

東京湾沿岸域における生物多様性を指標とした海辺環境評価の試み

Reconnaissance Research on Coastal Environment Assessment with Biodiversity - Index in Tokyo Bay

五十嵐 学¹・古川恵太²

Manabu IGARASHI and Keita FURUKAWA

For evaluating coastal environment with biodiversity in Tokyo Bay, an application of HSI (Habitat Suitability Index) to developing new index (Biodiversity-Index : BDI) was proposed and its applicability was considered. The BDI was designed to consider limiting factor of biodiversity with the relationship between the number of species and water or sediment quality. Using field observation data on March and June 2006 at Tokyo Bay, the BDI was determined. The results show 1) possibility of quantitative evaluation of biodiversity with the BDI model at tidal flats and seawall in Tokyo Bay and 2) different characteristics of limiting factor with organisms and season.

1. はじめに

東京湾のような広領域の場を対象として生物多様性に富んだ海辺環境の再生適地を選定するためには、その場にどのような生物が生息し得るかを把握および評価・予測する必要がある。これに対して五十嵐・古川 (2007) は、東京湾全域の干潟と護岸に生息する生物を対象として網羅的に調査を行い、東京湾沿岸域に生息する生物の空間分布特性を明らかにした。これを踏まえ、本研究は海辺環境再生の為の次なるステップとして、東京湾沿岸域における生物生息の好適な場について、定量化する手法を開発し、それに基づいた評価を試みる。

海辺環境を生息生物の状態から評価する手法としては、特定の種や複数の対象種の生物量を指標にするものと生物の多様性を指標にするもの 2通りの方向性が考えられる。前者の代表的な指標として HSI (生物生息場適正度指標) があり、新保ら (2000) によってアサリの評価が試みられているほか、古川・Wallace (2006) が熱帯性の干潟環境に生息する複数の対象種に適用した例がある。しかしながら、生物量を用いて評価を行う HSI では種間関係を考慮していないため、直接的な生物多様性の評価は難しく、複数の種に対する個別評価を列挙することによって生物多様性を評価する試みが先行的に行なわれているのみである。一方後者については、Cable ら (1989) によって HAT と呼ばれる種の多様性と出現希少種によって場の質を評価できる手法が考案されているが、その他の確立した手法はほとんどない。島多ら (2005) および吉安ら (2001) によって干潟および護岸の生物多様性

の評価が試みられているものの、評価事例数は少ない。

そこで本研究では、環境条件を数量化し生物量に対応させる HSI をベースにしつつ、それが本来評価対象とする生物量に変わって生物種類数を目的変数とし、生物多様性の視点から海辺環境を評価可能な指標として生物多様度指標 (BDI : Biodiversity Index) を新たに構築してその適用可能性を検討した。さらに、BDI モデルを構築するに当たって明らかにした生物多様性と水質および底質との関係から、東京湾沿岸域において生息生物の多様性を制限している因子について考察した。

2. 生物多様性評価モデル

(1) 使用データ概要

本モデルは、干潟に生息する生物を対象にした干潟モデルと、護岸に生息する生物を対象にした護岸モデルから構成される。モデルの構築に用いた底質および生物種類数のデータは、2006 年 3 月と 9 月において図-1 に示

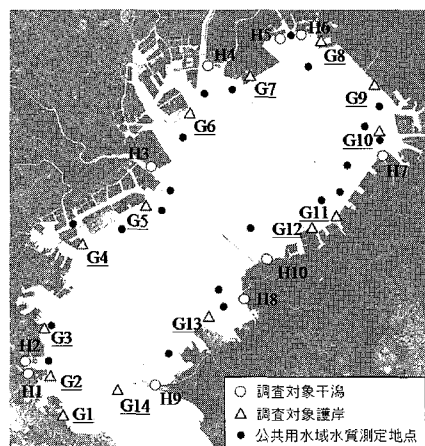


図-1 護岸・干潟調査箇所および水質測定値点位置図

1 正会員 工修 東亜建設工業(株) 技術開発開発センター 環境技術グループ 研究員
2 正会員 工博 国土交通省 国土技術政策総合研究所沿岸海洋研究部 海洋環境研究室長

