



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**DINÁMICA DE MICROPLÁSTICOS EN LA LAGUNA DE RÍO
LAGARTOS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS**

PRESENTA:

MARIANA QUESADAS ROJAS

TUTORA PRINCIPAL:

**DRA. CECILIA ELIZABETH ENRIQUEZ ORTIZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

COMITÉ TUTOR:

**DR. ARNOLDO VALLE LEVINSON
UNIVERSIDAD DE FLORIDA
DR. RODOLFO SILVA CASARÍN
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
DRA. NANCY RAMÍREZ ÁLVAREZ
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEÁNICAS, UABC
DR. PAULO SALLES AFONSO DE ALMEIDA
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM**

MÉXICO, YUCATÁN, JUNIO DE 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



DINÁMICA DE MICROPLÁSTICOS EN LA LAGUNA DE RÍO LAGARTOS

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS**

**PRESENTA:
MARIANA QUESADAS ROJAS**

TUTORA PRINCIPAL:
DRA. CECILIA ELIZABETH ENRIQUEZ ORTIZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR:
DR. ARNOLDO VALLE LEVINSON
UNIVERSIDAD DE FLORIDA
DR. RODOLFO SILVA CASARÍN
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
DRA. NANCY RAMÍREZ ÁLVAREZ
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEÁNICAS, UABC
DR. PAULO SALLES AFONSO DE ALMEIDA
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

MÉXICO, YUCATÁN, JUNIO DE 2023

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología y a su personal académico y administrativo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca doctoral otorgada (436052).

Al CEMIE-Océano, por el financiamiento otorgado para la realización de este proyecto (CONACYT- SENER-CONACYT D1/CH2012-0. Proyecto CEMIE-Océano. Proyecto S-LE1).

A la Fundación Pedro y Elena Hernández, a la Industria Salinera de Yucatán (ISYSA) y a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), por el préstamo de sus instalaciones, así como otras facilidades otorgadas para las salidas de campo.

Al Laboratorio de Biología de la Conservación y, en especial, al Dr. Francisco Xavier Chiappa Carrara, por las facilidades otorgadas para el análisis de microplásticos.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM y, en especial, al Dr. Rodolfo Silva Casarín, por su colaboración y apoyo para el análisis granulométrico de las muestras de sedimento.

Al Dr. Arnoldo Valle-Levinson, por su valioso tiempo y la capacitación otorgada para el procesamiento de los datos de corrientes.

A mi directora de tesis, la Dra. Cecilia E. Enríquez Ortiz, por su valioso apoyo y el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.

A los miembros del Jurado de Examen de Grado, Dr. Rodolfo Silva, Dr. Arnoldo Valle-Levinson, Dr. Paulo Salles y Dra. Nancy Ramírez, por su valioso tiempo y observaciones para la mejora de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi esposo, Ramiro Felipe Quijano, por su apoyo incondicional para que pudiera realizar los estudios de posgrado.

A la Dra. Cecilia Enríquez, por escucharme y, en lo posible, ayudarme a resolver los problemas personales y académicos cuando más lo necesité.

A mis compañeros de posgrado, campo y laboratorio, por su valioso apoyo.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	2
Contaminación por plásticos: un problema de escala mundial	2
Microplásticos: contaminantes emergentes.....	3
Lagunas costeras: conectores entre ambientes terrestres y marinos	4
Contribuciones y organización del presente trabajo	4
Referencias de la sección	5
1 ÁREA DE ESTUDIO	8
1.1 Hidrología de la península de Yucatán	8
1.1.1 Hidrología de la laguna de Río Lagartos.....	9
1.2 Climatología.....	9
1.2.1 Viento	10
1.3 Demografía.....	10
1.4 Actividades económicas	11
1.5 Referencias del capítulo	11
2 ESTABLECIMIENTO DE LA METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE MICROPLÁSTICOS EN MUESTRAS DE AGUA Y SEDIMENTO	14
2.1 Antecedentes.....	15
2.2 Objetivo General.....	19
2.2.1 Objetivos específicos.....	19
2.3 Metodología.....	19
2.3.1 Preparación de las muestras fortificadas	19
2.3.2 Preparación de las muestras de sedimento fortificadas con microplásticos	19
2.3.3 Preparación de las muestras de agua fortificadas con microplásticos	20
2.3.4 Experimentos con extracciones sucesivas.....	20
2.3.5 Experimentos con la metodología completa	20
2.3.6 Cuantificación de microplásticos.....	21
2.3.7 Blancos de procedimiento.....	21
2.3.8 Campaña preliminar	21
2.4 Resultados	21
2.4.1 Experimentos de recuperación de microplásticos	21
2.4.2 Resultados de la campaña preliminar	22

2.5	Conclusiones	24
2.6	Referencias del capítulo	24
3	DISTRIBUCIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN LA LAGUNA DE RÍO LAGARTOS.....	27
3.1	Introducción	27
3.2	Antecedentes.....	28
3.2.1	Estudios sobre microplásticos en la zona costera, estuarios y lagunas costeras en México y América Latina.....	29
3.3	Objetivo General.....	32
3.3.1	Objetivos específicos.....	32
3.4	Materiales y métodos.....	33
3.4.1	Estaciones de muestreo	33
3.4.2	Determinación del tamaño de grano	35
3.4.3	Determinación de microplásticos en agua y sedimento	35
3.4.4	Análisis estadístico	35
3.5	Resultados y discusiones	36
3.5.1	Distribución de microplásticos y su variación temporal en la laguna de Río Lagartos	36
3.5.2	Variación temporal en la concentración de microplásticos.....	45
3.5.3	Factores naturales y antropogénicos que influyen en la distribución de microplásticos en la laguna.....	46
3.6	Conclusiones	51
3.7	Referencias del capítulo	51
4	FLUJOS E INTERCAMBIOS ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR	55
4.1	Introducción	55
4.2	Objetivo General.....	56
4.2.1	Objetivos específicos.....	56
4.3	Metodología.....	56
4.3.1	Adquisición de datos de CTD y nivel del mar.....	57
4.3.2	Adquisición de datos meteorológicos.....	58
4.3.3	Adquisición de datos de flujos entre el mar y la laguna durante ciclos de marea	58
4.3.4	Obtención y análisis de las muestras de microplásticos en agua.....	59
4.3.5	Procesamiento de datos	60
4.4	Resultados	64

4.4.1	Variación estacional de los niveles de agua en el mar y la laguna.....	65
4.4.2	Flujos e intercambios entre la laguna y el océano durante ciclos de marea	67
4.4.3	Intercambios de microplásticos entre la laguna y el océano	87
4.5	Conclusiones	90
4.6	Referencias del capítulo	90
5	Apéndice I. Errores asociados a la determinación visual de microplásticos, según el tamaño y la forma	92
6	Apéndice II. Datos de concentración de microplásticos en el sedimento de la laguna de Río Lagartos	94
6.1	Campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017)	94
6.1.1	Estaciones de sedimento subacuático	94
6.1.2	Estaciones de sedimento de playa	95
6.2	Campaña durante la temporada de Nortes (febrero de 2018).....	95
6.2.1	Estaciones de sedimento subacuático	95
6.2.2	Estaciones de sedimento de playa	96
7	Apéndice III. Datos de distribución de tamaño de grano del sedimento de la laguna de Río Lagartos	97
7.1	Campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017)	97
7.1.1	Estaciones de sedimento subacuático	97
7.1.2	Estaciones de sedimento de playa	98
7.2	Campaña durante la temporada de Nortes (febrero de 2018).....	99
7.2.1	Estaciones de sedimento subacuático	99
7.2.2	Estaciones de sedimento de playa	100
8	Apéndice IV. Datos de corrientes medidas en ciclos de mareas	101
8.1	Corrientes medidas en un ciclo de mareas durante la temporada de lluvias de 2017 (RL1709, septiembre de 2017).....	101
8.2	Corrientes medidas en un ciclo de mareas durante la temporada de Nortes de 2018 (RL1802, febrero de 2018)	106
8.3	Corrientes medidas en un ciclo de mareas durante la temporada de secas de 2018 (RL1805, mayo de 2018).....	117

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Porcentajes de recuperación* de los microplásticos como función del número de extracciones consecutivas.	22
Tabla 2. Ejemplos de estudios sobre microplásticos en México.	31
Tabla 3. Media y mediana de las variables de microplásticos en sedimento, así como el porcentaje de estaciones en las que se encontraron durante la campaña de la época de lluvias (del 29 de septiembre al 04 de octubre de 2017). Las concentraciones se reportan como número de piezas por kilogramo de sedimento seco (piezas/kg ss).	37
Tabla 4. Media y mediana de las variables de microplásticos en sedimento, así como el porcentaje de estaciones en las que se encontraron durante la campaña de la época de Nortes (febrero de 2018).	41
Tabla 5. Resultados de microplásticos en agua en la campaña de Nortes (febrero, 2018). Unidades: partículas/m ³	42
Tabla 6. Correlación entre las variables de microplásticos en sedimento subacuático y la distancia a la posible fuente de contaminación más cercana.	48
Tabla 7. Correlación entre las variables de microplásticos y la distancia a la fuente más cercana, en sedimentos de playa.	49
Tabla 8. Análisis de correlación entre el tamaño de grano y las concentraciones de microplásticos en sedimento subacuático colectado en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017). ¹	50
Tabla 9. Información de las mediciones recabadas durante ciclos de marea completos durante las campañas de campo intensivas.	57
Tabla 10. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017).	70
Tabla 11. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes promedio en cada pase realizado durante un ciclo de marea en la temporada de lluvias (septiembre de 2017).	72
Tabla 12. Duración y magnitud del flujo durante un ciclo de mareas en la temporada de lluvias (septiembre de 2017).	72
Tabla 13. Densidad, gravedad reducida y valores de Froude mareal calculados para el ciclo de mareas en la temporada de lluvias (septiembre de 2017).	73
Tabla 14. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés en la campaña de la temporada de Nortes (febrero de 2018).	76
Tabla 15. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes promedio en cada pase (campaña durante la temporada de Nortes, febrero de 2018).	77
Tabla 16. Densidad, gravedad reducida y valores de Froude mareal calculados para el ciclo de mareas en la temporada de Nortes (febrero de 2018).	77
Tabla 17. Duración y magnitud del flujo durante un ciclo de mareas en la temporada de Nortes (febrero de 2018).	79
Tabla 18. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés en la campaña durante la temporada de secas de 2018 (mayo de 2018).	80

Tabla 19. Duración y magnitud del flujo durante un ciclo de mareas en la temporada de secas de 2018 (mayo de 2018).....	81
Tabla 20. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes promedio en cada pase (campana durante la temporada de secas de 2018, mayo de 2018).	83
Tabla 21. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés* en la campana de mayo de 2019.	86
Tabla 22. Duración de las vaciantes y la llenante en las mediciones durante ciclos de mareas, efectuadas en mayo de 2019.	86
Tabla 23. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes (campana de mayo de 2019).	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de la laguna de Río Lagartos.	8
Figura 2. Número total de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#MP/kg ss) encontrados en la campaña de mayo de 2017, en la laguna de Río Lagartos.	23
Figura 3. Número de fibras de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#fib/kg ss) encontrados en la campaña de mayo de 2017, en la laguna de Río Lagartos.	23
Figura 4. Número de fragmentos de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#frag/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, encontrados en la campaña de mayo de 2017.	23
Figura 5. Número de films microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#film/kg ss) encontrados en la campaña de mayo de 2017, en la laguna de Río Lagartos.	24
Figura 6. Estaciones de muestreo en sedimentos (microplásticos y granulometría) y agua (microplásticos). A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa emergida; C) Agua.	34
Figura 7. Distribución porcentual de los tipos de microplásticos recuperados de la campaña de septiembre de 2017, calculada a partir de las concentraciones en piezas/kg ss de las estaciones de la campaña. A) Sedimento subacuático. B) Sedimento de playa.....	37
Figura 8. Número de fibras por kg de sedimento seco (#fib/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) sedimento subacuático; B) sedimento de playa.	38
Figura 9. Número de fragmentos microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#frag/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.....	39
Figura 10. Número de films microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#film/kg ss) en la laguna de Río Lagartos durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.	40
Figura 11. Cantidad total de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#MP/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.	41
Figura 12. Distribución porcentual de los tipos de microplásticos recuperados de la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático. B) Sedimento de playa.	42
Figura 13. Cantidad de fibras por kilogramo de peso seco (#fib/kg ss) en sedimento de la laguna de Río Lagartos durante la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.....	43
Figura 14. Cantidad de fragmentos por kilogramo de sedimento seco (#frag/kg ss) en sedimentos de la laguna de Río Lagartos durante la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.	43
Figura 15. Cantidad de films microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#film/kg ss) en sedimentos de la laguna de Río Lagartos durante la campaña Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.	44
Figura 16. Cantidad total de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#MP/kg ss) en sedimentos de la laguna de Río Lagartos durante la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.	45

Figura 17. Principales sitios con actividades humanas dentro de la laguna, marcados con puntos rojos: 1) Poblado de San Felipe; 2) Poblado de Río Lagartos; 3) Puente de Las Coloradas; 4) Muelle de El Cuyo.....	47
Figura 18. Sitios en donde se realizaron mediciones de intercambios con el océano. A) Mediciones de corrientes con ADCP (incluyendo código de colores y nomenclatura que se utilizará posteriormente en el texto). B) Sitios de colecta de microplásticos y mediciones de corrientes con correntímetro Valeport (ver Tabla 9).	57
Figura 19. Ubicación de los anclajes instrumentados con CTD.....	58
Figura 20. A) Gráfica de la batimetría (septiembre de 2017) como función de la distancia recorrida por la embarcación. B) Grafica de la batimetría (septiembre de 2017) como función de las distancias ajustadas.	61
Figura 21. Nivel de la superficie del agua en la laguna Río Lagartos y en el mar de Progreso, Yucatán. Las líneas punteadas representan las mediciones completas y las líneas sólidas son los niveles filtrando las frecuencias mayores a 30 días. La línea horizontal magenta representa el nivel medio de cada una de las series mostradas, calculado para el periodo de septiembre de 2017 a octubre de 2018.....	66
Figura 22. Salinidad superficial (ppt) medida en la laguna de Río Lagartos. A) Durante la campaña en la temporada de lluvias (septiembre de 2017). B) Durante la campaña en la temporada de Nortes (febrero de 2018).	67
Figura 23. Velocidad de las corrientes medidas en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017) a lo largo del transecto de entrada a la laguna, cuya localización se muestra en los mapas (c,f); componente u (E-O) y v (N-S) en distintos momentos de la llenante (a,b) y vaciante (e,g) de la marea. Los mapas (c,f) muestran el transecto de mediciones líneas negra (canal) y roja (bajo) y la dirección preferencial de los flujos con líneas del mismo color. El momento de la marea de los resultados mostrados a la izquierda se indica con un círculo rojo sobre la línea negra, que es el nivel del agua medido con el CTD diver anclado en la cuenca de Río Lagartos, la más cercana a la boca (d,h).	68
Figura 24. A) Gráfico de dispersión de las componentes U y V de la velocidad por celda en todos los transectos de mediciones durante el ciclo de mareas en la temporada de lluvias (septiembre de 2017). B) Gráfico de dispersión de las velocidades, después del procedimiento de rotación en la dirección preferencial del flujo.	69
Figura 25. Viento, corrientes y nivel del agua durante el ciclo de marea el 29 y 30 de septiembre de 2017. A) Rapidez del viento (m/s) B) Dirección del viento (°). C) Nivel del agua de la laguna y el océano. D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m ³ /s).....	71
Figura 26. Velocidad de las corrientes medidas en la campaña durante la temporada de Nortes (febrero de 2018) a lo largo del transecto de entrada a la laguna cuya localización se muestra en los mapas (c,f); componente u (E-O) y v (N-S) en distintos momentos de la llenante (a,b) y vaciante (e,g) de la marea. Los mapas (c,f) muestran el transecto de mediciones líneas negra (canal) y roja (bajo) y la dirección preferencial de los flujos con líneas del mismo color. El momento de la marea de los resultados mostrados a la izquierda se indica con un círculo rojo sobre la línea negra, que es el nivel del agua medido con el CTD diver anclado en la cuenca de Río Lagartos, la más cercana a la boca (d,h).....	75

Figura 27. A) Gráfico de dispersión de las componentes U y V de la velocidad por celda en todos los transectos de mediciones durante el ciclo de mareas en la temporada de Nortes (febrero de 2018). B) Gráfico de dispersión de las velocidades, después del procedimiento de rotación en la dirección preferencial del flujo.....	76
Figura 28. Viento, nivel del agua, corrientes, área y volumen de flujo instantáneos del 26 y 27 de febrero de 2018. A) Rapidez del viento (m/s) tomada de la estación meteorológica automática de la CONAGUA, en Río Lagartos y de datos de reanálisis ERA 5. Dirección del viento (°). C) Nivel de la laguna y el océano. D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m ³ /s).	78
Figura 29. A) Gráfico de dispersión de las componentes U y V de la velocidad por celda en todos los transectos de mediciones durante el ciclo de mareas el 17 y 18 de mayo de 2018. B) Gráfico de dispersión de las velocidades, después del procedimiento de rotación en la dirección preferencial del flujo.....	81
Figura 30. Velocidad de las corrientes medidas en la campaña durante la temporada de secas de 2018 (mayo de 2018) a lo largo del transecto de entrada a la Laguna cuya localización se muestra en los mapas (c,f); componente u (E-O) y v (N-S) en distintos momentos de la llenante (a,b) y vaciante (e,g) de la marea. Los mapas (c,f) muestran el transecto de mediciones líneas negra (canal) y roja (bajo) y la dirección preferencial de los flujos con líneas del mismo color. El momento de la marea de los resultados mostrados a la izquierda se indica con un círculo rojo sobre la línea negra, que es el nivel del agua medido con el CTD diver anclado en la cuenca de Río Lagartos, la más cercana a la boca (d,h).	82
Figura 31. Viento, nivel del agua, corrientes, área y volumen de flujo instantáneos el 16 y 17 de mayo de 2018. A) Rapidez del viento (m/s) tomada de la estación meteorológica automática de la CONAGUA, en Río Lagartos y de datos de reanálisis ERA 5. B) Dirección del viento (°). C) Nivel de la laguna y el océano. D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m ³ /s).	84
Figura 32. Viento, corrientes y nivel del agua durante el ciclo de marea medido del 26 al 28 de mayo de 2019. A) Rapidez del viento (m/s) B) Dirección del viento (°). C) Nivel del agua de la laguna y el océano. D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m ³ /s).....	85
Figura 33. Microplásticos colectados (número de piezas) durante un ciclo de mareas (septiembre de 2017).....	87
Figura 34. Microplásticos colectados (número de piezas) durante un ciclo de mareas (febrero de 2018).....	88
Figura 35. Microplásticos colectados (número de piezas) durante un ciclo de mareas (mayo de 2019).	89

RESUMEN

Los microplásticos (< 5 mm) se han reconocido como una potencial amenaza para el medio ambiente y la salud humana. Su distribución ha sido ampliamente estudiada en ambientes marinos en países desarrollados, pero éste no ha sido el caso en países de América Latina, ni en ecosistemas de transición como las lagunas costeras, las cuales presentan por sí mismas una gran variabilidad espacial y temporal, así como una dinámica compleja.

Con la finalidad de incrementar el conocimiento sobre los microplásticos en estos sistemas, en el presente trabajo se estudió la distribución de los microplásticos en agua y sedimento de una laguna latinoamericana (Río Lagartos, México); se midieron los intercambios de agua y microplásticos durante ciclos de mareas en distintas estaciones climáticas y se evaluaron algunos factores naturales y antropogénicos que podrían influir en la distribución y transporte de esos contaminantes en la laguna.

Para esto, primero se estableció el método para la determinación de los microplásticos (0.300-5 mm) en agua y sedimento. Posteriormente, se tomaron muestras de sedimento en dos estaciones climáticas consecutivas (lluvias de 2017 y Nortes de 2018) y se determinó su concentración de microplásticos y su distribución de tamaño de grano. También se midieron datos del nivel del agua en las distintas subcuencas de la laguna y se obtuvo información sobre el nivel del mar y las variables meteorológicas. Por último, se midieron los intercambios de agua y microplásticos entre la laguna y el mar durante ciclos de mareas en las tres estaciones climáticas: lluvias, secas y Nortes.

Se encontró que los microplásticos están ampliamente distribuidos en el sedimento de la laguna, hallándose en la mayoría de las estaciones muestreadas. Fibras fue la forma de microplástico más comúnmente hallada, seguida de fragmentos y films. No se encontraron microplásticos en forma de espumas, ni pellets.

En la temporada de lluvias se encontraron las concentraciones mayores de microplásticos en sedimentos subacuáticos y también se observó una mayor correlación entre las variables de microplásticos y las actividades humanas. Por su parte, en la época de Nortes, las fibras no estuvieron relacionadas con las actividades humanas y se encontraron elevadas concentraciones de estas partículas en sitios alejados de la actividad humana, en especial, en el oeste de la subcuenca 3, en donde se registró un incremento de éstas. Esto podría deberse a que, en el periodo entre campañas, los gradientes de presión al interior de la laguna pudieron promover el flujo de agua hipersalina hacia el oeste, lo que, en conjunto con el viento predominantemente del Este, promovió el transporte de las microplásticos (especialmente las fibras) hacia el oeste, causando el incremento antes mencionado.

Durante los ciclos de mareas, se observó que la laguna puede importar o exportar agua según la amplitud y asimetría de las mareas y las condiciones meteorológicas encontradas durante las mediciones. Ocurrió importación de agua hacia la laguna en los ciclos en donde la amplitud de la marea fue mayor (≥ 0.39 m), con valores de velocidades residuales ligeramente mayores en el ciclo en donde el viento fue más intenso y del Norte. La exportación sucedió cuando la amplitud de las mareas fue menor (≤ 0.23 m), con valores mayores del residual de velocidad cuando el nivel del mar fue menor. Independientemente de la dirección del flujo neto de agua, se encontró que la laguna puede exportar las distintas formas de microplásticos al océano durante un ciclo de mareas.

INTRODUCCIÓN

Contaminación por plásticos: un problema de escala mundial

El término “plástico” hace referencia a materiales compuestos por polímeros sintéticos (como el polipropileno, el polietileno, el policloruro de vinilo, el tereftalato de polietileno, poliestireno, etc.), a los que pueden agregarse aditivos para modificar o estabilizar sus propiedades (Kershaw Peter J, 2016).

Si bien se tiene registro del uso de polímeros naturales (caucho), desde culturas mesoamericanas (año 1600 A.C.), los polímeros sintéticos se desarrollaron a inicios del siglo XX (Andrady y Neal, 2009). Hoy puede decirse que los plásticos han transformado el mundo moderno (Bucknall, 2020), ya que es posible diseñarlos para todo tipo de aplicaciones, incluyendo empaques (de alimentos, suministros médicos, entre otros), construcción, prendas de vestir, transporte, etc. Además de versátiles, son económicos y requieren menos energía para su fabricación que otros materiales alternativos, como el metal o el vidrio (North y Halden, 2013). Debido a estas características, la fabricación de los plásticos ha ido en aumento desde 1950, siendo que la producción histórica acumulada de plásticos vírgenes sumó un total de 8300 millones de toneladas métricas en 2017 (Geyer et al., 2017). En años subsecuentes, la producción global ha sido mayor a los 300 millones de toneladas métricas por año (PlasticsEurope, 2019).

Se estima que el 79 % de los plásticos termina en vertederos o en el medio ambiente (Geyer et al., 2017). Solamente en el año 2016, se calcula que se introdujeron 19-23 millones de toneladas métricas de basura plástica a los ecosistemas acuáticos (Borrelle et al., 2020). Como resultado de la elevada producción y el mal manejo de los residuos sólidos, la acumulación de basura plástica está ampliamente extendida en el planeta (Geyer et al., 2017; Wayman y Niemann, 2021). Por ello, se consideran actualmente una amenaza a nivel mundial, debido a su ubicuidad, a su persistencia en el ambiente y a sus efectos adversos, tanto en los individuos como en los ecosistemas (Jahnke et al., 2017). Dado que la acumulación y fragmentación de los plásticos es uno de los cambios que ha sufrido la superficie de nuestro planeta en tiempos recientes (Barnes et al., 2009), estos materiales se han propuesto como marcadores de una nueva era geológica: el antropoceno (Corcoran et al., 2017).

Considerando que la contaminación por plásticos es un problema a escala planetaria, es de gran importancia conocer lo que sucede con ellos una vez que son liberados al medio ambiente. No obstante, a causa de la gran diversidad de polímeros y aditivos, pueden existir miles de distintos tipos de plásticos, lo que dificulta la comprensión de cómo estos materiales se comportan y degradan (Horton, 2022). En especial, porque su abundancia, distribución y destino no sólo dependen de las características del material, sino también de las interacciones entre los distintos factores ambientales, que pueden ser extremadamente heterogéneas (Velez et al., 2020).

En términos generales, una vez que un residuo plástico ingresa a un compartimento ambiental, éste puede permanecer ahí por un tiempo variable, ser transportado a otro sitio; o bien, sufrir degradación. El transporte de los materiales plásticos es el resultado de los efectos combinados de los mecanismos físicos, las propiedades fisicoquímicas del medio

(densidad del agua, carga de nutrientes), así como de las características de las partículas (densidad, tamaño, forma). Todos estos factores pueden variar en el tiempo y relacionarse entre sí de formas complejas (Chubarenko et al., 2018; Zhang, 2017). En el medio ambiente, los plásticos se degradan lentamente, siendo la foto-oxidación, la termo-oxidación y la hidrólisis los principales mecanismos de degradación abiótica (Zhang et al., 2021). Debido a que las propiedades mecánicas de los plásticos están relacionadas con sus características químicas y fisicoquímicas, la resistencia mecánica también es afectada al llevarse a cabo las reacciones químicas mencionadas anteriormente, lo que eventualmente produce fragmentación de los plásticos, generando microplásticos (Andrady, 2017) y nanoplásticos (Zhang et al., 2021).

Microplásticos: contaminantes emergentes

El término “microplásticos” se refiere a partículas plásticas menores a 5 mm. Si bien los microplásticos también se componen de una matriz polimérica, tienen diferencias importantes con respecto a los meso- y macroplásticos (5-25 mm y >25 mm, respectivamente). Por ejemplo: los microplásticos no pueden removerse mediante campañas de limpieza, como se hace con los macroplásticos (Costa et al., 2010); su mayor relación área/volumen ocasiona que los procesos que ocurren en su superficie puedan afectar a toda la partícula, modificando su densidad y su flotabilidad (Van Melkebeke et al., 2020); su menor tamaño los hace más susceptibles a ser ingeridos por diferentes organismos; el intervalo de tamaño y la densidad de los microplásticos hace que en algunos casos, puedan sedimentarse y re-suspenderse de forma análoga al sedimento (Waldschläger y Schüttrumpf, 2019); etc. Estas diferencias afectan la manera en la que los microplásticos interactúan con la biota, así como la forma en la que son transportados y almacenados en el ecosistema, generalmente incrementando la complejidad de los procesos en los que pueden participar, con respecto a los plásticos de mayor tamaño. Se ha visto que los microplásticos pueden adsorber y liberar contaminantes; actuar como vectores de organismos patógenos (Rummel et al., 2017; Zettler et al., 2013); alterar las características fisicoquímicas del medio y causar efectos deletéreos en los individuos, como estrés oxidativo, citotoxicidad, migración a otros tejidos, inflamación crónica, entre otros (Prata et al., 2019). Actualmente, los microplásticos son ubicuos y son considerados una amenaza potencial para los ecosistemas marinos (Avio et al., 2017).

En adición a la inherente complejidad de los procesos que rigen el transporte y el destino de los microplásticos, el conocimiento de este tema está limitado por la poca información del monitoreo de estas partículas en algunos sistemas costeros como arrecifes de coral, bosques de manglar, marismas, ciénegas y lagunas costeras (Li et al., 2019; Zhang, 2017). En las lagunas costeras, los estudios sobre microplásticos comenzaron hace sólo diez años (en el año 2013), aunque la mayor parte de los estudios se han realizado de 2019 en adelante (Renzi et al., 2020).

Lagunas costeras: conectores entre ambientes terrestres y marinos

Las lagunas costeras y estuarios se encuentran entre los ecosistemas más productivos de la Tierra y proveen una amplia gama de recursos y servicios al ecosistema, como protección física, regulación del agua, reciclaje de nutrientes, refugio para diversas especies y proporcionan experiencias recreacionales y culturales (Anthony et al., 2009; Costanza et al., 1997; Martínez et al., 2007). Son conectores biogeoquímicos entre los ecosistemas marinos y terrestres. En ellos confluyen las mareas, el viento, las descargas de agua dulce provenientes de la porción terrestre y las actividades humanas, por lo que son sistemas dinámicos que presentan gran heterogeneidad espacial y temporal.

En los últimos años, el crecimiento de la población en las costas ha incrementado los impactos antropogénicos en las lagunas costeras (Herrera Silveira en Kenish y Pearl, 2010), a la par que se producen y desechan más residuos plásticos en el mundo. Sorprendentemente, pese a la importancia ambiental de estos sistemas y la amenaza global de los microplásticos, la información sobre la abundancia y transporte de estas partículas en lagunas costeras es escasa y aún falta mucho por conocer sobre el comportamiento de los microplásticos en estos sistemas. De estos aspectos, uno que es particularmente importante es si las lagunas costeras funcionan como fuentes o depósitos de microplásticos y en qué condiciones.

Contribuciones y organización del presente trabajo

El presente trabajo provee la primera evaluación de las concentraciones de microplásticos en una laguna costera latinoamericana (la laguna costera de Río Lagartos, Yucatán, México) y explora los factores naturales y antropogénicos que dirigen su distribución y transporte. El estudio combina diferentes estrategias de campo, incluyendo: (i) la determinación de la distribución espacial del tamaño de grano y las concentraciones de microplásticos en el sedimento durante dos temporadas climáticas (lluvias y Nortes); (ii) el intercambio de agua y microplásticos entre la laguna y el océano durante ciclos de mareas y (iii) el registro temporal continuo (durante un año) de las variaciones del nivel del agua en el interior de la laguna, lo que permitió conocer los gradientes de presión y su relación con los flujos en el sistema. Por último, los resultados de microplásticos se analizaron en función de las variables naturales y antropogénicas en el sitio.

El documento está dividido en cuatro capítulos: en el capítulo 1 se mencionan las características del área de estudio; en el capítulo 2 se describe el establecimiento de la metodología para la determinación de microplásticos en agua y sedimento; en el capítulo 3 se aborda la distribución espacial y temporal de los microplásticos en el sedimento de laguna, incluyendo los factores naturales y antropogénicos que influyen en ella. Por último, en el capítulo 4 se tratan los flujos e intercambios de agua y microplásticos entre la laguna y el océano.

Referencias de la sección

Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>

Andrady, A.L., Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1977–1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>

Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Fry, C., Gold, A., Hagos, K., Heffner, L., Kellogg, D.Q., Lellis-Dibble, K., Opaluch, J.J., Oviatt, C., Pfeiffer-Herbert, A., Rohr, N., Smith, L., Smythe, T., Swift, J., Vinhateiro, N., 2009. Coastal lagoons and climate change: Ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf coast ecosystems. *Ecol. Soc.* <https://doi.org/10.5751/ES-02719-140108>

Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res.* 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>

Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Borrelle, S.B., Ringma, J., Lavender Law, K., Monnahan, C.C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G.H., Hilleary, M.A., Eriksen, M., Possingham, H.P., De Frond, H., Gerber, L.R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., Rochman, C.M., 2020. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* (80-.). 369, 1515–1518. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABA3656>

Bucknall, D.G., 2020. Plastics as a materials system in a circular economy: Plastics in the Circular Economy, *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences.* <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0268>

Chubarenko, I., Esiukova, E., Bagaev, A., Isachenko, I., Demchenko, N., Zobkov, M., Efimova, I., Bagaeva, M., Khatmullina, L., 2018. Behavior of microplastics in coastal zones, in: *Microplastic Contamination in Aquatic Environments: An Emerging Matter of Environmental Urgency.* Elsevier, pp. 175–223. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00006-0>

Corcoran, P.L., Jazvac, K., Ballent, A., 2017. Plastics and the anthropocene, in: *Encyclopedia of the Anthropocene.* <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.10000-X>

Costa, M.F., Ivar Do Sul, J.A., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., Spengler, Â., Tourinho, P.S., 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. *Environ. Monit. Assess.* 168, 299–304. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1113-4>

Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature.* <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.1700782>

Horton, A.A., 2022. Plastic pollution: When do we know enough? *J. Hazard. Mater.* <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126885>

Jahnke, A., Arp, H.P.H., Escher, B.I., Gewert, B., Gorokhova, E., Kühnel, D., Ogonowski, M., Potthoff, A., Rummel, C., Schmitt-Jansen, M., Toorman, E., MacLeod, M., 2017. Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol. Lett.* <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00008>

Kershaw Peter J, 2016. Marine Plastic Debris and Microplastics Global lessons and research to inspire action and guide policy change, UNEP.

Li, R., Zhang, L., Xue, B., Wang, Y., 2019. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. *Environ. Pollut.* 244, 685–692. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.089>

Martínez, M.L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P., Landgrave, R., 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecol. Econ.* <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022>

North, E.J., Halden, R.U., 2013. Plastics and environmental health: The road ahead. *Rev. Environ. Health.* <https://doi.org/10.1515/reveh-2012-0030>

Prata, J.C., da Costa, J.P., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Environmental exposure to microplastics: an overview on possible human health effects. *Sci. Total Environ.* 702, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>

Renzi, M., Pauna, V.H., Provenza, F., Munari, C., Mistri, M., 2020. Marine litter in transitional water ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)* 12, 1–12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>

Rummel, C.D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., Schmitt-jansen, M., 2017. The Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment The Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>

Van Melkebeke, M., Janssen, C., De Meester, S., 2020. Characteristics and Sinking Behavior of Typical Microplastics including the Potential Effect of Biofouling: Implications for Remediation. *Environ. Sci. Technol.* 54, 8668–8680. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07378>

Velez, N., Nicastro, K.R., McQuaid, C.D., Zardi, G.I., 2020. Small scale habitat effects on anthropogenic litter material and sources in a coastal lagoon system. *Mar. Pollut. Bull.* 160, 111689. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111689>

Waldschläger, K., Schüttrumpf, H., 2019. Erosion Behavior of Different Microplastic Particles in Comparison to Natural Sediments. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05394>

Wayman, C., Niemann, H., 2021. The fate of plastic in the ocean environment-a minireview. *Environ. Sci. Process. Impacts.* <https://doi.org/10.1039/d0em00446d>

Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., 2013. Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/es401288x>

Zhang, H., 2017. Estuarine , Coastal and Shelf Science Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 199, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>

Zhang, K., Hamidian, A.H., Tubić, A., Zhang, Y., Fang, J.K.H., Wu, C., Lam, P.K.S., 2021. Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. *Environ. Pollut.* 274. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554>

1 ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se realizó en la laguna de Río Lagartos (Figura 1), la cual se localiza en México en el noreste de la península de Yucatán ($21^{\circ} 26' - 21^{\circ} 38' N$ y $87^{\circ} 30' - 88^{\circ} 15' W$) (Contreras, 1993), dentro de la reserva de la biósfera del mismo nombre. Es la laguna costera más grande del estado, con aproximadamente 80 km de longitud y 94 km² de superficie. Se orienta de oeste-noroeste a este-sureste; su borde norte está formado por una isla de barrera, resultado de la sedimentación de arena provocada por la acción marina (Valdes y Real, 2004).

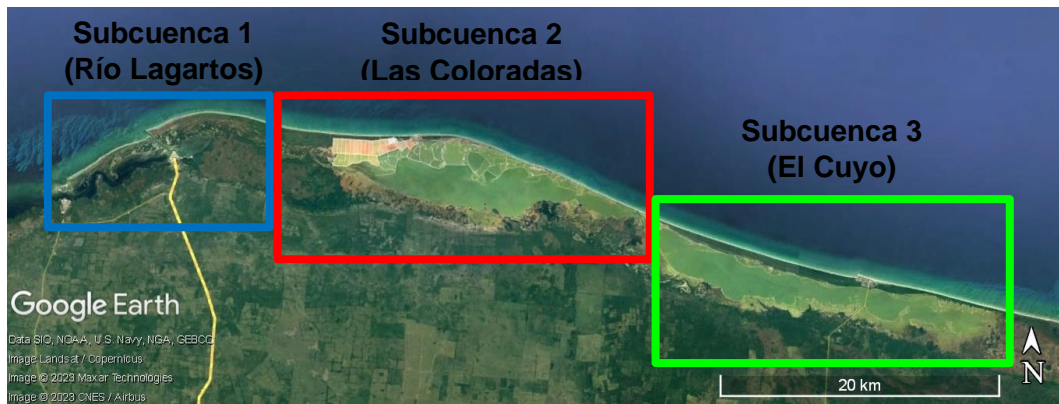


Figura 1. Mapa de la laguna de Río Lagartos.

1.1 Hidrología de la península de Yucatán

Debido a que el relieve en la zona es casi plano y a la elevada permeabilidad del suelo, en el norte de la península de Yucatán no hay ríos superficiales. El agua de la lluvia, por lo general, se infiltra en menos de un día (Enriquez et al., 2013), contribuyendo a la recarga de su acuífero kárstico. Se estima que, de forma promedio en la península de Yucatán, la recarga del acuífero es de 0.79 ± 0.70 mm/día y corresponde al 23 % de la precipitación total (Gondwe et al., 2010). De forma análoga a lo que ocurre con la precipitación, la recarga presenta variación estacional y espacial. Se estima que es mayor entre los meses de julio y noviembre, alcanzando su valor máximo en el mes de septiembre (Rodríguez-Huerta et al., 2020). En la península de Yucatán, las áreas más importantes de recarga del acuífero son la porción suroeste y noreste de los estados de Campeche y Yucatán, entre los municipios de Cenotillo y Tizimín, respectivamente. En la zona costera, la recarga es considerablemente menor que en el resto de la península. En esta zona, los aportes de agua subterránea ocurren todo el año, con variación estacional, a través de descargas submarinas puntuales o difusas (Parra et al., 2016, 2015; Valle-Levinson et al., 2011; Vera et al., 2012).

De acuerdo con Bauer-Gottwein et al. (2011), el agua del acuífero de la península de Yucatán se moviliza a través de rutas de flujo preferencial, que ocurren a diferentes escalas espaciales: regional (de 10 a 100 km), conductos de disolución grandes (1-10 km) y

pequeñas fracturas y cavidades de disolución (del orden de decenas de metros) y puede salir por tres vías principales: bombeo para su uso, evapotranspiración freática y descarga en la costa.

1.1.1 Hidrología de la laguna de Río Lagartos

El volumen de agua de la laguna es de aproximadamente 130 millones de metros cúbicos (CONANP, 2007), contenidos en tres subcuencas (Zamancona, 1983): Río Lagartos (subcuenca 1), Las Coloradas (subcuenca 2) y El Cuyo (subcuenca 3), interconectadas entre sí a través de canales estrechos, del orden de decenas de metros de ancho. Es un sistema muy somero, con una profundidad de 0.4-0.8 m en la mayor parte de la laguna y hasta 3.5 metros en los canales de las entradas, o los que comunican las subcuencas entre sí.

La subcuenca 1 es la única que presenta conexiones directas con el mar (Golfo de México), a través de tres bocas: una natural, cerca del poblado de San Felipe (natural) y dos artificiales (en los poblados de San Felipe y Río Lagartos), que fueron abiertas para facilitar el acceso a los pescadores (Sardon, 2009). En el Golfo de México, la marea es mixta con predominancia diurna, con una amplitud que varía entre 0.1 y 0.8 m en mareas muertas y vivas, respectivamente (Cuevas-Jiménez y Euán-Ávila, 2009).

En el área de la laguna de Río Lagartos, la precipitación anual (500-700 mm) es excedida por la evaporación (2000 mm) (Valdes y Real, 2004); la franja costera tiene menor precipitación y recibe la mayor parte de aportes de agua continental como descargas directas del acuífero. Hasta donde sabemos, no se ha determinado la magnitud de las descargas de agua dulce dentro de la laguna, pero se considera que la zona recibe poco aporte de ésta (CONANP, 2007 y evidencia en muestreos de campo intensivos recorriendo toda la laguna, llevados a cabo por el grupo de trabajo del que esta investigación formó parte). Tales aportes son de gran importancia para mantener el ecosistema de manglar y la biodiversidad en el sitio. Como resultado de la elevada evaporación, el restringido intercambio con el océano y el poco ingreso de agua dulce al sistema, la laguna es hipersalina, con salinidades que pueden superar los 90 g/kg, en la subcuenca 3 (Valdes y Real, 2004; Vega-Cendejas y Hernández De Santillana, 2004).

1.2 Climatología

El clima en la región es el Ax'(wo)w, que es el más seco de los subhúmedos con lluvias uniformemente repartidas y tendencia al verano, con alto porcentaje de lluvia invernal y sequía intraestival. La temperatura media anual en la península de Yucatán es de 25.5-26.5 °C (Orellana et al., 2009). El área está sujeta a elevada radiación solar (5 kW/m²/día) (Valdes-Barrón et al., 2014).

Típicamente, se han considerado tres estaciones climáticas: la temporada de secas que abarca de marzo a mayo (final del invierno, primavera); la temporada de lluvias, de junio a octubre (finales de primavera a principios de otoño); y de noviembre a febrero es la

temporada de “Nortes” (finales de otoño, invierno), aunque esta última también es una temporada de sequía.

Adicionalmente, durante el verano y principios del otoño, la región es afectada por influencias sinópticas importantes como ondas y ciclones tropicales (Cahuich-López et al., 2020). Durante estos meses, ocurren eventos de precipitación intensa a escala espacial pequeña (km) y de corta duración (2-4 h) (Orellana et al., 2009); en tanto que, durante el invierno, son comunes los eventos de precipitación ligera, asociados con el tránsito de sistemas fríos de alta presión atmosférica, conocidos como “Nortes”, los cuales modifican por completo la dirección del viento, la temperatura del aire y el estado meteorológico atmosférico y oceánico por 2 a 5 días, pudiendo ocurrir vientos fuertes, e incluso tormentas, en este periodo (Cahuich-López et al., 2020, Enriquez et al., 2013).

1.2.1 Viento

La península de Yucatán se encuentra dentro del cinturón de los vientos Alisios, por lo que la dirección predominante del viento es grandemente influenciada por la variabilidad del Anticiclón de las Azores, siendo del noreste en los meses de invierno y del este-sureste durante el verano (Cahuich-López et al., 2020; Davis et al., 1997). En adición a lo anterior, el viento presenta variabilidad estacional, debido a las distintas influencias sinópticas que afectan la región, así como a las brisas marinas y terrestres.

De acuerdo con Cahuich-López et al., (2020), durante el periodo de mayor influencia tropical (abril-septiembre), la variabilidad del viento es dominada por eventos de altas frecuencias (>32 h), modulados por las brisas marinas, las cuales alcanzan su mayor amplitud durante los meses de abril y mayo. Los procesos sinópticos ejercen una influencia más suave en la variabilidad del viento, excepto cuando estos sistemas se presentan próximos entre sí. De octubre a marzo los frentes fríos dominan la variabilidad en el viento. Dichos frentes se presentan en dos patrones principales: eventos de viento del NE, los cuales ocurren predominantemente de octubre a finales del otoño y son consistentes en la dirección; eventos en donde la dirección cambia del noroeste al sureste, los cuales predominan en los meses de invierno.

1.3 Demografía

En los alrededores de la laguna existen cuatro poblaciones: San Felipe, cabecera municipal con 2069 habitantes; Río Lagartos, cabecera municipal con 2493 habitantes; Las Coloradas, comisaría de Río Lagartos, con 1399 habitantes; y El Cuyo, comisaría de Tizimín, con 1787 habitantes (INEGI, 2020, consultado en enero de 2022).

1.4 Actividades económicas

Alrededor y dentro de la laguna se desarrollan actividades de los sectores primario, secundario y terciario. Con respecto al sector primario, la actividad principal es la pesca, aunque en el área de la reserva también se realizan actividades agrícolas y ganaderas. En el sector secundario, la actividad más importante es la extracción de sal, la cual es realizada por la Industria Salinera de Yucatán, S.A. (CONANP, 2007). En cuanto al sector terciario, las actividades turísticas son importantes en los poblados de Río Lagartos, San Felipe y El Cuyo, los cuales cuentan con hoteles formales (CONANP, 2007). Las Coloradas es una comunidad muy pequeña enfocada a la pesca y la extracción de sal, en donde el turismo no es una actividad de importancia local.

Las principales actividades turísticas se relacionan con el turismo de observación de naturaleza: observación de aves, visita a playas de anidación de tortugas marinas, paseos en bote, etc. Se estima que la Reserva recibe anualmente cerca de 30,000 turistas nacionales y extranjeros (CONANP, 2007).

1.5 Referencias del capítulo

Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B.R.N., Charvet, G., Marín, L.E., Rebolledo-Vieyra, M., Merediz-Alonso, G., 2011. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeol. J.* 19, 507–524. <https://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5>

Cahuich-López, M.A., Mariño-Tapia, I., Souza, A.J., Gold-Bouchot, G., Cohen, M., Lozano, D.V., 2020. Spatial and temporal variability of sea breezes and synoptic influences over the surface wind field of the Yucatán Peninsula. *Atmósfera* 33, 123–142. <https://doi.org/10.20937/ATM.52713>

Cahuich López, Miguel A.; Mariño-Tapia, Ismael; Souza Gómez, Alejandro; Gold Bouchot, Gerardo; Cohen, MarkM Valdés Lozano, D., 2019. Spatial and temporal variability of sea breezes and synoptic influences over the surface wind field of the Yucatán Peninsula. *Atmósfera* 18–21. <https://doi.org/10.20937/ATM.52713>

Contreras, E.F., 1993. *Ecosistemas Costeros Mexicanos 1ª ed.* Com. Nac. para el Conoc. y Uso la Biodiversidad Universidad Autónoma Metrop. Unidad Iztapalapa.

Cuevas-Jiménez, A., Euán-Ávila, J., 2009. Morphodynamics of carbonate beaches in the Yucatán Peninsula Morfodinámica del perfil de playa con sedimentos carbonatados en la Península de Yucatán. *Ciencias Mar.* 35, 307–319.

Davis, R.E., Hayden, B.P., Gay, D.A., Phillips, W.L., Jones, G. V., 1997. The North Atlantic subtropical anticyclone. *J. Clim.* 10, 728–744. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1997\)010<0728:TNASA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1997)010<0728:TNASA>2.0.CO;2)

Enriquez, C., Mariño-Tapia, I., Jeronimo, G., Capurro-Filigrasso, L., 2013. Thermohaline processes in a tropical coastal zone. *Cont. Shelf Res.* <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.08.018>

Gondwe, B.R.N., Lerer, S., Stisen, S., Marín, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merediz-Alonso, G., Bauer-Gottwein, P., 2010. Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula: New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote sensing. *J. Hydrol.* 389, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.044>

INEGI. Censo de población y vivienda 2020 <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/> (Consultado en enero de 2022).

Orellana, R., Espadas-Manrique, C., Conde, C., Gay-García, C., 2009. Atlas escenarios de cambio climático en la Península de Yucatán, cicy (Unidad de Recursos Naturales); unam (Centro de Ciencias de la Atmósfera); conacyt (fomix: Fondo Mixto conacyt-Gobierno del Estado de Yucatán); seduma-Gobierno del Estado de Yucatán; SIDETEX; ONY-PNU.

Parra, S.M., Valle-Levinson, A., Mariño-Tapia, I., Enriquez, C., 2015. Salt intrusion at a submarine spring in a fringing reef lagoon. *J. Geophys. Res. Ocean.* <https://doi.org/10.1002/2014JC010459>

Parra, S.M., Valle-Levinson, A., Mariño-Tapia, I., Enriquez, C., Candela, J., Sheinbaum, J., 2016. Seasonal variability of saltwater intrusion at a point-source submarine groundwater discharge. *Limnol. Oceanogr.* <https://doi.org/10.1002/lno.10286>

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) (2007) Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biósfera Ría Lagartos. México, Semarnat.

Rodríguez-Huerta, E., Rosas-Casals, M., Hernández-Terrones, L.M., 2020. A water balance model to estimate climate change impact on groundwater recharge in Yucatan Peninsula, Mexico. *Hydrol. Sci. J.* 65, 470–486. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1702989>

Smardon, R., 2009. Estuaries on the Edge, Yucatan Peninsula, Mexico, in: *Sustaining the World's Wetlands*. https://doi.org/10.1007/978-0-387-49429-6_8

Valdes-Barrón, M., Riveros-Rosas, D., Arancibia-Bulnes, C.A., Bonifaz, R., 2014. The solar resource assessment in Mexico: State of the art, in: *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.120>

Valdes, D.S., Real, E., 2004. Nitrogen and phosphorus in water and sediments at ria lagartos coastal lagoon, yucatan, gulf of mexico. *Indian J. Mar. Sci.* 33, 338–345.

Valle-Levinson, A., Mariño-Tapia, I., Enriquez, C., Waterhouse, A.F., 2011. Tidal variability of salinity and velocity fields related to intense point-source submarine groundwater discharges into the Coastal Ocean. *Limnol. Oceanogr.* <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.4.1213>

Vega-Cendejas, M.E., Hernández De Santillana, M., 2004. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 60, 285–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.01.005>

Vera, I., Mario-Tapia, I., Enriquez, C., 2012. Effects of drought and subtidal sea-level variability on salt intrusion in a coastal karst aquifer. *Mar. Freshw. Res.* <https://doi.org/10.1071/MF11270>

Zamacona, J., I. Sánchez, L. Pérez, R. Medina, L. Chumba y V. Cobos. 1982. Prospección y Factibilidad de Explotación del Estero de Ría Lagartos. Universidad Autónoma de Yucatán. México.

2 ESTABLECIMIENTO DE LA METODOLOGÍA PARA EL ANÁLISIS DE MICROPLÁSTICOS EN MUESTRAS DE AGUA Y SEDIMENTO

El primer paso para incrementar el conocimiento sobre los microplásticos a nivel regional y global es contar con una metodología adecuada para su determinación en las matrices a estudiar. En el análisis de contaminantes ambientales, usualmente se utiliza un método estándar, previamente validado y se verifica su funcionamiento, a través de su aplicación en materiales de referencia certificados, en el laboratorio de prueba.

No obstante, hasta el momento de la realización de los análisis presentados en este trabajo, no se disponía de métodos estandarizados y validados para el análisis de microplásticos en ninguna matriz (agua, sedimento o biota), ni tampoco de materiales de referencia certificados. Esto, debido a que la diversidad en la composición y características físicas de los microplásticos, la gran variedad de matrices existentes en el medio natural, así como la dificultad de obtener matrices completamente libres de microplásticos hacen del análisis de estos contaminantes un gran reto analítico.

Tal reto es únicamente superado por el problema ecológico que los microplásticos representan. Por esto, pese a no contar con métodos estandarizados ni validados, científicos alrededor del mundo iniciaron el análisis de microplásticos en agua, sedimento y biota, principalmente en ambientes marinos. Sus resultados permitieron identificar la ubicuidad de los microplásticos; no obstante, las discrepancias en la metodología dificultaron la comparabilidad de los distintos trabajos.

Debido a esto, la Oficina Nacional de Administración Atmosférica y Oceánica de Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés) publicó un método para el análisis de microplásticos en agua y sedimento de la zona costera. En la sección de antecedentes se hace referencia a algunas de las recomendaciones y procedimientos mencionados en tal método. Este método contribuyó de forma importante a los esfuerzos de estandarización de la metodología para la determinación de microplásticos en agua y sedimento. No obstante, como se mencionará más adelante, presenta algunas dificultades que generaron que no se usara de la forma propuesta, sino que se modificara para adaptarlo a los recursos disponibles.

Por lo que, en este capítulo, se resumen los esfuerzos llevados a cabo para establecer el método de determinación de microplásticos en agua y sedimento de la laguna de Río Lagartos, así como la primera aplicación en una campaña preliminar (llevada a cabo en mayo de 2017). Para esto, primero se realizará una descripción del estado del arte en el tiempo de la selección de las metodologías a evaluar. Posteriormente, se mencionarán los objetivos establecidos y la metodología seguida para poder alcanzarlos. Luego, se presentarán los resultados, enfocándonos en el porcentaje de recuperación alcanzado con las distintas pruebas, así como en la posible contaminación dentro del laboratorio y la forma de minimizarla y controlarla.

