

底層溶存酸素量及び沿岸透明度に係る目標設定に関する参考資料

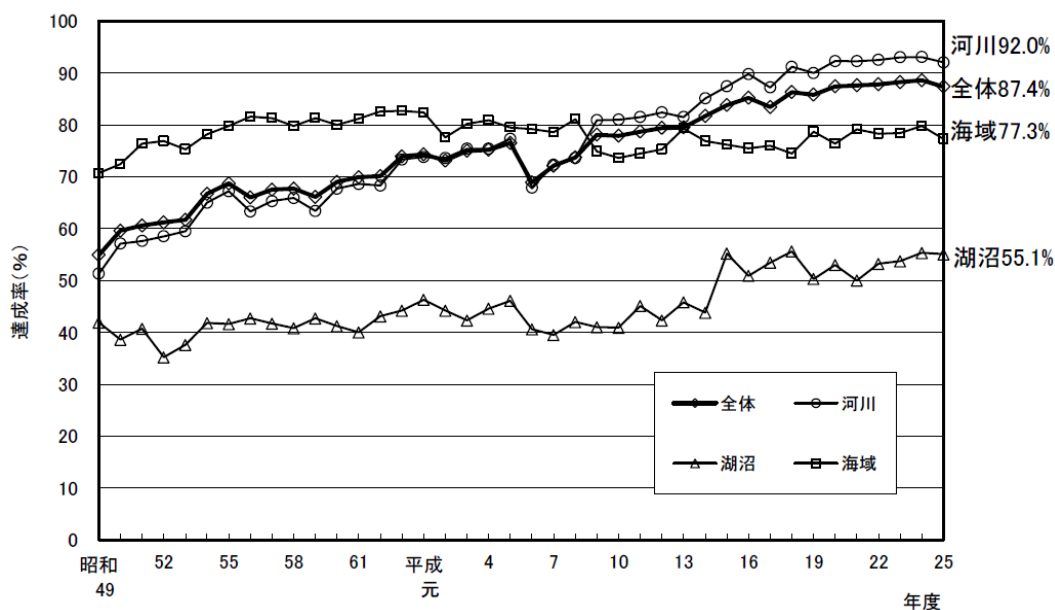
目次

1. 底層溶存酸素量及び透明度等の状況について	1
(1) CODの環境基準の達成状況	1
(2) 全窒素及び全燐の環境基準の達成状況	2
(3) 底層溶存酸素量の状況	4
(4) 透明度の状況	12
2. 底層溶存酸素量の目標設定の検討について	17
(1) 貧酸素耐性評価値の導出方法	17
(2) 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の方向性	24
3. 沿岸透明度の目標設定の検討について	27
(1) 沿岸透明度の目標値の導出方法	27
(1) - 1. 海藻草類に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠	27
(1) - 2. 沈水植物に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠	37
(1) - 3. 親水利用の保全に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠	40
(2) 沿岸透明度の各水域における目標値設定の方向性	45
別紙	47
引用文献	59

1. 底層溶存酸素量及び透明度等の状況について

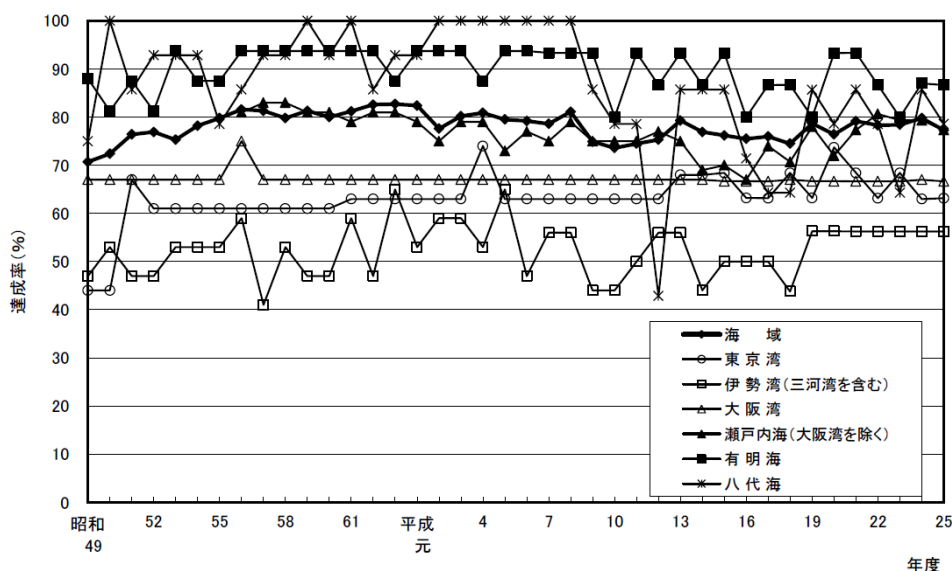
(1) CODの環境基準の達成状況

全国の公共用水域のCODの環境基準の達成率の推移をみると、海域及び湖沼ともに年々上昇傾向にある。しかし、湖沼は、平成25年度で55.1%と依然として低い状況である(図1)。また、主な閉鎖性海域をみると、平成25年度で東京湾63.2%、伊勢湾56.3%、大阪湾66.7%、となっており、水域によっては依然として低い状況である(図2)。



資料) 平成25年度公共用水域水質測定結果(平成26年12月、環境省水・大気環境局)

図1 全公共用水域の環境達成率の推移 (BOD又はCOD)

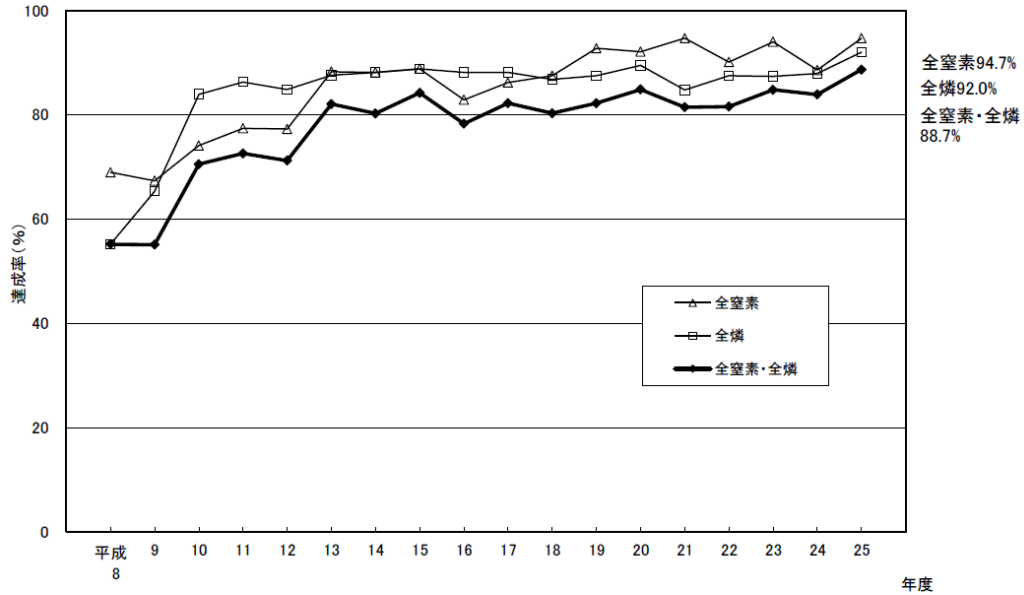


資料) 平成25年度公共用水域水質測定結果(平成26年12月、環境省水・大気環境局)

図2 主な閉鎖性海域の環境基準達成率の推移 (COD)

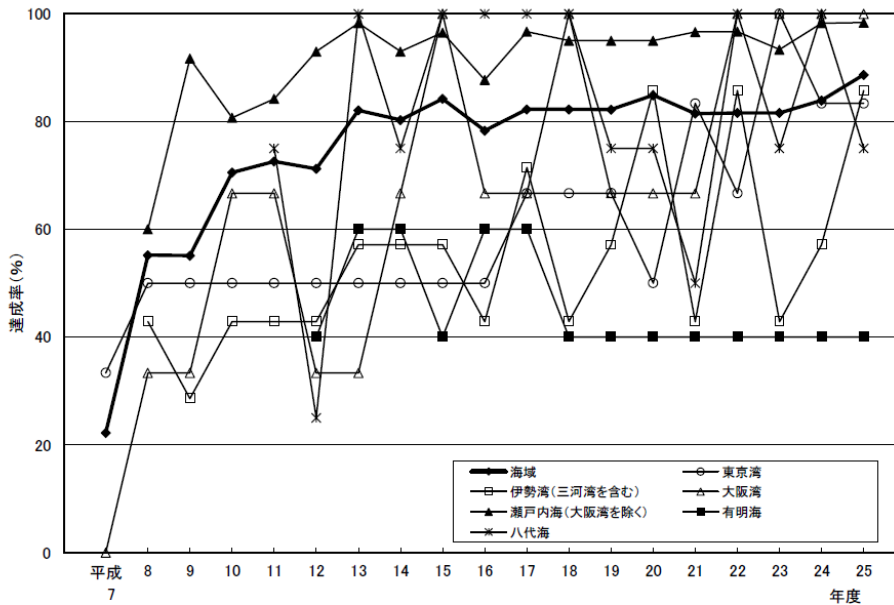
(2) 全窒素及び全燐の環境基準の達成状況

全国の海域の全窒素及び全燐の環境基準の達成率の推移をみると、年々上昇傾向にある(図3、図4)。しかし、湖沼については、依然として達成率が低い状況である(図5)。



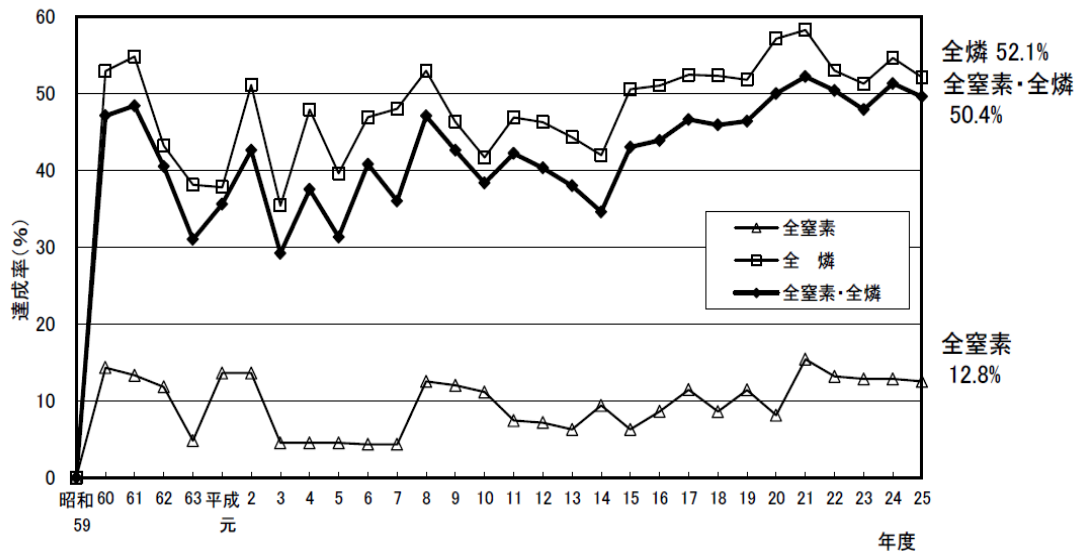
資料) 平成 25 年度公共用水域水質測定結果 (平成 26 年 12 月、環境省水・大気環境局)

図3 海域の環境基準達成率の推移 (全窒素及び全燐)



資料) 平成 25 年度公共用水域水質測定結果 (平成 26 年 12 月、環境省水・大気環境局)

図4 主な閉鎖性海域の環境基準達成率の推移 (全窒素及び全燐)



資料) 平成25年度公共用水域水質測定結果 (平成26年12月、環境省水・大気環境局)

図5 湖沼の環境基準達成率の推移 (全窒素及び全磷)

(3) 底層溶存酸素量の状況

1) 海域

①現在の状況

ア. 全国の海域

平成 23 年度～平成 25 年度の全国の海域の底層溶存酸素量の年間最低値の状況をみると、閉鎖性海域以外の水域では 4 mg/L 未満となる地点はほとんどみられないが、閉鎖性海域では、4 mg/L 未満となる地点は 3～4 割程度みられる（表 1）。

表 1 海域の底層溶存酸素量の年間最低値の状況

《平成 23 年度》

全測定地点数		閉鎖性海域外	閉鎖性海域
		34	380
地点数の内訳	2mg/L 未満	0 (0%)	61 (16.1%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	0 (0%)	38 (10.6%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	1 (2.9%)	39 (9.4%)
	4mg/L 以上	33 (97.1%)	242 (62.2%)

《平成 24 年度》

全測定地点数		閉鎖性海域外	閉鎖性海域
		93	450
地点数の内訳	2mg/L 未満	0 (0%)	56 (12.4%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	0 (0%)	32 (7.1%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	1 (1.1%)	42 (9.3%)
	4mg/L 以上	92 (98.9%)	320 (71.1%)

《平成 25 年度》

全測定地点数		閉鎖性海域外	閉鎖性海域
		69	317
地点数の内訳	2mg/L 未満	0 (0%)	39 (12.3%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	0 (0%)	28 (8.8%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	0 (0%)	39 (12.3%)
	4mg/L 以上	69 (100%)	211 (66.6%)

注) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合である。

2.底上 1m 程度の測定データを対象とした。

3.上記は、各自治体により環境基準点及び補助点等で測定したデータを集計したものであり、全ての公共用水域のデータが得られているわけではない

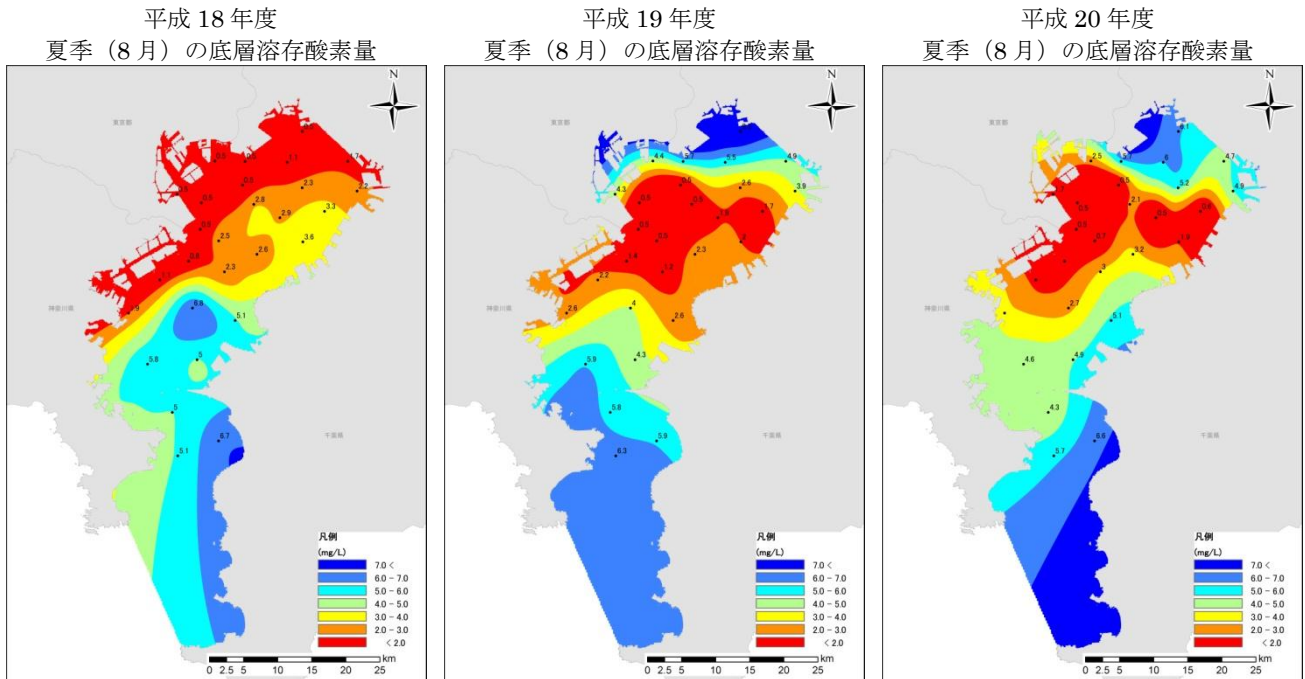
備考) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合

2.底上 1m 以内の測定データを対象とした

資料) 各自治体における水質測定結果

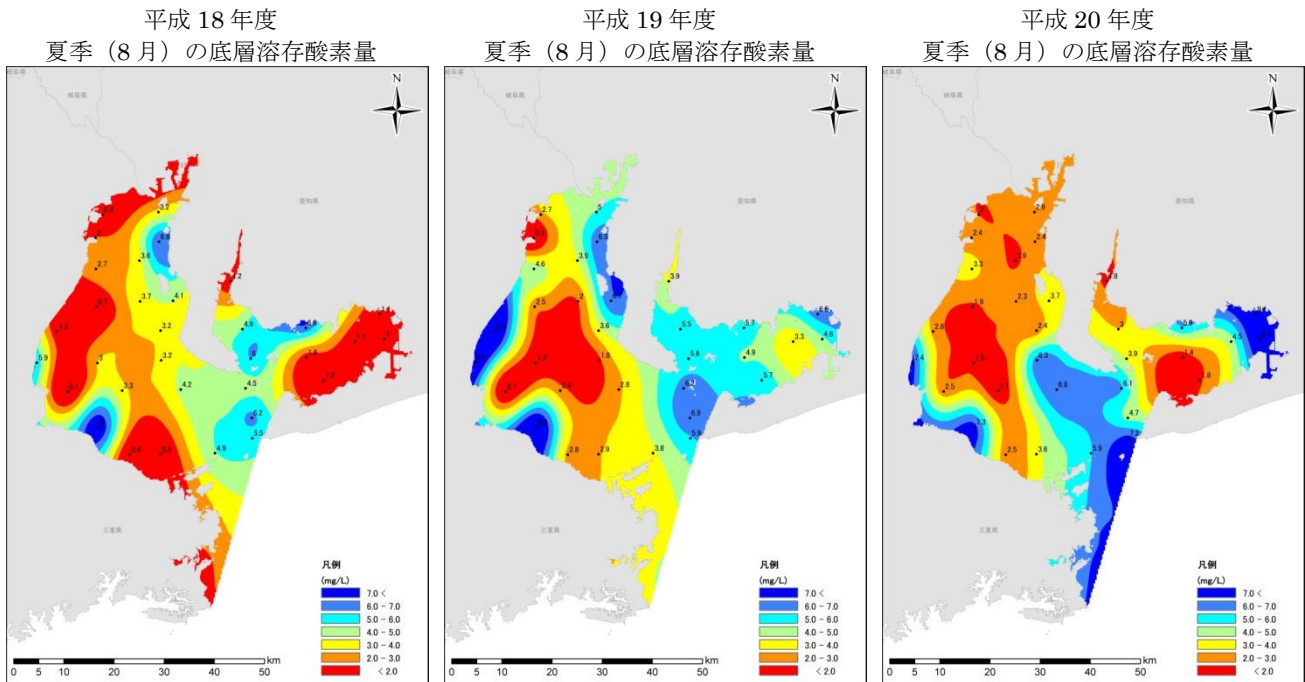
イ. 主な閉鎖性海域

平成 18 年度～20 年度の、主な閉鎖性海域である東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海における夏季の底層溶存酸素量の分布をみると、特に湾奥で底層溶存酸素量の低下がみられる（図 6～図 8）。



注) 図は、広域総合水質調査で行われている四季調査のうち、一般的に底層溶存酸素量が低下する傾向にある夏季調査の結果を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。
資料) 広域総合水質調査（環境省）

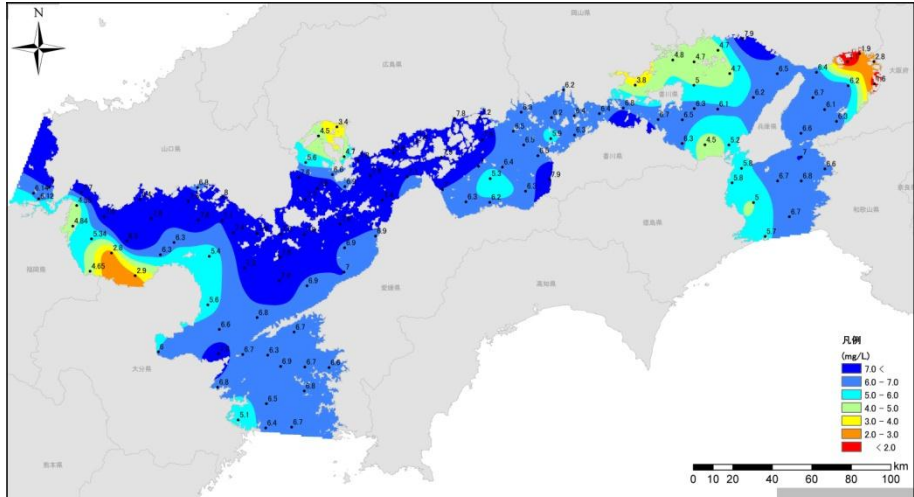
図 6 東京湾の夏季の底層溶存酸素量の分布



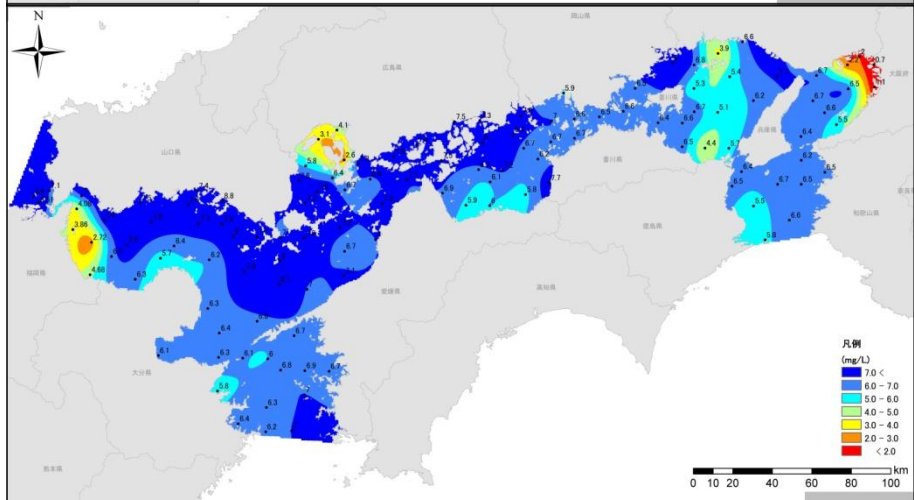
注) 図は、広域総合水質調査で行われている四季調査のうち、一般的に底層溶存酸素量が低下する傾向にある夏季調査の結果を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。
資料) 広域総合水質調査（環境省）

図 7 伊勢湾の夏季の底層溶存酸素量の分布

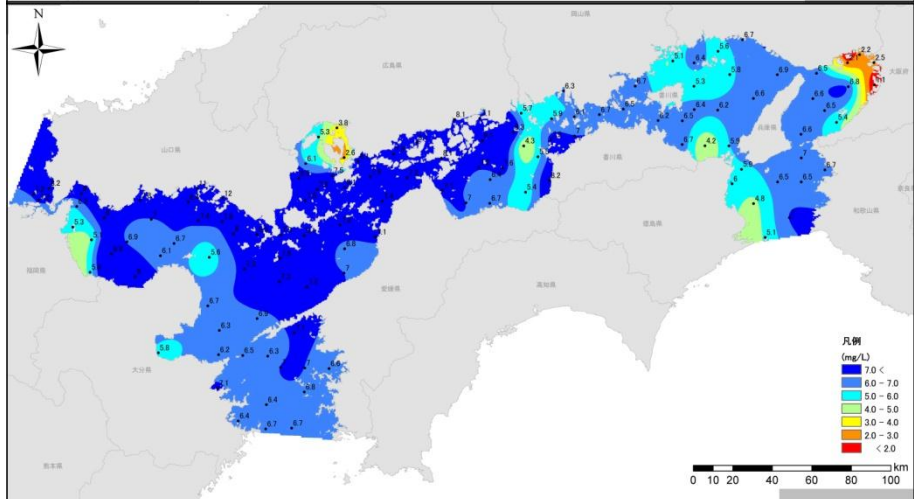
平成 18 年度夏季(8 月) の
底層溶存酸素量



平成 19 年度夏季(8 月) の
底層溶存酸素量



平成 20 年度夏季(8 月) の
底層溶存酸素量



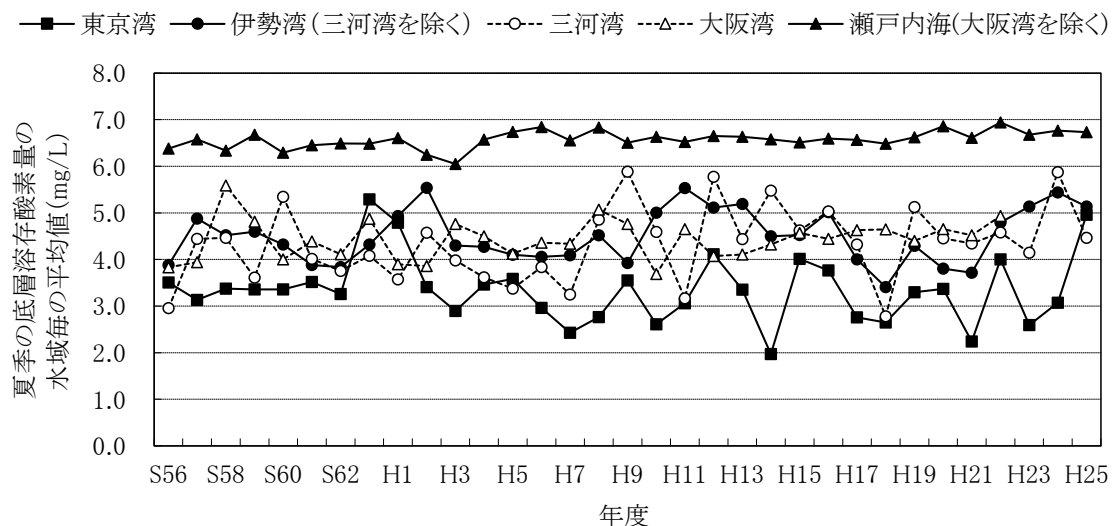
注) 図は、広域総合水質調査で行われている四季調査のうち、一般的に底層溶存酸素量が低下する傾向にある夏季調査の結果を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。
資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図 8 瀬戸内海の夏季の底層溶存酸素量の分布

②過去からの推移

ア. 主な閉鎖性海域

昭和 50 年代から平成 25 年度に至るまで、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等主な閉鎖性海域の、夏季底層溶存酸素量の水域ごとの平均値をみると、いずれも変動はあるものの横ばいで推移している（図 9）。