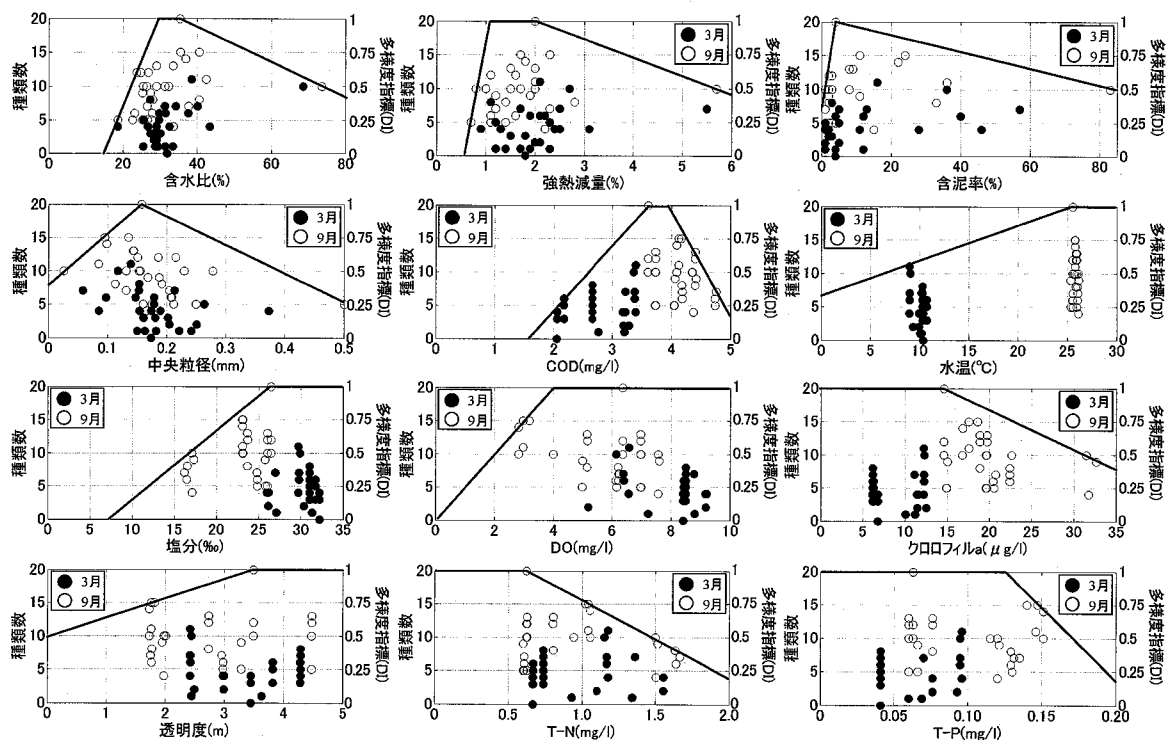


図-2 DI曲線例 (軟体動物)

表-1 干潟における多様度指標の結合式

	結合式	決定係数	
		3月	9月
①干潟(動物)	環境因子 DI の最小値 × 地形因子 DI	0.60	0.63
②干潟(動物)	全因子 DI の最小値	0.39	0.47
③干潟(動物)	水質因子 DI の最小値 × 底質因子 DI の最小値 × 地形因子 DI	0.50	0.67
④干潟(動物)	全因子 DI の算術平均	0.12	0.24
⑤干潟(動物)	全因子 DI の単純積算	0.35	0.55

表-2 護岸における多様度指標の結合式

	結合式	決定係数	
		3月	9月
①護岸(動物)	環境因子 DI の最小値	0.70	0.87
②護岸(動物)	環境因子 DI の算術平均	0.69	0.01
③護岸(動物)	環境因子 DI の単純積算	0.73	0.76
①護岸(植物)	環境因子 DI の最小値	0.58	0.84
②護岸(植物)	環境因子 DI の算術平均	0.46	0.62
③護岸(植物)	環境因子 DI の単純積算	0.65	0.76
④護岸(植物)	生息必須因子 DI の最小値 × 濁り因子 DI の最小値 × 周辺環境因子 DI の最小値	0.62	0.85

した東京湾沿岸域の干潟と護岸を対象に行った現地調査の結果を使用し、水質データは、2002年度から2005年度の3月と9月に測定された、東京湾における公共用水

域の水質測定地点(21箇所)のデータを用いた。これらはすべて五十嵐・古川(2007)および東京湾環境マップ(2006)の現地調査結果に準じ、データの取り扱い方法についても五十嵐・古川(2007)と同様とした。