2.1 Antecedentes

Los microplásticos (<5 mm) son partículas que presentan gran heterogeneidad en su origen, forma, tamaño y composición. Por esto, suelen clasificarse en categorías, con base en esas características.

Atendiendo a su origen, los microplásticos pueden clasificarse en primarios y secundarios, aunque no existe consenso en la definición de ambas clases. Algunos autores consideran que los microplásticos secundarios son los originados de la degradación de partículas plásticas más grandes, una vez que éstas han sido vertidas al medio ambiente; en tanto que los primarios son los que se liberan al ambiente de forma directa en tamaño menor a 5 mm (An et al., 2020). En cambio, otros autores consideran que los microplásticos primarios son los que se fabrican expofeso en tamaño pequeño, ya sea como materia prima para la industria de manufactura de plásticos, para su uso como abrasivos industriales, o como parte de los agentes exfoliantes (microperlas) en cremas y productos de higiene personal (Horton et al., 2017); en tanto que consideran que los microplásticos secundarios provienen de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño, como resultado de la abrasión, hidrólisis, fotodegradación y biodegradación de objetos plásticos de gran tamaño, como textiles, llantas de auto, entre otros (Acharya et al., 2021; Andrady, 2011). En este trabajo, tomaremos la segunda definición, es decir, consideraremos fibras, pinturas y productos similares como microplásticos secundarios, por ser la que más comúnmente hemos observado en la literatura.

Con base en su forma, los microplásticos suelen clasificarse en fibras, fragmentos, films, espumas y pellets. Los fragmentos, también llamados gránulos u hojuelas, son partículas rígidas de forma irregular, que tienen la apariencia de haberse roto a partir de una pieza de mayor tamaño; las espumas son partículas de forma casi esférica o granular, las cuales se deforman fácilmente bajo presión, pudiendo ser parcialmente elásticas, según su grado de meteorización; las películas o films son partículas planas y flexibles, que pueden tener los bordes suaves o en ángulo; las líneas, también llamadas filamentos, fibras o hebras, son partículas de materiales fibrosos que cuyo largo es sustancialmente más grande que su anchura; los pellets o esferas, son partículas duras de forma esférica, con bordes suaves o forma granular (GESAMP, 2019).

En cuanto a su tamaño, los microplásticos se han subclasificado en “grandes” “y pequeños” y más recientemente ha surgido una subclase, llamada nanoplásticos. No obstante, no hay un consenso con respecto a los intervalos de tamaño en los que se agrupa una u otra categoría, si bien, se ha reconocido que el intervalo 0.3-5 mm puede ser práctico para el análisis de estas partículas en el medio (GESAMP, 2019; Masura et al., 2015).

Aunque la composición exacta de los microplásticos depende de la combinación del polímero utilizado y los aditivos que se le agregaron, los microplásticos suelen identificarse con base en el polímero que se utilizó como base en la fabricación. Existe una gran diversidad de polímeros, seis de ellos son los más utilizados en la producción de plásticos en el mundo: polietileno de baja y alta densidad (LDPE y HDPE, respectivamente), polipropileno (PP), poliestireno expandido (PS), poliuretano (PUR), cloruro de polivinilo (PVC) y tereftalato de polietileno (PET) (Plastics Europe y Conversio Market & Strategy GmbH, 2019).

Idealmente, un método de determinación de microplásticos debe poder cuantificar la totalidad de estas partículas, sin importar su origen, forma, composición o tamaño y también ser lo suficientemente fácil y económico, como para poder realizar monitoreos de forma frecuente. No obstante, hasta el momento no existe ningún método que pueda cumplir con esto, debido a la gran heterogeneidad entre las partículas, así como a la gran diversidad de matrices existentes, cada una de ellas, con sus propios retos analíticos. Así, todos los métodos para la determinación de plásticos cuentan con sus propias ventajas y limitaciones, por lo que cada equipo de trabajo desarrolla y utiliza el que mejor sirve a sus propósitos de investigación.

La mayoría de los métodos para la determinación de microplásticos en los sedimentos se incluyen uno o más de los siguientes pasos: a) toma de muestra, b) filtración o tamizado, c) separación por densidad, d) digestión de la materia orgánica, seguida de e) inspección visual para la identificación, con ayuda de un microscopio estereoscópico.

La toma de muestra de sedimento intermareal suele hacerse durante mareas bajas, marcando un cuadrante y colectando a alguna profundidad, usualmente 5 cm; en tanto que la de sedimento submareal se realiza con ayuda de una draga, o un nucleador.

Una vez colectado el sedimento, puede reducirse su volumen mediante tamizado, o bien, colectarse completa para su tratamiento en el laboratorio. Si se opta por reducir la muestra en campo, se recomienda tomar datos como la densidad y la humedad natural del sedimento, con la finalidad de comparar las unidades obtenidas. Alternativamente, las muestras pueden secarse en el laboratorio y tamizarse en húmedo al tamaño deseado, una vez que se ha medido su masa seca. Esto último es lo indicado en el procedimiento de la NOAA (Masura et al., 2015).

Ya sea que se decida reducir volumen, o que la muestra se colecte completa, es necesario considerar la cantidad de ésta que se empleará en el análisis. Al respecto la NOAA sugiere pesar 400 g de sedimento húmedo, en tanto que otros autores utilizan otras cantidades iniciales. Por ejemplo, Besley et al. (2017) utilizan 50 g de sedimento seco.

La extracción de los microplásticos del sedimento se basa en sus diferencias de densidad, ya que la densidad de la arena es aproximadamente 2.65 g cm^{-3} (Hidalgo-Ruz et al., 2012), en tanto que, los plásticos más comunes, tienen densidades comprendidas el intervalo $0.99\text{-}1.39 \text{ g/cm}^3$ (Kershaw Peter J, 2016). Debido a esto, utilizando medios con la densidad adecuada, es posible hacer flotar a los plásticos, en tanto que los sedimentos permanecen en el fondo. El procedimiento consta de cuatro pasos: añadir una disolución acuosa de determinada densidad, agitar por algún tiempo, esperar otro tiempo para permitir la sedimentación y filtrar o tamizar para conservar una determinada fracción de tamaño (Hanvey et al., 2017).

La sal que ha sido más utilizada para la extracción de microplásticos es el cloruro de sodio (NaCl), cuya disolución saturada posee una densidad de 1.2 g cm^{-3} . Esta sal es económica y amigable con el medio ambiente; sin embargo, la densidad máxima que alcanza su disolución saturada solo es suficiente para extraer a los plásticos de baja densidad, dejando fuera plásticos como el PET (1.4 g/cm^3), o el PVC ($1.14\text{-}1.56 \text{ g/cm}^3$). Debido a esto, otros autores incorporaron el uso de sales cuyas disoluciones pueden alcanzar una mayor densidad, como el cloruro de zinc (ZnCl_2 , $1.5\text{-}1.7 \text{ g/cm}^3$), el metatungstato de litio ($\text{Li}_6\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_{40}$, 1.6 g/cm^3), yoduro de sodio (NaI, $1.6\text{-}1.8 \text{ g/cm}^3$) y el cloruro de calcio (1.4

g/cm³), con la finalidad de incluir uno o más de los plásticos de mayor densidad, los cuales pueden representar hasta el 17 % de los plásticos producidos en el mundo (Kershaw Peter J, 2016). La disolución recomendada por la NOAA, es la de metatungstato de litio, con una densidad de 1.6 g/cm³ (Masura et al., 2015), la cual no es fácil de conseguir ni económica, lo que probablemente sea la razón de que su uso no esté extendido en la literatura y sea reemplazada por otras sales.

La agitación tiene el propósito de permitir a los microplásticos movilizarse desde el sedimento, para transferirse a la fracción acuosa. En el procedimiento recomendado por la NOAA, la indicación es “agitar vigorosamente utilizando una espátula”.

El tiempo de sedimentación determina la cantidad de material que se recuperará en el proceso de decantación, ya que tiempos muy cortos llevarían a la incorrecta separación de los materiales, permitiendo la co-extracción de sedimento. Los tiempos de sedimentación reportados en la literatura van de unos pocos minutos hasta varias horas (Besley et al., 2017). En el procedimiento recomendado por la NOAA (Masura et al., 2015) no se establece un tiempo de sedimentación para la separación por densidad, en tanto que Besley et al. (2017) recomiendan un tiempo de sedimentación de al menos 5 horas, para el análisis de partículas de hasta 1 µm.

El paso de extracción puede repetirse de forma consecutiva, con la finalidad de mejorar el porcentaje de recuperación de microplásticos. En el método sugerido por la NOAA, se utiliza una extracción única, reportándose en el método un porcentaje de recuperación del 81 % (en masa) para pellets de polietileno (Masura et al., 2015). No obstante, otros autores han efectuado de dos a seis extracciones consecutivas, con la finalidad de mejorar el porcentaje de recuperación (Besley et al., 2017). Una vez que se ha extraído el material menos denso, es conveniente digerir la materia orgánica. Esto se realiza porque, en el medio natural, es común la ocurrencia de bio incrustaciones, las cuales modifican la densidad de los microplásticos, pero también dificultan su identificación. El procedimiento recomendado por la NOAA para la digestión, es con peróxido de hidrógeno al 30 %, usando un catalizador ácido de sulfato de hierro (Masura et al., 2015). Después de la extracción, es posible separar el material nuevamente utilizando una columna de sedimentación; o bien, inspeccionarlo directamente utilizando un microscopio estereoscópico. Para que un material pueda ser catalogado como plástico, debe cumplir con los siguientes criterios: ausencia de estructuras celulares; grosor homogéneo a lo largo de la partícula y color homogéneo (Lusher et al., 2017). Una unidad frecuente para reportar las abundancias de microplásticos es el número de partículas por unidad de masa de sedimento.

El análisis de microplásticos en agua suele realizarse con una metodología similar, con dos diferencias importantes: forma en la que se colecta la muestra y el paso de separación por densidad. Las muestras de microplásticos en agua suelen colectarse utilizando redes de fitoplancton o zooplancton, o red manta. Al momento del análisis de microplásticos, el paso de separación por densidad (utilizado en el análisis de sedimentos), se omite, por no ser necesario.

Es importante mencionar que, para evitar contaminar las muestras durante el análisis, se recomienda evitar la ropa a base de polímeros sintéticos y, en caso de requerir el uso de algún material plástico, inspeccionarlo antes de su uso (Masura et al., 2015). Como control de calidad, también es importante evaluar blancos. Un blanco, teóricamente, consiste en

todos los productos químicos que contiene el problema y los usados en el análisis en las mismas cantidades (incluyendo el agua) y se corre a través de todo el procedimiento analítico. El resultado del blanco se resta de aquel de la muestra analítica para llegar a la concentración neta del analito en la solución de la muestra (Garry, 2009). Al respecto, es importante mencionar que el método recomendado por la NOAA no contempla el análisis frecuente de los blancos, con la finalidad de evaluar y, en su caso, descontar o remediar, la contaminación dentro del laboratorio.

En el método propuesto por la NOAA, tampoco se establece la metodología para evaluar el porcentaje de recuperación, aunque sí se menciona que se realizaron experimentos, determinando que el porcentaje de recuperación en agua es del 60 al 95 %, en función del tamaño de los microplásticos a evaluar, obteniendo los menores porcentajes de recuperación en microplásticos de 300 μm .

El tamaño de los microplásticos que puede determinarse por la metodología también es algo que debe establecerse, en especial, para poder comparar los resultados entre distintos sitios. De acuerdo con los autores del trabajo, con la metodología propuesta por la NOAA, es posible determinar visualmente microplásticos entre 0.3 y 5 mm, obteniendo buenos resultados, es decir, en muy pocas ocasiones, se contabilizaron partículas de otros materiales como plásticos (Masura et al., 2015). Los errores de identificación fueron mayores en partículas menores a 0.3 mm, por lo que para esta clase de microplásticos, la identificación y confirmación de los polímeros se hace indispensable.

Algunos autores han realizado esfuerzos por cuantificar los errores en la inspección visual de microplásticos, llegando a conclusiones similares a las de Masura et al. (2015), pero con distintos límites inferiores de tamaño, en donde se pierde la confiabilidad de los resultados. Por ejemplo, Song et al. (2015), a partir de una comparación entre los métodos visuales (estereoscopio) y los espectroscópicos (FTIR) en la identificación de microplásticos aislados de muestras de agua y sedimento de playa, mencionan que los microplásticos mayores a 1 mm pueden determinarse correctamente por métodos visuales, en tanto que los menores requieren ser identificados por métodos espectroscópicos. Por su parte, Kotar et al. (2022) realizaron un estudio inter laboratorio, evaluando el porcentaje de recuperación de muestras de agua adicionadas con cantidades conocidas de microplásticos. En el estudio, se evaluó el porcentaje de recuperación que obtenían los diferentes participantes (20 laboratorios, de seis diferentes países) y se incluyeron microplásticos de distintas formas (fibras, fragmentos, esferas), colores (transparentes, blanco, verde, azul, rojo y naranja), polímeros (PE, PS, PVC y PET), y tamaños (3-2000 μm). Asimismo, en las muestras también se incluyeron cantidades conocidas de partículas que pudieran confundirse con microplásticos (cabello, fibras y conchas, de tamaño 100-7000 μm). Los autores del estudio concluyen que, de forma general, la microscopía visual es una herramienta efectiva y accesible para la cuantificación y caracterización de partículas $>50 \mu\text{m}$. En este trabajo, se encontró que los errores en la identificación son mayores en partículas menores a 50 μm y en la cuantificación de las fibras. No obstante, otros estudios de contaminación por microplásticos en la biota y muestras ambientales, han reportado como microplásticos partículas de otra naturaleza (identificación positiva errónea), con porcentajes que van del 20 al 98.6 % de las partículas encontradas. (Lusher et al., 2020). En el Apéndice I puede consultarse una tabla con algunos reportes de errores asociados a la inspección visual de microplásticos.

2.2 Objetivo General

Establecer un método adecuado para el análisis de microplásticos en muestras de agua y sedimento.

2.2.1 Objetivos específicos

Determinar el número de extracciones consecutivas necesarias para alcanzar un porcentaje de recuperación mayor al 90 %, en la recuperación de microplásticos de polipropileno (PP), polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno de alta densidad (HDPE) y tereftalato de polietileno (PET) en muestras de sedimento.

Determinar el porcentaje de recuperación de microplásticos de polipropileno (PP), polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno de alta densidad (HDPE) y tereftalato de polietileno (PET) en muestras de sedimento, al emplear la metodología propuesta.

Determinar el porcentaje de recuperación de microplásticos de polipropileno (PP), polietileno de baja densidad (LDPE) y polietileno de alta densidad (HDPE) en muestras de agua, al emplear la metodología propuesta.

2.3 Metodología

El método para la determinación de microplásticos propuesto en el presente trabajo, se basa en el procedimiento de la NOAA, al cual se le realizaron algunas modificaciones para adaptarlo al presupuesto, reactivos y tiempos disponibles en el laboratorio donde se realizó el análisis. Asimismo, se incluyeron algunos parámetros de calidad que no se consideran en el método antes mencionado.

En el establecimiento del método para la determinación de microplásticos se siguieron tres pasos principales: a) preparación de las muestras fortificadas; b) evaluación del número de extracciones consecutivas necesarias en la determinación; c) evaluación del porcentaje de recuperación del método.

2.3.1 Preparación de las muestras fortificadas

Para evaluar la efectividad de un procedimiento analítico en la determinación de un analito, usualmente se completa la metodología utilizando un material de referencia certificado, en donde la concentración del analito sea conocida. No obstante, tales materiales no se encuentran disponibles para ninguna clase de microplásticos, por lo que, en su lugar, se prepararon muestras fortificadas, de sedimento y agua.

2.3.2 Preparación de las muestras de sedimento fortificadas con microplásticos

Primeramente, se consiguieron muestras peletizadas de polietileno de alta y baja densidad, polipropileno y PET, en colores azul, rosado, café y blanco. Estas muestras se cortaron en pedazos más pequeños, los cuales se tamizaron para obtener partículas en el intervalo de tamaño: 0.3-5 mm Estas partículas se reservaron en contenedores hasta su uso.

Posteriormente, se colectó una muestra de arena de la playa de Sisal, la cual se secó a 90 °C y posteriormente se extrajeron los plásticos, utilizando una disolución saturada de CaCl_2 (1.4 g/cm^3), empleando 6 extracciones consecutivas, para lo cual se añadieron 400 mL de dicha disolución por cada 300 g de sedimento seco. Una vez realizada la extracción, los sedimentos se enjuagaron con agua destilada previamente filtrada para eliminar el CaCl_2 , decantándose el sobrenadante.

A continuación, se realizaron dos posibles tratamientos: a partir de una muestra húmeda y con la muestra seca. Para preparar la muestra fortificada en húmedo, se pesaron 400 g de la muestra después de decantar el sobre nadante, cuando aún se encontraba húmeda; en tanto que, para el segundo caso el sedimento se secó a 60 °C y, posteriormente, se pesaron 50 g de muestra. Se prepararon tantas muestras como fue necesario para los experimentos que se describen a continuación.

Para evaluar el porcentaje de recuperación de plásticos, se prepararon muestras con cantidades conocidas de microplásticos de cada polímero. A cada tipo de muestra de sedimento, se adicionaron dos niveles de concentración: a) 10 piezas de cada polímero y b) 20 piezas de cada polímero. Así, se obtuvieron cuatro lotes diferentes, siendo los primeros dos los que tenían una matriz de 50 g de sedimento seco, en los dos niveles de concentración antes mencionados. Los dos lotes restantes fueron análogos a los primeros, pero con una matriz de 400 g de sedimento húmedo.

Cada una de las muestras fortificadas se tamizó en húmedo, conservando la fracción 0.3-5 mm.

2.3.3 Preparación de las muestras de agua fortificadas con microplásticos

Las muestras de agua fortificada con microplásticos se prepararon añadiendo 10 piezas de cada polímero, a 300 mL de una disolución de agua de mar sintética, la cual, a su vez, se preparó añadiendo 35 g de sal de mesa por litro de agua y filtrando la disolución resultante. Debido a que este polímero no flota en el agua, no se añadió PET en los experimentos de agua.

2.3.4 Experimentos con extracciones sucesivas

A las muestras fortificadas de sedimento se les realizó una serie de extracciones sucesivas, de la forma que se describe a continuación. Se añadieron 300 mL de la disolución de CaCl_2 y se agitó vigorosamente con una espátula metálica. Se tapó la mezcla y se dejó reposar unos minutos hasta no observar movimiento de las partículas en su interior. Posteriormente, el sobrenadante se transfirió a un filtro de 0.300 mm y se enjuagó con agua destilada. Los plásticos retenidos fueron se contaron con ayuda de un estereomicroscopio. Se repitió el procedimiento hasta un total de cinco extracciones consecutivas, para cada uno de los lotes. Cada lote consistió en cinco réplicas.

2.3.5 Experimentos con la metodología completa

Los experimentos descritos en la sección anterior sirvieron para elegir el número de extracciones consecutivas a realizar. Una vez definido éste, se evaluó el porcentaje de recuperación del método usando la metodología completa, es decir, añadiendo el paso de digestión de los carbonatos y el de digestión de la materia orgánica.

Para esto, las muestras se prepararon de la forma descrita anteriormente para el pretratamiento en base húmeda, con la diferencia de que el material de las tres extracciones no se analizó inmediatamente, sino que se le añadieron gotas de HCl diluido, hasta que no se observó desprendimiento de gas.

Posteriormente, se realizó la digestión de la materia orgánica, añadiendo 20 mL de peróxido de hidrógeno al 30 %, con Fe(II) 0.05 M como catalizador. La mezcla se mantuvo en un baño de agua, para controlar la temperatura.

Después del proceso de digestión, se añadió NaCl a la mezcla de reacción, en proporción de 6 g por cada 20 mL de disolución y se transfirió el líquido a una columna de sedimentación, la cual consistía en un embudo de 30 cm de altura. Posteriormente, se permitió la sedimentación por unas horas, manteniendo todo ese tiempo el sistema tapado con papel aluminio.

El PET se contabilizó a partir de la fracción que sedimentó; en tanto que los plásticos menos densos se contabilizaron a partir de la porción flotante.

2.3.6 Cuantificación de microplásticos

Se contaron el número de partículas de cada polímero, con ayuda de un microscopio estereoscópico. Los polímeros se identificaron por su color, ya que cada uno de ellos tenía un color característico y diferente de los otros, como se mencionó anteriormente.

2.3.7 Blancos de procedimiento

Se realizaron al menos dos blancos de procedimiento por cada lote de muestras analizado. Este blanco consistió en añadir todos los reactivos y simular las transferencias a los tamices y los enjuagues correspondientes, pero sin añadir microplásticos, ni sedimento.

2.3.8 Campaña preliminar

Durante el mes de mayo de 2017, se colectaron muestras de sedimento de las tres subcuencas de la laguna de Río Lagartos, con la intención de obtener información sobre la distribución espacial de los microplásticos. Las estaciones monitoreadas en esta campaña se muestran en las figuras 2-5. La muestra se tomó utilizando una draga.

2.4 **Resultados**

2.4.1 Experimentos de recuperación de microplásticos

En la Tabla 1 se presentan los porcentajes de recuperación de los diferentes microplásticos, para las muestras preparadas en húmedo y fortificadas con 20 partículas. Los porcentajes de recuperación empleando una extracción única fueron aproximadamente el 80 % (78-83 %) para el polipropileno y ambos tipos de polietileno; siendo de menos del 50 % para el PET. Con la segunda extracción, los porcentajes de recuperación aumentaron, siendo de al menos 90 % para ambos tipos de polietileno y el polipropileno, pero de solamente 71 % para el PET. A partir de la tercera extracción, el porcentaje de recuperación fue de, al menos, 95 % para todos los polímeros evaluados.

Tabla 1. Porcentajes de recuperación* de los microplásticos como función del número de extracciones consecutivas.

Tipo de microplástico	Número de extracciones				
	1	2	3	4	5
PP	83 ± 7.3	97 ± 2.4	97 ± 2.4	98 ± 2.4	98 ± 2.4
HDPE	78 ± 2.4	90 ± 3.1	97 ± 2.4	99 ± 2.0	99 ± 2.0
PET	48 ± 5.0	71 ± 6.5	95 ± 3.1	96 ± 2.0	96 ± 2.0
LDPE	79 ± 8.4	93 ± 3.9	98 ± 2.4	99 ± 2.0	99 ± 2.0

*Datos promediando cinco repeticiones.

Los resultados utilizando un menor número de partículas, así como las dos formas de preparar el sedimento (seca y húmeda) fueron muy similares a los presentados en la tabla 1. Es importante mencionar que, al ser de tamaño, forma y color similar, las partículas de PET se confundían con algunos carbonatos que también fueron extraídos en el procedimiento, por lo que, para su correcta identificación, se añadió un poco de ácido clorhídrico diluido a las partículas colectadas y se consideraron carbonatos todas las partículas que, al contacto con el ácido, desprendían gas.

Por su parte, en los blancos de procedimiento se encontraron 1-3 fibras en cada análisis. Por esta razón, en las determinaciones subsecuentes se realizaron al menos tres blancos por cada lote de muestras y se decidió descontar el valor de fibras del blanco en los resultados de microplásticos.

La adición del paso de digestión de la materia orgánica, con la subsecuente columna de sedimentación, no modificó los porcentajes de recuperación, aunque sí añadió hasta 2 fibras al blanco de procedimiento. En contraposición, se hizo más fácil el conteo de partículas, al dividir los microplásticos en dos fracciones.

Con respecto a la cantidad de muestra para el análisis, para el análisis de las muestras de campo, se decidió utilizar el procedimiento con más muestra (400 g de sedimento húmedo), tanto para alinearse a las recomendaciones de la NOAA en este sentido, como para incrementar la probabilidad de encontrar microplásticos en la laguna de Río Lagartos, si estos se encontraran en concentraciones bajas.

Los porcentajes de recuperación de las muestras de agua también estuvieron por encima del 95 % para todos los tipos de polímeros evaluados (PP, HDPE y LDPE).

2.4.2 Resultados de la campaña preliminar

El total de microplásticos en sedimento se presenta en la Figura 2, en donde puede verse que las concentraciones mayores se encuentran en la subcuenca 1 y al oeste de la subcuenca 2. Las fibras (Figura 3) fueron las partículas que se detectaron con mayor frecuencia y el único tipo de microplástico detectado en 10 de las 23 estaciones muestreadas.

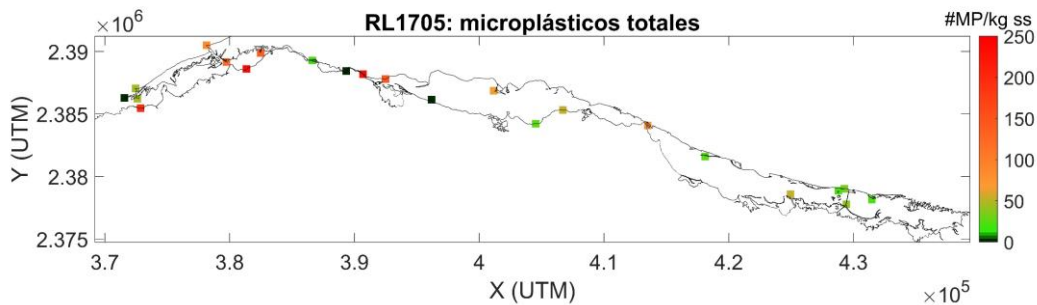


Figura 2. Número total de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#MP/kg ss) encontrados en la campaña de mayo de 2017, en la laguna de Río Lagartos.

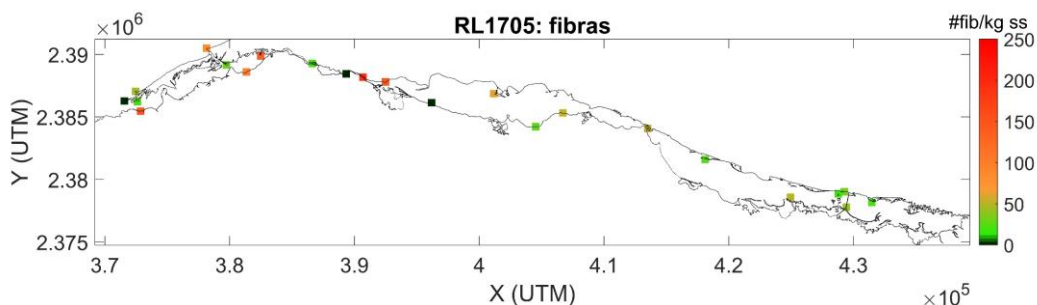


Figura 3. Número de fibras de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#fib/kg ss) encontrados en la campaña de mayo de 2017, en la laguna de Río Lagartos.

Por su parte, los fragmentos (Figura 4) y los films (Figura 5) se distribuyen casi exclusivamente en los sitios cercanos a actividades humanas, ya que no se encontraron en la mayoría de las estaciones muestreadas en esta campaña y las concentraciones en zonas cercanas a las actividades humanas fueron mayores, con excepción de la estación al oeste de la subcuenca 3, en donde se observaron también fragmentos.

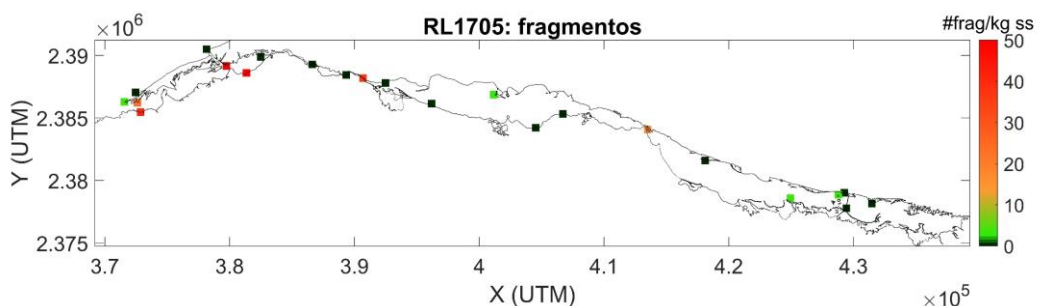


Figura 4. Número de fragmentos de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#frag/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, encontrados en la campaña de mayo de 2017.

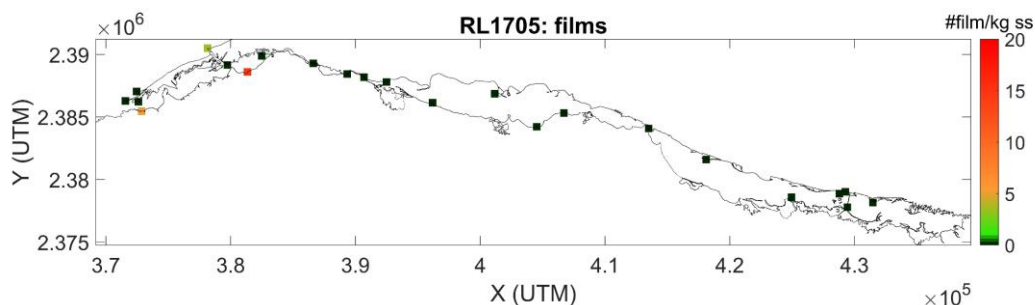


Figura 5. Número de films microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#film/kg ss) encontrados en la campaña de mayo de 2017, en la laguna de Río Lagartos.

Es importante mencionar que, en los blancos de procedimiento de gran parte de las muestras de esta campaña, la contaminación por fibras fue elevada, encontrándose hasta 12 fibras en ellos, por lo que sería conveniente repetir los análisis. No obstante, la muestra recolectada en varias de las estaciones no fue suficiente para realizar las repeticiones, o bien, al efectuarlas, se repitió el fenómeno de contaminación. Por esta razón, los resultados de esta campaña se consideran únicamente como preliminares.

Es posible que esta contaminación se haya debido al incremento en el flujo de personas en laboratorio (con respecto a las condiciones en los experimentos previos), así como a la imposibilidad de trabajar en una zona aislada. Por tal razón, se tomó la decisión de cambiar el horario de trabajo a uno con menor afluencia de personas, así como la de filtrar todas las disoluciones de trabajo (con excepción del peróxido y las disoluciones ácidas), incluyendo el agua empleada en los procedimientos. Con estas modificaciones, los niveles de contaminación en el blanco se redujeron a 1-4 fibras.

2.5 Conclusiones

- Se evaluó una metodología para la determinación de microplásticos con agua y sedimento, encontrando porcentajes de recuperación de al menos 95 %.
- En el sedimento, el uso de tres extracciones sucesivas es necesario para alcanzar porcentajes de recuperación de al menos 95 % en fragmentos de PE, PP, HDPE y LDPE.
- Para controlar la contaminación en el laboratorio, es necesario disminuir la afluencia de personas en el lugar del análisis, así como realizar análisis de blancos de forma continua.

2.6 Referencias del capítulo

Acharya, S., Rumi, S.S., Hu, Y., Abidi, N., 2021. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Text. Res. J.* 91, 2136–2156. <https://doi.org/10.1177/0040517521991244>

An, L., Liu, Q., Deng, Y., Wu, W., Gao, Y., Ling, W., 2020. Sources of Microplastic in the Environment. *Handb. Environ. Chem.* 95, 143–159. https://doi.org/10.1007/698_2020_449

Besley, A., Vijver, M.G., Behrens, P., Bosker, T., 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Mar. Pollut. Bull.* 114, 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>

Garry, D.C., 2009. *Química Analítica* 6th Ed 1–858.

GESAMP, 2019. Guidelines on the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Jt. Gr. Expert. Sci. Asp. Mar. Environ. Prot. 99, 130.

Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K., Clarke, B.O., 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Anal. Methods*. <https://doi.org/10.1039/c6ay02707e>

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>

Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

Kershaw Peter J, 2016. *Marine Plastic Debris and Microplastics Global lessons and research to inspire action and guide policy change*, UNEP.

Kotar, S., McNeish, R., Murphy-Hagan, C., Renick, V., Lee, C.F.T., Steele, C., Lusher, A., Moore, C., Minor, E., Schroeder, J., Helm, P., Rickabaugh, K., De Frond, H., Gesulga, K., Lao, W., Munno, K., Thornton Hampton, L.M., Weisberg, S.B., Wong, C.S., Amarpuri, G., Andrews, R.C., Barnett, S.M., Christiansen, S., Cowger, W., Crampond, K., Du, F., Gray, A.B., Hankett, J., Ho, K., Jaeger, J., Lilley, C., Mai, L., Mina, O., Lee, E., Primpke, S., Singh, S., Skovly, J., Slifko, T., Sukumaran, S., van Bavel, B., Van Brocklin, J., Vollnhals, F., Wu, C., Rochman, C.M., 2022. Quantitative assessment of visual microscopy as a tool for microplastic research: Recommendations for improving methods and reporting. *Chemosphere* 308. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136449>

Lusher, A.L., Bråte, I.L.N., Munno, K., Hurley, R.R., Welden, N.A., 2020. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Appl. Spectrosc.* 74, 1139–1153. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

Lusher, A.L., Welden, N.A., Sobral, P., Cole, M., 2017. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Anal. Methods* 9, 1346–1360. <https://doi.org/10.1039/C6AY02415G>

Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C., Herring, C., 2015. *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*, NOAA.

Plastics Europe, G.M.R., Conversio Market & Strategy GmbH, 2019. *Plastics - the Facts* 2019 14, 35.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani, M., Lee, J., Shim, W.J., 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>

3 DISTRIBUCIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN LA LAGUNA DE RÍO LAGARTOS

3.1 Introducción

La presencia de partículas plásticas pequeñas fue reportada por primera vez en 1972 (Carpenter y Smith, 1972), aunque el término “microplástico” fue acuñado más de tres décadas después, por Thompson et al. (2004) para referirse a fragmentos plásticos “microscópicos” y/o fragmentos pequeños que se encontraban en el medio ambiente, posiblemente a causa de la degradación de plásticos de mayor tamaño. Actualmente, el término microplásticos se utiliza comúnmente para referirse a partículas menores a 5 mm.

Se ha encontrado partículas de microplásticos en una gran diversidad de ubicaciones geográficas y matrices. Además, por su tamaño reducido, los microplásticos pueden ser ingeridos por todo tipo de organismos, ya sea de manera directa, o por el consumo de presas contaminadas, lo que permite su incorporación a los distintos niveles de la cadena trófica (Costa et al., 2020). Debido a esto, no es de sorprender que se hayan reportado microplásticos en una gran diversidad de organismos marinos, terrestres y dulceacuícolas, incluyendo peces, moluscos, mamíferos y reptiles (Ugwu et al., 2021), lo que ha causado preocupación, debido a los efectos adversos que pueden ocasionar.

Considerando la ubicuidad y la gran diversidad de posibles efectos que los microplásticos pueden causar, es de gran importancia conocer los mecanismos que afectan la distribución y transporte de estas partículas. Por eso, no es de extrañar que el número de trabajos dedicados a estudiar la contaminación por microplásticos haya crecido de forma exponencial desde el año 2006 (Pauna et al., 2019). Sin embargo, a nivel mundial, la mayor parte de estos trabajos se concentra en unos cuantos países, principalmente en playas y ambientes marinos; en tanto que algunos compartimentos ambientales, como sistemas atmosféricos y ecosistemas de transición, entre los que se incluyen las lagunas costeras, han recibido mucha menor atención (dos Santos Galvão et al., 2022; Renzi et al., 2020). Este también es el caso en grandes regiones del planeta, como América Latina y África, cuya contaminación por plásticos ha sido mucho menos estudiada (Klingelhöfer et al., 2020; Orona-Návar et al., 2022).

Con el interés de incrementar el conocimiento sobre la distribución y transporte de microplásticos en las lagunas costeras, así como aumentar el número de observaciones de microplásticos que se han realizado en México y América latina, en este trabajo se estudió la contaminación por microplásticos en la laguna de Río Lagartos, Yucatán, México.

En este capítulo primero se proporciona un resumen del estado del arte del estudio de microplásticos en las lagunas costeras y también en América Latina y México. Posteriormente, se enuncian los objetivos del estudio y los métodos empleados para alcanzarlos. Luego, se describe la distribución de los microplásticos en el sedimento de la laguna de Río Lagartos en dos temporadas climáticas consecutivas y se discuten sus variaciones temporales, así como los factores naturales y antropogénicos que pueden afectar su distribución.

3.2 Antecedentes

El problema de la contaminación por microplásticos en los ecosistemas acuáticos inicia con su producción y liberación en el medio ambiente (fuentes) y la subsecuente llegada a los ecosistemas acuáticos. Una vez en el agua, estos materiales pueden ser transportados por las corrientes en la columna de agua (como material suspendido o en flotación), o bien, como arrastre en el fondo junto con el sedimento. Las rutas de transporte dependen principalmente de sus propiedades físicas y químicas, así como de las características del medio (Chubarenko et al., 2018). Adicionalmente, sus patrones de distribución en el sedimento estarán influenciados por las características de la cuenca de depósito (relacionadas con la textura de los sedimentos y las fuentes de estos), así como por la hidrodinámica del sitio, la cual es el resultado de la suma de las distintas fuerzas que actúan sobre el sistema.

Desde que se descubrió la acumulación de los plásticos en las zonas marinas, se ha considerado que los océanos son el sumidero de los microplásticos, con los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas actuando como fuentes y rutas por las cuales los microplásticos entran al océano (Horton y Dixon, 2018). No obstante, en algunos casos, debido a la proximidad y la magnitud de las entradas de plásticos, ciertas áreas terrestres y de agua dulce pueden incluso acumular plásticos a concentraciones más elevadas que el océano (Castañeda et al., 2014; Horton y Dixon, 2018). Este también podría ser el caso en las lagunas costeras y los estuarios, ya que tales sistemas pueden recibir aportes de ríos, de la atmósfera, directamente del continente (como tiraderos de basura, efluentes domésticos de la zona urbana aledaña, escorrentías, etc.) y también intercambiar materiales con el océano. Considerando que las lagunas costeras y estuarios pueden funcionar como sumidero de otros contaminantes (Costanza et al., 1997), también podría ocurrir que acumulen plásticos (Browne et al., 2010).

Debido a la dinámica natural de lagunas costeras y estuarios, los micro- y macroplásticos pueden potencialmente permanecer en su interior por periodos largos de tiempo y sufrir degradación (Ivar do Sul *et al.*, 2014). Asimismo, las condiciones anóxicas que suelen predominar en los sedimentos estuarinos limitarían la posterior degradación y fragmentación de las partículas plásticas, cuya principal vía de degradación es la foto-oxidación (Andrady, 2011). Más aún, los plásticos en los estuarios podrían enterrarse y almacenarse por largo tiempo, como sucede en las playas (Vermeiren et al., 2016).

Uno de los primeros trabajos sobre contaminación de microplásticos en lagunas costeras fue el que se realizó en la laguna de Venecia (Vianello et al., 2013), en donde se encontraron 672-2175 partículas de microplásticos por kilogramo de sedimento seco, demostrando que era posible que estos contaminantes estuvieran depositados en el sedimento de este tipo de sistemas. Estudios posteriores mostraron que no sólo era posible que los microplásticos se incorporen al sedimento de las lagunas, sino que su concentración puede aumentar con el tiempo (Nor y Obbard, 2014).

Sorprendentemente, pese a la importancia ecológica y económica que representan las lagunas costeras, el interés en estudiar la contaminación por microplásticos en estos sistemas tardó varios años en extenderse, siendo que, hasta septiembre de 2019, se habían

publicado únicamente 13 artículos sobre contaminación por microplásticos en lagunas costeras del mundo (Renzi et al., 2020).

Es así, que existe muy poca información sobre la variabilidad espacial y temporal en las concentraciones de microplásticos en lagunas costeras. Una interrogante es si las partículas de microplásticos se comportan de forma similar al sedimento de la laguna, en cuanto a sus sitios de acumulación. Al respecto, al momento, se han encontrado resultados desconcertantes respecto a la relación entre las zonas de depósito de sedimentos y los sitios de acumulación de materiales plásticos. Por un lado, Acha et al. (2003) y Vianello et al. (2013) sugieren que existe correlación entre ambientes de depósito de sedimento y la concentración de plásticos; en tanto que Bowne et al. (2010) y Nor y Obbard (2014) no encontraron relación entre los sedimentos finos y la presencia de materiales plásticos. Otros autores proponen el concepto de “equivalencia hidráulica” de los microplásticos, para mencionar que puede ser posible que los microplásticos puedan tener un comportamiento en el ambiente, comparable a alguna partícula de sedimento natural, de tamaño, forma y densidad conocida (Harris, 2020). No obstante, esta equivalencia no necesariamente ocurre en los sistemas naturales.

También ha sido poco investigado el papel de las lagunas y estuarios como importadores o exportadores de microplásticos hacia el mar, aunque en tiempos recientes se ha ido acumulando evidencia de que esto puede variar entre los diferentes sistemas, e incluso también de forma estacional en un mismo sitio, debido a las complejas interacciones entre la hidrodinámica, eventos meteorológicos, las fuentes de contaminación y el intercambio que puede ocurrir entre compartimentos (Horton y Dixon, 2018).

Esta compleja dinámica también podría ocasionar variaciones temporales y espaciales en la distribución de los microplásticos en las lagunas costeras, de forma análoga a lo que ocurre en las playas, en donde se ha visto una gran abundancia de microplásticos depositados después de eventos de tormenta (Horton y Dixon, 2018); o a lo que ocurre en los márgenes de los ríos, en donde se ha visto que las partículas de microplásticos pueden regresar a la tierra en eventos de inundación (Horton et al., 2017).

No obstante, como se dijo anteriormente, los estudios específicos sobre la distribución de microplásticos y su relación con factores humanos y ambientales son muy escasos en la literatura. Conocer esta información, no solamente permitiría tener una comprensión más clara de la dinámica de los microplásticos en los sistemas de transición, sino que, a nivel local y regional, podría contribuir a generar estrategias para la gestión de los recursos naturales, especialmente en zonas pertenecientes a áreas naturales protegidas.

3.2.1 Estudios sobre microplásticos en la zona costera, estuarios y lagunas costeras en México y América Latina

Debido a la actividad humana intensa y al mal manejo de la basura, la basura marina plástica ha sido ampliamente reportada en toda América Latina (AL) desde la década de los 90's, en sitios que incluyen golfos y canales en el sureste de Chile (Hinojosa y Thiel, 2009), la playa Las Salinas, Viña del Mar (Rangel-Buitrago et al., 2019); el mar Caribe Colombiano, (Rangel-Buitrago et al., 2019), así como playas de México, Brasil, Jamaica, Honduras, Panamá y otras regiones del Caribe (Ivar do Sul and Costa, 2007), No obstante, los estudios de contaminación por microplásticos en Latinoamérica son relativamente

recientes, siendo que el primer reporte de estos contaminantes fue en el Archipiélago Fernando de Noroña, en el año 2009 (Ivar do Sul et al., 2009). A partir de entonces, la mayor parte de la investigación de MP se ha realizado en Brasil y solo un poco en otros países de América Latina (Kutralam-Muniasamy et al., 2020). Por lo tanto, el conocimiento sobre las fuentes, ocurrencia, transporte y potenciales efectos de los microplásticos en esta región todavía no están suficientemente descritos (Kutralam-Muniasamy et al., 2020).

La mayoría de los trabajos sobre microplásticos en AL se enfocaron en su análisis en la biota, o en ambientes marinos. Hasta abril de 2020 solamente seis de ellos fueron realizados en sistemas de transición (estuarios), localizados en Argentina y Brasil (Kutralam-Muniasamy et al., 2020), en donde la abundancia de los microplásticos en los ambientes marinos es el dato más reportado. En AL, los microplásticos reportados comprenden un gran intervalo de tamaños y composiciones químicas, siendo dominantes los microplásticos secundarios, tales como fibras y fragmentos, con incidencias menores de microesferas (Kutralam-Muniasamy et al., 2020).

En México, hasta abril del 2020, los trabajos de microplásticos encontrados en la literatura eran solamente 7 (Kutralam-Muniasamy et al., 2020), aunque este número ha ido en aumento en los últimos años, siendo que, hasta enero de 2022, se habían publicado únicamente un total de 39 trabajos de microplásticos en el país, (Orona-Návar et al., 2022), incluyendo en el que se plasman los resultados de esta tesis (Quesadas-Rojas et al., 2021), así como las publicaciones en español. En la Tabla 2, se presentan algunos ejemplos de los trabajos sobre microplásticos realizados en territorio mexicano. La mayoría de estos trabajos se han orientado a la determinación de microplásticos en playas. Algunos de ellos han enfocado sus esfuerzos en tener estudios de gran cobertura espacial; en tanto que otros, han intentado evaluar las diferencias de las concentraciones de microplásticos entre estaciones climáticas; mientras que otros grupos de investigación han evaluado la distribución de microplásticos en distintos compartimentos ambientales.

Por ejemplo, Alvarez-Zeferino et al., (2020a) estudiaron la distribución de microplásticos (0.5-5 mm) en 33 playas de México, incluyendo el Golfo de México, el mar Caribe, el Golfo de California y el Océano Pacífico, tomando muestras, en áreas rurales, urbanas y con sobre-urbanización.¹ En este trabajo se encontró que las concentraciones en playas mexicanas estuvieron comprendidas en el intervalo 31.7-545.8 partículas/m², con coeficientes de variación de 28.7 a 122.3 %. Otro resultado relevante es que las concentraciones mayores se hallaron en sitios con sobre-urbanización; o en los que fueron muestreados después del paso de un huracán categoría 3. En la estación de muestreo ubicada en Progreso, Yucatán, se encontró una concentración media de 84.5 ± 55.6 microplásticos/m², con una mediana de 70.4 partículas/m². Hasta donde sabemos, este es el único estudio de microplásticos en donde se incluyen puntos dentro del estado de Yucatán.

¹ En el estudio, sobre-urbanización fue entendido como sitios con construcciones continuas, algunas con más de cinco pisos, alto nivel de interacción entre las actividades humanas y los sistemas naturales, gran variedad de usos, numerosas instalaciones e infraestructura, actividades comerciales, etc.

Tabla 2. Ejemplos de estudios sobre microplásticos en México.

SITIO	MATRIZ	TAMAÑO ANALIZADO	ABUNDANCIA	UNIDAD	POLÍMEROS ENCONTRADOS	FORMAS Y ABUNDANCIA RELATIVA	REFERENCIA
COSTA CENTRAL DEL PACÍFICO	Agua superficial	0.25-5 mm	0.01-1.05, según el sitio.	#MP/m ²	Poliéster (20 %), Polietileno (40 %), polipropileno (40 %).	Mayoría de fibras y fragmentos.	(Kozak et al., 2021)
AL MENOS UN PUNTO EN TODOS LOS ESTADOS CON COSTAS, (EXCEPTO TAMAULIPAS Y CHIAPAS)	Sedimento de playa (en la línea de marea alta)	1.13 ²	Concentraciones medias entre 35.2 y 545.8	#MP/m ²	Polietileno, polipropileno, poliestireno, poliuretano y nylon en menor cantidad.	Mayoría de fragmentos. Se reportaron también films, fibras, espumas y pellets.	(Alvarez-Zeferino et al., 2020a, 2020b)
BAHÍA DE HUATULCO, OAXACA	Sedimento de playa (línea de marea alta)	>1.2 µm	0-70	#MP/30 g de sedimento seco	Sin identificar	Solo se reportan fibras	(Retama et al., 2016)
CAMPECHE	Sedimentos de: canal urbano, Ría y playa.	<5.16 mm	0-800	#MP/m ²	Sin identificar	Mayoría de hojuelas de pinturas, seguidas de fragmentos, con menor concentración de fibras.	(Borges Ramirez et al., 2019)
BAHÍA DE TODOS LOS SANTOS, BAJA CALIFORNIA.	Agua superficial, sedimentos bénticos y efluentes de plantas de tratamiento de agua (PTA)	>250 µm	Agua: 0.01-0.7 Sedimento: 85-2484 PTA: 25-1556	Agua sup y PTA: #MP/m ³ Sedimento: #MP/0.1 m ²	PE, PP, nylon, PET y celofán	Agua superficial: mayoría de fragmentos (50 %), seguida de fibras (47 %). Efluentes de PTA: mayoría fibras. Sedimentos: mayormente fragmentos y fibras.	(Ramírez-Álvarez et al., 2020)

² Los autores reportan que encontraron partículas desde 0.5 mm, pero tamizaron para eliminar las menores a 1.13 mm.

Borges Ramirez et al., (2019) analizaron la concentración de microplásticos en distintos puntos de la Bahía de Campeche (Ría, playa y canal urbano), en tres temporadas climáticas: lluvias, secas y Nortes. Encontraron que las concentraciones en sedimento variaron significativamente entre sitios y también entre temporadas, siendo mayores en la época de lluvias.

Sánchez-Hernández et al. (2021) analizaron las concentraciones de microplásticos (1.2 µm -5 mm) en el agua, sedimento y algunas especies de peces durante las temporadas de lluvias, secas y Nortes en el estuario de Tecolutla, Veracruz, encontrando que en el agua, la concentración media fue de 151 partículas/L y, en el sedimento, de 121 partículas/kg seco. La mayor parte de los microplásticos encontrados en agua fueron de tamaño menor a 500 µm; en tanto que, en los sedimentos, la mayoría fueron mayores a 250 µm. Se encontraron diferencias estacionales en la concentración de microplásticos en el agua, siendo la época de Nortes la que presentó las concentraciones mayores. El tipo más común de microplástico recuperado presente en los sedimentos fueron las fibras (71.23 %) y los fragmentos (28.76 %). En agua, el 99.5 % de los microplásticos colectados fueron fibras, en tanto que solo el 0.5 % fueron fragmentos.

Kozak et al. (2021) evaluaron la distribución espacial y temporal en cuatro bahías en la costa central del Océano Pacífico (Manzanillo, Santiago, Navidad y Cuastecomates), muestreando mensualmente el agua superficial, mediante arrastres de red. La concentración mediana para las cuatro bahías analizada estuvo en el intervalo de 0.26-0.40 partículas/m², con una abundancias máximas y mínimas de 1.05 partículas/m² y 0.01 partículas/m², respectivamente. La mayor parte de las partículas microplásticas fueron fibras y fragmentos, con una menor proporción de films y muy pocas esferas. En el trabajo, los microplásticos se agruparon en cinco categorías de tamaño: <1 mm, 1-2 mm, 2-3 mm y 4-5 mm. La abundancia relativa de los microplásticos se incrementó a medida que el tamaño disminuía. No se encontraron diferencias estacionales significativas en los microplásticos, con excepción de la bahía de Manzanillo, en donde se encontró una mayor concentración de fragmentos durante la época de lluvias. Esta bahía se encuentra también en la región más poblada de las zonas muestreadas.

Con base en estos resultados, es posible ver que la contaminación por microplásticos se encuentra ampliamente extendida en el país, por lo que incrementar la información y desarrollar estrategias para el control de las emisiones de estas partículas, es de gran importancia.

3.3 Objetivo General

Analizar la variabilidad espacial y temporal de la concentración de microplásticos en la laguna de Río Lagartos, así como los factores naturales y antropogénicos que la modulan.

3.3.1 Objetivos específicos

- Determinar las concentraciones de microplásticos en sedimento de la laguna de Río Lagartos en dos estaciones climáticas consecutivas.

- Obtener la distribución de tamaño de grano de los sedimentos de la laguna de Río Lagartos.
- Evaluar la relación entre el tamaño de grano de los sedimentos y las concentraciones de microplásticos encontradas en el sitio.
- Evaluar la influencia de las actividades humanas en la concentración de microplásticos en el sedimento.
- Determinar si existe variabilidad entre estaciones climáticas en cuanto a la concentración de microplásticos en sedimento.

3.4 Materiales y métodos

3.4.1 Estaciones de muestreo

Se estableció una red de estaciones (Figura 6) que se monitorearon dos veces, durante estaciones climáticas consecutivas: en la época de lluvias (campaña RL1709) y la temporada de Nortes (campaña RL1802), dentro de las campañas intensivas que se mencionan en el capítulo 4 “flujos e intercambios con el océano”. La colecta en la estación de lluvias se realizó del 25 de septiembre al 04 de octubre de 2017; en tanto que la colecta de muestras de la campaña en la época de Nortes, se efectuó del 21 al 28 de febrero de 2018.

