



Biota Colombiana

ISSN: 0124-5376

ISSN: 2539-200X

biotacol@humboldt.org.co

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
"Alexander von Humboldt"

Colombia

Troccoli-Ghinaglia, Luis; Prado-España, Mónica
Estado trófico y estructura comunitaria del microfitoplancton en un sector del golfo de Guayaquil, Ecuador

Biota Colombiana, vol. 18, núm. 2, 2017, pp. 145-163

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt"
Colombia

DOI: <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a09>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49162495009>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org
UAEM

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Estado trófico y estructura comunitaria del microfitoplancton en un sector del golfo de Guayaquil, Ecuador

Trophic status and community structure of microphytoplankton in a sector of the Gulf of Guayaquil, Ecuador

Luis Troccoli-Ghinaglia y Mónica Prado-España

Resumen

El incremento urbano en zonas costeras ha conducido a la eutrofización, cuya acumulación de residuos orgánicos ha afectado también al estuario del golfo de Guayaquil; por ello, se determinó el estado trófico utilizando el índice Karydis, a una milla del margen costero de la provincia de El Oro, en tres zonas establecidas según la afinidad hidrográfica. Además, se realizaron análisis multivariados para establecer la relación entre el microfitoplancton y las variables físico-químicas. Se evidenciaron diferencias significativas en niveles tróficos y estructura comunitaria por zonas. La zona A (canal de Jambelí), mostró mayor índice trófico, nitrato (3.8) y silicato (4.9), con menor salinidad, oxígeno disuelto y transparencia; la zona B (área de intercambio marino-costera), con mayor influencia oceánica, presentó valores tróficos medios (nitrato: 3.4 y silicato: 4.6) y la zona C (isla Puná), mostró mayor salinidad y los menores índices tróficos (3.2 de nitrato y 4.3 silicato). Las especies representativas fueron en la zona A *Nitzschia longissima*, *Skeletonema costatum* y *Pseudonitzschia delicatissima*; en la zona B: *P. delicatissima*, *Guinardia striata* y *Leptocylindrus danicus*, y la zona C *Paralia sulcata*, *Thalassionema nitzschiooides* y *S. costatum*. Se determinó que el área de estudio es mesotrófica, no obstante, la zona A, presentó el mayor nivel trófico, debido probablemente a una mayor influencia de actividades humanas.

Palabras clave. Análisis multivariado. Estuario. Eutrofización. Índice Karydis. Mesotrófico.

Abstract

Urban growth in coastal areas has led to eutrophication, which in turn has caused the accumulation of organic in the estuarine system of the gulf of Guayaquil. In this scenario trophic status was determined using the Karydis index in three zones established according to hydrographic affinity one mile from the coastal margin of the province of El Oro. Additionally, multivariate analysis were developed to establish the relationship between micro-phytoplankton and physical and chemical variables. Significant differences in trophic levels and community structure were found in each zone. Zone A (Jambelí channel), had the highest trophic index, nitrate (3.8) and silicate (4.9), and lowest salinity, dissolved oxygen, and transparency; zone B (coastal marine exchange area), the one with the greatest oceanic influence, had medium trophic levels (nitrate: 3.4 and silicate: 4.6); zone C (Puná island), had the highest salinity and lowest trophic indexes (3.2 nitrate and 4.3 silicate). The representative species in zone A were: *Nitzschia longissima*, *Skeletonema costatum*, and *Pseudonitzschia delicatissima*; zone B: *P. delicatissima*, *Guinardia striata*, and *Leptocylindrus danicus*; zone C *Paralia sulcata*, *Thalassionema nitzschiooides*, and *S. costatum*. The study area was determined as mesotrophic. However, zone A presented the highest trophic level, probably due to a greater influence from human activities.

Key words. Estuary. Eutrophication. Karydis index. Mesotrophic. Multivariate analysis.

Introducción

El incremento de las poblaciones en las regiones aledañas a la zona costera ha sido motivo de preocupación por la problemática que implica el vertido de aguas de origen doméstico cuyo destino final es el mar (Borja y Dauer 2008, Flynn *et al.* 2015). Uno de los efectos del permanente vertido de estas aguas residuales, es el incremento de nutrientes en la zona costera provocando la eutrofización. Los estudios sobre el estado trófico de las zonas costeras fueron iniciados por Nixon (1995), quien planteó la necesidad de buscar indicadores para medir la contaminación orgánica a través del nivel trófico (Cloern 2001).

Dentro de los procesos de determinación del nivel trófico, se consideran las concentraciones de clorofila (Carlson 1977), nutrientes (Karydis 1992) o combinaciones de ambos (Vollenweider 1992). No obstante, los métodos más reconocidos utilizan indicadores biológicos como el microfitoplancton, pastos marinos y macroalgas (Livingston 2003), de los cuales, el primero es considerado el mejor indicador de los procesos costeros; además, su estructura comunitaria es determinante para conocer ambientes de distintos niveles tróficos (Tsirtsis y Karydis 1998, Garmendia *et al.* 2013).

Los índices tróficos de Karydis y Trix, han sido muy utilizados en Europa y América, y han sido probados en ambientes tropicales como los estudios realizados en la zona costera del golfo de México (Medina-Gómez y Herrera-Silveira 2003, Herrera-Silveira *et al.* 2004 y Tapia-González *et al.* 2008) y en el Pacífico colombiano (Betancourt-Portela *et al.* 2011) que recomiendan aplicar índices para gestores gubernamentales en planes de manejo.

La zona costera de Ecuador, presenta variabilidad estacional marcada con dos temporadas, la de lluvias (diciembre a mayo) y la época seca entre junio y noviembre (Twilley *et al.* 2001; Prado *et al.* 2015). En esta zona, se encuentra el golfo de Guayaquil (3°S , 80°W) que es el más grande ecosistema estuarino en la costa del Pacífico Sudeste ($12,000\text{ km}^2$). Comprende la línea de costa desde la parte sur de la provincia

del Guayas y toda la provincia de El Oro en Ecuador (Figura 1). Está formado por un estuario exterior que se inicia en el occidente de la isla Puná hasta el meridiano 81° W , y un estuario interior que se extiende desde el oeste de la isla Puná hasta el borde costero conteniendo el Estero Salado, el río Guayas y el archipiélago de Jambelí (Cucalón 1996).

En el golfo de Guayaquil se han realizado varios estudios sobre la composición y abundancia del microfitoplancton, entre los que destacan el de Jiménez (1983), quien identificó 189 especies de diatomeas y silicoflagelados; Cajas *et al.* (1998) determinaron que las aguas interiores del golfo de Guayaquil corresponden a un área de baja diversidad debido a la dominancia de *Skeletonema costatum* y *Polymyxus coronalis*; Gualancañay *et al.* (2003) señalaron que las diatomeas dominan tanto en época seca como en la lluviosa, y que los grupos de dinoflagelados, cianobacterias y flagelados se encuentran en menor abundancia; Prado *et al.* (2015) determinaron que en el estuario exterior del golfo de Guayaquil frente a la provincia de El Oro, dominan especies oceánicas como *Rhizosolenia imbricata* y *Eucampia cornuta*, mientras que en el estuario interior son más abundantes *Paralia sulcata* y *S. costatum*.

El crecimiento sostenido en Ecuador durante los últimos 20 años, se basa principalmente en actividades de agricultura y de acuicultura, particularmente en la región sur del golfo de Guayaquil en la provincia de El Oro (INEC 2013). Al respecto Twilley *et al.* (2001) recomendaron la determinación de la calidad de agua de esta zona, pues la misma se habría deteriorado como consecuencia de la pérdida de grandes áreas de manglares, considerados filtros biológicos de importancia primordial (Turcios y Papenbrock 2014), que luego fueron utilizadas para la instalación de granjas camaronesas. Sin embargo, no se han realizado estudios sobre calidad de agua del golfo de Guayaquil y zonas aledañas, considerando que los vertidos originados por las mencionadas actividades, tienen como destino final ese importante cuerpo de agua. A partir del programa de monitoreo hidrográfico desarrollado por el Instituto Nacional de Pesca, se

planteó la determinación del estado trófico y la respuesta de la estructura comunitaria, abundancia y diversidad del microfitoplancton a través de especies indicadoras de estos procesos, en la zona sur del golfo de Guayaquil frente a la provincia de El Oro.

Material y métodos

El área de estudio comprende el estuario interior del golfo de Guayaquil a una milla aproximada de la costa continental frente a la provincia de El Oro, en

donde se establecieron 17 estaciones de muestreo georreferenciadas con un GPS marca Garmin modelo GPSMAP 62sc (10 m de precisión). Con base en la afinidad de las condiciones hidrográficas y luego de realizar un análisis de conglomerados (Wards City block), se dividió el área en tres zonas: A: área adyacente al canal Jambelí (estaciones 1, 2, 3, 4, 17 y 23), B: área de intercambio con aguas marino-costeras (estaciones 7, 8, 9, 11, 12, 13, 14 y 16) y C: zona interna al sureste de la Isla Puná (estaciones 15, 20 y 21) (Figura 1).

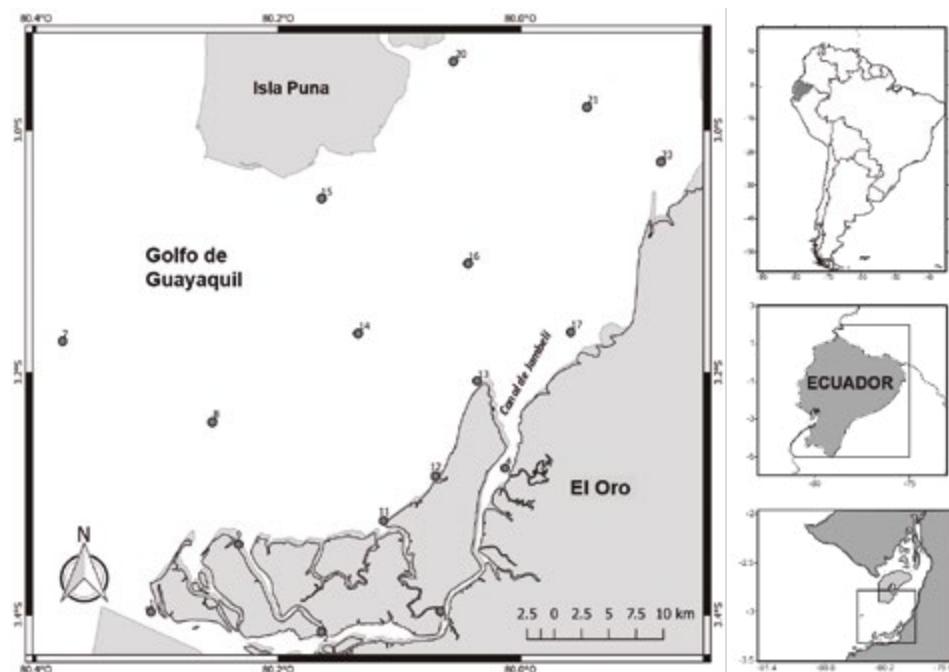


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en la zona costera de la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012.

