

ĐÁNH GIÁ TRẠNG THÁI DINH DƯỠNG CỦA VỊNH NHA TRANG QUA CÁC CHỈ SỐ MÔI TRƯỜNG NƯỚC VÀ THỰC VẬT PHÙ DU

Huỳnh Thị Ngọc Duyên¹, Nguyễn Thị Mai Anh², Nguyễn Chí Thời²,
Trần Thị Lê Vân², Phan Tấn Lượm², Nguyễn Ngọc Lâm², Đoàn Như Hải^{2*}

¹Trường Đại học Khoa học tự nhiên, ĐHQG tp. Hồ Chí Minh

²Viện Hải dương học, Viện Hàn lâm KH & CN Việt Nam, *haidoan-ion@planktonviet.org.vn

TÓM TẮT: Dữ liệu 10 năm của các thông số môi trường nước và quần xã thực vật phù du (TVPD) tại trạm kiểm soát môi trường trong Vịnh Nha Trang được sử dụng để tính toán các chỉ số chỉ thị cho trạng thái dinh dưỡng của thủy vực. Các chỉ số TRIX dao động từ 4,3 đến 5,9 và TSI từ 28,5 đến 53,1 đã thể hiện tình trạng ở mức độ nghèo đến dinh dưỡng trung bình trong thủy vực. Trong khi đó, chỉ số tảo silic TDI ở mức từ 1,4-5,0 đã cho biết thủy vực thường xuyên ở trạng thái dinh dưỡng từ trung bình đến ưu dưỡng. Các chỉ số tỷ lệ nhóm tảo silic trung tâm/lông chim (C/P) có giá trị >2 chỉ thị cho sự ưu dưỡng của thủy vực. Phân tích tương quan cho thấy các chỉ số đánh giá trạng thái dinh dưỡng của thủy vực tính toán dựa trên các thông số môi trường và dựa vào TVPD là tương quan dương có ý nghĩa. Các chỉ số Dia/Dino-N và C/P-N cũng có thể sử dụng để đánh giá trạng thái dinh dưỡng của thủy vực. Chỉ số TDI cần được nghiên cứu sâu hơn để có thể áp dụng rộng rãi cho các thủy vực ven biển.

Từ khóa: Chỉ thị môi trường, thực vật phù du, trạng thái dinh dưỡng, vịnh Nha Trang.

MỞ ĐẦU

Trong các hệ sinh thái thủy sinh, chu trình phát triển ngắn của thực vật phù du (TVPD) làm cho chúng nhạy cảm hơn với sự biến đổi môi trường [22]. Vì vậy, biến động cấu trúc quần xã và sinh khối TVPD được xem như là những chỉ thị tốt của sự biến đổi môi trường [15, 22]. Carstensen et al. (2008) [3] đã xây dựng công cụ để đánh giá tình trạng sinh thái dựa trên các thành phần sinh học là TVPD và rong biển dựa trên mối liên hệ giữa nồng độ nitơ vô cơ hòa tan (DIN) và hàm lượng chlorophyll-*a*. Ferreira et al. (2011) [8] đã thảo luận các thông số đánh giá tình trạng ưu dưỡng vùng ven biển dựa trên các thành phần hóa lý và sinh học (sinh khối TVPD và chlorophyll-*a*), kết hợp với các dấu hiệu ưu dưỡng vùng biển khơi và môi trường đáy. Gharib et al. (2011) [10] đồng thời sử dụng cả phương pháp phân tích lý hóa, sự đa dạng và cấu trúc quần của TVPD để đánh giá chất lượng nước ven biển Ai Cập. Kết quả cho thấy chỉ số đa dạng Shannon của vùng nước nghiên cứu nằm giữa mức độ sạch và ô nhiễm trung bình. Trong khi đó, chỉ số chất lượng nước (WQI: water quality index) xác định thủy vực trong ngưỡng tốt đến rất tốt. Điều này góp thêm bằng chứng cho những quan sát trước đây cho rằng

việc giám sát chất lượng nước bằng phương pháp hóa lý đôi khi chưa phản ánh tốt nhất thực trạng môi trường so với sử dụng chỉ số tảo silic TDI [32]. Các phân tích từ quần xã TVPD sẽ hỗ trợ việc giải thích các kết quả từ phương pháp phân tích hóa lý, vì thành phần TVPD không chỉ phản ánh điều kiện tức thời mà còn phản ánh những điều kiện gần trước đó của môi trường nước.

Có nhiều chỉ số khác nhau được sử dụng để đánh giá trạng thái dinh dưỡng của thủy vực ven bờ, chúng thường cho ra những kết quả khác nhau trong cùng một hệ sinh thái [29]. Vollenweider et al. (1998) [33] đã giới thiệu chỉ số dinh dưỡng TRIX (trophic index), được tính toán dựa trên hàm lượng các chất dinh dưỡng cơ bản (N và P), hàm lượng chlorophyll-*a* và nồng độ oxy hòa tan (DO). Chỉ số này đã được áp dụng để đánh giá trạng thái dinh dưỡng vùng biển ven bờ ở nhiều vùng biển châu Âu (các biển Adriatic, Tyrrhenian, Baltic, Black Sea, North Sea) [27]. Chỉ số TSI (trophic state index) của Carlson (1977) [2] ban đầu được sử dụng để đánh giá trạng thái dinh dưỡng các hồ nước ngọt, về sau có một số nghiên cứu ứng dụng chỉ số này vào vùng ven biển. Nghiên cứu của Cañedo-Argüelles et al. (2012) [1] đã sử dụng

chỉ số TRIX và TSI đánh giá chất lượng nước các vùng ven biển Địa Trung Hải. Bên cạnh đó, tảo silic được sử dụng rộng rãi trong việc đánh giá chất lượng nước, một trong những chỉ số sử dụng thành phần tảo silic là TDI (trophic diatom index), dùng để đánh giá trạng thái dinh dưỡng của hệ sinh thái thủy vực [19, 32].