La ubicación de las estaciones se seleccionó atendiendo a las siguientes consideraciones:

- a) Se incrementó la resolución en la subcuenca 1, con respecto a las demás cuencas, porque en ella ocurren simultáneamente una mayor influencia de las mareas y la mayor concentración de actividades humanas en el sitio, ya que aquí se encuentran los poblados de San Felipe y Río Lagartos, cuyos espacios de vivienda y comercio colindan directamente con la laguna. Asimismo, los pobladores usan frecuentemente la laguna para la navegación y actividades turísticas. En esta zona también se observaron concentraciones relativamente altas de microplásticos, durante la campaña preliminar (ver capítulo 2).
- b) Se intentó incluir zonas a lo largo de todas las diferentes concentraciones de sal en la laguna; es decir, considerando las seis zonas en las que, de acuerdo con este parámetro, puede dividirse la laguna, según lo reportado por Vega-Cendejas y Hernández de Quintanilla (2004).
- c) Debido a que el transporte litoral de la zona es hacia el oeste, se evaluarán sitios ubicados a la derecha de cada boca, con la finalidad de obtener información sobre la concentración de microplásticos en la zona costera.
- d) Este estudio se enfocó en sedimento subacuático de la laguna de Río Lagartos. No obstante, cuando en las estaciones de muestreo era visible y de fácil acceso alguna playa cercana (<50 m de distancia), también se colectaron muestras de sedimento de ésta. Las estaciones en donde se realizó la colecta de muestras de playa se presentan en la Figura 6.

Es importante aclarar que no fue posible monitorear exactamente las mismas estaciones en ambas temporadas, debido a que, en febrero de 2018, el nivel de la laguna no permitió

la navegación en la cabeza (al este del puente de El Cuyo), por lo que solo fue posible monitorear dos estaciones en esta zona, para las cuales era posible el acceso a pie.

En cada una de las estaciones se tomaron dos muestras de sedimento, la primera se destinó al análisis de microplásticos, en tanto que la segunda muestra se empleó en el análisis granulométrico. Para la medición de los microplásticos en sedimento, se tomaron las muestras correspondientes con ayuda de una draga, o bien, de un nucleador, colectando muestra únicamente de los primeros 10 cm de sedimento, los cuales se envolvieron en papel aluminio, se embolsaron y se mantuvieron en refrigeración durante el muestreo. Cada vez que se obtuvo una muestra de sedimento para la determinación de los microplásticos, también se tomó una muestra para realizar el análisis granulométrico, manteniéndose el material colectado en una bolsa de plástico, en refrigeración durante el muestreo.

Estaciones de sedimento ● ambas ● lluvias ● Nortes
 ○ Estaciones de agua (muestreadas en la estación de Nortes)

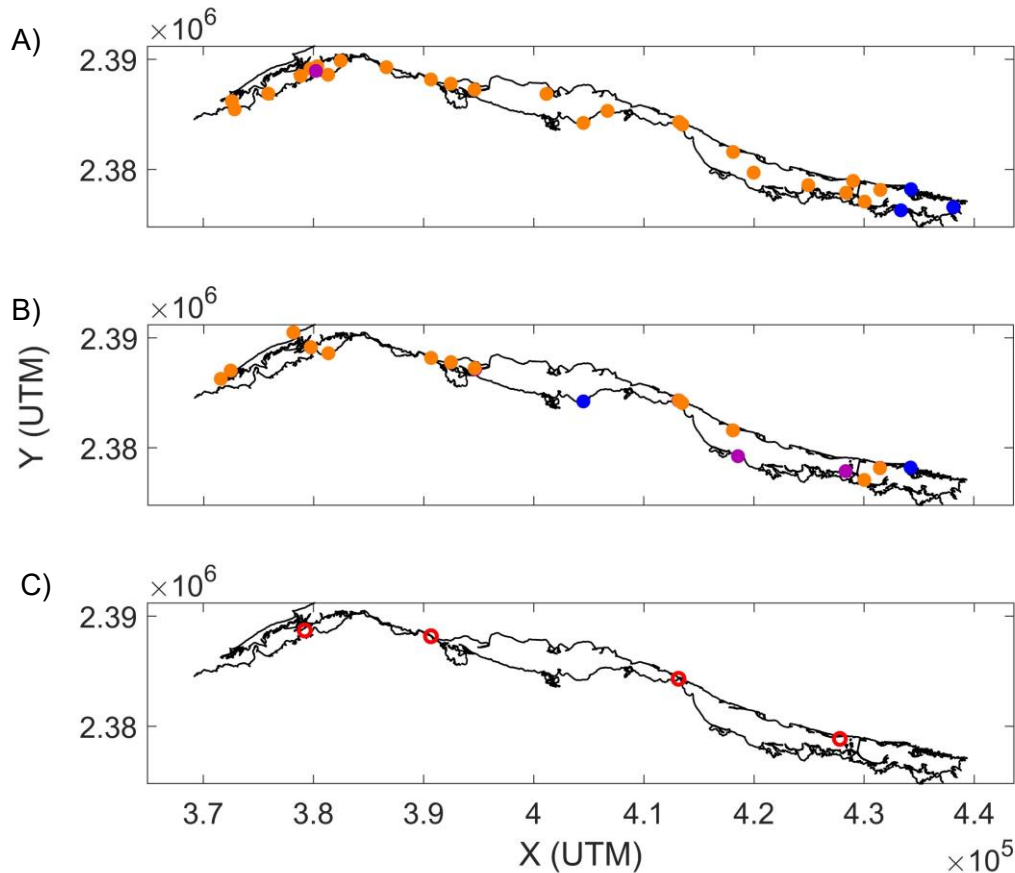


Figura 6. Estaciones de muestreo en sedimentos (microplásticos y granulometría) y agua (microplásticos). A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa emergida; C) Agua.

Las muestras de agua se tomaron únicamente durante la campaña de Nortes (febrero de 2018) en los sitios mostrados en la Figura 6C. Para esto, se realizaron arrastres de red de aproximadamente 15 minutos, utilizando una red de zooplancton de malla de 200 μm . El agua que fluyó por la red fue calculada utilizando la velocidad de la embarcación (tomada de los datos del GPS), el tiempo del recorrido y el área de sección transversal de la red. El material colectado por la red fue almacenado en frascos de vidrio previamente lavados y se almacenó en refrigeración hasta su análisis.

3.4.2 Determinación del tamaño de grano

Las muestras de sedimento para granulometría se secaron dejándolas reposar a la sombra, en un lugar techado, por varios días, durante los cuales se eliminó el exceso de humedad. Una vez eliminado el exceso de humedad, las muestras se hornearon a 60 °C para completar el secado. Del sedimento seco, se pesó una cantidad conocida y se hizo pasar por tamices de 2 mm y 63 μm , con la finalidad de separar la porción de grava, arena y lodo (limo y arcilla). Se pesó cada una de las fracciones así obtenidas y se calculó su porcentaje en peso.

Posteriormente, se midió el tamaño de grano de la porción de arena mediante el analizador de partículas Camsizer, el cual permite medir granos de hasta 30 mm, a través del análisis de imágenes. Para esto, se tomó una muestra de 100.00 g y se hizo pasar por el instrumento.

Utilizando los datos obtenidos con el análisis de imagen y los tamices, se obtuvo el porcentaje de cada una de las siguientes fracciones del sedimento: gravas (>2 mm), arenas muy gruesas (1-2 mm), arenas gruesas (0.5-1 mm), arenas medias (0.25-0.5 mm), arenas finas (0.125-0.25 mm), arenas muy finas (0.063-0.125 mm) y lodos (<0.063 mm), en la muestra total.

3.4.3 Determinación de microplásticos en agua y sedimento

La determinación de las concentraciones de microplásticos en agua y sedimento de la laguna se realizaron de acuerdo con la metodología mencionada en el capítulo 2.

3.4.4 Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el módulo de estadística de MATLAB. Debido a la importancia de verificar que las variables en estudio se ajustan a una distribución normal (Ghasemi y Zahediasl, 2012), se aplicó el test de Shapiro-Wilk a todas las variables de microplásticos y de tamaño de grano. En la mayoría de los casos, no se pudo asumir una distribución normal, por lo que se utilizaron los contrastes estadísticos no paramétricos que se describen a continuación.

Para hacer comparaciones entre los diferentes sitios de cada campaña, se utilizó el test de la suma de rangos de Wilcoxon, el cual es equivalente al test U de Mann-Whitney y contrasta la hipótesis nula de que las medianas poblacionales son iguales, para dos conjuntos de muestras independientes. Para contrastar las diferencias entre ambas campañas (diferencias temporales), o entre el sedimento de playa y el subacuático, se

aplicó la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon, la cual contrasta la hipótesis nula de la mediana cero para la diferencia entre muestras apareadas (The MathWorks Inc., 2016). Para evaluar la correlación entre las variables, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman, considerando un nivel de confianza del 95 % ($p < 0.05$). Este nivel de confianza también fue utilizado en los demás contrastes estadísticos.

Los contrastes para muestras apareadas (las pruebas de los rangos con signo), se realizaron únicamente con los datos de las muestras que eran comparables entre sí, es decir, para los contrastes temporales se utilizaron solamente las estaciones que fueron monitoreadas en ambas campañas; en tanto que los contrastes entre sedimento subacuático y sedimento de playa se realizaron para cada campaña, usando las estaciones en las que se tomaron ambos tipos de muestra.

Para la estadística descriptiva (media y mediana) que se presenta en las tablas y se discute en el texto, se utilizaron los datos de todas las estaciones muestreadas durante esa campaña, en el tipo respectivo de sedimento (subacuático o de playa).

3.5 Resultados y discusiones

En esta sección, primero se presentan los resultados de la distribución de microplásticos en el sedimento de la laguna, durante las dos estaciones climáticas muestreadas (Lluvias y Nortes). Posteriormente, se evalúan las diferencias encontradas en ambas campañas y se analizan los factores que pudieran afectar la distribución de ambas partículas en la laguna en cada estación climática muestreada, incluyendo su distancia a las actividades humanas y su relación con el tamaño de grano del sedimento.

3.5.1 Distribución de microplásticos y su variación temporal en la laguna de Río Lagartos

3.5.1.1 Temporada de lluvias de 2017

A pesar de su carácter de reserva de la biósfera, se encontraron partículas de microplásticos en el 74.1 % de las estaciones de sedimento subacuático colectado en esta campaña y en el 73.3 % del sedimento de playa.

Las fibras fueron el tipo de partícula de microplástico más comúnmente encontrado en esta campaña, ya que estuvieron presentes en el 70.4 % de las muestras de sedimento subacuático y en el 66.7 % de las muestras de sedimento de playa emergida. El valor medio de esta variable fue 45.0 piezas/kg ss y 14.4 piezas/kg ss; en tanto que la mediana fue 14.2 y 15.0 piezas/kg ss, en el sedimento subacuático y en el sedimento de playa, respectivamente (ver Tabla 3).

Las fibras también fueron la forma de microplástico de mayor abundancia, ya que esta clase de partículas representó cerca del 63 % del total de microplásticos recuperados de la campaña a partir del sedimento subacuático y aproximadamente el 51 % de las partículas recuperadas del sedimento de playa (ver Figura 7). La mayor abundancia de las fibras no

es inusual y ya había sido reportada en sedimentos submareales (Pagter et al., 2020) y en la zona costera (Mohamed Nor y Obbard, 2014; Pagter et al., 2018), así como en ecosistemas de transición, incluyendo estuarios (Peng et al., 2017).

Tabla 3. Media y mediana de las variables de microplásticos en sedimento, así como el porcentaje de estaciones en las que se encontraron durante la campaña de la época de lluvias (del 29 de septiembre al 04 de octubre de 2017). Las concentraciones se reportan como número de piezas por kilogramo de sedimento seco (piezas/kg ss).

Microplásticos	Subacuático			Playa emergida		
	Media	Mediana	% Estaciones* (n=27)	Media	Mediana	% Estaciones* (n=15)
Fibras	45.0	14.2	70.4	14.4	15.0	66.7
Fragmentos	22.5	0.00	48.2	10.5	0.00	40.0
Films	4.1	0.00	29.6	0.5	0.00	6.7
Total de piezas	71.6	21.3	74.1	25.4	21.6	73.3

*Porcentaje de estaciones en donde se colectó este tipo de partícula.

Si bien las fibras están distribuidas a lo largo de toda la laguna, su distribución en el sedimento subacuático no es homogénea, sino que en sólo cinco de las 27 estaciones muestreadas se concentraron el 71 %³ de las fibras colectadas en el sedimento subacuático durante la campaña de septiembre de 2017 (Figura 8A). Dichas estaciones se encuentran en sitios cercanos a las actividades humanas: el poblado de Río Lagartos, el poblado de San Felipe, el puente de Las Coloradas y el muelle de El Cuyo.

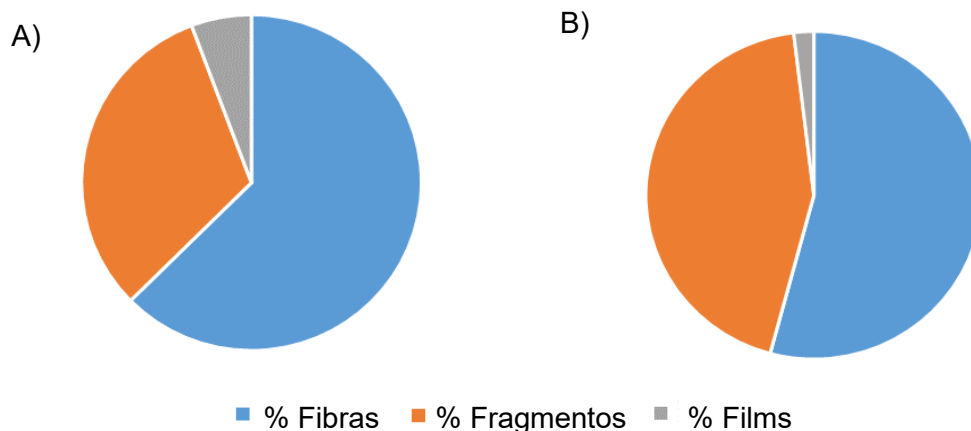


Figura 7. Distribución porcentual de los tipos de microplásticos recuperados de la campaña de septiembre de 2017, calculada a partir de las concentraciones en piezas/kg ss de las estaciones de la campaña. A) Sedimento subacuático. B) Sedimento de playa.

³ Porcentaje calculado a partir del cociente de la suma de las concentraciones (# partículas/kg ss) de las estaciones en cuestión entre la suma de las concentraciones de todas las estaciones muestreadas.

En el sedimento de playa, la distribución de las fibras fue mayor en la zona oeste, del lado de la playa, probablemente como resultado de las actividades turísticas que se llevan a cabo en el verano. No obstante, en el interior de la laguna, la concentración de microplásticos en el sedimento de playa estuvo casi homogéneamente distribuida, con excepción de la zona Este de la subcuenca 3, en donde no se encontraron.

Al comparar, respecto a la concentración de fibras, las muestras subacuáticas con las de la playa (Figura 8), podemos ver que en varias estaciones de sedimento subacuático la concentración de fibras es mayor que la encontrada en la totalidad de las estaciones de playa. Esto también puede verse en los valores medios y el porcentaje de estaciones en las cuales se detectaron fibras, que en ambos casos es mayor en el sedimento subacuático (Tabla 3). No obstante, las medianas son muy similares y no se encontraron diferencias significativas entre ambos grupos.

El segundo tipo de microplástico más comúnmente encontrado durante esta campaña fueron los fragmentos, los cuales estuvieron presentes en el 48.2 % de las muestras de sedimento subacuático y el 40.0 % de las muestras de sedimento de playa. Asimismo, representaron cerca del 32 % de las partículas colectadas del sedimento subacuático y el aproximadamente el 44 % de los microplásticos recuperados del sedimento de playa de esta campaña (Figura 7).

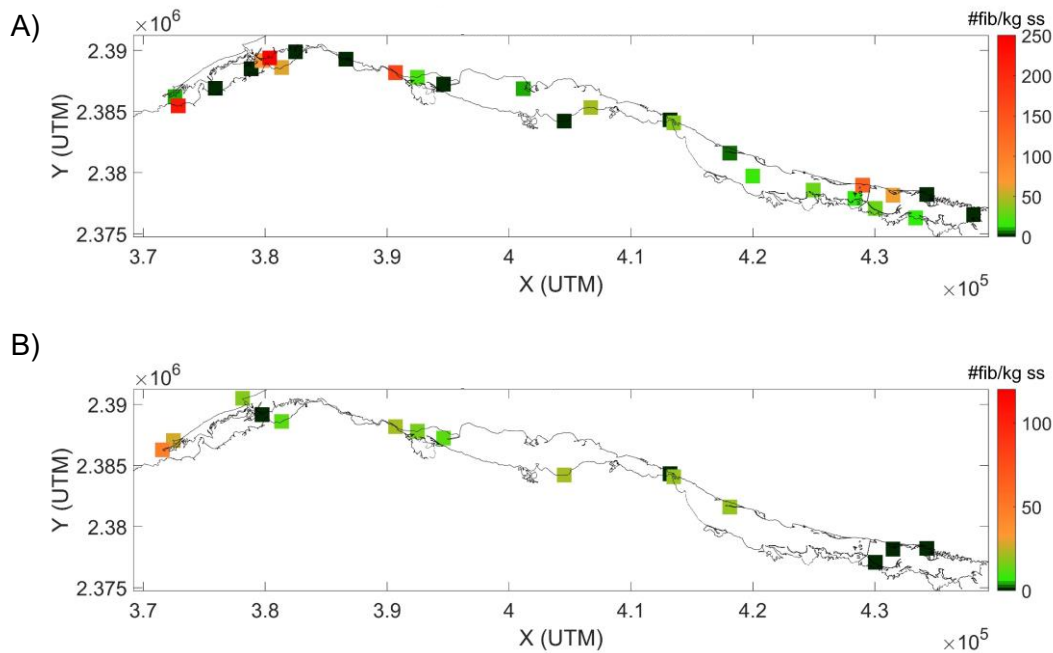


Figura 8. Número de fibras por kg de sedimento seco (#fib/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) sedimento subacuático; B) sedimento de playa.

De forma análoga a lo ocurrido con las fibras, los fragmentos en el sedimento subacuático no se encuentran homogéneamente distribuidos en la laguna, sino que parecen estar asociados a las actividades humanas, ya que se encontraron cerca del poblado de San

Felipe, el de Río Lagartos (subcuenca 1), en el puente de Las Coloradas (canal que comunica la subcuenca 1 con la 2) y, en menor medida, cerca del muelle de El Cuyo (Figura 9). Por su parte, en el sedimento de playa, la mayor concentración de fragmentos se encontró cerca del poblado de Río Lagartos (subcuenca 1), en tanto que, en la sub-cuenca 2, estas partículas se encontraron a menores concentraciones y en la sub-cuenca 3 no se detectaron. No se encontraron diferencias significativas entre el sedimento subacuático y el sedimento de playa en la concentración de fragmentos.

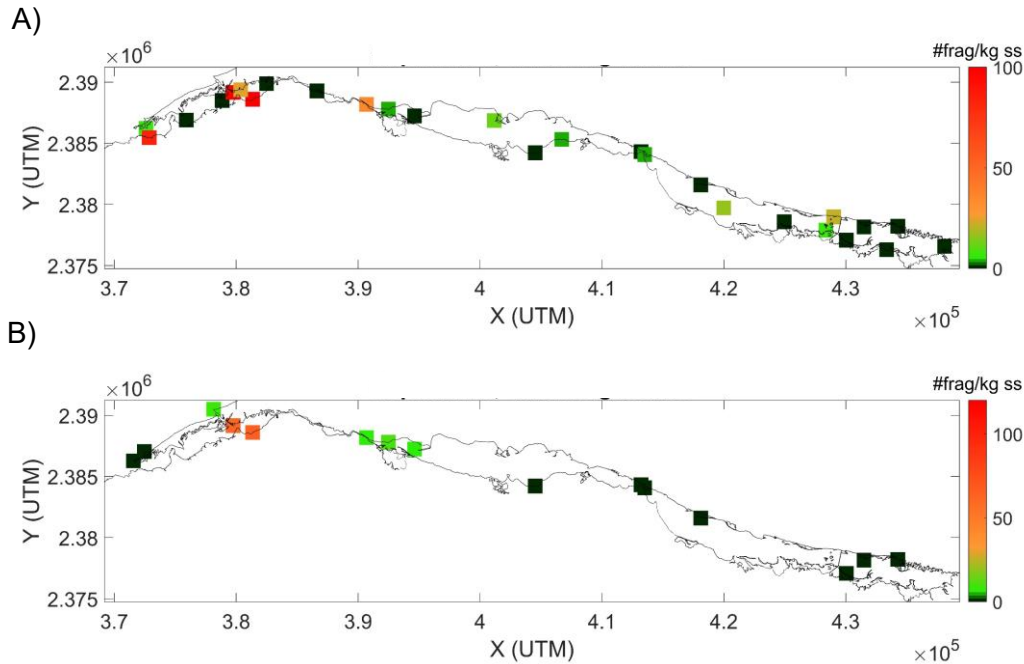


Figura 9. Número de fragmentos microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#frag/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

De los microplásticos detectados en esta campaña, los films fueron los menos abundantes, tanto en el número de estaciones en donde se encontraron como en su concentración, en ambos tipos de sedimento muestreado (subacuático y de playa). Su distribución espacial en el sedimento subacuático (Figura 10A) es, en términos generales similar a la de los fragmentos, ya que también se detectaron en las estaciones cercanas a las actividades humanas dentro de la laguna; en tanto que, en las muestras de sedimento de playa los films se detectaron únicamente en una estación (Figura 10B), en el extremo Oeste de la laguna, en donde también se encontró una concentración relativamente alta de fibras. En la concentración de estas partículas sí se encontraron diferencias significativas entre el sedimento subacuático y el de playa.

No se encontraron pellets o esferas de microplásticos (microplásticos primarios) en ninguna muestra, por lo que los microplásticos encontrados en la laguna, son de tipo secundario.

Como consecuencia de la distribución no homogénea de las fibras, fragmentos y films, la distribución de microplásticos totales en los sedimentos subacuáticos (Figura 11) también presenta picos de concentración, en donde la concentración llega hasta las 328 partículas/kg de sedimento (ver el Apéndice II para los datos de concentración de

microplásticos en esta campaña). La mayoría de las estaciones en donde se observaron estos picos, se encontraban cerca de las actividades humanas y en ellas se observó también la presencia de algunos macroplásticos, ya sea flotando, depositados en sedimentos, o en la orilla.

Por su parte, en el sedimento de orilla, se encontraron las mayores concentraciones en la subcuenca 1 y el oeste de la subcuenca 2, disminuyendo éstas hacia el este de la laguna, hasta ser cero en las estaciones más cercanas a la cabeza, en donde también las concentraciones de microplásticos en el sedimento subacuático fueron pequeñas.

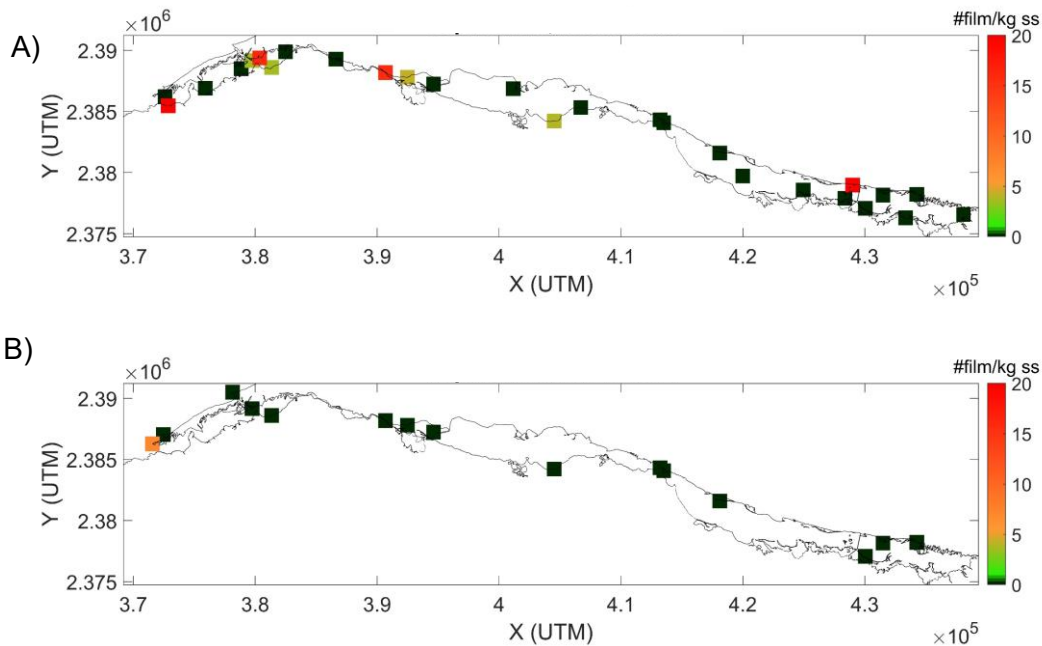


Figura 10. Número de films microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#film/kg ss) en la laguna de Río Lagartos durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

La concentración media de los microplásticos en el sedimento subacuático fue casi tres veces la obtenida en el sedimento de playa (71.6 partículas/kg vs. 25.4 partículas/kg, ver Tabla 3). No obstante, las medianas de ambos grupos son muy similares (aprox. 20 partículas/kg) y, al realizar el contraste estadístico, no se encontraron diferencias significativas entre ambos tipos de sedimento.

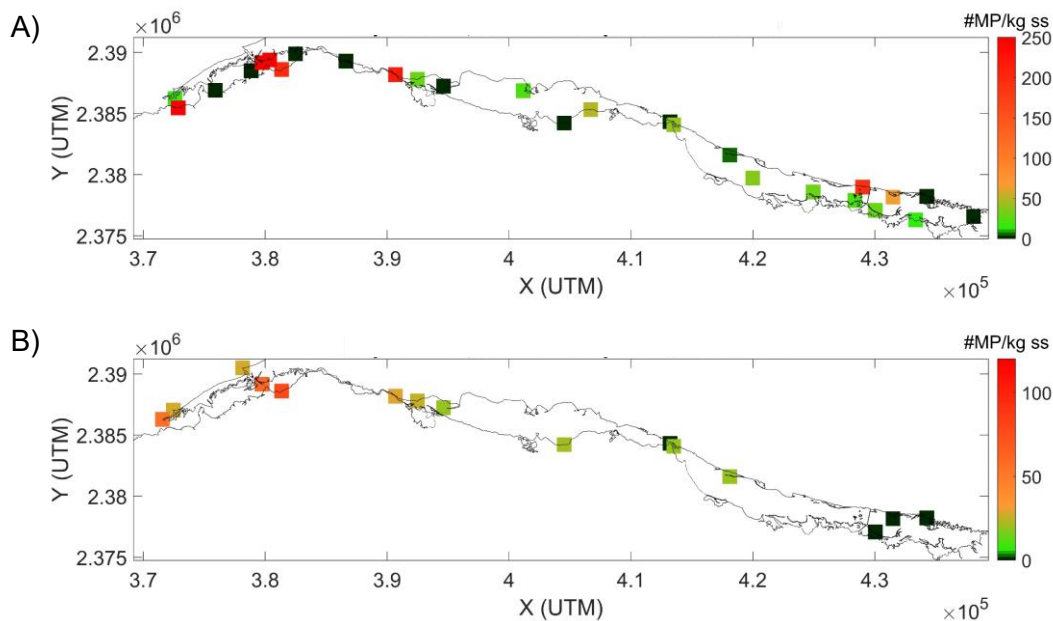


Figura 11. Cantidad total de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#MP/kg ss) en la laguna de Río Lagartos, durante la campaña en la temporada de lluvias de 2017. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

3.5.1.2 Temporada de Nortes de 2018

En el sedimento colectado durante la campaña llevada a cabo en la temporada de Nortes, se detectaron microplásticos en el 76.0 % y 60.0 % de las estaciones de sedimento subacuático (n=25) y de playa (n=15), respectivamente (ver Tabla 4). Asimismo, se encontraron microplásticos en la totalidad de las muestras de agua (n=4).

Tabla 4. Media y mediana de las variables de microplásticos en sedimento, así como el porcentaje de estaciones en las que se encontraron durante la campaña de la época de Nortes (febrero de 2018).

Campaña	Microplásticos	Subacuático			Playa emergida		
		Media	Mediana	% Estaciones* (n=25)	Media	Mediana	% Estaciones* (n=15)
Febrero 2018	Fibras	21.4	7.5	64.0	9.9	0.00	46.7
	Fragmentos	21.4	0.0	48.0	12.8	0.00	26.7
	Films	4.7	0.0	28.0	0.4	0.00	6.7
	Total de piezas	47.4	21.6	76.0	23.1	5.1	60.0

*Porcentaje de estaciones en donde se colectó este tipo de partícula.

Durante esta campaña, las fibras también fueron el tipo de partícula que más frecuentemente se encontró, tanto en el sedimento subacuático como en el sedimento de playa y en el agua, al detectarse en el 64.0 %, 46.7 % y 100 % de las estaciones, respectivamente (ver Tabla 4 y Tabla 5). En el sedimento subacuático estas partículas representaron más de la mitad de los microplásticos presentes; en tanto que, en el

sedimento de playa, fueron las segundas más abundantes, ya que los fragmentos ocuparon el primer lugar (Figura 12).

Tabla 5. Resultados de microplásticos en agua en la campaña de Nortes (febrero, 2018). Unidades: partículas/m³.

Muestra	Fibras	Fragmentos	Films	Total
1	0.22	0.09	0	0.31
2	0.09	0.05	0	0.14
3	1.46	0.05	0	1.51
4	0.38	0.06	0	0.44

En esta campaña, las fibras tampoco estuvieron homogéneamente distribuidas en el sedimento de la laguna, sino que cinco estaciones concentraron aproximadamente el 72 % de estas partículas en el sedimento subacuático. En esta ocasión, dos de estas estaciones se encontraban al oeste de la subcuenca 3, alejadas de las actividades humanas (ver Figura 13A). En esta zona, también se registraron las mayores concentraciones de fibras en las muestras de agua de la laguna. Por su parte, en el sedimento de playa, se detectaron fibras con concentraciones relativamente altas en el sedimento de playa de la subcuenca 3, tanto al este como al oeste de donde se encuentra el muelle de El Cuyo (ver Figura 13B).

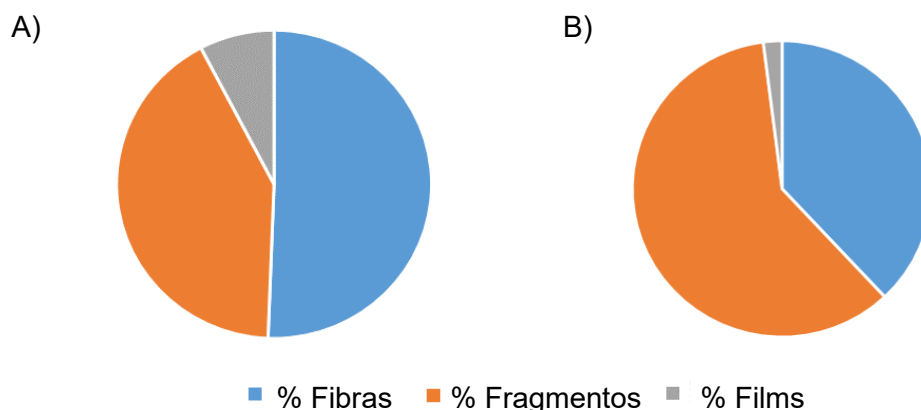


Figura 12. Distribución porcentual de los tipos de microplásticos recuperados de la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático. B) Sedimento de playa.

Tanto la media como la mediana de la concentración de fibras en esta campaña fue mayor en el sedimento subacuático que en el de playa; no obstante, al realizar el contraste estadístico, las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($p=0.41$).

Los fragmentos fueron el segundo tipo de partícula más comúnmente encontrada en los sedimentos, al hallarse en el 48.0 %, 26.7 % y 100 % de las estaciones de sedimento subacuático, sedimento de playa y agua, respectivamente. En el sedimento subacuático también fueron la forma de microplástico que ocupó el segundo lugar en concentración, al representar el 42 % de los microplásticos en este tipo de muestras; en tanto que, en las muestras de playa, los fragmentos fueron el 60 % del total de partículas presentes (Figura 12).

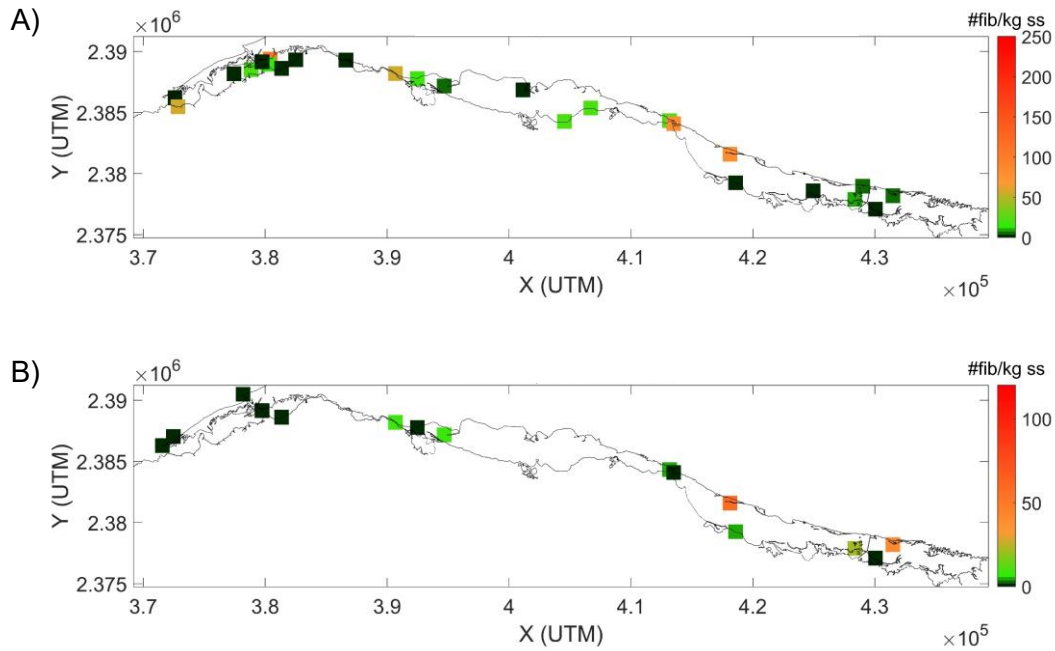


Figura 13. Cantidad de fibras por kilogramo de peso seco ($\#fib/kg\ ss$) en sedimento de la laguna de Río Lagartos durante la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

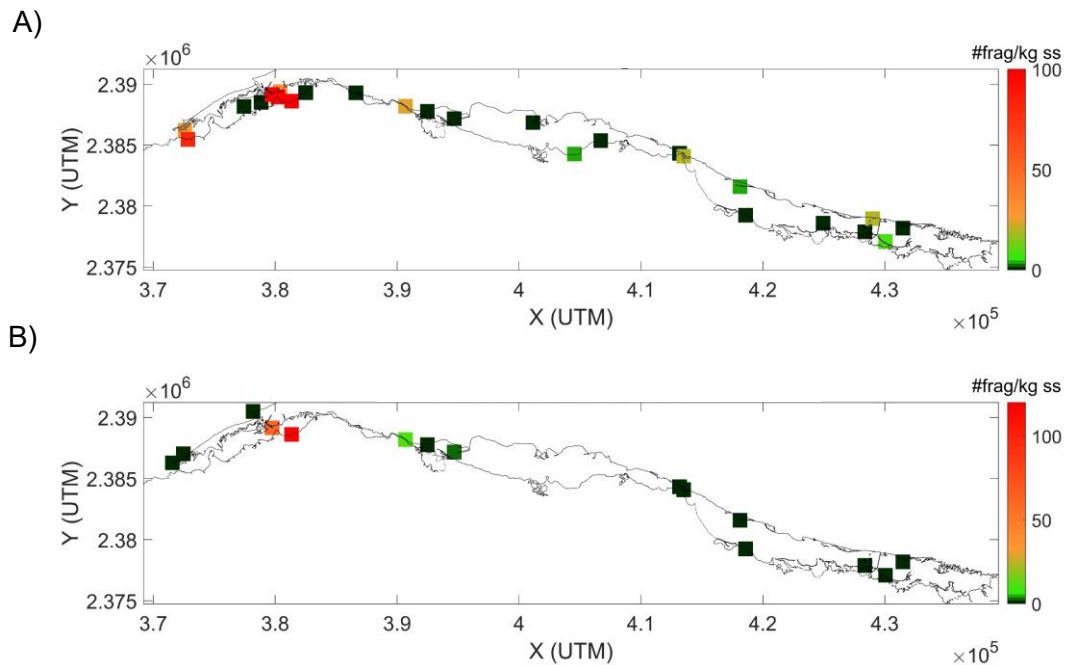


Figura 14. Cantidad de fragmentos por kilogramo de sedimento seco ($\#frag/kg\ ss$) en sedimentos de la laguna de Río Lagartos durante la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

La distribución de los fragmentos en el sedimento tampoco fue homogénea, encontrándose las mayores concentraciones de estas partículas en el sedimento subacuático, en las estaciones ubicadas cerca del poblado de Río Lagartos, el poblado de San Felipe, el puente de Las Coloradas y el muelle de El Cuyo; en tanto que, en el sedimento de playa, las concentraciones más elevadas de fragmentos se encontraron en la subcuenca 1, cerca del poblado de Río Lagartos (Figura 14). En contraste, las concentraciones de fragmentos en agua fueron muy similares en todas las estaciones (Tabla 5).

De los microplásticos detectados, los films fueron los menos abundantes en esta campaña, encontrándose en menos de la tercera parte de las estaciones de sedimento subacuático, principalmente cerca de las actividades humanas (Figura 15A). Del sedimento de playa de esta campaña, se recuperaron films solamente de una estación (Tabla 4), la cual estaba ubicada a un costado del puente de las coloradas, entre la subcuenca 1 y la subcuenca 2 (Figura 15B). Sus concentraciones también fueron pequeñas, por lo que representan menos del 8 % del total de microplásticos en el sedimento subacuático y aproximadamente el 2 % del total de los microplásticos de playa (Figura 12). De las muestras de agua no se recuperaron este tipo de partículas.

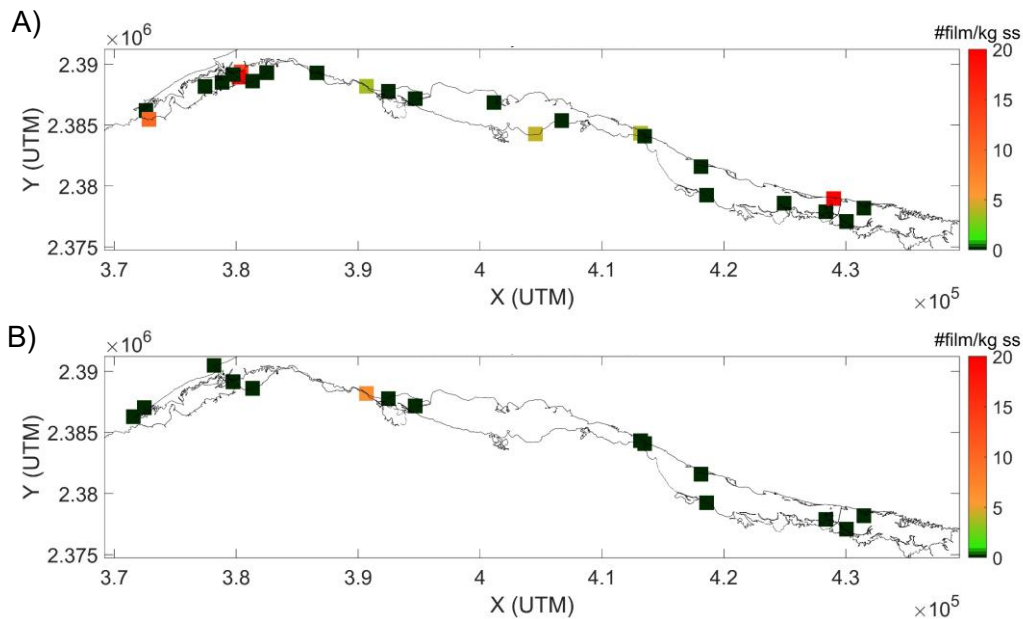


Figura 15. Cantidad de films microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#film/kg ss) en sedimentos de la laguna de Río Lagartos durante la campaña Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

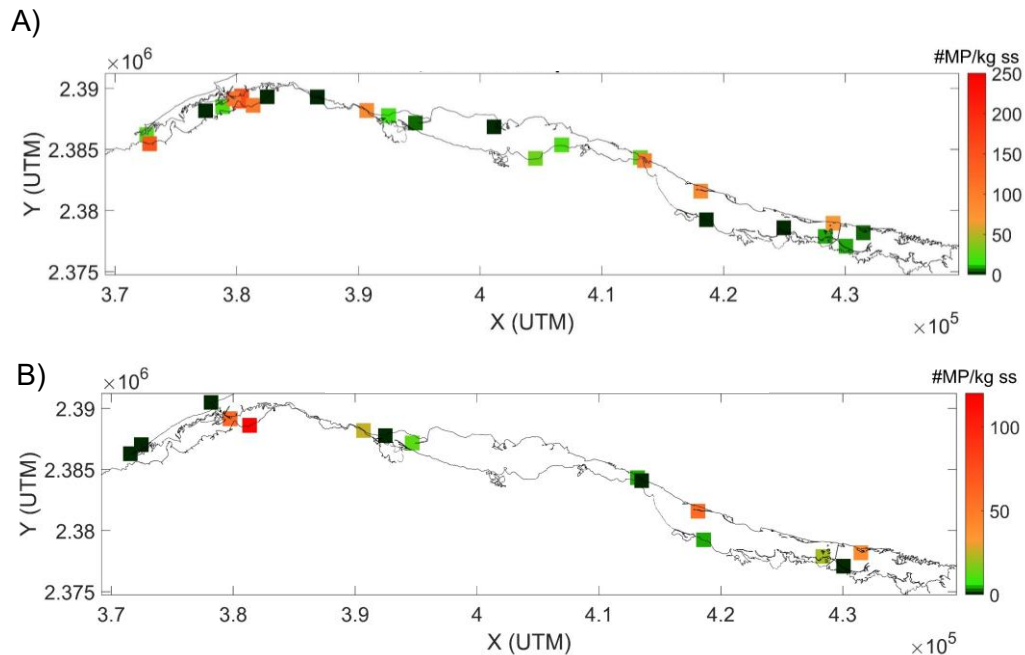


Figura 16. Cantidad total de microplásticos por kilogramo de sedimento seco (#MP/kg ss) en sedimentos de la laguna de Río Lagartos durante la campaña de Nortes de 2018. A) Sedimento subacuático; B) Sedimento de playa.

Como resultado de la distribución desigual de las diferentes formas de microplásticos, la concentración total de estas partículas también presenta picos de concentración. Estos picos se encuentran cerca de las actividades humanas, pero también en la zona al oeste de la subcuenca 3, que es un sitio alejado de las posibles fuentes de contaminación por microplásticos en la laguna, al ser sitios de difícil acceso para la población en general. Estos resultados sugieren que no solamente las actividades humanas, sino también los factores ambientales influenciaron la concentración de microplásticos en la laguna durante la temporada de Nortes.

3.5.2 Variación temporal en la concentración de microplásticos.

En la sección anterior se pudo ver, cualitativamente, que tanto la cantidad como la distribución de las fibras fue diferente entre las dos campañas. Estas diferencias fueron estadísticamente significativas ($p=0.02$)⁴, con mayores concentraciones de este tipo de microplástico durante la campaña de la época de lluvias.

A diferencia de lo ocurrido con las fibras, las concentraciones de los fragmentos en el sedimento subacuático fueron muy similares entre ambas campañas, por lo que no es de sorprender que no se encontraran diferencias significativas entre estaciones climáticas

⁴ Aplicando la prueba de Wilcoxon de una cola para muestras apareadas (prueba de los signos), únicamente con las estaciones que se tomaron en ambas campañas.

($p=0.19$),⁵ respecto a esta variable. Tampoco se encontraron diferencias significativas entre estaciones climáticas ($p=0.32$) en las concentraciones de films del sedimento subacuático.

En contraste, el contenido total de microplásticos sí presentó diferencias significativas entre estaciones ($p=0.04$), siendo mayores las concentraciones en la época de lluvias. Estos resultados son similares a los de Borges Ramirez et al. (2019), quienes, estudiando la concentración de microplásticos en sedimentos de la Ría de San Francisco, Campeche, encontraron que los niveles más elevados se detectaban en la temporada de lluvias. No obstante, en este trabajo, los fragmentos fueron el tipo más abundante de microplásticos encontrados; en tanto que, en nuestros resultados, son las fibras.

No se encontraron diferencias significativas entre estaciones climáticas en el sedimento de playa, en ninguna de las variables de microplásticos analizadas.

3.5.3 Factores naturales y antropogénicos que influyen en la distribución de microplásticos en la laguna

Los patrones de distribución de los microplásticos en la laguna mencionados en las secciones anteriores, en conjunto con la ausencia de microplásticos primarios, sugieren que estos contaminantes son vertidos *in situ* a la laguna, como consecuencia de las actividades humanas que se desarrollan en sus márgenes. No obstante, la variabilidad entre estaciones climáticas y, en especial, la disminución de la concentración de fibras entre la temporada de lluvias y la de Nortes, también indican que las influencias ambientales son lo suficientemente relevantes para movilizar a estas partículas desde el sedimento, disminuyendo su concentración en sólo unos meses.

Dentro de la laguna, las principales actividades humanas que podrían liberar plásticos al ambiente se concentran en cuatro sitios: el poblado de San Felipe, el poblado de Río Lagartos, el puente de Las Coloradas, en donde se realiza pesca artesanal y el muelle de El Cuyo (ver Figura 17).

Por esta razón, decidimos explorar la relación entre la distancia a la fuente más cercana de contaminación y la concentración de las distintas partículas de microplásticos. Para ello, primero calculamos la distancia Euclidiana de cada una de las estaciones de muestreo, hacia la fuente más cercana de contaminación por plásticos. Posteriormente, se evaluó el coeficiente de correlación entre dicha distancia y las variables de microplásticos. Lo anterior se realizó en ambas campañas, tanto con el sedimento subacuático, como con el sedimento de playa.

En las muestras de sedimento subacuático colectadas en la campaña de la época de lluvias, se encontró correlación negativa y significativa ($p<0.05$) entre todas las variables de microplásticos (fibras, fragmentos, films, totales) y la distancia a la posible fuente de microplásticos más cercana (Tabla 6). Esto da sustento estadístico a lo observado

⁵ Aplicando la prueba de Wilcoxon de una cola para muestras apareadas (prueba de los signos), únicamente con las estaciones que se tomaron en ambas campañas.

anteriormente, es decir, que las concentraciones son mayores en los sitios cercanos a las actividades humanas.

En el sedimento subacuático colectado durante la campaña de la época de Nortes, los fragmentos y el total de microplásticos presentaron una correlación significativa y de magnitud similar a la observada en la campaña de septiembre con la distancia a las posibles fuentes de contaminación (Tabla 6); en tanto que la correlación entre dicha distancia y la concentración de los films disminuyó y no se encontró correlación entre la concentración de fibras y la distancia a las actividades humanas. Esta falta de correlación puede deberse a que la concentración de estas partículas en la subcuenca 1 (zona con actividades humanas cercanas) disminuyó notablemente entre campañas (ver Figura 8A y Figura 13A); en tanto que la concentración de fibras al oeste de la subcuenca 3, zona alejada de las actividades humanas, se incrementó.

Estos resultados sugieren que la distribución de microplásticos en el sedimento de la laguna sigue patrones de distribución similares a los encontrados en sitios con mayor población, en donde las concentraciones más altas de microplásticos se asocian a los sitios urbanizados (Frère et al., 2017; Jang et al., 2020). Y también sugieren que el comportamiento de las fibras puede ser influenciado por procesos físicos.

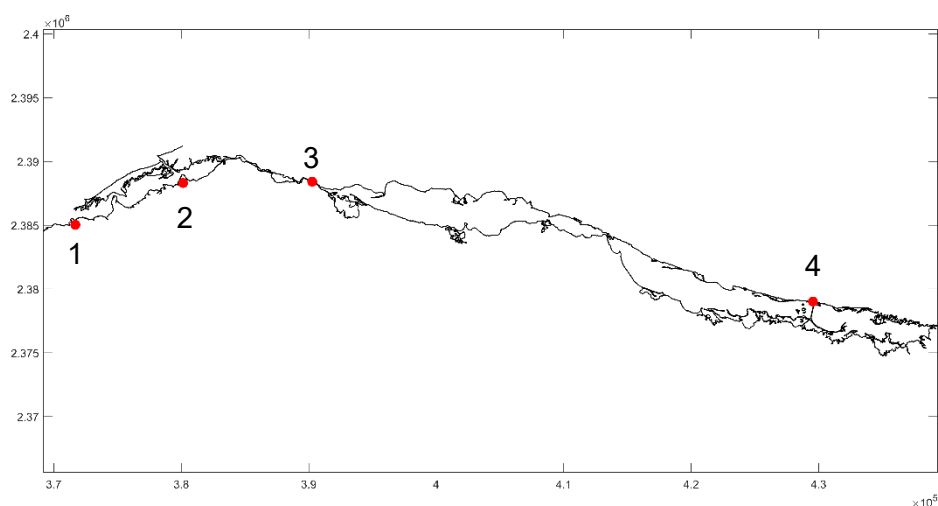


Figura 17. Principales sitios con actividades humanas dentro de la laguna, marcados con puntos rojos: 1) Poblado de San Felipe; 2) Poblado de Río Lagartos; 3) Puente de Las Coloradas; 4) Muelle de El Cuyo.

El aporte de microplásticos al sitio podría venir de descargas directas como tirar basura, descargar agua de lavado, etc. Al respecto, es importante mencionar que una fuente muy importante de microplásticos secundarios son los que se desprenden de los textiles sintéticos, ya que una sola prenda puede liberar hasta 1900 fibras plásticas durante su lavado (Browne et al., 2011). Estas partículas, al igual que los microplásticos primarios, pueden ingresar a los sistemas acuáticos por los efluentes domésticos. En adición a los textiles, las microfibras también pueden originarse a partir de productos de higiene personal, como toallitas húmedas y otros productos. De hecho, estudios preliminares sugieren que las entradas de microfibras provenientes de fuentes no textiles pueden, colectivamente, ser de magnitud similar a las fibras textiles (Athey y Erdle, 2022). Así, la mayor concentración

de las fibras en época de lluvias, así como su mayor relación con las actividades humanas puede deberse a que el muestreo se realizó poco después de los picos de máximo uso de la laguna debido al turismo.

Tabla 6. Correlación entre las variables de microplásticos en sedimento subacuático y la distancia a la posible fuente de contaminación más cercana.

Campaña	Variable	R (Spearman)	Valor de p
		Distancia a la Fuente más cercana	Distancia a la Fuente más cercana
Lluvias (septiembre, 2017)	Fibras	-0.5474	0.0031
	Fragmentos	-0.5576	0.0025
	Films	-0.6063	0.0008
	Microplásticos totales	-0.5068	0.0070
Nortes (febrero, 2018)	Fibras	-0.0023	0.9911
	Fragmentos	-0.6022	0.0014
	Films	-0.4011	0.0469
	Microplásticos totales	-0.4589	0.0210

En adición a lo anterior, los microplásticos, y especialmente las fibras, también podrían ingresar a la laguna en eventos de lluvia intensa, por deposición atmosférica y/o por escorrentías. Ambos procesos son mayores en la época de lluvias y podrían contribuir a explicar la mayor cantidad de fibras encontradas en el sedimento subacuático de esta temporada.

La disminución de la concentración al pasar de la época de lluvias a la de Nortes, es un reflejo de la gran movilidad de las fibras, pero también de menores aportes al sitio. La mayor movilidad se debe a que las tasas de sedimentación de estos microplásticos son lentas, comparadas con partículas de tamaño y volumen similar, pero diferentes formas (Chubarenko et al., 2018). La movilidad relativamente alta de las fibras dentro de la laguna también se manifestó en las muestras de agua, en donde fueron el tipo de microplástico más abundante.

La disminución de las actividades humanas al pasar a la época de Nortes, con la subsecuente disminución de los aportes de microplásticos al sitio no explica la disminución en las concentraciones en el sedimento, siendo necesaria la co-existencia de otros procesos. En la subcuenca 1, la disminución de las fibras podría ser el resultado de su exportación al océano, como se verá más adelante en el capítulo 4.

Otro factor importante es el viento. Al respecto, la temporada de Nortes se caracteriza por la ocurrencia de eventos del viento del norte, que podrían favorecer la resuspensión de sedimentos y reincorporar a la columna de agua los microplásticos que se hubieran depositado previamente. El viento también puede favorecer el transporte de los materiales en flotación.

