



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Maestría en Ciencias Ambientales

## **Transporte de microplásticos en el Río de la Plata a partir de simulaciones numéricas**

Tesis presentada para optar al título de Magíster en la Universidad de Buenos Aires en Ciencias Ambientales

**Alejandra Elisei Schicchi**

Director de Tesis: Dr. Diego Moreira

Co-Directora de Tesis: Dra. Patricia Eisenberg

Lugar de trabajo: Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CONICET-UBA).  
Instituto Nacional de Tecnología Industrial - INTI

Presentación de ejemplar: 11/05/2021

Defensa de tesis: 15/10/2021

Alejandra Elisei Schicchi

# **Transporte de microplásticos en el Río de la Plata a partir de simulaciones numéricas**

## **Resumen.**

Los polímeros sintéticos, conocidos como plásticos, se han convertido a lo largo de pocas décadas en materiales ubicuos dentro de la sociedad moderna. Versátiles y económicos, su producción alcanzó las 390 millones de toneladas en el año 2019 pero consecuencia de un uso efímero sumado a su abundancia, persistencia prolongada y mala disposición representan actualmente un problema global de contaminación sobre todos los sistemas ambientales. Expuestos al ambiente los plásticos pueden degradarse en partículas de menor tamaño por efecto de procesos físicos, químicos y biológicos, se denomina microplásticos (MPs) a aquellas de tamaño menor a 5mm, a aquellos provenientes de la degradación de macro plásticos se los conoce como MPs secundarios, mientras que los de origen industrial o provenientes de las fibras textiles son los MPs primarios. Los MPs son nuevos contaminantes identificados por Naciones Unidas como un serio problema a resolver, debido a su capacidad para absorber contaminantes orgánicos y la posibilidad de bioacumulación en alimentos y tejidos, generan un riesgo para organismos presentes en el ambiente e incluso a la salud de la población humana, también se ha demostrado que pueden afectar los microbiomas del suelo e incluso afectar procesos ecológicos. Los ecosistemas marinos actúan como sumideros de MPs, se estima que el 80% del plástico producido finalizará en los océanos, siendo los ríos una las principales vías de ingreso. La información sobre las fuentes de origen, los sumideros, la dinámica y como las variables ambientales afectan el transporte de los MPs desde los depósitos continentales a los sistemas marinos es todavía limitada. Los monitoreos de MPs presentan un problema técnico y económico, la mayor parte del conocimiento sobre la distribución de plástico en los océanos proviene de la utilización de modelos numéricos con el objetivo de comprender por qué, dónde, y cómo, el plástico entra a los sistemas acuáticos. El objetivo de la tesis radicó en implementar un modelo numérico que permita simular las trayectorias de los MPs en la región del estuario del Río de la Plata (RdP) a fin de obtener un estudio preliminar de la dinámica del transporte dadas las características hidrodinámica del estuario, así como también comprender el impacto

de los principales forzantes del río (descarga continental, marea, viento y olas), evaluar los cambios en el transporte de los MPs debido a sus propiedades morfológicas trabajando con morfologías esféricas y de fibras, con radios de 10 y 150  $\mu\text{m}$  de tamaño, y analizar los cambios en el transporte de los MPs debido a condiciones extremas de descarga de agua trabajando con el doble y mitad del caudal medio del RdP. Los resultados obtenidos a través de las simulaciones realizadas mostraron una alta correlación entre la hidrodinámica del RdP y la trayectoria de los MPs con flotabilidad positiva, donde el viento resultó un forzante relevante en la dinámica del movimiento de los MPs simulados. Por otro lado, se determinó la dependencia del régimen de flujo para periodos de descarga intensos sobre el transporte de MPs. A si mismo los resultados mostraron que las trayectorias se ven más influenciadas por las modificaciones en el tamaño de los MPs que por su morfología. A modo de conclusión final, cabe marcar que este trabajo representa uno de los primeros en estudiar la dinámica de MPs a través de simulaciones numéricas en la región del RdP, los resultados conseguidos pueden ser una línea inicial para comprender la dinámica de estos nuevos contaminantes sobre una de las cuencas más importantes de Sudamérica.

**Palabras Claves:** Microplásticos, Rio de la Plata, Modelo numérico, MARS, TrackMPD

# **Transport of microplastics in the Río de la Plata from numerical simulations**

## **Abstract**

Synthetic polymers, known as plastics, have become ubiquitous materials in modern society over the course of a few decades. Versatile and inexpensive, their production reached 390 million tons in 2019, but as a result of their ephemeral use coupled with their abundance, prolonged persistence and poor disposal, they now represent a global pollution problem for all environmental systems. Exposed to the environment, plastics can degrade into smaller particles due to physical, chemical and biological processes. Microplastics (MPs) are those smaller than 5 mm in size, those coming from the degradation of macroplastics are known as secondary MPs, while those of industrial origin or coming from textile fibres are primary MPs. PMs are new pollutants identified by the United Nations as a serious problem to be solved, due to their capacity to absorb organic pollutants and the possibility of bioaccumulation in food and tissues, they generate a risk for organisms present in the environment and even for the health of the human population; it has also been shown that they can affect soil microbiomes and even affect ecological processes. Marine ecosystems act as sinks for PM; it is estimated that 80% of the plastic produced will end up in the oceans, with rivers being one of the main routes of entry. Information on the sources, sinks, dynamics and how environmental variables affect the transport of PM from continental deposits to marine systems is still limited. The monitoring of PMs presents a technical and economic problem; most of the knowledge about the distribution of plastic in the oceans comes from the use of numerical models to understand why, where, and how plastic enters aquatic systems. The objective of the thesis was to implement a numerical model to simulate the trajectories of PMs in the estuarine region of the Rio de la Plata (ROW) to obtain a preliminary study of the transport dynamics given the hydrodynamic characteristics of the estuary, as well as to understand the impact of the main river forcings (continental discharge, tide, wind and waves), tide, wind and waves), evaluate changes in PM transport due to their morphological properties working with spherical

and fibre morphologies, with radii of 10 and 150  $\mu\text{m}$  in size, and analyze changes in PM transport due to extreme water discharge conditions working with double and half the mean flow of the RdP. The results obtained through the simulations performed showed a high correlation between the hydrodynamics of the RdP and the trajectory of positively buoyant MPs, where the wind was a relevant forcing agent in the dynamics of the movement of the simulated MPs. On the other hand, the dependence of the flow regime for periods of intense discharge on the transport of PMs was determined. At the same time, the results showed that the trajectories are more influenced by the modifications in the size of the PMs than by their morphology. As a conclusion, it should be noted that this work represents one of the first to study the dynamics of PMs through numerical simulations in the ROW region, the results obtained may be an initial line to understand the dynamics of these new pollutants in one of the most important basins in South America.

**Key words:** Microplastic, Rio de la Plata, numerical models, MARS, TrackMPD

*They rode in silence for a while, and then the driver made another good point.  
He said he knew that his truck was turning the atmosphere into poison gas,  
and that the planet was being turned into pavement so his truck could go anywhere.  
“So I’m committing suicide,” he said*

BREAKFAST OF CHAMPIONS

Kurt Vonnegut

En agradecimiento a:

Diego por explicarme constantemente todo aquello que no entendía, formarme en un área totalmente ajena y ayudarme a sacar esta tesis adelante.

Patricia por haberme dado un lugar dentro del instituto y por todo lo aprendido durante estos años.

Mis amigas Fla, Lau, Lu, May, Mica, Pau, Vero L, Vero Q, porque sin ellas no me hubiese recibido de la facultad, por nuestros viajes y aventuras.

Los chicos, Lean D, Lean T, Nacho y Nico, por todos los años que compartimos.

Vane y Santi por ser mis amigos y hacerme reír en el trabajo como si estuviera en el secundario.

Cami, Den, Gise, Maru y Pri, por ofrecerme un mate siempre (cuando no estábamos en pandemia).

Mis viejos por la paciencia durante estos años.

Theo por enseñarme a equilibrar la notebook en una pierna mientras él dormía en la otra.

# Índice

Capítulo 1- Introducción	9
1.1 Material del siglo XX	9
1.2 Microplásticos	11
1.3 Transporte de Microplásticos	16
1.4 Objetivos	19
Capítulo 2- Área de estudio: Rio de la Plata	20
2.1 Características del RdP	20
2.2 Circulación	23
2.3 Forzantes Ambientales	25
Capítulo 3- Metodología	30
3.1 Modelos numéricos	30
3.2 Simulación de trayectorias	36
3.3 Movimiento de los MPs en el plano vertical.	42
Capítulo 4 Resultados	43
4.1 Efectos de la hidrodinámica	43
4.2 Efecto de las condiciones ambientales.	55
4.3 Efecto de condiciones extremas	58
4.4 Efecto de la morfología de MPs sobre la trayectoria.	60
4.5 Movimiento de los MPs en el plano vertical.	64
Capítulo 5 Conclusiones y perspectivas futuras	67
Bibliografía	71
Anexo I Modelo TrackMPD.	79
Anexo II Modelo Hidrodinámico MARS.	85



# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1 Material del siglo XX

Los materiales plásticos son polímeros orgánicos sintéticos obtenidos mediante la polimerización de monómeros derivados del petróleo, gas natural o biomasa (Cole et al., 2011), por definición un polímero es una macromolécula conformada por la unión de pequeñas unidades químicas denominadas monómeros que reaccionan entre ellos mediante uniones covalentes, para dar lugar a largas cadenas que constituyen la columna vertebral del polímeros (Scott, 1999). Los polímeros pueden clasificarse según su procedencia en naturales (ej. la celulosa, almidón) o sintéticos (ej. polietileno, polipropileno), los sintéticos además tienen una sub-clasificación por propiedades físicas, termorígidos, termoplásticos y elastómeros (Baner, 2000). Los termorígidos son polímeros los cuales una vez moldeados y sometidos a altas temperaturas, cambian de forma irreversible a una estructura altamente reticulada (Halden, 2010). Por su durabilidad y fuerza son usados principalmente por las industrias automotrices y de construcción. Algunos ejemplos son las resinas epoxídicas, las resinas fenólicas y amídicas, y los poliuretanos (Scott, 1999). Los elastómeros, se obtienen a partir del entrecruzamiento de una red de enlaces covalentes (Baner, 2000), pueden ser tanto termoestables (requiere de un proceso de vulcanización) o termoplásticos (Alemán et al., 2007). Los termoplásticos en cambio, son polímeros cuyas moléculas presentan interacciones intermoleculares de menor energía que las uniones covalentes. Al ser expuestos a procesos térmicos se lenifican pero no pierden su estructura química, pudiéndose volver a moldear cuantas veces se desee (Halden, 2010). El polietilentereftalato (PET) usado en la fabricación de botellas es un ejemplo de esta clase de polímeros, otros son el polietileno (PE), polipropileno (PP) y policloruro de vinilo (PVC) (de Sá et al., 2018) (López-serrano, 2015). Durables, ligeros, económicos y

versátiles, los plásticos cubren un amplio rango de categorías y usos (Hopewell et al., 2009) (Figura 1).

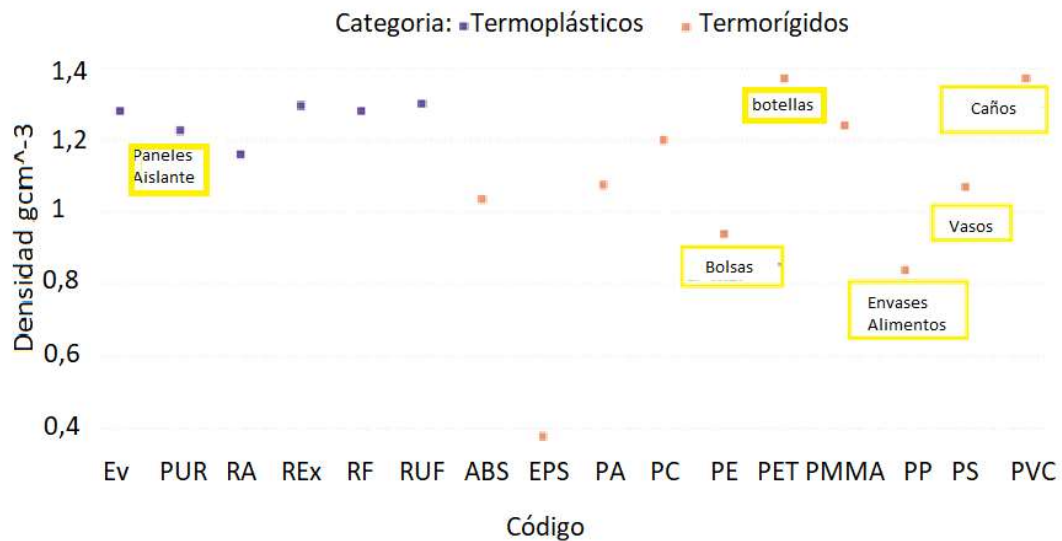


Figura 1. Densidad en función del tipo de polímero, en cuadrante amarillo algunos productos que suelen fabricarse con ellos, Código: Ester vinílicos (EV), Ester vinílicos(EV), Poliuretanos (PUR), Resinas acrílicas (RA), Resinas Epoxy (Rex), Resinas Fenolicas (RF), Resina Urea Formaldehido(RUF), Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS), Poliestireno expandido (EPS), Poliamida (PA), Policarbonato (PC), Polietileno (PE), Tereftalato de polietileno (PET), Poli metil acrilato (PMMA), Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), Policloruro de vinilo (PVC) (Jalón-Rojas, Wang, y Fredj, 2019).

Las últimas cuatro décadas del siglo XX se ven marcadas por el dominio de los materiales plásticos (Amato, 2012). Su introducción y auge, hasta llegar a convertirse en elementos esenciales y omnipresentes en la estructura cotidiana de las personas marca el comienzo de una nueva era (Kedzierski et al., 2020). Desde la masificación de su producción en la década del 40' hasta la actualidad su éxito subyace en tres factores, un crecimiento poblacional abrupto de 2,5 a 7,6 billones de personas entre 1950 hasta 2017, acompañado por la migración de población a las grandes ciudades, la población mundial en áreas urbanas paso de ser el 30 al 55% (Halden, 2010). Ambos sucesos, implicaron un incremento en el consumo de bienes y servicios por parte de esta nueva conformación social incrementándose la producción de plásticos de 2 millones de toneladas de a 390 millones para el año 2019 (Plastic Europe,2019). Sin embargo lejos

aún de esperar una deceleración en la producción anual mundial de plástico, a futuro se proyectan crecimientos anuales del 4% (Bergmann et al., 2015).

## 1.2 Microplásticos

La mala disposición de los materiales plásticos y su persistencia en el ambiente los convierten en un problema relevante de contaminación, y cuya acumulación progresiva continuará través de futuras generaciones (Wu et al., 2018). Se estima que para el año 2060 la cantidad de desechos plásticos pase de 60-99 millones de toneladas a 155-265 millones de toneladas anuales (Petersen y Hubbart, 2020). Al ingresar al ambiente los plásticos se hallan expuestos a procesos físicos, químicos y biológicos que al actuar durante un cierto intervalo tiempo producen su fragmentación en piezas pequeñas (Thompson et al., 2004). Por definición, las partículas plásticas con tamaño menor a 5mm son llamadas microplásticos (MPs), y según su origen pueden clasificarse en primarios o secundarios (Hardesty et al., 2017)(Figura 2).

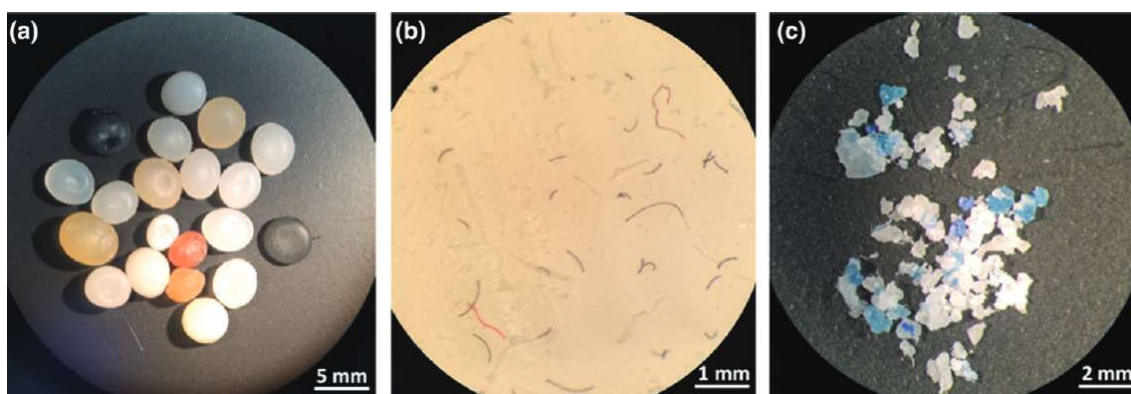


Figura 2. Diferentes tipos de partículas plásticas, (a) pellets, (b) fibras, (c) fragmentos. Fuente: Hoton y Dixon (2020).

Los MPs primarios son aquellos manufacturados industrialmente de tamaño menor a pocos milímetros, pueden encontrarse en productos de cuidado personal como exfoliantes y cremas para el rostro recibiendo el nombre comercial de “micro-perlas” o “micro-exfoliantes”, siendo su uso como reemplazo de componentes orgánicos como gránulos de almendras o avena (Cole et al, 2011). También entran en esta categoría las fibras textiles, y los pellets usados en la industria (de Sá et al., 2018). A su vez su uso en medicina como vectores de drogas es cada vez más frecuente (Cole et al., 2011). Los MPs secundarios son aquellos que resultan de la fragmentación y/o degradación gradual

de plásticos (de Sá et al., 2018). Expuestos a procesos físicos, biológicos y químicos, la integridad estructural de los plásticos se reduce liberando pequeños fragmentos. Por ejemplo, la exposición a la luz solar durante largos periodos de tiempo puede resultar en la fotodegradación, mientras que la radiación ultravioleta (UV) provoca la pérdida de la estructura original aumentando la fragmentación por abrasión, turbulencia y acción del oleaje (Cole et al., 2011). Los MPs secundarios son los más frecuente dentro de los sistemas acuáticos (Hardesty et al., 2017).

### 1.2.1 Microplásticos como contaminantes

Desde playas de islas oceánicas hasta en corrientes Antárticas, por consecuencia de una alta movilidad y largos periodos de residencia los MPs parecieran estar presentes en casi cualquier tipo de ambiente (Kane et al., 2019). Naciones Unidas (UNEP, 2014) a categorizado los MPs como un serio problema de contaminación a nivel global (Petersen y Hubbart, 2020). Como contaminantes los MPs presentan impactos negativos sobre el ambiente, el reducido tamaño genera una alta disponibilidad para una amplia gama de organismos acuáticos (Cole et. al., 2011), su ingestión puede derivar en lesiones físicas, falsa saciedad, baja tasa de crecimiento, incremento en la respuesta inmune, disminución en la tasa de fecundidad, estrés oxidativo e incluso morbilidad y mortalidad (Petersen y Hubbart, 2020), este tipo de interacción física es la de mayor frecuencia (Lu et al., 2021). De acuerdo a de Sá et al. (2018), los peces son uno de los grupos más estudiados en campo y laboratorio, siendo PE, PS y PP los tipos de polímeros más frecuentes de ingesta. Por otra parte, se ha documentado un amplio rango de efectos toxicológicos de diferentes tipos de MPs sobre diversos organismos, efectos de mortalidad e inducción del citocromo P450, decrecimiento en la fecundidad sobre crustáceos en estudios de PS (de Sá et al. ,2018). Los MPs pueden actuar como vectores de contaminantes (Isobe et al., 2019), sin embargo el parámetro relevante no subyace en la capacidad de sorción sino la desorción en las células y tejidos (Triebkorn et al., 2019). La ingesta de MPs en humanos a través de alimentos contaminados todavía es poco estudiada, sin embargo se ha reportado que consumen un promedio de 5g de MPs por semana, y se hallaron presentes en 47 de las 47 muestras de tejidos adiposos, hígado, riñones y pulmones estudiados (Petersen y Hubbart, 2021)

## 1.2.2 Presencia en cuerpos de agua

Los ecosistemas marinos actúan como sumideros de MPs (Petersen y Hubbart, 2021). En la actualidad, se estima que al menos 5,25 trillones de piezas de plástico y fibras se encuentran flotando en los océanos (Kane et al., 2019), y se presume un ingreso anual de entre 4,8 a 12,7 millones de toneladas de plástico desde las regiones costeras (Rochman, 2018). Cerca del 75 - 80% proviene del uso de los plásticos en la superficie terrestre (Bermúdez et al., 2021), mientras que el resto proviene del uso dentro del ambiente acuático como redes de pesca (Geyer et al., 2017). Acorde a Isobe et al. (2017) la concentración de MPs en los mares de Asia Oriental corresponde a  $3,70 \text{ MPs m}^{-3}$ , en el Giro del Atlántico Norte de  $1,7 \text{ MPs m}^{-3}$ , en las aguas del Ártico de  $0,34 \text{ MPs m}^{-3}$ , en el Mar Mediterraneo de  $0,15 \text{ MPs m}^{-3}$  y en el Pacífico Norte de  $0,12 \text{ MPs m}^{-3}$ . El estudio sobre la presencia de MPs se focalizado principalmente en ambientes marinos, representando entre 2006 al 2018 el 54% de las publicaciones (Lu et al., 2021). No obstante se estima que entre 1,15 a 2,41 millones de toneladas anuales de desechos plásticos ingresan al océano a través de ríos, el 67% a través de los 20 ríos más contaminados, y el 74% de esa emisión es estacional abarcando los meses de Mayo a Octubre (Lebreton et al., 2017). Según Cheng-Lu et al. (2021) de un relevamiento de 183 publicaciones de MPs en agua dulce, el 47% se realizaron en Asia, seguido de un 23% en Europa, 21% Norteamérica, África 8% y solo ocho trabajos en Sudamérica y Oceanía. El 53% enfocado a ríos, 35% a lagos y el resto sobre estuarios. El muestreo sobre el río Yangtze arrojó la concentración de MPs más alta registrada en ríos reportando  $4137 \pm 2461,5$  adquiridos por red de  $333 \mu\text{m}$  de malla (Zhao et al., 2014). En un estudio a lo largo del Fenghua, un río urbano relevante de la ciudad de Ningdo (China), se detectaron variaciones en la concentración de las muestras de MPs tomadas en verano e invierno de  $300 \text{ MPs m}^{-3}$  a  $4000 \text{ MPs m}^{-3}$ , con un promedio de  $1620,16 \pm 878,22 \text{ MPs m}^{-3}$  en verano y  $1696,08 \pm 983,52 \text{ MPs m}^{-3}$  para invierno, y los tipos principales de polímeros PP (57%), PE (35%) y copolímero (8%) (Xu et al., 2021). Indonesia es el segundo país después de China en aporte de material plástico al océano, sobre la Bahía de Benoa se realizaron muestreos de MPs con filtros de  $5\text{mm}$  y  $200 \mu\text{m}$  durante la estación húmeda y seca, obteniendo rangos de  $0,13\text{-}1,71 \text{ MPs m}^{-3}$  y de  $0,11\text{-}1,81 \text{ MPs m}^{-3}$  respectivamente, detectando PS, PP y PE como polímeros predominantes (Suteja et al.,

2021). De Europa, estudios de relevamiento sobre el río Danubio obtuvieron un máximo de 141,7 MPs m<sup>-3</sup> y una media de 0,317 m<sup>-3</sup>, mientras que sobre río Rin se obtuvieron picos de 3,9 x 10<sup>3</sup> MPs m<sup>-2</sup> y valores medios de 8,93 x 10<sup>3</sup> MPs m<sup>-2</sup> (Li et al., 2018), estudios recientes a lo largo del río Elbe (Alemania) con un muestreo en 11 puntos informaron una media de 5,57 MPs m<sup>-3</sup> sobre la columna de agua y una media de 3.350.000 MPs m<sup>-3</sup> en sedimentos (Scherer et al., 2020). En Sudamérica, en el río Amazonas se cuantificó una concentración de 417 a 8178 MPs kg<sup>-1</sup> de sedimentos seco (Gerolin et al. 2020). Es necesario considerar que aún cuando el método general para el muestreo de MPs sea el uso de redes no hay procedimientos estandarizados de medición y cuantificación, por ende puede ocurrir una sub-representación de MPs (Whitehead et al., 2021).