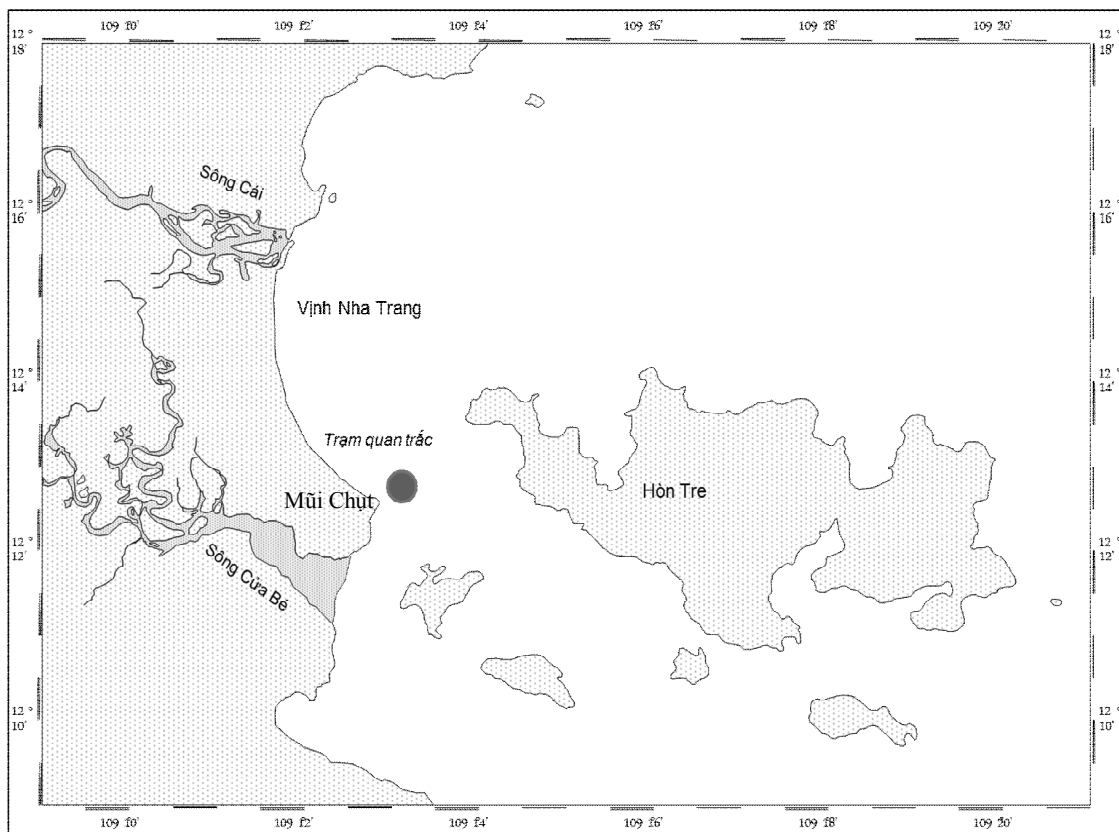
Phần lớn các nghiên cứu về TVPD biển ở Việt Nam hiện nay là về phân loại học, đặc điểm hình thái loài, thống kê về thành phần loài, phân bố địa lý và sinh vật lượng. Có nhiều nghiên cứu về sinh trưởng của TVPD được thực hiện trong phòng thí nghiệm ở các điều kiện môi trường khác nhau [6, 23, 31]. Hiện nay ở Việt Nam, vẫn chưa có nhiều nghiên cứu sử dụng TVPD biển làm chỉ thị môi trường ven bờ. Gần đây, Nguyễn Văn Hợp và nnk. (2012), Nguyễn Thị Cẩm Yến & Phạm Khắc Liệu (2012) [16, 34] đã sử dụng các chỉ số TSI và TRIX đã được tính toán từ các thông số chất

lượng nước từ các thủy vực nước ngọt trong kinh thành Huế. Nguyễn Thị Gia Hằng và nnk. (2013) [13] đã sử dụng chỉ số TDI để đánh giá hiện trạng dinh dưỡng trong trầm tích của rừng ngập mặn ở khu dự trữ sinh quyển Cần Giờ (tp. Hồ Chí Minh), các tác giả đã tìm thấy loài *Achnantheidium minutissimum* chỉ thị tổng photpho thấp, còn loài *Luticola goeppertiana*, *Navicula recens* chỉ thị tổng photpho cao.

Nghiên cứu này sử dụng dữ liệu về các thông số môi trường nước và quần xã TVPD được quan trắc từ năm 2001 đến năm 2011 tại vịnh Nha Trang để tính toán các chỉ số chỉ thị cho tình trạng ưu dưỡng của thủy vực nhằm mục đích tăng thêm các thông số chỉ thị sinh vật trong đánh giá môi trường ven biển Việt Nam.

VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Khu vực nghiên cứu



Hình 1. Vị trí trạm nghiên cứu trong vịnh Nha Trang

Vịnh Nha Trang nằm trong vùng khí hậu nhiệt đới gió mùa. Mùa gió mùa tây nam thường từ tháng 5 đến tháng 9, mùa đông bắc thường kéo dài từ tháng 11 đến tháng 3, và xen giữa là giai đoạn chuyển tiếp gió mùa. Mùa mưa thường ngắn, khoảng từ tháng 9 đến tháng 12 và lượng mưa thường tập trung trong các tháng 10-11. Chế độ nhật triều không đều, khi thủy triều xuống thấp, nước từ ngoài biển vào vịnh Nha Trang với tốc độ lớn (có khi đạt 70 cm/s), nước từ trong vịnh chảy ra biển qua cửa phía đông với tốc độ nhỏ. Ở pha này, vào mùa mưa, tuy dòng chảy từ cửa phía nam lên khá lớn nhưng trầm tích từ sông Cái vẫn được vận chuyển về cửa phía nam do dòng chảy ven bờ và gió mùa đông bắc. Khi thủy triều lên, nước ngoài khơi từ cửa đông ở phía bắc chảy vào vịnh và dòng chảy ra là từ cửa phía nam [14]. Trạm quan trắc (tọa độ 12°21'25N và 109°22'00E) nằm trong vùng chịu tác động mạnh của chế độ thủy động lực với phía Tây là mũi Chụt và phía đông là đảo Hòn Tre (hình 1).

