



UNIVERSIDAD PERUANA  
**CAYETANO HEREDIA**  
ESCUELA DE POSTGRADO

**FACULTAD DE CIENCIAS Y FILOSOFIA**

Influencia del régimen hídrico y de las condiciones geoquímicas  
sobre la comunidad y el flujo energético del meiobentos  
metazoario de los sedimentos intermareales y submareales de los  
Manglares de Tumbes

**TESIS PARA LA OBTENCIÓN DEL GRADO DE MAGISTER EN  
CIENCIAS DEL MAR**

*Tesista:*

*Alexander Pérez Segovia*

Lima – Perú

2014

**JURADO EVALUADOR DE TESIS**

Dr. Ernesto Fernández-Johnston (Presidente)

Dr. Bruno Turq (Vocal)

Dra. Michelle Graco (Secretaria)

**ASESOR DE TESIS**

**Dr. Dimitri Gutiérrez Aguilar**

**Coordinador del Programa de Maestría en Ciencias del Mar - UPCH**

## **Agradecimientos.**

La presente investigación fue evaluada y apoyada por una beca de financiamiento para estudios de posgrado otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC) del Ministerio de Educación del Perú en el marco de la Cátedra CONCYTEC en Ciencias del Mar, por lo que su realización y culminación fueron posibles gracias a ella.

Debo agradecer al proyecto de cambio climático en el ecosistema de manglares de Tumbes a cargo del Dr. Ken Takahashi Guevara, investigador del Instituto Geofísico del Perú (IGP), por la subvención de los gastos de viajes de muestreo, de análisis de muestras y estipendios recibidos durante la realización del estudio. Asimismo agradezco la cooperación y el apoyo del Instituto del Mar del Perú (IMARPE) tanto en su sede central como en el Laboratorio Costero de Tumbes por el apoyo durante la realización de esta investigación.

Agradezco de manera especial al Dr. Dimitri Gutiérrez, mentor, asesor y amigo, por el apoyo continuo desde antes del inicio de mi carrera profesional, hasta la finalización del presente trabajo de maestría, mi agradecimiento eterno a él y a su hospitalaria familia. También agradezco al Dr. Ken Takahashi, por la confianza depositada en mi persona y por su apoyo durante cada etapa de la investigación.

Gracias al Laboratorio de Ciencias del Mar de la Universidad Peruana Cayetano Heredia, así como al Laboratorio de Bentos Marino y al Laboratorio de Geología Marina del IMARPE, por facilitar el uso de las instalaciones y equipos para realizar los análisis biológicos y biogeoquímicos en el marco de la tesis. Específicamente al Dr. Pedro Tapia (Laboratorio de Ciencias del Mar de la UPCH), al jefe del Laboratorio de Bentos Marino, Blgo. Luis Quipuzcoa y al jefe del Laboratorio de Geología Marina, Ing. Federico Velazco. Agradecimiento especial al químico Wilson Carhuapoma, con quien elaboré los primeros protocolos biogeoquímicos y con

quien trabaje arduamente durante muchos meses en el marco de mi tesis de licenciatura y de mi tesis de maestría, gracias por sus enseñanzas y por su amistad. También gracias a la Ing. Juana Solís y al Blgo. Ernesto Fernández del Laboratorio de Geología Marina por su paciencia y apoyo durante todo el proceso de investigación en los manglares. Gracias a todo el personal de SERNAMP, por las facilidades de transporte y muestreo en el área de estudio, especialmente a los guarda parques del SNLMT por su apoyo, compañerismo y enseñanzas durante todos los viajes realizados, son unas personas increíbles.

Gracias a mi familia por su apoyo, consejos y comprensión antes, durante y después de la realización de este trabajo. Gracias a mi padre por sus consejos, gracias a mi madre por ser ejemplo académico para mí, mil gracias a mis abuelos por todo su amor. Por último, pero no menos importante, muchas gracias Maritza por estar siempre conmigo, apoyándome en todo momento, gracias por todos tus invaluable aportes al presente trabajo, pero sobre todo, mil gracias por ayudarme a potenciar mis virtudes y a superar mis debilidades.

## **Resumen.**

Se estudiaron las características fisicoquímicas, texturales y biogeoquímicas de la columna de agua y de los sedimentos intermareales y submareales, así como a la comunidad del meiobentos metazoario, con el objetivo de determinar la influencia del régimen hídrico y de las condiciones geoquímicas sobre la estructura y flujo energético de la comunidad del meiobentos en el sistema estuarino asociado al Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT) (3.38°S – 3.46°S). Se analizaron las variaciones temporales y espaciales de los factores ambientales en columna de agua (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, niveles de pH), en columna de sedimento (granulometría, contenido de materia orgánica total, niveles de pH, potencial de óxido-reducción, fitopigmentos totales, biomoléculas totales e hidrolizables) y en agua intersticial (contenido de H<sub>2</sub>S). Durante la temporada seca, predominaron condiciones sedimentarias más reductoras y de mayor acumulación de material orgánico que durante la temporada húmeda. Además, se pudo determinar distintos ambientes sedimentarios dentro del estuario, donde el estero Zarumilla fue el lugar de mayor concentración de material orgánico en comparación a los demás esteros secundarios. La abundancia y el flujo energético del meiobentos se redujeron significativamente de la temporada seca a la húmeda, respondiendo a los efectos físicos y geoquímicos asociados al régimen hídrico y a los diferentes tipos de ambientes sedimentarios. Por otro lado, la dinámica mareal ocasionó cambios importantes en las propiedades geoquímicas de los sedimentos intermareales, en donde la ventilación e inundación periódica de los mismos, se tradujo en una rápida respuesta en las condiciones de óxido-reducción y de acidez del agua intersticial, así como en la distribución vertical del meiobentos. Finalmente, mediante la observación de los distintos periodos de estudio, se plantearon escenarios hipotéticos de respuesta del subsistema bentónico ante los posibles efectos del cambio climático.

Palabras clave: Meiobentos metazoario, flujo energético, manglares, régimen hídrico, régimen de mareas, ambiente sedimentario, biogeoquímica, cambio climático.

## **Abstract.**

Physical-chemical, textural and biogeochemical characteristics of the water column and intertidal and subtidal sediments, as well as the meiobenthos community were studied in order to determine the influence of the hydrological regime and geochemical conditions on the structure and energetic flow of the meiobenthos community in the estuarine system associated to the “Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT)” (3.38°S – 3.46°S). Shifts in environmental factors were analyzed in time and space in the water column (temperature, salinity, dissolved oxygen, pH), sediments (granulometry, total organic matter content, pH, redox potential, phytopigments, hydrolysable and total biomolecules) and interstitial water (H<sub>2</sub>S content). 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 the Zarumilla creek was the area of greater concentration of organic matter in comparison with other secondary tidal creeks. Furthermore the community structure and energetic flow of the meiobenthos showed a significantly decrease from the dry to the wet season, mainly in response to physical and geochemical effects associated to the hydrological regime and the different sedimentary environments. Moreover, tidal dynamics induced important changes in the intertidal sedimentary geochemical properties, whereby ventilation and periodical flooding led to a fast response in redox conditions, pH, and the vertical distribution of meiobenthos. Finally, based on the different study periods, hypothetical scenarios of response of the benthonic subsystem were raised in relation to possible effects of climate change.

**Key words:** meiobenthos community, energetic flow, mangroves, hydrological regime, tidal regime, sedimentary environments, biogeochemistry, climate change.

## **ÍNDICE GENERAL.**

<b>1. Introducción.....</b>	<b>01</b>
<b>2. Planteamiento de la investigación.....</b>	<b>04</b>
<b>2.1. Planteamiento del problema.....</b>	<b>04</b>
<b>2.2. Marco Teórico.....</b>	<b>07</b>
2.2.1. Los ecosistemas de manglares.....	07
2.2.2. El meióbentos metazoario. ....	10
2.2.3. El meióbentos de los manglares.....	11
2.2.4. Meióbentos y los factores ambientales.....	14
2.2.5. Flujo de energía en el ecosistema de manglares.....	16
2.2.6. Rol del meióbentos en el flujo de energía.....	17
<b>2.3. Justificación del estudio.....</b>	<b>20</b>
<b>2.4. Objetivos.....</b>	<b>21</b>
2.4.1. Objetivo general.....	21
2.4.2. Objetivos específicos.....	21
<b>2.5. Hipótesis.....</b>	<b>22</b>
<b>3. Metodología.....</b>	<b>23</b>
<b>3.1. Operacionalización de las variables.....</b>	<b>23</b>
3.1.1. Componente biológico.....	23
3.1.2. Componente ambiental.....	23
<b>3.2. Delimitación y diseño del estudio.....</b>	<b>25</b>
3.2.1. Zona de estudio.....	25
3.2.2. Diseño del estudio.....	29

3.3. Métodos de muestreo. ....	32
3.4. Preservación de muestras. ....	34
3.5. Análisis geoquímicos.....	36
3.6. Análisis biológicos.....	42
3.6.1. Meiobentos.....	42
3.6.2. Macrobentos.....	44
3.7. Análisis estadísticos.....	45
4. Resultados. ....	47
4.1. Estudio de la variación estacional y espacial.....	47
4.1.1. Variables fisicoquímicas.....	47
4.1.2. Variables sedimentarias.....	56
4.1.3. Variables biológicas.....	79
4.2. Estudio del efecto de la marea.....	92
4.2.1. Amplitud de marea.....	92
4.2.2. Variables fisicoquímicas.....	95
4.2.3. Variables geoquímicas.....	98
4.2.4. Variables biológicas.....	108
4.3. Análisis de correlaciones estadísticas.....	111
4.3.1. Estudio de la variación estacional y espacial.....	111
4.3.2. Estudio del efecto de la marea.....	119

<b>5. Discusión. ....</b>	<b>123</b>
<b>5.1. Efecto de la variación estacional del clima y del régimen hídrico sobre las condiciones fisicoquímicas en la columna de agua.....</b>	<b>123</b>
<b>5.2. Efecto de la variación estacional del régimen hídrico sobre la respiración de la materia orgánica sedimentaria.....</b>	<b>127</b>
<b>5.3. Efecto de la variación mareal del régimen hídrico sobre las condiciones físico-químicas y geoquímicas.....</b>	<b>130</b>
<b>5.4. Efectos del régimen hídrico a escala estacional y mareal sobre la comunidad y el flujo energético del meiobentos submareal e intermareal.....</b>	<b>134</b>
<b>5.4.1. Efecto sobre la comunidad.....</b>	<b>134</b>
<b>5.4.2. Efecto sobre el flujo energético.....</b>	<b>138</b>
<b>5.5. Características de la materia orgánica de los sedimentos submareales e intermareales.....</b>	<b>144</b>
<b>5.6. Dinámica biogeoquímica en el subsistema bentónico de los manglares.....</b>	<b>149</b>
<b>5.7. Sensibilidad del sistema estuarino asociado al SNLMT ante los posibles efectos del cambio climático.....</b>	<b>160</b>
<b>6. Conclusiones.....</b>	<b>162</b>
<b>7. Referencias bibliográficas.....</b>	<b>165</b>
<b>8. Anexos.....</b>	<b>189</b>

## LISTA DE TABLAS.

Tabla 1. Referencia y posición geográfica de las dieciséis (n=16) estaciones de muestreo ubicadas en el Santuario Nacional ‘Los Manglares de Tumbes’. .....	30
Tabla 2. Posición geográfica de las dos (n=2) estaciones de muestreo ubicadas en el Santuario durante el estudio de mareas. ....	32
Tabla 3. Factores de conversión para cálculo de biovolumen para diferentes taxones mediante el uso de la ecuación $V=C*L*W^2$ (Feller y Warwick, 1988).....	43
Tabla 4. Factores de conversión para transformar valores de peso húmedo, a peso seco libre de ceniza (AFDW) y carbono orgánico (Brey et al., 1988).....	45
Tabla 5. Condiciones fisicoquímicas en superficie (Sup.) y fondo (Fon.) en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013. ....	47
Tabla 6. Contenido porcentual de arenas, gravas, limo y arcillas registrados en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	56
Tabla 7. Contenido de MOT ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) y de $\text{CaCO}_3$ ( $\text{mg.g}^{-1}$ ) registrados en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	59
Tabla 8. Concentración de Cl-a ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) $\pm$ SD, feopigmentos ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) $\pm$ SD y cociente Cl-a: Feopigmentos registrados en las estaciones dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	68

Tabla 9. Concentración de CHOt ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD y CHO <sub>h</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	70
Tabla 10. Concentración de PRTt ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD y PRTh ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	74
Tabla 11. Abundancia del meiobentos ( $\text{Ind}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD registrada en las estaciones dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	80
Tabla 12. Biomasa del meiobentos ( $\text{mgC}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD registrada en las estaciones dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	83
Tabla 13. Condiciones fisicoquímicas en superficie (Sup.) y fondo (Fon.) en las dos estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Noviembre 2012 y Abril 2013.....	95
Tabla 14. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas y geoquímicas para el periodo seco del estudio de la variación estacional.....	113
Tabla 15. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas y geoquímicas para el periodo húmedo del estudio de la variación estacional. ....	114
Tabla 16. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo seco del estudio de la variación estacional. ....	117

Tabla 17. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo húmedo del estudio de la variación estacional. ....	118
Tabla 18. Correlaciones de rango de Spearman entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo seco del estudio del efecto de la marea (Noviembre 2012). ....	121
Tabla 19. Correlaciones de rango de Spearman entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo húmedo del estudio del efecto de la marea (Abril 2013). ....	122
Tabla 20. Comparación de la abundancia de la nematofauna y del meiobentos en estudios anteriores. ....	141
Tabla 21. Comparación entre las biomásas del macrobentos y del meiobentos en estudios anteriores.....	142
Tabla 22. Comparación del contenido de biomoléculas totales (carbohidratos y proteínas) en sedimento superficial ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) realizados en diferentes estudios dentro de ecosistemas marinos y estuarinos.....	148

## LISTA DE FIGURAS.

Figura 1. Factores físicos, químicos y antrópicos que impactan sobre los ecosistemas de manglares .....	03
Figura 2. Factores que estructuran y modulan a la comunidad del meiobentos metazoario en el ecosistema de manglares.....	06
Figura 3. Diagrama que muestra la importancia del flujo de materia orgánica, la cual presenta una fuerte interacción con la componente biológica en el ecosistema de los manglares.....	19
Figura 4. Extensión geográfica del Santuario Nacional “Manglares de Tumbes” (INRENA, 2011). Distribución de las estaciones de muestreo estacional (n= 16) determinadas en función al gradiente salino en el Santuario.....	28
Figura 5. Seccionamiento de la columna de sedimento para recolección de las muestras geoquímicas y biológicas dentro del SNLMT.....	31
Figura 6. Secuencia de muestreo de agua intersticial mediante el uso de capilares micro porosos a partir de la columna de sedimento.....	34
Figura 7. Cuadro de flujo para la determinación de contenido de clorofila-a (Cl-a) y feopigmentos en sedimento marino.....	36
Figura 8. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de carbohidratos totales en sedimento.....	37

Figura 9. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de proteínas totales en sedimento.....	38
Figura 10. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de carbohidratos hidrolizables en sedimento.....	39
Figura 11. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de proteínas hidrolizables en sedimento.....	40
Figura 12. Temperatura en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	49
Figura 13. Salinidad en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	51
Figura 14. Oxígeno disuelto en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	53
Figura 15. Niveles de pH en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	55
Figura 16. Niveles de pH en sedimento superficial (0-2cm.) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	61
Figura 17. Perfiles verticales de pH en la columna de sedimento (0-10cm.) para las cinco estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	62

Figura 18. Potencial de óxido-reducción en sedimento superficial (0-2cm.) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	64
Figura 19. Perfiles verticales de potencial de óxido-reducción (mV) en columna de sedimento (0-10cm.) para las cinco estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	65
Figura 20. Concentración de CHOt en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	71
Figura 21. Concentración de PRTt en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	75
Figura 22. Cociente CHO <sub>h</sub> : CHOt en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	77
Figura 23. Cociente PRTh : PRTt en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	78
Figura 24. Biomasa del meiobentos (mgC.10cm <sup>-2</sup> ) en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	84
Figura 25. Distribución espacio-vertical de la biomasa del meiobentos (mgC.10cm <sup>-2</sup> ) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	85

Figura 26. Biomasa del meiobentos Vs. biomasa del macrobentos ( $\text{gC.m}^{-2}$ ) para las seis estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	87
Figura 27. Distribución espacial (arriba) e integrada (abajo) de la producción secundaria del meiobentos en la columna de sedimento ( $\text{mgC.a}^{-1} \cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	89
Figura 28. Distribución espacial (arriba) e integrada (abajo) de la respiración del meiobentos en la columna de sedimento ( $\text{mgC.a}^{-1} \cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	91
Figura 29. Amplitud de marea calculada para la zona de Algarrobo dentro del SNLMT durante Noviembre 2012 y Abril 2013. ....	93
Figura 30. Amplitud de marea calculada para la zona de Lagarto dentro del SNLMT durante Noviembre 2012 y Abril 2013. ....	94
Figura 31. Registros de pH en la columna de sedimento (0-10cm.) para las dos estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. ....	100
Figura 32. Valores de potencial de óxido-reducción (Eh) en mV para la columna de sedimento (0-10cm.) para las dos estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. ....	103

Figura 33. Concentración de sulfuro de hidrogeno ( $\mu\text{M}$ ) en la columna de sedimento para las dos estaciones de muestreo en el SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	106
Figura 34. Concentración espacio-vertical de la abundancia del meiobentos ( $\text{Ind.10cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones dos estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. ....	110
Figura 35. Cociente macrobentos: meiobentos en relación a la biomasa calculada para las seis estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013. ....	143
Figura 36. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas submareales durante la época seca en el SNLMT.....	151
Figura 37. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas submareales durante la época húmeda en el SNLMT.....	153
Figura 38. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas intermareales durante la época seca en el SNLMT.....	156
Figura 39. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas intermareales durante la época húmeda en el SNLMT.....	159

## ANEXOS: TABLAS.

T1. Producción secundaria del meiobentos ( $\text{mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD registrada en las estaciones muestreadas en el SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	191
T2. Respiración del meiobentos ( $\text{mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) $\pm$ SD registrada en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.....	192
T3. Inventarios de sulfuros ( $\mu\text{M}$ ), profundidad de la capa anóxica (cm.) y profundidad de la Redoxclina (cm.) para el periodo seco y húmedo del estudio del efecto de la marea.....	193
T4. ANVA de dos vías para las variables estudiadas durante el periodo seco (Septiembre 2012) y el período húmedo (Abril 2013). ....	194
T5. ANVA de dos vías para las variables evaluadas durante el periodo seco y húmedo del estudio de mareas en las zonas de Algarrobo y Lagarto.....	195

## ANEXOS: FIGURAS.

F1. Distribución espacio-vertical de la concentración de Cl-a ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	196
F2. Distribución vertical de la concentración de feopigmentos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	197
F3. Distribución vertical de la concentración de CHOt ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	198
F4. Distribución vertical de la concentración de CHO <sub>h</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	199
F5. Distribución vertical de la concentración de PRTt ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	200
F6. Distribución vertical de la concentración de PRTh ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) $\pm$ SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	201

F7. Distribución vertical de las concentraciones hidrolizables y no hidrolizables de CHO (mg.g <sup>-1</sup> ) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	202
F8. Distribución vertical de las concentraciones hidrolizables y no hidrolizables de PRT (mg.g <sup>-1</sup> ) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	203
F9. Distribución vertical de la abundancia del meiobentos (Ind.10cm <sup>-2</sup> ) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	204
F10. Distribución vertical de los grupos taxonómicos del meiobentos (Tax.10cm <sup>-2</sup> ) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.....	205
F11. Concentración vertical de la fracción no hidrolizables e hidrolizable de CHO (mg.g <sup>-1</sup> ) ± SD en sedimentos durante el estudio de mareas. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. .....	206
F12. Concentración vertical de la fracción no hidrolizables e hidrolizable de PRT (mg.g <sup>-1</sup> ) ± SD en sedimentos durante el estudio de mareas. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. .....	207

## **1. Introducción.**

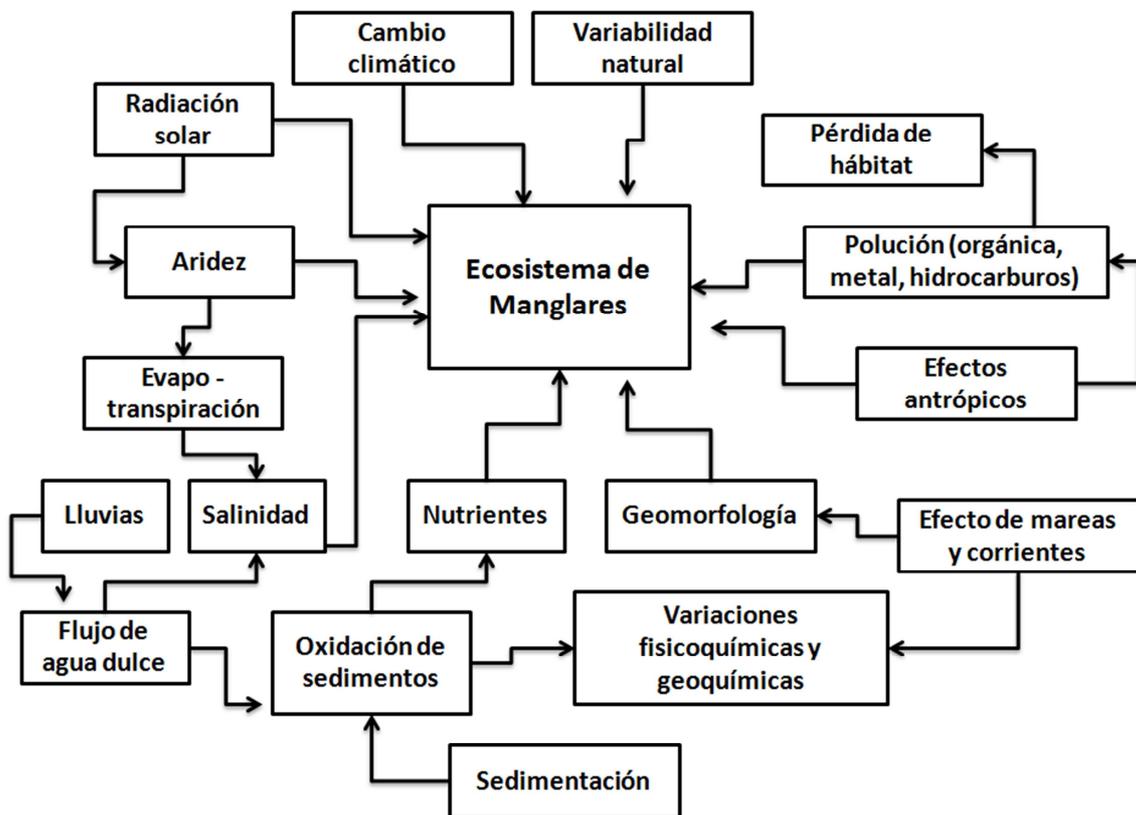
Los manglares son ecosistemas intermareales típicos de zonas tropicales y subtropicales que toman su nombre del mangle (*et. Árbol torcido*). Este árbol está adaptado (fisiológica y anatómicamente) a vivir en contacto permanente con aguas salinas y salobres, desarrollándose en regiones donde el agua dulce de los ríos se mezcla con aguas de origen marina. Los manglares soportan además la fuerza de las mareas, las cuales producen un constante efecto de inundación y retracción de las aguas que bañan a estos bosques. Actualmente, los bosques de manglares cubren entre 14 a 30 millones de hectáreas, de las cuales casi el 50% se encuentran en la región del Indo-Pacífico, 25% en África y 25% en el continente americano (Lacerda, 2001).

Estos ecosistemas caracterizados por ser zonas altamente productivas, presentan sedimentos orgánicamente enriquecidos, manteniendo condiciones predominantemente reductoras (Black y Shimmiel, 2003; Donato et al., 2011). Además, los manglares están sometidos a diferentes tipos de variabilidad: variabilidad espacial dada por la geomorfología del terreno, variabilidad estacional dada por el régimen de lluvias y una variabilidad climática de tipo inter-anual, como por ejemplo, la asociada al ciclo El Niño Oscilación del Sur (ENSO) (Alongi, 2007). Esta alta variabilidad sumada a la constante dinámica mediada por los procesos físicos, químicos y biológicos ocurrentes en el sistema, permite la formación y desarrollo de biotopos adecuados para una gran diversidad de especies endémicas (aves, reptiles, mamíferos, peces, moluscos, crustáceos, etc.) y migratorias (en su mayoría aves y peces) pero que a su vez, los convierte en ecosistemas muy vulnerables, principalmente ante perturbaciones antrópicas (Kathiresan y Bingham, 2001; INRENA, 2011) (Figura1).

Actualmente, las presiones originadas por el incremento poblacional, la producción de alimentos, así como el desarrollo industrial y urbano, han causado la destrucción de una significativa proporción de los recursos de los bosques de manglar existentes en el mundo. A medida que la población crece, la escasez de tierra en países en vías de desarrollo hace que los manglares sean utilizados con fines agrícolas y acuícolas (construcción de estanques piscícolas y langostineras para la producción comercial), siendo deforestados para la construcción urbana y para el establecimiento de centros portuarios, generando un alto grado de deterioro de estos ecosistemas, el cual muchas veces se torna irreversible (Duke, 1992; FAO, 1994; Field, 1995).

El ecosistema de manglares en Tumbes, localizado al norte del Perú, muy cerca de la zona de influencia de aguas tropicales y aguas ecuatoriales y al límite norte del sistema de la Corriente de Humboldt (Malca, 2005). Se caracteriza por presentar condiciones de alta salinidad y salobridad en la columna de agua (Domínguez, 2005; Tenorio y Beltrán, 2005), dependiendo del régimen hídrico anual que comprende una alta pluviosidad entre los meses de enero-mayo y una temporada seca entre los meses de julio-noviembre (Pouyaud et al., 2001). Estas variaciones modifican las condiciones fisicoquímicas y biogeoquímicas en el sistema, condiciones que repercuten sobre las comunidades que albergan los sedimentos (Kathiresan y Bingham, 2001; Giere, 2009).

Estas comunidades cumplen un rol muy importante en el flujo de energía del sistema en términos de producción secundaria, respiración y remineralización de la materia orgánica en el bosque de manglar, interrelacionándose con comunidades que habitan en la columna de agua como es el caso del necton y de las comunidades fitoplanctónicas, las que también se encuentran íntimamente relacionadas a las condiciones fisicoquímicas y biogeoquímicas en el ecosistema.



*Figura 1. Factores físicos, químicos y antrópicos que impactan sobre los ecosistemas de manglares (Modificado de Kathiresan y Bingham, 2001).*

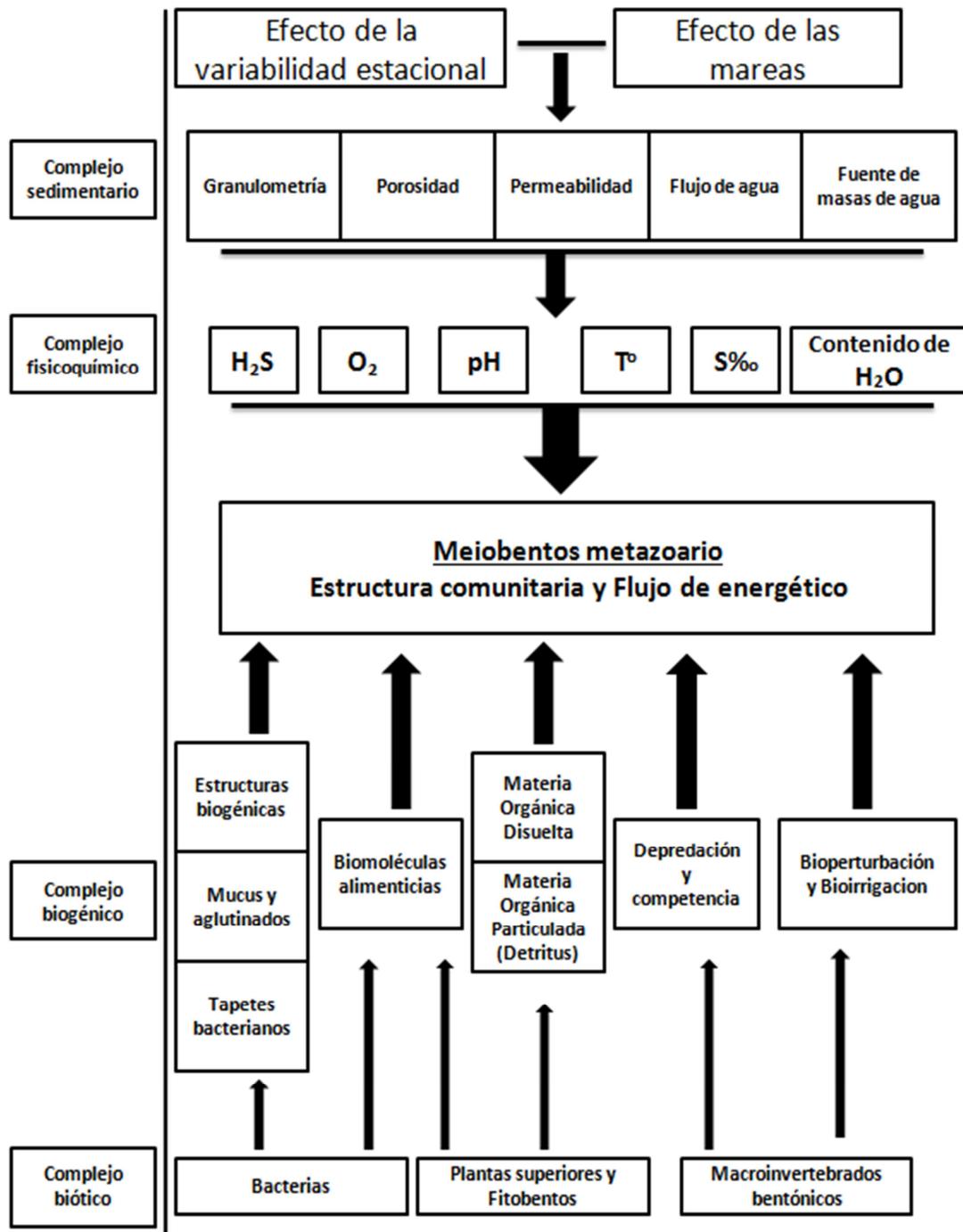
## **2. Planteamiento de la investigación.**

### **2.1. Planteamiento del problema.**

Los manglares son ecosistemas estuarinos que juegan un rol muy importante en la captura de carbono de origen atmosférico, terrestre y marino (Black y Shimmiel, 2003; Kristensen et al., 2008). En estos ecosistemas, el bentos intermareal y submareal (particularmente el meiobentos metazoario) juega un papel importante en la asimilación, descomposición y remineralización del carbono orgánico.

Los bosques de manglares de Tumbes se distinguen porque además de estar sometidos al régimen natural de mareas, están sujetos a una fuerte variabilidad estacional e interanual en precipitaciones y flujo de agua dulce (INRENA, 2011). Esta variabilidad influye en la intensidad y distribución del gradiente salino, el cual juega un rol clave en las propiedades fisicoquímicas y biogeoquímicas de los sedimentos superficiales, repercutiendo directamente sobre el ciclo de carbono y nutrientes en el sistema (Kristensen et al., 2008). Asimismo contribuye a una redistribución periódica de los sedimentos, modulando el aporte en calidad y en cantidad de la materia orgánica hacia los biotopos bentónicos (Black y Shimmiel, 2003; Alongi et al., 2005a; Kristensen et al., 2008). A su turno, el gradiente salino y el flujo de materia orgánica hacia los sedimentos son factores que modulan las condiciones biogeoquímicas y ecológicas del subsistema bentónico (Black y Shimmiel, 2003; Kristensen et al., 2008; Giere, 2009).

La presente investigación busca identificar cuáles son los factores que modulan la ecología del meiobentos metazoario, es decir: ¿Qué factores ambientales (físicoquímicos y/o biogeoquímicos) influyen sobre la estructura y el flujo energético de la comunidad del meiobentos metazoario (Figura 2.)? De resolver esta interrogante, este estudio fortalecerá el entendimiento de la dinámica geoquímica y comunitaria dentro del subsistema bentónico de cara a la variabilidad hídrica en el sistema, tanto a nivel submareal como intermareal, contribuyendo 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, desarrollará escenarios hipotéticos del impacto del cambio climático sobre la geoquímica ambiental y sus consecuencias sobre las comunidades bentónicas, nectónicas y terrestres, información esencial para el desarrollo de planes de mitigación de sistemas tan vulnerables como este.



*Figura 2. Factores que estructuran y modulan a la comunidad del meiobentos metazoario en el ecosistema de manglares (Modificado de Giere, 2009).*

## **2.2. Marco Teórico.**

### **2.2.1. Los ecosistemas de manglares.**

Es bien conocido que los manglares son ecosistemas tropicales de tipo estuarino, caracterizados por la dominancia intermareal de los mangles, arbustos leñosos que crecen en la interfase entre los cuerpos de agua y la tierra, en donde prevalecen bajo condiciones de salinidad fluctuante, régimen de mareas, altas temperaturas y suelos fangosos de condiciones anaeróbicas. Aunque estos sistemas han sido ampliamente estudiados, el entendimiento de la dinámica física, química y biológica, y su importancia en el rol que juegan en el ecosistema global, aún no ha sido completado (Kristensen et al., 2008).

Los ambientes ecológicos creados en estos sistemas son únicos en su género, permitiendo el desarrollo de una amplia gama de especies botánicas y zoológicas. Sus sedimentos fangosos o arenosos albergan una gran variedad de invertebrados epibentónicos, infaunales y meiofaunales (Giere, 2009). Los canales dentro del bosque, mantienen comunidades de fitoplancton, zooplancton y peces, jugando un rol especial como área de desove y protección de ejemplares juveniles y adultos del necton. El hecho de ser un sistema adaptado a vivir al límite de estrés fisicoquímico, lo hace muy vulnerable a disturbios físicos, químicos y de origen antrópico (efluentes industriales, contaminación por metales pesados, entre otros).

Se ha demostrado que la destrucción de estos bosques llega aproximadamente al millón de hectáreas por año (Field, 1995; Kathiresan y Bingham, 2001). Actualmente, los bosques de manglar ocupan alrededor de 112 países, con una cobertura aproximada de 15 millones de hectáreas (Schwamborn y Saint-Paul, 1996). Spalding (1997) estima que el 41.4% del área

total aproximada se encuentra en Sudamérica y en el sudeste de Asia, y que el 23.5% se encuentra en Indonesia. En general, la topografía, la geomorfología, el régimen de mareas y la actividad antropogénica son factores que determinan la presencia y extensión de los bosques de manglares. Por otro lado, el clima, la naturaleza del sustrato y las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos, determinan el desarrollo, crecimiento y productividad de los ecosistemas de manglar; manteniendo así, las características que los hacen únicos en el mundo (Alongi, 2008).

Además, los ecosistemas de manglares presentan un alto grado de estabilidad ecológica en términos de constancia a través del tiempo y resiliencia ante disturbios de cualquier tipo (Boesch, 1974). Dentro de las características que contribuyen a esta estabilidad: 1. Presentan un gran reservorio de nutrientes en sedimentos que sirven para reponer las pérdidas por los cambios hidrodinámicos. 2. Presentan altas tasas de productividad primaria y secundaria, así como altas tasas de descomposición microbiana que facilitan la rápida remineralización de nutrientes. 3. Presentan una geomorfología simple que conduce a una rápida reconstrucción y rehabilitación después de la perturbación hidrodinámica. 4. Presentan altas abundancias de especies clave y de estrategias adaptativas que conducen a la rápida restauración y recuperación de las funciones del bosque (Alongi, 2008). La conservación de estas características es imprescindible para la manutención de los diferentes servicios ecosistémicos que brindan estos sistemas, recayendo principalmente en las actividades socioeconómicas que son aprovechadas por las poblaciones aledañas (Alongi, 2002; Alongi, 2008).

En los últimos años se han hecho un gran número de pronósticos de la respuesta de los bosques de manglares ante disturbios de origen natural y/o antrópico, los cuales han sido definidos como efectos del cambio climático (Woodruffe, 1990; Aksornkhae y Paphavasit, 1993; Snedaker, 1995; Alongi, 2002; Gilman et al., 2006). Entre los principales disturbios relacionados a este estudio y que modificarían el régimen natural dentro del sistema destacan: ***Aumento del nivel del mar.***- Esto provocaría una progradación de los bosques de manglar tierra adentro, siempre y cuando exista una suficiente tasa de acumulación sedimentaria que lo permita (Woodruffe, 1990; Alongi, 2008). Por otro lado, la tasa de erosión sobre el margen litoral se incrementaría, dando lugar a que el nuevo nivel del mar promedio determine el grado de restablecimiento de los manglares, dunas y humedales dentro del sistema (Gilman et al., 2006). Por último, la productividad primaria y secundaria podría incrementarse debido a la mayor disponibilidad de nutrientes mediada por la erosión y resuspensión de sedimentos (He et al., 2007). ***Incremento de la temperatura atmosférica.***- Debido a los cambios térmicos, algunas poblaciones de manglares podrían extender su distribución hacia latitudes mayores, produciéndose un incremento de la productividad neta global del ecosistema de manglar (Solomon et al., 2007). Además, se esperaría la aceleración de los procesos microbianos sobre todo en la interface agua-sedimento (Alongi, 2008). ***Cambio en el patrón de lluvias.***- Los cambios en el contenido de agua y salinidad de los suelos podrían tener un impacto significativo sobre el crecimiento de los manglares, el contenido de oxígeno en la columna de agua y el establecimiento de la vida intersticial. Por otro lado, la fauna eurihalina no se vería afectada por el incremento o decremento de las condiciones salinas en los bosques pero la distribución de especies estenohalinas se alteraría significativamente, cambiando la estructura comunitaria del bosque (Cheeseman, 1994; Alongi, 2008).

### **2.2.2. El meiobentos metazoario.**

Se define al meiobentos como a los organismos invertebrados bentónicos que en su estado adulto pasan a través de un tamiz de 500 $\mu$ m de abertura de malla y quedan retenidos en un tamiz de 45 $\mu$ m de abertura de malla (Parsons et al. 1984b; Gage y Tyler, 1991). El meiobentos incluye a grupos taxonómicos como nematodos, copépodos, halacáridos, nemertinos, bivalvos, entre otros. Adicionalmente, puede incluir a estadios larvarios de especies pertenecientes al macrobentos (poliquetos, nemertinos, entre otros.), a los que se les considera como meiofauna temporal (Higgins y Thiel, 1988). El meiobentos forma parte de la fauna intersticial, adaptada para vivir entre las partículas del sedimento marino. Estos organismos son demasiado grandes para vivir adheridos a partículas de sedimento o tapizándolas (como es el caso del microbentos) y son demasiado pequeños para manipularse como macrobentos (Giere, 2009). Además, los organismos del meiobentos son considerados excelentes bio-indicadores de calidad de hábitat bentónico, ya que frente a cambios ambientales producen una respuesta inmediata dentro de su estructura comunitaria (densidad, biomasa y grupos taxonómicos) y flujo energético (producción secundaria y respiración) (Sellanes, 2002; Black y Shimmiel, 2003; Giere, 2009).

El meiobentos metazoario está conformado por organismos de estrategia ecológica “r”; es decir son de vida media muy corta, destinan la mayor parte de su energía al crecimiento poblacional continuo y pueden recuperarse luego de fuertes perturbaciones ambientales (Pearson y Rosengberg, 1978; Díaz y Rosengberg, 1995). El meiobentos cumple un rol muy importante en el flujo energético de los ecosistemas marino-costero y oceánicos (Sellanes, 2002; Giere, 2009; Hoang, 2007), sobre todo en zonas de alta carga orgánica y

bajos niveles de oxígeno (zonas de afloramiento, manglares, estuarios, etc.) (Medernach, 2000; Sellanes, 2002; Black y Shimmield, 2003; Giere, 2009; Hoang, 2007).

### **2.2.3. El meiobentos de los manglares.**

Los sedimentos fango-arenosos típicos del manglar albergan una variedad de organismos epibentónicos, macrobentónicos y meiobentónicos. La composición e importancia de estas comunidades varían significativamente dependiendo del hábitat, y de las características sedimentarias en el sistema. Las especies bentónicas más exitosas en el ecosistema de manglares, son aquellas adaptadas al estrés térmico y salino (Ferraris et al., 1994). En general, los sedimentos de los manglares soportan grandes densidades de organismos macrobentónicos (Edgar, 1990; Sheridan, 1997; Sasekumar y Chong, 1998), alcanzando un promedio de más de mil organismos por metro cuadrado (Giere, 2009). Entre los grupos más importantes destacan anélidos y tanaidáceos (Sheridan, 1997). Los organismos epibentónicos comprenden en su mayoría hidrozorios que se alimentan de organismos zooplanctónicos (Calder, 1991; Rey et al., 1992). Estos taxones son muy sensibles a cambios fisicoquímicos en el sistema, sobre todo a la desoxigenación, a los disturbios hidrodinámicos y a la hipersalinidad (Díaz y Erseus, 1994; Guerreiro et al., 1996). Las comunidades del meiobentos metazoario, dominadas por la nematofauna, pueden llegar a colonizar sedimentos con densidades de más de mil individuos por centímetro cuadrado (Alongi, 1990a), colonizando la capa superficial del sedimento, aunque se han encontrado organismos por debajo de los 10cm de la columna de sedimento (Giere, 2009). Algunos estudios han mostrado que la abundancia y composición taxonómica del meiobentos pueden verse afectadas por la zonación mareal, la cantidad de alimento disponible y el tamaño de grano del sedimento (Hodda, 1990). Diversos estudios han encontrado una fuerte

correlación entre las biomásas de detritus vegetal, las biomásas bacterianas y la abundancia de la nematofauna (Tietjen y Alongi, 1990) y que esta relación desaparece cuando el detritus es menos fresco. Así, el rol del meiobentos en el ciclo de la materia orgánica es bien reconocido (Giere, 2009), pero aún hay mucho que estudiar y aprender acerca de estos pequeños miembros de un sistema tan dinámico como el de manglares.

**Composición taxonómica.-** Los bosques de manglares ofrecen una variedad importante de biotopos, los cuales albergan a las comunidades diferentes comunidades bentónicas. Algunos estudios han descrito que no hay diferencias significativas en la composición comunitaria del meiobentos descrita a grupos taxonómicos mayores, pero sí a nivel de especies, principalmente de nemátodos de vida libre (Alongi, 1987a, 1987b). Estos resultados se observaron en manglares de África (Netto y Galluci, 2003) y Asia (Hoang 2007), zonas de características areno-fangosas, propicias para la colonización y dominancia de nemátodos (Olafsson, 1995; Hoang, 2007, Armenteros et al. 2008). Además, se ha observado que en sistemas de manglares caracterizados por bosques mixtos (*Rizophora spp* y *Avicenia spp*), la diversidad del meiobentos es significativamente mayor que en bosques mono específicos, observándose la presencia de copépodos, bivalvos y poliquetos (Hoang 2007). Por otro lado, estudios en estos sistemas, describen que la abundancia y diversidad del meiobentos pueden verse reducidas en zonas más alejadas de la influencia oceánica (Lalana-Rueda y Gosselck, 1986). Algunos autores comentan que estos cambios obedecerían al tipo de MO que predomina en cada zona dentro del bosque de manglares, ya que el detritus de mangle sería de menor calidad nutricional en comparación al fitoplancton oceánico (Alongi, 1990a).

***Distribución vertical en los sedimentos.***- La penetración del meiobentos en la columna de sedimento está directamente relacionada con el tamaño de grano, siendo la colonización vertical en arena más fácil que en sedimentos fangosos (Hodda, 1990; Nicholas et al., 1991; Armenteros et al., 2008). La falta de oxígeno bajo condiciones de eutrofización y sedimentos fango-arenosos, impide que grupos taxonómicos más sensibles a condiciones adversas (copépodos, crustáceos) muchas veces no puedan penetrar más que el primer centímetro de la columna de sedimento (Schrijvers, 1992, Armenteros et al, 2008). La distribución vertical de la meiofauna también obedece a la capa de discontinuidad del potencial de óxido-reducción, en donde solo los nemátodos pueden soportar condiciones altamente reductoras, incluso durante todo su ciclo de vida (Heip, 1980; Coull y Chandler, 1992; Armenteros et al, 2008).

En muchas zonas de manglar no se han encontrado organismos por debajo de los 9 cm de sedimento reafirmando que entre otros factores las condiciones de deficiencia de oxígeno y de óxido-reducción limitan la colonización vertical del sedimento (Vanhove et al., 1992, Armenteros et al, 2008; Diaz-Asencio et al., 2009). A pesar de esto, se han encontrado algunas especies de nemátodos que son capaces de colonizar niveles por debajo de los 10cm de columna de sedimento (Nicholas et al., 1991). Cabe mencionar que las madrigueras formadas por macro-invertebrados, permiten una bio-irrigación de aguas oxigenadas hacia la columna de sedimento, permitiendo la colonización del meiobentos en sedimentos más profundos (Aller,1988).

#### **2.2.4. Meiobentos y los factores ambientales.**

*a. Materia orgánica.-* El ecosistema de manglares presenta una alta carga de materia orgánica (MO) de distinto origen. Se han registrado altas densidades y dominancia comunitaria de los nemátodos (especies especialistas-detritívoras), tolerantes al alto flujo de MO sedimentaria (Vanhove et al., 1992; Diaz-Asencio, 2009). Por el contrario, zonas de menor depósito de MO y mayor oxigenación, son propensas a una comunidad del meiobentos más diversa pero menos abundante (Vanhove et al., 1992). Algunos estudios han descrito que la cantidad de MO sedimentaria no influye de manera lineal en la densidad del meiobentos, lo cual sugiere que la calidad y la fuente del detritus podrían ser más importantes que la cantidad de MO que llega a los sedimentos del manglar (Hodda, 1990; Netto y Galluci, 2003). Por otro lado, el detritus en sus diferentes grados de composición y distribución, proporciona diferentes tipos de biotopos óptimos para la colonización del meiobentos así como de las bacterias (Tietjen y Alongi, 1990), las cuales son activamente consumidas por los nemátodos (Giere, 2009). Es interesante mencionar que algunos estudios han registrado altas biomasas de nemátodos y bacterias en presencia de detritus formado a partir de hojas de *Avicennia* spp (Tietjen y Alongi, 1990), las cuales presentan mayor contenido nutricional que las hojas de *Rhizophora* spp (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmield 2003). Además, la competencia por la MO fresca entre el meiobentos y otros macroinvertebrados, podría provocar la disminución significativa del meiobentos en zonas donde la densidad del meiobentos sea menor en comparación a otras comunidades bentónicas (Dye y Lasiak, 1986; Olafsson, 1995).

**b. Salinidad.-** En sistemas de manglares, es característico encontrar un gradiente salino muy marcado, en respuesta a la hidrodinámica natural del sistema. Este régimen salino es el rango de variación natural (e.g. mareal, estacional o interanual) de la salinidad dentro del bosque de manglares, modulado por factores como: la influencia del mar, el régimen de lluvias, el caudal de los ríos, entre otros. En los manglares, esta variación presenta una señal asociada al periodo de lluvias y al periodo seco (Kathiresan y Bingham, 2001; Malca, 2005; INRENA, 2011). Se ha registrado que bajo condiciones de hipersalinidad, la comunidad del meiobentos presenta altas densidades y dominancias de nematodos, sobre todo en épocas de sequía en donde en algunas zonas, los sedimentos quedan expuestos y la evaporación intensifica las condiciones naturales de salinidad en el sistema (Olafsson, 1995; Yamamuro, 2000; Diaz-Asencio, 2009). En algunos manglares en donde la hipersalinidad es una condición permanente, la densidad del meiobentos no expresa una variación estacional significativa (Alongi, 1998). Sin embargo, la nematofauna aumenta y la diversidad de la comunidad decrece cuando las lluvias se incrementan (verano), ya que la estratificación de la columna de agua es mayor, generándose condiciones menos dinámicas para la fauna intersticial (Schrijvers, 1992; Hoang, 2007; Diaz-Asencio, 2009). Esta estratificación podría producir condiciones desfavorables para la fauna acompañante del meiobentos (megabentos, macrobentos, microbentos), principalmente por la desoxigenación de los sedimentos (Hopper et al, 1973; Heip et al, 1985a; Hall, 1994).

**c. Régimen de mareas.-** Algunos estudios han descrito que los cambios de régimen de mareas (pleamar y bajamar) considerados como disturbios naturales de periodicidad diaria y constante en el ecosistema de manglares, no parecen afectar significativamente a las comunidades del meiobentos a nivel de abundancia y diversidad (Olafsson et al., 2000).

Aunque las densidades del meiobentos son mayores en zonas menos expuestas a las mareas en donde la perturbación y lavado de los sedimentos es menor, permitiendo la estabilidad del micro hábitat y la mantención de un detritus de mayor calidad (Dye 1983b; Hodda y Nicholas, 1985; Alongi 1987b, 1990a; Nicholas et al., 1991; Olafsson 2000; Diaz-Asencio et al., 2009). A pesar de ello, en presencia de eventos estacionales fuertes, las altas descargas fluviales que recaen sobre el manglar pueden producir variaciones significativas sobre el patrón comunitario del meiobentos, al alterar su estructura dentro de la columna de sedimento y/o destruyendo el micro-hábitat superficial establecido (Alongi 1987b; Aller, 1988, Alongi, 1990a).

#### **2.2.5. Flujo de energía en el ecosistema de manglares.**

Los manglares son caracterizados por albergar a un gran número de productores primarios y secundarios, así como a una amplia diversidad de micro hábitats, lo que conlleva a la formación de una compleja red de interacciones que dan como resultado un constante flujo de energía entre la materia orgánica y los organismos que habitan en el ecosistema (Figura 3) (Twilley et al., 1992). La mayor fuente energética en los manglares proviene de la vegetación halofítica que alberga, ya que son las que proveen de alimento (vía detritus) a consumidores estuarinos y oceánicos, además de servir como hábitat de estadios tempranos, juveniles y adultos de organismos estuarinos y marinos, jugando un rol importante en la regulación de ciclos biogeoquímicos (Black y Shimmiel, 2003).

Las raíces subsuperficiales y la hojarasca de los manglares, proveen a los sedimentos de una gran fuente de carbono (Alongi, 1998). Estos restos vegetales representan aproximadamente un tercio de la producción primaria neta en el sistema (Alongi et al.,

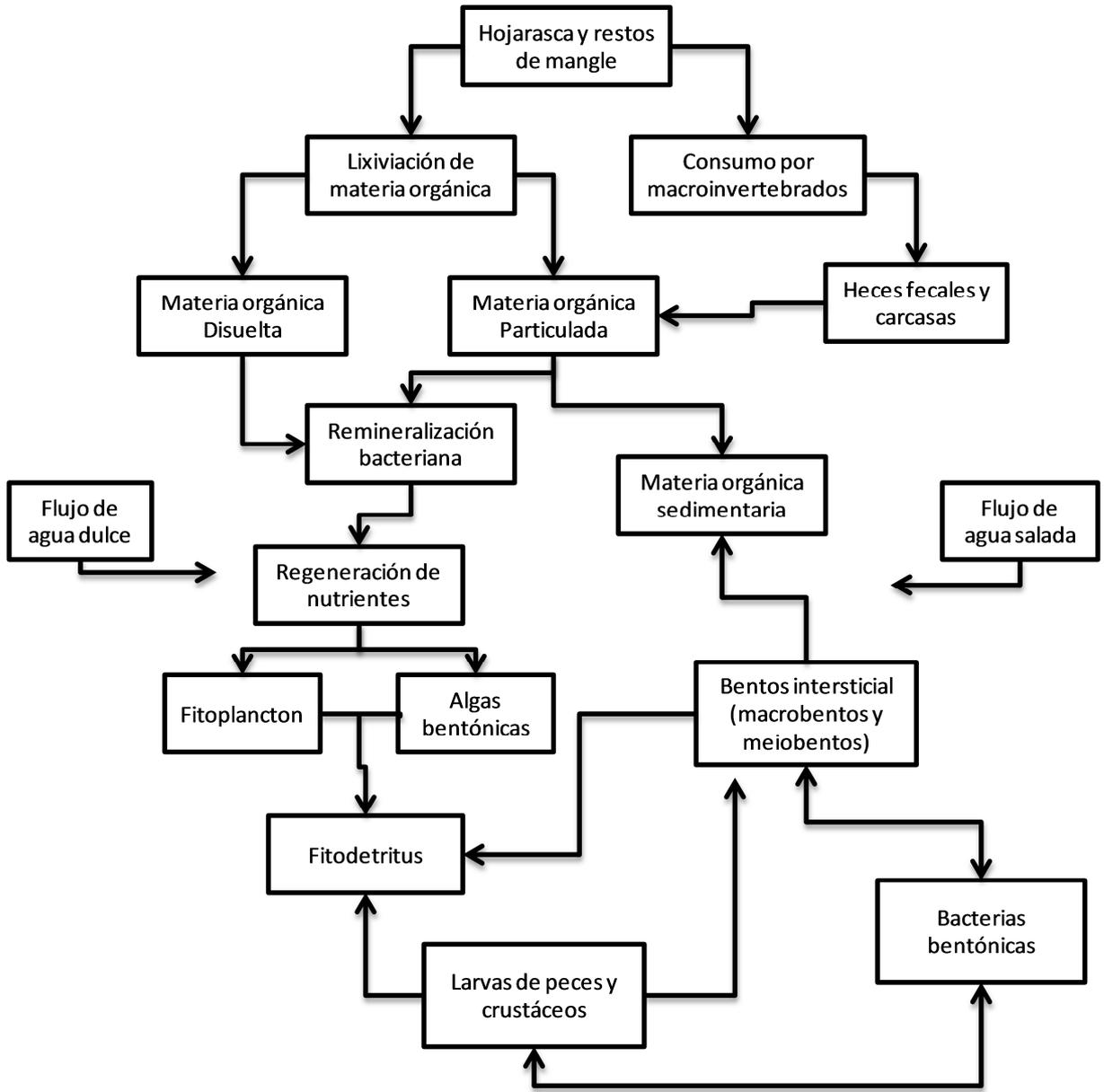
2005a), la fracción restante llegan con los aportes alóctonos de los ríos y mares, la producción autóctona de micro y macroalgas bentónicas y epifíticas y de la producción local del fitoplancton que habita la columna de agua (Bouillon et al., 2004). Como consecuencia, los bosques de manglar son lugares de intenso procesamiento de carbono orgánico que a su vez es fijado intensamente en forma de biomasa por los productores secundarios de todo rango de tamaño (mamíferos, reptiles, crustáceos, entre otros), principalmente mediante el consumo de detritus (Dittmar et al., 2006; Alongi, 2007, Kristensen et al., 2008). Entonces, la dinámica energética del manglar parte de una serie de interacciones biológicas y químicas, incluyendo las de asimilación, disipación y transferencia de energía en la red trófica (Kathiresan y Bingham, 2001).

#### **2.2.6. Rol del meiobentos en el flujo de energía.**

El flujo energético del meiobentos en el sistema comprende la producción secundaria; es decir la generación de biomasa a partir de la incorporación de carbono proveniente de la materia orgánica biodisponible (Medernach, 2000; Sellanes, 2002; Giere, 2009). El grado de productividad está directamente relacionado con la velocidad de reclutamiento y crecimiento de los organismos (Díaz y Rosenber, 1995). Luego, el flujo de energía puede dirigirse directamente hacía niveles tróficos superiores (por depredación), así como perderse por respiración o derivarse a la vía del detritus (Giere, 2009). Según Tumbiolo y Downing (1994), la producción secundaria puede estimarse en base a la biomasa promedio de la comunidad, la máxima masa corporal de un individuo por grupo taxonómico o especie, la temperatura ambiental del organismo y la profundidad de la columna de agua presente sobre el biotopo de la comunidad (Tumbiolo y Downing, 1994). Bajo este contexto, la producción secundaria está directamente relacionada a la temperatura, pues los

rangos metabólicos del meiobentos se incrementan a altas temperaturas (Wolff, 1977; Robinson y Chandler, 1983).

Por otro lado, algunas investigaciones han asociado la calidad nutricional de la materia orgánica sedimentaria al grado de productividad, ya que a mayor disponibilidad de alimento se esperarían mayores biomásas del meiobentos (Rowe, 1971; Honjo, 1980; Pommeroy et al. 1984; Roman y Tenore 1984). Como se sabe, la respiración es el proceso a través del cual la energía química de las sustancias alimenticias obtenidas a partir de la materia orgánica, se convierte en energía utilizable para las células de los organismos bentónicos. El meiobentos presenta altos requerimientos metabólicos para poder mantener su nivel de crecimiento poblacional en medio de condiciones que pueden ser extremas. Bajo condiciones de alto enriquecimiento orgánico, se han registrado valores de respiración hasta dos veces más altos que los de producción; esto sugiere que las comunidades deben presentar altas tasas de productividad para permanecer estables (Tumbiolo y Downing, 1994; Sellanes, 2002; Giere, 2009; Pérez, 2012).



*Figura 3. Diagrama que muestra la importancia del flujo de materia orgánica, la cual presenta una fuerte interacción con la componente biológica en el ecosistema de los manglares.*

### **2.3. Justificación del estudio.**

El meiobentos metazoario es un componente muy importante dentro del subsistema bentónico de los ecosistemas marinos y estuarinos (Giere, 2009), las características ecológicas que poseen los convierten en un eslabón importante dentro del ciclo de carbono de los ecosistemas (Alongi, 1987b; Black y Shimmield, 2003). Uno de los aspectos ecológicos más relevantes de esta comunidad, corresponde a su sensibilidad frente a los cambios de las condiciones ambientales, específicamente, condiciones fisicoquímicas y geoquímicas del hábitat sedimentario en el que se desarrollan. Las respuestas ante estos cambios, pueden variar a escala temporal y espacial, reflejándose sobre la composición faunal de grupos específicos y sobre la cantidad de biomasa registrada (Gerlach, 1971; Giere, 2009); estas características ecológicas convierten a esta comunidad en un excelente aproximador de condiciones biogeoquímicas en los sedimentos superficiales, sobre todo en ecosistemas de alto enriquecimiento orgánico como es el caso del bosque de manglares (Black y Shimmield, 2003; Giere, 2009.). El aporte de este estudio a la ecología de la comunidad meiobentónica en ambientes sometidos a un fuerte estrés hídrico y geoquímico, dará más evidencia y comprensión de las adaptaciones de los distintos grupos de la comunidad ante las condiciones biogeoquímicas de los sedimentos superficiales, fortaleciendo el entendimiento de la dinámica geoquímica dentro del subsistema bentónico.

Mediante el desarrollo de la presente investigación, se obtendrá una caracterización biogeoquímica de alta resolución de sedimentos intermareales y submareales dentro del ecosistema de manglares de Tumbes, información que será un insumo importante para el desarrollo de adecuados planes de conservación de los diferentes tipos de servicios ecosistémicos del sistema en cuestión y de sistemas estuarinos de características similares.

La tesis, además, aplica la relación entre la variabilidad ambiental y las comunidades meiobentónicas de los ambientes intermareales y submareales de los manglares de Tumbes, para desarrollar escenarios hipotéticos del impacto del cambio climático sobre la geoquímica ambiental y sobre las comunidades bentónicas. De esta forma, se contribuirá al desarrollo de planes de mitigación de impactos y conservación de recursos bentónicos en un ecosistema tan vulnerable como el bosque de manglares.

## **2.4. Objetivos.**

### **2.4.1. Objetivo general.**

Determinar la influencia del régimen hídrico y de las condiciones geoquímicas sobre la estructura y flujo energético del meiobentos metazoario de los sedimentos intermareales y submareales del ecosistema de manglares de Tumbes.

### **2.4.2. Objetivos específicos.**

- Determinar la estructura comunitaria del meiobentos metazoario (densidad, diversidad y biomasa) a partir de las muestras de sedimento superficial y su variación estacional con el régimen hidrológico.
- Estimar y determinar la variación espacial y estacional del flujo energético (producción secundaria y respiración) del meiobentos metazoario mediante el uso de modelos bioenergéticos.

