

4. 物理・化学的な環境

4.1 干潟地形

4.1.1 地盤高調査による地形変化

干潟の地盤高の変化を調べるために北九州市や九州共立大学が地盤高の測量調査を行っている¹⁾。測量測点は、干潟域に図 4.1.1 のように 86 点(×印)設けている。南から北にかけて A~N までの測線記号を振り、西から東にかけて 1~6 の番号を振って識別し、250m メッシュを基本としている。なお、図には、後ほど説明するが、底質・底生生物調査に関する測点を赤丸(●)で示している。測量調査は、1996 年から始められ、不定期に実施され、最近のものは 2021 年 1 月で、その間計 10 回行われている。測量方法は、電子平板とトータルステーション(TS)を用いて地盤高が計測されている。それらの結果から干潟地形の特徴や地盤高の変化などを調べた。

図 4.1.2 は、典型的な干潟海岸の地形を示す B 測線から K 測線における 3 カ年分(1996 年, 2008 年, 2021 年)の横断面図を表している。破線で示した全測線の平均的な断面は干潟海岸の特徴である平坦な地形を示しており、その海浜勾配は約 1/700 である。また、海床路を挟んで北干潟と南干潟を比べると北干潟(H, J, L 測線)の方が南干潟(B, C, D, E, F 測線)より 0.5m ~ 1.5m ほど地盤高が高くなっている。これについては後述する。

図 4.1.3 に代表的な平面地形として 1996 年, 2005 年, 2006 年の測量調査の結果である等高線図を示し、図 4.1.4 に 2009 年, 2011 年, 2021 年の等深線図を示す。曾根干潟の地形の特徴は、間島背後に形成されたトンボロ地形である。この地形は、平均水位における +0.01m から +0.50m の標高のところ(黄色)で顕著に表れている。また、標高 +0.51m から +1.00m のところ(薄茶色)で測量年により形状が異なる。すなわち、1996 年と 2005 年までは同じような形状であるが、2006 年ではその形状が小さくなり、逆に 0.00m 以下の形状が大きくなっていることから、この間で侵食が起こったことが示唆される。2009 年の等高線図は 2006 年とあまり変わってい

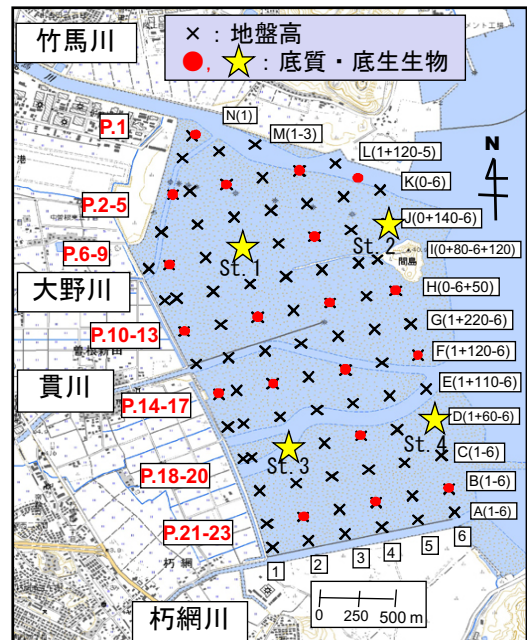


図 4.1.1 測量測点や底質・底生生物調査の測点
(背景図は国土地理院地図)

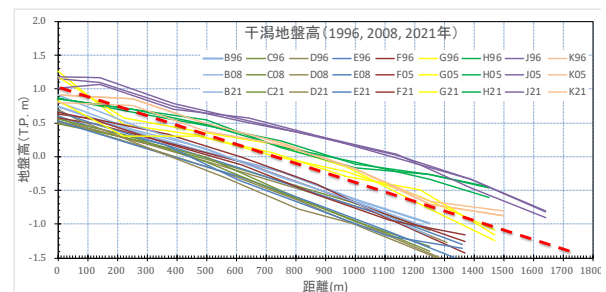


図 4.1.2 各測線の横断面図

ないが、2011 年では、+0.51m 以上の形状が大きくなり、0.00m 以下の形状が小さくなっていることから堆積が起こったことが推測される。

これらのことをさらに明らかにするために、2006 年と 1996 年, 2011 年と 2006 年, 2021 年と 2011 年の地盤高をそれぞれ比較した地盤高差分図を図 4.1.5 示している。2006 年と 1996 年の差分図(左図)を見ると、干潟全体に地盤高が低下しており、特に南干潟の沖側(南東側)において 30cm 以上の侵食がみられる。逆に、2011 年と 2006 年の差分図(中央図)では干潟全体で地

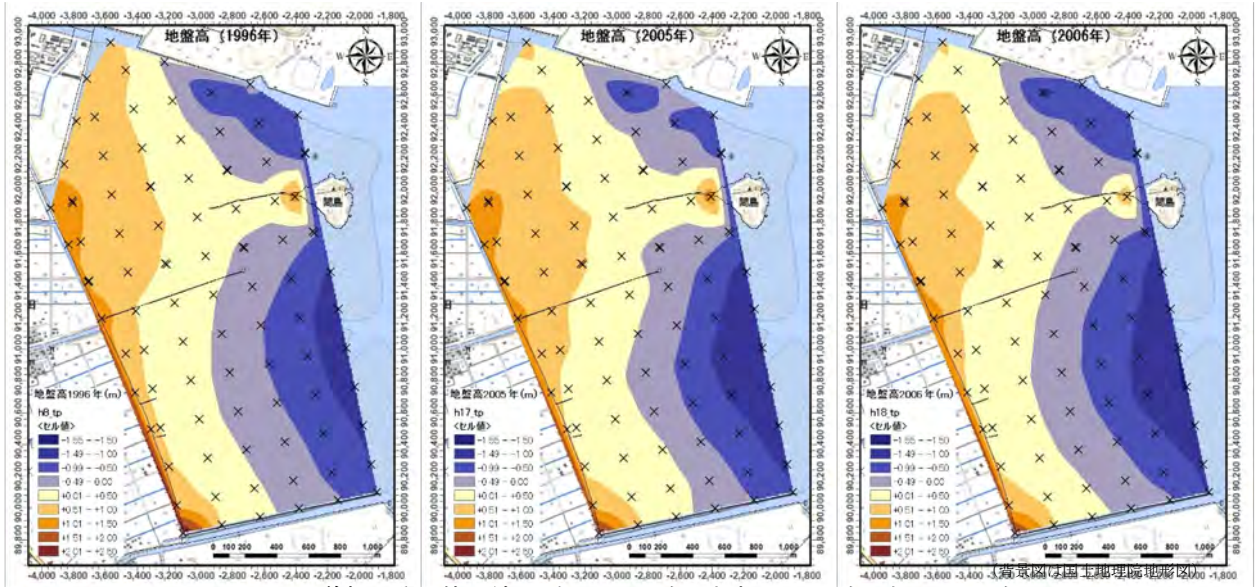


図 4.1.3 曾根干潟の等深線図(左図:1996年, 中央図:2005年, 右図:2006年)

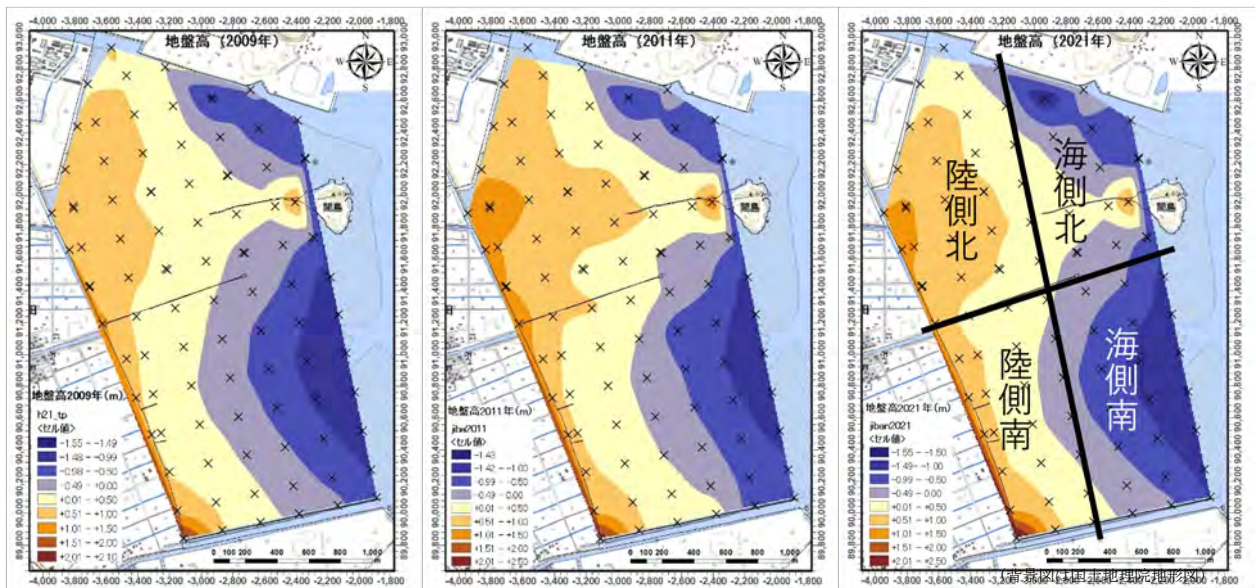


図 4.1.4 曾根干潟の等深線図(左図:2009年, 中央図:2011年, 右図:2021年)

盤高が上昇する結果が得られ、特に間島背後で 20cm ~50cm の堆積が起こった。直近の 2021 年の地盤高と 2011 年のそれを比べた結果では、再び干潟全体で地盤高が低下して侵食が起こった。

地盤高変化の経年的な特徴を把握するために、干潟を 4 つの区域に分割(図 4.1.4 と図 4.1.5 の右図参照)して、それぞれの区域における平均的な地盤高と差分量を求め、1996 年を基準として経年的に示したのが、図 4.1.6(上図は地盤高, 下図は差分)である。地盤高の特徴(上図)としては、陸側の北と南では、北側の地盤の

方が約 20cm 高くなっており、海側ではそれが 45cm 程度の違いとなり、北側の地盤高の方が明らかに高くなっている。このような違いが起こる要因は 2 つ考えられる。一つは、流量から推測すると竹馬川からの土砂供給量が南側の貫川と朽網川(導流堤により干潟の沖に流入)よりも多いこと、2 つ目は前述したように間島の波を遮蔽する機能により背後にトンボロ地形が形成されていることが上げられる。

経年的には、1996 年から 2005 年までは陸側で変動が少なく、海側で $\pm 0.05\text{m}$ 程度の変化がみられた。

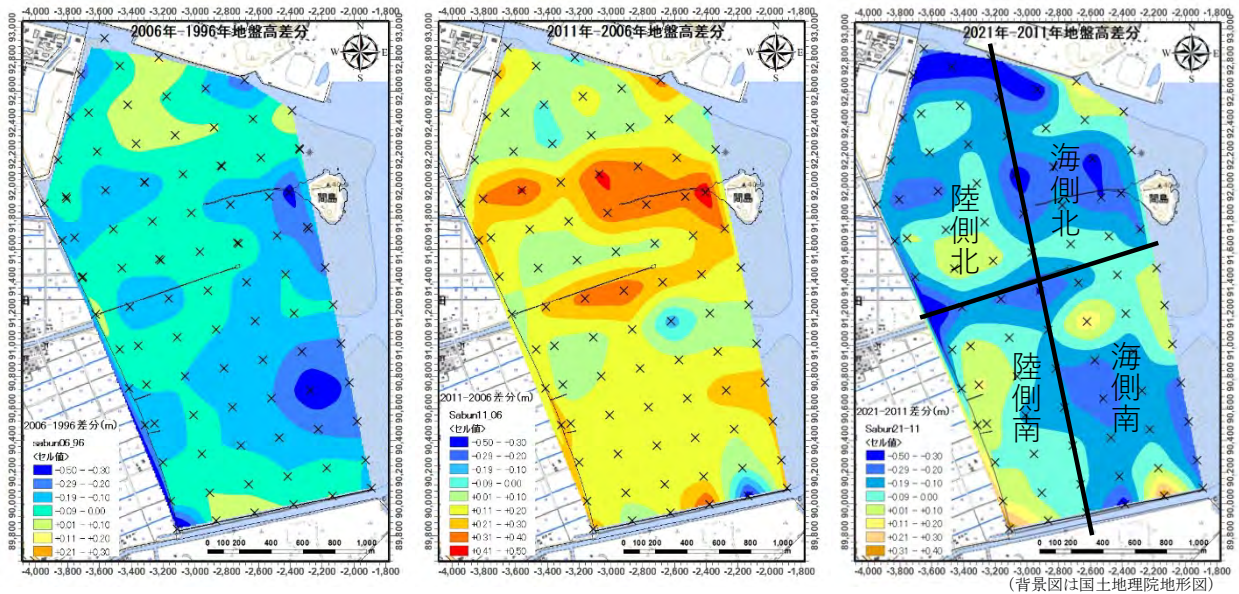


図 4.1.5 曾根干潟の地盤高差分図(左図:2006年-1996年,中央図:2011年-2006年,右図:2021年-2011年)

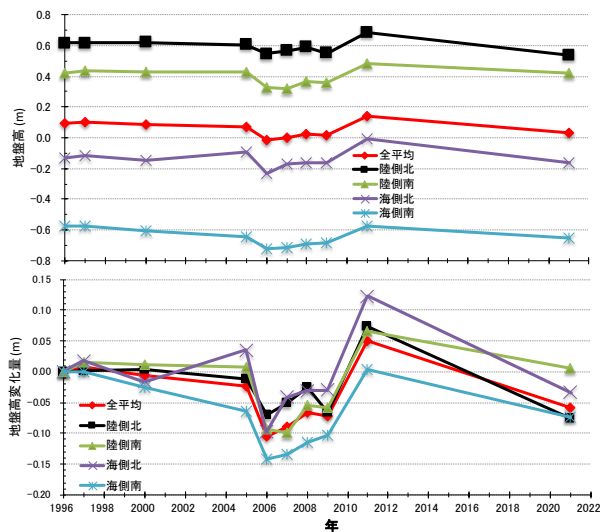


図 4.1.6 4 区域別平均地盤高(上図)と差分(下図)の経年変化

2005年から2006年の間で、図 4.1.5 の左図に示すように、4 区域すべてで急激な侵食(全体で -0.10m)が起こった。これは、2006年の調査日の直前に台風13号が通過したことによる影響と考える²⁾。その後、2009年までは穏やかに堆積していたが、2011年に全区域とも急激な地盤高の上昇した。2021年の10年間では、再び地盤高が減少し、2005年の地盤高とほぼ同じである。

これらの結果から、曾根干潟の地形は、次節で示す人工島の波浪減衰効果による堆積傾向が今のところ必ずしも顕著に現れているわけではなく、台風によると思われる海象・気象事象により顕著な侵食が起こったが、

長期的に見ると侵食と堆積を繰り返して同じような地盤高になっていると考えられる。

4.1.2 まとめ

- 1) 干潟の地盤高を知るための測量調査(86測点, 14測線)は、1996年から始められ、不定期に実施され、最新のものは2021年1月で、その間計10回行われた。全測線の平均的な断面は干潟海岸の特徴である平坦な地形を示しており、その海浜勾配は約 $1/700$ であった。
- 2) 曾根干潟の地形の特徴は、間島背後に形成されたトンボロ地形である。この地形は、平均水位における $+0.01\text{m}$ から $+0.50\text{m}$ の標高のところで顕著に表れている。
- 3) 地盤高の特徴としては、海床路を挟んで北干潟と南干潟を比べると陸側の北と南では、北干潟の地盤の方が約 20cm 高くなっており、海側ではそれが 45cm 程度の違いとなり、北干潟の地盤高の方が明らかに高くなっている。
- 4) 地形の経年的変化は、人工島の波浪減衰効果による堆積傾向が今のところ必ずしも顕著に現れているわけではなく、台風によると思われる海象・気象事象により干潟全域で顕著な侵食が起こった。しかし、長期的に見ると侵食と堆積を繰り返して同様な地盤高になっていると考えられる。

4.2 潮汐・潮流・波浪

4.2.1 曾根干潟周辺の潮位

図 4.2.1 は、曾根干潟の南に位置している苅田港における潮位³⁾を示している。朔望満潮位(H.W.L)は+3.83mで、朔望干潮位(L.W.L)は0.14mで、潮差は3.69mである。既往最高潮位は+5.58mであり、1950(昭和25)年9月13日に鹿児島県大隅半島に上陸しほぼ真北に経路をとったキジア台風(T5013)によりもたらされた。

図 4.2.2 は、曾根干潟周辺海域で計測された潮位から得られた月平均潮位と年平均潮位の経年変化を表している。上図が曾根干潟の南側に位置する苅田港の検潮所とそこから約18km北に位置する青浜検潮所(下図)の2011年から2020年の結果である。両者の月平均潮位の経年変化は同じような変化をしている。すなわち、冬期に平均潮位が低くなり、夏期には逆に高くなる。また、年平均および月平均潮位の線形近似直線が示すように、右下がり、すなわち潮位が低くなる傾向となっている。地球温暖化により海面上昇が起これと言われているが、曾根干潟周辺の海域では海面上昇の現象はここ10年間ではみられておらず、むしろ平均海面が下がる傾向がみられる。

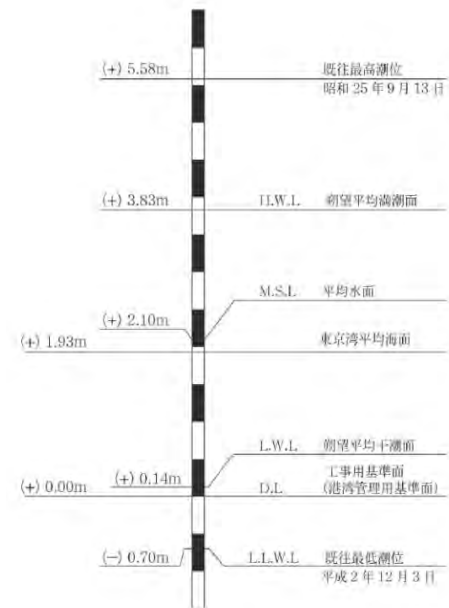


図 4.2.1 苅田港の潮位

4.2.2 曾根干潟と周辺海域における潮流と波浪

曾根干潟周辺海域は、近年、北九州空港の人工島や新松山埋立等の事業により、海岸物理環境が変化している。それらの状況と曾根干潟の環境変化を検討するため、空港島完成以前(1992年)、空港島完成後

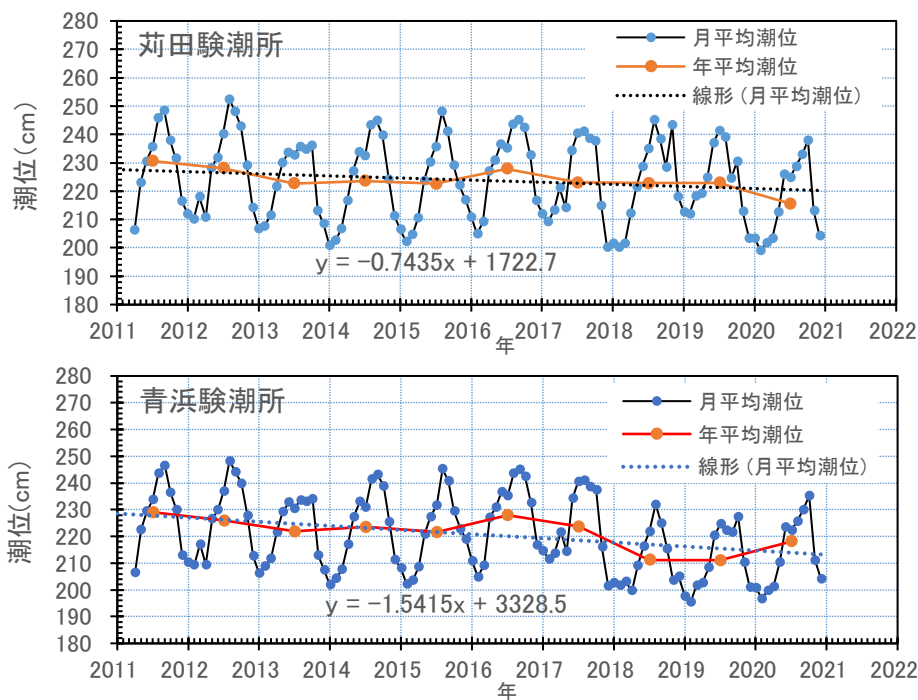


図 4.2.2 曾根干潟周辺の苅田検潮所(上図)と青浜検潮所(下図)における月平均・年平均潮位の経年変化

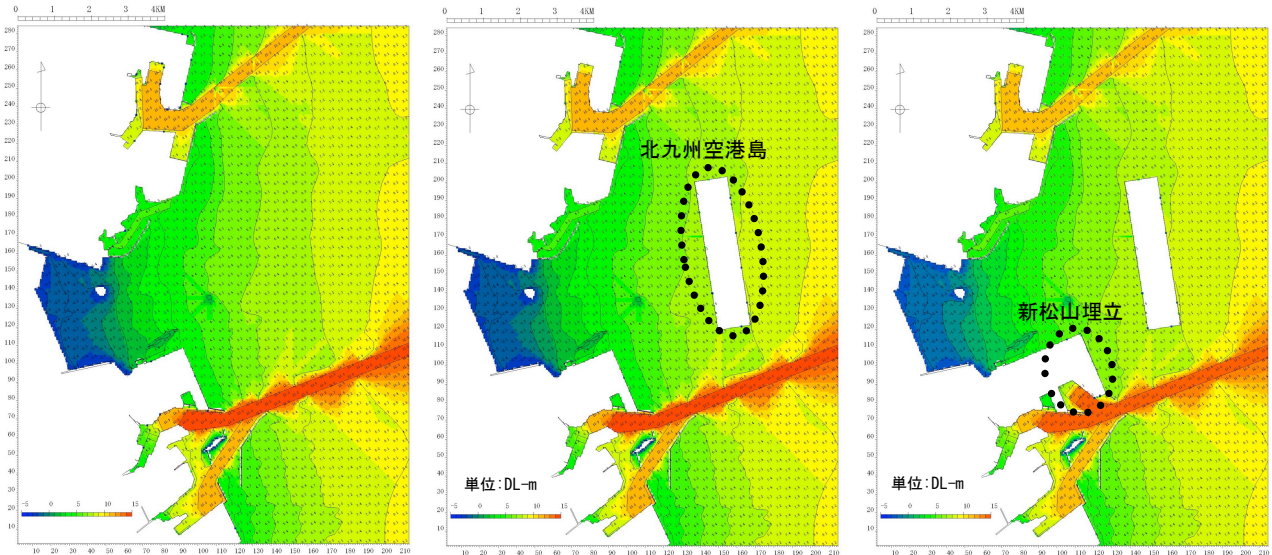


図 4.2.3 曾根干潟周辺における埋立の推移(左図:1992年,中央図:1998年,右図:現況2011年)

(1998年),新松山埋立完成後(現況2011年)の3地形(図4.2.3)で,潮流および波浪の数値シミュレーション⁴⁾を実施した.

(1) 潮流計算

① 計算モデル^{5),6)}

流動モデルの基礎式は,質量保存則とナビヤ・ストークスの運動方程式を鉛直方向に積分した長波近似式を用いている. x, y, z は座標系を示す図4.2.4において従来の直交座標系の独立変数であり, H は水深, η は水面変位を表すとし,鉛直方向に σ 座標系を導入すると,基礎式は次式で表せる.

$$\frac{\partial DU}{\partial x} + \frac{\partial DV}{\partial y} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} + \frac{\partial \eta}{\partial t} = 0 \quad \dots\dots(1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial UD}{\partial t} + \frac{\partial U^2 D}{\partial x} + \frac{\partial UVD}{\partial y} + \frac{\partial U\omega}{\partial \sigma} + fVD + gD \frac{\partial \eta}{\partial x} \\ + \frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial U}{\partial \sigma} \right] + F_x \end{aligned} \quad \dots(2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial VD}{\partial t} + \frac{\partial UVD}{\partial x} + \frac{\partial V^2 D}{\partial y} + \frac{\partial V\omega}{\partial \sigma} + fUD + gD \frac{\partial \eta}{\partial y} \\ + \frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial y} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial y} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial V}{\partial \sigma} \right] + F_y \end{aligned} \quad \dots(3)$$

$$\frac{\partial TD}{\partial t} + \frac{\partial TUD}{\partial x} + \frac{\partial TVD}{\partial y} + \frac{\partial T\omega}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right] + F_T - \frac{\partial R}{\partial z} \quad \dots(4)$$

$$\frac{\partial SD}{\partial t} + \frac{\partial SUD}{\partial x} + \frac{\partial SVD}{\partial y} + \frac{\partial S\omega}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right] + F_S \quad \dots(5)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial q^2 D}{\partial t} + \frac{\partial Uq^2 D}{\partial x} + \frac{\partial Vq^2 D}{\partial y} + \frac{\partial \omega q^2}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_q}{D} \frac{\partial q^2}{\partial \sigma} \right] \\ + \frac{2K_M}{D} \left[\left(\frac{\partial U}{\partial \sigma} \right)^2 + \left(\frac{\partial V}{\partial \sigma} \right)^2 \right] + \frac{2g}{\rho_0} K_H \frac{\partial \tilde{\rho}}{\partial \sigma} - \frac{2Dq^3}{B_1 \ell} + F_q \end{aligned} \quad \dots(6)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial q^2 \ell D}{\partial t} + \frac{\partial Uq^2 \ell D}{\partial x} + \frac{\partial Vq^2 \ell D}{\partial y} + \frac{\partial \omega q^2 \ell}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_q}{D} \frac{\partial q^2 \ell}{\partial \sigma} \right] \\ + E_1 \ell \left(\frac{K_M}{D} \left[\left(\frac{\partial U}{\partial \sigma} \right)^2 + \left(\frac{\partial V}{\partial \sigma} \right)^2 \right] + E_3 \frac{g}{\rho_0} K_H \frac{\partial \tilde{\rho}}{\partial \sigma} \right) - \frac{Dq^3}{B_1} \tilde{W} + F_\ell \end{aligned} \quad \dots(7)$$

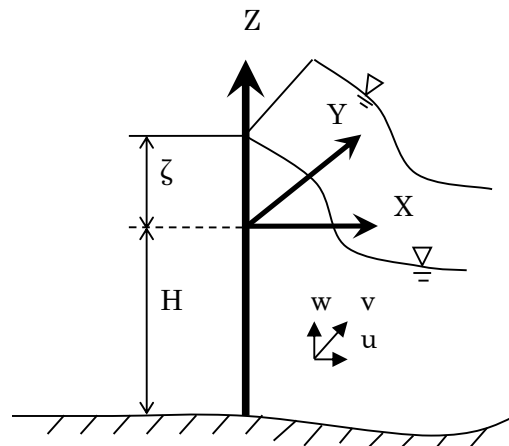


図 4.2.4 数値モデルの座標系

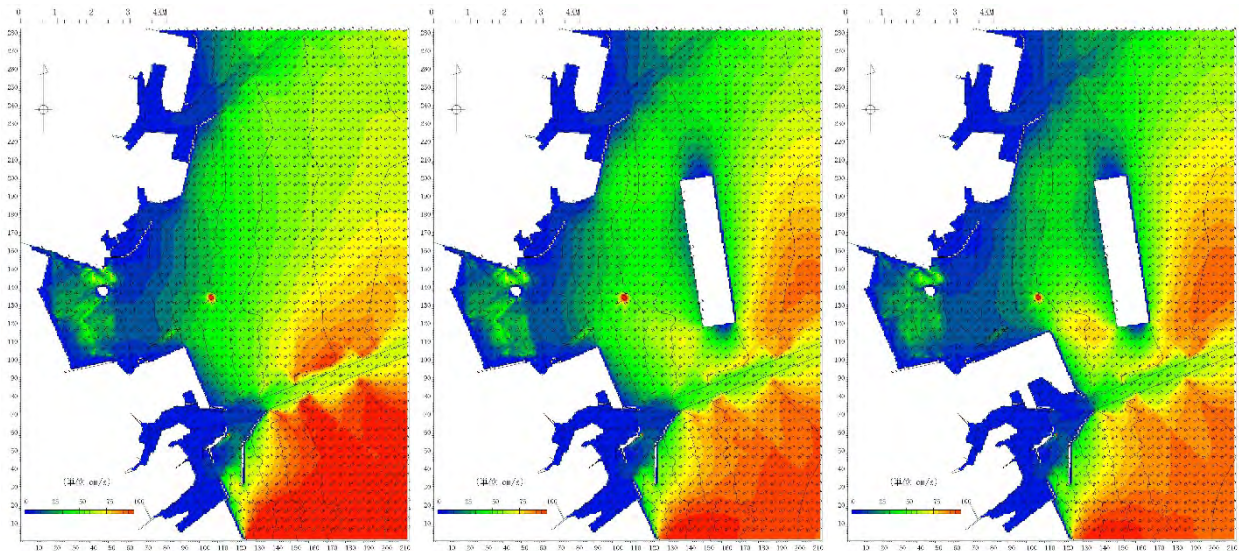


図 4.2.5 潮流計算結果(左図: 1992 年, 中央図: 1998 年, 右図: 現況 2011 年)

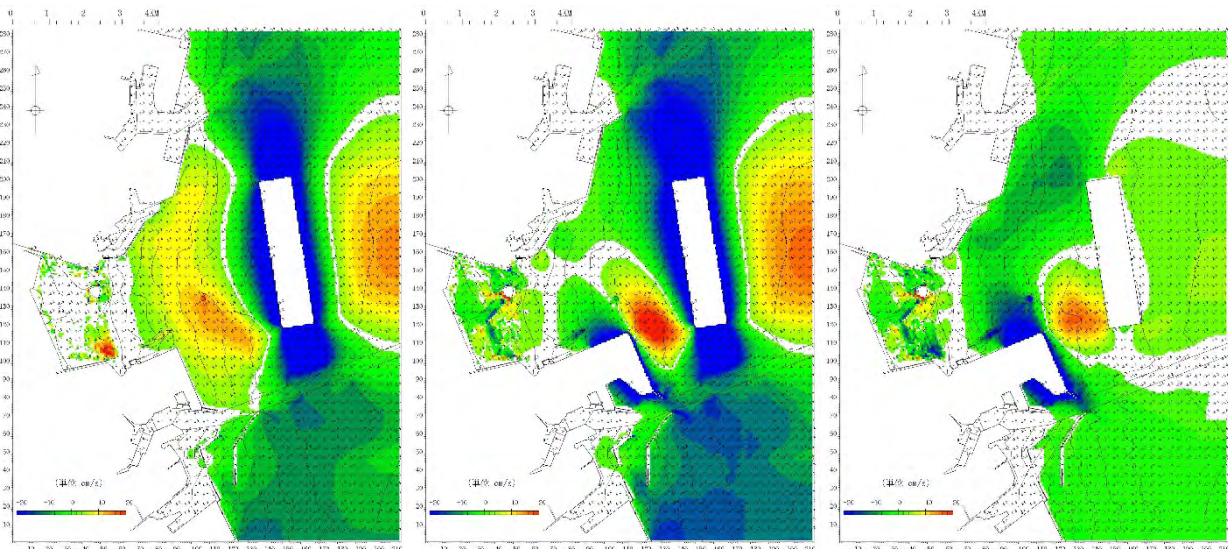


図 4.2.6 曾根干潟周辺海域における流速差分値(左図: 1998 年-1992 年, 中央図: 2011 年-1992 年, 右図: 2011 年-1998 年)

ここに, U, V はそれぞれ x 方向と y 方向の流速を表し, ω は σ 座標系における鉛直流速を表す. T, S はそれぞれ水温と塩分濃度を表している. f, K_M, K_H は, それぞれコリオリ係数, 鉛直渦動粘性係数, 鉛直拡散係数である. ρ, ρ_0 は海水の密度と初期密度, R は短波放射フラックス, q^2 は乱流の運動エネルギー, l は乱流の長さスケールを表す. $D=H+\eta$.