En estuarios, al igual que en ríos, la presencia de MPs se encuentra influenciada por las actividades humanas con significativos aumentos cuando existe una población aledaña. Acorde a Hitchcock (2019) se analizaron tres estuarios en la región de Australia con diferentes niveles de impacto antropogénico, sobre el estuario de bajo impacto se registró una concentración de 98 MPs m<sup>-3</sup> mientras que el estuario de alto impacto alcanzó 1032 MPs m<sup>-3</sup>. Estudios recientes sobre el estuario de Guadalquivir (España) registraron, mediante la recolección por redes de 1mm de malla, una concentración de 0,041 MPs m<sup>-3</sup>, con máximos de 0,20 MPs m<sup>-3</sup> (Bermúdez et al., 2021). En Norteamérica, se determinó sobre sedimentos una concentración de 116,10<sup>3</sup> ± 21,10<sup>3</sup> MP kg<sup>-1</sup> en el estuario de Great Bay (Cheng et al., 2021). En el estuario de Goiana (Brasil) se identificó un máximo de 0,19 MPs m<sup>-3</sup>. En Argentina, muestreos sobre lagos de la Patagonia determinaron una concentración 0,9 MPs m<sup>-3</sup>, con fibras de PET como polímero principal en un 38,3% de abundancia, seguido de PU en un 11,8% y PP en 2,9 % (Alfonso et al., 2020). Al sur de la provincia de Buenos Aires en la laguna La Salada el relevamiento realizado arrojó una concentración de 180 MPs m<sup>-3</sup> durante el verano y 140 MPs m<sup>-3</sup> en primavera, con predominancia de 70% de fibras (Alfonso et al., 2020). Acorde a Arias et al. (2019) dentro del estuario de Bahía Blanca se determinó la presencia de MPs en el tracto gastrointestinal en especies de peces de pesca comercial, el 100% de los individuos con presencia de MPs dando un total de 241 piezas. El 48,9% correspondió a fibras y el 30,6% a pellets. Para el Estuario del Río de la Plata, área de estudio para este

trabajo, Pazos et al. (2021) registró mensualmente a lo largo de un año la presencia de MPs, siendo febrero el mes con mayor concentración de 110 MPs m<sup>-3</sup> en agua y durante abril 613 MPs m<sup>-2</sup> en sedimentos. Los PP y PE fueron identificados como los más relevantes y con morfologías de fibras, fragmentos, pellets.

El área de estudio de este trabajo, el RdP, es la quinta cuenca más larga del mundo y la segunda en la región de América del Sur en cuanto a su área de drenaje y caudal de descarga (FREPLATA 2004; Pazos et al., 2017; Moreira, 2016; Simionato y Moreira 2019). Es considerada un área sensible, dado que sobre sus costas se encuentra la Bahía Samborombón uno de los mayores humedales del Hemisferio Sur sitio declarado por la UNESCO como reserva mundial de Biosfera y bajo la convención de Ramsar como “Humedal de Importancia Internacional” (García-Alonso et al., 2019). Actualmente la región se encuentra amenazada por distintos impulsores que ejercen presiones espaciales y temporales. Las actividades comerciales, la agricultura, la ganadería, la pesca intensiva y el tránsito entre regiones, ciudades y países que se llevan a cabo por medio de los canales de navegación del RdP generan presión sobre este ambiente (FREPLATA. 2004). El gran tránsito marítimo hace necesario el dragado frecuente de los canales de acceso tanto a los puertos del norte de Argentina como a los puertos de Buenos Aires y Montevideo. Este tipo de gestión medioambiental puede producir cambios en la dinámica de los sedimentos transportados por el agua, en ocasiones con impactos sobre la distribución de los contaminantes y, por lo tanto, sobre las zonas de pesca afectando las especies adquiridas para consumo (Moreira, 2016). La cuenca del RdP es la zona con mayor desarrollo industrial y urbano, pero como consecuencia de un mal manejo de residuos, la mayoría de los establecimientos industriales vuelcan sus efluentes directamente sobre sus aguas (FREPLATA, 2004). Los cuerpos receptores son afectados por todo tipo de contaminantes de origen antropogénico, plaguicidas, organoclorados, bifenilos policlorados (PCBs), hidrocarburos, metales pesados, nutrientes, bacterias coliformes fecales, agentes patógenos, virus y parásitos (Colombo et al., 2005 y 2007; Schenone et al., 2007, Avigliano et al., 2015 y FREPLATA 2004). Se estima que el área metropolitana de Buenos Aires vierte a los arroyos y bocas de redes cloacales aproximadamente 588.106 m<sup>3</sup> de efluentes industriales líquidos por año, 656.100 toneladas de residuos semisólidos y 281.050 toneladas de residuos sólidos sin

ningún tipo de tratamiento previo por año (FREPLATA., 2004). El RdP constituye un hábitat de vital importancia también en su aspecto social, siendo una zona de recreación y de actividades deportivas, que así como la pesca, generan fuentes de trabajo para la población (Moreira, 2016). Sea por sus aspectos económicos, sociales, de conservación y ambientales, resulta crucial comenzar a sentar las bases sobre el estado del río frente a los plásticos como contaminantes.

### 1.3 Transporte de Microplásticos

Al hallarse presentes en todos los ecosistemas resulta relevante comprender como su interconexión influencia el flujo y retención de los MPs, así como su ocurrencia y relación entre su origen, ruta y deposición final (Petersen & Hubbart, 2021). Debido a la escasez de datos empíricos la mayor parte del conocimiento sobre la distribución de plástico en los océanos proviene de la utilización de modelos numéricos (Van Sebille et al., 2020). La implementación del modelado numérico en el transporte de MPs busca resolver por qué, dónde, y cómo, el plástico entra al sistema acuático. En base a este conocimiento es posible indagar en los impactos que genera la presencia de plástico en el ambiente acuático y su biodiversidad (Khatmullina y Chubarenko, 2019). Los primeros estudios de MPs en la superficie de los océanos como mecanismo para entender su transporte a nivel global comenzaron casi una década atrás (Rochman y Hoellein, 2020). Los modelos de circulación oceánica sugieren posibles regiones de acumulación en los cinco giros oceánicos subtropilacales, estos vórtices actúan como cintas transportadoras de desechos plásticos flotantes provenientes de los continentes y acumulándolos en la convergencia central (Cózar et al., 2014) (Figura 4). El océano pacífico es el receptor del 52% de la cantidad total global de residuos plásticos, grandes cantidades de MPs fueron detectadas sobre la región descrita como “Islas de basura” (Great Pacific Garbage Patch en Inglés) y los mares asiáticos (Isobe et al., 2019). Los lagos, ríos y las regiones costeras son consideradas las principales fuentes de plástico en la contaminación marina, aunque estudios recientes también reconocen como fuente de ingreso significativa la deposición de MPs vía atmosférica (Alfonso et al., 2020)



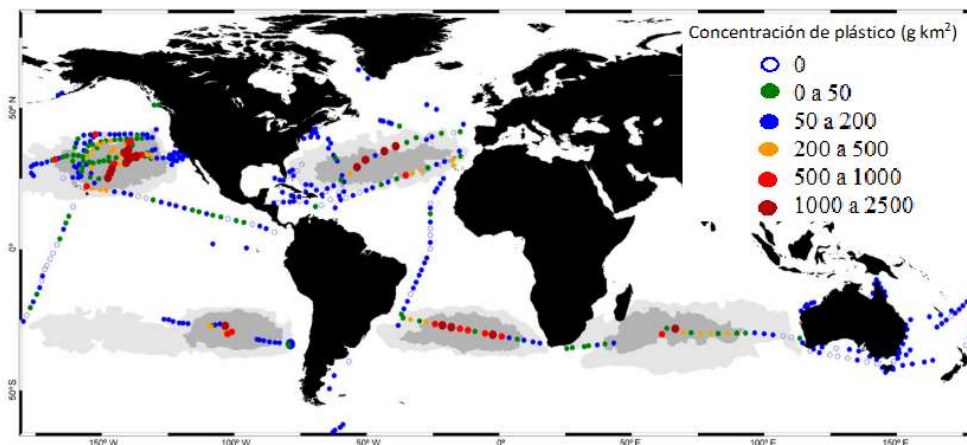


Figura 3. Concentración de basura plástica en la superficie de las aguas oceánicas. Los puntos de colores indican concentración y las zonas grises son las zonas de acumulación predichas por el modelo de circulación oceánica. Fuente: Cózar et al. (2014).

Esencialmente existen dos enfoques para simular transporte de plástico, el primero es el marco euleriano, de uso común en sedimentos y el segundo enfoque es el marco lagrangiano (Van Sebille et al., 2020). Estas simulaciones lagrangianas utilizan datos de velocidad eulerianos (precalculados) derivados de observaciones o modelos para calcular las rutas de las partículas virtuales, integrando el campo de velocidad (que varía espacial y temporalmente) en el tiempo, (Van Sebille et al., 2020). El modelo aplicado por Lebreton et al (2017) estimó a escala global el aporte de plástico a través de los ríos, aplicando datos geospaciales de densidad poblacional, cantidad de desechos plásticos mal gestionados producidos por habitante y país, descargas mensuales y presencia de barreras artificiales (ej. represas) que actúan como sumideros de partículas. En dicho modelo se estableció que el mayor aportante de material plástico provendría del continente asiático, aunque mencionan la falta de datos para corroborar esta aseveración. A su vez la proporción de emisión de plásticos provenientes de las zonas costera en los ríos resulta de 2,8 a 18,6%, y que al menos entre 0,79 – 1,52 millones de toneladas de plástico por año provenientes del continente llegan al océano a través de ríos. Wijinen et al. (2019) desarrolló su modelo de exportación fluvial global de MPs al mar (GREMiS, por sus siglas en inglés) con el objetivo de localizar posibles puntos de acceso y futuras tendencias de transporte de MPs en ríos. En su trabajo consideró cuatro fuentes de MPs aquellos provenientes de la degradación y fragmentación de

macroplásticos, los producidos por el desgaste de neumáticos, fibras textiles, y los procedentes de productos de cuidado personal. Su resultado determinó que la mayoría de los microplásticos transportados por ríos provienen de la degradación y fragmentación de macroplásticos, un 20% corresponde a MPs de neumáticos y fibras textiles transportados por el sistema de drenaje. En cambio, los MPs de producto de higiene personal son despreciables. Del mismo modelo se determinó que en los países desarrollados el 60% de los MPs provienen del sistema de desagüe. Nizzetto et al. (2016) utilizó el modelo INCA-Contaminants para evaluar el transporte de MPs a través de la pedosfera e hidrosfera en el río Támesis (Reino Unido), con el objetivo principal de analizar el potencial de retención de los sedimentos del río para retrasar o prevenir la transferencia de MPs al ambiente marino. Como conclusión de este estudio, se determinó la fuerte dependencia del régimen de flujo en el transporte MPs, provocando el movimiento de MPs de mayor densidad y tamaño cuando se presentan periodos de descarga intensos e inundaciones. La retención de MPs en el lecho del río mostró mayor correlación con el tamaño de los MPs evaluados que la densidad de los mismos, reteniendo 90-100% para MPs mayores a 0,2 mm. Una de sus limitaciones es que al carecer de datos de monitorio de MPs hasta ese momento el análisis teórico no pudo ser calibrado. Whitehead et al. (2021) aplicó el mismo modelo INCA sobre las cuencas del río Tamesis con el fin de evaluar ingresos, cargas y concentración a lo largo de todo el río, a diferencia del trabajo anterior mencionado se realizan muestreos de MPs con un método estandarizado para obtener muestras de hasta 10  $\mu\text{m}$  en tiempo y espacio. Con dicho modelo se determinó un total de carga de 100 toneladas/año de MPs que se vierten por el sistema fluvial hacia el estuario del Támesis. Bondeling et al. (2019) utilizaron un modelo hidrodinámico (MIKE 3FM) para determinar los efectos de la densidad y tamaño de MPs provenientes de neumáticos en la descarga de carretera y su movimiento por el río Gota, donde se concluyó la correlación entre el aumento de tráfico, también la influencia del gradiente de densidad en la columna de agua influencia la concentración de MPs. Según el modelo en el trabajo de Bessling et al. (2017), la hidrodinámica del río afectó la distribución del tamaño de los MP, a su vez su tamaño termina siendo relevante para su acumulación en sedimentos. Por otro lado, los efectos de la densidad del polímero y la formación de biopelículas no fueron significativos ya que se observó la formación de heteroagregados entre los sólidos en suspensión y los

MPs. En un ambiente estuarino donde se combinan el agua dulce y salina sumado a la turbulencia, la interacción será diferente que en el agua de los ríos (Alfonso et al.2020). Según Díez-Minguito et al., 2020, la intensidad del viento resultó el principal impulsor de la movilización y sedimentación de los MPs. La descarga de MPs al mar se vio afectada por la circulación inducida por el viento en la superficie del agua; mientras tanto, cerca del fondo, el efecto del viento hacia tierra y la circulación gravitacional produce la presencia de una concentración máxima de MPs dentro del estuario.

#### 1.4 Objetivos

La gestión de los MPs en el sistema del RdP debe atenderse comprendiendo el transporte de los mismos para consecuentemente evaluar los sitios de ingreso y las áreas de posible deposición. A fin de comprender el transporte de los MPs en el RdP, el objetivo principal de este trabajo fue realizar un estudio preliminar de la dinámica de los MPs en el Río de la Plata con el uso de modelado numérico. Como objetivos específicos se buscó identificar y evaluar el impacto de los principales forzantes hidrodinámicos en el transporte de los MPs en el RdP, evaluar los cambios en el transporte de los MPs debido a sus propiedades morfológicas trabajando con morfologías esféricas y de fibras, con radios de 10 y 150  $\mu\text{m}$  de tamaño, se analizaron los cambios en el transporte de los MPs debido a condiciones extremas de descarga de agua trabajando con el doble y mitad del caudal medio del RdP. Por último, se realizó un estudio de los movimientos de los MPs en el plano vertical.

# Capítulo 2

## Área de estudio: Rio de la Plata

### 2.1 Características del RdP

El RdP es la quinta cuenca más larga del mundo y la segunda en la región de América del Sur en cuanto a su área de drenaje y caudal de descarga (Pazos et al., 2017; Moreira, 2016; Simionato y Moreira 2019)(Figura 4). Sobre ambos lados de la rivera se ubican grandes centros urbanos y las ciudades capitales de Argentina y Uruguay. En total, 15 millones de personas asentadas sobre la costa Argentina obtienen de la cuenca su principal suministro de agua (FREPLATA 2004; Pazos et al., 2017). De extensión 34° a 36°S y 55° a 58° W, se ubica en el límite entre Argentina y Uruguay con orientación NW a SE y una superficie de 35.500 km<sup>2</sup>. Una de sus principales características es su baja profundidad y una morfología en forma de embudo de 327 km de largo, con 40 km de ancho en su cabecera y 227 km de ancho en la desembocadura (FREPLATA 2004; Dragani y Romero, 2004). El RdP es un ambiente fluvio-marino, formado por la confluencia de dos de los ríos más relevantes de Sudamérica, el Paraná y el Uruguay, descargando sus aguas en el Océano Atlántico (FREPLATA, 2004; Zorzoli, 2017).

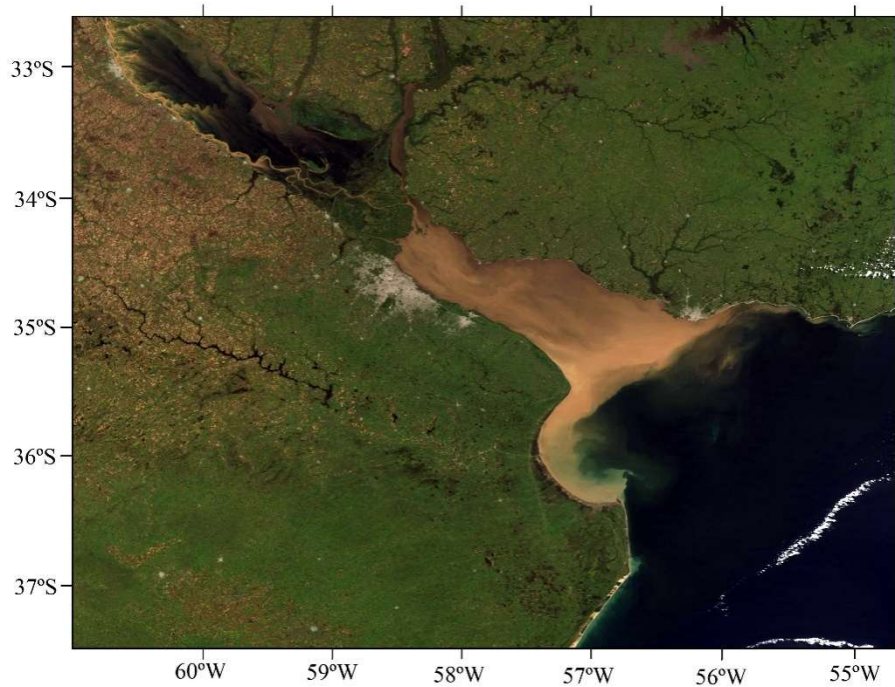


Figura 4. Imagen Satelital del Río de la Plata (NASA/GSFC).

En el encuentro entre la intensa descarga de aguas fluviales y las aguas marinas se genera una extensa zona de mezcla de características mixohalinas (FREPLATA, 2004). En base a sus características geomorfológicas y dinámicas, el RdP se divide en tres regiones (Figura 5) como se describen a continuación (Jaime y Menéndez, 1999; Dragani y Romero, 2004):

- Superior (interior): Desde la desembocadura de los ríos tributarios, hasta la línea imaginaria que une Punta Lara (Argentina) y Colonia de Sacramento (Uruguay), con aguas fluviales y una profundidad promedio menor a 5 m.
- Intermedio: Desde la unión Punta Lara – Colonia de Sacramento, hasta la línea Punta Piedras – Montevideo, con característica fluviales, y con bancos de arena poco profundos y una profundidad entre los 5 a 10 m.
- Inferior (exterior): Desde Punta Piedras – Montevideo hasta Punta Rasa - Punta del Este, es la zona de mayor profundidad con valores de 15 a 20 m y aguas mixohalinas.

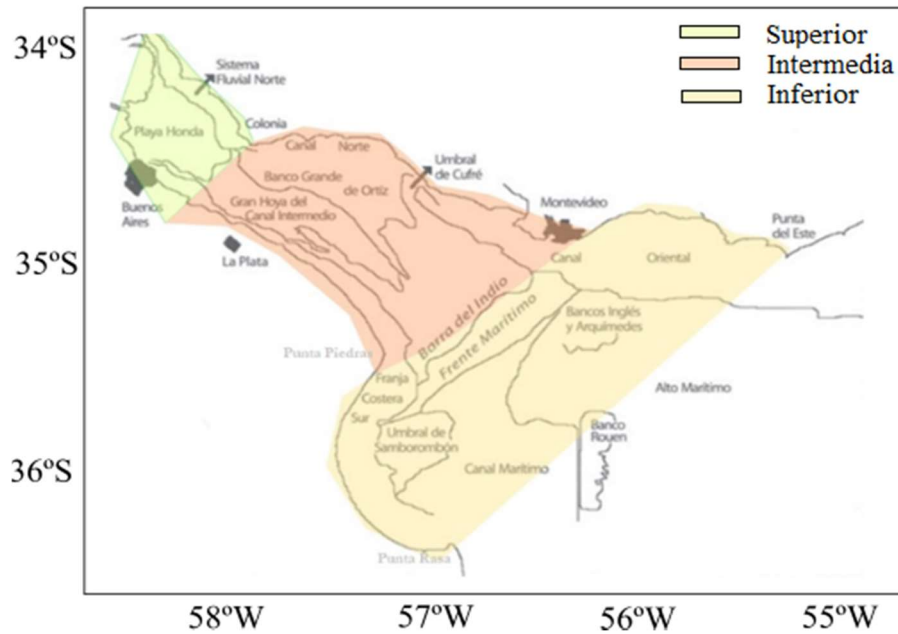


Figura 5. Regiones del RdP. La zona verde es el estuario superior, naranja intermedio y amarillo exterior (Jaime y Menéndez, 1999).

El fondo del RdP cuenta con unidades morfológicas destacadas en mención de alguna de ellas, Playa Honda, bancos Ortiz, Chico, Alemán, Inglés y Arquímedes, los canales Oriental, Norte, Intermedio y Marítimo (Figura 5). En su extensión se encuentran insertas algunas islas pequeñas, distinguiéndose por importancia histórica la isla Martín García (Laborde y Nagy, 1999). Sobre la línea de Punta Piedras Montevideo tiene presencia una barrera geomorfológica convexa con profundidades de 6,5 a 7 m denominada Barra del Indio. Esta geoforma separa la región superior e intermedia del RdP, de la región inferior, en las dos primeras zonas las aguas del RdP son de un tinte amarillento opaco y se mantienen dulces mientras en la tercera tiene lugar la interacción entre las aguas dulces y saladas, típico de los estuarios (Jaime y Menéndez, 1999). La salinidad y consecuentemente la densidad de las aguas aumentan de manera más o menos regular en dirección al mar, y además crece con la profundidad (Jaime y Menéndez, 1999), la diferencia en densidad de las aguas genera la estratificación del estuario. Las aguas más densas provenientes del Océano ingresan por el fondo del estuario formando una cuña salina con extensión entre 100 a 250 km y controlada topográficamente por la presencia de la Barra del Indio, lugar donde se produce el máximo de turbidez del frente salino por efecto del viento y la marea (Jaime y Menéndez, 1999; Simionato et al., 2004; Moreira, 2016). El agua del RdP debe su color

opaco a la alta concentración de sedimentos en suspensión, entre 80 a 160 millones de toneladas de sedimentos por año son transportadas por el RdP, con concentración máximas arriba de  $400 \text{ gm}^{-3}$ , lo cual lo convierte en uno de los más turbios del mundo (Moreira y Simionato, 2019a). La composición de los sedimentos varia a lo largo del estuario, en la zona de descarga del Rio Paraná Guazú y Uruguay los sedimentos de fondo son de tipo grueso (arenas, arenas limosas, limos arenoso), en la costa opuesta se encuentra la desembocadura del rio Paraná de las Palmas y Lujan, y sus sedimentos presentan un alto grado de material orgánico y arenas limosa, al acercarse a la región exterior del estuario los sedimentos presentan granulometrías más finas (Laborde y Nagy, 1999).

## 2.2 Circulación

El agua dentro del estuario es transportada hacia el exterior, su circulación está fuertemente influenciada por la batimetría, (Figura 6), la rotación de la Tierra, la descarga continental, la marea, y el viento (Simionato et al., 2004b). Esta circulación afecta la elevación del nivel medio del mar y determina el transporte neto de masa. En la región superior e intermedia la circulación es mayoritariamente barotrópica (es aquella parte del fluido que no depende de las variaciones de la densidad), dominada principalmente por la descarga de los ríos tributarios, la marea y el viento. El flujo de agua se concentra a lo largo de los canales Norte e Intermedio que son más profundos, y a medida que la pluma de agua dulce alcanza la parte central, el efecto de Coriolis por la rotación de la Tierra, produce que el transporte de masa se dirija al N. La circulación generada por el transporte de masa de agua se incrementa para descargas altas y disminuye consecuentemente, para descargas bajas manteniendo el patrón de circulación (Simionato et al., 2011).