Tổng hợp và phân tích số liệu

Số liệu quan trắc trong 11 năm (2001-2011) của trạm kiểm soát môi trường trong vịnh Nha Trang tại tầng mặt vào thời điểm chân triều và đỉnh triều được sử dụng. Các thông số phân tích bao gồm nhiệt độ, độ muối, oxy hòa tan, sắc tố thực vật, hàm lượng muối dinh dưỡng nitrate, ammonium, phosphate, silicate, và dữ liệu về quần xã TVPD. Đối với các chỉ số môi trường, sử dụng chỉ số trạng thái dinh dưỡng TRIX [33] có so sánh với chỉ số TSI (Trophic State Index),

chỉ số này được tính dựa vào tổng photpho và chlorophyll-a. Chỉ số tảo silic TDI [19] được tính trên các loài tảo chỉ thị dựa vào mức giá trị chỉ thị của loài và độ nhạy với ô nhiễm (công thức 5). Các chỉ số tảo silic khác được tính theo các tỷ lệ nhóm tảo khác nhau như chỉ số tảo silic trung tâm/lông chim (centric/pennate), chỉ số tảo silic/tảo hai roi (Diatoms/Dinoflagellates) theo số lượng loài và mật độ.

$$TRIX = (\log[\text{Chla} \cdot \text{aD}^{\circ}\text{O} \cdot \text{TN} \cdot \text{TP}] + 1,5) / 1,2 \quad (1)$$

$$TSI(TP) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{TP}}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$TSI(Chl) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Chl}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

$$TSI = (TSI(TP) + TSI(Chl)) / 2 \quad (4)$$

$$TDI = \frac{\sum_{j=1}^n a_j v_j i_j}{\sum_{j=1}^n a_j v_j} \quad (5)$$

Trong đó, Chla: Chlorophyll-a (mg/m³); aD^oO: tổng oxy (%)-oxy bão hòa (%); TN: tổng nitơ hòa tan (mg/m³); TP: tổng photpho hòa tan (mg/m³); a_j: độ phong phú (tỷ lệ) của loài j trong mẫu; v_j: giá trị chỉ thị của loài j (1-3); i_j: độ nhạy với sự ô nhiễm (pollution sensitivity) của loài j (1-5). Giá trị TDI có thể nằm trong khoảng từ 1 (nồng độ ô nhiễm rất thấp) đến 5 (nồng độ ô nhiễm rất cao).

Bảng 1. Thang chỉ số TRIX [25] và TSI [26] đánh giá trạng thái dinh dưỡng của thủy vực

Trạng thái thủy vực	Thang TRIX	Thang TSI
Rất nghèo dinh dưỡng (Ultratrophic)	2-4	
Nghèo dinh dưỡng (Oligotrophic)	4-5	<30-40
Dinh dưỡng trung bình (Mesotrophic)	5-6	40-50
Giàu dinh dưỡng (Eutrophic)	6-8	50-70
Rất giàu dinh dưỡng (Dystrophic)	>8	70-100

Tương quan giữa các chỉ số được thiết lập bằng ngôn ngữ R (psych package [28]) sử dụng hệ số tương quan Spearman cho các số liệu không có phân phối chuẩn [9]. Kiểm định hoán vị (permutation test, coin package [17]) bằng

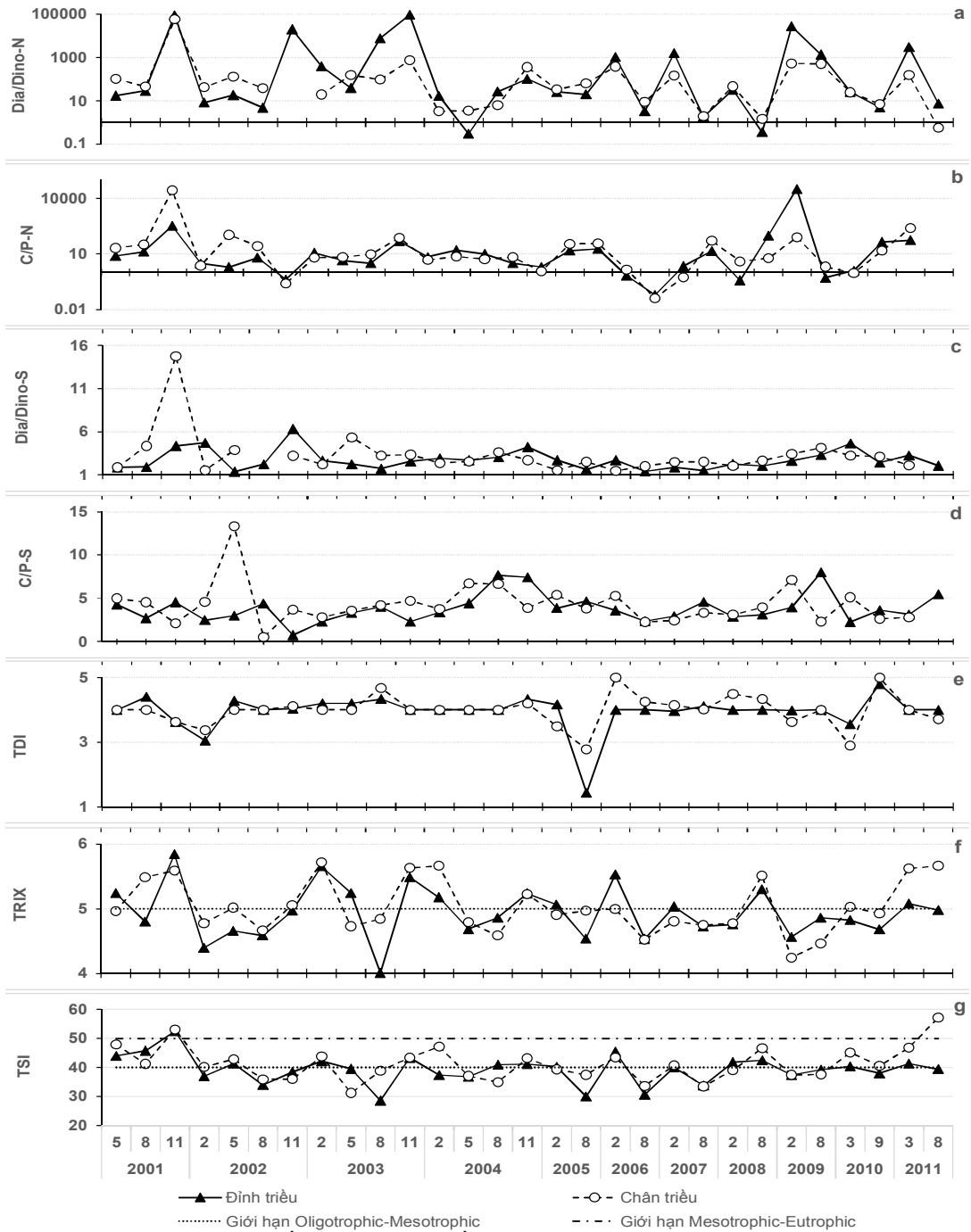
ngôn ngữ R được sử dụng để so sánh giữa chân triều và đỉnh triều.

