

## 丹生ダムに伴う琵琶湖への影響について (2/3)

- 丹生ダムに伴う琵琶湖水質への影響について -

平成 17 年 5 月 13 日

琵琶湖河川事務所

## 目 次

§ 2 . 丹生ダムに伴う琵琶湖水質への影響について .....	2-1
2.1 貯水池水質に関する一般的な問題と対応 .....	2-1
2.2 丹生ダムにおける水質問題発生の可能性について .....	2-3
2.3 丹生ダム放流に伴う下流河川水質変化について .....	2-94
2.4 琵琶湖流域の既存ダムにおける水質変化と下流河川・琵琶湖への影響 .....	2-115
2.5 丹生ダム近傍の姉川ダムが及ぼす琵琶湖への影響検討 .....	2-158
2.6 他水域における貯水池と下流河川等における植物プランクトンの状況 .....	2-169
2.7 丹生ダムと規模、流入水質レベル等が類似するダムの水質状況 .....	2-183
2.8 高山ダムのアオコ対策事例 .....	2-200
2.9 まとめ .....	2-203

## §2. 丹生ダム建設に伴う琵琶湖水質への影響について

### 2.1 貯水池水質に関する一般的な問題と対応

#### (1) 貯水池水質に関する一般的な問題

一般に貯水池における水質に関する問題として、大きくは以下の3つの問題が挙げられる。

**冷温水現象**：春から夏にかけての受熱期は、日射により表水層が温められて水の密度の大きい水と混合しなくなる。その結果、低温の水の上に高温の水が積み重なり、「水温成層」が形成される。また、表水層と深水層との間に大きな水温変化ができ、これを**変水層(水温躍層)**という。

**冷温水問題**：稲作への影響、生態系への影響、水産資源への影響

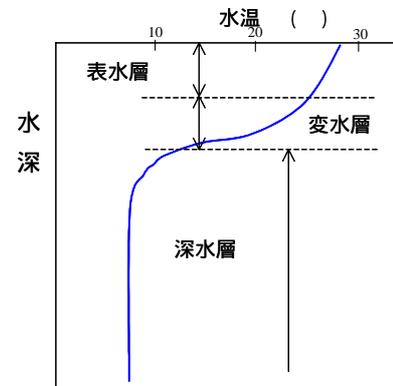


図 2.1.1 水温成層の概要

**濁水現象**：ダム貯水池がある場合には、貯水池の水による希釈や濁質の沈降により、放流濁度のピークは低くなるが、洪水の濁水と貯留水が混ざるため、濁水の量が増加する。このため、濁水の長期化が発生することがある。

**濁水問題**：水産資源への影響、生態系への影響、景観の悪化、レクリエーション障害、上水道における被害

**富栄養化現象**：自然湖沼での富栄養化は、数百年から数万年の長い時間をかけて、湖が湿地から陸地へと変化する現象を指す。ダム貯水池での富栄養化は、流入水の窒素、リンなど、水中の栄養塩濃度が高まることで、植物プランクトンが異常発生することを指す。

**富栄養化現象**：上水道における被害、生態系への影響、景観の悪化、レクリエーション障害

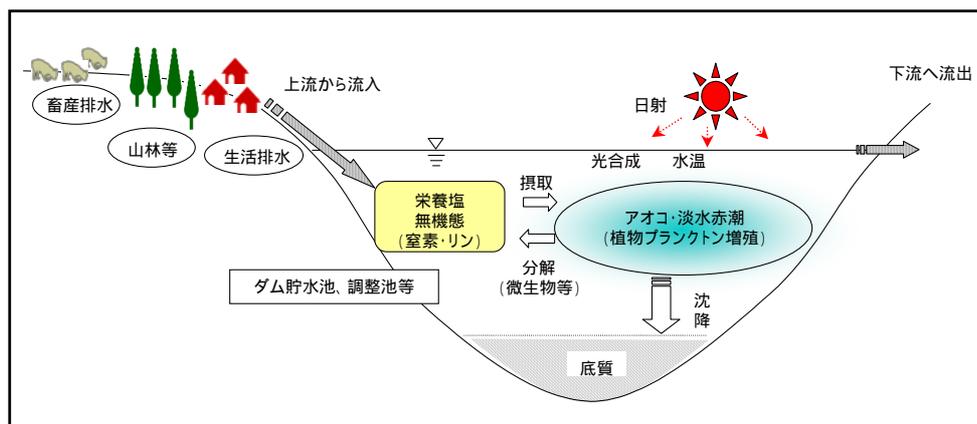


図 2.1.2 ダム貯水池等閉鎖水域における水質反応の概念図

(2) 水質問題への対応

前述の水質問題のうち、冷温水現象、濁水現象の対策として選択取水設備で対応している例が多い。

選択取水設備について

貯水池規模が比較的大きく、成層期には水温躍層が強く形成されると考えられる貯水池では、下流河川への冷水放流の問題に対しては、一般的には選択取水設備を用いて表層取水することによって水温変化の抑制に対応している事例が多い。

他ダムの選択取水での運用効果の事例 < 下久保ダム >

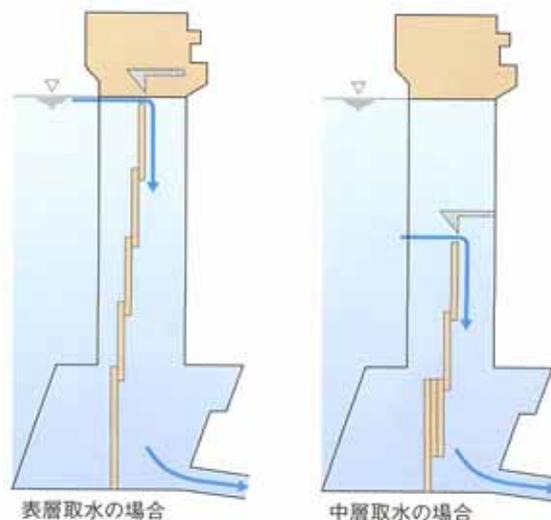
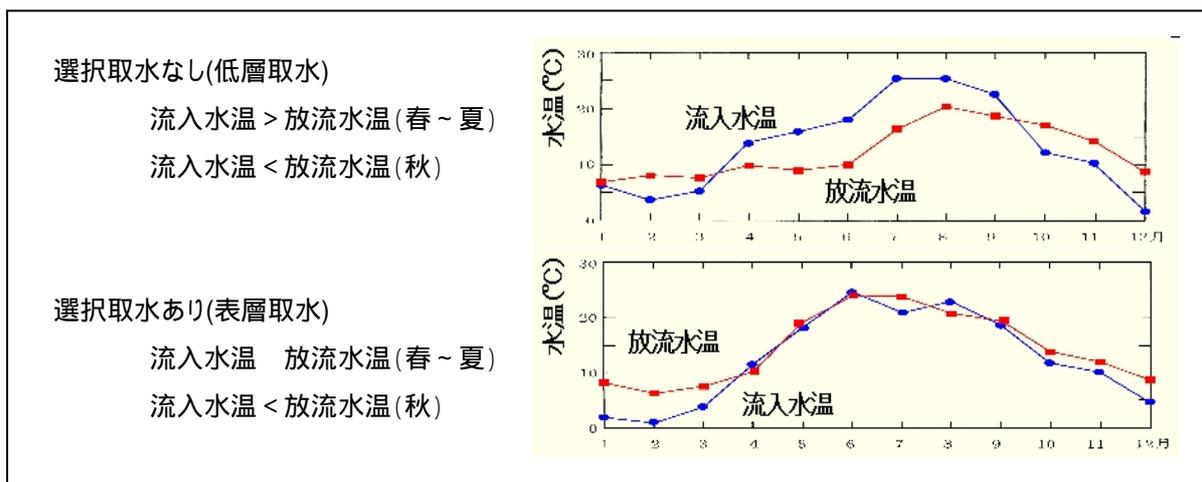


図 2.1.3 選択取水設備概念図

## 2.2 丹生ダムにおける水質問題発生の可能性について

### (1) 水質予測モデルの概要

成層型貯水池の水溫分布は年間を通じて水平方向にほぼ一様であり、鉛直方向にのみ変化する。濁質・水質の濃度分布も水平方向にほぼ一様と考えられるため、鉛直一次元モデルを採用する。

丹生ダムの水質予測モデルは、建設省土木研究所環境計画研究室（当時）が開発した「一次元富栄養化モデル」に水資源開発公団試験研究所が一部改良を加えたモデルを適用した。

このモデルは、水溫、濁度、植物プランクトン（クロロフィルa）、動物プランクトン（炭素濃度）、DO、COD、無機態リン、有機態リン、無機態窒素、有機態窒素の10項目で構成されており、このうち有機態リンおよび有機態窒素は植物プランクトン・動物プランクトンを含んだものとして取り扱っている。

以下にモデルの概念図、次頁に貯水池内水質変化機構の概念図を示す。

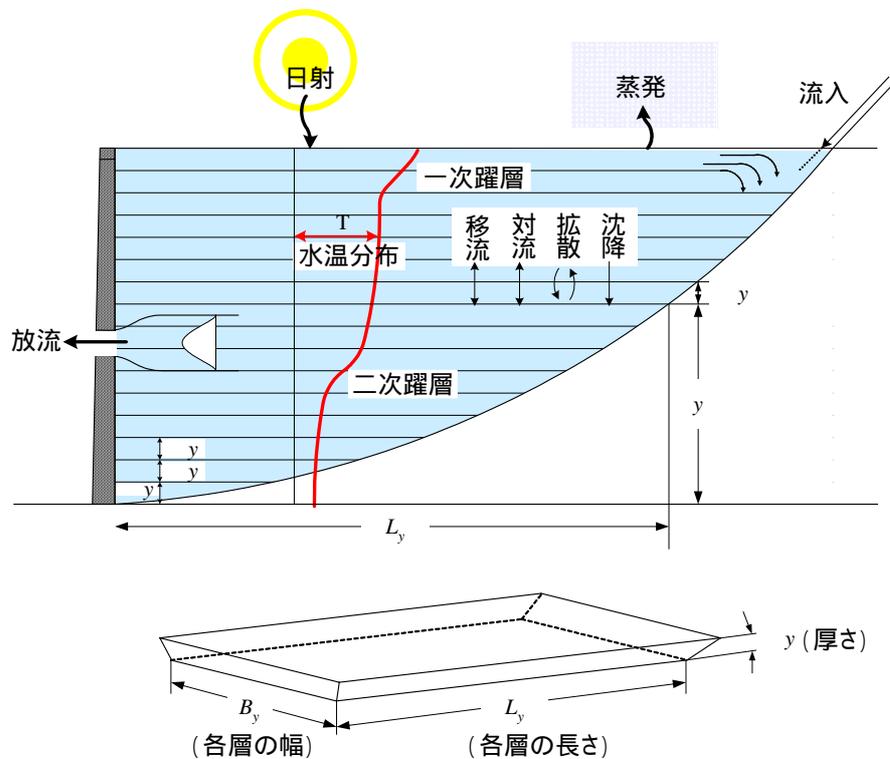


図 2.2.1 鉛直一次元モデルの概念図

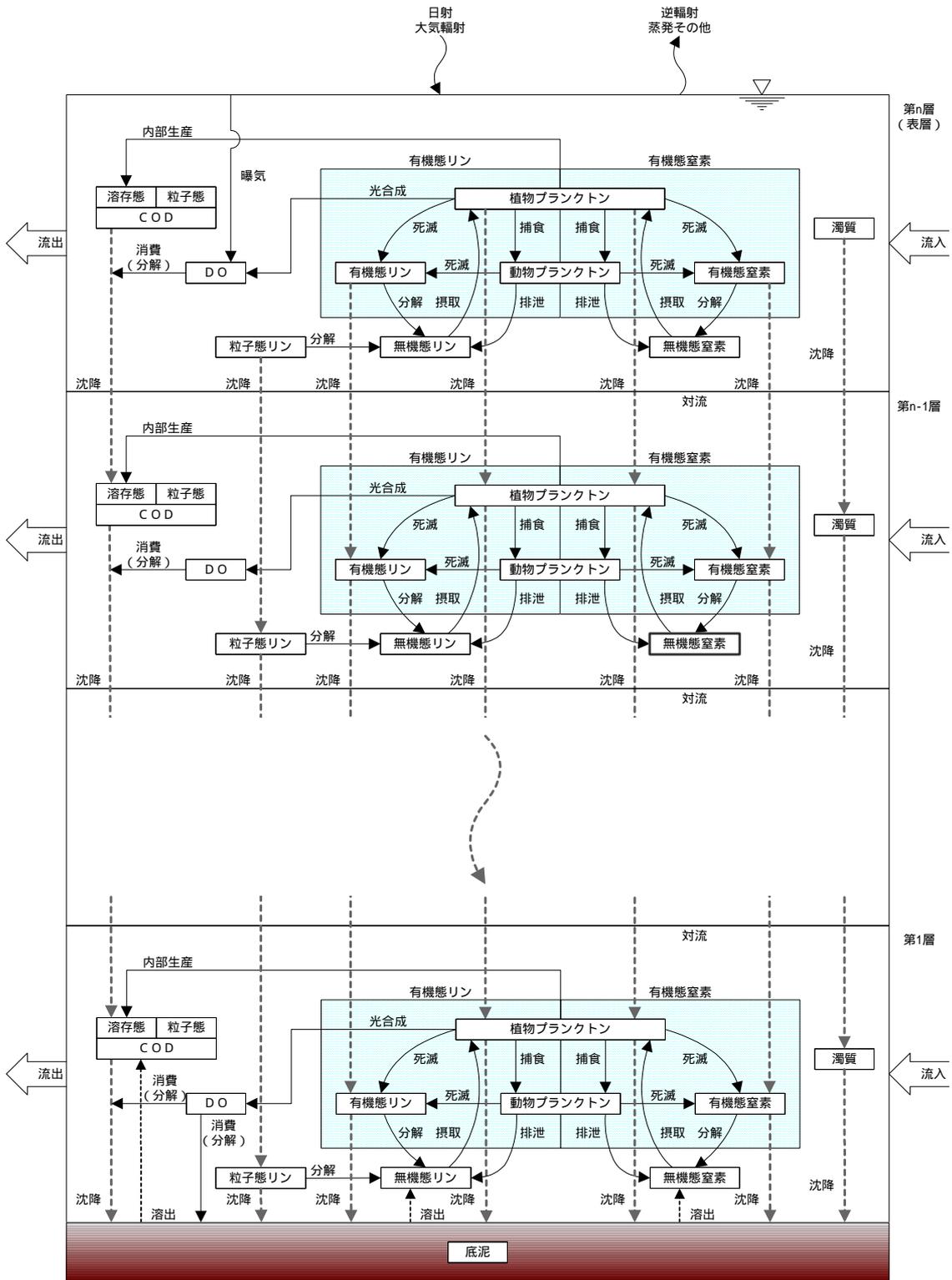


図 2.2.2 貯水池内水質変化機構概念図

(2) 予測条件

丹生ダム貯水池水質の予測条件は、表 2.2.1 に示すとおりである。

表 2.2.1 丹生ダム貯水池水質の予測条件

項目	内容
1.貯水池形状	5 mピッチの丹生ダム貯水位 - 容量早見表、貯水位容量配分表から 2 mピッチでの面積および貯水池長を求めた。
2.貯水池運用	流入量・放流量 流入量と放流量は、利水計算における丹生ダム流況等の半旬データから日データに換算した。 貯水位 計算開始日の標高を与え、以降は流入量および放流量から貯水位 - 容量の関係を用いて算出した。
3.気象データ	鷲見観測所の観測データ(不足データについては敦賀測候所データを換算して使用)
4.流入河川水質	採水時の気温、水温および流入量と水質の関係から算出
5.初期水質	水資源機構の既設ダムのうち近傍で流入栄養塩濃度が比較的類似している日吉ダムを参考に設定。
6.パラメータ	比奈知ダムを対象に再現計算を実施し、パラメータを設定
7.対象期間	1985年(昭和60年)~1994年(平成6年)

また、丹生ダム放流設備の条件は、表 2.2.2 に示すとおりである。

表 2.2.2 丹生ダム放流設備の条件

放流施設名	取水範囲等
選択取水設備	・放流標高：表層 -1.0m (選択取水範囲：~349m) ・取水能力：最大 35.0 ・取水条件 等流入水温層放流 + 出水後の清水運用 (SS10mg/L まで許容した運用)
自由越流放流設備	夏季(6月16日~10月15日) EL.342.0m
	冬季(10月16日~6月15日) EL.349.5m
底部放流設備	EL.270.8m

各予測対象年における丹生ダムの流況を、図 2.2.3~2.2.4 および表 2.2.3 に示す。

表 2.2.3 計算対象年における流況(ダム流入水：菅並地点)

年	年最大値 m <sup>3</sup> /s	豊水流量 m <sup>3</sup> /s	平水流量 m <sup>3</sup> /s	低水流量 m <sup>3</sup> /s	渇水流量 m <sup>3</sup> /s	年最小値 m <sup>3</sup> /s	年平均値 m <sup>3</sup> /s	総流入量 10 <sup>6</sup> × m <sup>3</sup> /年
1985	67.71	11.33	5.13	2.89	1.58	1.45	9.44	297.8
1986	62.78	9.87	4.44	2.88	1.96	1.66	8.80	277.5
1987	44.86	6.33	3.95	2.53	1.56	0.65	5.84	184.1
1988	53.79	10.50	6.93	4.25	2.41	2.00	8.75	276.8
1989	80.33	9.25	6.34	4.13	2.24	0.99	8.05	253.9
1990	71.76	8.94	6.21	3.77	1.99	1.30	7.54	237.8
1991	55.65	10.26	6.29	4.01	1.98	1.61	9.13	287.8
1992	42.67	8.46	4.71	2.77	1.41	1.08	6.43	203.5
1993	49.68	12.09	7.86	4.70	2.45	0.08	9.79	308.8
1994	35.14	7.45	4.29	2.15	1.07	0.95	5.54	174.7

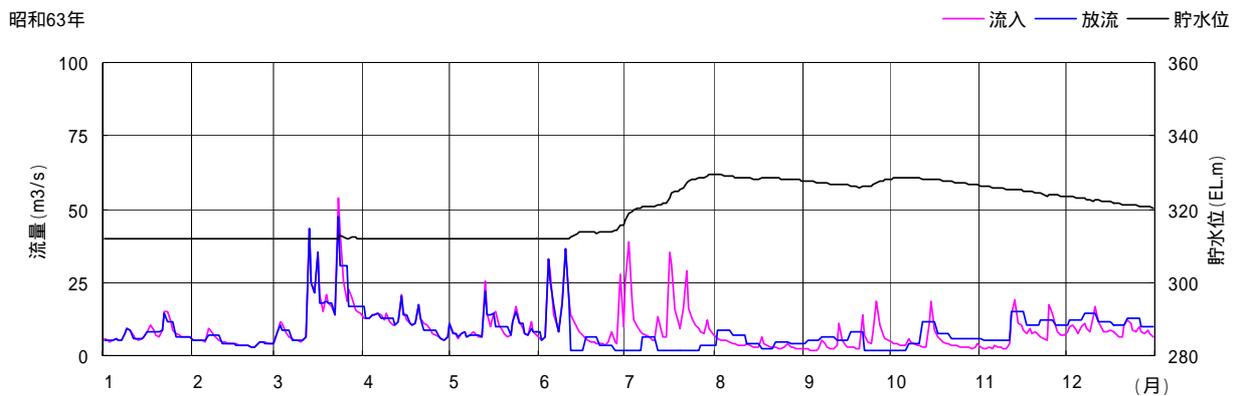
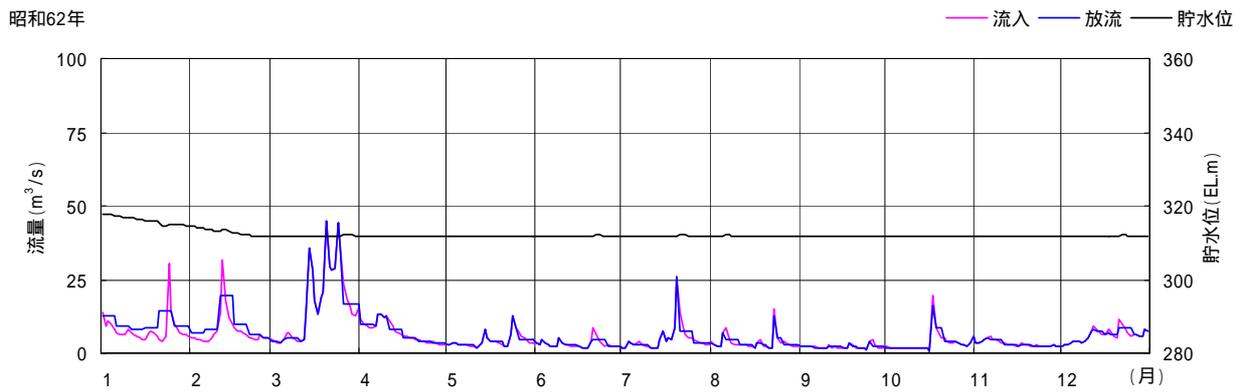
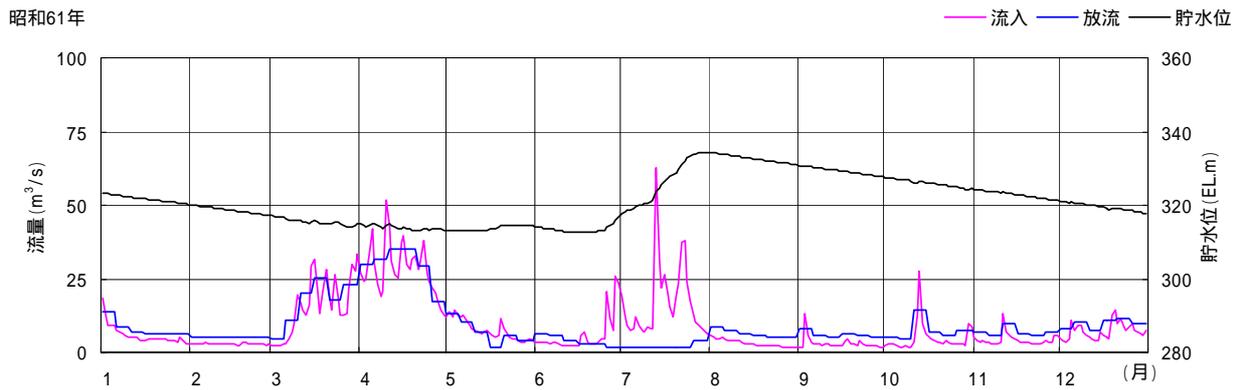
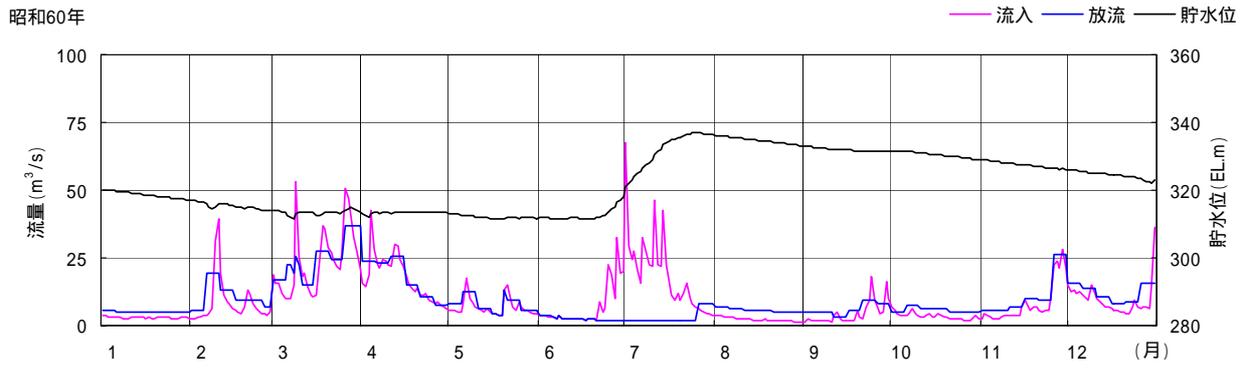


図 2.2.3 丹生ダム流入量、放流量、貯水位図 (1985～1988年：選択取水設備のみ)

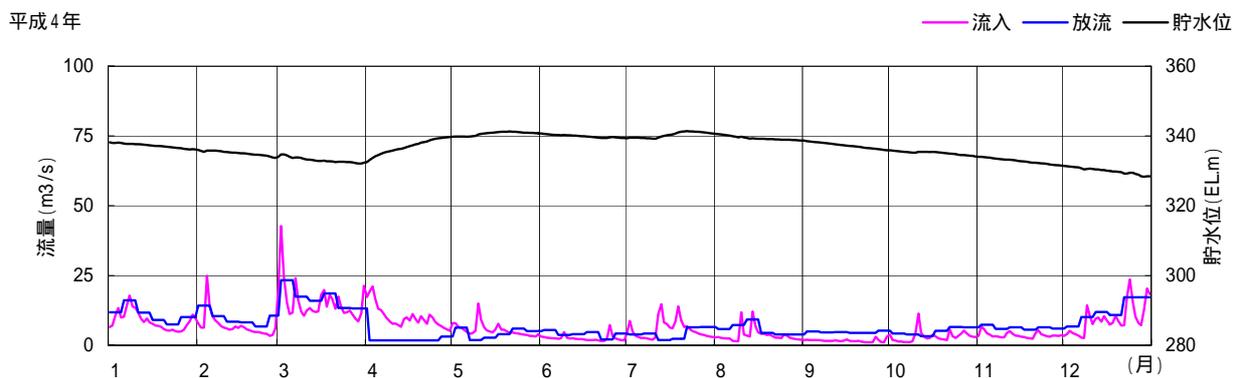
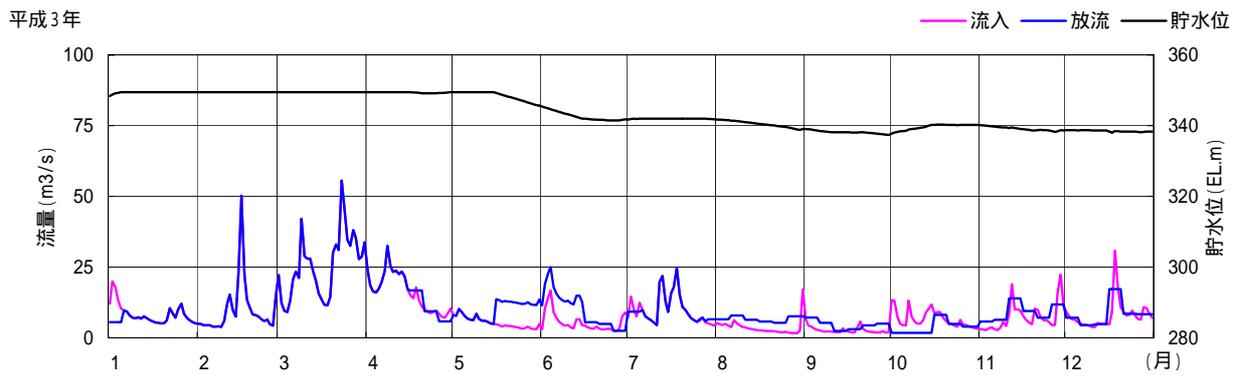
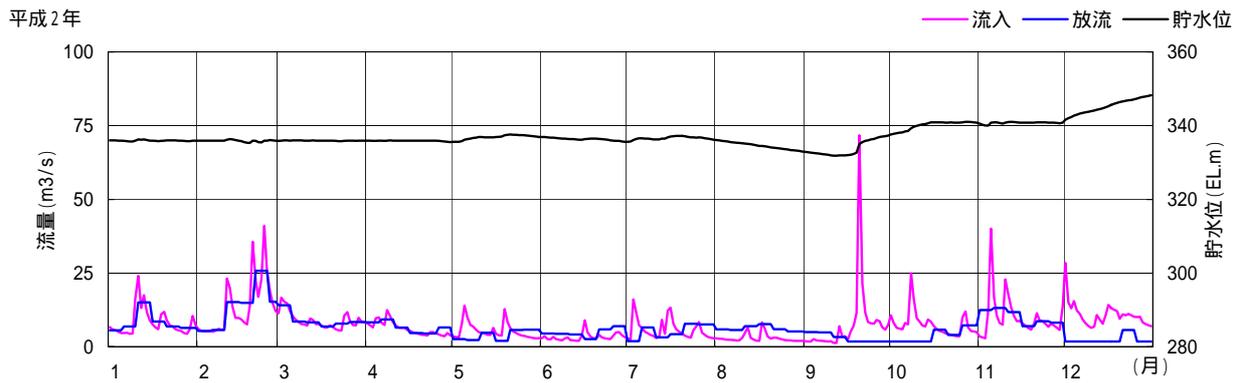
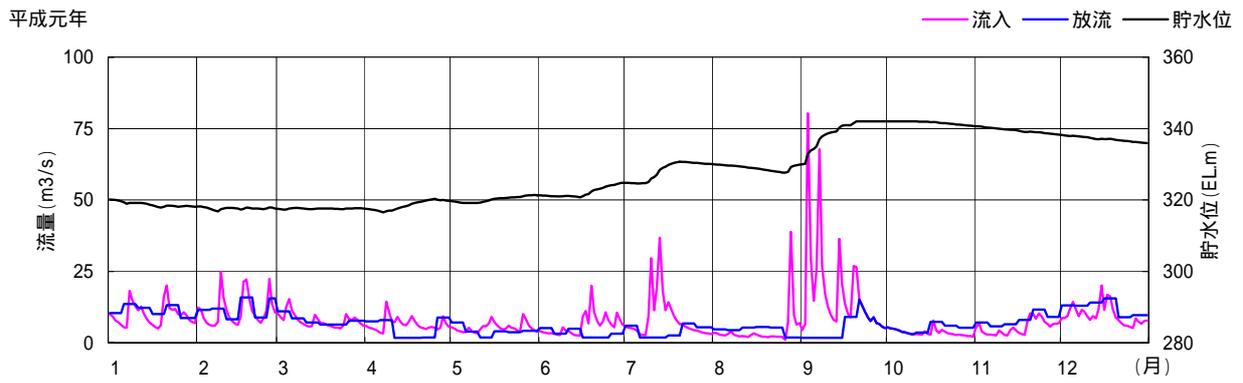


図 2.2.4 丹生ダム流入量、放流量、貯水位図 (1989~1992年: 選択取水設備のみ)

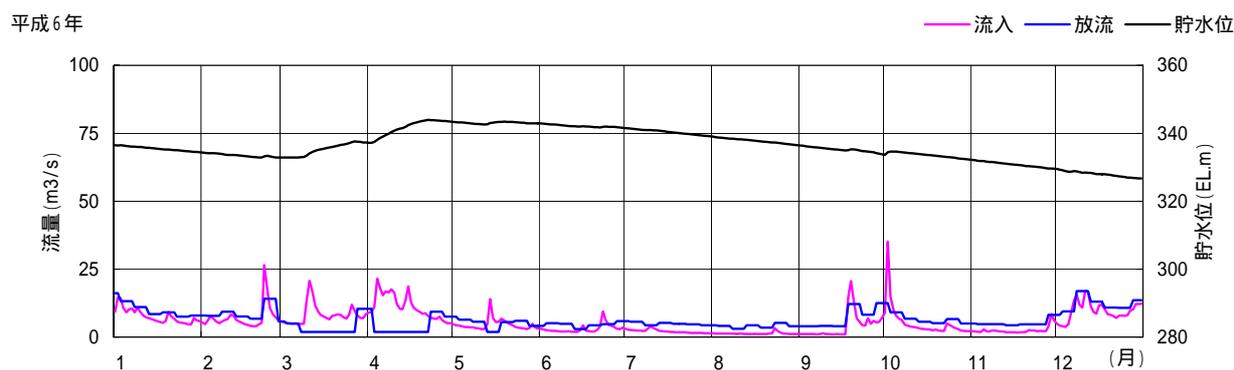
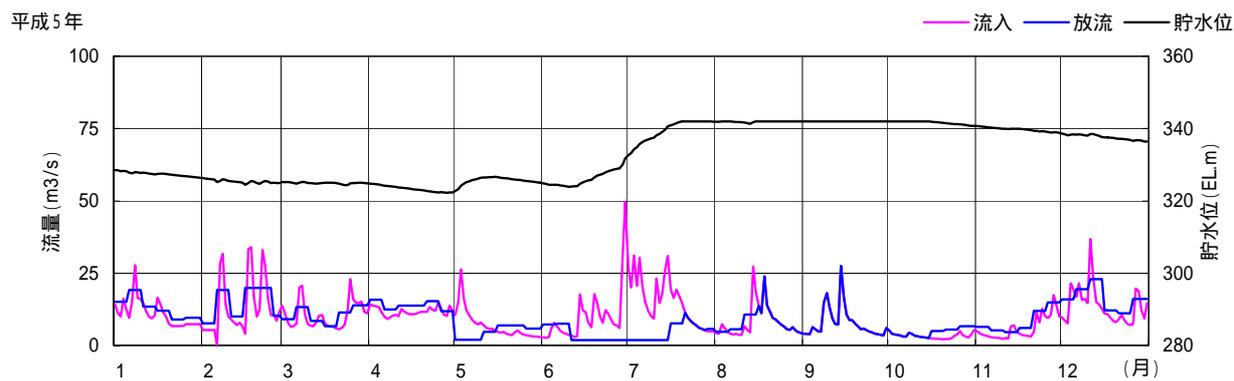


図 2.2.5 丹生ダム流入量、放流量、貯水位図（1993～1994年：選択取水設備のみ）

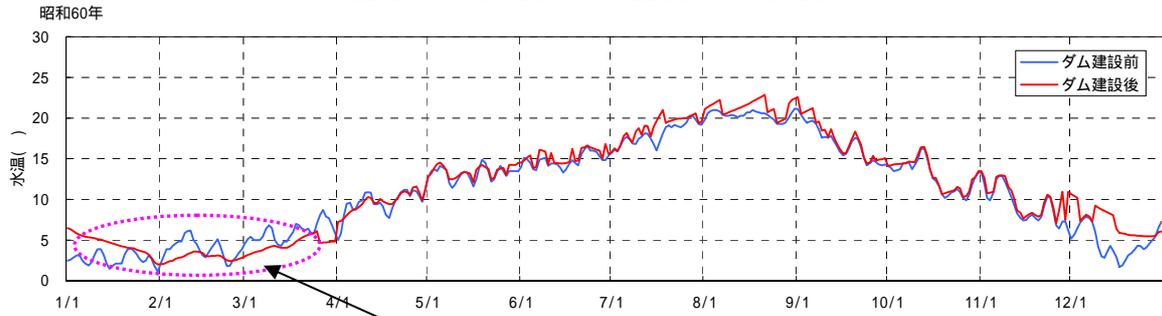
### (3) 貯水池水質予測について

#### 冷温水現象について

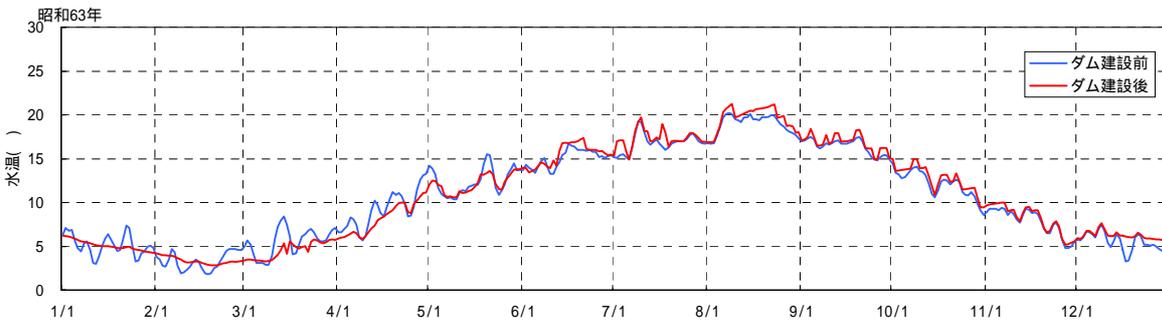
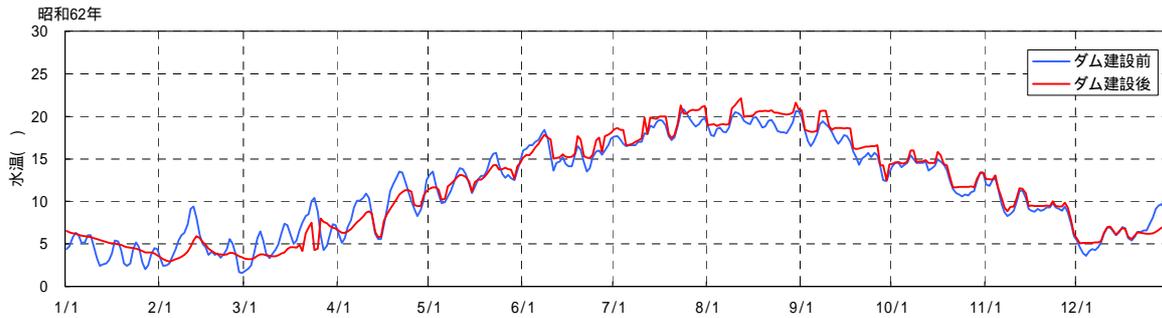
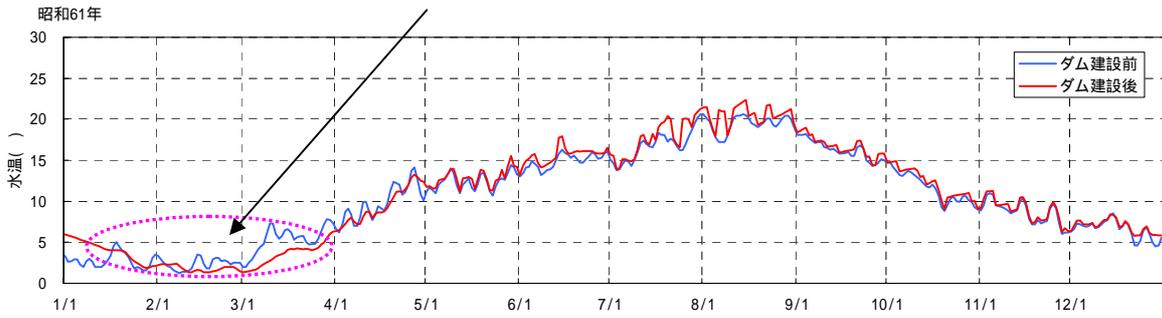
前述した条件にもとづき、丹生ダムの放流水温を予測した結果を図 2.2.6～2.2.7 に示した。

- ・丹生ダム建設後の貯水池放流水温については、循環期の 1～3 月では、放流水温は流入水温よりもやや低めとなる場合があるが、全体としては、選択取水設備の運用によって概ねダム建設前の水温と同等のレベルを維持する結果となっている。
- ・一方、1989 年の 9 月中旬以降の成層の崩壊が始まる時期において、出水による流入水を貯留した場合、出水後濁度の低い表層から継続的に貯水池水を取水することにより、一時的に流入水よりも温度が高い（5 程度）貯水池水を放流する可能性がある。

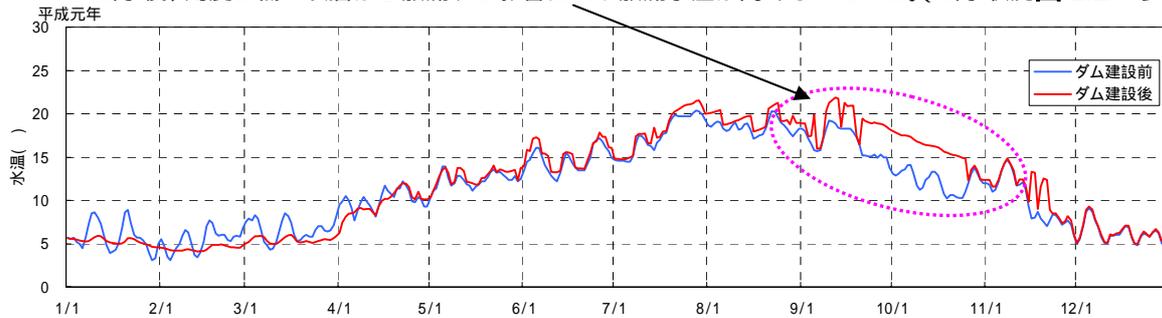
注) ダム建設後 = ダム放流水質 ダム建設前 = ダム流入水質



放流水温がやや低くなる場合はある例

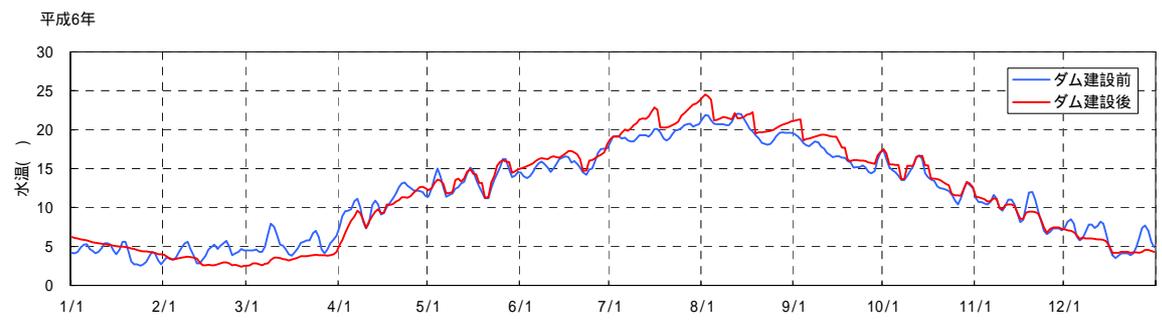
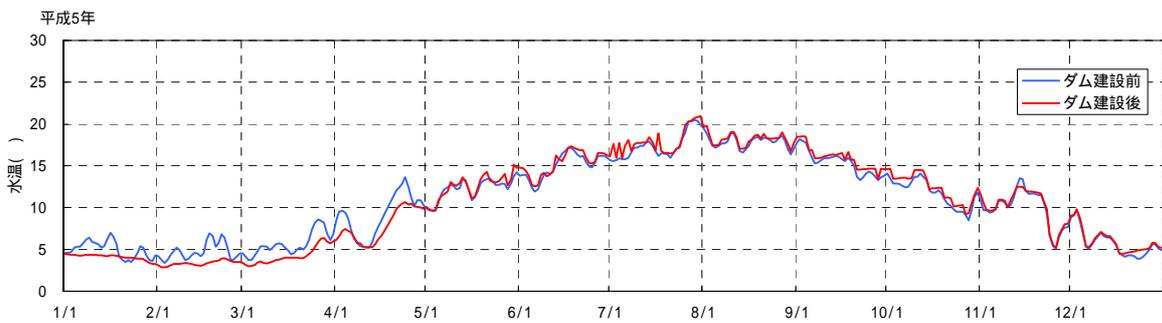
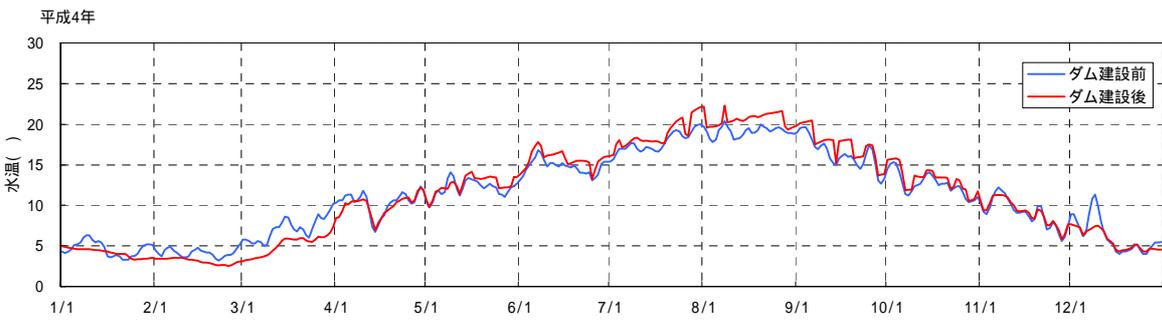
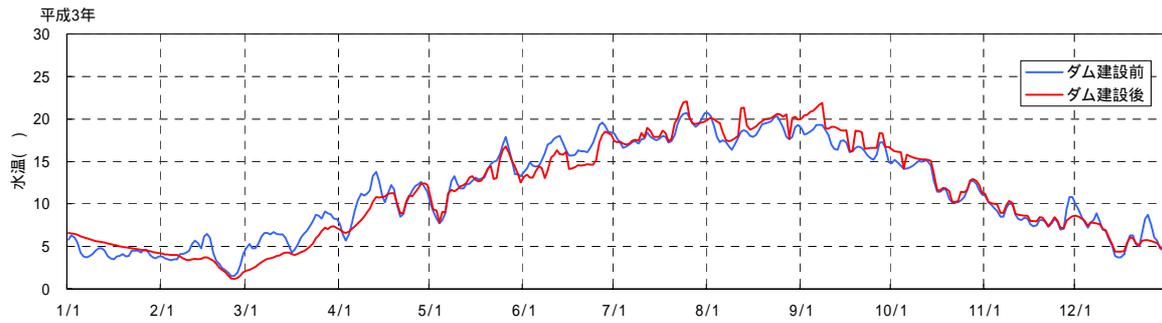
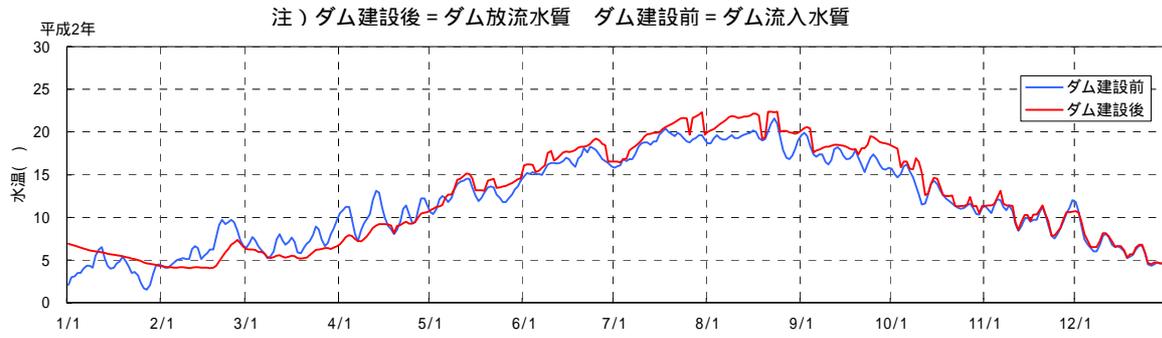


・出水後、濁度の低い表層から放流する影響により放流水温が高くなっている。(出水状況 図 2.2.4 参照)



注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.6 丹生ダム水質計算結果 (水温: 1985~1989年)



注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

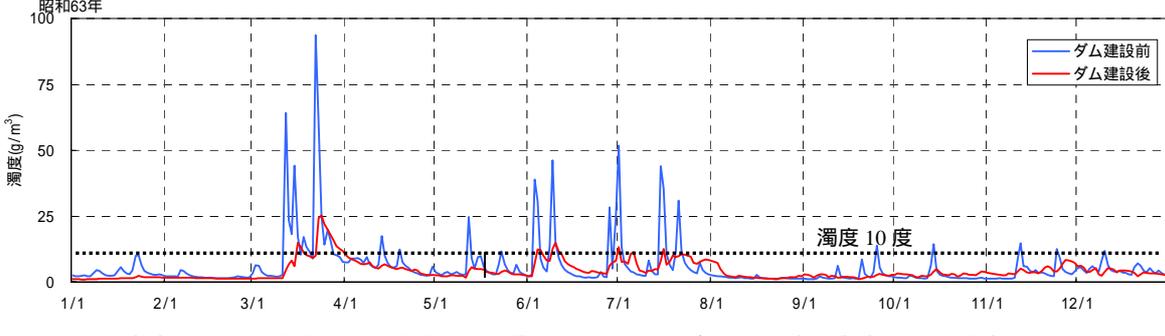
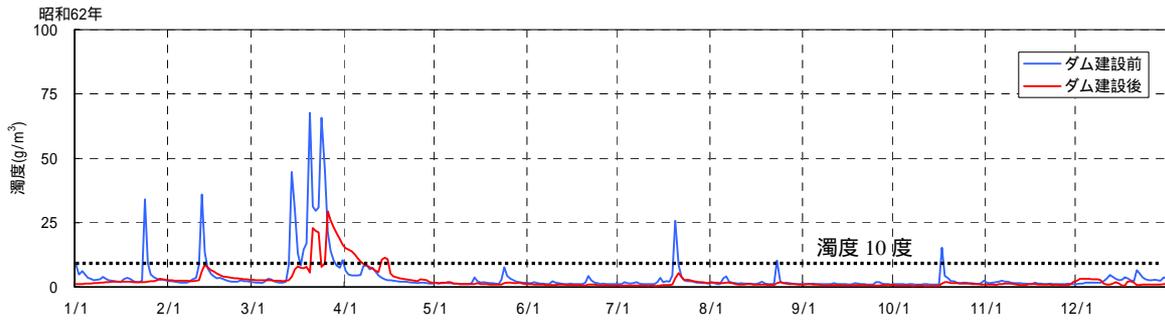
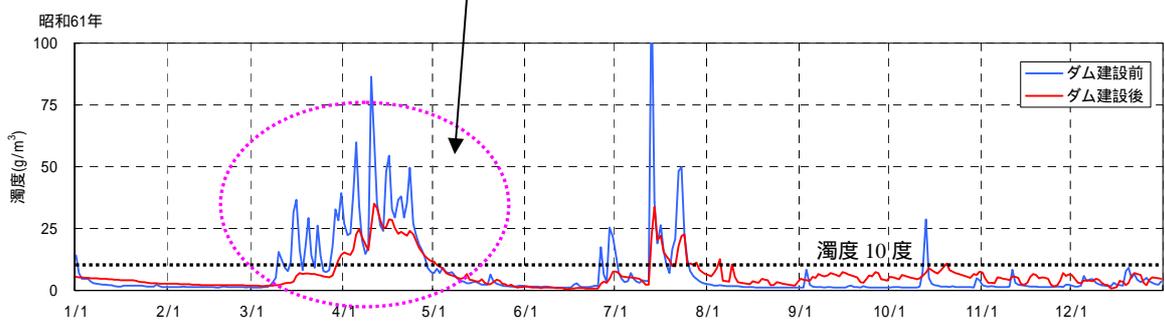
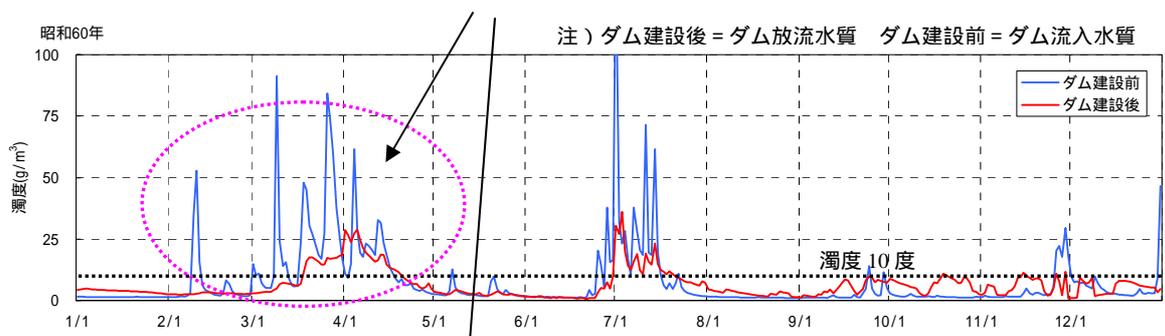
図 2.2.7 丹生ダム水質計算結果 (水温: 1990 ~ 1994 年)

## 濁水の長期化現象について

丹生ダムの放流濁度およびSS濃度を予測した結果を図2.2.8～2.2.11に示した。

- ・濁水の長期化現象については、1989年や1990年には出水が連続的に生じ、出水後が成層崩壊時期にあたる場合に、放流濁度が流入濁度を上回りその状態が継続する予測結果となっている。
- ・その他の年においては出水時も含め、貯水池が沈殿池的な役割を果たすことから概ね放流濁度は流入濁度がよりも低くなっている。
- ・また、既往最大規模の出水（1953年7月に日平均159m<sup>3</sup>/sの流入量）の場合には、選択取水設備の運用を水温優先から濁度優先にすることにより、放流濁度を短期に低下させることができる予測結果となっている。（図2.2.12参照）

・融雪期は、ダムがない方が全体として濁度レベルが高くなっている。



・出水後、放流濁度は流入濁度よりも高くなっているが、30日以上連続して10度を超えることはない。

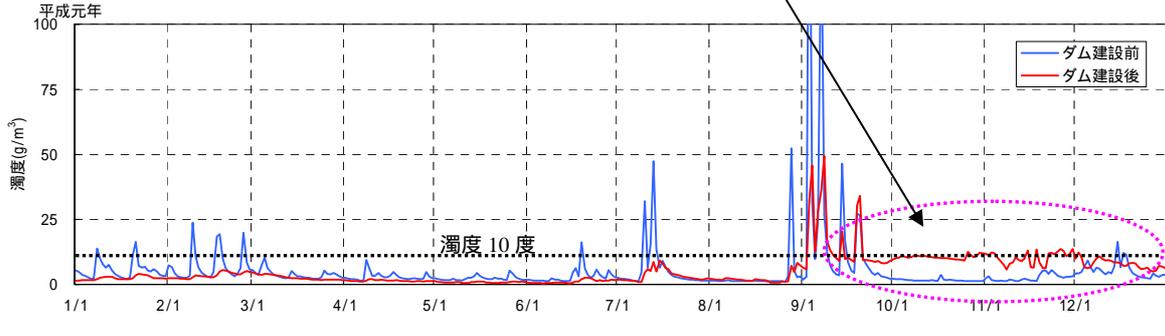
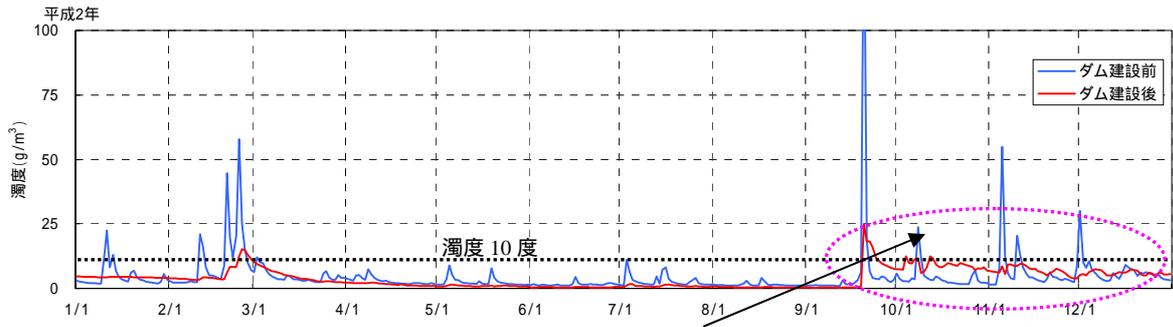


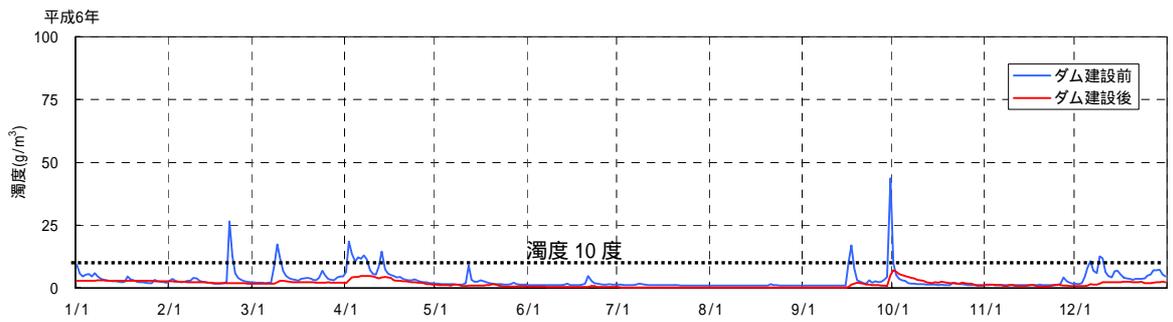
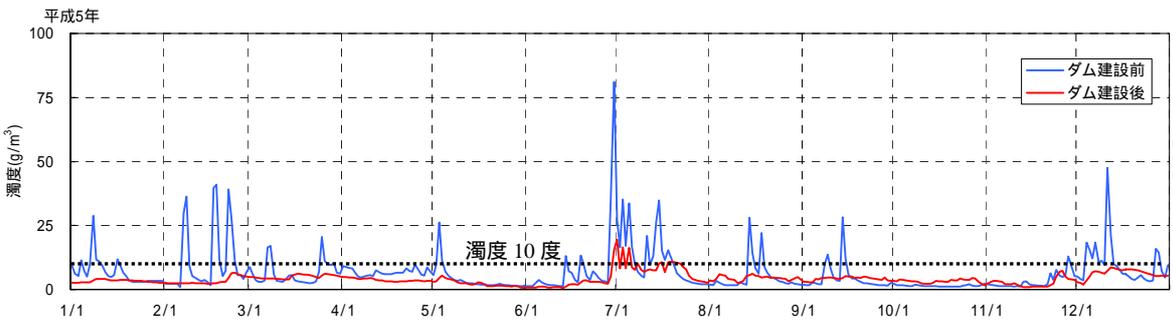
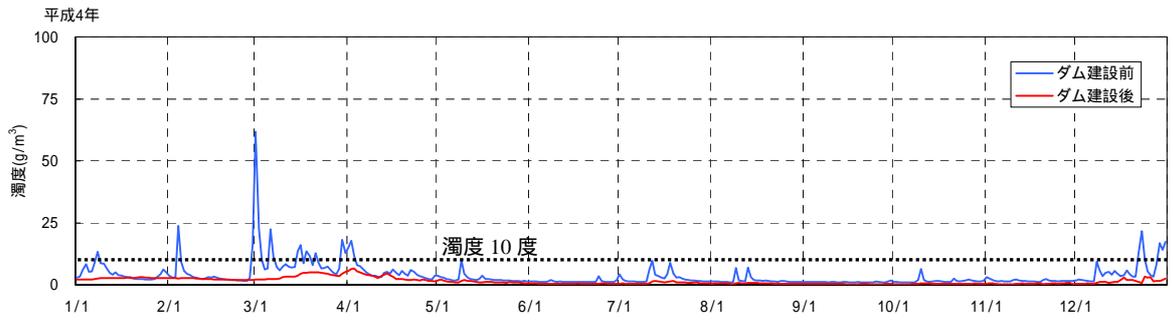
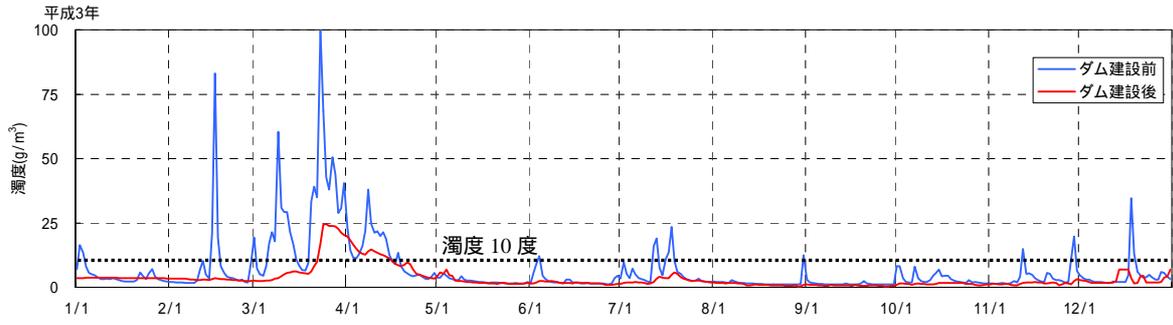
図 2.2.8 丹生ダム水質計算結果 (濁度 : 1985 ~ 1989 年)

注) 水質保全施設 : 選択取水設備のみ

注) ダム建設後 = ダム放流水質    ダム建設前 = ダム流入水質



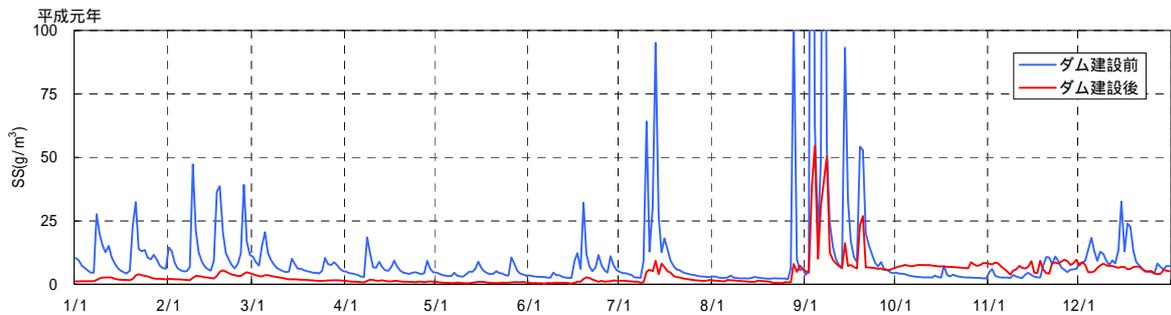
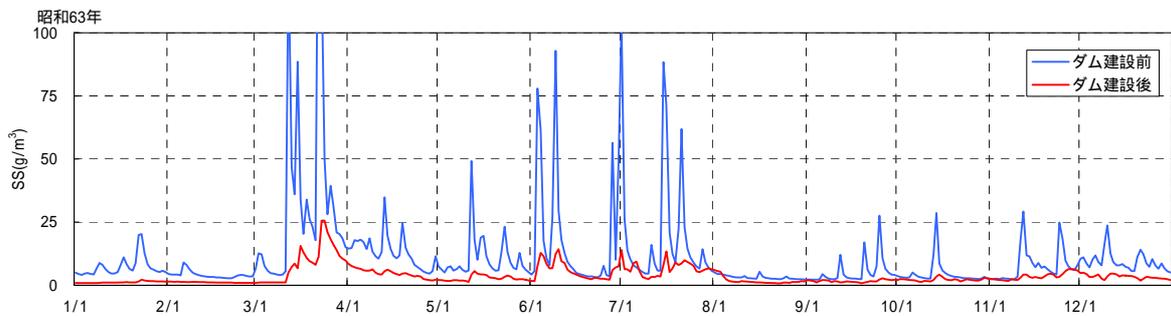
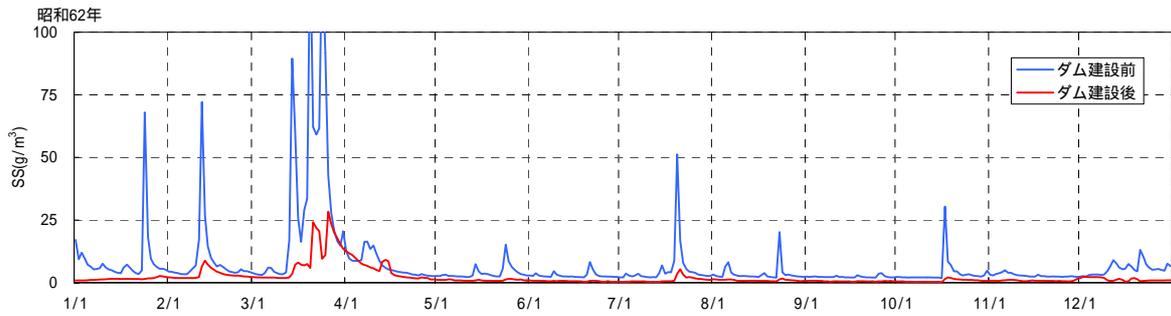
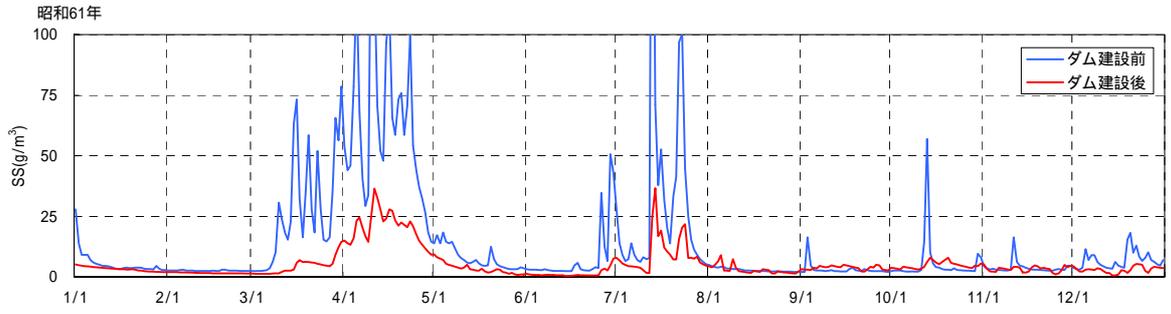
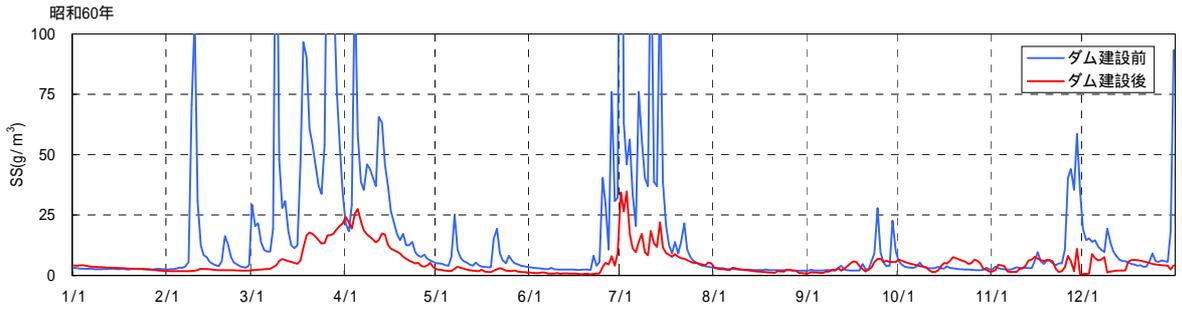
・ 出水後、放流濁度は流入濁度よりも高くなっているが、30日以上連続して10度を超えることはない。



注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

図 2.2.9 丹生ダム水質計算結果 (濁度：1990～1994年)

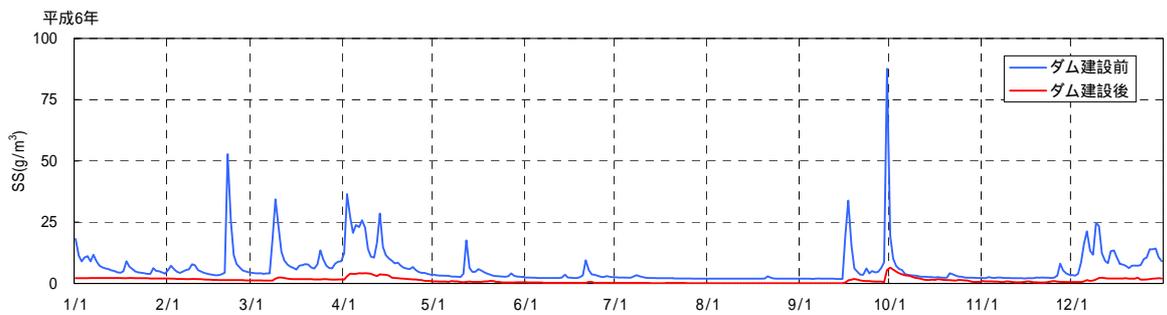
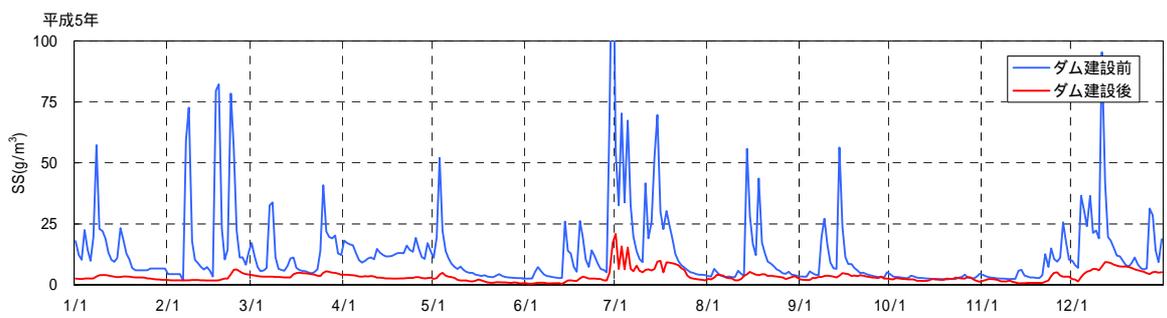
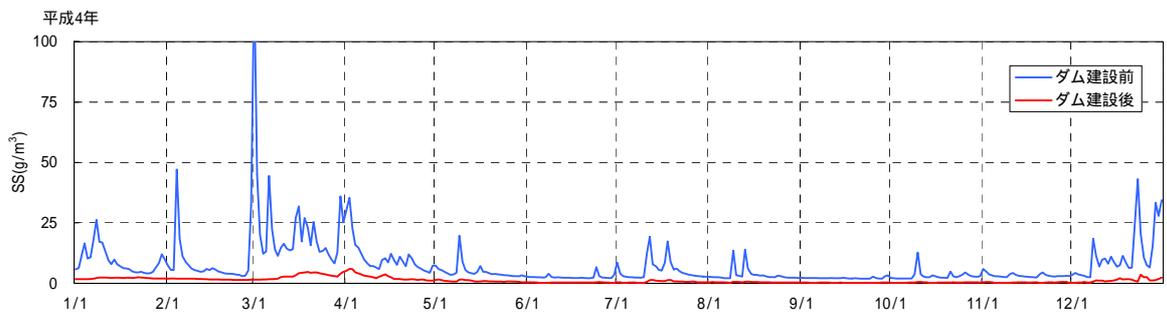
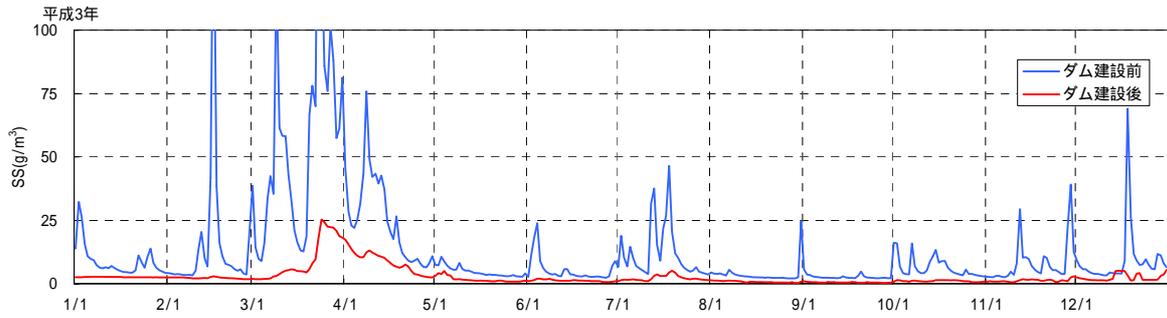
注) ダム建設後 = ダム放流水質　ダム建設前 = ダム流入水質



注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.10 丹生ダム水質計算結果 (SS : 1985 ~ 1989 年)

注) ダム建設後 = ダム放流水質 ダム建設前 = ダム流入水質



注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.11 丹生ダム水質計算結果 (SS: 1990~1994年)

・ 対策：選択取水設備

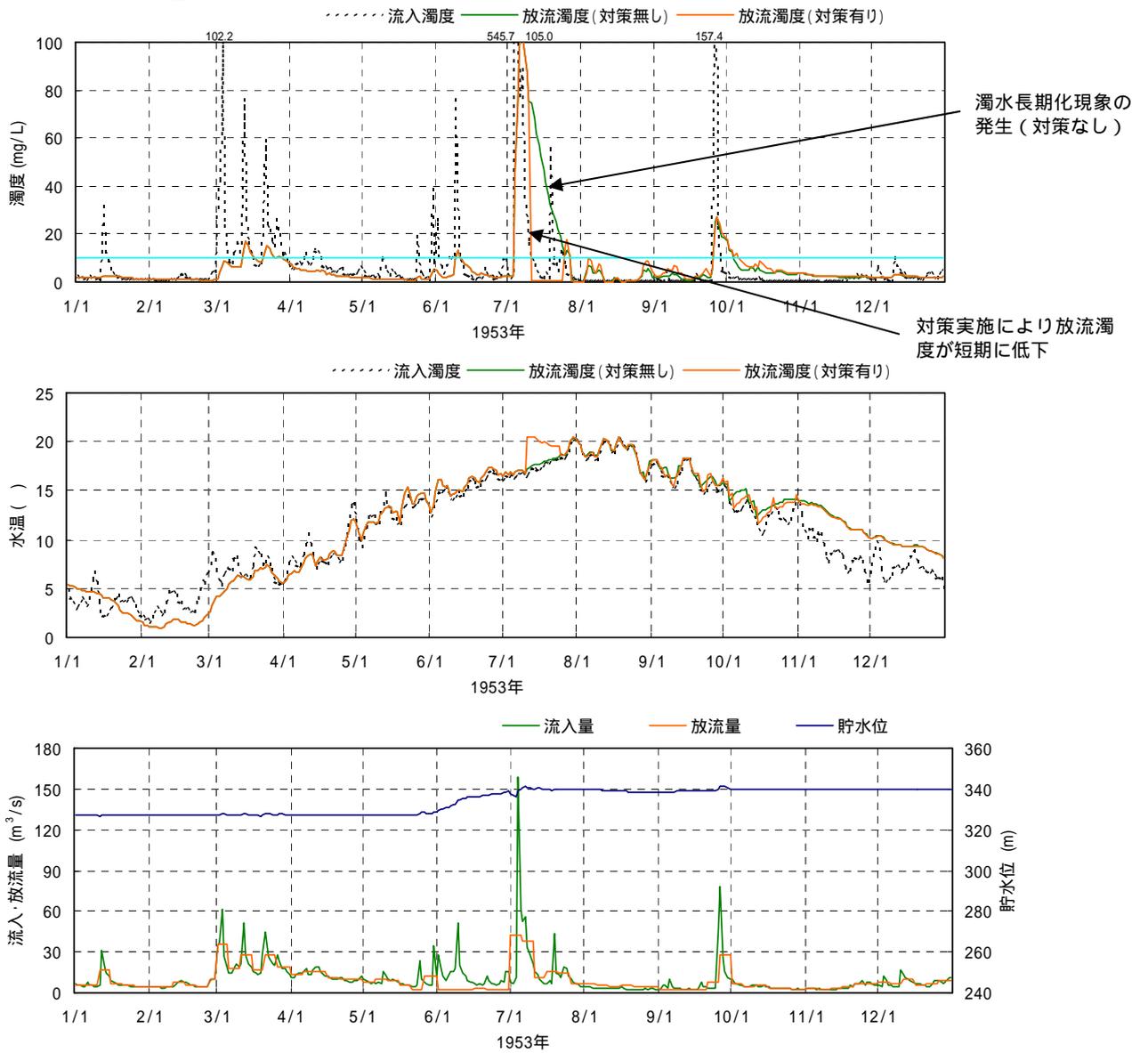


図 2.2.12 既往最大出水時における対策実施による放流濁度の変化

## 富栄養化現象について

丹生ダムによる貯留によってCODや窒素濃度は流入水質よりもやや濃度が高くなるが、リンは反対に濃度が低下する予測結果となった。COD濃度の上昇原因については、植物プランクトンの増殖による内部生産の影響によるものと思われるが、その上昇の程度は比較的小さい。(図 2.2.13~2.2.26 参照)

また、植物プランクトンの増殖の程度およびそれに伴う貯水池の水質変化は、各年の流況や気象条件によって変化するが、水質予測結果による限りさほど大きな増殖は示さず、富栄養化判定基準の中栄養(クロロフィルa:年平均値=8µg/L、年最大値=25µg/L)を超えることはない。同様に、リンについても富栄養化判定基準の中栄養(T-P=0.025mg/L)を超えることはない。窒素については、年によって富栄養化判定基準の中栄養(T-N=0.5mg/L)を超える場合があるが、その年において植物プランクトンが著しく増殖することはない。

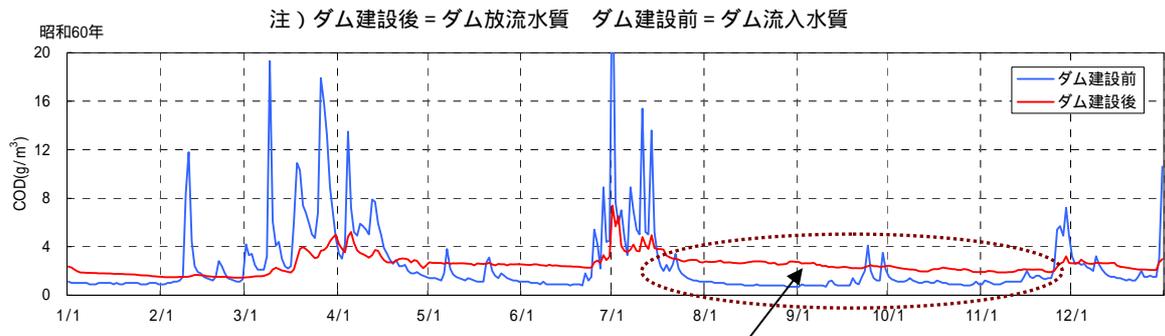
表 2.2.4 富栄養化判定基準

項目	貧栄養	中栄養	富栄養	提案者等
T - P (mg/L)	0.002 ~ 0.020	0.010 ~ 0.030	0.010 ~ 0.090	坂本 1966
	< 0.010	0.010 ~ 0.035	0.010 ~ 0.035	OECD
	< 0.015	0.015 ~ 0.025	0.025 ~ 0.100	Forsberg&Ryding 1980
	< 0.015	0.015 ~ 0.025	> 0.025	判定採用値
T - N (mg/L)	0.020 ~ 0.200	0.10 ~ 0.70	0.50 ~ 1.30	坂本 1966
	< 0.40	0.40 ~ 0.60	0.60 ~ 1.50	Forsberg&Ryding 1980
	< 0.20	0.20 ~ 0.50	> 0.50	判定採用値
年平均クロロフィル a (µg/L)	< 2.5	2.5 ~ 8.0	8.0 ~ 25.0	OECD (下限値を採用)
最大クロロフィル a (µg/L)	< 8.0	8.0 ~ 25.0	25.0 ~ 75.0	OECD (下限値を採用)

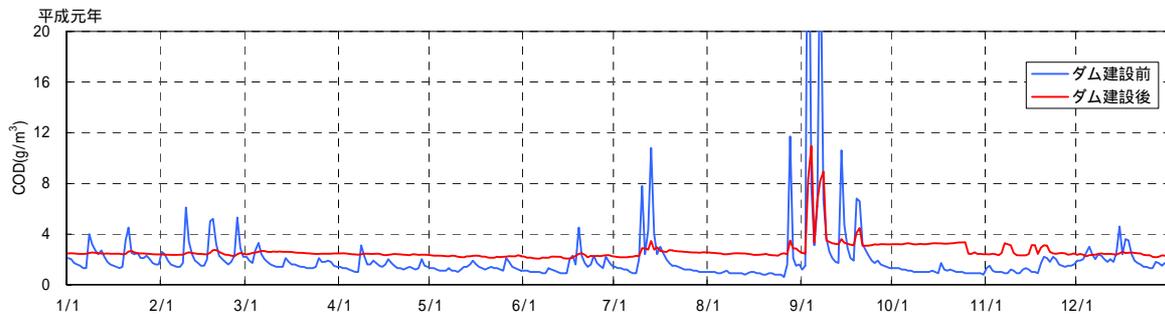
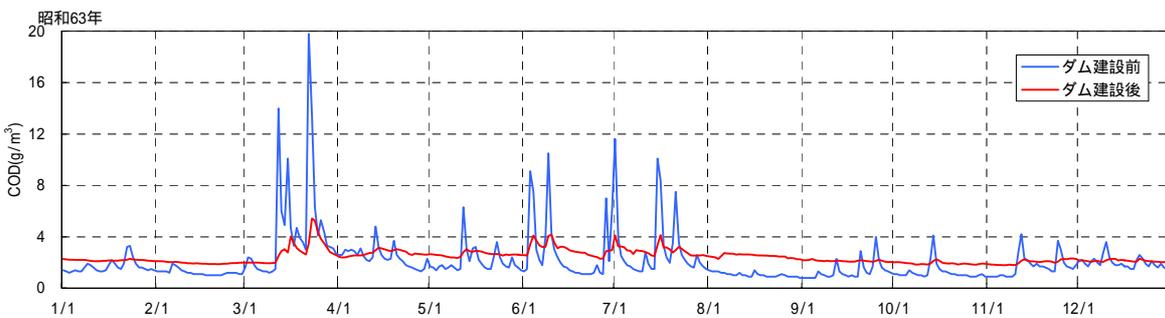
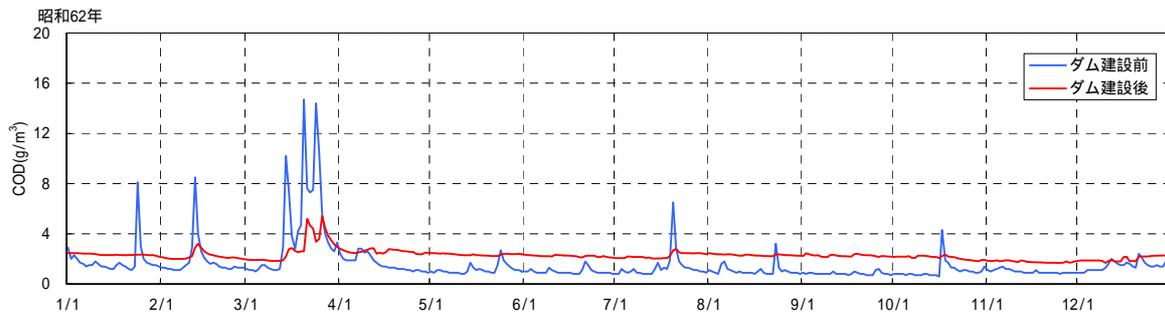
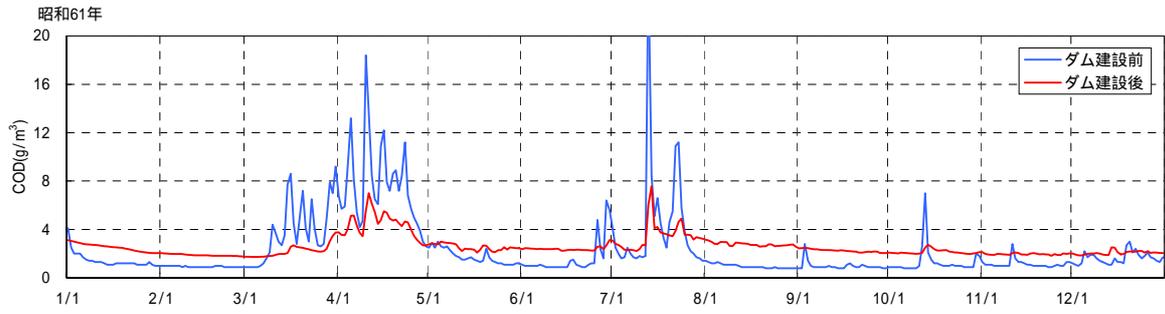
表 2.2.5 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果

年	クロロフィル a		T - N	T - P
	年最大値 (µg/L)	年平均値 (mg/L)	年平均値 (mg/L)	年平均値 (mg/L)
1985	20.2	7.4	0.55	0.017
1986	20.3	7.4	0.54	0.017
1987	19.7	7.2	0.45	0.014
1988	18.5	9.0	0.49	0.015
1989	15.8	9.0	0.51	0.016
1990	15.8	7.5	0.49	0.014
1991	21.0	7.9	0.51	0.016
1992	18.1	6.5	0.44	0.013
1993	18.2	8.3	0.51	0.016
1994	17.1	6.3	0.45	0.013

注)  : 表 2.2.4 に示す富栄養化判定基準の中栄養を超える(富栄養と判定される)場合を示す。



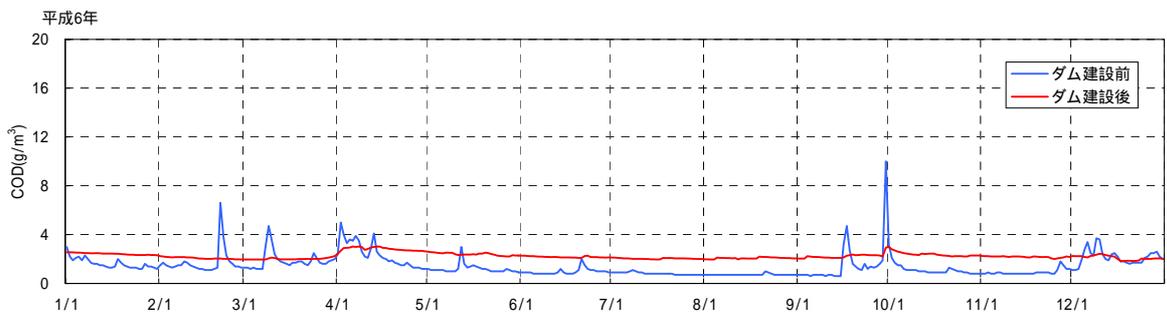
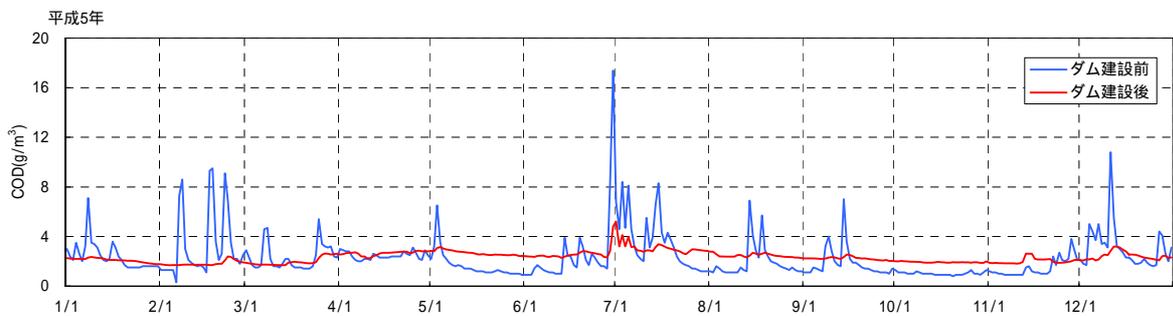
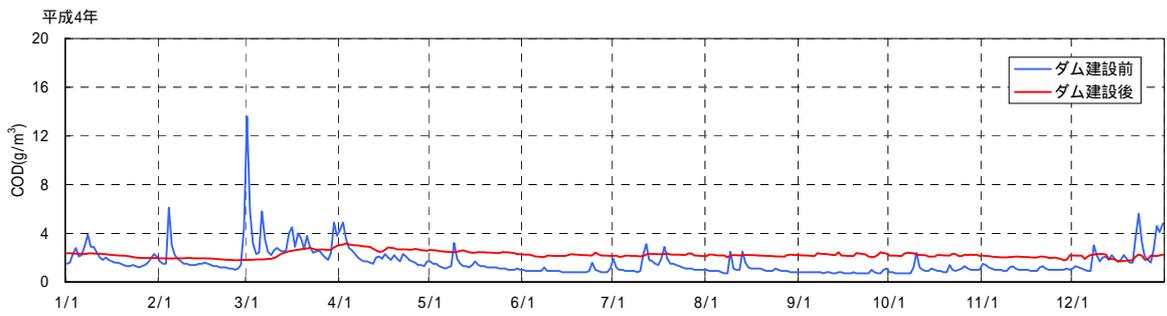
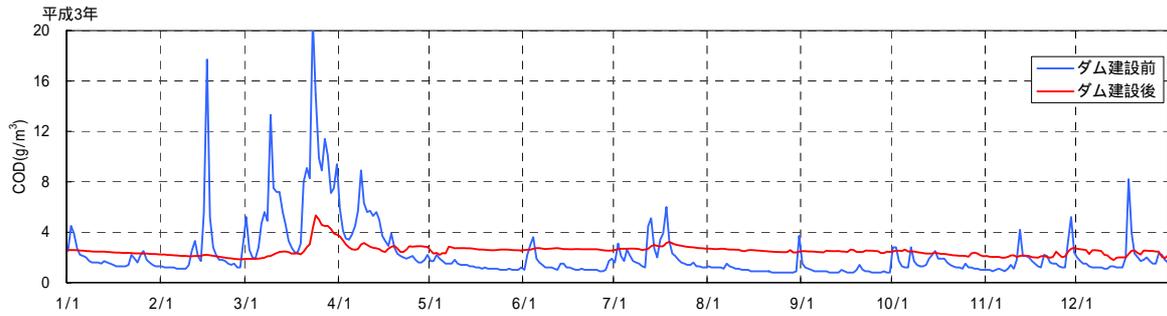
平常時は放流水質がやや高くなる。全体としては放流水質は安定化する傾向



注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

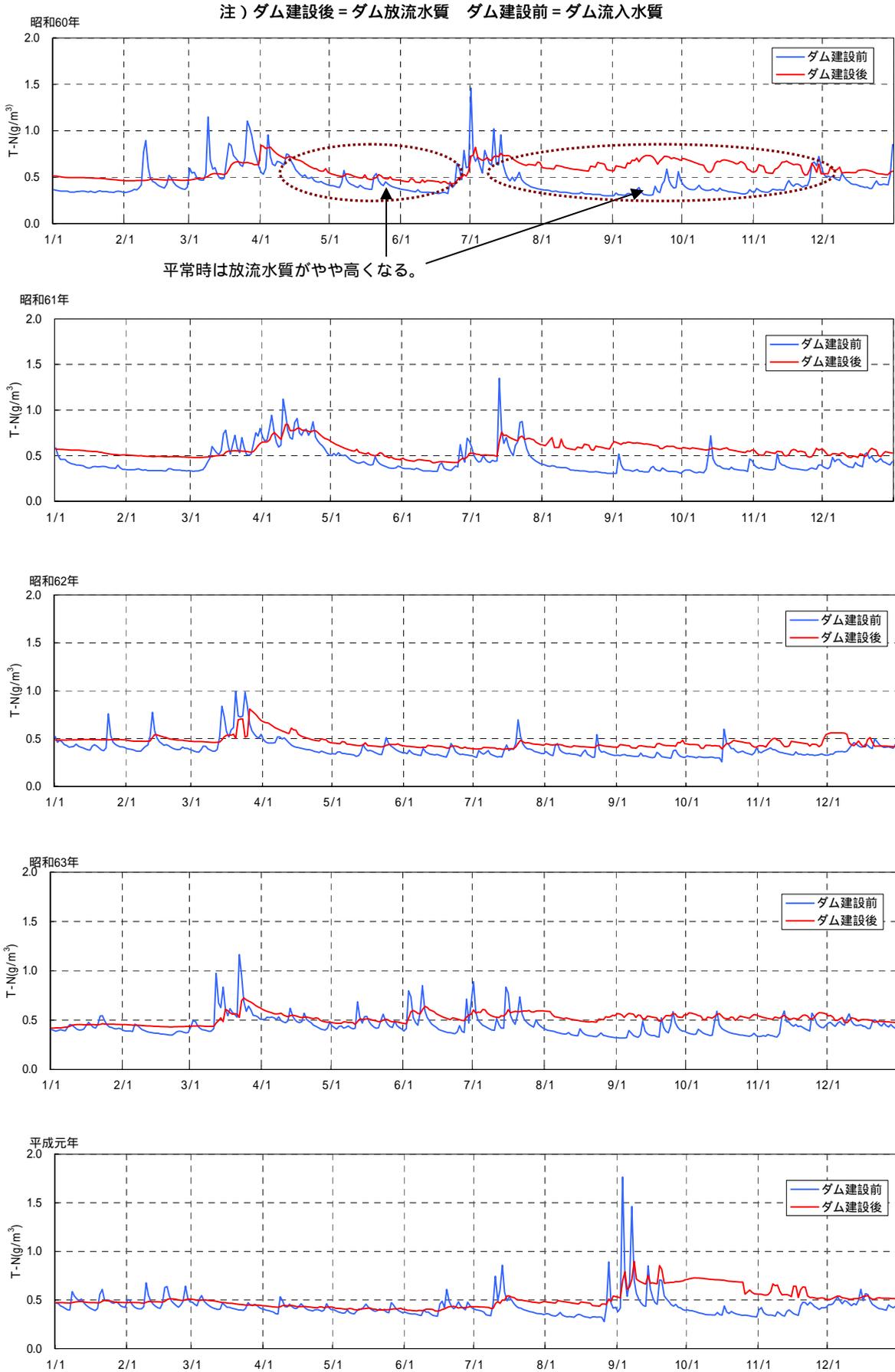
図 2.2.13 丹生ダム建設後の放流水質予測結果 (COD: 1985 ~ 1989年)

注) ダム建設後 = ダム放流水質 ダム建設前 = ダム流入水質



注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

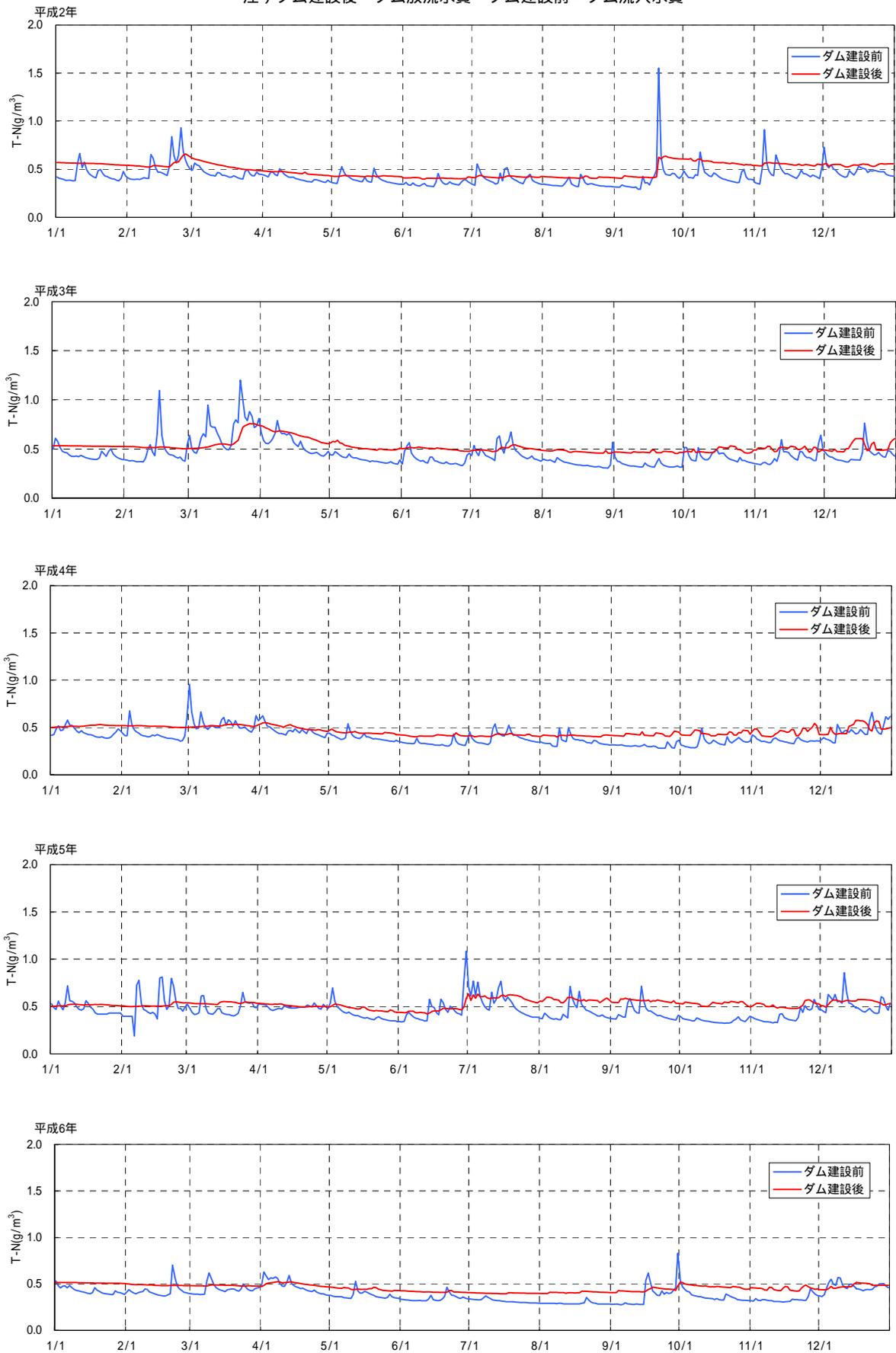
図 2.2.14 丹生ダム建設後の放流水質予測結果 (COD: 1990~1994年)



注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

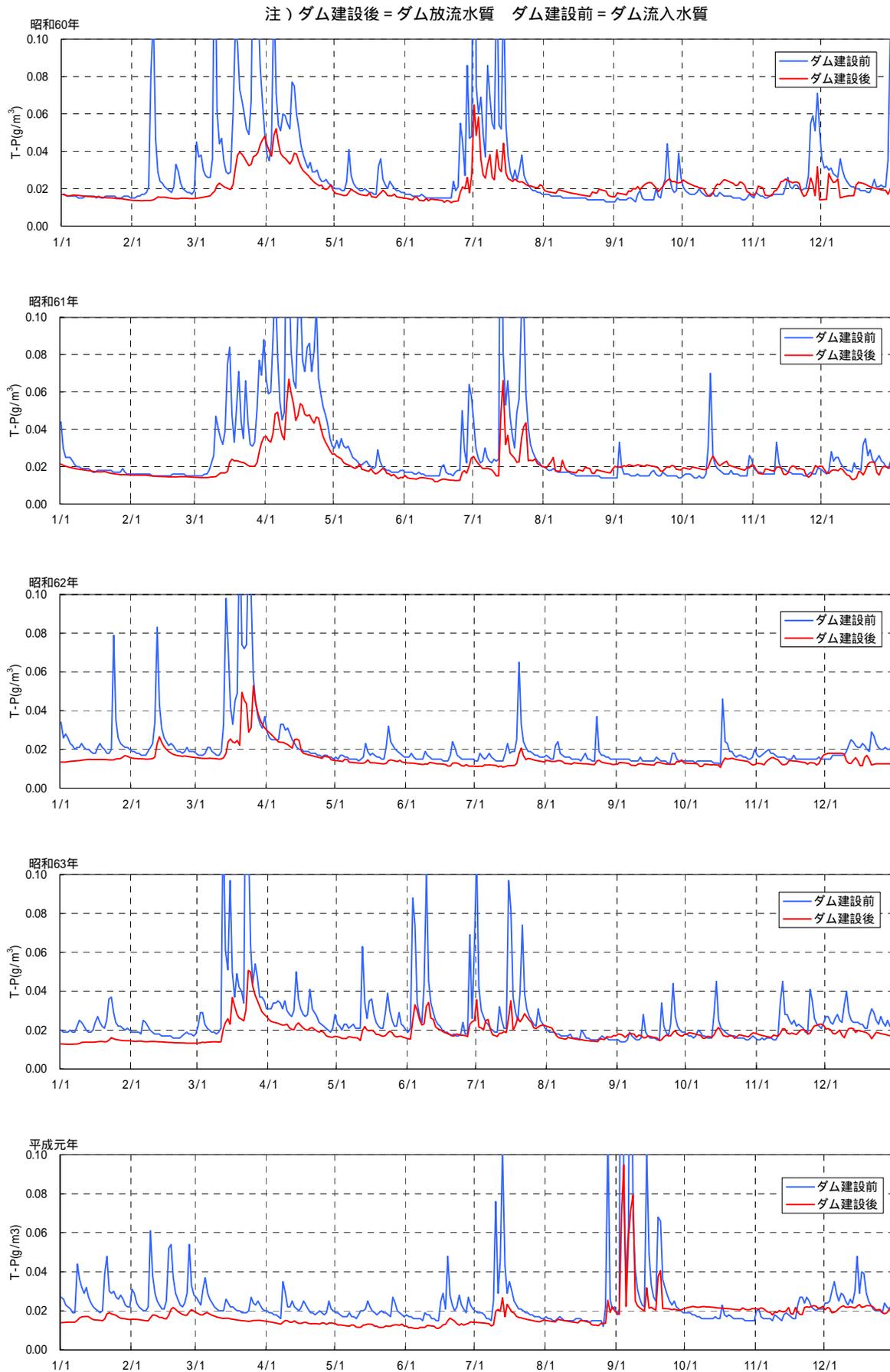
図 2.2.15 丹生ダム建設後の放流水質予測結果 (総窒素：1985～1989年)

注) ダム建設後 = ダム放流水質　ダム建設前 = ダム流入水質



注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

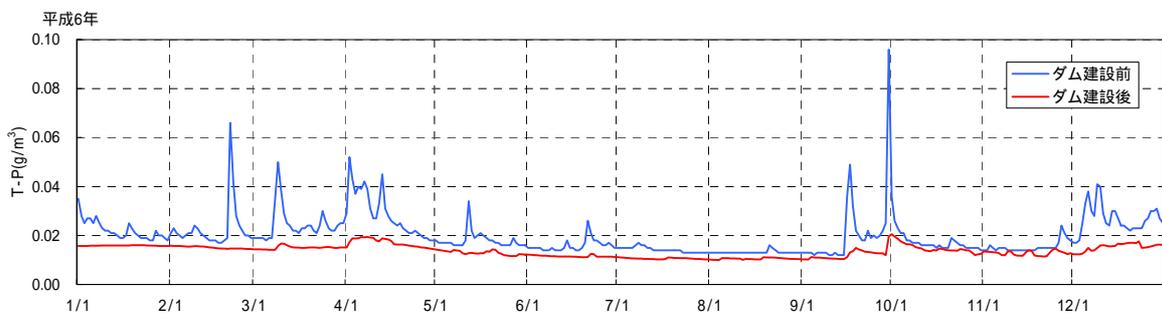
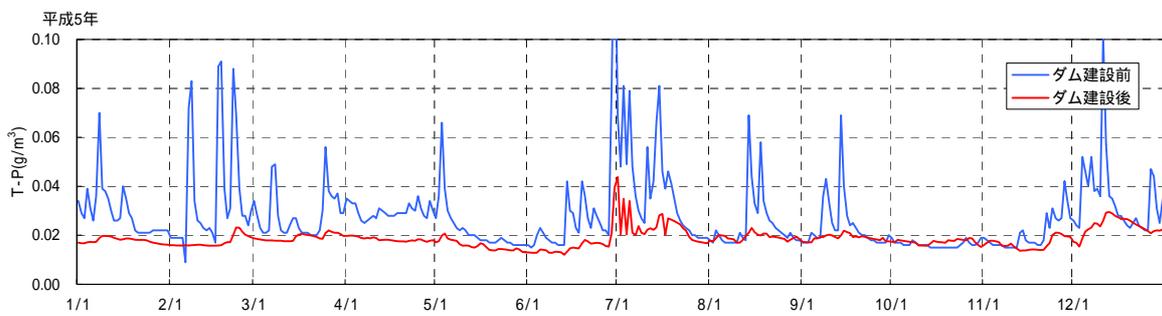
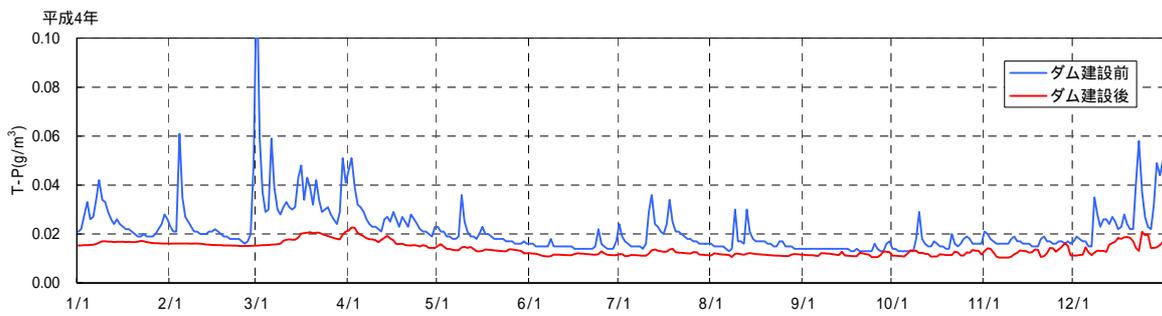
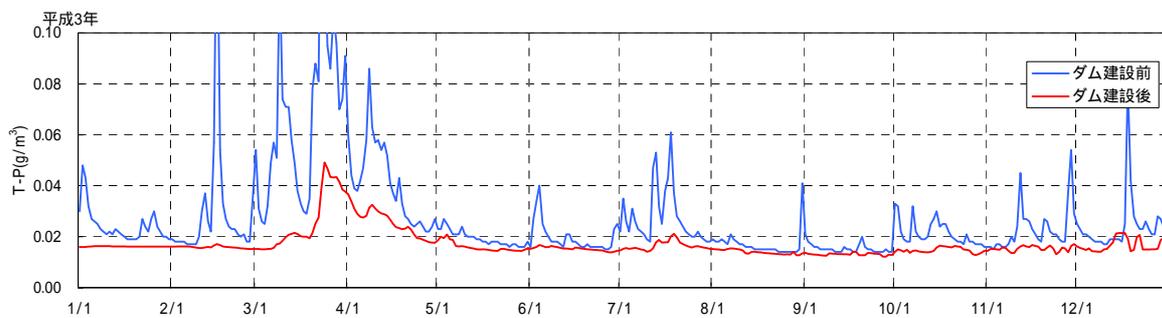
図 2.2.16 丹生ダム建設後の放流水質予測結果（総窒素：1990～1994年）



注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

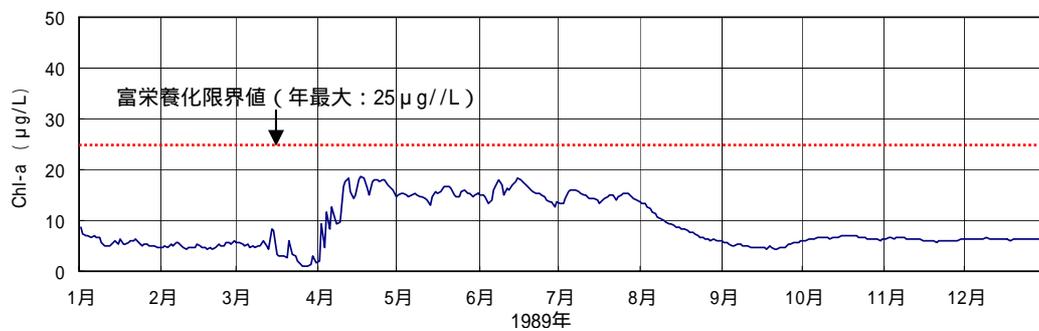
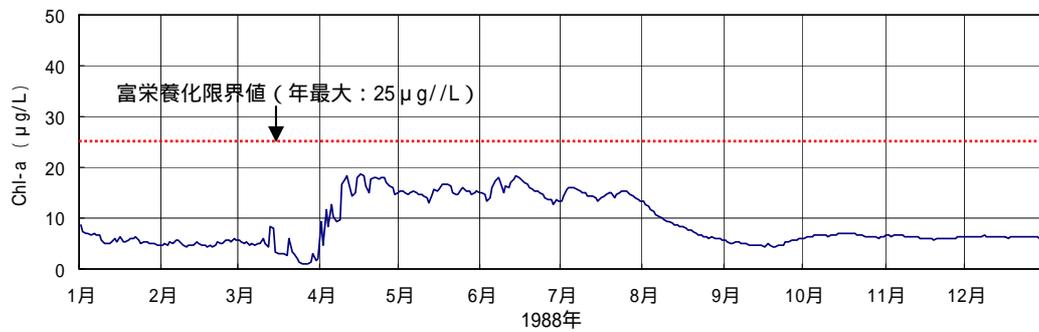
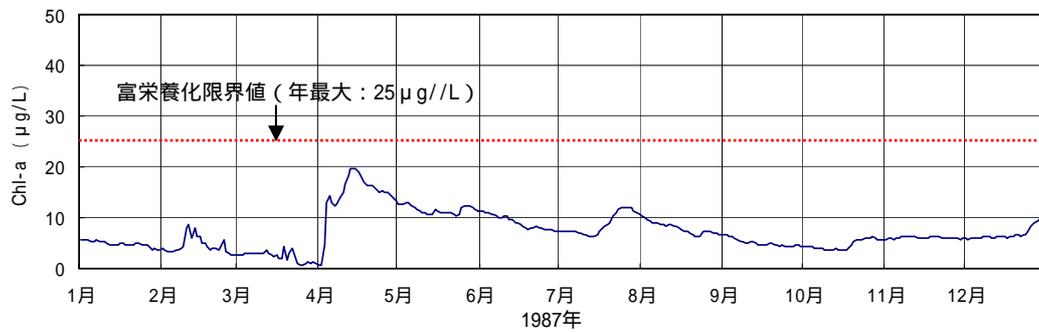
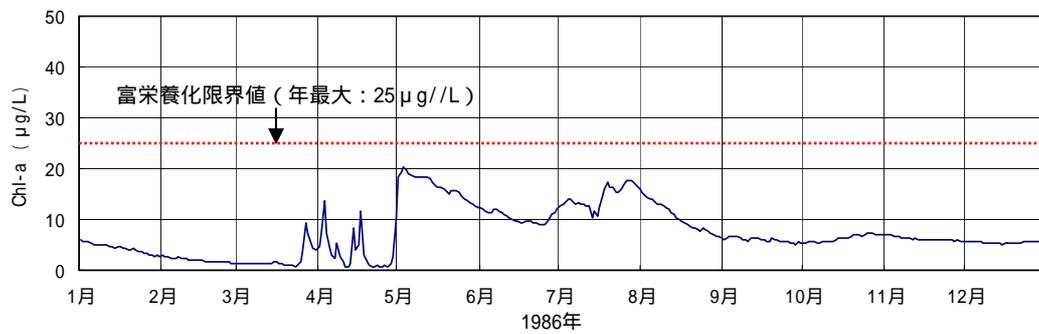
図 2.2.17 丹生ダム建設後の放流水質予測結果（総リン：1985～1989年）