Colecta y análisis de muestras

Los muestreos se realizaron mensualmente desde junio hasta diciembre de 2012, correspondientes a la temporada seca de Ecuador, colectándose un total de 119 muestras, a nivel superficial entre las 08:00 y 10:00 am. En cada sitio se realizaron mediciones de temperatura y salinidad con un Conductivity Temperature Depth (CTD) Seabird SBE-19 Plus V2 (0.0001 de precisión). Simultáneamente se tomaron muestras de agua con botellas Niskin de 8 L de

capacidad, para la determinación de nitrito, nitrato, fosfato y silicato, los cuales fueron analizados de acuerdo con la metodología de Parsons *et al.* (1984). Además se efectuaron mediciones de transparencia mediante un disco Secchi de 30 cm de diámetro.

De las mismas muestras obtenidas con botella Niskin se separaron alícuotas de 200 mL para el análisis cualitativo y cuantitativo de microfitoplancton, las cuales fueron preservadas con solución de lugol. Para la identificación de especies se utilizaron las claves de

Cupp (1943), Cleve (1951), Schiller (1971), Jiménez (1983), Tomas (1997) y Bérnard-Theriault *et al.* (1999). El recuento se realizó mediante el método Utermöhl referido en Hasle (1978), para lo cual se utilizaron cámaras de sedimentación de 50 mL y un microscopio invertido Leica DMi8.

Análisis de datos

Para establecer posibles diferencias zonales, estacionales y mensuales, se realizó el análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis (Sheskin 2004), luego de comprobar el no cumplimiento de los supuestos del Anova como son normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y homocedasticidad a través del índice de Bartlett (Zar 1996), expresándose los resultados en diagramas de cajas y bigotes de acuerdo con Boyer *et al.* (1997).

La relación entre variables hidrográficas en cada zona se realizó mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de la matriz de correlación (Johnson y Wichern 1992, Legendre y Legendre 1998).

Se determinó el estado trófico del área de estudio, utilizando los datos de nutrientes, con base en el índice de Karydis *et al.* (1983) y Karydis (1992) mediante la siguiente fórmula:

$$IT = C/C \cdot \log X_i + \log A, \text{ donde:}$$

IT: Índice trófico

C: Sumatoria de la concentración de nutrientes por estación

X_i: Concentración mensual promedio del nutriente por estación

A: Número de estaciones

La escala numérica que determina el nivel trófico es la siguiente:

- <3: Oligotrófico
- 3-5: Mesotrófico
- >5: Eutrófico

Para establecer la relación entre las especies relevantes de cada zona con las variables hidrográficas, se realizó un Análisis de Correspondencia Corregido (DCA) y con base en la distancia del gradiente (<3) se efectuó un Análisis de Redundancia (ADR) (ter Braak y Verdonschot 1995, Muylaert *et al.* 2009).

Las posibles diferencias en la estructura comunitaria del microfitoplancton entre zonas, se determinaron a través del Análisis Multidimensional no paramétrico (MDS-Anosim). Luego, se estableció la contribución de las especies relevantes del microfitoplancton por zonas mediante el SIMPER (Clarke y Warwick 2001). Para medir la respuesta de la comunidad ante variaciones entre diferentes tramos del área de estudio, se obtuvo la diversidad mediante los índices de Hill N1 y N2, y el de Shannon y Wiener (Tsirstsis y Karydis 1998, Chao *et al.* 2014). También se calcularon los índices de equitatividad y riqueza (Krebs 1999).

Resultados

Variables hidrográficas

En la tabla 1 se detallan los valores promedio de las variables hidrográficas.

Tabla 1. Promedios de las variables hidrográficas por zonas frente a la provincia de El Oro durante junio-diciembre de 2012. Donde Prom = promedio y SE = Error estándar.

Zona	A		B		C	
	Variable	Prom.	SE	Prom.	SE	Prom.
Temperatura °C	25,9	0,1	24,7	0,1	24,3	0,2
Salinidad UPS	31,68	0,25	32,89	0,13	32,51	0,21
Oxígeno Disuelto	6,02	0,24	7,27	0,26	6,9	0,23
Nitrito $\mu\text{mol L}^{-1}$	2,65	0,31	0,51	0,09	0,48	0,06
Nitrato $\mu\text{mol L}^{-1}$	7,18	0,83	2,51	0,33	9,47	0,8
Fosfato $\mu\text{mol L}^{-1}$	1,6	0,06	0,9	0,05	1,36	0,05
Silicato $\mu\text{mol L}^{-1}$	58,45	6,76	20,39	3,06	34,94	6,87
Transparencia (m)	0,9	0,5	2,55	0,25	1,2	0,2

El comportamiento mensual de las variables hidrográficas fue bastante homogéneo durante los 6 meses de estudio ($p > 0,05$). En cuanto a la variabilidad por zona todas mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$). La menor temperatura promedio ($24,7^{\circ}\text{C}$) se registró en la zona B, de mayor influencia costera y la más elevada ($25,9^{\circ}\text{C}$) en la zona anexa al canal Jambelí (A) (Figura 2a). La menor salinidad promedio (31,68 UPS) se detectó en zona A y la mayor (32,89 UPS) en la zona B (Figura 2b). La menor concentración promedio de oxígeno disuelto ($6,02 \text{ mg/m}^3$) se detectó en la zona A y la mayor ($7,27 \text{ mg/m}^3$) en la zona B (Figura 2c). La menor concentración promedio de nitrato ($2,51 \mu\text{mol/L}$) se detectó en la zona B y la mayor ($9,47 \mu\text{mol/L}$) en la zona C (Figura 2d). La menor concentración promedio de nitrito ($0,48 \mu\text{mol/L}$) se detectó en la zona C y la mayor ($2,65 \mu\text{mol/L}$) en la zona A (Figura 2e). La menor concentración de fosfato promedio ($0,9 \mu\text{mol/L}$) se detectó en la zona B y la mayor ($1,6 \mu\text{mol/L}$) en la zona A (Figura 2f). La menor concentración promedio de silicatos ($20,39 \mu\text{mol/L}$) se detectó en la zona B y la mayor ($58,45 \mu\text{mol/L}$) en la zona A (Figura 2g). La menor transparencia promedio (0.9 m) se detectó en la zona A y la mayor (2.6 m) en la zona B (Figura 2h). En general la menor salinidad, concentración de oxígeno disuelto y transparencia se registraron en los alrededores del canal de Jambelí (zona A), así como elevadas concentraciones de nutrientes con excepción del nitrato que observó las mayores concentraciones en la zona C. En el área con mayor influencia oceánica (B), la concentración de nutrientes fue baja, no obstante, se reportó la mayor salinidad, concentración de oxígeno disuelto y transparencia. Mientras que la zona de la Isla Puná (C) alcanzó la menor temperatura y moderadas concentraciones de nutrientes y oxígeno disuelto.

Al realizar el Análisis de Componentes Principales de la zona A, se observó el 65 % de varianza acumulada en los tres primeros ejes. En el primero, se correlacionaron en forma significativa la temperatura y los nutrientes (con excepción del nitrato) en relación inversa al oxígeno disuelto, salinidad y transparencia; mientras que en el componente 2 sólo se correlacionó con el nitrato (Figura 3a).

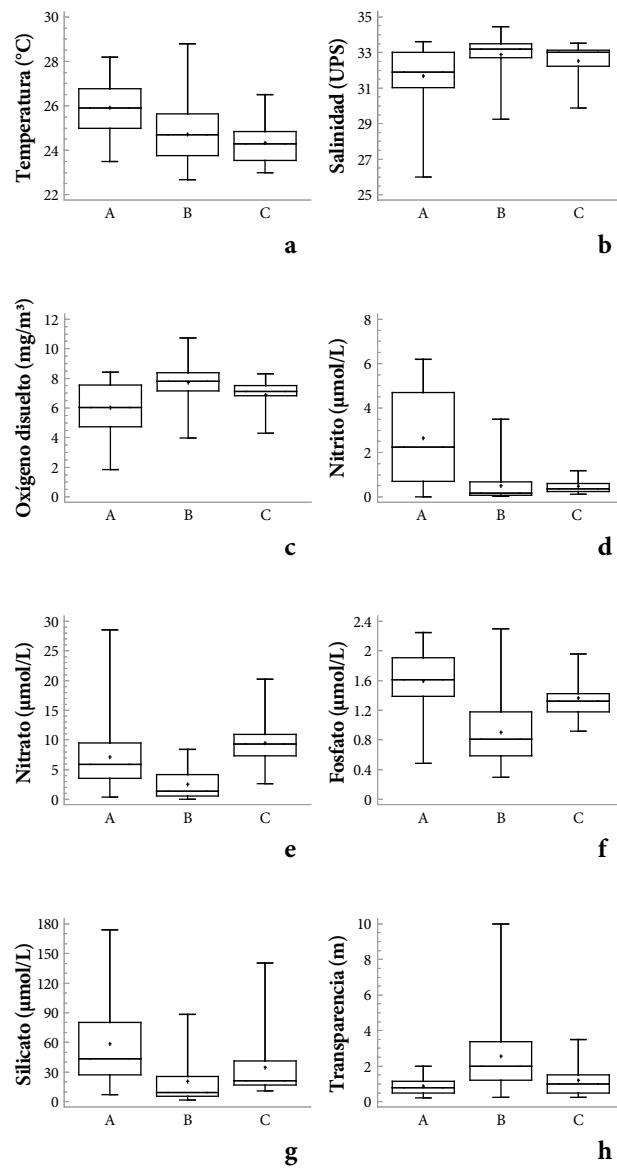


Figura 2. Variación espacial de las variables hidrográficas
 a) Temperatura; b) salinidad; c) oxígeno disuelto; d) nitrito;
 e) nitrato; f) fosfato; g) silicato, h) transparencia en la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012.

