

SEQUIA, BAJANTE Y EFECTOS DE LOS INCENDIOS EN SUELOS DEL DELTA DEL PARANÁ, ARGENTINA

DROUGHT, WATER LEVEL DROP AND EFFECTS OF FIRES ON SOILS IN THE PARANÁ DELTA, ARGENTINA

Sergio Montico⁽¹⁾, Néstor Cristian Di Leo⁽²⁾ y José Alberto Berardi⁽³⁾

⁽¹⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Zavalla, Argentina.
e-mail: smontico@unr.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8053-7734>

⁽²⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Zavalla, Argentina.
e-mail: ndileo@unr.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7872-9692>

⁽³⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Zavalla, Argentina.
e-mail: jose.berardi@unr.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-4957-4793>

RESUMEN

El cambio climático influye sobre los regímenes hidrológicos de los ríos. Las bajantes en épocas de sequía transforman negativamente a los humedales. La alteración estructural y funcional que producen en ellos, modifica principalmente la productividad vegetal y los suelos, y esto se agrava cuando ocurren incendios. Para los años 2017, 2019, 2020 y 2022 se estimó la cobertura de agua del Delta Superior del río Paraná mediante imágenes satelitales, y se evaluaron los efectos en algunas propiedades edáficas causados por incendios en un sector de una isla del mismo humedal. La cobertura de agua se estimó a partir de mosaicos de imágenes satelitales Sentinel 2 A/B. Las tareas de geoprocésamiento se efectuaron en Google Earth Engine. Se caracterizó el estado de los suelos en 18 posiciones que tuvieron distintas severidades de quema. El efecto combinado de una bajante pronunciada en el nivel del río con una sequía climática muy intensa, condicionaron fuertemente la superficie cubierta por agua en el área del humedal. Los incendios tuvieron efectos negativos, principalmente en los suelos de los sitios con mayor severidad de quema en dos variables químicas y en una física-mecánica. De repetirse estas combinaciones ambientales el humedal incrementará riesgosamente su vulnerabilidad ecosistémica.

Palabras clave: suelos, humedales, delta, incendios.

ABSTRACT

Climate change affects the hydrological regimes of rivers. The water recession in times of drought negatively transform the wetlands. The structural and functional alteration that they produce in them mainly modifies the plant productivity and soils, and this is aggravated when fires occur. For the years 2017, 2019, 2020 and 2022, the water coverage of the Upper Delta of the Paraná River was estimated through satellite images, and the effects on some edaphic properties caused by fires were evaluated in a sector of an island of the same wetland. The water cover was estimated using Sentinel 2 A/B satellite image mosaics. Geoprocessing tasks were performed on Google Earth Engine. The state of the soils was characterized in 18 positions that had different severities of burning. The combined effect of a pronounced drop in the river level with a very intense climatic drought strongly conditioned the surface covered by water in the wetland area. The fires had negative effects mainly on the soils of the sites with the highest burning severity in two chemical variables and in one physical-mechanical variable. If these environmental combinations are repeated, the wetland will riskily increase its ecosystem vulnerability.

Keywords: soils, wetlands, delta, fires.

INTRODUCCIÓN

La región del delta del río Paraná es un mosaico de humedales que en Argentina se extiende trescientos kilómetros a lo largo de la cuenca baja del Paraná (Malvárez, 1999). Es una llanura aluvial compleja que tiene características biogeográficas y ecológicas únicas (Malvárez, 1997).

Los humedales son reservorios vitales de biodiversidad, que constituyen el hábitat de numerosas especies de fauna y flora (Guasone y Roncoroni, 2022). Algunos de ellos se cuentan entre los ecosistemas más productivos del planeta y brindan importantes beneficios económicos y sociales, llamados bienes y servicios ecosistémicos (Kandus et al., 2010; Junk et al., 2013; Dayan y Monkes, 2022).

Conforman un espacio transicional entre los ecosistemas netamente acuáticos y los terrestres, y se caracterizan por estar periódicamente inundados por agua o por tener suelos saturados de manera permanente o semipermanente, lo que propicia el desarrollo de rasgos y/o propiedades edáficas específicas (hidromorfismo) en menor o mayor grado. Los humedales albergan vegetación con adaptaciones evolutivas focalizadas en la influencia espacial y temporal del agua (Beuel et al., 2016).

El agua es un elemento de la naturaleza indisociable de un humedal, pero la cantidad, características y/o la frecuencia de la dinámica de la misma en estos espacios no es constante y tampoco comparable entre ellos. Esto da lugar a múltiples tipologías de humedales, siempre presentando intensas y muy complejas asociaciones con el régimen hidrológico del elemento de la hidrósfera de tipo marítimo-costero o continental (léntico o lótico) con el cual se encuentre asociado (Junk et al., 2014). Dependen, además, de las características del hidropérido, de la energía de los flujos de agua y de la disponibilidad de nutrientes, entre los rasgos hídricos más sobresalientes.

A diferencia de los humedales, en los sistemas terrestres la zona saturada con agua se encuentra por debajo de la rizosfera, en tanto que en los ecosistemas acuáticos los procesos biológicos tienen lugar dentro de la columna de agua y bastante por encima del nivel del suelo o sustrato saturado. Los ecosistemas de humedales implican entonces una transición vertical entre los dos anteriores; es decir son espacios territoriales en donde ocurren inundaciones someras o condiciones de saturación constante o recurrente de la superficie y a nivel subsuperficial en el suelo, lo que genera rasgos hidromórficos por anaerobiosis edáfica (Mitch y Gosselink, 2015). Con estos elementos, Kandus et al (2011), citando a Brinson (2004), subdividen a los ecosistemas de humedales en “húmedos” y “secos”. Los primeros son los que presentan mayor frecuencia de anegamiento sobre la superficie del suelo, hasta un par de metros de profundidad. Los humedales secos son aquellos en los que la zona saturada con agua generalmente abarca al perfil del suelo (incluyendo a la rizosfera), y solo esporádicamente se presentan agua sobre la superficie de éste. Ambas tipologías de humedales presentan diferencias muy importantes en cuanto a su funcionamiento ecosistémico.

Los autores antes citados afirman que, si bien el régimen climático contribuye a definir la existencia y el perfil ecológico de los humedales, la dependencia de sus propiedades estructurales y funcionales con el régimen hidrológico, hace que hayan sido considerados como sistemas azonales, es decir que su presencia no puede inferirse totalmente a partir de las condiciones climáticas generales circundantes (Mitch y Gosselink, 2007, Kandus et al., 2011).