注) ダム建設後 = ダム放流水質 ダム建設前 = ダム流入水質



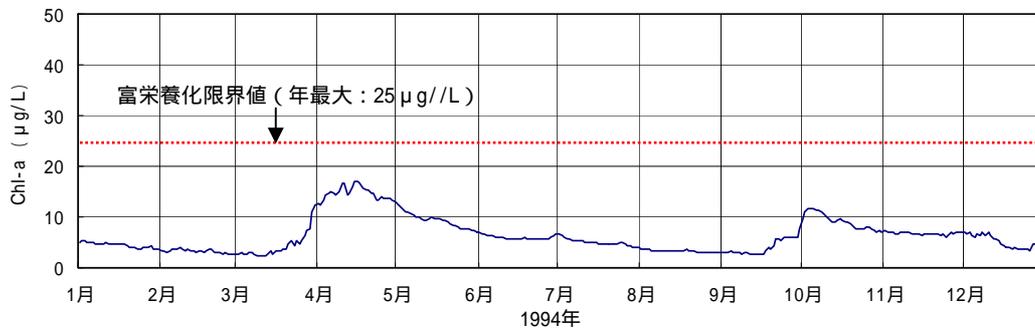
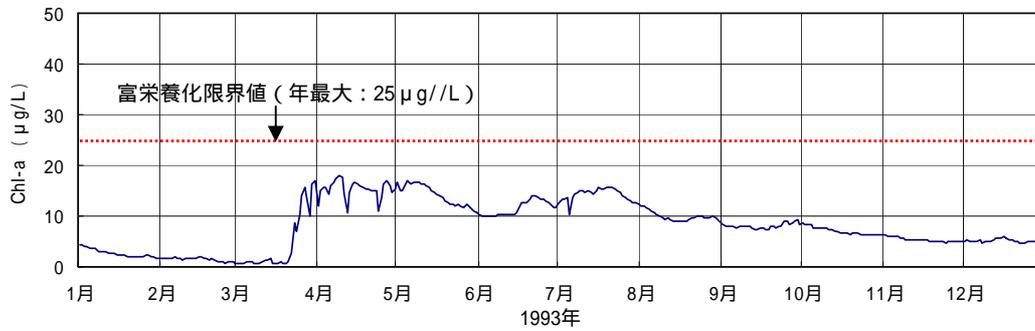
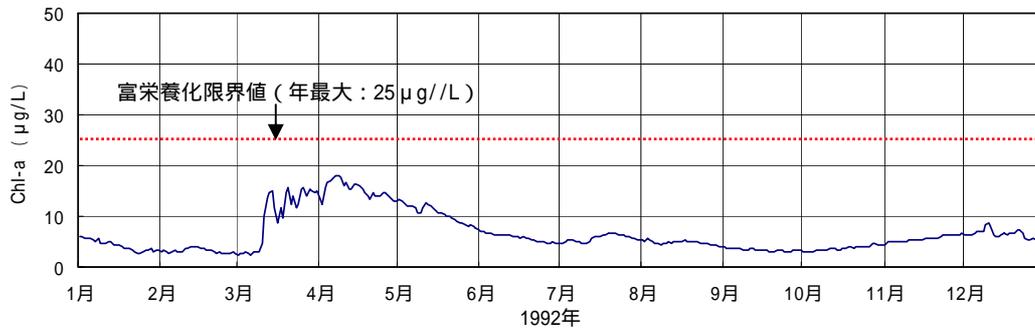
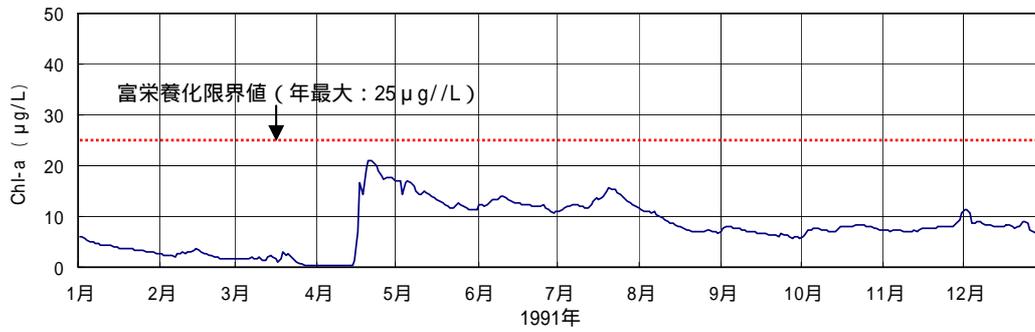
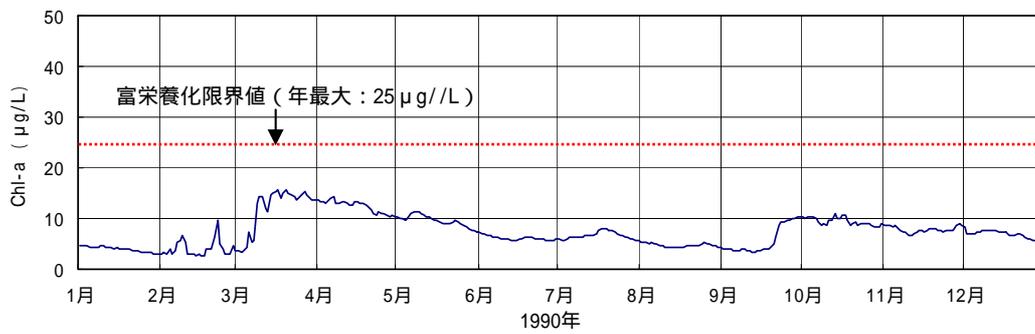
注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.18 丹生ダム建設後の放流水質予測結果 (総リン: 1990 ~ 1994 年)



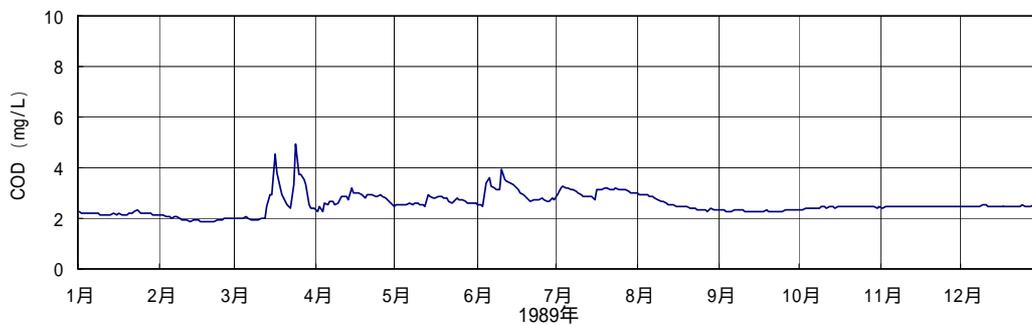
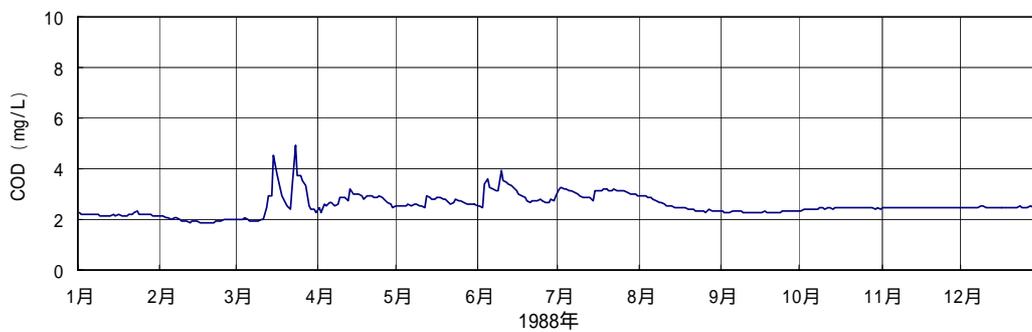
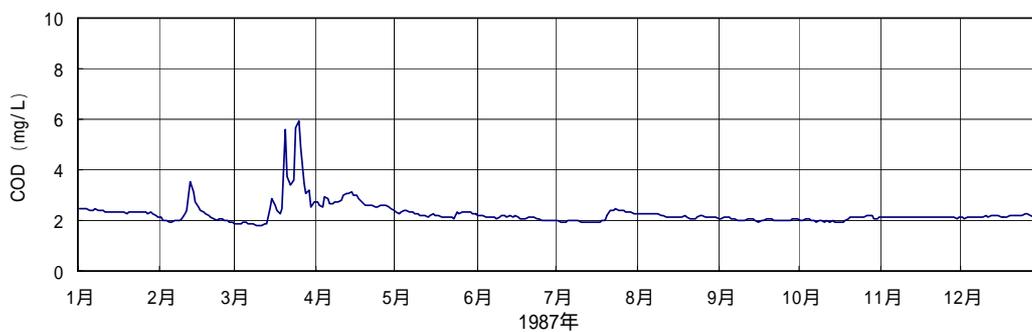
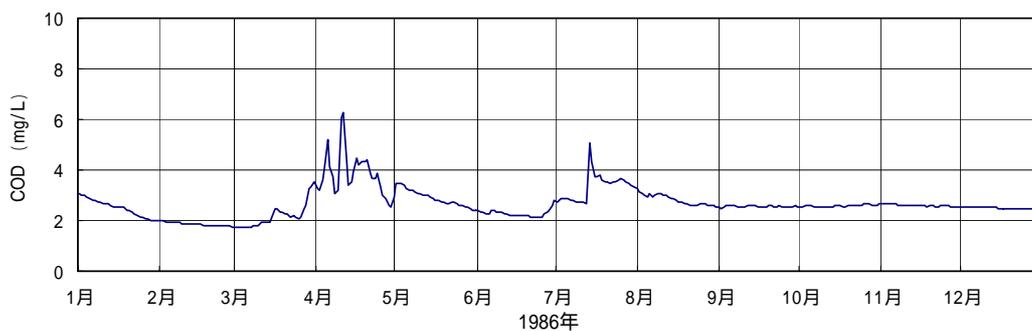
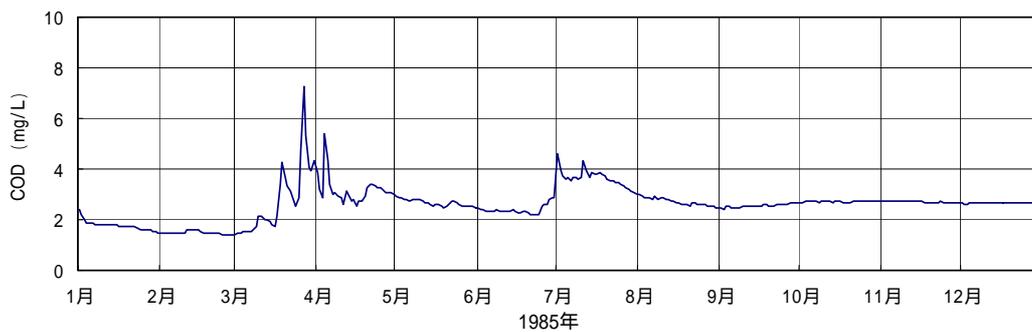
注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.19 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 (クロロフィル a : 1985 ~ 1989 年)



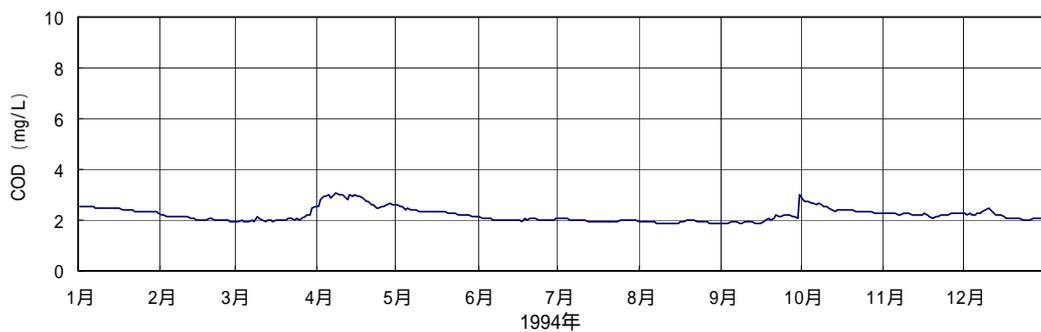
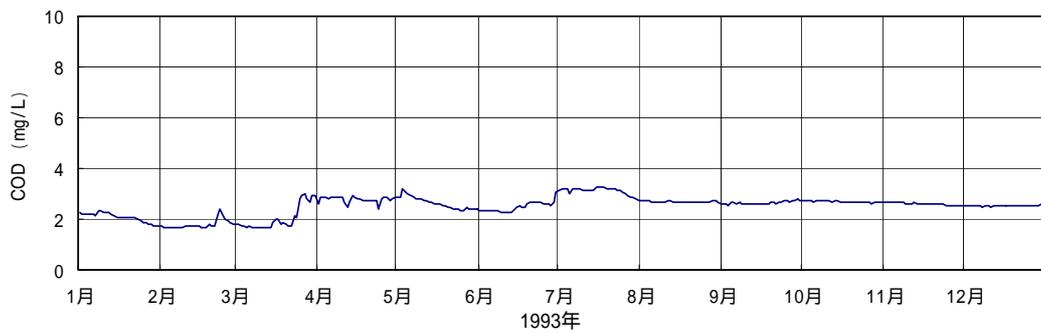
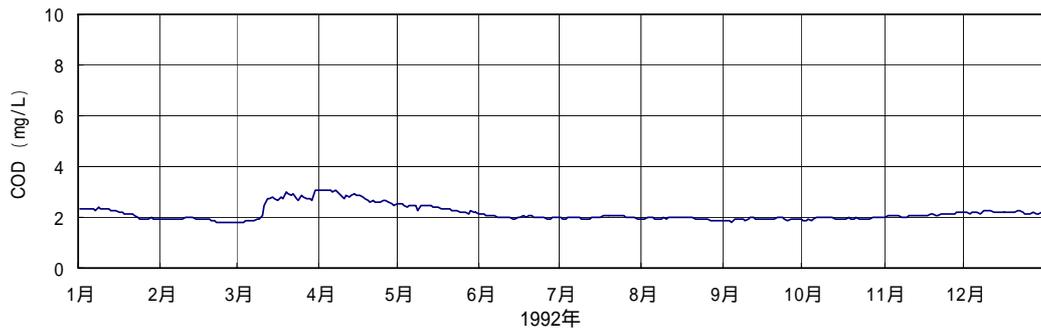
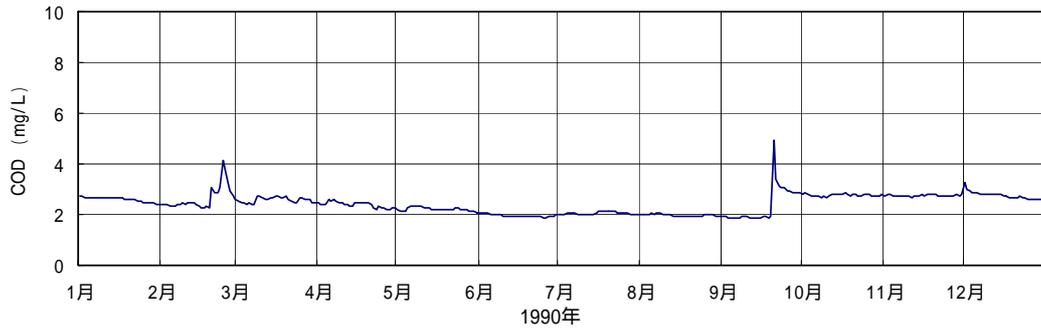
注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.20 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 (クロロフィル a : 1990 ~ 1994 年)



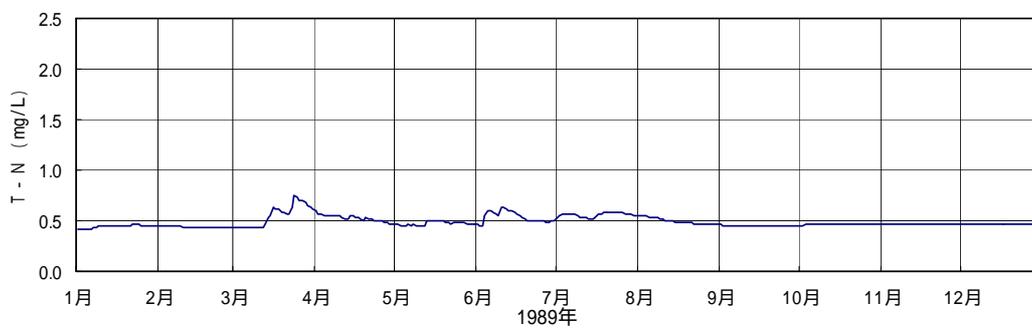
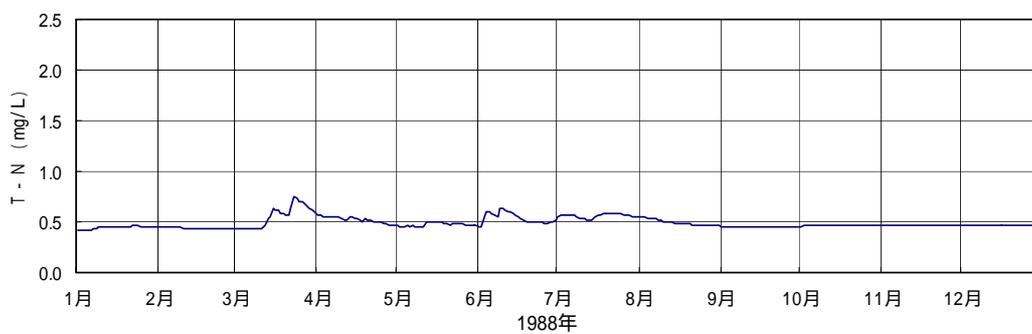
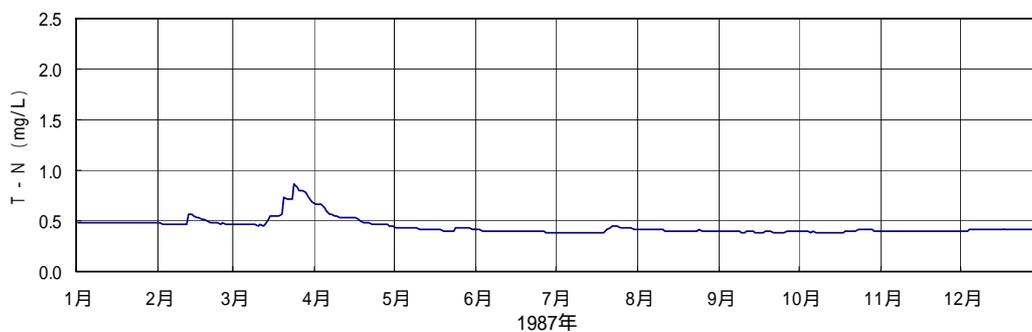
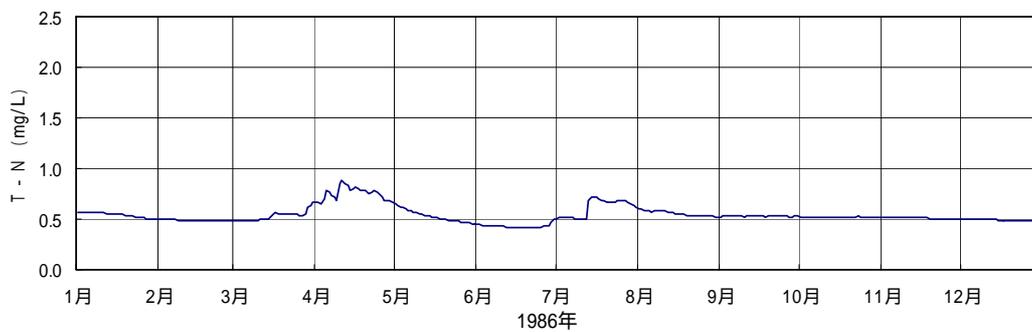
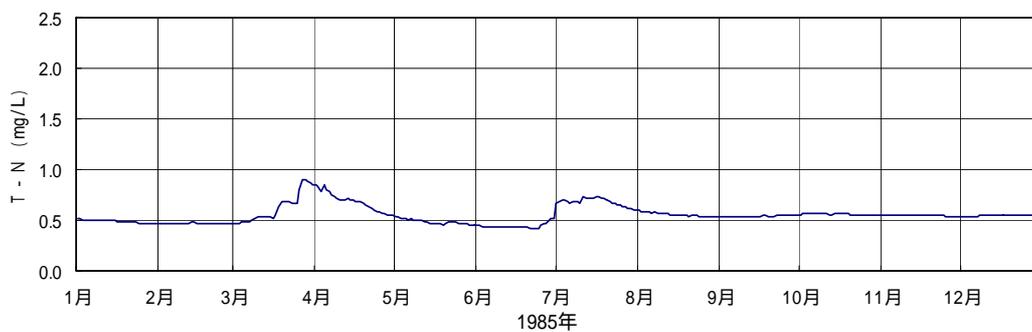
注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.21 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 (COD: 1985~1989年)



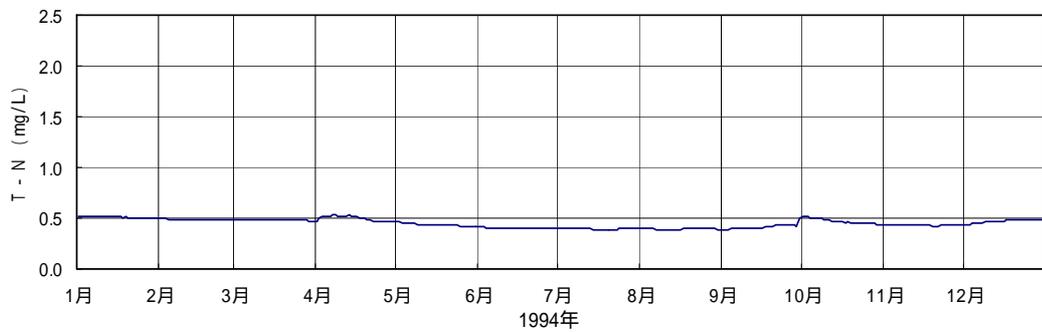
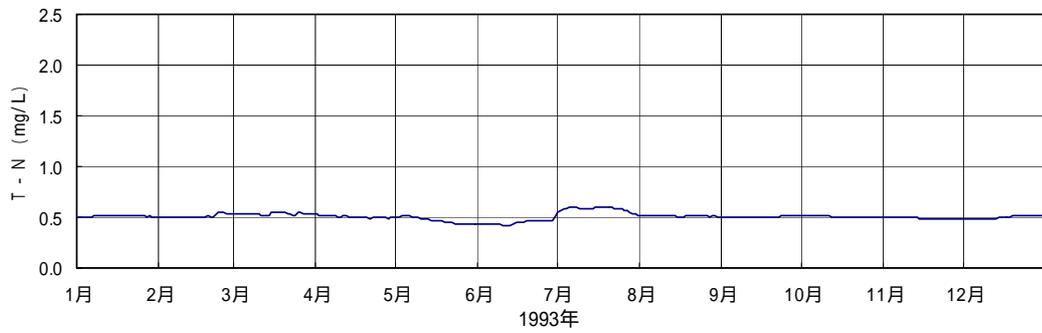
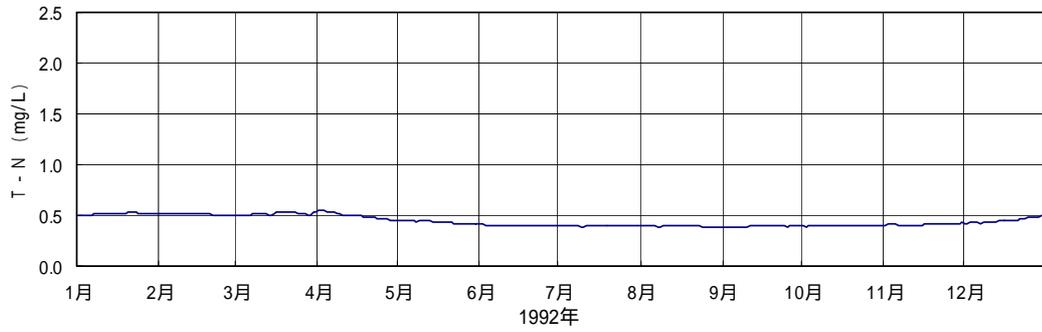
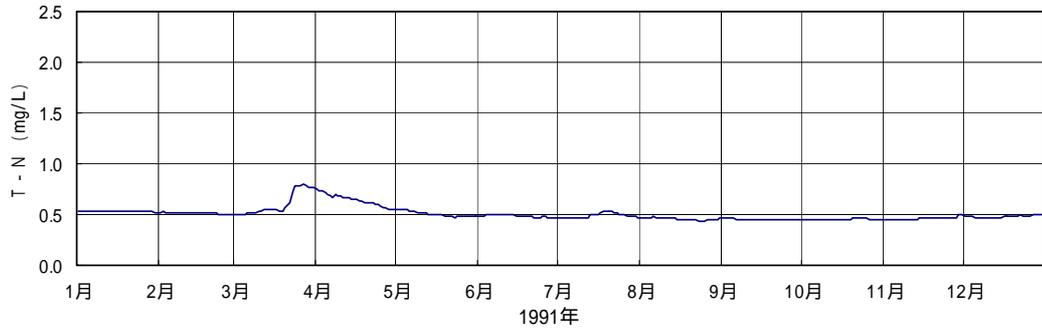
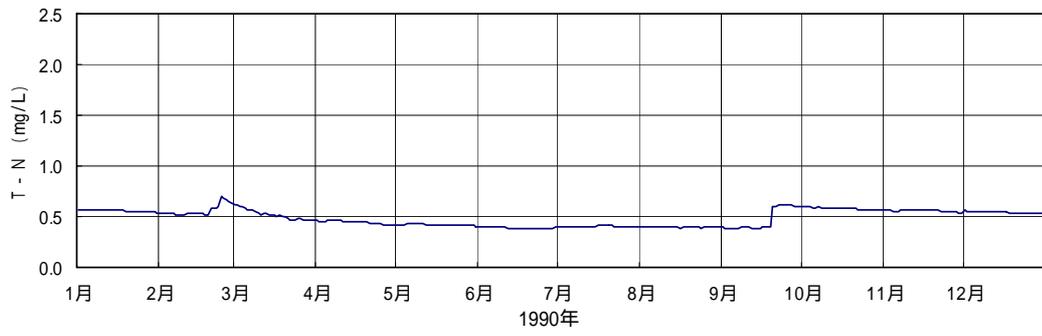
注) 水質保全施設: 選択取水設備のみ

図 2.2.22 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 (COD: 1990~1994年)



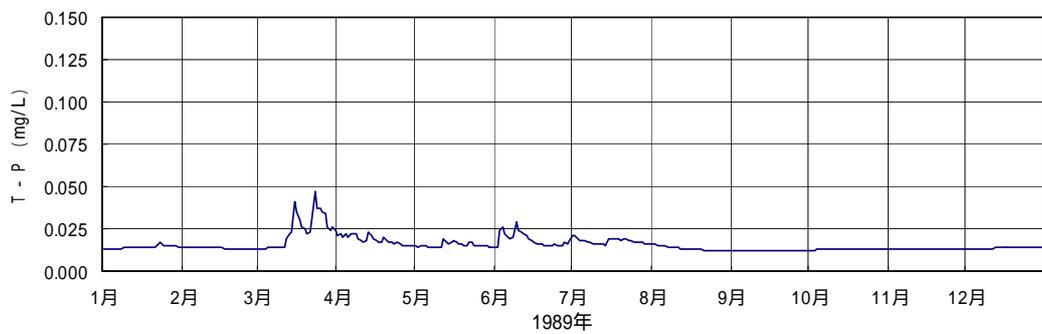
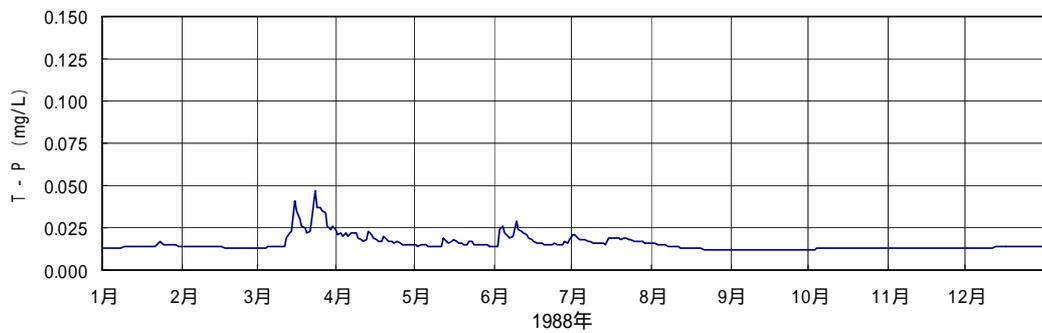
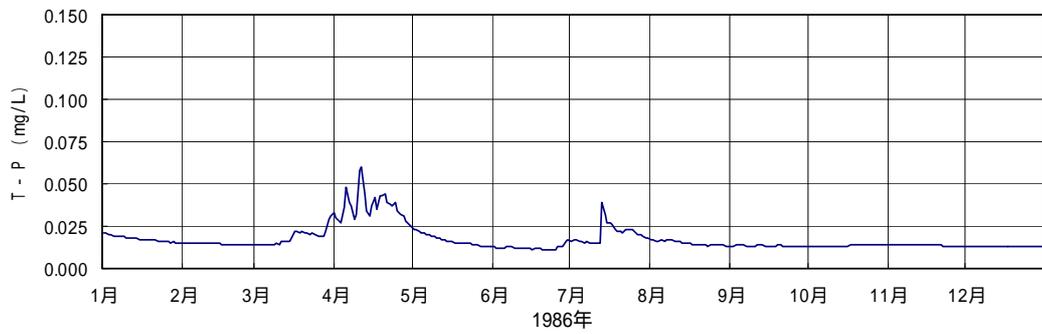
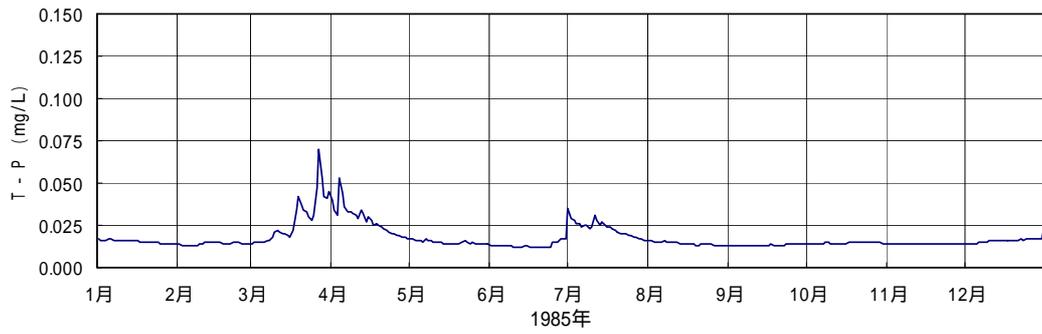
注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

図 2.2.23 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 ( T - N : 1985 ~ 1989 年 )



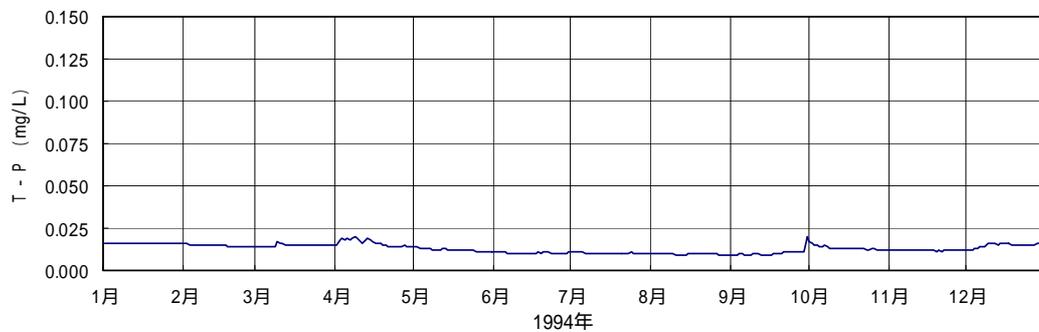
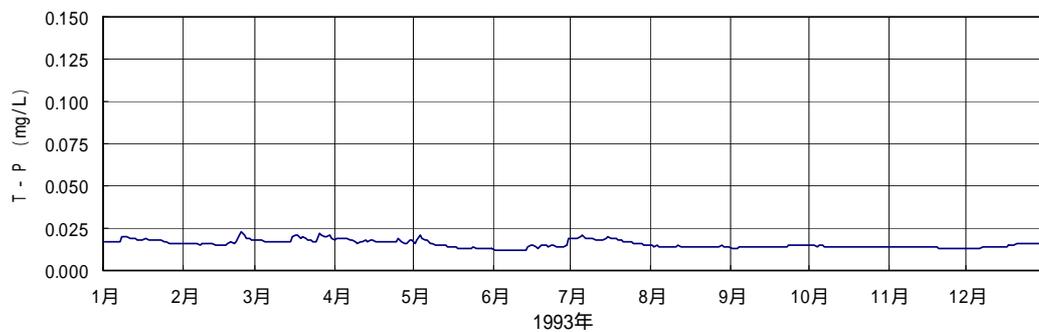
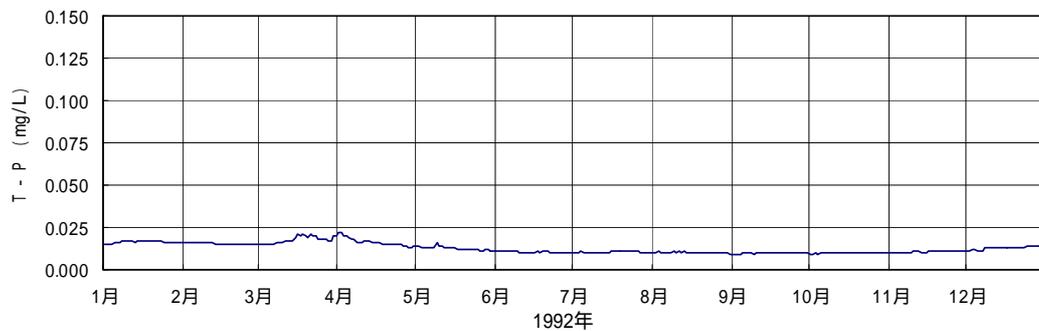
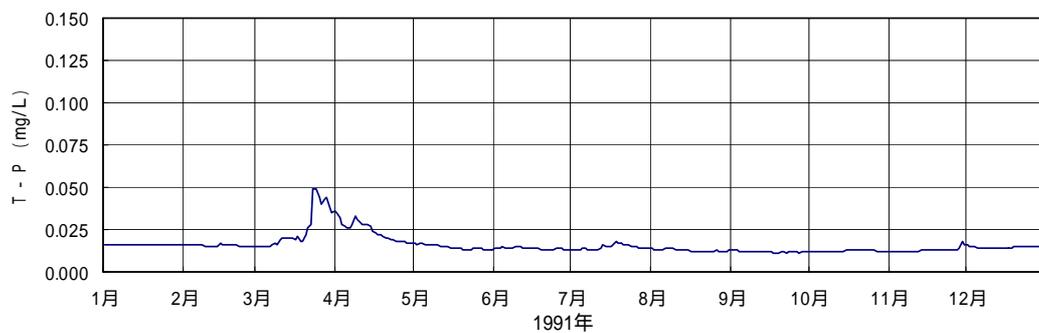
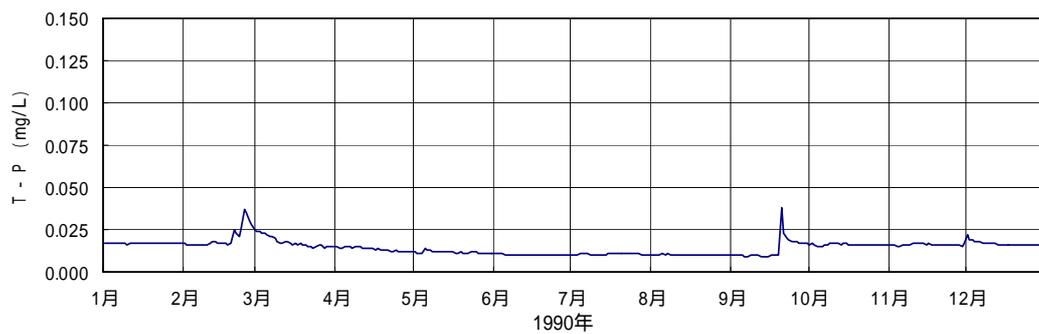
注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

図 2.2.24 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 ( T - N : 1990 ~ 1994 年 )



注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

図 2.2.25 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 ( T - P : 1985 ~ 1989 年 )



注) 水質保全施設：選択取水設備のみ

図 2.2.26 丹生ダム貯水池表層水質の予測結果 ( T - P : 1990 ~ 1994 年 )

#### (4) 環境放流を実施した場合の貯水池水質予測

##### 冷温水現象について

環境放流（琵琶湖水位低下抑制のための丹生ダムからの放流：50m<sup>3</sup>/sを最大20日間：約8,600万m<sup>3</sup>）を実施した場合の冷水問題の発生の可能性について、夏期の丹生ダムからの補給実施日数の最も多い2000年を代表年としてダム放流水温を予想した結果を図2.2.27に示す。

環境放流を実施した場合の丹生ダム放流水温については、環境放流量が多くなる2000年の流況条件においては、7月後半のダムからの補給水の水温は流入水温を下回る場合がある。

これに対処するための方策として曝気循環を行うと温水が確保でき、放流水温が流入水温を下回らない運用が可能であることが予測された。（図2.2.32参照）

また、曝気条件によっては秋期以降で流入水温よりも放流水温が高くなる場合があるが、曝気条件を変更することにより放流水温を流入水温と同程度に維持できる結果となった。すなわち、環境放流（約8,600万m<sup>3</sup>）でも冷温水放流しないことが確認された。今後は、運用も含め曝気循環施設の具体的検討・設計を実施していく。（図2.2.32参照）

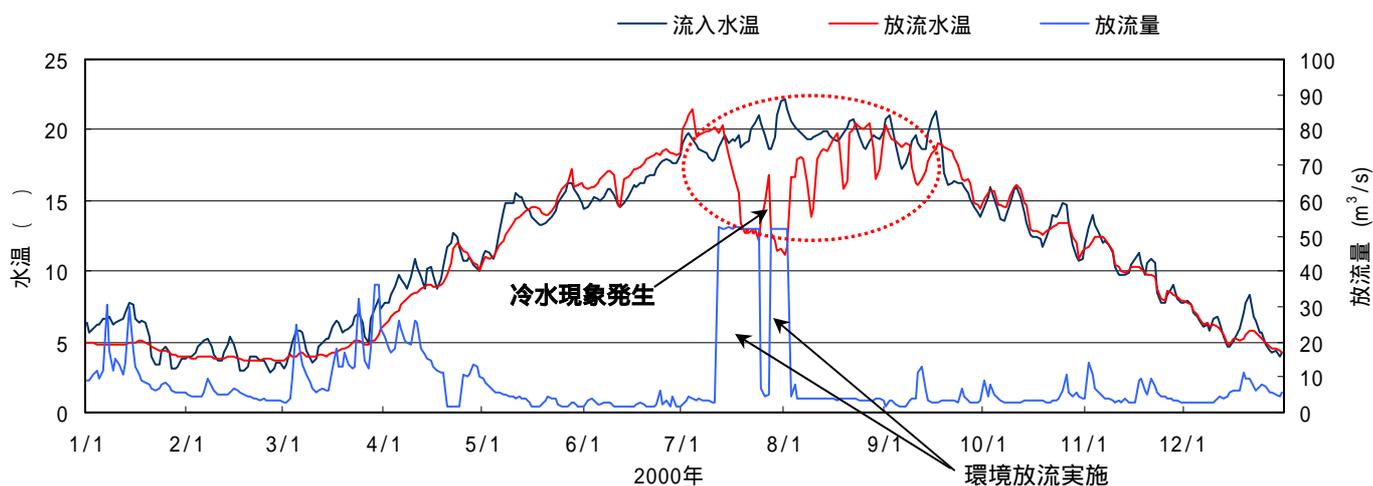


図 2.2.27 丹生ダムにおける水温の予測結果（2000年）

1) 曝気循環設備について

図 2.2.28 は、丹生ダムにおいて選択取水による表層取水を行った場合の放流水温の変化を示したものである。環境放流前の 2000 年 7 月 7 日の水温鉛直分布では、20 以上の水の容量は 1,100 万 $m^3$ である。これに対し、必要とした環境放流量は 5,660 万 $m^3$ である。(7 月 24 日時点) 従って、4,560 万 $m^3$ は 20 よりも低い温度の水を放流してしまうこととなる。

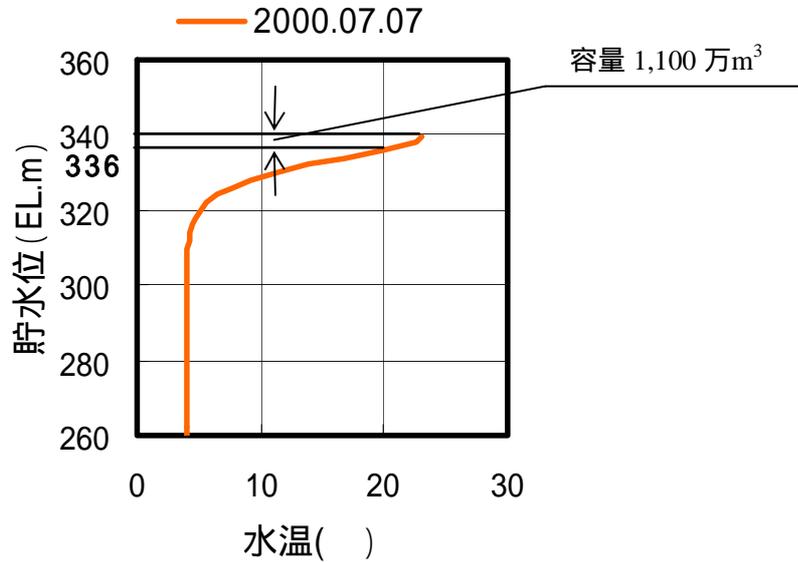


図 2.2.28 貯水池内の鉛直分布 (2000 年 7 月 7 日)

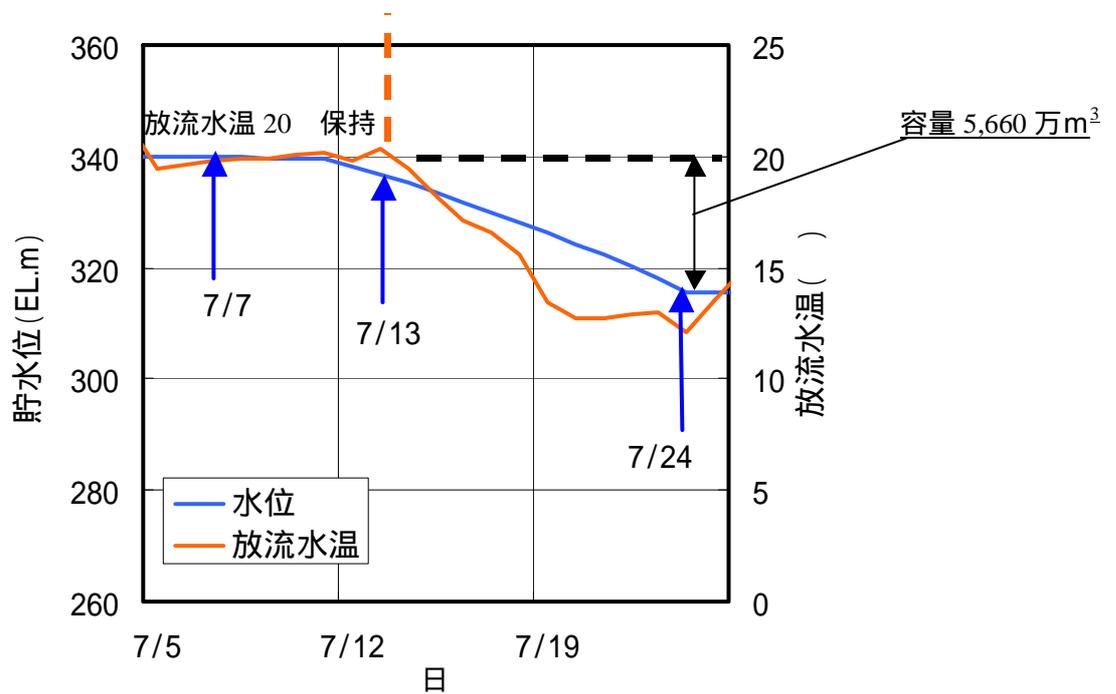


図 2.2.29 放流時の水位と水温変化 (2000 年 7 月：一般的な表層放流を行った場合)

以上のことから、丹生ダムでは、

表層の温水の量には限界がある

表層放流を長期間大量に行うと、放流水温が流入水温よりかなり低くなる可能性がある。

冷水問題の解決には、流入水温 放流水温となる運用が求められるが、丹生ダムでは、上記の特徴を踏まえて、水温に主眼をおいた水質保全対策として、選択取水設備に加えて、曝気装置によって貯水池内の水を循環させることによって、温水の量を確保する。

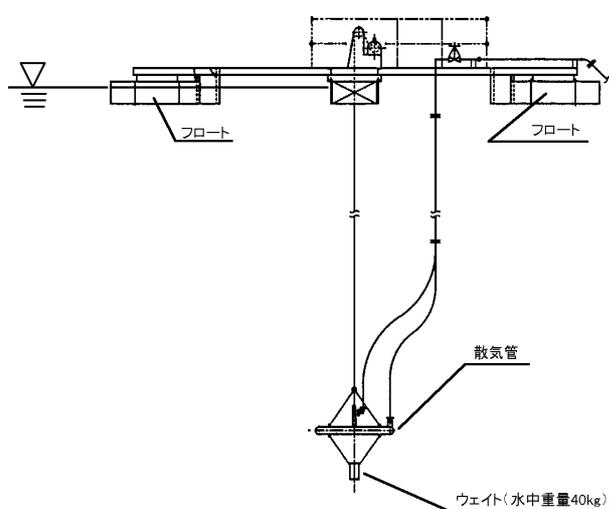


図 2.2.30 曝気装置概要図および曝気装置運転の様子

2) 選択取水設備と曝気装置の運転方法

水質保全対策の評価で採用する選択取水設備と曝気装置の運転方法の概要は次のとおりである。

- ・ 曝気水深は貯水位と月によって位置を変化させる。
- ・ 環境放流時は選択取水は表層取水とする。
- ・ 環境放流によって貯水位が低下した場合（7, 8月：水位 300m 未満）、曝気を停止する。

選択取水設備と曝気設備の関係を表 2.2.6、貯水位と曝気水深（2000 年の例）を図 2.2.31 に示す。

表 2.2.6 選択取水設備と曝気設備の運用方法

	取水設備の運用	曝気設備の運用（曝気的水深）
曝気運用	1～3月：表層取水 4～12月：選択取水 （放流水温は流入水温相当） 環境放流時のみ表層取水 可動範囲：～EL.270.8m	4月：表層 5mの位置で曝気 5月 1日～15日水位EL.315m以上：表層から - 15mの位置で曝気 水位EL.315m未満：表層から - 10mの位置で曝気 5月16日～31日水位EL.315m以上：表層から - 20mの位置で曝気 水位EL.315m未満：表層から - 10mの位置で曝気 6月全日 水位EL.315m以上：表層から - 70mの位置で曝気 水位EL.315m未満：表層から - 10mの位置で曝気 7月全日 水位EL.300m以上：表層から - 55mの位置で曝気 水位EL.300m未満：曝気停止 8月全日 水位EL.300m以上：表層から - 40mの位置で曝気 水位EL.300m未満：曝気停止 いずれの場合も曝気最低水深 EL.260.8m

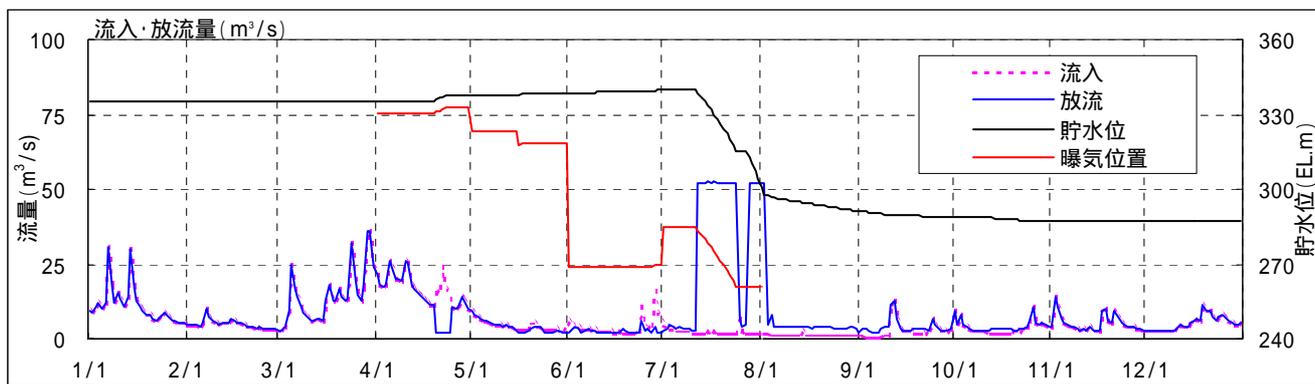


図 2.2.31 貯水位と曝気水深（2000 年）

### 3) 水質保全対策施設運用による効果について

冷水問題改善に対処するための選択取水設備および曝気循環設備の効果を確認するため、現在の琵琶湖水位運用が開始された後の1992年～2002年の11年間を対象とし一次元富栄養化モデルを用いて効果の予測を行った。

このうち夏季の丹生ダムからの補給実施日数の最も多い2000年を代表年として予測結果の一例を図2.2.32に示した。

曝気循環による対策を行わない場合は7月後半の補給水の水温が低下し、流入水温を下回るが、曝気循環による対策を行うと、温水が確保でき、放流水温が流入水温を下回らないことが確認された。

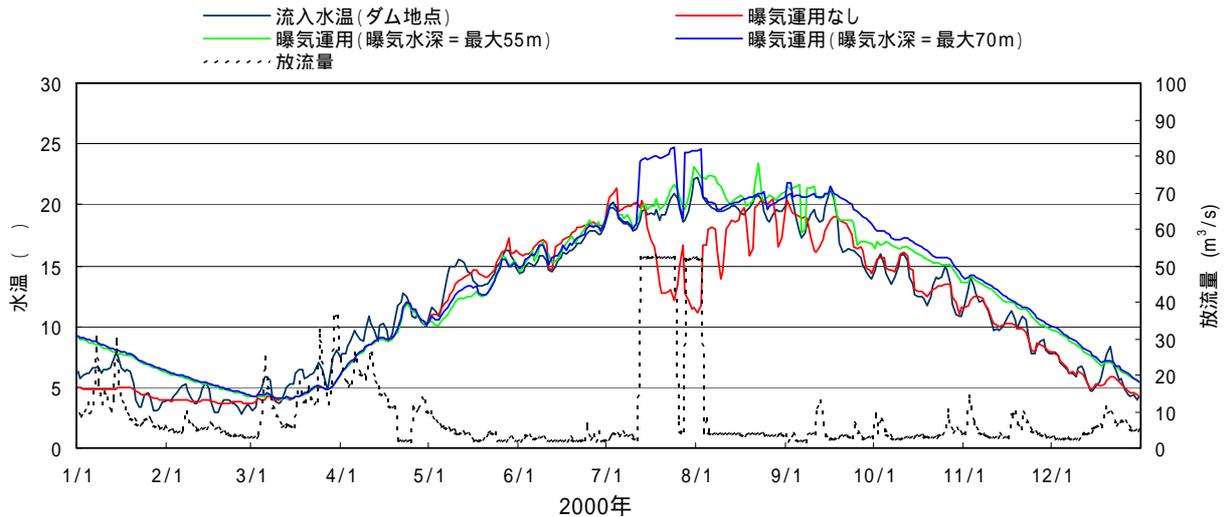


図 2.2.32 選択放流取水設備および曝気循環設備運用による水温の予測結果(2000年)

図 2.2.33 に示すように、曝気によって、適切な温水層を形成することができるため、温水の放流が可能となる。

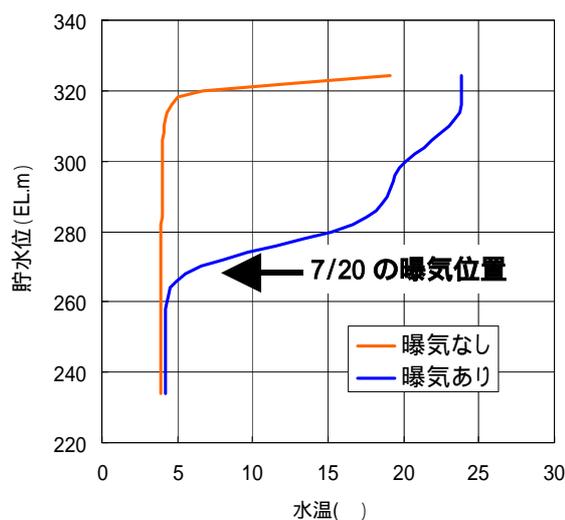


図 2.2.33 曝気による効果を示す水温鉛直分布図(2000年7月20日)

### 濁水の長期化現象について

濁水の長期化現象発生の可能性については、計算対象期間である 1992 年～2002 年の 11 年間のうち流入濁度のピーク流入濃度が最も高い 2002 年を代表とし、ダム放流濁度を予測した結果を 図 2.2.34 に示した。

環境放流と濁水の長期化現象の関係については、出水後に環境放流を実施する場合に、貯水池内に残存している濁水を下流に放流することが懸念される。2002 年では 7 月中旬に出水があり、その前後で環境放流を行っているが、出水後は貯水池の濁質は速やかに沈降し表層濁度は低くなっている。また、環境放流時は表層から取水することから放流濁度は低く、環境放流によって放流濁度が高くなることはない。仮に大出水があった場合は、濁度が下がるまで環境放流はしないような運用を考えている。

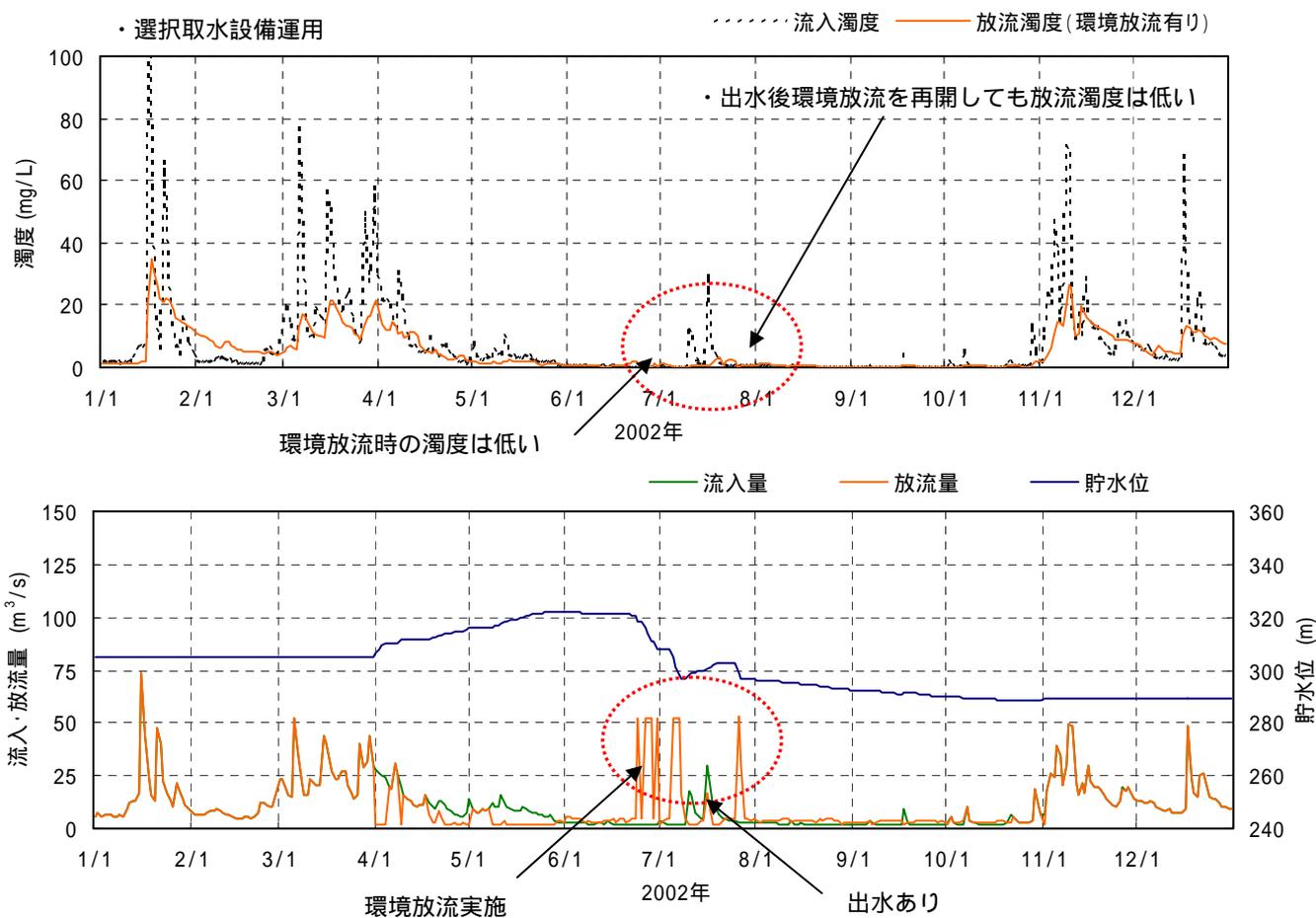


図 2.2.34 丹生ダムにおける環境放流を実施した場合の放流濁度の予測結果 (2002 年)

表 2.2.7 丹生ダム貯水池水質予測計算におけるダム運用条件

項目	運用内容	備考
1. 選択取水設備	<ul style="list-style-type: none"> <li>・最大放流能力：Q = 50m<sup>3</sup>/s</li> <li>・取水可能範囲：表層～EL.270.8m</li> <li>・1～3月：表層取水</li> <li>・4～12月：選択取水（放流水温は流入水温相当）</li> <li>・環境放流時のみ表層取水</li> </ul>	
2. 環境放流	<ul style="list-style-type: none"> <li>・6月16日～8月31日の期間を対象に、琵琶湖水位がBSL-0.2mを下回った場合に環境放流として最大 50m<sup>3</sup>/sを琵琶湖に補給する</li> </ul>	

表 2.2.8 丹生ダム貯水池水質予測における環境放流実施状況

年	月	初期水位	水位変化	備考
1992	6～8	El.340m	43m	
1993	8	El.344m	2m	
1994	7	El.336m	39m	
1995	-	-	-	環境放流なし
1996	-	-	-	環境放流なし
1997	-	-	-	環境放流なし
1998	-	-	-	環境放流なし
1999	8	El.341m	11m	
2000	7	El.334m	37m	
2001	7	El.315m	18m	
2002	6～8	El.311m	14m	

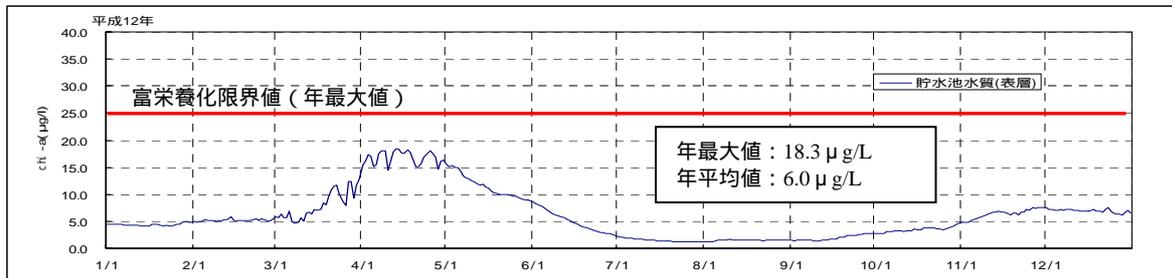
表 2.2.9 計算対象年の丹生ダム流入量の流況（m<sup>3</sup>/s）

年	最大	豊水	平水	低水	渇水	最小	平均
1992	40.61	8.55	4.79	2.79	1.42	1.13	6.43
1993	51.14	12.40	8.22	4.70	2.51	2.03	9.79
1994	37.50	7.32	4.25	2.19	1.02	0.92	5.54
1995	53.02	11.93	6.20	3.40	1.64	1.47	9.12
1996	41.04	10.00	5.36	3.33	2.08	1.88	7.91
1997	34.63	9.57	5.07	3.13	1.65	1.43	7.60
1998	38.91	9.73	5.73	3.70	2.18	1.98	7.60
1999	45.73	8.87	4.88	3.40	2.30	2.13	7.65
2000	35.99	7.54	4.06	2.58	1.20	0.84	6.40
2001	50.53	10.21	5.61	3.64	2.66	2.32	8.84
2002	73.75	13.94	7.07	2.42	1.64	1.58	10.47
平均	73.75	10.01	5.57	3.21	1.85	0.84	7.94

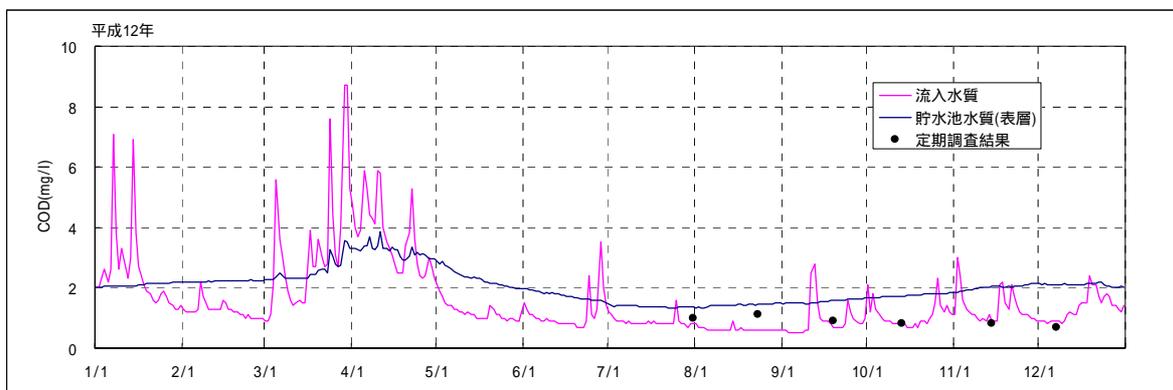
### 富栄養化現象について

丹生ダム貯水池における富栄養化現象の発生可能性を検討するため、1992年～2002年の11年間の計算対象期間のうち夏期の丹生ダムからの補給実施日数の最も多い2000年を代表年として、丹生ダム貯水池水質を予測した結果の一例を図2.2.35に示す。

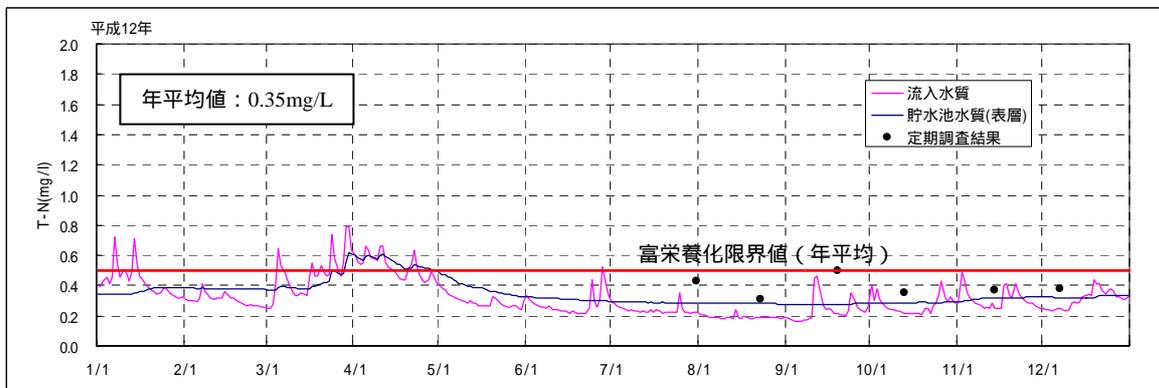
Chl - a



COD



T - N



T - P

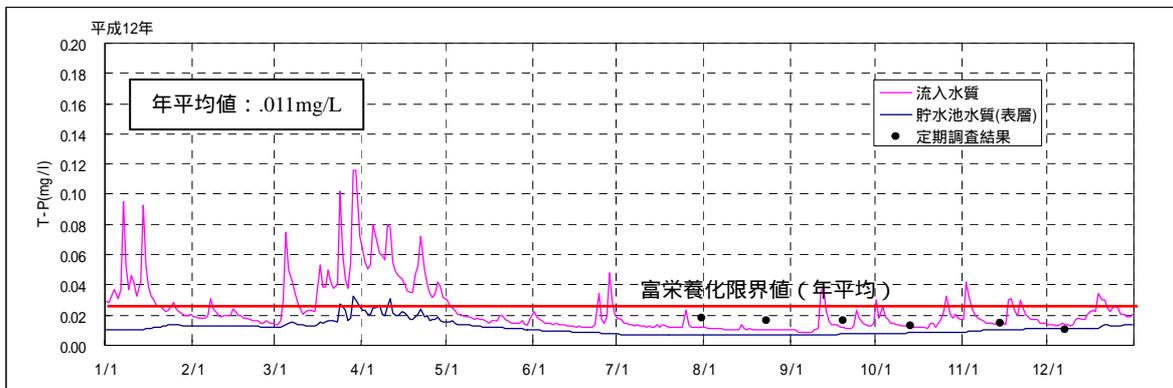


図 2.2.35 丹生ダム貯水池水質の予測結果の一例（2000年）

環境放流条件を考慮した場合においても、貯水池表層の植物プランクトンは大きな増殖を示さず、富栄養化判定基準の中栄養のレベル(クロロフィル a : 年平均値 = 8  $\mu\text{g/L}$  以下、年最大値 = 25  $\mu\text{g/L}$  以下)を超えることはない。同様に、窒素、リンについても富栄養化判定基準の中栄養 ( T - N = 0.5mg/L、T - P = 0.025mg/L 以下 ) を超えることはない。

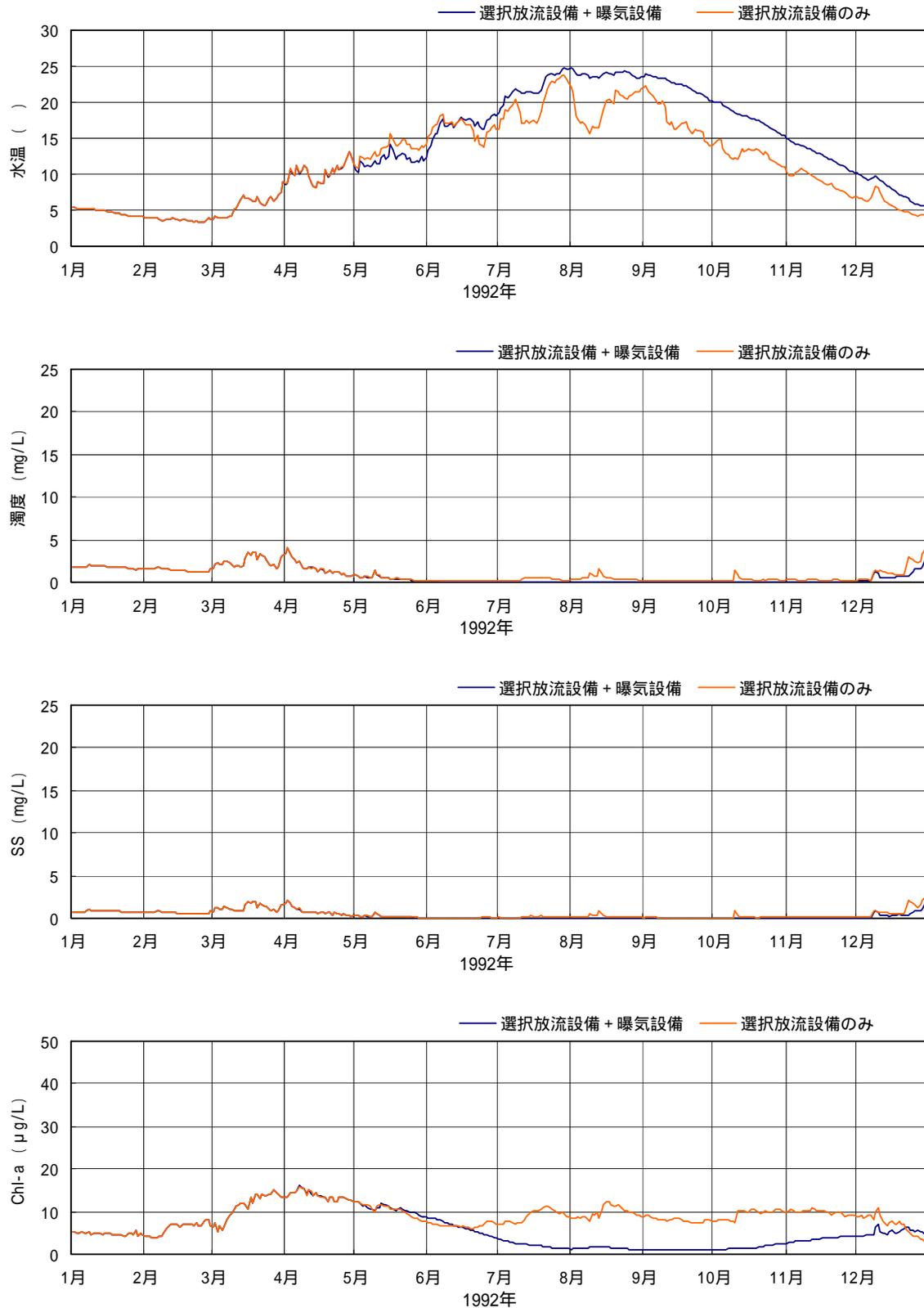


図 2.2.36 曝気を実施した場合の丹生ダム貯水池表層水質の変化(1992年:環境放流あり)

また、曝気を行うことによって、富栄養化を助長させる場合があるとの指摘がある。これに対して、曝気を実施しない場合と曝気を実施した場合の貯水池水質予測結果を比較すると、曝気を行うことによって表層のクロロフィルa濃度やCOD, 栄養塩濃度(窒素、リン)が増加するような状況は認められない。むしろ曝気を行った方がクロロフィルa濃度が低下し、COD、窒素、リン濃度も低くなる予測結果となっている。

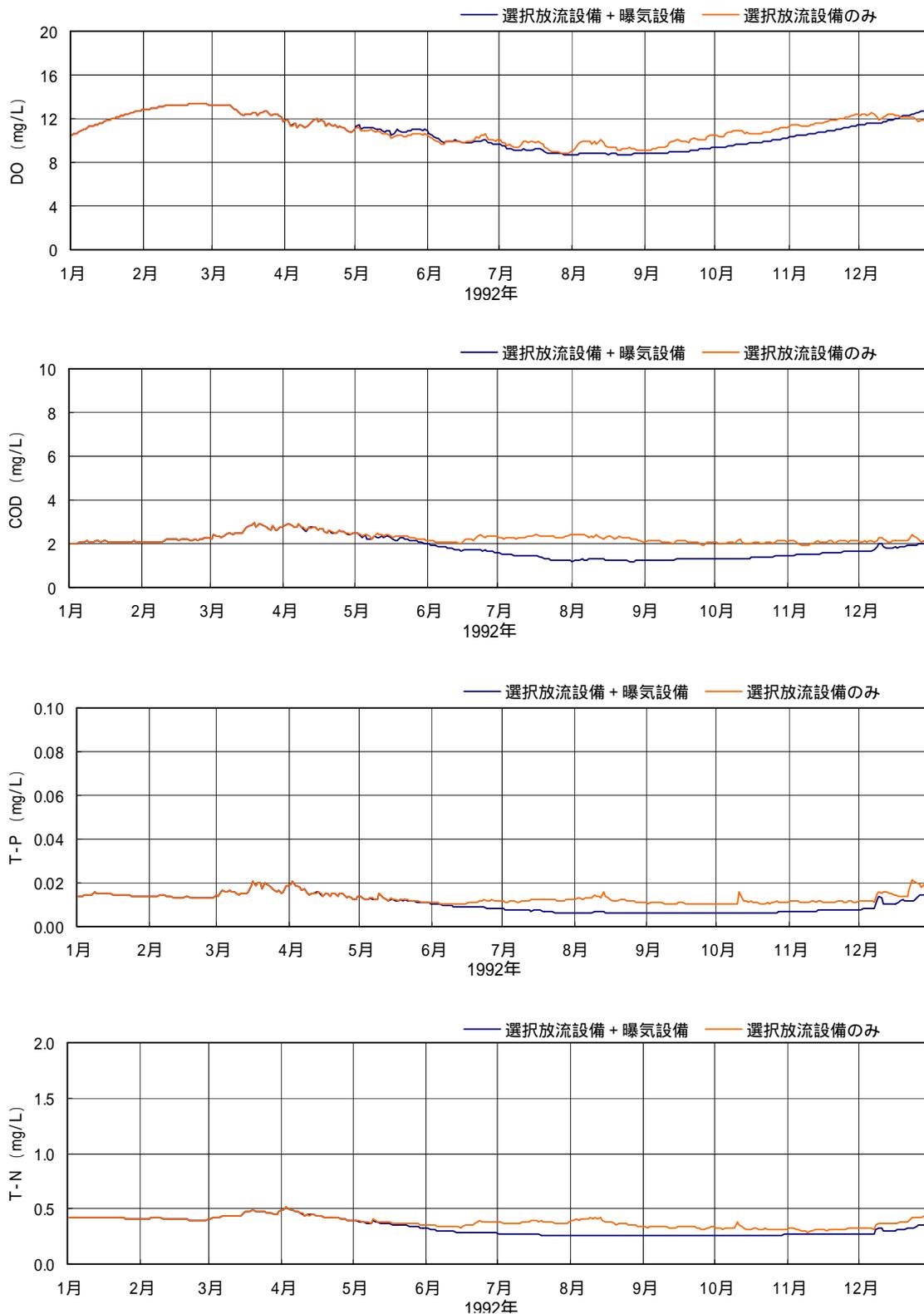


図 2.2.37 曝気を実施した場合の丹生ダム貯水池表層水質の変化(1992年:環境放流あり)

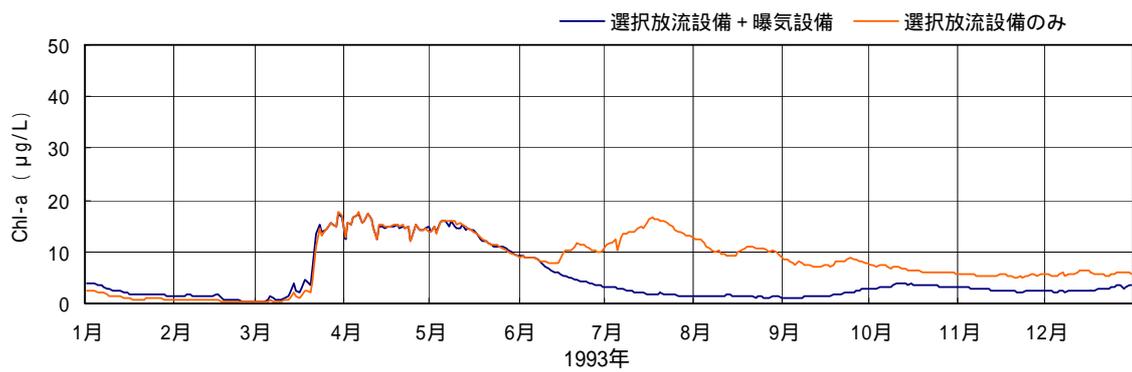
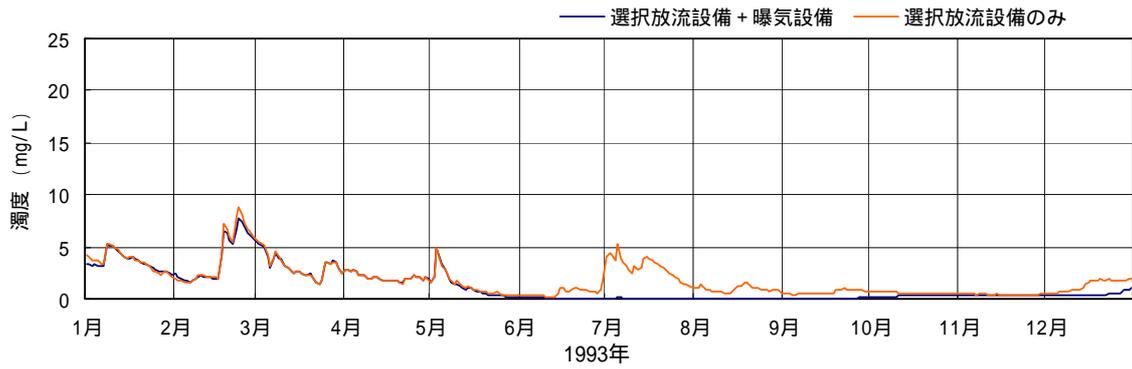
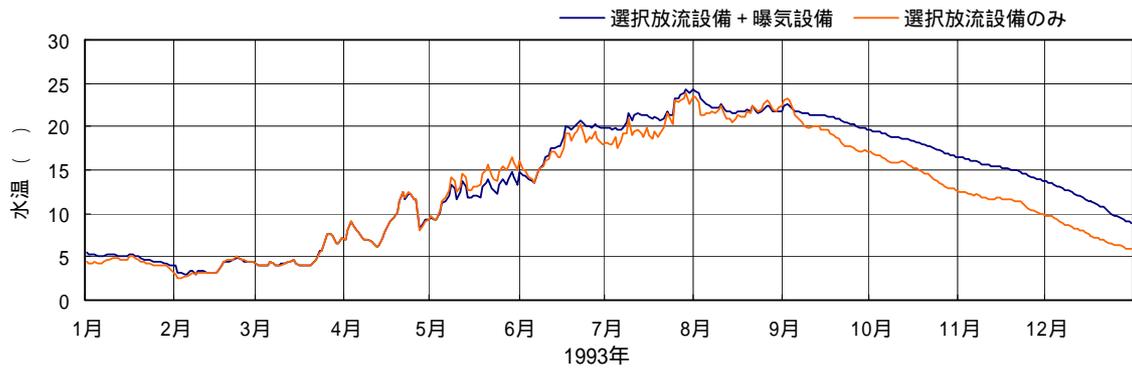


図 2.2.38 曝気を実施した場合の丹生ダム貯水池表層水質の変化(1993年：環境放流あり)

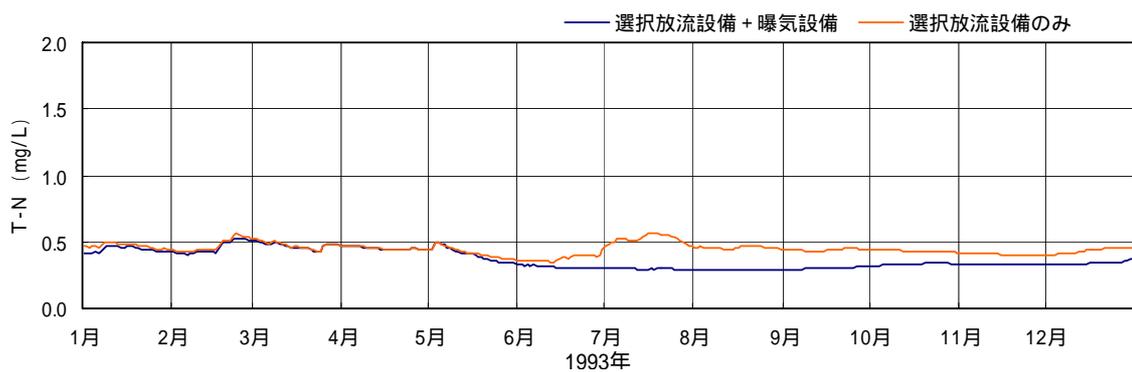
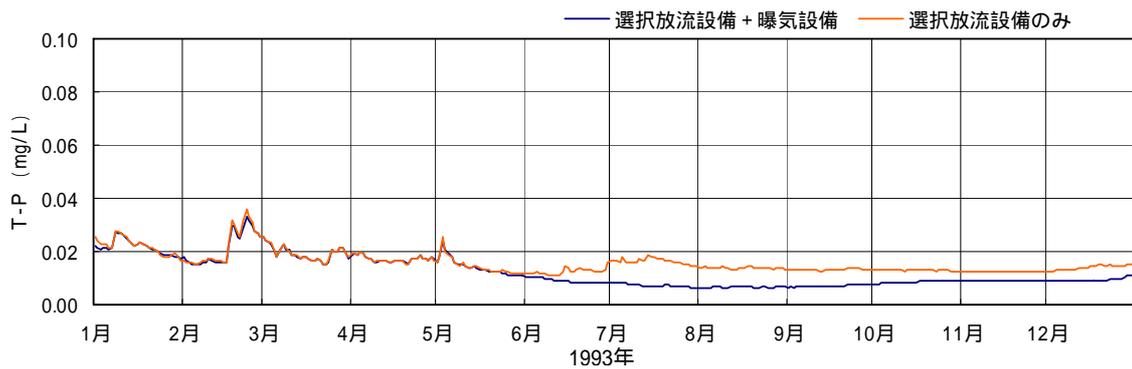
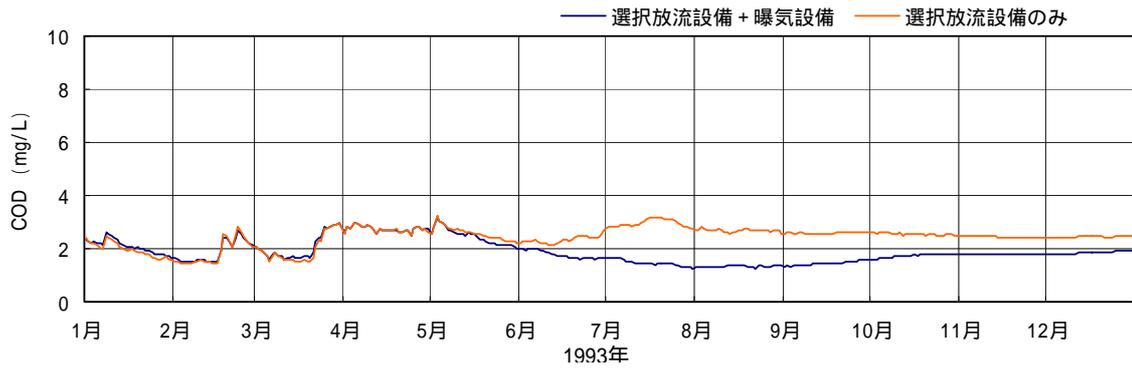
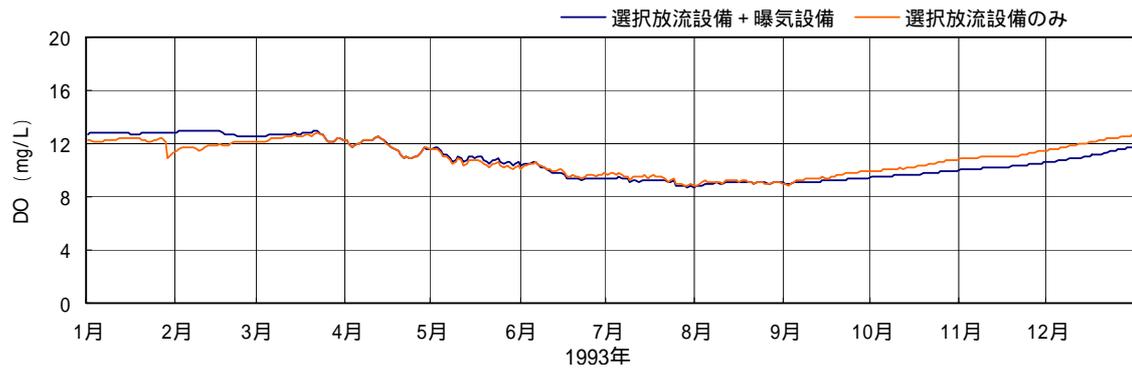


図 2.2.39 曝気を実施した場合の丹生ダム貯水池表層水質の変化 (1993年：環境放流あり)

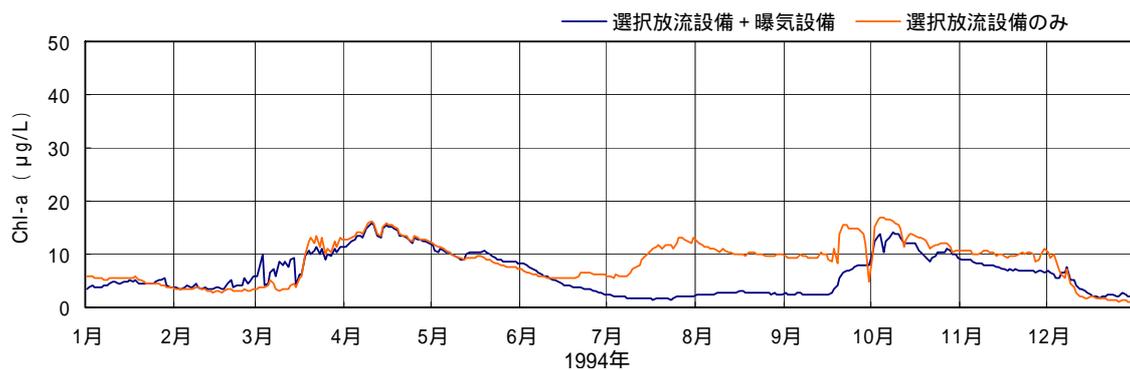
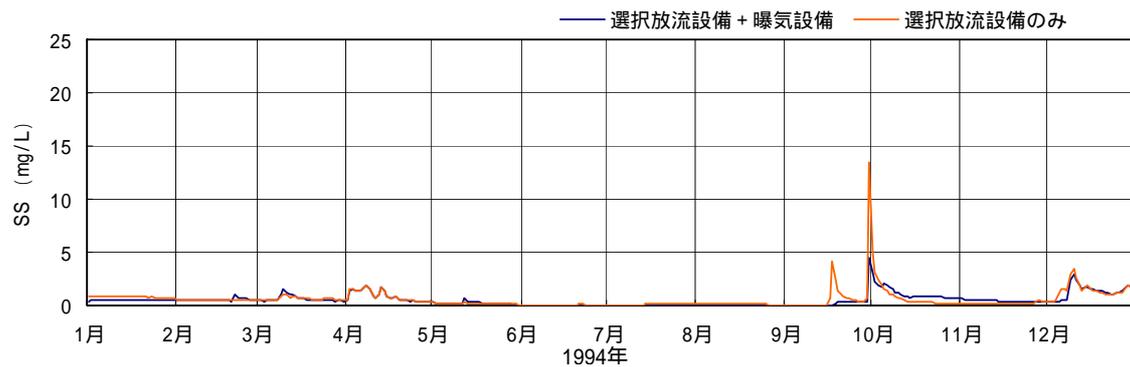
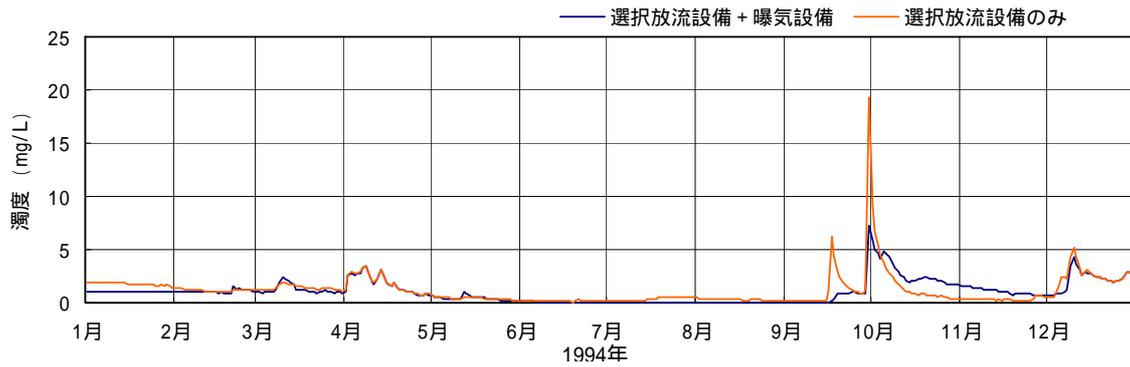
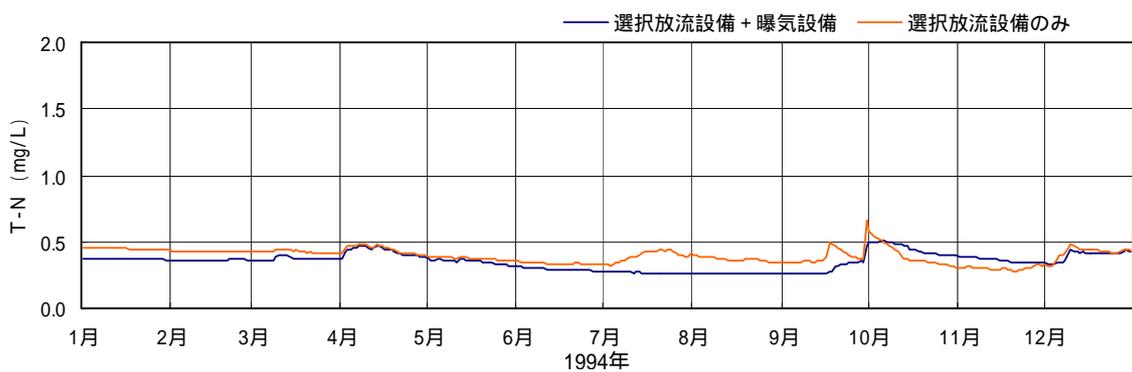
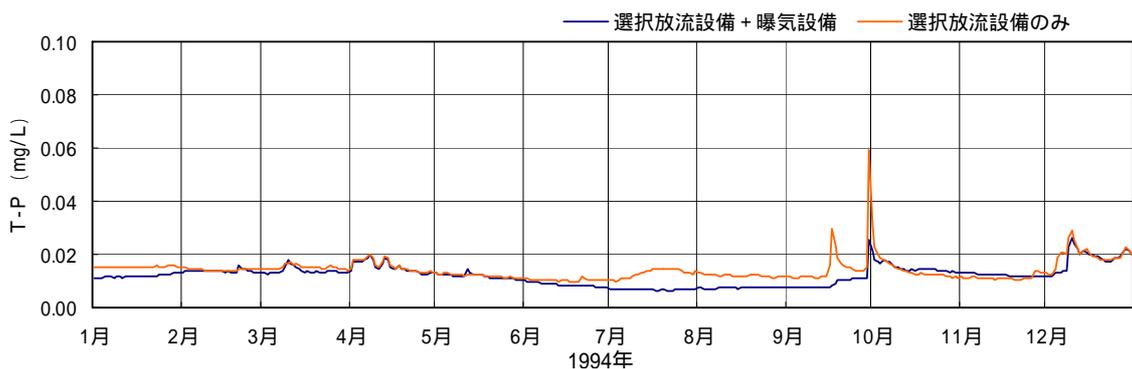
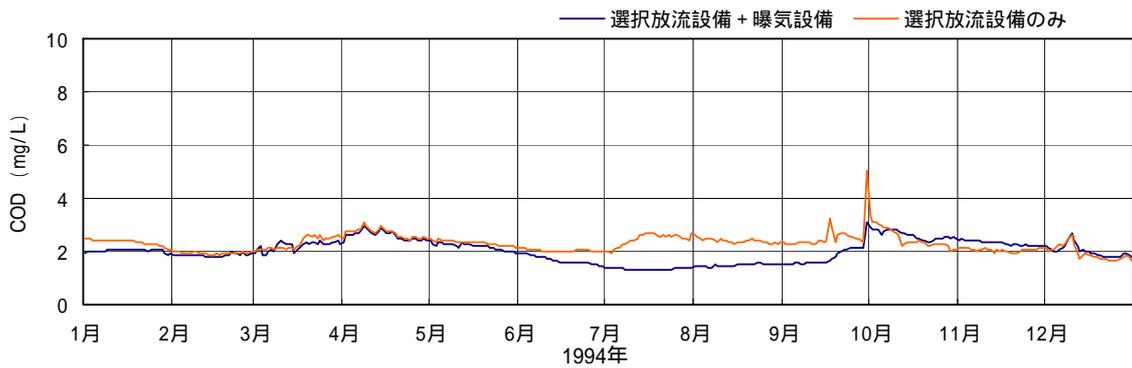
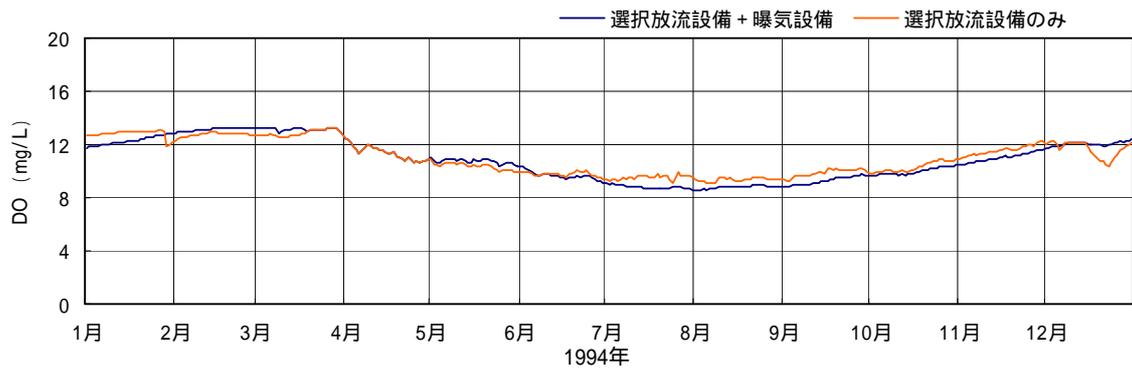


図 2.2.40 曝気を実施した場合の丹生ダム貯水池表層水質の変化(1994年:環境放流あり)



☒ 2.2.41 曝気を実施した場合の丹生ダム貯水池表層水質の変化（1994年：環境放流あり）

これまで、富栄養化現象等について、代表的な年を取り上げその状況を整理したが、貯水池の水質は当然のことながら各年の流況によって変化する。前述した 11 年間の対象とした予測結果を用いて、ダム放流水質がどの程度の幅を持って変化するかを整理した。その結果を図 2.2.42 ~ 2.2.43 示す。

クロロフィル a の挙動についても、各年の流況や気象条件によって変化しているが、その変動範囲はさほど広くない。今回対象とした流況条件では大きな出水や、濁水等種々の流況条件が考慮されているが、これらの条件を考慮してもクロロフィル a の濃度は富栄養化判定基準の中栄養のレベルを超えることはない。

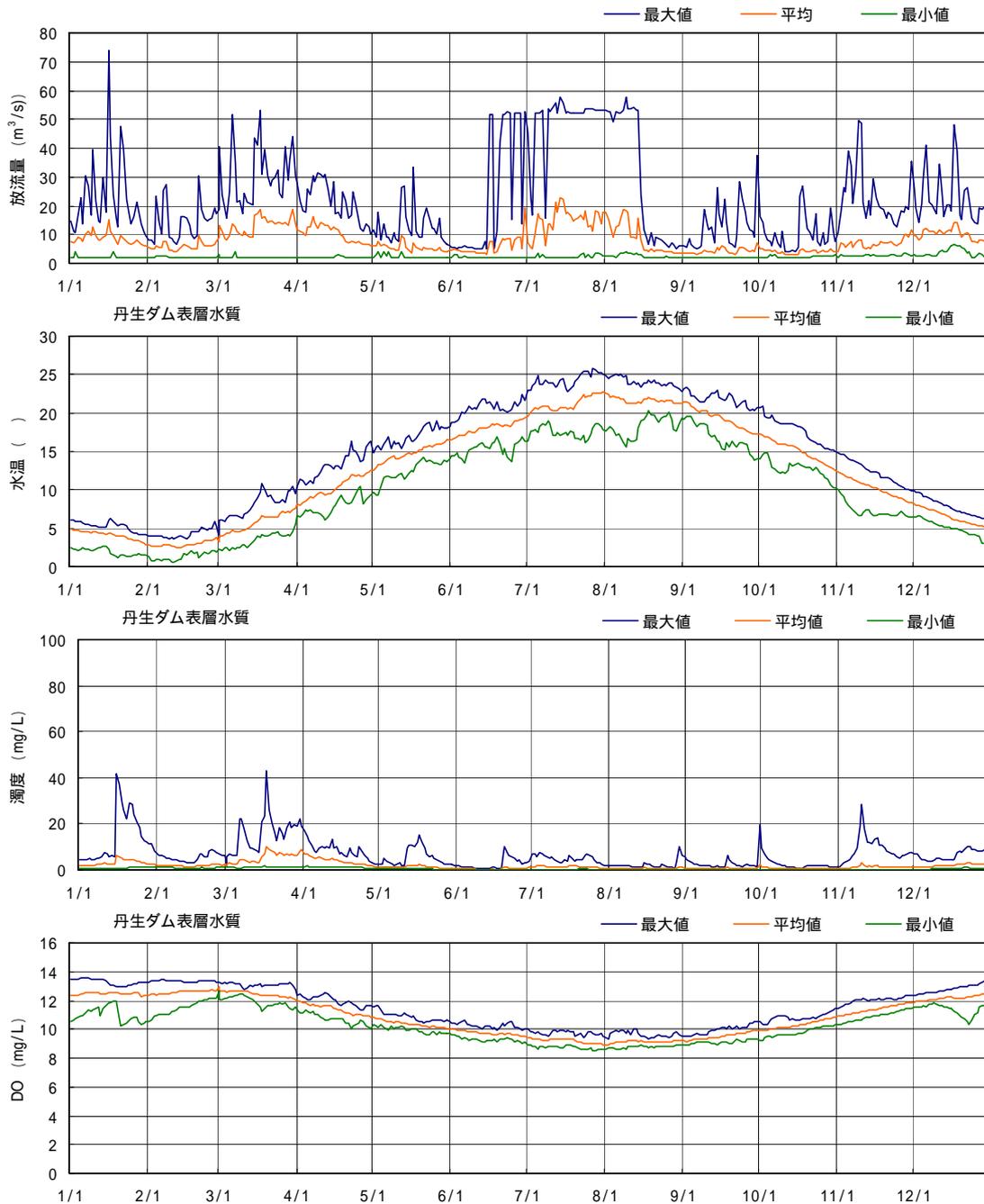


図 2.2.42 丹生ダム貯水池水質予測結果( 1992 ~ 2002 年の予測結果を整理 )

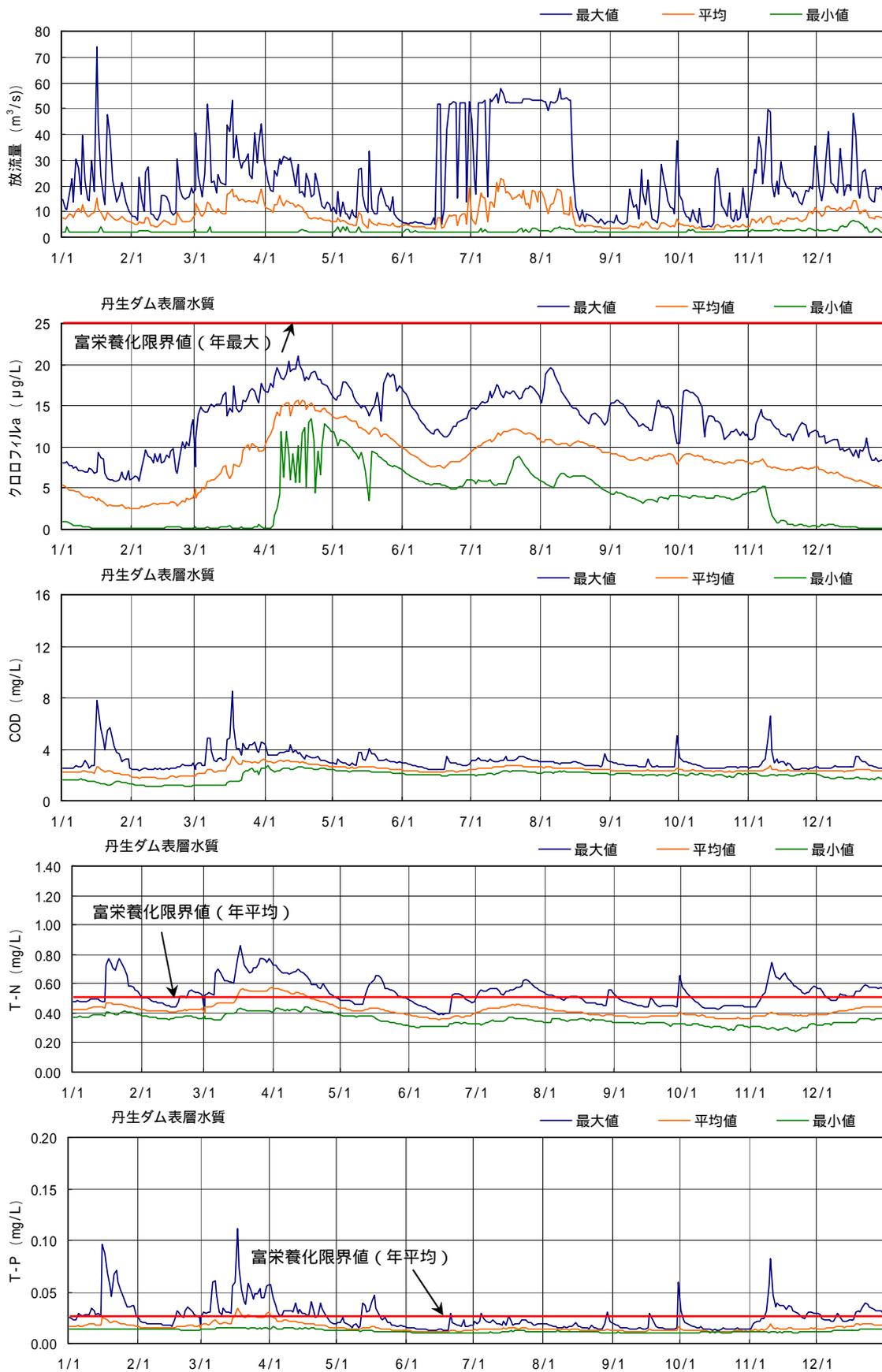


図 2.2.43 丹生ダム貯水池水質予測結果(1992～2002年の予測結果を整理)

CODについては、出水等に伴って濃度が一時的に高くなる場合があるが、全体としては変動幅が小さく、平均的には3mg/L前後で推移している。

総窒素、総リンについても、同様であり、全体としては流況が異なったとしても富栄養化判定基準の中栄養のレベルを超えることはない。

既往検討においては、丹生ダム貯水池の富栄養化について、フォーレンヴァイダー（Vollenweider）モデルによる簡易予測を行っており、その結果を図 2.2.44 に示した。この結果によっても丹生ダム貯水池の栄養レベルは中栄養になるとの結果となっている。

環境放流を前提条件とし、選択取水設備の運用とともに曝気水深が最大 70mの場合と 55m場合の丹生ダム水質予測結果を図 2.2.45 ~ 2.2.88 に示した。この結果、曝気条件を変更することにより放流水温を流入水温と同程度に維持できる結果となった。

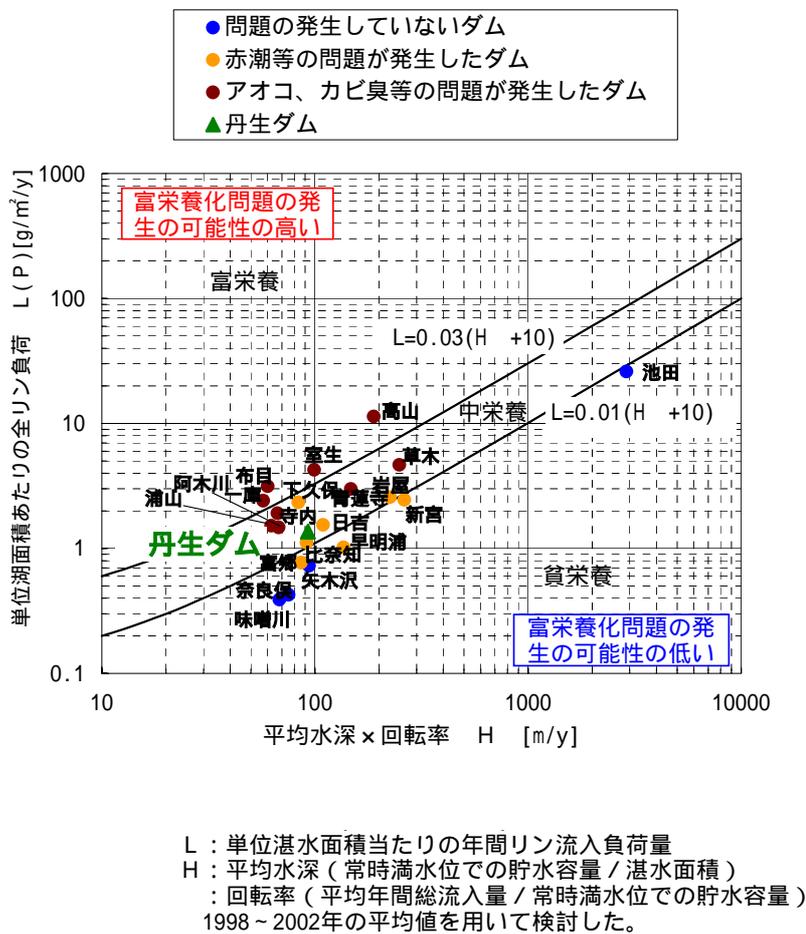


図 2.2.44 Vollenweider モデルによる丹生ダムの富栄養化予測

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

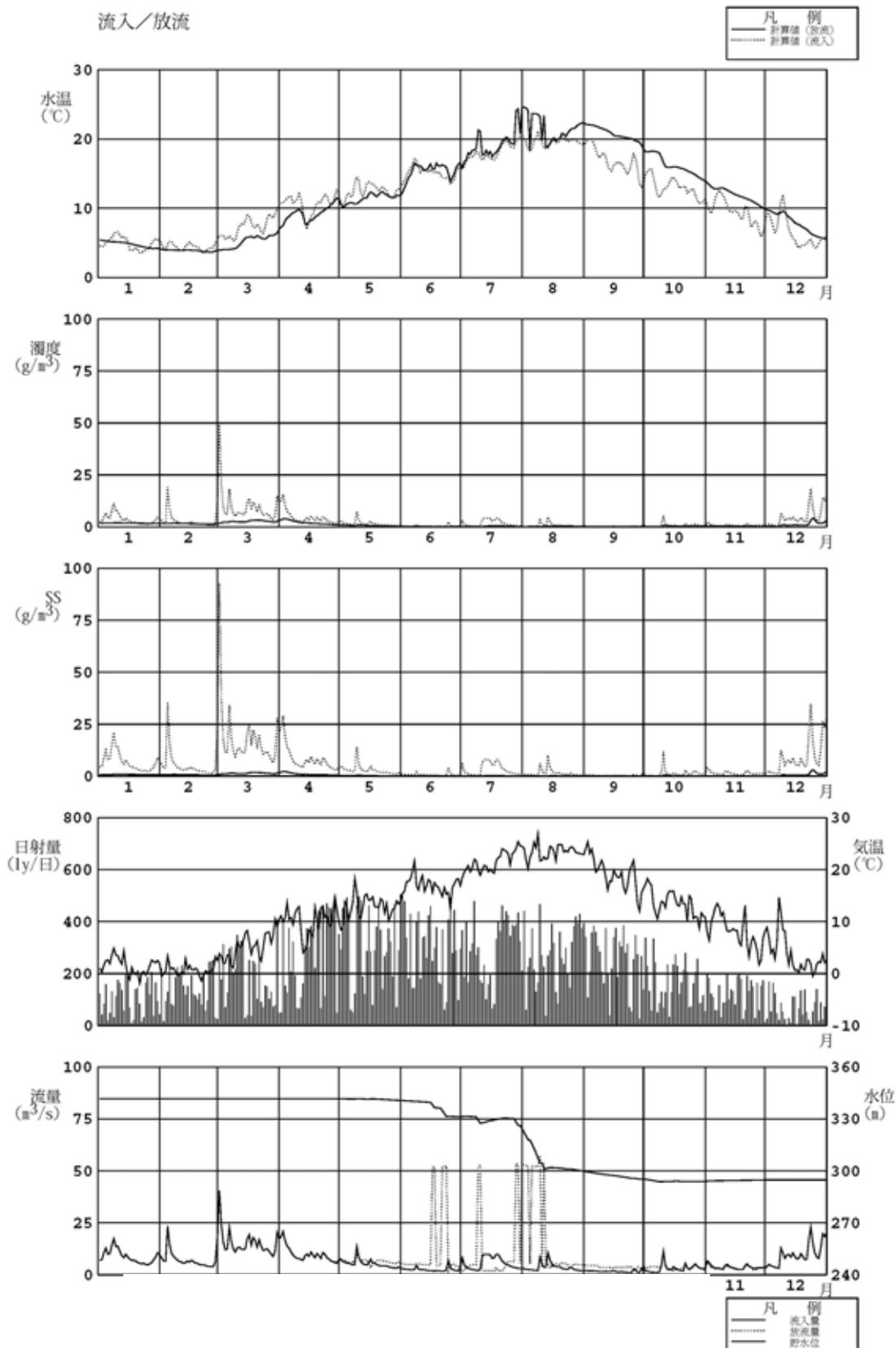


図 2.2.45 丹生ダム貯水池水質予測結果（1992 年，曝気水深=最大 70m：その 1）

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

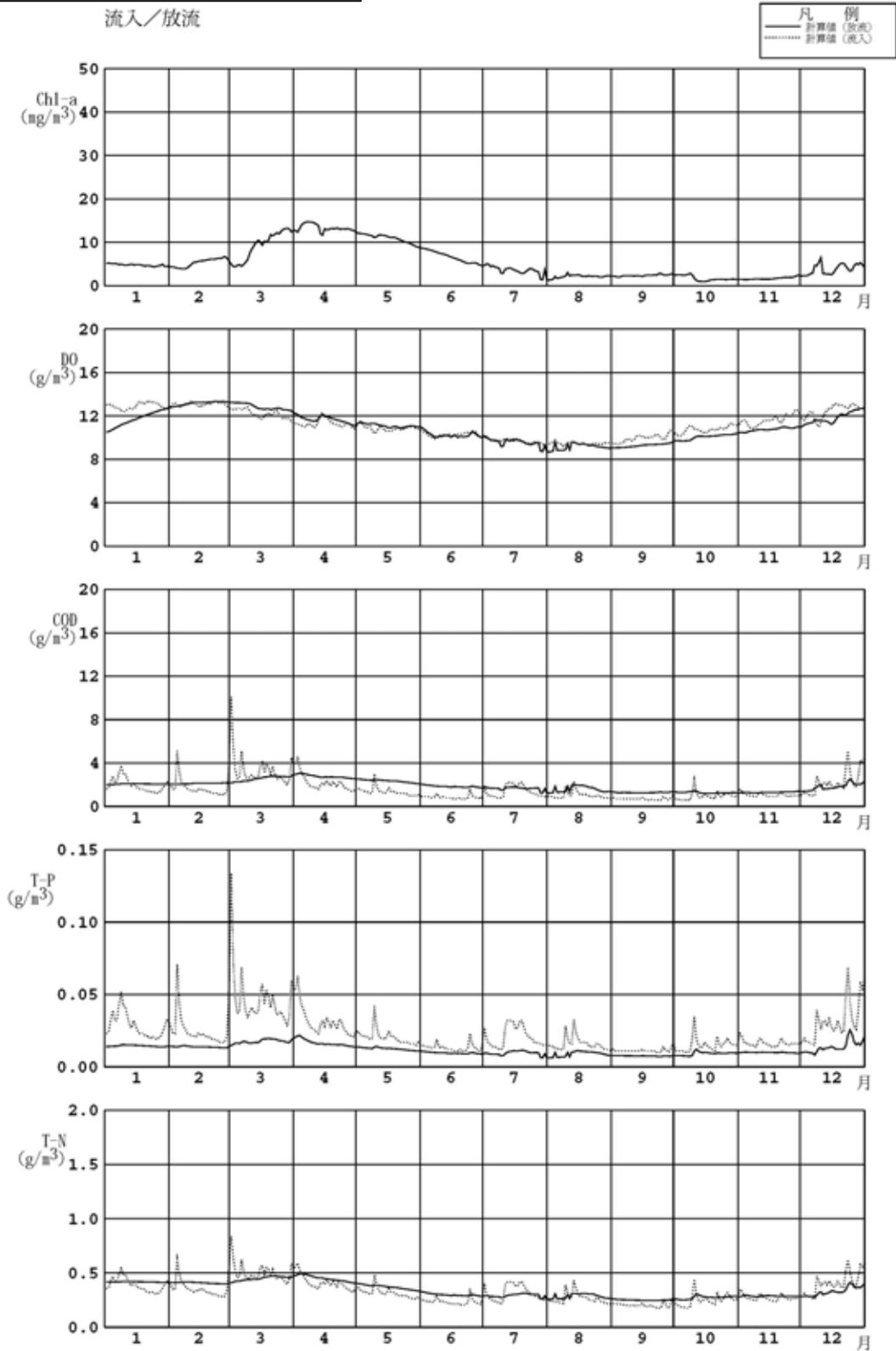


図 2.2.46 丹生ダム貯水池水質予測結果（1992 年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

