の吸着・取り込む効果や流入濁質の補足による非溶存態栄養塩の湖内流入を抑制する効果が期待される。渡良瀬遊水地（栃木県）などで実施されている。

(9) 噴射衝撃装置¹³⁾

藍藻類を含む水を衝撃板に吹き付ける等により、藍藻類体内の気泡を潰し、沈降させることで光合成を抑制する効果が期待される。阿木川ダム（岐阜県）などで実施されている。

(10) 表層水移送装置¹⁴⁾

表層の水を吸い込み、湖底へ排出する装置を設置する方法である。無光層へ藻類を送りこむことにより、これを減少させる効果等が見込まれる。島地川ダム（山口県）などで実施されている。

3-4-3 小河内貯水池の特徴

3-4-2 でアオコ対策の例を挙げたが、実施に当たっては小河内貯水池の特徴を考慮しなければならない。そこで、小河内貯水池の特徴を挙げる。

(1) 流入河川の位置

1-2 で示したとおり、小河内貯水池の流入河川は丹波川、小菅川、峰谷川など複数存在するため、流入対策をする際、それぞれ対策しなければならない。

(2) 地形

図 3-4-(1)に示すように、小河内貯水池の沿岸は地形が急峻であり、平地が少ない。そのため、大規模な工事等を要する対策の導入は難しい。

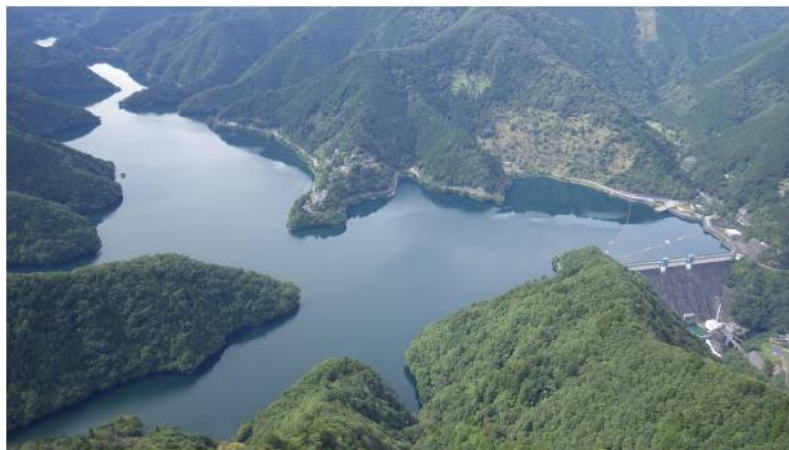


図 3-4-(1) 小河内貯水池写真

(3) 国立公園

小河内貯水池は「秩父多摩甲斐国立公園」内に所在しており、一定の条件を超える施設の導入や生物を用いた対策などは自然公園法により規制されている。

(4) 水深

小河内貯水池におけるダム前の水深は最大 100m 程度となり、湖底からの曝気などの対策は導入が難しい。

(5) 滞留時間

小河内貯水池に1年間で流入する水の量は有効貯水量の1.2～2.1倍(平成18年～平成28年の実績)であり、水の交換率が低く、水の滞留時間が長い。

(6) 貯水池の用途

小河内貯水池は都民の水がめであり、貯水量を大きく低下させる対策は導入できない。また、薬剤散布など、イメージを損なう対策の実施も難しい。

(7) 面積

東西に約 10km と長く、満水面積で 4.25km² と広大である。

3-4-4 小河内貯水池で実施したアオコ対策

このような小河内貯水池の特徴を踏まえたうえで、どのような対策が現実的な解決策となりえるのか、実施の優先順位も踏まえアオコ対策の検討を行った。

(1) 分画フェンスと選択取水

小河内貯水池は東西に約 10 km と広大である。事前調査の段階で、貯水池内全域を対象とした遮光板の設置や水温躍層の破壊を目的とする循環曝気などの対策を実施するのは現実的ではないと考えた。そこで、もっとも優先すべき事項であるダム前でのアオコの顕在化を防ぐ対策として、栄養塩類が豊富な河川流入域で発生したアオコ状態が下流域に拡散することを防止することを目的とした分画フェンスを貯水池内の上流域に設置し、対策区域の限定化を試みた(平成15年度以降)。併せて、流入河川から供給される栄養塩類が、ダム前で藻類に利用されることを防ぐため、流入水を分画フェンスにより水深10m以深に潜らせ、その水深のまま放流するように第二取水口のゲート操作を行うこととした(16年度以降)。この分画フェンスと選択取水の考え方は、水資源機構の浦山ダム等で実施されている、貯水池内に濁水が長期間滞留することを防止する考え方を参考に導入した(図3-4-(2))。

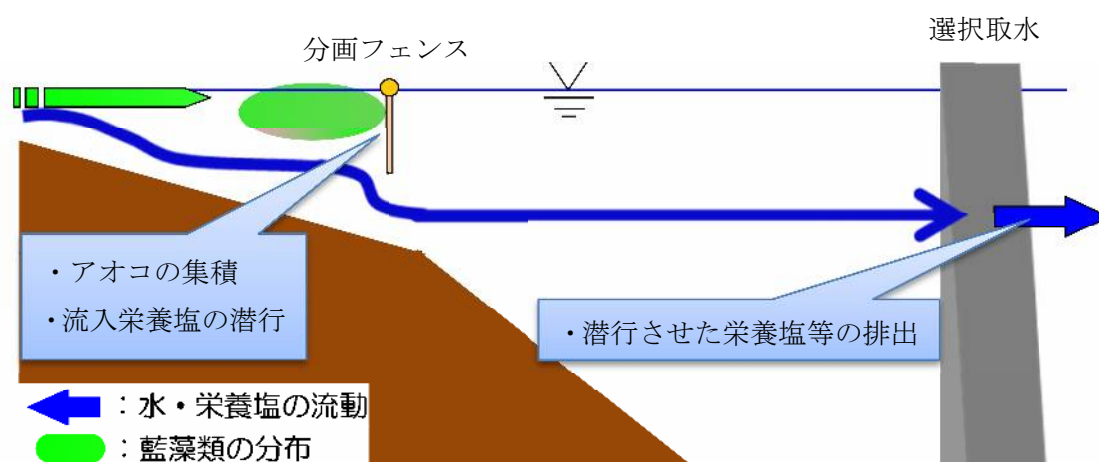


図 3-4-(2) 分画フェンスと選択取水の効果のイメージ

(2) アオコを沈降させる対策の検討

次に分画フェンスの上流域に限定されたアオコ状態の藻類を減らす手段について検討した。一番確実な方法はろ過装置によるアオコ回収であるが、アオコには粘着性があるため、ろ過装置がただちに詰まってしまう現実的な方法とは言えなかった。そこでアオコ状態になる藻類は藻体内に気泡を持ち、その浮力で水中に漂い活動することに着目し、何らかの手段を用いて気泡を破壊することで藻体を沈降させる方法について検討した。噴射衝撃方式は簡単な台船上に設置可能でアオコが大量に発生している地点に設置できるという利点があり、ポンプで吸引した藻類を含む水を高速で板にぶつけることで確実に藻体内の気泡を破壊し沈降することができた (図 3-4-(3))。

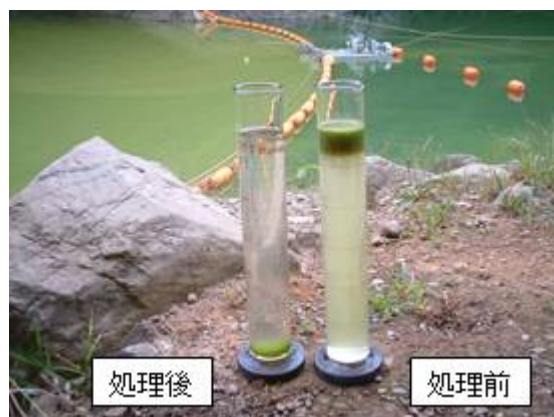


図 3-4-(3) 噴射衝撃処理前後のアオコの様子

しかし、対象エリアの広大さに対しポンプ処理能力が小さかったため小河内規模の対策としては現実的ではなかった (16年度のみ実施)。その他、超音波方式等も検討を行ったが、超音波の及ぼす範囲が限定的であるため、小河内規模の対策としては現実的とは言えなかった。

(3) 表層水移送装置の検討

表層水移送装置は、もともと水温躍層を破壊するための水循環装置として開発されたもので、ポンプではなくスクリーを用いている点で大量の水を低エネルギーで移送できるという特徴があった。そこで、表層の藻類を含む水をスクリーで大量に吸引し、水圧が高く日光が届かない30m以深に送水することで、藻体内の気泡を潰して藻類の再浮上を防ぐとともに、光不足による藻類の不活化させる検討を行った（16年度以降実施）。

当初、表層水移送装置直下の水深を確保するため、表層水移送装置は、なるべく水深の深い位置、すなわち分画フェンス直近上流側に設置していた。しかし、貯水池表層の藻類は、表層反転流の影響で上流方向に向かって流され、表層水移送装置の吸引力が及ばない離れた河川流入部でアオコ状態となって集積した。表層水移送装置を最上流である河川流入部に移設すればよいのであるが、河川流入部は当然のごとく水深が浅いため、ある程度の水深を必要とする表層水移送装置の設置場所としては不適切であった。

この問題点を解決するために三つの対策を行った。一つ目は、第二分画フェンスの設置である。これは表層水移送装置の上流側にシート深さ2mとして設置したもので、表層反転流により河川流入部に流されてしまう表層のアオコ状態の藻類を堰き止め、対策区域をより限定化することを目的とした。二つ目は、表層水移送装置の移設である。表層水移送装置を第二分画フェンス下流近傍に移設することで、二つの分画フェンス間に限定されたアオコを効果的に吸引することを目的とした。三つ目は、表層水移送装置の移送水深の深層化である。表層水移送装置の移設位置の水深は浅いことから、表層水移送装置の放流ホースを水深の深い下流方向に約600m延長し、二次水温躍層より深い場所（水温約7℃、水深45m程度）に移送位置を変更することで、藻類の再浮上を防止することを目的とした（17年度以降）。

(4) 検討結果

以上の経緯により、平成17年度以降、分画フェンス、選択取水及び表層水移送装置の3つによる対策を実施することとなった。

これらの配置および簡単な紹介は図3-4-(4)のとおりである。これらの対策に関する詳細に関しては5-5から5-7に記載する。

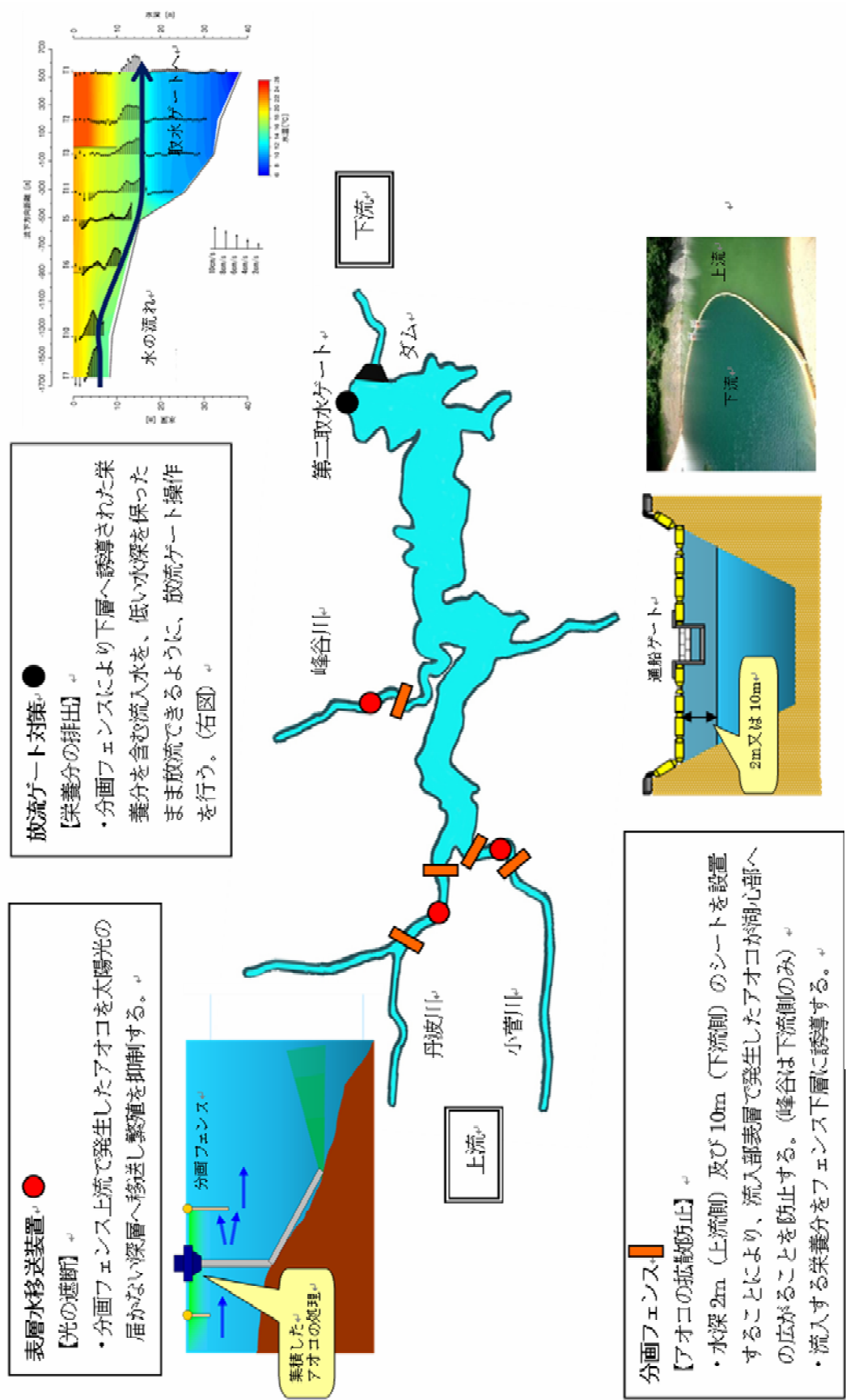


図 3-4-(4) 小河内貯水池におけるアオコ対策

参考文献

- 1) 島谷幸宏、細見正明、中村圭吾編：エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化，ソフトサイエンス社，東京都(2003)
- 2) 矢木修身、岡田光正、須藤隆一、荻原富司、高村義親： *Microcystis* の増殖特性，国立環境研究所研究報告，第 25 号，47～57(1981)
- 3) Konopka,A., Brock,T.D.: Effect of temperature on blue-green algae (Cyanobacteria) in Lake Mendota, *Appl. Environ. Microbiol.*36, 572~576 (1978).
- 4) 藤本尚志、福島武彦、稲森悠平、須藤隆一：全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係，水環境学会誌，18, 901~908 (1995)
- 5) 有賀祐勝：水界植物群落の物質生産Ⅱ、共立出版 (1973)
- 6) 岩佐義朗編著：湖沼工学、山海堂 (1990)
- 7) Reynolds,C.S. & Walsby,A.E : Water-blooms. *Biol. Rev.*,50,pp.437-481 (1975)
- 8) 土田幹隆ほか：ダム貯水池におけるアオコ発生に及ぼす *Anabaena spp.*の休眠細胞の影響、環境工学研究論文集、Vol.46, pp75-79, (2009)
- 9) 農林水産省農村振興局農村振興課：農業用貯水施設におけるアオコ対応参考図書 (2012)
- 10)水資源機構：平成 27 年度水質年報 (2016)
- 11) JWRC：水道ホットニュース第 309-2 号 (2012)
- 12)国土交通省関東地方整備局：第 21 回関東地方ダム等管理フォローアップ委員会(2012)
- 13) 井芹・横山・E. Rahim：物理的衝撃を用いた、富栄養化防止手法について、日本陸水学会第 65 回大会公園要旨集、p.78、(2000)
- 14) 国土交通省中国地方整備局山口河川国道事務所ホームページ
<http://www.cgr.mlit.go.jp/yamaguchi/gaiyou/kokudo9-10/kokudo9-10.html>

