モンテカルロ法を用いた食物連鎖モデルによる 播磨灘における窒素負荷量に対する生態系の応答性評価 Assessment of Ecosystem Response to Nitrogen Loading in the Harimanada Using Food Chain Model by Monte Carlo Method

| ○髙畠 | 知樹 | (大阪大学) | 古賀 | 佑太郎 | (兵庫県環境研究センター) |
|-----|----|--------|----|-----|---------------|
| 嶋寺 | 光 | (大阪大学) | 松尾 | 智仁 | (大阪大学) |
| 近藤 | 明 | (大阪大学) | | | |

Tomoki TAKABATAKE*1 Yutaro KOGA*2 Hikari SHIMADERA*1 Tomohito MATSUO*1 Akira KONDO*1 *1 Osaka University *2 Hyogo Prefectural Institute of Environmental Sciences.

Harimanada, the eastern part of the Seto Inland Sea, has recently faced oligotrophication. As a countermeasure, operation controls are being carried out to increase the discharge of nutrients, including nitrogen, at sewage treatment plants. This study evaluated the response of ecosystems in Harimanada to nitrogen load from inflowing rivers by using a food chain model. The model well reproduced the concentration levels of total nitrogen, phytoplankton, and zooplankton in Harimanada in 2010s. Increasing nitrogen loading decreases the proportion of biomass of phytoplankton in response to increased nutrient in seawater; however, the composition of biomass remains unchanged, indicating that phytoplankton is the rate-determining step in the ecosystem of the Harima-nada.

はじめに

瀬戸内海では、高度経済成長期に富栄養化をはじめと する水質の悪化が進行したが、瀬戸内環境保全特別措置 法の制定以降は様々な対策によって水質が改善されてき た。一方で近年は、漁獲量の減少や海苔の品質低下などの 問題が発生しており、原因のひとつとして貧栄養化が挙 げられている¹⁾。その対策として、瀬戸内海東部の播磨灘 への流入河川流域では、下水処理場において栄養塩の放 流濃度を高める運転管理が実施されている。適正な栄養 塩供給を行うためには、栄養塩供給に対する水域生態系 の応答性を把握しておく必要がある。そこで本研究では 食物連鎖モデルを用いて、陸域からの窒素負荷量の変化 が播磨灘の生態系に及ぼす影響を評価した。

1. 生態系モデル

1.1 モデル概要

本研究では、佐藤ら²⁾が開発した NPZFF(N: 栄養塩, P: 植物プランクトン,Z: 動物プランクトン,F:魚(プ ランクトン食生魚及び魚食性魚))モデル(Fig.1)を播磨 灘に適用した。佐藤らによる NPZFF モデルは1ボックス 型のモデルであるため,播磨灘に適用するにあたり,沿岸 と沖合を表現する2ボックス型のモデルに変更した。ま た、栄養塩については播磨灘が窒素制限の環境であるた め、一次生産の主な律速因子となる全窒素(TN)を対象と した。





Piscivorous)

 $-I_N$

1.2 モデル式
モデル内では TN 濃度と各バイオマス濃度を(1) 式~
(5) 式で表す。

$$\frac{dC_N}{dt} = L_N - O_N + DP_N + DZ_N + DF1_N + DF2_N \tag{1}$$

$$\frac{dM_p}{dt} = G_p - P_p - E_p - R_p - D_p - O_p + L_p$$
(2)

$$\frac{dM_z}{dt} = G_z - P_z - E_z - R_z - O_z + L_z$$
(3)

$$\frac{dM_{f1}}{dt} = G_{f1} - P_{f1} - E_{f1} - R_{f1} \tag{4}$$

$$\frac{dM_{f2}}{dt} = G_{f2} - E_{f2} - R_{f2} \tag{5}$$

ここで C_N は窒素濃度, I_N は植物プランクトンの窒素摂取 速度, DX_N は各バイオマス (XはP: 植物プランクトン, Z: 動物プランクトン, FI: プランクトン食性魚, F2: 魚 食性魚) 由来の窒素量 M_i は各バイオマス濃度, G_i は成長 量, P_i は捕食量, E_i は消滅量, R_i は呼吸及び死滅量, D_i は 沈着量, O_i は流出量, L_i は流入量, iは各栄養段階 (N: 栄養塩, P, Z, FI, F2) を表す。

