

# Material Particulado en Suspensión en el Río de la Plata: importancia del río Bermejo en su variabilidad espacio-temporal

Camiolo, M. D.\*<sup>1,2</sup>, Cozzolino, E.<sup>2</sup>, Jaureguizar, A. J.<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina

---

**Resumen:** La variabilidad espacio-temporal del Material Particulado en Suspensión (MPS) en el Río de la Plata (RdIP) fue analizada para el periodo 2002-2014 a partir de datos Aqua-MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), y posteriormente se explicó su variabilidad en términos de sus principales tributarios. La media mensual de la concentración del MPS mostró, un máximo a partir de fines del verano hasta mediados de otoño, y un mínimo, a partir de mediados del invierno hasta comienzos del verano. El río Bermejo (RBe), es el tributario que más sedimentos en suspensión transporta, situación que se reflejó en la relación significativa hallada entre la concentración media mensual del MPS y la descarga mensual promedio del RBe. La variación estacional del MPS, tuvo valores máximos durante el otoño y el verano, y valores mínimos en el invierno y la primavera, reflejando así el patrón mensual de descarga del RBe con uno y dos meses de retraso. La variación espacial evidenció tres regiones: interior, central y exterior. Por su parte, la variabilidad anual denotó una marcada estacionalidad en el patrón de cobertura espacial de las aguas con mayor concentración de MPS. La distribución de las anomalías estuvo relacionada con la influencia de la descarga de los ríos, lo que puso de manifiesto que el patrón temporal no está vinculado con el ciclo ENSO (*El Niño – Southern Oscillation*). Estos resultados nos permitieron denotar la importancia del RBe (no ENSO dependiente) para explicar el patrón de anomalías del MPS observado en el RdIP.

**Palabras clave:** telemetría, Material Particulado en Suspensión, Río de la Plata, río Bermejo, variabilidad espacio-temporal, ENSO.

## Suspended Particulate Matter in the Río de la Plata: importance in its spatial and temporal variability of the Bermejo river

**Abstract:** Spatio-temporal variability of Suspended Particulate Matter (SPM) in the Río de la Plata (RdIP) is analyzed from 2002-2014 of MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) data and explained in terms of its main tributaries flows. The monthly mean showed maximum during late summer to mid-autumn, and minimum in mid-winter to early summer. The Bermejo river (BeR), is the tributary that more sediment in suspension brings. This situation was reflected in the significant relationship between the mean monthly concentrations of SPM with the average monthly flow of BeR. Seasonal variation in SPM concentration, showed maximum values in fall, followed by summer, and minimum values in winter and spring, reflecting the monthly pattern of discharge of the BeR with one and two months of delay. The pattern of spatial variation differentiated three regions: the inner, central and outer. The annual variability

**To cite this article:** Camiolo, M. D., Cozzolino, E., Jaureguizar, A. J. 2018. Suspended Particulate Matter in the Río de la Plata: importance in its spatial and temporal variability of the Bermejo river. *Revista de Teledetección*, 51, 1-18. <https://doi.org/10.4995/raet.2018.9864>

\* Corresponding author: [dcamiolo@inidep.edu.ar](mailto:dcamiolo@inidep.edu.ar)

evidenced a marked seasonality in the spatial coverage pattern of the waters with the highest SPM. The pattern of the anomalies, appeared to be related to the influence of river discharge, what it showed the temporal pattern of SPM anomalies did not related to the ENSO (El Niño – Sourthen Oscillation) cycle. These results allowed us to denote the importance of BeR (not ENSO dependent) to explain the pattern of observed SPM anomaly in the RdIP region.

**Key words:** remote sensing, Suspended Particulate Matter, Río de la Plata, Bermejo river, spatial-temporal variability, ENSO.

## 1. Introducción

Los estuarios constituyen una de las áreas más pobladas del planeta, y el creciente desarrollo urbano e industrial de su entorno ha conducido a la pérdida de hábitats (drenaje y relleno de humedales para prácticas agrícolas o desarrollo urbano) o degradación de los mismos (aumento de la sedimentación, sobrecarga de nutrientes y contaminantes) (González-Ortegón *et al.*, 2010). Por lo tanto, es vital comprender la interacción de los procesos físicos (por ejemplo, aumento de la temperatura), químicos (por ejemplo, degradación) y biológicos (por ejemplo, fotosíntesis) que promueven y controlan su productividad (Fain, 2000; Cerón *et al.*, 2000). Parte de esa productividad se encuentra estrechamente relacionada con el Material Particulado en Suspensión (MPS) (Bilotta y Brazier, 2008). Los efectos positivos y negativos del MPS sobre la biota han sido estudiados por varios autores (Bilos *et al.*, 1998; Suren *et al.*, 2005; Birkett *et al.*, 2007; Wenger *et al.*, 2017) y la magnitud de estos efectos depende del tiempo de exposición, la composición química, la distribución y el tamaño de sus partículas (Bilotta y Brazier, 2008). Los aspectos positivos están relacionados, por ejemplo, con el contenido de materia orgánica que sirve como fuente de alimento, con el aislamiento visual el cual disminuye la depredación aviar (Favero *et al.*, 2000, 2001; Mauco *et al.*, 2001) y con la reducción de la depredación intra-específica (Blaber y Cyrus, 1983). Mientras que los aspectos negativos están vinculados, con la disminución de la tasa fotosintética causada por la reducción de la luz que penetra en la columna de agua (Carreto *et al.*, 1986), con daños vinculados a los órganos respiratorios de invertebrados bentónicos y peces juveniles (Wenger *et al.*, 2017), y con la toxicidad en la cadena alimentaria (Gerritsen *et al.*, 2001) debido a la asociación que tiene el MPS con pesticidas y metales pesados (Kronvang *et al.*, 2003).

El Río de la Plata (RdIP), con un aporte de sedimentos comprendido entre los 80 y 160 millones de toneladas por año (Simionato *et al.*, 2011a), constituye uno de los estuarios más turbios del planeta (Framiñan y Browm, 1996). La descarga del RdIP, en asociación con el ciclo ENSO (*El Niño – Sourthen Oscillation*), presenta máximos de  $90.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  y mínimos de  $7.800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Robertson y Mechoso, 1998), que ocasionan variaciones en la extensión espacial del estuario. Estas fluctuaciones, sumado al incremento de la erosión del suelo, provocado por la deforestación, el sobrepastoreo y otras prácticas agrícolas, afectarán de manera directa, tanto la concentración como el patrón de distribución del MPS con implicaciones sobre la calidad del agua (Re *et al.*, 2012), el dragado (Cardini *et al.*, 2002), el crecimiento del fitoplancton (Carreto *et al.*, 1995), zooplancton (Berasategui *et al.*, 2006), bentos (Giberto, 2008), distribución de peces (Jaureguizar *et al.*, 2003, 2016) y el desembarco de pesquerías de pequeña escala (Jaureguizar *et al.*, 2015; De Wysiecki *et al.*, 2017). Por lo tanto, la distribución geográfica de la concentración del MPS, como su variabilidad estacional e inter-anual, son conocimientos claves para implementar un manejo integrado de estas regiones tan productivas.

A pesar de que un estudio evidencia variabilidad espacio-temporal del MPS (2002-2012) en la región del RdIP (Moreira *et al.*, 2013), la baja eficiencia del algoritmo OC5 utilizado por estos autores para la obtención de los valores de MPS en el RdIP (Camiolo *et al.*, 2016) afectarían el patrón definido. En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue caracterizar la variabilidad espacio-temporal de la distribución del MPS en el estuario del RdIP, utilizando un algoritmo empírico desarrollado para la región que demostró un buen rendimiento (Camiolo, 2017) y posteriormente identificar los procesos físico involucrados.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio

Con una longitud de 320 km y un ancho de más de 200 km en su desembocadura, el RdIP (Figura 1) se encuentra localizado en la costa oriental de Sudamérica a aproximadamente 35° S (CARP, 1989). Es un sistema micromareal (Balay, 1961), somero y altamente dinámico (Meccia, 2008). Este río, está caracterizado por la presencia de un frente de turbidez, asociado con la transición entre el flujo de agua dulce hacia el mar y el agua oceánica salada (Guerrero *et al.*, 1997), el cual constituye un límite dinámico entre las partes superior e inferior del estuario (Framiñan *et al.*, 1999). Los sedimentos presentes en el RdIP, son los aportados a lo largo de la Cuenca del Plata, por los ríos Paraná y Uruguay (López-Laborde y Nagy, 1999). El ciclo estacional de la descarga del MPS al RdIP, depende fundamentalmente de los ciclos del río Bermejo (RBe), afluente del río Paraná (INA, 2010; Moreira *et al.*, 2013). En la cuenca de este río (RBe), las lluvias más intensas se producen en verano, generando escurrimientos con concentraciones de hasta 1000 mg L<sup>-1</sup>.

### 2.2. Datos de MPS

Se trabajó con la serie temporal Aqua-MODIS 2002-2014. Se utilizaron imágenes de 1 km de resolución espacial, las cuales fueron descargadas

en formato L1A de la página oficial de la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). Se las procesó utilizando el software de acceso libre SeaDAS (*SeaWiFS Data Analysis System*) 7.02 a fin de obtener, previamente, imágenes de turbidez mediante la aplicación del algoritmo semi-analítico desarrollado por Dogliotti *et al.* (2015). Siguiendo a estos autores, se utilizó la longitud de onda ( $\lambda$ ) = 645 nm cuando la reflectancia ( $\rho_w$ )(645) < 0,05, la  $\lambda$  = 859 nm cuando  $\rho_w$ (645) > 0,07 y una combinación de ambas cuando la reflectancia de la  $\lambda$  645 está entre 0,05 y 0,07. En la zona de transición, el peso del algoritmo ( $w$ ) cambia linealmente desde 0 (a  $\rho_w$ (645) = 0,05) a 1 (a  $\rho_w$ (645) = 0,07). Por lo tanto, la combinación se hace de acuerdo a la siguiente formula:  $T = (1-w) \times T_{645} + w \times T_{859}$ , donde  $T_{645}$  es la turbidez calculada usando la banda de 645 nm y  $T_{859}$  es la turbidez calculada utilizando la banda 859 nm (Dogliotti *et al.*, 2015). Conjuntamente, se aplicaron correcciones atmosféricas en la región NIR-SWIR (300-30  $\mu$ m) del espectro (Wang, 2007; Wang y Shi, 2007), como así también se enmascararon las nubes utilizando la banda de 2130 nm (para más detalle ver Dogliotti *et al.*, 2015).