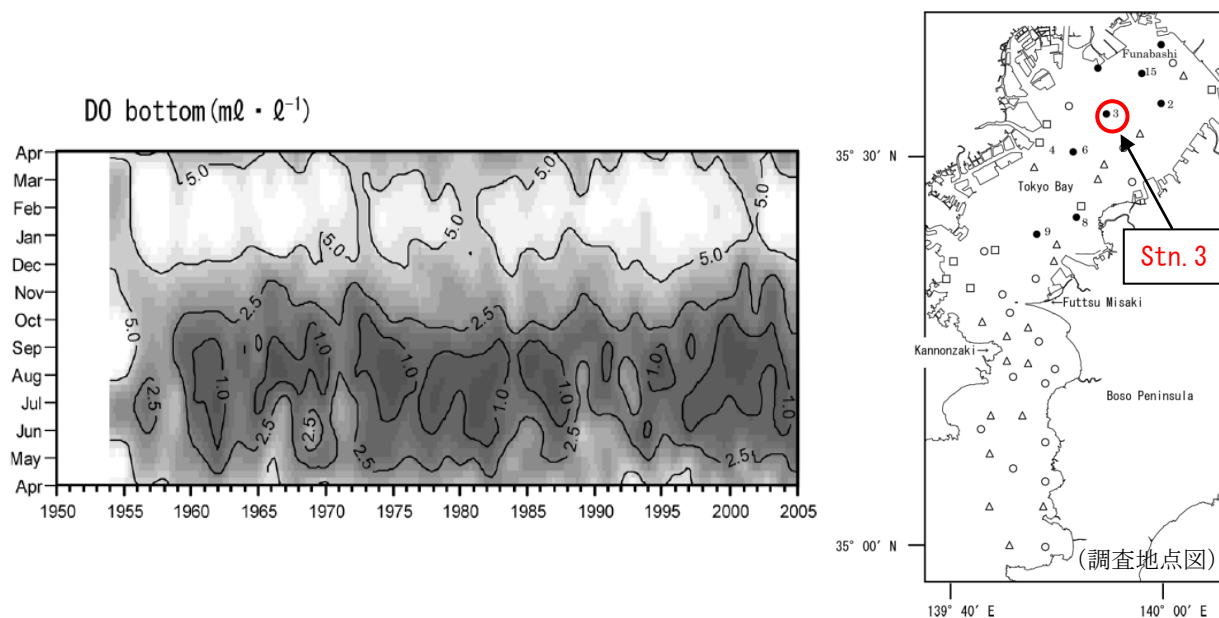


資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図 9 主な閉鎖性海域の夏季の底層溶存酸素量の推移

イ. 東京湾奥

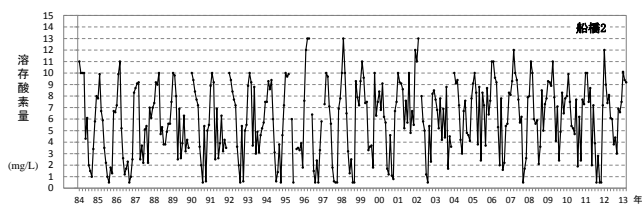
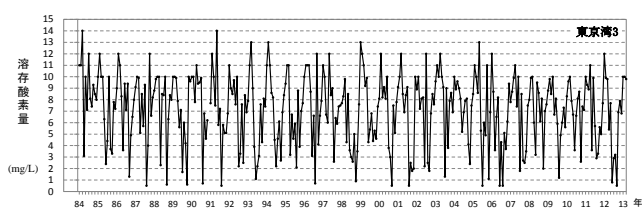
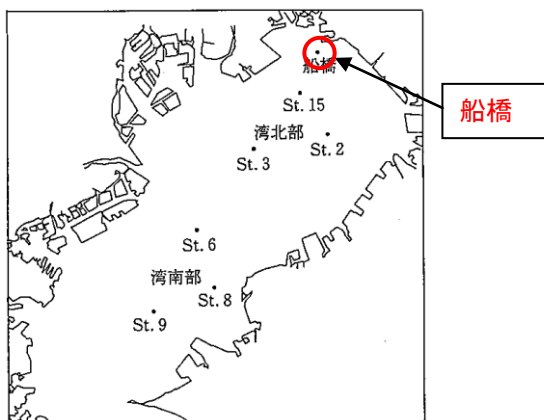
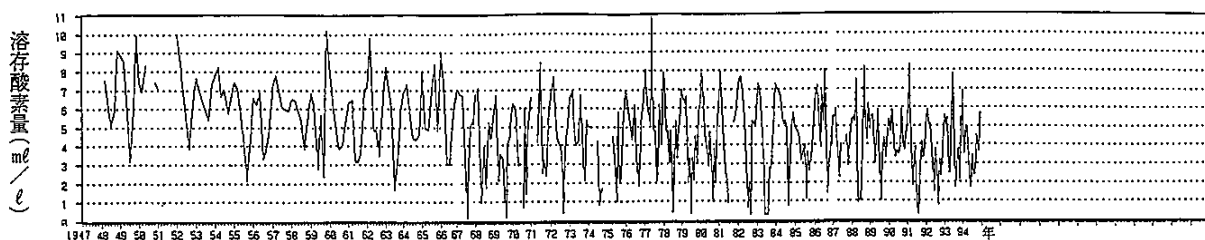
昭和30年(1955年)～平成17年(2005年)の東京湾奥の地点(Stn. 3)における底層(海底上1m)の溶存酸素量をみると、昭和30年(1955年)時点で、夏季を中心に2.5ml/L(3.6mg/L)以上の状況が大部分を占めているが、その後、2.5ml/L(3.6mg/L)以下となる期間が多くなっていることがうかがえる(図10)。



資料) 石井光廣,長谷川健一,柿野純(2008)千葉県データセットから見た東京湾における水質の長期変動,水産海洋研究,72(3), 189-199

図10 東京湾奥の底層溶存酸素量の推移①

また、他の東京湾奥の調査結果としては、昭和23年(1948年)～平成6年(1994年)の底層溶存酸素量の推移を表したもの(図11の上図)と、それとほぼ同じ地点で、昭和59年(1984年)～平成25年(2013年)の底層溶存酸素量の推移を表したもの(図11の下図)がある。これらの底層溶存酸素量の最低値をみると、昭和30年(1955年)までは、2.0ml/L(2.9mg/L)程度を示していることがわかり、昭和30年から現在までをみると、昭和42年(1967年)以降は1.0ml/L(1.4mg/L)を下回る頻度が多くなっていることがうかがえる。



- 資料) 1. (上図) 田辺伸,山口利夫(1995)東京湾の長期的水質変化について・I 水温・塩分・底層の溶存酸素量の変化, 千葉水試研報, No.53
 2. (下図) 東京湾内湾海域・公共用水域水質測定結果, 千葉県

図11 東京湾奥の底層溶存酸素量の推移②

2) 湖沼

①現在の状況

平成 23 年度～平成 25 年度の全国の湖沼の底層溶存酸素量の年間最低値の状況をみると、4 mg/L 未満の測定地点は 3～6 割程度、2 mg/L 未満の測定地点は 2～4 割程度となっている（表 2）。

表 2 湖沼の底層溶存酸素量の年間最低値の状況

年度		平成 23 年度	平成 24 年度	平成 25 年度
全測定点数		155	165	61
地点数の内訳	2mg/L 未満	44 (28.4%)	65 (39.4%)	14 (23.0%)
	2mg/L 以上 3mg/L 未満	13 (8.4%)	13 (7.9%)	2 (3.3%)
	3mg/L 以上 4mg/L 未満	12 (7.7%)	12 (7.3%)	3 (4.9%)
	4mg/L 以上	86 (55.5%)	75 (45.5%)	42 (68.9%)

注) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合である。

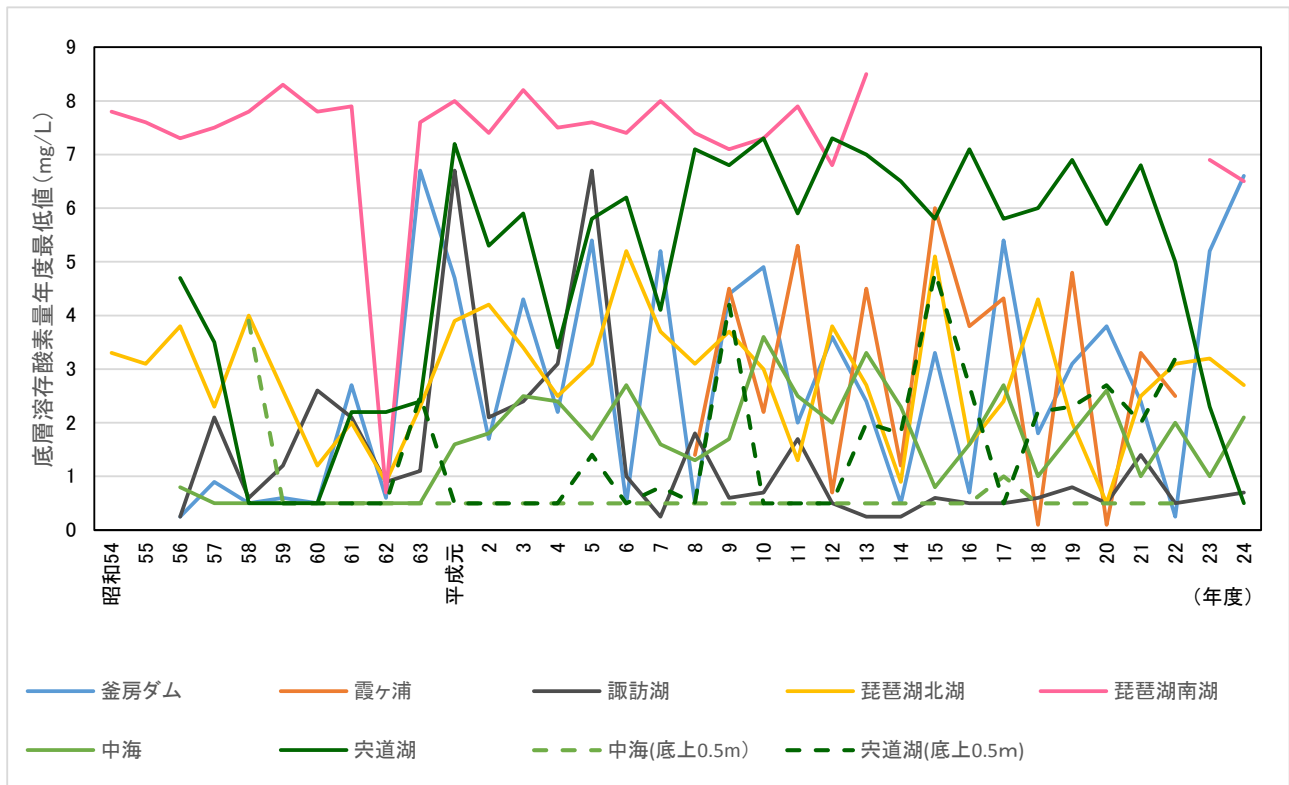
2.底上 1m 程度の測定データを対象とした。

3.上記は、各自治体により環境基準点及び補助点等で測定したデータを集計したものであり、全ての公共水域のデータが得られているわけではない。

資料) 各自治体における水質測定結果

②過去からの推移

昭和 50 年代から平成 24 年度まで、主な指定湖沼（釜房ダム、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖、中海、宍道湖）における底層溶存酸素量の年間最低値の推移をみると、底上 1 m の底層溶存酸素量は変動が激しいものの、琵琶湖南湖、宍道湖を除き、底層溶存酸素量が 2mg/L を下回る頻度が多い。また、中海及び宍道湖について、底上 0.5m の底層溶存酸素量をみると、ほとんどが 2mg/L を下回って推移しており、宍道湖の底上 1 m と 0.5m の底層溶存酸素量を比べてみると、全く傾向が異なることが分かる（図 12）。



注) 各湖沼の測定地点は、湖心付近に位置している地点を対象とした。実線は底上1 m、破線は底上0.5 mのデータ。
 釜房ダム：ダムサイト（全水深24～32m程度）、霞ヶ浦：St.9（全水深5.5～6.5m程度）、諏訪湖：湖心（全水深5.5～6.5m程度）、琵琶湖北湖：今津沖中央（全水深91～93m程度）、琵琶湖南湖：唐崎沖中央（全水深3.4～4m程度）、中海 N-6（全水深6～7m程度）、宍道湖 S-3（全水深5～6m程度）

資料) 1.環境数値データベース（国立環境研究所）

- 2.宮城県における水質測定結果
- 3.霞ヶ浦データベース（国立環境研究所）
- 4.長野県における水質測定結果
- 5.滋賀県における水質測定結果
- 6.島根県における水質測定結果

図 12 主な指定湖沼における底層溶存酸素量の年間最低値の推移

(4) 透明度の状況

1) 海域

①現在の状況

ア. 全国の沿岸海域

平成23年度～平成25年度の沿岸海域の透明度の年間平均値の状況をみると、各年度とも全測定地点の7割以上が3m以上である(表3)。また、透明度が3m未満の水域は、内湾等に多く見られる(図13)。

表3 海域の透明度の年間平均値の状況

年度		平成22年度	平成23年度	平成24年度
全測定地点数		730	755	805
地点数の内訳	1m未満	3 (0.4%)	5 (0.7%)	6 (0.7%)
	1m以上	727 (99.6%)	750 (99.3%)	799 (99.3%)
	2m以上	668 (91.5%)	680 (90.1%)	721 (89.6%)
	3m以上	518 (71.0%)	549 (72.7%)	604 (75.0%)
	4m以上	402 (55.1%)	429 (56.8%)	465 (57.8%)
平均値 (m)		5.3	5.2	5.3

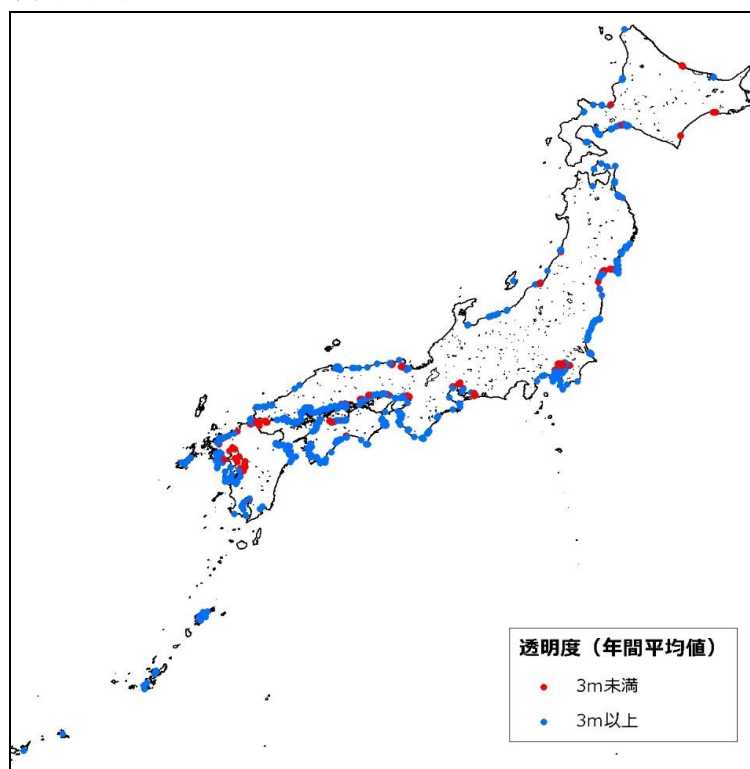
注) 1.括弧内の数字は全測定点数に占める割合である。

2.測定地点の水深について測定値があり、かつ、透明度の測定結果に水深≦透明度が1度も含まれていないこと地点を対象とした。

3.海岸から1km以内の測定地点を対象とした。

4.年間平均値は全測定地点を対象とした平均値である。

資料) 公共用水域水質測定結果



注) 表3で対象とした測定地点の結果である。

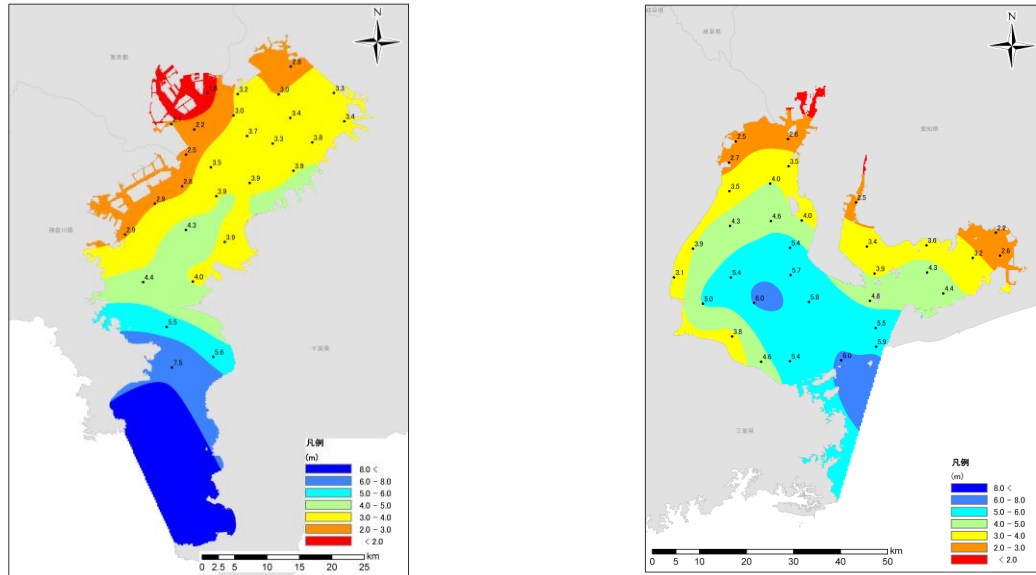
資料) 公共用水域水質測定結果

図13 海域の透明度の年間平均値の状況 (平成24年度)

イ. 主な閉鎖性海域

平成 18 年度～平成 20 年度の、主な閉鎖性海域である東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海における透明度の平均値の分布状況を見ると、東京湾及び伊勢湾では湾奥部、瀬戸内海でも一部の水域で透明度が 3 m 未満の水域がみられる（図 14、図 15）。

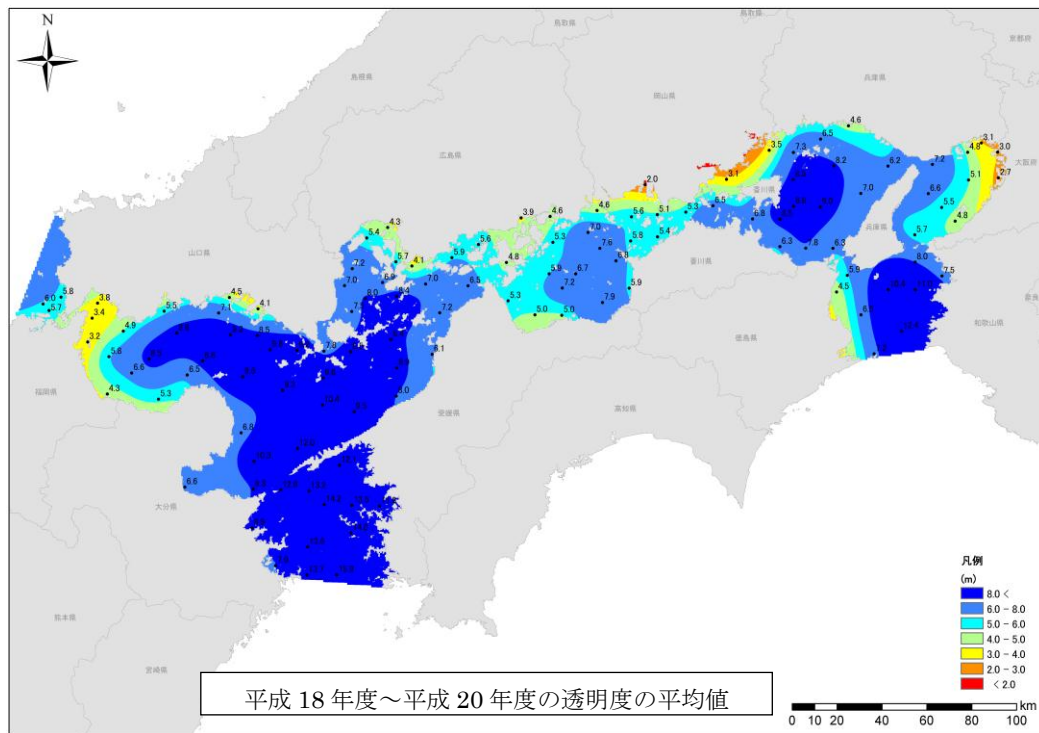
平成 18 年度～平成 20 年度の透明度の平均値



注) それぞれの図は、平成 18 年度～平成 20 年度において測定された結果の平均値を用いて作成した。図中の数字は、近傍黒丸地点の測定結果を表し、分布は測定結果から内挿及び外挿を行った。

資料) 広域総合水質調査（環境省）

図 14 東京湾（左図）及び伊勢湾（右図）の透明度の平均値の分布



注) 図に示す期間において測定された透明度の平均値より作図した。図中の数字は、近傍黒丸地点での測定された透明度を表し、分布は測定結果から作成した。

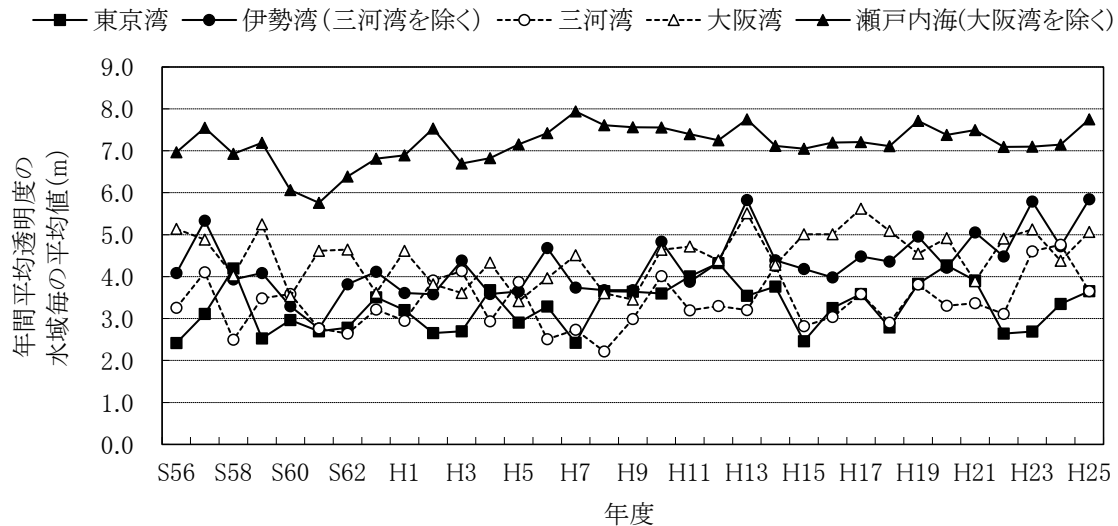
資料) 広域総合水質調査（環境省）

図 15 瀬戸内海の透明度の平均値の分布

②過去からの推移

ア. 主な閉鎖性海域

昭和50年代から平成25年度に至るまで、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等主な閉鎖性海域の、年間平均透明度の水域ごとの平均値をみると東京湾、三河湾及び瀬戸内海（大阪湾を除く。）では、横ばいで推移している（図16）。

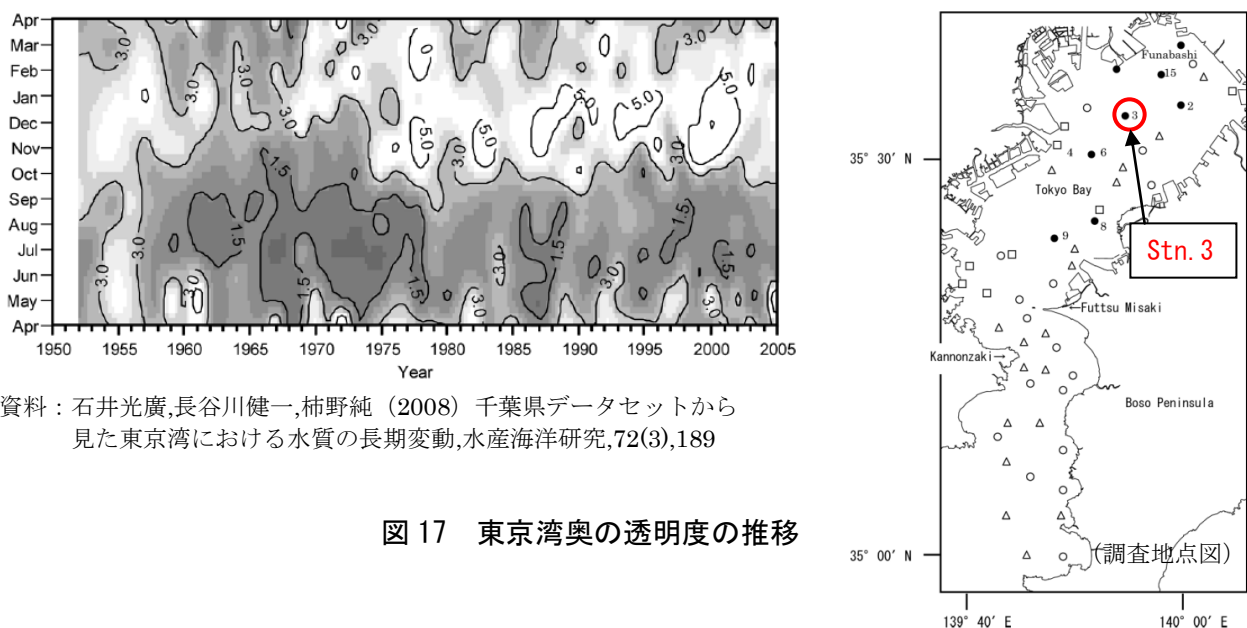


資料) 広域総合水質調査 (環境省)

図16 主な閉鎖性海域の夏季の透明度の推移

イ. 東京湾奥

昭和30年（1955年）～平成17年（2005年）の東京湾奥の地点（Stn. 3）における透明度をみると、昭和30年（1955年）時点で、3～5m程度の範囲が大部分を占めていることがうかがえる。夏季において、昭和40年代～昭和50年代にかけて透明度が1.5m未満まで下がっているが、それ以降は1.5～3m程度で推移している（図17）。