El área norte de Jambelí mostró el 60 % de varianza acumulada en los tres primeros ejes, observándose correlación entre los nutrientes, los cuales estuvieron en relación inversa a salinidad y oxígeno disuelto. Mientras que en el componente 2, se detectó la relación entre temperatura y transparencia (Figura 3b).

En la zona adyacente a Puná, la varianza acumulada fue de 71 % en los tres primeros componentes. En el primero, se correlacionaron temperatura con silicato y fosfato, en relación inversa a la salinidad y transparencia. Mientras que en el eje 2, se detectó la relación inversa entre oxígeno disuelto, nitrito y nitrato (Figura 3c).

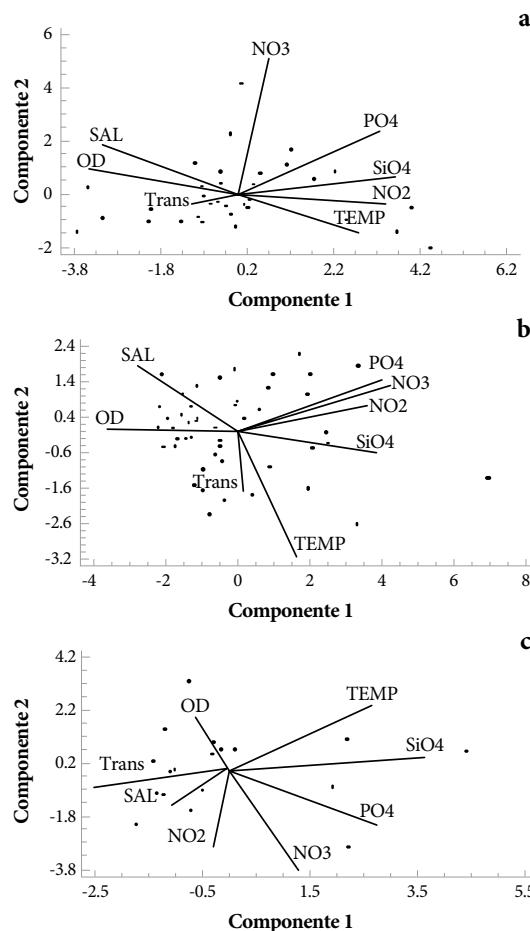


Figura 3. Proyección ortogonal de los dos primeros componentes del ACP de las variables hidrográficas en a) Zona del canal de Jambelí, b) Zona de intercambio marino-costero y c) Zona adyacente a Isla Puná, entre junio y diciembre de 2012.

Niveles tróficos

No se detectaron diferencias significativas mensuales en el nivel trófico en cada uno de los nutrientes, pero sí entre zonas ($p < 0,05$). Los valores promedio más elevados del índice trófico en nitrato y silicato se registraron en el área del canal Jambelí (zona A), de 3,7 y 4,9 respectivamente. Los menores registros se observaron en el área con mayor influencia oceánica (zona B), con un valor promedio en nitrato y silicato de 3,1 y 4,2 respectivamente considerándose un nivel mesotrófico. Con excepción de nitrato en el que el mayor nivel trófico se registró en la zona adyacente a la Isla Puná (zona C) considerada mesotrófica; solo en silicato superó el nivel 5 (eutrófico) para el canal Jambelí (Tabla 2; Figura 4).

No se detectaron diferencias significativas mensuales en el nivel trófico en cada uno de los nutrientes, pero sí entre zonas ($p < 0,05$). En el área del canal Jambelí (zona A) se registraron los valores promedio más elevados del índice trófico para todos los nutrientes. En la zona de intercambio marino costera (B), los valores obtenidos, fueron menores que en la anterior, en tanto que en los alrededores de la isla Puná (zona C), se observaron los menores registros (Tabla 2). Temporalmente, en junio y julio se detectaron elevados valores de índice trófico en silicato, los cuales fueron superiores a 5 en todas las zonas, sin embargo, a partir de agosto no superan valores de 4 (Figura 4).

Tabla 2. Índice trófico de Karydis por nutrientes en tres zonas de la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012. Donde ITNO₂: índice trófico para nitrito, ITNO₃: índice trófico para nitrato; ITPO₄: índice trófico para fosfato y ITSiO₄: índice trófico para silicato.

Zona	ITNO ₂	ITNO ₃	ITPO ₄	ITSiO ₄
A	3,2	3,8	3,0	4,9
B	2,5	3,4	2,9	4,6
C	2,0	3,2	2,6	4,3

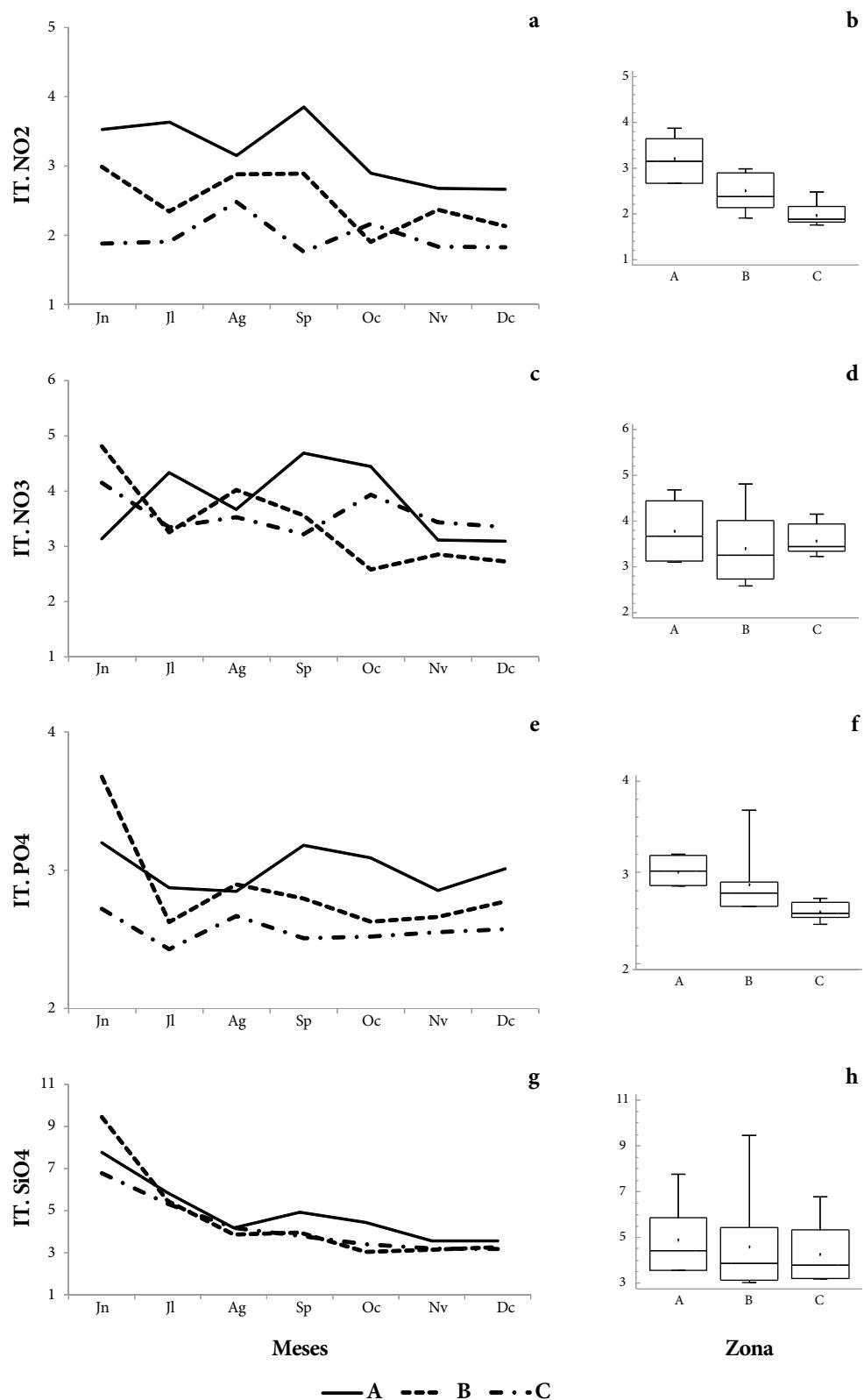


Figura 4. Variación mensual y por zonas del nivel trófico (Karydis) de a y b) nitrito, c y d) nitrato, e y f) fosfato, g y h) silicato, en la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012.

Microfitoplancton

Se identificaron 183 especies distribuidas en 145 diatomeas (en mayor proporción del grupo Centricae), 33 dinoflagelados, tres siliconflagelados, tres cianobacterias y dos euglenophyceas (Anexo 1). Esta

estructura fue diferente para cada zona, registrándose el mayor número de especies en el canal de Jambelí (Zona A) y la menor en la aledaña a Isla Puná (Zona C) (Tabla 3). Las diatomeas, además de constituir el grupo con mayor número de especies, también fue el más abundante.

Tabla 3. Distribución de los grupos funcionales del microfitoplancton por zona en la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012.