σ 座標系における鉛直流速 ω は, 次式により直交座標系の鉛直流速 W に変換される.

$$W = \omega + U \left(\sigma \frac{\partial D}{\partial x} + \frac{\partial \eta}{\partial x} \right) + V \left(\sigma \frac{\partial D}{\partial y} + \frac{\partial \eta}{\partial y} \right) + \sigma \frac{\partial D}{\partial t} + \frac{\partial \eta}{\partial t} \quad \dots(8)$$

干潟部分においては, 水深が 0.1m 以下となった場合, 干出したものとし, その計算格子の水の流出はないものとする移動境界条件とした. また, n はマンシングの粗度係数で 0.026 の値を用いた.

②計算条件

計算潮汐は潮流速が速くなる平均大潮期とし, 「潮汐調和定数表 海上保安庁」より苅田港調和定数より振幅 152.9cm ($M_2:106.6\text{cm}$, $S_2:46.3\text{cm}$, $Z_0:210\text{cm}$) を設定した.

流入河川の流量は, 1995(平成7)年に観測された年平均流量⁷⁾を表す表 4.2.1 のとおり設定した. 境界条件および水平渦動粘性係数は潮流調査結果(2006 年 2 月:北九州市)⁸⁾と再現を検討の上, 設定した.

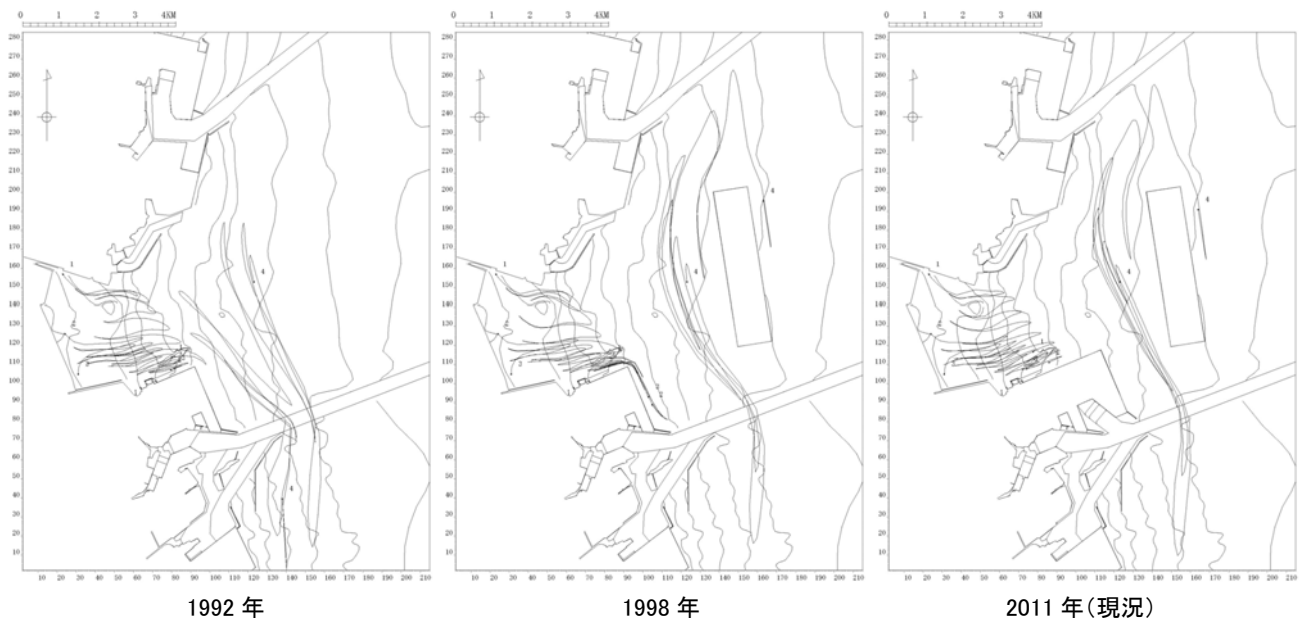


図 4.2.7 曾根干潟周辺海域における水粒子の軌跡(左図: 1992 年, 中央図: 1998 年, 右図: 2011 年)

③計算結果 (流速分布)

図 4.2.5 が示すように、空港島の存在による流れの影響は少なく、曾根干潟上での流速が極端に変化する状況とはなっていない。新松山埋立地北側では、流速の低下域がみられる(図 4.2.6)。これは、曾根干潟沖の北九州空港付近の海域では、南北の流れが卓越するため、空港島の存在が潮流を阻害していないことや、干潟上では潮の干満による東西の流れが卓越し、流速も沖と比べ緩やかであることが、流速差が見られない要因と考えられる。

表 4.2.1 各河川における年平均流量

河川名	竹馬川	大野川	貫川	朽網川
年平均流量 (m ³ /日)	51,762	12,210	13,853	37,633

④計算結果(水粒子の軌跡)

干潟上の海水中の水粒子の動きを検討するため、潮流の水粒子追跡計算を行った。ただし、移流成分のみを考慮し、計算格子が干出した場合は移動しないものとした。計算時間は大潮期が続く3日間(72時間)とした。

計算結果を図4.2.7に示す。これは、竹馬川河口地点(1)と干潟の中央地点(2)、干潟南端地点(3)、人工島西側沖地点(4)の4地点(図面上に数字1~4で表示)から流出した水粒子の軌跡を細い線で表している。

干潟上では潮汐の干満による岸沖方向の往復流に

より移動しながら、南側に移動している。これは、干潟北側に比べ、南側の地盤が低いためと考えられる。1992年と1998年においては、干潟上の水粒子は3日後に干潟から外海へ流出している。一方、現況では新松山埋立地北側に留まる傾向が見られ、海水交換が低下していることが推測される。また、流されてきた底質が、ここで行き場がなくなり、沈降することも推測される。よって、新松山埋立護岸の北側に土砂の堆積が起こる可能性がある。

(2) 波浪変形計算⁹⁾

①計算モデル

本計算では、多方向不規則波の波浪変形計算法として従来から多く用いられているエネルギー平衡方程式¹⁰⁾を用いて波浪の変形計算を行なった。その基礎式は次式で与えられる。

$$\frac{\partial}{\partial x}(DV_x) + \frac{\partial}{\partial y}(DV_y) + \frac{\partial}{\partial \theta}(DV_\theta) = 0 \quad \dots(9)$$

$$\left. \begin{aligned} V_x &= C_g \cos \theta \\ V_y &= C_g \sin \theta \\ V_\theta &= \frac{C_g}{C} \left(\frac{\partial C}{\partial x} \sin \theta - \frac{\partial C}{\partial y} \cos \theta \right) \end{aligned} \right\} \dots(10)$$

ここに、 D は方向スペクトルの密度、 C_g は群速度(m/s)、 C は波速(m/s)、 θ は波向と座標軸がなす角度、 x, y は直交座標系の縦および横方向座標である。

②波浪条件

波浪条件は「全国港湾海洋波浪情報網(ナウファス):国土交通省」より、荇田沖観測結果の過去4年間(2001年~2004年)から、干潟への影響が最も大きいと考えられる最大有義波の平均値を設定した(表 4.2.2)。波向は発生頻度の最も多いE方向とした。

③計算結果

図 4.2.8 は、計算結果を示しており、左上図が人工島建設前1992年の波高分布、右上図が人工島建設後の1998年波高分布、左下図が人工島および新松山の埋立て建設後2011年の波高分布を示している。同図中の右下図は、2011年と1992年との波高低減の比率を表している。1992年と1998年を比較すると、北九州空港島直背後の海域で極端な波高の低下が見られ、さらにその西側海域においても、波高が1.0m以下の範囲が広

がっている。曾根干潟における北側浅海部の竹馬川、大野川河口付近、および間島西側では波浪の低下が若干みられるが、1992年時においても、この海域は間島の影になり波高が低いところである。

1992年と2011年の現況とを比較すると、人工島の直背後ではこの低減率が最大で90%となっており、その西側に行くにつれ低減率が60%程度まで下がっている。新松山埋立地の北側で70~90%の波浪の低下がみられる。干潟においては、北側で30~60%の波高低減が見られ、南側では60~80%の低減がみられる。

表 4.2.2 年最大有義波高と周期

年	波高(m)	周期(sec)
2001	1.87	5.6
2002	2.20	5.6
2003	2.04	5.8
2004	3.36	7.9
平均	2.34	6.3

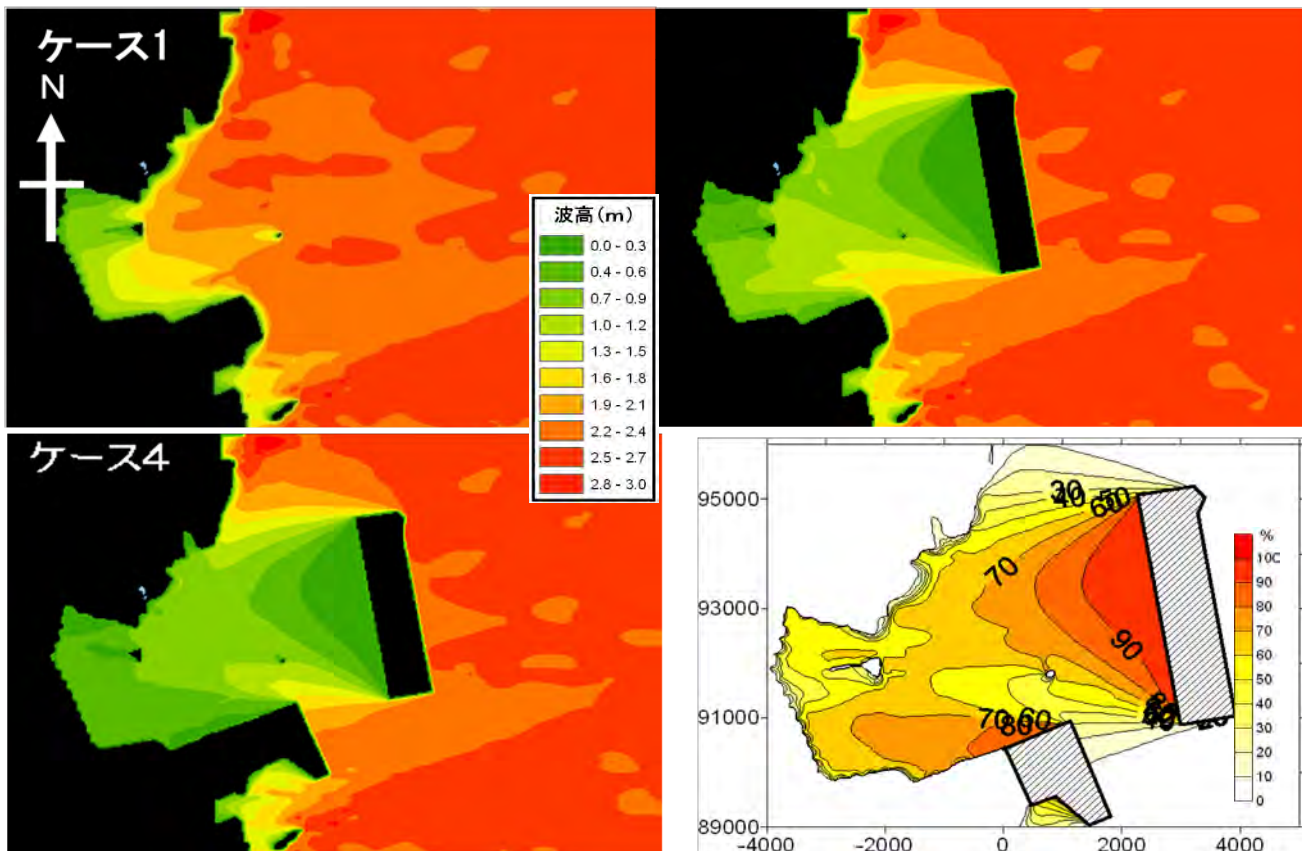


図 4.2.8 曾根干潟周辺海域における波高分布(左上図:1992年,右上図:1998年,左下図:2011年),右下図:2011年と1992年との波高低減率

4.2.3 まとめ

- 1) 曾根干潟周辺海域で計測された潮位データから得られた月平均潮位と年平均潮位の経年変化は、2011年から2020年の10年間という短い期間であるが、右下がり、すなわち平均海面が低くなる傾向であった。
- 2) 長波近似式を用いた潮流計算により空港島の存在による流れの影響は少なく、曾根干潟上での流速が極端に変化する状況とはなっていない。
- 3) 人工島設置前の1992年においては、干潟上の水粒子は3日後に干潟から外海へ流出している。一方、現況では新松山埋立地北側に留まる傾向が見られ、海水交換が低下していることが推測される。また、流されてきた底質が、ここで行き場がなくなり、沈降することも推測される。
- 4) エネルギー平衡方程式を用いた波浪変化計算によると、人工島の直背後では波高低減率が最大で90%となっており、その西側(干潟側)にいくにつれ低減率が60%程度まで下がっている。干潟においては、北側で30~60%の波高低減が見られ、南側では60~80%の低減がみられた。

(小島)

参考文献

- 1) 小島治幸, 原喜則, 平山直樹, 清水敬司: 北九州空港等周辺海域と曾根干潟における自然環境特性, 九州共立大学総合研究所紀要, 第10号, pp.1-10, 2017.
- 2) 熊谷和也, 小島治幸, 鄺曙光, 原喜則, 清水敬司: 曾根干潟における地形と底質, 底生生物の特性に

ついて, 九州共立大学工学部研究報告, 第35号, pp.425-430, 2011.

- 3) 重要港湾 苅田港要覧, 令和2年版, 福岡県苅田港務所
- 4) 小野勇一(自然環境定量評価研究会): 河川整備基金助成事業「河口干潟生態系の評価・モニタリングに有効な指標生物抽出技術および群集比較法等の開発」, 2007.
- 5) Gresho, P. M., Chan, S. T., Lee, R. L. and Upson, C. D. : A modified finite element method for solving the time-dependent incompressible Navier-Stokes equations, part 1, *Int. J. Numer. Meth. Fluids*, Vol. 4, pp. 557-598, 1984.
- 6) Mellor, George L.: POM(Princeton Ocean Model) USERS GUIDE for A THREE- DIMENSIONAL, PRIMITIVE EQUATION, NUMERICAL OCEAN MODEL, 56p., 2004.
- 7) 北九州市経済局, (財)九州環境管理協会: 曾根漁港海域環境調査委託報告書, 1996.
- 8) 北九州市環境局((株)三洋コンサルタント): 平成17年度曾根干潟環境調査(底質等)業務委託, pp.3-19, 2006.
- 9) 原喜則, 小島治幸, 鄺曙光, 田中邦博, 奥村博樹, 西岡晃: 曾根干潟におけるカプトガニ幼生生息環境の物理特性に関する基礎的研究, 海洋開発論文集, 第23巻, pp.447-452, 2007.
- 10) 間瀬肇, 高山知司, 国富将嗣, 三島豊秋: 波の回折を考慮した多方向不規則波の変形計算モデルに関する研究, 土木学会論文集, 第628号, II-48, pp.177-187, 1999.

4.3 水質

4.3.1 河川の水質の状況

(1) 下水道の普及と河川水質の関係

北九州市の下水道事業は、1918年(大正7年)に旧若松市で事業を開始し、1963年(昭和38年)の皇后崎下水処理場運用開始を皮切りに日明、新町、北湊、曾根の計5か所の下水処理場(浄化センター)が整備され、現在の処理人口普及率はほぼ100%に達している¹⁾。北九州市の下水道分布を図4.3.1に、処理人口普及率を表4.3.1に示す。

図4.3.2に示すとおり、河川の水質改善²⁾の経年変化は、下水道の処理人口普及率と同じ傾向を示しており、下水道整備が河川の水質改善に大きく寄与していることがわかる。曾根干潟の後背地は、曾根浄化センター(1979年稼働開始)で処理されており、その処理水は竹馬川に放流されている。

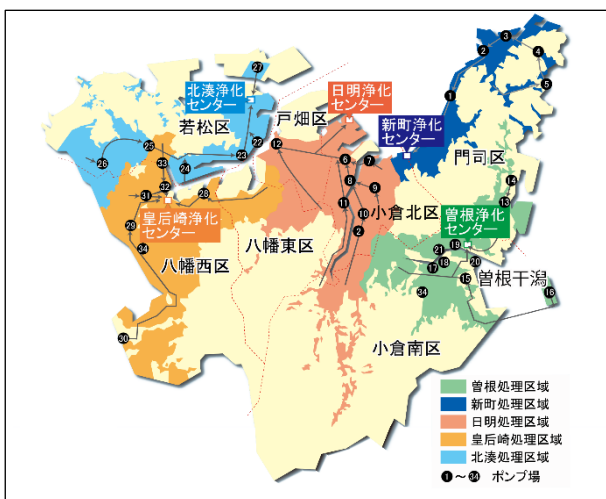


図 4.3.1 下水道分布図²⁾※

※:引用した図やグラフを一部改変。以下同様。

表 4.3.1 下水道処理人口普及率(令和5年度末)¹⁾

行政区	行政区内人口(人)	処理区域内人口(人)	普及率(%)
門司	91,735	91,511	99.8
小倉北	177,097	176,804	99.8
小倉南	204,612	204,452	99.9
若松	79,481	79,126	99.6
八幡東	62,852	62,803	99.9
八幡西	245,420	245,182	99.9
戸畑	54,806	54,806	100
北九州市	916,003	914,684	99.9

注1) (環境基準適合点の数÷環境基準点の数)×100

(2) 流入河川の水質

曾根干潟には、表4.3.2に示す4つの河川が流入しており、このうち大野川を除く3河川は、公共用水域として北九州市が同表に示す頻度で水質調査を実施している。3河川のうち、竹馬川は環境基準のD類型、貫川はB類型に指定されている⁴⁾。

ここで整理した調査項目を表4.3.3に、調査地点を図4.3.3に示す。

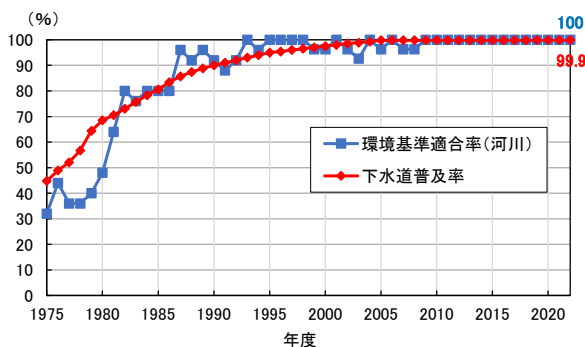


図 4.3.2 下水道処理人口普及率と環境基準達成率
(北九州市下水道局提供データを基に作図)

表 4.3.2 曾根干潟への流入河川⁴⁾

河川名	種別	流路延長(m)	流域面積(km ²)	水質調査		
				調査地点	回数	
竹馬川	2級河川 (知事管理)	6,250	37.7	R21	環境基準点	12回/年
貫川		4,380	10.3	R26		
朽網川	準用河川	2,525	8.4	R35	一般測定点	4回/年
大野川	(市長管理)	2,045	1.6	-	-	-

表 4.3.3 調査項目

調査項目	単位	項目の説明
COD (化学的酸素要求量)	mg/L	Chemical Oxygen Demandの略称で、湖沼及び海域の、主として、有機性物質による水質汚濁の指標として用いられている。
DO(溶存酸素量)	mg/L	水中に溶けている酸素量のこと、主として、有機物による水質汚濁の指標として用いられており、水中に溶ける酸素量は、水温に反比例(水温が高くなるほど低下)する。最もきれいな水ではほぼ飽和状態、やや汚染された水では5mg/L以上、非常に汚染された水ではゼロに近い微量になるとされている。
SS(浮遊物質量)	mg/L	Suspended Solid(浮遊物質量)の略称で、主として、水の濁りの原因となる、水に溶解しない固体成分(浮遊物)による汚染の指標として用いられており、河川及び湖沼でのみ環境基準が適用される。
T-N(全窒素)	mg/L	全窒素・全磷は、湖沼や内湾などの閉鎖性水域の、富栄養化の指標として用いられている。水中では、窒素(リン)は、窒素イオン(リンイオン)、窒素化合物(リン化合物)として存在しているが、全窒素(全磷)は、試料水中に含まれる窒素(リン)の総量を測定するものである。
T-P(全磷)	mg/L	

出典:国立環境研究所⁵⁾、下線は著者による加筆

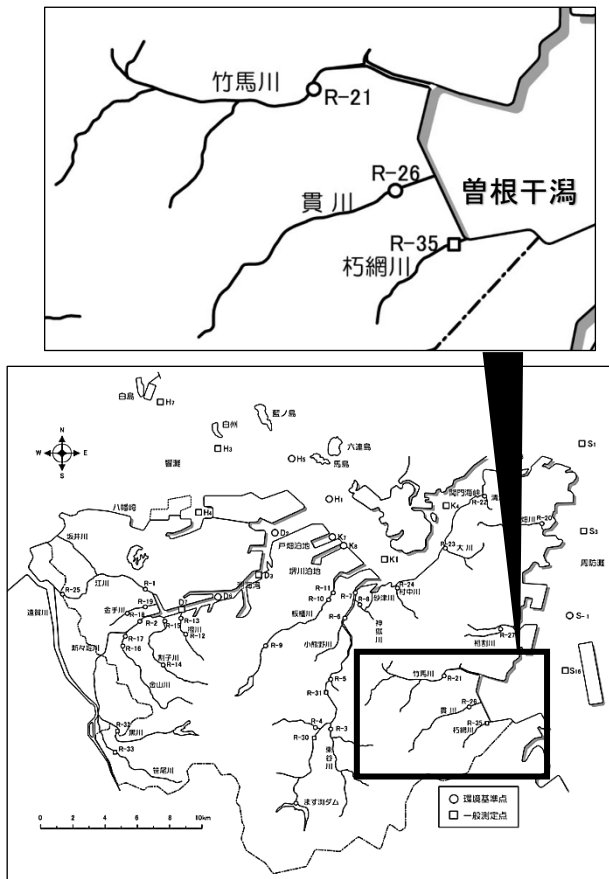


図 4.3.3 河川水質調査地点図^{4)※}

この3河川の水質調査結果について、1987年度までは「北九州市の公害」⁶⁾で、その後は「北九州市の環境（環境白書）」⁴⁾で公開されている。ここでは、1975～2021年度の年平均値の経年変化を図4.3.4に示すとともに、その概要を整理した。

CODについては、竹馬川が他の2河川よりも高い数値を示している。特に1980年代の前半は、非常に高い数値を示していたが、後半からは下水道の普及効果と考えられる顕著な低減がみられた。経年的には、いずれの河川も1985年以降減少～横ばい傾向で、2010年ころから竹馬川は5mg/L前後、他の2河川は2mg/L前後で横ばい傾向を示している。

T-NおよびT-PについてもCODと同様の傾向を示しており、2000年ころから、3河川共に低いレベルでの横ばい傾向である。

河川の環境基準項目であるDOとSSも改善方向で推移しており、DOの一部を除き、最も厳しいAA類型の環境基準を満足している。

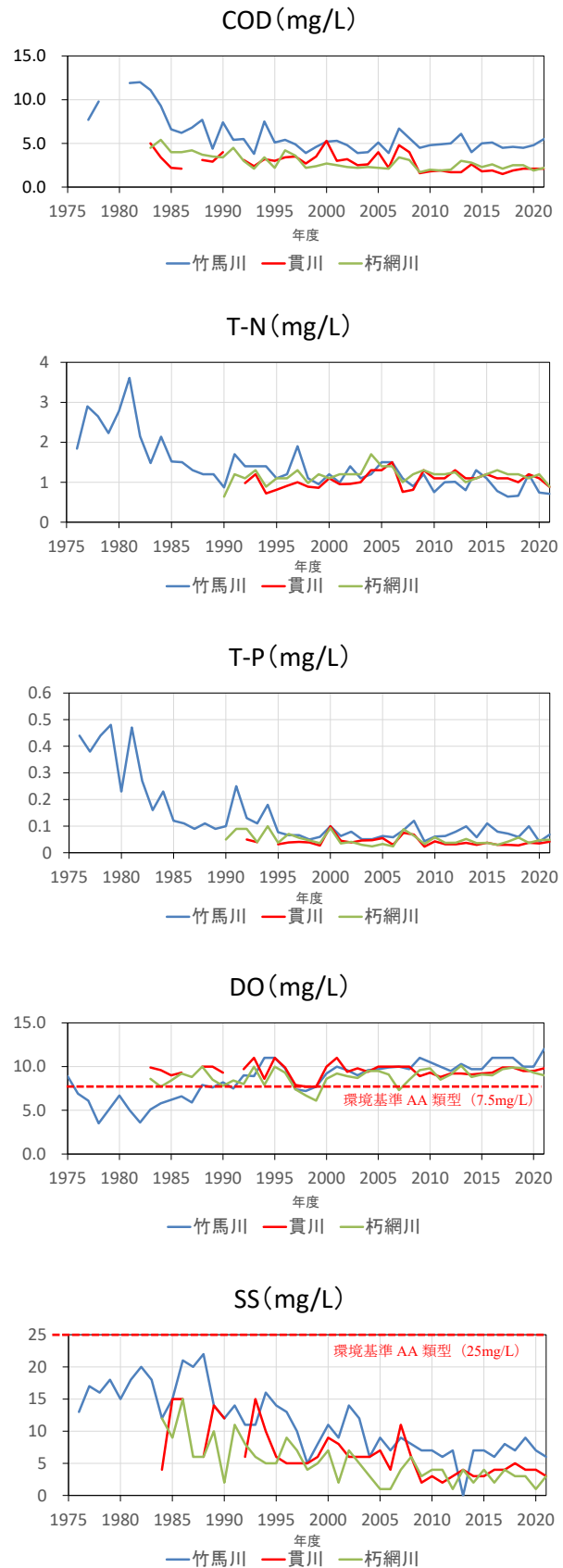


図 4.3.4 河川水質の経年変化^{4),6)}
(参考文献のデータを基に作図)

4.3.2 海域の水質の状況

(1) 干潟前面海域

曾根干潟前面海域については、人工島(北九州空港)絡みで国土交通省が、公共用水域として北九州市が水質調査を実施している。九州共立大学総合研究所が2017年3月に公開した研究論文⁷⁾では、これらデータ(1982~2015年度)をもとに、本海域の水質について考察している。また、北九州市は、2018年度に公共用水域の長期データ(1977~2017年度)をもとに、水質の経年変化の解析を行い報告書⁸⁾として取りまとめている。ここでは、この論文と報告書にその後のデータ⁴⁾を追加して再整理を行った。

調査地点は図4.3.5に示すとおりであり、北九州空港を挟んで「岸側」、「沖側」および「公共用水域(S16)」の3区分でデータを整理した。3区分の調査地点の内訳は以下のとおりである。

【岸側】st1, st2, st5, st6, st12

【沖側】st3, st7, st10, st11, st13

【公共用水域】S16

各水質項目の経年変化を図4.3.6(1)~図4.3.6(7)に示す。また、S16について回帰分析を行ったので併せて示した。

本海域が属する周防灘は環境基準のA類型(COD, DO)およびII類型(T-N, T-P)に指定されており⁴⁾、これらの環境基準との比較も行った。

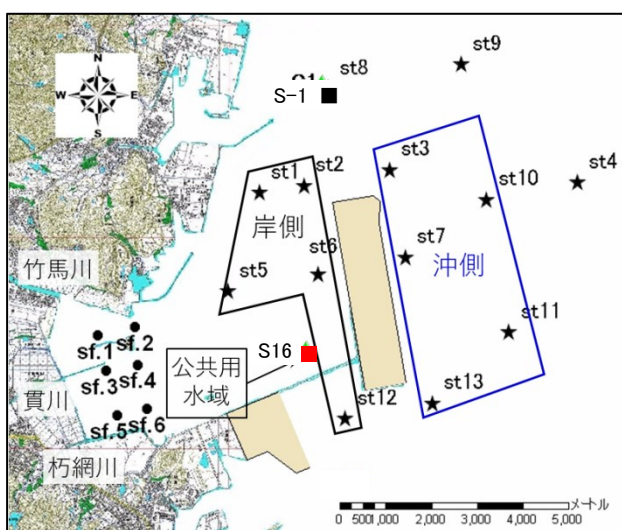


図 4.3.5 干潟前面海域の調査地点図⁷⁾※

1) COD

岸側、沖側ともに、2007年度からは環境基準をほぼ満足しているが、1995年度から2006年度にかけて環境基準よりも高い数値で推移した。このような動きについて論文では、「河川と対応しているとは言えず、要因の特定は困難であるが、人工島の護岸完成(1998年)とほぼ時期を同じくすることから、人工島建造の影響の可能性がある。」と述べている。また、傾きから計算すると、1980年度からの約40年間で0.4~0.5mg/L低減している結果となった。

2) DO

特に目立った変化はなく、横ばい傾向を示しており、岸側、沖側については、すべての年で環境基準を満足している。

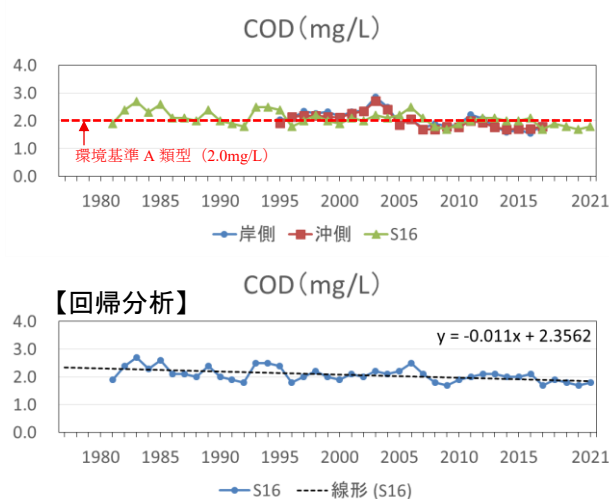


図 4.3.6(1) COD の経年変化
(参考文献のデータを基に作図)

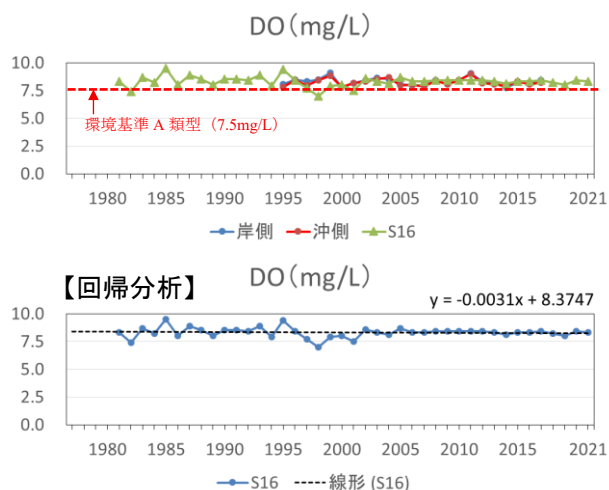


図 4.3.6(2) DO の経年変化
(参考文献のデータを基に作図)

3) T-N

COD と同じように人工島建造の影響である可能性をうかがわせる動きを示したが、岸側、沖側ともに 2001 年度、2002 年度以外は環境基準を満足していた。また、傾きから計算すると、1977 年度からの約 45 年間で 0.02mg/L 低減している結果となった。

4) T-P

T-N ほど顕著ではないが、同じような動きを示したものの環境基準を超えることはなかった。2015 年度に環境基準に迫る数値を示したが、その後は減少し基準を超えてはいない。また、傾きから計算すると、1977 年度からの約 45 年間で 0.002mg/L 低減している結果となった。

