

EFFECTOS DEL RÉGIMEN HÍDRICO SOBRE LAS CONDICIONES GEOQUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS SUBMAREALES DE LOS MANGLARES DE TUMBES

EFFECTS OF HYDROLOGICAL REGIME ON THE GEOCHEMICAL CONDITIONS OF SUBTIDAL SEDIMENTS IN MANGROVES IN TUMBES

PÉREZ A., VELAZCO F., CARHUAPOMA W. & GUTIÉRREZ D.

Resumen

Se estudió la influencia del régimen hídrico sobre las condiciones geoquímicas de los sedimentos submareales en el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT). Para ello se analizaron la variación estacional y la variación espacial de los factores ambientales en el agua de fondo (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, niveles de pH) y en el sedimento superficial (granulometría, materia orgánica total, niveles de pH, potencial de óxido-reducción y biomoléculas totales e hidrolizables). Durante la temporada seca, los sedimentos superficiales y el agua de fondo presentaron condiciones más reductoras y más ácidas que durante la temporada húmeda. Además, se determinó que la distribución espacial de la materia orgánica sedimentaria, representada principalmente por fitopigmentos totales y biomoléculas en los sedimentos submareales, es controlada principalmente por la geomorfología del estuario, donde los canales del curso medio (por ejemplo: canal Lagarto) y el canal Zarumilla, más cercano a la cabeza del estuario, fueron focos de acumulación y respiración de materia orgánica sedimentaria durante las dos épocas de estudio.

Palabras claves: Proyecto manglares IGP, manglares de Tumbes, régimen hídrico, geoquímica, sedimentos submareales.

Abstract

Physical-chemical, textural and geochemical characteristics of bottom water and subtidal sediments were studied in order to determine the influence of the hydrological regime on geochemical conditions in the estuarine system associated to the "Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT)" (3.38oS – 3.46oS). Shifts in environmental factors were analyzed in time and space in the bottom water (temperature, salinity, dissolved oxygen, pH) and surficial sediments (granulometry, total organic matter content, pH, redox potential, phytopigments, hydrolysable and total biomolecules). At seasonal scale, reducing sedimentary conditions prevailed with greater organic matter accumulation during the dry season as compared with the wet season. Additionally, it was possible to determine several sedimentary environments within the estuary, in which Zarumilla creek was the area of greater concentration of organic matter, phytopigments and biomolecules in comparison with others secondary creeks during both study periods, where it was realized the importance of the estuarine geomorphology on the organic matter accumulation and degradation processes.

Keywords: Peruvian mangroves, hydrological regime, sedimentary environment, geochemistry, subtidal

Introducción

Los manglares son ecosistemas estuarinos altamente productivos (Black y Shimmield, 2003) que están sometidos a una alta variabilidad espacio-temporal, asociada a la geomorfología del terreno, a la influencia del régimen

de mareas y al régimen de lluvias en el sistema (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmield, 2003). El ecosistema de manglares de Tumbes no está exento a estas características, pues también está sometido a un régimen hídrico diario mediado por la influencia de las mareas y a un régimen hídrico estacional mediado por las precipi-

taciones y la entrada de agua dulce a través del río Zarumilla (INRENA, 2011). Estas variaciones del régimen hídrico, sumadas a la geomorfología del estuario, influyen sobre en la intensidad y distribución espacial del gradiente salino, así como sobre las propiedades físico-químicas y biogeoquímicas de los sedimentos superficiales y la columna de agua suprayacente a ellos, repercutiendo directamente en el ciclo de carbono y nutrientes del sistema bentos-pélagos (Black y Shimmiel, 2003). Asimismo contribuye a una redistribución periódica de los sedimentos, controlando el flujo, en cantidad y calidad, de la materia orgánica hacia los biotopos sedimentarios (Kristensen *et al.*, 2008), lo que a su turno modula las condiciones biogeoquímicas en el agua de fondo y sedimentos dentro del subsistema bentónico (Black y Shimmiel, 2003; Kristensen *et al.*, 2008). La presente investigación busca determinar la influencia del régimen hídrico y de la geomorfología del bosque de manglares sobre las condiciones biogeoquímicas del agua de fondo y sedimentos submareales de los canales y esteros principales en el ecosistema de manglares de Tumbes.

Materiales y métodos

Área de estudio

El ecosistema de manglares en Tumbes está localizado al norte del Perú, muy cerca de la zona de influencia de aguas tropicales ecuatoriales y al límite norte del sistema de la corriente de Humboldt (Malca, 2005). El estudio se realizó en el estuario ubicado dentro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT), el cual presenta una superficie aproximada de dos mil hectáreas y está ubicado en el litoral de la costa noroeste del Perú, en la provincia y distrito de Zarumilla del departamento de Tumbes (INRENA, 2011). En esta zona se desarrolla un clima semiárido, con una clara influencia del sistema oceánico, con temperaturas que oscilan entre los 22 y 29° C. La época húmeda o de lluvia se presenta entre enero y marzo, mientras que los demás meses del año corresponden a la época seca (INRENA, 2011). El SNLMT es un bosque de manglar de tipo ribereño, que se desarrolla a lo largo del canal Internacional con una fuerte influencia del río Zarumilla. La topografía que presenta es uniforme y casi plana, presentándose una ligera pendiente (1-5%) entre el mar y la costa. Además, los suelos se caracterizan por el alto contenido de arenas y partículas de limo y arcillas acarreadas por el río (INRENA, 2011). Además, el ecosistema manglar manifiesta una flora típica, en donde la especie de mangle predominante es el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), seguido del mangle colorado (*Rhizophora harrisonii*), especies responsables de gran parte del flujo de materia orgánica de origen vegetal en el sistema (INRENA, 2011).

Diseño de muestreo

Se diseñó un muestreo enfocado en la variación estacional del régimen hídrico durante época seca (septiembre) y época húmeda (abril), en el cual se evaluaron las características físico-químicas del agua suprayacente a los sedimentos (salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, potencial Redox), la distribución espacio-temporal de la composición textural de los sedimentos (contenido de arenas, limo y arcillas), la distribución espacio-temporal de la cantidad y calidad de la materia orgánica sedimentaria (materia orgánica total, fitopigmentos totales, carbohidratos y proteínas totales e hidrolizables) y la caracterización geoquímica de los sedimentos superficiales mediante la medición del potencial de óxido-reducción y el pH. Se colectaron muestras durante los días 8 y 9 de septiembre del 2012 y durante los días 4 y 5 de abril del 2013. En cada uno de los periodos se muestrearon dieciséis (n=16) estaciones distribuidas a lo largo y ancho del estuario. En once (n=11) de las estaciones se realizaron mediciones y colecta de muestras en agua de fondo y en el intervalo superficial del sedimento (0-1 cm). En las cinco (n=5) estaciones restantes se realizaron mediciones y colecta de muestras en agua de fondo y se realizó un muestreo intensivo vertical de la columna de sedimento (0-10 cm). De acuerdo con la geomorfología de los canales principales, las estaciones muestreadas se agruparon en tres tipos de ambientes sedimentarios: Las estaciones 4A, 22S, 24S, 27S y 28S en el ambiente sedimentario perteneciente al canal Zarumilla (CZ), zona más cercana a la fuente de agua dulce dentro del estuario. Las estaciones 1A, 2S, 12S y 13S en el ambiente sedimentario perteneciente a los canales semicerrados (CM), zona asociada con el curso medio e inferior del estuario. Por último, las estaciones 3A, 5A, 6A, 5S, 7S, 10S y 14S, en el ambiente sedimentario, perteneciente a los canales principales (CP), zonas de canales geomorfológicamente más grandes y abiertos en comparación con las demás zonas (Figura 1).

Métodos de muestreo

Los parámetros físico-químicos obtenidos a partir del agua de fondo se estimaron utilizando un equipo multiparámetro para calidad de agua Horiba U-51. Además, se colectaron muestras de agua de fondo mediante el uso de una botella Niskin para la determinación de contenido de oxígeno disuelto, siguiendo el método de Winkler, modificado por Carpenter (Strickland y Parsons, 1972). Las muestras obtenidas a partir de la columna de sedimento fueron tomadas utilizando un sacatestigos manual. Los intervalos obtenidos de la columna de sedimento fueron (0-1cm), (1-2 cm), (2-3 cm), (3-4 cm), (4-5 cm), (5-6 cm), (6-8 cm), (8-10 cm), estos resultados fueron integrados por unidad de área para los primeros 10 cm. Los parámetros de pH y potencial de óxido reducción fueron obtenidos con una resolución de 2 cm para los primeros 10 cm de columna de sedimento, utilizando un equipo potenciómetro WTW-1081.

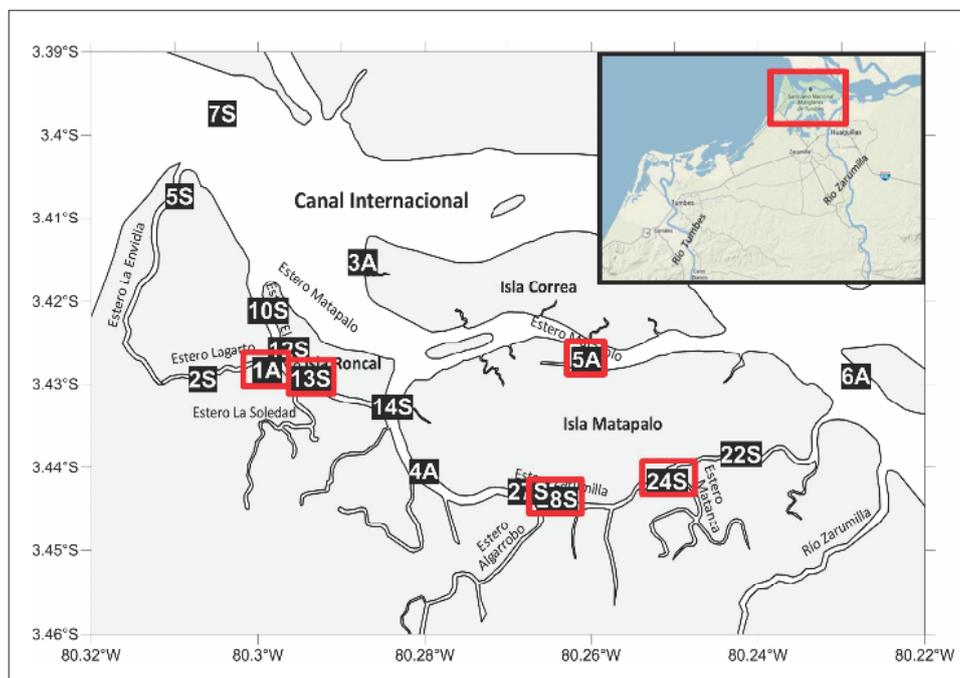


Figura 1. Distribución de las estaciones de muestreo dentro del SNLMT (n=16).
Recuadros rojos: muestreo intensivo de la columna de sedimento (0-10cm) (n=5).

