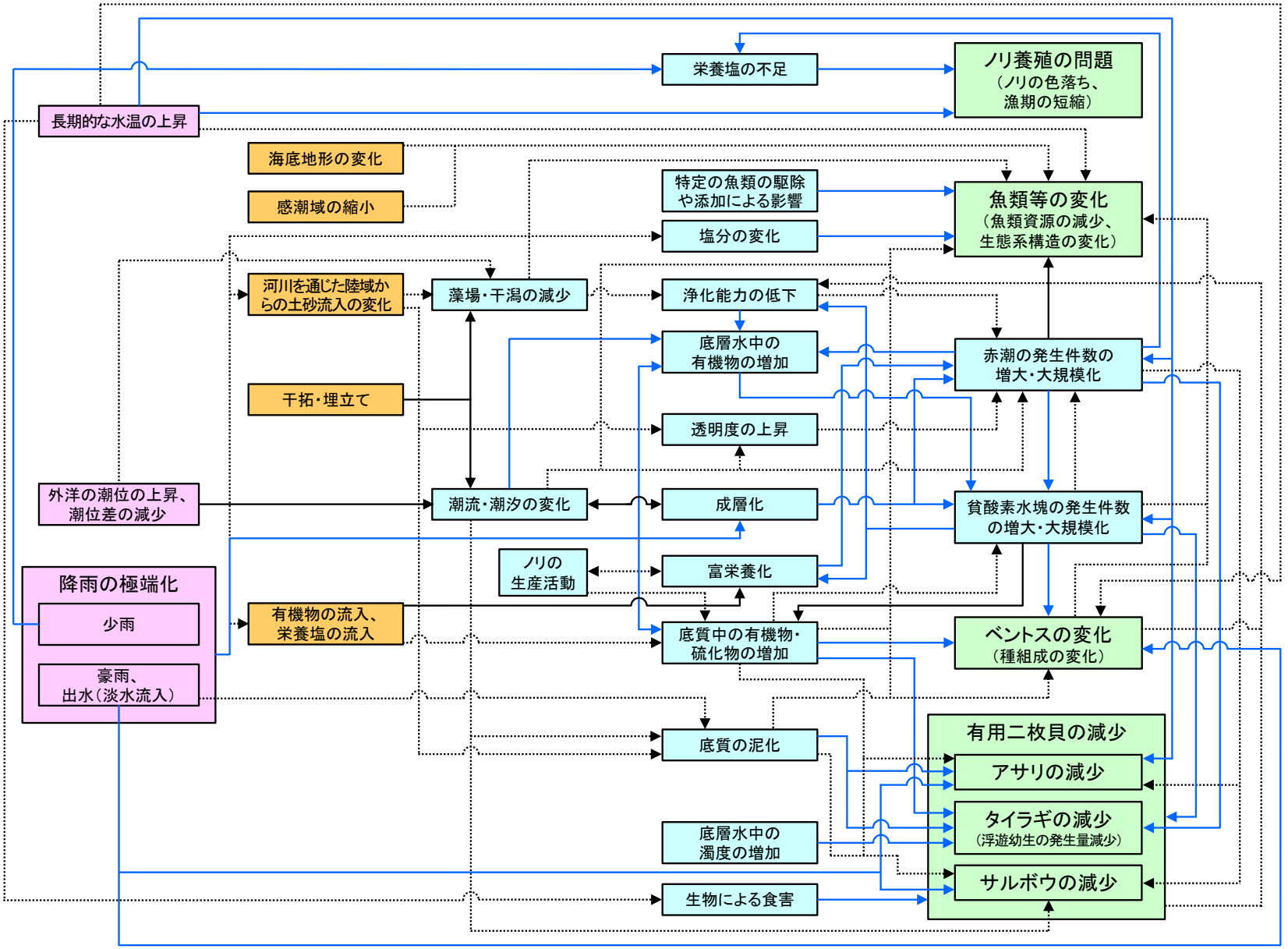
第4章 問題点とその原因・要因の考察

4.1 本章の考え方

平成 28 年度委員会報告においては、第 1 章に記載した再生目標を踏まえ、生態系を構成する上で、または水産資源として重要と考えられる生物について、「ベントス（底生生物）の変化」、「有用二枚貝の減少」、「ノリ養殖の問題」及び「魚類等の変化」の 4 項目を取り上げ、その基盤となる生物の生息環境とともにこれらの変化に対する問題点及び問題点に関連する可能性が指摘されている原因・要因を、連関図として有明海及び八代海で取りまとめた。

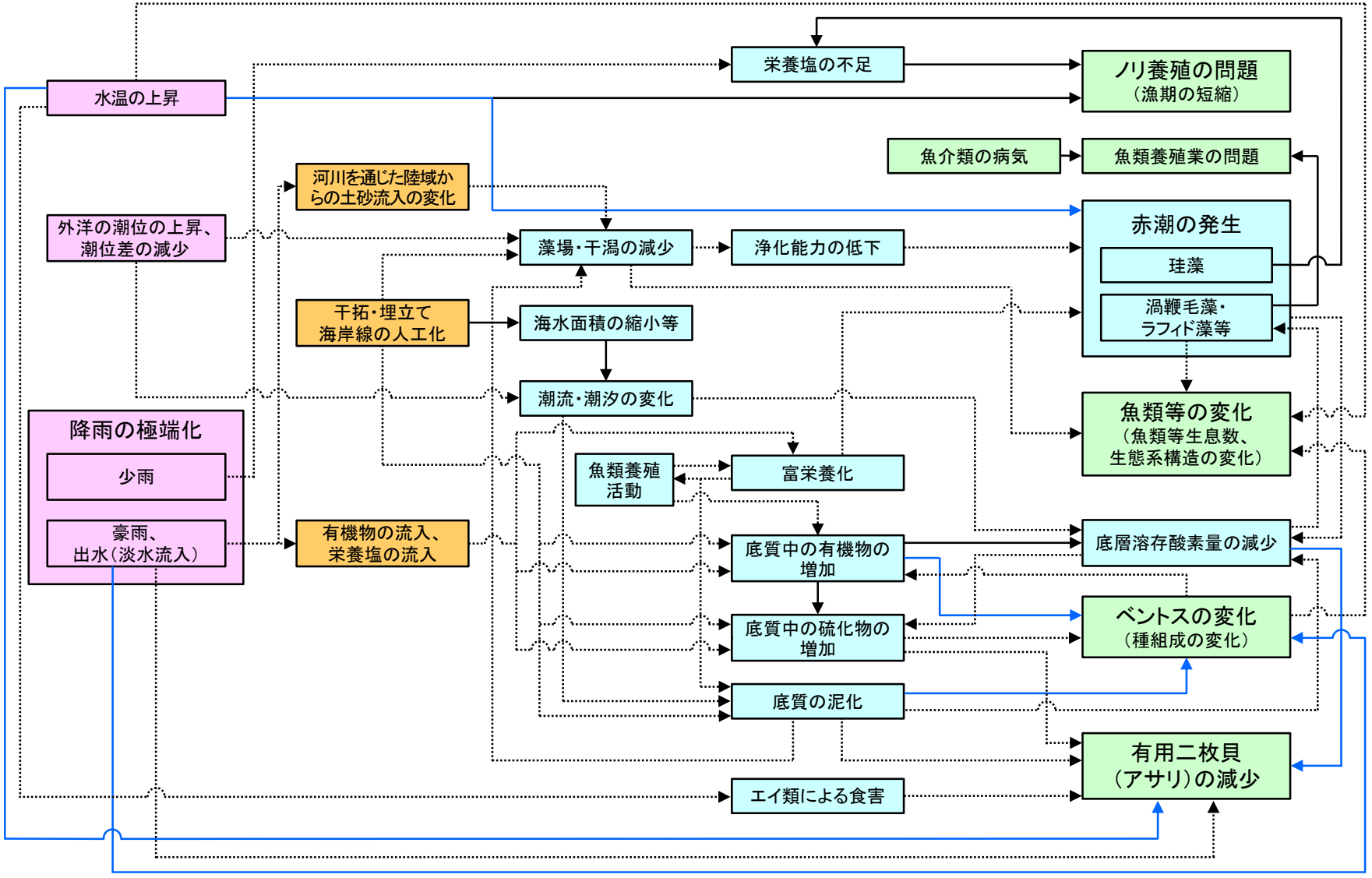
令和 8 年度委員会報告では、上記主要 4 項目に加えて、その基盤となる「生物の生息環境の確保」（以降、「主要 5 項目」）について、平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見を中心に整理するとともに、平成 28 年度委員会報告で示した連関図に対して、主要 5 項目に影響を与える原因・要因に着目し、各原因・要因による影響の程度やプロセスを示すことを目的として、「サブ連関図」を新たに作成する。なお、影響の程度については、定量的な把握が難しいことから、本報告書においては便宜的に、影響が複数年で確認される場合とそれ以外で分けることとした。また、これらサブ連関図の結果を基に、平成 28 年度委員会報告で示した連関図の更新を行った（付図 4.1-1、付図 4.1-2）。

さらに、平成 28 年度委員会報告では、海域区分毎に原因・要因の考察を行い、「個別海域ごとの再生方策」を整理している（付表 5-1）ことを踏まえ、令和 8 年度委員会報告では、海域ごとの主な問題点と原因・要因の整理表（以降「要因整理表」）を新たに作成した。なお、作成にあたっては、「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理表に追加した。



注）□：原因・要因（□：気象・海象の影響、□：陸域・河川の影響、□：海域環境、□：生物、水産資源）
→（実線）：影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
→（青線）：平成 28 年度委員会報告以降に新たな知見が得られたもの

付図 4.1-1 有明海における問題点と原因・要因との関連



注）□：原因・要因（□：気象・海象の影響、□：陸域・河川の影響、□：海域環境、□：生物、水産資源）
→（実線）：影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
→（青線）：平成 28 年度委員会報告以降に新たな知見が得られたもの

付図 4.1-2 八代海における問題点と原因・要因との関連

4.2 問題点とその原因・要因との関連

4.2.1 ベントス（底生生物）の変化

平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

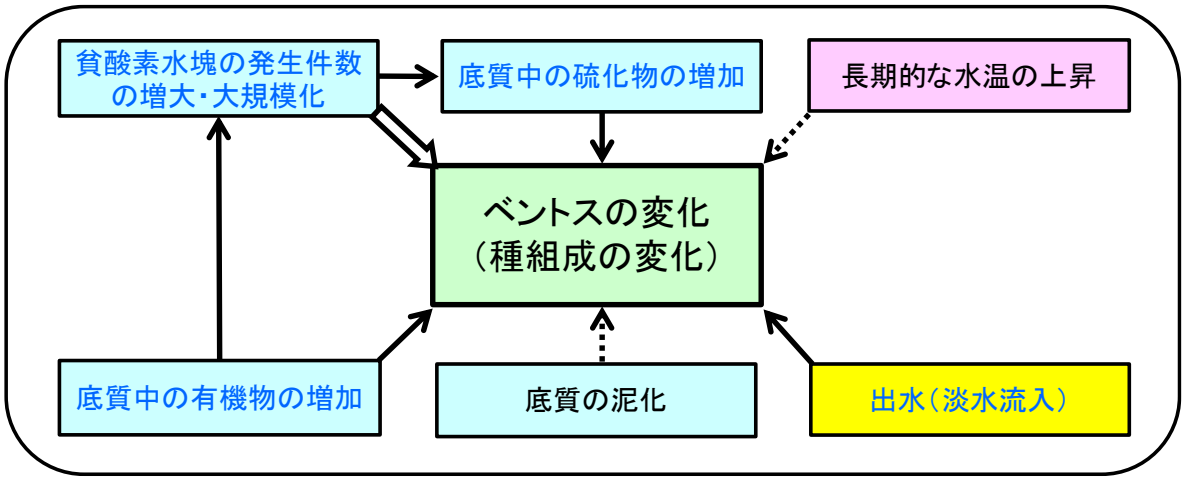
- 日和見的で短命な有機汚濁耐性種の増減等により群衆構造の年変動が大きい等の特徴がみられるが、変動要因等の明確な特定には至らなかった。
- 底質の変化に伴ってベントス指標種の個体数が大きく増加した可能性が示唆されたものの、一時的な現象である可能性が高く、底質との明確な関係性は認められていない。
- ベントス群集への底質以外の影響要因として、貧酸素化、長期的な水温上昇等が挙げられているが、関連性については十分な知見が得られていない。

令和 8 年度委員会報告では、3.9 生物において、各海域におけるベントスの種類数、個体数、湿重量の経年変化について述べられているが、ベントスの変動と底質・貧酸素化等との関係性については明らかになっていない。

そこで本章では、ベントスと底質の変動状況を客観的に把握するために、4.2.1(1)ア)以降で述べているとおり、データの類似性からベントス及び底質データをそれぞれグループ化し、各グループの特徴について整理するとともに、グループの経年変化から変動状況を確認した。また、ベントス群集の変動要因について、ベントスの種組成(指標種)や底質との関連性について解析するとともに、その他の要因(貧酸素や出水)についても検討した。

(1) 有明海

有明海における、平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.1-1 及び付表 4.2.1-1)。



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因
（□：気象・海象の影響、□：海域環境、□：生物、水産資源、）
□：平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
⇨（白抜き線）：複数年で影響があることを確認したもの
→（実線）：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.1-1 有明海のベントスの変化と原因・要因との関連(サブ連関図)

付表 4.2.1-1 海域区分別の有明海のベントス変化と原因・要因との関連（要因整理表）

	A1 海域	A2 海域	A3 海域	A4 海域	A6 海域	備 考
底質中の有機物の増加	―	―	○※	―	―	
底質中の硫化物の増加	―	―	―	―	○※	
底質の泥化	―	―	―	―	―	
貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化	―	○※	◎※	―	―	夏期に貧酸素水塊が発生
長期的な水温の上昇	―	―	―	―	―	
出水（淡水流入）	○※	―	―	―	―	夏期の出水に伴って淡水が流入

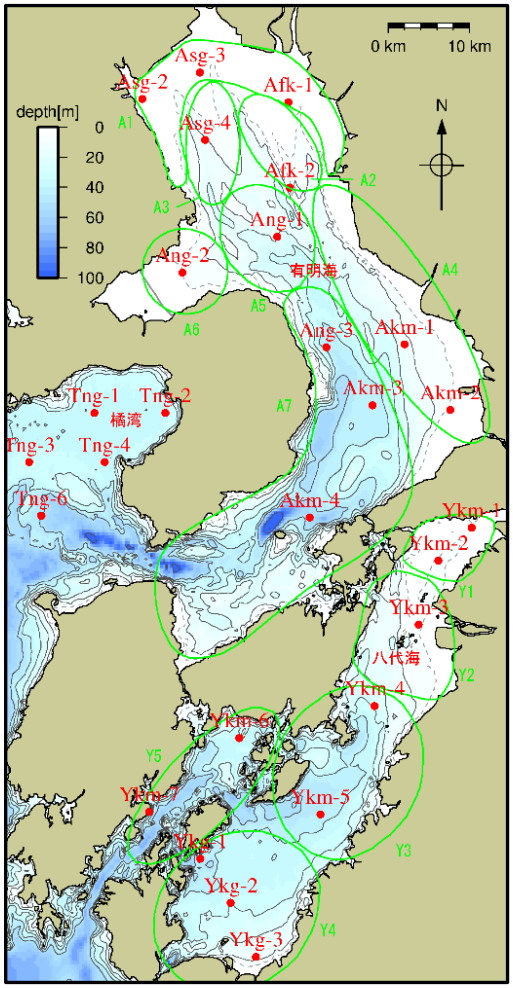
注１）◎：複数年で影響があることを確認したもの
○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
注２）対象海域は、平成 28 年度委員会報告で「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理した。

ア）底質の変化による影響

2005 年度～2023 年度におけるベントス及び底質データについて、有明海・八代海それぞれでクラスター分析[注1)]により複数のグループに分類し、各調査地点（付図 4.2.1-2）におけるベントスと底質グループの経年変動について比較を行った。なお、クラスター分析に用いた生物データは種別個体数及び多様度指数[注 2)]、底質データは T-N、COD、T-S、中央粒径とし、夏期と冬期に分けて分析した。

注 1）クラスター分析とは、個々のデータから類似しているデータ同士をグルーピングする分析手法であり、グルーピングされたデータの集まりをクラスター（集団）と表現する。各グループ内のデータは互いに似た性質を持ち、異なるグループ間では大きな違いが存在するように分けられる。

注 2）多様度指数とは、生物群集の豊かさを表すものであり、群集の中での種ごとの個体数の配分から求める。種の豊富さとは群集に存在する種の数のことを指し、一般に種の数が多いほど群集は多様である。一方、群集に含まれる種の数が同程度であっても、特定の種の個体数が多く他の種の個体数が少ない場合、多様性は低くなる。



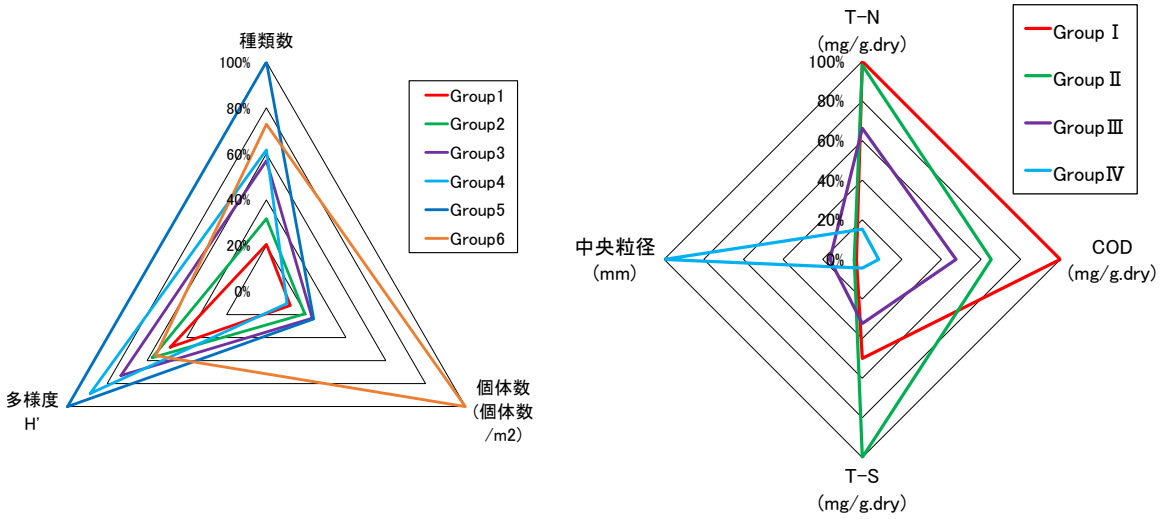
付図 4.2.1-2 ベントス及び底質の調査地点

出典：環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 14 回海域環境再生方策検討作業小委員会資料 4-2」

クラスター分析の結果、有明海の夏期においては、ベントスは 6 つのグループに、底質は 4 つのグループに分類された（付図 4.2.1-3）。

ベントスグループ 1 は種類数・個体数が少なく、多様度が最も低いグループで、貝類であるトライミズゴマツボやカワグチツボが主な出現種であった。ベントスグループ 2 から 5 になるに従って種類数、多様度が高くなり、グループ 5 は最も種類数、多様度が高くなった。グループ 2 ではゴカイ類である *Heteromastus* sp.、*Glycinde* sp.、グループ 3 では二枚貝であるウメノハナガイ、グループ 4 では二枚貝であるキヌタレガイ、グループ 5 ではイソメ目の *Eunice* sp.等が主な出現種であった。ベントスグループ 6 は個体数が非常に多いグループであり、マルソコエビ属の *Urothoe* sp.や二枚貝のホトトギスガイが主な出現種であった。

底質グループIは中央粒径が最も小さく、T-N、COD の値が大きい。底質グループIIからIVになるに従って中央粒径が大きくなり、T-N、COD が小さくなる傾向であったが、T-S はグループIIが最も大きくなった[1)]。



付図 4.2.1-3 有明海・夏期のベントス（左）、底質（右）のグループ特性

出典：環境省（2024）[1)]を更新

各調査地点のベントスと底質のグループの経年変動を確認した結果（付表 4.2.1-2）、ベントスグループが変化した場合において、翌年等に元のグループに戻る傾向が多くみられた一方で、A3 海域（Asg-4）では 2019 年度夏期以降、A6 海域（Ang-2）では 2018 年度夏期以降、元のグループに戻らない状況が継続しており、同時期に底質グループも変化がみられたことから、これらの地点において、ベントスと底質との関連性を検討した。

1) 環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 14 回海域環境再生方策検討作業小委員会資料 4-2」

付表 4.2.1-2 有明海の生物(ベントス)グループの変化と底質グループの変化の推移

夏期

生物グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
		調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	1107	1207	1308	1408	1508	1608	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
	A1海域	Asg-2	1	1	1	1	1		1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Asg-3	2	2	2	2	2		2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2
		Afk-1	2	2	2	2	2		2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1
	A2海域	Afk-2	6	6	6	6	6		6	6	6	5	6	5	6	6	6	6	6	6	5
	A3海域	Asg-4	3	3	3	3	3		3	3	2	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2
	A4海域	Akm-1	3	3	3	3	3		3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
		Akm-2	3	3	3	3	3		3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	A5海域	Ang-1	5	5	5	5	5		5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	A6海域	Ang-2	2	2	3	3	2		3	2	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2
	A7海域	Akm-3	4	4	4	4	4		4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
		Akm-4	5	5	5	5	5		5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
		Ang-3	5	5	5	5	5		5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

底質グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
		調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	1107	1207	1308	1408	1508	1608	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
	A1海域	Asg-2	III	III		II			II	I	II	I	II	II	II	II	I	I	I	I	I
		Asg-3	II	III	III	II	II		II	I	II	I	I	II	II	III	I	I	I	I	I
		Afk-1	III	III	I	III	I		III	I	III	II	III	III	III	I	I	III	I	I	I
	A2海域	Afk-2	IV	IV	IV	IV	IV		IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
	A3海域	Asg-4	II	II	III	II	III		II	III	II	III	III	III	III	III	III	I	I	I	I
	A4海域	Akm-1	III	III	III	III	III		III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
		Akm-2	III	III	III	III	III		III	III	III	III	III	I	III	III	III	III	III	III	I
	A5海域	Ang-1	IV	IV	IV	IV	IV		IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
	A6海域	Ang-2	II	II	III	II	II		II	II	II	III	II	II	III	II	I	I	I	I	I
	A7海域	Akm-3	III	III	III	III	III		III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
		Akm-4	IV			IV			IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
		Ang-3	IV	IV	IV	IV	IV		IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV

注) 赤枠と黄色枠の地点及び時期に着目して、底質との関係性を解析した

冬期

生物グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬
		調査年月	0602	0702	0802	-	-	-	1202	1302	1402	1501	1601	1701	1801	1901	2001	2101	2201	2301	2401
	A1海域	Asg-2	1	1	1				1	1	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
		Asg-3	2	2	2				2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	1
		Afk-1	2	2	2				2	1	2	2	2	2	2	4	1	1	1	1	1
	A2海域	Afk-2	6	6	6				6	3	6	6	6	6	6	6	6	3	6	6	6
	A3海域	Asg-4	4	4	4				4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	2	4
	A4海域	Akm-1	4	4	4				4	4	4	5	5	5	4	4	4	4	5	5	4
		Akm-2	4	4	4				4	4	4	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4
	A5海域	Ang-1	6	6	6				6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	A6海域	Ang-2	3	3	3				3	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	A7海域	Akm-3	5	5	5				5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
		Akm-4	6	6	6				6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
		Ang-3	6	6	6				6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6

底質グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬
		調査年月	0602	0702	0802	-	-	-	1202	1302	1402	1501	1601	1701	1801	1901	2001	2101	2201	2301	2401
	A1海域	Asg-2	II	II					I	I	I	II	I	I	I	II	I	I	II	II	II
		Asg-3	II	II	II				I	I	I	II	I	I	I	II	I	I	II	I	II
		Afk-1	II	II	I				II	I	II	II	I	II	II	II	II	I	II	I	II
	A2海域	Afk-2		IV					IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
	A3海域	Asg-4	II	II	II				II	II	II	II	II	II	II	II	II	I	II	I	II
	A4海域	Akm-1	II	II	II				II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II	II
		Akm-2	III	III	III				III	II	III	III	III	I	II	III	III	II	II	III	I
	A5海域	Ang-1	IV	IV	IV				IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
	A6海域	Ang-2	II	II	II				I	I	I	I	II	II	II	I	I	II	II	II	I
	A7海域	Akm-3	III	III	III				III	III	II	III	III	III	II	III	III	III	II	III	III
		Akm-4		IV					IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV
		Ang-3	IV	IV	IV				IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV

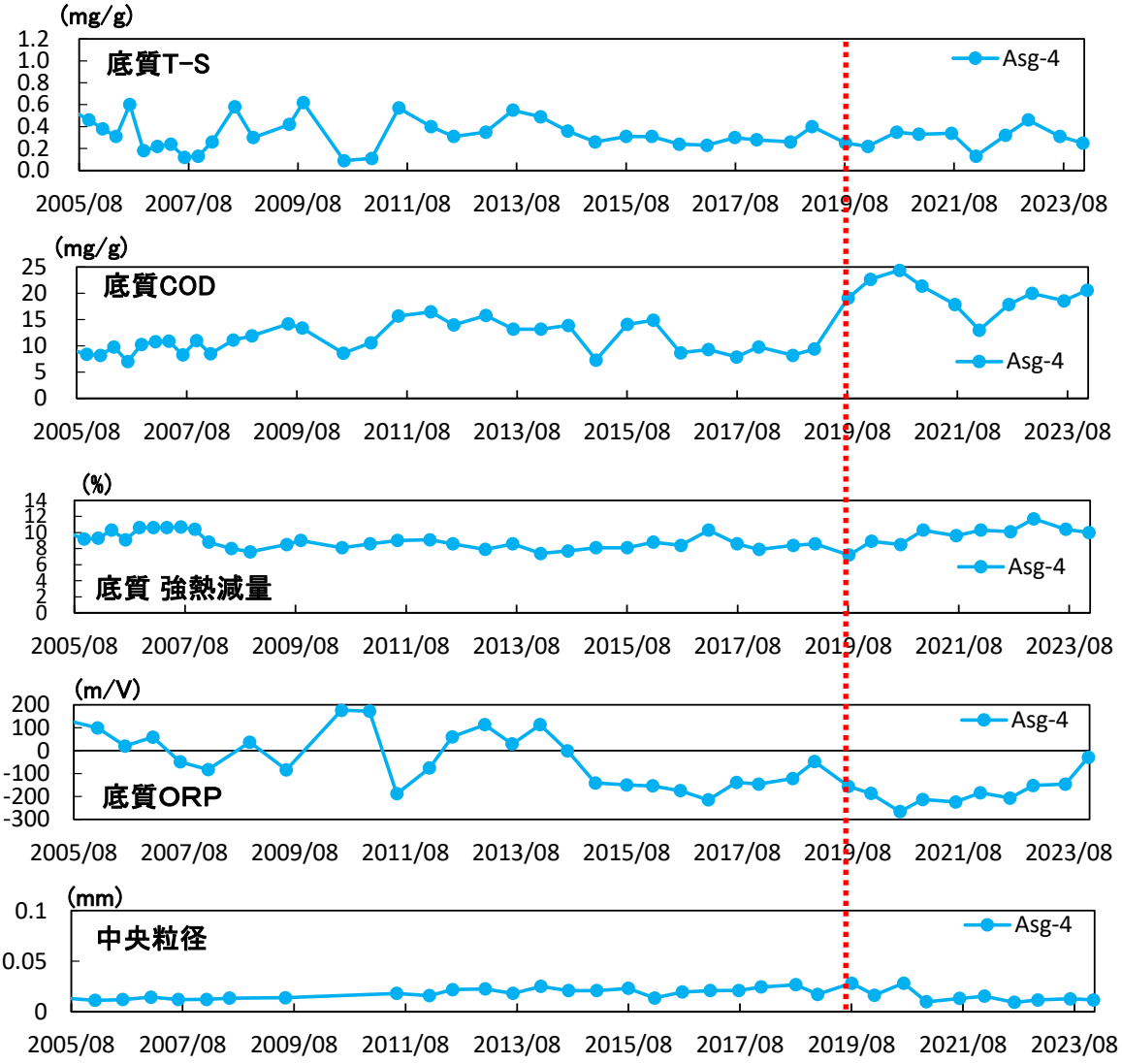
出典:環境省(2024)[1)]を更新

① 底質中の有機物・硫化物の増加の影響

A3 海域（Asg-4）では、2019 年度夏期以降、生物グループが3から2に変化しており、ベントスの種類数が減少するとともに多様度も低下した一方で、底質の COD が増加していることから、COD の増加がベントスの変動に影響した可能性が示唆された 1)（付図 4.2.1-4）。同地点では、COD は増加しているものの、強熱減量は大きな変動がみられず、ORP（酸化還元電位）が低下していることから、COD の増加は有機物量の増加よりも、還元体の増加による影響が大きいものと推察された。

なお、2019 年度夏期以降において、T-S や中央粒径に大きな変化はみられていないことから、中央粒径がベントスの変動に大きな影響を及ぼしている可能性は低いものと考えられる。

年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	1107	1207	1308	1408	1508	1608	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
底質グループ	II	II	III	II	III		II	III	II	III	III	III	III	III	III	I	I	I	I
生物グループ	3	3	3	3	3		3	3	2	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2



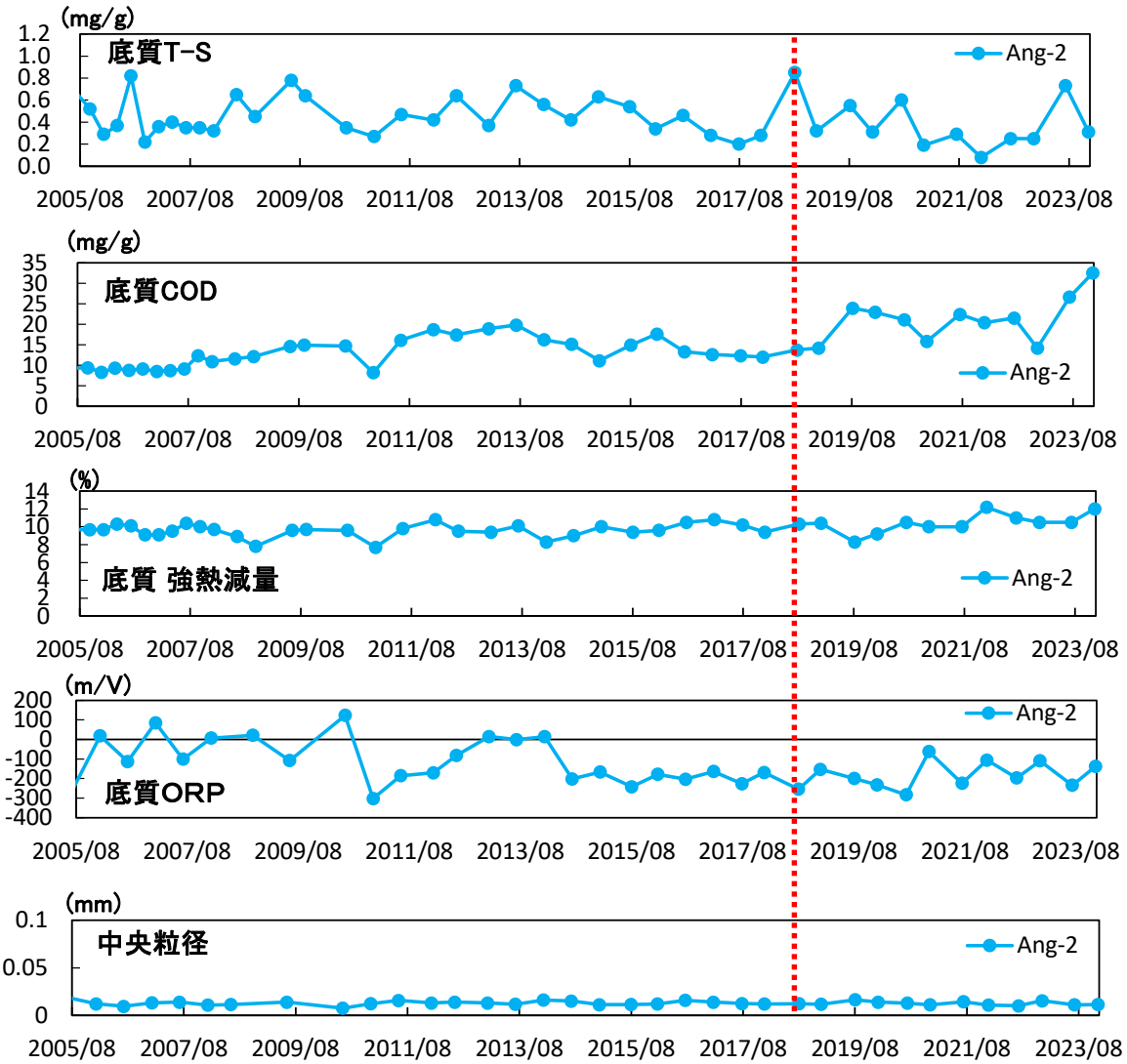
付図 4.2.1-4 夏期の底質環境の推移とベントス・底質グループの変動（Asg-4）

出典：環境省（2024）[1)]を更新

また、A6 海域（Ang-2）では、2018 年度夏期以降、ベントスの種類数が減少するとともに多様度も低下した一方で、同時期に底質グループⅡ（T-S 濃度が高く、COD 濃度がやや高いグループ）に移行しており、T-S の増加がベントスの変動に関与している可能性が示唆された[1)]（付図 4.2.1-5）。

なお、2018 年度夏期以降、中央粒径に大きな変化はみられていないため、中央粒径がベントスの変動に大きな影響を及ぼしている可能性は低いものと考えられる。

年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	1107	1207	1308	1408	1508	1608	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
底質グループ	II	II	III	II	II		II	II	II	III	II	II	III	II	I	I	I	I	I
生物グループ	2	2	3	3	2		3	2	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2



付図 4.2.1-5 夏期の底質環境の推移とベントス・底質グループの変動（Ang-2）

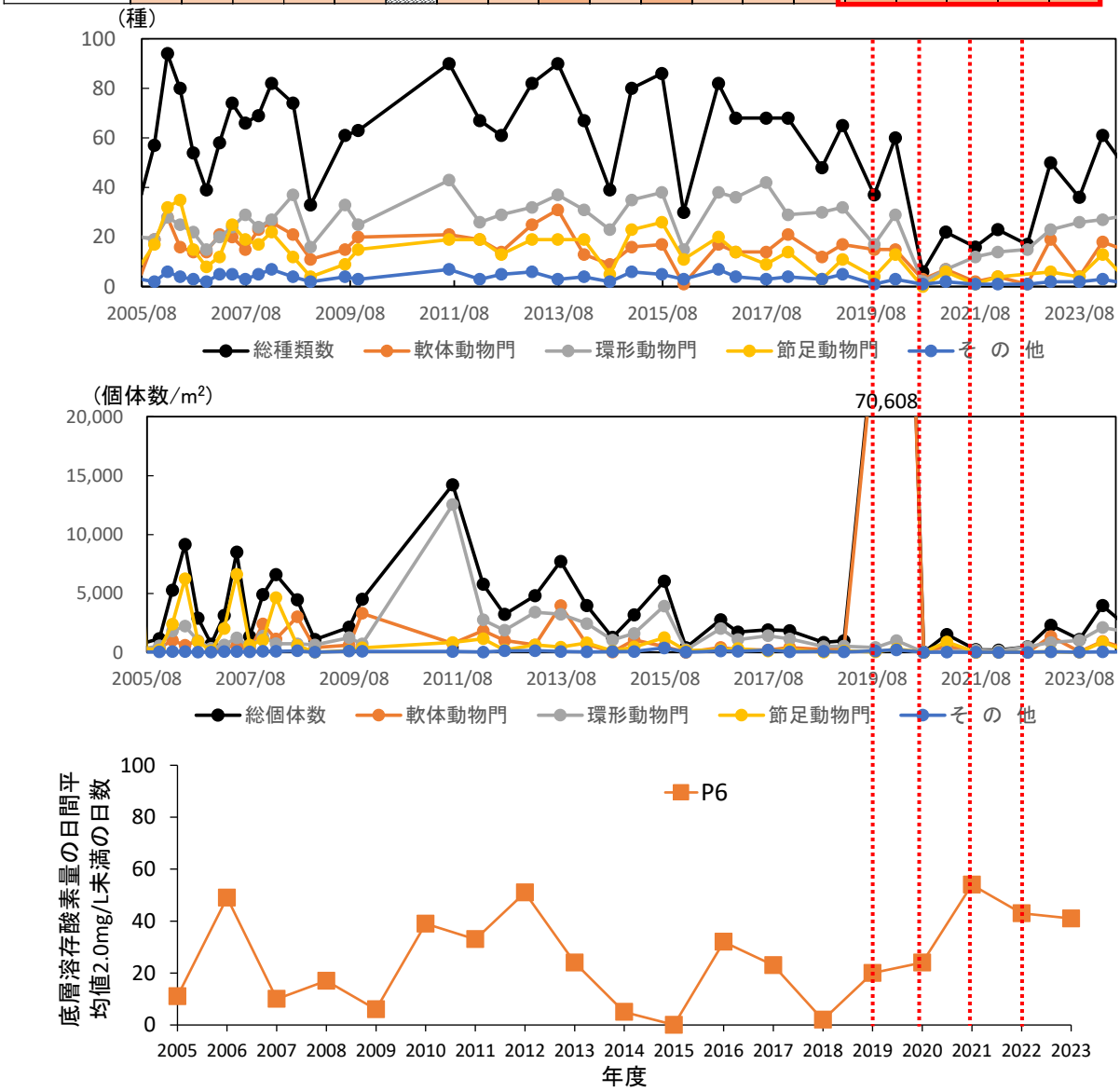
出典：環境省（2024）[1)]を更新

イ）貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化による影響

① 貧酸素状態によるベントスへの影響

有明海湾奥部で最も貧酸素状態（底層溶存酸素（DO）:2mg/L 未満）となる A3 海域（Asg-4）では、2019 年度以降、夏期にベントスの種類数が減少していた。Asg-4 近傍の P6 地点では 2019 年度夏期以降、底層 DO が 2mg/L 未満となった日数が多く、種類数も減少しており、貧酸素状態によるベントスへの影響が生じている可能性が考えられるが、ベントス相（種組成）の変化についてはより詳細な解析が必要と考えられる[1)]（付図 4.2.1-6）。

年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	1107	1207	1308	1408	1508	1608	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
生物グループ	3	3	3	3	3		3	3	2	3	2	3	3	3	2	2	2	2	2

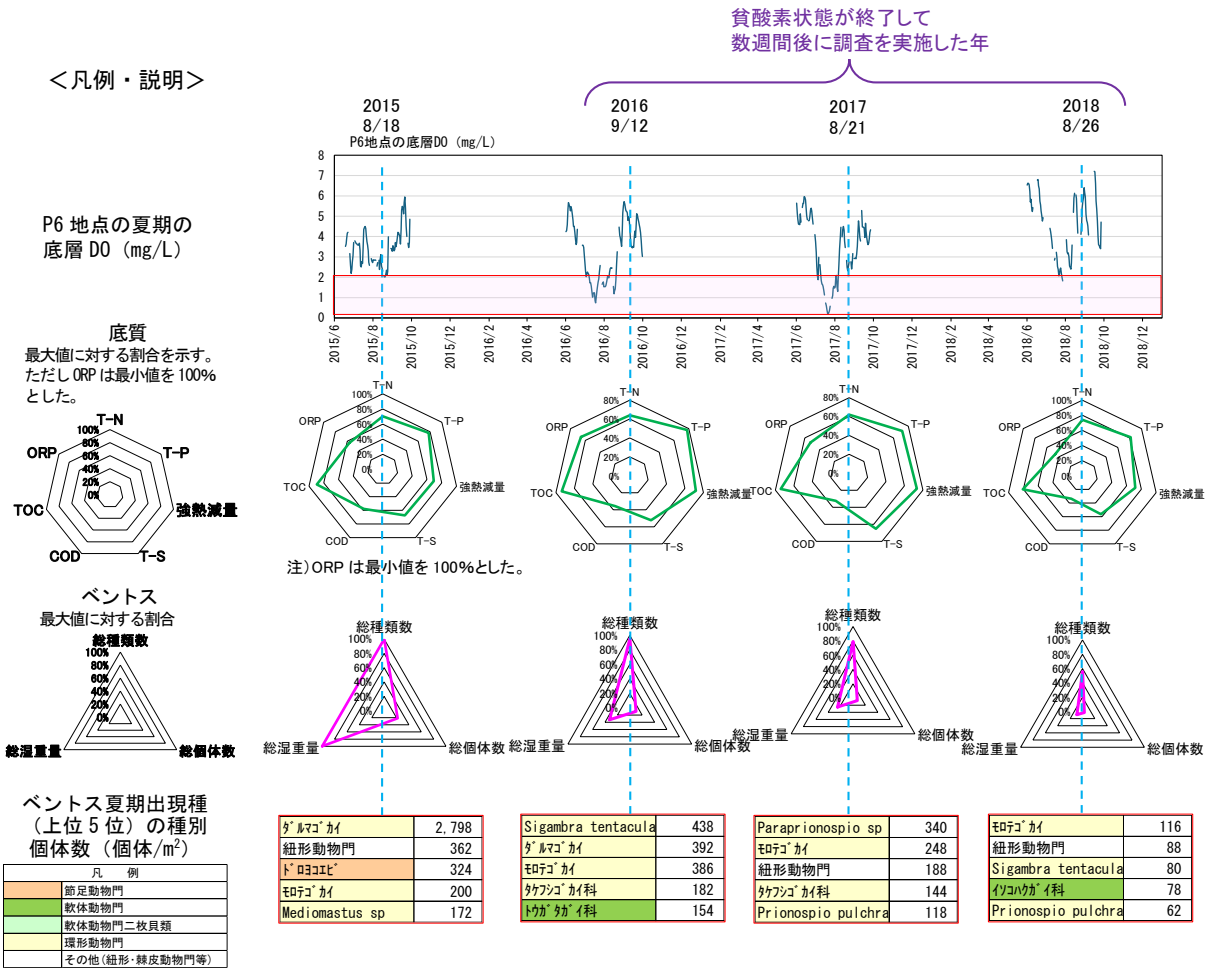


付図 4.2.1-6 貧酸素発生日数の推移とベントス・底質グループの変動（Asg-4）

出典：環境省（2024）[1)]を更新

A3 海域（Asg-4）において、ベントスの種類数・個体数・湿重量と底層 DO との関係を整理した。2016 年、2017 年とも夏期に顕著な貧酸素状態であったが、調査を実施したのは貧酸素状態が終了して数週間後であり、種類数・個体数・湿重量はその前後の年と比較して大きな変動はみられなかった（付図 4.2.1-7(1)）。

一方で、貧酸素状態が顕著となった状態で調査を実施した 2020 年、2021 年、2022 年の夏期（付図 4.2.1-7(2)）には、種類数・個体数・湿重量が激減しており、貧酸素状態によるベントス群集への影響が生じている可能性が示唆されたことから、ベントスへの影響が複数年で確認されたと判断した。なお、その際、貧酸素状態に伴って酸化還元電位（ORP）が低下し底質 COD が増加していること以外は、他の底質項目に大きな変化はみられていない[2)]。

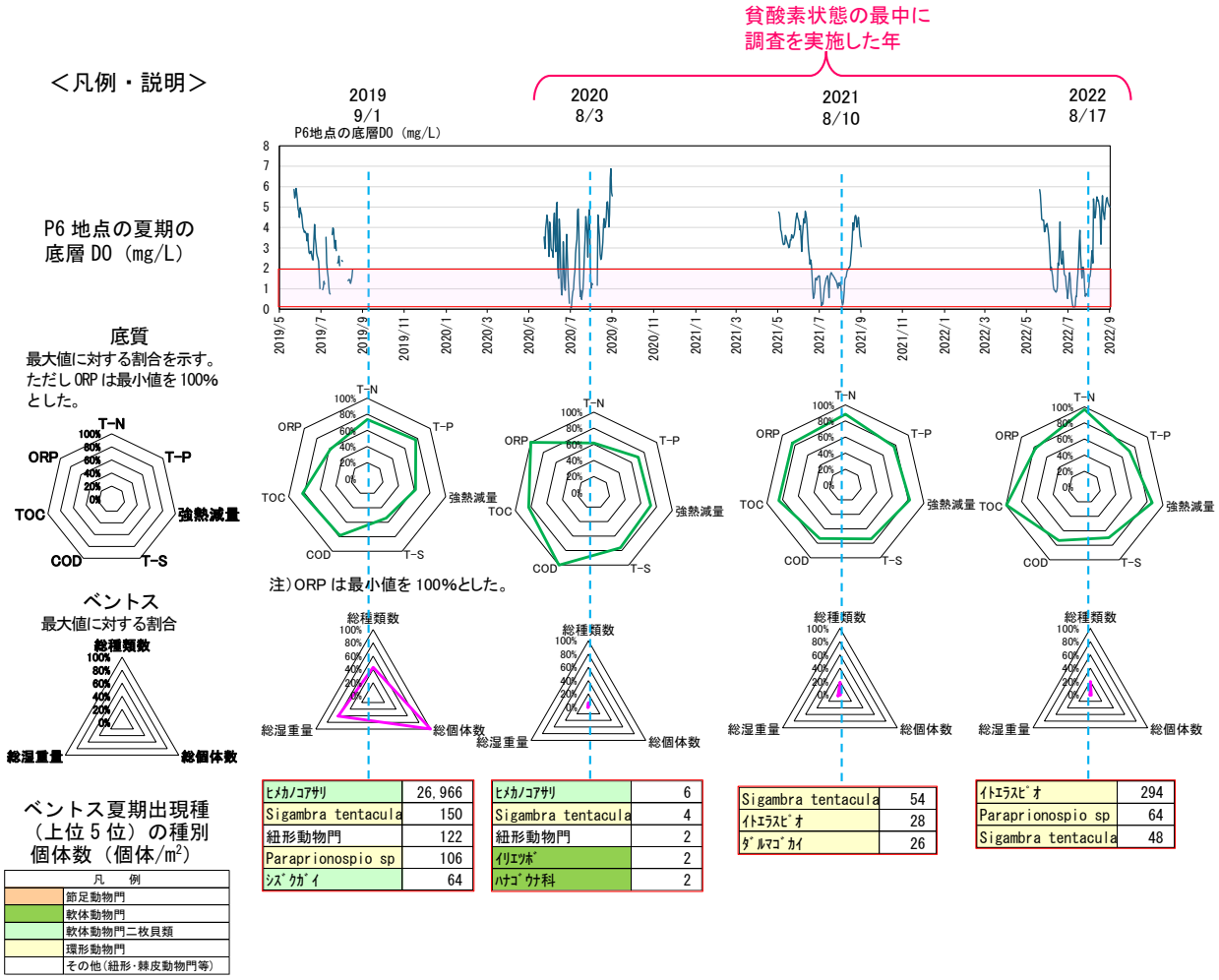


注） 底質及びベントスの最小値及び最大値は、2015 年度～2022 年度の調査期間における最小値及び最大値を用いた。

付図 4.2.1-7(1) A3 海域（Asg-4）におけるベントスの種類数・個体数・湿重量と底層溶存酸素量の比較（2015 年～2018 年）

出典：環境省（2025）[2)]

2）環境省（2025）「令和 6 年度有明海・八代海等再生対策検討作業支援業務報告書」2.3.2



注）底質及びベントスの最小値及び最大値は、2015 年度～2022 年度の調査期間における最小値及び最大値を用いた。

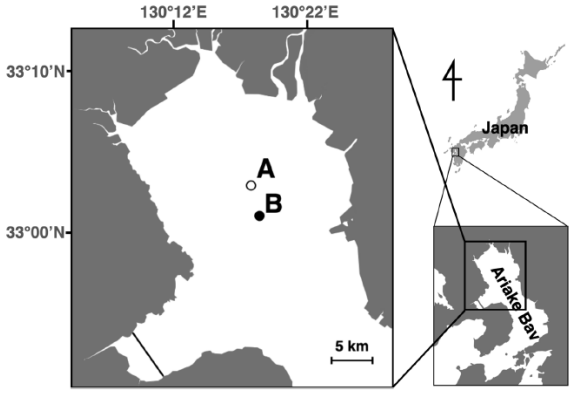
付図 4.2.1-7(2) A3 海域（Asg-4）におけるベントスの種類数・個体数・湿重量と底層溶存酸素量の比較（2019 年～2022 年）

出典：環境省（2025）[2)]