En contextos de bajantes pronunciadas y por períodos temporalmente extensos, la importancia de la disponibilidad de agua climática se incrementa comparativamente, en todas las funciones ecosistémicas que involucren a los factores bióticos. En este sentido, Euliss et al. (2004) afirman que la variabilidad en los ciclos climáticos a corto y/o mediano plazo tienen suma importancia, ya que causan cambios en estructuras y/o funciones abióticas que son parte integral de los procesos de los humedales, las que luego impactarían en su microflora, flora y fauna. Por ejemplo, los cambios en los patrones de precipitación pueden influir en la hidrología de los humedales al alterar el momento y la cantidad de entradas de agua atmosférica y subterránea, lo que altera características abióticas importantes (la profundidad del agua, la concentración de solutos, la temperatura y la velocidad de secado de los sustratos expuestos), que influyen en la composición de las

comunidades de plantas, invertebrados y vertebrados de estos ambientes. Por lo tanto, la hidrología y la climatología son elementos indispensables en cualquier estudio coyuntural sobre humedales, ya que el agua condiciona la dinámica de estos ecosistemas y de sus componentes, estructuras y funciones.

Por sus características, estos espacios naturales son frágiles y vulnerables frente a diversas adversidades. Cuando ocurren incendios, se produce una fuerte alteración del ecosistema en todos sus componentes que promueven diversos daños funcionales. Uno de los que sufre mayor afectación es el suelo, en muchos casos, depósitos de sedimentos fluviales con edafización incipiente, en el cual se generan severas modificaciones. Principalmente ocurren cambios en la materia orgánica, acidez o pH, afectaciones biológicas, estabilidad estructural, porosidad, y modificaciones en los nutrientes totales del suelo (Rosero Cuesta y Giraldo, 2013).

De acuerdo a la intensidad y duración del fuego como a la condición antecedente -suelo más o menos húmedo, los impactos cambian, tanto como las variables afectadas. La severidad del fuego describe la magnitud de la perturbación (Neary et al., 1999). Es así, que los efectos poseen distintos impactos en las características antes citadas. También las manifestaciones lesivas se detectan en la dinámica microbológica, la textura y el aumento de la hidrofobicidad (González-Pérez et al., 2012).

Los incendios severos (con altos umbrales de temperatura) pueden causar cambios en las tasas de sucesión florística, alterar por encima y por debajo la composición de especies del suelo, generar volatilización de nutrientes y arrastre de cenizas en columnas de humo, producir tasas de mineralización rápidas o disminuidas, alterar las proporciones de C:N, que resultan en pérdidas subsiguientes de nutrientes a través de erosión acelerada, lixiviación o desnitrificación. Además, pueden ocurrir cambios en el funcionamiento hidrológico del suelo, y como se mencionó, degradación de las propiedades físicas edáficas, disminución de la micro y macrofauna y alteraciones en las poblaciones microbianas y procesos asociados (Neary et al., 1999; Mataix-Solera y Cérda, 2009).

Una afectación importante es la mineralógica (Minervini et al., 2018), dado que estos ambientes son de origen sedimentológico, hidromórficos y con distinto grado de insaturación, por lo que poseen diferentes condiciones físico-químicas con suelos desarrollados, y con frecuencia, abundancia de hierro libre, por lo que el fuego produce alteraciones que modifican sus pseudo-equilibrios y funcionalidad.

Es particularmente importante definir el espesor afectado en la quema, esto posee íntima relación con las posibilidades y el tiempo de recuperación pos-incendio. La resiliencia de la matriz del suelo está condicionada por los factores vinculados a estos eventos, dependiendo principalmente de la evolución del clima, la hidrología local, y la eventual nueva perturbación antrópica.

El objetivo de este trabajo fue caracterizar la hidrología del río Paraná y la estimación de cobertura de agua a través de imágenes satelitales, vinculado a las condiciones climatológicas imperantes en el período 2019 a 2022, y evaluar el efecto de los incendios sucedidos en islas del humedal del río Paraná en las propiedades de los suelos en dos sitios con diferente severidad de quema.

MATERIALES Y MÉTODOS

La región donde se realizó este estudio, se caracteriza por ser clima templado con precipitaciones y temperaturas medias de 1000 mm y de 17°C, respectivamente. El balance hídrico no registra un neto período de déficit en el año. El sistema de humedales de la región, genera un efecto de modificación sobre las principales variables climáticas que modera tanto las temperaturas extremas como la deficiencia hídrica temporaria, lo que origina condiciones más parecidas a las subtropicales húmedas que a las templado subhúmedas de la zona circundante. Respecto a los rasgos geomorfológicos, y en relación a la génesis del paisaje actual, luego del Holoceno superior ocurrieron procesos fluviales originados por el río Paraná, que formó las fajas de bancos, islas y meandros. En relación a la vegetación, las comunidades presentes están asociadas a un esquema sucesional desde estructuras gramíneas a bosques (Malvárez, 1999).

La estimación de cobertura de agua en el humedal del río Paraná se realizó a partir del empleo de mosaicos de imágenes satelitales Sentinel 2 A/B, cubriendo un área de 729435 hectáreas que comprende al Delta Superior del río Paraná (Burkart et al., 1999), con coordenadas centrales 32° 51' 46'' S y 60° 06' 22'' O (datum WGS84) (Figura 1).

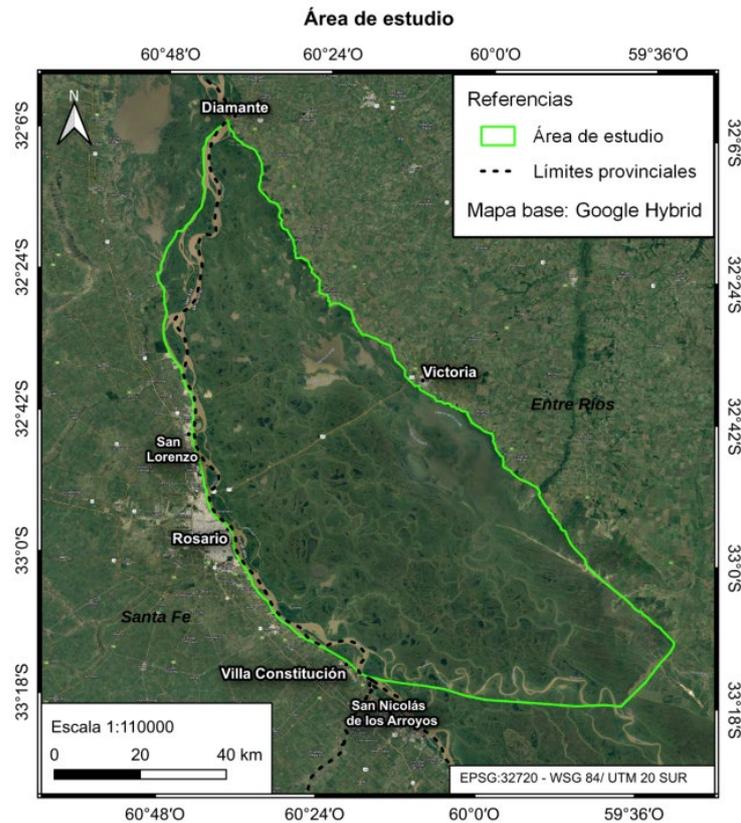


Figura 1. Sector de estudio del Delta superior del río Paraná.