Análisis de muestras sedimentarias

Las muestras de sedimento fueron descongeladas, secadas y homogenizadas previamente antes de cada análisis geoquímico. Para determinar el contenido de clorofila-a se siguió el método de fluorometría con doble extracción en acetona al 90% (Lorenzen y Jeffrey, 1980; Gutiérrez, 2000). Las concentraciones de carbohidratos totales en sedimentos se determinaron de acuerdo con el método colorimétrico desarrollado por Dubois *et al.* (1956), siendo adaptadas para sedimentos de alto contenido orgánico (Pérez, 2012). Las concentraciones de proteínas totales en sedimentos se determinaron de acuerdo con el método colorimétrico de Lowry *et al.* (1951), siendo modificada por Rice (1982) y adaptada para sedimentos de alto contenido orgánico (Pérez, 2012). Las concentraciones de carbohidratos hidrolizables en sedimentos se determinaron mediante la metodología descrita por Fabiano y Pasceddu (1998), adaptada al método propuesto por Dubois *et al.* (1956) en Pérez (2014). Las concentraciones de proteínas hidrolizables en sedimentos se determinaron mediante la metodología descrita por Mayer *et al.* (1986), adaptada al método propuesto por Lowry (1956) en Pérez (2014). La concentración de materia orgánica en sedimentos se determinó mediante la metodología descrita por Black (1965), adaptada al método propuesto por Anderson *et al.* (1972). Mientras que la composición textural de los sedimentos se determinaron por el método de tamizado (American Society for Testing materials, 1963).

Análisis de datos

Para evaluar la relación entre las distintas variables físico-químicas y geoquímicas, se realizaron correlaciones de rango de Spearman ($\alpha < 0.1$). Las correlaciones fueron hechas por separado para el periodo seco y el periodo húmedo, para separar el efecto generado por la variabilidad estacional en el estuario. Además, el efecto de las variaciones espaciales entre ambientes sedimentarios y las variaciones temporales, entre la época seca y lluviosa, fueron evaluadas mediante análisis de varianza (ANVA) de dos vías ($\alpha = 0.05$), efectuándose contrastes mediante el test a posteriori HSD de Tukey (ANVA + Tukey), previa normalización de la data.

Resultados

Variables en columna de agua

Temperatura

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), el rango de temperatura superficial en la columna de agua varió entre un mínimo de 25,6°C (Estación 14S) y un máximo de 27,8°C (Estación 2S). Con respecto a la distribución espacial, los mayores valores de temperatura superficial se encontraron hacia la boca del estuario, mientras que los menores valores de temperaturas, cercanas al canal Zarumilla (Figura 2). Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), el rango de temperatura superficial en la columna de agua varió entre un mínimo de 28,3°C (Estación 24S) y un máximo de 36,6°C (Estación 12S). Con respecto a la distribución

espacial, los mayores valores de temperatura se encontraron hacia los canales más expuestos del estuario (Figura 2). De acuerdo al análisis de varianza, la temperatura en columna de agua fue significativamente mayor en la temporada lluviosa que en la temporada seca. En cambio, las diferencias de la temperatura por ambiente sedimentario no fueron estadísticamente significativas, tanto globalmente como por temporada (Tabla 2).

Salinidad

Las variaciones de salinidad superficial en columna de agua fueron significativamente mayores durante la temporada seca que durante la temporada húmeda (tabla 2). Durante el mes de septiembre del 2012, el rango de salinidad superficial en la columna de agua varió entre un mínimo de 30.1 (Estación 6A) y un máximo de 35.0 (Estación 2S). Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de salinidad se encontraron hacia la cabeza del estuario (en el canal Zarumilla), mientras que los mayores valores de salinidad, hacia los canales geomorfológicamente más cerrados en el estuario (Figura 2). Durante el mes de abril del 2013, el rango de salinidad en la columna de agua varió entre un mínimo de 3.6 (Estación 24S) y un máximo de 26.5 (Estación 2S). Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de salinidad nuevamente se encontraron en el canal Zarumilla, mientras que los mayores valores, hacia canales geomorfológicamente más cerrados del estuario (Figura 2).

Oxígeno disuelto

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), los valores de oxígeno en el agua de fondo variaron entre un mínimo de 1.3 mL.L⁻¹ (Estación 24S) y un máximo de 4.7 mL.L⁻¹ (Estación 10S). Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de oxígeno disuelto se encontraron hacia la cabeza del estuario, mientras que los mayores valores de oxígeno tendieron a encontrarse hacia los canales principales (Figura 2). Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), los valores de oxígeno en agua de fondo variaron entre un mínimo de 2.7 mL.L⁻¹ (Estación 2S) y un máximo de 5.1 mL.L⁻¹ (Estación 13S). Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de oxígeno se encontraron hacia los canales geomorfológicamente más cerrados, mientras que los mayores valores hacia los canales principales (Figura 2). La variación estacional de los valores de OD en agua de fondo fue significativa, registrándose valores más altos durante el periodo húmedo del estudio, al igual que las variaciones espaciales, presentándose los mayores valores en los canales principales y en algunas zonas de los canales secundarios ligados al curso medio del estuario (véase tabla 2).

Niveles de pH

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), los valores de pH en agua de fondo variaron entre un

mínimo de 7.5 (Estaciones 22S y 24S) y un máximo de 7.9 (Estación 7S). Con respecto a la distribución espacial, los valores más bajos de pH se encontraron en canales geomorfológicamente más cerrados, mientras que los valores más altos de pH se encontraron en canales con mayor flujo de agua (Figura 2). Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), los valores de pH en agua de fondo variaron entre un mínimo de 6.9 (Estación 7S) y un máximo de 8.3 (Estación 6A). Con respecto a la distribución espacial, los valores más bajos de pH se encontraron en canales más cercanos a la boca del estuario y los valores más altos, hacia los canales cercanos a la cabeza del estuario (Figura 2). La variación estacional del pH en el agua de fondo fue significativa, registrándose valores más altos durante el periodo seco del estudio, al igual que la variación estacional entre los ambientes sedimentarios, registrándose los valores más bajos en los canales principales durante el periodo húmedo (tabla 2).

Variables en sedimentos submareales

Contenido de arenas

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), el contenido de arenas varió de un mínimo de 5.2% (Estación 5A) a un máximo de 96.9% (Estación 3A) (tabla 1). Con respecto a la distribución espacial, las estaciones con mayor contenido de arenas se ubicaron en los canales más cercanos a la boca del estuario. Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), el contenido de arenas varió de un mínimo de 18.2% (Estación 4A) a un máximo de 98.1% (Estación 7S) (tabla 1). Las estaciones con mayor contenido de arenas no cambiaron su distribución del periodo húmedo con respecto al periodo seco, pero los valores con menor contenido de arenas se encontraron hacia la cabeza del estuario y en canales semicerrados del curso medio e inferior del estuario, mostrando diferencias interesaciales significativas (tabla 2).

Contenido de limo y arcillas

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), el contenido de limo y arcillas varió de un mínimo de 1.5 % (Estación 7S) a un máximo de 94.8 % (Estación 5A) (tabla 1). Con respecto a la distribución espacial, las estaciones con mayor contenido de limo y arcillas se ubicaron en el canal Zarumilla. Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), el contenido de arenas varió de un mínimo de 1.3 % (Estación 7S) a un máximo de 78.4 % (Estación 22S) (tbla 1). Las estaciones con mayor contenido de limo y arcillas no cambiaron su distribución del periodo húmedo con respecto al periodo seco, pero los valores con mayor contenido de limo y arcillas se encontraron hacia el canal Zarumilla y canales semicerrados del curso medio e inferior del estuario, mostrando diferencias espaciales significativas (tabla 2).

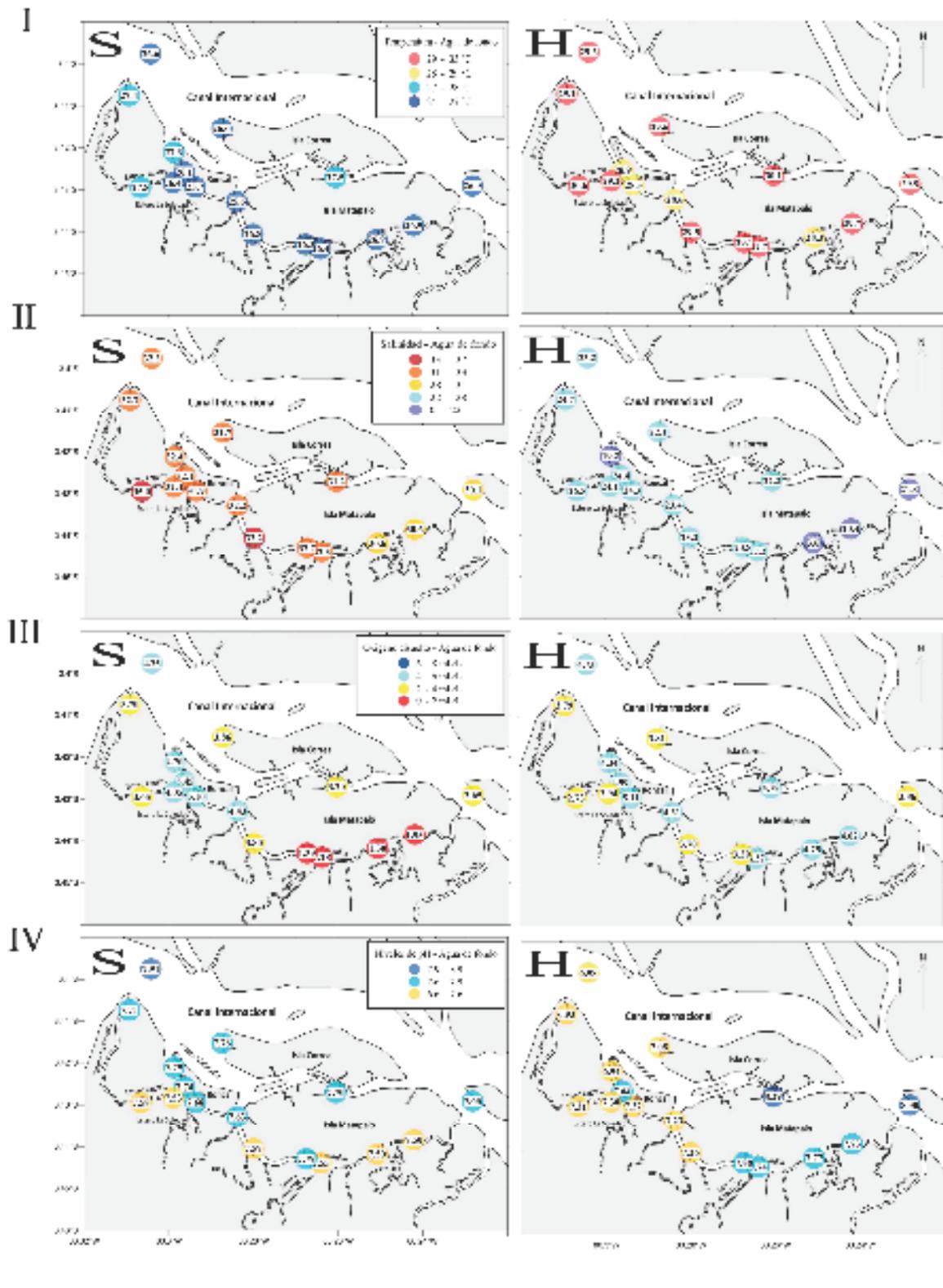


Figura 2. Mapas de distribución de los parámetros fisicoquímicos en agua de fondo. S: época seca; H: época húmeda. I: Temperatura en agua de fondo; II: Salinidad en agua de fondo; III: Oxígeno disuelto en agua de fondo; IV: Niveles de pH en agua de fondo.