Un tercer factor que podría haber contribuido a la disminución de las concentraciones de microplásticos es el cambio en la densidad del medio, ya que la salinidad de la laguna

aumentó de la época de lluvias a la de Nortes (aspecto que se mencionará más a detalle en el siguiente capítulo), lo que también incrementó la densidad del agua de la laguna favoreciendo la flotabilidad de las partículas. Si bien los cambios de densidad asociados a este aumento de salinidad no son muy grandes (ver Tabla 13, en el capítulo 4), es posible que sí tengan un efecto en la distribución vertical de los microplásticos, especialmente en aquellos con densidades cercanas a la del agua de mar. Por último y como se mostrará en el siguiente capítulo, durante casi todo el periodo entre muestreos, pudo haberse generado un flujo de agua hacia el oeste, a partir de la subcuenca 3, favoreciendo el transporte hacia el mar de los materiales suspendidos en la columna de agua.

Con los fragmentos, la historia es muy diferente. La similitud entre los resultados de la concentración de fragmentos en el sedimento (subacuático y de playa) entre ambas campañas sugiere que no hubo aportes significativos de fragmentos de microplásticos entre campañas, o bien, que estos fueron compensados con las salidas del sistema. Estas salidas podrían ocurrir por exportación al océano, degradación parcial, generando rupturas a tamaños menores a 0.300 mm (límite mínimo de la medición), ingesta de partículas por la biota; entierro a profundidades mayores a las muestreadas, entre otras. Los intercambios con el océano se abordarán en el siguiente capítulo.

En el sedimento de playa, durante la campaña de la temporada de lluvias, se encontró correlación entre la distancia a las actividades humanas y dos variables de microplásticos: los fragmentos y microplásticos totales (Tabla 7). La correlación con estos últimos es especialmente alta (-0.72) y significativa ($p=0.002$), sobrepasando las contribuciones individuales de cada tipo de partícula. Es posible que este resultado sea el producto de un mayor uso de la laguna y las playas en la época de mayor turismo.

En contraste, en la época de Nortes, no se encontró correlación significativa ($p<0.05$) entre la distancia a las actividades humanas y las variables de microplásticos en el sedimento de playa, posiblemente por la mayor influencia de las variables ambientales en la concentración de microplásticos en esta campaña.

Tabla 7. Correlación entre las variables de microplásticos y la distancia a la fuente más cercana, en sedimentos de playa.

Campaña	Variable	R (Spearman)	Valor de p
		Distancia a la fuente más cercana	Distancia a la fuente más cercana
Lluvias (septiembre, 2017)	Fibras	-0.2254	0.4191
	Fragmentos	-0.5359	0.0395
	Films	-0.3093	0.2620
	Microplásticos totales	-0.7207	0.0024
Nortes (febrero, 2018)	Fibras	0.2750	0.3211
	Fragmentos	-0.4858	0.0663
	Films	-0.4330	0.1069
	Microplásticos totales	-0.1825	0.5148

En adición a los procesos antes mencionados, la sedimentación de microplásticos está dirigida por los mismos procesos de deposición y re-suspensión que afectan a las partículas de sedimento. Debido a que los sitios con alto contenido de sedimento fino suelen tener

condiciones de flujo quiescente, estas condiciones también podrían ocasionar mayores concentraciones de microplásticos retenidos en el sedimento (Tibbetts et al., 2018). Adicionalmente, se han hecho intentos por establecer la relación entre otros tamaños de sedimento con el comportamiento de los microplásticos (Harris, 2020). Con esto en mente y para complementar el estudio de los procesos que afectan la distribución de los microplásticos, se evaluó la correlación entre los porcentajes de los distintos tamaños de grano del sedimento y las variables de microplásticos en el sedimento subacuático de ambas campañas (Tabla 8). Los porcentajes de cada tamaño de grano se presentan en el apéndice III.

Tabla 8. Análisis de correlación entre el tamaño de grano y las concentraciones de microplásticos en sedimento subacuático colectado en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017).¹

Variable	Coeficiente de correlación							
	Lluvias (2017)				Nortes (2018)			
	Fibras	Fragmentos	Films	Total MP	Fibras	Fragmentos	Films	Total MP
Lodos	-0.52	-0.62	-0.39	-0.55	0.32	-0.20	-0.07	-0.08
Arenas totales	0.42	0.33	0.15	0.42	0.17	0.08	0.13	0.14
Arenas muy finas	-0.01	-0.11	0.15	-0.02	0.31	0.35	0.13	0.31
Arenas finas	0.06	-0.02	0.20	0.05	0.35	0.28	0.26	0.33
Arenas medias	0.09	0.12	0.09	0.11	0.13	-0.14	0.36	-0.04
Arenas gruesas	0.16	0.23	-0.18	0.16	-0.10	-0.47	-0.06	-0.33
Arenas muy gruesas	0.40	0.26	0.00	0.37	-0.10	-0.17	0.01	-0.12
Gravas	0.24	0.22	0.19	0.24	-0.42	-0.02	-0.07	-0.20
Variable	Valor de p							
	Fibras	Fragmentos	Films	Total MP	Fibras	Fragmentos	Films	Total MP
	0.01	0.00	0.04	0.00	0.12	0.22	0.74	0.69
Arenas totales	0.03	0.10	0.46	0.03	0.42	0.71	0.54	0.51
Arenas muy finas	0.96	0.60	0.46	0.92	0.13	0.09	0.54	0.54
Arenas finas	0.77	0.91	0.32	0.79	0.09	0.18	0.22	0.10
Arenas medias	0.66	0.56	0.66	0.60	0.54	0.51	0.08	0.54
Arenas gruesas	0.42	0.26	0.37	0.42	0.64	0.02	0.77	0.10
Arenas muy gruesas	0.04	0.20	0.99	0.06	0.62	0.43	0.97	0.57
Gravas	0.23	0.27	0.34	0.23	0.03	0.92	0.75	0.34

¹Correlación usando todas las estaciones en donde se colectó sedimento subacuático.

Se encontró una correlación negativa entre todos los tipos de microplásticos y el porcentaje de lodos, durante la campaña de septiembre de 2017. Este resultado indica que mientras mayor es el porcentaje de lodos, menor es la concentración de microplásticos en sedimentos subacuáticos de la laguna de Río Lagartos, lo que contrasta con lo esperado. Esta correlación podría ser producto de la casualidad, por ejemplo, si el porcentaje de lodos es escaso en zonas cercanas a las actividades humanas, en donde la concentración de microplásticos es considerablemente mayor; o bien, es posible que sea un reflejo de la correlación con alguna otra variable relacionada con los lodos.

Es de notar que las fibras mostraron una correlación con el porcentaje total de arenas y con las arenas muy gruesas. Dicha correlación tampoco es la esperada, desde la perspectiva

de que las fibras se depositan con mayor dificultad que las partículas esféricas, así que es posible que también sea fruto de la casualidad, más que una relación causal.

Al analizar la relación entre el tamaño de grano del sedimento y las variables de microplásticos en el sedimento subacuático de la campaña de febrero (Tabla 8), notamos que las relaciones encontradas en la campaña anterior no se mantuvieron. En su lugar, las correlaciones significativas encontradas fueron de carácter negativo, entre ciertas fracciones de sedimento y las fibras, o fragmentos. Esto indica que, de forma general, en la laguna la dinámica de los sedimentos (incluyendo fuentes y transporte) es distinta a la de los plásticos en la laguna, probablemente debido a que los plásticos se liberan *in situ* a la laguna.

Sin embargo, es importante mencionar que sí se observó un incremento en el porcentaje de sedimentos finos en la porción oeste de la subcuenca 3, en donde también hubo un incremento de la concentración de microplásticos en esta campaña. Esto sugiere que los microplásticos podrían asociarse a los sedimentos finos en sitios en donde coincidan las condiciones para su acumulación (ej. transporte desde la fuente hacia sitios de baja circulación, en donde también puedan depositarse los sedimentos finos).

3.6 Conclusiones

- Las actividades humanas se relacionaron con la concentración de todas las variables de microplásticos en sedimento subacuático durante la campaña de lluvias.
- Las actividades humanas se relacionaron con las concentraciones de films y fragmentos en el sedimento subacuático, durante la temporada de Nortes.
- La variabilidad temporal encontrada en la concentración de fibras en el sedimento subacuático puede deberse al efecto combinado de un menor aporte a la laguna y procesos físicos que facilitan el transporte y eliminación de estas partículas.
- Las concentraciones de microplásticos en los sedimentos no siguen los mismos patrones de que los sedimentos finos, aunque es posible que, en algunos momentos, se asocien con la distribución de arenas.
- Con excepción de unas pocas estaciones, las muestras de sedimento subacuático dentro de la laguna están compuestas por arenas.

3.7 Referencias del capítulo

Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A.A., Martínez-Salvador, C., Vázquez-Morillas, A., 2020a. Microplastics in Mexican beaches. *Resour. Conserv. Recycl.* <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>

Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A.A., Martínez-Salvador, C., Vázquez Morillas, A., 2020b. Dataset of quantification and classification of microplastics in Mexican sandy beaches. *Data Br.* <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.106473>

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

- Athey, S.N., Erdle, L.M., 2022. Are We Underestimating Anthropogenic Microfiber Pollution? A Critical Review of Occurrence, Methods, and Reporting. *Environ. Toxicol. Chem.* 41, 822–837. <https://doi.org/10.1002/etc.5173>
- Borges Ramirez, M.M., Dzul Caamal, R., Rendón von Osten, J., 2019. Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phthalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Sci. Total Environ.* 672, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.472>
- Carpenter, E.J., Smith, K.L., 1972. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science* (80-). <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Castañeda, R.A., Avlijas, S., Anouk Simard, M., Ricciardi, A., 2014. Microplastic pollution in st. lawrence river sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71, 1767–1771. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281>
- Chubarenko, I., Esiukova, E., Bagaev, A., Isachenko, I., Demchenko, N., Zobkov, M., Efimova, I., Bagaeva, M., Khatmullina, L., 2018. Behavior of microplastics in coastal zones, in: *Microplastic Contamination in Aquatic Environments: An Emerging Matter of Environmental Urgency*. Elsevier, pp. 175–223. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00006-0>
- Costa, E., Piazza, V., Lavorano, S., Faimali, M., Garaventa, F., Gambardella, C., 2020. Trophic Transfer of Microplastics From Copepods to Jellyfish in the Marine Environment. *Front. Environ. Sci.* 8, 1–7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.571732>
- dos Santos Galvão, L., Fernandes, E.M.S., Ferreira, R.R., dos Santos Rosa, D., Wiebeck, H., 2022. Critical steps for microplastics characterization from the atmosphere. *J. Hazard. Mater.* 424. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127668>
- Frère, L., Paul-Pont, I., Rinnert, E., Petton, S., Jaffré, J., Bihannic, I., Soudant, P., Lambert, C., Huvet, A., 2017. Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environ. Pollut.* 225, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.023>
- Ghasemi, A., Zahediasl, S., 2012. Normality tests for statistical analysis: A guide for non-statisticians. *Int. J. Endocrinol. Metab.* 10, 486–489. <https://doi.org/10.5812/ijem.3505>
- Harris, P.T., 2020. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 158. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398>
- Horton, A.A., Dixon, S.J., 2018. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water*. <https://doi.org/10.1002/wat2.1268>
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., 2007. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? *Mar. Pollut. Bull.* 54, 1087–1104. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.004>
- Ivar do Sul, J.A., Spengler, Â., Costa, M.F., 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>
- Jang, M., Shim, W.J., Cho, Y., Han, G.M., Song, Y.K., Hong, S.H., 2020. A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. *Water Res.* 171, 115400. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115400>
- Klingelhöfer, D., Braun, M., Quarcoo, D., Brüggmann, D., Groneberg, D.A., 2020. Research landscape of a global environmental challenge: Microplastics. *Water Res.* 170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115358>
- Kozak, E.R., Franco-Gordo, C., Mendoza-Pérez, J., Sánchez-Nuño, N., Martínez-Sánchez, X.A., Melo-Agustín, P., Pelayo-Martínez, G., Gómez-Gutiérrez, J., 2021. Surface layer microplastic pollution in four bays of the central Mexican Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112537>
- Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., Shruti, V.C., 2020. Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. *Environ. Pollut.* <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115463>
- Mohamed Nor, N.H., Obbard, J.P., 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 79, 278–283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025>
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F.J., Mahlkecht, J., Aguilar-Hernández, I., Ornelas-Soto, N., 2022. Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *J. Environ. Manage.* 309, 114698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Pagter, E., Frias, J., Kavanagh, F., Nash, R., 2020. Varying levels of microplastics in benthic sediments within a shallow coastal embayment. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 243, 106915. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106915>
- Pagter, E., Frias, J., Nash, R., 2018. Microplastics in Galway Bay: A comparison of sampling and separation methods. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 932–940. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.013>
- Pauna, V.H., Buonocore, E., Renzi, M., Russo, G.F., Franzese, P.P., 2019. The issue of microplastics in marine ecosystems: A bibliometric network analysis. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110612. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.110612>
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., Li, D., 2017. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environ. Pollut.* 225, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>

Quesadas-Rojas, M., Enriquez, C., Valle-Levinson, A., 2021. Natural and anthropogenic effects on microplastic distribution in a hypersaline lagoon. *Sci. Total Environ.* 776, 145803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145803>

Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L.M., Macías-Zamora, J.V., Oregel-Vázquez, L., Alvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F.A., Sánchez-Osorio, J.L., Moore, C.J., Silva-Jiménez, H., Navarro-Olache, L.F., 2020. Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Sci. Total Environ.* 703, 134838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>

Renzi, M., Pauna, V.H., Provenza, F., Munari, C., Mistri, M., 2020. Marine litter in transitional water ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)* 12, 1–12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>

Retama, I., Jonathan, M.P., Shruti, V.C., Velumani, S., Sarkar, S.K., Roy, P.D., Rodríguez-Espinosa, P.F., 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 530–535. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.053>

Sánchez-Hernández, L.J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos-Sánchez, V.H., Márquez Montes, R.A., Romero-Paredes Rubio, H., Sujitha, S.B., Jonathan, M.P., 2021. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere.* <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130261>

The MathWorks Inc., 2016. MATLAB (R2016a). MathWorks Inc.

Thompson, R.C., Olson, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* (80-). <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

Tibbetts, J., Krause, S., Lynch, I., Smith, G.H.S., 2018. Abundance, distribution, and drivers of microplastic contamination in urban river environments. *Water (Switzerland)* 10. <https://doi.org/10.3390/w10111597>

Ugwu, K., Herrera, A., Gómez, M., 2021. Microplastics in marine biota: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>

Vermeiren, P., Muñoz, C.C., Ikejima, K., 2016. Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.002>

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>

4 FLUJOS E INTERCAMBIOS ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR

4.1 Introducción

Las lagunas costeras son cuerpos someros de agua salobre o marina, usualmente orientadas de forma paralela a la costa que se encuentran separadas del océano por una barrera, presentando al menos una conexión con éste (Kjerfve, 1994) a través de uno o más canales, generalmente someros y angostos. Mediante estos canales entran y salen agua y otros materiales de la laguna hacia el océano y viceversa (Fabião et al., 2016). En estos sitios confluyen procesos oceánicos, atmosféricos y continentales, dando lugar a comportamientos complejos y altamente variables que favorecen la presencia de una gran cantidad de organismos.

Los intercambios de agua ocurren en ciclos de flujo y reflujo, generados principalmente por las mareas. Cuando el nivel del mar sube, se genera un gradiente de presión que introduce agua hacia la laguna (fase de flujo o llenante); mientras que, cuando el nivel del mar disminuye, el agua fluye hacia afuera de la laguna (fase de reflujo o vaciante) (Zoidou et al., 2022). En un ciclo de mareas, puede variar tanto el tiempo de duración de la subida y bajada del nivel del mar, como la intensidad de las corrientes producidas en cada fase, existiendo asimetría en la duración y en la magnitud de las corrientes de marea (Nidzieko y Ralston, 2012).

La asimetría en la duración de la marea puede surgir de la distorsión de las mareas en aguas someras, o por la interacción de los constituyentes astronómicos (Nidzieko y Ralston, 2012; Zhang et al., 2018). En regímenes diurnos o mixtos, la asimetría suele deberse a la interacción entre las componentes de marea K_1 , O_1 y M_2 (Zhang et al., 2018). Por su parte, la asimetría en las corrientes de marea de flujo y reflujo puede ser un fenómeno causado por la batimetría (Nidzieko y Ralston, 2012).

La dirección neta del flujo, o velocidad residual de un ciclo de mareas, se obtiene promediando las velocidades de flujo y reflujo en el tiempo que dura el ciclo; en tanto que el volumen del flujo se obtiene por integración, en el tiempo, del volumen de flujo instantáneo —el producto de velocidad de corriente por el área de sección transversal (Duran-Matute y Gerkema, 2015)— por lo que la asimetría en las corrientes, y/o en su duración, pueden influir en el sentido neto del flujo. Alternativamente, el residual de velocidad puede obtenerse mediante análisis armónico de las corrientes durante un ciclo de marea, como se describe en el apartado de metodología (sección 4.3.5).

Las corrientes residuales también pueden ser afectadas por el viento, las descargas de agua dulce y los gradientes de densidad que inducen dichas descargas (por ejemplo, Kjerfve y Magill, 1989; Zoidou et al., 2022). Estos factores pueden modificar, e incluso sobrepasar la contribución de las mareas (Smith, 1994). Típicamente, el valor de la corriente residual es pequeño (<0.1 m/s), pero es de gran relevancia en la transferencia de nutrientes, sedimentos, contaminantes, etc., entre la laguna y el mar adyacente, contribuyendo así al mantenimiento de la función ecológica y calidad del agua de las lagunas costeras (Albrecht y Vennell, 2007; Sylaios et al., 2005). Para evaluar la importancia relativa entre los factores que pueden afectar el flujo residual, se han propuesto y utilizado exitosamente algunos

números adimensionales, como el número de Froude mareal, que contrasta la influencia entre las mareas y los gradientes de densidad; el número de Wedderburn, que contrasta el forzamiento del viento, con los gradientes de densidad y el número de Ekman, que contrasta la influencia de Coriolis con el efecto de la fricción (Valle-Levinson, 2022).

El balance neto de un componente disuelto o suspendido en el agua no solamente depende de la dirección neta del flujo, sino también de la concentración de dicho componente en las diferentes masas de agua (laguna y océano). Así, las lagunas pueden exportar nutrientes y material particulado hacia el mar adyacente durante un ciclo de mareas, aun cuando importen agua en ese tiempo (Cravo et al., 2013).

Conocer la dirección y el valor neto de los intercambios entre el continente y el océano, a través de las lagunas costeras, contribuye a estimar en mejor medida los flujos globales del componente en cuestión.

Dado que los microplásticos son un problema de escala global, se ha establecido la necesidad de determinar si los estuarios, lagunas costeras y otros humedales costeros funcionan como fuentes o sumideros de microplásticos (Vermeiren et al., 2016). No obstante, existen muy pocos estudios encaminados a determinar el papel de estos sistemas como importadores o exportadores de microplásticos, y aún menos trabajos en los que se estudie de forma intensiva el transporte durante ciclos de mareas.

Por esta razón, en este capítulo se describen los intercambios de agua y microplásticos medidos en la laguna de Río Lagartos, durante ciclos de marea correspondientes a las distintas temporadas, así como los métodos utilizados en la adquisición y procesamiento de los datos.

4.2 Objetivo General

Determinar si la laguna importa o exporta microplásticos al océano durante ciclos de mareas.

4.2.1 Objetivos específicos

- Determinar las velocidades de corriente y el volumen de agua intercambiado entre la laguna y el océano durante ciclos de marea en las diferentes estaciones climáticas.
- Determinar el sentido del intercambio de microplásticos entre la laguna y el océano en ciclos de mareas, en las diferentes estaciones climáticas.

4.3 Metodología

Las mediciones de campo en Río Lagartos incluyeron distintos diseños de muestreo con diferentes propósitos, que se realizaron a través de una serie de campañas, algunas de ellas intensivas, para adquirir información espacial y temporal en distintas escalas y en sitios

estratégicos de la laguna. Es así como se instalaron anclajes permanentes con CTD que registraron datos durante todo un año (sección 4.3.1), se recopilaron datos de mareas y meteorológicos (secciones 4.3.2 y 4.3.2) y se ejecutaron campañas intensivas en las que se realizaron mediciones continuas de corrientes (sección 4.3.3) y colecta de microplásticos (sección 4.3.4) cerca de la boca de la laguna, durante ciclos de marea completos, para medir los flujos entre la laguna y el mar.

Las fechas de las campañas intensivas y los componentes medidos en cada una de ellas se presentan en la Tabla 9. Asimismo, el diagrama general de los sitios de medición de las componentes se presenta en la Figura 18.

Tabla 9. Información de las mediciones recabadas durante ciclos de marea completos durante las campañas de campo intensivas.

ID	Fecha y estación climática	Corrientes	Microplásticos
RL1709	29-30 de septiembre de 2017 (lluvias).	Perfiles, en los transectos marcados con las líneas Negra (Canal) y roja (Zona somera), de la Figura 18A.	En agua. En el sitio marcado con el pin Amarillo 1, en la Figura 18B.
RL1802	26-27 de febrero de 2018 (Nortes).	Perfiles en el canal, zona somera (cuando fue posible) y en la boca. Líneas negra, roja y azul de la de la Figura 18A.	En agua, En el sitio marcado con el pin Amarillo 2, en la Figura 18B.
RL1805	17-18 de mayo de 2018 (secas de 2018).	Perfiles en el canal, zona somera (cuando fue posible) y la boca. Líneas Negra, roja y azul de la de la Figura 18A.	No se colectaron.
RL1905	26-28 de mayo de 2019 (secas de 2019).	Puntuales, en el canal (pin Amarillo 2, Figura 1b).	En agua, En el sitio marcado con el pin Amarillo 2, en la Figura 18B.

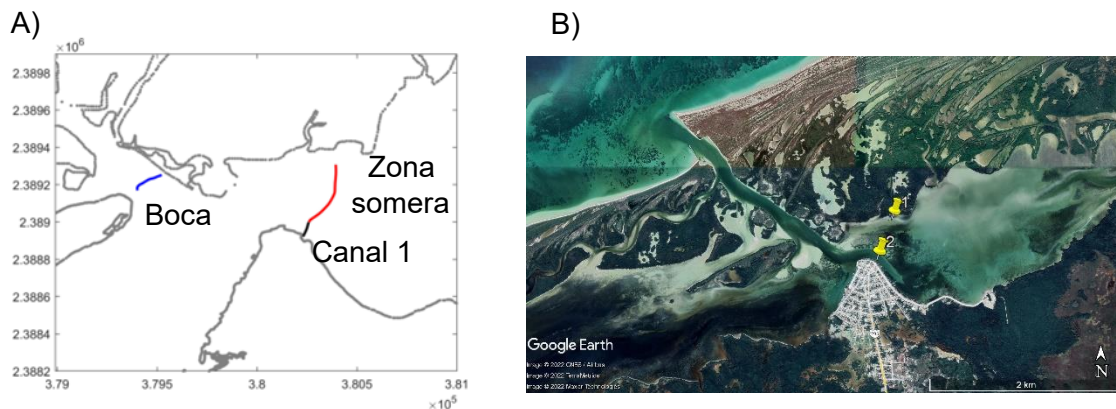


Figura 18. Sitios en donde se realizaron mediciones de intercambios con el océano. A) Mediciones de corrientes con ADCP (incluyendo código de colores y nomenclatura que se utilizará posteriormente en el texto). B) Sitios de colecta de microplásticos y mediciones de corrientes con correntímetro Valeport (ver Tabla 9).

4.3.1 Adquisición de datos de CTD y nivel del mar

Las variaciones del nivel del agua en las distintas subcuencas de la laguna se obtuvieron mediante anclajes instrumentados con CTD en las localidades mostradas en la Figura 19, los cuales se instalaron en la primera de las campañas intensivas. Los CTD, marca

Schlumberger, registraron mediciones de temperatura, conductividad y presión cada 10 minutos, en el periodo de septiembre de 2017 a octubre de 2018. Adicionalmente, se instaló un sensor de presión atmosférica (Baro Diver Schlumberger) en una locación cercana.



Figura 19. Ubicación de los anclajes instrumentados con CTD.

Durante las campañas de septiembre de 2017 y febrero de 2018 (lluvias y Nortes), se midieron también perfiles de CTD en puntos distribuidos en el interior de la laguna, utilizando un enfoque combinado de instrumentos. Para la campaña durante la temporada de lluvias, los datos fueron obtenidos con el perfilador CTD de la marca Castaway; en tanto que, durante la campaña de Nortes (febrero de 2018), los datos de la salinidad de cuenca de El Cuyo (subcuenca 3) y una porción de la cuenca de Las Coloradas (subcuenca 2) fueron obtenidos con un refractómetro. Las salinidades de ambos instrumentos se reportan como partes por mil (ppt).

Los datos de nivel del mar fueron proporcionados por el servicio mareográfico nacional, para los puertos de Progreso y Telchac, Yucatán, e incluyen la señal predicha y la señal medida del nivel. Los datos del mareógrafo de Progreso fueron los más completos en el periodo de septiembre de 2017 a mayo de 2018, por lo que éstos son los utilizados como nivel del mar en este periodo. No obstante, no se cuenta con datos de nivel de este mareógrafo para la campaña de mayo de 2019, por lo que, en los resultados de esta campaña (sección 4.4.2.3), los datos de nivel mostrados son los del mareógrafo de Telchac.

4.3.2 Adquisición de datos meteorológicos

Cuando estuvieron disponibles, se obtuvieron datos de la estación meteorológica automática de la CONAGUA, ubicada en Río Lagartos. En adición a lo anterior, se descargaron los datos de la velocidad del viento, a 10 m de elevación, de la base de datos ERA5. En esta base de datos, se encuentran datos de reanálisis, combinando datos de modelo con observaciones y proporciona datos cada hora, con una resolución espacial de 30 km. Se tomaron los datos del punto marino más cercano a Río Lagartos, para los días de las mediciones.

4.3.3 Adquisición de datos de flujos entre el mar y la laguna durante ciclos de marea

En cuatro campañas, seleccionadas en la época de lluvias (septiembre del 2017), Nortes (febrero del 2019) y secas (mayo del 2018 y mayo del 2019), se realizaron mediciones de corrientes para estimar los flujos en la boca de la laguna. Para las tres primeras se recorrieron transectos (indicados en la Figura 18a y descritos en la Tabla 10) midiendo la

velocidad de las corrientes a lo largo de la columna de agua durante un ciclo de marea. Los transectos se recorrieron periódicamente, lo más frecuente que el muestreo de todas las variables permitió, lo que significó un pase cada 2 a 3 horas, hasta completar el ciclo de mareas (aprox. 25 h).

Las mediciones se realizaron desde una embarcación menor, remolcando de forma independiente un perfilador acústico de corriente por efecto Doppler (ADCP, por sus siglas en inglés), de la marca Sontek River Surveyor. Este ADCP puede medir en un intervalo de profundidad de 0.06 a 40 m, divididos en celdas de 0.02 a 4 m. El instrumento consta de nueve transductores: cuatro de 3.0 MHz, cuatro de 1.0 MHz y una ecosonda de 0.5 MHz que proporciona los datos de profundidad. El instrumento se orientó con los transductores apuntando hacia abajo, para medir las corrientes de flujo y refluo durante el ciclo de marea. La profundidad del transductor fue de 6 cm, aproximadamente. Las mediciones se realizaron utilizando la función de rastreo de fondo (bottom tracking), en la cual la velocidad se calcula utilizando el desplazamiento Doppler recibido de múltiples pulsos acústicos, que se han reflejado en el lecho marino. Si el lecho es estacionario, la velocidad asociada al desplazamiento Doppler es exclusivamente de la embarcación (SonTek, 2014). Los datos fueron almacenados utilizando el software *SmartPulse* del instrumento, el cual selecciona automáticamente la configuración óptima para procesar los datos, con base en la velocidad del agua y la profundidad. Debido a esto, tanto el tamaño de celda, como la distancia de blanqueo en el fondo y la superficie fueron variables a lo largo del tiempo durante todos los muestreos. Los datos se guardaron con una frecuencia de 1 Hz (SonTek, 2014).

Las mediciones durante la campaña de mayo de 2019, se realizaron con un correntímetro de veleta, de la marca "Valeport", suspendido en la parte central del canal principal de entrada a la laguna. Para ello se instaló un anclaje en el fondo, instrumentado con un CTD, y del cual se sujetó el cable donde se instaló el correntímetro, mismo que se mantenía vertical gracias a una boya. La ubicación de este sistema de anclaje es el sitio marcado con el pin amarillo No. 2 en la Figura 18B (frente del poblado de Río Lagartos).

El instrumento se configuró para guardar datos de corriente cada minuto. Adicionalmente, se colocó un anclaje instrumentado con CTD, para medir las variaciones del nivel del agua durante la campaña. El correntímetro estuvo midiendo de forma continua durante aproximadamente 41 horas, lo que nos permitió obtener datos de dos periodos completos de vaciante y uno de llenante.

4.3.4 Obtención y análisis de las muestras de microplásticos en agua

Los microplásticos se colectaron utilizando una red de zooplankton de 30 cm de diámetro de 200 μm , la cual se mantuvo fija, a contraflujo durante el ciclo de marea, en la ubicación descrita en las Figura 18B y Tabla 9. De esa forma se capturaron los microplásticos que eran advectados en el momento de marea considerado (flujo y refluo). La red fue monitoreada de forma continua para evitar que se obstruyera, así como para detectar la inversión de la corriente. Los materiales se colectaron cuando se detuvo el flujo y antes de que la corriente invirtiera su dirección. Las muestras se almacenaron en frascos de vidrio y se mantuvieron en refrigeración hasta su análisis.

El primer muestreo se realizó en época de lluvias y, por considerarse conveniente en la logística y no disponer de información sobre las corrientes del sitio, la red se instaló en la porción norte del transecto de mediciones (punto 1, Figura 18B). No obstante, durante esa

campaña, se hizo evidente que las corrientes en esa zona no eran lo suficientemente fuertes, ni representativas de la entrada y salida de agua a través de la boca de la laguna. Por esta razón, en las campañas subsecuentes, la red se instaló en el sur (punto 2, Figura 18B). Adicionalmente, en la campaña de mayo de 2018 no fue posible realizar la colecta de microplásticos, por lo que se realizó un muestreo en mayo del año siguiente (2019). Al igual que con las mediciones de corrientes, la colecta de microplásticos durante esta campaña se realizó durante dos periodos completos de vaciante y uno de llenante. La determinación de los microplásticos en agua se realizó siguiendo el mismo procedimiento descrito en el capítulo 2.

La determinación de la dirección del flujo de microplásticos se realizó por diferencia directa entre los microplásticos colectados durante la vaciante y los microplásticos colectados durante la llenante.

4.3.5 Procesamiento de datos

4.3.5.1 CTD y nivel del mar

Con los datos de salinidad superficial obtenidos de los perfiles de CTD en el interior de la laguna (campañas estacionales) y, en su caso, de los datos del refractómetro, se realizó una interpolación triangular a una malla irregular construida con ayuda del módulo para generar mallas del software DELFT-3D. Asimismo, se extrapolaron los datos de la cabeza de la laguna, utilizando el valor de salinidad más alto registrado hacia el oriente de ésta.

A partir de los datos de presión, temperatura y conductividad, obtenidos en los perfiles de CTD en la zona del canal (campañas intensivas en el transecto de la entrada de la laguna durante ciclos de marea), se calculó la densidad del agua, utilizando las herramientas diseñadas para Matlab, que implementan las ecuaciones de TEOS-10 (McDougall, Trevor J. ; Barker, 2011). Una vez calculada la densidad de cada punto en el perfil, se obtuvo el promedio para cada repetición del transecto y, posteriormente, la densidad promedio para todo el ciclo de mareas. Estos datos se presentan únicamente para las campañas de lluvias y Nortes.

A partir de los datos de salinidad, presión y temperatura medidos por los CTD divers anclados en las subcuencas 1 y 3 también se obtuvo la densidad del agua en esos sitios, misma que se promedió en el mismo periodo que los datos de CTD medidos en el canal, para obtener la densidad promedio durante los ciclos de mareas medidos en las campañas de lluvias y Nortes.

A los datos de presión obtenidos con los CTD divers anclados, se les realizó una limpieza para eliminar los valores erróneos (por ejemplo, datos medidos durante la instalación o desinstalación de los equipos en las campañas de mantenimiento). Posteriormente, a cada serie de tiempo se le restó la presión atmosférica, medida por el BaroDiver, para obtener la presión debida únicamente a la columna de agua sobre el sensor, que equivale a la variación de la altura del nivel del agua. A las series de tiempo de la presión de la columna de agua se le restó su promedio para obtener las variaciones del nivel, independientemente de las profundidades de los distintos anclajes. Posteriormente, a los datos se les aplicó un filtro para separar las altas y bajas frecuencias de la señal original. Las bajas frecuencias (menores a los 30 días) se utilizaron con la finalidad de analizar la variación estacional en el nivel del agua, en cada una de las tres cuencas del sistema lagunar.

Los datos de mareas, obtenidos del Servicio Mareográfico Nacional se procesaron de forma análoga a los datos de CTD, con excepción de la resta de la presión atmosférica.

4.3.5.2 Corrientes durante ciclos de marea

El procesamiento de los datos de ADCP constó de cinco etapas: a) pretratamiento de los datos; b) obtención de la información de los perfiles de corrientes en cada repetición de transecto; c) obtención de las series de tiempo de velocidad promedio en las subsecciones de interés; d) análisis armónico de la señal de flujo; e) obtención del volumen intercambiado entre la laguna y el océano en un ciclo de mareas.

a) Pretratamiento de los datos

Primero se eliminaron los datos anómalos en extremo (aquellos cuya variabilidad en la velocidad vertical excedió los 20 cm/s. Posteriormente, se obtuvo la distancia recorrida por la embarcación desde su punto inicial, hasta el final de cada repetición en cada uno de los transectos evaluados. No obstante, la dificultad de seguir la ruta con exactitud entre cada repetición de transecto, generó que se obtuvieran rutas que variaban en la curvatura, el punto de origen, y las batimetrías asociadas a cada una de las distancias (Figura 20A). A pesar de lo anterior, había puntos de la batimetría que eran claramente identificables entre repeticiones. Así, fue posible utilizar un pase de referencia para, con ayuda de estos puntos identificables, ajustar las distancias asociadas a cada uno de los puntos medidos para que coincidieran con un pase de referencia, seleccionado entre alguna de las repeticiones de transecto. Así, se obtuvo una distancia ajustada, que reemplazó a las distancias obtenidas inicialmente (tomando el punto de inicio del pase como referencia). Un ejemplo de las batimetrías graficadas utilizando las distancias ajustadas, se muestra en la Figura 20B.

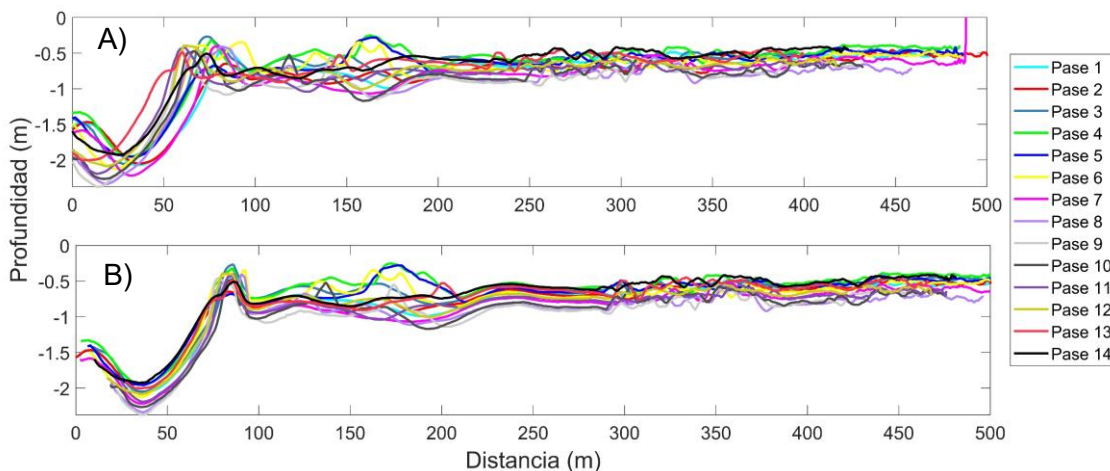


Figura 20. A) Gráfica de la batimetría (septiembre de 2017) como función de la distancia recorrida por la embarcación. B) Gráfica de la batimetría (septiembre de 2017) como función de las distancias ajustadas.

b) Obtención de la información de los perfiles de corrientes en cada repetición de transecto

Una vez que las batimetrías fueron comparables entre sí, se creó una malla rectangular que incluyera la distancia y profundidades máximas de las repeticiones de transecto. Para cada repetición, se promediaron los valores dentro de cada cuadro definido por la malla. De esta

forma, se obtuvo una malla coincidente en el espacio para todas las repeticiones. Posteriormente, cada repetición de transecto fue interpolada, para generar las gráficas presentadas en los resultados.

c) Obtención de las series de tiempo de velocidad promedio y área de sección transversal

Para cada uno de los transectos recorridos, se obtuvo la velocidad promedio. No obstante, a partir de las gráficas obtenidas con la metodología descrita en la sección 4.3.5.2.b, se observó que la dirección preferencial de la corriente era distinta en las zonas denominadas “canal”, “zona somera” y “boca”, por lo que, con excepción de las gráficas referidas en la 4.3.5.2.b, los datos de cada sección se tratan por separado en el texto.

Para cada pase y sección se obtuvo el promedio de velocidades, con lo que se consiguieron las series de tiempo de cada sección, en todo el ciclo de mareas. Posteriormente, se realizó una transformación de coordenadas, rotando los ejes de forma que las corrientes en cada sección estuvieran alineadas a la dirección preferencial del flujo. Para esto, se trazó una gráfica de dispersión con ambas componentes de la velocidad y se obtuvo la recta de ajuste por mínimos cuadrados para estos datos y, utilizando la tangente inversa de la pendiente de dicha recta, se obtuvo el ángulo de rotación de los ejes. Una vez realizada la transformación de coordenadas, las velocidades positivas representan entrada de agua; en tanto que los signos negativos representan salidas de agua desde la sección particular. Las velocidades así obtenidas, corresponden a las velocidades longitudinales (*Vel. Lon.*) o transversales (*Vel. Trans.*) al canal, o a la zona correspondiente (que en algunos casos es la zona somera y en otros la boca).

En cada repetición de transecto, el área se obtuvo por integración de la profundidad de la laguna en la distancia del intervalo correspondiente a la sección considerada. Para tal fin, se utilizó un pase de referencia y se modificó la profundidad de la columna de agua según las mediciones del anclaje de CTD más cercano a la boca de la laguna. Debido a que, en la campaña de mayo de las mediciones fueron puntuales en la entrada de la laguna (“canal”), en esa ocasión no se obtuvo el área de sección transversal.

d) Análisis armónico de la señal del flujo

Las series de tiempo de las velocidades longitudinales (*Vel. Lon.*) se ajustaron a los armónicos diurno ($K_1=23.9$ h), semidiurno ($M_2=12.42$ h) y tridiurno ($SK_3=7.99$ h), utilizando el método de mínimos cuadrados (Lwiza et al., 1991; Murphy y Valle-Levinson, 2008), en el cual, la señal de velocidad para cada tiempo puede expresarse mediante la ecuación

$$Vel. Lon. = Vel. Lon._0 + \sum_{j=1}^m Vel. Lon._{A_j} sen(\omega_j t + Vel. Lon._{\theta_j})$$

Donde t es el tiempo en horas, $Vel. Lon._0$ es el componente residual de la velocidad, $Vel. Lon._{A_j}$ son las amplitudes del armónico j , de frecuencia ω_j y fase $Vel. Lon._{\theta_j}$. En esta aproximación pueden ajustarse hasta m armónicos a los datos. Dado que las series de tiempo medidas son cortas (25 h), no es posible resolver los distintos armónicos diurnos y

semidiurnos, por lo que se espera que los constituyentes utilizados sean representativos de todos los constituyentes, interactuando durante cada día de muestreo.

Este enfoque también puede aplicarse a la señal de nivel. Por esta razón y, considerando que, una vez elegido un pase de referencia, el área de cada repetición de transecto es solamente función de las variaciones en el nivel del agua, se aplicó este mismo procedimiento a la serie de tiempo del área. Posteriormente, utilizando los resultados obtenidos en el análisis anterior, se obtuvieron señales de velocidad y área, con una resolución temporal de 1 minuto.

e) Obtención del volumen intercambiado entre la laguna y el océano en un ciclo de mareas.

Utilizando la señal de velocidad obtenida por el ajuste armónico, se obtuvieron los intervalos de flujo y reflujo para cada ciclo, así como la duración de cada uno de estos momentos. Después, se obtuvo el flujo instantáneo multiplicando las señales correspondientes de área y velocidad longitudinal (*Vel. Lon.*). Luego, por integración en los tiempos correspondientes, se obtuvo el volumen de agua que fluyó a través de cada sección transversal, durante el flujo y el reflujo, así como el total del ciclo.

Adicionalmente, aprovechando que los datos del correntímetro Valeport se tomaron cada minuto, se utilizaron estos datos (campaña de mayo de 2019) para obtener el residual como la velocidad promedio durante ciclos completos. No obstante, debido a que no fue posible obtener el área de sección transversal, el volumen de flujo no se calculó para esta campaña.

4.3.5.3 Cálculo de parámetros adimensionales.

Con la finalidad de evaluar los factores que influyen en el residual de las campañas de las temporadas de lluvias y Nortes, se calcularon los siguientes parámetros adimensionales: el de Froude Mareal y el número de Wedderburn.

El número de Froude mareal (Fr_0^2) se calculó según lo mencionado por Valle-Levinson, (2021), es decir:

$$Fr_0^2 = \frac{L_p \rho_0 V_0^2}{L_0 g \Delta \rho H}$$

En donde V_0 es la amplitud de la corriente de marea a lo largo de la cuenca, L_p es la longitud en la cual se determinan los gradientes de densidad; L_0 escala las variaciones horizontales de la variación de las amplitudes de corriente (por ejemplo, la excursión de la marea, calculada como $V_0 T / 2\pi$, donde T es el periodo de la marea), $\Delta \rho$ es la diferencia de densidad en la distancia L_p , ρ_0 es una densidad de referencia, g es la aceleración de la gravedad y H es la profundidad de la columna de agua. En este trabajo, se utilizó una densidad de referencia de 1027 kg/m^3 y una aceleración de la gravedad de 9.8 m/s^2 . La amplitud de la corriente de marea y el periodo se determinaron a partir de los resultados del análisis armónico de la señal de velocidad en el canal, para las campañas de la época de lluvias y la de Nortes; los datos de densidad se obtuvieron de la forma mencionada en la sección 4.3.5.1, a partir de los cuales se calculó $\Delta \rho$; en tanto que L_p se obtuvo como la distancia Euclidiana entre los puntos en donde se realizaron las mediciones.

El número de Wedderburn (We) se calculó según lo descrito en Valle-Levinson (2021), es decir, con la ecuación:

$$We = \frac{\tau_s L_p}{g \Delta \rho H^2}$$

En donde τ_s es el estrés del viento. Considerando que el eje de la laguna está orientado principalmente hacia el Este, para el cálculo del estrés del viento, se siguió el procedimiento reportado por Tenorio-Fernandez et al. (2018), es decir $\tau_s = \rho_A C_d U |\vec{U}|$, en donde U es la componente Este de la velocidad del viento, ρ_A es la densidad del aire (1.2 kg m^{-3}) y C_d es el coeficiente adimensional de arrastre aire-agua (0.00114). En este trabajo, el valor de U se obtuvo promediando los datos del modelo de reanálisis ERA 5, para el periodo en el que se obtuvieron las mediciones de las velocidades de corriente en las temporadas de lluvias y Nortes.

El número de Ekman no se calculó, ya que se considera que la influencia de la aceleración de Coriolis puede despreciarse. Esto, debido a que Valle-Levinson et al. (2021) obtuvieron buenos resultados al comparar las amplitudes de los armónicos predominantes en las subcuencas 1-3 de Río Lagartos, con un modelo teórico de propagación de marea en un sistema semi-cerrado (Winant, 2007), despreciando la influencia de Coriolis en el cálculo. Dentro de este modelo, la solución para la elevación del agua (N), en la dirección longitudinal a la cuenca (x) es lineal y está dada por:

$$N = \frac{\cos [\kappa \mu (1 - x)]}{\cos [\kappa \mu]}$$

Donde N equivale a 1 en la entrada de la cuenca. En esta ecuación, κ es un parámetro geométrico adimensional, análogo al número de Froude, que compara la longitud de la cuenca (L), con la longitud de onda de un constituyente con frecuencia angular ω ; mientras que el parámetro μ es un factor de atenuación, que a su vez depende de un parámetro friccional adimensional, δ , que es análogo al número de Stokes, el cual a su vez es una forma generalizada del número de Ekman (Valle-Levinson et al., 2021; Winant, 2007). Cuando $\delta > 1$ en todo el sistema semi-cerrado, se considera que dicho sistema es altamente friccional (Tenorio-Fernandez et al., 2016). En el trabajo realizado por Valle-Levinson et al. (2021), en la laguna de Río Lagartos, los valores de δ fueron iguales o mayores a 1, por lo que el sistema es friccional.

4.4 Resultados

Los flujos resultan de la combinación de las distintas fuerzas actuando en cada momento, entre las que se encuentran principalmente los gradientes de presión, el viento y el nivel del acuífero, que podría influir en el nivel de agua de la laguna, así como descargar agua en ella. Los gradientes de presión surgen de las variaciones en el nivel del agua entre el mar y la laguna y entre las distintas cuencas. En esta sección se presentan los resultados de las variaciones del nivel en el mar y las distintas cuencas durante todo el año de mediciones. Posteriormente, se describen los flujos e intercambios medidos durante ciclos de mareas

en las tres estaciones climáticas. Por último, se muestran los resultados de los intercambios de microplásticos durante ciclos de marea.

4.4.1 Variación estacional de los niveles de agua en el mar y la laguna

El nivel del mar (puntos y línea negra, Figura 21) fue mayor entre los meses de agosto a noviembre y menor durante el periodo de diciembre a agosto, lo que concuerda con lo reportado por Zavala-Hidalgo et al. (2003) y Salas-de-León et al. (2006) para el puerto de Progreso, Yucatán. Sin embargo hay una muy alta variabilidad a distintas escalas temporales y esto se refleja en los resultados de nuestras mediciones, de modo que las cuatro campañas realizadas presentaron distintos comportamientos con respecto al nivel del mar: la campaña de septiembre de 2017 tuvo el nivel del mar más alto registrado de todas las campañas, no obstante, la amplitud de la marea fue la menor de todas (21.8 cm); durante la campaña de febrero de 2018 se registró el nivel más bajo (en la señal de baja frecuencia, filtrando la oscilaciones de la marea, a la que se referirá como señal estacional) en el mareógrafo de Progreso, mientras que la amplitud de la marea fue de aproximadamente el doble (39.8 cm) de la observada en la campaña previa y aproximadamente de la misma magnitud que la observada durante la campaña de mayo de 2018 (43.3 cm), cuando la señal estacional fue sólo ligeramente menor al nivel medio del mar (el promedio de las oscilaciones del período de septiembre de 2017 a octubre de 2018). En la campaña de mayo de 2019, la amplitud de la marea fue la segunda menor de todas las campañas (22.8 cm).

Por su parte, el nivel del agua de la laguna también presentó variación estacional en todas las cuencas; siendo que, desde el inicio del muestreo (a finales de septiembre de 2017) hasta febrero de 2018 y de agosto de 2018 hasta el final del muestreo (a principios de octubre de ese mismo año), los niveles en las tres subcuencas estuvieron por arriba de su valor medio; en tanto que, en el periodo intermedio (de febrero a agosto de 2018), los niveles se encontraron por debajo de su valor medio. El periodo en el que el nivel es más alto en la laguna coincidió, en su mayoría, con el de mayor elevación de nivel en el Golfo de México y también con la temporada de lluvias en la región. La excepción son las mediciones en enero y febrero de 2018, en donde la laguna presentó niveles más elevados relativos al nivel del mar (Figura 21).

Se observaron variaciones importantes en el comportamiento del nivel entre las distintas subcuencas. En términos generales, el nivel del agua de la laguna en la subcuenca 1 es muy similar al nivel del mar medido en Progreso, Yucatán, con una ligera atenuación y desfase. La atenuación de la marea se incrementa al interior de la laguna y el comportamiento en la cabeza difiere considerablemente de la señal marina. Esto es consistente con el análisis realizado por Valle-Levinson et al., (2021), quienes reportan una atenuación menor al 15 % entre la subcuenca 1 y la señal medida en Sisal, Yucatán; de más del 80 % entre el mar y la subcuenca 2; en tanto que, en la subcuenca 3, la señal de marea es prácticamente inexistente y son los forzamientos atmosféricos quienes modulan las variaciones en el nivel.

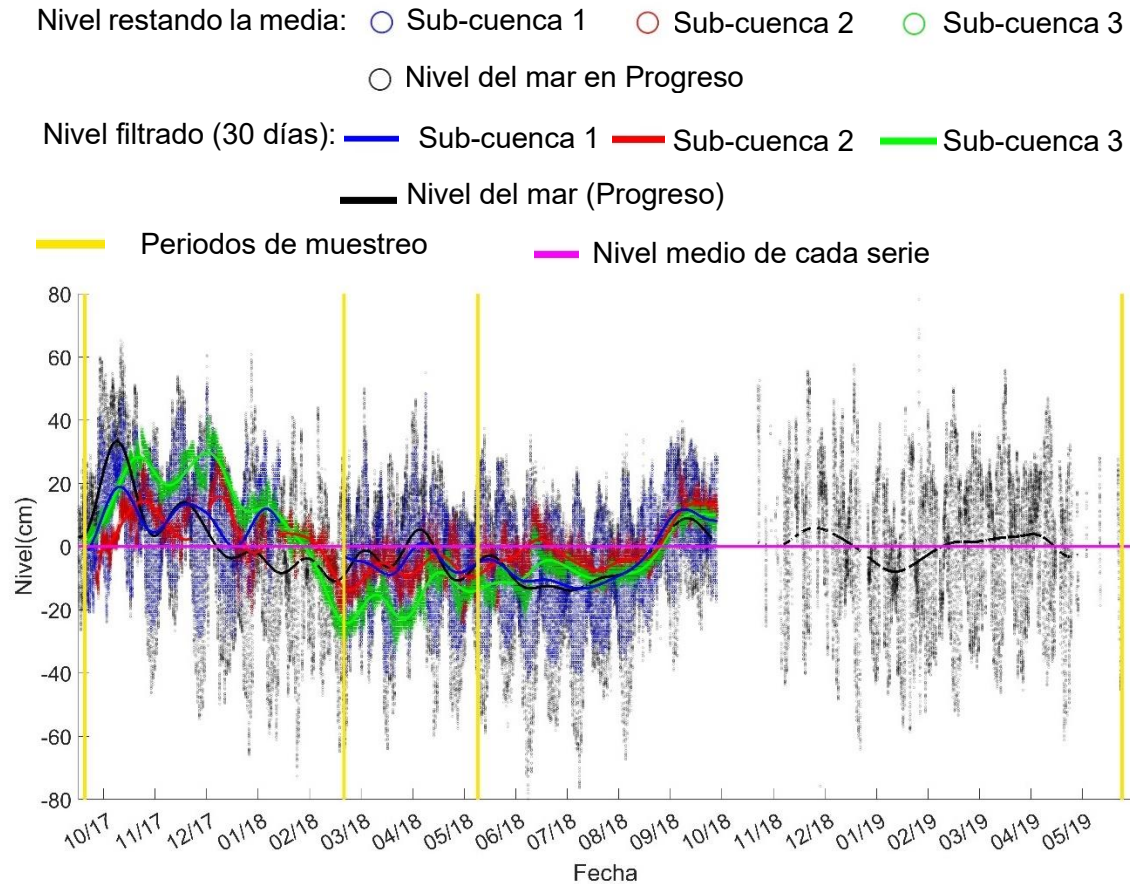


Figura 21. Nivel de la superficie del agua en la laguna Río Lagartos y en el mar de Progreso, Yucatán. Las líneas punteadas representan las mediciones completas y las líneas sólidas son los niveles filtrando las frecuencias mayores a 30 días. La línea horizontal magenta representa el nivel medio de cada una de las series mostradas, calculado para el periodo de septiembre de 2017 a octubre de 2018.