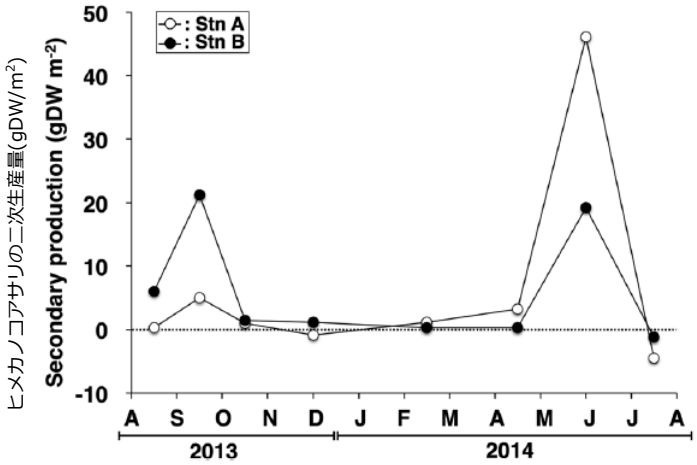
② 貧酸素状態による二枚貝の成長への影響

有明海における低酸素耐性二枚貝であるヒメカノコアサリ *Veremolpa micra* の生物学的特性を明らかにするため、A2 海域に位置する 2 地点（A、B）で野外調査を行った（付図 4.2.1-8）。その結果、両地点とも夏期に新たな個体群が発見された。A 地点の方が B 地点よりも餌資源が豊富であったが、2013 年 8 月には、B 地点よりも A 地点の方が表層堆積物において、より高濃度の還元状態を記録しており、貧酸素化が進んでいたとみられる。その後 9 月～10 月にかけて、A 地点では B 地点に比べてヒメカノコアサリの殻の成長が減速し（付図 4.2.1-9）、嫌気性代謝に頼らざるを得なかったことが示唆される。嫌気性代謝は、好気性代謝よりもエネルギー効率が悪く、また、その代謝産物は殻形成を阻害するため、嫌気性代謝の増加は成長の低下を引き起こす可能性が示唆されている。このことから、低酸素耐性二枚貝の個体群の成長速度と生存パターンは、堆積物の還元状態の程度により地点間で異なることが明らかとなった[3)]。

なお、2014 年の夏の貧酸素状態ではなかった時には、両地点とも殻の成長が増加したが、A 地点の方の成長が加速したようにみえるのは、餌資源が豊富であったためと推察された[3)]。



付図 4.2.1-8 調査地点図



付図 4.2.1-9 2013 年 8 月～2014 年 8 月までのヒメカノコアサリの二次生産量

出典：Orita et al.（2021）[3)]

3) Ryo Orita, Tomohiro Komorita, Mutsuo Ichinomiya, Hiroaki Tsutsumi（2021）Population dynamics of a hypoxia-tolerant bivalve: A comparison of two sites in the inner part of Ariake Bay, Japan

ウ）出水（淡水流入）による影響

① 出水によるベントス相への影響

A1 海域（Afk-1）において、2020 年度夏期にベントスの種類数が減少するとともに多様度も低下したが、翌 2021 年度夏期には種類数が増加し、多様度も上昇していた。2020 年度の調査前には大規模な出水が発生しており、出水に伴い一時的にベントス相が変化した可能性が示唆された（付図 4.2.1-10）。一方で、同時期の底質は前年度に比べ T-S、COD、強熱減量の増加や中央粒径の低下が一時的に生じており、出水によるベントス相への直接的な影響か、あるいは出水によって底質が変化し、それがベントス相に影響したかは不明であり、より詳細な解析が必要と考えられる[1)]。

年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	1107	1207	1308	1408	1508	1608	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
生物グループ	2	2	2	2	2		2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	1

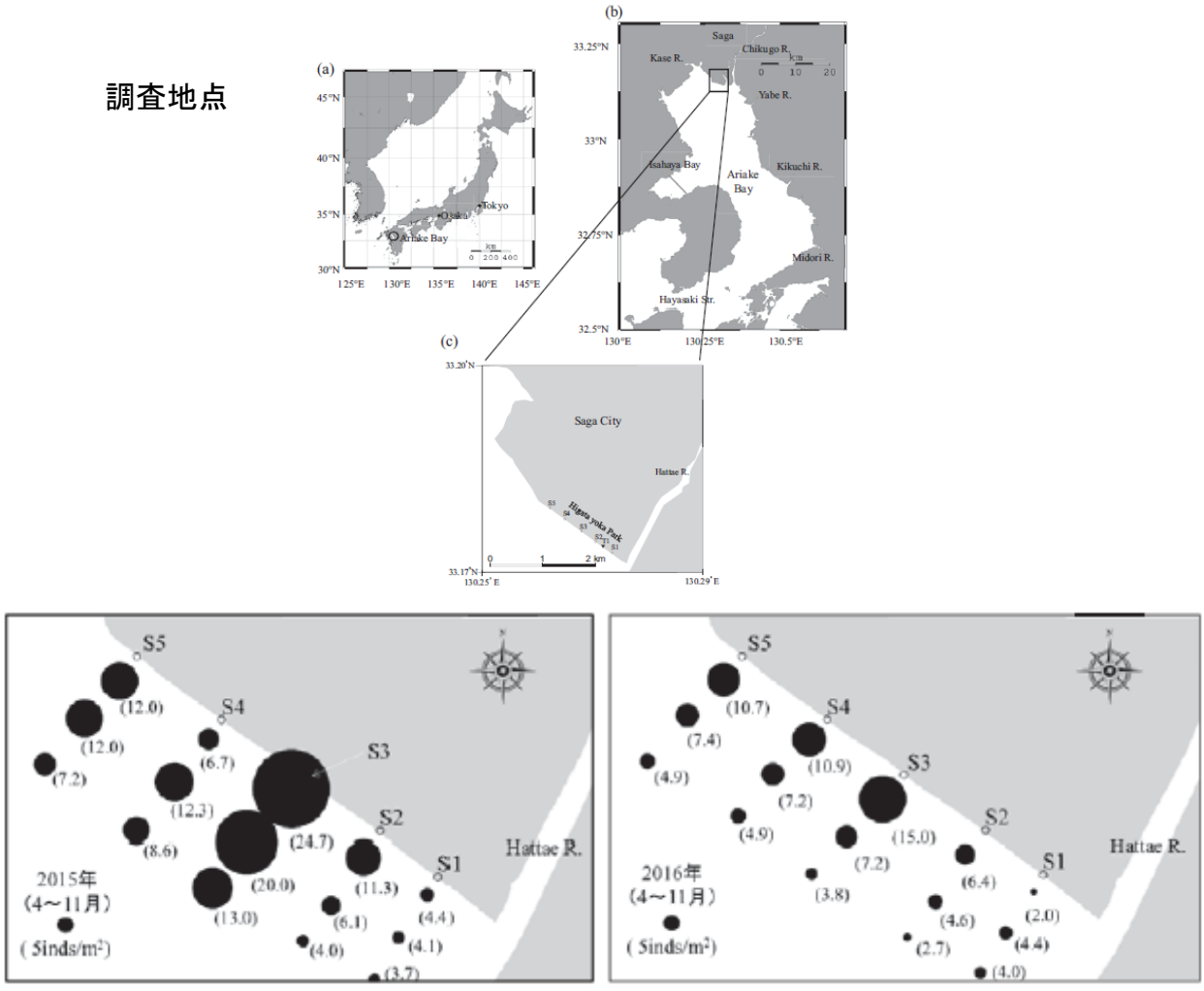


付図 4.2.1-10 夏期の流量・底質の推移とベントスグループの変動（Afk-1）

出典：環境省（2024）[1)]を更新

② 出水に伴う漂着ごみ等によるベントス相への影響

A1 海域に位置する東よか干潟における 2015 年と 2016 年のベントス調査結果によると、個体密度の平均値は、S3 で最も大きく、S1 で最も小さかった（付図 4.2.1-11）。また、表在性マクロベントスの出現種の空間分布において、S1 ではトビハゼやムツゴロウなどの脊椎動物門硬骨魚綱が 54～78%であるが、S2～S5 ではシオマネキやヤマトオサガニなどの節足動物門軟甲綱が 64～99%であった。表在性マクロベントスの個体密度が比較的高い S3～S5 の岸から 10～30m の領域では、2015 年において S3 を中心に多くのシチメンソウ群落が自生しており、シチメンソウ群落の分布と軟甲綱、特にシオマネキ類の高い出現エリアは概ね一致した。しかし、2016 年において、2015 年に最も個体密度が高かった S3 を中心に軟甲綱の出現頻度は激減した。これは、2016 年 6 月～7 月の大出水時に干潟沿岸に大量のゴミが漂着し、漂着ゴミを重機で清掃する際、自生していたシチメンソウ群落も同時に取り除かれたことが大きな要因と考えられる。シオマネキの分布とシチメンソウ群落の分布が一致していることから、シオマネキの分布はシチメンソウ群落の形成する環境に強く依存するものと推察された[4)]。



付図 4.2.1-11 表在性マクロベントスの個体数密度の空間分布

出典：前崎ら（2018）[4)]

4）前崎桜樹、郡山益実、石橋拓也（2018）東よか干潟高潮間帯域におけるマクロベントス群集、佐賀大農彙 103、p1-8

エ）まとめ

A3 海域（Asg-4）では、2019 年度夏期以降、底質の COD 増加に伴ってベントスの種類数が減少するとともに多様度も低下した可能性が示唆された。なお、強熱減量に大きな変動がみられておらず、ORP（酸化還元電位）が低下していることから、COD の増加は、有機物量の増加よりも還元体の増加による影響が大きいものと推察された。

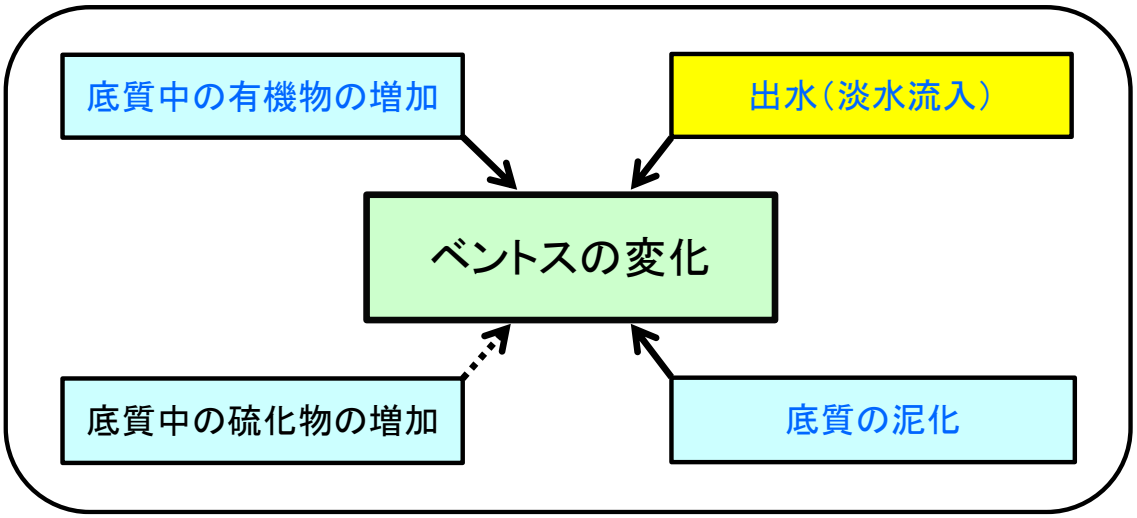
底質中の硫化物の増加については、A6 海域（Ang-2）では、2018 年度夏期以降、ベントスの種類数が減少するとともに多様度も低下した際に、底質の T-S が増加していたことから、ベントスの変動に関与している可能性が示唆された。

貧酸素水塊については、A3 海域（Asg-4）において、顕著に貧酸素化した期間に調査を実施した年は種類数・個体数・湿重量が激減しており、貧酸素状態がベントス群集に影響を与えている可能性が示唆された。

出水（淡水流入）について、A1 海域（Afk-1）において、2020 年度夏期にベントスの種類数が減少するとともに多様度も低下しており、同時期の調査前には大規模な出水が発生していることから、出水に伴う一時的なベントス相の変化の可能性が示唆された。一方で、同時期の底質は前年度に比べ T-S、COD、強熱減量の増加や中央粒径の低下が一時的に生じており、出水によるベントス相への直接的な影響か、あるいは出水によって底質が変化し、それがベントス相に影響したかは不明である。

(2) 八代海

八代海における、平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.1-12 及び付表 4.2.1-3)。



注) □：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因（□：海域環境、□：生物、水産資源）
□：平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
→（実線）：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.1-12 八代海のベントスの変化に関する問題点と原因･要因との関連

付表 4.2.1-3 八代海のベントス変化と原因･要因との関連（要因整理表）

	Y2海域	備 考
底質中の有機物の増加	○※	
底質中の硫化物の増加	―	
底質の泥化	○※	
出水(淡水流入)	○※	夏期の出水に伴って淡水が流入

注１）○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
注２）対象海域は、平成 28 年度委員会報告で「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理した。

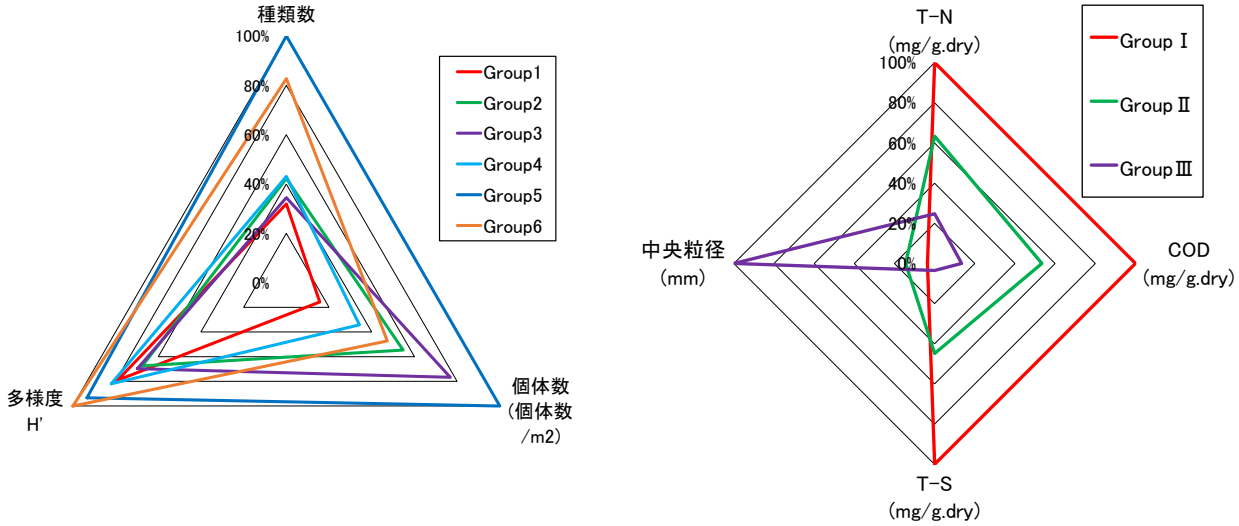
ア） 底質の変化による影響

有明海と同様の方法により、八代海のベントスと底質データをクラスター分析により複数のグループに分類し、グループの経年変動を確認するとともに、ベントス群集（種類数、個体数、多様度指数）の変動要因について、底質との関連性を解析した。

八代海の夏期においては、ベントスは 6 つのグループに、底質は 3 つのグループに分類された（付図 4.2.1-13）。

ベントスグループ 1 は種類数・個体数が少なく、多様度も低いグループで、ダルマゴカイ、二枚貝のシズクガイ、巻貝のリソツボ科が主な出現種であった。ベントスグループ 2 から 4 は種類数、多様度がほぼ同じであるが、個体数が相違している。グループ 2 ではトゲイカリナマコやゴカイ類の *Heteromastus* sp.、グループ 3 ではモロテゴカイやカドソコシラエビ、グループ 4 ではスピオ目の *Magelona* sp.やエーレルシスピオが主な出現種であった。ベントスグループ 5 と 6 は種類数、個体数が多く、多様度も高いグループであり、グループ 5 ではスピオ目の *Paraprionospio* sp. CI 型.、グループ 6 では節足動物の *Caprella* sp.やウミグモ綱が主な出現種であった。

底質グループⅠは中央粒径が最も小さく、T-N、COD、T-S の値が最も大きい。底質グループⅡからⅢになるに従って中央粒径が大きくなり、T-N、COD、T-S が小さくなる傾向であった[1)]。



付図 4.2.1-13 八代海・夏期のベントス（左）、底質（右）のグループの特性

出典：環境省（2024）[1)]を更新

各調査地点のベントスと底質のグループの経年変動を確認した結果（付表 4.2.1-4）、ベントスグループが変化した場合において、翌年等に元のグループに戻る傾向が多くみられた一方で、Y2 海域（Ykm-3）では 2021 年度夏期以降、元のグループに戻らない状況がみられており、同時期に底質グループも変化がみられていたことから、当該地点において、ベントスと底質との関連性を検討した。

付表 4.2.1-4 八代海の生物(ベントス)グループの変化と底質グループの変化の推移

夏期

生物グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
		調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	-	-	-	1408	1508	1609	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
	Y1海域	Ykm-1	3	3	3	2	2					3	3	2	2	2	2	3	2	2	2
		Ykm-2	3	2	2	3	3					3	3	3	2	2	2	2	2	2	2
	Y2海域	Ykm-3	3	3	3	3	3					3	3	3	3	3	3	3	2	2	2
	Y3海域	Ykm-4	3	1	3	3	1					3	3	1	1	3	1	1	1	1	1
		Ykm-5	4	4	1	1	1					4	1	1	1	4	1	1	1	1	4
	Y4海域	Ykg-1	6	6	4	6	6					6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
		Ykg-2	4	4	4	4	4					4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
		Ykg-3	4	4	4	4	4					4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	Y5海域	Ykm-6	4	4	4	4	4					4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
		Ykm-7	5	5	5	5	5					5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

底質グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
		調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	-	-	-	1408	1508	1609	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
	Y1海域	Ykm-1	I	II	II	I	I					I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
		Ykm-2	I	I	II	I	I					I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
	Y2海域	Ykm-3	II	II	II	I	II					II	II	II	II	II	II	I	II	I	I
	Y3海域	Ykm-4	II	I	I	I	I					I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
		Ykm-5	II	II	II	I	I					I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
	Y4海域	Ykg-1	III	III		III	III					III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
		Ykg-2	II	II	II	II	II					II	II	II	II	II	II	II	III	II	II
		Ykg-3	II	II	II	II	II					II	II	II	II	II	II	II	II	II	II
	Y5海域	Ykm-6	II	II	II	II	II					II	I	II	II	II	I	II	II	II	II
		Ykm-7	III	III		III	III					III	III	III	III	III	III	III	III	III	III

注) 赤枠の地点及び時期に着目して、底質との関係性を解析した

冬期

生物グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬
		調査年月	0602	0702	0802	-	-	-	1202	1302	1402	1501	1601	1701	1801	1901	2001	2101	2201	2301	2401
	Y1海域	Ykm-1	1	1	1							1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
		Ykm-2	2	2	2							2	2	2	2	2	2	1	2	2	2
	Y2海域	Ykm-3	2	2	2							3	3	2	2	3	2	2	2	2	2
	Y3海域	Ykm-4	3	3	3							3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
		Ykm-5	3	3	3							4	4	4	4	4	4	4	4	3	3
	Y4海域	Ykg-1	6	6	6							6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
		Ykg-2	4	4	4							4	4	6	3	4	4	4	4	4	4
		Ykg-3	3	3	3							4	3	4	3	3	4	3	3	3	4
	Y5海域	Ykm-6	4	4	4							4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
		Ykm-7	5	5	5							5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

底質グループ	海域	年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
		季節	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬	冬
		調査年月	0602	0702	0802	-	-	-	-	-	-	1501	1601	1701	1801	1901	2001	2102	2201	2301	2401
	Y1海域	Ykm-1	II	II	II							II	I	II	II	I	I	I	I	I	I
		Ykm-2	I	I	I							I	I	II	I	I	I	I	II	III	I
	Y2海域	Ykm-3	II	II	II							II	II	II	II	II	II	II	II	I	II
	Y3海域	Ykm-4	I	II	II							II	I	I	I	II	I	I	II	I	I
		Ykm-5	II	II	II							II	I	II	II	II	I	II	II	I	II
	Y4海域	Ykg-1	III	II								III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
		Ykg-2	II	II	II							II	II	III	II	II	II	II	II	II	III
		Ykg-3	II	II	II							II	II	II	II	II	II	II	II	I	II
	Y5海域	Ykm-6	II	II	II							II	II	II	II	II	II	II	II	III	II
		Ykm-7	III	III	III							III	III	III	III	III	III	III	III	I	III

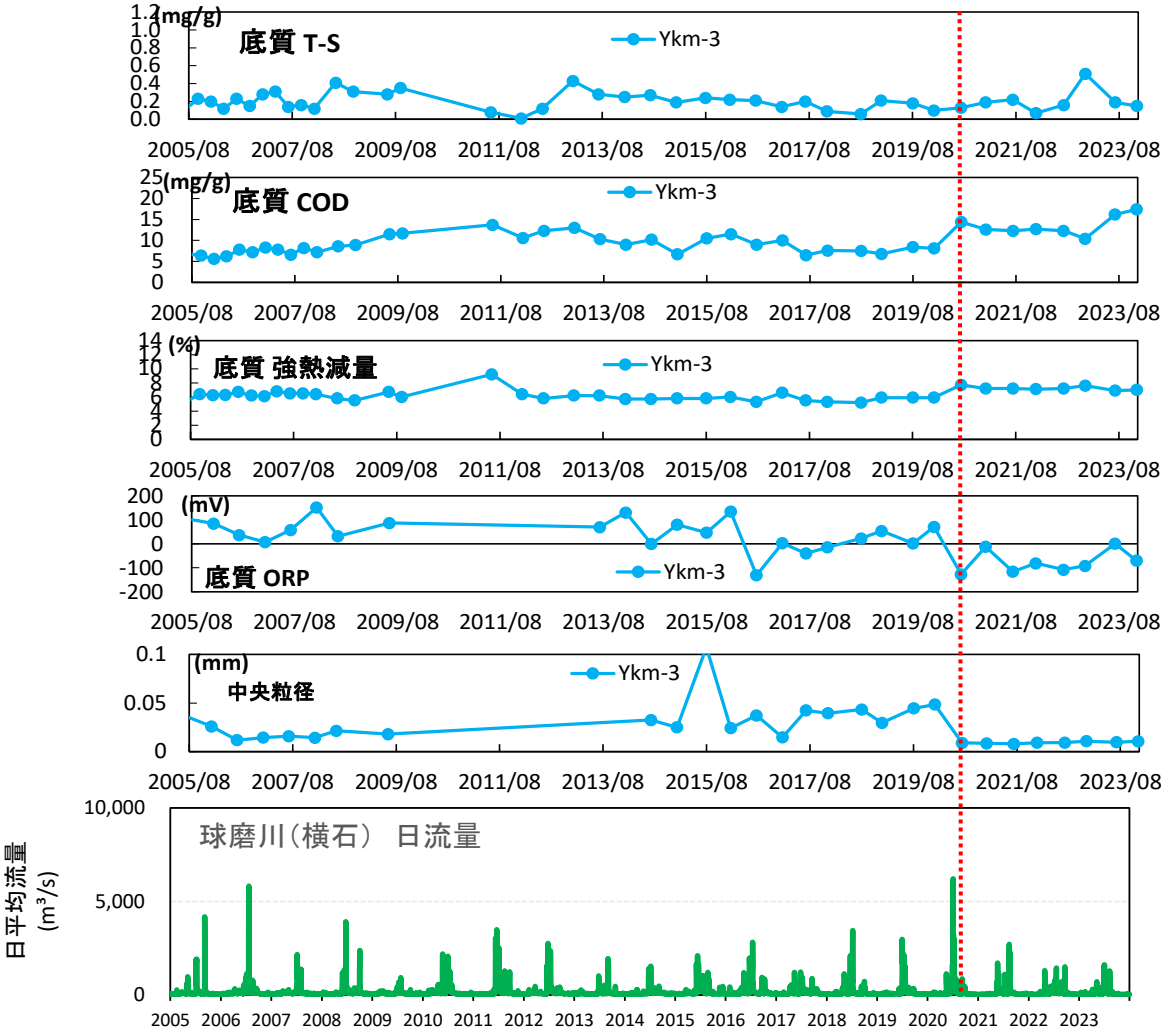
出典:環境省(2024)[1)]を更新

① 底質中の有機物の増加や底質の泥化、出水の影響

Y2 海域(Ykm-3)では、2021 年度夏期以降、ベントスの種類数がやや増加したものの個体数が減少しており、その前年の夏期に底質の COD が増加するとともに、粒度も細粒化していることから、これらの底質変化がベントスの変化に影響していることが示唆された(付図 4.2.1-14)。なお、COD の増加時には、強熱減量がやや増加するとともに、ORP(酸化還元電位)も低下していることから、COD の増加が有機物由来か還元体由来かは明確ではなかった。

また、2020 年度夏期においては、調査の約 1 か月前に球磨川で大出水が発生しており、ベントスのグループに変化がなく、底質グループに変化があったことから、出水により底質が変化し、これがベントス相に影響を与えた可能性が示唆されたが、より詳細な解析が必要と考えられる[1)]。

年度	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
季節	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏	夏
調査年月	0508	0608	0708	0807	0907	-	-	-	-	1408	1508	1609	1708	1808	1908	2008	2108	2208	2308
底質グループ	II	II	II	I	II					II	II	II	II	II	II	I	II	I	I
生物グループ	3	3	3	3	3					3	3	3	3	3	3	3	2	2	2



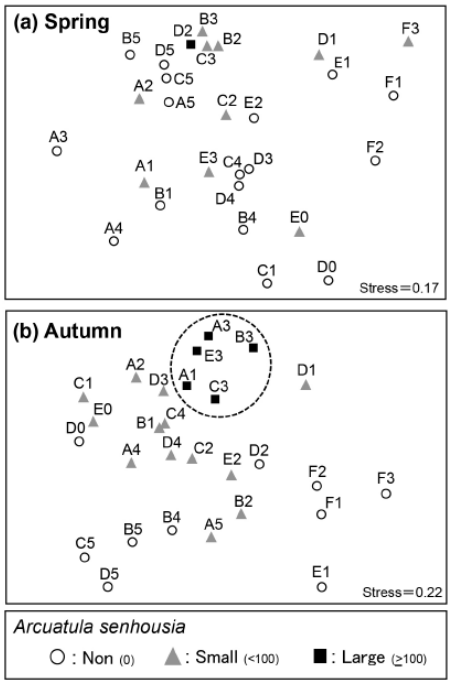
付図 4.2.1-14 夏期の流量の推移とベントス・底質グループの変動(Ykm-3)

出典:環境省(2024)[1)]を更新

② 底質の泥化による影響

広域に分厚いホトトギスガイ・マットが形成される八代海の球磨川河口干潟（Y2 海域）を対象に、春期と秋期にベントス群集の定量調査を行い、ホトトギスガイのマット形成によるベントスの群集構造の変化を評価した。ホトトギスガイが小規模に発生した春期では、ベントスの群集構造に対する影響が検出されなかった一方で、大規模に発生しマットを形成した秋期では、ホトトギスガイの個体数区分に対応してベントスの群集構造が有意に異なることが明らかになった[5]（付図 4.2.1-15）。

このことは、秋期にかけての大量のホトトギスガイの加入・着底とマット形成が、マット下のベントス群集の集合規則に影響を与えていることを示唆している。アサリ、アナジャコ、ケヤリムシ科、ウミイサゴムシなどは、春期に比較的高い個体群サイズを維持していたが、ホトトギスガイのマットが形成された秋期に衰退もしくは消滅するパターンを示した。これらの種は一般的に好気的な砂泥場での出現が多いことから、ホトトギスガイのマット形成による還元化と泥化によって駆逐もしくは水平・垂直移動した可能性が高い[5]。



注）記号はホトトギスガイの密度レベルを示す

付図 4.2.1-15 球磨川河口干潟のホトギスガイを除いた動物ベントス群集の類似度（Bray-Curtis）の nMDS 表示（(a) 春期、(b) 秋期）

出典：北岡匠、山田勝雅、逸見泰久（2018）[5]

5) 北岡匠、山田勝雅、逸見泰久（2018）八代海球磨川河口干潟における底生動物相の時空間変化：ホトトギスガイのマット形成が群集構造に与える影響、Laguna 25: 93-103

イ）まとめ

Y2 海域（Ykm-3）で底質の COD 増加や細粒化が翌年のベントスの種類数・個体数の変化に影響した可能性が示唆されたが、強熱減量がやや増加、ORP（酸化還元電位）も低下していることから、COD の増加が有機物由来か還元体由来かは明確ではなかった。

底質の泥化については、ホトトギスガイのマットが形成されたことによる還元化と泥化により、ベントス相が駆逐もしくは水平・垂直移動した可能性が高いと考えられた。

出水（淡水流入）については、球磨川での大出水の 1 か月後の 2020 年夏期調査において、底質グループが変化し、ベントスグループは翌年に変化があったことから、出水により底質が変化し、これが翌 2021 年度夏期のベントス相に影響を与えた可能性が示唆されたが、より詳細な解析が必要と考えられる。

4.2.2 有用二枚貝の減少

本節では、1970 年頃以降の漁獲量が年間数万tを超えたことのある有用二枚貝 3 種に関し、問題点とその原因・要因との関連についての考察をまとめた。

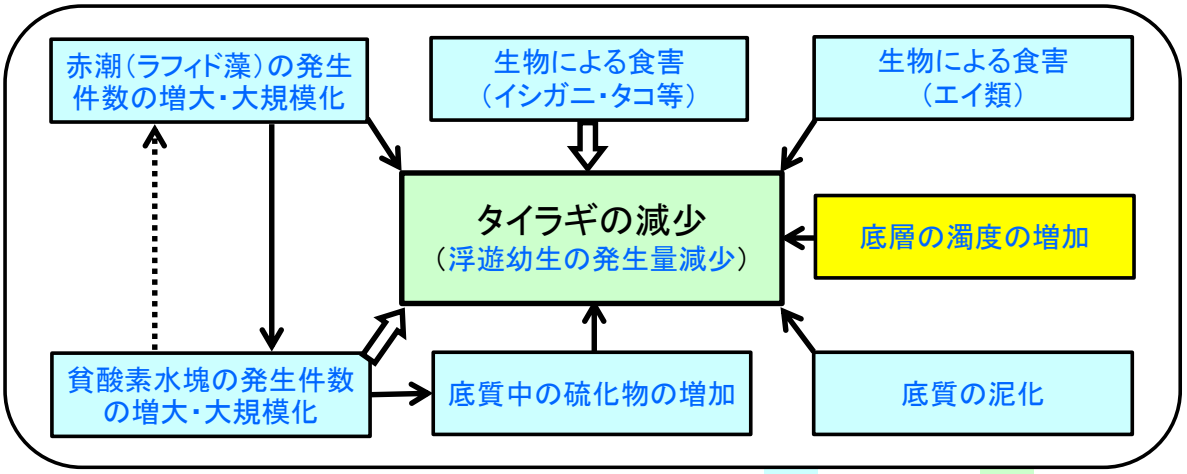
(1) タイラギ

平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- 有明海の貝類の漁獲量は 1980 年頃(約 100,000t)から急速に減少して、最近 5 年間(2009 年～2013 年)では 20,000tを下回っている。
- 2012 年以降にタイラギの資源量の低下傾向が顕著になっており、2012 年から休漁状態が続いている。その要因として、エイ類による食害、着底の翌年に発生する「立ち枯れへい死」と呼ばれる原因不明の大量死や、貧酸素水塊の影響が推察されている。また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が 2012 年以降低位で推移していると類推される。
- タイラギの親貝資源の減少によって、浮遊幼生の発生量と着底稚貝が減少し、資源の再生産に大きな支障が生じている可能性が示唆された。
- タイラギの立ち枯れへい死の多くは春期から秋期にかけて発生し、貧酸素水塊、基礎生産力(特に浮遊珪藻)の低下による餌不足、濁りによる摂食障害、硫化水素などの底質中の有害物質、ウイルスの影響などの懸念が示されているが、原因の特定には至っていない。また、赤潮の発生件数の増大・大規模化によるタイラギへの影響に関する知見も確認されていない。
- 浮泥の存在がタイラギに悪影響を及ぼすとの知見がある。

令和 8 年度委員会報告では、3.9 生物で述べたとおり、タイラギについては、1992 年以降、生息域分布が A2 海域に偏る傾向がみられる。しかしながら、この海域では着底稚貝の資源への加入が極めて少なく、局所的に発生した稚貝も主に春期から夏期にかけて立ち枯れへい死等によって大量減耗し、成貝まで到達していない。また、2012 年以降、稚貝の出現密度がそれまでの1割以下に減少し、浮遊幼生の出現低下によると思われる稚貝の資源量の低下傾向が顕著になっている。ただし、浮遊幼生に関して、A6 海域を対象とした広域調査においては、2018 年度頃から浮遊幼生の出現数は増加の兆しがみられる。

平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.2-1 及び付表 4.2.2-1)。



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因（□：海域環境、□：生物、水産資源）
□：平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
⇨（白抜き線）：複数年で影響があることを確認したもの
→（実線）：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.2-1 タイラギの減少と原因・要因との関連（サブ連関図）

付表 4.2.2-1 海域区分別のタイラギの減少と原因・要因との関連（要因整理表）

	A1 海域	A2 海域	A3 海域	A4 海域	A6 海域	A7 海域	備考
生物による食害（エイ類）	○※	○※	○※	○※	○※	○※	
生物による食害（イシガニ・タコ等）	―	◎※	○※	―	―	◎※	
貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化	◎※	◎※	◎※	―	―	―	夏期に貧酸素水塊が発生
底質中の硫化物の増加	○※	○※	○※	―	―	―	
底質の泥化	―	○※	―	―	―	―	
底層の濁度の増加	○※	○※	○※	○※	○※	○※	室内実験
赤潮（ラフィド藻）の発生件数の増大・大規模化	―	―	○※	―	―	―	夏期に赤潮が発生

注１）◎：複数年で影響があることを確認したもの
○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
注２）対象海域は、平成 28 年度委員会報告で「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理した。

ア）浮遊幼生の発生量減少

平成 28 年度委員会報告において、2010 年以降のタイラギ資源量の低迷要因の一つとして、浮遊幼生の発生量減少が指摘されている。

3.9.4 において述べたとおり、かつての調査（1981 年、1982 年及び 1984 年）では、浮遊幼生・稚貝ともに広範囲に分布していた。しかし、2012 年以降は 2020 年を除いて低位で推移しており、浮遊幼生の出現低下に伴う稚貝資源量の減少傾向が顕著となっている。一方で、2015 年度から開始された有明海全域の調査によると、2020 年から 2024 年にかけては、累計幼生出現数が過去の結果と比較して高水準にあり、広範囲で高い最大出現密度が確認された。これは、関係 4 県による人工種苗を用いた母貝団地造成が、浮遊幼生の供給に寄与している結果と推測される。

また、平成 28 年度委員会報告では、福岡県及び佐賀県による有明海湾奥部（A2、A3 海域）の調査結果に基づき、資源構造の変化が指摘されている。1981 年当時は 2～3 世代で構成されていたタイラギ成貝集団が、1999 年には 1 歳貝のみの単一世代群へと変化していた。個体数の減少に加え、産卵能力高い大型個体が消失したことで、再生産機能が縮小かつ不安定化していると推測される。以上の知見からも、人工種苗による母貝団地造成や漁場環境の整備を含めた適切な資源管理を推進し、多世代が共存する大型個体の復元を図る必要があると考えられる。

イ）生物による食害（エイ類）の影響

① ナルトビエイによる影響

有明海全域において、ナルトビエイは貝類を専食する。雌は雄に比べて長寿で大きく、有明海の内外を季節的に回遊しており、外海の天草灘などが越冬場所であると推定されている[6),7)]。また、ナルトビエイは新種かつ東アジアの固有種、希少種であることが明らかとなり、成熟までに長い年数を要し、繁殖力が低いことから、生物学的には急に個体数が増えることはないと推定された[7),8)]。

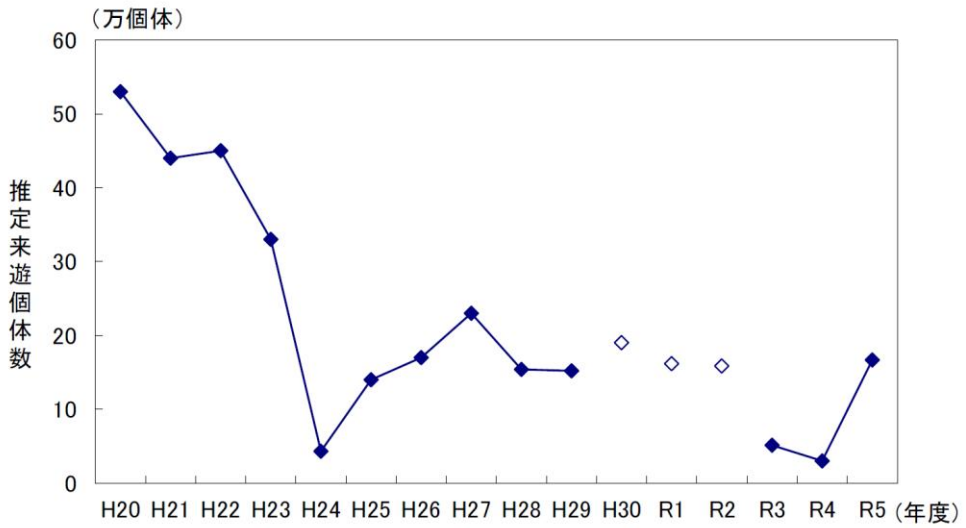
有明海全域において、捕獲したナルトビエイのサイズデータをもとに、年齢構成・寿命・生残率・産仔数などの生態情報を加味したナルトビエイの来遊量を推定した結果、2008 年度～2010 年度には 40～50 万個体であったが、2012 年度までに大きく減少した[9)]。その後、変動はあるものの 10～20 万個体でほぼ横ばいで推移している[9)]（付図 4.2.2-2）。

6) Yamaguchi, A., Kawahara, I., and S. Ito (2005): Occurrence, growth and food of longheaded eagle ray, Aetobatus flagellum, in Ariake Sound, Kyushu, Japan. Environ. Biol. Fish. 74, 229–238.

7) Yamaguchi A, Furumitsu K and Wyffels J (2021) Reproductive biology and embryonic diapause as a survival strategy for the east Asian endemic eagle ray Aetobatus narutobiei. Front. Mar. Sci. 8:768701. doi: 10.3389/fmars.2021.768701

8) Wang, Y., Ogino, Y., Furumitsu, K., Márquez-Farías, J. F., & Yamaguchi, A. (2026). Demographic analysis of the impacts of fishing pressure on the Naru eagle ray Aetobatus narutobiei in Ariake Bay, Japan. Fisheries Science, early view. https://doi.org/10.1007/s12562-026-01994-7

9) 環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 14 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-1」



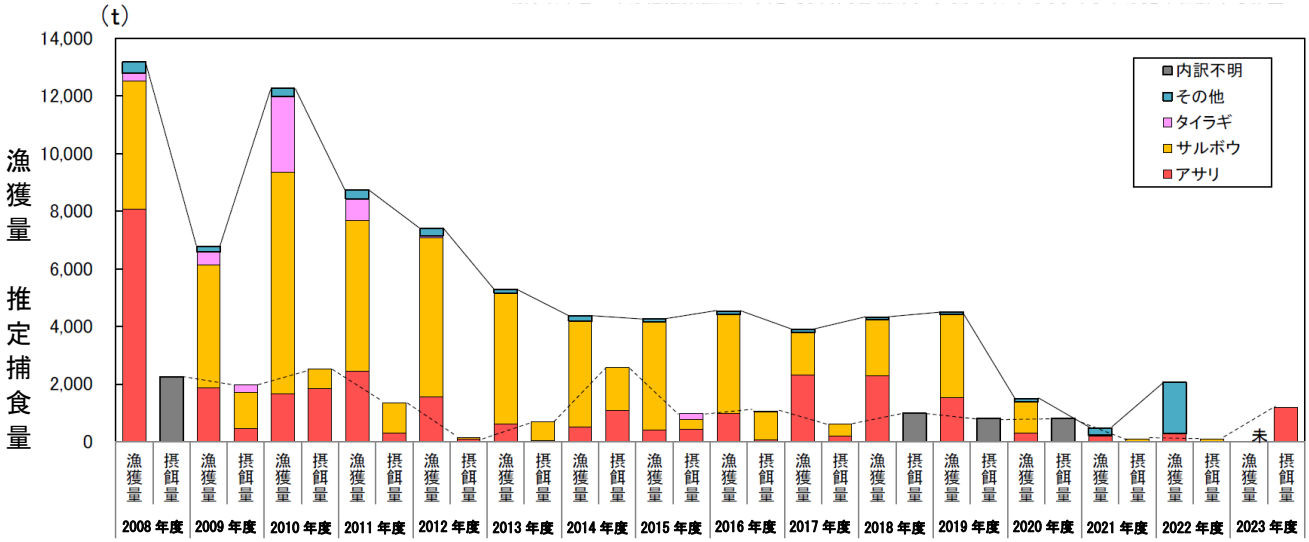
※ 平成30年度は体盤幅、生残率、混獲率、令和元年度、令和2年度は生残率、混獲率の調査を実施していないため、
平成27～29年度の3か年の平均値を使用してDOIRAP法で推定した参考値を示した。

付図 4.2.2-2 ナルトビエイ推定来遊個体数の経年変化

出典:環境省(2024)[6)]

有明海におけるナルトビエイの推定来遊量に対して、胃内容物のアサリ、サルボウ、タイラギの比率を掛けて算出した水産有用二枚貝類の推定捕食量を付図 4.2.2-3 に示す。2008 年度～2010 年度の 2,000t～2,500t から、2012 年度には 200t 以下にまで減少した。2015 年度以降は 1,000t 程度で横ばいの状況である[9)]。

有明海におけるナルトビエイによる水産有用二枚貝類の推定捕食量は、漁獲量の13～59%で推移しているが、ナルトビエイ胃内容物調査の結果、捕食されたタイラギの確認は 2009 年度、2011 年度、2015 年度の 3 か年のみで、ごくまれであった[9)]。



※漁獲量データは『九州農林水産統計年報（九州農政局統計部）』より抜粋、2023 年度の未は、2024 年 7 月現在、未集計を示す。
※2008 年度は胃内容物調査を実施していないため、内訳不明の参考値を示した。
※2018 年度～2020 年度は来遊量が参考値であり、胃内容物調査を実施していないため、内訳不明の参考値を示した。

付図 4.2.2-3 水産有用二枚貝類漁獲量とナルトビエイ推定来遊個体数から推定した捕食量の経年変化

出典：環境省（2024）[9)]

② アカエイ類による影響

有明海全域において、アカエイの餌料生物は、甲殻類、多毛類、魚類が主で、貝類は重量比で全体の約 3%（貝殻含む）であった [9)]。ナルトビエイが二枚貝類を専食するのに比べ、アカエイ類は 0～18.2%と低く、アカエイ類の二枚貝類への依存度は小さいと考えられる [9)]（付表 4.2.2-2）。

付表 4.2.2-2 アカエイ類の胃内容物に占める各餌生物の重量百分率

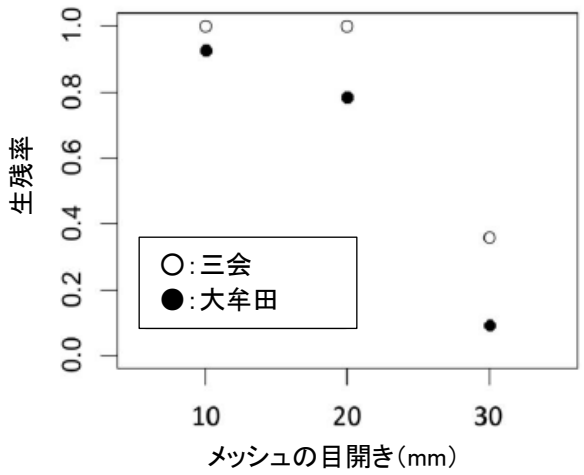
種名	二枚貝類	巻貝	頭足類（ｲｶ）	甲殻類（ｴﾋﾞ,ｶﾆなど）	多毛類（ｺﾞｶｲ）	魚類（ﾊｾﾞなど）	その他（ﾅﾏｺ不明種）
アカエイ（n=99）	2.8	0.0	2.0	53.1	16.7	17.4	8.0
ヤジリエイ（n=21）	0.0	0.0	1.0	69.6	4.8	19.9	4.8
アリアケアカエイ（n=11）	18.2	0.0	0.0	28.0	26.6	9.1	18.2
シロエイ（n=10）	0.4	0.0	0.0	40.9	48.7	0.0	10.0

※表中の濃い網掛けは50%以上、淡い網掛けは20%以上を示す。
赤文字の二枚貝類は、DNA分析によりアサリの他、マテガイ属、ウネナシトマヤガイ、シカメガキ、シズクガイと同定された。

出典：環境省（2024）[9)]

ウ）生物による食害（イシガニ・タコ等）の影響

2017 年 8 月～10 月に実施した A2 海域（大牟田）及び A7 海域（三会）で実施した食害実験では、食害防止ネットのメッシュサイズが 20mm を超えるとタイラギの生残率が低下した（付図 4.2.2-4）。また、2018 年 5 月～10 月には上記 2 地点に加え、A3 海域（沖神瀬西）及び A7 海域（燗場島）を加えた 4 地点で実験を実施した結果、網目 115mm の保護ゲージでは 15mm の場合と比較して生残率が低下した。同時にセットした水中カメラの映像により、アカニシ、タコ類、イシガニ類等の小型底生捕食者の出現が確認された[10]（付表 4.2.2-3）。以上の結果から、A2 海域及び A7 海域では、2017 年及び 2018 年の複数年にわたり食害の影響が生じていると判断される。ただし、本結果は周囲にタイラギが存在しない条件下で人為的に高密度に移植を行った実験に基づくものであることから、移植個体への食害が集中した可能性があり、天然環境における影響を過大評価している懸念がある点には注意を要する。



付図 4.2.2-4 食害防止ネットのメッシュサイズ毎のタイラギの生残率（69 日間）

出典:Kurihara et al. (2021)[10]を一部改変

付表 4.2.2-3 水中カメラの日中撮影時間における小型捕食者の出現率

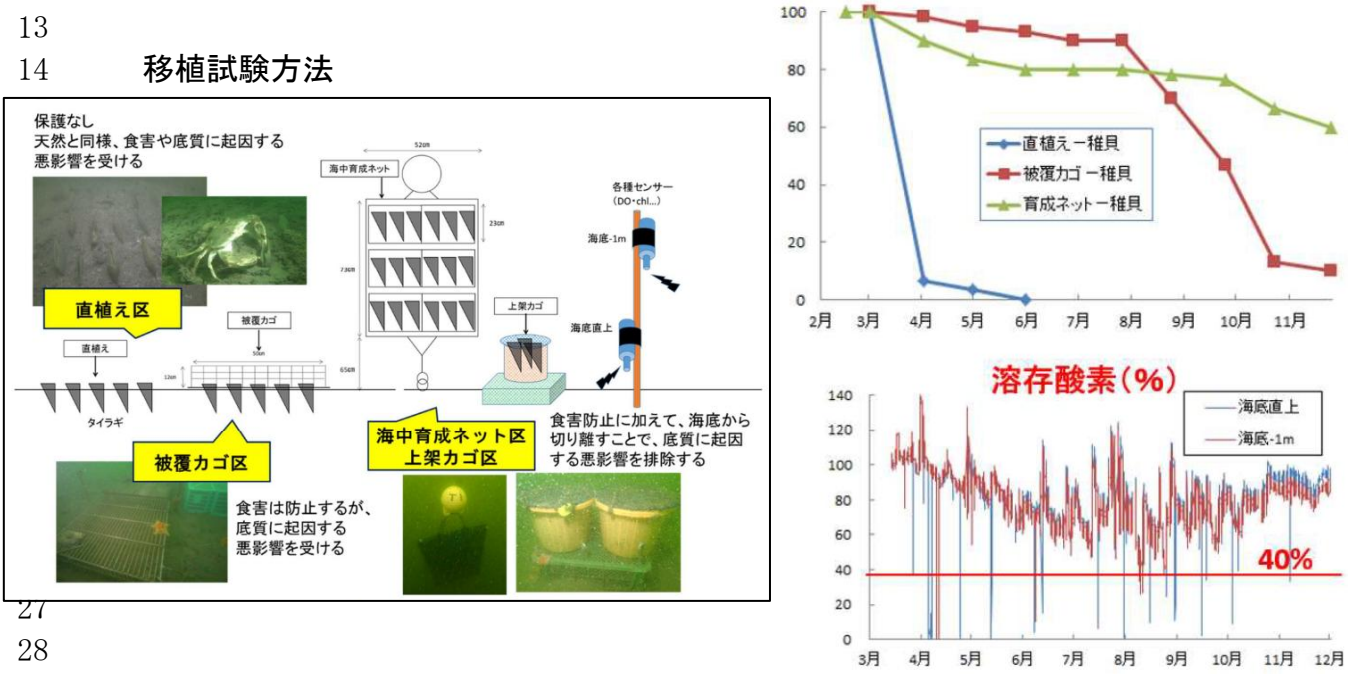
定点	アカニシ	タコ類	イシガニ類	エイ類	クロダイ
大牟田	12.5%		3.5%		
沖神瀬西			0.4%		
三会		0.11%		0.004%	0.021%
燗場島	0.18%	0.31%	0.014%		

出典:Kurihara et al. (2021)[10]を一部改変

10) Kurihara, T., Hashimoto, K., Nakano, S., Matsuyama, Y., Yurimoto, T., Nagasoe, S., Ito, A., Ojima, D., Okamura, K. (2021): Effects of transplant sites and preventive measures against predation on the survival rates of pen shell in the Ariake Sea, Japan, Plankton and Benthos Research, Vol. 16, pp. 266-277.