第4章

流域における 諸現象の調査研究



第4章 流域における諸現象の調査研究

4-1 長期的な水質傾向

4-1-1 濃度による水質傾向

水質変動には、主に経年変動、周期変動（季節変動）、台風や豪雨による突発的な変動（不規則変動）がある。水質汚濁状況の変化を把握するには経年変動によって長期的な水質傾向を捉えることにより水質汚濁が進行しているか、改善されているかを見ることができる。

図4-1-(1)は約60年間の月1回の丹波川における濁度測定値を時系列グラフであらわしたものである。昭和40年ころから50年にかけて変動が大きく高い値となっている月が多い。

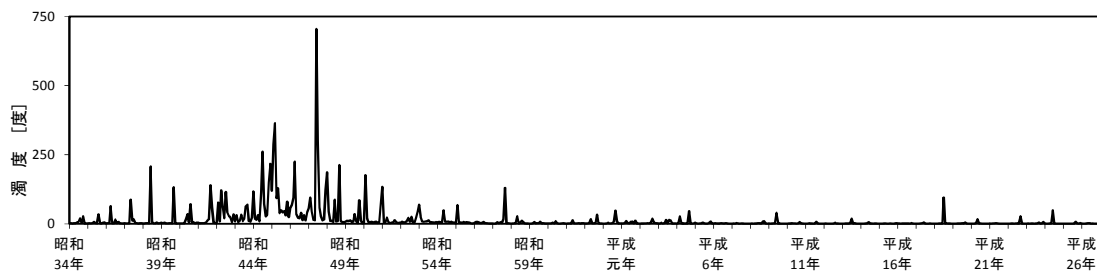


図4-1-(1) 濁度月データの時系列図

ここから年平均値を求めてグラフに表すと図4-1-(2)となる。月変動が大きく明確でなかった傾向がはっきりと示された。図4-1-(3)は全期間の8月の値だけで示したグラフである。年平均値と同様に、昭和49年以降減少傾向にあることがわかる。このように、長期的な水質変動を解析する際は、平均をとると分かり易い。

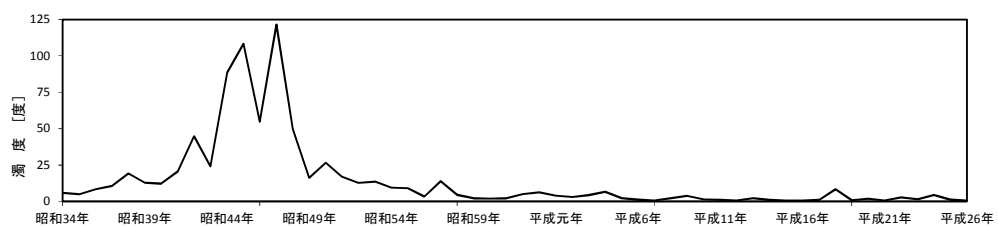


図4-1-(2) 年平均値の時系列図

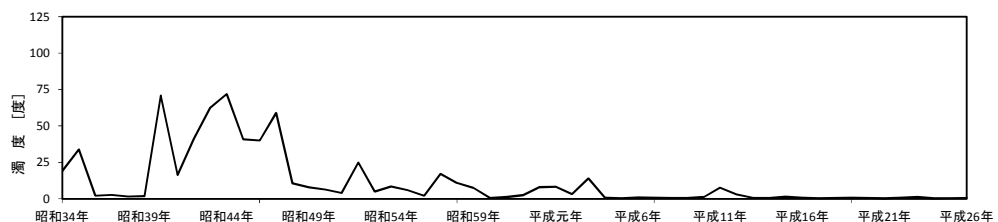


図4-1-(3) 毎年8月の濁度の時系列図

なお、年平均グラフの変動が大きく傾向を読み取るのが難しい場合は移動平均(3年、5年...)をとると長期変動が見やすくなる。

周期的変動は一定の周期で変化するものであり、季節変動のように気温や水温などのように毎年同じような変動(図 4-1-(4))を示すものや、溶存酸素のような日変動などがある。図 4-1-(5)に水温の年平均値および2月・8月測定値の時系列図を示す。

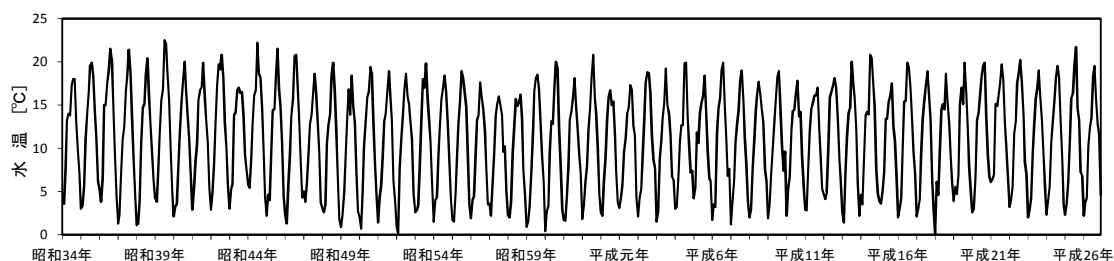


図 4-1-(4) 小菅川における水温の時系列図

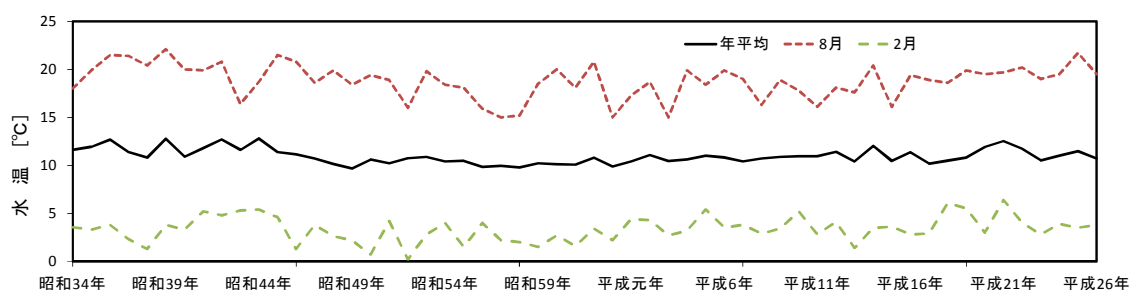


図 4-1-(5) 小菅川における水温年平均値および2月・8月測定値の時系列図

また、貯水池のしくみに変更(放流水深の変更、水質改善対策の導入など)があった場合は、変更が発生した年の以前と以後それぞれの平均値で比較することもできる。その一例として、夏期の放流水深の変更を実施した1992年前後の放流水水温(8月)の経年変動を図 4-1-(6)に示す。

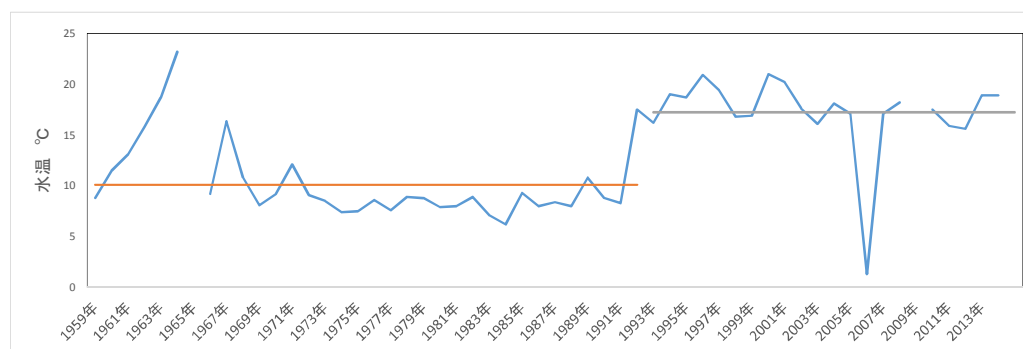


図 4-1-(6) 放流水8月の水温(～1991、1992～平均値比較)

時系列変動分析を貯水池や貯水池に流入する河川に適用することにより、流域の開発、人口増減などによる水質の動向を把握することができる。流域の水質汚濁は貯水池の水質状況に大きく影響する。したがって、流入河川の水質動向を明確にすることも貯水池管理

には重要である。

また、時系列変動分析をするうえで留意すべき事項として、水質項目や測定方法の変更がある。代表的な例としては、有機物指標である過マンガン酸カリウム消費量のTOCへの変更がある。このような場合は、新旧両方の方法で測定し、回帰分析により変換式を求め、比較を行う。このとき、データ数は20以上が望ましい。

小河内貯水池の場合、有機物量は流入河川水質、放流水質ともに過マンガン酸カリウム消費量で表されていたが、平成19年より河川水質はTOCで測定されている。ここで、データの連続性、流入水と放流水の関係を求めるにはどちらかの値に統一することが必要である。

4-1-2 負荷量による水質傾向

流域からの流入水が貯水池での水質に与える影響を把握するには、濃度よりも負荷量で表すほうがよりよく把握できる。図4-1-(7)は3河川の濁度を比較したものであるが負荷量で表すと図4-1-(8)となり濃度が低い河川でも貯水池に与える負荷が大きいことがあることがわかる。流域対策を行う場合、負荷量の変動傾向を把握することも重要である。

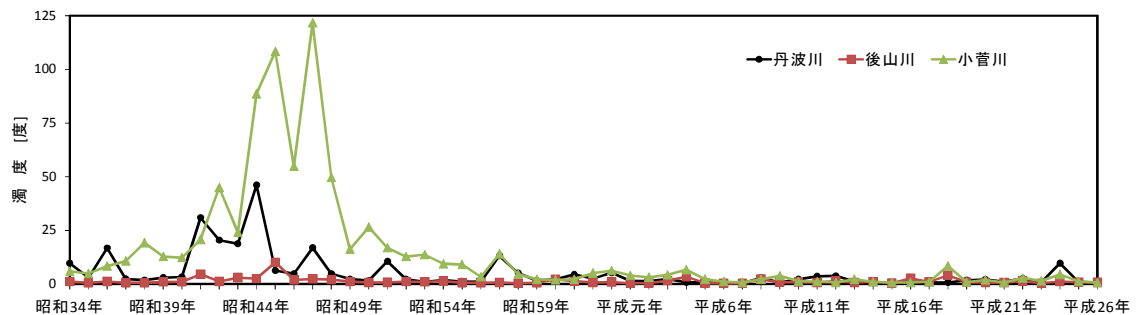


図 4-1-(7) 濁度年平均値の3河川比較

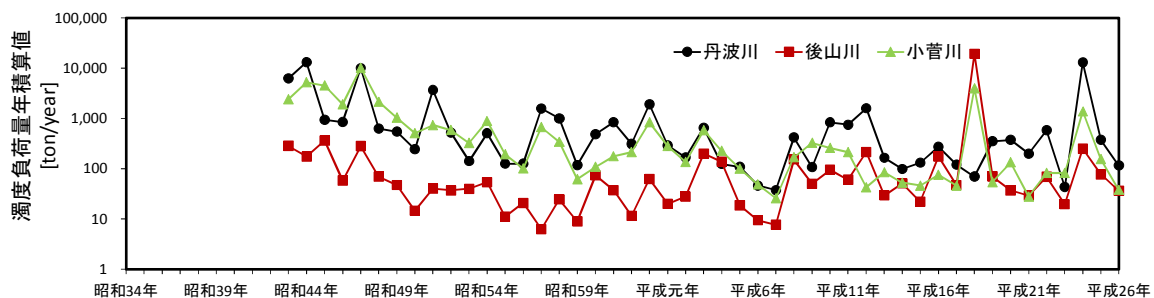


図 4-1-(8) 濁度負荷量年積算値の3河川比較

4-2 洪水時の物質輸送

4-2-1 洪水時の河川試料採取

平常時も河川は様々な物質を含んで流下している。しかし、洪水時はその物質が増加し、貯水池に様々な影響を与える。わかりやすい例としては流木や濁度の上昇として確認できるが、目視のみでは把握できないものも多いため、試料を採取し、分析を行うことが重要である。しかし、河川増水時は通行止めにより採水などの現場作業はできない。

そこで、洪水時の試料採取には危険を回避するため、自動採水器を用いる。自動採水器は2章でも紹介したように、降雨、河川水位、河川水濁度などの起動設定値をあらかじめ入力しておくことで自動起動ものやテレメーターを使用して遠隔操作も可能なもの、採水間隔も設定できるものがある。

図4-2-(1)は測水所において降水時に1時間間隔で自動採水器により採水した試料の分析結果である。河川流量上昇に伴い採水が開始され24サンプルが得られている。流量は測水所で自動測定されているものを用いている。降水量は、採水地点の周辺の降水量測定ポイントのデータを用いてティーセン法で求めている。

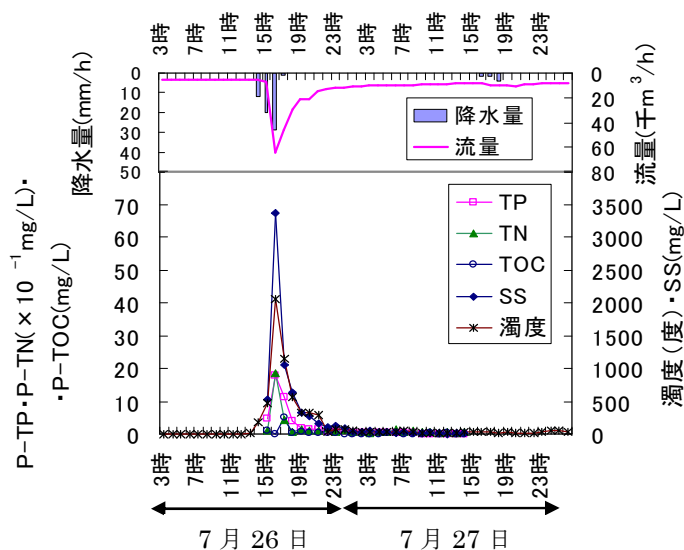


図4-2-(1) 後山川における降水時の河川水質（平成20年度）

自動採水された試料は可能な限り迅速に回収し分析を行う。有機物や窒素類の測定を行う場合は特に注意が必要である。採水試料を保存するため保冷機能が付属している自動採水器もある。

4-2-2 洪水時水質測定データを用いた物質輸送の解析

物質輸送の解析には、洪水時に採水した水試料を測定した濃度データと流量・濁度などの自動測定データを用いる。濃度と流量を積算し負荷量として捉え、多変量解析などの統計分析を行う。

また、洪水時の調査を行うときは平常時の状態を把握しておくことも必要である。下の図 4-2-(2)は平常時と降雨時に1時間間隔でそれぞれ24時間採水した試料の分析結果である。平常時のサンプルには調査前1週間以上降雨が無かった日を選定した。降雨時調査における対象降雨イベントの総降雨量は、小菅川が48mm、後山川が100mmであった。