Es importante notar que el nivel del agua en la cabeza de la laguna, con respecto a su valor medio, fue mayor al de las subcuencas 1 y 2, desde el inicio de las mediciones (en septiembre de 2017), hasta enero de 2018. Esto sugiere un flujo de agua hacia el oeste durante ese periodo, el cual también es consistente con el aumento de salinidad hacia el oeste (Figura 22) desde la época de lluvias hasta la campaña de febrero de 2018.

El aumento en la salinidad observado en febrero de 2018 pudo ser el resultado combinado de procesos de dilución, evaporación y advección. Así, en adición al transporte de agua desde la cabeza hacia el oeste, la concentración de sal pudo haber aumentado por la elevada evaporación propia de la porción norte de la Península de Yucatán, en conjunto con una disminución del nivel (y volumen) del agua de la laguna en esta temporada.

A partir de enero de 2018 el nivel de la subcuenca 3 (El Cuyo) se mantuvo por debajo del de la subcuenca 2 (Las Coloradas), sugiriendo un flujo de entrada hacia la cabeza de la laguna. Por su parte, el nivel relativo entre las subcuencas 1 y 2 fue variable durante el periodo de las mediciones, sugiriendo una interacción compleja entre las subcuencas durante el año.

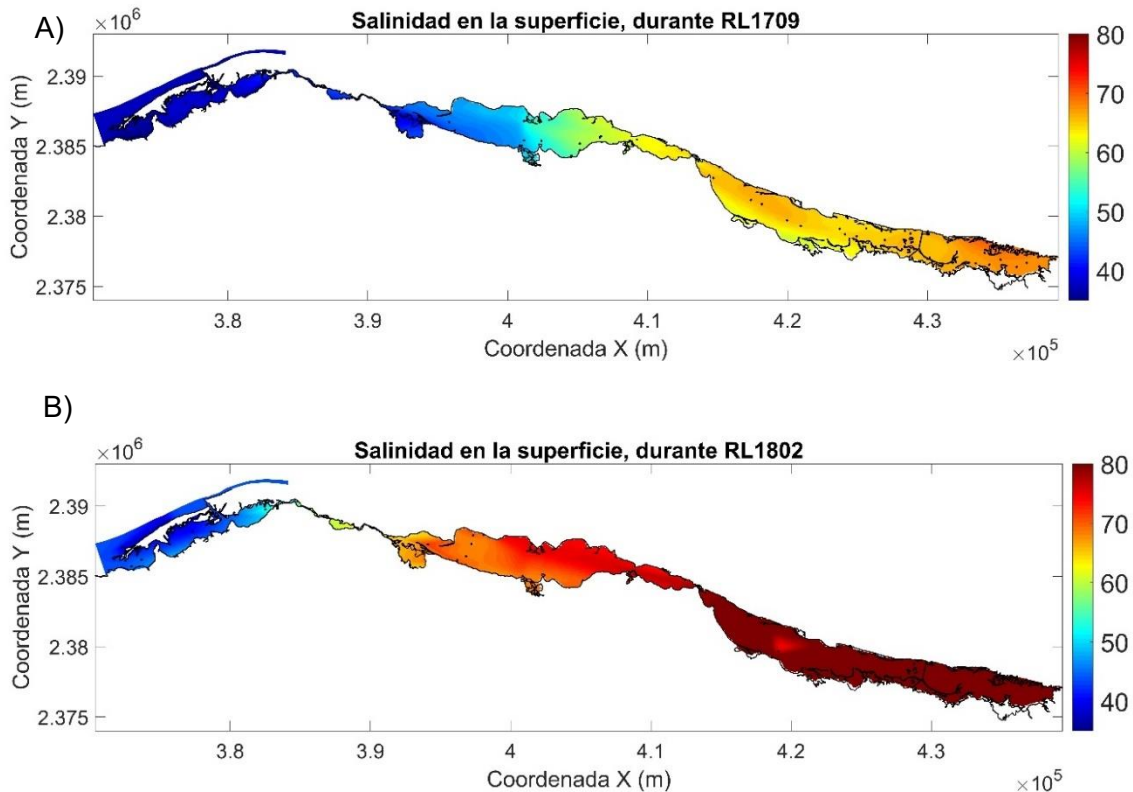


Figura 22. Salinidad superficial (ppt) medida en la laguna de Río Lagartos. A) Durante la campaña en la temporada de lluvias (septiembre de 2017). B) Durante la campaña en la temporada de Nortes (febrero de 2018).

Desde julio de 2018, durante la temporada de lluvias, el nivel de toda la laguna subió paulatinamente hasta el momento en que se retiraron los instrumentos del sitio, siendo que, hasta entonces, el nivel del agua en la subcuenca 3 no fue superior al de los otros sitios, por lo que haría falta coleccionar más datos para determinar si la inversión en el nivel de esta subcuenca, mencionada anteriormente, es un comportamiento periódico, o si ocurrió únicamente en el año en el que se efectuaron las mediciones.

4.4.2 Flujos e intercambios entre la laguna y el océano durante ciclos de marea

4.4.2.1 Época de lluvias (septiembre de 2017)

El perfil batimétrico del transecto en el que se realizaron las mediciones continuas de corrientes muestra un canal bien definido, de aproximadamente 90 metros de ancho y 2 m de profundidad (canal), seguido de una zona de baja profundidad adyacente al canal y separada de éste por un banco de arena y rocas (zona somera). Esta zona somera se extiende por todo el resto del transecto (aproximadamente hasta los 500 m). Las velocidades de corriente mayores se midieron en la zona del canal (0-90 m) y en la primera porción de la zona somera, es decir, entre los 100 y 200 m de distancia (ver, por ejemplo, Pase 13, en la Figura 23).

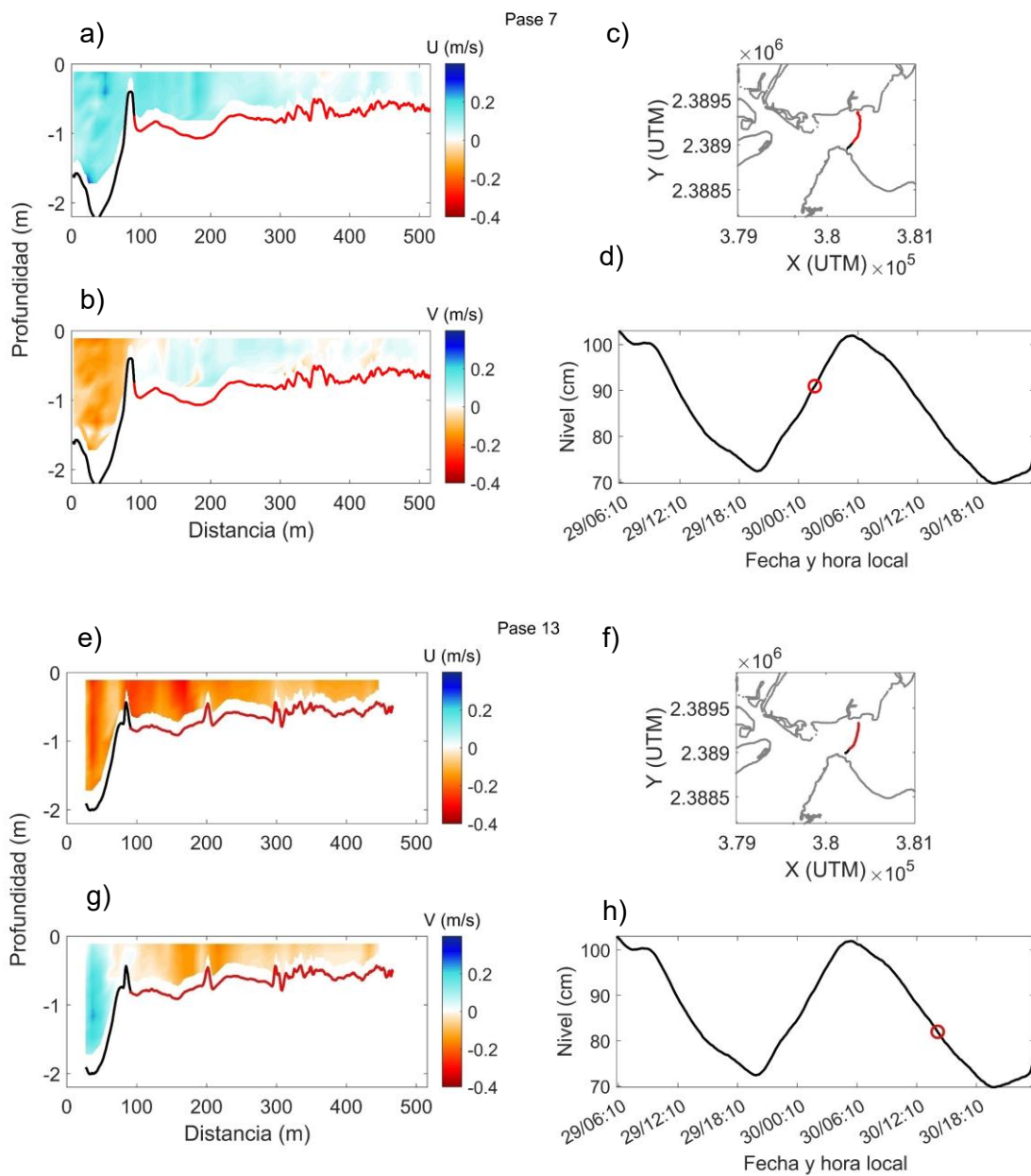


Figura 23. Velocidad de las corrientes medidas en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017) a lo largo del transecto de entrada a la laguna, cuya localización se muestra en los mapas (c,f); componente u (E-O) y v (N-S) en distintos momentos de la llenante (a,b) y vaciante (e,g) de la marea. Los mapas (c,f) muestran el transecto de mediciones líneas negra (canal) y roja (bajo) y la dirección preferencial de los flujos con líneas del mismo color. El momento de la marea de los resultados mostrados a la izquierda se indica con un círculo rojo sobre la línea negra, que es el nivel del agua medido con el CTD diver anclado en la cuenca de Río Lagartos, la más cercana a la boca (d,h).

Tanto en el flujo como en el reflujos la distribución espacial de las corrientes a lo largo del transecto tiene una gran variabilidad, sobre todo en la componente meridional (N-S). Esta

diferenciación separa el comportamiento del flujo en el canal del de la zona somera, de forma que, por ejemplo, cuando la marea está subiendo, el flujo de entrada a la laguna es intenso en el canal y menos intenso en el bajo (zona somera), con valores positivos de la componente zonal (hacia el este) de la velocidad en todo el transecto.

Sin embargo, la componente meridional puede tener sentidos opuestos, como los mostrados en la Figura 23, cuando en el canal el flujo es hacia el este y el sur, mientras que en la zona somera es hacia el este y el norte. El mismo patrón ocurre durante la vaciante, con un flujo zonal consistente hacia el oeste en todo el transecto pero una dirección al norte en el canal y al sur en el bajo al salir el agua (Figura 23-g) (ver pases 4, 5, 6, 7 y 11, en el anexo 1.1), como en la vertical (ver pases 4 y 14, en el anexo 1.1).

La dirección preferencial de la corriente es NO-SE (NW-SE) en el Canal; en tanto que, en la región somera, la dirección preferencial es ESE-OSO (ESE-WNW) (líneas negra y roja en Figura 23-d). Cuando se consideran todos los datos del transecto, sin realizar la separación por zonas, la dirección preferencial del flujo es E-O (ver el ángulo de rotación de los ejes, alfa, en Tabla 11), pero se observa una gran dispersión en los datos. Lo anterior se aprecia mejor en un diagrama de dispersión de las componentes zonal (U) y meridional (V) de la velocidad (Figura 24A), en donde las velocidades medidas en el canal se representan en color negro y las velocidades en el bajo, en rojo.

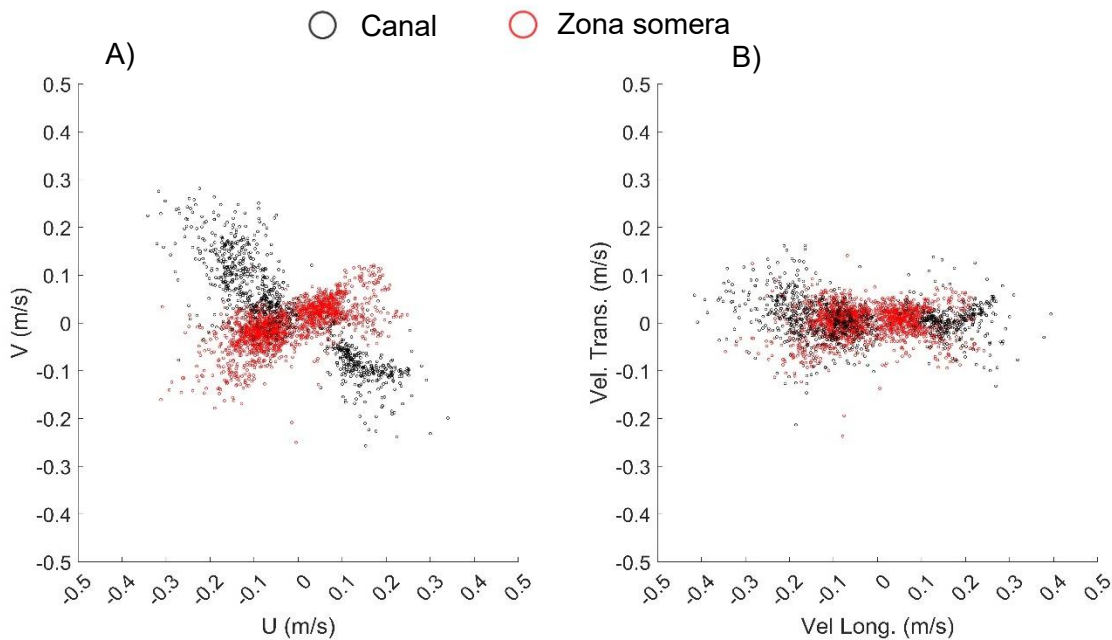


Figura 24. A) Gráfico de dispersión de las componentes U y V de la velocidad por celda en todos los transectos de mediciones durante el ciclo de mareas en la temporada de lluvias (septiembre de 2017). B) Gráfico de dispersión de las velocidades, después del procedimiento de rotación en la dirección preferencial del flujo.

Durante la vaciante, el flujo principal es de salida, alcanzando velocidades máximas de -0.45 y -0.4 m/s, en el Canal y Zona somera respectivamente (Figura 24B). Hacia el

momento de mínimo nivel del agua (medido con el CTD anclado en la zona cercana a la boca en septiembre de 2017), el flujo disminuye y se frena primero en la zona somera y posteriormente en el Canal (Tabla 10 y Figura 25). En zona somera, la primera inversión del flujo ocurre 24 minutos antes que el punto de nivel mínimo; en tanto que, en el canal, ocurre 3 minutos después. La repetición de transecto más cercana al tiempo en el que ocurre esta inversión es la repetición número 4 (“Pase 4”, Apéndice IV), medida el 29 de septiembre a las 20:06 horas. En ese pase se observa un ligero flujo de entrada en algunas regiones del transecto, aunque en su mayoría se mantuvo el flujo de salida.

Tabla 10. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017).

Zona	Nivel mínimo 1*	Nivel máximo*	Nivel mínimo 2*	Cambio de vaciante a llenante**	Cambio de llenante a vaciante**	Cambio de vaciante a llenante**
Canal	29/20:40	30/6:09	30/20:27	29/20:43	30/7:28	30/20:54
Zona somera				29/20:16	30/6:56	30/20:00

*Nivel medido por el CTD diver más cercano a la boca (Ver Figura 19).

**Obtenido utilizando la señal generada por el ajuste armónico, usando el método de mínimos cuadrados.

Durante la llenante, las velocidades máximas observadas fueron 0.4 y 0.25 m/s en el canal y zona somera, respectivamente (0.05 y 0.15 m/s menos que durante la vaciante, respectivamente), mismas que fueron disminuyendo cerca del punto de nivel máximo. Las repeticiones del transecto que estuvieron más cercanas al tiempo de cambio de flujo fueron la 9 (30 de septiembre a las 5:58 h) y la 10 (30 de septiembre a las 7:47 h). En el primer caso se observa que en algunas regiones de la zona somera el flujo se estaba invirtiendo; en tanto que, en el segundo caso, la inversión de flujo ya había tenido lugar midiéndose solamente corrientes de salida de agua hacia el océano (ver Apéndice IV).

Al promediar las velocidades de la sección transversal, para cada zona, en cada repetición de transecto, se observa que éstas estuvieron comprendidas en el intervalo [-0.2, 0.2] m/s en el canal principal y [-0.1, 0.1] m/s en la zona somera (Figura 25A). Cuando se considera el transecto completo, se obtienen resultados muy similares a los obtenidos para la zona somera. Esto se debe a que esta región es considerablemente mayor en longitud (y, por lo tanto, en número de puntos), dominando el promedio observado.

La mayor longitud de la zona somera también genera que el área de sección transversal de ésta sea aproximadamente el doble que la del canal, aun siendo éste más profundo. Como resultado, los volúmenes de flujo instantáneos promedio de cada pase (Figura 25E) son de igual orden de magnitud, siendo que, en algunos momentos, a través de la región somera hubo un mayor transporte de agua hacia afuera de la laguna.

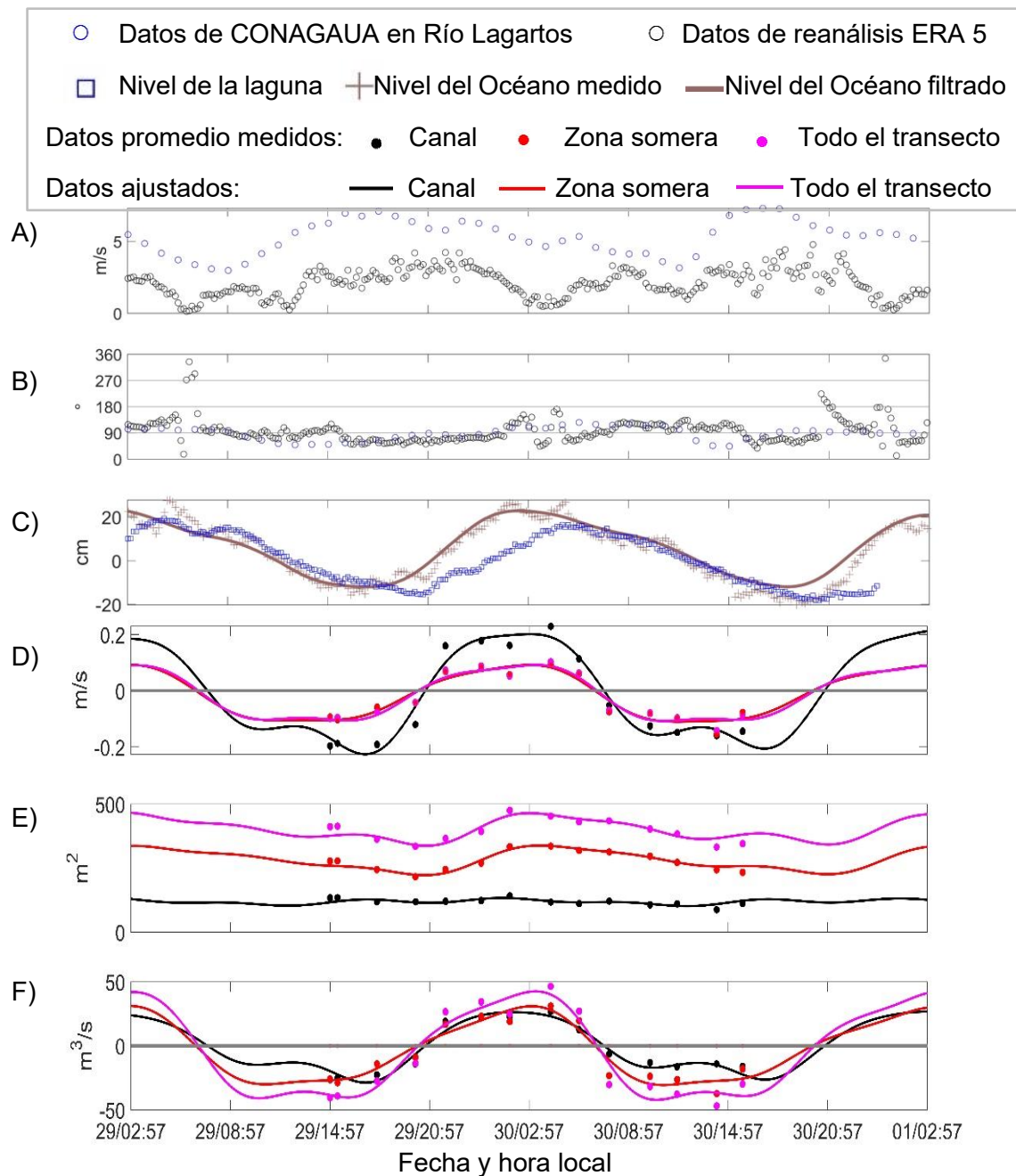


Figura 25. Viento, corrientes y nivel del agua durante el ciclo de marea el 29 y 30 de septiembre de 2017. A) Rapidez del viento (m/s) B) Dirección del viento (°). C) Nivel del agua de la laguna y el océano.⁶ D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m³/s).

⁶ Los datos del nivel de la laguna se presentan restándole el promedio de los datos medidos durante el periodo mostrado. Los del nivel del mar, restando el promedio durante todo el año de mediciones.

En el análisis armónico de la señal de velocidad promedio (Tabla 11), se observó que la amplitud de la componente diurna es la mayor de todas. Esto es lo esperable para el régimen de marea de la región, que es predominantemente diurno. Esta dominancia diurna ocurrió también en las campañas subsecuentes (Tablas 15, 20 y 23). Por otro lado, la amplitud de dicha componente es el doble en el canal principal que fuera de éste. El análisis revela un desfase de 0.21 radianes (aproximadamente 48 minutos), en la componente diurna, entre el canal y la zona somera.

Tabla 11. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes promedio en cada pase realizado durante un ciclo de marea en la temporada de lluvias (septiembre de 2017).

	Residual	Alfa (ángulo de rotación)	Amplitudes (m/s)			Fases en radianes (Fases en horas)		
			K ₁	M ₂	SK ₃	K ₁	M ₂	SK ₃
Canal	-0.011	-34.17	0.2065	0.0446	0.0392	2.577 (9.82)	0.898 (1.78)	-1.378 (-1.75)
Zona somera	-0.0165	18.42	0.1054	0.0108	0.0110	2.787 (10.62)	-0.1887 (-0.37)	-0.821 (-1.04)
Todo el transecto	-0.0162	3.55	0.1066	0.0106	0.0171	2.749 (10.47)	0.101 (0.2)	-1.046 (-1.33)

Nota: Si bien se utilizó el componente armónico K₁, éste debe entenderse como la suma de las contribuciones de los armónicos diurnos, ya que la longitud de la serie de tiempo no permite la resolución de las componentes diurnas entre sí. El mismo razonamiento se aplica en las componentes semidiurnas y tridiurnas.

El flujo residual del ciclo mareal fue de aproximadamente -0.01, el más pequeño de todas las campañas, e indica una exportación neta al océano. El volumen de dicho flujo fue de 457,000 m³ (Tabla 12), siendo que la contribución mayoritaria a este valor provino de la región somera. Se observó asimetría en la duración del flujo y el reflujó (Tabla 12) siendo que la vaciante tuvo una duración 2.5 horas mayor que la llenante.

Tabla 12. Duración y magnitud del flujo durante un ciclo de mareas en la temporada de lluvias (septiembre de 2017).

	Duración (h)		Volumen intercambiado (x10 ⁵ m ³)		
	Canal	Zona somera	Canal	Zona somera	Total*
Llenante	10.77	10.83	8.34	7.78	16.12
Vaciante	13.27	13.27	-9.06	-11.6	-20.7
Ciclo	24.04	24.1	-0.72	-3.85	-4.57

*El total del flujo es la suma de los flujos en el transecto (canal + zona somera).

Al analizar si el valor del residual estaba dominado por los gradientes de densidad, o bien, por las mareas, encontramos que los valores del número de Froude mareal estuvieron dentro del intervalo 1-10, en el que típicamente se encuentran los sistemas semi-cerrados (Valle-Levinson, 2021). Esto indica que el residual de velocidad se ve afectado tanto por la marea, como por los gradientes de presión baroclínicos, dados por los gradientes horizontales de densidad.

Tabla 13. Densidad, gravedad reducida y valores de Froude mareal calculados para el ciclo de mareas en la temporada de lluvias (septiembre de 2017).

Sitio	Densidad (kg/m ³)	Gravedad reducida Sitio-CTD3	Amplitud U (m/s)	Lp (m)	Froude Mareal Sitio-CTD3a
Zona somera	1024.5	0.290	0.1	41749.7	0.7
Canal	1023.8	0.297	0.2	41805.2	1.4
CTD Río Lagartos	1027.5	0.261		41749.7	1.5
CTD3 El Cuyo	1054.9	0.261		—	—

^acon $H = 1.5$ m, $L_0 = 2754.8$ m.

Con respecto a la marea, usando la señal del mareógrafo de Progreso (Figura 25E), así como el tiempo entre pleamar y bajamar, podemos ver que ésta era asimétrica, siendo que, durante el periodo de mediciones, la marea creció por aproximadamente 12.9 horas y decreció durante 14.3 horas. Igualmente, como se mencionó anteriormente, la amplitud de la marea fue la menor entre las campañas (21.8 cm).

Por su parte, los gradientes de densidad, que se generan en la laguna a lo largo del año pueden ser afectados por aportes de agua subterránea. Mayor aporte de agua subterránea disminuiría la salinidad (y la densidad) especialmente en los sitios cercanos a donde se dan dichos aportes. Asimismo, si las descargas son lo suficientemente grandes, también podrían contribuir a generar un flujo neto de salida de agua hacia el océano. Al haberse efectuado la campaña durante la época de lluvias, se esperaría una contribución mayor de descargas de agua subterránea en el sitio, con respecto a lo que podría ocurrir en las demás estaciones climáticas. La densidad del agua en todos los sitios medidos fue menor en esta campaña que la registrada durante la campaña en la época de Nortes, lo que es consistente con un mayor aporte de agua dulce al sistema en la época de lluvias. No obstante, el valor del flujo residual del canal, aunque negativo, fue el más pequeño de todas las campañas medidas, por lo que es posible que las descargas de agua del acuífero no sean lo suficientemente importantes como para contribuir, por advección, al residual de flujo.

El número de Wedderburn estuvo comprendido en el intervalo 0.2-2.1, considerando un viento de 5 m/s, en dirección al oeste y diferencias de densidad entre el canal y los CTD de la subcuencas 1 y 3. Este valor indica que el viento puede modificar los flujos que son dirigidos por la densidad, pero no sobrepasarlos (Valle-Levinson, 2022). El viento durante todo el muestreo fue predominantemente del Este, lo que pudo aportar o reforzar el flujo de salida de agua de la laguna, especialmente en la zona somera. Es posible que el viento sea el responsable de un excedente en el residual en esta zona, con respecto al calculado para el canal, ya que, en este sitio, las corrientes son menores y también lo es la profundidad de la columna de agua.

Por último, durante esta campaña, hubo una sobre elevación en el nivel del mar (Figura 21), por lo que el nivel relativo de éste era mayor que el de la laguna, lo que favorecería un flujo

de entrada, o bien, dificultaría el flujo de salida. Esto último podría también contribuir a explicar por qué el residual en esta campaña fue el menor de todos los medidos en el canal.

4.4.2.2 Flujos en la época de Nortes (febrero de 2018)

Como se mencionó en la sección 4.3, las mediciones de flujos durante un ciclo de mareas en la temporada de Nortes del 2018 incluyeron, además del transecto Norte-Sur aledaño a la punta del malecón de Río Lagartos (canal y zona somera), mediciones en la boca que comunica directamente el mar con la zona de entrada de la laguna.

Las mediciones de esta campaña iniciaron al final de la vaciante, de forma que en la primera medición de transecto el nivel era mínimo, por lo que sólo se pudo medir el canal y en la boca. En ese momento, las velocidades en el canal mostraron alta variación en la dirección: en la superficie el agua fluía hacia el suroeste (U y V negativas); en el lado sur del canal que se localiza adyacente a la costa (distancias 0-50 m, aproximadamente), la corriente fluía en dirección noroeste; en tanto que en la porción norte (>50 m de la costa) y en la parte profunda del canal (>0.5 m de profundidad), la corriente mostró una alta variabilidad direccional sin un patrón definido en la dirección del flujo. Algo similar ocurre en la boca, en donde no se observa una dirección preferencial de la corriente en este momento (ver Pase 1 de esta campaña en el Apéndice IV).

El cambio de vaciante a llenante sucedió aproximadamente 10 minutos antes en el canal que en la boca; de 20 a 30 minutos después del momento de nivel mínimo. Durante la llenante, se observaron corrientes más fuertes en la capa superficial del canal y de la zona somera, especialmente en la componente V (ver pases 4 y 8, en la Figura 26 y pases 5-7, de esta campaña en el Apéndice IV). En esta fase, se registraron corrientes máximas de 1 m/s, tanto en el transecto de la boca como en el canal 1 (Figura 27); en tanto que las velocidades promedio máximas fueron 0.5 m/s en canal y 0.6 m/s en la boca (Figura 28).

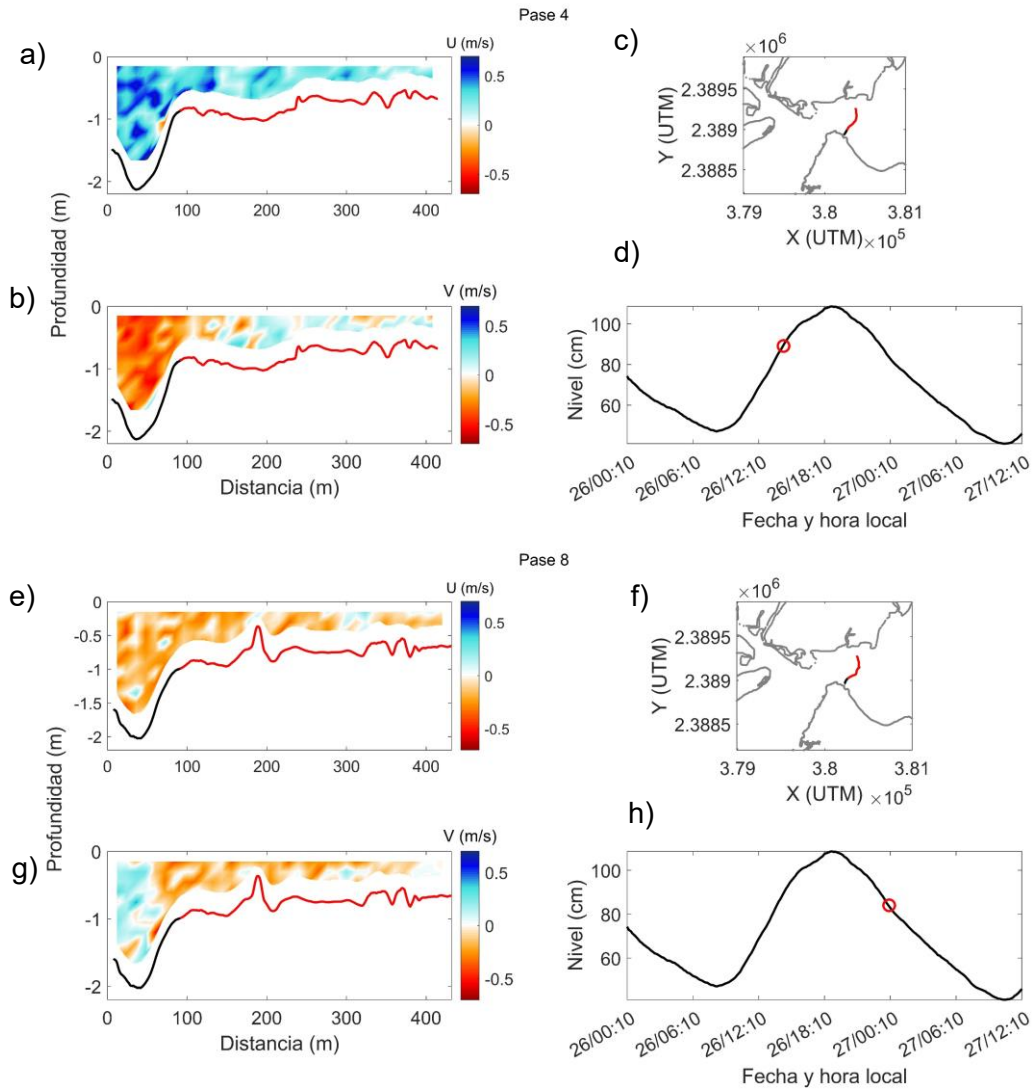


Figura 26. Velocidad de las corrientes medidas en la campaña durante la temporada de Nortes (febrero de 2018) a lo largo del transecto de entrada a la laguna cuya localización se muestra en los mapas (c,f); componente u (E-O) y v (N-S) en distintos momentos de la llenante (a,b) y vaciante (e,g) de la marea. Los mapas (c,f) muestran el transecto de mediciones líneas negra (canal) y roja (bajo) y la dirección preferencial de los flujos con líneas del mismo color. El momento de la marea de los resultados mostrados a la izquierda se indica con un círculo rojo sobre la línea negra, que es el nivel del agua medido con el CTD diver anclado en la cuenca de Río Lagartos, la más cercana a la boca (d,h).

Conforme el nivel del agua se incrementaba, la profundidad permitió medir las corrientes también en la zona somera. Hacia el momento de máximo nivel del agua (medido en con el CTD cercano a la boca), el flujo de entrada disminuyó y se detuvo, para posteriormente iniciar el flujo de salida.

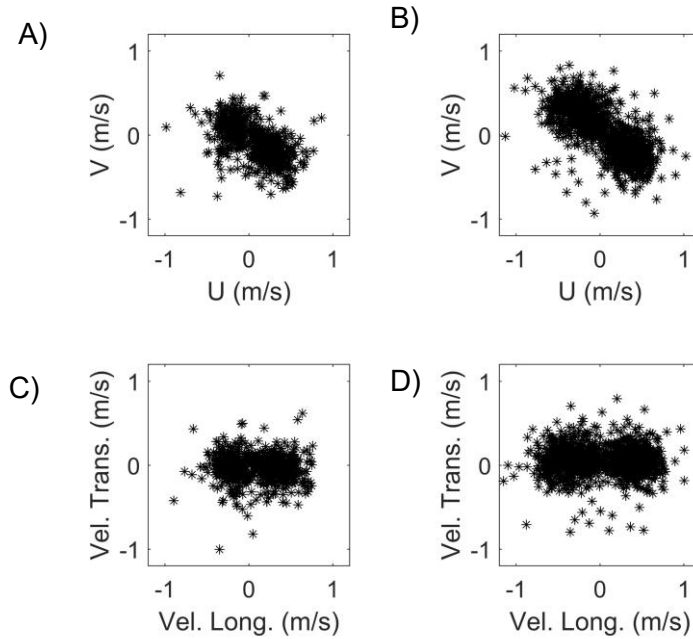


Figura 27. A) Gráfico de dispersión de las componentes U y V de la velocidad por celda en todos los transectos de mediciones durante el ciclo de mareas en la temporada de Nortes (febrero de 2018). B) Gráfico de dispersión de las velocidades, después del procedimiento de rotación en la dirección preferencial del flujo.

A diferencia de lo sucedido en el cambio de vaciante a llenante, el cambio de fase de llenante a vaciante ocurrió primero en la boca (aproximadamente dos horas después del registro del nivel máximo) y, posteriormente en el canal, cerca de dos horas después del cambio de flujo en la boca (Figura 28, Tabla 14).

Tabla 14. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés en la campaña de la temporada de Nortes (febrero de 2018).

	Nivel mínimo*	Nivel máximo*	2º Nivel mínimo*	Cambio de vaciante a llenante**	Cambio de llenante a vaciante**	Cambio de vaciante a llenante**
Canal	26/9:05	26/19:06	27/10:00	26/9:28	26/22:08	27/9:28
Boca				26/9:38	26/20:18	27/9:48

*Nivel medido por el CTD diver más cercano a la boca (Ver Figura 19), valores aproximados de tiempo.

**Obtenidos utilizando la señal generada por el ajuste armónico, usando el método de mínimos cuadrados (ver Figura 28).

Las velocidades máximas de corriente, registradas en el canal durante la vaciante, alcanzaron -1 m/s; en tanto que en el transecto denominado “boca”, se midieron corrientes de hasta -1.2 m/s (Figura 27). Las velocidades promedio máximas durante el refluo fueron -0.25, en el canal y -0.6, 0.6 m/s, en la boca (Figura 28). Durante el ciclo, el área de sección

transversal también varió considerablemente, oscilando entre 100 y 170 m² en el canal y 150-250 m² en la boca.

A partir del análisis armónico (Tabla 15) se pudo ver que la corriente residual en el canal fue positiva (0.086 m/s) y se importaron 1 295 800 m³ de agua (Tabla 17). Es importante notar que, tanto la corriente residual como el intercambio de agua en el canal fueron del signo opuesto y de magnitud varias veces mayor a los medidos durante la campaña de septiembre de 2017, lo que puede ser ocasionado por las diferencias entre la amplitud y asimetría de la marea, el nivel del mar, la densidad del agua y las condiciones meteorológicas que ocurrieron entre ambas campañas.

Tabla 15. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes promedio en cada pase (campaña durante la temporada de Nortes, febrero de 2018).

	Residual	Alfa (ángulo de rotación)	Amplitudes (m/s)			Fases en radianes (fases en horas)		
			K ₁	M ₂	SK ₃	K ₁	M ₂	SK ₃
Canal	0.0865	-30.7	0.353	0.0654	0.0884	2.7801 (10.59)	1.5276 (3.02)	-2.4946 (-3.17)
Boca	-0.0476	-38.15	0.5285	0.0860	0.0836	2.9950 (11.41)	1.1410 (2.26)	-2.3023 (-2.93)

De forma análoga a lo ocurrido durante la temporada de lluvias, los valores del número de Froude Mareal estuvieron comprendidos en el intervalo 1-10, lo que quiere decir que, también en esta campaña, el residual de la marea estuvo afectado tanto por la marea, como por los gradientes de presión baroclínicos, dados por los gradientes horizontales de densidad. No obstante, el número de Froude mareal aumentó con respecto a la campaña de la época de lluvias, denotando una mayor influencia de las mareas, con respecto a los gradientes de densidad. Durante esta campaña, la salinidad en toda la laguna se incrementó; aunque también aumentaron las diferencias de densidad promedio del agua en el canal y la registrada al interior de la laguna (CTD subcuenca 3).

Tabla 16. Densidad, gravedad reducida y valores de Froude mareal calculados para el ciclo de mareas en la temporada de Nortes (febrero de 2018).

Sitio	Densidad (kg/m ³)	Gravedad reducida Sitio-CTD3	Amplitud U (m/s)	Lp (m)	Froude Mareal Sitio-CTD3 ^a
Canal	1026.5	0.313	0.38	41805.2	2.5
CTD2	1034	0.241		40435.8	3.1
CTD3	1059.3	—		—	—

^acon $H = 1.5$ m, $L_0 = 5178.1$ m.

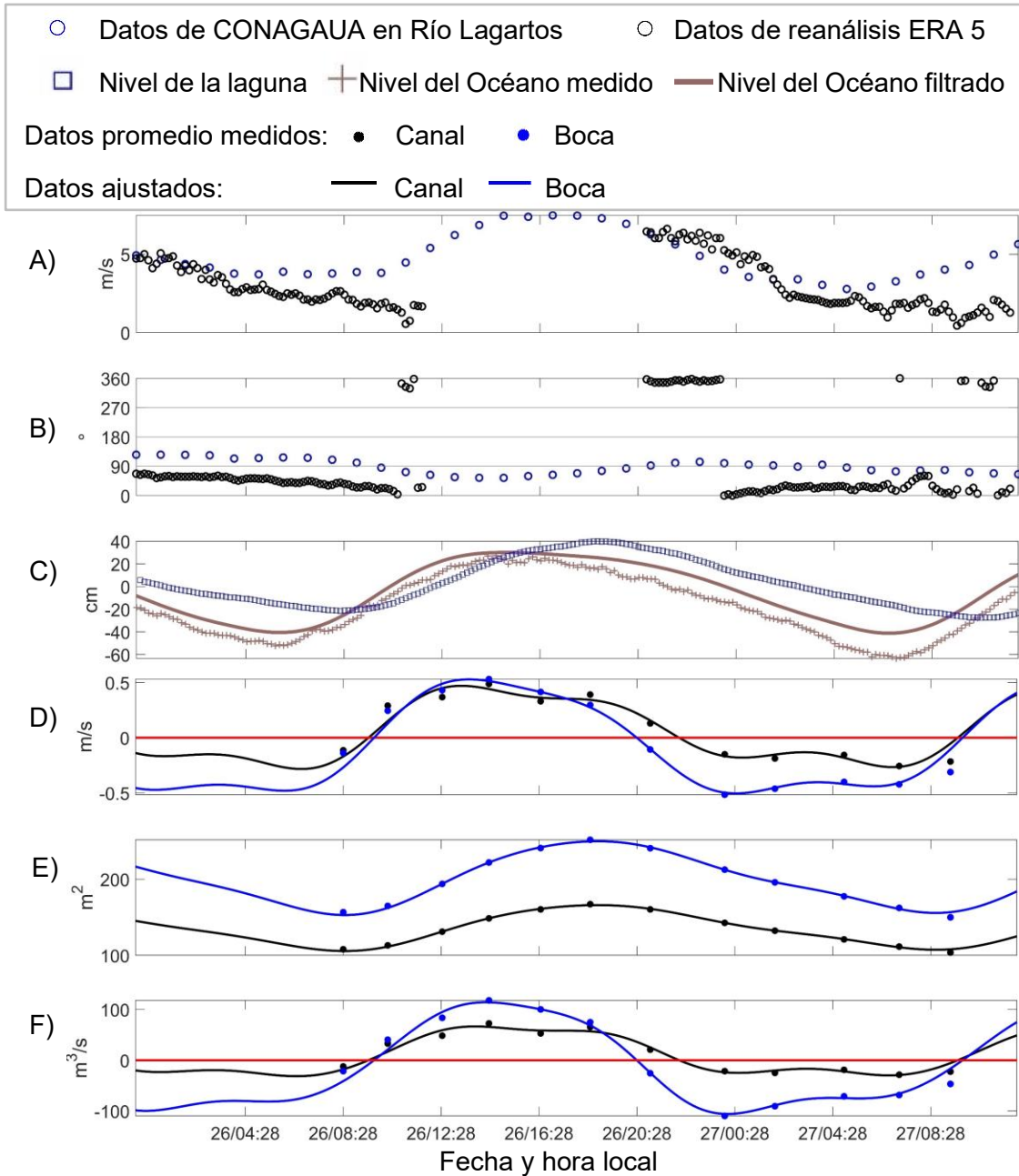


Figura 28. Viento, nivel del agua, corrientes, área y volumen de flujo instantáneos del 26 y 27 de febrero de 2018. A) Rapidez del viento (m/s) tomada de la estación meteorológica automática de la CONAGUA, en Río Lagartos y de datos de reanálisis ERA 5. Dirección del viento (°). C) Nivel de la laguna y el océano.⁷ D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m³/s).

⁷ Los datos del nivel de la laguna se presentan restándole el promedio de los datos medidos durante el periodo mostrado. Los del nivel del mar, restando el promedio durante todo el año de mediciones.

La amplitud de la marea en esta campaña fue de aproximadamente 0.4 m, que es aproximadamente el doble de la observada en la campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017). Esto se refleja también en las amplitudes de todos los constituyentes armónicos en el canal, los cuales son entre un 50 y un 100 % más grandes que los observados en septiembre de 2017 (Tabla 15). De forma similar a lo ocurrido en la campaña de lluvias, la marea también fue asimétrica en la campaña durante la temporada de Nortes, ya que la marea creciente duró varias horas menos que la decreciente. No obstante, en el canal, la asimetría en la duración del flujo tuvo un comportamiento diferente, ya que la llenante duró aproximadamente 1.4 horas más que la vaciante. Asimismo, se observó asimetría en la intensidad de las corrientes en el canal, siendo que éstas fueron más intensas durante la llenante, que en la vaciante.

Tabla 17. Duración y magnitud del flujo durante un ciclo de mareas en la temporada de Nortes (febrero de 2018).

	Duración (h)		Volumen intercambiado (x10 ⁶ m ³)	
	Canal	Boca	Canal	Boca
Llenante	12.7	10.6	2.129	2.965
Vaciante	11.3	13.5	-0.8330	-3.3373
Ciclo	24.0	24.1	1.2958	-0.372495

Por su parte, en el número de Wedderburn también se obtuvo un valor entre 0.2 y 2 (1.7), lo que, lo que significa que el viento puede modificar los flujos que son dirigidos por la densidad, pero no sobrepasarlos (Valle-Levinson, 2022). Aunque esta campaña se realizó durante la temporada en la que ocurren los “Nortes”, el viento durante las mediciones fue predominantemente del Este, de acuerdo con los datos del modelo ERA5, y del N-Noreste de acuerdo con la estación meteorológica, y con una intensidad entre los 2.8 y 7.5 m/s. Los vientos más intensos ocurrieron entre las 13 y las 20 horas, durante las cuales adquirieron una dirección ligeramente del norte (ENE) y coincidieron con el periodo de llenante (Figura 28).

Los resultados obtenidos en la boca fueron notablemente distintos a los del canal. En primer lugar, por su mayor cercanía al mar, las amplitudes de los constituyentes armónicos en la boca fueron mayores, con excepción de la componente de aguas someras, SK₃, que tiene un valor ligeramente mayor en el canal (Tabla 15). En segundo lugar, se observó un residual de corriente negativo (-0.0476 m/s), el cual fue resultado de la asimetría en la duración del flujo, en conjunto con las velocidades de corriente medidas. Con respecto a la asimetría en la duración del flujo, la vaciante duró casi tres horas más que la llenante (Tabla 17). Si bien las corrientes máximas en la boca fueron similares en ambas fases, durante la vaciante, la rapidez de la corriente se mantuvo cercana a su valor máximo por más tiempo.

4.4.2.3 Flujos en la época de secas

Únicamente para la temporada de secas se lograron realizar dos muestreos, uno en mayo del 2018 y otro en mayo del 2019. Estos se presentan a continuación.

I. Campaña de secas de 2018 (mayo de 2018)

Las mediciones en esta campaña iniciaron en la vaciante, por lo que las corrientes observadas en la primera medición del canal fueron de salida, con la componente U hacia el oeste. Se observaron diferencias espaciales importantes en la componente V de la velocidad dentro del canal, situación que ya había sido observada en mediciones de campañas previas. En esta ocasión se observaron sentidos opuestos en la componente de velocidad V en la porción cercana a la costa del canal (de 0 a 50 m de distancia), donde el signo era positivo; en tanto que en la porción del norte del canal (distancia >50 m de la costa), el signo de dicha componente fue negativo (ver Pase 1, de esta campaña en el Apéndice IV).

Las corrientes medidas durante la vaciante fueron de hasta -1.2 m/s en la boca y zona somera y -1.0 m/s en el canal (Figura 29); en tanto que las velocidades promedio máximas durante la vaciante fueron -0.25 m/s en canal, -0.4 m/s en la zona somera y -0.6 m/s en la boca (Figura 31). De forma análoga a lo ocurrido en la campaña de septiembre de 2017, las velocidades mayores en la vaciante se midieron en el canal (0-90 m de distancia) y al inicio de la zona somera (100-200 m de distancia), (ver Apéndice IV).

Hacia el momento de mínimo nivel del agua (medido con el CTD cercano a la boca), el flujo disminuye y se frena, para posteriormente iniciar la fase de flujo. Tanto en la boca como en el canal el cambio en el sentido de la corriente ocurrió aproximadamente al mismo tiempo, unos 20 minutos antes de que iniciara el ascenso en el nivel de la laguna; en tanto que en zona somera la inversión del flujo ocurrió aproximadamente 10 minutos después del nivel mínimo (Tabla 18).

Tabla 18. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés en la campaña durante la temporada de secas de 2018 (mayo de 2018).

	Nivel mínimo 1*	Nivel máximo*	Cambio de vaciante a llenante**	Cambio de llenante a vaciante**
Canal	18/03:57	18/13:39	18/03:36	18/15:56
Zona somera			18/04:06	18/15:16
Boca			18/03:36	18/14:26

*Nivel medido por el CTD diver más cercano a la boca, antes de iniciar la creciente/decreciente (Ver Figura 28), valores aproximados de tiempo.

**Obtenidos utilizando la señal generada por el ajuste armónico, usando el método de mínimos cuadrados.

Durante la llenante las velocidades máximas fueron de hasta 1 m/s en el canal y 0.8 m/s en la zona somera; en tanto que, en la boca, se registraron velocidades de hasta 0.8 m/s (Figura 29). Las velocidades promedio máximas en esta fase fueron de 0.5 m/s en el canal, 0.3 m/s en la zona somera y 0.5 m/s en la boca (Figura 31).

El momento de máximo nivel en la laguna ocurrió entre una y dos horas antes de la inversión en el flujo. Tal inversión sucedió primero en la boca, seguida de la zona somera y, por

último, en el canal (Tabla 18). La duración de la llenante fue distinta en las tres zonas, siendo mayor en el canal y menor en la boca (Tabla 19).

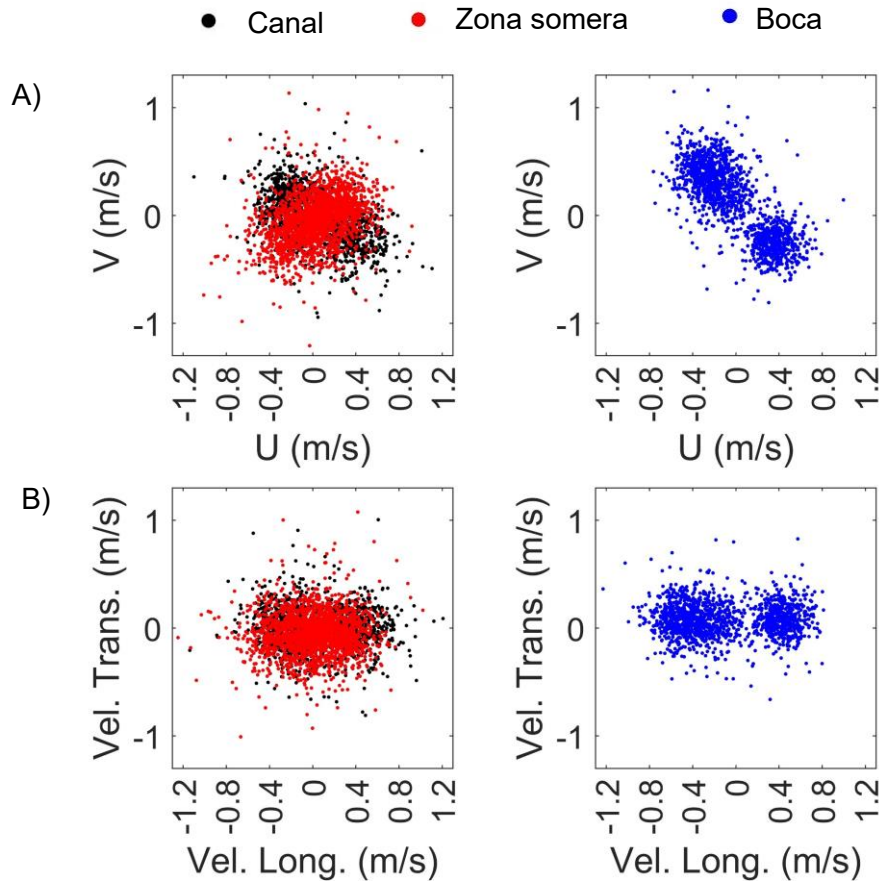


Figura 29. A) Gráfico de dispersión de las componentes U y V de la velocidad por celda en todos los transectos de mediciones durante el ciclo de mareas el 17 y 18 de mayo de 2018. B) Gráfico de dispersión de las velocidades, después del procedimiento de rotación en la dirección preferencial del flujo.

Se observó asimetría en la duración de las corrientes, ya que, en el canal, la llenante duró aproximadamente una hora más que la vaciante (Tabla 19). En la zona somera sucedió lo opuesto, ya que la vaciante fue 1.3 horas más tardada que la llenante; en tanto que, en la boca, la vaciante duró aproximadamente 2.4 horas más que la llenante.

