

El río Paraná

en su tramo medio

Tomo III

Nuevas temáticas y enfoques
para el desarrollo sostenible
de un gran río de llanura



Carlos Ubaldo PAOLI
Mario Isaac SCHREIDER
Editores

Pablo CACIK
Pablo A. COLLINS
Mónica D'ELÍA
Lucas DOMINGUEZ RUBEN
Daniela GARCÍA
Rosana HÄMMERLY
José HUESPE

Francisco LATOSINSKI
Cecilia LÓPEZ WEIBEL
Zuleica Y. MARCHETTI
Aldo R. PAIRA
Carlos U. PAOLI
Marta PARIS
Marcela PÉREZ

Héctor H. PRENDES
Carlos G. RAMONELL
Pablo SERRA MENGHI
Emiliano VEIZAGA
Silvia WOLANSKY
Ricardo N. SZUPIANY

UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL LITORAL





Embarcadero Santa Fe. Juan Sol.

MAC. Museo de Arte Contemporáneo de la Universidad Nacional del Litoral

*Brazo de la luna que bajo el sol,
el cielo y el agua rejunta.
Hijo de las cumbres y de la selva
que extenso y dulce recibe el mar.*

El Paraná en una zamba (fragmento)
Jaime Dávalos

El río Paraná en su tramo medio

*Nuevas temáticas y enfoques
para el desarrollo sostenible
de un gran río de llanura*

**UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL LITORAL**

Rector
Enrique Mammarella
Secretario de Planeamiento
Institucional y Académico
Miguel Irigoyen
Decano Facultad
de Ingeniería y Ciencias Hídricas
Raúl Pedraza



Consejo Asesor
Colección Ciencia y Tecnología
Graciela Barranco
Ana María Canal
Miguel Irigoyen
Gustavo Ribero
Luis Quevedo
Ivana Tosti
Alejandro R. Trombert

Dirección editorial
Ivana Tosti
Coordinación editorial
María Alejandra Sadrán
Coordinación diseño
Alina Hill
Coordinación comercial
José Díaz

Corrección
Laura Prati
Diagramación interior
Analía Drago
Diseño de tapa
Alejandro Gariglio y Nicolás Vasallo

© Ediciones UNL, 2021.

—
Sugerencias y comentarios
editorial@unl.edu.ar
www.unl.edu.ar/editorial

El río Paraná en su tramo medio : nuevas
temáticas y enfoques para el desarrollo
sostenible de un gran río de llanura / Pablo
Cacik ... [et al.] ; editado por Carlos Ubaldo
Paoli ; Mario Schreider ; prólogo de Carlos
Ubaldo Paoli ; Mario Schreider. – 2a ed. –
Santa Fe : Ediciones UNL, 2021.
Libro digital, PDF – (Ciencia y tecnología)

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-987-749-323-8

1. Cuencas Hidrográficas. 2. Hidrología. 3.
Santa Fe . I. Cacik, Pablo. II. Paoli, Carlos
Ubaldo, ed. III. Schreider, Mario, ed.
CDD 551.483098224

© Pablo Cacik, Pablo A. Collins, Mónica D'Elía,
Lucas Dominguez Ruben, Daniela García,
Rosana Hämmerly, José Huespe, Francisco
Latosinski, Cecilia López Weibel, Zuleica Y.
Marchetti, Aldo R. Paira, Carlos U. Paoli, Marta
Paris, Marcela Pérez, Héctor H. Prendes,
Carlos G. Ramonell, Pablo Serra Menghi,
Emiliano Veizaga, Silvia Wolansky, Ricardo N.
Szupiany, 2021.



El río Paraná en su tramo medio

Nuevas temáticas y enfoques
para el desarrollo sostenible
de un gran río de llanura

Carlos Ubaldo Paoli
Mario Isaac Schreider

Editores

Pablo Cacik · Pablo A. Collins · Mónica D'Elía · Lucas
Dominguez Ruben · Daniela García · Rosana Hämmerly ·
José Huespe · Francisco Latosinski · Cecilia López Weibel ·
Zuleica Y. Marchetti · Aldo R. Paira · Carlos U. Paoli ·
Marta Paris · Marcela Pérez · Héctor H. Prendes ·
Carlos G. Ramonell · Pablo Serra Menghi · Emiliano
Veizaga · Silvia Wolansky · Ricardo N. Szupiany

ediciones UNL

CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Índice General

TOMO 1: Contribución al conocimiento hidrológico, geomorfológico y sedimentológico

- 8 **Presentación a la segunda edición**
- 11 **Prólogo a la segunda edición**
- 14 **Presentaciones a la primera edición**

- 22 **Capítulo 1. Características de las cuencas de aporte**
Carlos Paoli, Martín Iriondo, Norberto García

- 64 **Actualización**
José Luis Macor, Ignacio Cristina, Ofelia Tujchneider

- 81 **Capítulo 2. Conocimiento del régimen hidrológico**
Ricardo Giacosa, Carlos Paoli, Pablo Cacik

- 116 **Actualización**
Ricardo Giacosa, Carlos Paoli, Pablo Cacik

- 130 **Capítulo 3. Régimen de crecidas y análisis de caudales máximos**
Carlos Paoli, Pablo Cacik

- 196 **Actualización**
Carlos Paoli, Rosana Hämmerly, Pablo Cacik

- 210 **Capítulo 4. Geomorfología del cauce principal**
Carlos Ramonell, Mario Amsler, Horacio Toniolo

- 270 **Capítulo 5. Transporte de sedimentos y procesos fluviales asociados**
Mario Amsler, Héctor Prendes

- 344 **Actualización**
Mario Amsler, Héctor Prendes, María Daniela Montagnini, Ricardo Szupiany

TOMO 2: Prácticas ingenieriles en un gran río de llanura

- 8 **Presentación a la segunda edición**
- 11 **Prólogo a la segunda edición**
- 14 **Presentaciones a la primera edición**
- 22 **Capítulo 6. Determinación de parámetros hidrológicos de diseño**
Pablo Cacik, Carlos Paoli
- 55 **Actualización**
Pablo Cacik, Carlos Paoli
- 70 **Capítulo 7. Modelos de pronóstico**
Mario Silber, Susana Vanlesberg
- 104 **Actualización**
Jorge Collins, José Luis Macor
- 117 **Capítulo 8. Erosión en obras de Ingeniería Fluvial**
Mario Schreider, Graciela Scacchi, Felipe Franco
- 171 **Actualización**
Graciela Scacchi, Marcela Reynares, Mario Schreider
- 188 **Capítulo 9. Erosión de márgenes**
Norberto Morbidoni, Mario Amsler, Mario Schreider
- 238 **Actualización**
Marcela Reynares, Felipe Franco, Norberto Morbidoni,
Mario Schreider
- 249 **Capítulo 10. Aspectos hidráulicos y sedimentológicos de la hidrovía fluvial**
Héctor Prendes, José Huespe
- 305 **Actualización**
Héctor Prendes, José Huespe, Silvina Mangini
- 320 **Capítulo 11. Las inundaciones en el área de Santa Fe. Interpretación de sus efectos y simulación de los subsistemas Leyes–Setúbal y Ruta Nacional 168–Alto Verde**
Eduardo Ceirano, Carlos Paoli, Mario Schreider
- 379 **Actualización**
Carlos Paoli, Ricardo Giacosa, Mario Schreider

TOMO 3: Nuevas temáticas y enfoques para el desarrollo sostenible de un gran río de llanura

- 9 **Prólogo del Decano**
- 11 **Prólogo de los Editores**
- 13 **Capítulo 12. Nuevas técnicas de medición de variables hidráulicas y sedimentológicas en el río Paraná**
Ricardo N. Szupiany, Francisco Latosinski, Cecilia López Weibel,
Lucas Dominguez Ruben, José Huespe
- 89 **Capítulo 13. Las aguas subterráneas en el tramo medio del río**
Mónica D'Elía, Marta Paris, Marcela Pérez
- 143 **Capítulo 14. Comunidades biológicas en el río Paraná. Algunas interacciones abióticas y bióticas**
Pablo A. Collins, Zuleica Y. Marchetti, Aldo R. Paira
- 190 **Capítulo 15. Régimen de estiajes y análisis de caudales y niveles mínimos**
Carlos Ubaldo Paoli, Rosana Hämmerly, Pablo Cacik
- 246 **Capítulo 16. Las bajantes y sus impactos**
Carlos G. Ramonell, Pablo Collins, Hugo Prendes, Pablo Serra Menghi
- 315 **Capítulo 17. Aprovechamiento hidroeléctrico sustentable de un río de llanura**
Héctor Hugo Prendes
- 360 **Capítulo 18. Servicios ecosistémicos y estudios de impacto ambiental**
Daniela García, Emiliano Veizaga
- 399 **Capítulo 19. Gestión del riesgo de desastres y gestión integrada de crecidas en el área del Gran Santa Fe**
Silvia Wolansky, Carlos U. Paoli
- 462 **Sobre los editores**
- 464 **Sobre las autoras y los autores**

Prólogo del Decano

Desde 1975 se sucedieron hasta la fecha ocho fases del Programa Hidrológico Internacional (PHI) de UNESCO, las que pueden agruparse en tres etapas.

En la primera etapa, de 1975 a 1989, los temas centrales continuaron con orientaciones similares a las del Decenio Hidrológico Internacional 1965–1974, poniendo el foco en la investigación y la creación de capacidades en hidrología.

En la segunda etapa, de 1990 a 2001, los temas se orientaron hacia la sostenibilidad, el desarrollo y la gestión de los recursos hídricos.

En la tercera etapa, de 2002 a 2021, el programa evolucionó de una filosofía inicial de «ciencia pura» a la de «ciencia en la sociedad», incorporando un enfoque holístico e integrado, poniendo el foco en los aspectos sociales y en la necesidad de mejorar su evaluación y gestión sostenible, con el objetivo de alcanzar la seguridad hídrica. Esto surgió en respuesta a los crecientes desafíos que presentan los recursos hídricos del planeta, como el aumento de la demanda de agua dulce, de alimentos y de energía por el crecimiento demográfico mundial, la degradación de la calidad del agua por contaminación y los impactos hidrológicos de los cambios de uso del suelo y de la variabilidad y el cambio climático.

En 2018, con el objetivo hacer mayor hincapié en la gestión sostenible del agua, para lograr los objetivos sociales, económicos y ambientales de la Agenda 2030, la ONU proclamó al período 2018–2028 como Decenio Internacional para la Acción «Agua para el Desarrollo Sostenible».

Las actividades sustantivas de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas en recursos hídricos y medioambiente acompañaron la evolución de los lineamientos de las sucesivas etapas del PHI. En este contexto, desde hace décadas, la FICH viene desarrollando actividades de enseñanza, investigación y extensión relacionadas con la gestión sostenible del agua, con un enfoque integrado y multidisciplinario.

Los resultados de varias actividades de investigación y de transferencia tecnológica, realizadas en el río Paraná en su Tramo Medio desde principios del siglo XXI bajo el paradigma de la gestión sostenible del

agua, se incorporan en este tomo III *El Río Paraná en su tramo medio: Nuevas temáticas y enfoques para el desarrollo sostenible de un gran río de llanura*. Se trata de estudios multidisciplinarios que involucran aspectos sociales, ambientales y económicos y representan avances en el conocimiento del sexto río de llanura más importante del mundo.

Mi reconocimiento a los ingenieros Carlos Ubaldo Paoli y Mario Schreider por promover esta nueva publicación y por su riguroso trabajo de edición, y a los docentes investigadores autores de capítulos, por sus valiosos aportes desde distintas disciplinas.

Para finalizar, mi agradecimiento a Ediciones UNL, por su compromiso y excelente trabajo para concretar esta publicación.

Este tercer tomo del libro del río Paraná en su Tramo Medio es una nueva contribución de la FICH al desarrollo sostenible de nuestro país y un motivo de orgullo de nuestra comunidad.

Dr. Raúl Predaza
Decano Facultad de Ingeniería
y Ciencias Hídricas

Prólogo de los Editores

En nuestro prólogo a la actualización de los tomos I y II del año 2020 anticipábamos la incorporación de un nuevo tomo, el que habría de contener temáticas novedosas que resultan de los procesos de cambio y evolución tecnológica que viven las disciplinas involucradas en el conocimiento de los ríos y en especial de un sistema fluvial de las características el Paraná. Hoy, esa promesa se ha vuelto realidad.

Con gran satisfacción presentamos aquí los contenidos del Tomo III: *El río Paraná en su tramo medio: Nuevas temáticas y enfoques para el desarrollo sostenible de un gran río de llanura*. En él, se integran temas no abordados hasta aquí y que, mas allá de la actualización disciplinaria, conllevan un enfoque transversal e integrador acorde a los nuevos paradigmas de la gestión sostenible del agua, promoviendo un enfoque holístico que contribuya al logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible y la Agenda 2030.

Con este marco conceptual, los ocho capítulos que componen el Tomo III atraviesan diferentes temáticas que hacen al conocimiento de este gran río de llanura y su aprovechamiento racional y sostenible, para el logro de la seguridad hídrica.

Las modernas tecnologías para la medición de las variables hidro-sedimentológicas, como así el tratamiento de las aguas subterráneas en el tramo y los aspectos biológicos, constituyen nuevos temas que hacen al conocimiento del sistema no contemplados en la edición 2000 del libro. Así como en la edición del año 2000 y en su versión actualizada del año 2020 las crecidas e inundaciones fueron uno de los temas centrales abordados, este tomo III hace énfasis en el conocimiento y sus impactos de las bajantes del río que están afectando a la región litoral desde 2020.

El desarrollo de enfoques innovativos para el aprovechamiento sustentable del río, la consideración de los aspectos ambientales y la incorporación de la gestión de riesgo completan una diversidad de temáticas transversales que reflejan el conocimiento adquirido por la Facultad de Ingeniería y Ciencias

Hídricas estos tópicos en las últimas décadas. Conocimiento que se constituye en la llave que hace posible la adopción de medidas que soluciones los problemas y aprovechen las oportunidades que se presentan un ámbito geográfico tan propio e identitario de la Universidad Nacional del Litoral y de la región toda, como es el río Paraná en su tramo medio.

Este tomo III se suma a los contenidos desarrollados en la edición original y las actualizaciones de los tomos I y II, para brindar una valiosa base de información que compile y sistematice el conocimiento disponible. Se ofrece así al conjunto de la comunidad técnica y académica una herramienta de conocimiento completa y accesible que aborda la complejidad del río Paraná en su tramo medio desde las múltiples miradas que lo describen y analizan. Al igual que en las oportunidades anteriores, este volumen III pretende llegar a un público que, aunque de perfil técnico, posea un grado de generalidad mayor que el de los especialistas que habitualmente comparten los resultados de nuestros trabajos.

Una vez más deseamos reiterar aquí nuestro agradecimiento a todas las personas e instituciones que hicieron posible completar este nuevo tomo del libro del río Paraná en su tramo medio. En primer lugar, a todos los autores de este nuevo tomo, por su dedicación y entusiasmo por volcar en estas páginas todos sus saberes. A las autoridades de la FICH que renovaron su permanente apoyo para poder hacer realidad esta nueva edición del libro. A Ediciones UNL, que en todo momento sostuvo esta idea desarrollando un trabajo incansable para que el volumen III reflejara del mejor modo los contenidos que en él se expresan, con una calidad técnica y de edición sobresaliente.

Por último, deseamos repetir lo señalado ya hace 21 años; cada tomo de este libro y sus actualizaciones no son más que un nuevo hito en un camino de crecimiento, donde permanentemente se suman nuevos saberes producto del trabajo de nuestros docentes e investigadores. Estamos muy satisfechos por lo hecho hasta aquí. Pero somos conscientes de que en un futuro cercano nuevos temas y problemáticas demandarán una nueva edición del libro en la que se vuelquen esos nuevos saberes, que brindarán nuevas respuestas a los desafíos que impone el desarrollo sostenible en la incansable búsqueda del equilibrio entre sociedad y naturaleza.

Ing. Carlos Ubaldo Paoli
Ing. Mario Isaac Schreider
Editores

Capítulo 12

Nuevas técnicas de medición de variables hidráulicas y sedimentológicas en el río Paraná

Ricardo N. Szupiany

Francisco Latosinski

Cecilia López Weibel

Lucas Dominguez Ruben

José Huespe

Capítulo 12

Introducción

Medición de caudales líquidos y estructura del flujo con ADCP

- Conceptos operacionales básicos de los ADCP
- Medición del caudal líquido con ADCP en el río Paraná
- Validación con criterios internacionales
- Medición de la estructura del flujo
- Sitios seleccionados de ensayos y diseño experimental
- Mediciones en modo estático
- Mediciones en modo dinámico
- Medición de corrientes secundarias
- Conclusiones

Estimación de concentraciones y transporte de arena en suspensión mediante el método de inversión acústica

- ADCP y sedimentos en suspensión: consideraciones teóricas
- Análisis acústico en el sistema del río Paraná
- Características del sedimento en suspensión en zonas de estudio
- Señal acústica corregida y concentración de sedimentos en suspensión
- Análisis del nivel de ruido
- Validación entre la concentración de arena medida y estimada

Impacto de las fracciones gruesa y fina en la atenuación acústica

- Efecto de las fracciones gruesa y fina en la intensidad de la señal de retorno
- Cálculo de transporte sólido: validación con métodos tradicionales
- Aplicación · Conclusiones

Capacidad de la tecnología acústica para la caracterización y cuantificación del transporte de fondo

- Estimación de la carga de fondo por método de desplazamiento de dunas
- Conceptos teóricos de la técnica acústica utilizando ADCP
- Estimación de la carga de fondo con el modelo cinemático
- Sitios de estudio y metodología de medición
- Morfología de dunas y transporte de fondo
- Velocidad aparente de las partículas de sedimento del fondo utilizando el método ADCP–BT
- Efecto de la frecuencia acústica en la velocidad de las partículas del fondo

Comparación del transporte de fondo con método ADCP–BT y seguimiento de dunas

Discusión

Conclusiones

Referencias bibliográficas

Introducción

Los procedimientos estándar para la medición de caudales líquidos y sólidos en grandes ríos como el Paraná, usados hasta fines de la década del 90 e incluso en la actualidad por diferentes organismos públicos y privados, consisten en la utilización de instrumentos intrusivos puntuales o integradores en la vertical. En su mayoría, requieren que la embarcación permanezca anclada durante un cierto intervalo. Si bien estos métodos han demostrado ser aptos y confiables para la medición de caudales líquidos y sólidos, por lo general necesitan elevados tiempos de medición y consecuente incremento en los costos asociados a las salidas a campo. Más aún, en sectores donde se concentra el flujo (altas velocidades y profundidades) y/o sobre la ruta de navegación fluvial, mantener la embarcación anclada sobre estas zonas del río Paraná puede resultar dificultoso y peligroso. Otro factor importante está relacionado con las bajas resoluciones espacio-temporales que se obtienen, lo que ha impedido un mayor avance en el estudio de interrelaciones entre el flujo, la morfología y el transporte de sedimentos.

En las últimas dos décadas, los perfiladores de corriente acústicos Doppler (ADCP, por sus siglas en inglés) han ganado una notable popularidad, ya que permiten obtener en forma precisa y rápida valores del caudal líquido. Asimismo, aparecieron nuevas tecnologías para la cuantificación y descripción del sedimento suspendido y de fondo basadas en principios ópticos, laser, acústicos, satelitales, entre otros. Si bien las mismas presentan importantes ventajas sobre los muestreadores mecánicos utilizados hasta el momento, aún requieren de mayores estudios para transformarse en metodologías internacionalmente aceptadas. En este sentido, y tal como se verá a continuación, la acústica ha sido la más desarrollada y reconocida como tecnología emergente con mayor potencial.

Desde comienzos del año 2000, tras la adquisición en la FICH de instrumentos acústicos, distintos grupos de investigación comenzaron a evaluar no solo la precisión de estos instrumentos para la medición de caudal líquido, sino además su utilización para la cuantificación de variables hidráulicas de interés, como el campo de velocidades medias del flujo, estructuras tridimensionales (coherentes), tensiones de corte, entre otras. Posteriormente, se comenzó con el análisis de la intensidad acústica de retorno para estimar el material en suspensión y el transportado por fondo, investigaciones que continúan en la actualidad.

En este capítulo se presentan los resultados de investigaciones llevadas a cabo en el ámbito de la FICH sobre el río Paraná realizadas en el marco de proyectos de investigación subsidiados por organismos nacionales e internacionales y

como producto de tesis doctorales y pasantías de estudiantes de grado. Cabe destacar que dichos resultados fueron publicados en revistas internacionales (Szupiany *et al.*, 2007, 2009, 2019; García, 2012; Guerrero *et al.*, 2011, 2012, 2013, 2016; Latosinski *et al.*, 2014, 2017 y Dominguez, Ruben, 2020), capítulo de libro (Szupiany *et al.*, 2017) y congresos nacionales e internacionales (Eguiluz *et al.*, 2013; López Weibel *et al.*, 2015; Szupiany *et al.*, 2016; Guerrero *et al.*, 2016, entre los más destacados).

Medición de caudales líquidos y estructura del flujo con ADCP

Durante las últimas décadas, los ADCP han demostrado ser aptos para obtener en forma precisa los valores de caudal líquido, tanto en canales artificiales como en corrientes naturales, con dimensiones de unos pocos centímetros de profundidad hasta aquellos de varios órdenes de magnitud superior (mayores a 50 m) (Christensen y Herrick, 1982; Simpson y Oltmann, 1993; Muste *et al.*, 2004a,b; Oberg y Mueller, 2007a,b y Mueller y Wagner, 2009; entre otros). El desarrollo de esta tecnología ha significado un avance sustancial para científicos e ingenieros de diferentes disciplinas, incrementado la precisión en las mediciones, obteniendo una alta resolución espacio–temporal del flujo (imposibles de obtener con los métodos tradicionales preexistentes, por ejemplo, los correntómetros), reduciendo considerablemente los tiempos de realización de aforos y, por consiguiente, los costos asociados a los trabajos de campo.

Además, y más recientemente, el uso de los ADCP se extendió para la medición y el mapeo del campo 3D de velocidades (Kostaschuk *et al.*, 2004; Dinehart y Burau, 2005; Parsons *et al.*, 2007; Szupiany *et al.*, 2007, 2009, 2012 y Luz *et al.*, 2019), relevamientos morfológicos (Guerrero y Lamberti, 2011 y Jamieson *et al.*, 2011a), estimación del transporte de sedimentos en suspensión (Szupiany *et al.*, 2009, 2019; Wright *et al.*, 2010; Guerrero *et al.*, 2011, 2012; Latosinski *et al.*, 2014) y de fondo (Ramooz y Rennie, 2010; Jamieson *et al.*, 2008, 2011b; Latosinski *et al.*, 2017), entre otras aplicaciones.

Si bien estos instrumentos se convirtieron en una herramienta común, su uso requiere de una correcta configuración y calibración, una adecuada metodología en la recolección de los datos y un pos–procesamiento de la información, a fin de obtener datos precisos y confiables. Se desprende de aquí la importancia para el usuario del conocimiento de su funcionamiento y de las metodologías correctas de medición, en especial en grandes sistemas fluviales.

A continuación, se presentan resultados, metodologías, limitaciones y recomendaciones sobre mediciones del caudal líquido y estructura tridimensional del flujo sobre el sistema del río Paraná, las cuales fueron resultado de estu-

dios en el marco de diferentes proyectos de investigación de la FICH y que se tradujeron en publicaciones científicas, tales como Szupiany *et al.* (2007, 2009, 2012, 2017, 2019) y Eguiluz (2013). Primeramente, se exponen los principios básicos de funcionamiento de estos instrumentos y los procedimientos de medición cuando se realizan determinaciones de caudales líquidos en el río Paraná. Además, se analizan las fuentes de error y se presenta una metodología de medición con embarcación en modo dinámico, capaz de obtener valores representativos de las estructuras coherentes del flujo, parámetro clave que permitió avanzar, por primera vez en este sistema, en las interrelaciones entre el flujo, la morfología y el transporte de sedimentos (Szupiany *et al.*, 2009, 2012).

Conceptos operacionales básicos de los ADCP

La descripción del principio de funcionamiento y modo de cálculo de las velocidades del flujo y caudales se presentan detalladamente en diferentes publicaciones, tales como Teledyne RD Instruments (1996), SonTek/YSI (2000), Simpson (2002) y Szupiany *et al.* (2017). La presente sección no pretende realizar un análisis y descripción exhaustiva como la que se puede encontrar en las referencias mencionadas, sino una breve revisión de los conceptos de funcionamiento claves que permiten comprender los resultados y las metodologías aquí presentadas.

Los ADCP miden la velocidad del agua usando el principio físico llamado cambio de frecuencia Doppler. Un transductor genera un pulso de sonido corto a una frecuencia conocida que se propaga a través del agua. Este se refleja en todas las direcciones por las partículas que se encuentran en suspensión (sedimento, materia orgánica, etc.). Una porción de la energía reflejada vuelve hacia el transductor, donde es recibida por este y el ADCP mide el cambio de frecuencia de la señal de retorno. Este cambio de frecuencia, medido por cada transductor, se traduce en la velocidad del agua en la dirección radial del mismo. Además, el cambio Doppler puede ser estimado a partir de determinar el cambio de fase entre dos pulsos acústicos reflejados, expresado en función de la longitud de onda de la señal acústica, tomando un incremento diferencial para el intervalo entre pulsos.

De lo anterior se asume: a) la presencia de una cantidad suficiente de partículas en suspensión sobre la columna de agua, para que refleje la energía acústica necesaria y permita el cálculo del cambio de frecuencia Doppler, y b) que las partículas se muevan a la misma velocidad del flujo.

Dada las profundidades en el sistema del río Paraná, generalmente se utilizan equipos con frecuencias entre 600 y 1200 kHz (profundidades máximas de medición de ~ 50 m y ~ 25 m, respectivamente). Poseen tres o cuatro transductores monoestáticos (*beams*) orientados 20 o 25 grados con la vertical (según el fabricante), los cuales generan varios pulsos cortos por segundo (denominados *pings*). Como una característica común de este tipo de instrumentos, hay tres zonas donde los ADCP no pueden obtener información: i) inmediatamente cerca de los transductores, denominada «distancia sin registro» (*blanking distance* en inglés), donde el cambio Doppler no puede ser calculado a causa del rápido retorno de la señal. La magnitud de esta distancia es variable y depende de la frecuencia y modo de funcionamiento correspondiente (generalmente varía entre 0,5 a 1 m), sumada a la distancia correspondiente al calado del instrumento (usualmente de 0,2 m); ii) cerca del fondo en un espesor entre el 10 y 15 % de la profundidad, donde se produce una interferencia producto del lóbulo lateral acústico (conocido como *side lobe*), formado alrededor del *beam* principal que rebota antes que este último; y iii) en las cercanías de las márgenes, dado que la embarcación por lo general no puede acercarse exactamente al inicio y final de la sección transversal. Cabe aclarar que para todas estas zonas los softwares de estos instrumentos utilizan métodos de extrapolación que estiman los caudales en cada una de ellas a tiempo real.