A partir de los mosaicos generados con los *tiles* de las imágenes incluidas en el área de estudio se calcularon índices espectrales que ayudan a resaltar la presencia de agua en superficie, entre ellos el NDWI (*Normalized Difference Water Index*) (Gao, 1996), que ha sido probado en distintos escenarios y se lo señala como más adecuado para aguas continentales dulces. Su ecuación es:

$$NDWI = \frac{G - NIR}{G + NIR} \quad (1)$$

donde G es el valor de reflectancia en la banda verde y NIR es el valor de reflectancia en la banda infrarroja cercana.

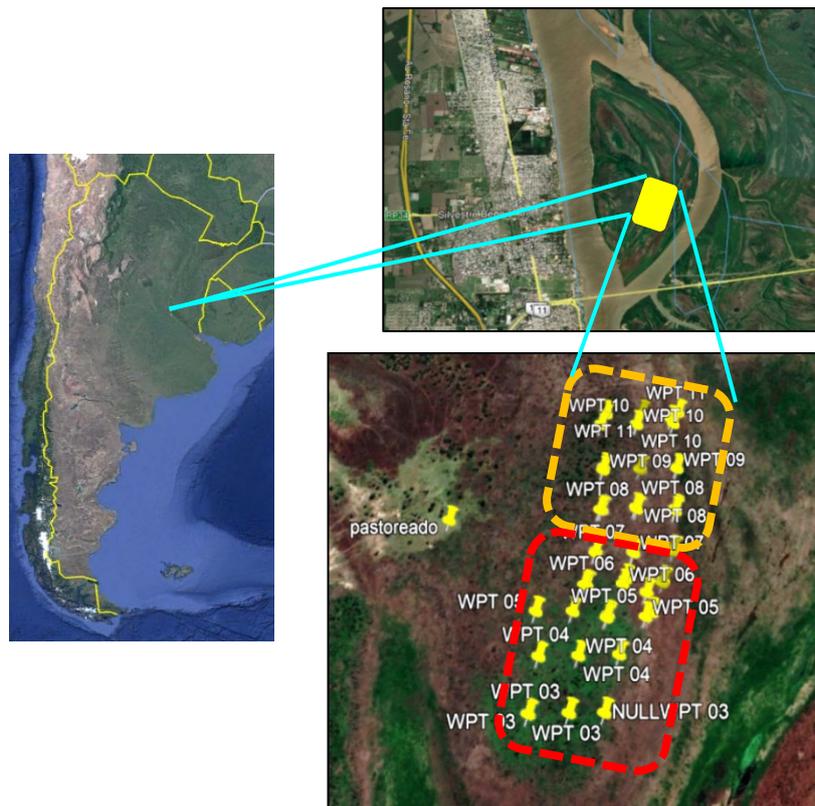
Las fechas de conformación de los mosaicos de imágenes satelitales se seleccionaron de acuerdo a situaciones singulares de la altura hidrométrica del río Paraná, medida en el puerto de la ciudad de Rosario, Santa Fe. Estos datos fueron proporcionados por el Centro de Información Meteorológica (CIM), perteneciente a la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas de la Universidad Nacional del Litoral. Niveles mínimos de altura en los años 2020 y 2022, niveles máximos de altura dentro del rango de años en los que están disponibles datos Sentinel 2 A/B, en este caso, se encontró un máximo relativo en el año 2016. Finalmente, para la caracterización de la superficie cubierta por agua, relacionada al promedio de altura del agua del río Paraná en el hidrómetro de la citada ciudad (valor de 3,60 m), fueron seleccionadas imágenes de un periodo durante el año 2017.

Las tareas de geoprocesamiento se realizaron en Google Earth Engine (GEE), plataforma en línea para el análisis de datos geospaciales a gran escala, desarrollada por Google. Combina una gran cantidad de datos de sensores remotos satelitales, con herramientas de geoprocesamiento muy avanzadas, lo que posibilita la visualización y el análisis de patrones y tendencias en la Tierra a lo largo del tiempo y en superficies extensas con facilidad (Gomes et al., 2020).

El estudio sobre el impacto de los incendios en los suelos se realizó en un sector de las Islas de los Mástiles, Granadero Baigorria (Santa Fe, Argentina) ($32^{\circ} 50' 48'' S$; $60^{\circ} 40' 25'' O$) (Figura 2). Esta isla se originó en la década del sesenta del siglo pasado a través de una deposición continua de sedimentos fluviales acarreados por el río Paraná. Posee una superficie actual aproximada de 1233 ha, la cual se integra al paisaje deltaico preexistente.

Durante 2020, una de las zonas más afectadas por incendios fue la ecorregión Delta e Islas del Paraná, que abarca 4825000 ha de humedales a lo largo del tramo inferior del río Paraná (Guasone y Roncoroni, 2022). En la Isla de los Mástiles se produjo un incendio de grandes proporciones en los últimos días del mes de julio del año 2020, luego de sucesivos eventos de incendios iniciados en marzo de ese año, con el propósito de caracterizar el estado de los suelos, en una etapa posterior a los mismos, a inicios de octubre se realizó un relevamiento en terreno de la situación pos-quema para definir la severidad de los incendios, la estrategia y sitios de muestreo de los suelos, lo cual se efectuó a fin del mes.

El muestreo se desarrolló de acuerdo a una grilla georreferenciada con GPS en 18 posiciones del sector en estudio (Figura 2), los cuales representaron distintas severidades de quema: severidad alta (SA) de una superficie de 10 ha y severidad baja (SB) de una superficie de 8 ha (Figura 3). La severidad se definió por las evidencias visuales relacionadas con la quema de vegetación cespitosa, arbustiva y arbórea, y el hallazgo y cantidad de osamentas de animales menores y mayores.