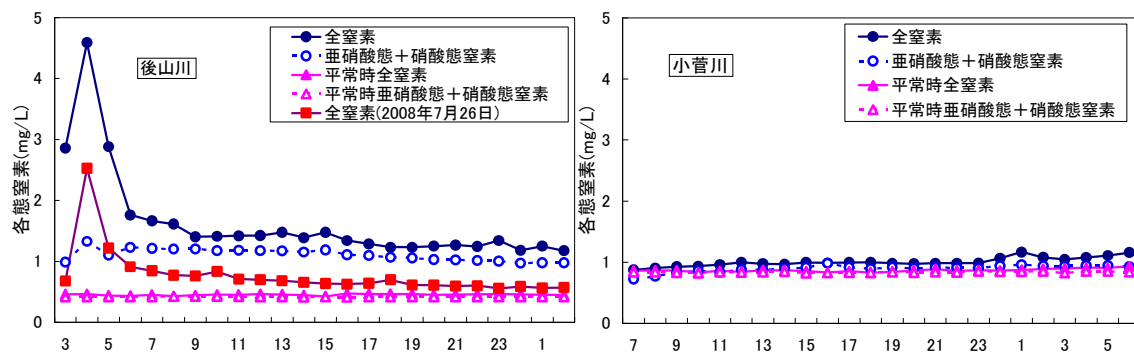


図 4-2-(2) 降雨時と平常時の窒素濃度の差

洪水時の水質分析結果から、河川からの流出特性を把握することができる。図 4-2-(3)は図 4-2-(2)と同時に測定したリンのデータをもとに晴天時と雨天時のリンの流出負荷量を算出したものである。図 4-2-(3)から洪水時には、濁度や流木だけでなくリンについても多く貯水池へ流入していることが分かる。

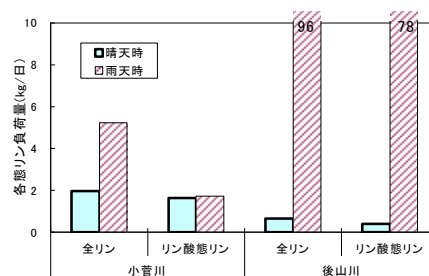


図 4-2-(3) リンの24時間累積負荷量

4-3 流域土壌と水質

貯水池流域の土壌は大雨による土壌流出などにより貯水池の水質に大きな影響を与える。したがって、流域の土壌の特性を把握することは重要である。

4-3-1 流域土壌の採取

土壌採取地点は、目視で土壌が露呈している地点を中心に選定する。現場では図 4-3-(1)のように 1m 四方の範囲の土壌を対象に丸印の 5 か所で採取する。採取器具の一例を図 4-3-(2)に示す。金属成分の分析を行う場合は、テフロン製のスコップを用いる。急峻な地形や樹木などで 1m の四方の採取が難しい場合は 50cm 四方で全体の土壌を採取しよく混合して用いる。採取深さは 10cm 程度とする。

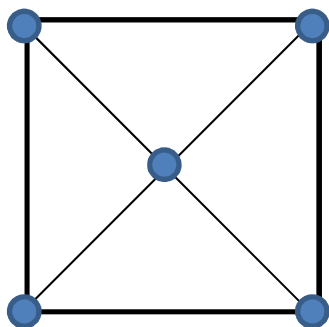


図 4-3-(1) 土壌採取地点



図 4-3-(2) 採取器具の一例

4-3-2 濁質中の成分分析

土壌試料の調整は、実験室に持ち帰り、2mm のふるいを通過する土壌をろ紙を敷いたバットに広げ風乾する。

土壌分析のための前処理は分析項目によって異なる。マンガンは乾燥試料を量り取り、図 4-3-(3)の方法で調整したのち、ICPで測定する。他の金属類も図 4-3-(3)の左側に示すフローチャートにより試料を調整する。有機物・窒素はCNコーダーなどの固体試料中の炭素・窒素を測定する機器を用いる。機器がない場合、有機物は強熱減量で代用する。窒素の分析は、土壌試料に硫酸、硫酸カリウム及び硫酸銅(Ⅱ)五水和物を添加し、ケルダール分解法で前処理し、窒素をアンモニウムイオンにして蒸留分離後、インドフェノール青吸光光度法でアンモニウムイオンを定量し、全窒素に換算し求める。リンは硝酸-過塩素酸分解法と硝酸-硫酸分解法のいずれかの分解法で前処理分解し、モリブデン青(アスコルビン酸)吸光光度法で測定する。

粒度分布は、大きなものについてはふるいを用いてふるい分けをする。1 μm 以下の微細な粒子は、レーザー式粒度分布装置などを用いる。

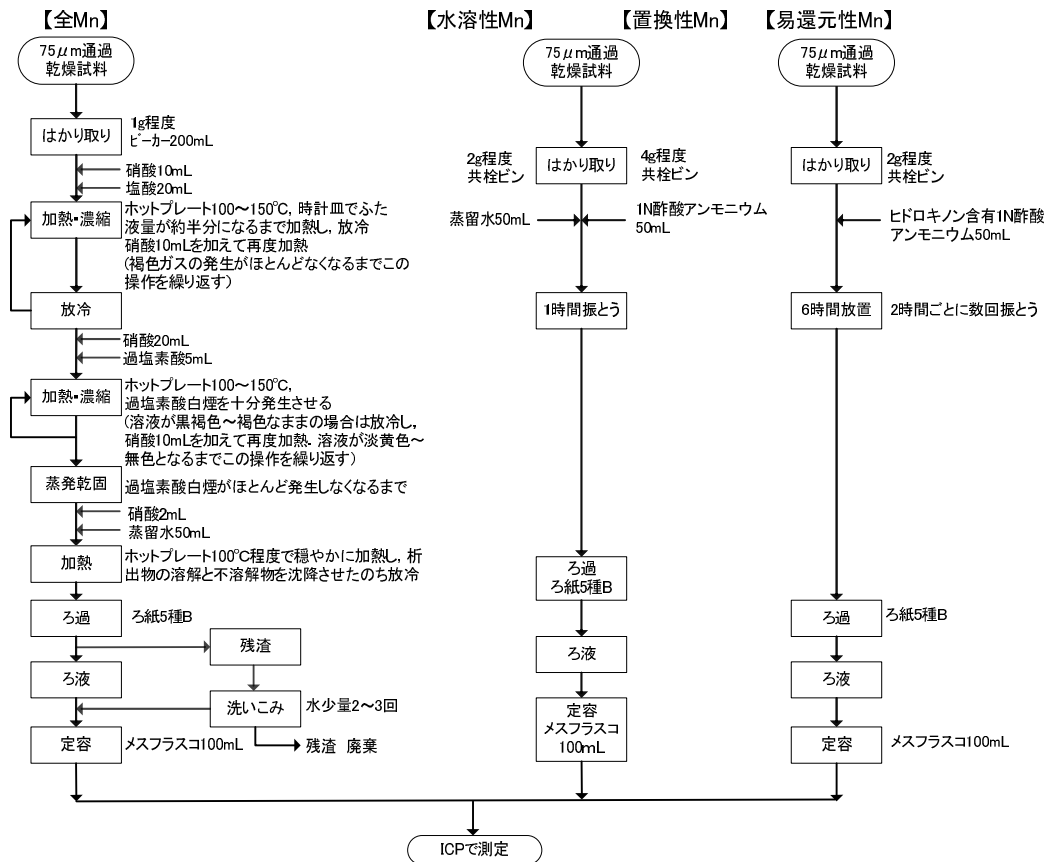


図 4-3-(3) マンガン測定時の試料処理フロー

流出濁質の成分を分析するには、分析項目にもよるが大量の濁質が必要であるため、自動採水器を用い対象の水が一定濁度以上になったときに採取する。カオリン濁度 1mg/L では 1L の試料中には濁質量は約 1mg であり、1000 度あれば約 1g の濁質が採取できる。濁度上昇後、連続して一気に採水することが望ましい。しかし、濁度上昇が小さい降雨開始直後の地表を流下するフラッシュウオーターに含まれる濁質には高濃度のリンや窒素が含まれることが多い。そのため、降雨後どのタイミングで濁水を採取するべきかは、分析目的に沿ってあらかじめ決めておく必要がある。

4-4 流域からのマンガン流出

貯水池では、春から秋にかけて水温躍層が形成され、湖底部への酸素の供給が十分でないため、湖底部が嫌気状態となり底泥から窒素、リン、鉄、マンガン(以下、Mn)等の貯水への溶出が起こりやすい。(図4-4-(1))

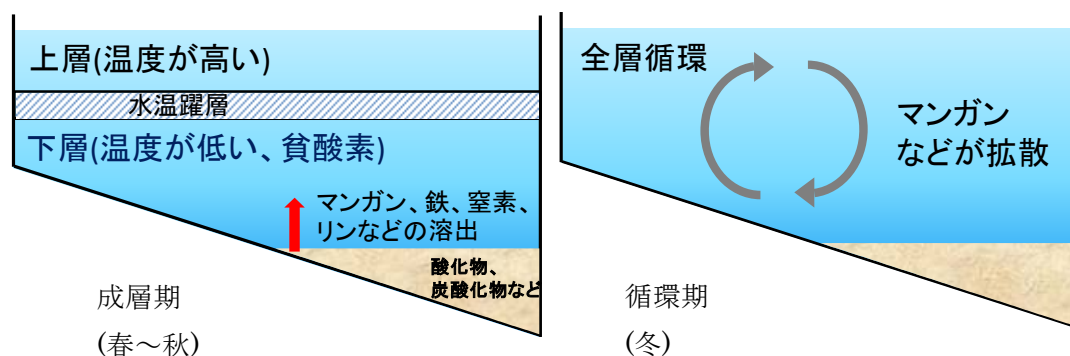


図4-4-(1) 貯水池の成層期と循環期の模式図

水温躍層が存在する場合はこれらの溶出成分を多く含む貯水は貯水池の底層部に停滞することになり、貯水池の放流口が上部の水温躍層に設置されていれば、図4-4-(2)に示すように貯水池からの放流水質に大きな影響を与えることはない。しかし、貯水池が循環期に全層循環となる状態では、深層部に貯留されていた貯水が上部に拡散移動することになる(図4-4-(3))。貯水池の水が水道原水として使用されている場合は、溶存鉄や溶存マンガン濃度が高くなることにより浄水に着色(黒水)や金気臭等が発生するため、浄水処理にマンガン処理プロセスが必要となる。小河内貯水池でも平成4年年夏から表層放流が始まり、その後、冬季の数日間だけマンガン濃度が高くなる現象が発生している。

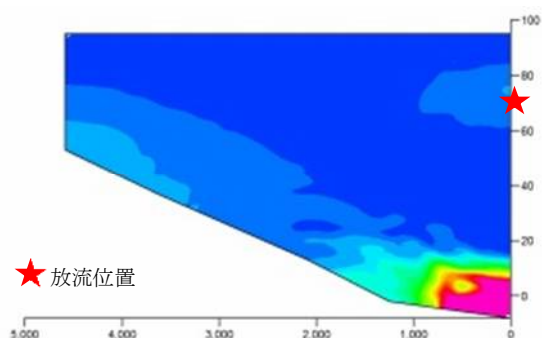


図4-4-(2) 成層期のマンガン濃度分布図

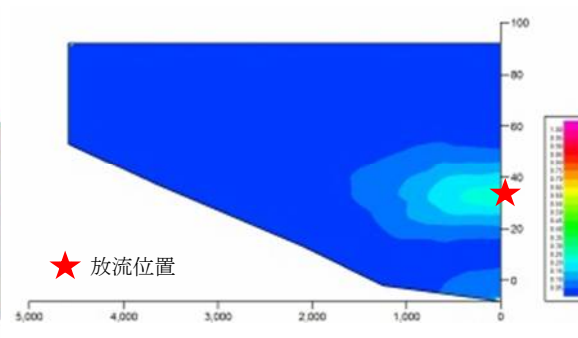


図4-4-(3) 循環期のマンガン濃度分布

図4-4-(2)に示されるように、小河内貯水池では堤体前の底質からの溶出量が多い。ダム建設地の地質が原因とも考えられるため、堤体前から上流に向けて底質の柱状試料を採取し分析を行った。その結果を図4-4-(4)に示す。河川流入部から堤体に向けての底質の粒度分布が下流にいくほど平均粒径が低下していることから、貯水池底質は建設地の地質によるものではなく、流域から流入した濁質が堆積したものと推察することができた。

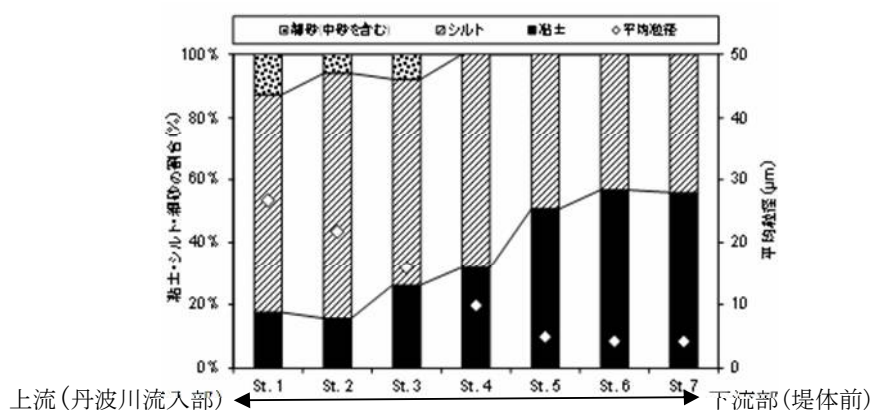


図 4-4-(4) 小河内貯水池湖底部表層土壌の粒度分析結果

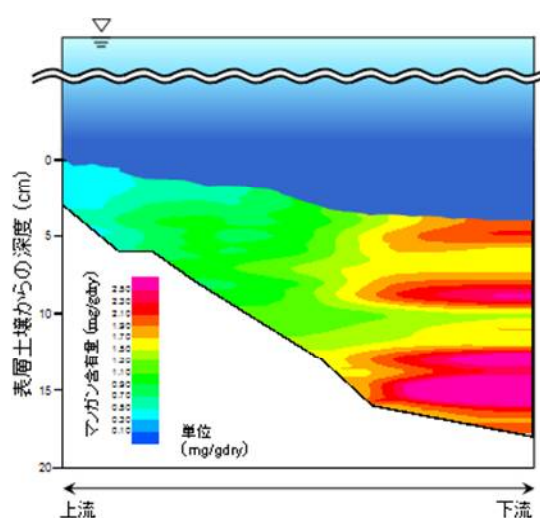


図 4-4-(5) 小河内貯水池底泥のマンガン含有量分布

マンガンは鉱物であるため粘土・シルトに多く含まれる。図 4-4-(4)と図 4-4-(5)より、堤体前のマンガンを含む底泥は小河内貯水池流域からの土砂の流入によりもたらされたものと推定することができる。

そこで、丹波川、小菅川、後山川の3河川流域の土壌を適宜採取し分析を行った。採取は、図 4-4-(6)に示すような河川付近の土壌が露出し降雨時に土砂が流出しやすいと考えられる地点を選択して実施した。