2. 計算方法

2.1 計算手順

モデルパラメータは一意に定めることが困難であるた め、モンテカルロ法を用いたシミュレーションにより以 下の手順で設定した。

- STEP1: モデルパラメータを文献等から定めた幅の範 囲内でランダムに設定し,20年間の計算を行 う。
- STEP2:計算結果が以下の条件を満たす場合にそのモ デルを採用する。採用されなかった場合は STEP1に戻る。①計算された栄養塩濃度およ び各バイオマス濃度の平均値が2010年代の観 測値等から設定した範囲内にあること。(現況 再現条件)②10年目の栄養塩濃度および各バ イオマス濃度の変動係数(=標準偏差/平均 値)が0.2以下であること。(定常条件)
- STEP3:計算値を20年目の平均値に置き換える。その 後、栄養塩の流入負荷量を変化させて10年間 の計算を行うことで流入負荷量の変化に対す る栄養塩濃度および各バイオマス濃度の感度 を求める。
- STEP4: 1000 パターンの結果が得られるまで STEP1~ 3 を繰り返す。

パラメータセットの取得期間である10年は、本モデル による計算結果が定常状態に落ち着くまでに必要となる 期間を鑑みて決定した。変動係数が0.2以下というのは、 推移が概ね安定しているということの判断に使われる慣 用上の基準である。採用されたモデルについては、STEP3 で富栄養化・貧栄養化シナリオの解析を行ったのち、栄養 塩濃度および各バイオマス濃度の応答性をみた。陸域か らの負荷量は0.1倍から100倍までの20段階の変化倍率 で変化させた。本モデルのパラメータは、植物プランクト ンに関するものが10個、動物プランクトン、プランクト ン食生魚、魚食性魚に関するものがそれぞれ6個の計28 個ある。パラメータの例として、最大成長速度、死亡率な

どを採用している。2.2 計算条件

計算領域を Fig.2 に示す。赤線に囲まれた北部を沿岸, オレンジの線に囲まれた南部を沖合として以降扱う。 本モデルで採用した初期値を Table 1 に,インプットデ ータを Table 3 に示す。



Fig.2 Calculating area in Harimanada

Table 1 Initial conditions

| Name | Unit | Coast | Offshore | |
|--------------------|-------------------|-------|----------|--|
| Phytoplankton | gC/m ³ | 0.14 | 0.078 | |
| Zooplankton | gC/m ³ | 0.03 | 0.03 | |
| Planktivorous Fish | gC/m ³ | 0.07 | 0.07 | |
| Piscivorous Fish | gC/m ³ | 0.035 | 0.035 | |
| Nutrients | gN/m ³ | 0.18 | 0.17 | |

Table 2 Model input data

| Nama | Unit | Value | | | |
|--|---------------------|-----------------------|-----------------------|--|--|
| Ivanie | Unit | Coast | Offshore | | |
| Volume | m ³ | 1.76×10 ¹⁰ | 6.45×10 ¹⁰ | | |
| Average Depth | m | 22.5 | 29.6 | | |
| Production Layer Depth | m | 17.3 | 19.4 | | |
| Inflow Load of TN from Land | gN/day | 2.30×10^{7} | 1.59×10 ⁵ | | |
| Inflow from Bisanseto to Harimanada | m ³ /day | 3.29×10 ⁸ | 1.70×10 ⁹ | | |
| Outflow from Harimanada to Bisanseto | m ³ /day | 1.84×10 ⁸ | 1.01×10 ⁹ | | |
| Inflow from Osaka Bay to Harimanada | m ³ /day | 3.68×10 ⁸ | - | | |
| Outflow from Harimanada to Osaka Bay | m ³ /day | 4.77×10^{8} | - | | |
| Inflow from Kii Channel to Harimanada | m ³ /day | - | 2.55×10 ⁸ | | |
| Outflow from Harimanada to Kii Channel | m ³ /day | - | 9.91×10 ⁸ | | |
| Inflow from Coast to Offshore | m ³ /day | - | 1.08×10 ⁹ | | |
| Inflow from Offshore to Coast | m ³ /day | 1.04×10 ⁹ | - | | |

2.4 棄却条件

STEP2 で棄却条件として設定した各濃度について Table 3 に示す。STEP2 において現況再現計算を行ったと きに表の範囲に無い場合,そのモデルを採用せず改めて

パラメータセットの取得から行われる。

| Nama | Unit | Coa | ast | Offshore | |
|-------------|-------------------|-------|------|----------|------|
| Name | | Min | Max | Min | Max |
| ytoplankton | gC/m ³ | 0.01 | 0.45 | 0.01 | 0.23 |
| oplankton | gC/m ³ | 0.006 | 0.09 | 0.006 | 0.09 |

0.01

0.001

0.1

0.25

0.25

0.4

0.001

0.001

0.1

0.25

0.25

0.4

gC/m³

gC/m³

gN/m³

Table 3 Value range of Nutrient and Biomass

Nutrients 3. 計算結果

Ph

Zo

3.1 現況再現計算

Planktivorous Fish

Piscivorous Fish

2010 年代で 1000 パターンの現況再現計算を行った結 果を Fig.3 に示す。沿岸の平均濃度がより高くなっている という状況を再現できているため、再現性が良いことが 分かった。



Fig.3 Simulation results, Observation is average from 2010 to 2019³).

