Caracterización eco-hidrológica de la cuenca del Río Gualeguay en el período 1993-2021 a partir de sensores remotos, estadísticas agropecuarias y datos de campo.

Trabajo final presentado para optar al título de Especialista en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio de los recursos naturales y la producción agropecuaria

Federico Nicolás Minardi

Ingeniero Agrónomo - Universidad de Buenos Aires - 2014

FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano

Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires

TUTOR

Marcelo Daniel Nosetto

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Entre Ríos)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TRABAJO FINAL

Carlos Marcelo Di Bella

Ingeniero Agrónomo (Facultad de Agronomía, UBA)

Doctor del Institut National Agronomique Paris-Grignon (Paris-Francia)

Germán Baldi

Licenciado en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Magister en Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa del Trabajo Final: 18 de febrero de 2025

Índice General

1. INTRODUCCIÓN 6
2. MATERIALES Y MÉTODOS 9
2.1 Área de estudio 9
2.2 Datos de caudal del río Gualeguay 11
2.3 Datos meteorológicos 12
2.4 NDVI 14
2.5 Cálculo de la superficie agrícola y de bosque nativo 15
2.6 Análisis de datos 16
3. RESULTADOS 17
3.1 Comportamiento hidrológico de la cuenca del Río Gualeguay 17
3.2 Cambios en la cobertura vegetal y en el funcionamiento ecosistémico de la cuenca 23
4. DISCUSIÓN 27
5. CONCLUSIONES 33
6. BIBLIOGRAFÍA 34

Índice de Figuras

Figura 1. A - Ubicación de la cuenca del Río Gualeguay. B – Cuenca del Río Gualeguay en la provincia de Entre Ríos. Los límites de la misma se establecieron a partir de un modelo digital de elevación (DEM) y del punto de cierre cercano a la localidad de Rosario del Tala. 9
Figura 2. Caudal medio mensual (mm mes-1) registrado en el punto de aforo de la cuenca (Rosario del Tala, Entre Ríos). Los puntos representan los valores medios para el período 1993-2021 y las barras indican el error típico. 12
Figura 3. Relación entre NDVI MODIS y NDVI GIMMS para el período 2000-2013. Se utilizaron valores promedio mensuales correspondientes a la cuenca en estudio para cada uno de los años. ... 15
Figura 4. Caudal medio mensual del río Gualeguay (mm mes-1, eje y derecho), precipitaciones mensuales (mm mes-1), evapotranspiración de referencia ETo (mm mes-1) y la diferencia entre ambas para la serie de datos 1993-2021 (mm mes-1)(eje y izquierdo). 18
Figura 5. Variación del R2 de la relación lluvia acumulada vs. caudal para distinta cantidad de meses integrados. En el recuadro se muestra la relación entre las precipitaciones acumuladas en dos meses y el caudal..... 19
Figura 6. Caudal anual (mm año-1), precipitaciones anuales y evapotranspiración de referencia (ETo) (mm año-1) para el período 1993/94-2020/21..... 20
Figura 7. Relación entre la precipitación anual (mm año-1) o bi-anual (mm . 2 año-1) y el caudal anual (mm año-1) para el período 1993-2020..... 21
Figura 8. Relación entre la precipitación anual y caudal anual para dos períodos temporales (1993-2003 y 2010-2020) con diferencias en la superficie agrícola de la cuenca..... 21
Figura 9. Variación inter-anual de las precipitaciones anuales (mm año-1) y el coeficiente de escurrimiento (caudal/precipitación) para el período 1993-2021. En recuadro se muestra la relación entre la precipitación anual (mm año-1) y el coeficiente de escurrimiento. 22
Figura 10. Evapotranspiración real (mm año-1), evapotranspiración potencial (mm año-1) y precipitaciones (mm año-1) para el período 1993-2021. 23
Figura 11. Superficie sembrada de cultivos de verano (maíz, soja, girasol, sorgo y arroz) por año en miles de hectáreas y porcentaje de la superficie de los departamentos de Villaguay, Federal, Paraná, Tala y Nogoyá, para el período 1993-2021..... 24
Figura 12. Dinámica inter-anual del NDVI durante el período 1991-2021. En el recuadro se muestra la relación entre las precipitaciones anuales (mm año-1) y el NDVI anual..... 26
Figura 13. Variación estacional del NDVI para dos períodos temporales con diferencias en el porcentaje agrícola de la cuenca de estudio (1991-2000 y 2011-2020)..... 27

Resumen

El cambio climático y los cambios en el uso de suelo que ocurren en la llanura Chaco-Pampeana pueden afectar el funcionamiento de los ecosistemas y dejar su impronta en el comportamiento hidrológico de las cuencas hidrográficas. En particular en la provincia de Entre Ríos, aún se conservan grandes superficies de bosques nativos que están siendo transformadas en tierras agrícolas. El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización eco-hidrológica de la cuenca del Río Gualeguay (Entre Ríos, Argentina) durante el período 1993-2021, utilizando una combinación de datos provenientes de sensores remotos, estadísticas agropecuarias y mediciones de campo. El funcionamiento ecosistémico de la cuenca se caracterizó a partir del NDVI (GIMMS, MODIS) y los cambios en el uso del suelo a partir de la evolución de la superficie sembrada con cultivos de verano (SAGyP) y la determinación de la superficie de bosques nativos realizada por los Inventarios Nacionales de Bosque Nativo. La caracterización hidrológica se realizó a partir de las mediciones mensuales de caudal llevadas a cabo por la Subsecretaría de Recursos Hídricos en la estación de Rosario del Tala del río Gualeguay. Durante el período analizado, se observó un aumento significativo en la superficie agrícola (+500%), pasando del 4 a 28% de la superficie de la región. Esta expansión agrícola tuvo un impacto considerable en la superficie de bosques nativos, resultando en una pérdida de 58.000 hectáreas, lo que representa un 8,4% del total de superficie de bosque de la cuenca. Esta fuerte expansión agrícola no parece haber dejado su impronta en el comportamiento hidrológico de la cuenca, la cual presentó un rendimiento hídrico promedio de 292 mm año^{-1} (22% de las precipitaciones), no habiéndose detectado una tendencia temporal de cambio. Se observó una alta asociación entre la lluvia y el caudal anual (r^2=0.76, $p<0.01$), mientras que el caudal mensual estuvo mejor explicado por la lluvia acontecida en los dos meses previos (r^2= 0.48, $p<0.01$). Por otro lado, el NDVI tampoco arrojó una tendencia temporal de cambio, aunque sí se detectó un sutil cambio en la estacionalidad del índice (i.e. mayores valores en los meses de febrero y marzo, $p<0.01$). Si bien la expansión agrícola no parece haber afectado la hidrología de la cuenca de estudio, como sí ha ocurrido en regiones cercanas, es necesario contemplar que la misma no ha sido tan intensa, por lo que resulta necesario seguir monitoreando a futuro las transformaciones que ocurren en la misma. En este sentido, la combinación de diversas fuentes de información analizadas en un entorno de Sistemas de Información Geográfica, como la realizada en este trabajo, resulta una aproximación adecuada y eficiente para dicho objetivo.

1. Introducción

Los recursos hídricos superficiales se ven cada vez más comprometidos por el aumento de la superficie agrícola y, en general, por el cambio del uso del suelo (FAO, 2020). En los últimos 40 años la explotación de nuevas tierras para la producción de alimentos y la intensificación del uso por unidad de superficie (mediante la utilización de maquinarias y agroquímicos), significó la pérdida de áreas de vegetación nativa y, por consiguiente, la pérdida de biodiversidad, cambios en los ciclos biogeoquímicos y la pérdida de servicios ecosistémicos (Daily, 1997). El desmonte, en particular, provoca una alteración en el paisaje cambiando la cobertura y uso de la tierra. Este disturbio puede ser un proceso dinámico ya que la sucesión secundaria produce una regeneración de los ecosistemas boscosos (Sabattini y Sabattini, 2019).

Las transiciones entre cubiertas dominadas por árboles y herbáceas, que se están produciendo a un ritmo creciente en América del Sur (Paruelo et al., 2006), han mostrado tener el mayor impacto en el balance hídrico (Farley et al., 2005). Entre 1987 y 2002 en ambas márgenes del Río Uruguay tuvo lugar un proceso de transformación del territorio que derivó en una fragmentación del paisaje. Estos cambios estuvieron asociados fundamentalmente a la expansión del cultivo de soja en la provincia de Entre Ríos y de plantaciones forestales de pinos y eucaliptos en Uruguay (Baldi y Paruelo, 2006). Por otro lado, actualmente no se dispone de registros oficiales sobre el estado actual de los bosques nativos en la provincia de Entre Ríos, pero en las últimas décadas es evidente el paulatino cambio con tasa negativa en la superficie ocupada con bosques nativos y la consecuente expansión de la superficie agrícola y ganadera (Muñoz et al., 2005; Arbuet, 2012).

La expansión del cultivo de soja en Argentina y de las plantaciones forestales en Uruguay son dos de las transformaciones más importantes que han operado en los pastizales del Río de la Plata en las últimas décadas (Paruelo et al., 2006). La soja se ha convertido, en los últimos años, en el principal cultivo de Argentina, tanto en superficie implantada como en producción total. Por ejemplo, en la campaña agrícola 1993/94 se sembraron 5,8 millones de hectáreas a nivel nacional y la producción alcanzó los 11,7 millones de toneladas. En la campaña 2021/22, la superficie sembrada con esta oleaginosa se incrementó a 16 millones de hectáreas y la producción fue casi 4 veces mayor (43 millones de toneladas) que lo cosechado en 1994 (Dirección de Estimaciones Agrícolas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Argentina, https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/). En particular, en la región pampeana Argentina, la producción de soja y maíz aumentó casi 3 y 6 veces, respectivamente, durante las últimas tres décadas como resultado de una gran expansión en el área de cultivo y una mejora en el rendimiento (Whitworth-Hulse et al., 2023). A lo largo de todo el período mencionado los años extremadamente

secos o húmedos y las inundaciones prolongadas tuvieron fuertes efectos en la producción de ambos cultivos. Mientras que las inundaciones limitaron la superficie sembrada y cosechada de soja y maíz, las sequías redujeron fundamentalmente el rendimiento de ambos cultivos (Whitworth-Hulse et al., 2023).

El proceso de avance de la agricultura reemplazando a la vegetación nativa puede afectar distintos procesos hidrológicos. Los cultivos anuales, al ocupar el lote sólo durante algunos meses del año y al poseer raíces menos profundas que la de los pastizales naturales y bosques nativos, consumen generalmente menos agua a la escala anual (Nosetto, Paez, Ballesteros, et al., 2015). Paralelamente, la técnica ampliamente utilizada de siembra directa produce un suelo más compacto y con una mayor cobertura de rastrojo que reduce la evaporación del suelo (Sinclair, Salado-Navarro, Salas, et al., 2007). Los mencionados cambios en el uso del suelo y en las técnicas de producción traen como consecuencia una mayor recarga del agua subterránea, con el posterior aumento en el nivel de las napas freáticas (Viglizzo, Jobbágy, Frank, et al. 2009). Asimismo, el drenaje profundo es la principal fuente de agua que alimenta los cuerpos de agua subterránea y, junto con la escorrentía superficial, determina los rendimientos hídricos de las cuencas hidrográficas. En definitiva, los cambios en la cobertura vegetal afectan el balance hídrico y pueden tener un fuerte impacto en el funcionamiento de los ecosistemas, afectando el suministro de agua, alimentos y energía hidroeléctrica, así como también la regulación hidrológica y climática (Nosetto, Jobbágy, Brizuela, Jackson, 2011).

La región chaco-pampeana, una de las mayores llanuras del mundo, ha registrado en los últimos 50 años un fuerte ascenso en los niveles freáticos, con el consecuente aumento en la frecuencia de inundaciones (Houspanossian et al., 2023). En un trabajo reciente, también se observó un significativo aumento en el caudal del río Carcarañá en los últimos 40 años (Guerra y Nosetto, 2024). Estos patrones no han podido ser explicado por la tendencia en las precipitaciones y tendrían su origen fundamentalmente en un marcado aumento del área dedicada a la agricultura a expensas del área de pastizales, pasturas y bosques nativos (García, Badano, Menéndez, et al., 2018). A pesar de evidenciarse fuertes efectos hidrológicos producidos por los cambios en el uso del suelo no se han realizado estudios a nivel de cuenca en la provincia de Entre Ríos, que indaguen sobre el efecto de dichas transformaciones sobre el comportamiento eco-hidrológico de las mismas. Esta región es particularmente relevante ya que aún conserva una importante superficie de bosques nativos que están siendo rápidamente transformados en áreas agrícolas (MAyDS, 2022) y porque además está surcada por numerosos cursos superficiales de agua que podrían responder a dicha transformación del paisaje.

En relación a estudios hidrológicos a nivel de cuencas, los mismos han estado enfocados fundamentalmente en transiciones de pastizal a forestaciones implantadas. En este sentido, se ha observado que el establecimiento de especies como pinos y eucaliptos en pastizales naturales puede generar una reducción en el rendimiento hídrico de las cuencas como resultado de un aumento en la evapotranspiración (Zhang et al., 2001). Esto resulta de una mayor capacidad de evapotranspirar de las forestaciones (canopeos de mayor altura y conductancia aerodinámica, estación de crecimiento más prolongada) (Kelliher et al., 1993) y a una mayor capacidad de acceder al agua almacenada en el complejo suelo-roca profundo, gracias a sus sistemas radicales más extensos (Schenk y Jackson, 2002). La vulnerabilidad hidrológica de las llanuras ante cambios en el uso de la tierra es aún mayor bajo climas semiáridos a subhúmedos, en los que los rendimientos hídricos son bajos y la acumulación de sales puede llegar a ser alta. En estas condiciones, la evapotranspiración es el principal componente de pérdidas del balance de agua. Su complemento, el rendimiento hídrico, es una fracción pequeña que puede variar en un orden de magnitud, o más, ante cambios sutiles en la evapotranspiración, lo cual afecta de manera muy fuerte la cantidad de agua líquida que circula por el paisaje (Wilcox et al., 2003).