図 4-4-(6) 土壌が露出した様子

図 4-4-(7)に土壌採取地点を示す。黒字は 2015 年度、赤字は 2016 年度に採取を実施した地点である。

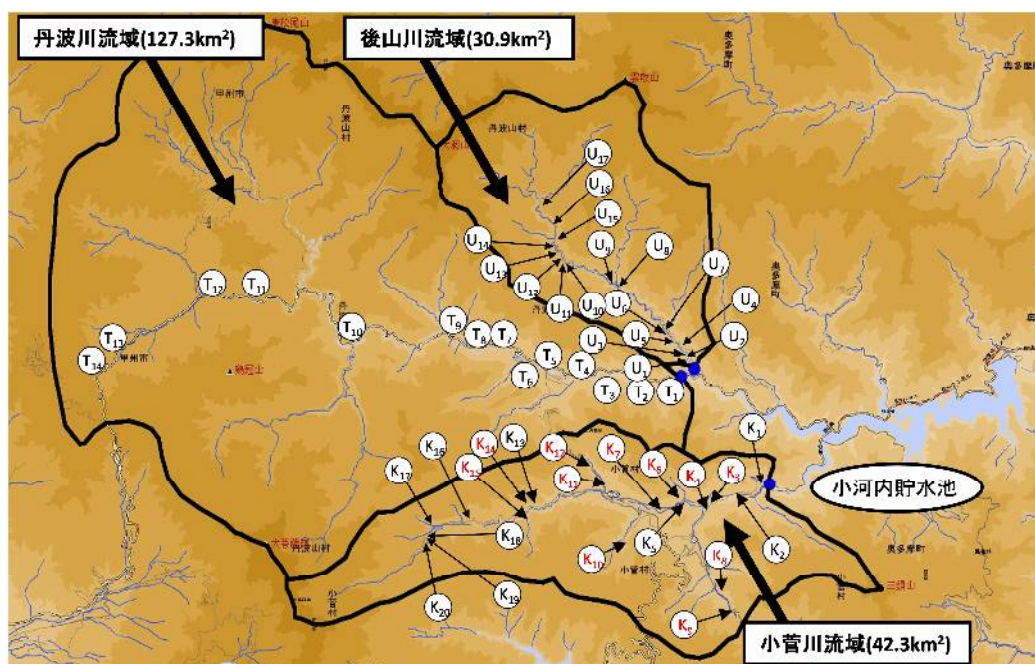


図 4-4-(7) 土壌採取地点

採取した土壌を分析し、土壌中のマンガン含有量を推定する重回帰分析を行うことにより、河川別のマンガン含有特性を示すことができる。今回は、採取時に測定した pH、実験室で測定した強熱減量、粒度試験結果(粘土含有率、シルト含有率、平均粒径、10%通過粒径、90%通過粒径)を説明変数に用いて重回帰分析を行った。その結果、丹波川、小菅川の流域土壌のマンガン含有量はともに強熱減量が説明変数に選ばれ統計的に有意な重回帰式が得られた。丹波川流域の土壌は、強熱減量よりも 10%通過粒径がマンガン含有量と一番強い負の相関関係となり、土壌の粒径の最小値が小さくなるほどマンガン含有量が多くなることが示された。後山川流域は他の 2 河川と異なりシルト含有率がマンガン含有率と一番強い相関関係となったが 90%有意水準以下であり、そのほかの粒度関連の項目の相関係数もシルト含有率の相関係数よりもわずかに低い値でほぼ同じであった。このことから、後山川流域の土壌は岩石由来、丹波川流域は岩石由来と植生、小菅川流域は植生の影響が強いと考えることができ、3 河川それぞれでマンガン含有量への影響要因に違いがあることが推定される。

以上より、マンガンは粘土やシルトなどの微細な濁質と挙動を共にして貯水池に流入することがわかる。したがって、濁質が大量に流入する大雨時の濁度を SS に換算して流入濁質量を求め、マンガン含有率を乗じることにより、降雨時に流域から貯水池へ流入するマンガンの量を推測することが可能である。図 4-4-(8)は平成 21 年と平成 22 年に発生した降雨 A 及び降雨 B で発生した高濁度流入水について、マンガンの量の算定を行った結果であ

る。後山川は流域が小さく、他の2河川に比べて流量も小さいが、濁度の値が大きくまた単位濁質量あたりのマンガン含有量が高いことから2つの降雨ともマンガン推定値は3河川中最大となった。

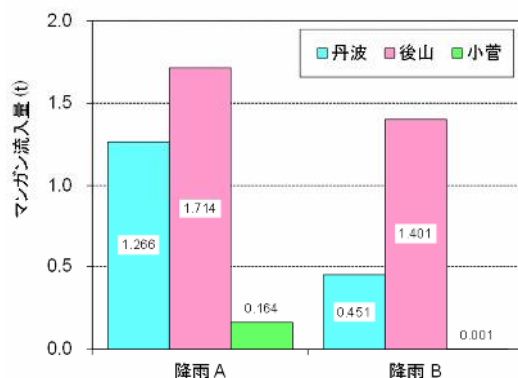


図 4-4-(8) 降雨時に流域から貯水池に流入するマンガン量の推定

4-5 貯水池への栄養塩流入

閉鎖性水域である貯水池は、流入河川による影響を受け、水質が変化しやすい。流入河川からの影響として代表的なものに富栄養化が挙げられる。小河内貯水池では流入河川流域の生活排水の浄化施設設置を行っている。しかし、藍藻類によるアオコの形成は、ほぼ毎年発生している。藻類に必要な栄養は樹木や草花と同じ窒素・リン・カリウムである。カリウムは地球上にはふんだんにあることから、窒素とリンの量が多くなると藻類の大量発生につながってくる。小河内貯水池の藻類発生はN P比からリンの存在量によって制御されている。したがって、貯水池へのリンの流入量を削減できれば藻類抑制対策となる。大気の80%近くを占める窒素に比べ、リンは希少元素でありその供給のもとは鉱石である。リン鉱石は、リン酸塩鉱物を主成分としている。無機質と有機質リン鉱石とに分けられ、無機質リン鉱石はマグマや火成岩の生成などの火山活動によってできる鉱物である。一方、有機質リン鉱石は太古の昔に魚類や脊椎動物の遺骸が海底で堆積し、地殻の変動・隆起で地上に現れたものである。

4-5-1 流域のリンの分布

4-3より、小河内貯水池の底質は、流域の土砂が降雨などにより、貯水池に流入したものであるということがわかっている。栄養塩の一つであるリンは土壌に吸着しやすく、大雨により流域から貯水池へ土壌が流入する際に、リンも一緒に流入する。オルトリン酸のようにイオン形態となっているリンは水に可溶であり、放流水とともに排出されるが、土壌に吸着している有機態リンなどは濁質とともに沈降し、貯水池底泥となる。底泥中に含まれるリンは、貯水池底層が貧酸素状態になると還元されてイオン化し水に溶け出す。

リンの発生源は鉱物由来であるが、植物に吸収され植物にも多く含まれる。植物は枯死や落葉等により地面に堆積し腐葉土となり、降雨などの地表面を流れる水とともに流出する。そのためリンの流出は流域に分布する植物の状態に大きく影響される。流域整備の状況が丹波川、小菅川、後山川の3河川流域の土壌にどのような影響を与えるかを調査するため、河川流域の土壌が露出している場所を選択して図4-4-(7)に示す3河川合計約50ヶ所で土壌の採取を行った。

後山川流域の全リンは、下流側から上流側にかけて全リン含有量が緩やかに増加している傾向にある。後山川流域は、落葉広葉樹が多く分布しており、その結果、土壌の採取地点によっては、全リン含有量が多くなっている所も存在するものと推察される。丹波川流域と小菅川流域は、民家が集中している地域等の人為的活動が盛んな地域の付近の土壌が全リン含有量が高い。小菅川流域では、日あたりが悪く湿潤な土壌であった場所の全リン含有量が高かった。湿潤な土壌中では、植物遺体である落枝・落葉の微生物による分解速度が早く、土壌へのリンの供給に影響していると考えられる。

4-5-2 小河内貯水池流入河川流域土壌の土壌全リン含有量

各河川流域について、全リン含有量を目的変数とした重回帰分析を行い、土壌中の全リン含有量の影響要因となる項目を把握した。説明変数候補はpH、強熱減量、粒度（粘土含有率、シルト含有率、平均粒径、90%通過粒径、10%通過粒径）とし、相関分析を行った。説明変数候補間の内部相関と物理的有意性を考慮し、変数増加法による重回帰分析の結果、3河川流域とも自由度調整済み重相関係数（ R^* 値）が0.7を上回り、全リン含有量を目的変数とする有意性の高い推定式を構築した。

後山川流域における全リン含有量[P-mg/DS-g]

$$y_U = 10^{-0.537} x_1^{0.642} x_2^{-0.601} \quad (R^* = 0.789)$$

丹波川流域における全リン含有量[P-mg/DS-g]

$$y_T = 10^{-1.733} x_1^{1.339} \quad (R^* = 0.707)$$

小菅川流域における全リン含有量[P-mg/DS-g]

$$y_K = 0.037x_1 - 0.018 \quad (R^* = 0.703)$$

x_1 : 強熱減量[%], x_2 : pH

得られた式から土壌の全リン含有量への影響要因について考える。これらの3つの式すべてに、説明変数に強熱減量が選択されている。強熱減量とは有機物の指標であり、植物の落枝・落葉は土壌有機物となる。リンは植物における栄養源の1つであり、乾物植物体内中には約2000ppmのリン元素が含まれていることから、植物中の枝・幹・葉にも多量のリンが含まれている。本分析で全河川流域において、全リン含有量モデル式の説明変数に強

熱減量が選択されたということは、植物の落枝・落葉中に含まれるリン量の影響が大きいということを示していると考えられる。

後山川流域を対象とした推定式は、説明変数に pH も同時に選択された。pH が 4~7 の酸性土壌では、中性に近づくほど、植物によるリンの吸収量が増加し、土壌中の全リン含有量は減少するため、全リン含有量と pH は負の相関関係を持つと考えられる。後山川流域はブナ・イヌブナ群集といった広葉樹林の植生割合が 3 河川流域で最も高い。森林土壌の pH は、降雨が植物の幹を伝って土壌に降る樹幹流の影響を受け、広葉樹林の樹幹流は外林雨よりも高いと言われているため、広葉樹林帯での土壌 pH は高くなると推測される。また、広葉樹林の落葉は針葉樹林の落葉よりも分解が早く、植物によるリンの吸収量に影響している可能性が高い。以上より、後山川流域のみで pH が説明変数に選択された理由は、3 河川流域の採取地点の中では広葉樹林が最も多く分布している流域であり、この植生が土壌中のリン含有量と pH に影響を与えることが考えられる。

以上から、小河内貯水池上流にある 3 河川流域土壌のリン含有量は有機物による影響力が最も強いということがわかった。森林土壌中の有機物とは、主に植物の落枝・落葉のことであり、影響要因が強熱減量である全リンは、森林土壌中では落枝・落葉中に多く存在していると考えられる。

第5章

貯水池における 諸現象の調査研究



第5章 貯水池における諸現象の調査研究

5-1 貯水池の濁水長期化

平成19年9月に襲来した台風により、小河内貯水池は数か月の間、図5-1-(1)に示すような白濁状態となった。そのため、ダム下流の多摩川も長期間白濁状態となり、利水上様々な問題が発生した。白濁状態の原因と対策を検討するためにはその状態の把握が重要である。



図 5-1-(1) 台風通過後の小河内貯水池

5-1-1 データ解析による濁水長期化現象の把握

流入水質が大きく変動しても、放流水質の変動は小さく入力と出力の関係を捉えるのは難しい。流域河川流入水質と放流水の関係を捉えるには相互相関分析を行うとよい。相互相関分析は、出力要因への入力要因が与える影響の時間差を算定する方法である。濁度の時間データを例にすると、時間単位で濁度の流入総負荷量と放流水の濁度負荷量 ($0_1, 0_2, \dots, 0_n$) のデータを用意し相関係数を求める。さらに、流入水の影響が時間遅れで放流水に与える影響を求めるため、データを1時間ずらして ($I_1 : 0_2, I_2 : 0_3, \dots, I_{n-1} : 0_n$) 相関係数を求める。これを繰り返し得られた図5-1-(2)の様な相互相関コレログラム(相関係数のグラフ)を書く。相関係数は235時間で最大値を示し、235時間前の流入水の影響が放流水に現れていることを示す。

相互相関分析

$$r_k = \frac{\sum_{t=1}^{n-k} \{ (x_t - \bar{x}_t) (y_t - \bar{y}_{t+k}) \}}{\sqrt{\sum_{t=1}^{n-k} \{ (x_t - \bar{x}_t)^2 (y_{t+k} - \bar{y}_{t+k})^2 \}}}$$

n : データ数, k : 時間遅れ,
 x : 流入3河川分の合成濁度,
 y : 放流の濁度

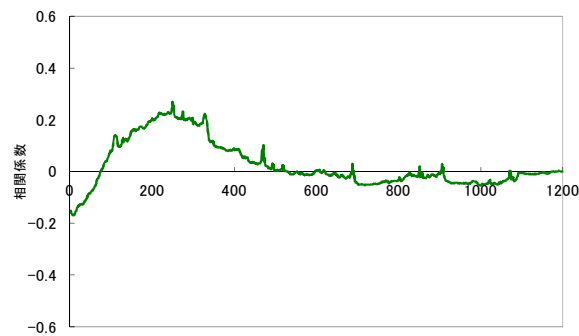


図 5-1-(2) 相互相関分析結果

この結果を用いて高濁度の流入水が放流水に与える影響期間を算定する。図 5-1-(3) に示すように水温躍層の上を流入水が流下していくと考える。

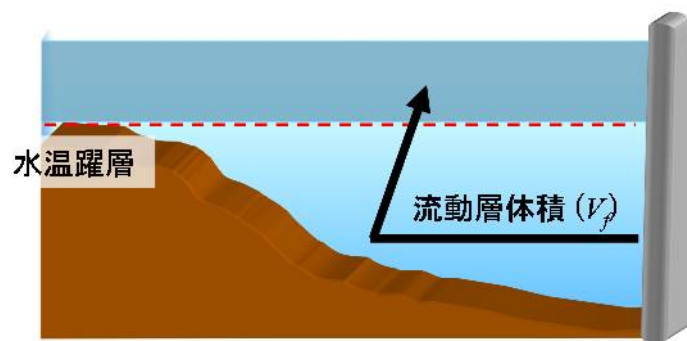


図 5-1-(3) 流動層の模式図

流入水のデータ期間をデータ開始時間：降雨イベント開始時刻、データ終了時間：丹波川の濁度が基底濁度の 2 倍を下回る直前時刻とし、図 5-1-(4) のように設定した。

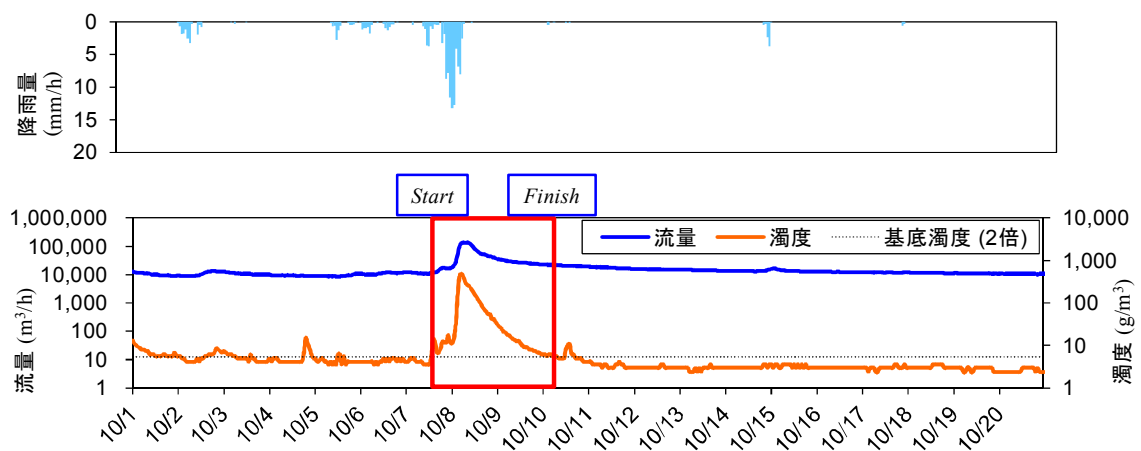


図 5-1-(4) 流入地点の影響算定期間

放流地点の影響算定期間はデータ開始時間に相互相関分析を用いて推定された流出に要する時間を基に決定し、データ終了時間は流動層体積を積算流入量が上回る時刻とした。その結果、図 5-1-(5) に示す高濁度水が放流されるまでの時間が算定された。