Ref: línea de trazo roja corresponde a Severidad de quema alta (SA), línea de trazo amarilla corresponde a severidad de quema baja (SB)
Figura 2. Sector de estudio de los suelos en la Isla de Los Mástiles, Granadero Baigorria (SFe) y sitios de muestreo georreferenciados.



Figura 3. Severidad de quema alta (SA; izq.) y baja (SB; der.)

Los muestreos consistieron en la realización de pozos de observación y extracción de muestras de suelos en los espesores 0-10 cm y 10-20 cm y en la medición de la resistencia mecánica en el espesor 0-20 cm. En las muestras se determinó materia orgánica (%), pH, nitrógeno total (%), fósforo (ppm), conductividad eléctrica (ds/m), capacidad de Intercambio catiónico (meq/100 gr), hierro (ppm) y textura. En cada sitio de muestreo se midió la resistencia a la penetración (KPa) en el espesor 0.20 cm. Se recurrió al criterio de situaciones apareadas y para el análisis de los resultados se aplicó un ANOVA con un test de comparación de medias de Tukey ($p < 0.5$).

RESULTADOS

La caracterización de la dinámica hidrológica del río Paraná, que condiciona imperativamente la cantidad de superficie cubierta por agua en el área del humedal analizada, mostró contrastes importantes.

La altura promedio de 3.60 m se caracterizó adecuadamente con imágenes captadas en fecha 15 de agosto de 2017, con una altura del río de 3.33 m. El año 2017 fue de climatología “neutra” según fases ENSO (“El Niño South Oscillation”). La Figura 4 muestra la distribución del agua en el área de estudio.

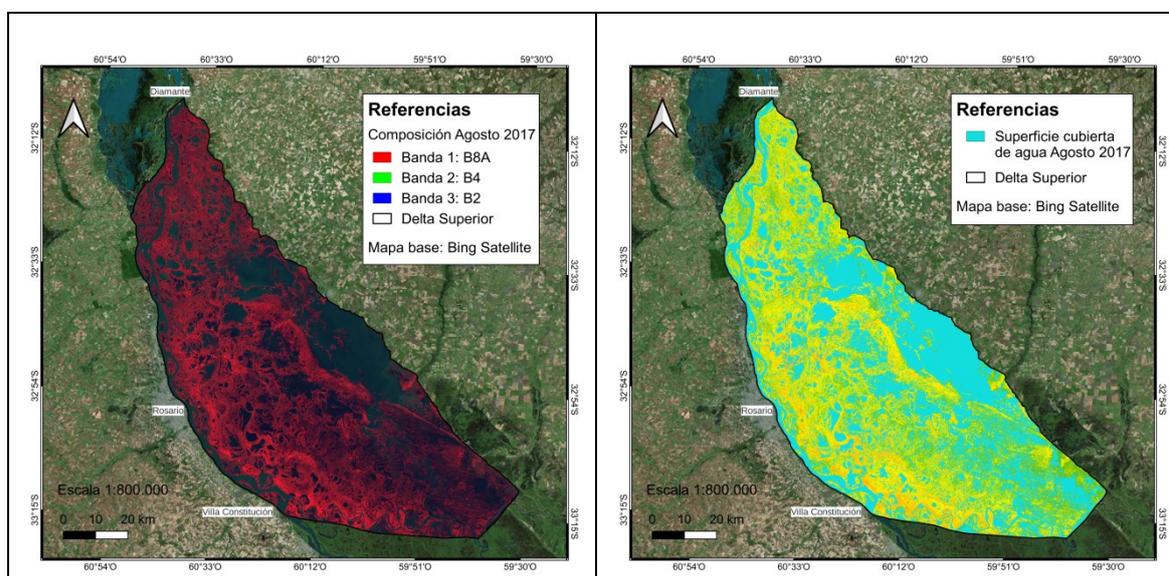


Figura 4. Aspecto del humedal en el promedio de altura del río Paraná. a) Falso color infrarrojo izq.; b) NDWI der.

El máximo de altura medido en el hidrómetro de la ciudad de Rosario, dentro del rango temporal de disponibilidad de imágenes Sentinel 2 A/B (desde fines de 2015 hasta el presente), se produjo los días 12 y 13 de enero de 2016, con un valor de altura del río Paraná de 5.53 m (Figura 5).

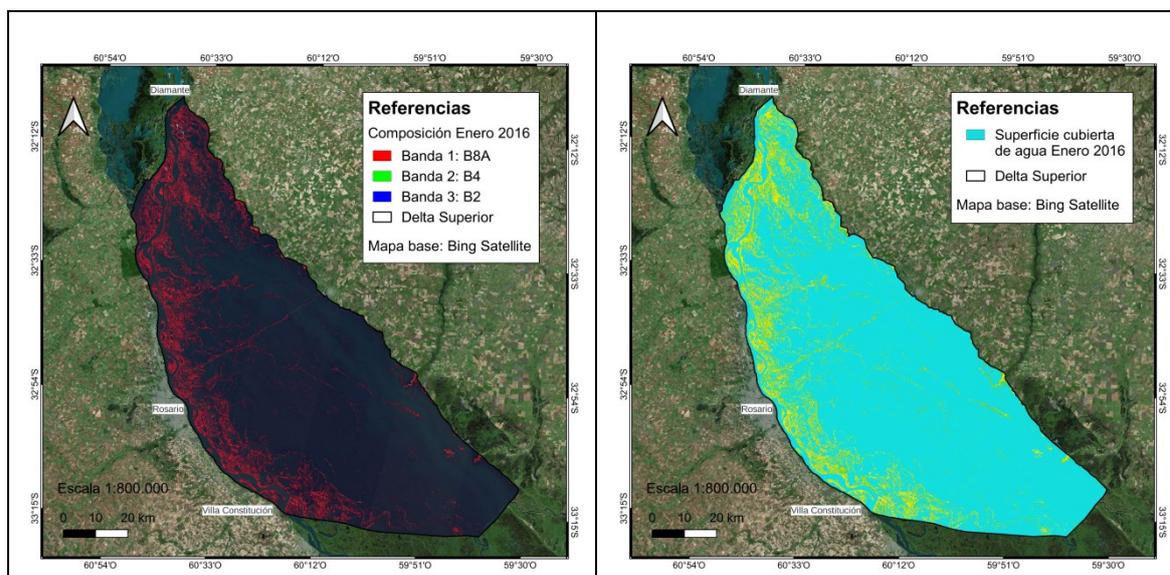


Figura 5. Aspecto del humedal en el máximo relativo de altura del río Paraná. Falso color infrarrojo izq.; NDWI der.