A2 海域の福岡県三池地先における 2015 年度のタイラギの移植試験で、直植え区[注)]は春期に全滅し、被覆カゴ区[注)]は夏期から秋期にへい死した[11)]。この時期は海底直上では短期間の貧酸素状態が発生したが、長期間の継続はみられていない[11)]。また、海底上 1m の海中育成ネット区[注)]においても短期間の貧酸素状態は発生したが稚貝の顕著なへい死はみられなかった[11)]。これらのことから、稚貝の生残率には食害と底質の影響が関係していることが示唆された(付図 4.2.2-5)。

注)・直植え区:カゴ等の保護がなく、天然のタイラギと同様に食害及び底質に起因する影響を受ける試験区
・被覆カゴ区:被覆カゴで覆うことで食害は防止するが、底質に起因する影響を受ける試験区
・海中育成ネット区・上架カゴ区:海中育成ネットや上架カゴに収容して海底から切り離すことで、食害と底質及びその近傍に起因する影響を排除した試験区



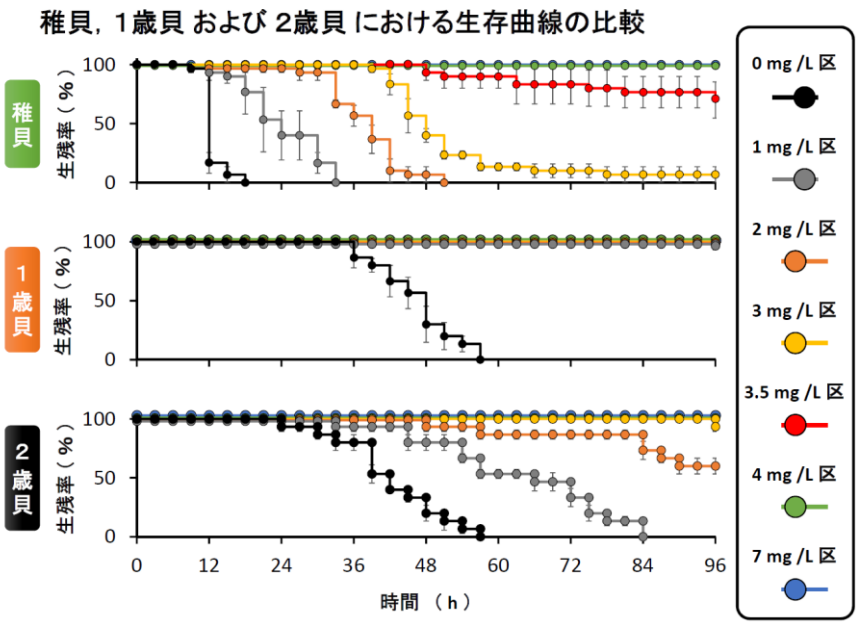
付図 4.2.2-5 稚貝の生残率の推移及び酸素飽和度の推移(2015 年度, 三池島)
出典:環境省(2022)[11)]

エ) 貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化による影響

底層水中の有機物負荷や淡水流入・低塩分化に伴う貧酸素水塊の拡大・大規模化に関する考察については、後述の「4.2.5 生物の生息環境の確保」で詳述する。ここでは、貧酸素水塊がタイラギの減少に及ぼした影響について整理した。

室内実験の結果、タイラギの貧酸素耐性は生活史ステージによって異なることが明らかとなった。生残率低下を招く DO 濃度は、稚貝で 3.5mg/L 以下、1 歳貝で約 0mg/L、2 歳貝で 2.0mg/L 以下であり、貧酸素耐性は稚貝＜2 歳貝＜1 歳貝の順に高いと考えられた[12)](付図 4.2.2-6)。

11) 環境省(2022)「有明海・八代海等総合調査評価委員会中間とりまとめ(資料編 ケーススタディ)」6.1.2
12)環境省(2019)「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 2 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 4-1」



付図 4.2.2-6 稚貝、１歳貝および２歳貝における生存曲線

出典：環境省（2019）[12]

また、2017 年～2022 年にタイラギ稚貝・1歳貝・2歳貝を用いて室内で 96 時間の貧酸素暴露実験を行って LC_{95} [注)]を求めた結果[13]（付表 4.2.2-4）においても、稚貝が貧酸素の影響を最も敏感に受けていることが分かった。

注）LC95 は「Lethal Concentration 95%」の略で、ある条件下で対象生物の 95%が死亡する濃度（致死濃度）を示す。

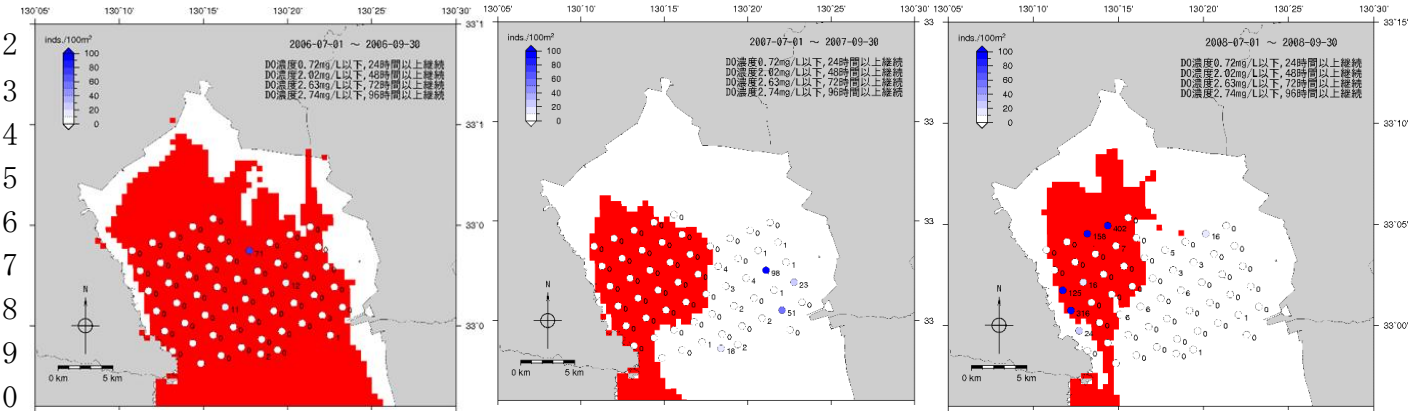
数値シミュレーションモデルを用いて 2006 年～2012 年の夏期（7 月～9 月）における有明海奥部（主に A2 海域、A3 海域。一部 A1 海域を含む）の底層 DO 濃度を推計した。推計された有明海奥部の底層 DO 濃度のうち、上記 LC_{95} の値をとる DO 濃度範囲と佐賀県のタイラギ生息調査結果を重ね合わせたところ、2006 年、2007 年、2009 年、2012 年については、タイラギ稚貝の LC_{95} 分布領域に稚貝が概ね見られないなど対応関係が認められた。これにより、複数年において貧酸素がへい死の主要因であったと判断した。一方、2008 年、2010 年、2011 年では上記のような対応関係がない、あるいは LC_{95} 分布域外で大量へい死が確認されたことから、タイラギの大量へい死には貧酸素だけでなく、それ以外の要因も複合的に関与している可能性が示唆された [13]（付図 4.2.2-7）。

付表 4.2.2-4 室内実験によるタイラギの生活史ステージ別貧酸素耐性

稚貝（LC_{95}）	1歳貝（LC_{95}）	2歳貝（LC_{95}）
DO<0.72 mg/L・>24h DO<2.02 mg/L・>48h DO<2.63 mg/L・>72h DO<2.74 mg/L・>96h	DO<0.39 mg/L・>48h DO<0.62 mg/L・>72h DO<0.64 mg/L・>96h	DO<0.31 mg/L・>48h DO<0.77 mg/L・>72h DO<1.29 mg/L・>96h

出典：環境省（2019）[12]

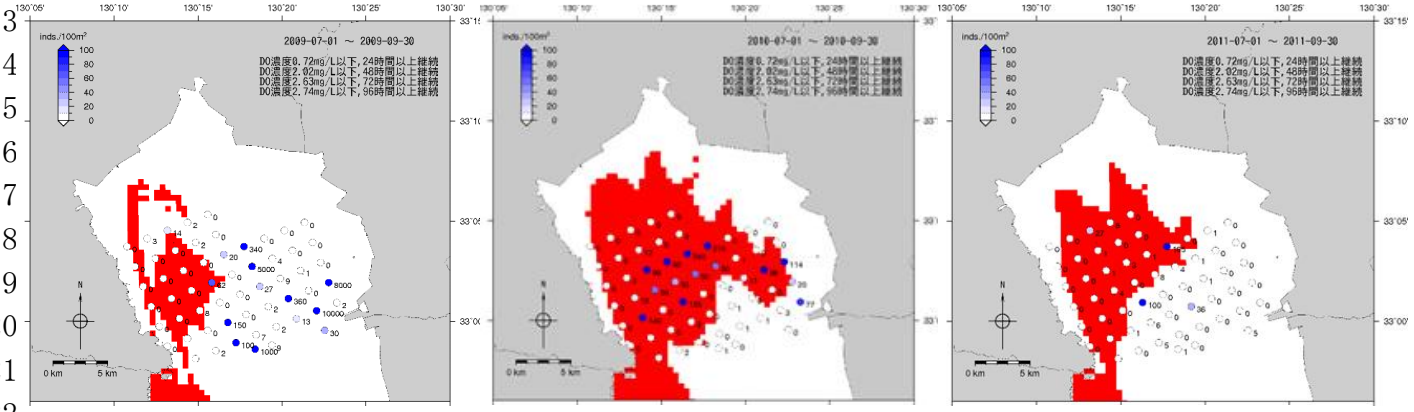
13）環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 13 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-2」



(1) 2006 年 7 月～9 月

(2) 2007 年 7 月～9 月

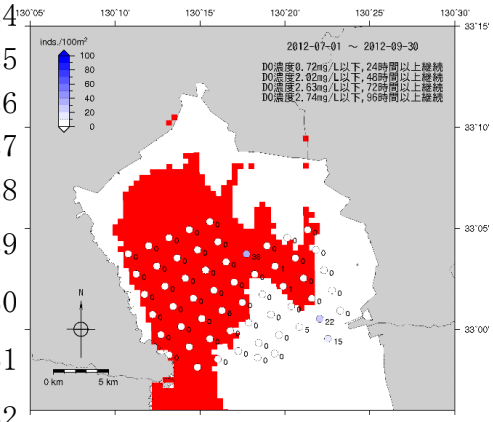
(3) 2008 年 7 月～9 月



(4) 2009 年 7 月～9 月

(5) 2010 年 7 月～9 月

(6) 2011 年 7 月～9 月



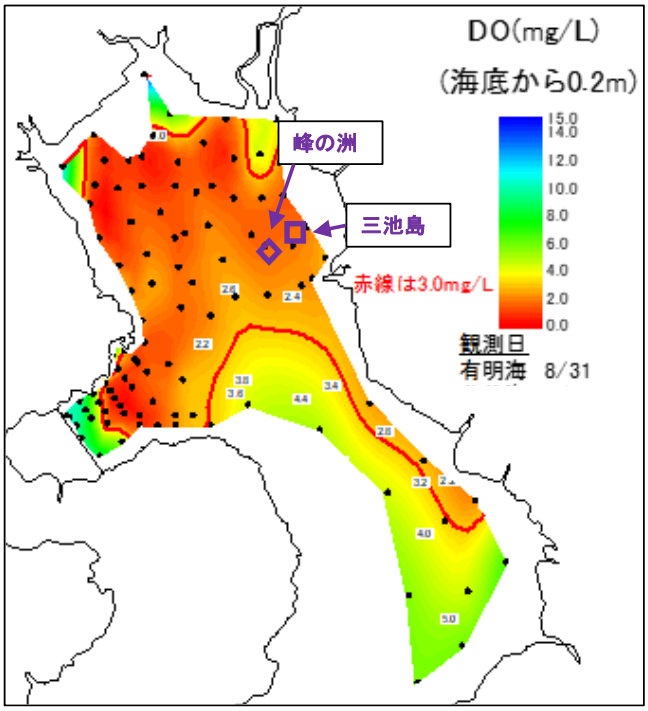
(7) 2012 年 7 月～9 月

注)赤色着色部は、稚貝の LC95 のエリアを示す。
　　○と数字は稚貝の生息密度を示す

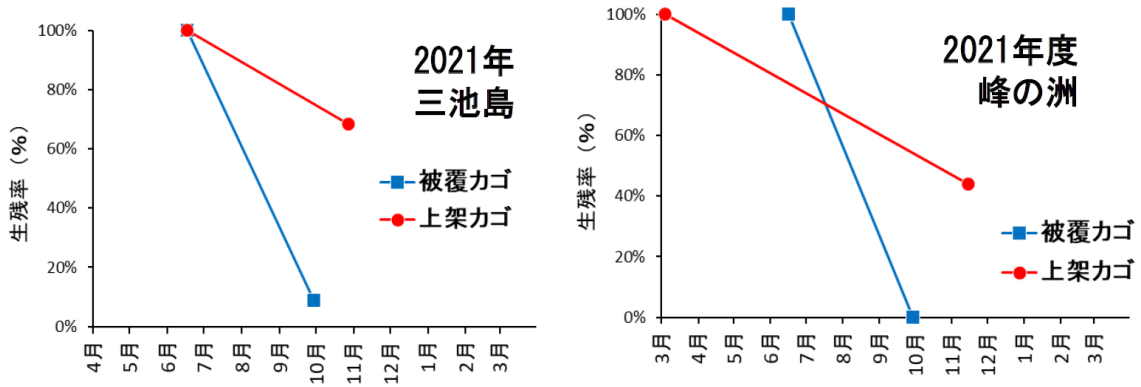
付図 4.2.2-7 数値シミュレーションモデルで推定した LC_{95} の分布と稚貝の分布状況

出典:環境省(2019)[12)]

2021 年の大量へい死時は、3.6 貧酸素水塊で述べたとおり、2021 年 8 月に豪雨がみられ、その後 A2 海域にまで達する大規模な貧酸素水塊が発生した（付図 4.2.2-8）。ウ）で述べた移植試験の結果では、両試験区で上架カゴでも生残率が低下しており、底質の影響だけでなく、貧酸素も影響した可能性が推定された[14]（付図 4.2.2-9）。



付図 4.2.2-8 タイラギの移植場所と底層溶存酸素濃度の分布（2021 年 8 月 31 日）

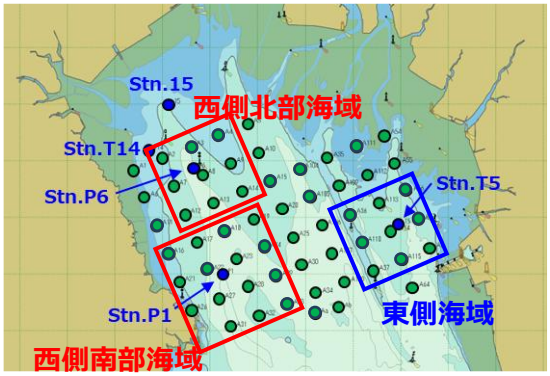


付図 4.2.2-9 タイラギ移植試験結果

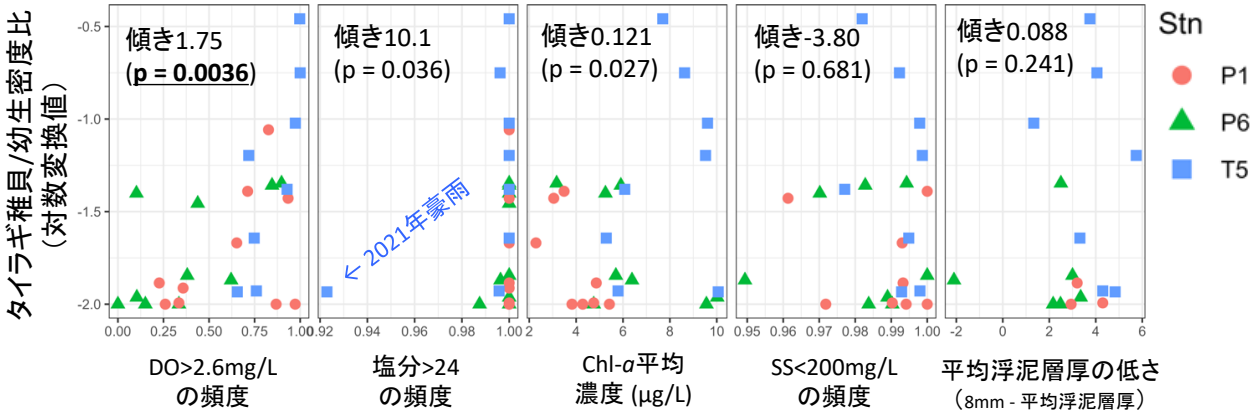
出典：環境省（2024）[14]を一部改変

14) 環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 13 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-1」

また、付図 4.2.2-10 に示す A2 海域(T5)及び A3 海域(P1、P6)における 2010 年～2023 年のデータを基に、タイラギの幼生～稚貝の段階における密度(稚貝/幼生密度比)を算出し、環境要因(DO 濃度、塩分、Chl-a 濃度、SS 濃度、浮泥層厚)の好適度の指標との関係性を重回帰分析した。この結果、稚貝/幼生密度比は、溶存酸素濃度の好適度の指標と有意な正の相関を示したことから、貧酸素によるタイラギの着底への影響が示唆された。なお、その他の要因については有意な関係はみられなかった[15)](付図 4.2.2-11)。



付図 4.2.2-10 タイラギ生息状況調査の調査地点



付図 4.2.2-11 8 月における環境要因と稚貝/幼生密度比との関係

出典:環境省(2026)[15)]

15) 環境省(2026)「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 19 回水産資源再生方策検討作業小委員会、海域環境再生方策検討作業小委員会資料 3」

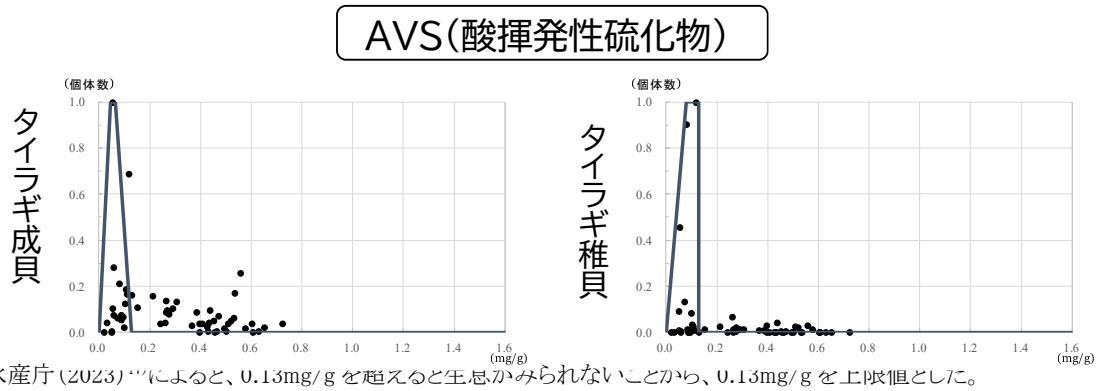
オ）底質中の硫化物の影響

有明海奥部（主に A2 海域及び A3 海域。一部 A1 海域を含む）における 1976 年～2020 年のタイラギ成貝及び稚貝の個体数（積算値）と、底質、流況、水質等の環境項目との SI モデル[注 1]を構築した結果、成貝・稚貝ともに多くの地点で底質中の酸揮発性硫化物（AVS）[注 2]が、タイラギの生息環境要因の一つとなる可能性が高いことが示唆された（付図 4.2.2-12）。また、HSI [注 1]値を算定した結果、成貝・稚貝ともに限定要因法[注 3]が比較的再現性が高いことが明らかとなった[16]（付図 4.2.2-13）。

注 1：SI（Suitability Index）モデルとは、対象となる生物の生息環境の適合度を数値化したモデルであり、HSI（生息場適正指数：Habitat Suitability Index）は、これら SI を統合したもの

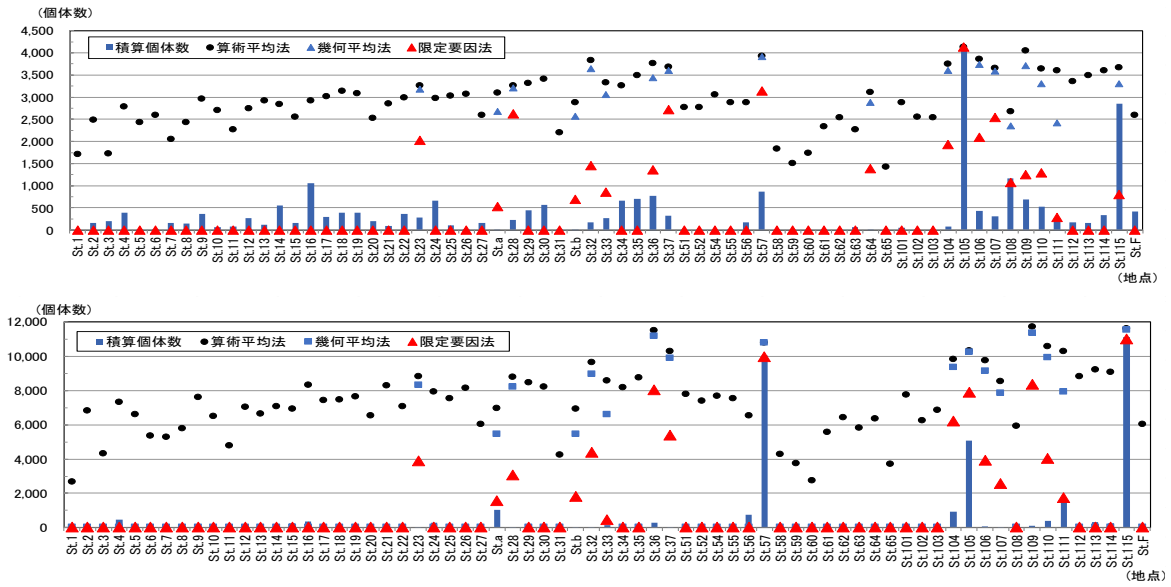
注 2：底質中の硫化物量を示す（Acid Volatile Sulfides）。この値が大きいほど底質悪化に伴う還元的な環境状態であることを示す

注 3：生物の生息環境条件のうち、1 つでも生息に耐えない環境条件があれば、他の条件がどれほど好適でも生息できないという考え方に基づき、複数ある環境要因のうち、最も値が小さい（環境が悪い）要因を、そのまま HSI の値（総合評価）とする方法



注）水産庁（2023）[17]によると、0.13mg/g を超えると生息がみられないことから、0.13mg/g を上限値とした。

付図 4.2.2-12 タイラギ成貝（左）、稚貝（右）の個体数（正規化）の SI モデル（AVS）



付図 4.2.2-13 地点ごとのタイラギ個体数と各 HSI 値（上段：成貝、下段：稚貝）

出典：環境省（2026）[16]

16）環境省（2026）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 19 回水産資源再生方策検討作業小委員会、海域環境再生方策検討作業小委員会資料 2-3」

17）水産庁（2023）「有明海における沖合たいらぎ漁業（潜水器漁）再生技術指針【第3版】」

カ）底質の泥化の影響

浮泥は、タイラギ着底稚貝の着底率に影響するとされるが、足糸を貝殻等の硬い基質に固着することで、浮泥が多い海底でも成長・生残が可能である[18)]。浮泥は永続的に存在するのではなく、海底環境の擾乱等で容易に消失すること、体サイズが浮泥層厚を超えて成長すると埋没の危機を免れること、過年度の浮泥調査結果とフルグロウン／稚貝着底率との関係性も低いことから、着底時の稚貝の生残に一時的に影響を与えるものの、長期的な資源変動との関係性は不明瞭であった[19),20)]。

2014 年及び 2015 年の各 1 月～3 月[21)]、2020 年 12 月～2021 年 4 月[22)]に A2 海域の三池地先において、タイラギの育成条件の解明のために、上架式カゴ・育成ネットを用いて現地で試験を行ったところ、生残、成長ともに上架式カゴが育成ネットより良好であった。試験終了時に育成カゴ・ネットともに内部に浮泥の堆積がみられ、上架式カゴでは、貝が基質からせり上がり粗目網を通して呼吸孔を確保できていたのに対し、育成ネットでは浮泥中で貝が動かないままの状態になっており、このことが、貝の生残や成長に影響を与えたものと考えられた[22)]。

また、立ち枯れへい死を起こす A2 海域において、海底から切り離して育成することがへい死抑制手法として有効で、長期の育成が可能と考えられた。想定されるへい死要因としては、5cm より海底に近い層の底質環境や海底の間隙水中の酸素濃度の低下、硫化水素の一時的な増加、海底に堆積する浮泥による摂餌障害などの二次的な影響が想定されている[21)]。

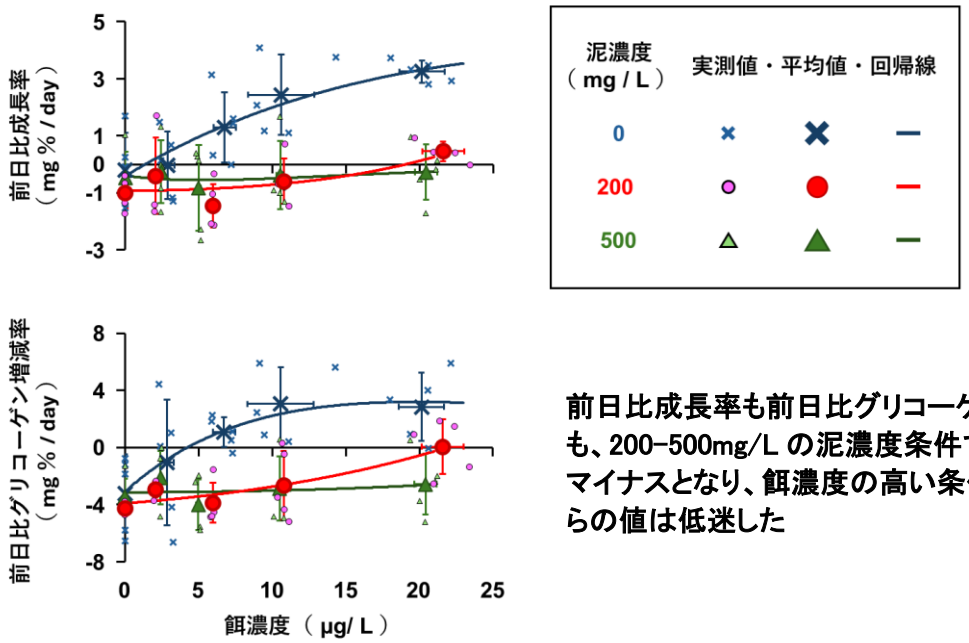
キ）底層の濁度の影響

有明海奥部の大潮時に観測される高濁度環境（泥濃度 500 mg/L、 濁度 80 FTU 相当）下でタイラギの室内試験を行ったところ、「消化管の着色の有無」を基準とした場合、明らかな摂餌阻害が確認された。これを基に、A2 海域での移植試験におけるタイラギ大量死と濁度 80 FTU 以上の発生状況との関連性を検証したところ、濁度単独の影響で大量死を説明することは困難であった。そこで、濁りは摂餌阻害を通じて悪影響を及ぼすため、餌環境の指標である Chl-*a* 濃度の変動を併せて考慮した結果、大量死発生年は濁度 80 FTU（泥濃度 500 mg/L）以上の頻発期に Chl-*a* 濃度が低く推移していたのに対し、非発生年では同頻発期でも Chl-*a* 濃度が高い傾向が認められた。すなわち、高濁度環境下であっても、十分な餌料が存在すれば大量死を免れる可能性が示唆された[19)]。

そこで、タイラギの生理状態の変化を詳細に評価するため、成長率や生命活動のエネルギー源であるグリコーゲン含有量の増減率を指標として調べたところ、泥濃度 200mg/L 以上でグリコーゲン蓄積が阻害されるなど健常性が低下し、餌濃度を上昇させても改善されないことが判明した（付図 4.2.2-14）。さらに、泥濃度 400 mg/L 以下の環境における摂餌率の変化についても調べた結果（付図 4.2.2-15）、餌濃度によって泥濃度の影響は変化し、餌濃度 2μg/L では泥濃度 72 mg/L まで、餌濃度 20μg/L では泥濃度 209mg/L までは泥濃度に依存して摂餌率が急激に低下し、それ以上の濃度では低位で推移した。多くの二枚貝において、濁度の上昇に伴ってろ水量の低下な

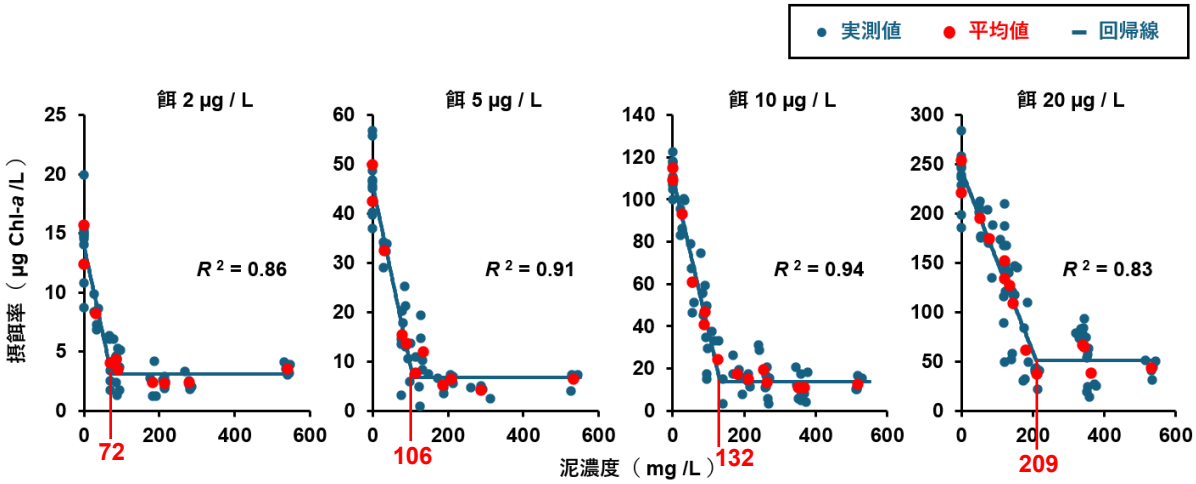
18) 古賀秀昭，荒巻裕（2013）：佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因，佐賀県有明水産振興センター研究報告，第 26 号，pp.13-24.
19) 環境省（2023）「令和 5 年度有明海・八代海等再生評価支援（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査）報告書」Ⅱ.3
20) 環境省（2024）「令和 6 年度有明海・八代海等再生評価支援（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査）報告書」Ⅱ.3
21) 的場達人，廣瀬道宣，長本篤，吉田幹英，篠原直哉（2016）：有明海福岡県地先におけるタイラギの斃死要因に関する研究 Ⅳ，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第26号，pp.1-8.
22) 江崎恭志，合戸賢利（2023）：有明海におけるリシケタイラギの中間育成および母貝育成の適正条件，福岡県水産海洋技術センター研究報告，第 33 号，pp.1-9.

ど生理的影響が発生するが、タイラギは有明海に生息する有用二枚貝類の中では濁度に特に敏感な種とみられる[15)]。



付図 4.2.2-14 タイラギ健常性に及ぼす懸濁物特性の影響（成長速度関連指標）

出典：環境省（2026）[15)]



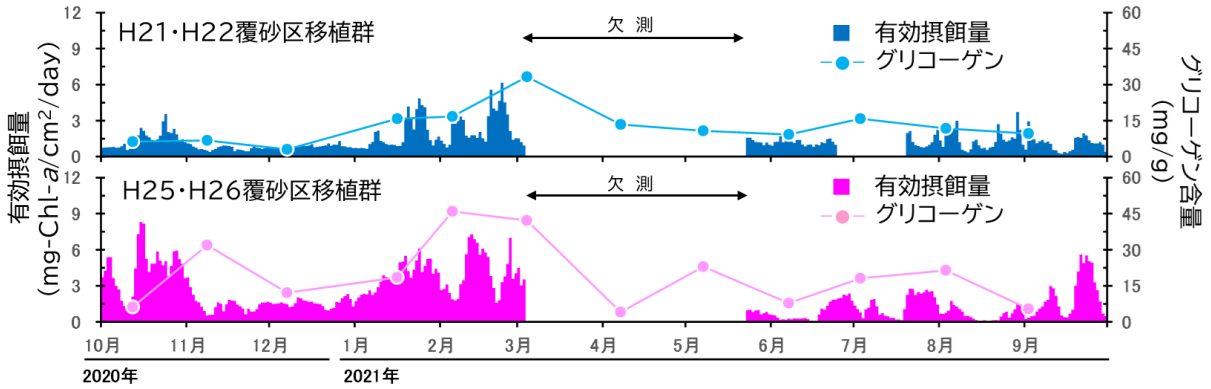
注） 現場海域で確認されている SS 及び Chl.a は、第 3 章（付図 3.4.2-3(6)及び(12)）を参照。

付図 4.2.2-15 タイラギの摂餌率に及ぼす泥濃度の影響

出典：環境省（2026）[15)]を基に環境省作成

実際の海域において、タイラギが底層の濁度の影響を受けているかを評価するため、タイラギが生息する底層の流速、濁度、Chl-*a*連続観測データを取得し、室内実験で得られた泥濃度と摂餌率の関係式から推定される摂餌率を求め、有効餌料量を計算した。また、同時に、移植タイラギの貝柱中のグリコーゲン含有量を測定し、両者の時系列を比較した結果、有効餌料量の増減に応じてタイラギのグリコーゲン量が変動する傾向が確認された。実際の海域環境で観測される濁度には有機物が含まれるため、室内実験との定量的な比較はできないが、濁度と餌料環境の相互作用により、タイラギの体力や生残が影響を受けている可能性が示唆された(付図 4.2.2-16)。

実際の海域環境では、潮汐等の海流変化に伴い濁度は時々刻々と変化しており、摂餌可能な濁度条件となる時間帯で摂餌量を確保していると思われる。底層の濁度と移植タイラギのグリコーゲン変動との関係性がみられたことから、大量死の原因・要因となるタイラギ健常性を推定するためには、摂餌活動やグリコーゲン蓄積を阻害しない水質環境の継続時間に着目して評価する必要がある。



注) 有効餌料量は、付図 4.2.2-15 に示す泥濃度と摂餌率の関係式から推定される摂餌可能な Chl.a 量(mg)の 24 時間総量

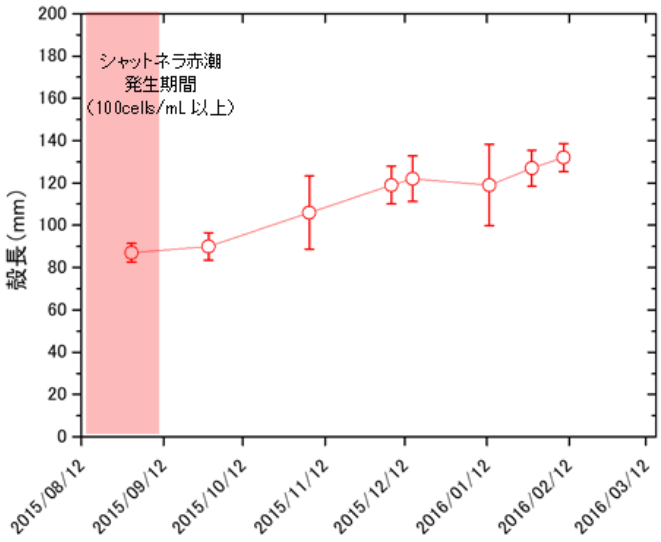
付図 4.2.2-16 1日あたり有効餌料量とタイラギ閉殻筋中のグリコーゲン含有量の推移

出典:環境省(2026)[15]を基に環境省作成

ク）赤潮（ラフィド藻）発生件数の増大・大規模化の影響

2015 年に A3 海域の大浦地先において行われた現地垂下実験では、タイラギ 1 歳貝殻長の時系列変化から成長速度を算出すると、2015 年 8 月から 9 月にかけては一時的に成長速度がかなり低かった[23)]（付図 4.2.2-17）。この原因として、*Chattonella* 赤潮発生が疑われた。本種は数百 cells/mL という低密度でもタイラギに対してろ水量低下を引き起こすとされている。この大浦における一時的な成長速度の低下は、*Chattonella* 赤潮によるタイラギのろ水量低下が原因であることが推察された[23)]（付図 4.2.2-18）。

4.2.5 生物の生息環境の確保で述べているとおり、気候変動による有明海・八代海における *Chattonella* 赤潮の将来予測結果によると、21 世紀末（RCP2.6）では、有明海では 8 月に、八代海では 7 月～9 月にほとんどの区域で水温 25℃を上回るため、*Chattonella* 赤潮が増殖しやすい水温となり、発生頻度が高くなる可能性が示唆されていることから、赤潮の影響は今後も留意する必要がある。

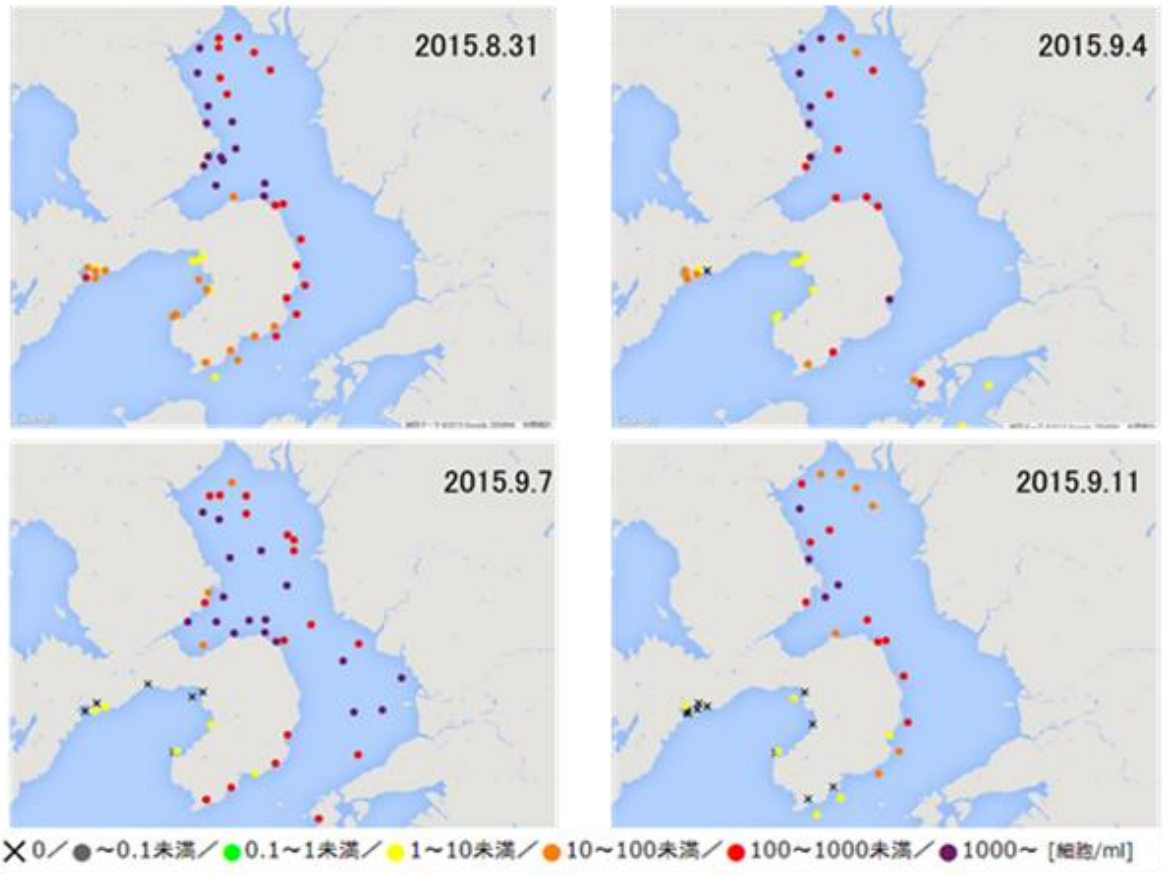


注）*Chattonella* 赤潮発生期間の評価には赤潮ネット（https://akashiwo.jp/）のデータを用いた

付図 4.2.2-17 大浦における 1 歳貝殻長の時系列変化速度

出典：環境省（2021）[23)]

23） 環境省（2021）「令和 3 年度有明海・八代海等再生評価支援（有明海二枚貝類の減少要因解明等調査）報告書」Ⅱ.3



注）*Chattonella* 赤潮発生期間の評価には赤潮ネット（https://akashiwo.jp/）のデータを用いた

付図 4.2.2-18 2015 年 8 月下旬から 9 月にかけての *Chattonella* 赤潮発生状況

出典：環境省（2021）[23)]

ケ）まとめ

有明海においては、長期的な親貝資源の減少によって浮遊幼生の発生量と着底稚貝が減少し、資源の再生産に大きな支障が生じている可能性が示唆されている。

生物による食害の影響について、ナルトビエイ、アカエイ類のほか、小型底生捕食者（イシガニ・マダコ等）による影響も一部海域の結果から示唆された。また、季節別の影響に関する知見は少ないものの、長期間の貧酸素状態が見られなかった夏期から秋期にかけてタイラギがへい死した現地試験結果から、稚貝の生残率には食害と底質の影響が関係していることが示唆された。

貧酸素水塊の影響について、致死的影響をうける濃度は、稚貝で 3.5mg/L 以下、1 歳貝で約 0mg/L、2 歳貝で 2.0mg/L 以下であり、貧酸素耐性は稚貝＜2 歳貝＜1 歳貝の順に高いと考えられた。また、底層の溶存酸素濃度の推計値とタイラギ生息域の重ね合わせた結果から、タイラギの大量へい死には貧酸素だけでなく、それ以外の要因も複合的に関与している可能性が示唆された。

底質中の硫化物の影響について、成貝・稚貝ともに、多くの地点で底質中の酸揮発性硫化物（AVS）が、タイラギの生息環境の限定要因となる可能性が高いことが示唆された。

底質の泥化の影響について、育成カゴ等の閉鎖的な環境では浮泥が堆積することでタイラギの生残に影響を及ぼすことが示唆された一方で、浮泥は主たる資源の減少要因となることは考えにくいとされている。

底層の濁度の影響について、室内実験の結果、泥濃度に依存して摂餌率が急激に低下し、タイラギは濁りに対して極めて敏感な二枚貝であると推察された。また、実際の海域環境において有効餌料量の増減に応じてタイラギのグリコーゲン量が変動する傾向が確認され、摂餌可能な濁度条件となる時間帯に摂餌量を確保していると思われた。このため、タイラギ健常性の推定には、摂餌活動やグリコーゲン蓄積を阻害しない水質環境の継続時間に着目して評価する必要がある。

赤潮の影響について、2015 年に A1 海域の大浦において行われた現地実験の結果から、タイラギ 1 歳貝殻長の *Chattonella* 赤潮によるろ水量低下（成長阻害）が示唆されている。気候変動による有明海・八代海における *Chattonella* 赤潮の将来予測結果によると、21 世紀末（RCP2.6）では、有明海では 8 月に、八代海では 7 月～9 月にほとんどの区域で水温 25℃を上回るため、*Chattonella* 赤潮が増殖しやすい水温となり、発生頻度が高くなる可能性が示唆されていることから、赤潮の影響は今後も留意する必要がある。

(2) アサリ

平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- 平成 18 年度委員会報告から、アサリは漁獲量が低迷の要因として、過剰な漁獲圧、底質の変化、ナルトビエイによる食害、有害赤潮、底質中のマンガンの影響が挙げられているが、このうち底質中のマンガンはアサリの資源減少要因として特定されるには至っていない。
- 2008 年以降、アサリ漁獲量が低迷しており、秋期に発生したアサリの浮遊幼生や着底稚貝の減少による再生産の縮小が大きく影響しているとの指摘がある。
- アサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して 2008 年以降低位で推移していると類推される。このような状況の中で、アサリ資源の持続的な利用を進めるために確保すべき資源量等の知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられている。
- *Chattonella* 赤潮の発生件数が有明海全体で増加しているが、これが直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。

令和 8 年度委員会報告では、3.9 生物で述べたとおり、有明海でのアサリの漁獲量は、1983 年を除くと 1978 年以降は漁獲量が減少に転じ、2003 年から 2008 年にかけて有明海全域で一時的に回復したものの、2009 年以降再び漁獲量が減少している。八代海では、2005 年以降漁獲量が増加したが、その後減少し、2012 年以降は低い水準で推移している。

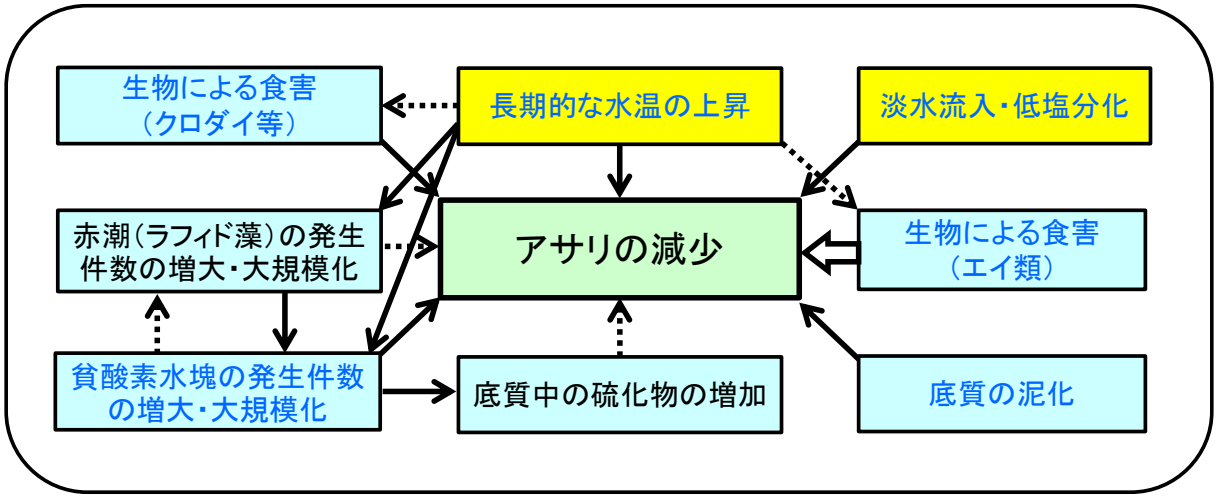
有明海の秋期の浮遊幼生の変化では、秋期の出現ピークについては、2015 年は 1 地点のみであったが、2019 年頃から大幅に増加傾向となっている。また、2022 年頃からは佐賀県、長崎県における出現ピークの頻度も増加している。

1980 年代以降の有明海のアサリ漁獲の減少要因としては、乱獲のほか、冬期の波・流れによる死亡、河川出水による塩分低下あるいは被泥、底質の不適やかく乱、食害及び赤潮などが考えられている[24)]。

漁獲サイズの資源へ繋がる着底稚貝は、特に秋の浮遊幼生発生量に左右されている一方で、秋のアサリ産卵量を左右する要因については必ずしも明らかになっていない。

平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.2-19 及び付表 4.2.2-5)。

24) 水産庁(2021)「砕石を利用したアサリ漁場造成の手引き」p.9



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因（□：海域環境、□：生物、水産資源）
□：平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
⇨（白抜き線）：複数年で影響があることを確認したもの
→（実線）：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.2-19 アサリの減少と原因・要因との関連（サブ連関図）