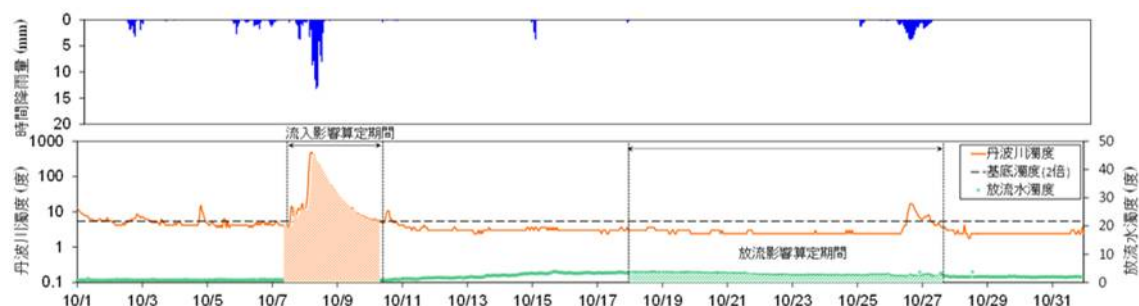


図 5-1-(5) 降雨量および濁度の時系列図

この結果を用いて、濁質の収支を算定することも可能である。

算定には、小河内貯水池の各河川流入測水所での流量及び濁度の時間データを用いる。流入河川並びに放流地点の濁度は高濁度時の採水試料から求めたデータ(図 5-1-(6))から求めた SS 換算式を用いて濁度から濁質濃度 (SS) に換算している。

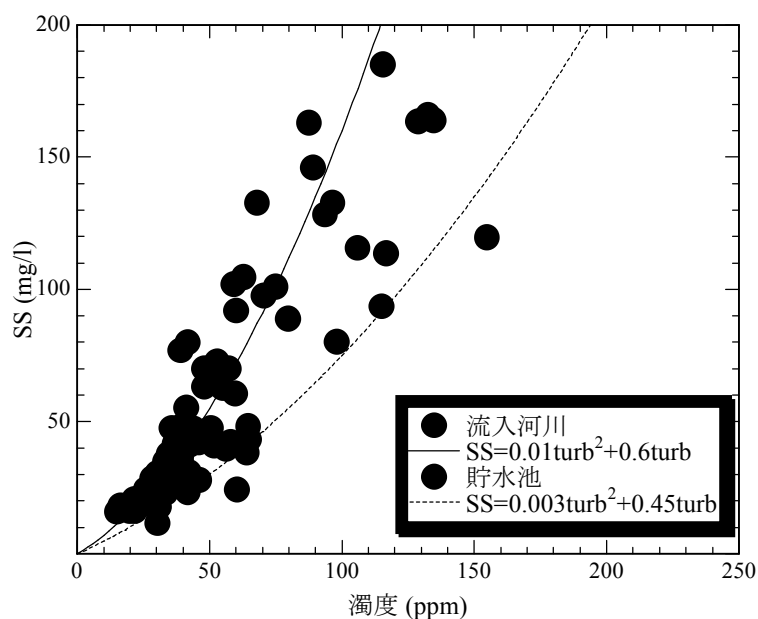


図 5-1-(6) 高濁度時の SS と濁度の散布図

濁度測定値から SS(濁質濃度)への換算式

$$\text{流入河川: } SS = 0.01Tb^2 + 0.6Tb$$

$$\text{放流水: } SS = 0.003Tb^2 + 0.45Tb$$

濁度データを濁質濃度に変換後、まず、相互相関分析により、降雨イベントの流入高濁度水の放流の時間遅れ(流出に要した時間)を求める。推定した流出時間を基に算定した流動層体積を降雨イベント毎にまとめたものを表 5-1-(1)に示す。

表 5-1-(1) 降雨イベント毎の流動層体積

	年月日	放流開始までの所要時間 (時間)	流動層体積 (m^3)	放流終了までの所要時間 (時間)
降雨A	2009年10月7日	250	874	492
降雨B	2010年6月29日	350	1,722	418

流出時間 k と流動層体積より求めた各降雨イベントの貯水池流入開始時刻と終了時刻、放流開始時刻と終了時刻(濁質収支算定期間)を表 5-4-(2)に示す。

表 5-1-(2) 降雨イベントの濁質収支算定期間

2009年10月7日				2010年6月29日			
開始時刻		終了時刻		開始時刻		終了時刻	
流入	2009/10/7 6:00	流入	2009/10/10 7:00	流入	2010/6/29 17:00	流入	2010/7/1 18:00
放流	2009/10/17 16:00	放流	2009/10/27 17:00	放流	2010/7/14 7:00	放流	2010/7/17 2:00

算定された流入期間と放流期間より、流入と放流地点における濁質収支を求め、貯水池内に残存する濁質量を算定する。

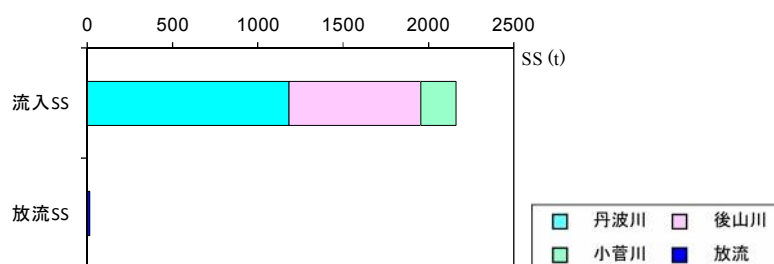


図 5-1-(7) 降雨イベント A の濁質収支算定結果

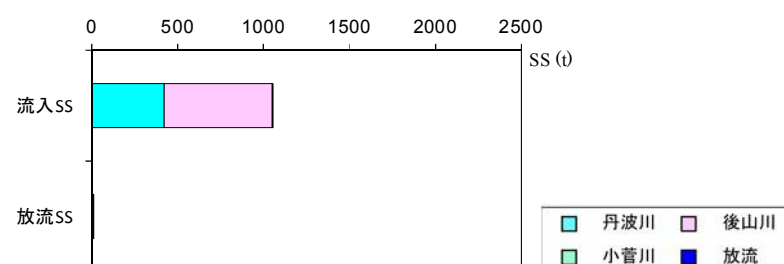


図 5-1-(8) 降雨イベント B の濁質収支算定結果

図から明らかなように、降雨イベント A の場合、2165(t) の SS が流入し、降雨イベント B では、それぞれ 1054(t) の SS が貯水池内に流入したことが推定できたことから、降雨の規模が大きくなるに従い、流入 SS が多くなることが示された。

さらに、各降雨イベントにおける流入 SS に対する放流 SS の割合は、0.8%(A)、1.0%(B)であったことから、規模の大きな降雨によって流域から SS がもたらされるに伴い、沈降し易い SS が多く流入する傾向にあることが考えられる。実際には、流入水量と同じ水量が放流した後も微細な粘土やシルトが浮遊して残留しており、晴天時の清澄な河川水によって薄められた状態で徐々に放流されており、降雨影響はかなり長期にわたって及んでいると考えられる。

5-1-2 セディメントトラップを用いた濁質調査

大雨による濁質の長期滞留の状況を把握するには、貯水池内での深度方向の濁質の挙動を把握することも重要である。

濁質の状態を捉えるには図 5-1-(9)に示すようなセディメントトラップ(捕集瓶)を用い、一定期間経過後、捕集瓶内の濁質を採取し、その成分分析を行う。貯水池内で発生した藻類も捕集されるため、粘土、シルトを対象とする場合は、瓶内から回収した試料を強熱して有機物を除去する。



図 5-1-(9) セディメントトラップの例

また、セディメントトラップを用いて沈降量や高濁度水の位置を推定することも可能である。図 5-1-(10)に示すように水深 17m から 37m 付近を高濁度水が流下していったことが推察できる。

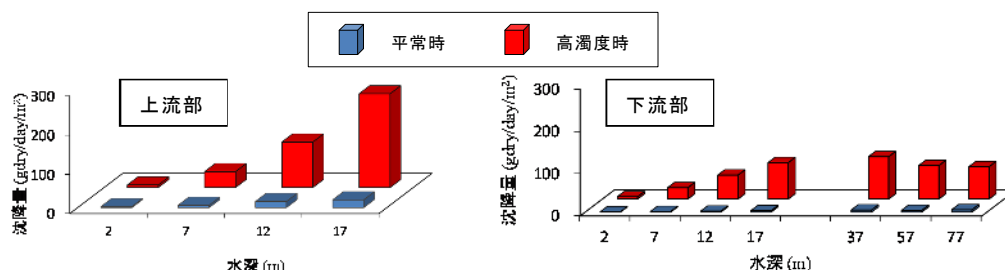


図 5-1-(10) 上流部と下流部の沈降量の比較

セディメントトラップで捕捉された粒子の粒度分布を調べると濁質の特徴がわかる。図5-1-(11)に示すように平常時ではシルトが大部分を占めていたのに対し、高濁度時には、粘土粒子が多くを占めている。

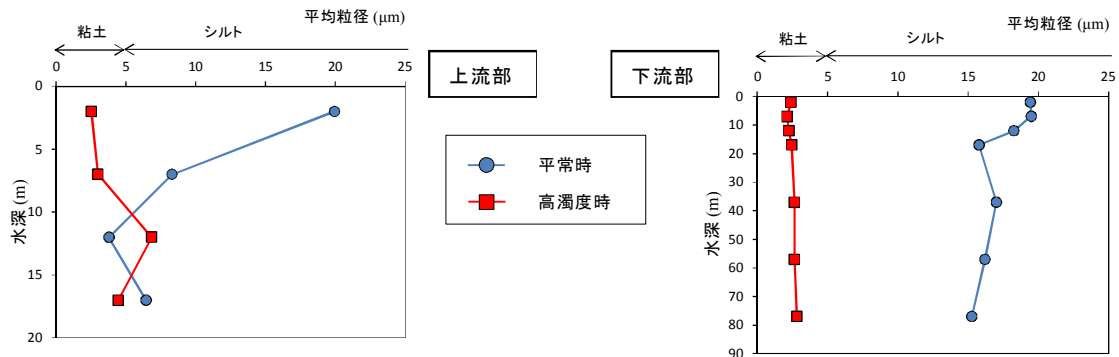


図 5-1-(11) 沈降物質の平均粒径

また、多項目水質計を用いて水深方向に濁度等を測定し、濁度最大となる水深の水をバンドン式採水器などで採水し、高濁度水の分析を行うことにより濁水の性質を把握することもできる。

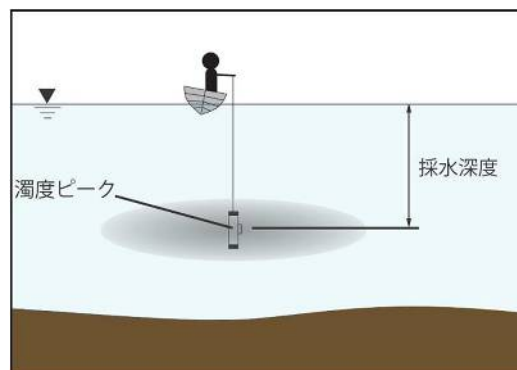


図 5-1-(12) 多項目水質計による最大濁度水深の測定

5-2 分画フェンスの機能

5-2-1 分画フェンスの設置状況

小河内貯水池では、藍藻類によるアオコ発生が問題となり、その増殖場所が貯水池上流部（河川流入部）であることが確認されている。そこで、藍藻類の湖心への拡散を防ぐ目的で、平成 16 年から貯水池上流部に分画フェンスが設置された（図 5-2-(1)）。また、分画フェンスにより、栄養塩を多く含む河川流入水が深層に誘導され、湖心部表層での藻類の異常増殖を抑制することが期待された。

分画フェンスは不透水性シートの上辺にフロート、下辺に錘をつけたもので、貯水池の谷を横断するように水面から吊り下げてある。丹波川と小菅川の流入部には深さ 2 m の第二フェンスが設置されており、さらに少し下流側には深さ 10 m の第一フェンスが設置されている。峰谷川の流入部には、深さ 10 m の分画フェンスが設置されている。

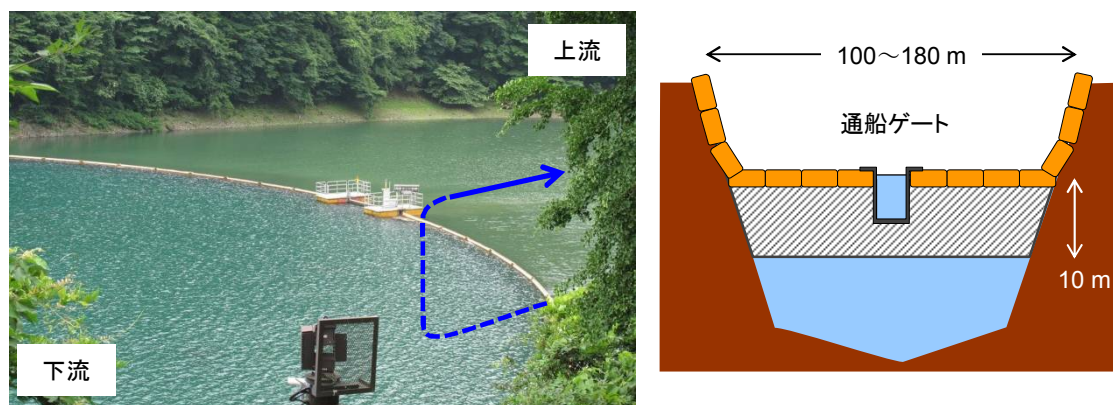


図 5-2-(1) 分画フェンスの設置状況

5-2-2 分画フェンス周辺の水温・流れ

(1) 観測方法

丹波川流入部の分画フェンス付近で水温と流速の鉛直分布を計測した（図 5-2-(2)）。St. 1 は河川流入部付近で、St. 6 が分画フェンスの直上流、St. 7 が直下流である。超音波流速計（周波数 1200kHz と 600kHz）を用いて、作業船により湖底設置、引き上げ、移動、再設置を繰り返して、縦断的な分布データを取得した。1 地点あたりの停泊時間は 15 分間であり、層厚は 0.5 m である。また、有線式の多項目水質計を用いて水温、濁度、クロロフィルの鉛直分布を 0.1 m 間隔で計測した。観測は 2008 年 7 月 15 日である。

(2) 結果

上流部の St. 1～St. 4 では底層に 100 mm/s 程度の流れがみられ、St. 5～St. 8 では水深 10 m 付近に流速ピークが存在している。これは冷たい河川水が貯水池の湖底を下層密度流として流下してゆき、St. 5 付近で湖底から剥離して水深 10 m 付近の等水温帯に貫入し、