Phân tích chỉ số giống nhau của quần xã (SIMPER) sử dụng phần mềm Primer 6 (Primer-E Ltd., UK). Các thông số mực nước

trong ngày thu mẫu được tham khảo từ số liệu trạm thủy triều Cầu Đá, Viện Hải dương học.

KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Chỉ số dinh dưỡng từ các thông số lý hóa



Hình 2. Biến động các chỉ số chỉ thị trạng thái dinh dưỡng từ năm 2001 đến năm 2011 tại tầng mặt ở đỉnh triều và chân triều

Chỉ số TRIX

Tại đỉnh triều, giá trị TRIX dao động từ 4,3 (8/2003) đến 5,9 (11/2001). Tại chân triều, TRIX dao động từ 4,5 (8/2008) - 5,9 (8/2002). Giá trị TRIX từ năm 2001 đến 2011 tại thời điểm đỉnh triều và chân triều không có sự khác biệt ($p>0,05$, permutation test). Hầu hết giá trị TRIX vào tháng 2 và tháng 11 trong các năm đều thấp hơn tháng 5 và tháng 8 (hình 2f).

So sánh với thang chỉ số TRIX (bảng 1) có thể thấy trạng thái dinh dưỡng của khu vực khảo sát từ nghèo dinh dưỡng đến dinh dưỡng trung bình.

Chỉ số Carlson TSI

Tại thời điểm đỉnh triều, giá trị TSI từ năm 2001 đến 2011 dao động trong khoảng 28,5 (8/2003) - 52,6 (11/2001). Nhiều giá trị TSI vào tháng 2 và tháng 11 cao hơn các tháng còn lại trong năm (hình 2g). Tại thời điểm chân triều, giá trị TSI dao động từ 31,2 (5/2003) đến 53,1 (11/2001). Cũng như thời điểm đỉnh triều, tại chân triều, TSI vào tháng 2 và tháng 11 trong năm hầu như đều cao hơn tháng 5 và tháng 8. Giá trị trung bình TSI tại đỉnh triều không có sự khác biệt so với chân triều ($p>0,05$, permutation test). Ở cả 2 thời điểm triều, giá trị trung bình TSI vào gió mùa đông bắc cao hơn 2,3 lần so với gió mùa tây nam ($p=0,018$, permutation test).

So sánh với thang chỉ số TSI (bảng 1) cho thấy khu vực khảo sát từ năm 2001 đến năm 2011 hầu như đều ở trạng thái từ nghèo dinh dưỡng (oligotrophic) đến dinh dưỡng trung bình (mesotrophic), riêng tháng 11/2011, thủy vực nằm trong trạng thái giàu dinh dưỡng (eutrophic) ở cả 2 thời điểm chân triều và đỉnh triều.

Các chỉ số thực vật phù du**Chỉ số TDI**

Tại đỉnh triều, TDI dao động từ 1,4 (8/2005) đến 4,8 (9/2010). Tại chân triều, TDI dao động từ 2,8 (8/2005) đến 5,0 (2/2006). Không có sự khác biệt về thống kê giữa giá trị TDI tại đỉnh triều và chân triều trong giai đoạn 2001-2011 ($p>0,05$, permutation test). TDI thường dao động lân cận giá trị 4 (hình 2e), theo thang chỉ số TDI thì khu vực khảo sát thường nằm trong tình trạng ô nhiễm trong giai đoạn 2001-2011.

Chỉ số C/P (Centric/Pennate)**Chỉ số C/P theo số loài (C/P-S)**

Phần lớn chỉ số C/P-S trong giai đoạn khảo sát đều lớn hơn 2 (hình 2d). Tại đỉnh triều, giá trị C/P-S dao động từ 0,7 (11/2002) đến 8,0 (8/2009). Tại chân triều, C/P-S dao động từ 0,5 (11/2002) đến 13,3 (8/2002). Giá trị C/P-S tại đỉnh triều và chân triều không có sự khác biệt ($p>0,05$, permutation test).

Chỉ số C/P theo mật độ (C/P-N)

Giá trị C/P-N tại đỉnh triều biến đổi trong khoảng từ 0,1 (2/2007) đến 33113,1 (8/2009). Tại chân triều, C/P-N nằm trong khoảng 0,04 (tháng 2/2007) - 27534,5 (11/2001). Hầu hết C/P-N đều có giá trị cao hơn 2 (hình 2b). C/P-N tại đỉnh triều và chân triều không có sự khác biệt ($p>0,05$, permutation test).

Chỉ số Diatoms/Dinoflagellates**Chỉ số Diatoms/Dinoflagellates theo loài (Dia/Dino-S)**

Tại đỉnh triều, Dia/Dino-S có giá trị nằm trong khoảng từ 1,4 (8/2006) đến 6,3 (11/2002). Tại chân triều, Dia/Dino-S có giá trị từ 1,5 (8/2006) đến 14,8 (2/2002) (hình 2c). Không có sự khác biệt về thống kê của chỉ số này tại đỉnh triều và chân triều ($p>0,05$, permutation test).

Chỉ số Diatoms/Dinoflagellates theo mật độ (Dia/Dino-N)

Giá trị Dia/Dino-N tại đỉnh triều nằm trong khoảng 0,3 (5/2004) - 98779,5 (11/2003). Tại chân triều, giá trị này nằm trong khoảng 0,6 (8/2011) - 59004,8 (11/2001) (hình 2a). Giá trị này tại đỉnh triều và chân triều không khác nhau ($p>0,05$, permutation test).