Tabla 19. Duración y magnitud del flujo durante un ciclo de mareas en la temporada de secas de 2018 (mayo de 2018).

	Duración (h)			Volumen intercambiado ($\times 10^6 \text{ m}^3$)		
	Canal	Zona somera	Boca	Canal	Zona somera	Boca
Llenante	12.3	11.2	10.8	2.0911	2.8338	3.3055
Vaciante	11.3	12.5	13.2	-1.0498	-2.3645	-3.6302
Ciclo	23.6	23.7	24.0	1.0413	0.4693	-0.3247

También se observó asimetría en las velocidades de corriente en el canal, ya que éstas fueron más intensas durante la llenante. En la zona somera y en la boca, las velocidades promedio máximas fueron similares en la vaciante y la llenante.

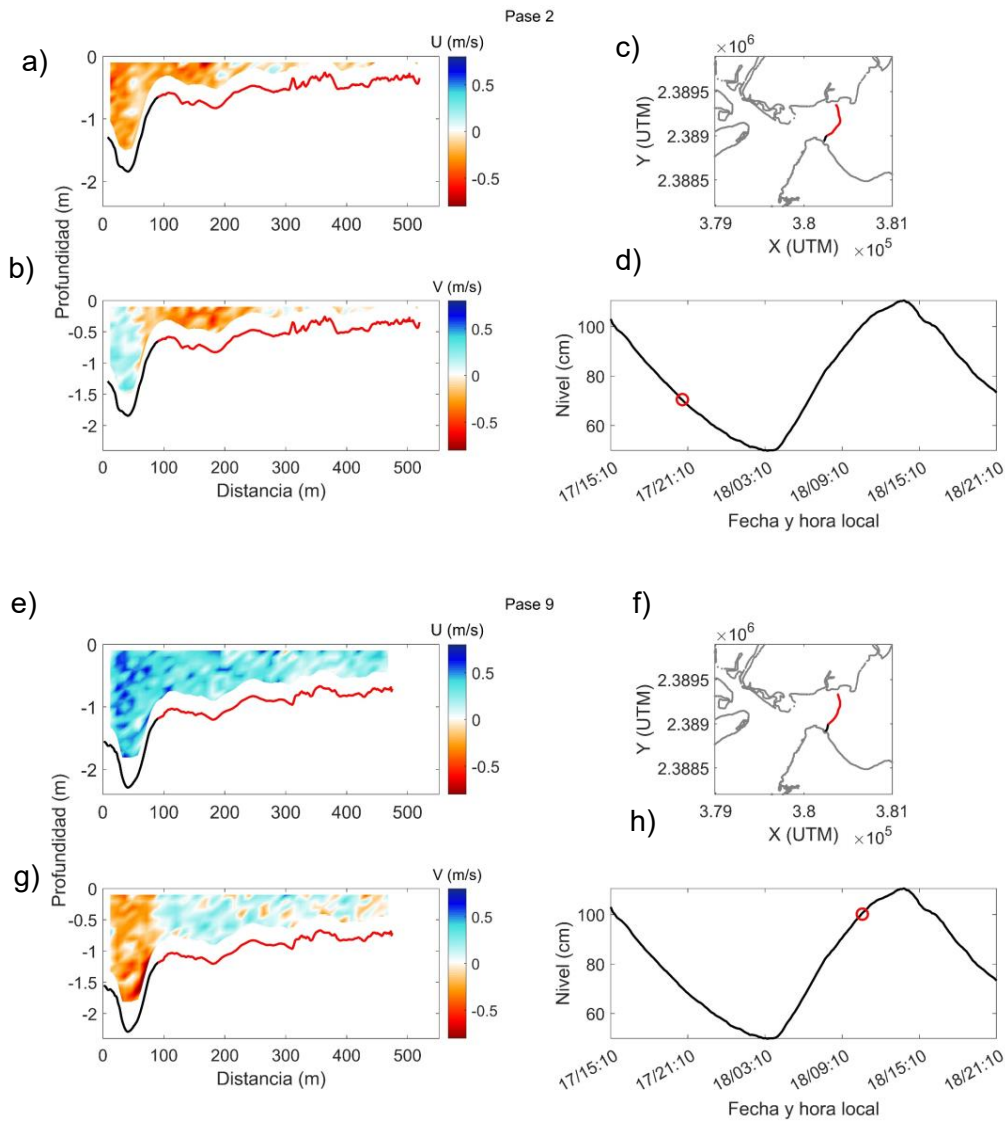


Figura 30. Velocidad de las corrientes medidas en la campaña durante la temporada de secas de 2018 (mayo de 2018) a lo largo del transecto de entrada a la Laguna cuya localización se muestra en los mapas (c,f); componente u (E-O) y v (N-S) en distintos momentos de la llenante (a,b) y vaciante (e,g) de la marea. Los mapas (c,f) muestran el transecto de mediciones líneas negra (canal) y roja (bajo) y la dirección preferencial de los flujos con líneas del mismo color. El momento de la marea de los resultados mostrados a la izquierda se indica con un círculo rojo sobre la línea negra, que es el nivel del agua medido con el CTD diver anclado en la cuenca de Río Lagartos, la más cercana a la boca (d,h).

Como resultado de las asimetrías en el flujo y de su variación entre zonas, el sentido y magnitud de la corriente residual también fue distinto, siendo positiva y de mayor magnitud en el canal y negativas en la boca y zona somera.

Aunque en cada fase siempre fluyó más agua por la boca, el volumen de flujo neto en esta campaña fue mayor en el canal. Asimismo, es de notarse que el volumen de flujo neto en la zona somera fue positivo, aunque el residual de velocidad fue negativo. Esto, debido a que el área en esta sección fue mayor durante la llenante, que durante la vaciante.

A partir de las variaciones del nivel del mar (Figura 31C) puede verse que hubo asimetría en las mareas, siendo que la duración de la creciente fue más corta que la de la decreciente durante el periodo de mediciones. Asimismo, la amplitud de la marea fue la mayor de todas las campañas (aunque muy similar a la de la época de Nortes); lo que se refleja en mayores amplitudes de los constituyentes armónicos (Tabla 20). Por su parte, el valor del residual fue ligeramente menor que el observado en la campaña de febrero, lo que también se tradujo en un menor volumen de importación de agua hacia el interior de la laguna, a través del canal.

Tabla 20. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes promedio en cada pase (campaña durante la temporada de secas de 2018, mayo de 2018).

	Residual	Alfa (ángulo de rotación)	Amplitudes (m/s)			Fases en radianes (fases en horas)		
			K ₁	M ₂	SK ₃	K ₁	M ₂	SK ₃
Canal 1	0.0756	-28.07	0.4141	0.0923	0.0694	3.0656 (11.68)	1.4280 (2.82)	0.9465 (1.87)
Zona somera	-0.0162	32.16	0.3018	0.1071	0.0877	2.9773 (11.34)	1.6126 (3.19)	1.3204 (2.61)
Boca	-0.0410	-47.01	0.5484	0.0808	0.0836	-3.1044 (-11.83)	0.2465 (0.48)	1.2971 (1.65)

En esta campaña, el viento fue del Noreste al inicio de la campaña (19 horas del 17 de mayo) y fue rotando su dirección en el sentido de las manecillas del reloj, hasta convertirse en viento del sureste, al final de la vaciante. Conforme el viento cambiaba de dirección, también disminuía su rapidez. Se mantuvo así por algunas horas y, hacia la mitad del periodo de llenante su dirección cambió a NE, incrementándose también la rapidez. Desde el final de la llenante y hasta el término de las mediciones, el viento fue del Este.

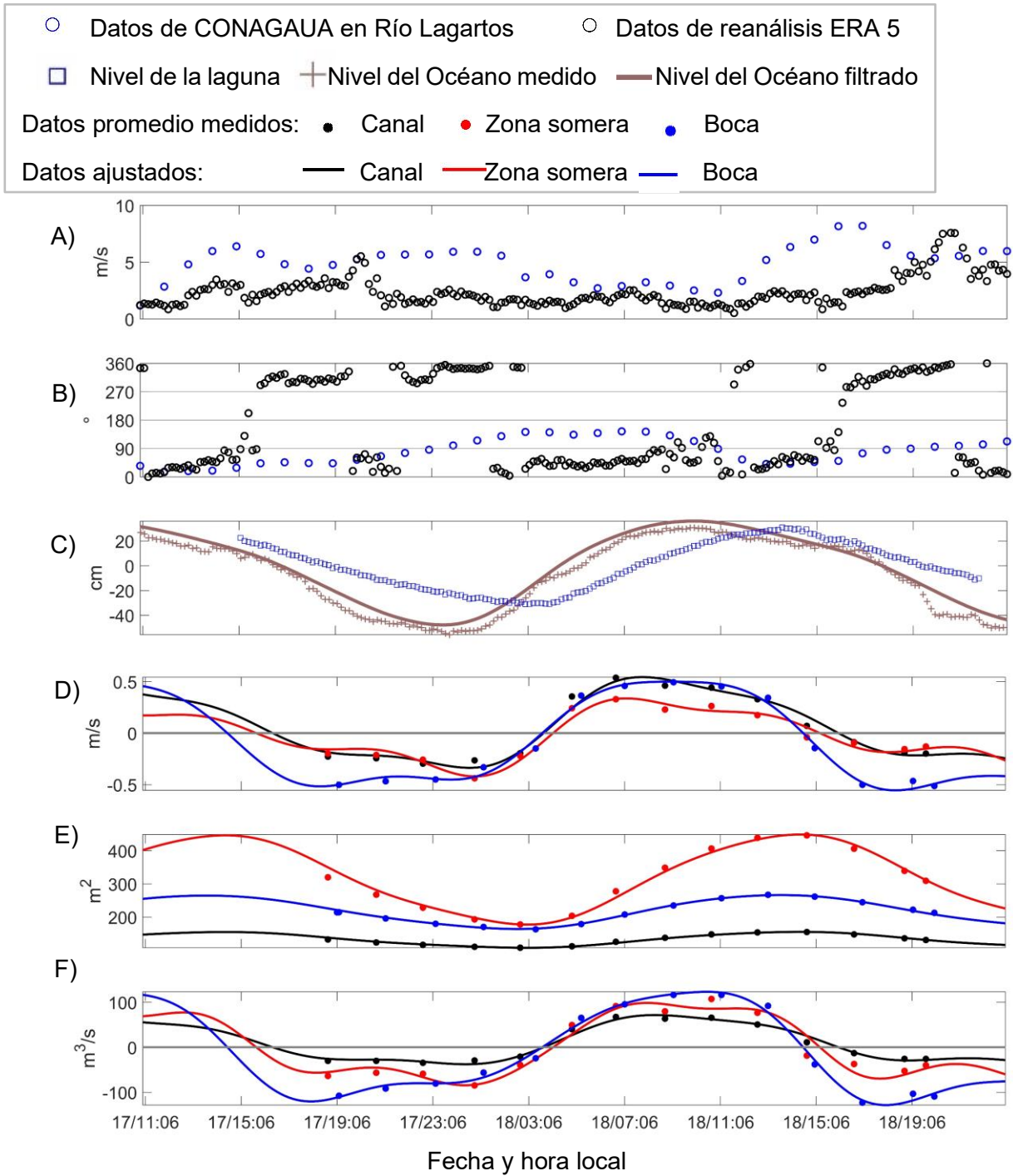


Figura 31. Viento, nivel del agua, corrientes, área y volumen de flujo instantáneos el 16 y 17 de mayo de 2018. A) Rapidez del viento (m/s) tomada de la estación meteorológica automática de la CONAGUA, en Río Lagartos y de datos de reanálisis ERA 5. B) Dirección del viento (°). C) Nivel de la laguna y el océano. D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m³/s).

II. Campaña de secas de 2019 (mayo de 2019)

Durante esta última campaña las mediciones no se realizaron a lo largo de todo el transecto, sino que fueron mediciones con mayor resolución temporal, pero puntuales en el canal, donde se instaló un correntímetro a media agua y un CTD fijo en el fondo como se mencionó en la metodología (sección 4.3.3).

En esta campaña se midieron dos fases de vaciante y una de llenante. Las velocidades máximas en ambos periodos de vaciante fueron similares y cercanas a -0.3 m/s; en tanto que, en la fase de llenante, fueron de 0.2 m/s, observándose una ligera asimetría en las velocidades entre el flujo y el reflujo (Figura 32).

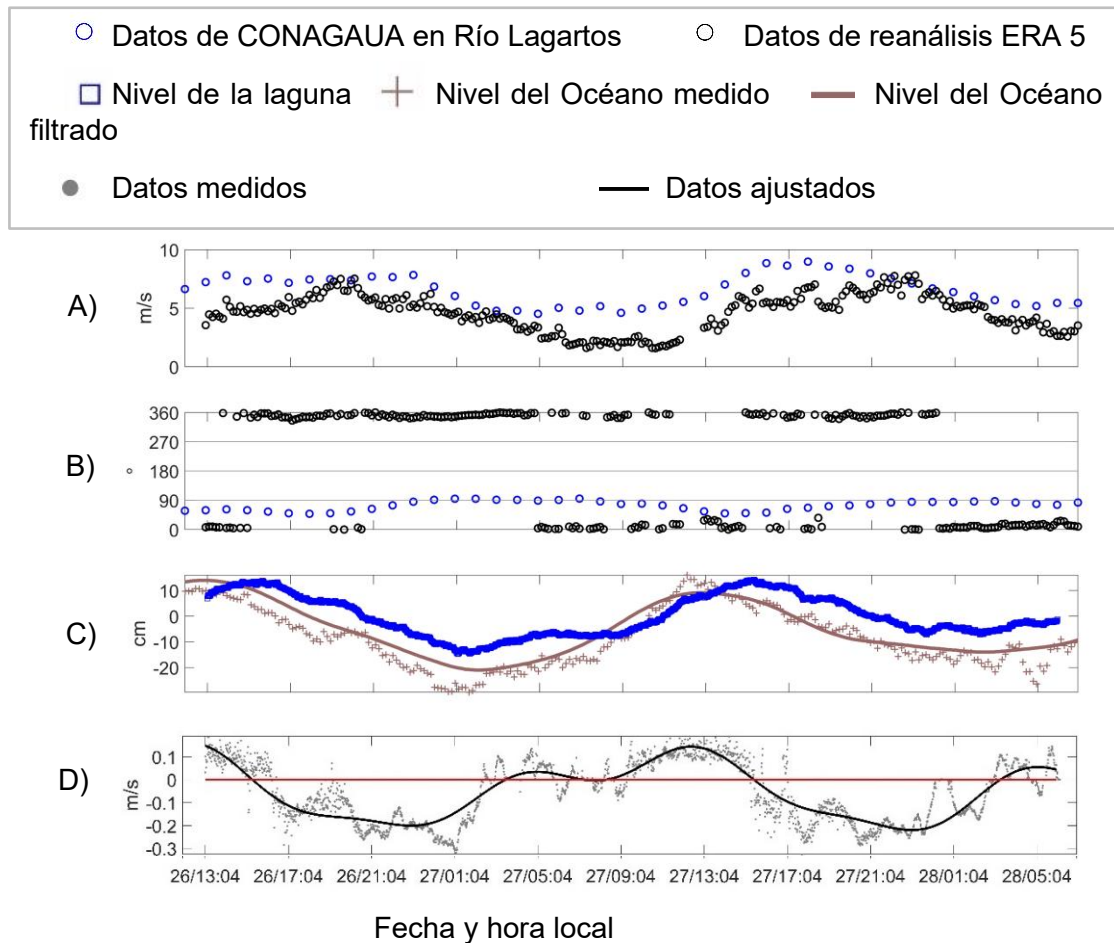


Figura 32. Viento, corrientes y nivel del agua durante el ciclo de marea medido del 26 al 28 de mayo de 2019. A) Rapidez del viento (m/s) B) Dirección del viento (°). C) Nivel del agua de la laguna y el océano.⁸ D) Velocidad de la corriente en dirección del máximo flujo. E) Área de sección transversal. F) Flujo instantáneo (m^3/s).

⁸ Los datos del nivel de la laguna se presentan restándole el promedio de los datos medidos durante el periodo mostrado. Los del nivel del mar, restando el promedio durante todo el año de mediciones.

La primera vaciante inició aproximadamente 20 minutos antes de registrarse el máximo de nivel en la laguna con el sensor de CTD que estaba anclado debajo del correntímetro (Nivel máximo 1 (Tabla 21). La transición a la fase de llenante ocurrió aproximadamente 1.7 horas después de que se midiera el nivel mínimo mientras que la transición a la vaciante ocurrió pocos minutos después de detectarse el nivel máximo (Tabla 21).

Tabla 21. Fecha y hora (día/hh:mm) de momentos de interés* en la campaña de mayo de 2019.

Nivel máximo 1	Nivel mínimo 1	Nivel máximo 2	Nivel mínimo 2	Inicio reflujos 1	Cambio de vaciante 1 a llenante	Cambio de llenante a vaciante 2	Fin de vaciante 2
26/15:41	27/01:43	27/15:21	28/05:22	26/15:22	27/03:30	27/15:28	28/03:21

*Utilizando la velocidad obtenida por ajuste armónico.

Atendiendo a los datos medidos directamente del correntímetro, el primer periodo de vaciante tuvo una duración 2.7 horas menor que el de llenante; en tanto que el segundo periodo de vaciante tuvo una duración 1.2 horas menor que la llenante. (Tabla 22).

Tabla 22. Duración de las vaciantes y la llenante en las mediciones durante ciclos de mareas, efectuadas en mayo de 2019.

Campaña	Duración de la vaciante (h)	Duración de la llenante (h)
RL1905	12.10 ^{1a}	12.00 ¹
	11.86 ^{1b}	
	10.13 ^{2a}	12.89 ²
	11.69 ^{2b}	

¹Datos obtenidos por ajuste por mínimos cuadrados utilizando las componentes K_1 , M_2 y SK_3 , utilizando la serie completa. ²Datos obtenidos a partir de los datos medidos en el canal, en el periodo considerado, después del procedimiento de limpieza. ^aCiclo 1: periodo que incluye a la vaciante 1 (reflujo 1) y la llenante (flujo). ^bCiclo 2: periodo que incluye a la llenante y la vaciante 2 (reflujo 2).

A partir del ajuste armónico es posible ver que las amplitudes de los armónicos fueron las menores de todas las campañas (Tabla 23), lo que se debe a una menor amplitud de la marea durante esta campaña (la amplitud de la marea fue la segunda menor). Por su parte, la duración de la llenante y las vaciantes es similar en ambos ciclos (Tabla 22). No obstante, las velocidades en el periodo de flujo fueron menores y su dirección se invirtió varias veces, especialmente durante la primera mitad; por lo que, tanto la velocidad residual, como el volumen de agua intercambiado durante el ciclo, indican salida de agua de la laguna.

Entre los factores que pudieron ser importantes en determinar las condiciones que dieron lugar a los residuales de salida se encuentra el viento (Figura 32), el cual de acuerdo con los datos del modelo ERA5 fue predominantemente del Este durante toda la campaña, pero que en los datos medidos tuvo una dirección del Norte. Esto último no es lo esperable para

la campaña de mayo, por lo que es posible que hubiera un problema con la estación meteorológica.

Tabla 23. Resultados del análisis armónico aplicado a la serie de tiempo de corrientes (campaña de mayo de 2019).

Residual	Alfa (ángulo de rotación)	Amplitudes (m/s)			Fases en radianes (fases en horas) ¹		
		K ₁	M ₂	SK ₃	K ₁	M ₂	SK ₃
-0.041 ¹	-38°	0.1446	0.0406	0.0402	2.7019 (10.29)	-0.1067 (-0.21)	1.7937 (2.28)
-0.044 ^{2,a}							
-0.0408 ^{2,b}							

¹Datos obtenidos por ajuste por mínimos cuadrados utilizando las componentes K₁, M₂ y SK₃, aplicado a la serie completa. ²Datos obtenidos a partir de los datos medidos en el canal, en el periodo considerado, después del procedimiento de limpieza. En esta aproximación, la velocidad residual se obtuvo como la velocidad promedio en el periodo considerado. ^aCiclo 1: periodo que incluye a la vaciante 1 y la llenante. ^bCiclo 2: periodo que incluye a la llenante y la vaciante 2.

4.4.3 Intercambios de microplásticos entre la laguna y el océano

Como resultado de la temporada de lluvias, en septiembre de 2017 (Figura 33), se colectaron 7 fibras en el periodo de la llenante y 18 fibras y un fragmento durante la vaciante. El número de piezas colectada fue relativamente pequeño, lo que puede deberse a que la ubicación de la red fue al norte de la laguna, en la porción somera, en donde las corrientes eran menores. Debido a esto, en las campañas subsecuentes se modificó la ubicación de la red de colecta hacia el canal.

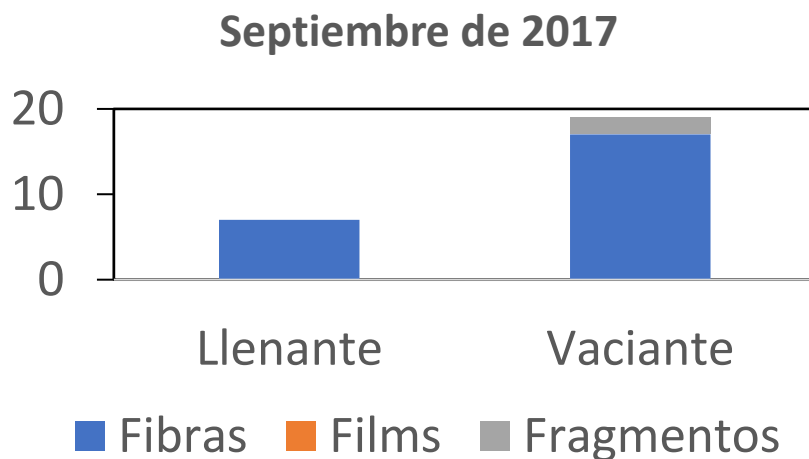


Figura 33. Microplásticos colectados (número de piezas) durante un ciclo de mareas (septiembre de 2017).

Es de destacarse que, aun cuando las velocidades de corriente fueron pequeñas en esa zona, se recuperaron más microplásticos durante la vaciante que durante la llenante, lo que podría ser causado por una mayor concentración de microplásticos en la laguna, con

respecto al océano, así como a la influencia del viento, predominantemente del este en esta campaña.

En la temporada de Nortes, durante la campaña de febrero de 2018 (Figura 34), habiendo cambiado el sitio de muestreo de microplásticos hacia el canal, se recuperaron 39 partículas en la llenante y 54 en la vaciante. La cantidad de partículas recuperadas en esta campaña fue varias veces mayor que las que se recuperaron en septiembre de 2017. Es de notar que, en el periodo de vaciante, se recuperaron cerca de un 50 % más de partículas que en la llenante. La mayor parte de las partículas colectadas fueron las fibras, seguida de los fragmentos; en tanto que los films sólo se colectaron en la vaciante.

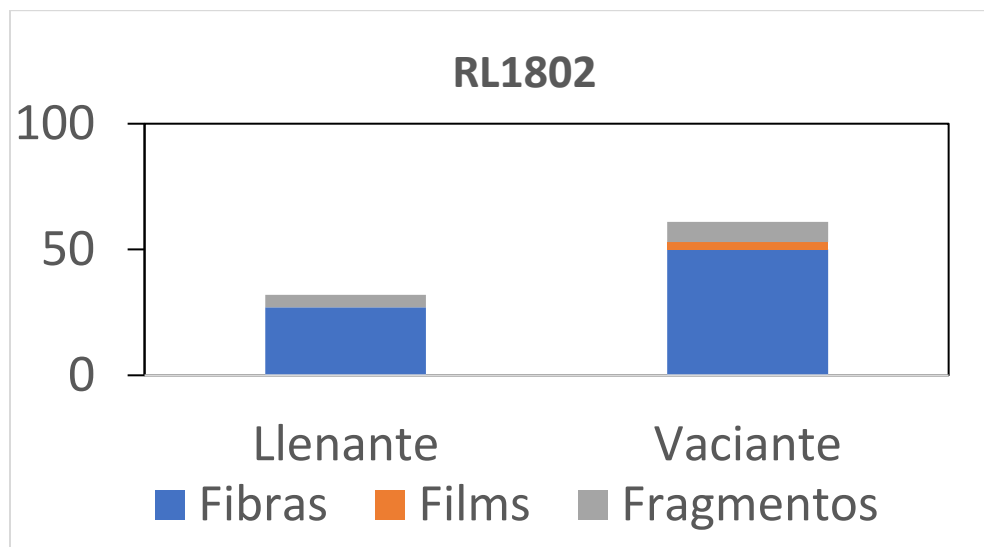


Figura 34. Microplásticos colectados (número de piezas) durante un ciclo de mareas (febrero de 2018).

Como resultado de la época de secas, en mayo de 2019 (Figura 35) se colectó la mayor cantidad de partículas, siendo en su mayoría fibras, en segundo lugar, fragmentos, seguidos de films, colectados únicamente en las vaciantes. Esta campaña se realizó poco después de las vacaciones de primavera, en donde existe un aumento de actividades turísticas en la laguna, lo que podría también incrementar las concentraciones de microplásticos en el sitio. Además, el viento fue predominantemente del Este, lo que pudo contribuir al transporte de material flotante hacia el oeste, facilitando su colecta en la red.

El viento, en conjunto con las inversiones de corriente que se dieron durante la primera parte de la llenante, puede también explicar por qué existe un menor porcentaje de diferencia entre las partículas colectadas en la llenante y vaciante, comparando con las campañas previas. A su vez, la mayor duración del segundo refluo podría explicar por qué se colectaron más microplásticos en éste, con respecto al primero.

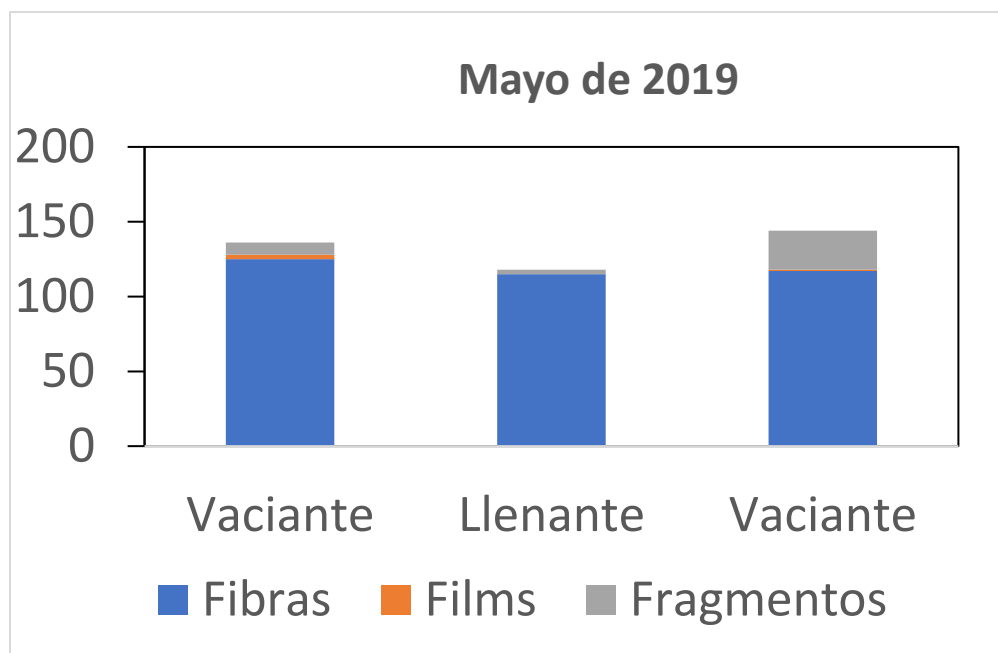


Figura 35. Microplásticos colectados (número de piezas) durante un ciclo de mareas (mayo de 2019).

De los resultados anteriores puede verse que las fibras fueron la forma más común de microplásticos que se colectó, encontrándose tanto en la vaciante, como en la llenante de las tres campañas. Esto es un reflejo de su gran movilidad, comparada con la de otras formas de microplásticos. En segundo lugar de abundancia se encontraron los fragmentos, que también fueron colectados en ambos momentos de marea, en todas las campañas. En último lugar se encuentran las películas plásticas (films), que sólo se colectaron durante la vaciante, en las campañas de febrero de 2018 y mayo de 2019.

Que se haya podido recuperar fibras, fragmentos y films durante las vaciantes, así como su mayor abundancia en esta fase, aporta evidencia de que estas partículas pueden exportarse al océano durante ciclos de mareas, lo que podría incrementar su concentración en la zona costera y, a su vez, funcionar como mecanismo de limpieza de la laguna. No obstante, esta vía de salida podría no ser suficiente para disminuir, de forma significativa, las concentraciones de films y fragmentos en el sedimento de laguna, dado que, durante el periodo de estudio, no se encontraron diferencias significativas entre campañas.

Con las fibras, la evidencia sugiere que sí pueden exportarse al océano, de forma que las concentraciones de éstas varíen de una estación a otra. Algunas razones para esto es la mayor salinidad (y mayor densidad) que se observó entre una campaña y otra, así como la disminución del nivel del agua en la laguna. La cual, sumada a los eventos de viento del Norte, podrían contribuir a la resuspensión de sedimentos y, por tanto, a la movilización de los microplásticos que se encuentren depositados en el fondo.

No obstante, es importante tener en cuenta que los resultados presentados en este capítulo no pueden generalizarse a otras lagunas, ya que tanto las fuentes de microplásticos como el balance hídrico pueden ser muy distintos, incluso en lagunas dentro de la misma región.

4.5 Conclusiones

- Se observó importación de agua por el canal hacia la laguna en los ciclos en los que la amplitud de la marea fue mayor (≥ 0.39 m), siendo esta ligeramente mayor cuando el viento fue más intenso y del norte.
- Se observó exportación de agua a través del canal, en los ciclos de marea en los que la amplitud de esta fue menor (≤ 0.23 m), con un residual mayor de velocidad cuando el nivel del mar fue menor.
- La laguna puede exportar fibras, films y fragmentos de microplásticos al océano durante un ciclo de mareas, independientemente de la dirección neta del flujo de agua.
- Los intercambios de microplásticos entre la laguna y el océano pueden ser altamente variables, en función de la presencia de estas partículas en el sedimento y las condiciones meteorológicas y de nivel observadas en el sitio.
- La boca de Río Lagartos tuvo un balance hídrico negativo (de exportación) de agua al océano en las dos estaciones medidas (Nortes y secas de 2018).

4.6 Referencias del capítulo

Albrecht, N., Vennell, R., 2007. Tides in two constricted New Zealand lagoons. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 41, 103–118. <https://doi.org/10.1080/00288330709509899>

Cravo, A., Cardeira, S., Pereira, C., Rosa, M., Madureira, M., Rita, F., Luís, J., Jacob, J., 2013. Nutrients and particulate matter exchanges through the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *J. Coast. Res.* 165, 1999–2004. <https://doi.org/10.2112/si65-338.1>

Duran-Matute, M., Gerkema, T., 2015. Calculating residual flows through a multiple-inlet system: the conundrum of the tidal period. *Ocean Dyn.* 65, 1461–1475. <https://doi.org/10.1007/s10236-015-0875-1>

Fabião, J.P.F., Rodrigues, M.F.G., Fortunato, A.B., Jacob, J.M.Q. de B., Cravo, A.M.F., 2016. Water exchanges between a multi-inlet lagoon and the ocean: the role of forcing mechanisms. *Ocean Dyn.* 66, 173–194. <https://doi.org/10.1007/s10236-015-0918-7>

Kjerfve, B., Magill, K.E., 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Mar. Geol.* [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(89\)90097-2](https://doi.org/10.1016/0025-3227(89)90097-2)

Lwiza, K.M.M., Bowers, D.G., Simpson, J.H., 1991. Residual and tidal flow at a tidal mixing front in the North Sea. *Cont. Shelf Res.* [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(91\)90041-4](https://doi.org/10.1016/0278-4343(91)90041-4)

McDougall, Trevor J.; Barker, P.M., 2011. Getting started with TEOS-10 and the Gibbs Seawater (GSW) Oceanographic Toolbox. *Scor/lapso Wg127*.

Murphy, P.L., Valle-Levinson, A., 2008. Tidal and residual circulation in the St. Andrew Bay system, Florida. *Cont. Shelf Res.* 28, 2678–2688. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.003>

- Nidzieko, N.J., Ralston, D.K., 2012. Tidal asymmetry and velocity skew over tidal flats and shallow channels within a macrotidal river delta. *J. Geophys. Res. Ocean.* 117, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2011JC007384>
- Salas-de-León, D.A., Monreal-Gómez, M.A., Salas-Monreal, D., Riveron-Enzastiga, M.L., Sánchez-Santillan, N.L., 2006. Inter-annual sea level variability in the southern Gulf of Mexico (1966-1976). *Geophys. Res. Lett.* 33. <https://doi.org/10.1029/2006GL025832>
- Smith, N.P., 1994. Water, salt and heat balance of coastal lagoons. *Coast. lagoon Process.*
- SonTek, 2014. RiverSurveyor S5 and M9 System Manual, Firmware Version 3.80 191.
- Sylaios, G.K., Tsihrintzis, V.A., Akrotos, C., Tsikliras, A.C., Haralambidou, K., 2005. Exchange dynamics through the mouth of a coastal lagoon. *J. Mar. Environ. Eng.* 8, 1–19.
- Tenorio-Fernandez, L., Gomez-Valdes, J., Marino-Tapia, I., Enriquez, C., Valle-Levinson, A., Parra, S.M., 2016. Tidal dynamics in a frictionally dominated tropical lagoon. *Cont. Shelf Res.* <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.12.008>
- Tenorio-Fernandez, L., Valle-Levinson, A., Gomez-Valdes, J., 2018. Subtidal hydrodynamics in a tropical lagoon: A dimensionless numbers approach. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 200, 449–459. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.037>
- Valle-Levinson, A., 2022. Introduction to Estuarine Hydrodynamics, Introduction to Estuarine Hydrodynamics. <https://doi.org/10.1017/9781108974240>
- Valle-Levinson, A., 2021. Dynamics-based classification of semienclosed basins. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 46, 101866. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101866>
- Valle-Levinson, A., Enriquez, C., Mariño, I., 2021. Competition Between Atmospheric and Tidally Attenuated Forcing in an Elongated Coastal Lagoon. *Estuaries and Coasts.* <https://doi.org/10.1007/s12237-021-00947-w>
- Vermeiren, P., Muñoz, C.C., Ikejima, K., 2016. Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.002>
- Winant, C.D., 2007. Three-dimensional tidal flow in an elongated, rotating basin. *J. Phys. Oceanogr.* 37, 2345–2362. <https://doi.org/10.1175/JPO3122.1>
- Zavala-Hidalgo, J., Morey, S.L., O'Brien, J.J., 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *J. Geophys. Res. Ocean.* 108, 1–19. <https://doi.org/10.1029/2003jc001879>
- Zhang, W., Cao, Y., Zhu, Y., Zheng, J., Ji, X., Xu, Y., Wu, Y., Hoitink, A.J.F., 2018. Unravelling the causes of tidal asymmetry in deltas. *J. Hydrol.* 564, 588–604. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.023>
- Zoidou, M., Kokkos, N., Sylaios, G., 2022. Dynamics of Water, Salt, and Nutrients Exchange at the Inlets of Three Coastal Lagoons. *J. Mar. Sci. Eng.* 10. <https://doi.org/10.3390/jmse10020205>

5 Apéndice I. Errores asociados a la determinación visual de microplásticos, según el tamaño y la forma

MUESTRA	FORMA DE MICROPLÁSTICO	TAMAÑO CONSIDERADO (µM)	MICROPLÁSTICOS OBTENIDOS POR INSPECCIÓN VISUAL	MICROPLÁSTICOS CONFIRMADOS POR CARACTERIZACIÓN ESPECTROSCÓPICA	ERRORES EN LA IDENTIFICACIÓN VISUAL	REFERENCIA	
AGUA	Fibra	N.A.	273.3 % ^a	N.A.	Sobreestimación de las fibras	Kotar et al. (2022)	
	Fragmento	N.A.	37.4 % ^a	N.A.	Subestimación de los fragmentos		
	Esfera	N.A.	99.8 % ^a	N.A.	No apreciables		
		>500 µm	125.8 % ^a				
		212-500 µm	122.3 % ^a				
		20-212 µm	79.9 % ^a				
SEDIMENTO DE PLAYA		1-20 µm	31.9 % ^a			(Song et al., 2015)	
		>500 µm	125.8 % ^a				
	Fragmentos	N.A.	152 ^b	1192 ^b	Se subestiman los fragmentos (p<0.05)		
	Fibras	N.A.	29 ^b	8 ^b	Se sobreestiman las fibras (p<0.05)		
	Hojas (films)	N.A.	0 ^b	0 ^b	Sin diferencias significativas entre métodos		
	Espumas	N.A.	631 ^b	1521 ^b			
	Microplásticos totales	N.A.	812 ^b	2700 ^b			
AGUA DE MAR	Fragmentos	<50	50 ^{b,c}	100 ^{b,c}	Se subestiman los fragmentos (p<0.01)		
		50-100	60 ^{b,c}	70 ^{b,c}	Sin diferencias significativas entre métodos		
		100-200	18 ^{b,c}	25 ^{b,c}			
		200-500	5 ^{b,c}	10 ^{b,c}			
		500-1000	1 ^{b,c}	1 ^{b,c}			
		>1000	0 ^{b,c}	0 ^{b,c}			
		Fibras	<50	0 ^{b,c}	0 ^{b,c}		Sin diferencias significativas entre métodos
		50-100	0 ^{b,c}	0 ^{b,c}			
	100-200	0.3 ^{b,c}	0 ^{b,c}				

	200-500	2 ^{b,c}	1 ^{b,c}	Se sobreestiman las fibras (p<0.05)
	500-1000	3 ^{b,c}	2 ^{b,c}	
	>1000	6 ^{b,c}	2 ^{b,c}	Se sobreestiman las fibras (p<0.01)
Hojas (Films)	<50	Menores a 0.2 ^{b,c}	0 ^{b,c}	Sin diferencias significativas entre métodos
	50-100			
	100-200			
	200-500			
	500-1000			
>1000				
Espumas	<50	Menores a 0.1 ^{b,c}	Menores a 0.3 ^{b,c}	Sin diferencias significativas entre métodos
	50-100			
	100-200			
	200-500			
	500-1000			
	>1000			

^aPorcentajes de recuperación. ^bConcentraciones reportadas como partículas/L. ^cDatos aproximados a partir de las gráficas presentadas en el documento.

Referencias

Kotar, S., McNeish, R., Murphy-Hagan, C., Renick, V., Lee, C.F.T., Steele, C., Lusher, A., Moore, C., Minor, E., Schroeder, J., Helm, P., Rickabaugh, K., De Frond, H., Gesulga, K., Lao, W., Munno, K., Thornton Hampton, L.M., Weisberg, S.B., Wong, C.S., Amarpuri, G., Andrews, R.C., Barnett, S.M., Christiansen, S., Cowger, W., Crampond, K., Du, F., Gray, A.B., Hankett, J., Ho, K., Jaeger, J., Lilley, C., Mai, L., Mina, O., Lee, E., Primpke, S., Singh, S., Skovly, J., Slifko, T., Sukumaran, S., van Bavel, B., Van Brocklin, J., Vollnhals, F., Wu, C., Rochman, C.M., 2022. Quantitative assessment of visual microscopy as a tool for microplastic research: Recommendations for improving methods and reporting. *Chemosphere* 308. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136449>.

Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani, M., Lee, J., Shim, W.J., 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>.

6 Apéndice II. Datos de concentración de microplásticos en el sedimento de la laguna de Río Lagartos

6.1 Campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017)

6.1.1 Estaciones de sedimento subacuático

Latitud	Longitud	Fibras (#/kg ss)	Fragmentos (#/kg ss)	Films (#/kg ss)	MP Totales (#/kg ss)
21.57418	-88.23051	9.00	6.81	0.00	15.81
21.56741	-88.2281	220.10	83.09	24.93	328.12
21.58055	-88.19872	2.30	0.00	0.00	2.30
21.59532	-88.17039	0.00	0.00	0.00	0.00
21.60327	-88.15589	272.10	24.10	16.10	312.30
21.60132	-88.1619	66.90	253.77	3.68	324.35
21.59642	-88.14636	59.10	135.23	3.65	197.99
21.60791	-88.13542	0.00	0.00	0.00	0.00
21.60292	-88.09531	0.00	0.00	0.00	0.00
21.59314	-88.05618	165.90	35.80	15.91	217.61
21.58978	-88.0387	21.50	4.23	4.23	29.96
21.584964	-88.0179	0.00	0.00	0.00	0.00
21.5819	-87.95472	8.70	11.22	0.00	19.92
21.55825	-87.92226	0.00	0.00	3.79	3.79
21.56829	-87.90118	45.90	4.43	0.00	50.33
21.55955	-87.83836	0.00	0.00	0.00	0.00
21.55738	-87.83549	36.80	4.12	0.00	40.92
21.53516	-87.79087	4.40	0.00	0.00	4.40
21.51825	-87.77276	19.00	16.52	0.00	35.52
21.50823	-87.72479	28.90	0.00	0.00	28.90
21.50212	-87.6917	14.20	7.12	0.00	21.32
21.51189	-87.68555	133.40	20.66	37.88	191.94
21.49494	-87.67537	29.70	0.00	0.00	29.70
21.50464	-87.66167	62.80	0.00	0.00	62.80
21.50527	-87.6348	0.00	0.00	0.00	0.00
21.48793	-87.64357	14.00	0.00	0.00	14.00
21.4907	-87.5977	0.00	0.00	0.00	0.00

6.1.2 Estaciones de sedimento de playa

Latitud	Longitud	Fibras (#/kg ss)	Fragmentos (#/kg ss)	Films (#/kg ss)	MP Totales (#/kg ss)
21.58157	-88.23199	27.00	0.00	0.00	27.00
21.57472	-88.24063	47.80	0.00	6.93	54.73
21.61338	-88.17733	18.10	9.24	0.00	27.34
21.60132	-88.1619	0.00	60.75	0.00	60.75
21.59642	-88.14636	12.93	64.72	0.00	77.66
21.59314	-88.05618	21.95	6.35	0.00	28.30
21.58978	-88.0387	15.04	10.04	0.00	25.08
21.58496	-88.0179	12.70	6.87	0.00	19.57
21.55825	-87.92226	21.57	0.00	0.00	21.57
21.55955	-87.83836	0.00	0.00	0.00	0.00
21.55738	-87.83549	19.97	0.00	0.00	19.97
21.53516	-87.79087	19.70	0.00	0.00	19.70
21.49494	-87.67537	0.00	0.00	0.00	0.00
21.50464	-87.66167	0.00	0.00	0.00	0.00
21.50527	-87.6348	0.00	0.00	0.00	0.00

6.2 Campaña durante la temporada de Nortes (febrero de 2018)

6.2.1 Estaciones de sedimento subacuático

Latitud	Longitud	Fibras (#/kg ss)	Fragmentos (#/kg ss)	Films (#/kg ss)	MP Totales (#/kg ss)
21.57407	-88.23057	0.00	25.90	0.00	25.90
21.56744	-88.22819	56.30	81.80	10.10	148.20
21.59229	-88.18396	0.00	0.00	0.00	0.00
21.5954	-88.17046	21.60	0.00	0.00	21.60
21.60325	-88.15558	109.00	31.30	13.40	153.70
21.59949	-88.15713	13.70	105.50	38.70	157.90
21.6012	-88.16186	3.30	105.20	0.00	108.50
21.59641	-88.14634	0.00	102.80	0.00	102.80
21.60292	-88.13523	0.00	0.00	0.00	0.00
21.60292	-88.09537	0.00	0.00	0.00	0.00
21.59317	-88.05616	56.50	24.80	3.50	84.80
21.58964	-88.03878	17.70	0.00	0.00	17.70
21.58419	-88.01739	7.50	0.00	0.00	7.50
21.58166	-87.95506	0.00	0.00	0.00	0.00
21.55857	-87.92203	22.60	4.30	4.30	31.20
21.56869	-87.90124	20.90	0.00	0.00	20.90
21.55954	-87.83885	20.90	0.00	3.80	24.70
21.55738	-87.83549	81.30	20.20	0.00	101.50
21.53516	-87.79075	81.20	3.50	0.00	84.70
21.51394	-87.78628	0.00	0.00	0.00	0.00

21.50821	-87.72478	0.00	0.00	0.00	0.00
21.50211	-87.69169	11.30	0.00	0.00	11.30
21.51194	-87.68556	5.44	20.29	43.96	69.69
21.49494	-87.67537	0.00	8.40	0.00	8.40
21.50497	-87.66161	4.60	0.00	0.00	4.60

6.2.2 Estaciones de sedimento de playa

Latitud	Longitud	Fibras (#/kg ss)	Fragmentos (#/kg ss)	Films (#/kg ss)	MP Totales (#/kg ss)
21.58157	-88.232	0.00	0.00	0.00	0.00
21.57472	-88.24066	0.00	0.00	0.00	0.00
21.61326	-88.17712	0.00	0.00	0.00	0.00
21.6012	-88.16186	0.00	61.00	0.00	61.00
21.59641	-88.14634	0.00	117.88	0.00	117.88
21.59317	-88.05616	8.76	9.71	6.47	24.94
21.58964	-88.03878	0.00	0.00	0.00	0.00
21.58419	-88.01739	9.02	3.34	0.00	12.36
21.55954	-87.83885	5.12	0.00	0.00	5.12
21.55738	-87.83549	0.00	0.00	0.00	0.00
21.53516	-87.79075	57.66	0.00	0.00	57.66
21.51394	-87.78628	5.03	0.00	0.00	5.03
21.50211	-87.69169	22.08	0.00	0.00	22.08
21.49494	-87.67537	0.00	0.00	0.00	0.00
21.50497	-87.66161	41.06	0.00	0.00	41.06

7 Apéndice III. Datos de distribución de tamaño de grano del sedimento de la laguna de Río Lagartos

7.1 Campaña durante la temporada de lluvias (septiembre de 2017)

7.1.1 Estaciones de sedimento subacuático

Latitud	Longitud	%Gravas	%Arenas (total)	%Arenas muy gruesas	%Arenas gruesas	%Arenas medias	%Arenas finas	%Arenas muy finas	%Lodos
21.57418	-88.23051	14.65	84.55	29.11	20.16	7.50	13.83	13.94	0.80
21.56741	-88.2281	11.06	85.13	12.81	11.71	17.15	27.01	16.44	3.82
21.58055	-88.19872	4.85	74.32	2.56	2.64	6.35	56.78	5.99	20.83
21.59532	-88.17039	0.51	62.89	3.97	12.55	15.48	19.93	10.96	36.59
21.60327	-88.15589	8.36	89.33	18.39	15.69	17.25	20.86	17.14	2.31
21.60132	-88.1619	3.79	95.16	4.35	3.74	9.72	38.18	39.18	1.06
21.59642	-88.14636	44.72	53.49	18.59	8.39	8.48	10.97	7.07	1.78
21.60791	-88.13542	11.17	72.05	9.55	14.04	15.41	18.09	14.96	16.79
21.60292	-88.09531	10.35	72.38	6.67	8.24	12.39	23.83	21.24	17.27
21.59314	-88.05618	16.84	81.31	15.11	13.47	15.37	25.72	11.64	1.85
21.58978	-88.0387	0.00	76.67	2.22	7.42	21.69	31.18	14.15	23.33
21.58496	-88.0179	13.83	77.66	16.07	10.34	13.02	20.42	17.82	8.51
21.5819	-87.95472	25.98	73.91	37.03	20.46	8.58	5.28	2.55	0.11
21.55825	-87.92226	25.22	66.83	10.47	9.87	13.63	19.01	13.85	7.95
21.56829	-87.90118	15.29	82.15	21.66	14.24	20.48	17.66	8.11	2.57
21.55955	-87.83836	13.61	84.18	17.28	20.25	26.37	13.87	6.41	2.21
21.55738	-87.83549	4.46	80.99	14.91	21.23	19.84	18.71	6.30	14.56
21.53516	-87.79087	3.57	85.75	13.39	13.16	17.12	26.37	15.72	10.68
21.51825	-87.77276	0.00	76.42	2.98	18.90	30.17	19.28	5.09	23.58
21.50823	-87.72479	40.35	54.59	23.33	12.33	7.83	6.91	4.20	5.06
21.50212	-87.6917	18.75	78.25	17.61	14.18	18.18	20.49	7.79	3.00
21.51189	-87.68555	32.38	66.81	19.59	11.95	16.12	14.50	4.64	0.81

21.49494	-87.67537	2.88	88.84	20.19	13.13	17.59	26.25	11.67	8.28
21.50464	-87.66167	18.91	77.73	21.47	11.99	10.26	17.66	16.35	3.37
21.50527	-87.6348	0.71	72.95	0.74	7.40	24.91	30.95	8.94	26.34
21.48793	-87.64357	5.42	66.21	0.86	3.07	7.01	26.72	28.54	28.38
21.4907	-87.5977	0.00	42.39	0.06	1.28	8.01	17.33	15.71	57.61

7.1.2 Estaciones de sedimento de playa

Latitud	Longitud	%Gravas	%Arenas	%Arenas muy gruesas	%Arenas gruesas	%Arenas medias	%Arenas finas	%Arenas muy finas	%Lodos
21.58157	-88.23199	1.68	98.32	4.65	48.03	41.31	4.14	0.19	0.00
21.57472	-88.24063	7.59	92.40	4.84	14.06	23.57	41.53	8.39	0.01
21.61338	-88.17733	0.10	99.87	1.59	8.08	32.27	53.11	4.82	0.04
21.60132	-88.1619	11.68	88.22	42.30	23.97	18.94	2.92	0.09	0.10
21.59642	-88.14636	32.09	66.82	7.73	4.73	12.70	36.82	4.84	1.10
21.59314	-88.05618	20.31	79.60	15.63	29.21	27.00	6.34	1.43	0.09
21.58978	-88.0387	32.21	65.29	1.61	4.24	9.83	27.65	21.96	2.50
21.58496	-88.0179	46.01	53.88	24.31	9.61	15.47	4.14	0.35	0.11
21.55825	-87.92226	41.42	58.58	25.87	20.16	10.95	1.31	0.29	0.00
21.55955	-87.83836	0.92	99.07	7.91	33.15	51.22	6.41	0.39	0.01
21.55738	-87.83549	9.69	89.60	13.98	18.62	39.65	14.71	2.64	0.71
21.53516	-87.79087	0.01	56.61	2.62	13.07	22.90	15.02	3.00	43.38
21.49494	-87.67537	20.01	71.04	15.93	17.84	15.10	15.25	6.93	8.95
21.50464	-87.66167	24.65	74.45	35.07	21.90	12.44	3.80	1.24	0.90
21.50527	-87.6348	0.63	90.56	5.38	8.69	19.23	50.38	6.88	8.81

7.2 Campaña durante la temporada de Nortes (febrero de 2018)

7.2.1 Estaciones de sedimento subacuático

Latitud	Longitud	%Gravas	%Arenas	%Arenas muy gruesas	%Arenas gruesas	%Arenas medias	%Arenas finas	%Arenas muy finas	%Lodos
21.57407	-88.23057	2.79	96.30	6.39	6.18	10.70	41.78	31.24	0.91
21.56744	-88.22819	21.41	74.44	19.40	12.53	16.29	18.60	7.63	4.15
21.59229	-88.18396	25.65	68.14	12.41	17.76	15.35	14.62	8.01	6.21
21.5954	-88.17046	9.66	67.24	10.66	15.32	14.48	18.20	8.58	23.10
21.60325	-88.15558	10.70	82.33	8.60	9.24	22.90	27.27	14.33	6.97
21.59949	-88.15713	41.33	57.17	22.28	10.03	7.13	9.20	8.52	1.50
21.6012	-88.16186	5.11	94.28	2.08	2.84	8.17	30.49	50.69	0.61
21.59641	-88.14634	38.71	56.06	16.13	11.54	11.75	10.86	5.78	5.22
21.60292	-88.13523	20.81	60.73	6.31	10.46	15.40	19.92	8.65	18.46
21.60292	-88.09537	9.35	78.85	5.89	7.33	16.55	26.42	22.65	11.79
21.59317	-88.05616	3.76	90.18	4.45	4.89	14.27	42.79	23.79	6.06
21.58964	-88.03878	1.29	77.01	2.23	4.79	10.67	32.37	26.95	21.70
21.58419	-88.01739	15.73	82.15	44.59	24.69	9.69	2.32	0.86	2.13
21.58166	-87.95506	17.64	80.98	38.98	25.82	10.80	3.81	1.57	1.39
21.55857	-87.92203	0.00	74.88	2.09	4.46	14.64	30.63	23.07	25.12
21.56869	-87.90124	14.73	76.28	20.34	14.99	14.28	17.50	9.17	9.00
21.55954	-87.83885	4.97	93.75	10.22	20.03	37.86	22.20	3.44	1.28
21.55738	-87.83549	0.00	66.98	0.34	5.53	11.22	29.59	20.30	33.02
21.53516	-87.79075	14.98	80.35	28.19	12.25	10.63	19.48	9.80	4.67
21.51394	-87.78628	12.53	87.35	16.10	19.26	25.82	20.09	6.08	0.12
21.50821	-87.72478	36.37	55.34	15.32	10.28	9.74	13.12	6.87	8.29
21.50211	-87.69169	59.75	37.76	10.20	7.96	7.53	7.97	4.11	2.49
21.51194	-87.68556	19.64	75.27	14.34	11.74	16.31	22.72	10.15	5.10
21.49494	-87.67537	75.74	22.31	4.45	3.51	4.37	6.97	3.02	1.96