資料：石井光廣,長谷川健一,柿野純（2008）千葉県データセットから見た東京湾における水質の長期変動,水産海洋研究,72(3),189

図17 東京湾奥の透明度の推移

2) 湖沼

①現在の状況

平成 23 年度～平成 25 年度の湖沼の透明度の年間平均値の状況をみると、各年度とも全測定地点の約 6 割が 3 m を下回っている（表 4、図 18）。

表 4 湖沼の年間平均透明度の集計結果

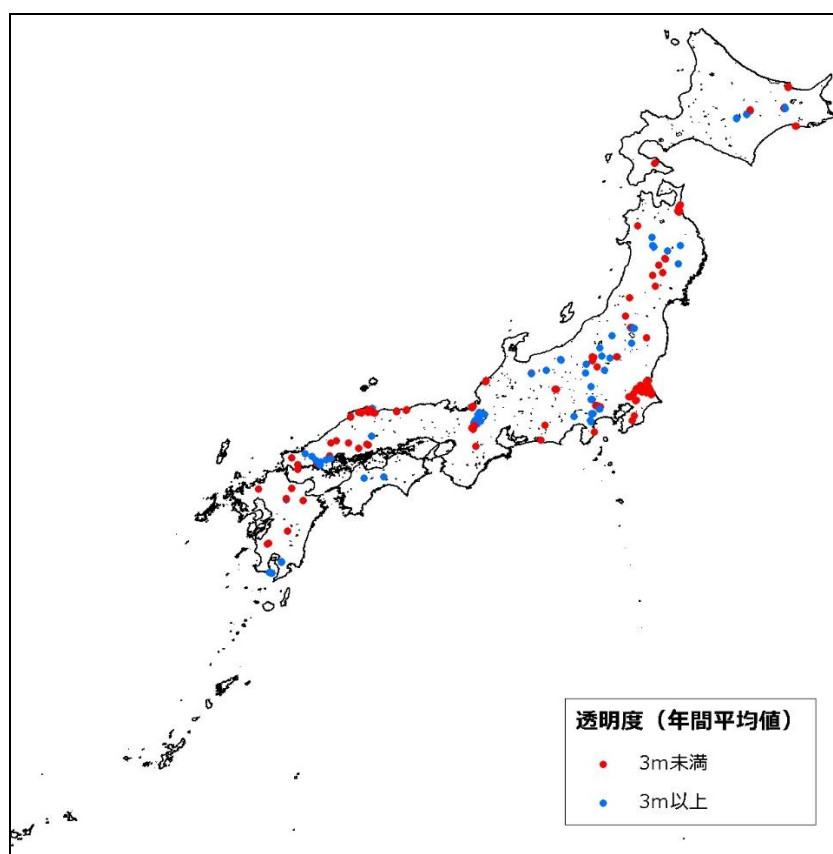
年度		平成 22 年度	平成 23 年度	平成 24 年度
全測定地点数		208	212	225
地点数の内訳	1m未満	42 (20.2%)	36 (17.0%)	34 (15.1%)
	1m以上	166 (79.8%)	176 (83.0%)	191 (84.9%)
	2m以上	133 (63.9%)	116 (54.7%)	129 (57.3%)
	3m以上	85 (40.9%)	74 (34.9%)	85 (37.8%)
	4m以上	60 (28.8%)	51 (24.1%)	52 (23.1%)
平均値 (m)		3.1	2.8	3.0

注) 1.括弧内の数字は全測定地点数に占める割合である。

2.測定地点の水深について測定値があり、かつ、透明度の測定結果に水深≤透明度が1度も含まれていないこと地点を対象とした。

3.湖岸から 1km 以内の測定地点を対象とした。

4.年間平均値は全測定地点を対象とした平均値である。資料) 公共用水域水質測定結果



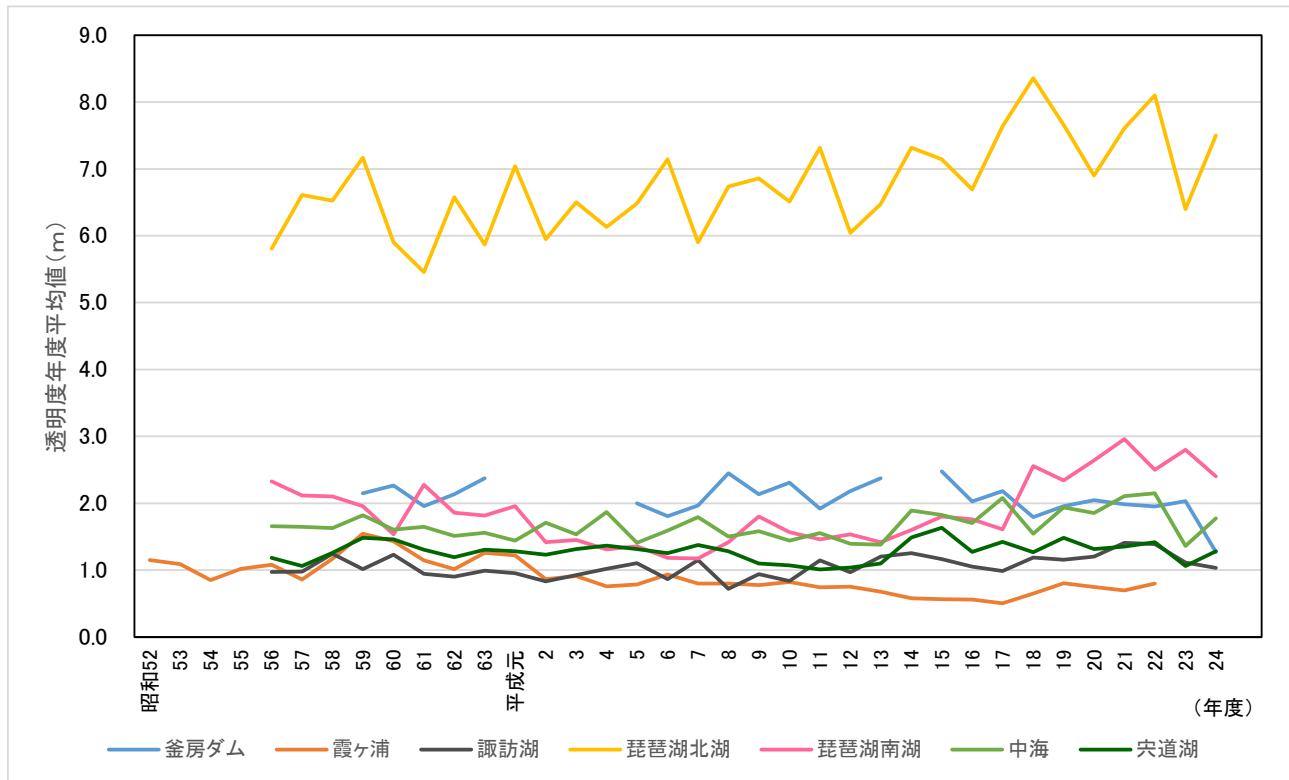
注) 表 4 で対象とした測定地点の結果である。

資料) 公共用水域水質測定結果

図 18 湖沼の透明度の年間平均値の状況 (平成 24 年度)

②過去からの推移

昭和 50 年代から平成 24 年度まで、主な指定湖沼（釜房ダム、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖、中海、宍道湖）における透明度の年間平均値の推移をみると、琵琶湖の北湖を除き、透明度は 2 m 程度かそれ以下で推移している（図 19）。



注) 各湖沼の測定地点は、湖心付近に位置している地点を対象とした。

釜房ダム：ダムサイト、霞ヶ浦：St.9、諏訪湖：湖心、琵琶湖北湖：今津沖中央、琵琶湖南湖：唐崎沖中央、中海 N-6、宍道湖 S-3

資料) 1.環境数値データベース（国立環境研究所）

2.宮城県における水質測定結果

3.霞ヶ浦データベース（国立環境研究所）

4.長野県における水質測定結果

5.滋賀県における水質測定結果

6.島根県における水質測定結果

図 19 主な指定湖沼における透明度の年間平均値の推移

2. 底層溶存酸素量の目標設定の検討について

(1) 貧酸素耐性評価値の導出方法

1) 貧酸素耐性試験に係る知見の収集方法

貧酸素耐性試験については、室内に設置した実験装置において、溶存酸素量への暴露実験に基づき溶存酸素量と生存率（あるいは死亡率）との関係が数値で記載された文献等を収集する。なお、貧酸素化しやすい夏季の水域の底層を想定し、水温条件が概ね 20～25℃前後で実施された貧酸素耐性試験とし、その試験の条件が、毒性試験に関する各種のテストガイドライン¹⁾²⁾に準拠しているとともに、その試験方法や結果の妥当性について、専門家による確認を受けて精度が担保されているものとする。

2) 貧酸素耐性試験に係る知見の収集結果

得られた貧酸素耐性試験の知見について、ロジスティック回帰等の統計的手法や対数近似法を使って直接貧酸素耐性評価値が求められている場合は、その値をそのまま貧酸素耐性評価値 (24hr-LC₅) とした。

その他、24 時間の曝露時間における 50%が致死する溶存酸素量 (24hr-LC₅₀)、1 時間の曝露時間における 50%が致死する溶存酸素量 (1hr-LC₅₀) の知見についても収集できたため、以下のとおり、24hr-LC₅ を算出した。

①24hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ を算出

表 5 は、米国環境保護庁(2000)³⁾が作成している種別の LC₅₀ および LC₅ の表である。この表には各属の LC₅/LC₅₀ 比が示されている。この比について魚類及び甲殻類別に幾何平均値を求めた結果、LC₅/LC₅₀ 比は、甲殻類 1.49、魚類 1.31 となった。この値を用いて 24hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ を算出した。

表5 U. S. EPA (2000)によるLC₅/LC₅₀比 (一部抜粋)³⁾

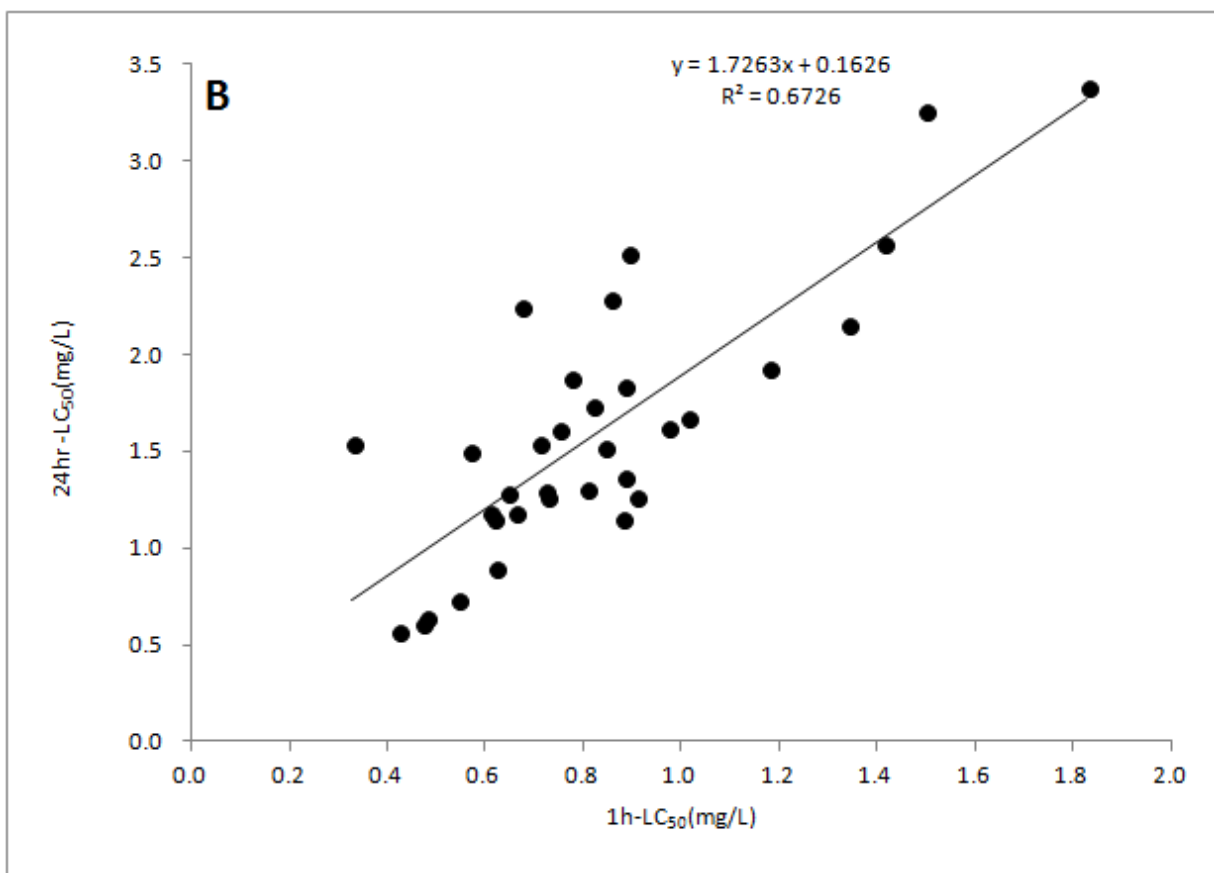
	学名	種名	一般名称	発育段階	GMAV	
					LC5	LC5/LC50
甲殻類	<i>Carcinus maenus</i>	Carcinus maenus	グリーンクラブ	稚ガニ・成体		
軟体類	<i>Spisula solidissima</i>	アメリカウバガイ	Atlantic surfclam	稚貝	0.70	1.63
甲殻類	<i>Rithropanopeus harrisi</i>	Rithropanopeus harrisi	ハリスノコギリガザミ	稚ガニ		
魚類	<i>Prionotus carolinus</i>	ノーザンシーロビン	北ホウボウ	稚魚	0.80	1.45
甲殻類	<i>Eurypanopeus depressus</i>	Eurypanopeus depressus	平坦なノコギリガザミ	稚ガニ		
魚類	<i>Leiostomus xanthurus</i>	Leiostomus xanthurus	スポットクローカー (ニベ科の魚)	稚魚	0.81	1.16
魚類	<i>Tautoga onitis</i>	Tautoga onitis	tautog (ペラ科の魚)	稚魚	1.15	1.40
甲殻類	<i>Palaemonetes vulgaris</i>	テナガエビ科	沼地グラスシュリンプ	稚エビ	1.24	1.45
甲殻類	<i>Palaemonetes pugio</i>	Palaemonetes pugio	daggerbladeグラスシュリンプ	稚エビ		
甲殻類	<i>Ampelisca abdita</i>	海洋端脚類スガメソコエビ科	端脚類	稚仔		
魚類	<i>Scopthalmus aquosus</i>	Scopthalmus aquosus	ヒラメ	稚魚	1.20	1.48
魚類	<i>Apeltes quadracus</i>	ヨンキョクトゲウオ	ヨンキョクトゲウオ	稚魚・成魚	1.20	1.32
甲殻類	<i>Homarus americanus</i>	アカザエビ科の一種	アメリカンロブスター	稚エビ	1.6	1.76
甲殻類	<i>Crangon septempinosus</i>	エビジャコ科	砂エビ	稚エビ・成体	1.6	1.65
甲殻類	<i>Callinectes sapidus</i>	ブルークラブ	アオガニ	成体		
魚類	<i>Brevoortia tyrannus</i>	ニシンダマシ亜科の一種	アトランティックメンハーデン	稚魚	1.72	1.53
軟体類	<i>Crassostrea virginica</i>	バージニアガキ	イースタンオイスター	稚貝		
魚類	<i>Stenotomus chrysops</i>	Stenotomus chrysops	スカップ (スズキ目科)	稚魚		
甲殻類	<i>Americamysis bahia</i>	甲殻類のアミ	アミ	稚仔	1.50	1.16
魚類	<i>Paralichthys dentatus</i>	ナツビラメ	ナツビラメ	稚魚	1.57	1.19
魚類	<i>Pleuronectes americanus</i>	Pleuronectes americanus	フユビラメ	稚魚	1.65	1.20
魚類	<i>Morone saxatilis</i>	ストライブドバス	ストライブドバス	稚魚	1.95	1.23
魚類	<i>Syngnathus fuscus</i>	ヨウジウオの一種	パイブウオ	稚魚	1.9	1.17

注) GMAV : Genus Mean Acute Values

②1hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ を算出

湖沼に生息する種を供試個体として行われた暴露実験の中には、1hr-LC₅₀のみしか得られないデータも含まれる。米国環境保護庁(2000)³⁾は、魚類・甲殻類の試験結果を用い、各種でTTD (time-to-death) 曲線を作成し、それらに対数関数化した式を作成している。

この魚類・甲殻類の種ごとの式を用いて、米国の魚類・甲殻類の1時間致死濃度(1hr-LC₅₀)及び24時間致死濃度(24hr-LC₅₀)のデータをプロットし、直線回帰式($y=1.7263x+0.1626$ 、 $R^2=0.6726$)を得た(図20)。この回帰式を用いて日本の魚種の1hr-LC₅₀から24hr-LC₅₀を求めた後、①で示した方法で、24hr-LC₅を算出した。



注) 図は、U.S.EPA(2000)³⁾で示されているTTD曲線から作成した式($Y=m(\ln X)+b$; X:時間=24時間、Y:溶存酸素量、m:傾き、b:切片)を使い作成した。

図20 1h-LC₅₀と24h-LC₅₀との関係

貧酸素耐性試験により得られた貧酸素耐性評価値は以下のとおり。

表6 実験文献から導出した貧酸素耐性評価値の一覧

引用文献	分類群	種	発育段階	個体サイズ(mm) ±:標準偏差 ()内は最小~最大	実験水温(°C)	暴露時間(hr)	LC50(mg/L)				LC5(mg/L) (DO耐性評価値)			
							プロビット法	Moving average angle 法	対数近似法	1hr-LC50からEPA換算式で24hr-LC50	プロビット法	ロジスティック回帰	対数近似法により直接導出	EPAの比から導出
4)	淡水産魚類	ウナギ	未成魚・成魚	平均全長 144±12mm	27.0±0.1	1h				1.2				1.6
5)		カマツカ	未成魚・成魚	平均全長 90±6mm	20.0±0.1	1h				1.8				2.3
6)		カマツカ	未成魚	平均全長 68.3±7.1mm (56.1~86.8mm)	25±1	24h	1.5							2.0
4)		コイ	未成魚・成魚	平均全長 116±4mm	27.1±0.1	1h				1.6				2.1
4)		タモロコ	未成魚・成魚	平均全長 78±8mm	26.9±0.1	1h				2.3				3.0
6)		ドジョウ	成魚	平均全長 94.6±6.5mm (77.4~109.3mm)	25±1	24h	0.9							1.2
7)		ホンモロコ	未成魚・成魚	平均全長 65.2mm (57.7~73.4mm)	25±1	24h	1.0							1.3
7)		モツゴ	未成魚・成魚	平均全長 59.6mm (47.7~68.2mm)	25±1	24h	0.9							1.2
7)		ヤリタナゴ	未成魚・成魚	平均全長 72.6mm (59.7~84.1mm)	25±1	24h	1.1							1.4
8)		海産魚類	キジハタ	稚魚	平均 40.1±2.2mm (33.1~46.0mm)	25±1	24h	1.1						
9)	シロギス		未成魚	平均全長 82.3±7.50mm	25±1	24h	2.0							2.6
8)	シロメバル		稚魚	平均全長 39.2±1.8mm (33.7~44.2mm)	25±1	24h	2.5							3.3
10)	スズキ		未成魚	平均全長 76.7±7.2mm	25±1	24h	1.9							2.4
8)	トラフグ		稚魚	平均全長 45.9±3.0mm (37.6~53.5mm)	25±1	24h	1.9							2.5
6)	ヒラメ		未成魚・成魚	平均全長 50.0±3.9mm (41.4~58.6mm)	24±1	24h	1.6							2.1
10)	ホシガレイ		未成魚	平均全長 62.8±5.0mm	25±1	24h	1.9							2.5
11)	マコガレイ		稚魚	(全長 45~72mm)	22.4~24.3	24h			1.8					2.4
6)	マダイ		未成魚・成魚	平均全長 37.0±2.1mm (32.1~42.0mm)	25±1	24h	2.0							2.6
6)	淡水産甲殻類		スジエビ	未成体・成体	平均全長 35.4±2.2mm (29.2~44.3mm)	25±1	24h	0.9						
12)	海産甲殻類	ヨシエビ	幼生 (ノ-フリウス期)	平均体長 0.30mm	28	24h						<1.1		
12)		ヨシエビ	幼生 (プロソエア期)	平均体長 1.42mm	28	24h						1.8		
12)		ヨシエビ	幼生(ミス期)	平均体長 2.78mm	28	24h						2.0		
12)		ヨシエビ	幼生 (ホストラ-ハ期)	平均体長 3.37mm	28	24h						3.2		
13)		ヨシエビ	幼生(ホストラ-ハ 4日齢期)	平均体長 約3mm	25±1	24h							2.9	
13)		ヨシエビ	幼生(ホストラ-ハ 15日齢期)	平均体長 約13mm	25±1	24h							2.3	
6)		ヨシエビ	未成体・成体	平均全長 40.4±2.5mm (32.0~46.5mm)	25±1	24h	0.5		0.5					0.7
12)		ガザミ	幼生(ソエア期)	平均甲長 0.50mm	24	24h							1.5	
12)		ガザミ	幼生 (カ'ロハ期)	平均甲長 2.0mm	24	24h							3.1	
12)		ガザミ	稚ガニ	平均甲長5.11mm	24	24h							3.7	
12)	クルマエビ	幼生 (ノ-フリウス期)	平均体長 0.39mm	24	24h							3.1		
12)	クルマエビ	幼生(ソエア期)	平均体長 2.24mm	24	24h							2.8		
6)	クルマエビ	未成体・成体	平均全長 45.8±4.3 mm (33.6~56.2 mm)	25±1	24h		0.8						1.2	
8)	海産棘皮動物	マナマコ	稚ナマコ	平均全長 11.3 ± 0.9mm (9.6~15.2 mm)	25±1	24h	0.2					0.4		

二枚貝については、成貝などでは貧酸素耐性を有しており^{14), 15), 16), 17)}、貧酸素耐性評価値の知見はないものの、浮遊幼生期では溶存酸素量が低い海水（貧酸素海水）に遭遇すると沈降するなど他の魚介類とは異なる生態上の特質がある。二枚貝についての貧酸素耐性評価値を導出するためには、この点に留意し、更なる検討を行うことが必要である。

なお、実験方法は異なるが、アサリの浮遊幼生の実験文献は表7に示すような知見もある。

表7 アサリの浮遊幼生の実験文献

引用文献	種	実験方法	実験水温(°C)	実験結果
18)	アサリ(D型幼生、アンボ期幼生、フルグロウン期幼生)	<ul style="list-style-type: none"> 流水水槽内で溶存酸素濃度を所定の濃度に調整。1濃度区に20~100個体のアサリ幼生を収容。 実体顕微鏡下で全く動かない個体を斃死と判定。 	20、25	24時間後の半数致死濃度は0.4mg/L(D型幼生、25°C)。
19)	アサリ(D型幼生、アンボ期幼生、フルグロウン期幼生)	<ul style="list-style-type: none"> 円筒形の水槽を用い、鉛直方向に溶存酸素濃度の濃度勾配を設定。1水槽当たり1,977~4,333個体のアサリ幼生を収容し、行動を観察。 実体顕微鏡下で全く動かない個体を斃死と判定。 	23	<ul style="list-style-type: none"> アサリ幼生は低溶存酸素濃度層で殻を閉じ沈降し(生存)、後に斃死する。 沈降幼生の24時間半数致死濃度は1.88mg/L(D型幼生°C)。 沈降後の斃死を考慮すると5%沈降/致死濃度は3.1mg/L(アンボ期幼生)。

3) 現場観測に係る知見の収集

現場観測の知見については、現場において、明らかに溶存酸素量の影響を受けていると判断される検討対象種の分布と、溶存酸素量との関係が記載されている文献を収集対象とし、魚介類の分布の調査と溶存酸素量の測定が同時に行われているものとした。

4) 現場観測に係る知見の収集結果

得られた現場観測の知見については、大きく2種類に分けられる。

- ①検討対象種の分布図（平面分布図、漁場メッシュ図等）と溶存酸素量分布図との重ね合わせによる場合は、その溶存酸素量を下回ると魚介類の生息が確認できなくなる溶存酸素量から分布境界がわかるもの。
- ②検討対象種の出現密度と溶存酸素量との関係から、検討対象種の生息が確認できなくなる溶存酸素量について、溶存酸素量を説明変数とした主成分分析等の統計的手法を用いて導出したもの。

収集した知見は以下のとおり。

表 8 現場観測から導出した底層溶存酸素量の分布境界一覧

引用文献	対象種	発育段階	分布境界
20)	シャコ	稚シャコ	4.0mg/L
21)	シャコ	幼生	2.5mg/L
22)	シャコ イッカククモガニ アカガイ ジンドウイカ ホシザメ ハタタテヌメリ アカハゼ ゲンコ マコガレイ テンジクダイ	成体・成魚	2.4mg/L
23)	シノブハネエラスピオ (ヨツバネスピオ)	成体	0.4mg/L
	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (コオニスピオ)		1.4mg/L

注) 上記表中の文献 22) の値は、生物群集データから統計解析により導出した値である。

5) 発育段階別の分類

貧酸素耐性試験から得られた貧酸素耐性評価値を、発育段階別に以下のとおり整理した。

表9 発育段階別に分類した貧酸素耐性評価値

(単位：mg/L)

貧酸素耐性評価値(海域)		貧酸素耐性評価値(湖沼)	
生息段階	再生産段階	生息段階	再生産段階
シロメバル 3.3	ガザミ 3.7 ヨシエビ 3.2 クルマエビ 3.1		
マダイ 2.6 シロギス 2.6 ホシガレイ 2.5 トラフグ 2.5 スズキ 2.4 マコガレイ 2.4 ヒラメ 2.1		タモロコ 3.0 カマツカ 2.3 コイ 2.1	
キジハタ 1.5 クルマエビ 1.2 ヨシエビ 0.7 マナマコ 0.4		ウナギ 1.6 ヤリタナゴ 1.4 ホンモロコ 1.3 モツゴ 1.2 ドジョウ 1.2 スジエビ 1.4	

1. 貧酸素耐性評価値は、一定の条件下における実験値（24時間の曝露時間において5%が致死する溶存酸素量）であり、地域の環境の条件によって、貧酸素耐性が変わるものであることに留意する必要がある。
2. 複数の貧酸素耐性評価値が得られた場合は、最も高い貧酸素耐性評価値を記載した

現場観測から得られた値を、発育段階別に以下のとおり整理した。

表10 発育段階別に分類した現場観測から得られた値

(単位：mg/L)

現場観測から導出した値			
生息段階		再生産段階	
コオニスピオ 1.4	シヤコ 4.0	シノブハネエラスピオ 0.4	シヤコ 2.5

現場観測から導出した値(生物群集データによる)	
生息段階	
マコガレイ, ホシザメ, テンジクダイ, ゲンコ, アカハゼ, ハタタテヌメリ, イッカククモガニ, シヤコ, ジンドウイカ, アカガイ	2.4

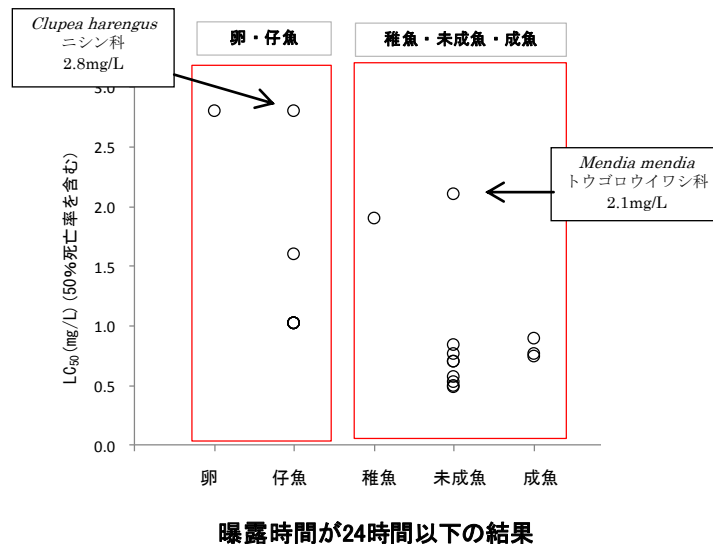
※) 上記は生物群集データから統計解析により導出した値である。

6) 再生産段階の貧酸素耐性評価値の推定

魚類については、卵や仔魚等の発育段階初期の貧酸素耐性評価値が得られていない。

米国環境保護庁 (2000) ³⁾において、魚介類等の貧酸素耐性について、知見の集積を図っている。図 21 は、知見が得られている全魚類のうち、LC₅₀ が求められているデータを、発育段階別に抽出した (暴露時間が 24 時間以下の結果を抽出した)。この結果では、仔魚 (*Clupea harengus* ニシン科の魚類、暴露時間 6hr) の LC₅₀ の最大値は 2.8mg/L、未成魚 (*Mendia mendia* トウゴロウイワシ科の魚類、暴露時間 6hr) の最大値は 2.1mg/L であり、LC₅₀ の最大値の差は 0.7mg/L である。3. (2) の 24hr-LC₅₀ から 24hr-LC₅ への算出方法と同様の考え方により、魚類の LC₅/LC₅₀ 比 1.31 を使うと、仔魚の LC₅ は 3.67mg/L、未成魚の LC₅ は 2.75mg/L と換算でき、その差は 0.92 mg/L となる。このため、再生産段階の貧酸素耐性評価値は、生息段階の貧酸素耐性評価値に 1mg/L を加えた値として推定する。