TABLA 1
CONTENIDOS PORCENTUALES DE ARENAS, LIMO Y ARCILLAS EN LAS ESTACIONES DE MUESTREO DENTRO DEL SNLMT DURANTE LA ÉPOCA SECA (SEPTIEMBRE 2012) Y LA ÉPOCA HÚMEDA (ABRIL 2013)

ESTACIONES	ÉPOCA SECA		ÉPOCA HÚMEDA	
	ARENAS	LIMO Y ARCILLAS	ARENAS	LIMO Y ARCILLAS
	(%)	(%)	(%)	(%)
1A	29.28	70.71	48.08	51.92
3A	96.92	3.08	83.59	8.63
4A	13.15	86.85	18.18	65.50
5A	5.16	94.84	46.60	47.48
6A	-	-	65.44	34.56
2S	68.14	31.86	73.49	8.43
5S	69.86	30.12	77.99	9.10
7S	88.49	1.45	98.07	1.30
10S	93.99	4.92	41.52	57.84
12S	74.96	22.50	82.35	1.37
13S	60.43	39.55	54.76	45.24
14S	42.32	57.63	61.19	37.92
22S	37.95	62.05	21.57	78.43
24S	39.75	60.24	36.62	63.38
27S	36.32	63.54	29.93	70.07
28S	24.86	75.14	30.94	69.06

Materia orgánica total

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), el contenido de materia orgánica total varió de un mínimo de 10.5 mg.g⁻¹ (Estación 7S) a un máximo de 118.0 mg.g⁻¹ (Estación 1A). Con respecto a la distribución espacial, las estaciones con mayor contenido de materia orgánica total se ubicaron hacia el canal Zarumilla y canales semicerrados del curso medio e inferior del estuario (Figura 3). Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), el contenido de materia orgánica varió de un mínimo de 8.0 mg.g⁻¹ (Estación 7S) a un máximo de 80.9 mg.g⁻¹ (Estación 22S) (Figura 3). Las estaciones con mayor contenido de materia orgánica total no cambiaron su distribución del periodo húmedo con respecto al periodo seco, pero los valores promedio fueron mayores durante la época seca del estudio que durante la época húmeda.

Niveles de pH

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), el pH en el sedimento varió entre un mínimo de 6.19 (Estación 1A) y un máximo de 7.3 (Estación 3A), obteniendo un valor promedio de 6.8 para la zona. Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de pH se encontraron hacia los canales semicerrados (Figura 3). Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), los valores de pH en el sedimento variaron entre un mínimo de 6.9 (Estación 10S) y un máximo de 8.4 (Estación 22S), con un valor promedio de 7.6

para la zona. Con respecto a la distribución espacial, los valores más bajos de pH en el sedimento superficial se encontraron hacia la boca del estuario y los valores más altos, hacia el canal Zarumilla (Figura 3). La variación estacional del pH en el sedimento superficial fue significativa, registrándose valores más altos durante el periodo húmedo del estudio; además, los valores fueron significativamente más altos en el canal principal (tabla 2). Los perfiles verticales de pH obtenidos a partir de los diez primeros centímetros de la columna de sedimento para las cinco estaciones muestreadas de forma intensiva, durante el periodo seco (septiembre 2012) y el periodo húmedo (abril 2013) se muestran en la Figura 4. Durante el periodo seco, los valores más bajos en los perfiles verticales se registraron en las estaciones 1A y 13S (canal secundario del curso medio del estuario), mientras que los valores de más altos se dieron en las estaciones 5A, 24S y 28S (canal Zarumilla) (Figura 4). Durante el periodo húmedo, los valores más bajos en los perfiles verticales se registraron en las mismas estaciones que durante el periodo seco, mientras que los valores más altos fueron registrados también en las mismas estaciones que en la temporada seca. Además, todos los perfiles exhibieron un incremento en los valores de pH conforme aumenta la profundidad en el sedimento (Figura 4).

Potencial de oxidoreducción

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), los valores de potencial Redox en la columna de sedimento (0-2 cm) variaron entre un mínimo de -402 mV (Estación 2S) y un máximo de -110 mV (Estación 5S). Con respecto a la distribución espacial, las condiciones más reductoras se encontraron en los canales semicerrados (Figura 3). Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), los valores de potencial Redox en el sedimento superficial (0-2 cm) variaron entre un mínimo de -270.7 mV (Estación 2S) y un máximo de -123.4 mV (Estación 5A). Con respecto a la distribución espacial, las condiciones más reductoras en sedimento se encontraron en canales semicerrados (Figura 3). La variación estacional del potencial Redox en el sedimento superficial fue significativa, registrándose valores menos reductores durante el periodo húmedo del estudio (Tabla 1). Durante el periodo seco, los perfiles verticales más reductores se registraron en las estaciones 1A y 13S (canal secundario del curso medio del estuario), mientras que las condiciones menos reductoras se encontraron en los perfiles verticales de las estaciones 5A, 24S y 28S (canal Zarumilla) (Figura 4). Durante el periodo húmedo, los perfiles con condiciones más reductoras se registraron en las mismas estaciones que durante el periodo seco, mientras que las demás estaciones presentaron condiciones menos reductoras (Figura 4). De acuerdo con el cálculo del gradiente de los niveles de oxidoreducción, y la observación de los perfiles verticales en sedimentos, se detectó

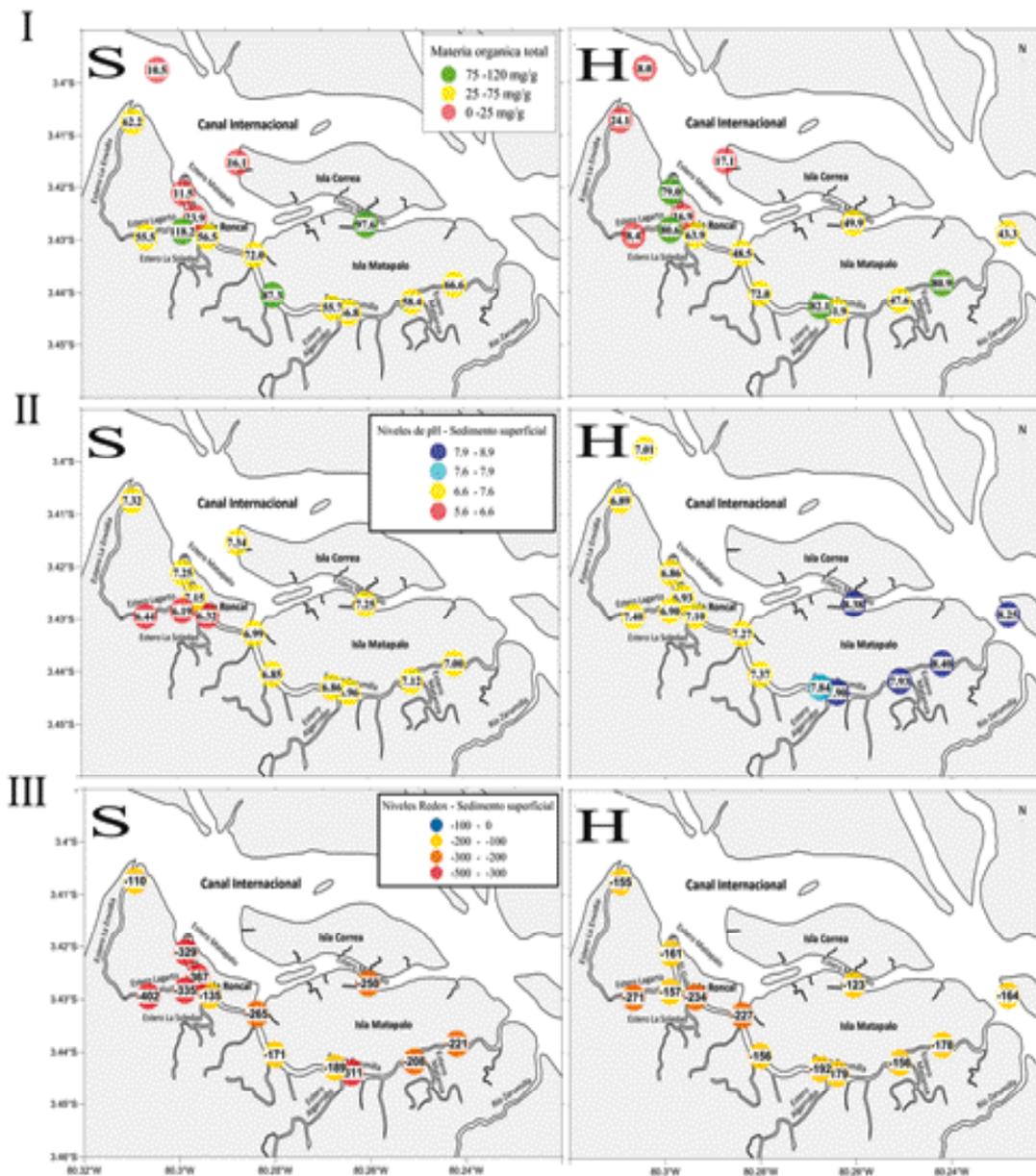


Figura 3. Mapas de distribución de los parámetros geoquímicos en sedimento superficial (0-2cm). S: época seca; H: época húmeda. I: Contenido de materia orgánica total; II: Niveles de pH; III: Potencial de oxidoreducción (Redox).