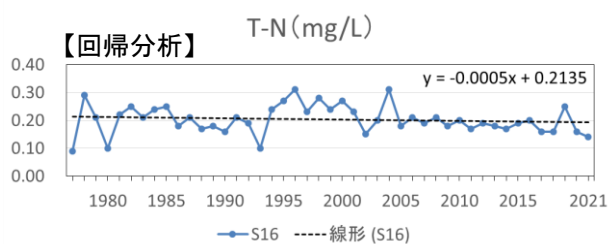
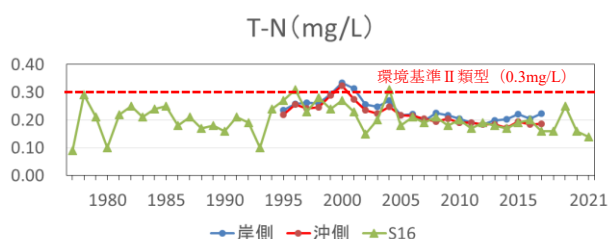


図 4.3.6(3) T-N の経年変化
(参考文献のデータを基に作図)

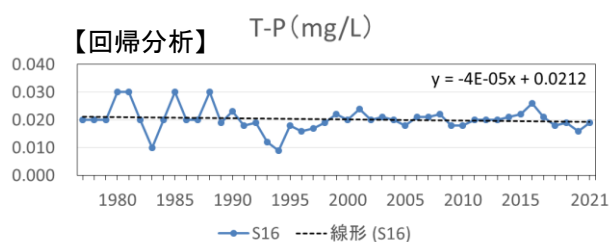
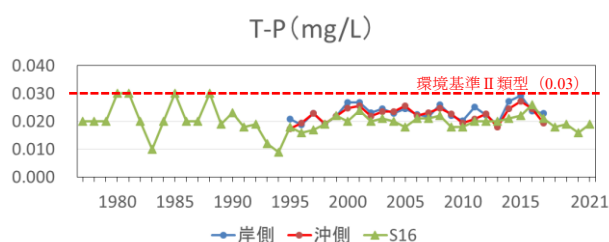


図 4.3.6(4) T-P の経年変化
(参考文献のデータを基に作図)

5) 参考項目

参考として、前述した北九州市の調査報告書⁸⁾で考察されている公共用水域 S16 における水温、塩分、クロロフィル a(赤潮の指標項目)の経年変化について紹介する。ここでのコメントは報告書を引用した。

・水温

年による変動はあるが、長期的な推移でみると上昇傾向であった。回帰式の傾きは 0.038 であり、1987 年度から 2017 年度の 31 年間で約 1.14℃の上昇がみられた。

・塩分

年による変動はあるが、長期的な推移でみると、低下傾向であった。回帰式の傾きは -0.10 であり、1999 年度から 2017 年度の 19 年間で約 2.0‰の低下がみられた。

・クロロフィル a

S16 は、1993～2012 年度の長い期間わたって測定が行われていないため、空港北側の「S-1」の経年変化を示した。年による変動はあるが、長期的な推移でみると、低下傾向であった。回帰式の傾きは -0.11 であり、1981 年度から 2017 年度の 37 年間で約 4.46 μg/L の低下がみられた。また、本調査においては、赤潮の兆候(50μg/L 以上:後述)は特にみられなかった。

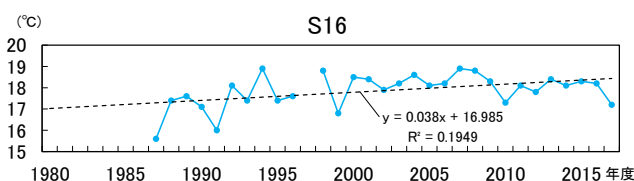


図 4.3.6(5) 水温の経年変化⁸⁾※

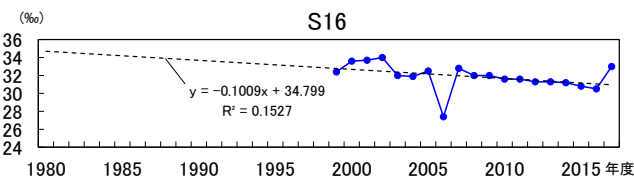


図 4.3.6(6) 塩分の経年変化⁸⁾※

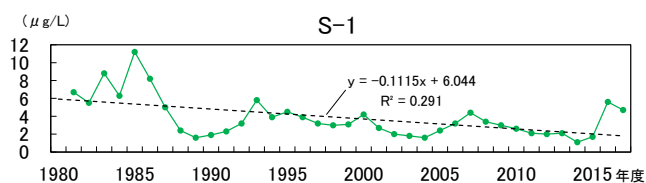


図 4.3.6(7) クロロフィル a の経年変化⁸⁾※

(2) 干潟域

干潟域については、国土交通省が新門司沖埋立事業の環境監視の一部として、図 4.3.7 に示す調査地点で継続的に水質調査を行っている。ここでは、この報告書⁹⁾で考察している水質項目について紹介する。

各項目の年平均値を前項の干潟前面海域と比べると、DO を除き高い傾向を示した。

各水質項目の 2017～2021 年度の 5 年間について、2 地点平均値の季節別経年変化を図 4.3.8(1)～図 4.3.8(5)に示す。

1) COD

概ね 1.5～3.0mg/L の範囲で変動しているが、経年的な傾向はみられなかった。季節的には春～夏季に高く、ほとんどが環境基準を超える数値を示した。

2) DO

概ね 6.0～11.0mg/L の範囲で推移した。水温が高くなると水に溶け込む酸素量は低下するが、本調査でも



図 4.3.7 干潟域の水質調査地点⁹⁾※

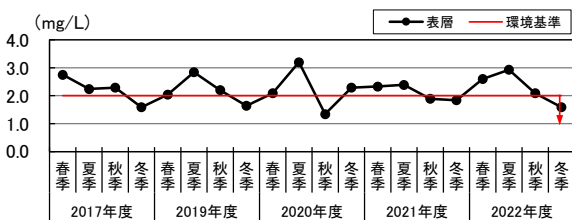


図 4.3.8(1) COD の経年変化⁹⁾ ※

冬季に高く夏季に低い明確な傾向がみられた。環境基準との比較では、冬季はすべての年で満足しているが、それ以外の季節は基準値前後であった。

3) T-N

概ね 0.2～0.5mg/L の範囲で変動しているが、経年的にも季節的にも明確な傾向はみられなかった。

4) T-P

2020 年度までは環境基準前後で推移したが、2021 年度は、春季と夏季で環境基準を超過した。

5) クロロフィル a

概ね 5μg/L 以下の数値で推移し、夏季に高い傾向がみられたが、2021 年度は夏季よりも春季が高い数値を示した。また、本調査においては、特に赤潮の兆候 (50μg/L:後述) はみられなかった。

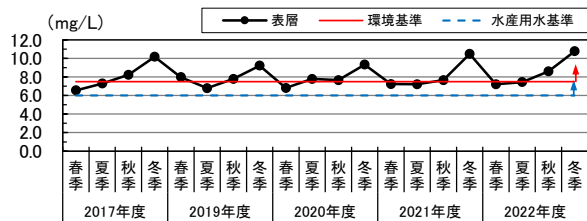


図 4.3.8(2) DO の経年変化⁹⁾ ※

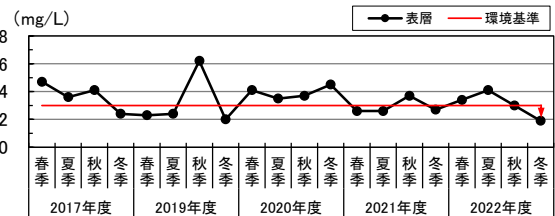


図 4.3.8(3) T-N の経年変化⁹⁾ ※

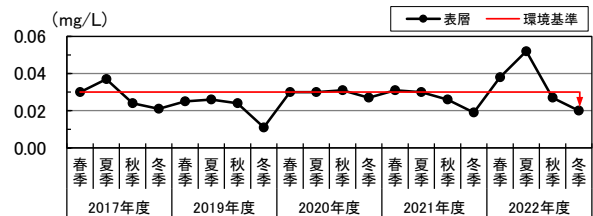


図 4.3.8(4) T-P の経年変化⁹⁾ ※

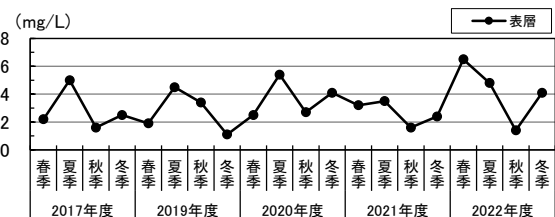


図 4.3.8(5) クロロフィル a の経年変化⁹⁾ ※

4.3.3 赤潮の発生状況

曾根干潟およびその周辺海域は、瀬戸内海の周防灘に属している。その瀬戸内海は、図 4.3.9 に示す海域のうち、土佐湾および熊野灘を除く 9 つの海域に区分され¹⁰⁾、周防灘はその北西端に位置する。

(1) 瀬戸内海の赤潮発生状況

瀬戸内海の赤潮については、水産庁の瀬戸内海漁業調整事務所が、その発生件数や漁業被害について毎年、報告書¹⁰⁾として取りまとめている。ここでは、この報告書および環境省のデータ¹¹⁾をもとに瀬戸内海や周防灘の赤潮発生状況について、その概要を述べる。

瀬戸内海全体の赤潮発生件数は図 4.3.10(1)に示すとおり、1976 年をピーク(299 件)に、その後は徐々に減少、1985 年以降は概ね 100 件前後で推移し、2013 年以降は 100 件を下回っている。

この傾向は、先に述べた河川の水質改善の傾向と類似しており、1973 年に制定された瀬戸内法(瀬戸内海環境保全特別措置法)による水質規制の効果が大きいと考えられる。瀬戸内海のような海水交換率が低い閉鎖性海域では、流入河川の水質が赤潮の発生に大きく寄

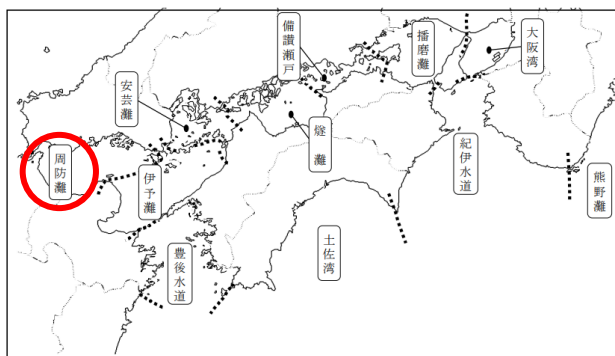


図 4.3.9 瀬戸内海の海域区分¹⁰⁾※

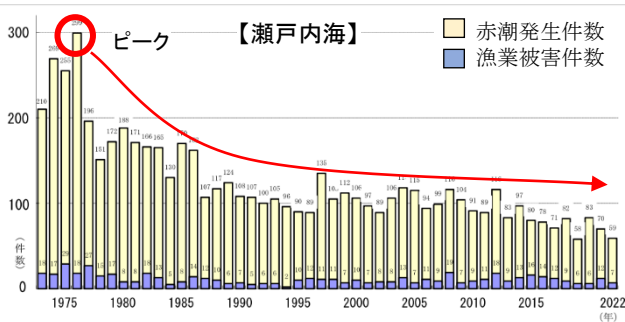


図 4.3.10(1) 赤潮発生件数の経年変化(瀬戸内海)¹⁰⁾※

与していることが推察される。現に、外海に開かれた土佐湾および熊野灘の経年変化はランダムで、瀬戸内海とは全く異なる動きを示している(図 4.3.10(2))。

図 4.3.11 に継続日数別の赤潮発生件数の経年変化を示す。これをみると、継続日数が 5 日間以内の赤潮発生件数は減少傾向であるが、31 日間以上の赤潮発生件数は逆に増加傾向を示している。

図 4.3.12 は、赤潮発生総件数に対する各継続日数の発生件数の比率を 10 年間隔で示している。約 30 年前までは 5 日間以内が 50%以上を占め、31 日以上は 5%以下であったが、現在は双方ともに約 25%でほぼ同率となっている。これには、様々な要因が複合的に関与していると考えられる。

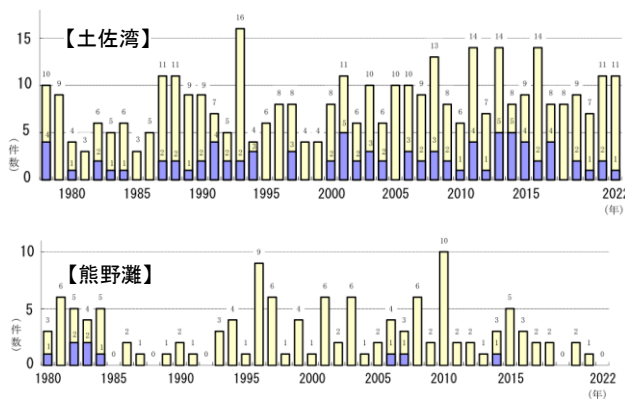


図 4.3.10(2) 赤潮発生件数の経年変化(土佐湾・熊野灘)¹⁰⁾※

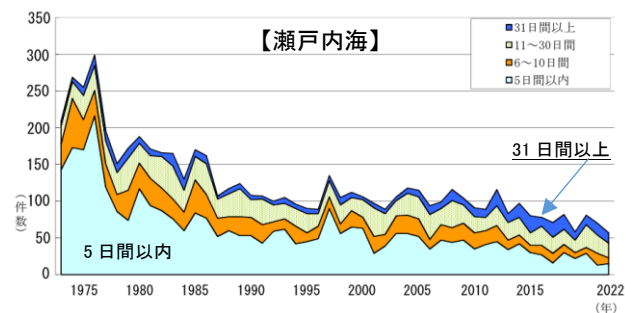


図 4.3.11 継続日数別の赤潮発生件数の推移¹⁰⁾※

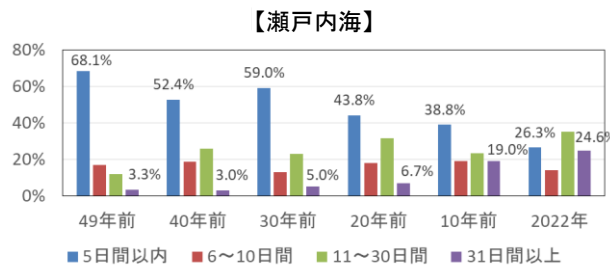


図 4.3.12 継続日数別の赤潮発生割合の変化¹⁰⁾
(参考文献のデータを基に作図)

(2) 周防灘の赤潮発生状況

瀬戸内海の2020～2022年(令和2～4年)における海域別赤潮発生件数を図4.3.13に示す。

この3年間で発生率の高いトップ3は、豊後水道の29.1%(64件)、次いで大阪湾の20.5%(45件)、播磨灘の15.9%(35件)であり、これら3海域で瀬戸内海の約65%を占めている。曾根干潟が位置する周防灘の発生率は、これに次ぐ10.0%(22件)であり、最も発生率の高い豊後水道の1/3程度であった。その他の海域は2.7～9.5%の範囲であった。

周防灘の経年変化は、図4.3.14に示すとおり、2008～2015年の間で高い発生件数を示す年が散見されたが、全体としては減少傾向で推移している。

前述した北九州市や国土交通省の調査^{8),9)}によると、曾根干潟周辺海域におけるクロロフィルa濃度は、おおよそ5μg/L前後で推移しており、東京湾岸自治体(横浜市、東京都等)が赤潮判定の目安¹²⁾としている50μg/Lの1/10程度であった。赤潮時のクロロフィルaについては、いくつか公開されているので紹介する。

日本大学生産工学部の研究¹³⁾では、クロロフィルaは一般的に、一定以上の濃度(85～100μg/L)を超えるような高濃度になると、人間の目視でも判読できるほど『水色』も変化する(赤潮発生)と報告されている。また、

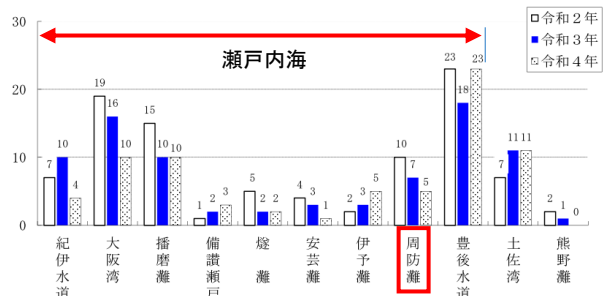


図 4.3.13 海域別の赤潮発生件数の比較(令和2～4年)¹⁰⁾※

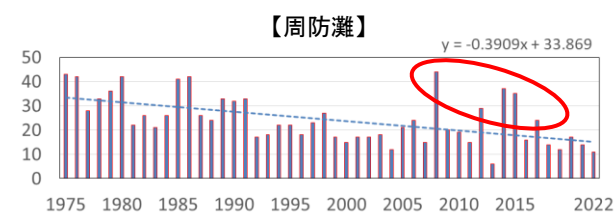


図 4.3.14 周防灘の赤潮発生件数の推移¹⁰⁾
 (参考文献のデータを基に作図)

北海道大学水産学部が2021年10月7日～8日に厚岸湾沖合の赤潮発生時の海域を調査¹⁴⁾しているが、その結果として、クロロフィルa濃度の最大値が水深0mで73μg/Lであったことを報告している。

(3) 他海域の赤潮発生状況との比較

ここでは、瀬戸内海および周防灘の経年的な赤潮の発生傾向について、東京湾(東京都内湾)と主な九州海域との比較を行った。

1) 東京都内湾との比較

東京都環境局は、「東京都内湾では、赤潮の発生が慢性化しており、特に夏場は赤潮状態が定常化している」として、1977年度から赤潮調査を継続的に実施し、その結果をホームページ¹⁵⁾で公開している。

ここでは、この公開資料をもとに、瀬戸内海と東京都内湾との赤潮発生状況について比較を行った。

調査海域である東京都内湾は、概ね図4.3.15の点線で囲った部分であり、東京湾内湾の北西最奥部に位置する東京都の地先海面(多摩川河口から旧江戸川河口までの延長線で囲まれた海面)を指している。

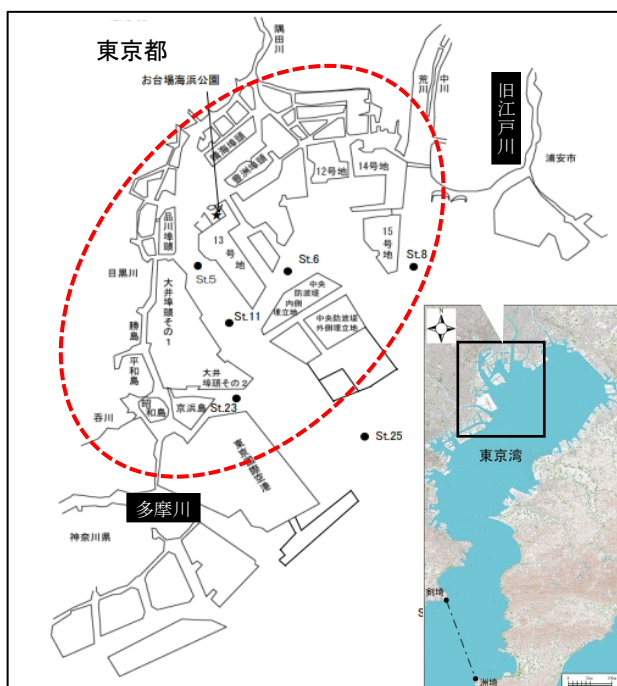


図 4.3.15 東京都内湾の位置¹⁵⁾ ※

東京都内湾と瀬戸内海(再掲)の赤潮発生件数の経年変化を図 4.3.16 に示す。これを見ると、瀬戸内海の発生件数が減少傾向であるのに対し、東京都内湾の赤潮発生には改善がみられないことがわかる。東京都内湾の発生件数は、数年を除いてほぼ 20 件未満であり、瀬戸内海の現状の 1/5 程度で推移している。

2) 九州海域との比較

九州海域における赤潮については、水産庁九州漁業調整事務所が、その発生件数や漁業被害について毎年、報告書としてまとめている。この報告書(最新版)¹⁵⁾ をもとに、周防灘と主な九州海域の赤潮発生の状況について比較を行った。

1985 年～2022 年の赤潮発生総件数は表 4.3.4 に示すとおりであり、これらを比較すると、有明海が 1,080 件と最も多く、次いで周防灘の 847 件であった。また、他の 3 海域は、周防灘の概ね 20～60%の範囲と総件数と

しては少ない状況であった。

各海域における発生件数の経年変化は、図 4.3.17 に示すとおりである。これを見ると、周防灘、博多湾および鹿児島湾の 3 海域は減少傾向であるのに対し、有明海および八代湾は増加傾向で推移している。特に有明海は、回帰式の傾きが大きく、現在までの約 40 年間で 25 件強の増加となっている。これを 1985 年(16 件)と 2017 年(45 件)の実数で比較すると約 3 倍であり、その増加の大きさがわかる。

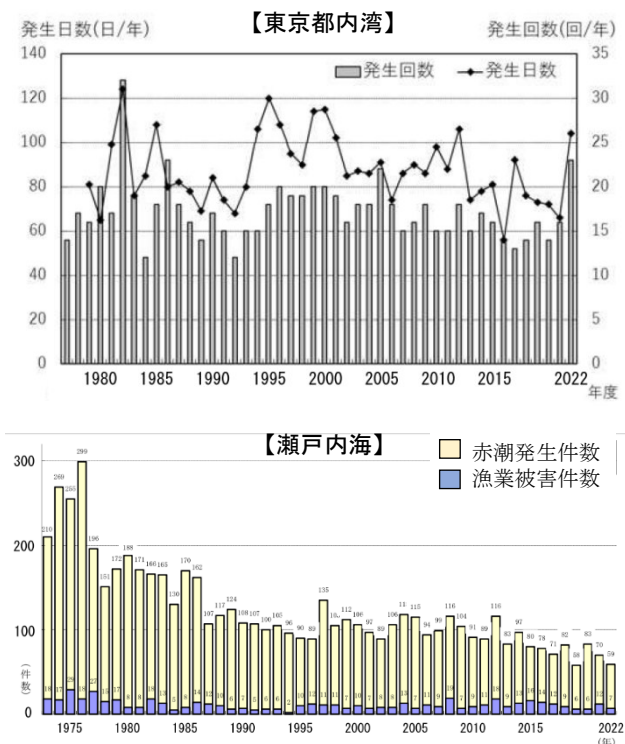


図 4.3.16 東京湾と瀬戸内海の赤潮発生の推移^{10),15)} ※

表 4.3.4 各海域の赤潮発生件数(1985 年～2022 年)^{10), 11), 16)}

海域	周防灘	博多湾	有明海	八代湾	鹿児島湾
発生件数	847	229	1080	484	173

(参考文献のデータを基に作表)

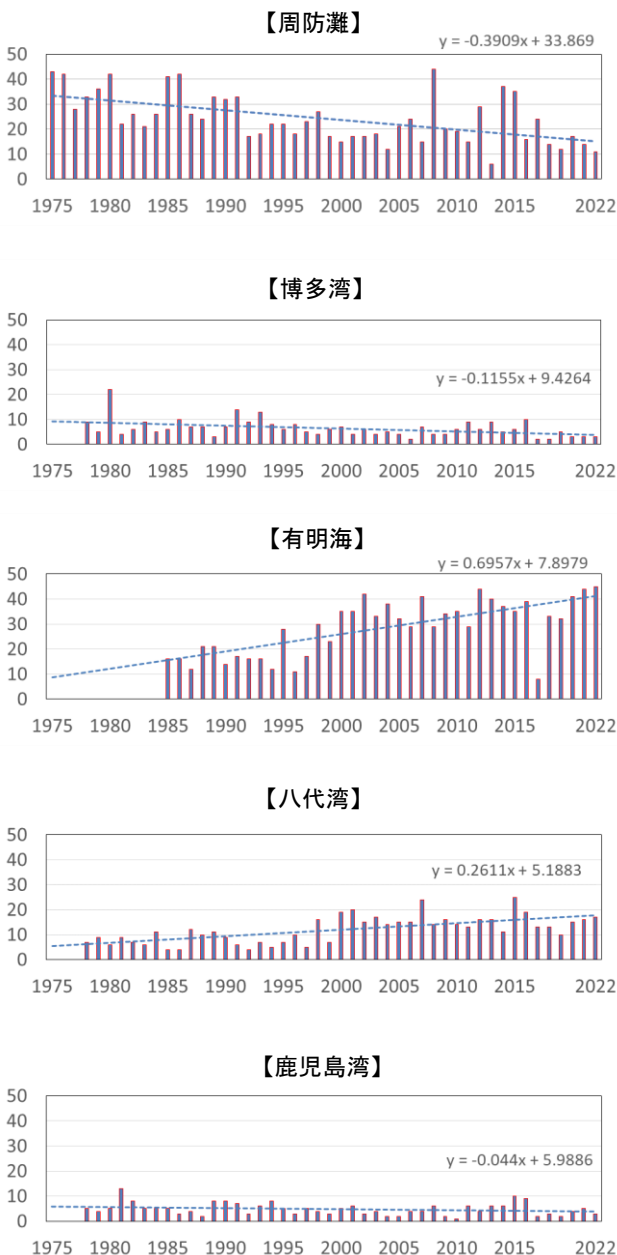


図 4.3.17 各海域の赤潮発生件数の経年変化^{10), 11), 16)}

(参考文献のデータを基に作図)

4.3.4 栄養塩に関する考察

栄養塩は、赤潮発生海域に多くみられる富栄養化の原因物質とされており、T-N と T-P が指標項目として設定されている³⁾。したがって、赤潮対策の最も有効な手段として、海域へ流出する栄養塩を最小化する対策が主に図られてきた。その結果、前述したとおり瀬戸内海の赤潮発生件数は減少した。しかしその一方で、一部の海域では栄養塩濃度の低下(貧栄養化)が進み、漁業に対する深刻な影響が顕在化したことも報告されている^{17), 18)}。

(1) 福岡県豊前海（曾根周辺海域）の状況

1) 栄養塩と漁獲量との関係

福岡農林水産統計年報等^{19) -29)}による福岡県豊前海区における 1958 年～2022 年の漁獲量の推移を図

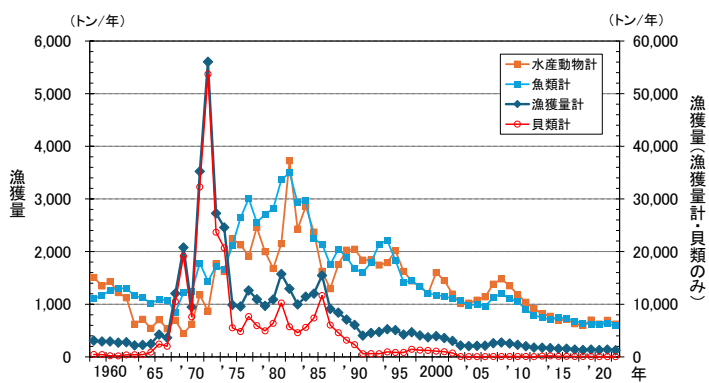


図 4.3.21 福岡県豊前海区における漁獲量の推移¹⁹⁾⁻²⁹⁾
(参考文献のデータを基に作図)

4.3.21 に示す。これによると、魚類、エビ・カニ類およびイカ・タコ類を含む水産動物類(左軸)の漁獲量は 1970 年頃から増加し、1982 年にはそれぞれ約 3,500トンのピークを迎えた後減少し、2011 年には 1,000トンを下回って現在に至っている。また、貝類の漁獲量(右軸)は、1965 年頃から急増し、1972 年の約 54,000トンをピークに激減し、1975 年にはピーク時の 10 分の1の約 5,500トンとなった。1991 年以降になると 1,000トンを下回ることが多くなり、2003 年以降はさらに 100トンを下回り現在に至っている。

公共用水域調査地点における 1977 年度～2022 年度の T-N の年平均値^{30), 31)}の推移を図 4.3.22(左図)に示す。これによると、曾根地先を含む曾根以北海域の S3, S-1, S16 の T-N は 1977 年に北側の S3, S-1 が既

【公共用水域調査地点位置図】

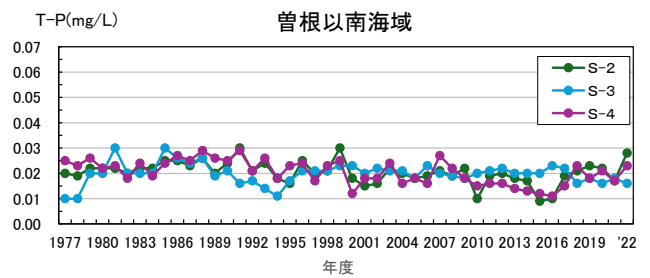
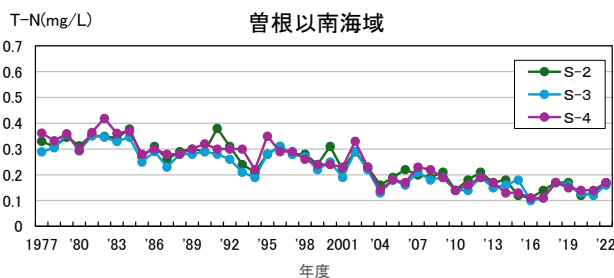
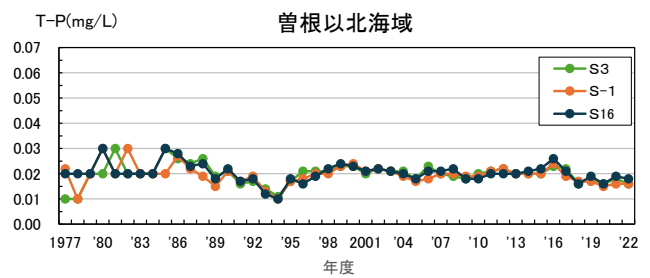
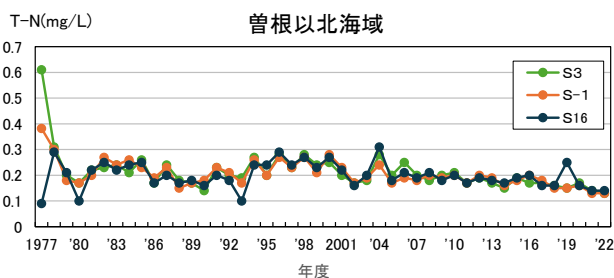
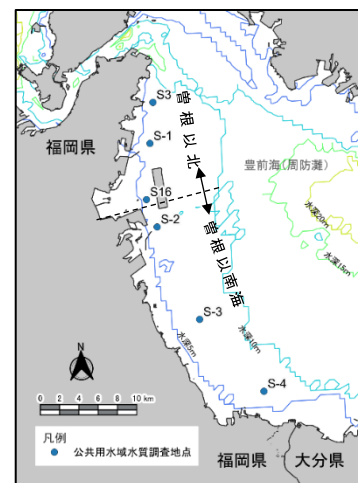


図 4.3.22 福岡県豊前海区における公共用水域調査地点(右上図) および各地点の T-N(左図), T-P(右図)の推移^{30), 31)}
(参考文献のデータを基に作図)

表 4.3.5 生活環境の保全に関する環境基準³⁾
(海域:全窒素・全リン)

類型	利用目的の適応性	環境基準値	
		全窒素	全リン
I	自然環境保全及びⅡ以下の欄に掲げるもの (水産2種及び3種を除く)	0.2mg/L 以下	0.02mg/L 以下
Ⅱ	水産1種及びⅢ以下の欄に掲げるもの (水産2種及び3種を除く)	0.3mg/L 以下	0.03mg/L 以下
Ⅲ	水産2種及びⅣの欄に掲げるもの (水産3種を除く)	0.6mg/L 以下	0.05mg/L 以下
Ⅳ	水産3種 工業用水 生物生息環境保全	1mg/L 以下	0.09mg/L 以下