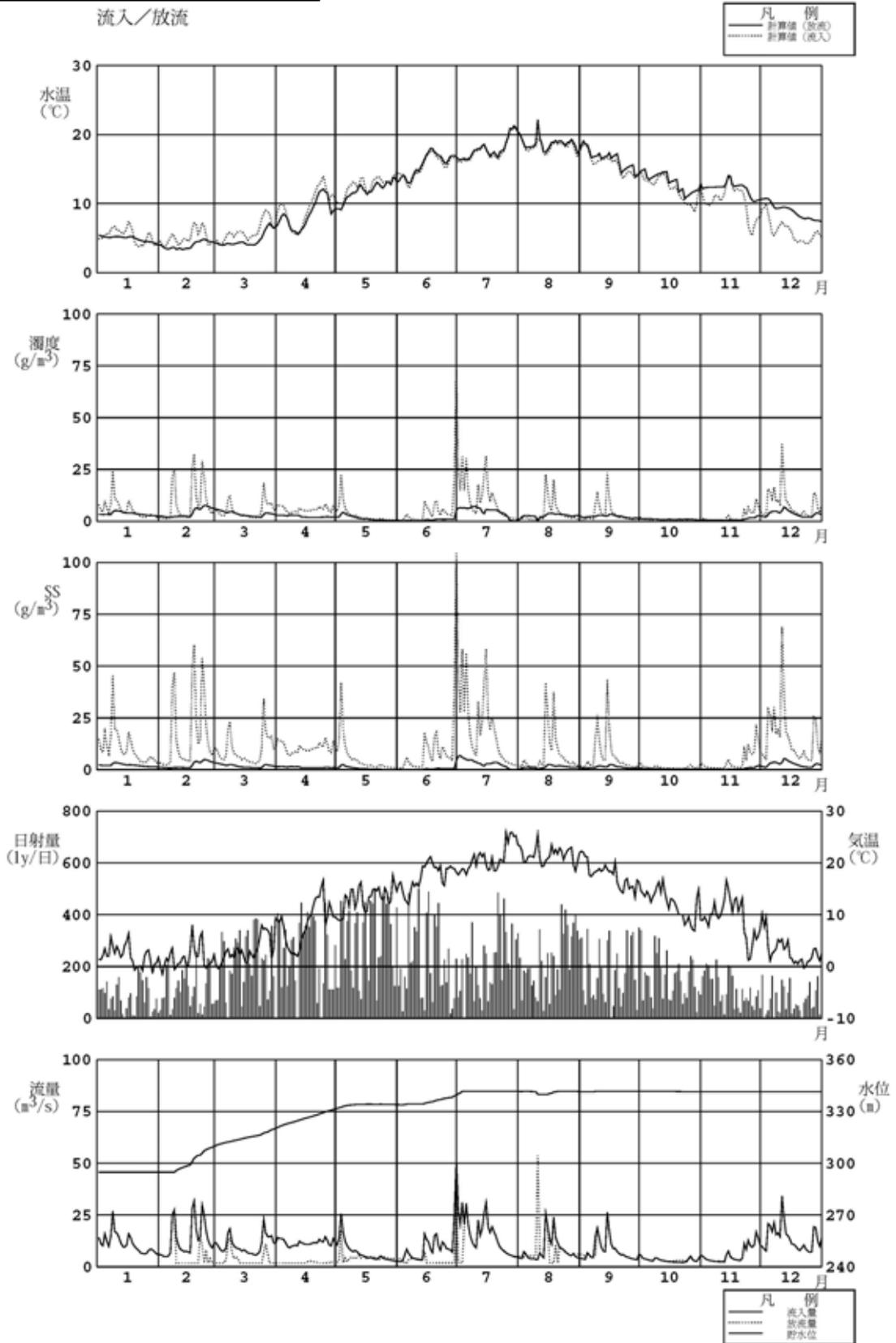


図 2.2.47 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1993 年, 曝気水深=最大 70m : その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

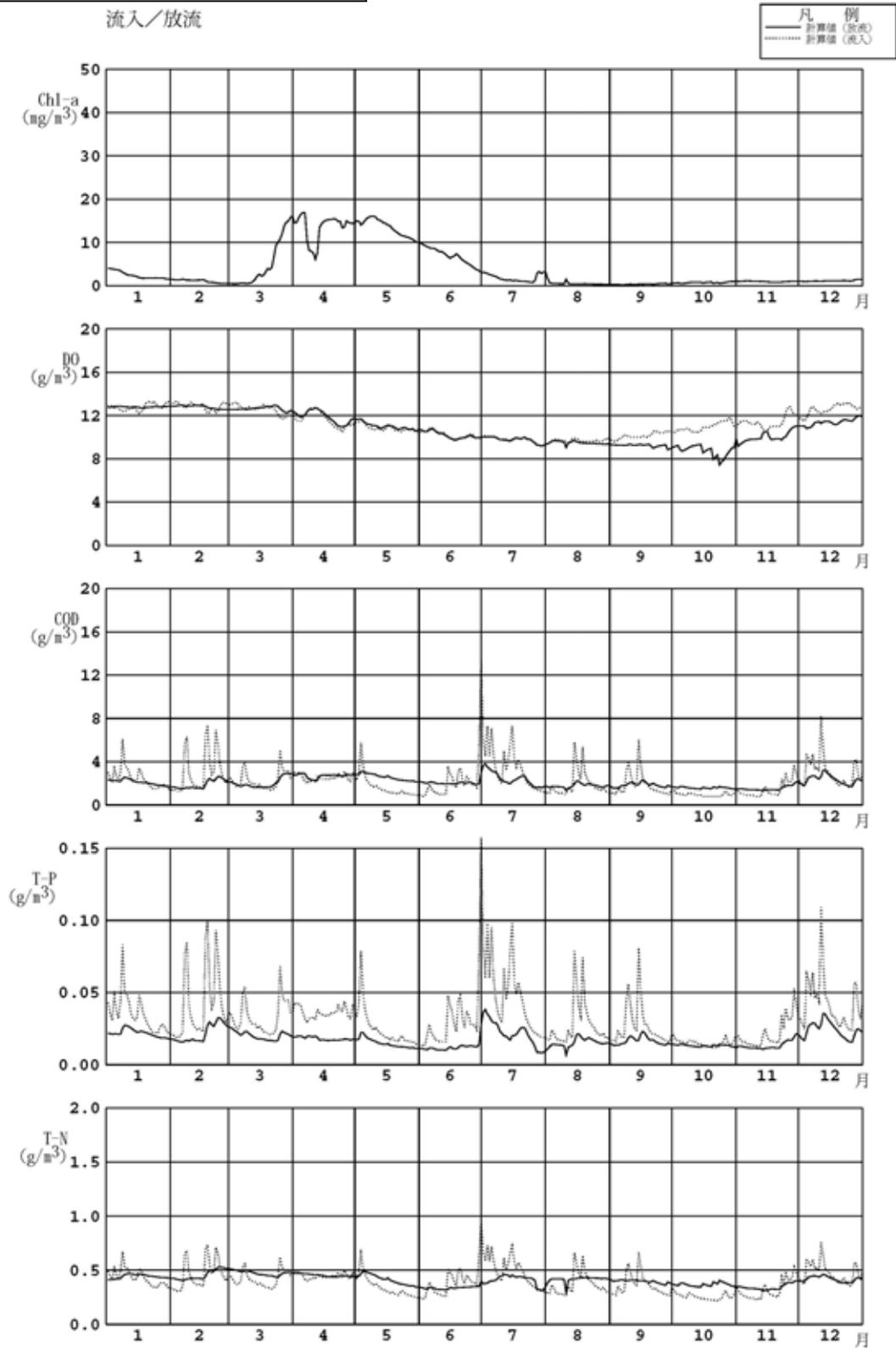


図 2.2.48 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1993 年, 曝気水深=最大 70m : その 2)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

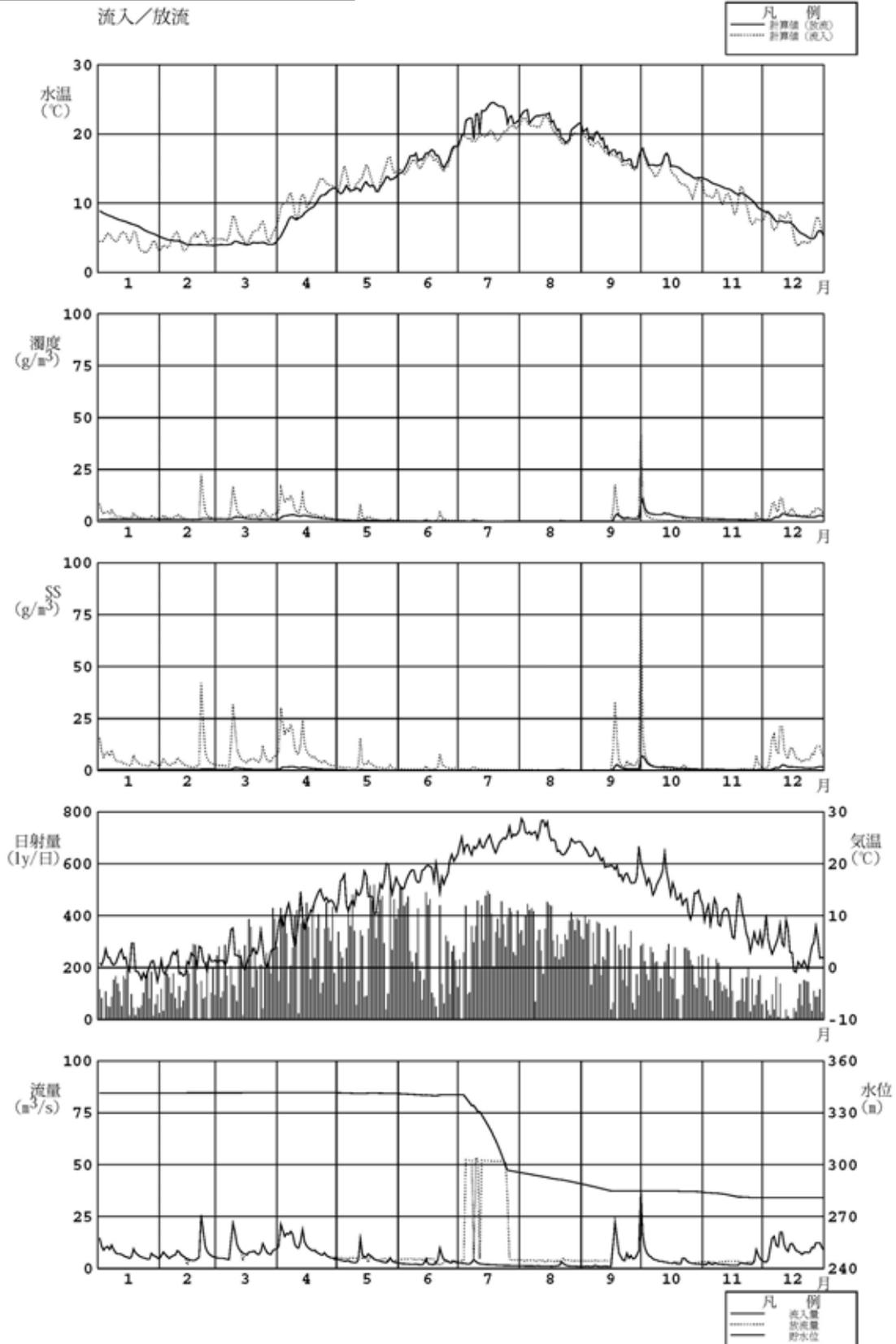


図 2.2.49 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1994 年, 曝気水深=最大 70m : その 1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

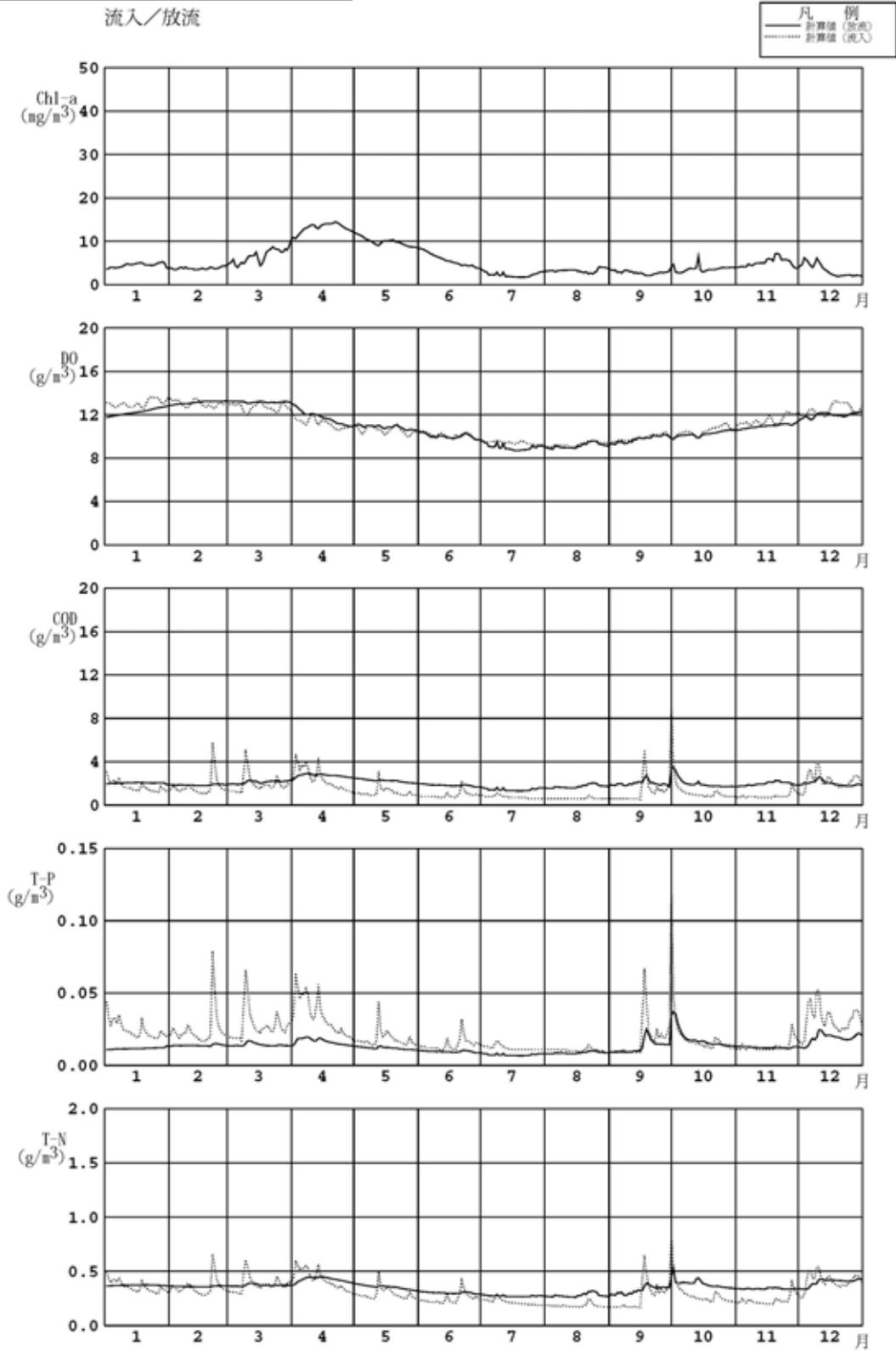


図 2.2.50 丹生ダム貯水池水質予測結果（1994年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

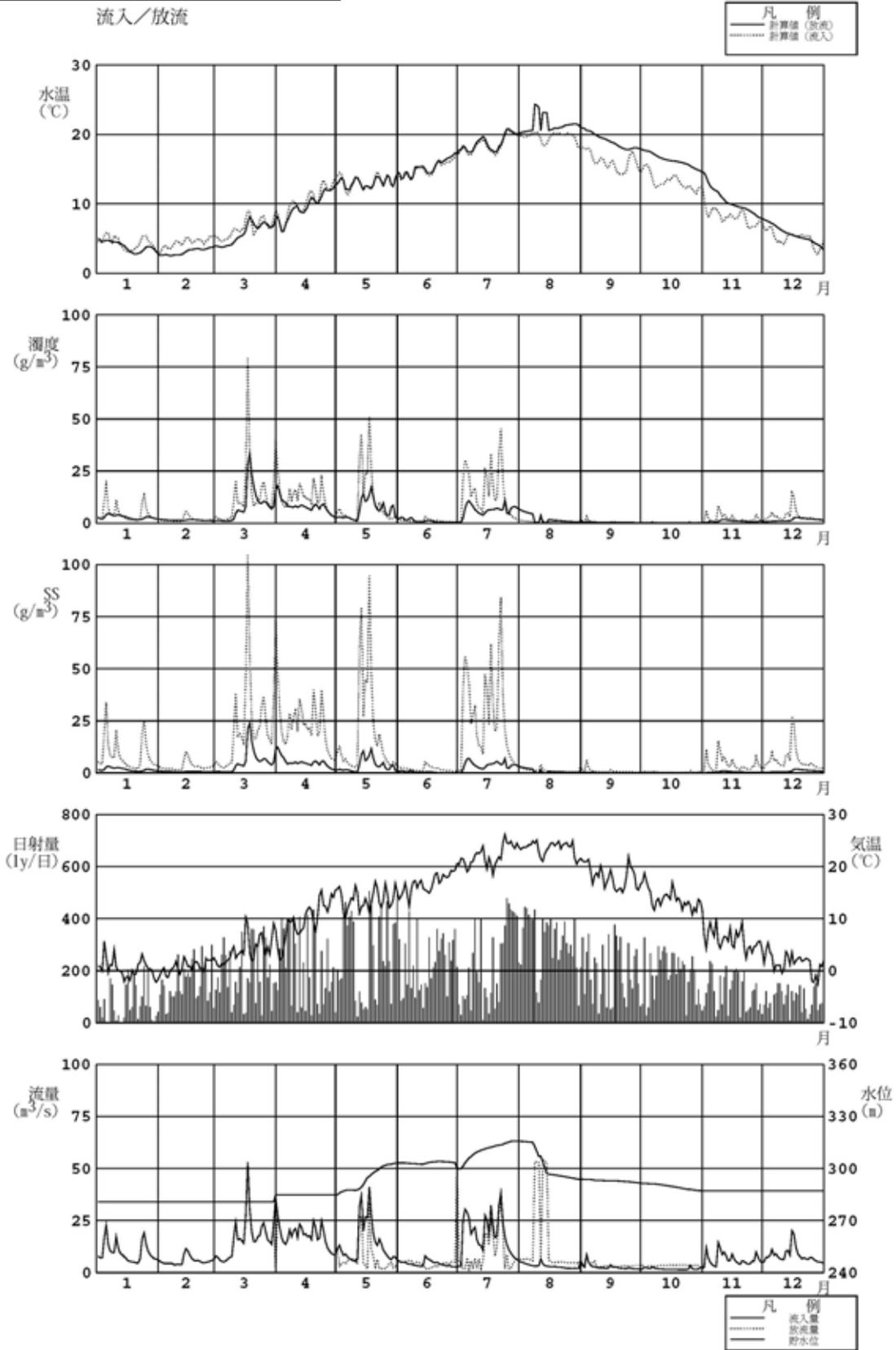


図 2.2.51 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1995年, 曝気水深=最大 70m : その1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

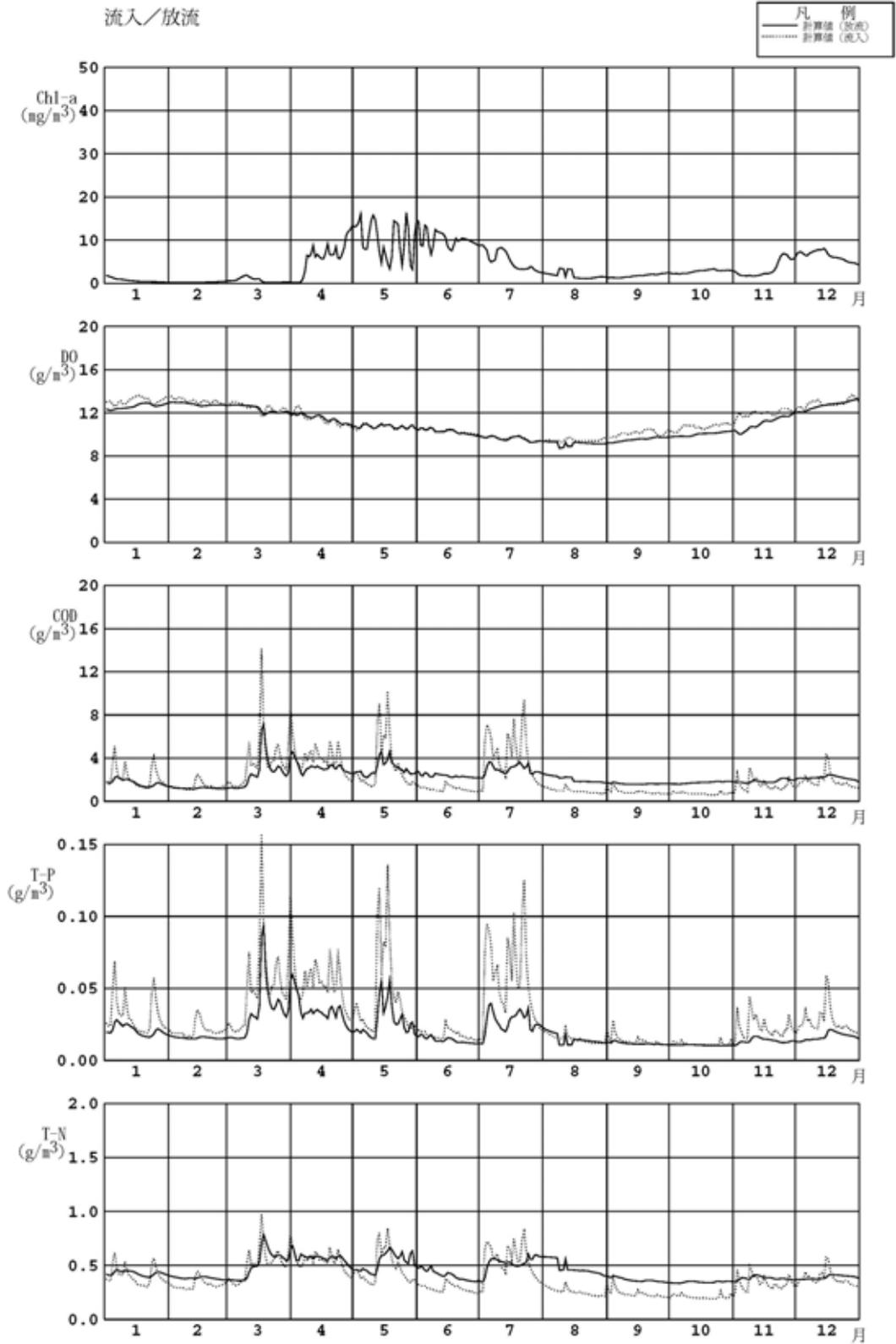


図 2.2.52 丹生ダム貯水池水質予測結果（1995年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

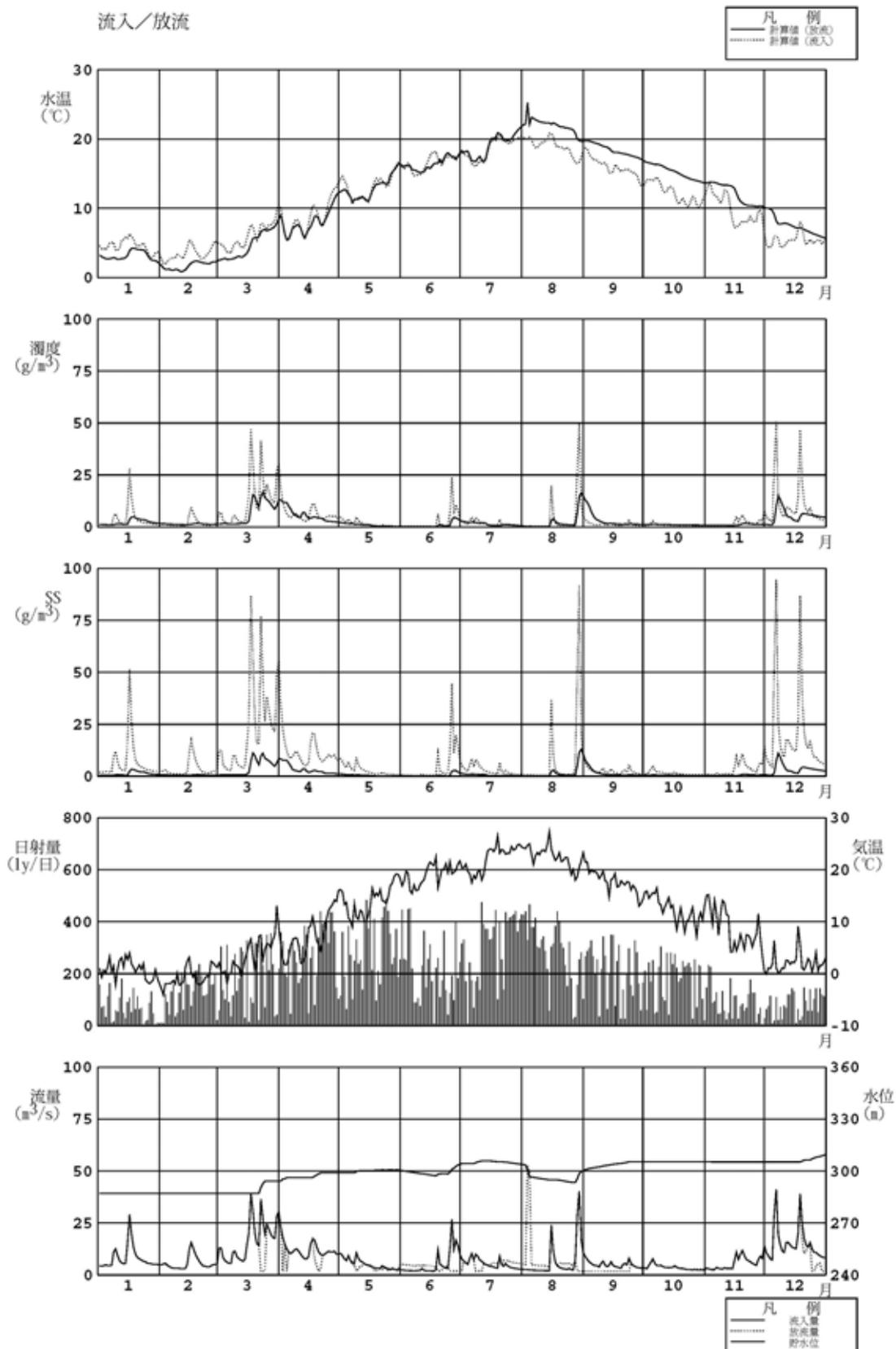


図 2.2.53 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1996 年, 曝気水深=最大 70m : その 1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

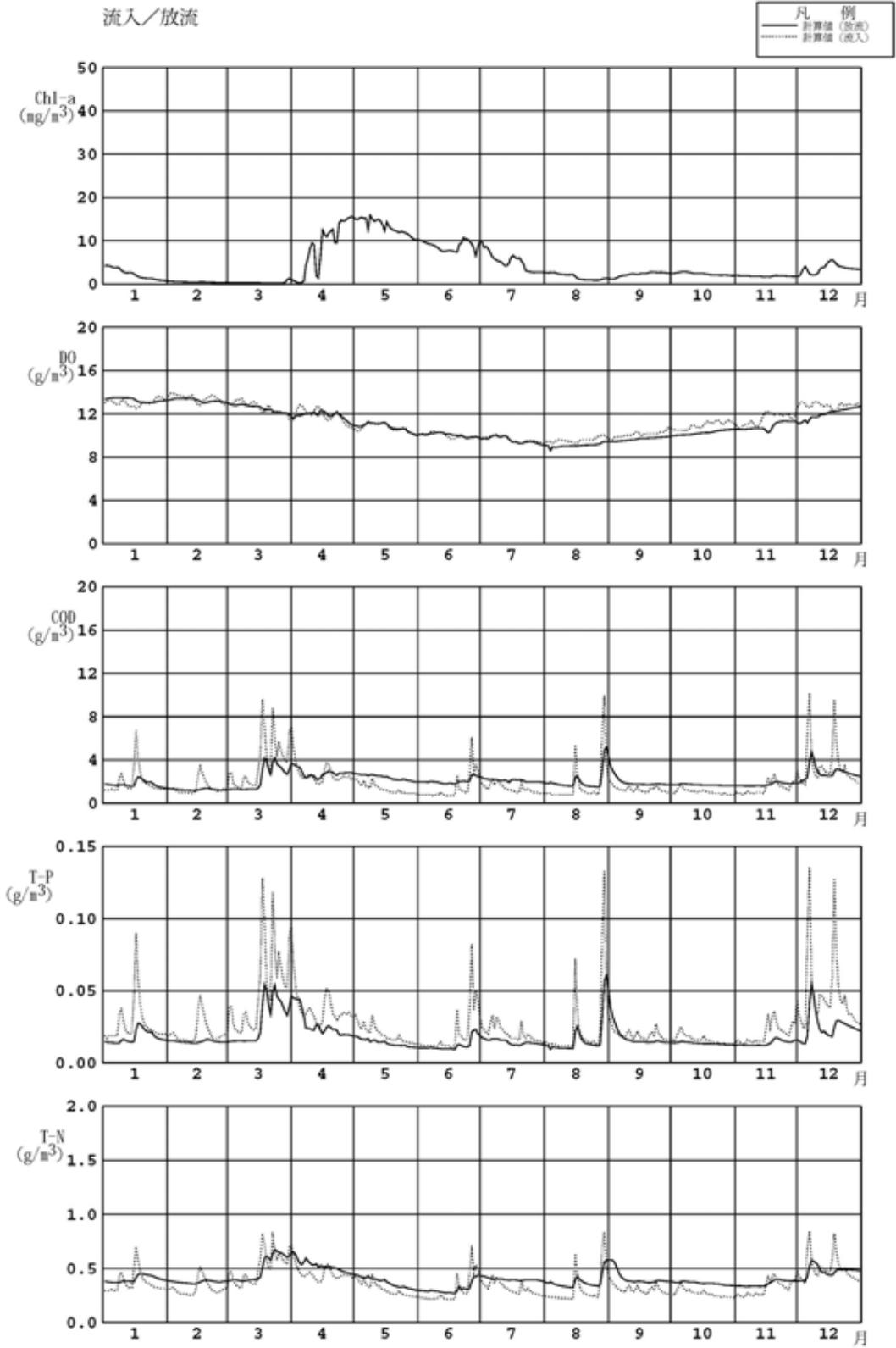


図 2.2.54 丹生ダム貯水池水質予測結果（1996年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

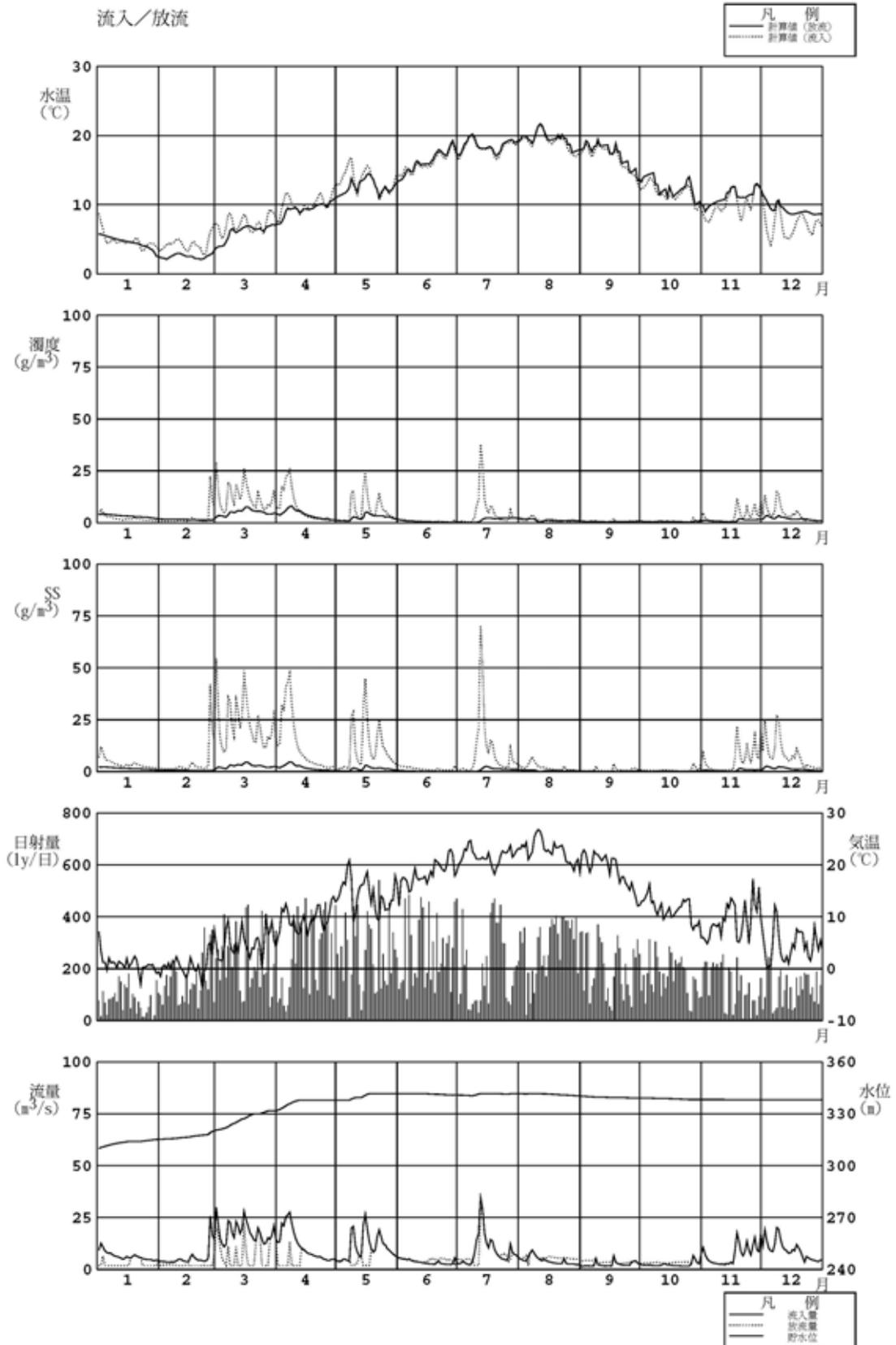


図 2.2.55 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1997年, 曝気水深=最大 70m: その1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

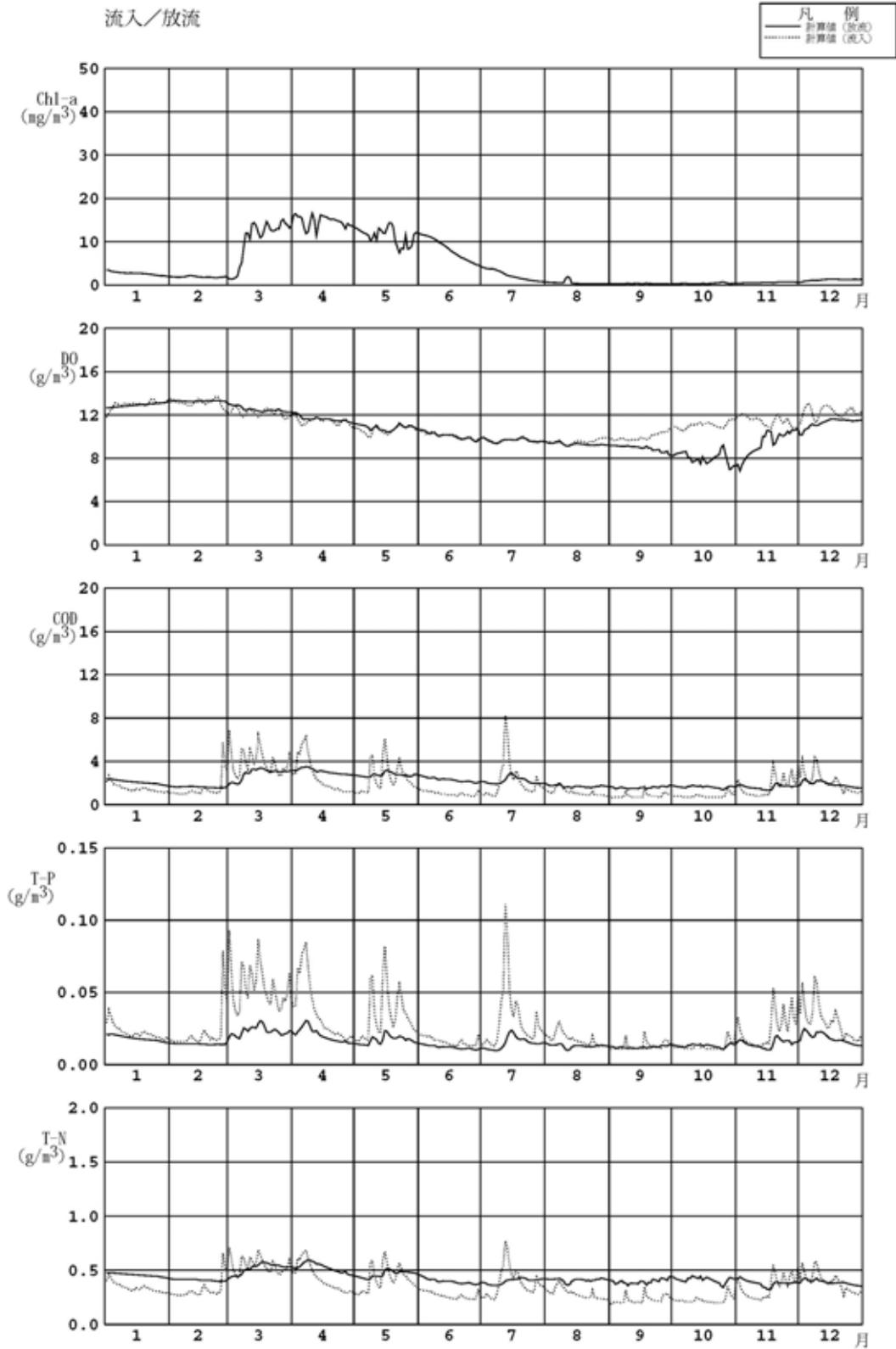


図 2.2.56 丹生ダム貯水池水質予測結果(1997年, 曝気水深=最大 70m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

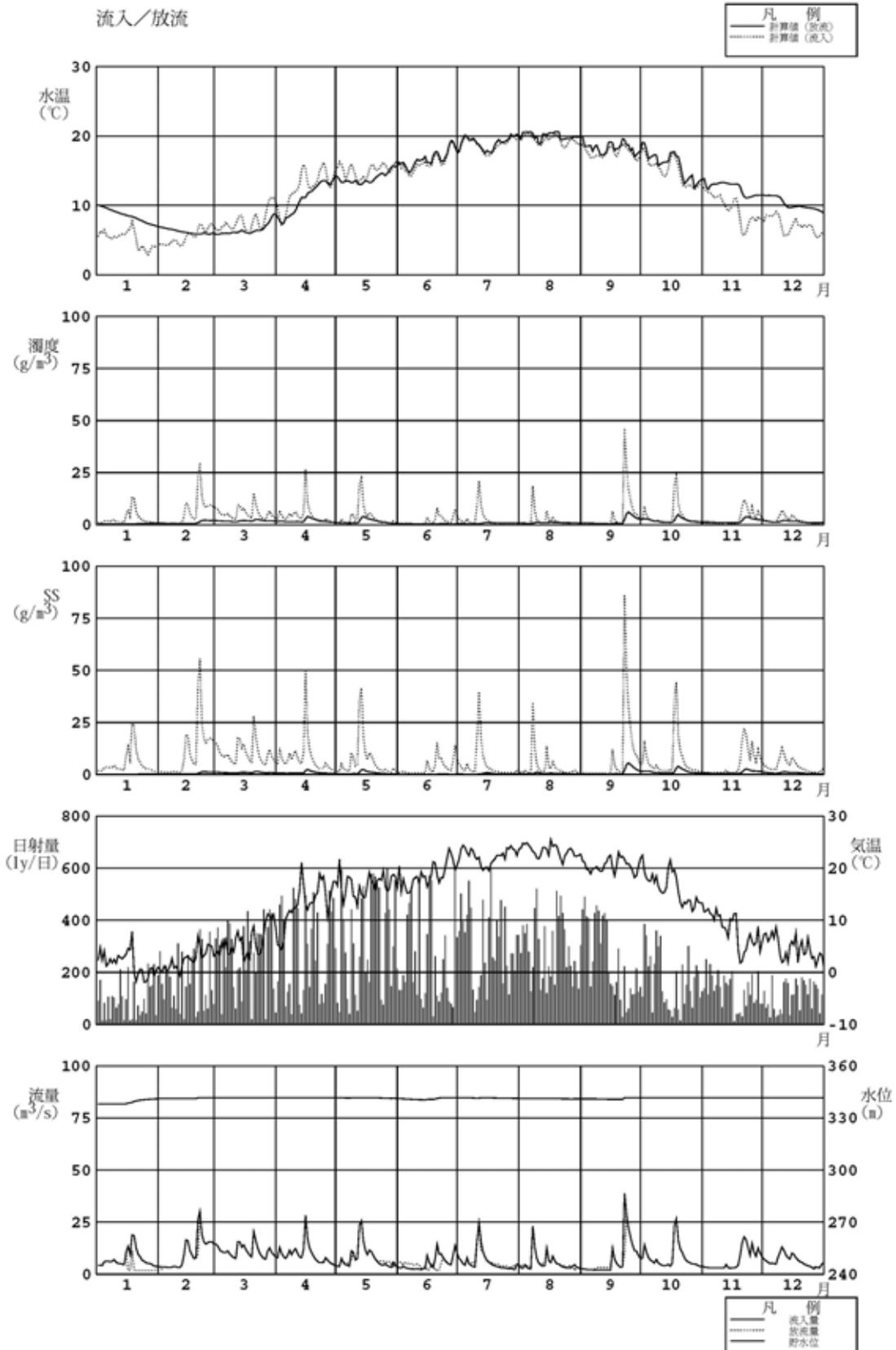


図 2.2.57 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1998年, 曝気水深=最大 70m : その1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

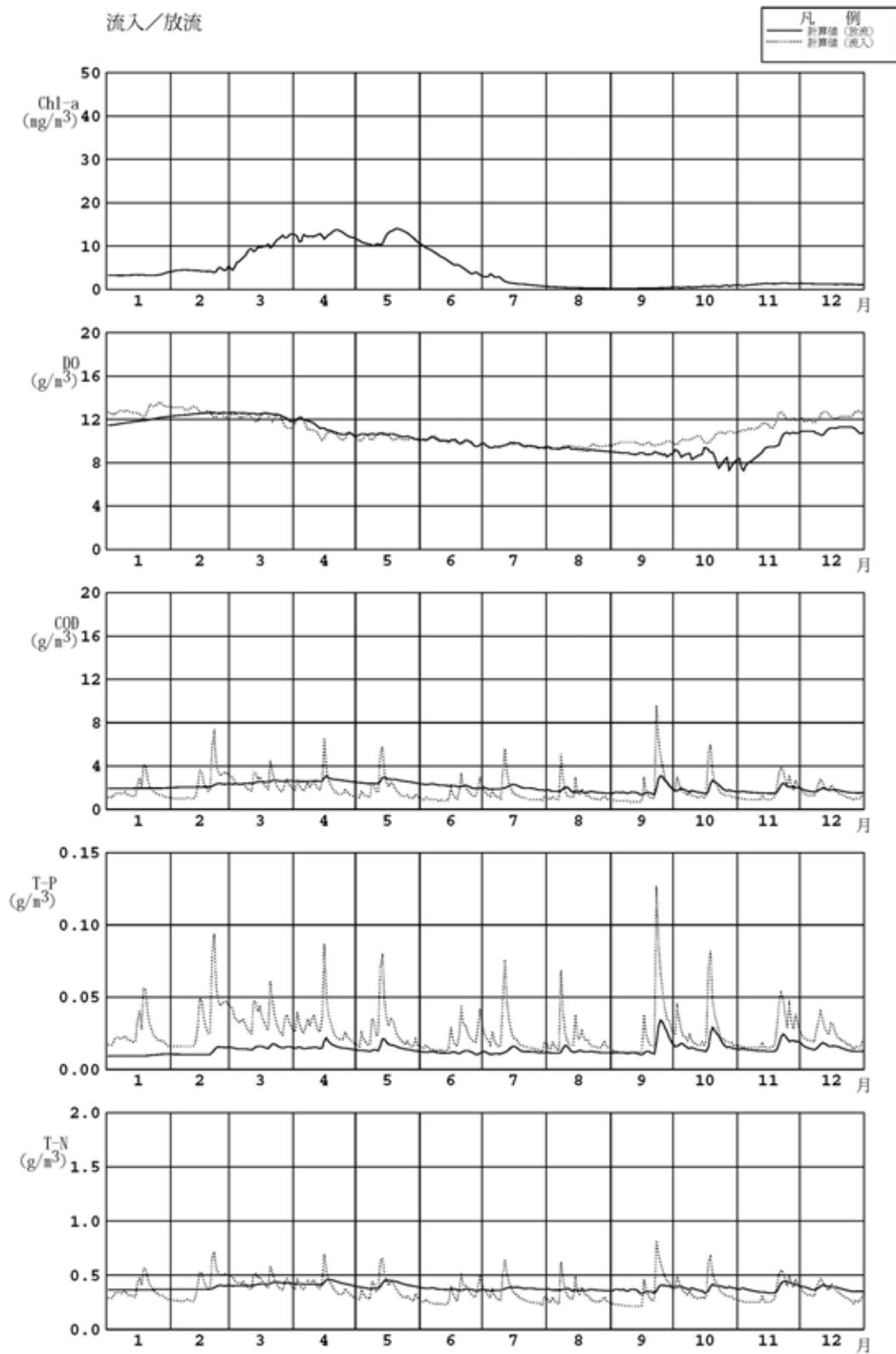


図 2.2.58 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1998 年, 曝気水深=最大 70m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

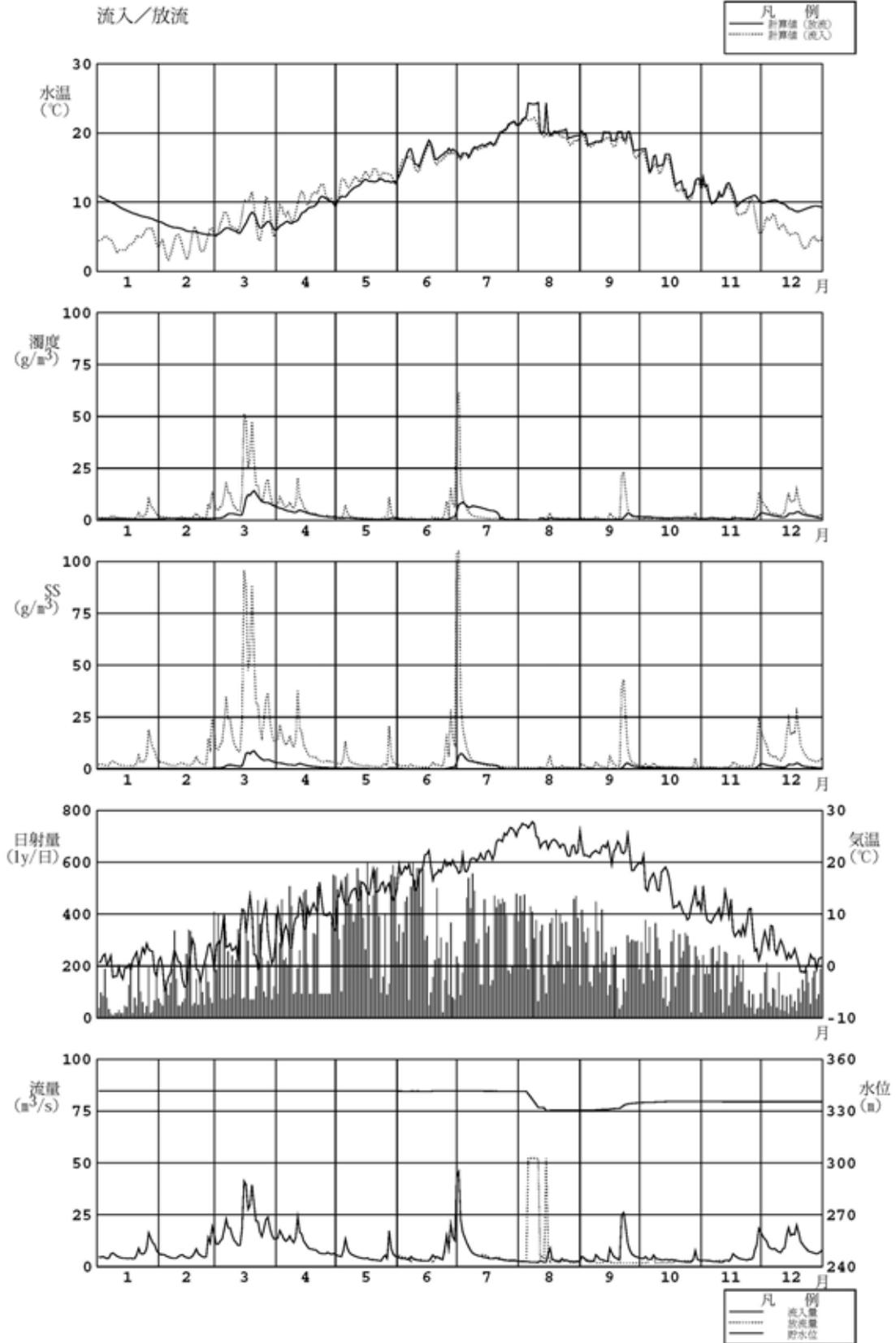


図 2.2.59 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1999年, 曝気水深=最大 70m: その1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

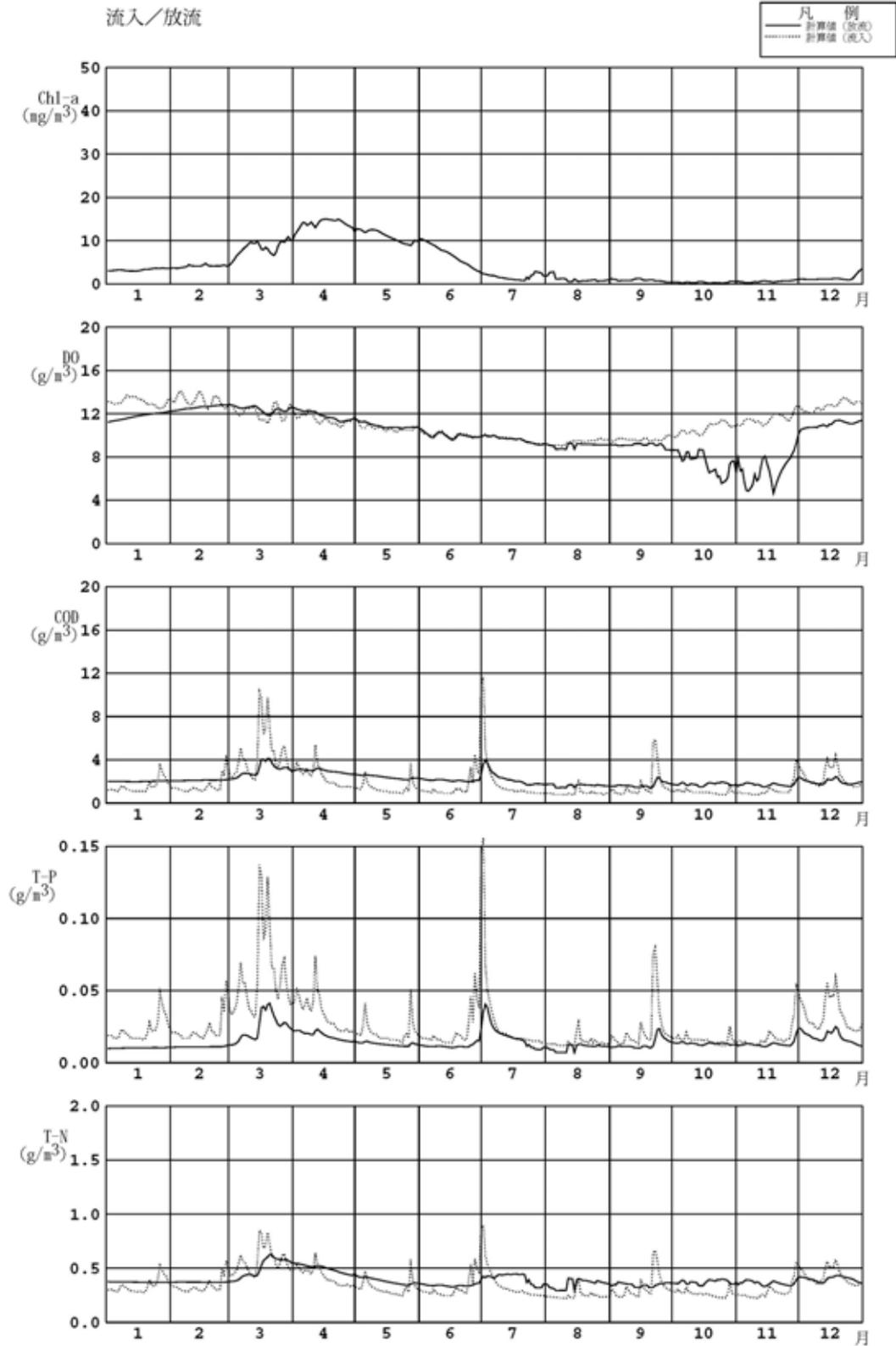


図 2.2.60 丹生ダム貯水池水質予測結果（1999年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

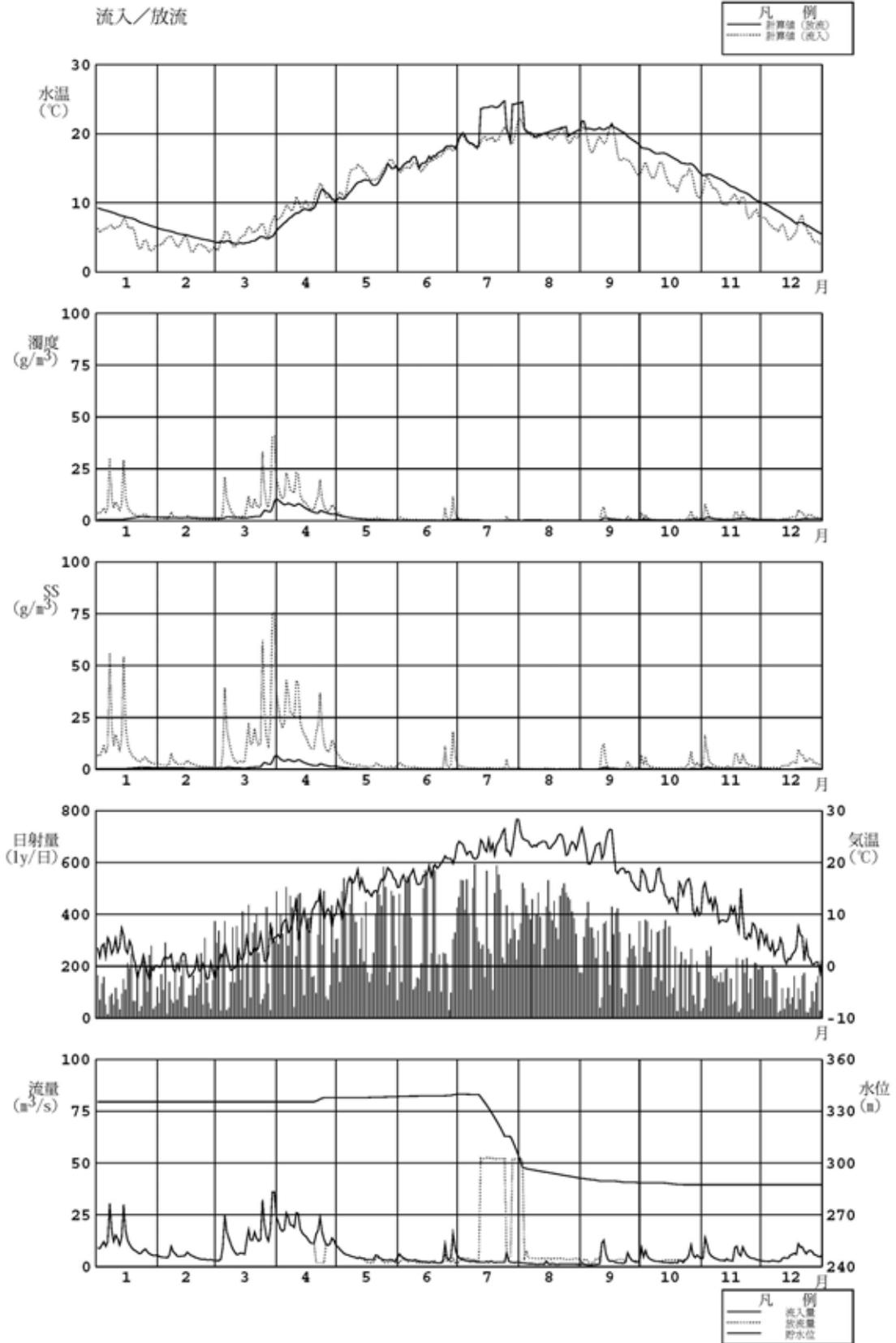


図 2.2.61 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2000年, 曝気水深=最大 70m: その1)

- ・選採取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

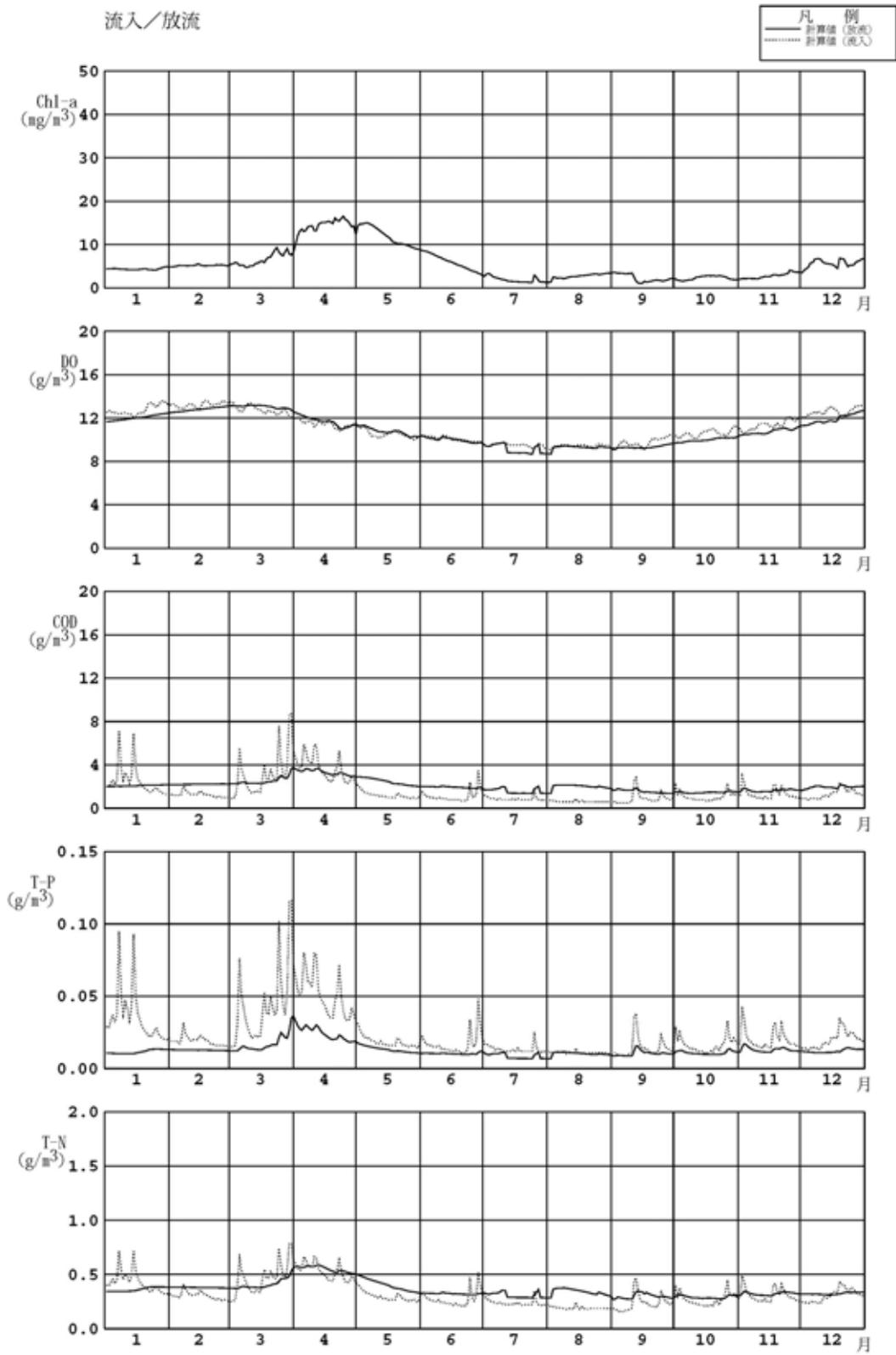


図 2.2.62 丹生ダム貯水池水質予測結果（2000年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

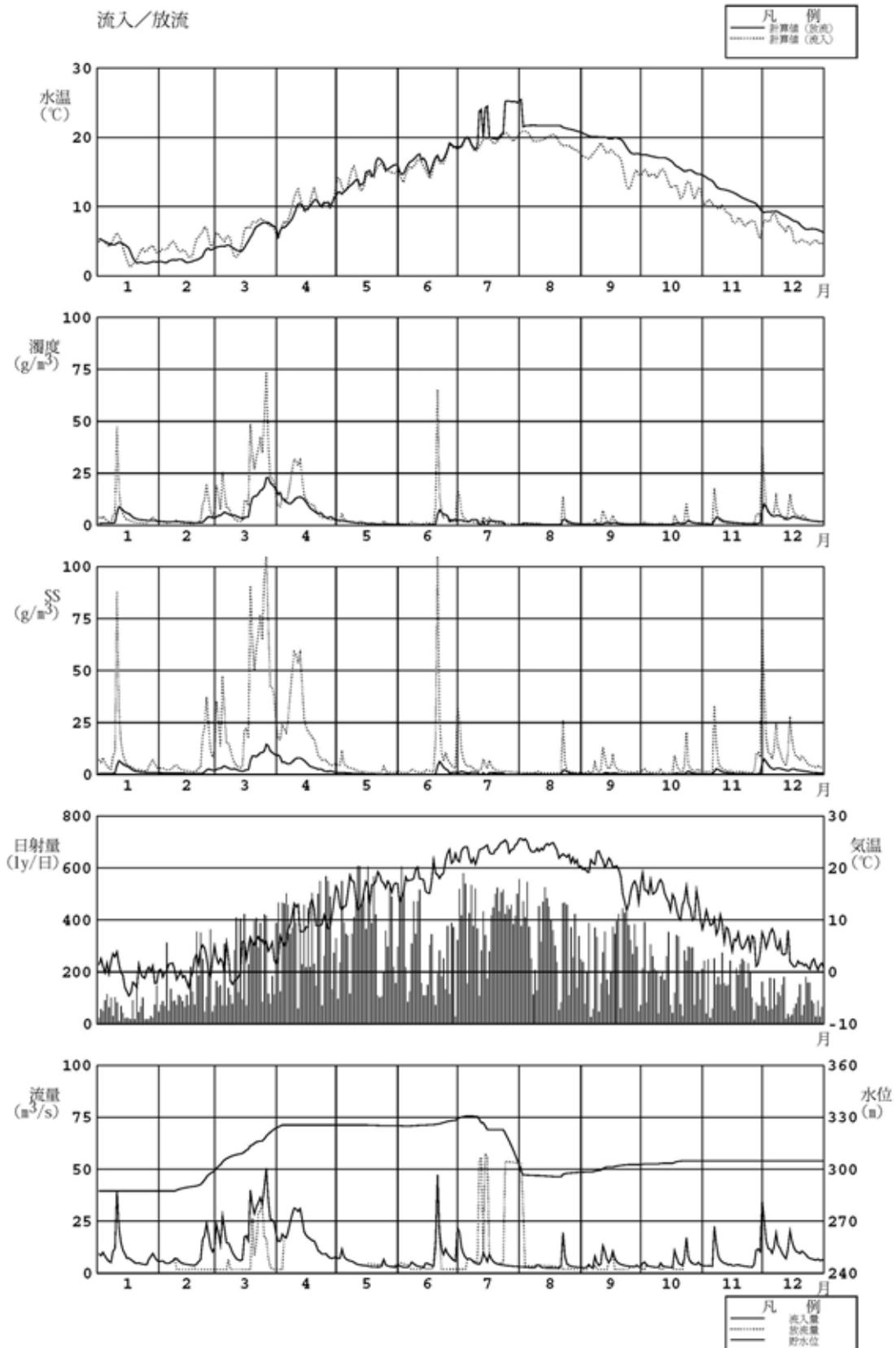


図 2.2.63 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2001 年, 曝気水深=最大 70m : その 1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

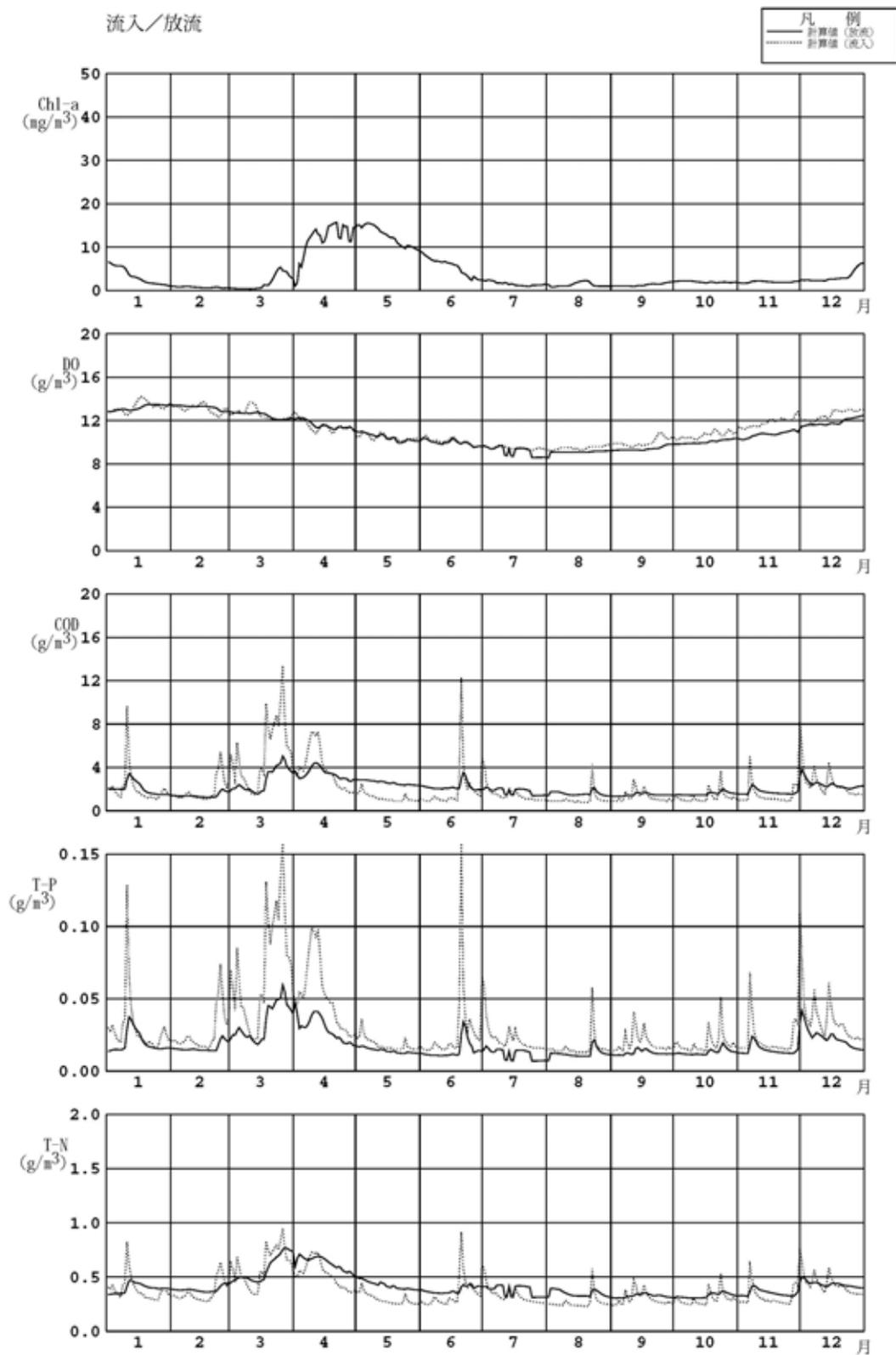


図 2.2.64 丹生ダム貯水池水質予測結果（2001年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 70m)

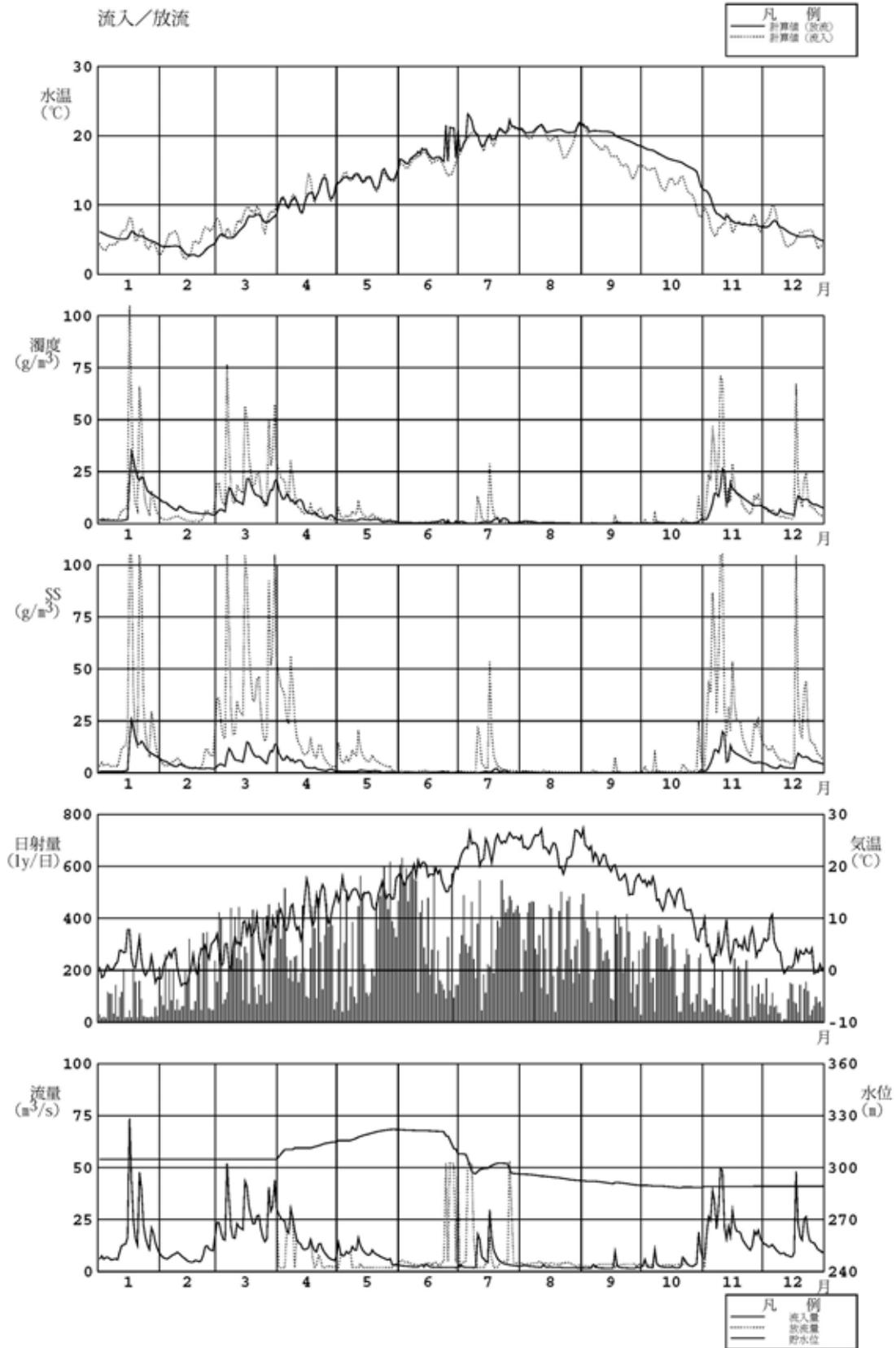


図 2.2.65 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2002 年, 曝気水深=最大 70m : その 1)

- ・選取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 70m）

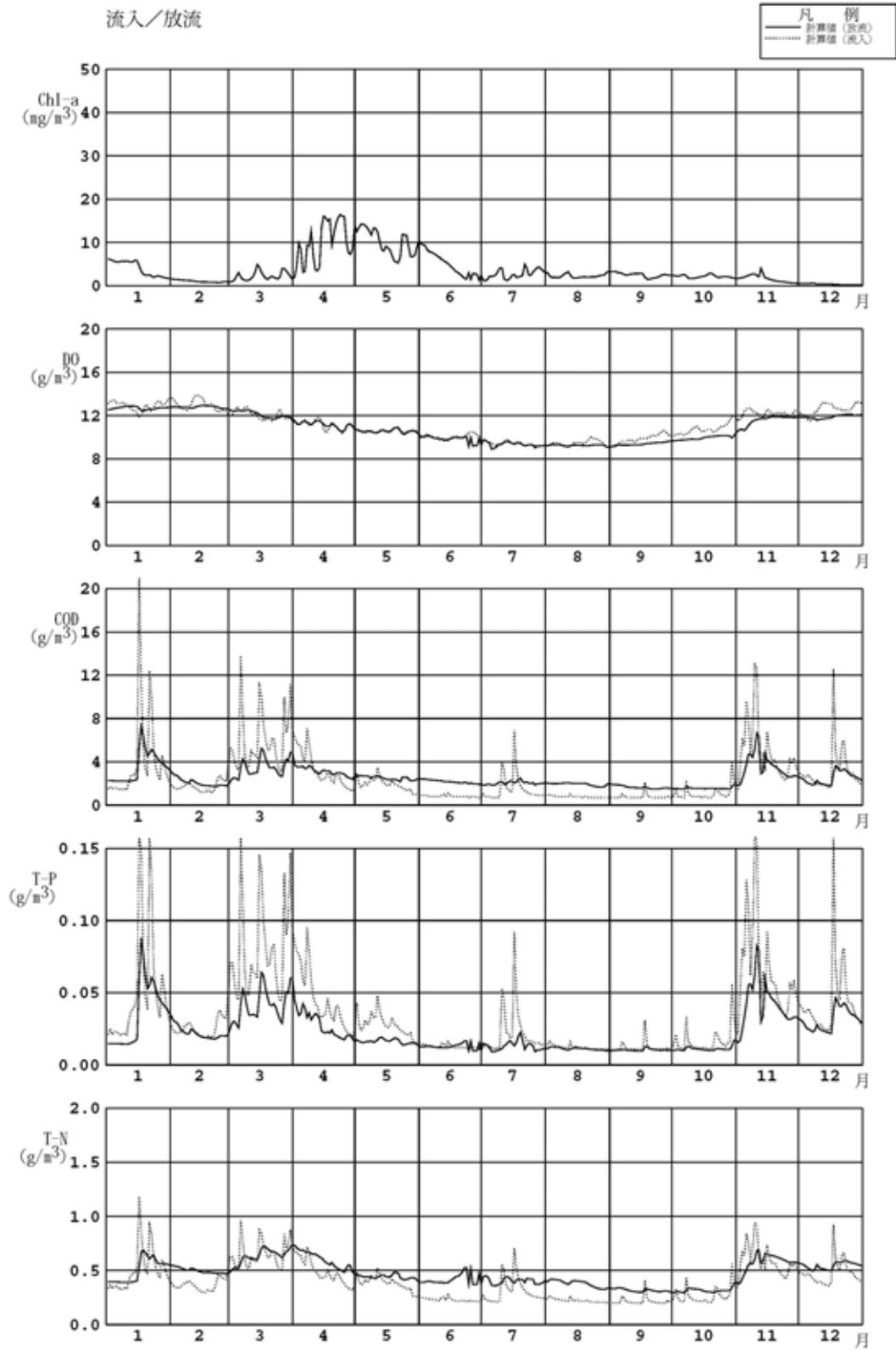


図 2.2.66 丹生ダム貯水池水質予測結果（2002 年，曝気水深=最大 70m：その 2）

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

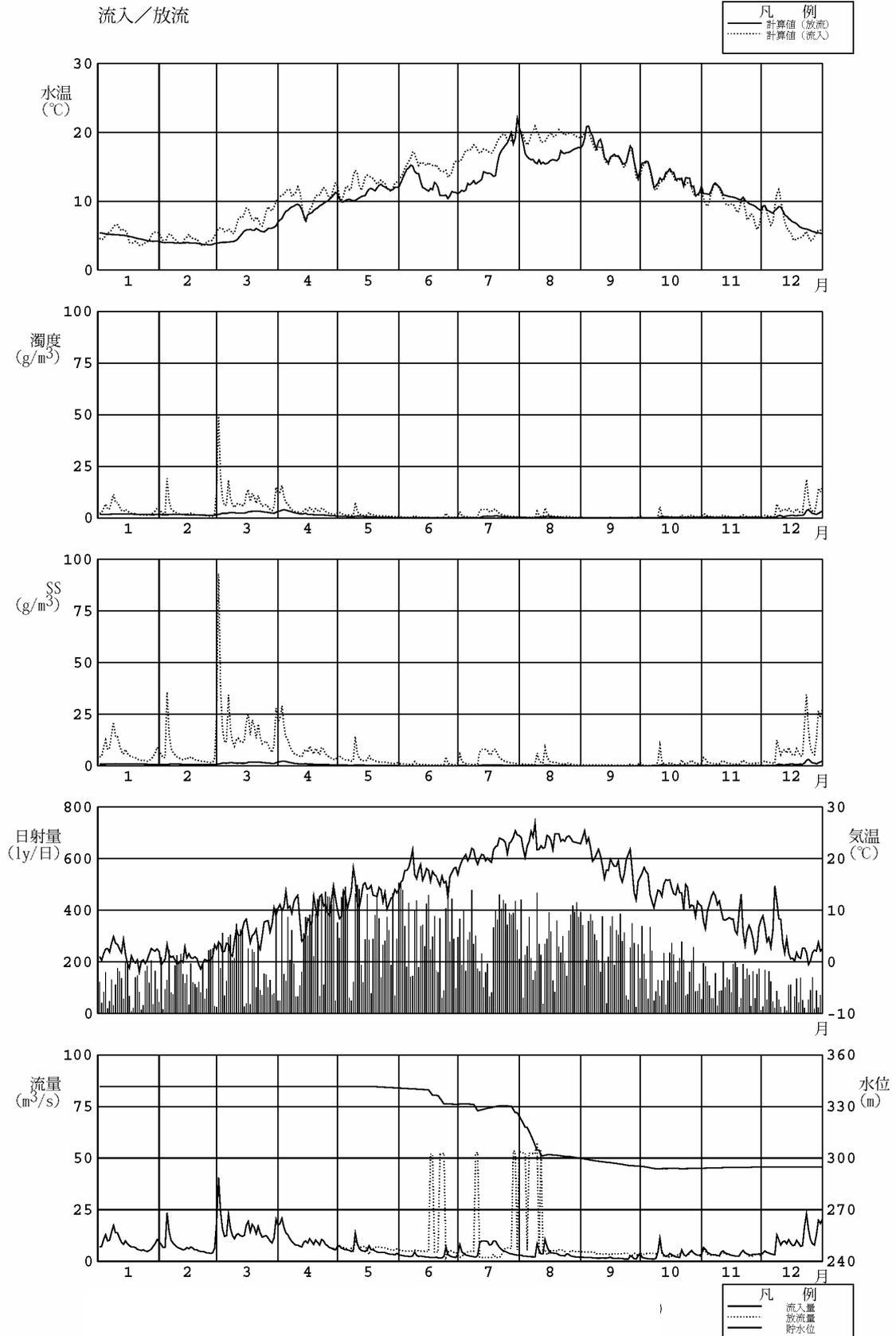


図 2.2.67 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1992 年, 曝気水深=最大 55m : その 1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

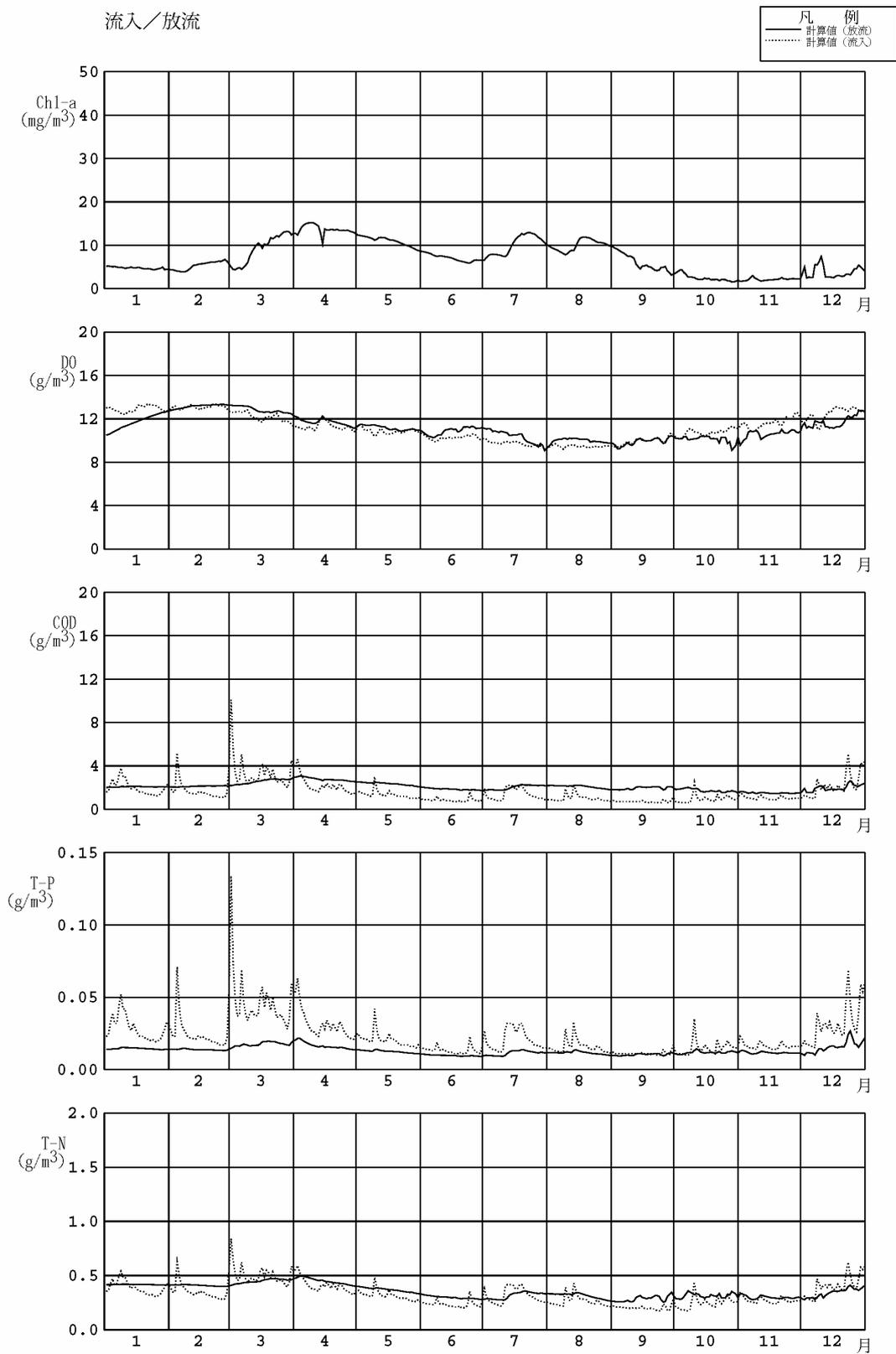


図 2.2.68 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1992 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

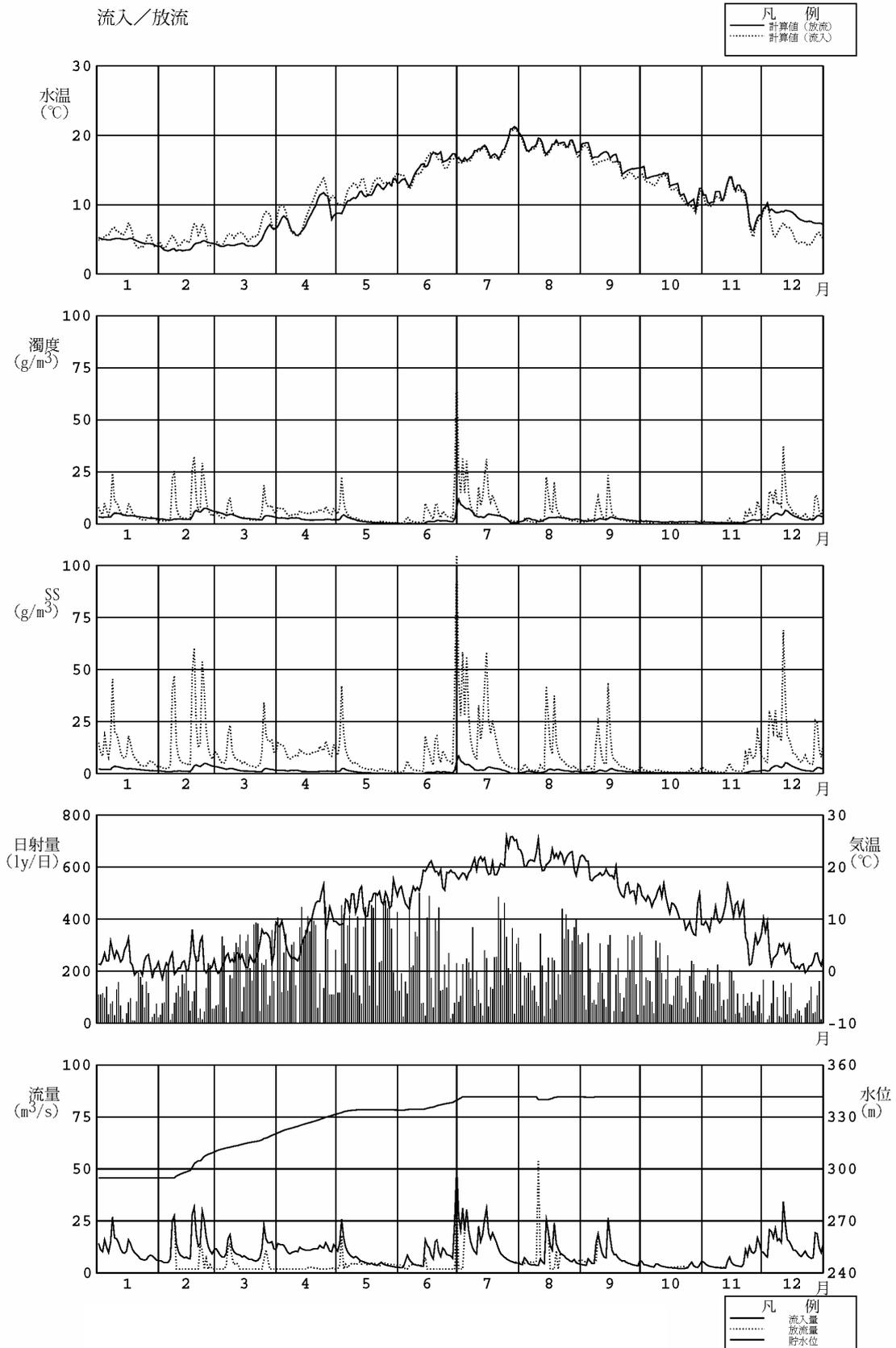


図 2.2.69 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1993 年, 曝気水深=最大 55m : その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

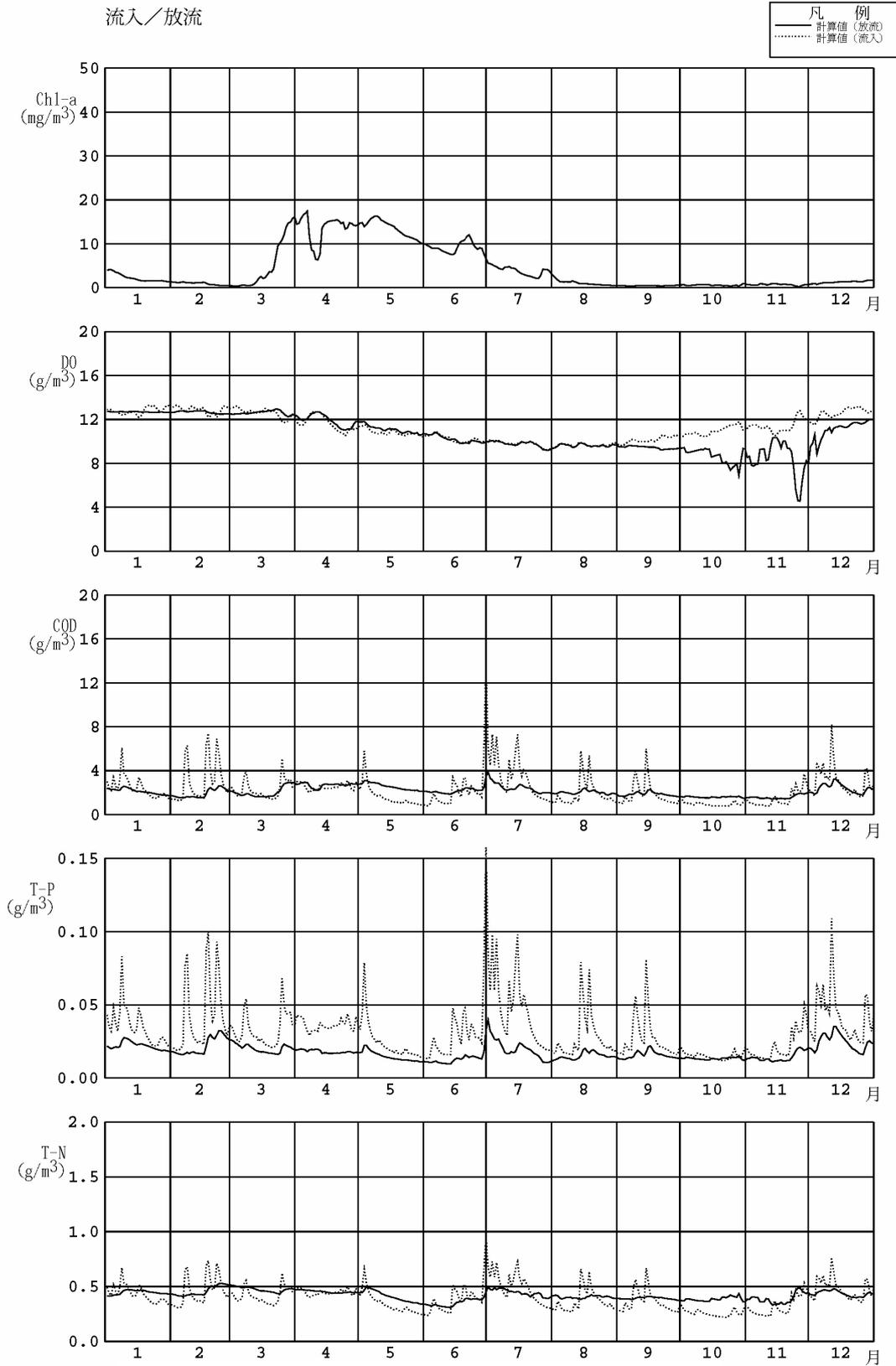


図 2.2.70 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1993 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

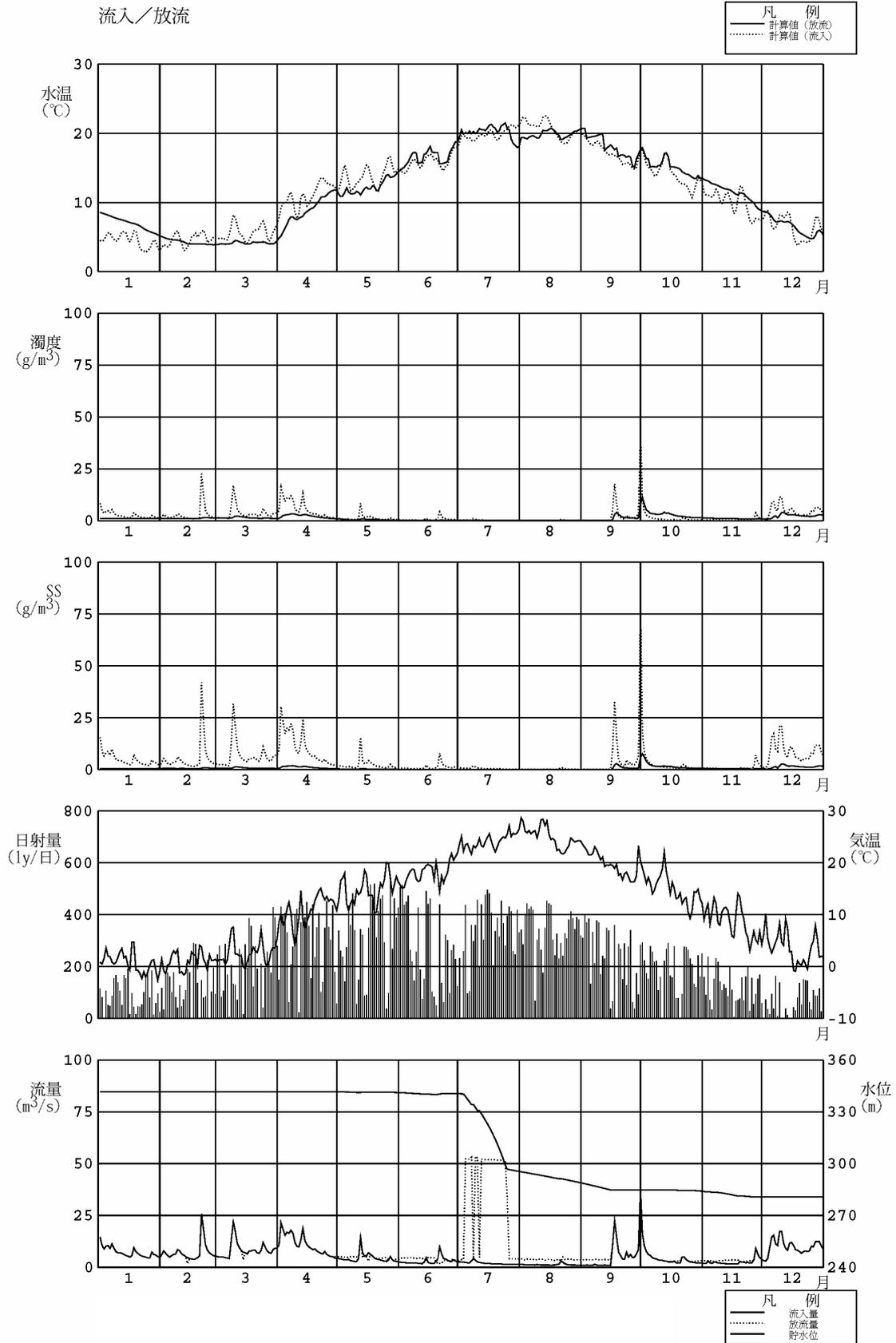


図 2.2.71 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1994 年, 曝気水深=最大 55m : その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

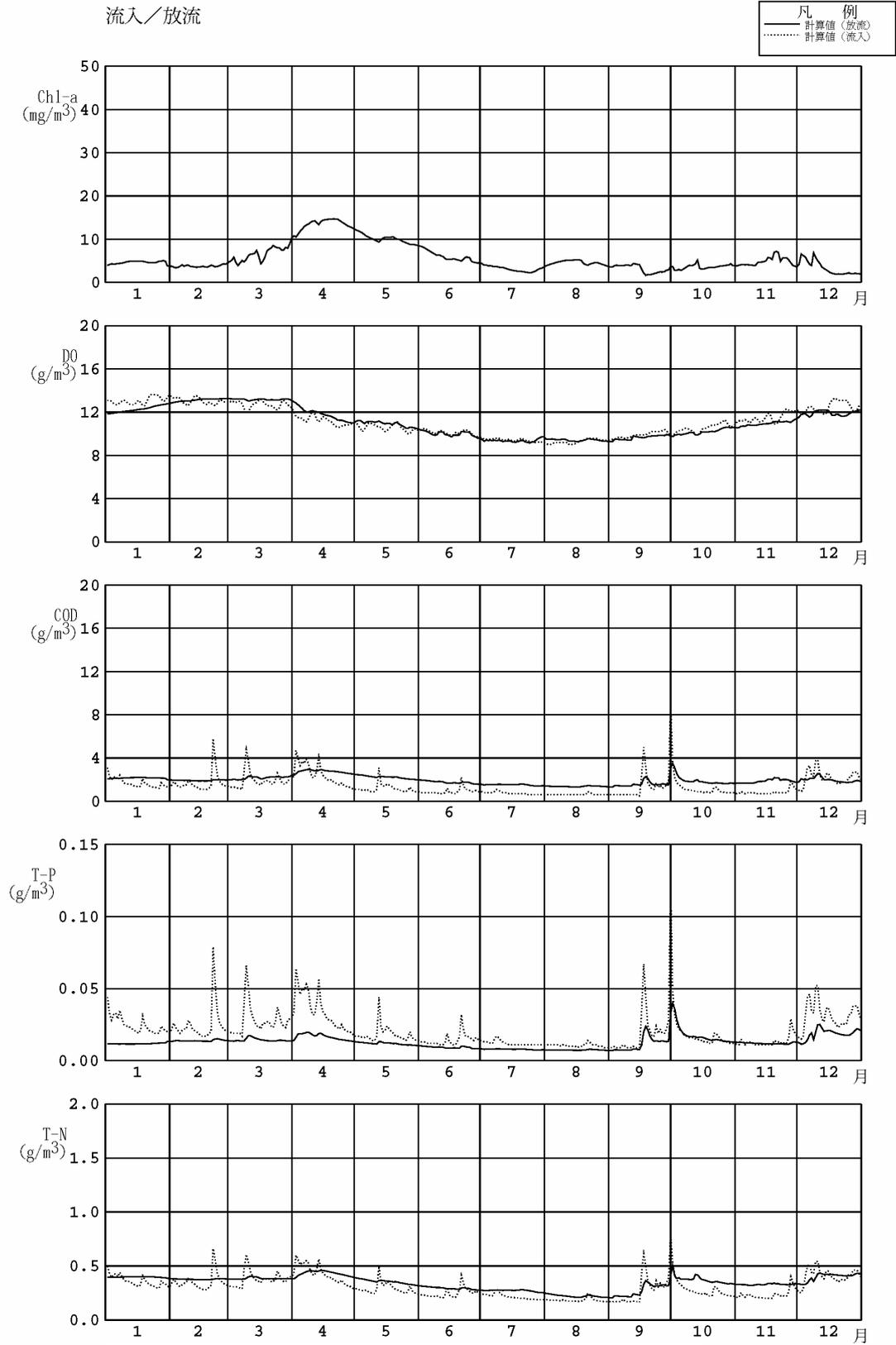


図 2.2.72 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1994 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 55m）

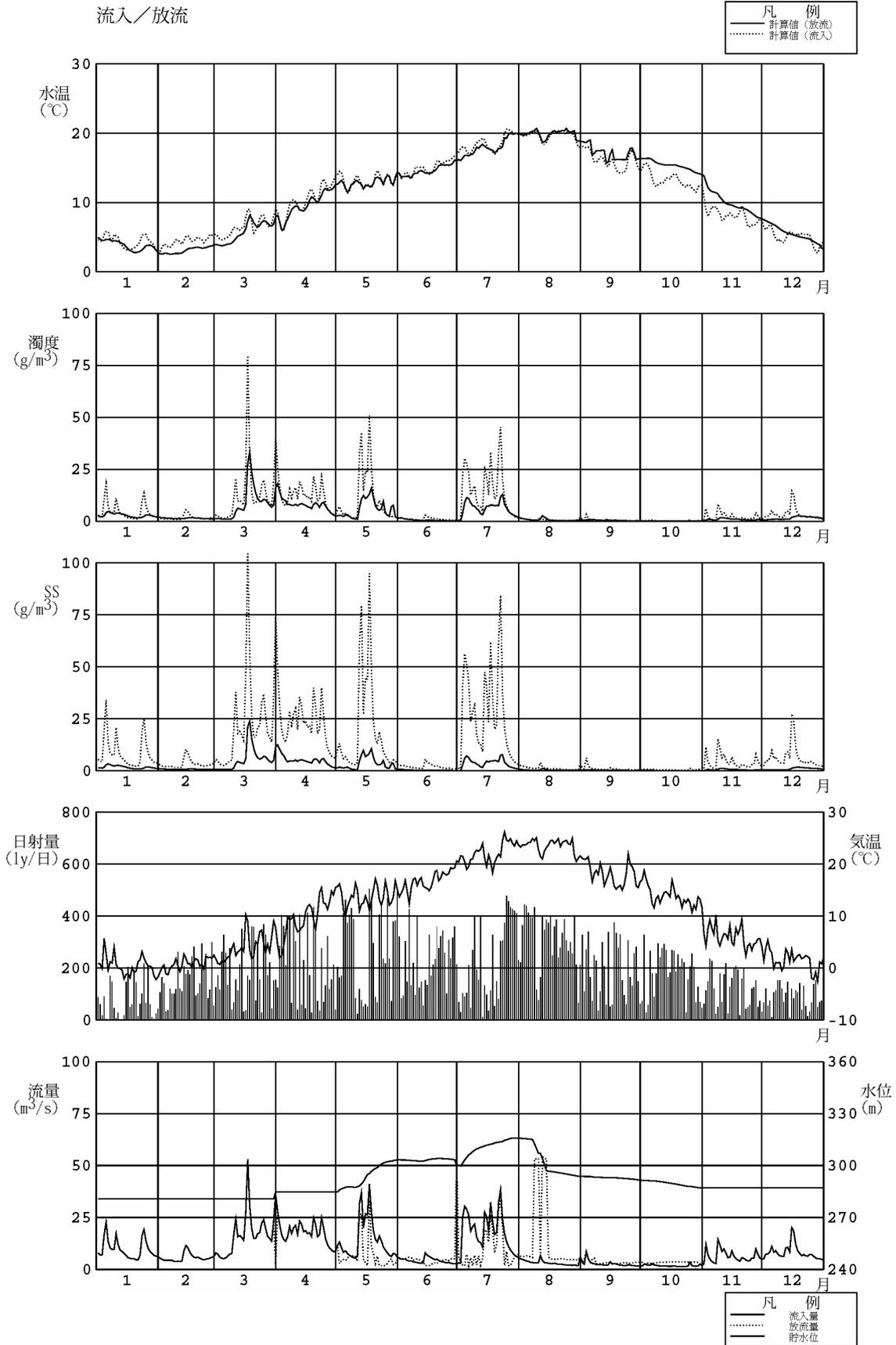


図 2.2.73 丹生ダム貯水池水質予測結果（1995年，曝気水深=最大 55m：その 1）

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 55m）

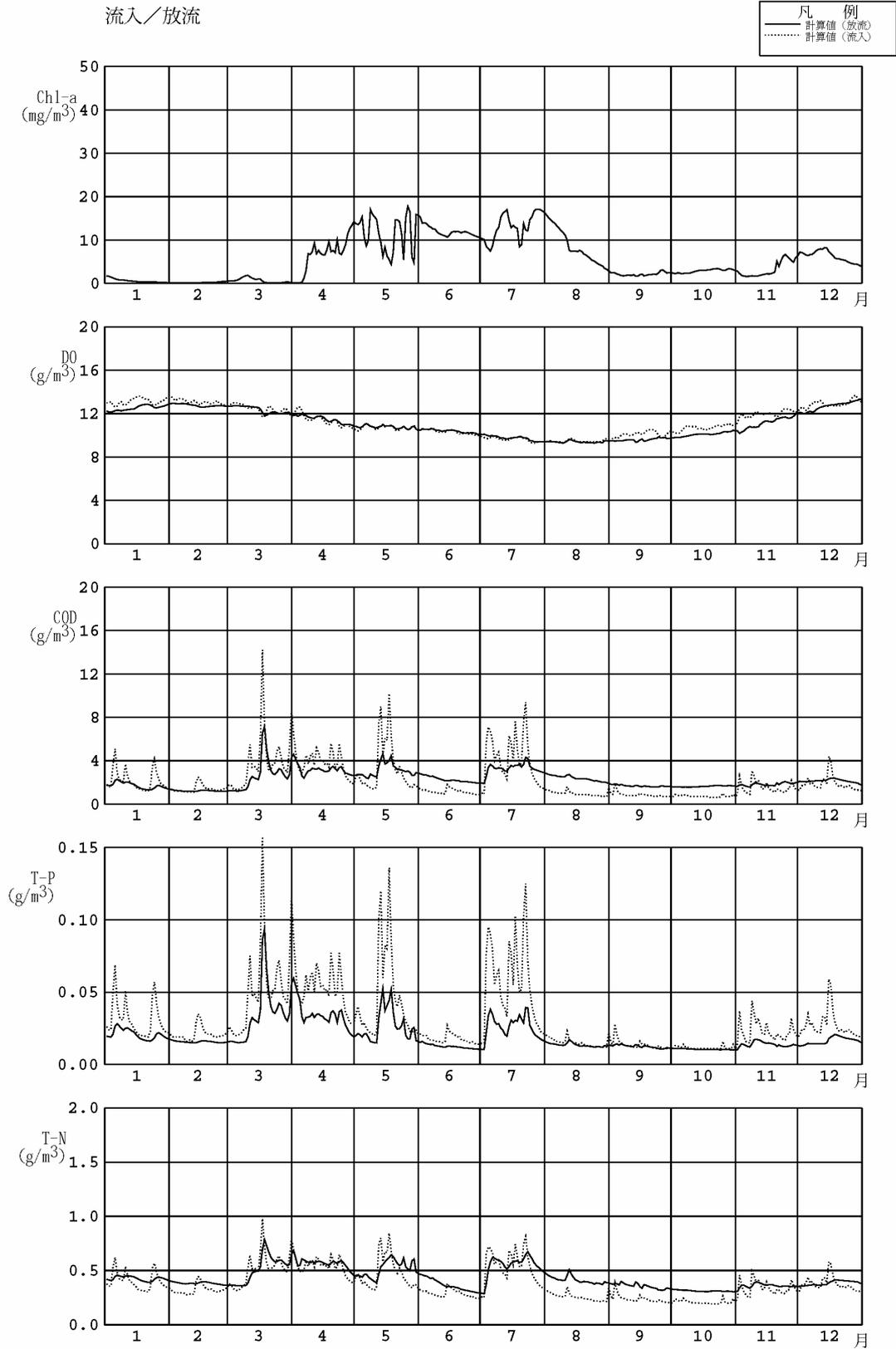


図 2.2.74 丹生ダム貯水池水質予測結果（1995年，曝気水深=最大 55m：その 2）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

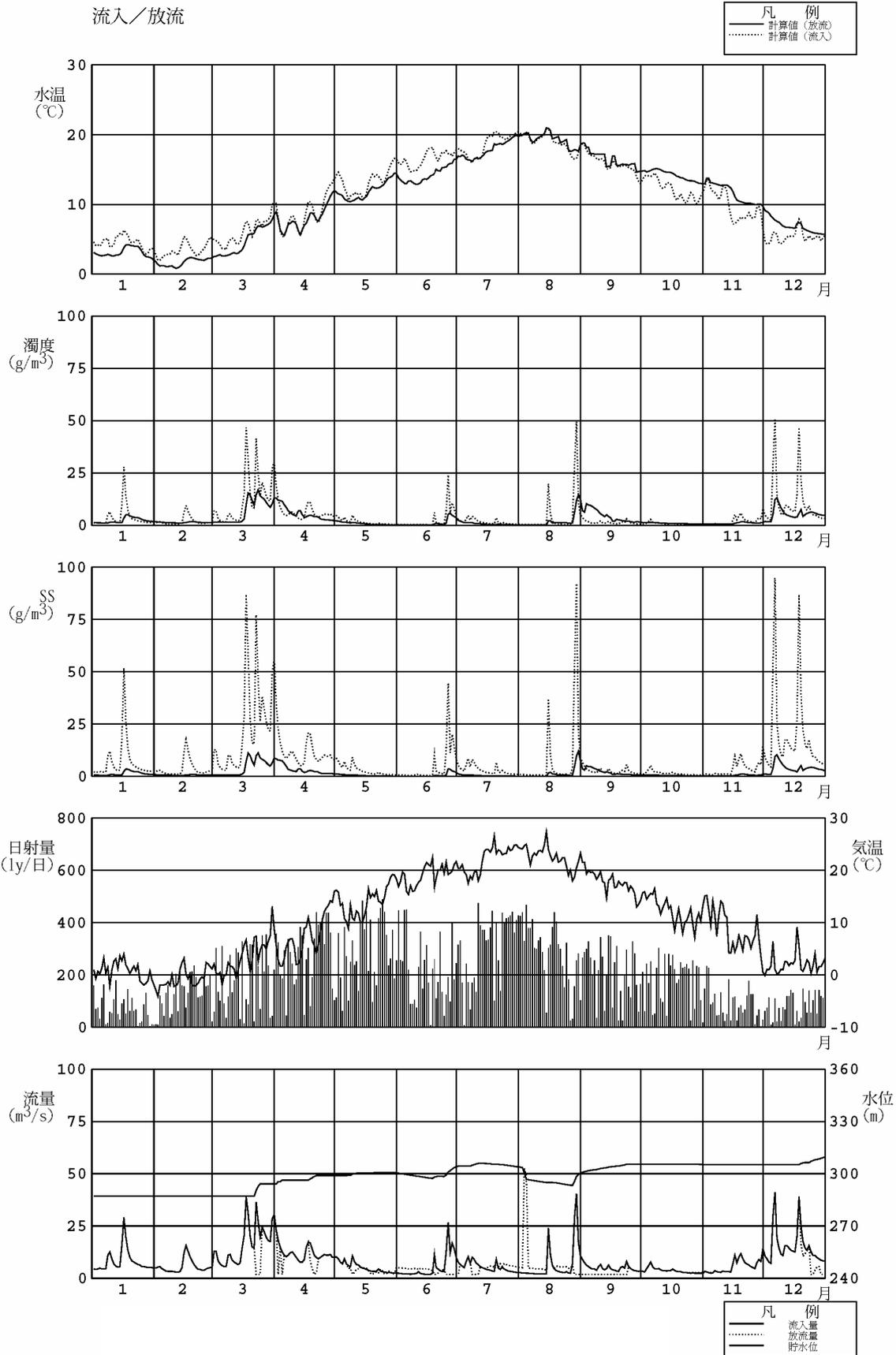


図 2.2.75 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1996 年, 曝気水深=最大 55m : その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

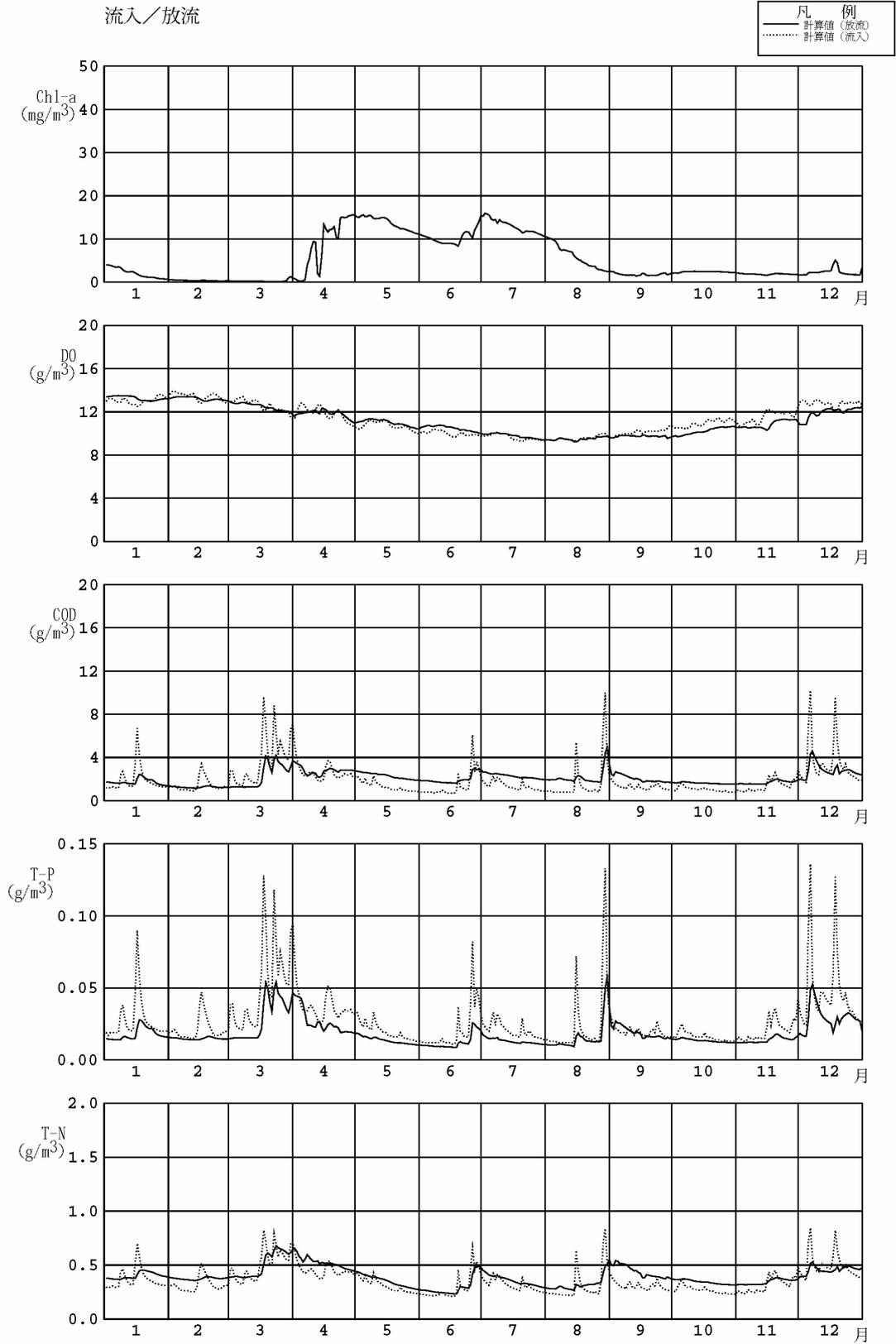


図 2.2.76 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1996 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