- Determinar la variación estacional y mareal del régimen hídrico mediante la medición de parámetros fisicoquímicos (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH) en la columna de agua y en el agua suprayacente al sedimento.
- Determinar la variación espacial y estacional de la acumulación de material sedimentario mediante la estimación de la concentración de la materia orgánica total (MOT) y fitopigmentos totales.
- Determinar la variación espacial y estacional de la calidad de materia orgánica en el sistema, mediante la estimación de los contenidos de carbohidratos y proteínas totales e hidrolizables.
- Determinar la variación estacional y mareal de las condiciones de óxido-reducción en la columna de sedimento mediante la estimación del contenido de sulfuros y la medición del potencial de óxido-reducción (Eh) y niveles de pH en sedimentos submareales e intermareales.

## **2.5. Hipótesis.**

El régimen hídrico (régimen estacional y régimen de mareas) modula espacial y temporalmente las características biogeoquímicas de los sedimentos intermareales y submareales las que a su vez modifican la estructura y flujo energético del meiobentos en el ecosistema de manglares de Tumbes.

### 3. Metodología.

#### 3.1. Operacionalización de las variables.

Las variables biológicas y ambientales estudiadas en la presente investigación se listan a continuación, señalando las unidades de medida utilizadas a lo largo de la tesis.

##### 3.1.1. Componente biológico.

###### *Columna de sedimento.*

Densidad del meiobentos.....	Ind.10cm <sup>-2</sup>
Diversidad del meiobentos.....	Tax.10cm <sup>-2</sup>
Biomasa del meiobentos.....	mgC.10cm <sup>-2</sup> ~ gC.m <sup>-2</sup>
Producción secundaria y respiración del meiobentos.....	mgC.a <sup>-1</sup> .10cm <sup>-2</sup> ~ gC.a <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup>

##### 3.1.2. Componente ambiental.

###### *Columna de agua.*

Profundidad de canales y esteros.....	metros (m)
Salinidad.....	A partir de datos de conductividad (mS.cm <sup>-1</sup> )
Oxígeno disuelto de fondo.....	ml.L <sup>-1</sup>
Temperatura superficial y de fondo.....	°C
Niveles de pH y Potencial de oxido-reducción.....	mV

***Columna de sedimento.***

Niveles de pH y Potencial de oxido-reducción.....	mV
Contenido de sulfuros libres.....	$\mu\text{L}$
Contenido de Clorofila-a.....	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
Contenido de feopigmentos.....	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
Biomoléculas totales (Carbohidratos y Proteínas).....	$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$
Biomoléculas hidrolizables (Carbohidratos y Proteínas).....	$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$
Contenido de Materia orgánica total.....	$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$
Contenido de Carbonatos totales.....	$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$
Contenido de Arenas, gravas, limos y arcillas.....	%

### **3.2. Delimitación y diseño del estudio.**

#### **3.2.1. Zona de estudio.**

*a. Ubicación, extensión y límites.-* El Santuario Nacional ‘Los Manglares de Tumbes’ (SNLMT) tiene una superficie legal de acuerdo al decreto supremo N° 018-88-AG de 2 972 ha y una superficie en base al Sistema de Información Geográfica de 2981 ha. El SNLMT está ubicado en el litoral de la costa noroeste del Perú, en la provincia y distrito de Zarumilla del departamento de Tumbes, teniendo como coordenadas geográficas desde los 3.38° hasta 3.46° S y desde los 80.22° hasta 80.32° W (INRENA, 2011) (Figura 4).

*b. Condiciones climáticas.-* Los manglares de Tumbes se desarrollan en un clima semiárido, con una clara influencia del sistema oceánico. Las precipitaciones anuales son generalmente inferiores a los 100 mm. La temperatura media oscila entre los 22 y 27 °C. La humedad relativa media mensual se presenta entre los 72 y 86 por ciento. El período de lluvia se presenta entre enero y marzo, los demás meses del año corresponden al período seco. Se aprecian cambios significativos en el régimen de lluvias solamente durante el desarrollo de eventos El Niño (INRENA, 2011).

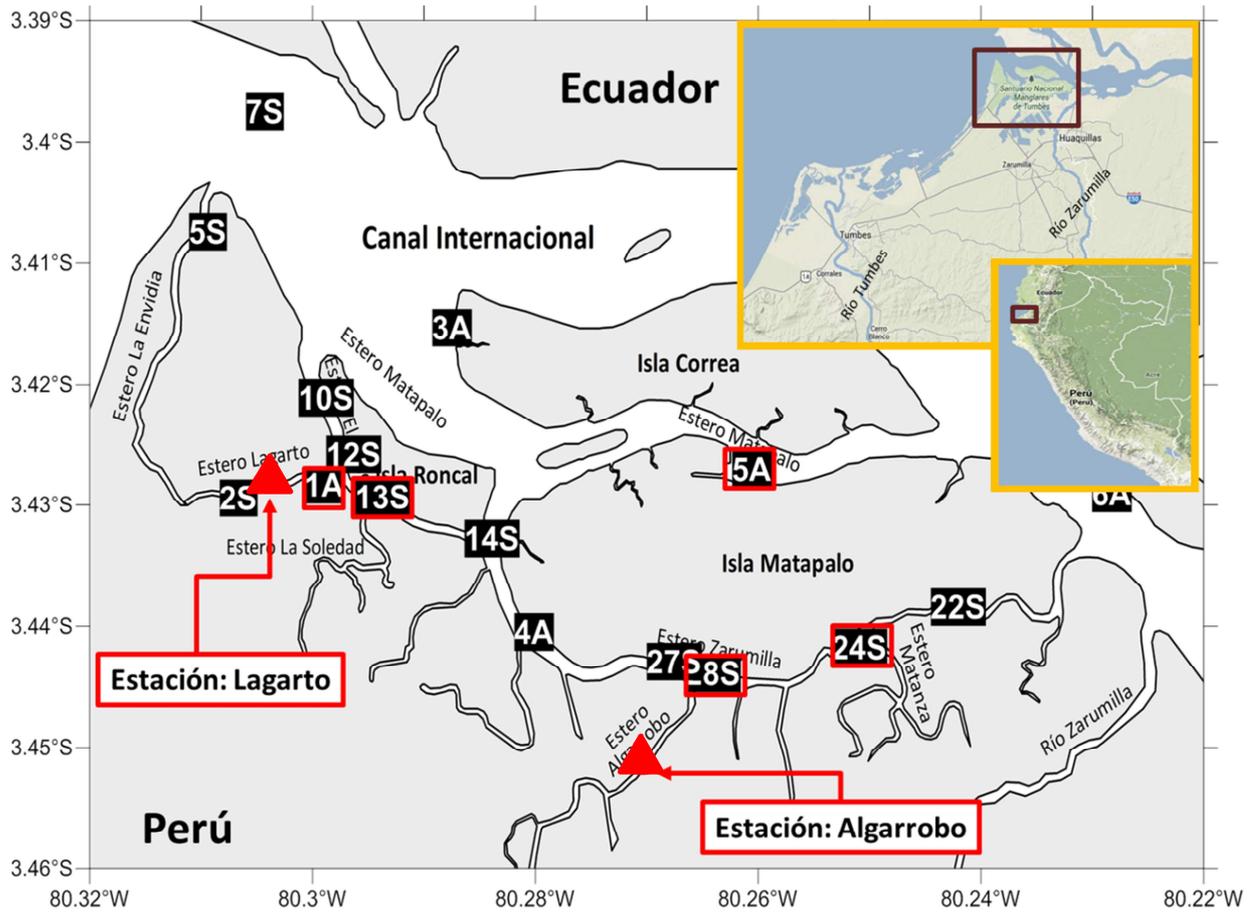
*c. Geomorfología.-* El SNLMT es un bosque de manglar de tipo ribereño, que se desarrolla a lo largo del canal Internacional con una fuerte influencia del río Zarumilla. Durante el periodo lluvioso se arrastran sedimentos originando bancos de arena que algunas veces son colonizados y otras veces son arrasados por la erosión costera (playa El Bendito- punta Capones). Estas tierras tienden a inundarse porque están cruzadas por los esteros sujetos al régimen de mareas. La topografía que presenta es uniforme y casi plana, presentándose una ligera pendiente (1-5%) entre el mar y la costa, cubierta por vegetación arbustiva del tipo matorral. Además, los suelos se caracterizan por ser profundos, con alto contenido de

arenas y partículas de arcilla acarreadas por el río Zarumilla, teniendo una textura más fina en las capas superficiales. En general, los suelos presentan una coloración oscura y son permeables y salinos, de reacción fuertemente ácida, y de reacción alcalina hacia el fondo. Entonces, la geomorfología depende de tres factores: mareas, corrientes costeras y el flujo de sedimentos que arrastra el río Zarumilla (INRENA, 2011).

**d. Hidrodinámica.** - La red fluvial del Santuario está constituida en territorio peruano por el río Zarumilla y las quebradas Piedritas, Tronco Seco y El Padre; y en el territorio ecuatoriano por los ríos Santa Rosa y Arenillas, siendo los ríos ecuatorianos de flujo permanente pero irregular y torrencioso. Los aportes hídricos del territorio ecuatoriano se canalizan a través del estero grande hacia el canal internacional (INRENA, 2001). Estas variaciones en la escorrentía dependen de las condiciones climáticas. Las precipitaciones en la costa norte del Perú se caracterizan por su irregularidad (enero a marzo), presentándose con inusual abundancia durante los fenómenos de El Niño (Pro Naturaleza, 2000). Las quebradas que desaguan en los esteros merecen especial atención, pues muchas de ellas han sido bloqueadas por la construcción de estanques para la cría de langostinos alterando el hidroperíodo (acción del flujo y reflujo de mareas, agua dulce, sedimentos y nutrientes) en los esteros. El libre reflujo de agua no sólo se ve afectado por la instalación de estaciones de bombeo. La remoción de material y su acumulación a manera de dique puede alterar igualmente el hidroperíodo causando cierta mortalidad en la vegetación (CDC, 1986). El Santuario recibe agua del mar de ambos países, a través de los estuarios y los esteros. En el Perú mediante los esteros Capones (Canal Internacional- Punta Capones) y desde el Ecuador mediante los esteros Jambelí (boca del Jambelí), Pongal, Grande, Chupadores (boca de Chupadores) y Payana, los cuales en conjunto fluyen hacia el Canal Internacional y a partir de éste, por los esteros Matapalo, Zarumilla, Gallegos, La Soledad, Lagarto, El

Gallo, Juanito y Envidia (INRENA, 2001). El flujo y reflujo o hidropereodo se presenta con mareas altas y bajas cada seis horas. En marea alta, el agua ingresa por los esteros mencionados y se distribuye en los manglares de acuerdo a las gradientes topográficas, permitiendo el acarreo de nutrientes y la migración de especies hidrobiológicas, a su vez en marea baja se redistribuyen los sedimentos, el exceso de sales y la hojarasca hacia el mar abierto (INRENA, 2001).

**e. Flora característica.-** El ecosistema manglar por su peculiaridad, manifiesta una flora típica especial, conformada por 22 familias, 36 géneros y 41 especies, la cual, influenciada por los sistemas naturales aledaños, ha generado un efecto de borde, conformando ecotonos de gran diversidad biológica, facilitando el desarrollo de biotopos, los cuales son el soporte de una fauna especializada. Estos biotopos, mantienen un vasto potencial florístico y faunístico. Dentro de la comunidad vegetal del SNLMT, la especie de mangle predominante es el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), seguido del mangle colorado (*Rhizophora harrisonii*). Estas especies se encuentran ocupando toda una faja cenagosa, que por un lado mantiene una interrelación con el continente (bosque seco) y por el otro con los canales de marea. La presencia de un complejo sistema de raíces aéreas, principalmente de *Rhizophora mangle*, permiten conformar una intrincada red, generando un hábitat especial para muchos invertebrados, y desarrollando funciones de movilización de nutrientes y de gases. En dirección hacia el continente, se encuentran los suelos arenosos y húmedos, que generalmente están vegetados por mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle salado (*Avicennia germinans*) (INRENA, 2011).



**Figura 4.** *Extensión geográfica del Santuario Nacional “Manglares de Tumbes” (INRENA, 2011). Distribución de las estaciones de muestreo estacional (n= 16) determinadas en función al gradiente salino en el Santuario. Recuadros rojos: muestreo intensivo. Distribución de las estaciones del estudio de mareas. Triángulos rojos: Estero Lagarto y Algarrobo.*

### **3.2.2. Diseño del estudio.**

Con la finalidad de someter a prueba las hipótesis planteadas, se diseñaron dos tipos de muestreo. El primer muestreo, enfocado a la escala estacional (periodo de lluvias y periodo seco), el cual permitió estudiar la variación en las condiciones físico-químicas del agua suprayacente al fondo de los canales, la distribución espacial de la textura y materia orgánica sedimentarias de acuerdo a la geomorfología de los canales, el potencial de óxido-reducción en los sedimentos submareales superficiales, la concentración de materia orgánica biodisponible y la distribución de las comunidades meiobentónicas. El segundo muestreo, enfocado en analizar el efecto de la variación diurna del ciclo mareal sobre las condiciones físico-químicas del agua suprayacente, las condiciones de óxido-reducción de los sedimentos intermareales (mediante la determinación de sulfuros en el agua intersticial y del potencial de óxido-reducción) y la influencia inmediata en la distribución vertical del meiobentos en los ambientes sedimentarios. La integración de las observaciones en ambas escalas de tiempo (estacional y mareal) aproxima a caracterizar globalmente el régimen de variación ambiental en el ecosistema de manglares, ya que la distribución, estructura y flujo energético de las comunidades meiobentónicas podrían responder a la presión generada por estacionalidad fluvial y el flujo de mareas.

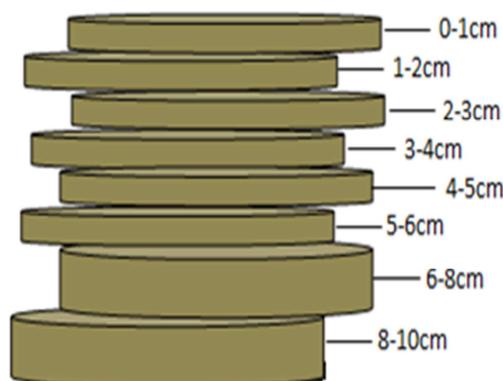
#### **3.2.2.1. Estudio de la variación espacial y estacional.**

Se recolectaron datos ambientales (en columna de agua y columna de sedimento submareal) y datos biológicos (en columna de sedimento submareal) durante los días 08 y 09 Septiembre del 2012 (periodo seco) y durante los días 04 y 05 de Abril del 2013 (periodo húmedo). En cada uno de los periodos, se muestrearon dieciséis (n=16) estaciones distribuidas a lo largo y ancho de todo el santuario (Tabla 1). En once (n=11) de las

estaciones se realizaron mediciones y colecta de muestras en la columna de agua (superficie y fondo) y en la columna de sedimento (0-1cm). En las cinco (n=5) estaciones restantes (estaciones marcadas con recuadros rojos en el mapa) se caracterizó la columna de agua (superficie y fondo) y se realizó un muestreo intensivo vertical de la columna de sedimento (0-10cm) (Figura 5). De acuerdo a la geomorfología de los canales explicada más arriba, las estaciones muestreadas pudieron agruparse en tres tipos de ambientes sedimentarios. Así, las estaciones 4A, 22S, 24S, 27S y 28S corresponden al ambiente sedimentario de esteros próximos al canal Zarumilla (CZ), el más cercano a la fuente de agua dulce dentro del estuario. Las estaciones 1A, 2S, 12S y 13S corresponden a los canales semi-cerrados (CM), asociados al curso medio e inferior del estuario. Por último, las estaciones 3A, 5A, 6A, 5S, 7S, 10S y 14S, corresponden a los canales principales (CP), geomorfológicamente más grandes y abiertos en comparación a los demás canales.

**Tabla 1. Referencia y posición geográfica de las dieciséis (n=16) estaciones de muestreo ubicadas en el Santuario Nacional ‘Los Manglares de Tumbes’. CZ: esteros próximos al canal Zarumilla; CM: esteros semi-cerrados; CP: esteros y canales principales.**

Estación	Ambiente sedimentario	Estero	Referencia	Latitud (S)		Longitud (W)	
				G	M	G	M
1A	CM	Lagarto	Zona media del estero	03º	25,70	080º	17,94
3A	CP	Matapalo	Zona baja del estero	03º	24,92	080º	17,25
4A	CZ	Gallegos	Boca del estero	03º	26,43	080º	16,81
5A	CP	Matapalo	Tres Marias (conchales)	03º	25,62	080º	15,63
6A	CP	Canal Zarumilla	Frente al canal Zarumilla	03º	25,74	080º	13,70
2S	CM	Lagarto	Intersección con el canal artificial	03º	25,77	080º	18,40
5S	CP	Envidia	Cerca a la boca del estero	03º	24,44	080º	18,56
7S	CP	Punta capones	Boca del estero	03º	23,85	080º	18,26
10S	CP	El Gallo	Boca del estero Matapalo	03º	25,27	080º	17,93
12S	CM	Lagarto	Boca del estero	03º	25,55	080º	17,78
13S	CM	La soledad	Frente a boca del estero	03º	25,76	080º	17,62
14S	CP	El Gallo	Boca del canal Zarumilla	03º	25,97	080º	17,03
22S	CZ	Canal Zarumilla	Entre Matanzas y Chinchana	03º	26,31	080º	14,52
24S	CZ	Canal Zarumilla	Entre Camarones y Matanzas	03º	26,51	080º	15,05
27S	CZ	Canal Zarumilla	Zona media del canal	03º	26,58	080º	16,05
28S	CZ	Algarrobo	Zona media del canal	03º	26,63	080º	15,84



**Figura 5. Seccionamiento de la columna de sedimento para recolección de las muestras geoquímicas y biológicas dentro del SNLMT.**

### **3.2.2.2. Estudio del efecto mareal.**

Se recolectaron datos ambientales (en columna de agua y columna de sedimento intermareal) y datos biológicos (en columna de sedimento intermareal) durante los días 22 y 23 de Noviembre del 2012 (periodo seco) y durante los días 6 y 7 de Abril del 2013 (periodo húmedo). En cada uno de los periodos, se muestrearon dos (n=2) estaciones: en la zona de Algarrobo, ubicado aproximadamente a 14 kilómetros de la boca del estuario y en la zona de Lagarto, ubicado aproximadamente a 6 kilómetros de la boca del estuario (Tabla 2). En ambas zonas (Figura 4) se muestreó durante la mañana y parte de la tarde, tomando como punto de inicio a cada una fases de marea: marea baja, marea llenante, marea alta y marea vaciante. En los muestreos se determinaron parámetros físico-químicos en columna de agua (superficie y fondo) y en la columna de sedimento intermareal (0-10cm), la concentración de sulfuros, el pH y el potencial de óxido-reducción, así como la abundancia del meiobentos lo largo de la columna de sedimento.

**Tabla 2. Posición geográfica de las dos (n=2) estaciones de muestreo ubicadas en el Santuario durante el estudio de mareas. A: Algarrobo, L: Lagarto, 1: marea baja, 2: marea llenante, 3: marea alta, 4: marea vaciante.**

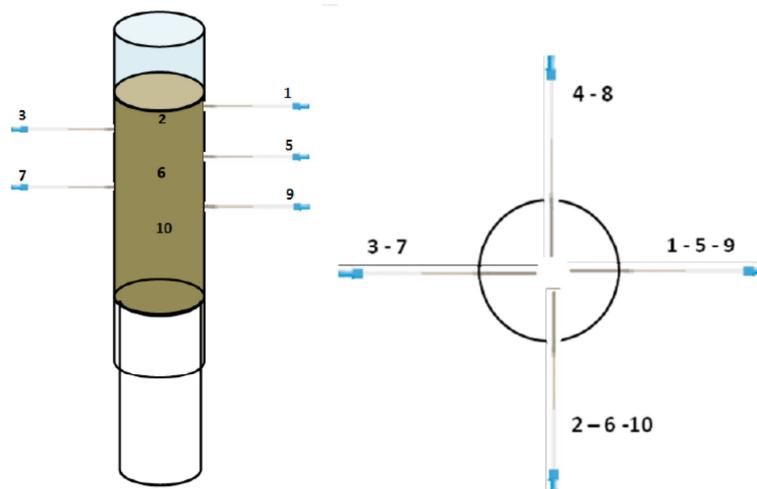
Estación	Estero	Nivel de marea	Latitud (S)		Longitud (W)	
			G	M	G	M
A1		Marea baja				
A2	Algarrobo	Marea llenante	03º	27.20	80º	16.49
A3		Marea alta				
A4		Marea vaciante				
L1		Marea baja				
L2	Lagarto	Marea llenante	03º	25.70	80º	17.95
L3		Marea alta				
L4		Marea vaciante				

### 3.3. Métodos de muestreo.

**Columna de agua.-** Los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, salinidad, potencial de óxido-reducción) obtenidos a partir de la columna de agua (superficie y fondo) se estimaron utilizando un equipo multiparámetro para calidad de agua Horiba U-51. Este equipo fue utilizado en todas las estaciones de muestreo para ambos periodos (seco y húmedo). Además, se colectaron muestras de agua en superficie y fondo mediante el uso de una botella Niskin para la determinación de contenido de oxígeno disuelto siguiendo el tratamiento de fijación y titulación de manera inmediata por el método tradicional de Winkler modificado por Carpenter (Strickland y Parsons, 1972).

***Columna de sedimento.-*** Las muestras de sedimento geoquímicas (biomoléculas, pigmentos cloroplásticos, materia orgánica total) y de las comunidades meiobentónicas fueron tomadas utilizando un saca-testigos manual. La profundidad de penetración en el sedimento fue siempre de al menos 15cm y el área de muestreo fue de 10cm<sup>2</sup>. Sólo se utilizaron los testigos que no presentaron evidencias de resuspensión o de alteración durante el procedimiento de muestreo. Las secciones de la columna de sedimento (0-1cm), (1-2 cm), (2-3 cm), (3-4 cm), (4-5 cm), (5-6 cm), (6-8 cm), (8-10 cm) se obtuvieron utilizando un extrudidor de PVC (Figura 5).

Los parámetros geoquímicos (pH y potencial de óxido reducción) obtenidos a partir de la columna de sedimento se estimaron utilizando un equipo potenciómetro WTW – 1081; este equipo fue utilizado en todas las estaciones de muestreo para ambos periodos (seco y húmedo) y durante el estudio de mareas. Las muestras para determinar la textura del sedimento fueron colectadas con una draga Ekman de 15 x 15 x 15 cm de volumen interno, de las cuales se submuestreó la capa superficial (0-1 cm) para el análisis textural. El agua intersticial fue extraída a partir de los primeros diez centímetros (0-10cm) de la columna de sedimento mediante el uso de capilares micro-porosos de 0.1µm dispuestos de manera helicoidal a lo largo del núcleo de muestreo, acoplando jeringas de 10mL de volumen para facilitar la extracción y recepción de la muestra (Figura 6).



**Figura 6.** *Secuencia de muestreo de agua intersticial mediante el uso de capilares micro porosos a partir de la columna de sedimento.*

### **3.4. Preservación de muestras.**

**a. Pigmentos cloroplásticos.-** Las muestras obtenidas por duplicado a partir de las secciones de la columna de sedimento fueron almacenadas en sobres de aluminio para evitar su contaminación y congeladas hasta su posterior uso en la determinación de clorofila-a y feopigmentos.

**b. Biomoléculas.-** Las muestras obtenidas por duplicado a partir de las secciones de la columna de sedimento fueron almacenadas en viales de plástico y congeladas hasta su posterior uso en la determinación de biomoléculas (Carbohidratos y Proteínas) totales y biodisponibles.

**c. Materia orgánica total y granulometría.-** Se colectaron 200gr. de sedimento para luego ser congelado hasta su posterior uso en la determinación de materia orgánica total, carbonatos totales y granulometría (% de arenas, limo, arcillas y gravas).

**d. Agua intersticial.-** A partir de la extracción de agua intersticial, se separaron 2mL de muestra para ser preservadas en 0.5mL de acetato de zinc al 5% siendo congeladas rápidamente, para luego ser usadas en la determinación del contenido de sulfuros libres (Cline, 1969). A partir de los datos de sulfuros obtenidos en  $\mu\text{M}$  o  $\text{nmol}/\text{cm}^3$ , se delimitó la profundidad de la capa anóxica en sedimentos, definiéndose como tal, a la profundidad en donde la concentración de sulfuros en sedimentos es mayor a los  $18\mu\text{M}$ , (Bruland, 2006; Cardich, 2012) para ecosistemas marinos de alto enriquecimiento orgánico.

**e. Perfiles Redox en columna de sedimento.-** Mediante la obtención de los perfiles del potencial de óxido-reducción (Redox) en columna de sedimento, se estimó la profundidad de la Redoxclina para cada perfil mediante el cálculo del gradiente ( $\nabla$ ) entre cada valor registrado en sedimentos. Este gradiente fue definido como el cociente de la diferencia de las dos concentraciones más próximas ( $\Delta[\ ]$ ) con la diferencia de las profundidades de ambas concentraciones comparadas ( $\Delta Z$ ), obteniendo  $\nabla = \Delta[\ ] / \Delta Z$ . Para cada perfil, el intervalo en donde se obtuvo el mayor gradiente, fue definido como el punto de inflexión o profundidad de la Redoxclina en el perfil.

**f. Meiobentos metazoario.-** Las muestras obtenidas por duplicado se almacenaron en frascos de plástico que contenían 20mL de cloruro de magnesio ( $\text{MgCl}_2$ ), 20mL de alcohol de 96° y colorante rosa de Bengala para facilitar el conteo de organismos (Holme y McIntyre, 1971; Feller y Warwick, 1988).

### 3.5. Análisis geoquímicos.

*a. Pigmentos cloroplásticos.-* Las muestras de sedimento fueron descongeladas y homogenizadas para determinar el contenido de clorofila-a (Cl-a) y feopigmentos (producto de degradación de la molécula de Cl-a). Esta determinación se realizó siguiendo el método de fluorimetría con doble extracción en acetona al 90% (Lorenzen y Jeffrey, 1980; Gutiérrez et al., 2000) (Figura 7). Los resultados fueron expresados en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (microgramo de pigmentos cloroplásticos contenido en un gramo de sedimento).

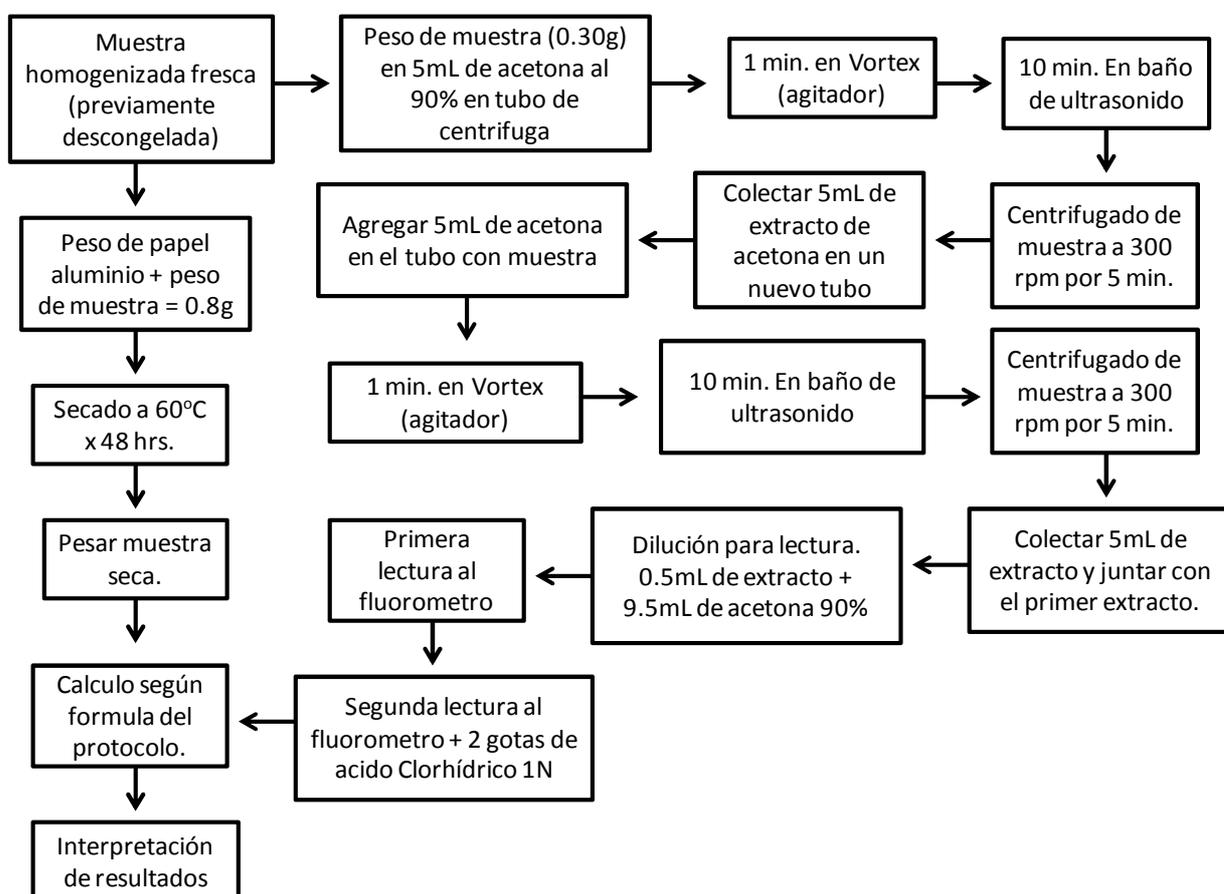
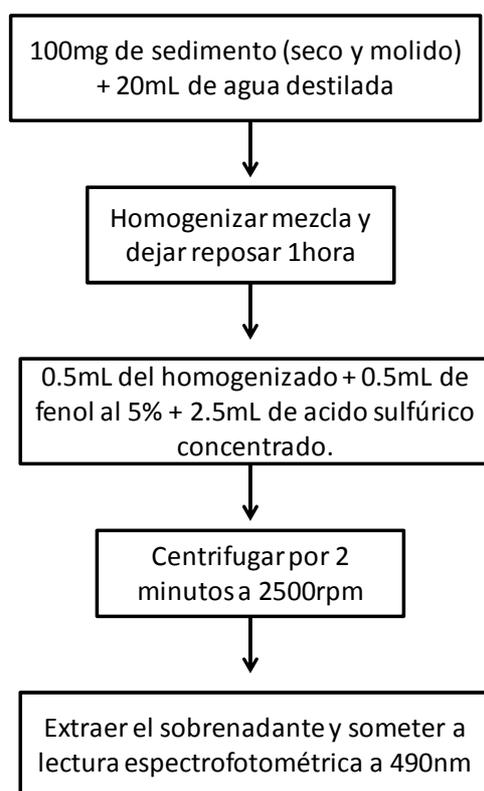


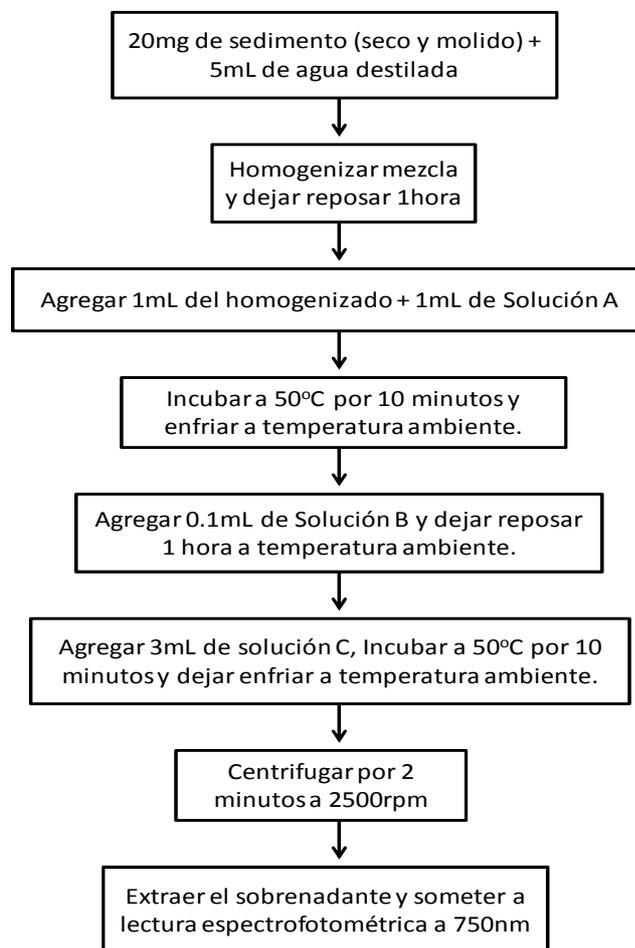
Figura 7. Cuadro de flujo para la determinación de contenido de clorofila-a (Cl-a) y feopigmentos en sedimento marino. (Gutiérrez, 2000).

**b. Carbohidratos totales.-** Las concentraciones de carbohidratos totales en sedimentos marino-estuarinos se han determinado de acuerdo al método colorimétrico desarrollado por Dubois et al. (1956), siendo adaptadas para sedimentos de alto contenido orgánico. Este método se basa en una extracción de azúcares en presencia de ácido sulfúrico y de una condensación de estos con reactivo de fenol, lo que conduce a la formación de un complejo que puede ir de color amarillo hasta anaranjado dependiendo de la intensidad. Esta intensidad se mide por espectrofotometría a 490nm de longitud de onda (Figura 8).



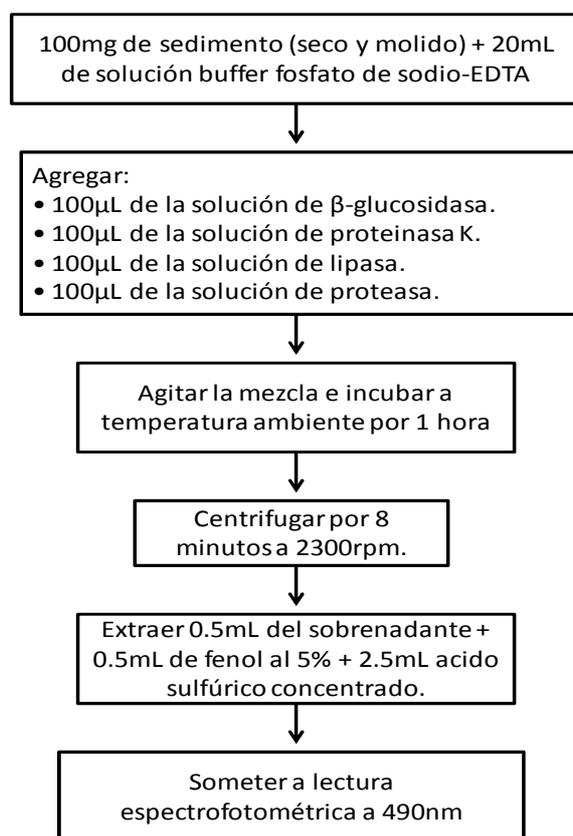
**Figura 8. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de carbohidratos totales en sedimento, modificado de Dubois et al. (1956).**

**c. Proteínas totales.-** Las concentraciones de proteínas totales en sedimentos marino-estuarinos se han determinado de acuerdo al método colorimétrico de Lowry et al. (1951), siendo modificada por Rice (1982) y adaptada para sedimentos de alto contenido orgánico. Este método se basa en la formación de un complejo proteína-cobre que reduce al reactivo de Folin produciéndose una coloración azul. Esta intensidad de coloración se mide por espectrofotometría a 750nm de longitud de onda (Figura 9).



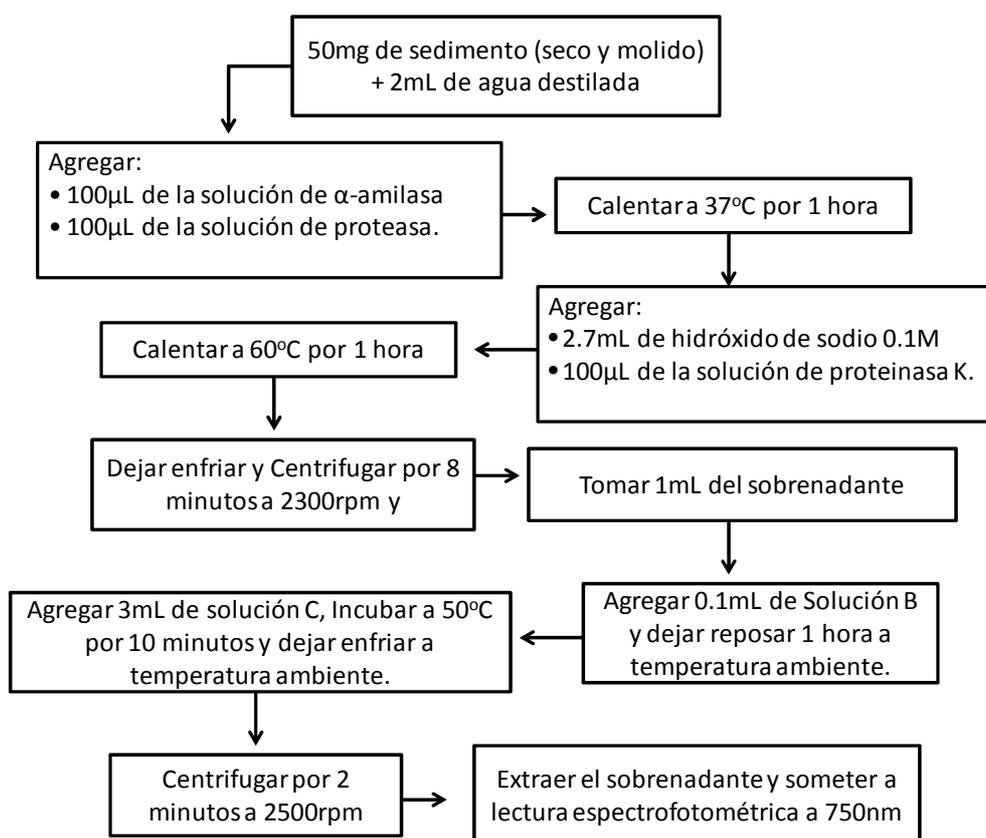
**Figura 9. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de proteínas totales en sedimento, modificado de (Lowry et al. 1951) y Rice (1982).**

**d. Carbohidratos hidrolizables.-** Las concentraciones de carbohidratos hidrolizables en sedimentos marino-estuarinos se han determinado mediante la metodología descrita por Fabiano y Pasceddu (1998), adaptada al método propuesto por Dubois et al. (1956). Este análisis permite determinar la fracción de carbohidratos potencialmente biodisponibles, haciendo uso de un coctel de enzimas específicas contenidas de manera natural en el tracto digestivo de organismos bentónicos. Este método está basado en la hidrólisis enzimática de cadenas largas y cortas de carbohidratos, cuantificando la fracción soluble de estas biomoléculas mediante espectrofotometría a 490nm (Figura 10).



**Figura 10.** Cuadro de flujo para la determinación del contenido de carbohidratos hidrolizables en sedimento, modificado de Dubois et al. (1956), Fabiano y Pasceddu (1998).

**e. Proteínas hidrolizables.-** Las concentraciones de proteínas hidrolizables en sedimentos marino-estuarinos se han determinado mediante la metodología descrita por Mayer et al. (1986), adaptada al método propuesto por Lowry (1956). Este análisis permite determinar la fracción de proteínas potencialmente biodisponibles, haciendo uso de un coctel de enzimático específico contenido de manera natural en el tracto digestivo de organismos bentónicos. Este método está basado en la combinación de enzimas hidrolíticas que atacan las cadenas largas y cortas de proteínas, cuantificando la fracción soluble de estas biomoléculas mediante espectrofotometría a 750nm (Figura 11).



**Figura 11. Cuadro de flujo para la determinación del contenido de proteínas hidrolizables en sedimento, modificado de Lowry (1956) y Mayer et al. (1986).**

**f. *Materia Orgánica y Carbonatos totales.***- La concentración de materia orgánica y carbonatos en sedimentos se determinó mediante la metodología descrita por Black (1965), adaptada al método propuesto por Anderson et al. (1972). Este análisis se basó en la evolución degradativa de la materia orgánica a través del calor, oxidándola a una temperatura de 550°C, emitiendo CO<sub>2</sub> y ceniza, para luego producir la destrucción de carbonatos a 1000°C. La diferencia entre los pesos iniciales (antes de someter la muestra al calor) y los pesos finales (después de someter la muestra al calor) permite calcular el contenido de materia orgánica y carbonatos (Anderson et al., 1972).

**g. *Granulometría.***- La granulometría de los sedimentos marino-estuarinos se determinaron por el método de tamizado (American Society for Testing materials, 1963). Mediante este método se puede determinar la distribución del tamaño de las partículas pertenecientes a la fracción de gravas, arenas y limo-arcilla (por diferencia de volumen inicial de muestra), para lo cual se somete a las muestras a un pre tratamiento para eliminar la materia orgánica usando peróxido de hidrogeno para luego tamizar y separar las tres fracciones correspondientes.

**h. *Agua intersticial.***- La concentración de sulfuros obtenida a partir del agua intersticial se determinó mediante la metodología descrita por Cline (1969). Luego de descongelar las muestras fijadas con acetato de zinc para estabilizar los sulfuros y evitar la formación de burbujas se procedió al análisis. El análisis se basa en la formación de un complejo de azul de metileno al hacer reaccionar la muestra con la solución de Diamino di-hidrocloruro y la solución de Cloruro férrico hidratado. Luego de producida la reacción, se deja reposar la solución por espacio de 1 hora, para así realizar la medición mediante espectrofotometría a 670nm.

### **3.6. Análisis biológicos.**

#### **3.6.1. Meiobentos.**

**Procesamiento de muestras.-** Las muestras colectadas fueron analizadas en el laboratorio sometiénolas previamente a un baño de ultrasonido durante 15 segundos con la finalidad de disgregar las partículas de sedimento y liberar organismos que quedasen adheridos a ellas. Luego del baño de ultrasonido, se procedió al lavado de muestras tomando como base el método de resuspensión y decantación propuesto por Wieser (1960). Se lavó cada muestra usando un tamiz de 500 $\mu$ m de abertura de malla para poder separar el macrobentos y otro de 63 $\mu$ m para poder retener al meiobentos. La muestra retenida en el tamiz de 63 $\mu$ m se traspasó a una probeta de 1000mL y se enrasó con agua hasta completar 900mL. Se homogenizó el contenido agitándolo para que ocurriese una adecuada resuspensión. Una vez re-suspendido el sedimento en la probeta, se vertió la totalidad de la muestra en el tamiz de 63 $\mu$ m en el cual quedaron retenidos los organismos del meiobentos. Este lavado asegura que el 95% de organismos sea extraído exitosamente y no se pierda diversidad. Los organismos extraídos se traspasaron a un frasco y fueron teñidos con Rosa de Bengala. Se dejó actuar al colorante por espacio de 3 horas, luego se procedió al análisis.

**Abundancia y grupos taxonómicos.-** El conteo del meiobentos se realizó mediante lupa estereoscópica, siendo el conteo facilitado por la coloración previa. El conteo se realizó para cada una de las réplicas y niveles, extrapolando los resultados de abundancia a Ind.10cm<sup>-2</sup> y el de grupos taxonómicos a Tax.10cm<sup>-2</sup>.

**Calculo de biomasa.-** El cálculo de la biomasa del meiobentos se trabajó por separado para cada taxón encontrado. Se tomaron datos de longitud y ancho del 10% de individuos

encontrados por cada grupo taxonómico en cada réplica analizada, con la finalidad de obtener un valor de comparación significativo. Las medidas fueron hechas usando una lupa estereoscópica (8x de aumento) y transformadas a milímetros mediante una lámina de conversión estereoscópica. En este estudio, se obtuvo la equivalencia de una unidad estereoscópica representada en 0.125mm. Para el cálculo del biovolumen se utilizó la fórmula propuesta por Andrassy (1956):

$$V = C * L * W^2$$

Donde  $V$  es el volumen en nanolitros (nL),  $C$  es una constante volumétrica para cada taxón,  $L$  es el largo del organismo y  $W$  el ancho del organismo, estas dos últimas medidas fueron obtenidas en milímetros. Los valores de la constante  $C$  (Tabla 3) se obtuvieron del protocolo propuesto por Feller y Warwick (1988). El biovolumen obtenido se transformó a peso húmedo en microgramos (mg), multiplicándolo por la gravedad específica del organismo ( $1.13 \text{ g.cm}^{-3}$ ). Por último, para llegar a la obtención de biomasa se transformó el peso húmedo para luego ser multiplicado por el factor 0.124 y transformado a miligramos de carbono (mgC) siguiendo el protocolo propuesto por Brey (2001).

**Tabla 3. Factores de conversión para cálculo de biovolumen para diferentes taxones mediante el uso de la ecuación  $V=C*L*W^2$  (Feller y Warwick, 1988).**

<i>Taxon</i>	<i>Factor de Conversión (C)</i>
Bivalvia	450
Cnidaria	385
Copepoda	485
Gastrotrichia	550
Nematoda	530
Nemertea	560
Polychaeta	530

**Calculo de producción secundaria.-** La producción secundaria del meiobentos ( $P$ ) fue calculada en base al modelo de Tumbiolo y Downing (1994), aproximando la variación de biomasa de estos organismos en función al tiempo (Giere, 2009):

$$\text{Log } P = 0,18 + 0,97 \log B - 0,22 \log W_m + 0,04 T_f - 0,014 T_f \log (Z+1)$$

En la formula,  $P$  es la producción en gramos por metro cuadrado por año ( $\text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ),  $B$  es la biomasa en miligramos (peso seco),  $W_m$  es la máxima masa corporal de cada taxón en miligramos (peso seco),  $T_f$  es la temperatura del agua de fondo en grados centígrados y  $Z$  es la profundidad de la columna de agua en metros.

**Calculo de la respiración.-** La respiración total del meiobentos ( $R_t$ ) se estimó a través de la ecuación propuesta por Schwinghamer et al. (1986):

$$\text{Log}_{10} R_t = 0,367 + 0,993 \log_{10} P$$

En la formula,  $R_t$  es la respiración total y  $P$  es la producción de la meiofauna, ambos en metro cuadrado por año ( $\text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) (Banse y Mosher, 1980). Por último, los valores de biomasa, producción secundaria y respiración fueron expresados en gramos de carbono por metro cuadrado ( $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ ) de acuerdo a los factores de conversión propuestos por Brey (2001).

### **3.6.2. Macrobentos.**

**Calculo de biomasa.-** Para la obtención de la biomasa del macrobentos, se procedió a transformar el peso húmedo de los grupos identificados a peso libre de ceniza (AFDW) y luego a gramos de carbono por metro cuadrado ( $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2}$ ) según el protocolo establecido por Brey et al., (1988) (Tabla 4).

**Tabla 4. Factores de conversión para transformar valores de peso húmedo, a peso seco libre de ceniza (AFDW) y carbono orgánico (Brey et al., 1988).**

	<i>Peso húmedo a AFDW</i>	<i>AFDW a Carbono orgánico</i>
Bivalvia	0.030	0.518
Mollusca	0.143	0.518
Crustacea	0.156	0.518
Polychaeta	0.157	0.518
Gastropoda	0.587	0.518

### **3.7. Análisis estadísticos.**

Se consideró el uso de cada herramienta estadística teniendo en cuenta las características de número de datos, normalidad y homocedasticidad de las variables (Medernach, 2000; Sellanes, 2002). Los análisis se realizaron con el programa estadístico PASW 18 (SPSS Inc.) y R-Project.

**Análisis de correlación.-** Para evaluar la relación entre las distintas variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas durante el estudio de la variación estacional y el estudio de mareas, se realizaron correlaciones de rango de Spearman ( $\alpha < , = 0.1$ ), teniendo en cuenta que el número de datos de cada matriz era menor a 30 (Kendall, 1970). Las correlaciones fueron hechas por separado para el periodo seco (Septiembre 2012) y el periodo húmedo (Abril 2013) para separar el efecto generado por la variabilidad estacional en el sistema.

**Análisis de varianza.-** El efecto de las variaciones espaciales (entre ambientes sedimentarios: estero Zarumilla/cabeza de estuario (CE), esteros y canales principales (CP) y esteros del curso medio del estuario (CM)) y temporales (estación seca versus estación lluviosa) sobre las distintas variables fisicoquímicas en columna de agua, geoquímicas y

biológicas en sedimento superficial, fueron evaluadas mediante análisis de varianza (ANVA) de dos vías ( $\alpha=0.05$ ) Se transformaron previamente todas las variables aplicando la raíz cuarta y para todos los casos se verificó la condición de homocedasticidad (Test de Barlett) (Zar, 1974). En caso de ser necesario, los contrastes se efectuaron mediante el test a posteriori HSD de Tukey (ANVA + Tukey). Igualmente el efecto de las diferencias espaciales (Algarrobo versus Lagarto) y temporales (fase de marea por temporada) de las distintas variables fisicoquímicas y geoquímicas registradas durante el estudio del ciclo mareal fueron evaluadas mediante análisis de varianza (ANVA) de tres vías ( $\alpha=0.05$ ), siendo contrastadas, en caso de ser necesario, mediante el uso de pruebas a posteriori HSD de Tukey (ANVA + Tukey) durante cada fase de marea, estas variables también fueron previamente normalizadas.

## 4. Resultados.

### 4.1. Estudio de la variación estacional y espacial.

#### 4.1.1. Variables fisicoquímicas.

Las variables fisicoquímicas recopiladas a partir de la superficie y el fondo de la columna de agua (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, pH y potencial de óxido-reducción) en las distintas estaciones de muestreo durante los meses de Septiembre 2012 (periodo seco) y Abril 2013 (período húmedo) se muestran en la Tabla 5.

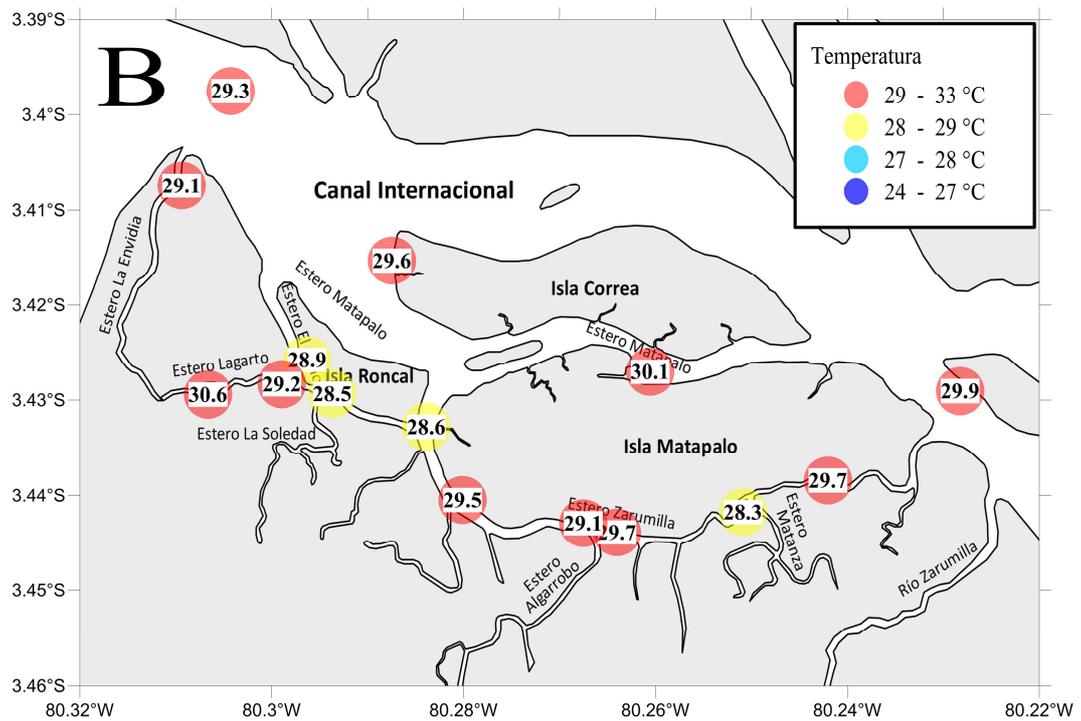
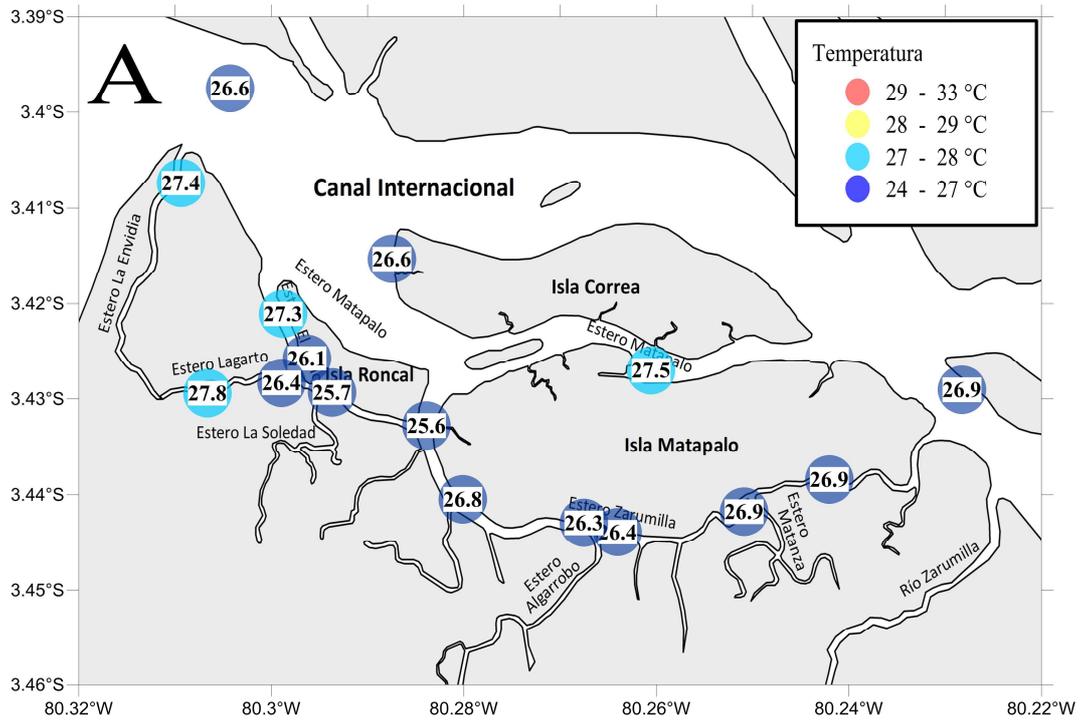
**Tabla 5. Condiciones fisicoquímicas en superficie (Sup.) y fondo (Fon.) en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013. Z: profundidad, T: Temperatura, OD: oxígeno disuelto.**

<u>Septiembre 2012</u> Estaciones	Z m.	T (°C)		OD (mg/L)		Salinidad		pH	
		Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.	Sup.	Fon.
1A	1.50	26.40	26.40	4.05	3.00	32.40	32.50	7.53	7.55
3A	2.00	26.60	-	3.86	-	31.70	-	7.76	-
4A	1.00	26.80	-	3.80	-	33.20	-	7.57	-
5A	2.50	27.50	-	3.20	-	31.20	-	7.70	-
6A	2.00	26.90	-	2.65	-	30.10	-	7.65	-
2S	1.00	27.80	-	3.65	-	35.00	-	7.58	-
5S	2.00	27.40	-	3.70	-	32.70	-	7.71	-
7S	7.00	26.60	25.80	4.35	4.00	32.30	33.30	7.91	8.15
10S	2.00	27.30	-	4.70	-	32.40	-	7.79	-
12S	2.50	26.10	-	5.45	-	32.10	-	7.74	-
13S	2.00	25.70	25.60	5.10	4.85	31.90	32.00	7.68	7.71
14S	3.00	25.60	-	4.43	-	32.20	-	7.63	-
22S	1.00	26.90	-	1.95	-	30.60	-	7.50	-
24S	1.50	26.90	-	1.30	-	30.60	-	7.50	-
27S	2.00	26.30	-	1.39	-	32.70	-	7.79	-
28S	1.00	26.40	-	1.28	-	32.30	-	7.55	-

<i>Abril 2013</i>		<b>T (°C)</b>		<b>OD (mg/L)</b>		<b>Salinidad</b>		<b>pH</b>	
<b>Estaciones</b>	<b>Z</b> <i>m.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>
1A	1.50	-	29.21	3.94	-	-	24.11	-	7.30
3A	3.50	29.62	29.62	3.81	3.98	22.10	22.16	7.08	7.10
4A	3.00	29.50	29.50	3.70	3.93	23.24	23.30	7.26	61.30
5A	2.00	30.07	27.79	4.78	4.60	22.19	23.45	8.29	7.71
6A	3.00	29.86	29.47	3.86	3.66	21.81	22.23	8.30	8.27
2S	1.00	-	30.57	2.73	-	-	26.49	-	7.31
5S	2.00	29.11	29.50	3.79	3.71	24.71	24.51	6.93	6.89
7S	5.00	29.28	28.65	4.73	4.69	23.16	25.38	6.98	7.02
10S	1.00	-	39.48	4.34	-	-	19.17	-	6.94
12S	1.00	28.86	27.76	4.99	-	24.41	26.01	-	7.64
13S	2.50	28.53	27.90	5.11	5.36	24.33	25.91	7.27	7.37
14S	3.50	28.64	28.62	4.31	4.63	23.35	23.42	7.23	7.26
22S	1.50	-	29.72	4.02	-	-	20.45	-	7.73
24S	1.00	-	28.32	4.75	-	-	3.63	-	7.77
27S	1.30	29.12	29.16	3.39	-	23.79	24.13	-	7.88
28S	1.00	-	29.66	4.27	-	-	22.20	-	7.74

#### **a. Temperatura.**

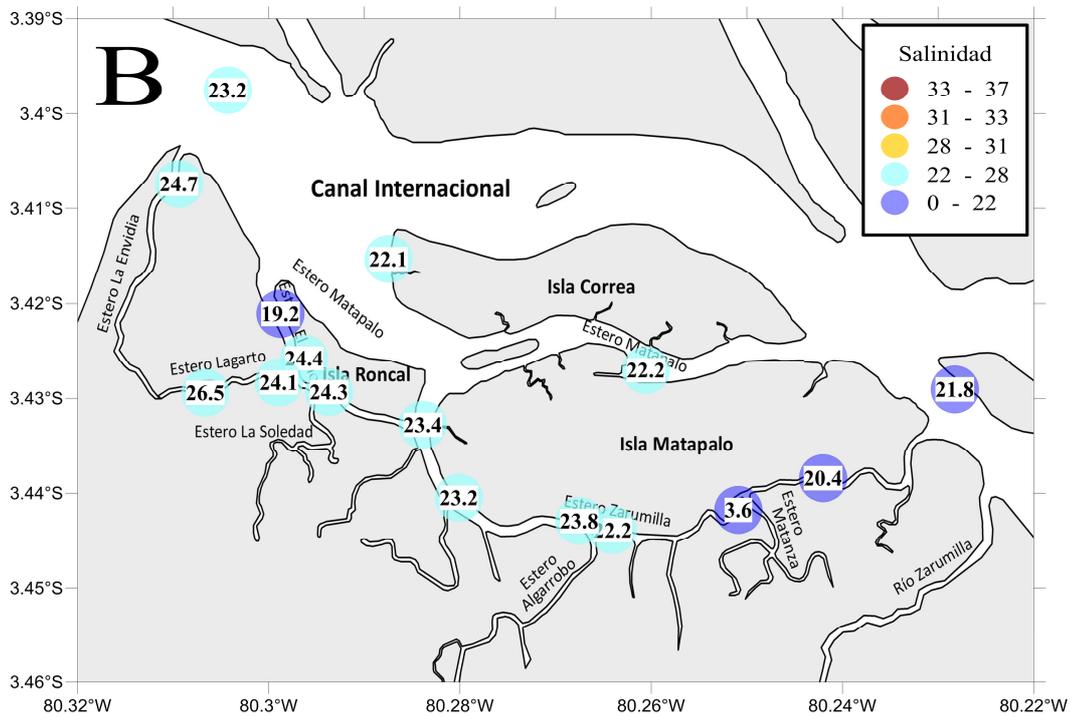
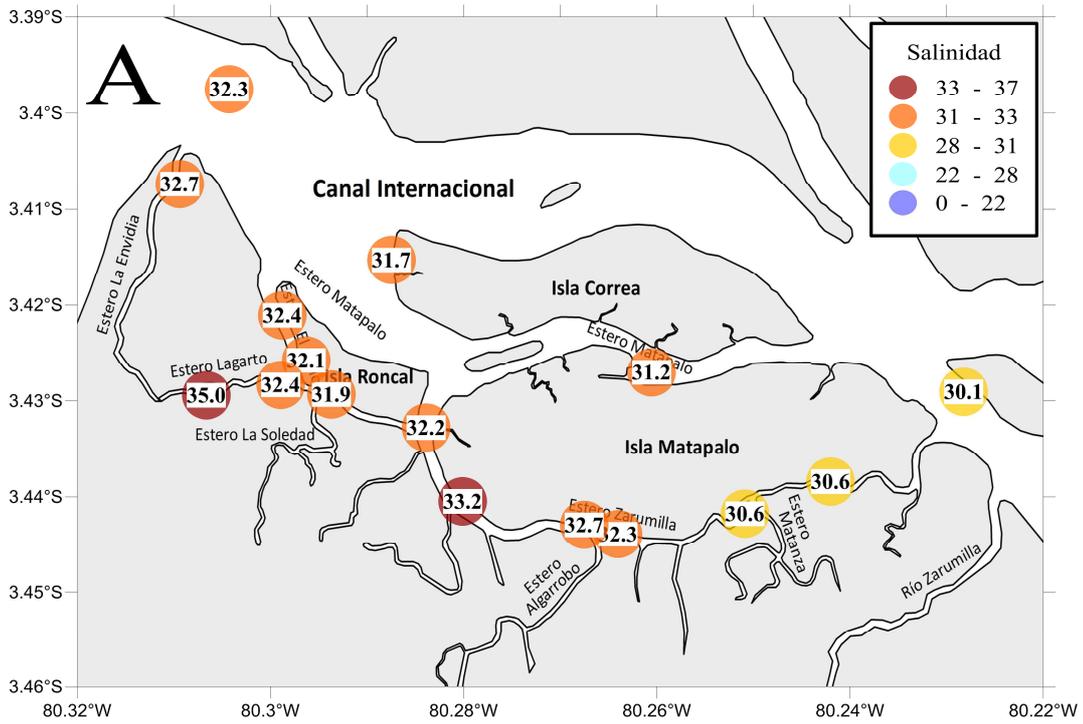
Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), el rango de temperatura superficial en la columna de agua varió entre un mínimo de 25,6°C (Estación 14S) y un máximo de 27,8°C (Estación 2S). Con respecto a la distribución espacial, los mayores valores de temperatura superficial se encontraron hacia la boca del estuario, mientras que los menores valores de temperaturas, cercanas al canal Zarumilla (Figura 12). 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 superficial se encontraron hacia los canales más expuestos del estuario (Figura 12). De acuerdo al ANVA de dos vías, 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 (Anexo T4).