A partir de fines de 2019 se comenzó a verificar una bajante general importante en el río Paraná, lo que coincidió con una fase ENSO muy prolongada de “La Niña” que llegó hasta los primeros meses de 2023. En 2020, en fecha 22 de mayo, tiene lugar la lectura más baja de todo el año, la cual fue de 0.08 metros. Las imágenes disponibles próximas a esta fecha son del 26 de mayo del mismo año con el río Paraná en una altura de 0.40 m (Figura 6).

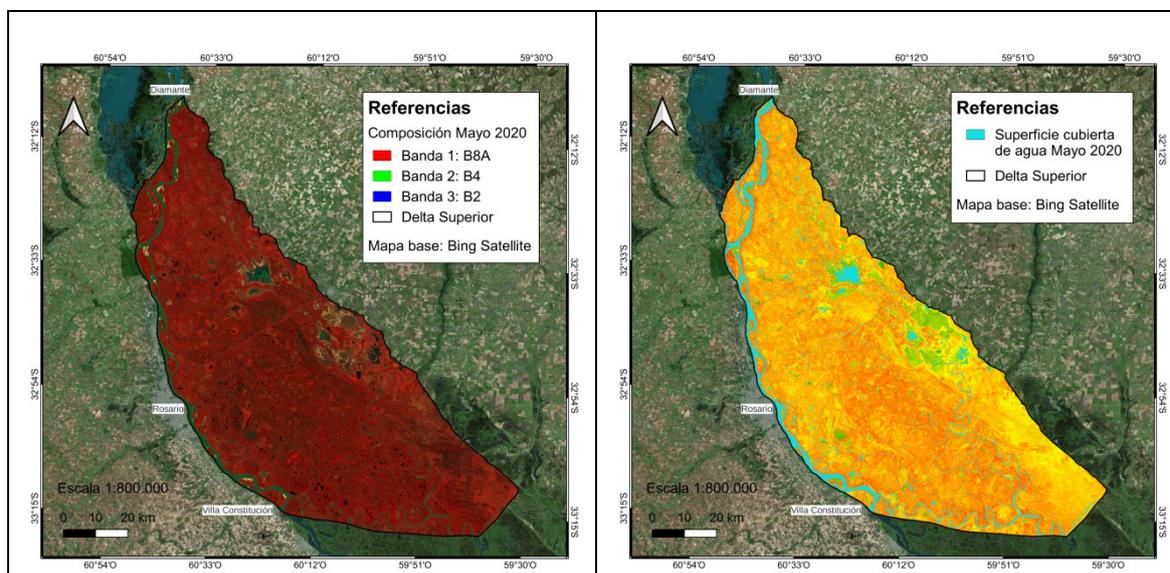


Figura 6. Aspecto del humedal en el mínimo de altura del río Paraná en 2020. Falso color infrarrojo izq.; NDWI der.

La máxima bajante en el período considerado se produjo el 13 de enero de 2022, con una marca de 0.49 m por debajo del nivel de referencia. Cabe consignar que el récord de nivel mínimo en el puerto de Rosario ocurrió en 1947, alcanzando una altura de solo -1.49 m. Esta situación fue caracterizada con imágenes captadas el 11 de enero del mismo año, día en el cual el río presentaba una altura de -0.30 m. La Figura 7 muestran la distribución del agua en el área de estudio en este momento de mínimo relativo.

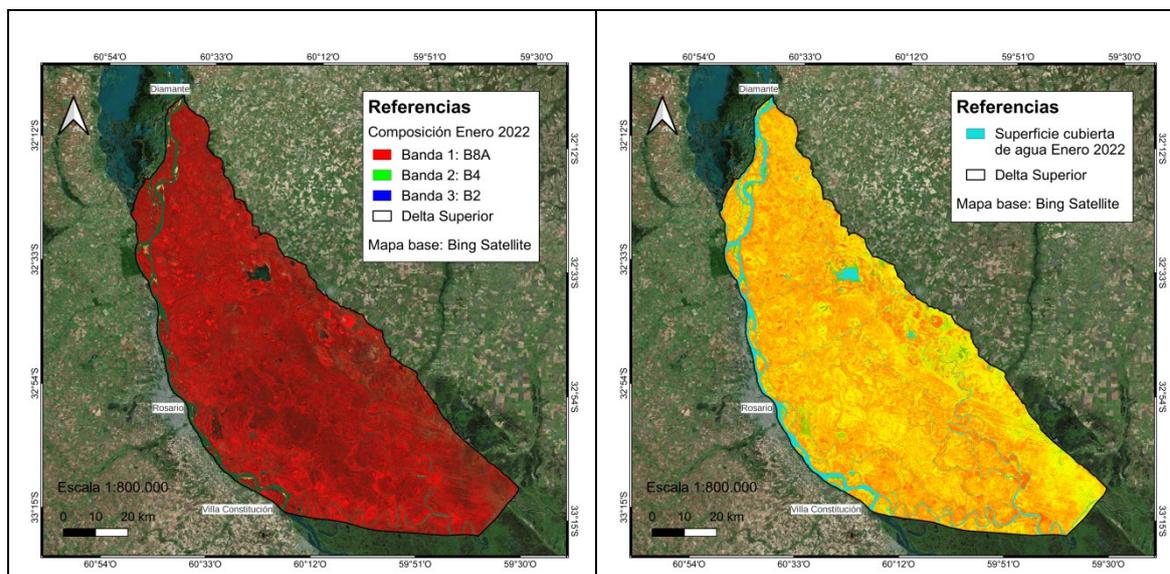


Figura 7. Aspecto del humedal en el mínimo de altura del río Paraná en el año 2022; valor más bajo verificado en el período analizado. Falso color infrarrojo izq.; NDWI der.

La Tabla 1 muestra la superficie ocupada por agua para los cuatro momentos analizados en el área de estudio.

Tabla 1. Valores de altura y de superficie cubierta por agua en el área de estudio, según los momentos y las condiciones hidrométricas del río Paraná.