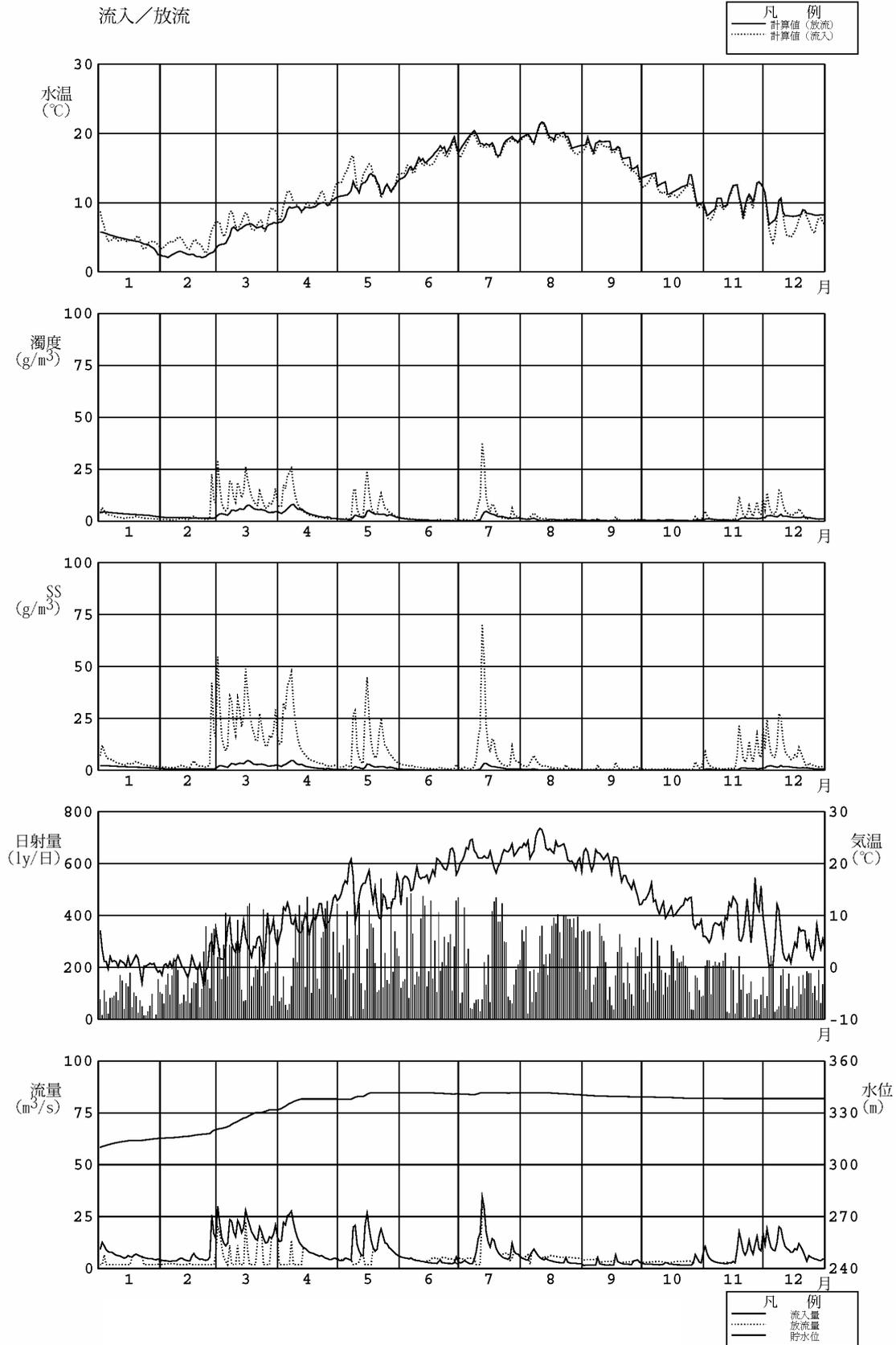


図 2.2.77 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1997 年, 曝気水深=最大 55m : その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

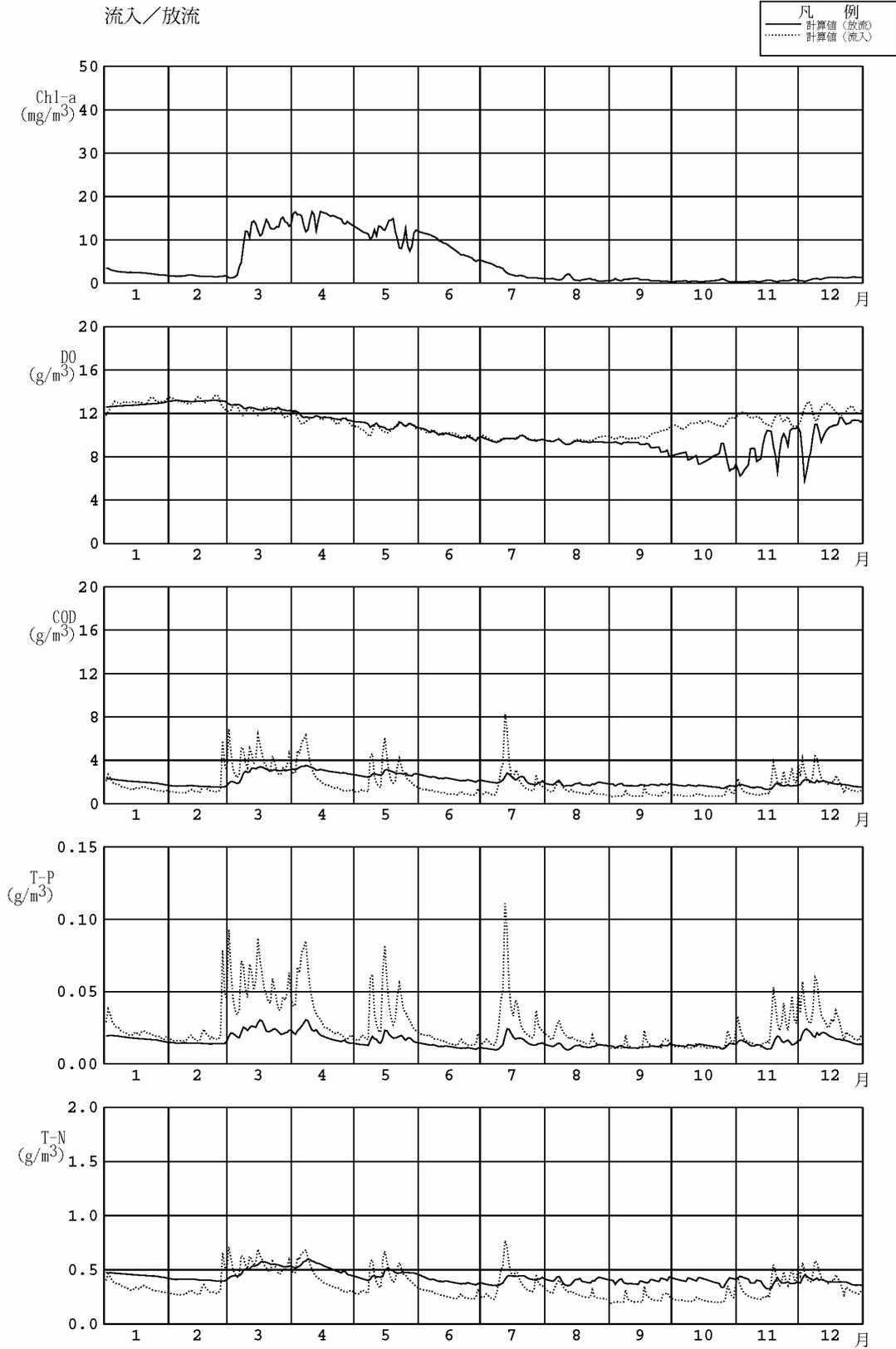


図 2.2.78 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1997 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

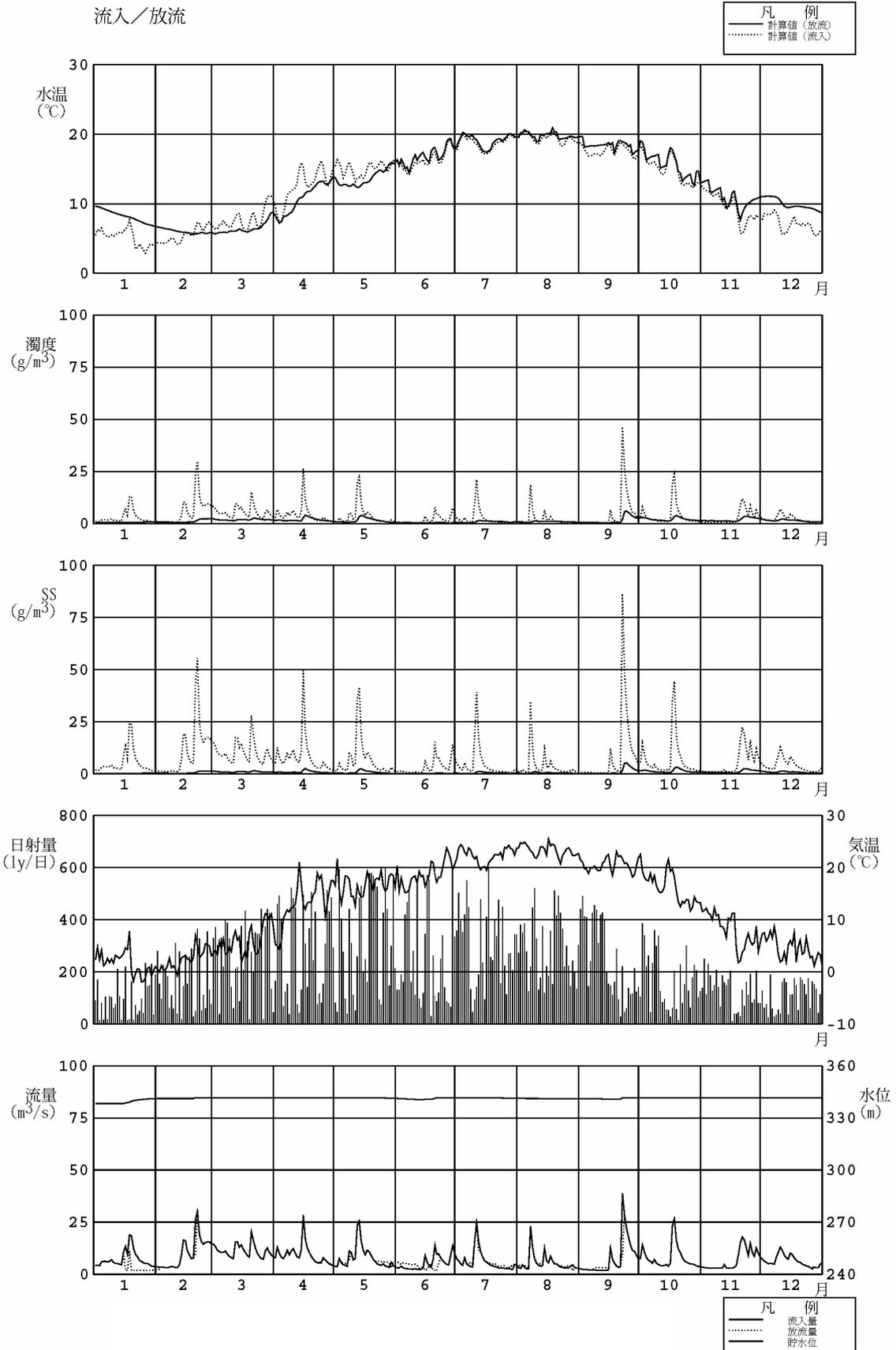


図 2.2.79 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1998 年, 曝気水深=最大 55m : その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

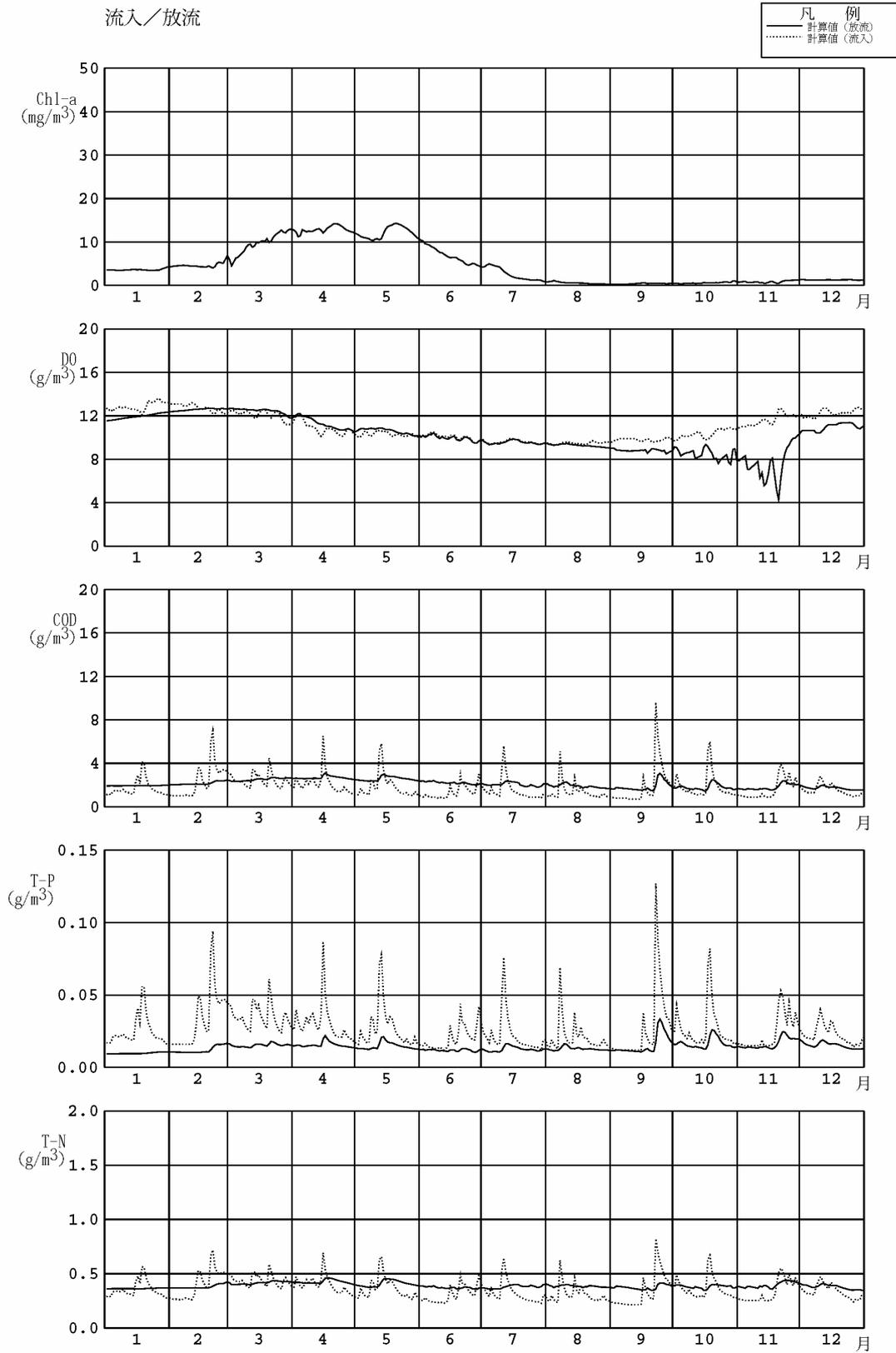


図 2.2.80 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1998 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

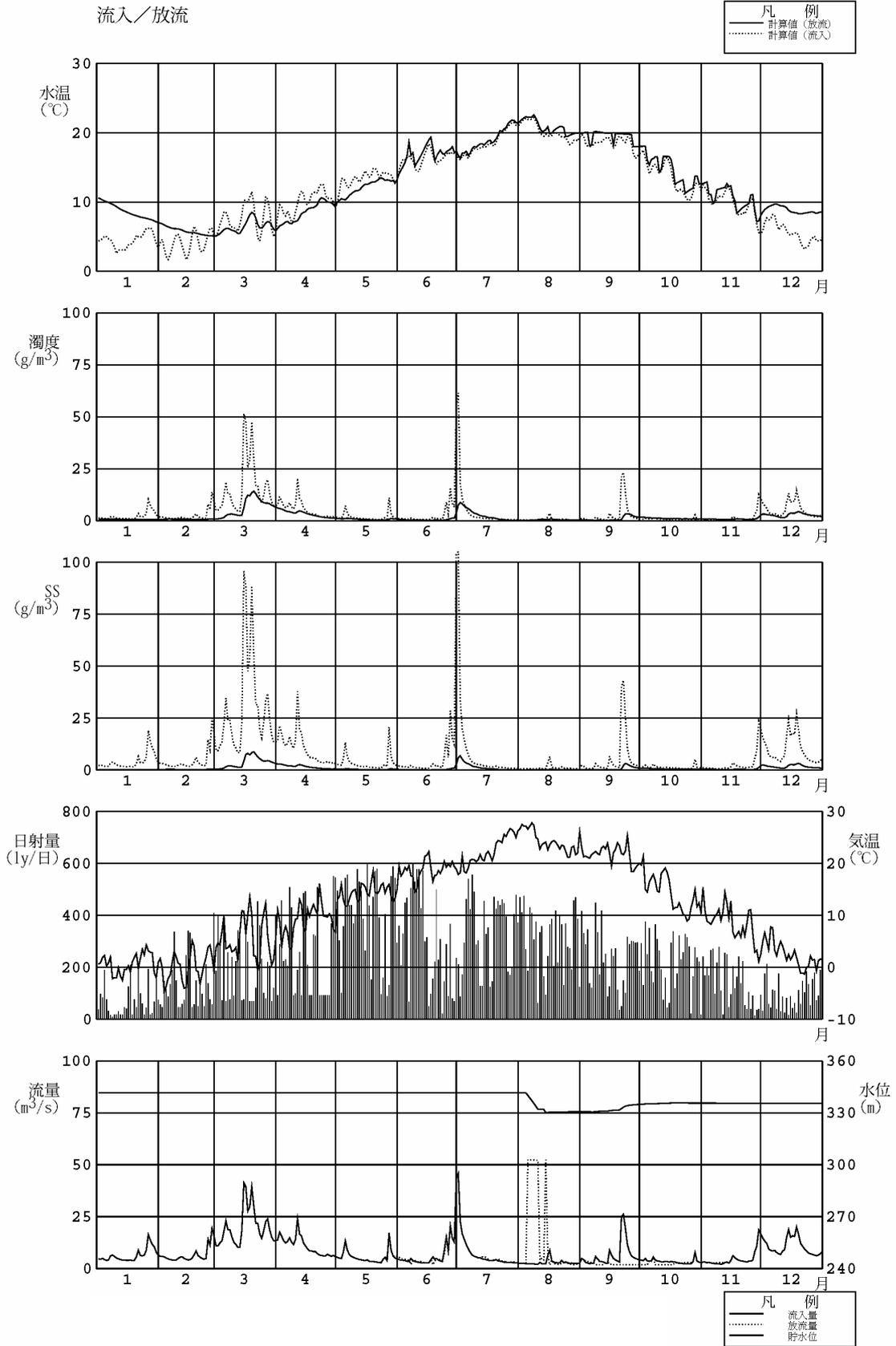


図 2.2.81 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1999年, 曝気水深=最大 55m : その1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

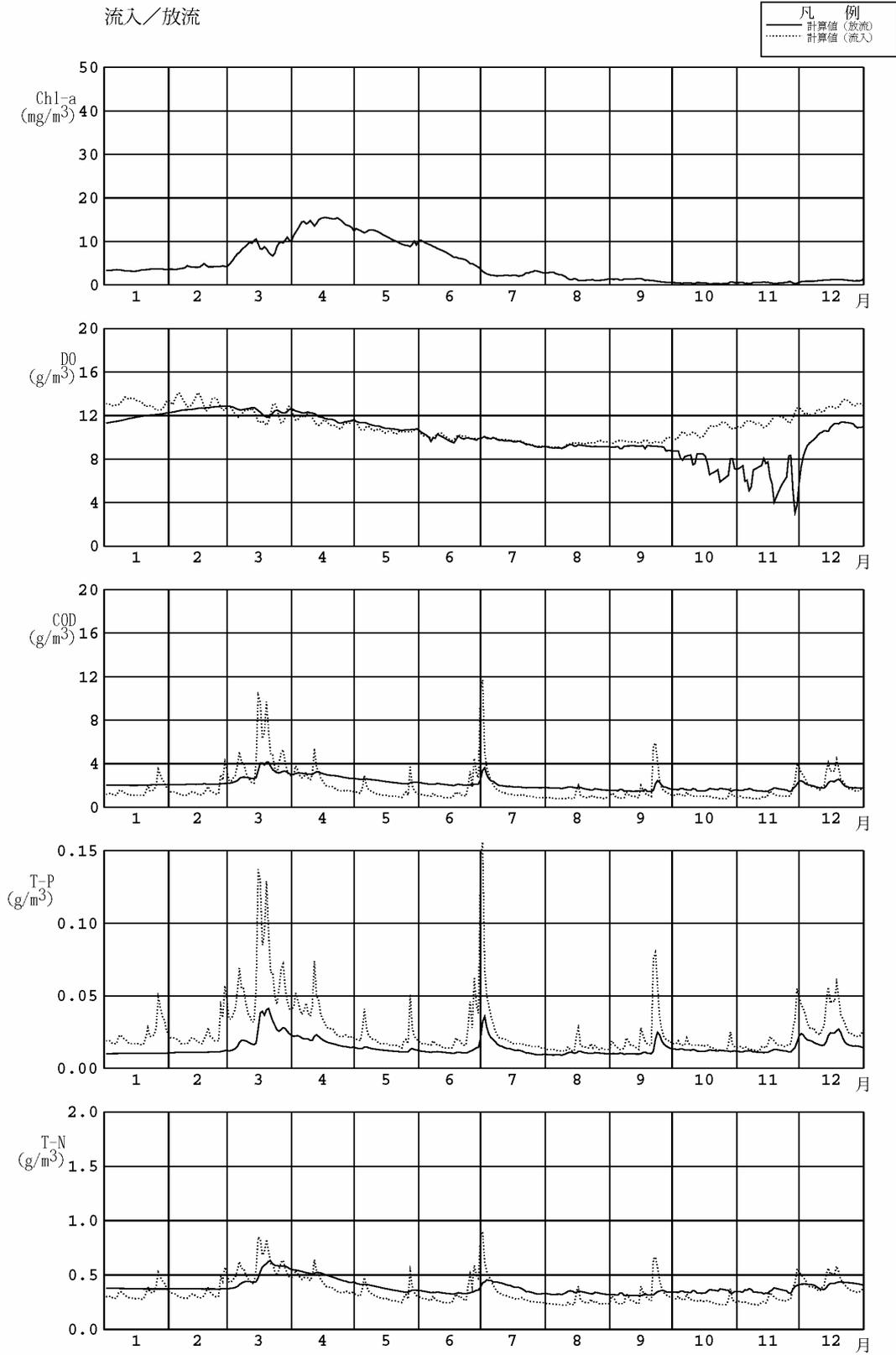
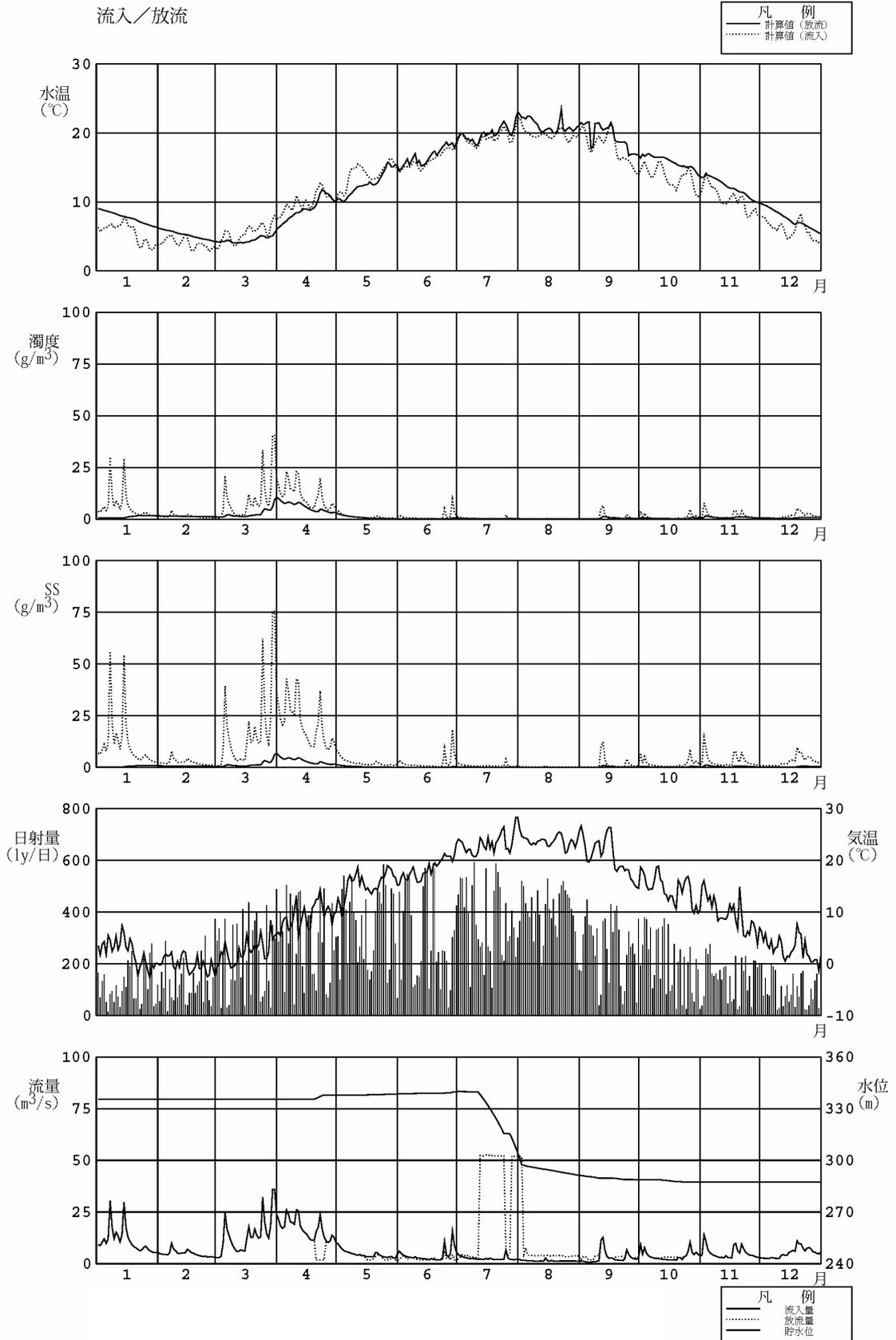


図 2.2.82 丹生ダム貯水池水質予測結果 (1999 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)



☒ 2.2.83 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2000年, 曝気水深=最大 55m : その1)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

流入/放流

凡例  
 — 計算値 (放流)  
 ..... 計算値 (流入)

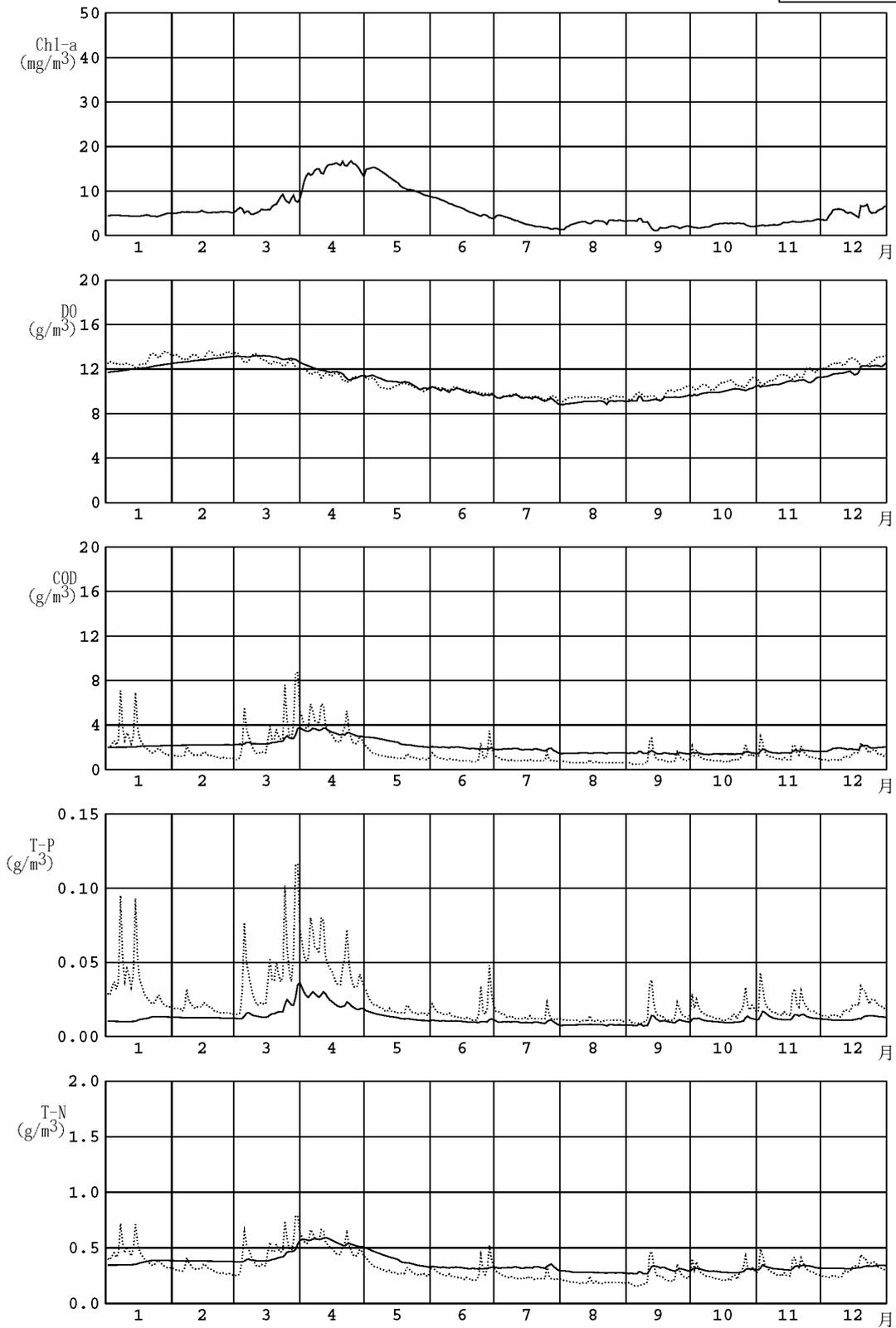


図 2.2.84 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2000年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

- ・選択取水設備運用
- ・環境放流条件考慮
- ・曝気設備運用（曝気水深 = 最大 55m）

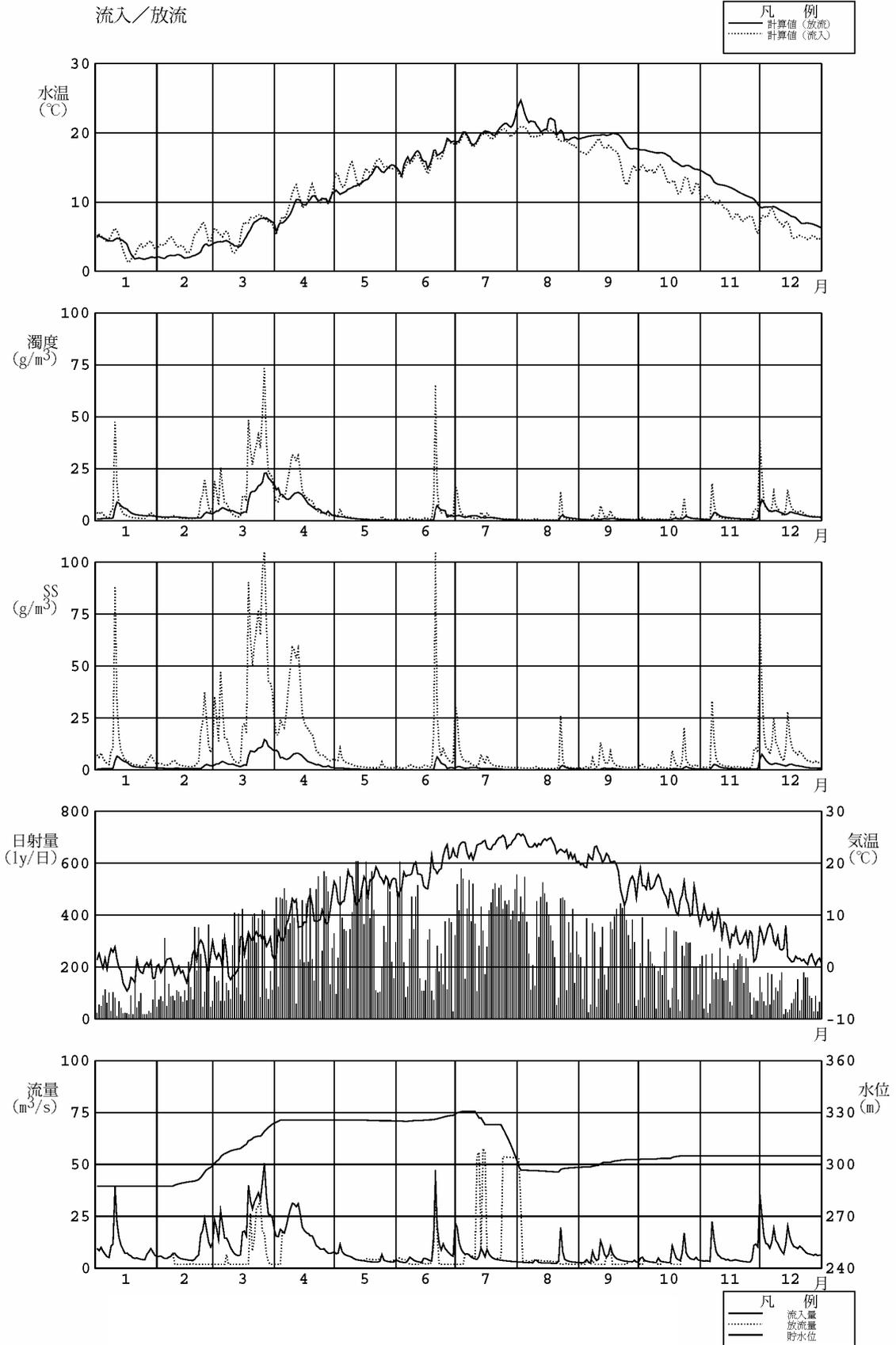
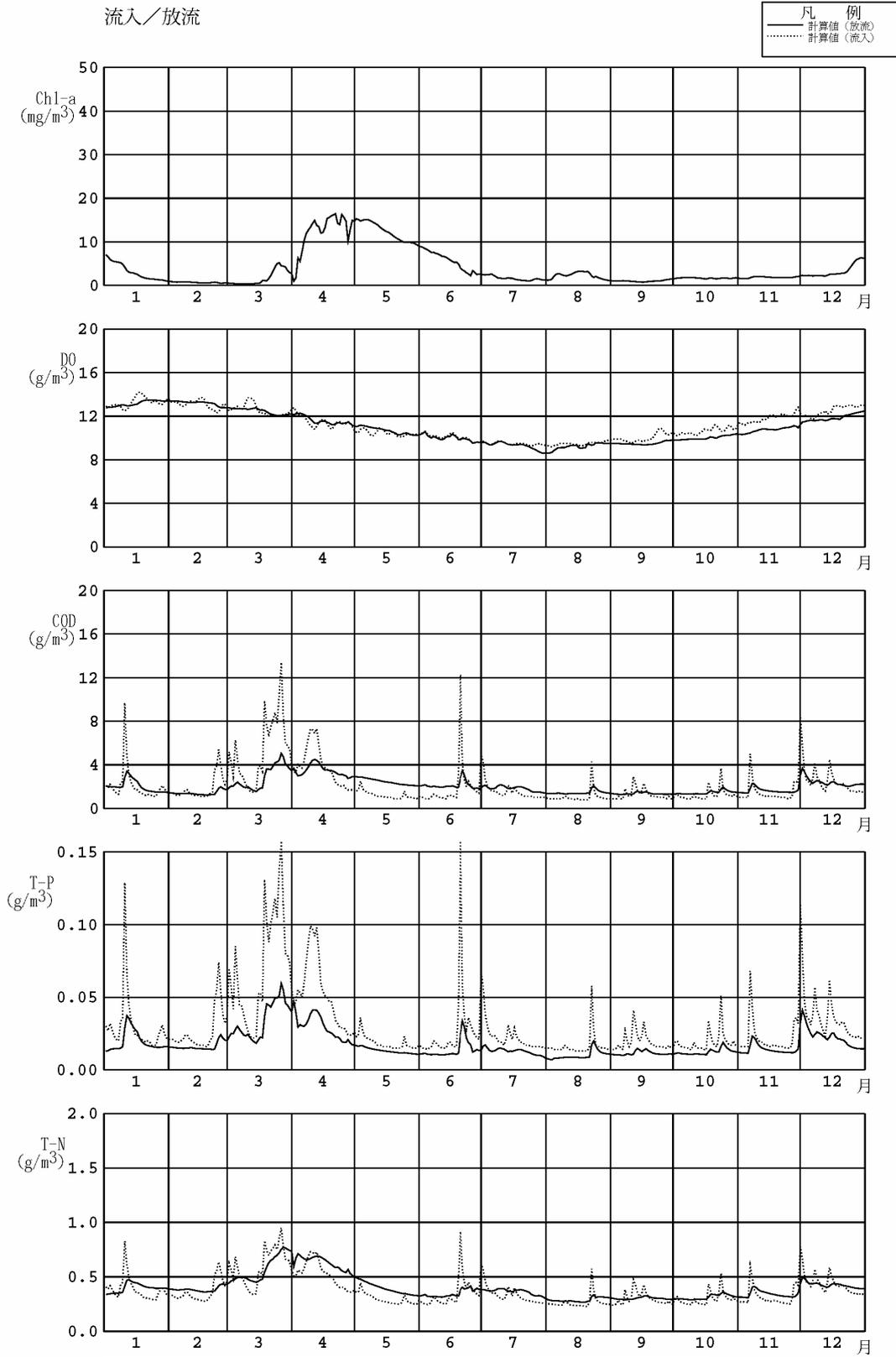


図 2.2.85 丹生ダム貯水池水質予測結果（2001年，曝気水深=最大 55m：その 1）

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)



☒ 2.2.86 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2001年, 曝気水深=最大 55m : その2)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

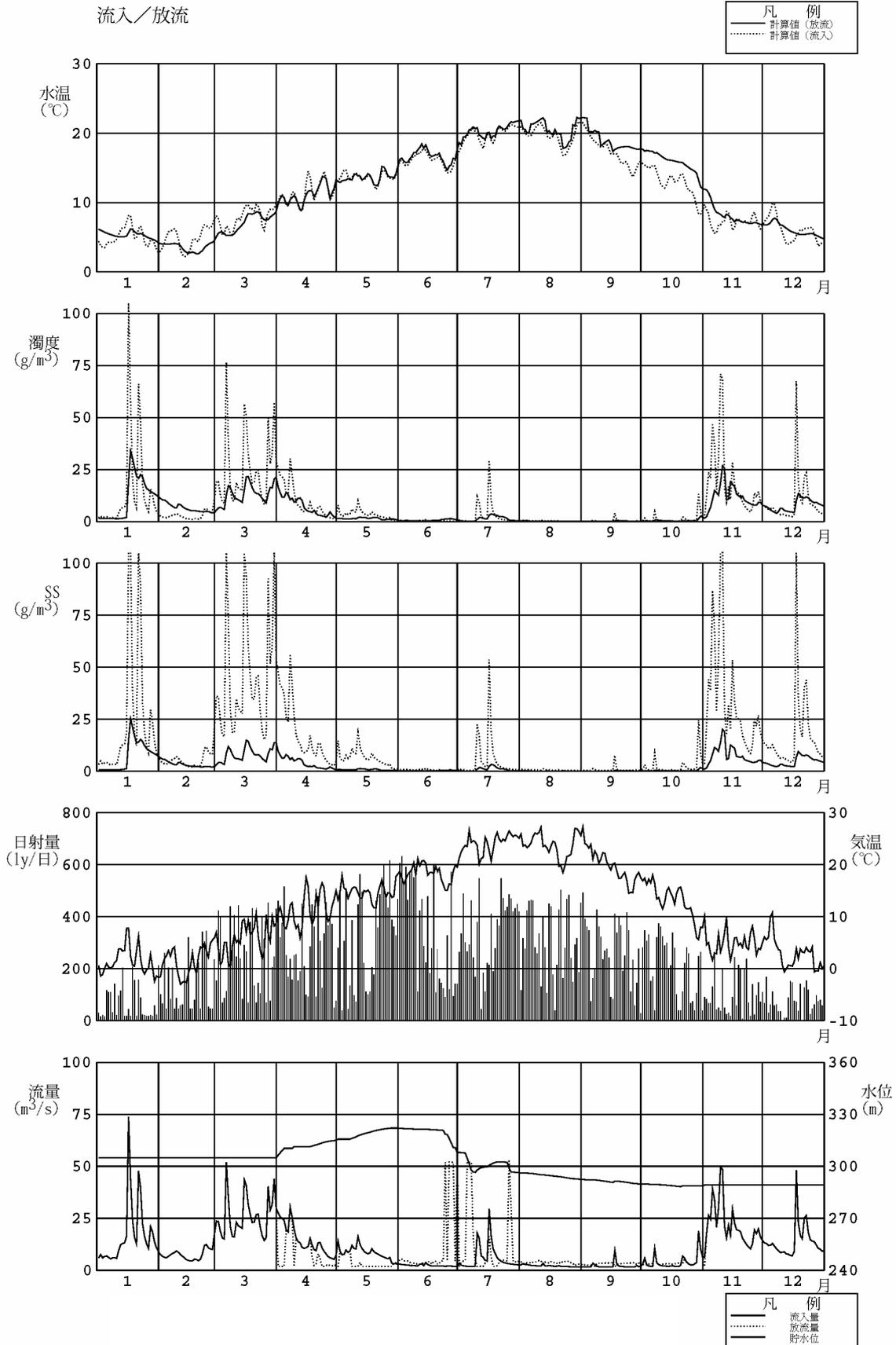


図 2.2.87 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2002 年, 曝気水深=最大 55m: その 1)

- ・ 選択取水設備運用
- ・ 環境放流条件考慮
- ・ 曝気設備運用 (曝気水深 = 最大 55m)

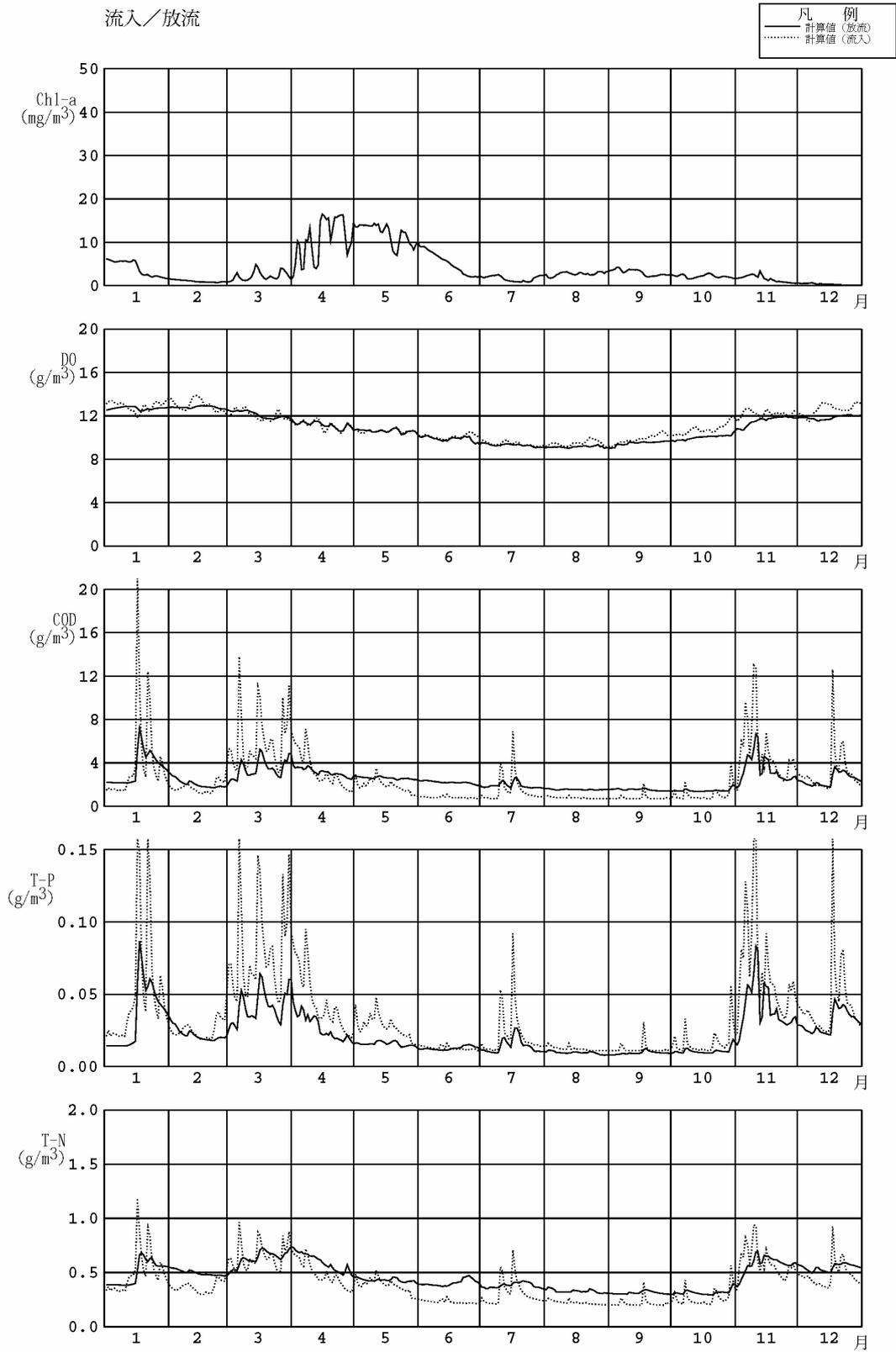


図 2.2.88 丹生ダム貯水池水質予測結果 (2002 年, 曝気水深=最大 55m : その 2)

#### (5) 丹生ダムにおける水質問題発生の可能性に関するまとめ

冷温水問題については、選択取水設備の運用によりダム建設後も流入水温と同程度の水温の水を放流することが可能である。なお、環境放流の実施を前提とした場合、冷温水問題が発生する可能性はあるが、曝気循環による対策を行うことにより問題は解消されると予測される。

濁水の長期化現象については、比較的生起頻度が高い中小規模の出水に関しては問題が発生する可能性は低いと考えられる。既往最大規模の出水（1953年7月に日平均159m<sup>3</sup>/sの流入量）の場合は、濁度10度を上回る日数は7日程度である。全体としては、流入濁度よりも放流濁度の方が低くなっている。

富栄養化現象については、予測されるクロロフィルa、窒素、リンの濃度の結果よりある程度植物プランクトンの増殖は認められるが、アオコ等の富栄養化問題が発生する可能性は低いと推察される。また、曝気を行うことによって貯水池における富栄養化を助長する可能性は低く、むしろ富栄養化の抑制に寄与するものと推察される。

### 2.3 丹生ダム放流に伴う下流河川水質変化について

#### (1)水質予測手法

丹生ダムによる下流河川への水質変化の影響を予測するため、SS、水温、CODの3項目を対象として図2.3.1に示す各地点の水質変化を予測した。予測にあたって、SS及びCODは流下過程における物質の沈降や浄化を反映できるモデルを適用し、水温は流下過程における大気との熱の授受等を反映できるモデルを適用した。

予測地点は最下流の野寺橋とし、予測の初期条件となるダム直下流地点の水質等のデータについては、貯水池水質予測結果を用いた。



図 2.3.1 丹生ダム下流河川における水質予測地点とモデルにおける流域の取り扱い

表 2.3.1 予測条件の概要

予測項目	SS、COD、水温の3項目
予測地点	川合橋（ダム直下流地点から15.4km地点）、野寺橋（同29.6km地点）
予測対象年	予測対象年は、貯水池水質予測計算の対象年と同じ1992（平成4）年～2002（平成14）年の11年間とした。
ダム直下流地点の水質	ダム直下流地点の水質は、貯水池の水質予測計算結果を用いた。

水量・汚濁負荷に関わる流域分割については、ダム直下流地点から予測地点である最下流の野寺橋地点までを、杉野川や姉川等の流入を考慮して、図 2.3.1 に示すように流域分割した。

各地点の流量については、流量観測地点である菅並地点の毎日の流量データを基に比流量を用いて算出した。但し、川合橋から野寺橋までの区間における高時川頭首工での農業用取水及び伏流の現状を考慮した。

#### 水温の予測モデル

ダム下流河川における水温の変化について使用した予測モデルは、ダム放流水に対し、流下過程において、流域からの支川流入及び大気との熱の授受による影響を受けながら予測地点に達するというものである。

予測モデルの基本式及び予測手順は図 2.3.2 に示すとおりである。

(基本式)

$$Q_B = Q_A + \sum Q_i$$

$$T_B = \{T_A \cdot Q_A + \sum T_i \cdot Q_i + (\phi \cdot t_o / (\rho \cdot C_w \cdot H)) \cdot Q_B\} / Q_B$$

- A : ダム直下流地点
- B : 予測地点
- i : 分割流域iの流出地点
- $Q_A, Q_B, Q_i$  : 流量 (m<sup>3</sup>/秒)
- $T_A, T_B, T_i$  : 水温 (°C)
- $\phi$  : 河道における流下過程での大気との熱の授受 (kcal/m<sup>2</sup>/日)
- $t_o$  : ダム直下流地点から予測地点までの流下時間 (日)
- $\rho$  : 密度 (kg/m<sup>3</sup>)
- $C_w$  : 比熱 (kcal/kg/°C)
- H : 平均水深 (m)

- 注) 1. 河道における流下過程での大気との熱の授受の計算は、「水温論」共立出版(株)を参考とした。  
 2. 気象データは貯水池の予測で用いた気象データの3日間移動平均値を使用した。

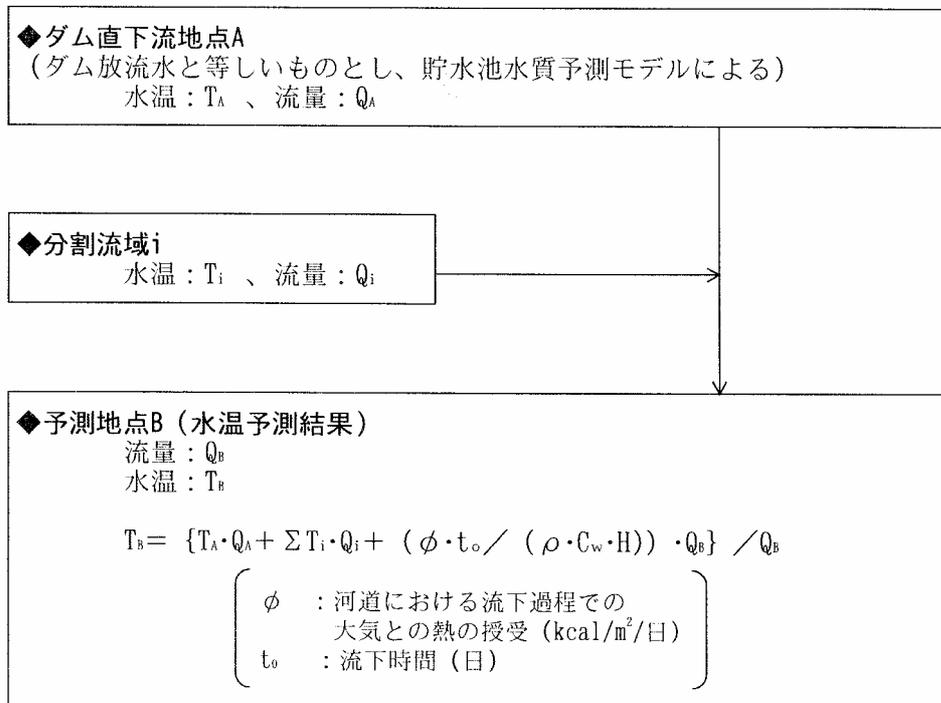


図 2.3.2 ダム下流河川の水温の予測計算手順

## SS の予測モデル

ダム下流河川における SS の変化について使用した予測モデルは、ダム放流水中の SS が、流下過程において沈降等による減少の影響を受けながら、流域から流出する SS とあわせて流下し、予測地点に達するというものである。

予測モデルの基本式及び予測手順は図 2.3.3 に示すとおりである。

(基本式)

$$Q_B = Q_A + \sum Q_i$$

$$C_B = \{L_A \cdot \exp(-k \cdot t_A) + \sum L_i \cdot \exp(-k \cdot t_i)\} / Q_B$$

- A : ダム直下流地点
- B : 予測地点
- i : 分割流域 i の流出地点
- $Q_A, Q_B, Q_i$  : 流量 ( $\text{m}^3/\text{秒}$ )
- $C_A, C_B, C_i$  : 水質 ( $\text{mg/L}$ )
- $L_A, L_B, L_i$  : 負荷量 ( $\text{g/秒}$ )
- $t_A$  : ダム直下流地点から予測地点までの流下時間 (日)
- $t_i$  : 分割流域から予測地点までの流下時間 (日)
- k : 減少係数 (1/日)

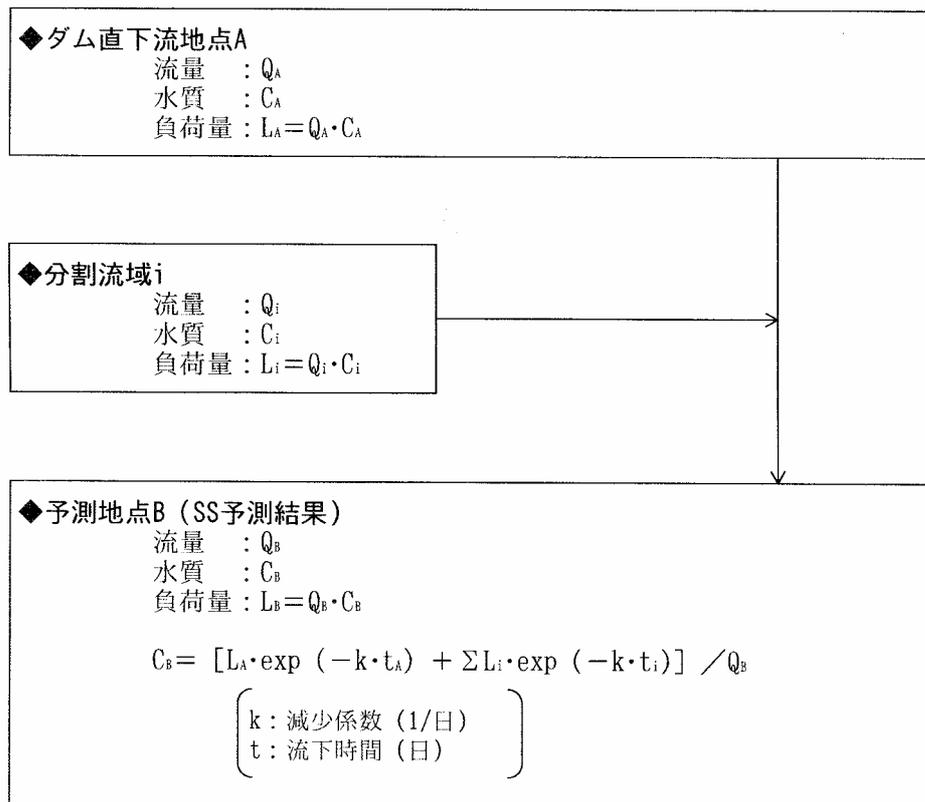


図 2.3.3 ダム下流河川の SS の予測計算手順

### COD の予測モデル

ダム下流河川における COD の変化について使用した予測モデルは、ダム放流水中の COD が、流下過程において沈降や分解等による減少の影響を受けながら、流域から流出する COD とあわせて流下し、予測地点に達するというものである。

予測モデルの基本式及び予測手順は図 2.3.4 に示すとおりである。

(基本式)

$$Q_B = Q_A + \sum Q_i$$

$$C_B = \{L_A \cdot \exp(-k \cdot t_A) + \sum L_i \cdot \exp(-k \cdot t_i)\} / Q_B$$

- A : ダム直下流地点
- B : 予測地点
- i : 分割流域iの流出地点
- $Q_A, Q_B, Q_i$  : 流量 (m<sup>3</sup>/秒)
- $C_A, C_B, C_i$  : 水質 (mg/L)
- $L_A, L_B, L_i$  : 負荷量 (g/秒)
- $t_A$  : ダム直下流地点から予測地点までの流下時間 (日)
- $t_i$  : 分割流域から予測地点までの流下時間 (日)
- k : 自浄係数 (1/日)

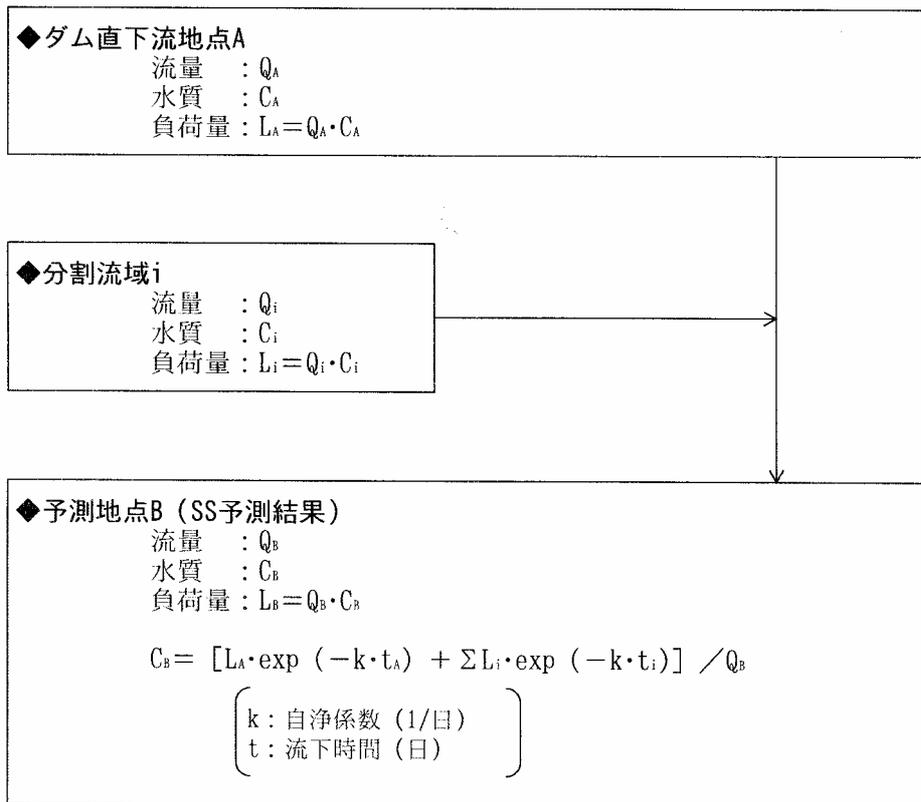


図 2.3.4 ダム下流河川の COD の予測計算手順

以上で示した下流河川水質予測モデルを用いて、丹生ダムが建設されることによる下流河川水質の変化（ダムからの環境放流条件は含まない）について予測した結果とりまとめる。図 2.3.5～2.3.16 に環境放流を実施しない年（1995年～1998年）の下流河川水質の予測結果を示した。

(2) 冷水現象に関する予測

ダム放流に伴う下流河川の水質変化について、水温は下流河川の魚類等の生物生息環境にとって重要な要因である。例えば4～5月のアユ遡上期、9～11月のアユの産卵、ビワマス遡上・産卵期についてダムから約14km下流の川合地点でみると、4～5月期ではダムがない場合は平均12.7、ダムがある場合は平均12.6、9～11月期ではそれぞれ13.7、13.8度とほとんど差がない結果となっている。

表 2.3.2 期間別平均水温（川合地点）（℃）

年	4-5月期		9-11月期	
	ダム無し	ダム有	ダム無し	ダム有
1995	12.1	12.1	13.0	13.2
1996	11.6	11.4	13.1	13.5
1997	12.4	12.4	13.6	13.4
1998	14.8	14.3	15.0	15.3
平均	12.7	12.6	13.7	13.8

(3) 濁水長期化現象に関する予測

SSについては、ダムが沈殿池な役割を果たすことから、ダムがない場合に比べダムがある場合の方が全体として濃度レベルは低くなっている。

ちなみに、水温と同様に川合地点における4～5月期および9～11月期のダムがない場合とダムがある場合の平均SS濃度を比較すると、前半の期間では、ダムなし10.5mg/L、ダムあり7.7mg/L後半の期間に対してはダムなし3.1mg/L、ダムあり2.0mg/Lとなっている。

表 2.3.3 期間別平均SS濃度（川合地点）（mg/L）

年	4-5月期		9-11月期	
	ダム無し	ダム有	ダム無し	ダム有
1995	18.4	13.1	1.6	0.9
1996	6.3	4.5	2.2	1.6
1997	10.5	9.1	2.2	1.3
1998	6.6	3.9	6.2	4.1
平均	10.5	7.7	3.1	2.0

(4) 富栄養化現象に関する予測

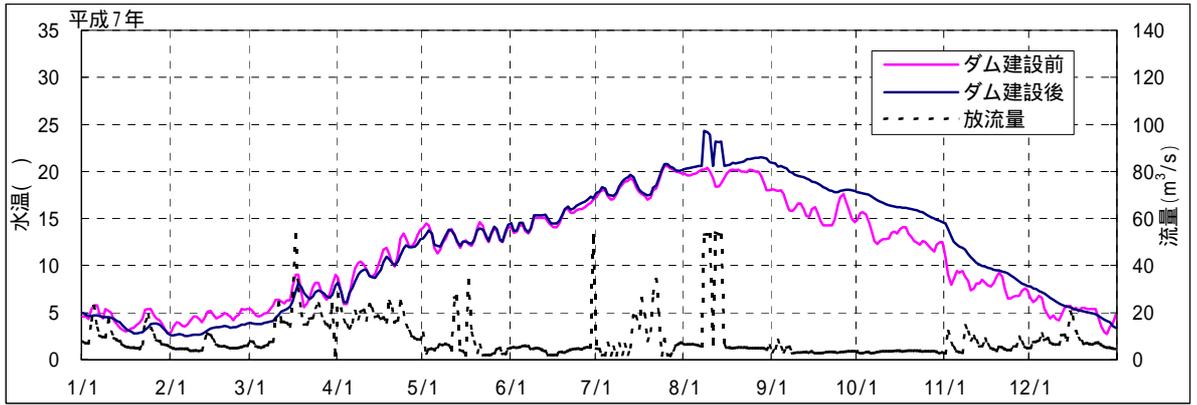
CODについては、貯水池における内部生産によってダムがない場合に比べ放流COD濃度はやや高くなり、ダムから約14km下流の川合地点におけるダムがない場合の平均COD濃度は1.7mg/L、ダムがある場合は1.8mg/Lとなっている。（図 2.3.13～2.3.16 参照）

また、CODについてはダムがある場合は、ない場合に比べて濃度の変化が小さく安定化する傾向が認められるが、下流の野寺橋地点（姉川下流部）ではダムの有無による差はほとんどなくなる結果となっている。

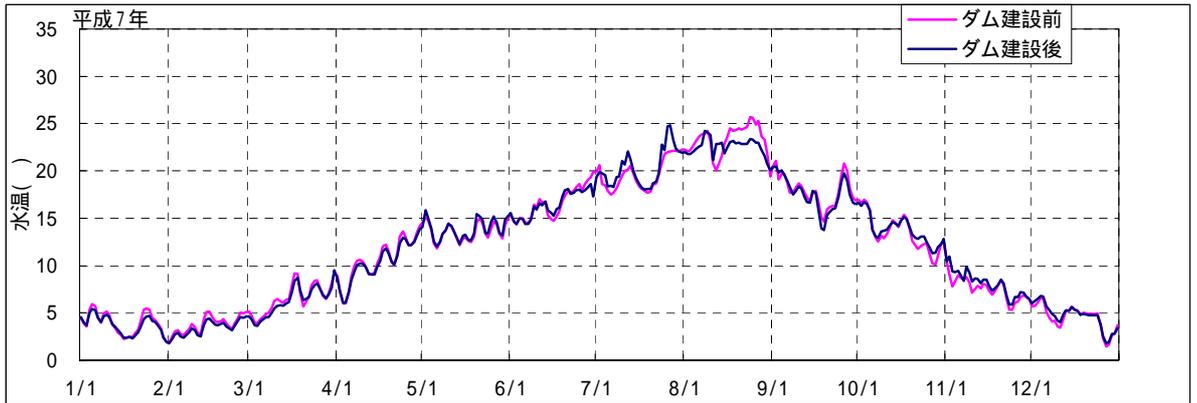
(5) 丹生ダム放流に伴う下流河川水質変化に関するまとめ

ダム放流に伴う下流河川の水質変化は下流に行くに従い小さくなり、ダムから約28km下流の野寺橋地点（姉川下流部）においては、ダムの有無による差はほとんどなくなると推察される。（図 2.3.5～2.3.16 参照）

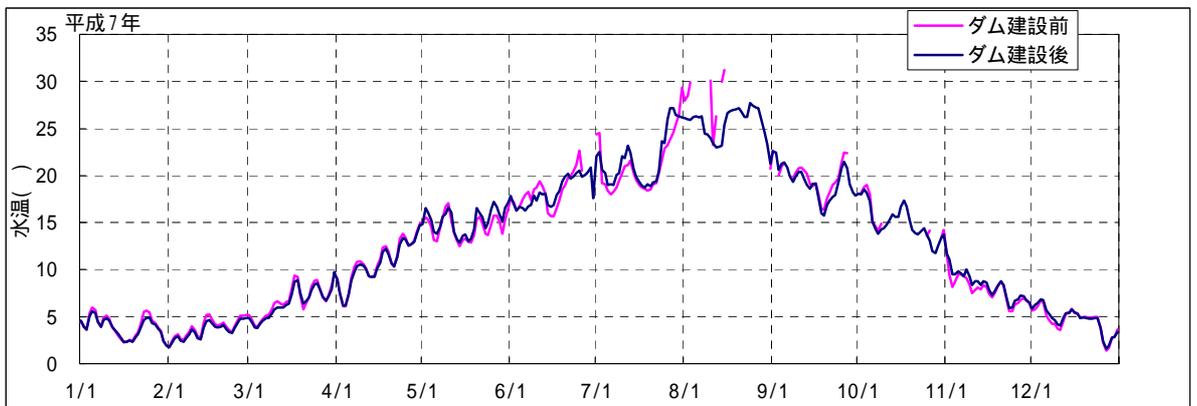
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

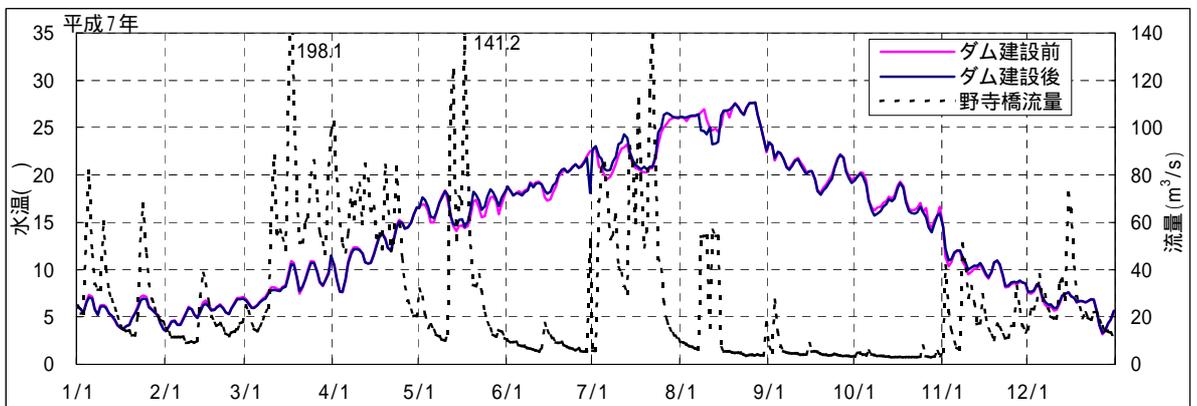
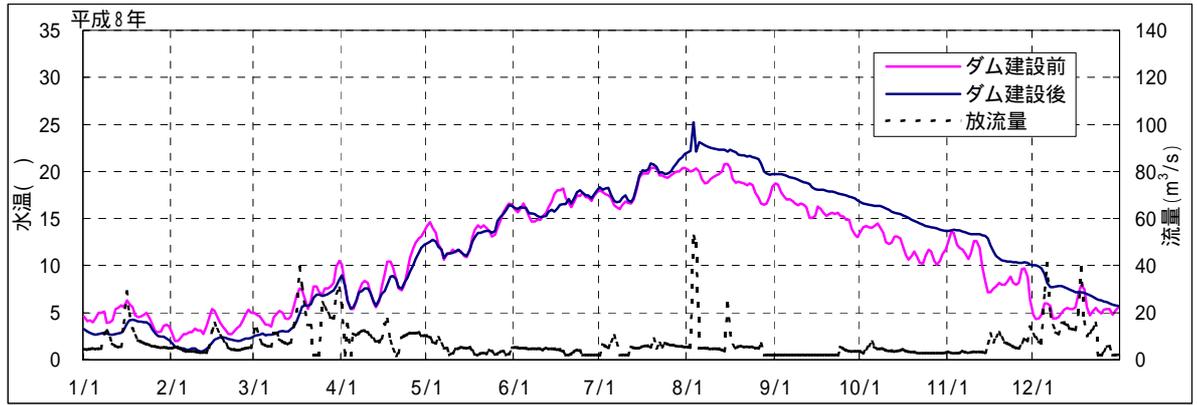


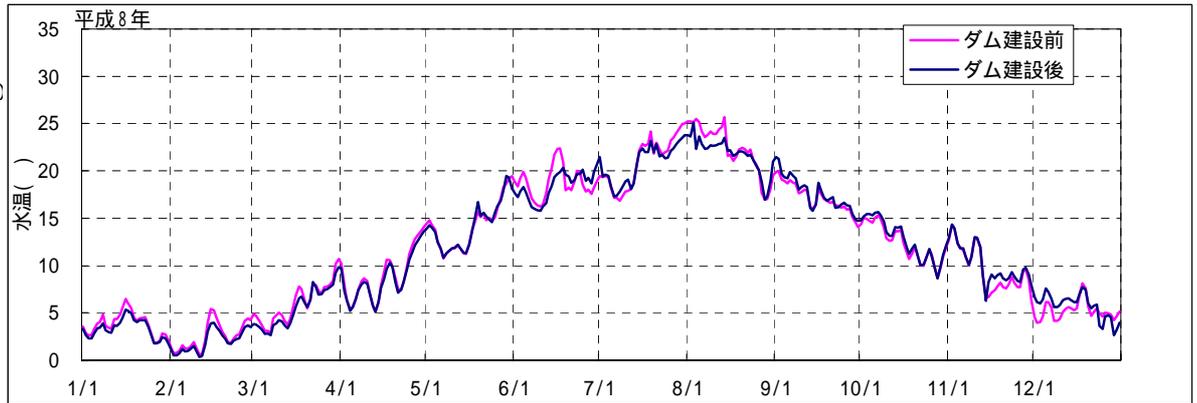
図 2.3.5 ダム下流河川水温予測結果 (1995年: 選択取水・曝気あり、環境放流なし)

ダム直下流  
地点



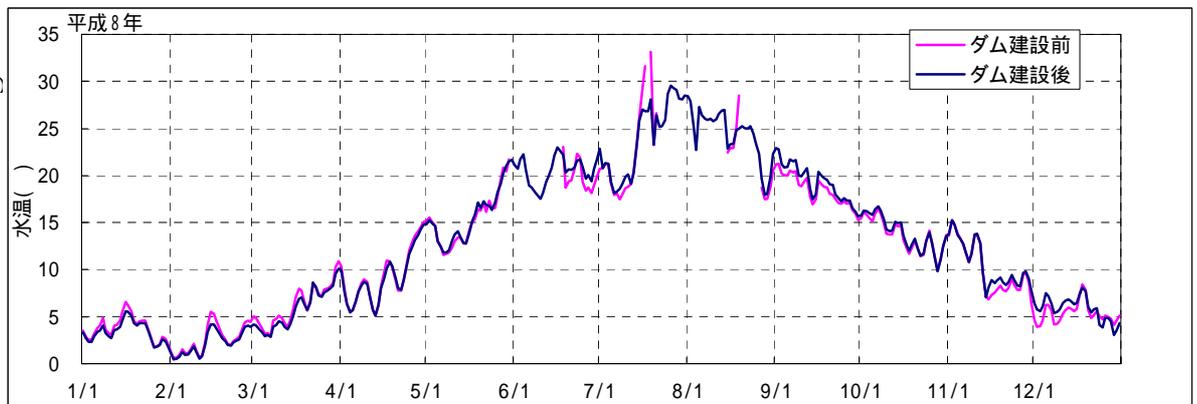
川合橋地点

(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点

(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点

(ダム下流  
約28km地点)

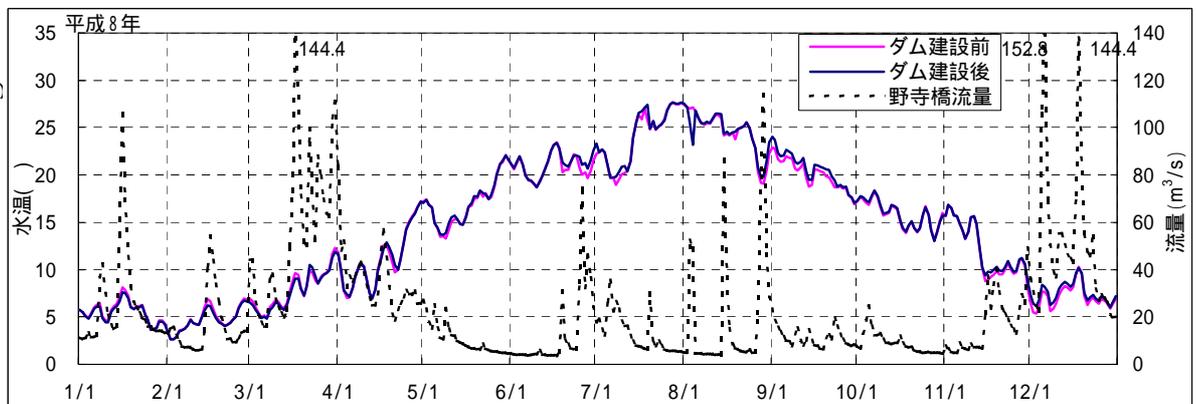
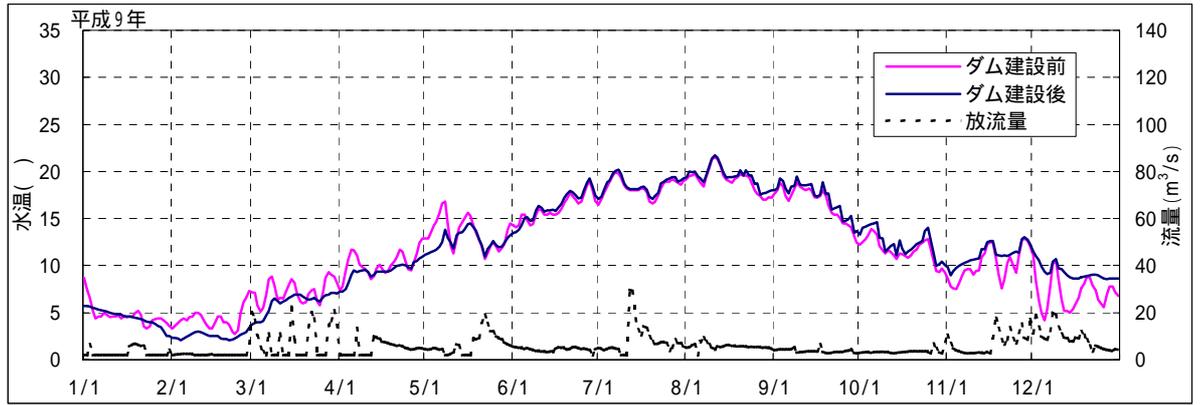
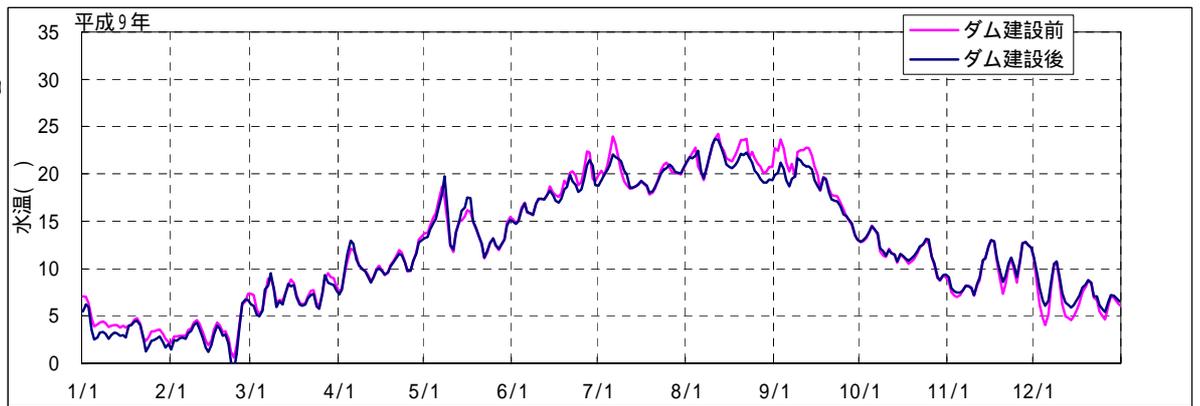


図 2.3.6 ダム下流河川水温予測結果 (1996年: 選択取水・曝気あり、環境放流なし)

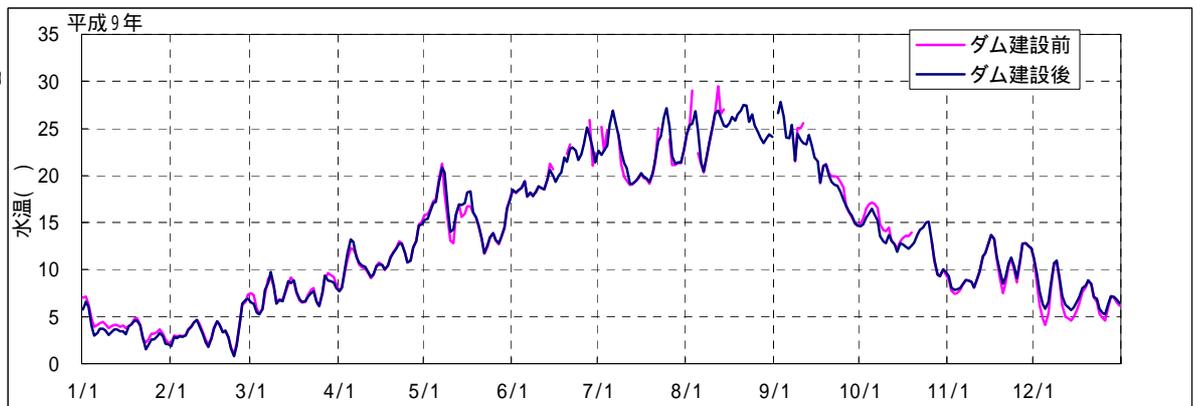
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

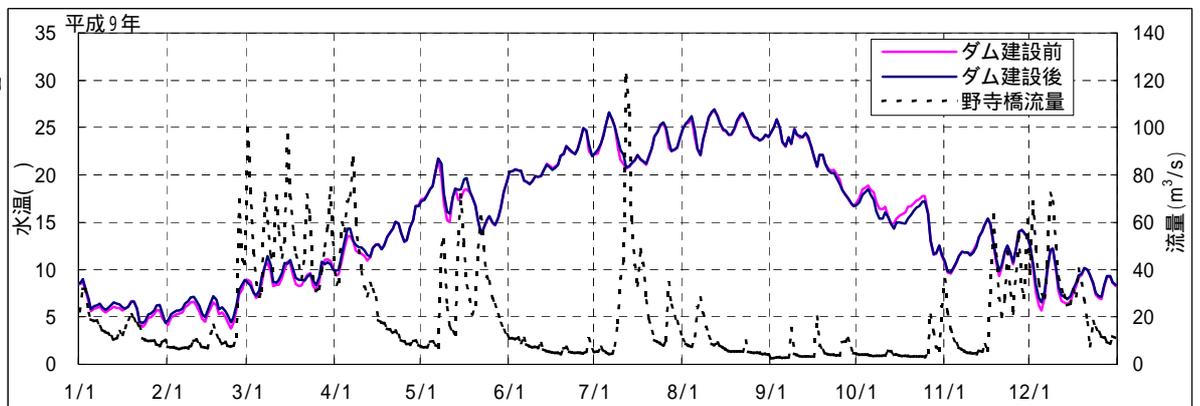
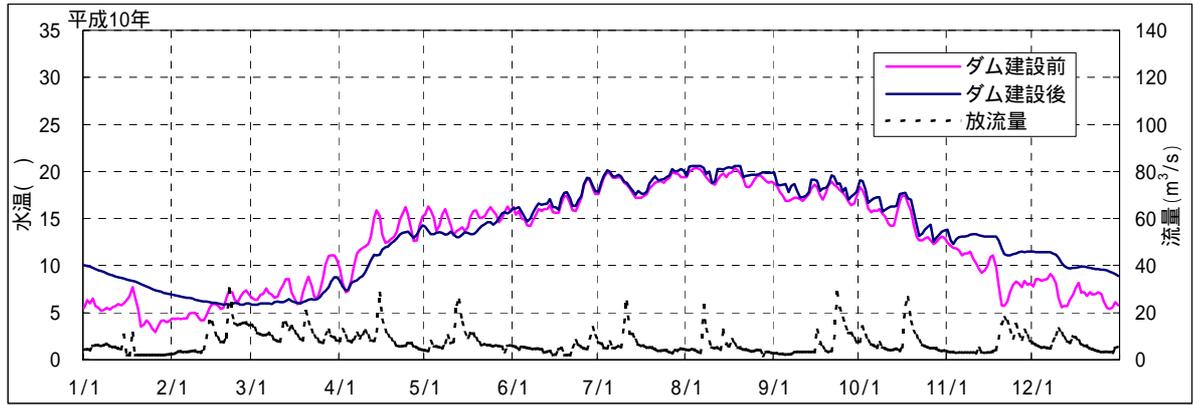
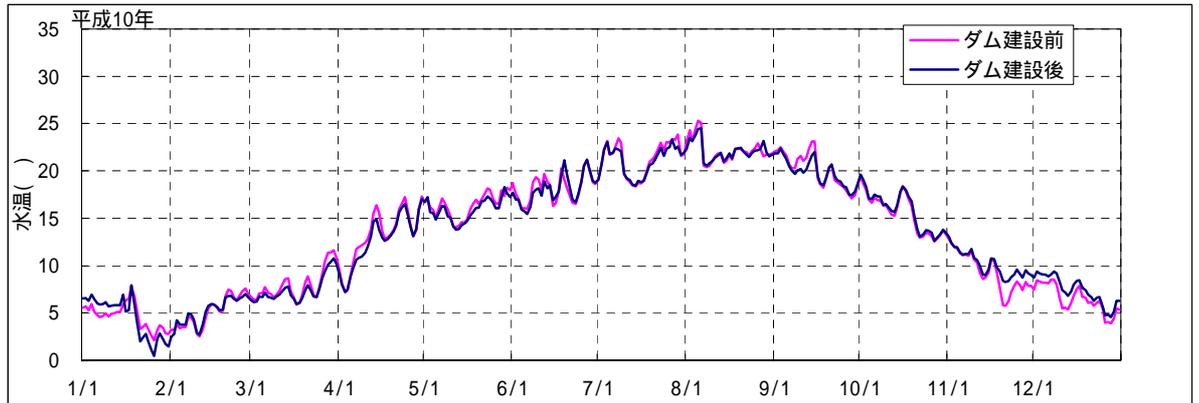


図 2.3.7 ダム下流河川水温予測結果 (1997年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

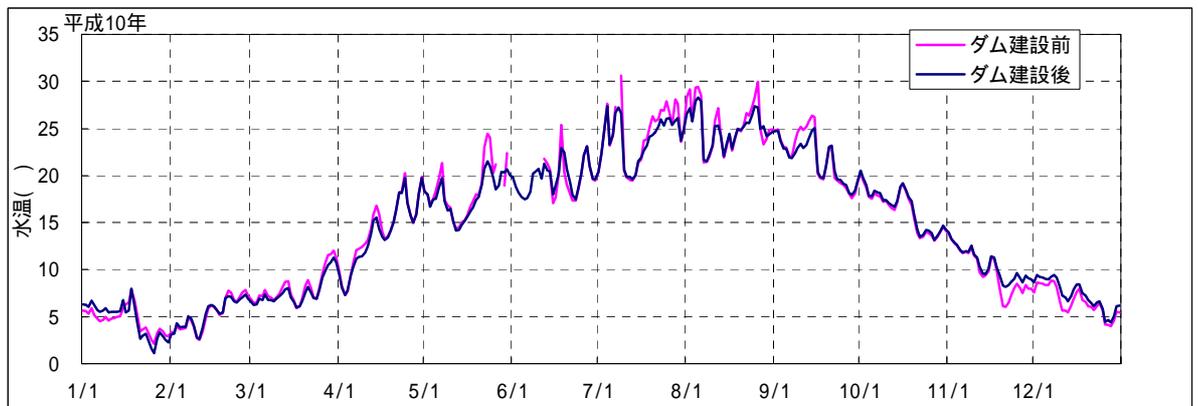
ダム直下流地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

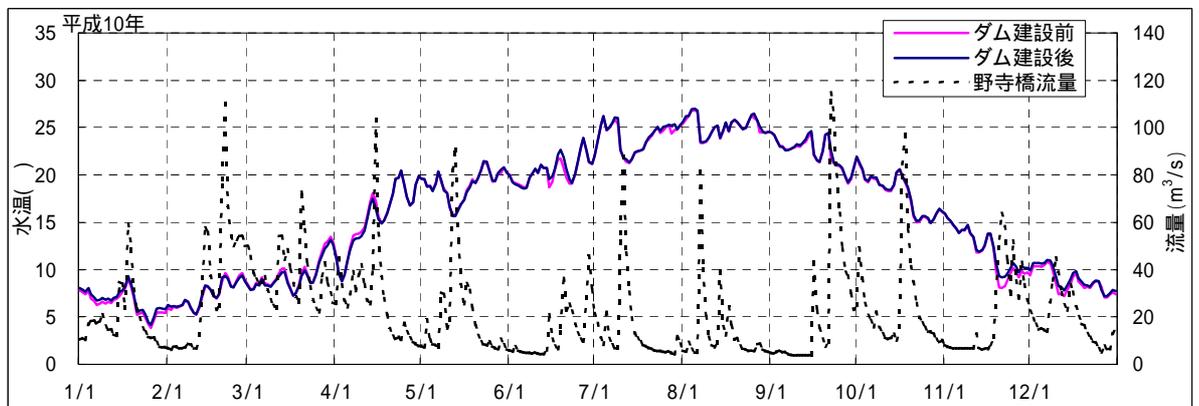
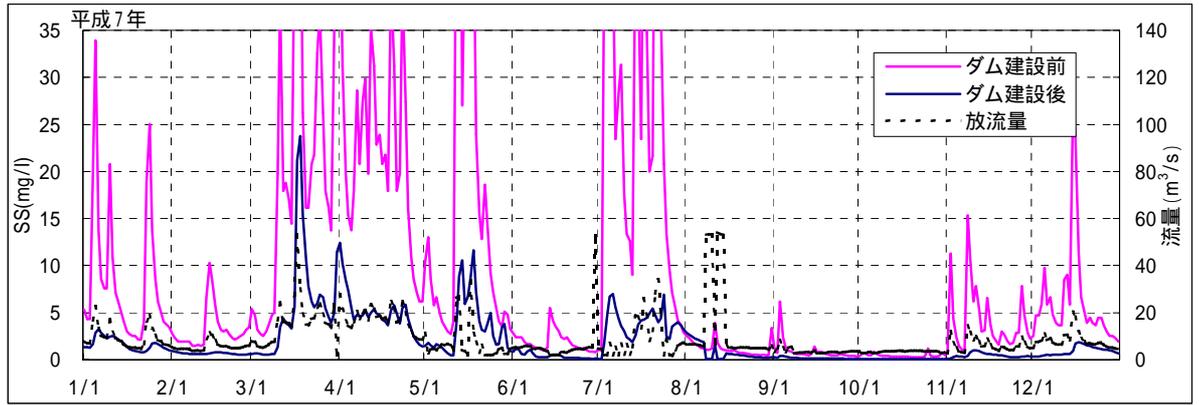
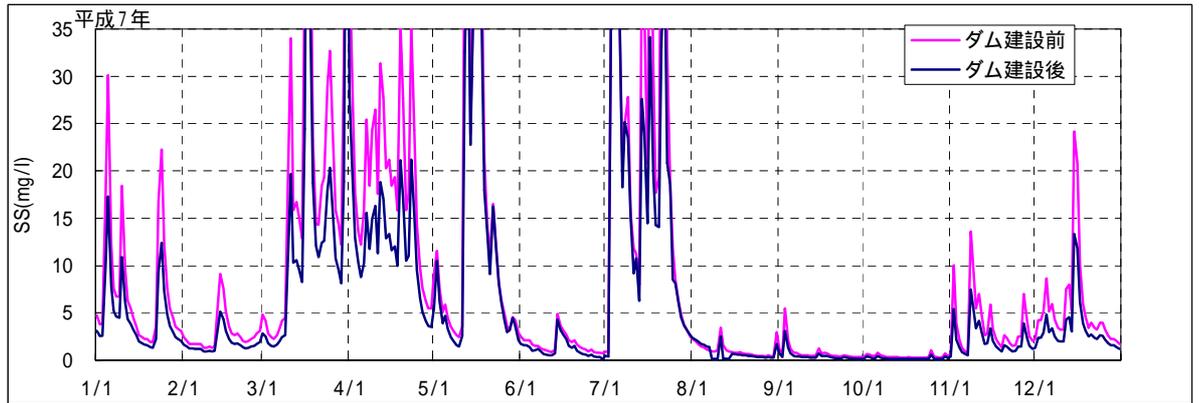


図 2.3.8 ダム下流河川水温予測結果 (1998年: 選択取水・曝気あり、環境放流なし)

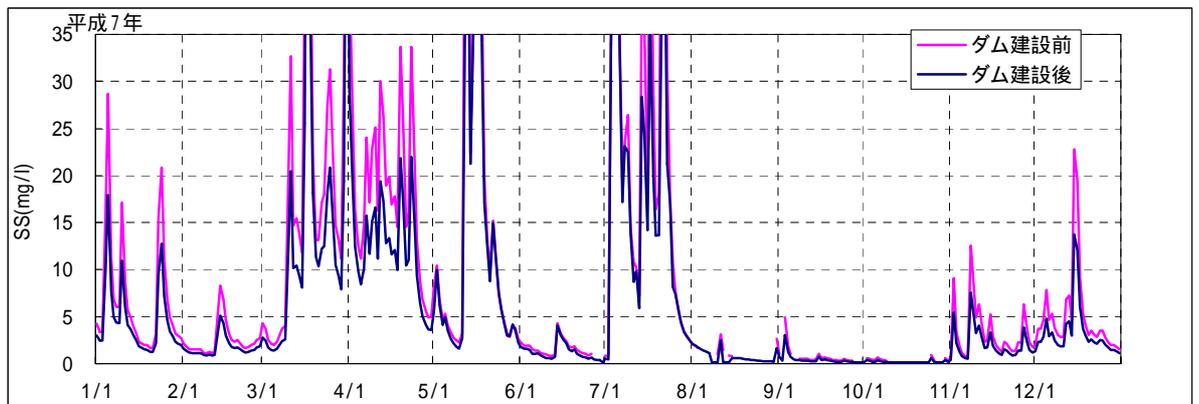
ダム直下流地点



川合橋地点  
(ダム下流約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流約28km地点)

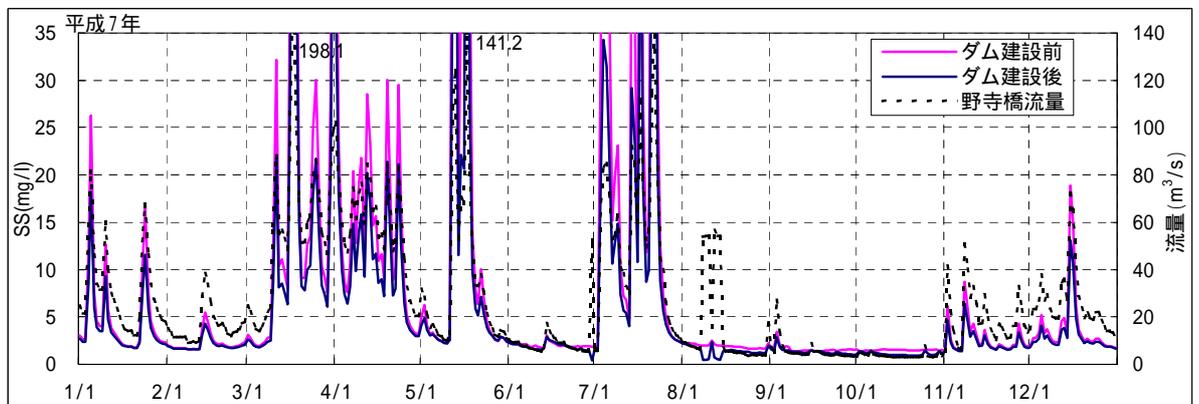
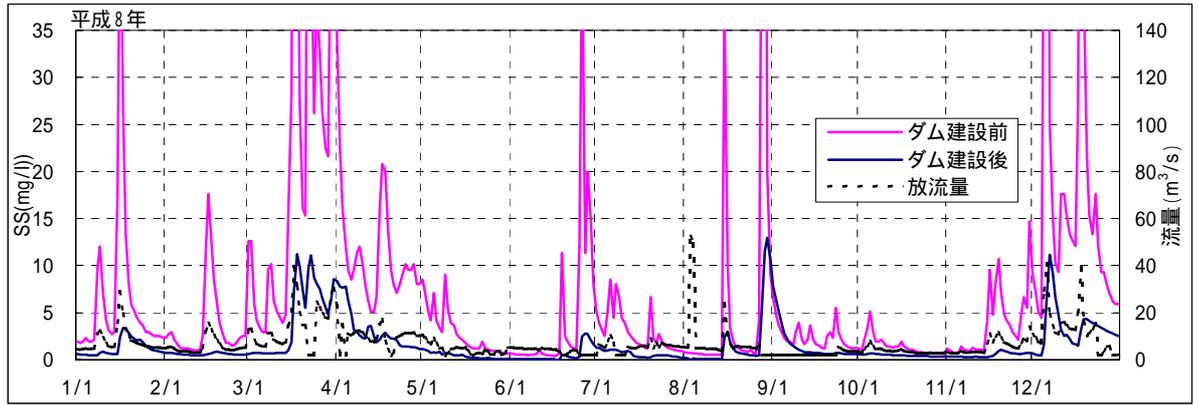
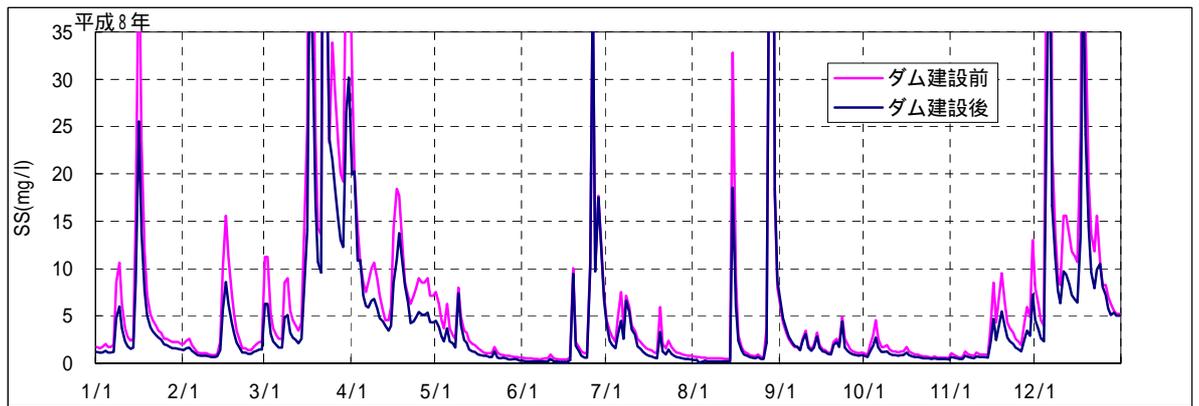


図 2.3.9 ダム下流河川 SS 予測結果 (1995 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

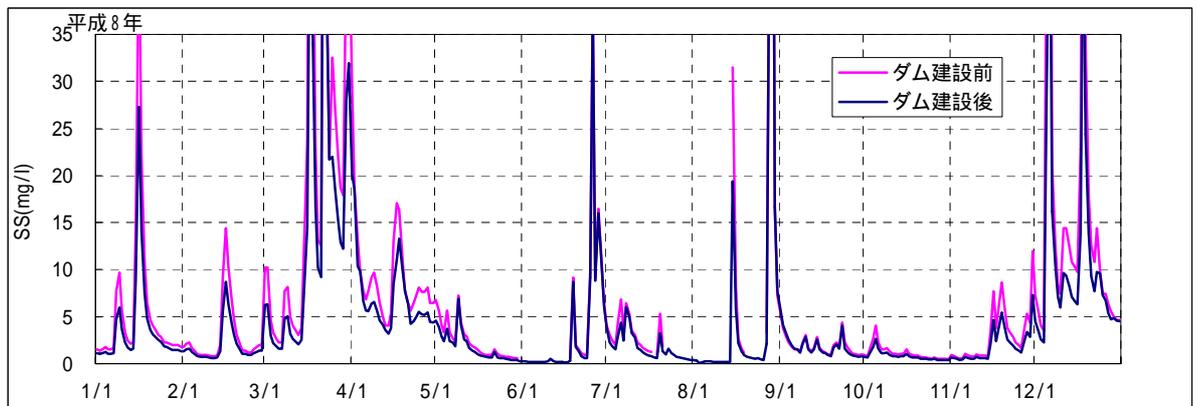
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

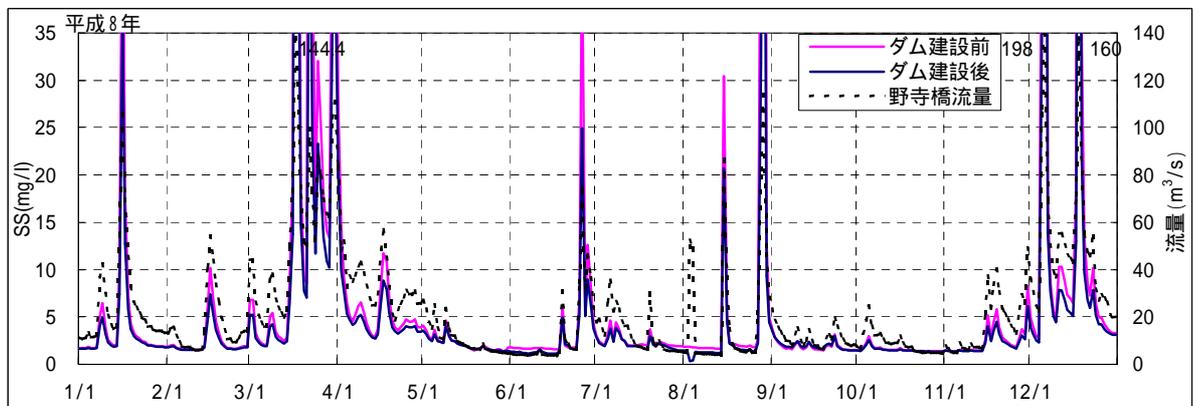
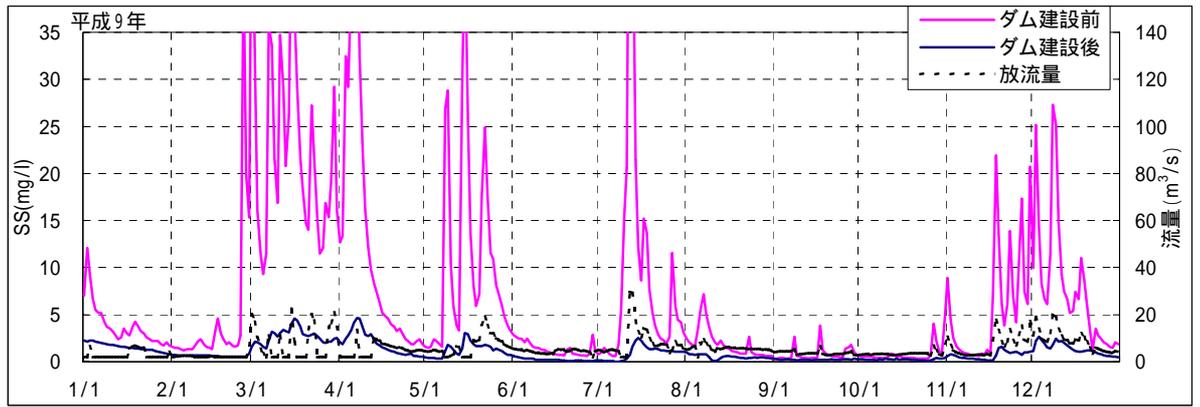
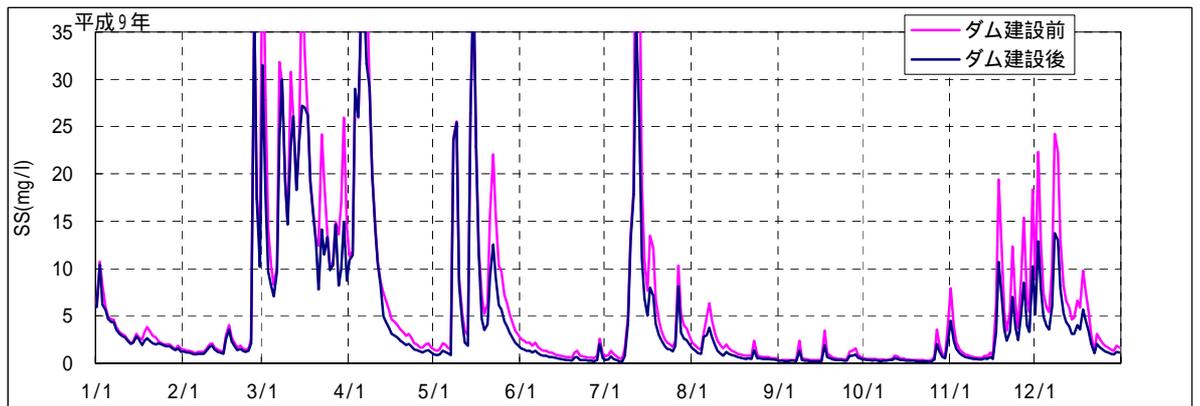


図 2.3.10 ダム下流河川 SS 予測結果 (1996 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

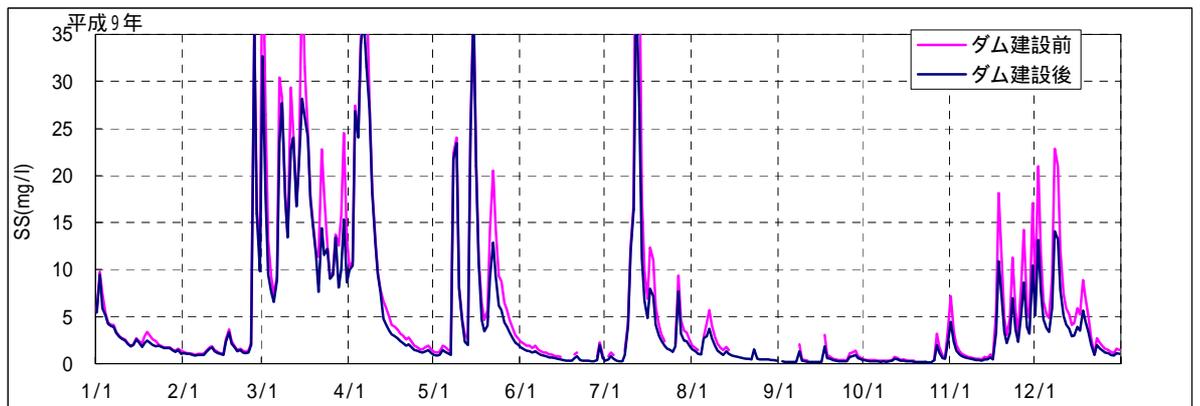
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

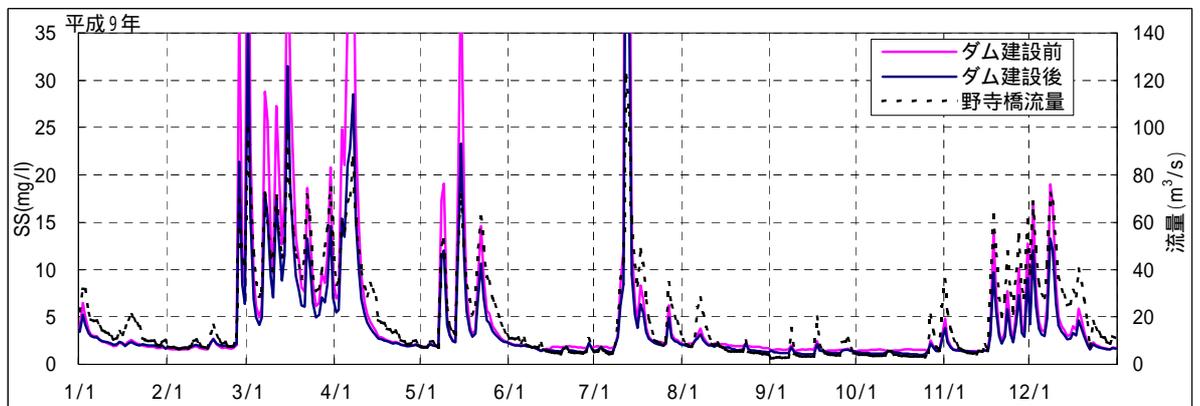
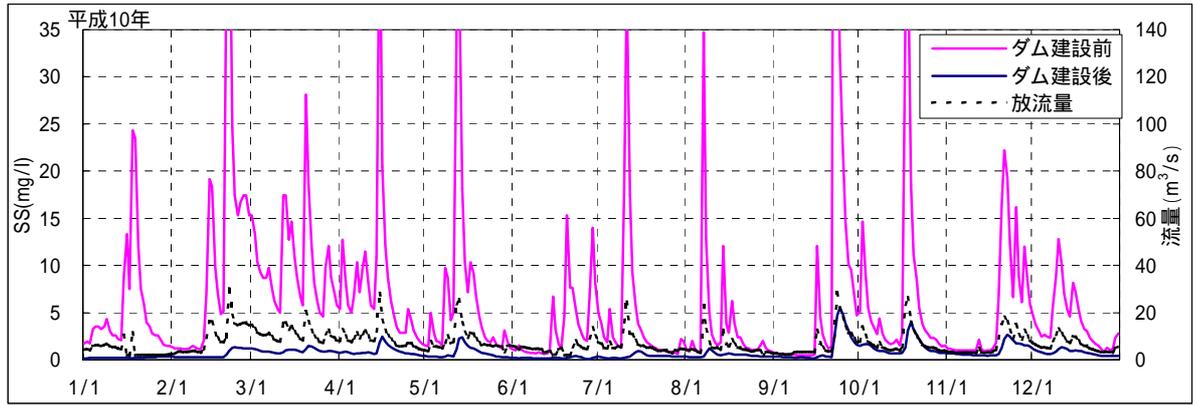
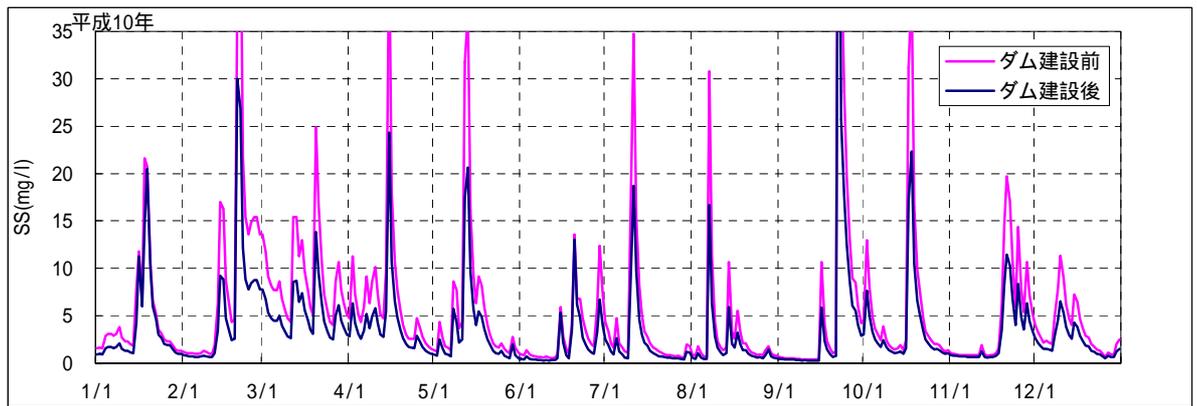


図 2.3.11 ダム下流河川 SS 予測結果 (1997 年: 選択取水・曝気あり、環境放流なし)

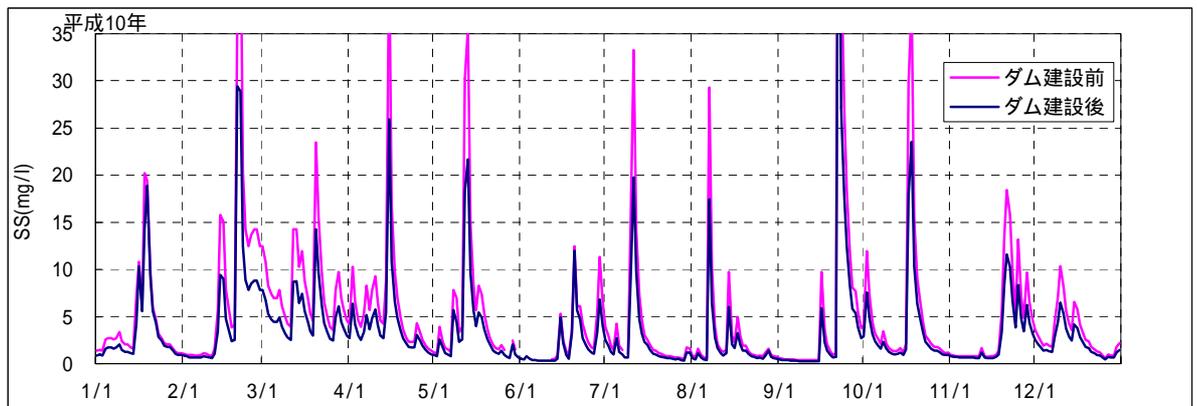
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