(2) 評価モデル概要

本モデルが広領域の場から海辺環境の再生適地を選定し、特定の生物種に限らない生物群としての多様性を評価することを目的としていることを踏まえ、生物多様性の評価対象種について、干潟モデルでは上位優占種である軟体動物、節足動物、環形動物とし、護岸モデルでは付着動物、植物とした。それぞれのモデルは、①分類した生物群の多様性に影響を及ぼす因子とその種類数との関係から、因子に対する場の豊かさを得点化し(DI: 因子に対する多様度指標)、②因子のDIを生物の特性に応じて結合することにより、生物群に対する場の豊かさを求めた(BDI: 生物多様度指標)。さらに、③生物群ごとに求めたBDIを用いて、場における全生物の推算種類数を求めた。なお、干潟モデルに用いた因子は、上述した水質項目(水質因子グループ)、底質項目(底質因子グループ)に加えて地形因子(地盤高)を用い、護岸モデルでは水質因子グループを用いた。

a) 多様度指標(DI)の設定

DIモデルの作成に関して、各因子に対して生物群の種類数との関係をプロットし、全ての点を包絡するよう

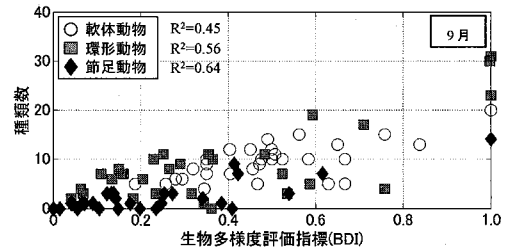
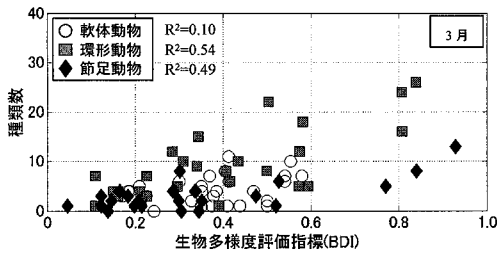


図-3 干潟における各生物群の生物多様性指標と種類数との関係

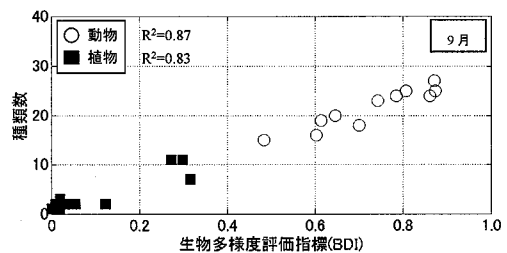
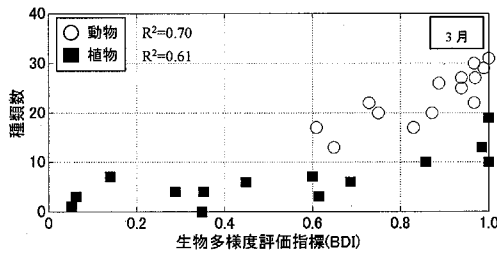


図-4 護岸における各生物群の生物多様性指標と種類数との関係

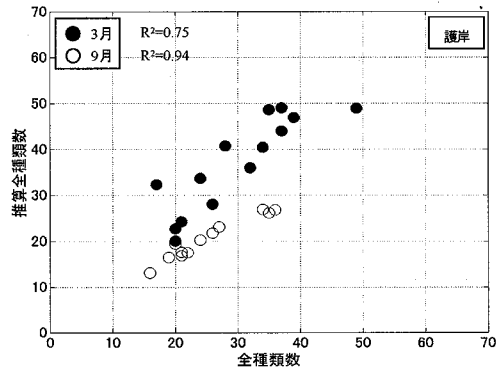
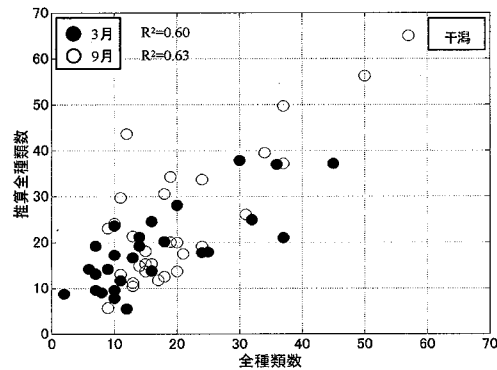