付表 4.2.2-5 海域区分別のアサリの減少と原因・要因との関連（要因整理表）

	A1海域	A4海域	A6海域	Y1海域	Y2海域	備考
生物による食害（エイ類）	◎※	◎※	◎※	―	―	
生物による食害（クロダイ等）	―	○※	―	―	―	
底質の泥化	○※	―	―	―	―	夏期の出水時に発生
淡水流入・低塩分化	○※	―	―	―	―	夏期の出水時に発生
貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化	○※	○※	○※	○※	○※	室内実験
長期的な水温の上昇	○※	○※	○※	○※	○※	将来予測
底質中の硫化物の増加	―	―	―	―	―	
赤潮（ラフィド藻）の発生件数の増大・大規模化	―	―	―	―	―	

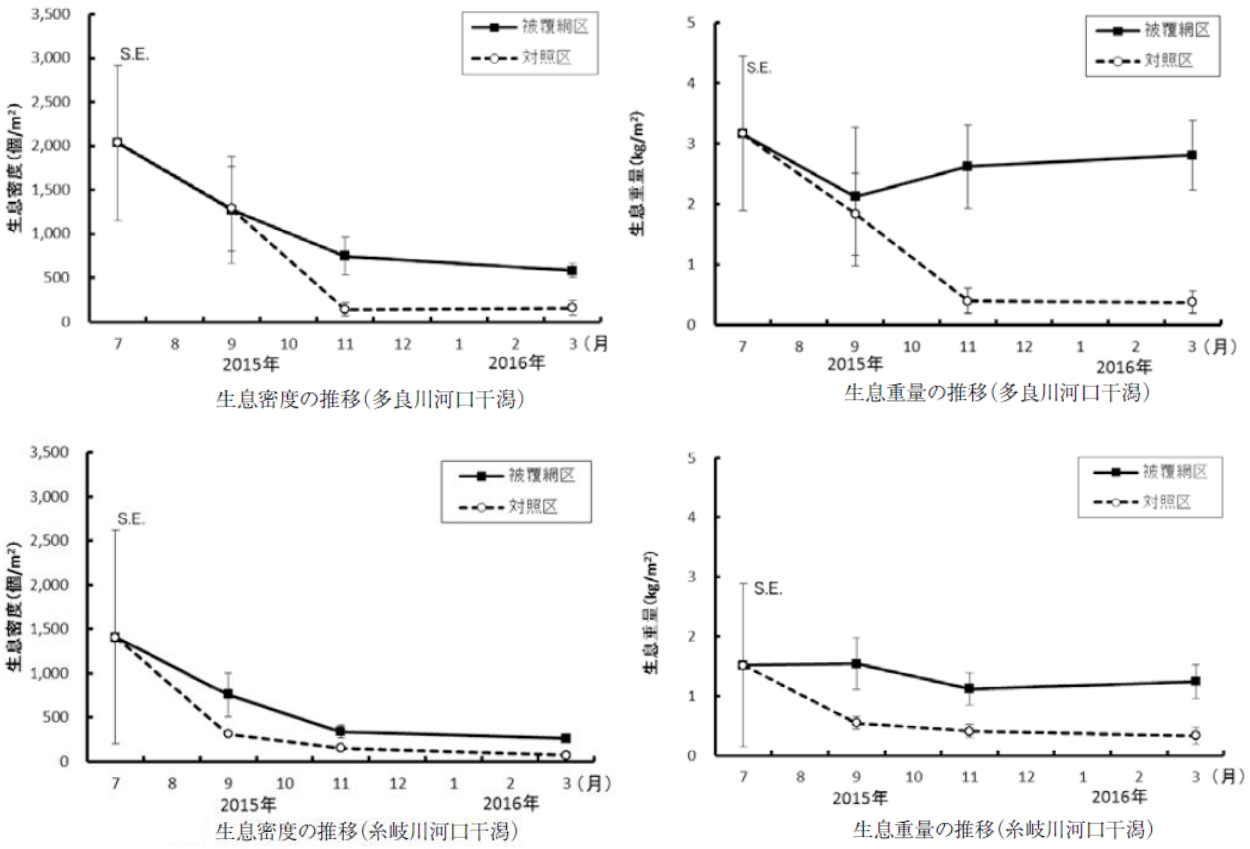
注１）◎：複数年で影響があることを確認したもの
○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
注２）対象海域は、平成 28 年度委員会報告で「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理した。

ア）生物による食害（エイ類）の影響

(1) タイラギで述べたとおり、有明海におけるナルトビエイによる水産有用二枚貝類の推定摂餌量は、漁獲量の 13～59%程度であり、ナルトビエイの胃内容物調査の結果、アサリはほとんどの年で捕食されていることが確認されている[9)]。

2015 年 8 月に、A1 海域の糸岐川河口干潟ではエイ類（ナルトビエイ等）によると思われるすり鉢状の摂餌痕と、その中に破壊されたアサリの貝殻片が多数確認された。また、多良川及び糸岐川河口干潟では、被覆網を敷設した試験区はその対照区に比べ、生息密度で 3.6～3.7 倍、生息重量で約 4～7 倍であったことから、エイ類の食害により生息密度が減少した可能性が考えられた[25)]（付図 4.2.2-20）。

以上から、アサリの主要生息場である A1、A4、A6 海域において、エイ類の食害による影響が複数年で確認されたと判断した。



付図 4.2.2-20 多良川河口干潟・糸岐川河口干潟のアサリ生息密度と生息重量の推移

出典：神﨑博幸・佃政則・津城啓子（2017）[25)]

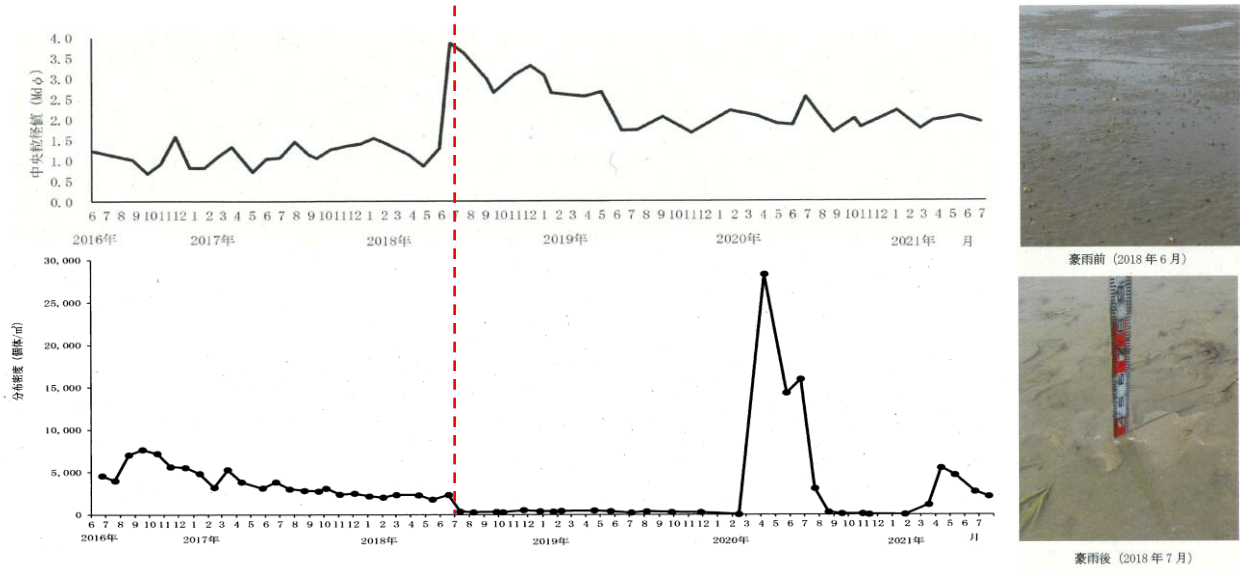
25) 神﨑博幸・佃政則・津城啓子（2017）：多良川及び糸岐川河口干潟における被覆網の敷設によるアサリの生残率の向上.佐賀県有明水産振興センター研究報告、28 号,117-118

イ）生物による食害（クロダイ等）の影響

平成 28 年度委員会報告において、クロダイを含む硬骨魚類の二枚貝摂餌量はほとんど影響がないとされているが、クロダイの飼育試験や 2022 年に A4 海域の緑川河口において採取されたクロダイとキチヌの胃内容物を確認した結果では、クロダイ等による食害が示唆されたことから、定量的評価が必要と考えられた[14]。

ウ）底質の泥化の影響

2018 年 7 月に A1 海域の矢部川河口漁場では、1mm 以上のアサリが減耗し、その要因として西日本豪雨により、漁場に泥が堆積し、中央粒径値が Mdφ=3 を超えるなど、底質が一時的にアサリの生息に不適な環境になったことが考えられた[26]（付図 4.2.2-21）。



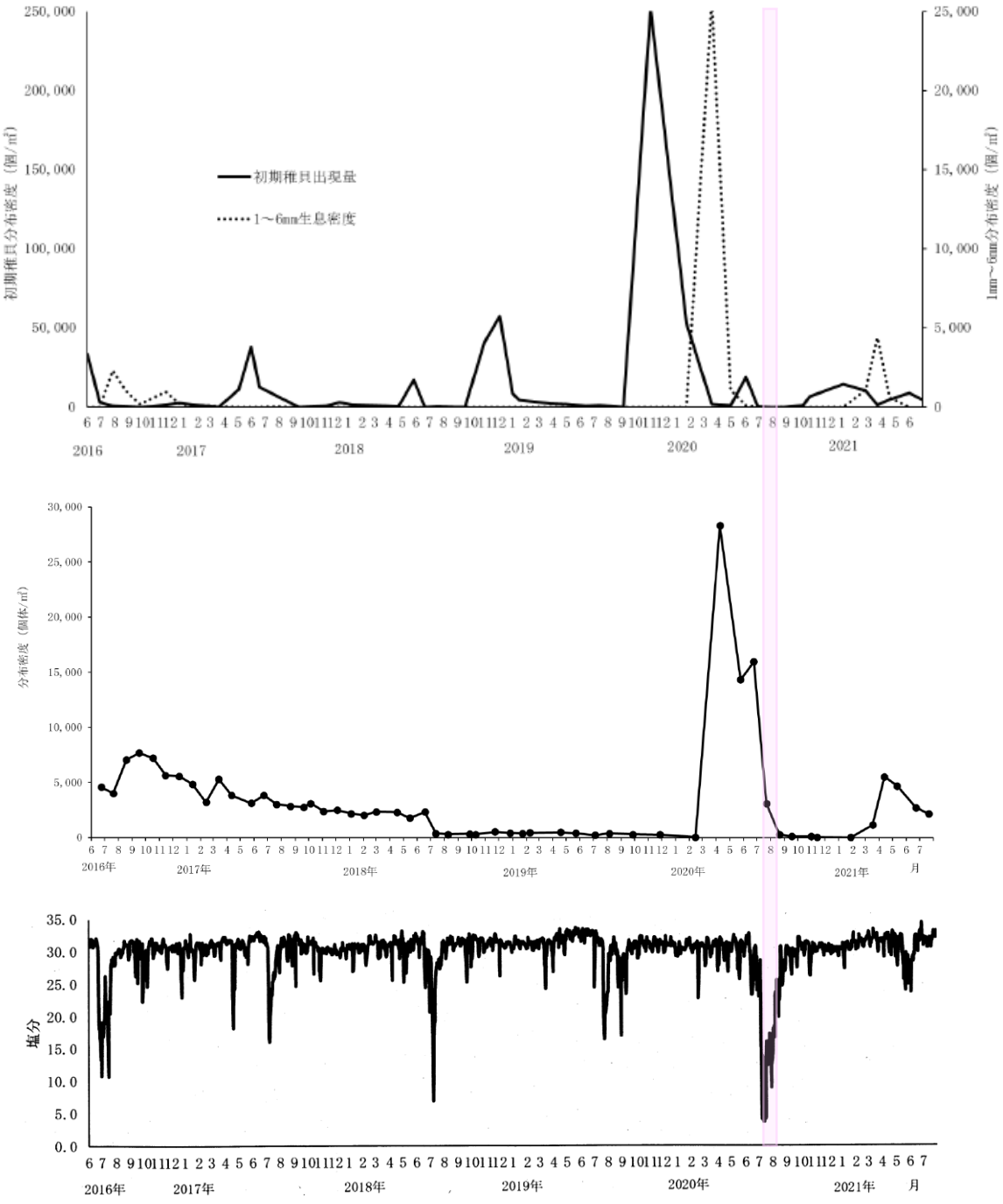
付図 4.2.2-21 矢部川河口漁場の中央粒径とアサリ分布密度（1mm 以上）の推移

出典：山田 京平・長本 篤・合戸 賢利・佐野 二郎（2022）[26]を改変

26) 山田 京平・長本 篤・合戸 賢利・佐野 二郎（2022）：矢部川河口漁場におけるアサリ稚貝の出現とその動向.福岡県水産海洋技術センター研究報告, 32: 21-36.

エ）淡水流入・低塩分化の影響

A1 海域の矢部川河口域では、2019 年秋期の初期稚貝が例年以上に高密度であったことから、2020 年の 1mm 以上のアサリについても高密度で存在していたが、2020 年の梅雨末期の大雨時に塩分が満潮時でも 3.7 まで低下し、その後満潮時に 10 を下回る状態が 7 月 11 日～17 日の約 1 週間程度、20 を下回る状態が 7 月 8 日～8 月 6 日の約 1 ヶ月程度継続したことが原因で、1mm 以上のアサリが減耗したと推察された[26]（付図 4.2.2-22）。



付図 4.2.2-22 矢部川河口漁場のアサリ分布密度（初期稚貝及び 1～6mm（上段）、1mm 以上（中段））、塩分（下段）の推移

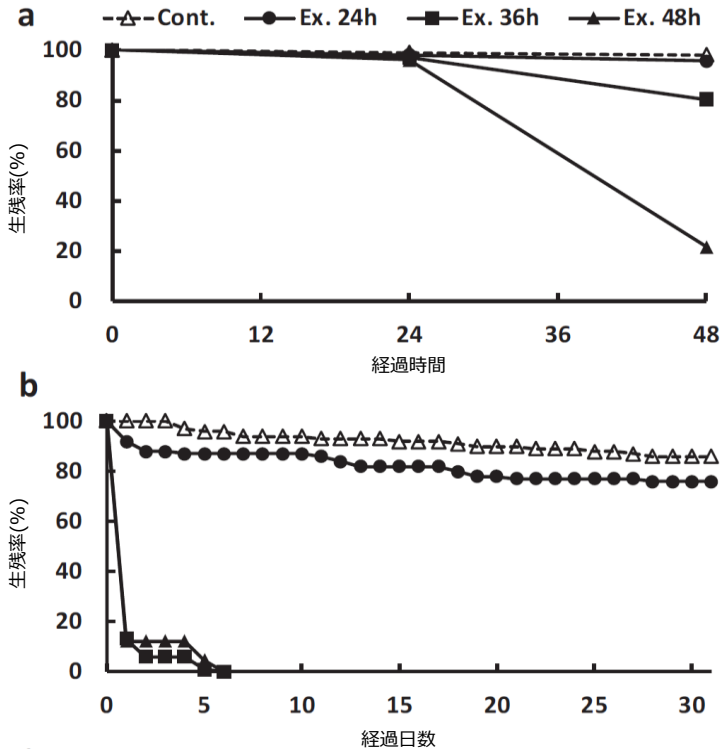
出典：山田 京平・長本 篤・合戸 賢利・佐野 二郎(2022)[26]

オ）貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化の影響

2017 年及び 2018 年の 8 月下旬に、貧酸素暴露によるアサリへの影響について室内実験を行った結果、36 時間に満たない無酸素環境に暴露しても致死的な障害や長期的な影響はみられなかったが、48 時間暴露すると、その後水温が高い環境（26.3℃以上）におかれた場合は生残率が激減し、夏期に 48 時間以上無酸素状態では、グリコーゲン生産や濾水機能に修復不可能な障害（後遺障害）を受ける間もなく即座にへい死する可能性が高いと考えられた[27]（付図 4.2.2-23）。

これらのことから、夏～秋期の数ヶ月にわたる漁場でのアサリの緩慢なへい死については、低塩分曝露とは異なり、無（貧）酸素が単独で関与し、引き起こされる可能性は低いと示唆された[27]。

よって、養殖漁場でのアサリの数ヶ月にわたる夏期～秋期の緩慢なへい死対策のための要因解明については、今回の無（貧）酸素、低塩分[28]以外の高水温、赤潮、産卵や餌不足による衰弱などの影響を室内試験などで調べるとともに、その複合的要因の関与について養殖漁場現場の環境観測とアサリのへい死状況の継続的なモニタリングによって明らかにする必要がある[27]。



付図 4.2.2-23 無酸素状態に暴露されたアサリの生残率（a）と暴露後の室内流水実験装置における生残率（b）

出典：松田正彦（2022）[27]

27）松田正彦（2022）：アサリの無酸素曝露後の影響について．長崎県水産試験場研究報告，47，1-7.
28）松田正彦，平野慶二（2019）：アサリの低塩分曝露後の影響について．長崎県水産試験場報告，44，7-13.

カ）長期的な水温の上昇の影響

長期的な水温の上昇によるアサリ減少への影響については、4.2.5 生物の生息環境で記載した。また、3.9 生物でも述べたとおり、アサリの産卵期の長期化又は時期の変化が確認されており、海水温の上昇が母貝の成熟に影響を及ぼしている可能性が考えられる[29)]。

また、従来では冬場は魚類による食害は少なかったが、近年の水温上昇により魚類の活発な期間が長くなっており、食害が顕著となるとの指摘もある[30)]。

キ）その他

A1 海域の福岡県などでは、冬期に多くのアサリが減耗しており、餌の減少による実入り低下や砂に潜る能力の低下、波浪による流出などの要因が挙げられているが、減耗要因は明らかになっていない[30、31)]。

ク）まとめ

アサリに対する生物による食害の影響について、ナルトビエイについては、継続的な影響が考えられた。また、クロダイ等による食害が示唆されたことから、定量的評価のための現存量の推定が必要であることが考えられた。

底質の泥化の影響について、大規模出水等により漁場に泥が堆積し、中央粒径値が Mdφ=3 を超えるなど、底質が一時的にアサリの生息に不適な環境になることでアサリが減耗することが示唆された。

淡水流入・低塩分化の影響について、梅雨末期の大雨後に塩分が 10 を下回る状態が約 1 週間程度、20 を下回る状態が約 1 ヶ月程度継続したことが原因で、1mm 以上のアサリが減耗したと推察された。

貧酸素水塊の影響について、36 時間に満たない無酸素環境に暴露しても致死的な障害や長期的な影響はみられなかったが、48 時間暴露すると、その後水温が高い環境（26.3℃以上）におかれた場合は生残率が激減したことから、夏期に 48 時間以上無酸素状態となった場合は後遺障害を受ける間もなく即座にへい死する可能性が高いと考えられ、夏～秋期の数ヶ月にわたる漁場でのアサリの緩慢なへい死については、無（貧）酸素が単独で関与し、引き起こされる可能性は低いと示唆された。

長期的な水温の上昇の影響については、アサリの産卵期の長期化又は時期の変化が確認されており、海水温の上昇が母貝の成熟に影響を及ぼしている可能性が考えられる。（将来予測は 4.2.5 生物の生息環境で記載）

A1海域の福岡県などでは、冬期にも多くのアサリが減耗しているが、減耗要因は明らかになっていない。

29）静岡県水産・海洋技術研究所（2023）：アサリの成熟に対する餌と水温の影響,碧水,185.
30）水産庁（2023）「有明海におけるアサリ等生産性向上マニュアル」
31）環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 14 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-2b」

(3) サルボウ

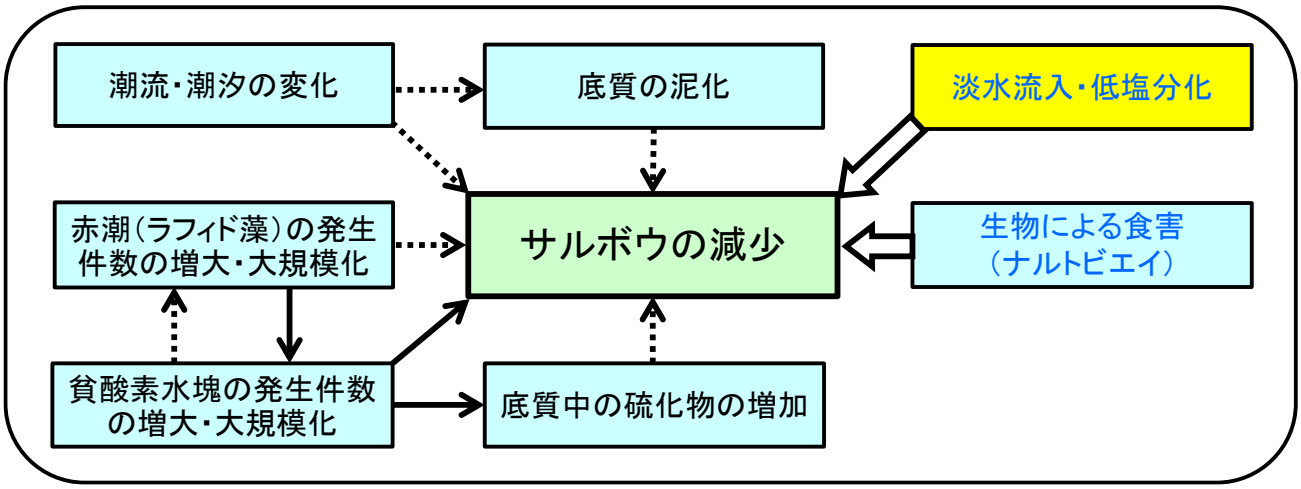
平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- サルボウは二枚貝の中でも比較的低酸素の環境下でも生残できる特性を有した二枚貝のひとつであり、無酸素水中で 7 日間生残するという知見[32)]がある。一方、実際の有明海では 1mg/L 未満の無酸素状態は小潮期の数日程度しか継続しないことから、サルボウの夏期の大量へい死の要因としては、貧酸素に加えて、夏期の底層溶存酸素量が 1mg/L 未満となる場合に増加する底質中の硫化水素の可能性が高いと推測される。
- 有用二枚貝の漁獲量が減少しており、その要因の一つとしてエイ類等による食害が挙げられる。

令和 8 年度委員会報告では、3.9 生物で述べたとおり、有明海のサルボウ浮遊幼生出現について、佐賀県海域の調査結果で、2019 年までは産卵期である 6 月から 8 月まで浮遊幼生が安定的に発生していたが、2020 年の豪雨以降浮遊幼生の発生数が激減し、付着稚貝数が大きく減少しており、資源の凋落傾向が顕在化している。

平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.2-24 及び付表 4.2.2-6)。

32)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 種の環境耐性. 水産増殖, 第 45 号, pp.179-185



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因（□：海域環境、□：生物、水産資源）
□：平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
⇨（白抜き線）：複数年で影響があることを確認したもの
→（実線）：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.2-24　サルボウの減少と原因・要因との関連（サブ連関図）

付表 4.2.2-6　海域区分別のサルボウの減少と原因・要因との関連（要因整理表）

	A1海域	A3海域	備考
生物による食害（ナルトビエイ）	◎※	◎※	
底質の泥化	―	―	
淡水流入・低塩分化	◎※	○※	夏期の出水時に発生
貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化	○	○	
底質中の硫化物の増加	―	―	
赤潮（ラフィド藻）の発生件数の増大・大規模化	―	―	
潮流・潮汐の変化	―	―	

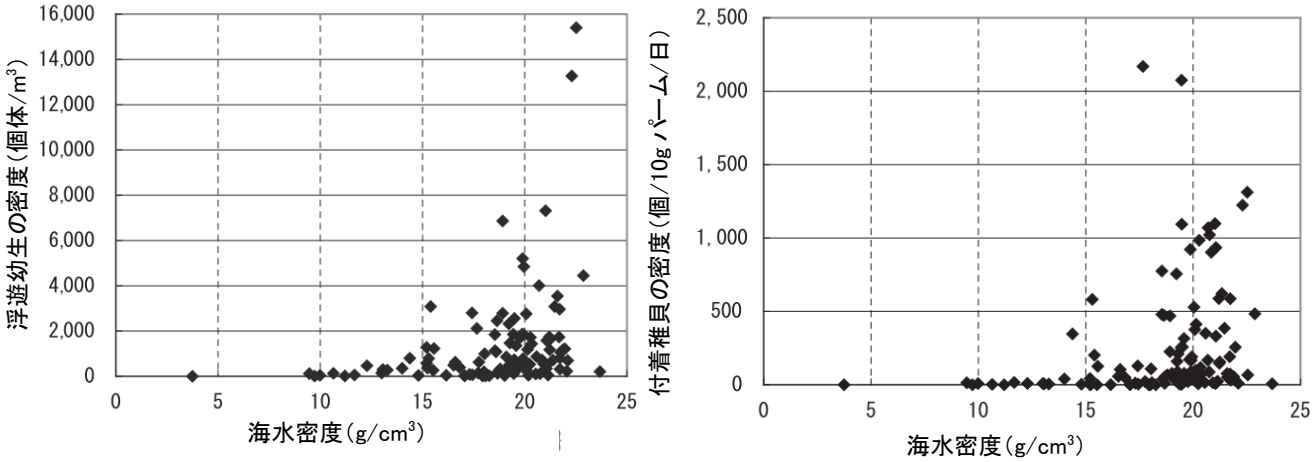
注１）◎：複数年で影響があることを確認したもの
○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
注２）対象海域は、平成 28 年度委員会報告で「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理した。

ア）生物による食害（ナルトビエイ）の影響

有明海におけるナルトビエイの摂餌量の大半を占めるサルボウについては、漁場外での摂餌も確認されており、摂餌量のすべてが漁獲量の直接的な減少をもたらすとは言えないとの報告もある。一方で(1) タイラギで述べたとおり、ナルトビエイによる水産有用二枚貝類の推定摂餌量は、当該年の漁獲量の 13～59%に相当する年もあることから、サルボウの主な生息場である A1 海域及び A3 海域において、複数年で影響が確認されたと判断した。特に漁獲量が低位で推移している近年においては、その摂餌圧が資源維持に与える影響は無視できないと考えられる[9)]。

イ）淡水流入・低塩分化の影響

佐賀県の A1 海域におけるサルボウ浮遊幼生密度・付着稚貝密度と海水密度との関係から、浮遊幼生・付着稚貝のいずれも、比重 20 前後に出現ピークがあり、15 を下回ると急減する関係性がみられており、低塩分耐性が低いことが知られている[33)]（付図 4.2.2-25）。



(1) 浮遊幼生　　(2) 付着稚貝

付図 4.2.2-25　佐賀県海域におけるサルボウ浮遊幼生密度・付着稚貝密度と海水密度との関係

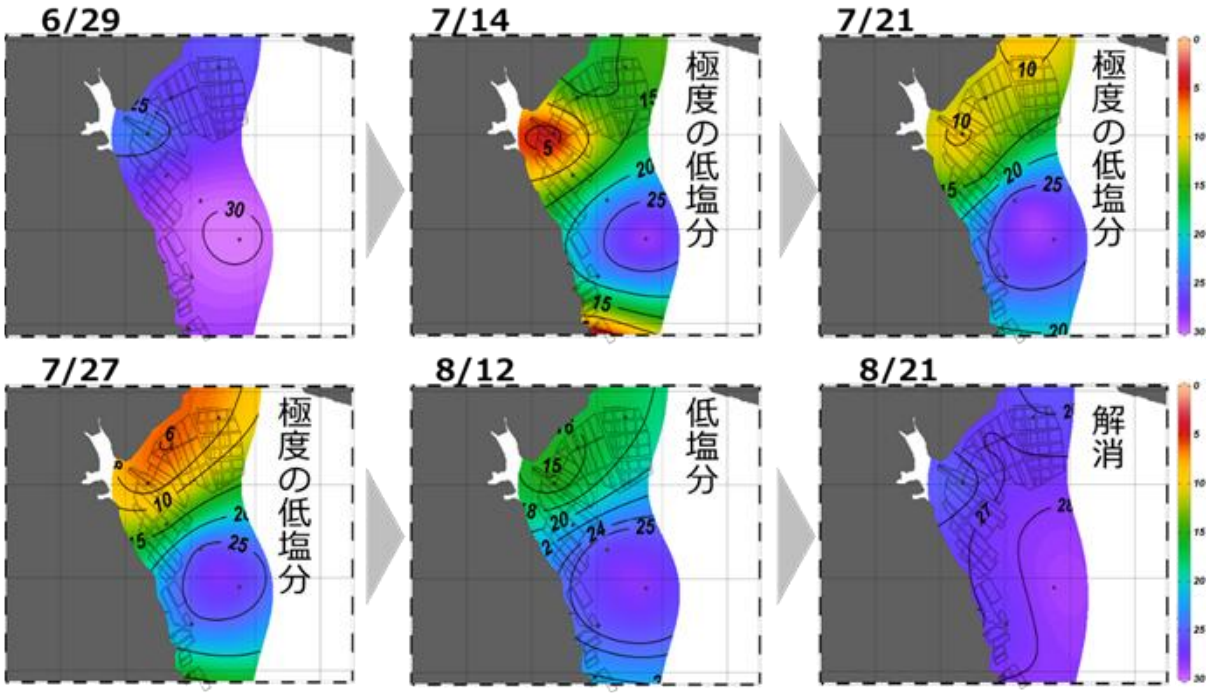
出典：真崎邦彦、小野原隆幸(2009)[33)]

2020 年の豪雨により、A1 海域・A3 海域の佐賀県海域のサルボウ資源は壊滅的な被害を受けた。これは豪雨による低塩分で大量へい死したと推察される[34)]（付図 4.2.2-26）。

また、A1 海域の福岡県海域においては、2020 年と 2021 年に月降水量が 1,000mm を超える 2 年連続の豪雨が発生し、当該海域のサルボウ資源に大きな影響を与えた[34)]ことが報告されていることから、A1 海域では、複数年で影響が確認されたと判断した。

33) 真崎邦彦・小野原隆幸(2009)：有明海湾奥部におけるサルボウ稚貝の発生と気象条件について，有明水産振興センター研究報告，第 24 号，13-18.

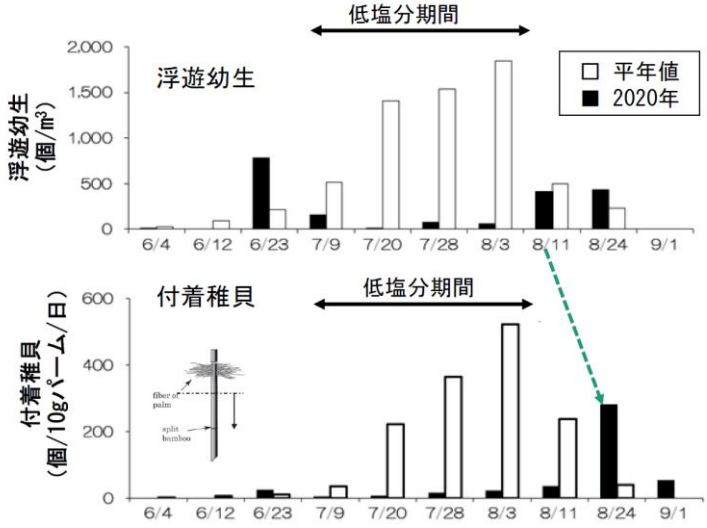
34)廣田 健一郎，三根 崇幸，岩永 卓也，津城 啓子，豊福 太樹，川崎 北斗，明田川 貴子，佃 政則，川原 逸朗(2021)：令和 2 年 7 月豪雨による有明海佐賀県海域の海況変化と漁業への影響について．佐賀県有明水産振興センター研究報告，30 号，59-72.



付図 4.2.2-26 2020 年夏期の佐賀県 A1 海域における底層塩分分布（満潮時測定）

出典：環境省（2024）[14]を一部改変

また、2020 年 7 月豪雨による低塩分期間には、浮遊幼生も付着稚貝もほとんどみられず、塩分が回復した 8 月 11 日以降に幼生・稚貝の発生がみられたものの、低塩分によって資源量が著しく減少したことが確認された[34]（付図 4.2.2-27）。



注）平年値は 1990 年～2019 年の旬別（月 3 回）の平均値。

付図 4.2.2-27 佐賀県 A1 海域における 2020 年 7 月豪雨期を含む夏期のサルボウ浮遊幼生の出現状況

出典：環境省（2024）[14]

ウ）まとめ

生物による食害については、有明海におけるナルトビエイによる水産有用二枚貝類の推定摂餌量は漁獲量の 13～59%に相当し、特に漁獲量が低位で推移している近年においては、その摂餌圧が資源維持に与える影響は無視できないと考えられる。

淡水流入・低塩分化の影響については、A1・A3 海域の佐賀県海域では 2020 年、A1 海域の福岡県海域では 2020 年、2021 年の豪雨による低塩分化によってサルボウ資源は大きな影響を受けたと考えられている。

4.2.3 ノリ養殖の問題

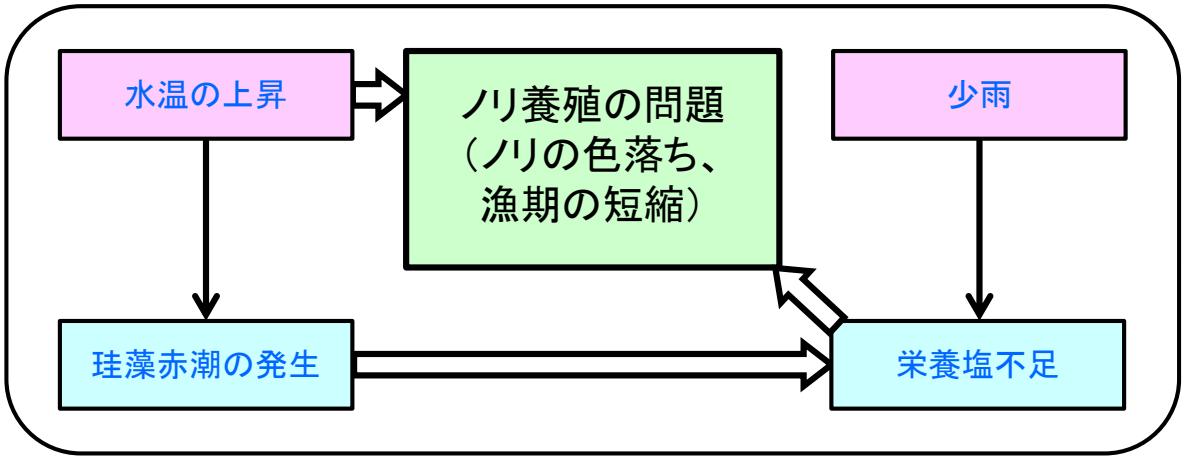
(1) 有明海

平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- 有明海のノリ養殖については、2000 年代中頃以降、比較的高い水準で推移しているが、年度によって生産量の増減がみられ、その要因として、病害、色落ち、秋期水温の上昇に伴う漁期の短縮等が挙げられる。
- ノリの色落ちのメカニズムについては、珪藻類の増殖(珪藻赤潮の発生)に伴う海水中の栄養塩濃度の低下が大きな影響を及ぼしているものと考えられており、*Eucampia zodiacus* の増殖については光環境の改善、*Asteroplanus karianus* の増殖については水塊の鉛直混合や低水温、高栄養塩濃度等の環境条件が寄与している可能性が示されているが、その詳細は明らかになっていない。
- 安定したノリ養殖の生産を阻害する要因として、秋期の水温上昇や栄養塩の早期の枯渇による漁期の短縮等が挙げられている。
- ノリ酸処理剤や施肥剤の使用が適正に行われれば、底泥中の有機物や硫化物の増加の主たる要因となる可能性は低いと思われるが、負荷された有機酸や栄養塩の挙動については知見に乏しい。

令和 8 年度委員会報告では、近年のノリの生産額はおおむね維持もしくは増加しているものの、生産量は減少傾向にある。また、2014 年以降の有明海・八代海・大村湾におけるモニタリングの結果、酸処理剤による底質や水質への影響は検出されなかった。

平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.3-1 及び付表 4.2.3-1)。



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因
（□：気象・海象、□：海域環境、□：生物、水産資源）
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
⇨（白抜き線）：複数年で影響があることを確認したもの
→（実線）　　：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの

付図 4.2.3-1 有明海のノリ養殖の問題と原因･要因との関連（サブ連関図）

付表 4.2.3-1 ノリ養殖の問題と原因･要因との関連（要因整理表）

		A1海域	A2海域	A3海域	A4海域	備　考
栄養塩不足	大型珪藻	◎※	―	◎※	―	冬期後半に珪藻が増殖
	中型珪藻	◎※	◎※	◎※	―	冬期前半に珪藻が増殖
	小型珪藻	◎※	◎※	◎※	◎※	秋期から冬期に珪藻が増殖
	少雨	○※	―	―	―	ボックスモデルによる解析結果
水温の上昇		◎※	○※	◎※	○※	秋期～冬期における水温の上昇（A1、A3）将来予測

注１）◎：複数年で影響があることを確認したもの
○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
注２）対象海域は、平成 28 年度委員会報告で「個別海域ごとの再生方策」が掲げられた海域を基本としつつ、新たに知見が得られたその他の海域についても整理した。

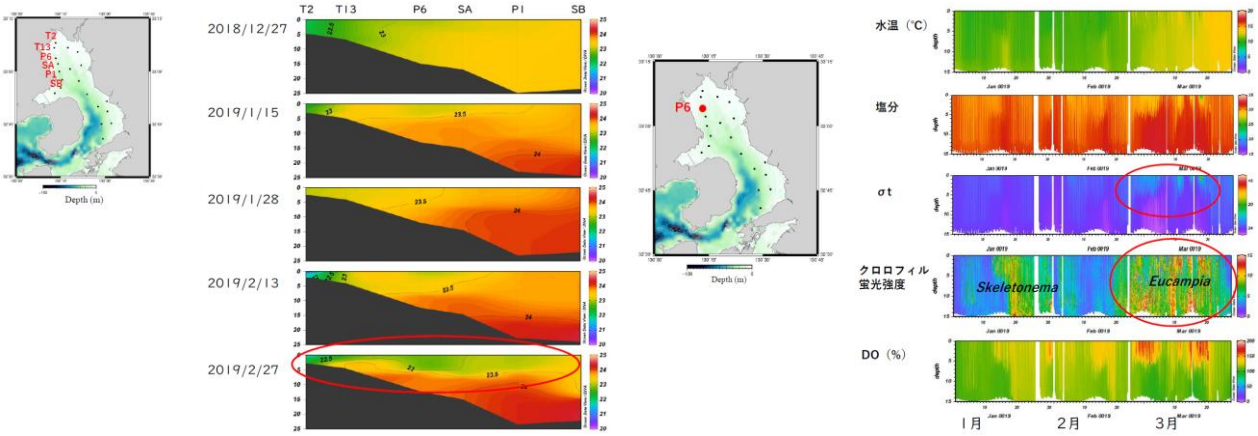
ア） 栄養塩不足による影響

3.8.3 有明海における赤潮による漁業被害（ノリ養殖等）で記載したとおり、ノリの色落ちは商品価値の低下による生産枚数、生産額の減少をもたらす。色落ちの発生メカニズムは不明な部分もあるものの、基本的に有明海奥部における海水中の栄養塩濃度の低下が重要な役割を果たしていると考えられる。秋期から冬期の有明海湾奥部における海水中の栄養塩濃度の低下をもたらす要因のひとつとして珪藻類による赤潮の発生が挙げられる。ここでは、色落ちをもたらす珪藻赤潮の発生要因について得られた知見を報告する。

また、海域での栄養塩不足をもたらす要因として、少雨による陸域からの栄養塩供給の減少が挙げられており、これらの知見についても整理した。

① 大型珪藻の発生要因

2018 年度冬期の *Eucampia zodiacus* の珪藻赤潮形成時には、A1 海域、A3 海域では 2 月中旬からの気温上昇に伴う表層水温の上昇と河川流量増加に伴う表層塩分の低下によって、密度成層が強化されてエスチュアリー循環が形成されており、2 月下旬以降は全層に *Eucampia zodiacus* の細胞が分布している様子がみられ、酸素飽和度をみると表層で活発に光合成を行い、底層には沈降した細胞が存在していると推察された[35]（付図 4.2.3-2）。



(1) 2018 年 12 月下旬～2019 年 2 月下旬の定点 T2～SB における海水密度(σ_t)の鉛直断面図

(2) 2019 年 1 月～3 月の定点 P6 の水質自動観測ブイによる水温･塩分･海水密度(σt)･クロロフィル蛍光強度･酸素飽和度の鉛直分布変化

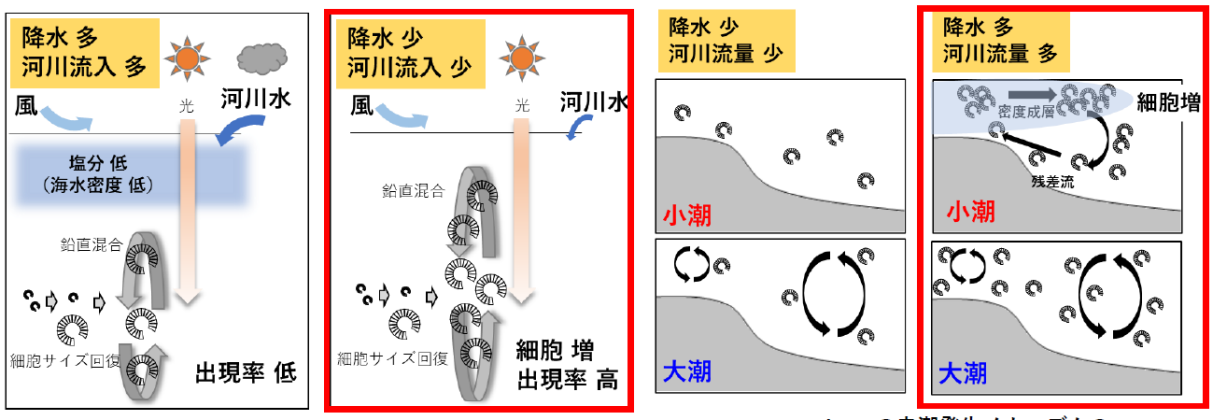
付図 4.2.3-2 冬期の *Eucampia zodiacus* の珪藻赤潮形成時の水塊構造

出典：環境省（2025）[35]

Eucampia zodiacus は、秋期に水温が 20℃程度まで低下すると細胞サイズが最小から最大に回復し、この時期に降水が少ないと鉛直混合の生じやすい環境となり、大型化した細胞が光環境の良好な表層に出現する機会が増えて生残に有利になると考えられる[36]。また、2 月以降の水温が上昇する時期に、降水により河川流量が増加することで栄養塩類が供給されるとともに、密度成層が形成され細胞の増殖に有利になると考えられる[36]。（付図 4.2.3-3）

なお、A1 海域及び A3 海域において、*Eucampia zodiacus* は複数年での発生が確認されており、ノリ養殖への問題への影響が複数年で確認されると判断した。

35)環境省（2025）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 16 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-3」
36)環境省（2025）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 16 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-1」



*Eucampia zodiacus*の赤潮発生メカニズムの概念図（秋季）

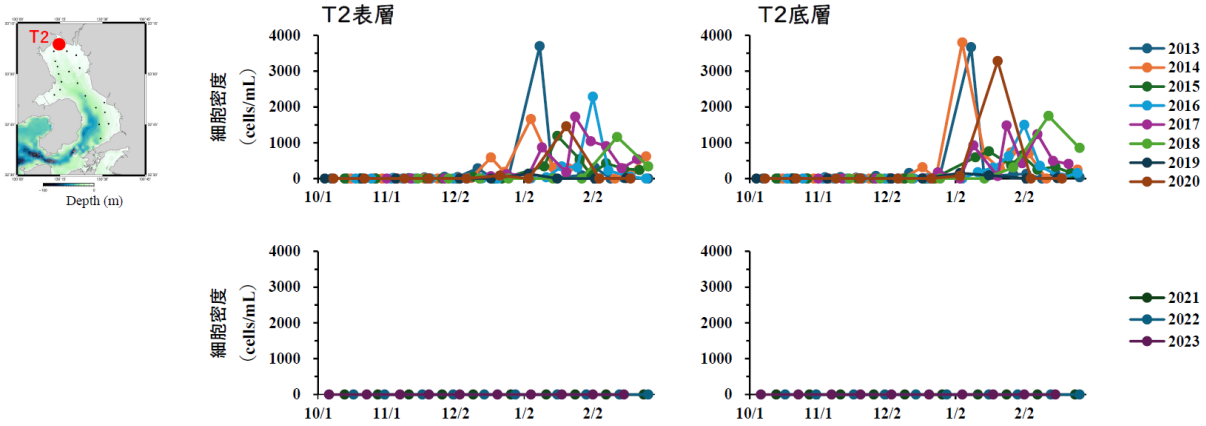
*Eucampia zodiacus*の赤潮発生メカニズムの概念図（冬季：水温上昇期）

付図 4.2.3-3 秋期･冬期の *Eucampia zodiacus* の珪藻赤潮発生メカニズム

出典:環境省(2025)[36]

② 中型珪藻の発生要因

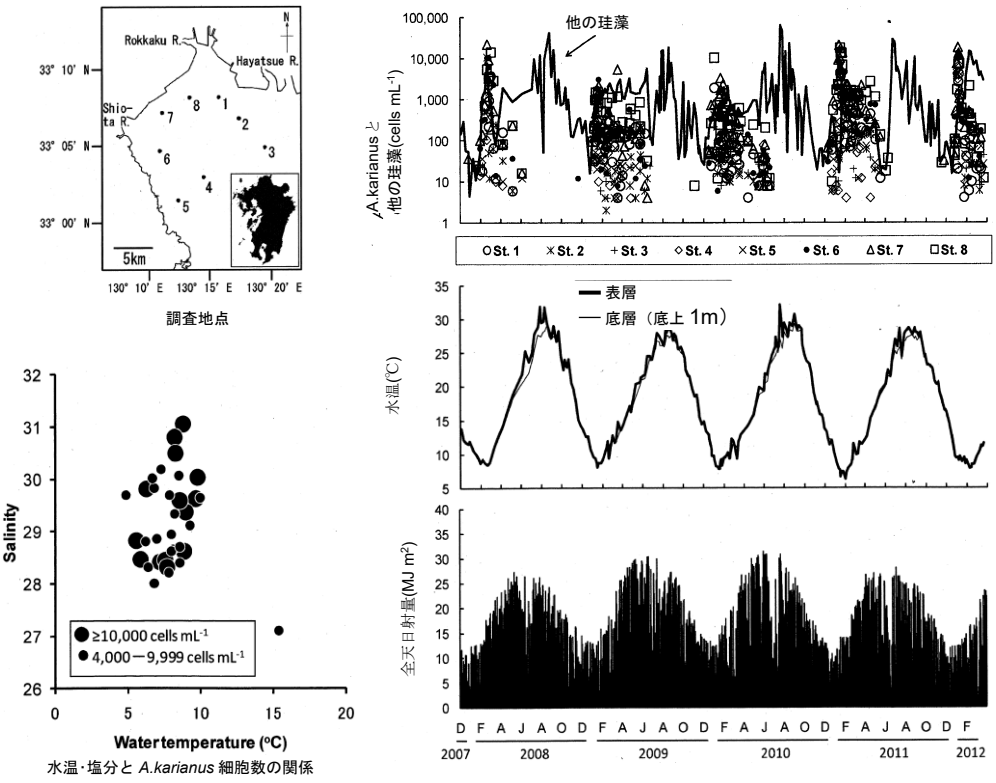
Asteroplanus karianus は、2007 年度～2014 年度に佐賀県海域(A1 海域)において、単独で、かつ高密度の珪藻赤潮を形成し、他海域での報告はない[36]。2015 年度以降は出現時期が遅くなり、単独での赤潮形成もみられず、2020 年度に *Skeletonema* 等との混合赤潮として記録されたのみである[36](付図 4.2.3-4)。



付図 4.2.3-4 2013 年度～2023 年度の 10 月～2 月の Asteroplanus karianus の細胞密度の変化

出典:環境省(2025)[35]

Asteroplanus karianus の栄養細胞(配偶子を産生する細胞以外の任意の細胞。主に生物の成長や代謝に関与する細胞)は 7 月から 10 月の期間は確認されないが、水温及び日射量が年間で最も低くなる 12 月下旬から 1 月中旬に塩田川河口域を中心とする海域(主に A1 海域、一部 A2・A3 海域も含む)で増殖して珪藻赤潮を形成する傾向がある[37](付図 4.2.3-5)。これらの海域においては、*A.karianus*は複数年での発生が確認されており、ノリ養殖への問題への影響が複数年で確認されると判断した。水温が高いと増殖速度が速いものの、*A.karianus* が冬期に限定的に珪藻赤潮を形成する要因として、休眠細胞の復活特性が低水温に適応していることが重要と示唆されている [37]。そのほか、*A.karianus* の窒素要求性が非常に高いこと[38]、*A.karianus* は他種よりも低い光強度を利用可能であることが明らかになった[39]。また、近年の研究で *A.karianus* の休眠細胞の復活及びその後の増殖に至適な水温は 15℃付近と推定された[40]。現在までに想定される *A.karianus* の珪藻赤潮発生機構の概念図を付図 4.2.3-6 に示す[41]。



付図 4.2.3-5 *Asteroplanus karianus* の細胞密度と水温全天日射量の変化
(2007 年度～2012 年度)

出典:松原賢、横尾一成、川村嘉応(2014)[37]

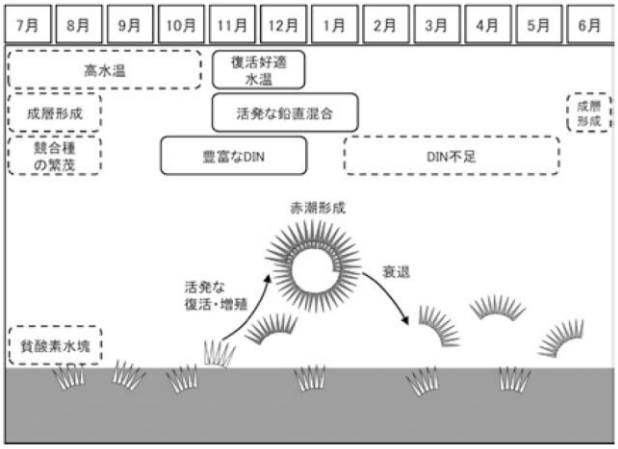
37)松原賢・横尾一成・川村嘉応(2014):有害珪藻 Asteroplanuskarianus の有明海佐賀県海域における出現動態と各種環境要因との関係. 日本水産学会誌, (80), 222-232.