備考1. 基準値は、年間平均値とする。
2. 水域類型の指定は、海洋植物プランクトンの著しい増殖を生ずるおそれがある海域について行うものとする。
注1. 自然環境保全：自然探勝等の環境保全
注2. 水産1種：底生魚類を含め多様な水産生物がバランス良く、かつ、安定して漁獲される
水産2種：一部の底生魚類を除き、魚類を中心とした水産生物が多獲される
水産3種：汚濁に強い特定の水産生物が主に漁獲される（以上水産1種～3種の詳細は下表参照）
注3. 生物生息環境保全：年間を通して底生生物が生息できる限度

(出典：環境省HP、水質汚濁に係る環境基準³⁾)

注2. 水産1種～3種の海域の特徴

水産1種	底魚類（クロダイ、ハマ等）、甲殻類（エビ類、カニ類）、頭足類（タコ類、イカ類）、貝類（ハマグリ、アカガイ等）等の底生魚類が豊富。特に他海域と比較してエビ類やカニ類等の夏季底層の貧酸素化の影響を受けやすい水産生物種の漁獲が多いことが特徴。 なお、陸域から栄養塩類供給に依存する閉鎖性内湾であって、全窒素0.2mg/L以下、全リン0.02mg/L以下の海域は生物生産が低い海域であり、一般的には漁船漁業には適さない。
水産2種	イワシ類、コノシロ、スズキ、カレイ類等の浮魚から底魚までの魚類、水産動物のシヤコ、ナマコ等の漁獲がみられ、魚類を中心とした水産生物が多獲されることが特徴。しかし、エビ類、カニ類等の夏季底層の貧酸素化の影響を受けやすい底生魚類の漁獲量は少ない場合がある。
水産3種	一般的に河口に近い沿岸域等で多く見受けられ、イワシ類、コノシロ、スズキ類等の魚類、アサリ等の貝類の漁獲量が多い。漁獲の中心は大阪湾ではプランクトン食性のイワシ類等、東京湾では懸濁物食性のアサリ等で、これら特定種による漁獲が大部分を占める。一方、夏季底層の貧酸素化の影響を受けやすい底生魚類の漁獲量は減少する場合がある。

(出典：水産用水基準第8版³²⁾)

存データの最大値、南側の S16 が同最低値を示した後は 0.2mg/L 付近を推移しており、経年的に大きな変化はみられていない。しかし、前述のとおり、水産用水基準³²⁾によると、陸域からの栄養塩類供給に依存する閉鎖性内湾では、この 0.2mg/L 以下は漁船漁業には適しないとされており、2005 年度頃からはこの 0.2mg/L 以下となる頻度が僅かながら増えている。曾根地先を含まない曾根以南海域の S-2, S-3, S-4 の T-N については経年的に減少傾向がみられ、2004 年度以降は 0.2mg/L 以下となる頻度が増えている。

T-P(図 4.3.22 右図)についても、水産用水基準で T-N と同様の閉鎖性内湾では、T-N の 10 分の 1 の濃度の 0.02mg/L 以下は漁船漁業には適しないとされている。福岡県豊前海区では、曾根以北・以南を問わず 1977 年度以降、T-P はこの 0.02mg/L を中心に 0.01～0.03mg/L の範囲で推移しており、地点によっては数年連続して 0.02mg/L を下回る場合もみられている。

表 4.3.5 に示す生活環境の保全に関する環境基準

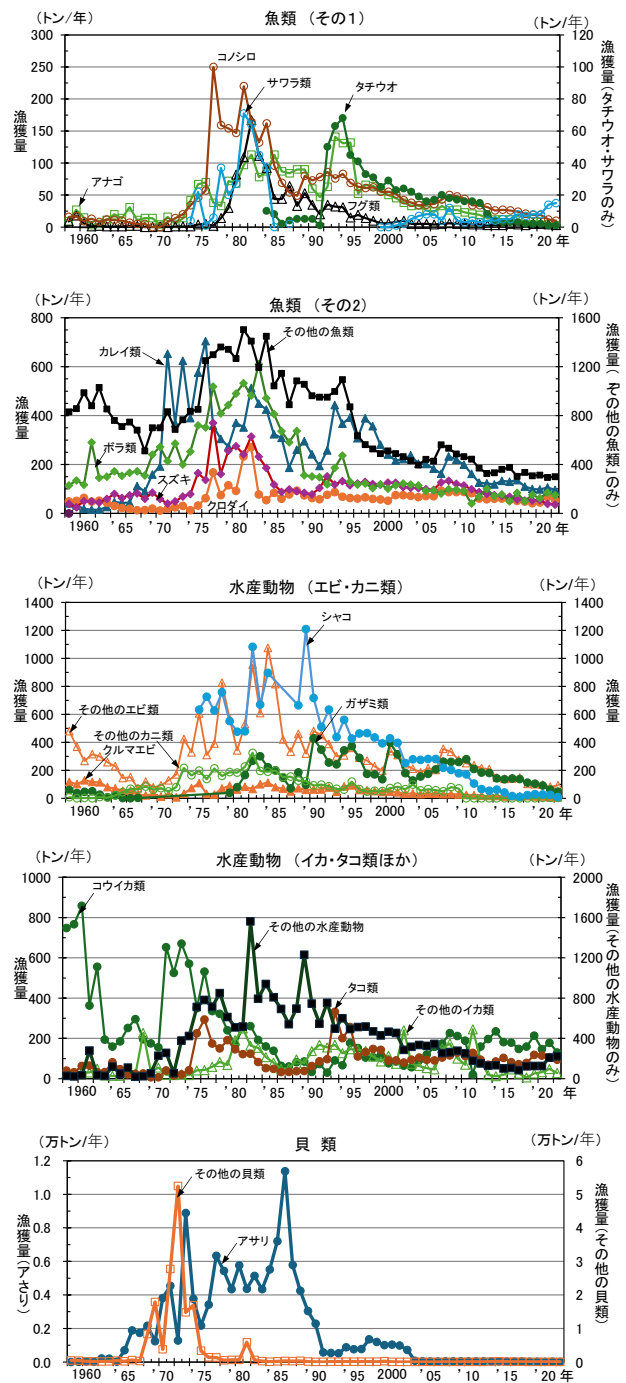
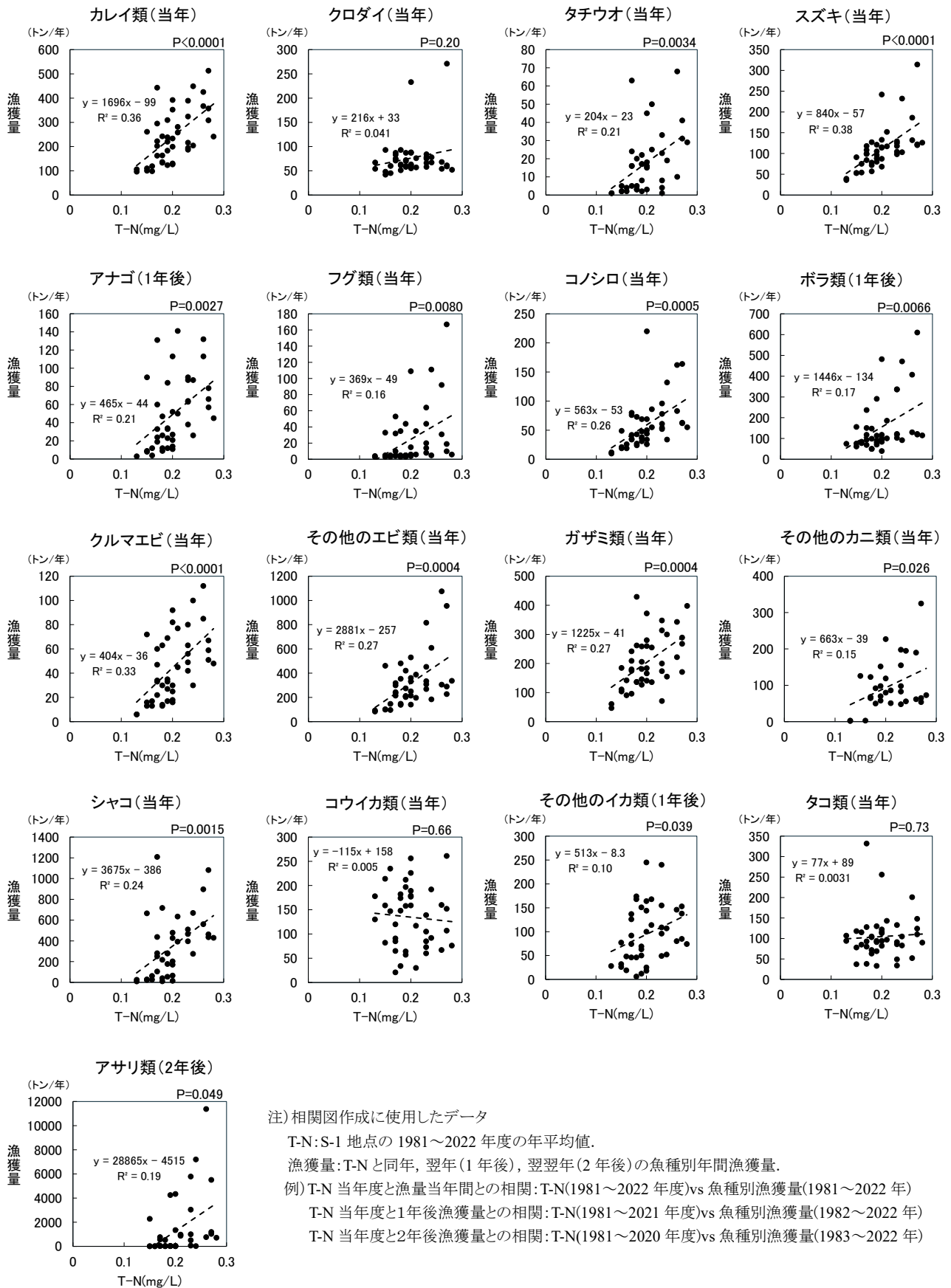


図 4.3.23 福岡県豊前海区における魚種別漁獲量の推移¹⁹⁾⁻²⁹⁾ (参考文献のデータを基に作図)

(全窒素, 全リン)³⁾では、S-1～S-4, S3, S16 とともに「類型Ⅱ」に指定されており、2005 年以降はすべての地点でこの環境基準を満足している。さらに、2020 年度現在ではさらに低栄養の類型Ⅰの基準も概ね満足している状況にあり、貧栄養化が進行していると考えられる。

図 4.3.23 に示すように、豊前海の多くの魚種で漁獲量が 1990 年を過ぎた頃から概ね減少傾向にあり、T-N



注) 相関図作成に使用したデータ

T-N: S-1 地点の 1981~2022 年度の年平均値.

漁獲量: T-N と同年, 翌年(1 年後), 翌翌年(2 年後)の魚種別年間漁獲量.

例) T-N 当年度と漁獲当年度との相関: T-N(1981~2022 年度)vs 魚種別漁獲量(1981~2022 年)

T-N 当年度と1年後漁獲量との相関: T-N(1981~2021 年度)vs 魚種別漁獲量(1982~2022 年)

T-N 当年度と2年後漁獲量との相関: T-N(1981~2020 年度)vs 魚種別漁獲量(1983~2022 年)

図 4.3.24 福岡県豊前海区における T-N(S-1 地点)と魚種別漁獲量との相関図²³⁾⁻³¹⁾

(参考文献のデータを基に作図)

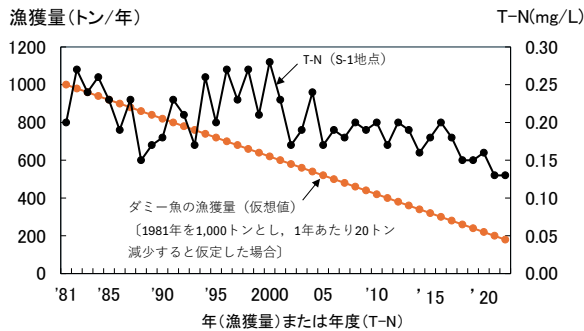


図 4.3.25 S-1 地点の T-N とダミー漁獲量の推移^{30),31)}
(参考文献の水質データを基に作図)

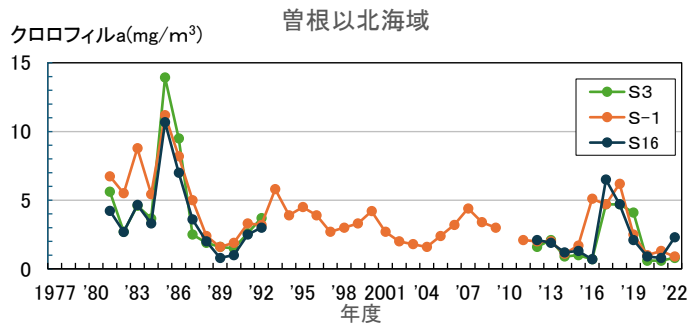


図 4.3.27 福岡県豊前海区におけるクロロフィル a の推移^{30),31)}
(参考文献のデータを基に作図)

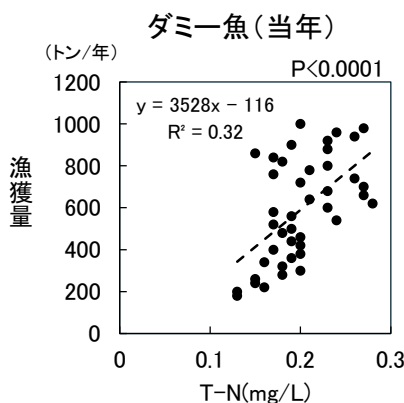


図 4.3.26 S-1 地点の T-N と
ダミー漁獲量(当年)との相関図^{30),31)}
(参考文献の水質データを基に作図)

の減少を反映しているようにも見える。しかし、イカ・タコ類では、T-N の減少と推移は対応していないようにも見える。そこで、各年度の T-N 平均値と魚種別漁獲量の当年、翌年(1年後)、翌々年(2 年後)の相関関係を相関図と決定係数(R^2)および有意水準(P 値)をもとに以下に検証した。図 4.3.24 には相関をとった漁獲量 3 か年のうち相関の最も高い年のものを示す。また、図 4.3.25 に S-1 地点の T-N の経年変化と同期間初年の漁獲量を 1,000 トンとして 1 年あたり 20 トン減少することを仮定した漁獲量の推移(以下、「ダミー漁獲量」という)を、図 4.3.26 に T-N とこのダミー漁獲量との相関図を示す。

まず、この図 4.3.25 および図 4.3.26 から、T-N はこの期間経年的に減少傾向にある漁獲量とは正の相関関係(ダミー漁獲量とは有意な相関 $R^2=0.32$, p 値 <0.0001)が概ね成立するものと考えられる。しかし、経年で概ね減少しているものとは正、概ね増加しているものとは負の相関関係が理由を問わずある程度成立すると考えられるため、T-N の減少が漁獲量の減少要因と判断する

のは難しい。具体的な例で示すと、人口減少とは正、地球温暖化とは負の相関関係が成り立ち、このような経年的に増加または減少傾向にある多くの項目との比較検討が必要になる。

このことを前提として図 4.3.24 をみると、カレイ類(当年)、ズズキ(当年)の決定係数 R^2 はそれぞれ 0.36, 0.38 で、ダミー魚(当年)の $R^2=0.32$ より高く、これらの漁獲量が T-N の推移により類似しており、T-N 減少の影響を受けている可能性はより高いと考えられる。これらについては、今後、より詳細な検討が必要である。

T-N とは多くの魚介類の当年の漁獲量との相関が 1 年後、2 年後の漁獲量に比べて高いのに対して、アナゴ類、ボラ類、その他のイカ類は当年よりも 1 年後の漁獲量、アサリ類は 2 年後の漁獲量との相関が高く、漁獲対象となる前の成長時の餌量との関係性も検討する必要がある。コウイカやタコ類については、 R^2 の値が低く、相関図の点の分布からも T-N との関係性は低く、漁獲量の経年的な減少はないものと考えられる。

2) 貧栄養化とクロロフィル a 濃度

福岡県豊前海区の曾根以北海域におけるクロロフィル a の 1981~2022 年度の推移を図 4.3.27 に示す。なお、公共用水域の調査結果でクロロフィル a の経年データが確認できたのは曾根以北海域では S-1 地点のみで、曾根以南海域のデータは確認できなかった^{30),31)}。

S-1 地点のクロロフィル a は、1985 年度前後で高く、この時期の福岡県豊前海区の魚類および水産動物の餌資源となり、これらの漁獲量(図 4.3.21)の増加の要因となった可能性がある。

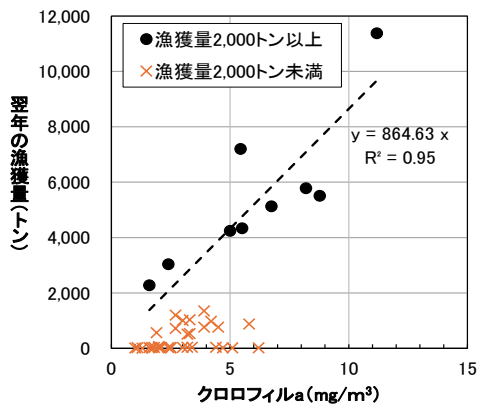


図 4.3.28 S-1 地点のクロロフィル a と福岡県豊前海区の翌年のアサリ漁獲量との関係 (19)-31)

(参考文献のデータを基に作図)

水産用水基準³²⁾では、黒潮系の内湾海域を対象にしたものと断った上で、クロロフィル a 濃度が 4 $\mu\text{g/L}$ (mg/m^3)を下回るとアサリの生産性が 10 $\text{トン}/\text{km}^2$ を下回り、アサリ漁業の成立が難しくなると記載されている。

S-1 地点で 4 $\mu\text{g/L}$ (mg/m^3)以上のクロロフィル a が確認されたのは、クロロフィル a の福岡県公害白書への記載が始まった 1981 年度から 1987 年度までの 7 年間ほか、1993~1995 年度、2016~2018 年度のそれぞれ 3 か年で、その他は単発的であった。図 4.3.23 に示す漁獲量の推移をみると、1991 年度以降 1,000 トン を下回っており、1~3 年程度のクロロフィル a の増加だけではアサリ資源の回復に繋がらないようである。

S-1 地点のクロロフィル a と翌年の福岡県豊前海区におけるアサリ漁獲量との関係をみると、図 4.3.28 に示すように、アサリ漁獲量 2,000 トン 以上の年(1982~1990 年)の漁獲量とクロロフィル a 濃度には $R^2=0.95$ の高い相関がみられる。また、この相関式 $y=865x$ から、クロロフィル a 濃度の年平均が 6 $\mu\text{g/L}$ (mg/m^3)であれば、翌年約 5,000 トン のアサリ漁獲量 ($865 \times 6\mu\text{g/L} = 5,190$ トン)が期待できそうである。ただし、これは他の環境条件が良好であった場合である。

(2) 大分県豊前海の事例

大分県漁業協同組合は、図 4.3.29 に示す豊前海(周防灘西部)における貧栄養化による漁業への影響について、環境省の調査結果などを活用して「大分豊前海における水環境と水産資源等を巡る諸情勢³³⁾」として取りまとめている。その概要について紹介する。

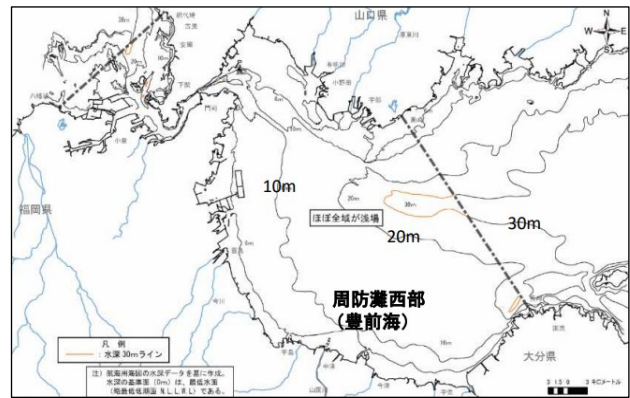


図 4.3.29 豊前海(周防灘西部)の位置図

出典:大分県漁業協同組合³³⁾

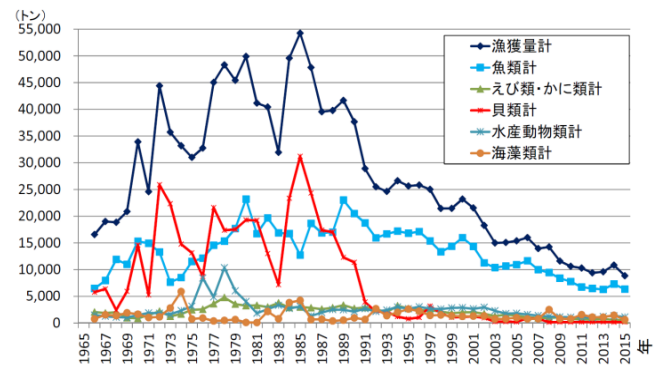


図 4.3.30 大分県瀬戸内海区の漁獲量の推移

(豊後水道を含まない大分県の漁獲量, 出典:農林水産統計年報)

出典:大分県漁業協同組合³³⁾

【水質調査地点位置図】

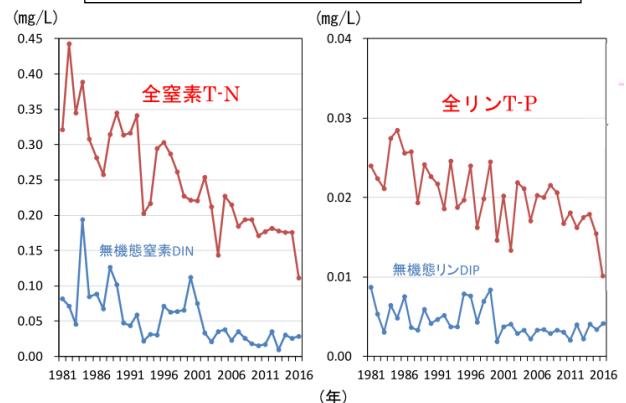
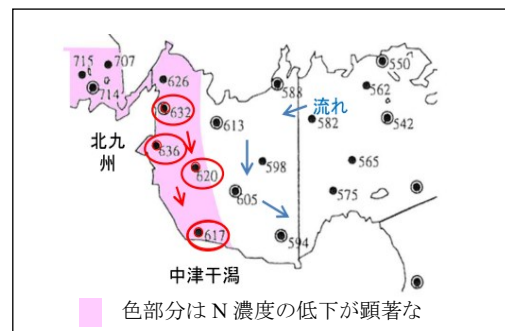


図 4.3.31 栄養塩(窒素・リン)の経年変化³³⁾※

(ただし、濃度は上図の測点 617, 620, 632, 636 の年度平均)

出典:大分県漁業協同組合³³⁾

1) 栄養塩と漁獲量との関係

瀬戸内海の周防灘西部に位置する豊前海地域は、3,100ha に及ぶ広大な干潟域とその沖合の平坦な浅海域からなり、干潟域は採貝漁業やワリ養殖業の漁場であるとともに幼稚魚の育成場としての役割を果たしている。浅海域では、エビ類、カレイ類などを対象とする小型底曳網や刺網などの漁業が営まれている³³⁾。

この海域における 1966～2015 年の漁獲量の推移を図 4.3.30 に、環境省が実施した 1981～2016 年度の広域総合水質調査における栄養塩(窒素・リン)濃度の経年変化³³⁾を図 4.3.31 に示す。これらを併せ見ると、栄養塩濃度の低下(貧栄養化)とともに漁獲量も同様に減少している。

2) 貧栄養化とクロロフィル a 濃度

豊前海では、貧栄養化とともに植物プランクトンの指標であるクロロフィル a 濃度も低下しており、2000 年頃に T-N 濃度が 0.2 mg/L 以下まで低下すると、水産用水基準³²⁾でアサリ漁業が困難なレベルとされるクロロフィル a 濃度 4 μ g/L 以下にまで低下した³³⁾。

(3) 貧栄養化の要因について

1973 年 11 月 2 日に施行された瀬戸内法による厳しい排水規制により、陸域からの窒素やリンの負荷量が削減されたことにより栄養塩濃度は低下、貧栄養化が進んだと考えられているが、実際にはそう単純な話ではないようである¹⁷⁾。

図 4.3.32 に示すとおり、瀬戸内海への栄養塩の供給源は以下の 3 つ(①～③)と考えられており、これら供給源のバランスで海水中の栄養塩濃度は決定されるものと考えられている¹⁷⁾。よって貧栄養化への対策については、この 3 つの観点から検討する必要がある。

- ① 陸域からの栄養塩負荷
- ② 外洋域(隣接海域)からの海水交換による流入
- ③ 底泥からの栄養塩溶出

(4) 貧栄養化解消に向けた取組み

陸域からの栄養塩負荷(①)については、瀬戸内法

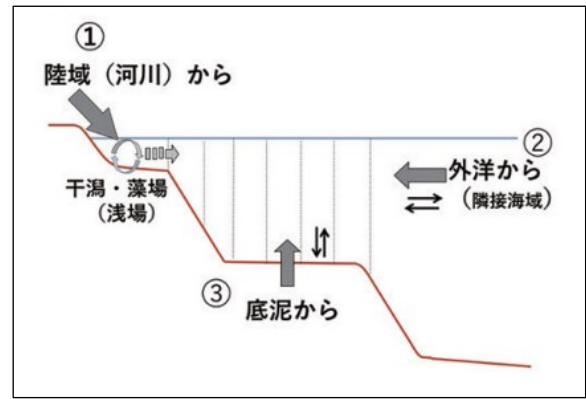


図 4.3.32 沿岸海域における栄養塩の供給

出典: 多田邦尚¹⁷⁾

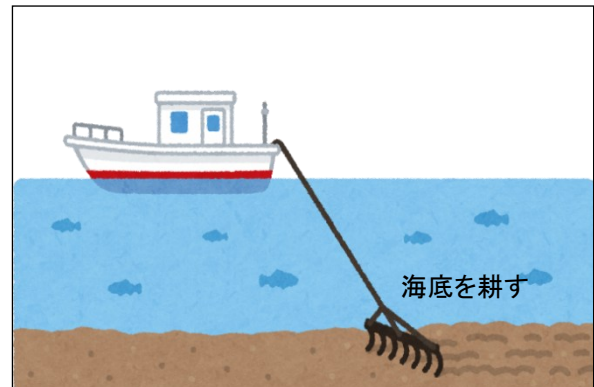


図 4.3.33 海底耕運のイメージ

の一部を改正する法律が 2022 年 4 月 1 日に施行されたことにより、関係府県知事が栄養塩類の管理に関する計画を策定できる制度が創設された。これによって、海域状況に応じた栄養塩負荷をコントロールすることが可能になった。

底泥からの栄養塩溶出(③)については、香川県の取組みについて概要を紹介する。

香川県は 2024 年度、機具をロープでつないだ船を航行させて海底を耕す「海底耕運(図 4.3.33)」の事業を拡大させる。これまでより深い海域でも実施する。海底にたまった栄養塩を巻き上げることで、魚の餌不足などを解消し、「豊かな海」の回復を目指す³⁴⁾。

海底耕運の効果について、広島大の小池一彦教授(海洋環境学)は以下のように述べている³⁴⁾。

- 規模によるが、カンフル剂的な働きがある。これまでやったことがない場所だと、効果は大きい。
- 劇的に魚が増えるものではないので、その後のモニターをしっかりと続ける必要がある。

しかしながら、漁獲量減少について、貧栄養化はその原因の一つに過ぎず、すべてではない。

柳ら³⁵⁾は、福岡県の周防灘海域における漁獲量変動に関して、漁獲量の大きかった年(1977, 81, 84, 85年)は周防灘海域の海水交換率が大きかった翌年にあたり、海水交換率の変動が漁獲量の変動に影響している可能性を述べている。そのうち、1977年の漁獲量増大はクロダイ、コノシロ、バカガイ、アサリなど、1981年のそれはサワラ、クロダイ、コノシロ、キス、トリガイなどによるもので、いずれも周防灘海域で産卵する種類であり、1年前の海水交換率の大小がこれらの産卵・生育に関係している可能性があるとしている。

佐藤ら³⁶⁾は、豊前海における1973～2003年の月1回の水温・塩分データを解析し、28年間で水温が0.57℃、塩分が0.48psu^{註2)}上昇していることを、特に1987年を境にその前後で冬季水温が約1℃上昇していることを明らかにした。この変動の最大の要因は、気象ではなく、外洋水の影響が増したことではないかと考察している。併せて80年代後半から漁獲量や餌料生物の指標となるプランクトン量が減少していること、そのターニングポイントが1987～1988年頃で、1988～89年頃に地球規模で発生したといわれるレジームシフト^{註3)}と時期が一致し、このレジームシフトの水温や塩分への影響、さらには基礎生産や生物生産に影響した可能性を述べている。

したがって、漁獲量の変動要因については、貧栄養化と同時に、水温や塩分、これらに影響する海水交換率等の短期的、中・長期的変動を魚種別に生育段階別に検討する必要がある。そのほか、外敵による捕食圧や漁獲圧、産卵場や稚魚の成育場となる干潟や藻場の減少¹⁷⁾、底質変化なども漁獲量減少要因と考えられ、これらの総合的解析が求められる。

4.3.5 まとめ

北九州市の下水道は、1975年に約45%だった処理人口普及率が今ではほぼ100%にまで達している。それ

に伴って流入河川の環境基準達成率も向上し、現在は100%になっており、曾根干潟への河川からの流入負荷は小さいものと考えられる。

海域について、干潟前面海域の水質は、人工島(北九州空港)の護岸完成時期との関連をうかがわせる経年変化を示していることから、人工島建造による何らかの影響を受けた可能性が高い。一方干潟域の水質は、DOを除き干潟前面海域よりも高い傾向を示しており、これは河川や底質からの影響によるものと考えられる。

赤潮について、瀬戸内海全体の発生件数は、1976年をピークにその後は現在に至るまで減少傾向を示しており、曾根干潟が位置する周防灘もそれほど顕著ではないが同様の傾向を示している。この傾向は河川の水質改善の傾向と類似しており、1973年に制定された瀬戸内法(瀬戸内海環境保全特別措置法)による水質規制の効果が大きいものと考えられる。これに対して、背後に大都市を配する東京都内湾でもそのような経年的傾向はなく、九州の有明海や八代湾では逆に、増加傾向で推移している。

水質規制で栄養塩の海域流出を抑制したことで赤潮発生件数は減少したが、その一方で一部海域では貧栄養化が進み、漁業への深刻な影響が顕在化した。周防灘の南部に位置する豊前海では、栄養塩濃度の低下とともに漁獲量が減少する傾向がみられる。水産用水基準によると、閉鎖性内湾ではT-Nは0.2mg/L以下、T-Pは0.02mg/L以下になると漁船漁業には適さないとされており、曾根干潟が位置する福岡県豊前海については、T-N、T-Pともにこの数値前後で推移している。ただし、イカ・タコ類のように、T-Nの減少と漁獲量の推移が対応していない魚種も見られる。

この貧栄養化解消の取り組みとして、2022年4月1日に瀬戸内法の一部を改正する法律が施行され、関係府県知事が栄養塩類の管理に関する計画を策定できる制度が創設された。また香川県などでは、機具をロープでつないだ船を航行させて海底を耕す「海底耕運」が進められている。

注2) psu: 実用塩分単位(Practical Salinity Unit)は電気伝導度を基に算出された塩分の単位で、1 PSU=1‰(0.1%)に換算する^{37),38)}。

注3) レジームシフト: 気候変動を主因として海洋環境が数十年規模で急激に別の安定状態へ転換する自然現象である。これにより生態系の構造や機能が劇的に変化し、イワシからサバ・アジへの魚種交代(1980年代後半など)に代表される、浮魚類の資源量や種組成の非線形な長期的変動を引き起こす^{39),41)}。

しかし、漁獲量の減少は貧栄養化だけでなく、水温や塩分、捕食圧・漁獲圧など様々な要因が考えられ、その究明には魚種や成長段階等も含めた総合的な解析が必要と考えられる。

(岩本, 高比良)

参考文献

- 1) 北九州市上下水道局: 下水道の普及状況.
<https://www.city.kitakyushu.lg.jp/suidou/s01100015.html>(参照 2025 年 12 月 13 日)
- 2) 北九州市上下水道局総務課: 北九州市の上下水道-施設概要-2020, 2020.3.
- 3) 環境省: 水質汚濁に係る環境基準.
<https://www.env.go.jp/kijun/mizu.html>(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 4) 北九州市環境局: 北九州市の環境(環境白書)平成元年度版～令和 5 年度版, 1989～2023.
https://www.city.kitakyushu.lg.jp/shisei/menu01_0435.html(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 5) 国立環境研究所: 生活環境項目, 公共用水域の水質測定結果データの説明(測定項目について).
https://www.nies.go.jp/igreen/explain/water/sub_w.html(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 6) 北九州市: 北九州市の公害(第 10 号～22 号), 1975～1988.
- 7) 小島治幸, 原 喜則, 平山 直樹, 清水 敬司: 北九州空港島周辺海域と曾根干潟における自然環境特性, 九州共立大学総合研究所紀要第 10 号, 九州共立大学総合研究所, pp.75-83, 2017. 3.
- 8) 北九州市環境局環境監視課, (株)三洋コンサルタント: 曾根干潟の自然環境把握業務報告書(平成 31 年 3 月), pp.79-86, 2019.3.
- 9) 国土交通省: 新門司沖土砂処分場(第 II 期)公有水面埋立事業 環境監視結果報告書(令和 3 年度分). pp.3-1-3-18.
https://www.pa.qsr.mlit.go.jp/kitakyusyu/topics/kan_si_houkokusho_r4.html(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 10) 水産庁瀬戸内海漁業調整事務所: 瀬戸内海の赤潮(令和 4 年).
<https://www.jfa.maff.go.jp/setouti/akashio/index.html>(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 11) 環境省: せとうちネット(赤潮の発生状況).
https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa_net/setouchiNet/seto/g2/g2cat01/akashio/index.html(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 12) 市川竜也, 渾川直子, 村岡麻衣子, 堀美智子, 浦垣直子: 横浜市沿岸域の赤潮発生状況, 横浜市環境科学研究所報, 第 42 号, pp.46-53, 2018.
<https://www.city.yokohama.lg.jp/kurashi/machizukuri-kankyo/kankyohozen/kansoku/science/shiryosyohou/syohou42.files/42-8.pdf>(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 13) 保坂成司, 岩下圭之, 大木宜章: クロロフィル a と各水質項目の関連性に関する研究, 日本大学生産工学部研究報告 A, 第 42 巻, 第 2 号, pp.19-31, 2009.12.
https://www.cit.nihon-.ac.jp/laboratorydata/kenkyu/publication/journal_a/a42.2.3.pdf(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 14) 芳村 毅: 厚岸沖赤潮発生海域でのクロロフィル a と栄養塩の分布(2021 年 10 月).
<https://repun-app.fish.hokudai.ac.jp/course/view.php?id=1126>(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 15) 東京都環境局: 東京都内湾赤潮発生状況について(更新日 2024 年 8 月 22 日)
https://www.kankyo.metro.tokyo.lg.jp/water/tokyo_bay/red_tide/red_tide(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 16) 水産庁九州漁業調整事務所: 令和 4 年 九州海域の赤潮(令和 5 年 6 月). 2023.6.
https://www.jfa.maff.go.jp/kyusyu/sigen/attach/pdf/akashio_kyusyu-52.pdf(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 17) 多田邦尚: 瀬戸内海の海水中の栄養塩濃度低下と環境改善へ向けて～豊かな海へ～, 百十四経済研究所 調査月報, No. 417, pp.2-9, 2021.12.
<https://www.kagawa-u.ac.jp/setouchi/R3.12.114bank.pdf>(参照 2025 年 5 月 5 日)
- 18) 山本民次: 瀬戸内海の貧栄養化について(再考), 日本マリンエンジニアリング学会誌, 第 49 巻, 第 4 号, pp.71-76, 2014.