**Figura 12. Temperatura en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

## **b. Salinidad.**

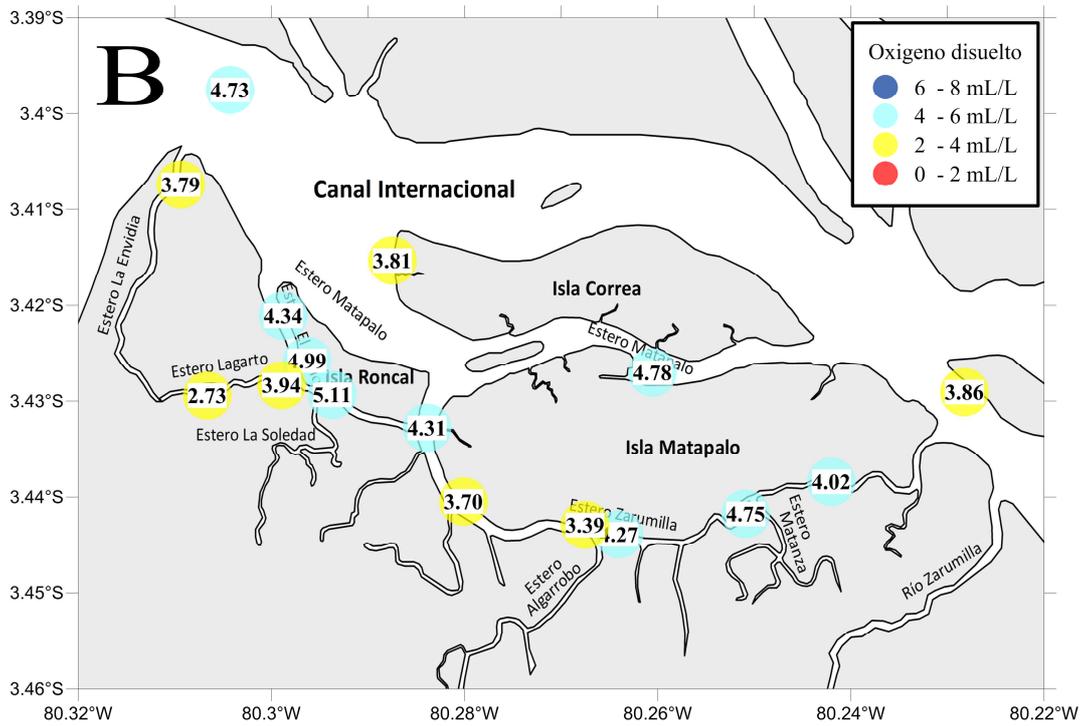
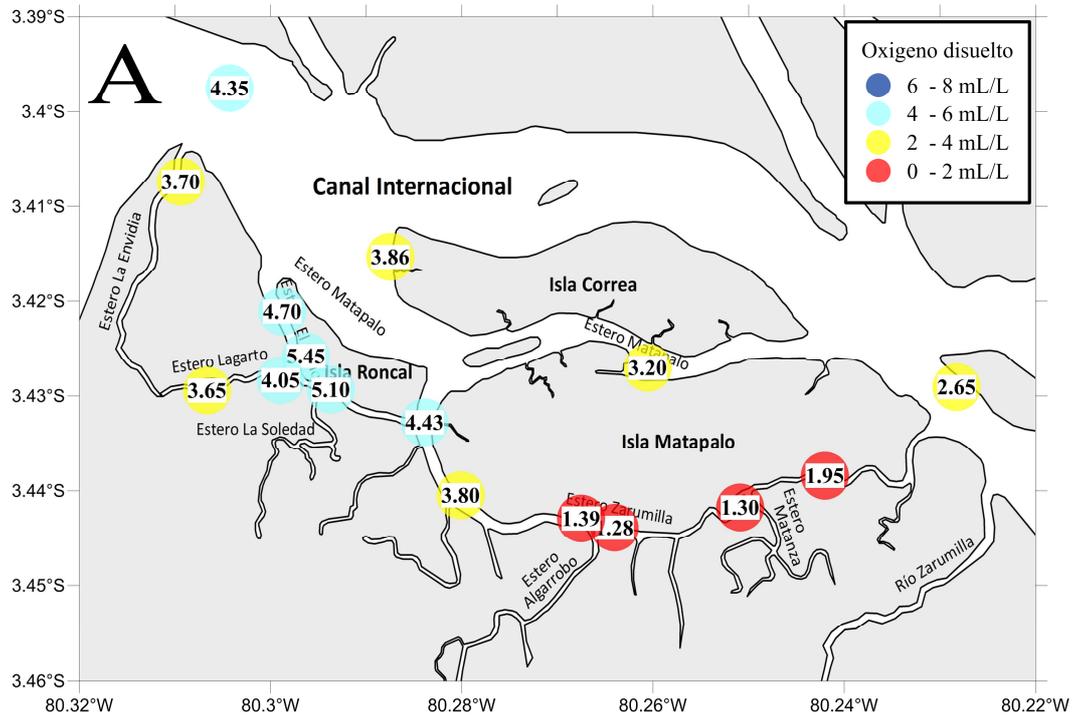
Las variaciones de salinidad superficial en columna de agua fueron significativamente mayores durante temporada seca que durante temporada húmeda (Anexo T4). Durante el mes de Septiembre del 2012, el rango de salinidad superficial en la columna de agua varió entre un mínimo de 30.1 (Estación 6A) y un máximo de 35.0 (Estación 2S). Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de salinidad superficial 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 13). Durante el mes de Abril del 2013, el rango de salinidad superficial 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 superficial nuevamente se encontraron en el canal Zarumilla, mientras que los mayores valores de salinidad, hacia canales geomorfológicamente más cerrados del estuario (Figura 13).



**Figura 13. Salinidad en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

### **c. Oxígeno disuelto.**

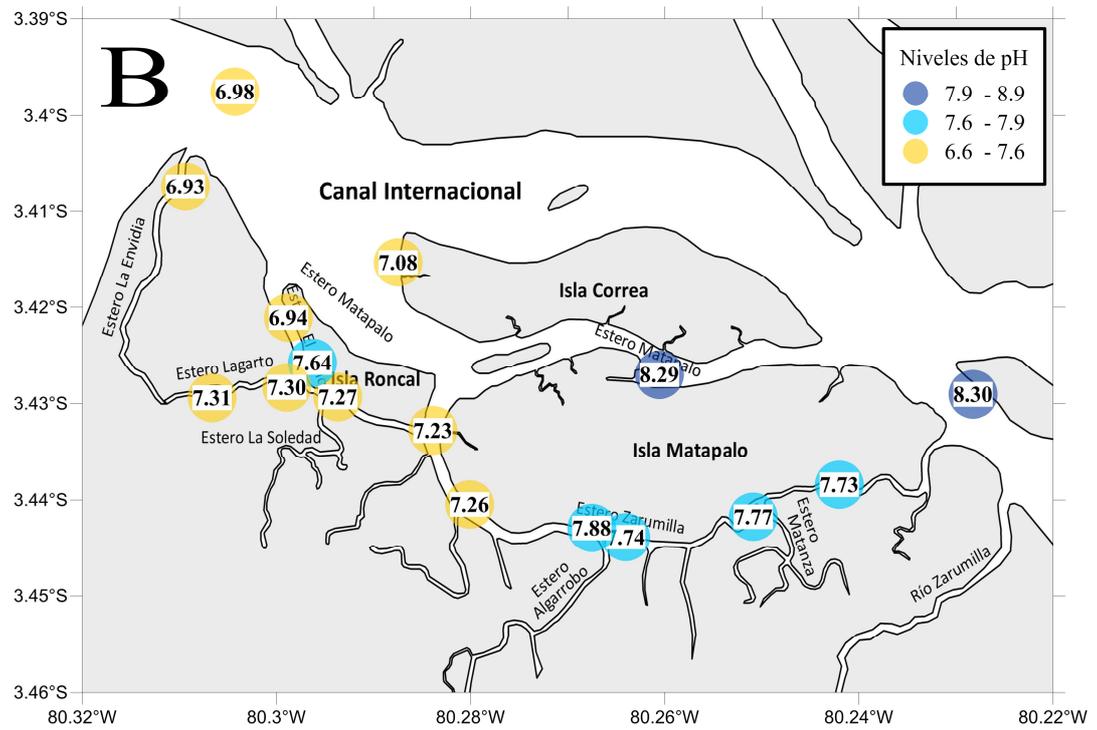
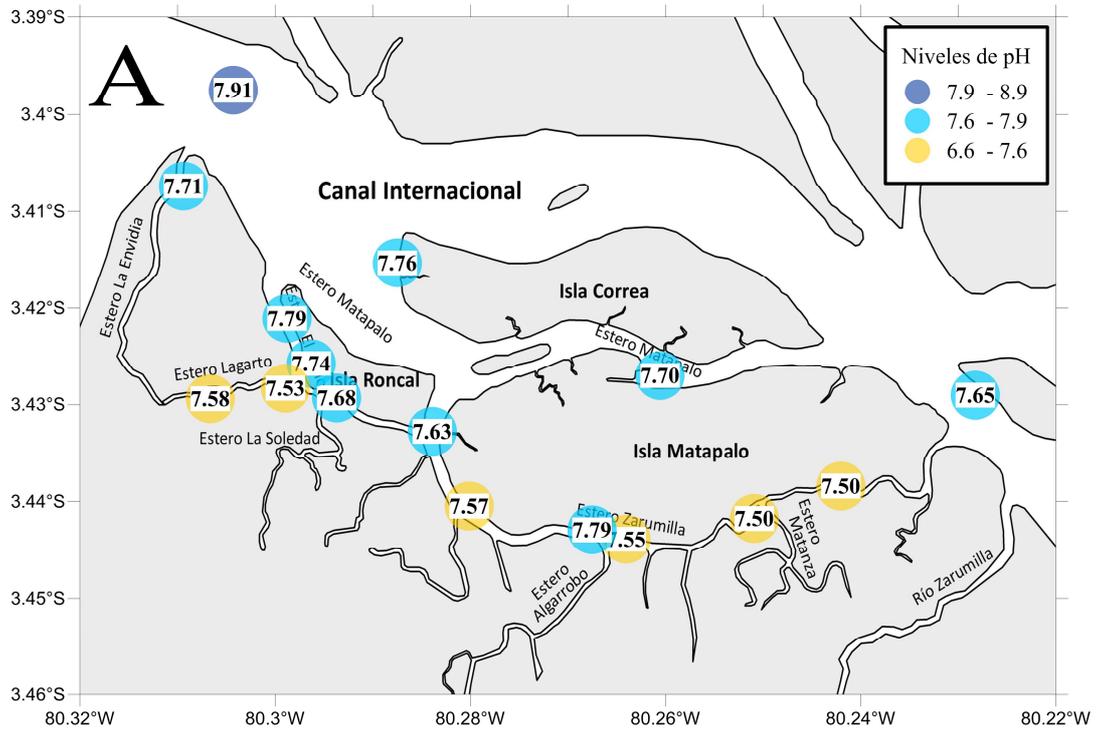
Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), los valores de oxígeno en el agua de fondo variaron entre un mínimo de  $1.3 \text{ mL.L}^{-1}$  (Estación 24S) y un máximo de  $4.7 \text{ mL.L}^{-1}$  (Estación 10S). Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de oxígeno disuelto se encontraron hacia la cabeza del estuario, mientras que los mayores valores de oxígeno tendieron a encontrarse hacia los canales principales (Figura 14). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), los valores de oxígeno en agua de fondo variaron entre un mínimo de  $2.7 \text{ mL.L}^{-1}$  (Estación 2S) y un máximo de  $5.1 \text{ mL.L}^{-1}$  (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 14). 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 (Anexo T4).



**Figura 14. Oxígeno disuelto en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

#### **d. pH en agua de fondo.**

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 15). 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 15). 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 (Anexo T4).



**Figura 15. Niveles de pH en columna de agua para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

#### 4.1.2. Variables sedimentarias.

##### a. Propiedades texturales.

La caracterización porcentual (%) del contenido de arenas, gravas, limo y arcillas para las estaciones muestreadas durante el periodo seco (Septiembre 2012) y el periodo húmedo (Abril 2013) dentro del SNLMT se muestra en la Tabla 6.

*Tabla 6. Contenido porcentual de arenas, gravas, limo y arcillas registrados en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.*

Estación	Septiembre 2012			Abril 2013		
	Arenas	Gravas	Limo y Arcillas	Arenas	Gravas	Limo y Arcillas
1A	29.28	0.01	70.71	48.08	0.00	51.92
3A	96.92	0.00	3.08	83.59	7.77	8.63
4A	13.15	0.00	86.85	18.18	16.32	65.50
5A	5.16	0.00	94.84	46.60	5.92	47.48
6A	-	-	-	65.44	0.00	34.56
2S	68.14	0.00	31.86	73.49	18.08	8.43
5S	69.86	0.02	30.12	77.99	12.90	9.10
7S	88.49	10.06	1.45	98.07	0.63	1.30
10S	93.99	1.08	4.92	41.52	0.64	57.84
12S	74.96	2.54	22.50	82.35	16.28	1.37
13S	60.43	0.02	39.55	54.76	0.00	45.24
14S	42.32	0.05	57.63	61.19	0.89	37.92
22S	37.95	0.00	62.05	21.57	0.00	78.43
24S	39.75	0.01	60.24	36.62	0.00	63.38
27S	36.32	0.14	63.54	29.93	0.00	70.07
28S	24.86	0.00	75.14	30.94	0.00	69.06

**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 6). 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 6). 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 semi-cerrados del curso medio e inferior del estuario, mostrando diferencias inter-espaciales significativas (Anexo T4).

**Contenido de gravas.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), el contenido de gravas varió de un mínimo de 0.1 % (Estación 27S) a un máximo de 10.1 % (Estación 7S) (Tabla 6). Con respecto a la distribución espacial, las estaciones con mayor contenido de gravas se ubicaron en canales más cercanos a la boca del estuario. Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), el contenido de gravas varió de un mínimo de 0.6 % (Estación 10S) a un máximo de 18.1 % (Estación 2S). Las estaciones con mayor contenido de gravas se encontraron hacia la cabeza del estuario (Tabla 6).

**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 6). 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) (Tabla 6). 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 semi-cerrados del curso medio e inferior del estuario, mostrando diferencias espaciales significativas (Anexo T4).

### **b. Materia orgánica total.**

Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), el contenido de materia orgánica total varió de un mínimo de  $10.5 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $118.0 \text{ mg.g}^{-1}$  (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 semi-cerrados del curso medio e inferior del estuario (Tabla 7). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), el contenido de materia orgánica varió de un mínimo de  $8.0 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $80.9 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 22S) (Tabla 7). 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.

### **c. Carbonatos totales.**

Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), el contenido de carbonatos totales varió de un mínimo de  $40.6 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 2S) a un máximo de  $88.6 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S). Con respecto a la distribución espacial, las estaciones con mayor contenido de carbonatos se ubicaron en los canales principales (Tabla 7). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), el contenido de carbonatos varió de un mínimo de  $14.3 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 2S) a un máximo de  $65.3 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 4A) (Tabla 7). En promedio, el contenido de carbonatos no varió significativamente de un periodo a otro (Tabla 7), observándose solo cambios puntuales en algunas estaciones (Estación 2S y 7S).

**Tabla 7. Contenido de MOT ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) y de  $\text{CaCO}_3$  ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) registrados en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

Estación	Septiembre 2012		Abril 2013	
	MOT	$\text{CaCO}_3$	MOT	$\text{CaCO}_3$
1A	118.21	73.89	80.56	53.95
3A	16.13	27.33	17.08	34.81
4A	87.27	69.29	72.03	65.25
5A	97.61	85.59	49.93	44.42
6A	-	-	43.26	32.63
2S	55.53	40.62	8.39	14.27
5S	62.19	43.63	24.09	45.24
7S	10.48	88.56	8.04	24.83
10S	11.51	39.68	78.98	51.74
12S	23.90	27.44	16.93	40.05
13S	56.52	41.66	63.95	44.33
14S	72.03	56.76	48.48	41.62
22S	58.39	53.36	80.90	57.50
24S	66.57	52.99	47.60	42.17
27S	55.69	55.38	82.06	56.03
28S	56.80	45.15	51.89	48.89

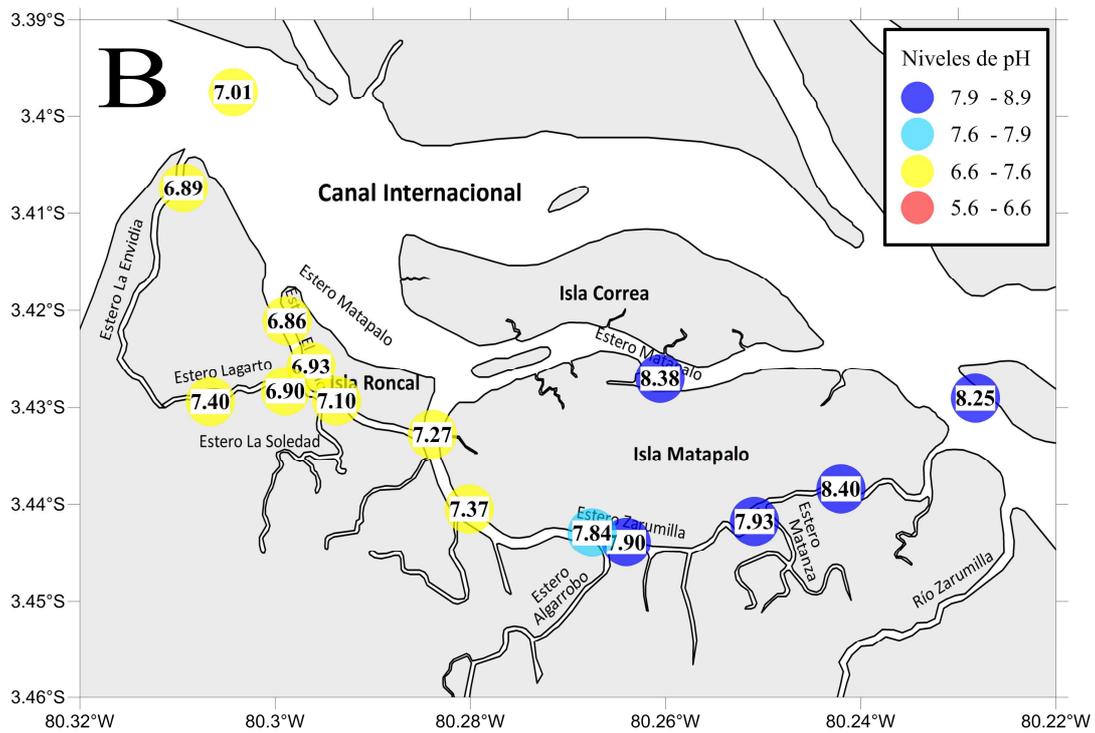
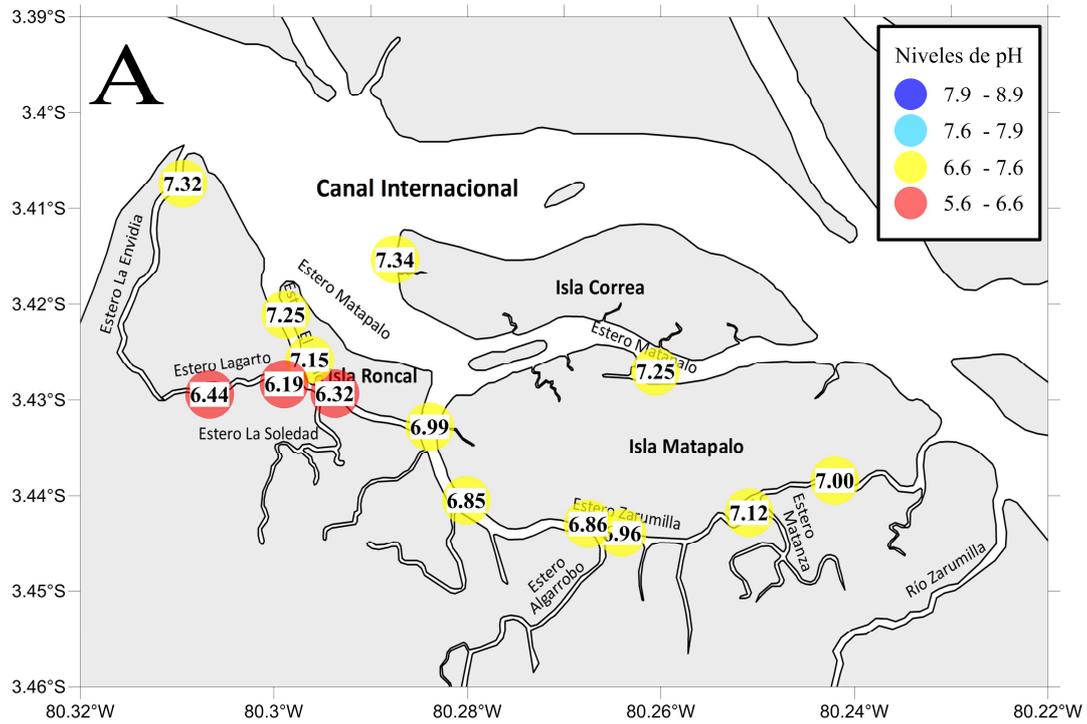
#### **d. pH en sedimento submareal.**

Los niveles de pH recopilados a partir de los dos primeros centímetros de la columna de sedimento submareal (0-2cm.) durante los meses de Septiembre 2012 (periodo seco) y Abril 2013 (período húmedo) se muestran en la figura 16.

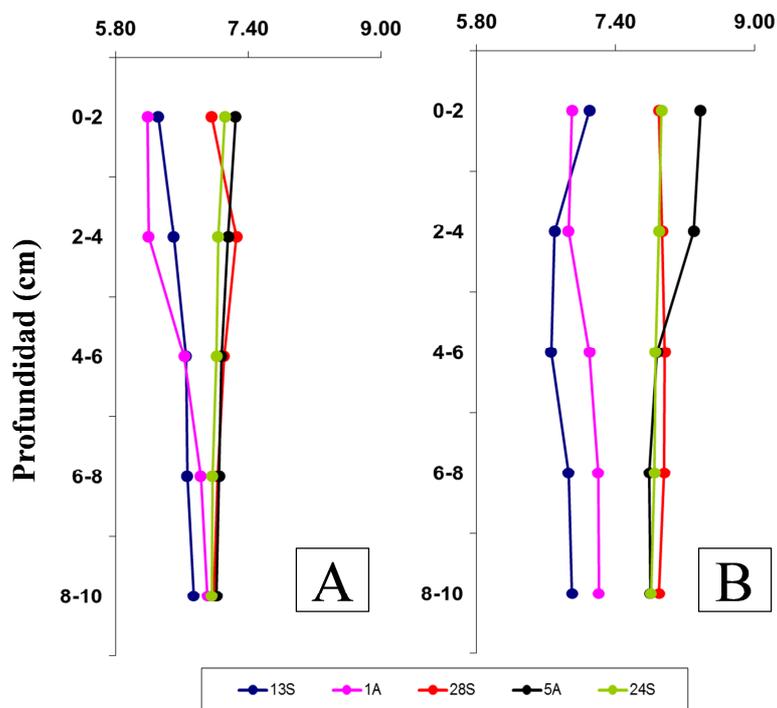
**Distribución espacial.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), el pH en el sedimento varió entre un mínimo de 6.19 (Estación 1A) y un máximo de 7.3 (Estación 3A), obteniendo un valor promedio de 6.8 para la zona. Con respecto a la distribución espacial, los menores valores de pH se encontraron hacia los canales semi-cerrados (Figura 16). 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 16). 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 (Anexo T4).

**Perfiles verticales.-** 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 17. 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 17). 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 registradas 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 17).



**Figura 16. Niveles de pH en sedimento superficial (0-2cm.) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



*Figura 17. Perfiles verticales de pH en la columna de sedimento (0-10cm.) para las cinco estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.*

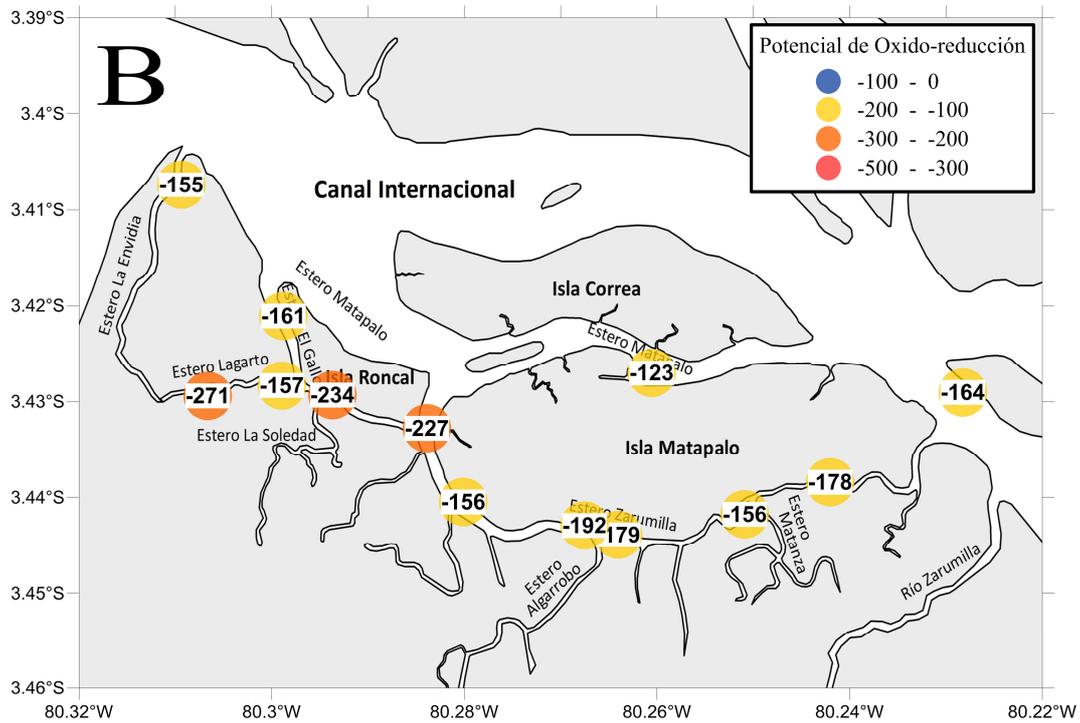
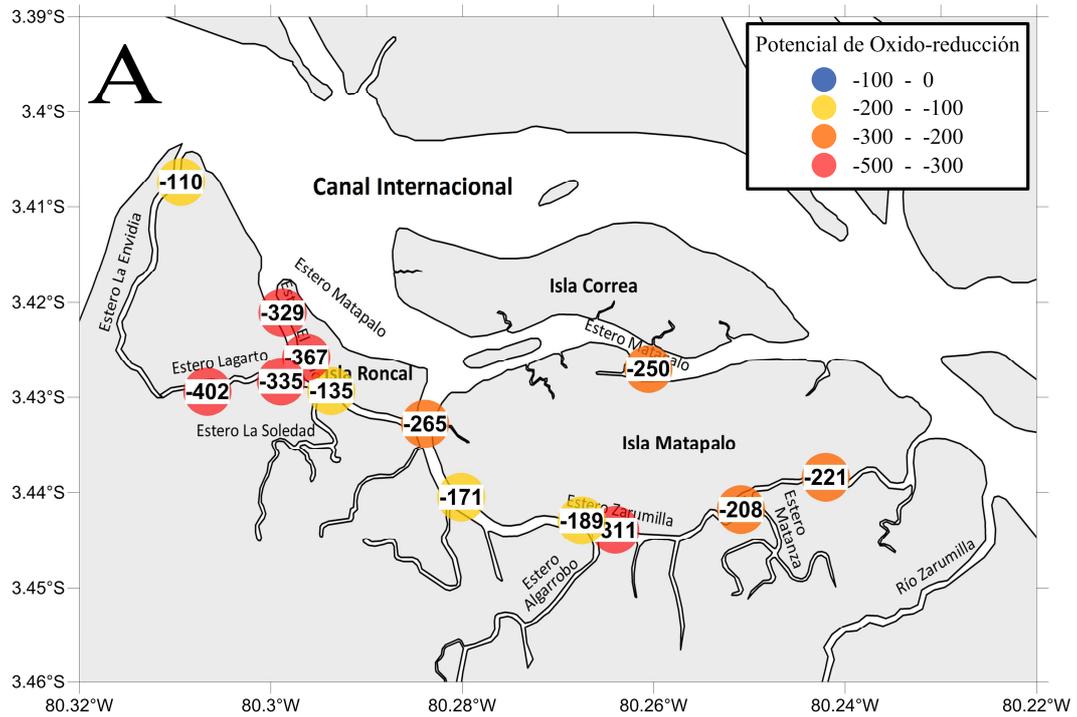
#### e. Potencial de Oxido-reducción.

Los valores de potencial de óxido-reducción (Eh) en mili-voltios (mV) determinados en el sedimento submareal (0-2cm.) durante los meses de Septiembre 2012 (periodo seco) y Abril 2013 (período húmedo) se muestran en la figura 18.

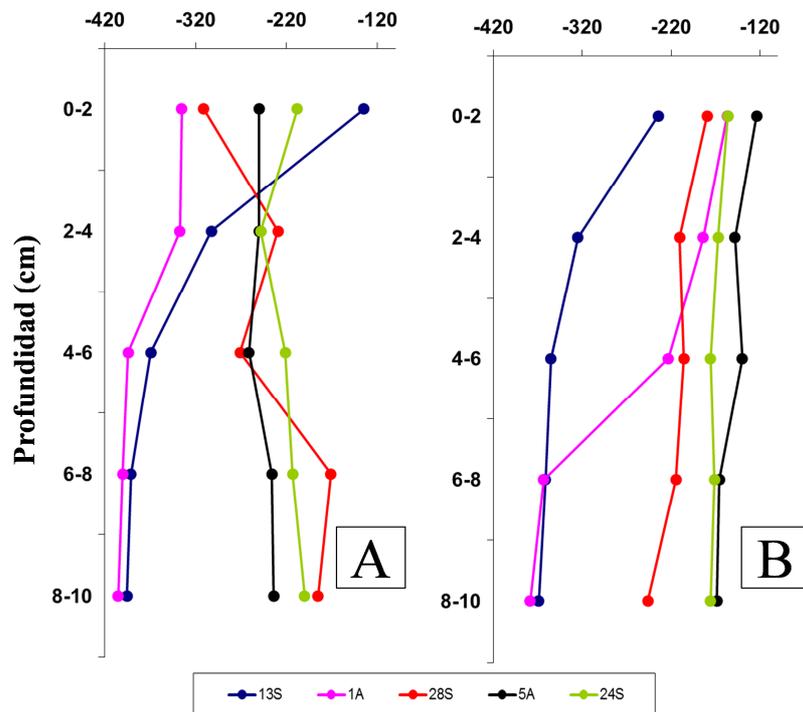
**Distribución espacial.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), los valores de potencial Redox en la columna de sedimento (0-2cm.) variaron entre un mínimo de -402 mV (Estación 2S) y un máximo de -110 mV (Estación 5S). Con respecto a la distribución espacial,

las condiciones más reductoras se encontraron en los canales semi-cerrados (Figura 18). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), los valores de potencial Redox en el sedimento superficial (0-2cm) 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 semi-cerrados (Figura 18). La variación estacional del potencial Redox en el sedimento superficial fue significativa, registrándose valores menos reductores durante el periodo húmedo del estudio (Anexo T4).

**Perfiles verticales.-** Durante el periodo seco, los perfiles 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 19). 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 19). De acuerdo con el cálculo del gradiente de los niveles de óxido-reducción, y la observación de los perfiles verticales en sedimentos, se detectó una Redoxclina más profunda durante el periodo húmedo, en comparación a la registrada durante el periodo seco (Figura 19).



**Figura 18. Potencial de óxido-reducción en sedimento superficial (0-2cm.) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



**Figura 19. Perfiles verticales de potencial de óxido-reducción (mV) en columna de sedimento (0-10cm.) para las cinco estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

**f. Fitopigmentos.**

**Clorofila-a.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de Cl-a en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm) varió de un mínimo de  $0.33 \pm 0.03 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $3.28 \pm 2.46 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Estación 5A) (Tabla 8). 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 (0-1cm.) varió de un mínimo de  $0.33 \pm 0.17 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $4.74 \pm 2.00 \mu\text{g.g}^{-1}$  (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 (Tabla 8).

Con respecto a los perfiles verticales de Cl-a, durante el periodo seco, el perfil con mayores inventarios en  $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$  de Cl-a se registró en la estación 1A, mientras que en las estaciones restantes, las concentraciones fueron menores (Anexo F1). En la estación 1A se puede observar una mayor preservación de Cl-a en columna de sedimento, mientras que en las demás estaciones (5A, 13S, 24S y 28S), la concentración de Cl-a disminuyó hacia los centímetros sub-superficiales de la columna de sedimento (Anexo F1). Durante el periodo seco, el perfil con mayores inventarios de Cl-a en  $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$  se registró en la estación 1A, seguida de las estaciones 13S y 28S, mientras que en las estaciones restantes, las concentraciones fueron significativamente menores (Anexo F1). En general, se puede observar una menor preservación de Cl-a en columna de sedimento con respecto al periodo seco, y una acumulación de los fitopigmentos en el primer centímetro de la columna de sedimento disminuyendo hacia los centímetros sub-superficiales (Anexo F1).

**Feopigmentos.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de feopigmentos en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un mínimo de  $0.99 \pm 0.36 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Estación 3A) a un máximo de  $11.38 \pm 7.82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Estación 27S) (Tabla 8). Con respecto a la distribución espacial, las menores concentraciones de feopigmentos superficiales se encontraron hacia la boca del estuario, sobre todo en canales geomorfológicamente más abiertos (Tabla 8). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), la concentración de feopigmentos en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un mínimo de  $0.30 \pm 0.14 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $8.49 \pm 1.99 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Estación 13S) (Tabla 8). Con respecto a la

distribución espacial, las menores concentraciones de feopigmentos superficiales se encontraron hacia la boca del estuario y en los esteros principales dentro del estuario (Tabla 8).

Con respecto a los perfiles verticales de feopigmentos, durante el periodo seco, el perfil con mayores inventarios de feopigmentos en  $\mu\text{g.cm}^{-2}$  se registró en la estación 1A, mientras que en las estaciones restantes, las concentraciones fueron significativamente menores (Anexo F2). En la estación 1A se puede observar una mayor preservación de feopigmentos en columna de sedimento. Además, las concentraciones verticales fueron homogéneas a lo largo de la columna de sedimento (Anexo F2). Durante el periodo húmedo, el perfil con mayores inventarios de feopigmentos en  $\mu\text{g.cm}^{-2}$  se registró en la estación 1A y 13S, mientras que en las estaciones restantes, las concentraciones fueron significativamente menores (Anexo F2). En la estación 1A se puede observar una mayor preservación de feopigmentos en columna de sedimento, mientras que en las demás, los mayores valores quedan restringidos a los centímetros superficiales del sedimento (Anexo F2).

**Cociente Cl-a : feopigmentos.-** El cociente Cl-a: feopigmentos fue utilizado como un indicador de la edad del fitodetritus en el sedimento; cuanto más elevado el valor, más reciente o joven el fitodetritus. En el sedimento superficial durante el periodo seco, los resultados mostraron un cociente mayor en las estaciones 3A, 5A, 5S, 12S, 13S, 22S, 24S, 28S lo que indica un mayor contenido de material fresco en superficie. Durante el periodo húmedo del muestreo, los resultados mostraron un cociente mayor en las estaciones 1A, 12S, 14S, 24S, 27S y 28S, lo que indica que el contenido de material fresco en superficie fue ligeramente menor durante este periodo (Tabla 8). Observándose que durante ambos periodos, la zona del canal Zarumilla y de los canales secundarios del curso medio presentaron fitodetritus más joven y reactivo.

**Tabla 8. Concentración de Cl-a ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD, feopigmentos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD y cociente Cl-a: Feopigmentos registrados en las estaciones dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

Estación	Septiembre 2012			Abril 2013		
	Cl-a	Feop.	Cl-a : Feop.	Cl-a	Feop.	Cl-a : Feop.
1A	3.02 $\pm$ 1.47	7.90 $\pm$ 4.22	0.39	4.74 $\pm$ 2.00	6.49 $\pm$ 1.61	0.71
3A	0.39 $\pm$ 0.18	0.99 $\pm$ 0.36	0.46	-	-	-
4A	0.38 $\pm$ 0.01	2.56 $\pm$ 0.05	0.15	1.87 $\pm$ 0.77	5.01 $\pm$ 1.27	0.37
5A	3.28 $\pm$ 2.46	7.68 $\pm$ 5.15	0.41	2.31 $\pm$ 1.43	7.96 $\pm$ 6.34	0.32
6A	-	-	-	0.67 $\pm$ 0.15	2.30 $\pm$ 0.24	0.29
2S	1.80 $\pm$ 0.83	5.53 $\pm$ 2.92	0.33	0.21 $\pm$ 0.01	0.64 $\pm$ 0.29	0.39
5S	0.93 $\pm$ 0.23	2.03 $\pm$ 0.80	0.47	0.35 $\pm$ 0.15	1.83 $\pm$ 0.11	0.19
7S	0.33 $\pm$ 0.03	1.73 $\pm$ 0.32	0.28	0.33 $\pm$ 0.17	0.30 $\pm$ 0.14	1.37
10S	2.55 $\pm$ 2.98	11.00 $\pm$ 12.88	0.23	3.29 $\pm$ 1.66	8.11 $\pm$ 1.94	0.39
12S	1.36 $\pm$ 0.94	3.02 $\pm$ 1.48	0.42	0.64 $\pm$ 0.17	1.21 $\pm$ 0.68	0.58
13S	1.30 $\pm$ 0.47	3.82 $\pm$ 2.35	0.37	3.12 $\pm$ 0.12	8.49 $\pm$ 1.99	0.38
14S	0.64 $\pm$ 0.05	2.59 $\pm$ 0.46	0.25	0.51 $\pm$ 0.01	1.33 $\pm$ 0.52	0.41
22S	2.65 $\pm$ 2.04	4.24 $\pm$ 1.95	0.57	1.39 $\pm$ 0.17	3.54 $\pm$ 0.29	0.39
24S	2.70 $\pm$ 1.16	4.95 $\pm$ 1.51	0.54	0.81 $\pm$ 0.40	1.78 $\pm$ 0.71	0.54
27S	0.83 $\pm$ 0.43	11.38 $\pm$ 7.82	0.08	3.48 $\pm$ 0.31	5.10 $\pm$ 0.22	0.68
28S	2.51 $\pm$ 2.09	2.81 $\pm$ 2.14	0.86	1.78 $\pm$ 0.88	3.80 $\pm$ 1.08	0.45

#### **g. Carbohidratos.**

La concentración de carbohidratos totales (CHOt) e hidrolizables (CHOh) recopiladas a partir de la columna de sedimento durante los meses de Septiembre 2012 (periodo seco) y Abril 2013 (período húmedo) se utilizaron como indicadores de calidad de alimento en el micro hábitat bentónico submareal.

**Distribución espacial de 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 húmedo), la concentración de CHOt en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) 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 20). 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 (Anexo T4).

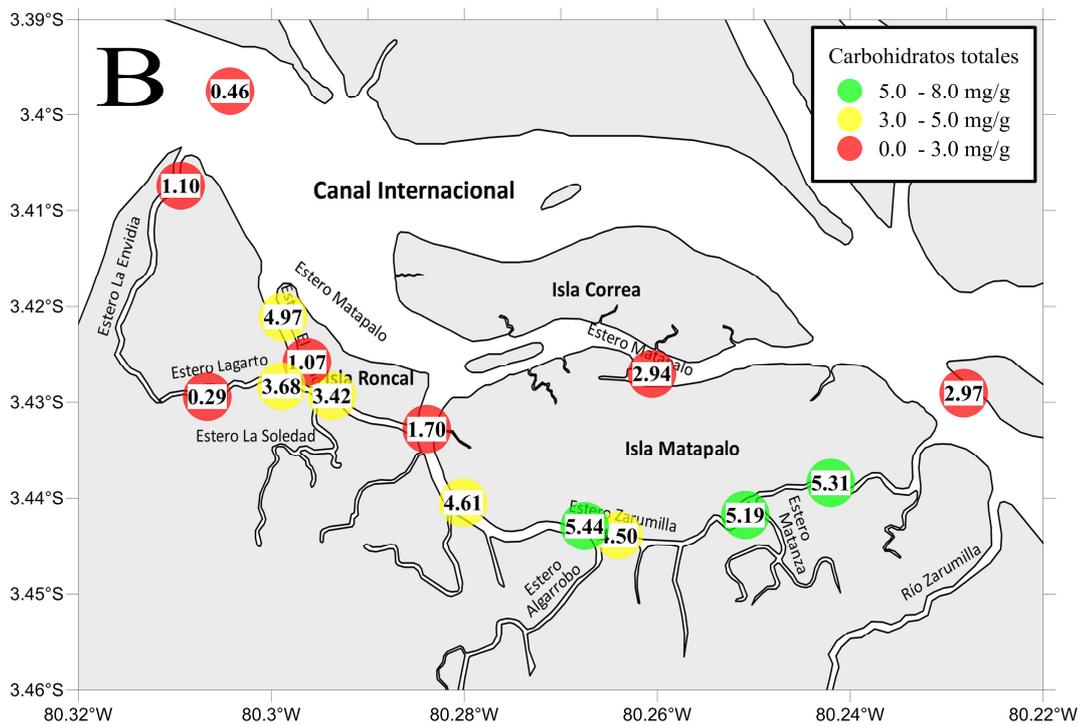
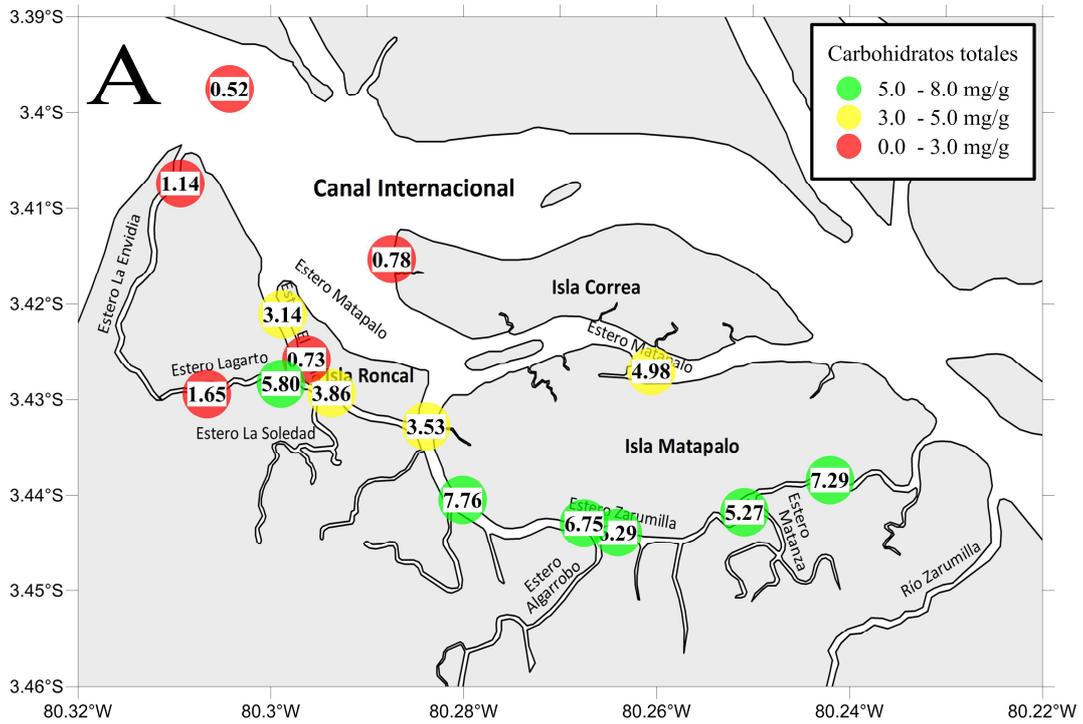
**Perfiles verticales de CHOt.-** Durante el periodo seco, el perfil con mayor inventario de CHOt ( $\text{mg.cm}^{-2}$ ) se registró en la estación 1A, mientras que la estación 13S presento los menores inventarios de CHOt (Anexo F3). En la mayoría de estaciones se observó un contenido homogéneo de CHOt a lo largo de la columna de sedimento (Anexo F3). 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 (Anexo F3). Se observó una disminución significativa de las concentraciones verticales promedio de CHOt a lo largo de la columna de sedimento durante el periodo húmedo con respecto a las registradas durante el periodo seco (Anexo F3).

**Distribución espacial de CHO<sub>h</sub>.**- Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de CHO<sub>h</sub> en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) 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) (Tabla 9). Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de CHO<sub>h</sub> en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) 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) (Tabla 9). No se encontraron diferencias significativas entre los dos períodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; ya que las concentraciones de CHO<sub>h</sub> superficiales fueron significativamente mayores en el canal Zarumilla y significativamente menores en la zona de los canales principales (Anexo T4).

**Perfiles verticales de CHO<sub>h</sub>.**- Durante el periodo seco, el perfil con el mayor inventario en mg.cm<sup>-2</sup> de CHO<sub>h</sub> se registró en la estación 1A, mientras que la estación 28S presentó los menores inventarios (Anexo F4). En la mayoría de estaciones se observó un contenido homogéneo de CHO<sub>h</sub> a lo largo de la columna de sedimento (Anexo F4). Durante el periodo húmedo, el perfil con el mayor inventario de CHO<sub>h</sub> se registró en la estación 1A, mientras que la estación 24S presentó el menor inventario (Anexo F4). No se observó una disminución significativa de las concentraciones verticales promedio de CHO<sub>h</sub> a lo largo de la columna de sedimento durante ambos periodos estudiados (Anexo F4).

**Tabla 9. Concentración de CHO<sub>t</sub> (mg.g<sup>-1</sup>) ± SD y CHO<sub>h</sub> (mg.g<sup>-1</sup>) ± SD en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

Estación	Septiembre 2012			Abril 2013		
	CHO <sub>t</sub>	CHO <sub>h</sub>	CHO <sub>h</sub> : CHO <sub>t</sub>	CHO <sub>t</sub>	CHO <sub>h</sub>	CHO <sub>h</sub> : CHO <sub>t</sub>
1A	5.80 ± 1.02	1.51 ± 0.15	0.26	3.68 ± 1.73	1.33 ± 0.12	0.36
3A	0.78 ± 0.05	0.69 ± 0.04	0.89	-	-	-
4A	7.76 ± 1.57	1.09 ± 0.03	0.14	4.61 ± 1.90	1.27 ± 0.02	0.28
5A	4.98 ± 0.38	1.42 ± 0.52	0.29	2.94 ± 0.54	1.03 ± 0.05	0.35
6A	-	-	-	2.97 ± 0.54	0.80 ± 0.06	0.27
2S	1.65 ± 0.22	0.91 ± 0.21	0.55	0.29 ± 0.27	0.20 ± 0.03	0.66
5S	1.14 ± 0.01	0.59 ± 0.14	0.52	1.10 ± 0.09	0.68 ± 0.08	0.61
7S	0.52 ± 0.03	0.51 ± 0.05	0.69	0.46 ± 0.26	0.13 ± 0.08	0.30
10S	3.14 ± 1.14	0.78 ± 0.09	0.25	4.97 ± 0.53	1.21 ± 0.04	0.24
12S	0.73 ± 0.05	0.53 ± 0.08	0.73	1.07 ± 0.45	0.93 ± 0.05	0.87
13S	3.86 ± 0.28	1.11 ± 0.28	0.29	3.42 ± 1.39	1.14 ± 0.03	0.33
14S	3.53 ± 0.13	0.90 ± 0.05	0.26	1.70 ± 0.39	0.85 ± 0.03	0.51
22S	7.29 ± 2.11	1.02 ± 0.09	0.14	5.31 ± 1.57	1.23 ± 0.01	0.23
24S	5.27 ± 1.10	1.13 ± 0.09	0.21	5.19 ± 1.17	0.88 ± 0.18	0.17
27S	6.75 ± 3.33	1.27 ± 0.18	0.19	5.44 ± 0.05	1.29 ± 0.01	0.24
28S	6.29 ± 0.98	1.06 ± 0.05	0.17	4.50 ± 0.30	1.11 ± 0.13	0.25



**Figura 20. Concentración de CHOt en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

#### ***h. Proteínas.***

La concentración de proteínas totales (PRTt) e hidrolizables (PRTh) recopiladas a partir de la columna de sedimento durante los meses de Septiembre 2012 (periodo seco) y Abril 2013 (período húmedo) se utilizaron como indicadores de calidad de alimento en el micro-hábitat bentónico submareal.

***Distribución espacial de PRTt.-*** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTt en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un mínimo de  $2.51 \pm 0.09 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $9.44 \pm 3.49 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 1A) (Tabla 10). Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTt en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un mínimo de  $2.49 \pm 0.18 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $6.99 \pm 0.58 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 27S) (Tabla 10). No se encontraron diferencias significativas entre los dos períodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; las PRTt mostraron concentraciones significativamente mayores en el canal Zarumilla en comparación a los demás ambientes sedimentarios (Anexo T4).

***Perfiles verticales de PRTt.-*** Durante el periodo seco, el perfil con mayor inventario en  $\text{mg.cm}^{-2}$  de PRTt se registró en la estación 1A, mientras que las estaciones 13S y 28S presentaron los menores inventarios (Anexo F5). En la mayoría de estaciones se observó una distribución homogénea de PRTt a lo largo de la columna de sedimento con un ligero aumento hacia la superficie (Anexo F5). 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

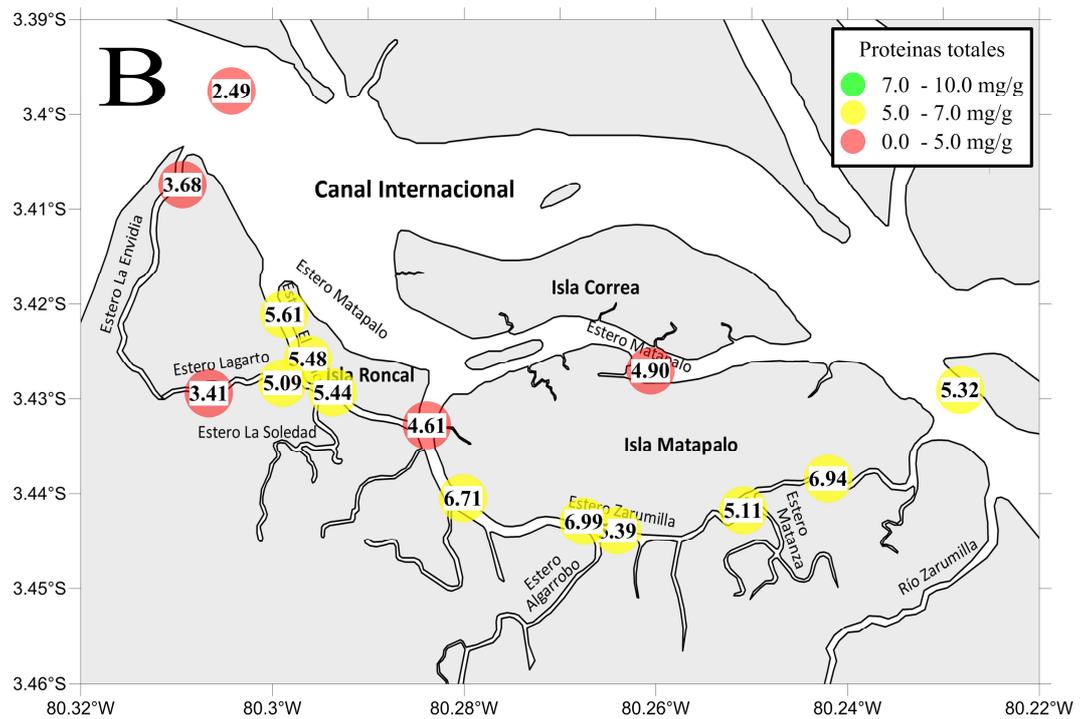
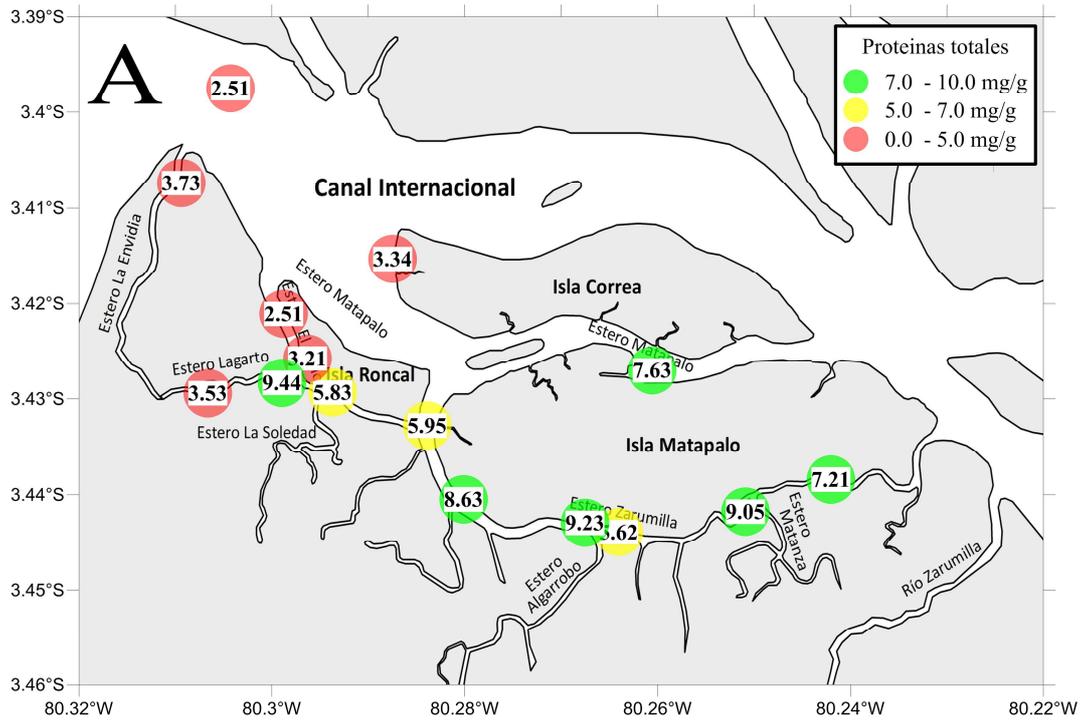
(Anexo F5). Se observó una disminución significativa de las concentraciones verticales promedio de PRTt a lo largo de la columna de sedimento en el periodo húmedo con respecto a las registradas durante el periodo seco, aunque la distribución vertical de las PRTt continua siendo homogénea a lo largo del perfil en ambos periodos (Anexo F5).

**Distribución espacial de PRTh.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTh en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un mínimo de  $0.69 \pm 0.06 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $4.44 \pm 0.31 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 1A) (Tabla 10). Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la concentración de PRTh en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un mínimo de  $0.87 \pm 0.08 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 7S) a un máximo de  $4.41 \pm 0.62 \text{ mg.g}^{-1}$  (Estación 22s) (Tabla 10). No se encontraron diferencias significativas entre los dos períodos estacionales, pero sí diferencias espaciales significativas; con las mayores concentraciones en el canal Zarumilla y las menores, en los canales secundarios (Tabla 10).

**Perfiles verticales de PRTh.-** Durante el periodo seco, los perfiles con mayores inventarios en  $\text{mg.cm}^{-2}$  de PRTh se registraron en la estación 1A y 13S, mientras que la estación 28S presentó el mayor inventario (Anexo F6). En la mayoría de estaciones se observó una distribución homogénea de PRTh a lo largo de la columna de sedimento (Anexo F6). 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 (Anexo F6). En algunas estaciones se observaron disminuciones de las concentraciones verticales promedio de PRTh en la columna de sedimento durante ambos periodos estudiados (Anexo F6).