38)Yamaguchi, H ., M. Minamida , T. Matsubara and K .Okamura(2014):Novel blooms of the diatom Asteroplanus・karianus deplete nutrients from Ariake Sea coastal waters.・Marine Ecology Progress Series, 517, 51-60.

39)Shikata, T., T. Matsubara, M. Yoshida, S. Sakamoto and M.Yamaguchi (2015) : Effects of temperature, salinity, andphotosynthetic photon flux density on the growth of the harmful diatom Asteroplanus karianus in the Ariake Sea,Japan. Fisheries Science, 81, 1063-1069.

40) Tadashi Matsubara, Tomoyuki Shikata, Setsuko Sakamoto, Hiroshi Ota, Takayuki Mine, Mineo Yamaguchi (2022) : Effects of temperature and salinity on rejuvenation of resting cells and subsequent vegetative growth of the harmful diatom Asteroplanus karianus, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Volume 550, May 2022, 151719

41)松原賢(2016):有明海の新たなノリ色落ち原因珪藻 Asteroplanus karianus. p.252-257. 有害有毒プランクトンの科学. 今井一郎・山口峰生・松岡數充編. 恒星社厚生閣, 東京.



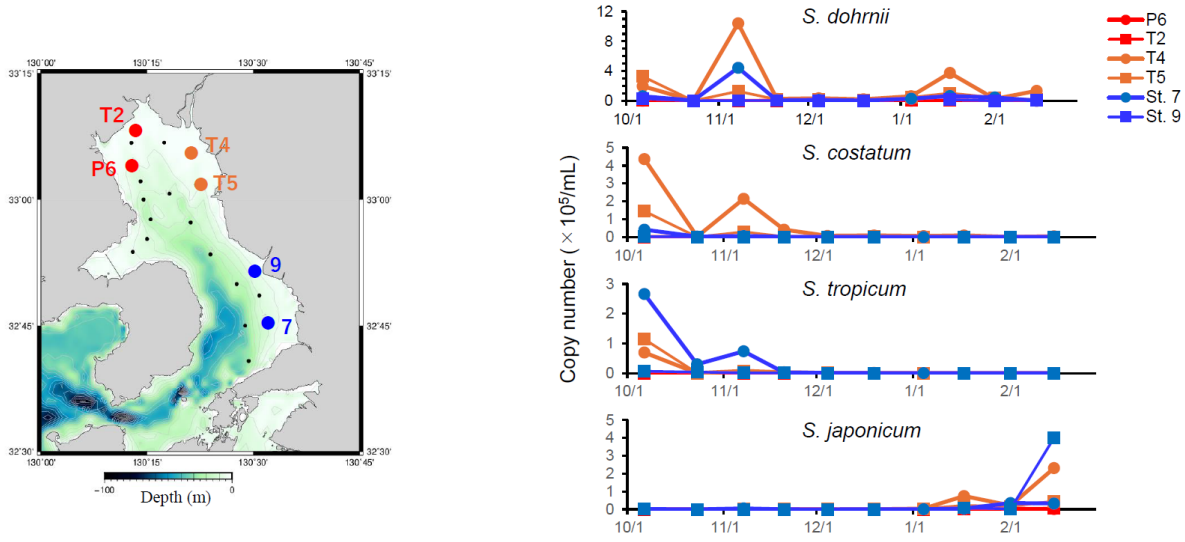
注)1.実線の囲みは好適な要因、破線の囲みは不適な要因を示す。
2.貧酸素水塊について試験データはなく、負の影響を想定。

付図 4.2.3-6 *Asteroplanus karianus* の珪藻赤潮発生機構の概念図

出典:松原賢(2016)[41]

③ 小型珪藻の発生要因

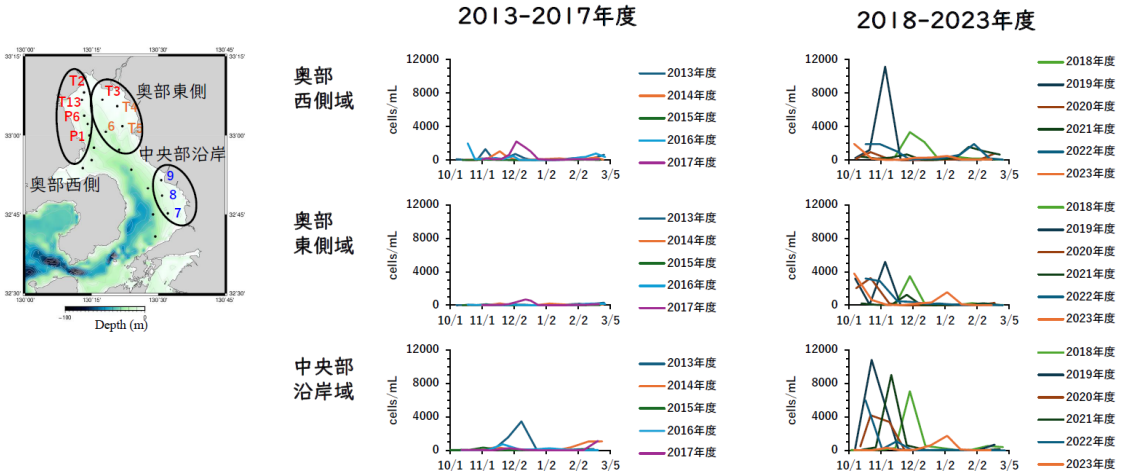
Skeletonema spp.の珪藻赤潮は、有明海奥部西側域及び中央東部域における河口周辺(主に A1 海域、A4 海域、一部 A2・A3 海域も含む)での初期増殖及び水塊の滞留による増殖によって形成されることが分かっている[35]。これらの海域では、*Skeletonema* spp.の珪藻赤潮は複数年での発生が確認されていることから、ノリ養殖への問題への影響が複数年で確認されると判断した。定量 PCR により有明海広域での *Skeletonema* 各種の出現状況の把握を行った結果、*Skeletonema dohrnii* が最も高い頻度で出現が確認され、*Skeletonema costatum* と *Skeletonema tropicum* は 10 月～11 月、*Skeletonema japonicum* は 1 月以降に出現が多いことが判明した[35](付図 4.2.3-7)。



付図 4.2.3-7 有明海広域での *Skeletonema* 各種の出現状況

出典:環境省(2025)[35]

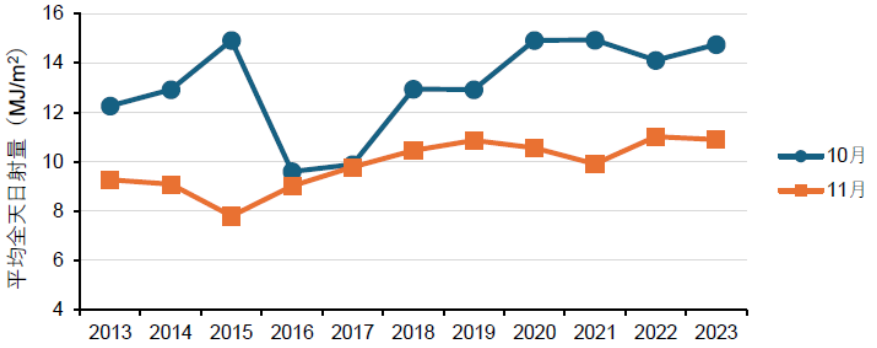
Chaetoceros spp.の珪藻赤潮は、主要なノリ色落ち原因珪藻とは扱われてこなかったが、2018 年度以降、秋期に有明海広域（A1海域、A2 海域、A3 海域、A4 海域）で細胞密度が上昇し、赤潮化する頻度が上昇してきた[35]（付図 4.2.3-8）ことから、*Chaetoceros* spp.の珪藻赤潮は複数年での発生が確認されており、ノリ養殖への問題への影響が複数年で確認されると判断した。



付図 4.2.3-8 海域別の *Chaetoceros* spp.細胞密度の変化（2013 年度～2023 年度）

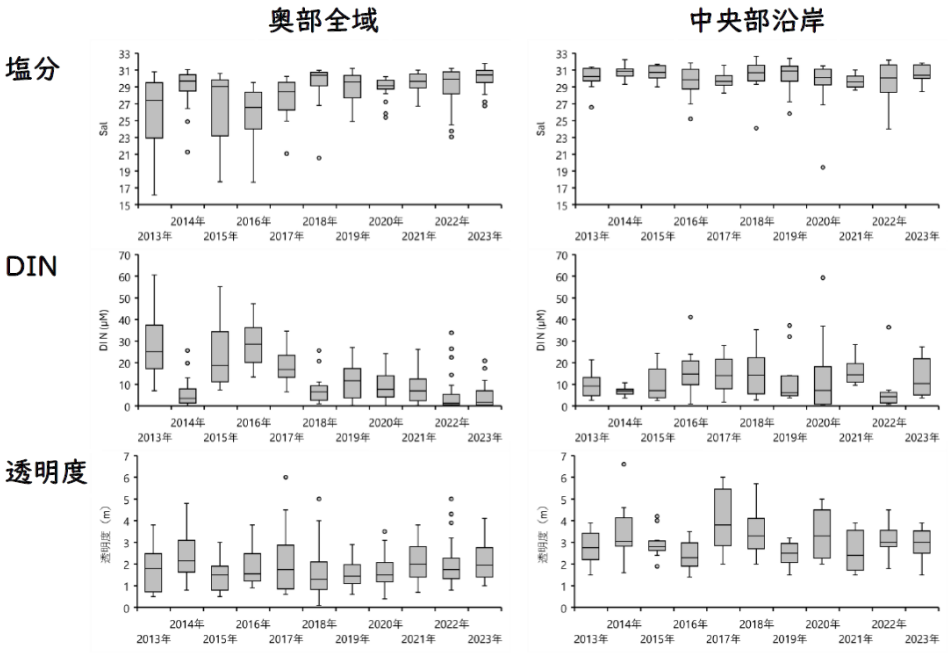
出典：環境省（2025）[35]

2018 年度～2023 年度の 10 月～11 月は、佐賀市の降水量及び筑後大堰直下の流量が少なく、日照率が高いことで全天日射量は比較的多く、降水量が少なかったことで表層塩分は高く、DIN は低く、透明度については明瞭な上昇はみられなかった[35]（付図 4.2.3-9、付図 4.2.3-10）。これらから、晴天が続いたことで、水柱内で良好な光環境が継続したことが *Chaetoceros* 属の増殖に有利に働き、赤潮化した可能性が考えられた[35]。



付図 4.2.3-9 佐賀市の全天日射量の変化（2013 年度～2023 年度）

出典：環境省（2025）[35]

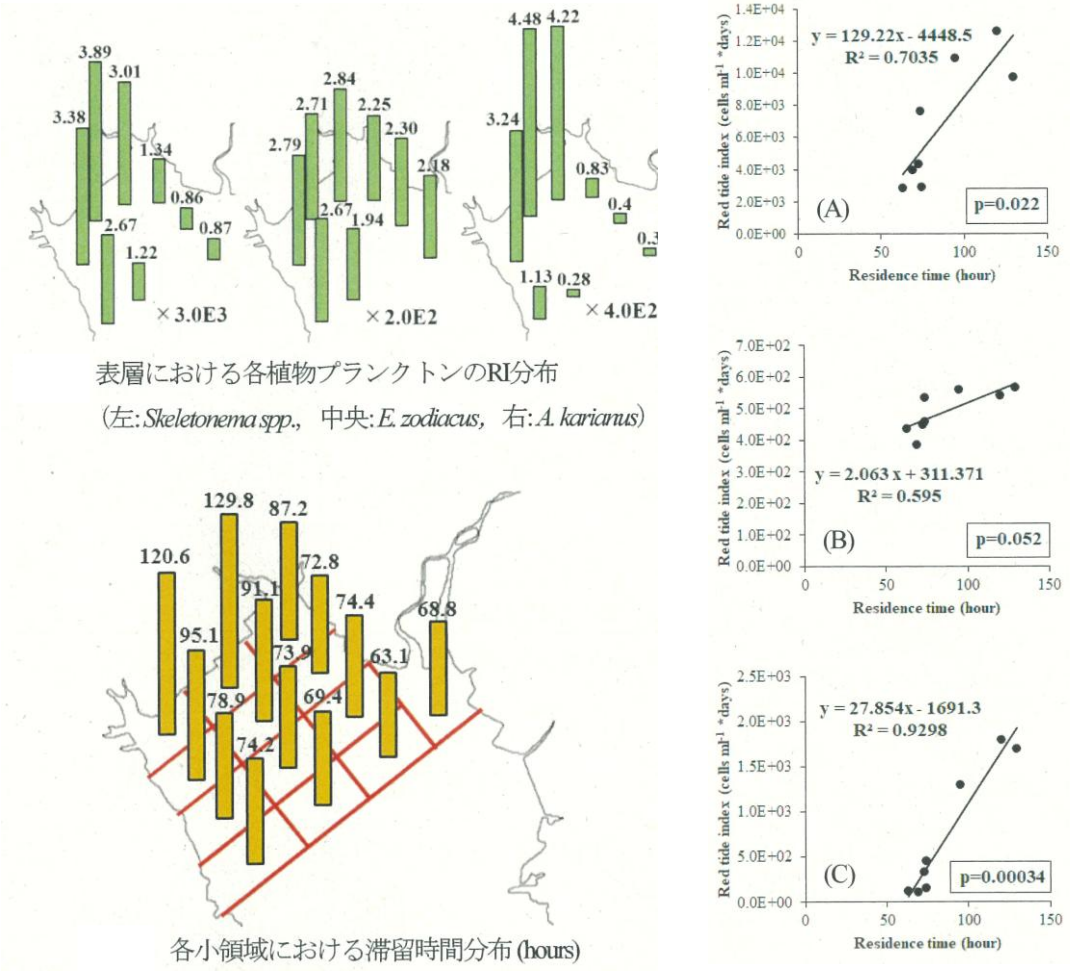


付図 4.2.3-10 10 月～11 月における表層の塩分と DIN 及び透明度（2013 年～2023 年）

出典：環境省（2025）[35]

④ ノリ養殖施設による潮流の滞留化による影響

ノリ養殖施設の流体抵抗が滞留傾向を強め、物理環境として植物プランクトンの増殖に寄与していることが明らかとなった[42](付図 4.2.3-11、付図 4.2.3-12)。ノリ養殖の実施は滞留傾向を強化する方向に働いており、持続可能な環境構築のためには滞留傾向を弱める対策を実施することが重要である[42]。一方、ノリ養殖業者の減少によりノリ養殖柵数が減少しており、滞留傾向の緩和に一定程度寄与すると考えられる。



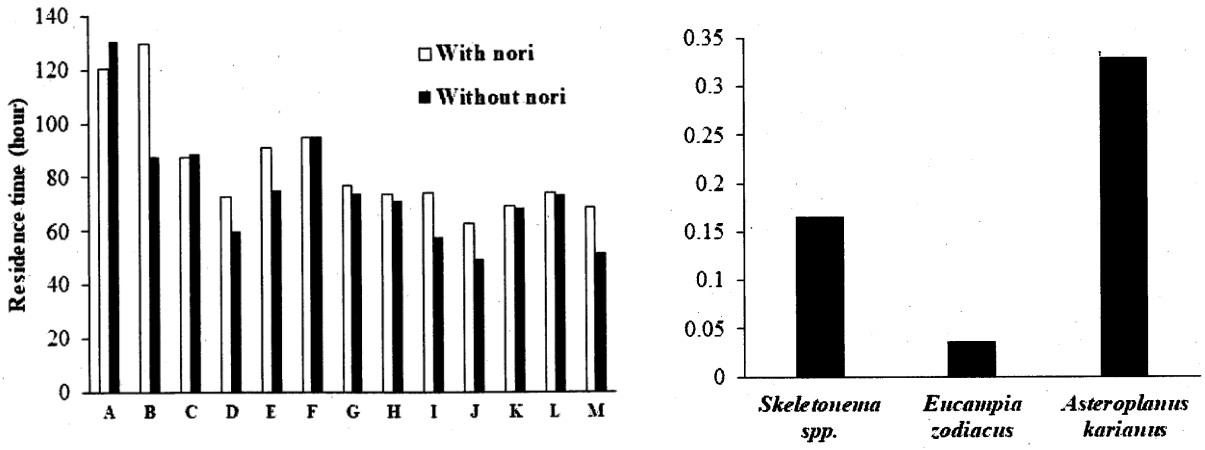
滞留時間と RI の相関関係
(A):*Skeletonema* spp.
(B):*Eucampia zodiacus*
(C):*Asteroplanus karianus*

付図 4.2.3-11 数値シミュレーションモデルによる植物プランクトンの RI 注)及び滞留時間の分布

注)RI:植物プランクトンの細胞密度×経過日数。赤潮指数として算定。

出典:南浦修也、山口創一(2019) [42]

42)南浦修也、山口創一(2019)冬季有明海奥部におけるノリ色落ち原因藻 *Skeletonema* spp., *Eucampia zodiacus*, *Asteroplanus karianus* の増殖と物理環境特性. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 75(2), I_991-I_996.



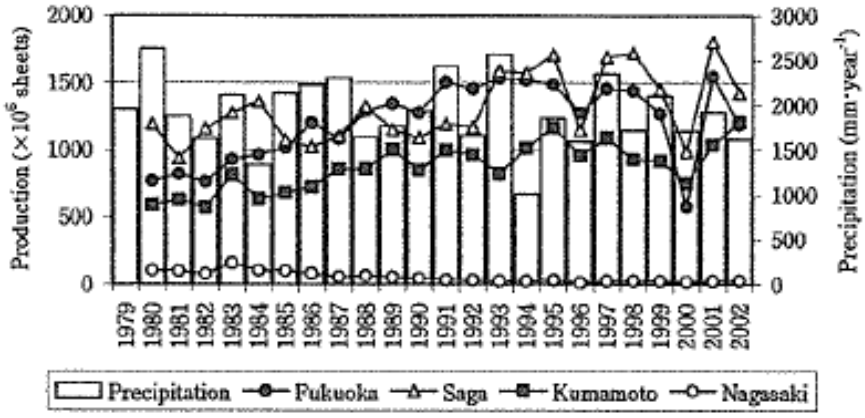
(1)各小領域におけるノリ養殖の有無による滞留時間の変化　(2)ノリ養殖による各植物プランクトンのRI増加率

付図 4.2.3-12 数値シミュレーションモデルによる
ノリ養殖による滞留時間の変化･RI増加率

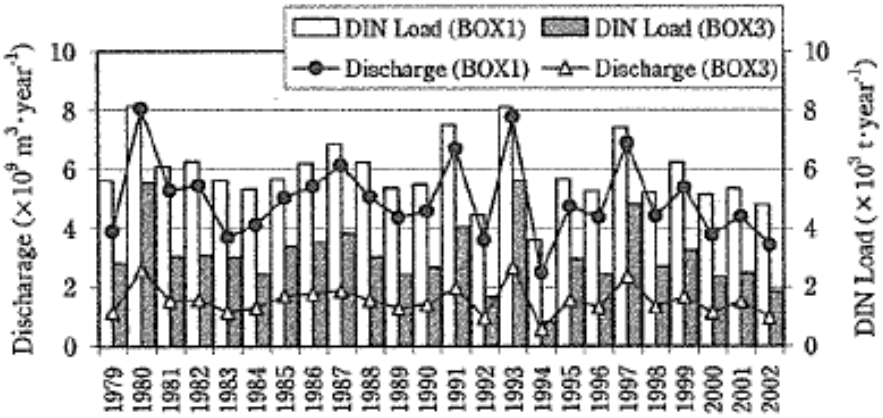
出典:南浦修也、山口創一(2019) [42)]

⑤ 少雨による栄養塩不足への影響

有明海の2002年度のノリ生産量は少なく、少雨によって陸域からの窒素供給が少なかったことが要因と考えられているものの、2002 年度よりも降水量が少なかった1994 年度にはノリ不作はみられておらず(付図 4.2.3-13)、単純に流域からの流入負荷の多寡によるものとは言い切れないことが示唆されている。このため、ノリ不作の要因と考えられる窒素不足について、ボックスモデルを用いて、ノリ養殖場海域(主にA1 海域)における少雨年の窒素収支を検討した。この結果によると、BOX1(筑後川河口域)と BOX3(BOX1 よりもやや沖合)の 2002 年度の淡水流入量と DIN 流入量は渇水年である 1994 年の 1.4～2.3 倍であり(付図 4.2.3-14)、必ずしも少雨年が窒素不足になるとは限らないことが分かった。一方で、夏の高水温や高日射により、植物プランクトンの活性が高められ、窒素が大量に消費された場合には、秋に陸域からの負荷の補給がなければノリ養殖期間中において窒素不足となることが推察され、少雨に伴って栄養塩不足が生じる可能性があることが示唆された[43)]。



付図 4.2.3-13 有明海のノリ生産量と佐賀地方気象台の降水量の推移



付図 4.2.3-14 BOX1 と BOX3 の淡水流入量、DIN 流入負荷量の推移

43)中嶋雅孝, 横山佳裕, 内田唯史, 中野拓治, 山田耕士, 中西弘(2006)ボックスモデルによる有明海の窒素収支の構造解析, 水環境学会誌, Vol.29, №10, pp.605-611

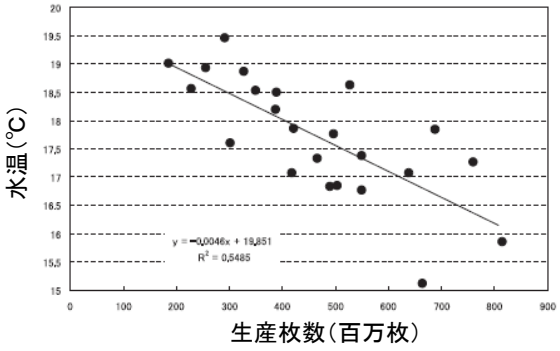
イ）水温の上昇による影響

有明海の佐賀県海域（A1 海域及び A3 海域）では、水温 23 ℃以上の高水温が長期間継続すると、ノリ幼芽の生育が阻害されることが推察された[44]。

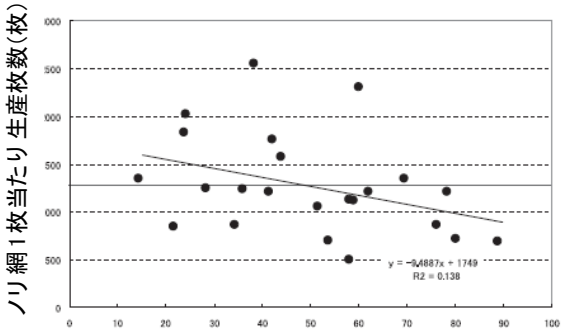
佐賀県海域（A1 海域及び A3 海域）における 1984 年～2006 年のノリ養殖漁場調査結果から、秋芽網期のアカグサレ病の発生状況と水温との関係について整理した結果、特に平均水温 18℃以上の年では被害が大きい傾向がみられ、平均水温が高い年ほど生産枚数は少ない結果となった。また、アカグサレ病の最高被害度が 50 を超えると、一部例外はあるものの、概ね平年の生産枚数よりも大きく低下する傾向がみられた[45]（付図 4.2.3-15）。

また、福岡県有明海区（主に A1 海域）における 2003 年度～2021 年度の秋芽網生産期のアカグサレ病指数注）と水温の関係を分析した結果、アカグサレ病の極大値と水温には有意な正の相関がみられ、また、アカグサレ病の極大値とノリ生産枚数には有意な負の相関がみられた[46]（付図 4.2.3-16）。

注）アカグサレ病の重症度（軽度、中度、重度）を評価し、（重度の地点数×3+中度の地点数×2+軽度の地点数×1）/調査地点数により示す[47]



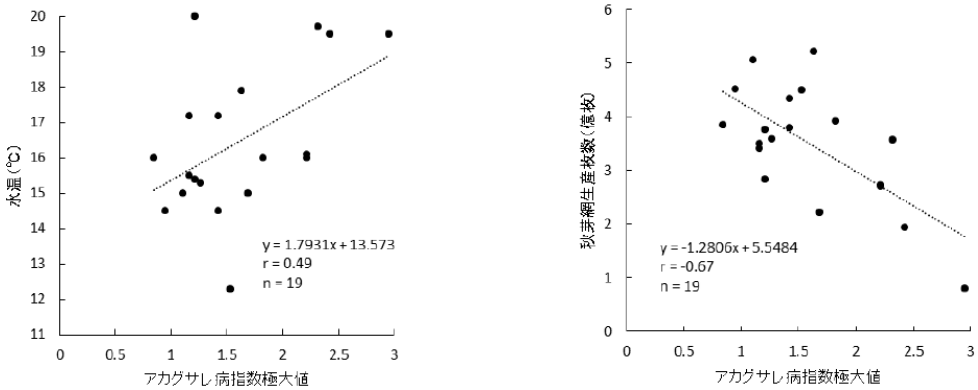
生産枚数と水温の関係



アカグサレ病の最高被害度とノリ網 1 枚当たり生産枚数
注）中央の実線は平年作を示す

付図 4.2.3-15 秋芽網期の生産枚数と水温、アカグサレ病の最高被害度との関係
（左：生産枚数と水温　右：生産枚数とアカグサレ病の最高被害度）

出典：藤武史行、久野勝利、伊賀田邦義（2009）[45]



付図 4.2.3-16 秋芽網期のアカグサレ病指数と水温、生産枚数との関係
（左：アカグサレ病指数と水温　右：アカグサレ病指数と生産枚数）

出典：古賀まりの・徳田眞孝・藤井直幹（2024）[46]

44）三根崇幸・横尾一成・川村嘉応（2013）高水温がノリ幼芽の生育に及ぼす影響. 佐賀県有明水産振興センター研究報告 26, 83-88.

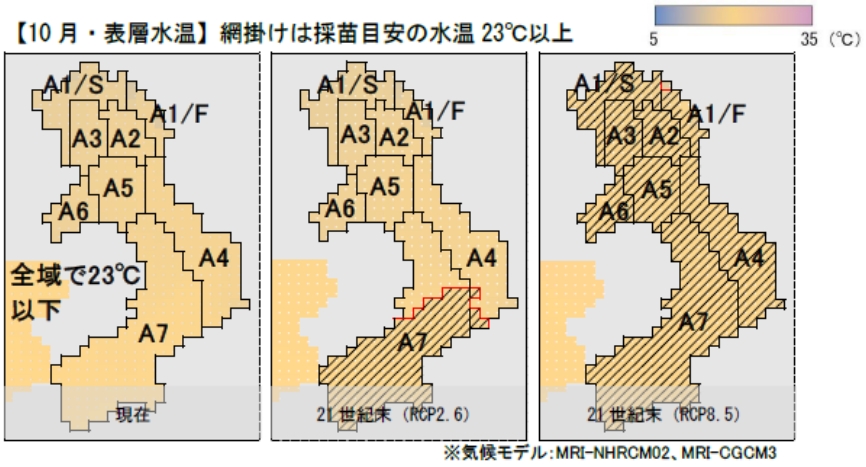
45）藤武史行・久野勝利・伊賀田邦義（2009）有明海湾奥部の佐賀県ノリ養殖場におけるアカグサレ病および壺状菌病の発生.佐賀県有明水産振興センター研究報告 24（57 － 66）

46）古賀まりの・徳田眞孝・藤井直幹（2024）福岡県水産海洋技術センター研究報告 第 34 号

47）半田亮司（1989）ノリ病害データの指数化について 西海区ブロック藻類・介類研究会報 第 6 号, 35-36

伊勢湾シミュレーターを用いた気候変動影響予測によれば、有明海（主に A1 海域、一部 A2・A3 海域）のノリ養殖について、21 世紀末（RCP2.6 注）には A7 海域で 10 月の水温が 23℃以上になるものと予測され（付図 4.2.3-17）、採苗開始は 11 月となり、11 月末の収穫は見込めないため、漁期が短くなり、収量が減少するものと予測している。21 世紀末（RCP8.5）には、10 月は有明海全域で 23℃以上になると予測され、採苗に適さなくなり、収量は減少するものと予測している。RCP2.6 の 11、12 月の葉体の日増加率は、現在の 0.98～0.99 と若干減少し、1 月以降は現在よりもわずかに増加するものと予測され、RCP8.5 の 11 月～1 月の葉体の日増加率は現在の 0.93～1.00 に若干減少し、2 月以降はわずかに増加するものと予測された（付表 4.2.3-2）が[48]、漁期の短縮による影響が卓越し、収量が減少するものと予測された。

注）気候変動に関する政府間パネル（IPCC）第 5 次評価報告書において、将来の温室効果ガス安定化レベルとそこに至るまでの経路のうち代表的なものを選んだ RCP シナリオ（Representative Concentration Pathways）が作成された。RCP シナリオでは、2100 年以降も放射強制力の上昇が続く「高位参照シナリオ」（RCP8.5）、2100 年までにピークを迎えその後減少する「低位安定化シナリオ」（RCP2.6）、これらの間に位置して 2100 年以降に安定化する「高位安定化シナリオ」（RCP6.0）と「中位安定化シナリオ」（RCP4.5）の 4 シナリオが選択されている[49]。



付図 4.2.3-17　有明海における表層水温の変化（ノリの採苗に適さない範囲）

出典：地域適応コンソーシアム事業報告(2021)[48]

付表 4.2.3-2　ノリの収量比（21 世紀末（RCP2.6：左、RCP8.5：右）の場合）

月	ノリの増加率の変化（%） 現在		ノリの増加率の変化（%） 21世紀末		ノリの日増加率（%）	
	福岡	佐賀	福岡	佐賀	福岡	佐賀
11月	5.0	5.0	4.0	4.0	99	99
12月	12.0	14.0	10.0	12.0	98	98
1月	18.0	16.0	18.0	17.0	100	101
2月	15.0	12.0	16.0	13.0	101	101
3月	16.0	15.0	18.0	17.0	102	102

※品質の変化・漁期の短縮に伴う収量減少は考慮していない。
※気候モデル：MRI-NHRCM02、MRI-CGCM3

月	ノリの増加率の変化（%） 現在		ノリの増加率の変化（%） 21世紀末		ノリの日増加率（%）	
	福岡	佐賀	福岡	佐賀	福岡	佐賀
11月	5.0	5.0	1.0	1.0	96	96
12月	12.0	14.0	5.0	6.0	94	93
1月	18.0	16.0	14.0	16.0	97	100
2月	15.0	12.0	17.0	18.0	102	105
3月	16.0	15.0	16.0	17.0	100	102

※品質の変化・漁期の短縮に伴う収量減少は考慮していない。
※気候モデル：MRI-NHRCM02、MRI-CGCM3

出典：地域適応コンソーシアム事業報告(2021)[48]

48）地域適応コンソーシアム事業報告(2021)：「気候変動による有明海・八代海における漁業及び沿岸生態系への影響調査」

49）文部科学省・経済産業省・気象庁・環境省（2015）：「IPCC 第 5 次評価報告書 第 1 次作業部会報告書（自然科学的根拠）の公表について」 http://www.env.go.jp/press/files/jp/23096.pdf

ウ）まとめ

珪藻赤潮によって栄養塩が不足し、ノリの色落ちが生じる事象について、珪藻の種類別に発生要因を整理した。*Eucampia zodiacus* は、2 月以降の水温が上昇する時期に、降水により河川流量が増加することで栄養塩類が供給されるとともに、密度成層が形成され細胞の増殖に有利になると考えられる。*Asteroplanus karianus* は、冬期に限定的に珪藻赤潮を形成する要因として、休眠細胞の復活特性が低水温に適応していることが示唆されたほか、窒素要求性が非常に高く、他種よりも低い光強度を利用可能であることが明らかになった。*Skeletonema* spp.は、有明海奥部西側域における河口周辺での初期増殖及び水塊の滞留による増殖によって形成されることが分かっている。*Chaetoceros* spp.は、主要なノリ色落ち原因珪藻とは扱われてこなかったが、2018 年度以降、秋期に有明海広域で細胞密度が上昇し、赤潮化する頻度が上昇してきた。晴天が続いたことで、水柱内での良好な光環境が継続したことにより、増殖に有利に働き、赤潮化した可能性が考えられた。

また、ノリ養殖施設の流体抵抗が滞留傾向を強め、物理環境として植物プランクトンの増殖に寄与していることが明らかになった。

有明海のノリ不作の要因と考えられる少雨による窒素不足について、ボックスモデルを用いた窒素収支を検討した結果から、必ずしも少雨年が窒素不足になるとは限らないものの、夏の高水温や高日射により、植物プランクトンの活性が高められ、窒素が大量に消費された場合には、秋に陸域からの負荷の補給がなければノリ養殖期間中において窒素不足となることが推察され、少雨に伴って栄養塩不足が生じる可能性があることが示唆された。

水温 23 ℃以上の高水温が長期間継続すると、ノリ幼芽の生育が阻害されることが推察された。また、秋芽網期において、平均水温が高い年ほどアカグサレ病の影響により生産枚数は少なく、アカグサレ病の被害度が高くなると、概ね平年の生産枚数よりも大きく低下する傾向がみられた。

4.2.4 魚類等の変化

(1) 有明海

平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- 有明海の漁獲量は減少傾向である。また、有明海では、魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。
- 有明海の漁獲量が減少傾向にある要因として、藻場・干潟等の生息場の縮小や貧酸素水塊の発生等の生息環境(底層環境や仔稚魚の輸送経路、仔稚魚の成育場)の変化、魚類の種組成の変化、夏期の *Chattonella* 属赤潮の発生による影響が考えられる。

令和8年度委員会報告では、3.9 生物で述べたとおり、有明海の魚類漁獲量は、1987 年をピークに減少傾向を示しており、2022 年には過去最低となった。魚類漁獲量の多くを占める底生魚類のニベ・グチ類、カレイ類及びとウシノシタ類(シタビラメ類)の漁獲量は、更なる減少傾向が続いている。

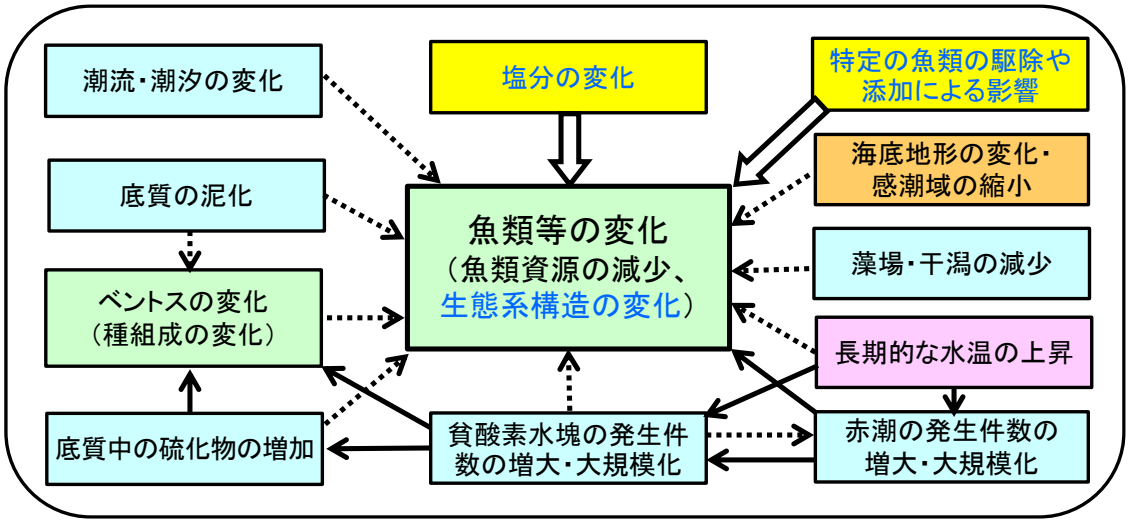
有明海の魚類相については、有明海を代表する準特産種であるコイチやデンベエシタビラメなどの魚類に加え、シログチ、トラフグ、シマフグなど水産資源として有用な種の生態的知見の蓄積が行われてきた。加えて、2000 年以降の調査研究により、有明海ではサメ・エイ類の多様性が高く、様々な観点から重要度の高い分類群であることが明らかになりつつある。

アカエイ類については、アカエイの隠蔽種であった 1 新種アリアケアカエイ *Hemitrygon ariakensis* の記載や、ナルトビエイについては、有明海が主要な繁殖地かつ成育場としての機能を担うこと、その生存に必要な条件を満たす限られた生息地の一つであることなどが明らかとなっている。

その他、アカシュモクザメの出産場や成育場に係る知見、アカエイの繁殖戦略や食性に係る知見、マナガツオの年級群強度(年ごとの加入量)の特性や成長量に係る知見、トラフグの放流魚の生活史特性、コノシロの食性等に関する知見が得られている。

有明海の高次捕食者を含む全栄養段階を対象とした干潟生態系の網羅的な食性解析をもとにエコパスによる生態系モデルを構築し解析した結果、有明海生態系の頂点捕食者やキーストーン種が特定でき、また、アミ類や小型のエビ類が重要な機能を果たしていることも同時に明らかになった。さらに、生態系モデルにより生態系のトップダウン効果が確認され、頂点捕食者の保護やキーストーン種の適切な管理によって、水産資源の確保と生物多様性保全を両立できる可能性が示唆されている。

平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.4-1 及び付表 4.2.4-1)。



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因
（□：気象・海象の影響、□：陸域・河川の影響、□：海域環境、□：生物、水産資源）
□：平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
⇨（白抜き線）：複数年で影響があることを確認したもの
→（実線）：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.4-1 魚類等の変化と原因・要因との関連（サブ連関図）

付表 4.2.4-1 魚類等の変化と原因・要因との関連（要因整理表）

	有明海全体	備 考
塩分の変化	◎※	
藻場・干潟の減少	―	
潮流・潮汐の変化	―	
底質中の硫化物の増加、泥化	―	
赤潮の発生件件数の増大・大規模化	○	
貧酸素水塊の発生件数の増大・大規模化	―	
長期的な水温の上昇	―	
ベントスの変化	―	
特定の魚類の駆除や添加による影響	◎※	
海底地形の変化・感潮域の縮小	―	

注１）◎：複数年で影響があることを確認したもの
○：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
―：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因

ア） 生態系構造の変化

平成 18 年度委員会報告では、有明海の魚類に見られた変化として、魚類の漁獲量の減少とエイ類の増加が指摘された。これらを引き起こした要因の一つとして、生態系構造が変化した可能性が挙げられた。しかし、当時の有明海については、大型の高次捕食魚類や水産資源以外の魚類に関する情報が乏しく、生態系の視点からそれらの変化を検討することができなかった。

その後の調査研究により、有明海生態系にはサメ・エイ類を含む高次捕食者が種数及び生物量のいずれにおいても豊富に存在することが明らかにされつつある。そのため、従来の低次生態系に着目するだけでなく、高次捕食者を含むトップダウンからも生態系を捉えるため、生態系構造の全容とその機能を把握するための調査研究が環境研究総合推進費（1-2203）により進められてきた結果、高次捕食者の減少が生態系構造を変化させ、エイ類の増加をもたらした可能性が指摘されている。

① アカシュモクザメ新生仔の餌環境が生残率に及ぼす影響

有明海の高次捕食者であるアカシュモクザメは、現在世界的に深刻な減少傾向にあり、近い将来野生絶滅する可能性が極めて高いと評価された絶滅危惧種（CR：Critically Endangered）である[50)]。近年の研究により、有明海が本種の重要な成育場となっていることが明らかになり，その成育場としての機能解明がなされている[51)]。

成育場は、捕食者からの保護が優先されるために餌資源が豊富にあるとは限らず、しばしば飢餓状態にあることが指摘されている[52)]。そのため、成育場における初期餌料環境は、本種の生残率の良悪に大きく影響する。有明海において生後間もない新生仔の空胃率および肥満度を調べたところ、生後 2 か月程度までは空胃率が約 50％と高く、十分な餌をとれていないことが示唆されたものの、肥満度はその間減少することなく一定の値を保っていたことが明らかにされた（ハワイの成育場での先行研究によると、初期にコンディションファクターが大きく低下したことが示唆されている）。そのため、有明海の餌料環境は比較的良好であり、アカシュモクザメの成育場として高い機能を供えていることが示唆される。一方で、アカシュモクザメは漁業やエイの駆除事業に頻繁に混獲されており、本種の個体数減少が懸念される。しかし、これらの混獲量や生息数の見積もりはなされておらず、エイ類の増加に対するアカシュモクザメの影響を評価するため、これらの点について、今後更なる研究が必要である。

② スペシャリスト食性[注)] の魚類に餌生物の減少が及ぼす影響[53)]

有明海生態系の構造と機能を解明し、生態系の視点で再生方策の検討を行うため、環境研究総合推進費（1-2203）により、66 種の合計約 5,000 個体の魚類を採集し、検鏡と DNA メタバーコーディング手法を併用して食性を分析・解析した結果、ナルトビエイとマナガツオの食性の多様度は低く、スペシャリスト食性であることが明らかにされた。

50） Rigby, C.L., Dulvy, N.K., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M.P., Herman, K., Jabado, R.W., Liu, K.M., Marshall, A., Pacoureau, N., Romanov, E., Sherley, R.B. & Winker, H. 2019. *Sphyrna lewini*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T39385A2918526. Accessed on 12 December 2025.

51） Yamaguchi, A., Ogino, Y., Hara, K., Nakamura, M., Watanabe, M., & Furumitsu, K. (2026). Ecological function of the Ariake Bay as a scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini) nursery in the northwestern Pacific. Global Ecology and Conservation, 67, e04127.

52） Duncan, K. M. & Holland, K. N. (2006). Habitat use, growth rates and dispersal patterns of juvenile scalloped hammerhead sharks Sphyrna lewini in a nursery habitat. Marine Ecology Progress Series 312, 211-221.

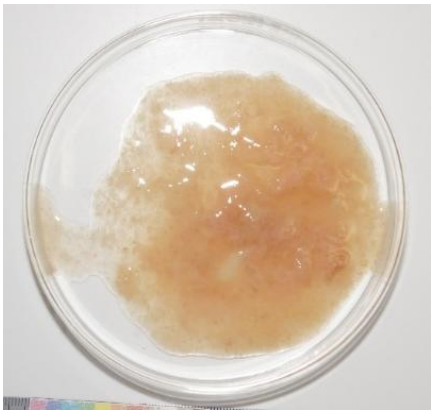
53）Yamaguchi, A., Kawahara, I., and S. Ito (2005): Occurrence, growth and food of longheaded eagle ray, Aetobatus flagellum, in Ariake Sound, Kyushu, Japan. Environ. Biol. Fish. 74, 229-238.

ナルトビエイについては貝類のみを専食する。しかし、好みの貝はエイのサイズによって異なっており、小型のものは肉食性の腹足類（巻貝の仲間）、中型のものではサルボウ、大型になるとカキ類が最も重要で、大型のものほど大きな二枚貝（カキ類）を好むことがわかった。また、これまでの成長・食性解析により、ナルトビエイは晩秋～初春にかけての越冬期間中はあまり餌を食べないものと推定されている[53)]。

マナガツオはこれまでに甲殻類を主食とすることが指摘されていたが、詳細な食性が明らかにされた例はほとんどなかった。DNA メタバーコーディングを併用した胃内容物解析に基づき、マナガツオはクラゲ類を専門に食べるスペシャリスト食性であり、クラゲの細断に特化した消化器官のせいで肉眼によりクラゲを検出することが困難であること、胃内に出現する甲殻類のほとんどはクラゲが捕食した餌生物であることが分かった[54)]（付図 4.2.4-2）。

注）スペシャリスト食性とは、食性の幅が狭い（限られた餌生物のみを利用する）ことを示す[55)、56)、57)]。

これらの餌生物となる二枚貝やクラゲ類はいずれも本来は現存量が多いと考えられる生物である。仮に特定の二枚貝やクラゲが減少・消失した場合でも、同じ分類群内の別種で代替することは可能である一方、大きく異なる分類群の生物を摂食することは困難である。ナルトビエイに関しては入手可能な貝類がなくなれば、生存が脅かされる。餌生物の減少が本種の成長や生残に与える具体的な影響については、今後の検討が必要である。



付図 4.2.4-2 マナガツオの胃内容物（半液状化したクラゲ）

出典：長崎大学 山口敦子教授提供

③ ジェネラリスト食性[注)]の魚類が生態系に及ぼす影響

上記と同様に、食性研究を行った全 66 種の魚類のうち、食性の多様度は、アカエイ（2.9）、クラカケトラギス（2.3）、スミツキザメ（2.2）の順に高く、これらは様々な餌生物を利用可能なジェネラリスト食性であることがわかった。

54） Ogino and Yamaguchi, in preparation

55） Sano, M. (1989). Feeding habits of Japanese butterflyfishes (Chaetodontidae). Environmental Biology of Fishes, 25: 195-203.

56） Horinouchi, M. and Sano, M. (2000). Food habits of fishes in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, central Japan. Ichthyological Research, 47(2): 163-173.

57） Hara, K. Furumitsu, K. and Yamaguchi, A. (2018). Dietary habits of the polkadot skate *Dipturus chinensis* in the East China Sea. Ichthyological Research, 65: 363-373.

そのうち、アカエイについては、626 個体の胃内容物解析を行った結果、甲殻類、環形動物、軟体動物、硬骨魚類などを幅広く摂餌しており、大型のものほど魚類のような高次の餌生物を好む傾向があるものの、生息環境に応じて幅広い栄養段階の多様な餌を利用できるジェネラリストであることが明らかになった[58)]。また、二枚貝への食害を引き起こしていると考えられ、有明海では駆除されているが、実際には二枚貝はほとんど食べていなかった。また、ジェネラリスト食性であるアカエイやスミツキザメは、有明海生態系のキーストーン種であることから有明海の多くの生物と直接・間接的にも繋がりが多く、その動態は生態系下位の生物にも様々に影響を与える。

注）ジェネラリスト食性とは、食性の幅が広い（多様な餌生物を利用する）ことを示す[55)、56)、57)]。

58） Yamaguchi et al., in preparation

イ） 特定の魚類の駆除や添加が個体群動態に及ぼす影響

① 種苗放流の影響

有明海の再生方策の一つに、人工種苗の放流による資源添加がある。種苗放流は資源管理の一環として実施され、対象種の資源維持や漁獲の安定化に一定の役割を果たすとともに、沿岸漁業振興や資源の持続的な利用に貢献している。特に漁業資源として重要な有明海のトラフグについては、種苗放流が資源の底支えをしており、漁獲管理に加えて種苗放流を行うことで、親魚量が目標管理基準値を上回る確率が大幅に向上するとされている[59]。

トラフグ幼魚の成育場である有明海湾奥部の干潟域[60]には、例年、野生魚より大きなサイズの人工種苗が大量に放流されている。このような大量放流は、種内競争を高めることで死亡率を高め、結果として放流魚が野生魚に置き換わる可能性[61)、62)、63)]があり、生物多様性の低下と生態系の安定性を損なわせるリスク[64]などが危惧されている。この密度依存性の死亡率上昇は、トラフグのように成育場が限られた種ではより顕著と考えられる。また、天然海域においてトラフグ放流魚の成長が悪いことは、脊椎骨に基づく年齢査定で明らかにされている[65]。今回、産卵・成育場である有明海・八代海を含む九州西方海域で採捕したトラフグについて、脊椎骨よりも高精度に年齢査定が可能な耳石切片に基づき、年齢と成長との関係を解析した結果、放流魚は成長が悪いことに加えて寿命が短く、栄養状態が悪く、生涯を通じた適応度が低いことが明らかとなった[66]（付図 4.2.4-3）。これらのことから、現在、トラフグ日本海・東シナ海・瀬戸内海系群で認められている長期的な再生産成功率の低下 [59]は、他の魚種でも指摘されているように[67]、生涯を通じて適応度が低い放流魚によって野生魚が置き換えられることが一因となっている可能性がある [66]。

59） 水産研究・教育機構（2025）「令和 6（2024）年度トラフグ日本海・東シナ海・瀬戸内海系群の資源評価報告書」pp1-145.