- https://www.jstage.jst.go.jp/article/jime/49/4/49_496/_pdf (参照 2025 年 5 月 5 日)
- 19) 農林省福岡統計調査事務所:第 11 次福岡農林水産統計表 昭和 38 年(1963), 福岡農林統計協会, 1965.
 - 20) 農林省福岡統計調査事務所:第 15 次福岡農林水産統計年報(昭和 42~43 年), 福岡農林統計協会, 1968.
 - 21) 九州農政局福岡統計情報事務所:第 21 次福岡農林水産統計年報(昭和 48~49 年), 福岡農林統計協会, 1975.
 - 22) 九州農政局福岡統計情報事務所:第 27 次福岡農林水産統計年報(昭和 54~55 年), 福岡農林統計協会, 1980.
 - 23) 九州農政局福岡統計情報事務所:第 32 次福岡農林水産統計年報(昭和 59~60 年), 福岡農林統計協会, 1985.
 - 24) 九州農政局福岡統計情報事務所:第 35 次福岡農林水産統計年報(昭和 62~63 年), 1988.
 - 25) 福岡県水産林務部漁政課:平成 10 年度福岡県漁業の動向ー県漁業白書ー, 1999.
 - 26) 福岡県水産林務部漁政課:平成 11 年度福岡県漁業の動向ー県漁業白書ー, 2000.
 - 27) 福岡県農林水産部水産局漁業管理課:福岡県水産産業の動向ー平成 21 年度水産白書ー, 2010.
 - 28) 福岡県農林水産部水産局漁業管理課:福岡県農林水産産業・農山漁村の動向ー令和元年度農林水産白書ー, 2020.
 - 29) 福岡県農林水産部水産局漁業管理課:福岡県農林水産産業・農山漁村の動向ー令 5 年度農林水産白書ー, 2024.
 - 30) 福岡県:福岡県環境白書(昭和 53 年度~平成 7 年度), 1978~1995.
 - 31) 福岡県:福岡県公害関係測定結果(平成 8 年度~令和 5 年度), 1996~2023.
 - 32) (公社)日本水産資源保護協会:水産用水基準第 8 版(2018 年版), 2018.8.
 - 33) 大分県漁業協同組合:大分豊前海における水環境と水産資源等を巡る諸情勢, 資料 3-3 大分豊前海における水環境と水産資源等を巡る諸情勢(大分県漁業協同組合), 中央環境審議会水環境部会 瀬戸内海環境保全小委員会(第 12 回) 議事次第・資料(平成 31 年1月 10 日), 2019.1.
<https://www.env.go.jp/council/09water/y0915-12/900429288.pdf>(参照 2025 年 5 月 5 日)
 - 34) 読売新聞:読売新聞オンライン(2024/04/04) ~豊かな海へ 海底耕運拡大~
<https://www.yomiuri.co.jp/local/kagawa/feature/CO069776/20240404-OYTAT50000/>(参照:2025 年 5 月 5 日)
 - 35) 柳 哲雄, 上野敬滋:周防灘の海水交換と漁獲量の経年変動, 水産海洋研究, 第 56 巻, 第 3 号, pp.277-282, 1992.
 - 36) 佐藤利幸, 神菌真人:豊前海の水温・塩分変動と漁獲量の変動, 福岡県水産海洋技術センター研究報告, 16 号, pp.121-127, 2006.3.
 - 37) 国土交通省中国地方整備局:psu,用語解説,
<https://www.cgr.mlit.go.jp/izumokasen/comisen/05question/yogo.pdf> (参照 2025 年 5 月 5 日)
 - 38) 環境省水・大気環境局水環境課:日本の汽水湖~汽水湖の水環境の現状と保全~, 本資料で扱う塩分の単位について, p.3, 2014.2
<https://www.env.go.jp/content/900542728.pdf>(参照 2025 年 5 月 5 日)
 - 39) 谷津明彦, 高橋素光:レジャーシフトと資源変動 川崎 健(1928~), 水産海洋研究, 77(創立 50 周年記念特別号), pp.23-28, 2013.
 - 40) 京都府海技センター:2-5 レジャー・シフト, 季報 80 号, 2025.
<https://www.pref.kyoto.jp/kaiyo/index.html>
 - 41) 谷津明彦:ーレジャーシフトとは何か?ー, 西海, No.5, 西海区水産研究所 2009. 2.

4.4 底質

4.4.1 干潟から沖合浅海域の平面分布特性

北九州市が1995年10月に図4.4.1に示す曾根干潟および周辺海域の32地点で実施した底質調査結果¹⁾の概要を以下に述べる。

なお、底質試料は堤防沿いのP2, P6, P10, P14地点は干潮時に干潟上からスコップを用いて、その他の地点は満潮時に船上からスミス・マッキンタイア型採泥器(1/20 m²)を用いて採取された。底質の分析方法を表4.4.1に、粒度分析で使用された土粒子の粒径区分を表4.4.2に示す。

(1) 粒度組成

粒度組成をみると、図4.4.2に示すように干潮線よりも沖合の海域は、含泥率(粘土+シルト)が概ね90%以



図 4.4.1 底質調査地点

表 4.4.1 底質分析方法(1995年調査当時)

分析項目	分析方法
粒度組成	JIS A 1204-1990
化学的酸素消費量	底質調査法(昭和63年度水管第127号) II.20 過マンガン酸カリウムによる酸素消費量
強熱減量	底質調査法(昭和63年度水管第127号) II.4 (600℃)
全窒素	底質調査法(昭和63年度水管第127号) II.18 吸光光度法
全リン	底質調査法(昭和63年度水管第127号) II.19 吸光光度法
酸化還元電位	セントラル化学株式会社 UC-23型 ORP計による
硫化物	底質調査法(昭和63年度水管第127号) II.17

表 4.4.2 土粒子の粒径区分

		0.005	0.075	0.425	2	4.75	19	75mm
コロイド	粘土			細砂	粗砂	細礫	中礫	粗礫
	シルト			砂		礫		

※JIS A1204-1990を参考に作成。JIS A1204-2009 および JIS A1204-2020 では砂は細砂, 中砂, 粗砂に3区分され, 中砂は0.250mm以上0.850未満となっている。

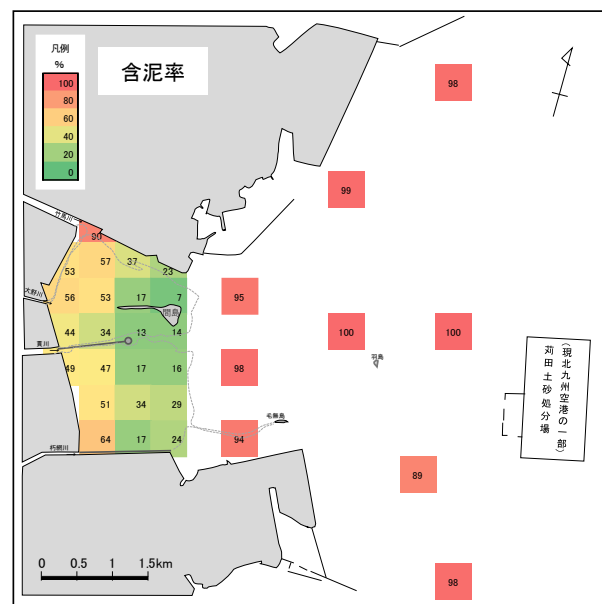
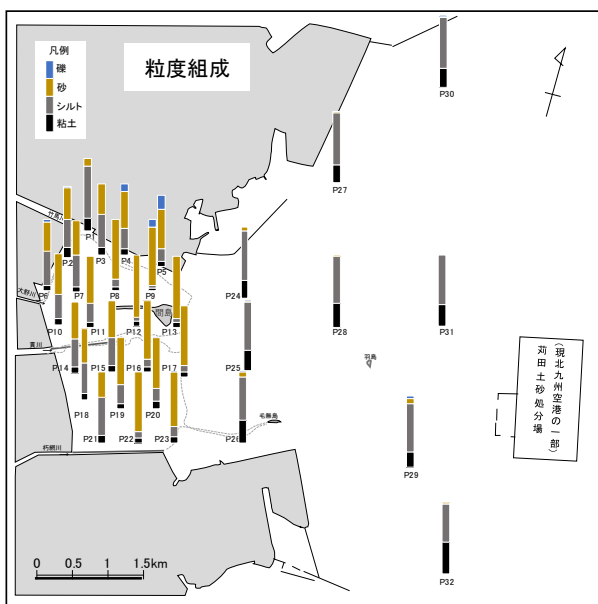


図 4.4.2 底質調査結果 (1995年10月)

上の泥質となっている。干潟域の干潮線付近は砂質であるが、西側堤防に近づくにしたがってシルト分が増加する傾向にある。また、間島北側の P4, P5, P9 では礫分が混じっており、P5 では礫分が約 20%と多い。間島北側には岩場があり(写真 4.4.1)、この周辺に小石や礫が多いのは曾根干潟の大きな特徴である。

なお、図 4.4.3 に示す曾根干潟沖合地点(地点番号 137)の含泥率は、環境省の調査でも表 4.4.3、図 4.4.4 (左上段)に示すように約 98%以上で、周防灘や瀬戸内海の中でも高い方となっている。



写真 4.4.1 間島北側の岩場や礫床
(2010年11月6日撮影)

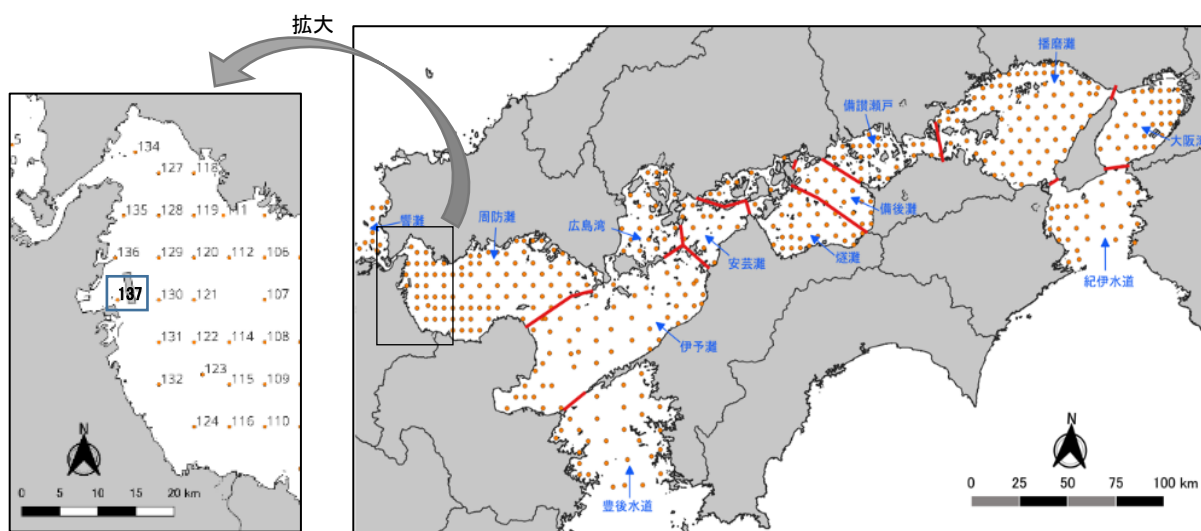


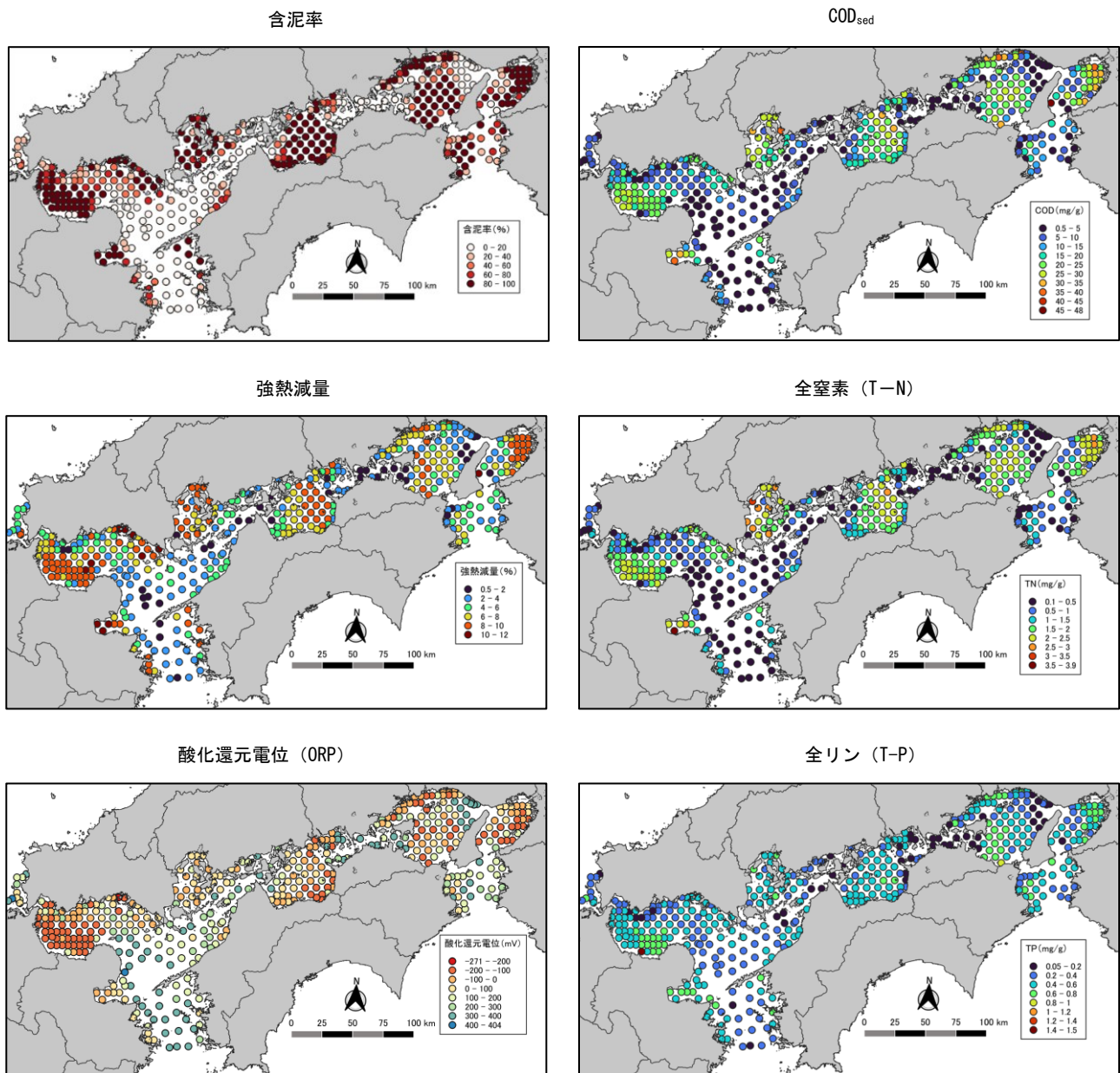
図 4.4.3 瀬戸内海環境情報基本調査における曾根沖地点(地点 137)および全地点の位置

表 4.4.3 曾根沖地点(周防灘地点 137)および周辺海域の底質調査結果概要^{注)}

海域	瀬戸内海環境情報基本調査	調査年度	測定値・統計量	含泥率 (%)	強熱減量 (%)	COD (mg/g)	TP (mg/g)	TN (mg/g)	酸化還元電位 (mV)	マクロベントス 個体数 (/0.1m ²)	マクロベントス 種類数	マクロベントス 多様性指数
周防灘 (地点137)	第2回	1991~'96	測定値	99.6	7.0	25	0.5	2.5	-74	23	12	-
	第4回	2015~'17	測定値	97.9	7.8	19	0.5	1.6	-108	11	9	3.027
周防灘 (全地点)	第4回	2015~'17	最大	99.0	12.0	28	1.5	2.3	437	251	66	5.123
			最小	1.7	1.6	1.6	0.1	0.2	-211	1	1	0.000
			平均	65.3	7.1	14	0.5	1.3	-6	50	18	3.197
			75%値	96.1	9.4	22.0	0.6	2.0	97	69	26	4.209
			50%値	79.5	7.3	16	0.5	1.4	-75	30	15	3.323
瀬戸内海 (全地点)	第4回	2015~'17	25%値	38.3	4.7	6.3	0.4	0.7	-152	13	7	2.538
			最大	99.7	12.0	48	1.5	3.9	437	2140	78	5.449
			最小	0.4	0.5	0.5	0.1	0.1	-211	0	0	0.000
			平均	57.6	5.8	13	0.4	1.2	80	78	20	3.219
			75%値	96.8	8.2	22.0	0.6	1.8	202	85	27	4.170
50%値	68.3	5.7	12	0.5	1.1	68	44	17	3.360			
25%値	18.2	3.3	4.8	0.3	0.5	-77	18	9	2.424			

注)各測定値は第2回および第4回瀬戸内海環境情報基本調査²⁾による。各統計量は当データを元に集計した値。

75%値、50%値、25%値とは、データを大きさの順に並べたときに下からそれぞれ75%に位置する値(上から25%、第3四分位数ともいう)、50%に位置する値(中央値ともいう)、25%に位置する値(上から75%、第1四分位数ともいう)。



注) 環境省「瀬戸内海環境情報基本調査(第4回)」(平成27~29年)データ²⁾を用いて作図。

図 4.4.4 瀬戸内海の底質分布

(2) 有機物の指標

堆積物中の有機物量の指標として強熱減量(Ignition Loss:略称 Ig-Loss)や、過マンガン酸カリウムを用いた化学的酸素消費量(COD_{sed}^{注1)})がよく用いられる。

1) 強熱減量 (Ig-Loss)

強熱減量は、底質試料を電気炉で105~110℃、2時間乾燥させて計った質量(乾燥重量)から、その後600℃に昇温して2時間保つ強熱後、デシケーター内

で放冷後に計った質量(強熱→放冷→秤量を繰り返して安定した値)の差を求めたものである³⁾。強熱減量は、この強熱によって起こる有機物の燃焼ほか、乾燥重量測定時に分離しなかった結晶水(H₂O⁻)や化合水(H₂O⁺)、硫化物や炭酸塩の分解等による減量と一部の金属元素が酸化されて起こる増量の合計である³⁾。

曾根干潟および周辺海域における強熱減量の平面分布をみると、図 4.4.5(左上段)に示すように干潟域は

注1) COD_{sed}の「sed」は sediment(底質)の略で、水質のCODと区別するために慣用的に付けられている。

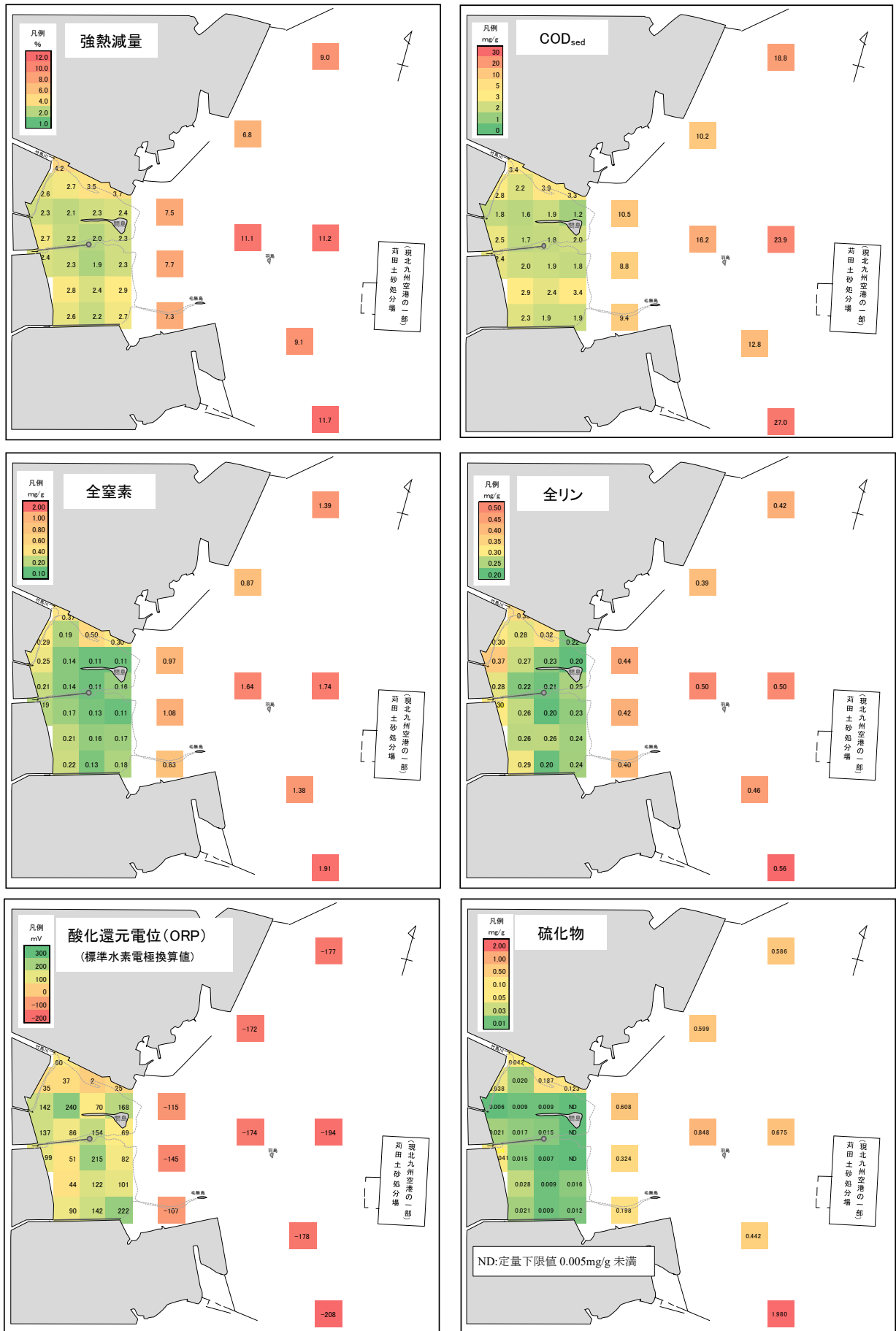


図 4.4.5 底質調査結果(1995年10月)

1.9～4.2%, 海域は6.8～11.7%の範囲にあり, 平均は干潟域が2.6%, 海域が9.0%で, 海域は干潟域の3.5倍ほど高い。干潟域では最北端の竹馬川澗筋にあたる地点が他の干潟地点に比べて高く, 海域では沖合に向かって高くなる傾向がみられている。

環境省調査による直近の瀬戸内海, 周防灘, 曾根沖地点(地点番号137)の強熱減量は, 表4.4.3, 図4.4.4(左中段)に示すようにそれぞれ5.8%(平均), 7.1%(平均), 7.8%と曾根干潟に近づくにしたがって高くなっているが, これらの地点と比べると曾根干潟域の強熱減量は前述のように2.6%とかなり低い値となっている。

2) 化学的酸素消費量 (COD_{sed})

COD_{sed} は, 過マンガン酸カリウム等の酸化剤により酸化される有機物量を酸素当量で表したものである⁴⁾。しかし, 堆積物中に含まれる硫化鉄などの還元性無機化合物は, 過マンガン酸カリウムによる酸素消費の原因となるため, 有機物量としてはCHN分析計^{注2)}で炭素と窒素を測定する方法が確実とされている⁵⁾。

COD_{sed}の平面分布をみると, 図4.4.5(右上段)に示すように干潟域は1.2～3.9mg/g, 海域は8.8～27.0mg/gの範囲にあり, 平均は干潟域が2.3mg/g, 海域が15.3mg/gで, 海域は干潟域の6倍以上高い。強熱減量と同様に干潟域では最北端の竹馬川澗筋にあたる地点が他の干潟地点に比べて高く, 海域では沖合に向かって高くなる傾向がみられている。

環境省調査による直近の瀬戸内海, 周防灘, 曾根沖地点(地点番号137)のCOD_{sed}は, 表4.4.3, 図4.4.4(右上段)に示すように, それぞれ13mg/g(平均), 14mg/g(平均), 19mg/gで, 曾根干潟に近づくにしたがって高くなっている。しかし, これらの地点と比べると曾根干潟域のCOD_{sed}は前述のように3.9mg/g以下とかなり低い。吉田⁶⁾による栄養階級区分(7～9月成層期)では, 富栄養域はCOD_{sed}が5～25mg/gで, それ以上は過栄養域, それ以下は貧栄養域とされており, これに従うと曾根干潟域は貧栄養域, 干潟沖地点は富栄養化が進行し, 一部の地点は過栄養域と評価される。

(3) 酸化還元指標 (酸化還元電位, 硫化物)

1) 酸化還元電位(ORP)

表層堆積物のORPは, 酸素を含む酸化的な海域では高く(正の値), 硫化水素を含む還元的な海域では低い(負の値)⁷⁾。

ORPの平面分布をみると, 図4.4.5(左下段)に示すように, 干潟域は+2～+240mV, 海域は-208～-107mVの範囲にあり, 平均は干潟域が+104mV, 海域が-163mVで, 干潟域の底質は酸化的で海域の底質は還元的な状態である。干潟域では間島北側の竹馬川澗筋にあたる地点付近が他の干潟地点に比べて低く, 海域では沖合に向かって低くなる傾向がみられている。

環境省調査による直近の瀬戸内海, 周防灘, 曾根沖地点(地点番号137)のORPは, 表4.4.3, 図4.4.4(左下段)に示すように, それぞれ+80mV(平均), -6mV(平均), -108mVで, 曾根干潟に近づくにしたがって低くなっているが, これらの地点と比べると, 曾根干潟域のORPは, 前述のように+2～+240mVとやや高い値となっている。

2) 硫化物

硫化物の濃度は有機物の腐敗の程度を示す指標として重要である⁴⁾。底質中の硫黄は, 硫化物態硫黄, 単体硫黄, チオ硫酸態硫黄, 硫酸態硫黄, パイライト態硫黄等の種々の化合物として存在しており, 割合が大きいのが硫化物態硫黄, パイライト態硫黄で, チオ硫酸態硫黄, 硫酸態硫黄は少ない³⁾。底質に堆積した有機物の分解が進行し, 酸素が消費されて嫌気的な状態になると, 硫酸還元菌の増殖によって硫化水素が発生し, またそれが底質中の金属と反応して硫化物として沈降する。この過程で発生した硫化水素や金属等との硫黄化合物が硫化物態硫黄である³⁾。底泥の硫化物は, 塩酸(6M; モル)に溶解して硫化水素を揮発させる形態の硫化物を揮発性硫化物(AVS)として定義され, HS⁻, H₂S, FeS, Fe₃S₄などが測定されるが, 6M(モル)塩酸への溶解率の低いFeS₂(パイライト)は測定されない⁸⁾。

硫化物の平面分布をみると, 図4.4.5(右下段)に示すように干潟域はND(定量下限値:0.005mg/g)～

注2) 燃焼法を用いたC(炭素),H(水素),N(窒素)の有機元素分析装置。

0.187mg/g, 海域は 0.198~1.98mg/g の範囲にあり, 平均は干潟域が 0.029mg/g, 海域が 0.696mg/g で, 海域は干潟域の 20 倍以上である. 干潟域では間島北側の竹馬川滞筋にあたる地点付近が他の干潟地点に比べて高く, 海域では沖合に向かって高くなる傾向がみられる. ORP がマイナス側で低い地点で硫化物が高くなる傾向があり, 還元状態下で硫化物の生成が盛んになることを裏付けている. 吉田⁹⁾による栄養階級区分(7~9 月成層期)では, 硫化物濃度が貧栄養域は 0.03mg/g 以下, 富栄養域は 0.03~0.3mg/g, 過栄養域は 0.3~3.0mg/g とされており, これに従うと曾根干潟域は貧栄養域から富栄養域, 干潟沖地点は富栄養域から過栄養域に相当し, 干潟沖では富栄養化が進行していると考えられる.