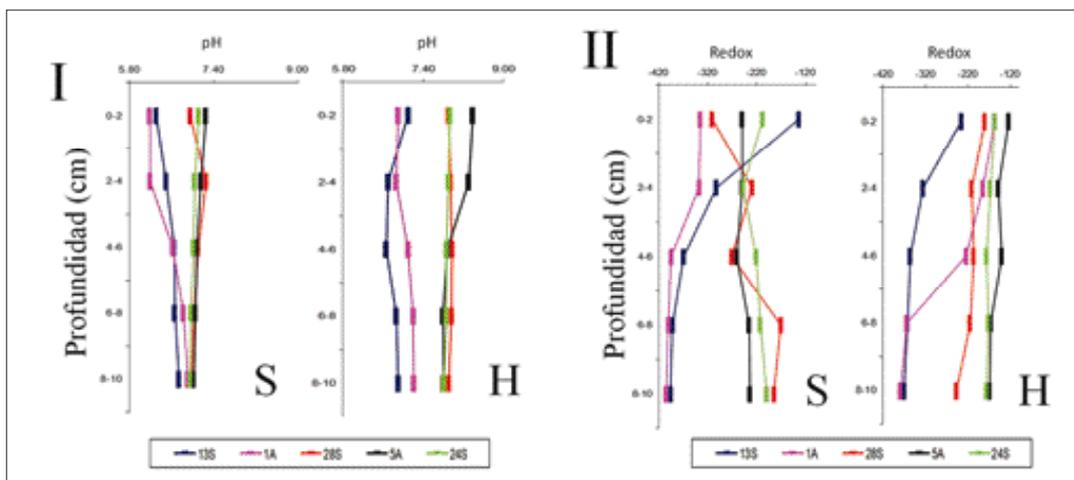


Figura 4. Perfiles verticales de pH (I) y Potencial de óxidoreducción (Redox) (II) a partir de la columna de sedimento (0-10 cm) Correspondiente a cinco estaciones de muestreo dentro del SNLMT. S: época seca (septiembre, 2012). W: época húmeda abril, 2013). Zona del canal principal: 5A; Zona de los canales secundarios: 1A, 13S; Zona del canal Zarumilla: 24S, 28S.

una Redoxclina más profunda durante el periodo húmedo, en comparación con la registrada durante el periodo seco (Figura 4).

Clorofila-a

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de Cl-a en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de $0.33 \pm 0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Estación 7S) a un máximo de $3.28 \pm 2.46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Estación 5A) (Figura 5). Con respecto a la distribución espacial, las menores concentraciones de Cl-a superficial se encontraron hacia la boca del estuario, sobre todo en las zonas de esteros principales. Durante el mes de abril del 2013 (periodo húmedo), la concentración de Cl-a en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de $0.33 \pm 0.17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

(Estación 7S) a un máximo de $4.74 \pm 2.00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Estación 1A). Con respecto a la distribución espacial, las menores concentraciones de Cl-a superficial se encontraron hacia la boca del estuario, sobre todo en los canales principales, al igual que durante el periodo seco (Figura 5). Durante el periodo seco, el perfil integrado con mayores inventarios de Cl-a se registró en la estación 1A, seguida de las estaciones 13S y 28S, mientras que en las estaciones restantes, las concentraciones fueron significativamente menores (Figura 6).

Carbohidratos totales (CHOT)

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de CHOT en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de $0.52 \pm 0.03 \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (Estación 7S) a un máximo de $7.76 \pm 1 \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (Estación 4A). Durante el mes de abril del 2013 (periodo

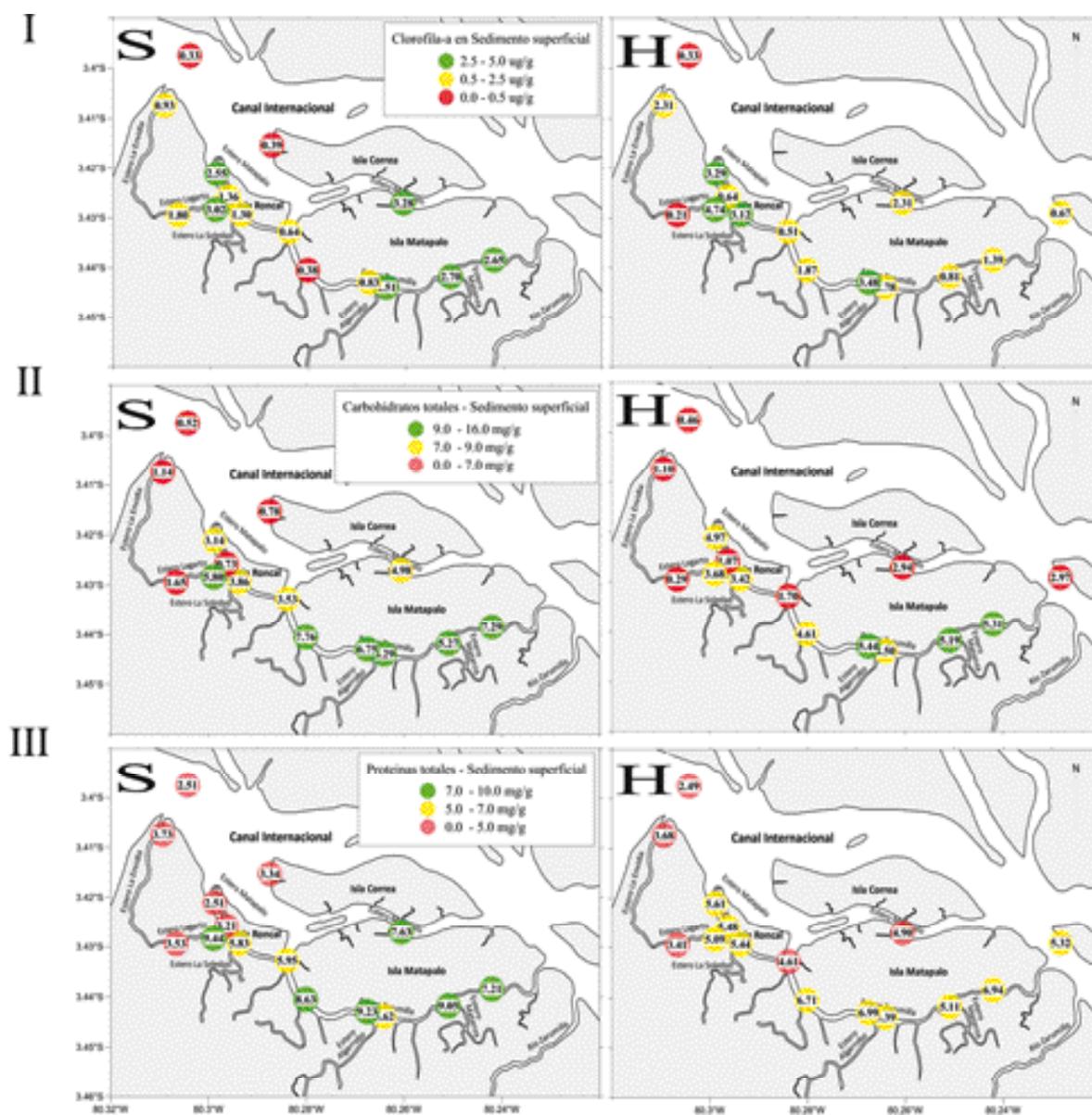


Figura 5. Mapas de distribución de los parámetros geoquímicos en sedimento superficial (0-1 cm). S: época seca; H: época húmeda. I: Contenido de Clorofila-a (Cl-a); II: Contenido de Carbohidratos totales (CHOT); III: Contenido de Proteínas totales (PRT).

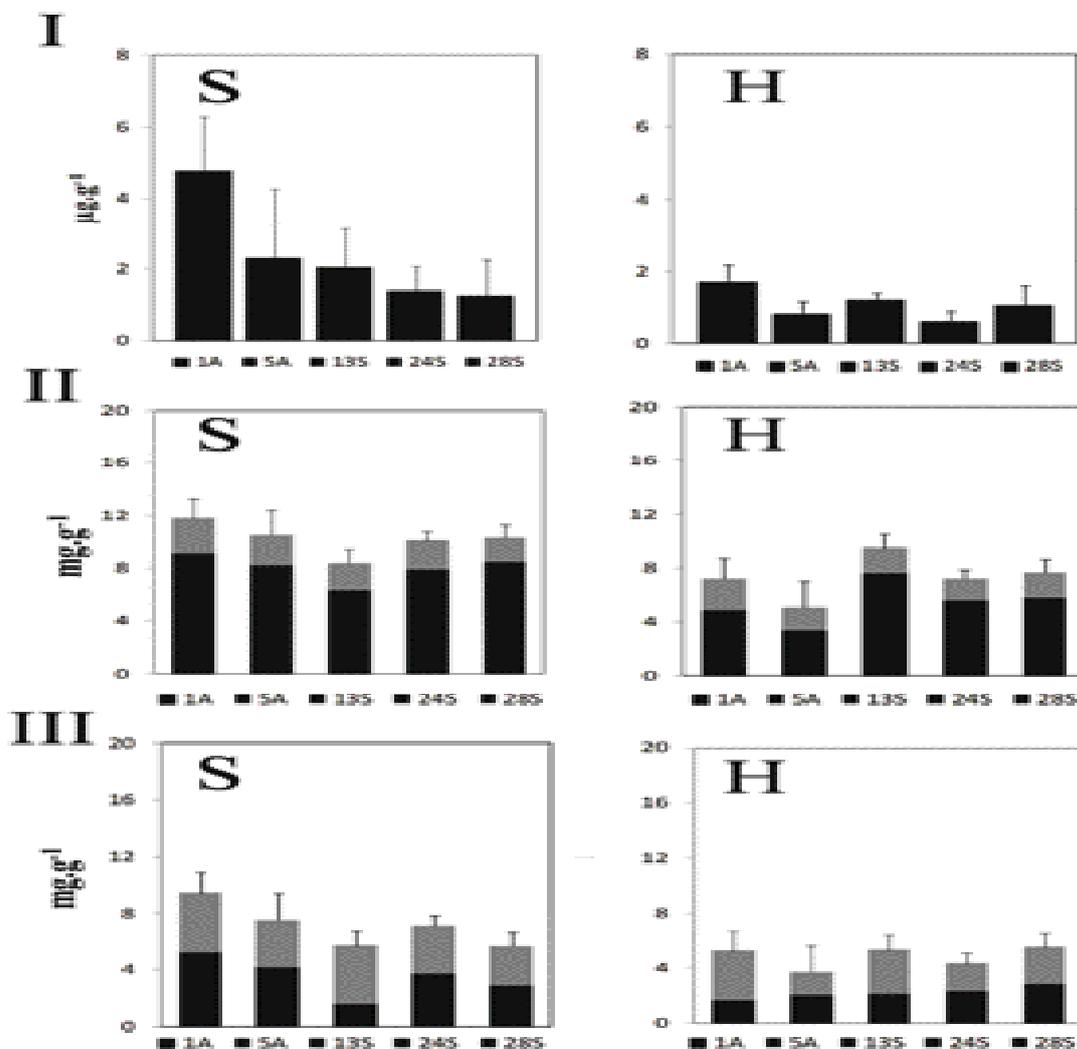


Figura 6. Distribución integrada de las variables geoquímicas en columna de sedimento (0-10 cm). S: época seca; H: época húmeda. I: Contenidos integrados de Clorofila-a (Cl-a); II: Contenidos integrados de Carbohidratos totales (CHOT); III: Contenidos integrados de Proteínas totales (PRT). Columna en negro: Fracción no hidrolizable de las biomoléculas. Columna en gris: Fracción hidrolizable de los carbohidratos (CHOH) y proteínas (PRTth). Zona del canal principal: 5A; Zona de los canales secundarios: 1A, 13S; Zona del canal Zarumilla: 24S, 28S.

húmedo), la concentración de CHOT en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de $0.29 \pm 0.27 \text{ mg.g}^{-1}$ (Estación 2S) a un máximo de $5.44 \pm 0.05 \text{ mg.g}^{-1}$ (Estación 27S) (Figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre los dos períodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; las menores concentraciones de CHOT superficiales fueron encontradas en la boca del estuario y en los canales principales (Tabla 2). Durante el periodo seco, el perfil con mayor inventario integrado de CHOT se registró en la estación 1A, mientras que la estación 13S presentó los menores inventarios de CHOT (Figura 6). Durante el periodo húmedo, el mayor inventario de CHOT se registró en la estación 13S, mientras que la estación 5A presentó el inventario más bajo (Figura 6).