3.2 陸域負荷変化計算結果

陸域からの負荷量を変化させた場合の栄養塩濃度およ び各バイオマス濃度の平均値をFig.4に、窒素量で比較 した栄養塩濃度と各バイオマス濃度の構成比率の変化を Fig.5に、バイオマスのみの構成比率の変化をFig.6に示 す。負荷量を変化させたときに TN 濃度は線形の応答性 を示したが、あまり大きな変化は見られなかった。植物 プランクトンの陸域からの負荷量に対する感度は全窒素 よりさらに小さくなっていたが、負荷量が増えるにつれ 増加の変化率は減少していた。また、栄養段階が上位に なるにつれ増加率が減少していることがわかる。また, 特異な応答を示しているものとして、プランクトン食性 魚バイオマスがあげられる。沿岸沖合ともに同じような バイオマス濃度で応答を示している。魚食性魚のバイオ マス濃度については、沖合と沿岸の差が、プランクトン 食性魚よりも大きくなっていることが見て取れる。Fig.5 と Fig.6 をみると、バイオマスの構成比率は負荷量の影 響をあまり受けていないが、負荷量が増えたときのバイ オマス濃度の海水中の窒素の存在量に対する比率は、減 少している。











Fig.6 Biomass composition ratio

3.3 考察



として、隣接海域とのやり取りが定常であるため、流出したものの一部が再び流入することを再現できていないということ、および、底質に沈降した植物プランクトンはモデルから除去されることが原因として考えられる。このモデルでは、底質を考えていないため、底質からの湧出量の変化は考慮していない。改善のためには、隣接海域のモデル化により、負荷量の変化に対してやり取りをより正確に再現すること、モデルに底質を表現するボックスの追加が考えられる。植物プランクトンの増加率の減少については、(2)式における唯一の増殖項である成長量に起因すると考えられる。成長量は、(6)式で定義される。

$$G_p = g_p \cdot \left(1 - \frac{\gamma_{min,p}}{\gamma_p}\right) \cdot \exp\left(-\beta_p \cdot M_p\right) \cdot \frac{H_p}{H} \cdot M_p \tag{6}$$

ここでg_pが最大成長率, γ_pがN:C 比, γ_{min}が最小N:C 比, β_pが混雑効果定数, H_pが補償水位, H が水深である。 バイオマス M_pが増加すると, 混雑効果を意味する exp(β_p·M_p)が小さくなり, 成長量が減少する。そのため, 増 殖が抑制されたと考えられる。また, 負荷量増加時にバイ オマスの構成比率は大きく変わらないが, 窒素比率がバ イオマス比率より大きくなるため, 播磨灘における食物 連鎖の律速段階が植物プランクトンであることが考えら れる。そのため, 播磨灘の生態系をコントロールするため には植物プランクトンのコントロールが必須である。

4.総括

以下に本研究の結果をまとめる。

- 栄養塩類の再現性を高めるため、沈降を再現するための底質を表現するボックスの追加や、隣接海域の モデル化によって改善が見込まれる。
- 植物プランクトンは、負荷量が増えるとバイオマス が増加する傾向にあったが、バイオマスが増加する と、増加率が減少した。この原因として植物プラン クトンは成長率が関係していると考えられる。
- 植物プランクトンが播磨灘の生態系の律速段階と判 明した。そのため、播磨灘の生態系をコントロール するためには植物プランクトンをコントロールする 必要がある。

参 考 文 献

- 漁獲量の推移及び変化の要因に係るこれまでの知見について、環境省、2023/01/20 参照、 https://www.env.go.jp/content/900530597.pdf
- 2) 佐藤祐一、早川和秀、栄養塩負荷の増減が琵琶湖の高次生 態系に与える影響:モンテカルロ法を用いた食物連鎖モデ ルによる解析、水環境学会誌、42、No. 4、pp. 133-143、2019
- 3) 広域総合調査、環境省、https://waterpub.env.go.jp/water-pub/mizusite/mizu/kouiki/dataMap.asp