El avance de la teledetección está permitiendo analizar con mayor detalle la dinámica espacial y temporal de la vegetación en diferentes regiones y épocas. En particular, el índice de vegetación normalizado (NDVI) facilita la observación de cambios estacionales en la fenología, la productividad y la degradación de la cubierta vegetal a largo plazo (Han et al., 2021). Asimismo, también facilita analizar la relación con cambios hidroclimáticos, asociados a la precipitación, evapotranspiración, temperatura y rendimiento hídrico; estos son elementos claves del balance hídrico de diferentes ecosistemas y cubiertas vegetales (Shanghong et al., 2019). Del mismo modo, la existencia de bases de datos de NDVI de largo plazo (más de 40 años; eg. GIMMS) permite realizar estudios temporales muy valiosos y asociarlos con datos hidrológicos a nivel de cuenca.

La cuenca del río Gualeguay, en el centro de la provincia de Entre Ríos, se ubica en la zona de transición entre la región pampeana y el Espinal. Dicha cuenca posee en la sección próxima a la localidad de Rosario del Tala una estación de mediciones hidrométricas mantenida por la Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación. La misma forma parte del Sistema Nacional de Información Hídrica (Ministerio de Obras Públicas, Argentina, https://www.argentina.gob.ar/obras-publicas), por lo tanto, está siendo monitoreada continuamente y sus datos diarios del caudal del río Gualeguay están disponibles desde hace más de 30 años. En los sectores de la cuenca más cercanos al río se realizan principalmente actividades de ganadería de cría, mientras que en los sectores más alejados predomina la agricultura (Díaz, Romero, Boschetti y Duarte, 2009). Los cambios

acontecidos en la región chaco-pampeana relacionados tanto a cambios en el uso del suelo a partir del avance de la agricultura como así también modificaciones en las variables climáticas, también aplican para la cuenca del río Gualeguay bajo estudio. Por ejemplo, se ha encontrado un aumento significativo de las lluvias de alrededor de 150 mm promedio en toda la región para el período 1916-1991 (Castañeda y Barros, 1994). Cuando los análisis se extienden hasta el año 2002 o 2005 muestran que no se revirtió la tendencia, sin embargo, los incrementos mayores se concentraron entre 1960 y 1990 (Boulanger et al., 2005).

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar el funcionamiento eco-hidrológico de la cuenca del río Gualeguay a partir de mediciones de caudal y análisis de imágenes satelitales, caracterizando tanto las variaciones estacionales, como las tendencias de largo plazo para los últimos 30 años. Para lograr esto se analizaron distintas variables ambientales (precipitación, NDVI, uso del suelo) y su relación con el escurrimiento ocurrido en la cuenca. Asimismo, se analizaron los cambios en la superficie agrícola a partir de estadísticas agropecuarias y su relación con el cambio en la superficie de bosques nativos ocurrido en la misma.

2. Materiales y Métodos

2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca del Río Gualeguay y se encuentra localizada en el centro de la provincia de Entre Ríos, República Argentina (Figura 1). Posee una sección próxima a la localidad de Rosario del Tala como punto de cierre, considerando el límite entre los tramos medio e inferior del río.

A. B.

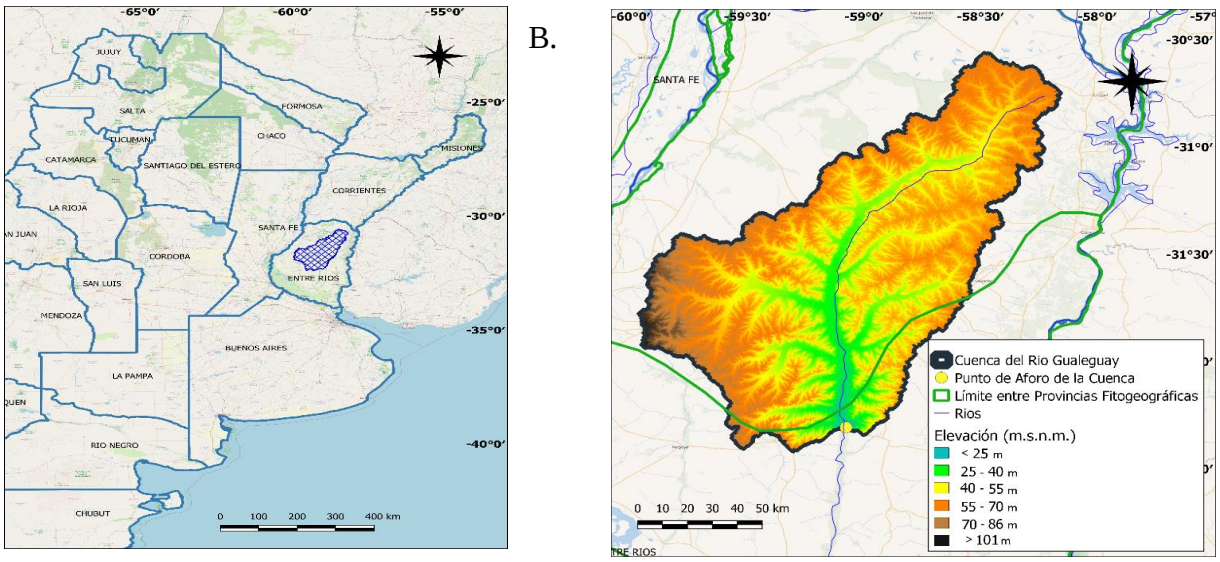

Figura 1. A - Ubicación de la cuenca del Río Gualeguay. B – Cuenca del Río Gualeguay en la provincia de Entre Ríos. Los límites de la misma se establecieron a partir de un modelo digital de elevación (DEM) y del punto de cierre cercano a la localidad de Rosario del Tala.

Localizada en un área de llanura ligeramente ondulada que presenta un sistema de cuchillas intercaladas con áreas deprimidas, la cuenca tiene una superficie aproximada de 16.000 km^2. La precipitación anual media es de 1311 mm, siendo el período octubre-abril el más lluvioso, concentrando el 74% de la lluvia anual (Bianchi y Goniadzki, 2012). Estas altas precipitaciones obedecen a la convergencia periódica de distintas masas de aire: una que ingresa como vientos del Noreste, mayor en verano por el desplazamiento hacia el sur del anticiclón del Atlántico Sur, y otras de origen continental (S.O.), marítimo (S.O.), o polar. Las precipitaciones anuales crecen de Suroeste a Noreste, ya que en el suroeste de la cuenca la lluvia media es de 1250 mm anuales y hacia el centro- norte se aproxima a 1350 mm $año^{-1}$ (INTA, 1990). El caudal medio anual del río Gualeguay en la estación de medición de Rosario del Tala es de 165 m^3 seg^{-1} para el período 1993 - 2010 (Goniadzki et al., 2012). La región posee un clima subtropical húmedo de llanura que se caracteriza por inviernos suaves. La amplitud térmica media diaria no excede los 13 ºC y el alto grado de humedad del aire reduce su oscilación diaria. Los suelos predominantes en los interfluvios son los vertisoles, seguidos por los molisoles y los alfisoles, mientras que en los valles de inundación predominan los inceptisoles y los entisoles (Panigatti, 2012). En cuanto a la textura, predominan los suelos arcillo-limosos seguidos por los franco arcillo-limosos (Cerana et al., 2006). La pendiente media del cauce es de 0,07 m/km.

Esta cuenca, al cubrir una gran parte de la provincia, es la que presenta mayor variedad de tipos de suelos. Su importancia está dada por la alta fertilidad de los mismos, los cuales son propicios en una gran parte para la agricultura y ganadería, teniendo como inconveniente en algunos sectores un alto proceso erosivo. La zona cercana al río Gualeguay se destina a la cría de ganado, ya que las tierras aledañas al río son más difíciles de labrar por sus características. En áreas alejadas del curso principal las condiciones del suelo se tornan más propicias para el desarrollo de actividades agrícolas. La producción agrícola está representada mayormente por los cultivos de soja, maíz, girasol, sorgo y arroz, que son los denominados “cultivos de verano”. El ciclo de las mencionadas producciones comienza en septiembre-octubre y finaliza en abril-mayo. Cabe destacar que en algunos lotes se produce trigo, cebada y colza (“cultivos de invierno”) entre los meses de junio y diciembre. El sistema de labranza mayoritariamente utilizado es el de “siembra directa” que consiste de una técnica de cultivo sin arado evitando la alteración del suelo. La producción avícola también adquiere relevancia en la región, teniendo su centro en los departamentos de Paraná, Concepción del Uruguay y Concordia. Finalmente, la actividad apícola también tiene un desarrollo importante en la provincia, desarrollándose principalmente en los departamentos de Gualeguaychú, Concordia y Paraná (Engler, Rodriguez, Cancio, Handloser, Vera, 2008). Vale destacar que dentro

de la cuenca también es muy importante la producción de arroz, la cual está ligada a la práctica de riego. La principal fuente de agua para riego es de origen subterráneo, proveniente de un acuífero de gran calidad denominado Acuífero Guaraní. Este acuífero se extiende en el subsuelo de la región nororiental del territorio provincial (Consejo Empresario de Entre Ríos, 2004).

La mayor parte de la cuenca se ubica dentro de la provincia fitogeográfica del Espinal, mientras que el extremo sur corresponde a la provincia Pampeana. En el espinal predomina el bosque xerófilo, pero también hay palmares, sabanas graminosas y estepas. Las especies leñosas que se destacan son el ñandubay, algarrobo, espinillo y tala. Cabe destacar la presencia del caranday que es una palmera de poca altura, pudiendo formar asociaciones puras o hallarse mezclada en el bosque. El estrato herbáceo es rico en gramíneas como *Stipa sps.*, *Setaria caespitosa*, *Paspalum*, *Briza*, etc. A nivel de comunidades botánicas, la más conspicua es el palmar de Yatay. La zona sur de la cuenca, perteneciente a la provincia Pampeana, está compuesta principalmente por pastizales. Las especies predominantes suelen ser flechillas como *Stipa naesiana y Stipa tenuissima*, *Poa lanígera y Eragrostis cilianensis.* También son muy abundantes, y a veces dominantes, *Briza subaristata*, *Melica brasiliana*, *Paspalum dilatatum*, etc. Además, entre los pastos, aparecen especies de arbustos de baja altura como el mio-mio *(Baccharis coridifolia)*, la carquejilla *(Baccharis articulata)* y los quiebra-arados *(Heima salicifolia)*. Cabe destacar también la presencia de algunas especies leñosas como el algarrobo *(Prosopis alba)*, el tala *(Celtis spinosa)* y el ombú *(Phytolacca dioica)* (Cabrera, 1976).

Para realizar la caracterización eco-hidrológica de la cuenca se analizaron para el período 1993 - 2021 los datos de caudal del río Gualeguay, las precipitaciones diarias, el NDVI, la superficie sembrada en cada uno de los departamentos de la provincia abarcados dentro de la cuenca, como así también la superficie de bosques nativos para dos fechas dentro de este período (2006 y 2019).

2.2 Datos de caudal del río Gualeguay

Las series de datos de caudal fueron obtenidos del Sistema Nacional de Información Hídrica (Ministerio de Obras Públicas, Argentina, https://www.argentina.gob.ar/obras-publicas). El lugar de medición es sobre el río Gualeguay, en un punto cercano a la localidad de Rosario del Tala. Dichos datos se ofrecen en forma de Caudal Medio Diario (m^3 seg^{-1}), los cuales fueron expresados en lámina de agua (mm t^{-1}), teniendo en cuenta la superficie de la cuenca del río Gualeguay. El análisis de los datos se realizó por año hidrológico, es decir, comenzando en el mes de septiembre y finalizando en agosto del año siguiente, de esta manera se tuvo en cuenta la estacionalidad del

caudal. Se tomó esta decisión debido a que septiembre es el mes de menor caudal medio de todo el año (Figura 2). Cabe destacar que no se informaron los datos correspondientes a la serie 2015/16, por lo que no se consideraron en el análisis. La cuenca del río Gualeguay se delimitó mediante el software Quantum GIS versión 3.16.4 (QGIS Development Team 2021) con el complemento r.watershed, utilizándose los Modelos Digitales de Elevación (DEM) provistos por el Instituto Geográfico Nacional (IGN), con una resolución espacial de 30 metros (https://www.ign.gob.ar/).