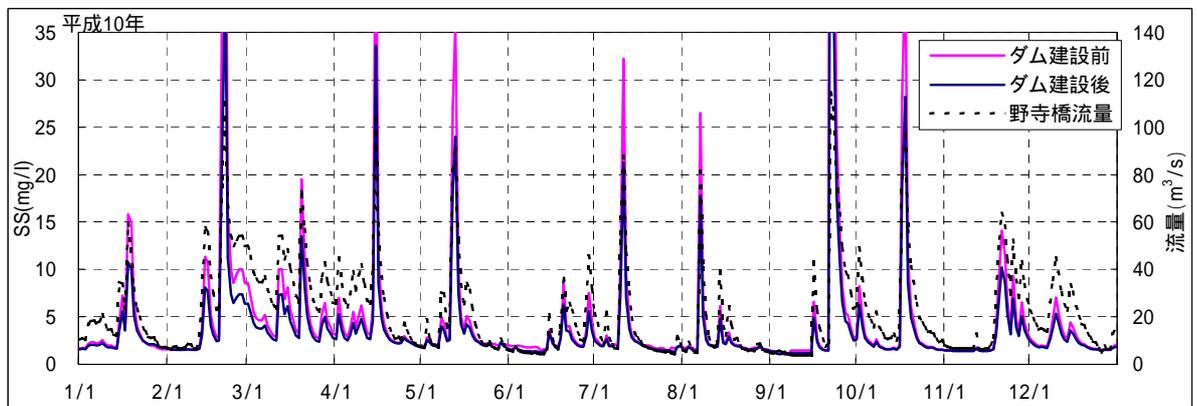
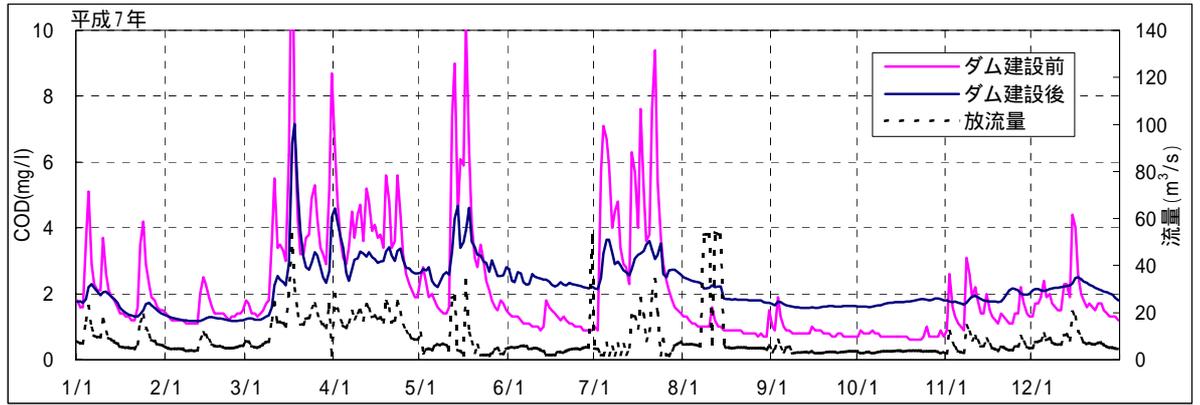
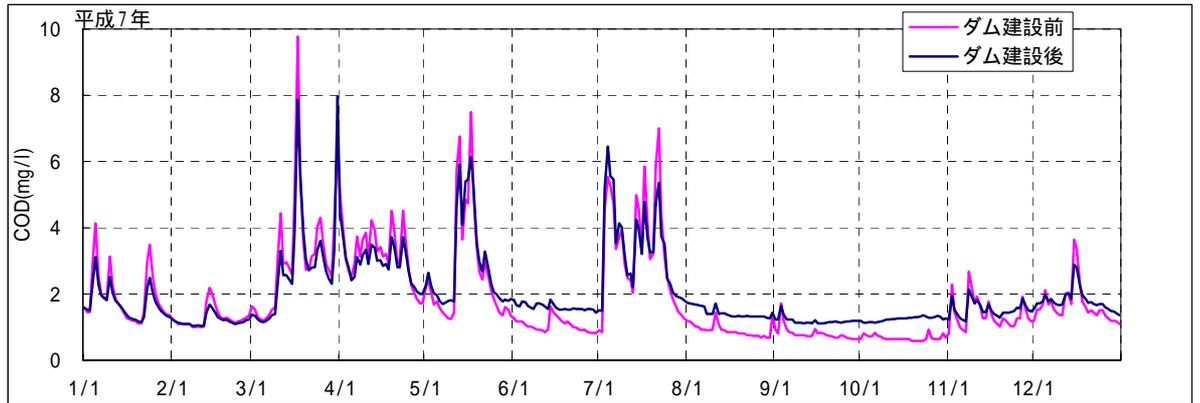


図 2.3.12 ダム下流河川 SS 予測結果 (1998 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

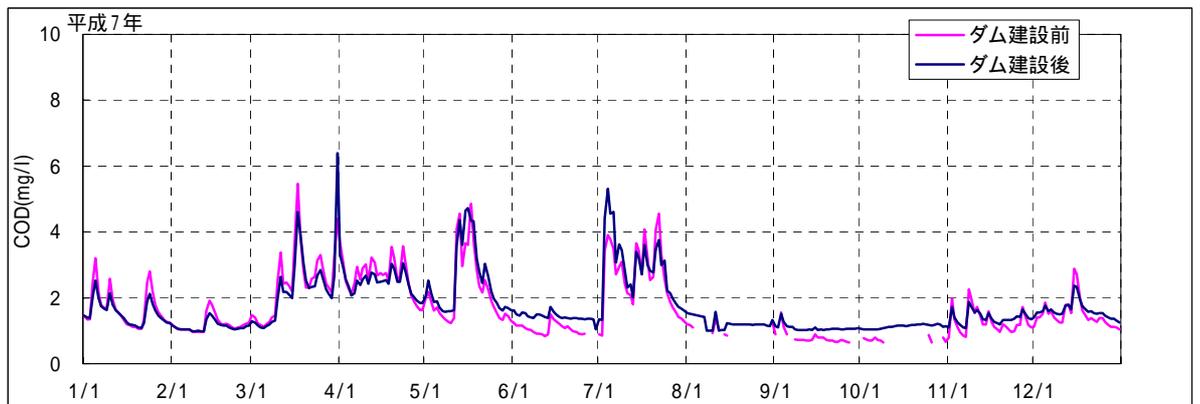
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

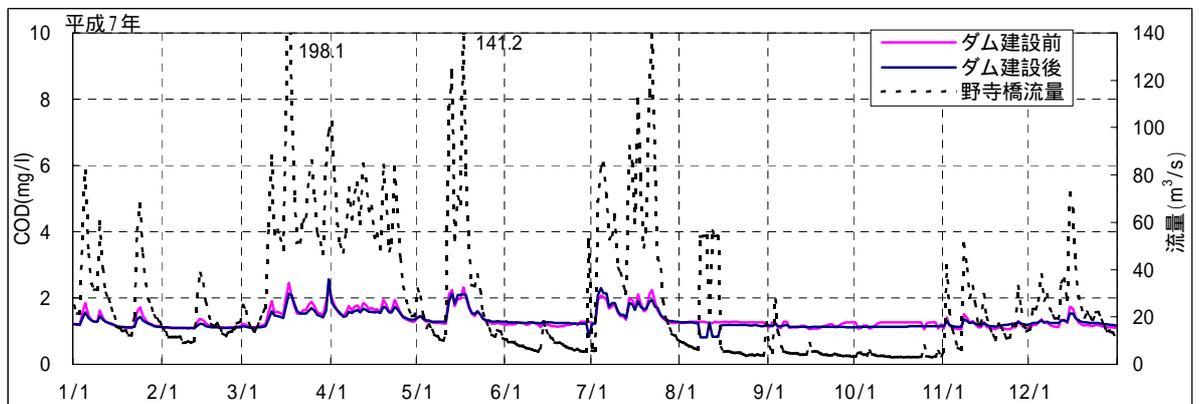
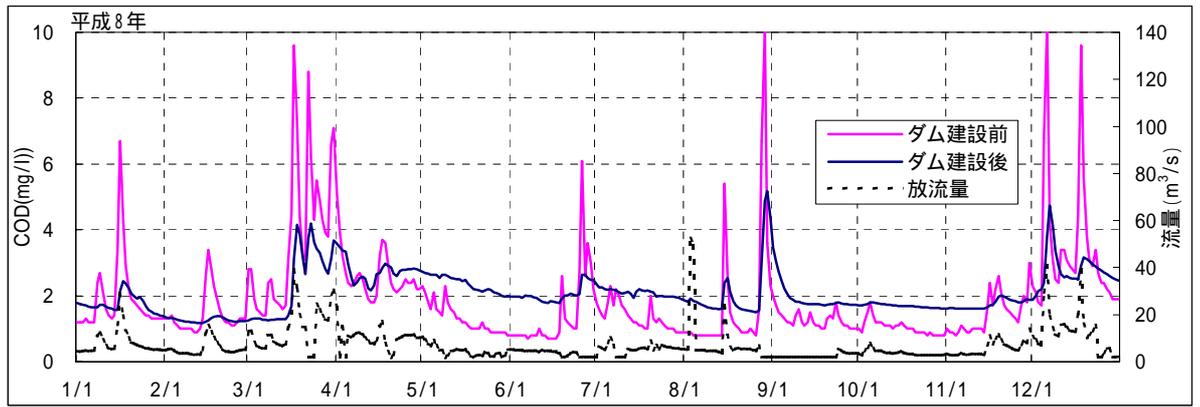


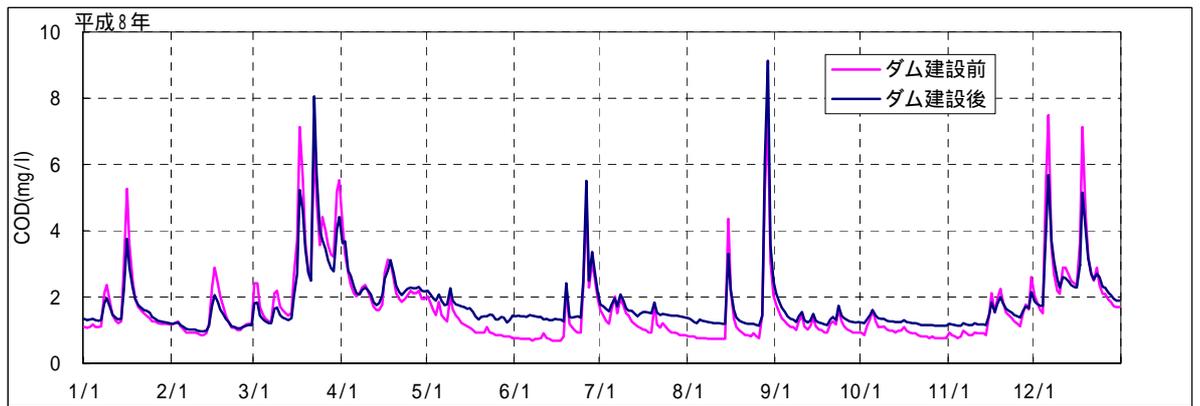
図 2.3.13 ダム下流河川 COD 予測結果 (1995 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

ダム直下流  
地点



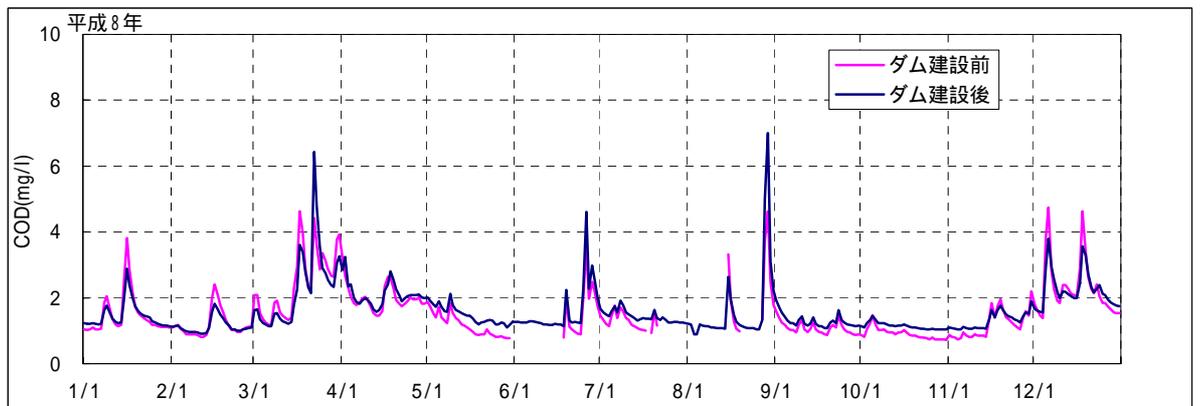
川合橋地点

(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点

(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点

(ダム下流  
約28km地点)

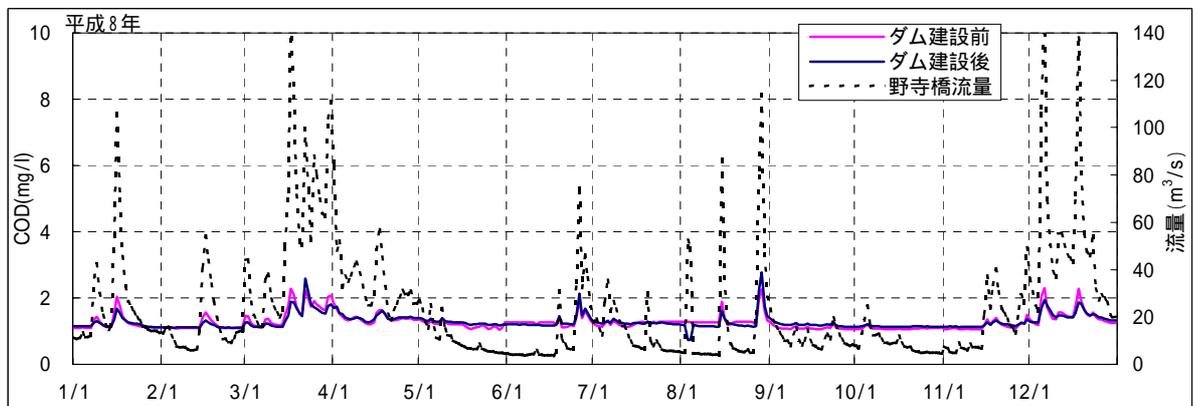
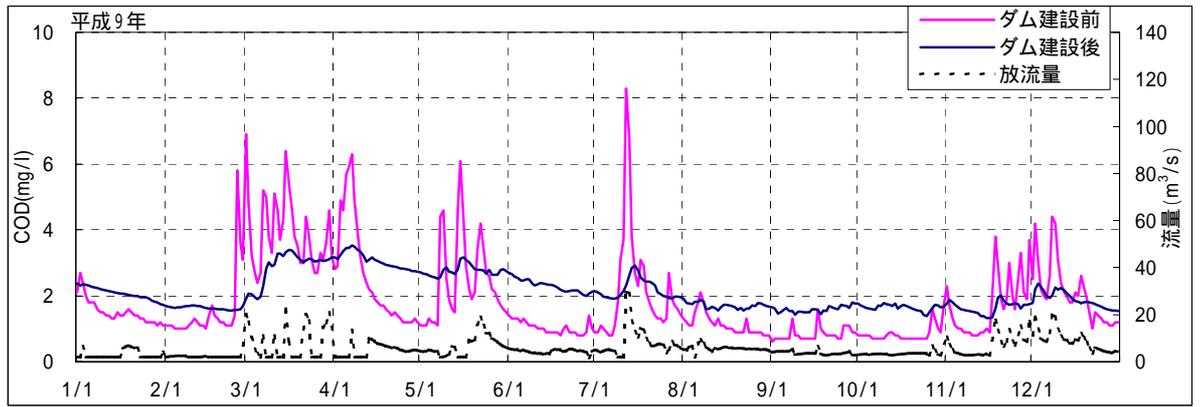
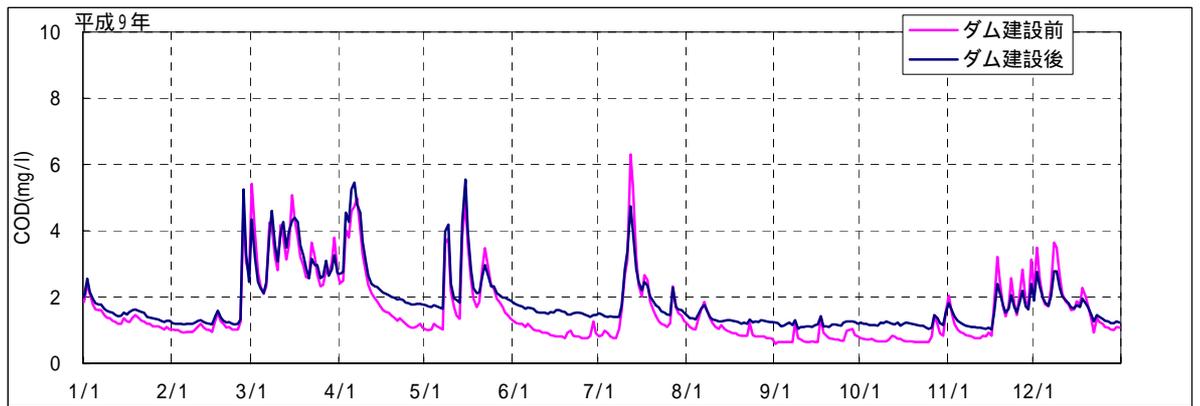


図 2.3.14 ダム下流河川 COD 予測結果 (1996 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

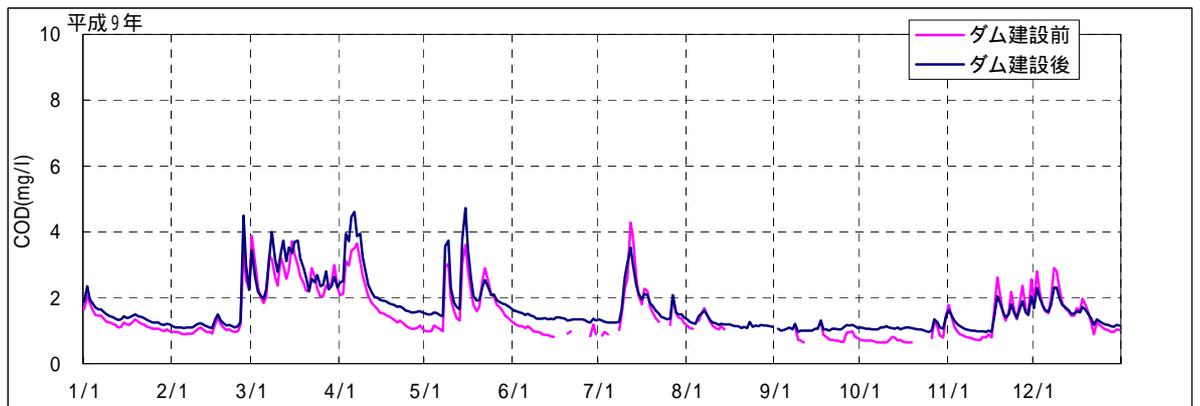
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

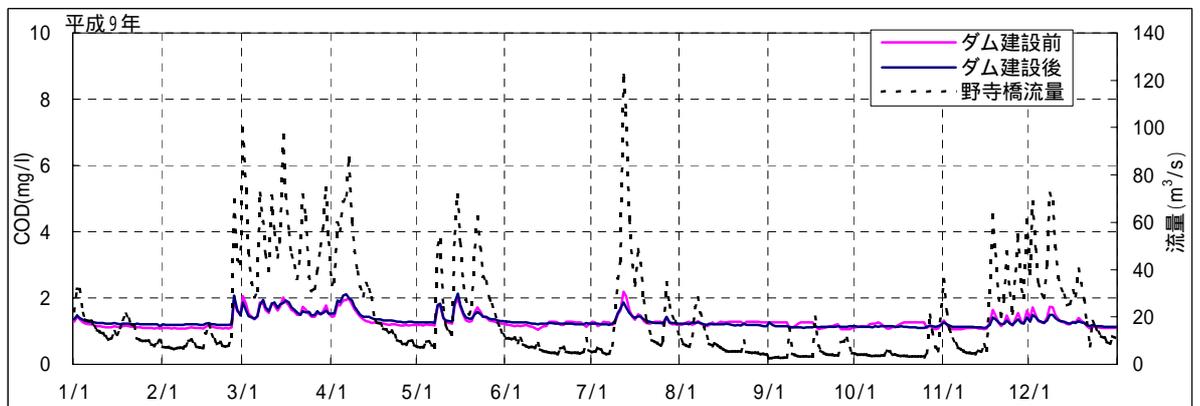
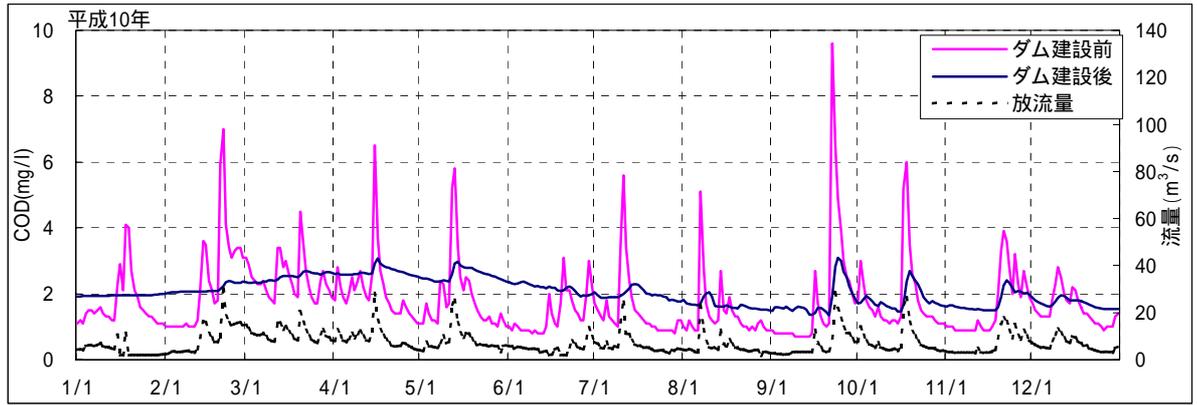
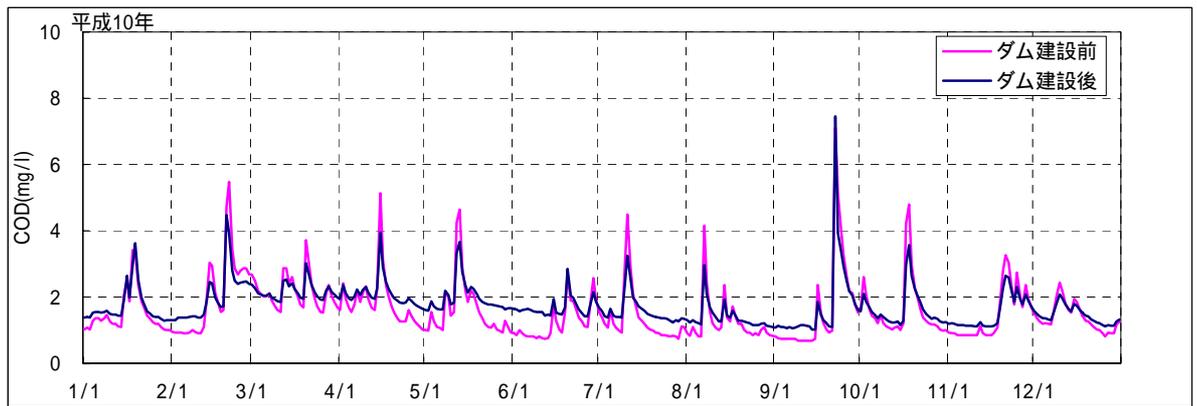


図 2.3.15 ダム下流河川 COD 予測結果 (1997 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

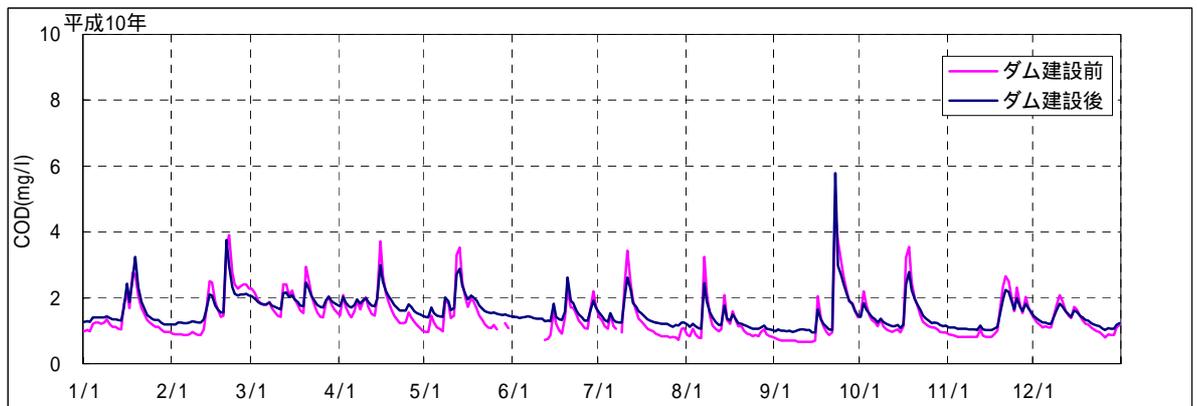
ダム直下流  
地点



川合橋地点  
(ダム下流  
約14km地点)



福橋地点  
(ダム下流  
約22km地点)



野寺橋地点  
(ダム下流  
約28km地点)

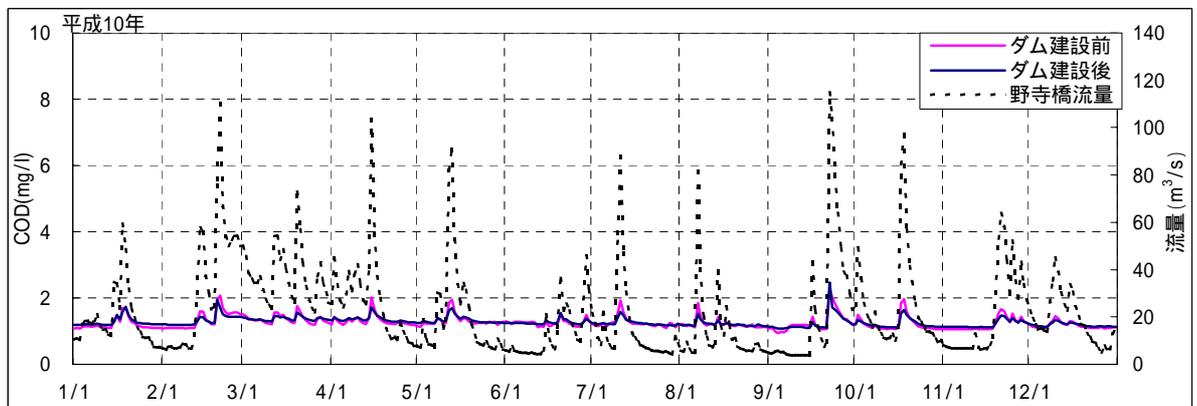


図 2.3.16 ダム下流河川 COD 予測結果 (1998 年：選択取水・曝気あり、環境放流なし)

- ・一方、他ダムにおける調査結果によると、濁度 10 度以上が 30～90 日程度続く場合は、魚類（アユ、アマゴ等）への影響があるとの知見が得られている。（表 2.3.4～2.3.6 参照）
- ・特にアユ・ビワマスに着目すると、姉川・高時川では、4 月～5 月のアユ遡上期は流入濁度よりも放流濁度の方が低くなっている。また、9～11 月頃まではアユやビワマス（アマゴの近縁種）の遡上・産卵の時期にあたるが、出水後の放流濁度が 30 日以上 10 度を超える状況は生じていない。（図 2.2.8～2.2.9 参照）
- ・また、既往最大規模の出水（1953 年 7 月に日平均 159m<sup>3</sup>/s の流入量）の場合でも、選択取水設備の運用により濁度 10 度を上回る日数は 7 日程度に抑制することができる予測結果となっている。（図 2.2.12 参照）

表2.3.4 アユの年間行動と濁度の関係

月	アユの生活	濁水の限界	指摘を受けたときの濁水長期化日数（日）			
			発生	20度以上	15度以上	10度以上
1月～3月	稚アユの生育（海域）		-			
3月～5月	仔アユの遡上	10～30度以下	7月	9	10	11
5月下旬～	アユ漁の解禁	15～20度以下	7月	8		19
			7月	14	15	20
			7月	50		60
			7月	5	6	70以上
			7月	150以上	150以上	150以上
			8月	30	30以上	30以上
6月～9月	アユの定着・生育	15～20度以下	9月	15	23	25
			6月	25	30	35以上
			6月	40		90以上
			9月	30以上	30以上	30以上
9月	22	58	70以上			
9月	落ちアユの移動		-			
10月～11月	産卵・孵化・親アユの死滅	30度以下	9月	70		98
11月	稚アユの海への移動		-			

（出典：昭和 61 年度河川環境と魚類の生理・生態に関する調査報告書 財）国土開発技術センター）

表2.3.5 濁水の魚類生理・生態へ及ぼす影響

	ア ヌ	ヤマメ	アマゴ	イワナ	コイ
遡上行動	<ul style="list-style-type: none"> <li>水路実験では濁度約30mg/Lから遡上低下</li> <li>実測では濁度5度以下のとき遡上し、10度以上で遡上数低下</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度30mg/Lで遡上行動低下</li> <li>濁度130mg/L以上で遡上率0%</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度30mg/Lで遡上低下</li> <li>100mg/Lで遡上率0~15%</li> </ul>	
生息	<ul style="list-style-type: none"> <li>致死濁度濃度</li> <li>体長65~90mm：24時間以内92000mg/L 48時間以内86000mg/L</li> <li>体長15~18cm：24時間以内25000mg/L 48時間以内16000mg/L</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度10000mg/Lでの稚仔魚48時間生存率100%</li> <li>濁度90000mg/Lでの成魚48時間生存率85%</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度10000mg/Lでの稚仔魚48時間生存率95%以上</li> <li>未成魚の致死濁度濃度</li> <li>24時間以内：48000mg/L</li> <li>48時間以内：36000mg/L</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>行動上の変化は濁度20000まで現れない</li> </ul>
逃避行動	<ul style="list-style-type: none"> <li>約11mg/Lの濁度で初期忌逃、約15mg/L以上となると忌逃</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>約16mg/L以上の濁度を忌避</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度110mg/Lまで忌避しない</li> </ul>	
摂餌行動	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度100mg/L前後より低下し、800~900mg/Lで摂餌停止</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度35mg/L以上で摂餌行動低下</li> <li>濁度100mg/Lで摂餌行動停止</li> </ul>		
成長	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度80mg/Lまでの濁水中では濁りによる成長阻害が明確には現れない</li> <li>濁度20mg/L以上で生育したアユはそれ以下で生育したアユより成長がやや劣る。</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>成長の良さと濁度の関係</li> <li>0mg/L &gt; 50mg/L &gt; 30mg/L</li> </ul>		
産卵行動	<ul style="list-style-type: none"> <li>正常な産卵は濁度30mg/L以下</li> <li>求愛行動の低下は濁度40mg/L以上と推測</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度30mg/L未満で影響なし</li> <li>濁度30mg/L以上で雌の営床行動はほとんどない</li> <li>濁度80mg/Lでも正常に受精する</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度80mg/Lでも正常に受精が行われる</li> </ul>
孵化	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度300mg/Lまでの濁水中でも正常に受精</li> <li>濁度80mg/Lまでの濁水中でも正常に発眼</li> <li>発眼卵の半致死濃度は10000~50000mg/Lの間に存在</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度1000mg/Lでも清水との差異認められず</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>濁度1000mg/Lでも清水との差異認められず</li> <li>濁度100mg/Lでの受精後卵の発眼率40%</li> <li>発眼期までの半致死濁度濃度45mg/L</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>半数孵化濃度1100~2800mg/L (ワカサギは860mg/L)</li> </ul>
釣りへの影響	<ul style="list-style-type: none"> <li>友釣りへの影響：5mg/L程度(揖斐川) 15~20mg/L程度(飛騨川)</li> </ul>				
食品価値	アユの消化管内容物 砂粒量10%：歯にさわる 灰分60%：泥臭がする				

(出典：昭和61年度河川環境と魚類の生理・生態に関する調査報告書 昭和62年3月 財)国土開発技術センター)

表2.3.6 ダム貯水池による濁水放流の長期化がもたらす漁業への影響

ダム名	濁水発生時期	ピーク濃度(度)		ピーク後の濁水継続期間(日)			指摘された影響内容		
		流入	放流	20度以上	15度以上	10度以上	漁業者	県・町・村	新聞
二瀬	S 6 0 . 7	165	194	14	15	20	遊漁料収入の減少(アユ)		
手取川	S 6 0 . 7	260	80	150以上	150以上	150以上	操業支障/不能(アユ)	産卵・孵化の支障 稚魚放流の支障(サケ)	
矢作	S 5 8 . 9	200以上	200以上	15	17	19	種つけ不能(ノリ)		種つけ不能(ノリ) 貝類の斃死(アサリ)
九頭竜	S 5 1 . 9	10	95	22	58	70以上	成長不良(アユ) 人工種苗の確保不能(アユ)		魚類の斃死(アユ全滅)
鶴田	S 5 5 . 7	145	70	9	10	11	遡上障害・生育障害(アユ)		
三面川	S 5 3 . 8		35	4	5	8	生育障害(海草類)	生育障害(海草類)	
二川	S 5 7 . 7	1000	600	50		60	操業支障/不能(アユ)	操業支障/不能(アユ)	
長安口・川口	S 5 1 . 9		50以上	90		90以上	収穫減少/全滅(ノリ)	漁獲減少(アユ) 収減少/全滅(ノリ)	
高瀬・七倉	S 5 8 . 11		120	100以上	100以上	100以上	産卵障害・生育障害 (コイ・ウグイ)		
高根第一・朝日	S 5 3 . 6		150	25	30	35以上	成長不良(アユ)	成長不良(アユ)	
	S 5 4 . 6		90	40	90以上				
	S 5 8 . 9		390	30以上	30以上	30以上			
新成羽川	S 5 1 . 9	100以上	100以上	15	23	25	漁獲減少(アユ)		
	S 5 5 . 8	100以上	100以上	30	30以上	30以上			
	S 5 8 . 7	100以上	100以上	5	6	70以上			
高暮	S 5 8 . 7		24	8		19	操業支障/不能(アユ)		
	S 6 0 . 7		10	0		0			
一ツ瀬	S 5 7 . 7		560	80	80	80	漁獲減少(アユ)		
早明浦	S 5 1 . 9	95	365	70		98	魚類の斃死(アユ) 産卵障害(アユ)		収穫減少/全滅(ノリ)
	S 5 8 . 9	171	54	4	8	13	操業支障/不能(アユ) 収穫減少/全滅(ノリ)		

(出典：昭和61年度河川環境と魚類の生理・生態に関する調査報告書 昭和62年3月 財)国土開発技術センター)

## 2.4 琵琶湖流域の既存ダムにおける水質変化と下流河川・琵琶湖への影響

琵琶湖流域においては、**図 2.4.1** および**表 2.4.1** に示すように大小あわせて 11 のダム貯水池（余呉湖を除く）が存在している。

ここでは、丹生ダム建設に伴う下流河川および琵琶湖への影響検討に資するよう**表 2.4.1** に示す既設ダムのうち定期水質調査が実施されているダムを取り上げ、貯水池における水質変化や下流河川および琵琶湖への影響について定期水質調査結果等をもとに検討する。

対象ダム貯水池としては、富栄養化関連項目の水質調査が実施されている北湖東岸流域に位置する宇曾川ダム、日野川ダム、青土ダムおよび北湖西岸の石田川ダムの 4 ダムを取り上げ、各貯水池にけるダム流入、湖心表層、湖心底層および放流水質の経年的動向、季節的变化を検討する。なお、近年供用が開始された姉川ダムについては、次節において詳述する。

検討対象としたダム貯水池の諸元を**表 2.4.2** に示した。あわせて各ダムの特徴を**表 2.4.3**～**2.4.4** に整理した。



**図 2.4.1** 琵琶湖流域内既設ダム位置図

**表2.4.1** 琵琶湖流入河川に存在するダム（総貯水容量が百万m<sup>3</sup>以上）

ダム名	管理者	河川名	目的	竣工年月	総貯水容量	水質調査実施の有無	下流河川における水質調査期間
犬上ダム	滋賀県	犬上川	A・I	1946年	4,500千m <sup>3</sup>	無：×	1975/4～
野洲川ダム	農政局	野洲川	A	1951年	8,500千m <sup>3</sup>	無：×	1980/4～ 1980/4～
芹川ダム	滋賀県	芹川	A	1956年	1,781千m <sup>3</sup>	無：×	-
余呉湖	滋賀県	余呉川	F・N	1959年	14,700千m <sup>3</sup>	有：○	1984/4～
大原ダム	滋賀県	杣川	A	1960年	2,120千m <sup>3</sup>	有：○	-
日野川ダム	滋賀県	日野川	F・N	1966年	1,388千m <sup>3</sup>	有：○	1975/4～
石田川ダム	滋賀県	石田川	F・N	1970年	2,710千m <sup>3</sup>	有：○	1975/4～
永源寺ダム	滋賀県	愛知川	A・I	1972年	22,741千m <sup>3</sup>	有：○	1975/4～
宇曾川ダム	滋賀県	宇曾川	F・N	1980年	2,900千m <sup>3</sup>	有：○	1975/4～
青土ダム	滋賀県	野洲川	F・N・ W・I	1988年	7,300千m <sup>3</sup>	有：○	1980/4～ 1980/4～
蔵王ダム	農政局	日野川	A	1994年	4,790千m <sup>3</sup>	無：×	1975/4～
姉川ダム	滋賀県	姉川	F・N	2002年	7,600千m <sup>3</sup>	有：○	1975/4～
丹生ダム	水機構	姉川 (高時川)	F・N・W	2010 予定	150,000千m <sup>3</sup>	建設中 関連調査有	1975/4～

目的 F：洪水調節 A：灌漑用水 N：不特定用水、河川維持用水等 W：上水道用水 I：工業用水  
注) ：検討対象ダムを示す。

（出典：ダム年鑑、日本ダム協会）

表 2.4.2 検討対象ダムの諸元

項目		宇曽川ダム	日野川ダム	青土ダム	石田川ダム
河川名		宇曽川	日野川	野洲川	石田川
位置		愛知県湖東町、泰荘町	蒲生郡日野町	甲賀郡土山町	高島郡今津町
型式		ロックフィル	グラベルフィル	ロックフィル	ロックフィル
目的		F, N	F, N	F, N	F, N
管理者		滋賀県	滋賀県	滋賀県	滋賀県
竣工		昭和 55 年 3 月	昭和 41 年 3 月	昭和 63 年 3 月	昭和 45 年 3 月
湛水面積 (km <sup>2</sup> )		0.17	0.26	0.62	0.16
堤高 (m)		56.0	25.0	43.5	43.5
堤頂長 (m)		192.8	105.0	360.0	140.1
放流設備	常用洪水吐	リフイス型トンネル	ローゲート	リフイス(ゲート付&無)	リフイス型トンネル
	非常用洪水吐	クレスト自由越流	常用兼用	クレスト自由越流	ローゲート
堤頂高 (EL.m)		263.5	212.0	305.0	305.0
サーチャージ水位 (EL.m)		259.0	209.0	300.0	302.5
常時満水位 (EL.m)		238.0	207.0	292.0	299.2
制限水位 (EL.m)		-	205.3	-	295.1
総貯水容量 (千 m <sup>3</sup> )		2,900	1,388	7,300	2,710
有効貯水容量 (千 m <sup>3</sup> )		2,600	1,038	6,600	2,310
平均水深 (m)		15.3	4.0	10.6	14.4
河川延長 (km)		18.4	46.7	65.3	17.0
集水面積 (km <sup>2</sup> )		7.8	22.4	54.3	23.4
河川流域面積 (km <sup>2</sup> )		81.6	211.1	382.4	59.7
集水面積/河川流域面積 (%)		9.6	10.6	14.2	39.2
河川流域面積の土地利用面積比率 (%)	森林	26	49	61	89
	水田	58	32	23	6
	畑	1	3	4	1
	市街地	13	11	9	1
	その他	2	5	3	3

注) 平均水深は有効貯水量を湛水面積で除したものとした。

(出典: 滋賀県)



図 2.4.2 宇曽川ダム・日野川ダム流域図



図 2.4.3 青土ダム流域図

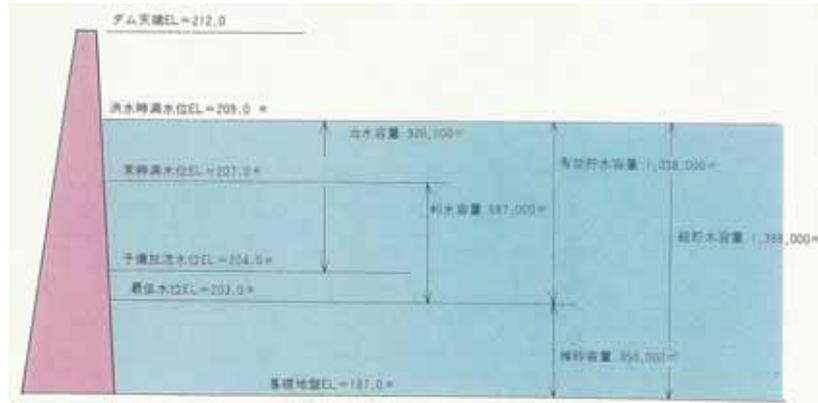


図 2.4.4 石田川ダム流域図

宇曾川ダム



日野川ダム



青土ダム



石田川ダム



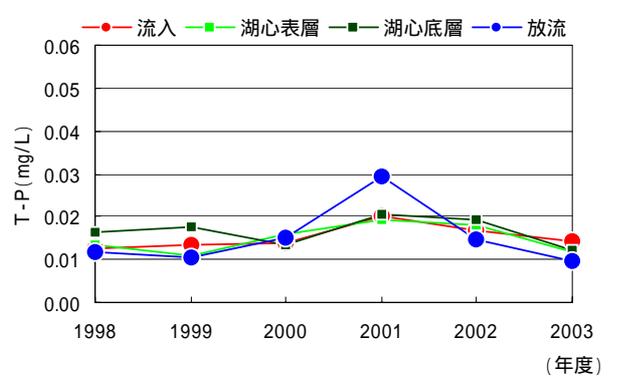
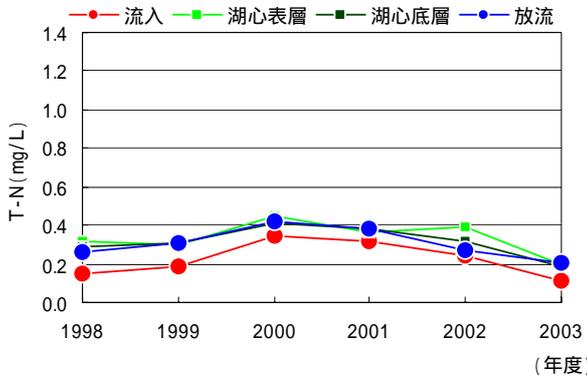
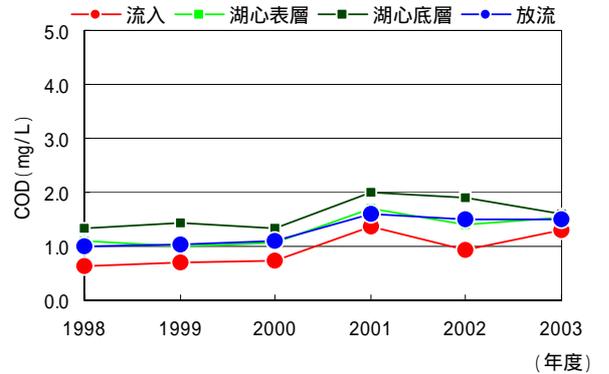
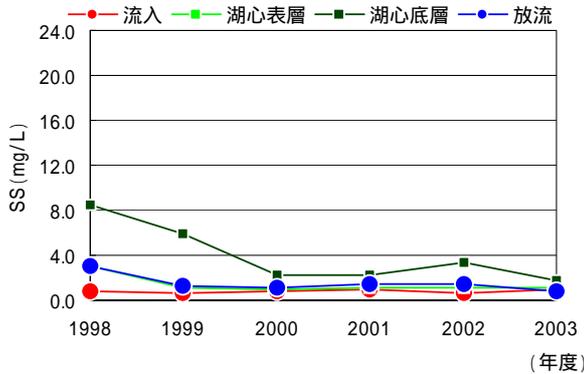
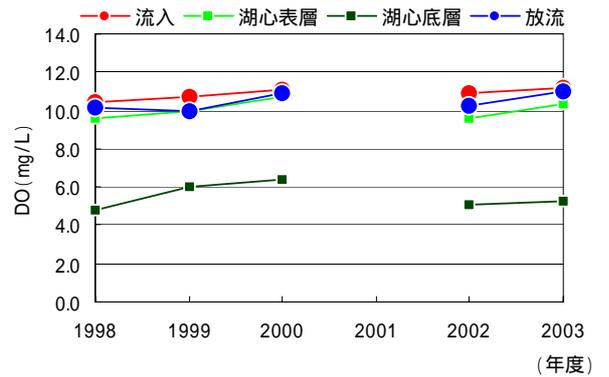
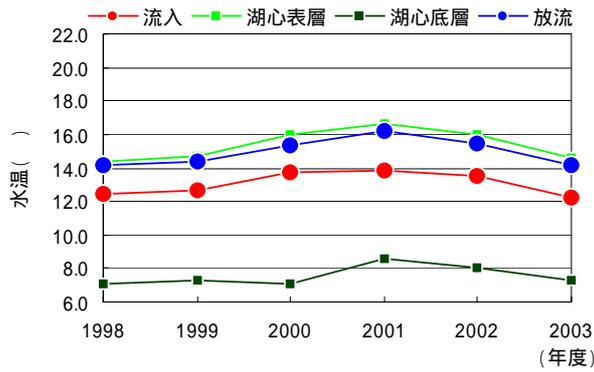
(出典：滋賀県)

図 2.4.5 各既設ダム貯水池容量配分図

表 2.4.3 対象ダムの特徴のまとめ (その1)

項目	宇曽川ダム	日野川ダム
1. 貯水池規模 V = 有効容量 A = 流域面積	<ul style="list-style-type: none"> <li>・貯水池規模は日野川ダムの2倍強はあるが4ダムの中では小さい。</li> <li>・平均水深は最も深い。(H = 15.3m)</li> <li>・流域面積に対する貯水池容量は大きい (V/A 0.33m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・貯水池規模は最も小さい。</li> <li>・平均水深も最も浅い。(H = 4.0m)</li> <li>・流域面積に対する貯水池容量は小さい (V/A 0.05m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>)</li> </ul>
2. 滞留時間	<ul style="list-style-type: none"> <li>・最も長く、平均で3ヶ月強である。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・平均で1ヶ月弱である。</li> </ul>
3. 流入水質の栄養レベル	<ul style="list-style-type: none"> <li>・栄養塩の濃度レベルは低く、窒素は最も低い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・栄養塩の濃度レベルは最も高く、富栄養化限界値を超えている。</li> </ul>

宇曽川ダム



(データ出典：滋賀県)

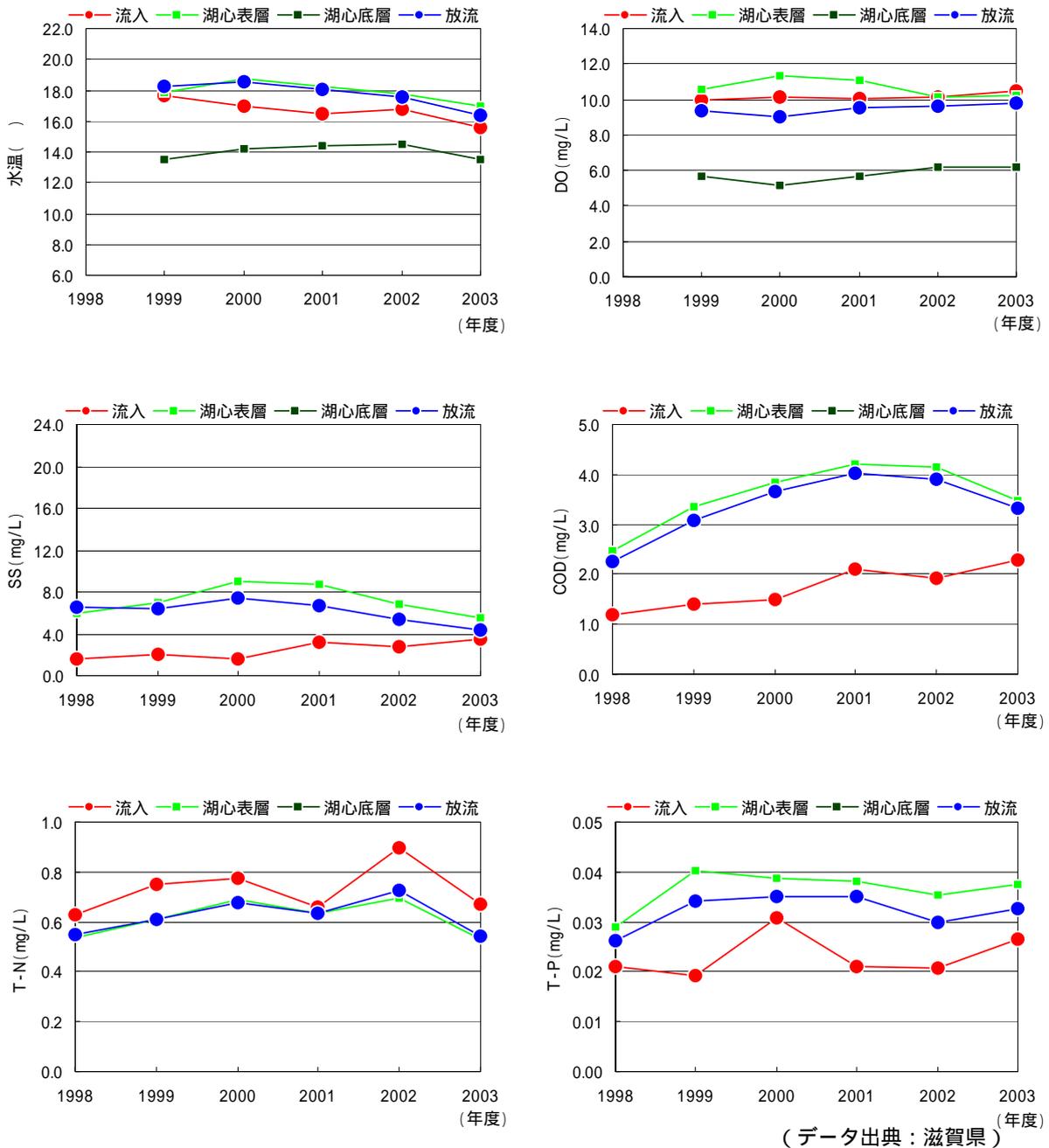
注) 各ダムでは水質調査が1回/月の頻度で実施されているが、欠測の場合が多く、ここでは水質の大まかなトレンドを把握すると目的から、9回/年以上データが存在する場合を対象に平均値を算出している。

図 2.4.6 宇曽川ダム貯水池水質の経年変化

表 2.4.4 対象ダムの特徴のまとめ (その2)

項目	青土ダム	石田川ダム
1.貯水池規模 V = 有効容量 A = 流域面積	<ul style="list-style-type: none"> <li>貯水池規模は最も大きく日野川ダムの6倍強の容量を有する。</li> <li>平均水深は中程度である (H = 10.6m)</li> <li>流域面積に対する貯水池容量は中程度 (V/A 0.12m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>貯水池規模は最も小さい。</li> <li>平均水深は比較的深い。(H = 14.4m)</li> <li>流域面積に対する貯水池容量は中程度 (V/A 0.01m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>)</li> </ul>
2.滞留時間	<ul style="list-style-type: none"> <li>平均で1ヶ月程度である。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>平均約2週間程度と最も短い</li> </ul>
3.流入水質の栄養レベル	<ul style="list-style-type: none"> <li>栄養塩の濃度レベルは比較的 low、石田川ダムと同程度である。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>栄養塩の濃度レベルは比較的 low、青土ダムと同程度である。</li> </ul>

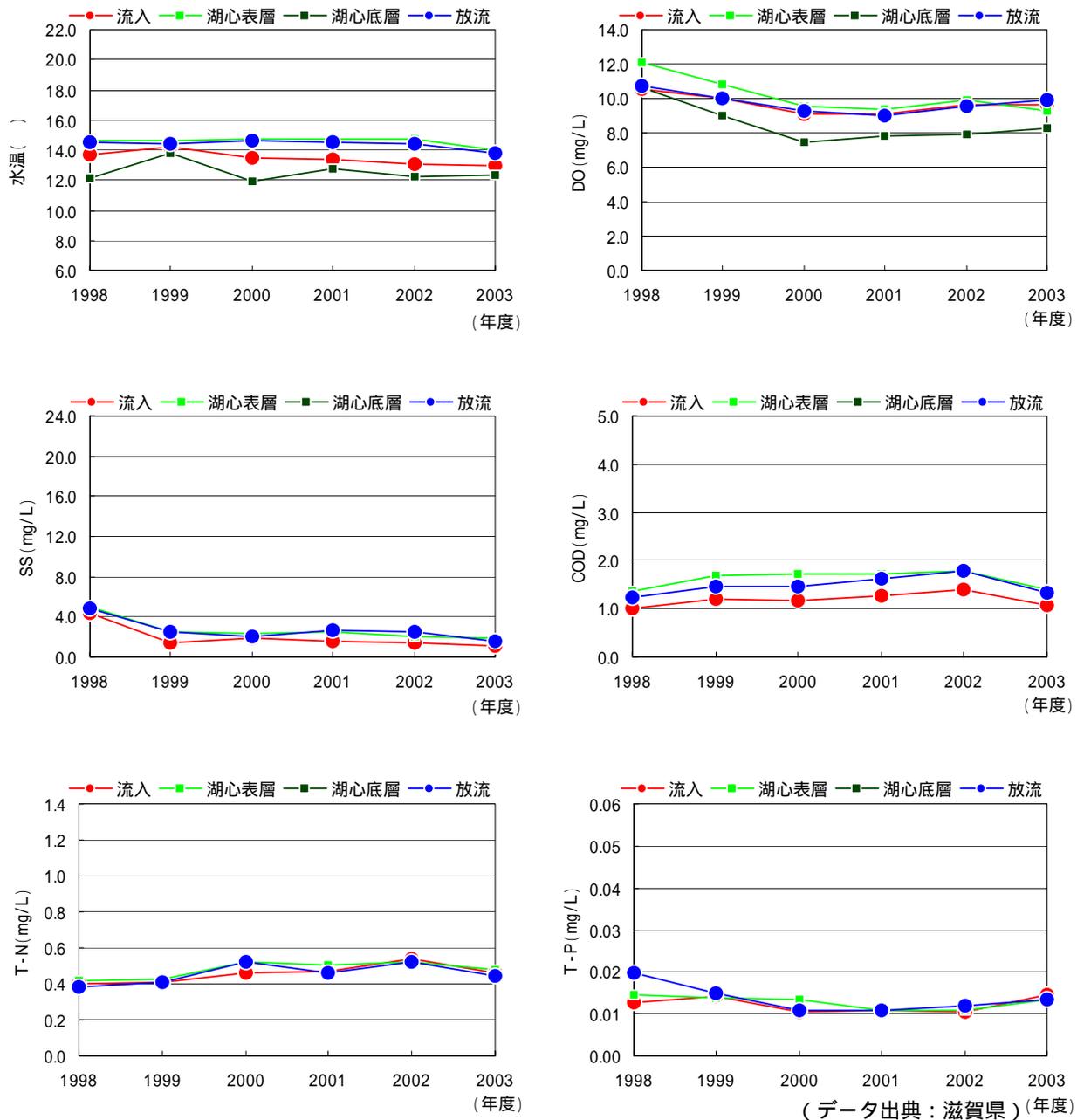
日野川ダム



注) 各ダムでは水質調査が1回/月の頻度で実施されているが、欠測の場合が多く、ここでは水質の大まかなトレンドを把握すると目的から、9回/年以上データが存在する場合を対象に平均値を算出している。

図 2.4.7 日野川ダム貯水池水質の経年変化

## 青土ダム



注) 各ダムでは水質調査が1回/月の頻度で実施されているが、欠測の場合が多く、ここでは水質の大きなトレンドを把握すると目的から、9回/年以上データが存在する場合を対象に平均値を算出している。

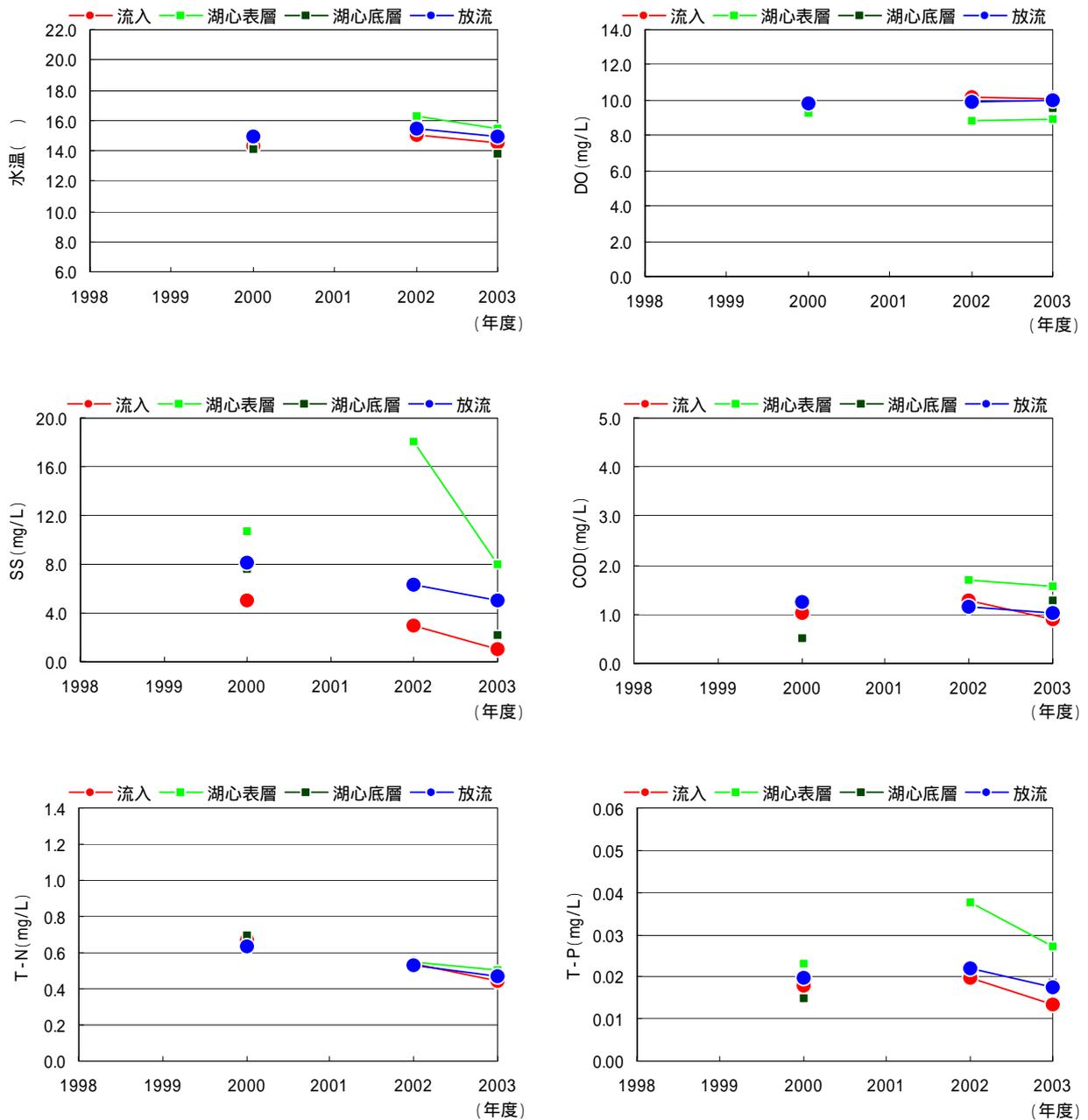
図 2.4.8 青土ダム貯水池水質の経年変化

表 2.4.5 各ダム貯水池の富栄養化判定結果

貯水池名	富栄養化判定結果 (平成 15 年度貯水池表層水質による)	判定基準 注)
宇曽川ダム	・ 中栄養 (T-N:0.20mg/L、T-P:0.012mg/L)	T-N 富栄養 : > 0.5mg/L 貧栄養 : < 0.1mg/L T-P 富栄養 : > 0.025mg/L 貧栄養 : < 0.01 mg/L
日野川ダム	・ 富栄養 (T-N:0.53mg/L、T-P:0.038mg/L)	
青土ダム	・ 中栄養 (T-N:0.48mg/L、T-P:0.014mg/L)	
石田川ダム	・ 富栄養 (T-N:0.50mg/L、T-P:0.027mg/L)	

注) 表 2.2.5 より。

### 石田川ダム



(データ出典：滋賀県)

注) 各ダムでは水質調査が1回/月の頻度で実施されているが、欠測の場合が多く、ここでは水質の大まかなトレンドを把握すると目的から、9回/年以上データが存在する場合を対象に平均値を算出している。

図 2.4.9 石田川ダム貯水池水質の経年変化

表 2.4.6 各ダムにおける滞留時間の算定結果

単位：(日)

ダム名	1998	1999	2000	2001	2002	2003	平均
宇曽川ダム	83.9	113.8	111.3	120.6	142.6	82.4	109.1
青土ダム	20.1	33.7	31.3	28.0	39.2	22.9	29.2
石田川ダム	16.0	20.3	5.8	8.7	12.2	11.9	12.5
日野川ダム	17.1	25.8	34.4	27.1	35.6	19.4	26.6
丹生ダム(参考)	167.5	166.6	198.9	144.0	128.1	128.2	155.6

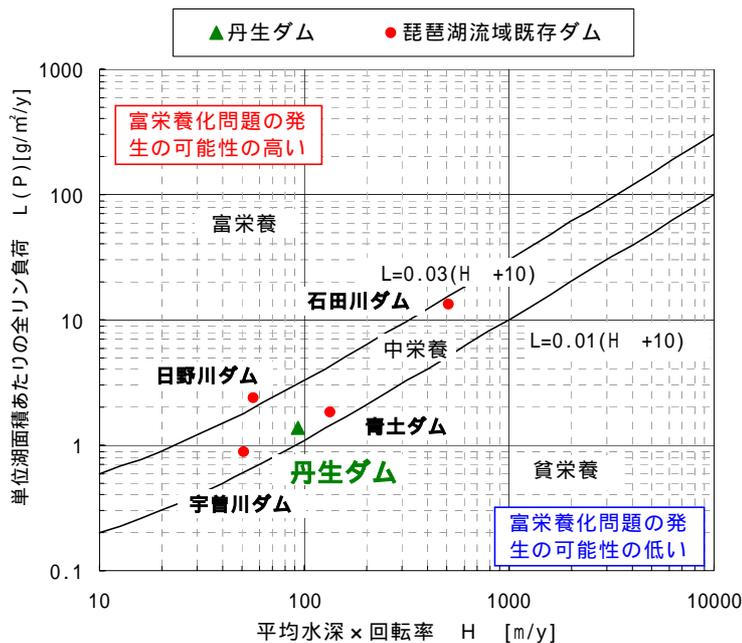
注) 滞留時間は各ダムとも常時満水位での容量で試算した。

(1) 経年変化特性

各ダム貯水池水質の経年変化を、図 2.4.6 ~ 2.4.9 に示した。これらをもとに、各ダム貯水池水質の経年的動向をとりまとめると、つぎのとおりである。

既設ダム貯水池水質の経年的動向等のまとめ

各ダムの貯水池水質の経年的動向については、平成 10 年度 (1998) ~ 平成 15 年度 (2003) の近年 6 ヶ年間の調査結果でみると、日野川ダムおよび宇曾川ダムで経年的変化が比較的明瞭に現れている。その他のダム貯水池においては貯水池水質や放流水質が悪化するといった傾向はない。日野川ダム貯水池においては、流入 COD 濃度が経年的に増加する傾向が認められる。この傾向は流入 SS 濃度についてもある程度うかがわれる。日野川ダムの流入 COD の増加の影響については、貯水池表層、放流水質とも平成 13 年度 (2001) までは同様の傾向を示すが、それ以降は反対に減少している。宇曾川ダム貯水池においては、近年、流入窒素濃度が減少し、その影響を受けるためか貯水池表層および放流水質も窒素濃度が減少する傾向となっている。貯水池における水質変化については日野川ダムで顕著であり、図 2.4.7 に示すように流入 COD 濃度に比べて貯水池表層および放流 COD 濃度が高くなっている。この傾向は、リンでも見られるが、窒素では反対に放流濃度が低くなっている。これについては、植物プランクトンの増殖に伴う内部生産性の有機物の増加によるものと考えられ、リンも植物プランクトン体としての存在量が多くなっていることを示しているものと思われる。その他のダム貯水池については、流入に比べ放流 COD の方が少し高くなる程度であり、内部生産による COD 濃度の上昇は顕著ではない。流入水質と放流水質の関係については、本調査結果による限りダムによって異なる状況となり、その他のダム貯水池では窒素、リンについては、水質変化が卓越している日野川ダムで認められるような傾向はうかがえない。各ダムの栄養レベルについては、平成 15 年度水質調査結果より検討すると、日野川ダムおよび石田川ダムが富栄養の状態と判断される。同様に流入水質の栄養レベルを判定した結果、日野川ダムでは流入水質が富栄養化限界値を超えている状況にある。参考として Vollenwieder モデルによる各ダムの栄養レベルを検討した結果を図 2.4.10 に示した。この結果からは、日野川ダムが富栄養のレベルにあると判断される。



(注：1998 ~ 2002 年の結果による)

図 2.4.10 Vollenwieder モデルによる既設ダムの富栄養化判定結果

表 2.4.7 各ダム貯水池流入水質の富栄養化判定結果（平成 15 年結果による）

貯水池名	富栄養化判定結果	判定基準 注)
宇曽川ダム	・中栄養 (T-N:0.11mg/L、T-P:0.014mg/L)	T-N 富栄養： > 0.5mg/L 貧栄養： < 0.1mg/L T-P 富栄養： > 0.025mg/L 貧栄養： < 0.01 mg/L
日野川ダム	・富栄養 (T-N:0.67mg/L、T-P:0.027mg/L)	
青土ダム	・中栄養 (T-N:0.46mg/L、T-P:0.014mg/L)	
石田川ダム	・中栄養 (T-N:0.44mg/L、T-P:0.013mg/L)	

注) 表 2.2.5 より。

## (2) 既設ダム貯水池水質の経時変化特性

各ダム貯水池水質の経時変化を図 2.4.11～2.4.14 に示した。これらをもとに既設ダム貯水池における水質の経時変化特性をとりまとめる。

### 既設ダム貯水池水質の経時変化特性のまとめ

水温については、日野川ダムが規模も小さく水深が浅いため、夏期には 30 程度まで上昇している。その他のダムでは、水温のピークは概ね 25 程度となっている。ただし、石田川ダムでは、年によって変動が大きくなっている。

各ダムのクロロフィル a の挙動をみると、日野川ダム貯水池では夏期を中心に湖心表層のクロロフィル a 濃度が高くなっており、それに伴って COD 濃度も高くなる傾向が比較的明瞭に現れている。

日野川ダムの湖心表層のクロロフィル a が高くなる場合、放流水の濃度も高くなっていることから、この結果は、貯水池で増殖した植物プランクトンが放流によってダム下流に流出していることを示しているものと思われる。

その他のダム貯水池のクロロフィル a 濃度については、石田川ダムの一部期間を除き変動も小さく濃度レベルも低いことから貯水池内での藻類増殖は活発でなく、内部生産によって COD 濃度が高くなるような状況は認められない。

日野川ダムで富栄養化が進行している原因としては、貯水池が浅く滞留時間も 1 ヶ月程度あり、水温が上昇しやすく、流入する栄養塩の濃度レベルも高いことから植物プランクトンが増殖しやすい環境にあるものと考えられる。

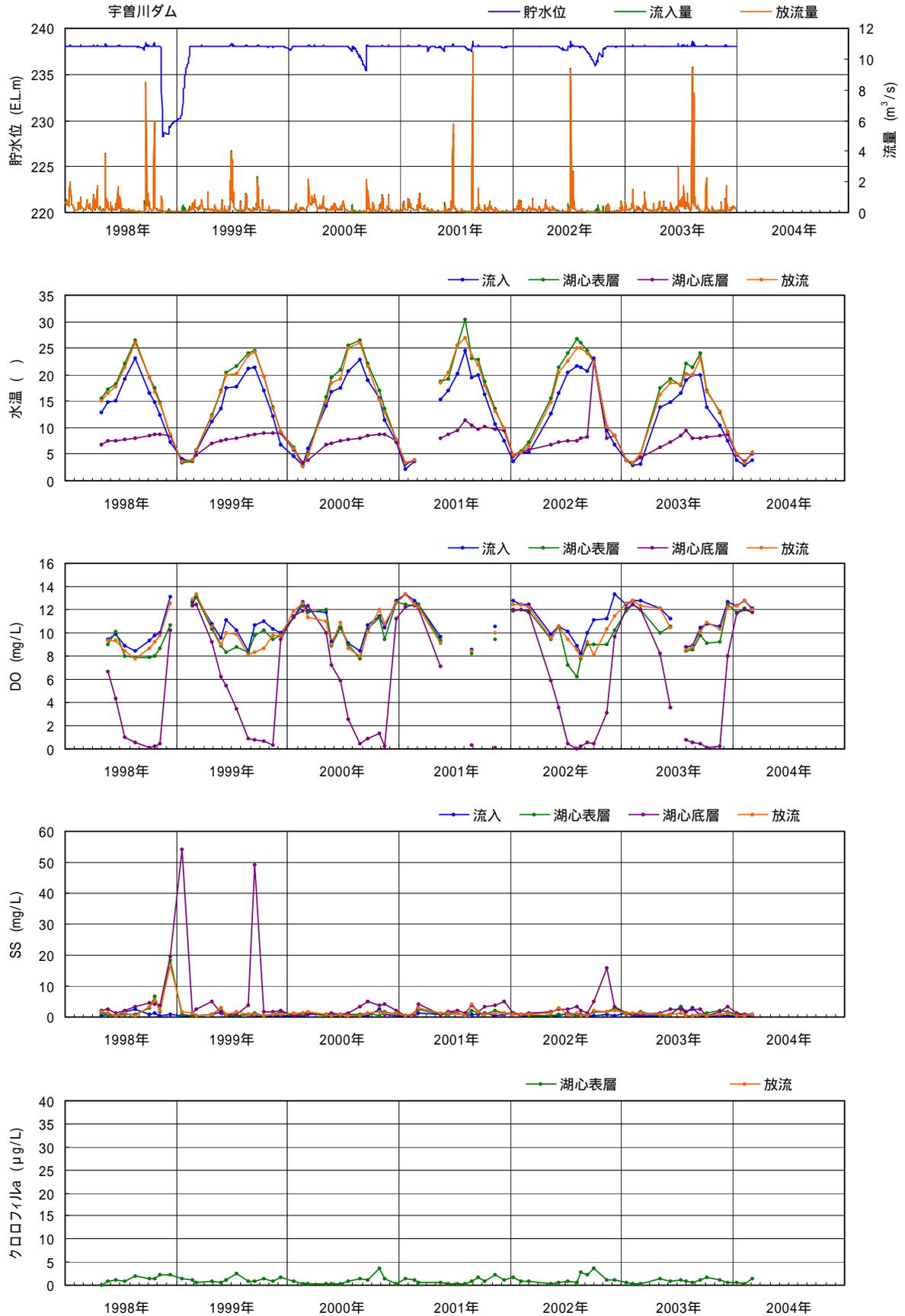
石田川ダムでは滞留時間が比較的短く、流入する栄養塩の濃度レベルも低いこと、青土ダムでも流入する栄養塩の濃度レベルも低いことから植物プランクトンが大増殖できる条件が整っていないものと思われる。

さらに、宇曽川ダムでは貯水池の滞留時間は最も長い、流入する栄養塩の濃度レベルは最も低いことから富栄養化がさほど進行しないものと考えられる。

宇曽川ダム、日野川ダムおよび青土ダム貯水池では、成層形成期に当たる 4～10 月に底層部の DO が低下しており、滞留時間が最も長い宇曽川では、ほぼ毎年 DO がゼロになる状況となっている。これらのダムは、すべて治水ダムであり中間層からの放流を行っていないことから、水温躍層以深での貯水池水はほとんど入れ替わらないため貧酸素化が進行するものと推察される。ただし、冬期の循環期には貯水池水の循環により DO 濃度は回復している。

石田川ダムは容量も小さく、貯水池水の入替わりも頻繁であることから、底層部の貧酸素化は生じていない。

# 宇曽川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.11 宇曽川ダム貯水池水質の経時変化 (その1)

# 宇曾川ダム

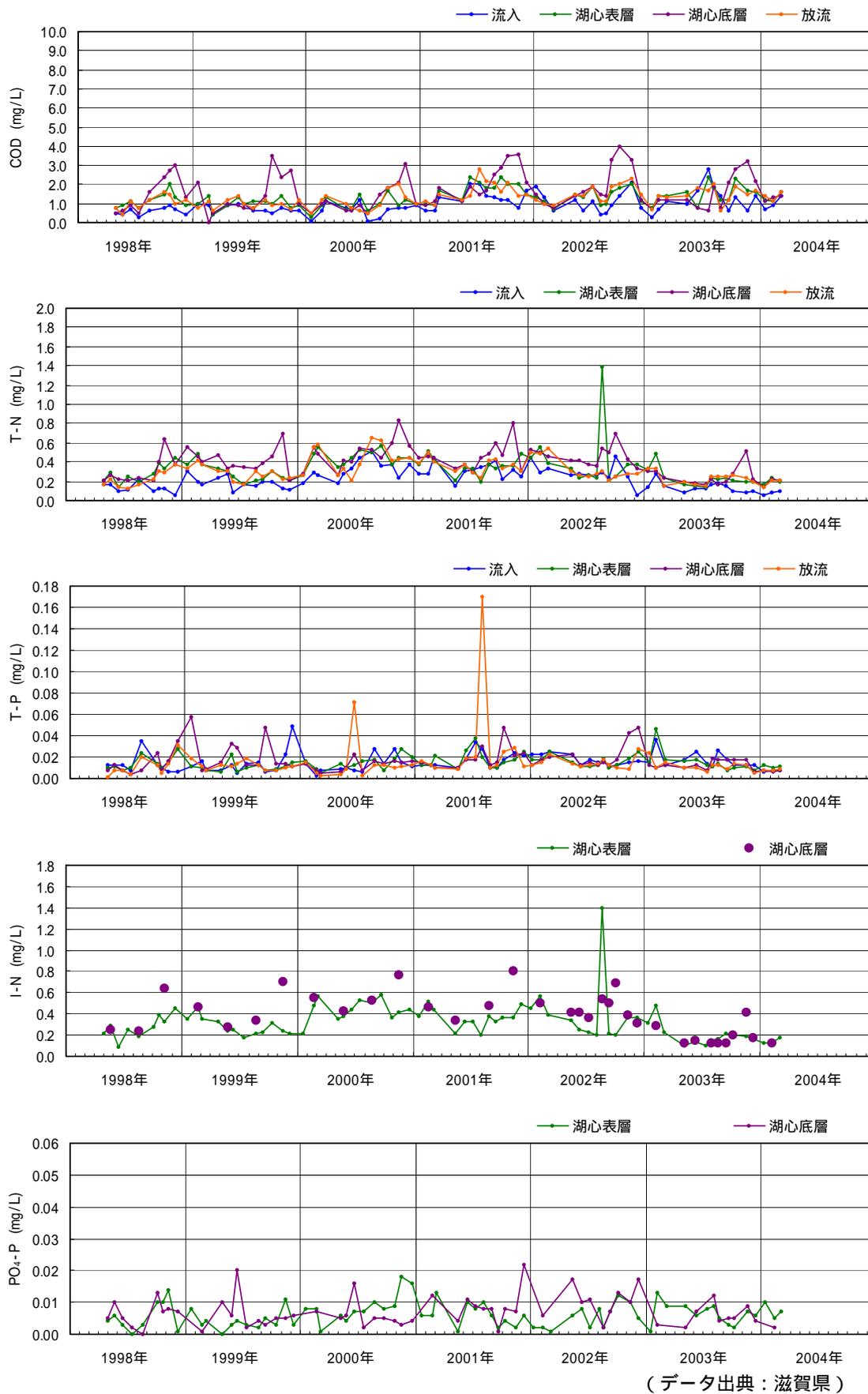


図 2.4.11 宇曾川ダム貯水池水質の経時変化 (その 2)

# 日野川ダム

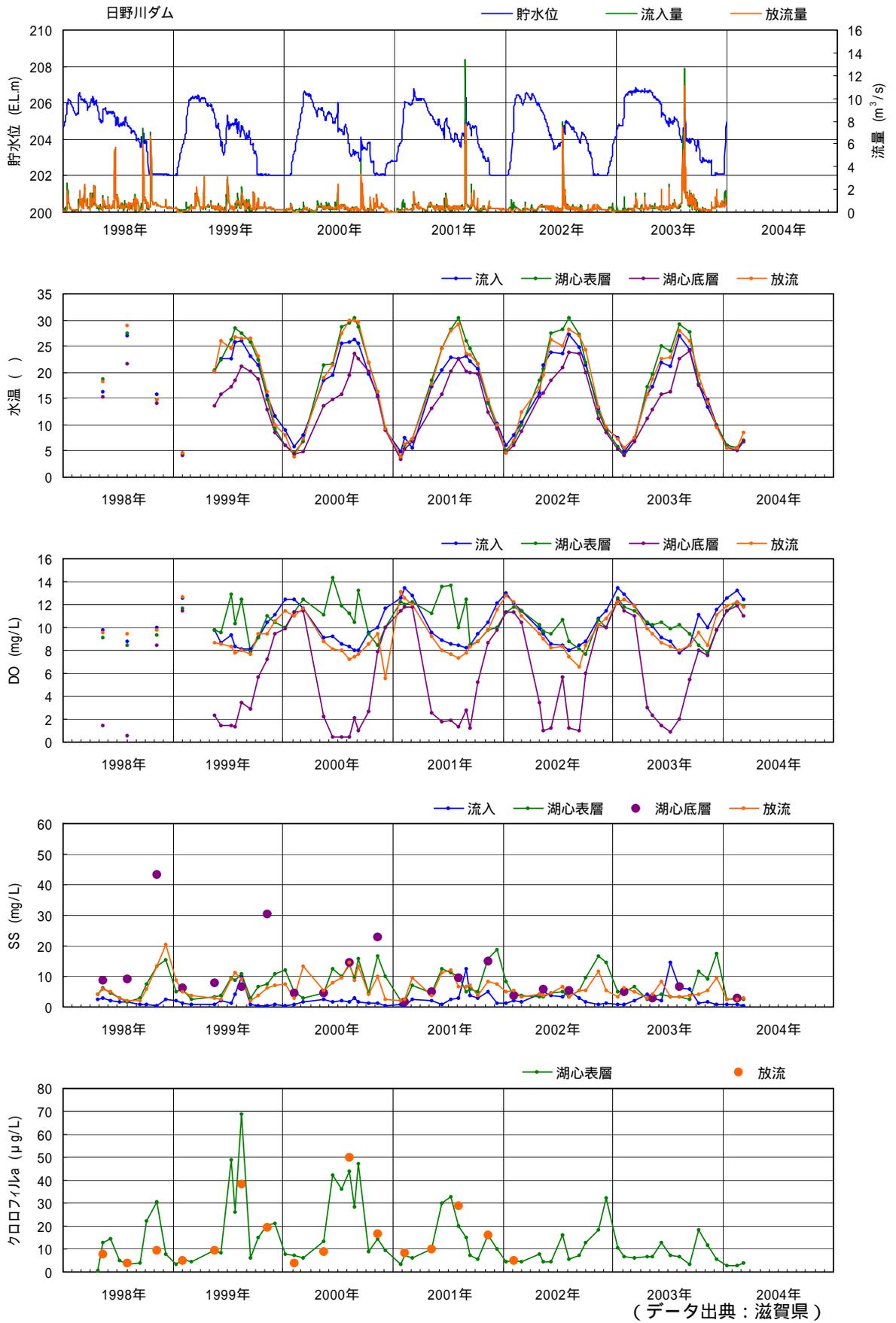
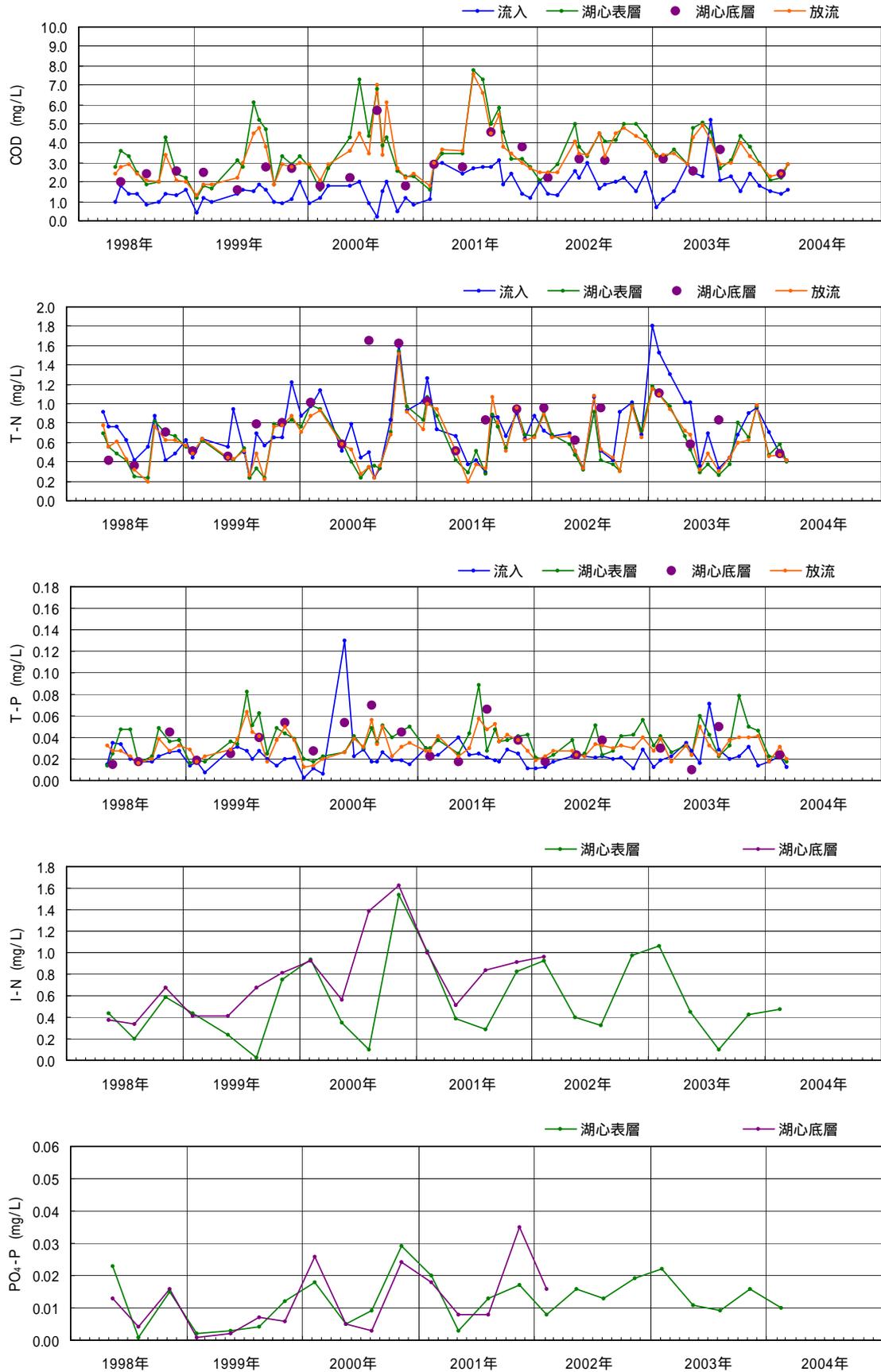


図 2.4.12 日野川ダム貯水池水質の経時変化 (その 1)

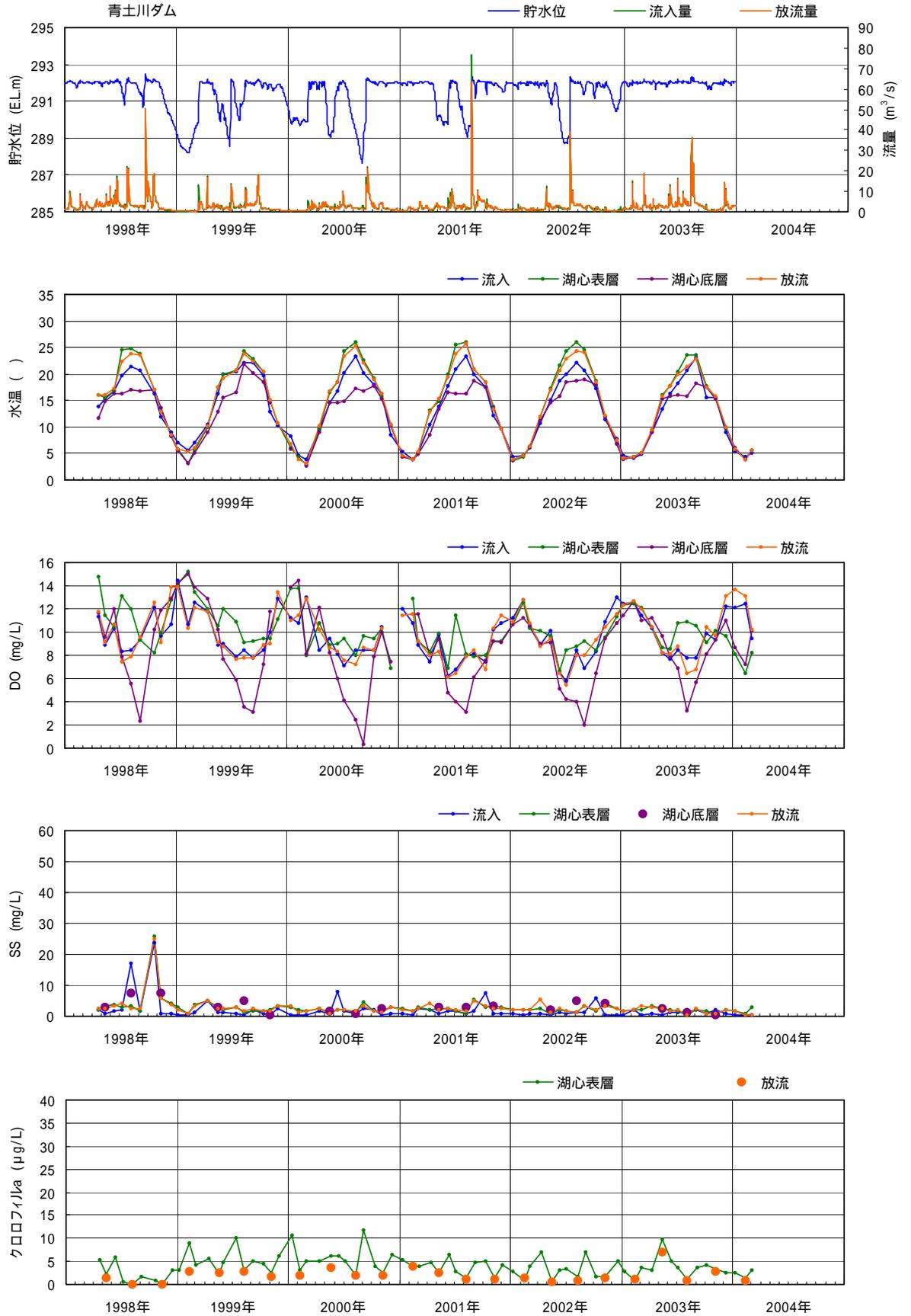
# 日野川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.12 日野川ダム貯水池水質の経時変化 (その 2)

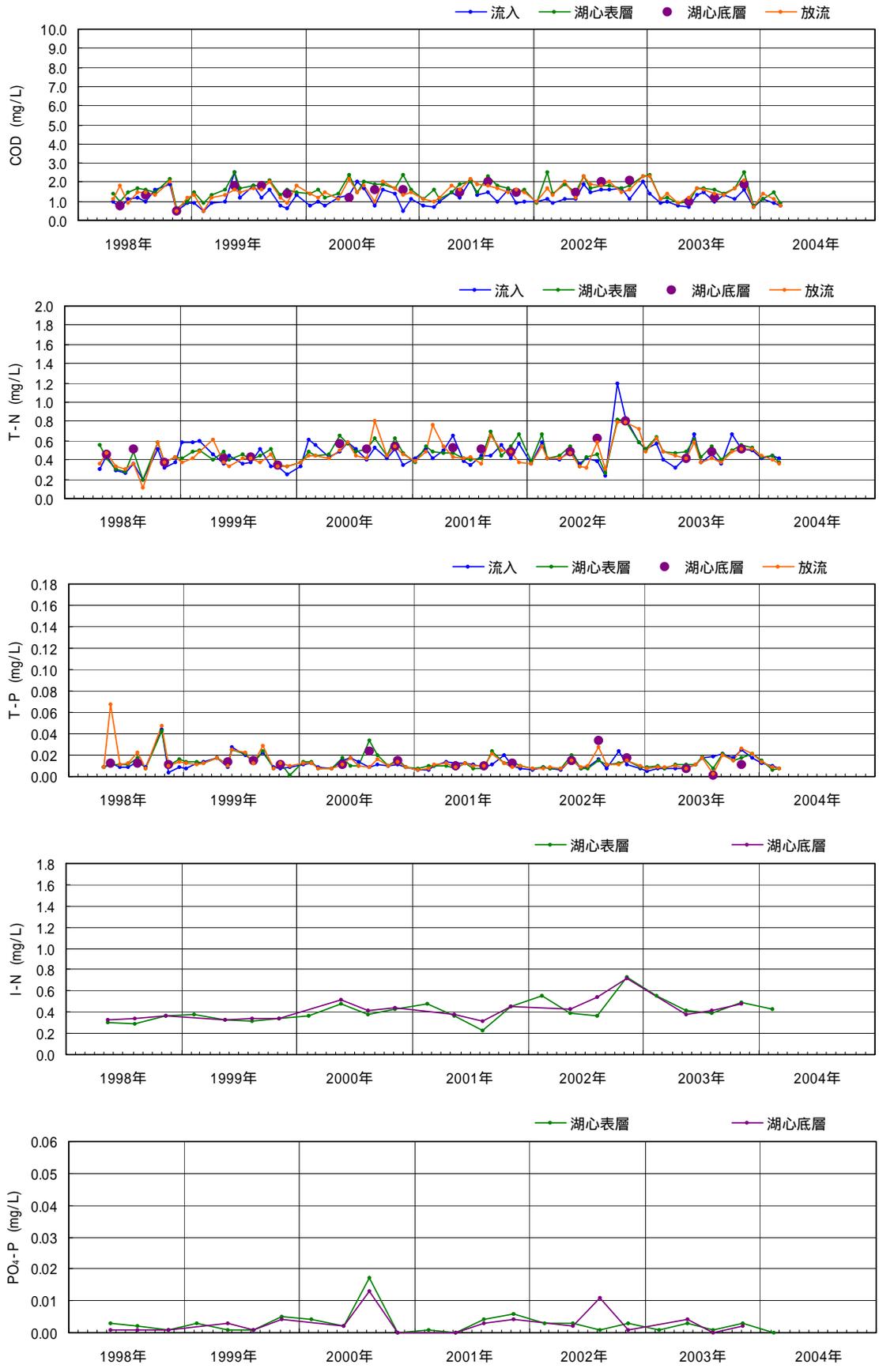
# 青土ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.13 青土ダム貯水池水質の経時変化 (その 1)

# 青土ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.13 青土ダム貯水池水質の経時変化 (その 2)

# 石田川ダム

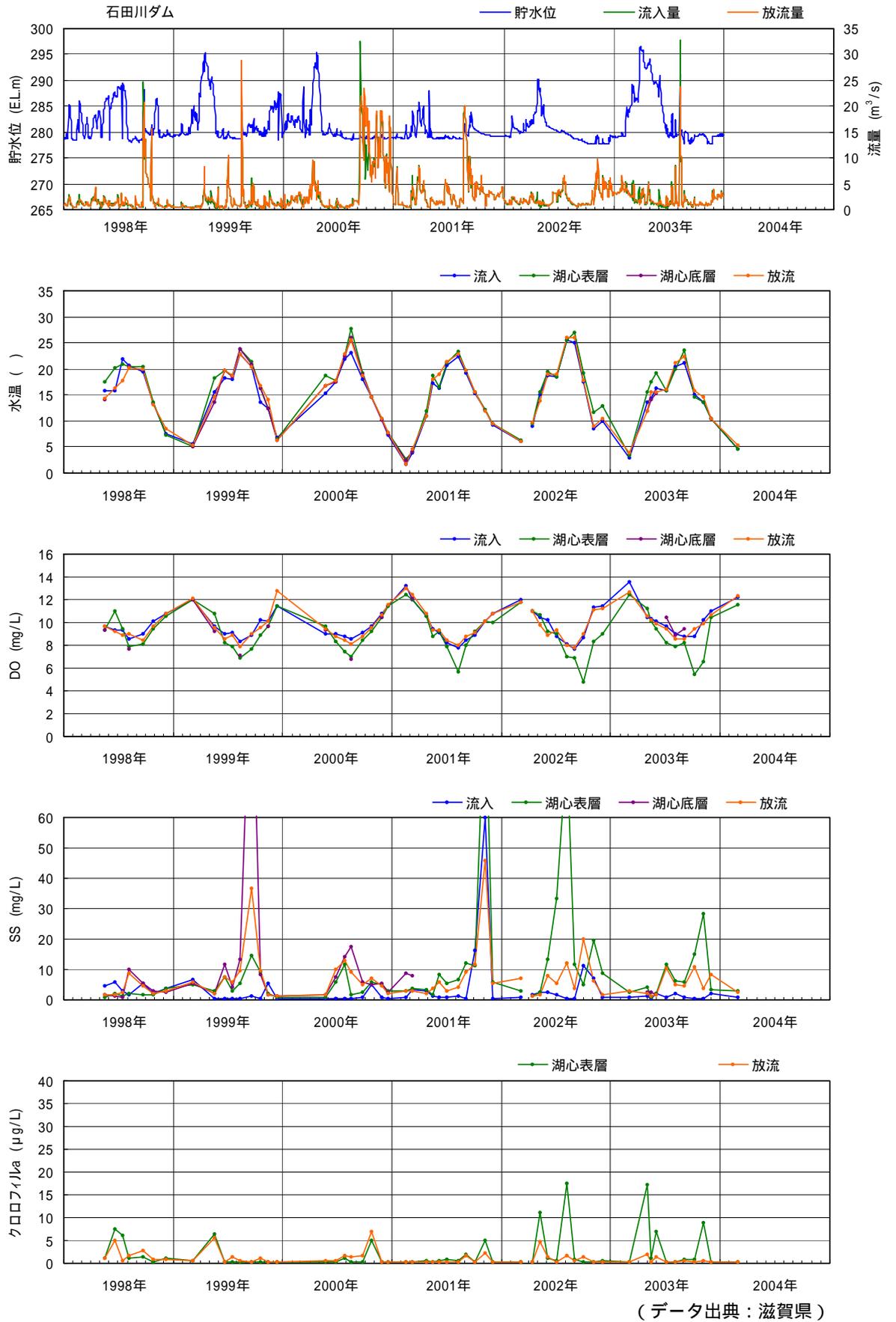
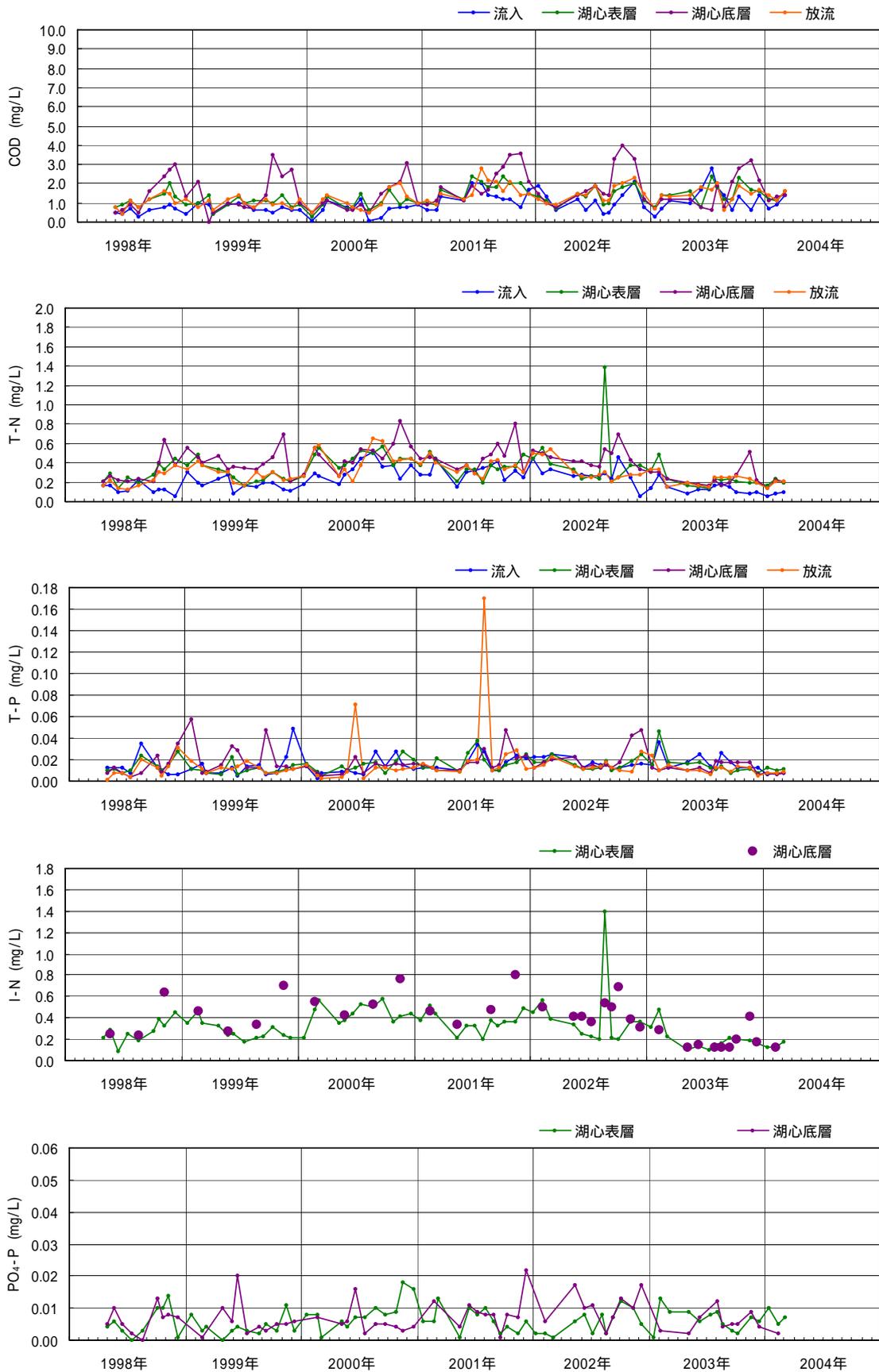


図 2.4.14 石田川ダム貯水池水質の経時変化 (その 1)

# 石田川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.14 石田川ダム貯水池水質の経時変化 (その 1)

(3) 既設ダム貯水池の水質と各要因の関係について

植物プランクトンの増殖等による貯水池水質の変化要因を検討するため、湖心表層における主要水質項目の関係を図 2.4.15 に示した。また、貯水池水質と貯水池回転率、流入水質の関係を図 2.4.16 ~ 2.4.20 に示した。

これらの資料を用いて、既設ダム貯水池における水質変化要因について、以下にとりまとめる。

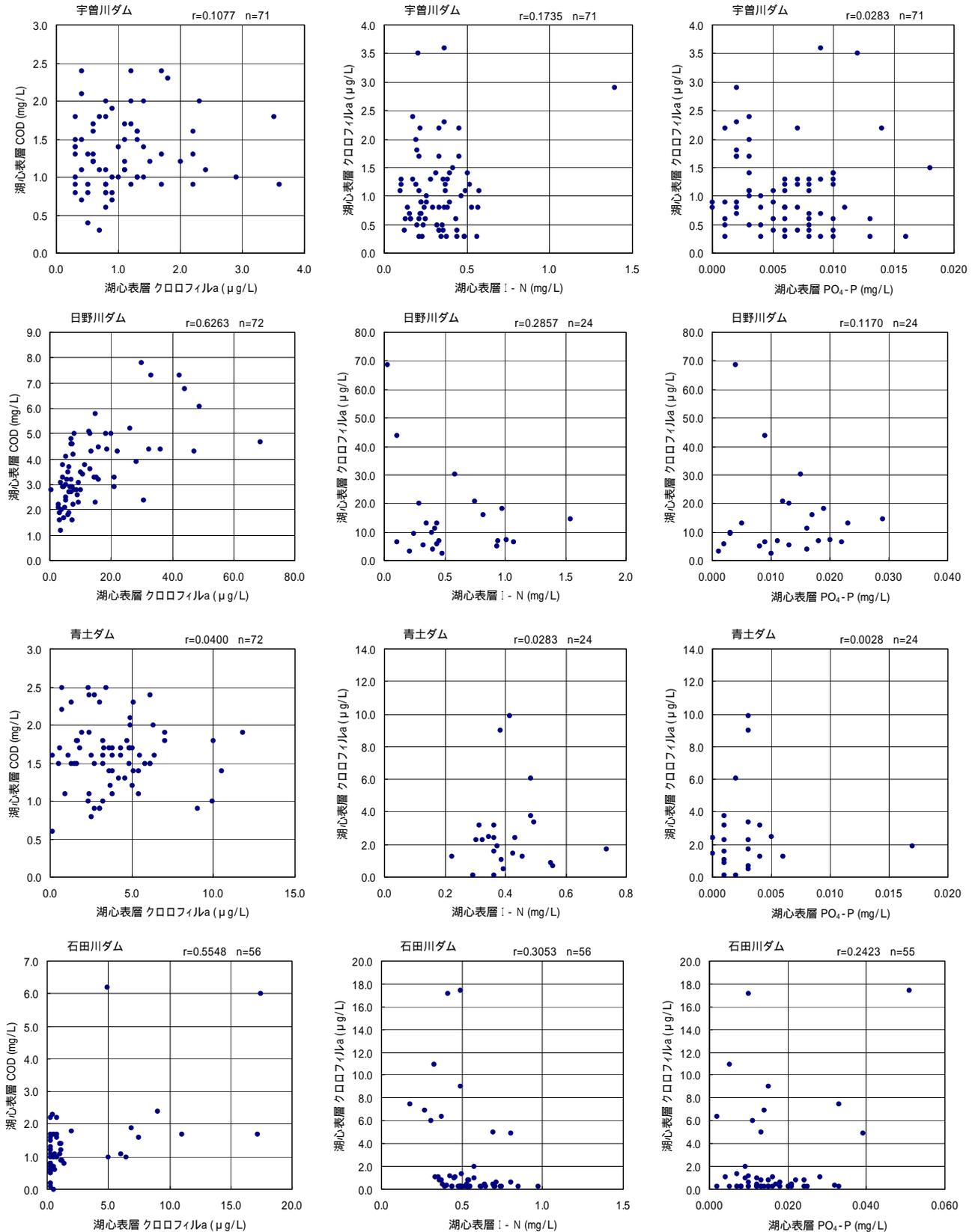


図 2.4.15 各ダム貯水池における水質項目間の関係 (湖心表層) (データ出典：滋賀県)

既設ダム貯水池水質と各要因の関係に関するまとめ

日野川ダム貯水池ではクロロフィルaとCODの間に比較的明瞭な関係が認められる。クロロフィルa濃度が高くなるとCOD濃度も高くなる関係となっており、これまで述べているように日野川ダムのCOD濃度は他のダムに比べ内部生産の影響を強く受けている。

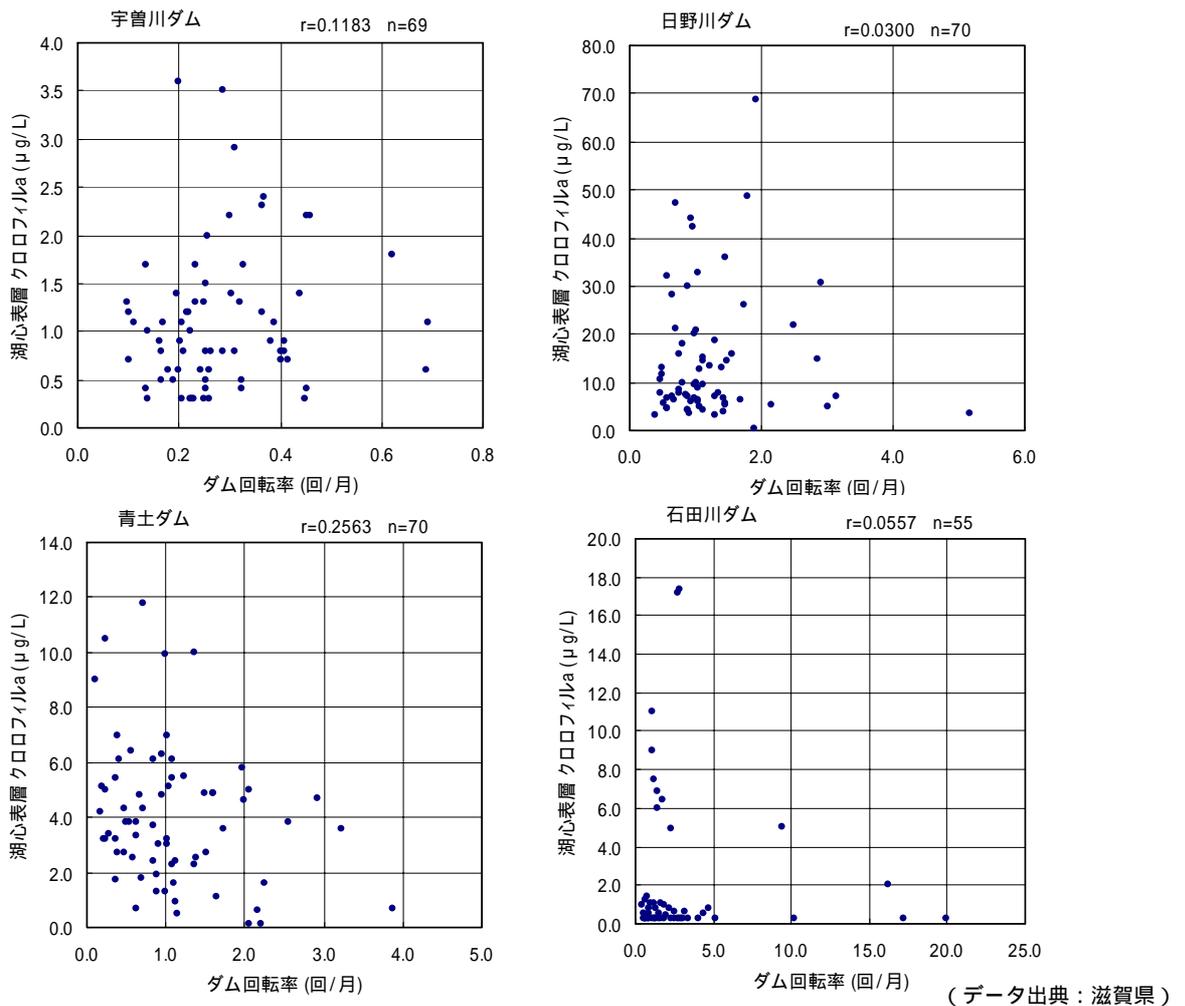
また、日野川ダムではクロロフィルa濃度が高くなると、無機態窒素やオルトリン酸態リンの濃度が低くなる傾向がうかがわれる。これは、植物プランクトンの増殖に伴って無機態の栄養塩を摂取するため濃度が低下すると推察されるが、その関係は明瞭でない。

その他のダムでは内部生産を示す関係や、クロロフィルaと無機態栄養塩との関係一定した傾向は認められない。(以上図2.4.15参照)

貯水池水質と回転率の野関係についてはいずれのダムにおいても回転率が大きくなる、すなわち貯水池水の滞留時間が短くなるとクロロフィルa濃度が低下する傾向が認められる。反対に、回転率が小さくなるといずれのダムも水質との関係はうかがえない。(図2.4.16参照)

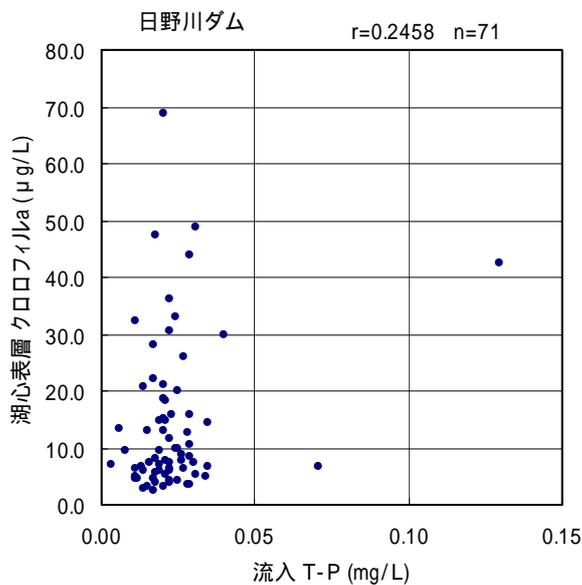
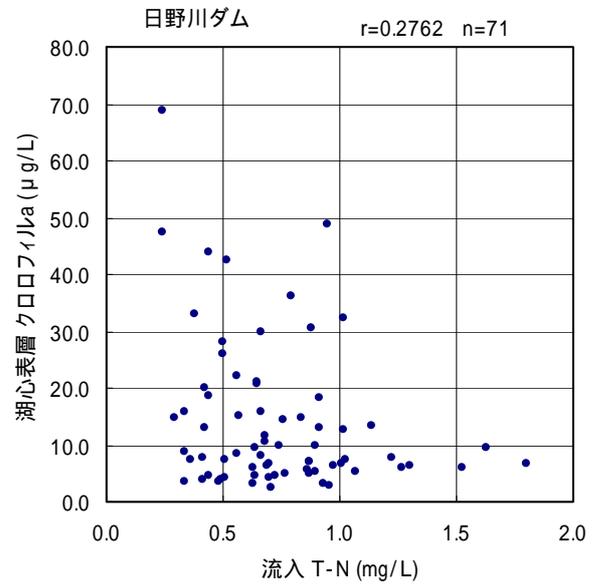
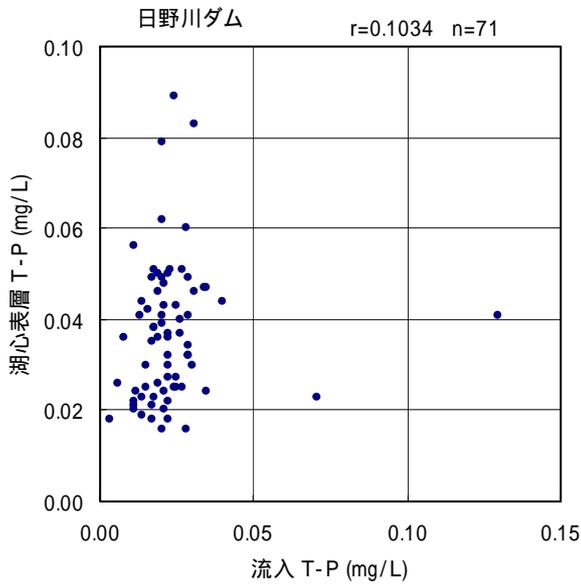
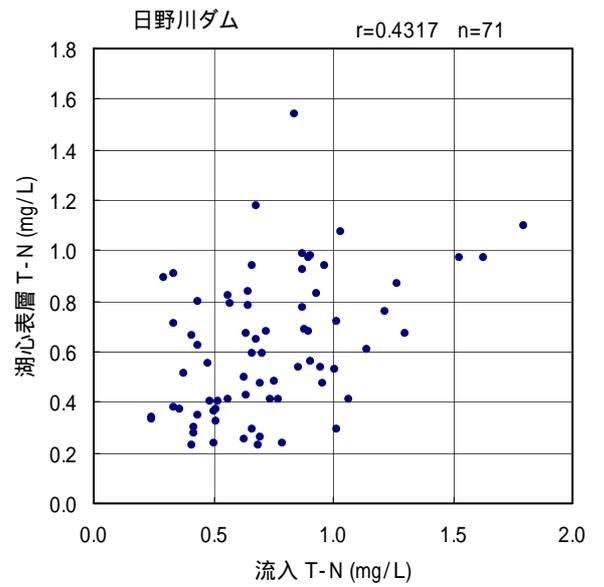
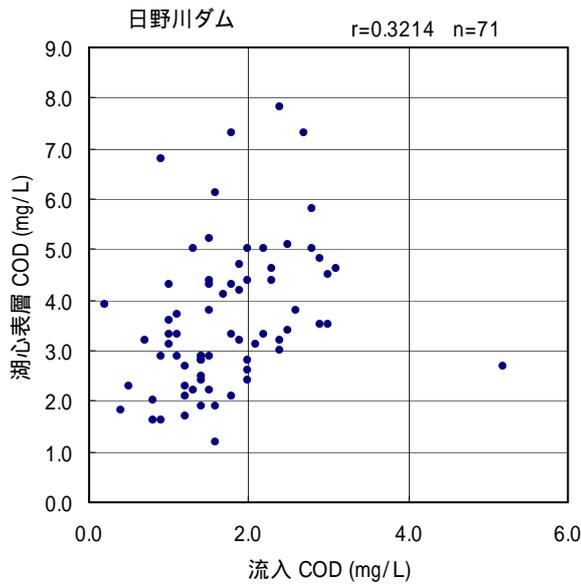
流入水質との貯水池水質の関係の一例として、日野川ダムおよび宇曾川ダムの結果を整理した。月1回の調査結果によると、日野川ダムでは流入窒素濃度が高いと貯水池表層の窒素濃度が高くなる傾向がある程度認められるが、それ以外では一定した傾向はうかがえない。(図2.4.17、2.4.18参照)