Fecha	Altura del río Paraná en el hidrómetro de Rosario, SF	Condición hidrológica	Superficie ocupada por agua	
			Hectáreas	Porcentaje del área de estudio
26 de enero 2016	5.53 m	Creciente	627059.74	85.97
15 de agosto 2017	3.33 m	Promedio	316947.89	43.45
26 de mayo 2020	0.40 m	Bajante	50222.90	6.89
11 de enero 2022	-0.30 m	Bajante	38087.89	5.22

En la Tabla 2, se indican los resultados del impacto de los incendios en los suelos del sector de estudio de la Isla de Los Mástiles a fines de julio del año 2020. Los resultados se muestran por espesor de la condición de cada variable edáfica relevada en ambos sitios. En las Tablas 3, 4 y 5, se presentan los resultados por espesor de las variables edáficas en los ambientes SA y SB.

Tabla 2. Estado de las variables edáficas en todos los ambientes relevados

Variabes edáficas	Espesor (cm)	Valor máximo y mínimo
Materia orgánica (%)	0-10	2.76 - 5.51
	0-20	0.29 - 1.55
pH	0-10	4.34 - 5.38
	0-20	4.73 - 5.38
Nitrógeno total (%)	0-10	0.150 - 0.222
	0-20	0.014 - 0.073
Fósforo (ppm)	0-10	1.10 - 21.20
	0-20	0.50 - 44.60
Conductividad eléctrica (ds/m)	0-10	0.06 - 0.40
	0-20	0.02 - 0.16
CIC (meq/100 gr)	0-10	14.23 - 32.44
	0-20	3.32 - 21.66
Hierro (ppm)	0-10	358.0 - 532.2
	0-20	96.0 - 490.5

Tabla 3. Estado de las variables edáficas en sitios quemados con diferente severidad

Sitio	Espesor (cm)	MO (%)	pH	Nt (%)	P (ppm)	CE (ds/m)	CIC (meq/100 gr)	Fe (ppm)
SB	0-10	4.85a	4.92	0.200	8.55a	0.280	24.15	446.02
	0-20	0.63	5.22	0.020	25.33	0.080	8.25	294.63
SA	0-10	4.11b	4.88	0.190	3.06b	0.267	22.81	441.83
	0-20	0.64	5.13	0.026	26.65	0.054	7.61	262.70

letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.5$) entre severidades para el mismo espesor

Tabla 4. Proporción de partículas texturales en los suelos de los sitios quemados con diferente severidad

Sitio	Espesor					
	0 -10 cm			10-20 cm		
	arena	limo	arcilla	arena	limo	arcilla
SB	7b	43a	47	36b	46a	15
SA	19a	33b	48	56a	26b	16

letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.5$) entre severidades para el mismo espesor

Tabla 5. Resistencia a la penetración (RP) en los sitios quemados con diferente severidad en el estrato 0-20 cm

Sitio	RP (KPa)
SB	980b
SA	1552a

letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.5$) entre severidades para el mismo espesor

DISCUSIÓN

Las magnitudes de las oscilaciones de la superficie cubierta por agua implican impactos en toda la funcionalidad del humedal. Incluso bajantes tan marcadas y prolongadas respecto del promedio, provocan que la zona de saturación en los perfiles de los suelos se deprima en igual magnitud, con lo cual la dinámica ecosistémica se asemeja a la de un humedal seco, más que a la de uno húmedo (Brinson, 1993). Esto tiene impactos en toda la cadena trófica, ya que condiciona fuertemente su base funcional, la cual se asocia a la productividad primaria vegetal (Neiff, 1999).

Ante períodos tan prolongados de bajante del curso fluvial como los registrados en el lapso estudiado, el componente climatológico se erige por sobre los demás atributos ambientales, dado que el agua pluvial es la única disponible para mantener la productividad vegetal en niveles razonablemente normales (Brinson, 2004). Cuando se acoplan bajantes del río Paraná y sequías climáticas muy extensas en el tiempo, el efecto en los componentes bióticos del ecosistema resulta sumamente intenso (Neiff y Neiff, 2013). A esto debe incorporarse el impacto superlativo que supone la ocurrencia de incendios de la biomasa vegetal en el humedal, los que afectan fuertemente tanto a los componentes bióticos (flora y fauna), como a los suelos, los cuales pueden sufrir cambios intensos, a corto, mediano y largo plazo (Doerr y Cerda, 2005). Esto último implica un deterioro desestabilizante del funcionamiento del humedal, dado que altera las relaciones ecológicas intra e inter ambientes del mismo.

Respecto a ello, el impacto del fuego provoca la modificación de las propiedades edáficas, aunque no siempre en la misma dirección, hay factores que influyen y pueden marcar respuestas muy diversas (Mataix-Solera y Doerr, 2004). Estas alteraciones dependerán principalmente de la temperatura alcanzada durante el incendio (Neary et al., 1999). De Bano (1991) afirma que entre 200 y 300° C, se producen cambios en los tenores de algunos nutrientes, y por sobre esa temperatura, más aún. Ello se advirtió en este estudio en el caso del fósforo, dado que se produjo una pérdida del 65.2% en los primeros 10 cm de suelo en el sitio de mayor severidad de quema respecto al de baja severidad. Esto condice con lo informado por Luchéis et al. (1994) al hallar que las peores consecuencias de un incendio se dan en los primeros centímetros de suelo, siendo los efectos diferentes a mayor profundidad.

Respecto a la materia orgánica, coincidiendo con lo reportado por Salvia et al. (2012) cuando comparó áreas con diferentes severidades de quema, hubo una disminución del 15.2% entre ambas situaciones, no afectando significativamente el estrato 10-20 cm. Ello sugiere que el fuego solo afectó el espesor superficial del suelo respecto al tenor de carbono presente, tal como plantea Ceballos et al. (2012) sucedió en los estudios del potencial de pérdida de carbono en ambientes del Delta Inferior del Paraná.

En relación al nitrógeno total, la cantidad superficial fue 10 a 7.5 veces mayor que en el espesor inferior en SA y SB, respectivamente. No se detectaron diferencias entre ambas severidades de incendio en los mismos estratos a diferencia de lo que informan varios autores (Afif Khouri y Oliveira Prendes, 2006; Rosero Cuesta y Giraldo, 2013). Esta condición podría deberse a que los incendios tuvieron una relativa baja intensidad (relación entre temperatura y duración del incendio sobre la superficie) que no tuvo gran influencia para volatilizar este nutriente.

El pH resultó ácido en los sitios SA y SB, en ambos estratos. Fue menor en la superficie, y no mostró cambios luego de los incendios, a pesar de la pérdida del efecto buffer por disminución de la materia orgánica. Este resultado no coincide con lo informado por algunos autores (Mataix-Solera, 1999; Mataix-Solera y Guerrero, 2007), quienes atribuyen a las cenizas la causa del aumento del pH tras la combustión de la vegetación, aunque luego se reduzca por el progresivo lavado. En estudios de diferentes severidades de quemaduras de Salvia et al. (2012) no se detectaron cambios en profundidad y tampoco entre severidades de este evento.