60） Yamaguchi, A. & Kume, G. (2008). Evidence for up-estuary transport of *puffer Takifugu* larvae (Tetraodontidae) in Ariake Bay, Japan. Journal of Applied Ichthyology 24, 60-62.

61） Hilborn, R., & Eggers, D. (2000): A review of the hatchery programs for pink salmon in Prince William sound and Kodiak Island, Alaska. Transactions of the American Fisheries Society, 129, 333-350.

62） Kitada, S., & Kishino, H. (2006): Lessons learned from Japanese marine finfish stock enhancement programmes. Fisheries Research, 80, 101-112.

63） Sweeting, R. M., Beamish, R. J., Noakes, D. J., & Neville, C. M. (2003):Replacement of wild coho salmon by hatchery-reared coho salmon in the strait of Georgia over the past three decades. North American Journal of Fisheries Management, 23, 492-502.

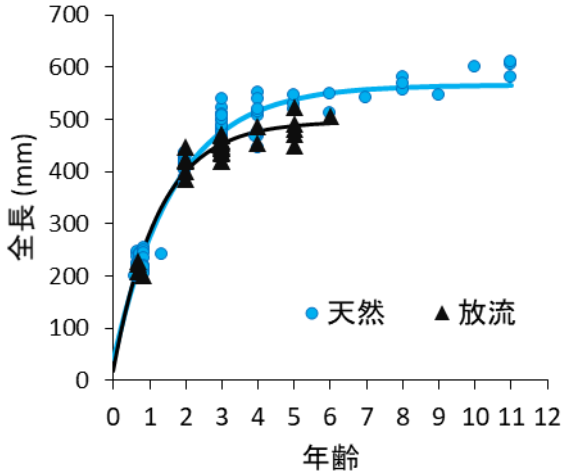
64） Terui, A., Urabe, H., Senzaki, M. & Nishizawa, B. (2023). Intentional release of native species undermines ecological stability. Proceedings of the National Academy of Sciences 120, e2218044120.

65） 上田 幸男, 佐野 二郎, 内田 秀和, 天野 千絵, 松村 靖治, 片山 貴士（2010）, 東シナ海, 日本海および瀬戸内海産トラフグの成長と Age-length key, 日本水産学会誌, 2010, 76 巻, 5 号, p.803-811

66） Yoshimi Ogino, Atsuko Yamaguchi（2022）:Reduced lifetime fitness (growth, body condition and survivability) of hatchery-reared tiger pufferfish *Takifugu rubripes* compared to wild counterparts, Journal of Fish Biology101:1270-1284.

67） O'Sullivan, R. J., Aykanat, T., Johnston, S. E., Rogan, G., Poole, R., Prodöhl, P. A., de Eyto, E., Primmer, C. R., McGinnity, P. & Reed, T. E. (2020). Captive-bred Atlantic salmon released into the wild have fewer offspring than wild-bred fish and decrease population productivity. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 287.

さらに、種苗放流では、個体群の遺伝的多様性を低下させるリスク[68)、69)]、遺伝的多様性の低下がもたらす環境変動に対する個体群の長期的な抵抗力の低下[70)、71)]などが危惧されている。種苗放流の現場では、責任ある栽培漁業を推進するために「水産動物の種苗の生産及び放流並びに水産動物の育成に関する基本方針」[72)]や「人工種苗放流に係る遺伝的多様性への影響リスクを低減するための技術的な指針」[73)]などガイドラインを遵守して種苗放流を実施しているものの、リスク評価については詳細な検討が行われていない。種苗放流によるリスクは、対象とする資源だけではなく、生態系全体に影響が波及する可能性があり、今後の再生方策検討の際には、野生魚と水槽内で生まれ育った飼育下繁殖由来の放流魚では、生態学的にも異なる特性を持つことを十分に考慮する必要がある。少なくとも放流効果を精度よく評価することに加え、放流魚と野生魚の移動・回遊の差異や相互作用、種苗放流の遺伝的影響について焦点を当てた調査を行うべきである[66)]。



付図 4.2.4-3 トラフグ雄の成長曲線（耳石切片による成長解析に基づく）

出典：Ogino et al(2022)[66)] を改変

② 駆除が個体群成長に及ぼす影響

ナルトビエイは、2001 年以降、経済的に重要な二枚貝を保護するため、この 25 年間、強い漁獲圧にさらされ、資源量は大幅に減少した（付図 4.2.4-4）。これまでに個体密度の急激な減少が年齢と成長パラメーターに与える影響については十分に理解されていないことから、現在と過去のナルトビエイの成長を解析、比較したところ、ナルトビエイの成長は過去に比べて速くなり、小型化したことが明らかになった[74)]。

---

68) Araki, H., & Schmid, C. (2010): Is hatchery stocking a help or harm?: Evidence,limitations and future directions in ecological and genetic surveys.Aquaculture, 308, S2-S11.

69) González-Wangüemert, M., Fernández, T. V., Pérez-Ruzafa, A., Giacalone, M., D'Anna, G. & Badalamenti, F. (2012). Genetic considerations on the introduction of farmed fish in marine protected areas: The case of study of white seabream restocking in the Gulf of Castellammare (Southern Tyrrhenian Sea). Journal of Sea Research 68, 41-48.

70) McGinnity, P., Jennings, E., deEyto, E., Allott, N., Samuelsson, P.,Rogan, G., … Cross, T. (2009): Impact of naturally spawning captivebred Atlantic salmon on wild populations: Depressed recruitment and increased risk of climate-mediated extinction. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 276, 3601–3610.

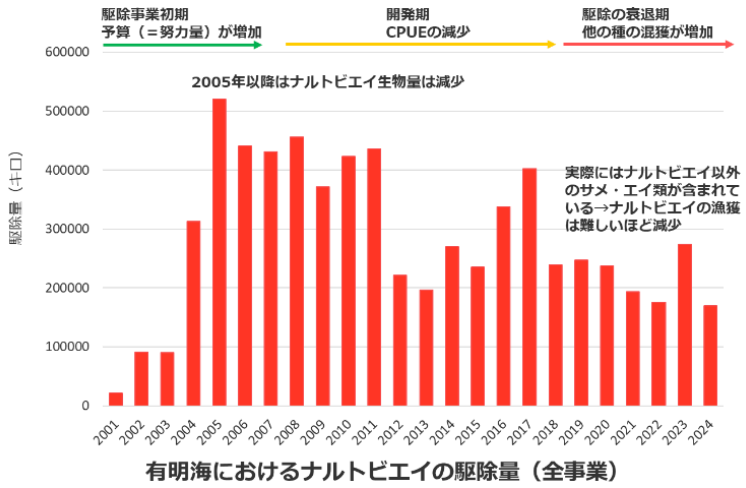
71) Zhivotovsky, L. A., Fedorova, L. K., Rubtsova, G. A., Shitova, M. V.,Rakitskaya, T. A., Prokhorovskaya, V. D., … Afanasiev, K. I. (2012): Rapid expansion of an enhanced stock of chum salmon and its impacts on wild population components. Environmental Biology of Fishes, 94, 249–258.

72) 水産庁(2022)「水産動物の種苗の生産及び放流並びに水産動物の育成に関する基本方針」pp1-8.

73) (独)水産総合研究センター，水産庁(2015)「人工種苗放流に係る遺伝的多様性への影響リスクを低減するための技術的な指針」pp1-29.

74) YanJun Wang, Yoshimi Ogino, Keisuke Furumitsu, Atsuko Yamaguchi(2025) :Changes in growth of the Naru eagle ray Aetobatus narutobiei in Ariake Bay, based on over two decades of monitoring under fishing pressure, Fisheries Research 292 (2025) 107588

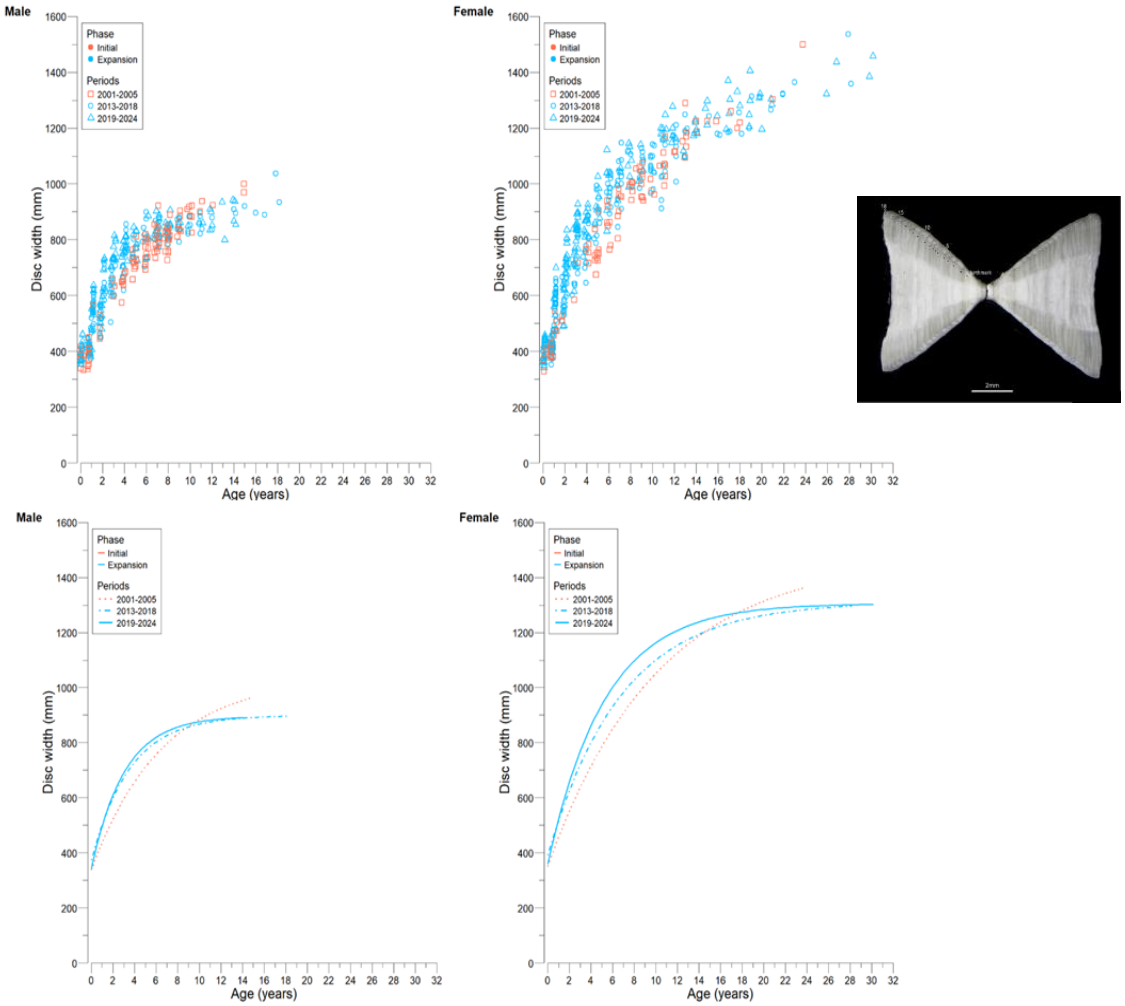
有明海で駆除事業がはじまった 2001 年より 25 年にわたり、長崎大学では駆除のモニタリングを継続し、その間の測定データと年齢・成長解析に必要な脊椎骨のサンプルを採集してきた。そこで、3 つの期間（初期：2001～2005 年、開発期：2013～2018 年、衰退期：2019～2024 年）に区分し、その間に収集された 864 の脊椎骨標本を分析し、4 つの候補モデルを用いて年齢と成長を推定した。採集期間中の最高年齢は、雄で 18 年、雌で 30 年であった。雌雄ともに成長曲線には、初期から開発期にかけて有意な成長の変化が検出された（付図 4.2.4-5）。この理由としては、個体群減少による種内競争の低下が成長の加速に繋がった可能性や、餌となる二枚貝の種の変遷による栄養状態の変化などが考えられるが、これらの検証については今後の課題である。以上の研究の結果は、過度な漁獲を受けて生物量が変化した前後の年齢と成長の長期変化を明らかにしたサメ・エイ類では初めての事例として、重要な知見となった[74]。



付図 4.2.4-4 有明海におけるナルトビエイの駆除量の経年変化(2001 年～2024 年)

出典：調査結果[75]より作成

75) 2001 年～2004 年は長崎大学（山口敦子教授）による調査結果、2005 年以降は NPO 法人水産業・漁村活性化推進機構による調査結果



上図…有明海におけるナルトビエイ駆除事業の初期（2001～2005 年）、開発期（2013～2018 年）及び衰退期（2019～2024 年）に採集されたナルトビエイの雄（左上図）及び雌（右上図）の年齢別体盤幅（サイズ）
下図…期間別のナルトビエイの脊椎骨に基づく年齢査定の結果より導いた von Bertalanffy 成長曲線

付図 4.2.4-5 長期に及ぶ駆除事業がナルトビエイの成長にもたらした変化

出典：Wang et al (2025)[74] を改変

今後は、水産種と捕食者のような1対1の関係だけでなく、生態系レベルでの評価・検討を行うことが不可欠であり、有明海に関わる漁業者や研究者らへの、こうした知識や考え方の普及を行うことも重要である。また、「有用二枚貝」の項で指摘されているように、エイ類の食害の影響は、複数年で確認されているもののその他の要因も考えられることから、一般に急速に伝わっている「サメ・エイ類＝厄介者」とする考え方ではなく、生物・生態系の過度な単純化を避けることも必要である。

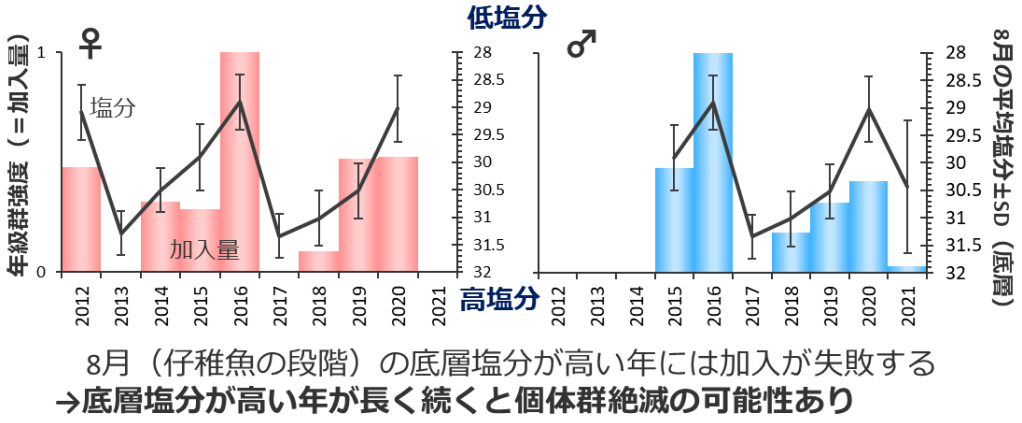
以上の知見から、有明海全体において、魚類等の変化の問題に対して、特定の魚類の駆除や添加による影響が複数年で確認されたと判断した。

ウ）塩分の変化による影響

① マナガツオの加入量変動と繁殖期（8 月）の底層塩分との相関[76)]

マナガツオは有明海を主な繁殖・成育場の一つとする季節的な回遊魚である。マナガツオの耳石を用いた技術開発により、マナガツオ科で初めて高精度な年齢解析が可能となった。その過程で、出現する年齢に顕著な偏りがあることを見出した。特に、2016 年生まれは多かった一方で、2017 年生まれは全く見られなかった。そこで、生まれ年に遡って年級群強度（加入量）と水温・塩分・溶存酸素等の物理環境や、親魚の来遊量・クラゲの出現量(漁獲量)などの生物要因との相関を調べた。

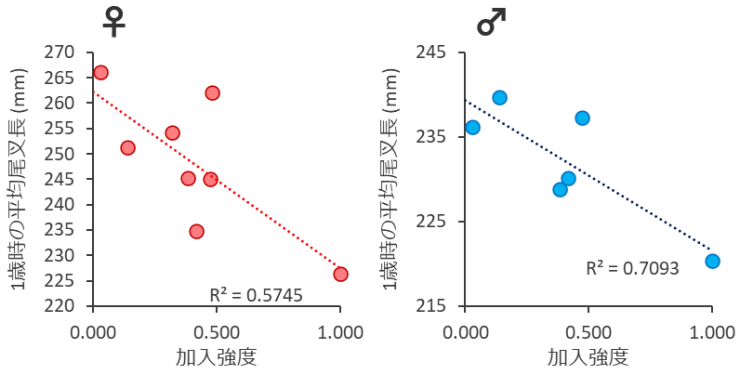
解析の結果、年級群強度（加入量）と水温との相関はみられなかったものの、8 月（仔稚魚の段階）の底層塩分が高い年には加入が失敗すること、底層塩分が高い年が複数年続くと個体群絶滅の可能性があることなどが明らかとなった。また、加入が多い年は初期成長が悪かったことから、密度依存性の成長を示すことが明らかとなり、成育場の面積がマナガツオ資源量の制限要因の一つになっていることを示唆するものであった。このことは、繁殖地の塩分濃度がマナガツオ加入量変動の主要な要因であり、個体群維持のためには河口域の環境と成育場の保全が極めて重要であることを意味している。以上から、今後は水温だけでなく、塩分のモニタリング体制の構築が必要であること、引き続き、塩分に着目した種々の生物への変化、生態系構造と機能の変化を評価することが必要である。



8月（仔稚魚の段階）の底層塩分が高い年には加入が失敗する
→底層塩分が高い年が長く続くと個体群絶滅の可能性あり

付図 4.2.4-6 マナガツオの加入量と塩分との関係

出典：Ogino et al（2025）[76)]を一部改変



加入が多い年は初期成長が悪い：密度依存性の成長
→成育場として機能する面積がマナガツオ資源量の制限要因の一つ

付図 4.2.4-7 マナガツオの成長と加入強度との関係

出典：Ogino et al（2025）[76)]を一部改変

76) Yoshimi Ogino, Atsuko Yamaguchi (2025) : Growth and year-class dynamics of the Japanese silver pomfret *Pampus punctatissimus*: Correlation between salinity and recruitment. Estuarine, Coastal and Shelf Science 323 (2025) 109440

② アカシュモクザメ幼魚の分布の制限要因

アカシュモクザメは有明海の頂点捕食者の一つであり、またキーストーン種としても重要である。そこで、長期間にわたり実施してきたフィールド調査時の魚類の漁獲状況と環境計測データを用いて、アカシュモクザメが漁獲された際の環境条件を解析した結果、アカシュモクザメ幼魚（0歳）の CPUE（単位努力量あたりの漁獲量）は水温 27℃、塩分 25～30 でピークを示したのに対し、同じ湾奥部の成育場に出現する 1 歳以上の個体はやや低温域（CPUE のピークは 21℃）かつ高塩分域（塩分 30 以上）に生息していたことから、幼魚（0歳）はより温暖で中程度の塩分環境を好む傾向が示唆された。また幼魚は成魚に比べて低塩分耐性が高く、出産場から低塩分海域の成育場に早くたどり着くことで、そこに侵入できない大型の捕食者（本種を含む）からの捕食を避け、生残を高めていると推測された。 このことから、有明海湾奥部の塩分環境が本種の初期生残に影響し、成育場としての機能を左右することが明らかになった[51)]。

以上の知見から、有明海全体において、魚類等の変化の問題に対して、塩分の変化による影響が複数年で確認されたと判断した。

エ）まとめ

魚類等の変化に対する生態系構造による影響について、アカシュモクザメの新生仔は、成育場の餌資源が豊富にあるとは限らず、しばしば飢餓状態にあることが指摘されており、そのため、成育場における初期餌料環境は、本種の生残率の良悪に大きく影響する。

スペシャリスト食性であるナルトビエイとマナガツオの食性の多様度は低く、大きく異なる分類群の生物を摂食することは困難であるため、餌生物の減少により生存が脅かされる可能性が示唆される。

ジェネラリスト食性であるアカエイ、スミツキザメは、有明海生態系のキーストーン種であることから有明海の多くの生物と直接・間接的にも繋がりが多く、その動態は生態系下位の生物にも様々に影響を与えることが示唆されている。

特定の魚類の添加が個体群動態に及ぼす影響として、トラフグ放流魚では、個体の成長が悪いことに加えて寿命が短く、栄養状態が悪く、生涯を通じた適応度が低いことが明らかとなった。種苗放流によるリスクは対象とする資源だけでなく、生態系全体に影響が波及する可能性があり、再生方策の検討に際しては、野生魚と放流魚では生態学的に異なる特性を持つことを十分考慮する必要がある。

また、特定の魚類の駆除が及ぼす影響として、ナルトビエイの成長が過去に比べて早くなり、小型化したことが明らかとなった。個体群減少による種内競争の低下が成長の加速に繋がった可能性や、餌となる二枚貝の種の変遷による栄養状態の変化などが考えられるが、これらの検証については今後の課題である。

塩分の変化による影響について、マナガツオは８月（仔稚魚の段階）の底層塩分が高い年には加入が失敗すること、底層塩分が高い年が複数年続くと個体群絶滅の可能性があることなどが明らかとなった。また、アカシュモクザメの幼魚（0歳）は、成魚よりも温暖で中程度の塩分環境を好むことが示唆されたことから、有明海湾奥部の塩分環境が本種の初期生残に影響し、成育場としての機能を左右することが明らかになった。

(2) 八代海

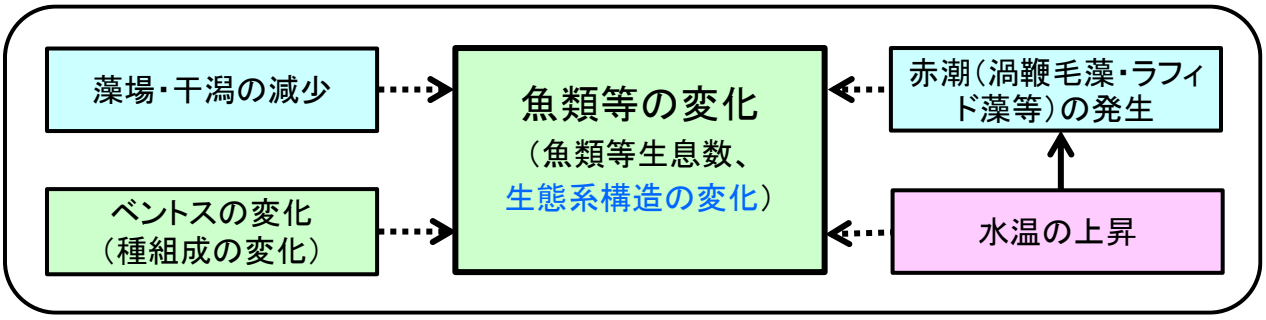
平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- 八代海の漁獲量は、熊本県では減少、鹿児島県では増加傾向にあり、八代海全体でもわずかに増加傾向にある。また、魚類資源に関する研究が少なく、特に漁獲努力量等の資源評価を行うための長期的かつ基礎的データの蓄積が不十分である。
- 八代海では、魚類資源の動向を評価するに十分な情報がない。魚類の分布や生息状況に関する知見も少なく、海域ごとの環境と魚類の出現状況の特徴は把握されていない。また、八代海の漁獲種の構成は有明海と異なっており、魚類生態系構造が大きく異なる可能性が示唆されているが、知見は乏しく、高次捕食者の出現は認められているものの、種数や生態、高次捕食者の餌となる可能性のある魚類の食性等についての知見も未解明である。

令和8年度委員会報告では、3.9 生物で述べたとおり、八代海の魚類漁獲量は 1982 年をピークに変動を繰り返しながらも 2017 年以降は減少しており、2023 年には過去最低となった。八代海では浮魚類であるニシン目の漁獲量の占める割合が高いものの、その漁獲量は減少傾向にあり、八代海全体の漁獲量の減少傾向につながっているものと推察される。また、八代海では、有明海の代表的な底生魚類であるウシノシタ類(シタビラメ類)、カレイ類、ニベ・グチ類も漁獲されているが、有明海同様に漁獲量の減少傾向がみられている。

八代海湾奥部は、ハゼ科や仔稚魚期のアユにとっての成育場として機能している可能性が高いと推定されるが、有明海と八代海の湾奥部の干潟・河口域における成育場としての利用状況は異なる可能性が高いと推察された。また、八代海湾奥部における 2013 年から 2023 年までの成魚調査の結果では、91 種(17 目 55 科 73 属)が確認されている。八代海の湾奥部には広大な干潟があり、有明海と良く似た環境を持つにもかかわらず、魚類の漁獲にかかる種構成は異なっており、八代海と有明海では魚類生態系構造が大きく異なる可能性があることが示唆されている。

平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見をサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.4-8 及び付表 4.2.4-2)。



注）□：平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因
（□：気象・海象の影響、□：海域環境、□：生物、水産資源）
青字：平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
→（実線）　：単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢（点線）　：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.4-8 魚類等の変化と原因・要因との関連（サブ連関図）

付表 4.2.4-2 魚類等の変化と原因・要因との関連（要因整理表）

	八代海全体	備　考
藻場・干潟の減少	ー	
ベントスの変化	ー	
水温の上昇	ー	
赤潮（渦鞭毛藻・ラフィド藻等）の発生	ー	

注）ー：影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

ア） 生態系構造の変化（魚類等の変化関連）

八代海の生態系構造に係る知見は依然として乏しい状況である。有明海と同様に、ナルトビエイやアカエイなどの高次捕食者の出現は認められているが、現時点で明らかにされている高次捕食者の種数は有明海に比べて著しく少なく、それらが常時生息するのかあるいは季節的に滞在するのかなど、その生態についても未解明である。加えて、高次捕食者の餌となる可能性のあるコノシロやニベ・グチ類、クロダイやキチヌなど、湾奥部に出現する魚類を中心とした生物の食性は調査されておらず、生態系構造を把握するに足る知見はない。

八代海については平成 28 年度委員会報告以降も基礎情報が不足していることから、サメ・エイ類をはじめとした魚類の生息状況や生態、また各種魚類の動向が生態系の構造や機能に及ぼす影響などについて研究を継続する必要がある。

① コノシロが生態系に及ぼす影響

環境研究総合推進費(1-2203)により進められてきた消化管内容物の光学顕微鏡による検鏡結果と DNA メタバーコーディング解析から、コノシロの食性解析を行った結果、コノシロの仔魚はカイアシ類を、稚魚はカイアシ類以外の甲殻類の浮遊幼生を主要な餌として利用していた。また、消化管内容物の光学顕微鏡及び電子顕微鏡による検鏡結果から、コノシロは稚魚期以降、成長に伴い食性を変化させることが分かった。先行研究により、これまでコノシロはデトリタス食者と考えられてきたが、動植物プランクトンを餌として利用するプランクトン食者であることが新たに明らかになった。特に、八代海の環境水中に優占する珪藻類に加え、低い割合ながら渦鞭毛藻やラフィド藻も摂餌していた。今後は、コノシロの摂餌選択性を含めた食性について調査を継続し、八代海生態系の中でコノシロが果たす役割を明らかにする必要がある。

イ） まとめ

コノシロはデトリタス食者と考えられてきたが、動植物プランクトン食者として、特に八代海の環境水中に優占する珪藻類に加え、低い割合ながら渦鞭毛藻やラフィド藻も摂餌していた。

八代海の生態系構造に係る知見は依然として乏しい状況であることから、今後は、高次捕食者及びその餌となる魚類の食性、環境変化が及ぼす影響など、八代海の生態系構造の解明に向けて継続的な調査が求められる。

4.2.5 生物の生息環境の確保

平成 28 年度委員会報告における問題点等を以下に示す。

- 有明海・八代海の底質については、限られた近年のデータからは海域全体として単調な変化傾向（泥化、有機物又は硫化物の増加等）はみられなかったが、一部の海域では一定期間泥化傾向を示した地点もみられており、有用二枚貝等の水生生物の保全・再生に重要な地点については、底質改善が有効な場合が考えられる。また、河川からの土砂流入の減少は、海域での底質の泥化の要因となる可能性がある。
- 有明海・八代海の沿岸域においては、生態系や生物多様性の基盤となり、水質浄化機能を有する藻場・干潟の面積が減少するとともに、漂流・漂着・海底ごみが藻場・干潟等の維持管理の妨げとなっている。
- 有明海の湾奥部や諫早湾では、夏期に貧酸素水塊が発生しているが、その発生・消滅メカニズムは明らかとなっていない。
- 有明海では夏期に *Chattonella* 属赤潮が発生しており、天然魚類のへい死等が発生している。2009 年夏期には、有明海湾奥部で発生した赤潮が橘湾に移流し、養殖魚のへい死を生じさせている。
- 八代海の魚類養殖における安定生産の阻害要因として、*Chattonella* 属や *Margalefidinium* 属（*Cochlodinium* 属）等の有害赤潮の発生があり、その発生頻度・規模は 2003 年～2010 年に急激に拡大した。

令和 8 年度委員会報告では、3.5 底質で述べたとおり、底質の長期変動については各海域で状況は異なるものの、大雨による出水の影響とその影響の継続が示唆された。

藻場・干潟面積の変動要因としては、3.7 藻場・干潟で述べたとおり、漁業管理や再生活動等（藻場）、土砂堆積（干潟）、水温上昇や食害等（藻場）、出水による土砂流出等（干潟）が挙げられるが、詳細は不明である。また、有明海湾奥部においては、地まき養殖によりカキ礁が広く分布していたが、ノリ養殖場への転換等により過去 30 年間で面積・生物量ともに大きく減少しており、カキ礁の有する水質浄化、貧酸素水塊の軽減、生物多様性向上等の機能の低下が懸念される。

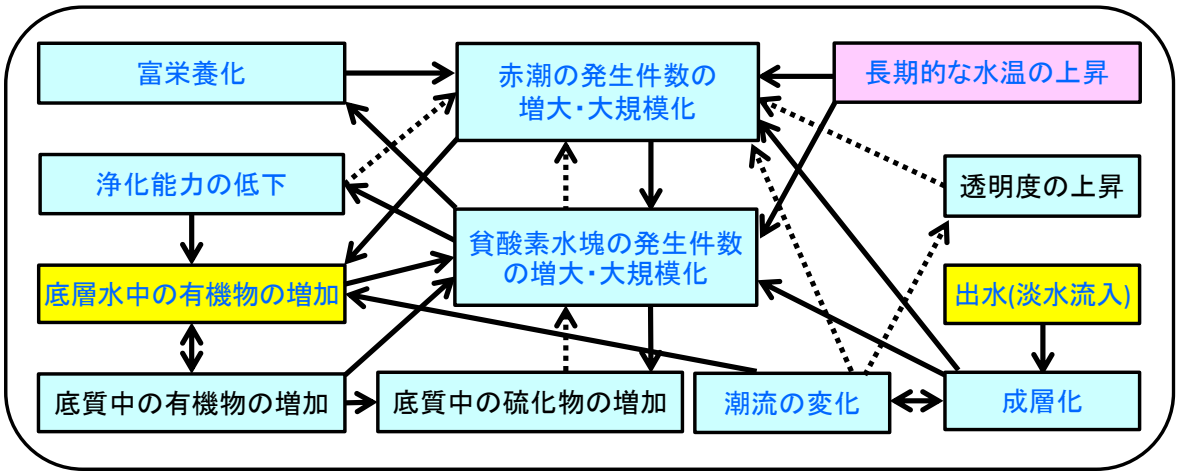
海洋ごみの漂流・漂着物の発生量は、3.7 藻場・干潟で述べたとおり、その年の豪雨等の有無に影響されると考えられる。

さらに、生物の生息環境の確保にあたっては、気候変動による影響も密接に関係している ことを踏まえ、気候変動により想定される影響について、有明海、八代海に関連する事象を既往文献から整理した。

(1) 生物の生息環境に係る問題点とその原因・要因

ア) 有明海

有明海における、平成 28 年度委員会報告以降に新たに得られた知見を、主要 4 項目への影響が考えられる「貧酸素水塊」及び「赤潮」に着目してサブ連関図及び要因整理表に整理した(付図 4.2.5-1 及び付表 4.2.5-1)。



注) □ : 平成 28 年度委員会報告書において示した原因・要因
(□ : 気象・海象の影響、 □ : 海域環境)
□ : 平成 28 年度委員会報告以降に得られた知見に基づき、新たに追加された原因・要因
青字 : 平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因
→ (実線) : 単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
⇢ (点線) : 影響がある可能性があるものの、未確認であるもの

付図 4.2.5-1 生物の生息環境に係る問題点と原因・要因との関連(サブ連関図)

付表 4.2.5-1 生物の生息環境に係る問題点と原因・要因との関連 (要因整理表)

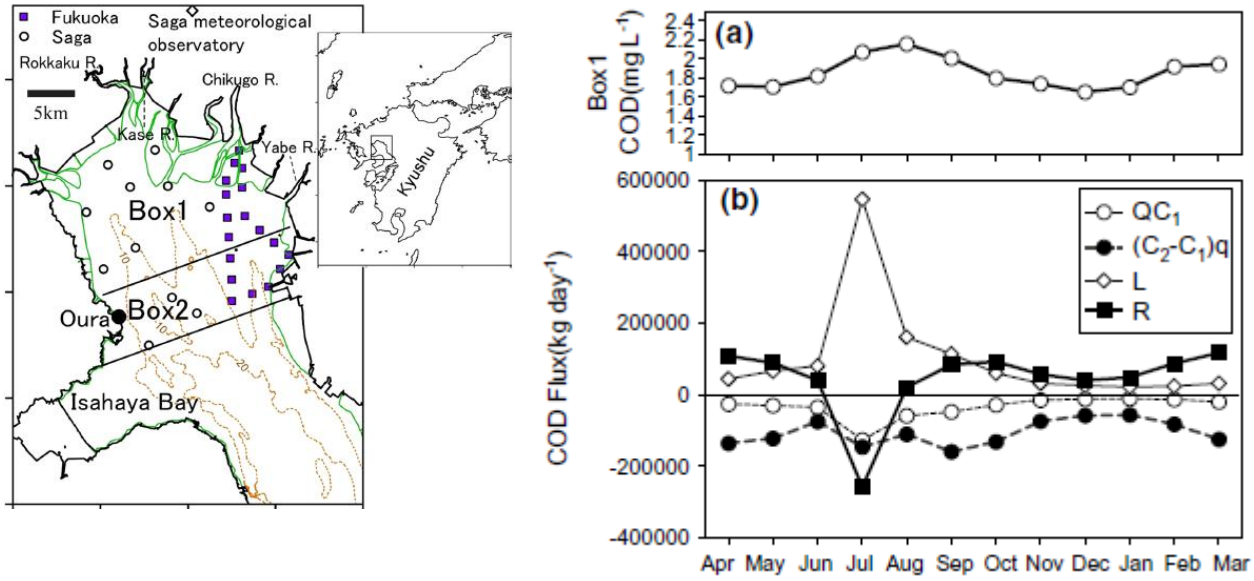
	有明海全域	備考
富栄養化(内部生産)による赤潮の増大	○※	シミュレーション結果
赤潮の増大による底質中の有機物の増加	○	
赤潮の増大による底層水中の有機物の増加	○※	シミュレーション結果
赤潮の増大による貧酸素水塊の増大	○※	
底層水中の有機物の増加による貧酸素水塊の増大	○※	
底質中の有機物の増加による貧酸素水塊の増大	○	
貧酸素水塊の増大による浄化能力の低下	○※	シミュレーション結果
貧酸素水塊の増大による赤潮の増大	―	
貧酸素水塊の増大による底質中の硫化物の増加	○	
成層化による貧酸素水塊の増大	○※	
出水による成層化	○※	
潮流の減少による成層化	○※	シミュレーション結果
成層化による潮流の減少	○※	シミュレーション結果
水温の上昇による赤潮の増大	○※	将来予測
水温の上昇による貧酸素水塊の増大	○※	将来予測
潮流の減少による底層水中の有機物の増加	○※	シミュレーション結果
浄化能力の低下による底層水中の有機物の増加	○※	シミュレーション結果
透明度の上昇による赤潮の増大	―	
潮流の減少による透明度の上昇	―	
貧酸素水塊の増大による富栄養化	○	
成層化による赤潮の増大	○	
浄化能力の低下による赤潮の増大	―	
潮流の減少による赤潮の増大	―	

注) ○ : 単年又はモデル解析・室内実験で影響があることを確認したもの
― : 影響がある可能性があるものの、未確認であるもの
※ : 平成 28 年度委員会報告以降に追加的な知見が得られた原因・要因

① 富栄養化（内部生産）による赤潮の増大

有明海では、東京湾・伊勢湾・大阪湾などの他の主要な閉鎖性海域とは異なり、陸域からの有機物、窒素、リン負荷量の増加を伴わない場合であっても、底泥からの栄養塩の溶出・再生産（内部生産）により赤潮が引き起こされると考えられる。

有明海北部において COD 量の収支をボックスモデルにより解析した結果によると、湾奥部（Box1）の COD 量（QC_1）は、河川からの COD 流入量（L）、生態系純生産量（R：藻類によって生産される有機物量と消費量との差）及び湾央部（Box2）から移動してくる COD 量（$(C_2-C_1)q$）の合計となる。これらを 1981 年～2014 年までのデータで解析した結果、河川からの COD 流入量（L）が多かった 7 月以外は、生態系純生産量（R）は常にプラスであり、また、湾央部（Box2）から湾奥部（Box1）への COD 輸送量（$(C_2-C_1)q$）がマイナスとなっている（湾奥部から湾央部に COD が移動している）ことが示された。これは、湾奥部が湾央部の COD の供給源となっていることを示している[77]（付図 4.2.5-2）。



QC_1：湾奥部（Box1）における COD 量
$(C_2-C_1)q$：湾央部（Box2）から湾奥部（Box1）への COD 量
L：河川からの COD 流入量
R：COD 生態系純生産量

注）1981 年～2014 年までのデータを解析し、月平均で表示。

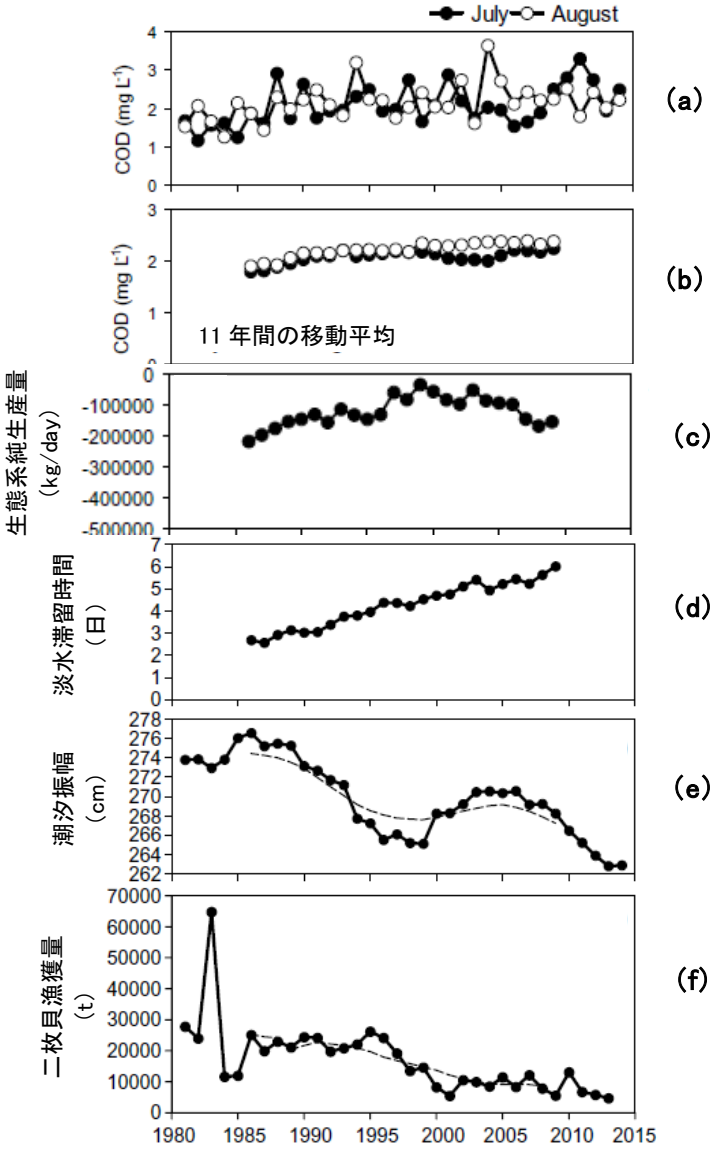
付図 4.2.5-2 COD 量の季節平均変動（1981 年～2014 年データ）

出典：Hayami et al(2018)[77]

77) Yuichi Hayami、Naoki Fujii (2018) Decadal-scale variation in COD and DIN dynamics during the summer in the inner area of the Ariake Sea, Japan ,Journal of Oceanography, Vol.74 Issue 6, 551-563

② 内部生産（赤潮発生）、潮汐（潮流）の減少、浄化能力低下による底層水中の有機物の増加

有明海北部において、1981 年～2014 年までのデータをもとに、COD 量の収支をボックスモデルにより解析した結果によると、湾奥部（Box1）（付図 4.2.5-2）における夏期（7 月、8 月）平均 COD（図（a）、（b））は、1980 年代から 1990 年代初めにかけて増加しており、その理由としては、生態系純生産量の増加（c）が挙げられた。この増加は、淡水滞留時間（d）の増加と潮汐振幅（e）の減少（潮流の減少）、二枚貝の漁獲量（f）の減少によって誘発されたものと推察されたが、これらの仮説は精緻な生態系モデルによる検証が必要である[77]（付図 4.2.5-3）。



付図 4.2.5-3 有明海湾奥部の 7 月と 8 月の平均 COD 濃度（a、b）、生態系純生産量（c）、淡水滞留時間（d）、大浦における潮汐振幅（e）、有明海（佐賀県と福岡県）の二枚貝漁獲量（f）

出典：Hayami et al(2018)[77]を一部改変

③ 赤潮発生件数の増大・大規模化による貧酸素水塊への寄与

有明海奥部において、2008 年夏期に形成された貧酸素水塊における酸素消費速度等を調査したところ、貧酸素水塊が形成された初期は底層水の酸素消費速度は低下しており、貧酸素水塊の発達の主要因は成層の強化であったものと推測された。一方で、大潮時には強い鉛直混合による活発な再懸濁によって底層の有機物量が増加し、酸素消費が増加したと考えられた。その際、酸素消費速度とクロロフィルａの間には高い正の相関がみられていたが、酸素消費の主体はバクテリアであり、植物プランクトンの呼吸の寄与は小さいと考えられた。このことは、植物プランクトン由来の基質がバクテリアによって分解され、酸素消費が起きていたことを示す。本観測期間中は *Chattonella* 属赤潮が継続的に発生しており、クロロフィルａ濃度の最高値は 72.3μg/L に達した。このことから、赤潮に由来する有機物供給が底層の酸素消費速度に影響した可能性がある[77)]。

④ 底層水中の有機物の増加による貧酸素水塊への寄与

海域の酸素消費が大きく、酸素供給を上回るようになると貧酸素化が進行する。底層水中の酸素消費には底泥と海水それぞれによる酸素消費が影響するが、平成 28 年度委員会報告では、有明海湾奥部の場合、海水による寄与（海水中の懸濁物による酸素消費を含む）が 70%、底泥による寄与が 30%との実験結果があり、底泥に比べ海水による酸素消費の寄与が大きく、中でも懸濁物質による酸素消費が大きいことが報告されている。

COD 及び DIN データを用いたボックスモデル解析の結果、生態系純生産量の増加により、1980 年代から 1990 年代初めにかけて有明海湾奥部の夏期の COD が増加（有機物の生産が増大又は分解が減少）し、貧酸素化が進行したことが示された[77)]。有明海湾奥部の二枚貝は、貧酸素ストレスの増大により減少しており[78)]、二枚貝の減少が植物プランクトンの増加をもたらし、さらに底層水中の有機物の増加、底層 DO の減少、二枚貝を含むベントスの減少を引き起こす負のフィードバック効果が存在することが示唆された。また、有明海の潮汐振幅は過去 30 年以上(1980 年代～2010 年代)の間に減少しており、その結果、海底有機物の再懸濁量が減少し、分解量も減少した可能性がある（付図 4.2.5-3）[77)]。

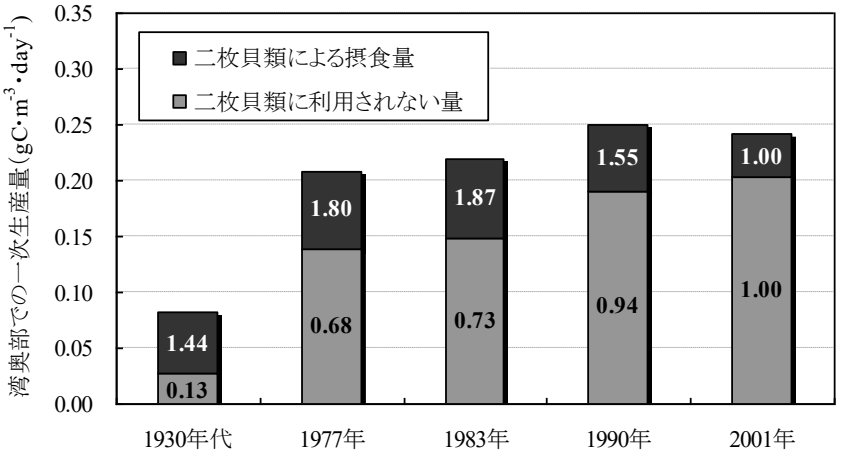
さらに、有明海最奥部に流入する河川である六角川河口部において、大潮時に貧酸素水塊が表層から底層までの水柱全体で発達していることが確認された。大潮時の潮流による上下混合が底泥の有機物の水中への再懸濁を促し、懸濁有機物の微生物による分解を促進したことにより、水面からの酸素供給量を上回ったと考えられる。なお、懸濁有機物の供給源の多くは、海域由来の植物プランクトンの死骸で構成される粒子状有機物であり、これらを微生物が分解したことにより貧酸素水塊が形成されたと考えられた[79)]。

78)Kenji Yoshino, Takaharu Hamada, Koichi Yamamoto, Yuichi Hayami, Souichi Yamaguchi, Koichiro Ohgushi(2010) Effects of hypoxia and organic enrichment on estuarine macrofauna in the inner part of Ariake Bay, Hydrobiologia 652 23-38

79)Yuichi Hayami, Minoru Wada, Yu Umezawa, Naoki Fujii, Akito Nakamura, Fumiaki Mori(2019) Hypoxic water mass in the highly turbid well-mixed macrotidal Rokkaku River Estuary, Ariake Sea, Japan, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 219 (2019) 210-222

⑤ 貧酸素水塊の増大・大規模化による浄化能力の低下

有明海奥部では、タイラギ・サルボウ等の資源量が減少しており、その原因の一つとして貧酸素化の進行が挙げられる。数値シミュレーションにより、有明海では二枚貝類に摂食されずに酸化分解へと移行する一次生産による有機物量が 1930 年代に比べて増加していることが示されている[80)]（付図 4.2.5-4）。