Grupo	Zona A	Zona B	Zona C
Diatomeas	133	129	84
Dinoflagelados	33	26	17
Siliconflagelados	3	3	3
Cianobacterias	3	3	1
Euglenales	3	2	0
Total	105	163	105

La abundancia promedio de microfitoplancton, no mostró diferencias significativas mensuales pero si entre zonas ($p < 0,05$) con el mayor registro en la zona B (Figura 5 a y b). La riqueza mostró comportamiento similar, con poca variabilidad mensual ($p > 0,05$)

y diferencias significativas por zonas, con mayor promedio en la zona B (Figura 5 c y d). Mientras que la equitatividad no mostró variación significativa ($p > 0,05$) mensual ni por zonas (Figura 5 e y f).

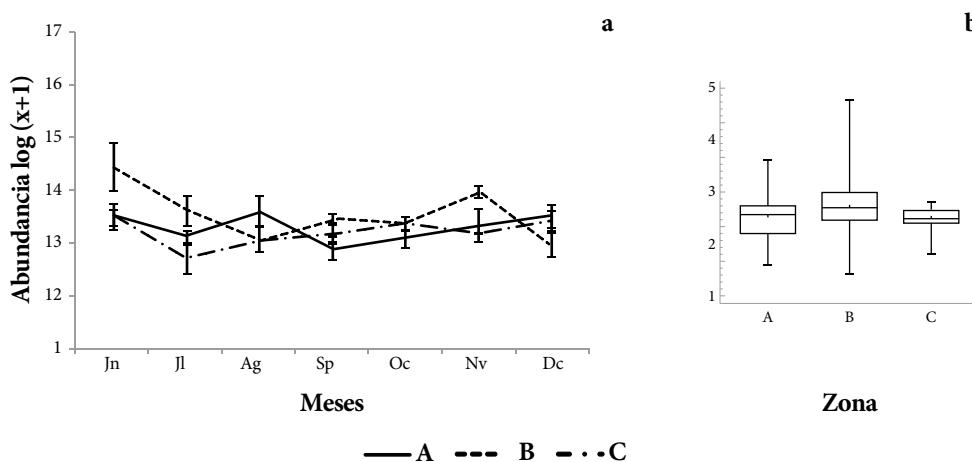
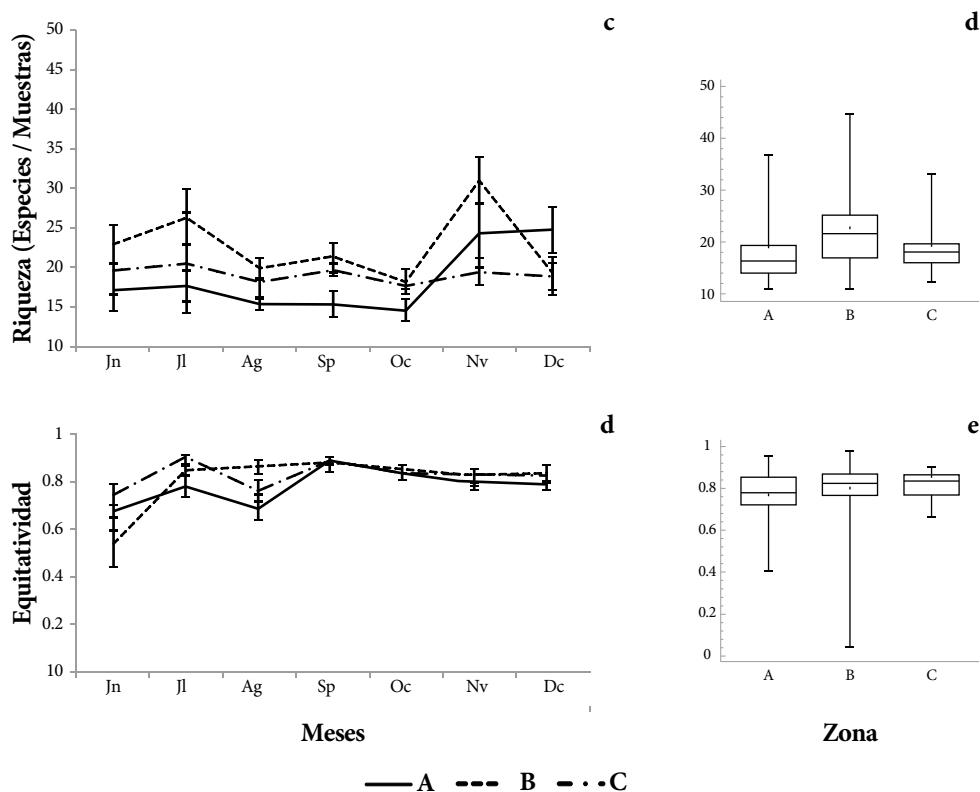


Figura 5. Variación mensual y por zonas de a y b) abundancia, c y d) riqueza, e y f) equitatividad del microfitoplancton en la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012.



Cont. **Figura 5.** Variación mensual y por zonas de a y b) abundancia, c y d) riqueza, e y f) equitatividad del microfitoplancton en la provincia de El Oro entre junio y diciembre del 2012.

Los registros de diversidad mostraron similar comportamiento, sin diferencias significativas ($p > 0,05$) mensuales. No obstante, se detectaron diferencias entre zonas ($p < 0,05$) con los menores registros en la

zona del canal de Jambelí (A) y los mayores en la zona B que corresponde al área de intercambio con aguas marino-costeras (Figura 6).

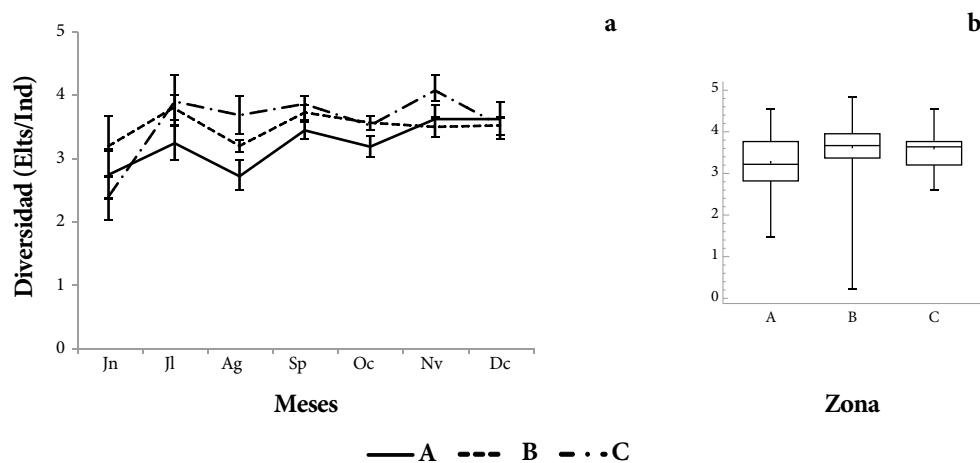
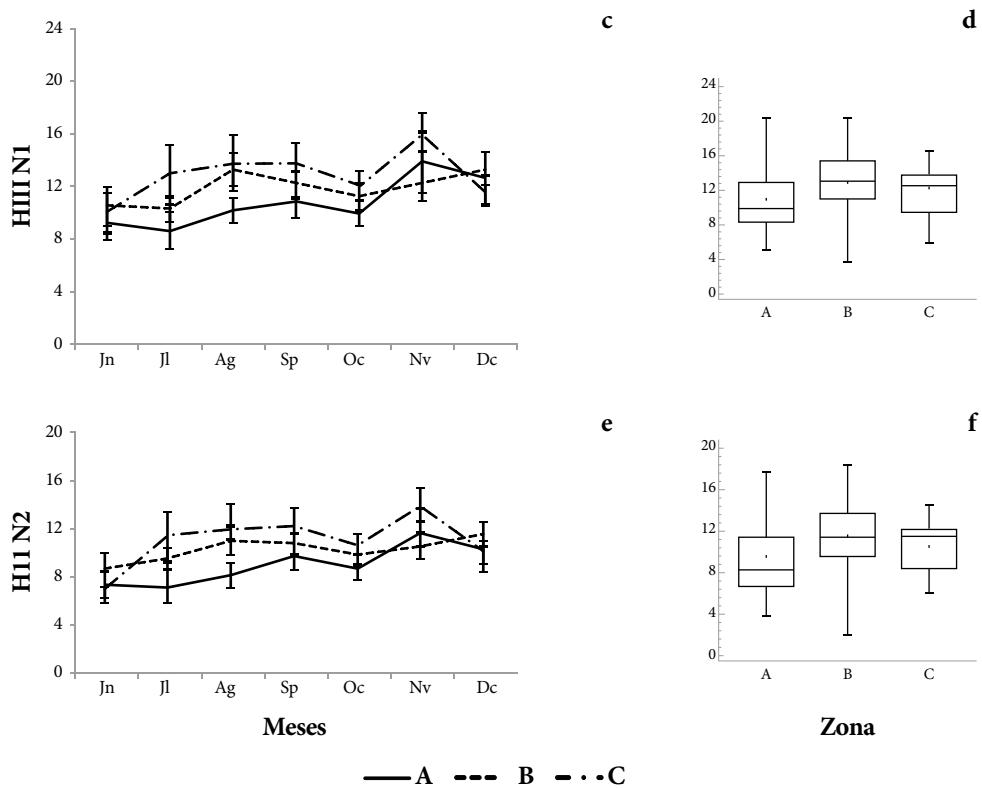


Figura 6. Variación mensual y por zonas de: a y b) diversidad de Shannon, c y d) Índice de Hill N1, e y f) Índice de Hill N2, del microfitoplancton en las zonas A, B y C de la provincia El Oro entre junio y diciembre del 2012.



Cont. **Figura 6.** Variación mensual y por zonas de: a y b) diversidad de Shannon, c y d) Índice de Hill N1, e y f) Índice de Hill N2, del microfitoplancton en las zonas A, B y C de la provincia El Oro entre junio y diciembre del 2012.

En la zona del canal de Jambelí, a través del Análisis de Redundancia (ADR) se observó en el componente 1 la correlación entre *Navicula transiens*, *Paralia sulcata* y *Pleurosigma normanii* con nitrato, así como *Coscinodiscus oculus-iridis* con oxígeno disuelto y salinidad. Todos ellos, en relación inversa a *Pseudonitzschia delicatissima* que presentó baja relación con nitrito. En el eje 2 *Gyrodinium sp.*, se correlacionó con silicato y fosfato, en relación inversa con *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros decipiens* y *Nitzschia longissima* asociada con transparencia y temperatura (Figura 7).