Para cada vertical de medición durante un intervalo de promediación (*IP* o *ensemble*), el instrumento divide la columna de agua en celdas, cuyo tamaño (*TC*) varía entre unos pocos centímetros hasta 1 m, de acuerdo con el fabricante, modelo del instrumento, frecuencia acústica, profundidad del flujo y configuración del usuario.

En mediciones en modo dinámico, los valores de velocidad representan un promedio espacial del campo del flujo entre dos *ensembles*, ya que durante el *IP* la embarcación se mueve a una cierta velocidad. Por lo tanto, el ancho de la columna de agua dependerá de ambas, es decir del *IP* y la velocidad de la embarcación. Además, debido a la separación de los *beams* en la vertical, la velocidad del agua en perfiles individuales es el resultado de un promedio espacial de distinto grado en la columna de agua. Este promedio espacial que involucran los ADCP implica una suposición de homogeneidad temporal y espacial del flujo en la dirección horizontal, la que adquiere mayor relevancia cuando se incrementa la distancia al transductor. Esa suposición es generalmente válida, pero se debe tener precaución para corrientes pequeñas. Por ejemplo, usando un *IP* de 5 s con una velocidad de la embarcación de 1,5 m/s, la velocidad medida representa las condiciones del flujo en un área de 7,5 m de ancho. En grandes corrientes como el río Paraná (anchos de cauce mayores

a 1000 m), esta superficie representa solo un pequeño porcentaje del área total de una sección dada y la suposición puede ser ampliamente justificada.

Otra fuente que podría producir importantes errores en las mediciones con ADCP es la relación entre las características turbulentas del flujo y el *IP*. Considerando que son necesarios al menos 30 eventos turbulentos para obtener parámetros representativos de la turbulencia, y escalas típicas de la misma en el orden de la profundidad (~ 10 m) y velocidades medias (~ 1 m/s) para el río Paraná, se concluye que cada evento turbulento tardará típicamente 8 s, lo que origina una necesidad de al menos 4 min. para obtener valores medios razonables en los parámetros del flujo.

Para la medición absoluta de la velocidad del agua, los ADCP deben utilizar un sistema de referencia fijo que, en mediciones con bote en movimiento, corresponde al sistema *ENU* (Este–Norte–Vertical). Para ello, estos instrumentos poseen un compás o brújula interna que utilizan en todo momento para referenciar la velocidad y dirección del flujo y bote. Para el cálculo de la velocidad y dirección del bote, los ADCP pueden utilizar el sistema denominado *Bottom Tracking* (BT). Este, muy preciso para la mayoría de los instrumentos, mide la velocidad de desplazamiento del ADCP (o bote) con el mismo principio que el usado para medir la velocidad del flujo pero empleando pulsos de sonido independientes. Por lo tanto, si la velocidad del flujo relativa al ADCP es conocida (*water tracking*) y la velocidad del ADCP es conocida con respecto al fondo del cauce (*bottom tracking*), la velocidad del flujo puede ser calculada con relación al fondo. De aquí se desprende que, para una medición precisa de la velocidad del flujo con sistema BT, el material del fondo del cauce debe estar sin movimiento.

Sin embargo, el transporte de sedimento en el fondo puede afectar el cambio Doppler del pulso utilizado por el BT y causar errores en la medición de la velocidad. Dado que es usual que el sedimento cerca del fondo se mueva en la dirección de la corriente, la velocidad del bote estará sesgada en la dirección opuesta al flujo y así una medición estacionaria (bote anclado) aparecerá con un movimiento aparente hacia aguas arriba cuando el sistema BT es utilizado. A fin de ilustrar este fenómeno, la Figura 12.1 muestra mediciones con bote estático (anclado) a lo largo de una gran duna del cauce principal del río Paraná (a: sobre la cresta; c: sobre el valle y b: en la mitad), donde es esperable que la velocidad de las partículas transportadas por el fondo aumente desde el valle a la cresta. Se aprecia claramente cómo el BT produce diferentes desplazamientos aparentes de la embarcación en dirección contraria a la del flujo en cada zona. Este movimiento aparente del bote hacia aguas arriba produce una disminución en el cálculo de la velocidad del agua y un caudal sesgado de menor valor.

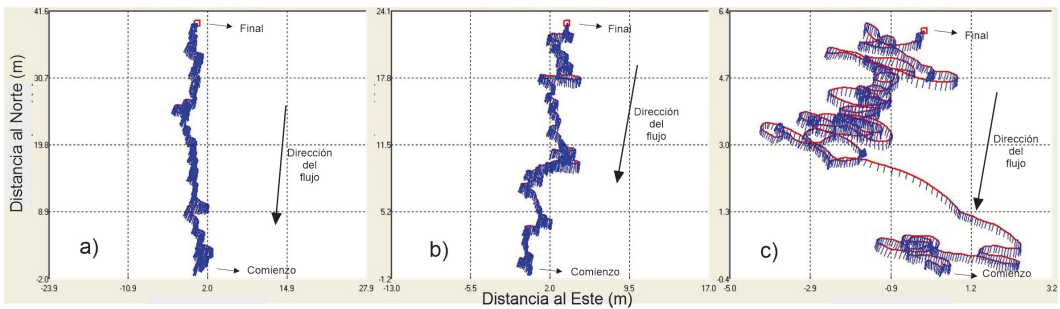


Figura 12.1. Desplazamiento aparente del ADCP en mediciones con embarcación anclada a lo largo de una duna con ADCP Teledyne RDI de 1200 kHz de frecuencia. Cauce principal del río Paraná

Cuando el transporte de sedimento de fondo es significativo, los ADCP admiten ser combinados con sistemas GPS para determinar la velocidad y dirección del instrumento y/o bote. Dados los errores en el posicionamiento, se recomienda fuertemente trabajar con sistemas GPS en forma diferencial con corrección a tiempo real (DGPS–RTK), lo cual mejorará notablemente la calidad de las mediciones. Los ADCP permiten almacenar simultáneamente los datos de GPS tanto de los formatos GGA como VTG. GGA es la información de posición geográfica determinada por referencia al GPS. Los datos de posición incluyen tiempo, latitud, longitud e información sobre la constelación de satélites utilizada para llegar a la solución de posición. VTG es la velocidad relativa al suelo mediante la medición del desplazamiento Doppler en las frecuencias de fase de la portadora del satélite, que incluye datos sobre la dirección y la velocidad.

El efecto de movimiento del fondo en las mediciones puede verse claramente al observarse el recorrido de la embarcación conforme a ambos sistemas de referencias. Si se recorre una sección transversal (con movimiento de sedimentos en el fondo) y se vuelve exactamente al punto de inicio (bucle o lazo), en la pantalla que describe la trayectoria del instrumento (utilizando el sistema de referencia BT) aparecerá un movimiento aparente hacia aguas arriba (Figura 12.2).

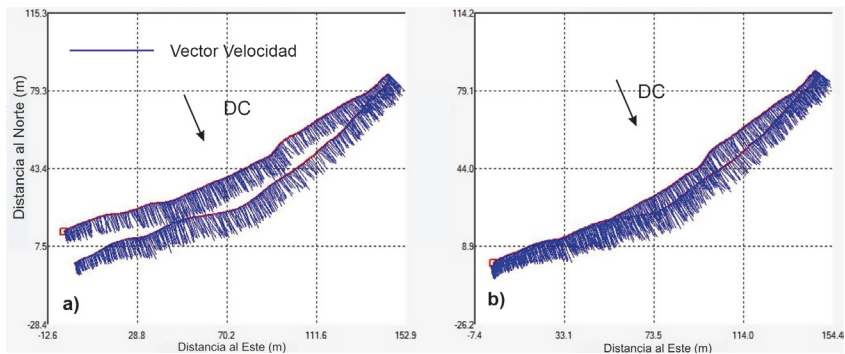


Figura 12.2. Ejemplo de recorrido de la embarcación con: a) Sistema BT, b) Sistema DGPS-RTK

Medición del caudal líquido con ADCP en el río Paraná

A continuación, se describen aspectos característicos de mediciones de caudal sobre el río Paraná considerando cauces de diferentes jerarquías. Para este análisis se tuvo en cuenta un compendio de mediciones realizadas en el marco de diferentes proyectos de investigación, Servicios Especializados a Terceros, becas de grado y tesis de posgrado. Se sugiere la lectura del artículo de Mueller y Wagner (2009), el cual se focaliza en las recomendaciones y procedimientos para una correcta medición de caudales con ADCP.

En la Figura 12.3 se presentan los desvíos estándar de caudales obtenidos en aforos individuales (una transecta), tomando como referencia el caudal medio producto de la promediación de dos o más transectas. Además, se incluyen los resultados de los distintos sistemas de posicionamiento (GGA, VTG y BT). Se observa que los menores desvíos se alcanzan con el sistema BT, con valores inferiores al 2 %. Con los sistemas GGA y VTG se advierte un desvío de hasta un 12 % a medida que el caudal medio del cauce (su jerarquía) aumenta. Se debe notar que, sobre una medición en el cauce principal del río Paraná (considerando un caudal medio (\bar{Q}) de 18 000 m³/s), mediciones individuales de caudal pueden arrojar desvíos de ± 1800 m³/s, según el sentido de circulación de una margen a otra si se utiliza como sistema de referencia al GPS. Estos desvíos pueden reducirse considerando las fuentes de incertidumbre que se tratarán más adelante.

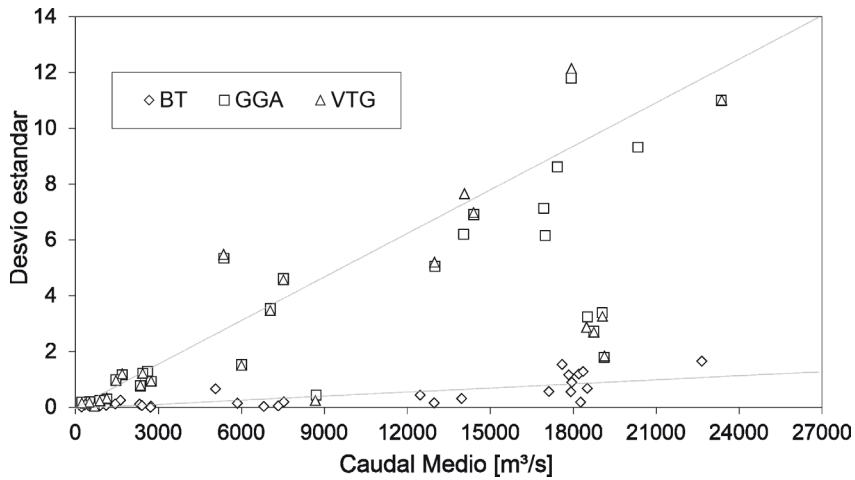


Figura 12.3. Desvíos estándar de aforos individuales de acuerdo con los sistemas de referencias utilizados para distintas escalas de cauce

Cabe destacar que las características de fondo móvil del sistema del río Paraná (fondo arenoso con transporte de fondo en la mayoría de sus cauces) hacen que se produzca una subestimación de caudales cuando se utiliza el sistema BT. Este efecto de fondo móvil puede variar de sección a sección conforme a sus condiciones hidráulicas y capacidad de transporte de sedimento. Un ejemplo de estas subestimaciones puede observarse en la Figura 12.4. Se aprecia que, en general, para aquellos cauces con caudales mayores a los 5000 m³/s, se alcanzan valores máximos del 14 % de subestimación con sistema BT. Y es preciso aclarar que, cuando se habla de caudal medio, el mismo corresponde a la media de al menos dos transectas por sección de sentido de circulación opuesta. Este hecho resalta la necesidad de aplicar métodos de corrección del caudal cuando se utiliza el sistema BT en cauces con fondo móvil (ver Mueller y Wagner, 2009). Las altas dispersiones de los datos se deben a las fuentes de incertidumbre analizadas a continuación, muchas de las cuales deben minimizarse de manera previa a la medición.

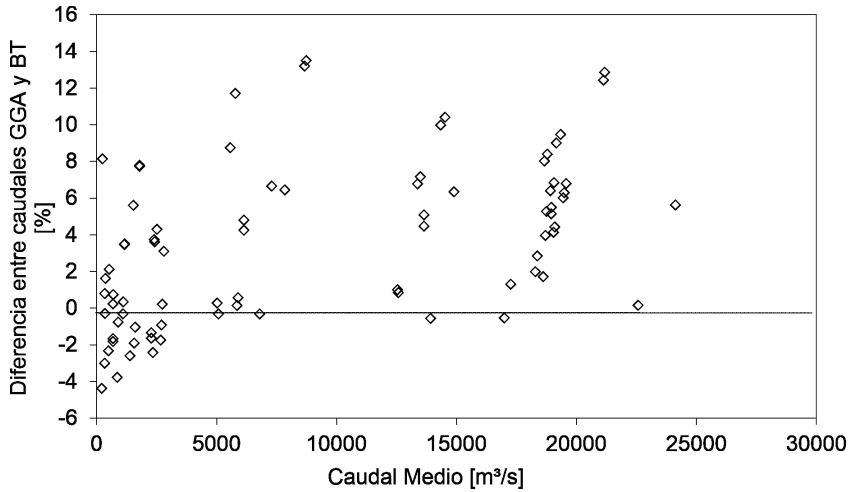


Figura 12.4. Diferencias entre caudales medidos con sistemas BT y GGA

En relación con el porcentaje de caudales estimados por el instrumento, es decir, en superficie, fondo y márgenes, en la Figura 12.5 se puede ver que, para secciones mayores a los 1000 m de ancho, el caudal estimado se mantuvo en el orden del 20 % del caudal total. Este porcentaje se incrementa a valores máximos entre el 40 y 60 % de caudal total para cauces pequeños del sistema, con anchos menores a 300 m. El mismo comportamiento se observa para los diferentes sistemas de posicionamiento.

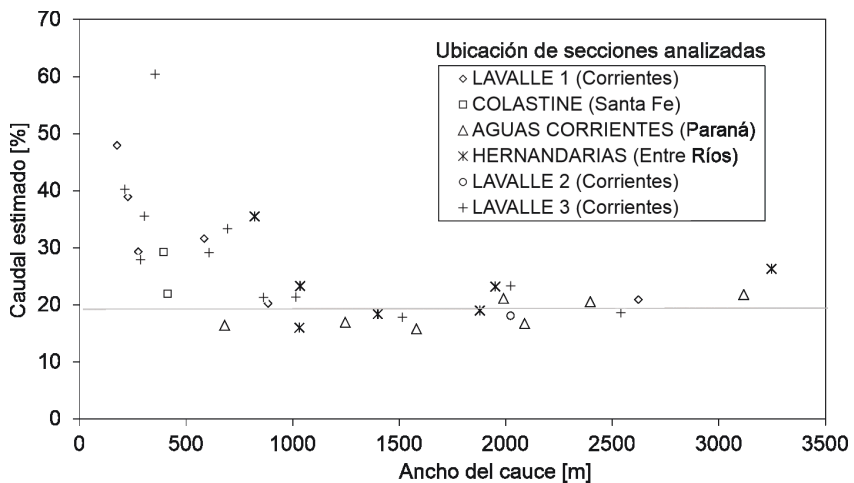


Figura 12.5. Caudal estimado en zonas no medidas en función del ancho del cauce del sistema del río Paraná. Sistema de referencia utilizado: BT

Por otro lado, en la Figura 12.6 se muestra una comparación entre el caudal total medido y el caudal estimado total y el correspondiente estimado en las márgenes. Se observa que este último representa valores muy bajos, menores al 5 % del caudal total, mientras que el caudal estimado total representa entre un 15 y 25 % del caudal total medido para flujos superiores a los 3000 m³/s. Por lo tanto, es de resaltar la importancia de extremar los cuidados en los procedimientos de medición y selección de los métodos de extrapolación en zona de superficie y fondo, en especial en cauces pequeños, a fin de que el alto porcentaje de caudal estimado sea lo más representativo posible (Mueller y Wagner, 2009).

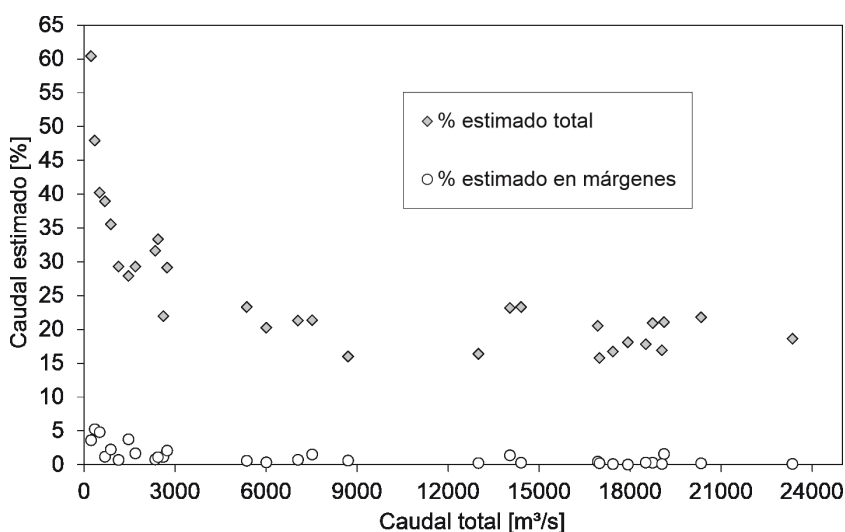


Figura 12.6. Caudal estimado (total y en márgenes) vs. caudal total medido (referencia: BT)

Validación con criterios internacionales

El memorándum publicado por el United States Geological Survey (USGS, 2011), una de las instituciones con mayor experiencia y prestigio a nivel internacional en materia de metodologías de aforo, establece que, con bote en movimiento y en condiciones de flujo estacionario, la medición de caudal consiste en realizar un número par (al menos 2) de recorridos en la sección de aforo seleccionada, en donde el «tiempo de exposición» debe ser igual o mayor a 720 s (12 min.). El tiempo de exposición se define como el tiempo total que el instrumento se encuentra midiendo y no incluye el tiempo entre recorridos, tiempo de calibración o tiempo de testeo del instrumento. Un

número par de recorridos con sentidos opuestos es necesario para eliminar errores de sesgo direccional (Huang, 2019). El tiempo de medición, o tiempo de exposición, debe ser mayor a 720 s; aun así, si es necesario más de cuatro recorridos (criterio previo a dicho memorándum utilizado por el USGS). Oberg y Mueller (2007a,b) demostraron que este criterio para la medición precisa del caudal es independiente del ancho y profundidad del cauce así como del rango de la velocidad del bote.

Teniendo en cuenta el criterio mencionado anteriormente, la Figura 12.7 muestra que con el sistema BT y considerando una sola transecta, las diferencias con el caudal medio son menores al $\pm 2\%$, mientras que para los medidos con GPS (GGA) rondan un $\pm 8\%$. Sin embargo, si se respeta el criterio del tiempo de exposición, pero se toma el caudal medio de dos transectas con sentidos de circulación opuestos, la Figura 12.8 muestra que los desvíos respecto del caudal medio se asemejan para ambos sistemas (BT y DGPS-RTK), con valores comprendidos entre un $\pm 2\%$. Cabe aclarar que el valor medio del caudal se calculó para aquellas transectas que poseían cuatro o más recorridos por sección.

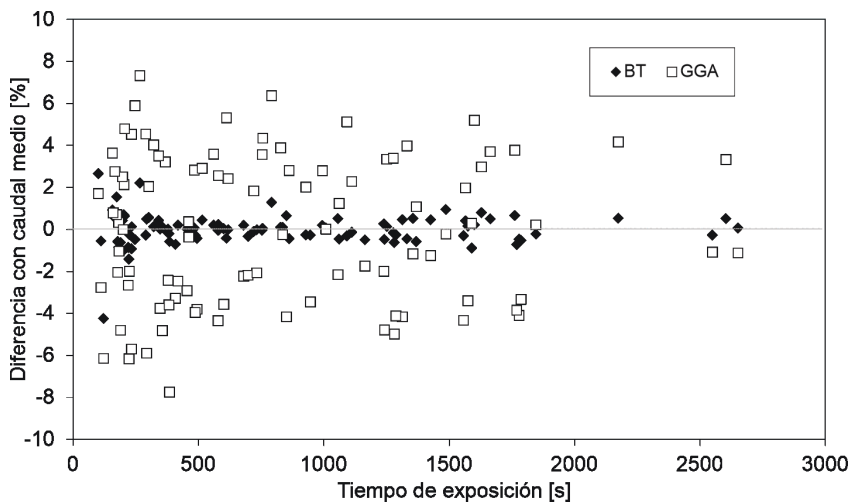


Figura 12.7. Diferencias con el caudal medio entre los sistemas BT y GGA para una transecta en función del tiempo de exposición

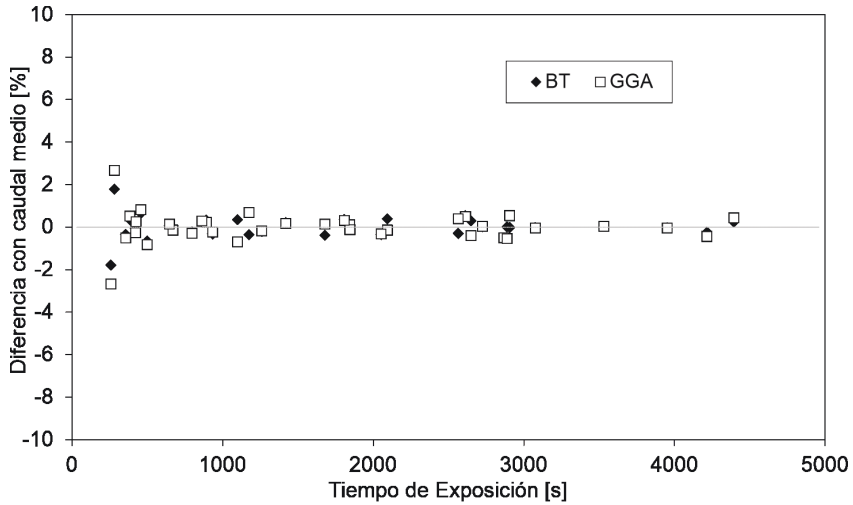


Figura 12.8. Diferencias con el caudal medio entre los sistemas BT y GGA considerando el valor promedio de dos transectas en función del tiempo de exposición

Para finalizar, a los datos utilizados para la validación del criterio del tiempo de exposición para la medición de caudales en ríos pequeños y medianos (≤ 500 m) (Czuba y Oberg, 2008) se incluyeron los valores correspondientes a los cauces del sistema del río Paraná (ver Figura 12.9), en donde los cauces relevados varían desde 200 m a más de 3000 m de ancho. Es de destacar que, para pequeños y medianos cauces, y cumpliendo con que el tiempo de exposición sea igual o mayor a 12 min., son necesarios dos o más recorridos (siempre pares) para alcanzar diferencias con el valor medio menor al 2 %, mientras que para grandes cauces, como el Paraná, con solo dos recorridos se llega a este valor en la mayoría de las secciones relevadas.

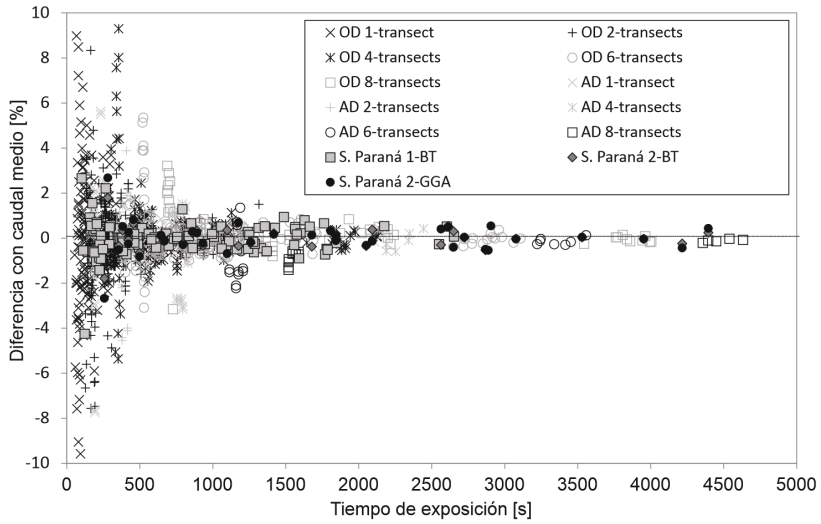


Figura 12.9. Comparación y validación del criterio del tiempo de exposición
Fuentes de error en mediciones con ADCP

Las mediciones para cada vertical o intervalo pueden estar afectadas por distintas fuentes de error, diferenciándose como aquellas intrínsecas del instrumento, del medio en donde se está midiendo y las producidas por el operador. En el Cuadro 12.1 se describen las principales fuentes de error y su dependencia.

Cuadro 12.1. Fuentes de error en mediciones de la velocidad con ADCP

Fuente de error	Tipo y dependencias
Instrumento	<i>Ruido</i> = <i>F</i> (frecuencia, longitud del pulso transmitido, energía transmitida, tipo de banda acústica (narrowband o broadband), fase de codificación del pulso, modo de operación) <i>Patrón y divergencia de los haces</i> = <i>F</i> (tipo y tamaño del transductor, ángulo de divergencia del haz, frecuencia) <i>Haces</i> = <i>F</i> (número de haces y orientación) <i>Velocidad del sonido</i> = <i>F</i> (cambios en la temperatura y salinidad) <i>Zumbido del transductor</i> = <i>F</i> (receptor electrónico, carcasa del transductor y/o electrónica, material de casco de barco y diseño) <i>Interferencia del lóbulo lateral</i> = <i>F</i> (geometría del haz y profundidad del flujo) <i>Cabeceo/inclinación/rotación</i> = <i>F</i> (tipo del sensor, posicionamiento, velocidad del bote, condiciones climáticas) <i>Sistema para cálculo de velocidad del bote</i> = <i>F</i> (precisión del Bottom Track o GPS utilizado)
Medio	<i>Fondo de cauce móvil</i> = <i>F</i> (modo de operación, transporte de sedimento de fondo y suspensión cerca del fondo) <i>Ruido</i> = <i>F</i> (calidad y cantidad de energía reflejada, coeficientes de absorción, intensidad turbulenta, gradiente de velocidad, profundidad) <i>Cabeceo/inclinación/rotación</i> = <i>F</i> (campo magnético, aceleraciones y ondas) <i>Tipo del flujo</i> = <i>F</i> (geometría, no uniformidad y permanencia del flujo)
Operador	<i>Montaje</i> = <i>F</i> (posición relativa al bote, calado) <i>Configuración del software</i> = <i>F</i> (calibración, configuración de la comunicación y selección de modos de operación) <i>Aplicación de software</i> = <i>F</i> (chequeos antes de las mediciones, control en la adquisición de datos) <i>Intervalo de muestreo</i> = <i>F</i> (intensidad turbulenta, régimen del flujo) <i>Maniobra de la embarcación</i> = <i>F</i> (velocidad del bote, aceleración y cambio bruscos en el curso)

Fuente: adaptado de Muste et al., 2004a.