中層密度流となって湖心部に移動している様子を表している。

その後、河川水層の上部は分画フェンスに衝突して湧昇・反転流となり、水深 2～6 m を上流に向かって移動している（図 5-2-(1)の青線のイメージ）。また、河川水層の下部は分画フェンスの下端を通過してから、徐々に浮上し、水深 5 m 付近を下流（湖心）に向かって移動している。観測期間内の取水施設のゲート位置は水深 6.5 m に設定されており、分画フェンスを通過した河川水を、効率よく堤体方向に導いていると考えられる。

水温の鉛直分布を見ると、分画フェンスの下流の方が表層の温水層（赤色の部分）の厚みがあり、上流側は水深 2～10 m まで水温が比較的一様になっている。分画フェンス下流側の水温は、図では一部分に見えるが、湖全体に広がっている。

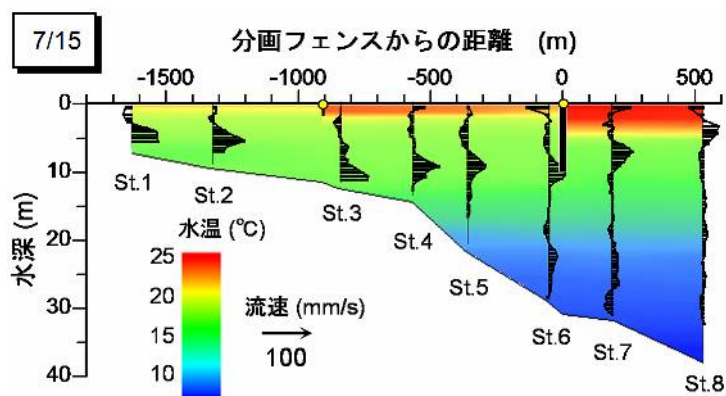


図 5-2-(2) 分画フェンス周辺の水温と流れ

5-2-3 シミュレーションによる流動現象の理解

三次元流体モデルを用いて、分画フェンスが水温・流動におよぼす影響を検証した。本モデルは、基礎方程式に非圧縮とブジネスク近似を施した 3 次元 Navier-Stokes 式と連続式を用いており、静水圧近似の流体モデルである。計算格子にスタガード格子を用い Ultimate Quickest 法によって離散化している。乱流モデルは LES を採用している。

水平方向のグリッドサイズ (dx, dy) は可変であり、分画フェンス周辺は 12.5 m のグリッドを用い(水面幅 180 m を 15 分割)、分画フェンスから離れるにしたがって 25 m、50 m、100 m とグリッドサイズを大きくして計算時間を短縮した。鉛直方向は dz=1.0 m である。検証期間は 2008 年 7 月 10 日から 20 日である。

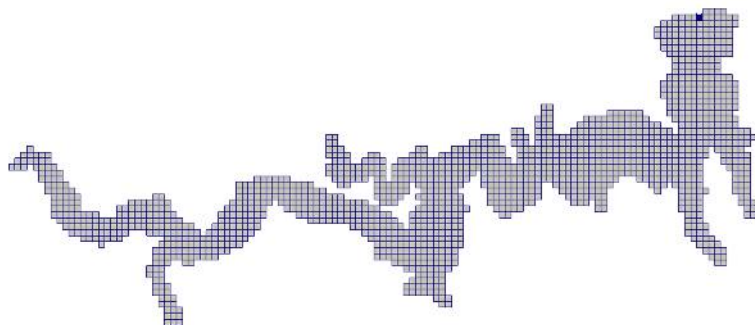


図 5-4-(3) 数値計算の格子例（全域 50m の場合）

最初に貯水池全体に7月10日0時の分画フェンス下流側の鉛直水温分布を与えた。これは分画フェンスが無かったと仮定したときの状態に相当する。上流からは河川流量を与え、ダム付近の取水施設から放流し、また水面には気象（気温、日射、風）を与えた。

分画フェンス付近の計算結果を図5-2-(4)に示す。計算開始時は仮想的に分画フェンスの上流と下流を同じ水温分布にしていたが、時間の経過とともに水温構造に差が出てくる。例えば、水温17.3℃の等値線は計算初期に水深5mにあったが、上流側では徐々に水深10m付近まで下がってゆく。また、72時間後には、分画フェンス下流側で表層水温が上昇するにもかかわらず、上流側では低く維持されている。

図5-2-(5)に96時間後の分画フェンス周辺の流動と水温分布を示す。水深10m付近の流れは河川水の密度流を表しており、分画フェンスに衝突する流れと、潜り込んで浮上する流れが存在することが分かる。流速ベクトルが小さくて分かりにくいものの、分画フェンスに衝突した流れは上昇して反転流になっている。現地で観測された水温分布と流れが良好に再現されていることから、分画フェンスが存在することで特徴的な水温・流動構造が形成されることが明らかになった。

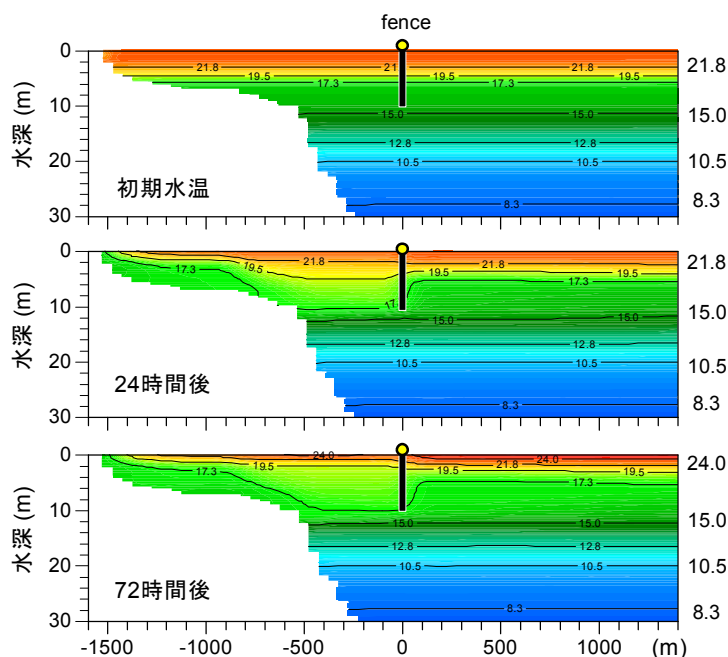


図 5-2-(4) 分画フェンスによる水温の変化過程

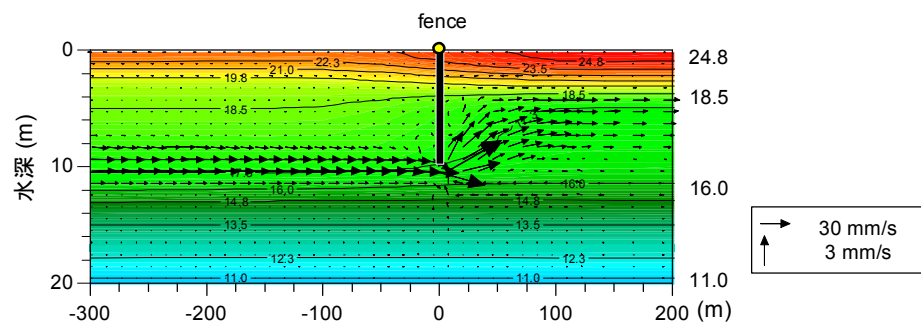


図 5-2-(5) 分画フェンス周辺の流動構造（色は水温を表す）

5-2-4 分画フェンスの効果

現地観測および数値シミュレーションの結果から、分画フェンスの機能や効果について考察すると、次のようになる。

夏季は貯水池の表層が暖まるので、河川水の方が相対的に冷たく、そのために河川水は中層密度流として貯水池の中を移動する。その移動水深が分画フェンスの深さよりも浅い場合、河川水の一部は分画フェンスに衝突して湧昇・反転流を形成し、鉛直混合が促進される。そのため、分画フェンスの上流側では下流側よりも水温が低くなり、かつ混合層の厚みが分画フェンスの深さと同程度になる。

夏季のアオコ（ミクロキスティス）は水温が 20℃以上になると活性が高まり、25℃を超えると大増殖につながると言われており、分画フェンスは上流湖水の冷却を促進することでアオコが増殖しにくい環境を作り出している。さらに、植物プランクトンは流れが弱くて光の届きやすい水域で増殖しやすい。そのため、分画フェンスは鉛直混合や流れを生み出すことで、植物プランクトンの増殖を抑制していると言える。

つまり、分画フェンスは異常増殖したアオコの湖心への拡散を防止する目的で設置されたが、それだけではなく、上流側の流れと水温構造を変化させる効果があり、物理的にアオコが増殖しにくい環境を作り出していることが分かった。

5-3 表層水移送装置の機能

5-3-1 表層水移送装置の概要

小河内貯水池では上流部で発生するアオコを、分画フェンスで堰き止めつつ、表層水移送装置で吸引して無光・低水温の湖底に放流し、その活性を失わせる方策が検討された（図 5-3-(1)）。

表層水移送装置は最大出力 15 kw のポンプと直径 1 m、全長 500~800 m のフレキシブルホースで構成されている。分画フェンスの上流側に設置された集積装置が、表層のアオコ等を吸引し、フレキシブルホースにて下流まで輸送することで満水時水深が 40 m の地点にて吐出する。最大出力時の流量は 0.64 m³/s である。また、吐出された水流による底泥の巻き上げを防ぐため、吐出部には幅・奥行き 2 m、高さ 1 m の金属かごが取り付けられており、側面がメッシュ、上面と下面は板である。

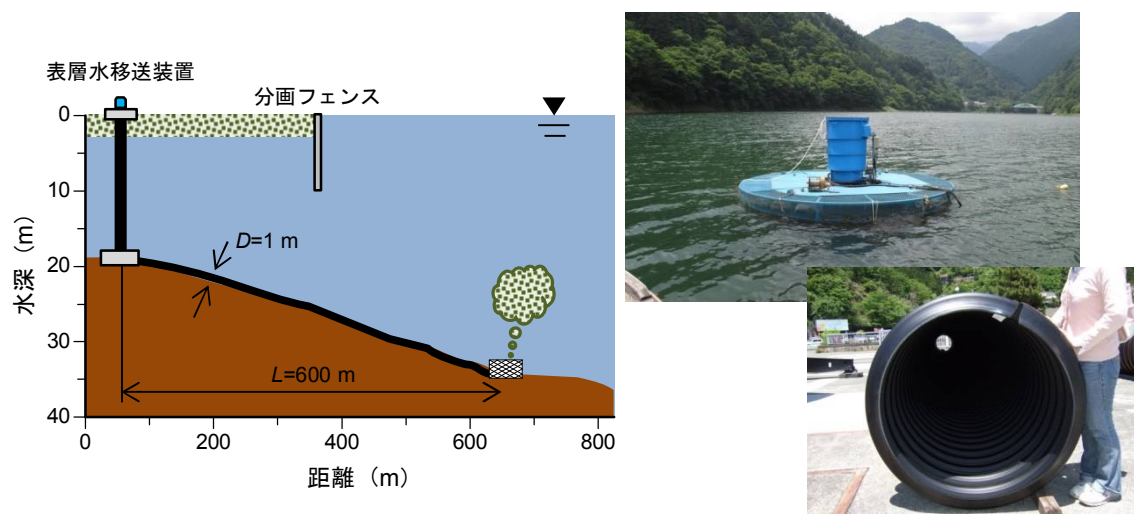


図 5-3-(1) 表層水移送装置の設置状況

5-3-2 吐出水のプルーム運動

表層から移送された吐出水の挙動を把握するため、吐出口周辺で水温、クロロフィル a 濃度、濁度、流速を詳細に計測したところ、水温が最も顕著な傾向を示した (図 5-3-(2))。

メモリー式水温計を 1~2 m 間隔で取り付けたロープ (サーミスターチェーン) を作成し、これを吐出口の金属かご (St. B) と、そこから 10 m 離れた場所 (St. A) に取り付けて、10 分間隔で水温鉛直分布をモニタリングした。計測期間の前半は表層水移送装置を稼働させ、後半 (9 月 3 日以降) は停止させている。

まず、St. A (吐出口から 10 m 離れている) では装置の稼働・停止に関わらず水温はゆるやかに日変動していた。一方、St. B (吐出口の真上) では、装置の稼働中に湖底から水深 15 m までの約 10 m の範囲で水温が著しく乱れており、水深 13 m 付近では安定していた。さらに、装置を停止させると St. A と St. B の水温構造は同じになった。

表層の平均水温は約 26°C であり、湖底の水温は 8°C であるから、温水が湖底の冷水中からわき出している状態になっている。このとき、温水の密度は小さく、冷水の密度は大きいので、水塊同士の密度差によって浮力が生じ、温水が上昇してゆく。これを「プルーム」と言う。プルームは煙突から放出される煙のように渦を巻きつつ、周囲流体の流れが影響して揺らぎつつ湧き上がっていくので均質な流体ではない。St. B の下層で水温が乱れているのは、この現象である。

さらに、プルームが浮上する際には周囲の冷水を連行してゆくので、徐々に希釈・冷却されてゆく。そして、周囲水の密度と等しくなる水深においてプルームは浮上を停止して、水平方向に移流してゆく。水深 13m よりも上層では 2 地点の水温が等しいことから、この水深でプルームが浮上を停止し、水平に拡がってゆくことを示している。

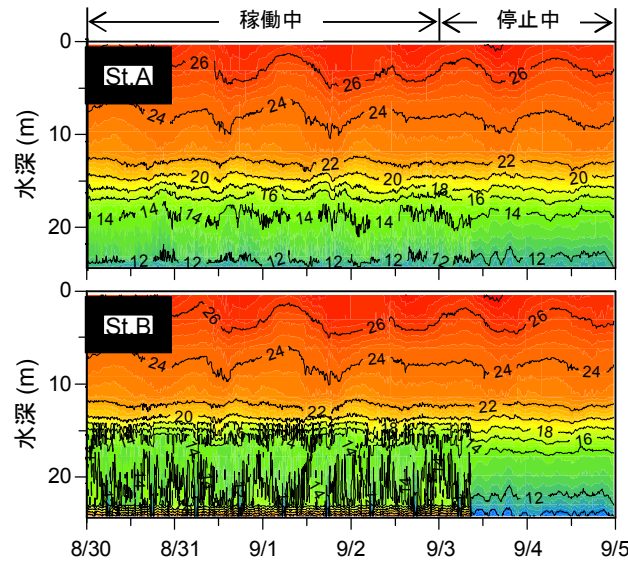


図 5-3-(2) 吐出口直上 (St. B) と 10m 離れた地点 (St. A) の水温変動

5-3-3 プルーム運動の一次元鉛直解析

吐出水浮上をプルーム現象として考える。プルームとは冷水中を温水が浮力効果で上昇する現象であり、浮上が停止する水深は鉛直 1 次元解析 (図 5-3-(3)) により推定できる。プルームの渦運動は非常に複雑だが、連行という横流入の概念を導入することで、現象を簡略表現することができる。

周囲水のプルームへの連行速度 v は以下の通りである。

$$v = \alpha_j w \quad (5-3-1)$$

ここで、 α_j は連行係数であり 0.1 とする。 w は鉛直流速である。プルーム内の鉛直流速 w は矩形分布と仮定し、拡がり幅 (半径) を b とする。プルーム流量 Q は周囲水の連行により増大する。プルームの単位質量あたりの浮力は以下の通り。

$$g' = \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2} g \quad (5-3-2)$$