Carbohidratos hidrolizables (CHOH)

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de CHOH en la parte superficial de los

sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de $1.03 \pm 0.10 \text{ mg.g}^{-1}$ (Estación 7S) a un máximo de $2.85 \pm 1.03 \text{ mg.g}^{-1}$ (Estación 5A) (Figura 5). Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de CHOH en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de $0.27 \pm 0.16 \text{ mg.g}^{-1}$ (Estación 7S) a un máximo de $2.67 \pm 0.24 \text{ mg.g}^{-1}$ (Estación 1A) (Figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre los dos períodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; ya que las concentraciones de CHOH superficiales fueron significativamente mayores en el canal Zarumilla y significativamente menores en la zona de los canales principales (Tabla 2). Durante el periodo seco, el perfil con el mayor inventario integrado de CHOH se registró en la estación 1A, mientras que la estación 28S presentó los menores inventarios (Figura 6). Durante el periodo húmedo, el perfil con el mayor inventario integrado de CHOH se registró en la estación 1A, mientras que la estación 24S presentó el menor inventario (Figura 6).

Proteínas totales (PRTt)

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTt en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de 2.51 ± 0.09 mg.g⁻¹ (Estación 7S) a un máximo de 9.44 ± 3.49 mg.g⁻¹ (Estación 1A) (Figura 5). Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTt en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de 2.49 ± 0.18 mg.g⁻¹ (Estación 7S) a un máximo de 6.99 ± 0.58 mg.g⁻¹ (Estación 27S) (Figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre los dos periodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; las PRTt mostraron concentraciones significativamente mayores en el canal Zarumilla en comparación a los demás ambientes sedimentarios (Tabla 2). Durante el periodo seco, el perfil con mayor inventario integrado de PRTt se registró en la estación 1A, mientras que las estaciones 13S y 28S presentaron los menores inventarios (Figura 6). Durante el periodo húmedo, los perfiles con mayores inventarios de PRTt se registraron en las estaciones 1A, 13S y 28S (canal Zarumilla y canales secundarios del curso medio del estuario) mientras que las estaciones 5A y 24S presentaron los menores inventarios (Figura 6).

Proteínas hidrolizables (PRTh)

Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTh en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de 0.69 ± 0.06 mg.g⁻¹ (Estación 7S) a un máximo de 4.44 ± 0.31 mg.g⁻¹ (Estación 1A) (Figura 5). Durante el mes de septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTh en la parte superficial de los sedimentos (0-1 cm) varió de un mínimo de 0.87 ± 0.08 mg.g⁻¹ (Estación 7S) a un máximo de 4.41 ± 0.62 mg.g⁻¹ (Estación 22s) (Figura 5). No se encontraron diferencias significativas entre los dos periodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; con las mayores concentraciones en el canal Zarumilla y las menores, en los canales secundarios (Tabla 2). Durante el periodo seco, los perfiles con mayores inventarios integrados de PRTh se registraron en la estación 1A y 13S, mientras que la estación 28S presentó el mayor inventario (Figura 6). Durante el periodo húmedo, el perfil con mayor inventario de PRTh se registró en la estación 1A, mientras que la estación 5A presentó el menor inventario (Figura 6).

Discusión**Condiciones fisicoquímicas en la columna de agua**

Las climatologías de caudal del río Zarumilla reflejaron la ocurrencia de cambios hídricos-estacionales gatillados por las lluvias. Las mayores precipitaciones se dieron entre febrero-abril y disminuyeron sustancialmente en la parte baja de la cuenca a partir del mes de mayo, alcan-

TABLA 2
ANÁLISIS DE VARIANZAS (ANVA) DE DOS VÍAS
PARA LAS VARIABLES ESTUDIADAS
DURANTE LA ÉPOCA SECA (S) (SEPTIEMBRE 2012)
Y LA ÉPOCA HÚMEDA (H) (ABRIL 2013)

VARIABLE DEPENDIENTE	FACTORES		
	TEMPORADA	AMBIENTE	
		SEDIMENTARIO	INTERACCIÓN
Temperatura	*** (S < H)	n.s.	n.s.
Salinidad	*** (H < S)	** (CZ < CP < CM)	n.s.
OD _(agua)	*** (S < H)	*** (CZ < CM < CP)	*** (CZS < CPS < CMS < CZH < CPH < CMH)
pH _(agua)	** (H < S)	n.s.	** (CPH < CMH < CZS < CMS < CPS < CZH)
pH ₍₀₋₂₎	*** (S < H)	*** (CM < CP < CZ)	n.s.
Eh ₍₀₋₂₎	** (S < H)	n.s.	n.s.
Arenas	n.s.	*** (CZ < CM < CP)	n.s.
Limo y arcillas	n.s.	*** (CM < CP < CZ)	n.s.
CHOt	n.s.	*** (CP < CM < CZ)	n.s.
PRTt	n.s.	*** (CM < CP < CZ)	n.s.
CHOH	n.s.	*** (CP < CM < CZ)	n.s.
PRTh	n.s.	*** (CP < CM < CZ)	n.s.
CHOH : CHOt	n.s.	*** (CZ < CP < CM)	n.s.

Ambiente sedimentario: Estero Zarumilla (CZ), esteros principales (CP), esteros del curso medio del estuario (CM); pH[0-2]: pH en sedimentos (0-2cm), Eh[0-2]: potencial de óxido-reducción en sedimentos (0-2 cm).***($p < 0.05$), **($0.05 < p < 0.1$), *($p = 0.1$), n.s. (estadísticamente no significativa)

zando su menor caudal entre los meses de julio y octubre. Durante la época seca el caudal promedio para la cuenca del río Zarumilla fue de $3.17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ mientras que durante la época húmeda, el caudal promedio fue de $35.27 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. La temperatura y salinidad del agua de fondo de los canales, reflejaron la significativa variación hídrica estacional en el estuario. Durante la época húmeda, las temperaturas fueron significativamente más altas en comparación con las registradas durante la época seca (Tabla 2); estas variaciones obedecieron a un proceso estacional de insolación, la cual se reflejó en la distribución espacial, en donde las menores temperaturas de agua de fondo, se registraron en la zona de canales secundarios y del canal Zarumilla (Figura 2), zonas menos expuestas a la incidencia de la luz solar y que presentan aguas con un mayor tiempo de residencia por la geomorfología que presentan (Woodroffe, 1992; Domínguez, 2005; Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011). Durante la época seca, la salinidad en agua de fondo

1. Fuentes: Autoridad nacional del Agua (ANA) <<http://www.ana.gob.pe/>>, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI) <<http://www.senamhi.gob.pe/>> e Instituto del Mar del Perú (IMARPE) <<http://www.imarpe.pe/imarpe/>>

fue significativamente menor que durante la época húmeda (Tabla 2); donde los valores de salinidad más bajos se registraron durante la época de mayor caudal del río, principalmente en la zona del canal Zarumilla, asociada directamente al origen de la descarga de agua dulce en el estuario (Arévalo y Acuña, 2000; INRENA, 2011); mientras que los valores de salinidad más altos reflejaron el decremento del caudal del río durante la época seca (Figura 2), principalmente en zonas caracterizadas por presentar una geomorfología sinuosa que favorece al tiempo de residencia y a la evapotranspiración de los cuerpos de agua (Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011).

El oxígeno disuelto y pH en el agua de fondo fueron importantes indicadores geoquímicos dentro del estuario ya que permitieron evidenciar la significancia de los cambios estacionales y espaciales de la actividad biogeoquímica en el estuario, brindando una aproximación de la intensidad de la respiración en la columna de agua (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmield 2003; Kristensen *et al.*, 2008). El oxígeno disuelto (OD) exhibió concentraciones significativamente menores durante la época seca en comparación a las registradas durante la época húmeda (Tabla 2), época en donde el flujo de agua dulce fue mucho mayor por la influencia significativa del río Zarumilla (Arévalo y Acuña, 2000; INRENA, 2011). Además, durante la época seca se registraron concentraciones bajas de OD en los canales del curso medio y del canal Zarumilla (Figura 2), ya que estas zonas presentan menor probabilidad de recirculación de aguas y una mayor deposición de material orgánico particulado, lo que conlleva a un agotamiento del OD por la intensificación de los procesos de respiración de la materia orgánica (Kathiresan y Bingham, 2001; Kristensen *et al.*, 2008). Al igual que los menores valores de OD, los valores de pH fueron significativamente más bajos durante la época seca (Tabla 2), sobre todo en la zona de canales secundarios del curso medio del estuario, zonas de menor flujo de agua y de mayor respiración de material orgánico (Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011). En cambio, durante la época húmeda, los valores más bajos de pH estuvieron asociados a zonas cercanas a la boca del estuario (Figura 2), debido a que durante el transporte de material orgánico particulado, mecanismo controlado por el aumento del caudal del río durante la época húmeda, los procesos de respiración de la materia orgánica se intensifican en la columna de agua, dando como resultado valores bajos de pH hacia la zona de desembocadura del río, zona que recibe dichos materiales a lo largo de todo el recorrido (Wolanski *et al.*, 1992; Woodroffe, 1992; Black y Shimmield 2003). Queda claro que las condiciones físicoquímicas del agua suprayacente a los sedimentos submareales del estuario, mostraron una clara respuesta al régimen hídrico, el cual modula la intensificación de la respiración aeróbica de la materia orgánica, así como

el de los mecanismos de transporte del material particulado.