De este Cuadro se desprende la importante diversidad de fuentes de error que pueden afectar a las mediciones. En los últimos años, diferentes investigaciones se han concentrado en cuantificar los errores que se aplican a distintas configuraciones de ADCP y condiciones de operación de una manera sistemática y de forma más general, fácilmente utilizable en un intento de caracterizar la precisión de los ADCP (Nystrom, 2001; Muste *et al.*, 2004a,b; Nystrom *et al.*, 2007; Oberg *et al.*, 2007a; Gonzalez—Castro y Muste, 2007; Mueller *et al.*, 2007; Muste *et al.*, 2010; Mueller y Oberg, 2011; García *et al.*, 2012; Huang, 2019).

La minimización de errores intrínsecos de los ADCP, excepto aquellos de diseño de sensor, puede lograrse mediante la estricta aplicación de las recomendaciones del fabricante en las mediciones, tales como calibraciones, posproceso y chequeos, entre otras. La eliminación de los errores generados por factores externos exige la completa comprensión por parte del usuario de los principios, funcionamiento y selección apropiada de parámetros y modos operativos para cada sitio de medición.

Medición de la estructura del flujo

Más allá de la estimación del caudal, objetivo inicial por el que han sido desarrollados estos instrumentos, los ADCP se han transformado en una importante herramienta para la medición del flujo tridimensional (3D) y otros parámetros hidráulicos en corrientes naturales. Entre ellas se destacan trabajos para la estimación de tensiones de corte de fondo (τ) (Howarth, 2002; Kostaschuk *et al.*, 2004) y para la caracterización de estructuras coherentes del flujo de mediana y gran escala en corrientes aluviales (Szupiany *et al.*, 2009, 2012). Por ejemplo, los trabajos pioneros de Gonzalez *et al.* (1996); Barua y Rahman (1998); Droz *et al.* (1998); Gonzales–Castro *et al.* (2000); Muste *et al.* (2002); Schemper y Admiraal (2002); Nystrom *et al.* (2002) y Muste *et al.* (2004a) investigaron la utilización de los ADCP para la obtención del flujo 3D y características turbulentas del flujo a través de mediciones con embarcación en modo estático (anclada). A través de este tipo de mediciones realizadas en tiempos prolongados, se pueden obtener valores precisos del perfil de velocidades y parámetros específicos del flujo (Gonzales–Castro *et al.*, 2000). Una dificultad de este tipo de registros radica en los elevados tiempos de medición, con el consecuente aumento en los costos, baja resolución espacial y sus riesgos para cauces con importante transporte fluvial como el caso del río Paraná. Por este motivo, en los últimos años ha crecido el interés por la realización de mediciones con embarcación en movimiento (modo dinámico), dado que de esta forma se pueden recolectar datos rápidamente en extensas áreas. En particular, establecer las configuraciones óptimas y metodologías de medición capaces de combinar la ventaja que presentan las mediciones con embarcación en movimiento con los valores medios del flujo que pueden ser obtenidos con embarcación fija en intervalos de tiempo considerables (Muste *et al.*, 2004a,b; Dinehart y Burau, 2005; Szupiany *et al.*, 2007). Esta necesidad es aún mayor en cauces de grandes escalas espaciales como el río Paraná, donde su elevado ancho y profundidades impidieron —hasta mediados de la década de 2000— estudios detallados que describan el comportamiento del flujo.

A continuación, se presentan las configuraciones óptimas del ADCP y se establece una metodología de medición con embarcación en modo dinámico, que permiten obtener valores representativos de la estructura del flujo en el río Paraná, comparables con aquellas obtenidas con bote anclado. Por último, se evalúa esta metodología para la medición del flujo 3D, con especial interés en las corrientes secundarias de gran escala.

Sitios seleccionados de ensayos y diseño experimental

Los experimentos de campo se realizaron en tres secciones del río Paraná en su tramo medio. Una de las secciones (S1) se encuentra localizada sobre el km 603 de la ruta de navegación fluvial coincidente con la traza del Túnel Subfluvial Raúl Uranga–Silvestre Begnis, entre las ciudades de Santa Fe y Paraná. Las mediciones en esa sección fueron realizadas el 18 de marzo de 2004. Para dicha fecha, el caudal sobre el Paraná fue de $Q_{S1} = 12\,127\text{ m}^3/\text{s}$. Las otras dos secciones (S2 y S3) se ubican en cercanías de la ciudad de Rosario, sobre el km 473 de la ruta de navegación. Aquí, las mediciones fueron tomadas el 17 de diciembre de 2004, presentando un caudal de $17\,646\text{ m}^3/\text{s}$ y $7036\text{ m}^3/\text{s}$, en S3 y S2, respectivamente. Para estas secciones, las profundidades varían entre 3 y 14 m.

En S1 y S2 fueron realizados ambos tipos de mediciones, es decir, embarcación anclada (modo estático, ME) y en movimiento (modo dinámico, MD). En S1 se seleccionaron dos verticales, en donde se procedió a la medición en forma estática (P1 y P2, profundidades de 13 y 12 m, respectivamente), mientras que en S2 una vertical (P3, profundidad de 14 m). En S3 no fue posible el anclado de la embarcación por las elevadas profundidades y velocidades y el importante tráfico fluvial. De todas maneras, esta sección fue utilizada para una evaluación preliminar de la medición de la estructura del flujo con la metodología diseñada. Para cada vertical, la embarcación permaneció anclada y posicionada con un sistema de posicionamiento global en forma diferencial (DGPS–RTK), que provee una precisión de $\pm 2\text{ cm}$ en la horizontal. Debido a la turbulencia del flujo y el viento, la embarcación anclada experimentó un movimiento de vaivén en forma de arco de $\pm 5\text{ m}$ durante el intervalo de medición. Los perfiles de velocidad fueron recolectados durante un intervalo de 10 min., utilizando diferentes configuraciones del ADCP en cuanto a su tamaño de celda (TC entre 0,5 y 0,75 m) e intervalo de promediación (IP entre 5 y 10 s). De acuerdo con lo aconsejado por Lipscomb (1995) y Dinehart y Burau (2005), las mediciones en forma dinámica fueron repetidas 10 veces sobre las secciones S1, S2 y S3, respetando las mismas configuraciones para mediciones estáticas. El posicionamiento y la velocidad de la embarcación fueron registrados utilizando el DGPS–RTK acoplado al ADCP. Las diferencias entre los caudales para los distintos recorridos presentaron valores menores al 5 %.

Se desarrolló una serie de algoritmos destinados a: i) filtrar y eliminar celdas inválidas, ii) calcular estadísticos tales como la media y la desviación estándar de la velocidad y su dirección, y iii) promediar las transectas para cada sección transversal. En primer lugar, el procedimiento de promediación consistió en ajustar una regresión lineal entre los posicionamientos en planta de las verticales medidas y de los distintos recorridos en cada sección, a fin de ajustar una

única sección transversal. Finalmente, se dividió la sección resultante en anchos de 20 m, conforme a la velocidad de la embarcación e intervalos de promediación usados en el ADCP. Luego se proyectaron las verticales de modo ortogonal a fin de referenciar todos los puntos dato a una misma sección para su posterior tratamiento. Esta metodología de promediación luego fue considerada para el desarrollo del Software Velocity Mapping Toolbox (VMT), el cual es actualmente el más utilizado para este tipo de procesamiento (Parsons *et al.*, 2012).

Mediciones en modo estático

En el Cuadro 12.2 se presentan los valores promedios en 10 min. de la desviación estándar media en la vertical (*SD*) de la componente horizontal de la velocidad así como el desvío medio en 10 min. de las direcciones de dichos vectores. A fin de poder comparar estos valores, se incluye además el valor de velocidad media para cada una de las configuraciones y verticales seleccionadas. La componente vertical de las velocidades no fue considerada, dado que presentó valores menores a la *SD*. Tanto para la magnitud de la velocidad como para las direcciones de los vectores horizontales, la *SD* muestra la misma tendencia con valores mínimos para la configuración C₄, es decir, aquella que incorpora la mayor promediación espacial y temporal.

Cuadro 12.2. Valores de la velocidad media horizontal y desviaciones estándar de la magnitud y dirección de las velocidades horizontales para cada vertical medida durante 10 min.

Configuración*	Velocidad media (m/s)			Desviación estándar Velocidad (m/s)			Dirección (grados)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
1	0,99	1,18	--	0,139	0,135	--	9	7	--
2	1,03	1,20	--	0,089	0,088	--	6	5	--
3	0,93	1,18	--	0,102	0,102	--	6	5	--
4	1,01	1,17	1,02	0,068	0,067	0,063	4	3	5

*C1: TC=0,5m e IP=5seg., C2: TC=0,5m e IP=10 seg., C3: TC=0,75m e IP=5 seg. y C4: TC=0,75m e IP=10 seg.

La variación de la dirección del flujo en cada vertical (Figura 12.10) muestra claramente cómo en vertical P₁ los valores se incrementan en la profundidad. La forma del perfil de velocidad promedio para la vertical P₁ (Figura 12.11) y la variabilidad de los valores en el tiempo (Figura 12.12) permiten plantear la

hipótesis de que dicha vertical se encuentra localizada cerca o sobre la zona de aguas abajo de la cresta de una gran duna, donde actúan grandes estructuras turbulentas del flujo (Nezu y Nakagawa, 1993; Amsler y Schreider, 1999; Trento *et al.*, 1990). En verticales P2 y P3, las desviaciones en las direcciones son menores y homogéneas en la vertical, lo que sugiere que esas verticales estarían ubicadas sobre la cara de aguas arriba de una duna cercana a la cresta, donde se esperan intensidades turbulentas menores.

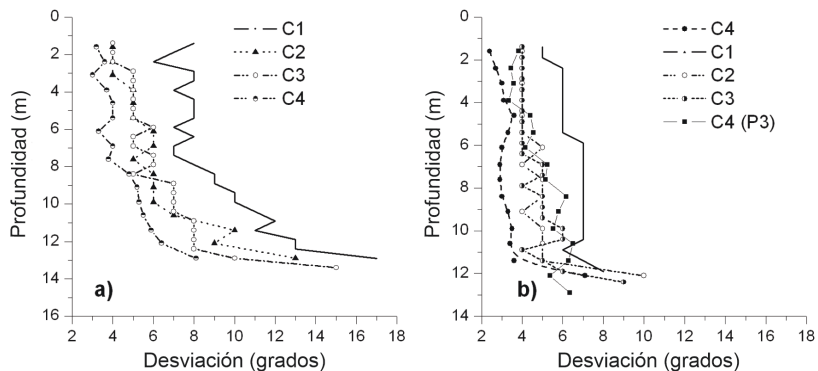


Figura 12.10. Desviación media en la dirección del vector velocidad horizontal en mediciones en modo estático utilizando diferentes configuraciones, a) vertical P1 y b) vertical P2 y P3

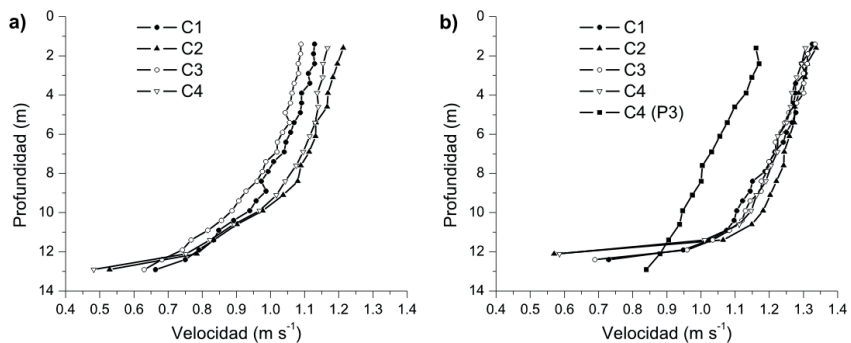


Figura 12.11. Perfiles de velocidad medios de la componente horizontal utilizando diferentes configuraciones en modo estático. a) P1 y b) P2 y P3

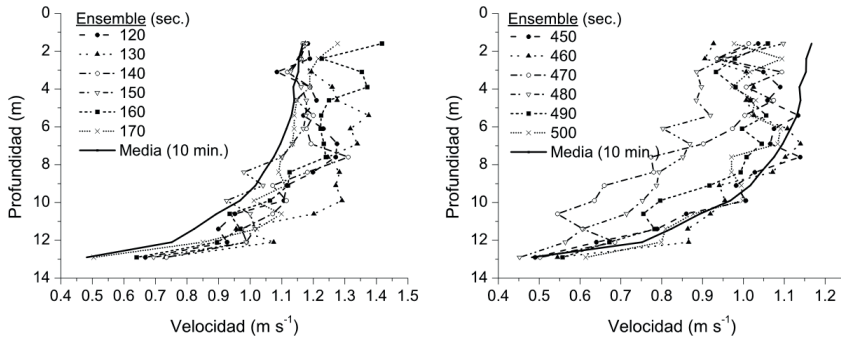


Figura 12.12. Perfiles de velocidad obtenidos en modo estático sobre la vertical P1 en diferentes períodos de tiempo que ilustran la influencia de las grandes escalas turbulentas

En la vertical P1 se presentaron las mayores desviaciones entre los perfiles obtenidos con diferentes configuraciones, mucho mayores a los obtenidos en vertical P2, lo que puede ser explicado por la ubicación citada respecto de las formas de fondo asociada a los efectos de las estructuras turbulentas generadas por las mismas. De este modo, las diferentes configuraciones del instrumento utilizadas no parecen afectar los resultados, siendo la posición respecto de las formas de fondo un factor que tendría mayor importancia en la generación de dispersión entre los perfiles promedios.

En relación con los efectos de las estructuras turbulentas en las mediciones, *Muste et al.* (2004a) demuestran cómo las velocidades para un *IP (ensemble)* dado pueden estar afectadas por escalas turbulentas de pequeña y gran escala. Estos efectos de falta de estacionariedad en las señales de velocidad se pueden apreciar en las Figuras 12.11 y 12.12, en particular los efectos de gran escala. En la Figura 12.12a se puede ver cómo, para la secuencia de *ensembles* entre los 120 y 170 s, los valores de velocidad son mayores que la media, mientras que para aquellos ubicados entre los 450–500 s se verifica el comportamiento opuesto (Figura 12.12b). Un comportamiento similar fue observado para todas las configuraciones y verticales consideradas. Con el objetivo de determinar los tiempos de medición necesarios para reducir los efectos turbulentos, se calcularon los valores de velocidad media acumulados durante los 10 min. relevados con la embarcación anclada sobre las verticales en estudio. Conforme a lo aconsejado por Nezu y Nakagawa (1993), se dividió la vertical en tres regiones: i) región sobre la superficie ($y/h = 0,6-1,0$), ii) la región de la pared ($y/h = 0,0-0,15$) y iii) región intermedia ($y/h = 0,15-0,6$), donde y es la distancia desde el fondo y h la profundidad. Un ejemplo de los resultados se muestra en la Figura 12.13, en este caso utilizando la configuración C3 sobre las verticales P1 y P2. Al analizar todas las configuraciones utilizadas, se pudo concluir

que son necesarios 7 min. de medición para obtener valores representativos que difieran en un 5 % de la media acumulada en los 10 min. Esta diferencia se reduce a un 2 % al promediar 9 min. Las velocidades medias acumuladas se estabilizan al mismo tiempo para las diferentes regiones.

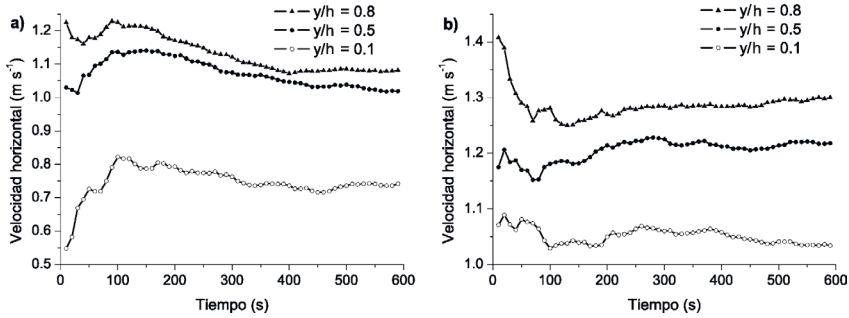


Figura 12.13. Variación de las velocidades medias acumuladas para distintas regiones del flujo, a) vertical P1; b) vertical P2

Mediciones en modo dinámico

La Figura 12.14 muestra la comparación entre el perfil de velocidades obtenido en forma estática (vertical P3 utilizando la configuración C4), promediado en 10 min con los perfiles de los 10 recorridos sobre la sección, al interceptarse con la ubicación de la vertical. Es evidente que los valores obtenidos en forma dinámica producen una dispersión notoria de los perfiles resultantes cuando se los compara con aquellos obtenidos en modo estático promediado en el tiempo. Estas desviaciones pueden atribuirse a errores en el promedio espacial y temporal propios de las mediciones en modo dinámico, a los efectos significativos de la turbulencia del flujo y a incertidumbres en los cálculos y descomposición de la velocidad del flujo respecto de la del bote. En cuanto a la influencia de las configuraciones utilizadas, los errores decrecen con el incremento en el IP y TC y presentan un valor mínimo para la configuración C4. De esta manera, el mayor promedio espacial y temporal absorbe en parte los efectos de la escala pequeña de la turbulencia en las mediciones.

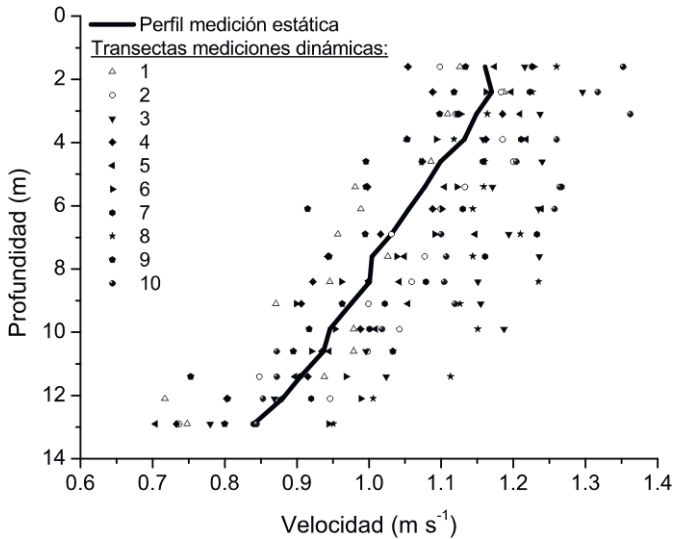


Figura 12.14. Perfil de velocidad medio obtenido en modo estático (vertical P3, configuración C4), comparado con aquellos obtenidos en forma dinámica

Existe una muy buena convergencia en los perfiles de velocidades cuando se compara el obtenido en modo estático (promediado 10 min.) con aquel obtenido de la promediación de los 10 recorridos, presentándose pequeñas diferencias entre los dos modos de medición (Figura 12.15). La desviación media de las velocidades (DMV) y sus direcciones (DMD) presentan valores entre 0,03 y 0,05 m/s y entre 1 a 3 grados, respectivamente. Además, se advierte que el perfil promedio de las mediciones dinámicas en P3 es más suave que los equivalentes en P1 y P2 y presenta el mínimo valor de DMV y DMD, reforzando el análisis previo acerca de la ventaja del uso de la configuración C4 en este tipo de mediciones.

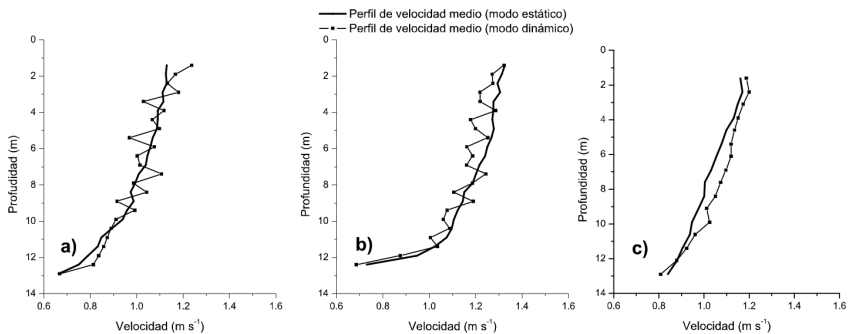


Figura 12.15. Comparación de los perfiles medios de velocidad obtenidos a través de mediciones en modo estático y dinámico (promedio de 10 transectas) para a) vertical P1, configuración C4, b) vertical P2, configuración C1 y, c) vertical P3, configuración C4

Finalmente, las diferencias acumuladas de la velocidad media del flujo en la vertical para los n recorridos, obtenidas en modo dinámico ($n = 1, 2, \dots, 10$) con las obtenidas en modo estático en 10 min, se presentan en la Figura 12.16. Estos resultados indican que, al promediar cuatro o seis recorridos en modo dinámico sobre una sección dada, se obtienen diferencias de la velocidad media en la vertical comparables al promedio de los 10 recorridos. Por lo tanto, para condiciones hidrométricas similares, al promediar al menos cuatro o seis transectas obtenidas en modo dinámico, se obtiene una confiable cuantificación de los valores medios de la velocidad y su dirección.

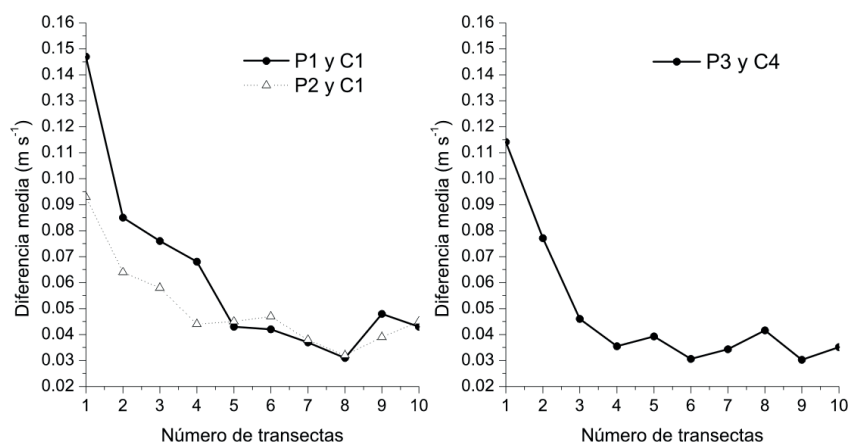


Figura 12.16. Influencia del número de transectas promediadas en las desviaciones entre los vectores medios en la vertical, obtenido en forma estática, con aquellos obtenidos de la promediación de las n transectas

Medición de corrientes secundarias

Finalmente, la metodología diseñada con anterioridad fue aplicable para la detección de estructuras coherentes de gran escala, como son las corrientes secundarias producidas en confluencias, curvas y bifurcaciones (Szupiany *et al.*, 2009, 2012; Dominguez Ruben, 2018; Luz *et al.*, 2019). La Figura 12.17 muestra el patrón de circulación secundaria a través de mediciones con ADCP en modo dinámico, en zona aguas abajo de una confluencia sobre el cauce principal del río Paraná, en inmediaciones de la localidad de Rosario. Cabe aclarar que no es el objetivo aquí realizar un análisis de estas estructuras (ver Szupiany *et al.*, 2009) sino determinar la forma de medición que permita la cuantificación de las mismas.

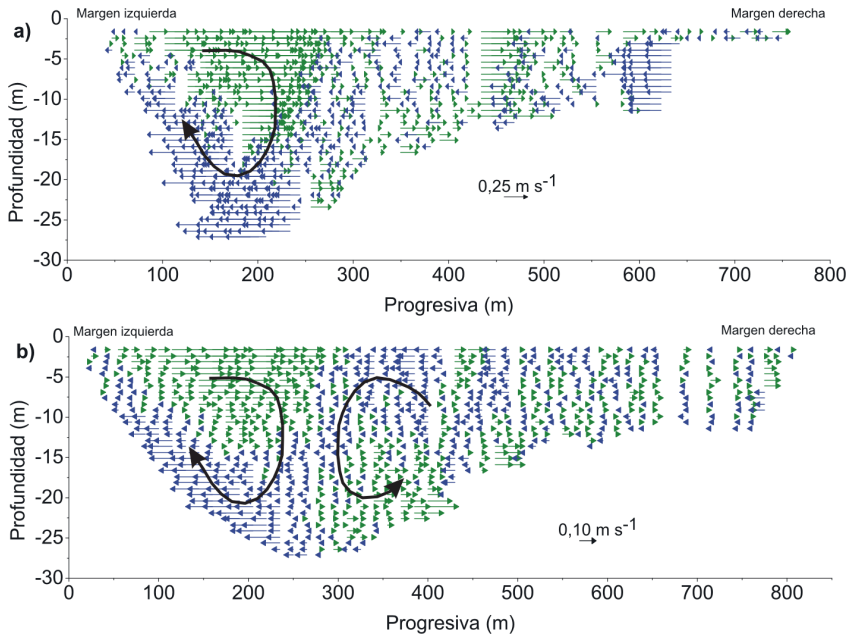


Figura 12.17. Patrón de la circulación secundaria sobre la sección S3, a) obtenido a partir de una transecta con modo dinámico, b) promediando cuatro transectas con modo dinámico. Nota: para el cálculo de la componente secundaria fue utilizado el método de Rozovskii (1954)

En la Figura 12.17a se presentan los resultados obtenidos a partir de un solo recorrido, mientras que en la Figura 12.17b se puede ver el campo de corrientes secundarias correspondiente al promedio de cuatro recorridos. El patrón del flujo a través de la sección transversal muestra celdas de circulación secundaria de sentido de rotación opuestas, las cuales son características hidrodinámicas típicas en confluencias de flujos (Komura, 1973; Mosley, 1982; Best, 1987; Rhoads, 2005; Szupiany *et al.*, 2009). La celda secundaria derecha es mucho más débil en su intensidad y prácticamente no es posible identificarla con los datos obtenidos de solo un recorrido (Figura 12.17a). Las diferencias entre las Figuras 12.17a,b revelan que la correcta identificación de las celdas secundarias como también su precisa cuantificación es lograda a través de la promediación de al menos cuatro recorridos.

Conclusiones

En la presente sección se establecen las metodologías, recomendaciones y limitaciones para la medición de caudales líquidos y estructura tridimensional del flujo en el sistema del río Paraná a partir de mediciones con ADCP. En este sentido, los ADCP han revolucionado la forma de obtener variables hidráulicas en grandes sistemas fluviales y, a través de su correcta utilización, permitieron un avance sustancial en la comprensión del comportamiento de estos sistemas, algo imposible de lograr con los instrumentos tradicionales.

En cuanto a la medición de caudales líquidos, es de destacar que los ADCP poseen zonas sin registro. Sin embargo, los caudales correspondientes a estas zonas pueden ser estimados aplicando diferentes criterios que deben ser cuidadosamente evaluados por el operario. Se ha demostrado que el caudal estimado en las zonas no medidas representa aproximadamente el 20 % del caudal total en cauces con anchos mayores a los 1000 m, porcentaje que aumenta para cauces de menor tamaño.