なお、今後、再生産段階の貧酸素耐性評価値が得られる場合には、基本的にその値を用いることとする。



注) 図は暴露時間が 6 時間の値での比較であり、24 時間の暴露時間では LC₅₀ の最大値の差が 0.7mg/L 以上になる可能性がある。

図 21 発育段階別の LC₅₀

なお、底層溶存酸素量が低下する時期に再生産を行わない魚種については、生息段階における水生生物の生息の場の底層溶存酸素量が確保されることで、再生産もできることが明らかであれば、必ずしも上記のように 1mg/L を加えた値として推定する必要はない。

(2) 底層溶存酸素量の各水域における類型指定の方向性

具体的な類型指定のイメージは図 22～図 23 のとおり。詳細については、実際の類型指定を行う際に、検討する。

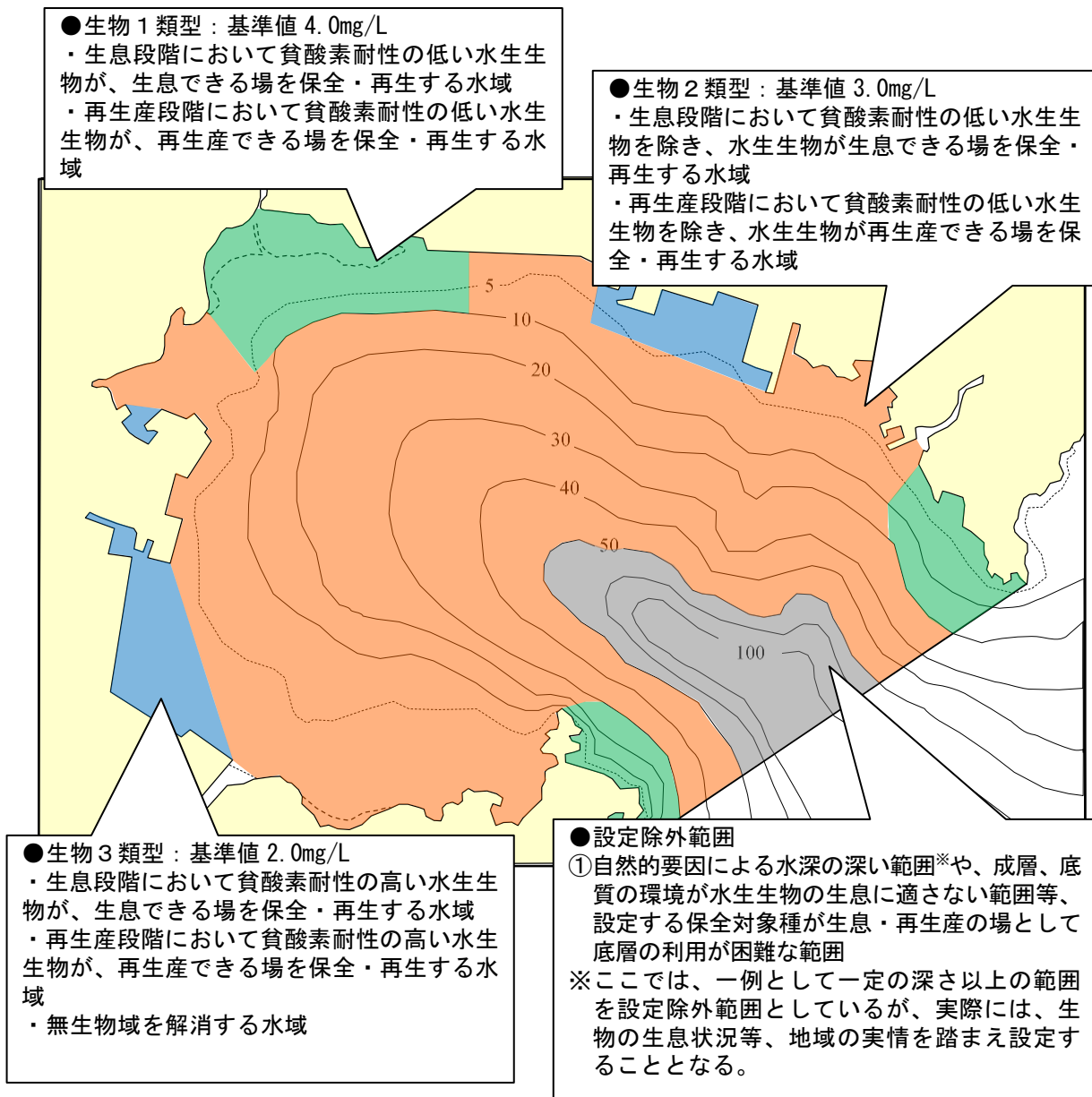


図 22 海域の類型指定のイメージ

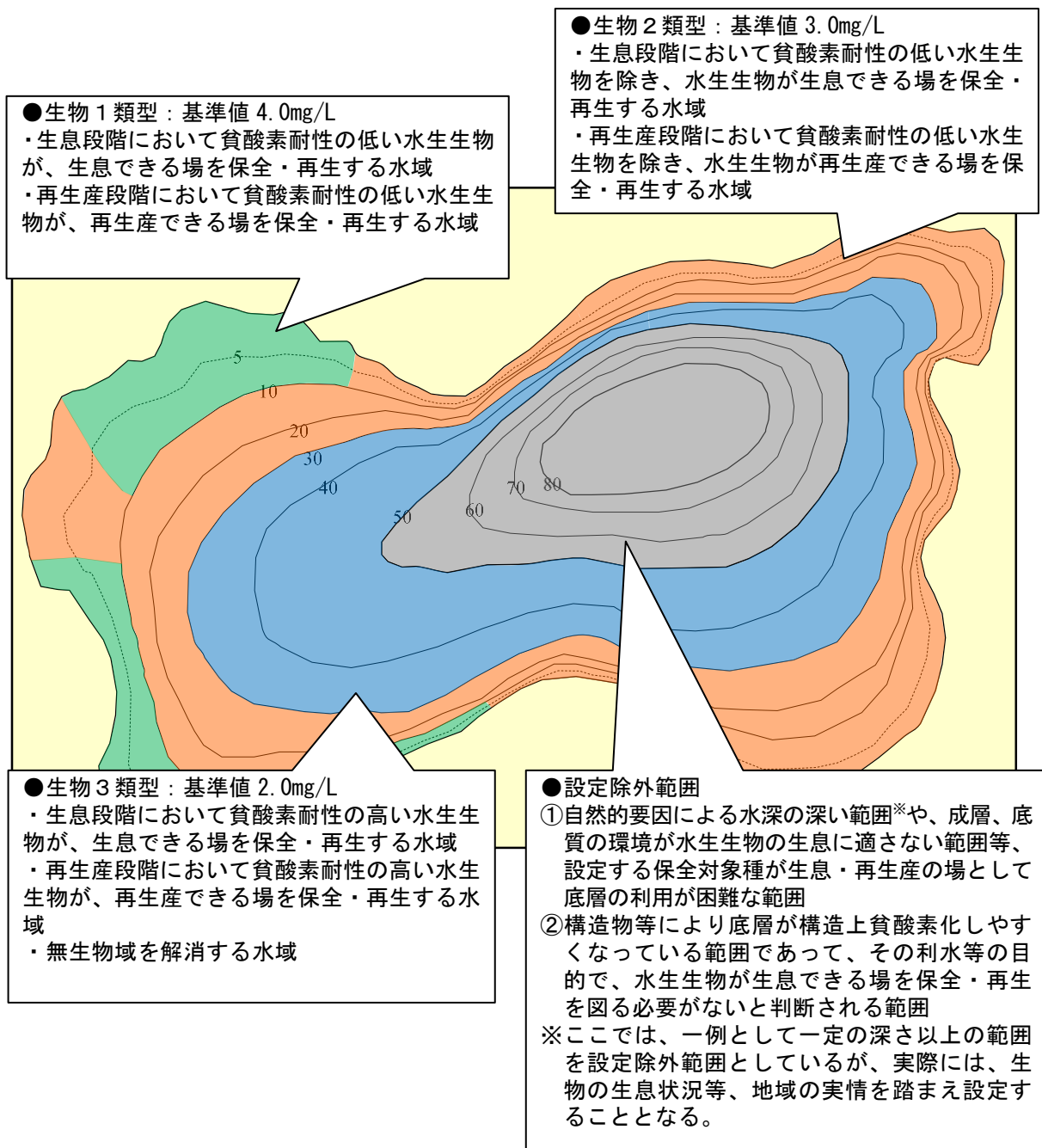


図 23 湖沼の類型指定のイメージ

図 22 及び図 23 については、比較的広範な水域を想定して、複数の範囲と基準値を設定した例である。比較的狭い水域については、水域全体、あるいはその一部分を保全・再生する範囲等として一律に当てはめて、目標値を設定することも考えられる。

3. 沿岸透明度の目標設定の検討について

(1) 沿岸透明度の目標値の導出方法

(1) - 1. 海藻草類に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠

1) 海藻草類の知見の収集方法

必要最低光量に関する知見は、実際の環境中において光量の不足が水生植物の分布の制限要因となっている場合で、その分布下限近傍において水中光量が長期間観測され、必要最低光量が記載されている文献（以下、「現地調査文献」という。）を収集した。なお、多年生の水生植物については1年の中で減衰と繁茂を繰り返しているが、そのなかで水生植物群落が長期的に維持されることを考慮し、必要最低光量は日積算光量の年間平均値を採用することとした。また、水深は年間の平均水位を基準とした。

2) 海藻草類の知見の収集結果

必要最低光量について得られた種の知見は、アマモ、アラメ、カジメである（表 11（1）、表 12（1）、表 13（1））。

なお、現地調査文献の他に、水槽等を用いた培養実験で光量条件に対する水生植物の生育状況が記述されている文献（以下、「水槽実験文献」という。）や、プロダクトメーター（差働式検容計）などを用いて光合成、呼吸速度を測定した文献（以下、「光合成実験文献」という）といったものがある。これらの人為的に光条件のみを変えて生育状況を観察した水槽実験文献や光合成及び呼吸を測定する光合成実験の結果は、条件が整った環境下での値であり、実験期間が短期間であるものがほとんどである。このことから、生育できる最低光量が把握できるものの、実際の海域において長期間生育できる光量としては過小評価である可能性があると考えられる。そのため、水槽実験文献及び光合成実験文献により得られた結果は、現地調査文献で得られた生育に必要な光量の妥当性の検証のため整理した（表 11（2）及び表 11（3）、表 12（2）及び表 12（3）、表 13（2）及び表 13（3））。

表 11 (1) アマモの生育に必要な光量に関する文献の読み取り結果 (現地調査文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	アマモの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
24)	神奈川県 小田和湾	<p>●方法：小田和湾近傍の日射量データ (東京・月別平均値) を用い、実測した減衰係数から分布下限水深の日積算光量の年間平均値を推定した。</p> <p>●結果：2カ所の分布下限水深における日積算光量の年間平均値： St.A：3.1 mol/m²/d (水深 4.5m) St.B：3.0 mol/m²/d (水深 6.5m)</p>	<p>St.A：3.1 mol/m²/d St.B：3.0 mol/m²/d (いずれも年間平均値)</p>
24)	山口県 柳井湾	<p>●方法：上記①と同様の方法で、柳井湾におけるアマモの分布下限水深、減衰係数 (既往知見より)、広島 の 全 天 日 射 量 から、アマモの分布下限水深における日積算光量の年間平均値を推定した。</p> <p>●結果： アマモの分布下限水深 ：2.9 mol/m²/d (水深 5.0m) 分布がみられない水深 ：1.8 mol/m²/d (水深 6.3m) ：2.5 mol/m²/d (水深 5.3m)</p>	2.9 mol/m ² /d (年間平均値)
25)	広島湾 岩国地先	<p>●方法：アマモ分布下限水深付近における光量子計による測定を 2000 年 12 月～2001 年 10 月に 1～2 ヶ月ごとに調査を行った。1 回の調査は 2～3 週間連続観測した。日積算光量の年間平均値を算定。</p> <p>●結果：アマモの分布下限水深の日積算光量 日積算光量の月平均：0.9±0.4～6.6±2.7 mol/m²/d 日積算光量の年間平均：3.3 mol/m²/d (水深 4m (原記載 D.L.-2mより換算))</p>	3.3 mol/m ² /d (年間平均値)
26)	広島湾 岩国地先	<p>●方法：光量子量を月に 1 回鉛直観測し、全天日射量 (広島) からアマモの分布下限水深における日積算光量を推定した。 期間：1996 年 9 月～98 年 3 月 (1 年半)</p> <p>●結果： 日積算光量の年間平均値：3mol/m²/d (水深 4m (原記載 D.L.-2mより換算))</p>	3.0 mol/m ² /d (年間平均値)
27)	三河湾 三谷町地先	<p>●方法：アマモ場群落直上で 2000 年 4 月～01 年 2 月、隔月 10 日間連続観測し、石川ら (1988) が求めたアマモの生育に必要なとされる日積算光量 3mol/m²/d の水深を推定。</p> <p>●結果：2カ所で実測した光量から減衰係数を算定し、日積算光量の年間平均値が計算上 3mol/m²/d となる水深は、D.L.-1.8m (水深約 3.1m) と推定され、実際の分布下限水深 D.L.-1.6m (水深約 2.9m) とほぼ一致した。</p>	— (日積算光量の年間平均値が 3 mol/m ² /d になる水深と実際の分布下限水深がほぼ一致)

表 11 (2) アマモの生育に必要な光量に関する文献の読み取り結果 (水槽実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	アマモの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
28)	<p>●方法：陸上水槽にアマモを移植し、園芸用遮光ネットによって、日積算光量が 0～20mol/m²/d の範囲で 5 段階 (1.1、2.1、5.7、8.1、19.8 mol/m²/d) に実験区を設定し、生長、生残を観察した。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 実験期間：8～10 月 ・ 水温：約 21～26℃ <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 光量が 1.1mol/m²/d、2.1mol/m²/d の実験区は 2 ヶ月経過しても分枝せず、葉長、地下茎長の生長抑制が顕著であった。 ・ 1.1 mol/m²/d では、1 ヶ月間は枯死しないが、2 ヶ月続くと生残率は 60% になり、2.1mol/m²/d では 2 ヶ月で生残率は 70% であった。 ・ 5.7 mol/m²/d 以上の実験区は分枝がみられた。 	2.1mol/m ² /d 以下では生長が抑制され、2 ヶ月後の生残率が 60～70%。

表 11 (3) アマモの生育に必要な光量に関する文献の読み取り結果 (光合成実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	アマモの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
29)	<p>●方法：補償光量について既往の文献の実験結果を用いて算定している。</p> <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> 水温 (t) と補償光量 (I_c) の関係は、 I_c=0.9712exp[0.1088t] (R²=0.92) で表せる。 生育限界付近の水温 28°Cでの補償光量は、25 μ mol/m²·/s (算定式から算出) (1.7 mol/m²/d) アマモ場の分布下限水深は、水中光量 I_z から補償光量 I_c を差し引いた純光合成光量 I_n の月別平均値が 0 になる水深で概ね表現できる。 	1.7 mol/m ² /d (生育限界付近の水温 28°C時)
30)	<p>●方法：種子を発芽させ、10cm 程度のアマモ実生を用いて、プロダクトメーターを用いて光合成、呼吸速度を計測し補償光量を調べた。水温 5~35°C。</p> <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> 補償光量は、5~28°Cまでは、約 10~20 μ mol/m²·/s (0.9~1.7 mol/m²/d) の範囲で推移 (グラフから読み取り)。 29°C以上では 40 μ mol/m²·/s (3.5 mol/m²/d) 以上に急増。ただし、29°C以上では草体の変色、枯死がみられ、生育上限水温を超えていたと考えられる。 	0.9~1.7 mol/m ² /d (5~28°C)
31)	<p>●方法：プロダクトメーターによって葉片だけでなく株全体を用いて光合成、呼吸速度を計測し補償光量を調べた。水温：10~25°C</p> <p>●結果：</p> <p>補償光量は、6.89~13.67 μ mol/m²·/s (0.6~1.2 mol/m²/d)</p>	0.6~1.2 mol/m ² /d (10~25°C)
32)	<p>●方法：</p> <p>アマモ葉片を用いて、年間を通してプロダクトメーターを使って光合成、呼吸速度を計測し補償光量を調べた。水温 5.5~30.5°C。</p> <p>●結果：年間を通して、概ね 10~20 μ mol/m²·/s であった。</p>	0.9~1.7 mol/m ² /d (5.5~30.5°C)

表 12 (1) アラメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (現地調査文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	アラメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
33)	千葉県御宿町	<p>●方法：アラメの分布水深を把握し、調査海域近くで観測した日射量から、アラメ分布水深の光エネルギーを推定。</p> <p>分布調査：1983年11月 日射量観測：1979年1月~1985年8月</p> <p>●結果：アラメは、水深約 12m まで確認。 水深 12m における年間平均光量を推定。 約 58.6 μ mol/m²/s (2×10²cal/m²/分) (グラフから読み取り) (文献値を元に、日照時間 12 時間と仮定すると日積算光量では 2.5mol/m²/d となる)</p>	2.5 mol/m ² /d (年間平均値)

表 12 (2) アラメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (水槽実験文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	アラメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
34)	神奈川県 小田和湾	<p>●方法： 陸上水槽において、光条件を変えてアラメの配偶体、幼孢子体を培養した。 光条件：0,25,50,100,200,400,800,1300 (μ mol/m²/s) 水温：20±0.5℃、培養期間：20 日間 明暗 12 時間周期</p> <p>●結果： ＜配偶体＞ 0、1300 μ mol/m²/s は全て枯死 (8 日間)。 25~200 μ mol/m²/s では 90%以上生残 (16 日間)。 生長が認められた最低光量：25 μ mol/m²/s (1.1mol/m²/d) 以上</p> <p>＜幼孢子体＞ 25 μ mol/m²/s (1.1mol/m²/d) では葉面積はほとんど増加しないが、20 日間枯死しなかった。 50 μ mol/m²/s (2.2mol/m²/d) 以上で光量に比例し面積が増加。 生長が認められた最低光量：50 μ mol/m²/s 以上</p>	<p>(配偶体) 1.1 mol/m²/d (孢子体) 2.2 mol/m²/d (いずれも 20 日間)</p>
35)	神奈川県 秋谷地先	<p>●方法： 光条件を、0、2.5、6.3、13、16、25 μ mol/m²/s で、配偶体、孢子体の葉面積の増加率を観察した。 水温：20℃、期間：30 日間、明暗 12 時間周期</p> <p>●結果： ・生長が認められた下限光量 配偶体：雄性配偶体 0.26 mol/m²/d 雌性配偶体 0.35 mol/m²/d 孢子体：1.1 mol/m²/d 葉面積が 1.2 倍に増加</p>	<p>(配偶体) 1.1 mol/m²/d (孢子体) 2.2 mol/m²/d (いずれも 20 日間)</p>

表 12 (3) アラメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (光合成実験文献)

引用 文献	必要光量に関する調査方法、結果	アラメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
36)	<p>●方法：</p> <ul style="list-style-type: none"> ・光量と温度条件を変えて、プロダクトメーターを用いて、アラメの胞子体、配偶体の光合成、呼吸速度を測定。 <p><胞子体> 水温：5～29℃の7段階 光量：0～400 μ mol/m²/s</p> <p><配偶体> 水温：5～27℃の6段階 光量：0～50 μ mol/m²/s の4段階</p> <p><生長実験> 水温：5、15、25℃ 光量：10、50 μ mol/m²/s 明暗周期：12/12 時間</p> <p>●結果：</p> <ul style="list-style-type: none"> ・光補償点 (20℃) <p>配偶体：3.4 μ mol/m²/s (日補償積算光量：0.3 mol/m²/d)</p> <p>胞子体：11.9 μ mol/m²/s (日補償積算光量：1.0 mol/m²/d)</p> <p>ただし、25℃では 12.5 μ mol/m²/s でもほとんど生長せず一部が枯死した。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・水温が高いほど補償光量は高くなるが、胞子体では光量が 25 μ mol/m²/s (2.0mol/m²/d) 以上であれば、水温が 5～27℃の間で純光合成量は正の値であった。 ・日補償積算光量は、25℃では約 1.6mol/m²/d、15℃では約 0.8mol/m²/d となった。 	<p>(配偶体) 0.3 mol/m²/d (20℃) (胞子体) 1.0 mol/m²/d (20℃)</p> <p>(配偶体) 約 0.8～1.6 mol/m²/d (水温 15～25℃) (補償光量をもとに日補償積算光量を算定)</p>
37)	<p>●方法：アラメの幼胞子体を用いてプロダクトメーターによって光合成速度を測定</p> <p>水温：20℃ 光量：0～20klux (0～370 μ mol/m²/s)</p> <p>●結果：・幼胞子体の補償光量 約 9 μ mol/m²/s</p>	<p>(胞子体) 0.8 mol/m²/d (20℃)</p>

表 13 (1) カジメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (現地調査文献)

引用文献	場所	必要光量に関する調査方法、結果	カジメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
38)	三浦半島西部	<p>●方法： 光量子計による鉛直観測を行い、日射量と平均減衰率から水深別の日積算光量を月別に算定 水深：5, 10, 15, 20m</p> <p>●結果：カジメの分布水深は 5-23m ・分布下限水深に近い水深 20m の日積算光量は年間平均で、1.4mol/m²/d であった。</p>	1.4mol/m ² /d (年間平均値)
33)	千葉県夷隅郡御宿町	<p>●方法： ・現地でカジメの分布水深を把握し、調査海域近くで観測した日射量から、カジメの分布水深の光エネルギーを推定。 分布調査：1983 年 11 月 日射量観測：1979 年 1 月～1985 年 8 月</p> <p>●結果：カジメは、水深 5～48m まで確認された。 カジメの成長が良好であった水深帯の光エネルギーは 8.79～29.3 μ mol/m²/s (0.38～1.27 mol/m²/d) を中心とした、2.93～87.9 μ mol/m²/s (0.13～3.8 mol/m²/d) で、この範囲を外れると個体の大きさは急速に小型になった。この結果のうち、分布下限の光量は、2.93 μ mol/m²/s (0.13mol/m²/d) である。 (() は日照時間 12 時間と仮定した日積算光量の算定値。)</p>	0.13mol/m ² /d (年間平均値)

表 13 (2) カジメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (水槽実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	カジメの生育に必要な光量 (日積算光量 (mol/m ² /d))
34)	<p>●方法：受精後 30 日の幼胞子体を用い、水温 20℃、光量 0, 25, 50, 100, 200, 400, 800 μ mol/m²/s、明暗 12 時間周期で、20 日間室内培養し、4 日ごとに生残率と生長を測定。</p> <p>●結果：光量 0～25 μ mol/m²/s (0～1.1mol/m²/d) 区では実験終了時の葉面積、湿重量は実験開始時とほぼ同じであった。 ・光量 50-800 μ mol/m²/s (2.2～35 mol/m²/d) 区では、光量に比例して葉面積が増加する傾向が認められた。</p>	<p>ほとんど生長がみられなかった光量：1.1mol/m²/d</p> <p>明らかに生長が認められた最低光量：2.2mol/m²/d (いずれも胞子体)</p>
36)	<p>●方法：葉状体を用いて光強度 10, 50 μ mol/m²/s、温度 5, 15, 25℃、明暗 12 時間周期で培養。24 時間ごとに藻体の面積を測定。6 日間培養。</p> <p>●結果： 10 μ mol/m²/s (0.43mol/m²/d) でも葉面積は拡大した (15℃ で最も生長) 。</p>	生長が認められた最低光量： 0.43mol/m ² /d (胞子体)
35)	<p>●方法：胞子体を用いて、水温 20℃ で、光量 0, 2.5, 6.3, 13, 16, 25 μ mol/m²/s (L/D : 12h r / 12h r) の 6 段階で 30 日間培養。葉面積を測定。</p> <p>●結果： < 胞子体 > ・ 0.69mol/m²/d 以上で平均相対葉面積が増加。 ・ (0.56mol/m²/d 区では相対葉面積は約 1.0 で生長がみられなかった。) ・ 胞子体の生長下限光量は 0.7mol/m²/d 付近と考えられる。 < 配偶体 > ・ 0.11mol/m²/d でほとんど生長しなかった ・ 0.27mol/m²/d では明らかに生長した。 ・ 配偶体の生育下限光量は 0.3mol/m²/d と推定</p>	生長が認められた最低光量： 0.69mol/m ² /d 以上 (胞子体) 0.3mol/m ² /d 以上 (配偶体)
38)	<p>●方法：胞子体を用い、20℃ で、光量 0.7, 18, 35, 71, 210, 430, 850 μ mol/m²/s の 8 段階で、日長を 6, 9, 12 時間の 3 段階で培養。14 日後、大きい方から 10 個体の葉面積増加率を求めた。</p> <p>●結果： ・ 日積算光量が 1mol/m²/d 以下になるとほとんど生長しない (配偶体は暗黒条件下でも 5 ヶ月間生存可能)</p>	1mol/m ² /d 以下ではほとんど生長がみられなかった

表 13 (3) カジメの生育に必要な光量に関する読み取り結果 (光合成実験文献)

引用文献	必要光量に関する調査方法、結果	カジメの生育に必要な光量 (日補償積算光量 (mol/m ² /d))
36)	<p>●方法：プロダクトメーターを用いて光合成速度を測定。水温 5-27℃の 6 段階、光強度 0-50 μmol/m²/s の範囲で 4 段階</p> <p>・光補償積算光量は、独自の式で算定。 補償積算光量=0.0864×補償光量×α⁻¹(μmol/m²/s、(αは光合成-光曲線の低光量(0-25 μmol/m²/s)での初期勾配)</p> <p>●結果：胞子体の日補償積算光量は季節や水温により異なり、夏に大となる。</p> <p>・光補償点は胞子体で 4.8 μmol/m²/s、配偶体で 1.3 μmol/m²/s (20℃)。 日補償積算光量は、胞子体での 0.3~1.7mol/m²/d であった (5~27℃)。 ・実際に生育している静岡県鍋田湾の水温では、日補償積算光量は水温に左右され 0.6~1.3mol/m²/d の範囲で変動する (13~25℃)。</p>	<p>日補償積算光量： 0.6~1.3mol/m²/d (静岡県鍋田湾、水温 13~25℃)</p>
39)	<p>●方法：1 歳未満の胞子体を用いて、光合成速度を測定。水温 20℃ 得られた光合成-光曲線と、生育場所の相対光強度からモデルを作成し、日補償積算光量を推定。</p> <p>●結果： ・光補償点は 4.8 μmol/m²/s ・分布下限水深の光量は、海面に対する相対光強度で 0.6% (0.24 mol/m²/d に相当) と推定された</p>	<p>日補償積算光量 (モデル式による推定)： 0.24 mol/m²/d</p>