**Tabla 10. Concentración de PRTt ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD y PRTh ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

Estación	Septiembre 2012			Abril 2013		
	PRTt	PRTh	PRTh : PRTt	PRTt	PRTh	PRTh : PRTt
1A	9.44 $\pm$ 3.49	4.44 $\pm$ 0.31	0.47	5.09 $\pm$ 1.51	3.73 $\pm$ 0.85	0.73
3A	3.34 $\pm$ 0.80	1.10 $\pm$ 0.29	0.33	-	-	-
4A	8.63 $\pm$ 1.88	4.14 $\pm$ 0.50	0.48	6.71 $\pm$ 0.66	3.42 $\pm$ 0.33	0.51
5A	7.63 $\pm$ 0.43	3.46 $\pm$ 0.85	0.45	4.90 $\pm$ 0.61	2.00 $\pm$ 0.02	0.41
6A	-	-	-	5.32 $\pm$ 0.19	2.33 $\pm$ 0.02	0.44
2S	3.53 $\pm$ 0.36	0.93 $\pm$ 0.27	0.26	3.41 $\pm$ 0.07	1.25 $\pm$ 0.31	0.37
5S	3.73 $\pm$ 0.29	1.82 $\pm$ 0.15	0.49	3.68 $\pm$ 0.32	1.09 $\pm$ 0.15	0.30
7S	2.51 $\pm$ 0.09	0.69 $\pm$ 0.06	0.27	2.49 $\pm$ 0.18	0.87 $\pm$ 0.08	0.35
10S	2.51 $\pm$ 0.58	0.87 $\pm$ 0.04	0.35	5.61 $\pm$ 1.69	4.37 $\pm$ 0.02	0.78
12S	3.21 $\pm$ 0.88	1.32 $\pm$ 0.64	0.41	5.48 $\pm$ 0.16	1.97 $\pm$ 0.10	0.36
13S	5.83 $\pm$ 0.08	4.25 $\pm$ 0.69	0.73	5.44 $\pm$ 0.90	3.27 $\pm$ 0.65	0.60
14S	5.95 $\pm$ 1.16	3.21 $\pm$ 0.08	0.54	4.61 $\pm$ 0.21	1.89 $\pm$ 0.29	0.41
22S	7.21 $\pm$ 0.34	2.79 $\pm$ 0.21	0.39	6.94 $\pm$ 0.42	4.41 $\pm$ 0.62	0.64
24S	9.05 $\pm$ 3.13	4.00 $\pm$ 0.27	0.44	5.11 $\pm$ 1.73	2.93 $\pm$ 0.79	0.57
27S	9.23 $\pm$ 3.81	4.11 $\pm$ 0.58	0.45	6.99 $\pm$ 0.58	4.06 $\pm$ 0.12	0.58
28S	5.62 $\pm$ 0.83	2.22 $\pm$ 0.52	0.40	5.39 $\pm$ 1.19	2.27 $\pm$ 0.71	0.42

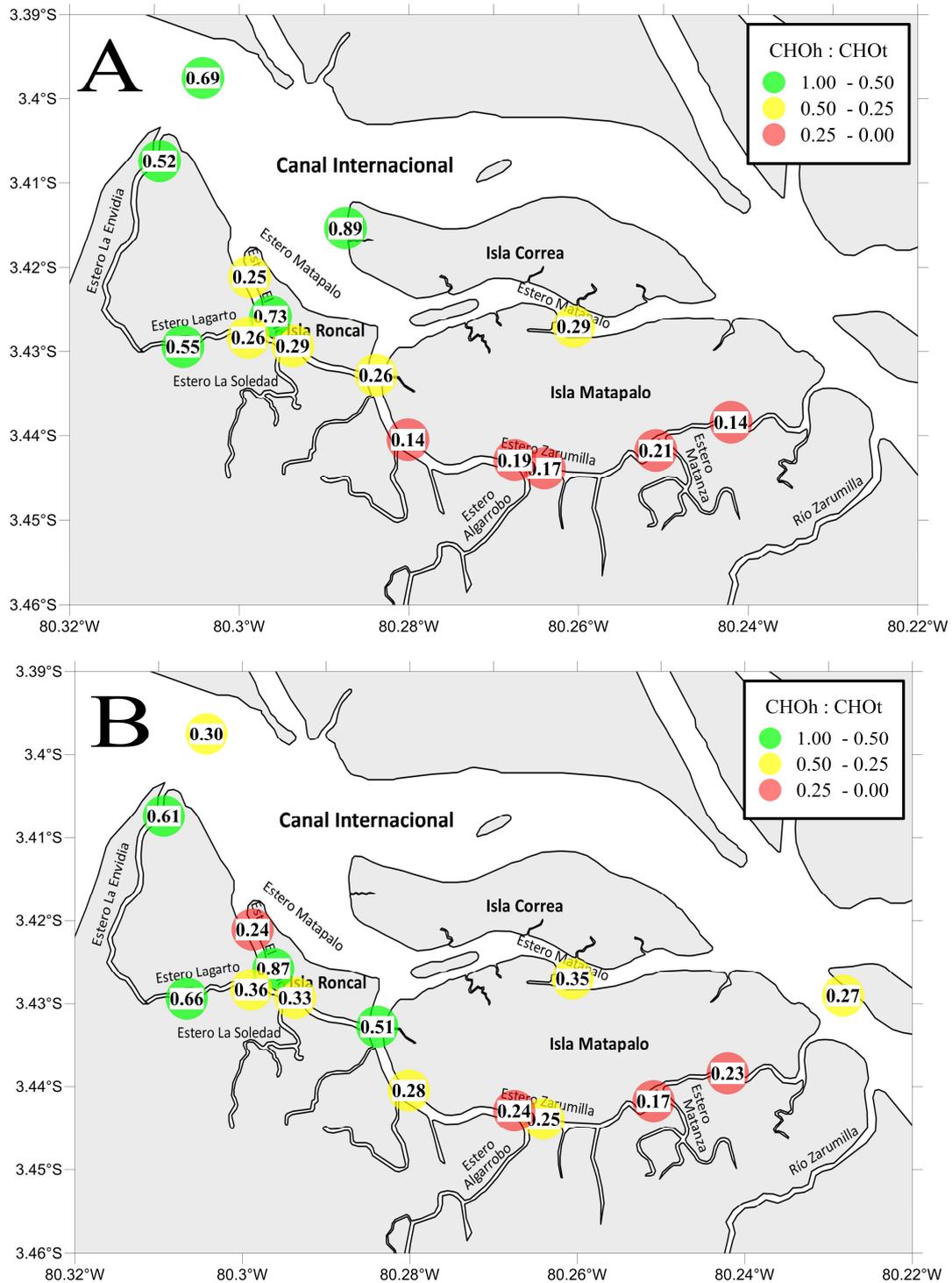


**Figura 21. Concentración de PRTt en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

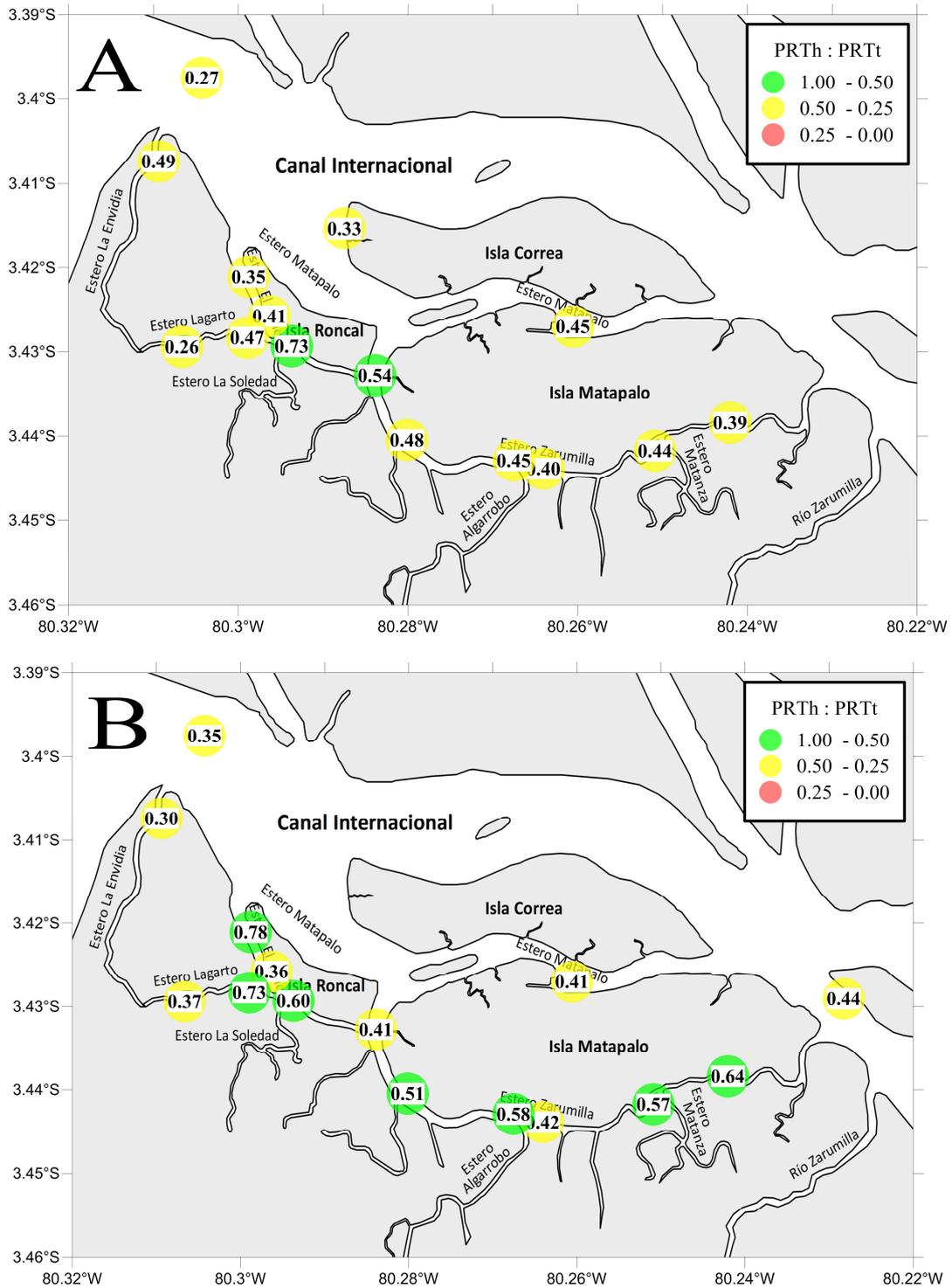
#### **k. Contenido no hidrolizable e hidrolizable de las biomoléculas.**

Una fracción importante de la concentración de la materia orgánica compuesta por diferentes tipos de biomoléculas (principalmente carbohidratos y proteínas), escapa de la diagénesis temprana que ocurre en semanas o meses, acumulándose en la columna de sedimento (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel, 2003). Esta fracción, refractaria o no hidrolizable, bajo condiciones anóxicas tiende a alcanzar un valor constante en la capa sub-superficial del sedimento. Por otro lado, la fracción lábil de la materia orgánica es aquella que es degradada por la hidrólisis enzimática y la respiración bacteriana, lo que produce que esta fracción más reactiva se agote rápidamente en la columna de sedimento, pues es utilizada como alimento por la fauna intersticial o forma parte de organismo microscópicos (Benner et al., 1990). Por lo tanto, la concentración hidrolizable de los carbohidratos y proteínas es un indicador de la fracción químicamente más reactiva o lábil de estas biomoléculas (Opsahl y Benner, 1999; Marchand et al., 2005; Kristensen et al., 2008). La fracción no hidrolizable se estimó sustrayendo la concentración de biomoléculas totales de la concentración de la fracción hidrolizable de las mismas, obtenidas en cada nivel vertical de la columna de sedimento.

Los cocientes  $CHO_h : CHO_t$  para el sedimento superficial, exhibieron menores valores en el canal Zarumilla, que en los otros dos ambientes sedimentarios, sin mayor variación entre ambos períodos (Figura 22). Además, los cocientes de  $PRT_h : PRT_t$  calculados para el periodo seco, mostraron una distribución homogénea a lo largo de todo el estuario, con valores ligeramente más altos cerca a los canales secundarios del curso medio e inferior, luego para el periodo húmedo, estos valores se incrementaron, encontrando los cocientes más altos en la zona del canal Zarumilla y en canales semi-cerrados del curso medio e inferior del estuario (Figura 23).



**Figura 22. Cociente  $CHOh : CHOt$  en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



**Figura 23. Cociente  $PR_{Th} : PRT_t$  en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

### 4.1.3. Variables biológicas.

#### Meiobentos metazoario.

**Abundancia.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la abundancia del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos submareales (0-1cm.) varió de un máximo de  $1744 \pm 84$  Ind.10cm<sup>-2</sup> (Estación 3A) a un mínimo de  $56 \pm 6$  Ind.10cm<sup>-2</sup> (Estación 7S) (Tabla 11). La estación con la mayor abundancia en el primer centímetro (3A), presentó una máxima dominancia porcentual de 92.6% perteneciente a nemátodos de la familia Chromadoridae, mientras que la estación con menor abundancia en el primer centímetro (7S) presentó una máxima dominancia porcentual de 57.1% perteneciente al orden Copépoda (Tabla 11). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), la abundancia del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos submareales (0-1cm.) varió de un máximo de  $208 \pm 9$  Ind.10cm<sup>-2</sup> (Estación 10S) a un mínimo de  $12 \pm 2$  Ind.10cm<sup>-2</sup> (Estación 4A) (Tabla 19.). La estación con la mayor abundancia en el primer centímetro (10S), presentó una máxima dominancia porcentual de 74.5% perteneciente a nematodos de la familia Chromadoridae, mientras que la estación con menor abundancia en el primer centímetro (4A) presentó una máxima dominancia porcentual de 66.7% perteneciente a nemátodos de la familia Chromadoridae (Tabla 11). Con respecto a la distribución espacial en el primer centímetro de sedimento, la abundancia de meiobentos fue significativamente mayor durante el periodo seco que durante el periodo húmedo, mientras que espacialmente, las mayores abundancias fueron significativamente mayores en la zona del canal Zarumilla (Anexo T4).

**Tabla 11. Abundancia del meiobentos ( $\text{Ind.10cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD registrada en las estaciones dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

<i>Septiembre 2012</i>								
<i>Estación</i>	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	<i>Total</i>
1A	5 $\pm$ 6	-	15 $\pm$ 5	90 $\pm$ 25	16 $\pm$ 3	2 $\pm$ 2	1 $\pm$ 1	128 $\pm$ 7
3A	-	83 $\pm$ 33	1616 $\pm$ 367	21 $\pm$ 2	25 $\pm$ 16	1 $\pm$ 1	-	1744 $\pm$ 84
4A	5 $\pm$ 1	5 $\pm$ 7	100 $\pm$ 38	839 $\pm$ 86	-	40 $\pm$ 26	4 $\pm$ 2	991 $\pm$ 27
5A	1 $\pm$ 1	-	17 $\pm$ 0	137 $\pm$ 54	3 $\pm$ 4	-	1 $\pm$ 1	158 $\pm$ 12
6A	-	-	-	-	-	-	-	-
2S	-	14 $\pm$ 6	246 $\pm$ 45	113 $\pm$ 62	4 $\pm$ 6	-	-	376 $\pm$ 30
5S	-	18 $\pm$ 13	202 $\pm$ 6	454 $\pm$ 101	2 $\pm$ 0	-	-	676 $\pm$ 30
7S	-	2 $\pm$ 2	21 $\pm$ 9	32 $\pm$ 13	-	-	2 $\pm$ 0	56 $\pm$ 6
10S	-	23 $\pm$ 6	201 $\pm$ 35	128 $\pm$ 54	23 $\pm$ 20	-	-	374 $\pm$ 29
12S	12 $\pm$ 16	44 $\pm$ 10	170 $\pm$ 119	59 $\pm$ 15	5 $\pm$ 3	1 $\pm$ 1	-	290 $\pm$ 27
13S	-	19 $\pm$ 2	31 $\pm$ 8	79 $\pm$ 79	4 $\pm$ 2	-	-	131 $\pm$ 23
14S	-	11 $\pm$ 11	175 $\pm$ 134	265 $\pm$ 53	3 $\pm$ 4	8 $\pm$ 11	1 $\pm$ 1	461 $\pm$ 35
22S	17 $\pm$ 11	19 $\pm$ 21	138 $\pm$ 168	244 $\pm$ 37	1 $\pm$ 1	-	-	419 $\pm$ 48
24S	38 $\pm$ 3	7 $\pm$ 1	131 $\pm$ 30	201 $\pm$ 136	-	-	2 $\pm$ 2	378 $\pm$ 35
27S	230 $\pm$ 71	27 $\pm$ 33	362 $\pm$ 168	651 $\pm$ 580	-	113 $\pm$ 160	-	1383 $\pm$ 202
28S	234 $\pm$ 30	20 $\pm$ 1	547 $\pm$ 69	333 $\pm$ 52	3 $\pm$ 1	19 $\pm$ 8	1 $\pm$ 1	1156 $\pm$ 23

<i>Abril 2013</i>								
<i>Estación</i>	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	<i>Total</i>
1A	33 $\pm$ 8	4 $\pm$ 2	17 $\pm$ 24	56 $\pm$ 35	3 $\pm$ 3	-	-	112 $\pm$ 14
3A	-	-	-	-	-	-	-	-
4A	1 $\pm$ 1	2 $\pm$ 2	8 $\pm$ 7	2 $\pm$ 1	-	1 $\pm$ 1	-	12 $\pm$ 2
5A	5 $\pm$ 7	4 $\pm$ 1	9 $\pm$ 1	11 $\pm$ 6	-	-	-	29 $\pm$ 4
6A	-	78 $\pm$ 32	24 $\pm$ 1	3 $\pm$ 4	-	-	-	104 $\pm$ 12
2S	3 $\pm$ 4	14 $\pm$ 2	17 $\pm$ 23	2 $\pm$ 2	-	-	1 $\pm$ 1	35 $\pm$ 7
5S	-	54 $\pm$ 23	45 $\pm$ 48	19 $\pm$ 19	4 $\pm$ 2	-	-	121 $\pm$ 23
7S	-	28 $\pm$ 13	14 $\pm$ 20	3 $\pm$ 4	-	-	7 $\pm$ 6	52 $\pm$ 11
10S	14 $\pm$ 19	38 $\pm$ 4	155 $\pm$ 18	1 $\pm$ 1	1 $\pm$ 1	-	-	208 $\pm$ 9
12S	35 $\pm$ 23	36 $\pm$ 49	21 $\pm$ 16	$\pm$	1 $\pm$ 1	-	-	93 $\pm$ 22
13S	5 $\pm$ 4	-	21 $\pm$ 6	55 $\pm$ 28	1 $\pm$ 1	-	-	81 $\pm$ 10
14S	16 $\pm$ 7	26 $\pm$ 18	51 $\pm$ 69	10 $\pm$ 9	1 $\pm$ 1	-	-	103 $\pm$ 21
22S	28 $\pm$ 40	24 $\pm$ 22	59 $\pm$ 17	-	1 $\pm$ 1	-	-	112 $\pm$ 20
24S	-	30 $\pm$ 10	26 $\pm$ 10	4 $\pm$ 5	-	-	-	60 $\pm$ 8
27S	52 $\pm$ 13	34 $\pm$ 26	108 $\pm$ 43	-	-	-	-	193 $\pm$ 28
28S	6 $\pm$ 8	1 $\pm$ 1	15 $\pm$ 1	5 $\pm$ 1	1 $\pm$ 1	-	-	28 $\pm$ 3

**Distribución vertical de la abundancia.-** Durante el periodo seco, los perfiles con mayor abundancia de meiobentos se registraron en la estación 28S y 1A, mientras que la estaciones 13S y 5A presentaron las menores abundancias (Anexo F9). En la mayoría de estaciones se observó una distribución de la comunidad agregada a la superficie, concentrándose (en su mayoría) dentro de los primeros tres centímetros de la columna de sedimento (~60%). (Anexo F9).

Durante el periodo húmedo, el perfil con mayor abundancia de meiobentos se registró en la estación 1A mientras que las estaciones 5A y 24S presentaron las menores abundancias (Anexo F9). En promedio, se observó una disminución de las concentraciones verticales de la comunidad a lo largo de la columna de sedimento registradas en el periodo húmedo con respecto a las registradas durante el periodo seco. A pesar de ello, durante este periodo, la comunidad continuó agregada hacia centímetros superficiales de la columna de sedimento (~35%) (Anexo F9).

**Grupos taxonómicos.-** Durante el periodo seco y húmedo del estudio, los nemátodos (Desmodoridae, Chromadoridae y Oxystomatidae) y copépodos dominaron la abundancia en el primer centímetro de sedimento, dependiendo de la geomorfología y características fisicoquímicas dominantes en cada estación. Pero con respecto a los diez primeros centímetros de la columna de sedimento, los nemátodos representaron, en la mayoría de los casos, más del 80% de la comunidad del meiobentos (Tabla 11). Con respecto a la distribución vertical de la composición taxonómica, esta fue expresada en número de taxones por unidad de área (Tax.10cm<sup>-2</sup>). Durante el periodo seco, la estación 28S presentó el mayor número de taxones en la zona, mientras que durante el periodo húmedo, la estación 1A fue la que resultó más diversa (Anexo F10). Además, la composición de la comunidad fue significativamente menos diversa en el periodo húmedo con respecto a la del periodo seco, sobre todo en la zona del canal Zarumilla (Anexo T4). Cabe mencionar que el mayor número de grupos taxonómicos siempre se encontró agregado hacia los primeros centímetros de la columna de sedimento decreciendo significativamente hacia los niveles sub-superficiales; esto se observó durante el periodo seco y durante el periodo húmedo (Anexo F10).

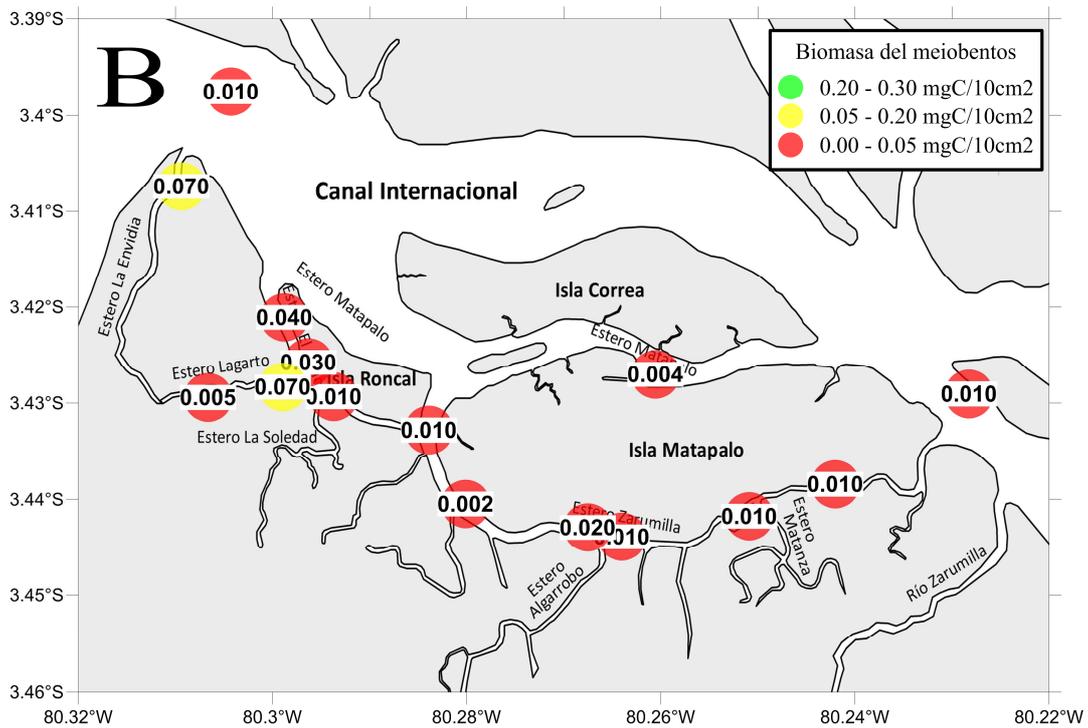
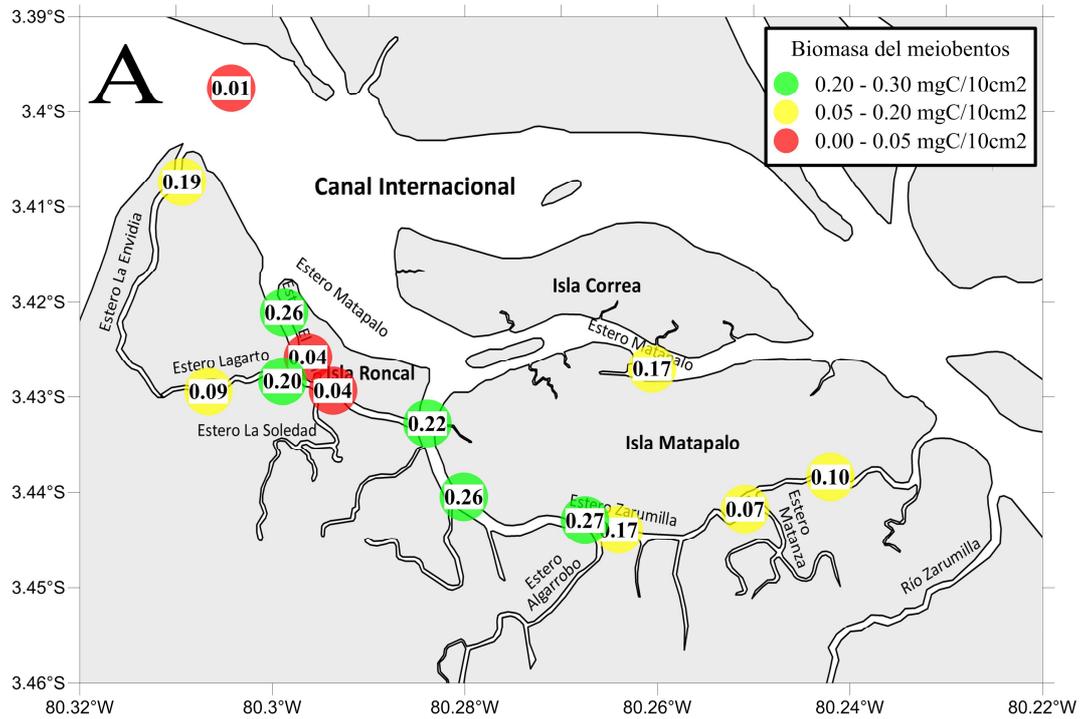
**Biomasa.-** Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la biomasa del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un máximo de  $0.528 \pm 0.060$  mgC.10cm<sup>-2</sup>

<sup>2</sup> (Estación 3A) a un mínimo de  $0.006 \pm 0.001 \text{ mgC.10cm}^{-2}$  (Estación 7S) (Tabla 12). Para el primer centímetro, en la estación 3A, el grupo taxonómico que más aportó en biomasa fue el de la clase Bivalvia con  $0.292 \pm 0.162 \text{ mgC.10cm}^{-2}$ , mientras que para la estación 7S, el grupo que más aportó en biomasa fue el de los copépodos ( $0.003 \pm 0.000 \text{ mgC.10cm}^{-2}$ ) (Figura 24). Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), la biomasa del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un máximo de  $0.071 \pm 0.012 \text{ mgC.10cm}^{-2}$  (Estación 1A) a un mínimo de  $0.002 \pm 0.001 \text{ mgC.10cm}^{-2}$  (Estación 4A) (Tabla 12). Para el primer centímetro, en la estación 1A el grupo taxonómico que más aportó en biomasa fue el de la clase Bivalvia con ( $0.046 \pm 0.043 \text{ mgC.10cm}^{-2}$ , mientras que para la estación 4A, el grupo que más aportó en biomasa fue el de la familia de nematodos Chromadoridae con  $0.001 \pm 0.001 \text{ mgC.10cm}^{-2}$  (Figura 24). Con respecto a la distribución espacial en el primer centímetro de sedimento, la biomasa de meiobentos durante el periodo seco fue significativamente mayor que durante el periodo húmedo (Anexo T4) manteniéndose algunos picos en la zona de canales secundarios del curso medio del estuario (Figura 24).

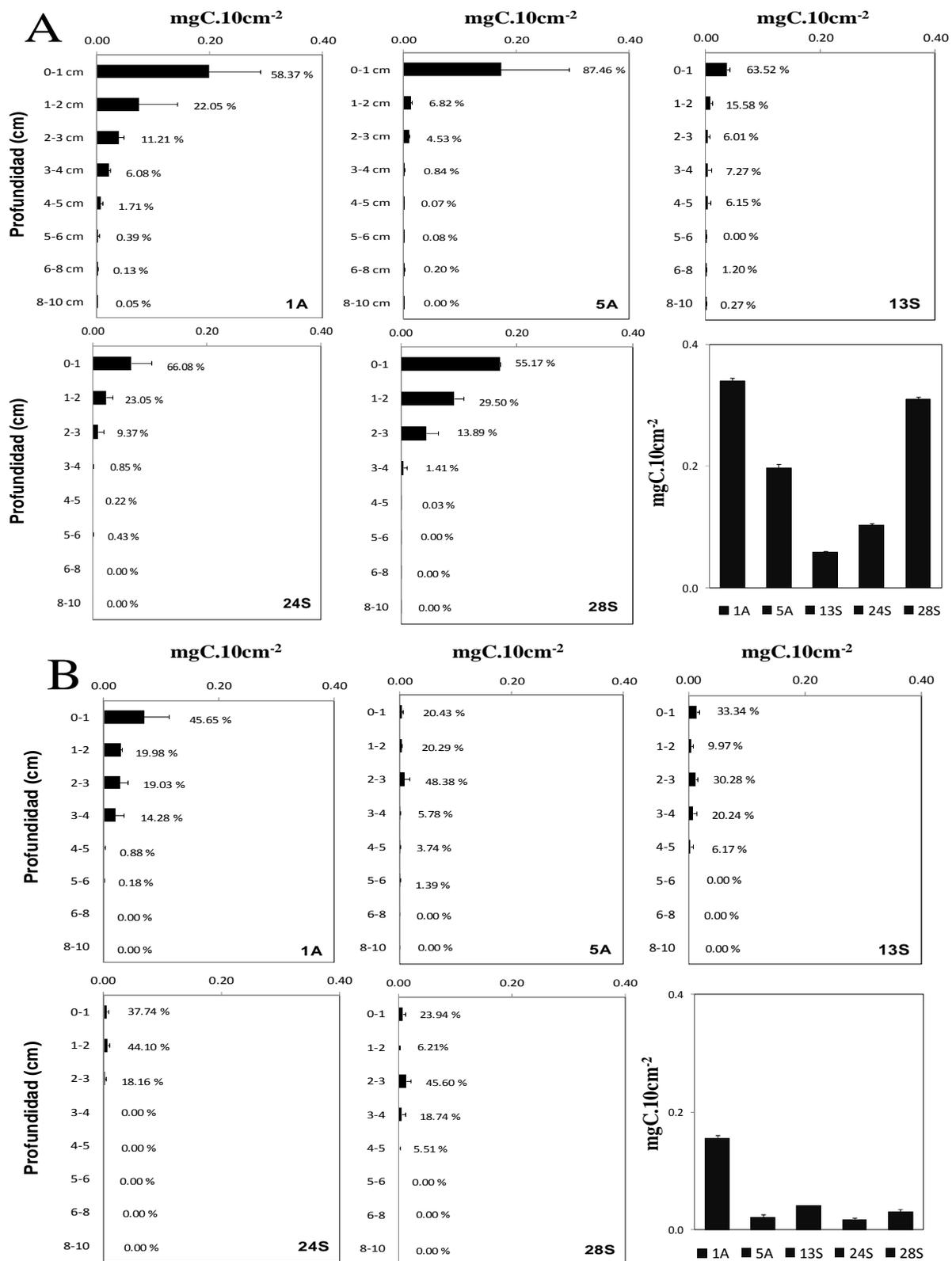
***Distribución vertical de las biomásas.-*** Durante el periodo seco, los perfiles con mayor biomasa del meiobentos se registraron en la estación 28S y 1A (zona del canal Zarumilla y canal secundario respectivamente), mientras que la estaciones 13S y 24S presentaron las menores biomásas (Figura 25). Durante este periodo, se observó una distribución de la biomasa agregada a la superficie, concentrándose dentro de los primeros tres centímetros de la columna de sedimento (~60%). (Figura 25). Durante el periodo húmedo, el perfil con mayor biomasa de meiobentos se registró en la estación 1A mientras que las estaciones 5A y 24S presentaron las menores biomásas (Figura 25). En promedio, se observó una disminución significativa de las concentraciones verticales de biomasa a lo largo de la columna de sedimento registradas en el periodo húmedo con respecto a las registradas durante el periodo seco (Figura 25).

**Tabla 12. Biomasa del meiobentos ( $\text{mgC} \cdot 10\text{cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD registrada en las estaciones dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

<i>Septiembre 2012</i>								
<i>Estación</i>	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	<i>Total</i>
1A	0.0005 $\pm$ 0.0006	-	0.0028 $\pm$ 0.0030	0.0347 $\pm$ 0.0086	0.1596 $\pm$ 0.0771	0.0003 $\pm$ 0.0004	0.0009 $\pm$ 0.0012	0.1987 $\pm$ 0.0152
3A	-	0.0080 $\pm$ 0.0003	0.2199 $\pm$ 0.1363	0.0074 $\pm$ 0.0017	0.2924 $\pm$ 0.1618	0.0001 $\pm$ 0.0001	-	0.5278 $\pm$ 0.0600
4A	0.0002 $\pm$ 0.0000	0.0007 $\pm$ 0.0010	0.0131 $\pm$ 0.0004	0.1972 $\pm$ 0.0926	-	0.0054 $\pm$ 0.0036	0.0387 $\pm$ 0.0396	0.2554 $\pm$ 0.0229
5A	0.0002 $\pm$ 0.0003	-	0.0014 $\pm$ 0.0002	0.0207 $\pm$ 0.0073	0.1493 $\pm$ 0.2111	-	0.0008 $\pm$ 0.0012	0.1724 $\pm$ 0.0440
6A	-	-	-	-	-	-	-	-
2S	-	0.0015 $\pm$ 0.0008	0.0315 $\pm$ 0.0002	0.0250 $\pm$ 0.0220	0.0276 $\pm$ 0.0391	-	-	0.0856 $\pm$ 0.0155
5S	-	0.0013 $\pm$ 0.0014	0.0326 $\pm$ 0.0285	0.1231 $\pm$ 0.0278	0.0335 $\pm$ 0.0204	-	-	0.1905 $\pm$ 0.0195
7S	-	0.0001 $\pm$ 0.0002	0.0020 $\pm$ 0.0009	0.0028 $\pm$ 0.0001	-	-	0.0015 $\pm$ 0.0002	0.0064 $\pm$ 0.0004
10S	-	0.0036 $\pm$ 0.0027	0.0289 $\pm$ 0.0149	0.0487 $\pm$ 0.0507	0.1778 $\pm$ 0.1589	-	-	0.2590 $\pm$ 0.0568
12S	0.0023 $\pm$ 0.0033	0.0057 $\pm$ 0.0053	0.0085 $\pm$ 0.0014	0.0150 $\pm$ 0.0035	0.0104 $\pm$ 0.0148	0.0002 $\pm$ 0.0003	-	0.0422 $\pm$ 0.0048
13S	-	0.0011 $\pm$ 0.0000	0.0024 $\pm$ 0.0013	0.0107 $\pm$ 0.0043	0.0230 $\pm$ 0.0082	-	-	0.0372 $\pm$ 0.0034
14S	-	0.0004 $\pm$ 0.0005	0.0117 $\pm$ 0.0067	0.0685 $\pm$ 0.0154	0.0281 $\pm$ 0.0397	0.0014 $\pm$ 0.0020	0.1074 $\pm$ 0.1519	0.2175 $\pm$ 0.0360
22S	0.0022 $\pm$ 0.0016	0.0011 $\pm$ 0.0014	0.0085 $\pm$ 0.0099	0.0748 $\pm$ 0.0084	0.0150 $\pm$ 0.0212	-	-	0.1017 $\pm$ 0.0085
24S	0.0043 $\pm$ 0.0018	0.0010 $\pm$ 0.0005	0.0086 $\pm$ 0.0008	0.0486 $\pm$ 0.0423	-	-	0.0056 $\pm$ 0.0079	0.0681 $\pm$ 0.0107
27S	0.0190 $\pm$ 0.0084	0.0021 $\pm$ 0.0025	0.0583 $\pm$ 0.0217	0.1729 $\pm$ 0.1666	-	0.0199 $\pm$ 0.0281	-	0.2722 $\pm$ 0.0455
28S	0.0227 $\pm$ 0.0066	0.0032 $\pm$ 0.0007	0.0449 $\pm$ 0.0084	0.0783 $\pm$ 0.0038	0.0178 $\pm$ 0.0089	0.0030 $\pm$ 0.0015	0.0010 $\pm$ 0.0014	0.1709 $\pm$ 0.0045
<i>Abril 2013</i>								
<i>Estación</i>	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	<i>Total</i>
1A	0.0031 $\pm$ 0.0010	0.0003 $\pm$ 0.0002	0.0047 $\pm$ 0.0067	0.0169 $\pm$ 0.0074	0.0459 $\pm$ 0.0432	-	-	0.0709 $\pm$ 0.0117
3A	-	-	-	-	-	-	-	-
4A	-	0.0002 $\pm$ 0.0003	0.0009 $\pm$ 0.0005	0.0004 $\pm$ 0.0003	-	0.0001 $\pm$ 0.0001	-	0.0016 $\pm$ 0.0003
5A	0.0011 $\pm$ 0.0016	0.0006 $\pm$ 0.0002	0.0007 $\pm$ 0.0000	0.0017 $\pm$ 0.0009	-	-	-	0.0041 $\pm$ 0.0007
6A	-	0.0075 $\pm$ 0.0002	0.0032 $\pm$ 0.0015	0.0010 $\pm$ 0.0014	-	-	-	-
2S	0.0006 $\pm$ 0.0008	0.0015 $\pm$ 0.0004	0.0019 $\pm$ 0.0027	0.0002 $\pm$ 0.0003	-	-	0.0008 $\pm$ 0.0012	0.0049 $\pm$ 0.0011
5S	-	0.0027 $\pm$ 0.0006	0.0105 $\pm$ 0.0138	0.0050 $\pm$ 0.0052	0.0478 $\pm$ 0.0002	-	-	0.0660 $\pm$ 0.0049
7S	-	0.0026 $\pm$ 0.0012	0.0013 $\pm$ 0.0018	0.0004 $\pm$ 0.0005	-	-	0.0057 $\pm$ 0.0051	0.0099 $\pm$ 0.0021
10S	0.0030 $\pm$ 0.0042	0.0053 $\pm$ 0.0026	0.0220 $\pm$ 0.0102	0.0005 $\pm$ 0.0007	0.0073 $\pm$ 0.0103	-	-	0.0381 $\pm$ 0.0056
12S	0.0070 $\pm$ 0.0047	0.0060 $\pm$ 0.0067	0.0048 $\pm$ 0.0027	0.0048 $\pm$ 0.0051	0.0037 $\pm$ 0.0053	-	-	0.0264 $\pm$ 0.0049
13S	0.0009 $\pm$ 0.0007	-	0.0015 $\pm$ 0.0000	0.0067 $\pm$ 0.0003	0.0043 $\pm$ 0.0061	-	-	0.0135 $\pm$ 0.0018
14S	0.0033 $\pm$ 0.0014	0.0011 $\pm$ 0.0008	0.0031 $\pm$ 0.0042	0.0025 $\pm$ 0.0024	0.0043 $\pm$ 0.0061	-	-	0.0143 $\pm$ 0.0030
22S	0.0034 $\pm$ 0.0048	0.0013 $\pm$ 0.0015	0.0043 $\pm$ 0.0020	0.0000 $\pm$ 0.0000	0.0043 $\pm$ 0.0061	-	-	0.0133 $\pm$ 0.0029
24S	-	0.0037 $\pm$ 0.0002	0.0018 $\pm$ 0.0009	0.0009 $\pm$ 0.0013	-	-	-	0.0064 $\pm$ 0.0008
27S	0.0041 $\pm$ 0.0005	0.0027 $\pm$ 0.0022	0.0181 $\pm$ 0.0089	-	-	-	-	0.0249 $\pm$ 0.0039
28S	0.0006 $\pm$ 0.0009	0.0002 $\pm$ 0.0002	0.0012 $\pm$ 0.0002	0.0011 $\pm$ 0.0001	0.0040 $\pm$ 0.0057	-	-	0.0071 $\pm$ 0.0014

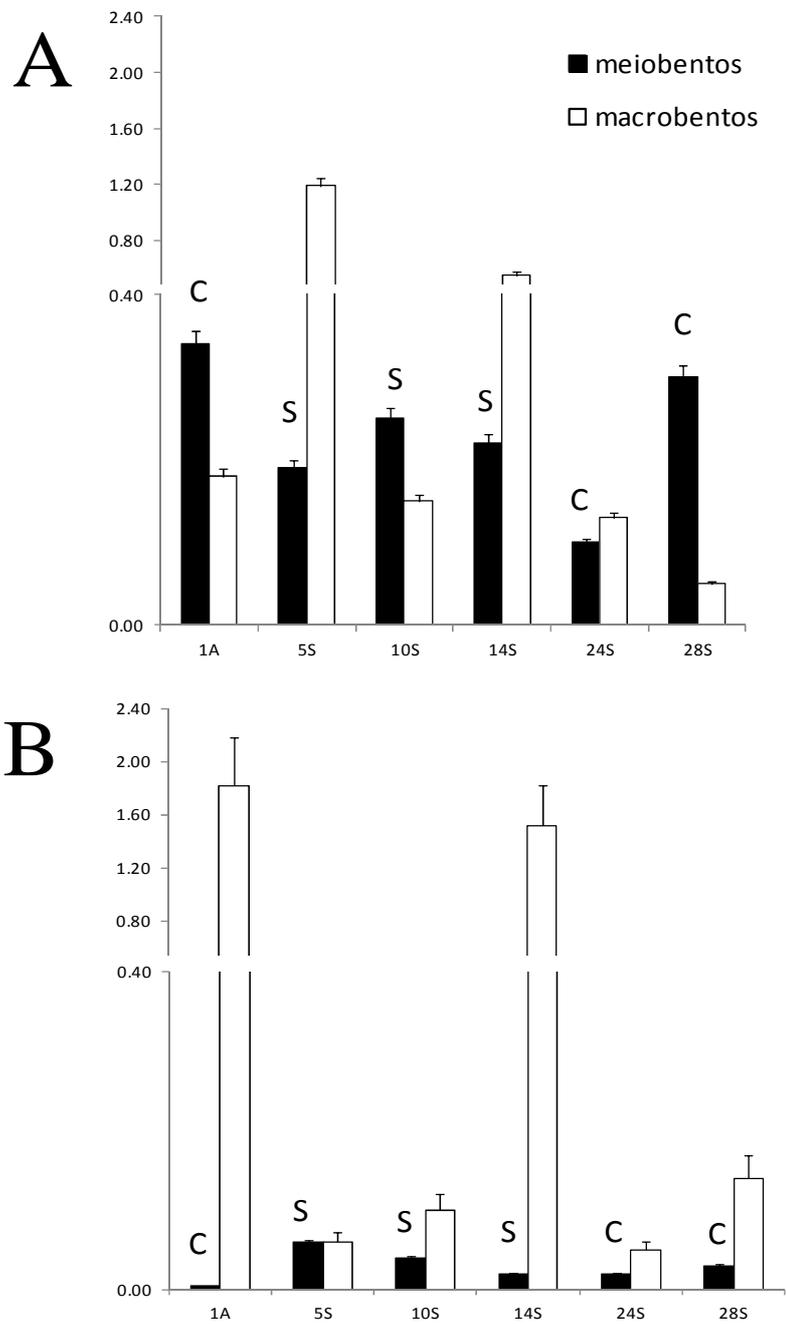


**Figura 24. Biomasa del meiobentos (mgC.10cm<sup>-2</sup>) en sedimento superficial (0-1cm) para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



**Figura 25.** Distribución espacio-vertical de la biomasa del meiobentos ( $\text{mgC.10cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.

Las biomásas del meiobentos y macrobentos intersticial (Gutiérrez, com. personal/en prep.) fueron expresadas en gramos de carbono por metro cuadrado ( $\text{gCm}^{-2}$ ) para así ser sometidas a comparación en la misma escala. Entonces, se evaluaron seis de las estaciones que mostraron las biomásas más representativas durante ambos periodos de estudio (Septiembre 2012 y Abril 2013). Durante el periodo seco, en las estaciones 1A, 10S y 28S (zona del canal Zarumilla y de canales secundarios del curso medio) se registraron biomásas del meiobentos significativamente más altas que las registradas para el macrobentos. En las estaciones restantes (5S, 14S y 24S), las biomásas del macrobentos superaron significativamente a las biomásas del meiobentos (Figura 26). Durante el periodo húmedo, en las estaciones 1A, 10S, 14S, 24S y 28S se registraron biomásas del macrobentos significativamente más altas que para el meiobentos, mientras que la estación 5S fue la única que presentó biomásas similares para ambas comunidades (Figura 26).

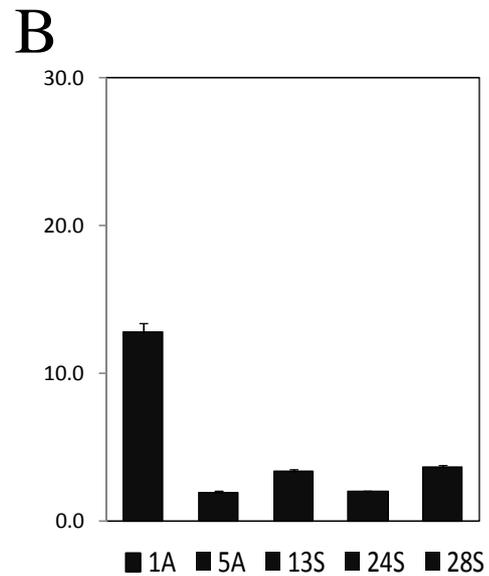
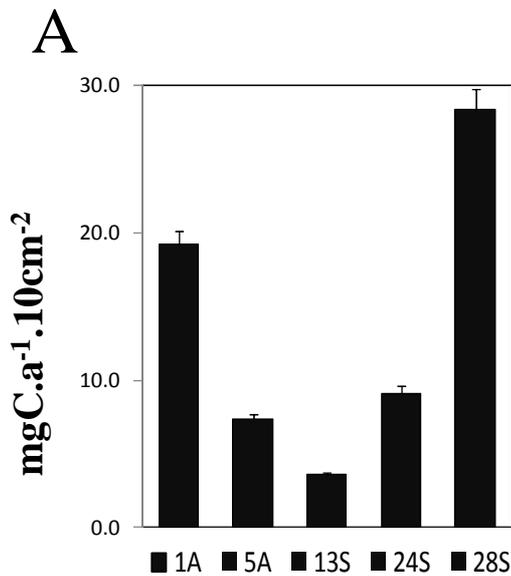
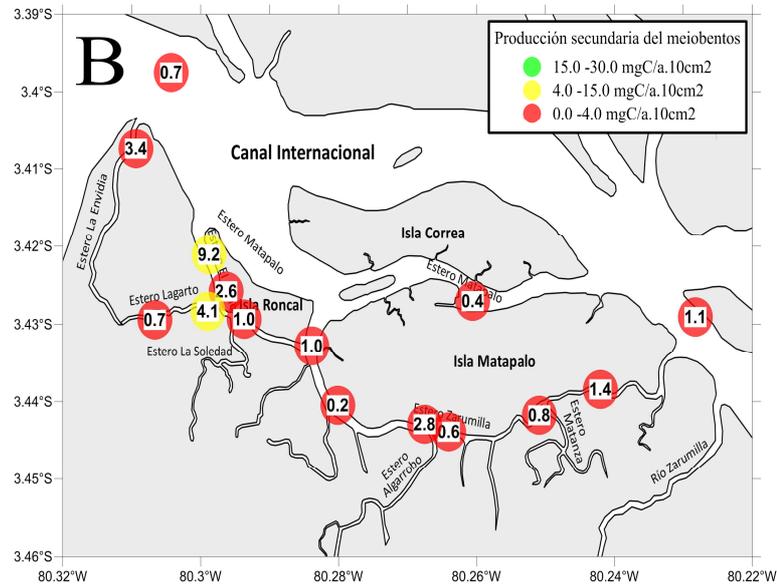
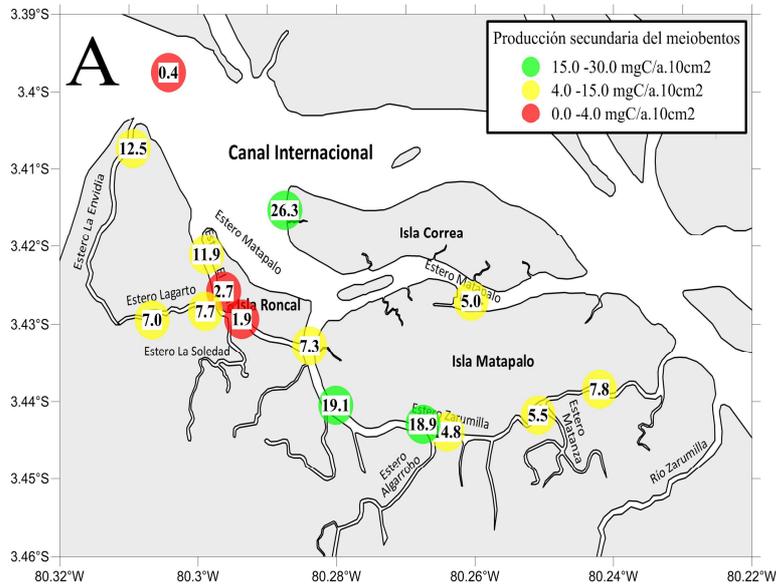


**Figura 26.** *Biomasa del meiobentos Vs. biomasa del macrobentos (gC.m<sup>-2</sup>) para las seis estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013. C: columna (0-10cm.). S: superficie (0-1cm).*

**Producción secundaria.-** La producción secundaria del meiobentos ( $\text{mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) correspondiente al sedimento submareal (0-1cm.) para las estaciones muestreadas durante el periodo seco (Septiembre 2012) y el periodo húmedo (Abril 2013) dentro del SNLMT se muestra en la Figura 27 y en el anexo T1.

Durante el mes de Septiembre del 2012 (periodo seco), la producción secundaria del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos, varió de un máximo de  $26.27 \pm 2.70 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 3A) a un mínimo de  $0.37 \pm 0.02 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 7S). Para el primer centímetro, en la estación 3A, el grupo taxonómico que más aportó en producción secundaria fue el de los nemátodos de la familia Chromadoridae con  $16.71 \pm 8.74 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ . Para la estación 7S, el grupo que más aportó en producción secundaria fue el de la de la clase Copépoda ( $0.18 \pm 0.01 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) (Anexo T1). Durante el mes de Abril del 2013, la producción secundaria del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un máximo de  $9.21 \pm 1.05 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 10S) a un mínimo de  $0.16 \pm 0.03 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 4A). Para el primer centímetro, en la estación 10S, el grupo taxonómico que más aportó en producción secundaria fue de los nematodos de la familia Chromadoridae con  $5.99 \pm 2.26 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ , mientras que para la estación 4A, el grupo que más aportó en producción secundaria fue el de la familia de nemátodos Chromadoridae con  $0.10 \pm 0.06 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Anexo T1).

Los mayores valores de producción integrada de meiobentos se registraron durante el período seco, sobre todo en los canales secundarios y en el canal Zarumilla, mientras que los menores valores de producción integrada se registraron durante el periodo húmedo manteniéndose niveles altos de producción en los canales secundarios (Figura 27).

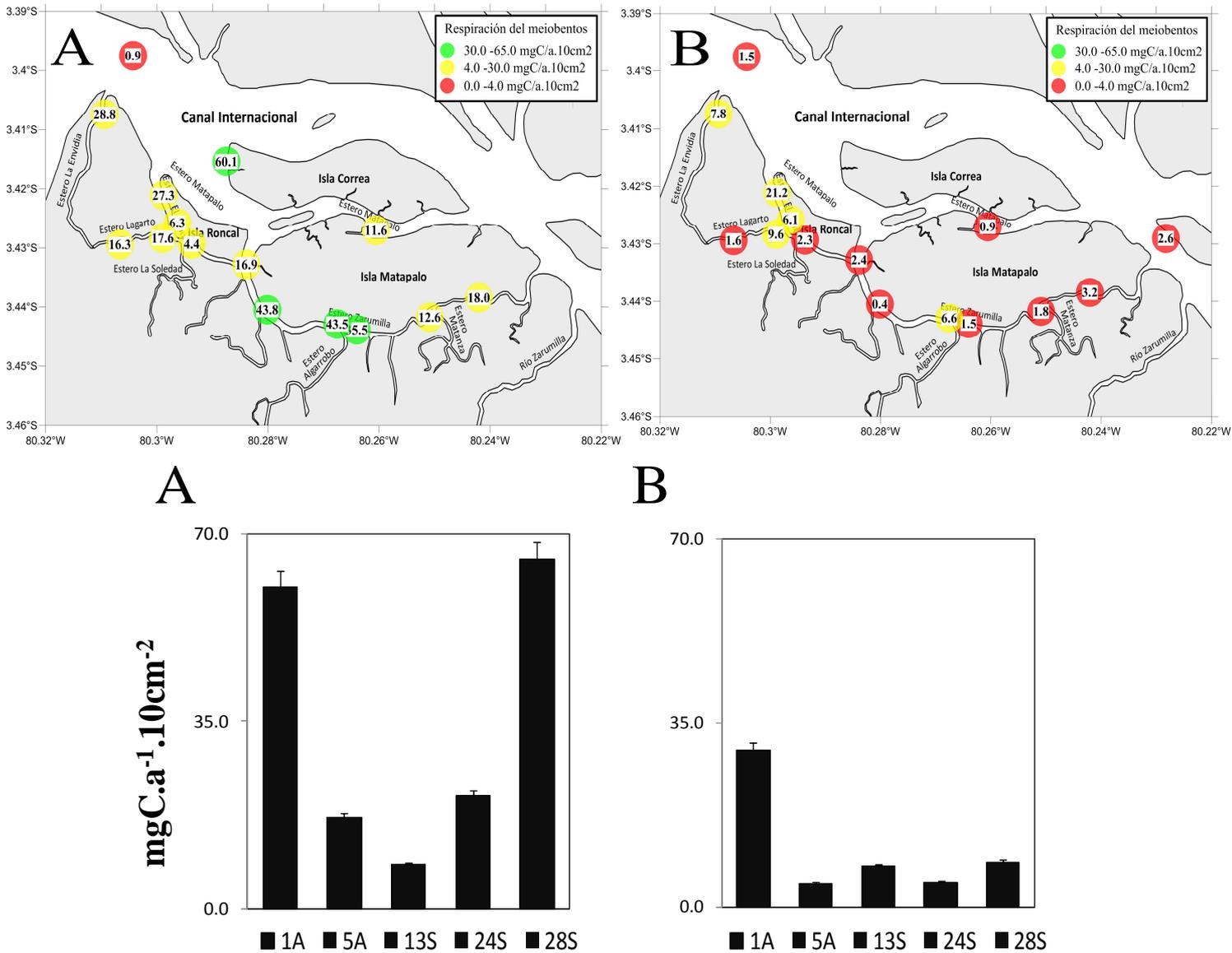


**Figura 27.** Distribución espacial (arriba) e integrada (abajo) de la producción secundaria del meiobentos en la columna de sedimento ( $\text{mgC.a}^{-1} \cdot 10\text{cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.

**Respiración.** - La respiración del meiobentos expresada en miligramos de carbono en unidad de área por año ( $\text{mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ ) registrada en la parte superficial (0-1cm.) para las estaciones muestreadas durante el periodo seco y el periodo húmedo, se muestra en la figura 28 y en el anexo T2. Los mayores valores de respiración se registraron durante el periodo seco, sobre todo en los canales secundarios y en el canal Zarumilla, mientras que los menores valores se registraron durante el periodo húmedo manteniéndose algunos picos en los canales secundarios (Figura 27, Anexo T2).

Durante el periodo seco, la respiración del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos, varió de un máximo de  $60.09 \pm 6.13 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 3A) a un mínimo de  $0.87 \pm 0.05 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 7S) (Anexo T2). Para el primer centímetro, en la estación 3A, el grupo taxonómico que más aportó en respiración fue de los nematodos de la familia Chromadoridae con  $38.11 \pm 19.81 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ . Para la estación 7S, el grupo que más aportó en respiración fue la de la clase Copépoda con  $0.41 \pm 0.03 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Anexo T2). Durante el periodo húmedo, la respiración del meiobentos en la parte superficial de los sedimentos (0-1cm.) varió de un máximo de  $21.24 \pm 2.41 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 10S) a un mínimo de  $0.37 \pm 0.07 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Estación 4A) (Anexo T2). Para el primer centímetro, en la estación 10S, el grupo taxonómico que más aportó en respiración fue de los nematodos de la familia Chromadoridae con  $13.76 \pm 5.15 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ , mientras que para la estación 4A, el grupo que más aportó en respiración fue el de la familia de nematodos Chromadoridae con  $0.23 \pm 0.14 \text{ mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$  (Anexo T2). Durante el periodo seco, los perfiles con mayores valores integrados de respiración del meiobentos se registraron en la estación 28S y 1A (zona del canal Zarumilla y esteros secundarios respectivamente), mientras que la estación 13S presentó los menores valores integrados de respiración (Figura 28). Durante este periodo, se observó una distribución de la productividad agregada a la superficie, concentrándose (en su mayoría) dentro de los primeros

tres centímetros de la columna de sedimento (~60%). Durante el periodo húmedo, el perfil con mayor valor de respiración se registró en la estación 1A (canal secundario del curso medio) mientras que las estaciones 5A y 24S presentaron los menores valores (Figura 28).

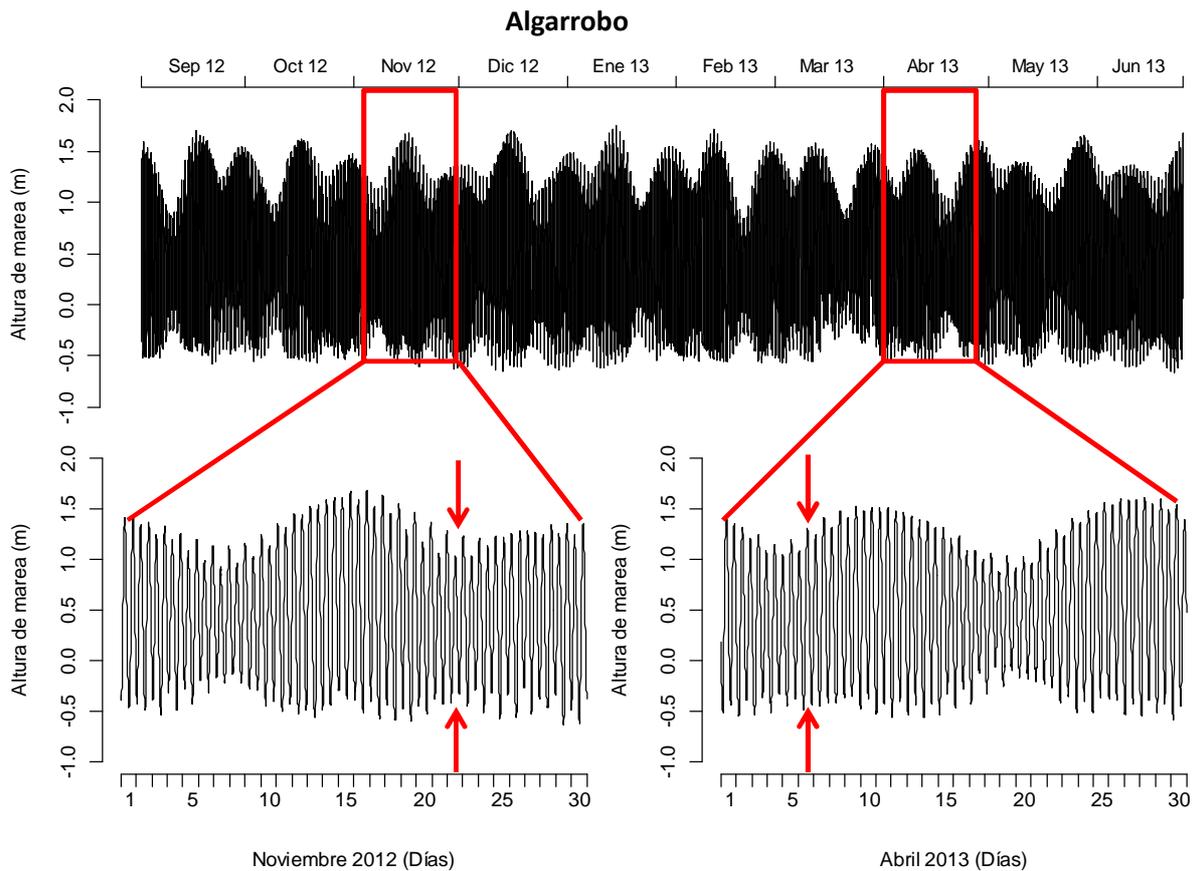


**Figura 28. Distribución espacial (arriba) e integrada (abajo) de la respiración del meiobentos en la columna de sedimento (mgC.a<sup>-1</sup>.10cm<sup>-2</sup>) ± SD para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**

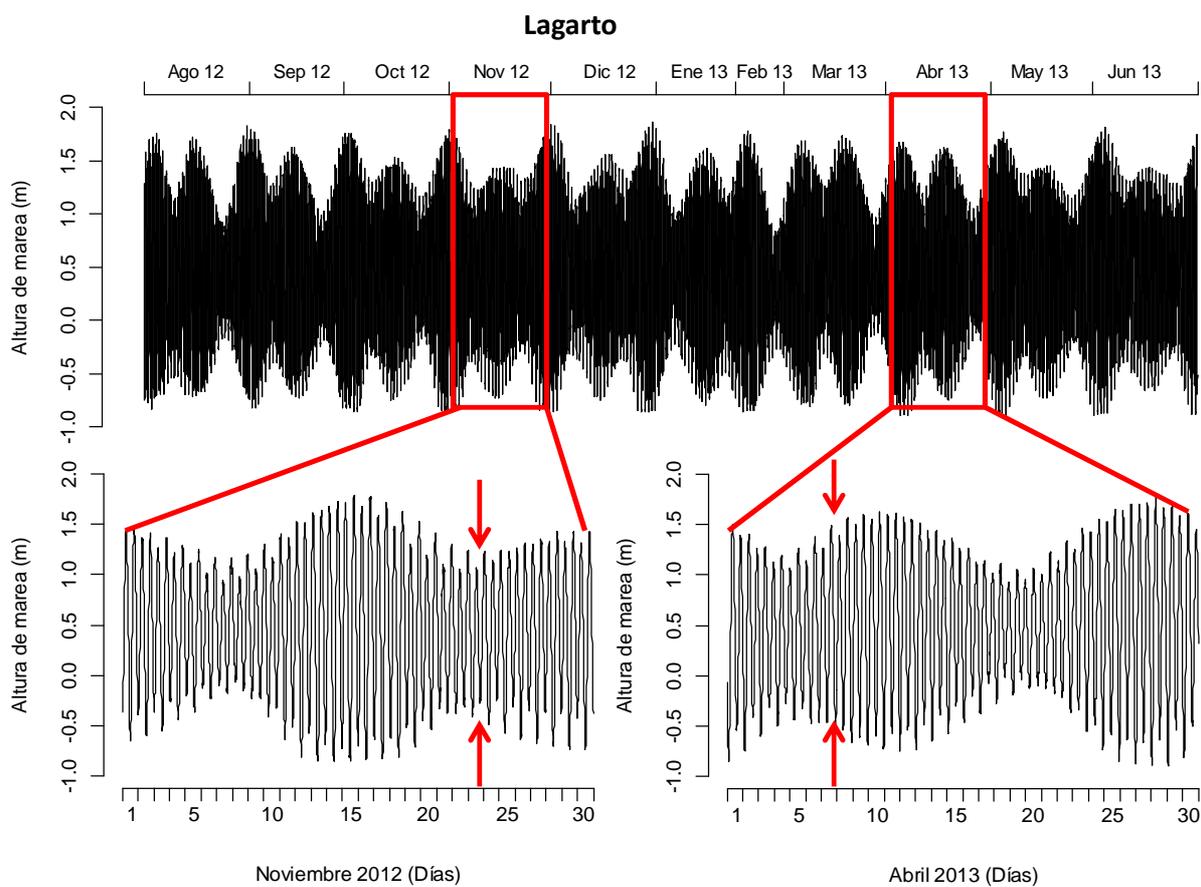
## **4.2. Estudio del efecto de la marea.**

### **4.2.1. Amplitud de marea.**

La amplitud mareal definida como la diferencia de la altura de la marea baja y de la altura de la marea alta con respecto al nivel del mar fue utilizada como un indicador descriptivo de régimen de mareas dentro del estuario para las dos zonas de estudio en los canales de Algarrobo (Figura 29) y Lagarto (Figura 30). Los datos fueron proporcionados por el Instituto Geofísico del Perú (2012-2013) mediante el uso continuo de un CTD en ambas zonas del estuario. Durante el periodo seco del estudio de mareas (Noviembre 2012), se muestreó en la zona de Algarrobo el día 22 de Noviembre (Figura 29) y la zona de Lagarto el día 23 de Noviembre (Figura 30), los cuales fueron realizados durante el desarrollo de mareas de cuadraturas, con temperatura ambiental de 23.1°C para la zona de Algarrobo y de 31.6°C para la zona de Lagarto. Durante el periodo húmedo del estudio de mareas (Abril 2013), se muestreó en la zona de Algarrobo el día 6 de Abril (Figura 29) y la zona de Lagarto el día 7 de Abril (Figura 30), los cuales fueron realizados en un período de transición entre marea de cuadratura y marea de sicigia, con temperatura ambiental de 22.4°C para la zona de Algarrobo y de 30.8°C para la zona de Lagarto.