La CE en superficie fue de 3.5 a 5 veces mayor que en el espesor inferior en SA y SB, respectivamente, y no se detectaron diferencias significativas entre ambas severidades de incendio en los mismos estratos. Como afirma Salvia et al (2012) en algunas situaciones, el fuego tiene ligeros efectos sobre la CE, pudiendo incrementarse debido al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas. Otros autores (Pettit y Naiman, 2007; Notario del Pino et al., 2008), encuentran en el aumento de los cationes intercambiables surgidos de las quemaduras, la causa de un probable incremento de la CE en los estratos superiores del suelo.

La profundidad de suelo afectada, así como la magnitud y dirección de los cambios en la fracción mineral y en las propiedades físicas son temas controvertidos y dependen de los umbrales de temperatura de cada componente y de la severidad de los incendios (Minervini et al., 2018). El calentamiento del suelo produce variaciones en algunas de las propiedades físicas. La reducción de la materia orgánica también da como resultado cambios en las propiedades físicas del suelo y una disminución de la resiliencia física edáfica (Neary et al., 1999; Certini, 2005; Hubbert et al., 2006). Un componente de la estructura que puede ser afectado negativamente por el fuego, es la porosidad total y el tamaño de los poros del suelo (De Bano et al., 2005). La pérdida de agregación por el fuego reduce la porosidad edáfica y aumenta la densidad aparente. Muy probablemente el incremento de la RP en la situación SA del 36.8% respecto a SB, se deba a estas causas, con sus consecuencias negativas para la infiltración y el movimiento de aire en los suelos.

La CIC fue mayor en superficie en los dos sitios (tres veces más) y no se hallaron diferencias significativas entre ellos en ambos espesores. Dado la dependencia de esta variable del tenor de materia orgánica y de arcilla, la alteración de ambas por el fuego, impactan sobre la misma. En este caso hubo una asociación de la disminución de la CIC con la pérdida de materia orgánica en SA, no detectada con el nivel de significancia utilizado.

La cantidad de hierro fue mayor en superficie en los dos sitios y no se hallaron diferencias significativas entre ellos. El espesor 10-20 cm tuvo 65% menos hierro en SB y 59% menos en SA. Tal como asevera Minervini et al. (2018), la combustión puede afectar la concentración de minerales de hierro, principalmente los óxidos, pero en este estudio no se advirtió.

Respecto a la textura, las temperaturas alcanzadas en los incendios raramente afectan las fracciones granulométricas por debajo de unos pocos centímetros de la superficie del suelo (De Bano et al., 2005). Se asume que las diferencias en SA y SB se deben a las relacionadas con los ambientes de sedimentación en los

sitios estudiados. En ambos, en el espesor 0-10 cm, la cantidad de arcilla es mayor que la arena, y a la inversa en el espesor 10-20 cm. No obstante, se considera que estudios más específicos podrían develar cambios en estas fracciones.

CONCLUSIONES

Desde finales de 2019 hasta el presente, el efecto combinado de una bajante pronunciada del río Paraná con una sequía climática muy fuerte, ambas por períodos prolongados, han producido un impacto marcado en la estructura ecosistémica del humedal correspondiente al Delta Superior del río Paraná. Esta situación, más otras, circunstancialmente graves (p.e. quemadas inducidas), han facilitado la ocurrencia de incendios de biomasa vegetal, los que sin dudas incrementó fuertemente los impactos en el ambiente, en particular en los suelos, soporte vital para el equilibrio funcional del humedal deltaico.

En relación a esto último, los incendios tuvieron efectos negativos sobre distintas variables edáficas de acuerdo a la severidad con que ocurrieron. Su manifestación resultó diferente en los espesores edáficos superficiales y subsuperficiales. Los impactos del fuego en dos variables químicas (materia orgánica y fósforo) y en la física-mecánica (RP) en el sitio de mayor severidad de quema, indican una pérdida de capacidades funcionales ambientales de los suelos afectados por los incendios y un riesgo a futuro, dado que, de continuar los incendios, podrían intensificarse estos rasgos degradativos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Plataforma de Estudios Ambientales y Sostenibilidad (PEAS-CEI) de la Universidad Nacional de Rosario, por el aporte económico efectuado para la realización de las determinaciones analíticas de las muestras de suelo.

REFERENCIAS

- Afif Khouri, E. y J. A. Oliveira Prendes. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. *Invest Agrar: Sist Recur For*, 15(3), 262-270.
- Beuel, S., Alvarez, E., Amler, E., Behn, K., Kotze, D., Kreye, C., Leemhius, C., Wagner, K., Willy, D., Ziegler, S. y Becker, M., (2016). A rapid assessment of anthropogenic disturbances in East African wetlands. *Ecological Indicators* 67.10.1016/j.ecolind.2016.03.034. Acceso: 11 nov. 2022.
- Brinson, M. M. (1993). Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13 (2). pp. 65-74.
- Brinson, M. M. (2004). Niveles extremos de variación de patrones y procesos en humedales. En A. I. Malvárez y R. F. Bó (Comp.) Documentos del curso-taller “Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina”. 115 págs. Buenos Aires, Argentina. FCEYN-UBA; RAMSAR; USFWS; USDS.
- Burkart R., Bárbaro N., Sánchez R. y Gómez D. (1999). Eco-regiones de la Argentina. Buenos Aires. Programa Desarrollo Institucional Ambiental. Componente Política Ambiental. Administración de Parques Nacionales. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. Presidencia de la Nación. p.42.
- Ceballos D., Frangi, J. y Jobbágy, E. (2012). Soil volume and carbon storage shifts in drained and afforested wetlands of the Paraná River Delta. *Biogeochemistry*. Recuperado de: <http://www.springerlink.com/content/36050t37k24qw133/?MUD=MP>.
- Certini, G. (2005). Efectos del fuego en las propiedades de los suelos forestales: una revisión. *Ecología*. 143 (1), 1-10.
- Dayan, L. A. y Monkes, J. I. (2022). El concepto “servicios ecosistémicos” como herramienta para normar el uso y apropiación del Delta del Paraná, Argentina. *Sociedad y ambiente*, 25: 1-28.
- De Bano, L. F. (1991). The effect of fire on soil properties. *Proceedings management and productivity of western-Montane. Forest Soils*, pp. 151-155.