Cấu trúc quần xã TVPD

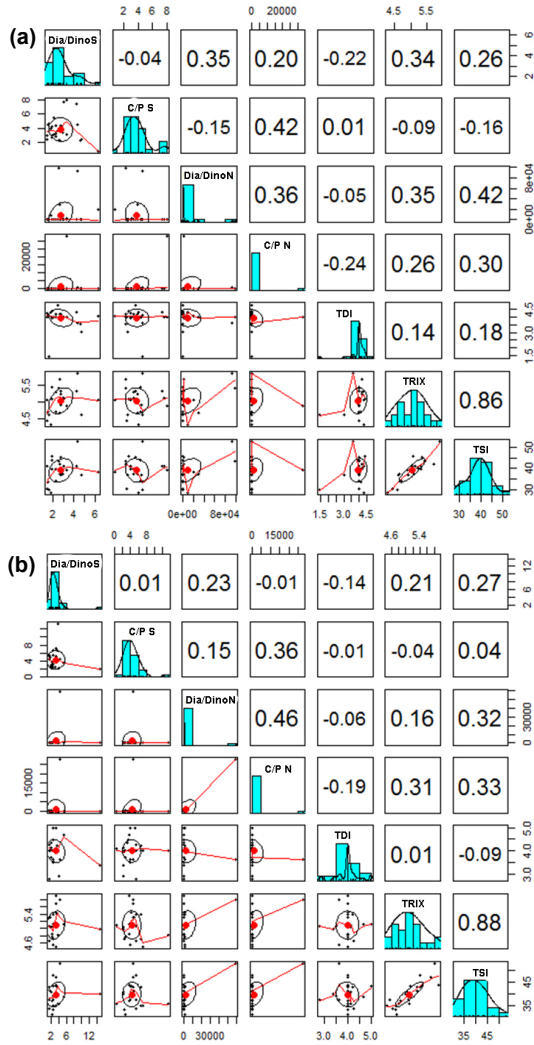
Phân tích ưu thế tích lũy mật độ tế bào cho thấy, các loài tảo *Chaetoceros* spp. kích thước nhỏ là loài thường xuyên chiếm ưu thế. Một vài thời điểm trong cuối thời kỳ gió mùa đông bắc, nhóm tảo hai roi kích thước nhỏ chưa xác định, hay các loài tảo silic như *Pseudo-nitzschia* spp., *Nitzschia* spp., *Skeletonema* sp., *Thalassionema frauenfeldii* chiếm ưu thế rõ rệt. Ở những thời gian có mức chênh lệch mực nước lớn (151cm), khác biệt về thành phần loài TVPD giữa thời điểm chân triều và thời điểm đỉnh triều là rất lớn (chỉ số giống nhau chỉ là 3,47% vào tháng 3/2009), hay như trong tháng 5 và tháng 8/2002, tháng 8/2009 (bảng 2).

Bảng 2. Ưu thế tích lũy của các loài chiếm ưu thế cộng dồn tới 90% tổng mật độ tế bào, chỉ số giống nhau về thành phần loài và chênh lệch mực nước giữa chân triều và đỉnh triều

Năm Loài/Tháng	2001			2002			2003			2004			2005			2006		2007		2008		2009		2010		2011	
	5	8	11	2	5	8	11	2	5	8	11	3	5	8	11	3	8	2	8	2	8	2	9	3	8	3	8
<i>Chaetoceros</i> spp.	59	59	66	31	65	24	32	58	47	44	9,3	38	44	28	38	72	12			84	4,5	68	68	11	22	39	40
Tảo hai roi kích thước nhỏ	8			4,2	1,5	8	59	17		76	77	29		7	23	36		47	1,9	58							
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.									9,2	13				22			4	95	4,2					11	7,4	3,8	
<i>Bacteriastrum</i> sp.	12	8,6	7,2		1,5				5,8	3,4		13	5,2	7	19	17	4			4,2	2,4	17	27				3,7
<i>Thalassionema frauenfeldii</i>				2,1	6,7									3,5	3,2		4		8,5					19	35		
<i>Nitzschia</i> spp.	4,4								62								8								5,5		
<i>Leptocylindrus danicus</i>		8				22		5,9	20			5,1	6														
<i>Chaetoceros diversus</i>					1,5	13																		19		26	
<i>Pleurosigma</i> spp.				7,4	1,5		15								3,5		20				6,7						
<i>Protoperdinium</i> spp.					1,5						3,7	7,6	3,5							11					9,2	18	
<i>Skeletonema</i> sp.																										51	
<i>Cylindrotheca closterium</i>	4,4			4,2	3,7			5							7		4				8,3		5,5	7,4			
<i>Guinardia striata</i>				11						4,7	3,7	3,5		11	14												
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	5,3			2,1	1,5		15									3,8				2,7					9,2		
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>		4,3								20																	
<i>Chaetoceros compressus</i>				10	2,1											4,9	3,2										
<i>Skeletonema costatum</i>				8,4	10																						
<i>Prorocentrum micans</i>																					18						
Tảo silic lông chim KXD						3,4		14																			
Tảo silic trung tâm KXD																									16		
<i>Proboscia alata</i>						3,4						13															
<i>Trichodesmium erythraeum</i>																				11							
<i>Thalassionema nitzschioides</i>															10												
<i>Coscinodiscus</i> sp.					1,5	8																					
<i>Rhizosolenia hebetata</i>																8,7											
<i>Bacteriastrum furcatum</i>									6,9																		
Chỉ số giống nhau (%)	30	48	73	62	20	21	34	35	57	42	63	15	62	39	33	40	39	85	21	84	16	79	47	3,5	24	30	33
Chênh lệch mực nước (cm)	141	167	121	50	155	166	129	87	82	167	101	66	91	73	126	152	143	162	65	131	117	72	57	151	158	75	110

Hệ số tương quan giữa các chỉ số

Chỉ số TSI và TRIX có mối tương quan thuận khá cao, với hệ số tương quan giữa chúng tại đỉnh triều $r = 0,86$ ($p < 0,001$) và chân triều $r = 0,88$ ($p < 0,001$) (hình 3 và bảng 3).



Hình 3. Ma trận tương quan giữa các cặp chỉ số tại đỉnh triều (a) và chân triều (b)

Ma trận tương quan giữa các chỉ số tại đỉnh triều (hình 3a) và chân triều (hình 3b) cho thấy hầu như các chỉ số có tương quan thấp với các giá trị p thể hiện ở bảng 3, ngoại trừ chỉ số TSI và TRIX. Ở cả hai thời điểm đỉnh triều và chân triều, tỷ lệ mật độ tế bào centric/pennate (C/P-N) có tương quan dương với tỷ lệ số lượng loài

centric/pennate (C/P-S) và tỷ lệ mật độ tế bào Diatom/Dinoflagellate (Dia/Dino-N) với hệ số tương quan biến thiên trong khoảng 0,36-0,46. Bên cạnh đó, tương quan giữa Dia/Dino-N với chỉ số TSI ($r=0,32-0,42$) cao hơn tương quan giữa Dia/Dino-N với TRIX ($r=0,16-0,35$) ở cả 2 thời điểm triều.