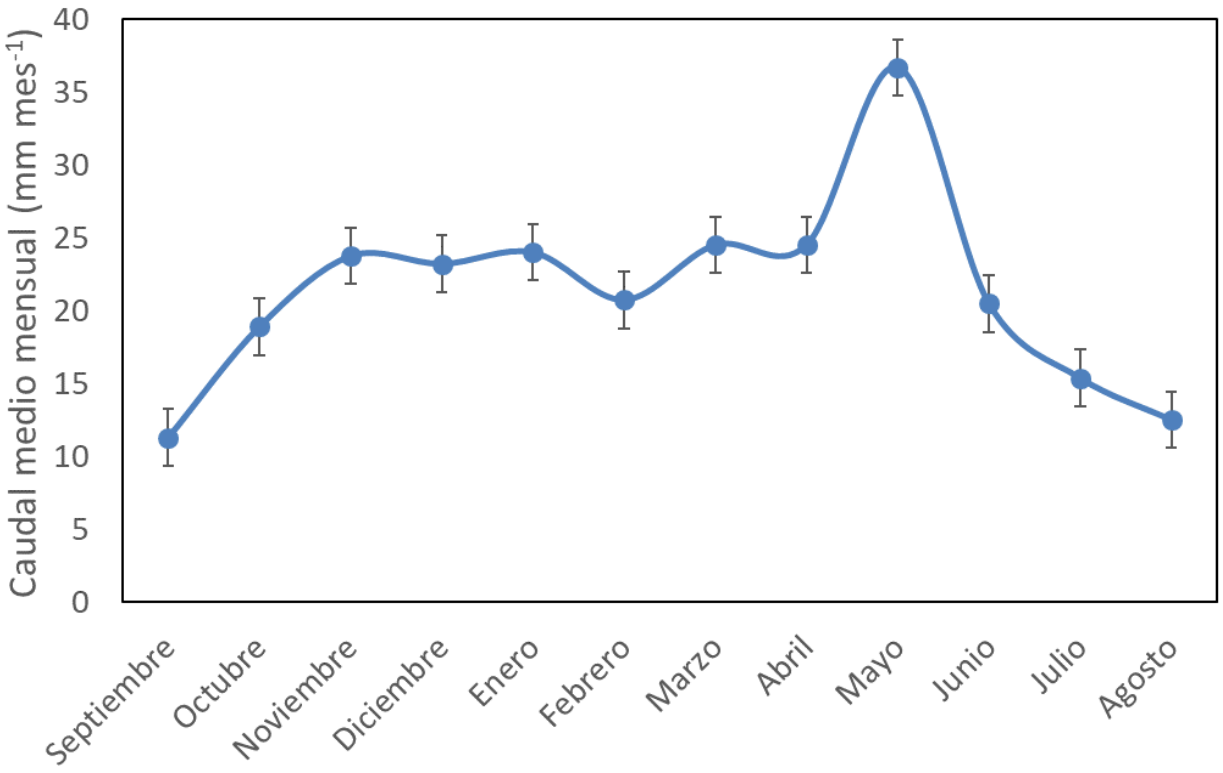

Figura 2. Caudal medio mensual (mm mes-1) registrado en el punto de aforo de la cuenca (Rosario del Tala, Entre Ríos). Los puntos representan los valores medios para el período 1993-2021 y las barras indican el error típico.

2.3 Datos meteorológicos

Para obtener las precipitaciones ocurridas en la cuenca bajo estudio se utilizaron las series temporales de precipitaciones de CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data, https://www.chc.ucsb.edu/data/chirps). La estimación de la precipitación de CHIRPS no está ligada únicamente a estaciones meteorológicas, sino que combina los datos provenientes de estaciones meteorológicas con estimaciones de precipitación basadas en satélites de la NASA y NOAA. Con esta fusión de recursos se evita el sesgo que sufren las estimaciones de los pluviómetros en zonas rurales (por escasez de estaciones) y las estimaciones de datos satélites en

territorios complejos obteniendo un producto mixto mejorado. Se descargó mediante la plataforma Climate Engine la precipitación diaria media para toda la cuenca del río Gualeguay, con una resolución espacial de 4.800 metros para el período 1993-2021. Los valores diarios luego se utilizaron para calcular los valores mensuales y anuales, empleados en análisis posteriores. Cabe destacar que se utilizó CHIRPS porque abarca la totalidad del período analizado en el presente trabajo, además la estimación de las precipitaciones combina los datos provenientes de estaciones meteorológicas con estimaciones basadas en satélites. El producto Precipitaciones Mensuales de la República Argentina (PMRAv1) no estaba disponible al momento de realizar el presente trabajo. Por otra parte, CHIRPS posee mejor detalle en su resolución espacial en comparación con ERA5-LAND (4,8km vs 9km).

La evapotranspiración de referencia fue obtenida de la base de datos de TerraClimate (https://www.climatologylab.org/terraclimate.html). La misma posee datos meteorológicos a escala mensual desde 1958. La variable descargada fue la evaporación de referencia (ETo) también llamada evapotranspiración potencial. La misma se define como la cantidad máxima de agua que puede evaporarse en un clima dado por una cubierta vegetal continua bien dotada de agua. Es un proceso combinado que comprende la evaporación de todos los tipos de superficie (agua-vegetación-suelo) y la transpiración de las plantas en un intervalo de tiempo dado y en una región determinada y se expresa en lámina de agua (mm). En la evapotranspiración de referencia influyen únicamente factores meteorológicos (radiación, temperatura, velocidad del viento, y humedad relativa). Debido a la dificultad para medir esta variable, generalmente se calcula por medio de ecuaciones calibradas con datos reales medidos bajo condiciones controladas. Se descargó mediante la plataforma Climate Engine la evapotranspiración de referencia mensual (ETo) para toda la cuenca del río Gualeguay con una resolución espacial de 4.000 metros para el período 1993-2021. Cabe destacar que, si bien hay otras fuentes de datos alternativas, se tomaron de TerraClimate porque sus datos están disponibles desde el año 1958 hasta la fecha, cubriendo de esta forma todo el período de estudio (1993-2021). No se exploró el producto MODIS16A2 porque hubiera sido necesario realizar una transformación o extrapolación de datos ya que los mismos no cubren todo el período analizado en el presente trabajo. Cabe destacar que los datos de evapotranspiración del producto mencionado se ofrecen a partir del año 2001. Además, trabajos previos no mostraban una buena performance del producto de evapotranspiración actual de MODIS para la región de estudio (Marcelo Nosetto, comunicación personal). Algo similar ocurre con el producto PML (Penman-Monteith-Leuning) el cual está disponible para el período 2000-2017 y, por lo tanto, no cubre todo el período de estudio.

2.4 NDVI

A fin de caracterizar la dinámica de la vegetación en la cuenca se trabajó con el índice de vegetación NDVI. Este índice, (del inglés Normalized Difference Vegetation Index) (Tucker, 1979) es uno de los más utilizados para estudios de la vegetación, dado que en diversos trabajos se han determinado relaciones significativas entre el mismo y aspectos claves de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, como el contenido de biomasa (Tucker et al., 1985), el índice de área foliar (Steltzer y Welker, 2006), o la cobertura vegetal (Gaitán et al., 2013). Asimismo, distintos trabajos también han mostrado que la integral anual del NDVI está fuertemente relacionada con la productividad primaria neta aérea del ecosistema (Tucker et al., 1985; Prince, 1991; Paruelo et al., 1997) que, a su vez, está estrechamente relacionada con el flujo de energía y el ciclo del carbono y nutrientes (Chase et al., 2000). Por lo tanto, la productividad primaria ha sido considerada como un atributo clave de los ecosistemas dado que integra varios aspectos funcionales de éstos (McNaughton et al., 1989).

Este índice combina información del espectro infrarrojo cercano (IR) y rojo (R), de manera tal que NDVI = (IR-R)/(IR+R). El mencionado índice se obtuvo a partir del sensor AVHRR, a partir del cual se genera el producto GIMMS (Global Inventory Monitoring and Modeling System). Dicho producto satelital es ampliamente utilizado para caracterizar la vegetación terrestre a lo largo del tiempo. El mismo fue desarrollado por científicos de la NASA y la Universidad de Maryland en la década de 1990. El producto GIMMS utiliza datos de satélite para medir la densidad de la vegetación en todo el mundo a intervalos de 16 días. Estos datos se utilizan para monitorear cambios en la vegetación a largo plazo, como la deforestación, la desertificación y los efectos del cambio climático (Fensholt; Proud, 2012).

El producto GIMMS cubre toda la superficie terrestre, lo que lo hace ideal para estudios de vegetación a escala global. Además, los datos están disponibles desde el año 1981, permitiendo analizar cambios en la vegetación a largo plazo. Por otra parte, proporciona datos de la vegetación a intervalos de 16 días, logrando un seguimiento detallado de los cambios estacionales. Sin embargo, posee algunas desventajas ya que el producto GIMMS tiene una baja resolución espacial, lo que significa que no puede proporcionar detalles de la vegetación en áreas pequeñas. Además, puede tener dificultades para medir la vegetación en áreas con alta cobertura de nieve, ya que la nieve puede reflejar la luz de manera diferente a la vegetación. Dicho sensor se ve afectado por otros factores ambientales, como la humedad del suelo y la temperatura, lo que puede alterar la precisión de las mediciones (Wu et al., 2014).

Para este trabajo, se calcularon los valores medios para toda la cuenca del Río Gualeguay con una resolución espacial de 9.200 metros y resolución temporal de 16 días. Cabe destacar que los datos disponibles de GIMSS abarcan el período 1991-2013, por lo que para el resto de los años del período de estudio se realizó una transformación del NDVI de MODIS mediante una regresión. Se decidió utilizar la información disponible de MODIS ya que cubre el período faltante (2013-2021) de datos GIMMS. Para realizar la transformación desde MODIS a GIMMS primeramente se elaboró la relación a nivel mensual para el período en que se superponen ambos productos (2000-2013) lo cual dio como resultado un ajuste aceptable (R^2=0,63; RMSE = 0.05) (Figura 3). Luego, se tomaron los promedios mensuales de NDVI de MODIS y se ingresó a la fórmula de transformación para poder obtener los valores para los años faltantes (2013-2021).

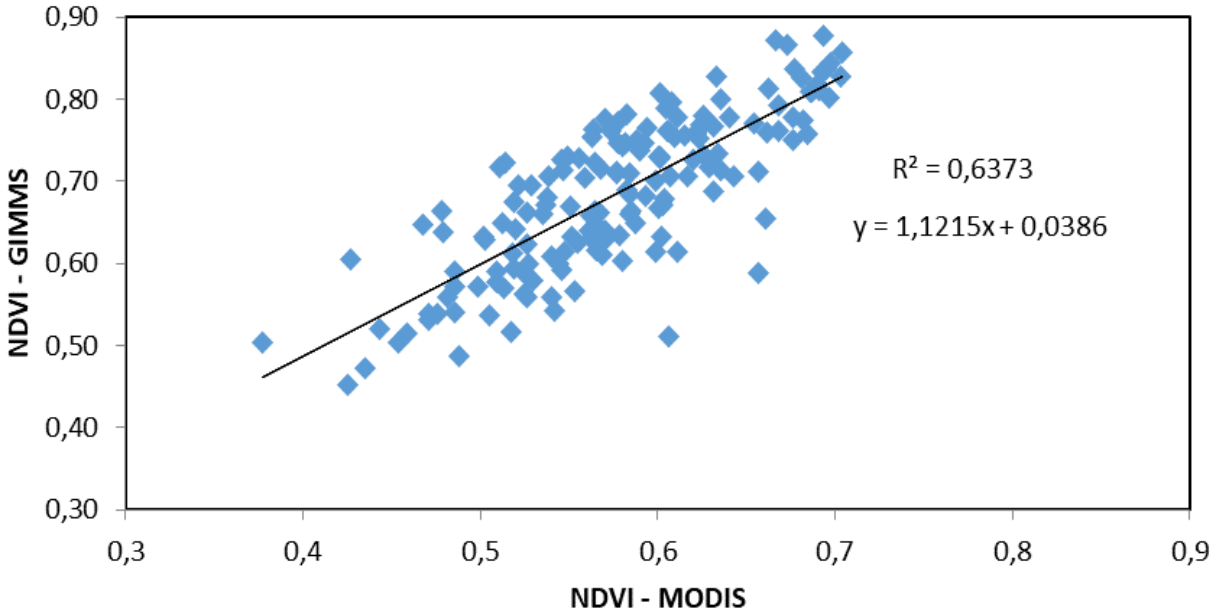

Figura 3. Relación entre NDVI MODIS y NDVI GIMMS para el período 2000-2013. Se utilizaron valores promedio mensuales correspondientes a la cuenca en estudio para cada uno de los años.

2.5 Cálculo de la superficie agrícola y de bosque nativo

A fin de caracterizar los cambios en la superficie agrícola en la zona de estudio, se obtuvieron los datos de la superficie sembrada de los cultivos de soja, maíz, girasol, sorgo y arroz de los departamentos de Villaguay, Federal, Paraná, Tala y Nogoyá para el período analizado (1993-2021). La superficie que ocupa cada uno de los mencionados departamentos en la cuenca es la siguiente: Villaguay 40,54%; Federal 17,93%; Paraná 9,70%; Tala 9,19% y Nogoyá 6,11%. Los

datos de la superficie sembrada fueron obtenidos de la Dirección de Estimaciones Agrícolas de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Argentina (https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/). Por otro lado, se utilizó información de la superficie de bosques nativos surgida en el marco de la ley de Bosques del año 2006 y, en paralelo, se trabajó con la superficie deforestada en el período 2006-2019 (Primer y Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Argentina, 2005 y 2019). Cabe destacar que al momento de comenzar a analizar los datos el producto MapBiomas no estaba disponible (está a disposición a partir del año 2024). Por este motivo se tomó la decisión de utilizar fuentes de datos que se creían más confiables en ese momento para caracterizar los cambios en el uso del suelo. Por un lado fueron los inventarios de bosques nativos y por el otro las estadísticas agropecuarias de la Secretaría de Agricultura.

2.6 Análisis de datos

Los valores de caudal medio mensual (m^3 seg^{-1}) fueron transformados a lámina de agua (mm mes^{-1}). Para realizar este proceso se tomaron los valores mensuales de caudal y se afectaron por la superficie de la cuenca (1.604.694 ha). Posteriormente se calculó el coeficiente de escurrimiento como la relación escurrimiento/precipitación. En este caso se tomaron los valores acumulados anuales de ambas variables por año hidrológico, es decir comenzando en septiembre y finalizando en agosto.

Se analizaron las tendencias temporales de las variables hidrológicas y del NDVI, mediante regresión lineal. Asimismo, se analizó la relación entre el escurrimiento, las precipitaciones y la evapotranspiración de referencia, para lo cual se tomaron los datos por año hidrológico y, mediante una regresión lineal, se obtuvo la relación entre ambas. Posteriormente, se realizó el mismo análisis, pero incorporando además las precipitaciones del año anterior. También se analizó la respuesta del caudal anual frente a las precipitaciones para dos períodos de tiempo (1993-2003 y 2010-2020), a fin de analizar si los cambios de cobertura vegetal en la cuenca ocurridos en el transcurso del período de análisis dejaron su impronta en la respuesta del escurrimiento a la lluvia. Finalmente, se evaluó a escala mensual la relación entre el escurrimiento y las precipitaciones. Este análisis se realizó considerando períodos mensuales crecientes de integración, desde un mes hasta doce meses.