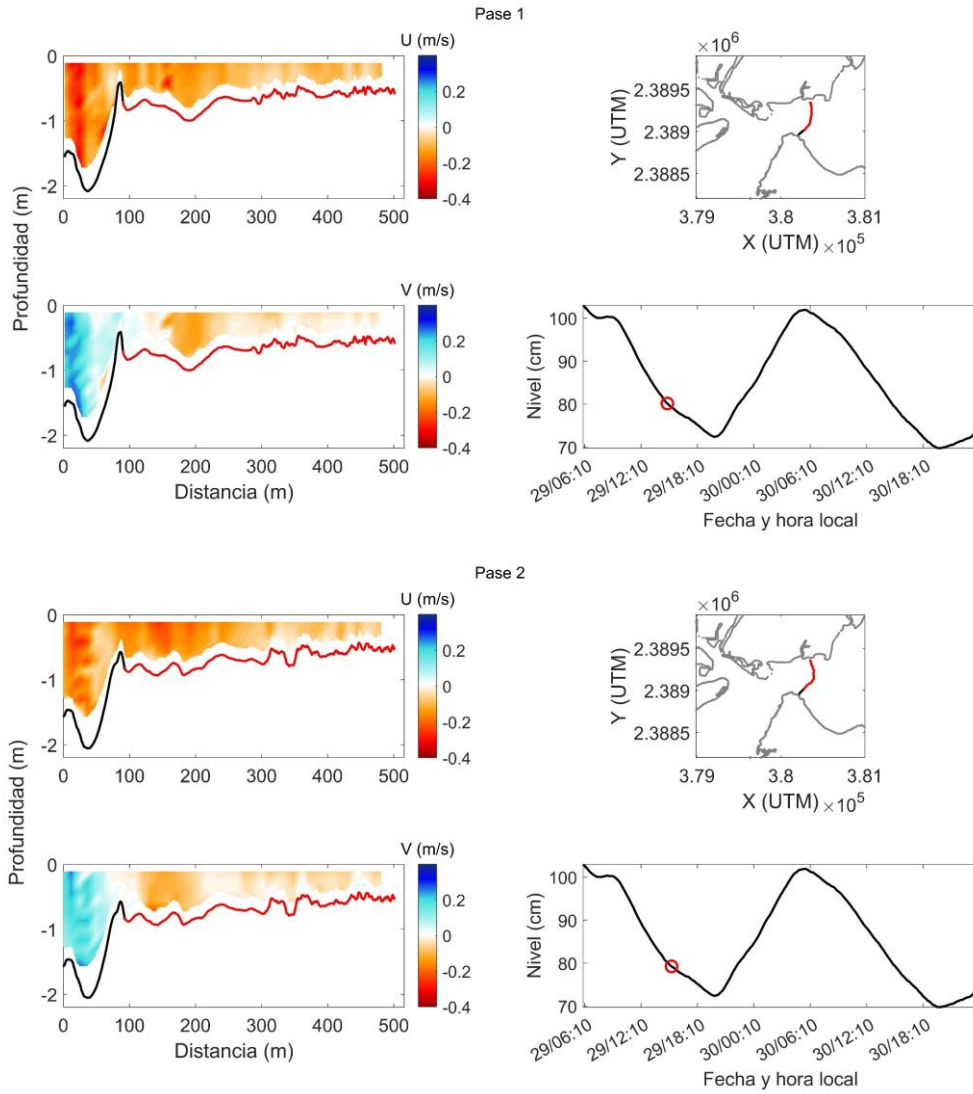
21.50497	-87.66161	24.03	66.29	18.30	12.10	10.06	17.02	8.80	9.67
----------	-----------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	------	------

7.2.2 Estaciones de sedimento de playa

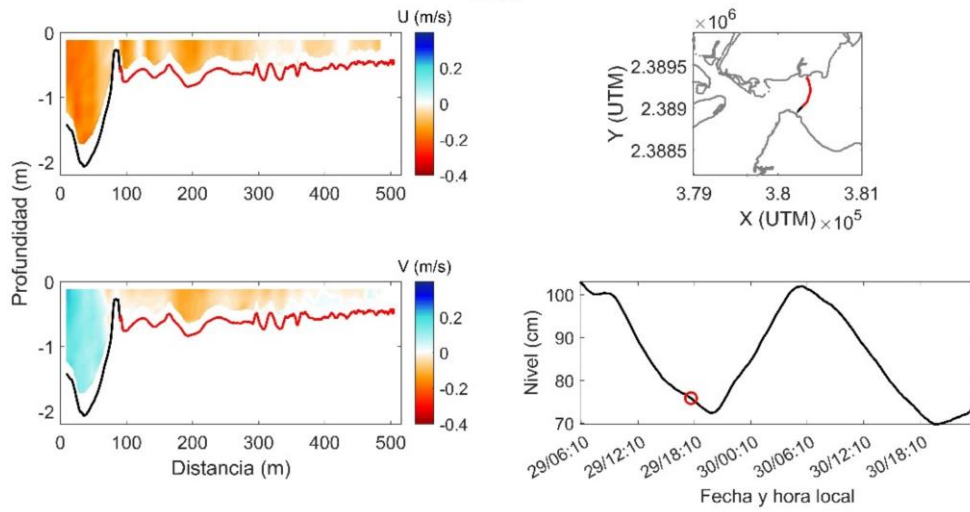
Latitud	Longitud	%Gravas	%Arenas	%Arenas muy gruesas	%Arenas gruesas	%Arenas medias	%Arenas finas	%Arenas muy finas	%Lodos
21.58157	-88.232	12.71	87.19	31.06	28.07	16.70	9.85	1.52	0.10
21.57472	-88.24066	1.84	98.03	7.65	26.95	40.97	21.09	1.38	0.13
21.61326	-88.17712	13.13	86.77	24.59	37.19	18.42	6.16	0.41	0.10
21.6012	-88.16186	21.04	78.65	11.64	16.45	22.40	23.06	5.10	0.31
21.59641	-88.14634	14.60	80.22	5.34	2.89	7.46	27.48	37.05	5.18
21.59317	-88.05616	42.10	54.84	13.40	12.28	16.50	9.42	3.24	3.06
21.58964	-88.03878	0.00	44.55	1.14	5.95	19.23	14.34	3.89	55.45
21.58419	-88.01739	28.08	71.28	40.88	21.53	7.45	1.23	0.18	0.64
21.55954	-87.83885	0.00	84.62	11.41	21.62	27.49	19.07	5.03	15.38
21.55738	-87.83549	0.00	75.12	7.29	22.02	30.01	13.69	2.12	24.88
21.53516	-87.79075	10.56	78.69	15.75	14.61	20.45	22.36	5.52	10.75
21.51394	-87.78628	52.68	47.23	41.88	4.45	0.57	0.18	0.15	0.10
21.50211	-87.69169	4.62	81.84	3.14	16.25	25.67	29.31	7.46	13.53
21.49494	-87.67537	19.75	75.66	20.43	20.29	19.07	10.93	4.94	4.59
21.50497	-87.66161	28.35	69.31	24.88	18.71	18.61	5.41	1.69	2.34

8 Apéndice IV. Datos de corrientes medidas en ciclos de mareas

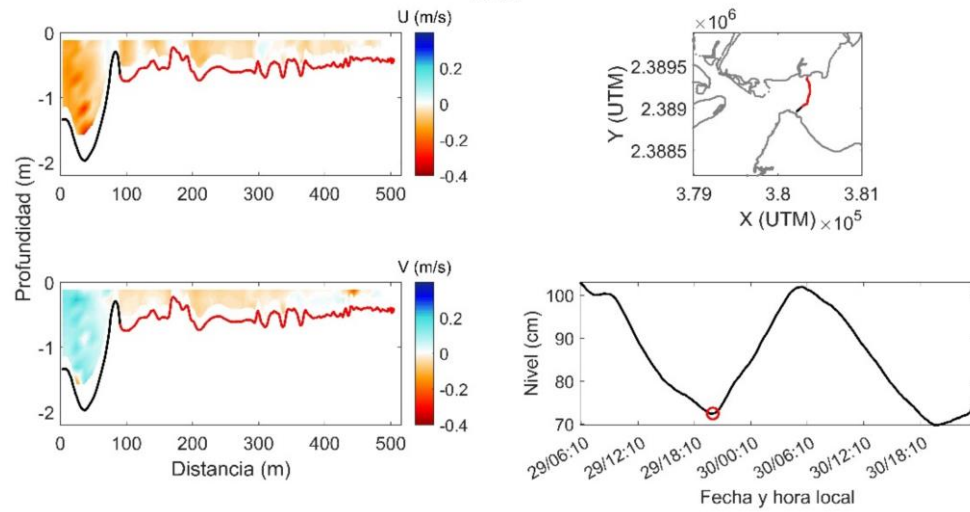
8.1 Corrientes medidas en un ciclo de mareas durante la temporada de lluvias de 2017 (RL1709, septiembre de 2017)



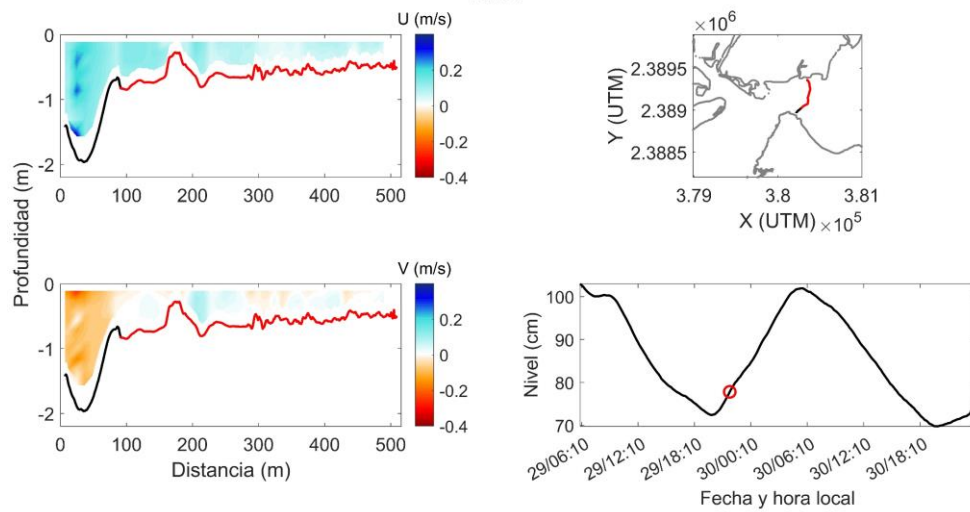
Pase 3



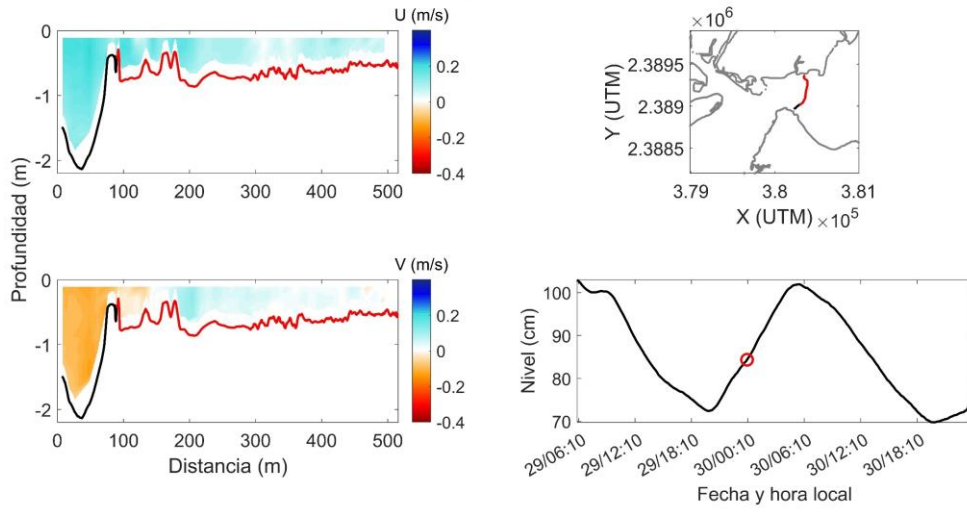
Pase 4



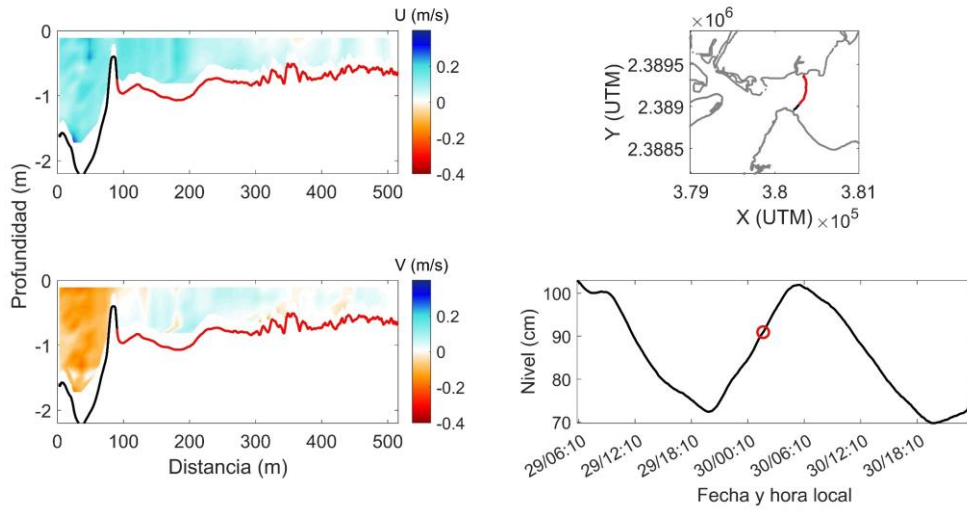
Pase 5



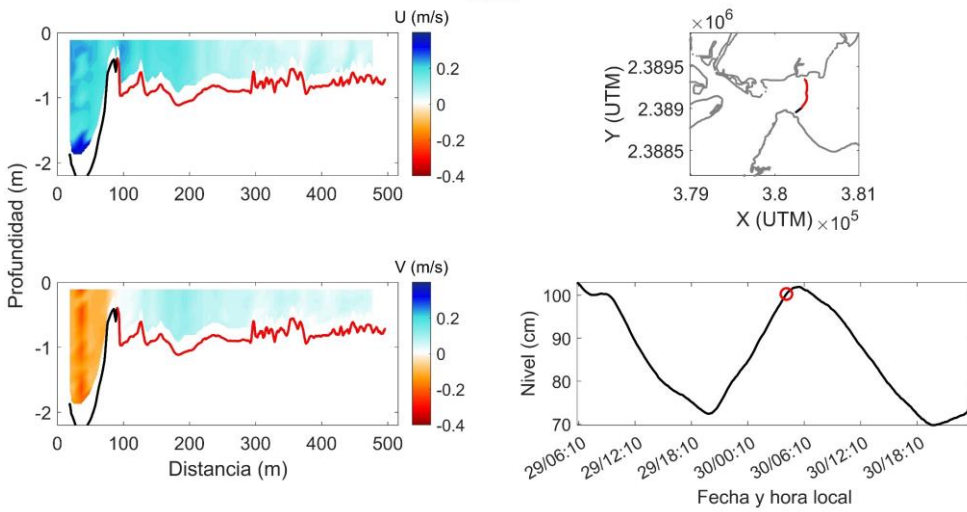
Pase 6



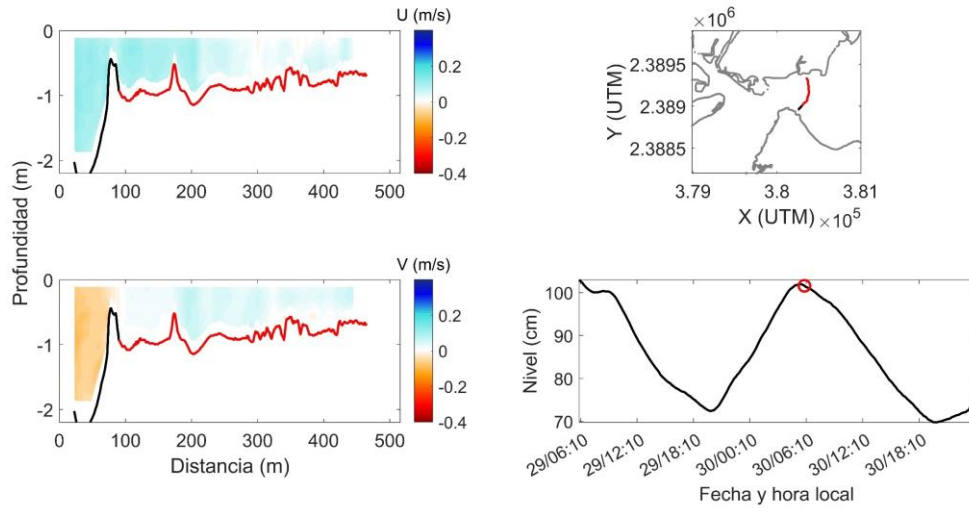
Pase 7



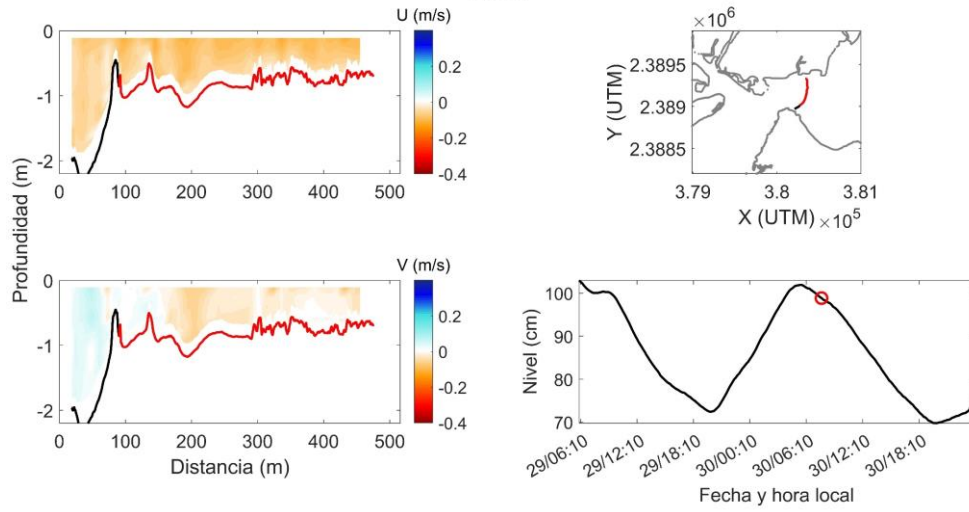
Pase 8



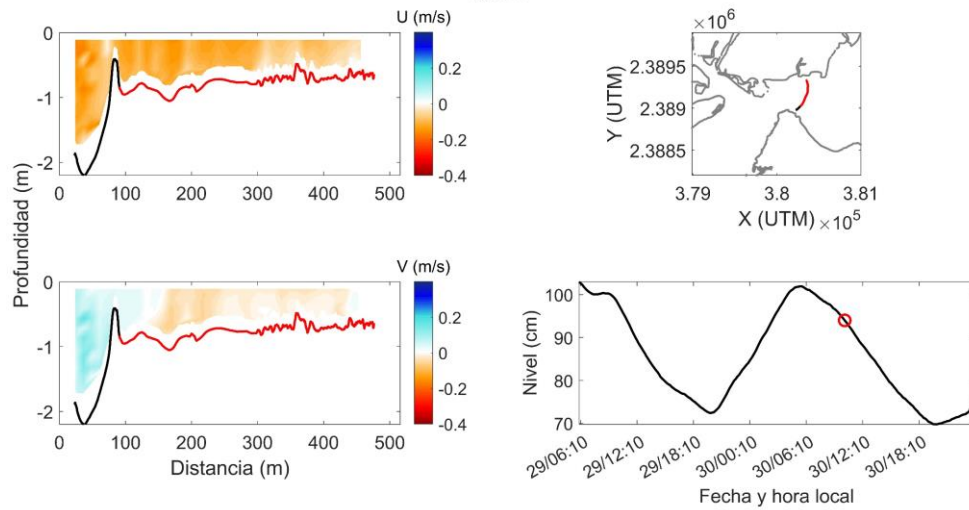
Pase 9



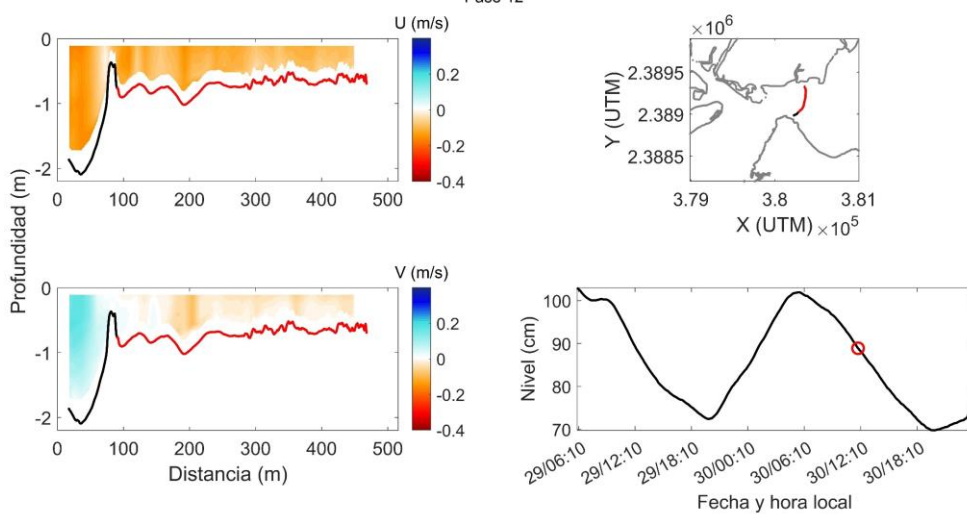
Pase 10



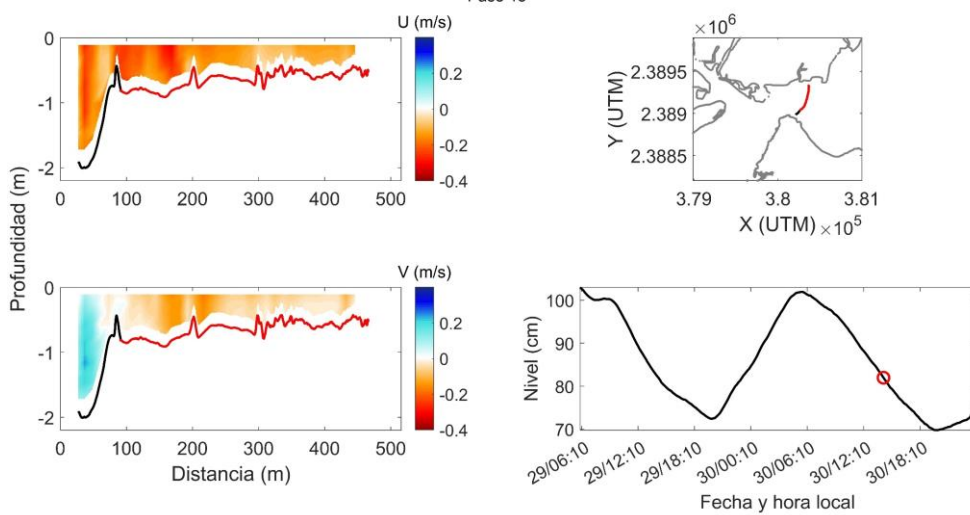
Pase 11



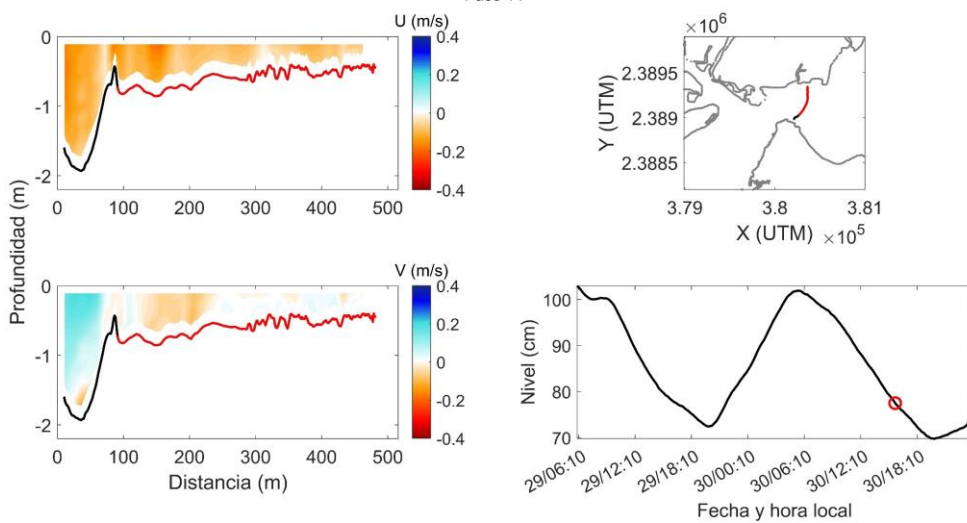
Pase 12



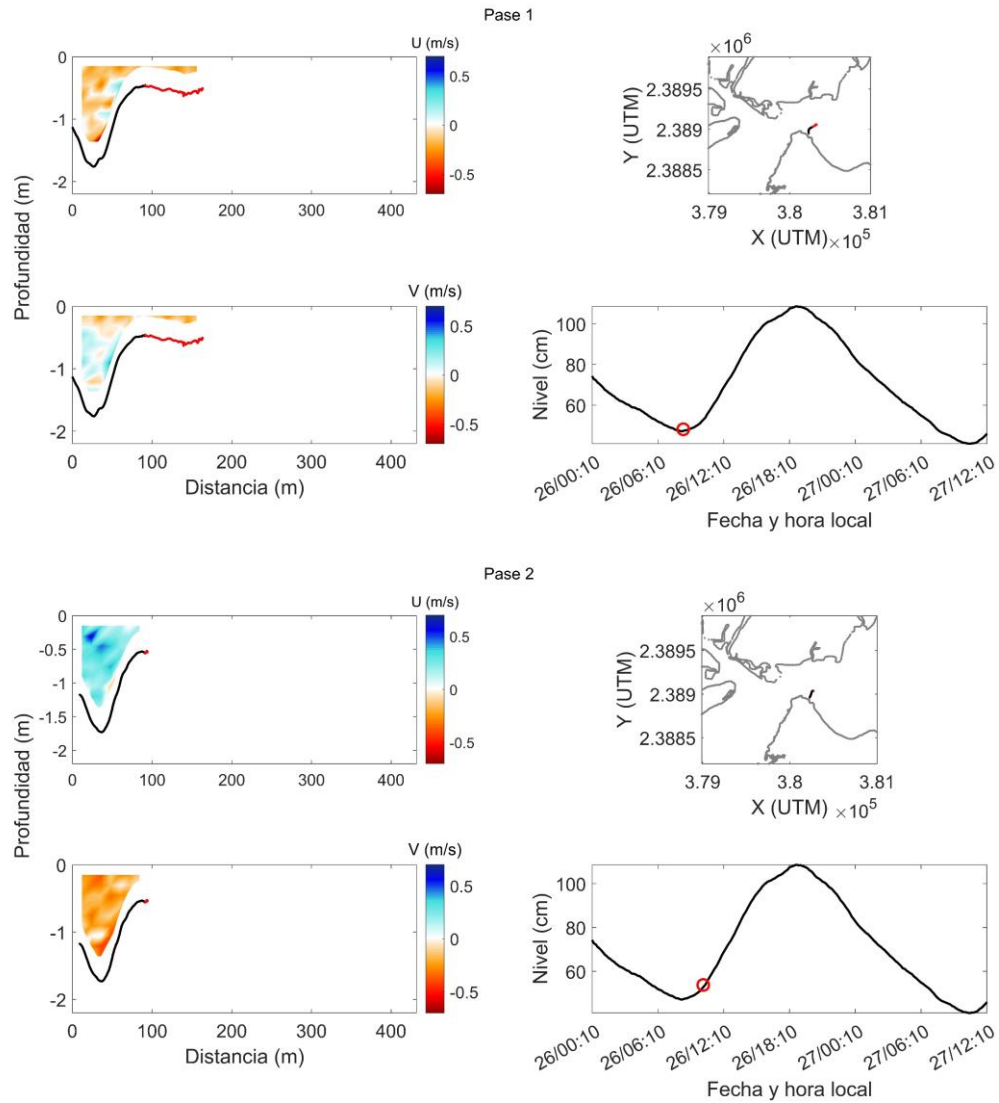
Pase 13



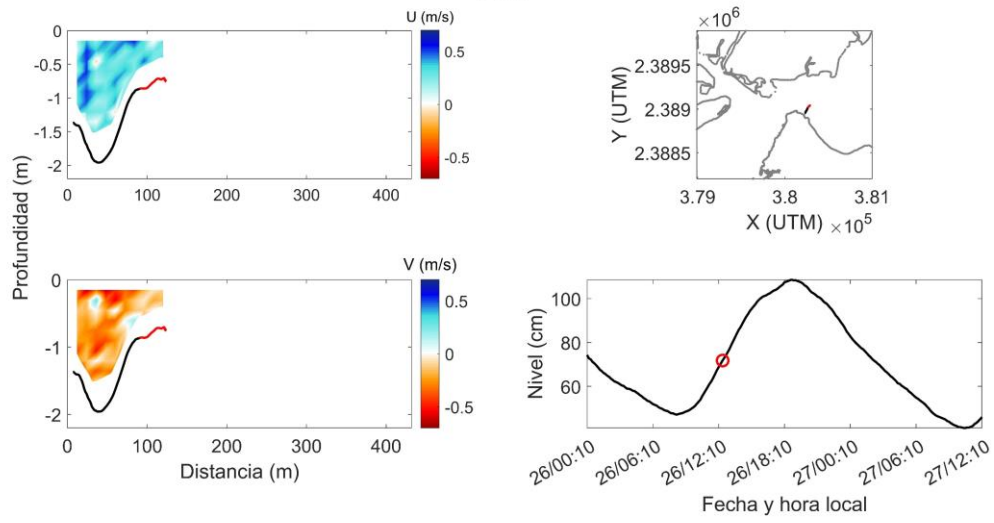
Pase 14



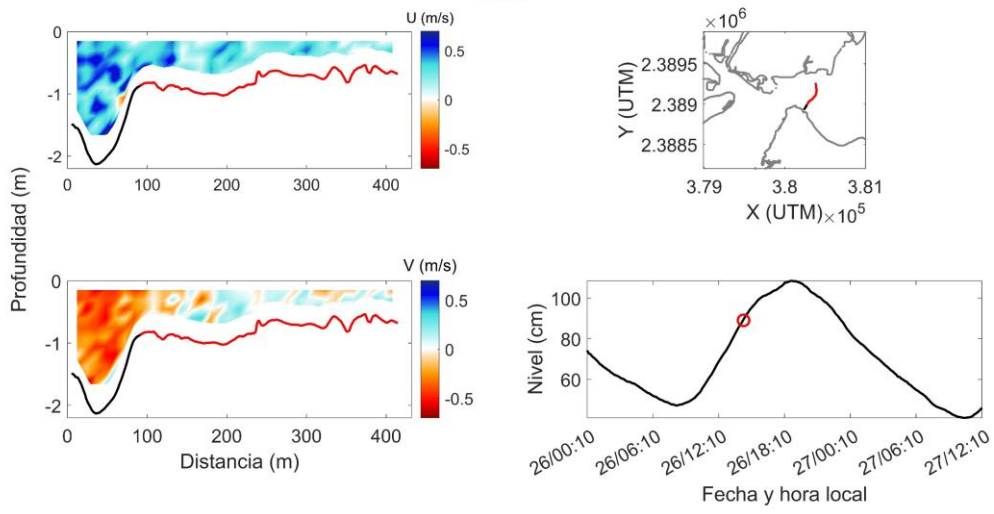
8.2 Corrientes medidas en un ciclo de mareas durante la temporada de Nortes de 2018 (RL1802, febrero de 2018)



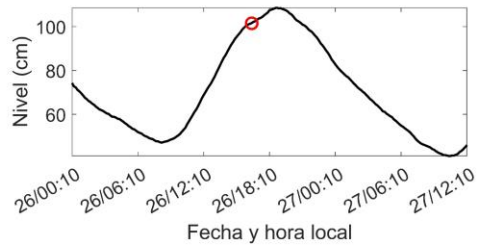
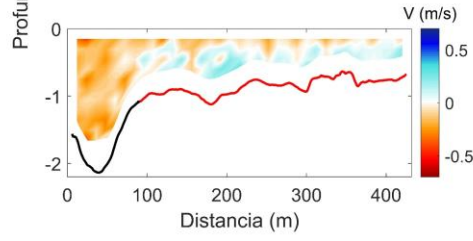
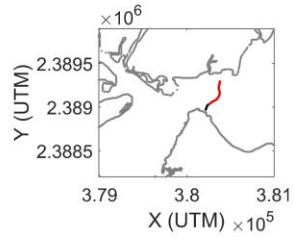
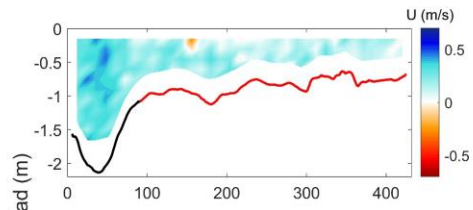
Pase 3



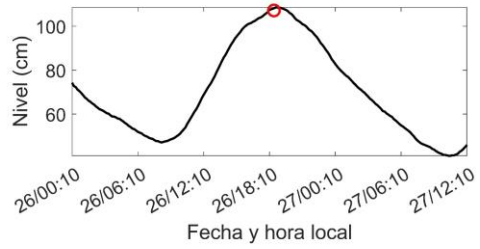
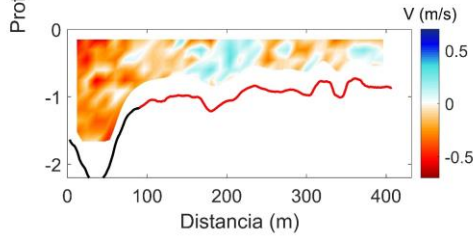
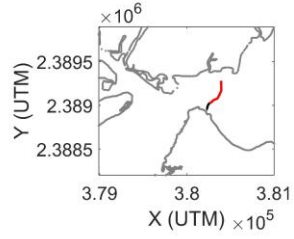
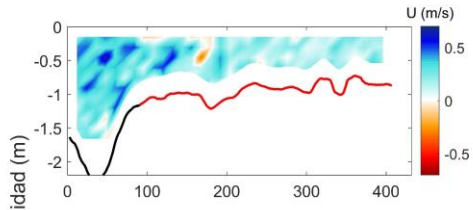
Pase 4



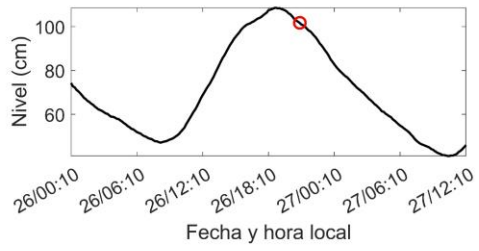
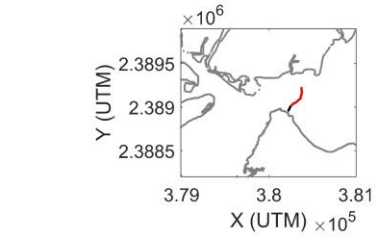
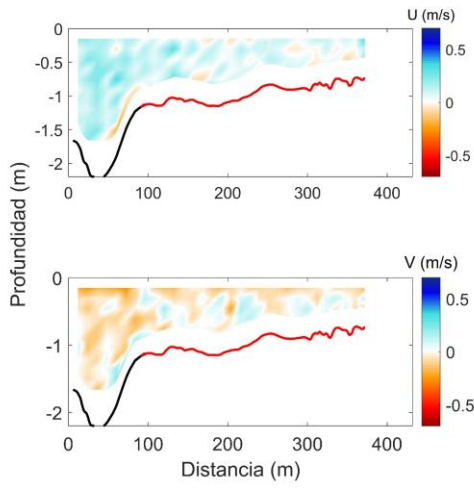
Pase 5



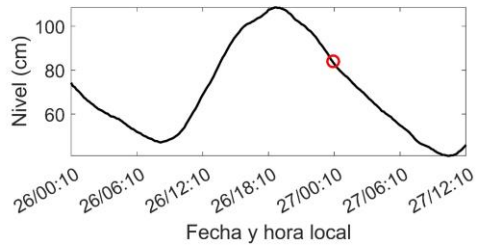
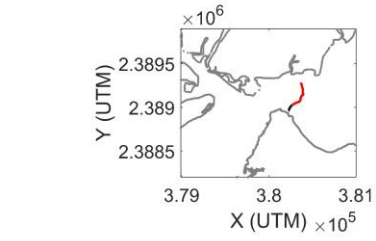
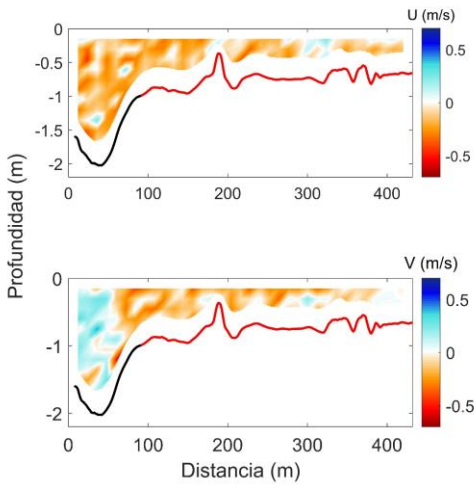
Pase 6



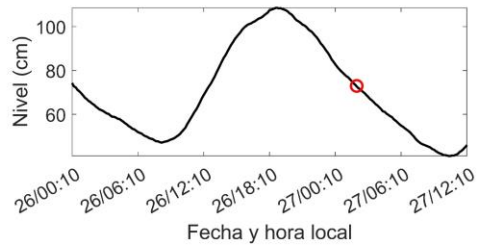
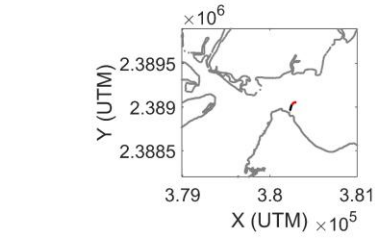
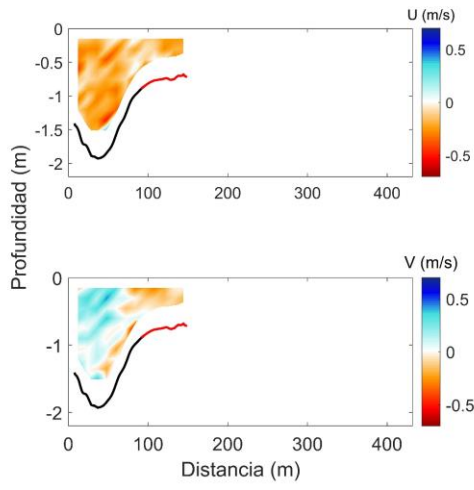
Pase 7



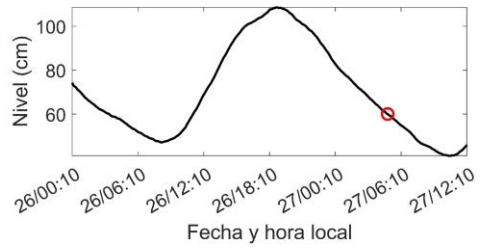
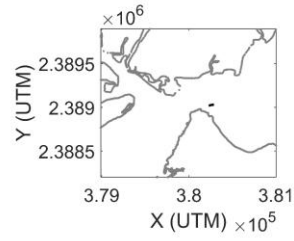
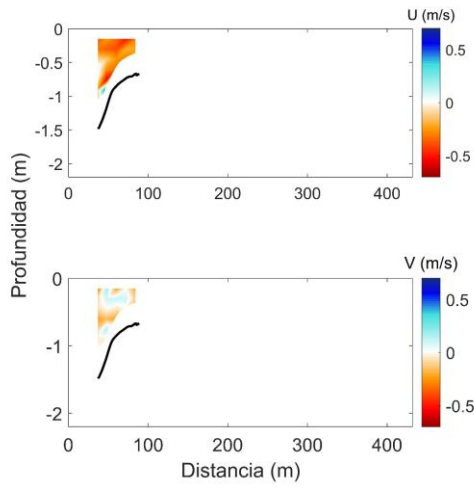
Pase 8



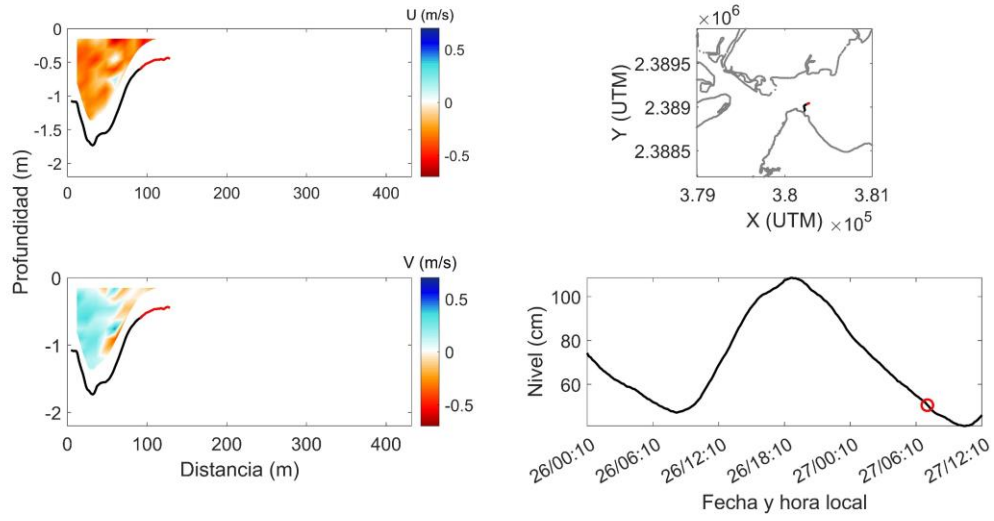
Pase 9



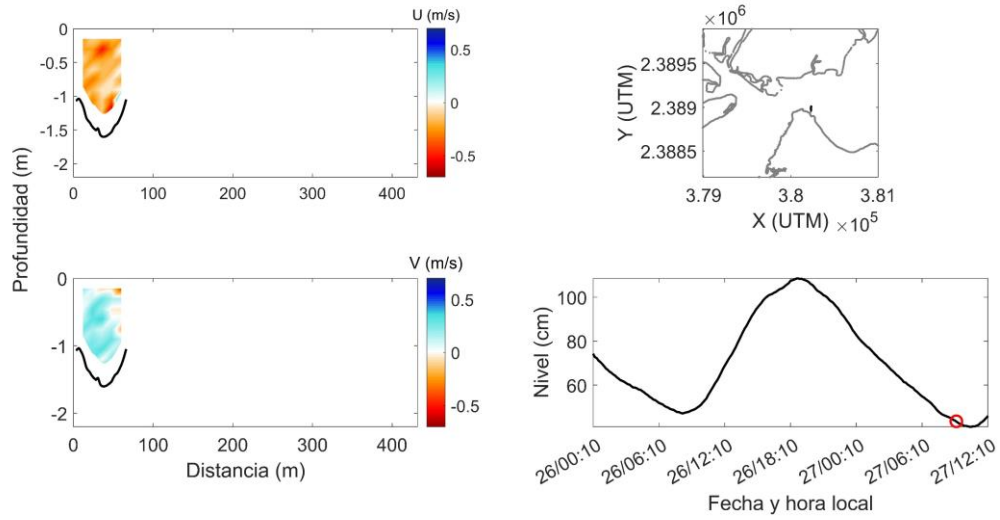
Pase 10



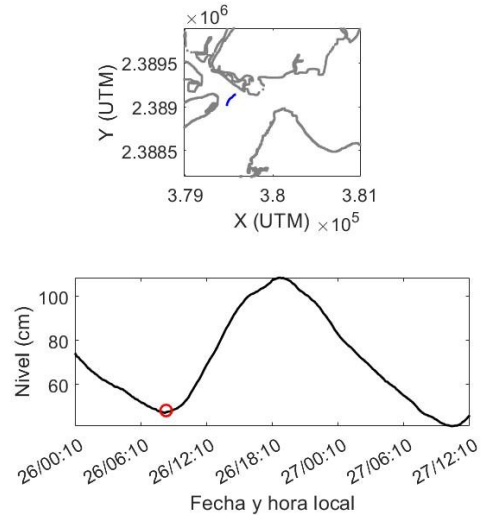
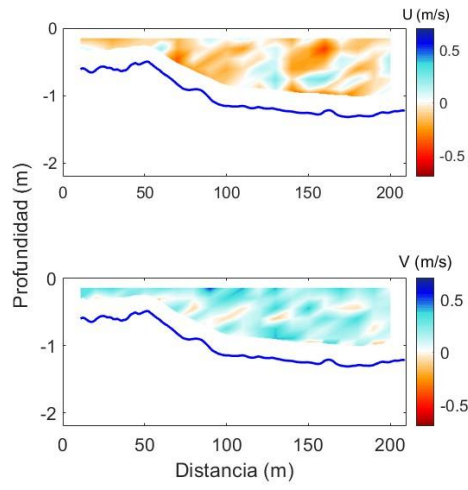
Pase 11



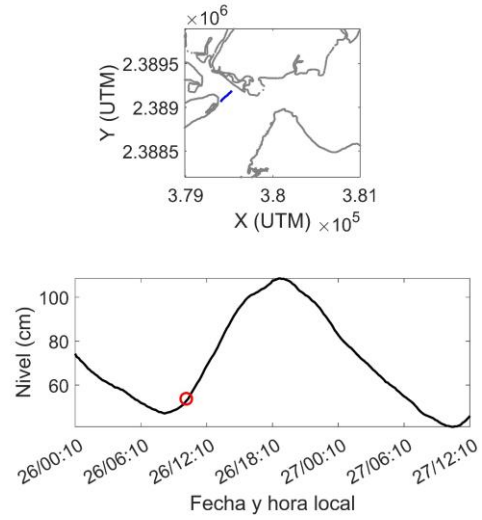
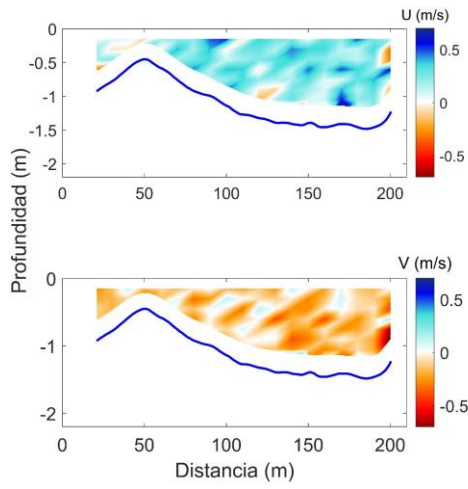
Pase 13



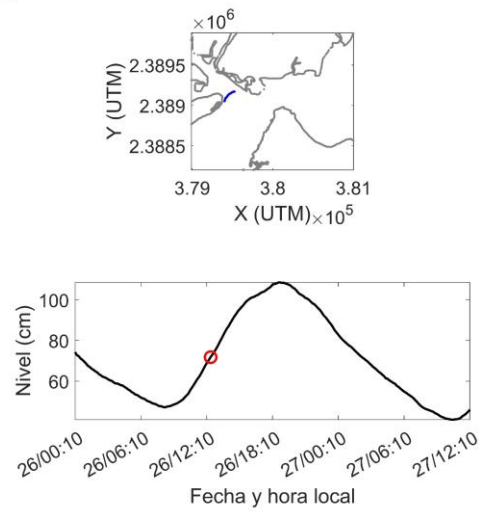
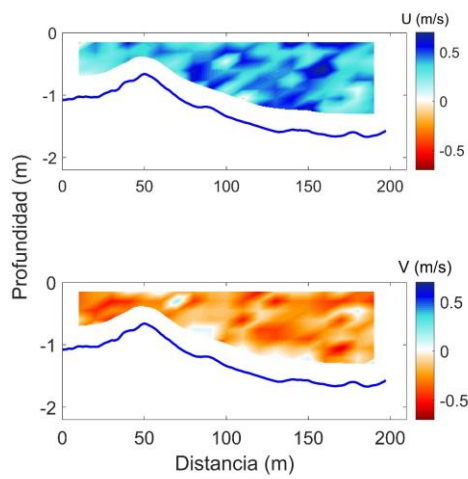
Pase 1



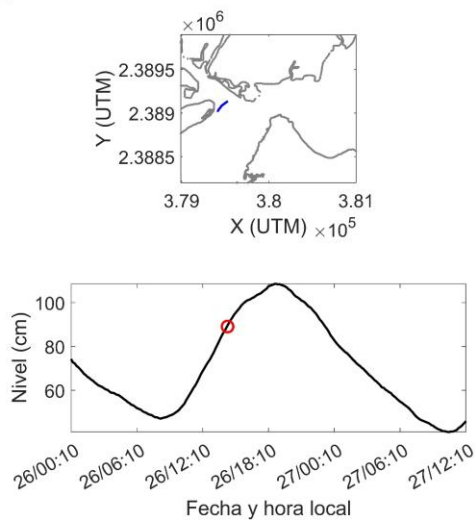
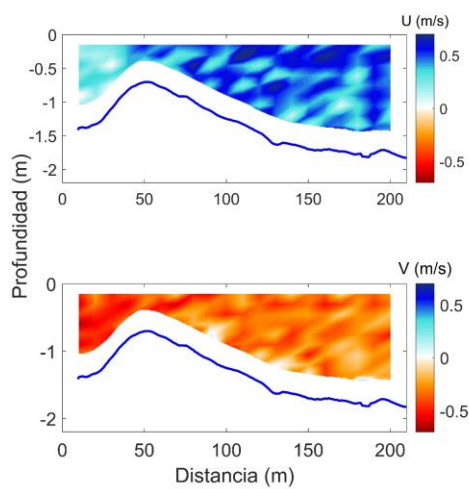
Pase 2



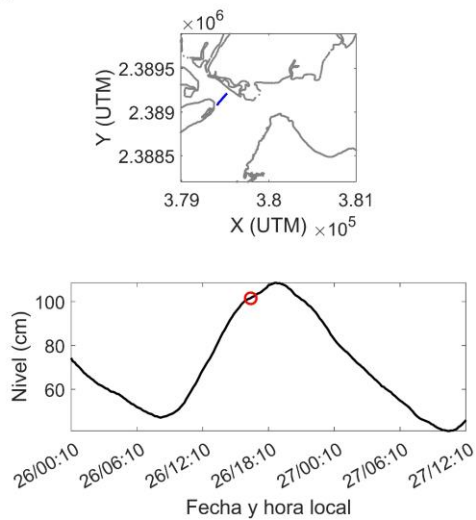
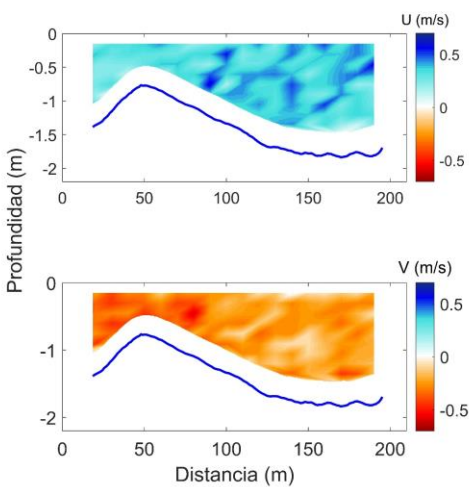
Pase 3