*Figura 29. Amplitud de marea calculada para la zona de Algarrobo dentro del SNLMT durante Noviembre 2012 y Abril 2013. Cuadro rojo representa el día en que se realizó el estudio para cada mes.*



**Figura 30.** Amplitud de marea calculada para la zona de Lagarto dentro del SNLMT durante Noviembre 2012 y Abril 2013. Cuadro rojo representa el día en que se realizó el estudio para cada mes.

#### 4.2.2. Variables fisicoquímicas.

Las variables fisicoquímicas recopiladas a partir de la superficie y el fondo de la columna de agua (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, pH y potencial de óxido-reducción) en las dos zonas de muestreo en los canales Algarrobo y Lagarto durante los meses de Noviembre 2012 (periodo seco) y Abril 2013 (período húmedo) se muestran en la tabla 13.

**Tabla 13. Condiciones fisicoquímicas en superficie (Sup.) y fondo (Fon.) en las dos estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Noviembre 2012 y Abril 2013. Z: profundidad, T: Temperatura, OD: oxígeno disuelto. A: Algarrobo. L: Lagarto. 1: marea baja. 2: marea llenante. 3 marea alta. 4: marea vaciante.**

<u>Noviembre 2012</u>		<b>Z</b>		<b>T (°C)</b>		<b>OD (mg/L)</b>		<b>Salinidad</b>		<b>pH</b>		<b>Redox</b>	
<b>Estaciones</b>	<i>m.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>
A1	0.50	25.60	-	0.92	-	35.10	-	7.37	-	-	-	-	-
A2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A3	2.30	26.50	-	-	-	34.10	-	7.60	-	-	-	-	-
A4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
L1	1.70	25.50	-	-	-	35.80	-	7.33	-	-	-	-	-
L2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
L3	2.30	26.50	-	-	-	33.50	-	7.93	-	-	-	-	-
L4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<u>Abril 2013</u>		<b>Z</b>		<b>T (°C)</b>		<b>OD (mg/L)</b>		<b>Salinidad</b>		<b>pH</b>		<b>Redox</b>	
<b>Estaciones</b>	<i>m.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>	<i>Sup.</i>	<i>Fon.</i>
A1	0.30	-	29.40	0.04	0.00	-	27.20	-	7.22	-	-236.20	-	-
A2	0.90	30.50	30.56	4.46	3.64	21.59	21.45	7.01	6.82	-26.50	-37.40	-	-
A3	2.00	30.17	30.32	5.00	5.08	22.98	22.85	7.80	7.87	1.60	1.50	-	-
A4	1.20	30.09	30.04	4.01	4.12	23.25	23.22	7.79	7.58	12.10	13.30	-	-
L1	0.30	-	28.98	1.81	-	-	27.12	-	7.95	-	-40.50	-	-
L2	1.30	29.64	29.52	4.30	3.87	23.83	24.26	7.84	7.80	-27.90	-41.10	-	-
L3	2.50	28.25	28.24	4.33	4.92	27.67	27.80	7.66	7.42	-10.00	-22.50	-	-
L4	0.60	-	28.47	1.84	-	-	26.97	-	7.94	-	-33.80	-	-

#### **a. Altura de la columna de agua.**

Durante el estudio se realizaron mediciones de profundidad para ambas estaciones en las zonas de Algarrobo y Lagarto en cada fase de mareas. Se observó que para el periodo seco, la altura de la columna de agua varió entre 0.5 m y 2.3 m en Algarrobo, y entre 1.7 m y 2.3 m en Lagarto, para marea baja y marea alta, respectivamente. Mientras que la mayor columna de agua se registró en la fase de marea alta, siendo de 2.0 m en Algarrobo y de 2.5 m en la zona de Lagarto (Tabla 13). Estos cambios fueron estadísticamente significativos para cada temporada y fase mareal (Anexo T5).

#### **b. Temperatura.**

Durante Noviembre del 2012 (periodo seco), los valores más bajos de temperatura superficial en la columna de agua fueron de 25.6°C en Algarrobo y 25.5°C en Lagarto, ambos durante marea baja (Tabla 13). Mientras que los valores de temperatura más altos en columna de agua fueron de 26.5°C en Algarrobo y Lagarto, ambos durante la fase de marea alta. Durante el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), los valores más bajos de temperatura en columna de agua fueron de 29.4°C en Algarrobo y 28.9°C en Lagarto, ambos durante marea baja. Mientras que los valores de temperatura más altos en columna de agua fueron de 30.5°C en Algarrobo y 29.5°C en Lagarto, ambos durante la fase llenante de marea (Tabla 13).

#### **c. Salinidad.**

Durante el periodo seco, los valores más bajos de salinidad en la columna de agua fueron de 34.1 en Algarrobo y 33.5 en Lagarto, ambos durante la fase de marea alta. Mientras que los valores de salinidad más altos en columna de agua fueron de 35.1 en Algarrobo y de 35.8 en

Lagarto, ambos durante la fase de marea baja (Tabla 13). Durante el periodo húmedo, los valores más bajos de salinidad en columna de agua fueron de 21.5 en Algarrobo y 23.8 en Lagarto, ambos durante la fase llenante de marea. Mientras que los valores de salinidad más altos en columna de agua fueron de 27.2 en Algarrobo durante marea baja y en Lagarto de 27.8 durante marea alta (Tabla 13).

#### **d. Oxígeno disuelto.**

Durante el periodo seco, el único valor de oxígeno disuelto (OD) registrado en columna de agua fue de  $0.9 \text{ mL.L}^{-1}$  para la zona de Algarrobo durante marea baja (Tabla 13). Durante el periodo húmedo, los valores más bajos de OD en columna de agua fueron de  $0.04 \text{ mL.L}^{-1}$  en Algarrobo y  $1.8 \text{ mL.L}^{-1}$  en Lagarto, ambos durante marea baja. Mientras que los valores de OD más altos en columna de agua fueron de  $5.1 \text{ mL.L}^{-1}$  en Algarrobo y  $4.9 \text{ mL.L}^{-1}$  en Lagarto, ambos durante marea alta (Tabla 13).

#### **e. pH.**

Durante el periodo seco, los valores más bajos de pH en la columna de agua fueron de 7.37 en Algarrobo y 7.33 en Lagarto, ambos durante la fase de marea baja. Mientras que los valores de pH más altos en columna de agua fueron de 7.60 en Algarrobo y de 7.93 en Lagarto, ambos durante la fase de marea alta (Tabla 13). Durante el periodo húmedo, los valores más bajos de pH en columna de agua fueron de 6.82 en Algarrobo durante la fase llenante de marea y de 7.42 en Lagarto durante marea alta. Mientras que los valores de pH más altos en columna de agua fueron de 7.87 en Algarrobo durante marea alta y en Lagarto de 7.95 durante marea baja (Tabla 13).

#### **f. Potencial de Oxido-reducción.**

Durante el periodo seco, no se colectaron datos in situ de potencial de óxido-reducción para ninguna de las zonas de estudio (Tabla 13). Durante el periodo húmedo, los valores más negativos de potencial de óxido-reducción en columna de agua fueron de -236.2 mV en Algarrobo y -40.5 mV en Lagarto, ambos durante marea baja. Mientras que los valores de más altos de potencial de óxido-reducción en columna de agua fueron de +13.3 mV en Algarrobo durante la fase vaciante de marea y en Lagarto de -22.5 mV durante marea alta (Tabla 13).

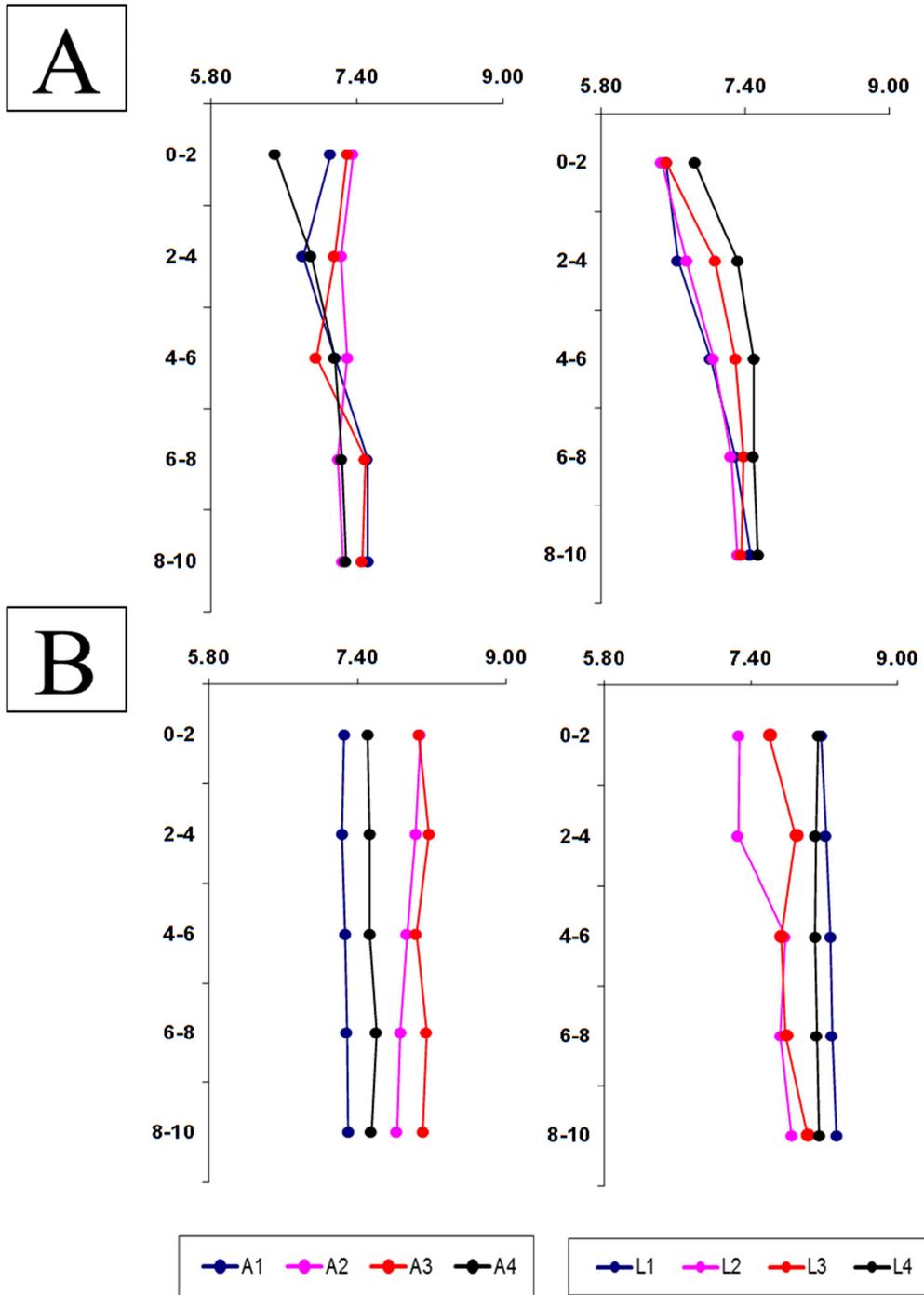
#### **4.2.3. Variables geoquímicas.**

##### **a. pH en sedimentos intermareales.**

Durante el periodo seco, los menores valores de pH en la capa superficial (0-2cm.) fueron de 6.5 en Algarrobo durante la fase vaciante de marea y de 6.5 en la zona de Lagarto durante marea baja (Figura 31). Los valores más altos de pH en los dos primeros centímetros, fueron de 7.4 en Algarrobo durante la fase llenante de marea y de 6.8 durante la fase vaciante de marea (Figura 31). Asimismo, en Algarrobo, los valores más bajos en los perfiles verticales, se registraron durante la marea baja y la fase llenante de marea hasta los primeros cuatro centímetros de profundidad (0-4cm.) en donde los valores se tornaron más altos hasta los diez centímetros. Mientras que en Lagarto, los valores más bajos se registraron durante marea baja y la fase llenante de marea hasta los primeros ocho centímetros (0-8cm.) en donde los valores registrados fueron más alcalinos (Figura 31).

Durante el periodo húmedo, los valores más bajos de pH en la capa superficial fueron de 7.3 en Algarrobo durante marea baja y en Lagarto durante la fase vaciante de marea (Figura 31). Los valores más altos de pH en el sedimento superficial, fueron de 8.1 en Algarrobo durante la fase

llenante de marea y de 8.2 durante marea baja (Figura 31). Asimismo, en Algarrobo, los valores más bajos en los perfiles verticales, se registraron durante la marea baja, permaneciendo homogéneos a lo largo de todo el perfil. Mientras que en Lagarto los valores más bajos se registraron durante la fase de marea llenante, luego los valores registrados se tornaron más altos hacia centímetros sub-superficiales (Figura 31). Todos los perfiles obedecen a las características típicas de sedimentos de alto contenido orgánico, observándose que durante el periodo húmedo, los valores de pH presentan diferencias más marcadas a lo largo del perfil que durante el periodo seco (Figura 31). Cabe resaltar que durante ambos periodos de estudio, los valores de pH fueron significativamente más altos durante periodo húmedo en ambas zonas (Anexo T8), además, los valores más bajos de pH se registraron siempre en Lagarto, sobre todo durante el periodo seco (Anexo T8).



*Figura 31. Registros de pH en la columna de sedimento (0-10cm.) para las dos estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. A: Algarrobo. L: Lagarto. 1: marea baja. 2: marea llenante. 3 marea alta. 4: marea vaciante.*

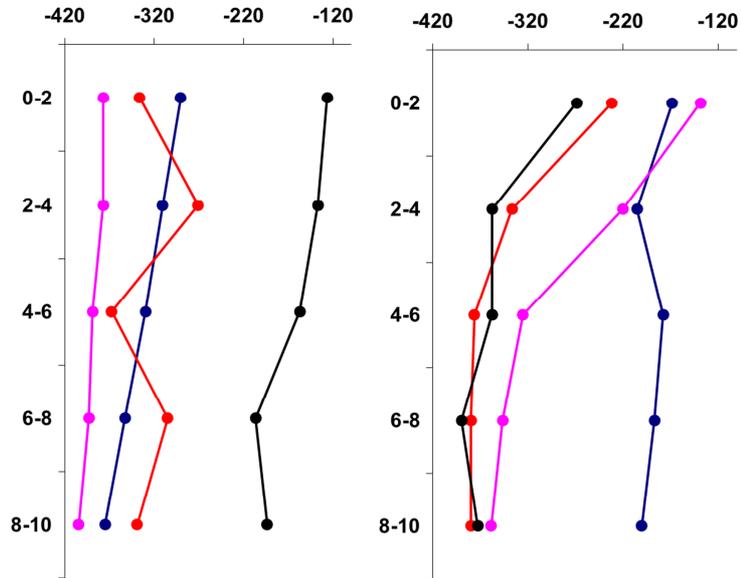
## **b. Potencial de Oxido-reducción.**

Durante el periodo seco, los valores más reductores de Eh en la capa superficial (0-2cm.) fueron de -376.8 mV en Algarrobo durante la fase llenante de marea y de -268.5 mV en la zona de Lagarto durante la fase vaciante de marea. Los valores menos reductores en la capa superficial fueron de -126.5 mV en Algarrobo durante la fase vaciante de marea y de -138.5 mV durante la fase llenante de marea (Figura 32). Asimismo, en Algarrobo, los valores menos reductores en superficie se registraron durante la fase vaciante de marea, a pesar de ello, todos los perfiles se hicieron más reductores hacia sub-superficie (Figura 32). En Lagarto, los valores menos reductores en superficie se registraron durante marea baja y llenante, haciéndose más reductores hacia centímetros subsuperficiales, esta tendencia fue la misma para todos los perfiles dentro de la zona (Figura 32). En Algarrobo, la Redoxclina en la columna de sedimentos se mostró profundizada durante las fases de marea baja y vaciante (a los 6cm de profundidad), en cambio en la zona de Lagarto sólo se mostró profundizada durante la fase llenante de la marea (4cm).

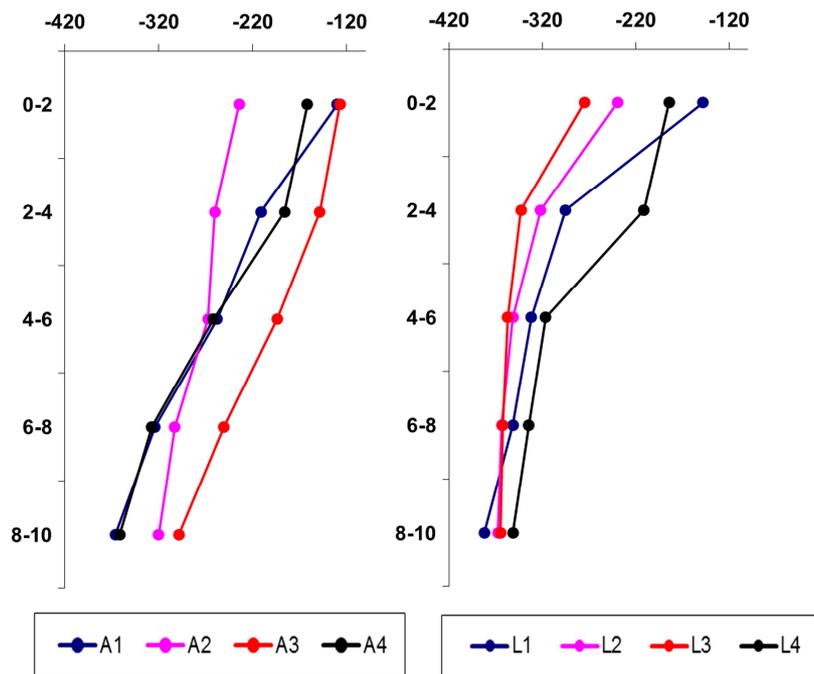
Durante el periodo húmedo, los valores más reductores en la capa superficial (0-2cm.) fueron de -234.3 mV en la zona de Algarrobo durante la fase llenante de marea y de -274.8 mV en la zona de Lagarto durante marea alta. Los valores menos reductores en los dos primeros centímetros, fueron de -127.2 mV en Algarrobo durante marea alta y de -148.1 mV durante marea baja (Figura 32). Por otra parte, en la zona de Algarrobo, los valores más reductores en superficie se registraron durante la marea llenante, en cambio los valores registrados durante las demás fases de marea fueron menos reductores, a pesar de ello, a partir de los cuatro centímetros de profundidad, los perfiles tuvieron tendencias reductoras similares (Figura 32). En la Lagarto, los valores más reductores se registraron durante marea llenante y alta hasta los primeros cuatro centímetros, en donde los perfiles obtenidos durante la marea baja y vaciante se tornaron más

reductores (Figura 32). Todos los perfiles obedecen a las características típicas de sedimentos muy dinámicos y con intensa actividad geoquímica en superficie y sub-superficie (Figura 32). En Algarrobo, la Redoxclina en la columna de sedimentos se mostró profundizada durante las fases de marea llenante y alta (a los 6cm de profundidad), en cambio en la zona de Lagarto solo se mostró profundizada durante la fase vaciante de la marea (4 cm) (Anexo T3). En promedio, la profundidad de la Redoxclina fue significativamente mayor durante el periodo seco del estudio, así como en la zona de Algarrobo (Anexo T5).

**A**



**B**



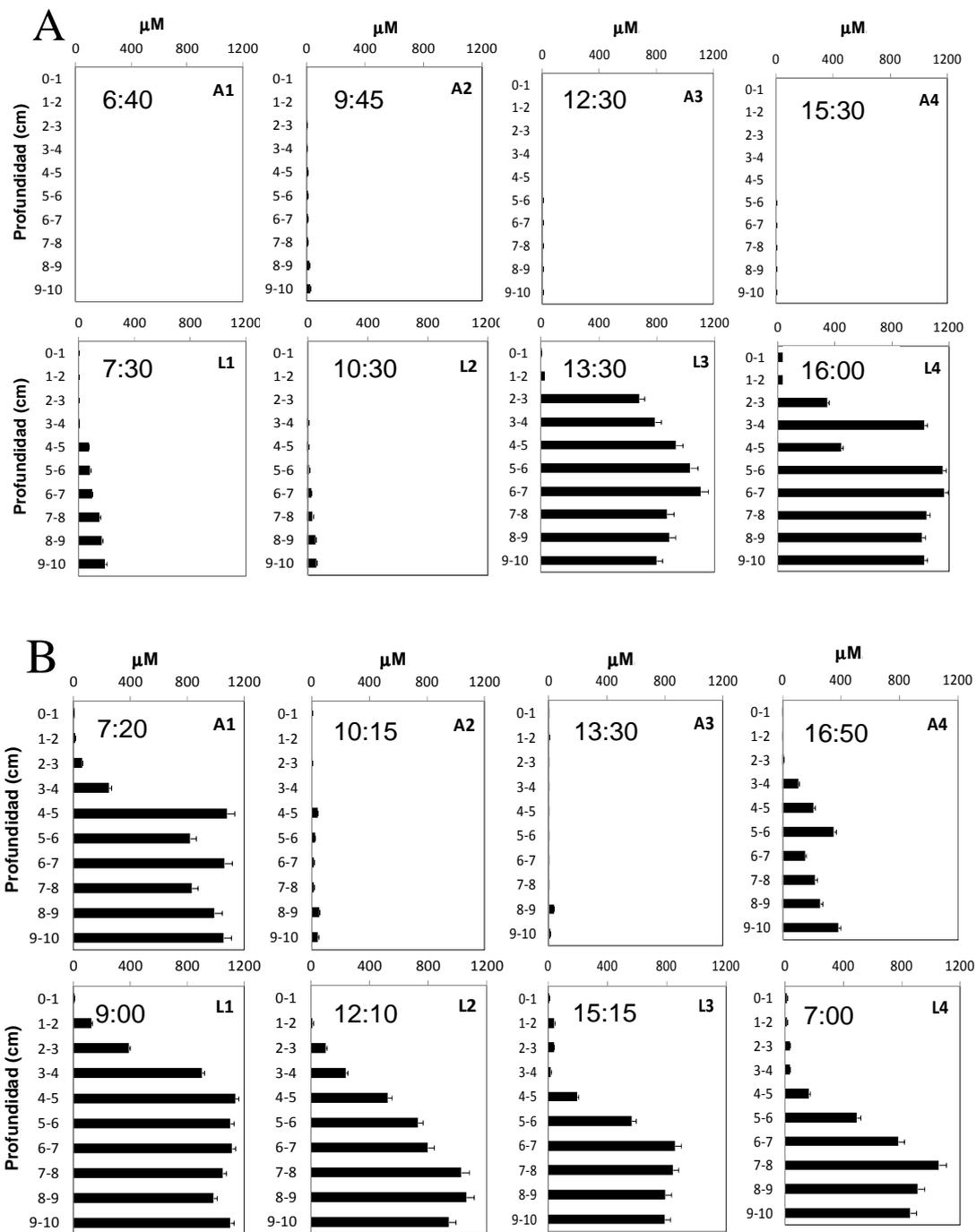
*Figura 32. Valores de potencial de óxido-reducción (Eh) en mV para la columna de sedimento (0-10cm.) para las dos estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. A: Algarrobo. L: Lagarto. 1: marea baja. 2: marea llenante. 3 marea alta. 4: marea vaciante.*

### **c. Sulfuro de hidrogeno.**

En el mes de Noviembre del 2012 (periodo seco), los valores más altos de sulfuros para la zona de Algarrobo se concentraron durante la fase llenante de marea alcanzando una máxima concentración de  $23.0 \mu\text{M}$  en el intervalo de 9-10cm, mientras que durante la marea baja no se registraron concentraciones de sulfuros en columna de sedimento. Para la zona de Lagarto, los valores más altos de sulfuros se concentraron en la fase vaciante de la marea con  $1167.8 \mu\text{M}$  en el intervalo de 6-7cm., mientras que el perfil con menos concentración de sulfuros se registró durante la fase llenante de marea (Figura 33). En el mes de Abril del 2013 (periodo húmedo), los valores más altos de sulfuros para la zona de Algarrobo se concentraron durante la marea baja alcanzando una máxima concentración de  $1075.9 \mu\text{M}$  en el intervalo de 4-5cm, mientras que los valores más bajos se registraron durante la marea alta. Para la zona de Lagarto, los valores más altos de sulfuros se concentraron en marea baja con  $1140.3 \mu\text{M}$  en el intervalo de 4-5cm., mientras que el perfil con menos concentración de sulfuros se registró durante marea alta (Figura 33).

Durante ambos periodos de muestreo, Algarrobo presentó concentraciones verticales de sulfuros significativamente menores en comparación a las registradas para Lagarto (Anexo T5). Estos perfiles se caracterizan por presentar las mayores concentraciones hacia los centímetros sub-superficiales de la columna de sedimento, los cuales van disminuyendo hacia la superficie (Figura 33). Además, durante el periodo seco, presentó una capa anóxica profundizada durante todas las fases de marea a 8cm de profundidad, al contrario de lo observado en la zona de Lagarto, donde la capa anóxica se encontró totalmente superficializada durante marea baja y la fase vaciante de marea y más profundizada durante marea baja la fase llenante de marea a los 6cm de profundidad (Figura 33). Por otro lado, durante el periodo húmedo, Algarrobo presentó

una capa anóxica más profundizada durante la marea alta a 8cm de profundidad, mientras que en las demás fases de marea la capa anóxica se encontró a 3cm de profundidad. Del mismo modo, en Lagarto, la capa anóxica se encontró profundizada durante la marea baja a 4cm de profundidad y más superficializada durante las demás fases de marea (entre 1 y 2cm de profundidad) (Anexo T3). En promedio, el inventario de sulfuros fue significativamente mayor en Lagarto que en Algarrobo, mientras que la capa anóxica fue significativamente más profunda en Algarrobo y durante el periodo seco del estudio (Anexo T5).



**Figura 33.** Concentración de sulfuro de hidrógeno ( $\mu\text{M}$ ) en la columna de sedimento para las dos estaciones de muestreo en el SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013. A: Algarrobo. L: Lagarto. 1: marea baja. 2: marea llenante. 3 marea alta. 4: marea vaciante.

#### **d. Carbohidratos.**

En el periodo seco, los mayores valores de CHOt en sedimento superficial para Algarrobo se registraron durante la fase llenante de marea, mientras que los menores, durante la fase vaciante; para Lagarto, los mayores valores se registraron en fase llenante, mientras que los menores durante marea baja. En el periodo húmedo, los valores más altos de CHOt para Algarrobo, se registraron durante marea alta, mientras que los más bajos, durante la marea baja; para Lagarto, los valores más altos se registraron en marea alta y los menores durante marea baja. Las concentraciones de CHO<sub>h</sub> se mantuvieron homogéneas en los perfiles durante cada fase de mareas en ambas zonas (Anexo F11).

#### **e. Proteínas.**

En el periodo seco, los mayores valores de PRTt en sedimento superficial para Algarrobo, se registraron durante la fase llenante de marea, mientras que durante marea baja se registraron las más bajas; para Lagarto, los mayores valores de PRTt se registraron en la fase llenante, mientras que las menores, durante marea alta. En el periodo húmedo, los mayores valores de PRTt para Algarrobo, se registraron durante marea baja, mientras que los más bajos durante marea alta; para Lagarto, los valores más altos se registraron en marea alta, mientras que los más bajos, durante marea baja. Las concentraciones de PRTh se mantuvieron homogéneas a lo largo de los perfiles para cada zona de estudio (Anexo F12).

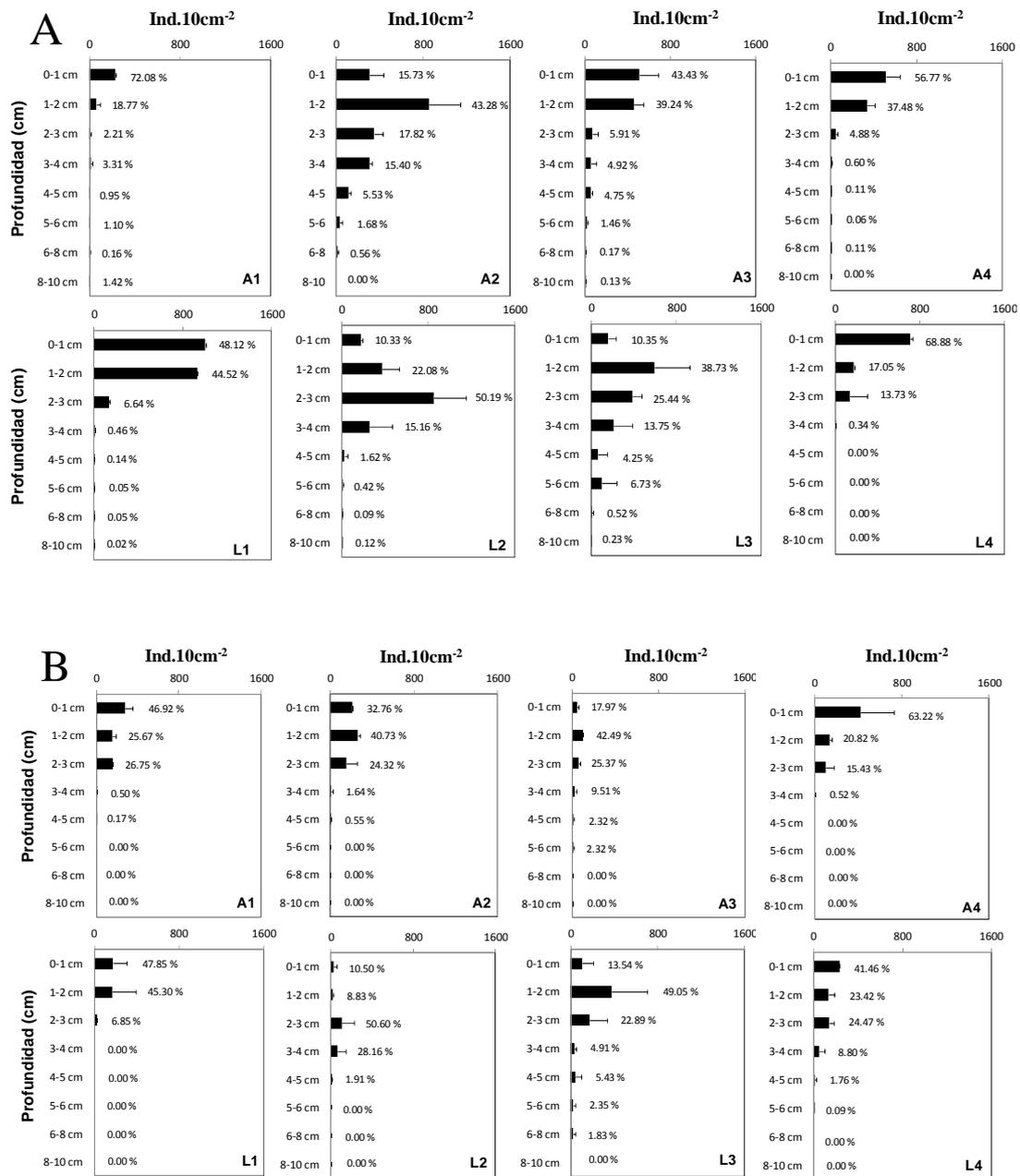
#### 4.2.4. Variables biológicas.

##### a. Meiobentos metazoario.

**Abundancia en superficie.-** Durante el periodo seco del estudio de mareas, la abundancia del meiobentos en el primer centímetro de sedimento presentó las mayores concentraciones en Algarrobo durante la fase vaciante de la marea con  $518 \pm 26 \text{ Ind.10cm}^{-2}$  y en Lagarto durante marea baja con  $1005 \pm 107 \text{ Ind.10cm}^{-2}$ , mientras que las menores abundancias en superficie se presentaron en Algarrobo durante marea baja con  $229 \pm 4 \text{ Ind.10cm}^{-2}$  y en Lagarto durante marea alta con  $159 \pm 18 \text{ Ind.10cm}^{-2}$  (Figura 34). Durante el periodo húmedo, la abundancia del meiobentos en superficie presentó la mayor concentración en Algarrobo con  $422 \pm 53 \text{ Ind.10cm}^{-2}$  y en Lagarto con  $236 \pm 10 \text{ Ind.10cm}^{-2}$  ambas durante la fase vaciante de marea, mientras que las menores abundancias en superficie se presentaron en Algarrobo durante marea alta con  $43 \pm 3 \text{ Ind.10cm}^{-2}$  y en Lagarto con  $22 \pm 6 \text{ Ind.10cm}^{-2}$ , ambas durante la fase llenante de marea. Además, todas las estaciones estuvieron dominadas por la presencia de nematofauna con más del 60% del total durante el periodo seco y con más del 80% durante el periodo húmedo (Figura 34). Cabe resaltar que en durante todas las fases de marea y en ambas zonas de estudio, el mayor número de grupos taxonómicos siempre se mantuvo en los dos primeros centímetros de la columna de sedimento.

**Distribución vertical de la abundancia.-** Durante ambos periodos de estudio, se observó un patrón vertical de distribución comunitaria para cada fase de marea. La siguiente descripción porcentual, refiere solo a la mayoría de la población en columna de sedimento. En el periodo seco, para Algarrobo y durante la marea baja, el 72.1% de la comunidad se concentró en el intervalo de 0-1cm; durante la fase llenante de marea, el 43.3% se concentró en el intervalo de 1-2cm; durante la marea alta el 43.4% se concentró nuevamente en el primer centímetro del

sedimento y durante la fase vaciante de marea, el 56.8% se concentró en el primer centímetro de la columna de sedimento (Figura 34). Para Lagarto, durante la marea baja, el 48.1% de la comunidad se concentró en el primer centímetro; durante la fase llenante de marea, el 50.2% se concentró en el intervalo de 2-3cm; durante la marea alta el 38.7% se concentró en intervalo de 1-2cm y durante la fase vaciante de marea, el 68.9% se volvió a concentrar en el primer centímetro de la columna de sedimento (Figura 34). En el periodo húmedo, para Algarrobo, durante la marea baja, el 46.9% de la comunidad se concentró en el primer centímetro; durante la fase llenante de marea, el 40.7% se concentró en el intervalo de 1-2cm.; durante la marea alta el 42.5% se concentró en intervalo de 1-2cm y durante la fase vaciante de marea, el 63.2% se volvió a concentrar en el primer centímetro de la columna de sedimento (Figura 34). Para Lagarto, durante la marea baja, el 47.8% se concentró en el primer centímetro; durante la fase llenante de marea, el 50.6% se concentró en el intervalo de 2-3cm.; durante la marea alta el 49.1% se concentró en intervalo de 1-2cm y durante la fase vaciante de marea, el 41.6% de la comunidad se concentró nuevamente en el primer centímetro de la columna de sedimento (Figura 34). En síntesis, la distribución del porcentaje del total de organismos del meiobentos no mostró diferencias entre ambos esteros. El porcentaje en superficie varió significativamente durante cada fase de marea, presentando una mayor profundización durante la fase llenante y alta de la marea en ambos periodos de estudio (Anexo T5).



**Figura 34.** Concentración espacio-vertical de la abundancia del meiobentos ( $\text{Ind.10cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones dos estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Noviembre 2012, B. Abril 2013. A: Algarrobo. L: Lagarto. 1: marea baja. 2: marea llenante. 3 marea alta. 4: marea vaciante. S: número de taxones ( $\text{Tax.10cm}^{-2}$ ).

### **4.3. Análisis de correlaciones estadísticas.**

#### **4.3.1. Estudio de la variación estacional y espacial.**

##### **4.3.1.1. Variables físico-químicas y geoquímicas.**

Se describen las correlaciones de rango Spearman ( $r_s$ ) entre las variables fisicoquímicas y geoquímicas en agua de fondo y sedimento superficial (0-1cm.).

**a. Temporada seca.-** Durante el periodo seco del estudio, el OD exhibió correlación inversa con el contenido de limo y arcillas en sedimentos, el contenido de biomoléculas totales e hidrolizables. Los niveles de pH en columna de agua exhibieron correlación positiva con los niveles de pH en sedimento y con el contenido de arenas. Además, los niveles de pH en columna de agua exhibieron correlación inversa con el contenido de limo y arcillas, con el contenido de MOT, con el contenido de biomoléculas totales e hidrolizables, así como con los fitopigmentos. Los niveles de pH en la columna de sedimento exhibieron correlación positiva con el contenido de arenas y correlación inversa con el contenido de limo y arcillas, y con el contenido de biomoléculas totales e hidrolizables. Los niveles de potencial de óxido-reducción (Eh) en sedimento exhibieron correlación negativa con el contenido de fitopigmentos. El contenido de limo y arcillas en sedimento exhibió correlación positiva con el contenido de MOT y con las biomoléculas totales e hidrolizables. Además, exhibió correlación inversa con el contenido de arenas. El contenido de arenas exhibió correlación negativa con la MOT y con las biomoléculas totales e hidrolizables. El contenido de MOT exhibió correlación positiva con el contenido de  $\text{CaCO}_3$ , el contenido de biomoléculas totales e hidrolizables. El contenido de CHOt exhibió correlación positiva con el contenido de PRTt, CHO<sub>h</sub> y PRTh. El contenido de PRTt exhibió correlación positiva con las biomoléculas hidrolizables (Tabla 14).

**b. Temporada húmeda.-** Durante el periodo húmedo del estudio, la concentración de OD en columna de agua exhibió correlación inversa con la temperatura. Los niveles de salinidad en columna de agua exhibieron correlación positiva con los niveles Redox en sedimento y con el contenido de arenas. Además, la salinidad exhibió correlación inversa con el contenido de limo y arcillas, de CHOt y de PRTh. Los niveles de pH en la columna de agua exhibieron correlación positiva con los niveles de pH en sedimento, con el contenido de limo y arcillas y correlación inversa con el contenido de arenas. Los niveles Redox en columna de agua exhibieron correlación inversa con los niveles de pH en columna de sedimento, mientras que los niveles de pH en la columna de sedimento exhibieron correlación positiva con el contenido de limo y arcillas y una correlación inversa con el contenido de arenas. El contenido de limo y arcillas exhibió correlación positiva con la MOT, los  $\text{CaCO}_3$ , el contenido de biomoléculas y los fitopigmentos. Además, exhibió correlación inversa con el contenido de arenas. El contenido de arenas exhibió correlación negativa con la MOT, los  $\text{CaCO}_3$ , el contenido de biomoléculas y los fitopigmentos. El contenido de MOT exhibió correlación positiva con el contenido de  $\text{CaCO}_3$ , el contenido de biomoléculas y los fitopigmentos. El contenido de CHOt exhibió correlación positiva con el contenido de PRTt, biomoléculas hidrolizables y los fitopigmentos. El contenido de PRTt exhibió correlación positiva con el contenido de biomoléculas hidrolizables y los fitopigmentos (Tabla 15).

*Tabla 14. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas y geoquímicas para el periodo seco del estudio de la variación estacional. Correlaciones significativas (p<0.1). Eh: potencial de óxido-reducción.*

N = 16			Agua		Sedimentos										
			OD	pH	pH	Eh	% arcillas	% gravas	% arenas	MOT	CaCO <sub>3</sub>	CHOt	PRTt	CHOH	Cl-a
Agua	pH	Coficiente	.446												
		Sig.	.083												
Sedimentos	pH	Coficiente		.451											
		Sig.		.100											
	% limo-arcilla	Coficiente	-.557	-.603	-.451										
		Sig.	.031	.017	.101										
	% gravas	Coficiente	.580	.628			-.549								
		Sig.	.023	.012			.034								
	% arenas	Coficiente	.557	.587	.451		-.989	.499							
		Sig.	.031	.021	.100		.000	.058							
	MOT	Coficiente		-.676			.811	-.475	-.800						
		Sig.		.006			.000	.074	.000						
	CaCO <sub>3</sub>	Coficiente					.525			.539					
		Sig.					.044			.038					
	CHOt	Coficiente	-.564	-.624	-.510		.861	-.486	-.836	.639					
Sig.		.028	.013	.062		.000	.066	.000	.010						
PRTt	Coficiente	-.483	-.586	-.497		.819		-.810	.785	.540	.803				
	Sig.	.068	.022	.070		.000		.000	.001	.038	.000				
CHOH	Coficiente	-.446	-.512	-.563		.829		-.804	.650	.432	.764	.879			
	Sig.	.095	.051	.036		.000		.000	.009	.100	.001	.000			
PRTh	Coficiente		-.513	-.609		.739		-.725	.739		.718	.895	.836		
	Sig.		.050	.021		.002		.002	.002		.003	.000	.000		
Cl-a	Coficiente		-.463			-.499							.504		
	Sig.		.082			.069							.056		
Feop.	Coficiente					-.481							.636	.679	
	Sig.					.081							.011	.005	

*Tabla 15. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas y geoquímicas para el periodo húmedo del estudio de la variación estacional. Correlaciones significativas (p<0.1). Eh: potencial de óxido-reducción.*

N = 16			Agua				Sedimentos										
			OD	Salinidad	pH	Eh	pH	% arcillas	% gravas	% arenas	MOT	CaCO <sub>3</sub>	CHOt	PRTt	CHOh	PRTh	Cl-a
Agua	T	Coeficiente Sig.	-.628 .009														
	Eh	Coeficiente Sig.		.544 .029													
Sedimentos	pH	Coeficiente Sig.			.795 .000	-.457 .087											
	% limo-arcilla	Coeficiente Sig.		-.576 .019	.449 .081		.436 .100										
	% gravas	Coeficiente Sig.			-.536 .032			-.528 .035									
	% arenas	Coeficiente Sig.		.494 .052	-.452 .079		-.457 .087	-.965 .000									
	MOT	Coeficiente Sig.						.888 .000	-.519 .039	-.841 .000							
	CaCO <sub>3</sub>	Coeficiente Sig.						.847 .000		-.826 .000	.888 .000						
	CHOt	Coeficiente Sig.		-.704 .003				.936 .000	-.602 .017	-.893 .000	.850 .000	.775 .001					
	PRTt	Coeficiente Sig.						.711 .003		-.707 .003	.739 .002	.682 .005	.779 .001				
	CHOh	Coeficiente Sig.						.768 .001		-.750 .001	.932 .000	.868 .000	.768 .001	.764 .001			
	PRTh	Coeficiente Sig.		-.539 .038				.811 .000	-.512 .051	-.786 .001	.904 .000	.754 .001	.889 .000	.829 .000	.864 .000		
	Cl-a	Coeficiente Sig.						.671 .006	-.474 .074	-.646 .009	.868 .000	.718 .003	.714 .003	.625 .013	.907 .000	.807 .000	
	Feop.	Coeficiente Sig.						.568 .027		-.564 .028	.775 .001	.654 .008	.579 .024	.521 .046	.750 .001	.696 .004	.907 .000

#### 4.3.1.2. Factores abióticos y parámetros comunitarios.

Se describen las correlaciones de rango Spearman ( $r_s$ ) entre las variables fisicoquímicas y geoquímicas, con las variables biológicas en agua de fondo y sedimentos (0-1cm.).

*a. Temporada seca.*- La abundancia del meiobentos exhibió correlación positiva con los niveles Redox en sedimento y correlación inversa con los niveles de OD en columna de agua. La diversidad taxonómica del meiobentos exhibió correlación positiva con el contenido de CHOt en sedimentos. Con respecto a los grupos funcionales del meiobentos, la abundancia de nematodos de la familia Desmodoridae exhibió correlación positiva con el contenido de limo y arcillas en sedimento, y con el contenido de biomoléculas totales e hidrolizables, además de una correlación inversa con los niveles de OD, de pH en la columna de agua y el contenido de arenas. La abundancia de nematodos de la familia Oxystomatidae exhibió correlación inversa con el contenido de MOT en sedimentos y con los  $\text{CaCO}_3$ . La abundancia de nematodos de la familia Chromadoridae exhibió correlación inversa con el contenido de MOT, los  $\text{CaCO}_3$  y el contenido de PRTh en sedimentos. La abundancia de copépodos exhibió correlación positiva con el contenido de limo y arcillas en sedimentos, MOT, biomoléculas totales y correlación inversa con los niveles de OD y el contenido de arenas. La abundancia de bivalvos exhibió correlación positiva con niveles de OD y correlación inversa con el contenido de  $\text{CaCO}_3$  en sedimentos (Tabla 16).

**b. Temporada húmeda.-** La abundancia del meiobentos exhibió correlación inversa con los niveles de pH en sedimento. La diversidad taxonómica del meiobentos exhibió correlación inversa con los niveles de pH en columna de agua y en sedimento. La biomasa del meiobentos exhibió correlación inversa con el pH en sedimento. Con respecto a los grupos funcionales del meiobentos, la abundancia de nematodos de la familia Desmodoridae exhibió correlación positiva con el contenido de MOT en sedimento, así como con las biomoléculas y fitopigmentos. La abundancia de copépodos exhibió correlación inversa con el contenido de PRTt en sedimentos. La abundancia de bivalvos exhibió correlación inversa con el pH en columna de agua y en columna de sedimento. La abundancia de poliquetos exhibió correlación positiva con los niveles de salinidad en columna de agua, el contenido de arenas en sedimentos y correlación inversa con el contenido de limo y arcillas, MOT, biomoléculas y fitopigmentos (Tabla 17).

**Tabla 16. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo seco del estudio de la variación estacional. Correlaciones significativas ( $p < 0.1$ ). Eh: potencial de óxido-reducción.**

N = 16			Agua			Sedimentos							
			OD	T	pH	Eh	% arcillas	% arenas	MOT	CaCO <sub>3</sub>	CHOt	PRTt	CHOh
Meiobentos	N	Coeficiente	<b>-.489</b>			<b>.495</b>							
		Sig.	<b>.064</b>			<b>.072</b>							
	S	Coeficiente								<b>.470</b>			
		Sig.								<b>.077</b>			
Grupos del meiobentos (N)	Desmodoridae	Coeficiente	<b>-.622</b>		<b>-.447</b>		<b>.622</b>	<b>-.622</b>			<b>.667</b>	<b>.556</b>	<b>.484</b>
		Sig.	<b>.013</b>		<b>.095</b>		<b>.013</b>	<b>.013</b>			<b>.007</b>	<b>.031</b>	<b>.067</b>
	Oxystomatidae	Coeficiente						<b>-.599</b>	<b>-.823</b>				
		Sig.						<b>.018</b>	<b>.000</b>				
	Chromadoridae	Coeficiente						<b>-.446</b>	<b>-.650</b>				
		Sig.						<b>.095</b>	<b>.009</b>				
	Copepoda	Coeficiente	<b>-.557</b>				<b>.625</b>	<b>-.611</b>	<b>.514</b>		<b>.686</b>	<b>.520</b>	
		Sig.	<b>.031</b>				<b>.013</b>	<b>.016</b>	<b>.050</b>		<b>.005</b>	<b>.047</b>	
Bivalvia	Coeficiente	<b>.518</b>							<b>-.610</b>				
	Sig.	<b>.048</b>							<b>.016</b>				
Decapoda	Coeficiente												
	Sig.												
Polichaeta	Coeficiente												
	Sig.												

*Tabla 17. Correlaciones de rango de Spearman en el primer centímetro de sedimento entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo húmedo del estudio de la variación estacional. Correlaciones significativas (p<0.1). Eh: potencial de óxido-reducción.*

N = 16			Agua		Sedimentos											
			Salinidad	pH	pH	% arcillas	% arenas	MOT	CaCO <sub>3</sub>	CHOt	PRTt	CHOh	PRTh	Cl-a	Feop.	
<b>Meiobentos</b>	N	Coeficiente Sig.			-.471 .076											
	S	Coeficiente Sig.		-.440 .100	-.541 .037											
	B	Coeficiente Sig.			-.649 .009											
	PS	Coeficiente Sig.			-.507 .054											
	R	Coeficiente Sig.			-.507 .054											
<b>Grupos del meiobentos (N)</b>	Desmodoridae	Coeficiente Sig.					.592 .020			.530 .042	.637 .011	.473 .075	.503 .056			
	Copepoda	Coeficiente Sig.								-.560 .030						
	Bivalvia	Coeficiente Sig.		-.449 .093	-.554 .032											
	Decapoda	Coeficiente Sig.					-.433 .100	.433 .100								
	Polichaeta	Coeficiente Sig.	.489 .064			-.549 .034	.507 .054	-.592 .020	-.586 .022	-.586 .022	-.592 .020	-.586 .022	-.549 .034	-.586 .022	-.592 .020	

### **4.3.2. Estudio del efecto de la marea.**

#### **4.3.2.1. Temporada seca.**

La altura de la columna de agua, indicador de las fases de marea, exhibió correlación positiva con la temperatura y con el pH en columna de agua. Además, exhibió correlación inversa con la salinidad en columna de agua y con el porcentaje del total del meiobentos en sedimentos superficiales. La salinidad en columna de agua exhibió correlación inversa con el pH en columna de agua. El pH en columna de agua exhibió correlación positiva con los inventarios de sulfuros en sedimento. Los niveles de pH en sedimento exhibieron correlación inversa con los niveles Redox en sedimento. Los inventarios de sulfuros en sedimento exhibieron correlación inversa con la profundidad de la capa anóxica y de la Redoxclina. Finalmente, con el porcentaje de individuos del meiobentos en sedimentos superficiales exhibió una correlación negativa con la altura de la columna de agua y con el pH (Tabla 18).

#### **4.3.2.2. Temporada húmeda.**

La altura de la columna de agua exhibió correlación positiva con los niveles Redox en columna de agua y con la profundidad de la capa anóxica. Además, exhibió correlación inversa con los inventarios de sulfuros en sedimentos y con el porcentaje del total del meiobentos en sedimentos superficiales. El oxígeno disuelto en columna de agua exhibió correlación positiva con los niveles Redox en columna de agua, con la profundidad de la capa anóxica y de la Redoxclina en sedimentos, exhibiendo correlación inversa con la salinidad y con los inventarios de sulfuros en sedimentos. La salinidad en columna de agua exhibió correlación positiva con los inventarios de sulfuros y correlación inversa la

profundidad de la Redoxclina. El pH en columna de agua exhibió correlación positiva con el pH en sedimento. Los inventarios de sulfuros en sedimento exhibieron correlación inversa con la profundidad de la capa anóxica y de la Redoxclina. Finalmente, con el porcentaje de individuos del meiobentos en sedimentos superficiales exhibió una correlación negativa con la altura de la columna de agua (Tabla 19).

*Tabla 18. Correlaciones de rango de Spearman entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo seco del estudio del efecto de la marea (Noviembre 2012). Correlaciones significativas ( $p < 0.1$ ). Z: altura de la columna de agua en fase mareal; T: temperatura de la columna de agua; pH<sub>[0-2]</sub>: niveles de pH en los dos primeros centímetros del sedimento; Eh<sub>[0-2]</sub>: niveles Redox en los dos primeros centímetros del sedimento; H<sub>2</sub>S<sub>[0-10]</sub>: inventarios de sulfuros en la columna de sedimentos; Z<sub>[Anox]</sub>: profundidad de la capa anóxica en columna de sedimentos; Z<sub>[Rx]</sub>: profundidad de la Redoxclina en columna de sedimentos; % N<sub>[0-2]</sub>: porcentaje del total de individuos del meiobentos en sedimentos superficiales.*

N = 8			Agua				Sedimentos		
			Z	T	Salinidad	pH	pH <sub>[0-2]</sub>	H <sub>2</sub> S <sub>[0-10]</sub>	Z <sub>[Anox]</sub>
Agua	T	Coeficiente Sig.	.945 .000						
	Salinidad	Coeficiente Sig.	-.928 .001	-.910 .002					
	pH	Coeficiente Sig.	.843 .009	.707 .050	-.857 .007				
Sedimentos	Eh <sub>[0-2]</sub>	Coeficiente Sig.				-.970 .000			
	H <sub>2</sub> S <sub>[0-10]</sub>	Coeficiente Sig.			.548 .100				
	Z <sub>[Anox]</sub>	Coeficiente Sig.					-.976 .000		
	Z <sub>[Rx]</sub>	Coeficiente Sig.					-.945 .000	.904 .002	
	% N <sub>[0-2]</sub>	Coeficiente Sig.	-.349 .100			-.595 .100			

**Tabla 19. Correlaciones de rango de Spearman entre variables fisicoquímicas, geoquímicas y biológicas para el periodo húmedo del estudio del efecto de la marea (Abril 2013). Correlaciones significativas ( $p < 0.1$ ). Z: altura de la columna de agua en fase mareal; T: temperatura de la columna de agua; pH<sub>[0-2]</sub>: niveles de pH en los dos primeros centímetros del sedimento; Eh<sub>[0-2]</sub>: niveles Redox en los dos primeros centímetros del sedimento; H<sub>2</sub>S<sub>[0-10]</sub>: inventarios de sulfuros en la columna de sedimentos; Z<sub>[Anox]</sub>: profundidad de la capa anóxica en columna de sedimentos; Z<sub>[Rx]</sub>: profundidad de la Redoxclina en columna de sedimentos; % N<sub>[0-2]</sub>: porcentaje del total de individuos del meiobentos en sedimentos superficiales.**

N = 8			Agua					Sedimentos	
			Z	OD	T	Salinidad	pH	Eh	H <sub>2</sub> S <sub>[0-10]</sub>
Agua	OD	Coeficiente Sig.	.802 .017						
	Salinidad	Coeficiente Sig.		-.595 .120	-.905 .002				
	Eh	Coeficiente Sig.	.575 .100	.524 .100					
Sedimentos	pH <sub>[0-2]</sub>	Coeficiente Sig.				.548 .100			
	H <sub>2</sub> S <sub>[0-10]</sub>	Coeficiente Sig.	-.635 .091	-.857 .007	.690 .058		-.738 .037		
	Z <sub>[Anox]</sub>	Coeficiente Sig.	.741 .035	.872 .005			.638 .089	-.933 .001	
	Z <sub>[Rx]</sub>	Coeficiente Sig.		.617 .100	.694 .056	-.849 .008		.566 .144	-.849 .008
	% N <sub>[0-2]</sub>	Coeficiente Sig.	-.659 .076						

## **5. Discusión.**

### **5.1. Efecto de la variación estacional del clima y del régimen hídrico sobre las condiciones fisicoquímicas en la columna de agua.**

El clima en la cuenca del río Zarumilla, varía desde el desértico en la zona costera al semiárido de las zonas montañosas en la parte fronteriza y está fuertemente influenciada por la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y la interacción con anomalías tipo El Niño o La Niña.

En el presente estudio la localización de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) durante el periodo seco correspondió a condiciones climáticas normales. En setiembre 2012, se registraron anomalías negativas de la temperatura del aire ( $-2.0^{\circ}\text{C}$ ) para Tumbes (ENFEN, 2012a) y valores de temperatura superficial del mar con anomalías de  $+0.32$ . Para Noviembre del 2012, la ZCIT se ubicó ligeramente hacia el norte de su posición habitual, sumada a las anomalías negativas de la temperatura del aire ( $-1.5^{\circ}\text{C}$ ) para Tumbes (ENFEN, 2012b) y valores de temperatura superficial del mar con anomalías de  $+0.7$ , expresando condiciones normales con ausencia de lluvias para la zona. Por otro lado, durante el periodo húmedo (Abril 2013) la ZCIT se ubicó significativamente más hacia el Sur ( $2^{\circ}\text{S} - 5^{\circ}\text{S}$ ) con respecto a su posición durante Septiembre y Noviembre 2012, lo que se tradujo en la formación de núcleos de precipitación en la zona de estudio (ENFEN, 2013). Además, se dieron cambios estacionales térmicos respaldados por las anomalías de la temperaturas del aire ( $+1.0^{\circ}\text{C}$ ) en Tumbes. A pesar de ello, las condiciones climáticas continuaron definiéndose como neutras, con valores registrados dentro de su variabilidad normal a pesar del efecto de la estacionalidad (ENFEN, 2013).

Las climatologías de caudal del río Zarumilla muestran la ocurrencia de cambios sustanciales a nivel estacional dentro del SNLMT, aumentando su volumen e intensidad en las épocas de gran precipitación pluvial (Febrero - Abril) y disminuyendo sustancialmente en la parte baja de la cuenca a partir del mes de Mayo, alcanzando su menor caudal entre los meses de Julio y Octubre (Arévalo y Acuña, 2000; INRENA, 2011). Durante la época seca el caudal promedio para la cuenca del río Zarumilla fue de  $3.15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Septiembre del 2012) y  $3.17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . (Noviembre 2012), mientras que durante la época húmeda (Abril 2013), el caudal promedio fue de  $35.27 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . (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/>).