A fin de evaluar cambios en el funcionamiento del ecosistema a partir del NDVI, se analizaron distintas métricas de dicho índice para la primera y última década del período de estudio (1991-

2000 y 2011-2020) por año hidrológico. En dichos períodos se calcularon los valores medios, mínimos, máximos y la amplitud relativa (máx-min/media).

3. Resultados

3.1 Comportamiento hidrológico de la cuenca del Río Gualeguay

El análisis del caudal a la escala mensual mostró una alta variación estacional con valores máximos que triplicaron los registros mensuales mínimos (Figura 4). Del registro del caudal medio mensual para la serie de años 1993-2021 se observó que los mínimos ocurrieron en agosto y septiembre (11 mm mes^{-1}), luego aumentaron hasta valores cercanos a 22 mm mes^{-1} y se mantuvieron relativamente estables hasta abril. En mayo ocurrió el pico de caudal (37 mm mes^{-1}) y posteriormente se produjo un descenso brusco en junio y continuó decreciendo, pero más levemente hasta agosto.

La precipitación también mostró una marcada estacionalidad, de similar magnitud que el caudal. Los menores valores se registraron en el invierno (junio-agosto), con registros que fluctuaron entre 37 y 56 mm mes^{-1}. A partir de septiembre se registró un aumento más notorio de la precipitación, alcanzando en octubre un pico cercano a los 137 mm mes^{-1}. Posteriormente y hasta abril, se registraron oscilaciones menores en la precipitación mensual, fluctuando entre 117 y 129 mm mes^{-1}. A partir de mayo se observó una caída de las precipitaciones hasta el mínimo registrado en el mes de julio.

La evapotranspiración de referencia (ETo) presentó el valor mínimo en el mes de junio (40 mm mes^{-1}) y luego se incrementó de manera sostenida hasta enero en donde se observa el valor máximo (180 mm mes^{-1}). Luego, se produjo una caída constante hasta junio. La diferencia entre las precipitaciones y la evapotranspiración de referencia puede observarse con los valores más negativos entre noviembre (- 37 mm mes^{-1}) y febrero (- 26 mm mes^{-1}). A partir de marzo, el balance se revierte, observándose registros positivos entre dicho mes y hasta junio.

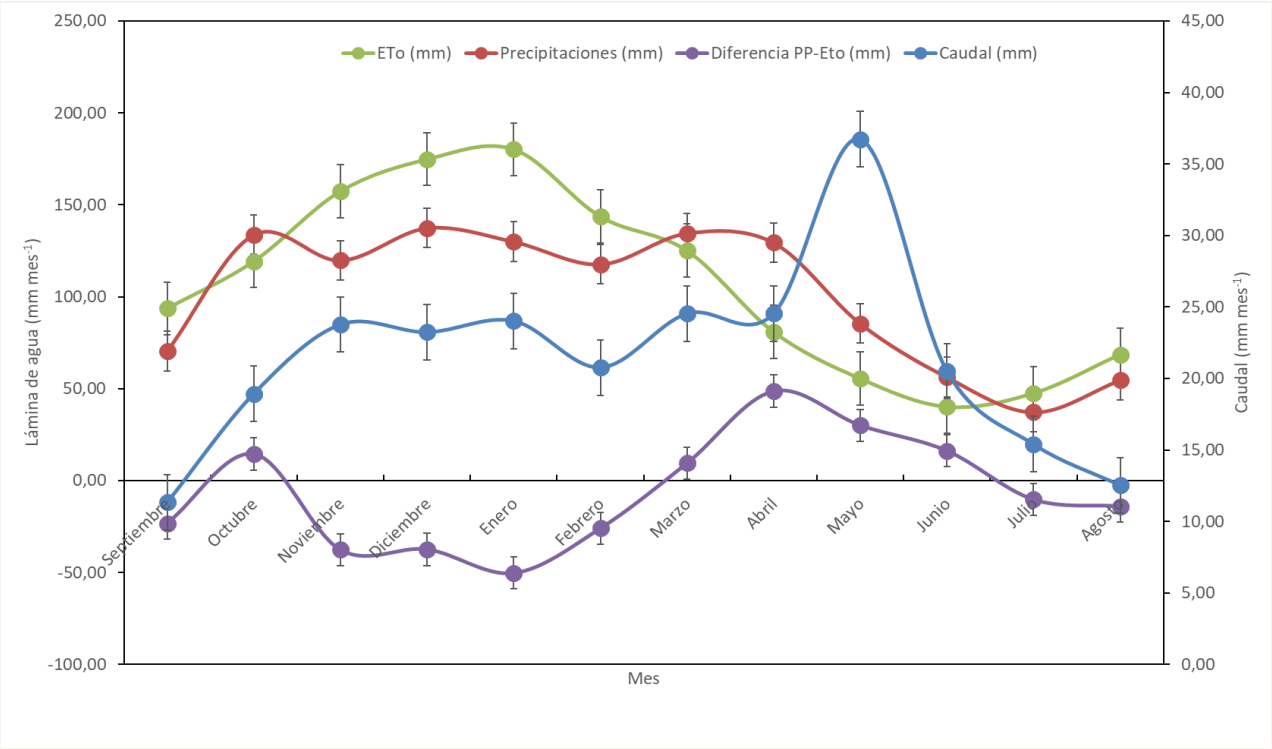

Figura 4. Caudal medio mensual del río Gualeguay (mm mes-1, eje y derecho), precipitaciones mensuales (mm mes-1), evapotranspiración de referencia ETo (mm mes-1) y la diferencia entre ambas para la serie de datos 1993-2021 (mm mes-1)(eje y izquierdo).

La lluvia ocurrida en el mes explicó sólo el 32% de la variabilidad observada del caudal mensual. La integración de la lluvia ocurrida en el mes anterior aumentó considerablemente el porcentaje explicado de la variabilidad del caudal mensual al 48%. La integración de un mayor número de meses disminuyó el ajuste de la relación entre el caudal mensual y la lluvia acontecida en los meses previos (Figura 5).

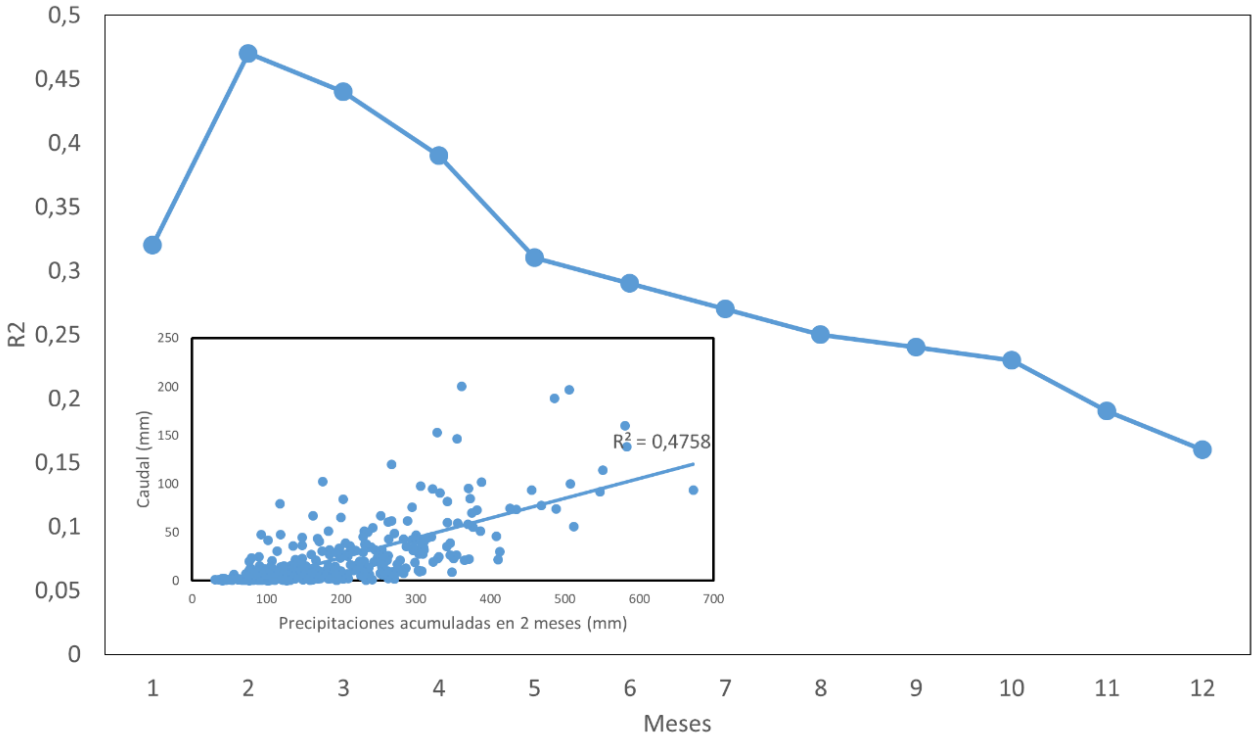

Figura 5. Variación del R2 de la relación lluvia acumulada vs. caudal para distinta cantidad de meses integrados. En el recuadro se muestra la relación entre las precipitaciones acumuladas en dos meses y el caudal.

A partir del análisis de los valores anuales para todo el período de análisis (1993-2021) se obtuvo que el caudal anual promedio fue de 292 mm año^{-1} y fluctuó entre 28 mm año^{-1} (1996/97) y casi 1000 mm año^{-1} (2002/03). También se observó un muy bajo caudal en el año 2008/09 (38,28 mm año^{-1}) el cual coincide con una de las sequías más extremas de las últimas décadas (Figura 6). Cabe recordarse que no se informaron los datos correspondientes a la serie 2015/16. El coeficiente de variación del caudal medio anual para todo el período de estudio fue del 73%, notoriamente superior que el correspondiente a la lluvia anual (24%). No se observaron tendencias temporales significativas para la precipitación anual ni para el caudal ($p>0.1$).

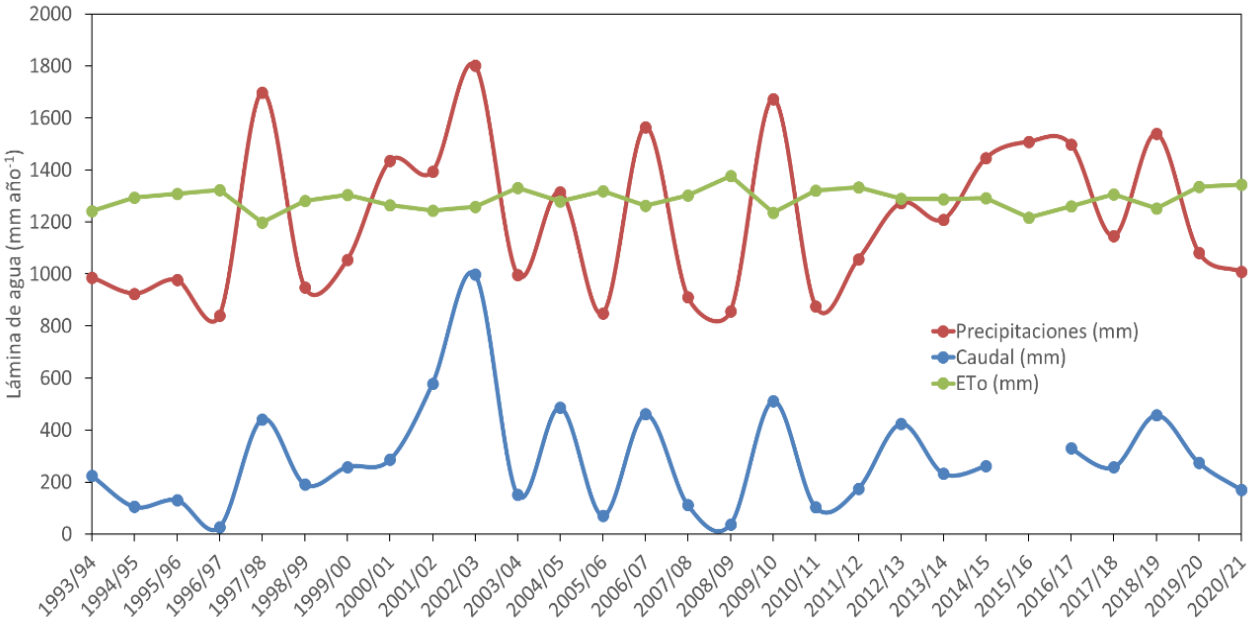

Figura 6. Caudal anual (mm año-1), precipitaciones anuales y evapotranspiración de referencia (ETo) (mm año-1) para el período 1993/94-2020/21.

El caudal anual tuvo una respuesta lineal ante la lluvia anual acontecida. La lluvia anual explicó el 74% de la variabilidad en el caudal anual ($p<0.01$), mientras que la incorporación de la lluvia del año previo no mejoró la explicación del modelo de regresión ($r^2=0.40$, $p<0.01$) (Figura 7). A partir del modelo ajustado se puede estimar que el rendimiento hídrico de la cuenca sería nulo (i.e. el río no tiene caudal) cuando la lluvia anual fuese de 730 mm año^{-1}, lo que representa un 40% menos que el valor medio de lluvia del período (1200 mm año^{-1}). Al analizar la respuesta del caudal anual a la lluvia anual para dos períodos diferentes, uno reciente con mayor superficie agrícola (28,03% de superficie agrícola, 2010-2020) y uno antiguo con menor superficie agrícola (4,59% de superficie agrícola, 1993-2003), no se observaron diferencias en las regresiones ajustadas, no siendo las pendientes y las ordenadas al origen estadísticamente diferentes entre ellas (Figura 8).