Từ các chỉ số TRIX và TSI có thể thấy, mức dinh dưỡng ở thủy vực Nha Trang từ nghèo dinh dưỡng đến mức dinh dưỡng trung bình trong khi chỉ số TDI cho thấy thủy vực thường ở trạng thái ưu dưỡng. Chỉ số TSI thường được sử dụng cho thủy vực nước ngọt như sông, hồ, khi ứng dụng chỉ số này vào vùng biển vịnh Nha Trang cùng với chỉ số TRIX cho thấy giữa chúng có mối tương quan thuận chặt chẽ ($r = 0,86-0,88$). Vì vậy, có thể ứng dụng chỉ số TSI để đánh giá trạng thái dinh dưỡng vùng biển ven bờ. Tuy nhiên, cần nghiên cứu kỹ hơn và có hệ thống hơn để có thể đưa ra những kết luận thuyết phục hơn. Gharib et al. (2011) [10] cho rằng TVPD không chỉ phản ánh điều kiện tức thời mà còn phản ánh điều kiện trước đó của môi trường. Đồng thời, đánh giá chỉ số TDI cũng có thể phản ánh cả trường hợp khu vực lân cận của vùng nghiên cứu đang ở trạng thái ưu dưỡng. Nguyên nhân có thể do các điều kiện về động lực như sóng, triều, dòng chảy... đã đưa các loài TVPD từ khu vực khác đến khu vực nghiên cứu.

Tỉ số mật độ tế bào giữa tảo silic và tảo hai roi (Dia/Dino-N) ở vịnh Nha Trang có xu hướng tăng nhẹ theo thời gian, và rõ hơn ở thời điểm chân triều. Hällfors et al. (2013) [12] khi phân tích số liệu dài kỳ trong vùng biển Baltic đã thấy rằng tỷ lệ của Dia/Dino-N giảm ở tất cả các mùa, đồng thời đưa ra nhận định rằng tác động mang tính chu kỳ hay tác động ưu dưỡng hóa là yếu tố quan trọng trực tiếp và gián tiếp tạo nên sự khác biệt về cấu trúc quần xã TVPD giữa giai đoạn 1903-1911 với 1993-2005. Trong nghiên cứu này, mối tương quan (tuy không cao) giữa tỷ lệ Dia/Dino-N và tỷ lệ C/P-N với các chỉ số TSI và TRIX ở cả 2 thời điểm triều cho thấy, các chỉ số Dia/Dino-N và C/P-N có thể áp dụng để đánh giá trạng thái dinh dưỡng của thủy vực, phù hợp với những lý giải của các nghiên cứu trước đó về khả năng cạnh tranh mạnh của nhóm tảo silic trung tâm trong điều kiện nguồn

đinh dưỡng (nitrate, silicate) dồi dào [18, 21]. Sự bùng phát của tảo silic trong lúc chỉ số TRIX, TSI cao (tỷ lệ thuận với Chl-a, oxy, nitơ, photpho) sẽ dẫn đến hậu quả cạn kiệt nguồn muối dinh dưỡng và oxy (giảm chỉ số TRIX, TSI), và đây là lúc nhóm tảo hai roi và một số loài tảo silic lông chim phát triển. Chỉ số TDI và các chỉ số liên quan đến cấu trúc quần xã TVPD như C/P-N, Dia/Dino-N đều cho thấy thủy vực

thường ở trạng thái dinh dưỡng trung bình đến giàu dinh dưỡng với sự ưu thế của các loài tảo silic trung tâm như *Chaetoceros* spp. Chỉ số TDI ở thời điểm chân triều nhìn chung thường cao hơn so với thời điểm đỉnh triều cho thấy ở tầng mặt của khu vực nghiên cứu, môi trường ở thời điểm chân triều thường giàu dinh dưỡng hơn so với đỉnh triều

Bảng 3. Ma trận giá trị p theo tương quan Spearman của các chỉ số ở đỉnh và chân triều. Số đậm chỉ tương quan có ý nghĩa

	<i>Dia/Dino-S</i>	<i>C/P-S</i>	<i>Dia/Dino-N</i>	<i>C/P-N</i>	<i>TDI</i>	<i>TRIX</i>
Đỉnh triều						
<i>C/P-S</i>	0,83					
<i>Dia/Dino-N</i>	0,06	0,45				
<i>C/P-N</i>	0,29	0,02	0,05			
<i>TDI</i>	0,25	0,94	0,81	0,21		
<i>TRIX</i>	0,11	0,69	0,10	0,23	0,52	
<i>TSI</i>	0,23	0,48	0,05	0,16	0,42	0,00
Chân triều						
<i>C/P-S</i>	0,96					
<i>Dia/Dino-N</i>	0,24	0,44				
<i>C/P-N</i>	0,98	0,06	0,01			
<i>TDI</i>	0,48	0,97	0,75	0,34		
<i>TRIX</i>	0,35	0,87	0,49	0,16	0,96	
<i>TSI</i>	0,22	0,84	0,14	0,12	0,67	0,00

Nghiên cứu tỷ lệ số lượng tảo silic trung tâm/lông chim ở vịnh Chesapeake (USA) cho thấy, tỷ lệ này thay đổi từ <2 đến >2 vào thời điểm cuối thế kỷ 19 đầu thế kỷ 20 khi nền nông nghiệp phát triển mạnh ở lưu vực của vịnh cùng với diện tích rừng giảm và lượng phân bón gia tăng [20]. Tỷ số C/P-S được sử dụng với quan điểm cho rằng tảo silic trung tâm thường phát triển mạnh hơn ở những vùng nước giàu dinh dưỡng so với tảo silic lông chim và vì thế tỷ lệ này có thể được dùng như chỉ số ưu dưỡng [5]. Tỷ số C/P-S phản ánh tốt trạng thái ưu dưỡng xảy ra ở Vịnh Chesapeake, các cửa sông Palmico và Neuse (Hoa Kỳ). Tỷ lệ C/P-S trong mối tương quan với ưu dưỡng hóa của thủy vực cũng được ghi nhận tương tự ở biển Baltic và vịnh Laajalahti ở Phần Lan [11]. Ở vịnh Nha Trang, chỉ số C/P-S nằm trong khoảng 2-5 (tần suất 66%) và đôi khi >10 (tần suất 10%). Dựa trên chỉ số dinh dưỡng thì có