La variación estacional dentro del estuario se reflejó en la salinidad y en la temperatura en la columna de agua de los canales. Las temperaturas más altas fueron determinadas durante el periodo húmedo (estación de verano) y los menores durante el periodo seco (estación de primavera). Durante ambos periodos, las mayores temperaturas se registraron hacia los canales secundarios, los que suelen contener aguas con mayor tiempo de residencia. También se registraron altas temperaturas en zonas de canales principales pero solo durante verano, lo que obedecería a un proceso natural de insolación (Woodroffe, 1992; Domínguez, 2005; Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011).

Los valores de salinidad registrados reflejaron la variación del régimen hídrico dentro de los canales del estuario, ya que durante la época de menor caudal del río los valores fueron altos, mientras que disminuyeron durante la época del aumento del caudal, debilitando la señal producida por la intrusión de agua salada proveniente del mar (INRENA, 2011). Los menores valores de salinidad siempre fueron encontrados en el

canal Zarumilla, próximo al origen de la descarga de agua dulce (Arévalo y Acuña, 2000). Por otro lado, durante la época seca, la mayor salinidad se registró en los canales principales reflejando la intrusión de agua salada, alcanzando los valores altos (mayor salinidad con respecto a los valores del agua de mar de la región) en los canales del curso medio del estuario, caracterizados por ser zonas geomorfológicamente más cerradas, de menor espejo de agua, y de mayor evaporación típico de esos meses (Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011). Así, estas variables reflejaron de manera clara la señal temporal y espacial del régimen hídrico dentro del SNLMT, confirmando que la temperatura y salinidad en los canales del estuario están fuertemente influenciadas por la hidrodinámica y geomorfología del estuario.

En cuanto a las condiciones fisicoquímicas, variables como los niveles de oxígeno disuelto y pH en cuerpos de agua son importantes indicadores geoquímicos dentro de sistemas de alto enriquecimiento orgánico (Kathiresan y Bingham, 2001), ya que permiten caracterizar la actividad biogeoquímica en la zona, brindan una aproximación de la intensidad de la respiración y del tiempo de residencia de los cuerpos de agua (Black y Shimmiel 2003) además, aproximan al grado de deposición, resuspensión y transporte de material orgánico en la columna de agua, sobre todo en zonas dinámicas y de alto flujo de materiales como lo son los ecosistemas de manglares (Kristensen et al, 2008). El oxígeno disuelto registrado en los canales del santuario mostró menores valores durante el periodo seco en comparación al periodo húmedo, época en donde el flujo y reflujos de agua es en promedio mucho mayor que durante el periodo seco y en donde la influencia del caudal del río Zarumilla se vuelve significativa (Arévalo y Acuña, 2000; INRENA 2011). Además, se pudo advertir que durante ambos periodos, se registraron valores bajos en los esteros secundarios y en el canal Zarumilla, especialmente durante la temporada seca, ya que estas zonas presentan menor

probabilidad de ventilación y recirculación de aguas y una mayor deposición de material orgánico particulado, en donde los procesos de respiración aeróbica de la materia orgánica son significativamente mayores (Kathiresan y Bingham, 2001; Kristensen et al, 2008). De igual manera, los niveles de pH en la columna de agua mostraron valores significativamente más bajos durante el periodo seco, sobre todo en el canal Zarumilla y en los canales del curso medio del estuario, en comparación al periodo húmedo, en donde los valores más bajos de pH se localizaron próximos a la boca del estuario.

Al igual que los menores valores de oxígeno (Figura 14), los valores más bajos de pH se encontraron en los canales secundarios del curso medio del estuario, zonas de menor flujo de agua, de mayor respiración de material orgánico durante el periodo seco (Figura 15). En cambio, durante el periodo húmedo, los valores más bajos de pH estuvieron asociados a zonas cercanas a la boca del estuario. Esto último debido al transporte de material orgánico particulado en suspensión, el cual es respirado mientras es acarreado hacia la boca del estuario, mecanismo controlado por el aumento del caudal del río durante el periodo húmedo (Tenorio y Beltrán, 2005; INRENA, 2011). Esta respiración de la materia orgánica, estaría reflejándose en los bajos niveles de pH la columna de agua, la cual que recepciona dichos materiales a lo largo de todo el recorrido (Wolanski et al., 1992; Woodroffe, 1992; Black y Shimmield 2003). De esta forma, las condiciones fisicoquímicas en la columna de agua sobre sedimentos submareales mostraron una clara respuesta al régimen hídrico, el cual moduló los efectos de la respiración de la materia orgánica en suspensión, así como el de los mecanismos de transporte típicos de zonas hidrodinámicas y de alto flujo orgánico.

## **5.2. Efecto de la variación estacional del régimen hídrico sobre la respiración de la materia orgánica sedimentaria.**

Los sedimentos típicos de los manglares son focos de intensa actividad geoquímica modulados principalmente por sus características hídricas, sedimentarias y geomorfológicas (Borges et al., 2003; Dittmar et al., 2006; Alongi, 2007). Los manglares de Tumbes responden a estas características geoquímicas, ya que su alta heterogeneidad geomorfológica y textural, asociada a su dinámica hídrica, generan una suerte de ambientes sedimentarios de características geoquímicas variables a escala estacional y mareal (Black y Shimmield 2003; INRENA, 2011).

La composición granulométrica dentro del estuario no sufrió cambios espaciales significativos entre periodos de estudio, ya que las zonas de mayor contenido de arenas estuvieron ubicadas en los canales principales y algunos canales del curso medio e inferior del estuario. Por el contrario, las zonas de menor contenido de arenas, estuvieron ubicadas en el canal Zarumilla y en algunos canales secundarios. Esta zonación obedece a la dinámica hídrica estacional y mareal dentro del santuario, en donde zonas sometidas a un constante flujo y reflujo de agua son erosionadas constantemente (Derrau, 1978; Gibbs, 1985; Arche, 1989). Como es de esperarse, la distribución del contenido de limo y arcillas en sedimentos presento un patrón inverso, en donde zonas poco influenciadas por la dinámica de erosión mareal tienden a preservar material particulado más fino (Derrau, 1978; Gibbs, 1985; Arche, 1989). Cabe resaltar que los contenidos de arenas y arcillas disminuyeron durante la temporada húmeda en comparación a la temporada seca (Tabla 6). Por otro lado el contenido de materia orgánica total tendió a ser mayor durante la temporada seca a comparación de la temporada húmeda, exhibiendo una zonación muy similar al del contenido de limo y

arcillas con mayor concentración en el canal Zarumilla y menor concentración en los canales principales, en donde se daría la mayor resuspensión y/o erosión del material fino.

Los niveles de pH en sedimentos superficiales reflejaron condiciones típicas de suelos con alta acumulación de materia orgánica, a pesar de ello, exhibieron patrones distintos durante cada periodo de estudio. Durante el periodo seco, las zonas de menor pH se localizaron principalmente en los canales secundarios, debido al poco flujo y escasa recirculación de agua en estas zonas, lo que genera poca resuspensión y acumulación del material fino y rico en materia orgánica (Black y Shimmiel 2003; Findlay y Sinsabaugh 2003). Sin embargo, durante el periodo húmedo, las zonas de pH más bajo se registraron hacia la boca del estuario, mostrando una señal similar a la registrada en columna de agua, posiblemente asociada al transporte y respiración de material orgánico hacia fuera del estuario. Por otro lado, los sedimentos de canales secundarios, continuaron presentando un pH más bajo en el periodo húmedo, lo cual deja entrever una alta respiración y escasa removilización de materiales, que se refleja en los bajos niveles de oxígeno en agua de fondo, el cual no sería suficiente para soportar los intensos procesos de degradación y remineralización del material sedimentario (Libes, 2009). A su vez, los valores de pH a lo largo de la columna de sedimento, exhibieron perfiles típicos de sedimentos enriquecidos orgánicamente, con menores valores hacia la superficie en donde la mayor concentración de oxígeno actúa como principal aceptor de electrones pero que es consumido rápidamente hacia subsuperficie (Bianchi, 2007; Libes, 2009) y mostrando valores más altos de pH hacia centímetros subsuperficiales en donde la actividad biogeoquímica deja de ser de tipo aeróbica, siendo la sulfato reducción el proceso químico dominante (Clark et al., 1998; Mendoza, 2007; Libes, 2009). Los perfiles registrados durante el periodo seco, presentaron valores de pH

mucho más bajos en comparación a los registrados durante el periodo húmedo (Figura 17), temporada en la que se dió la mayor intrusión de aguas oxigenadas y la mayor movilización de materiales. Cabe mencionar que los canales secundarios del curso medio, siempre mostraron valores bajos de pH durante ambos periodos de estudio, indicando que son zonas de intensa respiración de material orgánico y de alta deposición de materiales.

Por otro lado, los resultados del potencial de óxido-reducción reafirmaron las características de los sedimentos submareales de los manglares, con valores típicos de suelos altamente reductores, resultado directo de la combinación de procesos químicos y biológicos en los sedimentos (Zobell, 1946; Libes, 2009). Durante el periodo seco, las zonas más reductoras fueron las del curso medio del estuario y las del canal Zarumilla, zonas menos influenciadas por el régimen hídrico durante este periodo. Estas condiciones obedecen básicamente al enriquecimiento orgánico y al agotamiento del oxígeno disuelto en la interfase sedimento-agua, lo que debilitaría los procesos de remineralización bacteriana aeróbica (Zobell, 1946; Bagander y Niemisto, 1978; Danovaro, 2004). Durante el periodo húmedo, al igual que durante el periodo seco, los canales secundarios presentaron los valores más reductores, en contraste, los valores menos negativos fueron registrados en zonas de mayor flujo de agua, lo cual obedece a la influencia hídrica de re-oxigenación de los sedimentos como se describió para el pH (Danovaro y Dell'Anno, 2001; Mendoza, 2007). Además, los perfiles de óxido-reducción en la columna de sedimento, mostraron un comportamiento vertical coherente con los valores de pH, siendo más reductores y de mayor pH hacia subsuperficie que en superficie. Estos niveles altos de pH, sumada a las condiciones altamente reductoras en subsuperficie están directamente relacionada con condiciones anóxicas en el agua intersticial, aprovechadas por comunidades bacterianas sulfato-reductoras

(Chamberlain, 2002; Danovaro et al., 2004; Mendoza, 2007). Los procesos de mezcla y re-oxigenación incrementados durante época húmeda, propiciaron que los sedimentos submareales mostraran perfiles menos reductores que durante la temporada seca, donde la respiración de la materia orgánica sumado a la baja intrusión de agua dulce, incrementa las condiciones reductoras. La dinámica mostrada en sedimentos submareales, obedece a la influencia estacional del régimen hídrico, el cual está directamente relacionado al transporte de material particulado y a la intensificación de los procesos de respiración potenciados durante la época húmeda (Findlay y Sinsabaugh 2003; Libes, 2009).

### **5.3. Efecto de la variación mareal del régimen hídrico sobre las condiciones físico-químicas y geoquímicas.**

Dentro del régimen de mareas, el descubrimiento y aireación de los sedimentos sumados al flujo y reflujos de agua salada hacia dentro del estuario, modifica las condiciones fisicoquímicas de la columna de agua y sedimentos intermareales superficiales. Las mayores salinidades se registraron durante marea baja, ya que durante esta fase el espejo de agua que cubre a los sedimentos intermareales es mínimo; teniendo en cuenta que las observaciones se realizaron de día, es de esperar un efecto amplificado de la evaporación e insolación, sumada al descubrimiento y aireación de los sedimentos, gatillándose en ellos condiciones de alta salinidad. Esto, sumado a la alta temperatura ambiental típico de la zona, produciría un aumento de la tasa de respiración aeróbica y liberación de CO<sub>2</sub>, esto respaldado por los bajos valores de pH registrados en el agua de fondo durante marea baja, la cual fue alcanzando niveles más altos de pH hacia la fase de marea alta. Estas variaciones fueron coherentes con los valores del potencial de óxido-reducción en la columna de agua, hallándose valores muy reductores en el espejo de agua durante marea baja, sobre todo en la zona de estudio

más alejada de la influencia de mareal como lo fue la zona de Algarrobo, en donde la alta acumulación de material orgánico potenciarían el establecimiento de estas condiciones. Similarmente, el oxígeno disuelto presentó valores más bajos durante marea baja, lo cual es consistente con su utilización en la respiración de la materia orgánica en suspensión (Bianchi, 2007; Libes, 2009). Las observaciones realizadas mostraron que la dinámica mareal modifica las características fisicoquímicas de la columna de agua sobre sedimentos intermareales, causando un efecto importante que influye directamente sobre la interfase sedimento-agua, gatillando procesos de menor tiempo de respuesta, que los producidos por el cambio del régimen hídrico estacional dentro del estuario.

Asimismo, la materia orgánica sedimentaria está sometida al efecto de las mareas, que modulan los procesos de deposición, erosión y transporte, pudiendo modificar las condiciones geoquímicas superficiales y subsuperficiales de los sedimentos intermareales (Kjerfve, 1990; Bianchi, 2007; Libes, 2009). Durante el presente estudio, los inventarios de biomoléculas totales no variaron significativamente durante ninguna fase del ciclo de mareas. Sin embargo, en ambos lugares se observó una mayor concentración de biomoléculas en centímetros superficiales durante la fase llenante y alta de marea, disminuyendo sus contenidos en superficie hacia la fase vaciante de la marea en ambas zonas de estudio (Anexo F11 y F12). Dentro de los mecanismos de movilización y transporte, los procesos hidrodinámicos que operan sobre partículas individuales influyen sobre la velocidad de movilización de partículas a escala mareal (Derrau, 1978; Gibbs, 1985; Arche, 1989). Además, en sedimentos intermareales cohesivos, las fuerzas hidrodinámicas actúan de forma diferente a como lo hacen ante sedimentos no cohesivos: Mientras que en sedimentos fangosos las partículas aumentan su grado de cohesión, incrementando la formación de estructuras biogénicas, en

sedimentos arenosos, el grado de cohesión es mucho más bajo (Gibbs, 1985). El presente estudio mareal se realizó en zonas fangosas, donde el transporte de partículas a escala mareal afectó solo los primeros centímetros del sedimento, siendo poco probable que el transporte de materiales sea significativo en sedimentos intermareales subsuperficiales sobre todo en zonas lejanas a la influencia directa de la marea como la zona de Algarrobo y Lagarto.

El flujo mareal sumado a los procesos de sedimentación y transporte de material orgánico se reflejan en las condiciones geoquímicas de los sedimentos intermareales los cuales sufren importantes cambios fisicoquímicos en periodos de tiempo cortos. Los niveles de pH en sedimentos intermareales registraron valores más altos siempre durante las fases de marea alta y los valores más bajos durante la marea baja. Por otro lado, los niveles de óxido-reducción en superficie tendieron a ser más reductores durante marea baja. Los datos sugieren que la dinámica hídrica a escala mareal influye directamente sobre las características fisicoquímicas en los sedimentos (Pringle, 2001; Walters, 2005a; Bianchi, 2007), los cuales presentan características altamente reductoras y de bajos valores de pH (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003), características que se potencian durante marea baja, en la cual los sedimentos quedan expuestos, generándose altas concentraciones de dióxido de carbono por respiración aeróbica de la materia orgánica, proceso que sumado a la remineralización bacteriana (catalizada por la temperatura ambiental de la zona), se traduce en valores bajos de pH (Kjerfve, 1990; Bianchi, 2007; Libes, 2009).

Además, estudios geoquímicos realizados en ecosistemas similares revelan que en sedimentos intermareales y submareales de alto flujo orgánico y de condiciones anóxicas dominantes, la materia orgánica es respirada por procesos bacterianos anaeróbicos, los cuales pueden utilizar el sulfato como aceptor de electrones, siendo uno

de los productos finales, el sulfuro de hidrogeno (Lyimo et al., 2002a; 2002b; Porrello et al., 2005; Bianchi, 2007; Mendoza, 2007). En esta investigación, las concentraciones de sulfuros fueron mayores durante el periodo húmedo (temporada de verano) tanto en Algarrobo como en Lagarto. La mayor cantidad de sulfuros registrada durante el periodo húmedo podría obedecer a la deposición de material orgánico más joven y reactivo, sumada a las elevadas temperaturas ambientales que potencian la actividad bacteriana, generando un rápido agotamiento del oxígeno y una rápida reducción química del sulfato a sulfuro de hidrogeno, proceso que ha sido demostrado en condiciones de laboratorio (Custodio y Llamas, 1976; McKee et al., 1988; ITGE, 1991; McKee, 1993). Por otro lado, la mayor estratificación de la columna de agua durante el periodo húmedo podría favorecer a una menor mezcla y reoxigenación de la interfase agua-sedimento, lo que en algunas zonas, podría limitar el lavado total de los sulfuros retenidos en columna de sedimento (Hansell y Carlson, 2002; Bianchi, 2007; Libes, 2009).

En el estudio, las concentraciones de sulfuros siempre se mantuvieron elevadas hacia centímetros sub-superficiales de la columna de sedimento donde las condiciones reductoras y de alto pH fueron mayores, demostrando la ocurrencia de procesos anaeróbicos en subsuperficie (Custodio y Llamas, 1976; Fossing y Jorgensen, 1989; Bianchi, 2007). Con respecto a las fases de marea, las menores concentraciones de sulfuros en la columna de sedimento se registraron durante marea llenante y alta lo que obedecería al lavado e infiltración de la columna de sedimento hasta los primeros 5 centímetros de la columna, profundizando la capa anóxica y a la redoxclina con respecto a otras fases de marea. Es muy importante recordar que el proceso de reducción del sulfato y producción de sulfuros es, en general, un proceso rápido que se da en cuestión de horas (Mendoza, 2007) y que puede provocar cambios fisicoquímicos en los cuerpos

de agua dependiendo de las características sedimentarias y de la filtración de los gases, demostrándose así, que a esta escala de estudio, la dinámica geoquímica de los sedimentos intermareales es muy intensa (Nickerson y Thibodeau, 1985; Ovalle et al., 1990; Vischer et al., 1991; Kristensen et al., 1994).

#### **5.4. Efectos del régimen hídrico a escala estacional y mareal sobre la comunidad y el flujo energético del meiobentos submareal e intermareal.**

##### **5.4.1. Efecto sobre la comunidad.**

La comunidad del meiobentos presentó abundancias comparables a la de otros ecosistemas de manglares del mundo, entre los que destacan los manglares de África (Dye, 1983a), Australia (Alongi, 1990a), Brasil (Netto y Galluci, 2003), Cuba (Lalana-Reda y Gossekk, 1986), India (Ansari et al., 1993), Puerto Rico (Torres-Pratts y Schizas, 2007) y Vietnam (Hoang, 2007) lugares en donde se registraron abundancias mayores a los 2000 Ind.10cm<sup>-2</sup> (Tabla 20). También fueron comparables con otros obtenidos en ambientes marinos sublitorales de Pacífico en donde predominan sedimentos areno-fangosos y condiciones anóxicas (Neira et al., 2001b; Sellanes et al., 1999) y significativamente mayores a los registros obtenidos en áreas sublitorales deficientes de oxígeno de Europa (Suecia) donde se reportaron densidades muy bajas (25-150 Ind.10cm<sup>-2</sup>) (Nyholm y Olson, 1973). Se advierte que en zonas de características similares el meiobentos juega un rol importante en la asimilación de carbono, esto a pesar de la distinta dinámica natural de cada sistema.

Durante la presente investigación, la distribución espacial de la abundancia del meiobentos en sedimentos submareales varió significativamente entre ambos periodos de estudio, con las mayores densidades durante el periodo seco (Tabla 11). La mayor abundancia del meiobentos se encontró en el canal Zarumilla y los canales secundarios

del curso medio del estuario, mostrando diferencias significativas en comparación a los canales principales. Durante el periodo seco, la correlación positiva de la comunidad con el estado de óxido-reducción en sedimentos superficiales, sugiere que las condiciones geoquímicas del sedimento son limitantes para la colonización de la comunidad y son más importantes que la cantidad de alimento retenido en los sedimentos (Giere, 1993; Moens et al., 1999; Hoang, 2007; Giere, 2009). En cambio, durante el periodo húmedo, los grupos más representativos del meiobentos en sedimento superficial, mostraron buenas correlaciones con el contenido de alimento. En este periodo, el alimento que se deposita en los sedimentos es menor y se vuelve limitante para la colonización de la fauna, principalmente debido al acarreo de materiales en suspensión por aumento del caudal del río (Giere, 1993; Moens et al., 1999; Hoang, 2007; Giere, 2009), además de removilizar y/o degradar el alimento que llega a los sedimentos (Black y Shimield 2003; Bianchi, 2007; Giere, 2009). Por otro lado, la distribución vertical de la comunidad en el sedimento siempre estuvo agregada hacia la superficie, distribuyéndose principalmente en los primeros tres centímetros de la columna de sedimento. Se sabe que esta comunidad, representada por la nematofauna, prefiere detritus de alta calidad alimenticia y más joven, el cual se deposita en superficie, pero que también puede vivir en simbiosis con bacterias sulfuro reductoras típicas de ambientes de alto flujo orgánico, facilitando la colonización vertical a mayor profundidad como se observó en el presente estudio (Schratzberger y Warwick, 1999; Musat, et al., 2006; Armenteros et al., 2008; Giere 2009).

La comunidad del meiobentos posee una baja riqueza a nivel de grupos mayores, dominada por la nematofauna, la cual conformó cerca del 80% del total de la abundancia. Este grupo está perfectamente adaptado a colonizar sedimentos orgánicamente enriquecidos y de bajos niveles de oxígeno (Dye, 1983a; Lalana-Rueda y

Gosselck, 1986; Giere 2009) y estuvo compuesta por tres familias dominantes (Chromadoridae, Desmodoridae y Oxystomatidae), de las cuales, la familia Chromadoridae fue la más representativa, colonizando toda la columna de sedimento. Esta composición concuerda con lo reportado para distintos ecosistemas de manglar (Olafsson, 1995; Alongi, 1987a; Somefield et al., 1998; Olafsson; 2000 Hoang, 2007; Armenteros, 2009). Por otro lado, grupos como los Bivalvos, Copépodos, Crustáceos y Poliquetos, al ser muy sensibles a las variaciones de oxígeno, acidificación y condiciones de óxido-reducción en los sedimentos (Kondalaro, 1984; Hoang, 2007; Giere, 2009), presentaron densidades significativamente más bajas, quedando restringidas a colonizar solo centímetros superficiales del sedimento. En general, la distribución vertical de los grupos taxonómicos presentó un patrón de agregación a la superficie, dominada en los intervalos subsuperficiales por la nematofauna, en donde la familia Desmodoridae estuvo agregada hacia centímetros superficiales, mientras que las familias Chromadoridae y Oxystomatidae presentaron una distribución vertical más profunda.

Diversas investigaciones han descrito que cada familia de nemátodos presenta mecanismos de adaptación ecológicamente distintos, asociados directamente a las condiciones de óxido-reducción, tamaño de grano y calidad de alimento (Warwick y Price, 1979; Austen y Warwick, 1995; Black y Shimmield, 2003; Hoang, 2007; Giere, 2009). La familia Desmodoridae presenta alta preferencia por el alimento fresco y de mayor calidad (Decraemer y Coomans 1978; Warwick y Gee, 1984; Jensen, 1987, Nicholas et al. 1991), por lo que su agregación al sedimento superficial es coherente con los resultados de este estudio (Tabla 16 y 17). Las familias Chromadoridae y Oxystomatidae están adaptadas a condiciones de mayor perturbación y de menor calidad de alimento fresco (Ólafsson 1995), por lo que pueden colonizar intervalos

subsuperficiales de la columna de sedimento y no variar su patrón de distribución vertical significativamente. Esta estructura comunitaria obedecería a la alta variabilidad geoquímica en los sedimentos de los manglares; en donde condiciones altamente reductoras con alimento menos reactivo, favorecerá la colonización de los Chromadoridae, y condiciones menos reductoras, con alimento más reactivo favorecerá la colonización de los Desmodoridae.

Con respecto a la variación de la comunidad en términos de biomasa, esta fue significativa entre ambos periodos de estudio, registrándose mayores biomásas en el periodo seco, principalmente en zonas del canal Zarumilla y canales secundarios del curso medio. La diferencia espacio temporal de las biomásas estaría obedeciendo a la cantidad, calidad y flujo del alimento hacia los sedimentos, que se encuentra directamente asociado al cambio del régimen hídrico (Black y Shimield, 2003; Giere, 2009). Además, la distribución vertical de las biomásas del meiobentos estuvo agregada a la superficie con cerca del 50% de la biomasa integrada. Este patrón de agregación superficial obedece a la estructura comunitaria del meiobentos (Herman et al., 1985; Jensen, 1987), en la cual estarían participando la mayor cantidad de grupos taxonómicos (Nematodos, Copépodos, Bivalvos, entre otros) y de los cuales, los bivalvos y copépodos, que colonizan centímetros superficiales, llegan a tener un biovolumen mayor que el de los demás taxones (Wieser, 1960; Giere, 1993; Giere, 2009).

Por otro lado, durante el estudio de mareas, la distribución de organismos del meiobentos en la columna de sedimento varió significativamente entre cada fase de marea, observándose cambios verticales en términos porcentuales en los primeros centímetros de la columna de sedimento. Durante marea baja y vaciante, el porcentaje de organismos ubicados en la capa superficial (0-2 cm) fue mayor al 64%, mientras que durante la fase llenante y de marea alta, el porcentaje de organismos en la capa

superficial llegó al 19%. Esta tendencia se presentó tanto en la zona de Algarrobo como en la de Lagarto durante ambos periodos de estudio mareal. Se sabe que la penetración del meiobentos en columna de sedimento está directamente relacionada con el tamaño de grano y estado del sedimento, siendo la colonización vertical más favorable en sedimentos floculentos y menos compactos, típicos de zonas intermareales (Hodda, 1990; Nicholas et al., 1991; Armenteros et al., 2008). Además, los nemátodos presentan una alta capacidad de movilidad en sedimentos (Giere, 2009; INRENA, 2011), gracias a sus movimientos musculares dorso-ventrales, pudiendo desplazarse hasta 15cm/min (Cullen, 1973; Riemann, 1995). Este desplazamiento vertical le permite llegar a zonas en donde el disturbio físico producido por las mareas sea mínimo. La tendencia observada durante las fases mareales del estudio, son claras debido a que la nematofauna conforma un alto porcentaje del meiobentos total en el ecosistema de manglares y esta se encuentra perfectamente adaptada a sedimentos anoxicos y de alto contenido orgánico, lo que demuestra que el efecto de las mareas puede producir un cambio vertical de corto plazo en la distribución de las comunidades, evitando así su flotación y removilización fuera del ambiente sedimentario (Cullen, 1973; Riemann, 1995).

#### **5.4.2. Efecto sobre el flujo energético.**

Los valores de producción secundaria y respiración en sedimentos submareales presentaron variaciones significativas entre estaciones, registrándose los mayores valores integrados durante la temporada seca, además de obtener los más altos valores en los esteros del curso medio del estuario y en el canal Zarumilla, coincidiendo con las zonas de mayor enriquecimiento orgánico y de mayor acumulación de biomoléculas. El ecosistema de estudio está sometido a estrés físico y alta variabilidad estacional, de manera que, el grado de productividad secundaria de la comunidad bentónica está

directamente relacionado con la velocidad de reproducción y crecimiento de la misma (Rainer y Fitzhardinge, 1981; Díaz y Rosengber, 1995). Además, es importante mencionar que la comunidad del meiobentos presenta una organización simple, de madurez sexual muy temprana y altas tasas de reproducción, lo que permite que la comunidad pueda recuperarse rápidamente luego de fuertes disturbios ambientales que se pueden traducir en episodios de anoxia prolongada o de bajo contenido alimenticio (Pearson y Rosengberg, 1978; Díaz y Rosengberg, 1995). Se ha estudiado que en zonas marinas y estuarinas de alto enriquecimiento orgánico biodisponible, los requerimientos metabólicos del meiobentos (producción + respiración) son mayores (Alongi, 2008), siempre y cuando las comunidades expuestas presenten buenas condiciones adaptativas, dándose una constante asimilación de carbono en términos de biomasa (Rainer y Fitzhardinge, 1981; Sellanes, 2002; Giere, 2009). Así, en sistemas donde se combinan condiciones de anoxia y alto flujo de materia orgánica como los ecosistemas de manglares, sobre todo en periodo seco, el meiobentos se mantendría en un alto flujo de energía en términos de carbono, maximizando su tasa de crecimiento y reproducción (Díaz y Rosengberg, 1995).

La cantidad de carbono orgánico que el meiobentos estaría reciclando dentro del estuario (producción + respiración), se encontrarían entre  $7.31$  y  $32.79 \text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ . Partiendo de que las tasas de sedimentación de carbono orgánico en los ecosistemas manglares suelen ser hasta 9 veces mayores que las tasas de sedimentación de la plataforma continental (Duarte et al. 2005; Alongi, 2008) y sabiendo que las tasas de acumulación de carbono promedio en la plataforma continental frente a Perú se encuentran en el rango de  $50 \text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  (Gutiérrez et al., 2008), el meiobentos podría reciclar hasta un 8% del flujo total de carbono orgánico hacia los sedimentos del SNLMT por intermedio de los procesos de producción secundaria y respiración en el

sistema, lo que los convierte en una comunidad clave dentro del flujo de energía en este tipo de ecosistemas estuarinos.

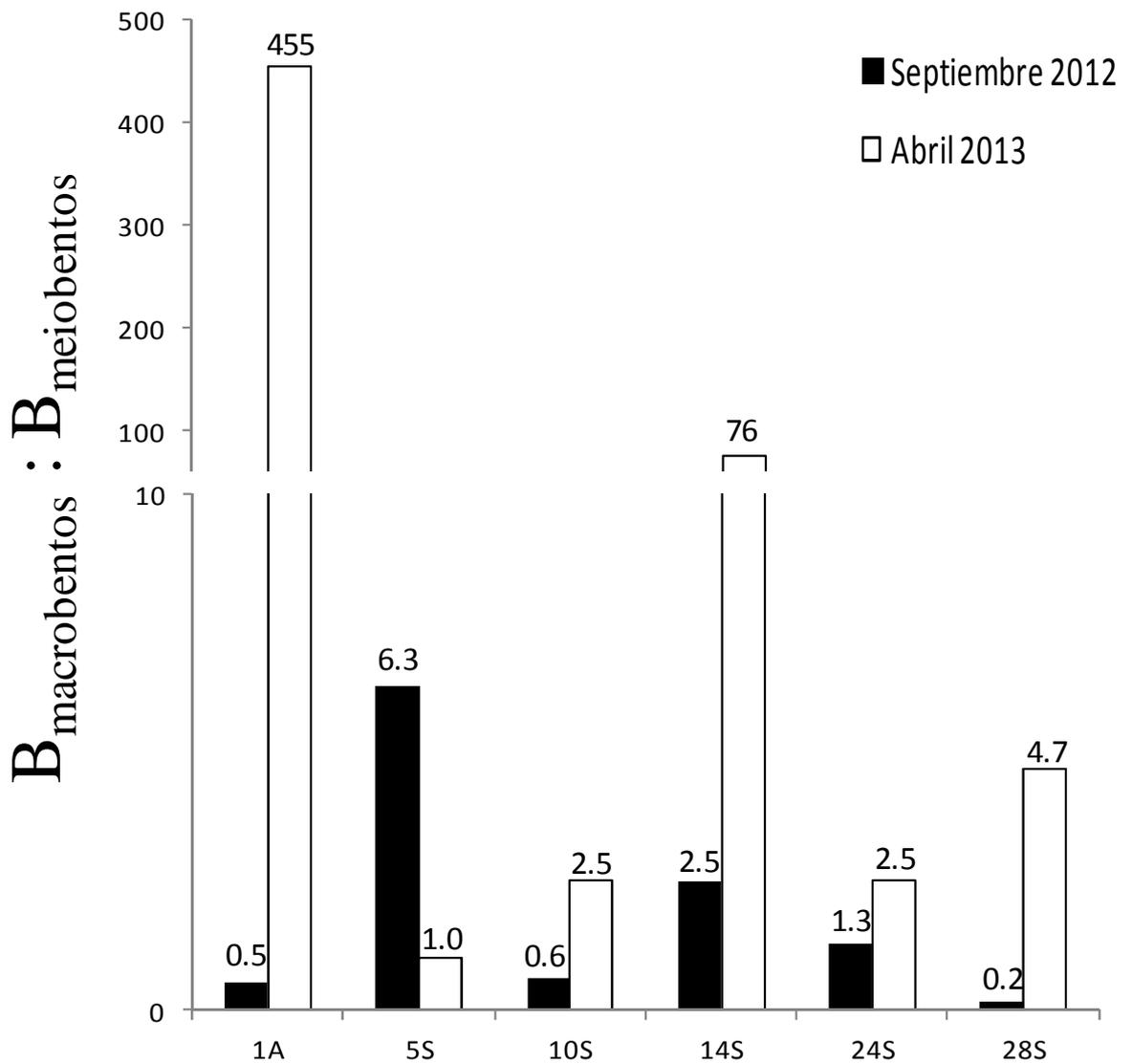
Para estimar la importancia relativa de la producción secundaria del meiobentos respecto al macrobentos, se calculó del cociente de biomásas de macrobentos (Carlos Gutiérrez, com. pers.) al meiobentos ( $B_{\text{macrobentos}}:B_{\text{meiobentos}}$ ) (Sellanes, 2002) (Figura 35). Los cocientes ( $R_b$ ) más bajos se registraron durante el periodo seco del estudio (0.5 - 6.3), y los más altos durante el periodo húmedo (1.0 - 455.0). Según Rowe (1985) y Gerlach (1971), si los valores  $R_b$  son menores o iguales a 3, se alcanzaría el punto en el que la producción secundaria del meiobentos y del macrobentos sería equivalente. Por ello, este rol sería adoptado por el macrobentos solo en ambientes en donde las abundancias del meiobentos no sean representativas o casi inexistentes, como lo ocurrido durante el periodo húmedo en el ecosistema de manglares, mientras que durante el periodo seco, el rol del flujo energético de la fauna intersticial, estaría representado por el meiobentos. Esta misma dinámica se puede observar en otros ambientes marinos y estuarinos de características eutróficas y variabilidad ambiental parecida (Tabla 21). Además, los efectos que podrían propiciar la presencia del macrobentos sobre el meiobentos en el ecosistema como la depredación (factor no medido en el presente estudio), podría tener un rol potencial en la estructuración de la comunidad meiobentonica, pues se sabe que el meiobentos es presa de niveles tróficos superiores (Coull, 1999). Por otro lado, teniendo en cuenta las potenciales influencias positivas, la presencia de poliquetos y bivalvos en la columna de sedimento podría generar efectos bioperturbadores, permitiendo la formación de estructuras biogénicas que facilitarían la colonización del meiobentos en la columna de sedimento (Warwick et al., 1986; Sundelin y Elmgren, 1991).

**Tabla 20. Comparación de la abundancia de la nematofauna y del meiobentos en estudios anteriores. Modificado de Sellanes (2002) y de Pérez, (2012).**

Area de estudio	Z metros	Características	Nematodos	Copepodos Ind.10cm <sup>-2</sup>	Total	Referencias
<b>Fiordos</b>						
Fiordo de Gullmar, Suecia	115	Anoxia estacional	321 - 5415	4 - 83	326 - 5688	Josefson y Widbom (1988)
<b>Bahías y golfos eutrofizados</b>						
Bahía de la Habana, Cuba	1 - 20	Organicamente enriquecida	19 - 662	27 - 229	98 - 748	Armenteros et al. (2003)
Bahía de San Brieuç, Francia	3 - 11	Organicamente enriquecida	542 - 2086	34 - 611	745 - 2207	Le Gullec y Bodin (1992)
Mar tirreno, golfo de Italia.	10	Cerca a cultivo de crustaceos	~ 75 %	~ 15 %	870 - 2238	Mirto et al. (2000)
Bahía de Fundy, Canada.	12 - 14	Cerca a cultivo de salmones	~ 88 %	-	0 - 2307	Duplisea y Hargrave (1996)
Bahía Cienfuegos, Cuba	~14	Organicamente enriquecida	~ 95 %	~ 3 %	415 - 1212	Diaz-Asencio (2009)
Bahía de Concepcion, Chile	27 - 34	Anoxia estacional moderada	1463 - 10360	5 - 283	1473 - 10796	Sellanes (2002)
<b>Zonas de surgencia</b>						
Noroeste de Africa	25	Surgencia costera	~ 90 %	-	~1000	Rowe (1975)
Plataforma de Louisiana, USA.	28 - 106	Anoxia estacional moderada	566 - 5859	10 - 1865	1173 - 6960	Radziejewska et al. (1996)
Plataforma de Peru (12°S)	48 - 148	Borde superior de la ZMO	356 - 1310	~ 2 %	446 - 1384	Pérez (2012)
Plataforma de Peru (15°S)	63 - 110	Borde superior de la ZMO	~ 95 %	~ 2 %	609 - 1134	Rowe (1975)
Plataforma de Chile central	64 - 120	Borde superior de la ZMO	738 - 5896	0 - 70	895 - 5989	Sellanes (2002)
Talud de Peru (12°S)	305	Centro de la ZMO	430 - 1502	-	431 - 1517	Neira et al. (2001b)
Mar de Arabia	400	Surgencia estacional	~1700	-	-	Cook et al. (2000)
<b>Estuarios</b>						
Manglares al Sur de Cuba	-	Organicamente enriquecida	-	-	36 - 245	Lalara-Rueda y Gosselck (1986)
Manglares de Africa	-	Organicamente enriquecida	-	-	~ 2460	Dye (1983a)
Manglares de Florida, USA	-	Organicamente enriquecida	~ 95 %	-	22 - 53	Sheridan (1997)
Manglares de Queensland, Australia	-	Organicamente enriquecida	-	-	~ 2117	Alongi (1990a)
Manglares de Can Gio, Vietnam	-	Zonas deforestadas	~ 88 %	~ 4 %	1303 - 2803	Hoang (2007)
Manglares de Batanamo, Cuba	-	Organicamente enriquecida	-	-	200 - 1400	Armenteros et al. (2010)
Manglares de Chicalim, India	~0.5	Organicamente enriquecida	~ 91 %	~ 6 %	356 - 2420	Ansari et al. (1993)
Manglares de Sudan, Africa	~0.5	Zonas deforestadas	~ 83 %	~ 25 %	69 - 1650	Khalil (2001)
Manglares de Zanzibar, Africa	~0.5	Organicamente enriquecida	~ 86 %	~ 4 %	205 - 5263	Olafsson (1995)
Manglares de Santa Catarina, Brasil	~0.5	Organicamente enriquecida	93 - 810	6 - 21	77 - 1589	Netto y Gallucci (2003)
Manglares de Batanamo, Cuba	0.5 - 2.5	Organicamente enriquecida	5 - 591	1 - 15	6 - 593	Armenteros et al. (2006)
Manglares de Kenya, Africa	0.5 - 3	Organicamente enriquecida	~ 95 %	~ 3 %	1976 - 3442	Vanhove et al. (1992)
Manglares de Kenya, Africa	0.5 - 5	Organicamente enriquecida	1239 - 5640	40 - 107	1439 - 6101	Schrijvers (1992)
Manglares de Zanzibar, Africa	0.5 - 5	Organicamente enriquecida	~ 87 %	~ 6 %	271 - 656	Olafsson et al. (2000)
Manglares del Sureste de Puerto Rico	0.5 - 3.0	Organicamente enriquecida	0 - 104	1 - 129	1 - 180	Torres-Pratts y Schizas (2007)
Santuario Nacional Manglares de Tumbes	0.5 - 3.5	Organicamente enriquecida	12 - 2560	2 - 651	12 - 2666	Estudio actual (Perez, 2013)

**Tabla 21. Comparación entre las biomásas del macrobentos y del meiobentos en estudios anteriores.  $R_b$ : cociente entre la biomasa del macrobentos y del meiobentos. Valores expresados en  $mgC.m^{-2}$ . Modificados de Pérez (2012).**

Area de estudio	Z	Biomásas ( $gC.m^{-2}$ )		$R_b$	Referencias
	metros	Macrofauna	Meiofauna		
<b>Fiordos</b>					
Fiordo de Gullmar, Suecia	42 - 120	0.00 - 1.50	0.00 - 0.28	0.00 - 5.40	Evans (1983)
<b>Bahías y golfos eutrofizados</b>					
Bahía de Bothnian, Mar Báltico	5 - 220	0.00 - 0.07	0.00 - 0.21	0.00 - 0.30	Elmgren (1980)
Bahía de Morlaix, Canal de la Mancha	10	0.00 - 2.30	0.00 - 0.28	0.00 - 8.20	Dauvin (1985)
Bahía de Douarnenez, Francia	10 - 35	1.70 - 6.40	0.63 - 1.82	1.40 - 5.60	Bodin et al. (1985)
Bahía de Helgoland, Mar del Norte	35	0.00 - 3.70	0.00 - 0.42	0.00 - 8.80	Gerlach (1978)
Bahía de Helgoland, Mar del Norte	16 - 49	0.90 - 6.10	0.03 - 0.28	24.00 - 90.00	Stripp (1969)
Bahía de Concepcion, Chile	27 - 34	0.95 - 27.15	0.28 - 2.24	4.30 - 36.70	Sellanes (2002)
<b>Mar abierto</b>					
San Briec, Mar del Norte	2 - 13	0.00 - 4.65	0.35 - 0.77	8.50 - 19.00	Le Guellec y Bodin (1992)
Fladen Ground, Mar del Norte	150	0.00 - 1.55	0.00 - 0.17	0.00 - 9.10	De Wilde et al. (1986)
Mar de Bothnian, Mar Báltico	5 - 100	0.00 - 5.30	0.00 - 0.77	0.00 - 6.90	Elmgren (1980)
Mar Báltico	9 - 50	0.00 - 3.90	0.00 - 0.70	0.00 - 5.60	Ankar y Elmgren (1976)
Banyuls, Mar Mediterráneo	14 - 87	0.00 - 0.95	0.07 - 0.35	0.00 - 6.80	Guille y Soyler (1971)
Mar del Norte	45	0.85 - 1.10	0.42 - 1.33	1.10 - 2.80	Govaere et al. (1980)
O. Pacífico, Nueva Zelanda	200	0.00 - 3.05	0.00 - 0.42	0.00 - 7.30	Probert (1986)
Goban Spur, Atlántico Norte	208	0.00 - 0.68	0.00 - 0.12	0.00 - 5.70	Flach et al. (1999)
<b>Zonas de surgencia</b>					
Plataforma continental, Perú	48 - 148	0.05 - 0.93	0.16 - 0.59	0.20 - 4.60	Pérez (2012)
Margen de Perú central	63 - 110	0.00 - 6.90	0.00 - 2.66	0.00 - 2.60	Rowe (1985)
Plataforma continental, Chile	64 - 120	2.10 - 19.40	0.14 - 1.05	7.60 - 48.80	Sellanes (2002)
<b>Estuarios</b>					
Río Gota, Mar del Norte	3 - 50	0.35 - 7.70	0.21 - 0.56	2.80 - 19.20	Nyholm et al. (1977)
Santuario Nacional Manglares de Tumbes	0.5 - 3.5	0.05 - 22.77	0.01 - 0.53	0.2 - 455	Estudio actual (Pérez, 2013)



*Figura 35. Cociente macrobentos: meiobentos en relación a la biomasa calculada para las seis estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013. Biomasa integrada de la columna de sedimento (0-10cm.).*

## **5.5. Características de la materia orgánica de los sedimentos submareales e intermareales.**

En muchas investigaciones se han descrito que en los ecosistemas de manglares, las hojas, semillas, propágulos y raíces desprendidas representan un gran porcentaje de los principales componentes de la materia orgánica sedimentaria (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003; Alongi, 2008; INRENA, 2011). Estos componentes representan aproximadamente un tercio de la producción primaria neta de estos ecosistemas, mientras que materiales de origen fluvial o marino (Alongi et al., 2005a), la producción local de organismos bentónicos (Giere, 2009) y la producción del fitoplancton (Buillon et al., 2004) completan los dos tercios restantes. Por ello, la caracterización fina del detritus sedimentario, facilita la aproximación del origen, composición, estado y dinámica geoquímica de estos componentes.

Como se describió en secciones anteriores, las concentraciones de Cl-a y feopigmentos en sedimentos fueron utilizadas como indicador grueso de edad del fitodetritus sedimentario, las cuales no sufrieron variaciones significativas durante ambos periodos de estudio, mostrando las mayores concentraciones en el canal Zarumilla y en los canales secundarios del curso medio del estuario. Estas distribuciones obedecen a un rápido proceso de sedimentación de fitodetritus fresco perteneciente a algas, cianobacterias o a hojas de mangle, cuya retención es facilitada por las características geomorfológicas y la dinámica hídrica en el sistema (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003; Alongi, 2008; INRENA, 2011) Por otro lado, a pesar de que los mayores inventarios de Cl-a se encontraron durante el periodo seco, la distribución vertical tuvo siempre un patrón de agregación hacia la capa superficial del sedimento, contrariamente al de sus productos de degradación como los feopigmentos. Estos resultados, coherentes con los cocientes de Cl-a: feopigmentos calculados, demuestran

que el fitodetritus más joven y más reactivo es rápidamente degradado en superficie por procesos de respiración aeróbica, ocasionando que los productos de degradación se acumulen en la capa subsuperficial por la actividad diagenética. Cabe mencionar que la Cl-a no se agota en su totalidad, pudiendo quedar rezagos estabilizados a un valor constante dentro de la columna de sedimento, bajo condiciones de alta tasa de sedimentación y anoxia (Hodda, 1990; Kathiresan y Bingham, 2001; Netto y Galluci, 2003, Alongi, 2008; Libes, 2009).

Con respecto al contenido de las biomoléculas estudiadas en esta investigación, las concentraciones de carbohidratos totales exhibieron valores de entre  $0.52 - 7.75 \text{ mg.g}^{-1}$ , comparables a los reportados para otros ecosistemas de manglares de características similares como es el caso de los manglares de Chicalim en la India ( $6.90 - 16.80 \text{ mg.g}^{-1}$ ) (Ansari et al, 1993) y los manglares de Mactan en las Filipinas ( $0.70 - 1.60 \text{ mg.g}^{-1}$ ) (Graf y meyer-Reil, 1985) y bahías eutrofizadas como el Golfo de Lion en Francia ( $1.26 - 7.64 \text{ mg.g}^{-1}$ ) (Medernach, 2000) (Tabla 22).

Las concentraciones de CHOt en sedimentos superficiales en el SNLMT fueron mayores durante el periodo seco del estudio, aunque no de manera significativa, pero a pesar de ello, las concentraciones más altas siempre estuvieron asociadas al canal Zarumilla y a algunos canales secundarios del curso medio (Figura 20.). Por otro lado, la fracción hidrolizable de los CHOt presentó concentraciones ligeramente más altas durante la época húmeda del estudio, pero mostró el mismo patrón de distribución espacial que los CHOt. La correlación positiva entre los contenidos de CHOt, CHO<sub>h</sub> y los contenidos de Cl-a (Tabla 14 y 15), reafirman el origen vegetal de los carbohidratos, siendo este el principal constituyente de las plantas vasculares dentro del bosque de manglares (~65%) (Opsahl y Benner, 1999; Marchand et al., 2005; Kristensen et al., 2008). En los carbohidratos predominan componentes celulósicos altamente refractarios

(Benner et al., 1990), lo cual se refleja en los bajos inventarios de carbohidratos hidrolizables en comparación a la fracción total. Por otra parte, la fracción biodisponible de los carbohidratos es rápidamente degradada en superficie ya sea por procesos bacterianos o por consumo directo de la fauna (Marchand et al., 2005), permaneciendo la fracción celulósica en la columna de sedimento (Moers et al., 1990 y Benner et al., 1990). Esto se vio respaldado por la baja concentración de CHO<sub>h</sub> en comparación a la fracción de no hidrolizables a lo largo de toda la columna de sedimento (Anexo F7). Además, los mayores contenidos de CHO<sub>h</sub> durante el periodo húmedo de estudio, reflejan el transporte del material particulado, obedeciendo a la intrusión de mayor cantidad de agua dulce durante la época, permitiendo que lo que se deposite en los sedimentos superficiales sea más joven y reactivo (Dell'Anno et al., 2000; Danovaro et al., 2001; Kristensen et al., 2008). Al igual que con los carbohidratos, las concentraciones de proteínas totales en sedimentos exhibieron valores de entre 2.49 - 9.44 mg.g<sup>-1</sup>, comparables a los reportados para los manglares de Chicalim en la India (0.80 - 3.00 mg.g<sup>-1</sup>) (Ansari et al, 1993) y los manglares de Mactan en las Filipinas (0.50 - 1.30 mg.g<sup>-1</sup>) (Graf y Meyer-Reil, 1985). Los valores también fueron comparables a los registrados para el Mar Báltico (3.8 - 7.7 mg.g<sup>-1</sup>; Meyer-Reil, 1983) (Tabla 22). Dentro del SNLMT, las concentraciones de PRT<sub>t</sub> superficiales fueron mayores durante el periodo seco del estudio. La distribución espacial de las concentraciones de proteínas totales mostró que durante ambos periodos estacionales, los focos de mayor concentración se ubicaron en el canal Zarumilla y en los canales secundarios, de características geomorfológicas parecidas. Por otro lado, la fracción hidrolizable de las proteínas en sedimento superficial mostró un patrón de distribución parecido al de las PRT<sub>t</sub>, en donde las zonas de mayor concentración fueron las mismas. Las fuertes correlaciones de las fracciones totales e hidrolizables de las proteínas con

los otros componentes de cantidad y calidad de materia orgánica (fitopigmentos, carbohidratos), sugieren un mismo origen del material sedimentario. Diversas investigaciones han mostrado que las hojas de manglar presentan alrededor de un 10% de contenido proteínico (Zieman et al., 1984, Hernes et al., 2001; Tremblay y Benner, 2006), concentración que al llegar a los sedimentos tiende a incrementarse ante los procesos de degradación del detritus, debido principalmente a la activación de procesos bacterianos (Hernes et al., 2001; Tremblay y Benner, 2006). Bajo este enfoque, el mayor porcentaje de contenido proteico en los sedimentos, tendría un origen principalmente procariota, sobre todo en los sedimentos de alto contenido orgánico (Alongi, 2008; Kristensen et al., 2008). Así, en esta investigación, los sitios con mayor contenido orgánico presentaron altas concentraciones proteínicas, en su mayoría hidrolizables a lo largo de toda la columna de sedimento (Anexo F8), patrón que se explicaría por la proliferación de las comunidades bacterianas. Por otra parte los perfiles verticales no sufrieron variaciones significativas durante ambos periodos de estudio, manteniendo concentraciones relativamente altas de proteínas hidrolizables con respecto a la fracción total a lo largo de toda la columna de sedimento. La distribución vertical de estas biomoléculas darían una buena aproximación de la intensidad de los procesos bacterianos que se estarían dando en la columna de sedimento, ya que las células bacterianas presentan un contenido proteico altamente hidrolizable (Marchand et al., 2005; Kristensen et al., 2008).

**Tabla 22. Comparación del contenido de biomoléculas totales (carbohidratos y proteínas) en sedimento superficial ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) realizados en diferentes estudios dentro de ecosistemas marinos y estuarinos. Modificado de Sellanes (2002) y de Pérez (2012).**

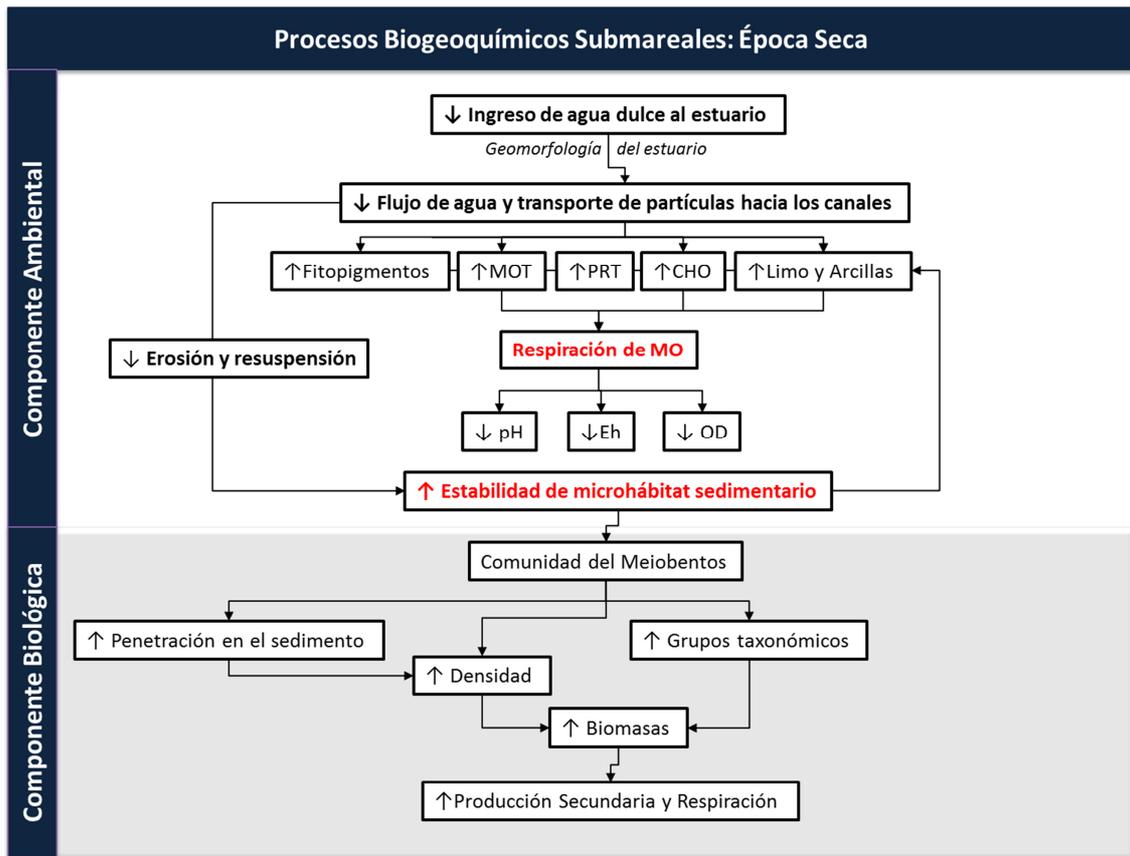
Area de estudio	Z metros	CHOt $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	PRTt $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	Referencias
<b>Bahías y golfos eutrofizados</b>				
Golfo de Marconi, Italia.	0 - 50	0.25 - 1.89	0.03 - 0.01	Fabiano et al. (1994)
Golfo de Marconi, Italia.	5 - 125	0.70 - 6.61	n.d.	Albertelli et al. (1999)
Bahía Buzzards, Massachusetts, USA.	15	10.30 - 11.10	19.90 - 27.90	Johnson (1977)
Golfo de Lion, Francia.	18	11.52 - 77.75	1.16 - 36.33	Medernach (2000)
Bahía de Concepcion, Chile.	27	0.00 - 5.80	0.00 - 5.75	Neira (2001)
Golfo de Lion, Francia.	27 - 915	0.82 - 88.02	0.33 - 3.03	Medernach (2000)
Bahía de Concepcion, Chile.	27 - 120	1.70 - 11.58	4.69 - 15.28	Sellanes (2002)
Golfo de Lion, Francia.	50 - 2000	1.26 - 7.64	0.79 - 3.09	Medernach (2000)
Golfo de Gascogne, O. Atlantico.	2100	0.00 - 2.44	0.00 - 1.85	Khripounoff et al. (1985)
<b>Mar abierto</b>				
Mar de Liguria, Italia.	4	0.28 - 3.59	0.05 - 1.62	Danovaro et al. (1994)
Mar Mediterraneo, zona Oeste	10 - 20	0.90 - 4.20	0.50 - 2.60	Fichez (1991a)
Mar de Liguria, Corcega	10	0.18 - 0.58	0.02 - 0.04	Danovaro (1993)
Mar de Noruega.	15	0.08 - 0.60	0.37 - 5.81	Dumas et al. (1978)
Mar Báltico.	18	0.40 - 4.00	3.80 - 7.70	Meyer-Reil (1983)
Mar Tyrrheniano, Italia.	20 - 60	0.30 - 1.90	0.30 - 1.70	Fabiano y Danovaro (1994)
Mar Mediterraneo, zona Este	100 - 2400	1.20 - 2.40	0.07 - 0.16	Danovaro et al. (1993)
Mar Mediterraneo.	100	0.80 - 70.50	2.20 - 12.10	Pusceddu (1999)
<b>Zonas de surgencia</b>				
Plataforma continental, Chile.	34 - 120	0.00 - 3.23	0.00 - 6.34	Neira (2001)
Plataforma continental, Peru.	48 - 178	14.38 - 40.35	6.19 - 11.43	Pérez (2012)
<b>Estuarios</b>				
Isla de Mactan, Filipinas.	18	0.70 - 1.60	0.50 - 1.30	Graf y Meyer-Reil (1985)
Manglares de Chicalim, India	~0.5	6.90 - 16.80	0.80 - 3.00	Ansari et al. (1993)
Santuario Nacional Manglares de Tumbes	0.5 - 3.5	0.52 - 7.75	2.49 - 9.44	Estudio actual (Perez, 2013)

## **5.6. Dinámica biogeoquímica en el subsistema bentónico de los Manglares.**

Como se describió en secciones anteriores, el estuario asociado al Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes es un sistema altamente dinámico, el cual es capaz de responder rápidamente a los cambios temporales del régimen hídrico fluvial y mareal al que se encuentra sometido (INRENA, 2011), a escalas de tiempo estacional y semidiurno, respectivamente. Estos cambios gatillan respuestas geoquímicas y comunitarias dentro del subsistema bentónico del estuario, cuyas características están condicionadas por la geomorfología (Kristensen et al, 2008), las características granulométricas (Kathiresan y Bingham, 2001), la cantidad de material orgánico sedimentario (Black y Shimmiel 2003), las características fisicoquímicas del agua suprayacente a los sedimentos (Mendoza, 2007) y la temperatura ambiental (Libes, 2009). En esta sección se resume y se conceptualizan los cambios producidos a consecuencia de las variaciones del régimen hídrico en el sistema, principalmente de aquellos precursores de las respuestas geoquímicas y de la comunidad meiobentónica en los sedimentos submareales e intermareales del del estuario, con énfasis en la escala estacional y en la escala mareal, respectivamente.

Desde fines del mes de Abril hasta fines del mes de Diciembre, se desarrolla en el estuario la denominada “Época Seca” (Figura 36), en la que 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 material particulado y disuelto hacia fuera del estuario, lo que facilita una alta tasa de acumulación de materia orgánica principalmente de origen autóctono (Black y Shimmiel 2003; Alongi, 2007). Este efecto se amplifica sobre todo en los canales más pequeños y geomorfológicamente más cerrados (canales secundarios), dificultándose en ellos la exportación o

movilización natural 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, que es representada por los inventarios de carbohidratos totales y fitopigmentos en sedimentos, trae consigo una alta demanda de oxígeno asociada a los procesos de degradación y respiración de la materia orgánica (Kathiresan y Bingham, 2001; Findlay y Sinsabaugh 2003), lo que conlleva a una disminución de los niveles de pH en sedimentos superficiales y en el agua de fondo, así como al establecimiento de condiciones reductoras típicas de en los sedimentos orgánicamente enriquecidos (Black y Shimmield 2003). Por otro lado la alta acumulación de materia orgánica ante el débil transporte de material en suspensión favorece la colonización y la actividad bacterianas, las cuales explicarían la alta concentración de proteínas hidrolizables (Hernes et al., 2001; Tremblay y Benner, 2006), creando una suerte de ambiente sedimentario estable y con alta calidad de alimento que favorece el desarrollo de la comunidad del meiobentos (Hoang, 2007; Giere, 2009), conformada por organismos adaptados a condiciones reductoras y de alto contenido orgánico (Armenteros et al., 2008; Giere 2009). La calidad del hábitat sedimentario facilita la colonización vertical y espacial de la comunidad (Schratzberger y Warwick, 1999; Musat, et al., 2006), sobre todo en canales de poco flujo de agua como los del canal Zarumilla y los del curso medio del estuario, lo cual se traduce en una alta biomasa de organismos y altos rangos de productividad secundaria en el subsistema bentónico.