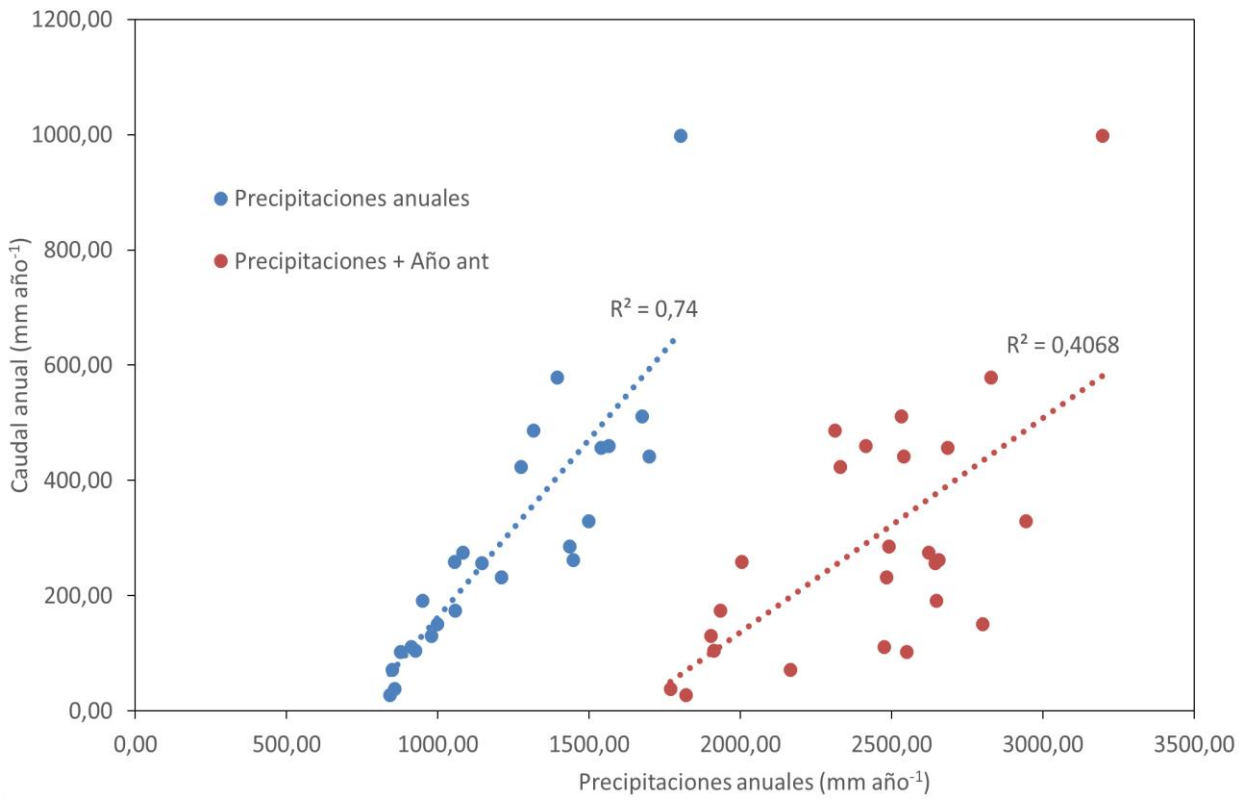

Figura 7. Relación entre la precipitación anual (mm año-1) o bi-anual (mm . 2 año-1) y el caudal anual (mm año-1) para el período 1993-2020.

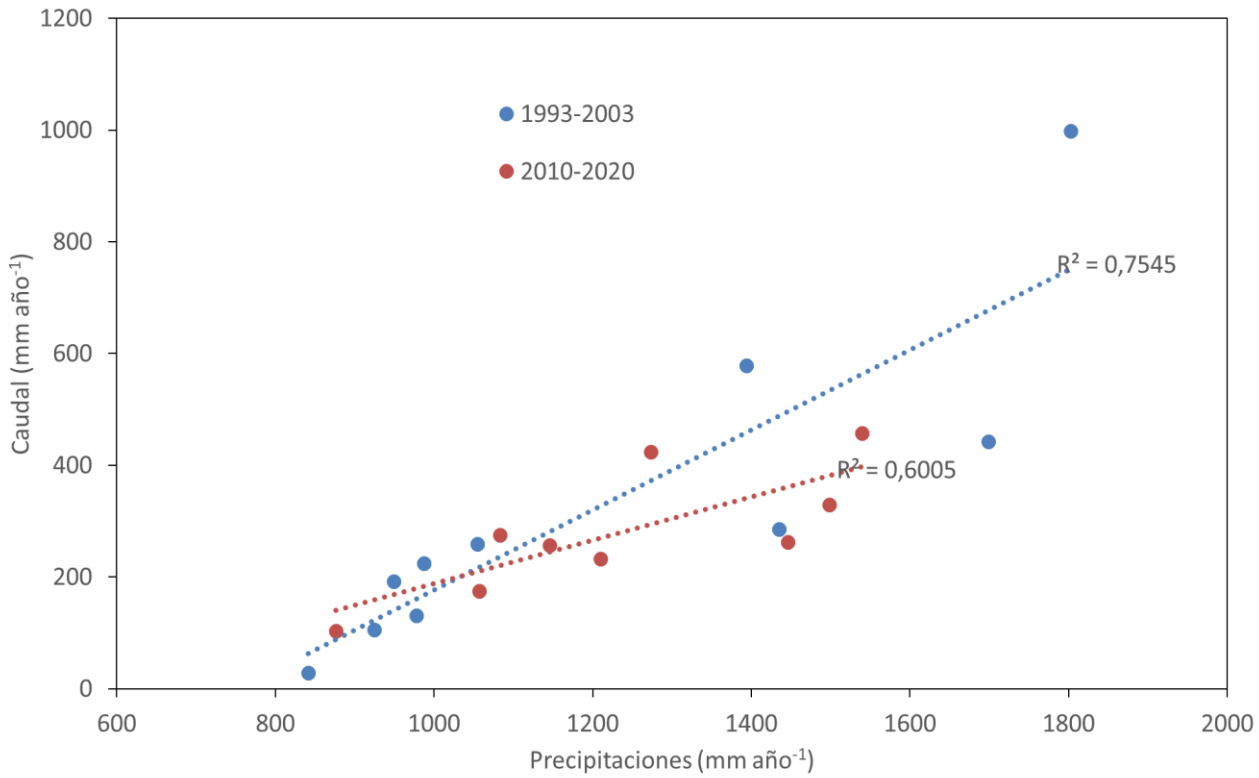

Figura 8. Relación entre la precipitación anual y caudal anual para dos períodos temporales (1993-2003 y 2010-2020) con diferencias en la superficie agrícola de la cuenca.

En promedio para el período de estudio, el 22% de las precipitaciones ocurridas en la cuenca se transformaron en el caudal del río Gualeguay. A lo largo del período de estudio, este coeficiente de escurrimiento varió entre 55% (2002/03) y 3,3% (1996/97). El valor más alto de este coeficiente se registró en el año 2002/03, período en que se registró el mayor nivel de precipitación en la cuenca (1800 mm año^{-1}). Por otro lado, el menor registro se dio en el año 1996/97, donde se registró el menor nivel de lluvias (841 mm año^{-1}). Otro valor bajo visualizado fue en el año 2008/09 que también fue un año seco (Figura 9). Puede observarse que tanto las precipitaciones como el coeficiente de escurrimiento tuvieron un comportamiento de alta variabilidad interanual, y de igual forma que con la precipitación, no se detectó una tendencia temporal significativa ($p>0.1$) para el coeficiente de escurrimiento. La relación entre la precipitación anual y el coeficiente de escurrimiento mostró una correlación positiva significativa ($R^2 = 0,58$, $p<0.01$), lo que indica que a mayor nivel de precipitaciones en la cuenca mayor es la proporción de la misma que se transforma en caudal.

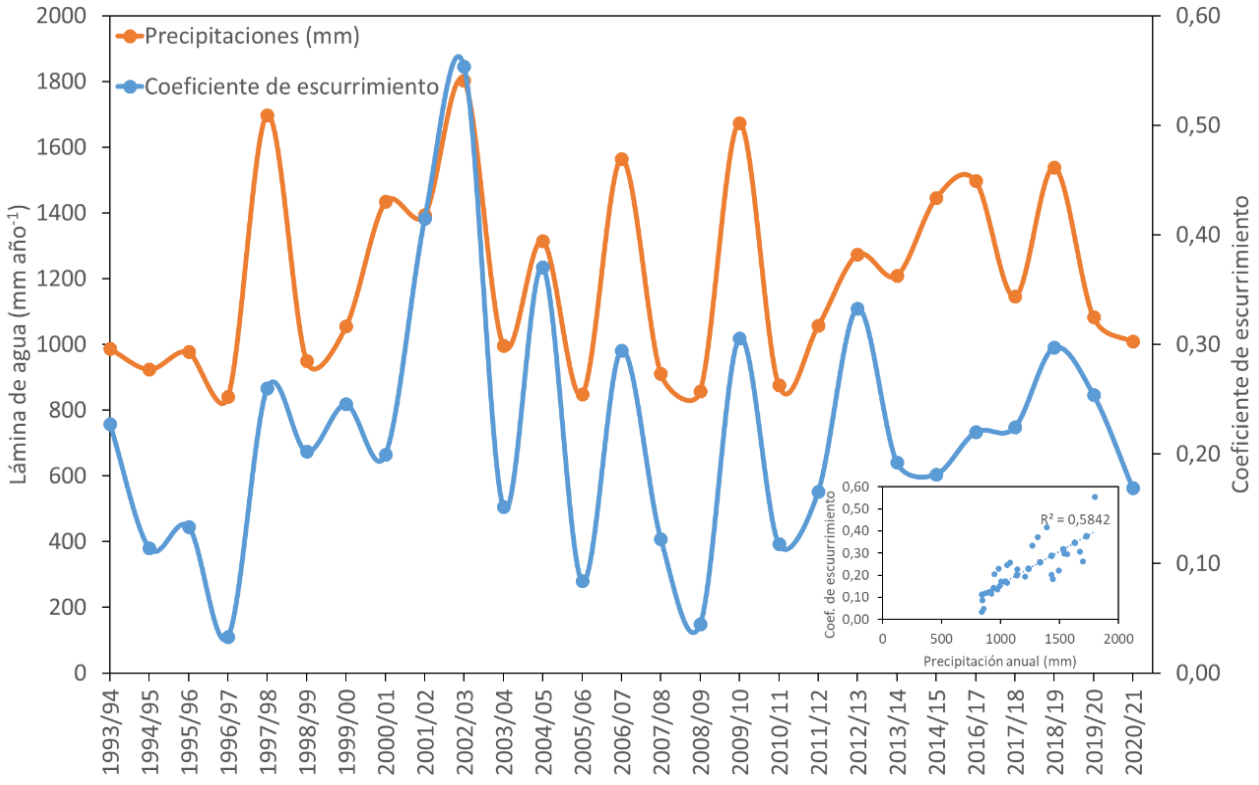

Figura 9. Variación inter-anual de las precipitaciones anuales (mm año-1) y el coeficiente de escurrimiento (caudal/precipitación) para el período 1993-2021. En recuadro se muestra la relación entre la precipitación anual (mm año-1) y el coeficiente de escurrimiento.

Una estimación aproximada de la evapotranspiración real anual (ET_{real}), realizada a partir de la diferencia entre la precipitación y el caudal anual, mostró una alta variación inter-anual. Cabe destacar que esta estimación no tiene en cuenta la variación de almacenaje que ocurre en la cuenca entre un año y otro. La ET_{real} para el período de estudio fluctuó entre 750 y 1250 mm año^{-1}, y tuvo un valor promedio de 911 mm año^{-1}. Es interesante notar que salvo en el año 1997-98, la ET_{real} fue claramente menor que la ET_0, denotando el carácter subhúmedo de la región. En promedio para el período de estudio la diferencia entre la ET_{real} y la ET_0 fue de -380 mm año^{-1} y fluctuó entre 57 y -560 mm año^{-1}.

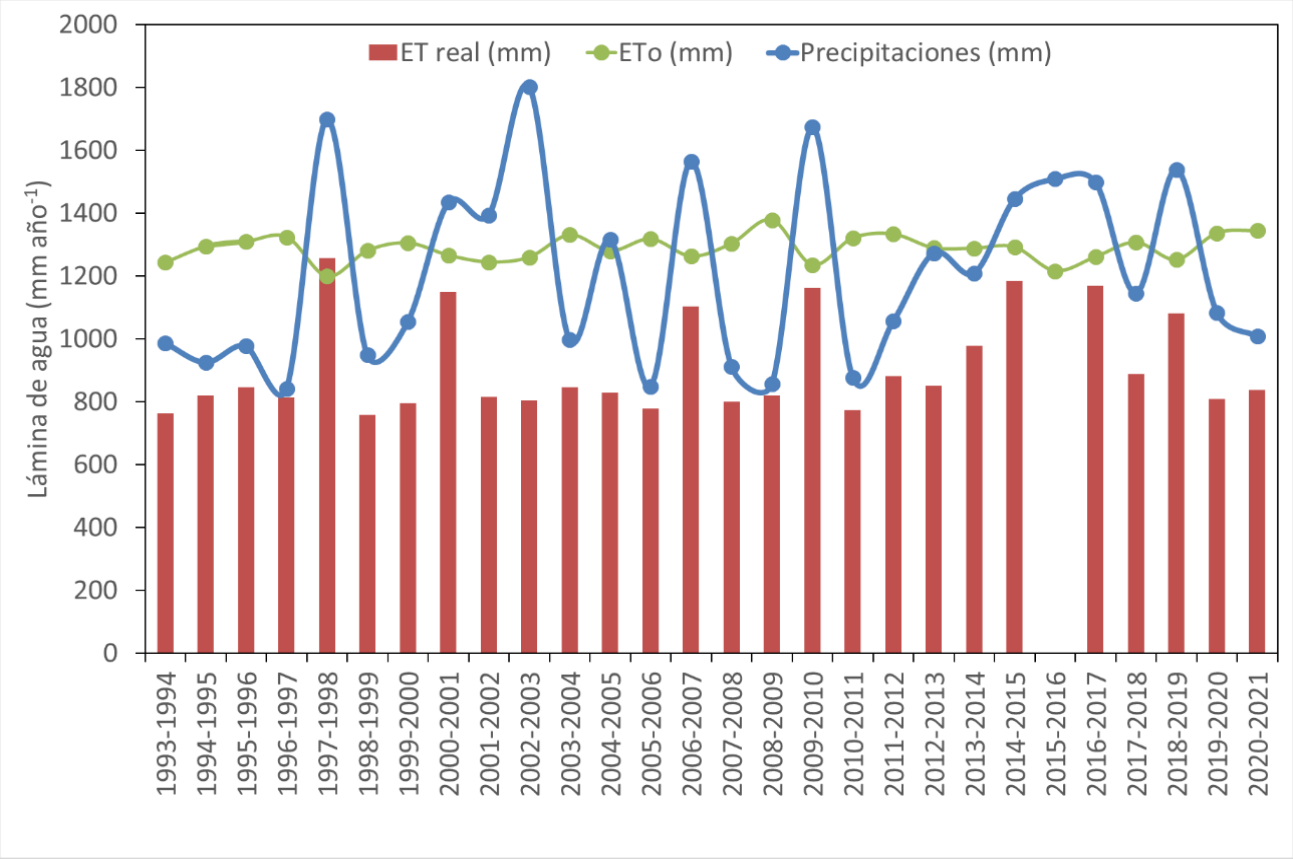

Figura 10. Evapotranspiración real (mm año^{-1}), evapotranspiración potencial (mm año^{-1}) y precipitaciones (mm año^{-1}) para el período 1993-2021.