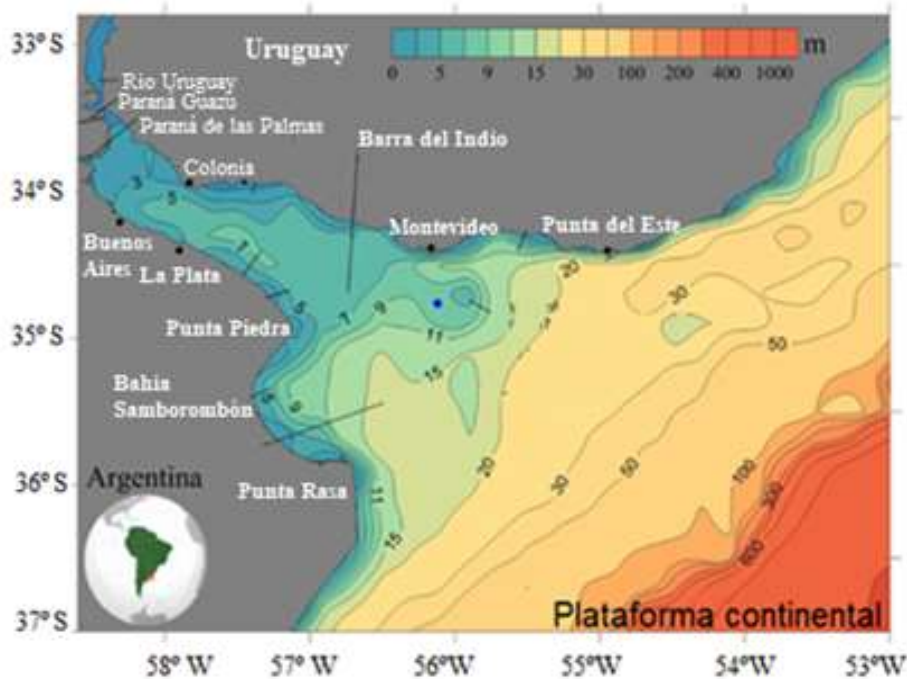


Figura 6. Batimetría del Río de la Plata, ciudades importantes asentadas sobre las costas del río (CABA, La Plata, Colonia, Montevideo, Punta del Este).

En la región inferior, la circulación podría denominarse baroclínica, debido al gradiente de densidad producido por la conjunción del agua fluvial con el agua salina del mar. La varianza en la zona frontal es debida principalmente a las corrientes forzadas por el viento (50%), por la marea (25%) y por las ondas internas en frecuencia de marea (25%) (Simionato et al. 2011). Producto de la escasa profundidad del RdP las corrientes en esta región responden rápidamente a los vientos, en particular a su dirección, en un tiempo de entre 3 y 9 horas. La estructura vertical de las corrientes puede explicarse en dos modos o patrones de corrientes en la vertical, vientos con componente dominante perpendicular al eje del estuario (SE-NE), inducen corrientes que decaen verticalmente y presentan una inversión de la dirección entre los niveles superiores e inferiores (Figura 7). Siendo esta característica consecuencia de la geometría y batimetría del estuario (Simionato et al. 2011). Mientras que para una componente del viento paralela al eje del RdP (NW-SE) produce un patrón de inversión de corrientes pues existe una compensación de masa entre el agua que ingresa por las capas superiores con el agua que egresa en las capas del fondo del estuario (dando un patrón de inversión de corrientes). La situación inversa produce un patrón con egreso de masa de agua en la



capa superior e ingreso de masa de agua en las capas cercanas al fondo del río (Simionato et al., 2011).

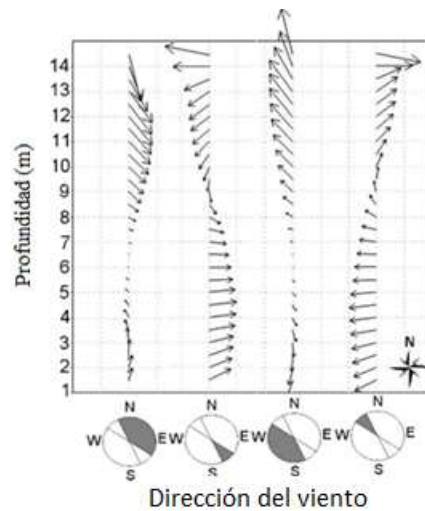


Figura 7. Perfiles verticales de la velocidad de las corrientes según la dirección del viento.  
Fuente: Simionato et al. (2001).

## 2.3 Forzantes Ambientales

### 2.3.1 Descarga continental

Después del Río Amazonas, el RdP es la segunda cuenca más importante en Sudamérica, con un caudal medio de  $23.200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , con picos máximos de  $90.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  y mínimos de  $8.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (Jaime, 2002). El agua dulce del RdP proviene de varios tributarios aunque los dos más influyentes corresponden al río Uruguay y el Paraná (FREPLATA 2004; Moreira y Simionato, 2019a). El río Paraná tiene su origen en la confluencia de los ríos Paranaíba y Grande, al sur de Brasil. Se denomina Alto Paraná desde su origen hasta la confluencia con el río Paraguay (Corrientes, Argentina), a partir de esta localidad hasta los  $32^\circ \text{ S}$  se menciona como Paraná Medio y desde este punto hasta su desembocadura recibe el nombre de bajo Paraná (Barros et al., 2005). El río Uruguay emerge en Serra do Mar (Brasil), y durante su recorrido actúa como límite fronterizo entre Argentina y Brasil, mientras que a partir de su convergencia con el río Cuareim pasa a ser el límite geográfico entre Argentina y Uruguay (Barros et al., 2005). El aporte de ambos ríos Uruguay y Paraná implica más del 97% del ingreso de agua al RdP, por ende se considera acertado considerar la descarga continental media como

resultado solo del aporte de estos tributarios (Moreira, 2016). El mayor caudal es aportado por el río Paraná, con sus dos vertientes significativas: el brazo Paraná Guazú-Bravo con el 77% del transporte de agua, y el Paraná de las Palmas con el 23% del caudal restante (Barros et al., 2005) (Tabla 1). El río Paraná presenta un marcado ciclo estacional con una descarga máxima de agua entre marzo-abril tiene y una descarga mínima en septiembre, en el río Uruguay la estacionalidad es menos marcada, con dos máximos de caudal entre mayo y julio, y un mínimo en enero (FREPLATA,2011) (Figura 8).

Tabla 1. Caudales medios correspondientes a los tributarios más relevantes del RdP: Jaime y Menéndez, (1999).

Afluente	Caudal ( $m^3s^{-1}$ )
Uruguay	5200
Paraná Guazú	13500
Paraná de las Palmas	4500

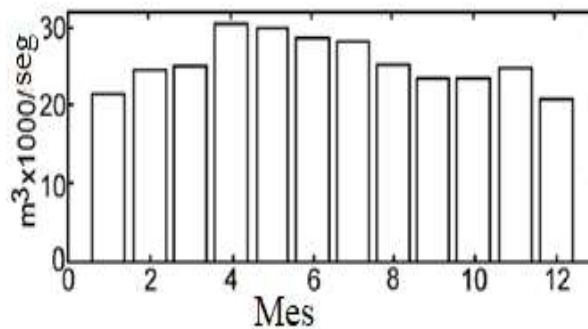


Figura 8. Variabilidad mensual del Caudal medio total del RdP ( $m^3 \times 1000 \text{ seg}^{-1}$ ) Fuente: Simionato et al. (2001).

### 2.3.2 Marea Astronómica

El RdP tiene un régimen astronómico micromareal, caracterizado por desigualdades diurnas y diferencias importantes entre pleamares/bajamares consecutivas. El flujo de energía ingresa por el sector SE de la boca, se propaga de S a N con mayores amplitudes

hacia la costa y disminuyendo hacia el interior del estuario (FREPLATA, 2004). La topografía del estuario modifica la onda a medida que avanza a lo largo del estuario, generando que la onda de marea decaiga debido a la fricción con el lecho por su baja profundidad (FREPLATA, 2011). La componente lunar semidiurna ( $M_2$ ) es la más significativa para el sistema (Moreira y Simionato, 2019a), se caracteriza por dos mareas altas y dos mareas bajas durante el día lunar, con muy poca diferencia de altura entre las mismas, pues la marea semidiurna se superpone a la marea diurna (Málikov, 2010). La amplitud de esta componente alcanza los 0,65 m sobre la Bahía de Samborombón, y se reduce a 0,27 m en Buenos Aires. Sin embargo, la componente lunar diurna ( $O_1$ ) produce inequidades significativas, haciendo que la amplitud máxima en Punta Rasa promedie una altura 0,76 m y máximos de 1,43 m, mientras en el estuario superior tiene una media de 0,6 m y máximos de 1 m (Moreira y Simionato, 2019b). La onda de marea toma aproximadamente 12 horas en propagarse de un extremo a otro del RdP, y el registro de corrientes es en todas las direcciones con intensidades variables, consecuencia de la manifestación simultánea de distintos estados de marea las corrientes invierten su dirección aproximadamente cada 6 horas (Jaime y Menéndez, 1999). Las máximas velocidades de las corrientes de marea ocurren en los límites N y S de la Bahía Samborombón, presentando menores valores en el interior. A su vez, la bahía muestra características rotacionales en sus corrientes, salvo en el tramo superior y medio y a lo largo de la costa uruguaya donde las corrientes de marea tienden a ser unidireccionales (Simionato et al., 2004; Moreira, 2016)

### 2.3.3 Vientos

El viento afecta la dinámica en todas las escalas del RdP, siendo el principal forzante de la circulación (FREPLATA, 2011). A través del esfuerzo de corte, el viento modifica la velocidad de propagación de la onda de marea, el grado de mezcla vertical y genera olas, desplazando volúmenes apreciables de agua (Jaime y Menéndez, 1999). El viento es el forzante principal que explica los comportamientos observados en los ciclos estacionales del frente de salinidad, siendo de mayor relevancia que los efectos de descargas y marea, durante los últimos 50 años se registró importantes variaciones en la velocidad del viento, con un desplazamiento de las características estacionales hacia meses más tempranos (Simionato et al., 2005). En la región del RdP la circulación general

de la atmósfera está controlada por la influencia del sistema de alta presión semi-permanente del Atlántico Sur (Minetti y Vargas 1990). La circulación anti-horaria advecta aire cálido y húmedo proveniente de regiones subtropicales sobre el estuario (Minetti y Vargas, 1990). Por otra parte, desde el S llegan frentes fríos con un periodo de 4 días, asociados a tormentas conectivas llamadas “Pamperos”. La zona entonces se halla sujeta a periodos de alternancia de vientos dominantes del NE al SW, con intervalos de pocos días (Figura 9) (Simionato et al., 2004, Vera et al., 2002).

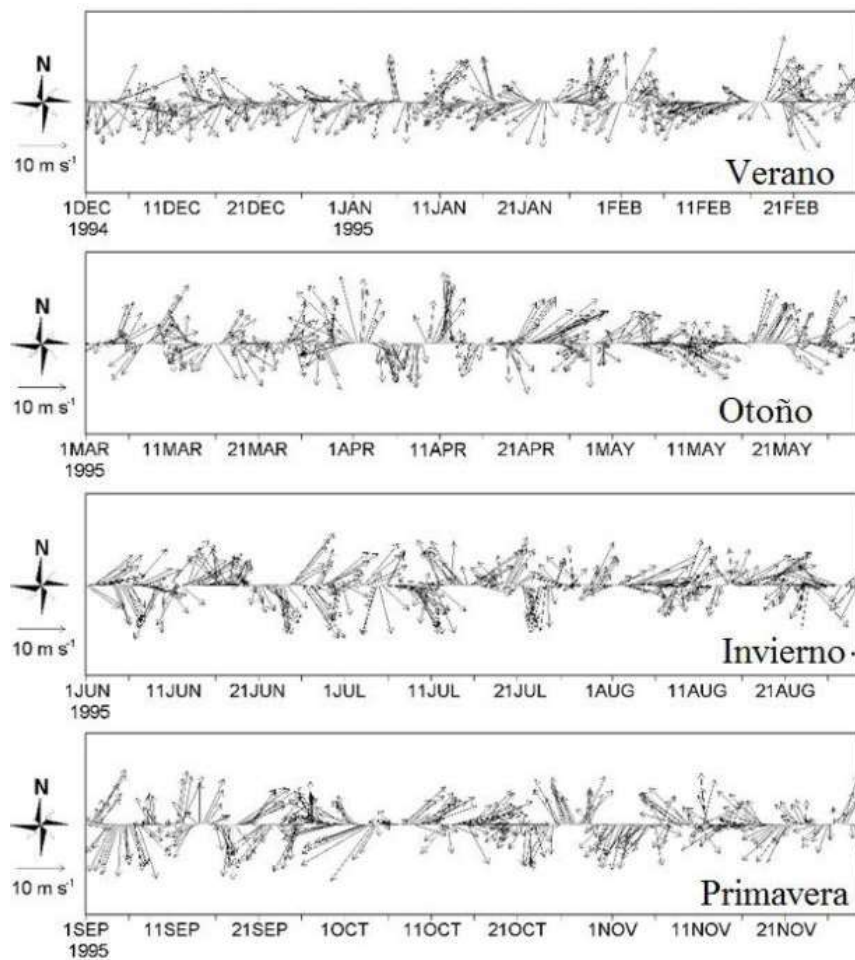


Figura 9. Variabilidad estacional de la velocidad del viento, medida a 10 m de altura sobre la superficie del RdP, durante el año 1995. Fuente: Simionato et al., (2004).

Dado que el RdP se encuentra ubicado en una de las regiones más ciclogénicas del mundo, se producen fenómenos de vientos intensos con velocidades superiores a 15 ms<sup>-1</sup> provenientes del SW conocido como “Sudestadas”. Las Sudestadas, son ondas de tormenta positivas que afectan principalmente la porción superior e intermedia, por

vientos intensos y persistentes del sector E-SE. Los eventos, aunque no son siempre extremos producen inundaciones en la costa S del RdP, mientras que las direcciones de viento provenientes del N-NE dan como resultados bajantes con valores mínimos cuando la dirección es N (D'Onofrio et al., 2008, Escobar et al., 2004).

#### 2.3.4 Olas

Producto de la orientación general NW-SE del RdP y la baja profundidad del mismo, solo las olas que se propagan del SE pueden alcanzar el interior del estuario, por ende, son aquellas olas de generación local las que terminan siendo la principal causa del oleaje en la zona superior del RdP (Dragani y Romero, 2004). El rango más frecuente se halla alrededor de los 3-4 segundos, con alturas significativas entre los 0,20 a 0,60 m (FREPLATA, 2011). Las olas de periodos largos, provenientes de las aguas profundas del Océano Atlántico se amortiguan y rompen a medida que logran avanzar al interior (FREPLATA, 2011). En el estuario exterior las olas resultan una combinación de las olas marinas y de fondo con alturas entre 0,5 a 1,5 m, periodos de 4 a 6 segundos cuando hay dominancia de olas marinas, y 10 a 12 segundos cuando predominan las olas de fondo (Dragani y Romero, 2004; FREPALTA, 2011).

# Capítulo 3

## Metodología

### 3.1 Modelos numéricos

Las trayectorias de MPs se obtuvieron mediante la implementación del modelo numérico Track Marine Plastic Debris (TrackMPD) desarrollado por Jalón-Rojas, Wang, y Fredj (2019), siendo un software de código abierto de trayectoria de partícula no Lagrangiano que permite la determinación del transporte de MPs, tanto en sistemas marinos como en sistemas de agua dulce. El modelo TrackMPD utiliza un enfoque tridimensional e incluye un amplio rango de procesos físicos y comportamientos que dependen de las propiedades dinámicas de los MPs. Este tipo de enfoque se diferencia de otros modelos numéricos, los cuales asumen a los MPs como partículas neutras que se desplazan en las capas superficiales omitiendo su comportamiento dinámico y asumiendo enfoques bidimensionales (Wakata and Sugimori, 1990; Isobe et al., 2009; Martinez et al., 2009; Kako et al., 2010; Yoon et al., 2010; Ebbesmeyer et al., 2012; Lebreton et al., 2012; Neumann, 2014; Mansui, 2015; Gajšt et al., 2016; Carlson et al., 2017; Liubartseva et al., 2018; Murray et al., 2018). El potencial del TrackMPD yace en su compatibilidad para ingresar las velocidades de corrientes dentro del modelo en diversos formatos y la posibilidad de extender el modelado Lagrangiano de advección - difusión mediante la adhesión de comportamientos y procesos físicos de partículas ampliando la complejidad y el realismo de los escenarios (Isabel Jalón-Rojas et al., 2019). Los “*comportamientos*” que pueden utilizarse dentro del modelo TrackMPD se encuentran predefinidos, cada uno de ellos requiere determinados parámetros de entrada y pueden presentar algunas restricciones para su aplicación, las cuales son

producto del modelo teórico con el cual fueron construidas (ver anexo) (Tabla2). Para este trabajo principalmente se utilizaron los comportamientos B1 y B3.

Tabla 2 Tipos de “*comportamientos*” que pueden configurarse para simular las trayectorias de los MPs y los códigos de referencias

Código	Comportamiento
B1	Marco y microplásticos, con densidades menores a $1 \text{ g cm}^{-3}$ , sin formación de biofilm o degradación.
B2	Marco y microplásticos, con velocidad de caída definida, densidades mayores a $1 \text{ g cm}^{-3}$ , sin formación biofilm, ni degradación
B3	Microplásticos (definido por forma <sup>1</sup> , tamaño y densidad), densidad mayor a $1 \text{ g cm}^{-3}$ sin formación de biofilm, ni degradación.
B4	Microplásticos (definido por tamaño, forma y densidad), formación de biofilm (constante durante el tiempo), sin degradación.
B5	Microplásticos (definido por forma, tamaño y densidad), formación de biofilm (gradiente de formación en el tiempo), sin degradación
B6	Microplásticos (definido por forma, tamaño y densidad), sin formación de biofilm, con proceso de degradación.

### 3.1.1 Condiciones hidrodinámicas

La estructura modular del TrackMPD requiere de la configuración de tres módulos iniciales de datos en los que el usuario define para realizar la simulación. El primer módulo consiste en la incorporación de parámetros hidrodinámicos del sistema de estudio, los cuales deben incluir parámetros fijos como el dominio (área comprendida, cantidad de puntos de grilla, resolución), la batimetría (o profundidad) y la cantidad de niveles sigma ( $\sigma$ , cantidad de niveles verticales usados); y parámetros variables respecto del tiempo como las velocidades de las corrientes ( $u$  y  $v$ ) y la elevación de la superficie libre ( $xe$ ). Estas condiciones fueron conseguidas a través de la utilización de los

---

<sup>1</sup> El TrackMPD permite trabajar con dos tipos de formas esféricas y cilíndricas, determinando su radio o largo y radio respectivamente. Dentro de las cilíndricas se pueden ajustar los parámetros (largo y radio) para emular la geometría de las fibras textiles.

resultados del modelo para aplicaciones a escala regional (MARS, por sus siglas en inglés) (Lazure y Dumas, 2008) desarrollado por el Departamento Dinámicas del ambiente costero (DYNECO por sus siglas en Francés) del Instituto Francés de Investigación para la explotación del Mar (IFREMER por sus siglas en Francés). El modelo fue diseñado para regiones costeras, considera procesos asociados a un gran número de escalas espacio-temporales y, en consecuencia puede ser aplicado a diversos ambientes (lagunas, playas, bahías, estuarios, plataformas continentales y al océano abierto), y para describir procesos en escalas de décadas, años, meses, semanas u horas (Lazure y Salomon, 1991; Andre et al., 2005; Pous, 2005). La utilización de este modelo radica en que fue implementado y utilizado con anterioridad por el Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CONICET-UBA) para el proyecto FREPLATA/FFEM, 2011 y fue validado y calibrado en base a las necesidades de dicho proyecto (Simionato et al., 2011; Fossati, 2014; Moreira, 2016). El modelo MARS utiliza dos dominios anidados, uno de mayor tamaño pero de menor resolución que abarca la región sudoeste del Océano Atlántico Sur desde 69,35°W a 45,5° W y desde 25,5° S a 54,8° S y resolución de 0,1° de latitud (~10 km) y 0,15° de longitud (~12 km) con un solo nivel vertical. El dominio de menor tamaño, cubre el RdP y la plataforma adyacente desde los 32,9° S a los 38,139° S y de los 60,67° W a los 50,62° W con una resolución horizontal de 0,027° (~3 km), y utiliza 10 niveles sigma en el plano vertical para representar de forma adecuada la batimetría del sitio de estudio (Figura 10). Los resultados de este segundo dominio fueron los utilizados para usarse en el modelo TrackMPD.



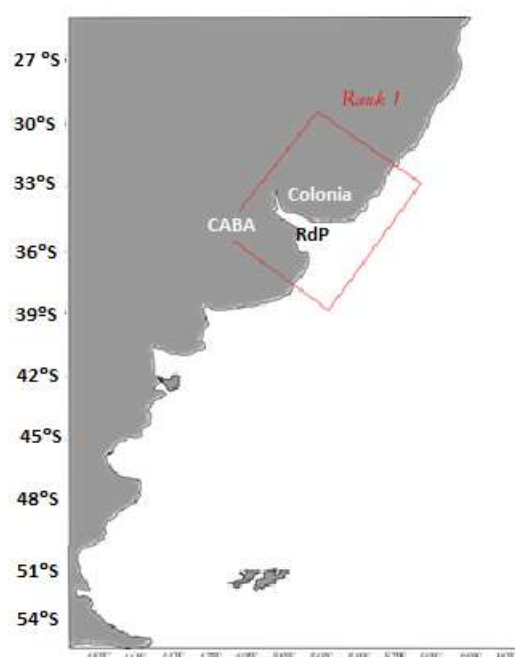


Figura 10. Dominio definido para el “Rank 0” del modelo MARS, anidado con el “Rank 1”.  
Adaptada de Moreira, (2016).

Las velocidades de corriente son los resultados del modelo numérico MARS, para su obtención requirió la configuración de los principales forzantes del RdP, descarga continental, marea, viento y olas. Los datos de descarga de agua continental de los principales ríos tributarios Paraná Guazú, Paraná de las Palmas y Uruguay, fueron obtenidos a partir de los registros en la Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI) de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de La Nación (<http://bdhi.hidricosargentina.gov.ar>) y de la estimación de descarga diaria realizada por el Instituto Nacional del Agua (INA) (<https://www.ina.gov.ar>), también fueron incorporados los datos de caudal de los aforos del río Luján y Riachuelo, por su relevancia en el aporte de contaminación urbana (FREPLATA 2004). El valor medio resultante para la descarga de agua continental fue de  $26.567 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , siendo algo superior a la media histórica de  $22.500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  reportada en otros trabajos (Jaime, 2002).

Tabla 3. Valor medio de descarga continental ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) para cada tributario del RdP.

<b>Tributario</b>	<b>Descarga líquida media (<math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math>)</b>
Uruguay	6116
Paraná de las Palmas	4693
Paraná Guazú	15400
Luján	190
Riachuelo	68

Para la marea el modelo hidrodinámico MARS utiliza como condiciones de borde para el dominio más grande las 14 componentes principales del modelo FES2004 (Lyar et al., 2006), siendo las más relevantes para la zona de estudio las componentes  $M_2$ ,  $M_4$ ,  $K_1$ ,  $K_2$  y  $S_2$ . Para el dominio aplicado al RdP la marea es obtenida del modelo más grande y se incorpora en forma de onda como la elevación de la superficie libre en los bordes. Por otra parte las condiciones de viento se obtuvieron de las condiciones meteorológicas de superficie provenientes del National Center for Environmental Prediction/ National Center for Atmospheric Research (NCEP/NCAR) (Kalnay et al., 1996), con resolución espacial de  $2,5^\circ \times 2,5^\circ$ , y una resolución temporal de 6 horas. Para las olas, al no existir series de datos en la región superior e intermedia del RdP, se tomó una relación empírica entre la dirección e intensidad del viento y la altura y dirección de la ola. Esta relación empírica puede sobrestimar la altura en la sección interior del estuario y subestimarla en la sección exterior (Moreira 2016, Moreira y Simionato 2019). Como se mencionó, solo las olas provenientes del océano desde el sector sudeste pueden propagarse y alcanzar el estuario intermedio, siendo refractadas por la batimetría del RdP y disipada su energía, por lo tanto, las condiciones de olas más importantes en la parte superior e intermedia, donde se focalizó este estudio, se producen por respuesta del forzante meteorológico, siendo esta relación empírica una buena aproximación (Moreira 2016; Moreira y Simionato 2019). Bajo estas condiciones se utilizaron cuatro simulaciones, las cuales se pasarán a denominar para este trabajo “Casos”, dónde se incorporaron los forzantes de a uno por vez, complejizando paulatinamente la simulación con el fin de evaluar el impacto de cada forzante en la trayectoria de los MPs (Tabla 4).

Tabla 4. Forzantes ambientales aplicados para cada Caso en las simulaciones numéricas.