thể nhận định vịnh thường xuyên ở trạng thái dinh dưỡng trung bình. Nếu chỉ dựa vào mật độ tảo silic tăng cao cũng có thể sớm đánh giá được trạng thái ưu dưỡng của thủy vực [30]. Trong nhiều nghiên cứu cột trầm tích, phân tích thành phần tảo silic có thể giúp tái hiện lại nồng độ dinh dưỡng trong quá khứ thông qua so sánh tỷ lệ với thành phần tảo silic hiện tại của thủy vực [21]. Tuy nhiên, phân tích này có thể đưa ra những con số thấp hơn thực tế ở một số khoảng thời gian đặc biệt và tùy loại thủy vực. Ở vịnh Laajalahti (Phần Lan), các giá trị TN thực tế thường xuyên cao hơn các giá trị tính toán từ tảo silic ngoại trừ trong giai đoạn ưu dưỡng của thập kỷ 1970s [4]. Trong khi đó, ở lạch Mariager (Đan Mạch) thì các giá trị TN tính từ tảo silic rất phù hợp với các giá trị đo thực tế [7]. Đối với các quần xã hiện tại, tương quan giữa các nồng độ chất dinh dưỡng và mật độ tảo thường không thể

phản ánh tốt theo dạng tuyến tính được. Tuy vậy, phân tích thành phần tảo silic ở một số cửa sông có biến động mạnh về hàm lượng TP và TN cho tương quan cao. Nodine et al. (2014) [24] nhận định rằng, sự dung quần hợp tảo silic để phản ánh các thông số môi trường trong phạm vi không gian của thủy vực là đáng tin cậy. Các tác giả cũng cho rằng, các phân tích quần hợp tảo silic, nhất là vùng ven biển, có thể được sử dụng trong việc tái hiện các biến động của môi trường ở các thủy vực chịu tác động mạnh.

Trong khi có nhiều nghiên cứu xác định tầm quan trọng của việc phân tích thành phần tảo silic trong đánh giá tác động môi trường, một điều cần lưu ý là việc xác định loài tảo silic sẽ là yếu tố quan trọng trong toàn bộ các phân tích quần hợp hay tỷ lệ số loài. Vì vậy, các chỉ số sử dụng thành phần hay số loài tảo chỉ tốt hơn khi dựa trên số liệu phân tích thành phần loài đáng tin cậy.

Tuy các phân tích và so sánh chỉ số thực vật phù du và chỉ số lý hóa trong vịnh Nha Trang đưa ra các bằng chứng về việc ứng dụng các chỉ số tảo để đánh giá trạng thái dinh dưỡng thủy vực nhưng cũng cần phải thực hiện nhiều nghiên cứu ở các thủy vực khác để củng cố điều này. Thêm vào đó, việc xác định các giá trị sinh thái, như khả năng chịu đựng ô nhiễm, hay các giới hạn của các chỉ số cũng nên được thiết lập cho nhiều loài TVPD vùng biển ven bờ.

Lời cảm ơn: Công trình này được tài trợ bởi Quỹ nghiên cứu cơ bản qua đề tài Mã số 106.13-2011.16. Các tác giả Đoàn Như Hải và Nguyễn Ngọc Lâm cảm ơn đề tài Hợp tác quốc tế NĐT Việt-Nga mã số VAST.HTQT. NGA.04/14 do Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam cấp kinh phí. Bài báo sử dụng số liệu của chương trình quan trắc môi trường biển các tỉnh phía nam.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Cañedo-Argüelles M., Rieradevall M., Farrés-Corell R., Newton A., 2012. Annual characterisation of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114: 59-69.
2. Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369.
3. Carstensen J., Krause-Jensen D., Dahl K., Henriksen P., 2008. Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus-Denmark, NERI Technical Report No.683.
4. Clarke A. L., Weckstrom K., Conley D. J., Anderson N. J., Adser F., Andren E., de Jonge V. N., Ellegaard M., Juggins S., Kauppila P., Korhola A., Reuss N., Telford R. J., Vaalgamaa S., 2006. Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone, *Limnol. Oceanogr.*, 51: 385-397.
5. Cooper S. R., 2000. The history of water quality in North Carolina estuarine waters as documented in the stratigraphic record. Water Resources Research Institute of the University of North Carolina. 100pp.
6. Doan-Nhu H., Nguyen Thi M. A., Nguyen-Ngoc T.G., 2008. Pseudo-nitzschia in south central coastal waters of Vietnam: growth and occurrence related to temperature and salinity. *Proceedings of the 12th International conference on Harmful Algae*, Copenhagen, Denmark, p 29-32.
7. Ellegaard M., Clarke A. L., Reuss N., Drew S., Weckstrom K., Juggins S., Anderson N. J., Conley D. J., 2006. Multi-proxy evidence of long-term changes in ecosystem structure in a Danish marine estuary, linked to increased nutrient loading, *Estuar. Coast. Shelf S.*, 68: 567-578.
8. Ferreira J. G., Andersen J. H., Borja A., Bricker S. B., Campe J., Cardoso da Silva M., Garcés E., Heiskanen A., Humborg C., Ignatiades L., Lancelot C., Menesguen A., Tett P., Hoepffner N., Clauss U., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(2): 117-131.
9. Fowler J., Cohen L., Jarvis P., 2001. *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley & Sons. 254pp.