(4) 富栄養化の指標

窒素・リンは動植物の生存・生育に欠かせない栄養物質の一つである. 自然界に普遍的に存在するが, 肥料や尿尿, 家庭雑排水およびその処理水に多く含まれるため, 人為的汚染の指標となる. 水域の富栄養化は, 古くは河川由来の窒素・リンの流入負荷が原因とされていた⁹⁾. しかし, 夏季の低酸化現象(嫌氣的汚染泥の分解)により, 窒素・リンなどの植物プランクトンの栄養塩, 鉄などの微量金属やビタミンなどの増殖促進物質が底泥から溶出し, 突発的な大規模赤潮の発生要因となることがわかってきた^{9),10)}. 中でも赤潮多発域の播磨灘では窒素・リンの海底からの溶出負荷量が河川からの流入負荷量と同等かそれ以上と推測され⁹⁾, 今日では水域の富栄養化に堆積汚泥が起因しているとされている.

1) 全窒素 (T-N)

底質中の窒素化合物はアンモニア態, 硝酸態, 亜硝酸態などの無機態窒素とアミノ酸, たんぱく質など有機態窒素などに大別され, 底質が還元状態にある場合は, 無機態窒素のほとんどはアンモニア態窒素で, 硝酸態および亜硝酸態窒素の割合は低い³⁾. また, 正電荷のアンモニウムイオン(NH₄⁺)は土壌粒子の外部負電荷や粘土鉱物の同型置換による内部負電荷によって土壌に保持されやすいが, アンモニアが酸化された硝酸イオン(NO₃⁻), 亜硝酸イオン(NO₂⁻)は負電荷なので土

壤中に保持されることは少ない^{11),12)}.

全窒素の平面分布をみると, 図 4.4.5(左中段)に示すように干潟域は 0.11~0.50mg/g, 海域は 0.83~1.91 mg/g の範囲にあり, 平均は干潟域が 0.20 mg/g, 海域が 1.31 mg/g で, 海域は干潟域の 6 倍以上である. Ig-Loss や COD_{sed}と同様に, 干潟域では最北端の竹馬川滞筋にあたる地点が他の干潟地点に比べて高く, 前面海域では沖合に向かって高くなる傾向がみられている.

環境省調査による直近の瀬戸内海, 周防灘, 曾根沖地点(地点番号 137)の全窒素は, 表 4.4.3, 図 4.4.4(右中段)に示すようにそれぞれ 1.2mg/g(平均), 1.3mg/g(平均), 1.6mg/g で, 曾根干潟に近づくにしたがって高くなっている. しかし, これらの地点と比べると, 曾根干潟域の全窒素は, 前述のように 0.11~0.50mg/g と低い値となっている.

2) 全リン (T-P)

全リンは, 無機態と有機態に大別される. 土壌中の無機態リンは, アルミニウム(Al), 鉄(Fe), カルシウム(Ca)などの金属と親和性が強く, 多くはこれらと結合したリン酸塩として存在する¹¹⁾. 好氣的環境下で Fe³⁺の塩として沈殿していたリン酸は, 嫌氣的環境下で Fe²⁺とともに溶出することもある¹¹⁾. 有機態リンは, 生体由来のフィチン酸, DNA や RNA などの核酸, リン脂質, 糖リン酸などである⁸⁾.

全リンの平面分布をみると, 図 4.4.5(右中段)に示すように干潟域は 0.20~0.37mg/g, 海域は 0.39~0.56 mg/g の範囲にあり, 平均は干潟域が 0.26 mg/g, 海域が 0.45 mg/g で海域は干潟域の約 2 倍である. Ig-Loss, COD_{sed}, 全窒素と分布は異なり, 干潟域では岸際の河川流入部付近が高い傾向がみられ, 海域では沖合ほど高い傾向にあるものの, その差は Ig-Loss, COD_{sed}, 全窒素などと比べると小さい.

環境省調査による直近の瀬戸内海, 周防灘, 曾根沖地点(地点番号 137)の全リンは, 表 4.4.3, 図 4.4.4(右下段)に示すようにそれぞれ 0.4mg/g(平均), 0.5mg/g(平均), 0.5mg/g で, 周防灘と曾根沖地点で差はみられない. また, これらの地点と比べると, 曾根干潟域の全リンは, 前述のように 0.20~0.37mg/g と低い値となっている. (高比良)

4.4.2 干潟域底質の経年変化

定量研では、曾根干潟の北側(以下、「北干潟」という)の代表点として図 4.4.1 に示す地点 P7 および P9 をそれぞれ St.1, St.2, 南側(以下、「南干潟」という)の代表点として地点 P18, P20 をそれぞれ St.3, St.4 として底質(粒度組成, COD_{sed}, 硫化物, クロロフィル a)および底生生物(マクロベントス)を, 2012 年以降毎年 9~10 月に 1 回調査してきた。これらの結果とそれ以前の北九州市調査結果(北九州市環境局提供データ), 定量研による 2007 年の同一地点の調査結果¹³⁾をあわせた経年変化を図 4.4.6 に示すとともに, 以下に解析した。

北干潟干潮線付近に位置する St.2 では, 含泥率の増加, 中央粒径の低下が確認でき, 泥質化が進んでいると考えられる。有機物の指標である COD_{sed}も 1995 年当時からすると 2 倍以上に増加している。また, St.2 では硫化物が 2005~2014 年に高かったが, その後減少し 2021 年からは再び増加の兆しがみられている。

St.2 以外の地点では, 硫化物は年による変動が大きいものの増加傾向にある。一方, これらの地点では COD_{sed} の増加はみられておらず, St.4 で含泥率の増加が認められることから, 硫化物の増加の要因として静穏化による攪乱の減少が懸念される。(高比良, 小島)

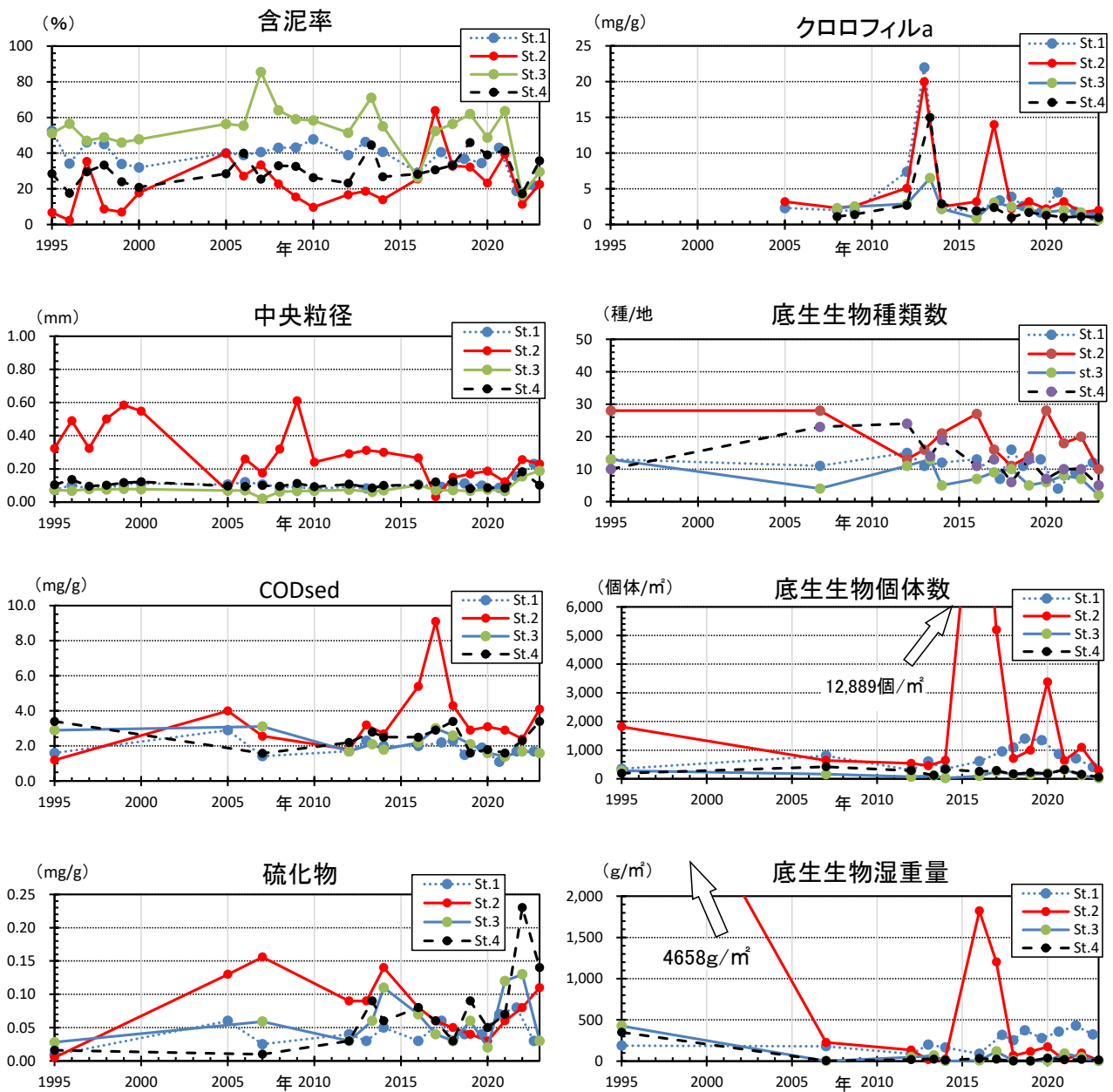


図 4.4.6 曾根干潟の北側(St.1, St.2), 南側代表点(St.3, St.4)における底質・底生生物の経年変化

4.4.3 干潟域底質の1995年と2007年の比較

定量研では、底質および底生生物調査を2007年10月27日～29日に図4.4.1に示した干潟上の23地点で実施し、1995年からの変化を解析した¹³⁾。

試料の採取方法は1995年の北九州市による調査¹⁾と同様で、底質試料は満潮時に船上から採泥器(スミ

ス・マッキンタイア型:1/20m²)を用いて1地点あたり1回採泥し、分析に供した。そのほか、解析には北九州市が実施した1995年度の地盤高(1996年1月測量)¹⁾および九州共立大学が実施した2007年の地盤高調査結果を使用した。両年の地盤高、底質の分布および差分の分布を図4.4.7、図4.4.8に、解析結果を以下に示す。

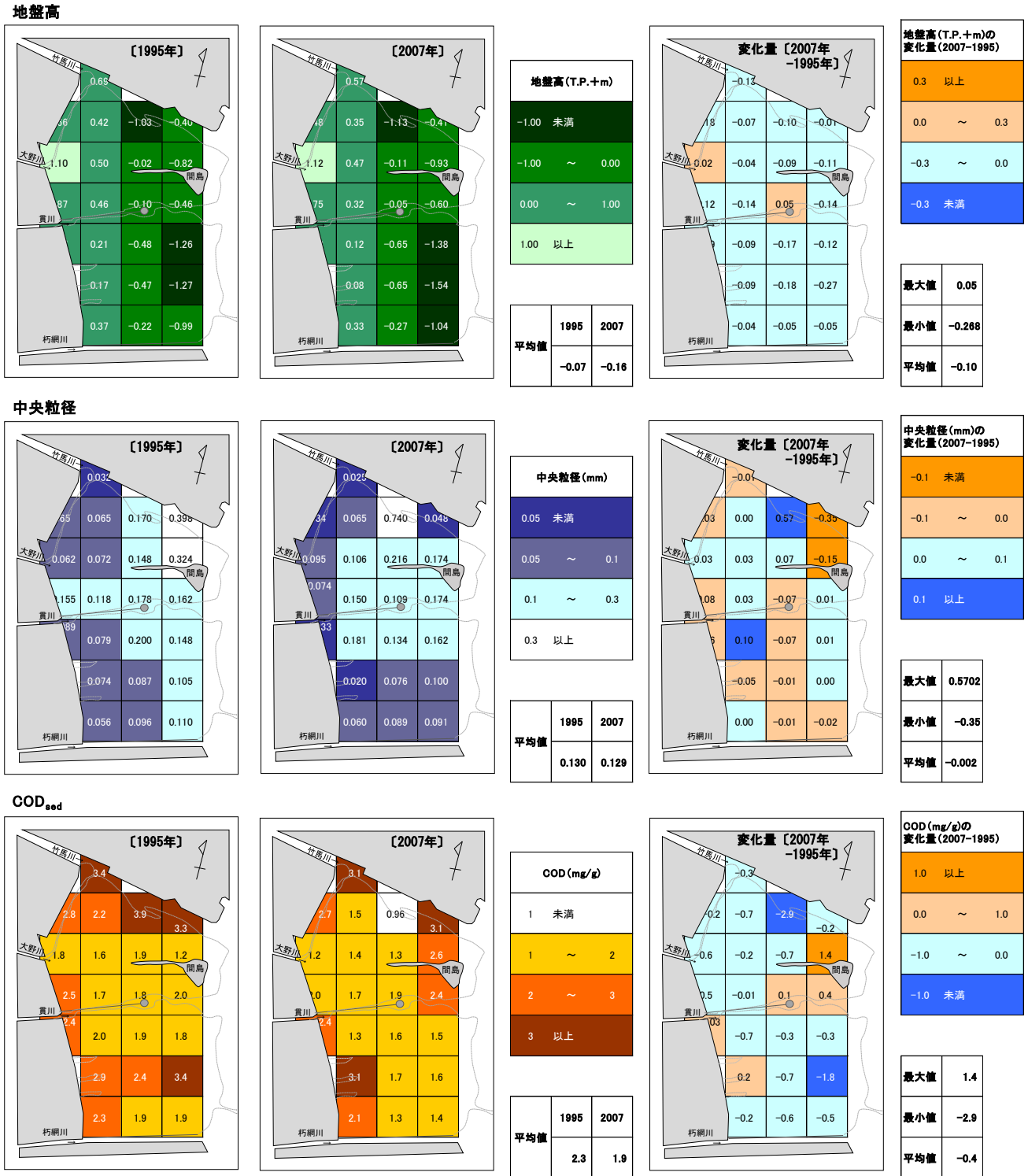
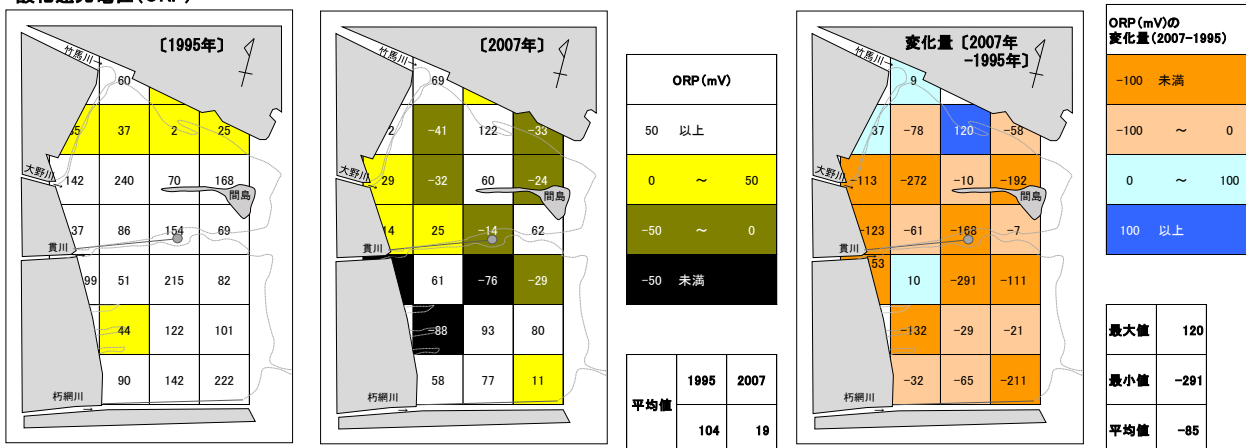


図 4.4.7 1995 年と 2007 年の地盤高、底質の分布と両年の差分の分布(地盤高, 中央粒径, COD_{sed})

酸化還元電位 (ORP)



硫化物

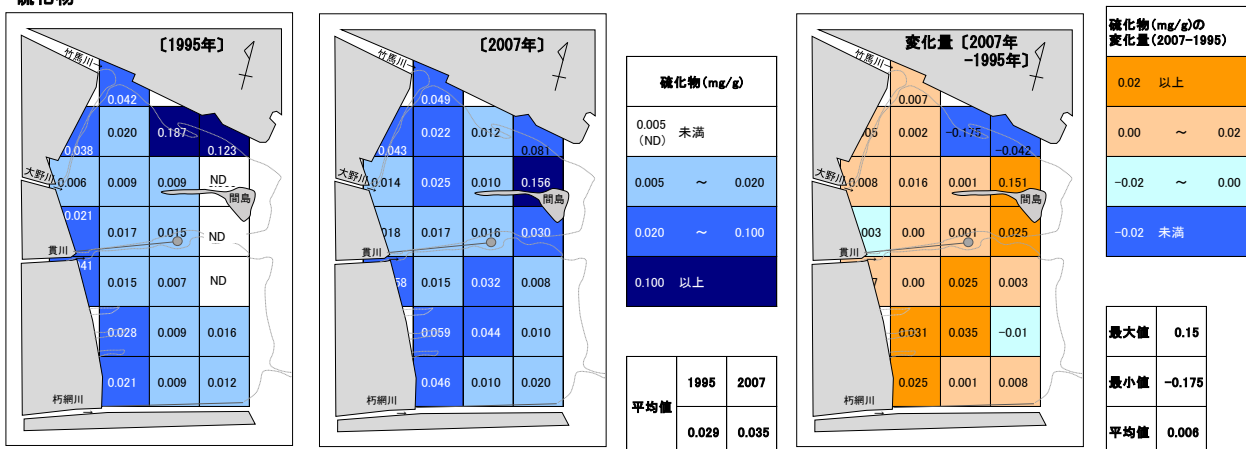


図 4.4.8 1995 年と 2007 年の底質の分布と両年の差分の分布(酸化還元電位, 硫化物)

(1) 地盤高および底質分布の経年変化

地盤高は、全体的にはやや低下傾向である。

中央粒径は、干潟全体としてみるとわずかではあるが細くなっており、間島の北側では顕著である。

COD_{sed} は、干潟全体としては若干減少しているが、間島周辺では増加している。

酸化還元電位 (ORP) は、竹馬川、大野川、貫川の滞筋付近の地点を除き、全体的に低下している。

硫化物は、干潟全体としての増加量はわずかであるが、南干潟では増加した地点が多い。また、間島周辺、特に北側では増加量が多い。

地盤高、中央粒径、COD_{sed}、酸化還元電位、硫化物の 1995 年と 2007 年の差分 (2007 年 - 1995 年) の分布をみると、干潟全域では酸化還元電位の低下、南干潟での硫化物の増加、間島北側地点での硫化物の大幅増がこの 12 年間の大きな変化といえる。

(2) 底質の類似性による区分とその変化

1995 年と 2007 年の 2 か年×23 地点分のデータについて、5 項目 (地盤高、中央粒径、COD_{sed}、酸化還元電位 (ORP)、硫化物) の距離 (データ正規化後のユークリッド平方距離) を求め、クラスター分析 (ウォード法) による干潟区分を行った。なお、本クラスター分析結果は 2008 年に報告済みである¹³⁾。ここでは、統計分析フリーソフト「R」の最新バージョン R. 4.4.2 の hclust 関数 (クラスター作成方法に "ward. D2" を指定) を使用して再分析し、修正した結果を紹介する。

1) 底質区分と各区分の特徴

クラスター分析の結果、曾根干潟の底質は大まかに I ~ V の 5 つのグループに区分され、そのうち II, III はそれぞれ a, b の 2 つのグループに細分された (図 4.4.9, 図 4.4.10)。各区分の特徴を表 4.4.4, 図 4.4.11 に示すとともに、以下にその概要を述べる。

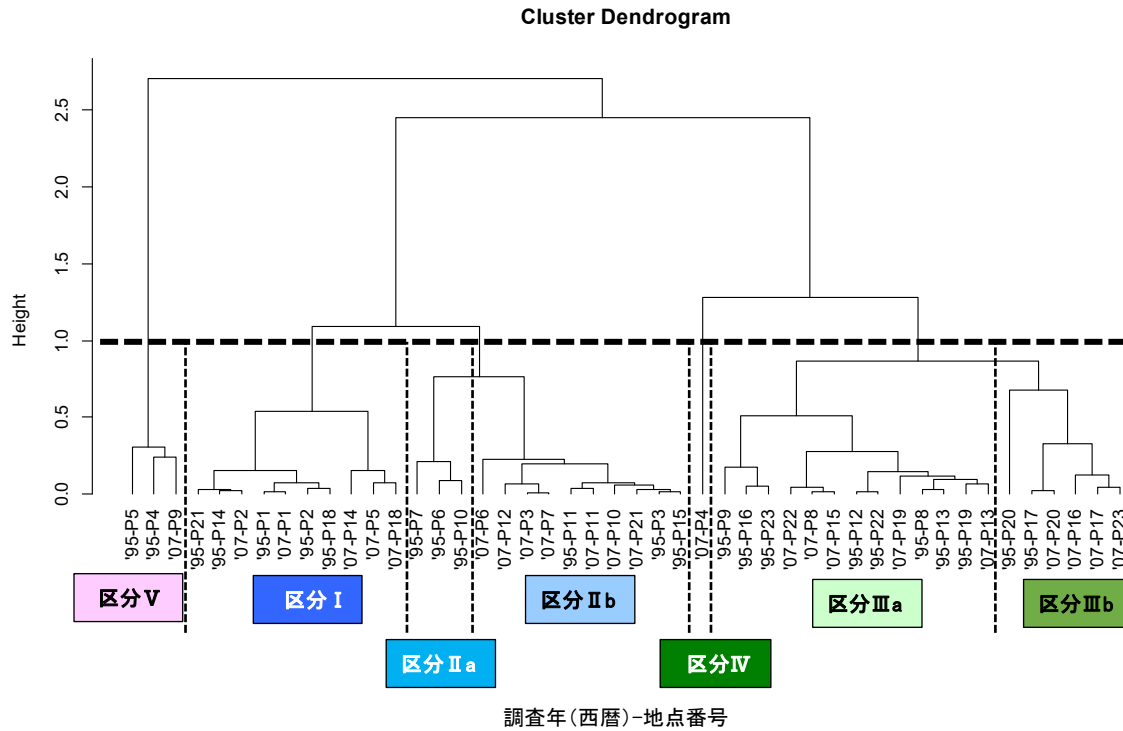


図 4.4.9 1995 年と 2007 年の曾根干潟の底質のクラスター分析結果
(区分I~Vの色分けは図 4.4.10 と共通)

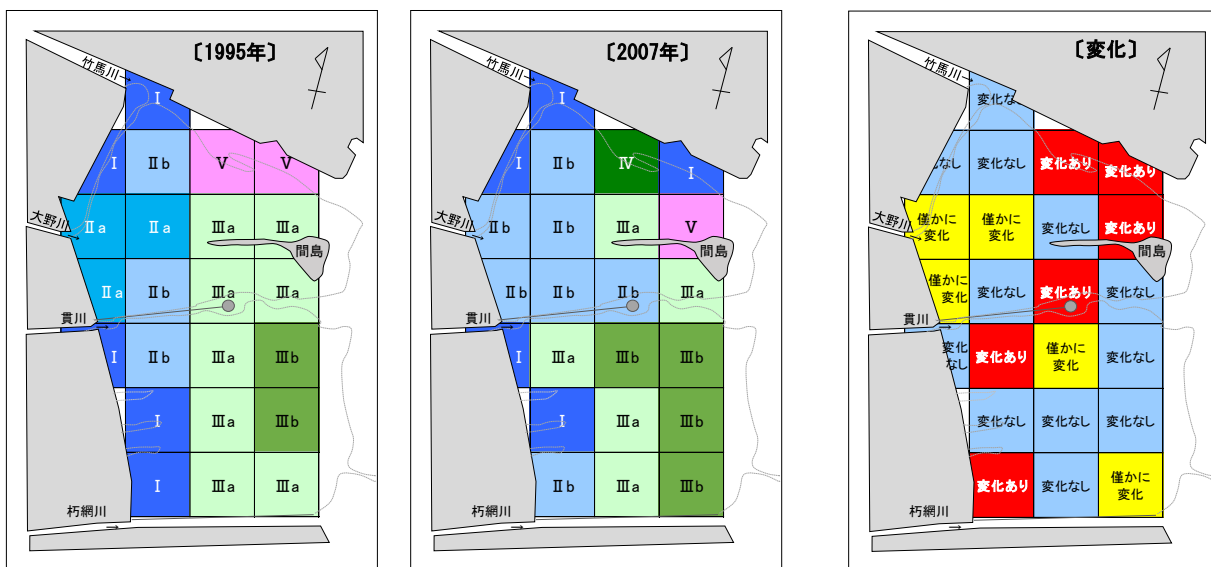


図 4.4.10 曾根干潟の 1995 年と 2007 年の底質のクラスター分析による区分とその変化
(区分I~Vの色分けは図 4.4.9 と共通)

表 4.4.4 曾根干潟の底質のクラスター分析による区分と各区分の特徴

区分	地点数		平均値						特徴(干潟域内での相対的評価)
	1995年 (10月)	2007年 (10月)	地盤高 (T.P.+m)	中央粒径 (mm)	COD _{sed} (mg/g)	硫化物 (mg/g)	ORP ^{*1} (mV)	含泥率 ^{*2} (%)	
I	5	5	0.34	0.05	2.8	0.046	29	69.2	含泥率の高い、有機物の多い岸よりの区域
II a	3	0	0.82	0.10	2.0	0.012	173	51.0	岸よりのORPの高い砂泥質の区域
II b	3	7	0.44	0.09	1.8	0.021	21	45.4	やや岸よりの砂泥質の平均的な底質の区域
III a	8	5	-0.39	0.16	1.8	0.014	117	22.7	やや沖よりのORPの高い砂質の区域
III b	2	4	-1.19	0.12	1.9	0.015	28	23.3	沖よりのややORPの低い砂質の区域
IV	0	1	-1.13	0.74	1.0	0.012	122	9.6	沖よりの有機物が少なくORPの高い砂礫質の区域
V	2	1	-0.87	0.25	3.3	0.155	1	31.3	沖よりの有機物が多くORPの低い砂泥質の区域

※1. ORPは水素電極との差を補正したE_h (mV) . ※2. 含泥率はクラスター分析に使用していない項目.

- 凡例
- : 平均値が曾根干潟の中では大きい(80%値以上)
 - : 平均値が曾根干潟の中ではやや大きい(60%値以上, 80%値未満)
 - : 平均値が曾根干潟の平均的な値(40%値以上, 60%値未満)
 - : 平均値が曾根干潟の中ではやや小さい(20%以上, 40%値未満)
 - : 平均値が曾根干潟の中では小さい(20%値未満)

表 4.4.4, 図 4.4.11 の凡例で示した「%値」, 例えば 80%値は, 23 地点×2 か年=46 地点分のデータを値の小さい順に並べて 80%目, すなわち 37 番目(46 地点×80%/100%≒37 番目)の値で, 大きい順では 9 番目(46-37=9)の値を示す. ここでは, 80%値以上を「大きい」, 60~80%値を「やや大きい」, 40~60%値を「平均的」, 20~40%値を「やや小さい」, 20%値未満を「小さい」の目安として記載した. なお, 図 4.4.11 の中央粒径および硫化物の縦軸は区分間の差が分かり易いように対数軸で示した.

区分Iは, 岸よりの地盤高がやや高く, 含泥率の高い区域である. また, 有機物の指標である COD_{sed} ほか硫化物の多い, 曾根干潟の中では有機汚濁の進んだ区域であり, 酸化還元電位(ORP)はやや低い.

区分IIa は区分Iと同様に岸寄りではあるが, 地盤高のより高い区域である. 底質は区分Iに比べて砂分が多い砂泥質で, 中央粒径や COD_{sed} は曾根干潟の平均的な値を示す. ORP が高く酸化的であるのが特徴である.

区分IIb は, 区分Iと同様に岸よりの地盤高の比較的高い区域ではあるが, 区分IIa に比べると地盤高は低い. 底質は砂泥質で, 中央粒径, COD_{sed}, 硫化物は曾根干潟の平均的な値を示し, ORP はやや低い.

区分IIIa は, 地盤高がやや低いやや沖よりの砂質の区域である. 硫化物がやや少ない酸化的な環境である.