Finalmente, a través de rutinas informáticas desarrolladas por el Subprograma de Sensoramiento Remoto del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), los productos de turbidez fueron procesados mediante

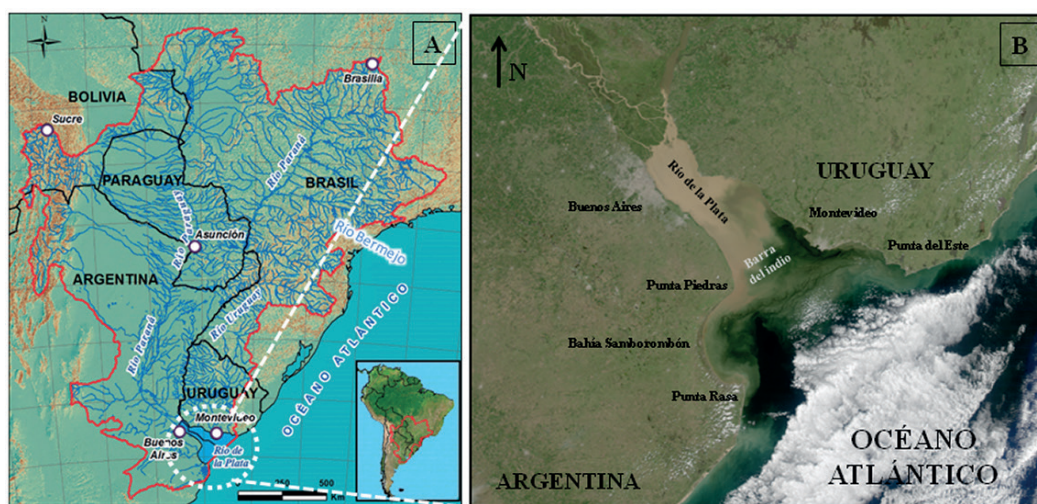


Figura 1. (A) Localización de la Cuenca del Plata y sus principales afluentes. 1- Estación Timbúes, 2- Estación Paso de los Libres, (B) área de estudio (imagen de agua verdadero Aqua-MODIS con referencias geográficas superpuestas).

la aplicación del algoritmo empírico de MPS ( $MPS_{sat} = 0,76 T_{sat} + 12,78$ ; donde sat=satelital y T=turbidez) desarrollado por Camiolo (2017) para la región del RdLP. Dicho algoritmo mostró un buen desempeño ( $R^2 = 0,83$ ; coeficiente de correlación de Pearson = 0,91, para más detalle ver Camiolo, 2017).

La variabilidad del MPS, fue analizada mediante la aplicación de rutinas informáticas desarrolladas por el Subprograma de Sensoramiento Remoto del INIDEP. Se obtuvieron los promedios mensuales, estacionales y anuales del MPS, como así también sus respectivos mapas, utilizando una proyección cilíndrica equidistante de  $0,0833^\circ$  de resolución espacial ( $\sim 1$  km). Las estaciones, se definieron siguiendo la clasificación propuesta por Guerrero et al. (1997): verano (enero-marzo), otoño (abril-junio), invierno (julio-septiembre) y primavera (octubre-diciembre). Aqua-MODIS comenzó a funcionar en julio de 2002, por este motivo dicho año no fue incluido en los análisis anuales. Para graficar el cambio estacional relativo del MPS, como así también los sectores con mayor variabilidad dentro de cada temporada, se calcularon los mapas de anomalías estacionales. Para cada píxel, se calculó la anomalía a partir de la diferencia entre la media anual (promedio de todas las estaciones) y la media estacional (promedio de cada estación para los años analizados, 2002-2014). Además, para cada estación se calculó la desviación estándar de cada píxel. A escala inter-anual, las anomalías se calcularon como la diferencia entre la media anual de cada año completo y la media anual de los 11 años de estudio (2003-2014).

## 2.3. Análisis estadísticos

Las posibles diferencias significativas entre meses, temporadas y años en la concentración del MPS se verificaron mediante la aplicación de Kruskal-Wallis Test ( $\alpha = 0.05$ ). A fin de determinar entre qué pares de meses, temporadas y años hubo diferencias significativas, se aplicó la “prueba de Dunn de comparaciones múltiples usando cantidades de rango” (Dinno, 2017). Los análisis se realizaron mediante la aplicación del software de libre acceso R.

La relación entre el promedio mensual, estacional y anual del MPS y el flujo de los principales tributarios, se estimó utilizando la correlación de

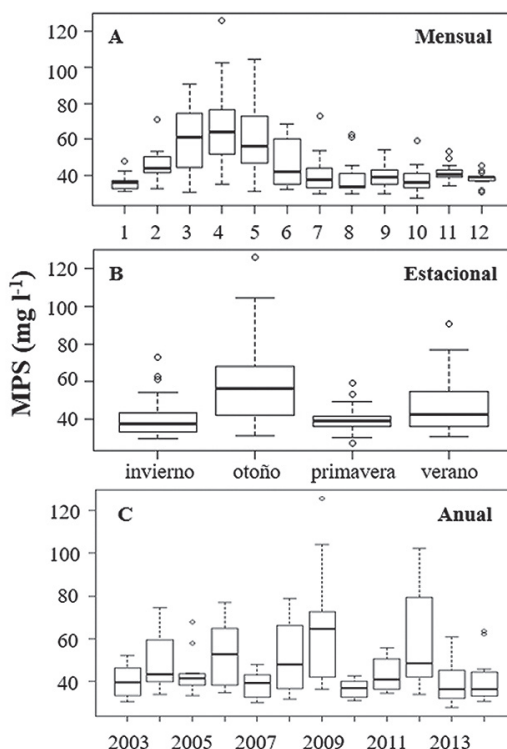
rangos de Spearman. El flujo promedio mensual ( $m^3 s^{-1}$ ) de los ríos Paraná, Uruguay y Bermejo, para el periodo 2002-2014, se obtuvo de la base de datos hidrológicos integrados, proporcionada por la Subsecretaría de Recursos Hídricos Argentina (<http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/>). El RdLP se estimó a partir de las mediciones de los principales tributarios, río Uruguay (estación Paso de los Libres,  $29^\circ 43' 16'' S - 57^\circ 40' 56'' O$ ), y río Paraná (estación Timbúes,  $32^\circ 39' 30'' S - 60^\circ 43' 50'' O$ ).

## 3. Resultados

### 3.1. Análisis espacio-temporal

#### 3.1.1. Variación mensual

La tendencia promedio mensual del MPS mostró un patrón bimodal con mayor concentración durante fines del verano hasta mediados del otoño, y baja concentración durante mediados del invierno hasta comienzos del verano (Figura 2,



**Figura 2.** Concentración del Material Particulado en Suspensión (MPS,  $mg L^{-1}$ ) a escala: (A) mensual, (B) estacional y (C) anual.



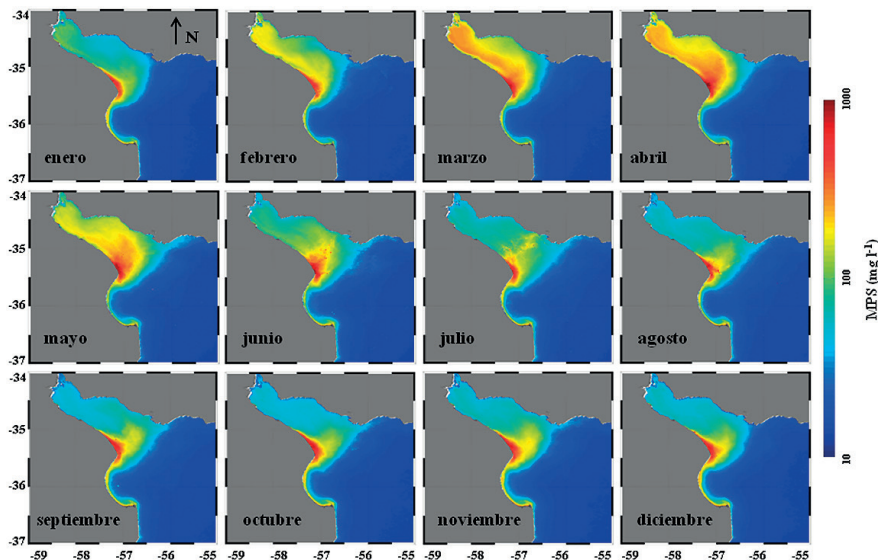
Tabla 1). La variación promedio mensual mostró diferencias significativas a escala intra-anual ( $p=3,155 \times 10^{-07}$ ). Marzo, abril y mayo fueron significativamente diferentes con respecto a enero ( $p=0,0031$ ,  $0,0005$  y  $0,0017$ , respectivamente). Julio, agosto, septiembre, octubre y diciembre fueron significativamente diferentes con respecto a abril ( $p=0,0328$ ,  $0,0031$ ,  $0,0254$ ,  $0,0027$  y  $0,011$ , respectivamente). Los meses de julio, agosto, octubre y diciembre también mostraron diferencias significativas con respecto a mayo ( $p=0,0089$ ,  $0,0099$ ,  $0,0088$  y  $0,0323$ , respectivamente). Además, el mes de octubre evidenció diferencias con respecto al mes de marzo ( $p=0,155$ ).