一方、流入水質と貯水池水質の関係を年平均値でみると、COD、窒素、リンについては、各ダムとも流入水質レベルが高い年ほど貯水池水質レベルも高くなる傾向が認められ、マクロ的には貯水池水質に流入水質が影響を与えていることがうかがえる。(図2.4.19、2.4.20参照)



(注：回転率は、各ダムの平均滞留時間を考慮し、各水質調査日について平均滞留時間に相当する期間における回転率を算出している。)

図2.4.16 各ダム貯水池における回転率とクロロフィルaの関係 (湖心表層)

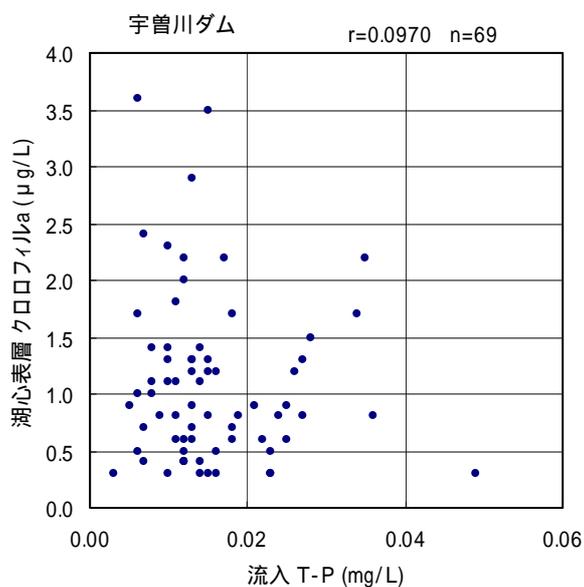
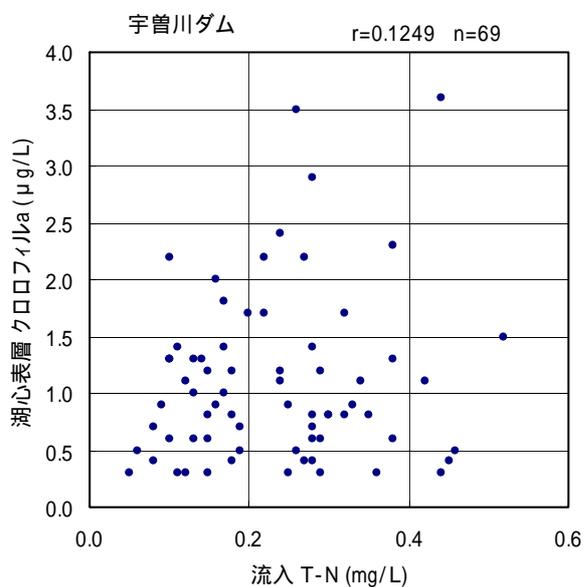
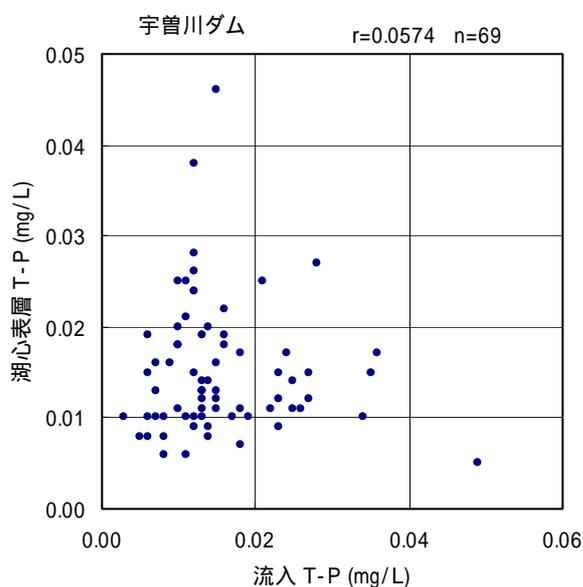
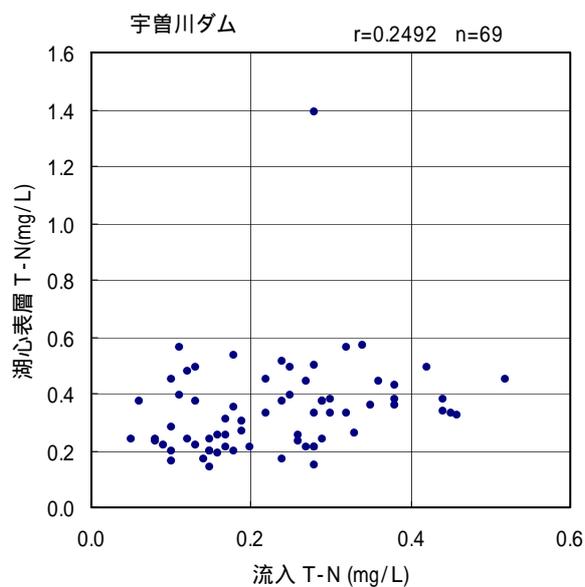
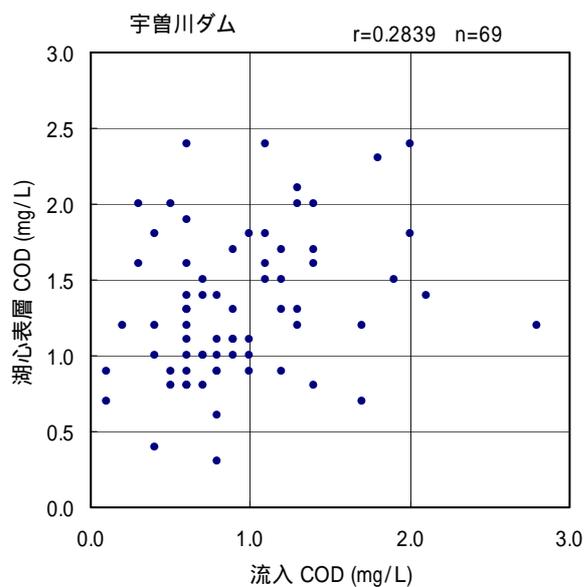


**日野川ダムの特徴**  
 貯水池規模は小さく、平均水深も浅い。  
 貯水池の滞留時間は約 1 ヶ月程度と短い  
 が、藻類が増殖するには十分な滞留状況で  
 ある。  
 流入栄養塩レベルは、富栄養化限界値を超  
 えており、対象ダムの中では最も濃度レ  
 ベルが高い

(注：流入水質は、平均滞留時間を考慮し、前月  
 の値を用いている。)

(データ出典：滋賀県)

図 2.4.17 日野川ダム貯水池における流入水質と湖内水質（湖心表層）の関係

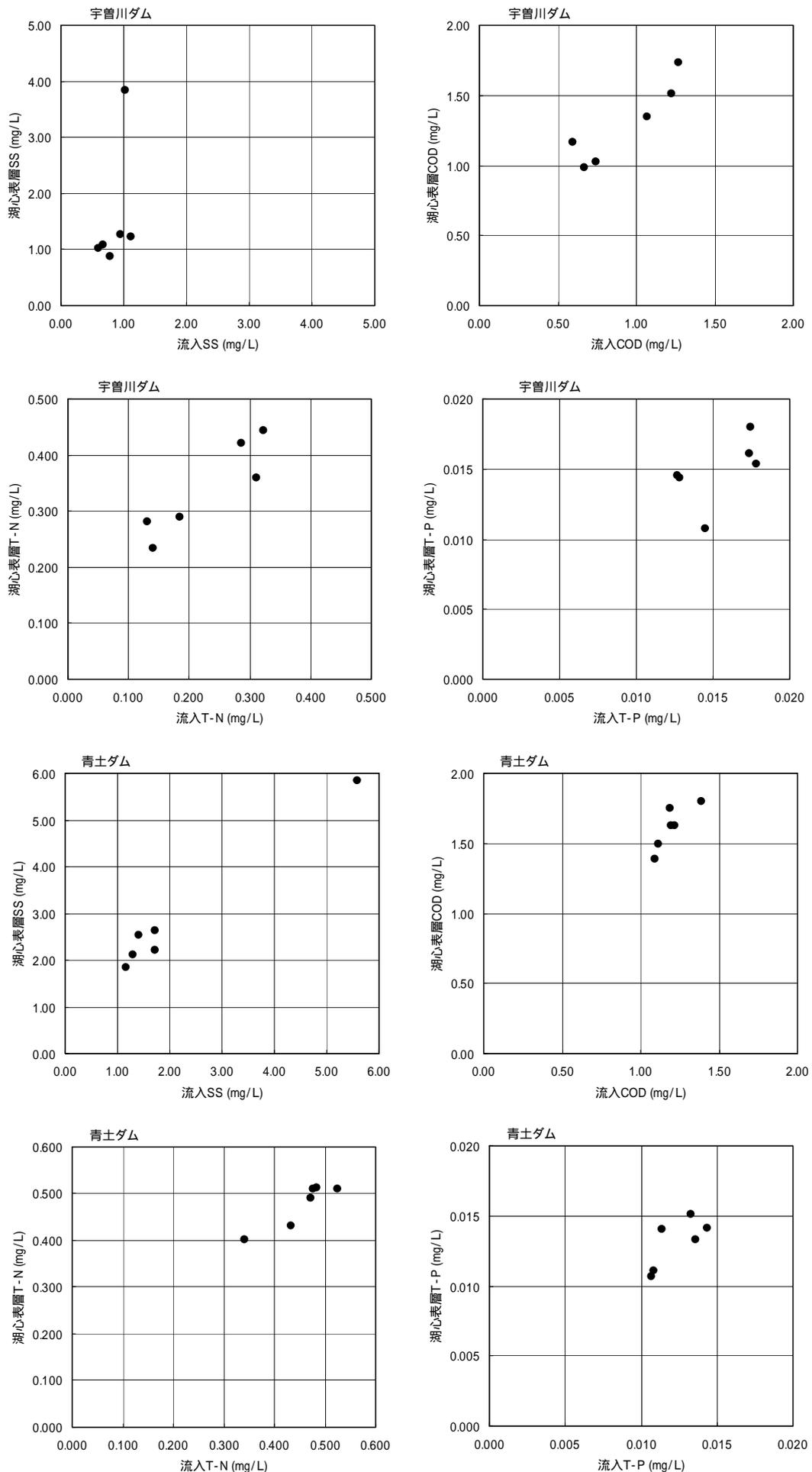


**宇曾川ダムの特徴**  
 貯水池規模は日野川ダムの 2 倍強はあるが 4 ダムの中では小さい、平均水深は最も深い。  
 貯水池の滞留時間は平均 3 ヶ月強と最も長い。  
 流入栄養塩レベルは、窒素、リンともに低く、特に窒素の濃度レベルが低い。

(注：流入水質は、平均滞留時間を考慮し、前月の値を用いている。)

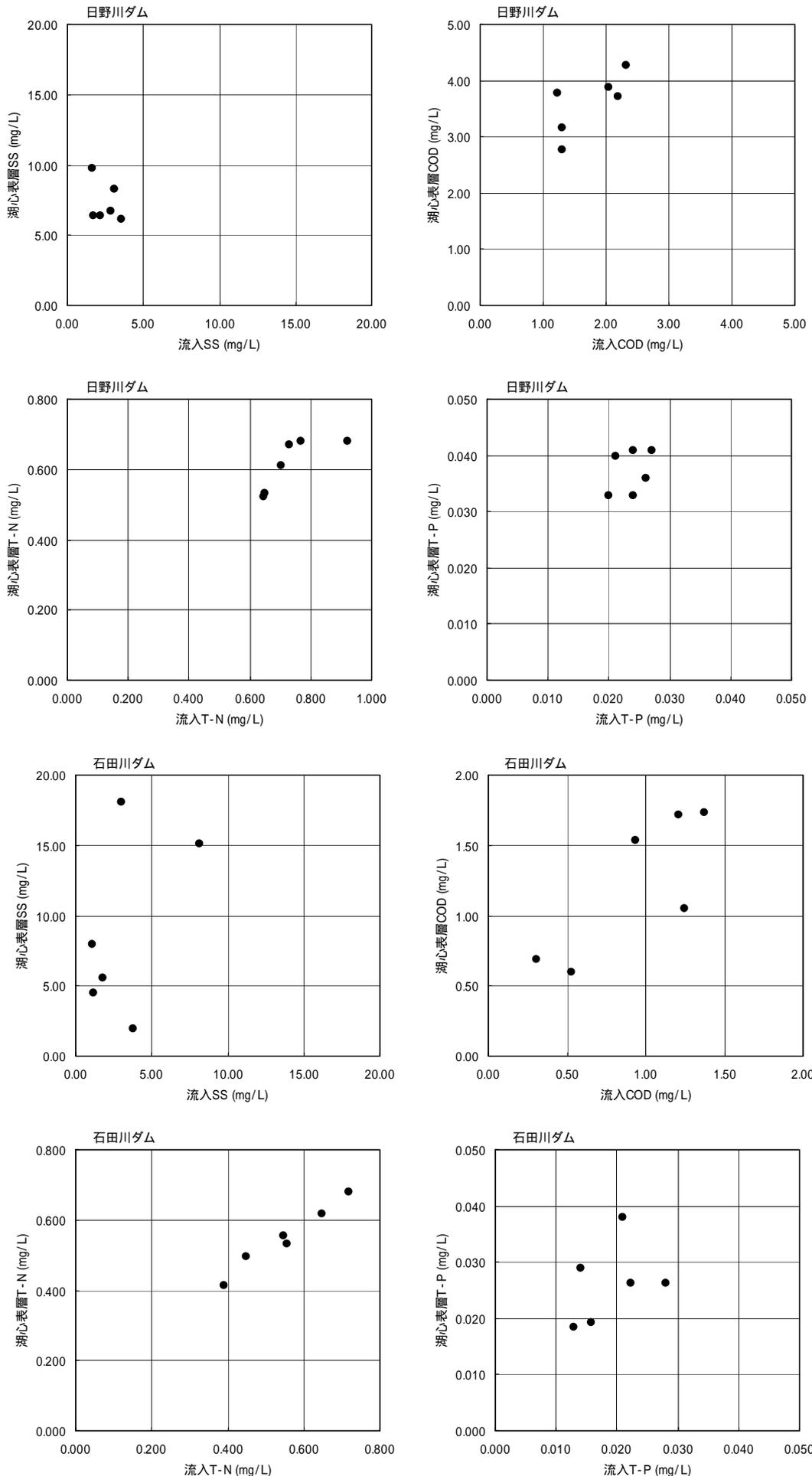
(データ出典：滋賀県)

図 2.4.18 宇曾川ダム貯水池における流入水質と湖内水質（湖心表層）の関係



(データ出典：滋賀県、1998～2003年の調査結果による)

図 2.4.19 年平均値による各ダム貯水池の流入水質と湖内水質（湖心表層）の関係（その1）



(データ出典：滋賀県、1998～2003年の調査結果による)

図 2.4.20 年平均値による各ダム貯水池の流入水質と湖内水質（湖心表層）の関係（その 2）

#### (4) 既設ダムにおける植物プランクトン特性

既設ダムでは、湖心表層において植物プランクトン調査が実施されており、これらの調査結果を図2.4.21～2.4.24に整理した。

##### 既設ダム貯水池水における植物プランクトン特性に関するまとめ

富栄養化が進行している日野川ダムの藻類調査頻度は少ないが、この結果によると毎年夏期に珪藻類（Achnanthes 属）が増殖し、50,000 細胞数/mg/L を超える状況となっている。ただし、藍藻類が大増殖するような状況は認められない。

他のダム貯水池では、植物プランクトン現存量は少なく季節的にも変動が少なくなっている。

藻類の種構成については、宇曽川ダムでは、珪藻類が優占的になる場合が多いが、ウログレナ sp などの黄色鞭毛藻も優占的になる場合がある。

青土ダム、石田川ダムでも珪藻類が優占的であり、青土ダムでは現存量は少ないものの緑藻類が増える場合がある。また、石田川ダムでは褐色鞭毛藻や黄色鞭毛藻が優占的になる場合がある。

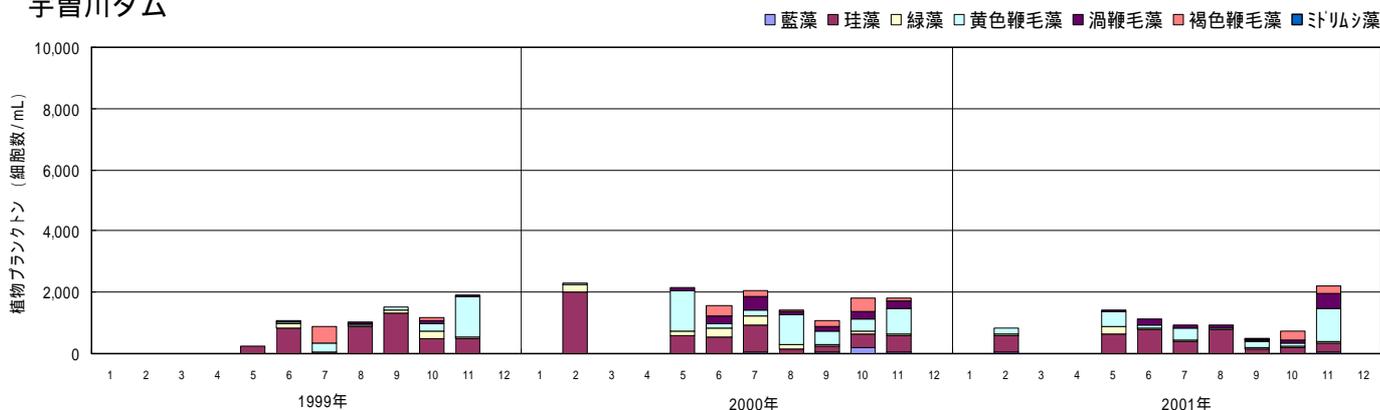
アオコ・淡水赤潮の発生に関わる藻類の存在状況を見ると、日野川ダムでは、わずかではあるが淡水赤潮の原因となるペリディニウム属の現存が確認されている。

宇曽川ダムでは、ペリディニウム属やウログレナ SP などの現存が確認されている。現存量は、数百細胞数/mL 程度である。

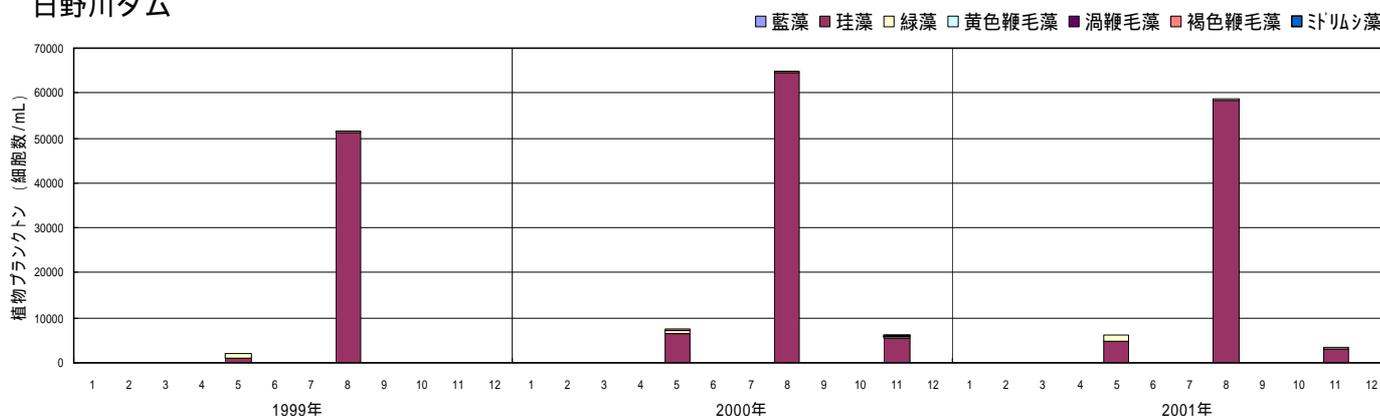
青土ダムでも淡水赤潮の原因藻類となるペリディニウム属が現存しており、量的には少ない。

石田川ダムでは、アオコの原因となるオシラトリア属の現存が確認されているがその量はわずかである。

#### 宇曽川ダム



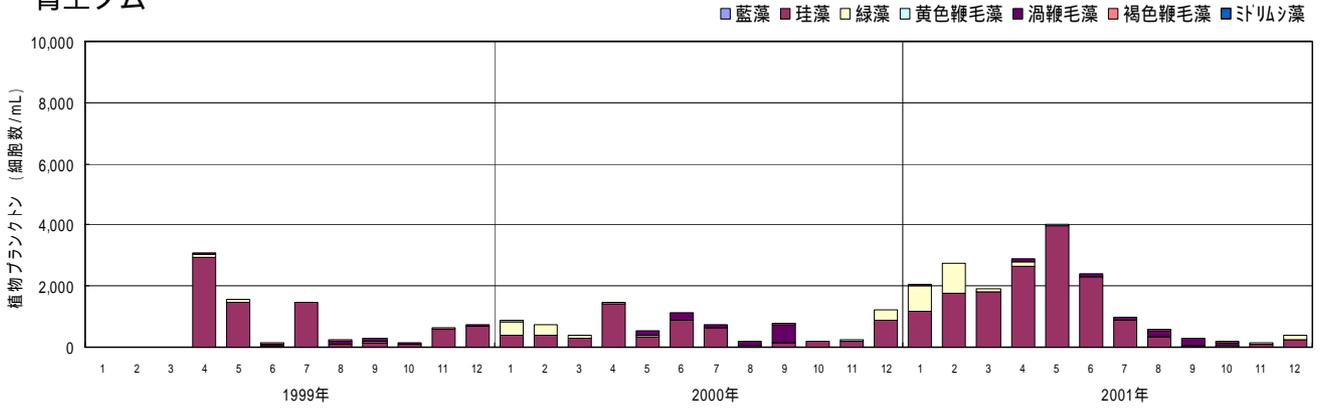
#### 日野川ダム



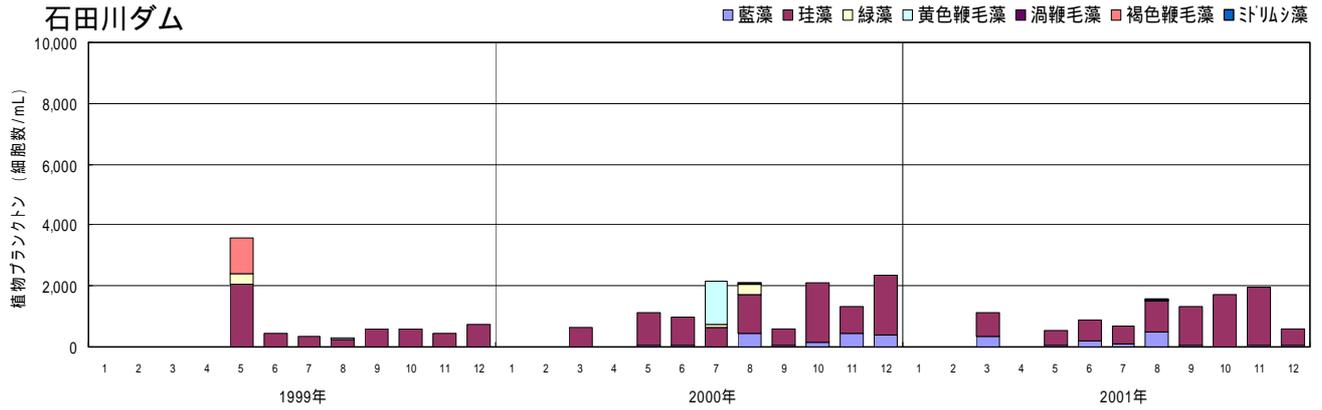
(データ出典：滋賀県)

図2.4.21 各ダム貯水池における植物プランクトン現存量の調査結果（その1）

### 青土ダム



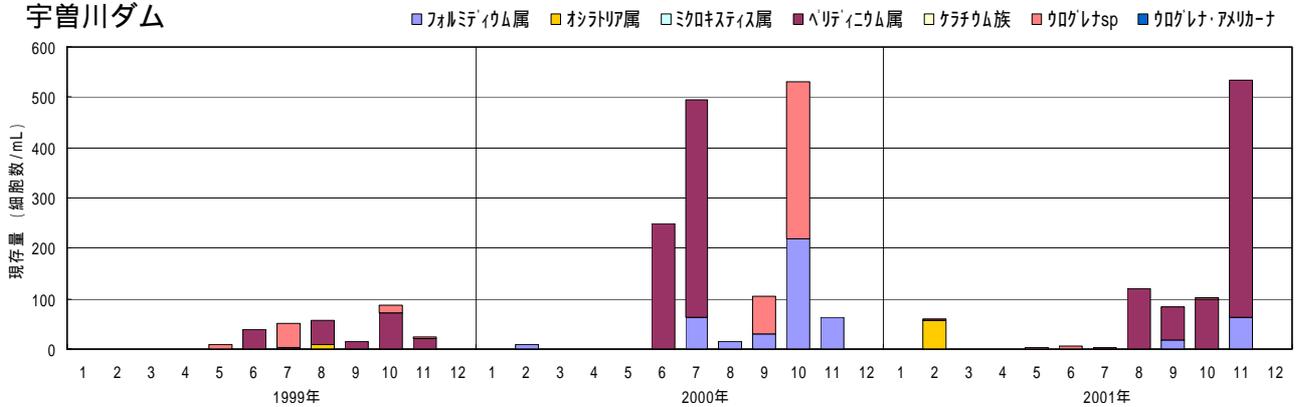
### 石田川ダム



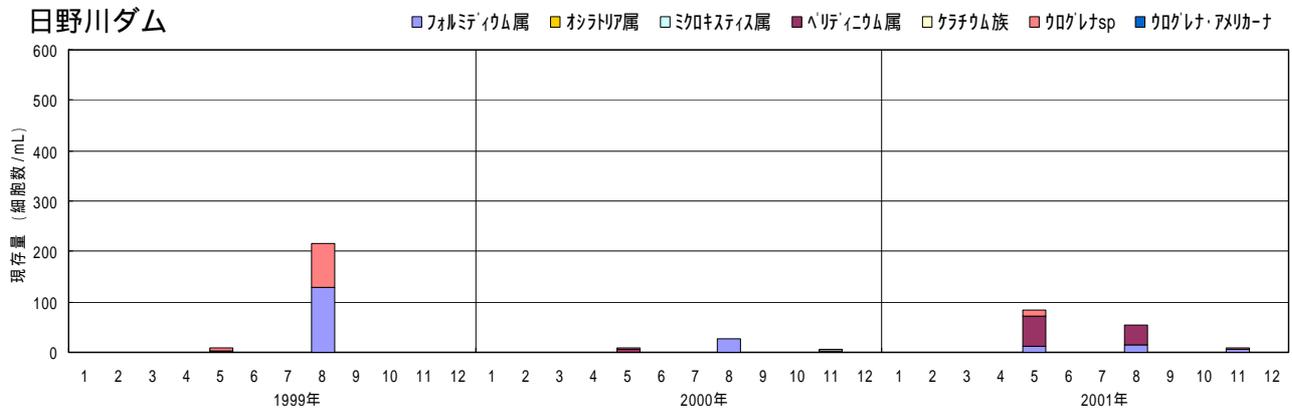
(データ出典：滋賀県)

図 2.4.22 各ダム貯水池における植物プランクトン現存量の調査結果 (その2)

### 宇曽川ダム



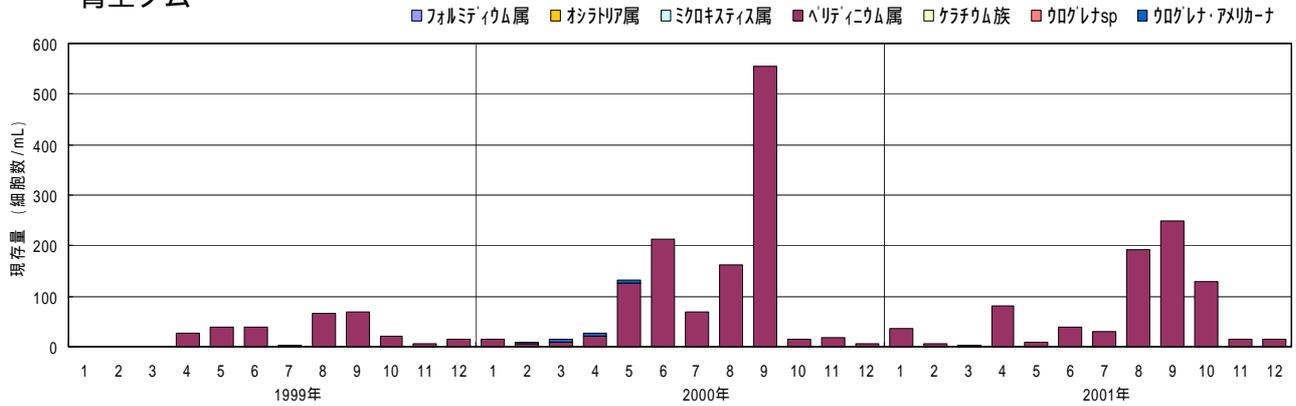
### 日野川ダム



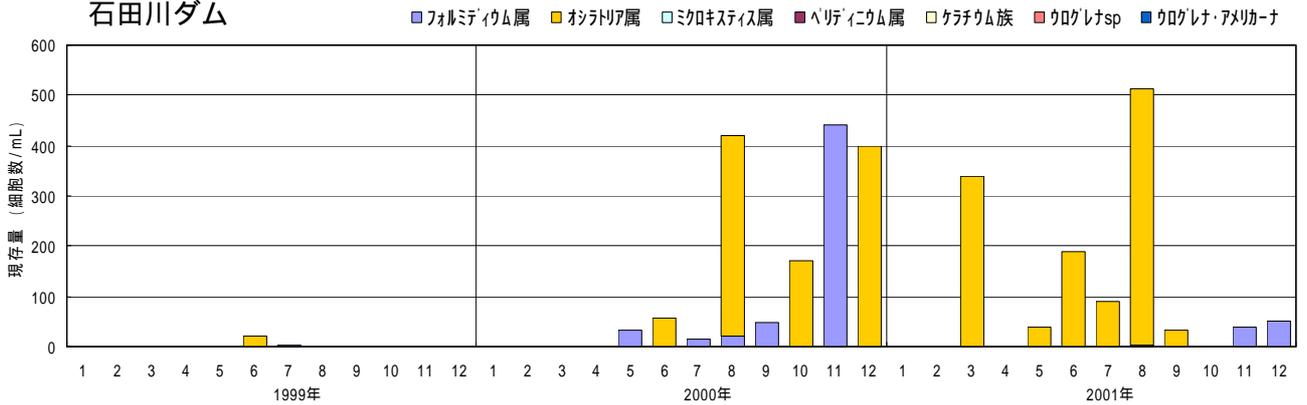
(データ出典：滋賀県)

図 2.4.23 アオコ・淡水赤潮の発生に関わる藻類の現存量の推移 (その1)

## 青土ダム



## 石田川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.24 アオコ・淡水赤潮の発生に関わる藻類の現存量の推移 (その 2)

### (5) ダム放流に伴う下流河川および琵琶湖への影響

各ダムとダムが位置する河川の流末における水質調査結果をもとに、宇曾川ダム、日野川ダムおよび石田川ダムを例に取り、ダム流入点から下流水質調査地点までの水質縦断変化を図 2.4.26～2.4.28 に示した。

#### ダム流入点から下流水質調査地点までの水質縦断変化のまとめ

富栄養化が進行し藻類増殖が活発な日野川ダムについて、COD 濃度の縦断変化についてみると放流後、日野川中流部で濃度がやや低下している。下流では汚濁水流入の影響のためか濃度が上昇している。

栄養塩については、窒素、リンともにダム放流水の濃度が最も低く下流ほど濃度が上昇している。下流河川流量に占めるダム放流水の割合は 13%程度であり、COD 負荷量も同程度となっている。一方、窒素、リンについては、下流負荷量に占めるダム放流負荷の割合は 8%を下回っている。

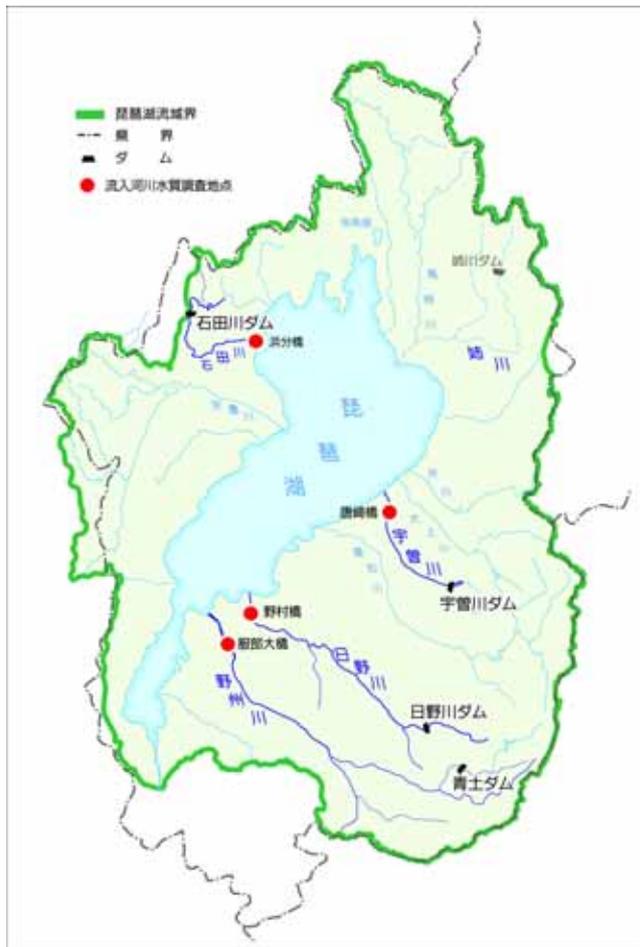
宇曾川ダムにおいても、わずかではあるが内部生産の影響を受け流入 COD 濃度に比べ放流 COD 濃度が高くなっている。しかしながら下流流達負荷量に対する放流負荷の占める割合は 3%程度と小さくなっている。窒素、リンについては、宇曾川では、マクロ的に捉えると流入、放流の窒素、リン濃度に大きな差は認められないが、下流では支川等からの汚濁水の流入のためか日野川ダム同様に濃度が高くなっている。

石田川ダムでは、ダム流入地点から下流水質調査地点までの水質変化は、COD、窒素、リンともに小さく、わずかに増加する程度である。

全体としては、日野川ダムの COD を除き、ダム放流地点よりも下流の方が COD、窒素、リン濃度は高く、その程度はダム下流地点流域からの汚濁物の流入の程度によって異なるものとなっている。なお、日野川ダムの COD についてはマクロ的な縦断変化からは、ダムからの放流によって下流の濃度レベルを押し上げているようにみられることから、ダム放流水質と下流水質の経時変化より、変動に関連性があるかを確認する必要がある。

また、ダム放流による下流河川への影響を検討するため、各ダム放流水質と下流河川水質との関係を整理した結果を、**図 2.4.29 ~ 2.4.32** に示した。さらに、琵琶湖における淡水赤潮、アオコの発生状況を P2-150 以降に整理した。

これらの資料をもとに、既設ダム放流が及ぼす下流河川および琵琶湖への影響について、以下にとりまとめる。



**図 2.4.25** 検討対象ダムと下流水質調査地点の関係

既設ダム貯水池が及ぼす下流河川および琵琶湖への影響のまとめ

対象とした 4 ダムのうち日野川ダムで富栄養化が進行し夏期に藻類が比較的活発に増殖しているがその種は珪藻類であり、アオコ等の水質障害を発生させるような藍藻類の現存はごくわずかである。Vollenweider モデル等により富栄養ではないと判定された宇曾川ダムおよび青土ダムでは淡水赤潮の原因となるペリディニウム属の現存が確認されたが、今回の調査によれば淡水赤潮を形成するような現存量にはいたっていない。

また、宇曾川ダムではウログレナ sp.の現存が確認されているが、量的には少ない。なお、ウログレナ sp.は琵琶湖の淡水赤潮の原因藻類であるウログレナ・アメリカーナと同属であるが、同種ではない。

石田川ダムでは、アオコの原因となるオシラトリア属の現存が確認されているが、 $10^2$ 細胞数/mL程度でありアオコを形成できるような現存量ではない。

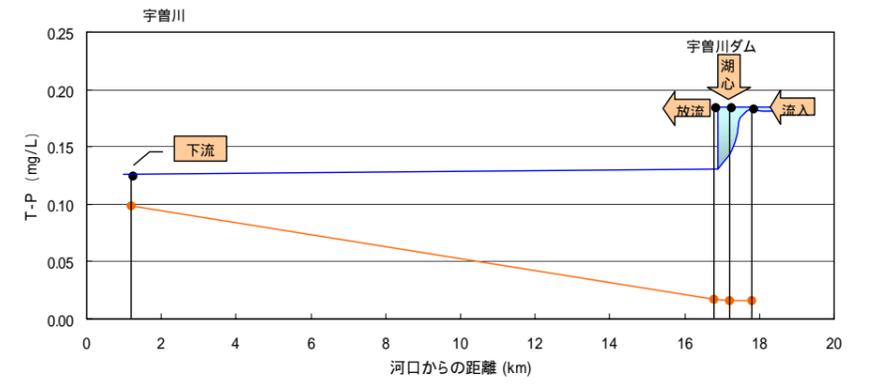
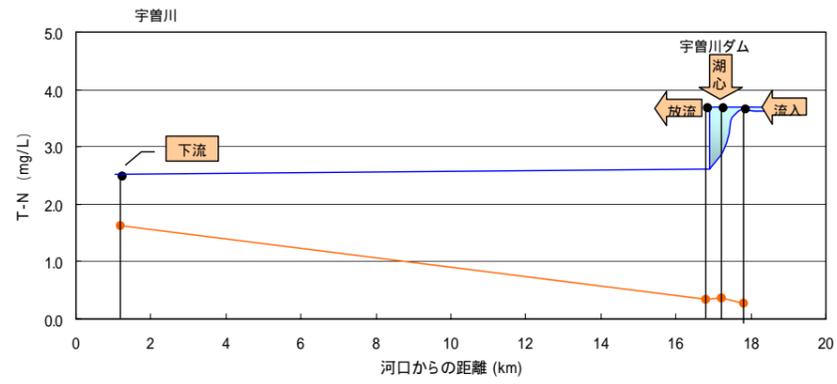
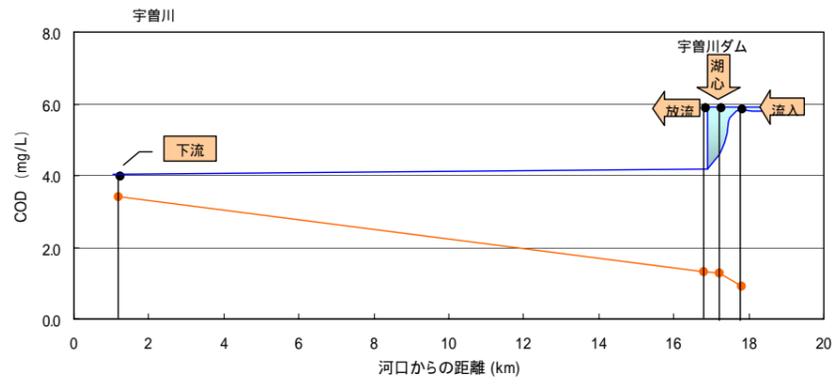
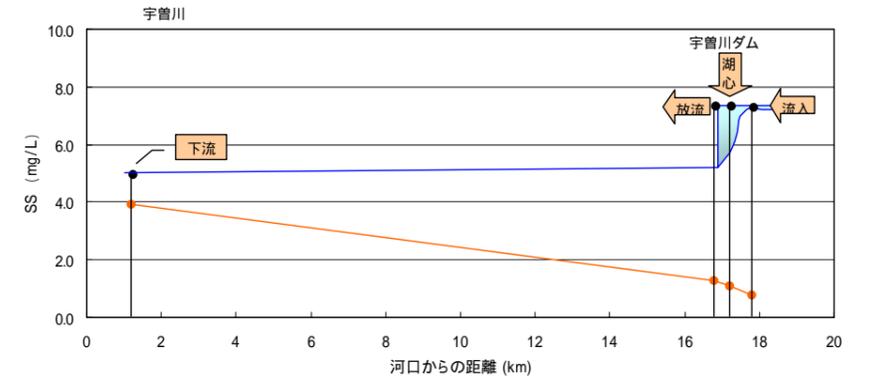
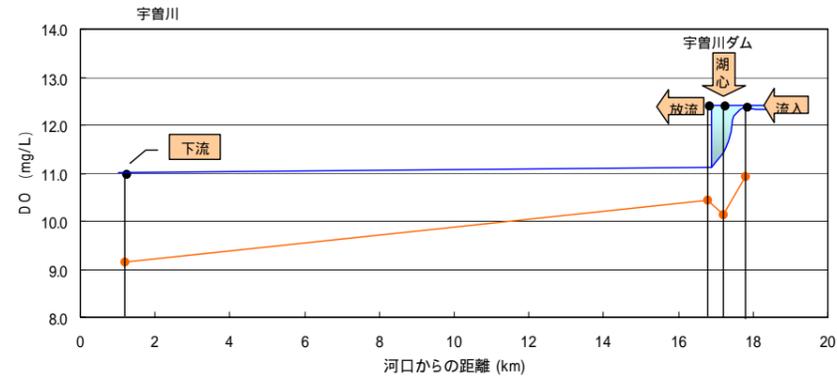
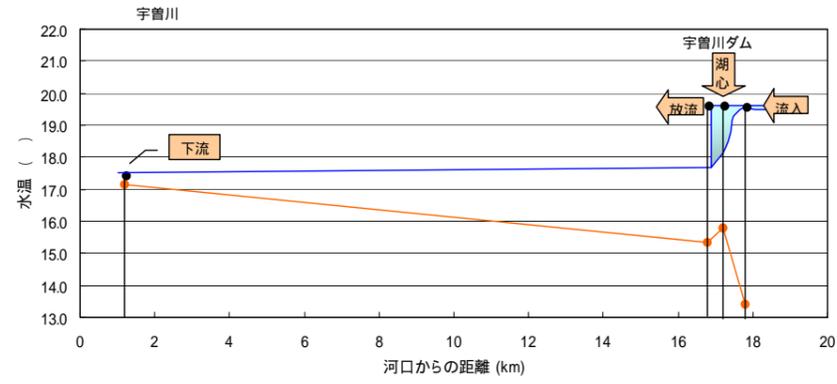
各ダムの放流水質と下流河川水質との関係をみると、有機物、栄養塩ともに各ダムとも両者に関連性は認められず、ダムからの放流によって水質が悪化するような状況は発生していないものと推察される。

上記のように、既存ダムでは淡水赤潮やアオコの原因となる藻類の存在が確認され、これらの藻類はダム放流によって下流河川に流出しているものと考えられるが、後述する他ダムの例にあるように、琵琶湖に到達する過程でダム由来の藻類は相当程度減少するものと考えられる。

P4-33 以降に琵琶湖におけるアオコ・淡水赤潮の発生状況を整理したが、各ダムの下流河川が流入する琵琶湖沿岸域ではこれまでアオコ、淡水赤潮の発生はない。また、北湖ではダムで確認された種による淡水赤潮・アオコの発生はない。(オシラトリア属によるアオコは南湖で発生している。)

以上のことから、既存ダムとりわけ富栄養化したダムからの貯水池水の放流によって、琵琶湖の水質が悪化する、淡水赤潮・アオコが発生するといった現象の発生は生じていないものと推察される。

濃度で整理した場合 (1999~2003 年平均値)



流量および負荷量で整理した場合 (1999~2003 年平均値)

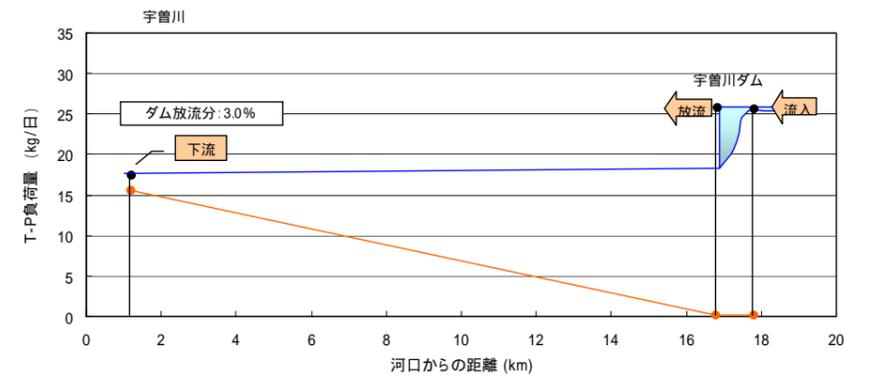
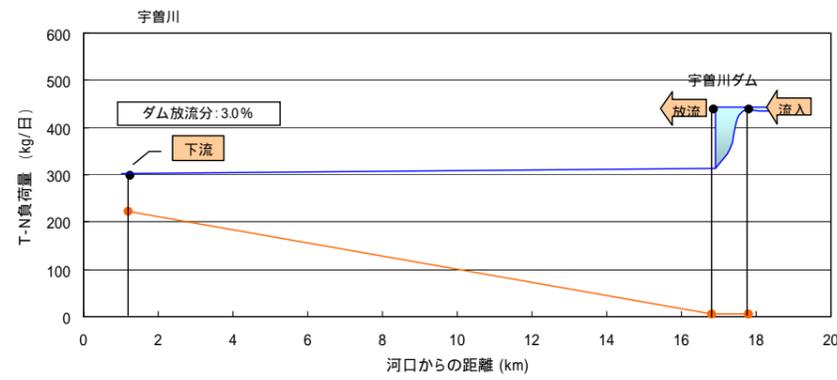
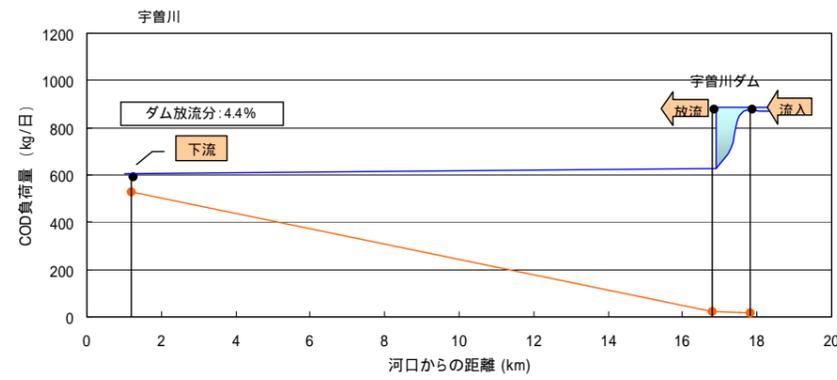
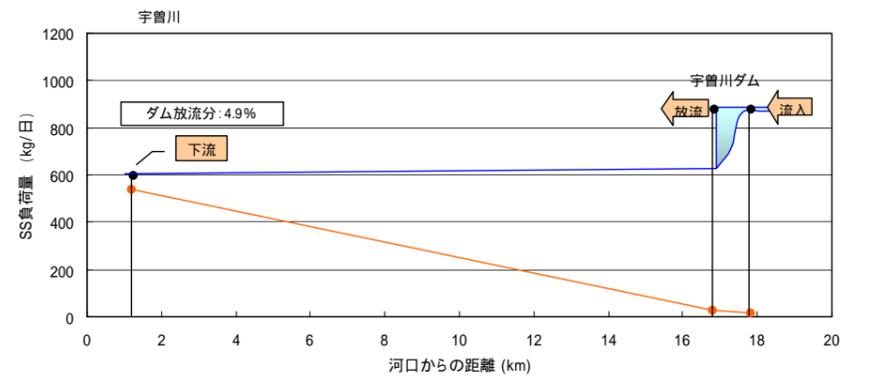
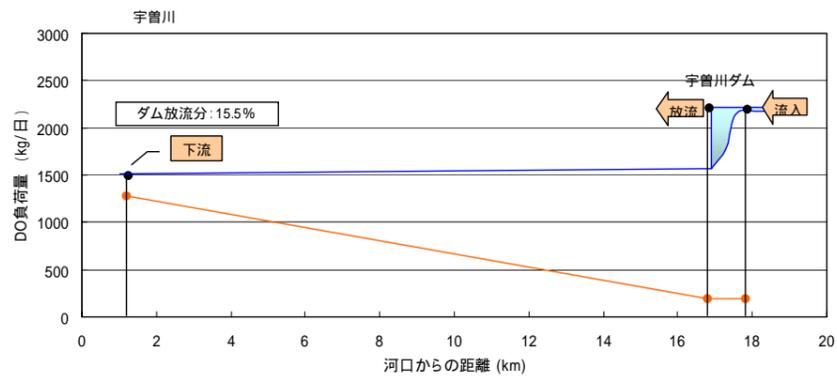
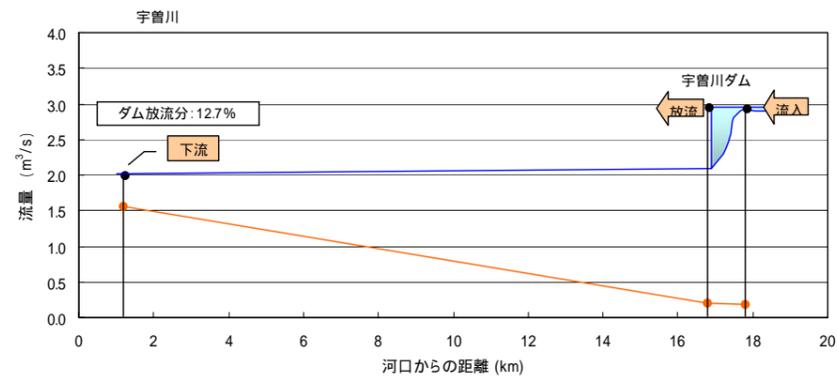
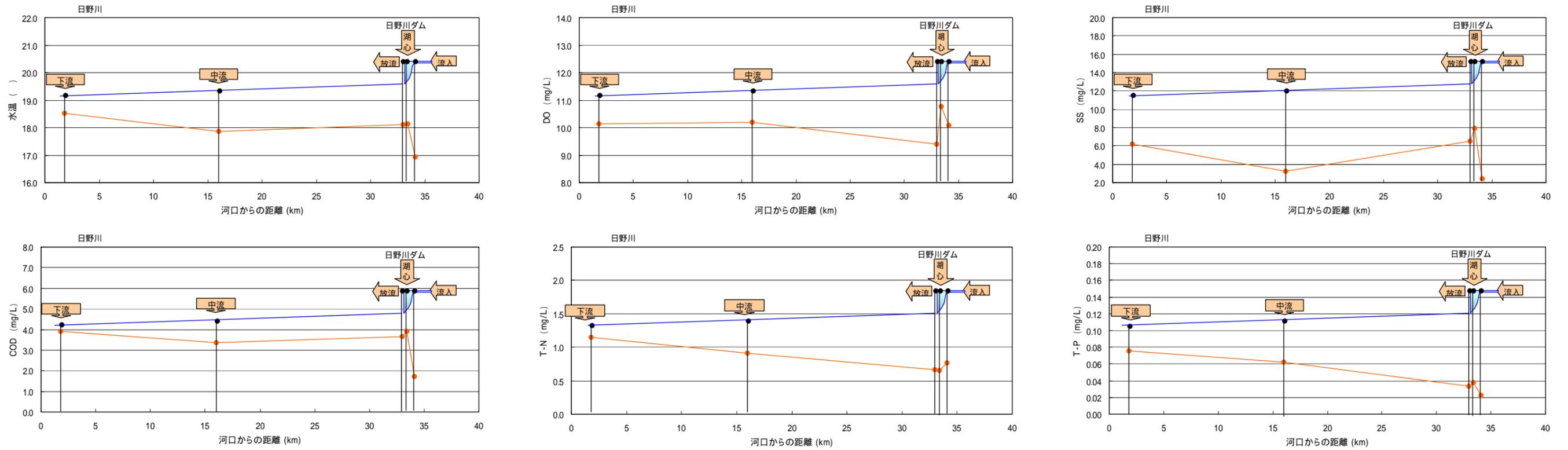


図 2.4.26 宇曾川ダムおよび下流におけるマクロ的水質縦断変化

(データ出典: 滋賀県)

濃度で整理した場合 (1999~2003 年平均値)



流量および負荷量で整理した場合 (1999~2003 年平均値)

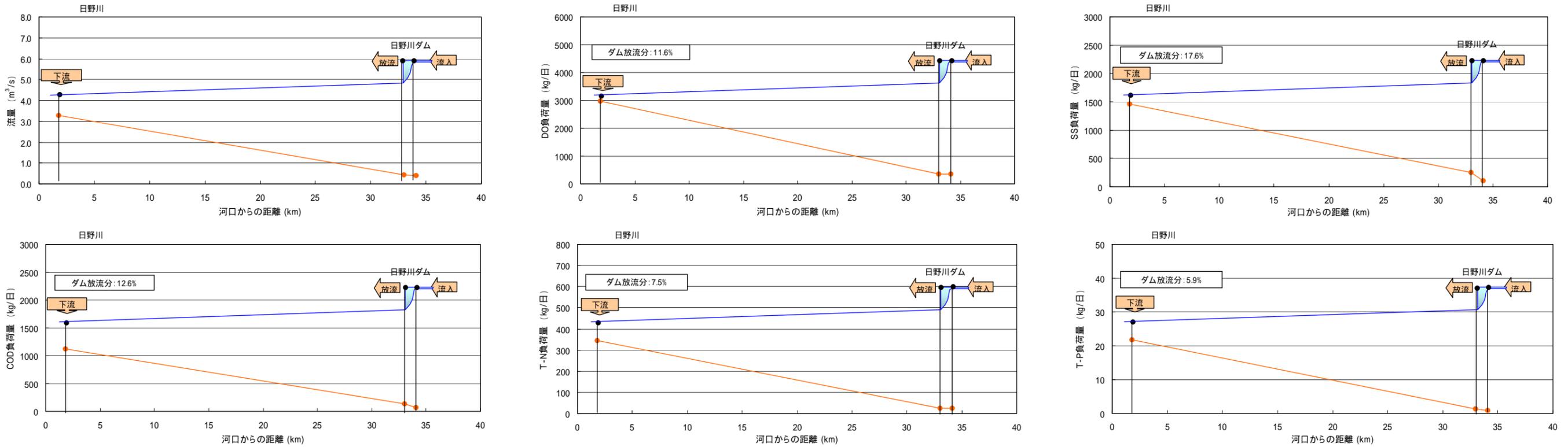
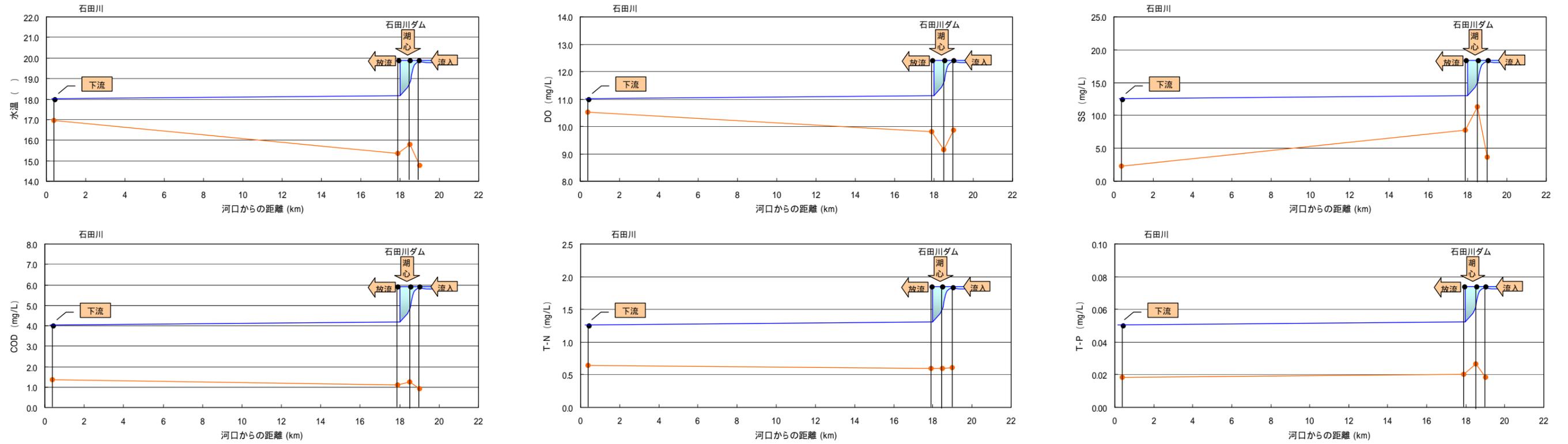


図 2.4.27 日野川ダムおよび下流におけるマクロ的水質縦断変化

(データ出典: 滋賀県)

濃度で整理した場合 (1999~2003 年平均値)



流量および負荷量で整理した場合 (1999~2003 年平均値)

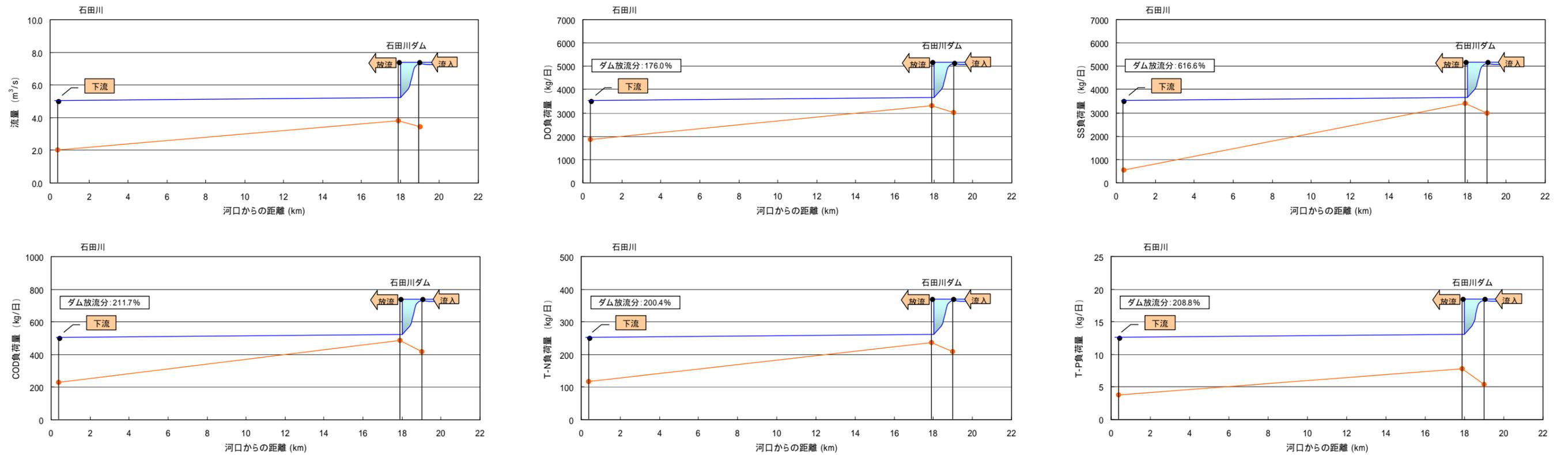
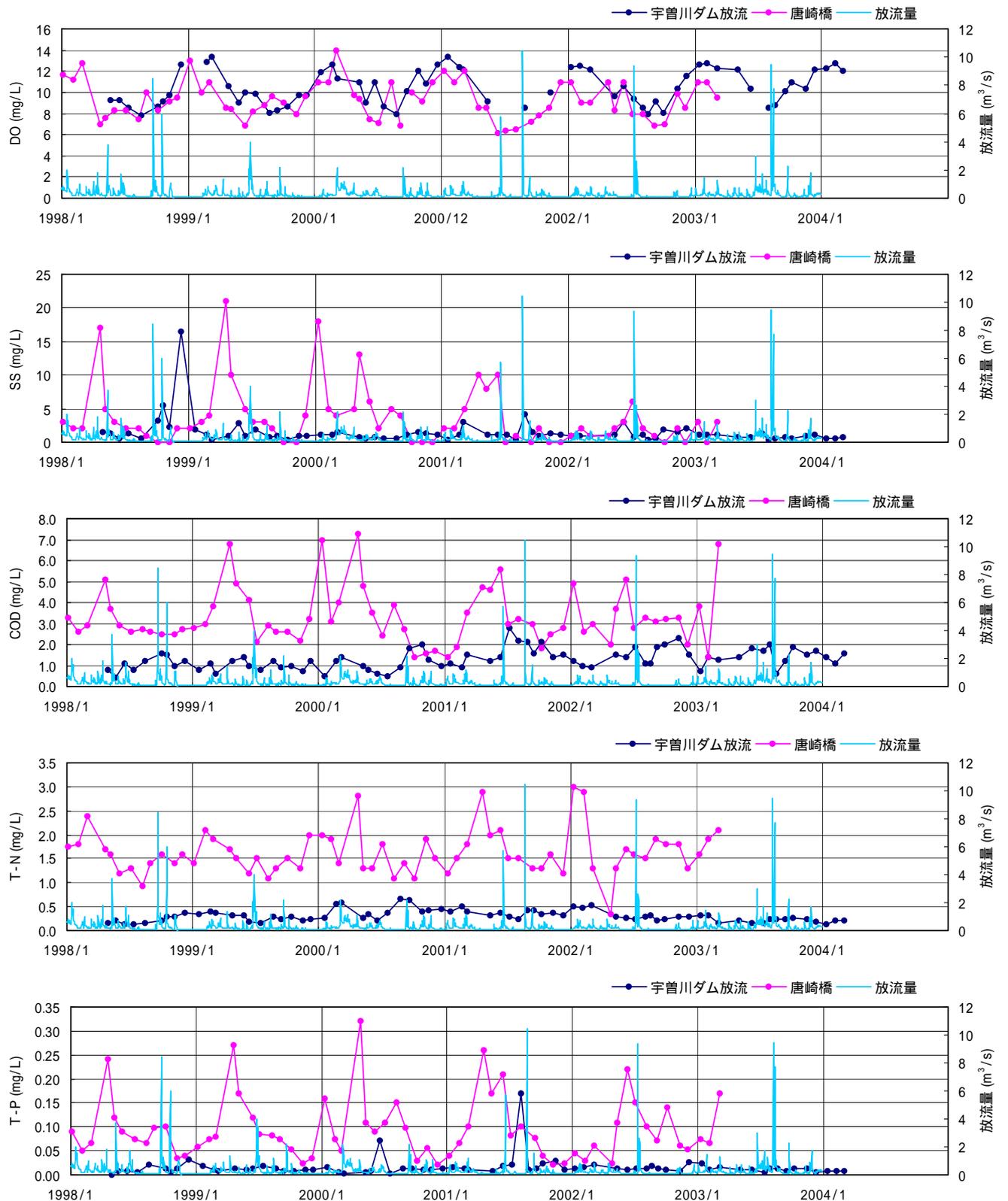


図 2.4.28 石田川ダムおよび下流におけるマクロ的水質縦断変化

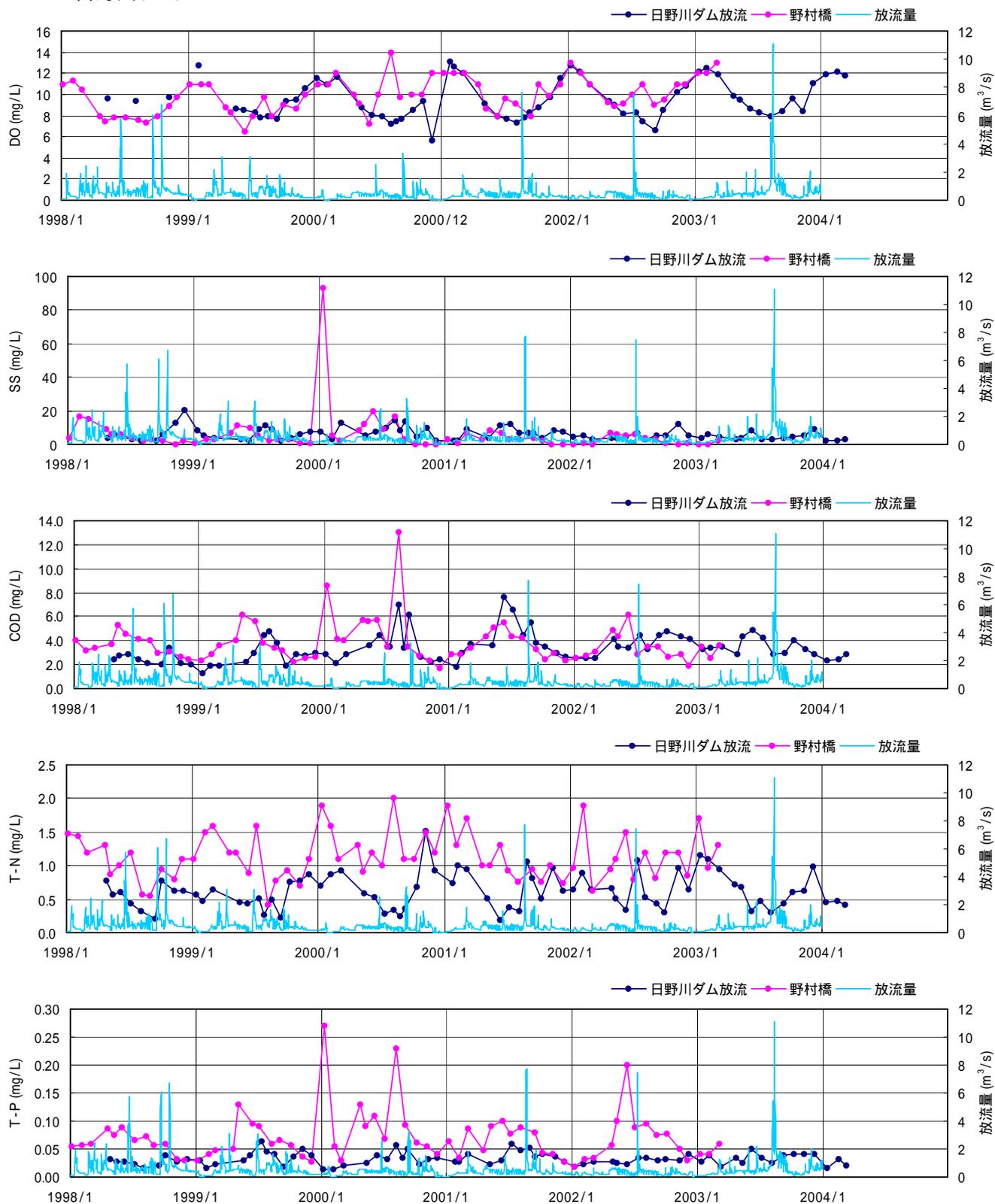
# 宇曾川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.29 既設ダム放流水質と下流河川水質の関係 (その 1)

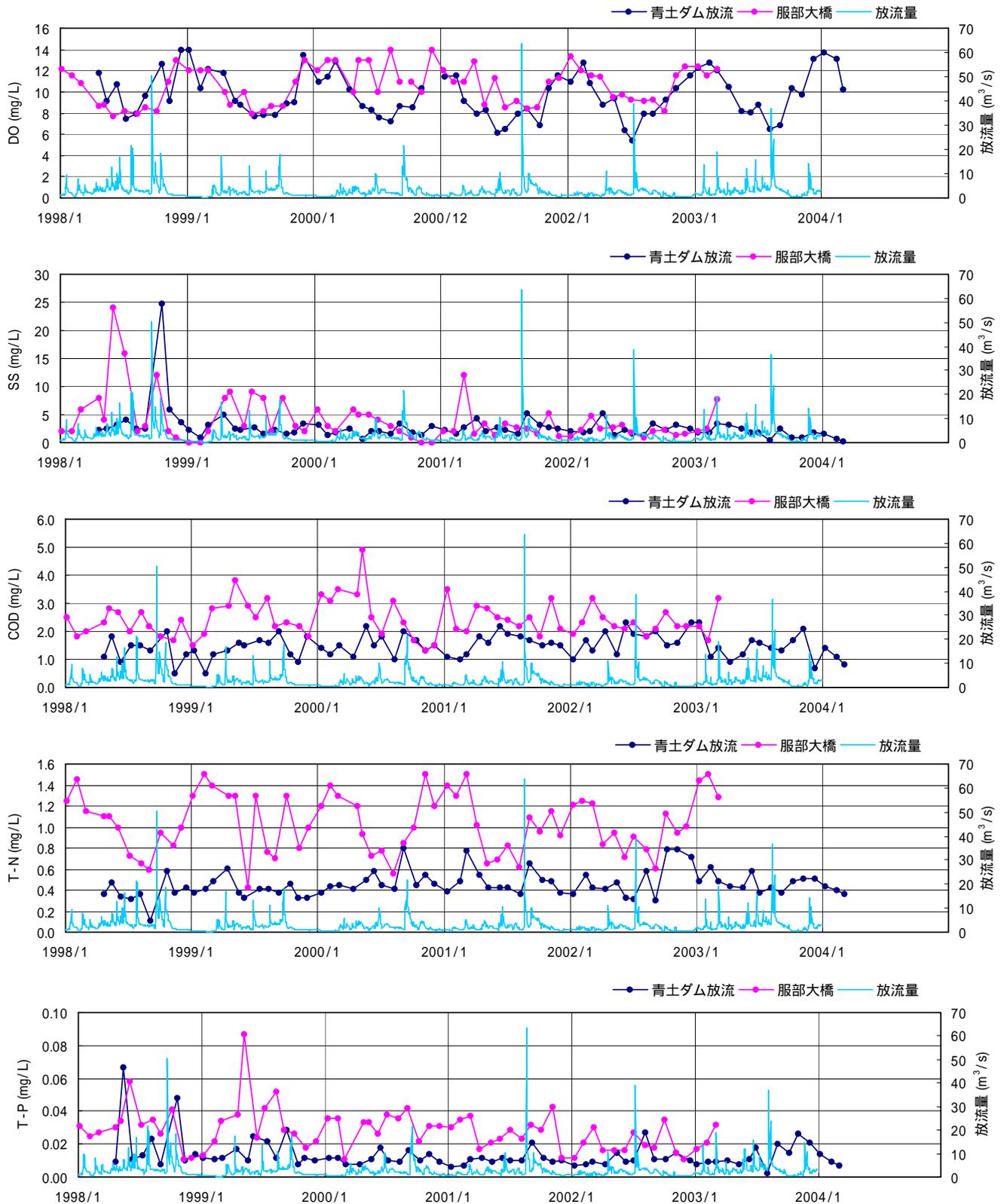
# 日野川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.30 既設ダム放流水質と下流河川水質の関係 (その2)

# 青土ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.31 既設ダム放流水質と下流河川水質の関係 (その3)

# 石田川ダム



(データ出典：滋賀県)

図 2.4.32 既設ダム放流水質と下流河川水質の関係 (その 4)

琵琶湖におけるアオコ・淡水赤潮の発生等に関するまとめ

北湖安曇川沖中央地点表層における植物プランクトン調査結果によると、1997年以前では現存量が15,000細胞数/mLを上回ることにはなかったが、1998年では夏期を中心に藍藻類の *Aphanothece clathrata* が優占的になりピーク時では10万細胞数/mLを上回っている。また、2000年においても7月に藍藻類の *Aphanothece clathrata* が、10月には緑藻類の *Coelastrum cambricum* が優占的になり3万細胞数/mLを上回る状況となっている。

同地点では、アオコの原因となるミヅシズメ属やダム貯水池で淡水赤潮の原因となるペリディウム属の存在が確認されているが、その量は極めて少ない。

北湖におけるアオコの発生状況については、平成6年夏期に閉鎖性の強い長浜港や南浜港で初めて確認され、この時の原因藻類はミヅシズメ属であった。

その後も閉鎖性の強い水域で散発的にアオコが発生しており、ほとんどの場合ミヅシズメ属が異常増殖している。なお、これまでの調査結果によるかぎり姉川が流入する沿岸域を含め、北湖の沿岸域で南湖のような大規模なアオコが発生する現象は確認されていない。

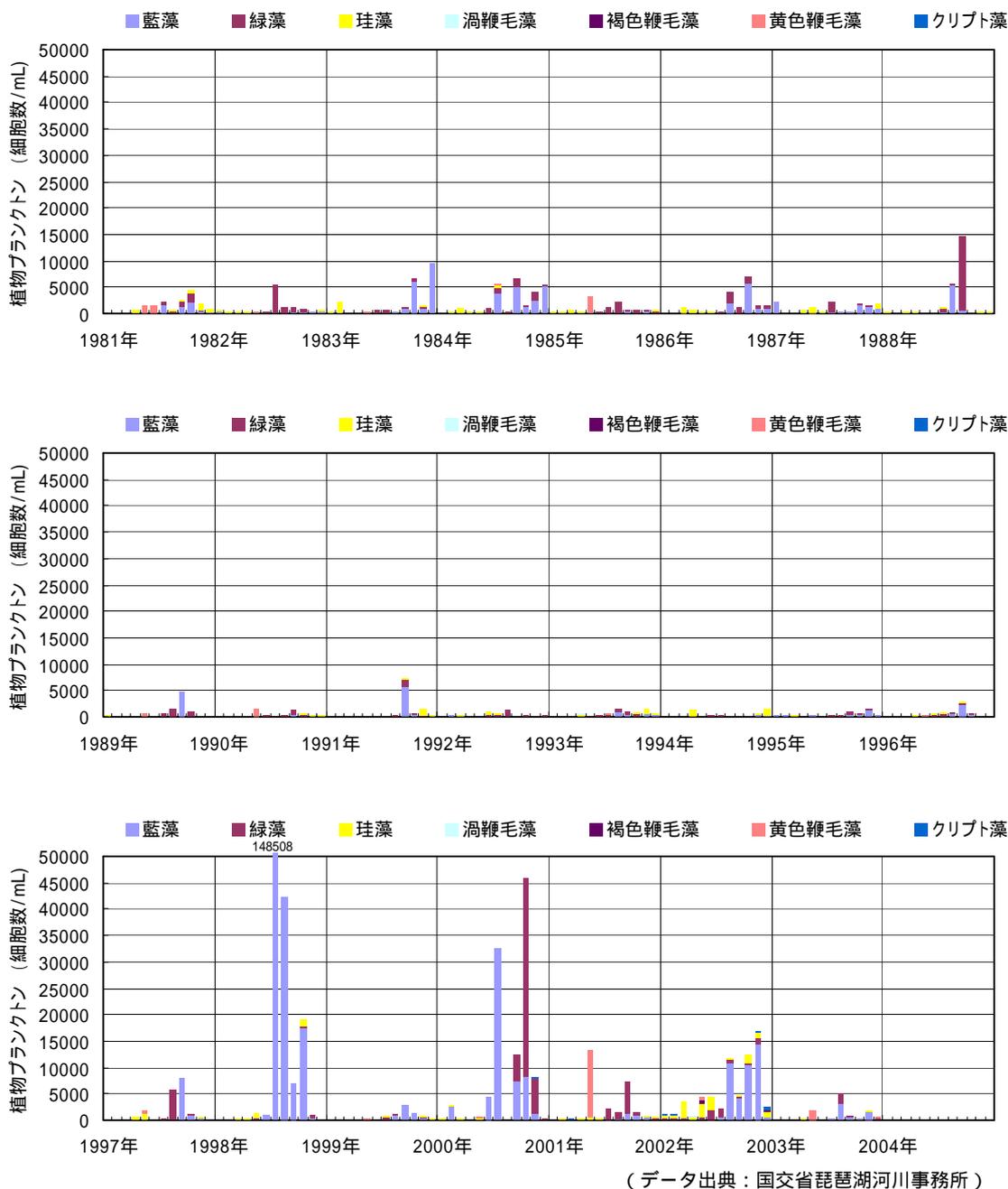


図 2.4.33 北湖安曇川沖中央地点における植物プランクトン現存量の推移 (表層)

淡水赤潮については、滋賀県の調査結果によると長浜沖でもウグケ・アメリカナが現存することが確認されているが、東岸域で淡水赤潮が発生することは稀であり、これまで姉川が流入するエリアも含め北湖北東岸域での淡水赤潮の発生は確認されていない。  
 なお、琵琶湖の淡水赤潮は黄色鞭毛藻類のウグケ・アメリカナによるものであり、ペリディニウム属やケラチウム属などの渦鞭毛藻類による淡水赤潮の発生は確認されていない。

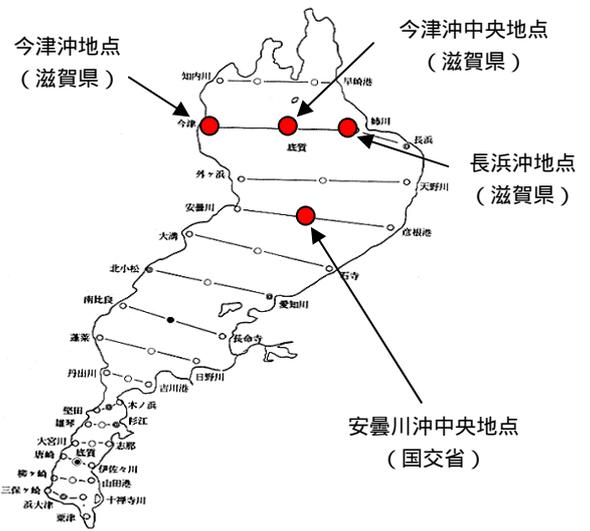


図 2.4.34 北湖植物プランクトン定期調査地点

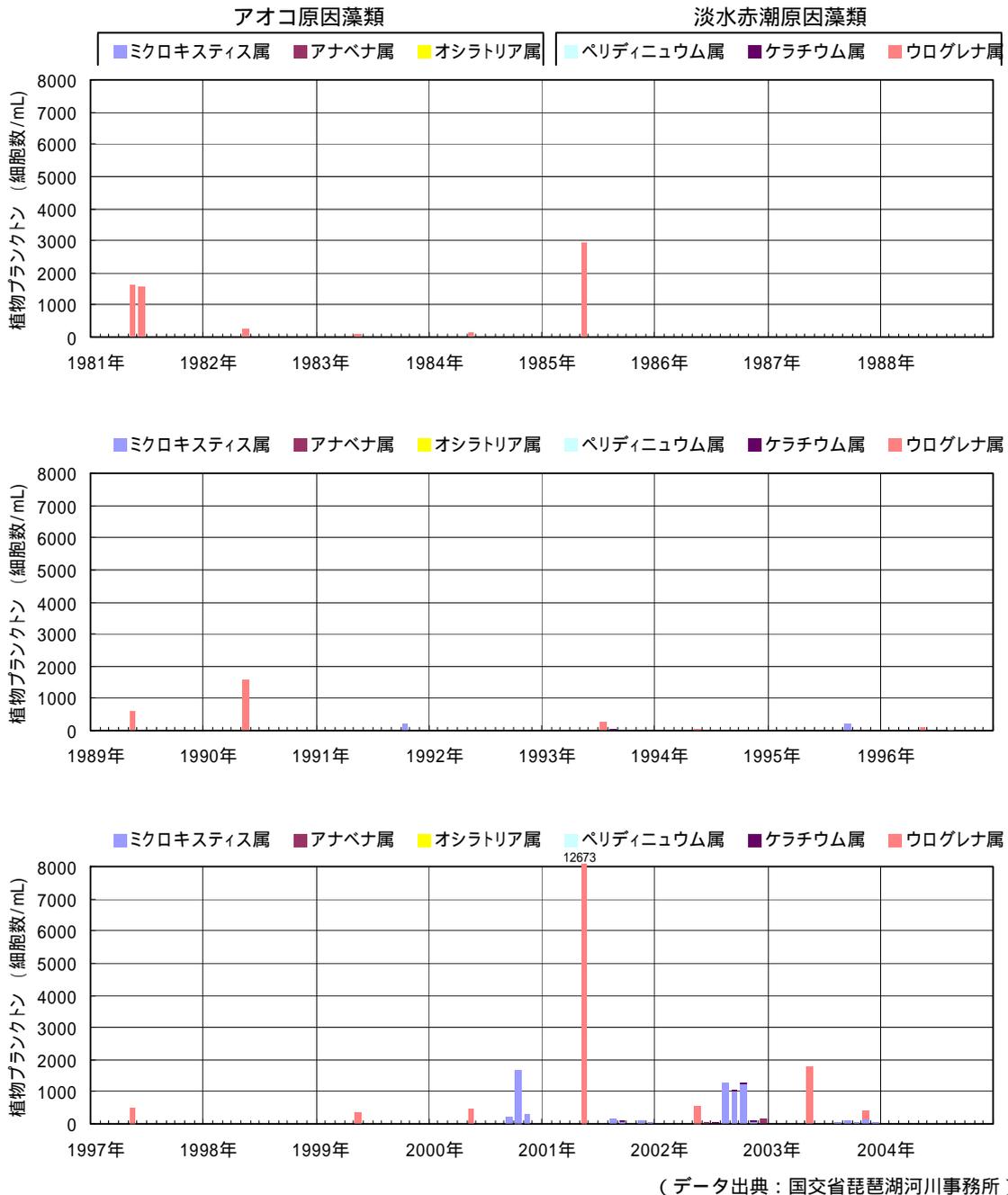
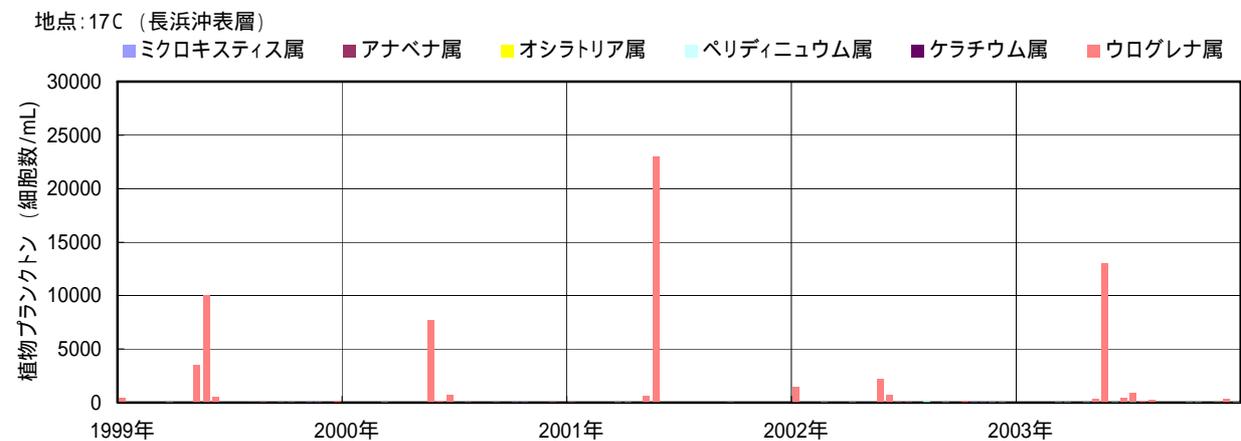
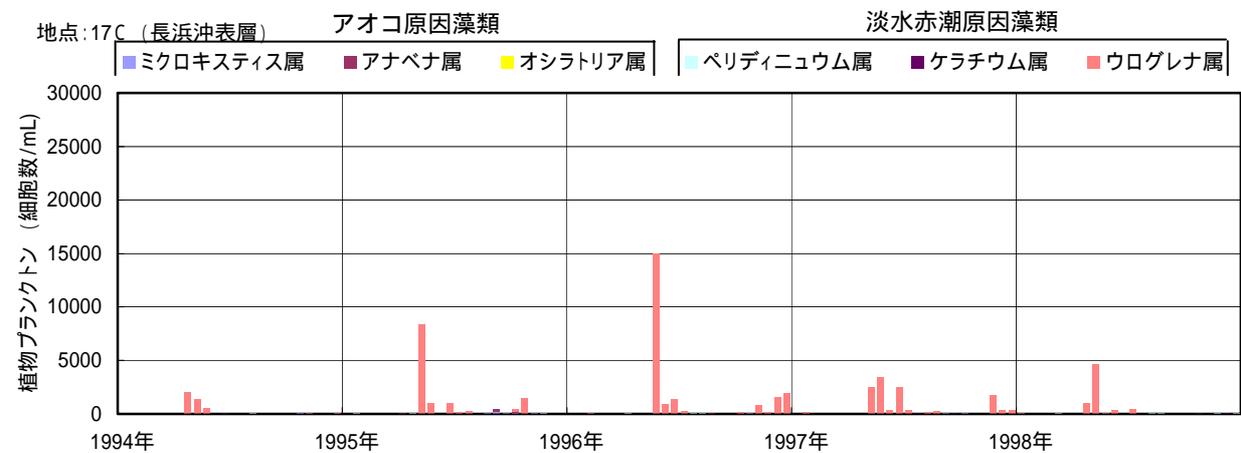
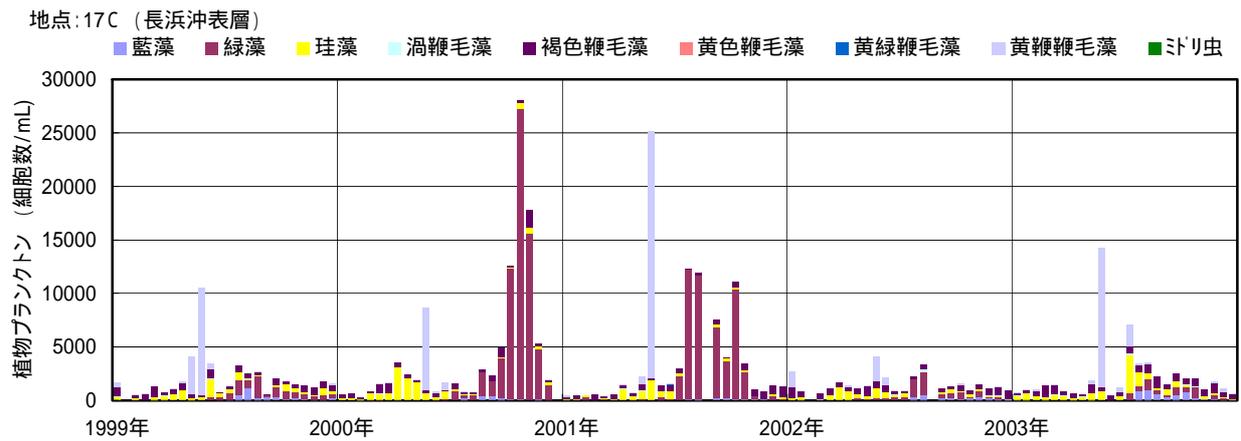
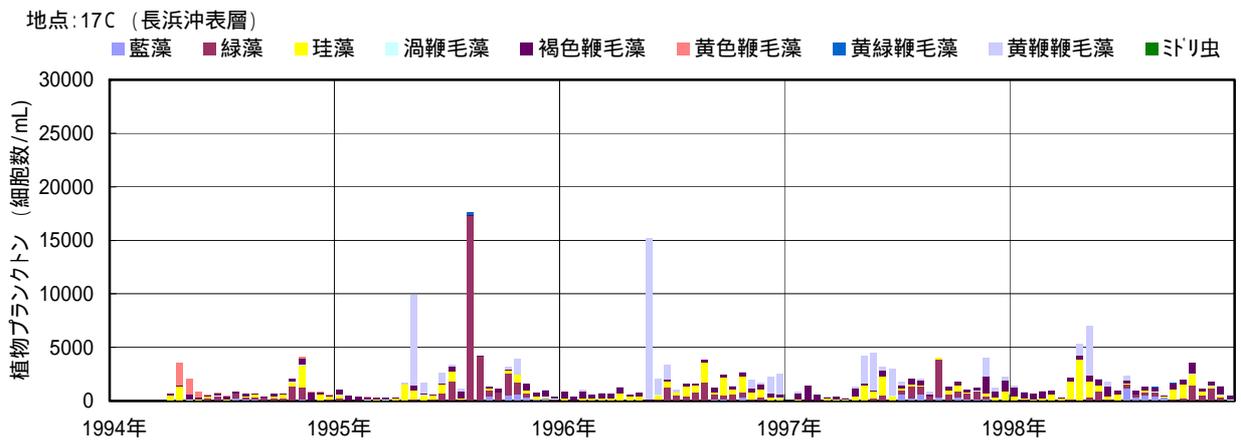
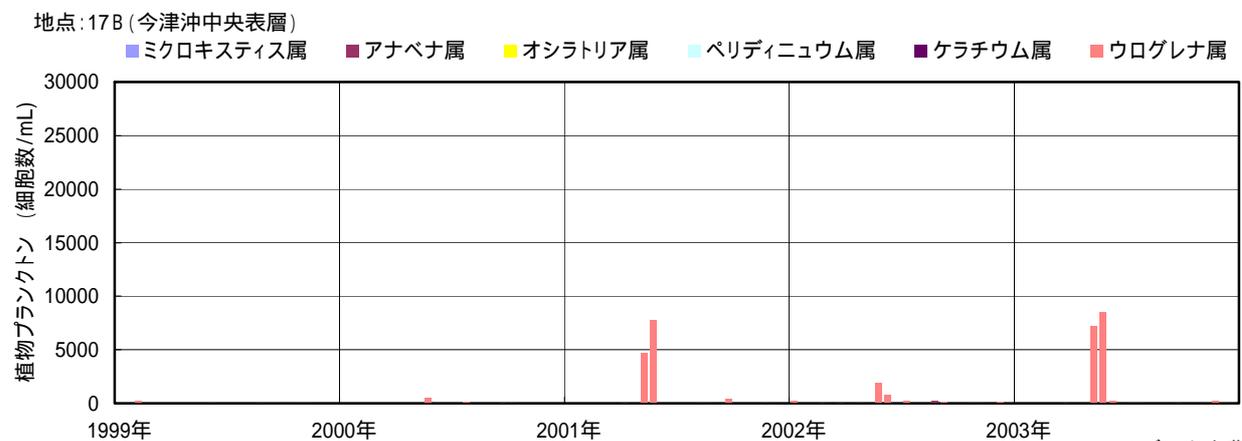
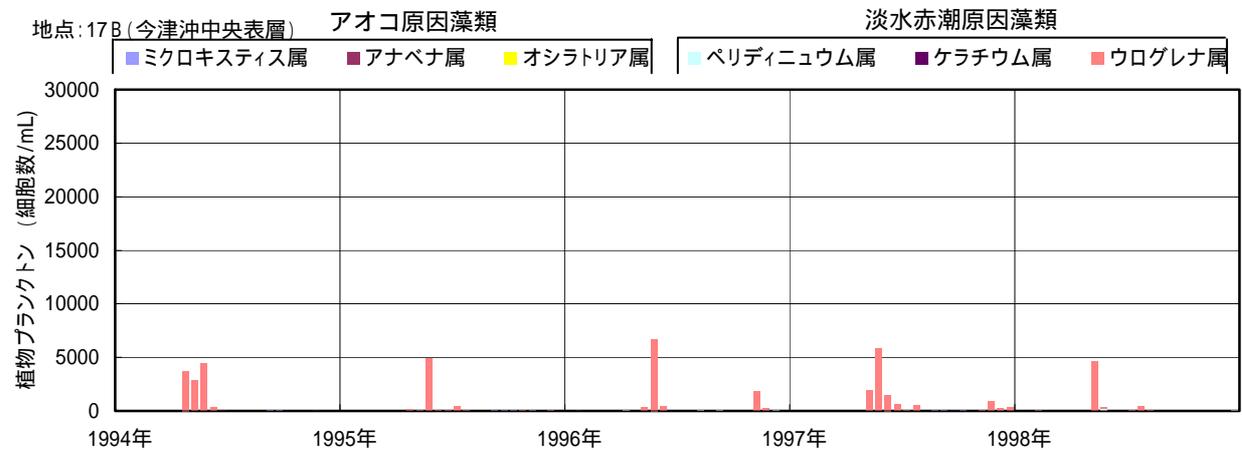
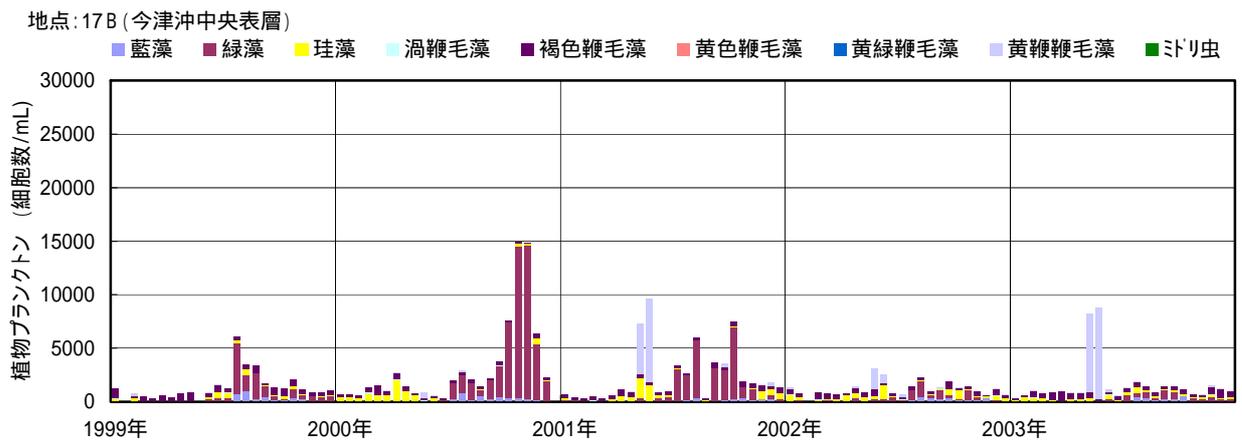
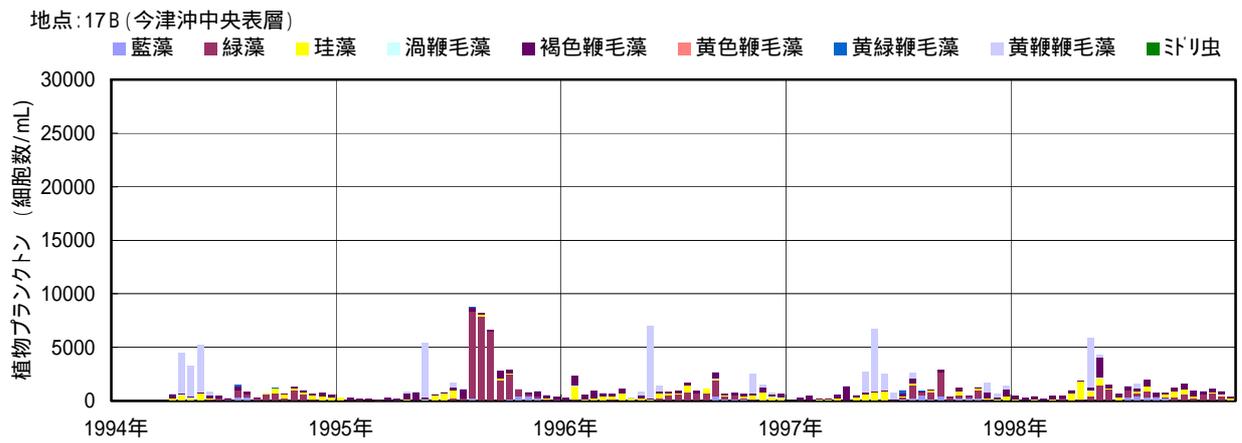


図 2.4.35 北湖安曇川沖中央地点におけるアオコおよび淡水赤潮の原因となる種の現存量の推移 (表層)



(データ出典: 滋賀県)

図 2.4.36 北湖長浜沖地点における植物プランクトン現存量の推移 (表層)



(データ出典:滋賀県)

図 2.4.37 北湖今津沖中央地点における植物プランクトン現存量の推移(表層)

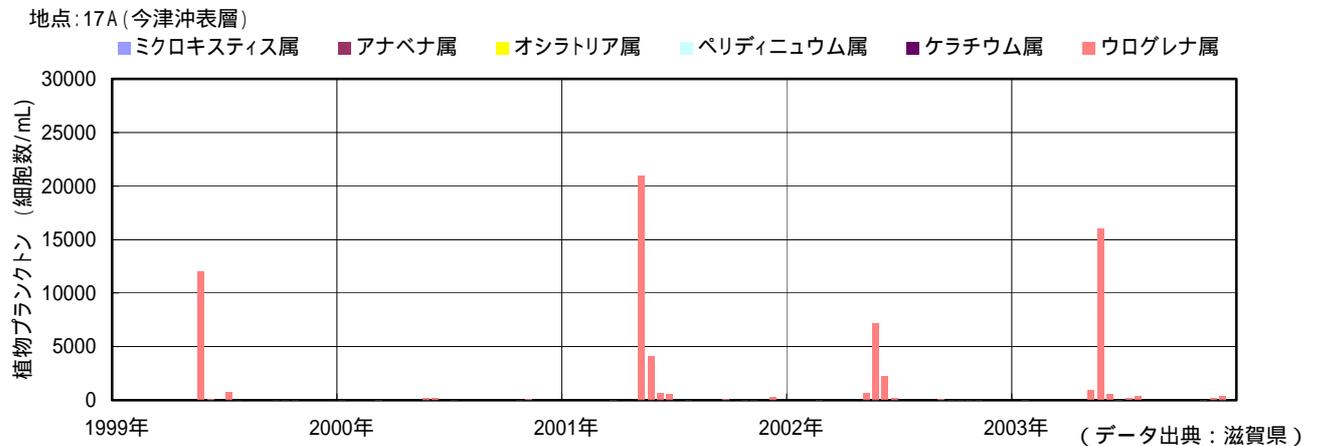
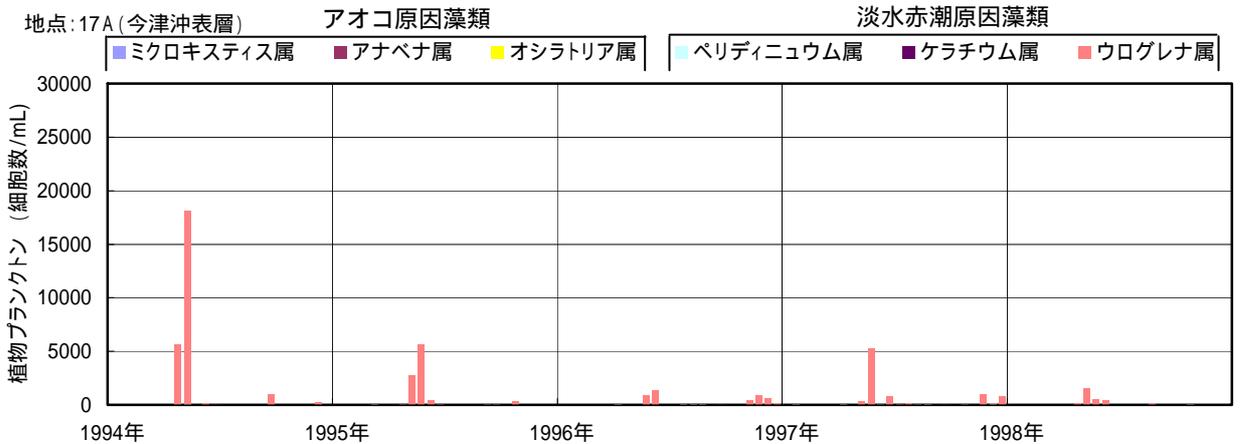
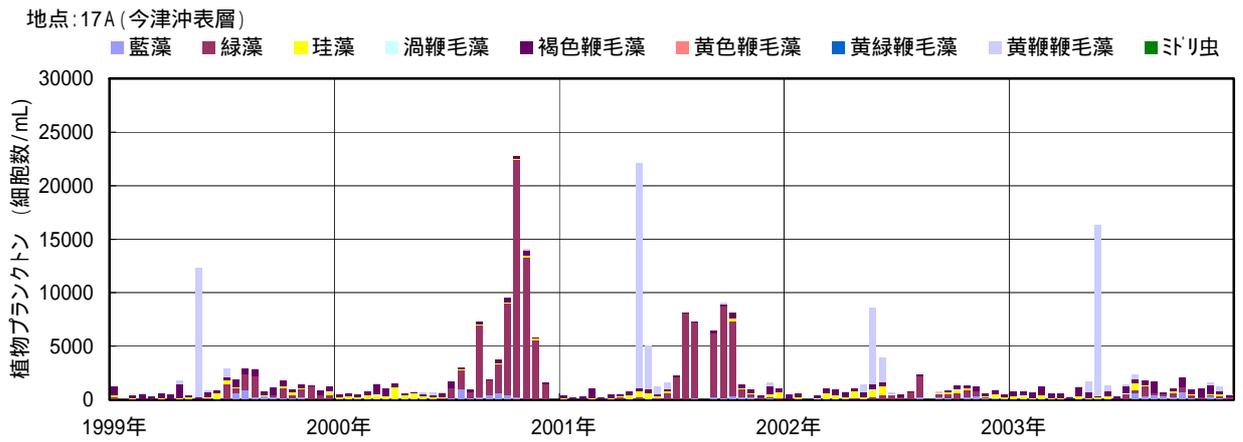
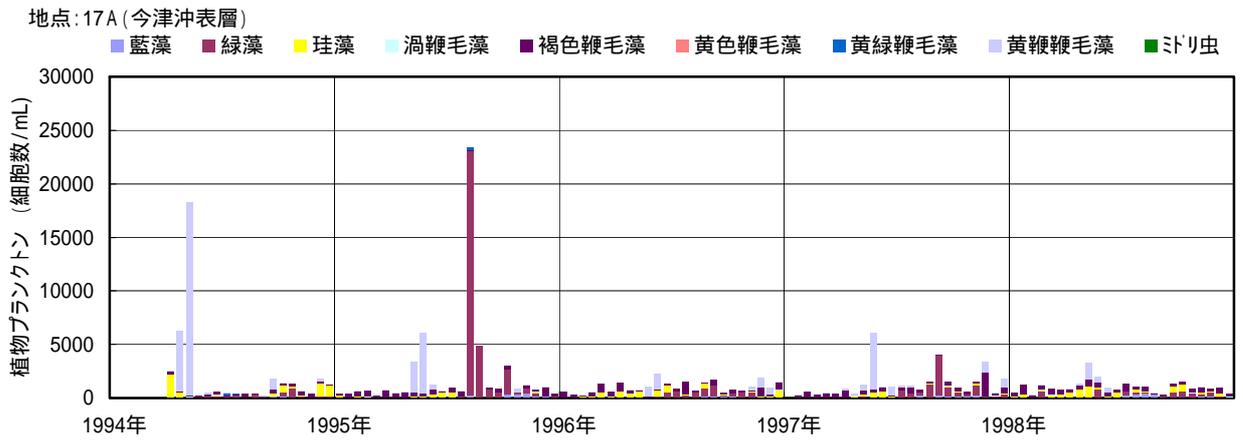
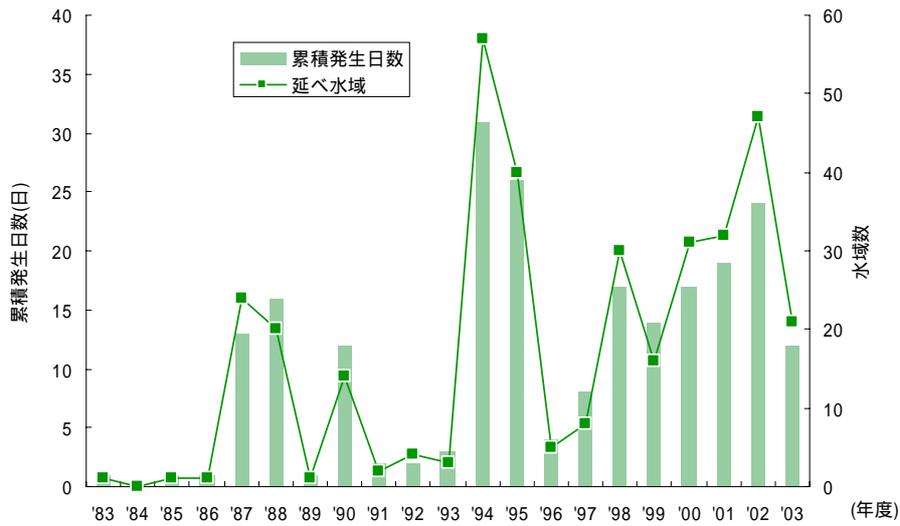
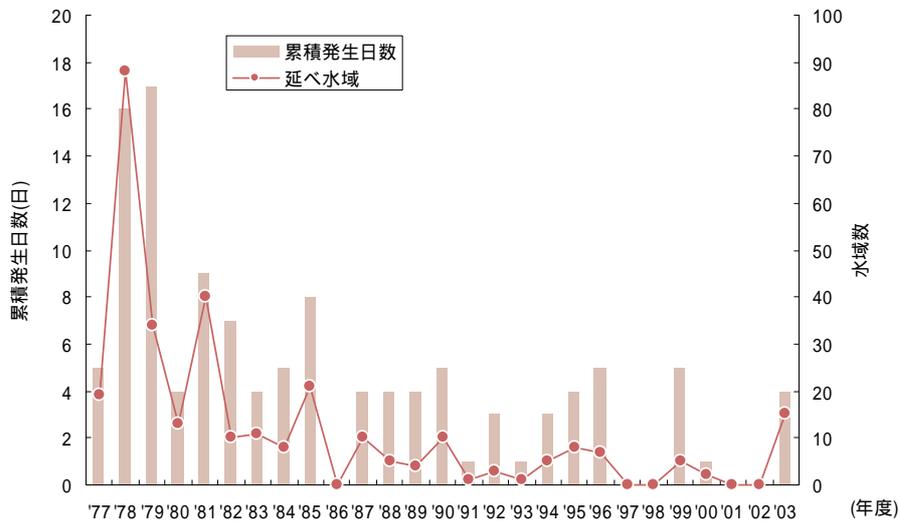


図 2.4.38 北湖今津沖地点における植物プランクトン現存量の推移 (表層)



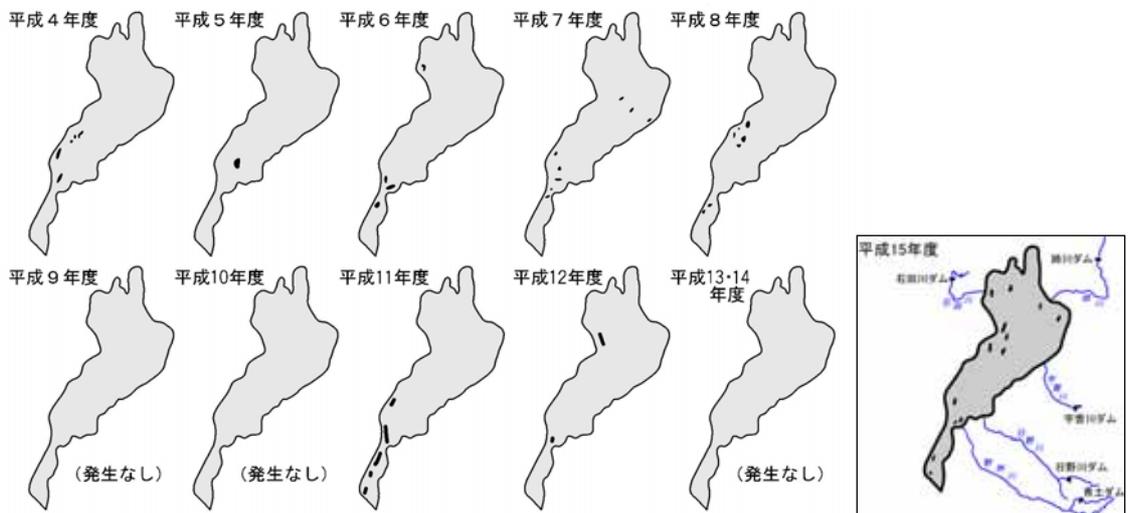
(データ出典：滋賀県環境白書)

図 2.4.39 琵琶湖におけるアオコ発生状況



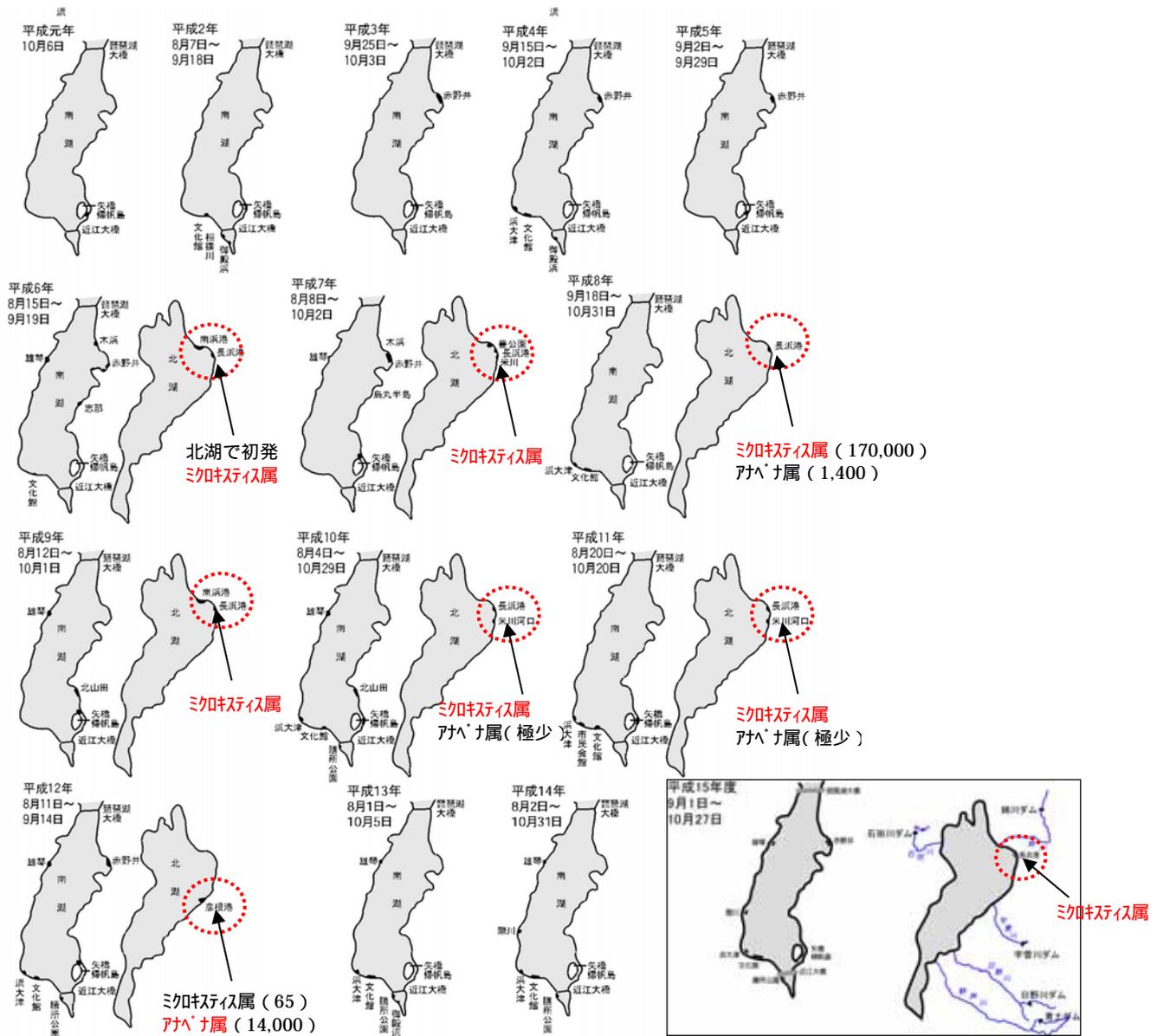
(データ出典：環境白書、滋賀県)