En la zona de intercambio con aguas marino-costeras, en el componente 1, se correlacionó *P. delicatissima*

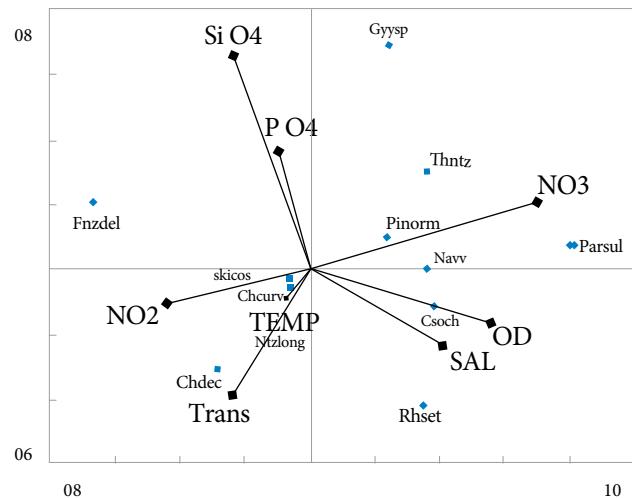


Figura 7. Proyección ortogonal de los dos primeros componentes del Análisis de Redundancia del microfitoplancton y variables hidrográficas en la zona A (Canal de Jambelí) frente a la provincia de El Oro, entre junio y diciembre del 2012.

con silicato, temperatura y fosfato, los cuales se presentaron en relación inversa a *Thalassiosira subtilis*, *N. longissima* y *R. setigera*. En el eje 2, *Leptocylindrus danicus* y *S. costatum* se correlacionaron con nitrato y transparencia, en relación inversa a *Rhizosolenia imbricata* correlacionada con salinidad y oxígeno disuelto (Figura 8).

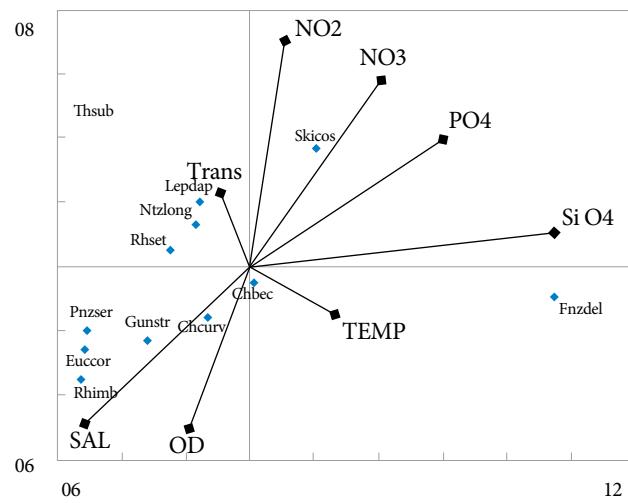


Figura 8. Proyección ortogonal de los dos primeros componentes del Análisis de Redundancia del microfitoplancton y variables hidrográficas en la zona de intercambio con aguas marino-costeras frente a la provincia de El Oro, entre junio y diciembre de 2012.

En la zona anexa a la Isla Puná (zona C), en el eje 1, se correlacionó *Gyrodinium sp.*, con fosfato, y *Chaetoceros decipiens*, *Coscinodiscus radiatus* con silicato y temperatura, en relación inversa a *Coscinodiscus sp.*, *T. subtilis*, *Thalassionema frauenfeldianum* asociados a la salinidad. En el componente 2 *Pleurosigma normanii*, *Navicula transitans* y *N. longissima* asociadas en mayor grado a la transparencia del agua (Figura 9).

La estructura comunitaria del microfitoplancton por zonas fue analizada a través del índice de similaridad (Anosim), denotando que a pesar que existen diferencias importantes ($R: 0,253$; $p < 0,01$) entre las tres zonas, también hay muchas especies comunes para toda el área de estudio (Figura 10).

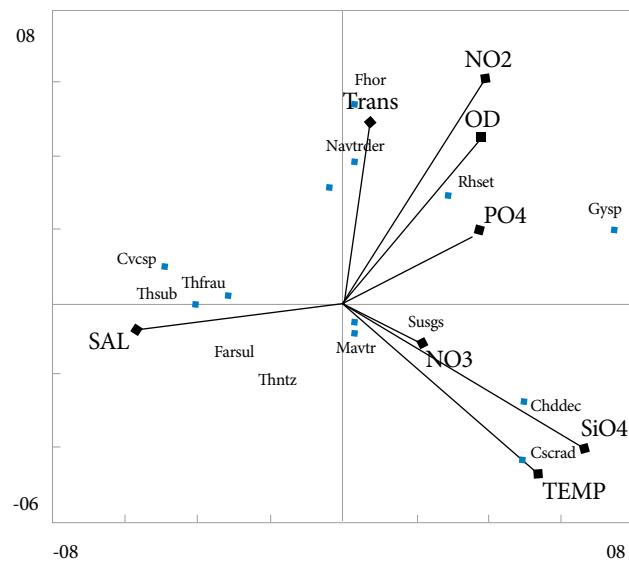


Figura 9. Proyección ortogonal de los dos primeros componentes del Análisis de Redundancia del microfitoplancton y variables hidrográficas en la zona C (isla Puná) frente a la provincia de El Oro, entre junio y diciembre de 2012.

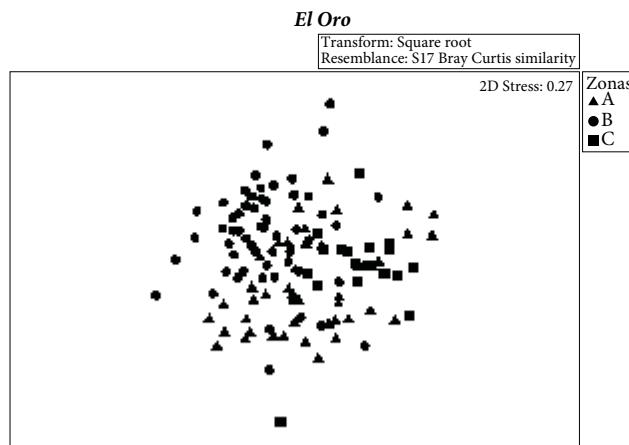


Figura 10. Diagrama MDS de la estructura comunitaria del microfitoplancton frente a la provincia de El Oro entre junio y diciembre de 2012.

Se registró variación en la abundancia de las especies, es así, que en la zona A se encontraron con mayor abundancia *N. longissima*, *S. costatum*, *P. delicatissima*; en la zona B fueron más abundantes las especies *P.*

delicatissima, *Guinardia striata L. danicus*, y *N. longissima* y finalmente en la zona C en mayor cantidad se registraron *Paralia sulcata*, *T. nitzschiooides S. costatum* y *N. longissima* (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados del análisis de Simper del microfitoplancton en la zona costera frente a la provincia de El Oro durante la temporada seca de 2012. Donde Prom=promedio, % Contr=porcentaje de contribución, % Acum=porcentaje de acumulación.

Zonas %Disimilaridad: 68	A Prom	B Prom	%Contr	%Acum
<i>Pseudo-nitzschia cf. delicatissima</i>	197,54	317,84	9,85	9,85
<i>Nitzschia longissima</i>	330,61	287,63	6,83	16,68
<i>Guinardia striata</i>	62,61	167,22	5,48	22,16
<i>Leptocylindrus danicus</i>	30,18	171,13	5,45	27,61
<i>Skeletonema costatum</i>	171,34	125,71	5,43	33,03

Zonas %Disimilaridad: 66	A Prom	C Prom	%Contr	%Acum
<i>Paralia sulcata</i>	71,1	306,06	9,54	9,54
<i>Nitzschia longissima</i>	330,61	207,28	8,1	17,64
<i>Pseudo-nitzschia cf. delicatissima</i>	197,54	18,9	6,66	24,3
<i>Skeletonema costatum</i>	171,34	173,96	5,17	29,46
<i>Thalassionema nitzschiooides</i>	81,96	185,5	4,94	34,41

Zonas %Disimilaridad: 66	B Prom	C Prom	%Contr	%Acum
<i>Paralia sulcata</i>	33,44	306,06	9,06	9,06
<i>Pseudo-nitzschia cf. delicatissima</i>	317,84	18,9	8,17	17,23
<i>Nitzschia longissima</i>	287,63	207,28	6,33	23,56
<i>Guinardia striata</i>	167,22	52,61	4,93	28,49
<i>Skeletonema costatum</i>	125,71	173,96	4,83	33,32

Discusión

Al analizar el área de estudio por zonas, se determinó que los alrededores de la isla Jambelí (A), fue la zona más cálida, puesto que los promedios de temperatura fueron mayores en comparación con las otras zonas; esta variable y los nutrientes se correlacionaron significativamente, en especial el silicato que es un elemento conservativo (Day *et al.* 1989). Además se destaca la contribución de nitrito y fosfato en relación inversa al oxígeno disuelto, cuyas concentraciones fueron menores y que sirven de indicadores de actividad en los procesos biogeoquímicos en esa zona (Day *et al.* 1989; Van-Chu *et al.* 2014). Las variaciones en temperatura y salinidad, reflejan el intercambio entre masas de agua que resultan de la combinación entre los aportes fluviales y la zona costera adyacente en el área de estudio; estos intercambios son muy activos en ecosistemas con flujos de mareas significativos como ocurre en Ecuador (Fiedler y Talley 2006).

El gran aporte de nutrientes en esta zona, probablemente es de origen continental, proveniendo de actividades que realizan las poblaciones ubicadas en áreas costeras de las islas. Gualancañay *et al.* (2003), indicaron que la zona sur del golfo de Guayaquil, recibe una mayor carga de nutrientes, debido a la gran actividad agrícola y acuícola que se realiza en este sector. La isla Jambelí actualmente cuenta con aproximadamente 1500 habitantes que realizan diferentes actividades relacionadas principalmente al turismo (e.g. restaurantes, viviendas) y acuacultura (INEC 2013), con el consecuente vertido de aguas residuales sin tratar, directamente al mar.