Los promedios mensuales del MPS, mostraron una marcada diferenciación espacial e intra-anual en el RdIP (Figura 3). La distribución del MPS, mostró dos regiones con diferentes rangos

de concentración y patrón de distribución, cuyo límite coincidió con la ubicación de la Barra del Indio, y se extendió cerca de la costa Argentina a lo largo de la Bahía Samborombón. En la región interior, el MPS nunca disminuyó por debajo de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ . Desde mediados del verano y hasta mediados del otoño, se registraron las mayores concentraciones de MPS, las cuales excedieron los  $200 \text{ mg L}^{-1}$ . Durante este período, la región interior mostró una distribución espacial diferencial transversal al eje principal del río. En la costa Argentina, las máximas concentraciones de MPS superaron los  $\sim 300 \text{ mg L}^{-1}$ . Mientras que, en la costa uruguaya el MPS alcanzó  $\sim 200 \text{ mg L}^{-1}$  en su máxima expresión. Los valores más bajos de MPS, se registraron desde finales del invierno hasta comienzos del verano, y su distribución espacial fue relativamente homogénea para la mayor parte de la región. Sin embargo, la región

**Tabla 1.** Valores estadísticos (media, desvío estándar, valor mínimo y máximo, y cuartiles) correspondientes a la concentración del Material Particulado en Suspensión ( $\text{mg L}^{-1}$ ) para los meses, estaciones (2002-2014) y años de estudio (2003-2014).

escala	n	media	desvío	mínimo	Q1	mediana	Q3	máximo	
<b>MENSUAL</b>	enero	12	36.24	4.79	31.43	32.94	35.91	36.76	47.79
	febrero	12	46.26	9.96	32.54	41.37	44.23	49.89	70.96
	marzo	12	60.36	17.78	30.81	45.66	61.37	73.33	90.57
	abril	12	67.97	25.49	35.25	52.16	64.05	74.87	125.80
	mayo	12	62.21	21.38	31.18	47.85	56.32	72.18	104.20
	junio	12	47.44	13.82	32.23	35.60	42.09	59.91	68.30
	julio	13	41.34	11.82	29.77	33.15	37.75	43.82	72.81
	agosto	13	39.33	10.96	29.76	33.02	33.77	40.93	62.64
	septiembre	13	39.42	6.55	29.88	35.16	39.21	42.96	54.34
	octubre	13	38.02	8.35	27.52	33.10	36.03	41.09	59.43
	noviembre	13	41.65	5.16	34.27	38.94	40.67	43.00	53.33
	diciembre	13	38.37	3.96	30.61	37.25	38.95	39.04	45.42
<b>ESTACIONAL</b>	invierno	39	40.03	9.82	29.76	33.09	37.75	43.42	72.81
	otoño	36	59.21	22.01	31.18	42.23	56.32	68.25	125.8
	primavera	39	39.35	6.17	27.52	36.29	38.95	41.64	59.43
verano	36	47.62	15.44	30.81	35.92	42.67	54.03	90.57	
<b>ANUAL</b>	2003	12	40.05	7.83	30.29	33.56	39.49	45.77	52
	2004	12	49.18	13.52	33.77	39.95	43.15	56.58	74.41
	2005	12	43.23	9.34	33.19	38.54	41.31	43.23	67.69
	2006	12	52.74	15.10	34.49	38.07	52.57	63.66	76.85
	2007	12	38.03	6.23	29.88	32.72	39.19	42.27	47.79
	2008	12	51.25	17.15	31.59	36.48	47.88	63.35	78.92
	2009	12	65.56	27.31	36.25	43.24	64.62	72.35	125.8
	2010	12	36.28	4.27	30.81	32.45	36.8	39.67	42.29
	2011	12	43.29	7.86	34.27	36.23	40.79	49.41	55.65
	2012	12	59.00	24.46	33.6	42.06	48.43	73.87	102.2
	2013	12	39.92	11.11	27.52	32.06	36.25	43.18	60.63
	2014	12	40.95	11.32	30.61	32.96	36.12	43.67	63.5



**Figura 3.** Distribución espacial de la concentración del Material Particulado en Suspensión (MPS,  $\text{mg L}^{-1}$ ) mensual para la región del Río de la Plata. Serie de tiempo 2002-2014.

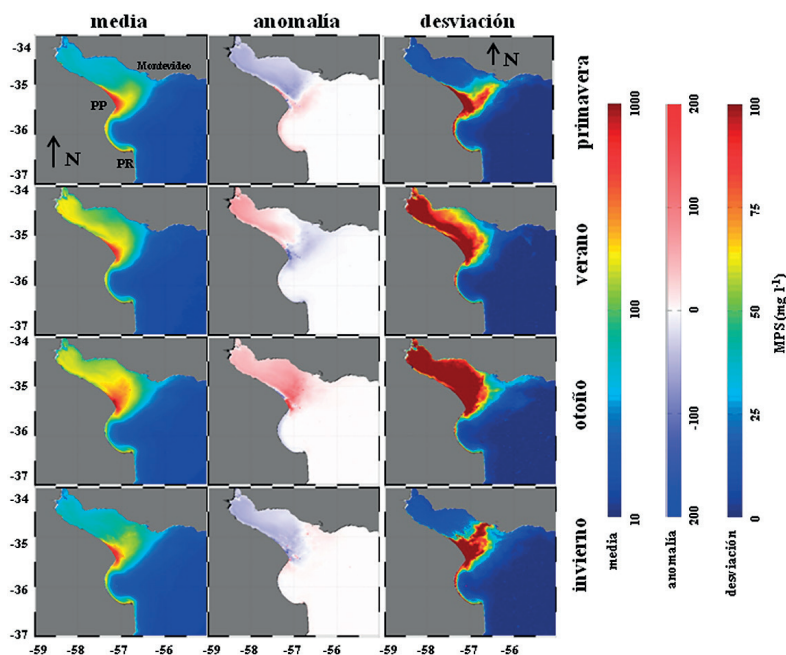
interior mostró dos áreas, Punta Piedras y Punta Rasa, con máximos persistentes durante todo el año. Desde finales del invierno hasta comienzos del verano, la costa de la Bahía Samborombón registró los valores máximos de MPS, los cuales oscilaron entre 200 y 300  $\text{mg L}^{-1}$  (Figura 3). Las aguas más externas de la región exterior, presentaron a través de los años, concentraciones de MPS que no superaron los 50  $\text{mg L}^{-1}$ .

### 3.1.2. Variación estacional

La mayores concentraciones de MPS ocurrieron en otoño ( $59,20 \pm 22,01 \text{ mg L}^{-1}$ ) y verano ( $47,62 \pm 15,43$ ), mientras que la situación inversa se observó en invierno y primavera ( $40,02 \pm 9,82 \text{ mg L}^{-1}$  y  $39,45 \pm 6,17 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente) (Figura 4, Tabla 1). El valor máximo de MPS se registró en otoño ( $125,80 \text{ mg L}^{-1}$ ) y el mínimo en primavera ( $27,52 \text{ mg L}^{-1}$ ). La concentración del MPS, mostró diferencias estadísticas entre las estaciones ( $p = 3,518 \times 10^{-6}$ ) y la comparación estacional, evidenció que el otoño fue estadísticamente diferente con respecto al invierno ( $p < 0,0001$ ) y la primavera ( $p < 0,0001$ ). Por su parte, en verano, la concentración del MPS tuvo diferencias parciales con respecto al otoño ( $p = 0,055$ ) y el invierno ( $p = 0,070$ ). La distribución del MPS, reflejó un marcado patrón espacial (Figura 4). Durante el otoño y el invierno

ocurrió la máxima expansión del MPS a lo largo del eje principal del estuario, como así también a lo largo de la costa uruguaya. El MPS, excedió los 1000  $\text{mg L}^{-1}$  en Punta Piedras y estuvo cerca de los 90  $\text{mg L}^{-1}$  sobre la costa de Montevideo (Uruguay). Durante la temporada de verano, se observó un retroceso a lo largo de la costa uruguaya. En la primavera, la distribución espacial del MPS, mostró un comportamiento intermedio entre el invierno y el verano, con una reducción a lo largo de la costa uruguaya y un aumento sobre la costa Argentina. En la Bahía Samborombón, a través de las estaciones, la concentración del MPS fue alta y próxima a los 500  $\text{mg L}^{-1}$ , con valores máximos durante el transcurso de la primavera (Figura 4).

La distribución espacial de las anomalías, evidenció a lo largo del eje principal del RdLP tres regiones principales: interior, central y exterior (Figura 4). Las mismas, mostraron diferencias en su dinámica temporal. Las regiones interior y exterior, fueron identificadas respectivamente aguas arriba y aguas abajo de la Barra del Indio. Por su parte, la región central se localizó sobre la Barra del Indio y el agua costera muy poco profunda localizada a lo largo de la costa de Argentina y Uruguay. Las regiones interior y central, mostraron respectivamente, un comportamiento inverso, con anomalías negativas y positivas (o viceversa)



**Figura 4.** Media, anomalía y desvío estándar de la concentración del Material Particulado en Suspensión (MPS,  $\text{mg L}^{-1}$ ) correspondientes a las estaciones de primavera, verano, otoño e invierno para la región del Río de la Plata. PP=Punta Piedras, PR = Punta Rasa.

para la misma temporada. La región exterior, en cambio, estuvo caracterizada por un cambio estacional muy bajo (anomalía  $\sim 0$ ). La región interior, mostró anomalías negativas durante la primavera y anomalías positivas durante el verano. Mientras que, la región central denotó el comportamiento inverso. Sin embargo, para las estaciones de otoño (anomalía positiva) e invierno (anomalía negativa), ambas regiones, mostraron el mismo comportamiento (Figura 4).