注）図中の数値は、各年代の計算結果の 2001 年比である。

付図 4.2.5-4 湾奥部全域での一次生産量の変化（8 月平均）

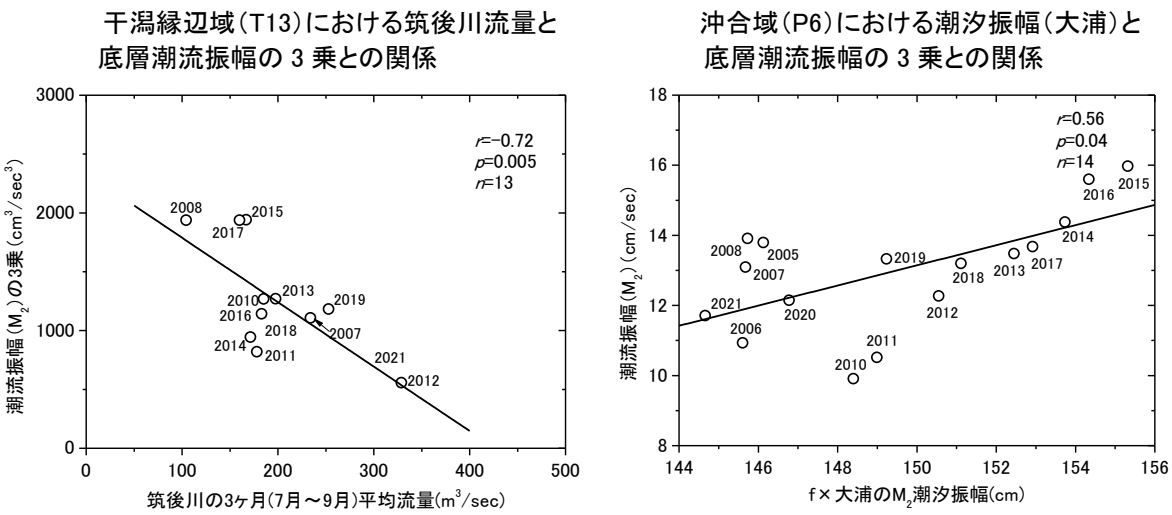
出典：永尾ら（2010）[80)]

80）永尾謙太郎，竹内一浩，畑恭子，堀家健司，木村奈保子（2010）有明海の長期的な環境変化に伴う貧酸素水塊の発生状況に関する数値実験，土木学会論文集 B2（海岸工学），第 66 号，pp.1134-1140

⑥ 出水による成層化、潮汐（潮流）の減少による成層化

海洋の成層化は、閉鎖性海域の水質に影響を及ぼすことが想定されており、有明海奥部の観測定点における夏期の連続観測結果によると、有明海湾奥部の干潟縁辺域（T13）では、筑後川流量と底層潮流振幅（M_2）の 3 乗との間には負の相関がみられ、河川からの淡水供給量が大きくなると、底層潮流振幅（M_2）の 3 乗が小さくなり、密度成層が形成しやすくなることが示されている[81]（付図 4.2.5-5）

また、有明海奥部の沖合域（P6）では、大浦の潮汐振幅（M_2）と底層潮流振幅（M_2）の間には正の相関がみられ、潮汐振幅が減少すると、底層潮流振幅（M_2）の 3 乗が小さくなり、密度成層が形成しやすくなることが示されている[81]（付図 4.2.5-5）。



付図 4.2.5-5 出水及び潮汐と底層潮流振幅との関係

出典：環境省（2025）[81]

81）環境省（2025）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 15 回海域環境再生方策検討作業小委員会、海域環境再生方策検討作業小委員会資料 2-6」

⑦ 成層化による潮流の減少

有明海を対象としたシミュレーションモデルを用いて、成層化による潮流振幅の変化を解析した結果（T14 地点）によると、河川からの淡水供給による海域の成層化に伴い、M_2 潮流振幅が小さくなる現象が再現され、成層化に伴い内部潮汐流が変化することによって正味の潮流が弱まることが示唆された[82]（付図 4.2.5-6）。

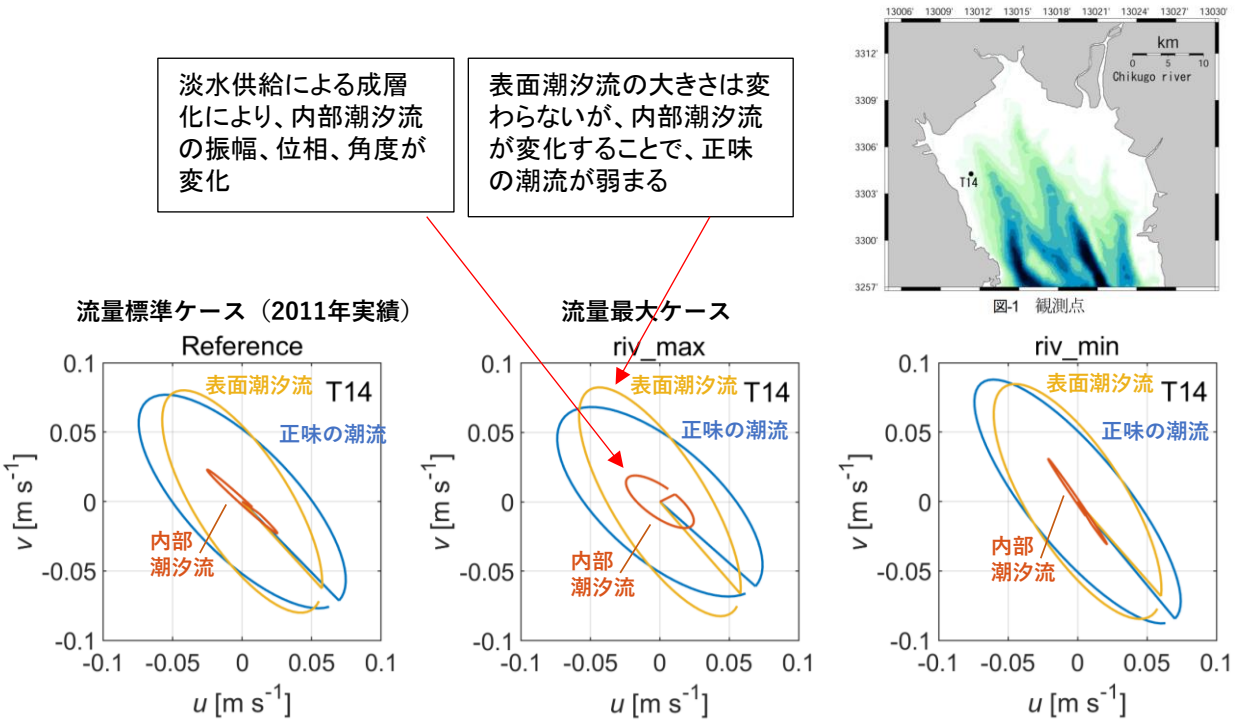


図-1 観測点

	正味	表面	内部
長軸 [m s^{-1}]	0.118	0.089	0.039
短軸 [m s^{-1}]	0.029	0.023	-0.004
位相 [度]	-65.6	-79.2	-41.5
長軸の傾き [度]	-56.9	-70.2	-36.1

正味	表面	内部
0.109	0.084	0.036
0.028	0.021	-0.003
-70.3	-82.2	-51.7
-54.8	-69.5	-22.8

正味	表面	内部
0.125	0.095	0.042
0.027	0.024	-0.007
-59.4	-76.4	-28.4
-59.0	-70.8	-45.6

数値シミュレーションモデルで流量条件のみ変化させたときの湾奥西部底層の M2 潮流楕円の内訳

正味の潮流＝表面潮汐流＋内部潮汐流

※表面潮汐流：潮位の振幅に伴う潮汐流

内部潮汐流：成層状態で内部境界面の変動に伴う潮汐流

注）1.モデル解析は有明海を対象とした非定常の 3 次元流動シミュレーションモデルを使用。
2.気象水文状況が平均的な年として 2011 年をベースケースとして設定。
3.流量のみを変動させ、水温・塩分・流速の計算結果を解析。

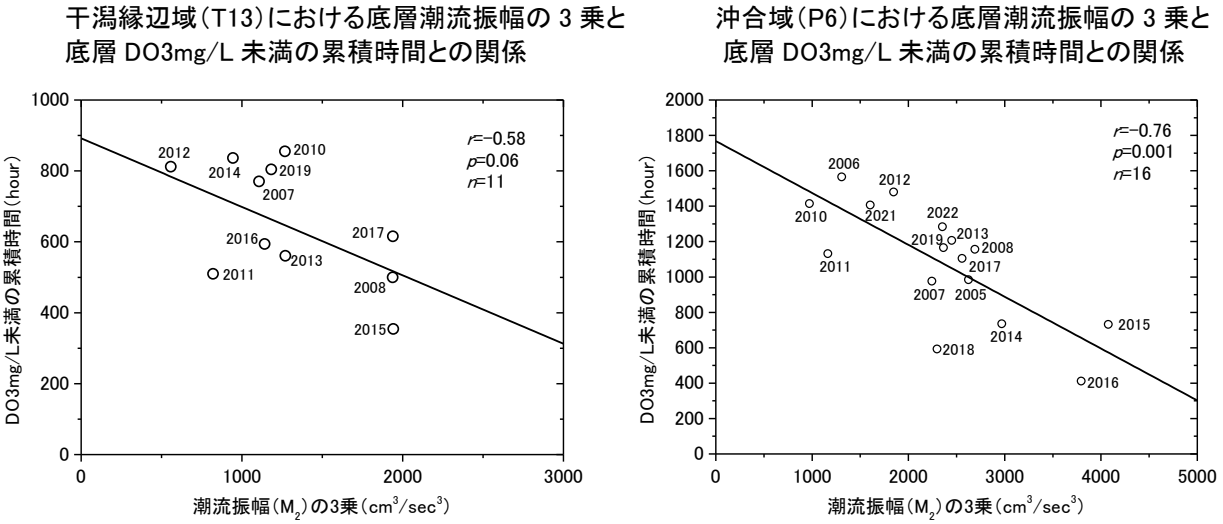
付図 4.2.5-6 成層化による潮流振幅の変化（湾奥西部底層）

出典：環境省（2025）[82]

82）環境省（2025）「令和 6 年度有明海・八代海等再生対策検討作業支援業務報告書 資料編」資料 4

⑧ 成層化による貧酸素水塊の増大・大規模化

海洋の成層化は、閉鎖性海域の水質に影響を及ぼすことが想定されており、有明海奥部の観測定点における夏期の連続観測結果によると、底層潮流振幅(M_2)の 3 乗と貧酸素水塊の累積時間に負の関係があることが示唆されており、成層化が進むことにより、貧酸素(底層 DO3mg/L 未満)の累積時間が大きくなることが示されている[81](付図 4.2.5-7)。



付図 4.2.5-7 成層化と貧酸素(底層 DO:3mg/L 未満)の累積時間との関係

出典:環境省(2025)[81]

⑨ 水温の上昇による赤潮の増大

水温の上昇による赤潮発生の将来予測結果は、(2)気候変動による影響に記載した。21 世紀末(RCP2.6)では、ほとんどの海域で水温 25℃を上回るため、*Chattonella* 属赤潮が増殖しやすい水温となり、発生頻度が高くなる可能性が示唆されている[48]。

⑩ 水温の上昇による貧酸素水塊の増大

水温の上昇による貧酸素水塊の発達に係る将来予測結果は、(2)気候変動による影響に記載した。気候変動により水温(気温)上昇が進んだ場合、底層の貧酸素水塊の発達が助長されることが示唆されている。

⑪ まとめ

有明海湾奥部においてみられる、夏期の COD の増加は、河川からの COD 流入量や海域の生態系純生産量の増加に起因しており、生態系純生産量の増加は、淡水の滞留時間の増加、潮汐振幅の減少(潮流の減少)、二枚貝による捕食量の減少(浄化機能の低下)が影響した可能性が示された。また、赤潮に由来する有機物供給が底層の酸素消費速度に影響し、貧酸素水塊の増大・大規模化に寄与している可能性がある。

有明海の貧酸素化により、二枚貝類による植物プランクトンなどの有機物の摂餌を減少させ、酸化分解への移行量が増加していることが示唆された。

また、河川からの出水による淡水供給により密度成層が形成しやすくなること、海域の成層化に伴い、内部潮汐流が変化することによって表面潮汐流(潮位の振幅による潮汐流)が弱められ、正味の潮流が弱まることで貧酸素化が促進される効果が示

1 唆された。さらには、成層化が進むことにより、貧酸素の累積時間が大きくなることが
2 示されている。
3

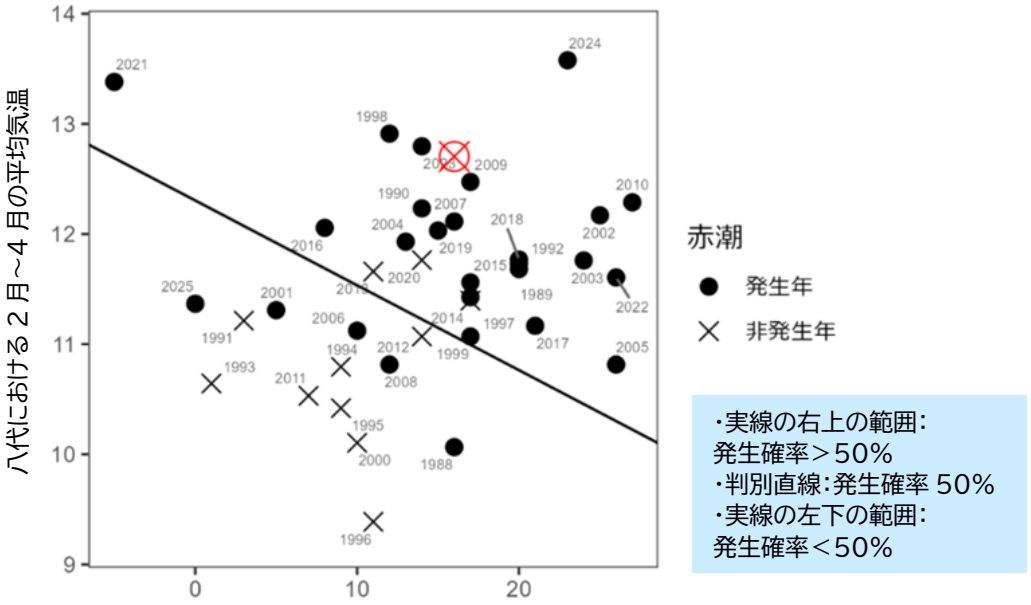
イ）八代海・橘湾

① 赤潮及び貧酸素水塊の発生に関連する事象

八代海においては、*Chattonela* 属による有害赤潮が 1988 年に初めて出現し、以降発生が続いている。近年は 2022 年、2023 年、2024 年と甚大な漁業被害が報告されていることから、同種の出現・分布特性に基づいた発生機構の解明が進められている（付図 3.8.2-5）。有害赤潮の被害を軽減するためには、赤潮が発生する要因・機構の解析を進め、発生予察技術の開発に繋げることが必要である。このため、赤潮プランクトンの観測データ及び気象、水質等の環境データの蓄積と解析を行い、有害赤潮発生状況の把握、経年的な出現特性から赤潮発生予察等を行ってきた結果、2016 年度から、アメダス八代における 2～4 月の平均気温と九州南部梅雨入り日（5 月 16 日からの経過日数）の2変量を用いた判別分析による *Chattonela* 属赤潮の中長期予察技術が提示されている（付図 4.2.5-8）。これにより、*Chattonela* 属赤潮が発生する 1～3 ヶ月前の予察が可能であることが継続的に確認されている。

さらに、この判別モデルに基づき、多数の判断基準を組み合わせる統計手法（ランダムフォレスト）を適用し、中長期予察の精度維持と高度化を取り組んだところ、比較的高い確率で赤潮の発生日の推定も可能となっている（付図 4.2.5-9）。

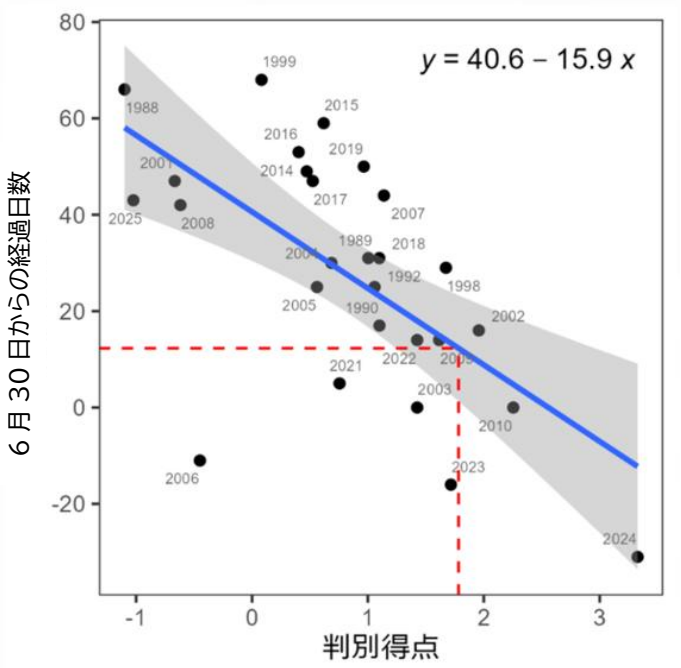
一方で、近年の気候変動等の影響もあり、これまでの分布から大きくずれること（付図 4.2.5-8 中 2024 年など）や、判別得点による赤潮発生日の推定が一部外れるケースもみられること（付図 4.2.5-9 中 2006 年、2023 年など）があり、より精度の高い予報が求められる。



付図 4.2.5-8 梅雨入り日と平均気温の関係
（赤印は 2026 年度のプロット、実線は判別直線）

出典：水産研究・教育機構（2026）[83)]

83）水産研究・教育機構（2026）：海域特性に応じた赤潮・貧酸素水塊、栄養塩類対策推進事業, pp.200-238.



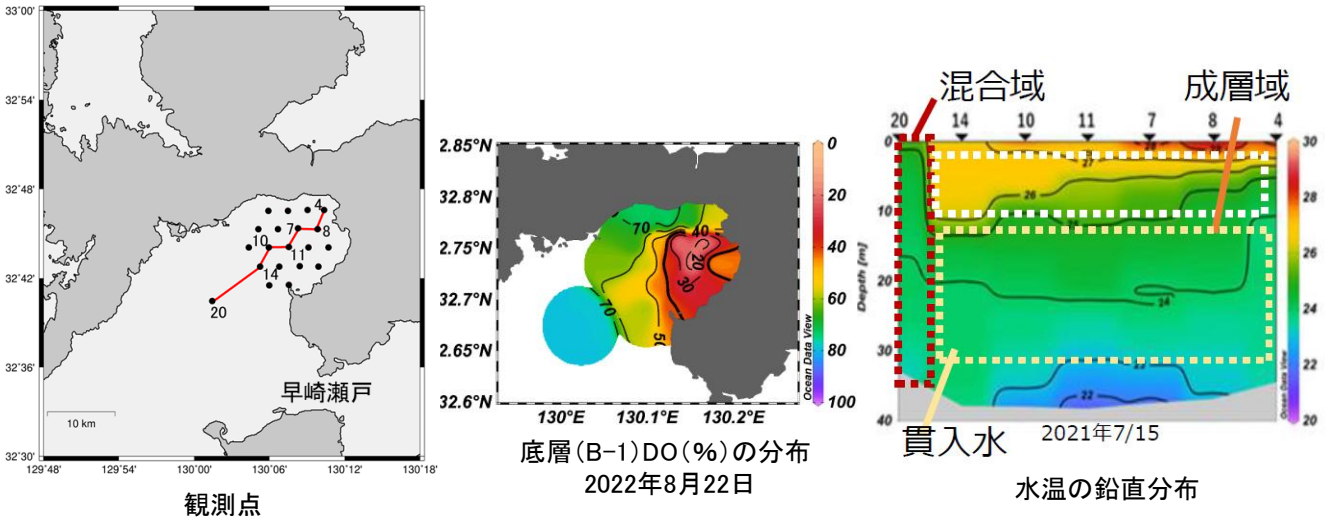
注） 判別得点は付図 4.2.5-10 でプロットされた各点と判別直線までの距離を指す。

付図 4.2.5-9 判別得点と赤潮発生日の関係
（青線は回帰直線、赤破線は 2026 年度の推定結果）

出典：水産研究・教育機構（2026）[83]

橘湾では、2018 年以降毎年貧酸素水塊が発生しており、降雨や表層水温の上昇後に第 2 躍層が形成され、その下層で貧酸素化が進行すると考えられた。また、第 2 躍層形成までに、降雨後数日のタイムラグがあることなどから、有明海からの出水が早崎瀬戸で混合・低塩分化され、橘湾中層へ貫入したものと考えられた。

また、水温の低下や台風接近により垂直混合が発生し、貧酸素解消に進むと考えられた[84]（付図 4.2.5-10）。



付図 4.2.5-10 橘湾における貧酸素水塊の発達・消滅機構

出典：環境省 （2024） [84]

84）環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 15 回水産資源再生方策検討作業小委員会、海域環境再生方策検討作業小委員会資料 2-7」

② まとめ

八代海の有害赤潮については、観測データや気象・水質情報の蓄積と解析により、2～4 月の平均気温と梅雨入り時期を用いた判別分析が開発され、発生する 1～3 か月前の予察が可能となったほか、発生日の推定も比較的高い確率で可能となっている。

橘湾の貧酸素水塊については、2018 年以降毎年発生しており、降雨や表層水温の上昇後に第 2 躍層が形成され、その下層で貧酸素化が進行すると考えられた。また、有明海からの出水が早崎瀬戸で混合・低塩分化され、橘湾中層へ貫入したものと考えられた。

(2) 気候変動による影響

ア) 気候変動の影響が想定される要素

有明海・八代海における生物の生息環境の確保に関し、気候変動の影響が想定される要素について、既往文献(環境省「気候変動影響評価報告書」)[85]をもとに整理した。生物の生息環境の確保にあたっては、気候変動による影響も密接に関係していることを踏まえて、気候変動により想定される影響の概略図「水環境・水資源分野」「自然生態系分野」「農業・林業・水産分野(水産業)」(以下「概略図」という。)をもとに、有明海、八代海において確認された事象(将来予測も含む)を赤枠で抽出した(付図 4.2.5-11)。

また、気候変動影響の整理にあたっては、「確信度」[注)]の評価も重要であることを踏まえ、上記で取り上げた① 沿岸域及び閉鎖性海域(水環境・水資源分野)、② 海洋生態系(自然生態系分野)、③ 沿岸域・内水面漁場環境等(農業・林業・水産分野(水産業))の確信度について以下に記載する。

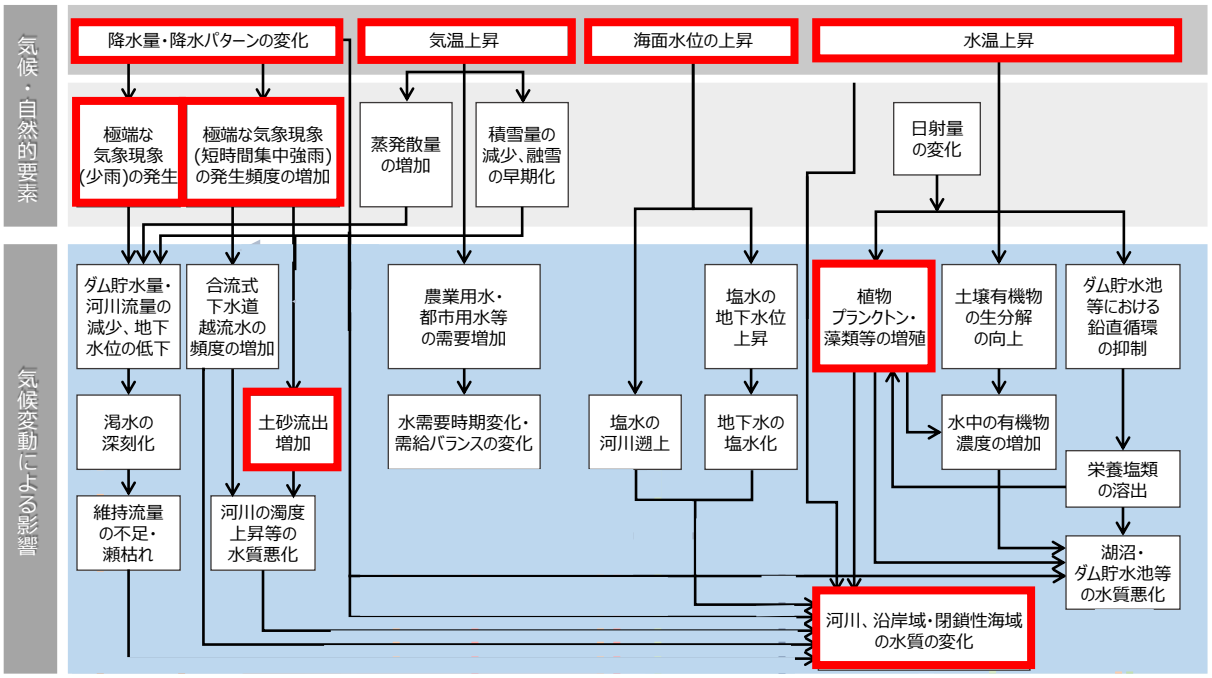
注) IPCC 第 5 次評価報告書と同様に、「証拠の種類、量、質、整合性」及び「見解の一致度」の2つの観点を用いて、IPCC の確信度の「高い」以上に相当するものを「高い」、IPCC の確信度の「中程度」に相当するものを「中程度」、IPCC の確信度の「低い」以下に相当するものを「低い」の3段階で示した。

① 沿岸域及び閉鎖性海域(水環境・水資源分野)

気候変動による影響の要因としては、主に気温上昇に伴う沿岸域及び閉鎖性海域における水温の変化及び水温上昇の変化に伴う水質の変化が想定されている。

確信度としては、気温上昇や降水の時空間分布の変化についての近未来の予測はなされているが、それが水質等に及ぼす影響について、限定的ではあるものの、定量的な予測を行った研究事例が報告されており、「中程度」とされている。

水環境・水資源分野



付図 4.2.5-11(1) 気候変動により想定される影響の概略図

出典:環境省(2020)[85]をもとに一部改変(同図に掲載されている「気候・自然的要素」及び「気候変動による影響」を抜粋して表示)

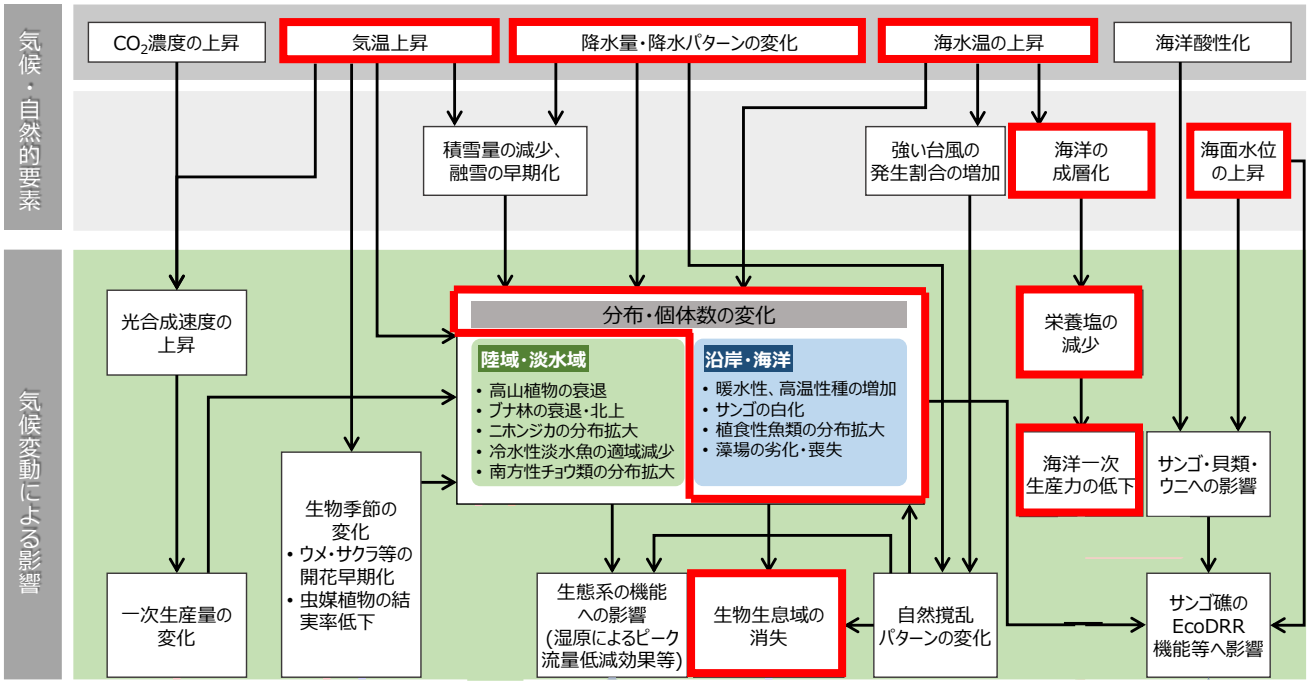
85)環境省(2020)「気候変動影響評価報告書(詳細)」

② 海洋生態系（自然生態系分野）

気候変動による影響の要因としては、海洋生態系におけるプランクトン等の分布の変化、生物季節の変化、種構成や現存量等の生態系構造の変化等が想定されている。

確信度としては、親潮域及び混合域におけるクロロフィル及び一次生産力の減少傾向、日本周辺海域の亜表層域における溶存酸素濃度の低下傾向については、複数の知見が得られており、一定程度の確信度があると判断できるが、これらの変化による魚類等のより高次の生態系構成種への影響については、現時点では報告・予測が限られる。将来予測については、モデル予測の結果は未だ定性的にもばらつきがある段階であり、全球での予測については中程度の確信度があるものの、日本周辺海域や生物種・生物群に限ると将来の傾向を予測判断できる状態ではなく、「低い」とされている。

自然生態系分野



付図 4.2.5-11(2) 気候変動により想定される影響の概略図

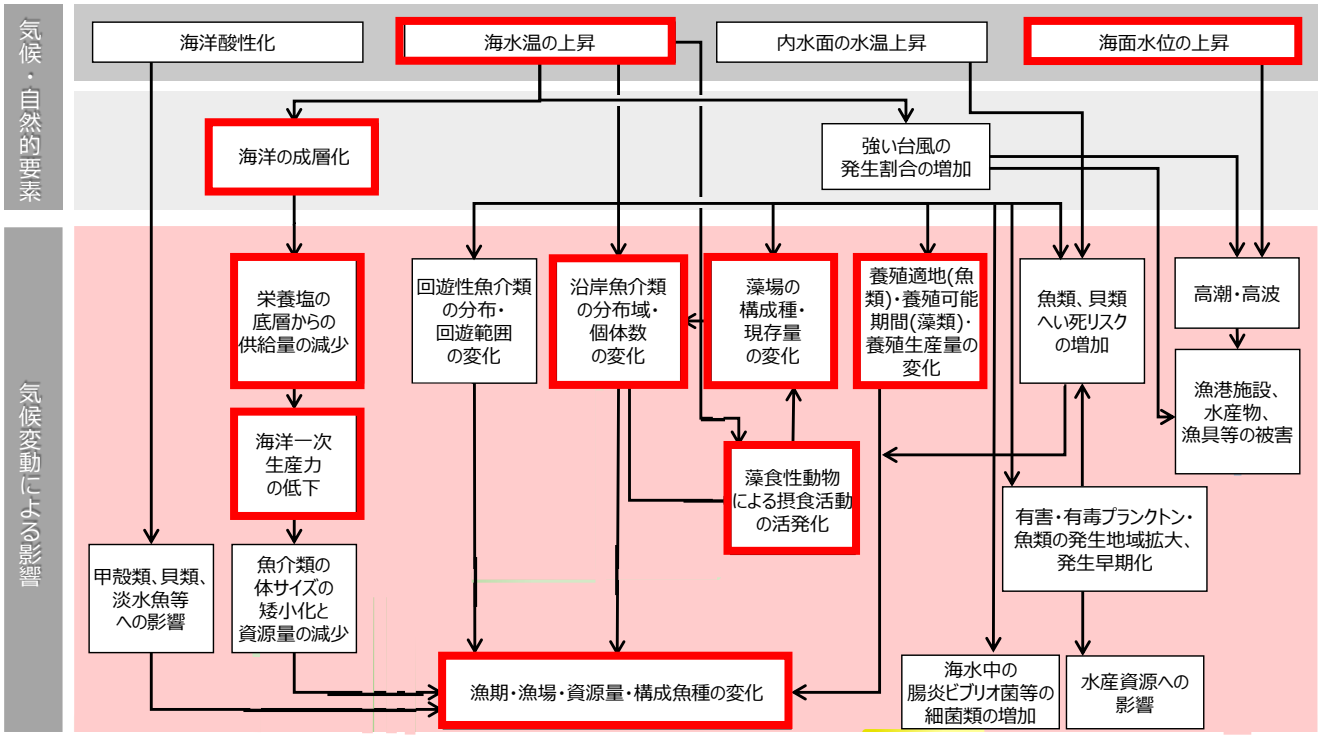
出典：環境省（2020）[85]をもとに一部改変（同図に掲載されている「気候・自然的要素」及び「気候変動による影響」を抜粋して表示）

③ 沿岸域・内水面漁場環境等（農業・林業・水産分野（水産業））

気候変動による影響の要因としては、主に水温上昇に伴う回遊性魚介類以外の魚介類の分布域及び生産量の変化や、それに伴う各地域での漁獲量や構成種の変化、漁場として重要となる藻場への影響やそれが漁業生産に与える影響、有害な藻類等の発生への影響が想定されている。

確信度としては、長期的な高水温による水産業への影響が様々な現象として認められ、将来影響に関する研究・報告例も多く、気候シナリオを用いた定量的な知見が増加しており、「中程度」とされている。また、 IPCC による報告書でも藻場や昆布は 2 ℃を超える温暖化で高いリスクがあることが示されている。

農業・林業・水産業分野（水産業）



付図 4.2.5-11(3) 気候変動により想定される影響の概略図

出典：環境省（2020）[85]をもとに一部改変（同図に掲載されている「気候・自然的要素」及び「気候変動による影響」を抜粋して表示）

イ）有明海、八代海で確認されている影響

① 降水量・降水パターンの変化による二枚貝類への影響

2020 年及び 2021 年には、タイラギ、アサリ、サルボウが複数海域で大量死している。これは 2020 年と 2021 年の豪雨により、低塩分化や貧酸素水塊が大規模な範囲で長期間発生したためと推定されている[86]（付表 4.2.5-2）。

付表 4.2.5-2 令和 3 年中間取りまとめ以降の
有用二枚貝類と大量死・環境特異項目との関係

年	イベント	タイラギ	アサリ	サルボウ
2018年（平成30年）	豪雨（A6）、高水温（A1）	○	×	○
2019年（令和元年）	豪雨、貧酸素弱、台風による土砂堆積（A1佐賀県）	△（埋没）	○	○
2020年（令和２年）	豪雨（全海域）、貧酸素（A1，A3）	×	×	×
2021年（令和３年）	豪雨、貧酸素（A1，A2，A3）	×	×	×
2022年（令和４年）	豪雨、貧酸素弱（A6除く）	○	△（貧酸素）	○
2023年（令和５年）	貧酸素大（A1，A2，A3）	△（稚貝）	○	△

×：複数海域で大量死、△：特定海域で大量死、○：大量死なし

出典：環境省（2024）[86]

② 気候変動と赤潮発生の長期変動との関連

魚を死滅させるラフィド藻類 *Chattonella* 属には、休眠期のシスト[注]段階がある。*Chattonella* シストの個体数と分布を調査し、栄養細胞の個体群動態との関係を明らかにするため、2002 年～2017 年にかけて八代海で現地観察を実施し、環境条件を含むデータを回帰分析した結果、シスト量と底層水温が高い場合、毎年の栄養細胞の最初の検出日（FDD）が早くなる傾向があることが示された。しかし、平均シスト量とブルームのタイミング（FDD からブルームの発生日までの期間）、翌年のブルームの期間及び栄養細胞の最大密度の間には有意な相関は見られなかった。一方、ブルームのタイミングと期間は、FDD 後の 1 か月間の気象要因（例：日射量）と有意に相関していた。この結果は、前年夏のブルームの規模を反映するシストの個体数が、その年の栄養細胞の出現時期に影響を与えるものの、ブルームの発生はシストの個体数ではなく、環境条件を通じた栄養細胞の成長ダイナミクスによって制御される可能性が高いことを示唆している。2002 年～2017 年にかけて、*Chattonella* のシストと栄養細胞が 3 回明確にピークを迎えたが、これはエルニーニョ直後の時期と一致する。大規模な大気変動と地球規模の気象変化は、地域の気象条件と *Chattonella* のライフサイクルを通じて、八代海における *Chattonella* の長期的な個体群動態に影響を与えている可能性がある[87]。

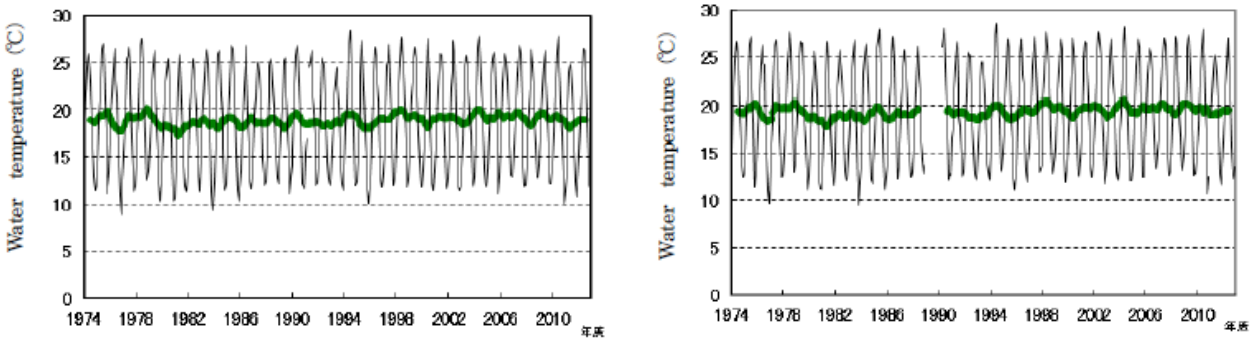
86）環境省（2024）「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 13 回水産資源再生方策検討作業小委員会資料 2-1」

87）Goh Onitsuka, Mineo Yamaguchi, Setsuko Sakamoto, Tomoyuki Shikata, Natsuko Nakayama, Saho Kitatsuji, Shigeru Itakura, Kiyonari Sakurada, Hidenori Ando, Naoaki Yoshimura, Hirohiko Mukai, Hirokazu Yamashita (2020) Interannual variations in abundance and distribution of Chattonella cysts, and the relationship to population dynamics of vegetative

注）動物、植物、菌類いずれであれ、生活史の一部で、一時的に小さな細胞体や幼生が厚い膜を被って休眠状態に入ったような状態を指す

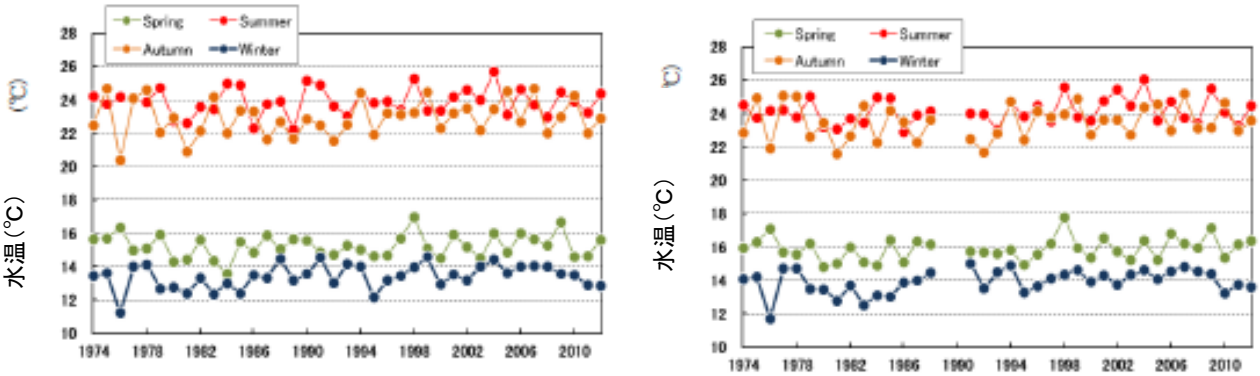
③ 気候変動と赤潮の大量発生機構との関連

熊本県における有明海及び八代海の 1974 年から 2013 年までの水温の長期変動は、12 区間移動平均では上昇傾向にあった[88]（付図 4.2.5-12）。季節別の変化をみると、両海域ともに冬期の上昇が大きく、全ての季節で上昇が確認された[88]（付図 4.2.5-13）。秋期～冬期における海水温の上昇は、同県の主要水産業であるノリ養殖業に大きな影響を与えると予想される。近年は珪藻プランクトンの増殖に伴う栄養塩類の減少と関係があるとされるノリの色落ち被害が確認されており、冬期の水温上昇と大型珪藻プランクトンの大量発生機構の関与が指摘されている[89]。熊本県においても 2018 年度以降、ノリ養殖漁期における *Eucampia zodiacus* による珪藻赤潮の報告がある。



付図 4.2.5-12 有明海（左）・八代海（右）における水温の長期変動（5m 層）
（黒線：観測値　緑線：12 区間移動平均）

出典：多治見誠亮、吉村直晃、増田雄二、川崎信司（2019）[88]



付図 4.2.5-13 有明海（左）・八代海（右）における水温の季節別変動（5m 層）

出典：多治見誠亮、吉村直晃、増田雄二、川崎信司（2019）[88]

cells in the Yatsushiro Sea, Japan, Harmful Algae, Volume 96, 2020,101833, ISSN 1568-9883, https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101833.

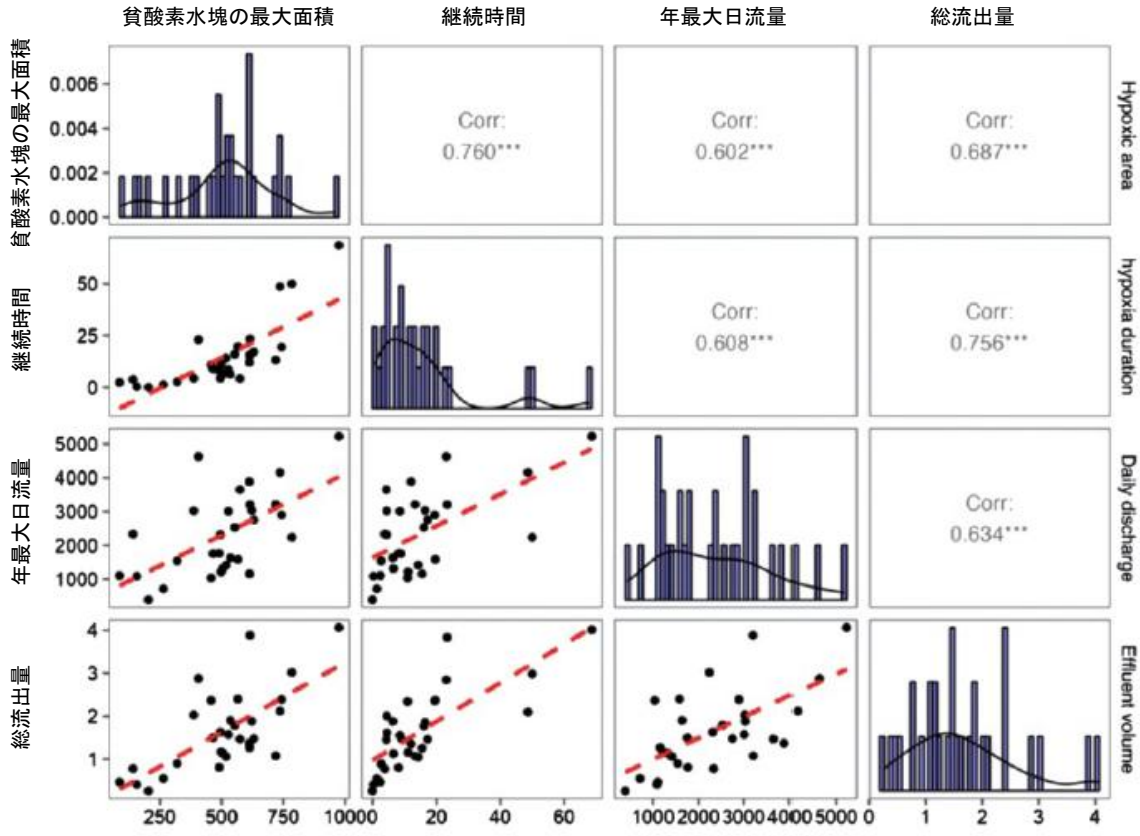
88）多治見誠亮、吉村直晃、増田雄二、川崎信司（2019）：熊本県有明海・八代海における水質環境の長期変動について，熊本県水産研究センター研究報告 No.11Page.10-21

89）西川哲也（2011）：養殖ノリ色落ち原因珪藻 Eucamapia zodiacus の大量発生機構に関する生理生態学的研究．兵庫農技総セ研報（水産）.42 ,1-82

④ 有明海の貧酸素水塊発生への影響

近年の気候変動によると推測される豪雨に伴う大規模出水は、大量の淡水の湾内流入に起因する密度成層の強化や長期化により、貧酸素水塊の時空間的な大規模化をもたらすとされている。このため、有明海における貧酸素水塊発生への気候変動の影響評価について、貧酸素規模と河川の出水イベントにおける総流出量との関係について解析した。この結果、有明海内の貧酸素水塊（DO<3mg/L）の最大面積、継続時間は、筑後川の出水イベントの総流出量と相関が強い[90]（付図 4.2.5-14）。

また、貧酸素レベルごとの貧酸素水塊の最大面積についてのシミュレーション解析結果によると、1982 年以降、その面積は拡大傾向にあり、気候変動の影響が降雨に現れはじめ、出水傾向の変化による貧酸素規模への影響が顕在化したと解釈できる[91]（付図 4.2.5-15）。



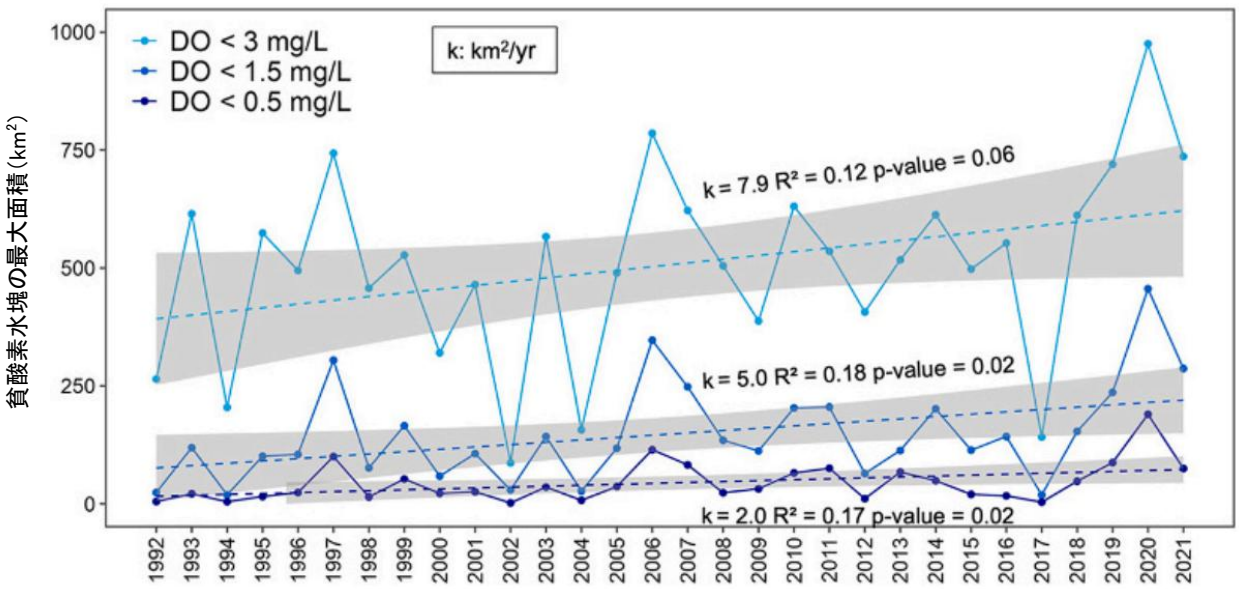
注）縦棒のグラフはそれぞれ貧酸素水塊の最大面積（km^2）、継続時間（日）、年最大日流量（m^3/s）、総流出量（km^3）を示し、回帰直線のグラフは各項目間の相関関係を示している。

付図 4.2.5-14 有明海の貧酸素水塊の最大面積、継続時間、筑後川の年最大日流量、1 イベントの総流出量の関係

出典：矢野真一郎,LinHAO,丸谷靖幸（2024）[90]

90）矢野真一郎,Lin HAO,丸谷靖幸（2024）：有明海における貧酸素水塊発生への気候変動影響評価,沿岸海洋研究 第 62 巻, 第 1 号, 59－62,

91）Lin Hao a, Ai Sanada a, Baixin Chi b, Bing Xiong c, Yasuyuki Maruya a, Shinichiro Yano（2024）：Long-term developments in seasonal hypoxia and response to climate change: A three-decade modeling study in the Ariake Sea, Japan,Science of the Total Environment. 929, 172471.