Otro aspecto importante es la correcta selección de los sistemas para determinar la velocidad y dirección de la embarcación (GPS y BT). Si bien el sistema BT es más preciso y produce menores desviaciones de caudal entre transectas sucesivas, puede estar sujeto a sesgos en presencia de fondo móvil. En cauces del sistema del Paraná, en su mayoría con importante movimiento de sedimentos en el fondo del cauce, se debe evaluar el uso de DGPS-RTK como sistema de referencia o bien el uso de BT pero aplicando los métodos existentes de corrección de caudal.

De acuerdo con criterios internacionales evaluados para el sistema del Paraná, se debe realizar un número par de transectas (como mínimo dos) y cumplir el criterio del tiempo de exposición de por lo menos 720 s. Se ha demostrado que en la mayoría de las secciones del cauce principal del río Paraná la realización de dos transectas es suficiente para cumplir con dicho criterio.

Los resultados obtenidos en mediciones con ADCP en modo estático y dinámico sobre el río Paraná demuestran que las mediciones con bote en movimiento pueden realizarse con mayor celeridad para obtener en forma precisa el campo de velocidades y otros parámetros hidráulicos además del caudal. Las menores desviaciones estándar de las velocidades y sus direcciones fueron obtenidas con la configuración que involucra mayores tamaños de celda e intervalos de promediación. Además, a través de las mediciones en modo estático se verificó que se requiere de un intervalo de medición de 7 min para obtener un valor de velocidad media con errores menores al 5 %.

Similar a los resultados obtenidos en cauces pequeños (Muste *et al.*, 2004b), las velocidades obtenidas en modo dinámico de solo un recorrido producen

una dispersión importante cuando son comparadas con el perfil medio obtenido en modo estático en un intervalo de 10 min., con diferencias máximas que varían entre el 25 % y 76 %. Sin embargo, se produce una considerable mejora en los resultados cuando se comparan las mediciones en modo estático con aquellas que son producto del promedio de recorridos en modo dinámico, y disminuyen los errores a medida que se aumentan los números de recorridos promediados.

Por último, para mediciones con ADCP se demostró que, si bien un recorrido sobre una sección en modo dinámico puede indicar la presencia de estructuras coherentes del escurrimiento inducidas por la curvatura del cauce, dicho recorrido no es suficiente para obtener una descripción en detalle de la estructura tridimensional del flujo. Esta importante conclusión indica que mediciones en modo dinámico con ADCP pueden utilizarse de manera satisfactoria para la descripción del flujo 3D en grandes ríos, pero para obtener una caracterización más acabada y cuantificarlo con resultados comparables a los obtenidos en modo estático se requieren promediaciones de al menos cuatro recorridos.

Estimación de concentraciones y transporte de arena en suspensión mediante el método de inversión acústica

Los métodos tradicionales para la medición de la concentración del sedimento suspendido en el río Paraná requieren del empleo de muestreadores puntuales o integradores en la vertical que cumplan con la propiedad isocinética, así como de correntómetros mecánicos o instrumentos acústicos para la medición de la velocidad del flujo. Estos métodos, si bien han demostrado ser precisos (Gray *et al.*, 2008; Gray y Gartner, 2010), necesitan que la embarcación permanezca fija (anclada) e involucran tiempos prolongados de medición, elevados costos asociados y procesamiento en laboratorio de las muestras obtenidas. De esta forma, los datos presentan baja resolución espacial y temporal, lo que ha impedido un mayor conocimiento del comportamiento de los grandes sistemas fluviales como el Paraná. Un factor no menos importante es la peligrosidad de las mediciones, en especial cuando las mismas se realizan sobre rutas de navegación fluvial.

Dadas estas limitaciones, en las últimas décadas han surgido nuevas tecnologías para el monitoreo de transporte de sedimento, tales como acústicas, ópticas, satelitales y láser (Gray y Gartner, 2010). Entre ellas, la tecnología acústica, diseñada originalmente para medir caudales y velocidades del flujo, ha sido reconocida como la de mayor potencial para obtener información cuali-cuantitativa de las concentraciones de sedimento en suspensión a través

del análisis de la intensidad de la señal de retorno o *backscatter*. Tal como se describió, los ADCP además poseen la ventaja de realizar mediciones con la embarcación en movimiento, con una alta resolución espacial y temporal. Por ejemplo, Szupiany *et al.* (2009, 2012) presentan una descripción detallada de la estructura de flujo y del transporte de sedimentos de fondo en suspensión a lo largo de nodos (confluencias, bifurcaciones y curvas) sobre el río Paraná y logran realizar por primera vez un minucioso análisis sobre la interacción entre estas variables.

En este apartado se comentan los avances logrados en la FICH durante las últimas dos décadas en el desarrollo de metodologías para la cuantificación de concentraciones y transporte de sedimento con tecnología acústica en el sistema del río Paraná. A lo largo de la sección, se resume la teoría acústica y se analizan la influencia y el comportamiento de cada uno de los parámetros involucrados en la ecuación del sonar. Finalmente, se comparan y evalúan los resultados con los obtenidos con métodos tradicionales en diferentes secciones del tramo medio del río Paraná y se presentan algunas aplicaciones ingenieriles.

ADCP y sedimentos en suspensión: consideraciones teóricas

Seguidamente se explicarán los conceptos teóricos básicos necesarios para comprender los análisis y resultados obtenidos que se desarrollan en esta sección. Se recomienda la lectura de Szupiany *et al.* (2019) para más detalles.

El pulso acústico que transmite cada transductor del ADCP se propaga a través de la columna de agua y rebota ante la presencia de cualquier partícula en suspensión (es decir, sedimentos, materia orgánica, burbujas de aire, flóculos, entre otros) y por lo tanto la intensidad de la señal de retorno es función de las concentraciones, tamaños y mineralogía de estas partículas, como también de parámetros propios del instrumento (frecuencia acústica, energía transmitida, rango de volumen medido, sensibilidad de recepción, entre otros) (Deines, 1999).

La propagación de una señal emitida con intensidad de potencia I_o (EL en dB con una intensidad de referencia arbitraria I_{ref}) es usualmente modelada, teniendo en cuenta las pérdidas acústicas y dispersión esférica, la cual se denomina como intensidad de señal volumétrica corregida (S_c en dB), y recibe una intensidad de potencia I (RL en dB con la misma intensidad de referencia arbitraria I_{ref} que EL). En condiciones ideales, la intensidad recibida es proporcional a la intensidad de la señal dispersada por la partícula en suspensión, S_v (en dB), y la intensidad de señal corregida (es decir, $S_v - S_c$

en dB). Por lo tanto, una simple igualdad puede ser escrita en escala de dB (ecuaciones 12.1 y 12.2):

$$EL + S_v - S_c = RL \quad (12.1)$$

$$10 \log_{10} \left(\frac{I_0}{I_{ref}} \right) + S_v - S_c = 10 \log_{10} \left(\frac{I}{I_{ref}} \right) \quad (12.2)$$

De esta manera, para un instrumento acústico dado, suponiendo un tamaño y tipo de partícula (mineralogía), y en ausencia de cualquier otra clase de material en suspensión, la intensidad de la señal de retorno estará en directa relación con la concentración de sedimentos.

La intensidad de señal dispersada por las partículas en suspensión, denominada comúnmente como intensidad de señal volumétrica, S_v , se define como la suma de la intensidad de la señal de las partículas individuales por unidad de volumen y puede ser expresada por la ecuación 12.3.

$$S_v = 10 \log_{10} n_b \langle \sigma_s \rangle \quad (12.3)$$

Donde los valores medios esperados se representan entre paréntesis angulares $\langle \rangle$, por lo que el término $\langle \sigma_s \rangle$ es la intensidad de la señal promedio en la sección transversal (en m^2), mientras que n_b es el número de partículas por unidad de volumen (en m^{-3}).

Teniendo en cuenta la masa total de los sedimentos en suspensión por unidad de volumen, M_s , es igual a la suma de las esferas equivalentes n_b caracterizados con el radio medio r_m y densidad ρ_s (ecuación 12.4), se deduce la relación entre la intensidad de la señal y la masa de sedimentos en suspensión en la unidad volumen (es decir, la concentración de sedimentos), tal como se presenta en la ecuación 12.5.

$$M_s = \frac{4}{3} \pi \rho_s n_b \langle r_m^3 \rangle \quad (12.4)$$

$$S_v = 10 \log_{10} \frac{3M_s \langle \sigma_s \rangle}{4\pi \langle r_m^2 \rangle} \quad (12.5)$$

La intensidad de señal está relacionada con la sección transversal de una partícula individual a través de una función de dispersión, ecuación 12.6.

$$\sigma_s = (r_m^2 f^2)/4 \quad (12.6)$$

Donde f es el factor de forma que solo depende de la frecuencia acústica aplicada, y su variación se describe como el producto entre el radio de la partícula y el número de onda acústica (k) (Thorne y Hanes, 2002), denominado como

x. Es así que, cuando se hace referencia a una nube de partículas de forma irregular, típico caso del material de fondo en suspensión en el río Paraná, la formulación presentada por Thorne y Meral (2008) se puede aplicar para estimar el factor de forma $f=1.25x^2$ y $f=1.1$ para régimen de Rayleigh ($x < 1$) y dispersión geométrica ($x > 1$), respectivamente.

Si se combinan las ecuaciones 12.4, 12.5 y 12.6 y se introduce la función de intensidad de señal por sedimentos, obtenemos la expresión para la intensidad de señal volumétrica, S_v (ecuación 12.7).

$$S_v = 10 \log_{10}(\sum K_{si} M_{si}) \quad (12.7)$$

donde

$$K_{si}(t, R_t) = \frac{3(r_{mi}^2 f_i^2)}{16\pi\rho_s (r_{mi}^3)} \quad (12.8)$$

es un coeficiente que depende del tiempo, de las características de la partícula y del factor de forma (f) (Thorne y Meral, 2008). R_t es la profundidad (descompuesta por el ángulo de apertura del haz, 20°).

Nótese que el subíndice i simboliza cada una de las fracciones de materia en suspensión. Para el caso del río Paraná (Szupiany *et al.*, 2019) el material en suspensión se caracteriza por ser bimodal, es decir, predominando una fracción fina y una gruesa (sedimento menor y mayor a $62 \mu\text{m}$, respectivamente).

La corrección de la intensidad de la señal, S_c , se expresa por medio de la ecuación 12.9, la cual considera: i) el coeficiente de absorción (α_w) debido a la viscosidad del agua (en dB/m), ii) el coeficiente de absorción debido a la dispersión y efectos viscosos que producen los sedimentos con el fluido (α_{si} y α_{svi}), tanto de la fracción fina como gruesa (Latosinski *et al.*, 2014) y iii) corrección de la dispersión del haz en la zona de campo cercano del transductor mediante el coeficiente ψ (Downing *et al.*, 1995).

$$S_c = 2(\alpha_w + \alpha_{s1} + \alpha_{s2} + \alpha_{sv1} + \alpha_{sv2})R_t + 10 \log_{10}(T_t R_t^2 \psi^2) \quad (12.9)$$

Donde T_t es la temperatura del agua y los subíndices 1 y 2 representan la fracción fina (limos y arcillas) y gruesa (arenas), respectivamente.

La señal recibida puede ser dividida en una porción deseada y otra no deseada. Esta última se conoce por lo común como el nivel de ruido de fondo o enmascaramiento, I_{bn} . Este nivel de ruido, producto del instrumento mismo y de las condiciones del ambiente, deteriora la señal de interés a causa de las partículas suspendidas, I_{sd} . De hecho, la señal de retorno RL obtenida por el ADCP (en unidades de *counts*) representa estas dos porciones (Mullison, 2017).

$$RL = 10 \log_{10} \left(10^{\frac{k_c(E-E_r)}{10}} - 1 \right) \quad (12.10)$$

Donde E es la señal reflejada, producida por los sedimentos suspendidos; E_r es la suma del ruido del instrumento y del ambiente, y k_c es un factor de conversión entre *counts* y dB que está disponible por requerimiento al fabricante (Teledyne RD Instruments, 1999).

La variabilidad medida del nivel de intensidad permanece correlacionada con la intensidad de señal corregida ($S_v - S_c$). De esta manera, se puede realizar una calibración entre la intensidad corregida según la evaluación de muestras de sedimento en suspensión tomadas en campo y el nivel de intensidad medido. Es así que el parámetro E_r puede ser evaluado.

Para el caso de un ADCP Teledyne RDI, los parámetros del instrumento fueron definidos en detalle en Deines (1999) y Mullison (2017). En particular, el nivel emitido, EL en dB, se puede expresar por medio de la potencia, P_t , y la longitud de transmisión, L , y el parámetro C en función de la geometría y la eficiencia de los transductores. Por lo tanto, si contamos con las características detalladas del ADCP y la expresión de la corrección de la intensidad en la forma exponencial, la concentración de sedimentos en suspensión puede ser despejada de la ecuación 12.11.

$$\begin{aligned} 10 \log_{10}(K_{s1}M_1 + K_{s2}M_2) = \\ 10 \log_{10} \left(10^{\frac{k_c(E-E_r)}{10}} - 1 \right) + 2(\alpha_w + \alpha_{s1} + \alpha_{s2})R_t + 10 \log_{10} \left(\frac{T_t R_t^2 \psi^2}{L P_t} \right) + C \end{aligned} \quad (12.11)$$

La potencia de transmisión (P_t) depende de la corriente (TC) y del voltaje (TV) transmitido, que dependen a su vez de la fuente de alimentación de energía utilizada (es decir, baterías o corriente alterna). La longitud transmitida (L) es proporcional al pulso acústico emitido. La ecuación 12.11 puede escribirse en forma simplificada, considerando $K_{s2} \gg K_{s1}$ y asumiendo que $k_c(E-E_r) > 10$.

$$\log_{10}[K_{s2}M_2(R_t)] = 0.1 [S_T(R_t)] + K_T \quad (12.12)$$

Donde K_T incluye los parámetros del instrumento (es decir, C , P_t , L , y E) y S_T es la señal corregida (ecuación 12.13).

$$S_T = k_c E + 2(\alpha_w + \alpha_{s1} + \alpha_{s2})R_t + 10 \log_{10}(T_t R_t^2 \psi^2) \quad (12.13)$$

Finalmente, la ecuación 12.12 es lineal e indica que, si se utilizan los valores de la intensidad de la señal corregida y los de concentración de sedimentos en suspensión, se puede estimar la pendiente y ordenada al origen de su regresión (iguales a $0,1$ y a la constante K_7 , respectivamente).

Análisis acústico en el sistema del río Paraná

Con el objetivo de evaluar la ecuación del sonar (ecuación 12.11) y analizar el comportamiento de parámetro E_i en el sistema Paraná, se llevaron a cabo diferentes tipos de mediciones en campo en dos zonas de estudio. La primera (Zona A, $31^{\circ} 39' 17,04''$ S, $60^{\circ} 35' 33,87''$ O), localizada en cercanías a la ciudad de Santa Fe, Argentina, sobre el río Colastiné. La segunda (Zona B, $27^{\circ} 22' 23,41''$ S, $58^{\circ} 43' 7,18''$ O), ubicada sobre el cauce principal del río Paraná, aguas abajo de la confluencia con el río Paraguay (Figura 12.18). En la Zona A, los relevamientos se realizaron el 17 de marzo y el 20 de septiembre de 2014 (relevamientos Aa y Ab, respectivamente). El río Colastiné registró caudales de $1485 \text{ m}^3/\text{s}$ y $1983 \text{ m}^3/\text{s}$ para Aa y Ab, respectivamente, en tanto que el primero corresponde a un nivel por debajo del caudal medio y el segundo en un estado de cauce lleno. En la Zona B, los relevamientos se efectuaron el 25 de febrero de 2015 y presentaron un caudal de $16\ 659 \text{ m}^3/\text{s}$.

Los trabajos de campo consistieron en mediciones simultáneas en la columna de agua con dos ADCP Río Grande de Teledyne RD Instruments de diferentes frecuencias (1200 kHz y 600 kHz), de las cuales se obtuvieron los perfiles verticales de la velocidad del flujo y la intensidad de la señal. En paralelo, se tomaron muestras de sedimento en suspensión, utilizando para ello un muestreador puntual US P-61. Las mediciones fueron realizadas con la embarcación anclada y bajo condiciones climáticas óptimas con el propósito de limitar el movimiento general de la embarcación y cualquier deriva lateral durante el muestreo.

Durante el relevamiento Aa se utilizaron ambos ADCPs alimentados por una misma batería completamente cargada. Para los relevamientos Ab y B solo se empleó el ADCP de 1200 kHz conectado a una batería nueva cargada por completo y a un generador con un inversor de potencia, respectivamente. En todos los relevamientos, los ADCPs fueron conectados a un sistema de posicionamiento cinemático a tiempo real (DGPS-RTK) para registrar en forma precisa la posición y velocidad de la embarcación y el instrumento.

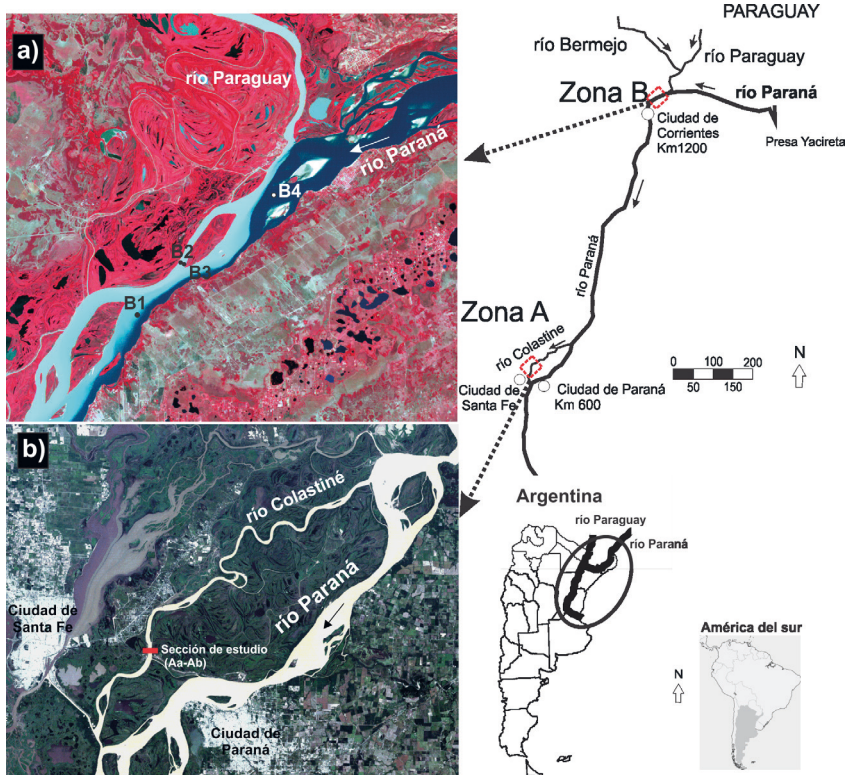


Figura 12.18. Región de estudio sobre el sistema Paraná en su tramo medio. (a) Zona B de muestreo sobre el cauce principal del río Paraná y (b) Zona A sobre el cauce secundario, río Colastiné

En el relevamiento Aa se seleccionaron cinco verticales de muestreo sobre la sección de aforo (denominadas Aa1, Aa2, Aa3, Aa4 y Aa5). La localización de las mismas se determinó sobre la base del método de Iguales Incrementos de Caudal (EDI, por sus siglas en inglés) (Edwards y Glysson, 1999). Además, se añadieron dos verticales adicionales (Aa6 y Aa7), ubicadas entre las verticales Aa3–Aa4 y Aa4–Aa5, respectivamente. Cabe destacar que para el relevamiento Ab se seleccionaron solo tres verticales sobre la misma sección transversal (denominadas Ab1, Ab2 y Ab3), de manera de evaluar bajo diferentes condiciones hidráulicas y de transporte de sedimentos.

Por otra parte, en la zona B se relevaron cuatro verticales (B1, B2, B3 y B4, ver su localización en la Figura 12.18) sobre el cauce principal del río Paraná. La ubicación de las verticales permitió evaluar la influencia en la señal acústica producida por el cambio de condiciones del material en suspensión que genera el aporte de sedimentos del sistema Bermejo–Paraguay. Las verticales

B2 y B3 se emplazaron en cercanías a la margen derecha del cauce, donde se espera encontrar las mayores concentraciones de material en suspensión. Por su parte, la vertical B1 se ubicó en la región de mezcla de la confluencia. Por último, la vertical B4 se situó fuera de la pluma de turbidez producida por el aporte del río Paraguay. En cada una de las verticales seleccionadas se tomaron muestras a diferentes profundidades. En los relevamientos Aa y B se tomaron cinco muestras puntuales a 0,2, 0,4, 0,6, 0,8 y 0,9 de la profundidad total de la vertical de muestreo (h), y en el relevamiento Ab se tomaron tres muestras puntuales a 0,2, 0,6 y 0,8 de h . Cabe destacar que, en simultáneo con la toma de muestras, se registraron la velocidad del flujo y la intensidad de la señal acústica en la columna de agua con ambos equipos acústicos.

Las muestras recolectadas en los relevamientos fueron procesadas mediante tamizado húmedo, evaporación de agua, secado y pesaje de sedimentos, con el fin de separar cada una en dos fracciones, tomando un diámetro límite de $62 \mu\text{m}$. Se obtuvieron los valores de concentración de carga de lavado (C_w o M_1), concentración de arena en suspensión (C_{ss} o M_2), y posteriormente se realizó la determinación de la distribución granulométrica de cada fracción.

Para la Zona A, el material de carga de lavado fue analizado a través del difractorómetro láser Malvern Mastersizer 2000, promediando los valores finales de tres repeticiones por cada muestra. La granulometría de la fracción de arenas se procesó mediante la captura de imágenes con un microscopio electrónico de barrido (SEM, por sus siglas en inglés) y posprocesamiento por medio del código ImageJ (Rasband y Ferreira, 2012), de acuerdo con Kumar *et al.* (2010). Por su parte, en la Zona B, la caracterización granulométrica de las fracciones de carga de lavado y arena se llevó a cabo con un difractorómetro Horiba LA-910.

Es preciso aclarar que las muestras de las verticales Aa6, Aa7, Ab1, Ab2 y Ab3 solo se utilizaron para validar la metodología acústica, asumiendo los tamaños medios de partículas obtenidos del relevamiento Aa. La suposición se entiende válida, dado que se trata de la misma zona de estudio y que las diferencias granulométricas estacionales, de existir, podrían considerarse despreciables a los fines de la evaluación pretendida.

Características del sedimento en suspensión en zonas de estudio

En el Cuadro 12.3 se resumen las características generales del sedimento en suspensión, a través de los valores de diámetro medio (d_{50}) y desvío geométrico (σ), correspondientes a las fracciones de arena en suspensión y carga de lavado, para cada una de las verticales muestreadas en Zonas A y B. Cabe aclarar que los datos presentados en el Cuadro 12.3 corresponden a una distri-

bución numérica de la granulometría, la cual se obtuvo a partir de la distribución volumétrica alcanzada en laboratorio sobre la base del método de Moore *et al.* (2013).

Cuadro 12.3. Diámetro medio y desvíos geométricos correspondientes a las fracciones finas y gruesas del material suspendido

Zona A	Muestra (μm)	Aa1 (0,2h)	Aa1 (0,9h)	Aa2 (0,2h)	Aa2 (0,9h)	Aa3 (0,2h)	Aa3 (0,9h)	Aa4 (0,2h)	Aa4 (0,9h)	Aa5 (0,2h)	Aa5 (0,9h)
C_w	d_{50}	7	7	7	7	6	7	7	7	7	8
	σ	2,9	2,9	2,9	2,9	2,6	2,8	2,8	2,8	2,8	2,9
C_{ss}	d_{50}	85	86	87	93	80	83	85	86	87	83
	σ	1,3	1,4	1,3	1,3	1,5	1,3	1,4	1,4	1,4	1,4
Zona B	Muestra (μm)	B1 (0,9h)		B2 (0,2h)	B2 (0,9h)		B3 (0,2h)	B3 (0,9h)		C_w^*	
C_{ss}	d_{50}	106		104	105		104	109		4	
	σ	1,9		1,9	1,9		1,9	1,9		3	

*valores medios de verticales B2 y B3.

Del análisis granulométrico se desprende que la carga de lavado se encuentra compuesta por 32 % y 68 % de arcillas y limos, respectivamente, en la Zona A, y 30 % y 70 %, respectivamente, en la Zona B. Notar además que la distribución granulométrica de la fracción fina no varía a lo largo del cauce ni en profundidad, clasificándose como escasamente homogénea ($2 < \sigma < 4$) (Blott y Pye, 2001). Del mismo modo, los perfiles de concentración de esta fracción presentan un comportamiento homogéneo en la columna de agua, con desvíos de ± 6 % con respecto a la concentración media en la vertical. Sin embargo, la concentración de esta fracción cambió notablemente entre los diferentes relevamientos correspondientes a la Zona A (valores medios de 420 mg/l y 74 mg/l para los relevamientos Aa y Ab, respectivamente) (Figura 12.19b) y para las distintas verticales de la Zona B (valores medios de 61 mg/l, 1381 mg/l y 7 mg/l en las verticales B1, B2–B3 y B4, respectivamente) (Figura 12.19d). En el caso de la vertical B1, las concentraciones de carga de lavado presentaron un fuerte incremento hacia el fondo, lo que podría indicar una corriente de densidad producto de la notable diferencia en las concentraciones que ingresan al tramo desde los ríos Paraguay y Alto Paraná. Para el caso de la vertical B4, las concentraciones medidas de carga de lavado fueron muy bajas, por lo que su distribución en profundidad fue despreciable respecto de la precisión del muestreo y de las determinaciones realizadas en laboratorio.

La distribución granulométrica de la fracción gruesa, en particular la Zona A, está caracterizada por arenas que se encuentran en el rango de finas a muy

finas. En $0,2h$, el porcentaje de arena fina corresponde al 50 % del volumen total de arena muestreado, y cerca del lecho aumenta al 60 %. El diámetro medio de las arenas en suspensión posee pequeñas variaciones, tanto a lo largo de la sección transversal como en profundidad para la Zona A. La distribución granulométrica de esta fracción se clasifica como moderada/pobre ($1,0 < \sigma < 1,6$) para las muestras de la Zona A. Además, es preciso señalar que ambas fracciones de sedimento muestran distribución estadísticamente normal. La Zona B se caracteriza por una fracción gruesa levemente mayor a la Zona A ($d_{50} \sim 104 \mu\text{m}$). Los perfiles verticales de concentración de la fracción gruesa presentan un notable gradiente vertical. Dicho comportamiento se refleja en la variación de (C_{ss}) , que pasa de -100 % en superficie (a $0,2h$) a +150 % en cercanías del fondo (a $0,9h$) con respecto a la concentración media en la columna de agua. Se destacan desvíos menores en la vertical B₄, donde las concentraciones resultaron inferiores a 10 mg/l (Figura 12.19c).