図-5 干潟および護岸における全生物の種類数と推算種類数との関係

な線 (DI 曲線) を描いた (図-2)。DI は生息生物種数を 0～1 の数値で表した指標であり、DI=0 では生物の生息すら危うく、生物多様性にとって厳しい環境条件であり、DI=1 は多くの生物種が存在する環境として最適な条件となることを示している。COD および底質因子の DI 曲線は、DI=1 の点または線分の両端点から上述のプロットした点を包絡するような線分を描いており、COD 以外の水質因子の DI 曲線は、DI=1 の点または線分の端点から生息生物の多様性が制限を受けると考えられる値の範囲では上述した方法を用いて描き、それ以外の範囲ではプロットした点に因らず DI=1 としている。すなわち、その値が大き過ぎたり小さ過ぎたりした場合に、生息生物の多様性にとって好ましくない環境になると推定できる因子については、データを生かして DI 曲線を設定し、それ以外 (因子の値によって生息生物の多様性が制限を受けるか判断が難しい場合) では、DI を

1 とすることでその環境因子による評価が全体の評価点を下げないようにした。

b) 生物多様性指標 (BDI) の設定

DI の結合方法を検討するに当たり、植物の場合には濁りに関する因子に加重を置き、干潟に生息する動物の場合には水質、底質および地盤高それぞれの因子に関する影響を考慮する、というように生物の特性を考慮した結合式を考案し、さらに算術平均、単純積算といった結合方法も加えてそれぞれについて BDI を求め、これらと種類数との相関性から各生物群を代表する結合式を検討した。考案した結合式とその式を用いた相関解析結果 (決定係数) を干潟の動物について表-1 に、護岸の動物、植物については表-2 に示す。3 月と 9 月いずれの決定係数もバランス良く高い値を示した結合式を選定し、干潟では表-1 の①式、護岸では表-2 のうち動物については①式、植物については④式とした。これら結合式により、