ここで ρ_1 : 放出流体の密度、 ρ_2 : 周囲流体の密度、 g : 重力加速度とする。放出浮力流束 H は流下方向に保存され以下のようなになる。

$$H = g' Q \quad (5-3-3)$$

z を仮想原点からの距離とすると広がり幅 b 、鉛直流速 w は以下のようなになる。

$$b = \frac{6}{5} \alpha_j z \quad (5-3-4)$$

$$w = \frac{5}{6\alpha_j} \left(\frac{9}{10} \alpha_j \frac{H_0}{\pi} \right)^{\frac{1}{3}} \cdot z^{-\frac{1}{3}} \quad (5-3-5)$$

なお、吐出水は水平に放出されるので、放出された瞬間は水平方向の運動量を持つ。しかし、吐出水はかごのメッシュ板に当たると反発力を受け、さらに、メッシュを通過する際に大きく乱れるのでレイノルズ応力が発生し、これらの力により水平方向の運動量はほとんど解消される。その結果、浮力のみによる上昇現象として考えることができるので、放出浮力流束を一定としてプルームの浮上速度、広がり幅、連行速度が求まる。さらに、周囲水の連行により水温が低下して、浮上流量が増大する過程を計算できる。

計算条件として、吐出水の流量はポンプ出力から与えられる最大流量の $0.64 \text{ m}^3/\text{s}$ 、水温は実測値の 26.3°C 、周囲水の水温は吐出口から 50 m 離れた地点の実測分布を与え、湖底では 8.0°C 、水面では 28.2°C とした。そしてプルームの単位高さ dz を 0.1 m とし、プルームの浮上に伴う水温変化を計算した（図 5-3-(4)）。その結果、プルームの水温は水深 13 m で貯水池水温と等しくなり、浮上が停止すると推定された。これは、現地観測の結果と一致しており、吐出水がプルームとして浮上していることが理論的にも確認できた。

なお、現地観測では水温以外の項目では、吐出水の動きらしい変化を捉えることができなかった。プルームの直径が停止水深において 4.6 m と推定され、大型貯水池においては点に過ぎないため、プルーム運動を捉えることは難しいことが分かった。

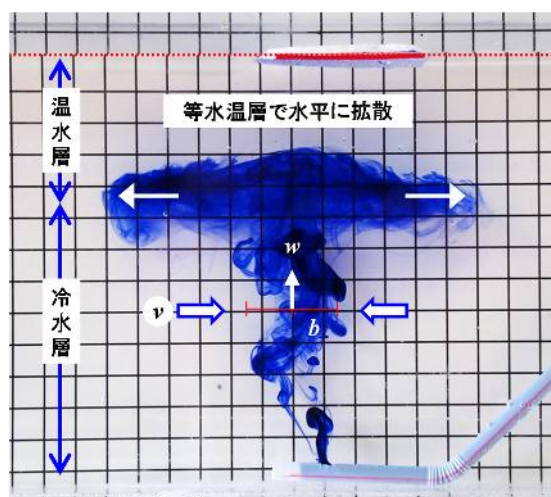


図 5-3-(3) プルームの概念

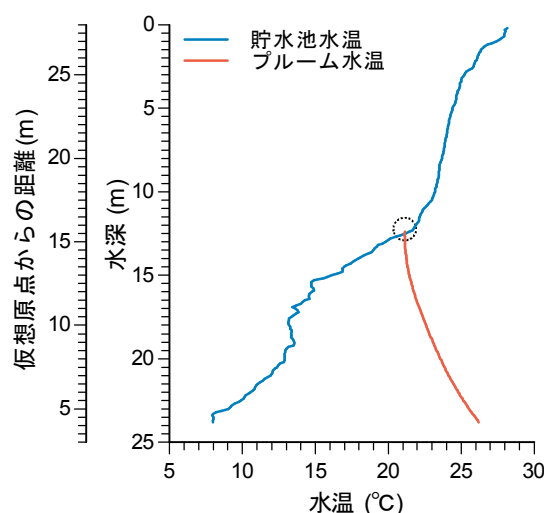


図 5-3-(4) 鉛直一次元解析の結果

5-3-4 三次元流体シミュレーションによる吐出水の運動の確認

鉛直一次元解析による吐出水の浮上過程を三次元流体シミュレーションに組み込んで、吐出水の動きを確認した。これは、一つの格子内で仮想的に連行・希釈計算を行う方法である。計算開始から 96 時間を助走期間として、その後、分画フェンス上流側にトレーサーを散布し、表層水移送装置を稼働させた。トレーサーとは着色料のようなものであり、浮力・沈降速度を持たない濃度物質である。

装置稼働から 24 時間が経過すると（図 5-3-(5)）、表層のトレーサーが上流部に移動し、また、分画フェンスの下流側（縦断距離 $1,200 \sim 1,800 \text{ m}$ ）の水深 15 m 付近にトレーサーが出現している。これは、表層に散布したトレーサーが吹送流によって上流側に移動し、

吸入口から表層水移送装置によって吸い込まれ、約 600 m 下流にある吐出口から放出されて、ブルームとして浮上した表層水が水深 15 m 付近で浮上を停止して、水平に広がっている様子を表している。

また、水深 15 m の平面図では、上流（左側）にも 5~10 mm/s の流速ベクトルが延びている。このように、表層水移送装置が生み出す流れは規模が小さいものの、ブルームが浮上・水平移動する水深層において、広範囲の流れを形成することが明らかになった。

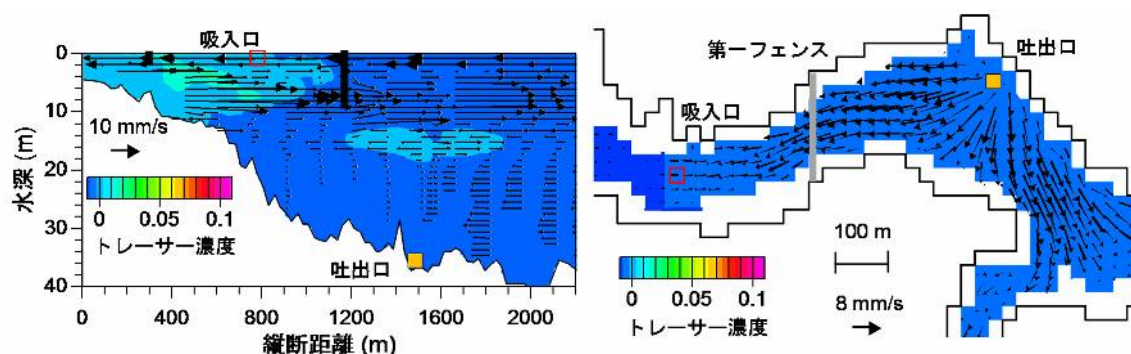


図 5-3-(5) 表層水移送装置の稼働による流れの状況（左：縦断、右：平面）

5-3-5 表層水移送装置の効果

表層の植物プランクトンは湖底に放出されて、ブルームとして浮上する。このとき、ブルームが光合成の補償深度よりも深い場所で停止すれば、「植物プランクトンの活性を失わせる」という目的を達成できる。

このことを確認するため、小河内貯水池において、多項目水質計を用いて水温・クロロフィル色素濃度・濁度・光強度の鉛直分布を 0.1m 間隔で測定した。観測期間は 2014 年 5 月 22 日から 10 月 4 日である。光量子データから補償深度を求め（2-6-1）、水温データとブルームの鉛直一次元モデルから浮上停止水深を推定して（5-3-3）、両者を比較した（図 5-3-(6)）。

補償深度は 5 月下旬には水深 12 m 程度であるが、徐々に浅くなってゆき、6 月中旬から 8 月中旬までの期間では水深 9m 程度となり、その後、9 月以降は再び水深 12 m 程度になっていた。この変動はクロロフィルや濁度と関係している。これらは懸濁粒子であるので光の透過を阻害するため、補償深度はクロロフィルのピーク水深よりも 2~5 m の下部に位置し、また濁度のピーク水深付近に位置していた。

5 月から 6 月初旬までは補償深度よりも上部にブルームが浮上するので、この期間は装置を稼働すると逆効果である（単に下流に拡散させているだけになる）。7 月~9 月は補償深度よりも深い場所でブルームが停止するので、植物プランクトンの活性を低下させる効果があると言える。なお、2012 年と 2013 年でも同様の検討をしたところ、毎年、傾向は同じであった。

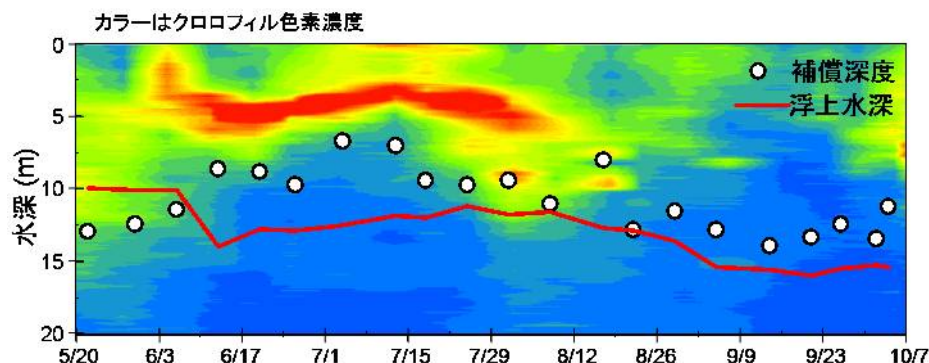


図 5-3-(6) クロロフィル濃度と補償深度、プルームの浮上

5-4 選択取水の機能

栄養塩を含む河川水や洪水時の濁水を効率的にダムから排出するためには、取水施設の運用が重要である。取水ゲート付近の引き込み流れの流速分布を把握し、流動シミュレーションに組み込むことで、ゲート開度と排出効率の関係を推測することが可能になる。

本研究では、乱流計測用の超音波微流速計を用いて取水施設内の流速を計測し、流速分布をモデル化した。

5-4-1 選択取水施設の概要

小河内貯水池では当初、貯水位 28m（満水位からの水深 73.5m）の第一取水管から放流を行っていたが、放流水の冷水対策のために表層付近から取水できる第二取水（選択取水）施設を増設した（図 5-4-(1)）。本施設は、6 段の可動プレートから構成される幅 6 m の多段ゲート構造となっている。湖水をピンポイントの水深から引き込むのではなく、ゲート頂部から水面までの全範囲の水を引き込む構造になっている。ゲートの下端は貯水位 65 m にあり、取水範囲はそこから表層までの 36.5 m である。

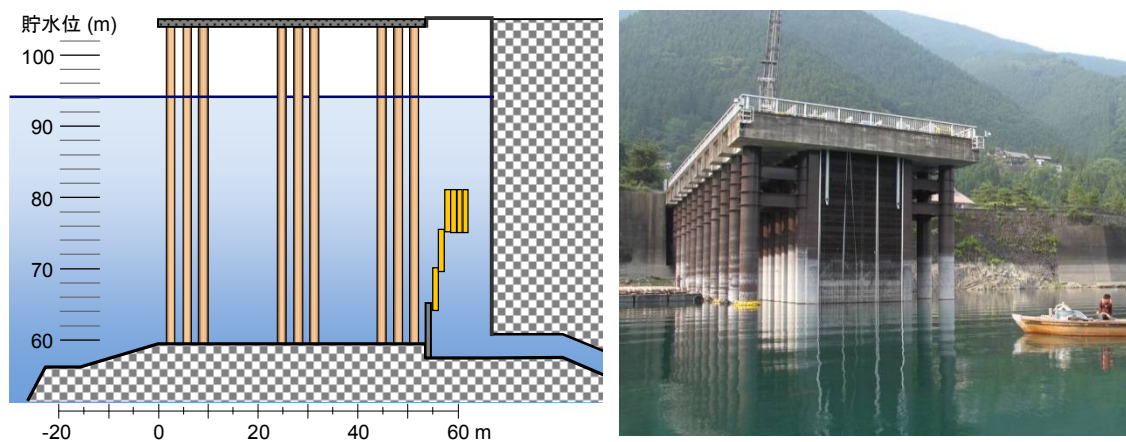


図 5-4-(1) 小河内貯水池の選択取水施設

5-4-2 取水施設内の流速計測

第二取水施設の内部において、流速・水温・濁度の鉛直分布を観測した。一般に用いられる超音波多層流速計は、音波が中心角から 20 度ほど広がるため、構造物近傍の流れを計測できない問題がある。また、表層水移送装置や取水施設などの構造物によって生み出される流速は非常に微弱であるため、それに対応した測定機が必要である。

本研究では、乱流計測用の超音波微流速計を用いた。この装置は超音波多層流速計よりも 10 倍以上精度が高く、数 mm/s の流速を測定できる。一方、点計測であって鉛直分布の同時計測は出来ない。そこで、取水ゲートから約 10 m 離れたところにある管理用ステージから超音波微流速計をワイヤーで吊り下げて、移動と静止を繰り返しながら流速の鉛直分布を計測した(図 5-4-(2))。流速計が回転しないように両端をワイヤーで固定し、水深 0.5m ごとに 30 秒間静止させて 16 Hz ないし 32 Hz でデータを取得し、その平均値を求めた。

また、同時に多項目水質計を用いて水温・濁度の鉛直分布を測定した。これらの観測は 2008 年と 2009 年の夏季に 10 回実施した。

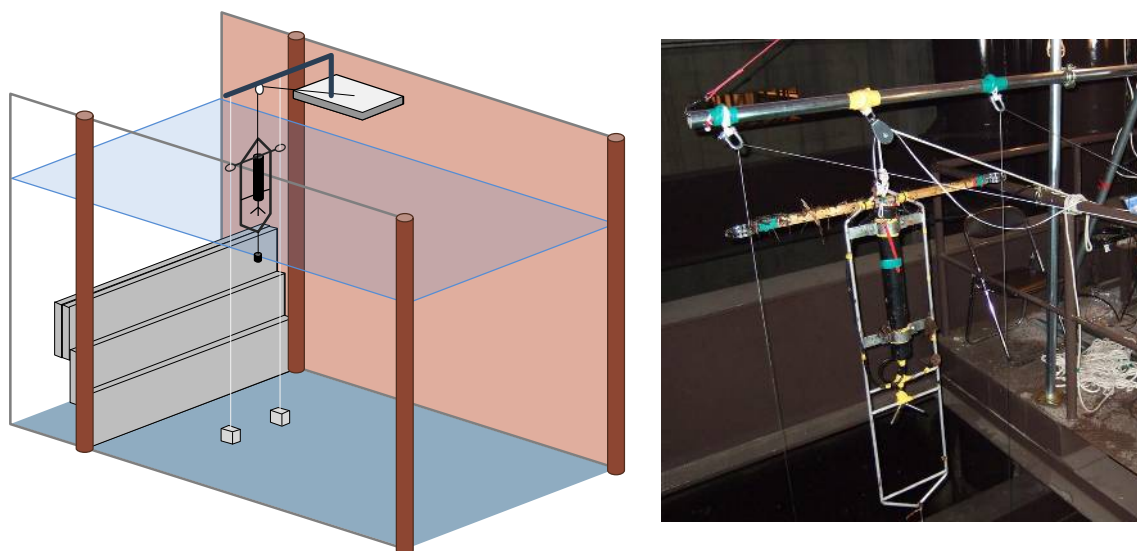


図 5-4-(2) 超音波微流速計による取水流れの計測

5-4-3 取水施設内の流速分布

計測は様々な放流量・ゲート高さの組み合わせで 10 回行った(図 5-4-(3)は代表 2 例)。流速の最大値は 0.1~0.2 m/s であり、最大流速の発生位置はゲート上端よりも数 m 上部であった。その鉛直分布は正規分布に近い。同じ日に放流量を 9.0 → 10.5 → 12.0 m³/s と変化させると、最大流速も 0.150 → 0.190 → 0.192 m/s と大きくなった。流動層の厚さも放流量の増加に伴って増大し、ゲートより下側に引き込みの影響が拡大していた。取水塔内部と外部の水温分布はゲートよりも下側で異なっており、取水塔内部の水温は約 3 度低い。これは、貯水池の深層水がゲートに向かって引き上げられているためである。