以上の調査結果より、アマモ、アラメ、カジメそれぞれの必要最低光量は分布下限水深の日積算光量の年間平均値のうち、安全側を見込み最大値を採用した (表 14)。

表 14 海藻草類の必要最低光量 (年間平均値)

種名	必要最低光量
アマモ	3.3mol/m ² /d
アラメ	2.5mol/m ² /d
カジメ	1.4mol/m ² /d

3) 海藻草類に係る沿岸透明度の目標値の検討

水中での光量の減衰は Lambert-Beer の法則に従い²⁴⁾、ある水深における水中光量が算定できる (式 1)。

$$A = B \cdot \exp(-kZ) \quad (\text{式 1})$$

(A: 水深 z における水中光量、B: 水面直下の光量、k: 減衰係数)

一方、透明度と減衰係数の関係は、Poole and Atkins (1929)⁴⁰⁾に従うと、式 2 のとおりとなる。

$$Tr = D/k \quad (\text{式 2})$$

(D: 定数、Tr: 透明度)

したがって、式1及び式2より、透明度と水深の関係を求めると式3のとおりとなる。

$$Tr = \frac{D}{\ln(B/A)} \cdot Z \quad (\text{式3})$$

したがって、定数 D 及び水面直下の光量 B (mol/m²/d) を定めれば、表14に示す、必要光量 A (mol/m²/d) ごとに、分布下限水深 Z (m) に応じた必要透明度 Tr (m) を算出することができる。

ここで、まず定数 D について以下のとおり求めた。

式2で表される透明度と減衰係数の関係は海域によって異なる。表15のとおり、透明度と減衰係数の知見を集めたが、国内における知見はデータが少なく、どの程度その海域を代表しているのか明らかにできなかったため、濁った海から澄んだ外洋にわたる広範囲な透明度より見積もられ、多くの文献等で引用されている「1.7」を採用することとした。

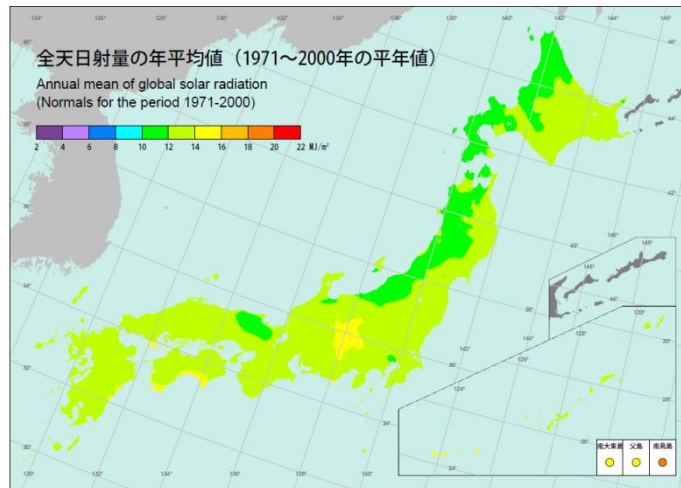
表15 透明度と減衰係数との関係式

引用文献	関係式	対象海域等
41)	透明度=1.6/k	東京湾
42)	透明度=1.6/k	瀬戸内海 (広島湾)
43)	透明度=1.45/k	チェサピーク湾
45)	透明度=1.7/k	<ul style="list-style-type: none"> ・経験式より定数1.7が見積もられている¹⁷⁾。 ・濁った海から澄んだ外洋にわたる広範囲な透明度について、光学的な実測値と比較した結果、定数1.7を使って減衰係数をかなりの的確に見積もることができるとしている⁴⁴⁾。

次に、我が国の海面直下における日積算光量の年間平均値 B (mol/m²/d) について以下のとおり求めた。

海面に入射する太陽光の量は、1日あたりの全天日射量から、海面の反射、吸収によるエネルギーロスと全短波放射にしめる光合成有効放射 (PAR) の割合を考慮して求めることができる。

ここで、まず、1日あたりの全天日射量を求める。我が国の全天日射量のデータ (1974年~2000年) (図24) をみるとほとんどの領域において年間平均値で10~16MJ/m²/dの範囲に入っていた。そこで、1日あたりの全天日射量の代表値として平均値の13MJ/m²/dを用いる。



資料) 閉鎖性海域中長期ビジョン (平成 22 年 3 月)

図 24 我が国の全天日射量年平均値の分布 (1971 年~2000 年平均値)

また、海面の反射、吸収による光エネルギーのロスについては 79%とし¹⁾、さらに、全短波放射に占める PAR の割合は、実測等で報告されている 42%を用いる^{46), 47)}。

したがって、光合成に有効な波長の光の水面直下における年間平均光量 B ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$) は、

$$B = 13 \text{ (MJ}/\text{m}^2/\text{d}) \times 0.42 \times 0.79 = 19.6 \text{ (mol}/\text{m}^2/\text{d})$$

となる。なお、全天日射量の単位は $\text{MJ}/\text{m}^2/\text{d}$ であるため、 $1\text{MJ}/\text{m}^2/\text{d} = 1/0.22 \text{ mol}/\text{m}^2/\text{d}$ であることから光量子量へ単位換算を行っている。

以上を踏まえ、式 3 より、2) で得られた必要最低光量を確保するために必要な透明度と水深の関係は、以下のとおり。

種名	年間平均透明度と分布下限水深の関係
アマモ	年間平均透明度 = $0.95 \times$ 分布下限水深
アラメ	年間平均透明度 = $0.83 \times$ 分布下限水深
カジメ	年間平均透明度 = $0.64 \times$ 分布下限水深

4) 透明度と分布下限水深の関係式の検証

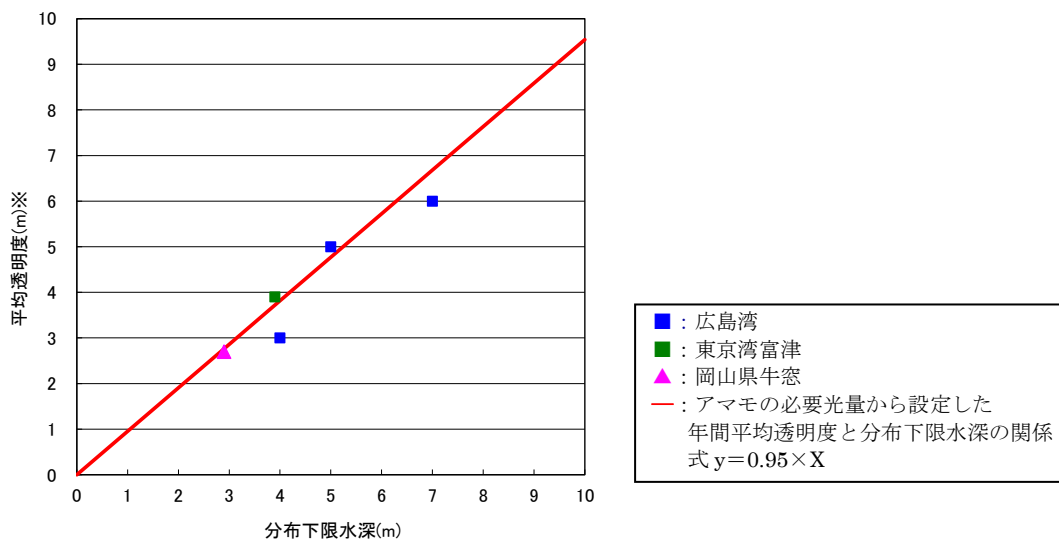
アマモについては、実際の分布下限水深と近傍の透明度のデータが得られたため、それらを整理し、必要光量から設定した透明度と分布下限水深関係式について、その妥当性について検証を行った。

広島湾のアマモ場において分布下限水深を潜水調査し、その場で6～8月に実測した平均透明度が得られた⁴⁸⁾。また、岡山県牛窓地先の周年濃密な群落を形成する藻場の分布下限水深と、その近傍15地点で観測された1972年から1986年の年間平均透明度が得られた¹⁾。加えて、文献としては整理されていないが、東京湾富津のアマモ場の分布下限水深が示されており⁴⁹⁾、この藻場の近傍で毎月調査されている公共用水域水質測定結果(千葉県実施、観測地点:「東京湾18」)の2003～2007年の年間平均透明度を整理した。これらの結果に必要な光量から設定した年間平均透明度と分布下限水深の関係式を重ねて示した(図25)。

その結果、広島湾、東京湾及び岡山県牛窓地先では、年間平均透明度と分布下限水深はほぼ一致していた。ただし、広島湾の透明度観測結果は、6～8月の3ヵ月間の平均値であることから、年間の平均透明度としてはやや異なる可能性はある。

また、海外の調査事例では、デンマークの海域及びアメリカ西海岸のカリフォルニアのラグーンにおける分布下限水深と減衰係数を整理し、アマモの分布下限水深は透明度深度の年間平均に相当すると記されている⁵⁰⁾。本検討結果も、水深10mまで平均透明度は分布下限水深と同程度必要であることとなり、概ね一致している。

以上より、アマモの生育に必要な最低光量から設定した年間平均透明度と分布下限水深の関係式は、実際の藻場で観測された分布下限水深と透明度の関係と比較しても概ね等しく、妥当な目標値であると考えられる。



- 注) 1. 広島湾のデータについては、引用文献 25) から、分布下限水深を潜水観察し透明度を実測している地点を示した。また、葉上浮泥が多いとしている地点及び海底勾配が急な地点を除いた。
2. ※の平均透明度について、広島県沿岸域の透明度は 6～8 月の平均透明度 (1999 年)。岡山県、東京湾の平均透明度は、年間平均透明度を示す (岡山県は 1972～1986 年、東京湾は 2003 年～2007 年の藻場近傍の地点の年間平均値)。
3. 広島県沿岸域の分布下限水深は、D. L. 基準を平均水面に換算 (+2.0m) して示した。

図 25 現存アモモ場での分布下限水深と平均透明度の関係

(1) - 2. 沈水植物に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠

1) 沈水植物の知見の収集方法

沈水植物の分布下限水深に関する文献並びにその近傍の透明度のデータを収集した。透明度の観測データは、分布下限水深と同時に観測されている文献以外は、沈水植物の分布調査と同年度に実施された公共用水域の水質測定結果のデータを用いて年間平均値を求めた。

2) 沈水植物の知見の収集結果

沈水植物の分布下限水深とその湖沼における年平均透明度の関係は、琵琶湖、十和田湖、小川原湖、木崎湖、諏訪湖から情報が得られた。なお、水深は平均水位を基準とした(表16)。

表16 既往文献から分布下限水深と平均透明度の関係整理

引用文献	分布下限水深(構成種)	湖沼名	沈水植物調査地点	平均透明度(m)	透明度調査地点
51)	クロモ(6.0m)	琵琶湖	St.48	3.8	長浜沖
	クロモ(6.1m)、センニンモ(6.1m)、イバラモ(5.8m)	琵琶湖	St.53	4.4	天野川沖
	クロモ(5.5m)	琵琶湖	St.58	4.4	彦根港沖
	クロモ(5.3m)、センニンモ(5.2m)、オオササエビモ(5.1m)	琵琶湖	St.60	4.5	石寺沖
	クロモ(5.4m)、センニンモ(5.3m)	琵琶湖	St.65	4.4	長命寺沖
	クロモ(5.2m)、センニンモ(4.9m)、ホザキノフサモ(4.6m)	琵琶湖	St.70	3.2	日野川沖
	クロモ(4.7m)、センニンモ(5.1m)	琵琶湖	St.75	3.0	吉川港沖
	クロモ(6.3m)、センニンモ(6.8m)	琵琶湖	St.3	4.1	丹出川沖
	クロモ(7.0m)、センニンモ(7.0m)、イバラモ(7.0m)	琵琶湖	St.48	3.8	長浜沖
	クロモ(7.0m)、センニンモ(7.0m)、イバラモ(7.0m)	琵琶湖	St.53	4.4	天野川沖
	クロモ(5.9m)、イバラモ(5.9m)	琵琶湖	St.58	4.0	彦根港沖
	クロモ(4.9m)、イバラモ(4.9m)、センニンモ(4.9m)、ホザキノフサモ(4.8m)	琵琶湖	St.60	5.1	石寺沖
	クロモ(5.8m)、イバラモ(5.8m)、センニンモ(5.8m)	琵琶湖	St.65	4.9	長命寺沖
	クロモ(5.3m)、イバラモ(4.7m)、センニンモ(5.5m)、ホザキノフサモ(5.3m)	琵琶湖	St.70	4.1	日野川沖
	クロモ(5.3m)、イバラモ(5.2m)、センニンモ(5.3m)、ホザキノフサモ(5.3m)、マツモ(5.3m)	琵琶湖	St.75	3.8	吉川港沖
	クロモ(6.5m)、センニンモ(6.5m)	琵琶湖	St.3	5.2	丹出川沖
	クロモ(9.0m)、センニンモ(9.0m)、マツモ(8.2m)	琵琶湖	St.48	3.9	長浜沖
	クロモ(7.3m)、センニンモ(6.9m)、コウガイモ(6.7m)、イバラモ(6.2m)、ネジレモ(5.9m)	琵琶湖	St.53	5.3	天野川沖
	クロモ(6.3m)、イバラモ(6.5m)、コウガイモ(6.4m)、センニンモ(6.2m)、ネジレモ(6.2m)、ホザキノフサモ(6.3m)	琵琶湖	St.58	5.0	彦根港沖
	クロモ(8.2m)、イバラモ(7.9m)	琵琶湖	St.60	5.5	石寺沖
クロモ(6.3m)、イバラモ(6.0m)、センニンモ(6.3m)	琵琶湖	St.65	5.7	長命寺沖	
クロモ(6.2m)、センニンモ(6.2m)、ホザキノフサモ(5.4m)	琵琶湖	St.70	4.3	日野川沖	
クロモ(6.4m)、センニンモ(6.0m)、ホザキノフサモ(5.2m)	琵琶湖	St.75	3.8	吉川港沖	
クロモ(8.0m)、センニンモ(8.0m)、イバラモ(8.0m)	琵琶湖	St.3	6.2	丹出川沖	
52)	エビモ(3m)	諏訪湖	湖岸全域	1.2	初島西、塚間川沖
53)	シャジクモ(5m)	小川原湖	NO.10	3.1	小川原湖総合観測所、中央
54)	ヒメフラスコモ(10.5m)	木崎湖	西岸NO.10	6.9	木崎湖湖心
55)	ヒメフラスコモ(29m)	十和田湖	西湖、東湖湖岸	12.6	St.102、119
56)	ヒメフラスコモ(24m)、カタシャジクモ(13m)	十和田湖	神田川川口北から大山岱	10	植物調査地点
	ヒメフラスコモ(14.5m)、センニンモ(10.4m)	十和田湖	西湖、東湖湖岸	9.8	St.1,2,9

注) 1.沈水植物調査地点は引用文献における調査地点を指す。

2.平均透明度について、十和田湖の情報は引用文献より透明度調査地点の平均透明度を算出し、十和田湖以外の湖沼の情報は、引用文献の調査年次における公共用水域水質測定結果(環境数値データベース(国立環境研究所))より透明度調査地点の平均透明度を算出した。

3) 沈水植物に係る沿岸透明度の目標値の検討

海藻草類の必要光量は、ほぼ単一種で構成される藻場で計測された光量を用いているため、種ごとの必要光量として整理した。しかし、沈水植物については、深場の車軸藻類などの例を除くと、多くの場合で複数種が混生して分布している。このため、沈水植物の生育を確保する透明度は、種ごとではなく沈水植物としてまとめて生育に必要な透明度を導出した（図 26）。

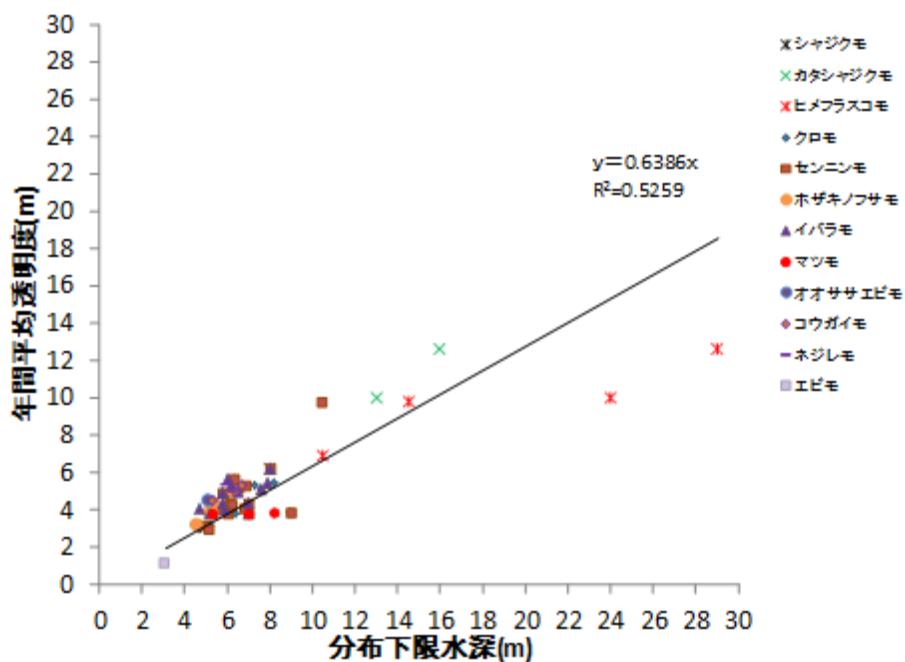


図 26 分布下限水深と年平均透明度の関係

一次回帰式から年平均透明度と分布下限水深の関係は、以下のとおりとなる。

沈水植物の種類	年間平均透明度と分布下限水深の関係
維管束植物 車軸藻類	年間平均透明度=0.64×分布下限水深

(1) - 3. 親水利用の保全に係る沿岸透明度の目標値の導出根拠

1) 親水利用の保全に係る知見の収集結果

①自然環境保全（海域公園）

全窒素・全燐に係る環境基準のうち、海域の「自然環境保全」の利用目的に応じたレベルについては、以下のとおり整理されている。

我が国において透明度が十分に維持されている水域として海中公園地区（現在の海域公園地区に相当する）の水質データを整理すると、清澄な水質を確保するためには、10m程度以上の透明度を目標とすることが適当である。

水質項目	地点数	データ数*	平均	最小*	最大*	透明度 10m以上を超えるデータ数（割合）
透明度(m)	18	54	13	7	20	45 (83%)

(注)データの数、最小、最大は、各測定点の各年度の平均値を 1 データとした場合の値である。
 (備考)「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について(答申)」(平成 5 年 6 月中央公害対策審議会)の参考資料 p14 を一部改編

資料：「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について(答申)」(平成 5 年 6 月中央公害対策審議会)

現在の海域公園地区内及びその周辺の近年の透明度の状況を確認してみると、全窒素・全燐の環境基準策定時のデータと比較して、最小値、最大値及び平均値に大きな差は見られない。

表 17 海域公園地区の透明度（2010～2012 年度）

水質項目	地点数	データ数*	平均	最小*	最大*	透明度 10m以上のデータ数（割合）
透明度(m)	17	32	13.2	6.8	23.2	24 (75%)

- 注) 1. データの数、最小、最大は、各測定点の各年度の平均値を 1 データとした場合の値である。
 2. 対象とした地点は上表と同一地点を対象とした。なお、2010 年度は 4 地点、2011 年度及び 2012 年度は 1 地点が測定データがなかった。また、測定地点のうち、全水深が記載されていない地点、全透が観測された地点は集計から除外した。

資料) 各自治体の平成 22～24 年度の透明度測定データ

また、湖沼の「自然環境保全」の利用目的に応じたレベルについては、以下のとおり整理されている。

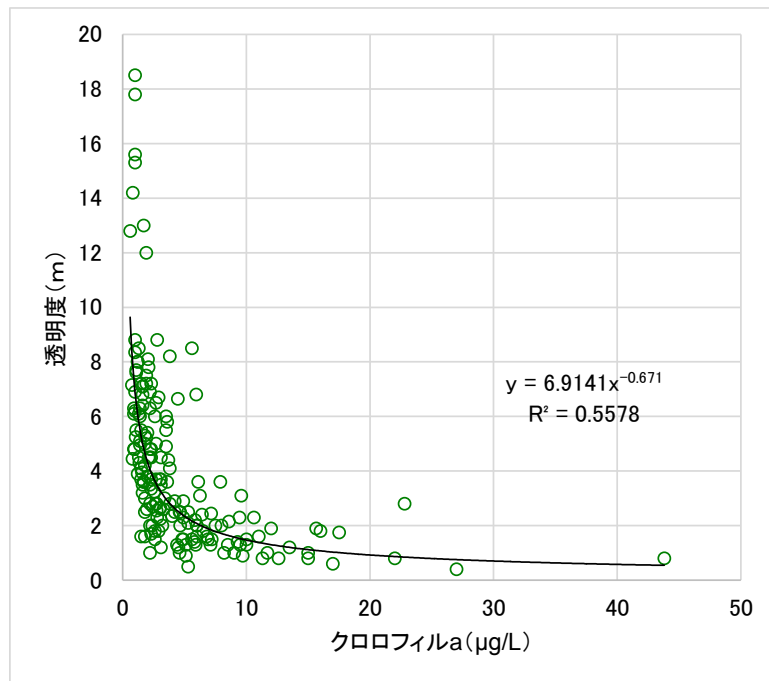
透明度とクロロフィルとの関係を考えて美観上からは透明度を十分に維持するためには、クロロフィル a の濃度を 1 mg/m^3 以下に保つことが望ましい。我が国でこれに該当する湖は摩周湖、支笏湖等の深い貧栄養湖である。

レベル	全窒素 年間平均値 (mg/L)	参考項目	
		夏季クロロフィル a 濃度 (mg/m^3)	透明度 (m)
I	0.07 以下	1 以下	6 以上
II	0.15 以下	3 以下	4 以上
III	0.4 以下	20 以下	2 以上
IV	0.6 以下	40 以下	1 以上
V	1.0 以下	—	—

レベル	全りん 年間平均値 (mg/L)	参考項目	
		夏季クロロフィル a 濃度 (mg/m^3)	透明度 (m)
I	0.005 以下	1 以下	7 以上
II	0.01 以下	3 以下	4 以上
III	0.03 以下	20 以下	2 以上
IV	0.05 以下	40 以下	1 以上
V	0.10 以下	100 以下	—

- 資料) 1.窒素、リン等水質目標検討会 (1983) 湖沼の窒素に係る水質目標についての検討結果-窒素、リン等水質目標検討会報告-, p2
 2.窒素、リン等水質目標検討会 (1980) 湖沼のリンに係る水質目標についての検討結果-窒素、リン等水質目標検討会報告-, p4

湖沼 AA 類型に指定されている湖沼のうち、平成 23 年度～平成 25 年度に各自治体において測定した透明度とクロロフィル a のデータを整理したところ、クロロフィル a 濃度 1 mg/m^3 ($1 \mu \text{ g/L}$) のとき、透明度 6.9m であった (図 27)。



資料) 各自治体における水質測定結果

図 27 湖沼 AA 類型のクロロフィル a 濃度と透明度との関係

② 日常的親水

現時点で、目標値の検討にあたり得られた知見は以下のとおり。

水浴利用の観点からの透明度の目安に関し、参考となる知見としては、「水浴場水質判定基準」(指針)がある。この基準で最も良い水質判定「適(水質 AA 及び水質 A)」に該当する透明度は、「全透(または 1m 以上)」である。ただし、この基準は、開設前又は開設中において、水浴場内で測定した透明度で評価している。

表 18 水浴場水質判定基準

区分	ふん便性大腸菌群数	油膜の有無	COD	透明度
適	水質 A A (検出限界 2個/100ml)	油膜が認められない	2mg/l 以下 (湖沼は 3mg/l 以下)	全透 (または 1m 以上)
	水質 A	油膜が認められない	2mg/l 以下 (湖沼は 3mg/l 以下)	全透 (または 1m 以上)
可	水質 B	常時は油膜が認められない	5mg/l 以下	1m 未満～ 50cm 以上
	水質 C	常時は油膜が認められない	8mg/l 以下	1m 未満～ 50cm 以上
不適	1,000個/100ml を超えるもの	常時油膜が認められる	8mg/l 超	50cm 未満*

また、全窒素・全燐に係る環境基準のうち、海域の「水浴」の利用目的に応じたレベルについては、以下のとおり整理されている。

既存の水浴場近傍の平均的な透明度は 6 m 程度以上であり、…							
水質項目	地点数	データ数*	算術平均	幾何平均	中央値	最小値*	最大値*
透明度(m)	76	227	6.7	6.1	6.2	2.0	16.0
(注)1.データの数、最小、最大は、各測定点の各年度の平均値を 1 データとした場合の値である。 2.水浴場から、1km 程度以内の測定点のデータを使用した。ただし、汚染源が少ないと考えられる水域では、2km 程度離れている場合でも使用した。 (備考) 「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について (答申)」(平成 5 年 6 月中央公害対策審議会)の参考資料 p15 を一部改編							

資料：「海域の窒素及び燐に係る環境基準等の設定について(答申)」(平成 5 年 6 月中央公害対策審議会)

最近 (2012 年度) のデータを用いて、水浴場近傍 (2km 以内) かつ沿岸から 1km 以内などの条件を満たす環境基準点等 (55 地点) における透明度を整理した結果は、算術平均値 6.6m、幾何平均値 5.9m、中央値 5.7m、最小値 2.0m、最大値 16.4m となり、大きな差はみられない。

このことを踏まえると、水浴場近傍海域の透明度は、平均的には 6 m 程度、最低で 2 m 程度と考えられる。ただし、これをもって必ずしも近傍の水浴場において「全透 (または 1 m 以上)」が確保されるわけではないことに留意が必要である。

眺望の観点からの透明度の目安に関し、参考となる知見としては、東京湾の赤潮発生判定の目安のひとつに透明度が設定されている (表 19)。ただし、赤潮と判定するかどうかは、各都県において、各項目を総合的にみて判断している。

表 19 東京湾における赤潮判定の目安

項目/県名	千葉県	東京都	神奈川県（東京内湾）
色	オリーブ色～茶色	赤褐色、黄褐色、緑褐色等	茶褐色、黄褐色、緑褐色等 通常と異なる色
透明度	1.5m 以下	概ね 1.5m 以下	概ね 1.5m 以下
クロロフィル a	SCORR/UNESCO 法: 50 μg/L 以上	吸光度法及び LORENZEN 法に準ずる方 法: 50mg/m ³ 以上	蛍光法: 50 μg/L 以上
溶存酸素飽和度	150%以上	—	—
pH	8.5 以上	—	—
赤潮プランクトン	—	顕微鏡で多量に存在してい ることが確認できる。	顕微鏡で多量に存在してい る。

資料) 東京湾岸自治体環境保全会議 (2013) 東京湾水質調査報告書 (平成 23 年度), p39

また、琵琶湖において、淡水赤潮発生時の透明度を測定していたため、以下のとおり整理した。淡水赤潮発生時の透明度は、0.3～2.5m となっており、平均をとると、1.3m 程度となっている。

表 20 琵琶湖の淡水赤潮の発生時の透明度の状況

調査日時	1995 年～2009 年の 5 月
検体数	37 検体
調査地点	琵琶湖全域
透明度	0.3～2.5m (平均 1.3m)
1m 未満	11 検体 (29.7%)
1m 以上 2m 未 満	21 検体 (56.8%)
2m 以上 3m 未 満	5 検体 (13.5%)