Pruebas	Descarga líquida	Marea	Viento	Ola
Caso-I	Si	-	-	-
Caso-II	Si	Si	-	-
Caso-III	Si	Si	Si	-
Caso-IV	Si	Si	Si	Si

### 3.1.2 Procesos Físicos y ajustes de trayectorias

El modelo TrackMPD permite al usuario incluir en la simulación fenómenos físicos, como el varamiento de los MPs (beaching) o su reingreso al sistema acuoso (washing-off), fenómenos de turbulencia, y procesos asociados a la degradación y posible formación biofilm sobre los MPs, así mismo permite definir variables morfológicas y físicas de los MPs (Figura 11). Por otra parte, permite la configuración de la duración de la trayectoria y el paso de tiempo, y si las trayectorias se realizan con simulaciones a tiempos progresivos o regresivos que permite evaluar el destino de los MPs arrojados al sistema, o a partir del destino de deposición al origen de los mismos.

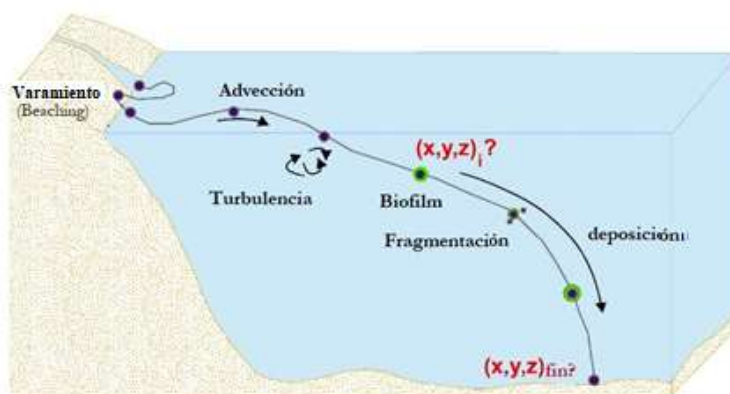


Figura 11. Procesos físicos considerados en el modelo TrackMPD (Jalón-Rojas et al., 2019).

### 3.2 Simulación de trayectorias

Las corrientes hidrodinámicas utilizadas para todas las simulaciones de trayectorias en este trabajo corresponden a los resultados del modelo MARS para el mes de noviembre del año 2010, pues son condiciones que han sido previamente calibradas y validadas (Moreira y Simionato, 2019a). En cuanto a la elección de la ubicación inicial de los MPs para las simulaciones se consideraron puntos representativos del río, poniendo especial atención en aquellas zonas antropogénicas de mayor impacto, y zonas cuya hidrodinámica sea relevante al comportamiento del río. Con esta premisa se eligieron siete puntos, descritos en la Tabla 5 y Figura 12, seleccionados por ser próximos a los ríos tributarios, donde se produce el ingreso del agua al estuario, cerca del área metropolitana y en la costa bonaerense o zonas urbanas fuentes de contaminación antropogénica. Sobre la Barra del Indio pues es la zona donde se produce la sedimentación de las arcillas, y por ende es un lugar propicio para la deposición de los MPs que son acarreados por el río, o que pueden ser re-suspendidos una vez que alcanzan el fondo. Por ser este un primer enfoque en simular MPs en el RdP se decidió que todas las simulaciones se hicieran con la opción de varamiento (Beaching), lo cual implica que una vez alcanzada la costa los MPs no reingresaban al sistema, y son retenidos en la zona. Por otro lado, también se decidió por ejecutar las simulaciones sin el fenómeno de re-suspensión que refiere a cuando los MPs llegan al lecho del RdP y quedan allí retenidos. Esta elección a priori sencilla, permite comprender el comportamiento primario de las trayectorias producidas por los principales forzantes, para luego complejizar el estudio con la incorporación de estos importantes parámetros (varamiento, re-suspensión, formación de biofouling, o degradación).

Tabla 5 .Ubicación de los puntos de partida de los MPs para el comienzo de la simulación de trayectorias en el TrackMPD.

MP	UBICACIÓN (LONGITUD, LATITUD)	REFERENCIA POR CERCANÍA
1	(58.3° W, 34.3° S)	Playa honda, influenciada por la descarga del Río Uruguay y del Paraná Guazú-Bravo
2	(58.3° W, 34.5° S)	CABA, influenciada por el río Paraná de las Palmas, el río Luján y el Riachuelo-Matanza
3	(58.1° W, 34.68° S)	Berazategui, representativo del afluyente de AySA
4	(57.88° W, 34.52° S)	Colonia de Sacramento
5	(56.6° W, 34.9° S)	Barra del Indio norte
6	(56.8° W, 35.1° S)	Barra del Indio central
7	(57.0° W, 35.0° S)	Barra del Indio sur, Punta Piedras

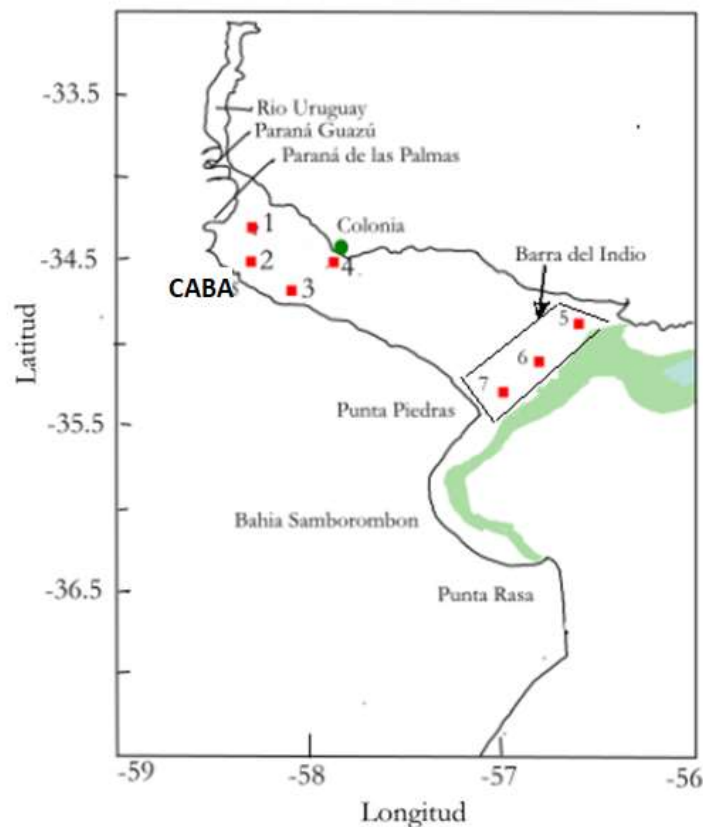


Figura 12 Ubicación inicial elegida para la simulación de las trayectorias de los microplásticos en el Río de la Plata.

### 3.2.1 Efectos de la hidrodinámica

Con el objetivo de priorizar los efectos de la hidrodinámica del RdP por sobre el tipo de MPs (forma, tamaño) se decidió emplear el comportamiento más sencillo permitido por el modelo TrackMPD, que consiste en un comportamiento de macro o microplásticos para polímeros de densidades menores a  $1 \text{ g cm}^{-3}$  y no considera formación de biofilm o degradación (B1). Para realizar las simulaciones de trayectorias este tipo de comportamiento requiere que el usuario defina la densidad del polímero, como único parámetro de ingreso asociado a las características del plástico sin considerar morfología o tamaño. Poniendo una cota restrictiva en aquellos tipos de plásticos con valores de densidad igual o superior a  $1 \text{ g cm}^{-3}$ , el material entonces seleccionado para realizar las simulaciones fue polipropileno (PP) con densidad tabulada de  $0,84 \text{ g cm}^{-3}$  (Enders et al. 2015). La elección de este material radicó, por un lado, en la producción mundial anual de plásticos, donde el 19,2% del total se destina a la fabricación de este polímero, y su uso está orientado principalmente a la realización de envases y embalaje de múltiples artículos (Plastic Europe, 2014). Otro motivo por el cual se seleccionó este polímero, fue que de acuerdo a Rodríguez et al. (2020) el 70% de los plásticos recolectados sobre las costas uruguayas correspondían a este polímero. Las simulaciones tuvieron un período de 29 días, la selección de este periodo de tiempo para la representa el tiempo de lavado del estuario del RdP, lo cual implica el tiempo promedio que demora una partícula en recorrer desde la desembocadura de los ríos tributarios hasta el RdP exterior (Guerrero et al., 1997, Simionato et al., 2004 y Moreira 2016). Para el paso de tiempo los datos de velocidades de corriente ( $u, v$ ) y elevación de la superficie libre del mar ( $\eta$ ) se incorporan en intervalos de 1 hora. El valor de la densidad del agua para estas simulaciones estuvo pre fijado por el modelo TrackMPD con un valor pre-establecido y constante de  $1 \text{ gcm}^{-3}$ , si bien podría considerarse una limitación del modelo pues para una región estuarina es relevante una correcta caracterización de la zona donde se produce la mezcla de agua de río y mar, los sitios elegidos para el análisis del transporte fueron en las regiones superior e intermedia del RdP donde es correcto suponer este valor (Guerrero et al, 1998).

Tabla 6. Condiciones de tiempo y forzantes para cada Caso y el tipo de material del elegido para los MPs

<b>Caso</b> <b>(hidrodinámico)</b>	<b>Período simulado</b> <b>Nov 2010</b>	<b>Forzantes</b>	<b>Tipo de MP</b>
<b>I</b>	29 días	Descarga	PP
<b>II</b>	29 días	Descarga, Marea	PP
<b>III</b>	29 días	Descarga Marea, Viento	PP
<b>IV</b>	29 días	Descarga, Marea, Viento, Ola	PP

### 3.2.2 Efecto de las condiciones ambientales

El estudio de los efectos de las condiciones ambientales sobre el movimiento de los MPs se realizó mediante tres simulaciones, en donde se dividió el mes de simulación en tres períodos de tiempo (Figura 13). Dada la alta supereditación del viento como forzante sobre la columna de agua del RdP (Simionato et al., 2005), la selección de cada periodo tiene su fundamento en el comportamiento de los vientos registrados para ese mes de simulación. La simulación **A** abarca 29 días a partir del 1ro hasta el 30 de noviembre, puede visualizarse en la Figura 13 que los primeros días no hay presencia de vientos intensos y que estos surgen a partir del día 7 de noviembre. La simulación **B** tiene un periodo de 22 días comenzando el 7 de noviembre, que inicia con vientos intensos durante 4-5 días que rotan con dirección N-NO al SO, finalizando el período de tiempo el 30 de noviembre. Por último, simulación **C** abarca los últimos 10 días del mes desde el 19 al 30 de noviembre, este intervalo contiene en el periodo con vientos más moderados de los tres. El paso de tiempo para estas simulaciones continúa en una hora, además todas las simulaciones de esta sección se realizaron con las condiciones hidrodinámicas del Caso IV, utilizando PP como tipo de polímero y el B1.

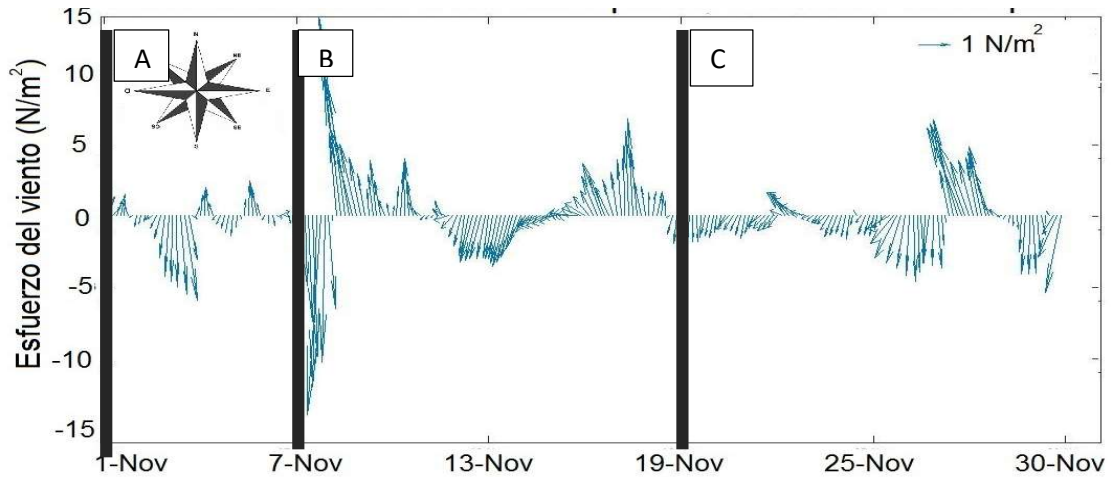


Figura 13. Vectores de esfuerzo de viento para el RdP superior. Las barras negras indican la fecha inicio de la simulación. **(A)** inicializa del 1 de noviembre y abarca hasta el 30 de noviembre (29 días). **(B)** toma inicio del 7 de noviembre hasta el 30 de noviembre (22 días). **(C)** comienza el 19 de noviembre y finaliza el 30 de noviembre (10 días).

### 3.2.3 Efecto de condiciones extremas

Las simulaciones anteriores constaban con un valor de descarga continental medio de  $26.567 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  dos simulaciones se realizaron modificando este valor al doble de descarga ( $51.134 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) y la mitad del valor ( $13.283 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Si bien existen eventos anómalos donde ambas descargas pueden ser registradas, para estas simulaciones ambos caudales se mantienen constantes durante el mes de simulación. Cabe recordar que las situaciones reales extremas de descarga fueron medias en  $8.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  y  $90.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Jaime y Menéndez, 2002). Y se tomaron las mismas condiciones de forzantes y características de MPs. Las simulaciones se realizaron con los forzantes del Caso IV (descarga continental, marea, viento, y olas). Se utilizó B1 y PP como polímero.

### 3.2.4 Efecto de la morfología de MPs sobre la trayectoria

En abordaje del estudio de los efectos de la morfología de MPs sobre su trayectoria se seleccionó el comportamiento B3 del TrackMPD para realizar las simulaciones, la elección recayó en la capacidad del usuario de poder modificar este comportamiento parametrizando la geometría de los MPs sin agregar, al igual que en las secciones anteriores, otras variables al sistema como la degradación o formación de biofilm. Dos geometrías fueron evaluadas, esféricas con radios y cilíndricas (para emular fibras) y dos



tamaños elegidos, radios de 150  $\mu\text{m}$  y 10  $\mu\text{m}$  para las esferas, y cilíndricas con dimensiones de 150  $\mu\text{m}$  radio, 300  $\mu\text{m}$  largo, y 10  $\mu\text{m}$  radio, 20  $\mu\text{m}$ . Estas dimensiones y geometrías fueron contemplados en base al relevamiento realizado por Pazos et al., 2017; 2021 donde casi 20% de los plásticos encontrados tuvieron un tamaño entre 500-100  $\mu\text{m}$  y el trabajo de Ender et al. 2015, donde simulaban esferas entre 1000 a 10 mm. El B3 a diferencia de B1, permite que pueda ser incorporada la densidad del agua como parámetro inicial, lo cual permite fraccionar las simulaciones en dos secciones por un lado las partículas sobre el estuario superior y por las otras aquellas ubicadas sobre la Barra del Indio. Permitiendo modelar los MPs liberados en los sitios donde se ubican MP1, MP2, MP3 y MP4 con una densidad de agua de 1  $\text{g cm}^{-3}$ , mientras que los MPs liberados en los sitios MP5, MP6 y MP7 se tomó un valor de 1,006  $\text{g cm}^{-3}$ , que corresponde aproximadamente a una densidad para el agua superficial del RdP con salinidad de 3  $\text{g l}^{-1}$  y temperatura de 21.2  $^{\circ}\text{C}$  dentro de los rangos válidos para el mes de noviembre según Guerrero et al., (1998). Una de las desventajas de este comportamiento para este trabajo fue la cota inferior en la densidad del polímero, imposibilitando el uso del polímero anterior PP, con lo cual se resolvió simular las trayectorias con PS como polímero. El primer argumento para la elección de este polímero recae en una densidad tabulada de 1,04 a 1,07  $\text{g cm}^{-3}$  (Enders et al., 2015), valor no tan distante del PP, por otra parte el PS es un termoplástico que representa el 10% de la fabricación mundial de plástico (Geyer et al., 2017a), además su presencia en el especies marinas no es ajena, el 23% de los trabajos relevados por de Sá et al., (2018) habían ingerido este polímero. Al ser utilizado como aislante se halla en materiales de construcción como micro-esferas que se incorporan al cemento para hacerlo más ligero, siendo un producto con dimensiones esféricas industrialmente fabricado, si bien el PS no se encuentra como fibras tiene una densidad bibliográfica que es similar a algunas poliamidas usadas para fibra textil, como el Nylon Qiana (1,04  $\text{g cm}^{-3}$ ) y el más conocido Nylon 6.6 (1,14  $\text{g cm}^{-3}$ ). Las simulaciones realizadas tuvieron una duración de 29 días de simulación con un paso de tiempo de una hora y la utilización de las condiciones hidrodinámicas del Caso IV.

### 3.3 Movimiento de los MPs en el plano vertical.

Una serie de tiempo es una serie de datos estadísticos a través del tiempo, que se recopilan, observan o registran en intervalos regulares (diario, semanal, anual entre otros). Los datos pueden ser de diferentes tipos: continuos (Temperatura), binarios (ausencia –presencia) o nominales. Un análisis de series temporales permite identificar dentro del conjunto de datos obtenidos si existen periodicidades controladas por ciclos diarios, anuales, astronómicos entre otros. La periodicidad en una serie puede identificarse e investigarse mediante un análisis espectral. El propósito de este análisis es estimar la potencia (fuerza) de los componentes periódicos en todas las frecuencias posibles. Generalmente estos componentes son sinusoidales, cada uno con una cierta amplitud y fase, siendo la fuerza el cuadrado de la amplitud. Por ende, la serie de tiempo puede comprenderse como un conjunto de componentes de seno y coseno, dando lo que se conoce como análisis de Fourier. El Río de la Plata como cualquier estuario, tiene una hidrodinámica sujeta a determinados ciclos temporales generados por los forzantes, como pueden ser la marea (Sandbach et al., 2018), las olas o vientos (Vera et al., 2002), o como dichos forzantes producen ciclos en los movimientos de los sedimentos (Moreira et al. 2013).

# Capítulo 4

## Resultados

### 4.1 Efectos de la hidrodinámica

#### 4.1.1 Caso hidrodinámico I

En todas las simulaciones el comienzo de las trayectorias está señalado en las figuras con una cruz (x) y el final con un punto rojo. Los MPs liberados en los 7 sitios previamente elegidos solo se ven afectados en esta simulación (Figura 14) por la circulación de agua generada por la descarga de los ríos tributarios dentro del estuario. Las trayectorias de los MPs MP1, MP2, MP3, MP4 son consecuentes con el movimiento producido por la circulación barotrópica de la región superior e intermedia del estuario, donde el avance del flujo de agua dulce hacia el exterior del estuario está influenciado por las corrientes que generan los tributarios al ingreso del estuario. El MP1 liberado cercano a la desembocadura de los tributarios, fue de forma esperable el más influenciado por la descarga y con el mayor recorrido del grupo superando la línea de la ciudad de La Plata. Es de considerar que los tiempos de duración de las trayectorias hasta la costa de estos MPs fueron relativamente cortos, MP1 (70 h), MP2 (40 h), MP3 (35 h) y MP4 (65 h), lo que manifestaría que las corrientes producidas por la descarga resultan intensas.

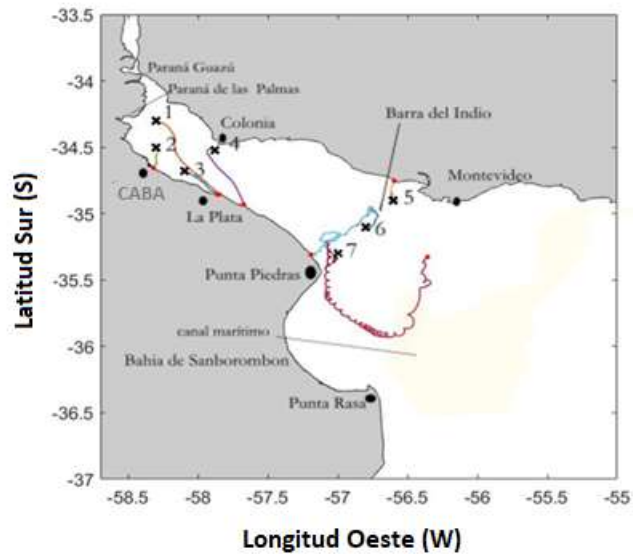


Figura 14. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga como único forzante y B1 (PP). MP 1 (naranja); MP 2 (verde); MP 3 (azul), MP 4 (violeta), MP 5 (amarillo), MP 6 (celeste), MP 7 (rojo).

La circulación baroclínica de la región inferior determinaría el movimiento de los MPs MP5, MP6, MP7. El movimiento inicial es hacia el N producto quizás de la corriente residual que se produce por el ingreso del agua marina al río en las capas más profundas (Simionato et al., 2004). El MP5 posee un recorrido de solo 14 horas hasta alcanzar la costa uruguaya al N de su posición inicial. Los MP6 y MP7 fueron los de mayor permanencia dentro del estuario para esta simulación con tiempos de 420 h (17,5 d) y 695 h (29, d) respectivamente, lo cual puede deberse a una menor velocidad de corriente producto del ensanchamiento en esa zona del estuario. Por otra parte, el MP7 ubicado cerca de Punta Piedra posee una trayectoria coincidente con el movimiento típico de circulación en la Bahía Samborombón (Simionato et al., 2004), dado por el efecto de Coriolis que origina el movimiento antihorario en la Bahía. Al trabajar con un modelo tridimensional se espera que los MPs presenten movimiento en el plano vertical, la Figura 15 muestra los dos MPs de mayor permanencia dentro del estuario, pudiéndose observar como se produjo su movimiento en la capa superficial del estuario.

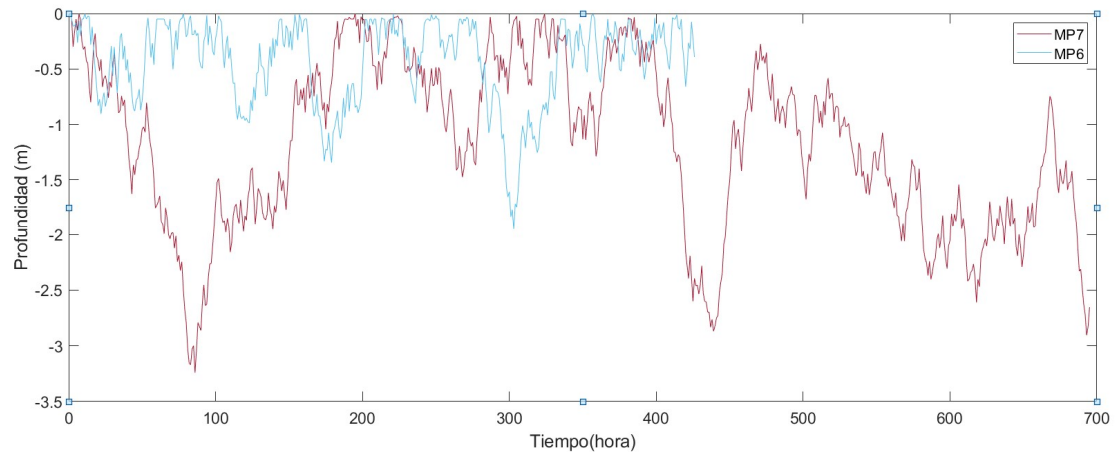


Figura 15. Variación temporal de la profundidad de los MPs liberados en los sitios 6 y 7 durante su trayectoria.

#### 4.1.2 Caso hidrodinámico II.

Los resultados de las trayectorias para esta simulación se muestran en la Figura 16. En la simulación anterior el MP1 finalizaba su recorrido sobre costa argentina en cambio con estas nuevas características concluye el recorrido sobre la costa uruguaya, a pesar de esta diferencia en el sitio de finalización el recorrido, el mismo siguió fuertemente influenciado por la descarga de los tributarios. Cabe mencionar que las corrientes producidas por la descarga líquida en los puntos de ingreso suelen ser sobreestimadas por las simulaciones producto de las condiciones de borde y la resolución del dominio (Moreira 2016). Los MP2 y MP3 muestran en esta simulación un movimiento típico del flujo y reflujo producido por la marea. Por otro lado, la trayectoria del MP4 también vio modificada su trayectoria, al finalizar su recorrido en la cercanía de la ciudad de Colonia. Puede destacarse el aumento en los tiempos de permanencia para los MPs de esta región MP2 con 536h (22d) y el MP3 con 537 h (22 d), pero en detrimento de la distancia recorrida quedando localizadas prácticamente casi en el punto de inicio de la simulación. El MP4 por otra parte llega a la costa en menos de 24 horas de simulación.