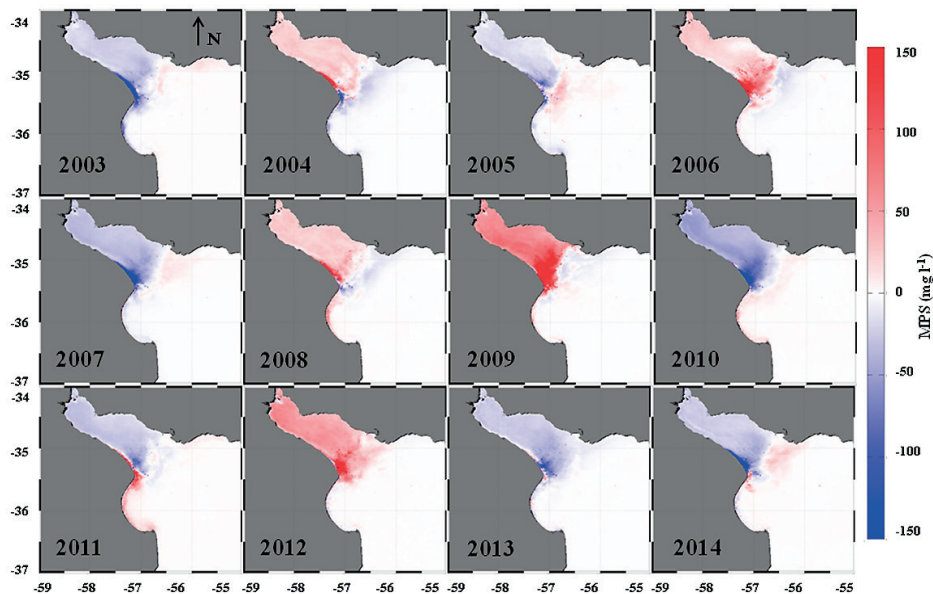
La desviación estándar del MPS, puso de manifiesto la ubicación con mayor variabilidad dentro de cada estación, la cual coincidió con el área de mayor concentración del parámetro (Figura 4). En la región interior, la mayor cobertura espacial ocurrió durante el otoño, y las mayores desviaciones fueron registradas para esta estación, seguida por el verano. Por su parte, en la región central las mayores desviaciones, fueron registradas para el invierno y la primavera, con una mayor cobertura espacial en el transcurso del invierno.

### 3.1.3. Variación inter-anual

El promedio de la concentración del MPS estuvo comprendido entre los  $38,03 \pm 6,23 \text{ mg L}^{-1}$  (2007)

y los  $65,56 \pm 27,31 \text{ mg L}^{-1}$  (2009). Los años con mayor MPS, también mostraron mayor amplitud espacial con respecto a los años con menores concentraciones (Figura 2, Tabla 1). Durante los años 2006, 2009 y 2012, el MPS fue un 10% más alto que con respecto al promedio temporal ( $46,62 \text{ mg L}^{-1}$ ). La situación inversa, fue observada para los años 2007, 2010, 2013 y 2014 (Tabla 1). El RdIP, evidenció diferencias inter-anales significativas con respecto al MPS ( $p=0,0003$ ). La comparación por pares de años, mostró que el año 2009 fue significativamente diferente con respecto a 2007, 2010 y 2013 ( $p=0,035$ ,  $0,0032$  y  $0,0321$ , respectivamente), y 2010 fue estadísticamente diferente con respecto a 2012 ( $p=0,0316$ ).

La distribución anual del MPS, manifestó una fuerte variación inter-anual (Figura 5). En la región interior, durante los años 2004, 2006, 2008, 2009 y 2012, ocurrieron anomalías positivas, con valores máximos para 2009 y 2012 ( $100\text{-}150 \text{ mg L}^{-1}$ ). Por su parte, las anomalías negativas, se registraron para los años 2003, 2005, 2007, 2010 y 2011. En Punta Piedras, ocurrieron anomalías positivas para el año 2006, 2008, 2009, 2011 y 2012, con valores superiores a  $200 \text{ mg L}^{-1}$ . Las mayores anomalías



**Figura 5.** Distribución espacial de las anomalías anuales del Material Particulado en Suspensión (MPS,  $\text{mg L}^{-1}$ ) para la región del Río de la Plata. Periodo 2003-2014.

negativas, se registraron conjuntamente para la región interior y para Punta Piedras, durante los años 2003, 2007 y 2010 (Figura 5). En la región costera de la Bahía Samborombón, se denotaron anomalías positivas durante los años 2008, 2010 y 2014, con valores máximos para toda la región en 2011. Mientras que, las anomalías negativas registradas en la Bahía Samborombón ocurrieron en 2003, 2005, 2006, 2007 y 2013, con valores máximos en 2004. Los mapas de anomalías anuales, también mostraron la ocurrencia de tres regiones (interior, central y exterior), donde se pudieron identificar dos patrones temporales en la distribución espacial. Por un lado, las regiones interior y central mostraron anomalías similares, es decir, todo positivo (2012) o todo negativo (2003, 2007, 2010, 2013). Por otro lado, se registraron regiones con anomalías opuestas, interior (+)/exterior (-) para los años 2004, 2006, 2008 y 2009, y el patrón inverso, interior (-)/exterior (+) para los años 2005 y 2014.

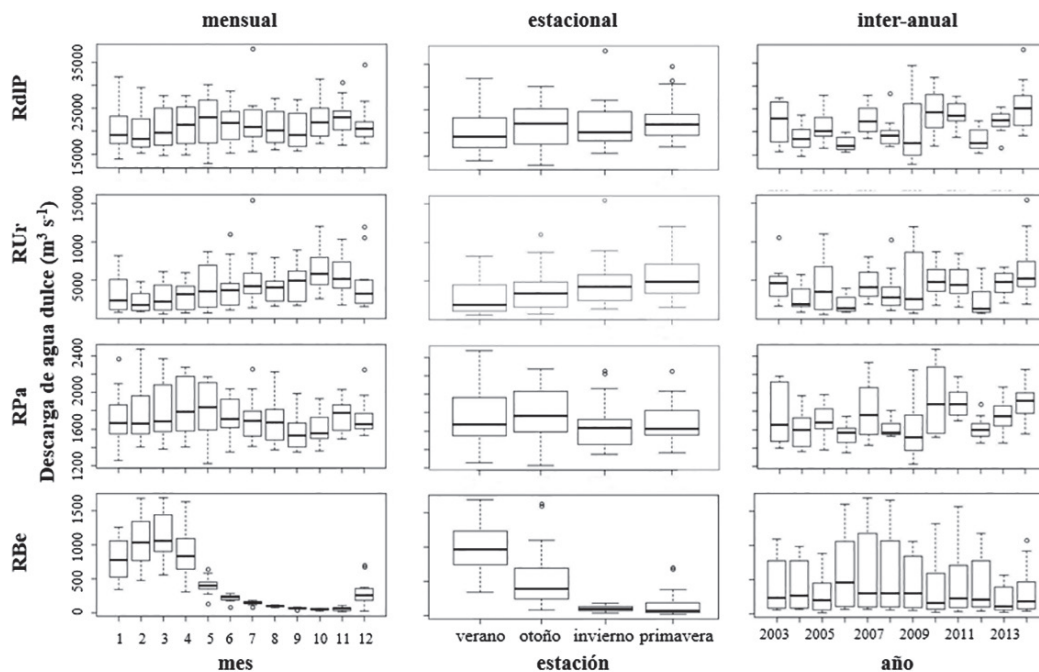
### 3.2. Relación entre la concentración del MPS y la descarga de los ríos

Durante el periodo 2002-2014, los ríos mostraron diferentes patrones en sus descargas (Figura 6). El RdIP y el río Paraná, presentaron dos picos

máximos durante la época de otoño y primavera con un promedio de  $21,429$  y  $17,278 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente. Mientras que, el río Uruguay y el RBe, presentaron muy baja contribución en la descarga de agua ( $4,151$  y  $432 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente). Durante la primavera, se produjo la mayor descarga del río Uruguay, mientras que la descarga del RBe sucedió en la temporada de verano (Figura 6).

El promedio de la descarga mensual del RdIP, tuvo una correlación muy baja y no significativa con el MPS (Figura 7). Las mayores concentraciones mensuales de MPS, ocurrieron a valores intermedios de descarga del RdIP ( $22,500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Mientras que, a altas y bajas descargas del RdIP, el MPS mantuvo bajas concentraciones (Figura 6). Los principales tributarios del RdIP, los ríos Uruguay y Paraná, mostraron tendencias opuestas en sus descargas con respecto a la concentración del MPS. El MPS disminuyó con el incremento de la descarga del río Uruguay, y la correlación hallada no fue significativa. Por su parte, el MPS se incrementó con el aumento del flujo del río Paraná, y esta relación mostró una buena ( $0,76$ ) y significativa correlación ( $p=0,0059$ ). La descarga de agua dulce del RBe, con  $T_0$  y  $T_{+1}$  meses de retraso, fue significativa con respecto a la concentración del MPS (Figura 7). El RdIP y sus





**Figura 6.** Descarga de agua dulce ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) correspondiente al Río de la Plata (RdIP), río Uruguay (RUr), río Paraná (RPa) y río Bermejo (RBe) para los meses, temporadas (2002-2014) y años de estudio (2003-2014).