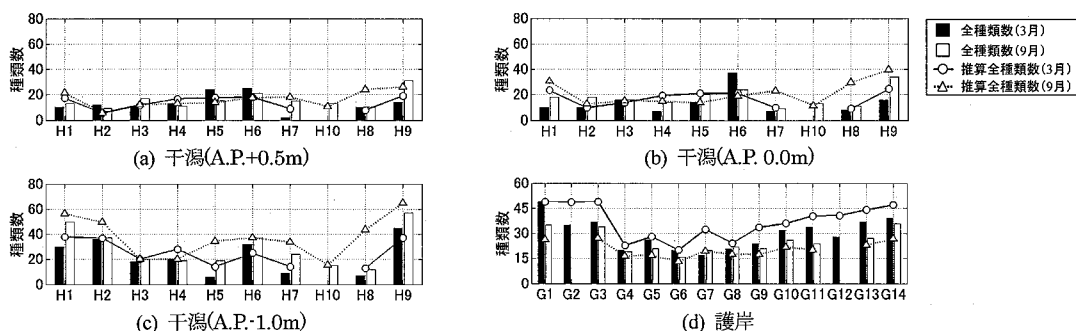


図-6 調査地点別の全生物の種類数と推算種類数との関係

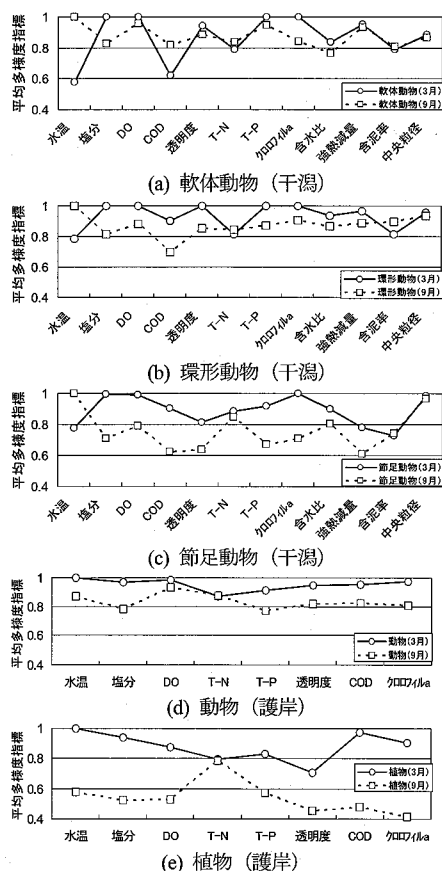


図-7 因子別平均多様度指標

各生物群のBDIは0～1の値をとる。ここで、生息必須因子：水温、塩分、DO、濁り因子：透明度、COD、周辺環境因子：T-N、T-P、水底質環境因子：水質項目、底質項目、地形因子：地盤高、全因子：水質項目、底質項目、地盤高である。

c) 推算全生物種類数の算出

干潟と護岸それぞれに生息する全生物の定量的な多様性評価が可能かを検証するために、干潟および護岸の各調査点にて求めたBDIを用いて推算全生物種類数を求

めた。これは、各生物群の干潟および護岸の各調査地点における最大出現種類数とBDIとの累積和としている。

3. モデルの適用結果

(1) モデルの評価

作成したモデルを東京湾沿岸域の干潟と護岸に適用した。図-3と図-4に3月と9月における各生物群のBDIと種類数との関係を示す。護岸における相関は概ね高く、定量的な評価が可能といえる。一方で、干潟ではある程度の相関は見られるものの、各生物群の多様性を定量的に評価するのは難しい。そこで、前述した推算全種類数を用いて全生物としての多様性の評価を試みた。図-5に現地調査結果である全種類数との関係を示す。干潟における決定係数は3月に0.60、9月に0.63となり、護岸におけるそれは3月に0.75、9月に0.94となった。推算全種類数の信頼性は概ね高く、干潟においても全生物を対象とするのであれば定量的な生物多様性の評価が可能であることが分かった。また、9月の護岸における決定係数が特に高いことから、護岸の生物多様性は本研究で用いた水質因子による制限を強く受け、夏季の水質悪化に大きく依存していることが示唆された。

次に、各調査地点における全種類数と推算全種類数との対応状況を図-6に示す。干潟、護岸共に全種類数と推算全種類数との対応は局所的に差異があるものの、全体的な傾向は概ね一致し、護岸ではそれが特に顕著だった。

(2) 生物多様性の制限因子

各生物群の多様性を制限する因子を明らかにするために、季節別、因子別に全地点のDIを平均してそれぞれを比較した(図-7)。以下に、各生物群について詳細に述べる。

a) 軟体動物(干潟)

3月は9月に比べて水温およびCODの平均多様度指標が低い傾向を示した。この要因として3月は比較的低水温および低CODであったことが挙げられる(五十嵐・古川, 2007)。3月の低水温による平均多様度指標が低い傾向は全ての干潟で見られた。低CODによるそれはCODの値が特に低かったH1, H2, H7～H9の干

潟にて顕著に見られた。これらのことから、軟体動物の多様性が低かった要因としては低水温によって活性が低下し、かつ今回の調査で出現した軟体動物は懸濁物食者が約半数を占めていることから、低 COD により海水中の餌が少ないことによるものと推察される。

b) 環形動物 (干潟)

全体的に、9月 は3月に比べてほとんどの水質項目の平均多様度指標が低くなっており、併せて水質項目の値も DO や透明度などが低下していることから、夏季の水質悪化による影響であると考えられる。一方、水温のそれは軟体動物と同様に、9月よりも3月に低くなっていた。ただし、その値は約0.8と、軟体動物の約0.6に比べると大きい。このことから、環形動物の多様性は低水温が制限要因となっているものの、その影響度合いは軟体動物に比べて小さいと言える。また、9月における COD の平均多様度指標が他の項目と比較して低くなっていることについて、H3～H8 および H10 の比較的高 COD の干潟による影響が大きかった。以上より、環形動物の多様性は夏季の水質悪化、特に高 COD (有機汚濁) による影響により低下したものと考えられる。

c) 節足動物 (干潟)