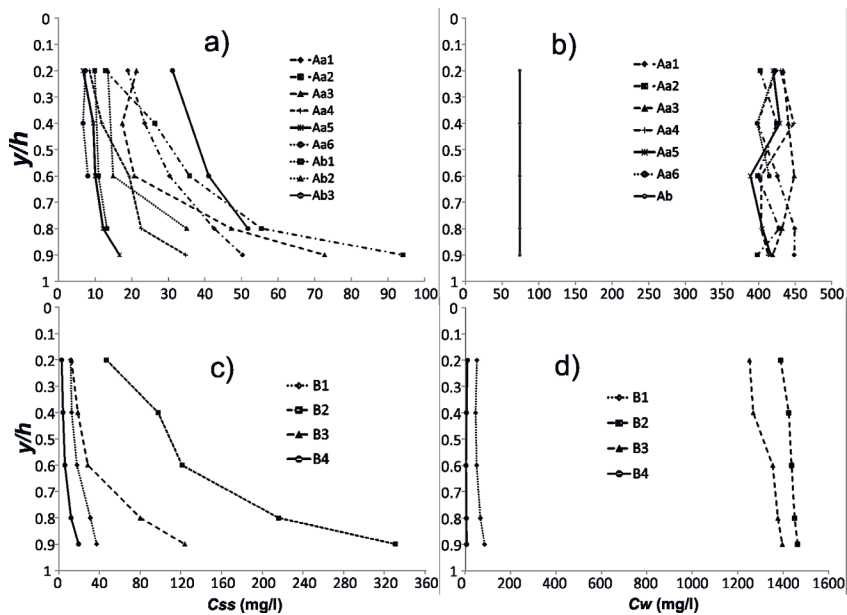


Figura 12.19. Perfiles de concentración de sedimento en suspensión de las dos fracciones gruesas y finas en las Zonas A (a,b) y B (c,d) relevadas en el sistema Paraná

Señal acústica corregida y concentración de sedimentos en suspensión

En primera instancia, la relación entre la intensidad de la señal corregida y las concentraciones de sedimento en suspensión se realizó bajo un enfoque simplificado (ecuaciones 12.12 y 12.13), utilizando separadamente ambas fracciones de sedimento en suspensión. Para la determinación de los coeficientes de atenuación (α_w y $\alpha_{st,2}$) y la intensidad de señal se emplearon los valores promedios del d_{50} de ambas fracciones, determinados a partir de las muestras de los relevamientos Aa y el correspondiente a la Zona B.

En la Figura 12.20 se presentan las correlaciones obtenidas entre la concentración de arena en suspensión (C_{ss}) y la correspondiente señal corregida (ecuación 12.12) para ambas frecuencias de ADCP, utilizadas en los sitios de estudio. No se encontró una correlación directa entre las concentraciones de carga de lavado y la intensidad de señal corregida, lo que indica la baja o nula influencia en el rebote de la señal por parte de este material.

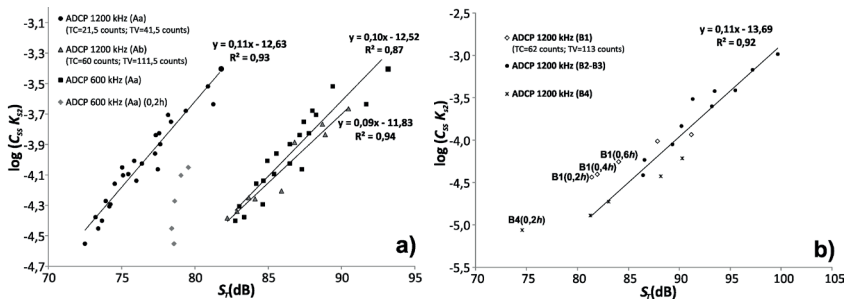


Figura 12.20. Relación entre intensidad de señal corregida (ST) y concentración de arenas en suspensión

Para los relevamientos Aa y Ab se obtuvieron similares ajustes lineales, con valores de coeficiente de determinación (R^2) cercanos a 1 para todos los casos. Es de destacar que las pendientes de las rectas de ajuste resultaron iguales a 0,1 y 0,11 para Aa (600 y 1200 kHz, respectivamente) y 0,09 para Ab. Estos valores tan cercanos al teórico de 0,1 (ver ecuación 12.12) y elevados coeficientes de determinación demuestran que la señal de retorno es principalmente producida por la fracción gruesa suspendida.

En la Zona B se obtuvo una pendiente para la recta de ajuste igual a 1,1 y R^2 igual a 0,92. Para la vertical B1 se distinguieron grandes desviaciones para los puntos correspondientes a 0,2, 0,4 y 0,6h. Dicha dispersión refleja la reducida mezcla entre el flujo con gran carga de sedimentos que ingresa

desde el río Paraguay y el correspondiente al cauce principal del río Paraná, lo que resulta en gradientes crecientes de densidad de mezcla hacia el lecho del cauce (Lane *et al.*, 2008; Trevethan *et al.*, 2015). También se encontraron desviaciones para puntos correspondientes a muestras con bajas concentraciones de arena en suspensión, en especial en algunos puntos de las verticales B1 y B4. En este caso, las desviaciones reflejan la baja intensidad de la señal acústica recibida debido a las bajas concentraciones de arena en suspensión y a la influencia de otras posibles fuentes de dispersión, tales como flóculos, materia orgánica o fluctuaciones importantes de sedimentos. Se destaca que, para el caso de bajas concentraciones de arena, es esperable que el nivel de intensidad de la señal acústica correspondiente (E) muestre un valor cercano al nivel de ruido (E_r), por lo que la simplificación supuesta presentada por Deines (1999) puede no aplicarse.

Ambas frecuencias acústicas muestran un comportamiento diferenciado en la zona cercana a los transductores del ADCP (a profundidad de $0,2h$). Para el de 600 kHz, los valores cercanos a la superficie se apartan notablemente de la recta de ajuste. Este comportamiento no se observa para el ADCP de 1200 kHz (Figura 12.20a). Cabe destacar que estos puntos se ubican dentro del límite donde es válida la ecuación de intensidad de señal (Deines, 1999). Es por esto que fueron descartados para la calibración los valores a $0,2h$ para el ADCP de 600 kHz.

Y es importante resaltar asimismo que, a pesar de poseer igual pendiente entre rectas, los valores de K_r difieren para la misma zona de estudio y frecuencia de ADCP empleadas (ADCP de 1200 kHz para los levantamientos Aa y Ab en la Figura 12.20a). Este resultado se explica por las diferentes fuentes de energía utilizadas en cada zona de estudio. Como se mencionó, se usó la misma batería para ambos ADCP durante el relevamiento en Aa. En este caso, la corriente transmitida (TC) y el voltaje transmitido (TV) fueron 21,5 y 41,5 *counts*, respectivamente. En Zona Ab se utilizó una nueva batería, lo que resultó en valores de TC y TV iguales a 60 y 111,5 *counts*, respectivamente. En la Zona B se empleó corriente alterna y los valores de TC y TV fueron 62 y 113,5 *counts*, respectivamente. Estas variaciones, producto del empleo de diferentes fuentes de energía, sugieren la necesidad de utilizar la ecuación ampliada del sonar (ecuación 12.11), la cual contempla dichas variables.

Como era esperable, al utilizar igual fuente de energía pero distintas frecuencias de ADCP, los ajustes resultantes difieren entre sí (Figura 12.20a), lo que refleja no solo la relación de respuesta entre el sedimento en suspensión y la frecuencia acústica del instrumento sino también el efecto de los parámetros del instrumento (C y L), nivel de ruido (E_r) y corrección de la atenuación de sedimentos y del fluido (α_w y α_r).

Análisis del nivel de ruido

Para determinar el nivel de ruido del equipo y del ambiente (E_r), únicas variables desconocidas de la ecuación 12.11, se realizó la calibración usando las concentraciones de sedimento, el tamaño de partículas y la señal de retorno del ADCP correspondientes al relevamiento Aa y se despejó luego el valor de E_r con la ecuación 12.11. Además, se consideró la distribución granulométrica completa para evaluar los parámetros acústicos en las ecuaciones 12.7 y 12.8 y determinar las diferencias en el E_r resultante al considerar los diámetros medios (d_{50}) de cada fracción (Cuadro 12.4).

Los valores de E_r obtenidos teniendo en cuenta un tamaño de partícula medio (E_{rd50}) resultaron en promedio iguales a 16,8 y 19,5 dB para las frecuencias de 1200 kHz y 600 kHz, respectivamente. Los valores de E_r obtenidos considerando la distribución granulométrica completa en cada punto (E_{rPSD}) se desvían en promedio 0,1 dB y 1,1 dB para ambas frecuencias, respectivamente, con respecto a los estimados tomando el valor de d_{50} .

Cuadro 12.4. Parámetros de ruido (dB) para ambas frecuencias de medición en la Zona Aa

	1200 kHz		600 kHz	
	E_{rPSD}^a	E_{rd50}^b	E_{rPSD}^a	E_{rd50}^b
E_r	16,7	16,8	20,6	19,5
Desvío estándar	1,2	1,1	1,27	1,18
Máximo	19,4	19,2	22,3	22,4
Mínimo	14,4	14,9	17,6	17,5
RD (%)^c	-	-0,6	-	-5

^a considerando la distribución completa del tamaño de las partículas en las ecuaciones 12.8 y 12.9.

^b considerando el d_{50} de ambas fracciones definidas para la región de estudio.

^c diferencia relativa expresada como $RD = [(E_{rd50} - E_{rPSD}) / E_{rPSD}] * 100$.

Validación entre la concentración de arena medida y estimada

A continuación, se presenta la comparación resultante entre las concentraciones de arena suspendida (C_{ss}) medidas y estimadas con el método desarrollado. Los resultados se muestran para cada una de las zonas relevadas, para cada frecuencia de ADCP y con los valores medios del parámetro de ruido (previamente informados en el Cuadro 12.4), es decir, $\overline{E_{rd50}}$ y $\overline{E_{rPSD}}$. Cabe destacar que se utilizaron los valores $\overline{E_r}$ de calibrados en la Zona A para la

validación acústica de C_{ss} en las verticales Aa6, Aa7, Zona Ab (Figuras 12.21a,b, puntos en color) y las verticales correspondientes a Zona B (Figura 12.21c).

De los resultados obtenidos surgen dos importantes observaciones. La primera refiere a la dispersión de los datos cuando se asume un valor promedio de E_r . En el relevamiento Aa, las desviaciones promedio y máxima son inferiores al 2 % y ± 50 %, respectivamente, para el ADCP de 1200 kHz; estos valores se duplican para el ADCP de 600 kHz. La segunda es que la validación obtenida es razonable teniendo en cuenta los desvíos en la estimación de las concentraciones de sedimento en suspensión con métodos tradicionales (desviación promedio máxima del 41 %) para las verticales Aa6 y Aa7, relevamiento Ab y Zona B, aplicando la calibración desarrollada en el relevamiento Aa. Sin embargo, las concentraciones se sobreestimaron en todos los puntos relevados en Ab (valor medio del 30 % con una diferencia máxima del 76 % en cuanto a la medida, Figura 12.21a). Esto podría deberse al uso en Ab del d_{50} obtenido en el relevamiento Aa. De hecho, es esperable que existan mayores diámetros de partículas en suspensión por el estado hidrométrico superior en la condición relavada en Ab respecto de Aa. De aquí se deduce la importancia de contar con el diámetro real del material en suspensión para la aplicación de la ecuación 12.11.

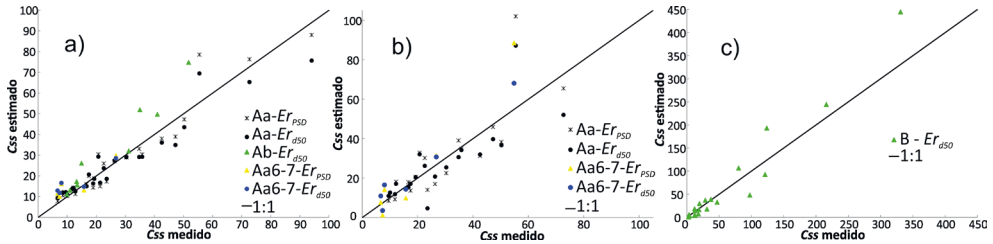


Figura 12.21. Evaluación entre C_{ss} medida y estimada mediante la ecuación 12.11 para las diferentes zonas (a) Aa, (b) Ab y (c) B

Impacto de las fracciones gruesa y fina en la atenuación acústica

Los coeficientes de atenuación ($\alpha_{s1,2}$ y α_w) variaron para las diferentes condiciones relevadas (Figura 12.22). El coeficiente de atenuación correspondiente a la fracción de carga de lavado (α_w) acompañó los cambios en las concentraciones para las diferentes zonas y verticales. En este sentido, valores máximos de atenuación (del orden del 80–90 % de la atenuación total) se obtuvieron para las verticales B2 y B3, donde se presentaron las mayores concentraciones medias de carga de lavado (C_w) (1381 mg/l). En las verticales B1 y B4, donde los

valores medios de C_w fueron iguales a 61 y 7 mg/l, respectivamente, la atenuación resultó de 23 % y 5 % de la atenuación total. En el relevamiento Aa, la atenuación de la carga de lavado fue del 53 %, donde se producen concentraciones de 420 mg/l. Para el caso de Ab, la atenuación se redujo a un 10–20 %, con bajos valores de concentración de carga de lavado (74 mg/l). Cabe señalar que en todas las verticales de estudio las concentraciones de carga de lavado presentaron una distribución homogénea en la columna de agua, por lo que no se detectaron cambios significativos entre la atenuación a 0,2 y 0,9 h.

Con referencia a la fracción gruesa, a pesar del rango de concentraciones medidas de arena en suspensión (C_{s1} varió desde aproximadamente 1 mg/l en la vertical B4 a 340 mg/l en las verticales B2–B3), la atenuación producida por esta fracción (α_{s2}) fue despreciable, con valores menores al 1 % respecto de la atenuación total. Debido a que las concentraciones de arena en suspensión aumentan en profundidad, la relación entre α_{s2} (0,9 h)/ α_{s2} (0,2 h) fue igual a dos para todas las verticales, a excepción de las verticales B3–B4 (que poseen el mayor gradiente de concentración de sedimentos).

Para un mismo relevamiento (relevamiento Aa), surgió que la proporción de atenuación por carga de lavado (α_w) en cuanto a la atenuación total fue mayor para el ADCP de 600 kHz que para el de 1200 kHz, lo que se explica por la menor proporción de atenuación por el fluido (α_w) con 600 kHz de frecuencia.

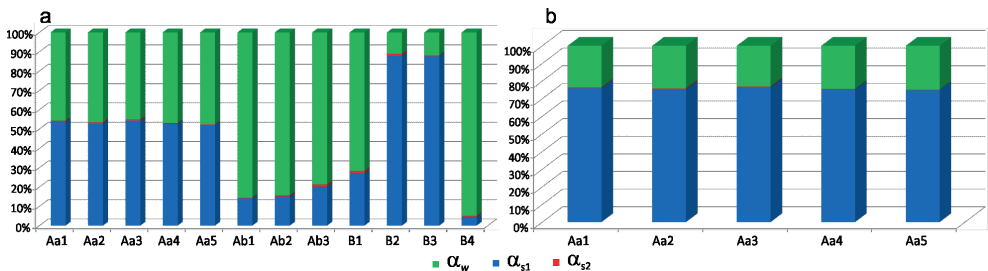


Figura 12.22. Porcentaje, sobre el total, de la atenuación promediada en profundidad debida al fluido (α_w) y a las fracciones de sedimento fino (arcilla-limo) (α_{s1}) y grueso (arena) (α_{s2}) de sedimento

Efecto de las fracciones gruesa y fina en la intensidad de la señal de retorno

Basándose en Hanes (2012) y Agrawal y Hanes (2015), se evaluó la relación de la intensidad de señal acústica entre las fracciones de arena y carga de lavado (ecuación 12.14). Para este análisis se consideraron los d_{50} correspondientes a cada zona (Cuadro 12.3).

$$\frac{\sigma_{s2}}{\sigma_{s1}} = \frac{f_2^2 [M_s / (\rho_s a)]_2}{f_1^2 [M_s / (\rho_s a)]_1} \quad (12.14)$$

En todos los casos, la intensidad de la señal acústica fue mucho mayor para la fracción de arenas (σ_{s2}), en comparación con la fracción de carga de lavado (σ_{s1}) (Figura 12.23). La relación en la intensidad producida por ambas fracciones (ecuación 12.14) fue diferente para cada relevamiento: en Aa varió de 9 a 15 y en Ab varió de 24 a 36 como promedio a lo largo de las verticales; estos últimos valores reflejan bajas concentraciones de carga de lavado.

El mismo comportamiento se observó para ambas frecuencias. No obstante, para el ADCP de 1200 kHz, la intensidad de la señal acústica es cuatro veces mayor que para el de 600 kHz, debido al mayor número de onda introducido en el factor de forma f .

En la Zona B se obtuvo una mayor relación que para los relevamientos Aa y Ab producto de las mayores concentraciones de arena. Para el caso de las verticales B2–B3, la relación aumentó con la profundidad debido a que en las mismas se presentan mayores gradientes de concentración de arenas. Para la vertical B4, las pequeñas concentraciones de carga de lavado produjeron altas relaciones de señal, aunque con bajos valores, debido a la escasa arena en suspensión.

A pesar de los cambios detectados en las relaciones entre señales acústicas producidas por ambas fracciones de sedimentos presentes en suspensión, y tal como es demostrado en la Figura 12.20, existe una buena correlación entre la intensidad de la señal corregida y la concentración de arena, lo que confirma el efecto despreciable que posee la carga de lavado en la intensidad de la señal acústica.

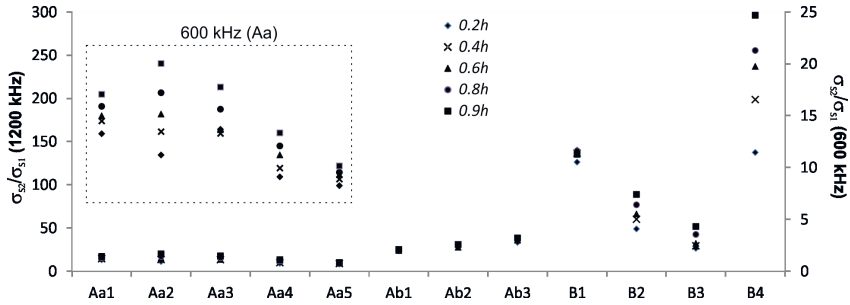


Figura 12.23. Relación entre la intensidad de la señal acústica de la fracción gruesa y fina para cada vertical y zona relevada

Cálculo de transporte sólido: validación con métodos tradicionales

En esta sección se implementa la teoría acústica previamente evaluada en distintas zonas sobre el río Paraná en su tramo medio. Para ello se aplicó el software desarrollado por el grupo de investigación perteneciente al Centro Internacional de Estudios de Grandes Ríos (CIEGRI) de la FICHA, denominado Acoustic Sediment Estimation Toolbox (ASET) (Dominguez Ruben *et al.*, 2020).

ASET es un software desarrollado en MATLAB®, diseñado para procesar los datos de ADCP de Teledyne RDI bajo condiciones sedimentológicas como las presentes en el sistema del río Paraná. ASET tiene dos módulos integrados en una interfaz gráfica de usuario (GUI, por sus siglas en inglés). El módulo de Calibración Acústica de sedimentos se utiliza para obtener, visualizar y validar calibraciones entre el nivel de intensidad de señal obtenido de las mediciones estáticas de ADCP (como se indicó) y los valores de concentración de sedimentos suspendidos medidos, integrando técnicas de muestreo tradicionales. Una vez obtenida la calibración, el Módulo de Transporte de Sedimentos Suspendidos transforma la señal de intensidad acústica en concentración de sedimento para cada celda/ensemble medido por el ADCP y se obtiene la misma resolución espacial que el campo de velocidad medido por estos instrumentos. Además, cuenta con distintos métodos de extrapolación para estimar los valores de velocidad (LW; Ley de la Pared; LE; Ajuste de 3 puntos) y concentración de material grueso (RoD; Distribución de Rouse; LE; Ajuste de 3 puntos) en áreas no medidas por el ADCP (es decir, cerca del fondo, superficie y márgenes), con submódulos de visualización para que el usuario evalúe el desempeño de cada método aplicado. Un panel principal permite la integración de ambos módulos para el cálculo del transporte total de sedimentos en suspensión en la sección transversal de un río. Los archivos de entrada de ASET, según el módulo utilizado, incluyen

archivos en formato ASCII y .PDO del software propietario del ADCP (ver Teledyne RD Instruments, 2009), así como archivos .mat del software Velocity Mapping Toolbox (VMT) (Parsons *et al.*, 2012).

Cabe destacar que ASET se encuentra disponible en formato de código fuente en <https://github.com/ldominguezruben/ASET> o compilado en <http://asetoolbox.blogspot.com.ar>. Esta última versión actualmente se encuentra disponible para Windows XP, 7 y 10 x64. Para mayor información ver Dominguez Ruben *et al.* (2020).

La implementación de ASET se llevó a cabo en seis secciones transversales del río Paraná en su tramo medio, en donde se contó con aforos sólidos realizados por métodos tradicionales de muestreo y mediciones con ADCP (móviles) en diferentes estados hidrométricos. Las secciones se localizan en cercanías a la localidad de Lavalle (Corrientes) (secciones P1–P3) y sobre el río Colastiné, cerca de la localidad de Santa Fe (secciones C1–C3). En el Cuadro 12.5 se expone un resumen de las características generales de los relevamientos, como las condiciones hidrométricas y los detalles de los aforos tradicionales.

Cuadro 12.5. Características de las secciones y detalles de muestreo por método tradicional

Río (Sección)	Localidad	Fecha	Q [m ³ /s]	h [m]	B [m]	Método de extracción de muestras	Número de verticales
Paraná (P1)	Lavalle	31/05/11	17921	5,2	2000	*Integrada	8
Paraná (P2)	Lavalle	20/07/11	18753	5,8	2580	*Integrada	8
Paraná (P3)	Lavalle	24/08/11	23346	6,3	2520	*Integrada	8
Colastiné (C1)	Santa Fe	17/03/14	1513	3,2	345	**puntual	7
Colastiné (C2)	Santa Fe	26/04/10	2607	3,6	400	*Integrada	8
Colastiné (C3)	Santa Fe	08/09/10	1650	3,7	380	*Integrada	8

B es el ancho de la sección

*Muestras tomadas de manera integral sobre cada vertical (Latosinski *et al.*, 2014).

**Muestras puntuales con US P-61 (5 puntos sobre 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, y 0,9 de la profundidad total h).

El primer paso para el cálculo del transporte en suspensión fue el uso de la calibración antes mencionada para la estimación de las concentraciones en cada celda de medición y aplicación de los métodos de extrapolación. Simultáneamente, sobre cada una de estas secciones se determinó el transporte de sedimento suspendido a través de los métodos tradicionales. Para mayores detalles del procedimiento, ver Latosinski *et al.* (2014). El método de Iguales Incrementos de Caudal (EDI) fue utilizado para la determinación de las verticales de toma de muestra en cada sección de aforo y el cálculo de caudales líquidos y sólidos. En el Cuadro 12.6 se muestra la comparación entre ambos métodos.

Los valores medios de C_{ss} y C_w , medidos en la sección transversal (columnas 1 y 2, respectivamente) y los valores de G_{ss} (columna 3) fueron estimados usando técnicas tradicionales (método EDI). Las columnas 4 a 10 presentan las estimaciones de G_{ss} en las zonas medidas (G_{ss_m}) y no medidas en superficie (G_{ss_s}) y fondo (G_{ss_b}), empleando los diferentes métodos de extrapolación, tanto para la velocidad del flujo como para la concentración de sedimentos (Dominguez Ruben *et al.*, 2020). Para el caso del río Paraná, las diferencias en G_{ss} entre los métodos tradicionales (EDI) y acústicos (ASET) disminuyeron cuando se aplicaron los métodos de extrapolación de la Ley de la Pared para las velocidades (LW) y distribución de Rouse (RoD) para el sedimento en suspensión (columnas 11 y 12). Para C1, las comparaciones se realizaron entre las columnas 3 y la suma de las columnas 4, 5 y 7 (para RoD-LW) o la suma de 4, 6 y 8 (para el método de tres puntos lineal; LE). Cabe señalar que, en las secciones transversales P1, P2, P3, C2 y C3, el muestreador integrado en profundidad no cubrió la zona inferior no medida del ADCP (para más detalles, ver Latosinski *et al.*, 2014). Por tanto, la comparación de G_{ss} realizada por el método acústico (ASET) debe realizarse únicamente con la suma de G_{ss_m} y G_{ss_s} (columnas 4 y 5 o 6). En las columnas 11 y 12 del cuadro 12.6, se presenta la precisión de los resultados obtenidos por el método acústico en comparación con el método EDI. Las diferencias entre ambos métodos son inferiores al 50 %. El método de extrapolación RoD-LW produce los mejores resultados, con una diferencia de ± 19 % en promedio y valores máximos de + 43 %. Cuando se aplica el método LE, estas diferencias se incrementan a ± 26 % y + 50 %, respectivamente.

Cuadro 12.6. Resultados del transporte de sedimento suspendido por método acústico y mediante los métodos tradicionales

Variable	Método tradicional			ASET						Diferencia			
	C_{ss_m} [mg/l]	C_w [mg/l]	G_{ss_m} [kg/s]	G_{ss_m} [kg/s]	G_{ss_s} [kg/s]		G_{ss_b} [kg/s]		G_w [kg/s]		ASET / EDI [%]		
Método Extrap.	(1)	(2)	(3)	(4)	RoD -Lw (5)	LE (6)	RoD -Lw (7)	LE (8)	RoD -Lw (9)	LE (10)	RoD -Lw (11)	LE (12)	
Sección transversal	C1	29,0	422,2	44	23	2	4	7	6	669	694	-29	-27
	C2	35,9	113,4	80	77	4	12	19	29	316	335	0.2	10
	C3	59,4	101,3	56	48	6	12	7	12	161	172	-2	7
	P1	17,6	136,5	320	446	12	34	54	91	2405	2519	43	50
	P2	32,0	100,3	507	587	22	56	185	211	2121	2185	20	27
	P3	51,4	79,1	1070	126	27	87	296	456	1957	2066	21	26

Finalmente, en la Figura 12.24, se presentan las distribuciones de concentración de arenas en suspensión (C_{ss}) y de velocidad de flujo en las seis secciones transversales, utilizando el método de extrapolación RoD-LW para las zonas no medidas. La región en blanco observada cerca del fondo del cauce, corresponde al $\sim 5\%$ de h , cuyo umbral superior corresponde al valor z_{ref} en la formulación de Rouse (Vanoni, 1975; García, 2008). Es importante destacar la gran resolución espacial en la concentración de sedimentos en suspensión obtenida con este método, la cual es imposible de lograr con los métodos tradicionales.