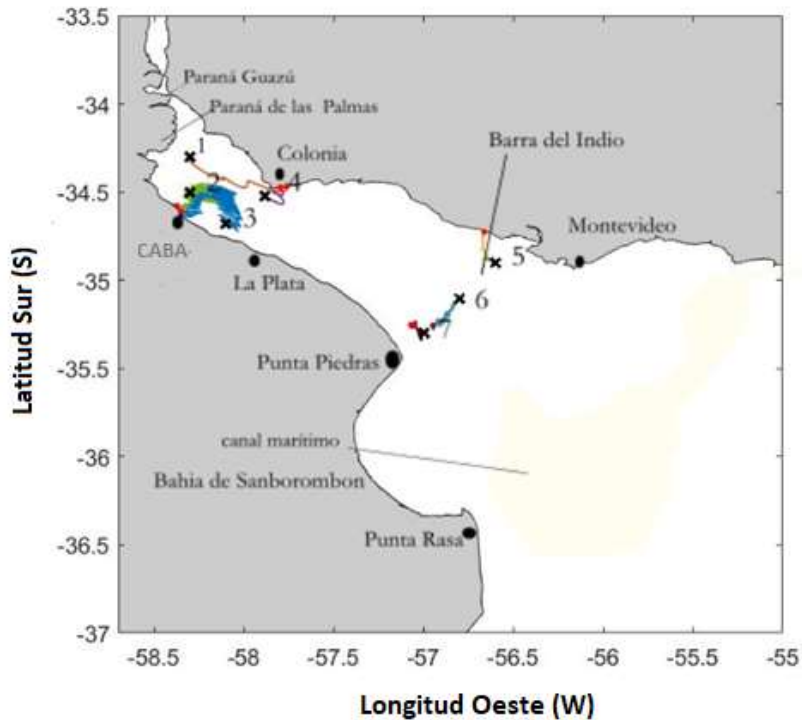


Figura 16. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga y marea como forzantes y comportamiento del tipo 1 según el TrackMPD (microplásticos de  $0,84 \text{ g cm}^{-3}$ ). MP (1), naranja; MP (2), verde; MP (3) azul, MP (4) violeta, MP (5) amarillo, MP (6) celeste, MP (7) rojo.

En Figura 17 se realiza un acercamiento a la trayectoria de los MPs MP6 y MP7, ambos se vieron más afectados por la incorporación de la marea que el MP5 pues resulta más intensa en la costa sur del estuario (Simionato et al., 2004; Moreira y Simionato 2019). El movimiento en la horizontal de dichos MPs es consecuencia de la zona retensiva sobre la Barra del Indio (Acha et al., 2003), el MP6 presenta un transporte neto para todo el período hacia el SW con un movimiento afectado por la dinámica de la marea en un período de horas. Por otro lado, el MP7 presenta un movimiento afectado por la marea, pero con un transporte hacia el S, luego hacia el NW y finalmente al SW. El movimiento de los MPs MP6 y MP7 (Figura 18) en el plano vertical puede verse además como ninguno de los dos MPs concluye la trayectoria en el tiempo de simulación dado, permaneciendo dentro del estuario por más de 29 días y moviéndose en una profundidad no mayor a los 5 m.

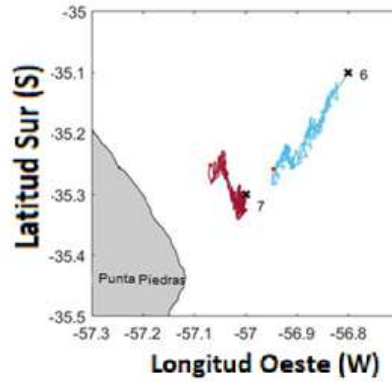


Figura 17. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga y marea como forzantes. MP (6) celeste, MP (7) rojo.

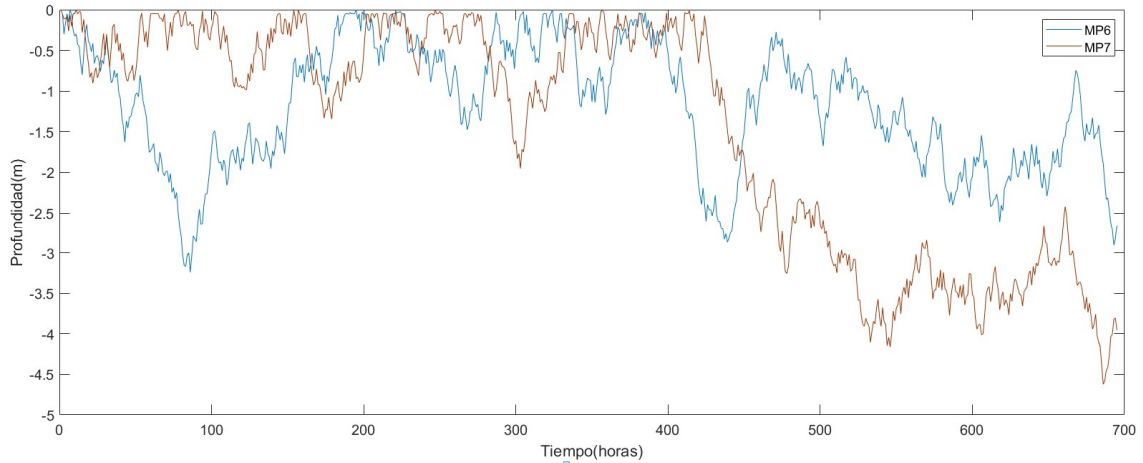


Figura 18. Gráfico de profundidad en función del tiempo para los MP6 y MP7.

#### 4.1.3 Caso hidrodinámico III

El viento es uno de los principales forzantes para los MPs en estuarios (Díez-Minguito et al., 2020) como puede apreciarse en la Figura 19 para el caso del RdP, los patrones de circulación para el región interior y exterior del estuario están más determinados por la dirección del viento que por su intensidad, manifestándose con rápida respuesta en el orden de las 3 y 9 h (Simionato et al., 2004b). El MP1 presentó un tiempo de permanencia de 54 h y con dirección neta hacia el E, su trayectoria influenciada por mayoritariamente por descarga continental, y los vectores de vientos en dirección NE para los primeros días del mes de noviembre 2010 (Figura 20), los movimientos de flujo

y reflujos también pueden presenciarse en la trayectoria obtenida (Figura 21). El MP2 por otro lado, presentó una trayectoria de 267h (11d) hasta llegar a la costa de Uruguay, con trayectoria similar al MP1 durante las primeras 60 hs, moviéndose con dirección N-NE, luego hasta las 168 h (7d), el movimiento modificó su dirección hacia el S-SE. Finalmente la trayectoria terminó con dirección N hasta alcanzar la costa (Figura 21). Al igual que para el MP1 también se evidenciaron en el MP2 la influencia de los forzantes de descarga y marea.

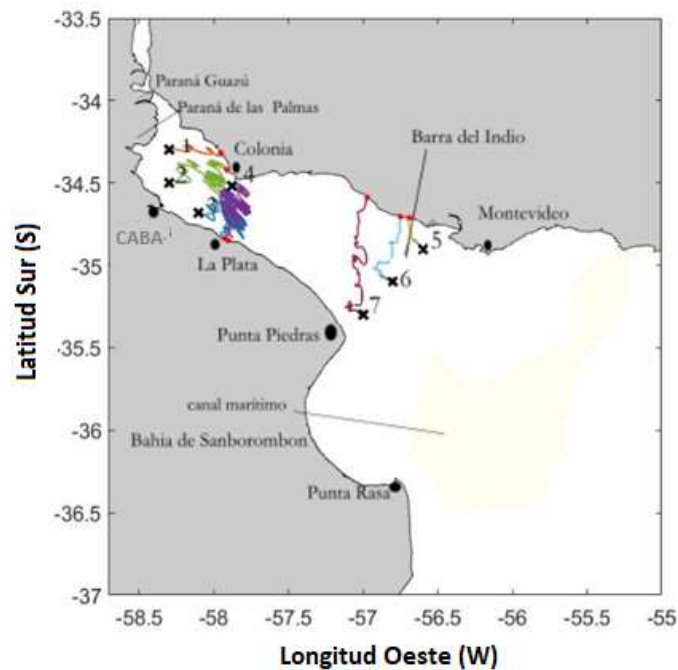


Figura 19. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga continental, marea y viento como forzantes y comportamiento B1 del MP1 naranja, MP2, verde; MP3 azul, MP4 violeta, MP5 amarillo, MP6 celeste, MP7 rojo.



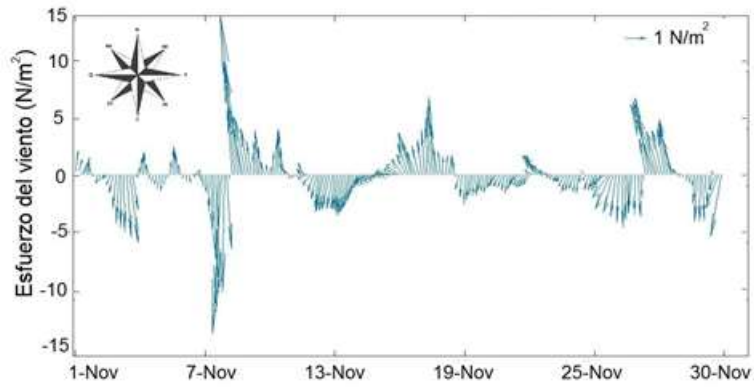


Figura 20. Gráfico de esfuerzo de viento en función de la fecha para la zona superior del estuario durante el mes de noviembre del 2010.

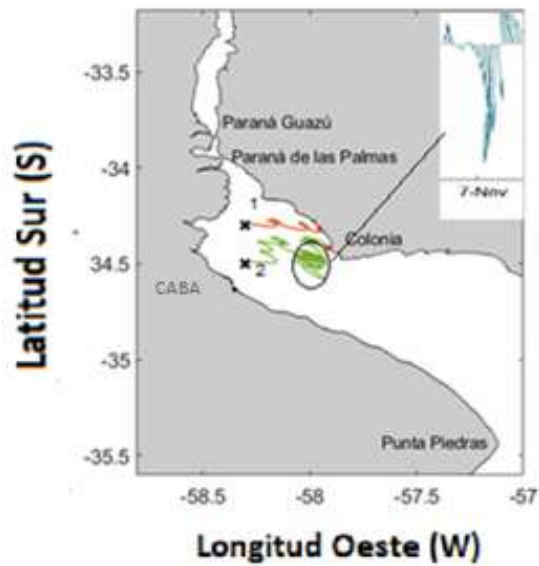


Figura 21. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga, marea y viento como forzantes. En el recuadro superior se adiciona el esfuerzo del viento correspondiente a los 7 días de simulación de la Figura 20.

El mismo análisis se puede realizar para las trayectorias de los MP3 y MP4 (Figura 22), con movimiento inicial N conforme la dirección del viento para luego rotar con dirección S hasta alcanzar la costa. Influenciados por la descarga y marea que produjeron el movimiento periódico hacia el interior y el exterior del RdP, aunque de movimiento neto al exterior del estuario. Los MP3 y MP4 residen dentro del estuario por un periodo de 395 h (16 d) y 365 h (15 d) respectivamente. Los movimientos de ambos MPs también manifestaron influencia del patrón de vientos superpuesto al movimiento producido por la marea (Figura 23), se puede observar como el movimiento respondió a la dirección SE, producto de los vectores de esfuerzo del viento de aproximadamente  $5 \text{ Nm}^{-2}$  que parecen entre 48 y 72 h de ese mes.

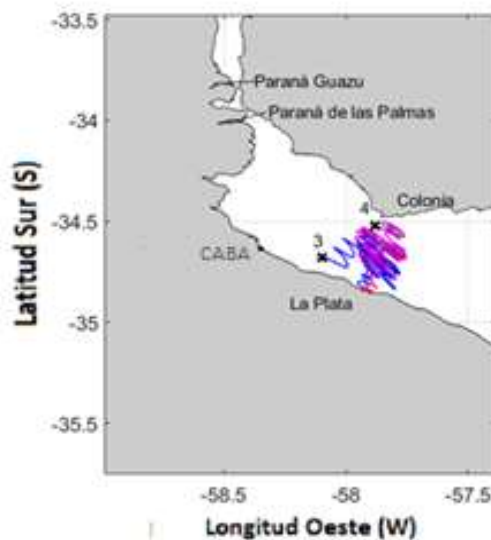


Figura 22. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga, marea y viento como forzantes. MP3, azul; MP4 violeta.

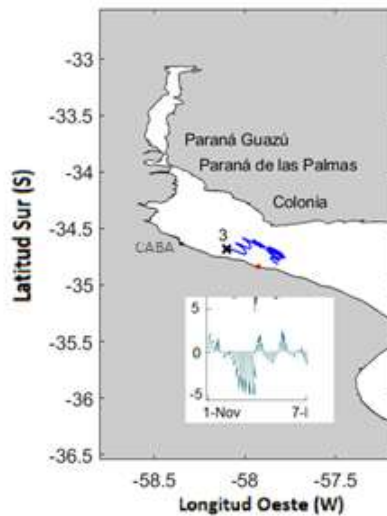


Figura 23. MP3 modelado durante 168 horas durante el mes de noviembre 2010 con descarga, marea y viento como forzantes. En el recuadro inferior, se adiciona el esfuerzo del viento correspondiente a ese periodo de tiempo.

El patrón de viento para la región exterior del estuario exterior donde están ubicados los MP5, MP6, MP7 difiere de la región interior (Figura 24). Los tiempos de trayectoria para los MPs abarcan desde MP5 46 h (2 d), MP6 122 h (5 d) y MP7 240 h (10 d) (Figura 25). Por los tiempos de permanencia puede decirse que se vieron influenciados por el patrón de vientos hasta aproximadamente el día 10 de mes de noviembre. El MP7 producto de la influencia del viento, se desplazó de NW a SE para nuevamente seguir desplazándose al NE.

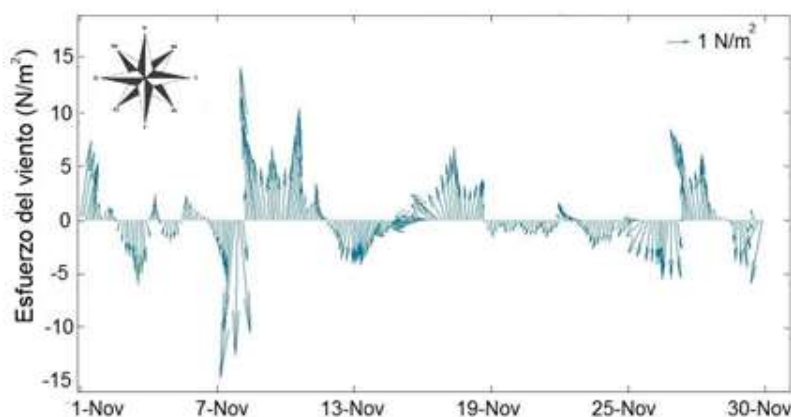


Figura 24 Gráfico de esfuerzo de viento en función de la fecha para la zona inferior del estuario durante el mes de noviembre del 2010.

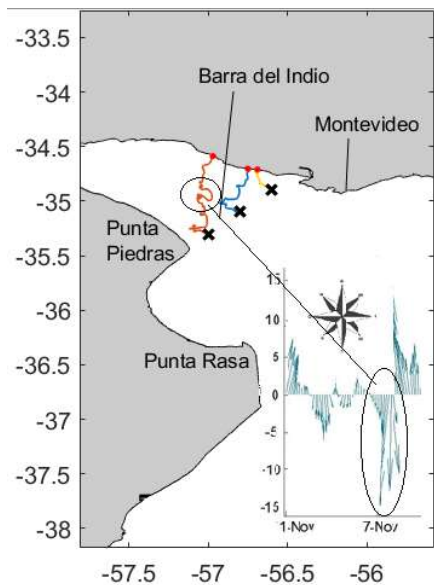


Figura 25. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga, marea y viento como forzantes, comportamiento B1, PP. MP5 amarillo, MP6 celeste, MP7 rojo.

#### 4.1.4 Caso hidrodinámico IV

El último de los casos hidrodinámicos (Figura 26) resultó la simulación más compleja al incorporar todos los forzantes del sistema, aunque debe mencionar que si bien se intenta realizar los más verídicamente posible estas situaciones no dejan de ser una representación de un momento particular. Es notorio como la incorporación de las olas como forzante modifica la trayectoria de las partículas, los MPs MP1 y MP4 alcanzaban anteriormente las costas de Uruguay con estas condiciones hidrodinámicas no solo arriban a la costa opuesta sino también tienen un mayor recorrido hasta superar la ciudad de La Plata. El transporte de los MPs es inducida por la circulación compleja por los forzantes de marea, viento y olas (Lentz y Fewings 2012; van Sebille et al., 2020), los tiempos de trayectoria de los MP1 400 h (17 d), MP2 167 h (7 d), MP3 y MP4 165 h (7 d). Puede observarse para estos MPs lo complejas de sus trayectorias con movimientos de flujo y reflujos de la marea, así como también movimientos producidos por cambios en la direccionalidad del viento.

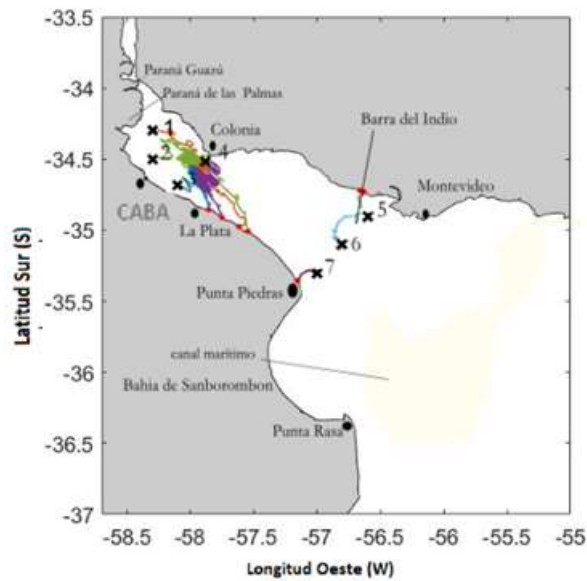


Figura 26. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga, marea y viento y olas como forzantes y comportamiento B1 según y PP. MP1 naranja, MP2 verde; MP3 azul, MP4 violeta, MP5 amarillo, MP6 celeste, MP7 rojo.

Los recorridos para los MPs sobre la Barra del Indio son más cortos respecto de las simulaciones anteriores, el MP5 36 h (1d), MP6 97 h (4d), MP7 36 h (1d), consecuencia de la influencia del oleaje en esta zona. El forzante de ola (amplitud y dirección) se agrega al modelo de forma empírica junto con la información del viento. Es decir que la relación entre la ola y el viento es colineal, a mayor intensidad del viento mayor amplitud de la ola, y misma dirección. Las olas modifican las trayectorias al introducir turbulencia en la primera capa de agua y por ende modificar la posición en la vertical de los MPs por mezcla. Al igual que en casos anteriores los movimientos no solo se produjeron en sentido horizontal, sino que además hay desplazamientos en sentido vertical (Figura 27), en algunos casos como el MP1 llega casi depositarse en el fondo del estuario. Es posible apreciar como el movimiento en la columna de agua de los MPs presentó un primer período donde las partículas permanecen más cercanas a la superficie, hasta las 200 h (8 d), para luego hundirse y continuaron con movimiento vertical y horizontal influenciados por los forzantes de la simulación.

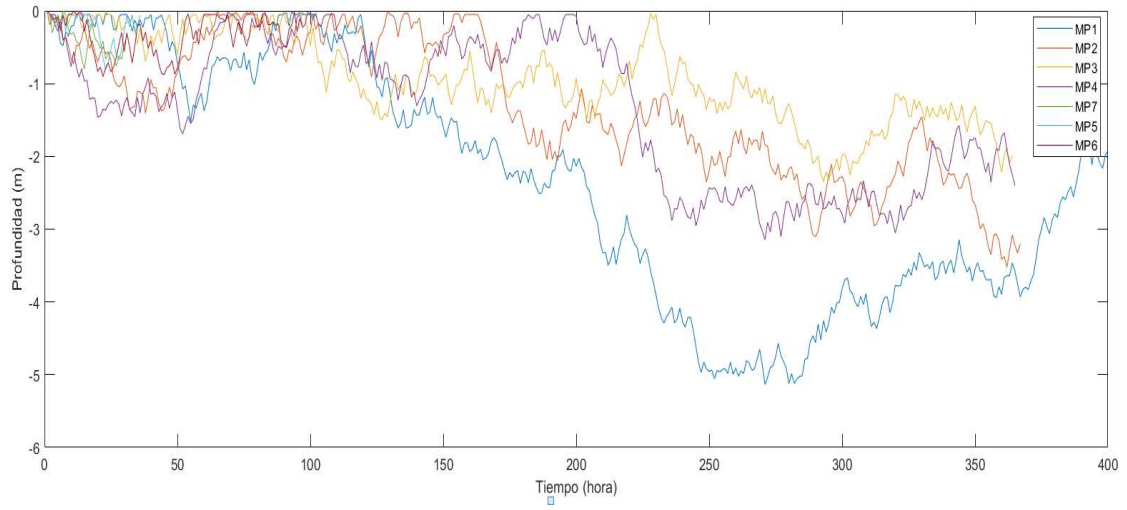


Figura 27. Movimientos en sentido vertical para los MPs modelados durante 29 días durante el mes de noviembre 2010 con descarga, marea y viento y olas como forzantes.

## 4.2 Efecto de las condiciones ambientales.

Las trayectorias de los MPs se vieron modificadas al variar la elección del momento de inicio de la simulación, concluyendo que al menos los polímeros con flotabilidad positiva son susceptibles a la variación de la intensidad y dirección del viento (Figura 28). Los MPs más afectados resultan los ubicados sobre el estuario superior, mientras que los MPs sobre la Barra del Indio son menos afectados por estas nuevas condiciones de inicio, lo cual es consistente con las elecciones de los periodos a partir del esquema de viento del estuario superior (Figura 20). El esquema de vientos del estuario exterior, si bien es de comportamiento similar, posee diferencias en intensidad y dirección, y por ende las fechas elegidas no son representativas de grandes modificaciones ambientales en esa región del estuario. La simulación **B**, inicializada el 7 de noviembre muestra como el MP liberado en el sitio 1 se mueve rápidamente hacia el S-SE como lo indica el diagrama de viento. Los tiempos de permanencia son para el MP1 77 h (3 d), el MP2 85 h (3d), el MP3 13h y el MP4 102 h (4d). Al tener mayor permanencia dentro del sistema los MP2 y MP4 parecieron verse influenciados por los vientos NW actuando conjuntamente con los efectos de flujo y reflujos de la marea. Por otra parte, el MP3 no presenta hundimiento y sin embargo tiene un trayecto de corta duración alcanzando la costa rápidamente. Esto podría deberse a un problema del modelo en identificar la línea de costa en esa situación. La simulación **C** inicializada el 19 de noviembre contiene el periodo con vientos moderados de las tres simulaciones, su comportamiento mantiene cierta similitud al para los MPs ubicados en estuario superior del Caso I donde solo se simuló con descarga continental como forzante. Si bien existen modificaciones en cuanto al tiempo recorrido y el lugar de final de los MPs la direccionalidad de los MPs MP2, MP3 y MP4 fue neta hacia el exterior del estuario como sucede con la circulación debida a la descarga. Se puede apreciar también como el MP1 se movió con dirección N siendo este movimiento contrario al esperable, podría deberse dicho efecto a los forzantes en conjunto de viento y olas, aunque podría ser también un problema de borde del modelo. En la parte exterior al tener más recorrido los MPs se ven sujetos a un incremento en intensidad a partir del 25 de noviembre. La simulación con fecha de inicio el 7 de noviembre contiene trayectos más cortos influenciados mayoritariamente por los vientos SE y NE (esfuerzos de  $15 \text{ Nm}^{-2}$ ) al principio de la simulación arribando a

las costas durante ese periodo de tiempo. Estos resultados concluyen en la existencia de una fuerte correlación entre las condiciones del viento dominantes en el período analizado, y la dinámica de los MPs con flotabilidad positiva como se menciona en Díez-Minguito et al. (2020), Van Sebille et al., (2020).