3.2 Cambios en la cobertura vegetal y en el funcionamiento ecosistémico de la cuenca

La superficie sembrada se incrementó más de un 500% en el período 1993/94-2020/21 pasando del 4% al 28% de la superficie de los departamentos analizados (Figura 11). Es importante notar que para determinar la superficie sembrada se tuvieron en cuenta los departamentos de Villaguay,

Federal, Paraná, Tala y Nogoyá ya que éstos ocupan el 83% de la superficie total de la cuenca. A inicios del período de análisis la superficie agrícola destinada a los cultivos de soja, maíz, girasol, sorgo y arroz era de alrededor de 100.000 ha. La misma aumentó progresivamente hasta alcanzar las 700.000 ha en 2007/08 y a partir de allí se mantuvo relativamente estable. Es interesante notar la caída en la superficie sembrada en la campaña 2008/09 posiblemente producto de la intensa sequía acontecida en dicha campaña agrícola.

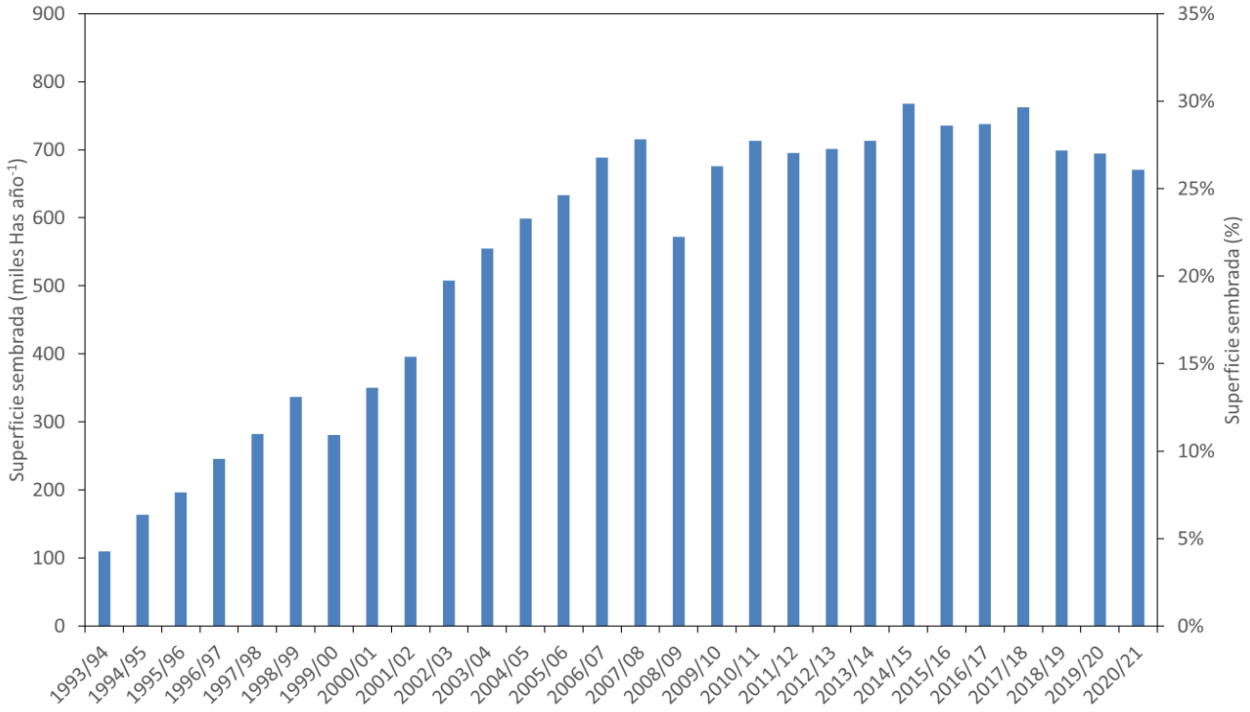

Figura 11. Superficie sembrada de cultivos de verano (maíz, soja, girasol, sorgo y arroz) por año en miles de hectáreas y porcentaje de la superficie de los departamentos de Villaguay, Federal, Paraná, Tala y Nogoyá, para el período 1993-2021.

A partir del inventario nacional de bosques nativos se pudo determinar que en el período 2006-2019 se deforestaron un total de 57.942 hectáreas de bosques en la cuenca del río Gualeguay. Esta pérdida de superficie representa un 8,4 % de la superficie cubierta con bosque nativo relevado en el año 2006, cuyo total ascendía a 689.063 Has. A nivel de los departamentos analizados se cuantificó una superficie deforestada de casi 54 mil hectáreas, la cual es similar al incremento en superficie agrícola en el mismo período en dichos departamentos (57.700 ha).

Tabla 1. Superficie deforestada (ha) e incremento de la superficie sembrada (ha) entre los años 2006 y 2019.

Departamento	**Superficie deforestada 2006/19 (ha)**	**Incremento de superficie sembrada 2006/19 (ha)**
Villaguay	25.895	26.100
Federal	10.987	15.200
Paraná	5.698	- 9.050
Tala	6.278	9.500
Nogoyá	4.943	15.950
TOTAL	53.803	57.700

A excepción del departamento Paraná, se observó que el aumento en la superficie agrícola fue similar o ligeramente superior a la superficie deforestada de bosque nativo (Tabla 1). En el departamento Paraná se observó una disminución tanto de la superficie de bosques nativos como de la superficie agrícola, posiblemente respondiendo en parte al desarrollo urbanístico e industrial de la ciudad de Paraná y sus alrededores. Por otro lado, en el departamento Villaguay el aumento de la superficie agrícola fue similar a la superficie deforestada. En el resto de los departamentos el aumento en la superficie agrícola fue mayor que el área deforestada, sugiriendo que los cultivos anuales también reemplazaron otras coberturas del suelo (e.g. pastizales y pasturas).

A fin de analizar si los cambios en la cobertura vegetal descriptos anteriormente dejaron su impronta en el funcionamiento ecosistémico de la cuenca se analizó la tendencia temporal y el patrón estacional del NDVI. Al analizar los valores anuales de NDVI entre los años 1991 y 2021 no se observó una tendencia significativa de cambio ($p>0.10$). El valor más bajo registrado fue en el año 2008/09 con 0,63, en cambio, el más alto fue en el año 2018/19 con 0,74 y el promedio en dicha serie de años fue 0,69 (Figura 12). Esta variación inter-anual en el índice estuvo en parte explicada por las variaciones en la precipitación ocurrida (Fig. 12, recuadro).

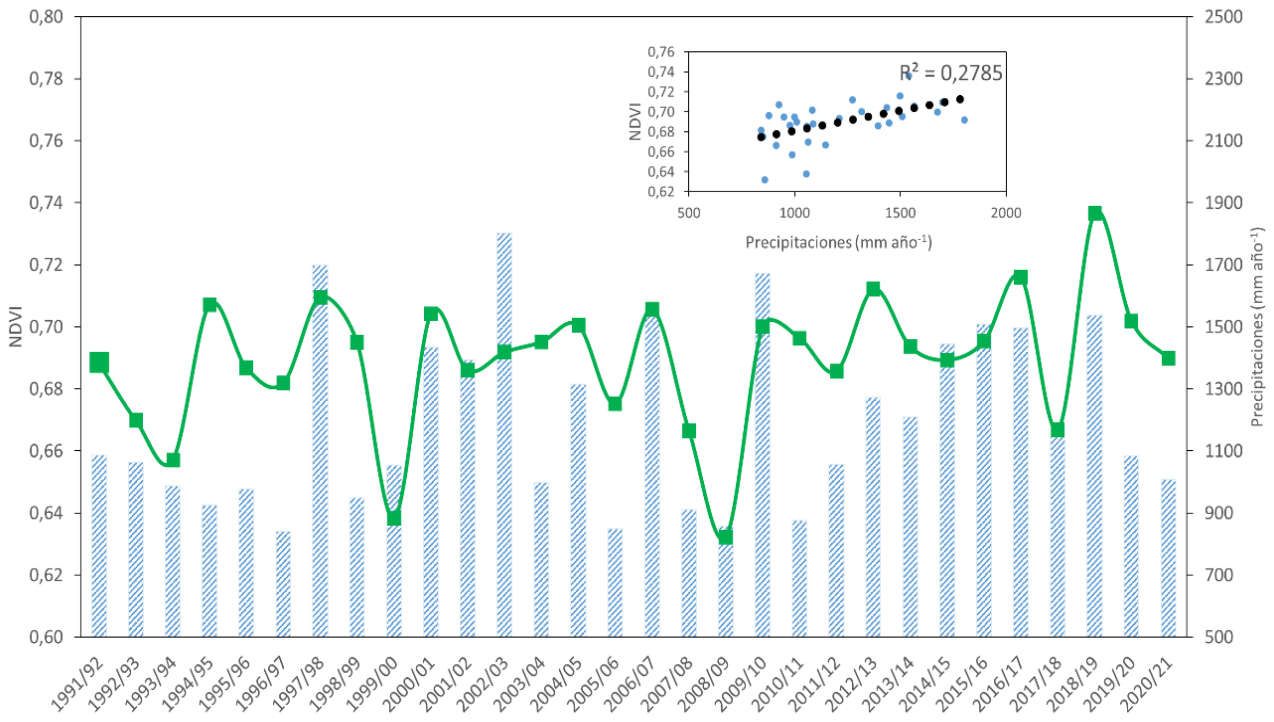

Figura 12. Dinámica inter-anual del NDVI durante el período 1991-2021. En el recuadro se muestra la relación entre las precipitaciones anuales (mm año^{-1}) y el NDVI anual.

La dinámica estacional del NDVI mostró diferencias a lo largo del período analizado, sugiriendo cambios en el funcionamiento ecosistémico de la cuenca. Al comparar dos períodos con diferencias en el porcentaje cultivado de la cuenca (1991-2000 vs 2011-2020; 7,7% vs 29%, respectivamente), se detectaron diferencias significativas en el NDVI máximo anual y en los valores promedio de los meses de febrero y marzo ($p<0.05$). En estos casos se observó que el período más reciente mostró valores de NDVI casi un 10% superior que los correspondientes al período más antiguo. Por otro lado, no se observaron diferencias para el valor medio, mínimo ni para el rango relativo (i.e. max-min/media) entre ambos períodos de tiempo (Figura 13).

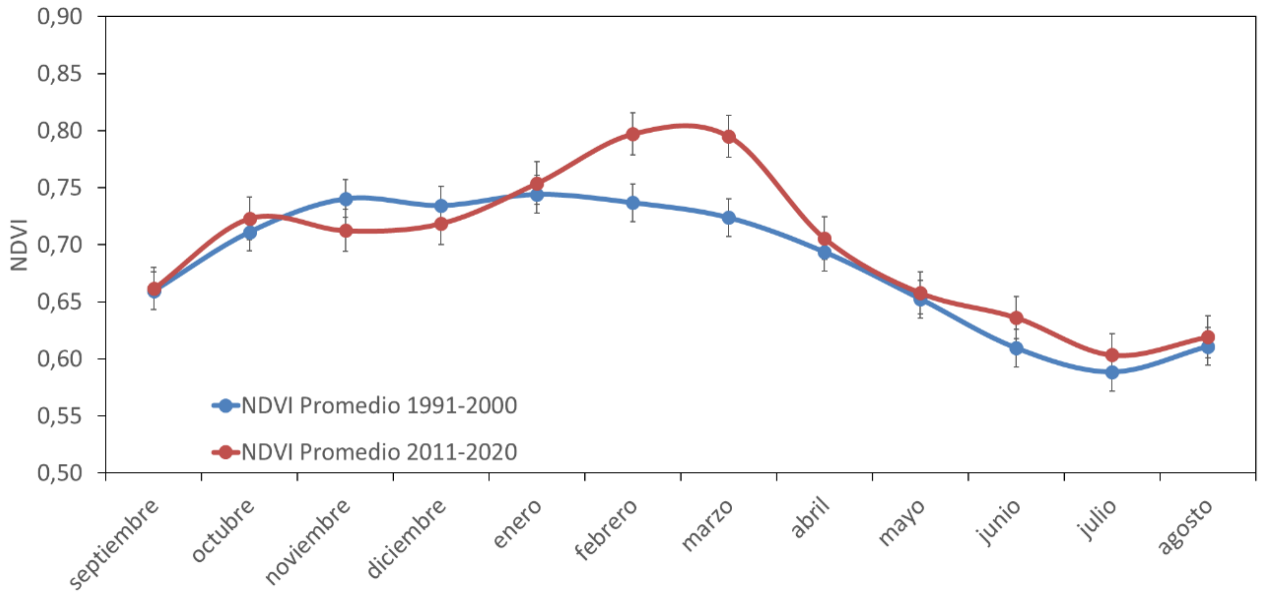

Figura 13. Variación estacional del NDVI para dos períodos temporales con diferencias en el porcentaje agrícola de la cuenca de estudio (1991-2000 y 2011-2020).