10. Gharib S. M., El-Sherif Z. M., Abdel-Halim A. M., Radwan A. A., 2011. Phytoplankton and environmental variables as a water quality indicator for the beaches at Matrouh, south-eastern Mediterranean Sea, Egypt: an assessment. *Oceanologia*, 53(3): 819-836, doi:10.5697/oc.53-3.819.
11. Gooday A. J., Jorissen F., Levin L. A., Middelburg J. J., Naqvi S. W. A., Rabalais N. N., Scranton M., Zhang J., 2009. Historical records of coastal eutrophication-induced hypoxia. *Biogeosciences*, 6(8): 1707-1745.
12. Hällfors H., Backer H., Leppänen J.- M., Hällfors S., Hällfors G., Kuosa H., 2013. The northern Baltic Sea phytoplankton communities on 1903-1911 and 1993-2005: a comparison of historical and modern species data. *Hydrobiologia*, 707: 109-133.
13. Nguyễn Thị Gia Hằng, Nguyễn Thanh Tùng, Nguyễn Xuân Thuýn, 2013. Sử dụng chỉ số TDI đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong nền trầm tích rừng ngập mặn bị xáo trộn do bão Duran tại khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ, Thành phố Hồ Chí Minh. *Tạp chí Khoa học và Phát triển, Đại học quốc gia tp. Hồ Chí Minh*, 11(5): 663-671.
14. Phạm Sĩ Hoàn, Nguyễn Thọ Sáo, 2009. Mô phỏng dòng chảy và vận chuyển trầm tích lơ lửng trong các cửa sông và vịnh Bình Cang-Nha Trang bằng mô hình toán 2 chiều, *Tạp chí Khí tượng Thủy văn*, 584: 42-50.
15. Högländer H., Karlson B., Johansen M., Walve J., Andersson A., 2013. Overview of coastal phytoplankton indicators and their potential use in Swedish waters. Swedish Institute for the Marine Environment, WATERS Report no. 2013:5, Deliverable 3.3-1.
16. Nguyễn Văn Hợp, Phạm Nguyễn Anh Thi, Nguyễn Hữu Hoàng, Võ Thị Bích Vân, Thủy Châu Tờ, 2012. Chất lượng nước và tình trạng phú dưỡng các hồ trong kinh thành Huế. *Tạp chí Khoa học, Đại học Huế* 73(4): 91-102.
17. Hothorn T., Hornik K., van de Wiel M. A., Zeileis A., 2008. Implementing a Class of Permutation Tests: The coin Package. *Journal of Statistical Software*, 28(8): 1-23.
18. Hsiao S. I. C., 1992. Diel, Tidal and Vertical Variations of Phytoplankton and Its Environment in Frobisher Bay. *Arctic* 45(4): 327-337.
19. Kelly M. G., Whitton B. A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.
20. Kemp W.M., Boynton W. R., Adolf J. E., Boesch D. F., Boicourt W. C., Brush G., Cornwell J. C., Fisher T. R., Glibert P. M., Hagy J. D., Harding L. W., Houde E. D., Kimmel D. G., Miller W. D., Newell R. I. E., Roman M. R., Smith E. M., Stevenson J. C., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 303(21): 1-29.
21. Kiefer D. A., Kremer J. N., 1981. Origins of vertical patterns of phytoplankton and nutrients in the temperate, open ocean: A stratigraphic hypothesis. *Deep-sea Res.*, 28A: 1087-1105.
22. Lugoli F., Garmendia M., Lehtinen S., Kauppila P., Moncheva S., Revilla M., Roselli L., Slabakova N., Valencia V., Dromph K. M., Basset A., 2012. Application of a new multi metric phytoplankton index to the assessment of ecological status in marine and transitional waters. *Ecological Indicators*, 23: 338-355.
23. Nguyen-Ngoc L. 2004. An autecological study of the potentially toxic dinoflagellate *Alexandrium* affine isolated from Vietnamese waters. *Harmful Algae*, 3(2): 117-129.
24. Nodine E. R., Gaiser E. E., 2014. Distribution of Diatoms Along Environmental Gradients in the Charlotte Harbor, Florida (USA), Estuary and Its Watershed: Implications for Bioassessment of Salinity and Nutrient Concentrations. *Estuaries and coasts*, 37(4): 864-879.
25. Pettine M., Casentini B., Fazi S., Giovanardi F., Pagnotta R., 2007. A

- revisitation of TRIX for trophic status assessment in the light of the European water framework directive: Application to Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1413-1426.
26. Prasad A. G., Siddaraju D., 2012. Carlson's Trophic State Index for the assessment of trophic status of two Lakes in Mandya district, *Advances in Applied Science Research*, 3(5): 2992-2996.
27. Primpas I., Karydis M., 2011. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environmental monitoring and assessment*, 178: 257-269.
28. Revelle W., 2015. psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, <http://CRAN.R-project.org/package=psych> Version = 1.5.8.
29. Seisdedo M., Moreira A. R., Comas A. A., Arencibia G., 2014. Analysis of tools for trophic status assessment of water in Cienfuegos bay, Cuba. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 9: 103-111.
30. Smith V. H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem, *Environ. Sci. Pollut. R.*, 10: 126-139.
31. Hồ Văn Thệ, Nguyễn Thị Mai Anh, 2010. Đặc điểm hình thái và sinh trưởng của loài tảo hai roi *Gambierdiscus pacificus* Chino et Faust 1999. *Tạp chí Sinh học*, 32(3): 36-43.
32. U. S. Environmental Protection Agency, 2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual-Rivers and Streams. EPA-822-B-00-002. Washington, D.C.
33. Vollenweider R. A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A., 1998. Characterization of the trophic conditions of Marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357.
34. Nguyễn Thị Cẩm Yến, Phạm Khắc Liệu, 2012. Đánh giá tình trạng dinh dưỡng của một số hồ trong kinh thành Huế qua các chỉ số dinh dưỡng. *Tạp chí Khoa học, Đại học Huế*, 75(6): 267-272.

ASSESSMENT ON TROPHIC STATUS OF NHA TRANG BAY USING ENVIRONMENTAL AND PHYTOPLANKTON BASED INDICES

**Huynh Thi Ngoc Duyen¹, Nguyen Thi Mai Anh², Nguyen Chi Thoi²,
Tran Thi Le Van², Phan Tan Luom², Nguyen Ngoc Lam², Doan Nhu Hai²**

¹University of Natural Sciences, National University of HCMC

²Institute of Oceanography, VAST

SUMMARY

Ten year data of environment and phytoplankton community structure were used to calculate trophic status indices of Nha Trang Bay. The two indicating groups, environmental and phytoplankton based indices, were different and varied in time. Both TRIX (4.3-5.9) and TSI (28.5-53.1) indices indicated Nha Trang Bay was in oligotrophic to mesotrophic status. However, trophic diatoms index, TDI (1.4-5.0) indicated high frequency of mesotrophic and eutrophic status of the waters. Ratios of centric to pennate diatoms (C/P, both in species number and in abundance) frequently indicated eutrophic status (>2.0) of the waters. Correlation matrix showed positive relationships amongst environmental and phytoplankton based indices. The present study suggested that phytoplankton ratios, Dia/Dino-N and C/P-N indices, are applicable in assessing trophic status of coastal waters. The TDI index, however, is needed for further studies to be applicable for coastal waters.

Keywords: Environment indicator, phytoplankton, trophic status, Nha Trang bay.

Ngày nhận bài: 15-8-2015