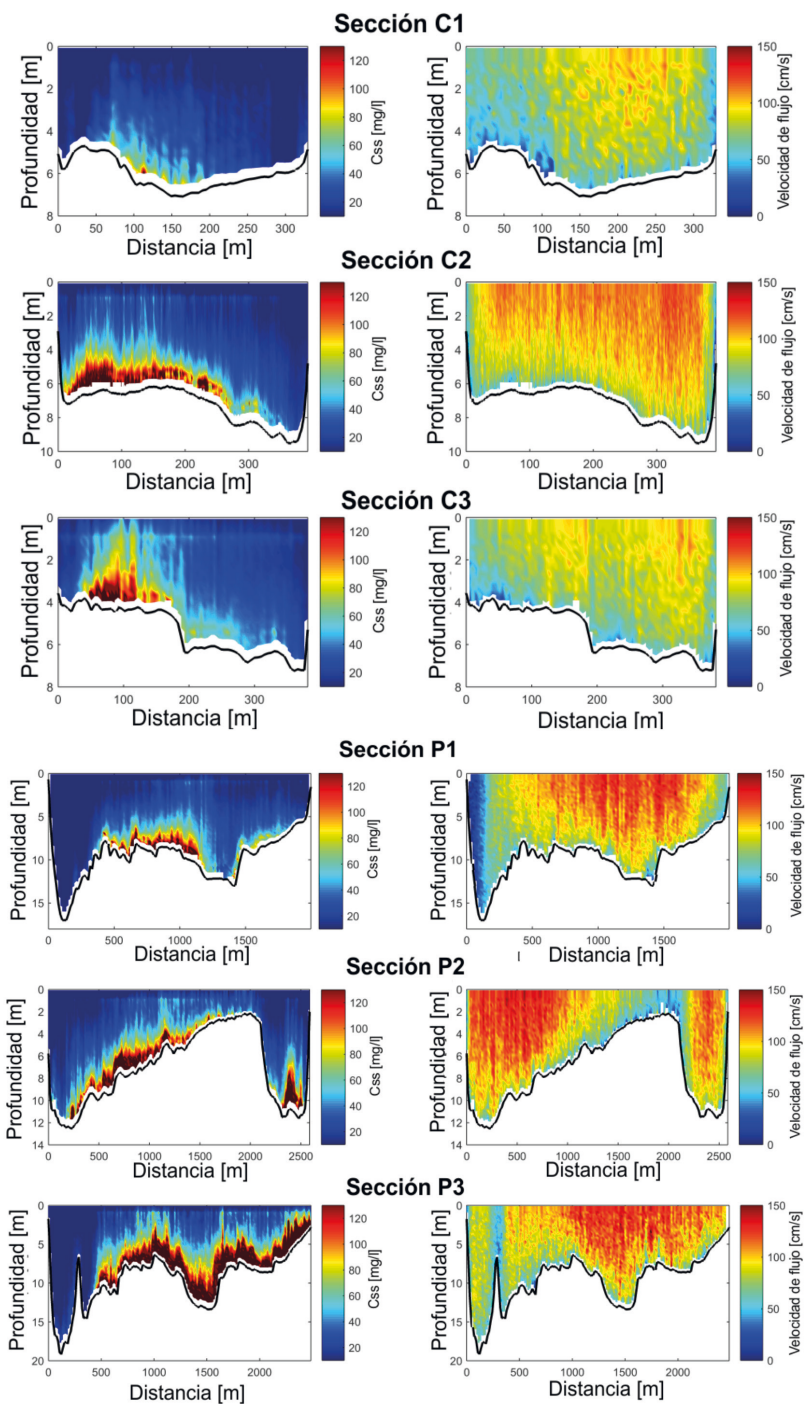


Figura 12.24. Campo de concentraciones de sedimento suspendido de fondo (C_{ss}) y velocidad de flujo sobre las secciones ubicadas en el río Colastiné (C1–C3) y Paraná (P1, P2 y P3)

Aplicación

A fin de ubicar el destino y la distribución en el lecho del cauce del material vaciado por una draga de succión con cántaras, la cual se utiliza durante trabajos de mantenimiento de la ruta de navegación fluvial sobre el río Paraná, se llevó a cabo una serie de relevamientos de campo. Como metodologías de mediciones se hicieron relevamientos batimétricos, extracciones y análisis de muestras de sedimentos en suspensión y de fondo, y análisis de la señal de retorno mediante mediciones con ADCP.

Los volúmenes de sedimentos, extraídos para el mantenimiento de calados (32 pies) entre los km 430 y 437 de la ruta troncal del río Paraná son luego arrojados por una draga de cántaras (Figura 12.25) en una zona ubicada aguas abajo, frente a la isla de La Invernada, aproximadamente en el km 429 de la ruta de navegación fluvial. La zona de vaciado presentaba profundidades de 15 a 18 m y velocidades medias de corriente de 1,2 a 1,5 m/s.

Con el objetivo de interpretar cómo se produce la sedimentación del material descargado por la draga, y además aportar mayor información sobre su ubicación al depositarse en el lecho, se midió con un ADCP (marca Sontek de 1000 kHz de frecuencia) la intensidad de señal recibida en la columna de agua. La ubicación fue de aproximadamente 50 m aguas abajo de la draga en forma estática, durante la apertura de las compuertas de descarga.

La Figura 12.25 presenta el comportamiento del campo de velocidades e intensidad de señal durante dos descargas relevadas. Se observa cómo la señal del ADCP utilizado sufre un aumento de intensidad, mayor en superficie y más heterogéneo en la columna de agua, producto de las mayores atenuaciones generadas por las elevadas concentraciones de material descargado. Sin embargo, este comportamiento permitió describir el desplazamiento de la pluma de sedimentos descargadas y su velocidad de sedimentación, lo cual fue validado a través de la toma de muestras de sedimento en suspensión, relevamiento de perfiles longitudinales y batimetrías en la zona de descarga.

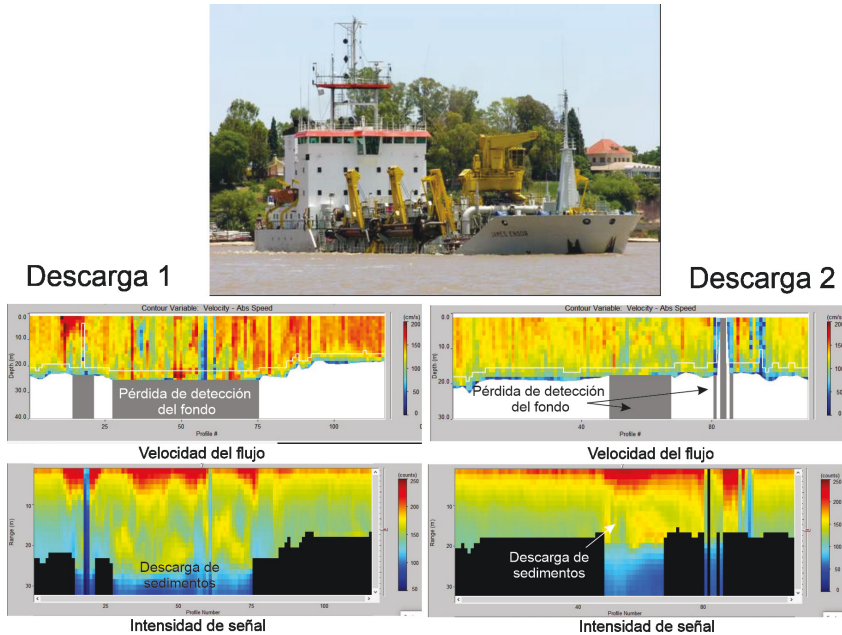


Figura 12.25. Campo de velocidades e intensidad acústica de retorno durante descargas de sedimentos de draga de succión con cántaras, río Paraná

Conclusiones

Esta sección demuestra que los ADCP disponibles comercialmente, con frecuencias de trabajo típicas para estos grandes sistemas (1200 kHz y 600 kHz), pueden ser utilizados de manera confiable para estimar el campo de concentraciones y transporte de arena suspendida en el sistema del río Paraná. Los resultados obtenidos con esta nueva tecnología son comparables con los métodos tradicionales, presentando importantes ventajas: la capacidad de medir simultáneamente el campo del flujo, las concentraciones de sedimentos y caudales líquidos y sólidos; menores tiempos de medición y costos asociados, así como mayor seguridad en las maniobras náuticas. Además, esta tecnología puede proporcionar información cuantitativa de la arena en suspensión con una resolución espacial y temporal, imposible de lograr con otros métodos. En este sentido, la teoría acústica y las mediciones de campo descritas en este capítulo se integraron con éxito para demostrar el potencial de los ADCP para la cuantificación de los sedimentos en suspensión, metodología que ya está siendo empleada en otros grandes sistemas fluviales del mundo.

Se evaluó el comportamiento y el impacto de los diferentes términos de la ecuación del sonar, bajo una distribución de tamaño de partículas bimodal típica que se encuentra en los ríos de lecho de arena. La metodología asociada requiere el conocimiento de las características de los sedimentos, como el tamaño de partícula d_{50} de la fracción gruesa y fina en suspensión y la concentración de limos y arcilla. Aunque el enfoque descrito podría aplicarse en una amplia gama de ríos caracterizados por lechos de arena con concentraciones variables de sedimento fino, requiere una validación para cada caso de las simplificaciones de las ecuaciones acústicas y niveles de ruido acústico, las cuales se englobaron en el término E .

Precisamente, investigaciones en curso se centran en el análisis del ruido acústico en diferentes ambientes fluviales. Se planea, además, incorporar en ASET la capacidad de procesar datos de otros modelos y marcas de ADCP, así como incluir métodos estadísticos (análisis de Monte Carlo), que permitirán la evaluación de las incertidumbres asociadas con cada una de las variables y parámetros de la ecuación del sonar.

Capacidad de la tecnología acústica para la caracterización y cuantificación del transporte de fondo

En este apartado se describe la metodología desarrollada en los últimos años en el ámbito de la FICH, relacionada con la determinación del transporte de sedimentos por fondo por medio de tecnología acústica y su comparación con métodos tradicionales. Como es aceptado en la comunidad ingenieril de investigación en el campo de la hidráulica fluvial, la carga de fondo es aquel transporte de sedimentos producido en un espesor cercano al mismo, en donde las partículas se desplazan por arrastre, rodamiento y/o saltación. A su vez, el transporte de este material produce distintos tipos de formas de fondo, predominantemente dunas, que se mueven deformando el lecho a medida que estas avanzan. Tradicionalmente, la cuantificación de la carga de fondo en el río Paraná se llevó a cabo mediante la técnica indirecta de seguimiento de dunas, que básicamente consiste en la determinación de la velocidad de desplazamiento y la geometría de las grandes formas de fondo (Amsler y Prendes, 2000). La complejidad operativa, costos asociados y bajas resoluciones espaciales, junto a la aparición de nuevas tecnologías, motivó al desarrollo de nuevas metodologías a cargo de investigadores de la FICH, la cual se tradujo en publicaciones en eventos científicos y revistas internacionales, destacándose el trabajo desarrollado por Latosinski *et al.* (2017).

A continuación, se presentan los aspectos teóricos más importantes, los relevamientos de campo realizados y los resultados logrados en el sistema del Paraná, aplicando tanto los métodos tradicionales como los obtenidos con métodos acústicos con el empleo de equipos ADCP. Se discuten, además, la influencia de las características granulométricas del fondo del cauce y los parámetros acústicos de los ADCP comercialmente disponibles para este tipo de grandes cauces.

Estimación de la carga de fondo por método de desplazamiento de dunas

El seguimiento de dunas ha sido el método más ampliamente utilizado para estimar la carga de fondo en el río Paraná (Amsler y Prendes, 2000), donde la implementación de muestreadores de carga de fondo es de difícil ejecución, requiere complejas maniobras náuticas, elevados costos asociados y altas incertidumbres (Gaeuman y Jacobson, 2007; Lelievre y Navntoft, 1980). Este método consiste en contrastar perfiles batimétricos longitudinales de un tren de dunas, realizados repetidamente en intervalos de tiempo, los cuales pueden variar desde algunas horas o varios días, de acuerdo al estado hidrométrico y a la precisión del sistema de posicionamiento (GPS, DGPS, DGPS—RTK). De esta manera, se puede determinar la velocidad de desplazamiento, u_d , y altura, H , de las formas de fondo/dunas presentes en el lecho del cauce. La tasa de transporte de fondo por unidad de ancho se calcula mediante la siguiente ecuación (García, 2008):

$$g_{sf} = \alpha(1 - P)H_d u_d + C_1 \quad (12.15)$$

Donde P es la porosidad del material del fondo, α es un factor de forma (igual a 0.66 para dunas del Paraná (Amsler y Prendes, 2000)) y C_1 representa la porción de carga de fondo que no participa en el avance de la duna (es decir, partículas que saltan de la cresta de la duna a la siguiente o bien producto del paso de dunas superimpuestas sobre la cara de aguas abajo de las dunas) (Gaeuman y Jacobson, 2007).

Conceptos teóricos de la técnica acústica utilizando ADCP

En el presente apartado se realiza una breve revisión de los conceptos de funcionamiento de los ADCP, claves para comprender los resultados y metodologías aquí presentadas. Para mayores detalles, se recomienda consultar las siguientes referencias: Rennie *et al.* (2002), Rennie y Millar (2004), Ramoos y Rennie (2010), Gaeuman y Jacobson (2006, 2007) y Latosinski *et al.* (2017).

Tal como fue descrito al comienzo del presente capítulo (ver Figuras 12.1 y 12.2 y texto asociado), la velocidad del ADCP generalmente se determina empleando sistemas GPS integrados. En el caso de fondo fijo (sin transporte de fondo), la velocidad del ADCP relativa al fondo del cauce se puede también medir a través de un pulso acústico independiente, el cual se utiliza para determinar el cambio acústico Doppler producto del movimiento del equipo, calculando la velocidad y dirección con que se desplaza la embarcación y ADCP. A esta función se la denomina Bottom-Track (BT) (Teledyne RD Instruments, 2007).

Posteriormente, la función BT fue reconocida como una herramienta para inferir las velocidades de las partículas transportadas cerca del fondo del cauce, sustrayendo la velocidad real del ADCP de aquella producida por el movimiento del fondo (Rennie *et al.*, 2002). El pulso utilizado por la función BT (independiente e incoherente, ver Szupiany *et al.* 2017) es reflejado por el fondo del cauce y recibido luego por el ADCP. De esta manera, el cambio de frecuencia leído por el instrumento es proporcional a la velocidad relativa del ADCP respecto del fondo, v_{BT} , generado por el movimiento de las partículas del fondo (si existiera) y por el movimiento del ADCP (si se opera en forma dinámica). Por lo tanto, dada la velocidad real del ADCP medida por sistema de precisión DGPS-RTK, v_{DGPS} , la velocidad aparente de las partículas del fondo, v_a , (definida como el promedio espacial de la velocidad de las partículas que se mueven en el fondo sobre la huella acústica de los transductores) puede ser inferida mediante la siguiente ecuación (Rennie *et al.*, 2002).

$$v_a = v_{DGPS} - v_{BT} \quad (12.16)$$

Un aspecto importante de la señal BT es la longitud del pulso acústico. Mientras que en la medición del flujo el ADCP utiliza pulsos cortos para obtener la resolución deseada en la vertical, la función BT requiere pulsos largos. Esta mayor longitud se utiliza para permitir que el pulso de sonido «ilumine» el fondo de una sola vez. Si el pulso es demasiado corto, el eco acústico regresa primero desde la porción interna del haz acústico, seguido a continuación por el de la porción externa. Debido a que el haz tiene proyección cónica y

un ancho (diámetro) finito, el ángulo de contorno del haz respecto a la horizontal es diferente en estas dos porciones. Esto significa que el desplazamiento Doppler es diferente en ambas partes. Al iluminar el fondo a través de todo el pulso al mismo tiempo, un pulso largo produce una estimación precisa y estable de la velocidad.

A fin de visualizar las escalas de medición, en la Figura 12.26 se presenta la proyección de los cuatro haces acústicos del ADCP y la correspondiente huella acústica, sobre una duna de dimensiones características presente en el cauce principal del río Paraná. Es de destacar que la huella acústica define el área de promediación medida, de acuerdo a la divergencia de los haces acústicos (20°) y la profundidad del flujo.

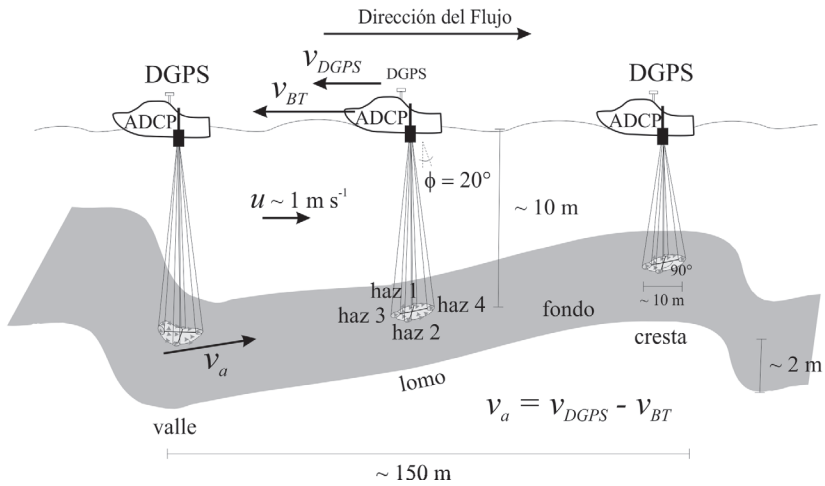


Figura 12.26. Esquema de ubicación de las mediciones realizadas sobre dunas en el río Paraná, proyecciones de los haces del ADCP y las correspondientes huellas acústicas en cresta, lomo y valle. La altura de las dunas difiere de la escala de longitud para una mejor visualización. Las huellas acústicas y la longitud de dunas poseen aproximadamente la misma escala

Estimación de la carga de fondo con el modelo cinemático

Este modelo permite, utilizando la velocidad de las partículas del fondo obtenidas con ADCP, el cálculo del transporte de sedimento por fondo. El mismo, representado por la ecuación 12.17, considera: i) el espesor de la capa activa del transporte de fondo, δ_b , ii) velocidad de las partículas transportadas en la capa activa, u_b , y iii) la concentración volumétrica de las partículas de sedi-

mento en esa capa, c_b . Consecuentemente, esto equivale a estimar la tasa de carga de fondo por unidad de ancho, g_{sf} , de acuerdo con la expresión (van Rijn, 1993; Villard *et al.*, 2005):

$$g_{sf} = u_b \delta_b c_b, \quad (12.17)$$

La ecuación 12.17 se puede emplear mediante dos formas (Villard *et al.*, 2005). La primera considera las expresiones de van Rijn (1993) para calcular la velocidad de la partícula del fondo, el espesor de la capa activa de transporte (asumiéndolo igual a la altura de saltación de las partículas) y la concentración volumétrica de partículas en la capa de transporte. La segunda utiliza la ecuación 12.17 a través de la estimación de la velocidad de las partículas moviéndose cerca del fondo (tomando $v_a = u_b$), considerando el valor de esta última variable sobre la cresta de la duna, ya que es la responsable del desplazamiento de las formas de fondo y por lo tanto comparables al método de desplazamiento de dunas. En este caso, δ_b y c_b se pueden asumir como constantes y, por lo tanto, utilizar criterios clásicos de la literatura, es decir, $\delta_b \approx 2d_{50}$ y $c_b \approx (1 - P)\rho_s$ (Bagnold, 1973; Einstein, 1950), donde P es la porosidad (igual a 0.4 para arenas). Cabe aclarar que se considera la porosidad del material del fondo en lugar de una capa de concentración de sedimentos (como sugiere van Rijn), lo cual equivale a adoptar la concentración máxima posible en un fondo granular. Por lo tanto, esta es una aproximación que asume el predominio de transporte de material de fondo por rodamiento y deslizamiento (Rennie *et al.*, 2002).

A continuación, se presenta la estimación del transporte de fondo calculado por los distintos métodos, a través de mediciones en campo realizadas en diferentes zonas y dunas sobre el cauce principal del río Paraná.

Sitios de estudio y metodología de medición

Las mediciones se realizaron en el cauce principal del río Paraná en su tramo medio, abarcando tres áreas (Figura 12.27): Lavalle (29° 0' 59,55" S, 59° 12' 5,14" W), Aguas Corrientes (31° 51' 21" S, 60° 28' 3" W) y Bajada Grande (3° 44' 12,7" S, 60° 39' 42,6" O). Al momento de las mediciones, los caudales presentaron valores de 17 000 m³/s, 12 500 m³/s y 16 000 m³/s, respectivamente.

En cada zona se realizaron mediciones batimétricas longitudinales con embarcación móvil para inferir la tasa de carga de fondo con el método de seguimiento de dunas. Estas mediciones se llevaron a cabo del 31 de mayo al

2 de junio de 2011 en Lavalle, el 26 de abril de 2012 en Aguas Corrientes y del 24 al 26 de julio de 2012 en Bajada Grande (Figura 12.27).

Las mediciones acústicas con ADCP se realizaron con las dos frecuencias acústicas comúnmente utilizadas en el sistema del río Paraná (600 y 1200 kHz modelo Río Grande, de Teledyne RD Instruments). La velocidad aparente de las partículas de sedimento transportadas por el fondo del cauce se realizó sobre la cresta de tres dunas características. Asimismo, se tomaron registros sobre valle, lomo y cresta, a fin de aportar evidencias sobre la variación del transporte y la importancia de la posición del ADCP sobre la duna para la estimación de la velocidad de las partículas del fondo.

Adicionalmente, se realizaron tomas de muestras del material del fondo para la posterior determinación de las distribuciones granulométricas. Para ello se emplearon los denominados conos de arrastre.

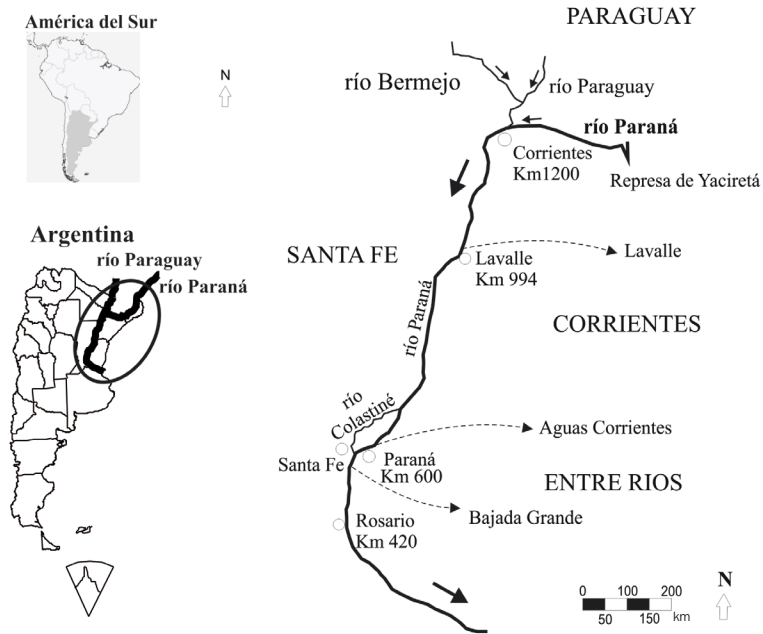


Figura 12.27. Ubicación de los sitios de muestreo sobre el río Paraná en su tramo medio

La posición de la embarcación para los relevamientos batimétricos y con ADCP se realizaron con una frecuencia de 1 Hz y precisión de ± 2 cm en posición absoluta, utilizando un sistema de posicionamiento global diferencial con corrección a tiempo real (DGPS-RTK) marca Leyca y software de nave-

gación integrado. De acuerdo a la precisión del sistema DGPS, los errores en las mediciones de velocidad del bote representan valores de 0.004 m/s en promedio para frecuencias de muestreo de 5 Hz, el cual se redujo a 0.002 m/s para 1 Hz. La profundidad del agua fue registrada a igual frecuencia con una ecosonda de haz simple de 210 kHz de la marca Raytheon. Los recorridos longitudinales se repitieron cada 48 horas, excepto en Aguas Corrientes, donde el período de repetición fue de siete horas, conforme al tiempo disponible en campo. Para maximizar la resolución batimétrica, los trenes de dunas se registraron desde aguas abajo hacia aguas arriba, lo que resultó en una menor velocidad del bote (alrededor de 1 m/s) y una mayor densidad de puntos por perfil. El desplazamiento de dunas fue claramente observable por comparación de perfiles repetidos.

En mediciones estáticas (con bote anclado) se registraron las coordenadas geográficas, velocidad del flujo y desplazamientos con Bottom Track (entre otras variables) durante un intervalo de 15 min. sobre el lomo, la cresta y el valle de dunas individuales seleccionadas sobre cada perfil longitudinal. Todas las mediciones se realizaron con un ADCP Río Grande de 1200 kHz y, eventualmente, uno de 600 kHz de la marca Teledyne–RD Instruments (Teledyne–RD Instruments, 2007). Los ADCP fueron configurados para registrar el perfil de velocidad de agua y la correspondiente intensidad de señal acústica con una frecuencia de muestreo de aproximadamente 1 Hz. Los perfiles verticales fueron divididos en celdas de 0,25 m y 0,5 m (frecuencia de 1200 kHz y 600 kHz, respectivamente), utilizando el modo WMI, ya demostrado como el más robusto para mediciones en el sistema del río Paraná (Szupiany *et al.*, 2007). Ambos ADCP se montaron sobre un soporte de aluminio (lo que elimina efectos magnéticos) unido al bote a estribor, siendo el calado de los instrumentos iguales a 0,3 m y 0,2 m para el ADCP de 1200 kHz y 600 kHz, respectivamente. La implementación en simultáneo de dos ADCP trabajando con frecuencias de 1200 y 600 kHz se ejecutó solo en la zona de Aguas Corrientes, mientras que en las otras zonas solo se utilizó el ADCP de 1200 kHz.

Morfología de dunas y transporte de fondo

Las distribuciones granulométricas del material de fondo se presentan en la Figura 12.28 para cada duna medida. En todos los casos, el porcentaje presente correspondiente a la fracción fina (< a 62 μm) fue menor al 0,1 %. Los diámetros característicos correspondientes d_{16} , d_{50} , d_{84} (es decir, 16, 50 y 84 % más fino) y el desvío geométrico (σ_g) se resumen en el cuadro 12.7. Estos valores reflejan un sedimento bien ordenado en el fondo del río con homogeneidad

espacial, considerando la distancia entre las secciones analizadas. Debido a la técnica utilizada y a la complejidad de muestrear material del fondo en un gran río como el Paraná, no fue posible determinar la posición exacta de cada muestra a lo largo de las dunas relevadas.

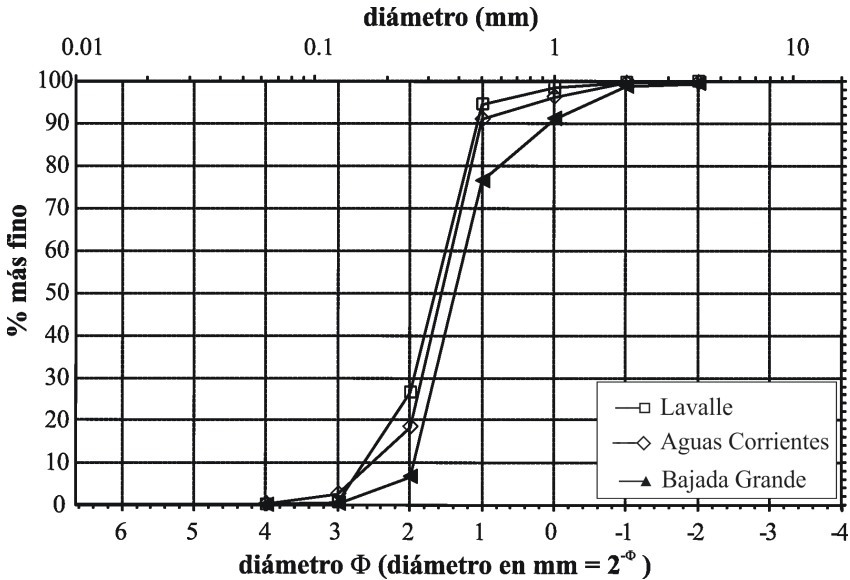


Figura 12.28. Distribución del tamaño de granos de las muestras de sedimento del fondo para cada zona de estudio.