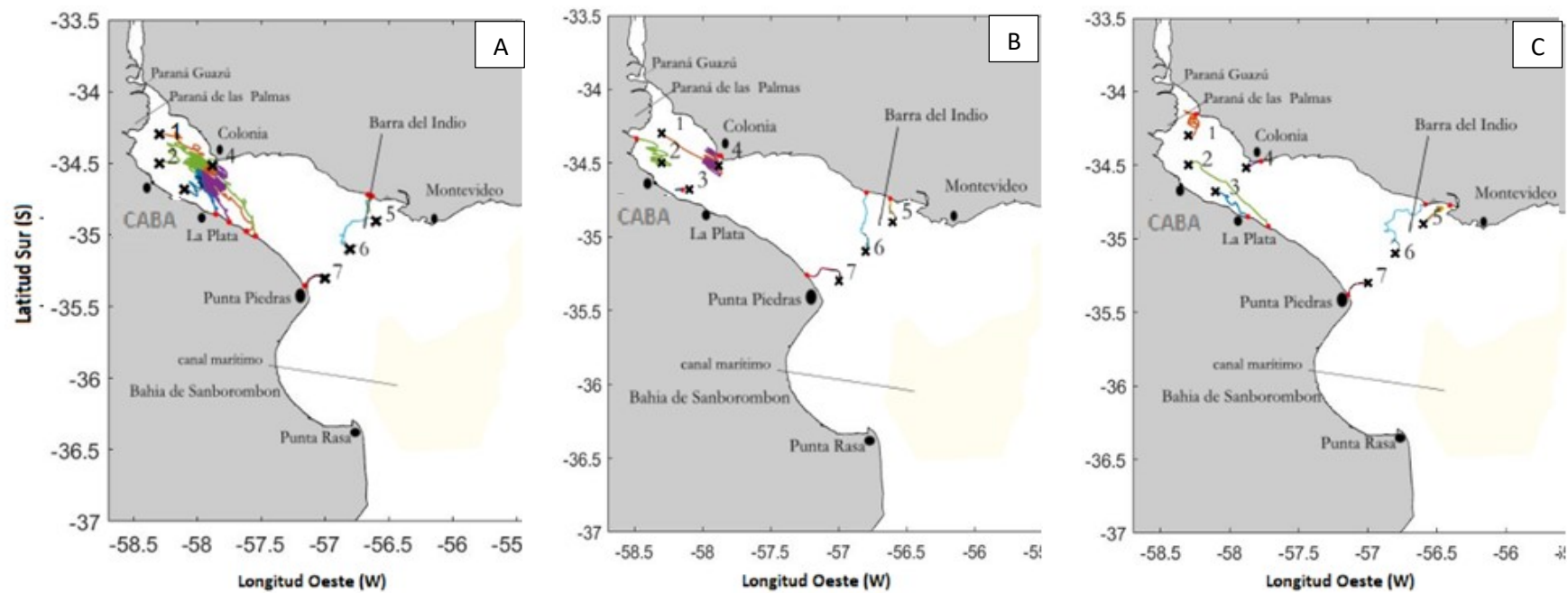


Figura 28. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días para la simulación A, 22 días para la simulación B, y 11 días para la simulación C. Con descarga, marea, viento y ola como forzantes. MP1 naranja; MP2 verde, MP3 azul, MP4 violeta, MP5 amarillo, MP6 celeste, MP7 rojo.

### 4.3 Efecto de condiciones extremas

En la simulación con forzante de descarga de bajo caudal se distingue como los MPs de la región superior del estuario responden a movimientos condicionados por los vientos y la mareas, resultando en trayectorias donde puede apreciarse movimientos con flujo y reflujo (Figura 29, panel izquierdo). Para la simulación con alta descarga (Figura 29, panel derecho) las trayectorias de estos MPs presentaron movimientos directos hacia el exterior del estuario, producto de los efectos de las corrientes de la descarga. Sin embargo, se mantuvo cierta influencia de la marea, el viento y las olas dando movimientos de flujo y reflujo y dirección N-S. Por otra parte, los MPs ubicados sobre la Barra del Indio tuvieron movimientos influenciados por los patrones de vientos correspondientes al mes de simulación y no tanto por la condición de descarga líquida, consecuente con lo descrito en Díez-Minguito et al. (2020). Asimismo, presentan un comportamiento más acorde a la circulación estuarina y no tanto a la influencia del caudal que produjo mayores variaciones en las corrientes sobre la parte superior e intermedia. El caudal de agua descargado por los tributarios se encuentra fuertemente influenciado por la geometría y la batimetría del estuario. En la parte superior el río es más angosto y de menor profundidad que al pasar la línea transversal entre Punta Lara y Colonia donde se ensancha, por fenómenos de Bernoulli a mismo ingreso de masa de agua las velocidades desde las corrientes serán menores en la parte inferior del estuario que en la parte superior. A su vez, al hallarse sobre el frente de salinidad estuvieron influenciados por las corrientes mixohalinas. El comportamiento que tienen estos MPs en la zona frontal del sistema se condice también con lo reportado por Acha et al. (2003); Atwood et al (2019) Van Sebille et al.(2020). Que identifican estas regiones como zonas retensivas donde las partículas suelen acumularse.

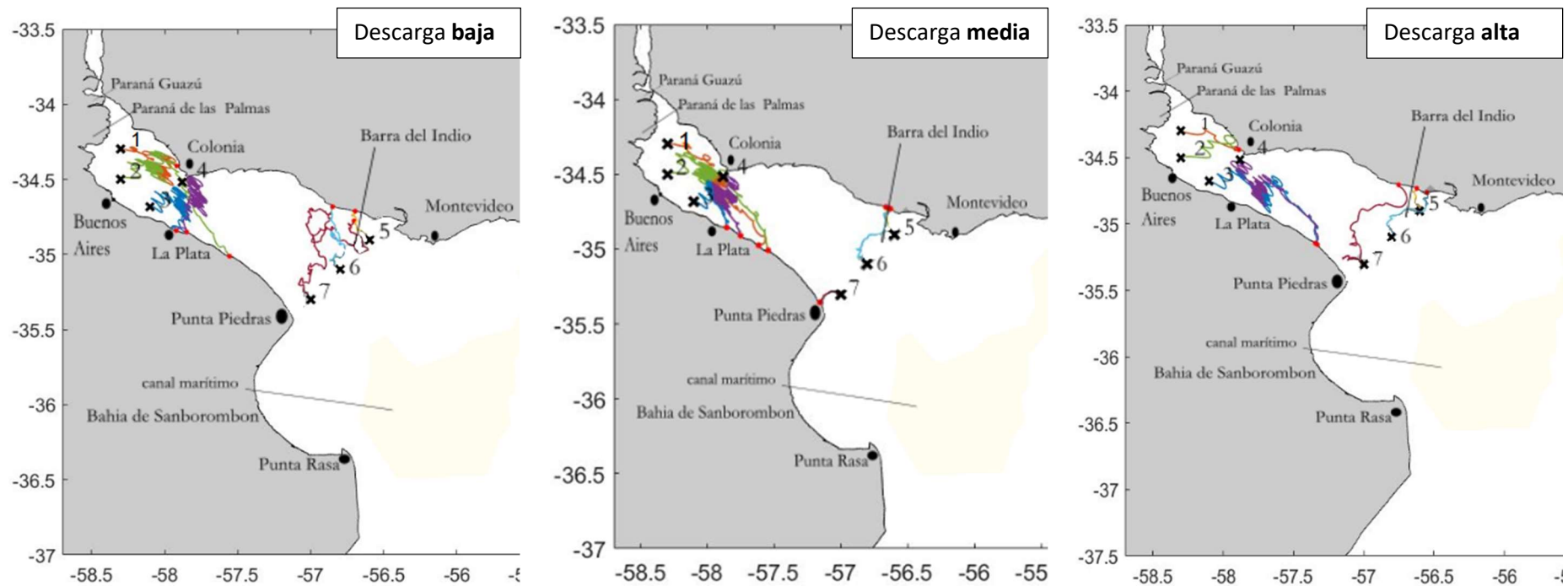


Figura 29. Trayectorias de MPs modelados durante 29 días para la simulación, con marea, viento y ola como forzantes. Las descargas corresponden a baja  $13.283 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , media  $26.567 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  y alta  $51.134 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . MP1 naranja, MP2 verde, MP3 azul, MP4 violeta, MP5 amarillo, MP6 celeste, MP7 rojo.

## 4.4 Efecto de la morfología de MPs sobre la trayectoria.

### 4.4.1 Simulación para esferas.

En la región del estuario superior puede observarse como el desplazamiento horizontal resultó prácticamente nulo para las esferas de radio superior, 150  $\mu\text{m}$  (Figura 30 panel izquierdo), por el contrario, su movimiento fue netamente vertical, alcanzando todos los MPs el fondo del estuario en menos de 2 horas. En cambio, las esferas de menor radio (10  $\mu\text{m}$ ) permanecieron dentro del sistema con periodos de 360 h (15d) y traslaciones en latitud y longitud, de trayectorias similares a las vistas con partículas de flotabilidad positiva (Figura 30 panel derecho).

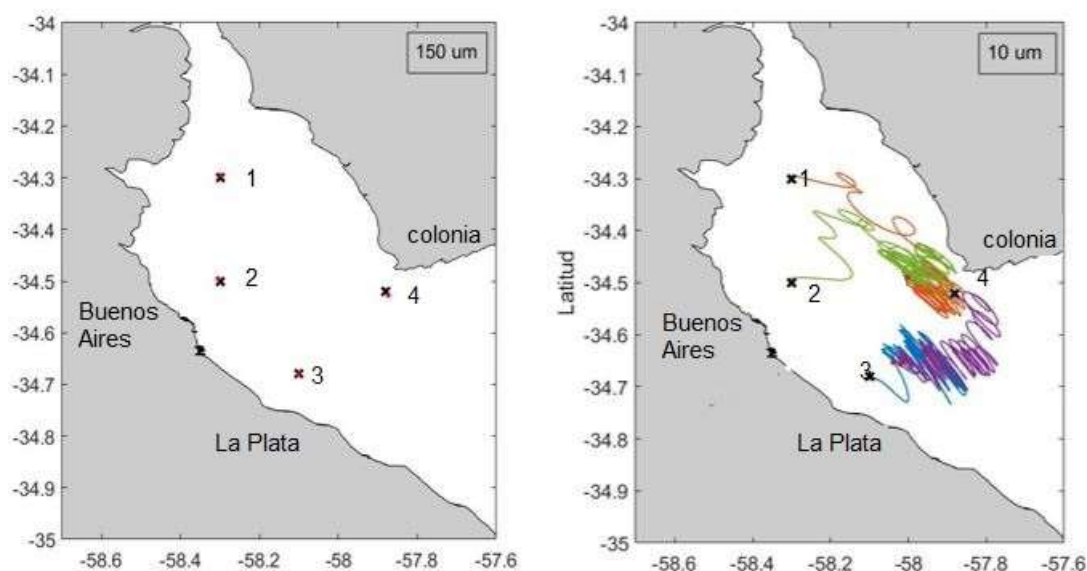


Figura 30. Estuario superior (izq) contiene la simulación de esferas de 150  $\mu\text{m}$  (der) simulación de esferas de 10  $\mu\text{m}$ . Por periodo de 29 días del mes de noviembre 2010. Comportamiento B3, PS.

Similar a lo que sucede en la zona superior, en la región inferior el desplazamiento horizontal fue pobre para los MPs de radio de 150  $\mu\text{m}$  alcanzando el fondo del estuario en menos de 24 h, evidencia de una alta velocidad de caída. En cambio, las esferas de radio de 10  $\mu\text{m}$  realizaron recorridos de hasta 72 h duración, nuevamente con trayectorias semejantes a la del Caso IV para PP.

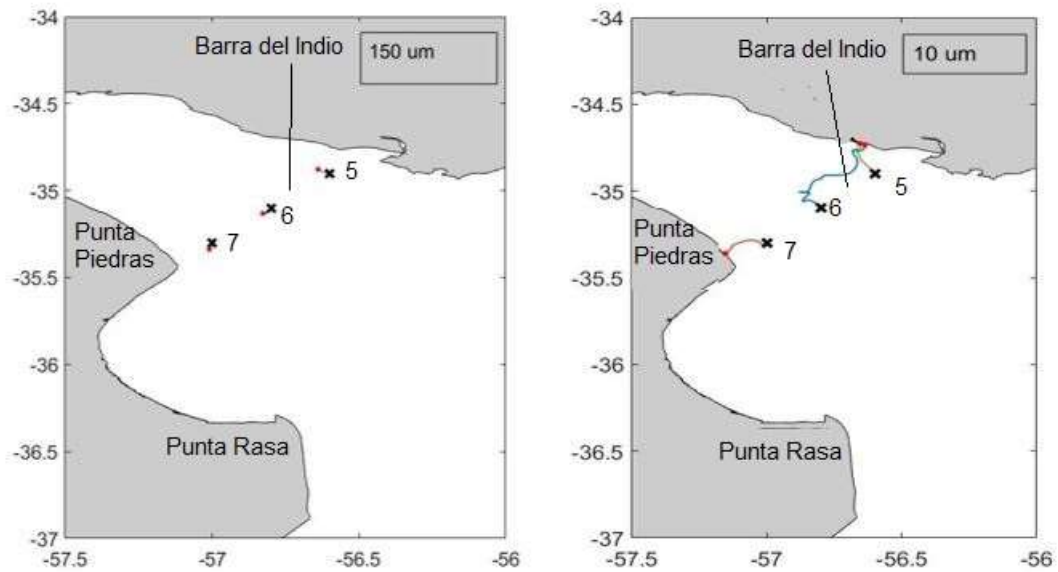


Figura 31. (Izq) trayectorias para esferas de 150 mm y (der) 10 mm de radio, un periodo de simulación de 29 días. Caso IV. B3. PS

#### 4.4.2 Simulación fibras

Similar a lo ocurrido con los MPs de morfología esférica, el movimiento y desplazamiento de las fibras es dependiente del tamaño de partícula (Figura 32). Las fibras de menor tamaño respondieron a los efectos de los forzantes hidrodinámicos, mientras que las fibras de mayor tamaño presentaron movimientos verticales en la columna de agua, alcanzando el fondo del estuario sin alejarse de su punto inicial, producto de la velocidad de caída. Puede observarse también como las fibras de menor tamaño permanecieron dentro del sistema con movimientos de flujo y refluo sin alejarse de su punto inicial y sin llegar a la costa a diferencia de los casos analizados anteriormente. En este caso las fibras a diferencia de las esferas lograrían permanecer en el sistema por mayor tiempo pudiendo ser transportadas a mayores distancias (Lawrence y Neff, 2009). Lo observado para la región inferior (Figura 33) no difiere de forma significativa a lo ya conseguido en resultados para las esferas, partículas pequeñas permanecen más tiempo en superficie viéndose afectadas por los forzantes del Caso IV mientras que las partículas grandes caen verticalmente al fondo del estuario en pocas de simulación.

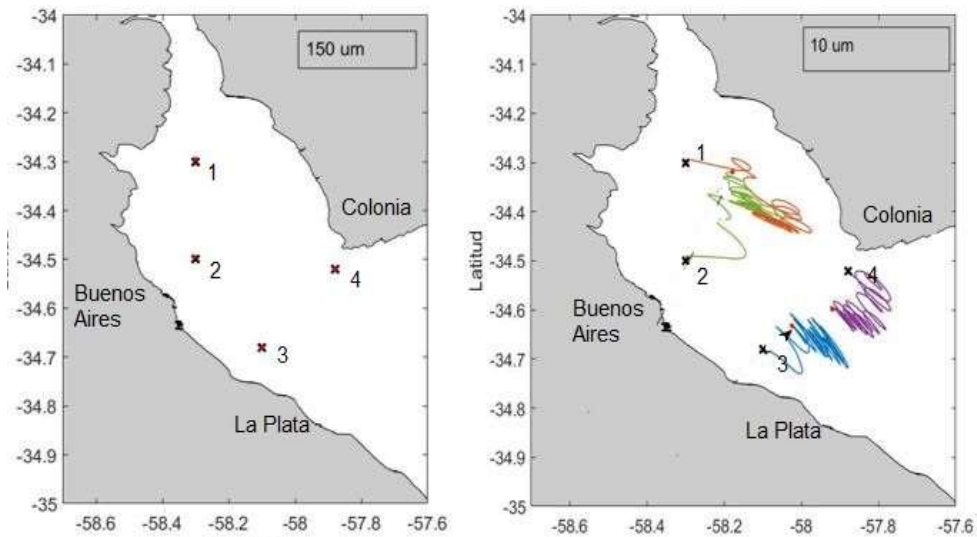


Figura 32. Trayectorias de fibras de 150 y 10  $\mu\text{m}$  de radio y el doble de longitud. Periodo de simulación de 29 días. Forzantes: descarga, marea, ola, viento.

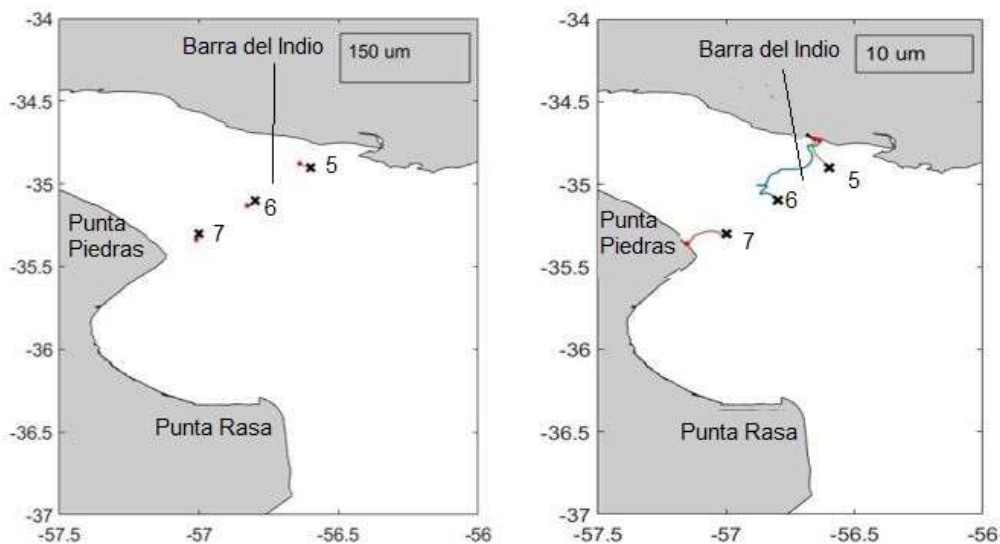


Figura 33 Trayectorias de fibras de 150 y 10  $\mu\text{m}$  de radio y el doble de longitud. Periodo de simulación de 29 días.

El movimiento dentro de la columna de agua para una partícula está gobernado por su velocidad de caída ( $w_s$ ), a estos límites usados, mientras mayor sea el tamaño mayor será la velocidad de caída (Ender et al 2015) en el anexo I se pueden ver las ecuaciones con las cuales son calculadas para cada geometría. En el trabajo de simulación de Jalón-Rojas et al. (2019) el punto de depósito final para los MPs simulados se situó cercano al punto inicial para aquellas partículas de tamaño superior dando cuenta del poco trayecto en la horizontal. En el trabajo de Katmullina & Isachinko (2017) también se

destaca una relación proporcional positiva entre el diámetro y la  $w_s$  al aumentar el diámetro y la velocidad de caída se acelera provocando un hundimiento más rápido. Es de aclarar que dicho trabajo se realizó en condiciones de laboratorio con un fluido de condiciones estáticas. Sin embargo, lo reportado en la bibliografía denota efectos de turbulencia al comparar fibras por sobre esferas dando menores  $w_s$  para las primeras, las simulaciones resultantes no siguen esta tendencia. La discrepancia puede radicar en que las pruebas realizadas son con fibras de mayor tamaño (Katmullina y Isachinko, 2017), y puede que el tamaño elegido quede fuera de las condiciones de contorno de la ecuación de Katmullina obtenida a partir de datos empíricos. Los efectos turbulentos y su interacción con este tipo de partículas están pobremente documentados, y son una carencia del conocimiento actual para describir los movimientos y la distribución en la escala vertical (van Sebille et al., 2020).

#### 4.5 Movimiento de los MPs en el plano vertical.

Según la Figura 34 la trayectoria vertical del MP1 a partir de las 120 h simulación comienza a descender en la columna de agua del estuario hasta los 300 h, este movimiento en profundidad es coincidente con la llegada de la partícula a la línea de Punta Lara – Colonia donde el estuario presenta un ensanchamiento y por ende una disminución de la intensidad de la corriente al alcanzar esta región (Moreira y Simionato 2019). En consecuencia, la velocidad de caída ( $w_s$ ) del MP1 resultó suficiente para moverse dentro de las primeras capas superficiales pero no para alcanzar el fondo del estuario. Por otro lado, durante este primer período (menor a 7 días) los vientos mostraron menor intensidad y si rotar su dirección, por lo que se espera que no introduzcan a través de las olas movimientos de mezcla en la vertical.

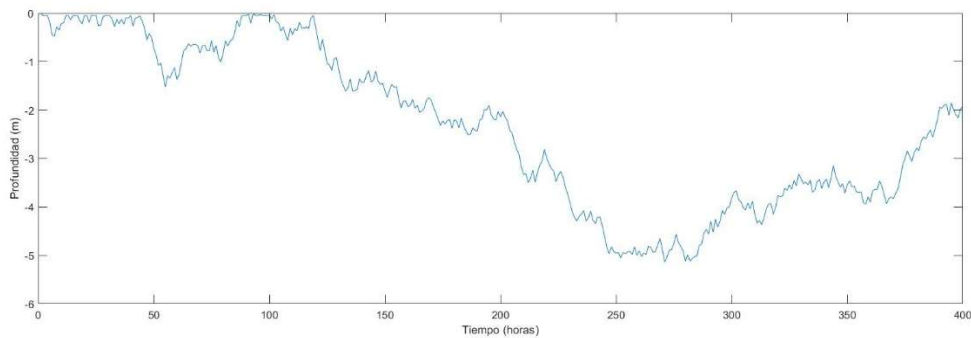


Figura 34. Profundidad en función del tiempo, para la trayectoria del MP liberado en el sitio 1 en el Caso IV (descarga, marea, viento y ola) durante 29 días de simulación.

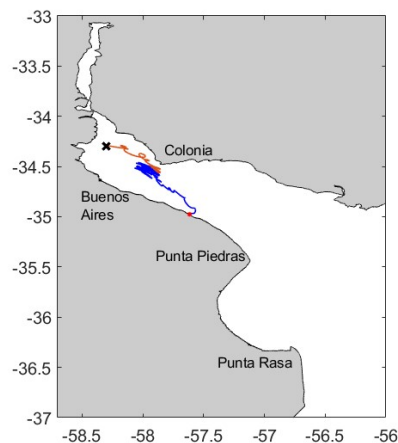


Figura 35. Trayectoria del MP1 para la simulación del Caso IV. La trayectoria roja abarca hasta las primeras 120 h (5 d) de simulación. La trayectoria azul continúa desde las 120 h hasta el final de la simulación.



Luego de las 300 h, la partícula vuelve a re-suspenderse y comenzar a ascender en la columna de agua, lo que podría ser debido a la cercanía a la costa donde las corrientes de marea son más intensas en el fondo, generando que el MP1 se acerque a la superficie. O también por el efecto del aumento del viento y por ende la ola que logra mezclar la capa superficial del agua e introducir movimientos en la vertical. Para analizar estas conclusiones se realizó un análisis del periodograma de dicha serie de tiempo. El espectro obtenido para esta serie de tiempo se muestra en la Figura 36.