注)k は傾き。破線は信頼区間 0.95 の線形回帰線を表す。

付図 4.2.5-15 有明海の貧酸素レベルごとの貧酸素水塊の最大面積のトレンド

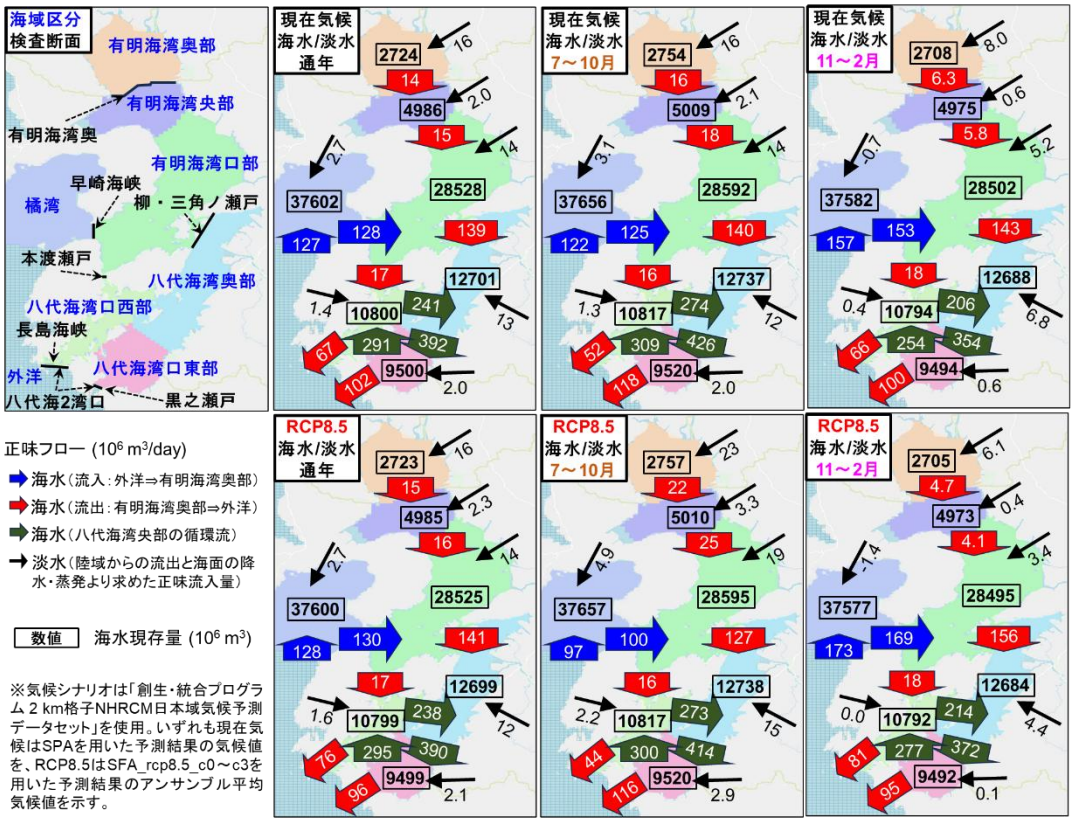
出典:Lin Hao et al(2024)[91)]

ウ）有明海、八代海で将来想定される影響

① 有明海・八代海の海水交換への影響

有明海・八代海とその集水域を対象として開発した陸域淡水流出－海域流動モデルを用いて、RCP シナリオにもとづく気候変動影響予測シミュレーションを行った。外洋との海水交換を含む有明海・八代海全体の主要な海水フローは、外洋から橘湾を経て早崎海峡から有明海に流入し、有明海湾奥部・湾央部からの南下流と合流して八代海湾奥部に入り、八代海の内部で循環した後、2 つの湾口から外洋に流出する時計回りの流れを示し、早崎海峡における橘湾から有明海への正味流入フローは、夏に弱まり、冬に強まるといった降水の変動に対応した季節性が確認された[92)、93)、94)]（付図 4.2.5-16）。

陸域・海面からの淡水流入量は、有明海湾奥部では筑後川、八代海湾奥部では球磨川の河川流量が支配的であった。陸域・海面からの淡水流入量における現在気候から RCP8.5 への変化の傾向は、有明海湾奥部と八代海湾奥部で共通しており、豪雨頻発化を主要因とする 7～9 月の淡水流入量の増加、降水量の減少と蒸発量の増加による 11～2 月の淡水流入量の減少が確認された[92)、93)、94)]（付図 4.2.5-17）。海水フローへの気候変動の影響はその淡水流入量の変化が支配的となり、夏の豪雨頻発化が外洋への流出強化（＝正味流入フローの減少）に、冬の降水量の減少と蒸発量の増加が外洋からの流入促進（＝正味流入フローの増加）に繋がると予測された[92)]（付図 4.2.5-16）。



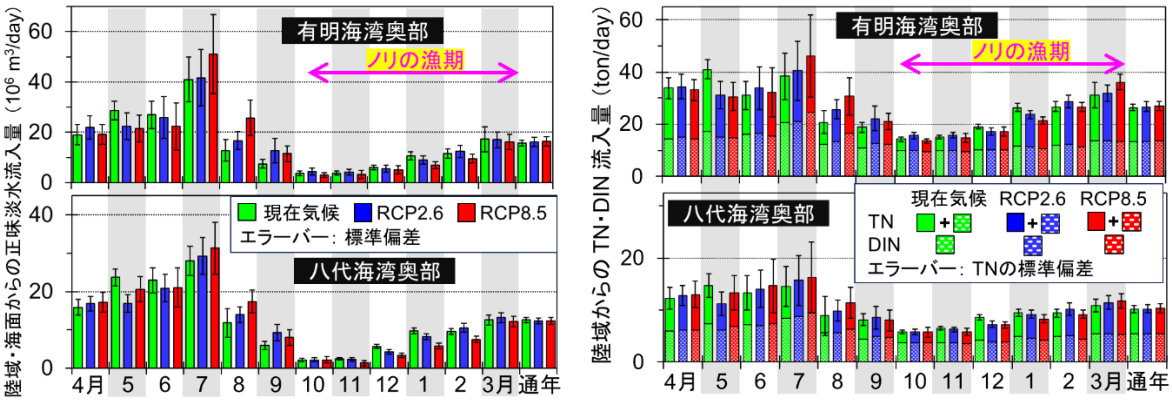
付図 4.2.5-16 現在気候と RCP8.5 における有明海・八代海の正味海水・淡水フロー

出典：東博紀ら（2026）[94)]を編集

92）赤星怜，東博紀（2025）：有明海・八代海の海水交換を対象とした RCP シナリオに基づく気候変動影響予測．土木学会論文集，81(17)，ID: 25-17100.

93）東博紀，赤星怜（2025）：気候変動が有明海・八代海の窒素循環に及ぼす影響．土木学会論文集，81(17)，ID: 25-17258.

94）東博紀，赤星怜（2026）：気候変動が有明海と八代海の窒素動態に及ぼす影響の差異．土木学会論文集，82(17).



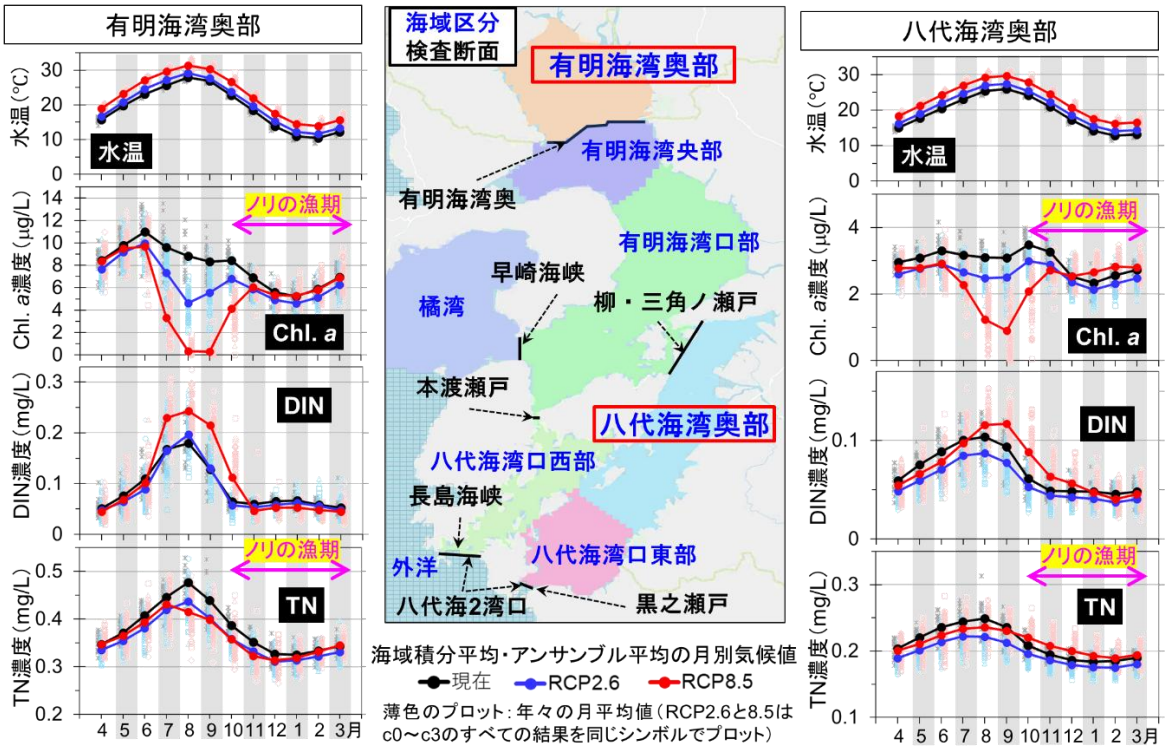
※気候シナリオは「創生・統合プログラム2km格子NHRCM日本域気候予測データセット」を使用。いずれも現在気候はSPAの予測結果の気候値を、RCP2.6はSFA_rcp2.6_c0～c3の予測結果のアンサンブル平均気候値を、RCP8.5はSFA_rcp8.5_c0～c3の予測結果のアンサンブル平均気候値を示す。正味淡水流入量は陸域からの流出と海面の降水・蒸発より算定。

付図 4.2.5-17 陸域から有明海湾奥部と八代海湾奥部への淡水・TN・DIN 流入量

出典：東博紀ら（2026）[94]を編集

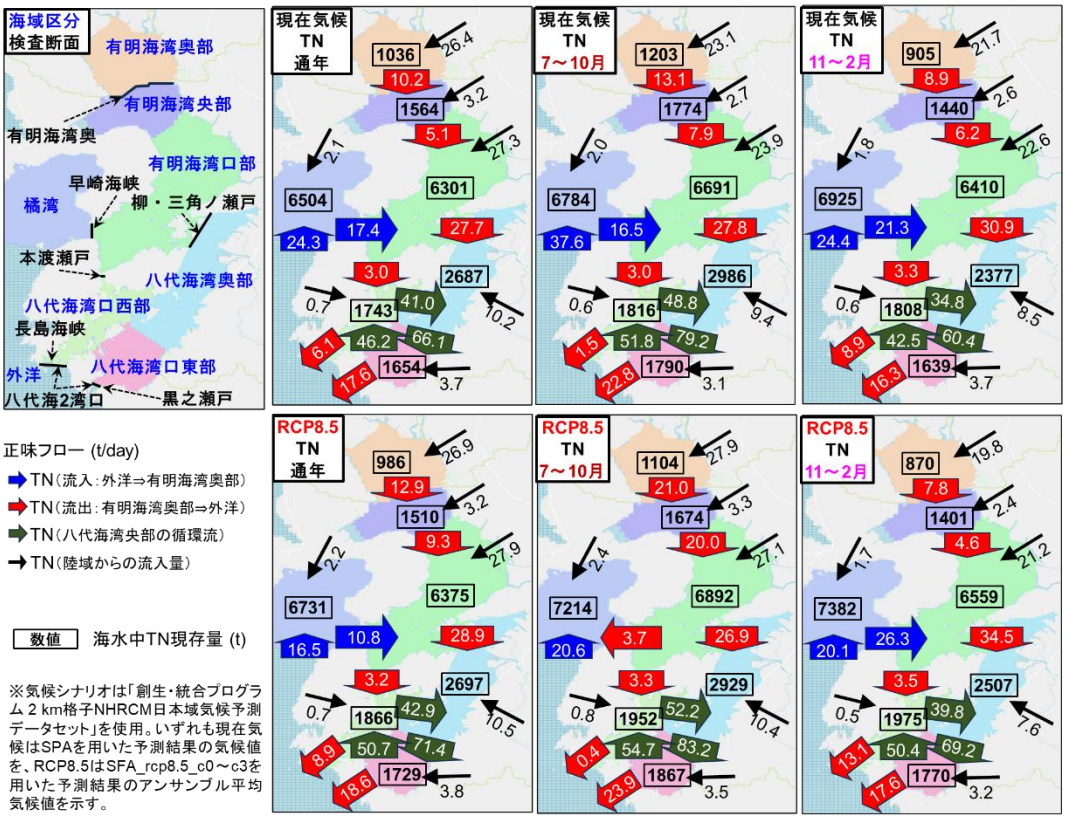
② 有明海・八代海の窒素循環への影響

有明海・八代海の陸域流出－海域流動・水質・底質シミュレーションモデルを用いて、窒素循環に気候変動が及ぼす影響を予測した（付図 4.2.5-19）。その結果、ノリ漁期の 11～2 月の有明海湾奥部における DIN 濃度は、現在気候に比べて、RCP2.6 では 1 割、RCP8.5 では 2 割減少することが示された [94]（付図 4.2.5-18）。一方、八代海湾奥部の DIN 濃度は，RCP2.6 では有明海湾奥部と同じ 1 割の減少だったが、RCP8.5 では減少傾向が見られず、現在気候と同程度に維持されると予測された [94]（付図 4.2.5-18）。



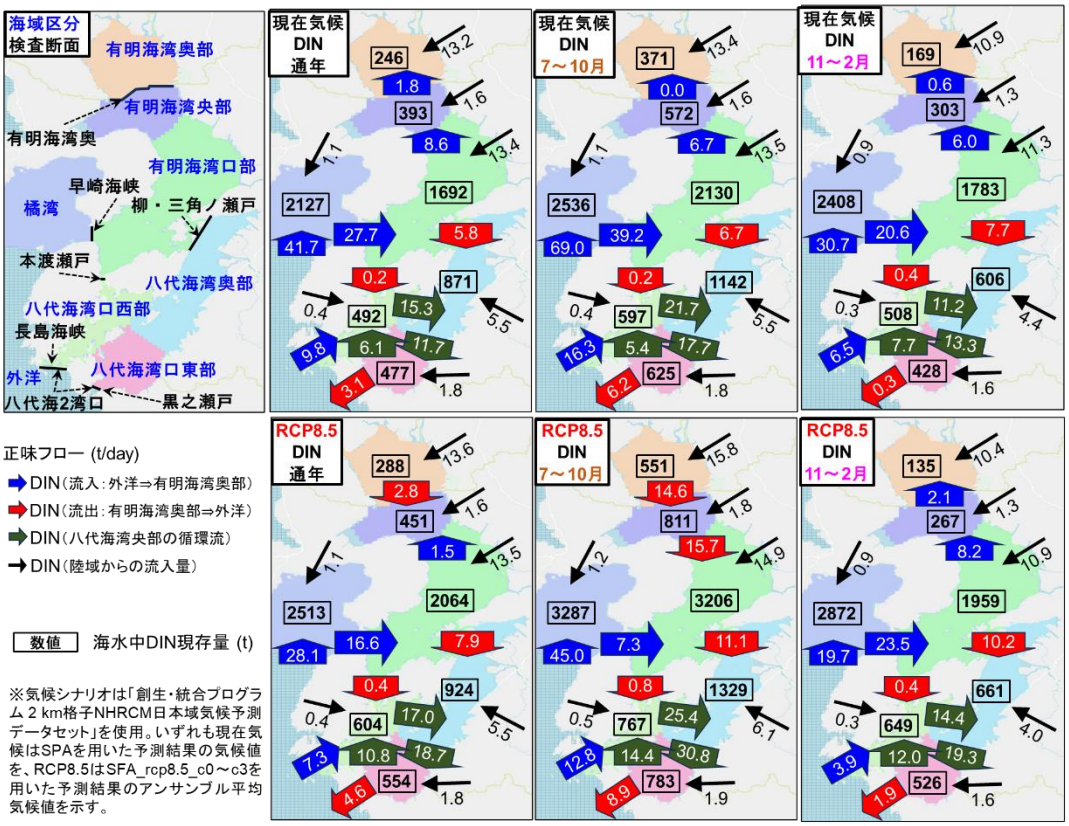
付図 4.2.5-18 現在気候と将来気候における有明海湾奥部と八代海湾奥部の水温、Chl. *a* 濃度、DIN 濃度、TN 濃度の比較

出典：東博紀ら（2026）[94]を編集



付図 4.2.5-19(1) 現在気候と RCP8.5 における有明海・八代海の正味 TN フロー

出典：東博紀ら(2026)[94]を編集



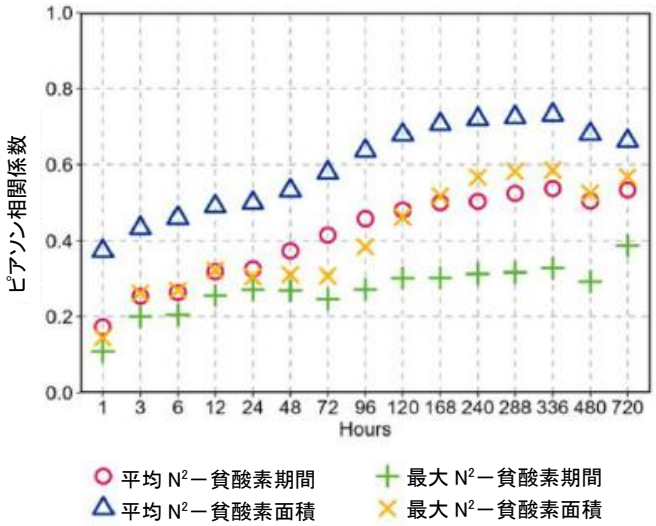
付図 4.2.5-19(2) 現在気候と RCP8.5 における有明海・八代海の正味 DIN フロー

出典：東博紀ら(2026)[94]を編集

③ 有明海の成層化と貧酸素水塊の発生規模・時間への影響

気候変動によると推測される大規模降雨により、有明海では成層化が進行し、鉛直混合と酸素供給を抑制し、結果的に貧酸素状態の頻度と深刻度を増大させていることから、1992 年～2021 年の 30 年間のデータをもとに、水質シミュレーションにより、ピーク流量を示した出水後 720 時間における成層強度（N^2：14 日間の平均値、局所的な最大値）と貧酸素（DO<3mg/L）指標（面積・期間）を計算し、その関係性についてピアソン相関[注)]を用いて解析した[95)]。

この結果、平均成層強度は貧酸素面積と強い相関関係を示し、この傾向は出水後 240～336 時間でピーク（約 0.75）に達していることから、長期にわたる成層化が貧酸素の空間的拡大に影響していることが示唆された（付図 4.2.5-20）。一方で、最大成層強度と貧酸素面積との相関は比較的低い値（0.6 未満）であり、最大成層強度は貧酸素状態を適切に反映していない可能性がある。また、貧酸素期間は、平均・最大成層強度とも、面積よりも相関係数が低い（0.6 未満）ことから、貧酸素面積の方が成層強度に敏感であり、成層が強くなるほど貧酸素領域が拡大することが示唆された[95)]。



注）ピアソンの相関係数（Pearson correlation coefficient）は、2 つの変数間の線形的な関係性の強さと方向を測定する統計指標で、-1 から 1 の範囲の値を取る。
+1: 完全な正の相関（片方が増加するともう片方も増加）
0: 相関なし（線形関係がない）
-1: 完全な負の相関（片方が増加するともう片方が減少）

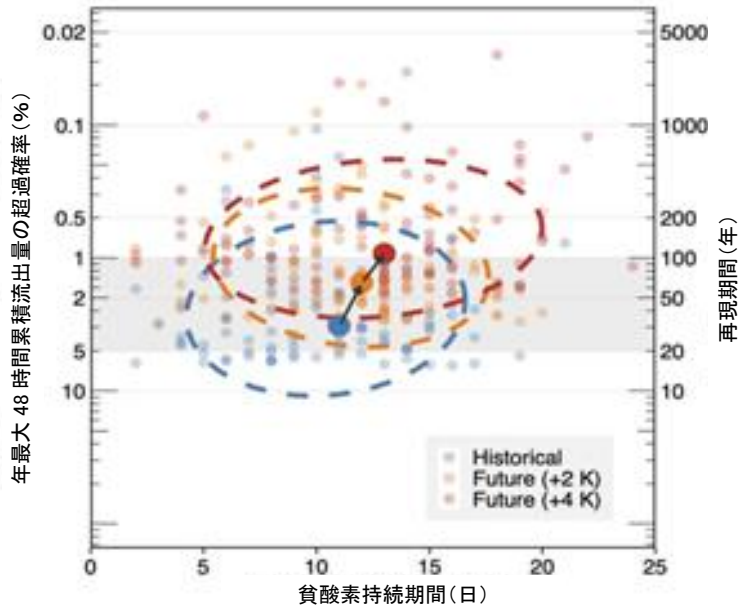
付図 4.2.5-20 出水後の期間（1～720 時間）における成層強度（N^2：平均と最大）と貧酸素指標（面積・期間）のピアソン相関

出典：L.HAO, Z.SUN, A.SANADA, Y.MARUYA and S.YANO (2025)[95)]

さらに、気象庁の気候予測データセットを利用し、現在気候及び気候変動が進行し平均気温が 2℃または 4℃上昇した将来気候下における河川流量予測結果を入力したシミュレーションにより、貧酸素規模の変化を予測したところ、有明海湾奥部における貧酸素の持続期間は気候変動の進行により拡大することが示された[96)]（付図 4.2.5-21）。

95）Lin HAO, Zhaolin SUN, Ai SANADA, Yasuyuki MARUYA and Shinichiro YANO (2025)：ASSESSING THE IMPACT OF SUMMER FLOODINDUCED STRATIFICATION ON HYPOXIA IN THE ARIAKE SEA USING BUOYANCY FREQUENCY AS AN EVALUATIVE INDICATOR , J.JSCE,Vol.81(17).

96）Lin Hao, Zhaolin Sun, Ai Sanada, Yufeng Cui, Mei Takeda, Yasuyuki Maruya, Satoshi Watanabe, Masayasu IRIE, and Shinichiro Yano: Climate warming amplifies coastal hypoxia response to extreme river discharge, Communications Earth & Environment (投稿中).



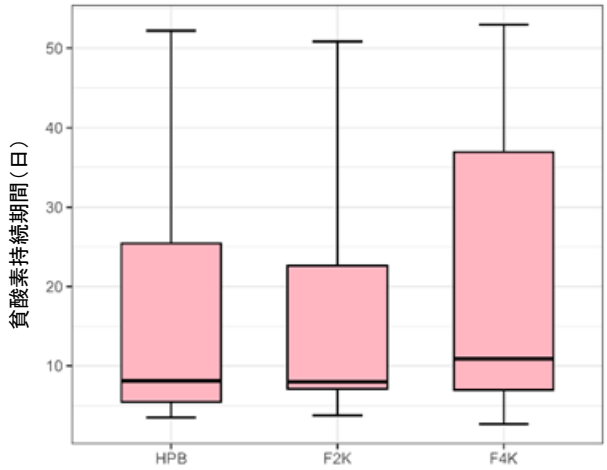
注）破線による楕円は 70%信頼領域、中央値を同色の点で示す。矢印は温暖化に伴う貧酸素持続期間のシフト。陰影部分は 20～100 年の再現期間範囲を示す。

付図 4.2.5-21 各気候シナリオにおける上位流出イベント（n=100）に対する貧酸素持続期間と年最大 48 時間累積流出量の超過確率との関係

出典：Lin HAO et al.（2026）[96]

④ 八代海の貧酸素水塊の発生規模・時間への影響

同様に、現在気候及び気候変動が進行し平均気温が 2℃または 4℃上昇した将来気候下における八代海奥部の貧酸素規模の変化を予測した結果によると、貧酸素の持続期間への影響は限定的であったが、気候変動の進行により長期化する傾向が示された[97]（付図 4.2.5-22）。



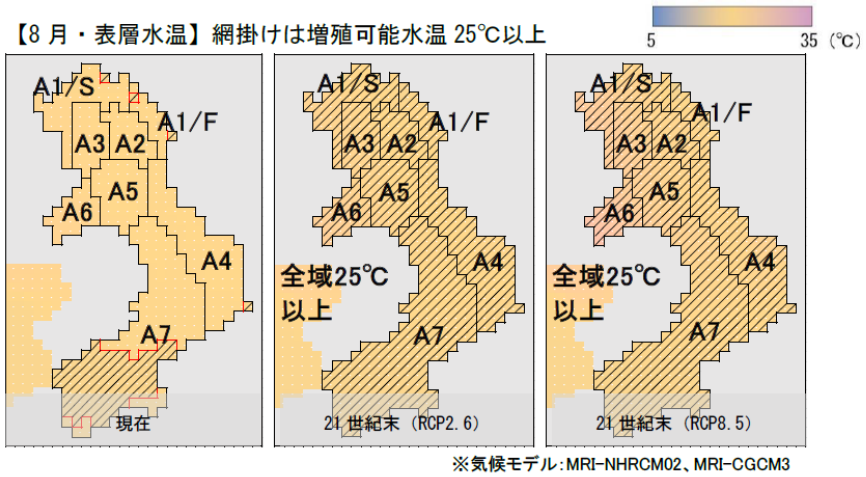
付図 4.2.5-22 現在気候（HPB）、将来気候 2 度上昇（F2K）、4 度上昇（F4K）の条件下での八代海奥部における貧酸素持続期間の評価結果

出典：Yufeng CUI et al.（2026）[97]

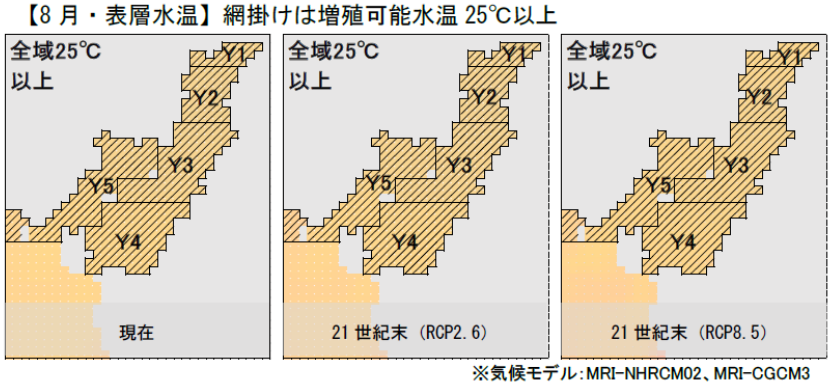
97）Yufeng CUI, Lin HAO, Zhaolin SUN, Yasuyuki MARUYA, Satoshi WATANABE, Masayasu IRIE, Shinichiro YANO(2026): Assessing Climate Change Impacts on Hypoxia in the Yatsushiro Sea Using the Large-Ensemble Climate Dataset d4PDF, *J. of JSCE* (採択).

⑤ 気候変動による赤潮発生の将来予測

気候変動による有明海・八代海における *Chattonella* 赤潮の将来予測結果によると、21 世紀末(RCP2.6)では、有明海では 8 月に、八代海では 7 月～9 月にほとんどの区域で水温 25℃を上回るため、*Chattonella* 赤潮が増殖しやすい水温となり、発生頻度が高くなる可能性が示唆された [48)](付図 4.2.5-23)。また、*Chattonella* 赤潮の増殖速度は有明海の一部海域では 7 月、八代海の多くの海域では 6 月に増殖速度が 1 を超える一方、珪藻類(*Skeletonema*)の増殖速度は遅くなり、*Chattonella* 赤潮が発生しやすくなる可能性が示唆された [48)](付表 4.2.5-3)。



有明海における表層水温の変化



八代海における表層水温の変化

付図 4.2.5-23 有明海・八代海における表層水温の変化

出典:地域適応コンソーシアム事業報告(2021) [48)]

付表 4.2.5-3 有明海・八代海の各海域における増殖速度

Chattonella の増殖速度（RCP2.6）

月	現在											
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5
6月	0.7	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
7月	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	1.1	1.1	1.1
8月	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1
9月	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1

月	21世紀末											
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5
6月	0.8	0.9	0.9	0.9	0.9	1.0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0
7月	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1
8月	1.0	1.1	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.0	1.1	1.1	1.0	1.0
9月	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1

※気候モデル：MRI-NHRCM02、MRI-CGCM3

Skeletonema の増殖速度（RCP2.6）

月	現在											
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5
6月	2.6	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.7	2.8	2.8
7月	2.5	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6	2.5	2.4	2.4	2.3	2.3
8月	2.4	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.4	2.1	2.1	2.1	1.9	1.9
9月	2.4	2.4	2.4	2.3	2.4	2.3	2.3	2.4	2.5	2.4	2.3	2.3

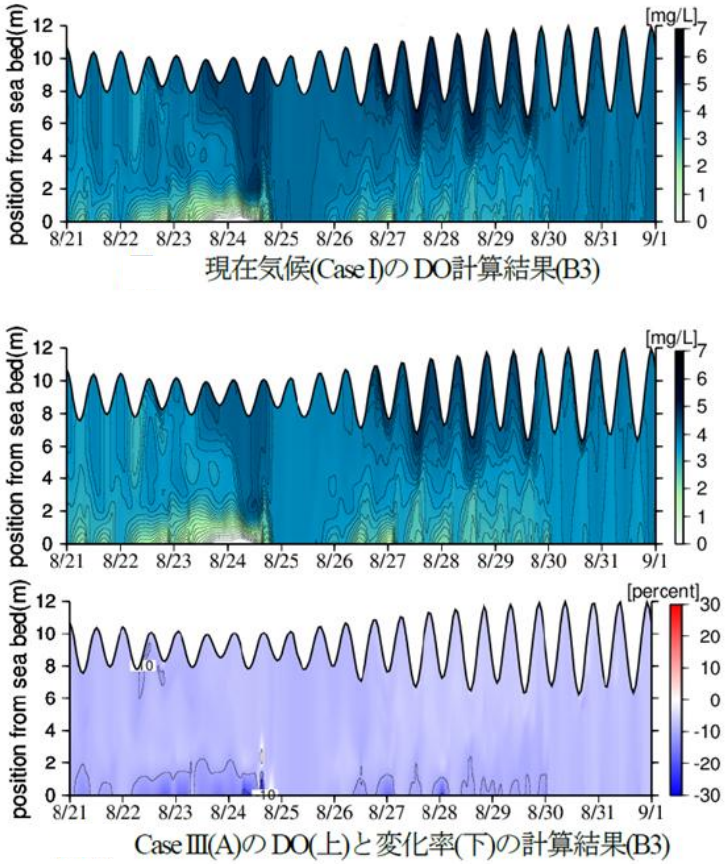
月	21世紀末											
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5
6月	2.6	2.6	2.5	2.6	2.6	2.5	2.6	2.5	2.6	2.6	2.6	2.6
7月	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.3	2.2	2.2	2.1	2.1
8月	2.2	2.1	2.1	2.1	2.0	1.9	2.1	1.8	1.9	1.8	1.6	1.6
9月	2.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.1	2.3	2.3	2.3	2.1	2.2

※気候モデル：MRI-NHRCM02、MRI-CGCM3

出典：地域適応コンソーシアム事業報告（2021）[48)]

⑥ 気候変動が底層溶存酸素濃度に与える影響

気候変動が底層溶存酸素濃度に与える影響を評価するため、有明海を対象として準 3 次元流動モデルと 3 次元低次生態系モデルにより疑似温暖化実験（シミュレーション）を行い、気候変動による溶存酸素濃度分布への影響評価を試みた[98]。その結果、温暖化により気温上昇が進んだ場合、底層の貧酸素水塊の発達が助長されることが示唆されている（付図 4.2.5-24）。ただし、本モデルでは底質の違いや巻き上げられた懸濁物による酸素消費は考慮されておらず、今後さらなる検討が必要と考えられる。



項目	Case Ⅰ（現在気候）	Case Ⅲ（A）（気温上昇が進んだ場合）
計算条件	諫早湾の B3 地点における 2015 年 8 月 21 日から 9 月 1 日までを対象に DO 濃度の数値シミュレーションを実施	
気温	同時期の気温データを使用	Case Ⅰの気温に一律 4℃を加えた
河川水温	同時期の河川水温データを使用	Case Ⅰで得られた気温と河川水温との相関式から、気温が 4℃上昇した場合の河川水温の上昇幅を求め、これを Case Ⅰの河川水温に加えた
外海水温	同時期の外海水温データを使用	上記で得られた河川水温の上昇幅の平均値を Case Ⅰの外海水温に加えた

付図 4.2.5-24 疑似温暖化実験による DO とその変化率の計算結果

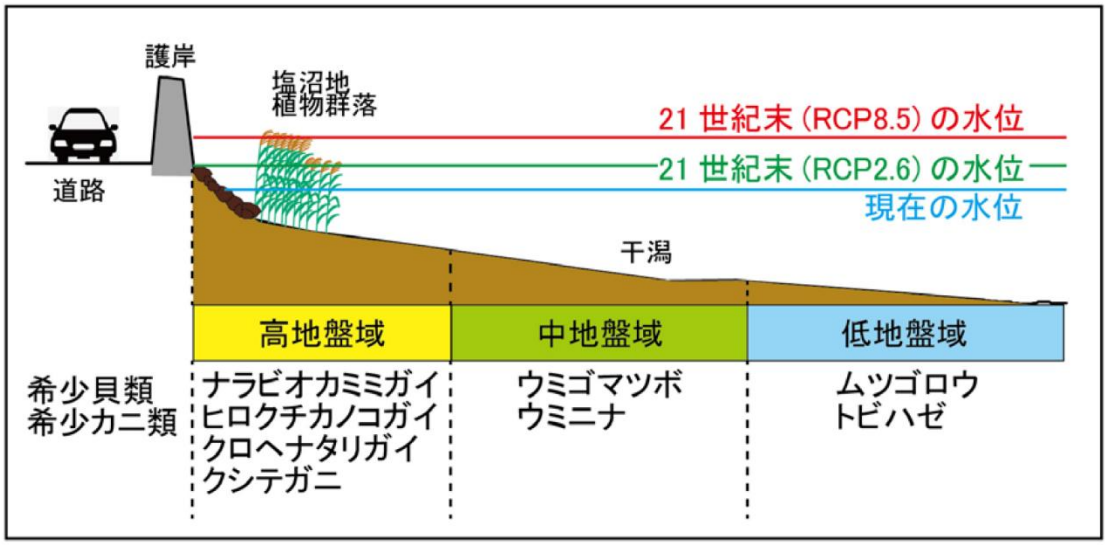
出典：田所ら（2019）[98]

98） 田所壮也，矢野真一郎（2019）：気候変動による温度や河川流量の変化が与える有明海の貧酸素水塊の消長への影響の評価，土木工学会論文集 B2（海岸工学），Vol.75, No. 2, pp. 1231-1236

⑦ 気候変動による海面上昇と底生生物群集との関連

八代海湾奥部のモデル地区を対象とした現在と21世紀末(RCP2.6、RCP8.5)の水位の予測結果によると、低地盤域に分布する貝類・カニ類は現在よりも高地盤域へ移動することができるが、護岸沿いの高地盤域に分布する貝類・カニ類は現在の分布域よりも高い場所が堤防等によって分断されるため、移動することができない[48)]（付図 4.2.5-25）。

また、水位上昇により冠水時間が長くなり、干潟域の底泥中の塩分が上昇するため、塩沼地植物群落が衰退する可能性がある[48)]。

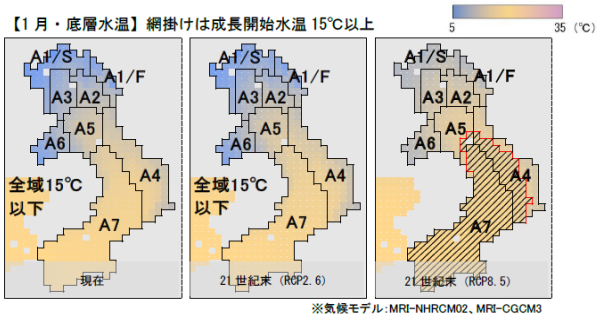


付図 4.2.5-25 八代海湾奥部における希少貝類・希少カニ類の分布と地盤高・水位(大潮満潮時)

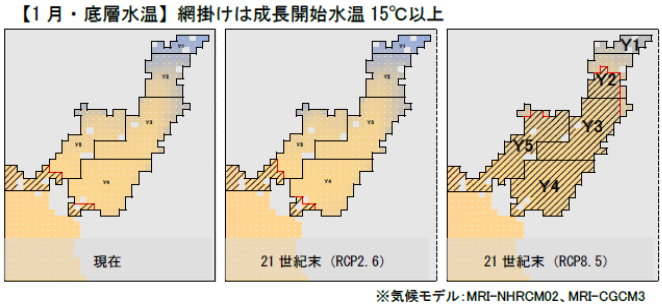
出典：地域適応コンソーシアム事業報告(2021)[48)]

⑧ 気候変動によるアサリ等の生息への影響の将来予測

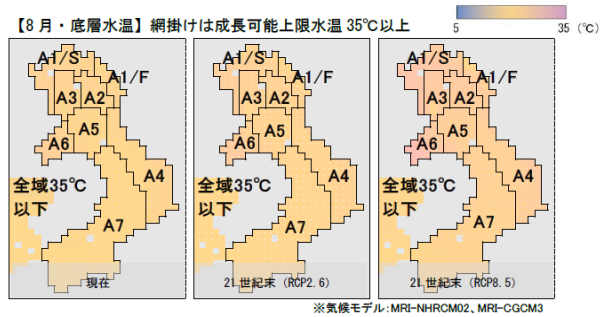
気候変動による有明海・八代海におけるアサリの生息の将来予測結果によると、21 世紀末(RCP2.6)では、有明海・八代海でアサリの生息は現在と大きな変化はないが、21 世紀末(RCP8.5)では、有明海・八代海の一部の海域で、1、2 月に 15℃を上回ることで、成長が速くなる可能性がある。8 月の水温は、有明海・八代海全域で生育可能な上限水温(35℃)に近くなることから、秋期の成熟時期の遅れや、高水温にさらされると代謝を抑え、活動を停止する「夏眠」に近い個体が発生する可能性がある[48](付図 4.2.5-26)。また、貧酸素水や低塩分水などにさらされた際、アサリは殻を閉じ外界の水を遮断して耐えるが、持ちこたえられる時間は温度が高いほど短くなるため、これらの影響をより強く受けると考えられる[32]。



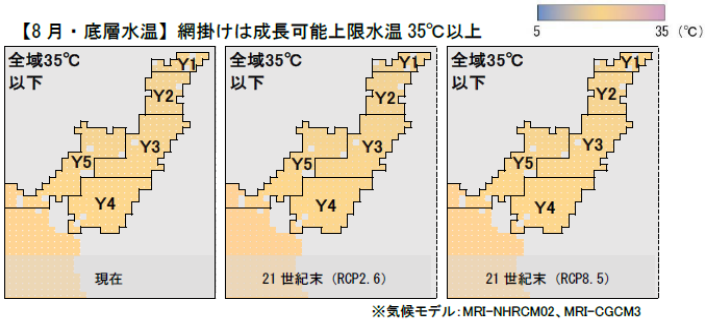
有明海における底層水温の変化(成長を開始する範囲)



八代海における底層水温の変化(成長を開始する範囲)



有明海における底層水温の変化(成長可能な範囲)



八代海における底層水温の変化(成長可能な範囲)

付図 4.2.5-26 有明海(左)・八代海(右)における底層水温の変化
(アサリの生息可能範囲)

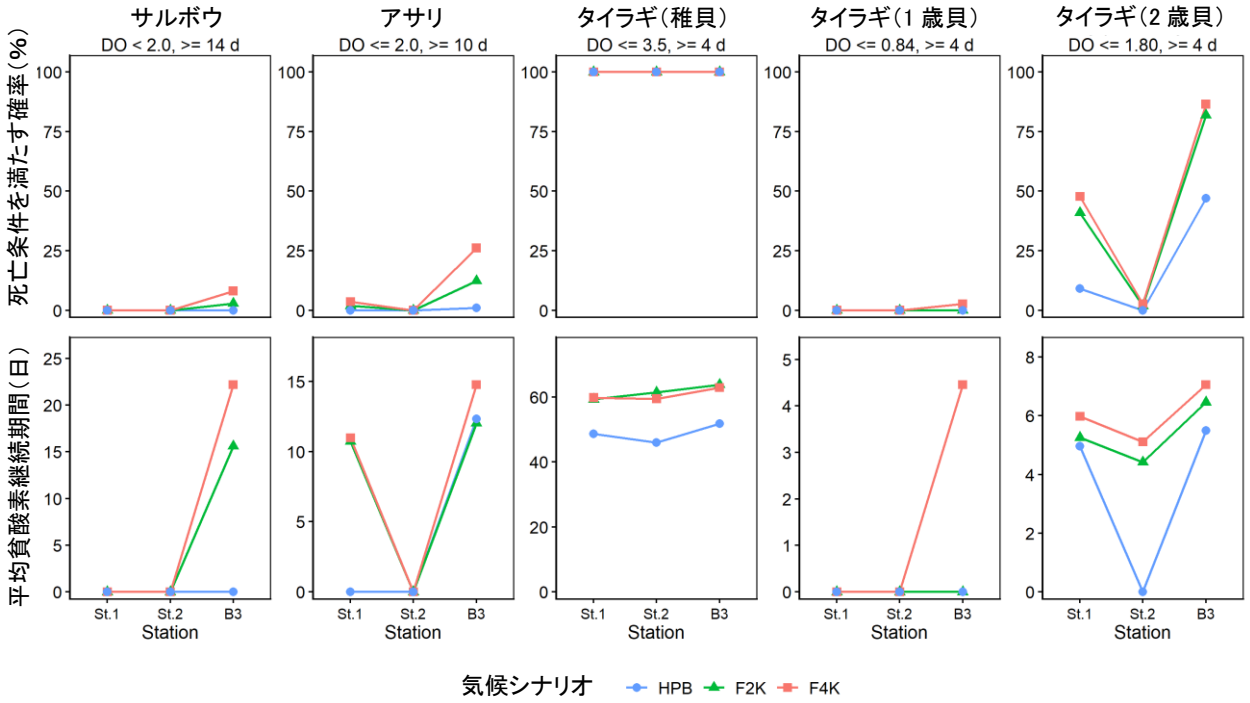
出典:地域適応コンソーシアム事業報告(2021)[48]

また、有明海の有用二枚貝(アサリ、タイラギ、サルボウ)について、将来の気候変動の進行による大規模出水時の貧酸素シミュレーションから得られた生息環境の変化予測結果によると、サルボウについては 4℃上昇の気候条件において A6 海域で死亡条件[注)]を満たすケースが若干発生すること、アサリについては現在気候では死亡条件[注)]の達成がなかったが、気候変動下では死亡条件を満たすケースが低頻度で発生した。タイラギについては、1歳貝を除き、全ての気候条件において一定の確率で死亡条件[注)]を満たす結果となった[99](付図 4.2.5-27)。

注)サルボウ:DO2mg/L 未満が 14 日以上継続
アサリ:DO2mg/L 以下が 10 日以上継続
タイラギ(稚貝):DO3.5mg/L 以下が 4 日以上継続

99) Zhaolin SUN, Lin HAO, Yuya YAMASHITA, Ai SANADA, Yasuyuki MARUYA, Satoshi WATANABE, Masayasu IRIE, Shinichiro YANO(2026): Effects of Extreme Rainfall Events due to Climate Change on Bivalve Survival Conditions in the Ariake Sea, *J. of JSCE* (採択).

タイラギ（1歳貝）：DO0.84mg/L 以下が 4 日以上継続
タイラギ（2歳貝）：DO1.8mg/L 以下が 4 日以上継続



注）1. 評価地点は有明海 A3 海域の2地点（St.1、St.2）及び A6 海域の1地点（B3）
2.平均貧酸素継続時間とは、二枚貝の生残率低下をもたらすとされる DO 濃度（サルボウ：2mg/L、アサリ：2mg/L、タイラギ（稚貝）：3.5mg/L、タイラギ（1歳貝）：0.84mg/L、タイラギ（2歳貝）：1.8mg/L）を下回る平均継続期間

付図 4.2.5-27 有明海におけるサルボウ、アサリ、タイラギの死亡条件を満たす確率（上）と平均貧酸素継続期間（下）

出典：Sun et al.（2026）[99]

エ）まとめ

① 有明海、八代海で確認されている影響

降水量・降水パターンの変化による影響については、豪雨が生じた 2020 年及び 2021 年にタイラギ、アサリ、サルボウが複数海域で大量死しており、豪雨の影響による低塩分化や貧酸素水塊が大規模な範囲で長期間発生したためと推定されている。

赤潮発生への影響については、*Chattonella* のシストと栄養細胞のピークが、エルニーニョ直後の時期と一致することから、大規模な大気変動と地球規模の気象変化は、八代海における *Chattonella* の長期的な個体群動態に影響を与えている可能性がある。また、有明海及び八代海における冬期の水温上昇による大型珪藻プランクトンの大量発生機構への関与が指摘されている。

貧酸素水塊への影響については、近年の気候変動によると推測される大規模豪雨による出水が、大量の淡水の湾内流入に起因する密度成層の強化や長期化により、貧酸素水塊の時空間的な大規模化を生じることが推測されており、有明海内の貧酸素水塊（DO<3mg/L）の最大面積、継続時間は、筑後川の出水イベントの総流出量と相関が強いことが分かった。また、貧酸素レベルごとの貧酸素水塊の最大面積は、1982 年以降、拡大傾向にある。

② 有明海、八代海で将来想定される影響

有明海・八代海の海水交換や窒素循環への気候変動については、RCP8.5 の有明海湾奥部ではノリ漁期の 11～2 月における DIN 濃度が現在気候に比べて 2 割減

少するのに対し、八代海湾奥部の DIN 濃度は現在気候と同程度に維持されると予測された。有明海・八代海全体の主要な海水フローは、外洋・橘湾から有明海に流入し、有明海湾奥部からの南下流とともに八代海を通過して外洋に流出する時計回りの流れであるが、八代海湾奥部の DIN 濃度の維持には有明海から八代海への DIN の流入増加が寄与しており、夏季の一次生産の高温阻害による有明海湾奥部からの DIN の流出増加と、冬季の橘湾から有明海への DIN の流入増加が原因であることが示された。

成層強度への影響については、大規模降雨により、有明海では成層化が進行し、鉛直混合と酸素供給を抑制し、結果的に貧酸素状態の頻度と深刻度を増大させており、モデル計算の結果、成層が強くなるほど貧酸素領域が拡大することが示唆された。さらに、気候予測データセットを用いた影響評価より、有明海、八代海のいずれも気候変動の進行が貧酸素の継続期間を長期化する傾向があることが示された。

有明海・八代海における *Chattonella* 赤潮の将来予測結果によると、21 世紀末(RCP2.6)では、有明海では 8 月に、八代海では 7 月～9 月にほとんどの区域で水温 25℃を上回るため、*Chattonella* 赤潮が増殖しやすい水温となり、発生頻度が高くなる可能性が示唆された。

気温上昇による有明海の底層溶存酸素濃度への影響については、気温上昇が進んだ場合、底層の貧酸素水塊の発達が助長されることが示唆された。

海面上昇による底生生物群集への影響については、八代海湾奥部において、低地盤域に分布する貝類・カニ類は現在よりも高地盤域へ移動することができるが、護岸沿いの高地盤域に分布する貝類・カニ類は堤防等によって現在より高い場所への移動が阻害されるほか、水位上昇により冠水時間が長くなり、干潟域の底泥中の塩分が上昇するため、塩沼地植物群落が衰退する可能性が指摘されている。

気候変動による水温上昇がアサリの生息にもたらす影響については、21 世紀末(RCP8.5)の予測結果では、有明海では、1、2 月に 15℃を上回ることで、成長が早くなる可能性があるが、8 月の水温は生育可能な上限水温(35℃)に近くなることから、秋期の成熟時期の遅れや、高水温にさらされると代謝を抑え、活動を停止する「夏眠」に近い個体が発生する可能性がある。また、大規模出水時の貧酸素シミュレーションにより、アサリとタイラギの生息環境の悪化が予測された。