Cuadro 12.7. Diámetros característicos (mm) y desvíos geométricos de las distribuciones granulométricas del material de fondo para cada zona de estudio

	d_{50}	d_{16}	d_{84}	σ_g
Lavalle	0,31	0,19	0,44	1,52
Aguas Corrientes	0,34	0,22	0,48	1,48
Bajada Grande	0,39	0,29	0,7	1,55
Valor medio	0,35	0,23	0,54	1,52
Desvío estándar	0,04	0,05	0,14	0,04

En el cuadro 12.8 se presenta la longitud (λ_d) y altura (H_d) (consideradas como se ilustra en la Figura 12.29a) y el ángulo de la cara de aguas abajo de las dunas medidas para las tres zonas de estudio. Se presenta también el caudal (Q) correspondiente a la sección transversal, la profundidad (h) y velocidad (u) media del flujo sobre las dunas, el período de medición (dt) entre registros batimétricos longitudinales consecutivos, la velocidad de desplazamiento

de las dunas (u_d) y la carga de fondo unitaria (g_{fj}) aplicando la ecuación 12.15. C_i se asume igual a cero, basado en las elevadas distancias entre cresta y valle y los bajos valores del ángulo de la cara de aguas abajo, y en el hecho de no haberse observado formas de fondo superpuestas sobre esta zona de las dunas.

La Figura 12.29 describe los perfiles longitudinales sobre las dunas seleccionadas. Las pendientes medias del pelo del agua resultantes sobre los perfiles de dunas medidos se hallaron en el orden de 10^{-5} , lo que concuerda con estudios previos en el río Paraná (Amsler y Prendes, 2000; Latrubese, 2008; Morell *et al.*, 2014).

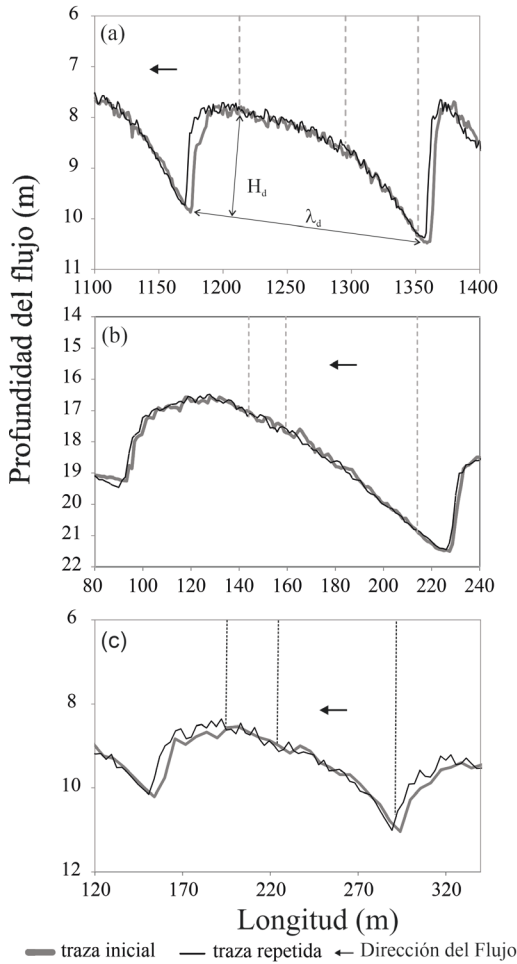


Figura 12.29. Perfiles batimétricos longitudinales de dunas seleccionadas: (a) Lavalle, (b) Aguas Corrientes y (c) Bajada Grande. Las líneas de punto verticales muestran las posiciones donde se realizaron las dimensiones estáticas con ADCP

Cuadro 12.8. Características de dunas, parámetros medios del flujo obtenidos con ADCP y carga de fondo obtenida con la ecuación 12.15 considerando sedimentos de cuarzo.

Zona	Fecha	Q m ³ /s	λd m	H_d m	ángulo cara de aa	h m	u m/s	dt hs	u_d m/d	g_{sf}^* kg/(m s)
Lavalle	6/2/11	17100	185,3	2,35	8	9,17	1,05	42,2	2,8	0,09
Aguas Corrientes	4/26/12	12500	134,3	2,38	9	18,5	1,45	6,5	3,9	0,11
Bajada Grande	7/26/12	16000	138,7	1,78	5	9,51	1,18	48,5	2,6	0,06

*valores de g_{sf} obtenidos considerando densidad de sedimentos de cuarzo ($\rho_s=2650 \text{ Kg/m}^3$) (Amsler y Prendes, 2000).

Pequeñas formas de fondo superpuestas a las dunas fueron observadas sobre el lomo de las formas de fondo (Figura 12.29), caracterizadas por longitudes de onda y alturas crecientes en la dirección de la corriente hacia la cresta de las dunas. Estas pequeñas formas de fondo no se observaron en la cara de aguas abajo de las dunas. Las longitudes de onda promedio son de 4,7, 5,4 y 8 m y alturas medias de 0,19, 0,40 y 0,3 m en Lavalle, Aguas Corrientes y Bajada Grande, respectivamente. Particularmente relevante para la aplicación de la función BT, la huella acústica de los haces puede abarcar más de una de estas formas de fondo, eventualmente realizando un promedio espacial de zonas de alta y baja velocidad (crestas y valles). Vale notar que el área de cada haz proyectada sobre el fondo representa una huella acústica cuasi elíptica (Rennie *et al.*, 2002), que se asemeja a una circunferencia equivalente de diámetro 0,29, 0,55 y 0,31 m para Lavalle, Aguas Corrientes y Bajada Grande, respectivamente. Luego, considerando el aérea que abarca los cuatro haces, se conforman círculos de 6, 13,9 y 6,2 m de diámetro en zona de cresta en Lavalle, Aguas Corrientes y Bajada Grande, respectivamente. Estas zonas de promediación se hallaron en el mismo orden de magnitud que las longitudes de onda de las formas de fondo superpuestas en cada zona.

Velocidad aparente de las partículas de sedimento del fondo utilizando el método ADCP–BT

Los desplazamientos aparentes registrados por el ADCP, durante el intervalo de 15 min., fueron diferentes según el sistema de referencia utilizado (DGPS–RTK o BT) y la posición relativa sobre la duna (es decir, cresta, lomo o valle) (Figura 12.30). Es de destacar que el anclado del bote produjo un movimiento lateral perpendicular a la dirección de la corriente. Esta deriva fue claramente regis-

trada con el DGPS, resultando ser de menos de 10 m en la mayoría de los casos (Figura 12.30), la cual fue considerada en la velocidad real del ADCP, v_{DGPS} , y en la aplicación de la ecuación 12.16, a fin de estimar la velocidad de las partículas moviéndose cerca del fondo, v_a . La Figura 12.30 compara los desplazamientos del ADCP correspondientes a la cresta, el lomo y el valle según el sistema de referencia utilizado.

Cabe notar que, en la zona de valle de la duna en Aguas Corrientes, el anclado no fue posible dada las altas velocidades del flujo ($u \geq 1,45$ m/s) y profundidades ($h > 20$ m). Para este caso, la embarcación fue mantenida por el timonel tan quieta cómo fue posible.

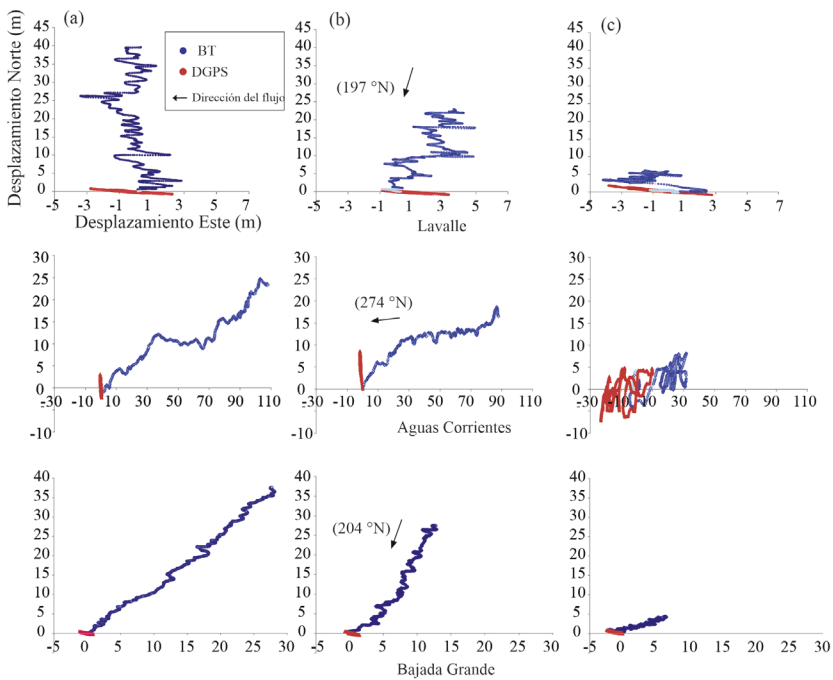


Figura 12.30. Desplazamientos del ADCP obtenidos con la función BT y posicionamiento real (DGPS-RTK) durante los intervalos de medición. Las posiciones fijas corresponden a: a) cresta, b) lomo y c) valle

Los mayores desplazamientos aparentes se observan en zona de crestas y se reducen sistemáticamente a medida que se pasa al lomo y valle. Los desplazamientos del ADCP registrados con el sistema BT en dirección de aguas arriba, como producto del movimiento de los sedimentos en el fondo, fueron 40–25–9

m, 113–92–30 m y 50–30–9 m para zonas de cresta–lomo–valle, correspondientes a las dunas de Lavalle, Aguas Corrientes y Bajada Grande, respectivamente.

Los desplazamientos reales del ADCP medidos con el DGPS–RTK registraron solo un movimiento oscilante, perpendicular a la velocidad del flujo (Figura 12.30). De todos modos, su componente, v_{DGPS} , fue utilizada para la corrección y obtención de v_a de acuerdo a la ecuación 12.16.

En la Figura 12.31 se observa la evolución temporal de v_a y su dirección dominante. Estas características del flujo de sedimento reflejarían un campo de velocidad más bien homogéneo sobre la cresta de la duna que sobre el valle. Por ejemplo, la corriente resultó levemente más alineada con la velocidad de la carga de fondo en la zona de crestas (197° en Lavalle, 274° en Aguas Corrientes y 204° en Bajada Grande). Los mayores desvíos en el ángulo θ de los vectores dan cuenta de un flujo más desordenado en el valle, aunque no se observó en ningún caso componente negativa indicando recirculación del flujo.

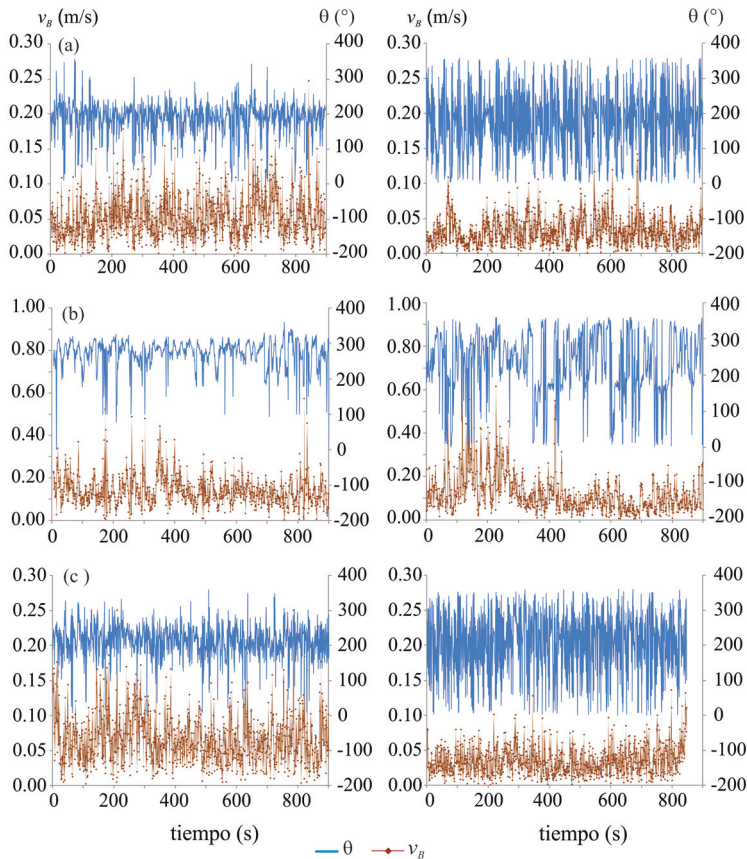


Figura 12.31. Magnitud y dirección de los vectores de velocidad de partículas del fondo

obtenidos con la ecuación 12.16 para cresta (izquierda) y valle (derecha) de dunas en: a) Lavalle, b) Aguas Corrientes y c) Bajada Grande

En el Cuadro 12.9 se presenta la dirección y magnitud del vector medio temporal de velocidad de partículas de fondo (\bar{v}_a) sobre cresta, lomo y valle de las dunas. Los valores reportados corresponden tanto a 1200 kHz como a 600 kHz en el caso de Aguas Corrientes. También se incluyen los valores de desvío estándar de \bar{v}_a , obtenidos sumando las varianzas de las componentes del vector correspondiente (Jamieson *et al.*, 2011). La magnitud de \bar{v}_a fue mayor en Aguas Corrientes donde, tanto la velocidad media del flujo como la profundidad fueron las más altas de las zonas analizadas (cuadro 12.8). La tasa de carga de fondo por seguimiento de dunas fue también la más alta en este sitio, corroborando de esta manera la fiabilidad del método ADCP-BT como predictor de la carga de fondo.

Cuadro 12.9. Promedio temporal de la magnitud del vector velocidad de las partículas de fondo \bar{v}_B (metro/s), dirección θ (grados [°] referidos al norte) y desvíos estándar usando diferentes frecuencias

Zona	cresta				lomo				valle			
	\bar{v}_a	σ_{v_a}	$\bar{\theta}$	σ_θ	\bar{v}_a	σ_{v_a}	$\bar{\theta}$	σ_θ	\bar{v}_a	σ_{v_a}	$\bar{\theta}$	σ_θ
Lavalle ^a	0,045	0,04	187	47	0,027	0,04	206	68	0,006	0,04	189	99
Aguas Corrientes ^a	0,124	0,10	270	42	0,099	0,12	260	62	0,050	0,15	227	91
Aguas Corrientes ^b	0,053	0,06	200	50	0,053	0,06	201	45	0,014	0,05	165	86
Bajada Grande ^a	0,052	0,05	212	49	0,036	0,05	200	60	0,009	0,04	204	92

^{a,b} 1200 and 600 kHz ADCP, respectivamente.

Se observaron diferencias importantes en la velocidad y dirección de las partículas del fondo en el lomo y valle de dunas, al ser comparadas con las correspondientes a la cresta. Estas diferencias se reflejaron en los valores de velocidad creciente desde el valle hacia la cresta de las dunas. Todas estas observaciones confirman el comportamiento del sedimento del fondo sobre dunas y la capacidad del método ADCP-BT para registrar los desplazamientos de partículas del fondo (magnitud y dirección). Más aún, las diferencias registradas en cada zona a lo largo de las dunas estudiadas sugieren la importancia de la ubicación de las mediciones estáticas para cuantificar \bar{v}_a como predictor de g_f .

Finalmente, la Figura 12.32 refleja la necesidad de muestrear un período de tiempo de aproximadamente 8 min., a fin de alcanzar desvíos menores al 10 % respecto al valor medio obtenido en los 15 min. sobre la cresta de dunas analizadas.

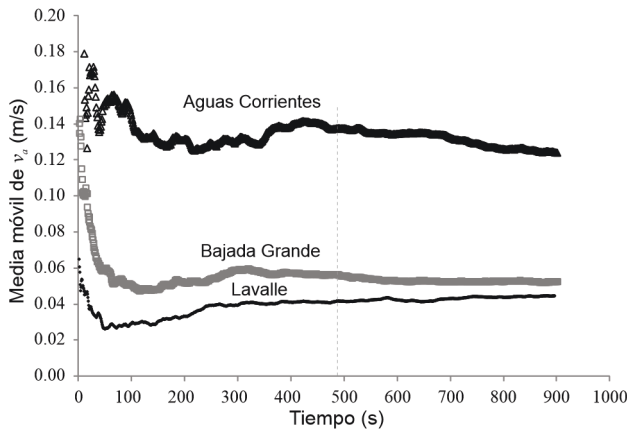


Figura 12.32. Medias móviles de v_a en cresta de las dunas analizadas

Efecto de la frecuencia acústica en la velocidad de las partículas del fondo

En Aguas Corrientes, las velocidades medias de las partículas del fondo, \bar{v}_a , obtenidas con ADCP de 1200 kHz fueron 2.4, 1.9 y 3.5 veces las correspondientes a las obtenidas con frecuencia de 600 kHz, velocidades registradas sobre cresta, lomo y valle de las dunas, respectivamente (cuadro 12.9). Diferentes estudios (Gaeuman y Rennie, 2006) sugieren como principal variable la sensibilidad del rebote de la señal acústica al tamaño de las partículas de sedimento, lo que queda reflejado en la dependencia con la función de forma $\langle f \rangle$ (Thorne y Meral, 2008). La Figura 12.33 muestra la variación de $\langle f \rangle$ en función del tamaño de partículas de sedimentos para diferentes frecuencias acústicas. Dado el d_{50} observado de 0,35 mm, una frecuencia cercana a 4000 kHz correspondería al máximo valor de la función de forma (sensibilidad acústica), lo que mejoraría la performance del método ADCP-BT para predecir velocidad de las partículas del fondo. Considerando las frecuencias utilizadas en el presente estudio, $\langle f \rangle$ presentó valores de 1,23, 0,72 y 1,08 para la frecuencia de 1200 kHz en Lavalle, Aguas Corrientes y Bajada Grande, respectivamente. Para el caso de 600 kHz, $\langle f \rangle$ fue igual a 0,27 (utilizado únicamente en Aguas Corrientes). Por lo tanto, y de acuerdo con los ADCP/frecuencias disponibles comercialmente y adecuadas para los rangos de profundidad y diámetros de partículas presentes en el río Paraná, se observa que la frecuencia de 1200 kHz representa mayores valores de la función de forma, indicando una mayor sensibilidad en el rebote de la señal acústica y, por lo tanto, valores más representativos de \bar{v}_a .

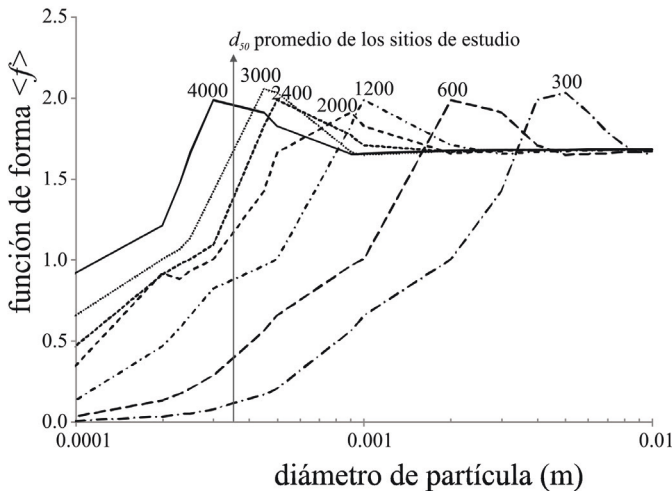


Figura 12.33. Variación de la función de forma (f) para diferentes frecuencias acústicas y tamaño de partículas

Además, y según la Figura 12.33, la frecuencia de 1200 kHz sugiere una menor sensibilidad a los tamaños más finos del sedimento transportado por el fondo. Por lo tanto, en el rebote de la señal predominarían las partículas más gruesas, las cuales se transportan más lentamente (predominando el movimiento de rodamiento o traslación) que las partículas más finas (saltación). Este hecho produciría una subestimación de la velocidad real de las partículas del fondo y explicaría además las menores velocidades detectadas con el ADCP de 600 kHz. En este caso, para 1200 kHz, se espera el máximo backscatter para partículas más gruesas que 0,7 mm, lo que corresponde, por ejemplo, al d_{84} en Bajada Grande (Cuadro 12.7).

Comparación del transporte de fondo con método ADCP–BT y seguimiento de dunas

A fin de validar el método ADCP–BT para la predicción de la carga de fondo en el río Paraná, en el cuadro 12.10 se comparan los resultados del modelo cinemático, ecuación 12.17, con el método de desplazamiento de dunas (ecuación 12.15). Adicionalmente, se plantean diferentes alternativas, es decir, considerando las formulaciones semiempíricas de van Rijn (a), ídem pero con $u_b \approx \bar{v}_a$ (b) y adoptando en ecuación 12.17 \bar{v}_a , $\delta_b \approx 2d_{50}$ y $c_b \approx (1-P)\rho_s$ (c).

Las tasas de carga de fondo resultantes de la alternativa (c) presentaron los mejores resultados en comparación con el método de desplazamiento de dunas, con una diferencia máxima de 52 %. La alternativa (a) sobreestimó en todos los casos los valores de g_{sf} con desviaciones de 6 %, 155 % y 305 % en Lavelle, Aguas Corrientes y Bajada Grande, respectivamente. Para el caso de la alternativa (b), los valores de g_{sf} fueron subestimados para todos los casos, con desviaciones de -86 % a -53 % y -52 % a 14 %. La estimación de la carga de fondo no presentó mejores resultados cuando se usó la menor frecuencia acústica en Aguas Corrientes.

Cuadro 12.10. Comparación de valores de g_{sf} en kg/(ms) con aplicaciones del modelo cinemático y utilizando el método de seguimiento de dunas

zona	u_b^a	δ_b^a	C_b^a	g_{sf}^a	g_{sf}^b	g_{sf}^c	g_{sf}^d	Diferencias (%)		
	m/s	m		kg/s	kg/s	kg/s	kg/s	($g_{sf}^{a/d}$)	($g_{sf}^{b/d}$)	($g_{sf}^{c/d}$)
Lavelle ^e	0,340	0,0010	0,103	0,097	0,013	0,044	0,092	6	-86	-52
Aguas Corrientes ^e	0,469	0,0015	0,150	0,284	0,076	0,135	0,112	155	-32	20
Bajada Grande ^e	0,450	0,0018	0,109	0,228	0,026	0,065	0,057	305	-53	14
Aguas Corrientes ^f				--	0,032	0,057	0,112	--	-71	-49

^a según Van Rijn (1993),

^b según Van Rijn (1993) con $u_b = \bar{v}_a$

^c asumiendo $\delta_b = 2d_{s0}$ y $c_b = (1 - P) = \rho_s$ y $u_b = \bar{v}_a$

^d obtenidos por seguimiento de dunas

^{e,f} 1200 y 600 kHz-ADCP, respectivamente

Discusión

Las velocidades aparentes de las partículas del fondo medidas con el procedimiento ADCP-BT se observaron alineadas con el flujo medio en verticales ubicadas sobre las crestas de dunas, mientras que menores velocidades fueron medidas en los valles de las mismas con valores, promediados en el tiempo, cercanos a cero. Estos pequeños valores evidencian la desaceleración del transporte y, conforme al comportamiento de la dirección de los vectores, un movimiento aleatorio sin una recirculación definida. Por lo tanto, la posición exacta sobre la cresta de la duna para aplicar el método ADCP-BT resulta clave para cuantificaciones de g_{sf} comparables al método de seguimiento de dunas.

Los resultados del Cuadro 12.10 sugieren algunas observaciones que alientan la discusión sobre la performance de diferentes métodos para estimar la tasa

de carga de fondo. Las expresiones semiempíricas de Van Rijn asumen que los sedimentos del fondo son transportados principalmente por saltación. Según Raudkivi (1976), este modo de transporte ocurre cuando los valores de la relación w_s/u_* se encuentran en un rango de 0,6 a 2 (siendo w_s y u_* la velocidad de caída de la partícula y la velocidad de corte, respectivamente). Valores en este rango se obtienen en el Paraná cuando el parámetro se calcula con el diámetro medio del sedimento de fondo. El método ADCP–BT desvía los resultados hacia las fracciones gruesas de la distribución real del sedimento de fondo, en parte debido al efecto dominante de *backscatter* de estas fracciones, como se vislumbró en la sección previa. Por lo tanto, considerando tamaños representativos para las fracciones gruesas, d_{90} , los valores de w_s/u_* alcanzan e incluso exceden el umbral de 2, lo que significaría mecanismos de rodamiento y deslizamiento para el transporte de fondo. Esta correspondencia explicaría la subestimación de las tasas de fondo resultantes del método ADCP–BT b y c, comparadas con los valores de Van Rijn.

Utilizando velocidades medidas de las partículas de fondo en lugar de la expresión semiempírica de Van Rijn para u_b , se obtuvo un predictor para la carga de fondo más confiable. De hecho, los valores de g_{sf} en la alternativa (b), que combinó el método ADCP–BT con δ_b y c_b modelados por van Rijn, presentaron desviaciones de hasta 86 %, aunque subestimaron sistemáticamente los resultados del seguimiento de dunas. Las desviaciones del método (c) presentaron un valor máximo de 52 %, con subestimaciones (Lavalle) y sobreestimaciones (Aguas Corrientes y Bajada Grande).

Sin embargo, el valor de g_{sf} por método de seguimiento de dunas podría estar subestimado debido a eventuales efectos de resuspensión de sedimentos y/o a la ocurrencia y paso de pequeñas formas de fondo superpuestas sobre la cara de aguas abajo de la duna (es decir, C_1 en ecuación 12.15). Por lo tanto, el método (b) parece menos confiable que el (c), debido a la subestimación de g_{sf} para todos los casos.