区分IIIb は, 区分IIIa に比べて地盤高が低い砂質の沖側の区域である. COD_{sed}, 硫化物は曾根干潟の平均

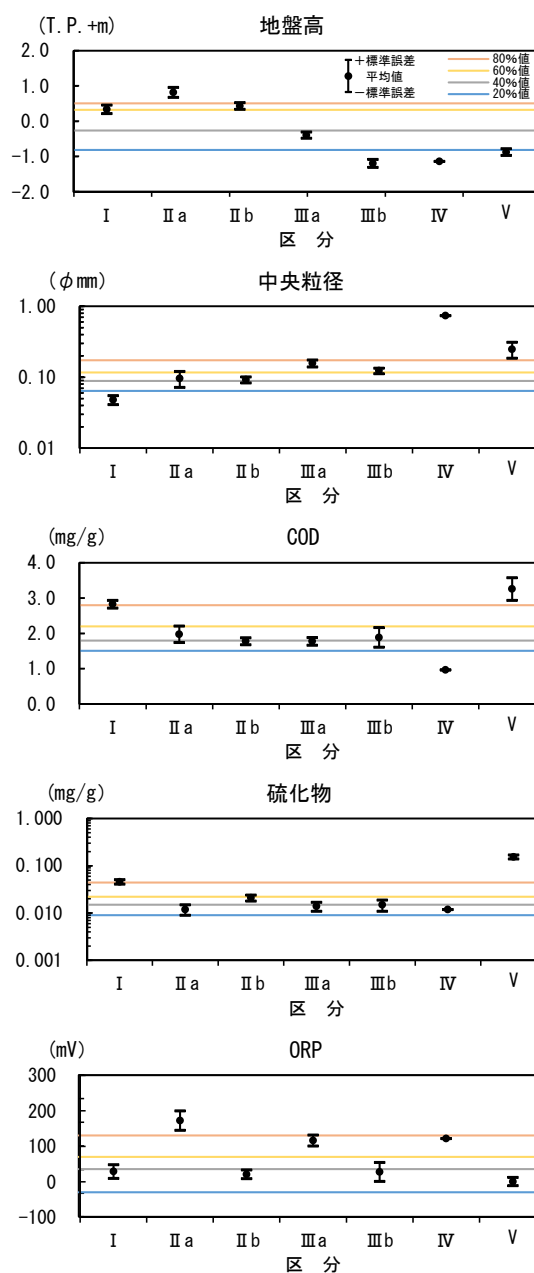


図 4.4.11 曾根干潟の底質区分ごとの底質の特徴

的な値であるが、ORP がやや低い。区分IIおよび区分IIIともに a は b に比べて酸化的、逆の言い方をすると b は a に比べて嫌氣的な底質となっている。

区分IVは、2007年の竹馬川滯筋沿いの P4 地点のみである(図 4.4.10)。地盤高、含泥率、 COD_{sed} が低く、ORP が高い砂礫質の地点であり、この2か年の中では特異な地点となっている。

区分Vは、竹馬川滯筋周辺の沖よりの地盤高の低い砂泥質の区域で、曾根干潟の中では COD_{sed} 、硫化物が卓越して多く、有機汚濁の進んだ区域である。また、ORP が最も低い。

2) 底質区分の変化

調査年ごとの各底質区分に属する地点の分布(図 4.4.10)と各区分の特徴(図 4.4.11)をみると、北干潟の岸側では区分IIa に替わって区分IIb の地点が増えており、図 4.4.12 に示すように地盤高の低下、 COD_{sed} の減少、硫化物の増加、ORP の低下が読みとれる。中でもORP の変化が大きい。

このほか北干潟では竹馬川の滯筋沿いの P4 地点が区分 V から区分IVに変化しており(図 4.4.13)、地盤高の低下、礫化、 COD_{sed} および硫化物の減少、ORP の上昇が読みとれる(表 4.4.4)。また、同様に竹馬川滯筋沿いで P4 に隣接する P5 地点は区分Vから区分IIに変化している。P4 地点とは逆に地盤高の上昇、泥質化が起こっているものの、 COD_{sed} および硫化物の減少、ORP の上昇は P4 地点と同様の現象である。P4、P5 地点は、竹馬川の滯筋沿いにあり、近くには礫床のある間島北側に近いことから場所や年による変動が大きいものと考えられる。区分IIIa から区分 V に変化した P9 地点についても竹馬川の滯筋に近く、間島北側にあたるため場所による底質変化の激しいところと考えられるが、区分IIIa から区分 V への変化は COD_{sed} および硫化物の大きな増加、ORP の大きな低下(還元化)をとまなっており(図 4.4.13)、有機汚濁の進行、およびそれに伴う底生生物への影響が懸念されるため注視が必要である。

海床路突端付近の地点 P12 地点は、区分IIIa から区分IIb に変化している。底質調査結果から読みとれる変化は、泥質化と ORP の減少である(図 4.4.13)。当該地

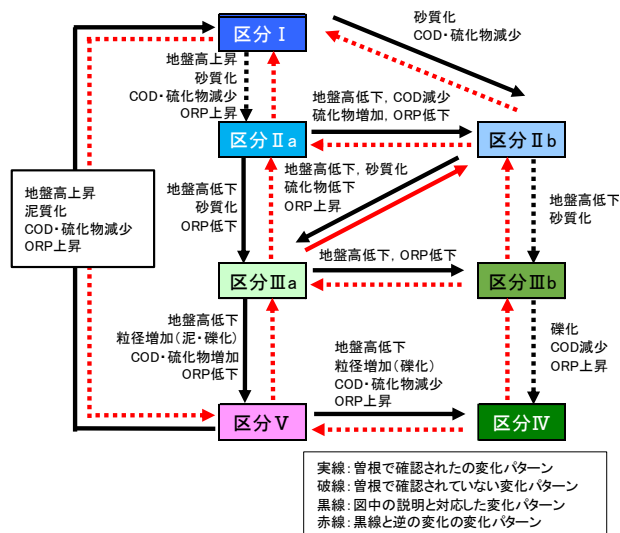


図 4.4.12 曾根干潟でみられた底質区分間の関係と変化パターン

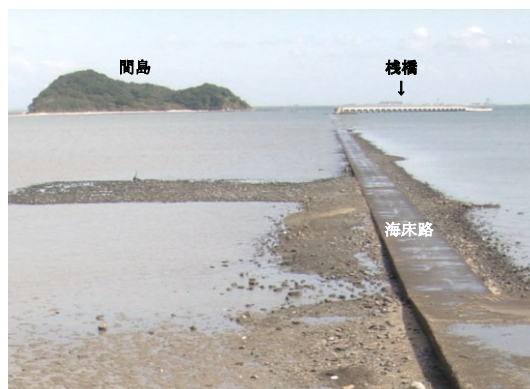


写真 4.4.2 曾根新漁港に繋がる栈橋 (2007年10月27日撮影)

点近傍では、1995年調査時になかった曾根新漁港に繋がる栈橋(写真 4.4.2)が2007年調査時にはできており、その支柱周辺で泥質化が進んでいるのを現地確認しており、栈橋工事による影響で地形や底質が変化した可能性がある。

また、南干潟沖側では区分IIIa に替わって区分IIIbが増えており、地盤高と ORP の低下が読みとれる(図 4.4.13)。

以上のように、北干潟および南干潟の一部において地盤高の低下ほか、 COD_{sed} を指標とする有機物の大きな増加を伴わない ORP の減少が起こっており、干潟の地盤低下に伴う干出時間の減少または静穏化による還元化、ひいては底生生物への影響が懸念される。

(山内, 高比良)

北干潟

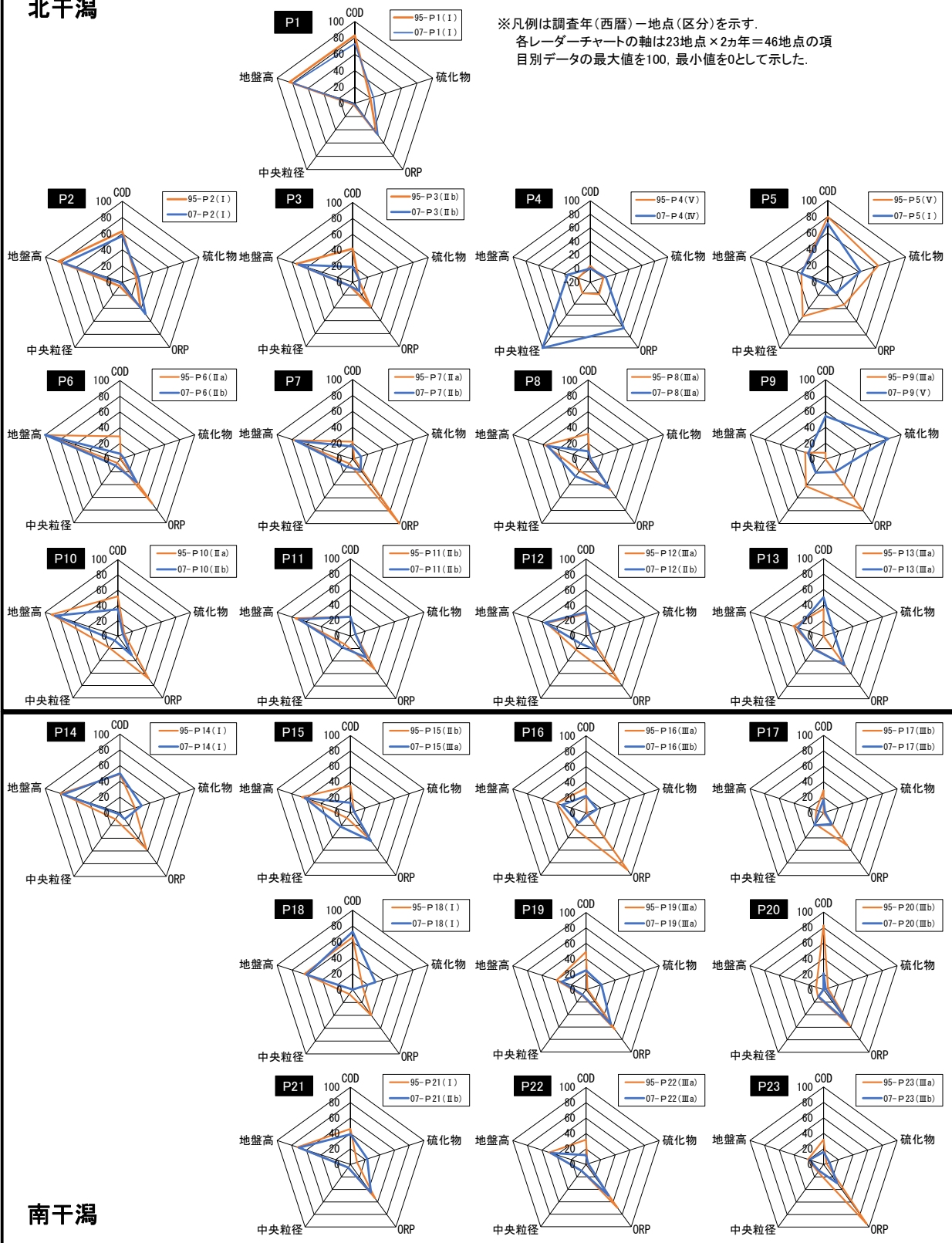


図 4.4.13 曾根干潟の底質の1995年度および2007年度の地点別特徴(レーダーチャート)

4.4.4 干潟の硬度および細粒土の漂砂量

定量研では、曾根干潟におけるカブトガニ等底生生物の分布特性に、干潟の硬さや細粒子の移動・堆積過程(ここでは漂砂と呼ぶ)が関係している可能性に着目し、貫入調査および漂砂量調査を2007年10月27、28日に実施した¹³⁾。その解明には至らなかったものの、曾根干潟の地点別硬度や細粒土の堆積特性について当時得られた知見を以下に紹介する。

(1) 調査方法

干潟の土の性状を表す指標として、土粒子の粒度調査が一般的であるが、表層土が対象となるため、短期的な潮流や波浪の影響を受けている場合がある。

そこで、長期的変化の指標として土壌貫入量を取り上げ、長谷川式土壌貫入計を用いた貫入調査を実施し(写真4.4.3)、干潟の層状構造を把握した。調査地点は図4.4.1に示した干潟のP5、P20、P23を除く20地点とし、各地点周辺の2~4か所で貫入調査を実施した。また、同一地点における土砂の攪拌・堆積状況(漂砂量)を把握するため、試料びん(1L 広口ポリ)を約14日間埋設し(2007年10月13、14日設置、10月27日回収)、その漂砂量を調査した(写真4.4.4、写真4.4.5)。なお、P5、P7の試料びんは設置期間中に流失し、回収できなかった。

(2) 調査結果

1) 干潟硬度の面的性状

貫入深と打撃回数との関係を図4.4.14に示す。

沖側(P4、P9、P13、P17、P19、P22)と比べ岸側(P1、P6、P10、P14、P18、P21)は打撃回数が少なく、貫川河口に近く砂が堆積するP14を除くと岸から沖に向けて硬くなる傾向がみられる。貫入深1mになるまでの打撃回数の平均値は岸側で12回、沖側で24回と沖側の方が2倍多くなっていることからこのことが言える。

北干潟(P1~P13)と南干潟(P14~P23)とを比較すると、貫入深1mに必要な打撃回数の平均は南干潟で19回、北干潟で15回と概ね南干潟が硬い傾向となっている。北側(P1~P4)は竹馬川河口であり、比較的柔らかい土砂の堆積が推測される。P9地点が特異的に硬い傾向



写真 4.4.3 曾根干潟における貫入調査



写真 4.4.4 曾根干潟における漂砂量調査(埋設状況)



写真 4.4.5 漂砂量計測状況

がみられるが、土質性状が貝殻・礫混じりの砂質土で、貫入調査時に貝殻や礫が抵抗となったと考えられる。

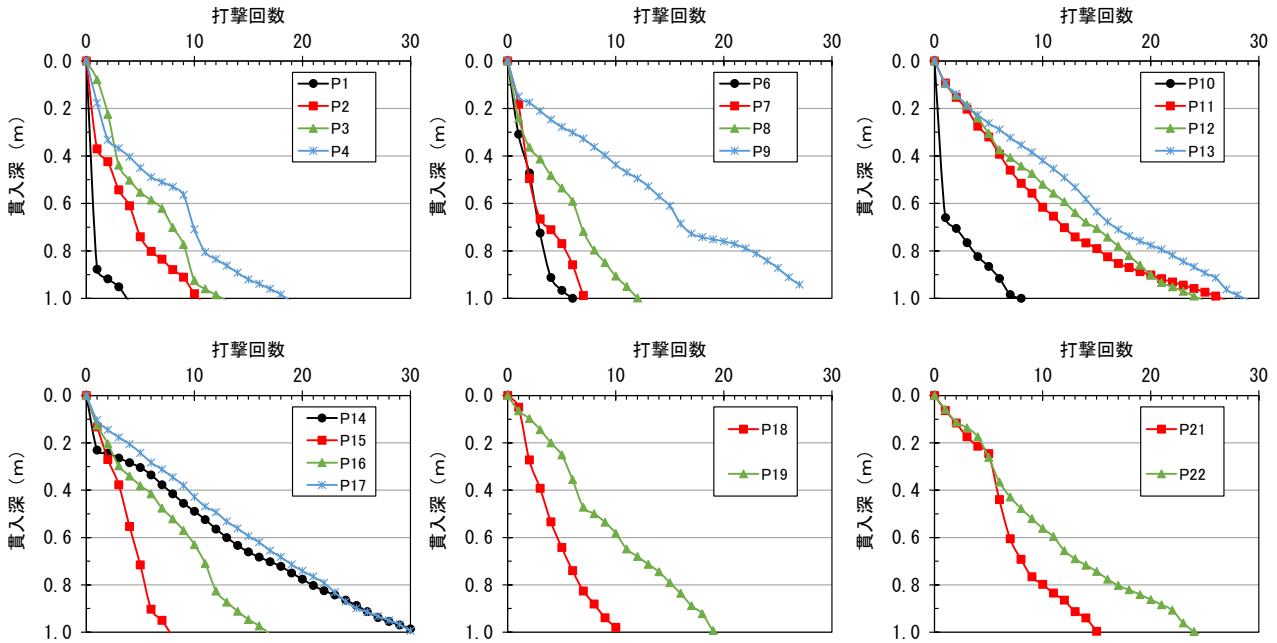


図 4.4.14 曾根干潟における貫入試験結果(打撃回数ごとの貫入深)

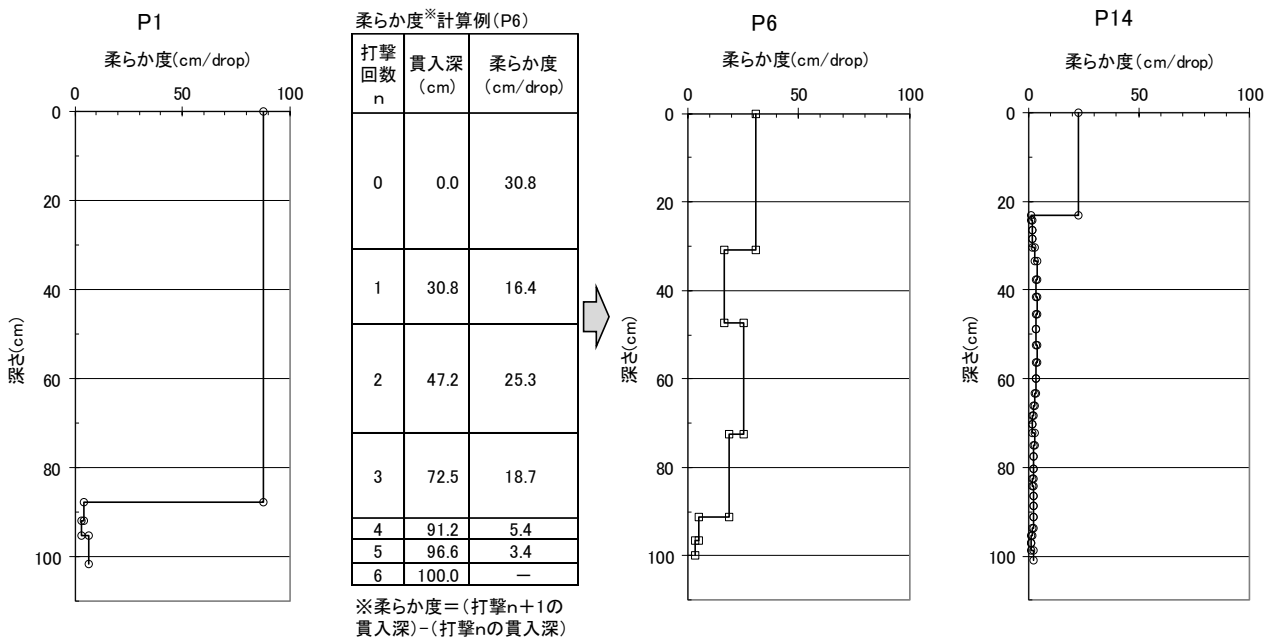


図 4.4.15 曾根干潟における貫入試験結果(柔らか度の鉛直部分布)

2) 干潟硬度の層状性状

竹馬川, 大野川, 貫川の河口での鉛直性状を図 4.4.15 に示す.

竹馬川河口の P1 では, 約 90cm の柔らかい泥の堆積層が見られた. 貫川河口の P14 では約 20cm の柔らかい泥の堆積層が見られ, それ以下は貫入量が非常に

小さく 1m 貫入するのに 30 回打撃した. 両地点とも深さは違うが層状構造が確認できた.

一方, 大野川河口の P6 では顕著な層状構造は見られず, ほぼ一様な鉛直分布となっていた. P1, P10 は, 図 4.4.14 に示すように 1 打で 60cm 以上貫入しており, 柔らかい泥が厚く堆積していることがわかった.

3) 細粒土の漂砂量

漂砂量調査結果を図 4.4.16 に示す。南干潟(P14～P23)の漂砂量が北干潟(P1～P13)と比べ顕著に多くなる結果が得られた。北干潟の堆積状況に着目すると、竹馬川河口の P1 の漂砂量が 50cm³と全地点の中で最も少なく、間島南側の P13 が 570cm³と北干潟では最も多い結果となっている。これは、先の貫入調査結果で推測された軟らかい泥の堆積厚とは逆の結果となっている。また、図 4.4.17 に示す中央粒径と漂砂量との関係を見ると、南干潟(P14～P23)では相関は悪いが、粒径が小さいほど漂砂量が多くなる傾向がみられた。一方、北干潟では粒径が小さいほど漂砂量が少なく、粒径が大きくなるにつれ、漂砂量が多くなる逆の傾向が窺える。また、漂砂量の平均値は、北干潟が 228 cm³、南干潟が 668 cm³と約 3 倍多い結果であった。

干潟上の漂砂の要因として波浪および潮流を考えた場合、波浪による漂砂が卓越する地点では、攪乱が大きく、干潟表面の土砂は巻き上げられ、高濃度の漂砂が発生するのに対して、潮流による漂砂が顕著な地点では、巻き上げは発生しにくく、低濃度の漂砂における土砂が堆積するのみであるため、漂砂量が小さくなると推測される。また、細粒土砂は沈降速度が遅く、沈降しにくいので堆積する土砂量が小さくなると考えられる。

したがって、間島背後の北干潟では底質に及ぼす波浪の影響が南干潟に比べて小さい、言い換えると、南干潟は底質に及ぼす波浪の影響が北側より大きいので漂砂量が大きく、逆に北干潟は漂砂量が小さいと推測される。

また、岸際の軟らかい泥の堆積の要因としては、浮遊微細粒子の上げ潮時の運搬、満潮時の堆積によるものが大きいと考えられる。

(奥田)

4.4.5 まとめ

1995 年度に実施された曾根干潟および周辺海域の底質調査結果をみると、曾根干潟は干潮線付近は砂質であるが、西側堤防に近づくにしたがってシルト分が増加し、間島北側では礫・岩場が卓越していた。また、Ig-Loss, COD_{sed}, T-N, 硫化物はいずれも海域で高く、干

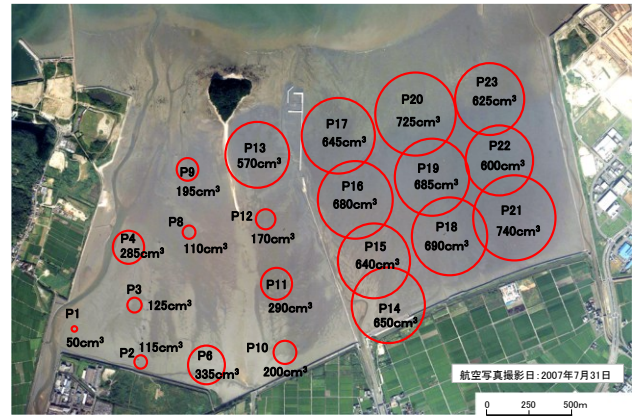


図 4.4.16 曾根干潟における漂砂量調査結果

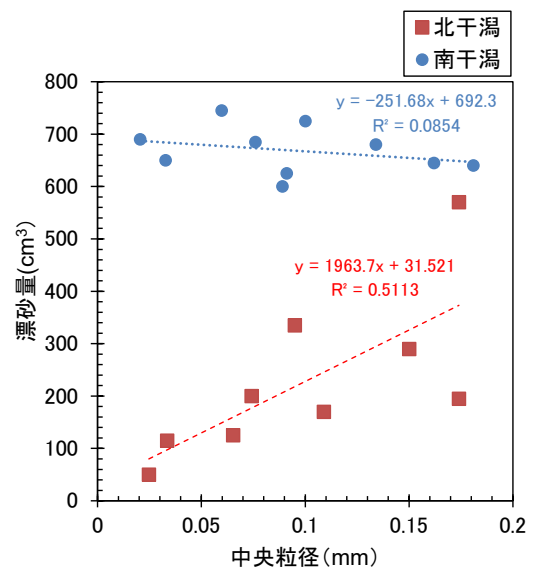


図 4.4.17 曾根干潟における漂砂量と中央粒径の関係

潟域の数倍以上であった。これらは干潟域では北干潟の漂筋付近が高く、海域では沖合ほど高い傾向を示した。COD_{sed} および硫化物の調査結果から、干潟域は貧栄養域から富栄養域、干潟沖は富栄養域から過栄養域と評価された。ORP は干潟域で酸化的、干潟沖で還元的であり、硫化物の高い地点ほど ORP が低かった。全リンは干潟域に比べて海域が高いがその差は小さく、干潟域では河川流入部、海域では沖合で高い傾向を示した。

北干潟、南干潟各 2 地点の 1995～2023 年の底質等経年調査結果をみると、複数地点で環境悪化が確認された。北干潟の間島北側にある St.2 では、底質中の有

機汚濁を示す COD_{sed}が調査期間中に2倍以上へ増加し、硫化物濃度も2005～2014年に高い値を示した上、2021年以降に再び上昇傾向がみられた。他の地点でも硫化物は全体的に増加しており、南干潟沖側の St.4 では含泥率の増加が確認された。この地点では海域の静穏化により底質が攪乱されにくくなり、それが硫化物増加の一因となっている可能性が示唆された。

1995年と2007年の干潟域底質を比較した結果、北干潟および南干潟の一部で地盤高の低下がみられ、さらにCOD_{sed}による有機物の大きな増加を伴わずにORPが低下していることが確認された。これらの変化は、干潟の地盤高が低下したことで干出時間が短くなったことや、海域の静穏化によって底質が還元化しつつあることを示唆しており、その結果として底生生物への影響が懸念された。

2007年の貫入・漂砂量調査結果から、干潟の硬度は概ね沖側で高く、北干潟に比べて南干潟が硬い傾向であった。南干潟は北干潟に比べて漂砂量が多く、波浪の影響が大きいと推測された。

(奥田, 高比良, 小島)

参考文献

- 1) 北九州市経済局, (財)九州環境管理協会: 曾根漁港海域環境調査委託報告書(平成8年3月), 1996.
- 2) 環境省: せとうちネット 底質汚濁の状況 (env.go.jp), 2022.
https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa_net/setouchiNet/seto/g2/g2cat01/teishitsuodaku/odaku-index4.html (参照 2022年10月13日)
- 3) 環境庁水質保全局水質管理課: 改訂版 底質調査方法とその解説, 175pp., 日本環境測定分析協会, 1986.
- 4) 細川恭史, 三好英一: 底質COD測定法の検討, 港湾空港技術研究資料, No.368, 28pp., 1981.
- 5) 小椋和子: 5・5・1 有機物分析 1) 有機炭素および窒素, 沿岸環境調査マニュアル[底質・生物篇], 日本海洋学会編, pp.57-59, 恒星社厚生閣, 1986.
- 6) 吉田陽一: 3. 生物指標法, 漁場環境アセスメント, 水産学シリーズ 48, pp.25-46, 恒星社厚生閣, 2007.
- 7) 星加 章, 塩沢孝之: 6・1・4 酸化還元電位の分布, 沿岸環境調査マニュアル[底質・生物篇], 日本海洋学会編, pp.105-106, 恒星社厚生閣, 1986.
- 8) 寒川喜三郎, 日色和夫: 最新の底質分析と化学動態, 233pp., 技報堂出版, 1996.
- 9) 代田昭彦: 1. 養殖場の汚染と被害の現状, 海面養殖と養魚場環境(渡辺 競 編), 水産学シリーズ 82, pp.11-27, 恒星社厚生閣, 1990.
- 10) 畑 幸彦: 4. 堆積物, 海面養殖と養魚場環境(渡辺 競 編), 水産学シリーズ 82, pp.51-68, 恒星社厚生閣, 1990.
- 11) 武田育郎: 水と水質環境の基礎知識, 198pp., オーム社, 2001.
- 12) 佐藤 努: 粘土の特性と利用, 一粘土基礎講座I-, 粘土科学, 41(1), pp.26-33, 2001.
- 13) 小野勇一(自然環境定量評価研究会): 河川整備基金助成事業「河口干潟生態系の評価・モニタリングに有効な指標生物抽出技術および群集比較法等の開発」報告書(助成番号 19-1215-024), 45pp., 河川環境管理財団, 2008.

4.5 干潟の地中温

4.5.1 調査目的

干潟における生物分布は、一般的に粒径や地盤高等の生息場の環境との関係性が強いことが知られているが、地中温度(以下、「地中温」という)と干潟生物分布の関係性の検討はほとんど行われていない。干潟生物生息環境の一つである地中温変動特性の基礎資料取得を目的として、曽根干潟において、地中温の連続観測を実施した。

4.5.2 調査内容

調査内容は表 4.5.1 と図 4.5.1、図 4.5.2 に示すように全7地点について、底面下-0.1m, -0.5m で実施した。

4.5.3 地中温調査結果

(1) 地中温統計解析結果

現地調査における地中温、苅田の潮位、アメダス空港北町の気温、降水量の経時変化図を図4.5.3に示す。

図4.5.1の上表に示すようにP10, 11, 18で継続して観測している。図4.5.3は、地中温と大気温を同じグラフ上に表しており、全体的な傾向として、地中温の長期的変動は大気温の変化と応答性が高く、大気温と同程度の値で推移している。地中温に影響すると思われる気象(大気温)と海象(潮位)との相関を示したのが図4.5.4である。左図より地中温は大気温に対しては非常に良い相関があるが、潮位(右図)に関しては相関がない。大気温では相関係数が平均で0.95であり、潮位のそれは0.014であった。

地中温と大気温のデータを統計的に整理した結果を図 4.5.5(1)～図 4.5.5(3)に示す。図には、最高値(青丸)、平均値(赤丸)、最低値(灰丸)および縦線で標準偏差を示している。図 4.5.5 に示すように、地点に関わらず上層(底面下-0.1m)より下層(底面下-0.5m)の地中温の変動が小さい。また、岸側(P10, P14)と沖側(P11, P15, P18)を比べると、岸側の地中温平均値が若干ではあるが小さい値である。最高値は岸側より沖側の方が高く、最低値も高い。北側と南側の温度差に明確な違いは見られない。

図 4.5.5(2)をみると、2021年1～2月は2019, 2020,

表 4.5.1 地中温調査の調査内容

項目	内容
調査時期	2018/9/22～2022/9/25 1092 日間
調査地点	7地点 P7, P10, P11, P12, P14, P15, P18 観測時期は以下参照
測定条件	インターバル:1 時間間隔 測定高さ:干潟底面下-0.1m, -0.5m
使用機器	ONSET 社製 HOBO TidbiT v2, Water Temp Pro V2(図4.5.2 参照)

	北 北 北 北		南 南 南					
	沖	岸	沖	沖	岸	沖		
地点	P7	P10	P11	P12	P14	P15	P18	
2018	1年	1年	1年		1年	1年	1年	2018.9.22～1yr
2019	1年	1年	1年		1年	1年	1年	2019.9.14～1yr
2020	1年	1年	1年	1年	1年	1年	1年	2020.10.3～1yr
2021		1年	1年	1年			1年	2021.9.18～1yr

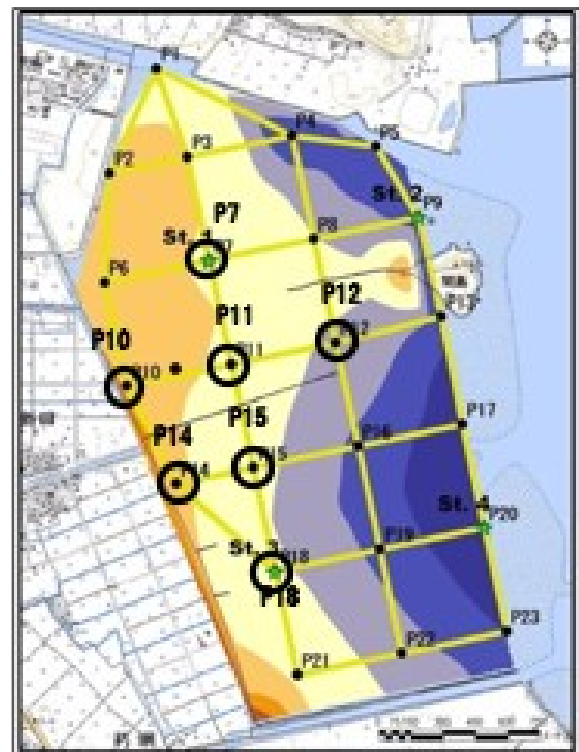


図 4.5.1 調査位置図



図 4.5.2 観測機器および観測状況

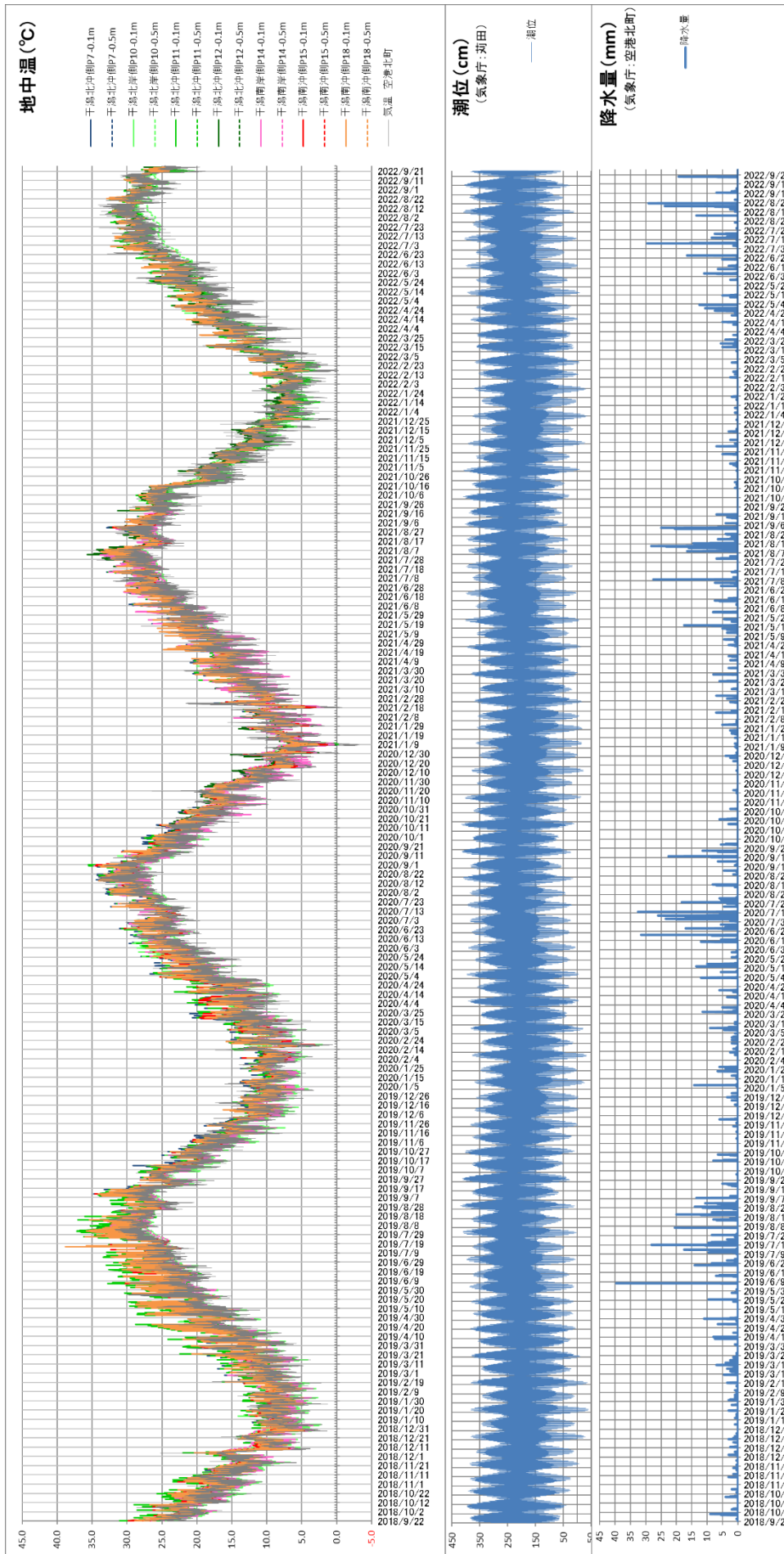


図 4.5.3 地中温およびその他気象・海象条件の経時変化(2018年9月～2022年9月)