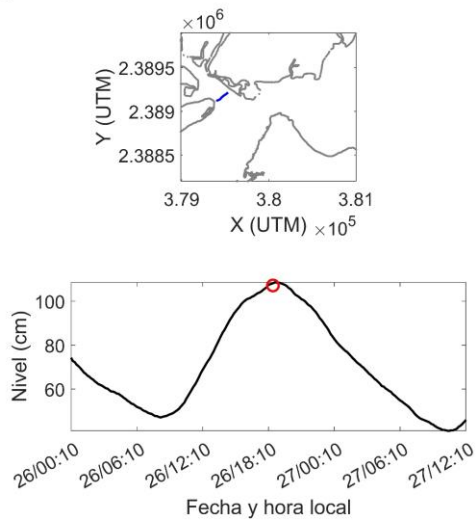
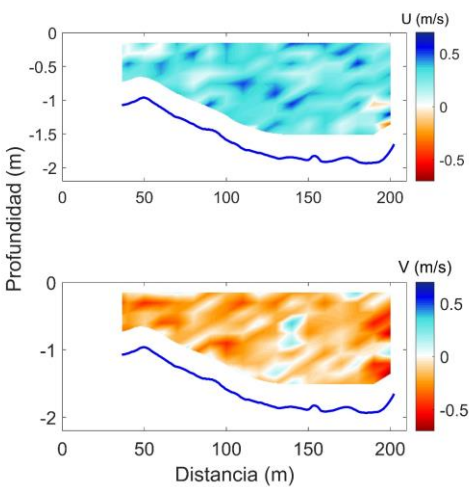
Pase 4



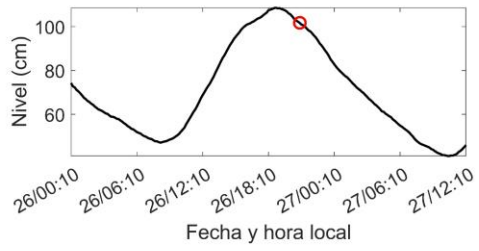
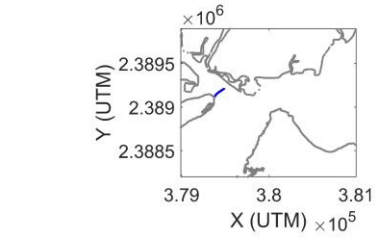
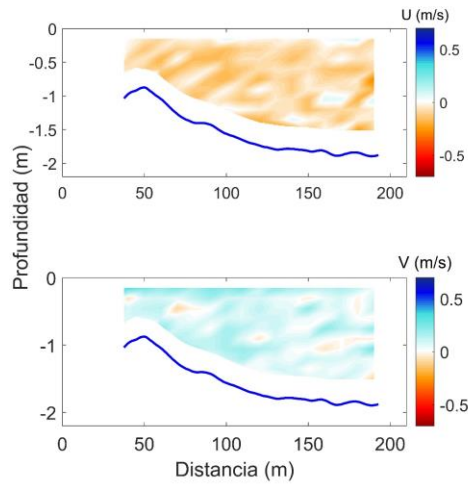
Pase 5



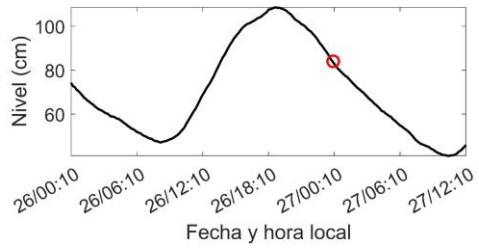
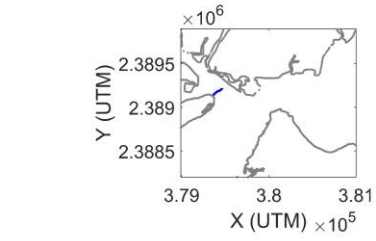
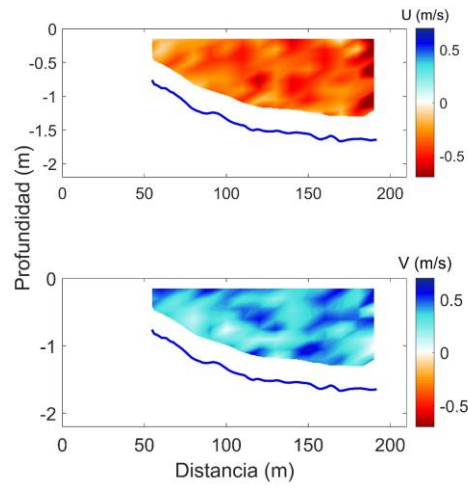
Pase 6



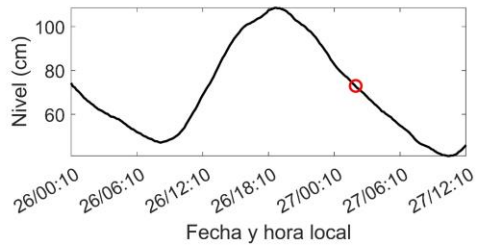
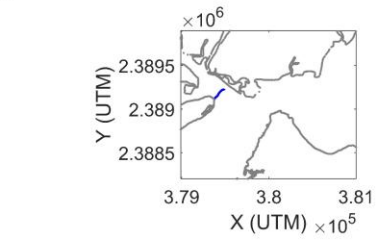
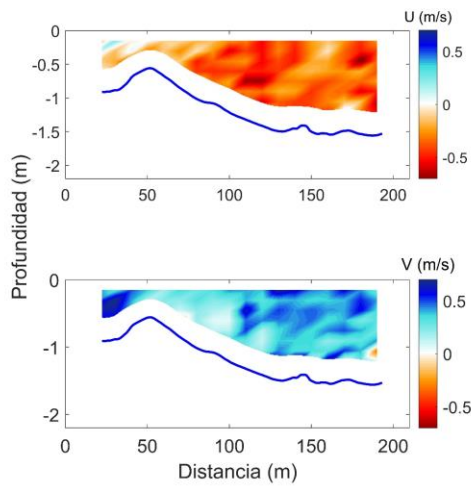
Pase 7



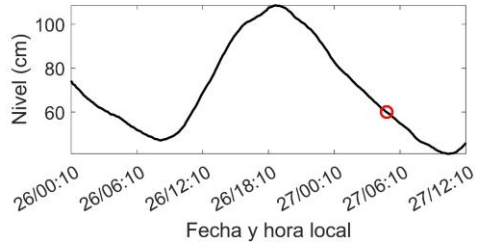
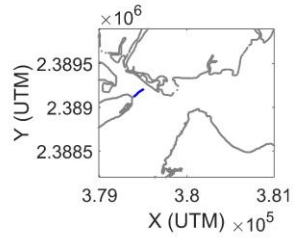
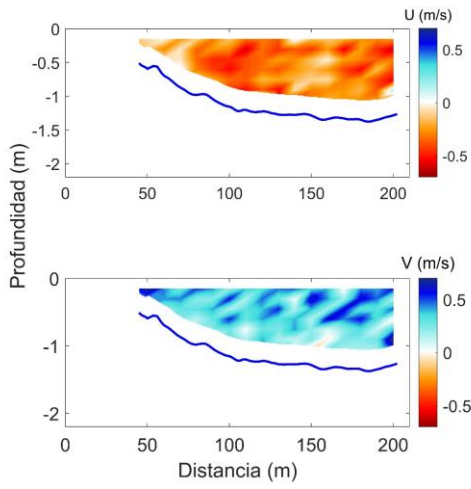
Pase 8



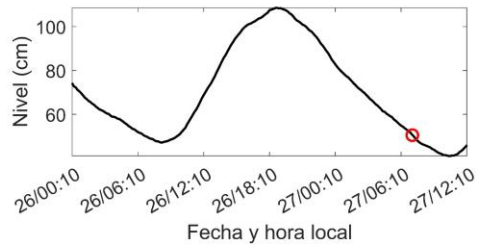
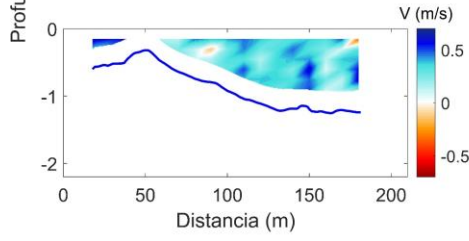
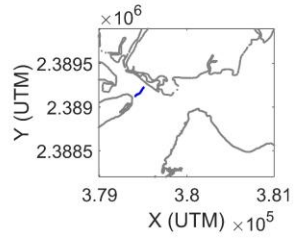
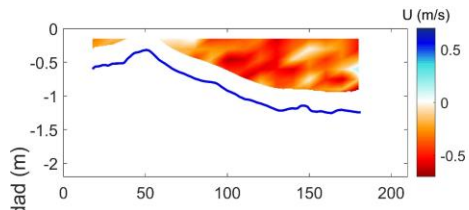
Pase 9



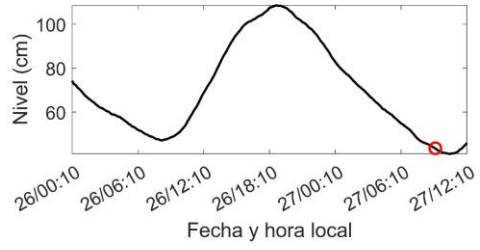
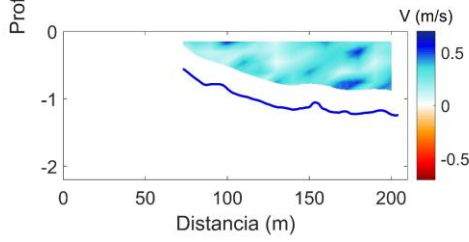
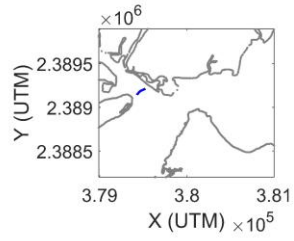
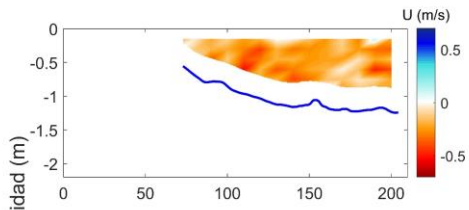
Pase 10



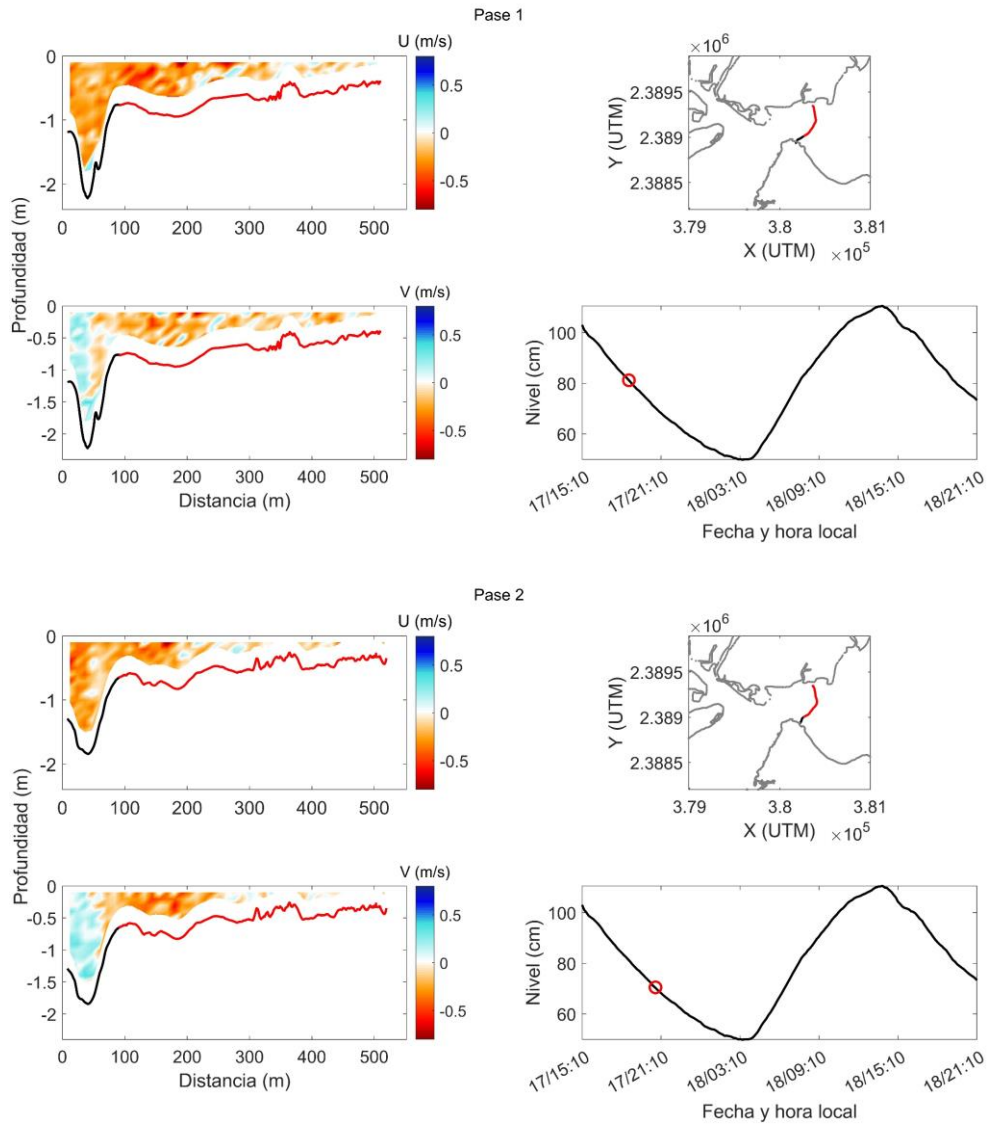
Pase 11



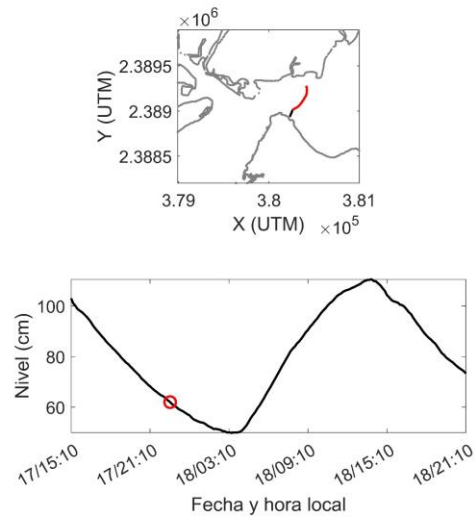
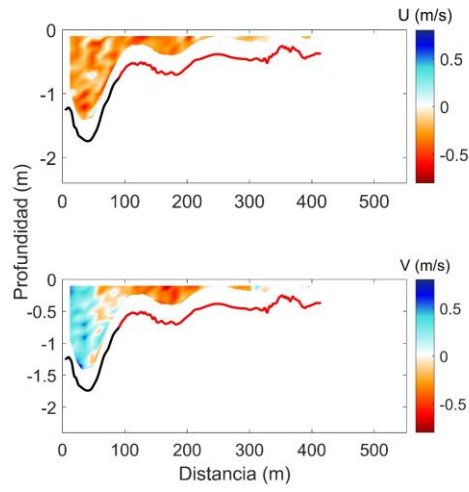
Pase 13



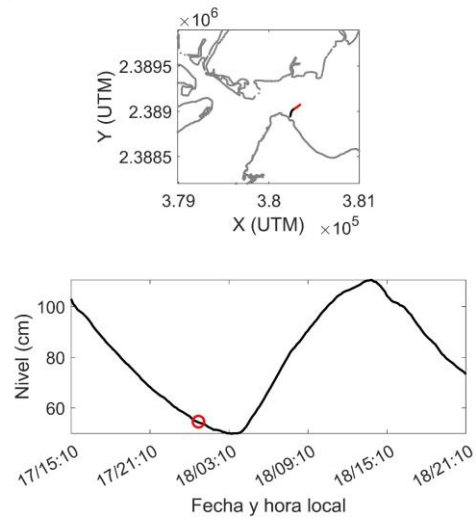
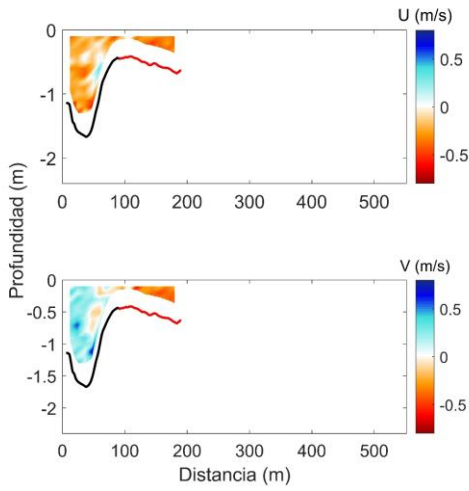
8.3 Corrientes medidas en un ciclo de mareas durante la temporada de secas de 2018 (RL1805, mayo de 2018)



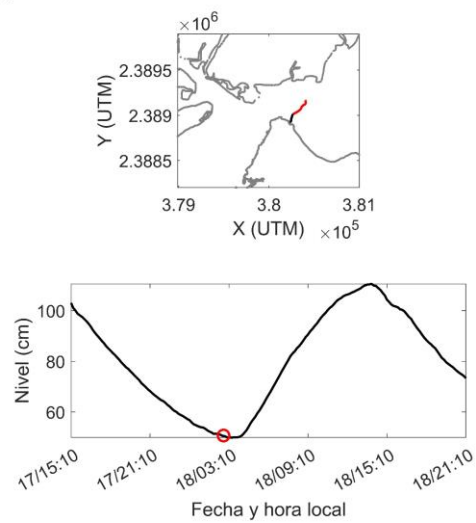
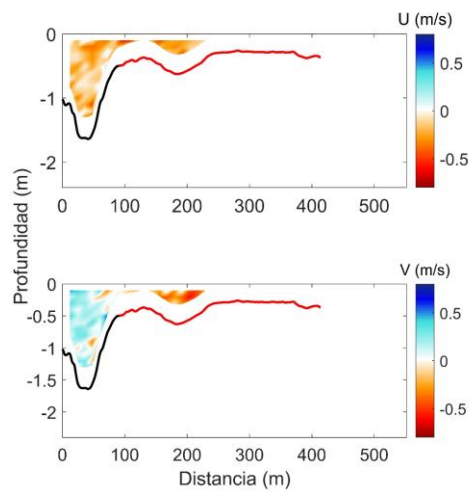
Pase 3



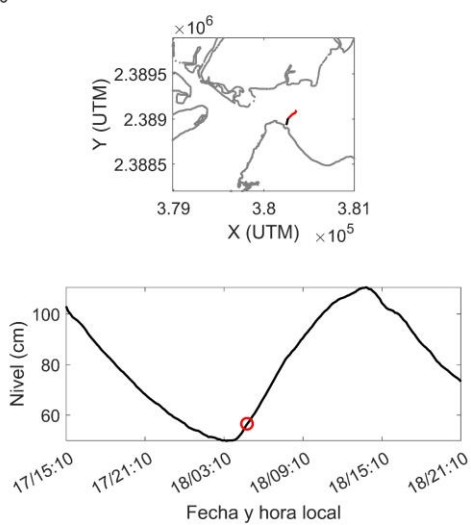
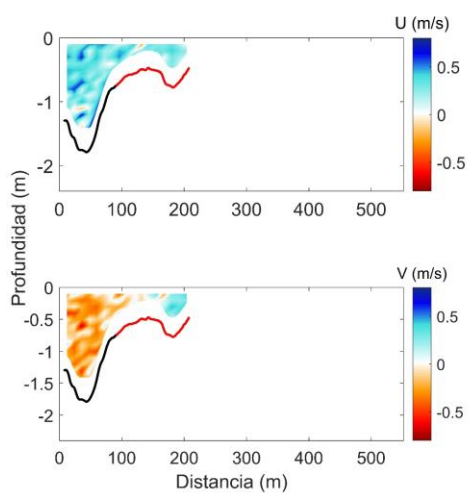
Pase 4



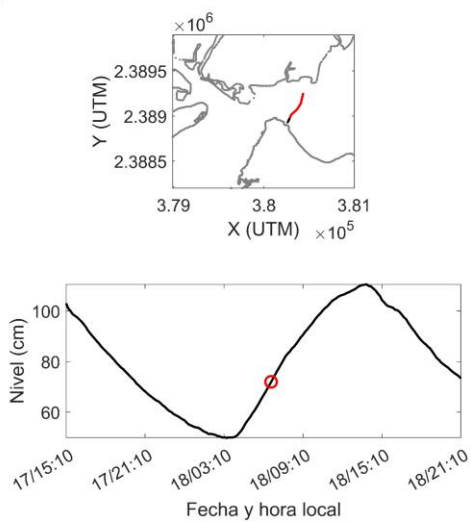
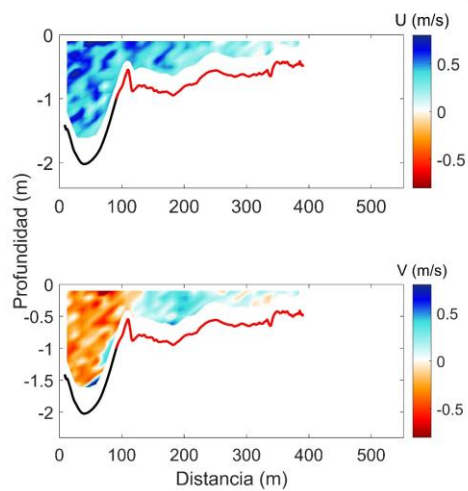
Pase 5



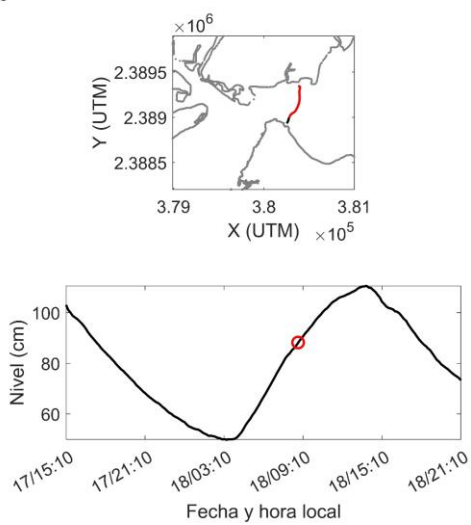
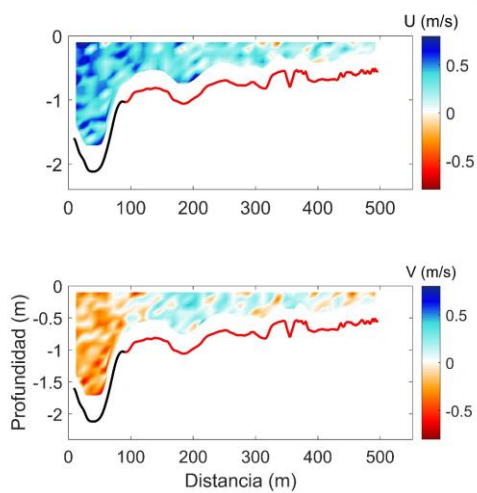
Pase 6



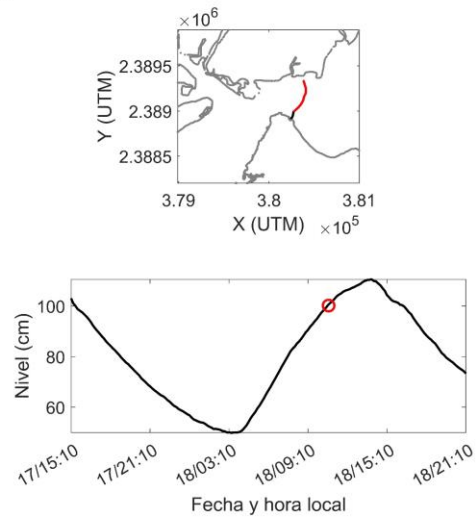
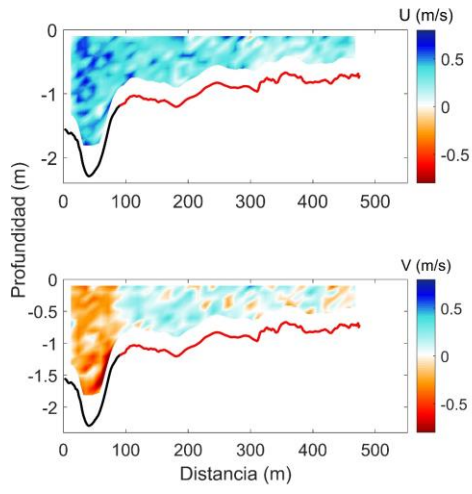
Pase 7



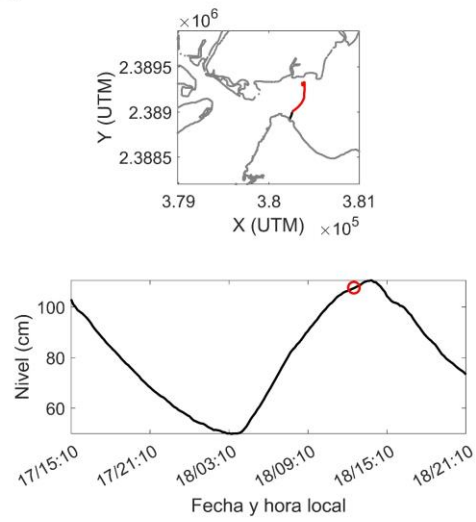
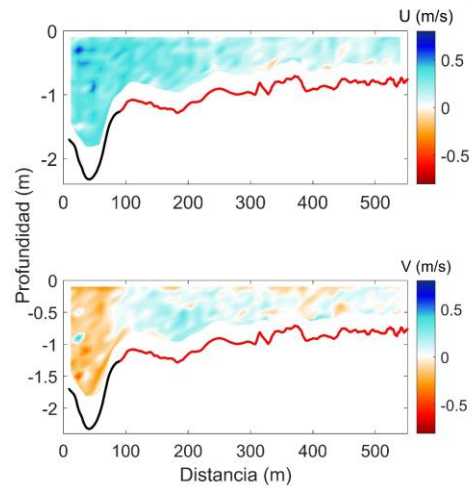
Pase 8



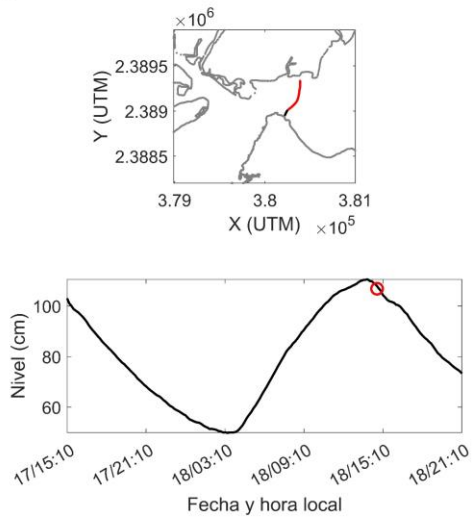
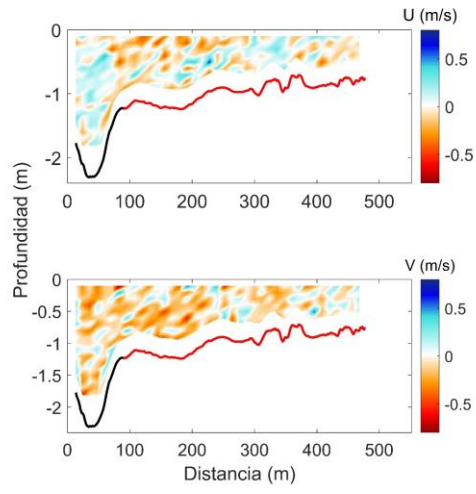
Pase 9



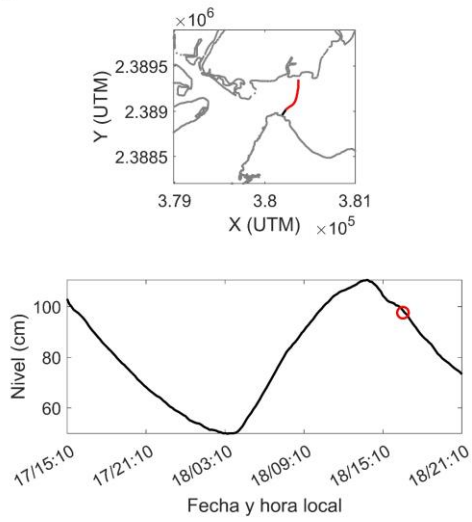
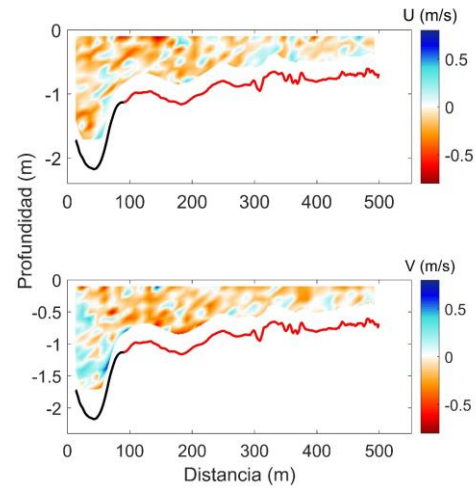
Pase 10



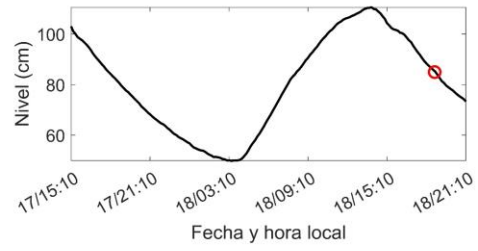
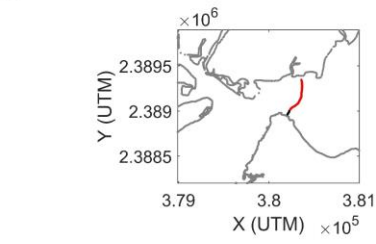
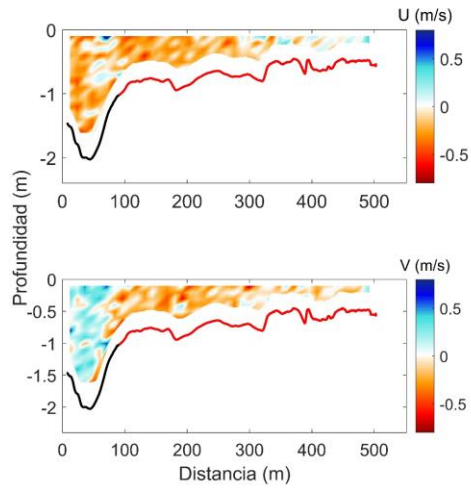
Pase 11



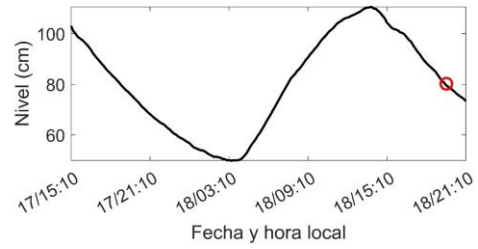
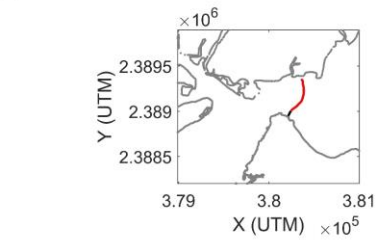
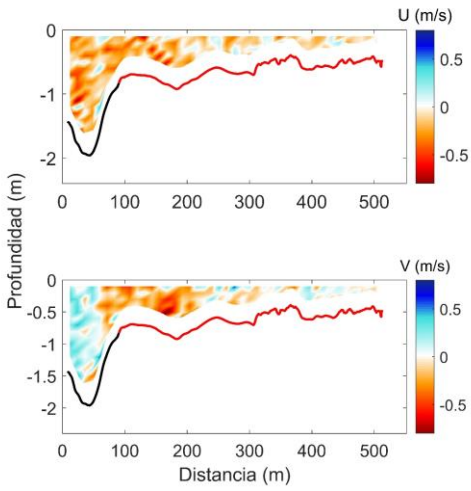
Pase 12



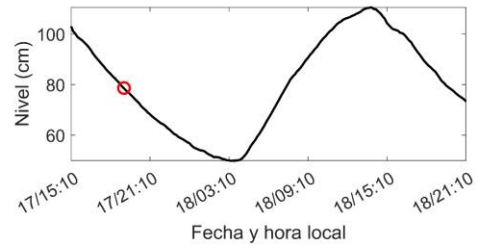
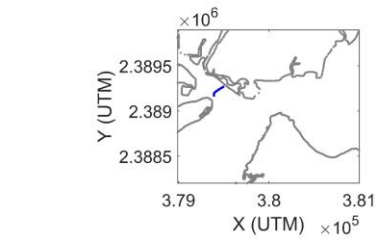
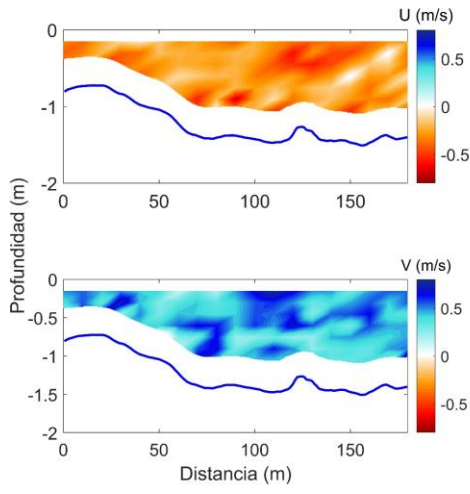
Pase 13



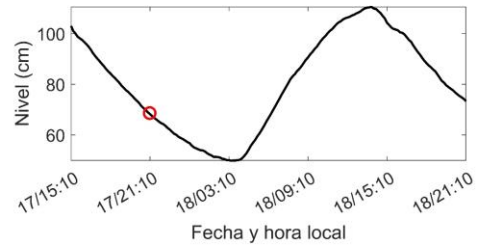
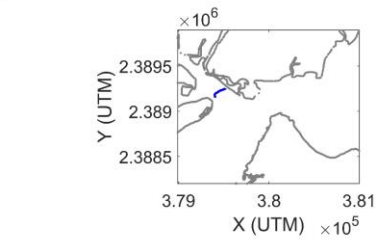
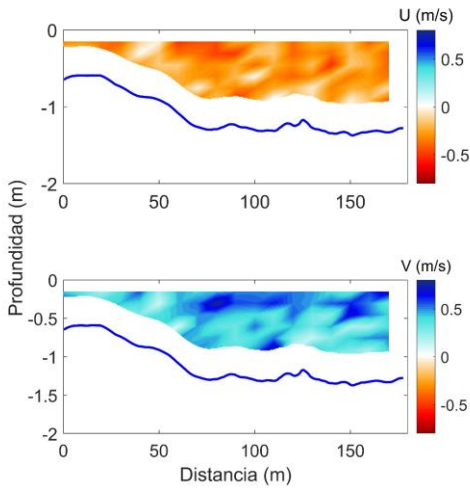
Pase 14



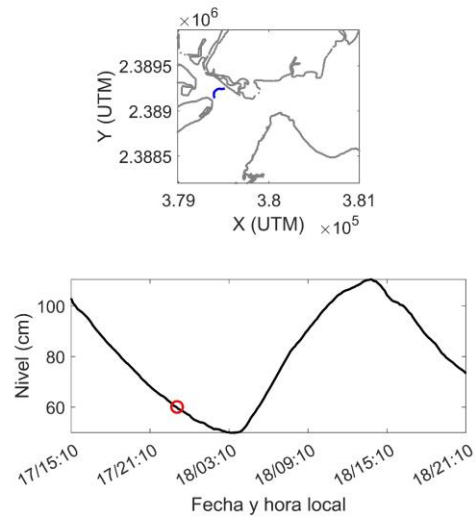
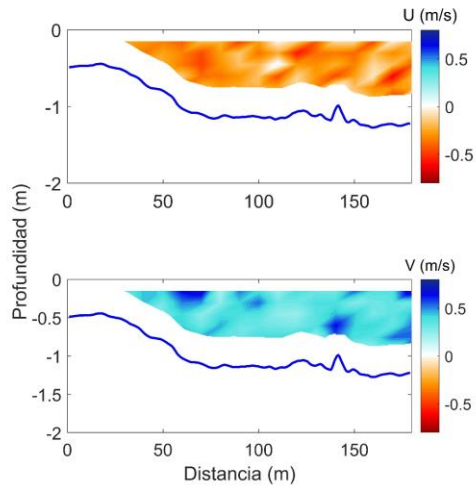
Pase 2



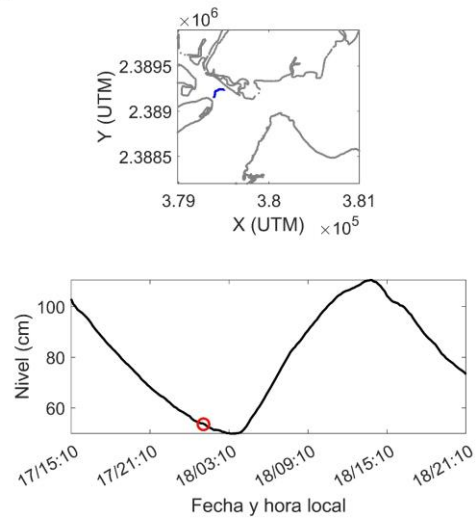
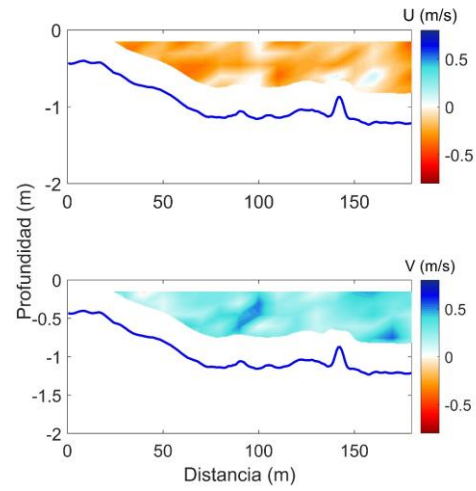
Pase 3



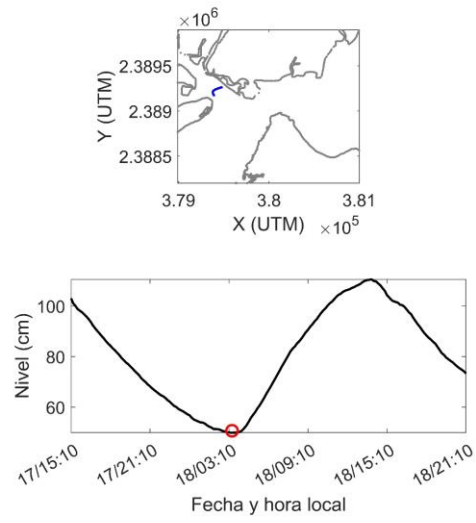
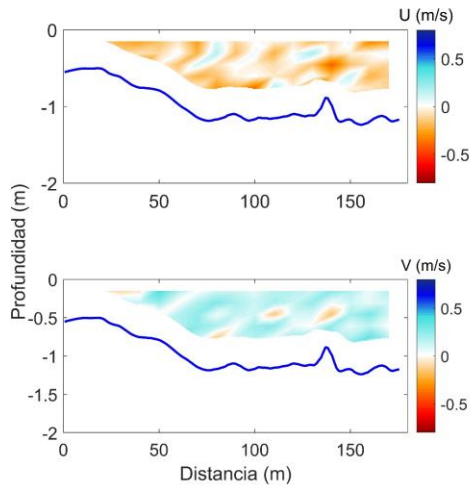
Pase 4



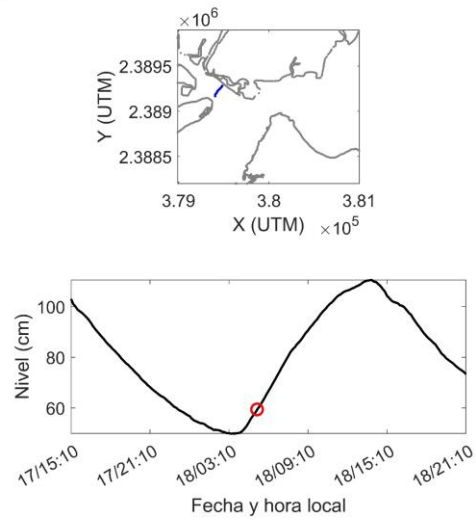
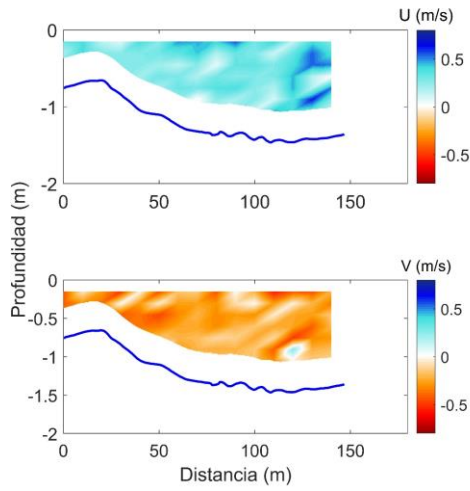
Pase 5



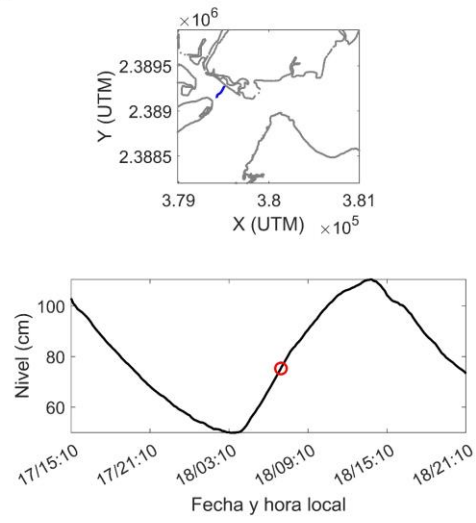
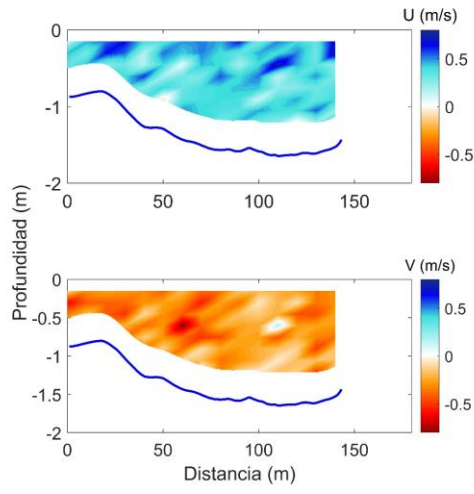
Pase 6



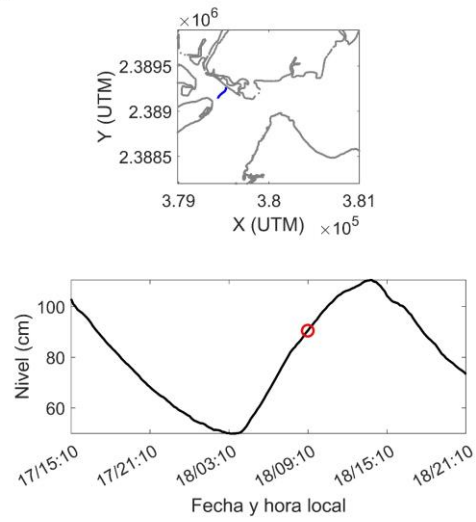
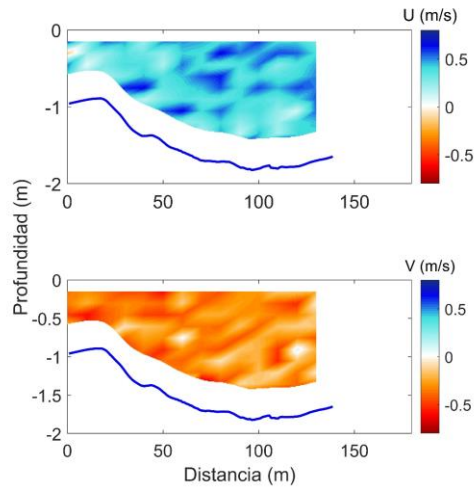
Pase 7



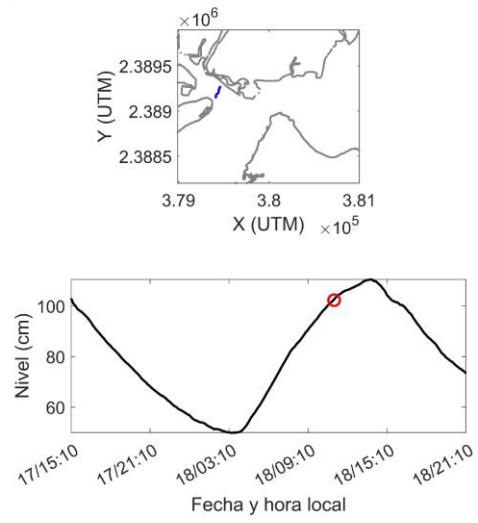
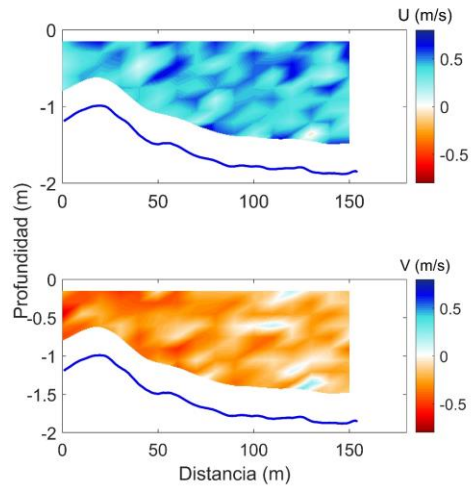
Pase 8



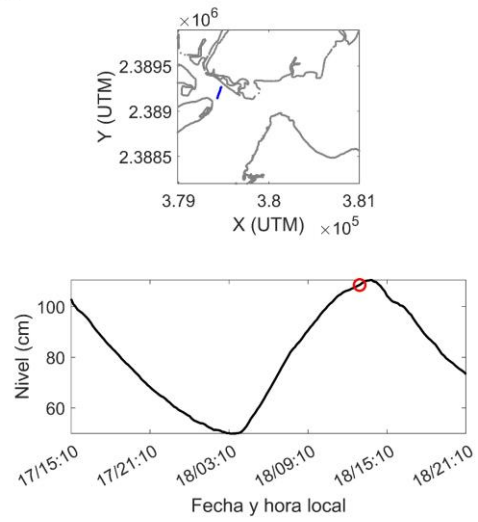
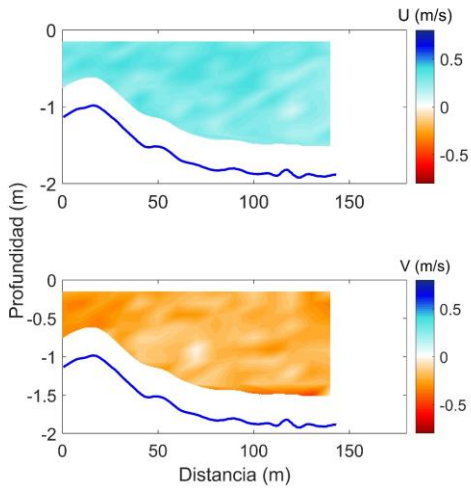
Pase 9



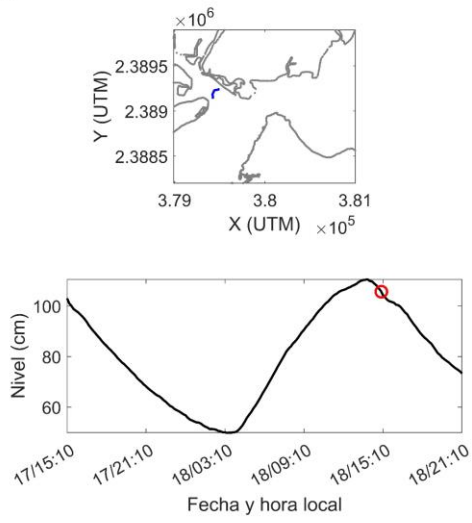
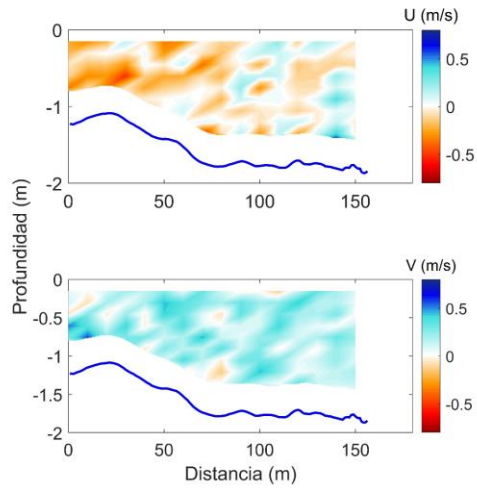
Pase 10



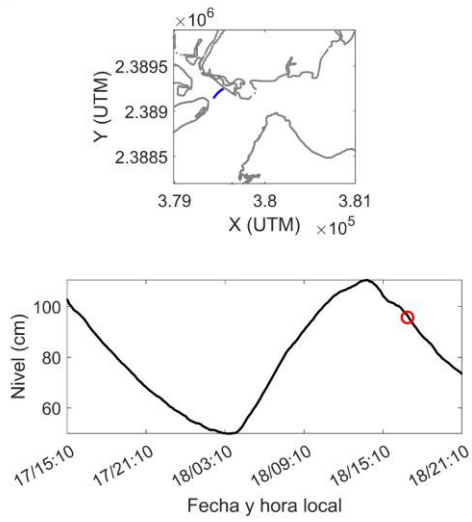
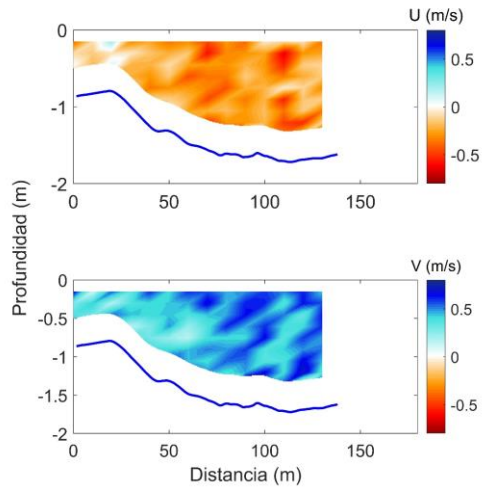
Pase 11



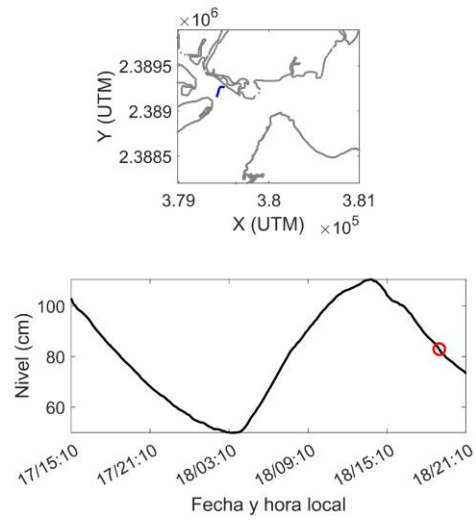
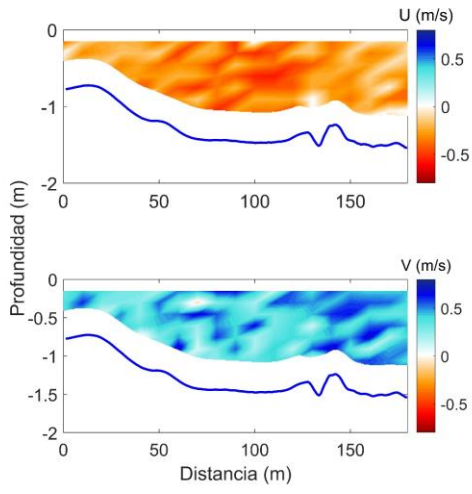
Pase 12



Pase 13



Pase 14



Pase 15