基本的には環形動物と同様に、3月 は低水温が制限要因となり、9月 は水温、T-N 以外の水質項目全般の制限を受けていた。ただし、環形動物の場合と比較して、3月から9月にかけて水質項目全般の平均多様度指標の低下割合が大きかった。また、底質項目では強熱減量の平均多様度指標の低さが目立った。これらのことについて、節足動物はその多様性について環形動物と類似した特性を持つものの、干潟における9月の強熱減量の値が3月に比べて干潟全体において減少傾向であったことから、節足動物は水質の変化に加えて底泥の有機物量の変化に対しても敏感でその影響を受けやすいことが示唆された。

d) 動物 (護岸)

9月の平均多様度指標は、3月のそれに比べて全体的に値が低下していたが、その割合はそれ程大きくなかった。このことから、護岸に生息する動物の多様性は9月の水質悪化による制限を受けているものの、その影響は小さいと言える。

e) 植物 (護岸)

3月から9月にかけて、植物の平均多様度指標の変動傾向は動物のそれとほぼ同様であるが変動量は大きく異なっていた。また、3月の時点で透明度の平均多様度指標が他の水質項目と比較して低く、9月になってそれがさらに低下していた。これらのことから、東京湾の護岸に生息する植物の多様性は水温、塩分および DO といった生物が生育するために必須である項目に加え、透明度、COD およびクロロフィル *a* といった、植物が光合

成に必要な日射量に影響を及ぼす濁りに関する項目が特に大きな制限要因となっていることが明らかになった。

4. おわりに

本研究では、海辺環境を生物多様性の視点から評価するために、新たな評価指標として生物多様度指標 (BDI) を構築してその適用可能性を検討した。また、そのモデルの構築過程にて明らかにした生物多様性と水質および底質との関係から、東京湾沿岸域における生物多様性の制限因子について考察した。以下に主要な結論を述べる。

- 1) 干潟の生息生物の多様性について生物多様度指標 (BDI) モデルを用いて検討を行い、各生物群集レベルでの評価は難しいものの、全生物レベルでの評価であれば定量的な生物多様性の評価の可能性が示された。
- 2) 護岸の生息生物の多様性については、動物および植物といった分類でも評価が可能であった。全生物レベルの9月の評価では決定係数が極めて高くなり、護岸の生息生物の多様性は本研究で用いた水質因子による制限を強く受け、東京湾の護岸の付着生物の多様性の変化は、夏季の水質悪化に大きく支配 (制限) されていることが示唆された。
- 3) 干潟及び護岸の各調査地点における全種類数と新たな BDI 指標を用いて推算された全種類数は、干潟では全体的な傾向は概ね一致しており、護岸については良好に一致したことを確認した。
- 4) 平均多様度指標を用いて各生物群の多様性を制限する因子について検討し、生物群および季節によって制限因子の特性が大きく異なることが示された。

参 考 文 献

- 五十嵐学・古川恵太(2007): 東京湾沿岸域における付着生物および底生生物の空間分布特性, 海洋開発論文集, Vol. 23, pp 459-464.
- 国土交通省国土技術政策総合研究所 沿岸海洋研究部 海洋環境研究室: 東京湾環境マップ(2006), <http://www.meic.go.jp/kowan/kenkyu/tokyo061110/tokyobaymap.ppt>, 参照 2006-12-01.
- 島多義彦・西村 修・野村宗弘・中村由行・木村賢史・市村康・袋 昭太(2005): 干潟・浅場におけるマクロベントスの種多様性予測・評価手法の開発, 海岸工学論文集, 第52巻, pp. 1116-1170.
- 新保裕美・田中冒宏・池谷 殷・越川義功(2000): アサリを対象とした生物生息地適正評価モデル, 海岸工学論文集, 第47巻, pp. 1111-1115.
- 古川恵太・Stephanie Wallace(2006): 生息場適性指標(HSI)による沿岸域の統合的環境評価の試行, 海洋開発論文集, Vol. 22, pp 229-234.
- 吉安勇介・橋中秀典・井上雅夫・島田広昭・端谷研治(2001): HEP による人工磯の付着動物に関する生息地適正評価, 海岸工学論文集, 第48巻, pp. 1316-1320.
- Cable, T. T., V. Jr. Brack, and V. R. Holmes(1989): Simplified method for wetland habitat assessment, Environmental Management, Vol. 13(2), pp. 207-213.