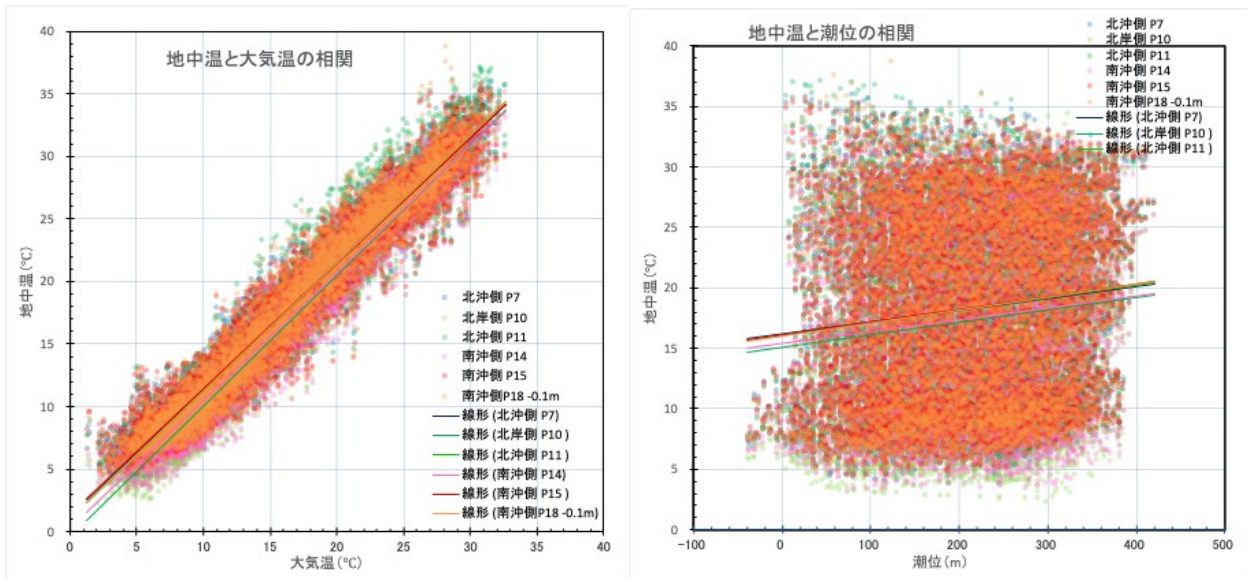


図 4.5.4 地中温と大気温との相関(左図), 潮位との相関(右図)

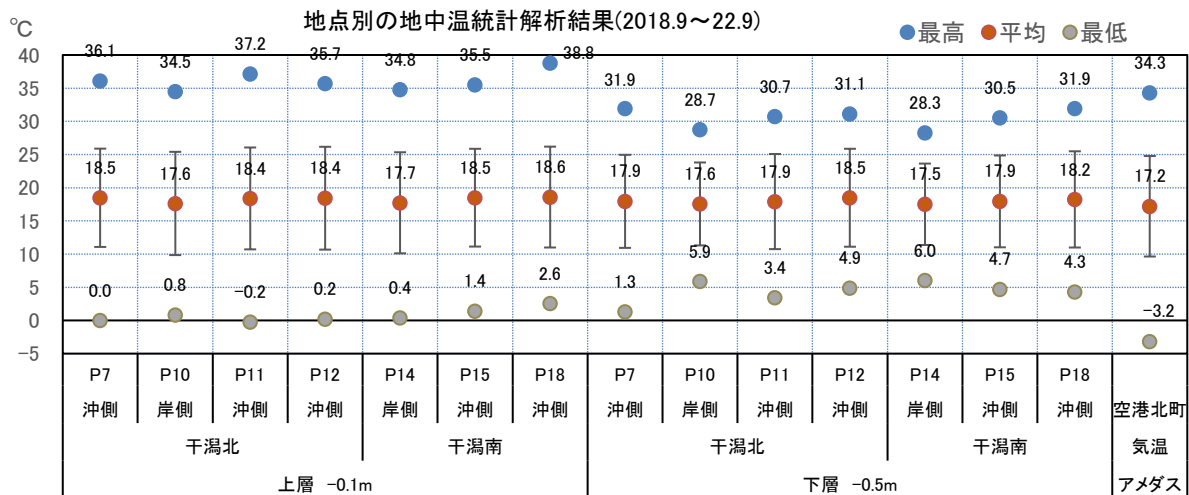


図 4.5.5(1) 地中温の最高・平均・最低値・標準偏差(全期間)

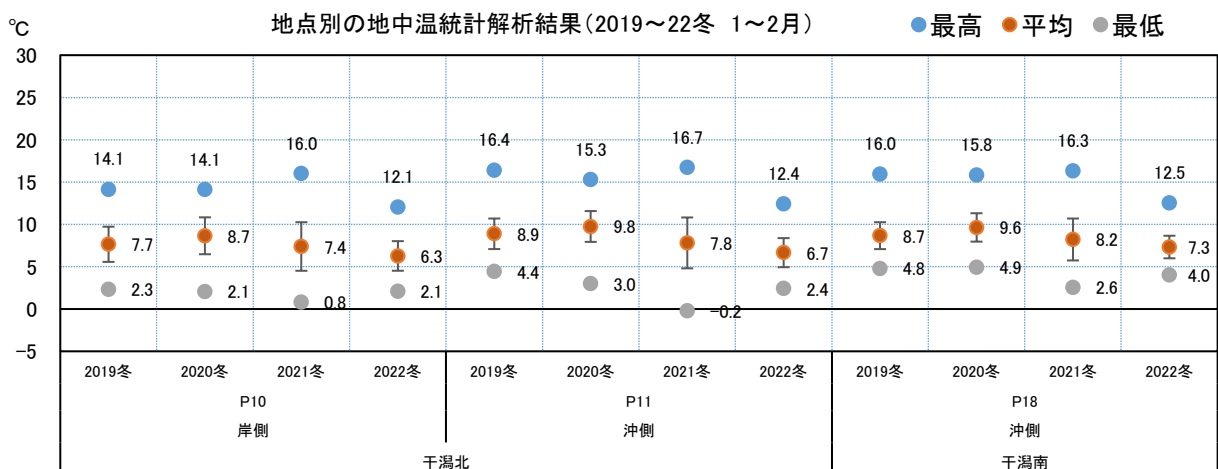


図 4.5.5(2) 地点別における上層の地中温の最高・平均・最低値・標準偏差(年別・冬)

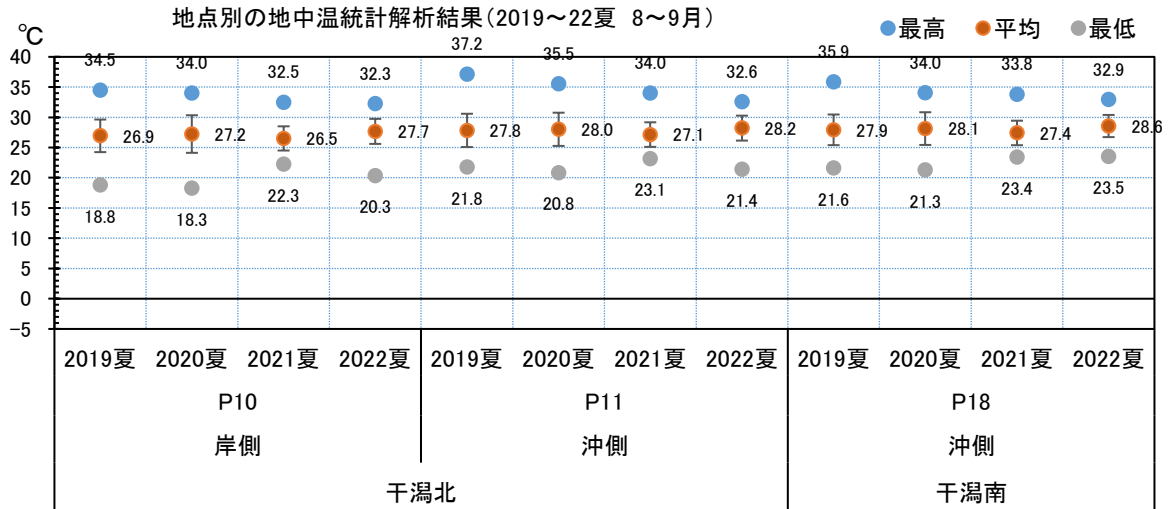


図 4.5(3) 地点別における上層の地中温の最高・平均・最低値・標準偏差(年別・夏)

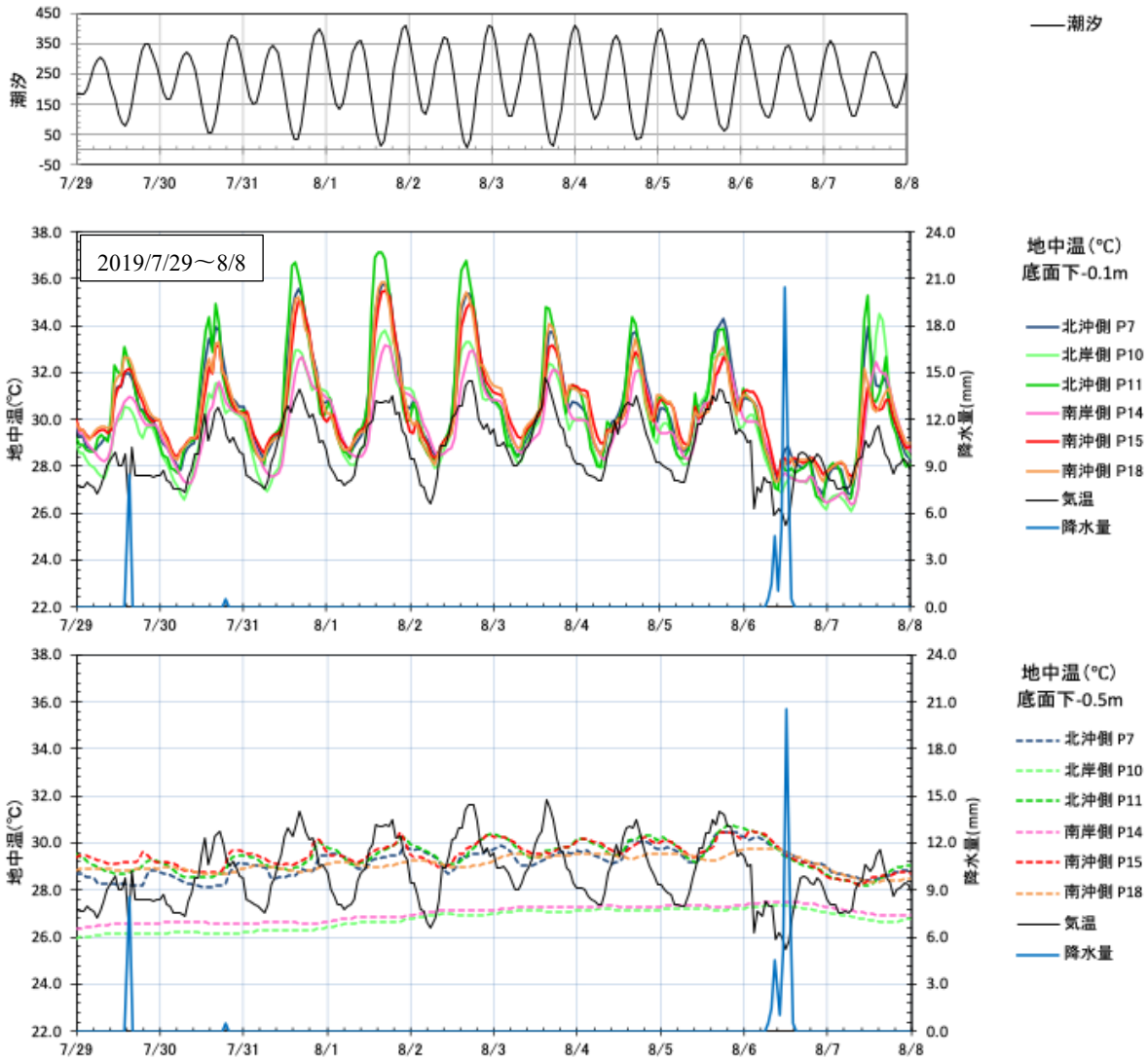


図 4.5(6) 各地点における地中温と潮位, 降水量の時系列変化(2019 年夏季, 晴天時)

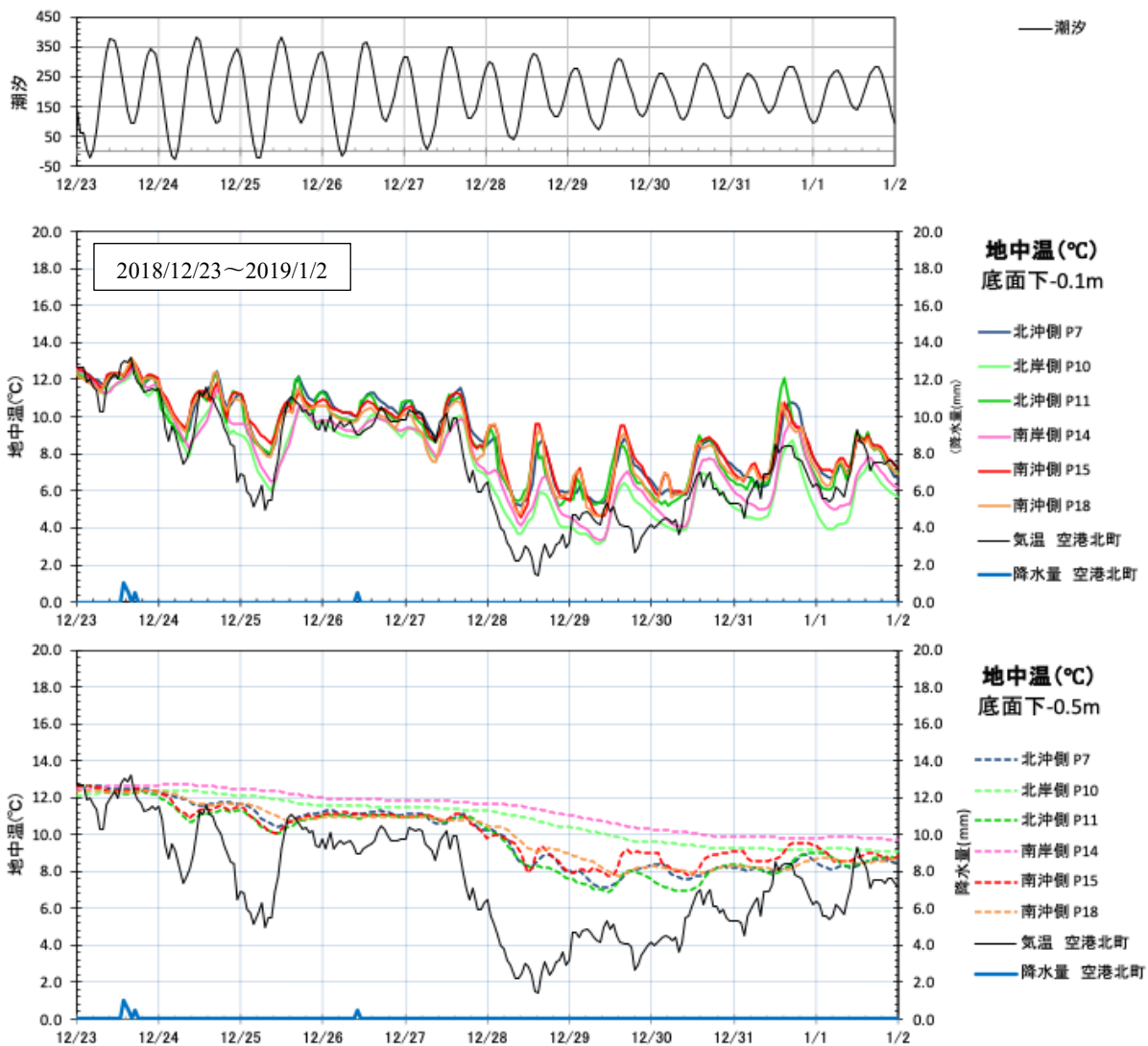


図 4.5.6(2) 各地点における地中温と潮位、降水量の時系列変化(2018年冬季、晴天時)

2022年より寒暖の差が大きい特徴があること、2022年が特に低温であったことがわかる。

これらの変化は、大気温の変動と関係性が高いが、大気温と比較(図 4.5.5(1))すると、平均値は地中温が高く、最高・最低温度の振れ幅は大気温が地中温より大きかった。

年度別・季節別の地中温の特徴については、冬季(図 4.5.5(2))に着目すると、上層は、岸側より沖側の温度が高い傾向が概ねみられる。また、3測点とも2021年冬季の振れ幅が最も大きく、他の年より平均値が1.5°C程度低かった。

夏季(図 4.5.5(3))に着目すると、上層は、岸側より沖側の温度が高い傾向は4ヶ年度とも同様である。2021年は、他の年より平均値が1°C程度低かった。最高値は

2019年夏、最低値は2020年夏であった。

(2) 特徴的期間の地中温変化

数日間の短期的な地中温変化の視点から挙動を確認した。

1) 晴天時の挙動

晴天時の挙動は、図 4.5.6(1)に2019年夏季の結果を、図 4.5.6(2)に2018年冬季の結果を示す。上図に潮位の変化を、中図に上層(底面下-0.1m)の地中温の変化を、下図に下層(底面下-0.5m)の地中温の変化を示している。これらの図より地中温変化の特性を以下に記す。

- 上層(図 4.5.6(1))では、地中温の大きな変動は大気温の上下に呼応しており、特に夏季の上層が大気温の変化に連動した日周変動がみられる。これに対し、

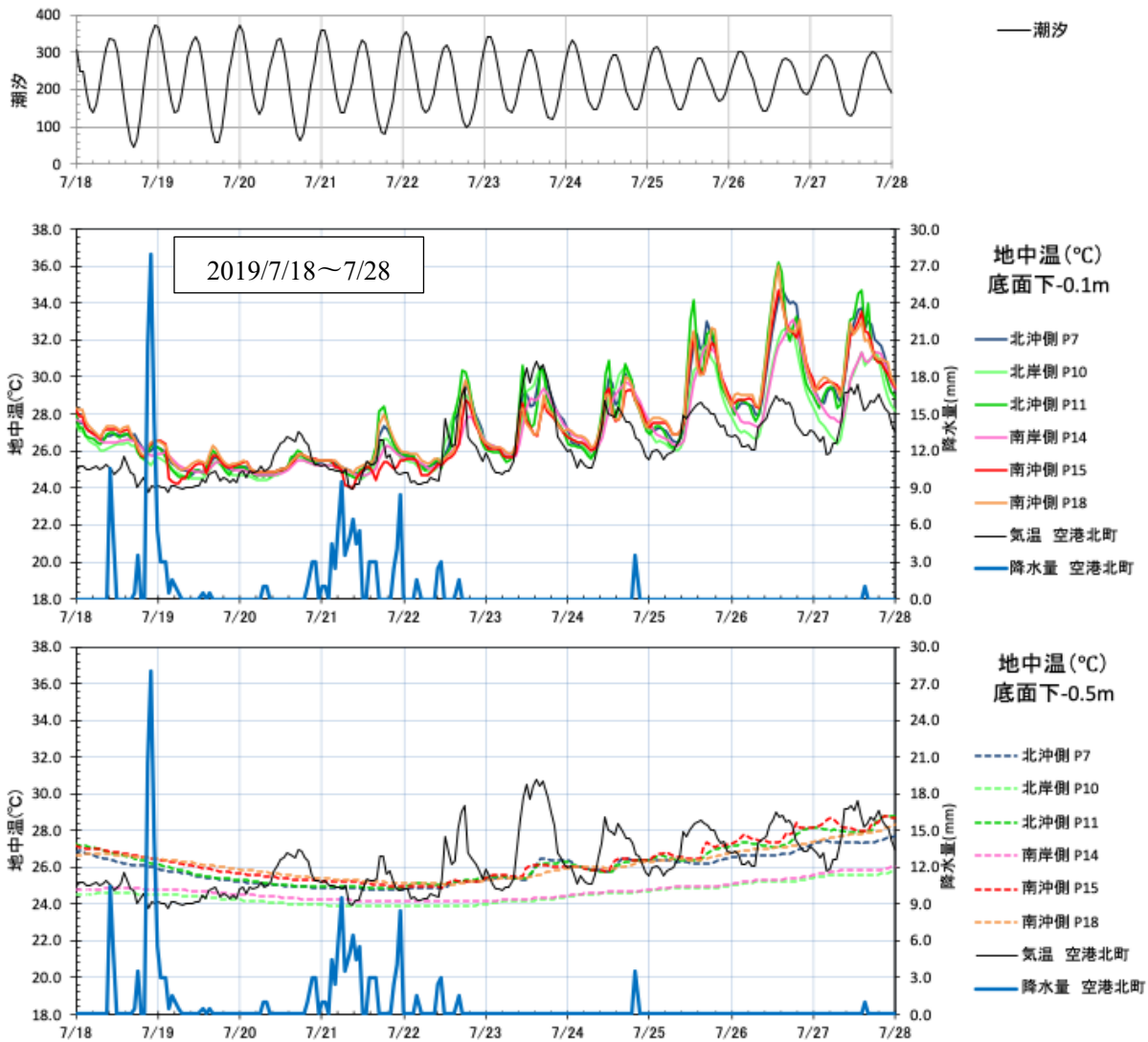


図 4.5.7(1) 各地点における地中温と潮位, 降水量の時系列変化(2019 年夏季, 降雨時)

下層は, 日周変動は顕著でなく, 夏季では大気温との位相がずれた変動をしている。

- 夏季の下層以外は, 地中温は大気温より高い値で推移している。
- 上層の地中温は, 日中の特に干潮時に高くなる。
- 晴天時の上層において, 岸側 (P10, P14) は, 沖側 (P11, P15, P18) の地点より地中温が, 1~3°C 低い値で推移している。
- 夏季上層 (図 4.5.6(1)) の地中温は大気温より高い値で推移しながら, 概ね大気温に連動して変化している。しかし, 冬季の上層 (図 4.5.6(2)) では大気温が低下するときに, 地中温の日周変動が変わらない場合もみられ, 潮汐による冠水時に熱が供給されていることが示

示唆される。

- 夏季下層 (図 4.5.6(1)) において岸側 P10 (草色) と P14 (桃色) の地中温は, 沖側と比べると変動がほとんどなく, 継続して 2~3°C 低い値である。一方, 冬季下層 (図 4.5.6(2)) の地中温は, 長期的な大気温下降時 (12 月~1 月) において, 岸側の地中温が 1~2°C 高く, 変動もほとんどない。これらのことは, 季節による温度変化が小さいと言われる地下水の影響が示唆される。

2) 降雨時の挙動

降雨時の挙動は, 図 4.5.7(1) に 2019 年夏季の結果を, 図 4.5.7(2) に 2020 年冬季の結果を示す。図の内容は晴天時と同様である。これらの図から地中温変化の特性を

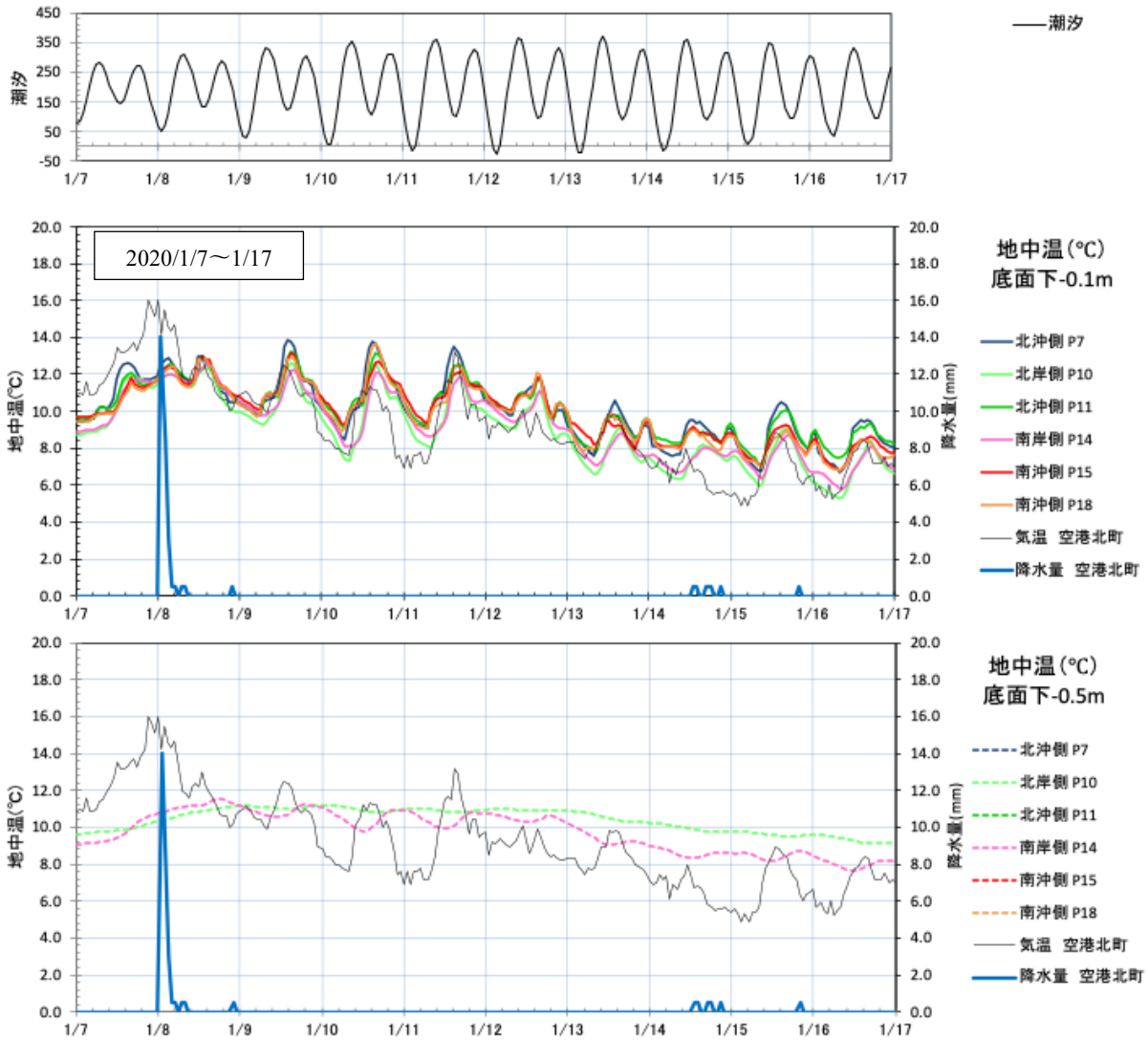


図 4.5.7(2) 各地点における地中温と潮位、降水量の時系列変化(2020 年冬季、降雨時)

以下に記す。

- 夏季(図 4.5.7(1)の 7/19～7/21)において 20mm 以上の強い降雨後、1～1.5 日程度の間は上層の地中温が 3℃程度低下する。晴天時(7/26～7/28), 岸側 P10 (草色), P14(桃色)の上層(-0.1m)地中温が沖側より低い。降雨直後の 1～1.5 日程度は地点間の温度差がなくなる。降雨後の陸水により温度が同等となるものと思われる。晴天時において下層(-0.5m)では上層のように大きな温度変化がみられず、降雨直後もその影響はほとんどみられない。また、降雨とは関係なく下層の岸側(P10, P14)の地中温は沖側と比べると 2℃程度継続して低くなっている。
- 冬季においては、降雨のデータがあまり多くなく、1/8

に 14mm の降雨があった前日の 2020/1/7～1/17 のデータを図 4.5.7(2)に示す。上層では、1/8 の夜中に地中温が本来であれば下がるところがやや上昇した。これは、降雨の影響も考えられるが、大気温が急激に上昇したことによる現象だと考える方が妥当である。下層では、岸側の P10 と P14 のデータしかないが、この 2 点の地中温は、夏季と同様に、上層のように大きな温度変化がみられず、また降雨による影響もみられない。

4.5.4 まとめ

- 通年の傾向としては、地中温の長期的変動は大気温の変化と応答性が高い。一方、潮汐との関係性は見られない。

- 上層の地中温は、日中の特に干潮時に高くなる。
- 地点に関わらず上層より下層の地中温の変動が小さい。また、岸側と沖側を比べると、岸側の地中温平均値が若干ではあるが小さい値である。最高値は岸側より沖側の方が高く、最低値も高い。
- 北側と南側での温度差に明確な差はみられない。
- 下層の地中温は、夏季の大気温が上がったときは、上層より低く、冬季の大気温が下がったときは、上層より高い。
- 夏季の上層の最高値は、大気温より地中温が高くなる傾向がある。
- 年度別の傾向として、冬季の2021年は、2019、2020、2022年の冬季より寒暖の差が大きく、1.5℃程度低かった。一方、2021年の夏季は、他の年より1℃程度低かった。また、2019、2020年夏季の平均気温、最高気温が特に高い傾向がみられた。
- 晴天時の上層について、岸側は、沖側の地点より地中温が1～3℃低い値で推移している。
- 上層では、地中温の大きな変動は大気温の上下に呼応しており、特に夏季の上層が大気温の変化に連動した日周変動がみられる。これに対し、下層は、日周変動は顕著でなく、特に夏季では位相がずれた変動をしている。
- 冬季の上層は大気温が低下するときに、地中温の日周変動が変わらない場合もみられ、潮汐による冠水時に熱が供給されていることが示唆される。
- 長期的な気温上昇時(6～8月)の下層は2～3℃岸側の地中温が低く、気温下降時(12～1月)では1～2℃岸側の地中温が高い。このことは、地下水の影響が示唆される。
- 20mm以上の強い降雨後、1～1.5日程度の間は上層の地中温が5℃程度低下する。晴天時、岸側の上層地中温が低いが、降雨直後の1～1.5日程度は地点間の温度差がなくなる。降雨後の陸水により温度が同等となるものと思われる。下層は上層ほど大きな温度変化がみられず、降雨直後もその影響はほとんどみられない。

4.5.5 今後の課題

地中温について、年間の変動、上下層の挙動については、大気温や潮汐による冠水との関係性が明らかになった。

現在4年間の連続データが得られ、今後も継続的に機器を設置していることから、毎年のカブトガニやその他底生動物の消長との関係性について検討すると、より有効な考察になることが考えられる。

なお、本文と異なる条件における地中温の統計的解析の図および短期的な時系列変化を示した図が巻末に掲載されているので、参考にさせていただきたい。