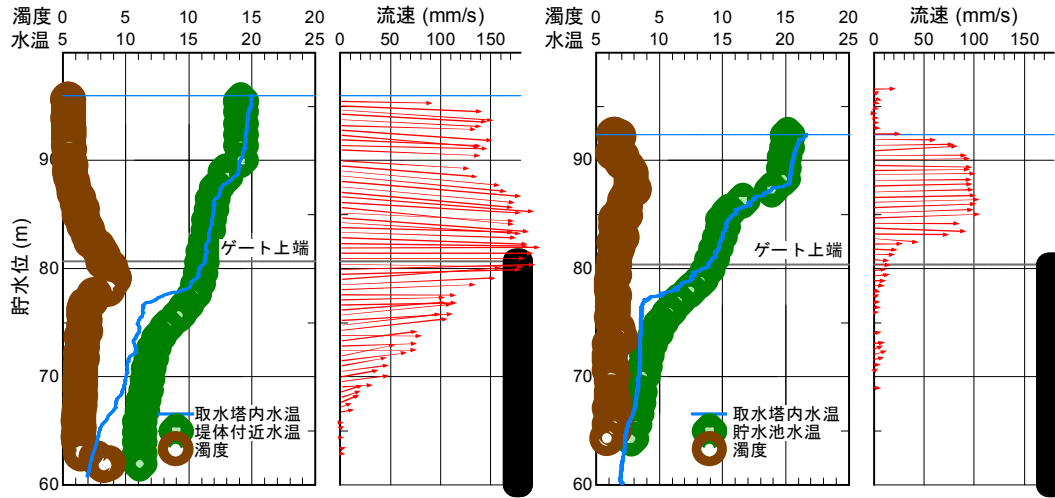


図 5-4-(3) 多段ゲート前面の水温・流速鉛直分布

(左：2008 年 10 月 2 日、放流量 16.0 m³/s、右：2009 年 6 月 19 日、放流量 4.0 m³/s)

また、放流量が 6 m³/s よりも大きい場合は一次躍層よりも上部の表層に一定流速が発生し、6 m³/s を下回ると表層の引き込み流れは弱くなった。

5-4-4 取水による流速分布のモデル化

二次元水路での実験値を基に得られた Brooks・Koh の流動層厚 δ は次の通りである。

$$\delta = A \left(\frac{q}{\sqrt{g d_\epsilon}} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (5-4-1)$$

$$d_\epsilon = \frac{\rho_G - \rho_s}{\rho_G} \frac{1}{Z_G} \quad (5-4-2)$$

ここで、 q ：単位幅あたりの取水量、 d_ϵ ：水面とゲート上端の相対密度差の勾配、 ρ_s ：水面密度、 ρ_G ：ゲート上端の密度、 Z_G ：水面からゲート上端までの距離、 A ：定数 (2.7 ± 0.2)、である。小河内貯水池の取水施設は十分に貯水池に張り出しているため二次元水路での実験結果の適用性が高いと考えられ、密度勾配と取水量のみで評価できる利点がある。

流速分布は正規分布として扱う。

$$f(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} e^{\left(-\frac{z^2}{2\sigma^2}\right)} \quad (5-4-3)$$

ここで、 $f(z)$ ：確率密度関数、 σ ：標準偏差 ($=\delta/3.92$)、 z ：中心からの距離である。

表層の流速は前節で述べたように、一次躍層より上部で一定流速となり、かつその大きさは放流量により変化する。そこで、放流量が 6 m³/s より大きい場合は一次躍層の位置の流速を水面まで一定に引き延ばし、6 m³/s より小さい場合はゼロとする。

正規分布の中心座標（最大流速が現れる水深）は、既往研究では水面とゲート上端の中

心に設定することが多いが、明確な根拠は示されていない。小河内貯水池での実測結果からは、ゲート上端から 2 m 程度上部に最大流速が現れることが多いため、本検討では正規分布の中心をゲートの 2 m 上部に設定する

以上から、流動層厚と相対流速分布を求め、流動層下端 z_b から表面 z_s までの鉛直積分値が単位幅流量と等しくなるように係数 B を決める。

$$q = B \cdot \int_{z_b}^{z_s} f(z) dz \quad (5-4-4)$$

係数 B を相対流速分布に乗ずることで、取水流速分布が得られる。

より簡便な方法としては、最大流速を以下の式から求めて、相対流速分布を引き延ばす方法もある。

$$U_{max} = C \frac{2q}{\delta} \quad (5-4-5)$$

ここで、 C は補正係数であり、0.955 である。式(5-6-3)において、 $z=0$ としたときに最大流速の相対値が得られるので、 $D = U_{max} / f(0)$ により引き延ばし係数 D を求め、係数 D を相対流速分布に乗ずることで、取水流速分布が得られる。ただし、式(5-4-5)は表層の一定流速の領域を考慮していない方法なので、誤差が生ずる。

推定の結果、提案手法により取水の流速分布を良好に再現できた (図 5-4-(4))。このモデル式を数値シミュレーションに組み込んで使うことが可能である。

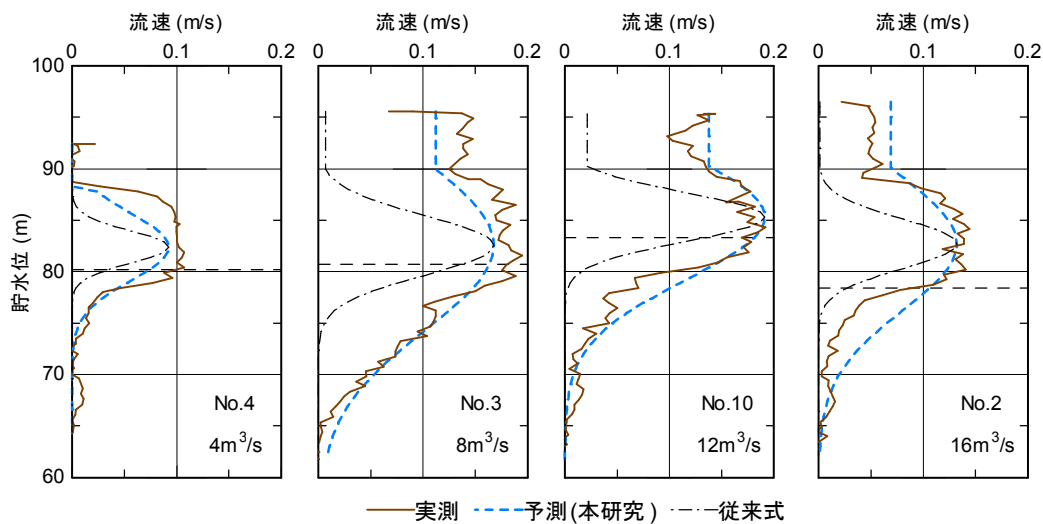


図 5-4-(4) 取水流速分布の推定結果 (右下の数値は放流量)

5-5 流動制御による水質管理

これまでに述べてきた流動制御施設のうち、分画フェンスと選択取水の組み合わせ運用について、ケーススタディーを行った。この2施設は、運用に電力をほとんど使わず、エネルギーやランニングコストの面で有利と考えられるためである。

三次元流体シミュレーションに分画フェンスと選択取水の機能を組み込んで、2015年5月1日から8月20日までの計算を行い、受熱期の成層発達過程に対する各種装置の影響を調べた。初期条件として5月1日の水温鉛直分布を貯水池全域に分布させ、境界条件として河川流入量、ダム放流量、気象（気温、日射、風など）を与えた。

計算ケースは、フェンスの有・無と、取水位置が中層（82m）・底層（65m）の組み合わせの4つである。Case1-1：フェンス無し・中層、Case1-2：フェンス有り・中層、Case2-1：フェンス無し・底層、Case2-2：フェンス有り・底層とした。

図5-5-(1)は取水位置の変更と水温の関係を示しており、放流位置を深くすると水温躍層が低下し、上部温水層が厚みを増すことが分かる。これは河川水が深層に誘導されやすくなることを表している。

図5-5-(2)はフェンスの有無と水温の対応関係を、フェンス付近の地点で比較したものであり、中層放流のときの結果を示している。これより、フェンスを設置することでその上流側と下流側で明確に水温分布が異なっていることが分かる。これは、5章4節で述べたメカニズム（吹送流と鉛直循環流）による。また、下流側地点では貯水位 85～90m の範囲で、フェンスを設置することで水温が低下している。下流側地点は貯水池全域を代表すると考えられるので、上流側に設置されたフェンスが河川水や湖水の流動を変えて、貯水池全体の水温構造に影響がおよぶことが分かる。

図5-5-(3)は各ケースのトレーサー分布図である。7月1日から河川水に濃度物質（沈降無し）を注入し続け、30日後と50日後の分布状況を示している。中層放流のCase1-1とCase1-2を比較すると、分画フェンス無しの場合は表面から貯水位 80 m までトレーサーが分布しているが、フェンス有りでは表面にトレーサーが見られず、より狭い水深範囲を河川水が流れていることが分かる。フェンスが表層への物質供給を制限するのは、底層放流のCase2でも確認できる。放流位置の違いについては、Case1-2の中層放流の方が、Case2-2の底層放流よりもトレーサーの分布範囲が狭い。

トレーサー注入から50日後の残存率は、Case1-1と1-2が共に約60%、Case2-1が80%、Case2-2が90%であった。河川水の早期排出という観点では、貯水位 82m の中層放流が有利であり、底層放流の場合は分画フェンスを設置して河川水をできるだけ深い場所に誘導することで、残存率を下げる事が出来る。

富栄養化防止の観点からは、栄養塩を含む河川水を効率的に排出すること、また、表層の植物プランクトンに栄養塩が利用されないように、河川水の中層にとどめておくこと、表層の水温を低下させることが重要であるが、これらを満たすのは分画フェンスを設置して、中層放流するCase1-2であることが示された。

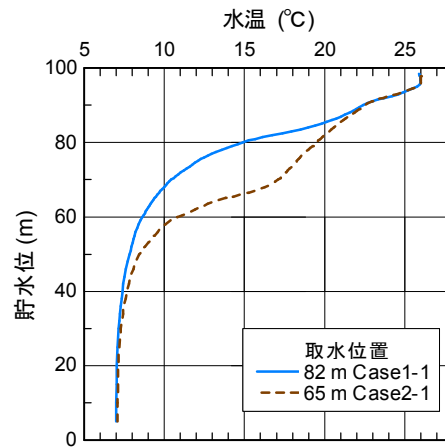


図 5-5-(1) 取水位置の違いによる水温分布の違い (8月19日、ダム堤体付近)

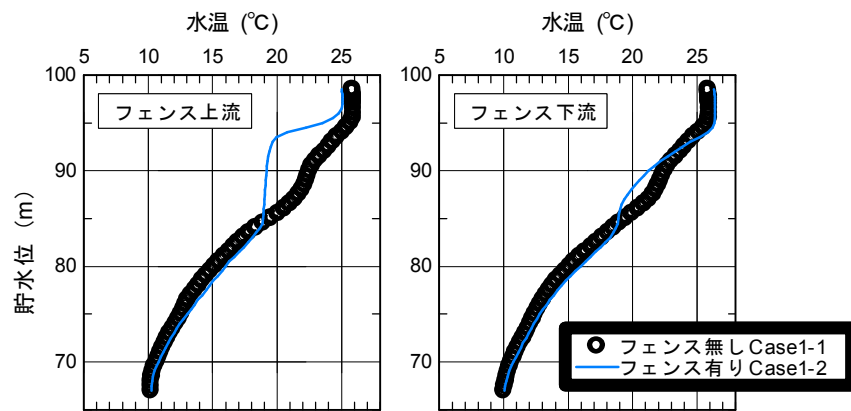


図 5-5-(2) フェンスの有無による水温分布の違い

(8月19日、上流部、取水位置 82 m)

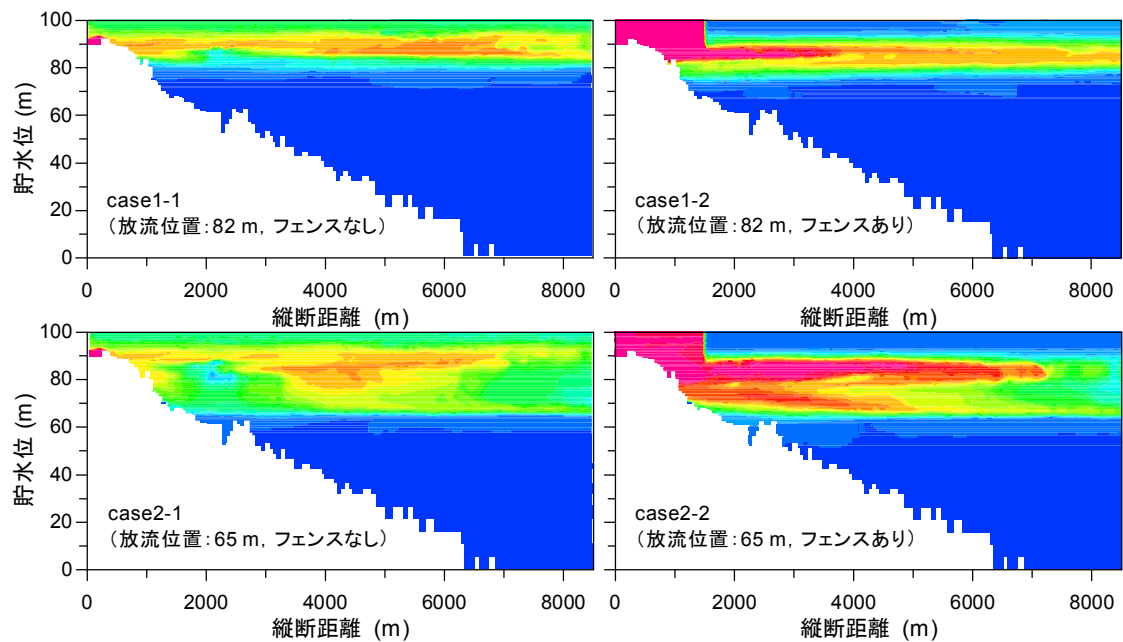


図 5-5-(3) トレーサーの分布図

(7月1日から投入、50日後の8月19日の結果)

執筆・編集者一覧

【東京都水道局】

浄水部長 青木 秀幸

浄水部水質担当課長 木村 慎一

多摩水道改革推進本部調整部水質管理担当課長 北田 真吾

水質センター企画調査課長 高橋 和彦

水質センター検査課長 吉澤 健一

多摩水道改革推進本部調整部技術指導課課長代理（水質検査担当） 小林 貢

水源管理事務所技術課課長代理（水質担当） 上野 俊明

【首都大学東京】

都市環境学部特任教授 小泉 明

都市環境学部都市基盤環境学科教授 横山 勝英

都市環境学部非常勤講師 山崎 公子

事務局

東京都水道局浄水部浄水課主事 兼安 智也

東京都水道局浄水部浄水課主事 久野 草太郎