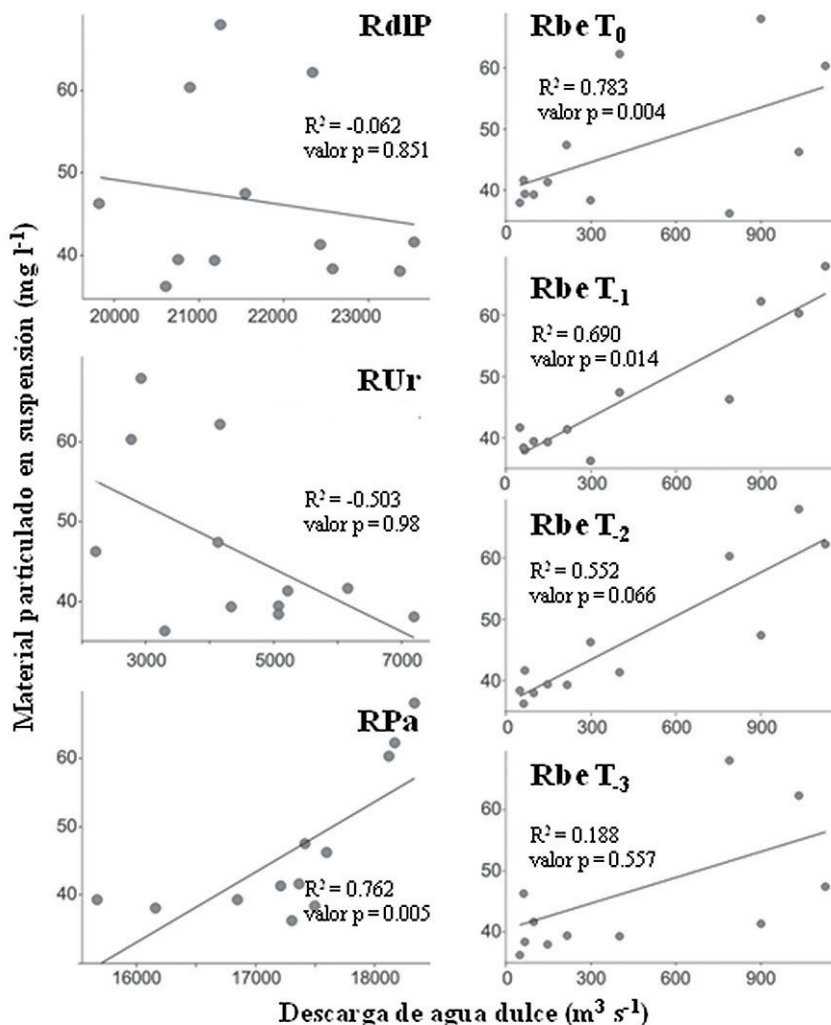
principales tributarios, como así también el RBe, tuvieron importantes variaciones inter-anales en su descarga promedio de agua dulce (Figura 6). Teniendo en cuenta los coeficientes de regresión entre los caudales medios de dichos ríos y la concentración media anual del MPS, la variación inter-annual, podría asociarse principalmente con el río Paraná, el cual mostró una correlación más alta y significativa. El río Uruguay y el RdIP, exhibieron un claro decrecimiento en la tendencia del MPS con el incremento del flujo. La relación entre el MPS y el flujo del RBe, con un mes de retraso, mostró un aumento del MPS con la descarga, hasta alcanzar los valores máximos de MPS cuando los flujos estuvieron cerca de su descarga promedio ( $431 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Luego, la relación disminuyó en promedio a medida que aumentó el flujo (Figura 7).

#### 4. Discusión

En el estuario del RdIP, la concentración mensual del MPS manifestó un comportamiento marcado. Espacialmente se reconocieron dos regiones con patrones diferentes, cuyo límite coincidió con la localización de la Barra del Indio, y se extendió a través del sector costero de la Bahía

Samborombón. En la región interior, las variaciones del MPS podrían estar asociadas a la fuerte estacionalidad de la contribución del MPS (principalmente por el RBe), a la descarga de agua continental aportada por los ríos (RdIP, Paraná y Uruguay), y a la topografía de fondo. Por su parte, en la región exterior, las variaciones estarían asociadas a la dinámica de las aguas superficiales, las cuales están fuertemente influenciadas por el campo de viento dominante y por la batimetría. En una escala inter-annual, la concentración y la distribución del MPS presentaron diferencias significativas, las cuales estuvieron asociadas a tres patrones principales con diferentes combinaciones de la descarga continental del RdIP, río Paraná, río Uruguay y RBe.

A escala intra-annual, el MPS mostró una marcada distribución, con concentraciones que superaron el percentil 75 ( $53,37 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Tabla 1) en otoño y fueron más bajas que el percentil 25 ( $41,21 \text{ mg L}^{-1}$ ) en primavera e invierno. Este patrón, coincidió parcialmente con el hallado previamente por Moreira *et al.* (2013) a partir de la serie de tiempo 2002-2012 Aqua-MODIS de MPS (OC5). Dichos autores, registraron un incremento del MPS durante el otoño, alcanzando su máxima



**Figura 7.** Relación entre la descarga de agua dulce ( $m^3 s^{-1}$ ) y el Material Particulado en Suspensión (MPS,  $mg L^{-1}$ ) para el Río de la Plata (RdIP), río Uruguay (RUr), río Paraná (RPa) y río Bermejo (RBe). En el caso del RBe se muestra además el tiempo de retraso con respecto a uno, dos y tres meses ( $T_1$ ,  $T_2$  y  $T_3$ ). Se indica el  $R^2$  y el valor  $p$ .

expresión en el invierno, para luego registrar valores mínimos durante el verano. El desplazamiento de la ocurrencia de los máximos y los mínimos a través de los años, como así también las diferencias en los valores de la concentración del MPS, podrían estar relacionadas con el bajo rendimiento que tuvo el OC5 para las aguas altamente turbias del RdIP (Camiolo et al., 2016). Los valores de concentración del MPS obtenidos por Moreira et al. (2013) podrían estar subestimados, ya que los rangos de concentración del MPS con los que se generó el OC5 (Golfo de Biscay, Francia, IFEREMER) fueron valores mucho más bajos que los registrados para el estuario del RdIP (Camiolo

et al., 2016). Además, la baja eficacia del OC5 en el RdIP también se debió al uso de correcciones atmosféricas estándar de la NASA, como así también a la naturaleza semi-empírica del algoritmo sensible a los cambios en la composición del agua y, por lo tanto, de validez regional (Dogliotti et al., 2015; Camiolo et al., 2016).

El patrón mensual del MPS, podría indicar una fuerte estacionalidad en su contribución por parte de los ríos a la región de estudio. El patrón mensual de descarga del RdIP y sus principales tributarios (Figura 6), mostraron patrones diferentes con respecto a la concentración del MPS (Figura 7).

El RdIP y el río Uruguay, no evidenciaron una correlación significativa entre su descarga y la concentración del MPS (Figura 7). Por su parte, el río Paraná, que posee una descarga sólida mucho más importante que la del río Uruguay (Jaime *et al.*, 2002), mostró una correlación positiva y significativa con las concentraciones de MPS. Dentro de los tributarios este río, el RBe es el que más sedimentos en suspensión aporta (~85%) con 92 millones de  $\text{m}^3 \text{año}^{-1}$ . Este hecho, se pudo corroborar con la correlación significativa hallada entre la concentración del MPS y la descarga del RBe (Figura 7). Los mejores coeficientes de correlación, fueron los obtenidos con uno y dos meses de retraso en la descarga del RBe con respecto a la concentración del MPS. Este retraso en el aporte de los sedimentos por parte del RBe hasta llegar a la región del RdIP, fue similar a la estimación previa realizada por Simionato *et al.* (2009) y Moreira *et al.* (2013). El RBe, presenta un régimen hidrológico estacional bien definido. Durante el verano, este río presentó el 75% de la descarga (<http://corebe.org.ar/web2015/caracteristicas-cuenca-rio-bermejo/>), y la alta correlación con el MPS sugirió que la descarga sólida del RBe a la región del RdIP fue el principal modulador del MPS en la región del estuario.

La distribución espacial del MPS, reforzada por los patrones de anomalías, evidenció tres regiones principales a lo largo del eje central del RdIP. Las mismas exhibieron diferentes concentraciones, que ocasionaron su variabilidad espacio-temporal, la cuales estuvieron generadas por diferentes mecanismos físicos (Figura 2, 4 y 5). Las variaciones del MPS en la región interior, estuvieron principalmente relacionadas con la contribución de sedimentos finos por parte del RBe al estuario del RdIP. Las mayores concentraciones de MPS (anomalía positiva), fueron registradas durante el verano y el otoño (alta descarga del RBe). Mientras que, las bajas concentraciones (anomalía negativa), ocurrieron durante el invierno y la primavera (baja descarga del RBe). Durante los meses con altas concentraciones, un incremento del MPS fue observado desde la costa uruguaya hacia la costa Argentina, donde también fueron registradas las mayores fluctuaciones mensuales. Las máximas concentraciones de MPS a lo largo de la costa Argentina estarían asociadas, por un lado al flujo del río Paraná, que trae los sedimentos del RBe y que fluye más al sur que el río Uruguay, el cual

descarga a lo largo de la costa uruguaya y con muy baja concentración de sedimentos (López-Laborde y Nagy, 1999; Moreira *et al.*, 2013). Y por otro lado, estaría vinculada con las mayores corrientes de mareas que ocurren a lo largo de la costa sur, las cuales inducen una mayor resuspensión de sedimentos, aumentado así su concentración (Simionato *et al.*, 2011b). En la región central, ocurre una abrupta caída en la concentración del MPS aguas afuera de la región. Además, se identificaron dos áreas (Punta Piedras y Punta Rasa), con altas y persistentes concentraciones de MPS. Estos hechos, pueden estar relacionados, como así también, pueden ser explicados por diferentes mecanismos. La región central, coincide geográficamente con el frente de turbidez (Jaureguizar *et al.*, 2003) y con el frente de salinidad de fondo (Guerrero *et al.*, 1997). Allí existe una dominancia de los procesos físico-químicos de floculación sobre los de resuspensión (Simionato *et al.*, 2011b), que impulsan la rápida caída de la concentración del MPS. Sin embargo, las máximas concentraciones en el sector de Punta Piedras y Punta Rasa, podrían no estar relacionadas con el transporte y la floculación del MPS. Esta situación, estaría vinculada directamente con las corrientes de marea (Simionato *et al.*, 2011b) y, además, en el caso de Punta Rasa, se sumaría el aporte de arena proveniente de la plataforma continental adyacente que es transportada por la deriva costera (Ottmann y Urien, 1965a y b; Lorenzo *et al.*, 2006). Este patrón registrado, de máxima concentración de MPS sobre Punta Piedras y Punta Rasa, se ve reforzado por la ubicación geográfica de las áreas de mayor disipación de energía de marea por la fricción del fondo (Figura 8, Simionato *et al.*, 2004).