注) 琵琶湖の淡水赤潮判定は、植物プランクトン(*Uroglena americana*)の中群体 (300 細胞) 換算で、300 群体/mL 以上を目安としている。

資料) 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター資料

③透明度と親水利用の現況

参考として、全国の公共用水域における透明度（平成 22 年～24 年の平均値）と測定地点（またはその近傍 1 km 程度）の親水利用の現況について情報の整理を行った（別紙）。

その結果、全体として、湖沼については透明度と親水利用行為の間に目立った傾向は見られなかった。海域については、透明度と多くの親水利用行為との間に目立った傾向は見られなかったが、ダイビングや水中展望については、他の親水利用行為に比べて高い透明度の地点（またはその近傍）で行われていた。

なお、このデータはあくまで各測定地点又はその近傍における現在の透明度と親水利用の状況を整理したものであり、各親水利用行為における「望ましい」透明度を整理したものでないことに留意が必要である。

（2）沿岸透明度の各水域における目標値設定の方向性

具体的な目標値の当てはめのイメージは図 28、29 のとおり。

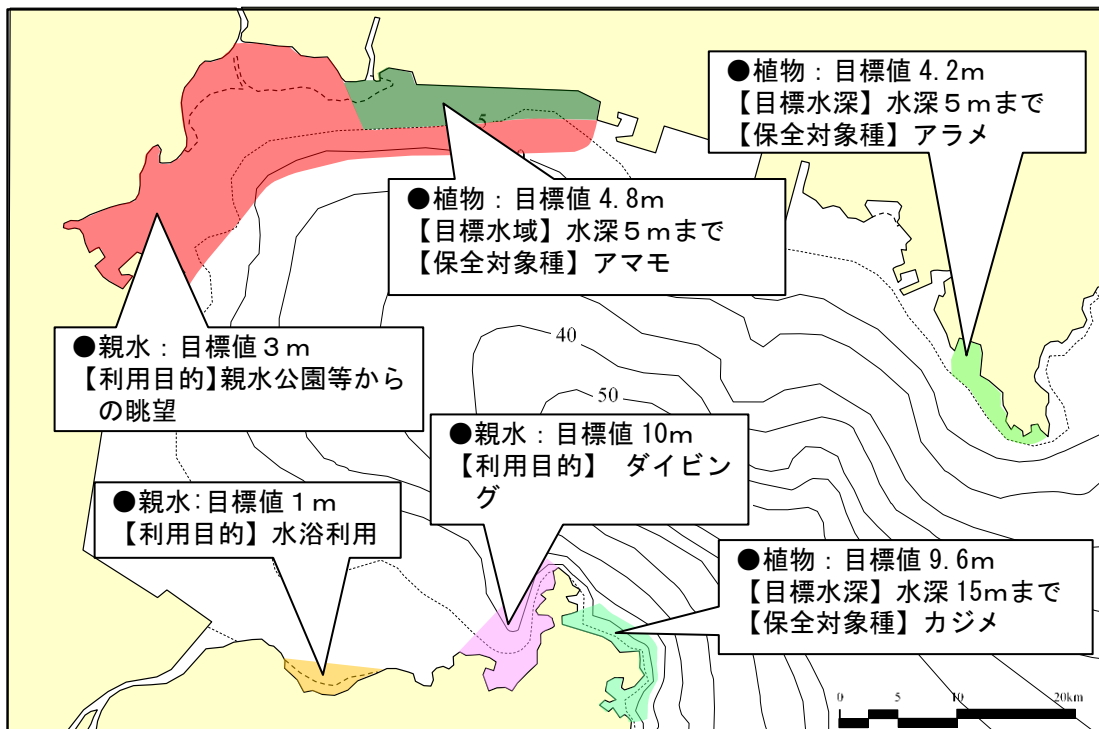


図 28 沿岸透明度の目標値の当てはめイメージ：海域（複数の目標値を設定する場合）

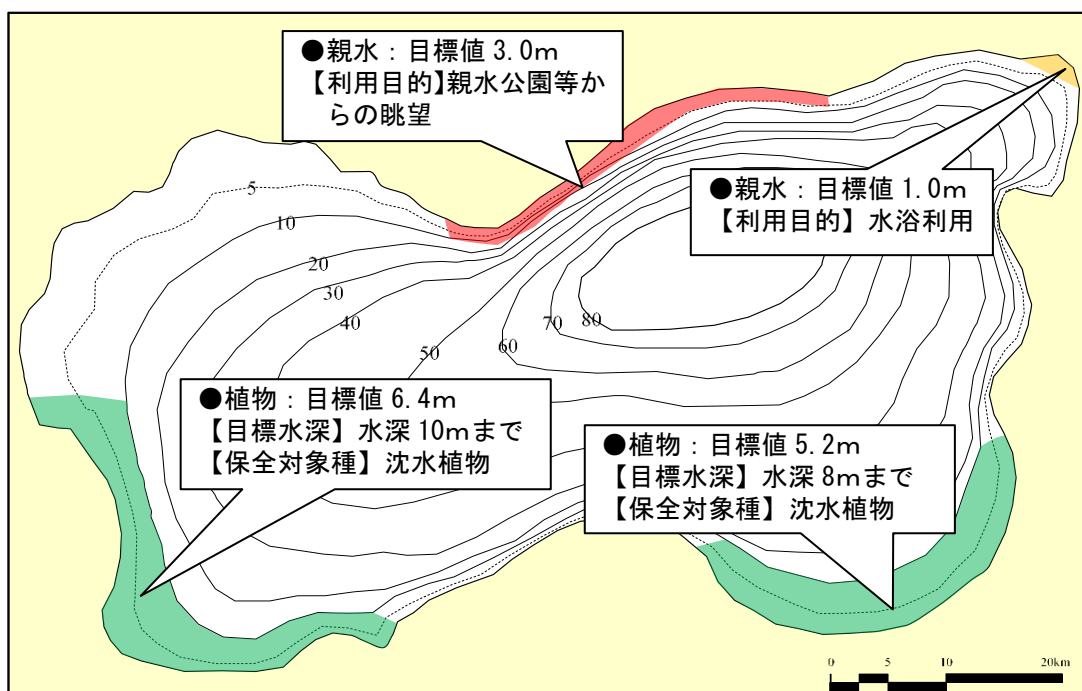


図 29 沿岸透明度の目標値当てはめのイメージ：湖沼（複数の目標値を設定する場合）

図 28 及び図 29 は、親水利用は様々な行為があり、比較的広範な水域については、複数の目標値があることもありうることを示すために作成したものである。比較的狭い水域については、水域全体、あるいはその一部分を親水利用の対象として一律に当てはめて、目標値を設定することも考えられる。

沿岸透明度と親水利用の関係

沿岸透明度と親水利用の関係について把握するため、公共用水域において地方自治体が透明度の測定を行っている地点のうち、利用目的が把握できたものについて整理を行った。

1. 湖沼

測定地点およびその周辺における親水利用の有無について、その地点数を図1に、親水利用の種類ごとの地点数を図2に示す。図1より、透明度のデータが存在する測定点およびその周辺において、親水利用が行われている水域は多いと考えられる。また、図2より、湖沼では水に直接触れる親水利用は少なかった。

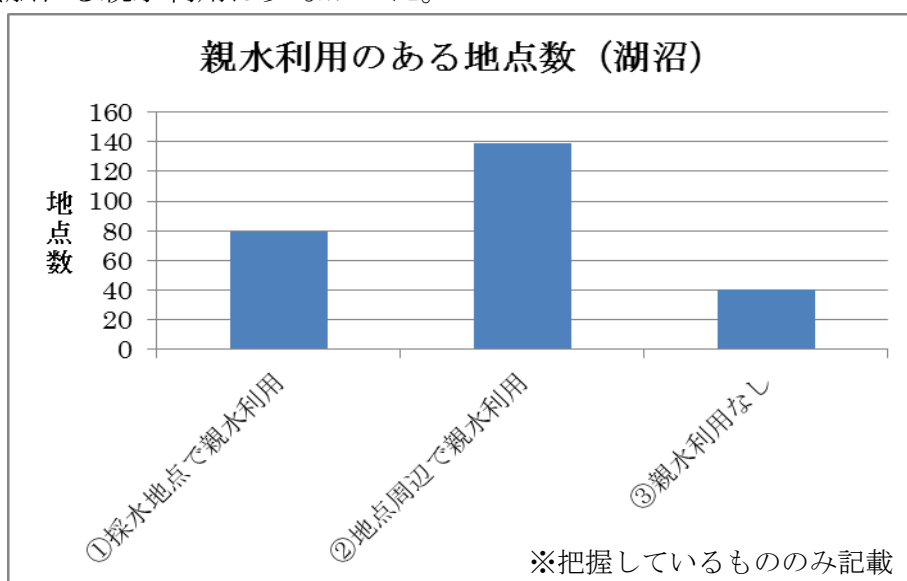


図1 測定地点と親水利用の有無について (湖沼)

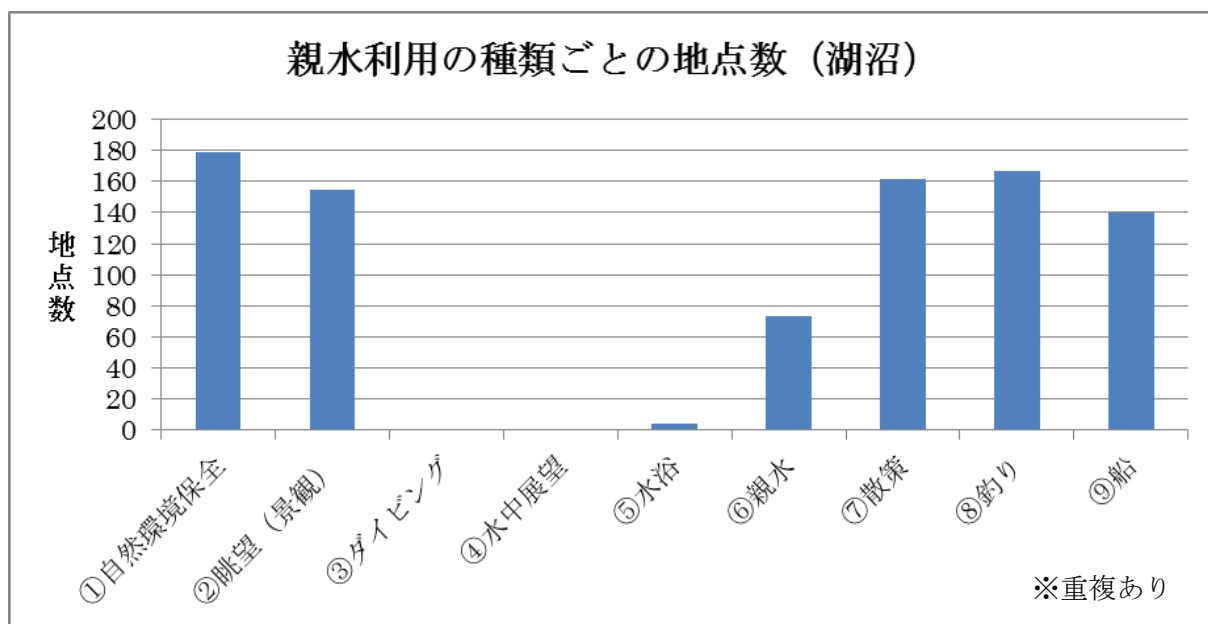


図2 親水利用の種類と測定地点数について (湖沼)

次に、以下のとおり、透明度の数値ごとの親水利用の種類について、測定地点数を表1に示す。また、それぞれの親水利用と透明度の関係について、図3から図7に示す。なお、②眺望（景観）は①自然環境保全に含めるとともに、把握された地点数が大幅に少なかった③ダイビング、④水中展望、⑤水浴については省く。

透明度のデータが存在する測定地点の多くが透明度5m未満であることから、全体としても透明度5m未満における親水利用が行われている地点数が多い。

表1 透明度別親水利用の種類と測定地点数について（湖沼）

透明度(m)	①自然環境保全	②眺望(景観)	③ダイビング	④水中展望	⑤水浴	⑥親水	⑦散策	⑧釣り	⑨船	全データ数※
0~1 未満	25	7	0	0	0	13	14	15	12	42
1~2 未満	40	38	0	0	0	20	40	41	31	65
2~3 未満	35	34	0	0	4	9	32	35	20	75
3~4 未満	26	26	0	0	0	10	29	28	27	39
4~5 未満	10	8	0	0	0	5	13	10	11	16
5~6 未満	5	7	0	0	0	2	6	6	5	8
6~7 未満	5	6	0	0	0	4	6	6	3	7
7~8 未満	8	4	0	0	0	0	5	7	5	8
8~9 未満	10	10	0	0	0	0	5	5	10	10
9~10 未満	4	4	0	0	0	3	3	3	4	4
10~11 未満	3	3	0	0	0	3	3	5	5	12
11 以上	8	8	1	1	0	4	6	6	7	9
合計	179	155	1	1	4	73	162	167	140	295

※全データ数は、透明度データが存在する全ての地点数であり、親水利用が行われていない地点を含む。

※①~⑨の親水利用とは、以下の行為を想定している。

① 自然環境保全：自然再生活動、環境教育、自然探勝等が行われている。 ※資料5に示す自然環境保全のように、海域公園地区に限定したものではない。
② 眺望（景観）：海岸又は湖岸からの視覚的な側面としての利用がある。
③ ダイビング：ダイビングポイントが存在している。
④ 水中展望：グラスボート、シュノーケリング、水中展望台など、水中を見る行為を目的とする利用がある。
⑤ 水浴：水浴場が存在している。
⑥ 親水（水遊び）：泳ぐことはしないが、水には触れるといった利用がある（潮干狩り、親水公園等）。
⑦ 散策：水には触れないが（触れる可能性はあるが、主たる目的ではない）、周辺を散策するなど、水面を眺めるといった利用がある（キャンプ、サイクリングなども含まれる）。
⑧ 釣り：岸で釣りを行う、又は船を用いて釣りを行う（釣り場や釣りのための船の貸し出しがある）。
⑨ 船：ボート、ヨット、遊覧船等による海面もしくは湖面の利用がある（ボート貸し出し、定期遊覧船の運航がある）。

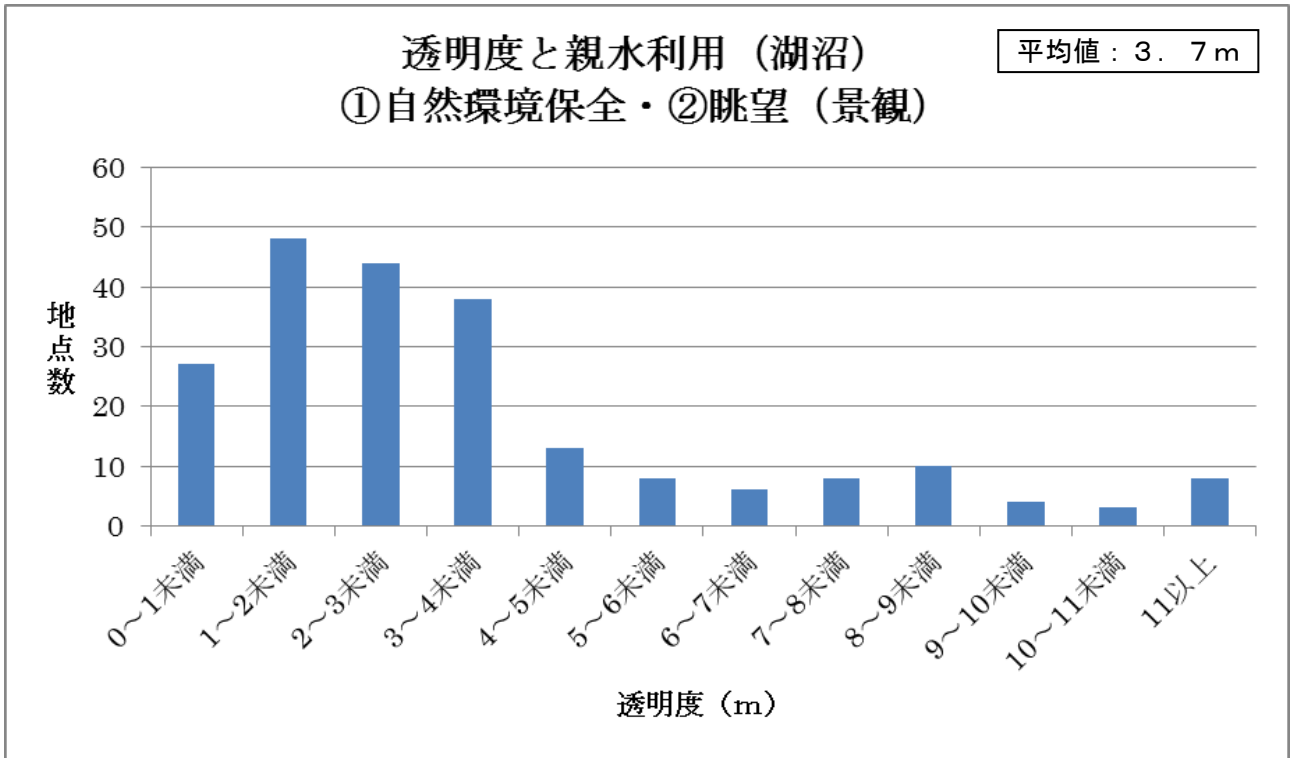


図3 透明度と親水利用の関係 ①自然環境保全・②眺望（景観）（湖沼）

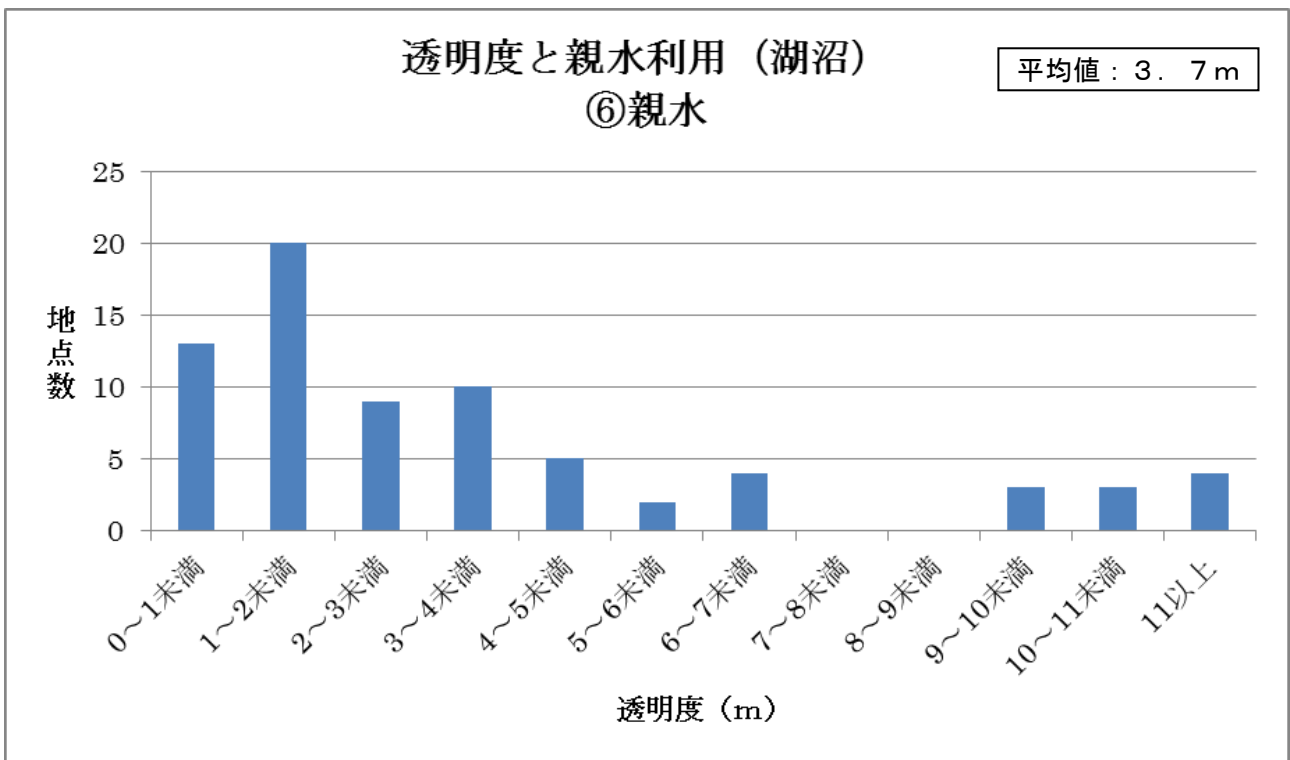


図4 透明度と親水利用の関係 ⑥親水（湖沼）

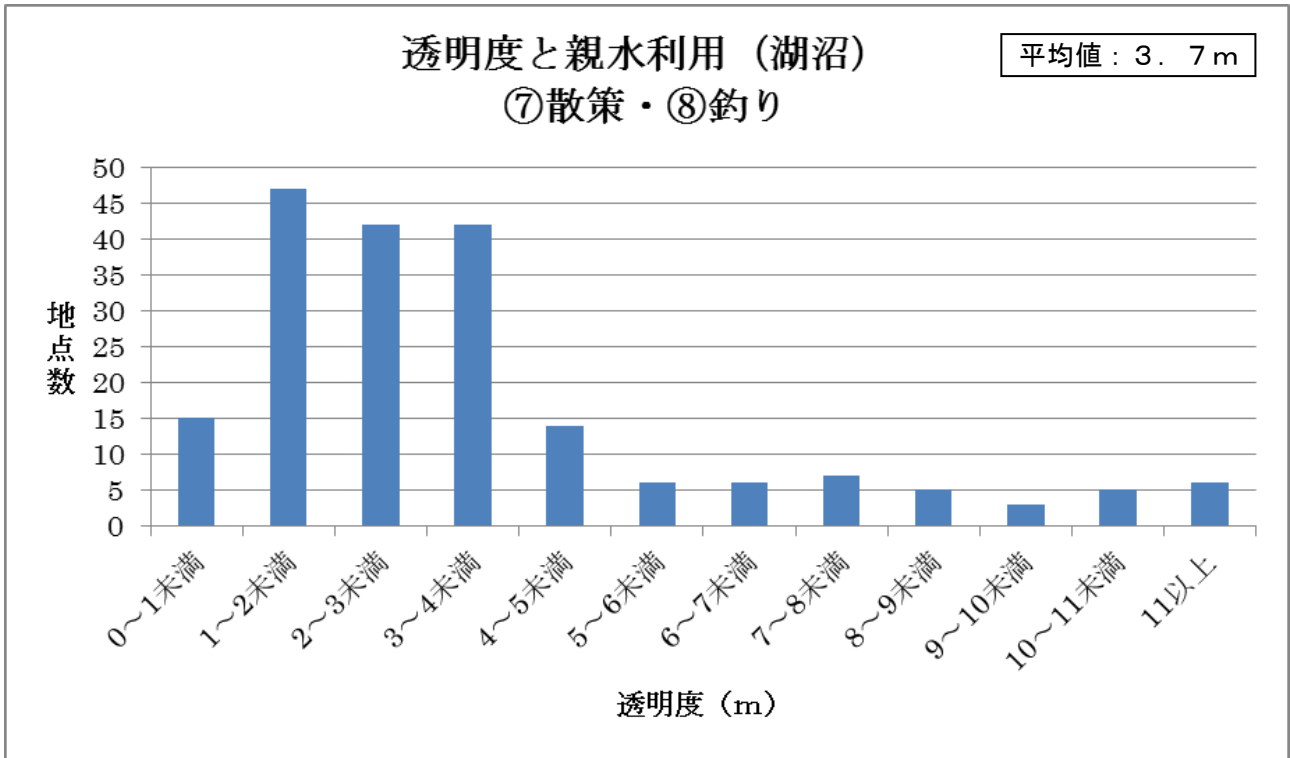


図5 透明度と親水利用の関係 ⑦散策・⑧釣り（湖沼）

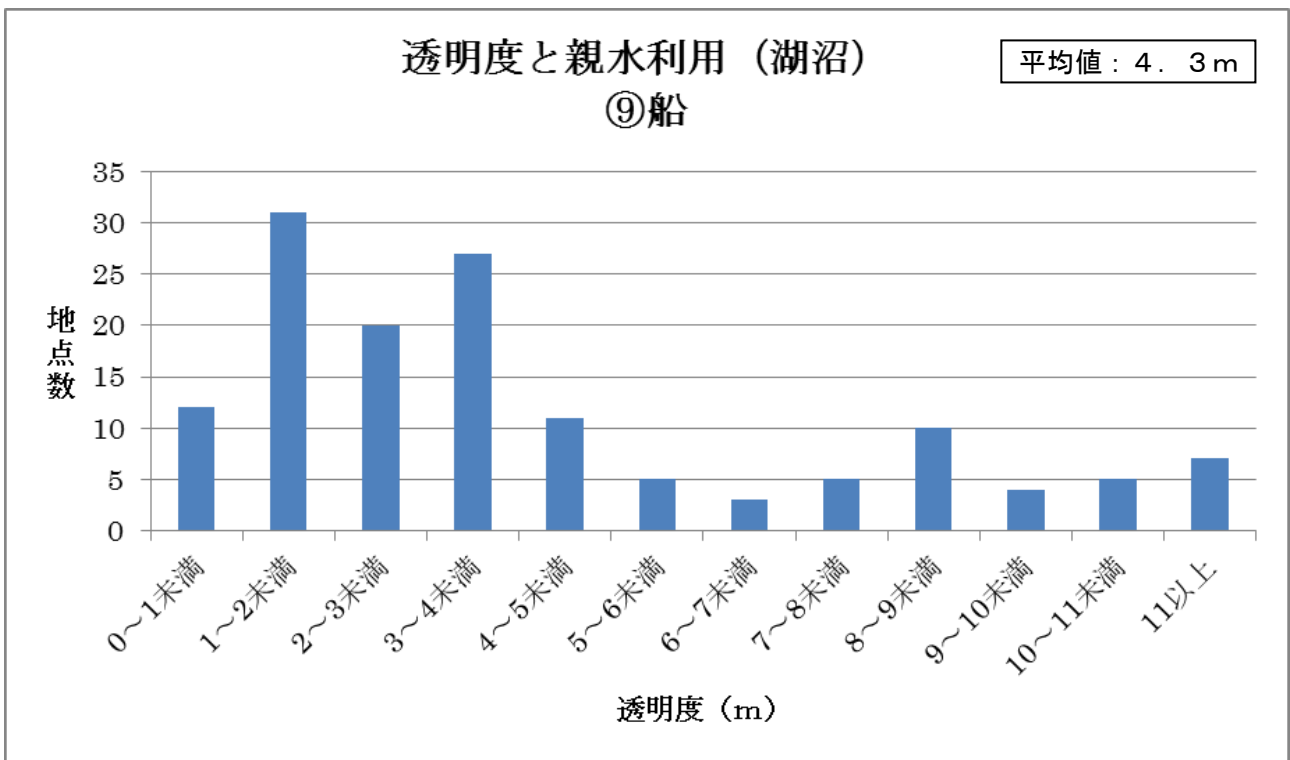


図6 透明度と親水利用の関係 ⑨船（湖沼）

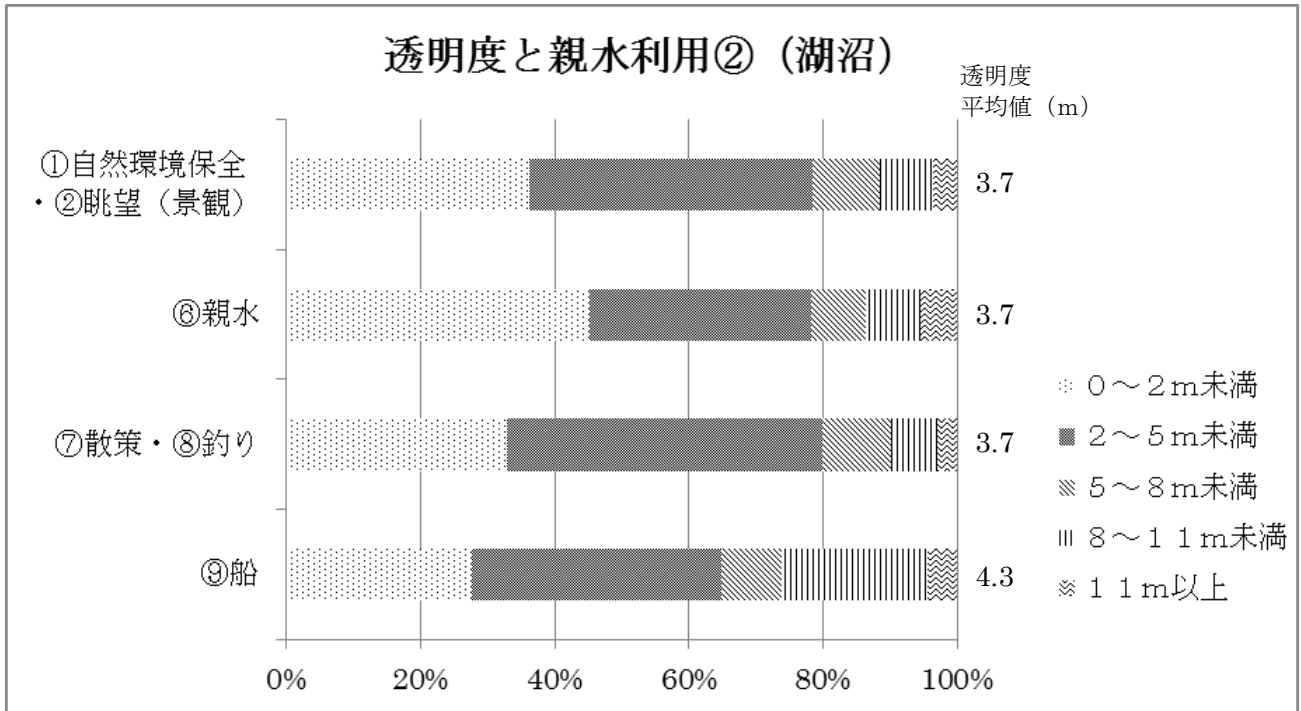


図7 透明度と親水利用の関係（湖沼）

湖沼については、全体として目立った傾向は見えにくいですが、親水利用が行われていることが把握された多くの地点で直接水に触れない種類の親水利用が行われている。また、データ数は少ないものの、直接水に触れ、水中の眺めを楽しむ③ダイビング、④水中展望が行われている地点は、透明度が11m以上であった。また、⑤水浴が行われている地点は、透明度が2m以上～3m未満であった。