Efecto de la variación estacional del régimen hídrico sobre la geoquímica sedimentaria

La composición granulométrica dentro del estuario no sufrió cambios significativos (Tabla 2), a pesar de ello, el contenido de arenas fue mayor durante la época húmeda en comparación a lo registrado en época seca. Las zonas de mayor contenido de arenas estuvieron asociadas a los canales principales del estuario, mientras que las zonas de menor contenido, estuvieron asociadas al canal Zarumilla y canales secundarios (Tabla 1). Esta zonación obedeció a la dinámica hídrica estacional y mareal dentro estuario, en donde zonas más expuestas a un constante flujo y reflujo de agua son erosionadas constantemente (Derrau, 1978; Gibbs, 1985). Además, durante la época seca, el contenido de limo y arcillas fue mayor al registrado durante la época húmeda (Tabla 2), donde zonas poco influenciadas por la dinámica de erosión mareal, como las del canal Zarumilla y canales secundarios, tendieron a preservar material particulado más fino (Derrau, 1978; Gibbs, 1985), corroborándose esta distribución por la correlación inversa presente entre ambos parámetros texturales ($r = -0.99$, $p < 0.05$, época seca; $r = -0.96$, época húmeda). La disminución de los contenidos de arenas y limo-arcillas durante la época húmeda en comparación a la época seca, reflejó la influencia el transporte hídrico sobre los sedimentos superficiales dentro del estuario. Por otro lado, el contenido de materia orgánica total fue mayor durante la época seca en comparación a lo registrado durante la época húmeda (Figura 3), exhibiendo una buena correlación espacial con el contenido de limo y arcillas ($r = 0.81$, $p < 0.05$, época seca; $r = 0.89$, época húmeda) con mayores concentraciones en la zona del canal Zarumilla, en donde la baja resuspensión y/o erosión del material fino facilita su acumulación.

Los niveles de pH en sedimentos superficiales (0-2 cm) reflejaron condiciones típicas de alta respiración de compuestos orgánicos, donde durante la época seca, los valores de pH fueron significativamente más bajos que en la húmeda (Tabla 2). Además, durante la época seca las zonas de los canales secundarios presentaron menores valores de pH (Figura 3), debido al escaso flujo y recirculación de agua típicas de la época, lo que se traduce en la alta acumulación del material fino y rico en compuestos orgánicos (Black y Shimmield, 2003; Findlay y Sinsabaugh, 2003). Durante la época húmeda los valores más bajos de pH se registraron hacia la boca del estuario (Figura 3), mostrando una señal similar a la registrada en el agua de fondo ($r = 0.75$, $p < 0.05$), asociada al transporte y respiración de material orgánico hacia fuera del estuario; Además, los sedimentos de los canales secundarios, también presentaron un pH bajo (Figura 3), lo cual dejó entrever la alta respiración y

escasa removilización de materiales, que también se reflejó en los bajos niveles de oxígeno en agua de fondo (Figura 2), oxígeno que no sería suficiente para soportar los intensos procesos de degradación y remineralización del material sedimentario (Libes, 2009). A su vez, los perfiles de pH en la columna de sedimento (0-10 cm), exhibieron siempre menores valores hacia los canales secundarios del estuario (Figura 4). Estos bajos valores de pH se registraron sobre todo en los primeros centímetros de la columna de sedimento (Figura 4), reafirmando que la mayor concentración de oxígeno se agota rápidamente hacia subsuperficie por procesos aeróbicos de respiración de la materia orgánica (Bianchi, 2007; Libes, 2009) mientras que el incremento de los valores de pH hacia centímetros subsuperficiales de la columna de sedimento (Figura 4), sugiere que la sulfato reducción fue el proceso químico dominante (Clark *et al.*, 1998; Mendoza, 2007; Libes, 2009). Todos los perfiles de pH presentaron valores más altos durante la época húmeda (Figura 4), en la que se dio la mayor oxigenación de agua de fondo suprayacente a los sedimentos.

Por otro lado, la variación estacional del potencial Redox en sedimento superficial (0-2 cm) mostró diferencias significativas (Tabla 2), registrándose valores más reductores durante la época seca en comparación a los registrados durante la época húmeda (Figura 3); Estas condiciones reductoras obedecieron al enriquecimiento orgánico y al agotamiento del oxígeno disuelto en la interfase sedimento-agua, lo que debilitó los procesos de respiración aeróbica de la materia orgánica (Zobell, 1946; Bagander y Niemisto, 1978; Danovaro, 2004), mientras que las zonas del canal principal presentaron los valores menos reductores (Figura 3), lo que reflejó la influencia del régimen hídrico sobre el proceso de mezcla y re-oxigenación del agua de fondo y de los sedimentos superficiales (Danovaro y Dell'Anno, 2001; Mendoza, 2007). Además, los perfiles verticales de óxido-reducción en la columna de sedimento, mostraron valores más reductores en los canales secundarios en comparación a los de la zona del canal Zarumilla (Figura 4), estos valores fueron más reductores hacia centímetros subsuperficiales de la columna de sedimento. Las condiciones altamente reductoras en subsuperficie están directamente relacionada con el establecimiento de condiciones anóxicas en el agua intersticial (Mendoza, 2007), principalmente por el agotamiento del oxígeno disuelto y la reducción del sulfato por parte de las comunidades bacterianas (Danovaro *et al.*, 2004). Por otro lado, los procesos de reoxigenación del agua de fondo, incrementados durante época húmeda, propiciaron que los perfiles Redox sean menos reductores que durante la época seca (Figura 4), donde la respiración de la materia orgánica sumado a la baja intrusión de agua dulce, permite el establecimiento de estas condiciones (Black y Shimmield, 2003; Findlay y Sinsabaugh, 2003; Kristensen *et al.*, 2008).

Características de la materia orgánica de los sedimentos submareales

En el bosque de manglares, las hojas, semillas y raíces desprendidas de los árboles de mangle representan aproximadamente un tercio de la producción neta de estos ecosistemas (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmield, 2003; Alongi, 2008; INRENA, 2011), mientras que materiales de origen fluvial o marino (Alongi *et al.*, 2005), la producción local de organismos bentónicos (Giere, 2009) y la producción del fitoplancton (Buillon *et al.*, 2004) completan los dos tercios restantes. Bajo este contexto, una caracterización fina de la materia orgánica sedimentaria, facilita la aproximación del origen y del estado biogeoquímico de estos componentes. Las concentraciones de Cl-a en sedimento superficial, utilizadas como indicador de frescura del fitodetritus sedimentario, no sufrieron variaciones significativas durante ambas épocas, aun así, durante la época seca, la concentración de Cl-a fue mayor que durante la época húmeda (Figura 5), además, las mayores concentraciones siempre se registraron en la zona del canal Zarumilla y de los canales secundarios (Figura 5). Esta distribución espacial obedece a un rápido proceso de sedimentación de fitodetritus proveniente de algas y hojas de mangle, proceso facilitado por las características geomorfológicas de los canales del estuario (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmield 2003; Alongi, 2008; INRENA, 2011). La distribución integrada de las concentraciones de Cl-a a lo largo de la columna de sedimento fueron mayores durante la época seca del estudio, sobre todo en la zona de los canales secundarios (Figura 6), resultados que reafirman el efecto del régimen hídrico sobre los sedimentos submareales del estuario, donde la mayor tasa de erosión y transporte de materiales se da durante la época húmeda (Black y Shimmield 2003; INRENA, 2011). Cabe resaltar que la mayoría del fitodetritus joven y reactivo es rápidamente degradado en centímetros superficiales por procesos de respiración aeróbica (Kathiresan y Bingham, 2001), pero que este no llega a agotarse en su totalidad y puede estabilizarse en la columna de sedimento a un valor constante, principalmente bajo condiciones de anoxia y de alta sedimentación (Hodda, 1990; Kathiresan y Bingham, 2001; Alongi, 2008; Libes, 2009), por ello, a pesar del efecto del transporte hídrico, los contenidos de Cl-a, no sufrieron variaciones significativas en algunas zonas del estuario. A su turno, las concentraciones de carbohidratos totales (CHOT) en sedimentos superficiales fueron ligeramente mayores durante la época seca en comparación a los valores registrados durante la época húmeda (Figura 5). La distribución de los valores más altos se concentró significativamente en la zona del canal Zarumilla (Tabla 2), además, la fracción hidrolizable de los carbohidratos (CHOH), presentó una distribución espacial y temporal similar ($r = 0.76$, $p < 0.05$, época seca; $r = 0.77$, época húmeda). Por otro lado, las buenas

correlaciones entre los contenidos de carbohidratos y los contenidos de Cl-a ($r = 0.51$, $p < 0.05$, época seca; $r = 0.72$, época húmeda), sugieren que el origen de estos carbohidratos es principalmente vegetal. Se conoce que esta biomolécula es el principal constituyente de las plantas vasculares típicas de estos ecosistemas, presentando características altamente celulósicas (Benner *et al.*, 1990; Opsahl y Benner, 1999; Marchand *et al.*, 2005; Kristensen *et al.*, 2008). Esto fue reafirmado por los resultados de este estudio, donde, a pesar de que la distribución integrada de las concentraciones de carbohidratos fue menor durante la época húmeda del estudio (Figura 6), reflejo del transporte del material sedimentario, los valores integrados de carbohidratos en la columna de sedimento, siempre mostraron bajas concentraciones hidrolizables en comparación a su fracción total (Figura 6).

Por último, las concentraciones de proteínas totales (PRT) en sedimentos superficiales fueron mayores durante la época seca del estudio en comparación a los registrados durante la época húmeda (Figura 5), siendo la zona de mayor concentración las del canal Zarumilla (Tabla 1). Además, la fracción hidrolizable de las proteínas (PRT_h), presentó una distribución espacial y temporal similar ($r = 0.89$, $p < 0.05$, época seca; $r = 0.83$, época húmeda). Cabe resaltar que las concentraciones de proteínas presentaron fuertes correlaciones con los otros componentes de cantidad y calidad de materia orgánica: MOT ($r = 0.78$, $p < 0.05$, época seca; $r = 0.74$, época húmeda) y CHO ($r = 0.80$, $p < 0.05$, época seca; $r = 0.78$, época húmeda), sugiriendo una fuerte interacción entre ellos. Se ha mostrado que las hojas de manglar presentan muy bajo contenido proteínico (Zieman *et al.*, 1984; Hernes *et al.*, 2001; Tremblay y Benner, 2006), contenido que al llegar a los sedimentos tiende a incrementarse por el acoplamiento de los procesos de remineralización bacteriana del detritus (Hernes *et al.*, 2001; Tremblay y Benner, 2006). Bajo este enfoque, el mayor porcentaje de contenido proteico integrado en sedimentos (Figura 6), tendría un origen principalmente bacteriano, ya que esta comunidad tiende a colonizar rápidamente a los sedimentos de alto contenido orgánico (Alongi, 2008; Kristensen *et al.*, 2008). En esta investigación, los perfiles integrados de proteínas, siempre presentaron altas concentraciones hidrolizables, patrón que representaría la alta colonización de las comunidades bacterianas (Marchand *et al.*, 2005; Kristensen *et al.*, 2008) y que no varió a pesar del decremento estacional de los inventarios (Figura 6).