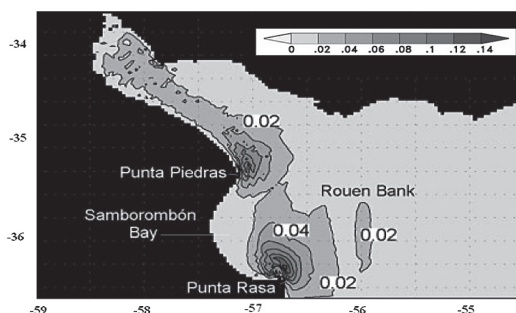


Figura 8. Línea de contorno de la energía de disipación de la Marea 2 por la tasa de fricción de fondo en  $\text{W m}^{-2}$  (adaptado de Simionato *et al.*, 2004).

Las regiones interior y exterior, exhibieron un patrón estacional inverso. Las variaciones espaciales del MPS en estas regiones, podrían estar vinculadas con la distribución y la dinámica de las aguas superficiales en el estuario del RdIP. Estas aguas, están influenciadas por el campo de viento sinóptico prevaleciente y por el volumen de descarga del RdIP durante los meses previos (Simionato y Nuñez, 2001; Simionato *et al.*, 2004). Las aguas superficiales, exhiben una descarga bimodal correspondiente a primavera-verano y otoño-invierno, como resultado de los vientos más frecuentes (ambos sinópticos e intra-estacionales), que actúan a lo largo de las estaciones y están limitados por la orientación de la costa (Guerrero *et al.*, 1997; Simionato *et al.*, 2004). Durante los meses fríos, una leve dominancia de los vientos marinos y un máximo en la descarga del RdIP permite la extensión de una pluma de agua de baja salinidad a lo largo de la costa uruguaya. Esto genera la intrusión de agua marina costera dentro del estuario a través de Punta Rasa (Guerrero *et al.*, 1997; Simionato *et al.*, 2004). Este patrón, explicaría porque la distribución espacial del MPS durante dichas estaciones (a pesar de que tuvieron diferencias significativas en sus valores), presentaron similar distribución espacial en el área externa del RdIP. La deriva de las aguas superficiales hacia la costa uruguaya, produce un incremento de las concentraciones de MPS desde Punta Piedras hacia Montevideo y a lo largo de la costa uruguaya, generando las anomalías positivas en la parte norte (Figura 4). Además, el influjo de agua marina con baja concentración de MPS a lo largo de la Bahía Samborombón, generó la disminución de dichas concentraciones denotadas a través de las anomalías negativas (Figura 4). Durante la primavera y el verano, los vientos dominantes del NE fuerzan las aguas del estuario hacia el sur a lo largo de la costa Argentina hasta los 37° S, mientras que las aguas marinas ingresan al área del estuario desde el norte a través de la costa uruguaya (Guerrero *et al.*, 1997; Simionato *et al.*, 2004). Este patrón permitió explicar, parcialmente, la distribución de MPS durante dichas temporadas, donde la deriva hacia el sur de las aguas del RdIP producen la mayores concentraciones de MPS a lo largo de la Bahía Samborombón (anomalía positiva). Además, también permitió explicar la disminución del MPS a lo largo de la costa uruguaya por el ingreso, desde el NE, de

agua marina que se hace máxima en verano con anomalías negativas en el área de Montevideo. Sin embargo, durante la temporada de verano, en la Bahía Samborombón se observaron anomalías negativas a pesar de la descarga hacia el sur de las aguas del RdIP. El patrón anual de precipitaciones en la región de la Bahía Samborombón, muestra un incremento hacia los meses de verano ([http://climayagua.inta.gob.ar/estadisticas\\_de\\_precipitaciones](http://climayagua.inta.gob.ar/estadisticas_de_precipitaciones)). Por consiguiente, la disminución en las concentraciones del MPS cercanas a la costa en dicho sector, podría deberse al escurrimiento de las precipitaciones a través de los distintos tributarios (Río Samborombón, Río Salado, Río Ajó y canales aliviadores,) durante la época de verano.

La distribución espacial anual del MPS, mostró una fuerte variabilidad inter-anual, y esto fue coincidente con la variabilidad identificada entre la región interior y exterior. Algunos años, mostraron diferencias significativas en su concentración y distribución espacial. Basados en los patrones y magnitudes de las anomalías (Figura 5), se concluyó que estas diferencias se asociaron principalmente con las variaciones en la región interior. Los años 2009 y 2012, presentaron mayor concentración y variabilidad de MPS. Además, evidenciaron grandes diferencias en sus concentraciones medias. Por otro lado, los años 2007, 2010 y 2013 manifestaron baja concentración y variabilidad. Los principales tributarios del RdIP, y el RBe tuvieron sustanciales variaciones inter-anales en sus promedios de descarga con importantes desviaciones. Entonces, teniendo en cuenta estos resultados, las anomalías ocurridas en la región del RdIP podrían ser explicadas contemplando la entrada de agua continental al sistema, dependiente del río Uruguay y el río Paraná, y por la entrada de sedimentos, dependiente del RBe. Tres patrones de anomalías fueron observadas, anomalías positivas o negativas, las cuales cubrieron toda el área de estudio, y la situación combinada, entre las regiones interiores y exteriores. Si nos referimos a las anomalías negativas, que ocuparon ambas regiones del RdIP, estas pudieron estar ocasionadas por dos razones diferentes: escurrimiento del MPS o aparente retracción del sistema. La primera razón, pudo estar generada por el flujo de los ríos que presentaron valores por encima de su media (2007 y 2011). Mientras que, la segunda situación (2003, 2010 y 2013) pudo estar ocasionada por los bajos flujos del RBe que produjeron una

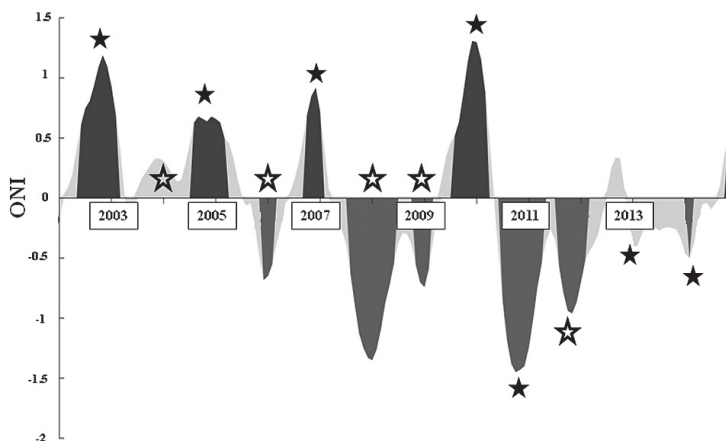


**Tabla 2.** Diagrama del comportamiento de la descarga anual ( $m^3 s^{-1}$ ) de los ríos Uruguay (RUR), Paraná (RPA), Río de la Plata (RdIP) y Bermejo (RBE). M = valor medio de la descarga, <M = por debajo de la media, <<M = muy por debajo de la media, >M = por encima de la media y >>M = muy por encima de la media. Valores +, corresponden a las anomalías positivas. Valores -, corresponden a las anomalías negativas.

Año	RUR	RPA	RdIP	RBE	RI	RE
2003	M	M	M	<M	+	-
2004	<M	<M	<M	M	-	+
2005	M	M	M	<<M	+	-
2006	<<M	<M	<M	>>M	-	-
2007	M	>M	>M	>>M	+	-
2008	<M	<M	<M	>>M	+	-
2009	>M	<M	M	M	-	-
2010	>M	>>M	>>M	<M	-	-
2011	>M	>>M	>>M	M	+	+
2012	<<M	<M	<M	M	-	-
2013	>M	M	M	<<M	-	-
2014	>>M	>>M	>>M	<M	-	-

disminución de los sedimentos transportados en suspensión (Figura 7, Tabla 2). El registro de las anomalías combinadas (región interior positiva y región exterior negativa), ocurrieron en los años 2004, 2006, 2008 y 2009 (Figura 5). En todos los casos, el río Paraná y el río Uruguay tuvieron descargas ligeramente por debajo de sus medias, mientras que, el RBe mostró descargas correspondientes a su media o por encima de esta (2006 y 2008, Figura 7, Tabla 2). La máxima extensión de esta situación, ocurrió en 2012, donde ambas regiones mostraron anomalías positivas. Para estos años en cuestión, el promedio de descarga de los ríos Paraná y Uruguay estuvo por debajo o muy por debajo de su promedio. Mientras que, el RBe mostró una condición promedio. Esto, daría como resultado una baja disolución del MPS y la dispersión de aguas con altas concentraciones a través de la región, provocando anomalías positivas. Por otro lado, la situación de anomalía inversa combinada (región interior negativa y región exterior positiva), fue registrada para los años 2005 y 2014 (Figura 5). Para estos años, el promedio de descarga de los ríos Paraná y Uruguay estuvo en su condición media o por encima de ella. Mientras que, el RBe mostró valores de descarga por debajo de su promedio (Tabla 2). Esta situación, generó poco transporte de sedimentos hacia la región del RdIP, y podría explicar la anomalía negativa en la región interior, de manera similar a los años con una aparente retracción del sistema. Sin embargo, las anomalías positivas en la región exterior