2. 海域

測定地点およびその周辺における親水利用の有無について、その地点数を図8に、親水利用の種類ごとの地点数を図9に示す。図8より、透明度のデータが存在する測定点およびその周辺において、親水利用が行われている水域は多いと考えられる。また、図9より、海域では、他と比べて釣りの利用が多い。

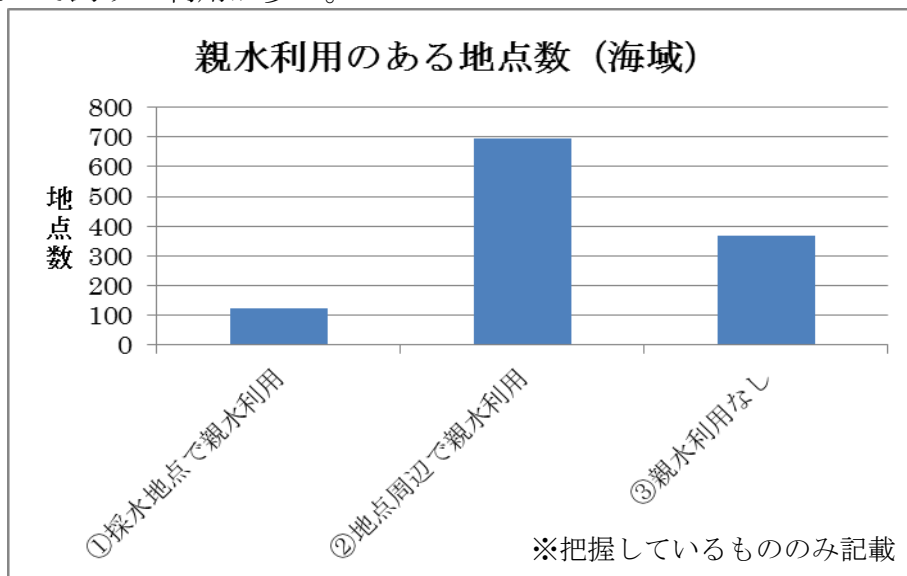


図8 測定地点と親水利用の有無について（海域）

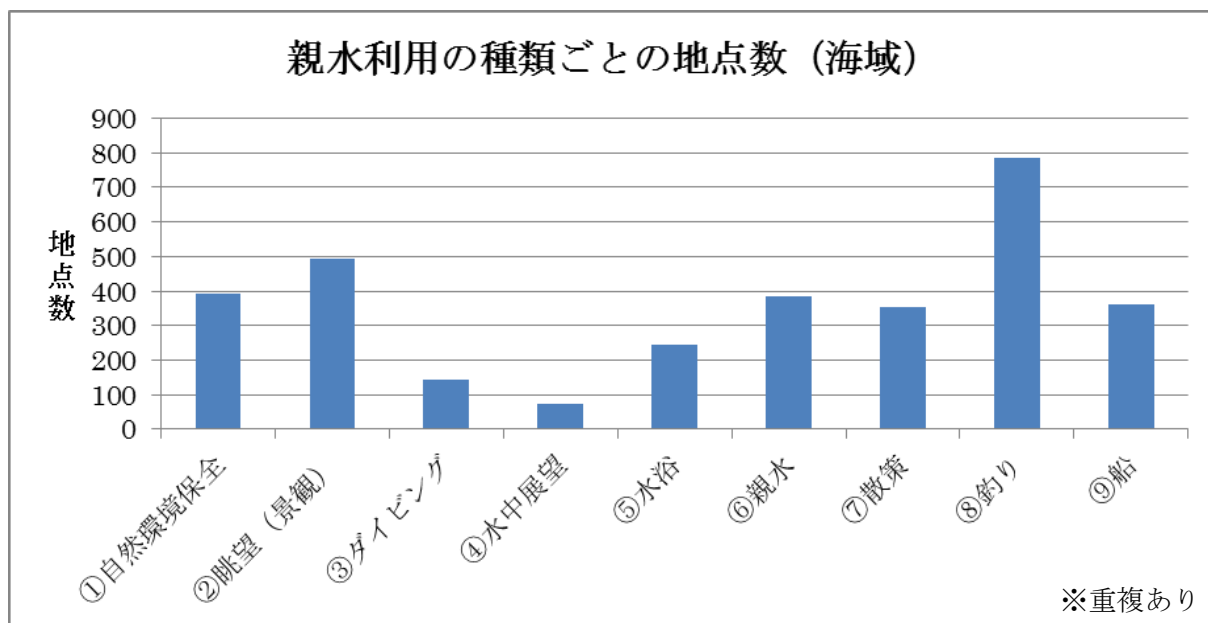


図9 親水利用の種類と測定地点数について（海域）

次に、以下のとおり、透明度の数値ごとの親水利用の種類について、測定地点数を表2に示す。また、それぞれの親水利用と透明度の関係について、図10から図19に示す。透明度0m以上～1m未満のデータについては、測定地点全体のデータ数が他と比べて大幅に少ない。

表2 透明度別親水利用の種類と測定地点数について（海域）

透明度(m)	①自然環境保全	②眺望（景観）	③ダイビング	④水中展望	⑤水浴	⑥親水	⑦散策	⑧釣り	⑨船	全データ数
0～1 未満	8	6	6	2	4	8	10	9	9	12
1～2 未満	22	30	4	3	33	8	19	27	16	142
2～3 未満	38	41	6	5	20	32	49	99	57	244
3～4 未満	43	58	10	5	34	37	37	119	39	257
4～5 未満	42	57	7	8	23	46	41	126	49	223
5～6 未満	51	64	12	5	27	51	53	113	45	228
6～7 未満	37	46	6	3	13	36	31	70	33	156
7～8 未満	38	55	19	4	16	43	30	72	29	132
8～9 未満	30	42	19	4	19	39	25	48	25	107
9～10 未満	22	24	12	5	11	23	17	26	16	62
10～11 未満	8	11	5	3	8	8	9	13	7	32
11～15 未満	38	41	23	17	24	34	21	45	29	115
15～20 未満	13	15	12	7	13	15	12	16	9	20
20 以上	4	3	3	2	0	3	0	3	0	4
合計	394	493	144	73	245	383	354	786	363	1734