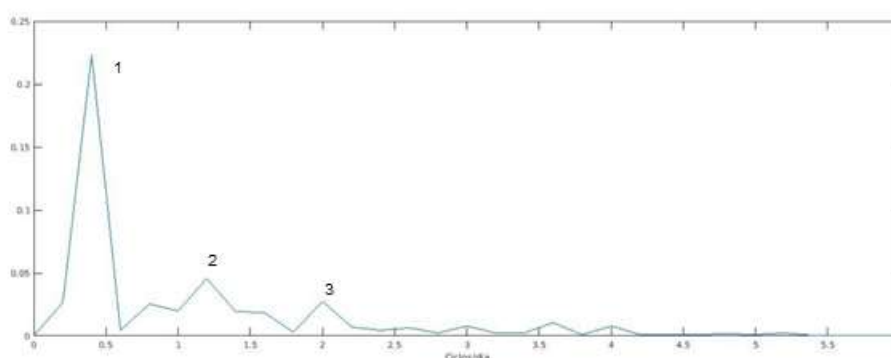


Figura 36 . Gráfico de frecuencia (ciclos/días) en función de fuerza para la serie de tiempo del MP 1 Caso IV. Los picos más fuertes están marcados numéricamente.

De la serie de tiempo de la profundidad del MP1 (Figura 36) se pueden extraer las frecuencias en días y los ciclos máximos. El pico más importante, marcado con el número 1, corresponde a 0,5 ciclos  $d^{-1}$  (12 h) y correspondería a la marea dentro del estuario. La marea en el RdP es mixta predominantemente semidiurna por lo que la marea está caracterizada por la frecuencia de 12 h. El siguiente pico de frecuencia, número 2, corresponde a 1,25 d (30 h) aproximadamente, se extiende entre 1 a 1,5 d, por lo que podría deberse a la marea, por ser cercano a las 24 h o el viento, en particular la brisa. El pico número 3, de 2 ciclos  $d^{-1}$  y los siguientes 3 y 4 ciclos  $d^{-1}$ , podrían estar relacionados también con los múltiplos de la frecuencia de la marea como forzante. Finalmente, aparece un ciclo cercano a los 3,6 ciclos  $d^{-1}$ , 6,6 h que corresponde a la mitad de un ciclo de marea, flujo y reflujos del agua en el sistema. Los MP2 y MP3 también fueron analizados dando el mismo rango de ciclos, con lo cual puede corroborarse la tendencia hallada. Sin embargo, es necesario realizar un estudio más profundo analizando los ciclos de los forzantes conjuntamente con el de la profundidad filtrando el efecto de la

mar en dicha serie para evaluar otros períodos que la conforman. Los movimientos en la vertical para los MPs liberados en los sitios 6 y 7 (Figura 27) donde solo estaban forzados con la descarga de agua líquida de los ríos tributarios, mostraron también ciclos de alta frecuencia y de baja frecuencia que podrían estar relacionados con la cercanía a la costa o al fondo donde las corrientes suelen ser más intensas y tienen la capacidad de re-suspender los MPs. Esto puede afirmarse en la Figura 30 donde se presentó el movimiento en la vertical para los MPs liberados en los mismos sitios, pero para el Caso II agregando la marea. En este caso se pueden observar los ciclos de alta frecuencia correspondientes a la marea que logran producir que los MPs 1) permanezcan cercanos a la superficie, aunque luego del paso del tiempo los mismos se hundén, y 2) presenten movimientos de ascenso y descenso conforme posiblemente a los movimientos de flujo y reflujó producidos por la marea (Sandbach et al., 2018). Finalmente, la Figura 36 donde se presentaron los movimientos de los MPs liberados en las 7 posiciones para el Caso IV que incluyó a todos los forzantes y se utilizó para el análisis de la frecuencia (MP 1), muestra que todos los MPs presentan un movimiento en la vertical similar. Se pueden apreciar los ciclos de alta frecuencia, relacionados con la marea, con movimientos de ascenso y descenso. Y dos períodos diferentes, uno al comienzo del registro donde todos los MPs permanecen cercanos a la superficie, y pasadas las 200 h (8 d), comienzan a hundirse. Cabe recordar que en ese momento, los vientos pasaron a ser débiles y los MPs superaron la región del RdP superior determinada por Punta Lara - Colonia. Este análisis se corresponde con los resultados aportados por otros autores (MacCready y Geyer 2010; Van Sibille et al., 2020) que mencionan que la marea y el campo de densidad interactúan de una forma compleja y producen zonas de convergencia o frentes donde los MPs tienden a acumularse.

# Capítulo 5

## Conclusiones y perspectivas futuras

Los microplásticos se manifiestan como nuevos contaminantes a estudiar en consecuencia de la creciente presión que ejercen sobre los ambientes tanto acuáticos como terrestres. Al ingresar al ecosistema los macroplásticos pueden degradarse en partículas de menor tamaño dando lugar a los MPs, los cuales incrementan la problemática al reducir su tamaño producen un mayor impacto sobre los sistemas pues pasan a tener mayor disponibilidad para la fauna de cadenas tróficas menores. Los estudios para comprender su origen, movimiento, transporte y disposición aún se haya en estadios tempranos y por ende todavía el conocimiento sobre la temática resulta incipiente. Hasta el momento el enfoque se ha concentrado en las zonas marítimas y en lagos - lagunas dejando enmascarado la situación en los sistemas que transportan MPs al mar, como los ríos y estuarios. Dada la dificultad económica y técnica que presenta realizar relevamientos empíricos de MPs en este tipo de sistemas los modelos numéricos se presentan como herramientas pertinentes para comprender su dinámica y el transporte, pudiéndose optimizar los esfuerzos de muestreo en aquellas zonas más relevantes. El RdP es un estuario con una hidrodinámica particular, no solo alberga territorios de importancia ambiental también cumple un rol social y económico de gran relevancia dentro de la región. El trabajo de investigación desarrollado en esta tesis resulta el primero en aplicar dos modelos numéricos para estudiar la trayectoria de MPs dentro de esta región, por lo cual es un primer inicio para comprender los movimientos de estos contaminantes, cuáles son los principales forzantes que afectan sus movimientos, como se distribuyen, y lugares de depósito final dentro del estuario. A lo largo del análisis sobre los resultados obtenidos en las simulaciones se ha observado la estrecha correlación entre la hidrodinámica del RdP y la trayectoria de los MPs de flotabilidad positiva. Los MPs ubicados tanto en la zona superior e intermedia tuvieron movimientos consecuentes con la circulación barotrópica del río, trasladándose hacia el

exterior del RdP. Los MPs cercanos a la desembocadura de los tributarios presentaron trayectorias afectadas principalmente por el forzante de descarga continental, mientras que los MPs cercanos a la costa sur del RdP superior presentaron movimientos de flujo y reflujo correspondientes a la marea. Los MPs ubicados sobre la Barra del Indio a diferencia de los anteriores mostraron trayectorias fuertemente influenciadas por la intensidad y dirección del viento. El viento resultó un forzante de gran relevancia en los movimientos de los MPs simulados, viéndose afectados por los cambios de dirección e intensidad de este forzante, la simulación con vientos intensos los MPs del estuario superior e intermedio tuvieron movimientos acordes a la dirección de los vientos predominantes. En contraposición la simulación donde se trabajó con vientos moderados a leves los MPs estuvieron mayor influencia de los forzantes restantes (descarga continental y marea). Estos resultados fueron congruentes con lo reportado en la bibliografía donde se informa la existencia de una fuerte correlación entre las condiciones del viento dominantes y la dinámica de los MPs con flotabilidad positiva. Otro aporte de este trabajo determinó que los casos extremos de descarga continental modifican completamente las trayectorias de los MPs ubicados en el RdP superior y por ende sus puntos de deposición final, este resultado también fue correlativo a lo informado en la bibliografía Niezzetto et al, 2016, quienes determinaron la dependencia del régimen de flujo en el transporte de MPs cuando se presentan periodos de descarga intensos. Entender como las trayectorias de los MPs se vieron modificadas frente a las distintas condiciones hidrológicas y climáticas permitió identificar si existirán zonas de mayor o menor contaminación dentro del estuario del RdP o si estos contaminantes pueden ser exportados al océano adyacente.

Las simulaciones efectuadas permitieron comprender como la morfología y el tamaño son sustanciales en determinar también el movimiento de los MPs dentro estuario, con comportamientos complejos pasando de partículas que alcanzan el fondo en solo unas horas a permanecer días dentro del cuerpo de agua. Las trayectorias difirieron al simular con morfologías y tamaños de plásticos distintos. Los MPs de PS de radio de 10  $\mu\text{m}$ , tanto esféricas como cilíndricas, tuvieron trayectorias semejantes en recorrido a aquellos con flotabilidad positiva como las simulaciones con PP. Si bien existe documentación que demuestra que las fibras presentan fenómenos de turbulencia en

comparación con las esferas (Katmullina y Isachinko 2017), la mayor diferencia se evidenció con la modificación del tamaño de las partículas y no por su morfología. Estos resultados permiten suponer que las primeras capas de agua podrían albergar mayor variedad de MPs. Cabe marcar que ninguna de las simulaciones realizadas con un periodo de tiempo del lavado del sistema (29 días) mostró que los MPs pudiesen alcanzar las aguas oceánicas, por el contrario, los mismos permanecieron dentro de la columna o finalizaron en las costas o se hundieron al fondo del estuario. Resulta entonces trascendente a futuro realizar nuevas configuraciones de simulación que permitan comprender como y de qué forma los MPs puedan ser exportados a la Plataforma Adyacente. Una posible configuración que se va a evaluar es permitirle a los MPs que alcancen la costa o el fondo, reingresar al sistema. En cuanto al estudio de la variabilidad de los movimientos de los MPs en el plano vertical dentro en la columna de agua permitió darle robustez a las simulaciones realizadas en esta tesis, ya que los ciclos obtenidos a partir de las series de tiempo coinciden con los ciclos de la marea y el viento principales forzantes del sistema. Este estudio concluyó que los movimientos de flujo y reflujos introducidos por la marea que actúan en el plano horizontal logran producir movimientos ascendentes y descendentes de los MPs. Mientras que el viento y posiblemente las olas son los forzantes que llevan a los MPs hacia la superficie durante condiciones de mayor intensidad, y en dirección al fondo cuando son más débiles, sujetos también de la velocidad de caída del tipo de MP seleccionado. La fortaleza de los modelos numéricos radica en poder entender los escenarios presentes y plantear escenarios futuros. Adelantarse a próximas problemáticas permite no solo advertir la problemática con antelación sino también focalizar los esfuerzos en lugares estratégicos. La precisión de estos modelos debe a su vez estar acompañado de datos empíricos que los complementen y permitan ajustarlos para ser de forma efectiva una representación fidedigna del sistema de estudio. Los resultados aportados por este trabajo pueden ser de gran utilidad a futuro para tomadores de decisión, actores gubernamentales o responsables de empresas e industrias implicadas en la problemática de la contaminación del sistema marino por plásticos.

Aportar datos empíricos a este modelo ayudará a ajustar, calibrar y validar los modelos de simulación dándoles mayor precisión a los resultados. En el recorrido del trabajo, se pensaron diferentes aristas para ser abordadas a futuro, como determinar que sucede con la degradación de las partículas y que ocurre cuando se forma biofilm sobre su superficie. También permitir que los MPs sean reingresados al sistema luego de alcanzar el fondo o las costas para determinar el tiempo que demoran en ser exportados a la Plataforma Adyacente. Por otro lado, las trayectorias conseguidas en este trabajo se hicieron “lanzado” los MPs una sola vez en lugares de relevancia ambiental, a futuro puede incorporarse nuevas modificaciones del software que permitan un “lanzamiento” continuo de partículas, simulando así el vertido de estos contaminantes en el sistema. Finalmente, los modelos numéricos empleados, MARS y TrackMPD pueden optimizarse en pos de una mejora en cuanto a su capacidad de cómputo y resolución, a modo de ejemplo la grilla de trabajo del MARS (3km) podría llegar a reducirse a fin de aumentar la precisión. Mientras que por el lado del TrackMPD, es uno de los primeros en ser desarrollado para el análisis de trayectoria de MPs en agua, pero cada sistema de estudio requiere modificaciones particulares, en el desarrollo de este trabajo se notó que trabajar con un campo de densidades una escala vertical y horizontal, sería más cercano a las características propias de este estuario. Si bien estos modelos numéricos son desarrollados para ser corridos en clusters, se podría estudiar pasar de un escenario tridimensional a uno bidimensional para los microplásticos con densidades menores a las del cuerpo de agua. De esta forma se reduciría el costo computacional de las simulaciones, reduciendo el tiempo de cómputo.

Finalmente, la utilidad de este trabajo cumple con el objetivo de comprender y evaluar las posibles trayectorias de los MPs en un sistema altamente complejo en función de la variabilidad hidrodinámica del mismo y las características propias de los MPs. Estos resultados pueden ser de gran ayuda para mejorar la gestión de los plásticos, alentar a un mejor uso de los mismos y reducir su producción con el fin de minimizar los impactos negativos que ellos tienen. También será de utilidad para la comunidad científica, biólogos, geólogos y meteorólogos que pueden utilizar los resultados para complementar sus estudios.

# Bibliografía

- Acha, E. M., Mianzan, H. W., Iribarne, O., Gagliardini, D. A., Lasta, C., & Daleo, P. (2003). The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*, 46(2), 197–202. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00356-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00356-9)
- Alemán, J., Chadwick, A. V., He, J., Hess, M., Horie, K., Jones, R. G., ... Stepto, R. F. T. (2007). Definitions of terms relating to the structure and processing of sols, gels, networks, and inorganic-organic hybrid materials (IUPAC recommendations 2007). *Pure and Applied Chemistry*, 79(10), 1801–1829. <https://doi.org/10.1351/pac200779101801>
- Alfonso, M. B., Arias, A. H., Ronda, A. C., & Piccolo, M. C. (2021). Science of the Total Environment Continental microplastics : Presence , features , and environmental transport pathways. *Science of the Total Environment*, 799, 149447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149447>
- Alfonso, María B., Ronda, A. C., Piccolo, M. C., & Arias, A. H. (2020). Microplastics pollution: From continental sources to marine systems. *Marine Environments: Diversity, Threats and Conservation*, (January), 305–353.
- Alfonso, María Belén, Scordo, F., Seitz, C., Marco, G., Manstretta, M., Carolina, A., ... Cintia, M. (2020). Science of the Total Environment First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia ( South America ). *Science of the Total Environment*, 733, 139385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139385>
- Andre, G., Garreau, P., Garnier, V., & Fraunié, P. (2005). Modelled variability of the sea surface circulation in the North-western Mediterranean Sea and in the Gulf of Lions. *Ocean Dynamics*, 55, 294–308
- Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L., & Marcovecchio, J. E. (2019). Evidence of Microplastic Ingestion by Fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina , South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(6), 750–756. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02604-2>
- Atwood, E.C., Falcieri, F.M., Piehl, S., Bochow, M., Matthies, M., Franke, J., Carniel, S., Sclavo, M., Laforsch, C., Siegert, F., 2019. Coastal accumulation of microplastic particles emitted from the Po River, Northern Italy: comparing remote sensing and hydrodynamic modelling with in situ sample collections. *Mar. Pollut. Bull.* 138, 561–574.
- Avigliano, E., Schenone, N.F., Volpedo, A.V., Goessler, W. y Fernández Cirelli, A., 2015. “Heavy metals and trace elements in muscle of Silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): Aquatic pollution and consumption effect approach”. *Science of the Total Environment* 506-507:102-108
- Baner, O. P. and A. (2000). *Plastic Packaging Materials for Food*. Wiley-VCH.

- Barros, V., Menéndez, A., & Nagy, G. (2005). El cambio climático en el Río de la Plata. *El Cambio Climático En El Río de La Plata*, 137–143. Retrieved from [http://www.cima.fcen.uba.ar/~lcr/libros/Cambio\\_Climatico-Texto.pdf](http://www.cima.fcen.uba.ar/~lcr/libros/Cambio_Climatico-Texto.pdf)
- Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (2015). Preface. In *Marine Anthropogenic Litter*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Bermúdez, M., Vilas, C., Quintana, R., Gonzales-Fernandez, D., Cózar, A., & Diez-Minguito, M. (2021). Unravelling spatio-temporal patterns of suspended microplastic concentration in the Natura 2000 Guadalquivir estuary (SW Spain): Observations and model simulations. *Estuaries and Coasts*, 44(1), 170. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112622>
- Besseling, E., Quik, J. T. K., Sun, M., & Koelmans, A. A. (2017). Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling. *Environmental Pollution*, 220, 540–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>
- Bondelind, M., Sokolova, E., Nguyen, A., Karlsson, D., Karlsson, A., & Björklund, K. (2020). Hydrodynamic modelling of traffic-related microplastics discharged with stormwater into the Göta River in Sweden. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(19), 24218–24230. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08637-z>
- Carlson, D.F., Suaria, G., Aliani, S., Fredj, E., Fortibuoni, T., Griffa, A., Russo, A., Melli, V., 2017. Combining litter observations with a regional ocean model to identify sources and sinks of floating debris in a semi-enclosed basin: the Adriatic Sea. *Front. Mar. Sci.* 4(78).
- Cheng, M. L. H., Lippmann, T. C., Dijkstra, J. A., Bradt, G., Cook, S., Choi, J., & Brown, B. L. (2021). A baseline for microplastic particle occurrence and distribution in Great Bay Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 170(June), 112653. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112653>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cózar, A., Echevarría, F., González-gordillo, J. I., Irigoien, X., & Úbeda, B. (2014). Plastic debris in the open ocean. 17–19. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Colombo J. C., Cappelletti, N., Migoya, M.C. y Speranza, E., 2007. “Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Río de la Plata estuary: 2-Polychlorinated biphenyls”. *Chemosphere*, 69(8),1253-60.
- Colombo J. C., Cappelletti, N., Barreda, A., Migoya, M.C. y Skorupka, C., 2005. “Vertical fluxes and accumulation of PCBs in coastal sediments of the Río de la Plata estuary, Argentina”. *Chemosphere*, 61(9), 1345-1357.
- de Sá, C., L., Oliveira, M., Ribeiro, F., Lopes, T., & Norman, M. (2018). Science of the Total Environment Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of the Total Environment*, 645, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>



- D'Onofrio, E., Fiore, M.M.E. and Romero, S., 1999. Return periods of extreme water levels estimated for some vulnerable areas of Buenos Aires. *Continental Shelf Research*, 19, 1681-1693.
- D'Onofrio, E.E., Fiore, M.M.E. and Pousa, J.L., 2008. Changes in the regime of storm surges at Buenos Aires, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 24 (1 SUPPL. A), pp. 260-265.
- Dragani, W. C., & Romero, S. I. (2004). Impact of a possible local wind change on the wave climate in the upper Río de la Plata. *International Journal of Climatology*, 24(9), 1149–1157. <https://doi.org/10.1002/joc.1049>
- Ebbesmeyer, C.C., Ingraham, W.J., Jones, J.A., Donohue, M.J., 2012. Marine debris from the Oregon Dungeness crab fishery recovered in the northwestern Hawaiian islands: identification and oceanic drift paths. *Mar. Pollut. Bull.* 65, 69–75.
- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C. A., & Nielsen, T. G. (2015). Abundance, size and polymer composition of marine microplastics  $\geq 10 \mu\text{m}$  in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 70–81. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.027>
- Escobar, G., Vargas, W. and Bischoff, S., 2004. Wind tides in the Río de la Plata Estuary: Meteorological conditions. *International Journal of Climatology*, 24, 1159-1169.
- Fossati, M. (2013). Dinámica global de sedimentos finos en el Río de la Plata. Tesis de Doctorado en Ingeniería - Mecánica de los Fluidos Aplicada. Facultad de Ingeniería – Universidad de la República.
- Fossati, M., Cayocca, F., & Piedra-Cueva, I. (2014). Fine sediment dynamics in the Río de la Plata. *Advanced Geosciences*, 39,75–80
- Freinkel, S. (2012). *Plastic: A Toxic Love Story* . By Susan Freinkel. 811–814. <https://doi.org/10.1093/jsh/shs062>
- FREPLATA – FFEM 2011 Modelado Numérico y Mediciones in-situ y Remotas de las Transferencias de Sedimentos Finos a través del Río de la Plata. Parte A: Adquisición de Datos. *Frente Marítimo*, 22, 109-136, ISSN: 1015-3233
- FREPLATA. (2004). ADT - Análisis Diagnóstico Transfronterizo. 313.
- Gajšt, T., Bizjak, T., Palatinus, A., Liubartseva, S., Kržan, A., 2016. Sea surface microplastics in Slovenian part of the northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 392–399.
- García-Alonso, J., Lercari, D., & Defeo, O. (2019). Río de la Plata: A Neotropical Estuarine System. In *Coasts and Estuaries: The Future*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00003-4>
- Gerolin, C.R., Pupim, F.N., Sawakuchi, A.O., Grohmann, C.H., Labuto, G., Semensatto, D., 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Sci. Total Environ.* 749, 141604.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017a). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 25–29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017b). Supplementary Materials for. 1700782(July), 19–24. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framiñan, M. B., & Lasta, C. A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17(7), 727–742.
- Halden, R. U. (2010). Plastics and Health Risks. *Annual Review of Public Health*, 31(1), 179–194. <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.012809.103714>
- Hardesty, B. D., Harari, J., Isobe, A., Lebreton, L., Maximenko, N., Potemra, J., ... Wilcox, C. (2017). Using Numerical Model Simulations to Improve the Understanding of Micro-plastic Distribution and Pathways in the Marine Environment. 4(March), 1–9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00030>
- Hitchcock, J. N., & Mitrovic, S. M. (2019). Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human. *Environmental Pollution*, 247, 457–466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. 2007, 2115–2126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>
- Horton, A. A., & Dixon, S. J. (2018). Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water*, Vol. 5. <https://doi.org/10.1002/wat2.1268>
- Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature Communications*, 10(417), 1–3. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08316-9>
- Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K., & Tokai, T. (2017). Microplastics in the Southern Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 623–626. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.037>
- Isobe, A., Kako, S.I., Chang, P.H., Matsuno, T., 2009. Two-way particle-tracking model for specifying sources of drifting objects: application to the East China Sea shelf. *J. Atmos. Ocean. Technol.* 26 (8), 1672–1682.
- Jaime, P. (2002). Analisis del regimen hidrológico de los rios Parana y Uruguay. *Proteccion Ambiental Del Rio de La Plata y Su Frente Maritimo: Prevencion y Control de La Contaminacion y Restauracion de Habitats*, 53, 160.
- Jaime, P. R., & Menéndez, Á. N. (1999). Modelo Hidrodinámico “Río de la Plata 2000.” 163.
- Jalón-Rojas, I., Wang, X. H., & Fredj, E. (2019). A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD): Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 256–272. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>
- Kako, S., Isobe, A., Seino, S., Kojima, A., 2010. Inverse estimation of drifting-object outflows using actual observation data. *J. Oceanogr.* 66, 291–297.

- Kane, I. A., Clare, M. A., Hodgson, D. M., & Kane, I. A. (2019). Dispersion , Accumulation , and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments : A Review and Future Directions. 7(April). <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080>
- Khatmullina, L., & Isachenko, I. (2017). Settling velocity of microplastic particles of regular shapes. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 871–880. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.024>
- Kedzierski, M., Frère, D., Le, G., & Bruzaud, S. (2020). Science of the Total Environment Why is there plastic packaging in the natural environment ? Understanding the roots of our individual plastic waste management behaviours. 740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139985>
- Laborde, J. L., & Nagy, G. J. (1999). Hydrography and Sediment Transport Characteristics of the Río de la Plata: A Review. *Estuaries of South America*, 133–159. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6_7)
- Lazure, P., & Dumas, F. (2008). An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources*, 31(2), 233–250. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.06.010>
- Lazure, P., & Salomon, J. C. (1991). Coupled 2-d and 3-d modeling of coastal hydrodynamics. *Oceanologica Acta*, 14(2), 173–180
- Lebreton, L., Zwet, J. Van Der, Damsteeg, J., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world ' s oceans. *Nature Communications*, 8, 1–10. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lebreton, L.C.M., Greer, S.D., Borrero, J.C., 2012. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 653–661.
- Lentz, and Fewings, M The Wind- and Wave-Driven Inner-Shelf Circulation Review of Marine Science Vol. 4:317-343 (Volume publication date January 2012) First published online as a Review in Advance on August 29, 2011 <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120709-142745>
- Li, J., Liu, H., & Chen, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems : A review on occurrence , environmental effects , and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
- Liubartseva, S., Coppini, G., Lecci, R., Clementi, E., 2018. Tracking plastics in the Mediterranean: 2D Lagrangian model. *Mar. Pollut. Bull.* 129, 151–162.
- Lopez-serrano, F. (2015). Introducción a la ciencia de los polímeros. (November).
- Lu, H. C., Ziajahromi, S., Neale, P. A., & Leusch, F. D. L. (2021). A systematic review of freshwater microplastics in water and sediments: Recommendations for harmonisation to enhance future study comparisons. *Science of the Total Environment*, 781, 146693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146693>
- Lyard, F., Lefèvre, F., Letellier, T., & Francis, O. (2006). Modelling the global ocean tides: modern insights from FES2004. *Ocean Dynamics*, 56, 394–415.