4. Discusión

La combinación de distintas fuentes de información utilizadas en este trabajo, incluyendo información satelital, estadísticas agropecuarias y mediciones de campo, permitió caracterizar el comportamiento eco-hidrológico de la cuenca del río Gualeguay en la provincia de Entre Ríos para las últimas tres décadas. Dentro de los principales resultados se encontró que, en el período analizado, la superficie sembrada con cultivos de verano se incrementó en más de un 500%, lo cual estuvo acompañado por una disminución en la superficie del bosque nativo. Sin embargo, esta expansión agrícola no pareciera haber modificado el comportamiento hidrológico del río Gualeguay. Finalmente, en relación al NDVI, solo se detectaron diferencias significativas en el máximo anual y en los valores promedio de los meses de febrero y marzo.

A pesar de encontrarse en una región subhúmeda, el caudal del río Gualeguay representó una proporción importante de la lluvia acontecida en su cuenca de aporte. Sin embargo, dicho coeficiente de escurrimiento (0,22) fue notoriamente menor que el valor reportado para cuencas de Uruguay, con similares niveles de precipitación. Por ejemplo, la cuenca del Río Negro en Uruguay posee una precipitación de 1330 mm año^{-1}, y un coeficiente de escurrimiento de 0,34 (Cano et al., 2023). Este contraste entre ambas cuencas podría deberse en parte a diferencias en la topografía y en el uso del suelo. En primer lugar, la cuenca del río Gualeguay mantiene una proporción relevante

de superficie boscosa (~40%) a diferencia de la cuenca del Río Negro que está dominada por pastizales. La mayor evapotranspiración de los bosques en relación a los pastizales (Nosetto et al., 2012) podría por lo tanto explicar el menor rendimiento hídrico de la cuenca del río Gualeguay en comparación con la del Río Negro. Por otro lado, la pendiente media de la cuenca del Rio Negro (4,7%) es mayor que la de la cuenca del río Gualeguay (1%) (Bianchi, y Goniadzki, 2012). Esta mayor pendiente de la cuenca del Río Negro favorecería el escurrimiento superficial y por lo tanto el mayor rendimiento hídrico reportado para dicha cuenca en comparación con la del río Gualeguay.

El análisis de la respuesta del caudal a la lluvia integrada para distinta cantidad de meses previos informa sobre los tiempos de respuesta de la cuenca a las precipitaciones (Figura 5). Al comparar con la cercana cuenca del río Carcarañá (prov. Córdoba y Santa Fe), la cual tiene una respuesta máxima cuando se integran cuatro meses (Guerra y Nosetto, 2024), se observó que la cuenca del río Gualeguay tiene una respuesta más rápida (2 meses). Siendo cuencas de tamaños de similar magnitud, esto podría sugerir que el sistema subterráneo, donde el agua circula de manera más lenta, tendría menos relevancia en la cuenca del río Gualeguay que en la del Carcarañá. Esto podría deberse a que la cuenca del Carcarañá está conformada por suelos de textura franca a arenosa (Guerra y Nosetto, 2024), con buenas tasas de infiltración, lo que favorecería el proceso de drenaje profundo y la consecuente recarga del acuífero freático. En cambio, la cuenca del río Gualeguay presenta una alta proporción de suelos de textura fina (i.e. vertisoles) con una gran preponderancia de arcillas expandibles (Cerana et al., 2006). Cuando estos suelos están secos se forman grietas que favorecen la infiltración de agua, pero en condiciones más húmedas presentan muy bajas tasas de infiltración, lo que favorecería un mayor escurrimiento superficial en comparación con la cuenca del Carcarañá (Unger, 1982; Kinderknecht et al., 2004). Un análisis que enfoque la separación del caudal total en caudal rápido y caudal base y la influencia de las condiciones de humedad antecedentes sobre dicha partición podría ayudar a analizar el rol de las arcillas expandibles sobre los flujos de escurrimiento superficial y subterráneo en la cuenca estudiada.

La estimación de evapotranspiración real de la cuenca a partir de la diferencia entre la precipitación y el caudal concuerda con estimaciones satelitales realizadas en la región de estudio (Nosetto et al. 2012). Teniendo en cuenta la superficie ocupada por bosques nativos, pastizales y cultivos anuales en la cuenca en promedio para todo el período de estudio (41, 16, y 43%, respectivamente) y la estimación de evapotranspiración real promedio de dichas coberturas realizada a partir del balance térmico de imágenes Landsat (3,17; 2,13; y 2,03 mm día^{-1}, respectivamente) (Nosetto et al. 2012) se obtiene una evapotranspiración real media de la cuenca de 927 mm año^{-1}. Este valor es

notoriamente similar al estimado a partir del balance hidrológico de la cuenca (911 mm año^{-1}). Este análisis resalta la ventaja de estudios complementarios entre datos de campo e información satelital, como así también presenta la oportunidad de evaluar la performance de productos satelitales de evapotranspiración a partir de la información hidrológica. Cabe destacarse que el Sistema Nacional de Información Hídrica (https://snih.hidricosargentina.gob.ar/Filtros.aspx#) cuenta con un extensa red de medición de caudal en estaciones hidrométricas a lo largo de todo el país que podrían utilizarse para la evaluación y validación de productos satelitales de evapotranspiración, como el MOD16 de MODIS (Mu et al., 2013) o el producto Metric-EEflux elaborado con imágenes Landsat (Allen et al., 2007). En general, estos productos han sido validados a partir de mediciones de evapotranspiración en torres de flujo (Eddy Covariance), las cuales son realmente escasas en el país. Es por esto que la información hidrológica disponible en la actualidad en el país constituye una valiosa fuente de evaluación y validación de los productos satelitales.

La expansión agrícola en la región no parece haber dejado su impronta en el comportamiento hidrológico de la cuenca estudiada. Si bien se observó un avance importante de la superficie agrícola de la cuenca, pasando del 4 al 28%, la misma no generó ningún cambio detectable en el funcionamiento hidrológico de la cuenca. Si bien tanto el caudal como las precipitaciones tuvieron un comportamiento de alta variabilidad interanual, no se detectaron tendencias temporales significativas ($p>0.10$). Cabe notarse en cambio que en la cuenca cercana del Río Carcarañá si se detectó una tendencia de aumento del caudal del río en los últimos 40 años que estuvo asociado a la expansión agrícola en dicha región (Guerra y Nosetto, 2024). Sin embargo, en dicha cuenca la expansión agrícola fue mucho más notoria alcanzando más del 2/3 de la misma. Teniendo en cuenta que los cultivos anuales presentan generalmente menor evapotranspiración que los bosques (Nosetto et al. 2012) y que los mismos se expandieron fuertemente en la cuenca, hubiera sido esperable encontrar un aumento en el rendimiento hídrico de la misma. Una posible explicación a esta respuesta podría estar relacionada a que la cuenca aún conserva una superficie importante de bosques nativos, muchos de los cuales se encuentran en zonas topográficamente bajas y ribereñas. Estos bosques podrían haberse beneficiado por una mayor disponibilidad de agua proveniente de zonas agrícolas topográficamente más altas tanto superficial como en forma subterránea, aumentando su evapotranspiración y compensando las menores tasas de la agricultura. La disponibilidad de energía no sería un factor limitante para la evapotranspiración de los bosques, ya que la alta demanda atmosférica de vapor (es decir la ET_0) excede en promedio a la precipitación (Fig. 10). Además, el menor albedo de los bosques les permitiría una mayor captura de energía solar disponible para el proceso de evapotranspiración (Houspanossian et al. 2013). Estudios a nivel de

lotes, ubicados en distintas posiciones topográficas, que busquen cuantificar los distintos flujos hídricos, pero principalmente la evapotranspiración, permitirían profundizar en este aspecto.

En la cuenca del río Gualeguay se observó una pérdida de bosques nativos durante el período 2006-2019 de aproximadamente 58.000 hectáreas, lo que representa un 8,4% de la superficie de bosques relevada en el año 2006 (Tabla 1). Es importante destacar que el aumento en la superficie agrícola durante el mismo período fue superior al área deforestada en algunos departamentos, lo que sugiere que los cultivos anuales no solo reemplazaron áreas boscosas sino también otros tipos de cobertura, como pastizales y pasturas. La mencionada situación sobre la deforestación no sólo ocurrió en la cuenca del río Gualeguay, sino que se ha observado en otras regiones boscosas de Argentina. Por ejemplo, en la región del Gran Chaco se ha registrado una expansión agrícola significativa en las últimas décadas, donde tierras boscosas fueron reemplazadas por cultivos anuales, principalmente soja (Grau, Gasparri y Gasparri, 2011). Por otro lado, también en la región pampeana se ha dado una expansión agrícola, pero en este caso reemplazando pastizales y pasturas (Paruelo et al., 2006). A pesar del avance agrícola, la superficie destinada a dicha actividad en la cuenca del río Gualeguay (28%) aún resulta baja en comparación con otras regiones cercanas. Limitaciones ambientales, principalmente relacionadas a la textura edáfica y restricciones impuestas por el plan de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos podrían ser las causas de la menor expansión agrícola de la cuenca. En relación a esto vale destacar que existen 3 categorías para clasificar las zonas con bosque nativo. Por un lado, el área roja, que corresponde a sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse y únicamente pueden realizarse actividades de protección, mantenimiento, recolección y otras que no alteren los atributos intrínsecos del bosque nativo, abarca el 57% de los bosques presentes en la cuenca. Por otra parte, el área amarilla comprende sectores de mediano valor de conservación, en dónde es posible realizar actividades de aprovechamiento sostenible, turismo, recolección y recuperación, pero no permite el desmonte de bosque nativo, ocupando el 30% de los bosques de la cuenca. Por último, el área verde, son sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad, es decir, está permitido el desmonte, representando por sólo el 13% del bosque nativo de la cuenca (Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo de la Provincia de Entre Ríos, https://datos.entrerios.gov.ar/dataset/ordenamiento-territorial-del-bosque-nativo-de-la-provincia-de-entre-rios). Por lo tanto, del total de la superficie relevada como bosque nativo presente en la cuenca del río Gualeguay solamente un porcentaje menor (13%) es posible desmontar. Esta limitación legal podría ser una de las causas del menor avance agrícola en la cuenca en comparación con otras regiones cercanas.

Por otro lado, una alta proporción de la cuenca del Río Gualeguay está ocupada por suelos Vertisoles pertenecientes a la Clase II de Aptitud de Tierras. Dicha clase abarca suelos aptos para todo tipo de cultivos con limitaciones (Pausich y Pioto, 2013). Son suelos que comúnmente están bien provistos de nutrientes y tienen un contenido de materia orgánica relativamente alto. Sin embargo, con frecuencia muestran síntomas de deficiencia de nitrógeno y fósforo. Por su alto contenido de arcilla, cuando están secos son muy duros y cuando están mojados, muy plásticos y adhesivos. En consecuencia, son suelos difíciles de laborear ya que tienen un margen muy reducido de humedad óptima para realizar dicha tarea (Tasi, 2009). Teniendo en cuenta lo antes mencionado también se podría especular que dichas limitaciones edáficas podrían estar limitando la expansión agrícola en la cuenca.

El avance de la superficie agrícola en la cuenca del río Gualeguay no afectó la tendencia temporal del valor medio anual del NDVI, pero sí hubo un efecto sutil sobre la estacionalidad (Figura 11). Si bien aumentó la superficie agrícola de la cuenca, la tendencia del NDVI se mantuvo estable, posiblemente debido a que el cambio en el uso del suelo no fue lo suficientemente extenso para impactar en el NDVI medio de la cuenca. Estudios realizados en la región muestran que los bosques nativos tienen valores de NDVI 40% superiores que los cultivos anuales simple y 20% si consideramos el doble cultivo (e.g. trigo/soja) (Nosetto et al. 2012). Aunque no se detectó una tendencia en el valor medio de NDVI de la cuenca, al analizar dos períodos con diferencias en el área agrícola se encontró que en el período más reciente (i.e. con mayor superficie agrícola) los valores de NDVI de los meses de febrero y marzo fueron superiores que en el período más antiguo (Fig. 12). Estos meses coinciden con los momentos de máximo desarrollo de los cultivos de verano, período en el cual el NDVI generalmente supera a los bosques nativos (Nosetto et al. 2012). Como anteriormente se propuso, los bosques nativos remanentes en zonas bajas y ribereñas podrían beneficiarse de los excedentes hídricos generados por la agricultura, lo cual podría repercutir en mayores niveles de área foliar y consecuentemente de NDVI. Este proceso podría atenuar los cambios de NDVI a nivel de cuenca, aunque se necesitaría un análisis específico a nivel de lote para corroborar esta hipótesis.

Si bien la expansión agrícola en la cuenca pareciera no haber afectado el comportamiento hidrológico de la misma, sería interesante explorar a futuro otros aspectos del mismo no abordados en este estudio. Por ejemplo, sería interesante analizar la partición del caudal total entre caudal rápido y caudal lento, dado que la alteración de la superficie del suelo generada por la agricultura podría modificar la misma. Diversos estudios han demostrado que la actividad agrícola lleva a una compactación de los primeros centímetros de suelo (Cerisola et al., 2014), lo cual generalmente se

traduce en menores tasas de infiltración en comparación con la vegetación nativa. Estos cambios podrían favorecer el escurrimiento superficial y por lo tanto una mayor partición del caudal total hacia el caudal rápido. Estos aspectos son relevantes ya que pueden afectar por ejemplo la disponibilidad de agua en el río durante épocas de sequía o la probabilidad de fuertes crecidas y aluviones, como así también la calidad del agua. El análisis detallado de los caudales diarios, juntamente con modelado hidrológico permitiría analizar la respuesta de la cuenca ante distintos escenarios climáticos, que consideren por ejemplo una mayor frecuencia de eventos extremos.