podieron estar ocasionadas por la resuspensión de sedimentos afectada por el viento. Como así también, debido a la baja deposición de los sedimentos debido a la poca floculación ocasionada por el desplazamiento de la pluma de agua dulce. Consecuentemente, el patrón inter-anual de anomalías de MPS en la región del RdIP y su relación con la descarga de los principales afluentes, indicaron que su variación no está relacionada solo con la entrada de agua continental al estuario del RdIP, como sugiere Dogliotti *et al.* (2016), sino que estas también dependen de la contribución de sedimentos aportados por el RBe. El índice oceánico de El Niño (ONI, *Oceanic Niño Index*) es el principal índice de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) para monitorear El Niño y La Niña, los cuales son fases opuestas de un patrón climático denominado ENSO. La NOAA, considera que las condiciones de El Niño están presentes cuando el ONI es igual o mayor a +0,5, lo que indica que el Pacífico tropical este-central es significativamente más cálido que de costumbre. Por su parte, las condiciones de La Niña, existen cuando el ONI es igual o menor a -0,5, lo que indica que la región está más fría que de costumbre. La comparación de series de tiempo ONI (Figura 9) con las variaciones inter-anales de la concentración del MPS y su distribución espacial, permitió inferir que las variaciones del MPS podrían no estar asociadas con el fenómeno del ENSO. Los años con anomalías negativas fueron registrados en ambas regiones (interior y exterior) del RdIP, algunos ocurridos bajo el régimen de El Niño (2003, 2007 y 2010) y otros bajo el régimen de La Niña (2011 y 2013), a pesar de que todos estos años mostraron altas descargas continentales y bajas concentraciones de MPS (determinadas a través del flujo del RBe). Por otro lado, los años que mostraron anomalías combinadas, estuvieron bajo un nivel normal o más asociados a El Niño (2004) y otros bajo un régimen de La Niña (2006, 2008 y 2009, Figura 9). Por lo tanto, a diferencia de Dogliotti *et al.* (2016), los cuales sugieren que los patrones temporales de las anomalías de turbidez están relacionados con el ciclo del ENSO, estos resultados nos permitieron denotar la importancia del RBe (no ENSO dependiente) para explicar los patrones observados de las anomalías del MPS en el estuario del RdIP. Esto, coincidió con el hecho de que los principales afluentes de la cuenca muestran periodicidades inter-anales



**Figura 9.** Serie temporal mensual (2002-2014) del Índice Oceánico de El Niño (ONI) indicando los periodos asociados a El Niño (negro) y a la Niña (gris). Fuente: <https://gcmd.nasa.gov>. ☆ = anomalías negativas ★ = anomalías positivas.

en sus flujos, con diferentes escalas temporales (cuasi-decadal para los ríos Paraná y Uruguay, y cuasi-bidecadal para el RBe). Además, indican que están bajo el efecto del forzamiento atmosférico, con diferentes escalas de tiempo (Pasquini y Depetris, 2007).

Durante el siglo XX, la tendencia temporal del caudal de los principales ríos de la cuenca del RdIP, mostró un incremento en la descarga, particularmente asociada a un incremento en los meses con bajo flujo e independiente de la estación del año en que ocurra el mismo (Pasquini y Depetris, 2007). Este incremento en las descargas (vinculado a mayores precipitaciones y a un mayor escurrimiento de los sedimentos en la cuenca alta originada por la deforestación de los suelos), afectarán directamente el patrón de distribución espacio-temporal del MPS e indirectamente la distribución de la biodiversidad (ej. peces, crustáceos, aves) de la región. Asimismo, es importante tener en cuenta que diferentes autores han estudiado cómo la precipitación tiene impacto en el caudal (García y Vargas, 1995; Collischonn *et al.*, 2001). Estos autores, han notado que el aumento en la descarga de los ríos ha sido mayor si se la compara con su respectiva precipitación media en la Cuenca del Plata. Estas diferencias significativas, podrían estar asociadas con la deforestación y con cambios en la agricultura, dando lugar a un mayor escurrimiento (Tucci, 2001), y como consecuencia de ello a una variación en la tasa de infiltración. De la misma forma, un enfoque adicional podría ser el estudio de caudales de Saurral *et al.* (2008)

donde analizan como el uso del suelo impacta en la descarga del caudal del río Uruguay.

## 5. Conclusiones

- La distribución media mensual de la concentración del MPS, mostró un claro patrón estacional asociado con el aporte de MPS dependiente principalmente del caudal del RBe. Este río presentó una relación significativa con la concentración media mensual del MPS con un retraso comprendido entre uno y dos meses.
- El MPS, evidenció una marcada estacionalidad en el patrón de cobertura espacial de las áreas con mayor MPS. Además, se detectaron dos áreas, Punta Piedras y Punta Rasa, en donde persistentemente ocurrieron los valores máximos.
- La variación estacional en la concentración del MPS, mostró valores máximos en otoño, seguido por el verano, y registró los menores valores en invierno y primavera. Esto reflejó el patrón mensual de descarga del RBe con uno y dos meses de retraso.
- El patrón de la variación estacional en la distribución espacial del MPS, diferenció tres regiones: interior, central y exterior.
- La variación en la distribución espacial del MPS en las regiones interior y central, estaría asociada a la dinámica estacional de los principales tributarios en conjunto con el patrón de descarga del RBe. Mientras que, en la región exterior la

variación estaría vinculada con la distribución de las aguas superficiales del RdIP.

- Las anomalías en la concentración del MPS en la región del RdIP no son ENSO dependientes. Las mismas, están directamente relacionadas con la entrada de agua continental al estuario (dependiente de los ríos Uruguay y Paraná), en conjunto con el aporte de sedimento aportado por el RBe.

## Agradecimientos

Agradecemos al Dr. Carlos Ángel Lasta y a la Dra. Claudia Gloria Simionato por su ayuda en el campo oceanográfico, a la Dra. Ana Inés Dogliotti en el procesamiento de imágenes. Este trabajo fue financiado en parte por ANPCyT (Agencia Nacional de Investigación Científica y Tecnológica de Argentina) PICT 2010-1831, y por una beca de Doctorado CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas). Contribución INIDEP N° 2129.

## Referencias

Balay, M. A. 1961. El Río de la Plata entre la atmósfera y el mar. *Servicio de Hidrografía Naval*. Buenos Aires. Publicación H-621.

Berasategui, A., Menu-Marque, S., Gómez-Erache, M., Ramírez, F., Mianzan, H., Acha, M. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.014>

Bilos, C., Colombo, J.C., Rodriguez-Presa, M.J., 1998. Trace metals in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Pollution*, 99, 1-11. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00177-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00177-2)

Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42, 2849-2861. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>

Birkett, C., Tollner, E.W., Gattie, D.K. 2007. Total suspended solids and flow regime effects on periphyton development in a laboratory channel. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 50(3), 1095-1104. <https://doi.org/10.13031/2013.23118>

Blaber S.J.M., Cyrus D.P. 1983. The biology of carangidae (teleostei) in natal estuaries. *Journal of Fish Biology*, 22, 173-188. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1983.tb04738.x>

Camiolo, M.D., Cozzolino, E., Simionato, C.G., Hozbor, M.C., Lasta, C.A. 2016. Evaluating the performance of the OC5 algorithm of IFREMER for the highly turbid waters of Río de la Plata. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(1), 19-28. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016098506401>

Camiolo, M.D. 2017. Distribución del material particulado en suspensión en el Río de la Plata y su vinculación con la pesquería de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) a través del uso de imágenes satelitales. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, p. 192. Disponible en <http://hdl.handle.net/1834/11617> [Último acceso: junio de 2018].

Cardini, J.C., Garea, M., Campos, M.R., 2002. Modelación del transporte de sedimentos puestos en suspensión por actividades de dragado en el Río de la Plata, para la generación en tiempo real de pronósticos de afectación de áreas costeras. *Anales del Congreso de Mecánica Computacional*, Santa Fe - Paraná, Argentina, Octubre. *Mecánica Computacional*, 21, 2325-2342.

Carreto, I., Negri, R., Benavides, H., 1986. Algunas características del florecimiento del fitoplancton en el frente del Río de la Plata. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 5, 7-29.

Carreto, J.I., Lutz, V., Carignan, M., Cuchi Colleoni, A. D., De Marco, S. 1995. Hydrography and chlorophyll a in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinean Sea. *Continental Shelf Research*, 15, 315-336. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)E0001-3](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)E0001-3)

Cerón, J.C., Borrego, J., Morales, J.A. 2000. Sobre la contaminación de las aguas del estuario de los ríos Tinto y Odiel (Huelva). *Geogaceta*, 27, 39-42.

Collischonn, W., Tucci, C.E.M., Clarke, R.T. 2001. Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change? *Journal of Hydrology*, 245, 218-232. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00348-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00348-1)

Comisión Administradora del Río de la Plata (CARP), 1989. Estudio para la evaluación de la contaminación en el Río de la Plata. Comisión Administradora del Río de la Plata. Montevideo-Buenos Aires. *Informe de Avance*, p. 422.