La zona B, que es de intercambio entre las aguas marino-costeras, en la que se incluye los alrededores de la isla Santa Clara, registra la mayor oxigenación, salinidad y transparencia y menores concentraciones de nutrientes, notándose la influencia de aguas oceánicas que son más transparentes, así mismo, la correlación con el nitrato representa los procesos de oxidación de la zona costera adyacente, esto ha sido manifestado en varios estudios de la costa ecuatoriana, en los que se señala que la corriente de Humboldt, que se intensifica en la época seca, período en el que fue realizado este

estudio, proporciona una elevada carga de nitratos (Macías 1999).

En la zona C, adyacente a la isla Puná, el análisis multivariado determinó una alta correlación entre las concentraciones medias de silicato y fosfato con la menor temperatura y además con valores medios de transparencia. Por su parte el nitrato registró los valores más elevados del área de estudio, debido a la influencia marcada de la corriente de Humboldt, que es fría y rica en nutrientes (Silva *et al.* 2009; Echevin *et al.* 2016). A pesar de ello, el nitrato no constituyó una variable relevante en el análisis de datos, por lo que su presencia no habría sido determinante en esta zona.

Además de la presencia y disponibilidad de nutrientes, es fundamental considerar la luz como factor limitante en el crecimiento del microfitoplancton. En este sentido, aunque las tres áreas fueron turbias, la zona A presentó la menor transparencia (<1 m) durante todo el estudio; Pedersen *et al.* (2014) consideraron la baja transparencia como limitante para el desarrollo de la mayoría de las microalgas, sin embargo, las especies que dominaron como *S. costatum*, *P. sulcata* y *T. nitzschiooides* son conocidas por proliferar en zonas con gradiente salino y en aquellas que están adaptadas a la intermitencia en la intensidad de la luz (Mitra *et al.* 2014).

En cuanto a los niveles tróficos, los valores detectados fueron inferiores a tres de acuerdo a la escala de Karydis (1992), para el caso de nitrito, nitrato y fosfato, con excepción del silicato, que en meses específicos como junio y julio superaron valores de 5 como producto del aporte fluvial al golfo de Guayaquil, sin embargo, en promedio este nutriente no supera los niveles de eutrofización en la zona estudiada. Además, la estructura microfitoplancónica estuvo dominada por diatomeas en aproximadamente el 90 %, lo que es un claro indicativo de la buena calidad del agua y justificaría la disponibilidad de silicato, el cual juega un rol fundamental en la presencia y abundancia de este grupo funcional (Egge y Aksness 1992, Wasmund *et al.* 2013). Al respecto, Lancelot y Muylaert (2011) señalaron la importancia de la relación entre

silicato y fósforo en los estuarios y zonas adyacentes que proporcionan condiciones favorables para el crecimiento de diatomeas.

No se registró abundancia de especies de cianobacterias que son indicadoras de ambientes eutrofizados; sin embargo, es necesario considerar que en la zona A, los valores del índice trófico son mayores que las otras dos localidades, lo que podría ser indicativo de que en esta área la producción de materia orgánica es mayor.

Es importante señalar que en todas las estaciones, los muestreos se realizaron a una milla de la costa, en donde la influencia de las mareas es muy fuerte y por tanto determinante en la dilución de contaminantes orgánicos, sugiriéndose que el nivel trófico sería mayor en áreas cercanas al margen costero. En ese sentido Herrera-Silveira *et al.* (2004) manifiestan la necesidad de determinar el nivel trófico de localidades muy costeras, a distancias menores a una milla, para crear una base ambiental que permita establecer cambios espaciales y temporales del nivel trófico en sitios específicos y sobre todo en áreas de bahías y con poca circulación.

Al asociar las especies de mayor frecuencia con las variables hidrográficas, se detectó la correlación de *P. sulcata* con salinidad y silicato en las zonas de Puná y Jambelí, excepto en el área de intercambio con la zona costera anexa, donde destacaron especies de áreas marino-costeras para Ecuador como *G. striata*, *P. seriata* y *L. danicus* (Coello y Prado 1999).

Al medir la respuesta de la comunidad ante variaciones ambientales, se observaron diferencias significativas entre zonas, registrándose una menor diversidad en la zona A, adyacente a la isla Jambelí. Las especies que dominan en áreas de baja diversidad, son resistentes a estresores (Muylaert *et al.* 2009), y en el área de estudio fueron *S. costatum*, *P. sulcata*, *T. nitzschiooides* y *N. longissima* que son organismos de alta tolerancia a cambios de salinidad, lo que las promueven sobre el resto de la comunidad a una alta abundancia, originando menor diversidad (Duarte *et al.*, 2006).

Los Análisis de Redundancia mostraron correlación

significativa de todas las zonas en el primer componente; en la zona A, la relación entre altos valores de nutrientes y los menores registros de salinidad y oxígeno disuelto sugieren actividad en los procesos biogeoquímicos por los aportes fluviales (Howarth *et al.* 2011). Al respecto se ha señalado el papel del silicato al promover el crecimiento de diatomeas del grupo r-estrategas, es decir aquellas que tienen corto tiempo de vida, alta tasa de reproducción y adaptación a variaciones ambientales, como *P. sulcata* y *S. costatum*, forman parte del proceso de eutrofización y como consecuencia se pueden producir bajos valores en las concentraciones de oxígeno disuelto (Officer y Ryther 1980). En ese sentido, es importante señalar que los muestreos fueron diurnos; no obstante, en ambientes estuarinos, en horas de la madrugada se pueden alcanzar valores inferiores a 1 mg/L (Sawabini *et al.* 2015).

Se registraron diferencias estructurales en la comunidad, con mayor heterogeneidad en la zona A, debido posiblemente a la interacción entre las aguas del golfo de Guayaquil y la zona costera adyacente que, durante la temporada seca, tiene influencia marcada de la corriente de Humboldt (Prado *et al.* 2015). En ese sentido, se pudo establecer la contribución de especies relevantes, mostrando una clara diferenciación entre las diatomeas indicadoras de aguas costeras con las especies halotolerantes como *P. sulcata*, *S. costatum*, *N. longissima* y *T. nitzschiooides* caracterizadas por tener frústulos gruesos. En tanto, que en la zona B, se presentaron *P. delicatissima*, *G. striata* y *C. curvisetus* que son especies con frústulos delgados y típicas de aguas marino costeras (Drira *et al.* 2014). Mientras que en la zona C (mas interna las especies representativas *P. sulcata*, *T. nitzschiooides* y *S. costatum* son especies eurihalinas y características de ambientes estuarinos (Van Chu *et al.* 2014).

Las especies *S. costatum*, *P. sulcata*, *T. nitzschiooides* entre otras, han sido asociadas a procesos de eutrofización de ambientes estuarinos y costeros tropicales (Tas *et al.* 2009, Guo *et al.* 2014) por lo que se debe hacer seguimiento de la abundancia y distribución espacial y temporal para poder utilizarlas como indicadoras.

Otro aspecto que se debe considerar, es que la zona de estudio, tiene un margen costero con manglares, que puede jugar un papel importante en los ciclos biogeoquímicos de la zona, funcionando como filtros ante el flujo de nutrientes (Molnar *et al.* 2013, Herbeck *et al.* 2014) por lo que su presencia es fundamental para la salud del ecosistema.

En general, se pudo establecer que de acuerdo a los valores de nivel trófico obtenido, la zona costera del golfo de Guayaquil, a una milla de distancia frente a la provincia de El Oro, es mesotrófica, no alcanzando niveles de eutrofización. Sin embargo, existen diferencias hidrográficas importantes entre zonas dentro del área estudiada, que se refleja en la estructura comunitaria del microfitoplancton y en los valores del índice trófico, el cual fue mayor en la zona A, lo que evidenciaría una mayor influencia de las actividades humanas en la isla Jambelí.

La utilidad de aplicar índices es que si se prueba que funciona en ecosistemas costeros y estuarinos, puede usarse como herramienta para los gestores ambientales en los ámbitos costeros. Por ello se puede dar como ejemplo la utilización del índice Trix (multivariado) propuesto por Vollenweider (1992) y que se aplica en algunos países europeos. El índice Karydis, utilizado en esta zona del golfo de Guayaquil, constituye un aporte a la necesidad de establecer índices y probar su sensibilidad a nivel tropical. Al respecto, las variables para la detección de la calidad del agua son variadas y se pueden enumerar más de 300 a nivel global (Birk *et al.* 2012) y detectar los procesos de eutrofización debido al incremento de las actividades antropogénicas.

Por otra parte, es necesario señalar que, el presente estudio se realizó en la temporada seca por lo que se sugiere determinar los cambios estacionales en el estado trófico y de ser posible generar proyectos que incluyan la variabilidad interanual.

Se recomienda realizar estudios en un área más cercana al margen continental en donde se involucre a los manglares en el área de estudio, puesto que la vegetación juega un papel importante en la filtración y asimilación de contaminantes procedentes de las

escorrentías en tierras altas, además de mejorar la calidad del agua, por lo cual es posible que la presencia de ellos haya sido determinante para que no existan niveles de eutrofización, especialmente en la isla Jambelí donde hay una gran influencia turística.

Agradecimientos

Agradecemos a Willan Revelo, Director del Instituto Nacional de Pesca (INP) por el apoyo al desarrollo del presente trabajo, a Nikita Gaibor por su colaboración en la revisión de la versión preliminar y a Mario Hurtado por la elaboración del mapa de este manuscrito. Este trabajo fue realizado con datos del proyecto “Condiciones biológica-pesqueras y artes de pesca en la franja marino costera dentro la primera milla náutica de la costa ecuatoriana”, del INP, el cual fue financiado por la Secretaría Nacional de Educación Superior Ciencia Tecnología e Innovación (SENESCYT) de Ecuador.