- De Bano, L. F., Neary, D., y Ffolliot, P.F. (2005). Soil physical properties. pp. 29-52 in D. Neary, K. Ryan and L. F. DeBano (eds.). *Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep., vol. 4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A., USA.
- Doerr, S.H. y Cerda, A. (2005). Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges. *International Journal of Wildland Fire* 14: 339-342.
- Euliss, N. H. Jr., LaBaugh, j.w., Fredrickson, L. H., Mushet, D. M., Laubhan, M. K., Swanson, G. A., Winter, T. C., Rosenberry, D. O. y R. D. Nelson, D. O. (2004). The wetland continuum: a conceptual framework for interpreting biological studies. *Wetlands* 24: 448-58.
- Gao, B. C. (1996). NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*, 58(3), 257-266.
- Gomes, V., Queiroz, G. y Ferreira, K. (2020). An Overview of Platforms for Big Earth Observation Data Management and Analysis. *Remote Sensing*, 12(1253). doi:10.3390/rs12081253
- González-Pérez J.A., Arjona B., Martí, C, González-Vila, F. J. y Badía, D. (2012). Heat induced organic matter transformations with depth in a Rendzic Phaeozem. *Proceedings 4th International Congress Eurosoil 2-6 July, 2012. Bari, Italy*.
- Guasone, M. V. y Roncoroni, L. (2022). Estudio mediante técnicas de teledetección de los incendios forestales ocurridos en las islas del Delta del Paraná durante el año 2020. Tesis de Licenciatura. Pontificia Universidad Católica Argentina. Recuperado de: <https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/15208>.
- Hubbert, K.R., Preisler, H.K., Wohlgemuth, P.M., Graham R.C. y Narog, M.G. (2006). Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma*, Volume 130, Issues 3-4, Pages 284-298.
- Junk, W. J., An, S., Finlayson, C.M., Gopal, B., Kvet, J., Mitchell, E. A., Mitsch, W. J. y Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquat Sci* 75:151-167.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Cunha, C. N., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y. y Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24 ,1, 5-22. Doi:10.1002/aqc.2386
- Kandus, P., Morandeira, N. y Schivo, F. (2010). Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná. *Fundación Humedales / Wetlands International*. Buenos Aires, Argentina. 32 pags.
- Kandus, P., Quintana, R.D., Minotti, P.G., Oddi, P.D.J., Baigún, C., González Trilla, G., Ceballos, D.S.(2011) Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En Lateral, P., Jobbágy, E.G., Paruelo, J.M. (Eds.) *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Aplicaciones para el Ordenamiento Territorial* (pp. 265-290). Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Luchés S., Ansaldo, M. y Giovannini, G. (1994). Regeneration of Mediterranean maquis alter the passage of an experimental Fire. Soil erosion as a consequence of forest fires, (pp 177-183). *Geoderma*, Logroño, España.
- Malvárez, A. I. (1997). Las comunidades vegetales del Delta del Río Parana. Su relación con factores ambientales y patrones del paisaje. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. 179 pags. Recuperado de: http://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n2900_Malvarez.
- Malvárez, A. I. (1999). El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. Pags 35-53 En: A.I. Malvárez, editor. *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, 1: 35-54.
- Mataix-Solera, J. 1999. *Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales*. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pags.
- Mataix-Solera, J. y Doerr, S. H. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fireaffected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 118, 77-88.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas. *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. pp 5-40. España.
- Mataix-Solera, J. y Cerdá, A. (2009). Los efectos de los incendios forestales en los suelos. Síntesis y conclusiones. *Nuevos retos en la investigación y en la gestión*. Universidad de Valencia, pp 495-529.

- Recuperado de: <https://www.researchgate.net/publication/229181477>.
- Minervini, M. G., Morrás, H. J. M. y Taboada, M. A. (2018). Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología Austral* vol., 28 N°1. pp 12-27.
- Mitch, W.J. y Gosselink, J.G. (2007). *Wetlands*. Fourth edition. John Wiley and sons, Inc. New York, EE.UU. Pp. 582.
- Mitch, W.J. y Gosselink, J.G. (2015). *Wetlands*. Fifth edition. John Wiley and sons, Inc. New York, EE.UU. Pp. 752.
- Neary, D G., Klopatek, C, De Bano, L. F. y Folliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, N° 122, 51-71.
- Neiff, J.J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: A.I. Malvárez y P. Kandus (Eds.), *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos*. pp 1-49. Montevideo, Uruguay. ORCYT-MAB (UNESCO).
- Neiff, J. J. y Neiff, M. (2013). Evaluación de los impactos del cambio climático sobre el ecosistema natural y la biodiversidad. (Serie Medio Ambiente y Desarrollo); *NACIONES UNIDAS - CEPAL; MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO*; 152: 1-58.
- Notario del Pino, J., Dorta Almenar, I., Rodríguez Rodríguez, A., Arbelo Rodríguez, C., Navarro Rivero, F.J., Mora Hernández, J.L., Armas Herrera, C. M. y Guerra García J.A. (2008). Analysis of the 1:5 soil: water extract in burnt soils to evaluate fire severity. *Catena* 74: 246–255.
- Pettit, N. E. y Naiman, R. J. (2007). Fire in the riparian zone: Characteristics and ecological consequences. *Ecosystems* 10: 673-687.
- Rosero Cuesta, J. y Giraldo, I. O. (2013). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. Estado del arte. *Cuaderno Activa*, 5: 59-67.
- Salvia, M., Ceballos, D., Grings, F., Karszenbaum, H. y Kandus, P. (2012). Post-fire effects in wetland environment: landscape assessment of plant coverage and soil recovery in the Paraná River Delta marshes, Argentina. *Fire Ecology*, 8(2): 17-37.

Trabajo recibido el 27/03/2023 y aceptado por el Consejo Editorial para su publicación el 12/04/2023.

COMO CITAR

Montico, S.; Di Leo, N. y Berardi, J. A. (2023) Sequía, bajante y efectos de los incendios en suelos del delta del Paraná, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, Edición Especial (2023): Bajante del río Paraná. e199. <https://doi.org/10.35305/curiham.vi.199>

ROLES DE AUTORÍA

SM y NDL contribuyeron en la concepción de la idea; SM, NDL Y JAB contribuyeron en el diseño del estudio, recolección, análisis e interpretación de los datos. Todos los autores aprobaron la versión final para ser publicada y son capaces de responder respecto de todos los aspectos del manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2023): Bajante del río Paraná de la revista Cuadernos del CURIHAM