- Málikov, I. (2010). Regimen de la marea en diferentes puntos de las costas colombianas. Instituto de Hidrología , Meteorología y Estudios Ambientales, 1–21.
- Mansui, J., Molcard, A., Ourmières, Y., 2015. Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 249–257.
- Martinez, E., Maamaatuaiahutapu, K., Taillandier, V., 2009. Floating marine debris surface drift: convergence and accumulation toward the South Pacific subtropical gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1347–1355
- Minetti, J.L. y Vargas, W.M., 1990. “Comportamiento del borde anticiclónico subtropical en Sudamérica. II Parte”. *Rev Geofísica* 33:177- 190.
- Moreira, D. (2016). Estudio de los procesos que determinan el transporte de los sedimentos finos y su variabilidad en el Río de la Plata en base a simulaciones numéricas y observaciones satelitales e in situ.
- Moreira, D., & Simionato, C. G. (2019a). Modeling the Suspended Sediment Transport in a Very Wide, Shallow, and Microtidal Estuary, the Río de la Plata, Argentina. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 11(10), 3284–3304. <https://doi.org/10.1029/2018MS001605>
- Moreira, D., & Simionato, C. G. (2019b). The Río de la Plata Estuary Hydrology and Circulation. 44, 1–30.
- Moreira, D., Simionato, C., Re, M., Gerbec, M. S., Cayocca, F., & Fossati, M. (2010). Implementación de un modelo numérico para el estudio del transporte de sedimentos finos en el Río de la Plata. 11300.
- Murray, C.C., Maximenko, N., Lippiatt, S., 2018. The influx of marine debris from the great Japan tsunami of 2011 to North American shorelines. *Mar. Pollut. Bull.* 132, 26–32.
- Neumann, D., Callies, U., Matthies, M., 2014. Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 219–228.
- Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M. N., & Whitehead, P. G. (2016). Environmental Science in river catchments and their retention by soils and river sediments †. <https://doi.org/10.1039/C6EM00206D>
- Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., & Gómez, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>
- Pazos, R. S., Amalvy, J., Pecile, A., Cocheró, J., & Gomez, N. (2021). Temporal patterns in the abundance , type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. 168(March). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>
- Petersen, F., & Hubbart, J. A. (2021). The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. *Science of the Total Environment*, 758, 143936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>

- European-Plastics. (2015). Plastic- the Facts 2015. *Plastics – the Facts*, 33.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015>
- Plastic Europe. (2019). *Plastics - the Facts 2019*. Retrieved from  
<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>
- Pous, S. (2005). Dynamique océanique dans les Golfes Persique et d'Oman. These de doctorat, Université de Bretagne Occidentale. van Rijn, L. C. (1984). Sediment Transport, Part II: Suspended load transport. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*, 110(11), 1613–1641.
- Rochman, B. C. M., & Hoellein, T. (2020). The global odyssey of plastic pollution. *368(6496)*, 1184–1186.
- Sandbach, S. D., Nicholas, A. P., Ashworth, P. J., Best, J. L., Keevil, C. E., Parsons, D. R., ... Simpson, C. J. (2018). Hydrodynamic modelling of tidal-fluvial flows in a large river estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 212(November 2017), 176–188.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.06.023>
- Schenone, N; Volpedo, A.V. y Fernandez Cirelli, A., 2007. "Trace metal contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina". *Wetland ecology and management* 15: 303-310.
- Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., ... Reifferscheid, G. (2020). Science of the Total Environment Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of the Total Environment*, 738, 139866. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139866>
- Scott, G. (1999). *Polymers and the environment*. Royal Society of Chemistry.
- Simionato, C. G. (2011). *Estudio-de-la-dinámica-hidro-sedimentológica-del-Río-de-la-Plata.pdf*.
- Simionato, C. G., Vera, C. S., Siegismund, F., Beach, W. P., Simionato, C. G., Vera, C. S., & Siegismund, F. (2005). Surface Wind Variability on Seasonal and Interannual Scales Over Río de la Plata Area Surface Wind Variability on Seasonal and Interannual Scales Over Río de la Plata Area. *Journal of Coastal Research*, 770–783.  
<https://doi.org/10.2112/008-NIS.1>
- Suteja, Y., Saleh, A., Riani, E., Nurjaya, I. W., Nugroho, D., & Reza, M. (2021). Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary : Case study in Benoa Bay , Bali , Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163(November 2020), 111979. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111979>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., ... Russell, A. E. (2004). Lost at Sea : Where Is All the Plastic ? 304(May), 2004.
- Triebkorn, R., Braunbeck, T., Grummt, T., Hanslik, L., Huppertsberg, S., Jekel, M., ... Heinz-r, K. (2019). Trends in Analytical Chemistry Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems : A critical review. 110.  
<https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023>

- Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., ... Wichmann, D. (2020). The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>
- Vera, C. S., Vigliarolo, P. K., & Berbery, E. H. (2002). Cold season synoptic-scale waves over subtropical South America. *Monthly Weather Review*, 130(3), 684–699. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2002\)130<0684:CSSSWO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2002)130<0684:CSSSWO>2.0.CO;2)
- van Wijnen, J., Ragas, A. M. J., & Kroeze, C. (2019). Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Science of the Total Environment*, 673, 392–401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.078>
- Whitehead, P. G., Bussi, G., Hughes, J. M. R., Castro-Castellon, A. T., Norling, M. D., Jeffers, E. S., ... Horton, A. A. (2021). Modelling microplastics in the river thames: Sources, sinks and policy implications. *Water (Switzerland)*, 13(6), 1–19. <https://doi.org/10.3390/w13060861>
- Wu, C., Zhang, K., & Xiong, X. (2018). Microplastic Pollution in Inland Waters Focusing on Asia. 85–99. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>
- Xu, Y., Ka, F., Chan, S., Johnson, M., Stanton, T., & He, J. (2021). Resources , Conservation & Recycling Microplastic pollution in Chinese urban rivers : The influence of urban factors. *Resources, Conservation & Recycling*, 173(June), 105686. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105686>
- Yoon, J.H., Kawano, S., Igawa, S., 2010. Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 448–463.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System , China : First observations on occurrence , distribution  
Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System , China : First observations on occurrence , di. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, (September). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- Zorzoli, P. A. (2017). Variación espacio-temporal de metales pesados en la Franja Costera Sur del Río de la Plata. 110.

# Anexo I

## Modelo TrackMPD.

### 1. Introducción

El trackMPD es un modelo numérico que a diferencia de los utilizados hasta el momento incluye procesos físicos propios de los MPs. Implementado con anterioridad en la Bahía Jervis (Australia).

El desarrollo aquí presentado corresponde al trabajo *“A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD): Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes”* Isabel Jalon Rojas et al 2019.

Para mayores referencias redirigirse al trabajo mencionado y módulos del TrackMPD.

### 2. Ecuaciones y métodos de solución

#### a. Ecuaciones Generales

El modelo TrackMPD crea un dominio tridimensional extendido en la dirección zonal ( $x$ ), meridional ( $y$ ) y vertical ( $z$ ). Desplazamientos difusivos, advectivos y de hundimiento determinan la trayectoria tridimensional de las partículas acorde a:

$$dX(t) = dX_{adv}(t) + dX_{dif}(t) = U(x, y, z, t)dt + dX'(t) \quad (1)$$

$$dY(t) = dY_{adv}(t) + dY_{dif}(t) = V(x, y, z, t)dt + dY'(t) \quad (2)$$

$$dZ(t) = dZ_{adv}(t) + dZ_{dif}(t) + dZ_{sink}(t) = W(x, y, z, t)dt + dZ'(t) - w_s(t)dt \quad (3)$$

#### b. Soluciones Numéricas.

La interpolación se produce tanto en tiempo como en espacio. Las variables hidrodinámicas del modelo MARS ( $u$ ,  $v$ ,  $eta$  y  $h$ ) se leen e interpolan a la ubicación de la partícula en el espacio y tiempo. El primer paso es determinar la celda de la grilla donde se ubica la partícula, luego se interpolan las propiedades del agua (velocidad de las corrientes altura de la columna de agua), que son suministradas por el MARS al espacio donde se encuentra la partícula. En las simulaciones tridimensionales se aplica un perfil de la columna de agua, donde los valores son interpolados dependiendo del nivel, creando un perfil vertical de valores en la ubicación  $x$ ,  $y$  de la partícula.

### Advección

El esquema de Runge-Kutta se utiliza para resolver la ecuación de velocidad  $\mathbf{U} = (U, V, W)$  en la ubicación de la partícula. La resolución se consigue mediante un proceso iterativo que incorpora velocidades a tiempos previos y futuros para proveer una estimación robusta de la trayectoria del movimiento de la partícula en el cuerpo de agua.

### Hundimiento y deposición

La velocidad de caída  $w_s(m/s)$  ocurre cuando la fuerza gravitacional neta (gravedad menos flotabilidad) se equilibra con la fuerza de arrastre. Es una característica de las partículas con flotabilidad negativa (su densidad es mayor a la del cuerpo de agua) y determina su desplazamiento como:

$$z_{n+1} = z_n - w_s(t_i)\Delta t_i \quad (7)$$

La velocidad de caída puede ser definida por el usuario (como el parámetro de entrada en el *comportamiento* (2) o definida por el TrackMPD en los otros comportamientos, para este último puede mantenerse constante o variar durante el tiempo bajo la influencia de procesos de degradación o de biofilm. Una vez alcanzado el fondo, se considera a la partícula asentada.

### Encallamiento



Las partículas pueden alcanzar la zona costera quedando retenidas o reingresando al sistema por medio de las olas. El trackMPD puede reproducir este comportamiento incorporando una serie de condiciones, es capaz de tomar los datos de la elevación de la marea y el reingreso de las partículas durante la marea alta. Además, incorpora un modelo de Monte Carlo con probabilidad  $P$  de ingreso

$$P = 0,5^{-t/T} \quad (8)$$

Donde  $t$  es el paso de tiempo desde el último encallamiento y  $T$  es la vida media para que las partículas permanezcan en la playa antes de lavarse de nuevo. La probabilidad de lavado (reingreso) disminuye con el tiempo producto de la interacción con la costa.

### 3. Parametrización de los comportamientos.

#### a. Comportamiento físico

El comportamiento de una partícula en un ambiente marino está dado por la velocidad de caída  $w_s$  y el fenómeno de turbulencia en la dirección vertical. Dependiendo del comportamiento utilizado el TrackMPD estima la velocidad de caída dependiendo de las propiedades físicas del microplástico (densidad, forma y tamaño), el cual además puede no ser constante durante el tiempo ya que se pueden contemplar fenómenos de degradación y formación de biofilm.

El TrackMPD usa las formulaciones de Zhiyao, Katmullina e Isachenko para calcular la velocidad de caída de los MP esféricos y cilíndricos.

- Esférico (Zhiyaho et al., 2008)

$$w_s = \frac{v}{2R} d^3 (38.1 + 0.93d^{12/7})^{-7/8} \quad (9)$$

Donde  $d = 2R(g(\rho_p - \rho_w)/\rho_w v^2)^{1/3}$  es el diámetro adimensional de la partícula,  $\rho_p$  la densidad de la partícula,  $\rho_w$  la densidad del agua,  $v$  la viscosidad cinemática del agua, y  $g$  la gravedad en m/s.

- Cilíndrico (Katmullina e Isachen, 2017)

$$w_s = \frac{\pi}{2} \frac{1}{v} g((\rho_p - \rho_w)/\rho_w) \frac{2RL}{55,238L + 12,691} \quad (10)$$

La velocidad de caída con esta formulación da unidades mm/s y requiere la previa transformación de las variables a mm.

Para cilindros cortos pueden utilizarse ambas configuraciones:

b. Formación de biofilm

El crecimiento de algas, bacterias y microorganismos sobre la superficie de la partícula puede modificar el tamaño y densidad del MP, contribuyendo a un cambio en su comportamiento. Partículas que son capaces de flotar pueden hundirse en la columna de agua o ser incorporadas a capas de sedimento más profundas en el fondo del océano. Las siguientes ecuaciones consideran esos cambios y modifican la densidad del MP según: Esférica (Churabenko et al,2016)

$$\rho_p = \rho_0 \frac{R_0^3}{(R_0 + BT)^3} + \rho_f \left[ 1 - \frac{R_0^3}{(R_0 + BT)^3} \right] \quad (11)$$

- Cilíndrica (Churabenko et al,2016)

$$\rho_p = \rho_0 \frac{R_0^2}{(R_0 + BT)^2} + \rho_f \left[ 1 - \frac{R_0^2}{(R_0 + BT)^2} \right] \quad (12)$$

$\rho_p$  es la densidad del MP luego del crecimiento del biofilm. Donde R es el radio original de las partículas,  $\rho_0$  y  $\rho_f$  es la densidad del biofilm

El crecimiento del biofilm puede darse en forma estacionaria o no estacionario. En el primer caso, la partícula es caracterizada por un espesor de biofilm constante (BT) en el tiempo, el cual debe ser dado como parámetro de entrada. En el caso de ser dependiente del tiempo.

$$BT = BT_0 + BR\Delta t \quad (13)$$

$BT_0$ , es el espesor inicial del biofilm y  $\Delta t$  es el gradiente de tiempo a tasa constante (BR)

c. Degradación (Weinstein et al . 2016)

La parametrización del TrackMPD considera un decrecimiento a tasa constante del tamaño del MP (DR), el cual termina afectando la velocidad.

$$Size(D o L) = Size_0(1 - DR * \frac{T}{100}) \quad (14)$$

Donde Size (D o L), diámetro o longitud de la partícula,  $T$  es el tiempo desde el comienzo de la simulación a el tiempo paso de tiempo actual.

4. Resumen

A continuación, cada comportamiento, con los parámetros de entrada requeridos y ecuaciones implementadas.

Comportamiento	Parámetro de entrada ingresado	Ecuaciones del modelo
Macro o microplásticos, con densidades menores a $1\text{gcm}^{-3}$ , sin formación de biofilm o degradación	Densidad del MP.	$W_s=0$
Macro o microplásticos, con velocidad de caída definida, densidades mayores a $1\text{g cm}^{-3}$ , sin formación biofilm, ni degradación	Velocidad de caída( $w_s$ )	$W_s = W_s * \text{ones}(\text{size}(\text{tspan}))$ $w_s = w_s \Delta t$
Macro o microplásticos, con velocidad de caída definida, densidades mayores a $1\text{g cm}^{-3}$ , sin formación biofilm, ni degradación	Densidad partícula, densidad agua, forma del MP ( esférico, cilindro largo, corto)	Esférico: Ec. 9 (Zhiyaho et al.2008) Cilíndrico: Ec. 10 (Katmullina e Isachen, 2017)

<p>Microplásticos (definido por tamaño, forma y densidad), formación de biofilm (constante durante el tiempo), sin degradación</p>	<p>Densidad partícula, densidad agua, forma del MP ( esférico, cilindro largo, corto), Espesor de biofilm (BT)</p>	<p>Esférico: Ec. 11 (Zhiyaho et al.2008) Cilíndrico: Ec. 12 (Katmullina e Isachen, 2017) + Ecuaciones del modelo anterior.</p>
<p>Microplásticos (definido por forma, tamaño y densidad), formación de biofilm ( gradiente de formación en el tiempo), sin degradación</p>	<p>Densidad partícula, densidad agua, forma del MP ( esférico, cilindro largo, corto), tasa de crecimiento del biofilm</p>	<p>Se le agrega las ecuaciones del comportamiento 4, Ec 13</p>
<p>Microplásticos (definido por forma, tamaño y densidad), sin formación de biofilm, con proceso de degradación.</p>	<p>Densidad partícula, densidad agua, forma del MP ( esférico, cilindro largo, corto), tasa de degradación</p>	<p>Esférico: Ec. 9 (Zhiyaho et al.2008) Cilíndrico: Ec. 10 (Katmullina e Isachen, 2017) + Ec 14</p>

# Anexo II

## Modelo Hidrodinámico MARS.

### 1. Características de las simulaciones.

El modelo MARS desarrollado por el IFREMER (Lazure y Dumas, 2008) resuelve las ecuaciones primitivas. Ecuaciones básicas de movimiento de Navier Stockes con las aproximaciones de Reynolds, Boussinesq e hidrostática. A continua se presentan las condiciones de contorno usadas para resolver dichas ecuaciones. De ser necesario mayor información sobre las consideraciones y alcance de las parametrización redirigirse a los trabajos de Lazure & Dumas, 2008; Fosatti 2014, Moreira & Simionato, 2019b; Moreira et al., 2016. Con el objetivo de representar con la mayor resolución posible la zona de estudio, el Río de la Plata, y garantizar que las condiciones de borde en este dominio sean adecuadas, se implementa el modelo MARS con dos dominios anidados de diferentes escalas espaciales y resoluciones. El primer dominio "Rank 0", abarca la región comprendida entre 69,35°W y 45,5°W y 25,5°S y 54,8°S con una resolución 0,10° en latitud (aproximadamente 10 km) y 0,15° en longitud (aproximadamente 12 km) con un solo nivel en la vertical (Fig. 1). Esta implementación del modelo permite la libre propagación de las ondas de marea.

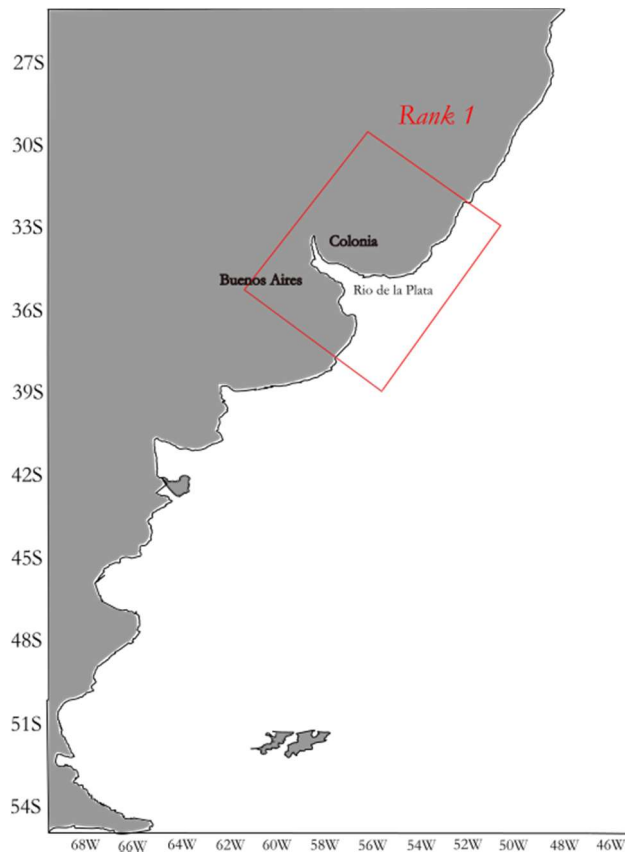


Figura 1. Dominio definido para el “Rank 0” del modelo MARS, anidado con el Rank 1. Figura adaptada de Moreira, 2016.

El segundo dominio “Rank 1”, es tridimensional y de mayor resolución, corresponde a un dominio rotado que abarca la región comprendida entre los 32,9°S y los 38,139°S, y los 60,67°W y los 50,62°W (Fig. 2), con una grilla regular de aproximadamente 3 km de resolución (0,027° tanto para la latitud como para la longitud). En la vertical se utilizan 10 niveles sigma ( $\sigma$ ) no equidistantes, correspondientes a 0,05; 0,2; 0,35; 0,5; 0,65; 0,75; 0,85; 0,95 y 0,97 de la profundidad total en cada punto de grilla.

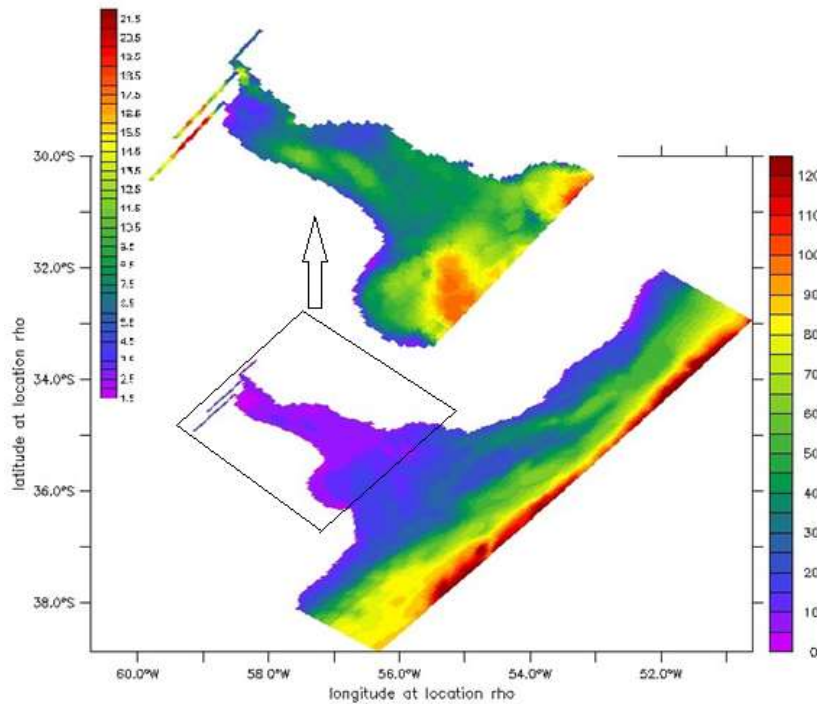


Figura 2. Dominio y batimetría (m) definida para el “Rank 1” del modelo MARS. Moreira, 2016

La batimetría se obtuvo a partir de los datos del Proyecto FREPLATA y datos del National Geophysical Data Center de la NOAA sobre toda la plataforma Continental. (Simionato, 2011). La línea de costa implementada para el modelo respetando las características relevantes de la región, con escala de 1:250.000. A modo de evitar inconsistencias derivadas de la resolución del modelo se eliminaron varias islas del archipiélago de las Islas Malvinas, y dentro del estuario de Bahía Blanca y la isla Martín García entre otras. Pruebas de sensibilidad confirmaron que el modelo es insensible a su incorporación y por ende no se las considera en las simulaciones. Para la descarga, los datos de los ríos tributarios Uruguay, Paraná Guazú, Paraná de las Palmas, Riachuelo, Lujan, pertenecen a la Base de Datos Hidrológicos Integrados de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Dentro del modelo se incorporan en línea recta a fin de simplificar la simulación. La marea se incorpora a partir de la solución del modelo global FES2004, se utilizaron 14 componentes de marea, incluyendo las representativas para la zona de estudio como la  $M_2$  y  $M_4$ , la  $K_1$  y  $K_2$ , la  $S_2$  (Simionato et al. 2011; Moreira, 2016). Para los forzantes meteorológicos, con el objetivo de proporcionar condiciones realistas se usan datos de los Reanálisis del National Center for Environmental Prediction

(NECP/NCAR) de viento y presión en superficie sobre la región. Con resolución temporal de 6 hs y espacial de 2,5° x 2,5°.

## 2. Referencias

Lazure, P., & Dumas, F. (2008). An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources*, 31(2), 233–250. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2007.06.010>

Moreira, D. (2016). Estudio de los procesos que determinan el transporte de los sedimentos finos y su variabilidad en el Río de la Plata en base a simulaciones numéricas y observaciones satelitales e in situ. 336.

Moreira, D., & Simionato, C. G. (2019a). Modeling the Suspended Sediment Transport in a Very Wide, Shallow, and Microtidal Estuary, the Río de la Plata, Argentina. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 11(10), 3284–3304. <https://doi.org/10.1029/2018MS001605>

Moreira, D., & Simionato, C. G. (2019b). The Río de la Plata Estuary Hydrology and Circulation. 44, 1–30.

Moreira, D., Simionato, C., Re, M., Gerbec, M. S., Cayocca, F., & Fossati, M. (2010). Implementación de un modelo numérico para el estudio del transporte de sedimentos finos en el Río de la Plata. 11300.