Bibliografía

- Bérnard-Theriault, L., Poulin, M., & Bossé, L. 1999. Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuarie et du golfe du Saint-Laurent. Incluant également certains protozoaires: Ottawa, Canada, CNRCNRC, Publication Espéciale Canadienne des Sciences Halieutiques et Aquatiques, 128. 387 pp.
- Betancourt-Portela, J., Sanchez-Díaz, J., Mejía-Ladino, L., Cantera-Kintz, J. 2011. Calidad de las aguas superficiales de bahía málaga, pacífico colombiano. *Acta Biológica Colombiana* 16 (2):175-192.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S. y Hering, D. 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18: 31-41.
- Borja, A. y D. M. Dauer. 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indices* 8: 331– 337.
- Boyer, J., J. Fourqrean y R. Jones. 1997. Spatial characterization of water quality in Florida Bay and Whitewater Bay by multivariate analyses: zones of similar influence *Estuaries* 20 (4): 743-758.
- Cajas, de L., D. Coello y C. Domínguez. 1998. Comunidades del fitoplancton y zooplancton en el estuario interior del Golfo de Guayaquil. En: Comportamiento temporal y espacial de las características físicas, químicas y biológicas del Golfo de Guayaquil y sus afluentes Daule y Babahoyo entre 1994-1996. *Boletín Especial del Instituto Nacional de Pesca* 1: 261-284.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.

- Chao, A., N. J. Gotelli, , T. C. Hsieh, E.L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, y A. M Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45-67.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analyses and interpretation, 2nd ed. Primer-E, Plymouth, UK. 120 pp.
- Cleve, A. 1951. Die diatomeen von Schweden and Finnland. Alqunvist and wikselle boktrycheri A.S. Stockholm, Sweden. Couvering, J. (ed). Sheridan Press. Hanover, Pennsylvania, USA. 251 pp.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Coello, D. y M. Prado. Variabilidad del fitoplancton y microzooplankton frente a la costa ecuatoriana durante 1995-1999. En: Características oceanográficas y pesqueras en el Ecuador durante 1994-1999. *Instituto Nacional de Pesca, Boletín Especial* 1: 72-108.
- Cucalón, E. 1996. Primera parte: Oceanografía y sistemas físicos. En: Sistemas biofísicos en el Golfo de Guayaquil. *Comisión Asesora Ambiental de la Presidencia de la República del Ecuador* 1: 7-109.
- Cupp, E. 1943. Marine plankton of the west North America. Bulletin Scripps Institute of Oceanography. *Technical Service* 5:1-238.
- Day, J., Ch. Hall, M. Kemp y A. Yañez-Arancibia. 1989. Estuarine Ecology. New York. John Wiley y Sons. 554 pp.
- Drira, Z., J. Elloumi, W. Guermazi, M. B. Hassen, A. Hamza y H. Ayadi, 2014. Seasonal changes on planktonic diatom communities along an inshore-offshore gradient in the Gulf of Gabes Tunisia. *Acta Ecologica Sinica* 34:34-43.
- Duarte, P., M. Macedo y L. Cancela da Fonseca. 2006. The relationship between phytoplankton diversity and community function in a coastal lagoon. *Hydrobiologia* 55:3-18.
- Echevin, V., A. Albert, M. Lévy, M. Graco, O. Aumont, A. Piétri y G. Garric. 2014. Intraseasonal variability of nearshore productivity in the Northern Humboldt Current System: The role of coastal trapped waves. *Continental Shelf Research* 73: 14-30.
- Egge, J. K. y D. L. Aksness. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series* 83: 281-289.
- Fiedler, P. y L. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 143-180.
- Flynn, K. J., D. R. Clark, A. Mitra, H. Fabian, P. J. Hansen, P. M. Glibert y C. Brownlee. 2015. Ocean acidification with de eutrophication will alter future phytoplankton growth and succession. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 2821804: 2014-2604.
- Garmendia, M., A. Borja, J. Franco y M. Revilla. 2013. Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: present state and challenges within the European directives. *Marine Pollution Bulletin* 66: 7-16.
- Gualancañay, E., M. E. Tapia y C. Naranjo. 2003. Composición y variación estacional del fitoplancton, zooplancton y microrganismos, en el estuario interior del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanográfica del Pacífico*. 121: 103-128.
- Guo, P. Y., H. T. Shen y J. H. Wang. 2014. Species diversity, community structure and distribution of phytoplankton in the Changjiang estuary during dry and flood periods. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94 (03): 459-472.
- Hasle, G. 1978. The inverted microscope method. En: Sournia (Ed). *Phytoplankton manual*. SCOR-UNESCO. París, Francia. 344 pp.
- Herbeck, L. S., M. Sollich, D. Unger, M. Holmer y T. Jennerjahn. 2014. Impact of pond aquaculture effluents on seagrass performance in NE Hainan, tropical China. *Marine Pollution Bulletin* 85 (1): 190-203.
- Herrera-Silveira, J., F. Comín, N. Aranda-Cyrerol, L. Troccoli, L. Capurro. 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management and implications. *Ocean y Coastal Management* 47: 625-639.
- Howarth, R., F. Chan, D. J. Conley, J. Garnier, S. C. Doney, R. Marinoy G. Billen. 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 91: 18-26.
- INEC. 2013. Anuario estadístico 2013. Gobierno de Ecuador. 1-40.
- Jiménez, R. 1983. Diatomeas y Silicoflagelados del fitoplancton del Golfo de Guayaquil. *Acta Oceanográfica del Pacífico* 22: 193-281.
- Johnson, R. y D. Wichern. 1992. Applied multivariate statistical analysis. New Jersey. USA. Prentice-Hall Int. 3th ed. 312 pp.
- Karydis, M., Ignatiades, L. y Moschopoulou, N. 1983. An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 16: 339-344
- Karydis, M. 1992. Scaling methods in assessing environmental quality and methodological approach to eutrophication. *Environmental Monitoring Assessment* 22:123-136.
- Krebs, C. 1999. Ecological methodology. California: Benjamin/Cumming. 760 pp.
- Lancelot, C. y K. Muylaert. 2011. Trends in estuarine phytoplankton ecology. *Treatise Estuarine and Coastal Shelf Science* 7 (2): 5-15.
- Legendre, P. y L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. Amsterdam: Elsevier. 870 pp.
- Livingston, R. 2003. Trophic organization in coastal systems. Boca Raton. Fla. CRC Press. 418 pp.
- Macías, P. 1999. Condiciones hidroquímicas frente al Ecuador en el período 1995-1999. *Boletín Especial INP* 1: 39-71.
- Medina-Gómez, I. y J. A. Herrera-Silveira. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: A multivariate approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 583: 455-465.
- Mitra, A., S. Zaman, S. Sett, A. K. Raha y K. Banerjee. 2014. Phytoplankton cell volume and diversity in Indian Sundarbans. *International Journal of Marine Science* 43: 208-215.
- Molnar, N., D. T. Welsh, C. Marchand, J. Deborde y T. Meziane, T. 2013. Impacts of shrimp farm effluent on water quality, benthic metabolism and N-dynamics in a mangrove forest (New Caledonia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 117: 12-21.
- Muylaert, K., K. Sabbe, y W. Vyerman. 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the

- salinity gradient of the Schelte estuary Belgium/The Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 335–340.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-220.
- Officer, C. y H. Ryther. 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 3: 83-91.
- Parsons, T., Y. Maita y C. Lally. 1984. A manual of chemical and biological methods of seawater analysis. Oxford Pergamon Press. 173 pp.
- Pedersen, T. M., Sand-Jensen, K., Markager, S., y Nielsen, S. L. 2014. Optical changes in a eutrophic estuary during reduced nutrient loadings. *Estuaries and Coasts* 37 (4): 880-892.
- Prado, M., L. Troccoli y E. Moncayo. 2015. Cambios estructurales del microfitopláncton en la zona costera de la provincia El Oro-Ecuador en temporada seca. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 54 (2): 139-152.
- Sawabini, A. M., Schlezinger, D. R., Sundermeyer, M. A., y Howes, B. L. 2015. Regional forcing by light on dissolved oxygen levels in shallow temperate estuaries. *Estuaries and Coasts* 38 (3): 1062-1076.
- Sheskin, D. 2004. Parametric and nonparametric statistical procedures. Boca Raton. Fla. Chapman y Hall. 423 pp.
- Schiller, J. 1971. Dinoflagellate (Peridiniae) in monographischer Behandlung. 2 Teil. Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Reprint by Johnson Repr. Corp. New York. 316 pp.
- Silva, N., Rojas, N. y Fedele, A. 2009. Water masses in the Humboldt Current System: Properties, distribution, and the nitrate deficit as a chemical water mass tracer for Equatorial Subsurface Water off Chile. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 56 (16): 1004-1020.
- Tapia-Gonzalez, F., J. Herrera-Silveira y L. Aguirre-Macedo. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatan Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 418-430.
- Tas, S., I. N. Yilmaz, E. Okus. 2009. Phytoplankton as an indicator of improving water quality in the Golden Horn Estuary. *Estuaries and Coasts* 32 (6): 1205-1224.
- ter Braak, C. y P. Verdonschot. 1995. Canonical Correspondence Analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science* 57: 255–289.
- Tomas, C. 1997. Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press, New York, USA. 265 pp.
- Tsirtsis, G. y M. Karydis. 1998. Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 50: 255–269.
- Turcios, A. E. y J. Papenbrock. 2014. Sustainable treatment of aquaculture effluents -what can we learn from the past for the future? *Sustainability* 6 (2): 836-856.
- Twilley, R. R., W. Cárdenas, V. H. Rivera-Monroy, J. Espinoza, R. Suescum, M. M. Armijos y L. Solórzano. 2001. The Gulf of Guayaquil and the Guayas river estuary, Ecuador. Pp. 245-263. In: *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Springer Berlin Heidelberg.
- Van-Chu, T., Torreton, J. P., Mari, X., Nguyen, H. M. T., Pham, K. T., Bouvier, T y Rochelle-Newall, E. 2014. Nutrient ratios and the complex structure of phytoplankton communities in a highly turbid estuary of Southeast Asia. *Environmental monitoring and assessment*. 186(12): 8555-8572.
- Vollenweider, R. A. 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider, R. A., R. Marchetti, R. Viviani (Eds). *Marine Coastal Eutrophication. The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives Coastal Eutrophication. Problems and Perspectives for Restoration. Science of the Total Environment Supplement*.
- Wasmund, N., G. Naush y R. Feistel. 2013. Silicate consumption: an indicator for long-term trends in spring diatom development in the Baltic Sea. *Journal of Plankton Research* 35 (2): 393-406.
- Zar, J. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice Hall. New Jersey. USA. 940 pp.