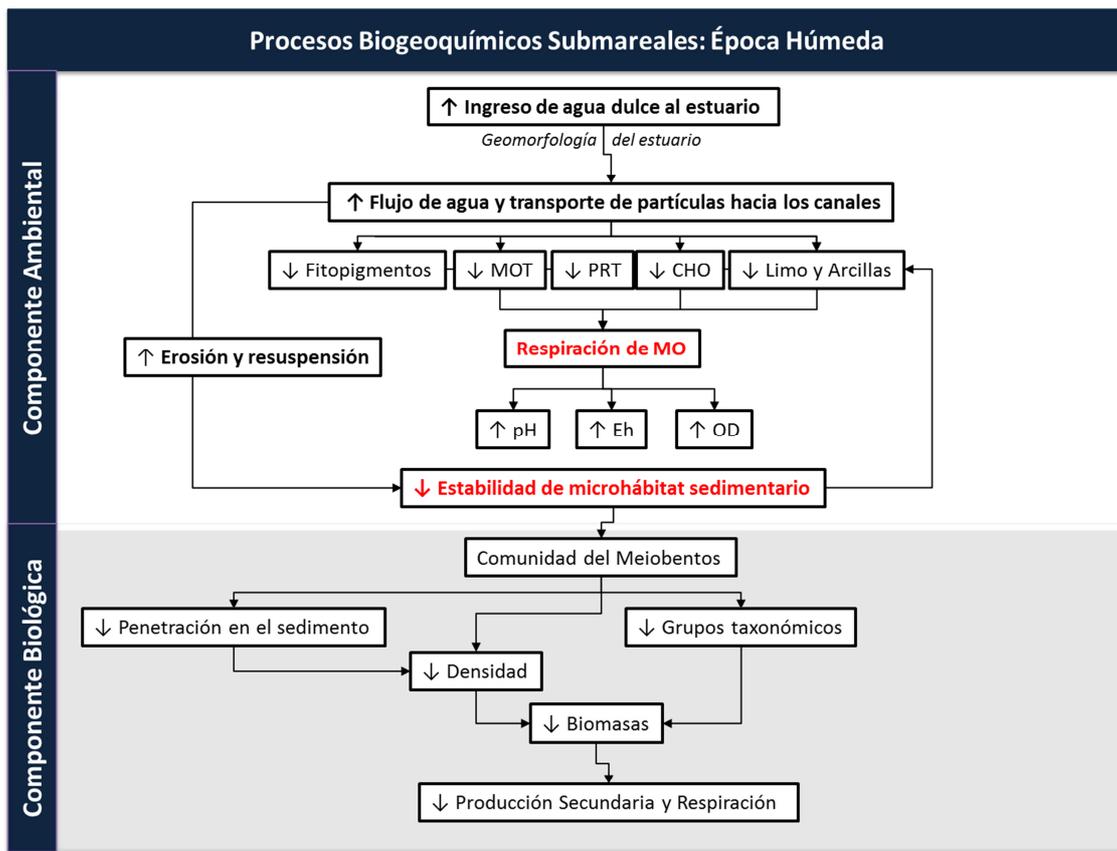
**Figura 36. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas submareales durante la época seca en el SNLMT.**

Por otro lado, desde fines del mes de Diciembre hasta fines del mes de Abril, se desarrolla en el estuario la denominada “Época Húmeda” (Figura 37), en la que el ingreso de agua dulce a través de los canales principales y secundarios crece significativamente en comparación a la época anterior (INRENA, 2011). Este aumento del flujo de agua dulce, trae consigo un aumento del transporte de materiales hacia fuera del estuario, lo que se refleja en la disminución de los niveles de pH, debido a la respiración de la materia orgánica ocuriente durante el transporte (Black y Shimmield 2003) desde la cabeza del estuario hacia la boca del mismo. Los mayores transporte, resuspensión y erosión se traducen en el decremento sustancial de los inventarios de

materia orgánica acumulada en los canales principales y en menor medida en los canales secundarios, en donde la geomorfología estaría facilitando la retención de los mismos en estas zonas (Dittmar et al., 2006; Alongi, 2007). La menor retención y acumulación de la materia orgánica se traduce en una disminución de las tasas de respiración, lo que conlleva a un condiciones más alcalinas y menos reductoras en comparación a la época seca (Kathiresan y Bingham, 2001; Kristensen et al, 2008), principalmente en los canales principales, donde el flujo de agua, la ventilación y la resuspensión pueden incrementarse considerablemente. Sin embargo, algunas zonas de los canales secundarios, mantienen características altamente reductoras y de bajo pH, mostrando que siguen siendo focos de acumulación e intensa respiración de materia orgánica tanto de origen autóctono como alóctono (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003). El aumento del caudal del río y su consecuente transporte de material en suspensión o resuspendido, altera los ambientes sedimentarios ricos en cantidad y calidad de materia orgánica típicos de la temporada seca, sobre todo en las zonas de los canales principales, donde el transporte y flujo de agua es más intenso (Kristensen et al, 2008). A pesar de que algunos canales secundarios contienen importantes inventarios de materia orgánica sedimentaria, los ambientes altamente perturbados dificultan la colonización por el meiobentos (Musat, et al., 2006; Giere 2009), traduciéndose en la reducción de la biomasa y la producción secundaria de esta comunidad en comparación a la temporada seca.

La alternancia de ambas temporadas dentro del estuario es esencial para la estabilidad del subsistema bentónico del bosque. 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. Además, dependiendo de las características

ambientales asociadas al subsistema bentónico del estuario el micro-hábitat sedimentario submareal puede ser capaz de albergar no sólo una alta densidad de organismos meiobentónicos, sino que también de otras comunidades bentónicas de mayor tamaño y diferentes requerimientos metabólicos que puedan aprovechar la alternancia de condiciones reductoras y de alto enriquecimiento orgánico a condiciones menos reductoras y más ventiladas de los sedimentos submareales en el sistema.



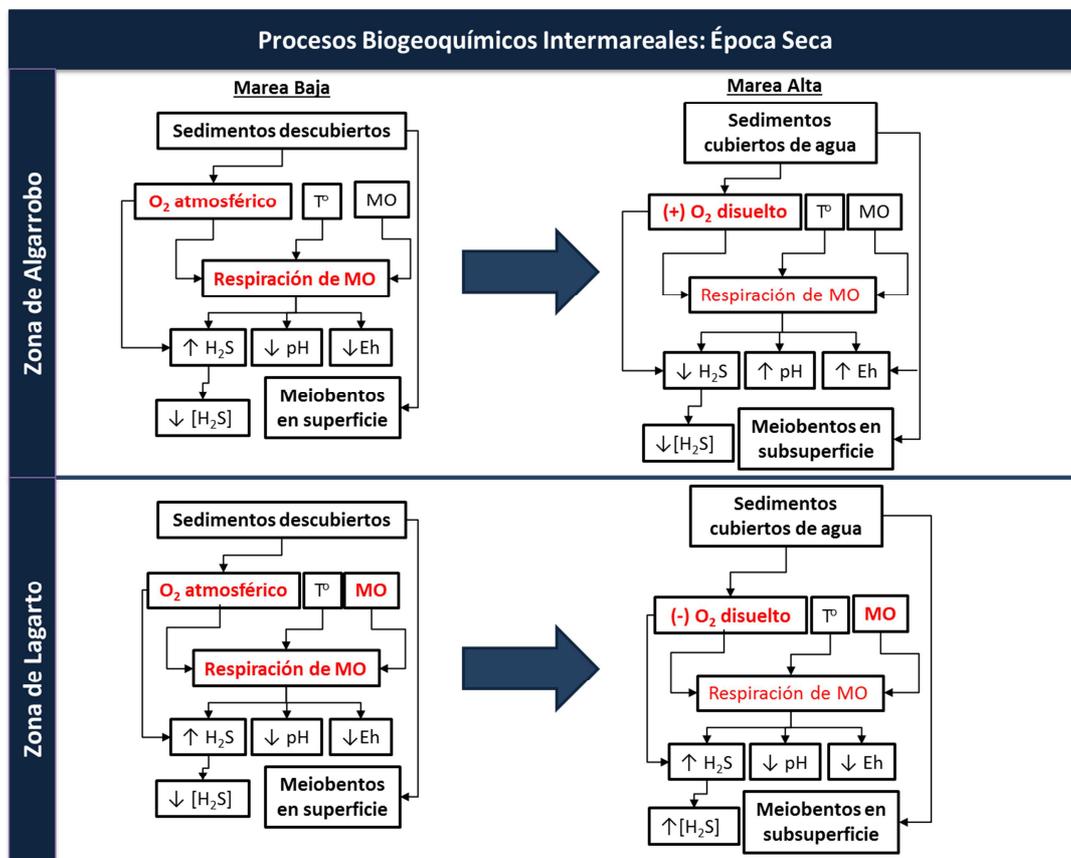
*Figura 37. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas submareales durante la época húmeda en el SNLMT.*

La respuesta geoquímica de los sedimentos intermareales ocurre a una escala de tiempo corta, ya que están sometidos al flujo y reflujo constante de agua; a pesar de ello, la influencia de la estacionalidad dentro del estuario es determinante dentro de los procesos geoquímicos y en la respuesta biológica que se llevan a cabo en ellos (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003; Libes, 2009). Durante la época seca, la zona de Algarrobo (Figura 38), presenta condiciones reductoras y de bajo pH, típico de sedimentos orgánicamente enriquecidos (Bianchi, 2007; Libes, 2009), que reflejan el desarrollo de procesos de respiración anaeróbica en la columna de sedimento (Kathiresan y Bingham, 2001). Sin embargo, la difusión del oxígeno atmosférico durante marea baja, potencia los procesos de respiración aeróbica de la materia orgánica en la capa superficial, limitando la acumulación de sulfuro de hidrogeno en los sedimentos (Lyimo et al., 2002a; 2002b). Al empezar la fase llenante de marea, el ingreso de agua de características marinas reduce las tasas de respiración, disminuyendo las condiciones reductoras y elevando los valores de pH en sedimentos intermareales (Black y Shimmiel 2003; Mendoza, 2007), además de re-abastecer de oxígeno disuelto a los sedimentos (Tabla 13), facilitando la continuidad de los procesos aeróbicos de respiración de la materia orgánica, características que se potencian durante la fase de marea alta (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003). El ingreso del espejo de agua gatilla una movilización vertical de la comunidad del meiobentos, la cual pasa de permanecer en superficie durante marea baja, a guarecerse en intervalos subsuperficiales de los sedimentos durante marea alta, movilización que se produciría en respuesta del disturbio físico producido (Figura 34) (Armenteros et al., 2008; Giere, 2009). Durante marea alta, los procesos de respiración que se siguen llevando a cabo, se traducen en una alta demanda de oxígeno disuelto presente en el agua suprayacente a los

sedimentos intermareales (Gibbs, 1985; Bianchi, 2007; Mendoza, 2007). Esta demanda de oxígeno se refleja en el re-establecimiento de condiciones reductoras y de bajo pH en los sedimentos superficiales durante la fase vaciante de la marea (Tabla 13) (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003). A pesar de ello, el oxígeno disuelto presente en el agua llegaría a suplir los requerimientos geoquímicos de respiración, ya que la acumulación de sulfuros en la columna de sedimentos no es significativa (Figura 33). Cabe mencionar que la comunidad del meiobentos vuelve a migrar hacia superficie mientras los sedimentos quedan nuevamente expuestos a la aireación, lo que reafirma la reacción inmediata ante un disturbio físico que afecta directamente su micro hábitat sedimentario (Figura 34) (Nicholas et al., 1991; Armenteros et al., 2008).

Por otro lado, durante la época seca en la zona de Lagarto (Figura 38), se presentan condiciones altamente reductoras y de bajo pH, que muestran procesos de intensa respiración y degradación de materia orgánica sedimentaria (Bianchi, 2007; Libes, 2009). Además, la difusión de oxígeno atmosférico durante marea baja, también acelera los procesos de respiración aeróbica, limitando la acumulación de sulfuro de hidrogeno en los sedimentos (Custodio y Llamas, 1976; Mendoza, 2007) al igual que en la zona de Algarrobo. Al empezar la fase llenante de marea, el ingreso de agua a través de los canales sinuosos del estuario permite el ingreso de oxígeno disuelto contenido en el agua, pero este no es suficiente para llevar a cabo los procesos aeróbicos de respiración debido a la alta acumulación de materia orgánica más reactiva (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmiel 2003). Estos procesos de respiración intensa se potencian durante la fase de marea alta, reflejándose en el re-establecimiento de condiciones más reductoras, dando paso a procesos anaeróbicos de respiración, en donde el principal producto de degradación, el sulfuro de hidrogeno, empieza a acumularse sustancialmente en la columna de sedimento (Bianchi, 2007; Mendoza, 2007). En la

fase vaciante de marea la respiración anaeróbica se intensifica, traducándose en la continua acumulación de sulfuro de hidrogeno en la columna de sedimento. A pesar de algunas diferentes respuestas geoquímicas suscitadas en la zona Lagarto con respecto a Algarrobo, el meiobentos reacciona de igual manera al disturbio físico producido por el ingreso de agua, profundizándose durante la fase de marea alta y superficializándose durante la fase de marea vaciante en donde los sedimentos empiezan a descubrirse nuevamente.



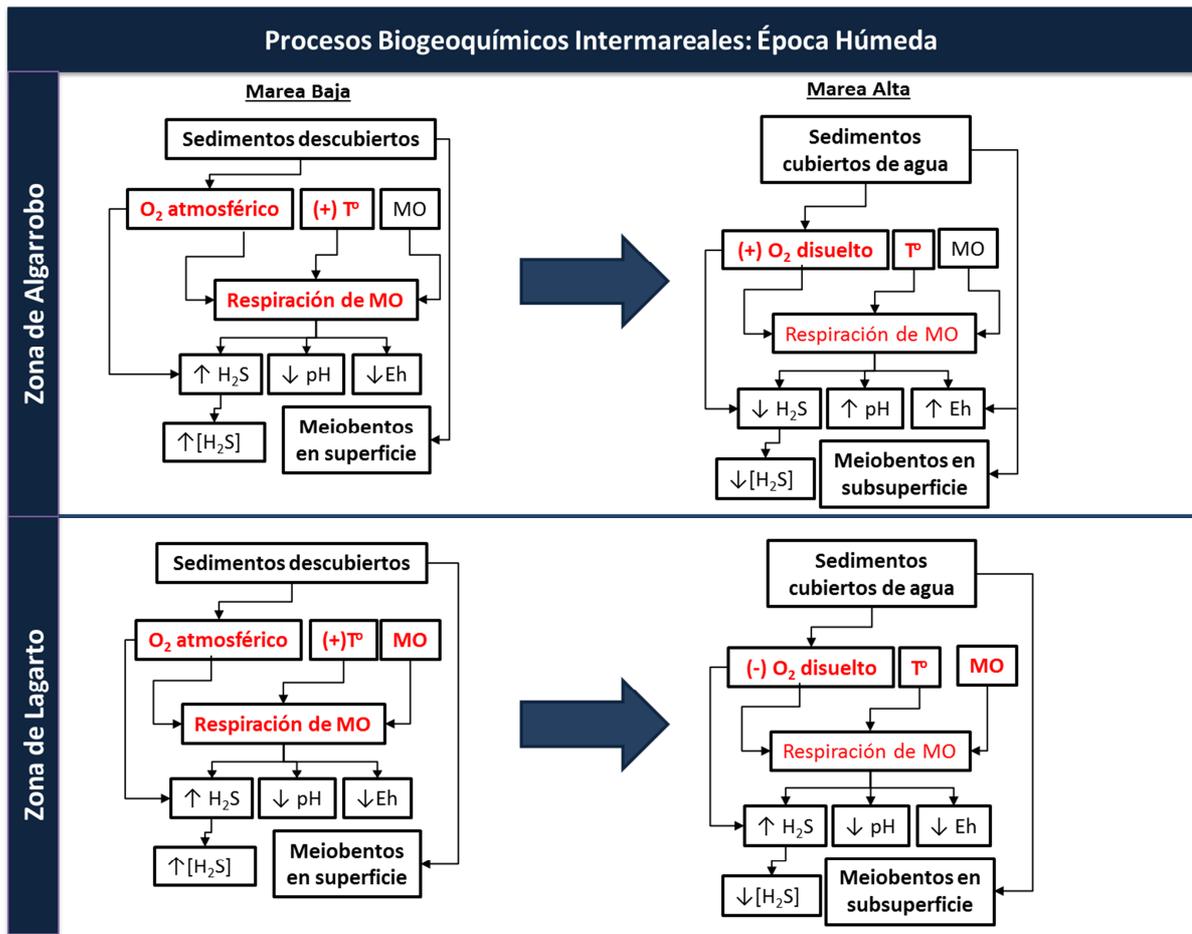
*Figura 38. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas intermareales durante la época seca en el SNLMT.*

La dinámica geoquímica intermareal durante la época húmeda, sufre algunas variaciones importantes, referida básicamente a la variación térmica ambiental. Los sedimentos intermareales de la zona de Algarrobo (Figura 39), continúan presentando condiciones reductoras y de bajo pH durante época húmeda, sin embargo, durante marea baja la alta temperatura ambiental acelera el consumo del oxígeno del aire que penetra al sedimento (Custodio y Llamas, 1976; McKee, 1993), dando paso a la sulfato reducción a mayor profundidad, que se refleja en la alta acumulación de sulfuro de hidrogeno en la columna de sedimentos (Lyimo et al., 2002a; Mendoza, 2007). Al empezar la fase llenante de marea, el ingreso de agua con temperatura menor a la del aire disminuye la respiración y las condiciones reductoras, eleva los valores de pH en sedimentos intermareales y abastece de oxígeno disuelto a los sedimentos, permitiendo el establecimiento de procesos aeróbicos de respiración, así como el lavado de las concentraciones de sulfuros en sedimentos (Porrello et al., 2005; Mendoza, 2007), condiciones que se potencian durante la fase de marea alta (Black y Shimmiel 2003). El ingreso del espejo de agua gatilla una movilización vertical de la comunidad del meiobentos (Gibbs, 1985; Kathiresan y Bingham, 2001), con la misma mecánica que durante la época seca, superficializándose nuevamente durante marea vaciante. Además, en esta fase de marea, el agua remanente sobre los sedimentos presenta bajos niveles de oxígeno disuelto, lo que sumado a la alta temperatura ambiental facilita el establecimiento de la respiración anaeróbica de la materia orgánica y la re-acumulación de sulfuro de hidrogeno en la columna de sedimento (Bianchi, 2007; Mendoza, 2007).

Por último, los sedimentos intermareales de la zona de Lagarto (Figura 39), caracterizados por una alta acumulación de material orgánico muy reactivo, continúan presentando condiciones reductoras y de bajo pH durante época húmeda, en donde la difusión a los sedimentos del oxígeno atmosférico durante marea baja se consume

rápidamente por los procesos de respiración aeróbica de la materia orgánica, acelerados por la alta temperatura ambiental de la temporada, resultando en la alta acumulación de sulfuro de hidrogeno (Kathiresan y Bingham, 2001; Black y Shimmield 2003). Al empezar la fase llenante de marea, el ingreso de agua disminuye las tasas de respiración aeróbica, manteniéndose la liberación de altas concentraciones de sulfuros en la capa más profunda (Mendoza, 2007). El ingreso de agua también gatilla la movilización vertical de la comunidad del meiobentos en esta zona, con la misma mecánica que durante la época seca, profundizándose durante marea alta y superficializándose durante marea vaciante donde la respiración anaeróbica se intensifica, así como la acumulación de sulfuro de hidrogeno en la columna de sedimento.

En resumen, dentro del bosque de manglares los procesos geoquímicos intermareales en la zona de Algarrobo y Lagarto son muy dinámicos, donde diversos factores ambientales pueden mediar la intensificación de determinados procesos, sin embargo, la respuesta de las comunidades meiobentónicas ante el disturbio físico es más importante que la producida por los cambios geoquímicos en los sedimentos intermareales del subsistema bentónico del estuario.



*Figura 39. Diagrama conceptual que resume los procesos biogeoquímicos que afectan al ambiente sedimentario y a las comunidades meiobentónicas intermareales durante la época húmeda en el SNLMT.*

## **5.7. Sensibilidad del sistema estuarino asociado al SNLMT ante los posibles efectos del cambio climático.**

Todo tipo de ecosistema está sujeto a un sin número de disturbios naturales (régimen de lluvias, aumento del caudal del río, ciclo de mareas, acumulación de MO) y antrópicos (extracción no controlada de recursos, eutrofización de las aguas y suelos, deforestación de manglares). Estos disturbios pueden diferir en el tiempo, frecuencia e intensidad (Odum y Barrett, 2004), modificando significativamente las condiciones naturales del sistema a diferentes escalas.

En cuanto a la presente investigación, la variabilidad natural observada dentro del SNLMT, nos permite plantear dos escenarios hipotéticos frente al cambio climático, a los cuales el sistema respondería de manera completamente distinta. En un escenario de reducción de las precipitaciones, el decremento del caudal del río sería significativo, produciéndose una menor exportación de nutrientes y material particulado hacia fuera del sistema. Esto conllevaría a un aumento de la producción primaria aguas arriba del estuario, acrecentándose la demanda bioquímica de oxígeno en columna de agua y produciéndose condiciones de hipereutrofización de las aguas. Los sedimentos submareales presentarían una mayor acidificación, sumada a condiciones más reductoras y anaeróbicas, asociadas al sulfato-reducción. Esto facilitaría la colonización de especies oportunistas y eurihalinas como la nematofauna perteneciente a la comunidad del meiobentos, dificultándose la colonización de especies más sensibles a la desoxigenación y a condiciones reductoras constantes dentro del ecosistema (Giere, 2009). En cambio, en un escenario de intensificación de las precipitaciones con el cambio climático, el incremento del caudal del río sería significativo, produciéndose un mayor transporte de sedimentos fluviales hacia el estuario, una mayor exportación de nutrientes hacia fuera del sistema, y un aumento de las condiciones salobres en columna

de agua y sedimento. Esto conllevaría a una disminución de la producción primaria en la columna de agua aguas arriba, conllevando al establecimiento de condiciones mesotróficas a largo plazo. Esto dificultaría la colonización de especies bentónicas debido al fuerte disturbio hidrodinámico que generaría la destrucción de biotopos sedimentarios, además del bajo contenido alimenticio de los sedimentos que acabaría por reducir la producción secundaria de los recursos acuáticos del sistema. En general, podríamos decir que la variación natural existente dentro del SNLMT equilibra las respuestas del sistema ante las condiciones ambientales moduladas por el régimen hídrico estacional, por lo que el establecimiento permanente de uno de los escenarios hipotéticos, sería negativo para la conservación de sus características intrínsecas actuales.

## **6. Conclusiones.**

Los resultados de esta investigación, permiten comprobar la hipótesis planteada, determinándose que régimen hídrico es el factor maestro que influye significativamente en la variación espacio-temporal de las características fisicoquímicas en columna de agua y en la variación de las condiciones geoquímicas en el estuario, controlando la estructura comunitaria y el flujo energético del meiobentos.

La reducción de los procesos de resuspensión y de transporte de material particulado fueron las principales características desarrolladas durante la época seca, favoreciendo la preservación del micro-hábitat sedimentario, así como de la materia orgánica sedimentaria rica en calidad y cantidad (fitopigmentos, carbohidratos y proteínas), lo que a su vez facilitó al desarrollo de altos niveles de biomasa y de flujo energético de la comunidad del meiobentos. A su turno, el incremento de los procesos de transporte y resuspensión, asociado a la época húmeda, ocasionaron la perturbación del micro-hábitat sedimentario y la reducción de los niveles de de calidad y cantidad de materia orgánica sedimentaria. Asimismo, tanto la perturbación física como los cambios biogeoquímicos dificultaron la colonización y el desarrollo de la comunidad, reduciendo la biomasa y el flujo energético del meiobentos, evidenciándose así, una clara señal estacional dentro del subsistema bentónico del estuario.

Por otro lado la distribución espacial de la de la materia orgánica total y de las biomoléculas en los sedimentos submareales, es controlada principalmente por la geomorfología del estuario, la cual determina la distribución de la concentración de estos parámetros, donde las zonas del canal Zarumilla y del canal de Lagarto, en comparación a la zona de los canales principales, fueron focos de acumulación y respiración de materia orgánica sedimentaria durante las dos épocas de estudio.

Los procesos geoquímicos que afectan los sedimentos intermareales son muy dinámicos. Factores como el descubrimiento periódico de los sedimentos, así como el flujo de material orgánico sedimentario, modulan los procesos de respiración aeróbica y anaeróbica de la materia orgánica, los cuales se reflejan directamente en los cambios de pH y en la producción de sulfuro de hidrógeno en la columna de sedimento. Sin embargo, la respuesta de las comunidades meiobentónicas que albergan estos sedimentos, se da principalmente ante el disturbio físico, el cual sería más importante que el producido por los cambios geoquímicos en los sedimentos, que se evidencia por la migración vertical que realiza la comunidad a través de columna de sedimento en cada una de las fases de marea.

Además, a partir de los objetivos secundarios, se llegaron a las siguientes observaciones:

- Los perfiles de pH y oxido-reducción en sedimentos intermareales y submareales, obedecen a perfiles de alto enriquecimiento orgánico, en donde la mayor intensidad de la respiración de la materia orgánica se daría en los primeros centímetros de la columna de sedimento, provocando el alto consumo de oxígeno y una alta producción y liberación de sulfuro de hidrogeno en la capa subsuperficial, que a su vez se traduce en la alcalinización de la columna de sedimento hacia intervalos profundos.
- El meiobentos que habita los sedimentos submareales e intermareales del estuario es poco diverso a nivel de grandes grupos, siendo dominado por la nematofauna, conformada principalmente por las familias Chromadoridae, Desmodoridae y Oxystomatidae, familias caracterizadas por colonizar sedimentos de alto contenido alimenticio. Además, las biomasas en el primer centímetro de sedimento estuvieron fuertemente influenciadas por los organismos de la clase Bivalvia y Copépoda, ya que presentan un biovolumen mayor que el de otros organismos de la comunidad, biomasas que fueron significativamente más altas durante el periodo seco de estudio, traduciéndose en altos niveles producción secundaria y respiración.

## 7. Referencias bibliográficas.

- Aksornkae, S., Paphavasit, N. Effect of sea level rise on the mangrove ecosystem in Thailand. *Malaysian Journal of Tropical Geography* 24, 29-34. 1993.
- Aller RC. Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: the role of burrow structures. In: Blackburn TH, Sørensen J (eds) *Nitrogen cycling in coastal marine environments*. Wiley, Chichester, pp. 1988; 301–338.
- Alongi DM. Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Mar Biol.*; 95: 447–458. 1987a
- Alongi DM. The influence of mangrove derived tannins on intertidal meiobenthos in tropical estuaries. *Oecologia (Berl)*. 71: 537–540. 1987b
- Alongi, D. M. Community dynamics of free-living nematodes in some tropical mangrove and sandflat habitats. *Bulletin of Marine Science* 46(2), 358-373. 1990a.
- Alongi DM. *Coastal ecosystem processes*. CRC Press, Boca Raton, FL. 1998.
- Alongi, D.M. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29, 331-349. 2002
- Alongi DM. Mangrove-microbe-soil relations. In: Kristensen E, Haese RR, Kostka JE (eds). *Interactions between macro- and microorganisms in marine sediments*, pp 85–103. American Geophysical Union, Washington, DC. 2005a.

- Alongi DM. The contribution of mangrove ecosystems to global carbon cycling and greenhouse gas emissions. In: Tateda Y (ed) Greenhouse gas and carbon balances in mangrove coastal ecosystems, pp 1–10. Gendai Tosho, Kanagawa, Japan. 2007.
- Alongi DM. The energetics of mangrove forest. Springer science. ISBN 978-1-4020-4270 6. American Geophysical Union, Washington, DC. 2008.
- Alongi DM. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. Estuarine, Coastal and Shelf Science 76:1-13. 2008.
- American Society for Testing materials. Grain size analysis soils, D422-63, pp, pp. 203-214. book of ASTM standars, pt. 11, Philadelphia. 1963.
- ANA: Autoridad nacional del Agua; Perú - 2013. [Citado en Junio 2013]. Disponible en <http://www.ana.gob.pe/>.
- Anderson, R. Y., Dean . E., JR, Kirkland, D. W., y SNIDER, H. I., , Permian Castile varved evaporite sequence West Texas and New Mexico: Geol. Soc. American Bull.,v.83,p.59-86. 1972
- Andrassy, I. Calculo del biovolumen y biomasa de la nematofauna. Acta Zool. Acad. Scientiarum Hungaricae. 1956;2: 1-15.
- Arévalo, H y Acuña, J. Balance hídrico superficial de las cuencas de los ríos Tumbes y Zarumilla. Dirección general de hidrología y recursos hídricos. Publicación institucional interna. 2000.

- Armenteros M., Pérez-García J.A., Pérez-Angulo A., Williams J.P. Efficiency of extraction of meiofauna from sandy and muddy marine sediments. *Revista de Investigaciones Marinas*. 29, 113-118. 2008
- Armenteros M. Ecology and taxonomy of free-living marine nematodes from cienfuegos bay, Caribbean Sea. Tesis de doctorado. Universiteit Gent. 2009.
- Austen M y Warwick M. Effects of manipulation of food supply on estuarine meiobentos. *Hydrobiologia* 311: 175-184, 1995.
- Banse, K y S. Mosher. Adult body mass and annual production/biomass relationships of Field populations. *Ecological Monographs*. 1980; 50: 355-379.
- Bagander E, Niemisto L. Evaluation of the use of redox measurements for characterizing recent sediments. *Estuarine and Coastal Marine Science*. 1978. Vol. 6. 127-134 p. 1978.
- Benner, R., Weliky, K., Hedges, J.I. 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. 1990.
- Black, CA. *Methods of soil analysis* . Amer Soc. Agron. Series No. 9, Madison, Wis., 2 Vol , 1572 p. 1965.
- Black, K.D, G.B. Shimmiel. *Biogeochemistry of Marine Systems*. Blackwell Publishing Ltd. ISBN 1–84127–327–9. 2003.
- Bianchi. *Biogeochemistry of estuaries*. Oxford university press. ISBN-13: 978-0-19-5160826. 2007.

- Boesch, D.F. Diversity, stability and response to human disturbance in estuarine ecosystems. In: Proceedings of the First International Congress of Ecology, Wageningen, The Netherlands, pp. 109e114. 1974.
- Borges AV, Djenidi S, Lacroix G, Théate J, Delille B, Frankignoulle. Atmospheric CO<sub>2</sub> flux from mangrove surrounding waters. *Geophys Res Letters*: vol 30. 2003.
- Bouillon S, Koedam N, Baeyens W, Satyanarayana B, Dehairs, F. 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. 2004.
- Brey, T., H Rumohr y S Ankar. Energy content of macrobenthic invertebrates: general conversion factors from weight to energy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 117, 271–278. 1988.
- Brey T. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. Version 01.2. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany. 2001.
- Bruland K. A review of the chemistries of redox sensitive elements within suboxic zones of oxygen minimum regions. *Gayana Oceanol.* 2006; 70: 6–13.
- Calder, D. R. Vertical zonation of the hydroid *Dynamena erisoides* (Hydrozoa, Sertulariidae) in a mangrove ecosystem at Twin Cays, Belize. *Canadian Journal of Zoology* 69(12), 2993-2999. 1991.

- Cardich J. Especies de foraminíferos bentónicos: indicadores del estado de óxido-reducción del sedimento superficial en el margen continental central del Perú. Tesis para optar el grado de magister en ciencias del mar. Lima, Perú. 2012.
- CDC-UNALM. Estrategia de Conservación para los Manglares del Nor-Oeste peruano. Informe final del proyecto WWF-US. 3604. Lima - Perú. 1986.
- Cheeseman, J.M. Depressions of photosynthesis in mangrove canopies. In: Baker, N.R., Bowyer, J.R. (Eds.), *Photoinhibition of Photosynthesis: From Molecular Mechanisms to the Field*. BIOS, Oxford, pp. 377e389. 1994.
- Clarke KR y Warwick RM. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural environment research*. Council. UK. 144pp. 1994.
- Clark M; McConchie D., Lewis D., Saenger P. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chemical Geology* 149 \_1998. 147–171. 1998.
- Cline, JD. Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol Oceanogr.*1969; 14:454-458.
- Coull B.C. y Chandler G.T. Pollution and meiofauna: field, laboratory and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 1992; 30, 191-271.
- Cullen DJ. Bioturbation of superficial marine sediments by interstitial meiobenthos. *Nature* 242: 323–324. 1973.

- Coull, BC. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Aust. J. Ecol.* 24: 327-343. 1999.
- Custodio E. y Llamas, M.R. Hidrología subterránea. Editorial Omega. Barcelona: 2 vols, 1750 pp. 1976.
- Danovaro R, Fabiano M, Della Croce N. labile organic matter and microbial biomass in deep-sea sediments (Eastern mediterranean sea), *Deep-sea Res.* 40:953-965. 1993
- Danovaro, R., A. Dell'Anno, and M. Fabiano. Bioavailability of organic matter in the sediments of the Porcupine Abyssal Plain, northeastern Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 220: 25–32. 2001.
- Danovaro, R., Gambi, C., Luna, G.M., Mirto, S., 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. Geomorfología. Ed. Ariel, 1978. 2004.
- Decraemer W y Coomans A. Scientific report on the Belgian expedition to the Great Barrier Reef in 1967. Nematodes XII. Ecological notes on the nematodes fauna in and around mangroves on Lizard Island. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.* 29: 497-508. 1978.
- Dell'Anno A., Fabiano M., Mei LM, Danovaro R. Enzymatically hydrolysed protein and carbohydrate pools in deep-sea sediments: estimates of the potentially bioavailable fraction and methodological considerations. *Mar Ecol Prog Ser* Vol. 196: 15-23. 2000.

- Derrau M. Geomorfología. Prólogo de Luis Sole Sabaris. Editorial Ariel. 1978.
- Diaz, R. J. y Erseus, C. Habitat preferences and species associations of shallow water marine Tubificidae (Oligochaeta) from the barrier reef ecosystems of Belize, Central America. *Hydrobiologia* 278(1-3), 93-105. 1994.
- Diaz, R.J; R. Rosenberg. Marine benthic hypoxia a review of its ecological effects and behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar.Biol. Ann. Rev.* 1995; 33: 245-303.
- Díaz-Asencio L., Armenteros M., Díaz-Asencio M., Fernández-Garcés R., Gómez-Batista M., Alonso-Hernández C. Spatial and temporal variations of meiofaunal communities in Cienfuegos Bay, Cuba. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 2009; 44, 3-22.
- Dillon, WR y M Goldstein. Multivariate analysis methods and applications. Jhon Wiley and Sons. 587pp. 1984
- Dittmar T, Hertkorn N, Kattner G, Lara RJ. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochem Cycle* 20:doi:10.1029/2005GB002570. 2006
- Domínguez, N. Prospección de Conchas Negras (*Anadara tuberculosa*) en el ecosistema de los manglares de Tumbes. Instituto del Mar del Perú. IMARPE (Abril). 2005.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., M, Kanninen. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics, *Nature Geoscience*, DOI:10.1038/ngeo1123. 2011.

- Duarte CM, Middelburg JJ, Caraco N. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosci* 2:1–8. 2005
- Dubois, M.; K. Gilles; J.K. Hamilton; P.A. Rebers; F. Smith. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.* 1956; 28(3): 350-356.
- Duke, NC. Mangrove floristics and biogeography. En: pp.63-100. Robertson, AI y Alongi, DM, (eds). *Tropical Mangrove Ecosystem. Coastal and estuarine studies 41.* American Geophysical Union, Washington, DC. 1992.
- Dye AH. Composition and seasonal fluctuations of meiofauna in Southern African mangrove estuary. *Mar. Biol.* **73**: 165-170. 1983a.
- Dye AH. Vertical and horizontal distribution of meiofauna in mangrove sediments in Transkei, Southern Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 1983b.; 16: 591-598.
- Dye AH, Lasiak TA. Microbenthos, meiobenthos and fiddler crabs: trophic interactions in a tropical mangrove sediment. *Mar Ecol Prog Ser.* 1986; 32: 259–264.
- Edgar, G. J. The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated with Western Australian sea grass beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 137, 215-240. 1990.
- ENFEN. Informe del comité multisectorial encargado del estudio nacional del fenómeno del niño. Informe técnico Nro. 10. 2012a.

- ENFEN. Informe del comité multisectorial encargado del estudio nacional del fenómeno del niño. Informe técnico Nro. 12. 2012b.
- ENFEN. Informe del comité multisectorial encargado del estudio nacional del fenómeno del niño. Informe técnico Nro. 04. 2013.
- Fabiano, M.; Danovaro R, Fraschetti S. A three year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal Sandy sediments of the Ligurian sea. *Continental shelf research* 15:1453-1469. 1995.
- Fabiano, M.; A. Pasceddu. Total and hydrolysable particulate organic matter (carbohydrates, proteins and lipids) at a coastal station in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol.* 1998; 19: 125-132.
- FAO. Mangrove forest management guidelines. FAO. Roma. 319p. 1994.
- Feller, R.J., R.M. Warwick. Energetics. In: HIGGINS, R.P., Thiel, H. (Eds), Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 1988; 181-196.
- Ferraris, J. D., Fauchald, K. y Kensley, B. Physiological responses to fluctuation in temperature or salinity in invertebrates: Adaptations of *Alpheus viridari* (Decapoda, Crustacea), *Terebellides parva* (Polychaeta) and *Golfinigia cylindrata* (Sipunculida) to the mangrove habitat. *Marine Biology* 120(3), 397-406. 1994.
- Field, CD. Journey among Mangroves. International society for mangrove ecosystem, Okinawa, Japon. 140p. 1995.

- Findlay S. y Sinsabaugh R. Aquatic ecosystems. Interactivity of dissolved organic matter. Academic press. ISBN: 0-12-256371-9. 2003.
- Fossing, H.R., Jorgensen, B.B. Measurement of bacterial sulfate reduction in sediments: evaluation of a single-step chromium reduction method. *Biogeochemistry* 8, 205–222. 1989.
- Field, CD. Journey amongst Mangroves. International society for mangrove ecosystem, Okinawa, Japon. 140p. 1995.
- Gage JD. y PA. Tyler. Deep-sea biology: a natural history of organisms at the deep-sea floor. Cambridge: Cambridge University Press. 1991.
- Gallardo, VA. Efectos Del fenómeno Del Niño sobre el bentos sublitoral frente a Concepción, Chile, in: Arntz,W; A. Landa; J. Tarazona. El Niño y su impacto em La fauna marina. Inst. Mar Perú – Callao. (Boletín extraordinario), N° 198, PP. 79-85.
- Gibbs, R. J. Estuarine flocs: their size, settling velocity and density. *J. Geophysical Res.* 90: 3249-3251. 1985
- Gerlach, S.A. On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecologia (berlin)* 6: 176-190. 1971.
- Giere, O. Meiobenthology: The microscopic fauna in aquatic sediments. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York. 328p. 1993.
- Giere, O. Meiobenthology. Second edition. Springer Verlag, Berlin. 328pp. ISBN: 978-3-540-68657-6. 2009.

- Gilman, E., Van Lavieren, H., Ellison, J., Jungblut, V., Wilson, L., Areki, F., Brighthouse, G., Bungitak, J., Dus, E., Henry, M., Sauni, I., Kilman, M., Matthews, E., Teariki-Ruatu, N., Tukia, S., Yuknavage, K.. Pacific Island mangroves in a changing climate and rising sea. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 179. UNEP, Nairobi, 58 pp. 2006.
- Guerreiro, J., Freitas, S., Pereira, E, Paula, J. and Macia, A. (). Sediment macrobentos of mangrove flats at Inhaca Island, Mozambique. *Cahiers de Biologie Marine* 37, 309-327.1996.
- Gutiérrez, D. 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. 2000.
- Gutiérrez, D.; E. Enríquez; S. Purca; L. Quipúzcoa; R. Marquina; G. Flores y M. Graco. Oxygenation episodes on the continental shelf of central Peru: Remote forcing and benthic ecosystem response. *Progress in Oceanography*. 79:177-189. 2008
- Hall S.J. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 1994; 32, 179-239.
- Hansel D. y Carlson C. Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter. Academic press. Elsevier. USA. ISBN: 0-12-323841-2. 2002.

- He, B., Lai, T., Fan, H., Wang, W., Zheng, H. Comparison of flooding tolerance in four mangrove species in a diurnal tidal zone in the Beibu Gulf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74, 254-262. 2007.
- Heip C. Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. *Rapp. P-V Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 1980; 179: 182-187.
- Heip, C.; M. Vincx; G. Vranken. The ecology of marine nematodes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 1985a.; 23: 399-489.
- Hernes, P.J., Benner, R., Cowie, G.L., Goni, M.A., Bergamaschi, B.A., Hedges, J.I. Tannin diagenesis in mangrove leaves from a tropical estuary: A novel molecular approach. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 3109–3122. 2001.
- Herman R, Vincx M, Heip C. Meiofauna of Belgian coastal waters: Spatial and temporal variability and productivity. In: Heip C, Polk P (eds). *Benthic studies of Southern Bight of the North Sea and its adjacent continental continental estuaries. Biological processes and translocation.* Ministry of Scientific poli, Brussels, Belgium: 41-63. 1985.
- Higgins, R.P.; H. Thiel. *Introduction to the study of meiofauna.* Smithsonian Institution Press, Washington DC. 1988.
- Hoang, L. 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. 2007.

- Hodda M y Nicholas WL. Meiofauna Associated with Mangroves in the Hunter River Estuary and Fullerton Cove, South-eastern Australia. *Austr. Mar. Freshw. Res.* 1985. 36: 41-50.
- Hodda, M. Variation in estuarine littoral nematode populations over three spatial scales. *Estuar. Coast.Shelf Sci.* 30:325-340. 1990.
- Holme Na y McIntyre AD. Methods of the study of marine bentos. IBP Handbook N16. Blackwell Sci. Publ., Oxford and Edinburgh. 356p. 1971
- Honjo, S. Material flux and sedimentation in the mesopelagic and bathypelagic zones. *J. mar. Res.* 1980. 38:53-97
- Hopper BE, Fell JW, Cefalu RC. Effect of temperature on life cycles of nematodes associated with the mangrove (*Rhizophora mangle* ) detrital system. *Mar. Biol.* 1973. 23: 293-296.
- IMARPE: Instituto del Mar del Perú; Perú - 2013. [Citado en Junio 2013]. Disponible en <http://www.imarpe.pe/imarpe/>.
- INRENA. Estrategia para la Conservación Ecosistema Los Manglares de Tumbes - Perú 2001-2010. CTAR -T Tumbes, Pro Naturaleza. Tumbes - Perú. (No publicado). 2001.
- INRENA. Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes 2007 - 2011. 2011.
- ITGE. Estudio hidrogeológico de la isla de Fuerteventura. Proyecto de Actualización, Infraestructura Hidrogeológica, Vigilancia y catálogo de Acuíferos. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid. 1991.

- Jensen, P. Differences in microhabitat, abundance, biomass and body size between oxybiotic and thio-biotic free-living marine nematodes. *Oecologia* 71: 564-567. 1987
- Kathiresan, K. y Bingham B.L. Biology of mangrove and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*. 40: 81-251. 2001.
- Kendall, MG. Rank correlations methods. Griffin. London. 1970
- Kjerfve, B. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. UNESCO/ UNDP Regional Project. 1990, 79 p. 1990.
- Kondalarao B. Distribution of meiobenthic harpacticoid copepods in Gautami-Godavari estuarine system. *Indian Journal of Marine Sciences* 13: 80-84. 1984
- Kristensen, E., King, G.M., Holmer, M., Banta, G.T., Jensen, M.H., Hansen K. y Bussarawit, N. Sulfate reduction, acetate turnover and carbon metabolism in sediments of Ao Nam Bor mangrove, Phuket, Thailand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*109: 245–255. 1994.
- Kristensen, E.; Bouillon, S.; Dittmar T. y Marchand, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*. 89: 201-219. 2008.
- Lalana-Rueda, R. y F. Gosselck. Investigations on the benthos of mangrove coastal lagoons in southern Cuba. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 71(6): 779-794. 1986.
- Lacerda, LD. Mangrove ecosystems. Springer. 292 pp. 2001.
- Libes, S. Introduction to Marine Biogeochemistry. Second Edition. Elsevier ISBN: 978-0-12-088530-5. 2009.

- Lorenzen, C. J. y Jeffrey, S. W.. Determination of chlorophyll in seawater. Unesco tech. pap. mar. sci., 35. 20p.1980
- Lowry, O.H.; N.J. Rosenbrough; A. Farr y Randall R.J. Protein measurement with the Folin ohenol reagent. J. Exp. Mar. Ecol. 12: 103-118. 1951.
- Lymo, TJ., Pol, A. y Den-camp, H.. Sulfate reduction and methanogenesis in sediments of Mtoni mangrove forest, Tanzania. AMBIO, vol. 31, no. 7-8, p. 614-616. PMID:12572833. 2002a.
- Lymo, TJ., Pol, A. y Den-camp, H. Methane Emission, Sulphide Concentration and Redox Potential Profiles in Mtoni Mangrove Sediment, Tanzania. Western Indian Ocean Journal of Marine Science, vol. 1, no. 1, p. 71-80. 2002b.
- Malca, C y J. Cabanillas. Información Técnica de Línea Base para el Monitoreo Ambiental del Ecosistema Manglar de Tumbes. Proyecto Binacional Manglares - Pro Naturaleza, Tumbes - Perú. 2004.
- Malca, C. G. 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". 2005.
- Marchand, C., Disnar, J.-R., Lallier-Verges, E., Lottier, N. Early diagénesis of carbohydrates and lignin in mangrove sediments subject to variable redox conditions (French Guiana). Geochim. Cosmochim. Acta 69, 131-142. 2005.

- Meyer-Reil, LA. Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow water station in the western Kiel Bight. Analysis of benthic bacterial populations, *Mar. Biol.* 77:247-256. 1983.
- Mayer M y L. Rice. Early diagenesis of protein: A seasonal study. *Limnol. Oceanogr.*, 1992. 37(2): 280-281.
- McKee, K.L., Mendelsohn, I.A. and Hester, M.W. Reexamination of pore water sulfide concentrations and redox potentials near the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *American Journal of Botany* 75: 1352-1359. 1988.
- McKee, K.L. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - reciprocal effects? *Journal of Ecology* 81: 474-487. 1993.
- Medernach, L. Relations entre la matière organique et la faune benthique dans le golfe du Lion. Thèse de Doctorat de l' Université de Paris 6. 2000.
- Mendoza, U. Dynamics of phosphorus and sulphur in a mangrove forest in Bragança, North Brazil. Disertación de tesis de doctorado. Universidad de Bremen. Alemania. 2007.
- Moens, T., Gansbeke, D.V. y Vincx, M. Linking estuarine nematodes to their suspected food. A case study from the Westerschelde Estuary (south-west Netherlands). *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 79:1017-1027. 1999.
- Moers, M.E.C., Baas, M., de Leeuw, J.W., Boon, J.J., Schenk, P.A. Occurrence and origin of carbohydrates in peat samples from a red mangrove environment as reflected by abundances of neutral monosaccharides. *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, 2463-2472. 1990.

- Musat N, Werner U., Knittel K., Kolb S., Dodenhof T, y Amann, R . Microbial community structure of sandy intertidal sediments in the North Sea Sylt-Romo Basin Wadden Sea. *Syst Appl Microbiol.* vol. 29, p.333–348. 2006.
- Neira, C.; J. Sellanes; L.A. Levin y W.E. Arntz. Meiofaunal distributions on the Peru margin: relationship to oxygen and organic matter availability. *Deep-Sea Research* 48, 2453–2472. 2001a.
- Neira, C.; J. Sellanes; A. Soto; D. Gutiérrez y V.A. Gallardo. Meiofauna and sedimentary organic matter off central Chile: response to changes caused by the 1997–98 El Niño. *Oceanologica Acta* 24, 313–328. 2001b.
- Netto S y F Gallucci.. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from island of the Santa Catarina, south Brazil. *Hydrobiologia.* 505: 159-170. 2003
- Nicholas WL, Elek JA y Stewart AC, Marples TG . The nematode fauna of a temperate Australian mangrove mudflat; its population density, diversity and distribution. *Hydrobiologia.* 209: 13-27. 1991.
- Nickerson, N.H. y Thibodeau, F.R Association between porewater sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry* 1:183–192. .1985
- Odum, E. y Sarmiento, F. *Ecología: el puente entre ciencia y sociedad.* Mc Graw Hill, Interamericana Mexico. 1997.
- Odum, E.P., Barrett, G.W. *Fundamentals of Ecology*, fifth ed. Brooks-Cole, Belmont, CA, 598 pp. 2004

- Ólafsson, E. Meiobenthos in mangrove areas in eastern Africa with emphasis on assemblage structure of free-living marine nematodes. *Hydrobiologia*. 312: 47–57. 1995.
- Ólafsson, E., Carlstrom S. y Ndaro M. Meiobenthos of hypersaline tropical mangrove sediment in relation to spring tide inundation. *Hydrobiologia* 426: 57–64, 2000.
- Opsahl, S., Benner, R.. Characterization of carbohydrates during early diagenesis of five vascular plant tissues. *Org. Geochem.* 30, 83–94. 1999.
- Ovalle, A. R. C., Rezende, C. E., Lacerda, L. D. y Silva, C. A. R. Factors affecting the hydrochemistry of a mangrove tidal creek, Sepetiba Bay, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31, 639–650. 1990.
- Parsons TR.; M. Takahashi y B. Hargrave. *Biological Oceanographic Processes* (3<sup>o</sup> edition). Pergamon Press. Oxford. 330pp. 1984b
- Pearson TH y R. Rosengberg. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Ver.* 1978. 16: 229-311.
- Pérez, A. 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. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú. 2012.

- Pomeroy, L. R., Hanson, R. B., McGillevery, P. A., Sherr, B. F., Kirchman, D., Deibel, D. Microbiology and chemistry of fecal products of pelagic tunicates: rates and fates. *Bull. mar. Sci.* 1984. 35: 426-439
- Porrello, S., Tomassetti, P., Manzueto, L., Finoia, M.G., Persia, E., Mercatali, I., Stipa, P., The influence of marine cages on the sediment chemistry in the Western Mediterranean Sea. *Aquaculture* 249, 145–158. 2005.
- Pouyaud, B., J. Yerren, J.F Arboleda, W.A Suarez. Variabilidad pluviométrica. a escala anual y cuatrimestral, en la vertiente peruana del océano Pacifico. 2001.
- Pringle, C.M., Benstead, J.P. The effects of logging on tropical river ecosystems. In: Fimbel, R.A., Grajal, A., Robinson, J.G. (Eds.), *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forest*. Columbia University Press, New York, pp. 305–326. 2001.
- Pro Naturaleza. Aportes para un manejo sostenible de los manglares de Tumbes. Informes y Productos finales del Proyecto Manejo y Uso Integral de los manglares de la costa norte. Tumbes. 2000.
- Rainer, SF; RC Fitzhardinge RC. Benthic communities in a estuary with periodic deoxygenation. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 32: 158-163. 1981.
- Rey, J. R., Kain, T. y De-Freese, D. E. Observations on the feeding behaviour and local distribution of *Vallentinia gabriellae* (Hydrozoa: Olindiidae): A new record from mangrove wetlands of the Indian River Lagoon, Florida. *Wetlands* 12(3), 225-229. 1992.
- Rice, D.L. The detritus nitrogen problem: New observations and perspectives from organic geochemestri. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9, 153-162. 1982.

- Riemann, F.. The deep-sea nematode *Thalassomonhystera bathislandica* sp.nov. and microhabitats of nematodes in flocculent surface sediments. *J mar biol Ass UK* 75: 715-724. 1995.
- Robinson S. y Chandler RA. An effective and safe method for sorting small molluscs from sediment. *Limnol Oceanogr.* 1993. 38: 1088–1091.
- Roman, M. R., Tenore, K. R. Detritus dynamics in aquatic ecosystems: an overview. *Bull. mar. Sci.* 1984. 35: 257-260.
- Rosengber, R., W. Arntz, E. Chumán de Flores, LA Flores, G. Carbajal, I. Finger y J. Tarazona. Benthos biomass and oxygen deficiency in the Peruvian upwelling system. *J. Mar. Res* 41: 263-279. 1983
- Rowe. G. Benthic production and processes off baja California, northwest Africa and Peru: a classification of benthic subsystem in upwelling ecosystem. Simposio internacional sobre áreas de afloramiento ma importantes Del oeste africano (Cabo Blanco y Beguela), Instituto de Investigaciones Pesqueras. Barcelona Vol. II PP 589-612. 1985.
- Rowe, G. T. Benthic biomass and surface productivity. In: Castlow, J. D. (ed.) *Fertility of the sea*, Publ. 2. Gordo and Breach Sci., New York, p. 1971. 441-454
- Sasekumar, A. y Chong, V. C. Faunal diversity in Malaysian mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(1), 57-60. 1998.

- Schrijvers, J. Meiobenthos of Ceriops and Rhizophora mangroves at Gazi Bay, Kenya: Human impact. *Mededelingen van de Koninklijke Academie voor Wetenschappen, Letteren en Schone Kunsten van België, Academiae Analecta* Jaargang. 1992. 58 (1): 97-114.
- Schwamborn, R. y Saint-Paul, U. Mangroves - forgotten forests? *Natural Resources and Development* 43--44, 13-36. 1996.
- Schratzberger, M. y Warwick, R.M. Differential effects of various types of disturbances on the structure of nematode assemblages: an experimental approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 181:227- 236.1999
- Schwinghamer P, B Hardgrave, D Peer; Chawkins. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Marine Ecology Progress Series*. 1986. 31: 131-142.
- Sellanes, J.; C. Neira; V.A. Gallardo; D. Gutierrez y A. Soto A. Meiofauna metazoaria en una zona de surgencias costera de Chile central: relaciones con factores abióticos durante El Niño 1997-1998. VIII COLCAMAR, Trujillo, Perú. Libro de resúmenes ampliados pp 752-753. 1999.
- Sellanes, J. Efectos de El Niño 1997–98 sobre los indicadores bioquímicos de la materia orgánica sedimentaria y la meiofauna en un área de surgencia costera de Chile central. PhD thesis, Universidad de Concepción, Chile. 2002.
- SENAMHI: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología; Perú - 2013. [Citado en Junio 2013]. Disponible en <http://www.senamhi.gob.pe/>.

- Sheridan, P. E. Benthos of adjacent mangrove, seagrass and non-vegetated habitats in Rookery Bay, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44, 455-469. 1997.
- Snedaker, S.C. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia* 295, 43e49. 1995.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyl, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, 1056 pp. 2007.
- Somerfield, P.J., Gee J.M. y Aryuthaka C. Meiofaunal communities in a Malaysian mangrove forest. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 78: 717-732. 1998.
- Spalding, M. The global distribution and status of mangrove ecosystems. *International News Letter of Coastal Management-Intercoast Network*, Special edition 1, 20-21. 1997.
- Strickland D y Parsons TR. *A practical handbook of seawater analysis.* Fisheries and oceans. Ottawa, Canada. 1972
- Sundelin, B; R Elmgren. Meiofauna of na experimental soft bottom ecpsystem effects of macrofauna and cadmium exposure. *Mar. Ecol. Prog. Serv.* 70: 245-255. 1991
- Tenorio, J. y L. Beltrán. *Prospección de Conchas Negras (Anadara tuberculosa) en el ecosistema de los manglares de Tumbes.* Instituto del Mar del Perú .IMARPE (Noviembre). 2005.

- Tietjen, J. H. y Alongi, D. M. Population growth and effects of nematodes on nutrient regeneration and bacteria associated with mangrove detritus from northeastern Queensland (Australia). *Marine Ecology Progress Series* 68, 169-180. 1990.
- Torres-Pratts, Schizas NV. Meiofaunal colonization of decaying leaves of the red mangrove *Rhizophora mangle*, in southwestern Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*. 43 (1): 127-137. 2007.
- Tremblay, L., Benner, R.,. Microbial contributions to N-immobilization and organic matter preservation in decaying plant detritus. *Geochim. Cosmochim. Acta* 70, 133–146. 2006.
- Tumbiolo, M y JA Downing. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1994. 114:165-174.
- Twilley, R.R., Chen, R.H., Hargis, T. Carbon sinks in mangrove forests and their implications to the carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 64, 265–288. 1992
- Vanhove S, Vincx M, Gansbeke D, Gijssels W, Schram D. The meiobenthos of five mangrove vegetation types in Gazi Bay, Kenya. *Hydrobiologia*. 1992. 247: 99-108.
- Vischer, P.T., Beukema, J. y van Gemerden, H. In situ characterization of sediments: Measurements of oxygen and sulfide profiles with a novel combined needle electrode. *Limnology and Oceanography* 36: 1476–1480. 1991.

- Walters, B.B., 2005a. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecol. Manag.* 206, 331–348.
- Warwick M y Price R. Ecological and metabolic studies on free-living nematodes from an estuarine mud-flat. *Estuarine and coastal marine science.* 9, 257-271. 1979.
- Warwick, R.M. y Gee, J.M. Community structure of estuarine meiobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 18:97-111. 1984.
- Warwick, RM; JM, Gee; JÁ Berge y W Ambrose. Effects of the feeding activity of the pilychaete *Streblosoma bairdi* (Malmgren) on meiofaunal abundance and community structure. *Sarsia* 71:11-16. 1986.
- Wieser, W. Benthic studies in Buzzards Bay. II. The meiofauna *Limnol. Oceanogr.* 1960. 27: 576-584.
- Wolanski, E., Y. Mazda y P. Ridd. Mangrove hydrodynamics. pp. 436-462. *In* A.I. Robertson & D.M. Alongi (eds.). *Tropical mangrove ecosystem*, American Geophysical Union, Washington D.C. 1992.
- Wolff, W. J. A benthic food budget for the Grevelingen Estuary, The Netherlands, and a consideration of the mechanisms causing high benthic secondary production in estuaries. *In*: Coull, B. C. (ed.) *Ecology of marine benthos*. University of South Carolina Press, Columbia. 1977. p. 248-259.
- Woodruffe, C.D. The impact of sea-level rise on mangrove shorelines. *Progress in Physical Geography* 14, 483e520. 1990.

- Woodroffe, C. Mangrove sediments and geomorphology. pp. 7-41. In A. I. Robertson & D.M. Alongi (eds.). Tropical mangrove ecosystem, American Geophysical Union, Washington D.C. 1992.
- Yamamuro, M. Abundance and size distribution of sublittoral meiobenthos along estuarine salinity gradients. *Journal of Marine Systems*. 2000. 26: 135-143.
- Zar JH. Biostatistical analysis. Prentice hall Inc. Englewood. Cliffs, NJ. USA. 620pp. 1974.
- 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. Marine microbiology. Chronica Botanica Co., Waltham, Massachusetts.1946.