Dinámica geoquímica en el subsistema bentónico de los Manglares

El estuario asociado al Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes es un sistema altamente dinámico, capaz de responder rápidamente a los cambios temporales del régimen hídrico al que se encuentra sometido (INRENA,

2011). Estos cambios gatillan respuestas geoquímicas condicionadas por la geomorfología (Kristensen *et al.*, 2008), las características texturales (Kathiresan y Bingham, 2001), la cantidad de material orgánico sedimentario (Black y Shimmield 2003), las características físico-químicas del agua suprayacente a los sedimentos (Mendoza, 2007) y la temperatura ambiental (Libes, 2009). Durante el desarrollo de la época seca (Figura 7), el ingreso de agua dulce a través de los canales principales y secundarios del estuario decrece significativamente (Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011). Este decremento del flujo de agua dulce, trae consigo una disminución significativa del transporte de materiales hacia fuera del estuario, lo que genera una alta tasa de acumulación de materia orgánica principalmente de origen autóctono (Black y Shimmield, 2003; Alongi, 2007). Este efecto ve amplificado sobre todo en los canales secundarios, canales de menor cauce y geomorfología más cerrada, dificultándose en ellos la movilización y/o exportación hacia fuera del sistema (Dittmar *et al.*, 2006; Alongi, 2008; Kristensen *et al.*, 2008). La alta retención de materiales, en su mayoría de origen vegetal, conlleva al agotamiento del oxígeno disuelto, agotamiento directamente asociado a los procesos de respiración de la materia orgánica (Kathiresan y Bingham, 2001; Findlay y Sinsabaugh, 2003); El desarrollo de estos procesos, también se traduce en la disminución de los niveles de pH en sedimentos superficiales y en el agua suprayacente, así como al establecimiento de condiciones reductoras (Black y Shimmield, 2003). Por otro lado la alta acumulación de materia orgánica ante el débil transporte de material en suspensión favorece la alta producción bacteriana (Hernes *et al.*, 2001; Tremblay y Benner, 2006), creando una suerte de ambiente sedimentario de alta calidad que favorece el desarrollo de comunidades bentónicas intersticiales (Hoang, 2007; Armenteros *et al.*, 2008; Giere, 2009).

Durante el desarrollo de la época húmeda (Figura 7), el ingreso de agua dulce a través de los canales principales y secundarios crece significativamente (INRENA, 2011). Este aumento del flujo de agua dulce, trae consigo un aumento del transporte de materiales hacia fuera del estuario, que se traduce en la disminución de los niveles de pH durante la respiración de la materia orgánica transportada a través del estuario (Black y Shimmield, 2003). La mayor erosión, resuspensión y transporte de materiales se refleja en el decremento de los inventarios acumulados en los sedimentos de los canales del estuario (Dittmar *et al.*, 2006; Alongi, 2007), traduciéndose en una disminución de las tasas de respiración, valores más altos de pH y establecimiento de condiciones menos reductoras que en la época seca (Kathiresan y Bingham, 2001; Kristensen *et al.*, 2008). Sin embargo, en algunas zonas de los canales secundarios, al ser focos de alta acumulación e intensa respiración de materia orgánica sedimentaria, mantienen condiciones altamente reductoras y de bajo pH (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y

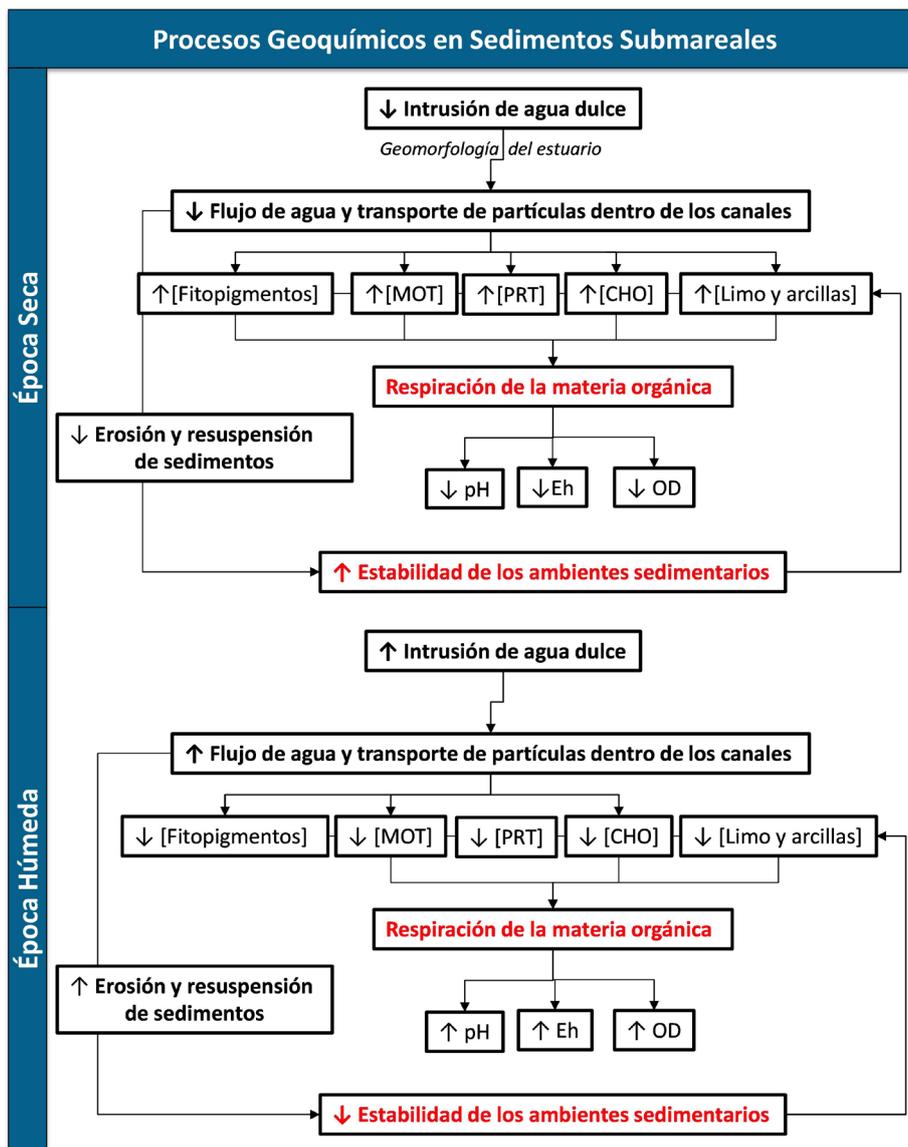


Figura 7. Diagrama conceptual que resume la dinámica geoquímica a nivel submareal dentro del estuario asociado al SNLMT durante el desarrollo de la época seca y la época húmeda.

Shimmiel, 2003). Además, el aumento del caudal del río y el consecuente aumento del transporte de materiales, inestabilizan los ambientes sedimentarios dificultando la colonización de comunidades bentónicas (Musat *et al.*, 2006; Giere, 2009). La estacionalidad hídrica dentro del estuario es esencial para la estabilidad del subsistema bentónico del estuario. Si bien es cierto que durante la época seca el estuario sufre menos perturbación física y mayor acumulación de material autóctono, la época húmeda trae consigo una suerte de detoxificación natural de las condiciones altamente reductoras del sistema.

Relevancia del resultado y su aporte a la realidad nacional, regional o local

Este estudio realiza un diagnóstico de las condiciones ambientales del estuario asociado al Santuario Nacional de Manglares de Tumbes (SNLMT), con énfasis en la carac-

terización físico-química de sus aguas y geoquímica de sus sedimentos. La investigación tiene la finalidad de contribuir al desarrollo de planes de manejo y conservación de los diferentes tipos de servicios ecosistémicos del SNLMT, puesto que se trata de un sistema altamente vulnerable que se encuentra sometido a una alta variabilidad producto de un gran número de disturbios naturales (régimen de lluvias, variaciones del caudal del río, ciclo de mareas, acumulación de sedimentos y de materia orgánica) y antrópicos (extracción no controlada de recursos, deforestación de manglares y eutrofización de aguas y suelos).

Así mismo, este estudio genera beneficios a muchos niveles: Por un lado, contribuye a la economía de la comunidad al brindar un diagnóstico de la dinámica geoquímica de los sedimentos de la zona, la cual modula directamente la biodiversidad bentónica de la zona como producto de cambios estacionales y temporales. Por otro lado, el conocimiento generado por este estudio contri-

buye al adecuado diseño de planes de manejo y conservación de la flora y fauna del santuario así como el de sistemas estuarinos de características similares. Además, desarrolla escenarios hipotéticos del impacto del cambio climático sobre la geoquímica ambiental y sus consecuencias sobre las comunidades bentónicas, neotónicas y terrestres, información esencial para el desarrollo de planes de mitigación de sistemas tan vulnerables como este.

En consecuencia, este estudio brinda las bases científicas necesarias para comprender la dinámica geoquímica de los sedimentos del ecosistema de los Manglares de Tumbes (SNLMT), la cual repercute directamente en la biodiversidad de la zona. Por lo tanto, es una línea base para la toma de decisiones en este ecosistema, tema que correspondería a la componente 5 (diversidad biológica) de el plan nacional de acción ambiental (PLANAA), particularmente dentro de la temática de áreas naturales protegidas.

Conclusiones

Los resultados de este estudio, permitieron comprobar que el régimen hídrico es el factor maestro que influye significativamente en la variación espacial y temporal de las características geoquímicas en columna de agua y en sedimentos submareales dentro del estuario. Además, corrobora que la reducción de los mecanismos de transporte de material particulado fue la principal características desarrolladas durante la época seca, favoreciendo la preservación de los ambientes sedimentarios, así como de la alta acumulación de materia orgánica rica en calidad y cantidad (fitopigmentos, carbohidratos y proteínas). A su turno, el aumento del transporte de materiales, directamente asociado a la época húmeda, ocasionó la perturbación de los ambientes sedimentarios y la reducción de los inventarios de materia orgánica sedimentaria. Por otro lado, la distribución espacial de las concentraciones de materia orgánica y de biomoléculas en sedimentos superficiales, es controlada por la geomorfología del estuario, ya que las zonas del canal Zarumilla y de canales secundarios, fueron focos de alta acumulación y respiración de materia orgánica durante ambas épocas de estudio. Por último, los perfiles de pH y de óxido-reducción en sedimentos submareales, representaron a perfiles de alto enriquecimiento orgánico, en donde la respiración aeróbica de la materia orgánica se daría con intensidad en los primeros centímetros de la columna de sedimento, provocando el agotamiento del oxígeno y valores bajos de pH; mientras que en intervalos subsuperficiales de la columna de sedimento los procesos anaeróbicos de respiración son dominantes, traduciéndose en mayores valores de pH y valores más reductores de potencial Redox.

Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo dentro del marco del proyecto: "Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en el Ecosistema de Manglares de Tumbes". Estuvo financiado por el International Development Research Centre of Canada (IRDC), bajo la administración del Instituto Geofísico del Perú (IGP), en cooperación con el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) y la Universidad Peruana Cayetano Heredia (UPCH). Los análisis geoquímicos fueron financiados por el IRDC y el proyecto MINIOX (IMARPE), estos fueron realizados en el laboratorio de geología marina (LGM) de IMARPE y en el laboratorio de Ciencias del Mar de UPCH. Va también nuestro agradecimiento a nuestros colegas: Blgo. Luis Quipuzcoa, Blgo. Ernesto Fernandez, Blgo. Percy Montero, Blgo. Rubén Alfaro, Blgo. Manuel Vera, Ing. Maritza Saldarriaga, quienes sin su ayuda, el éxito de este estudio no hubiera sido posible. También debemos mencionar al Dr. Wilson Machado de la Universidad Federal de Fluminense (Brasil) y al Dr. Ken Takahashi (IGP), quienes aportaron con sus acertados comentarios y sugerencias.

Bibliografía

- ALONGI, D. M. (2005). Mangrove-microbe-soil relations. En: Kristensen E., Haese R. R., Kostka J. E. (eds.). *Interactions between macro- and microorganisms in marine sediments*, pp. 85-103. Washington, D. C.: American Geophysical Union.
- ALONGI D. M. (2007). The contribution of mangrove ecosystems to global carbon cycling and greenhouse gas emissions. En: Tateda Y (ed.) *Greenhouse gas and carbon balances in mangrove coastal ecosystems*, pp. 1-10. Kanagawa, Japan: Gendai Toshō.
- ALONGI D. M. (2008). *The energetics of mangrove forest*. Springer science. Washington, D. C.: American Geophysical Union.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. (1963). *Grain size analysis soils*, D422-63, pp. 203-214. Book of ASTM standards, pt. 11. Philadelphia.
- ANA: AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA; PERÚ (2013). [Citado en junio 2013]. Disponible en <<http://www.ana.gob.pe/>>
- ANDERSON, R. Y., DEAN, E. J. R., KIRKLAND, D. W., y SNIDER, H. I. (1972). Permian Castile varved evaporite sequence West Texas and New Mexico: *Geol. Soc. American Bull.*, v. 83, pp. 59-86.
- ARÉVALO, H. y ACUÑA, J. (2000). *Balance hídrico superficial de las cuencas de los ríos Tumbes y Zarumilla*. Dirección General de Hidrología y Recursos Hídricos. Publicación institucional interna.

- ARMENTEROS, M., PÉREZ-GARCÍA, J. A., PÉREZ-ANGULO, A., WILLIAMS, J. P. (2008). Efficiency of extraction of meiofauna from sandy and muddy marine sediments. *Revista de Investigaciones Marinas*, 29:113-118.
- BAGANDER E, NIEMISTO L. (1978). Evaluation of the use of redox measurements for characterizing recent sediments. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 978(6): 127-134.
- BENNER, R., WELIKY, K., HEDGES, J. I. (1990). Early diagenesis of mangrove leaves in a tropical estuary: molecular-level analyses of neutral sugars and lignin derived phenols. *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, 1991-2001.
- BLACK, C. A. (1965). Methods of soil analysis. *Amer Soc. Agron. Series N.º 9*, 2 vol., 1572 pp. Madison, Wis.
- BLACK, K. D., SHIMMIELD G. B. (2003). *Biogeochemistry of Marine Systems*. Blackwell Publishing Ltd.
- BIANCHI. (2007). *Biogeochemistry of estuaries*. Oxford University Press.
- BOUILLON S., Koedam N., Baeyens W., Satyanarayana B., Dehairs, F. (2004). Selectivity of subtidal benthic invertebrate communities for local microalgal production in an estuarine mangrove ecosystem during the post-monsoon period. *J Sea Res* 51:133-144.
- CLARK M., McConchie D., LEWIS D., SAENGER P. (1998). Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chemical Geology* 149:147-171.
- DANOVARO, R., DELL'ANNO A. y FABIANO M. (2001). Bioavailability of organic matter in the sediments of the Porcupine Abyssal Plain, northeastern Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 220:25-32.
- DANOVARO, R., GAMBI, C., LUNA, G. M., MIRTO, S. (2004). Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. *Mar. Poll. Bull.* 49:325-333.
- DERRUAU, M. (1978). *Geomorfología*. Ed. Ariel.
- DITTMAR T., Hertkorn, N., Kattner, G., Lara, R. J. (2006). MANGROVES, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochem Cycle* 20:doi:10.1029/2005GB002570.
- DOMÍNGUEZ, N. (2005). *Prospección de conchas negras (Anadara tuberculosa) en el ecosistema de los manglares de Tumbes*. Instituto del Mar del Perú-IMARPE (abril).
- DUBOIS, M.; K. GILLES; J. K. HAMILTON; P. A. REBERS; F. SMITH. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.*; 28(3):350-356.
- FABIANO, M. y A. PASCEDDU. (1998). Total and hydrolysable particulate organic matter (carbohydrates, proteins and lipids) at a coastal station in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol.* 19:125-132.
- FINDLAY S. y SINSABAUGH R. (2003). *Aquatic ecosystems. Interactivity of dissolved organic matter*. Academic Press.
- GIBBS, R. J. (1985). Estuarine flocs: their size, settling velocity and density. *J. Geophysical Res.* 90: 3249-3251.
- GIERE, O. (2009). *Meiobenthology*. Segunda edición Springer Verlag, Berlin. 328 pp. I
- GUTIÉRREZ, D. (2000). Bioperturbación y macrofauna en fondos sublitorales de un área de surgencias frente a Chile central (36° 30' S): variación espacial y temporal en el periodo 1997-1999. PhD thesis, Universidad de Concepcion, Chile.
- HERNES, P. J., BENNER, R., COWIE, G. L., GONI, M. A., BERGAMASCHI, B. A., HEDGES, J. I. TANNIN. (2001). Diagenesis in mangrove leaves from a tropical estuary: A novel molecular approach. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 3109-3122.
- HOANG, L. (2007). Meiobenthos with special reference to free-living marine nematodes as bioindicators for different mangrove types in Can Gio Biosphere Reserve, Vietnam. Thesis submitted in partial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Natural Sciences. Faculty 2 (Biology/Chemistry) University of Bremen.
- HODDA, M. (1990). Variation in estuarine littoral nematode populations over three spatial scales. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 30:325-340.
- IMARPE: INSTITUTO DEL MAR DEL PERÚ; PERÚ (2013). [Citado en junio 2013]. Disponible en <<http://www.imarpe.pe/imarpe/>>
- INRENA. (2011). *Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes 2007-2011*.
- KATHIRESAN, K. y BINGHAM, B. L. (2001). Biology of mangrove and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*. 40: 81-251.
- KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR T. y MARCHAND, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89:201-219.
- LIBES, S. (2009). Introduction to Marine Biogeochemistry. Segunda edición. Elsevier.
- LORENZEN, C. J. y JEFFREY, S. W. (1980). *Determination of chlorophyll in seawater*. Unesco tech. pap. mar. sci., 35. 20 pp.

- LOWRY, O. H.; N. J. ROSENBROUGH; A. FARR y RANDALL R. J. (1951). Protein measurement with the Folin ohenol reagent. *J. Exp. Mar. Ecol.* 12:103-118.
- MALCA, C. G. (2005). Ordenamiento de la actividad extractiva de los recursos hidrobiológicos del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes. Informes I y II de Consultoría para el Proyecto "Gestión Participativa de Áreas Naturales Protegidas".
- MARCHAND, C., DISNAR, J.-R., LALLIER-VERGES, E., LOTTIER, N. (2005). Early diagenesis of carbohydrates and lignin in mangrove sediments subject to variable redox conditions (French Guiana). *Geochim. Cosmochim. Acta* 69, 131-142.
- MAYER M. y L. RICE. (1992). Early diagenesis of protein: A seasonal study. *Limnol. Oceanogr.* 37: 280-281.
- MENDOZA, U. (2007). Dynamics of phosphorus and sulphur in amangrove forest in Bragança, North Brazil. Disertación de tesis de doctorado. Universidad de Bremen. Alemania.
- MUSAT N., Werner U., KNITTEL K., KOLB S., DODENHOF T., y AMANN, R. (2006). Microbial community structure of sandy intertidal sediments in the North Sea Sylt-Romo Basin Wadden Sea. *Syst Appl Microbiol*, vol. 29, pp. 333-348.
- OPSAHL, S., BENNER, R. (1999). Characterization of carbohydrates during early diagenesis of five vascular plant tissues. *Org. Geochem.* 30:83-94.
- PÉREZ A. (2012). Composición bioquímica y distribución de la materia orgánica sedimentaria y sus efectos sobre la estructura comunitaria de la meiofauna en la plataforma continental frente a Callao. Tesis para optar al Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería. Lima, Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM).
- PÉREZ A. (2014). Influencia del régimen hídrico y de las condiciones geoquímicas sobre la comunidad y el flujo energético del meiofauna metazoaria de los sedimentos intermareales y submareales de los Manglares de Tumbes. Tesis para la obtención del grado de Magister en Ciencias del Mar. Universidad Peruana Cayetano Heredia (UPCH). Lima, Perú.
- RICE, D. L. (1982). The detritus nitrogen problem: New observations and perspectives from organic geochemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9:53-162.
- SENAMH (SERVICIO NACIONAL DE METEOROLOGÍA E HIDROLOGÍA). (2013). [Citado en junio 2013]. Disponible en <<http://www.senamhi.gob.pe/>>
- STRICKLAND, D. y PARSONS, T. R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. *Fisheries and oceans*. Ottawa, Canada.
- TENORIO J. y L. BELTRÁN. (2005). *Prospección de Conchas Negras (Anadara tuberculosa) en el ecosistema de los manglares de Tumbes*. Instituto del Mar del Perú (IMARPE), noviembre.
- TREMBLAY, L., BENNER, R. (2006). Microbial contributions to N-immobilization and organic matter preservation in decaying plant detritus. *Geochim. Cosmochim. Acta* 70:33-146.
- WOLANSKI, E., Y. MAZDA y P. RIDD. (1992). Mangrove hydrodynamics. pp. 436-462. En A. I. Robertson y D. M. Alongi (eds.). *Tropical mangrove ecosystem*. Washington D. C.: American Geophysical Union.
- WOODROFFE, C. (1992). Mangrove sediments and geomorphology. pp. 7-41. In A. I. Robertson & D.M. Alongi (eds.). *Tropical mangrove ecosystem*, American Geophysical Union, Washington D.C.
- ZIEMAN, J. C., Macko, S. A., Mills, A. L. (1984). Role of seagrasses and mangroves in estuarine foodwebs: temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition. *Bull. Mar. Sci.* 35, 380-392.
- ZOBELL, C. E. (1946). Marine microbiology. *Chronica Botanica Co.* Waltham, Massachusetts.