※全データ数は、透明度データが存在する全ての地点数であり、親水利用が行われていない地点を含む。
 ※①～⑨の親水利用は、表1下部に記載のとおり。

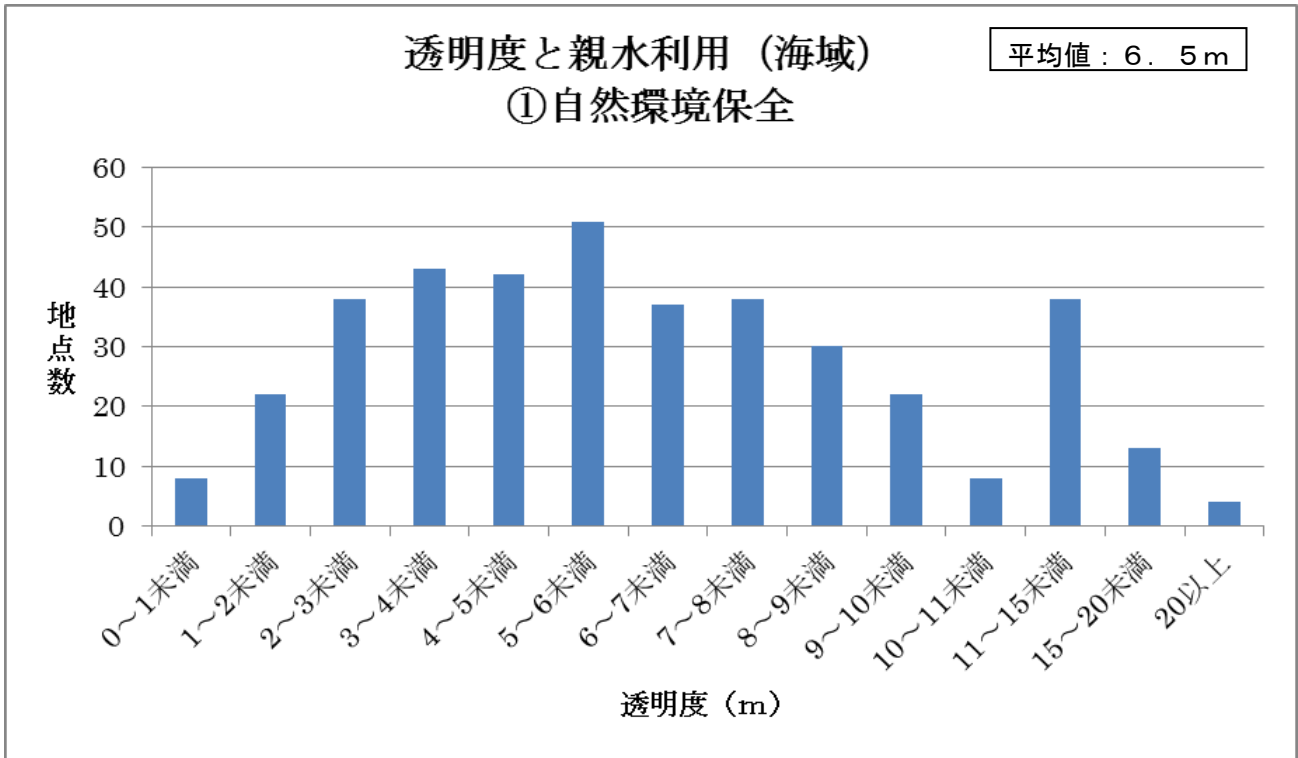


図10 透明度と親水利用の関係 ①自然環境保全（海域）

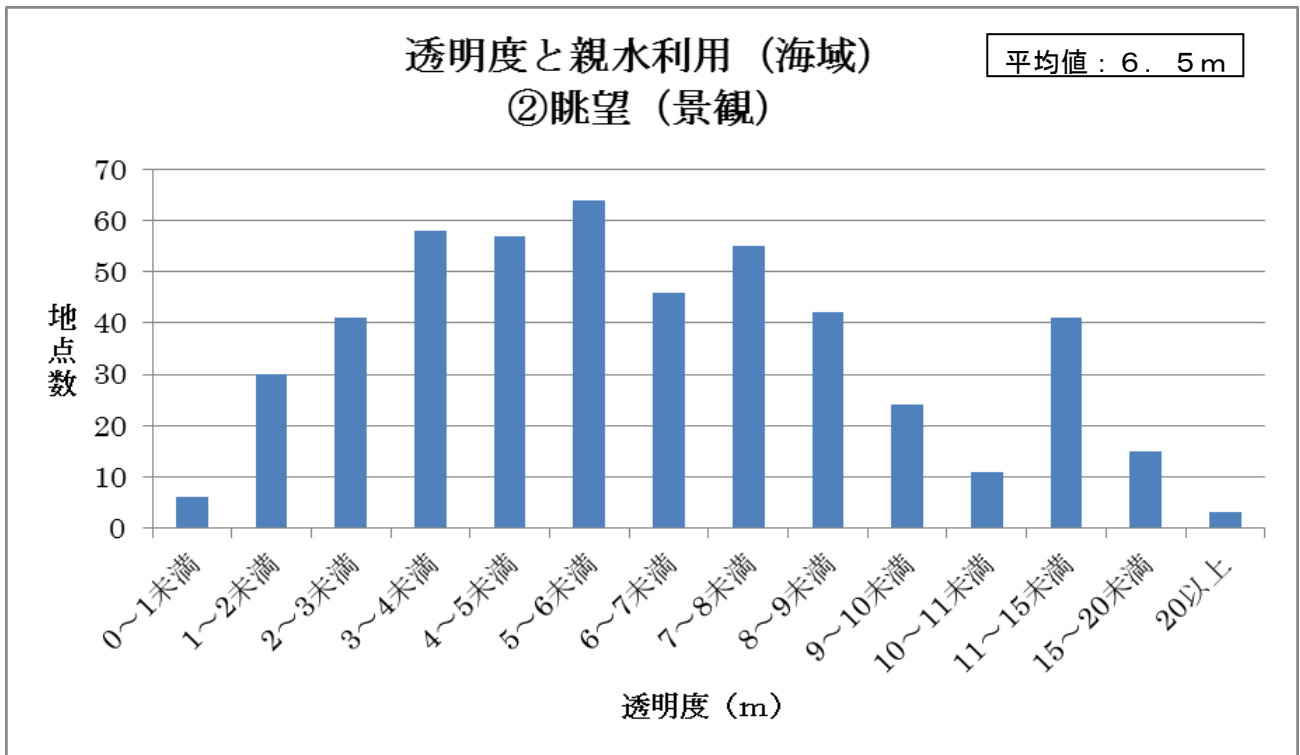


図11 透明度と親水利用の関係 ②眺望（景観）（海域）

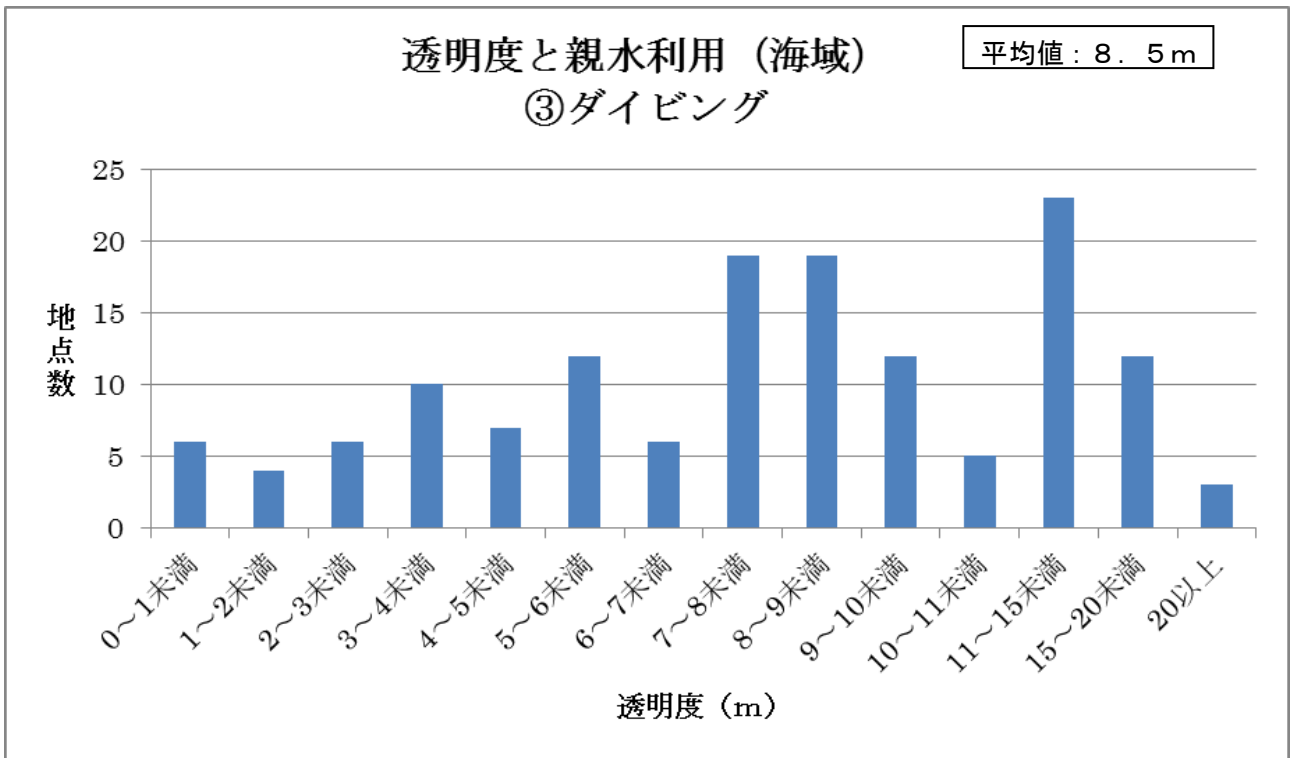


図 12 透明度と親水利用の関係 ③ダイビング（海域）

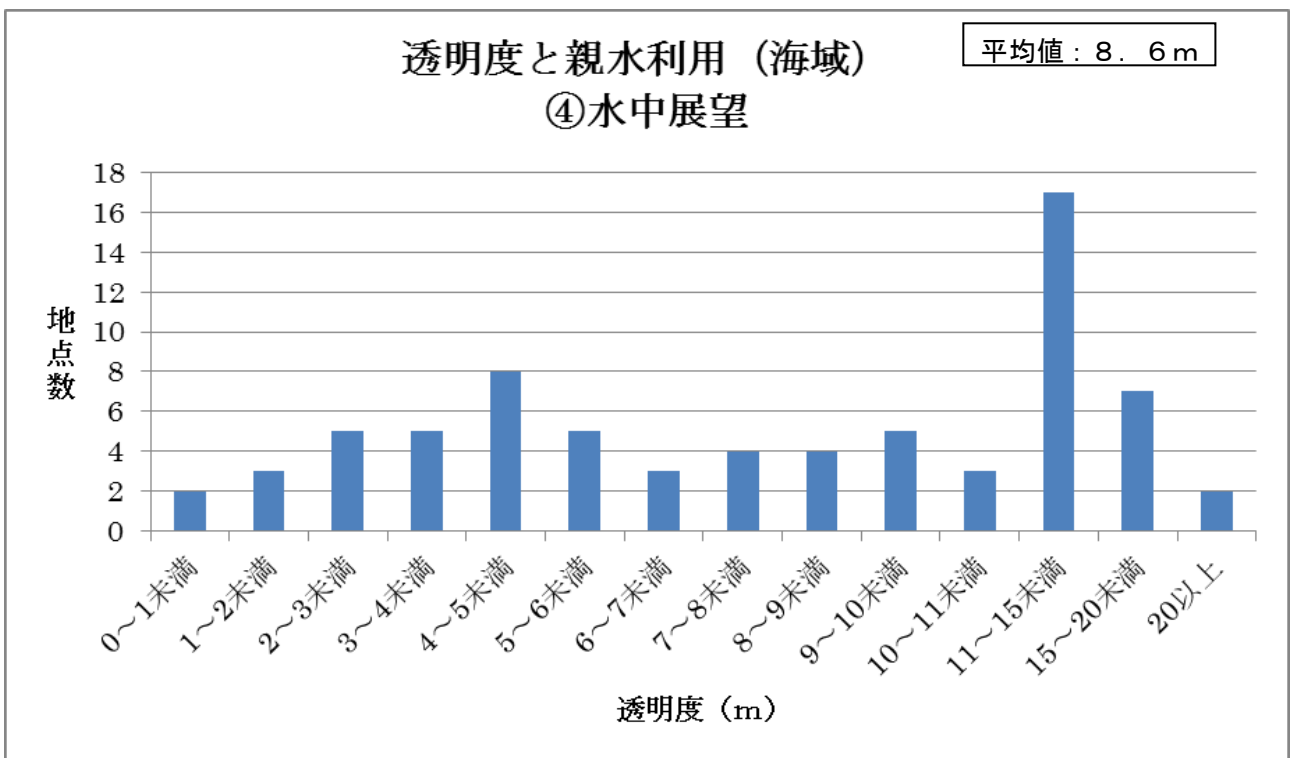


図 13 透明度と親水利用の関係 ④水中展望（海域）

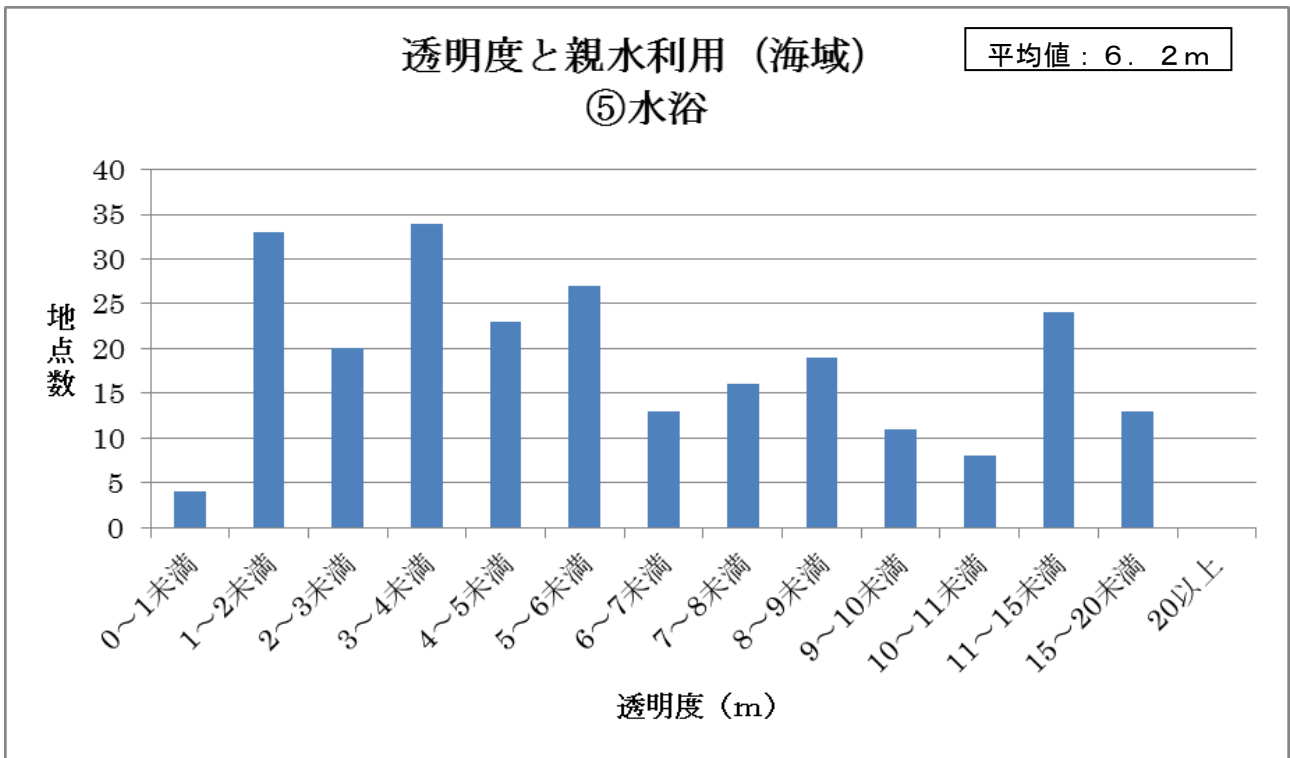


図 14 透明度と親水利用の関係 ⑤水浴（海域）

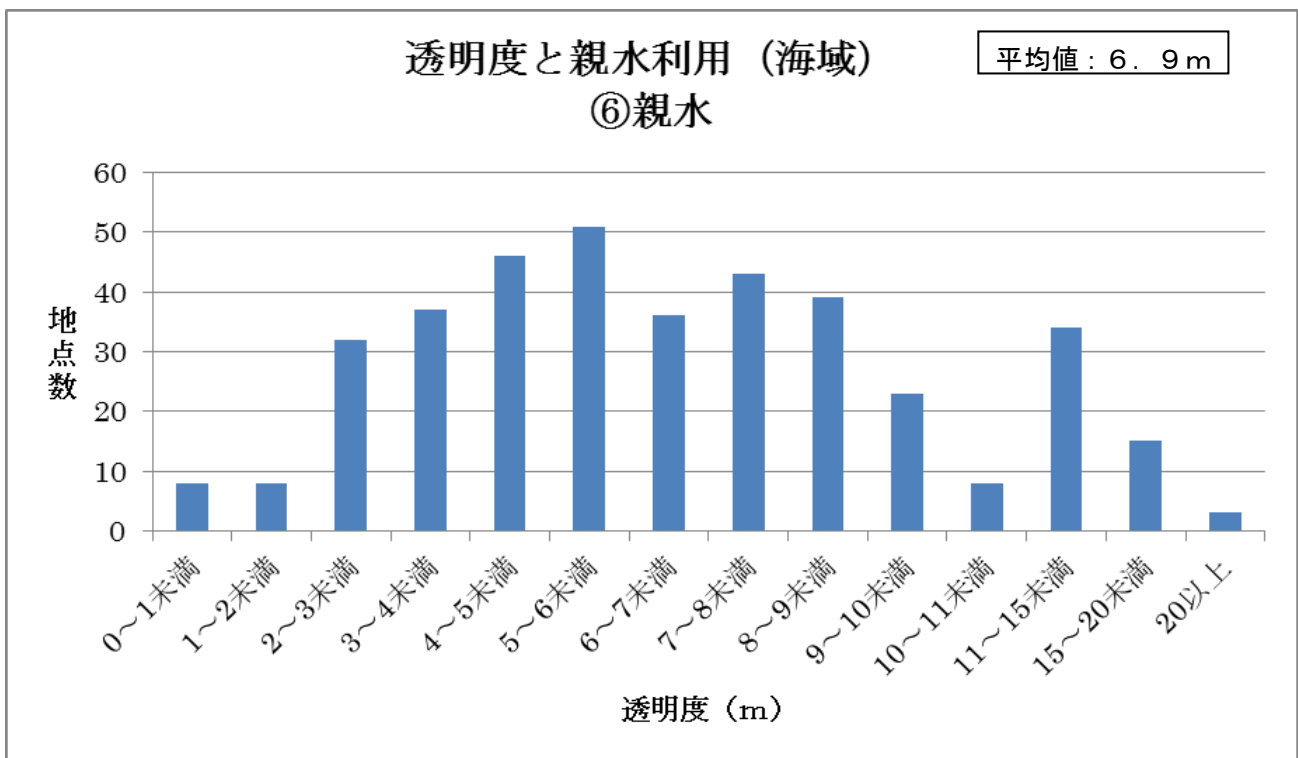


図 15 透明度と親水利用の関係 ⑥親水（海域）

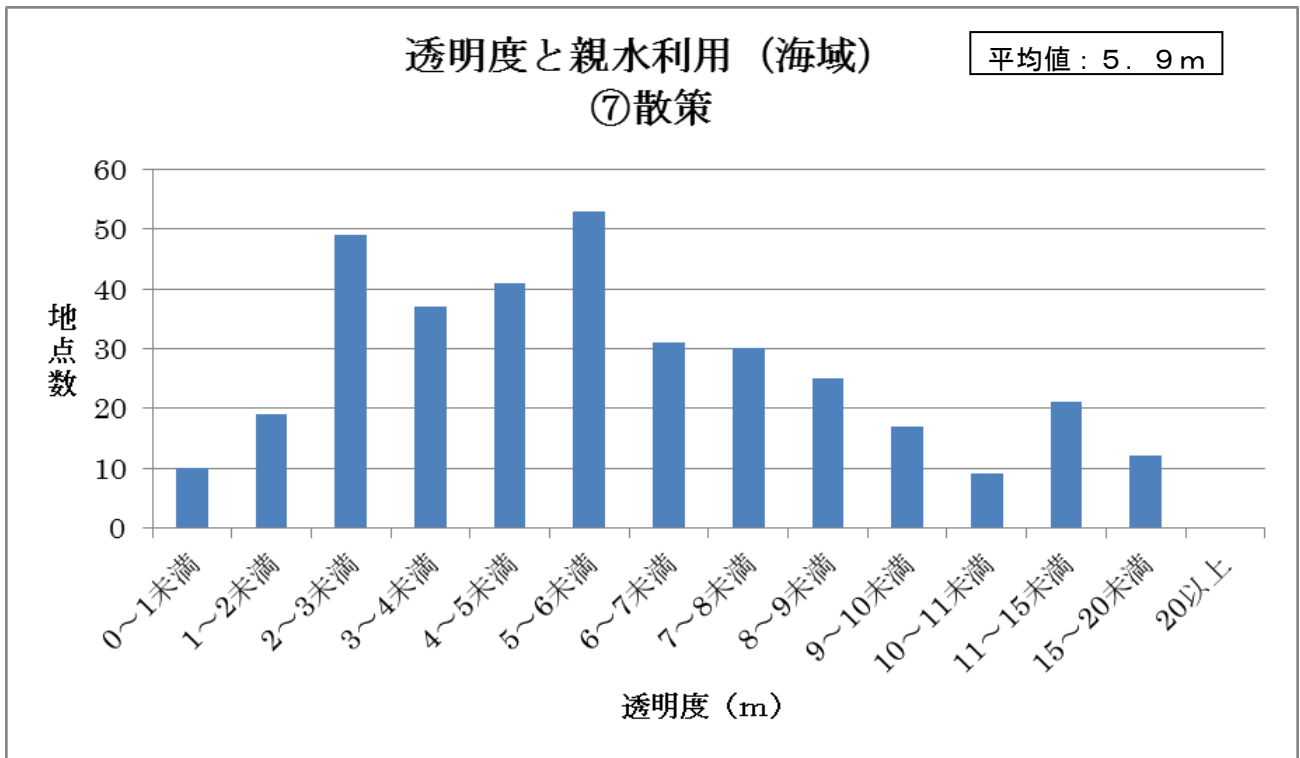


図 16 透明度と親水利用の関係 ⑦散策（海域）

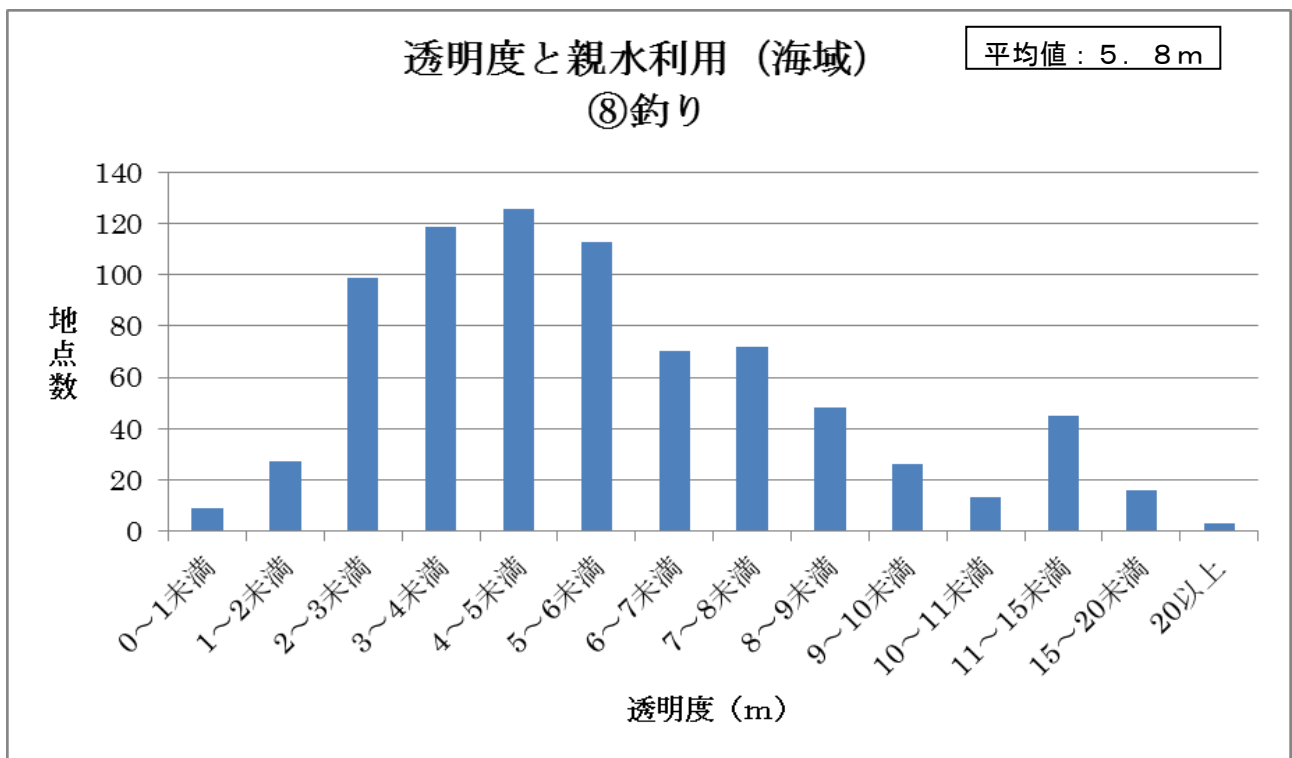


図 17 透明度と親水利用の関係 ⑧釣り（海域）

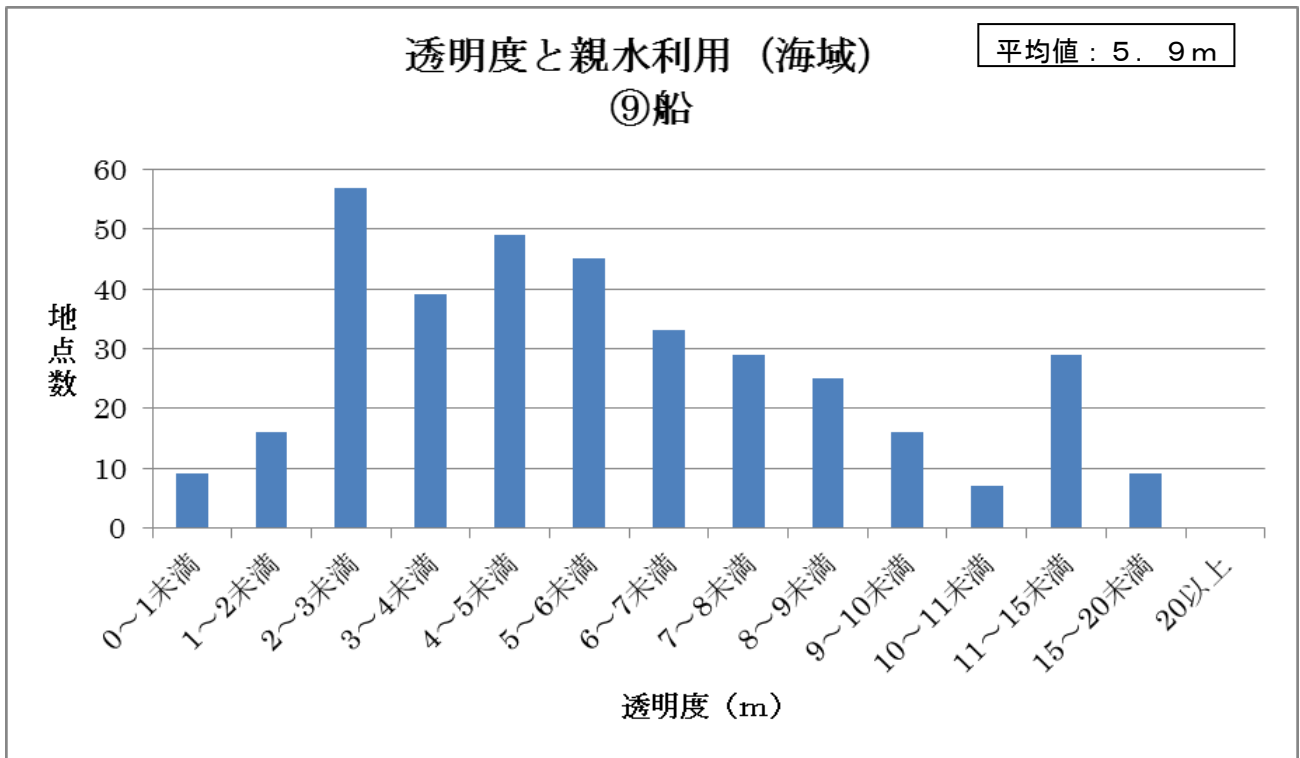


図 18 透明度と親水利用の関係 ⑨船（海域）

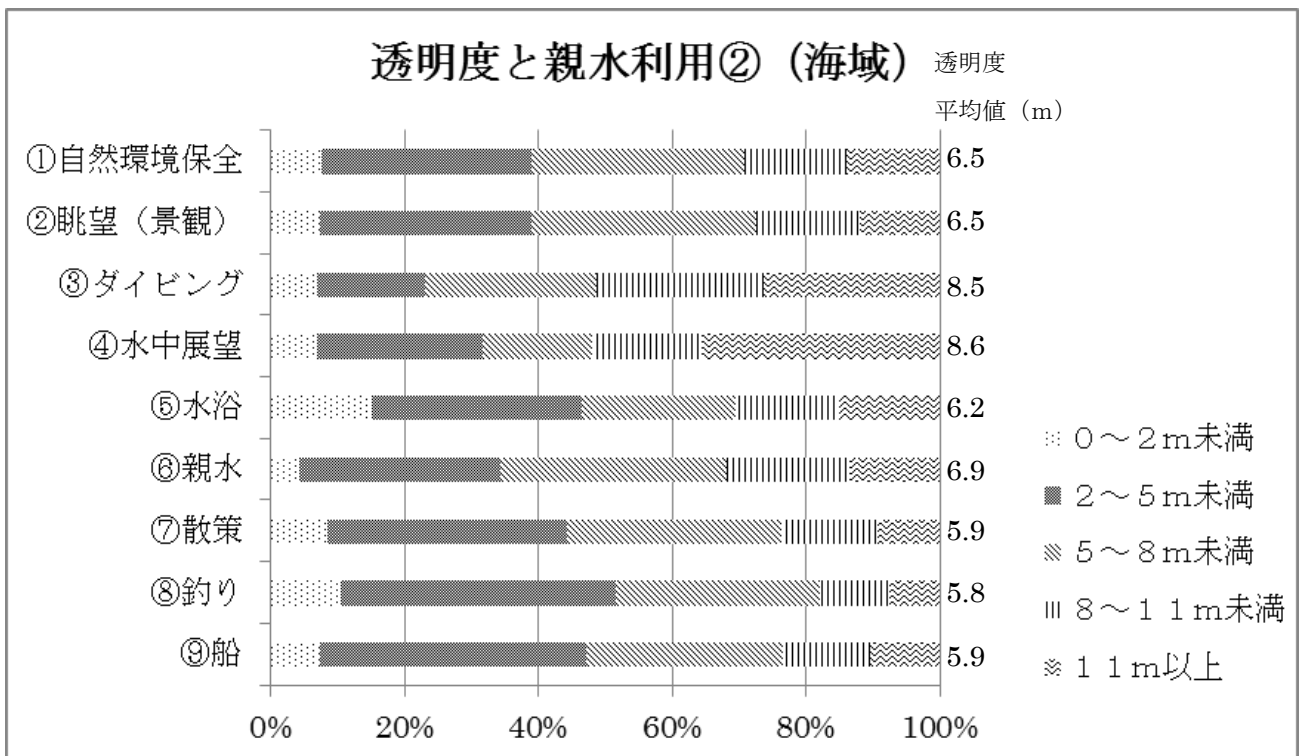


図 19 透明度と親水利用の関係（海域）

海域については、湖沼に比べて直接水に触れる親水利用が行われている地点の割合が高かった。このうち、水中の眺めを楽しむ③ダイビングや④水中展望については、他の親水利用行為と比べて高い透明度（ともに平均8m以上）が見られる地点で行われている。

透明度に係る目標値等の設定を行っている例

現在、地域において透明度に係る目標値等の設定が行われている例を以下に示す。

海域・湖沼名		目標値	当該目標値を定めた計画等	目標設定の考え方
湖沼	青森県 小川原湖	おおむね 2.4m 以上	小川原湖水環境改善計画 (小川原湖水環境対策協議会)	アオコ発生前の透明度ま で回復させる
	青森県・秋田県 十和田湖	12m 以上	十和田湖水質・生態系改善行動 指針 (青森県・秋田県)	水質改善及び ヒメマス資源量回復
	茨城県 涸沼	1m	第3期涸沼水質保全計画	将来水質予測による
	栃木県 湯ノ湖	3.6m	第2期奥日光清流清湖保全計画	第1期計画目標値の 達成状況より
	栃木県 中禅寺湖	10.0m	第2期奥日光清流清湖保全計画	第1期計画目標値の 達成状況より
	長野県 野尻湖	6.5m	第五期野尻湖水質保全計画	過去5年間の平均値より
	鳥取県 湖山池	1m	湖山池水質管理計画	一般的に透明度が低い 4月～11月の平均値を 指標として設定
	鳥取県・島根県 中海	2m	第6期中海に係る湖沼水質保全 計画	見た目にも快適と感じ られる水環境の指標
海域	東京湾	1.5m以上	東京湾再生のための行動計画 (第二期)	これまでの東京湾の環境と 水質各項目の変化をもとに した夏季の目標値を設定

【参考資料引用文献】

- 1) OECD TEST GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS. Adopted by the Council on 17th July 1992. Fish, Acute Toxicity Test.
- 2) 海産魚類及び海産エビ類の急性毒性試験法（案）, (独)国立環境研究所, 平成 17 年 11 月
- 3) United States Environmental Protection Agency(2000):Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen(Saltwater):Cape Cod to Cape Hatteras,EPA-822-R-00-012.
- 4) 山元憲一・平野修・原洋一・三代建造（1988）淡水産魚類 11 種の低酸素下における鼻上げおよび窒息死, 水産増殖 36(1), 49-52
- 5) 山元憲一・平野修・原洋一・吉川浩史(1987)カマツカの低酸素下における呼吸および逃避反応,魚類学雑誌,Vol.33(4)
- 6) 環境省（2014）平成 25 年度下層DO及び透明度新規環境基準化検討業務報告書
- 7) 環境省（2013）平成 24 年度下層DO・透明度設定検討及び魚介類調査検討業務報告書
- 8) 環境省（2015）平成 26 年度下層DO及び透明度新規基準化検討業務報告書
- 9) 環境省（2014）平成 25 年度下層DO環境基準化調査業務報告書
- 10) 環境省(2014) 平成 26 年度下層DO環境基準化調査業務報告書
- 11) 矢持進,有山啓之,佐野雅基（1998）大阪湾湾奥沿岸域の環境修復 -堺泉北港干潟造成予定地周辺の水質・底質ならびに底生動物相とマコガレイの貧酸素に対する応答-,海の研究,Vol.7,No.5
- 12) 山田智・蒲原聡・曾根亮太・堀口敏弘・鈴木輝明（2014）ガザミ(*Portunus trituberculatus*),クルマエビ(*Penaeus japonicus*)およびヨシエビ(*Metapenaeus ensis*)の浮遊幼生に及ぼす貧酸素水の影響, 水産海洋研究 78 (1) 45-53
- 13) Susumu Yamochi, Ken Ikeda and Kazuma Mutsutani（2013）An experimental research to clarify the response of larval and postlarval greasyback prawn to hypoxia, Global Congress on ICM, Lessons Learned to Address New Challenges, EMECS10-MEDCOAST 2013 Joint Conference, Book of Extended Abstracts, Edited by Erdal Ozhan, p.43-44.
- 14) 柿野純（1982）青潮によるアサリへい死原因について 貧酸素水及び硫化物の影響, 千葉県水産試験場研究報告, 第 40 号, p.1-6
- 15) 萩田健二（1985）貧酸素水と硫化水素水のアサリのへい死に与える影響, 水産増殖, 33 巻, 2 号, p.67-71
- 16) 中村幹雄, 品川明, 戸田顕史, 中尾繁(1997)ヤマトシジミの貧酸素耐性, 水産増殖, 45 巻, 1 号, p.9-15
- 17) 中村幹雄, 品川明, 戸田顕史, 中尾繁（1997）宍道湖および中海産二枚貝 4 種の環境特性, 水産増殖, 45 巻, 2 号, p.179-185
- 18) 堀口敏宏,蒲原聡,山田智,和久光晴,岩田靖宏,石田基雄,鈴木輝明,白石寛明(2012)：流水式曝露試験装置によるアサリ幼生及び稚貝の貧酸素耐性評価, 第 21 回環境化学討論会、ポスター発表（松山）
- 19) 蒲原聡, 山田智, 曾根亮太, 堀口敏宏, 鈴木輝明(2013)：貧酸素水がアサリ浮遊幼生の遊泳停止と沈降後のへい死に及ぼす影響, 水産海洋研究 77(4) 282-289
- 20) K.Kodama, T. Horiguchi, G. Kume, S.Nagayama, T. Shimizu, H. Shiraishi, M. Morita and M. Shimizu（2006）Effects of hypoxia on early life history of the stomatopod *Oratosquilla oratoria* in a coastal sea, Marine Ecology Progress Series, vol. 324
- 21) 大富潤, 風呂田利夫, 川添大徳（2006）東京湾におけるシャコ幼生の発生に伴う分布の変化,日本水産学会誌,Vol.72, No.3

- 22) Keita Kodama, Masaaki Oyama, Gen Kume, Shigeko Serizawa, Hiroaki Shiraiishi, Yasuyuki Shibata, Makoto Shimizu, Toshihiro Horiguchi(2009) Impaired megabenthic community structure caused by summer hypoxia in a eutrophic coastal bay. *Ecotoxicology*, Published online: 20 November 2009.
- 23) Hisashi Yokoyama (1999) Three polychaetes indicating different stages of organic pollution. *J. Rech. Oceanographique*, 1998, vol. 23, No.2, pp.67-74
- 24) 石川雄介, 川崎保夫, 本多正樹, 丸山康樹, 五十嵐由雄 (1988) 電源立地点の藻場造成技術の開発 第9報 水中の光条件に基づくアマモ場造成限界深度の推定方法, 電力中央研究所研究報告 U880010, pp.1-20.
- 25) 平岡喜代典, 杉本憲司, 太田誠二, 寺脇利信, 岡田光正 (2005) 葉上浮泥による光量低下と砂面変動がアマモ場の分布に及ぼす影響—広島湾でのケーススタディー, *水環境学会誌*, 28 (4), pp.257-261.
- 26) 平岡喜代典, 高橋和徳, 中原敏雄, 寺脇利信, 岡田光正 (2000) 移植実験によるアマモの生育制限要因の検討, *環境科学会誌*, 13 (3), pp.391-396.
- 27) 吉田司, 芝修一, 小山善明, 新井義昭, 鈴木輝明 (2004) アマモ場造成に必要な生育環境条件に関する研究 三河湾三谷町地先における事例, *水産工学*, 40 (3), pp.205-210.
- 28) 川崎保夫, 飯塚貞二, 後藤弘, 寺脇利信, 渡辺康憲, 菊池弘太郎 (1988) アマモ場造成に関する研究, 電力中央研究所我孫子研究所報告 U14, pp.77-83.
- 29) 森田健二, 竹下彰 (2003) アマモ場分布限界水深の予測評価手法, *土木学会論文集*, 741, VII-28, pp.39-48.
- 30) 阿部真比古, 倉島彰, 前川行幸 (2007) アマモの光合成活性からみたアマモ場の保全と再生, *日本水環境学会シンポジウム講演集*, 10th, pp.6.
- 31) Abe, M., Hashimoto, N., Kurashima, A. and Maegawa, M. (2003) Estimation of light requirement for the growth of *Zostera marina* in central Japan., *Fisheries Science*, 69 (5), pp.890-895.
- 32) 尾田正 (2006) プロダクトメーターによって測定したアマモの光合成量の季節的变化, *岡山県水産試験場報告*, 21, pp.11-15.
- 33) 須藤静夫 (1992) 千葉県御宿町前面の沿岸域におけるアラメ・カジメの鉛直分布と光エネルギー (海洋生物環境研究所 S), *海洋生物環境研究所研究報告* 92101, pp.1-22.
- 34) 後藤弘, 伊藤康男 (1988) 石炭灰利用人工藻礁の開発 -アラメ・カジメの配偶体および幼孢子体の成長に対する光量の影響-, 電力中央研究所報告 U88038, pp.1-27.
- 35) 川崎保夫, 山田貞夫 (1991) 海中砂漠緑化技術の開発 第5報アラメ、カジメ、クロメの配偶体および幼孢子体に対する成長限界光量と浮泥堆積量, 電力中央研究所報告 U91034, pp.1-22.
- 36) 倉島彰, 横浜康継, 有賀祐勝 (1996) 褐藻アラメ・カジメの生理特性, *藻類*, 44 (2), pp.87-94.
- 37) Maegawa, M., Yokohama, Y. and Aruga, Y. (1987) Critical light conditions for young *Ecklonia cava* and *Eisenia bicyclis* with reference to photosynthesis, *Hydrologia*, (151/152), pp.447-455.
- 38) 寺脇利信, 川崎保夫, 本多正樹 (1991) 海中林造成技術の実証 第2報 三浦半島西部でのアラメおよびカジメの生態と生育特性, 電力中央研究所我孫子研究所報告 U91022, pp.1-69.
- 39) Maegawa, M., Kida, W., Yokohama, Y. and Aruga, Y. (1988) Comparative studies on critical light conditions for young *Eisenia bicyclis* and *Ecklonia cava*, *Jpn, J Phycol*, 36, pp.166-174.
- 40) Poole, H. H. and W. R. G. Atkins. (1929) Photo-electric measurements of sub-marine illumination throughout the year. *Jour. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 16, 297-324.
- 41) 東京湾広域環境調査結果より作成
- 42) 橋本俊也, 多田邦尚 (1997) 広島湾における海水の光学的特性、*海の研究*, 6 (3), pp.151-155.

- 43) U. S. EPA (2003) Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen, Water Clarity and Chlorophyll *a* for the Chesapeake Bay and Its Tidal Tributaries, pp.81-99.
- 44) Idso, S.B. and R.G. Gilbert. 1974. On the universality of the Poole and Atkins secchi disk-light extinction equation. *Journal of Applied Ecology*, 11, pp.399-401.
- 45) 高橋正征, 古谷研, 石丸隆 (1996) 生物海洋学 2 粒状物質の一次生成, pp.19, 東海大学出版会, 東京
- 46) 古川厚, 須藤静夫 (1979) : 浅沿岸水内の太陽エネルギー分布. 昭和 53 年度沿岸水内の太陽エネルギー分布に関する事業報告書. 海洋生物研究所, pp.70
- 47) Bassham, J.A. (1977) Increasing crop production through more controlled photosynthesis. *Science*, 197, pp.630-638.
- 48) 玉置仁, 西島渉, 富永春江, 寺脇利信, 岩瀬晃盛, 岡田光正 (2002) 海水の透明度変化がアマモ場面積の消長に及ぼす影響-広島県沿岸域におけるケーススタディ-, *水環境学会誌*, 25 (3), pp.151-156.
- 49) 輪島毅, 福島朋彦, 有松健, 伊東永徳, 豊原哲彦, 吉澤忍 (2004) 東京湾藻場分布調査-盤洲干潟・富津干潟-, *日本海洋生物研究所 年報 2003*, pp.7-20.
- 50) Backman T. W. and D.C. Barilotti. (1976) Irradiance reduction, effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon, *Marine Biology*, 34, pp.33-40.
- 51) 独立行政法人 水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2009) : 琵琶湖枕水植物図説、pp253. および本資料の元となる調査データ (独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所より提供)
- 52) 武居薫 (2004) : 諏訪湖における沈水植物エビモ (*Potamogeton crispus* L.) 分布の変遷, *長野県水産試験場研究報告 第6巻*.
- 53) 浜端悦治 (1998) : 小川原湖 (青森県) における沈水植物の分布状況 (要旨)、*水草研究報*、No65、pp1-3
- 54) 樋口澄男, 北野聡, 近藤洋一, 野崎久義, 渡邊信 (2005) : 木崎湖における車軸藻類の分布 (2001~2002)、*長野県環境保全研究所研究報告*、Vol1, pp.29-37
- 55) 神保忠男 (1958) 植物生態学的調査研究、青森県. 十和田湖環境調査研究報告書.
- 56) 野原精一, 上野隆平, 加藤秀男 (2001) : 十和田湖の水生植物分布の現状と現存量、*国立環境研究所報告*、第 167 号、pp.64-74