Los estudios a nivel de cuenca son fundamentales debido a que integran una porción significativa del paisaje, permitiendo una comprensión holística de los procesos hidrológicos, ecológicos y sociales que ocurren en un área determinada. Estos estudios consideran la interacción entre el suelo, las precipitaciones, el caudal del río, la vegetación y las actividades humanas dentro de un sistema hidrográfico, lo que proporciona una visión completa de la dinámica del ecosistema y los impactos ambientales. Además de la agregación espacial que otorgan los estudios a nivel de cuenca, los estudios de largo plazo permiten capturar tendencias a lo largo del tiempo, revelando patrones y cambios graduales en el paisaje. Estos análisis a su vez se fortalecen cuando a las mediciones de caudal se las complementa con análisis de la información provista por los satélites (e.g. Jobbágy et al. 2013; Guerra y Nosetto, 2024). Esta perspectiva temporal también permite evaluar mejor los efectos del cambio climático, la degradación del suelo, la urbanización y otras presiones ambientales, y desarrollar estrategias de gestión sostenible que promuevan la resiliencia de los ecosistemas y comunidades en la cuenca.

Si bien el análisis a nivel de cuenca es sumamente valioso, estudios con mayor detalle espacial permitirían profundizar sobre los mecanismos de los patrones encontrados. Sería interesante, por ejemplo, analizar cómo cambian distintos componentes del balance hídrico a nivel de lote, contemplando distintas variables explicativas (e.g. uso del suelo, tipo de suelo, posición topográfica, precipitación, etc.). Este estudio podría combinar el uso de imágenes satelitales para estimar la evapotranspiración (e.g. balance energético con Landsat) con mediciones específicas a campo de determinados procesos (e.g. infiltración, stock de agua en el suelo). Al observar los cambios en estas variables en respuesta a diferentes coberturas del suelo, se pueden identificar y comprender mejor los mecanismos subyacentes que impulsan los procesos ecológicos y agrícolas en una escala más amplia. Además, al reducir la escala espacial, se podría controlar mejor las variables y mejorar la precisión, lo que permite obtener información más detallada y aplicable a nivel local.

5. Conclusiones

El presente trabajo demostró cómo la combinación de herramientas y fuentes diversas de datos manejadas en un entorno SIG permitió realizar una caracterización acabada del funcionamiento eco-hidrológico de una cuenca hidrográfica. En primer lugar, las estimaciones agrícolas realizadas por la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca junto con la cuantificación de la superficie de bosques efectuada mediante clasificaciones de imágenes satelitales en el marco del Inventario Forestal de Bosques Nativos permitieron caracterizar los cambios en el uso del suelo ocurridos en la cuenca en los últimos años. En segundo lugar, el análisis temporal del NDVI aportó información sobre cambios en el funcionamiento ecológico de la cuenca a lo largo del tiempo, ya que es una variable estrechamente relacionada con la productividad primaria y la evapotranspiración. Finalmente, a partir de los datos de caudal medidos en una estación de monitoreo de la Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica junto con la ayuda de un DEM para delimitar la cuenca, permitió caracterizar el rendimiento hídrico de la cuenca y analizar si los cambios estructurales y funcionales de la cuenca dejaron su impronta en el mismo.

6. Bibliografía

Allen, R. G., Tasumi, M., & Trezza, R. (2007). Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—model. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 133(4), 380–394. https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2007)133:4(380)

Arbuet Moraes, M.A. 2012. Efectos hidrológicos del cambio de uso del suelo en el Litoral argentino. Estudio de caso: cuenca del arroyo Feliciano (prov. de Entre Ríos) Universidad Nacional del Litoral. Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas; Argentina. https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8443/handle/11185/216.

Bianchi, J., & Goniadzki, D. (2012). Modelación hidrológica de la cuenca del río Gualeguay para pronóstico y alerta hidrológico utilizando información de sensores remotos de microondas. Dirección de Sistemas de Información y Alerta Hidrológico, Instituto Nacional del Agua. Buenos Aires, Argentina.

Boulanger, Jean-Philippe & Leloup, Julie & Penalba, Olga & Rusticucci, Matilde & Lafon, Florence & Vargas, Walter. (2005). Observed precipitation in the Paraná-Plata hydrological basin: Long-term trends, extreme conditions and ENSO teleconnections. Climate Dynamics. 24. 393-413. 10.1007/s00382-004-0514-x.

Cabrera, Angel Lulio (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Fascículo 1, tomo II, segunda Edición. Editorial ACME S.A.C.T.

Cano, D., Cacciuttolo, C., Custodio, M., & Nosetto, M. (2023). Effects of grassland afforestation on water yield in basins of Uruguay: A spatio-temporal analysis of historical trends using remote sensing and field measurements. Land, 12(1), 185. https://doi.org/10.3390/land12010185

Castañeda, María & Barros, Vicente. (1994). Las tendencias de la precipitación en el Cono sur de América al Este de los Andes. Meteorológica. 19. 23-32.

Cerana, Jorge; Wilson, Marcelo; De Battista, Juan & NOIR, Javier & Quintero, Cesar. (2006). Estabilidad estructural de los Vertisoles en un sistema arrocero regado con agua subterránea. RIA 35 (1): 87-106. Abril 2006. INTA. Argentina.

Cerisola, Cecilia; Laura Draghi; Daniel Jorajuría Collazo (2014). Compactación en siembra directa. Consecuencias del tránsito durante la operación de siembra sobre la porosidad libre al aire del suelo.1Rev. Fac. Agron. Vol 113 (2): 123-133.

Chase, T. N., Pielke, R. A., Sr, Kittel, T. G. F., Nemani, R. R., & Running, S. W. (2000). Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. Climate dynamics, 16(2–3), 93–105. https://doi.org/10.1007/s003820050007

Consejo Empresario de Entre Ríos. 2004. Infraestructura y competitividad. Aportes para un proyecto provincial. Delta Editora SRL. Entre Ríos. Argentina.

Cuchietti, Anibal & Rost, Egon Iván & Bono, Julieta & Miranda, Jimena & Lopez, Lucas & García, Santiago & Arbeletche, Guillermina & Quarleri, Silvio. (2021). Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos (INBN2). Informe de la Región forestal Selva Paranaense.. 10.13140/RG.2.2.22002.22727.

Díaz, E., & Boschetti Duarte, O. (2009). Vulnerabilidad del Agua Subterránea en la Cuenca del Arroyo Feliciano. Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Argentina. https://www.researchgate.net/publication/325858242_Vulnerabilidad_del_Agua_Subterranea_en_la_Cuenca_del_Arroyo_Feliciano

Engler, P.; Rodriguez, M.; Cancio, R.; Handloser, M.; Vera, L. (2008). Zonas AgroEconómicas Homogéneas de Entre Ríos. Descripción ambiental, socioeconómica y productiva. INTA. Argentina. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp inta_zonas_agroeconmicas_homogneas_ _entre_ros.pdf

FAO. 2020. El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2020. Superar los desafíos relacionados con el agua en la agricultura. Roma. https://doi.org/10.4060/cb1447es

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. Global change biology, 11(10), 1565-1576.

Fensholt, R., & Proud, S. R. (2012). Evaluation of Earth Observation based global long term vegetation trends — Comparing GIMMS and MODIS global NDVI time series. Remote Sensing of Environment, 119, 131–147. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.12.015

Gaitán, J. J., Bran, D., Oliva, G., Ciari, G., Nakamatsu, V., Salomone, J., & Celdrán, D. (2013). Evaluating theperformance of multiple remote sensing indices topredict the spatial variability of ecosystem structureand functioning in Patagonian step. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X13002033

García, P. E., Badano, N. D., Menéndez, A. N., Bert, F., García, G., Podestá, G., Rovere, S., Verdin, A., Rajagopalan, B., & Arora, P. (2018). Influencia de los cambios en el uso del suelo y la

precipitación sobre la dinámica hídrica de una cuenca de llanura extensa. Caso de estudio: Cuenca del Río Salado, Buenos Aires, Argentina. Ribagua, 5(2), 92–106. https://doi.org/10.1080/23863781.2018.1495990

Guerra, Juan Carlos, & Nosetto, Marcelo. (2024). Hydrological changes in a plain basin in central Argentina following expansion of rainfed agriculture and climate change. Ecohydrology, e2679.

Grau, H., Gasparri, N., y Gasparri, M. (2011): Cambio y eficiencia de uso del territorio en el Chaco argentino: el conflicto entre producción de alimentos y conservación de la naturaleza en distintas escalas en Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: Ediciones INTA.

Han, F., Yan, J., & Ling, H.-B. (2021). Variance of vegetation coverage and its sensitivity to climatic factors in the Irtysh River basin. PeerJ, 9, e11334. https://doi.org/10.7717/peerj.11334

Houspanossian, J., Nosetto, M., & Jobbágy, E. G. (2013). Radiation budget changes with dry forest clearing in temperate Argentina. Global Change Biology, 19(4), 1211–1222. https://doi.org/10.1111/gcb.12121

Jobbágy, E. G., Acosta, A. M., & Nosetto, M. D. (2013). Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). Ecología Austral, 23(2), 87–96. https://doi.org/10.25260/EA.13.23.2.0.1164

Kelliher, F. M., Leuning, R., & Schulze, E. D. (1993). Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. Oecologia, 95(2), 153–163. https://doi.org/10.1007/BF00323485

Kinderknecht, G; Paparotti, F; Saluzzio, F. 2004. Estudio de la erosionabilidad de un suelo vertisol mediante el uso de un simulador de lluvia. Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná. Entre Ríos.

MAyDS. (2022). Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Nacional (pp. 112).

McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A., & Williams, K. J. (1989). Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. Nature, 341(6238), 142–144. https://doi.org/10.1038/341142a0

Mu, Q., & Steven, W. (2013). MODIS global terrestrial evapotranspiration (ET) product (NASA MOD16A2/A3). Algorithm Theoretical Basis Document, Collection.

Muñoz J.; Milera, S.; Romero, C.; Brizuela, A.B. 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la provincia de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO, Miscelánea, 14:169-182. F. G. Aceñolaza (Coordinador) Tucumán, 2005 - ISBN: 987-9390-69-5 - ISSN 1514-4836 - ISSN On-Line 1668-3242

Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., & Jackson, R. B. (2012). The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agriculture, Ecosystems & Environment, 154, 2–11. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.008

Nosetto, M. D., Paez, R. A., Ballesteros, S. I., & Jobbágy, E. G. (2015). Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agriculture, ecosystems & environment, 206, 60–70. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.009

Panigatti, J. L., Cruzate, G., Tasi, H. y Bedendo, D. 2012. Suelos y ambientes de Entre Ríos.

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbágy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia Uruguay, 10(2), 47–61. https://doi.org/10.31285/agro.10.929

Paruelo, José M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). Anpp estimates from ndvi for the central grassland region of the United States. Ecology, 78(3), 953–958. https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0953:aefnft]2.0.co;2

Pausich, Gloria & Gvozdenovich, J.J. & Claudio, Pioto. (2013). Caracterización de zonas y zubzonas RIAN Entre Ríos - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Centro Regional Entre Ríos - EEA Paraná.

Prince, S. D. (1991). Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. International journal of remote sensing, 12(6), 1301–1311. https://doi.org/10.1080/01431169108929727

Sabattini, Julian & Sabattini, Rafael Alberto. (2019). Sucesion vegetal y restauración ecológica. 22. 31-53.

Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). The global biogeography of roots. Ecological monographs, 72(3), 311. https://doi.org/10.2307/3100092

Sinclair, T. R., Salado-Navarro, L. R., Salas, G., & Purcell, L. C. (2007). Soybean yields and soil water status in Argentina: Simulation analysis. Agricultural Systems, 94(2), 471–477. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2006.11.016

Steltzer, H., & Welker, J. M. (2006). Modeling the effect of photosynthetic vegetation properties on the NDVI--LAI relationship. Ecology, 87(11), 2765–2772. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2765:mteopv]2.0.co;2

Tasi, H. A. A. (2009). Aplicación de las Cartas de Suelos de Entre Ríos, Argentina, para evaluar índices de productividad específicos para los principales cultivos agrícolas. Universidade da Coruña. http://hdl.handle.net/2183/5679

Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment, 8(2), 127–150. https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0.

Tucker, C. J. C. L., Vanpreat, M. J., & Sharman, G. (1985). Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980-1984. International Journal of Remote Sensing, 7, 233–249.

Unger, P. 1982. Management of crops on clay soils in the tropics. USDA, Agricultural Research Service, Conservation and Production Research Laboratory, Bushland, Texas 79012, USA. Tropical. Agriculture. (Trinidad) 59. 110-122.

Viglizzo, E. F., Jobbágy, E. G., Carreño, L., Frank, F. C., Aragón, R., De Oro, L., & Salvador, V. (2009). The dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina. Hydrology and Earth System Sciences, 13(4), 491–502. https://doi.org/10.5194/hess-13-491-2009

Whitworth-Hulse, J. I., Jobbágy, E. G., Borrás, L., Alsina, S. E., Houspanossian, J., & Nosetto, M. D. (2023). The expansion of rainfed grain production can generate spontaneous hydrological changes that reduce climate sensitivity. Agriculture, Ecosystems & Environment, 349(108440), 108440. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108440

Wilcox, B. P., D.D. Breshears, M.S. Seyfried, & S. W. Trimble. 2003. Rangelands, water balance on.Encyclopedia of water science, 791-794.

Wu, D., Wu, H., Zhao, X., Zhou, T., Tang, B., Zhao, W., & Jia, K. (2014). Evaluation of spatiotemporal variations of global fractional vegetation cover based on GIMMS NDVI data from 1982 to 2011. Remote Sensing, 6(5), 4217–4239. https://doi.org/10.3390/rs6054217

Zhang, L; Wr Dawes & Gr Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 37:701-708.