Anexo 1. Listado de especies del Microfitopláncton identificado frente a la Provincia EL Oro entre junio y diciembre del 2012.

DIATOMEAS PENNADAS

- Achnanthes* sp.
- Amphora ovalis* (Kutzing) Kutzing
- Amphora* sp.
- Asterionellopsis glacialis* (Castracane) F. E. Round
- Asterionellopsis kariana* (Grunow) F. E. Round
- Bacillaria paxillifer* (O.F.Müller) Hendey CC
- Climacosphenia moniligera* Ehrenberg
- Cocconeis placentula* Ehrenberg
- Cocconeis* sp.
- Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg)
- Diploneis bombus* Ehrenberg
- Diploneis bombus* var. *bombiformis* (Cleve) Hustedt
- Diploneis* sp.
- Diploneis splendida* Cleve
- Entomoneis alata* (Ehrenberg) Ehrenberg

- Fragilariopsis doliolus* (Wallich) Medlin & Sims
- Gyrosigma balticum* (Ehrenberg) Rabenhorst
- Gyrosigma fasciola* (Ehrenberg) J. W. Griffith & Henfrey
- Liatoma delicatulum* (Cupp) Hasle
- Liatoma pacificum* (Cupp) Hasle
- Navicula brasiliensis* Grunow
- Navicula cruciculoides* C. Brockmann
- Navicula directa* (W. Smith) Ralfs
- Navicula distans* (W. Smith) Ralfs
- Navicula exigua* (Gregory) Grunow
- Navicula lanceolata* Ehrenberg
- Navicula* sp.
- Navicula transiens* var. *derasa* (Grunow) Cleve
- Navicula transiens* var. *derasa f. delicatula* Heimdal
- Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith
- Nitzschia bipunctata* Cleve

Nitzschia cf. sigma
Nitzschia longissima (Brébisson) Ralfs
Nitzschia navicularis (Brébisson ex Kutzing) Grunow
Nitzschia obtusa W. Smith
Nitzschia pacifica Cupp
Nitzschia palea (Kutzing) W. Smith
Nitzschia recta Hantzsch ex Rabenhorst
Nitzschia sigma (Kutzing) W. Smith
Nitzschia sp.
Placoneis gastrum (Ehrenberg) Mereschkowsky
Pleurosigma acuminatum (Kutzing) Grunow
Pleurosigma angulatum (Quekett) W. Smith
Pleurosigma angulatum var. *genuinum* (Quekett) W. Smith
Pleurosigma delicatulum W. Smith
Pleurosigma elongatum W. Smith
Pleurosigma nicobaricum Grunow
Pleurosigma normanii Ralfs
Pleurosigma sp.
Pseudo-nitzschia cf. delicatissima
Pseudo-nitzschia pungens (Grunow ex Cleve) Hasle
Pseudo-nitzschia seriata Cleve
Thalassionema frauenfeldii (Grunow) Hallegraeff
Thalassionema nitzschioides (Grunow) Mereschkowsky
Ulnaria ulna (Nitzsch) P. Compere

DIATOMEAS CENTRICAS

Actinoptychus senarius (Ehrenberg) Ehrenberg
Bacteriastrum delicatulum Cleve
Bacteriastrum furcatum Shadolt
Bacteriastrum hyalinum Lauder
Biddulphia alternans (J. W. Bailey) Van Heurck
Cerataulina pelagica (Cleve) Hendey
Chaetoceros affinis Lauder
Chaetoceros borealis Bailey
Chaetoceros brevis F. Schütt
Chaetoceros coarctatus Lauder
Chaetoceros compressus Lauder
Chaetoceros curvisetus Cleve
Chaetoceros debilis Cleve
Chaetoceros decipiens Cleve
Chaetoceros denticulatus Lauder
Chaetoceros didymus Ehrenberg
Chaetoceros didymus var. *protuberans* (H. S. Lauder)
Chaetoceros eibenii Grunow in Van Heurck
Chaetoceros laciniosus Schütt
Chaetoceros laevis G. Leuduger-Fortmorel
Chaetoceros lorenzianus Grunow
Chaetoceros pendulus Karsten
Chaetoceros peruvianus Brightwell
Chaetoceros radicans Schütt
Chaetoceros socialis H. S. Lauder
Chaetoceros sp.
Chaetoceros teres Cleve
Chaetoceros tortissimus Gran
Coscinodiscus asteromphalus Ehrenberg
Coscinodiscus centralis Ehrenberg
Coscinodiscus concinnus W. Smith
Coscinodiscus curvatulus Grunow ex A. Schmidt
Coscinodiscus granii Gough
Coscinodiscus marginatus Ehrenberg
Coscinodiscus oculus-iridis (Ehrenberg) Ehrenberg
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg
Coscinodiscus sp.

Coscinodiscus wailesii Gran y Angst
Cyclotella bodanica Eulenstei ex Grunow
Cyclotella comta (Ehrenberg) Kützing
Cyclotella meneghiniana Kützing
Cyclotella sp.
Cyclotella striata (Kutzing) Grunow
Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle
Dactyliosolen phuketensis G. R. Hasle
Detonula pumila (Castracane) Gran
Ditylum brightwellii (T. West) Grunow
Eucampia cornuta (Cleve) Grunow
Eucampia zodiacus Ehrenberg
Guinardia cylindrus (Cleve) Hasle
Guinardia flaccida (Castracane) H. Peragallo
Guinardia striata (Stolterfoth) Hasle y Syvertsen
Hemiaulus hauckii Grunow ex Van Heurck
Hemiaulus indicus Karsten
Hemiaulus membranaceus Cleve
Hemiaulus sinensis Greville
Lauderia annulata Cleve
Leptocylindrus danicus Cleve
Leptocylindrus mediterraneus (H. Peragallo) Hasle
Leptocylindrus minimus Gran
Lithodesmium undulatum Ehrenberg
Melosira moniliformis (O. F. Muller) C. Agardh
Odontella aurita (Lyngbye) C. Agardh
Odontella dubia (Brightwell) Cleve
Odontella longicurvis (Greville) Hoban
Odontella mobiliensis (Bailey) Grunow
Odontella sinensis (Greville) Grunow
Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve
Planktoniella sol (Wallich) Schutt
Proboscia alata (Brightwell) Sundström
Pseudosolenia calcar-avis (Schutze)
Rhizosolenia bergonii H. Peragallo
Rhizosolenia hebetata J. W. Bailey
Rhizosolenia hyalina Ostenfeld
Rhizosolenia imbricata Brightwell
Rhizosolenia ostenfeldii B. G. Sundstrom
Rhizosolenia robusta G. Norman ex Ralfs
Rhizosolenia setigera Brightwell
Rhizosolenia styliformis Brightwell
Skeletonema costatum (Greville) Cleve
Stephanopyxis palmeriana (Greville) Grunow
Stephanopyxis turris (Greville) Ralfs
Thalassiosira angulata (W. Gregory) Hasle
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve
Thalassiosira lineata Jousé
Thalassiosira sp.
Thalassiosira subtilis (Ostenfeld) Gran

CIANOBACTERIAS

Anabaena sp.
Leptolyngbya sp.
Oscillatoria sp.

DINOFLAGELADOS

Ceratium dens Ostenfeld & Schmidt
Ceratium falcatiforme E. G. Jorgensen
Ceratium furca (Ehrenberg)
Ceratium fusus (Ehrenberg) Dujardin
Ceratium lineatum (Ehrenberg) Cleve
Ceratium massiliense (Gourret)

Ceratium teres Kofoid
Corythodinium sp.
Dinophysis acuminata Claparede
Dinophysis caudata Saville-Kent
Diplopelta asymmetrica (Mangin) Balech
Gonyaulax polyedra Stein
Gonyaulax polygramma Stein
Gonyaulax sp.
Gymnodinium catenatum Graham
Gyrodinium sp.
Gyrodinium spirale Kofoid & Swezy
Noctiluca scintillans Kofoid & Swezy
Ornithocercus sp.
Ornithocercus steinii Schutt
Oxyphysis oxytoxoides Kofoid
Oxytoxum sp.
Prorocentrum gracile Schutt
Prorocentrum micans Ehrenberg
Proterodinium conicum (Gran) Balech

Proterodinium depressum (Bailey) Balech
Proterodinium elegans (Cleve) Balech
Proterodinium latispinum (Mangin) Balech
Proterodinium pentagonum (Gran) Balech
Proterodinium sp.
Proterodinium spirale (Gaarder) Balech

DINOFLAGELADOS

Pyrocystis noctiluca Murray ex Haeckel
Pyrophacus steinii (Schiller) Wall & Dale

EUGLENOPHYTA

Phacus sp.
Phacus suecicus Lemmermann

SILICOFLAGELADOS

Dictyocha fibula Ehrenberg
Ebria antigua var. *simplex* Schultze
Octactis octonaria (Ehrenberg) Hovasse

Luis Troccoli-Ghinaglia
 Instituto Nacional de Pesca
 Guayaquil, Ecuador
luis.troccoli@gmail.com

Mónica Prado-España
 Instituto Nacional de Pesca
 Guayaquil, Ecuador
mprado@institutopesca.gob.ec

Estado trófico y estructura comunitaria del microfitoplancton
en un sector del golfo de Guayaquil, Ecuador

Citación del artículo: Troccoli-Ghinaglia, L. y M. Prado
 España. 2017. Estado trófico y estructura comunitaria del
 microfitoplancton en un sector del golfo de Guayaquil, Ecuador.
Biota Colombiana 18 (2): 145 – 163. DOI: 10.21068/c2017.
 v18n02a09.

Recibido: 31 de octubre de 2016
 Aprobado: 03 de agosto de 2017