## **8. ANEXOS**

**T1. Producción secundaria del meiobentos ( $\text{mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD registrada en las estaciones muestreadas en el SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

Septiembre 2012								
Estación	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	Total
1A	0.05 $\pm$ 0.07	-	0.23 $\pm$ 0.22	2.35 $\pm$ 0.58	4.96 $\pm$ 1.65	0.02 $\pm$ 0.03	0.05 $\pm$ 0.08	7.67 $\pm$ 0.44
3A	-	0.73 $\pm$ 0.05	16.71 $\pm$ 8.74	0.51 $\pm$ 0.10	8.32 $\pm$ 4.61	0.01 $\pm$ 0.01	-	26.27 $\pm$ 2.70
4A	0.03 $\pm$ 0.00	0.07 $\pm$ 0.10	1.29 $\pm$ 0.08	15.79 $\pm$ 5.98	-	0.55 $\pm$ 0.36	1.38 $\pm$ 1.28	19.11 $\pm$ 1.30
5A	0.02 $\pm$ 0.03	-	0.14 $\pm$ 0.01	1.68 $\pm$ 0.59	3.13 $\pm$ 4.42	-	0.04 $\pm$ 0.06	5.01 $\pm$ 1.02
6A	-	-	-	-	-	-	-	-
2S	-	0.18 $\pm$ 0.09	3.32 $\pm$ 0.15	2.33 $\pm$ 1.85	1.20 $\pm$ 1.69	-	-	7.03 $\pm$ 0.95
5S	-	0.14 $\pm$ 0.14	2.61 $\pm$ 1.84	8.77 $\pm$ 1.92	0.98 $\pm$ 0.46	-	-	12.50 $\pm$ 1.09
7S	-	0.01 $\pm$ 0.01	0.12 $\pm$ 0.06	0.18 $\pm$ 0.01	-	-	0.06 $\pm$ 0.01	0.37 $\pm$ 0.02
10S	-	0.31 $\pm$ 0.20	2.44 $\pm$ 1.05	3.19 $\pm$ 2.93	5.92 $\pm$ 5.13	-	-	11.86 $\pm$ 2.33
12S	0.17 $\pm$ 0.24	0.42 $\pm$ 0.30	0.80 $\pm$ 0.23	0.99 $\pm$ 0.23	0.33 $\pm$ 0.47	0.01 $\pm$ 0.02	-	2.72 $\pm$ 0.25
13S	-	0.11 $\pm$ 0.00	0.22 $\pm$ 0.10	0.82 $\pm$ 0.22	0.74 $\pm$ 0.30	-	-	1.89 $\pm$ 0.16
14S	-	0.04 $\pm$ 0.05	0.95 $\pm$ 0.57	3.94 $\pm$ 0.84	0.71 $\pm$ 1.00	0.09 $\pm$ 0.13	1.59 $\pm$ 2.24	7.33 $\pm$ 0.81
22S	0.24 $\pm$ 0.16	0.14 $\pm$ 0.17	1.01 $\pm$ 1.17	5.91 $\pm$ 0.69	0.52 $\pm$ 0.73	-	-	7.81 $\pm$ 0.59
24S	0.42 $\pm$ 0.14	0.09 $\pm$ 0.04	0.93 $\pm$ 0.12	3.74 $\pm$ 3.03	-	-	0.25 $\pm$ 0.35	5.43 $\pm$ 0.74
27S	1.70 $\pm$ 0.68	0.20 $\pm$ 0.24	4.37 $\pm$ 1.67	11.18 $\pm$ 10.38	-	1.48 $\pm$ 2.09	-	18.94 $\pm$ 3.01
28S	2.29 $\pm$ 0.57	0.30 $\pm$ 0.06	4.62 $\pm$ 0.78	6.28 $\pm$ 0.44	0.70 $\pm$ 0.31	0.29 $\pm$ 0.13	0.06 $\pm$ 0.08	14.54 $\pm$ 0.34
Abril 2013								
	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	Total
1A	0.39 $\pm$ 0.12	0.04 $\pm$ 0.02	0.45 $\pm$ 0.63	1.54 $\pm$ 0.73	1.71 $\pm$ 1.57	-	-	4.12 $\pm$ 0.61
3A	-	-	-	-	-	-	-	-
4A	-	0.02 $\pm$ 0.03	0.10 $\pm$ 0.06	0.03 $\pm$ 0.02	-	0.01 $\pm$ 0.01	-	0.16 $\pm$ 0.03
5A	0.10 $\pm$ 0.14	0.06 $\pm$ 0.02	0.08 $\pm$ 0.00	0.16 $\pm$ 0.09	-	-	-	0.39 $\pm$ 0.06
6A	-	0.75 $\pm$ 0.06	0.30 $\pm$ 0.11	0.08 $\pm$ 0.11	-	-	-	-
2S	0.07 $\pm$ 0.10	0.22 $\pm$ 0.05	0.27 $\pm$ 0.39	0.03 $\pm$ 0.04	-	-	0.08 $\pm$ 0.11	0.68 $\pm$ 0.14
5S	-	0.35 $\pm$ 0.02	0.92 $\pm$ 1.18	0.44 $\pm$ 0.45	1.66 $\pm$ 0.23	-	-	3.38 $\pm$ 0.47
7S	-	0.22 $\pm$ 0.10	0.11 $\pm$ 0.15	0.03 $\pm$ 0.04	-	-	0.29 $\pm$ 0.25	0.65 $\pm$ 0.14
10S	0.77 $\pm$ 1.09	1.49 $\pm$ 0.52	5.99 $\pm$ 2.26	0.12 $\pm$ 0.16	0.85 $\pm$ 1.20	-	-	9.21 $\pm$ 1.05
12S	0.70 $\pm$ 0.46	0.60 $\pm$ 0.58	0.68 $\pm$ 0.36	0.46 $\pm$ 0.46	0.17 $\pm$ 0.24	-	-	2.61 $\pm$ 0.42
13S	0.08 $\pm$ 0.06	-	0.16 $\pm$ 0.01	0.60 $\pm$ 0.05	0.15 $\pm$ 0.22	-	-	0.99 $\pm$ 0.09
14S	0.26 $\pm$ 0.11	0.12 $\pm$ 0.09	0.32 $\pm$ 0.42	0.19 $\pm$ 0.18	0.15 $\pm$ 0.21	-	-	1.03 $\pm$ 0.20
22S	0.41 $\pm$ 0.57	0.19 $\pm$ 0.21	0.58 $\pm$ 0.24	0.00 $\pm$ 0.00	0.20 $\pm$ 0.28	-	-	1.37 $\pm$ 0.26
24S	-	0.43 $\pm$ 0.01	0.25 $\pm$ 0.11	0.09 $\pm$ 0.13	-	-	-	0.77 $\pm$ 0.09
27S	0.54 $\pm$ 0.08	0.36 $\pm$ 0.28	1.93 $\pm$ 0.89	-	-	-	-	2.83 $\pm$ 0.42
28S	0.09 $\pm$ 0.13	0.02 $\pm$ 0.03	0.18 $\pm$ 0.03	0.13 $\pm$ 0.01	0.21 $\pm$ 0.29	-	-	0.63 $\pm$ 0.10

**T2. Respiración del meiobentos ( $\text{mgC}\cdot\text{a}^{-1}\cdot 10\text{cm}^{-2}$ )  $\pm$  SD registrada en las estaciones muestreadas dentro del SNLMT durante Septiembre 2012 y Abril 2013.**

*Septiembre 2012*

Estación	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	Total
1A	0.11 $\pm$ 0.16	-	0.55 $\pm$ 0.51	5.45 $\pm$ 1.34	11.42 $\pm$ 3.77	0.06 $\pm$ 0.08	0.13 $\pm$ 0.18	17.70 $\pm$ 1.01
3A	-	1.69 $\pm$ 0.11	38.11 $\pm$ 19.81	1.18 $\pm$ 0.23	19.08 $\pm$ 10.50	0.02 $\pm$ 0.03	-	60.09 $\pm$ 6.13
4A	0.07 $\pm$ 0.01	0.17 $\pm$ 0.24	3.01 $\pm$ 0.18	36.06 $\pm$ 13.57	-	1.28 $\pm$ 0.83	3.20 $\pm$ 2.96	43.78 $\pm$ 2.96
5A	0.04 $\pm$ 0.06	-	0.34 $\pm$ 0.03	3.89 $\pm$ 1.37	7.19 $\pm$ 10.16	-	0.10 $\pm$ 0.14	11.55 $\pm$ 2.35
6A	-	-	-	-	-	-	-	-
2S	-	0.42 $\pm$ 0.21	7.67 $\pm$ 0.34	5.39 $\pm$ 4.26	2.77 $\pm$ 3.91	-	-	16.25 $\pm$ 2.18
5S	-	0.32 $\pm$ 0.32	6.03 $\pm$ 4.22	20.12 $\pm$ 4.36	2.29 $\pm$ 1.07	-	-	28.76 $\pm$ 2.49
7S	-	0.02 $\pm$ 0.03	0.29 $\pm$ 0.13	0.41 $\pm$ 0.03	-	-	0.15 $\pm$ 0.01	0.87 $\pm$ 0.05
10S	-	0.73 $\pm$ 0.47	5.64 $\pm$ 2.41	7.36 $\pm$ 6.73	13.58 $\pm$ 11.72	-	-	27.31 $\pm$ 5.33
12S	0.39 $\pm$ 0.56	0.98 $\pm$ 0.70	1.87 $\pm$ 0.54	2.30 $\pm$ 0.53	0.77 $\pm$ 1.09	0.03 $\pm$ 0.05	-	6.34 $\pm$ 0.58
13S	-	0.25 $\pm$ 0.01	0.52 $\pm$ 0.24	1.91 $\pm$ 0.50	1.73 $\pm$ 0.69	-	-	4.41 $\pm$ 0.36
14S	-	0.11 $\pm$ 0.11	2.21 $\pm$ 1.33	9.09 $\pm$ 1.92	1.65 $\pm$ 2.33	0.22 $\pm$ 0.31	3.67 $\pm$ 5.18	16.94 $\pm$ 1.86
22S	0.55 $\pm$ 0.38	0.32 $\pm$ 0.39	2.35 $\pm$ 2.71	13.58 $\pm$ 1.58	1.20 $\pm$ 1.70	-	-	18.01 $\pm$ 1.35
24S	0.99 $\pm$ 0.33	0.22 $\pm$ 0.11	2.17 $\pm$ 0.27	8.61 $\pm$ 6.94	-	-	0.58 $\pm$ 0.82	12.57 $\pm$ 1.69
27S	3.95 $\pm$ 1.58	0.48 $\pm$ 0.56	10.08 $\pm$ 3.82	25.56 $\pm$ 23.62	-	3.42 $\pm$ 4.84	-	43.48 $\pm$ 6.88
28S	5.30 $\pm$ 1.30	0.71 $\pm$ 0.13	10.64 $\pm$ 1.78	14.43 $\pm$ 1.02	1.64 $\pm$ 0.72	0.67 $\pm$ 0.31	0.13 $\pm$ 0.19	33.53 $\pm$ 0.78

*Abril 2013*

	<i>Desmodoridae</i>	<i>Oxystomatidae</i>	<i>Chromadoridae</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Bivalvia</i>	<i>Decapoda</i>	<i>Polychaeta</i>	Total
1A	0.91 $\pm$ 0.27	0.09 $\pm$ 0.05	1.04 $\pm$ 1.47	3.58 $\pm$ 1.68	3.95 $\pm$ 3.63	-	-	9.57 $\pm$ 1.42
3A	-	-	-	-	-	-	-	-
4A	-	0.05 $\pm$ 0.07	0.23 $\pm$ 0.14	0.08 $\pm$ 0.06	-	0.02 $\pm$ 0.02	-	0.37 $\pm$ 0.07
5A	0.23 $\pm$ 0.32	0.13 $\pm$ 0.04	0.19 $\pm$ 0.00	0.38 $\pm$ 0.20	-	-	-	0.92 $\pm$ 0.14
6A	-	1.76 $\pm$ 0.13	0.71 $\pm$ 0.27	0.18 $\pm$ 0.25	-	-	-	-
2S	0.17 $\pm$ 0.24	0.52 $\pm$ 0.11	0.64 $\pm$ 0.90	0.07 $\pm$ 0.10	-	-	0.19 $\pm$ 0.27	1.59 $\pm$ 0.33
5S	-	0.81 $\pm$ 0.05	2.15 $\pm$ 2.73	1.04 $\pm$ 1.05	3.85 $\pm$ 0.53	-	-	7.85 $\pm$ 1.09
7S	-	0.52 $\pm$ 0.23	0.26 $\pm$ 0.36	0.07 $\pm$ 0.10	-	-	0.68 $\pm$ 0.57	1.52 $\pm$ 0.32
10S	1.78 $\pm$ 2.52	3.46 $\pm$ 1.21	13.76 $\pm$ 5.15	0.27 $\pm$ 0.38	1.97 $\pm$ 2.78	-	-	21.24 $\pm$ 2.41
12S	1.62 $\pm$ 1.06	1.39 $\pm$ 1.34	1.60 $\pm$ 0.83	1.08 $\pm$ 1.06	0.39 $\pm$ 0.56	-	-	6.08 $\pm$ 0.97
13S	0.19 $\pm$ 0.14	-	0.37 $\pm$ 0.03	1.41 $\pm$ 0.12	0.36 $\pm$ 0.51	-	-	2.32 $\pm$ 0.20
14S	0.60 $\pm$ 0.26	0.29 $\pm$ 0.21	0.74 $\pm$ 0.99	0.44 $\pm$ 0.42	0.34 $\pm$ 0.48	-	-	2.42 $\pm$ 0.47
22S	0.95 $\pm$ 1.34	0.45 $\pm$ 0.49	1.35 $\pm$ 0.56	0.00 $\pm$ 0.00	0.47 $\pm$ 0.66	-	-	3.21 $\pm$ 0.61
24S	-	1.02 $\pm$ 0.03	0.58 $\pm$ 0.27	0.22 $\pm$ 0.32	-	-	-	1.82 $\pm$ 0.20
27S	1.26 $\pm$ 0.19	0.84 $\pm$ 0.66	4.48 $\pm$ 2.04	-	-	-	-	6.58 $\pm$ 0.96
28S	0.21 $\pm$ 0.30	0.05 $\pm$ 0.08	0.43 $\pm$ 0.06	0.30 $\pm$ 0.02	0.49 $\pm$ 0.69	-	-	1.49 $\pm$ 0.23

**T3. Inventarios de sulfuros ( $\mu\text{M}$ ), profundidad de la capa anóxica (cm.) y profundidad de la Redoxclina (cm.) para el periodo seco y húmedo del estudio del efecto de la marea.  $\text{H}_2\text{S}_{[0-10]}$ : inventarios de sulfuros en la columna de sedimentos;  $Z_{[\text{Anox}]}$ : profundidad de la capa anóxica en columna de sedimentos;  $Z_{[\text{Rx}]}$ : profundidad de la Redoxclina en columna de sedimentos.**

*Noviembre 2012*

<b>Estaciones</b>	<b><math>\text{H}_2\text{S}_{[0-10]}</math></b>	<b><math>Z_{[\text{Anox}]}</math></b>	<b><math>Z_{[\text{Rx}]}</math></b>
A1	0.00	10.00	6.00
A2	6.83	8.00	4.00
A3	2.43	10.00	4.00
A4	1.38	10.00	6.00
L1	57.44	4.00	2.00
L2	12.58	6.00	4.00
L3	643.40	1.00	2.00
L4	674.80	0.00	2.00

*Abril 2013*

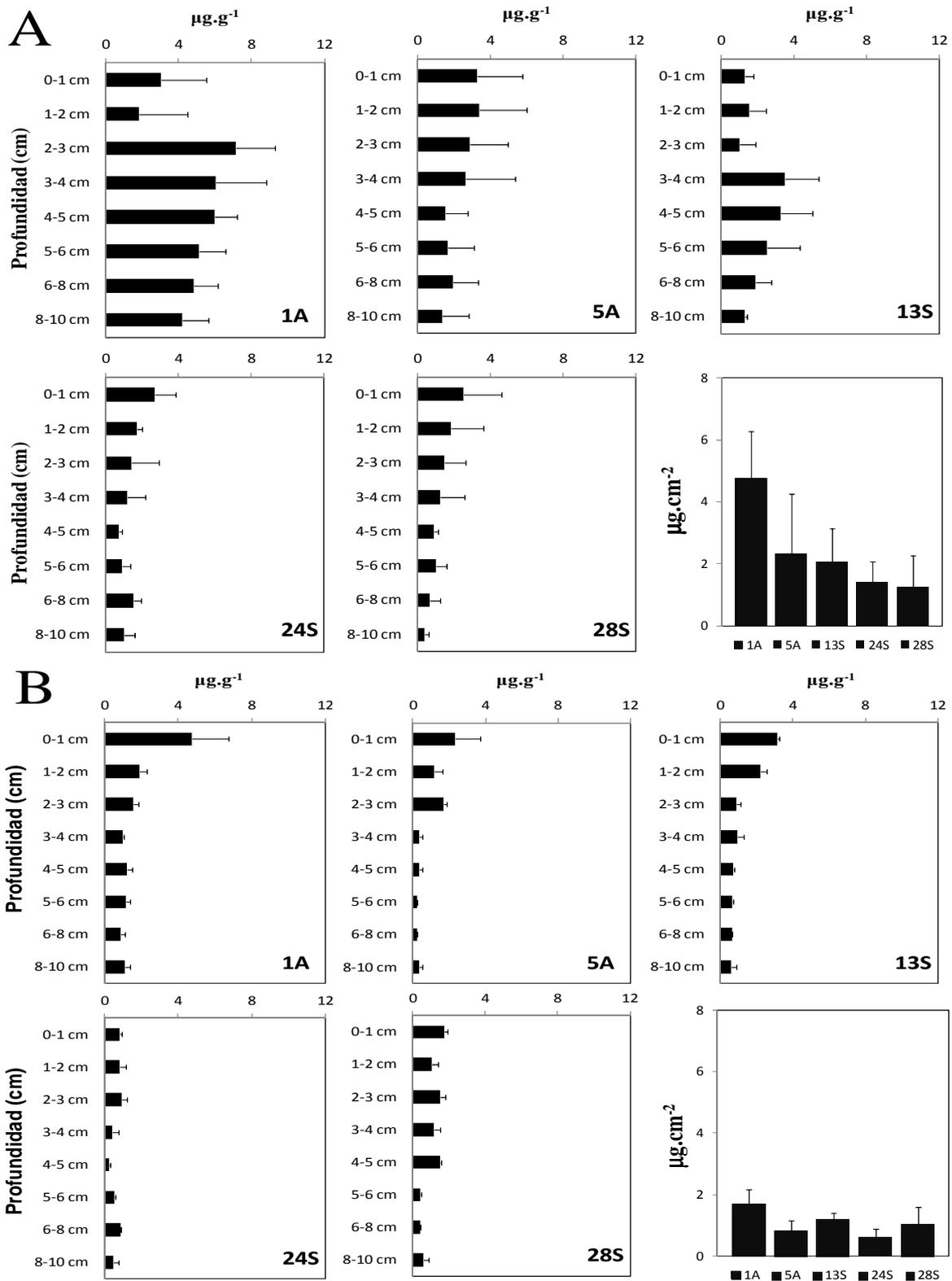
<b>Estaciones</b>	<b><math>\text{H}_2\text{S}_{[0-10]}</math></b>	<b><math>Z_{[\text{Anox}]}</math></b>	<b><math>Z_{[\text{Rx}]}</math></b>
A1	523.78	2.00	2.00
A2	16.92	4.00	6.00
A3	5.46	8.00	6.00
A4	148.50	3.00	4.00
L1	724.38	1.00	2.00
L2	438.87	2.00	2.00
L3	311.88	4.00	2.00
L4	316.67	2.00	4.00

**T4. ANVA de dos vías para las variables estudiadas durante el periodo seco (S) (Septiembre 2012) y el período húmedo (H) (Abril 2013). Ambiente sedimentario: Estero Zarumilla (CZ), esteros principales (CP), esteros del curso medio del estuario (CM).  $pH_{[0-2]}$ : pH en los dos primeros centímetros de la columna de sedimento.,  $Eh_{[0-2]}$ : potencial de óxido-reducción en los dos primeros centímetros de sedimento. \*\*\*( $p < 0.05$ ), \*\*( $0.05 < p < 0.1$ ), \*( $p = 0.1$ ), n.s. (estadísticamente no significativa).**

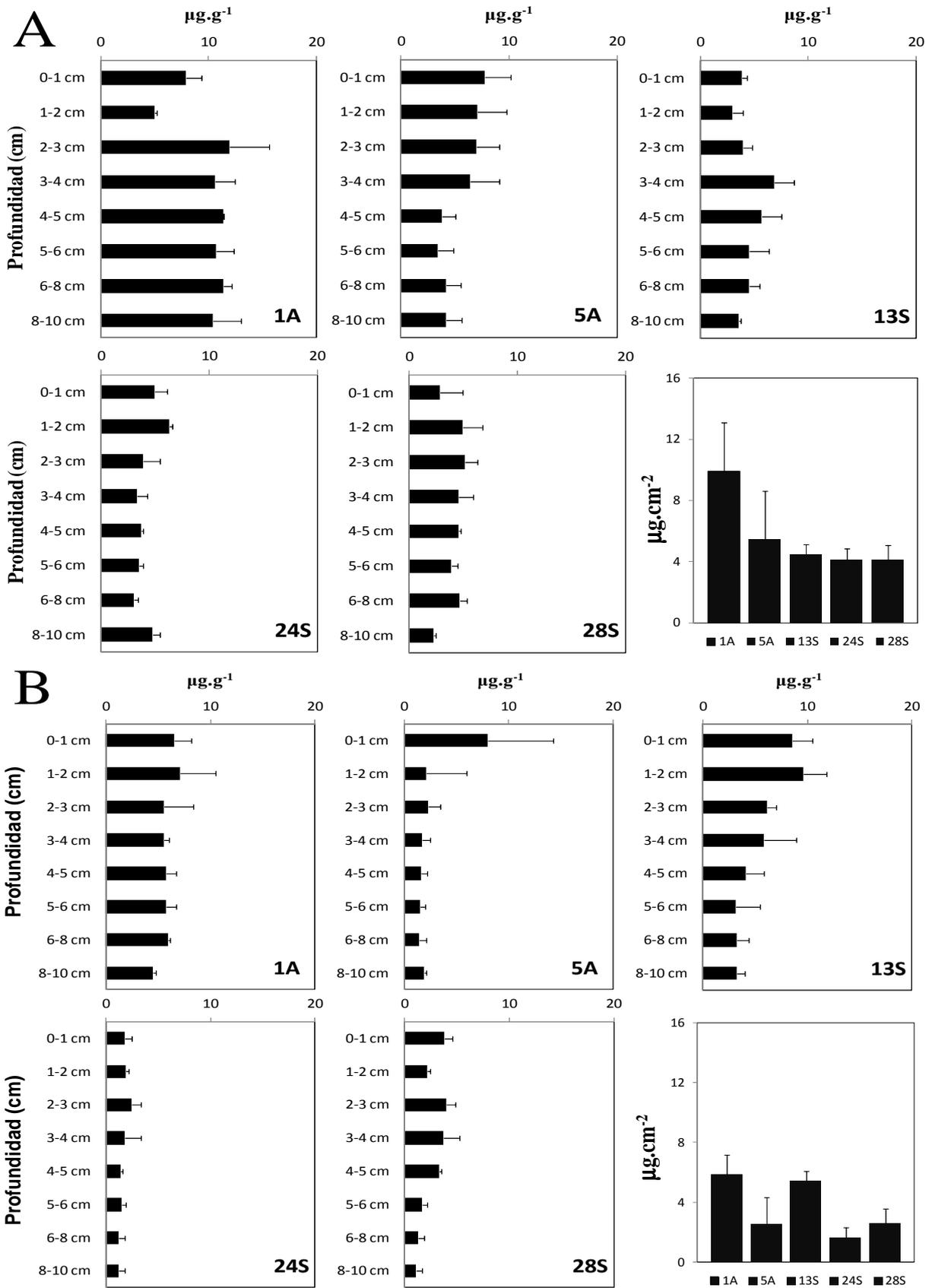
Variable dependiente	Factores		
	Temporada	Ambiente sedimentario	Interacción
Temperatura	*** (S < H)	n.s.	n.s.
Salinidad	*** (H < S)	** (CZ CP CM)	n.s.
OD <sub>[agua]</sub>	*** (S < H)	*** (CZ < CM CP)	*** (CZS < CPS CMS CZH CPH CMH)
pH <sub>[agua]</sub>	** (H < S)	n.s.	** (CPH < CMH CZS CMS CPS CZH)
pH <sub>[0-2]</sub>	*** (S < H)	*** (CM < CP CZ)	n.s.
Eh <sub>[0-2]</sub>	** (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.
PRT h	n.s.	*** (CP CM CZ)	n.s.
CHOh : CHOt	n.s.	*** (CZ < CP CM)	n.s.
Meiobentos (N)	*** (H < S)	** (CM CP CZ)	** (CZH CPH < CMH CMS CPS CZS)
Meiobentos (S)	*** (H < S)	n.s.	*** (CZH CPH CMH CPS CMS < CZS)
Meiobentos (B)	*** (H < S)	n.s.	* (CZH CPH CMH < CMS CPS CZS)

**T5. ANVA de dos vías para las variables evaluadas durante el periodo seco (S) y húmedo (H) del estudio de mareas en las zonas de Algarrobo (A) y Lagarto (L). Marea baja (1), llenante (2), alta (3), vaciante (4). Z: altura de la columna de agua en fase mareal; pH<sub>[0-2]</sub>: pH en los dos primeros centímetros del sedimento; Eh<sub>[0-2]</sub>: potencial de óxido-reducción en los dos primeros centímetros del sedimento; H<sub>2</sub>S<sub>[0-10]</sub>: inventarios de sulfuros en la columna de sedimentos; Z<sub>[Anox]</sub>: profundidad de la capa anóxica en sedimento; Z<sub>[Rx]</sub>: profundidad de la Redoxclina en sedimento; % N<sub>[0-2]</sub>: porcentaje del total de individuos del meiobentos en sedimentos superficiales. \*\*\* (p < 0.05), \*\* (0.05 < p < 0.1), \*(p = 0.1), n.s. (estadísticamente no significativa).**

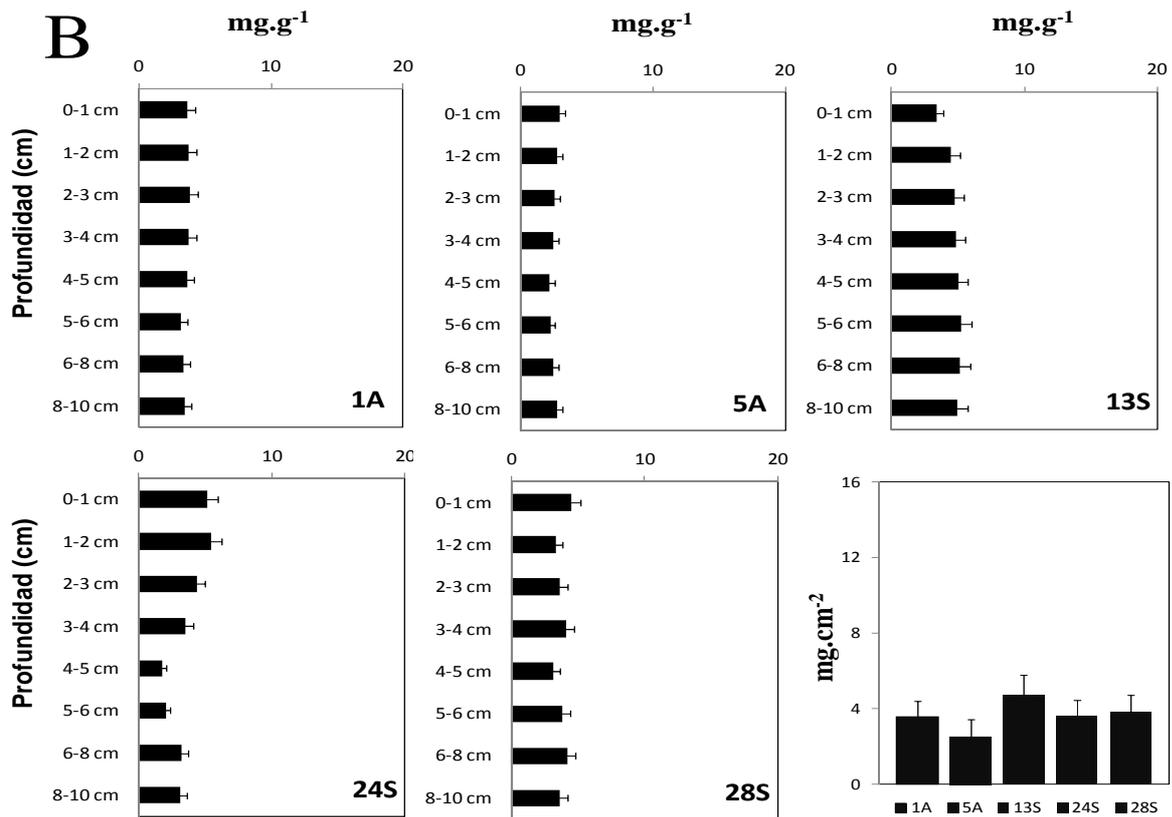
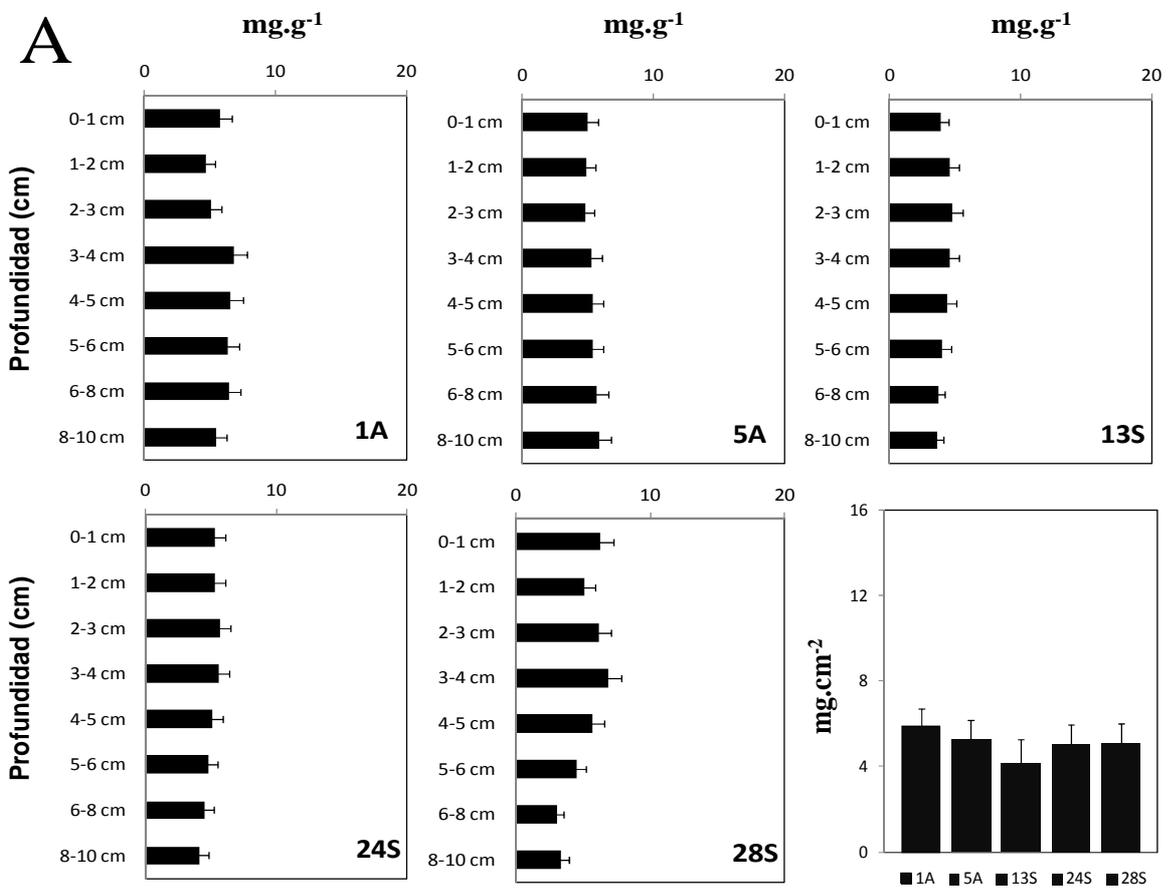
Variable dependiente	Factores					
	Temporada	Ambiente sedimentario	Fase de marea	Temporada Vs. Ambiente sed.	Temporada Vs. Fase de marea	Ambiente sed. Vs. Fase de marea
Z <sub>[agua]</sub>	*** (H < S)	n.s.	*** (1 < <u>2</u> 4 < 3)	n.s.	*** ( <u>1H 1S</u> < <u>4H 2H 2S 4S</u> < <u>3S 3H</u> )	n.s.
pH <sub>[0-2]</sub>	*** (S < H)	n.s.	n.s.	* (LS < <u>AS AH LH</u> )	n.s.	n.s.
Eh <sub>[0-2]</sub>	n.s.	n.s.	n.s.	* (AS < <u>LH LS AH</u> )	n.s.	n.s.
H <sub>2</sub> S <sub>[0-10]</sub>	n.s.	** (A < L)	n.s.	* (AS < AH < <u>LS LH</u> )	n.s.	* ( <u>A3 A2</u> < <u>A4 L2 A1</u> < <u>L1 L3 L4</u> )
Z <sub>[Anox]</sub>	*** (H < S)	*** (L < A)	n.s.	** ( <u>LH LS AH</u> < AS)	n.s.	** ( <u>L4 L3 L1 L2</u> < <u>A1 A2 A4</u> < A3)
Z <sub>[Rx]</sub>	n.s.	* (L < A)	n.s.	*** (LS LH AH < AS)	n.s.	** ( <u>L1 L3 L2 L4 A1</u> < <u>A2 A3 A4</u> )
% N <sub>[0-2]</sub>	n.s.	n.s.	** ( <u>2</u> 3 < <u>4</u> 1)	n.s.	n.s.	*** ( <u>L2 L3 A2 A3</u> < <u>L4 A1 A4 L1</u> )



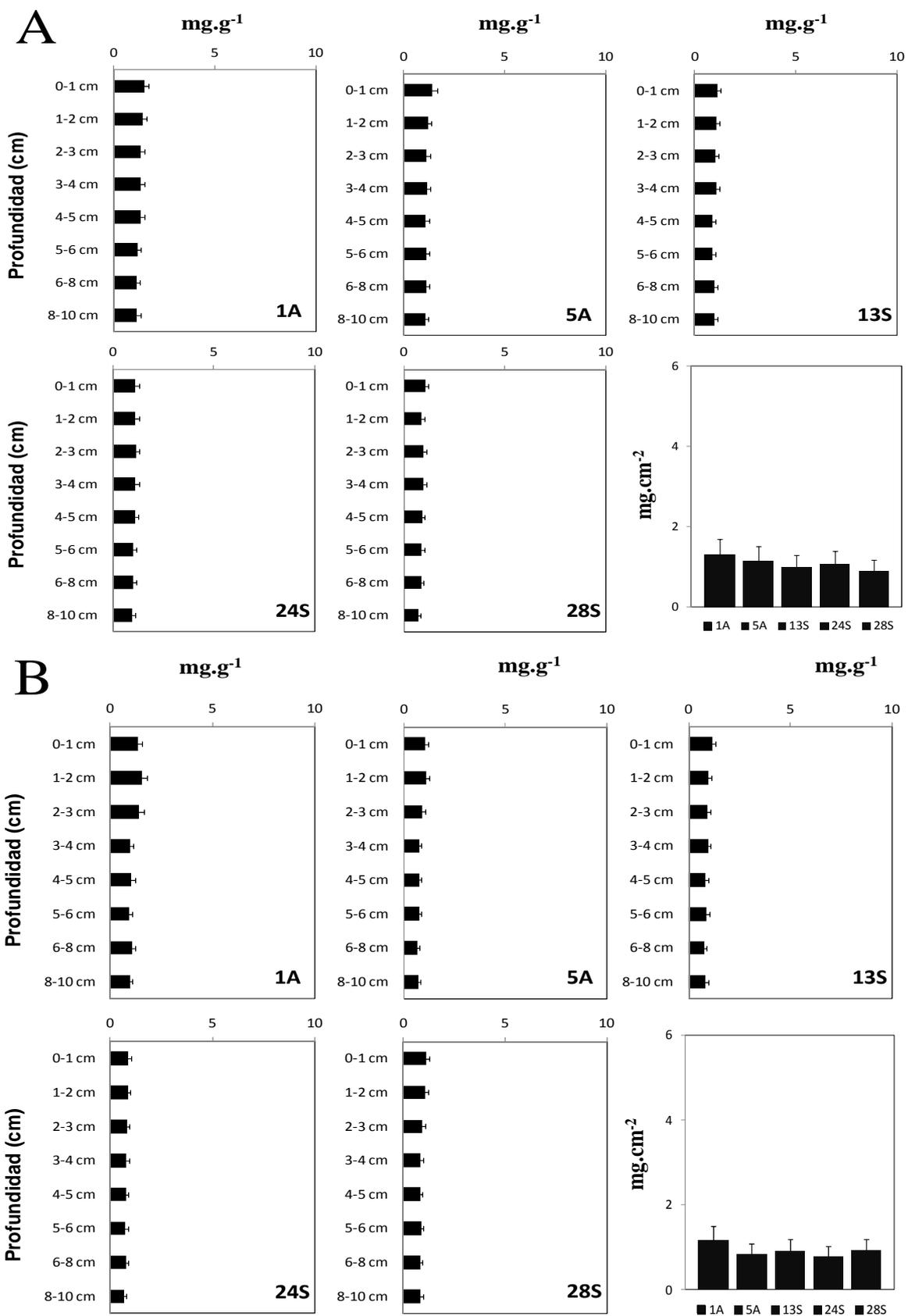
*F1. Distribución espacio-vertical de la concentración de Cl-a ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.*



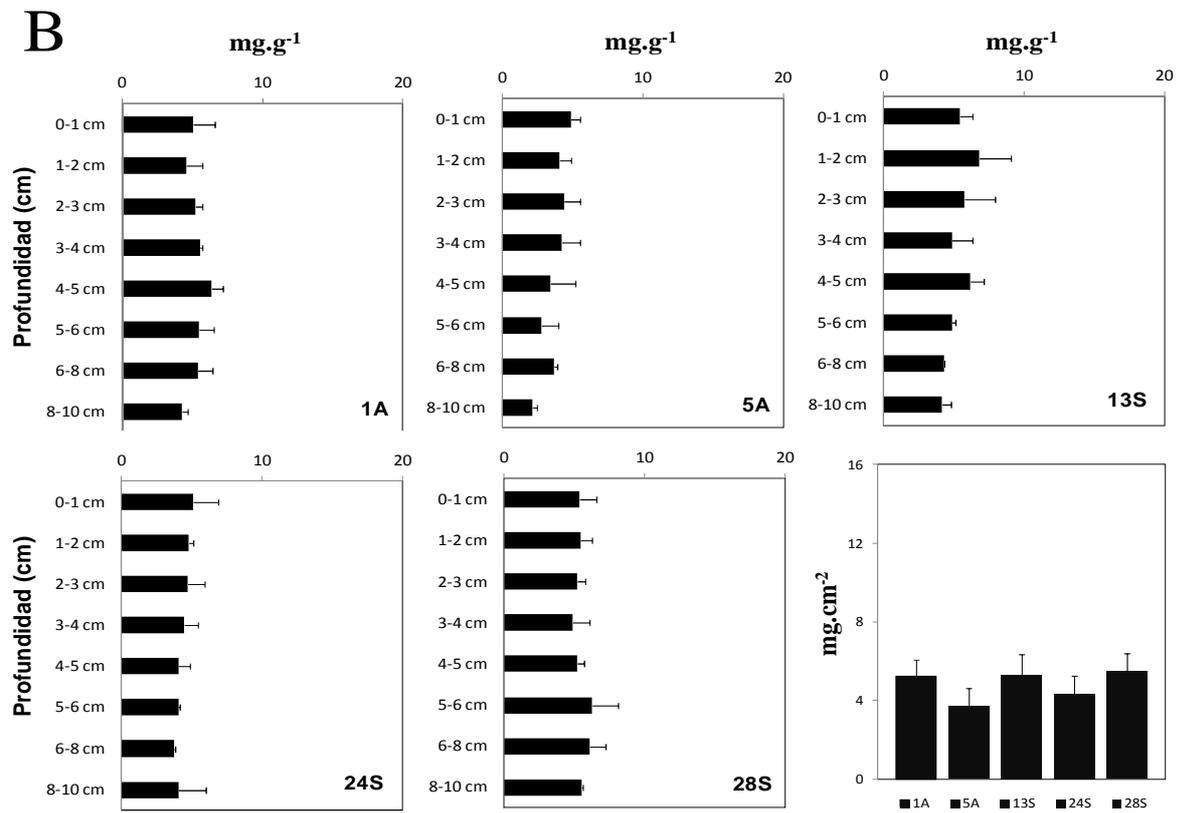
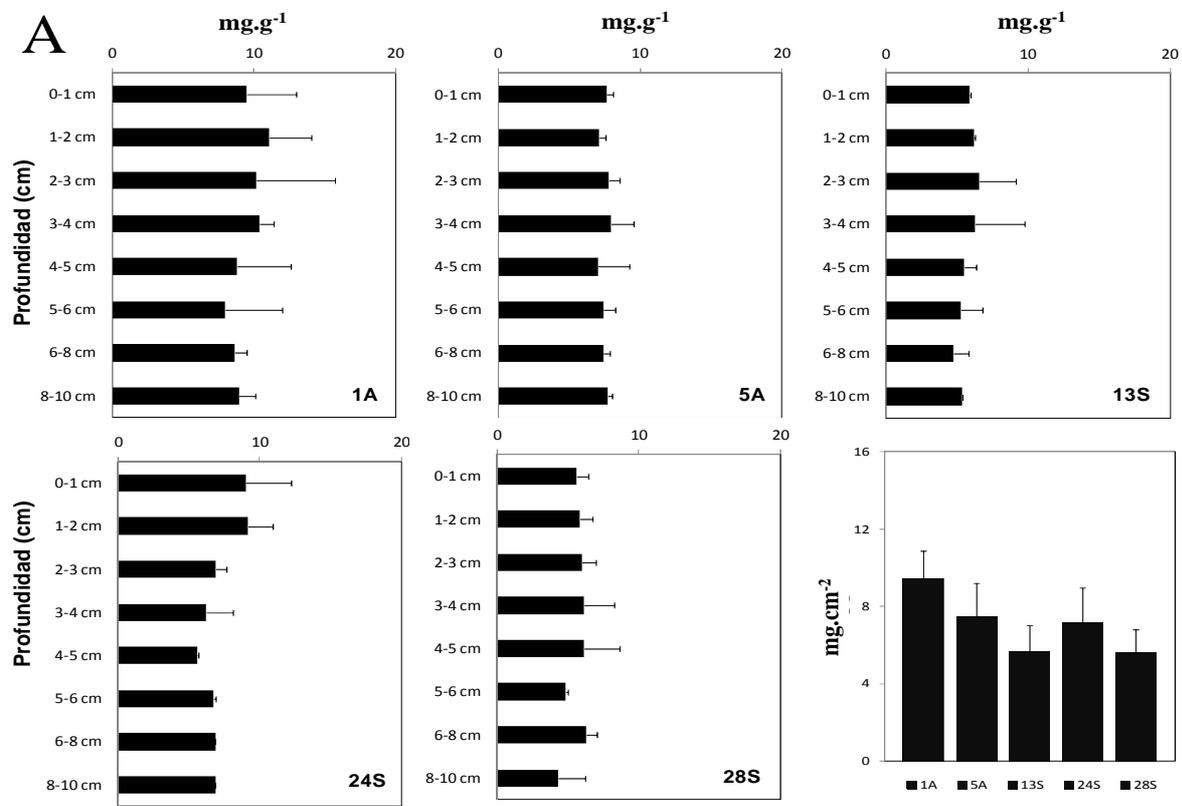
*F2. Distribución vertical de la concentración de feopigmentos ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013*



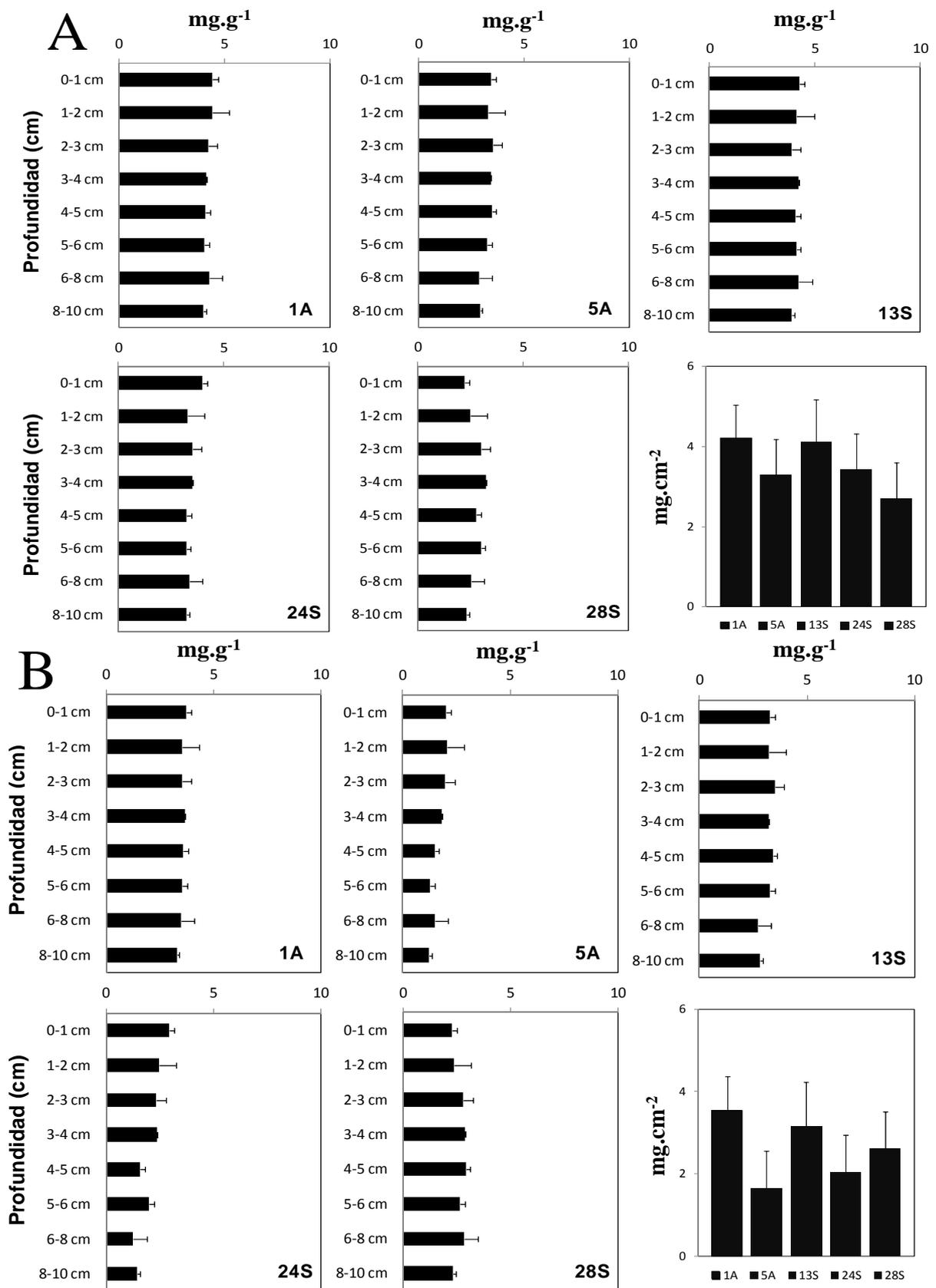
**F3.** Distribución vertical de la concentración de CHOt (mg.g<sup>-1</sup>) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.



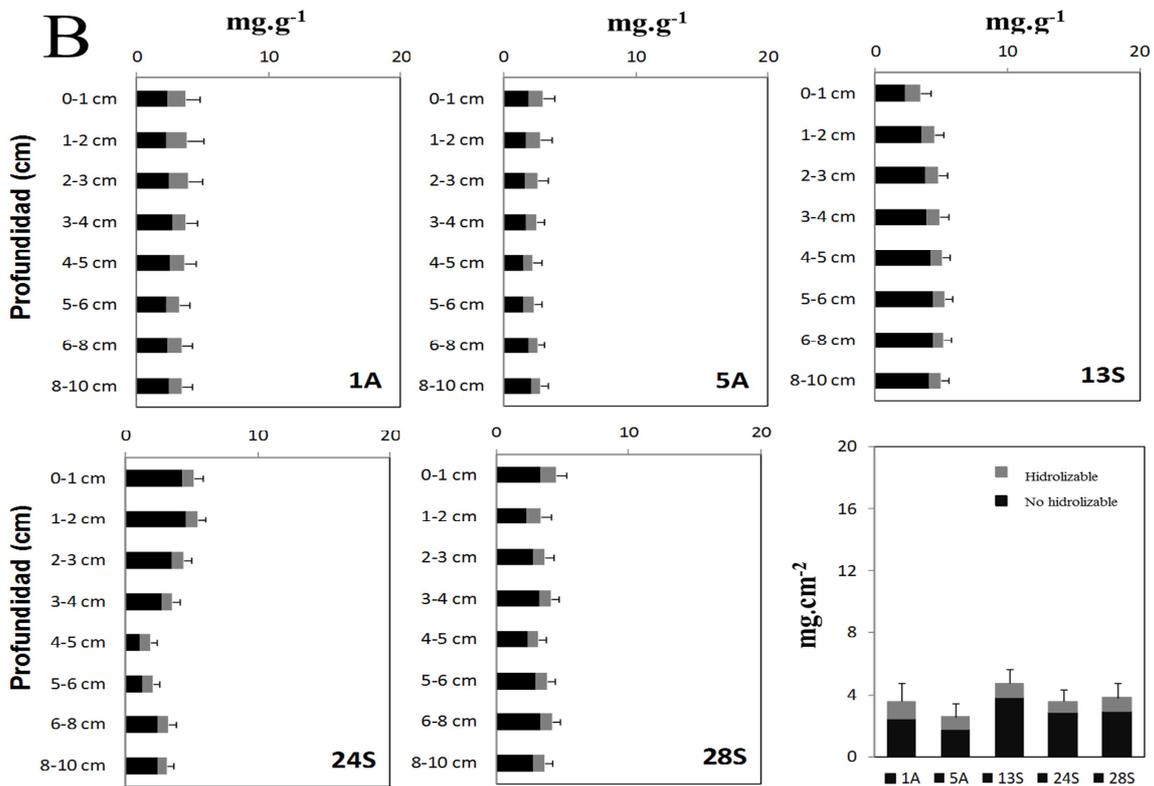
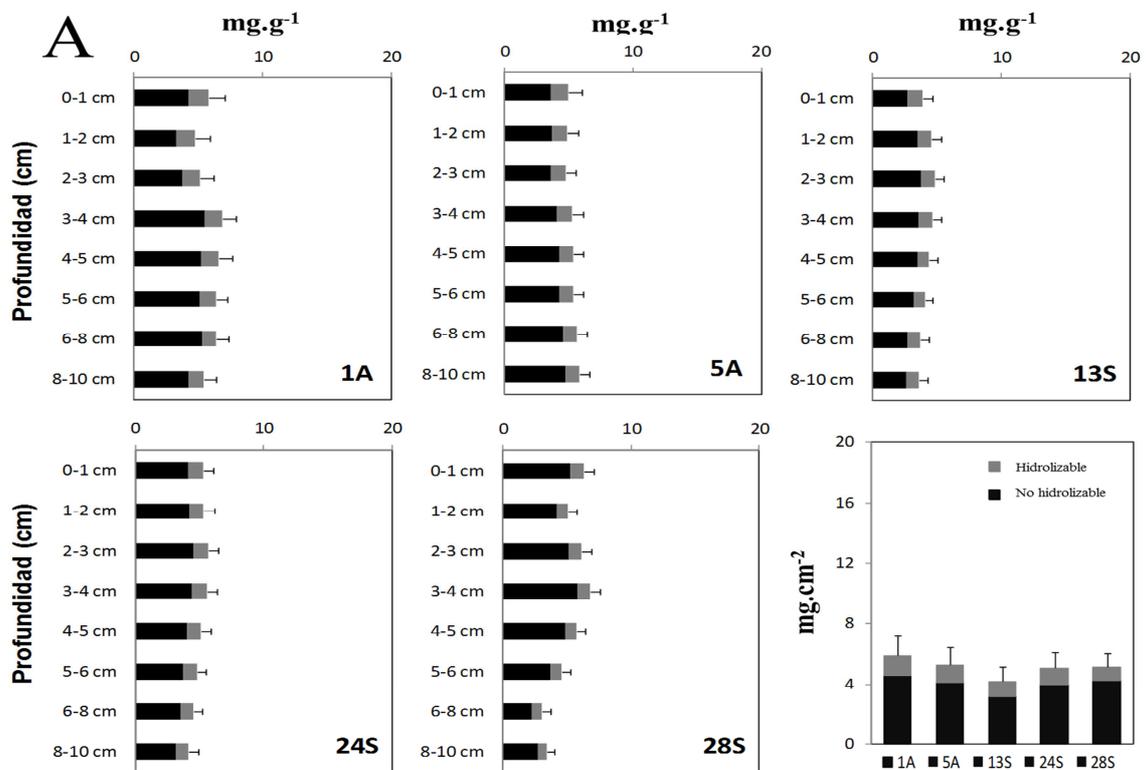
**F4. Distribución vertical de la concentración de CHOh ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



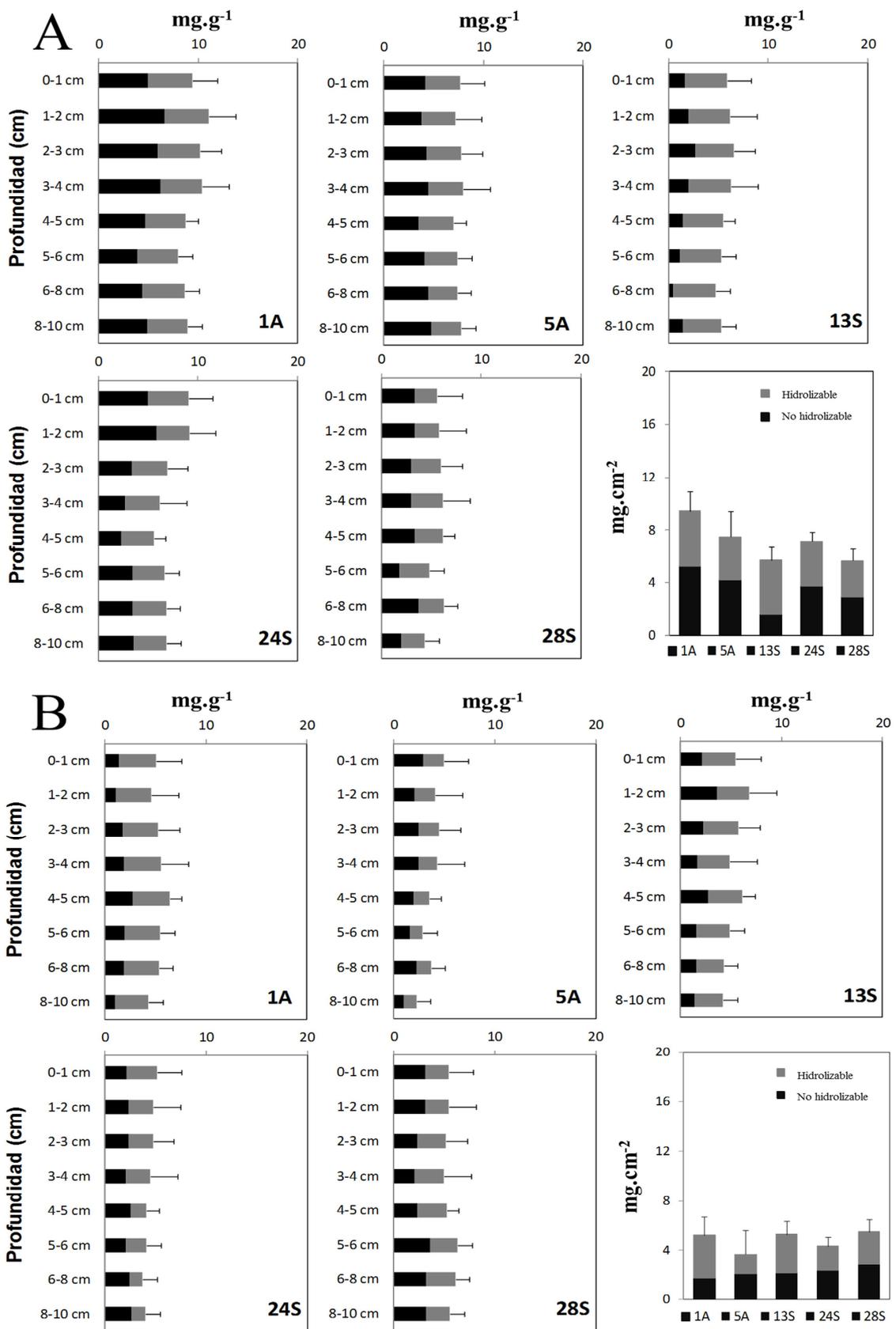
**F5. Distribución vertical de la concentración de PRTt ( $\text{mg.g}^{-1}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



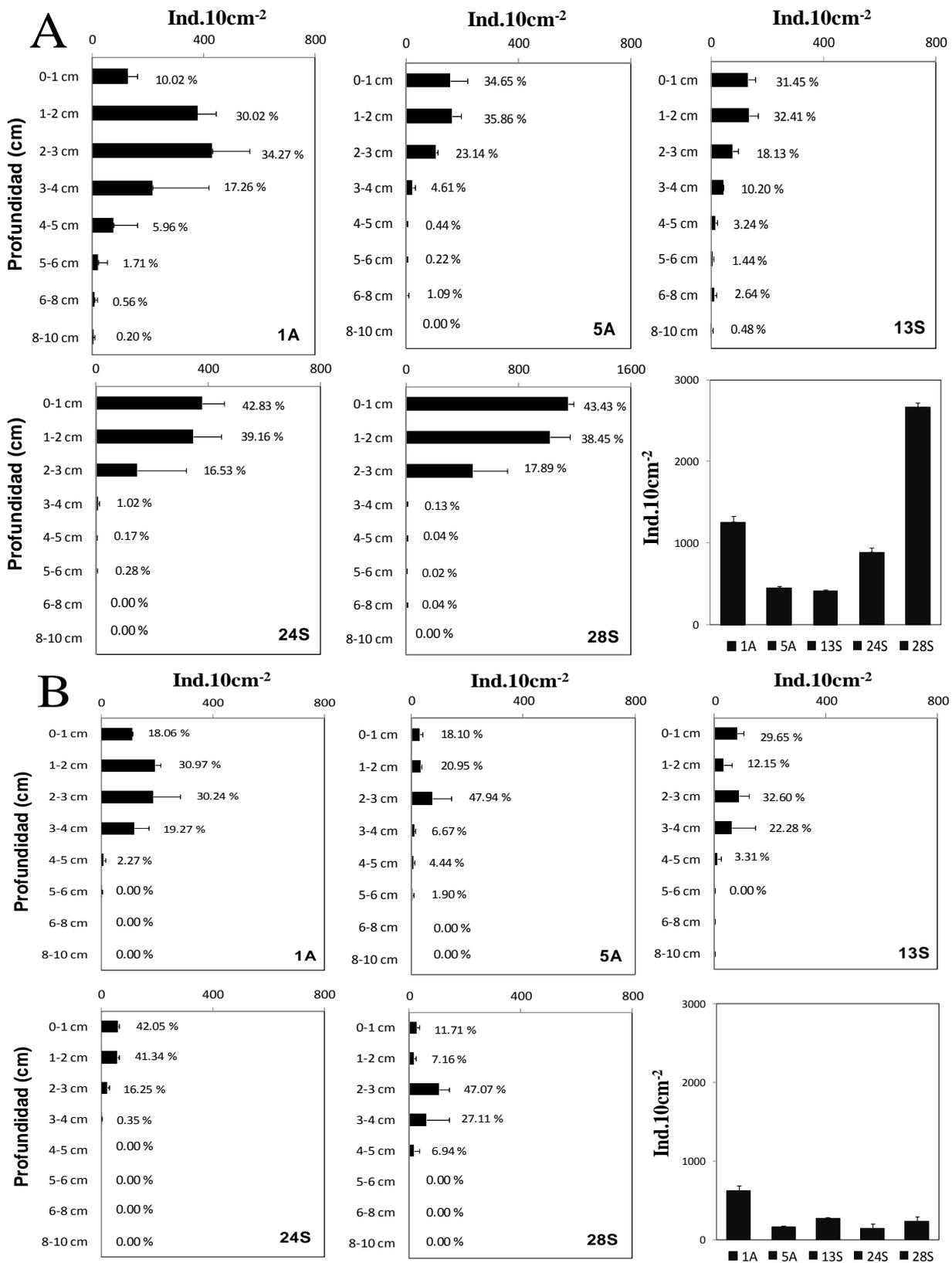
**F6. Distribución vertical de la concentración de PRTh (mg.g<sup>-1</sup>) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



*F7. Distribución vertical de las concentraciones hidrolizables y no hidrolizables de CHO (mg.g<sup>-1</sup>) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.*



**F8. Distribución vertical de las concentraciones hidrolizables y no hidrolizables de PRT (mg.g<sup>-1</sup>) ± SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**



**F9. Distribución vertical de la abundancia del meiobentos ( $Ind.10cm^{-2}$ )  $\pm$  SD en la columna de sedimento para las estaciones de muestreo dentro del SNLMT. A. Septiembre 2012, B. Abril 2013.**