図 2.4.40 琵琶湖における淡水赤潮の発生状況



(出典：環境白書、滋賀県)

図 2.4.41 琵琶湖における淡水赤潮の発生場所の推移



(データ出典: 環境白書、滋賀県)

図 2.4.42 琵琶湖におけるアオコ発生水域と原因藻類



## 2.5 丹生ダム近傍の姉川ダムが及ぼす琵琶湖への影響検討

ここでは、丹生ダム近傍に位置する、最近運用が開始された姉川ダムをとりあげ、水質の概要について整理するとともに、下流河川ならびに琵琶湖への影響について検討を行う。

姉川ダムは、洪水調節、河川維持用水の確保のため姉川の上流に建設された治水ダムである。昭和46年度から予備調査を始め、平成6年度にダム本体工事を着手し、平成12年5月に堤体打設が完了した。平成13年秋から試験湛水を始め、平成15年3月には完成したダムである。管理運用については、平成14年4月から開始している。表2.5.1には姉川ダムの諸元を、図2.5.2には容量配分図を示した。



図 2.5.1 姉川ダム流域図

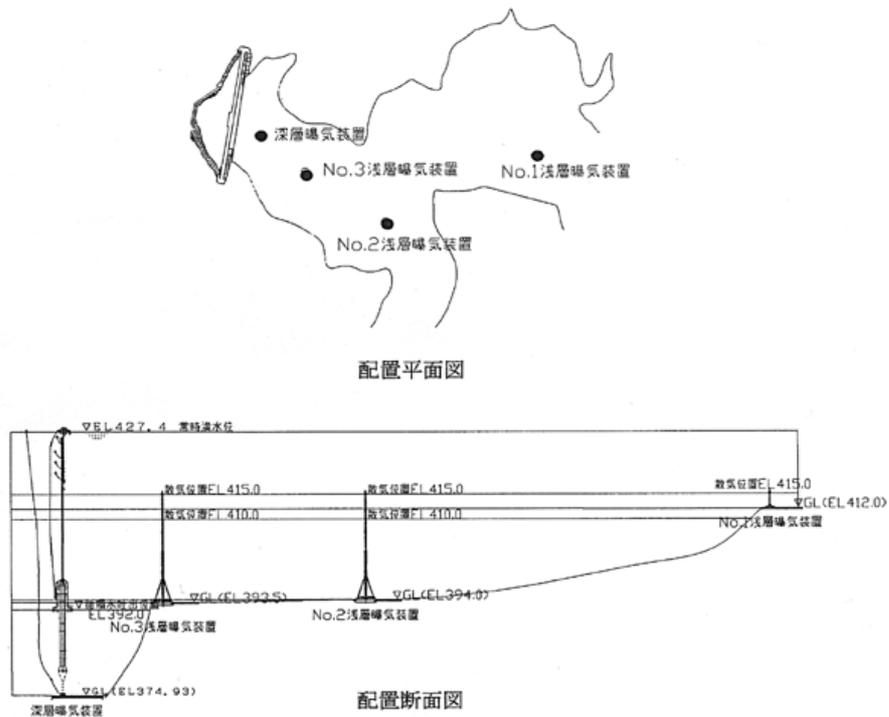
表 2.5.1 姉川ダム諸元

項目	内容	
型式	重力式コンクリート	
目的	F, N	
管理者	滋賀県	
竣工	平成15年3月	
集水面積 (km <sup>2</sup> )	28.3	
湛水面積 (km <sup>2</sup> )	0.33	
堤高 (m)	80.5	
堤頂長 (m)	225.0	
堤体積 (m <sup>3</sup> )	307,500	
放流設備	常用洪水吐	ゲートレスオリフィス
	非常用洪水吐	クレスト自由越流
堤頂高 (EL.m)	450.5	
サーチャージ水位 (EL.m)	446.7	
常時満水位 (EL.m)	427.4	
制限水位 (EL.m)	-	
総貯水容量 (千m <sup>3</sup> )	7,600	
有効貯水容量 (千m <sup>3</sup> )	6,500	



図 2.5.2 姉川ダム貯水池容量配分図

姉川ダム貯水池においては、**図 2.5.3** に示すように、藻類増殖の抑制としての浅層循環施設および深層部の貧酸素化抑制のための深層曝気が設置され、平成 14 年 8 月より稼動している。



**図 2.5.3** 姉川ダム貯水池における浅層曝気設備および深層曝気設備設置概要

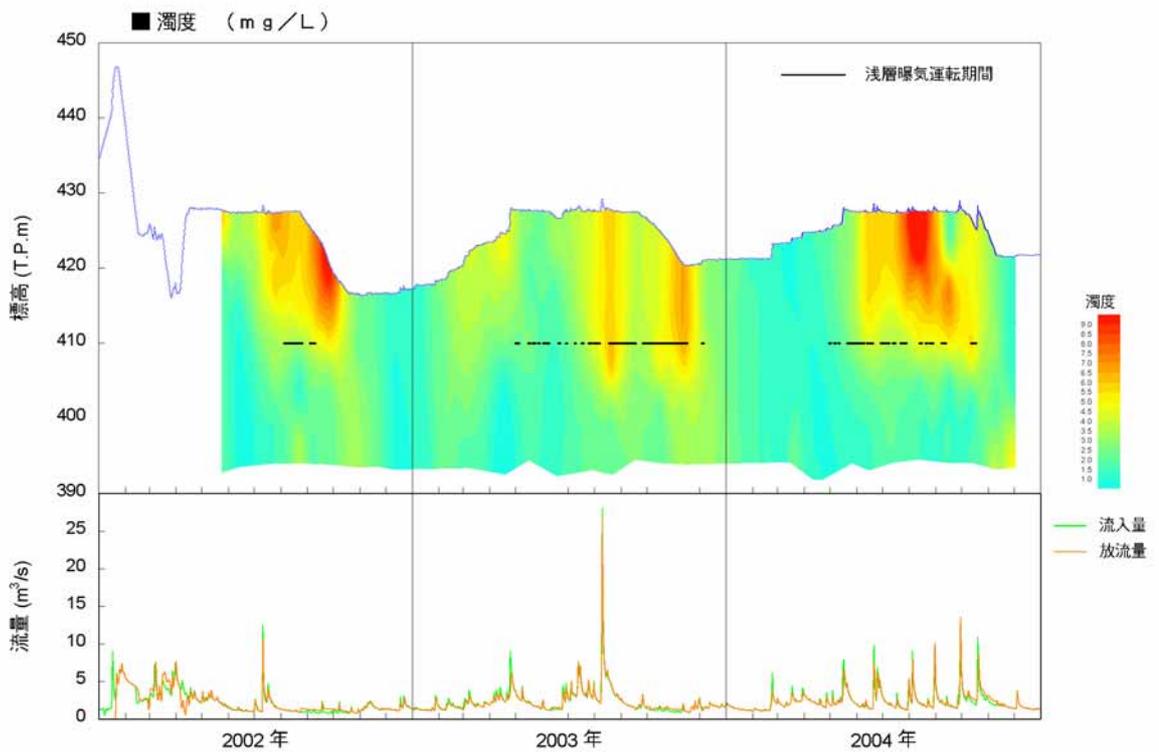
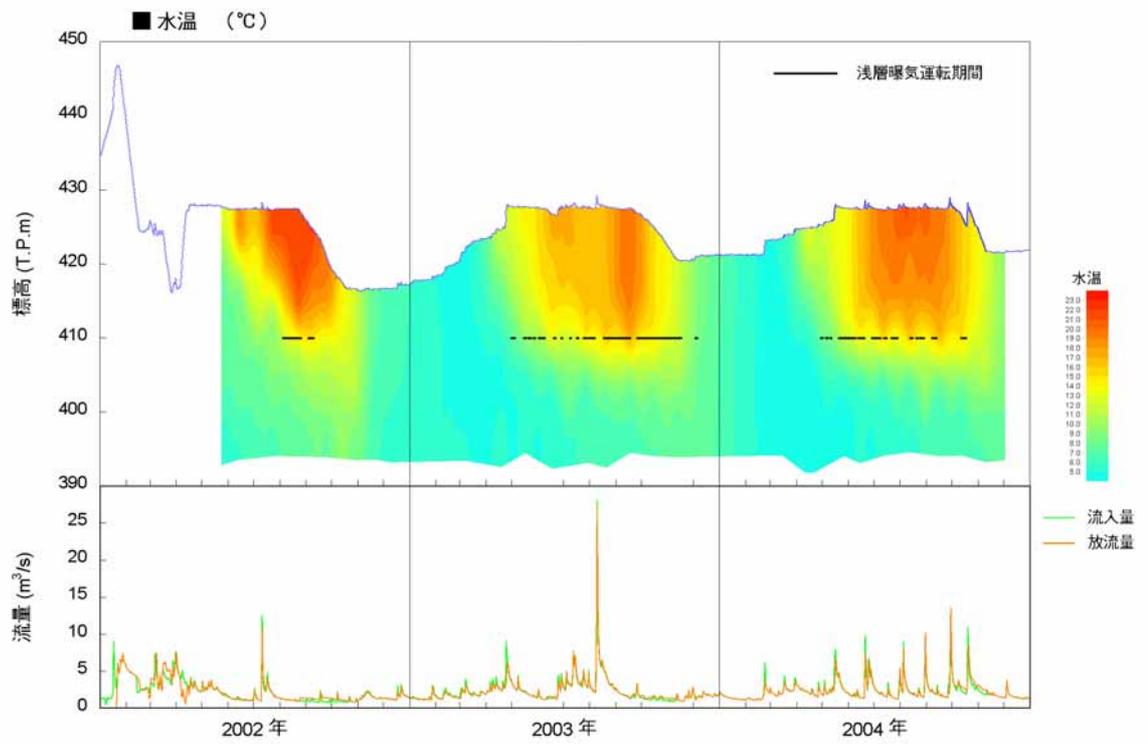
**表 2.5.2** 姉川ダム貯水池水質保全施設の概要

施設名	諸元等	目的
浅層循環施設	<ul style="list-style-type: none"> <li>形式：散気管方式（1 穴タイプ）</li> <li>設置基数：3 基</li> <li>曝気位置：EL415.0mおよび EL410.0m</li> <li>吹込み空気量：3.8Nm<sup>3</sup>/分</li> <li>コンプレッサ：22kw×3 台</li> <li>設置年：平成 14 年度（同年度より稼動）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>藻類増殖抑制</li> <li>水温躍層の低下</li> </ul>
深層曝気施設	<ul style="list-style-type: none"> <li>形式：水没型二重管方式</li> <li>設置基数：1 基</li> <li>外筒径：2.2m</li> <li>内筒径：1.0m</li> <li>全長：18m（FRP 製）</li> <li>吸込高：EL379.4m</li> <li>吐出高：EL391.4m</li> <li>吹込み空気量：1.2Nm<sup>3</sup>/分</li> <li>コンプレッサ：7.5kw×1 台</li> <li>設置年：平成 14 年度（同年度より稼動）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>深層部の貧酸素化抑制</li> </ul>

#### 1) 成層形成状況

姉川ダム貯水池における水温鉛直分布の推移を**図 2.5.4** に示した。同図には参考として濁度の結果も合わせて示した。

姉川における成層形成期間は概ね 4 月～10 月中旬であり、12 月～翌年 3 月までは循環期となっている。水温躍層の形成状況を見ると、浅層曝気による躍層の低下が認められ、曝気位置である EL410m 付近まで低下している。



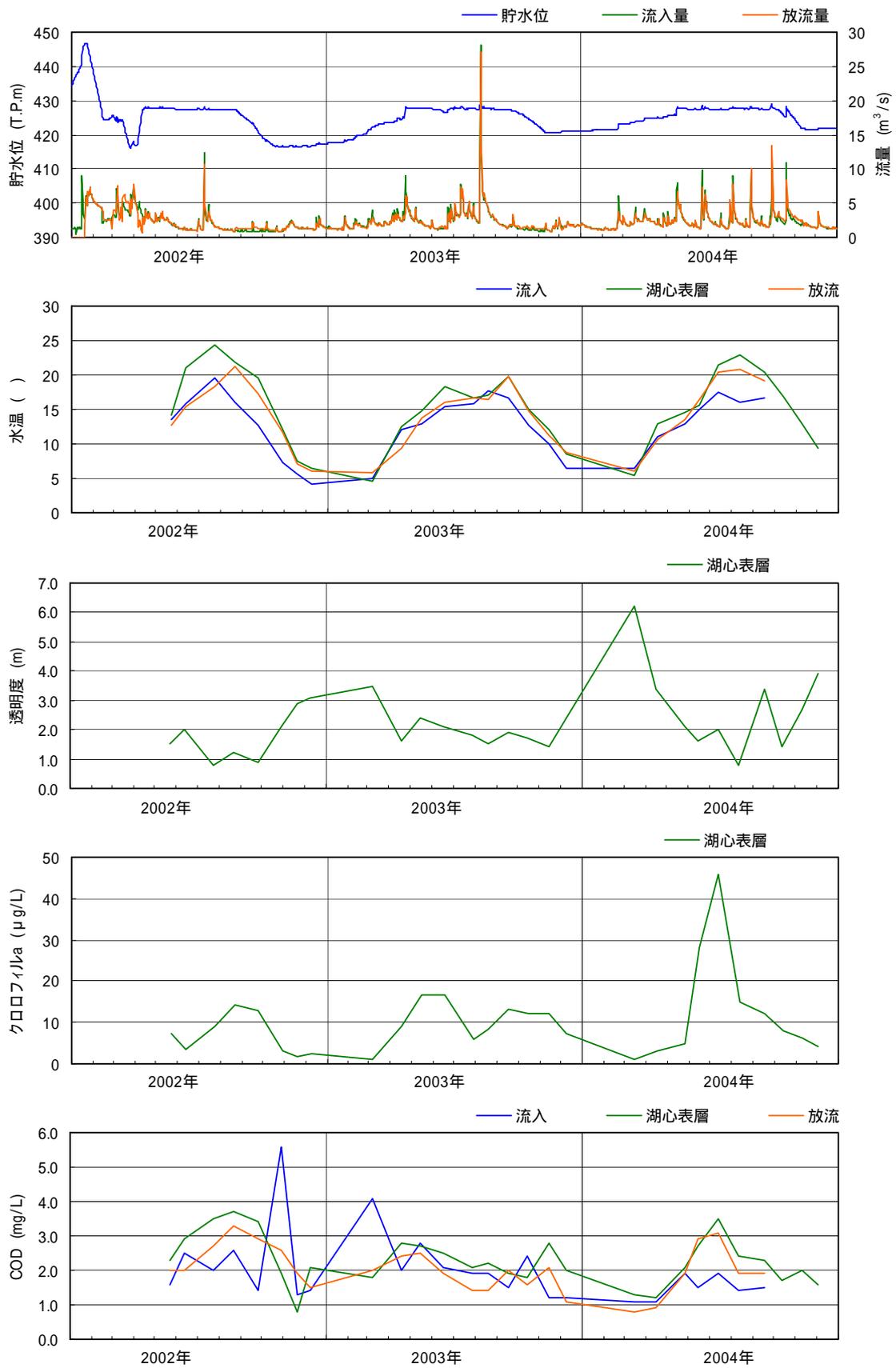
(データ出典：滋賀県)

図 2.5.4 姉川ダム貯水池における水温・濁度の鉛直分布の推移

## 2) 姉川ダム水質の概要

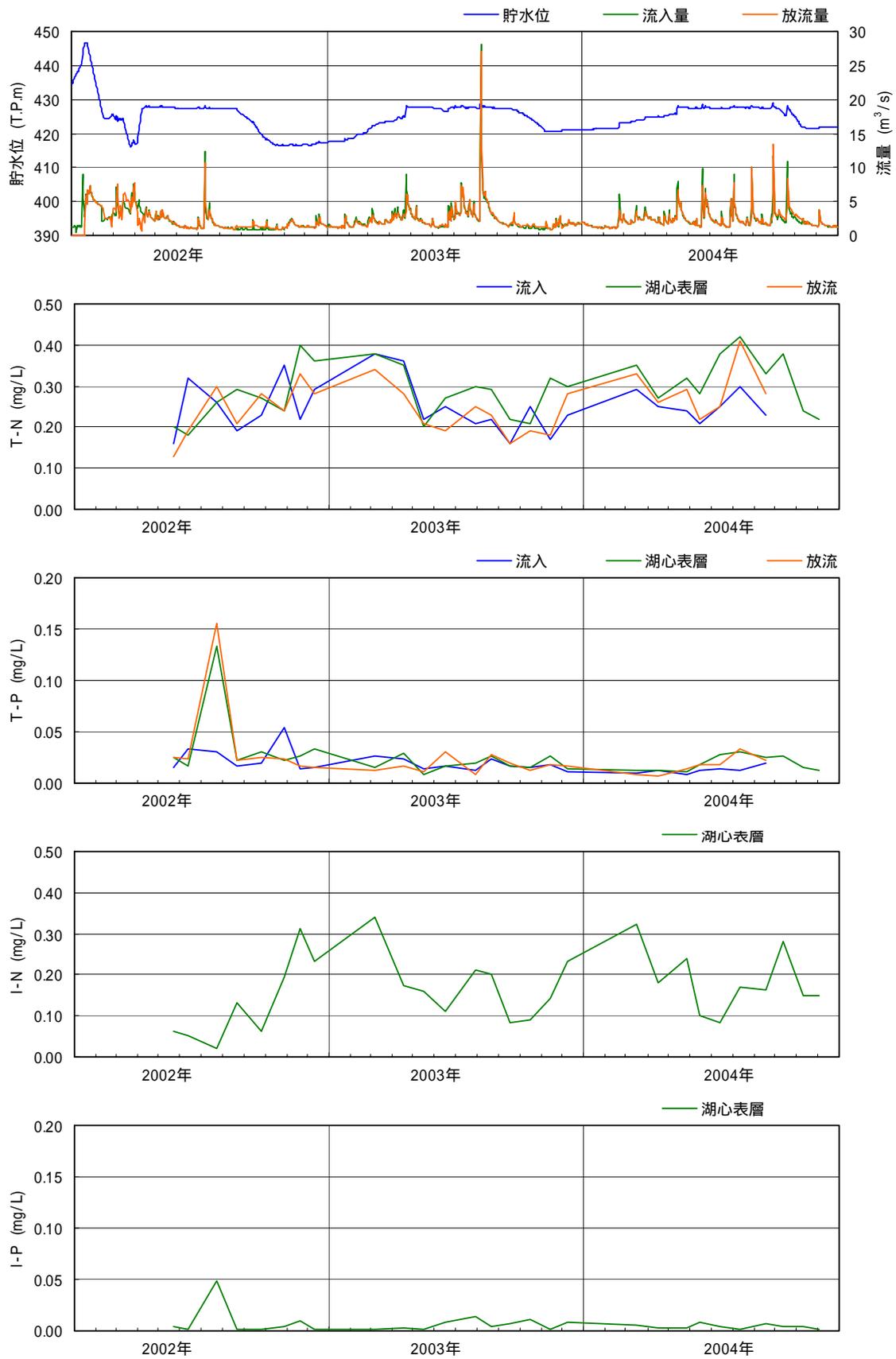
姉川ダム貯水池では、流入、湖内2地点（湖心および寺谷地点：湖心上流約200m地点）および放流の各水質が調査されている。このうち、流入水質、湖心表層水質および放流水質の経時変化を流況とあわせ整理した結果を図2.5.5 および 2.5.6 に示した。ここでは、これらの調査結果のうち、主として富栄養化に関連する項目について特徴を以下にとりまとめる。

- ・一般に、湛水初期のダム貯水池では生態的に不安定であり、植物プランクトンが異常に増殖する場合があるが、2002年および2003年のクロロフィルaで見ると、高濃度を示すことはなかった。
- ・一方、運用開始3年目の2004年においては、6~7月にクロロフィルaの濃度が高くなり、7月には45 $\mu$ g/Lのピークを示している。その後は濃度レベルは低下し、10月には10 $\mu$ g/Lを下回る状況となっている。
- ・CODについては、2003年前半までは流入および湖内の水質は変動が大きく、それに伴って放流水質も変動している。
- ・2004年においては、湖内のクロロフィルa濃度と類似した変動を示し、7月には3.0mg/Lを上回っている。この時、流入CODは2mg/Lを下回っておりCODの濃度上昇は、植物プランクトンの増殖に伴う内部の影響によるものと判断される。放流水のCOD濃度は、湖心表層と変動パターンおよび濃度レベルともに類似しており、植物プランクトン増殖時にはCOD濃度が高くなっている。
- ・栄養塩類のうち窒素についてみると、総窒素は2004年の7月を除いては、無機態窒素と類似した変動パターンを示し、循環期に当たる12月~3月に濃度が高く、クロロフィルa濃度が高い場合に濃度が減少する傾向を示している。
- ・循環期に高くなる理由については、窒素の鉛直分布特性を検討する必要があるが、冬期においては後述するように植物プランクトン現存量が少なくなり、増殖に伴う無機態窒素の摂取量の減少が考えられる。反対に、クロロフィルa濃度が高い時に無機態窒素濃度が減少する理由は、植物プランクトンの増殖に伴い無機態窒素を摂取することから濃度が減少しているものと推察される。総窒素は大半が無機態窒素により占められていることから同様の変動を示している。
- ・流入窒素濃度と放流窒素濃度を比較すると、2004年の調査結果では放流水の窒素濃度は、流入よりも高くなっており、その傾向は循環期および植物プランクトンの増殖時に明瞭となっている。  
なお、湖心表層の総窒素濃度は0.2~0.4mg/Lで変動しており、これらのレベルは富栄養化限界値（0.5mg/L以下）よりも低い。
- ・リンについては、湛水初期の2002年7月に湖心表層で異常に高くなり、その結果放流水の濃度も高くなっている。その後は濃度変化は小さく0.02mg/L前後で推移している。リンについては、流入水と湖内表層、放流水における濃度差は小さいが、2004年の6~8月においては放流水の濃度がやや高くなっている。
- ・湖内表層のリン濃度については、2004年の調査結果によると0.01~0.03mg/Lの範囲にあり、リン濃度で見た場合は姉川ダム貯水池の栄養塩レベルは、富栄養化限界値付近にあるものと推察される。



(データ出典：滋賀県)

図 2.5.5 姉川ダム貯水池水質の経時変化 (その1)

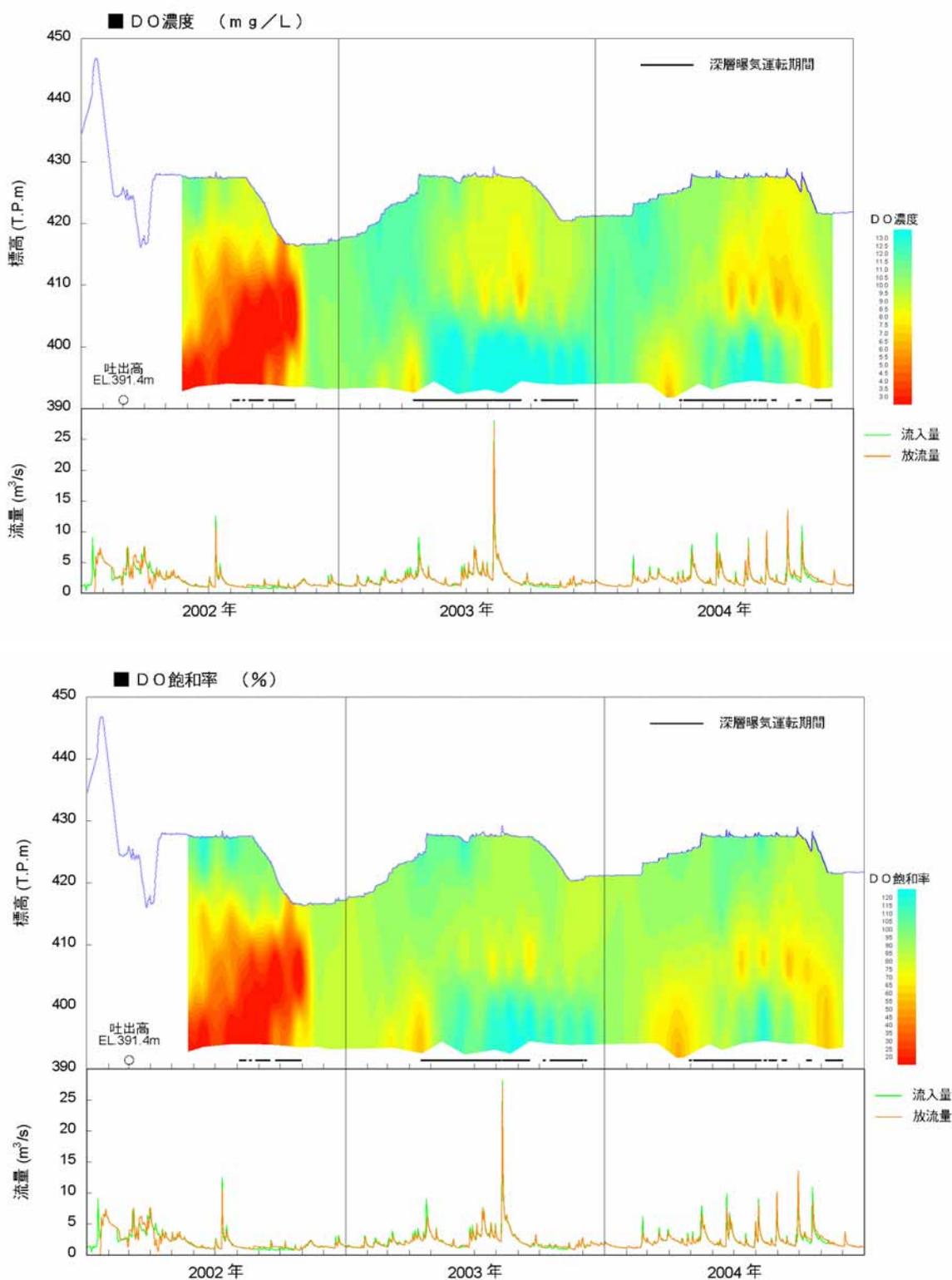


(データ出典：滋賀県)

図 2.5.6 姉川ダム貯水池水質の経時変化 (その 2)

### 3) 深層部のDO挙動について

図 2.5.7 には、DO濃度およびDO飽和率の鉛直分布の推移を示した。深層曝気の試験運用を行った2002年においては同施設を本格的に稼働させていないことから、水温躍層以深で貧酸素化現象が生起していたが、2003年からは同施設が本運用となり成層形成期においても水温躍層以深でDOが大きく減少することはなく、深層曝気による効果が認められる。



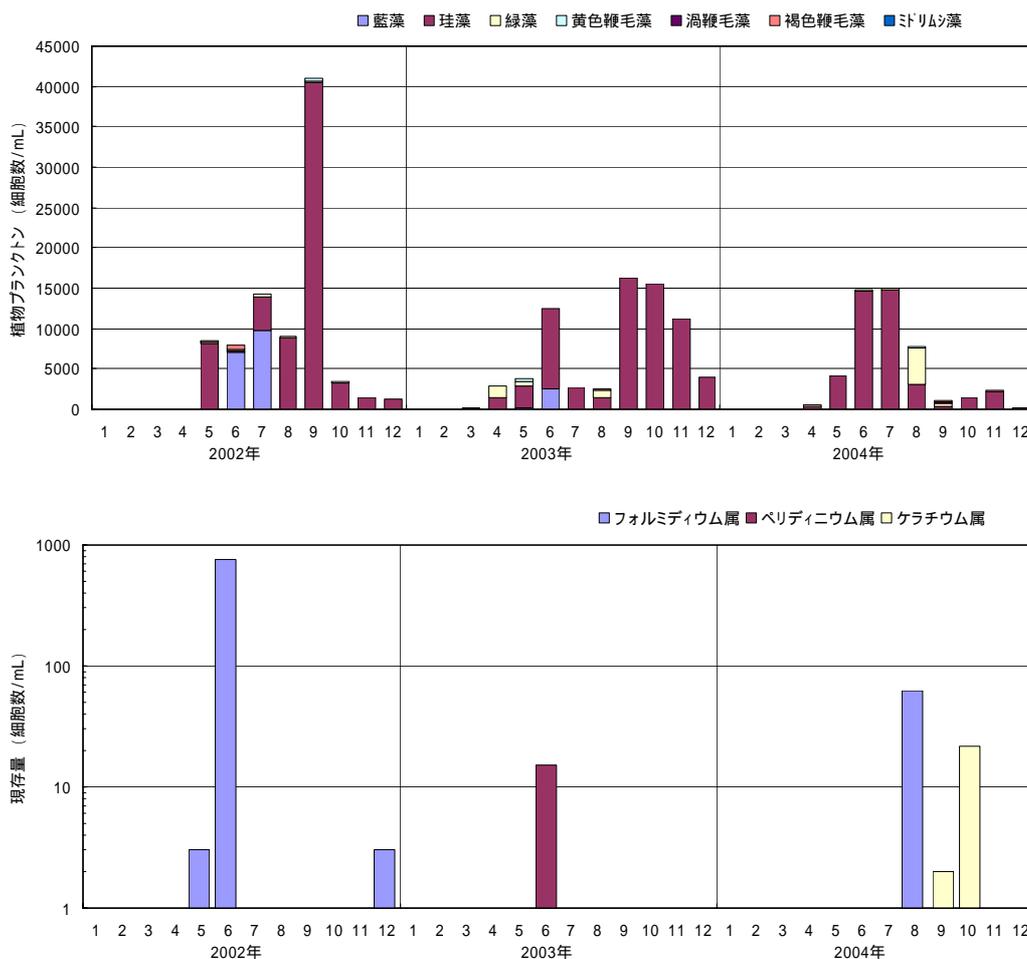
(データ出典：滋賀県)

図 2.5.7 姉川ダム貯水池におけるDO・DO飽和率の鉛直分布の推移

#### 4) 植物プランクトン特性

姉川ダムでは、湖心および寺谷地点で植物プランクトンの調査が実施されている。ここでは、湖心表層における調査結果を図 2.5.8 に示した。

- ・運用開始後の 2002 年 9 月には、珪藻類の *Achnanthes spp.* が異常に増殖し、その現存量は 40,000 細胞数/mL を超える状況となった。(ただしクロロフィル a ではさほど大きな濃度ピークは現れていない)
- ・2003 年では 6 月および 9~11 月、2004 年では 6~7 月に植物プランクトン現存量が多く、両年ともにピーク時で 15,000 細胞数/mL (*Asterionella formosa* が優占) 程度であり、いずれの場合も比較的低い水温を好む珪藻類が優先種となっている。
- ・他のダム貯水池でアオコ、カビ臭や淡水赤潮の原因藻類となる種についてみると、姉川ダムにおいても夏期を中心にカビ臭の原因となるフォルミディウムが棲息していることが確認されているが、その現存量は少ない。
- ・同様に、淡水赤潮の原因となるケラチウム属やペリディニウム属も棲息が確認されているが、その現存量は  $10^2$  のオーダーを下回り、これまでの調査結果によると淡水赤潮を形成するだけの増殖は確認されていない。



(データ出典：滋賀県)

図 2.5.8 姉川ダム貯水池における植物プランクトン現存量の推移

## 5) 姉川ダム放流水質と下流河川水質の関係

姉川ダム建設に伴う下流姉川水質への影響を検討するため、姉川国友橋地点水質と姉川ダム放流水質の経時変化を図 2.5.10 に示した。なお、各調査地点の位置関係を模式図で表すと図 2.5.9 のとおりである。

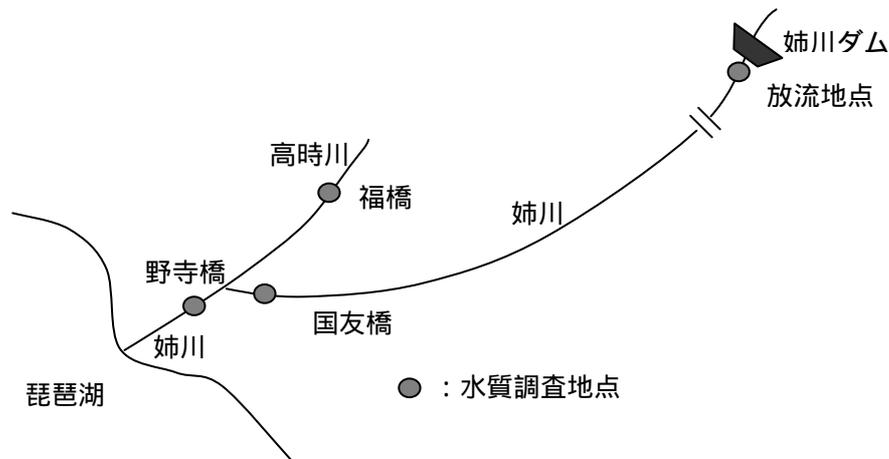


図 2.5.9 姉川下流部の水質調査地点と姉川ダムの関係

姉川ダム建設前後の国友橋地点の水質を見ると、BOD, COD の有機物指標、窒素、リンの栄養塩ともに大きな差は認められず、姉川ダムの運用によって下流水質が悪化するような傾向は認められない。

なお、2003 年 6 月では国友橋の COD や総リン濃度が一時的に高濃度を示している。この時ダム放流水質では同様の傾向は認められないことから、同時点の COD、総リン濃度の一時的な上昇は、ダムによるものでなく、ダム下流で支川等の流入の影響によるものではないかと推察される。

以上までの検討成果と、P2-150 で整理した琵琶湖におけるアオコ・淡水赤潮の発生状況を踏まえ、姉川ダムが及ぼす琵琶湖への影響をについてとりまとめると、つぎのとおりである。

### 姉川ダムが及ぼす琵琶湖への影響のまとめ

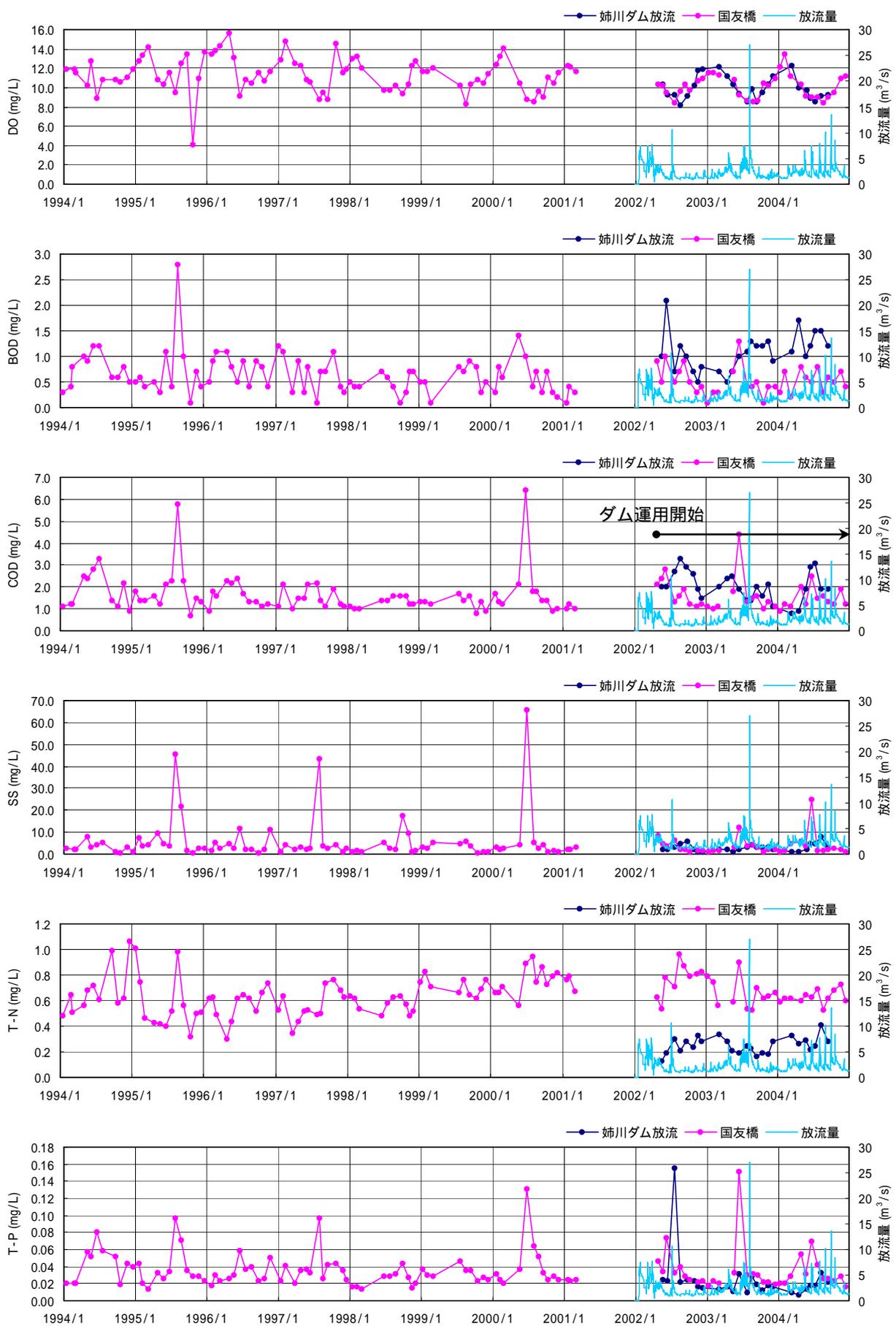
姉川ダム貯水池は、供用開始されて間もないダムであり十分な水質等のデータは存在しないが、これまでの調査結果によると、2004 年の 6～7 月に珪藻類の *Asterionella formosa* が優占的となりピーク時でクロロフィル a 濃度 45  $\mu\text{g/L}$ 、藻類現存量では 15,000 細胞数/mL 程度となっている。この藻類現存量は、北湖安曇川沖中央表層でも見られるものであり、北湖同地点ではこれを上回る場合もある。（注：2002 年の調査結果は、湛水初期の特殊な状況と考え除外した）

姉川ダムでも淡水赤潮の原因となるケラチウム属やペリディニウム属の生息が確認されているが、その現存量は  $10^2$  のオーダーを下回り少ない。なお、アオコの原因となるミクロキスティス属等の現存はこれまで確認されていない。

姉川下流の国友橋地点水質により姉川ダム建設前後の水質変化をみると、BOD, COD の有機物指標、窒素、リンの栄養塩類ともに建設前後の濃度レベルに大きな差は認められず、姉川ダムの建設によって下流水質が悪化するような傾向は認められない。

上述のように姉川ダム貯水池においても淡水赤潮の原因となる種は確認されておらず、ダム放流によってこれらの種が琵琶湖に流入する可能性は否定できない。しかしながら、姉川が流入する琵琶湖北東岸域ではこれまで淡水赤潮の発生はなく、琵琶湖全体としてもケラチウム属やペリディニウム属による淡水赤潮の発生はない。同様に琵琶湖北東岸域でアオコの発生はない。

以上のことから、姉川ダム貯水池の放流によって琵琶湖の水質が悪化する、アオコ、淡水赤潮が発生するといった現象は生じていないものと推察される。



(データ出典：姉川ダム = 滋賀県、国友橋水質 = 水資源機構)

図 2.5.10 姉川ダム放流水質と姉川下流水質 (国友橋) の関係

## 琵琶湖流域の既存ダムにおける水質変化と下流河川・琵琶湖への影響に関するまとめ

対象とした既存ダムは規模が小さいものの、滞留時間は植物プランクトンの増殖に十分な湖水の滞留状況となっており、各ダムの水質は基本的には流入水質に影響を受ける結果となっている。対象ダムのうち日野川ダムは富栄養のレベルにあると考えられるが、植物プランクトンの優占種は珪藻類であり、アオコ等の原因となる藍藻類が異常に増殖することはない。

既存ダム貯水池においても淡水赤潮の原因となる種は量的に少ないが確認されている。しかしながら、各河川が流入する琵琶湖沿岸域ではこれまでダムで確認された種（ケラチウム属、ペリディニウム属）による淡水赤潮の発生はない。

下流河川水質では、ダムより下流区間において汚濁負荷流入の影響が大きいいため、下流河川水質に及ぼすダムの影響は明確でない。

近年、供用が開始された姉川ダムでは下流の国友橋地点の水質は有機物、栄養塩ともに建設前後の濃度レベルに大きな差は認められない。

以上、琵琶湖流域の既存ダムにおける水質変化と下流河川・琵琶湖への影響について得られた知見を要約したが、既存ダムでも淡水赤潮の原因藻類の存在が確認されており、これらの藻類が下流河川を経て琵琶湖に流入する可能性はあるが、琵琶湖では環境条件が異なるため同種による淡水赤潮の発生は今のところ認められていない。

姉川ダム下流の水質は、ダム建設前後で大きな差は認められず、ダムの建設によって下流水質が悪化するような傾向はうかがえない。

## 2.6 他水域における貯水池と下流河川等における植物プランクトンの状況

### 2.6.1 貯水池で増殖した植物プランクトンの下流河川での状況

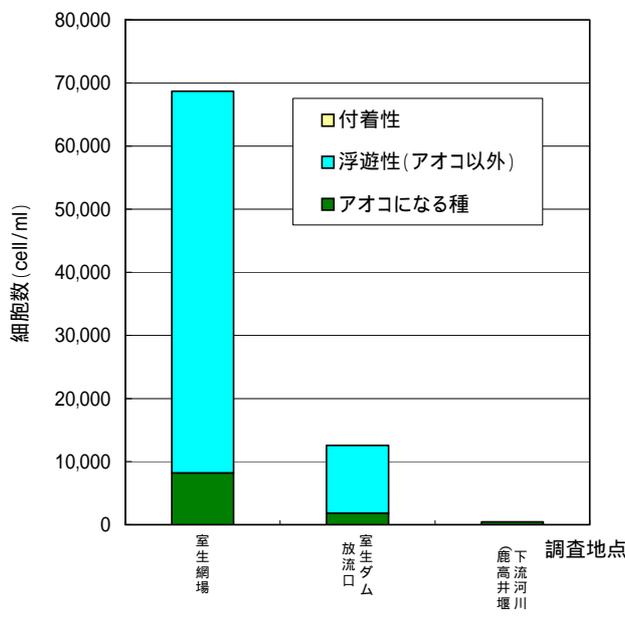
#### (1) 現地調査による検討

水資源機構丹生ダム建設所においては、丹生ダム貯水池水質が下流河川および琵琶湖にどの程度影響を及ぼすかを把握するため、平成 14 年および 15 年度にわたり図 2.6.1 に示す木津川上流ダム群を対象に、貯水池で増殖した植物プランクトンの流下過程を調査している。その結果を図 2.6.2～2.6.3 に示した。

平成 14 年度に実施した調査によると、図 2.6.2 に示すように室生ダム貯水池（網場表層）と 6km 下流の鹿高井堰地点を比較すると下流地点の植物プランクトン現存量は約 1/100 程度となっており、浮遊性の藻類もほとんど見られない結果となっている。この場合の鹿高井堰地点の流量は、1.85m<sup>3</sup>/s であった。



図 2.6.1 調査地点位置図



	室生網場	室生ダム放流口	下流河川(鹿高井堰)
アオコになる種	8,220	1,858	462
浮遊性(アオコ以外)	60,463	10,709	2
附着性	0	0	0
細胞数(cells/ml)	68,683	12,567	464

アオコになる種 …… 藍藻類のマイクロキスティス、アナベナ、フォルミディニウム  
 浮遊性(アオコ以外) …… 珪藻類のメロシラ、キクロテラ、渦鞭毛藻類のペリディニウム、セラチ  
 褐色鞭毛藻類のクリプトモナス、緑藻類のボルボックス等  
 附着性 …… 上記以外

図 2.6.2 ダム貯水池表層と下流河川における植物プランクトン現存量の比較 (H14 年 9 月 24 日調査結果)

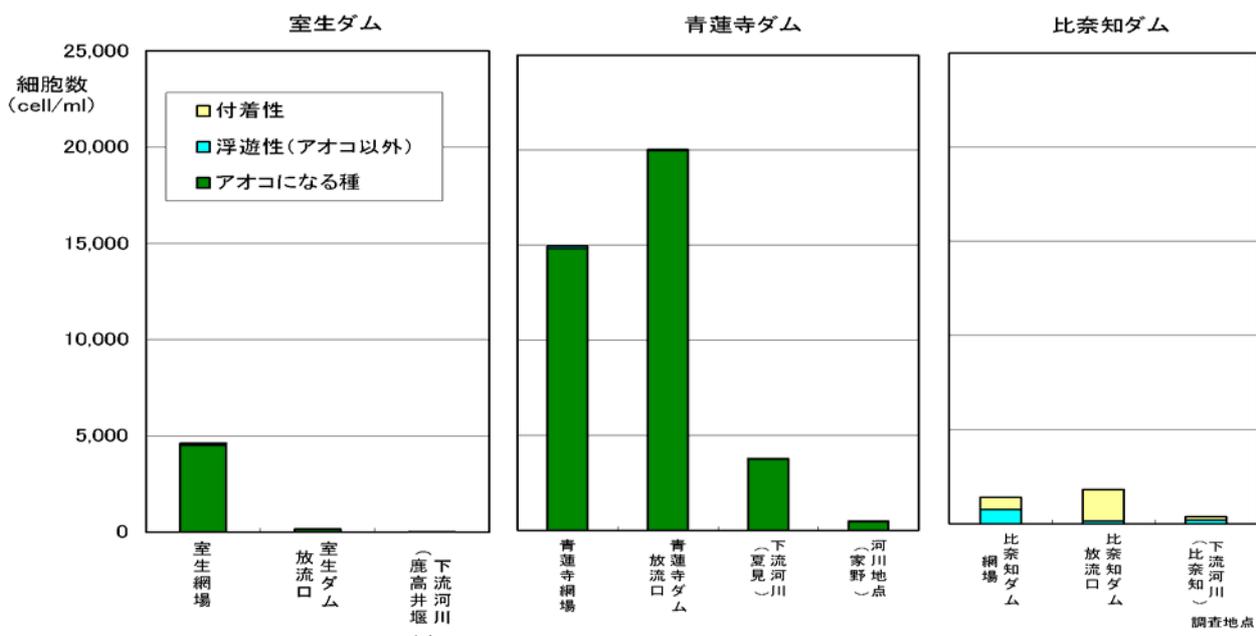
同様に、室生、青蓮寺および比奈知ダムからの放流の影響を受ける家野地点（調査時流量、8.34 m<sup>3</sup>/s）についても、上流のダム貯水池表層に比べ同地点の藻類現存量そのものは極めて少なくなっている。

また、平成 15 年度に実施した調査結果を図 2.6.3 に示した。同年夏期には、室生ダム、青蓮寺ダムでアオコが発生していたが、下流河川では前年度の調査結果と同様、アオコ原因藻類も含め藻類現存量そのものが大きく減少していることが確認された。

以上までの現地調査結果にもとづき、植物プランクトンの流下過程について簡単に整理すると、次のとおりである。

まとめ

・貯水池内で増殖した浮遊性の藻類は放流に伴って流出するが、流下するに従いその現存量は大きく減少する。この結果は、流れ場である河川では、浮遊性の藻類は増殖しにくいことを示すものと考えられる。



(出典：柳生ら；貯水池の水質と下流河川への影響、土木学会第 59 回年次学術講演会講演集、2004 年 9 月)

図 2.6.3 各ダム貯水池表層と下流河川における藻類量の比較 (H15 年 9 月 29 調査結果)

(2) 類似調査・研究について

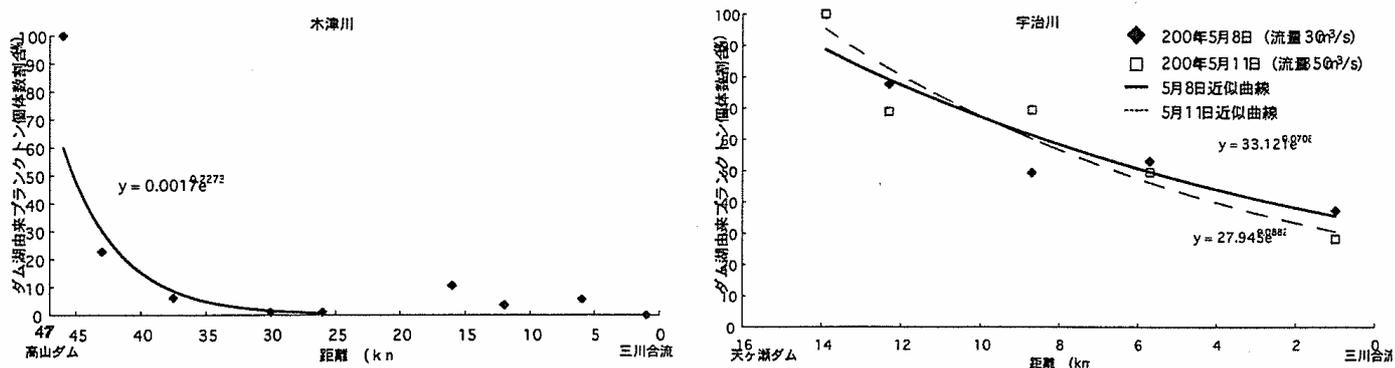
竹門らは木津川および宇治川を対象に、上流で増殖したプランクトンの下流河川での状況を調査しており、その結果を図 2.6.4 に示した。

本調査によると、ダム湖由来のプランクトンが 90%減少するのに要する距離は、木津川で流量 33.6 m<sup>3</sup>/s の時 10.1km、宇治川で流量 130m<sup>3</sup>/sの時、32.5 k m、350m<sup>3</sup>/sの時 26.1 k mであったとしている。木津川において短い距離でプランクトンが大きく減少する理由としては、河床に砂礫が多くこれによって補足率が高いことが関係しているのではないかと指摘している。

一方、木津川に比べ宇治川で同じ流下距離で減少率が低い原因として、宇治川の河床は岩盤が卓越していることをあげている。

さらに、同論文では諏訪湖から流出するアオコの原因藻類であるミクロキスティスの下流天竜川での現存量変化を紹介しており、流量が 10~50m<sup>3</sup>/sの時、16.5 k m流下すると 87%、32 k mで 92%に減少したと報告している。

いずれにしても、他の調査からもダム貯水池で増殖した植物プランクトンは、下流河川で大きく減少していることは明らかである。なお、その原因や程度に影響する要因の一つとして、竹門らは河床材料の違い等を指摘している。



(出典：竹門ら；河川下流井伊における流下粒状有機物組成の流程変化、応用生態工学会第 8 回研究発表会講演要旨

図 2.6.4 ダム湖由来プランクトンの現存率変化

(3) 河川における浮遊性藻類に関する知見について

環境省の諮問機関である中央環境審議会の水環境部会に設置された陸域環境基準専門委員会において提出された資料において、表 2.6.1 に示すように河川と湖沼(ダム貯水池含む)における物質交換過程に伴う水質変化の主な相違点が整理されている。これによると、一般的には河川では流速が大きいいためプランクトンが増殖せず、富栄養化現象は生じないとしており、前出の現地調査結果はこの知見を裏付けるものとなっている。

表 2.6.1 河川と湖沼における物質変換過程に伴う水質の変化の主な相違

		河 川	湖 沼
物理化学的 過程	流送と沈降	流入あるいは水域内で発生した汚濁物質の多くが下流域に流出する。流出せず沈降し底質に蓄積された汚濁物質も洪水時等に下流域から海域に流出する。	流入あるいは水域内で発生した汚濁物質のうち沈降性汚濁物質の多くが沈降し底質に蓄積される。流出河川がある場合、溶解性汚濁物質の一部は下流域に流出する。沈降に関して湖沼は下流域に対し水質浄化の役割を果たし、湖沼内では有機物の蓄積が進む。
	底質の巻上げ・剥離	流れにより常に底質の巻上げを生じ、剥離も生じやすいが、巻き上げ・剥離した物質は速やかに下流域に流出する。	流れが微小であり底質の巻上げは少ない。付着生物は生長や死滅等により剥離する。また、洪水時やダムの放流時には底質の巻上げを生じる。
	溶 解	大河川下流域や汚濁の進行した都市河川などの流れが弱く底泥が堆積した水域以外は栄養塩の溶出は少ない。	成層型の湖沼の場合底質に栄養塩が蓄積し、環境条件によって再溶出する。
生物学的 過程	光合成 (植物性プランクトン)	我が国の河川では流速が大きい一般にはプランクトンが生育せず、富栄養化現象は生じない。ただし、一部の植物性プランクトンが付着性藻類に生活形を変化させ、ダム直下や湖沼への河川の流入出域に定着したり、湖沼で生育したプランクトンや河川底質の砂礫から剥離した藻類(流下藻類)が存在することがある。上流河川水域におけるクロロフィル a 濃度は年平均 3 mg/m <sup>3</sup> である。(上流域に湖沼がない上流河川 15カ所の平均値)	植物性プランクトンが生育する。栄養塩の豊富な水域では内部生産により富栄養化現象を生じ、著しい場合利水障害を生じる。ただし、植物性プランクトンの増殖は栄養塩濃度だけではなく、気象や水理的条件に影響を受ける。人工的水域の場合、捕食者である動物性プランクトンが少なく短期間に植物性プランクトンの著しい増殖を生じることがある。クロロフィルa 濃度の湖沼の富栄養化限界値は7 ~ 40mg/m <sup>3</sup> である。(Forsberg&Ryding)

出典：「人工湖沼における湖沼類型指定について」、中央環境審議会水環境部会 陸域環境基準専門委員会（第5回）資料、2003年2月21日

## 2.6.2 上下流に位置するダム貯水池での植物プランクトンの関連性検討

連続したダムにおける植物プランクトンの発生状況に関連があるかを検討した。

検討対象のプランクトンは、アオコの原因種である *Microcystis* と淡水赤潮の原因種である *Peridinium* とした。対象ダムの緒元を表 2.6.2 に、位置図を図 2.6.5 に示す。

表 2.6.2 対象ダム一覧

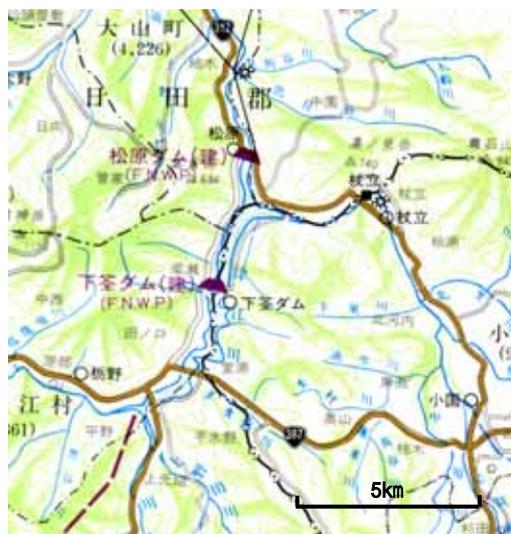
ダム名(上流 - 下流)	流下距離	貯水池容量 (千 m <sup>3</sup> )	滞留時間 (日)
富郷ダム - 柳瀬ダム 柳瀬ダム - 新宮ダム	約 13km 約 7.5km	富郷 52,000 柳瀬 32,200 新宮 13,000	147 64.2 20.0
相模湖 - 津久井湖	約 7km	相模湖 63,200 津久井湖 62,300	13.4 13.8
下笠ダム - 松原ダム	約 3.5km	下笠 59,300 松原 54,600	54.5 21.9
室生ダム 青蓮寺ダム 高山ダム 比奈知ダム	約 30 ~ 40km	室生 16,900 青蓮寺 27,200 比奈知 20,800 高山 56,800	59.3 64.4 102 42.3



相模・津久井湖



富郷・柳瀬・新宮ダム



下笠・松原ダム



室生・青蓮寺・比奈知・高山ダム

図 2.6.5 ダム等位置図

(1) 発生状況

対象ダム群での植物プランクトン発生状況を概観する。

富郷ダム - 柳瀬ダム - 新宮ダム

*Microcystis* については発生量が少ない(多くても 10 細胞/mL)ため、考察は省略する。

*Peridinium* は 2002 年に富郷ダムで比較的多く発生し、その 1 ヶ月後には下流の柳瀬ダムや新宮ダムでも同種の *Peridinium* (*Peridinium volzii*) が大量に発生している。しかし、2001 年以前を見ると柳瀬ダムで *Peridinium* が多く発生しても新宮ダムではほとんど発生していない。

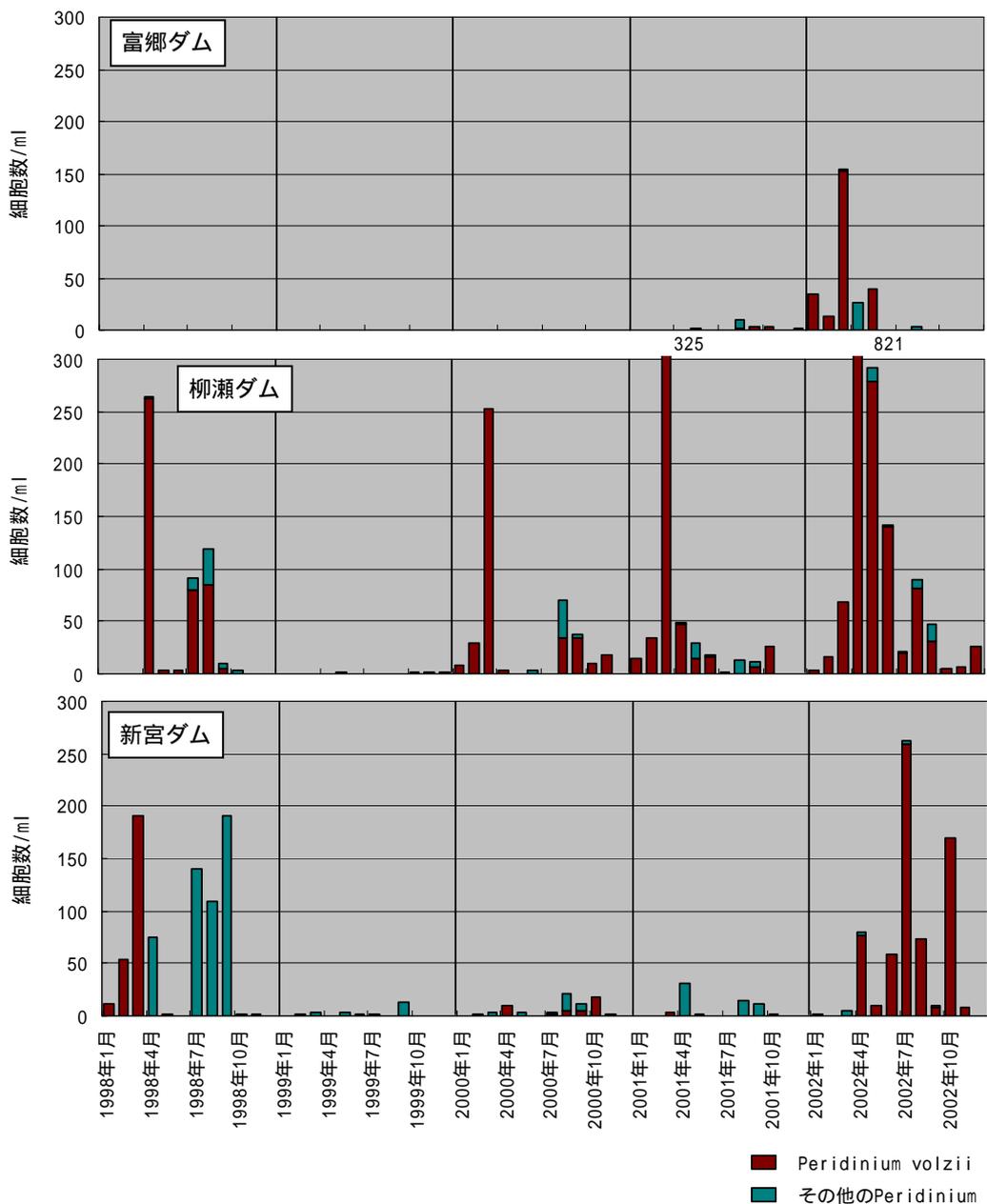


図 2.6.6 富郷ダム - 柳瀬ダム - 新宮ダムの *Peridinium* 発生状況

相模湖 - 津久井湖

*Microcystis* は相模湖で比較的多く発生した 1977,8 年の同時期または若干遅れて津久井湖でも発生している。

*Peridinium* は、上流の相模湖で比較的多く発生した時期に下流の津久井湖では発生していない。

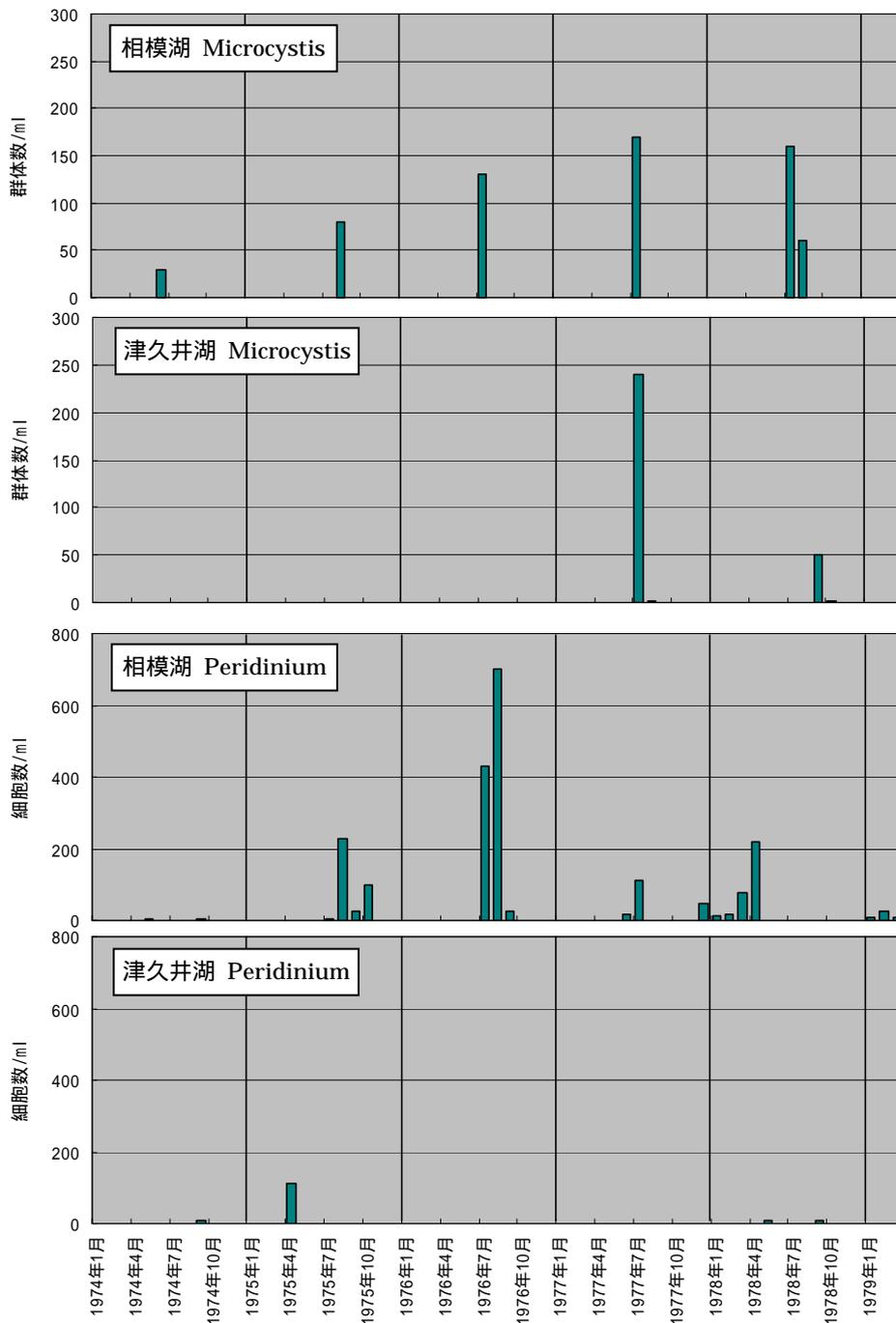


図 2.6.7 相模湖 - 津久井湖の *Microcystis* (上) *Peridinium* (下) 発生状況

下笠ダム - 松原ダム

*Microcystis* については、下笠ダムで比較的多く発生した 2002 年 10 月に松原ダムでも発生している。

*Peridinium* は、両ダムとも春と秋に発生する傾向があるが、上流の下笠ダムで多く発生した *Peridinium bipes f. oculatum* が直下流の松原ダムでは全く発生していない。

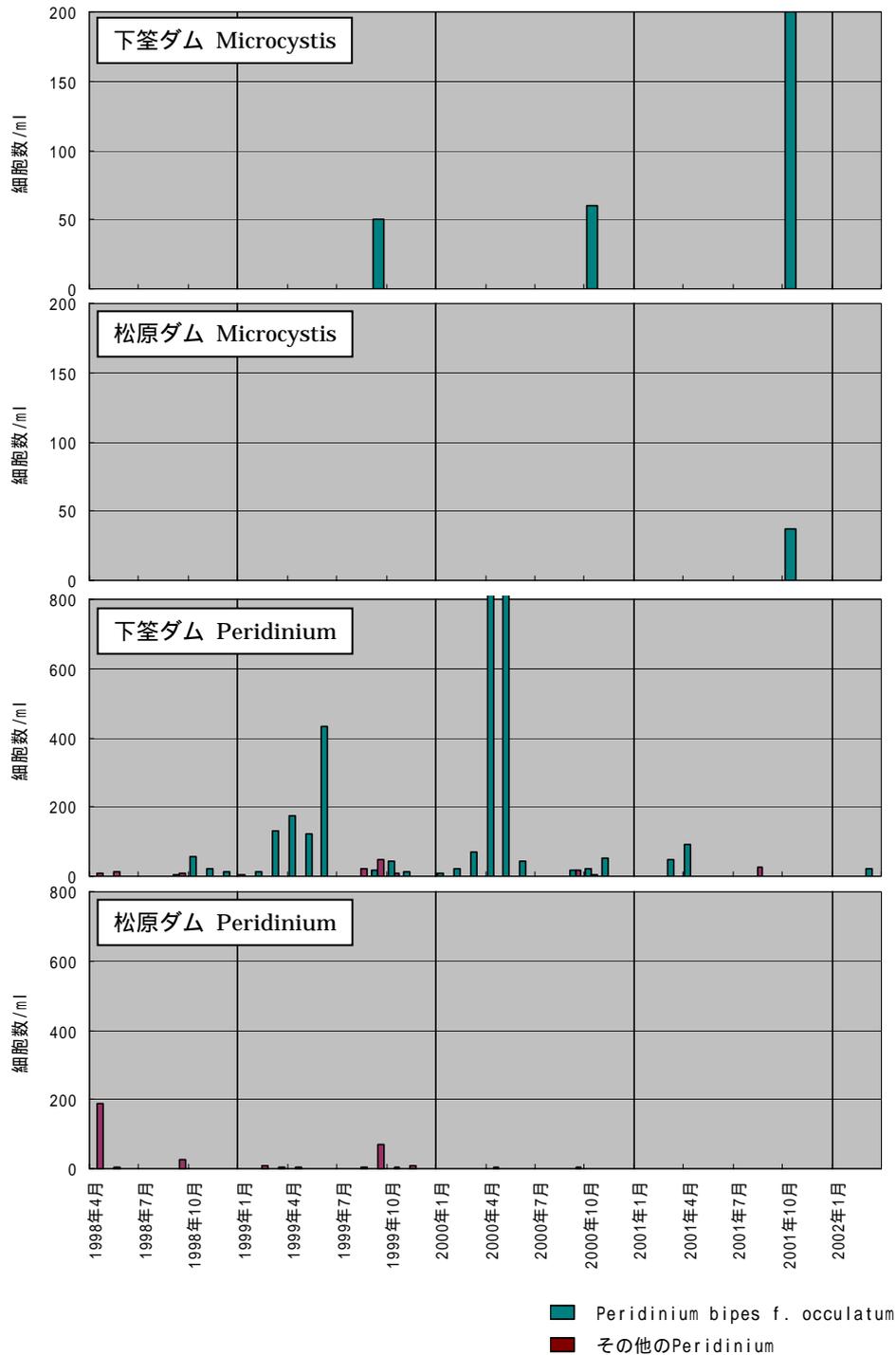


図 2.6.8 下笠ダム - 松原ダムの *Microcystis* (上) *Peridinium* (下) 発生状況

室生・青蓮寺・比奈知ダム - 高山ダム

*Microcystis* については各年とも高山ダムで先に発生しており、上流ダムからの影響よりはむしろ気象等の要因によるところが大きいと考えられる。

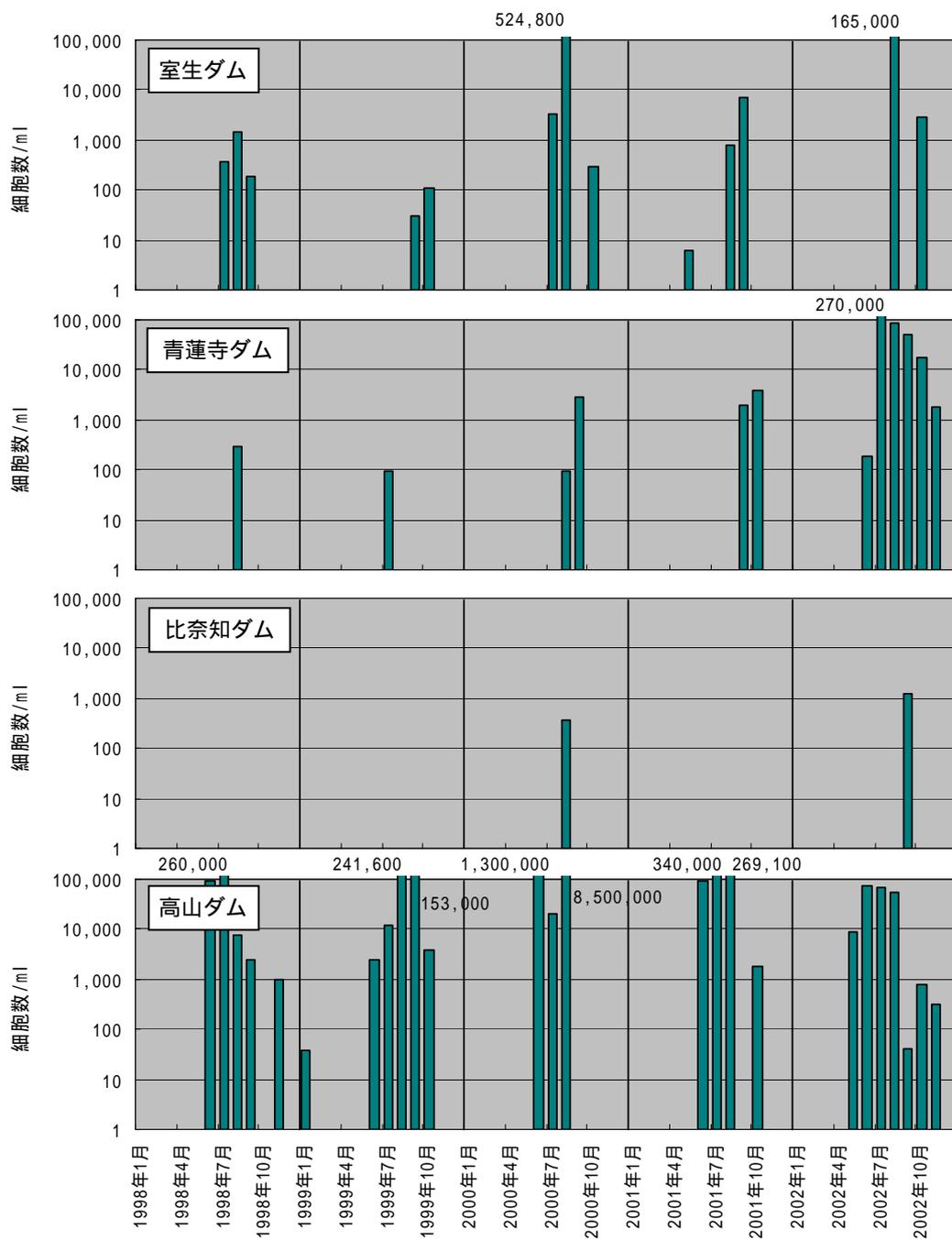


図 2.6.9 室生・青蓮寺・比奈知ダム - 高山ダムの *Microcystis* 発生状況

*Peridinium* については、上流ダムで発生した後 1 月ほど遅れて高山ダムで発生のピークをむかえているが、発生量を見ると上流ダムと高山ダムで必ずしも関連はない。

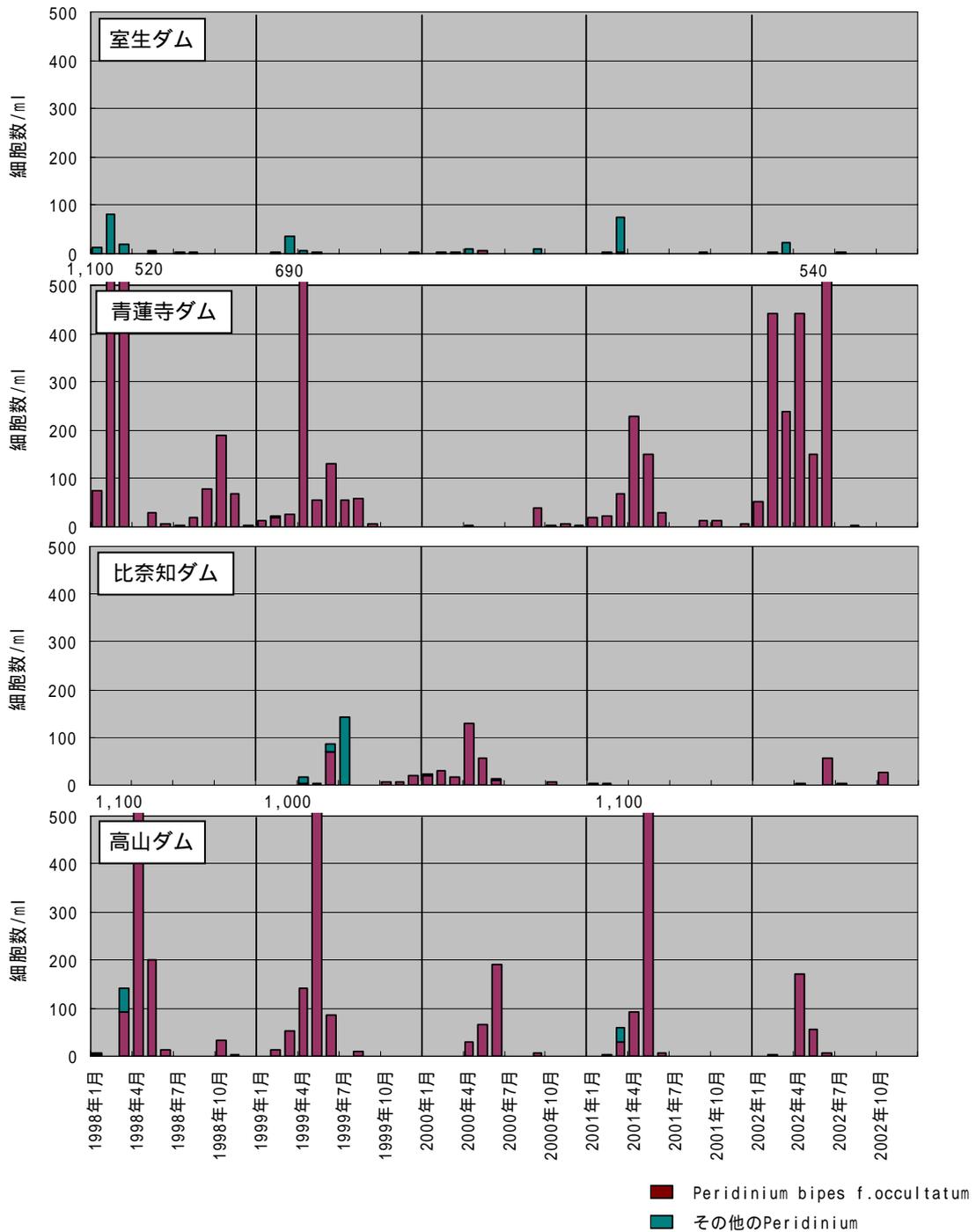


図 2.6.10 室生・青蓮寺・比奈知ダム - 高山ダムの *Peridinium* 発生状況

## まとめ

新規にダムが出来た場合、下流ダムで発生するプランクトン種に影響を与えるか否かについては、1)富郷ダム（2001年4月管理開始）2)比奈知ダム（1999年4月管理開始）の2事例があるが、いずれのダムについても発生した植物プランクトンが既に下流ダムで発生していた種であり、上流ダムで発生した新種のプランクトンが下流で繁殖する現象は確認できなかった。

上下流ダムでの植物プランクトン発生量の相関については、関係が否定できないケース（例：室生・青蓮寺・比奈知 - 高山ダムの *Peridinium*）と関係がないと考えられるケース（例：下笠 - 松原ダムの *Peridinium*）があり、これについては（2）項で検討する。

### （2）上下流ダムでの発生量の相関

上下流ダムで発生した植物プランクトンの相関をとり、両者に関係があるかを検討する。ここで、上流で発生した植物プランクトンが下流ダムへ流達するのにかかる時間分だけ、滞留日数を用いてデータを補正している。

なお、以下のケースについては上流で発生したプランクトンが下流ダムで確認されておらず、上下流ダムで関係のないことが明らかであることから、検討の対象外とした。

- ・相模湖 - 津久井湖（*Peridinium*）
- ・下笠ダム - 松原ダム（*Peridinium*）

#### 富郷ダム - 柳瀬ダム - 新宮ダム

柳瀬ダム - 新宮ダムでの *Peridinium* の相関を図 2.6.11 に示す。富郷ダムのデータが少ないため、省略した。

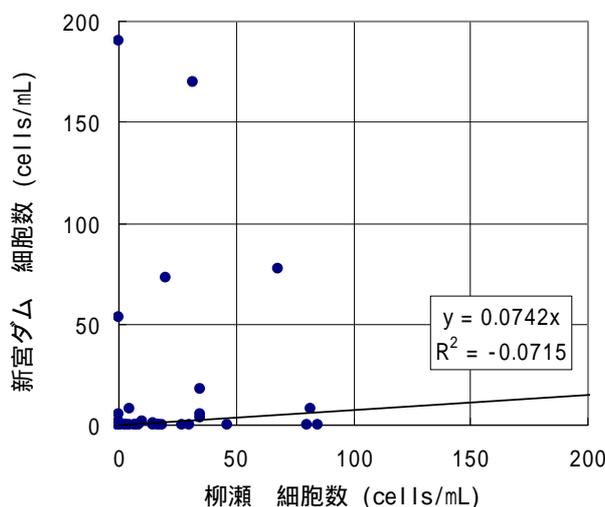


図 2.6.11 柳瀬ダム - 新宮ダムでの *Peridinium* 細胞数

両ダム間での *Peridinium* 発生量の相関は低いと考えられる。

相模湖 - 津久井湖

相模湖 - 津久井湖での *Peridinium* の相関を示す ( 図 2.6.12 )。

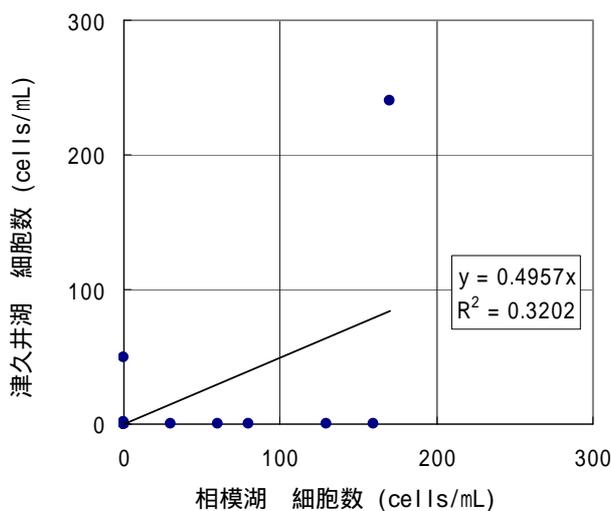


図 2.6.12 相模湖 - 津久井湖での *Peridinium* 細胞数

両ダム間での *Peridinium* 発生量の相関は低いと考えられる。

室生・青蓮寺・比奈知ダム - 高山ダム

上流3ダム - 高山ダムでの *Peridinium* の相関を図 2.6.13 に、*Microcystis* の相関を図 2.6.14 に示す。

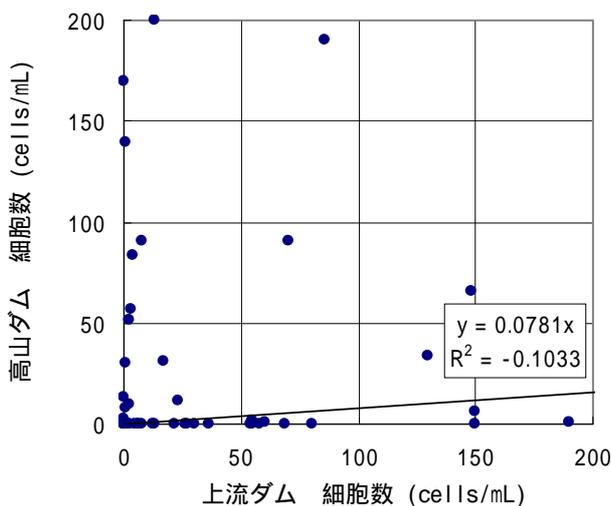


図 2.6.13 室生・青蓮寺・比奈知ダム - 高山ダムでの *Peridinium* 細胞数

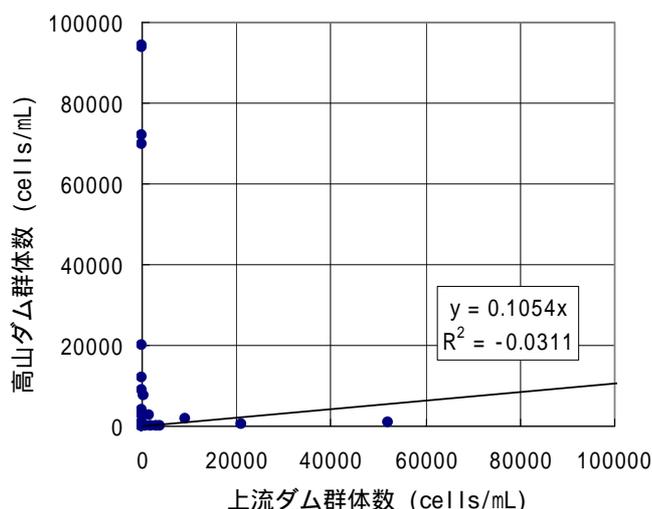


図 2.6.14 室生・青蓮寺・比奈知ダム - 高山ダムでの *Microcystis* 群体数

両ダム間では *Peridinium*、*Microcystis* 共に発生量の相関は低いと考えられる。

(3) まとめ

以上、上下流に連続したダムにおける植物プランクトンの関連について検討した。結果をまとめると、表 2.6.3 のとおりである。

表 2.6.3 検討結果一覧

ダム名(上流 - 下流)	<i>Microcystis</i>	<i>Peridinium</i>
富郷ダム - 柳瀬ダム - 新宮ダム	/	
相模湖 - 津久井湖		
下笠ダム - 松原ダム		
室生ダム 青蓮寺ダム 高山ダム 比奈知ダム		

: 「1.発生所況」より、相関がないと考えられるもの

: 「2.発生量の相関」より、相関が低いと考えられるもの

上流ダムで発生した植物プランクトンが下流ダムに影響を及ぼすという現象について、以下のよう考えられる。

1) 新たに建設されたダムからの影響

今回のデータでは、富郷ダム(2001年4月管理開始)、比奈知ダム(1999年4月管理開始)の2事例があるが、いずれのダムについても発生した植物プランクトンが既に下流ダムで発生していた種であり、上流ダムで発生した新種のプランクトンが下流で繁殖する現象は確認できなかった。

2) 上下流ダムでの植物プランクトン発生量の相関

次に、上下流ダムでの植物プランクトン発生量の相関については、関係がないと考えられるケース(例: 下笠 - 松原ダムの *Peridinium*) が確認された。

また、それ以外のケースについて相関をとったところ、上下流ダムでの相関は低いと考えられた。

今回の検討からは、貯水池における植物プランクトンの発生は、上流ダムでの発生状況よりもむしろ、他の要因（気象や流入水質など）により決定される部分が多いと考えられる。ただし、植物プランクトンに関してはまだ未解明な部分も多いため、ダム完成後には植物プランクトンの発生状況を適宜調査し、監視に努めることが必要と考えられる。

#### （４）他水域における貯水池と下流河川等における植物プランクトンの状況に関するまとめ

室生ダム貯水池（網場表層）と6km下流の鹿高井堰地点を比較すると下流地点の植物プランクトン現存量は約1/100程度となっており、浮遊性の藻類もほとんど見られない結果となった。

また、同じ川の上流と下流に位置するダム貯水池における植物プランクトンの関連性については、近年供用が開始された富郷ダム、比奈知ダムの植物プランクトンを考察した。これにより富郷ダム下流の新宮ダムと比奈知ダム下流の高山ダムでは、富郷ダム、比奈知ダムで発生したプランクトンが繁殖する現象は確認できなかった。

以上より、貯水池内で増殖した浮遊性の藻類は放流に伴って流出するが、流下するに従いその現存量は大きく減少する。この結果は、流れ場である河川では浮遊性の藻類は増殖しにくいことを示すものと考えられる。

上流貯水池と下流貯水池における植物プランクトンの発生は、上流ダム貯水池での発生状況よりもむしろ下流ダム貯水池での他の要因（水理・水質・気象など）により決定される部分が多いと考えられる。

## 2.7 丹生ダムと規模、流入水質レベル等が類似するダムの水質状況

ここでは、貯水池規模、回転率、流入水質レベル等から丹生ダムに類似する既存ダムを抽出し、そのダムにおける水質状況等から丹生ダム建設後の貯水池状況を推察する。

ここでは、対象ダムとして表 2.7.1 に示す 5 ダムを取り上げた。各ダムにおける貯水池水の滞留状況を比較するため回転率を算出した結果を表 2.7.2 に示した。また、丹生ダムの流入水質に相当する小原地点水質と各ダムの流入水質を比較した結果を図 2.7.1 に示した。

表 2.7.1 他ダムと丹生ダムの諸元比較

項目	湯田ダム	宮ヶ瀬ダム	岩屋ダム	九頭竜ダム	真名川ダム	丹生ダム
水系 河川	北上川水系和賀川	相模川水系中津川	木曾川水系馬瀬川	九頭竜水系九頭竜川	九頭竜水系真名川	淀川水系高時川
位置	岩手県和賀郡湯田町大荒沢	神奈川県津久井郡津久井町青山	岐阜県下呂市金山町卯野原	福井県大野郡和泉村長野	福井県大野市若生子	滋賀県伊香郡余呉町小原
ダム形式	重力式アーチ	重力式コンクリート	ロックフィル	ロックフィル	アーチ式	ロックフィル
目的	F N P	F N W P	F A W I P	F P	F N P	F N W I
竣工年度	1964	2001	1976	1968	1977	-
流域面積 (km <sup>2</sup> )	583.0	112.5	1734.9	184.5	223.7	93.1
湛水面積 (km <sup>2</sup> )	6.30 (2.10)	4.60 (1.53)	4.24 (1.41)	8.90 (2.97)	2.93 (0.98)	3.0 (1.00)
総貯水容量 (m <sup>3</sup> )	114,160 千 (0.76)	193,000 千 (1.29)	173,500 千 (1.16)	353,000 千 (2.35)	115,000 千 (0.77)	150,000 千 (1.00)
有効貯水容量 (m <sup>3</sup> )	93,710 千 (0.81)	183,000 千 (1.58)	150,000 千 (1.29)	223,000 千 (1.92)	95,000 千 (0.82)	116,000 千 (1.00)
利用水深 (m)	21.5	80.0	58.0	31.0	54.0	91.9
備考			湛水面積、有効貯水量の規模が丹生ダムに近い。		湛水面積、有効貯水量の規模が丹生ダムに近い。	

注) ( ) の値は、丹生ダム当該値を 1 とした場合の比率を示す。

(データ出典:ダム年鑑、日本ダム協会)

表 2.7.2 各ダム回転率の比較

年	湯田ダム	宮ヶ瀬ダム	岩屋ダム	九頭竜ダム	真名川ダム	丹生ダム
1998	17.19	-	6.25	4.14	4.30	2.18
1999	14.77	-	6.33	3.48	3.07	2.19
2000	15.33	-	3.25	3.33	2.93	1.83
2001	13.46	1.57	2.56	2.88	3.26	2.53
2002	18.61	1.31	4.62	3.64	4.59	2.85
平均	15.87	1.44	4.60	3.49	3.63	2.32

注) 宮ヶ瀬ダムの平均値は 2001～2002 年の値による。

(データ出典:岩屋、丹生ダム以外は国土交通省、岩屋、丹生ダムは水資源機構)

## (1)丹生ダムに類似する既存ダムについて

有効貯水池容量から見ると、真名川ダムが丹生ダムに最も近く、ついで岩屋ダム、湯田ダムが比較的近い規模を有している。

湛水面積についても、真名川ダムが丹生ダムに最も近く、ついで岩屋ダム、宮ヶ瀬ダムとなっている。

貯水池回転率からは九頭竜ダムに近いが、真名川ダムと概ね同程度である。真名川ダムの回転率は、平均 3.6 回 / 年と丹生ダム (2.3 回 / 年) の 1.5 倍程度である。湯田ダムを除く他のダム貯水池水の交換頻度は小さく成層形成型のダムである。なお、湯田ダムの平均回転率は約 15.9 回 / 年と成層型と混合型の間にある。ただし、この回転率は、植物プランクトンの増殖の観点からは十分な滞留状況であると言える。

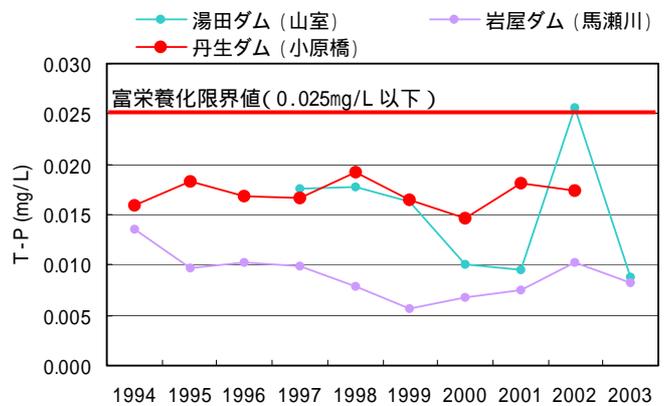
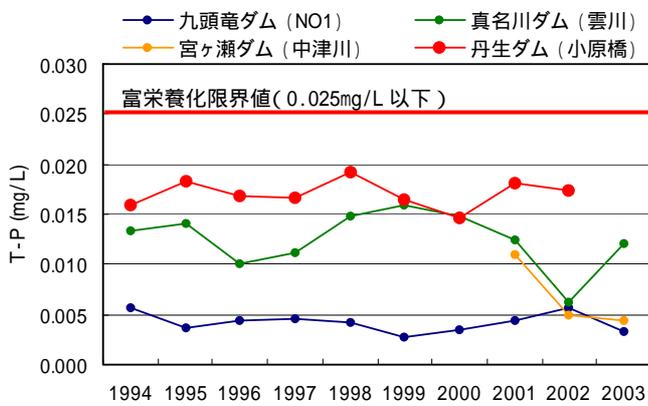
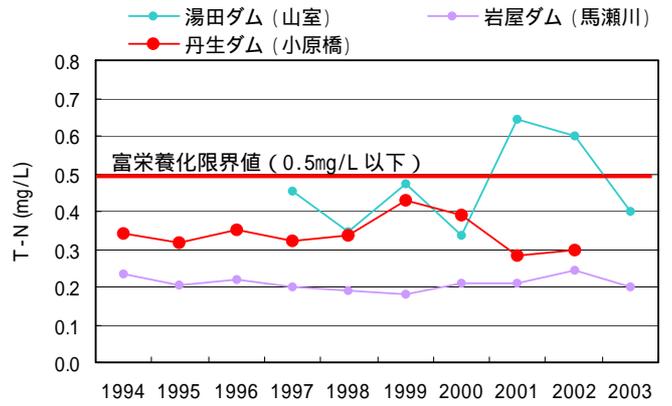
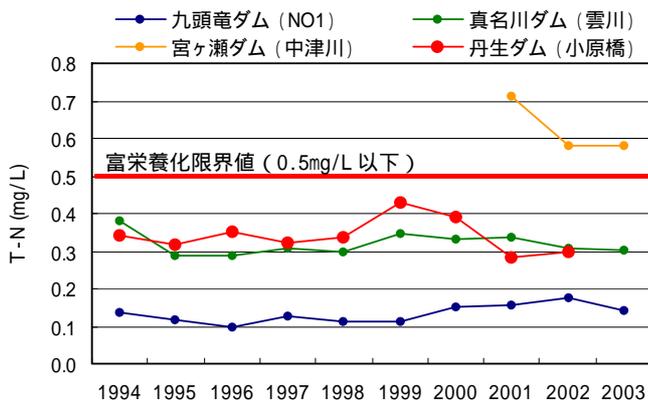
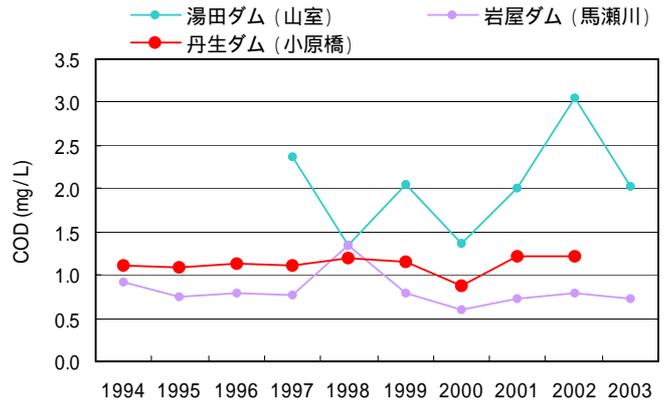
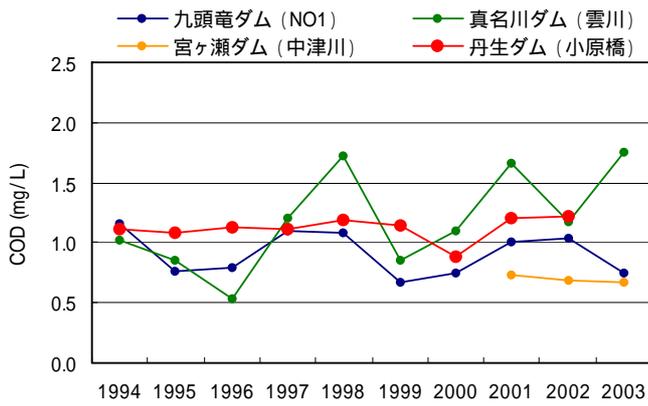
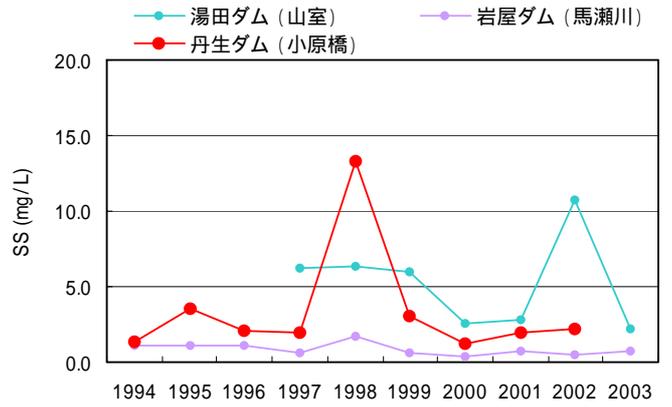
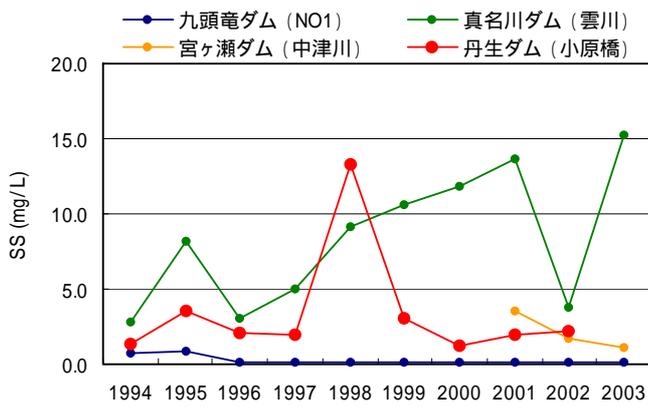
琵琶湖流域の既存ダムの項で述べたように、滞留期間が長いダムの貯水池水質は、流入水質の影響が大きい。この点から丹生ダムの流入水質と他ダムの流入水質について年平均値で比較すると、CODについては、他のダムは年によってやや変動しているが、平均的な濃度レベルは真名川ダムに近い。

窒素についても、丹生ダムの流入水質レベルは真名川ダムと概ね同レベルであり、ついで、湯田ダムが丹生ダムのレベルに近くなっている。

リンについては、湯田ダムを除く他のダムでは富栄養化限界値を下回っているが、丹生ダムが全体としてやや高いものの、真名川ダムと同レベルになる期間もある。また、窒素の場合と同様に湯田ダムも検討対象ダムのなかでは、丹生ダムのレベルに近くなっている。

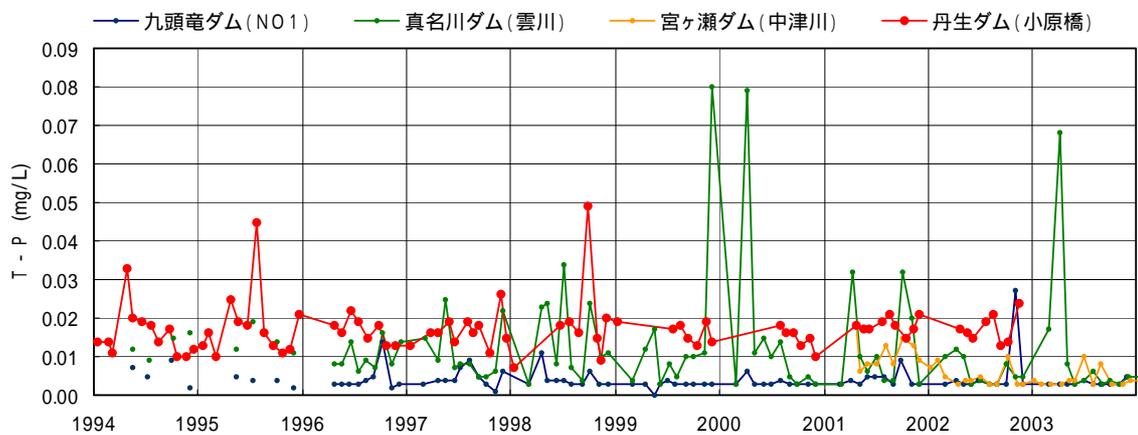
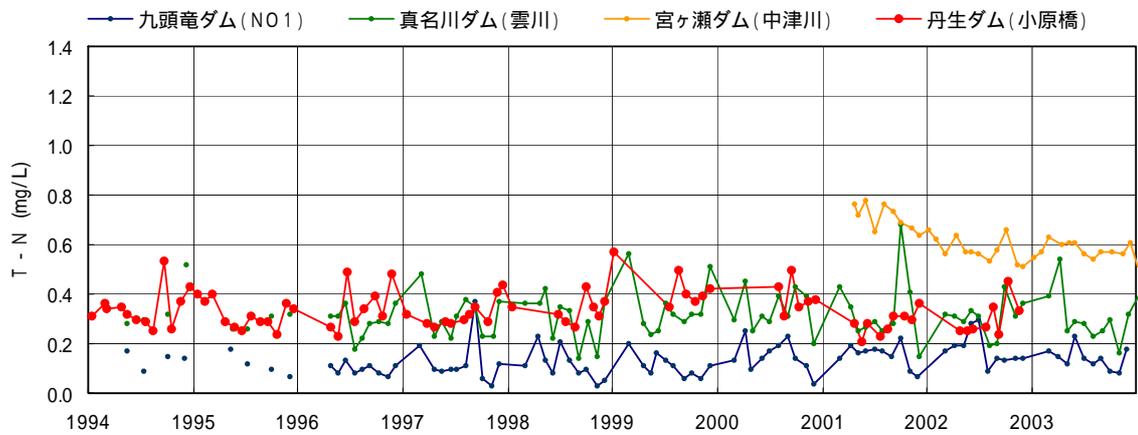
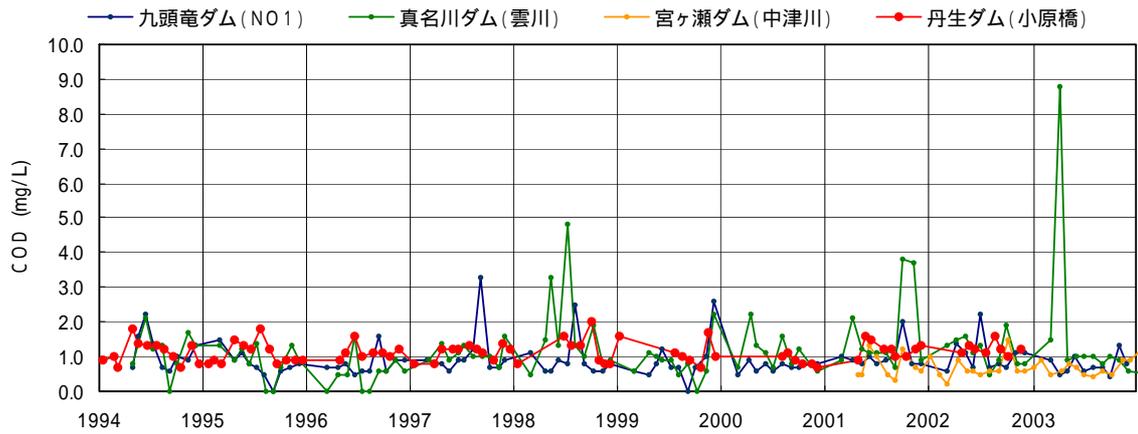
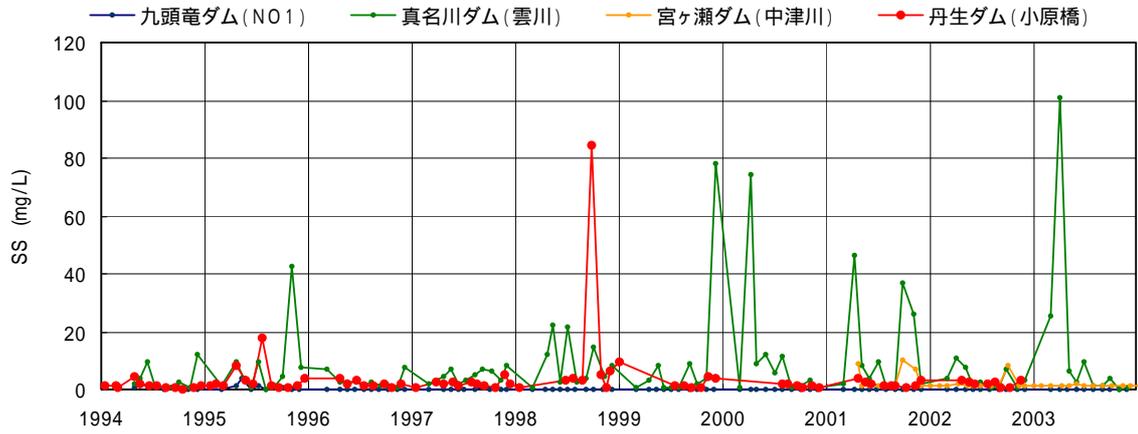
月 1 回の調査結果から比較しても、丹生ダムの流入水質レベルは、真名川ダムと類似しているものとなっている。

全体としては、今回対象としたダムのうち貯水池の規模、流入水質から判断すると、真名川ダムが最も丹生ダムと貯水池特性が類似したダムと判断され、ついで、流入栄養塩レベルはやや高めとなり、湛水面積、貯水池回転率も大きい湯田ダムが丹生ダム建設後の貯水池を予測する上で参考になるものと思われる。さらに、流入水質レベルは丹生ダムよりは低いものの貯水池規模や回転率は丹生ダムと類似している岩屋ダムの水質状況についても参考になると思われる。



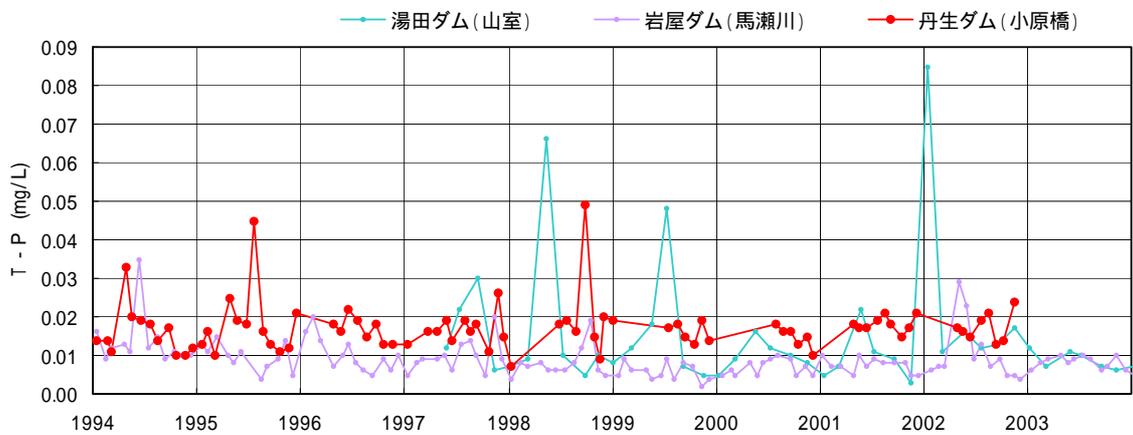
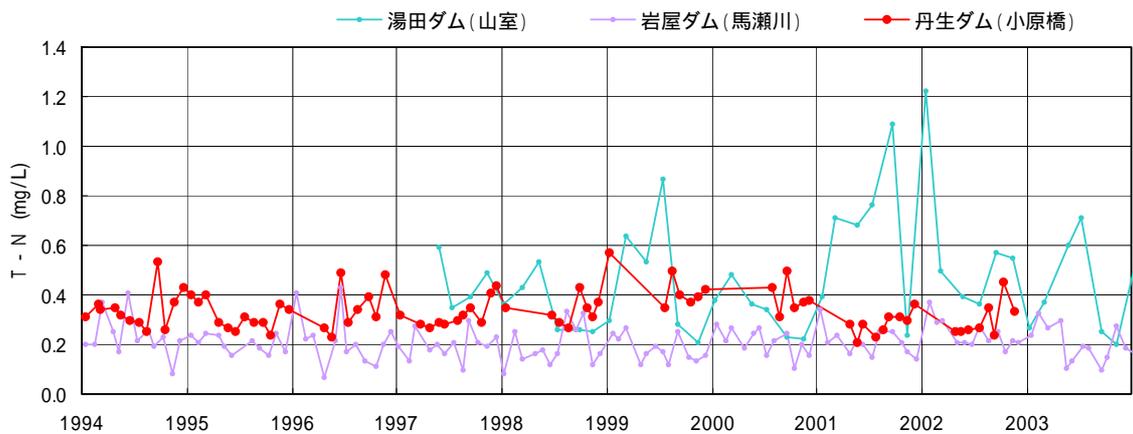
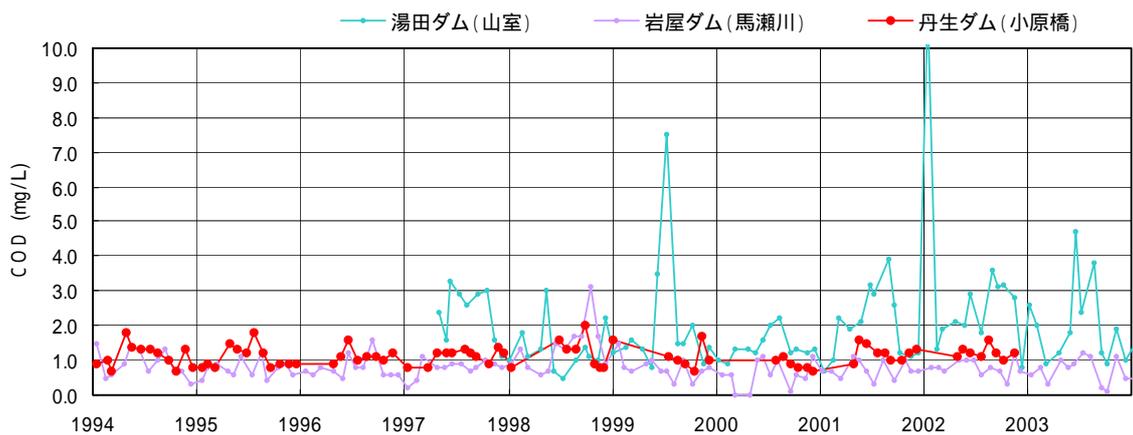
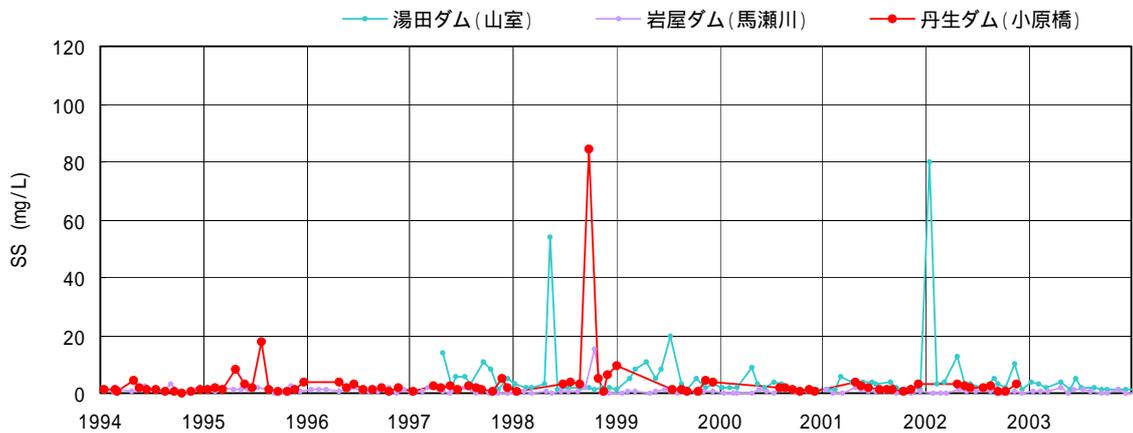
(データ出典：岩屋、丹生ダム以外は国土交通省、岩屋、丹生ダムは水資源機構)

図 2.7.1 各ダム貯水池の流入水質レベルの比較 (年平均値の動向)



(データ出典：丹生ダム以外は国土交通省、丹生ダムは水資源機構)

図 2.7.2 各ダム貯水池の流入水質レベルの比較(その1：月1回の調査結果による)



(データ出典：岩屋、丹生ダム以外は国土交通省、岩屋、丹生ダムは水資源機構)

図 2.7.3 各ダム貯水池の流入水質レベルの比較(その1：月1回の調査結果による)

(2) 丹生ダムと貯水池特性が類似する真名川ダムの水質状況等

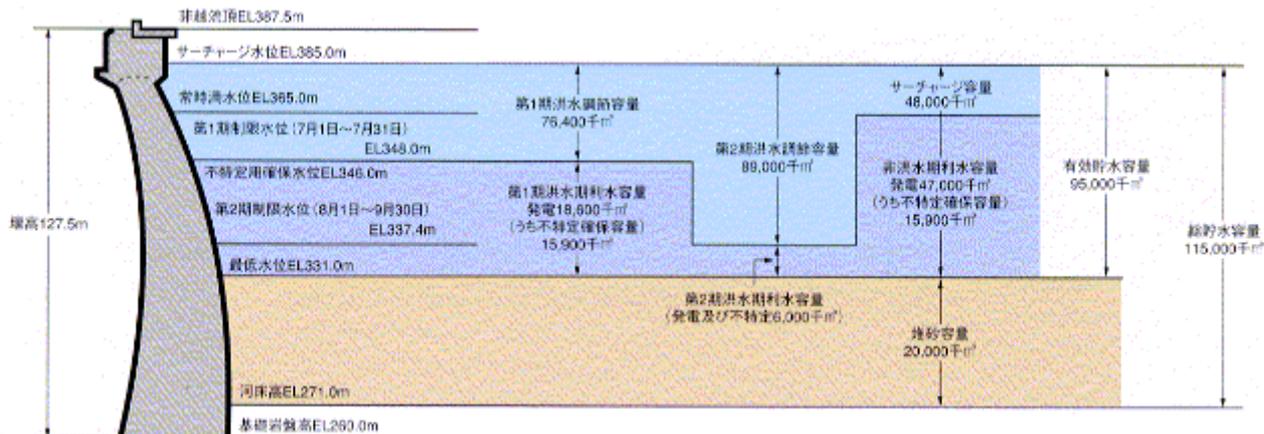


図 2.7.4 真名川ダム貯水池容量配分図

丹生ダムと貯水池規模等が類似する真名川ダム貯水池水質の経年変化を図 2.7.6 に、経時変化を図 2.7.7~2.7.8 に示した。(なお、成層の形成状況等、水温、DO、濁度の鉛直分布の経時変化は参考資料に添付している。