- De Wysiecki A.M., Jaureguizar A.J., Cortés, F. 2017. The importance of environmental drivers on the narrownose smoothhound shark (*Mustelus schmitti*) yield in a small-scale gillnet fishery along the Río de la Plata southern boundary. *Fisheries research*, 186, 345-355. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.10.011>
- Dinno, A. 2017. Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums (ver. 1.3.4). Disponible en <ftp://lists.uni-sofia.bg/CRAN/web/packages/dunn.test/dunn.test.pdf> [Último acceso: junio de 2018].
- Dogliotti, A.I., Ruddick, K., Nechad, B., Doxaran, D., Knaeps, E. 2015. A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote Sensing of Environment*, 156, 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.020>
- Dogliotti, A.I., Ruddick, K., Guerrero, R. 2016. Seasonal and inter-annual turbidity variability in the Río de la Plata from 15 years of MODIS: El Niño dilution effect. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 27-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.09.013>
- Fain, A.M.V. 2000. Suspended particulate dynamics in the Columbia River estuary. Tesis Doctoral. Universidad de Washington, p. 99. Disponible en <https://digitalcommons.ohsu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=4333&context=etd> [Último acceso: junio de 2018].
- Favero, M., Silva, M.P., Mauco, L. 2000. Diet of royal and sandwich terns during austral winter at Buenos Aires Province, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 11, 259-262.
- Favero, M., Mariano-Jelicich, R., Silva, M.P., Bó, M.S., García-Mata, C. 2001. Food and feeding biology of black skimmer in Argentina: evidence supporting offshore feeding in nonbreeding grounds. *Waterbirds*, 24, 413-418. <https://doi.org/10.2307/1522073>
- Framiñan, M., Brown, O., 1996. Study of the Río de la Plata turbidity front, part I: spatial and temporal distribution. *Continental Shelf Research*, 16(10), 1259-1282. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(95\)00071-2](https://doi.org/10.1016/0278-4343(95)00071-2)
- Framiñan, M.B., Etala, M.P., Acha, E.M., Guerrero, R.A., Lasta, C.A., Brown, O.B. 1999. Physical characteristics and processes of the Río de la Plata estuary. (Eds.) Perillo, G.; Piccolo, C. y Pino-Quivira, M. *Estuaries of South America, their geomorphology and dynamics*. Berlin: Springer, 161-191. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(95\)00071-2](https://doi.org/10.1016/0278-4343(95)00071-2)
- García, N., Vargas, W. 1995. The spatial variability of runoff and precipitation in the Río de la Plata basin. *Hydrological Sciences Journal*, 41, 1995. <https://doi.org/10.1080/02626669609491503>
- Gerritsen, H., Boon, J., Van der Kaaij, T., Vos, R. J., 2001. Integrated Modelling of Suspended Matter in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53, 581-594. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0633>
- Giberto, D.A. 2008. Estructura de la comunidad bentónica y ecología trófica de Scianidae (*Pisces: Osteichthyes*) en el estuario del Río de la Plata. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar de Plata, p. 227. <http://hdl.handle.net/1834/2952>.
- González-Ortegón, E., Subida, M.D., Cuesta, J.A., Arias, A.M., Fernández-Delgado, C., Drake, P. 2010. The impact of extreme turbidity events on the nursery function of a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 311-324. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.013>
- 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, 727-742. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(96\)00061-1](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(96)00061-1)
- Instituto Nacional del Agua (INA). 2010. *Generación y transporte de sedimentos en la cuenca binacional del Río Bermejo. Caracterización y análisis de los procesos intervinientes*. La ed. Buenos Aires. ISBN 8-987-25793-7-1, cobinabe, 2010, p. 230.
- Jaime, P., Menéndez, A., Uriburu Quirno, M., Torchio, J. 2002. *Análisis del régimen hidrológico de los ríos Paraná y Uruguay*. Informe LHA 05-216-02. Buenos Aires: Instituto Nacional del Agua, p. 140.
- Jaureguizar, A.J., Bava, J., Carozza, C.R., Lasta, C.A. 2003. Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. *Marine ecology progress series*, 255, 271-282.
- Jaureguizar, A.J., Dogliotti, A.I., Camiolo, M.D., Guerrero, R.A., Lasta, C.A. 2015. Distribución espacial e influencia del ambiente en la estructura poblacional de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en aguas costeras bajo influencia del Río de la Plata. *Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero. Informe de Investigación*, 42, p. 11.
- Jaureguizar, A.J., Solari, A., Cortés, F., Milessi, A.C., Militelli, M.I., Camiolo, M.D., Luz-Clara, M., García, M. 2016. Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. *Journal of fish biology*. <https://doi.org/10.1111/jfb.12975>.



- Kronvang, B., Laubel, A., Larsen, S.E. 2003. Friberg, n. pesticides and heavy metals in danish streambed sediment. *Hydrobiologia*, 494(1-3), 93-101. <https://doi.org/10.1023/A:1025441610434>
- López-Laborde, J., Nagy, G.J. 1999. Hydrography and sediment transport characteristics of the Río de la Plata: a review. (Eds.) Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Pino-Quivara, M. Estuaries of South America: *Their geomorphology and dynamics*. Springer, 133-160. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6_7)
- Lorenzo, E., Fossati, M., Bellón, D., Ezzati, P., 2006. *Proyecto PDT-Modelación hidrosedimentológica del Río de la Plata*, p. 233.
- Mauco, L., Favero, M., Bó, M.S. 2001. Food and feeding biology of the common tern (*Sterna hirundo*) in Samborombón Bay, Buenos Aires, Argentina. *Waterbirds*, 24, 89-96. <https://doi.org/10.2307/1522247>
- Meccia, V.L. 2008. *Estudios de la circulación forzada por el viento en el estuario del Río de la Plata y sus implicancias en la estratificación: resultados del análisis de datos y simulaciones numéricas*. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina, p. 151. Disponible en [https://www.researchgate.net/profile/Virna\\_Meccia/publication/277224970\\_Estudios\\_de\\_la\\_circulacion\\_forzada\\_por\\_el\\_viento\\_en\\_el\\_estuario\\_del\\_Rio\\_de\\_la\\_Plata\\_y\\_sus\\_implicancias\\_en\\_la\\_estratificacion\\_resultados\\_del\\_analisis\\_de\\_datos\\_y\\_simulaciones\\_numericas/links/57398cb308aea45ee83f3d32/Estudios-de-la-circulacion-forzada-por-el-viento-en-el-estuario-del-Rio-de-la-Plata-y-sus-implicancias-en-la-estratificacion-resultados-del-analisis-de-datos-y-simulaciones-numericas.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Virna_Meccia/publication/277224970_Estudios_de_la_circulacion_forzada_por_el_viento_en_el_estuario_del_Rio_de_la_Plata_y_sus_implicancias_en_la_estratificacion_resultados_del_analisis_de_datos_y_simulaciones_numericas/links/57398cb308aea45ee83f3d32/Estudios-de-la-circulacion-forzada-por-el-viento-en-el-estuario-del-Rio-de-la-Plata-y-sus-implicancias-en-la-estratificacion-resultados-del-analisis-de-datos-y-simulaciones-numericas.pdf) [Último acceso: junio de 2018].
- Moreira, D., Simionato, C.G., Gohin, F., Cayocca, F., Luz-Clara Tejedor, M. 2013. Suspended matter mean distribution and seasonal cycle in the Río de La Plata estuary and the adjacent shelf from ocean color satellite (MODIS) and *in-situ* observations. *Continental Shelf Research*, 68, 51-66. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.08.015>
- Ottmann, F., Urien, C.M. 1965a. Observaciones preliminares sobre la distribución de los sedimentos finos en la zona externa del Río de la Plata. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 37, 279-289.
- Ottmann, F., Urien, C.M. 1965b. Trabajos sobre la sedimentología en el Río de la Plata realizados por el Laboratorio de Geología del Servicio de Hidrografía Naval. *Boletín del Servicio de Hidrografía Naval*, 2(1), 1-10.
- Pasquini, A.I., Depetris, P.J. 2007. ENSO-triggered exceptional flooding in the Paraná River: where is the excess water coming from? *Journal of Hydrology*, 383(2010), 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.035>
- Re, M., Lopolito, M.F., Menéndez, A. 2012. *Antecedentes sobre calidad del agua del Río de la Plata. Componente b: modelación de calidad del agua*. Primer informe parcial: recopilación y descripción de antecedentes. Instituto Nacional del Agua, p.135.
- Robertson, A.W, Mechoso, C.R. 1998. Interannual and decadal cycles in river flows of southeastern South America. *Journal Climate*, 11, 2570-2581. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1998\)011%3C2570:ADCI%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1998)011%3C2570:ADCI%3E2.0.CO;2)
- Saurral, R.I., Barros, V.R., Lettenmaier, D.P. 2008. Land use impact on the Uruguay river discharge. *Geophysical Research Letter*, 35, 1-6. <https://doi.org/10.1029/2008GL033707>
- Simionato, C.G., Nuñez, M.N. 2001. The salinity front of the Río de la Plata – a numerical case study for winter and summer conditions. *Geophysical Research Letter*, 28(13), 2641-2644. <https://doi.org/10.1029/2000GL012478>
- Simionato, C.G., Vera, C.S., Siegmund, F. 2004. Surface wind variability on seasonal and interannual scales over Río de la Plata area. *Journal and Coastal Research*, 21(4), 770-783. <https://doi.org/10.2112/008-NIS.1>
- Simionato, C.G., Luz-Clara-Tejedor, M., Campetella, C., Guerrero, R., Moreira, D. 2009. Patterns of sea surface temperature variability on seasonal to sub-annual scales at and off shore the Río de la Plata estuary. *Continental Shelf Research*, <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.09.012>
- Simionato, C.G., Moreira, D., Re, M., Fossati, M. 2011a. Estudio de la dinámica hidro-sedimentológica del Río de la Plata: observación y modelación numérica de los sedimentos finos. ISBN 978-92-990052-9-3. pp109.
- Simionato, C.G., Moreira, D., Cayocca, F., Gohin, F. 2011b. Proyecto FREPLATA-FFEM: modelado numérico y mediciones *in-situ* y remotas de las transferencias de sedimentos finos a través del Río de la Plata parte c: análisis de observaciones satelitales MODIS de sedimentos en suspensión y clorofila-a. *Frente Marítimo*, 22, 305-328.
- Suren, A.M., Martin, M.L., Smith, B.J. 2005. Short-term effects of high suspended sediments on six common New Zealand stream invertebrates. *Hydrobiologia*, 548, 67-74. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4167-5>

- Tucci, C. 2001. Some scientific challenges in the development of South America's water resources. *Hydrological Sciences Journal*, 46, 937-946. <https://doi.org/10.1080/02626660109492887>
- Wang, M. 2007. Remote sensing of the ocean contributions from ultraviolet to nearinfrared using the shortwave infrared bands: simulations. *Applied Optics*, 46, 1535-1547. <https://doi.org/10.1364/AO.46.001535>
- Wang, M. Shi, W. 2007. The NIR-SWIR combined atmospheric correction approach for modis ocean color data processing. *Optics Express*, 15, 15722-15733. <https://doi.org/10.1364/OE.15.015722>
- Wenger, A.S., Harvey, E., Wilson, S., Rawson, C., Newman, S.J., Clarke, D., Saunders, B.J., Browne, N., Travers, M.J., Mcilwain, J.L., Erftemeijer, P.L. A., Hobbs, J.P.A., Mclean, D., Depczynski, M., Evans, R.D. 2017. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish, *Fish and Fisheries*, 18(5), 1-19. <https://doi.org/10.1111/faf.12218>