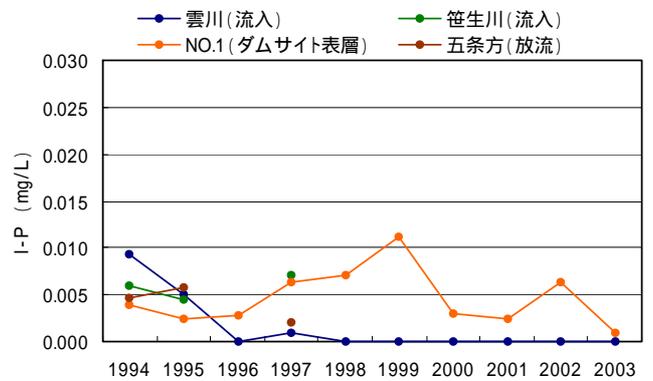
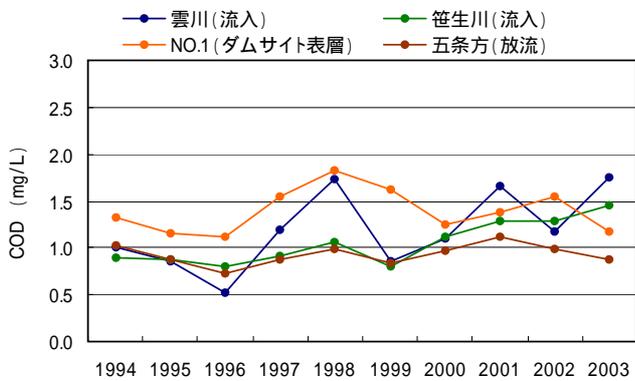
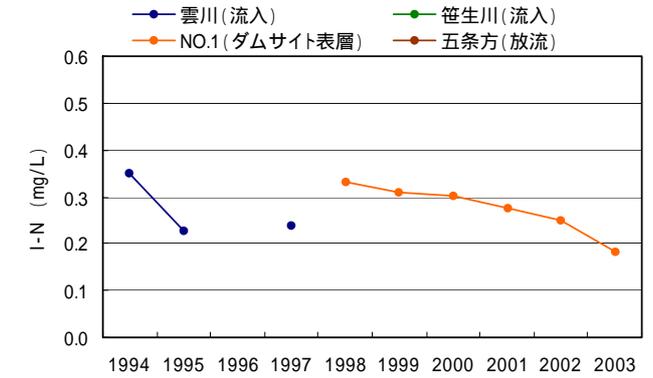
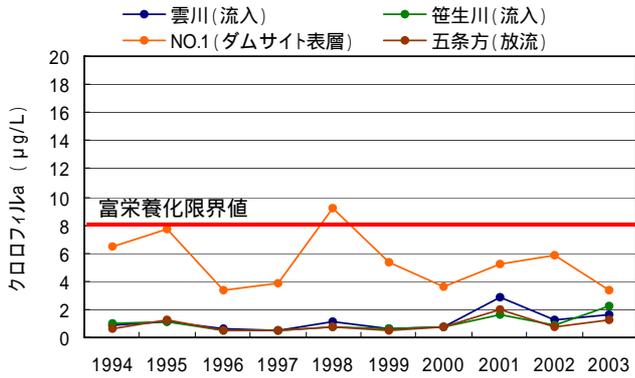
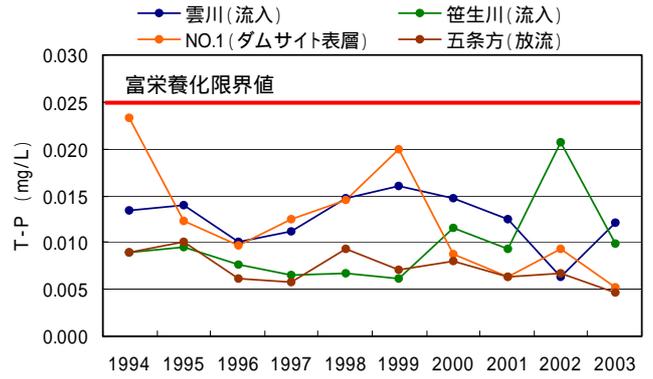
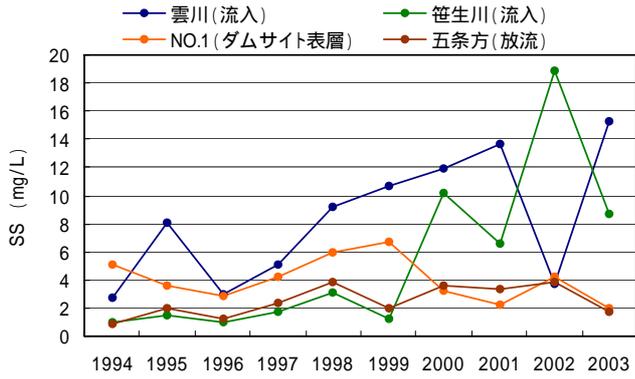
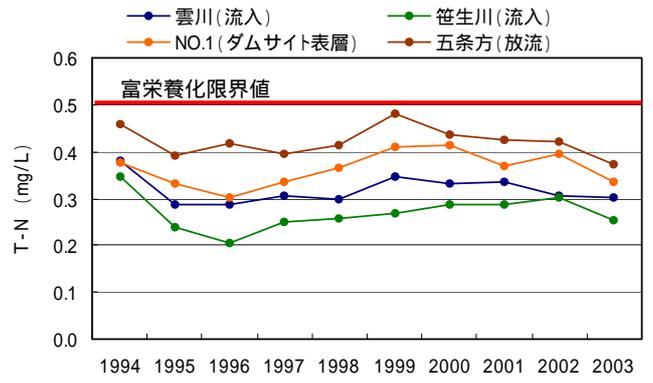
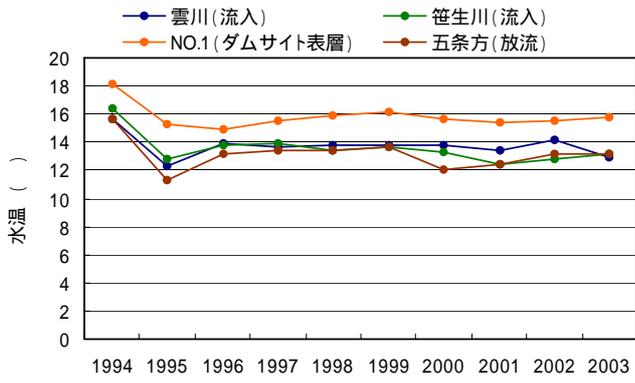
これらの資料をもとに、真名川ダムにおける水質状況を整理するとともに、その状況から丹生ダム貯水池水質を類推する。



図 2.7.5 真名川ダム水質調査地点位置図

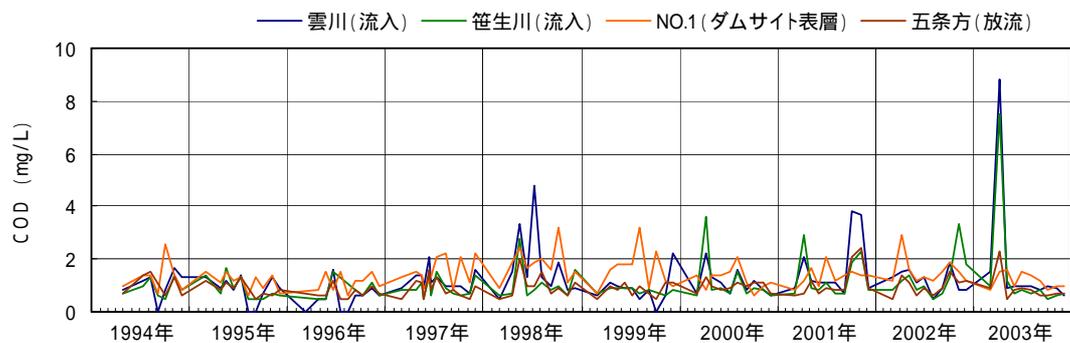
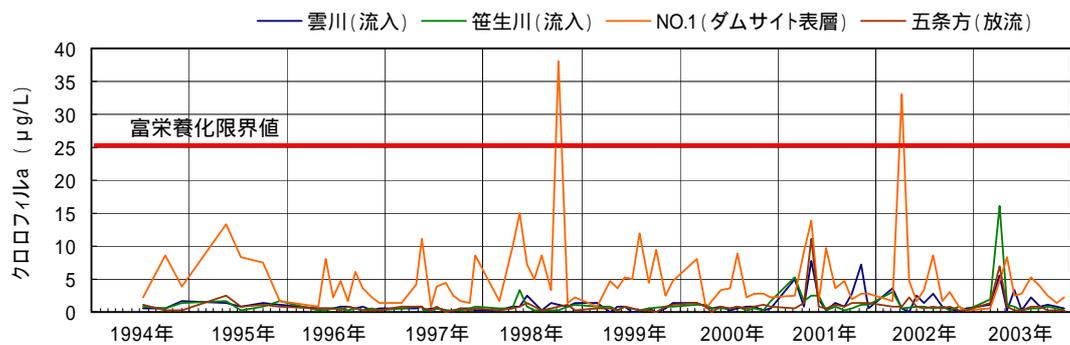
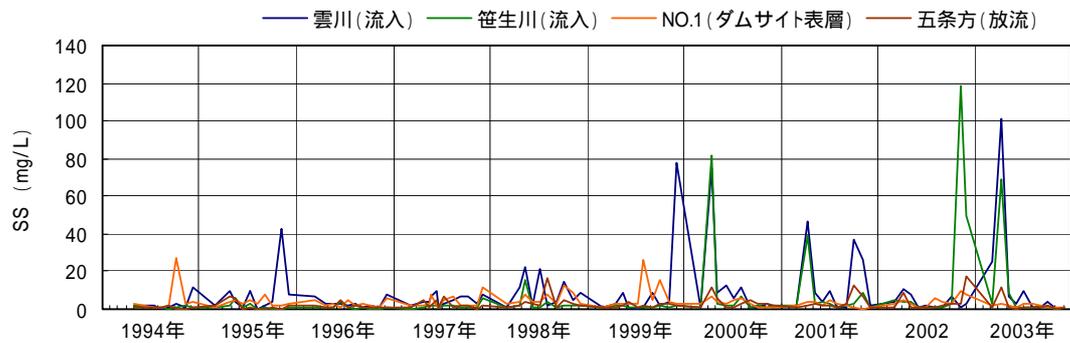
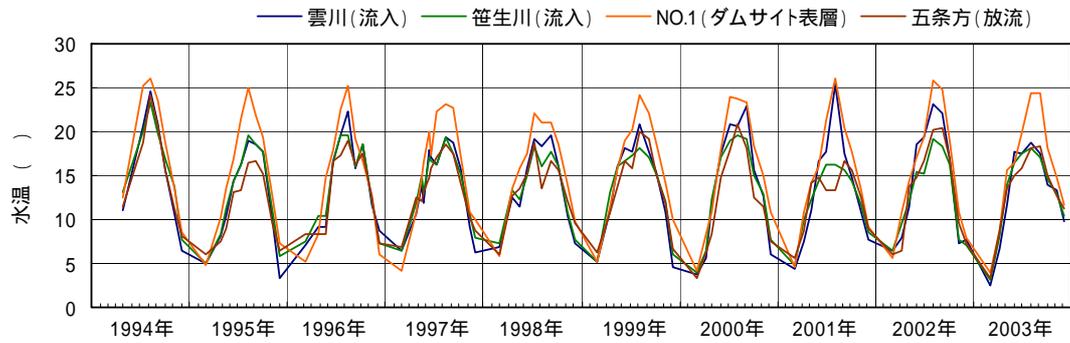
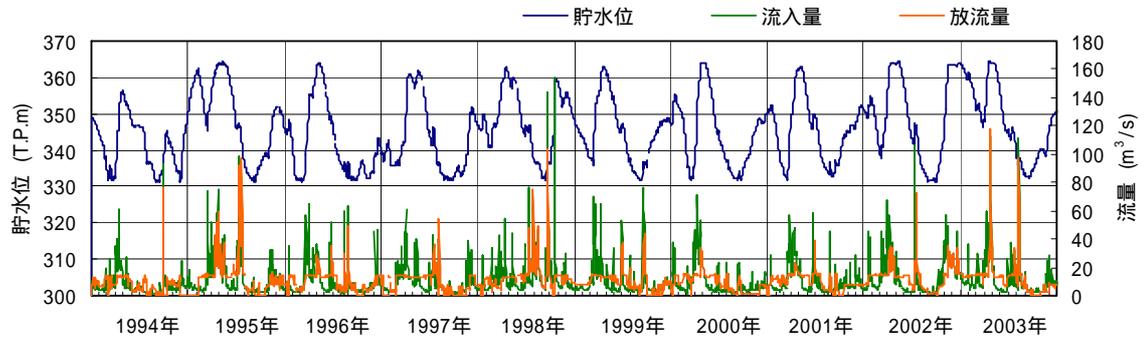
真名川ダム貯水池水質からみた丹生ダム貯水池水質の推察

丹生ダムと規模や流入水質レベルが類似する真名川ダム貯水池の水質状況について、ダムによって河川水を貯留することによる水質の変化については、CODについては全体として濃度レベルは低いものの流入水質よりも貯水池表層水質の方がやや高くなっている。これは、丹生ダムの水質予測結果と同様に貯水池における植物プランクトンの増殖に伴う内部生産の影響によるものと考えられる。窒素については、CODと同様の傾向を示すが、リンについては、貯水池表層よりも流入水質の方が高くなる場合、その反対になる場合があり、年によって状況は異なる。真名川ダム貯水池の富栄養化状況についてみると、窒素、リンに関しては流入水質、貯水池表層水質、放流水質ともに富栄養化判定基準の中栄養 (T - N : 0.5mg/L 以下、T - P : 0.025mg/L 以下) のレベルとなっている。クロロフィル a については、年平均値、年最大値でみると、頻度的には少ないが富栄養化判定基準の中栄養 (年平均値 : 8 μg/L 以下、年最大値 : 25 μg/L 以下) のレベルを超える場合がある。これは、ピークの発生時期、貯水池の栄養塩濃度レベルを考慮すると淡水赤潮の発生によるものではないかと推察される。全体としては、真名川ダムは貧栄養に近い中栄養のレベルにあり、富栄養化が進行シアオコ等の水質障害の発生はない。以上のことから、真名川ダムの水質状況を踏まえると、丹生ダムにおいてもダム建設に伴い形成される貯水池では富栄養現象が生じる可能性は低く、丹生ダムに類似する真名川ダム貯水池の水質状況は現行の丹生ダム貯水池水質予測結果の妥当性を裏付けるものと考えられる。また、丹生ダムでも、淡水赤潮の発生の可能性は否定できない。



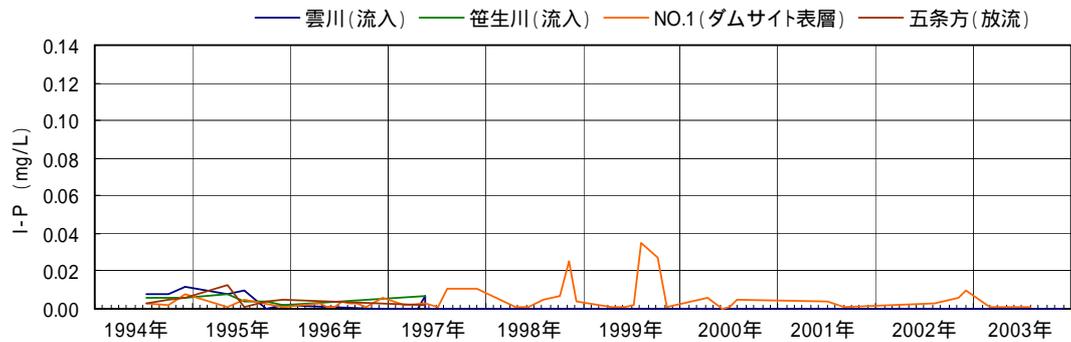
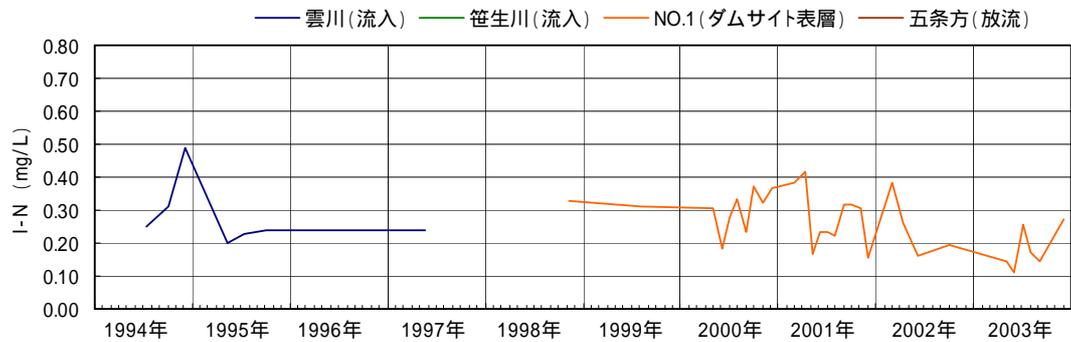
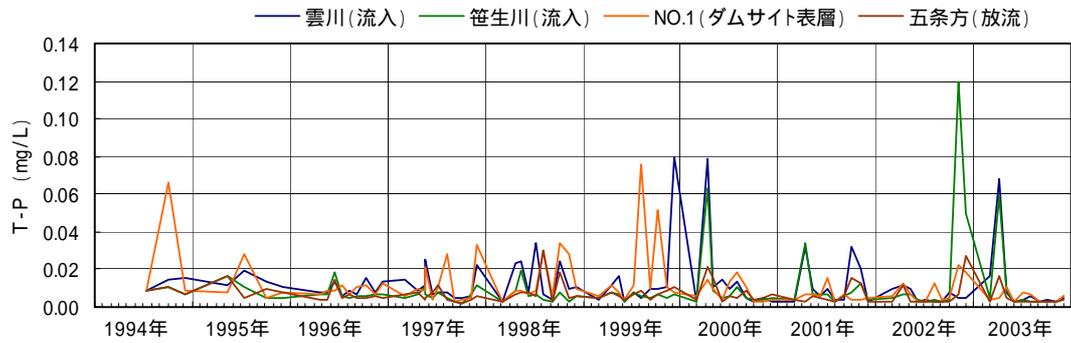
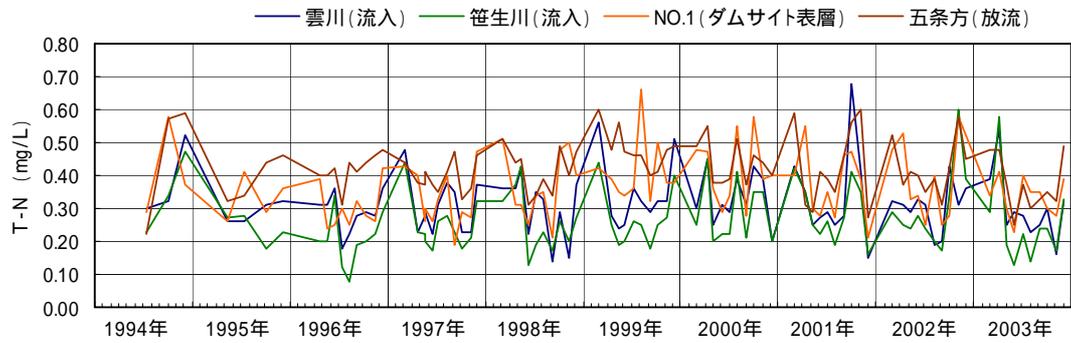
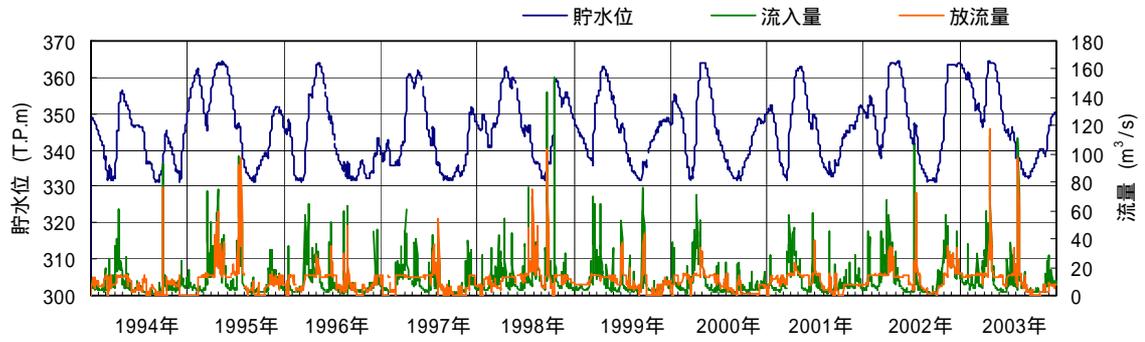
(データ出典：国土交通省)

図 2.7.6 真名川ダム各水質の経年変化



(データ出典：国土交通省)

図 2.7.7 真名川ダム各水質の経時変化 (その1)



(データ出典：国土交通省)

図 2.7.8 真名川ダム各水質の経時変化 (その2)

### (3) 湯田ダムおよび岩屋ダムの水質状況

湯田ダムおよび岩屋ダム貯水池におけるダム流入水質、貯水池表層水質および放流水質の経年変化および経時変化を図 2.7.11 ~ 2.7.16 に示した。

#### 湯田ダムおよび岩屋ダム貯水池水質からみた丹生ダム貯水池水質の推察

湯田ダムは丹生ダムと比べて湛水面積、貯水池回転率もかなり大きく、栄養塩レベルもやや高めである。本ダムの水質については、一部の流入河川で窒素について富栄養化判定基準の中栄養のレベル ( $T - N = 0.5\text{mg/L}$  以下) を超える場合があるが、貯水池表層の年平均窒素濃度で見ると中栄養のレベルを超えることはない。

リンについては、流入水質および貯水池表層水質ともに富栄養化判定基準の中栄養のレベル ( $T - P = 0.025\text{mg/L}$  以下) を超えることはない。

貯水池内の植物プランクトンの増殖については、調査頻度 (6回/年) に問題があるものの調査された範囲内ではクロロフィル a 濃度の年平均値が富栄養化判定基準の中栄養のレベル ( $\text{Chl-a} = 8.0\mu\text{g/L}$  以下) を上回ることはない。年最大値で見ると 1997 年の夏期に富栄養化判定基準の中栄養のレベル ( $\text{Chl-a} = 25.0\mu\text{g/L}$  以下) を一度超えているが、その他の期間では濃度レベルは低い。岩屋ダムについては、窒素、リンともに流入水質、貯水池表層水質は富栄養化判定基準の中栄養のレベルを上回ることはない。

また、クロロフィル a については、1994 年、1995 年では、富栄養化判定基準の中栄養のレベルを一時的に超えているが、近年では年間を通じて中栄養のレベルを超えることはなく、濃度レベルも低い。今後、詳細な調査は必要と考えられるが、1994 および 1995 年のクロロフィル a 濃度の上昇は貯水池の栄養塩レベルから判断して、淡水赤潮発生の可能性が示唆される。

以上、湯田ダムおよび岩屋ダムの水質状況について簡単に整理したが、両ダムの貯水池特性は、丹生ダムとやや異なるものの、両ダムともに富栄養化が進行するような現象は生じていないことから、丹生ダムの特性に最も近い真名川ダムの水質状況から推察した丹生ダム建設後において富栄養化現象が生じる可能性が低いことをさらに裏付けるものと推察される。



注) 放流水質については、ダム放流後下流支川の流入があることに留意する必要がある。

図 2.7.9 湯田ダム水質調査地点位置図

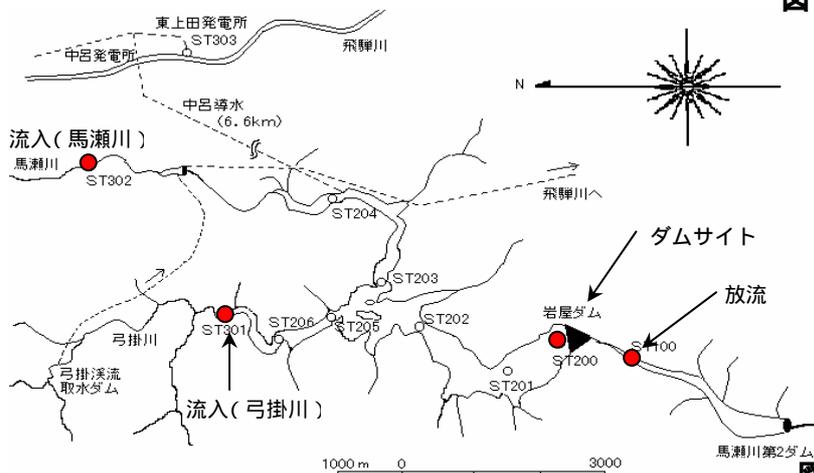
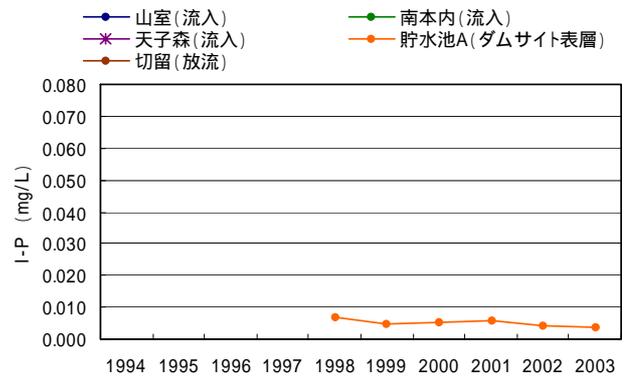
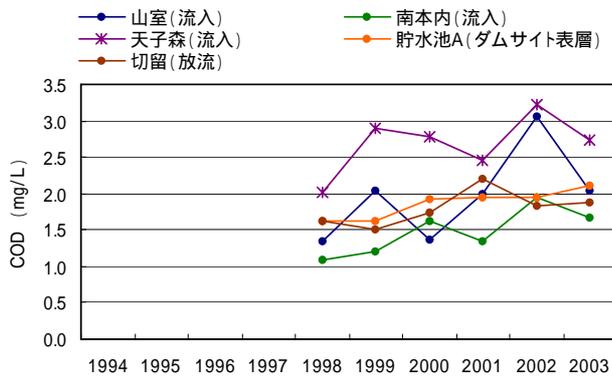
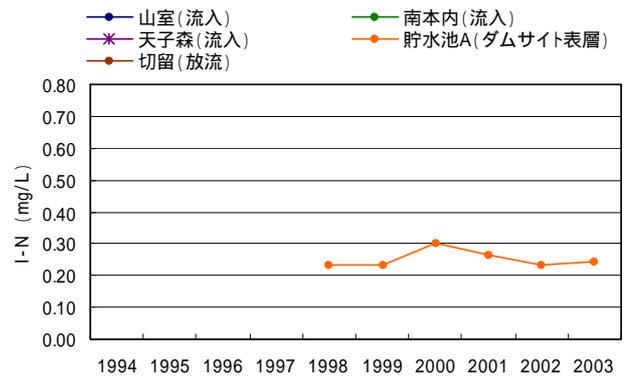
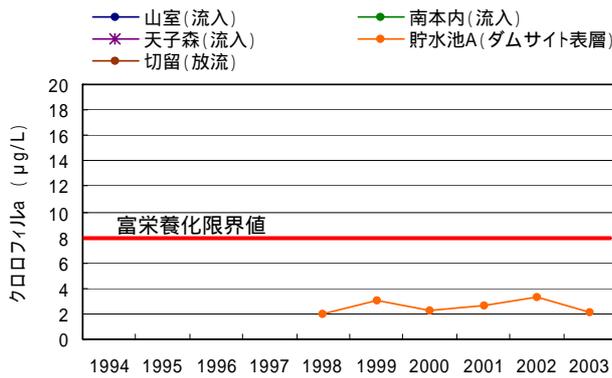
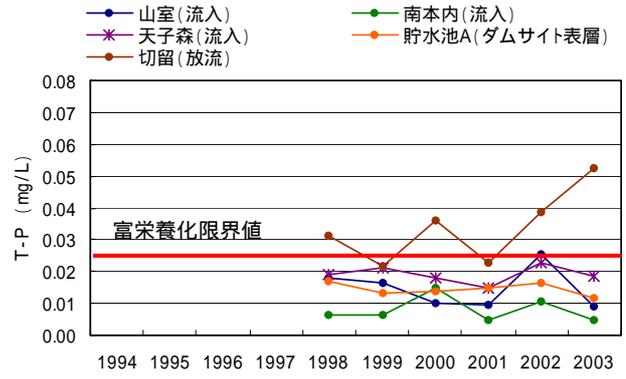
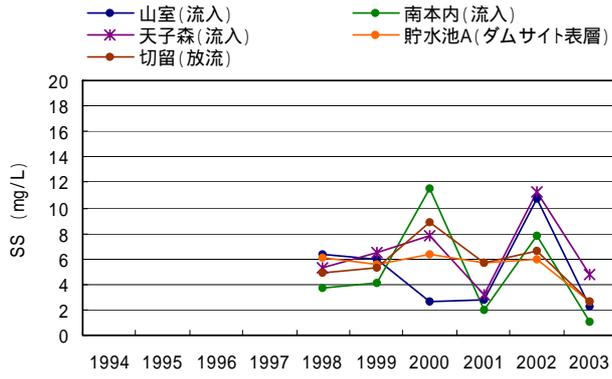
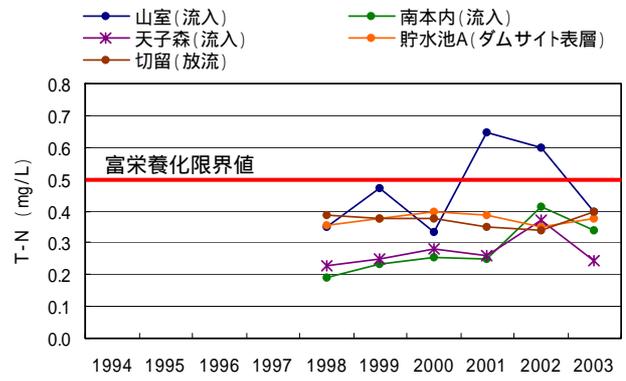
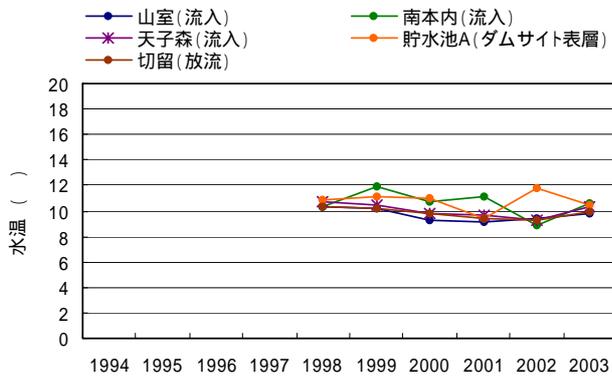
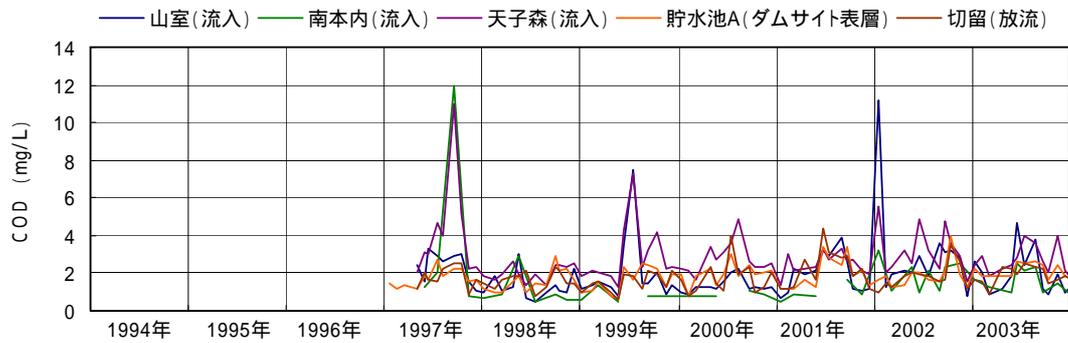
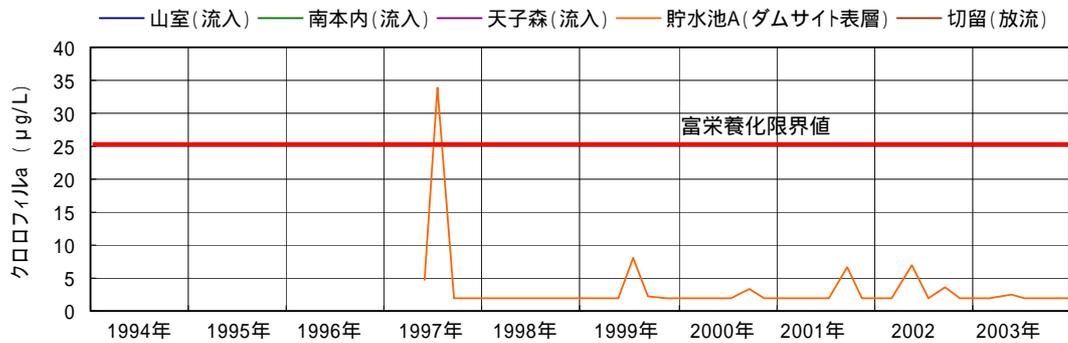
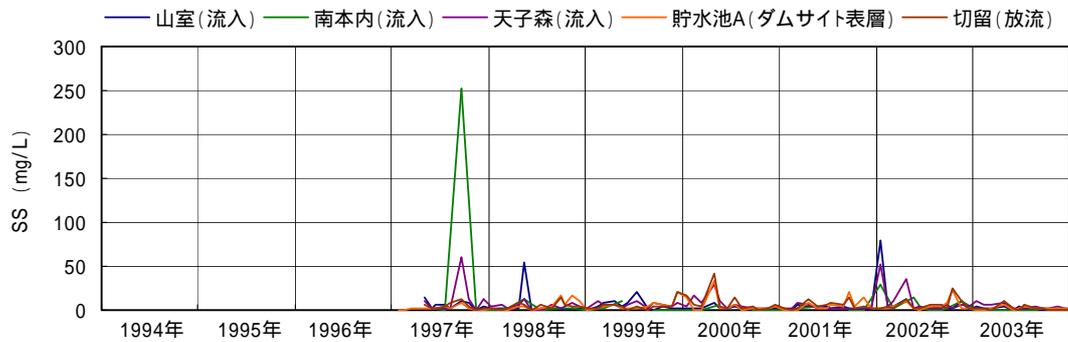
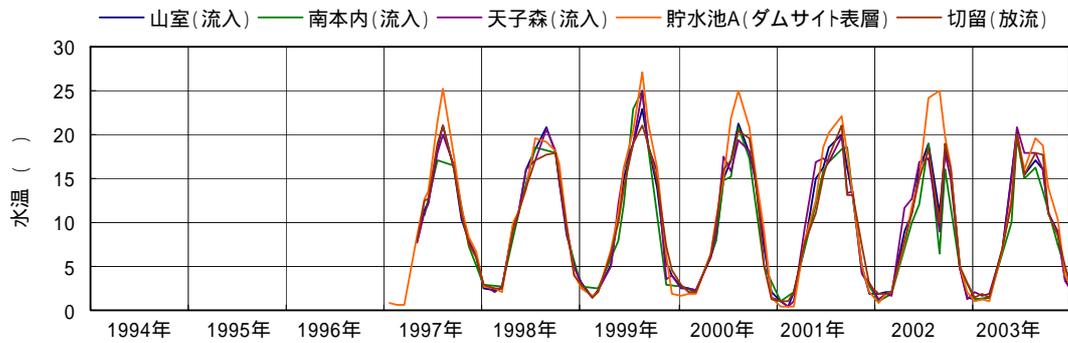
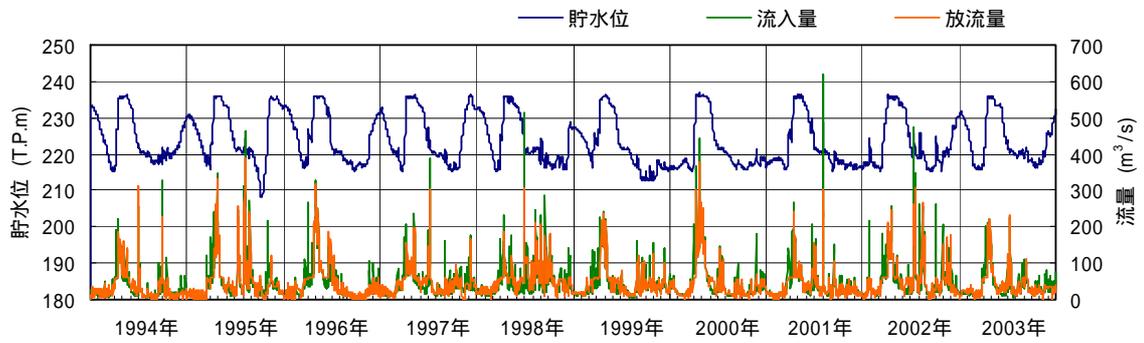


図 2.7.10 岩屋ダム水質調査地点位置図



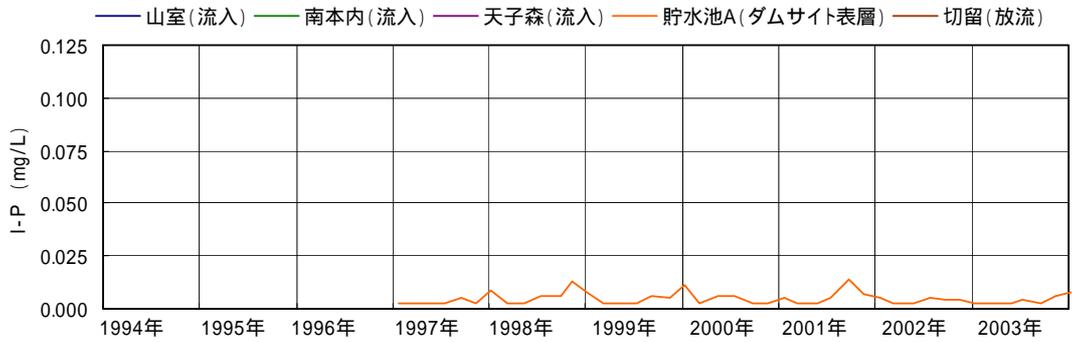
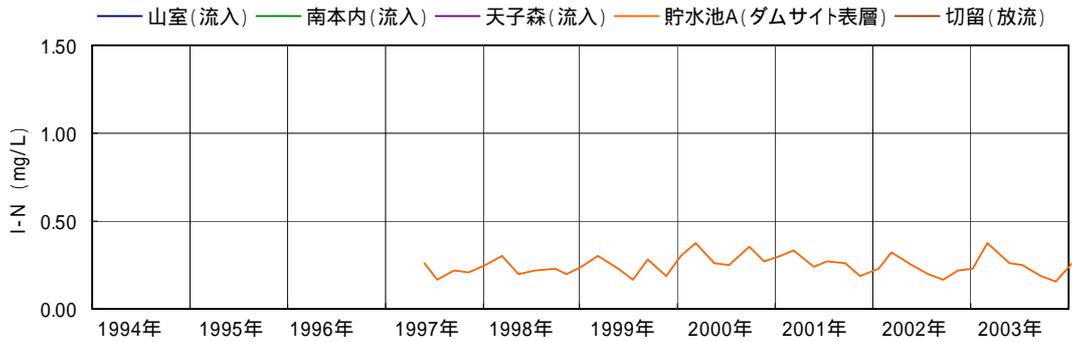
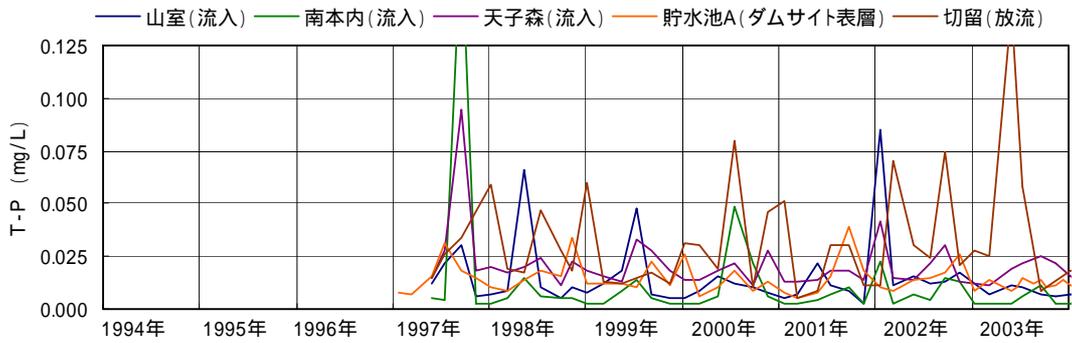
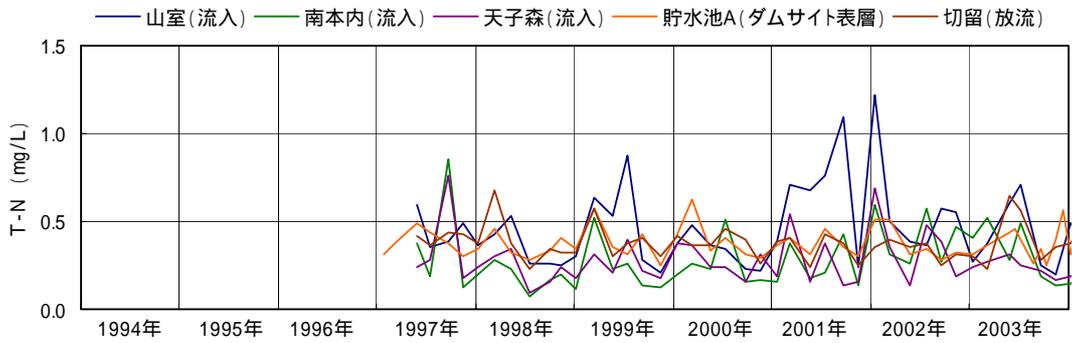
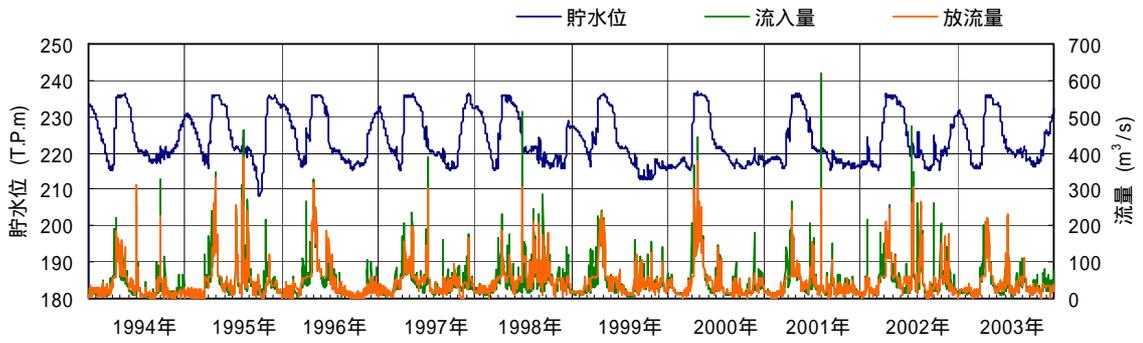
(データ出典：国土交通省)

図 2.7.11 湯田ダムにおける各水質の経年変化



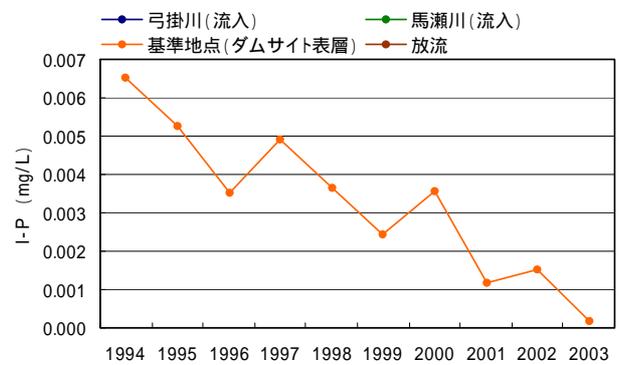
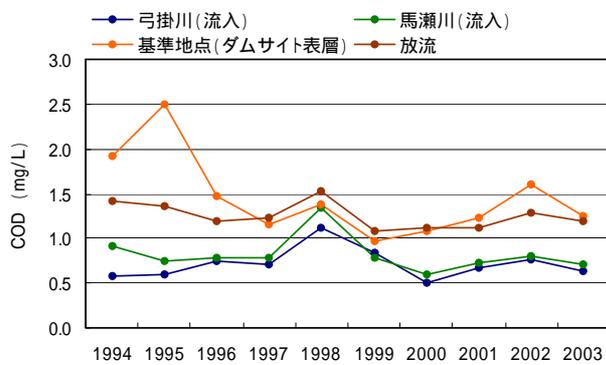
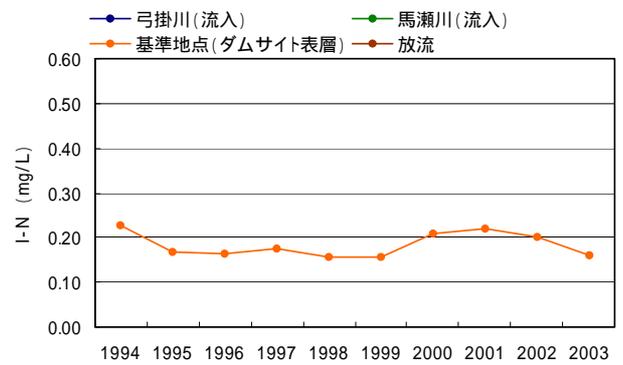
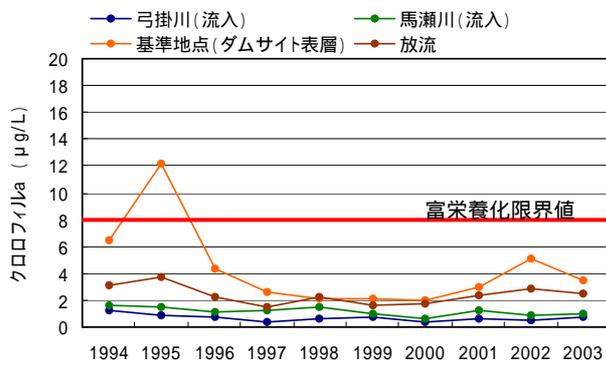
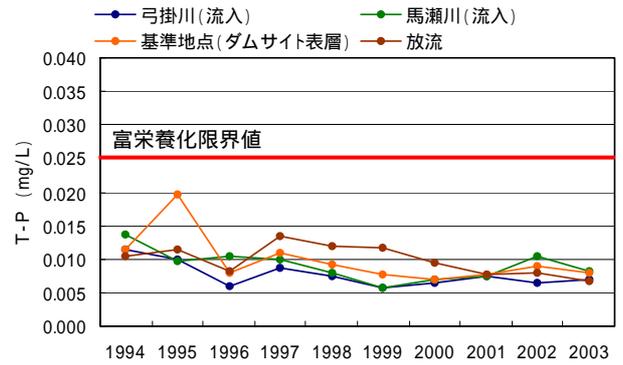
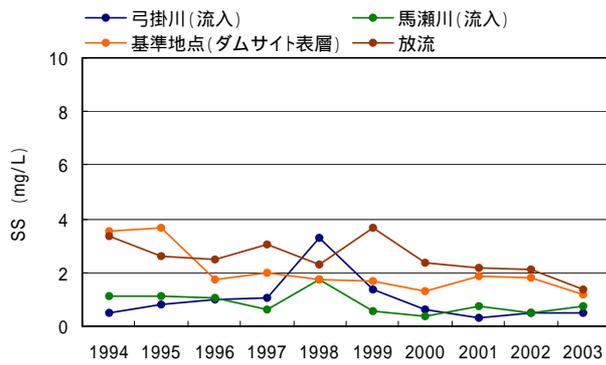
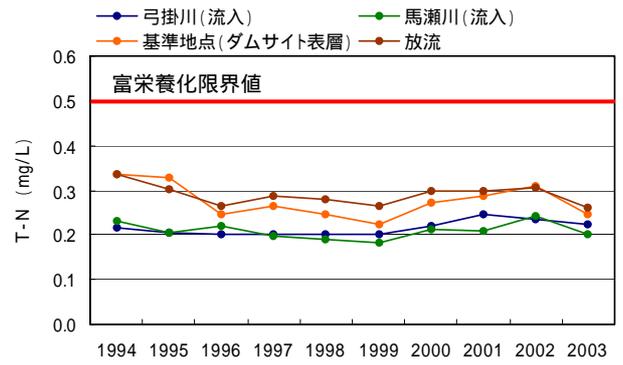
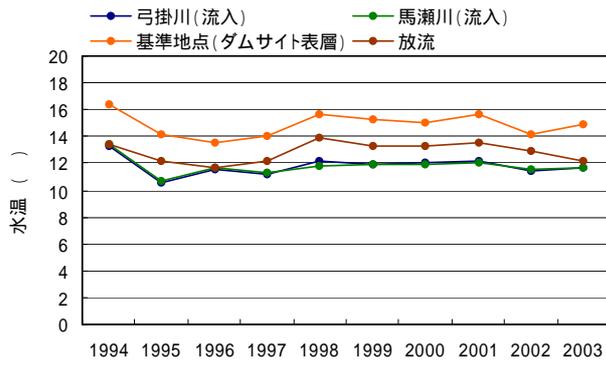
(データ出典：国土交通省)

図 2.7.12 湯田ダムにおける各水質の経時変化(その1)



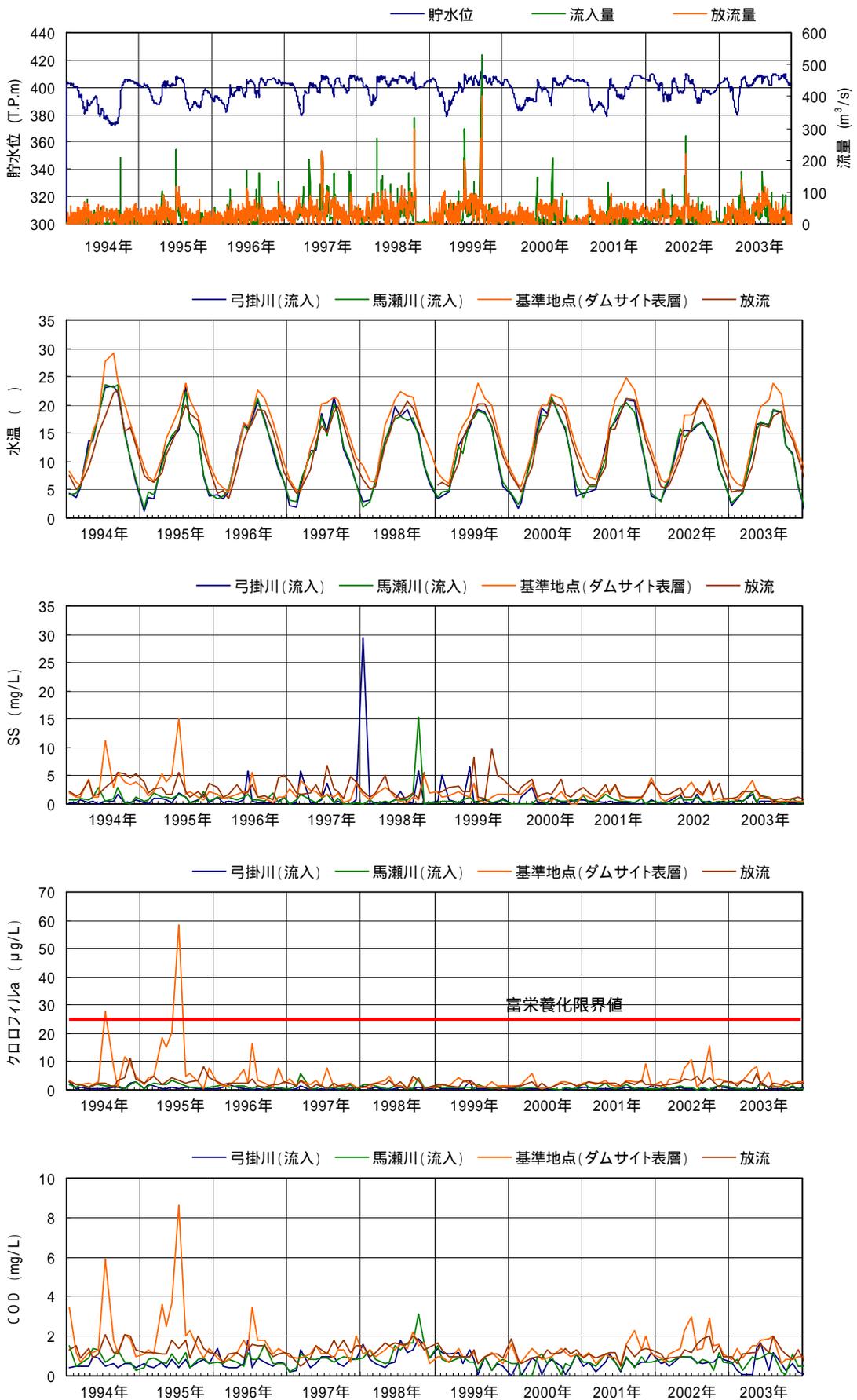
(データ出典：国土交通省)

図 2.7.13 湯田ダムにおける各水質の経時変化(その1)



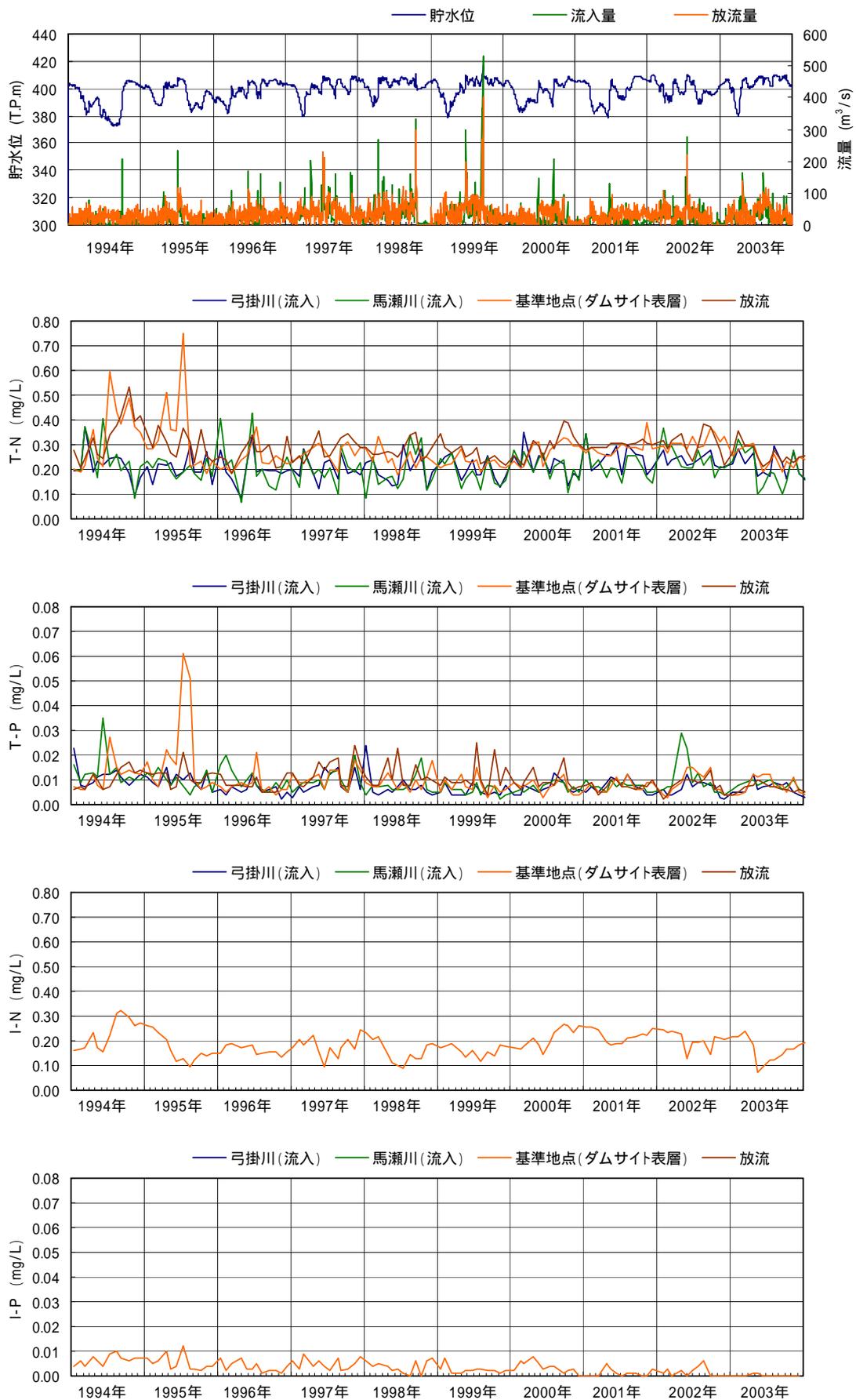
(データ出典：水資源機構)

図 2.7.14 岩屋ダムにおける各水質の経年変化



(データ出典：水資源機構)

図 2.7.15 岩屋ダムにおける各水質の経時変化(その1)



(データ出典：水資源機構)

図 2.7.16 岩屋ダムにおける各水質の経時変化(その2)

(5) 丹生ダムと規模、流入水質レベル等が類似するダムの水質状況に関するまとめ

真名川ダム、岩屋ダムの貯水池回転率はそれぞれ、3.63 回/年、4.60 回/年であり、丹生ダム(2.32 回/年)と若干差はあるが、いずれのダム貯水池も植物プランクトンの増殖には十分な湖水の滞留状況となっている。また、これらのダムは貯水池容量、湛水面積が丹生ダムに類似している。さらに真名川ダムは流入 COD, 栄養塩レベルも概ね同レベルとなっている。なお岩屋ダムの流入水質は丹生ダムよりも濃度レベルはやや低い。

また、湯田ダムは丹生ダムと概ね同程度の貯水池容量を有するとともに流入栄養塩レベルは同等もしくはやや高めである。一方、貯水池回転率は 15.87 回/年と大きい植物プランクトンの増殖には十分な湖水の滞留状況である。これら既設 3 ダム貯水池では、富栄養化によるアオコの発生もなく、全般的にクロロフィル a 濃度も低く富栄養化現象は生起していない。

ただし、真名川ダムおよび岩屋ダムでは淡水赤潮発生の可能性が示唆されるが、この現象による直接的な被害の報告はない。

丹生ダムは既存の真名川ダムに最も類似し、ついで岩屋ダムおよび湯田ダムも比較的特性が類似している。このことから、丹生ダム建設後の貯水池水質はこれら類似ダムの現状水質と同程度になると推察され、アオコが発生するような富栄養化現象は生じないものと考えられる。

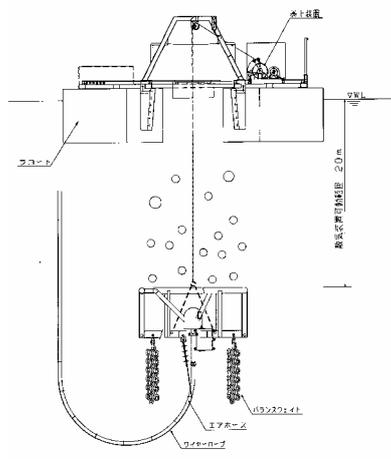
なお、類似ダムでは淡水赤潮の発生が示唆されることから、丹生ダムにおいても同現象発生の可能性は否定できない。

## 2.8 高山ダムのアオコ対策事例

### (1) 施設の概要

高山ダム貯水池においては、マイクロキスティスによる景観障害抑制対策として、表 2.8.1 に示すように 2001 年度より浅層曝気設備の導入・運用を開始し、2004 年度には計画されていた 4 基すべてを稼働させている。

表 2.8.1 高山ダム浅層曝気循環施設の概要

<p>型式</p>	<p>散気式浅層曝気循環設備 4基</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・気泡吐出口水深：6.0～35.0m</li> <li>・コンプレッサー：37kW×4基</li> <li>・吐出空気量：5.6Nm<sup>3</sup>/min×4基</li> </ul>
<p>設置時期</p>	<p>2000 年度：1 基 2002 年度：2 基 2003 年度：1 基</p>
<p>事業主体</p>	<p>国土交通省（クリーンアップレイク事業）</p>
<p>施設構造等</p>	<div style="text-align: center;">  <p>施設配置図</p> </div> <div style="display: flex; justify-content: space-around; margin-top: 20px;"> <div style="text-align: center;">  <p>装置構造図</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p>稼働状況</p> </div> </div>
<p>運用状況</p>	<p>2002年より順次運用を開始。現在の運用方法は効果を最大限発揮させるため、4月中旬頃～10月頃まで4基を連続稼働。</p>

(2) 浅層循環設備の運用効果

曝気循環設備 4 基を運用した 2004 年では、早朝の貯水池表層と水深 10m の水温差が小さくなっており、曝気循環能力が強化されたことにより良好に湖水が循環していることを示す結果と考えられる。

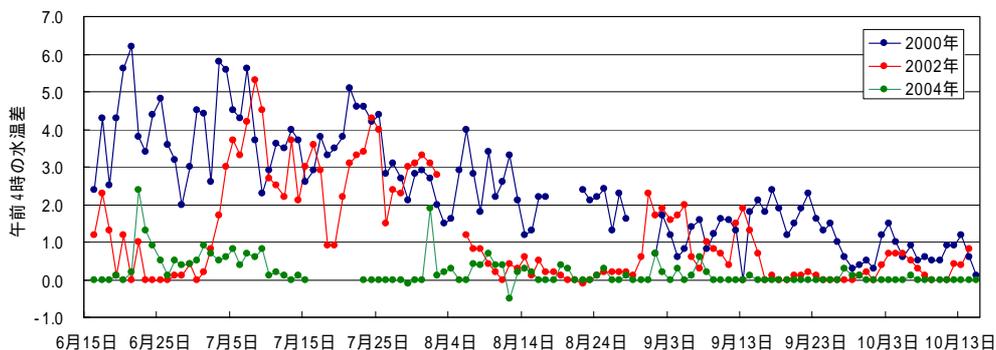


図 2.8.1 高山ダムサイト地点の表層と水深 10m の水温差

また、アオコの原因藻類については、図 2.8.2 から 2.8.3 に示すように、3 基の浅層曝気循環設備の運転を開始した 2003 年度より貯水池における植物プランクトン現存量は減少するとともにアオコ原因藻類であるミクロキスティス属やカビ臭の原因藻類であるフォルミディウム属の現存量も減少し、アオコの発生は見られなくなった。

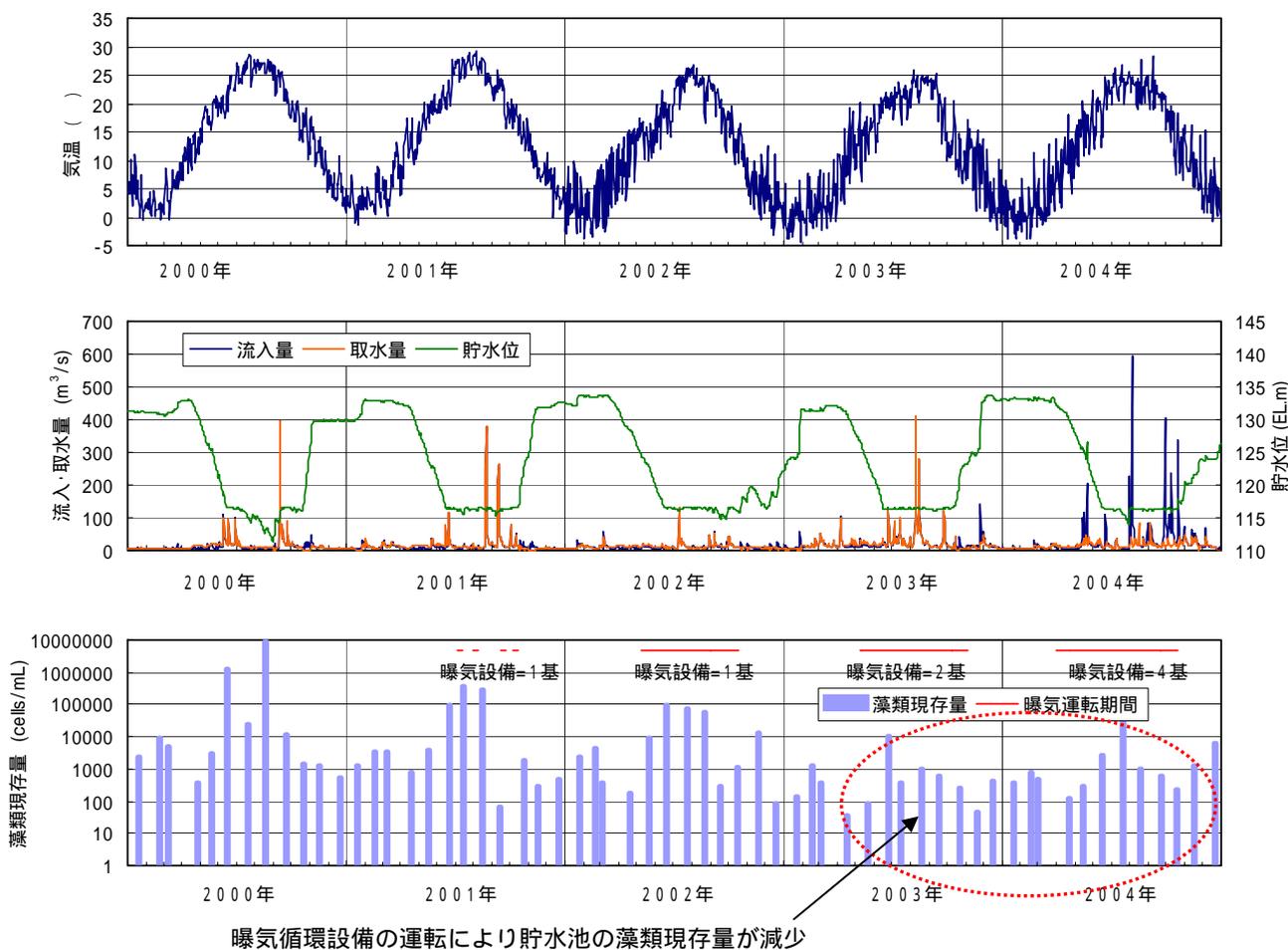
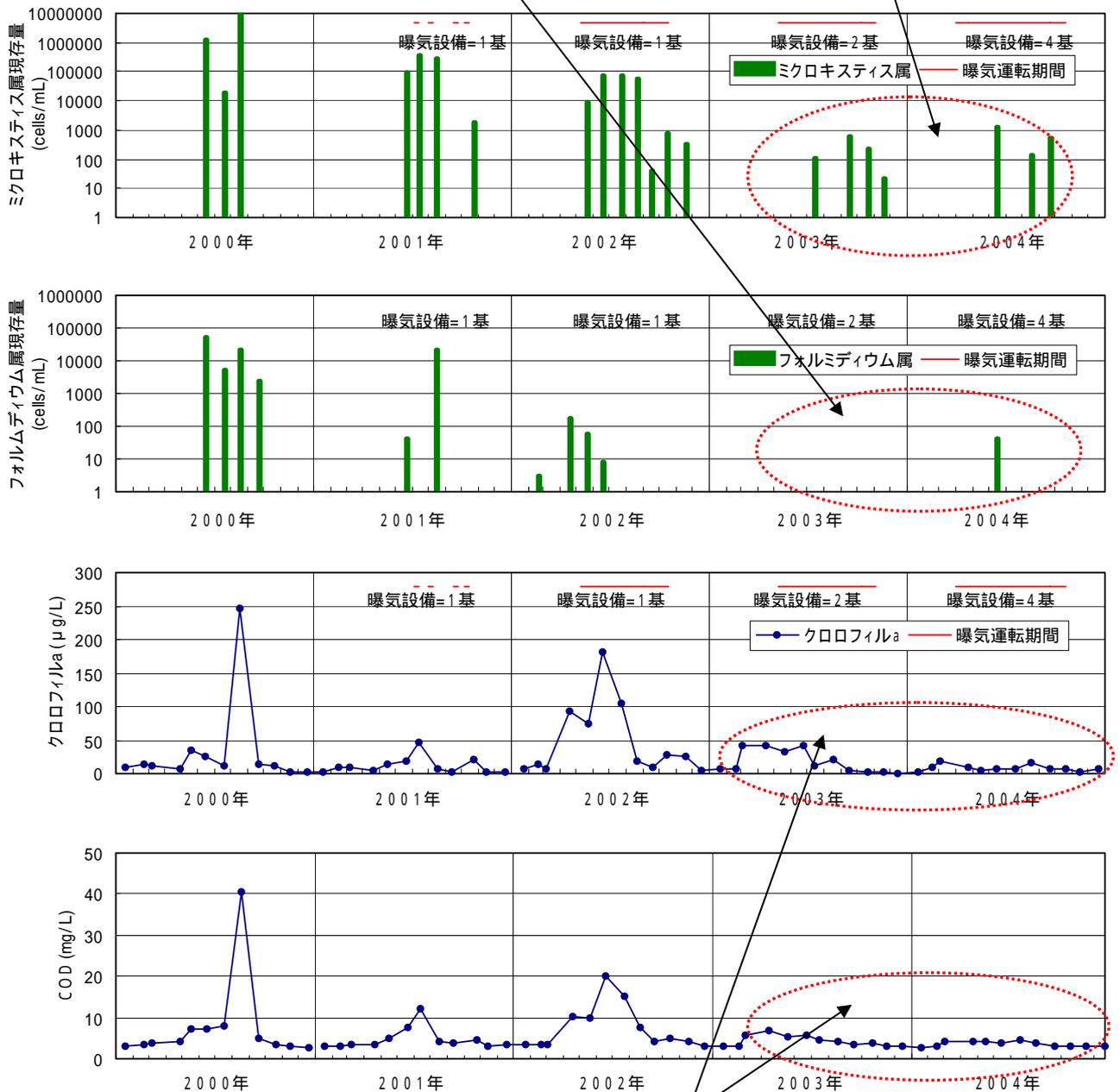


図 2.8.2 高山ダム貯水池における浅層曝気設備運転による藻類現存量の変化

曝気循環設備の運転によりアオコ原因藻類の現存量が減少

曝気循環設備の運転によりカビ臭原因藻類も現存量が減少



曝気循環設備の運転によりクロロフィルa、COD濃度も減少

図 2.8.3 高山ダム貯水池における浅層曝気設備運転によるアオコ原因藻類等の変化

(3) まとめ

以上のように、浅層曝気設備の効果確認を確実なものとするため更なるデータの蓄積が必要であるが、浅層曝気設備の運用によりアオコやカビ臭の原因藻類の発生を抑制できることが確認された。

## 2.9 まとめ

### 冷温水現象発生の可能性

冷温水現象については、選択取水設備の運用によりダム建設後も流入水温と同程度の水温の水を放流することが可能である。なお、環境放流の実施を前提とした場合、同問題が発生する可能性はあるが、選択取水施設、曝気循環設備の運用により問題は解消されると考えられる。

### 濁水の長期化現象発生の可能性

濁水の長期化現象については、比較的生起頻度が高い中小規模の出水に関しては問題発生の可能性は低いと推察される。既往最大規模の出水（1953年7月に日平均159m<sup>3</sup>/sの流入量）の場合でも選択取水設備の運用により放流水の濁度が10度を上回る日数は7日程度となり、下流河川の魚類等の生物生息環境や景観に及ぼす影響は小さいと推察される。

### 富栄養化現象の発生の可能性

- ・丹生ダム貯水池のアオコ・淡水赤潮など水質障害発生の可能性について

丹生ダム貯水池において、他ダムの事例、貯水池水質予測結果より、アオコ発生レベルの富栄養化問題が生起する可能性は低いと推察される。ただし、淡水赤潮発生の可能性は否定できない。

- ・丹生ダム貯水池の有無による有機物・栄養塩の濃度変化について

他ダムの事例、貯水池水質予測結果より、丹生ダム貯水池における有機物については、内部生産によりダムがない場合よりも全体として放流水のCOD濃度レベルはやや高くなるとともに、濃度変化が小さく安定化するものと推察される。栄養塩のうち窒素については、CODと同様の傾向を示し、リンについてはダムがある方が放流水のリン濃度は低くなるものと推察される。

### 丹生ダム貯水池から放流される有機物・栄養塩によって琵琶湖水質に及ぼす影響について

貯水池水質予測結果および下流河川水質予測結果より、ダムがある場合とダムがない場合の姉川下流水質の差は小さく、ダムの有無による琵琶湖へ流入する水質は直接的にはほとんど変化しないと推察される。

### 丹生ダム貯水池で発生した藻類の琵琶湖への流入とアオコ等の水質障害が発生する可能性について

丹生ダム貯水池でアオコ発生等の富栄養化問題が発生する可能性は低いと考えられるが、丹生ダム貯水池で増殖した植物プランクトンが琵琶湖に流入する可能性は否定できない。しかし、既設ダム下流河川での現地調査結果より流下過程で現存量が減少すること、また、既設ダムの事例から丹生ダム由来の植物プランクトンによって、アオコや淡水赤潮等の藻類が琵琶湖で増殖する可能性は低いと推察される。

以上により、丹生ダム貯水池からの放流が、直接、琵琶湖の水質に重大な影響を及ぼすことはないものと推察される。

## 【参考】一次元富栄養化モデルの妥当性（現況再現性）検討

シミュレーションモデルの検証として、比奈知ダムにおける現況水質の再現性の確認した結果は以下のとおりである。なお、ここでは、検証結果として、2000年を代表例として示す。

### （1）放流水質

水温（水質自動監視結果）およびその他の水質項目（定期水質調査）の再現性をみると、水温は秋～冬にかけて計算値が実測値よりも高い値を示しているが、変動傾向は概ね一致している。その他の水質項目についても、概ねの傾向および平均的な水質レベルは実測値を満足した計算結果を示しているものと考えられる。

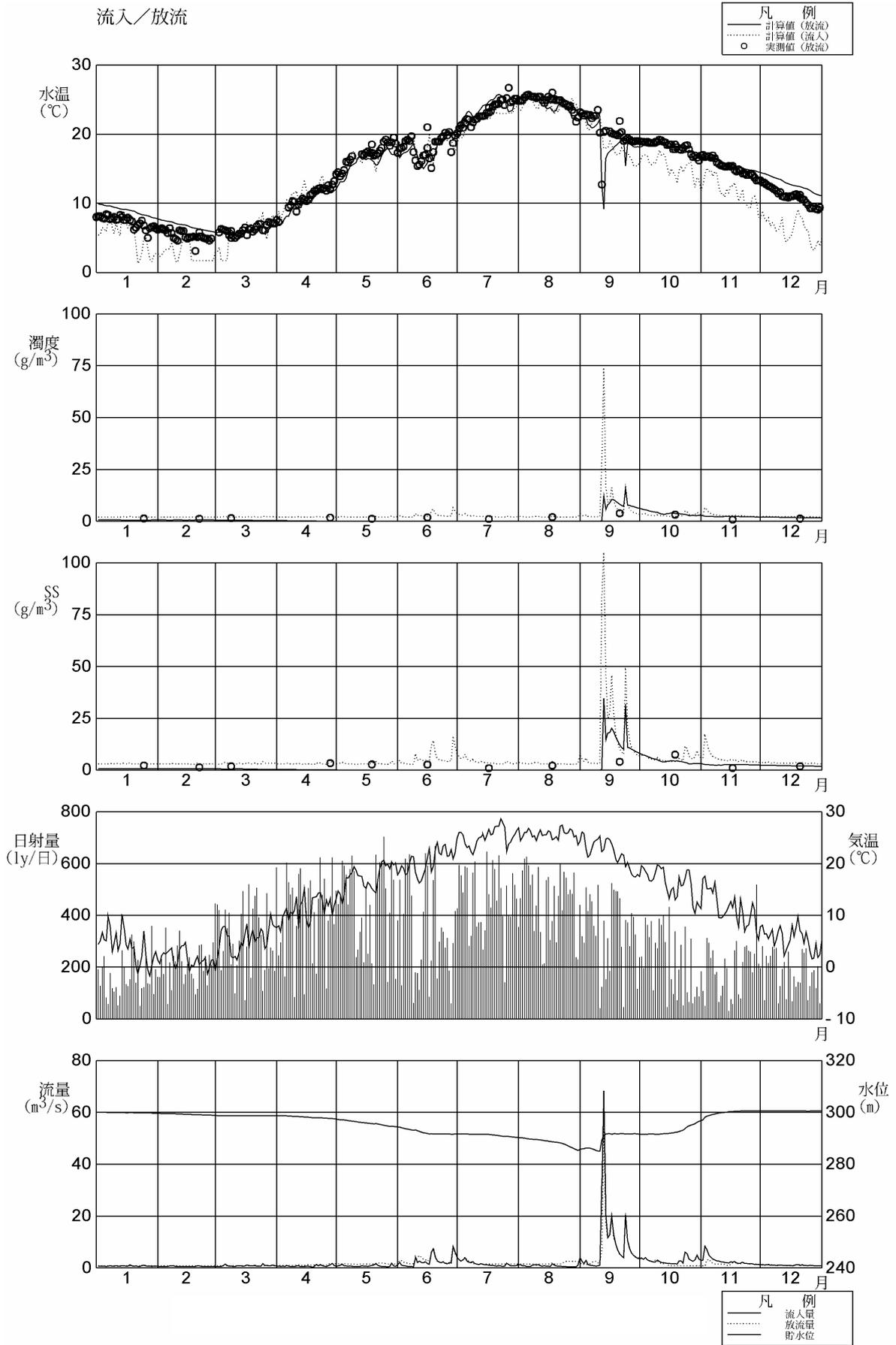
### （2）貯水池表層水質

夏季の表層水温はやや計算結果が低くなっているが、これは流下方向を一様としたモデルであることを考慮すると全般的には実測値とほぼ同様の傾向を示していると考えられる。なお、基本的な変動パターンは放流水質とほぼ同等であるが、これは原則として表層取水が行われているためであると考えられる。

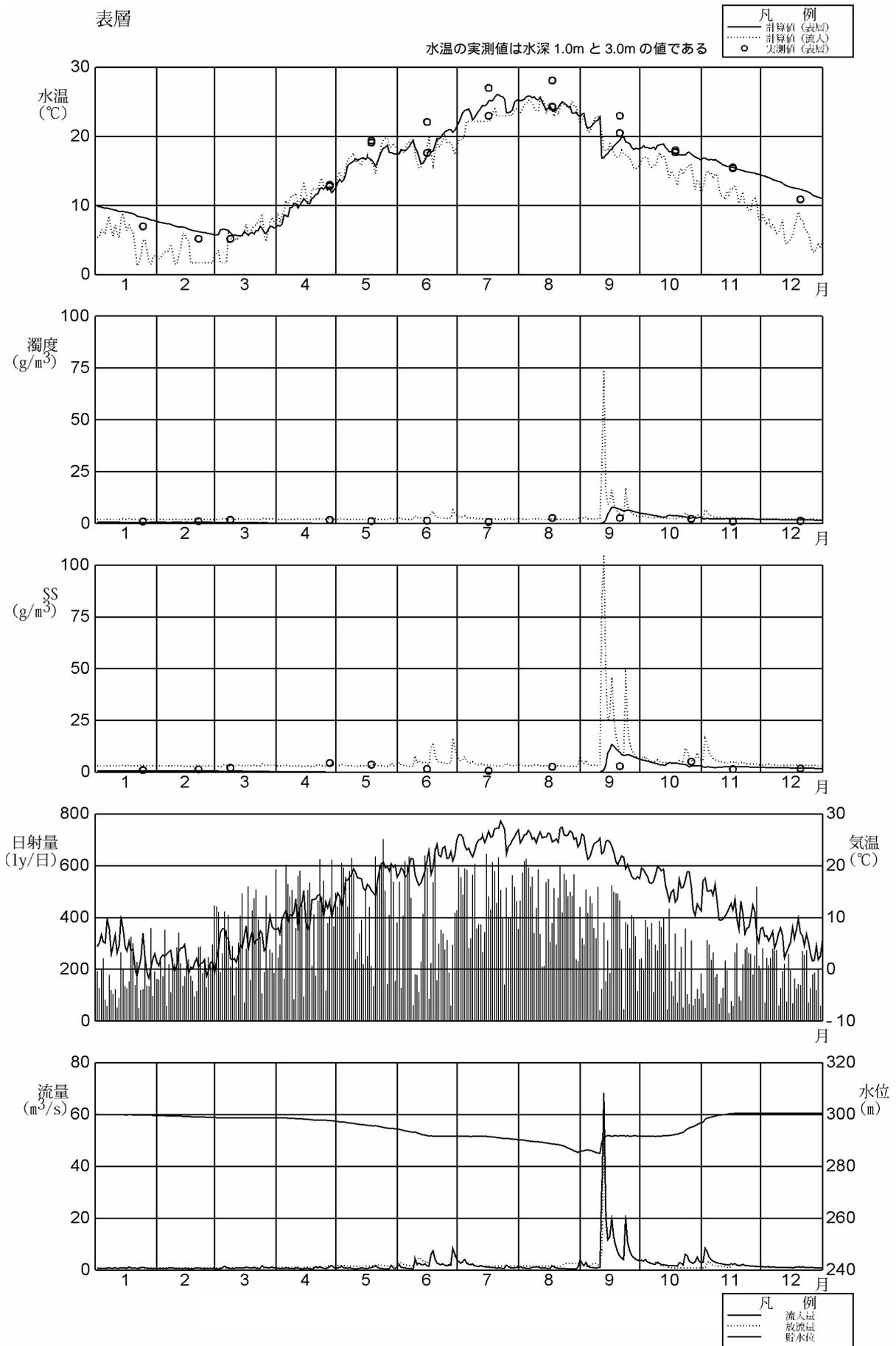
富栄養化項目をみると実測値、計算値共にクロロフィルaは0～20 $\mu\text{g/L}$ の間での変動を示しており、概ね現況の水質を再現している結果を示しているものと考えられる。その他の富栄養化項目も放流水質と同等のレベルであることから計算結果は現況の水質を満足しているものと考えられる。

### （3）貯水池鉛直分布

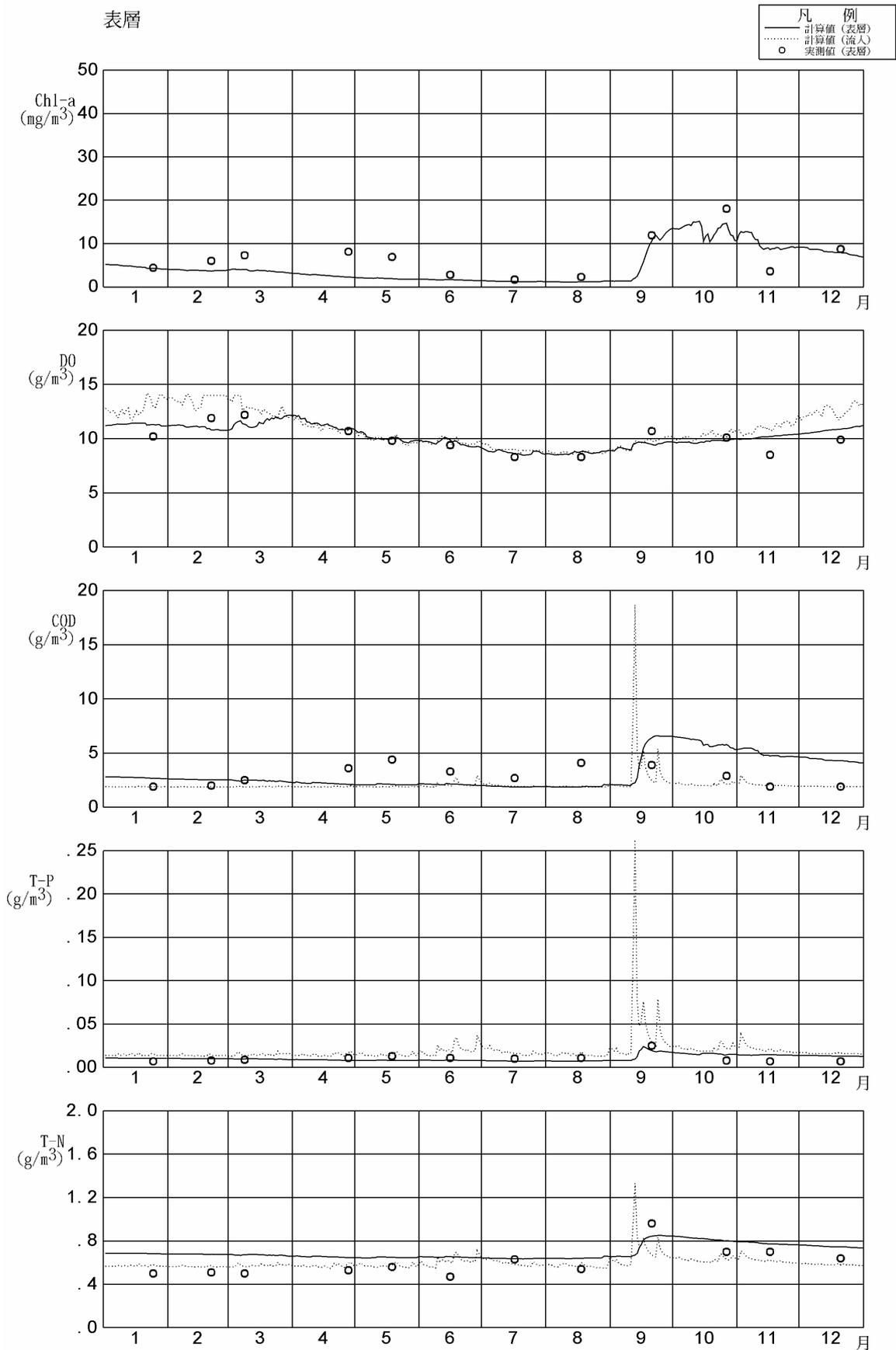
水温の鉛直分布は、8月の躍層状況等比較的良い再現傾向を示し、概ねの季節変動は十分に捉えているものと考えられる。その他の水質項目の分布も一部、濁度、COD等はやや過大な値を示しているが、比較的良い一致を示していると考えられる。



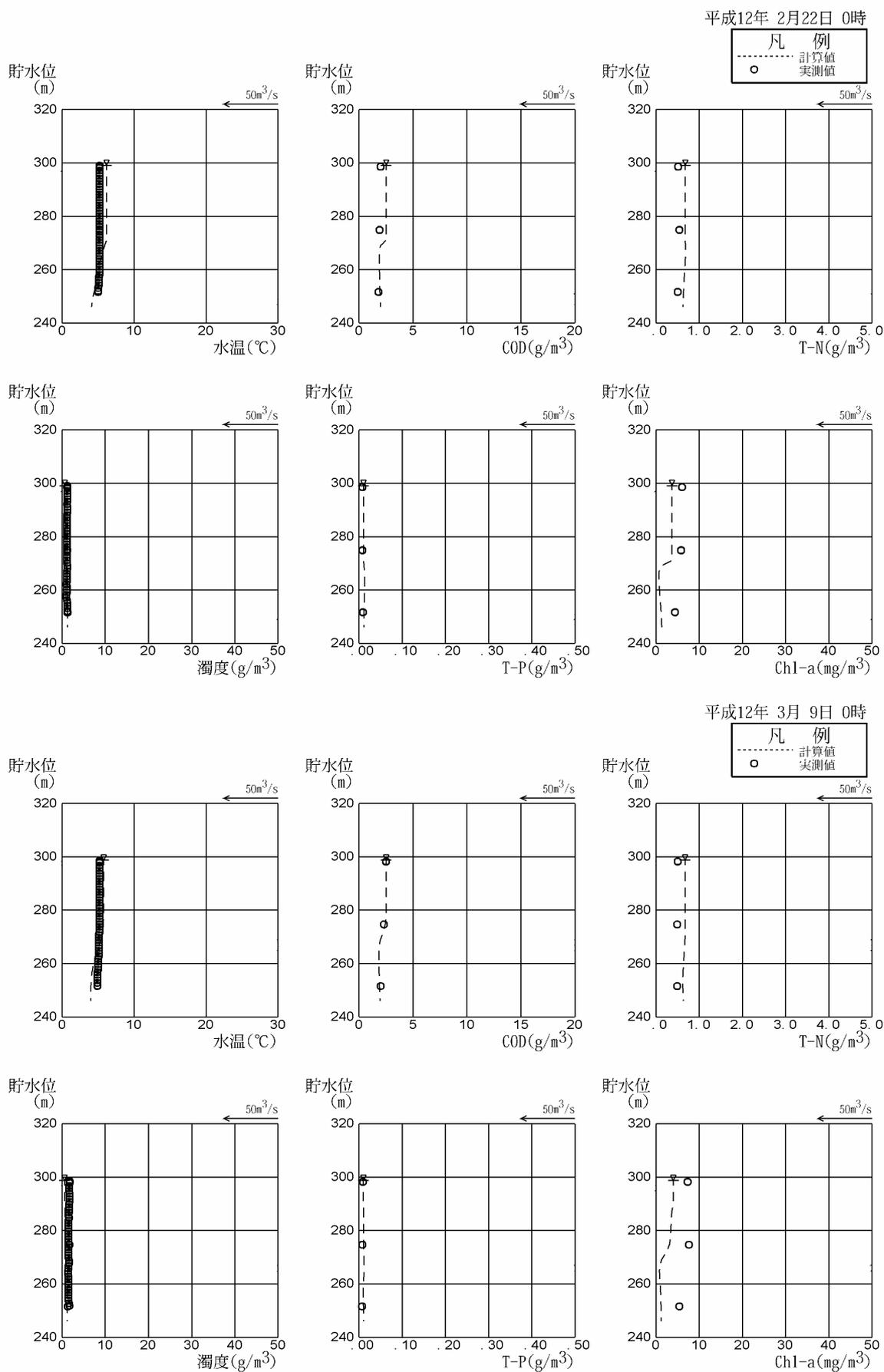
参考図 1 比奈知ダム現況再現結果 (2000年：放流水質)



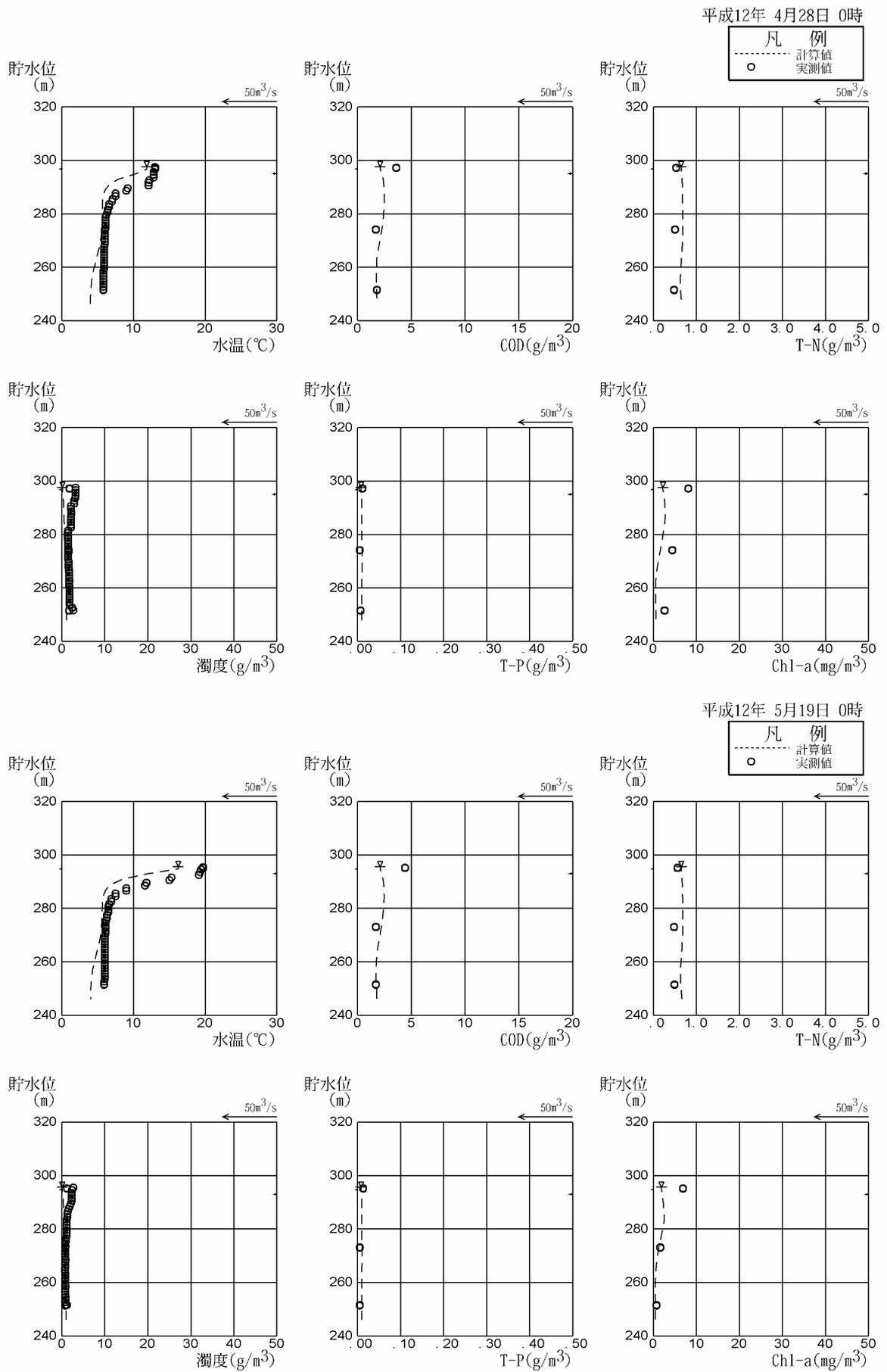
参考図 2 比奈知ダム現況再現結果 (2000 年 : 貯水池表層水質) : その 1



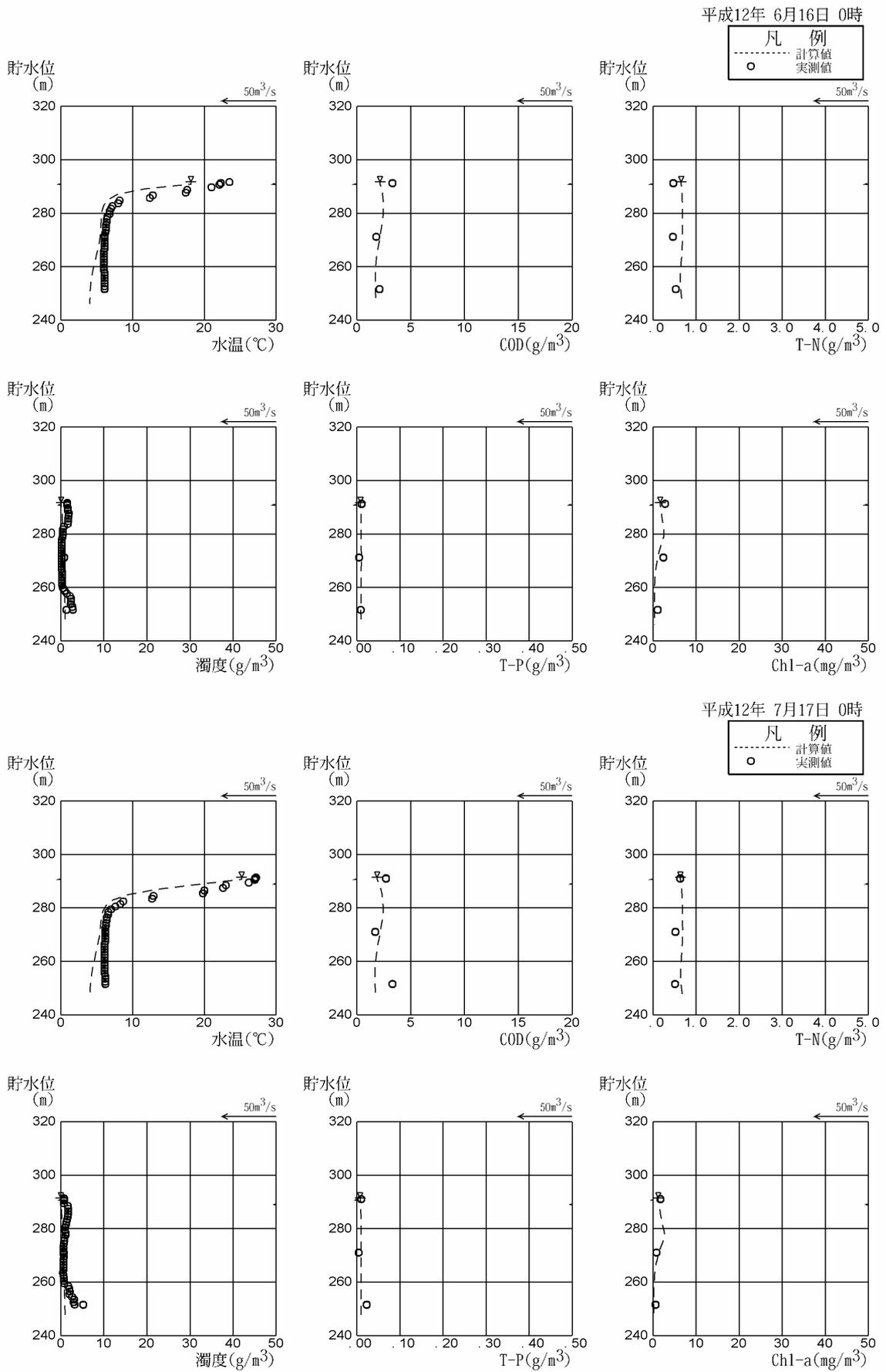
参考図 3 比奈知ダム現況再現結果 (2000年:貯水池表層水質): その2



参考図 4 比奈知ダム現況再現鉛直分布 (2000年2~3月:貯水池表層水質)

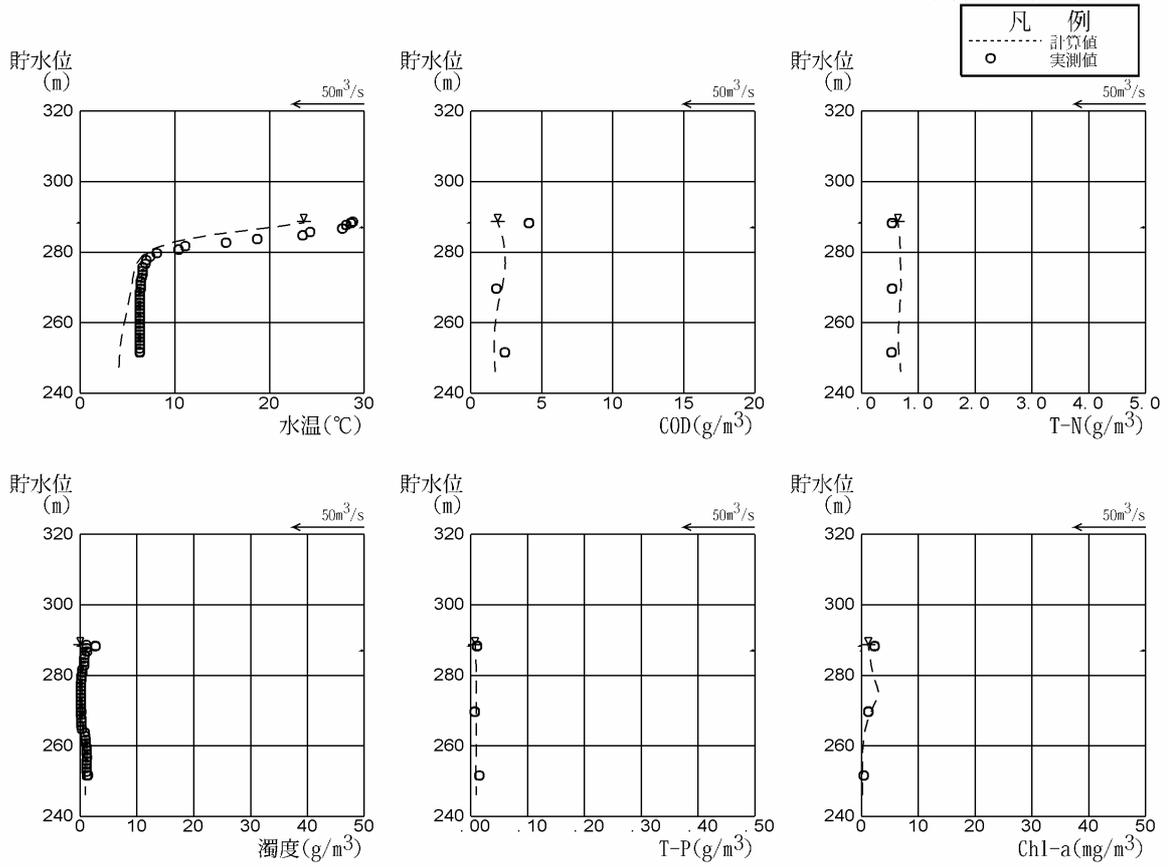


参考図5 比奈知ダム現況再現鉛直分布（2000年4～5月：貯水池表層水質）

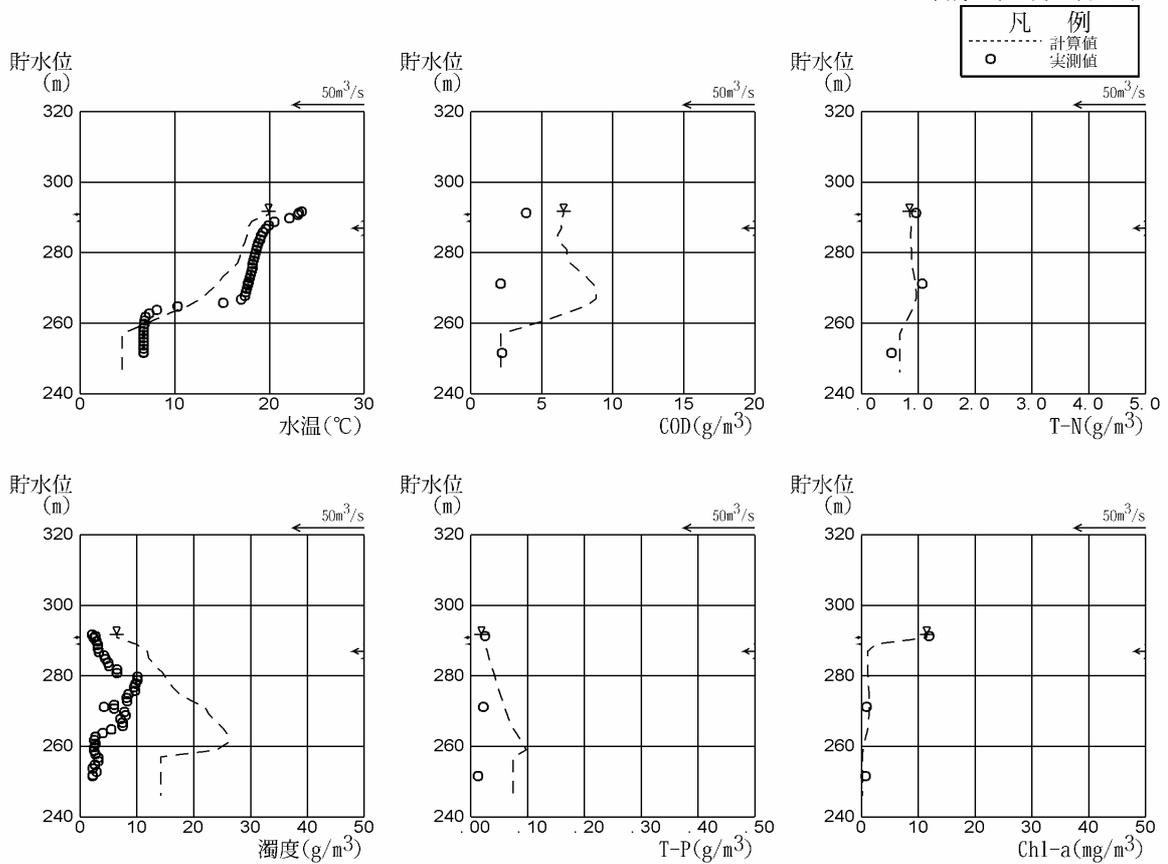


参考図 6 比奈知ダム現況再現鉛直分布 (2000年6~7月:貯水池表層水質)

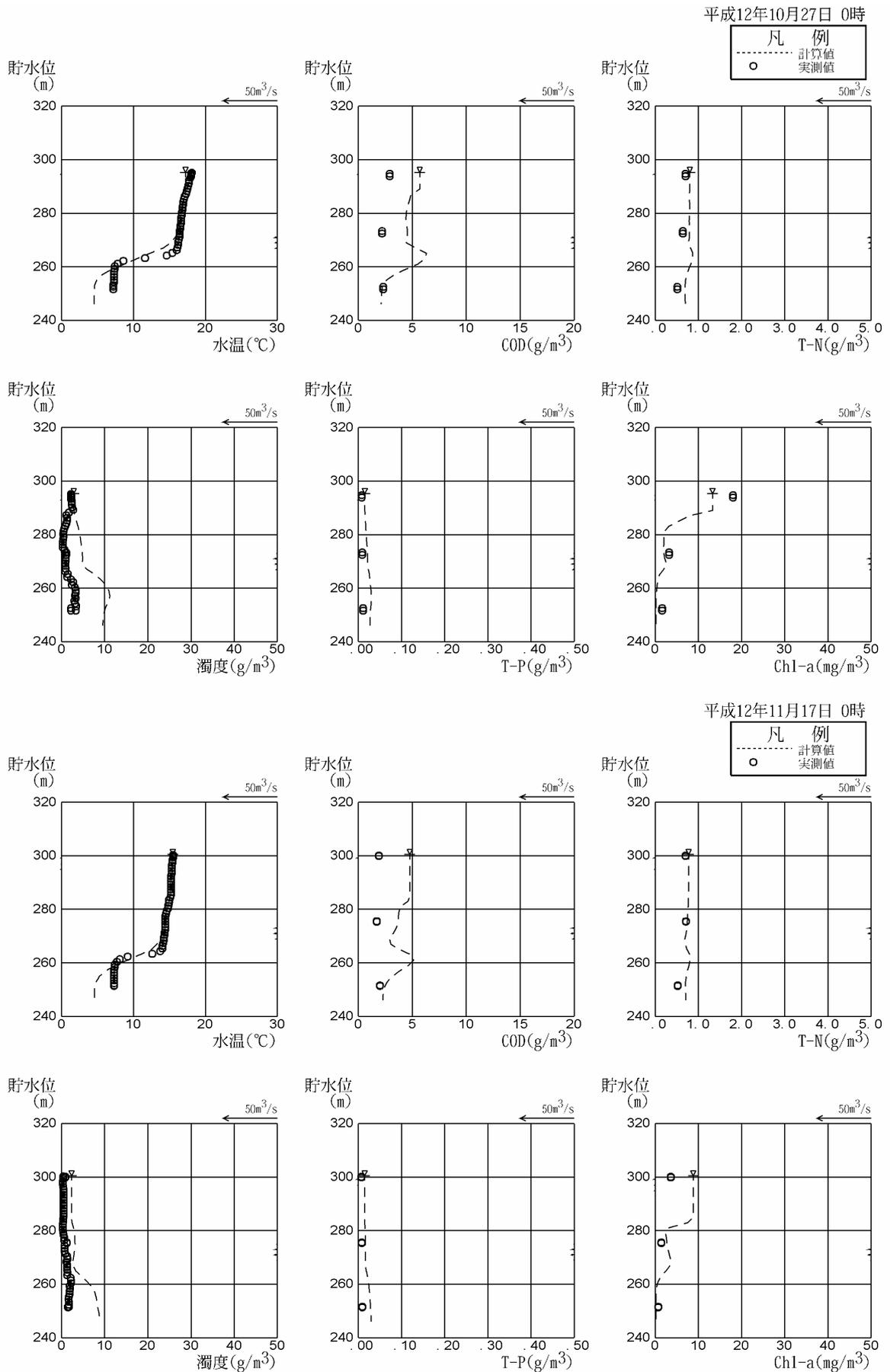
平成12年 8月18日 0時



平成12年 9月21日 0時

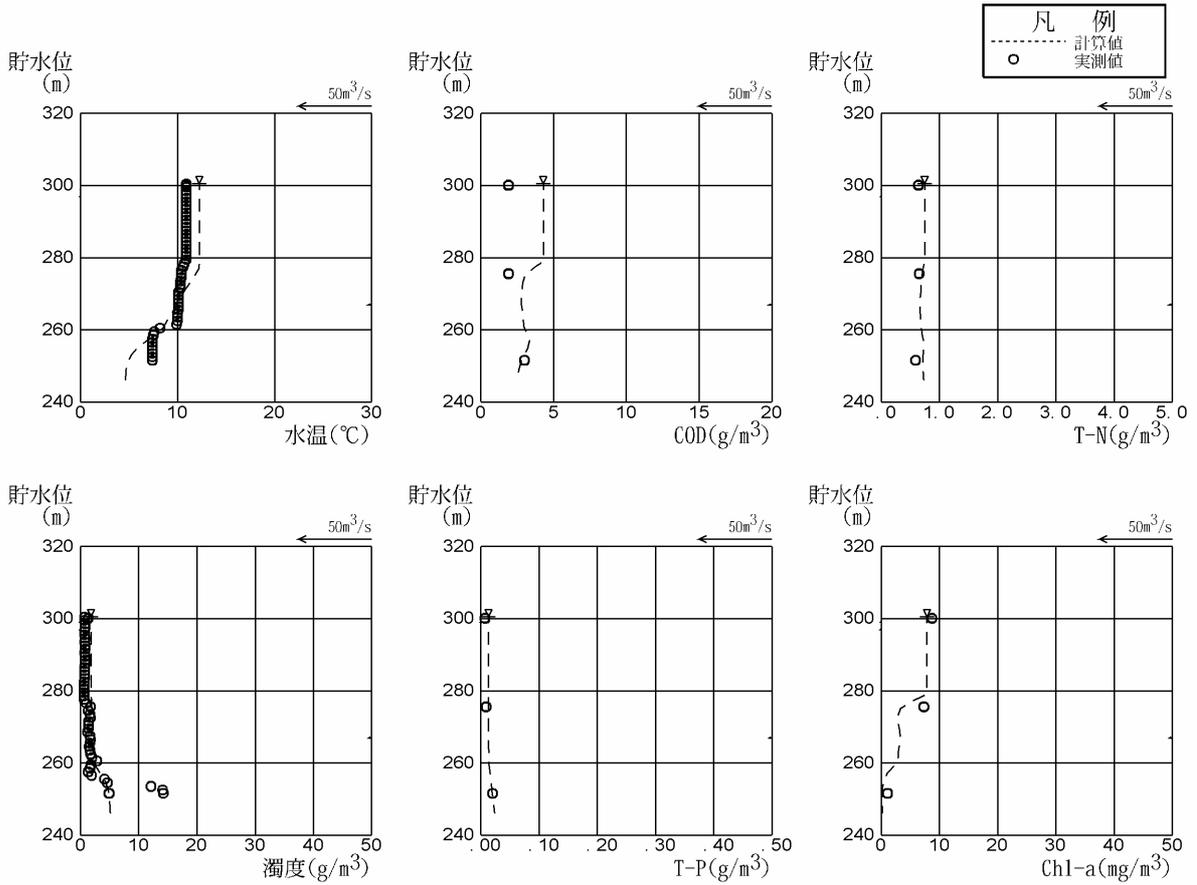


参考図7 比奈知ダム現況再現鉛直分布(2000年8~9月:貯水池表層水質)



参考図 8 比奈知ダム現況再現鉛直分布 (2000年10~11月:貯水池表層水質)

平成12年12月21日 0時



参考図 9 比奈知ダム現況再現鉛直分布 (2000年12月:貯水池表層水質)