Es importante resaltar que las alternativas (b) y (c) implican concepciones muy distintas para el mismo fenómeno. La primera considera la altura de saltación de las partículas del fondo δ_b y la concentración volumétrica de la carga de fondo c_b , variando de acuerdo a las formulaciones de Van Rijn (1993). En el caso (c), el modo predominante de transporte es por rodamiento y deslizamiento, donde ambos parámetros se mantienen constantes. Comparando alternativas, (b) y (c) se satisfacen con alta probabilidad que $\delta_b > 2d_{50}$ y $c_b \ll \ll 0,6$. En efecto, centrándose en la física del fenómeno, los métodos empíricos (por ejemplo, Raudkivi 1976) demuestran que la saltación existe en un fondo arenoso compuesto de arenas finas y medias y sujetas a velocidades de corte como las existentes en el fondo del Paraná, aunque la salta-

ción sea incluso pequeña, del orden de unos pocos diámetros. Por otro lado, la porosidad esperable de partículas en un fondo arenoso en movimiento, incluso con tamaños más gruesos, debería ser mayor que 0,4, pues este valor es la mínima porosidad que puede alcanzar un material arenoso en reposo. Por lo tanto, existe una compensación de las diferencias de tal forma que los resultados mejoraron la alternativa (c), aunque sin un significado físico muy claro. El espesor de la capa activa de transporte de fondo y su concentración especialmente en ríos arenosos, son temas sobre los cuales el conocimiento es aún incompleto. Por lo tanto, mayores investigaciones son necesarias si valores confiables de estas variables pretenden ser usadas en la ecuación 12.17.

Las subestimaciones de la velocidad aparente con el ADCP de 600 kHz se debieron al sesgo hacia un mayor *backscatter* geométrico de las fracciones gruesas del fondo, transportadas por deslizamiento o rodamiento antes que por saltación. El resultado es una menor velocidad aparente. Si bien el uso de mayores frecuencias otorgaría valores más representativos, limitaría notablemente el rango de medición pudiendo, por ejemplo, medir hasta profundidades de cinco metros con ADCP de 3000 kHz.

Conocer las características de fondo (distribuciones granulométricas) puede mejorar las predicciones de carga de fondo, dado que permite seleccionar la mejor frecuencia de ADCP, atendiendo a las partículas que más afectan a la señal acústica. El efecto de las partículas en suspensión cercanas al fondo requiere aún más investigaciones. Sin embargo, Latosinski *et al.* (2017) sugieren la variación de la longitud del pulso acústico de la señal BT, lo que contribuiría a mejorar la performance del predictor de carga de fondo.

Conclusiones

La técnica ADCP–BT utilizada para medir la velocidad aparente de las partículas del fondo en ríos con fondo de grava, se aplicó en el río Paraná, en diferentes zonas de su tramo medio, bajo distintas condiciones de flujo, formas de fondo y utilizando ADCP de diferentes frecuencias acústicas (1200 y 600 kHz). Si bien hay aún cuestiones que requieren mayores estudios (ver Discusión), queda demostrado el potencial de esta tecnología como predictor de la carga de fondo.

Más allá del uso para predecir g_p produciendo diferencias menores al 55 % al ser comparados con el método tradicional de desplazamiento de dunas, la técnica es de sumo interés científico e ingenieril para distintas disciplinas, las cuales requieren del conocimiento de las condiciones de movimiento del fondo. Zonas portuarias, estudios para la detección de áreas en condiciones

de erosión/deposición, como así también el estudio del comportamiento de bentos u otros organismos biológicos, son algunas áreas a mencionar como posibles usuarios de esta técnica. Se destaca, además, su utilización en cauces donde, dadas sus características hidráulicas (altas velocidades) y condiciones del fondo (ausencia de dunas), no es posible la aplicación de métodos tradicionales ni el empleo de muestreadores de sedimentos para la cuantificación de g_{sf} (FICH, 2018).

Finalmente, es importante remarcar que el mejoramiento de la técnica ADCP–BT cierra el círculo virtuoso de mediciones *básicas posibles de realizar con un único ADCP*, es decir, caudal, campo de velocidades, sedimento de fondo en suspensión y transporte de sedimentos por fondo. Esta combinación implica una ventaja sustancial en grandes sistemas como el Paraná, dado que permite futuras investigaciones acerca de los intrincados procesos que involucran la interacción del transporte de sedimentos, las estructuras de flujo y los consecuentes cambios morfológicos.

Referencias

- Agrawal, Y.C. y Hanes, D.M. (2015). The implications of laser-diffraction measurements of sediment size distributions in a river to the potential use of acoustic backscatter for sediment measurements. *Water Resources Research*, 51(11), 8854–8867. <https://doi.org/10.1002/2015WR017268>
- Amsler, M. L. y Schreider, M. I. (1999). Dunes height prediction at floods in the Paraná River, Argentina. En Jayawardena, A.W.; Lee, J.H.W. and Wang, Z.Y. (Eds.). *Actas del River Sedimentation conference* (pp. 615–620). Balkema.
- Amsler, M.L. y Prendes, H. (2000). Transporte de sedimentos y procesos fluviales asociados. En Paoli, C. and Schreider, M. (Eds.). *El Río Paraná en su Tramo Medio* (pp. 233–306). Centro de Publicaciones. UNL.
- Bagnold, R.A. (1973). The nature of saltation and bed-load transport in water. *Proc. Roy. Soc. Lond., Ser. A*, 332, 473–504.
- Barua, D.K. y Rahman, K. H. (1998). Some aspects of turbulent flow structure in large alluvial rivers. *Journal of Hydraulic Research*, 36(2), 235–252.
- Best, J.L. (1986). The morphology of river channel confluences. En *Progress in Physical Geography* (pp. 157–174).
- Best, J.L. (1987). Flow dynamics at river channel confluences: Implications for sediment transport and bed morphology. En Ethridge, F.G. et al. *Recent Developments in Fluvial Sedimentology* (pp. 27–35). Soc. of Econ. Paleontol. and Mineral.
- Best, J. (2005). The fluid dynamics of river dunes: A review and some future research directions. *J. Geophys. Res.*, 110, F04S02.
- Blott, S.J. y Pye K. (2001). Gradistat: A Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11), 1237–1248. 10.1002/esp.261
- Christensen, J.L. y Herrick, L.E. (1982). Mississippi River test, volume 1. Final report DCP4400/300, prepared for the US Geological Survey by AMETEK/Straza Division, El Cajon, California, under contract No. 14–08–001–19003, A5–A10.
- Czuba, J.A. y Oberg, K.A. (2008). Validation of Exposure Time for Discharge Measurements made with Two Bottom-Tracking Acoustic Doppler Current Profilers. En *Actas del IEEE/OES/CMTC Ninth Working Conference on Current Measurement Technology* (pp. 245–249). <http://hydroacoustics.usgs.gov/publications/CMTC08-finalpaper.pdf>
- Deines, K.L. (1999). Backscatter estimation using broadband acoustic Doppler current profilers. En *Actas de Conference Oceans 99 MTS/IEEE* (pp. 249–253).
- Dinehart, R.L. y Burau, J.R. (2005). Averaged indicators of secondary flow in repeated acoustic Doppler current profiler crossing of bends. *Water Resources Research*, 41, 1–18.
- Dominguez Ruben, L. (2018). *Comportamiento Morfológico, Hidráulico y Sedimentológico del Sistema Cauce Principal (Paraná) y Secundario (Colastiné)*. Tesis de Doctorado. FICH–UNL.
- Dominguez Ruben, L.G.; Szupiany, R.N.; Latosinski, F.G.; López Weibel, C.; Wood, M. y Boldt, J. (2020). Acoustic Sediment Estimation Toolbox (ASET): A software package for calibrating and processing TRDI ADCP data to compute suspended-sediment transport in sandy rivers. *Computers & Geosciences*, 140, 104499). 10.1016/j.cageo.2020.104499

- Downing, A.; Thorne, P.D. y Vincent, C.E. (1995). Backscattering from a suspension in the near-field of a piston transducer. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 97(3), 1614–1620.
- Droz, C.L.; López, F., y Prendes, H. (1998). Análisis de mediciones de velocidades y caudales con un ADCP en el río Paraná. En *Actas del XVII Congreso Nacional de Agua y II Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*, 2.
- Edwards, T.K. y Glysson, D.G. (1999). Techniques of Water-Resources Investigations of the U.S. Geological Survey. Applications of Hydraulics. En *Field Methods for Measurement of Fluvial Sediment. Book 3* (p. 89). USGS.
- Einstein, H.A. (1950). Bed-load Functions for Sediment Transport in Open Channel Flows. *Technical Bulletin* (1026), US. Department of Agriculture, DC.
- Eguiluz, A.; Szupiany, R.N.; Oberg, K. y Latosinski, F.G. (2013). Incertidumbre en la medición de caudales con ADCP en el sistema del río Paraná. En *Actas del III Simposio sobre Métodos Experimentales en Hidráulica*.
- FICH (2018). *Evaluación del transporte de sedimentos en el río Santa Cruz. Represas Patagónicas Cóndor Cliff y Barrancosa*. Servicio Especializado a Terceros. Director: Szupiany, R. Comitente: China Gezhouba Group Company Ltd. Electroingeniería SA. Hidrocuyo SA. Unión Transitoria de Empresas.
- Gaeuman, D. y Jacobson, R.B. (2007). Field Assessment of Alternative Bed-Load transport Estimators. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12), 1320–1328.
- Gaeuman, D. y Jacobson, R.B. (2006). Acoustic bed velocity and bed load dynamics in a large sand bed river. *Journal of Geophysical Research*, 111, F02005, DOI 10.1029/2005JF000411.
- Gaeuman, D. y Rennie, C.D. (2006). A comparison of two field studies of acoustic bed velocity: grain size and instrument frequency effects. En *Actas del Eighth Federal Interagency Sedimentation Conference (8th FISC)*.
- García, M.H. (2008). Sediment transport measurements. En M.H. García (Ed.) *Sedimentation Engineering: Processes, Measurements, Modeling, and Practice*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, (110), 307–346, American Society of Civil Engineers (ASCE).
- García C.M.; Tarraba, L.; Oberg, K.; Szupiany, R. y Cantero, M.I. (2012). Variance of flow discharge estimates sampled using acoustic Doppler current profilers from moving platforms. *Journal of Hydraulic Engineering*, 138(8), 684–694.
- Gonzalez, J.A., Melching, C.S. y Oberg, K.A. (1996). Analysis of open-channel velocity measurement collected with an Acoustic Doppler Current Profile. En *Actas de RiverTech 96*, 2, 838–845. IWRA.
- Gonzalez-Castro, J., Oberg, K. y Duncker, J. (2000). Effect of Temporal Resolution on the Accuracy of ADCP Measurement. En *Actas de 2000 Joint Conference on Water Resources Engineering and Water Resources Planning & Management* (CD-Rom).
- Gonzalez-Castro, J. y Muste, M. (2007). Framework for estimating uncertainty of ADCP measurements from a moving boat by standardized uncertainty analysis. *J. Hydraul. Eng.*, 133(12), 1390–1410.
- Gray, J.; Glysson, D. y Edwards, T. (2008). Suspended sediment samplers and sampling methods. En García M (Ed.). *Sedimentation Engineering: Processes, Measurements, Modeling, and Practice*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, (110), 320–339. American Society of Civil Engineers (ASCE).

- Gray, J.R. y Gartner, J.W. (2010). Surrogate technologies for monitoring bed—load transport in rivers. En Poletto, C.; Charlesworth, S (Eds.). *Sedimentology of Aqueous Systems* (pp. 46–79). Wiley–Blackwell.
- Guerrero, M. y Lamberti, A. (2011). Flow Field and Morphology Mapping Using ADCP and Multibeam Techniques: Survey in the Po River. *J. Hydraul. Eng.*, 137(12), 1576–1587. 10.1061/(ASCE)HY.1943–7900.0000464
- Guerrero, M.; Szupiany, R.N. y Amsler M. (2011). Comparison of acoustic backscattering techniques for suspended sediments investigation. *Flow Measurement and Instrumentation*. 10.1016/j.flowmeasinst.2011.06.003
- Guerrero, M.; Rütter, N. y Szupiany R.N. (2012). Laboratory validation of ADCP techniques for suspended sediments investigation. *Flow Measurement and Instrumentation*. 10.1016/j.flowmeasinst.2011.10.003
- Hanes, D.M. (2012). On the possibility of single–frequency acoustic measurement of sand and clay concentrations in uniform suspensions. *Continental Shelf Research*, 46, 64–66.
- Howarth, M.J. (2002). Estimates of Reynolds and bottom stress from fast ADCPs deployed in continental shelf seas. En *Actas de Hydraulic Measurements and Experimental Methods* (CD–Rom).
- Huang, H. (2019). The importance of ADCP alignment with GPS in moving–boat streamflow measurements. *Flow Measurement and Instrumentation*, 67, 33–40. 10.1016/j.flowmeasinst.2019.04.002
- Jamieson, E.C.; Rennie, C.D. y Ramoos, R. (2008). Validation of aDcp bedload transport measurements. En *Actas de River Flow Conf. 2008* (pp. 2343–2351). KUBABA Congress Dept. and Travel Services.
- Jamieson, E.C.; Rennie C.D.; Jacobson R.B. y Townsend R.D. (2011a). 3–D flow and scour near a submerged wing dike: ADCP measurements on the Missouri River. *Water Resour. Res.*, 47, W07544. 10.1029/2010WR010043
- Jamieson, E.C.; Rennie, C.D.; Jacobson R.B. y Townsend, R.D. (2011b). Evaluation of ADCP Apparent Bed Load Velocity in a Large Sand–Bed River: Moving versus Stationary Boat Conditions. *J. Hydraul. Eng.*, 137(9). 10.1061/(ASCE)HY.1943–7900.0000373
- Komura, S. (1973). River–bed variations at confluences. En *Actas del Symposium on River Mechanics* (Paper A66, 773–784).
- Kumar, R.; Strom, K. B. y Keyvani A. (2010). Floc properties and settling velocity of San Jacinto estuary mud under variable shear and salinity conditions. *Continental Shelf Research*, 30(20), 2067–2081.
- Kostaschuk, R.; Villard P. y Best, J. (2004). Measuring velocity and shear stress over dunes with acoustic Doppler profiler. *J. of Hydraulic Engineering*, 130(9), 932–936.
- Lane, S.N.; Parsons, D.R.; Best, J.L.; Orfeo, O.; Kostaschuk, R.A. y Hardy R.J. (2008). Causes of rapid mixing at a junction of two large rivers: Rio Parana and Rio Paraguay, Argentina. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 113(F2).
- Latosinski, F.G.; Szupiany, R.N.; García, C.M.; Guerrero, M. y Amsler, M.L. (2014). Concentration and suspended load assessments by means of ADCP recording in a large river. *Journal of Hydraulic Engineering*, 140(7). 10.1061/(ASCE)HY.1943–7900.0000859
- Latosinski F.G.; Szupiany, R.N.; Guerrero, M.; Amsler, M.L. y Vionnet, C. (2017). The ADCP's bottom track capability for bedload prediction: Evidence on method reliability from sandy river applications. *Flow Measurement and Instrumentation*, 54, 124–135.

- Latrubese, E. (2008). Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers. *Geomorphology*, 101, 130–145.
- Lelievre, J. y Navntoft, E. (1980). Measuring sediment load in the Paraná River. En *Actas de Water Power and Dam Construction*.
- Lipscomb, S.W. (1995). Quality assurance plan for discharge measurements using broad-band acoustic Doppler profilers. *U.S. Geological Survey Open-File Report*, 95–701.
- Luz, L.; Szupiany, R.N.; Stevaux, J.C.; Parolin, M. y Silva A. (2019). Flow structure, bed morphological changes, and sediment transport at a large confluent meander bend: Paraguay–Cuiabá rivers, Pantanal wetlands, Brazil. *Geomorphology*, 348. doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106907
- McLelland, S.J.; Ashworth, P.J.; Best, J.L.; Roden, J. y Klaassen, G.J. (1999). Flow structure and spatial distribution of suspended sediment around an evolving braid bar, Jamuna River, Bangladesh. En Smith, N.D. (Ed.). *Fluvial Sedimentology VI*, Special Publication of International Association of Sedimentologists (pp. 43–57). Blackwell.
- Moore, S.A.; Le Coz, J.; Hurther, D. y Paquier, A. (2013). Using multi-frequency acoustic attenuation to monitor grain size and concentration of suspended sediment in rivers. *Journal of the Acoustical Society of America*, 133(4), 1959–1970.
- Morell, M.I.; Tassi, P.A. y Vionnet, C.A. (2014). Flow pattern at a river diffuence at the alluvial system of the Paraná River. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 2(2), 140–156. <http://dx.doi.org/10.1080/23249676.2014.981371>
- Mosley, M.P. (1975). *An experimental study of channel confluences*. PhD. Thesis Colorado State University.
- Mosley, M.P. (1976). An experimental study of channel confluences. *Journal of Geology*, 84, 535–562.
- Mosley, M.P. (1982). Scour depths in branch channel confluences: Ohau River, Otago, New Zealand. *New Zealand Institute of Professional Engineers*, 9, 17–24.
- Mueller, D.S.; Abad, J.D.; García, C.M.; Gartner, J.W.; García, M.H. y Oberg, K.A. (2007). Errors in acoustic Doppler profiler velocity measurements caused by flow disturbance. *J. Hydraul. Eng.*, 133(12), 1411–1420.
- Mueller, D.S. y Wagner, C.R. (2009). *Measuring discharge with acoustic Doppler current profilers from a moving boat*. U.S. Geological Survey. Techniques and Methods 3A–22. <http://pubs.water.usgs.gov/tm3a22>
- Mueller, D.S. y Oberg, K.A. (2011). Discussion of «Near-transducer errors in ADCP measurements: Experimental findings» by Marian Muste, Dongsu Kim, and Juan A. Gonzalez-Castro. *J. Hydraul. Eng.*, 137(8), 863–866.
- Mullison, J. (2017). Backscatter estimation using broadband acoustic Doppler current profilers – updated. En *Actas de ASCE Hydraulic Measurements & Experimental Methods Conference* (pp. 9–12).
- Muste, M.; Yu, K.; Pratt, T.C. y Abraham, D. (2002). ADCP Measurements at Fixed River Locations. En *Actas de Hydraulic Measurements and Experimental Methods* (CD-Rom).
- Muste, M.; Yu, K. y Spasojevic, M. (2004a). Practical aspects of ADCP data use for quantification of mean river flow characteristics; Part I: moving-vessel measurements. *Flow Measurement and Instrumentation*, 15, 1–16.

- Muste, M.; Yu, K.; Pratt, T.C. y Abraham, D. (2004b). Practical aspects of ADCP data use for quantification of mean river flow characteristics, Part II: fixed-vessel measurements. *Flow Measurement and Instrumentation*, 15, 17–28.
- Muste, M.; Kim, D.; Hotchkiss, R. y Gonzalez-Castro, J. (2010). Neartransducer errors in ADCP measurements: Experimental findings. *J. Hydraul. Eng.*, 136(5), 275–289.
- Nezu, I. y Nakagawa, H. (1993). *Turbulence in Open-Channel Flows*. A.A. Balkema.
- Nystrom, E.A. (2001). *Applicability of acoustic Doppler profilers to measurement of mean velocity and turbulence parameters*. M.S. thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign.
- Nystrom, E.A.; Oberg, K.A. y Rehmann, C.R. (2002). Measurement of Turbulence with Acoustic Current Profilers – Sources of Error and Laboratory Results. En *Actas de Hydraulic Measurements and Experimental Methods* (CD-Rom).
- Nystrom, E.A.; Rehmann, C.R. y Oberg K.O. (2007). Evaluation of Mean Velocity and Turbulence Measurements with ADCPs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12). 10.1061/ASCE 0733-94292007 133:121310
- Oberg, K.A. y Mueller, D.S. (2007a). Validation of streamflow measurements made with acoustic Doppler current profilers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12), 1421–1432. <http://hydroacoustics.usgs.gov/publications/14-Oberg-Mueller.pdf>
- Oberg, K.A. y Mueller, D.S. (2007b). Analysis of Exposure Time on Streamflow Measurements Made with Acoustic Doppler Current Profilers. En *Actas de Hydraulic Measurements and Experimental Methods 2007*. http://hydroacoustics.usgs.gov/publications/QmExposureTime-HMEM_rev4.pdf
- Parsons, D.R.; Best, J. L.; Lane, S.N.; Orfeo, O.; Hardy, R. J. y Kostaschuk, R. (2007). Form roughness and the absence of secondary flow in a large confluence-diffuence, rio Paraná, Argentina. *Earth Surf. Processes Landforms*, 32, 155–162. doi:10.1002/esp.1457
- Parsons, D.R.; Jackson, P.R.; Czuba, J.A.; Oberg, K.; Best, J.L.; Rhoads, B.L.; Engel, F. y Riley, J.D. (2012). Velocity mapping toolbox (VMT): a new post-processing suite for acoustic Doppler current profiler data. *Earth Surf. Process. Landforms*, 38(11), 1244–1260. <https://doi.org/10.1002/esp.3367>
- Ramooz, R. y Rennie, C.D. (2010). *Laboratory measurement of bedload with an ADCP Bedload-surrogate monitoring technologies*. United States Geological Survey Scientific Investigations Rep. 2010–5091. <http://pubs.usgs.gov/sir/2010/5091/papers/Ramooz.pdf>
- Rasband, W. y Ferreira T. (2012). *ImageJ*, U.S. National Institutes of Health, Bethesda. <http://rsb.info.nih.gov/ij/S>
- Raudkivi, A.J. (1976). *Loose boundary hydraulics* (pp. 137–224). Pergamon Press.
- Rennie, C.D.; Millar, R.G. y Church, M.A. (2002). Measurement of bedload velocity using an acoustic Doppler current profiler. *J. Hydraulic Engineering*, 128(5), 473–483.
- Rennie, C.D. y Villard, P.V. (2004a). Site specificity of bedload measurement using an aDcp. *Journal of Geophysical Research (Earth Surface)*, 109, F03003. 10.1029/2003JF000106
- Rennie, C.D. y Millar, R.G. (2004b). Measurement of the Spatial Distribution of Fluvial Bedload Transport Velocity in both Sand and Gravel. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29(10), 1173–1193.
- Rhoads, B.L. (2005). Scaling of confluence dynamics in river systems: some general consideration. En *Actas de 4th IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics* (CD-ROM).

- Richardson, W.R. (1997). *Secondary flow and channel change in braided rivers*. PhD Thesis. School of Geography, University of Nottingham.
- Richardson, W.R.; Thorne, C.R. y Mahmood, S. (1996). Secondary flow and channel changes around a bar in the Brahmaputra River, Bangladesh. En Ashworth, Bennett, Best, and McLelland (Eds.). *Coherent flow structures in open channels* (pp. 519–545). Wiley and Sons.
- Richardson, W.R. y Thorne, C.R. (1998). Secondary Currents around Braid Bar in Brahmaputra River, Bangladesh. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(3), 325–328.
- Rozovskii, I.L. (1954). Concerning the question of velocity distribution in stream bends. *DAN USSR Report of the Academy of Sciences of the Ukraine SSR*, 1.
- Schemper, T. J. y Admiraal, D.M. (2002). An examination of the application of acoustic Doppler Current Profiler measurements in a wide channel of uniform depth for turbulence calculations. En *Actas de Hydraulic Measurements and Experimental Methods* (CD–Rom).
- Simpson, M.R. y Oltmann, R.N. (1993). Discharge measurement using an acoustic Doppler current profiler. *U.S. Geological Survey Water–Supply*, Paper 2395.
- Simpson, M.R. (2002). *Discharge measurements using a broadband acoustic Doppler current profiler*. U.S. Geological Survey Open–File Report 01–01. <http://pubs.usgs.gov/of/2001/ofr0101/>
- SonTek/YSI (2000). *Acoustic Doppler profiler principles of operation*. San Diego, CA, SonTek/YSI, 28 p.
- Szupiany, R.N.; Amsler, M.L.; Best, J. L. y Parson, D.R. (2007). A Comparison of Fixed and Moving–Vessel Measurements with an Acoustic Doppler Profiler (ADP) in a Large River. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(12), 1299–1310.
- Szupiany, R.N.; Amsler, M.L.; Parsons, D.R. y Best, J.L. (2009). Morphology, flow structure, and suspended bed sediment transport at two large braid–bar confluences. *Water Resources Research*, 45, W05415. 10.1029/2008WR007428, 2009
- Szupiany, R.N.; Amsler, M.L.; Hernandez, J.; Parsons, D.R.; Best, J.; Fornari, E. y Trento, A.E. (2012). Flow fields, bed shear stresses and suspended bed sediment dynamics in bifurcations of a large river. *Water Resour. Res.*, 48, W11515. 10.1029/2011WR011677
- Szupiany, R.; García, M. y Oberg, K. (2017). Acoustic Instruments for Mean Flow Characterization in Field Conditions: Acoustic Doppler Current Profilers (ADCP). En Taylor and Francis Group: M. Muste, J. Aberle, D. Admiraal, R. Ettema, M.H. Garcia, D. Lyn, V. Nikora, C. Rennie (Eds.). *Experimental Hydraulics: Methods, Instrumentation, Data Processing and Management*.
- Szupiany, R.; López Weibel, C.; Guerrero, M.; Latosinski, F.; Wood, M.; Dominguez Ruben, L. y Oberg, K. (2019). Estimating sand concentrations using ADCP–based acoustic inversion in a large fluvial system characterized by bi–modal suspended–sediment distributions. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(6), 1295–1308. <https://doi.org/10.1002/esp.4572>
- Teledyne RD Instruments (1996). *Principals of operation – A practical primer for broadband acoustic Doppler current profilers*. Teledyne RD Instruments.
- Teledyne RD Instruments (1999). *Using the 305A4205 Hydrophone to Identify the RSSI Scale Factors for Calibrating the Echo Strength Output of an ADCP*. Technical note, FST–004. https://www.comm-tec.com/library/Technical_Papers/RDI/fst-004.pdf
- Teledyne RD Instruments (2007). *Work Horse Rio Grande ADCP User's Guide*. P/N 957–6167–00.
- Teledyne Rd Instruments (2009). *WinRiver II User's Guide*.
- Thorne, P.D. y Hanes, D.M. (2002). A review of acoustic measurements of small–scale sediment processes. *Continental Shelf Research*, 22(4), 603–632.

- Thorne, P.D. y Meral, R. (2008). Formulations for the scattering properties of suspended sandy sediments for use in the application of acoustics to sediment transport processes. *Cont. Shelf Res.*, 28(2), 309–317.
- Trento, A.; Amsler, M.L. y Pujol, A. (1990). Perfiles observados de velocidad en un tramo del río Paraná – Análisis Teórico. En *Actas del XIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica* (pp. 1109–1121). IAHR.
- Trevethan, M.; Martinelli, A.; Oliveira, M.; Ianniruberto, M. y Gualtieri, C. (2015). Fluid mechanics, sediment transport and mixing about the confluence of Negro and Solimões Rivers, Manaus, Brazil. En *Actas del 36th IAHR World Congress*.
- USGS (2011). Exposure time for ADCP moving-boat discharge measurements made during steady flow conditions. *U.S. Geological Survey, Office of Surface Water Technical Memorandum 2011.08*. <http://hydroacoustics.usgs.gov/memos/OSW2011-08.pdf>
- Van Rijn, L.C. (1993). Bed material suspension and transport in steady uniform currents. En *Principles of sediment transport in river, estuaries and coastal seas*. Aqua Publications.
- Vanoni, V.A. (1975). *Sedimentation Engineering, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practise*, (54), 74–81.
- Villard, P.; Church, M. y Kostaschuk, R. (2005). Estimating Bedload in Sand—Bed Channels Using Bottom Tracking from an Acoustic Doppler Profiler. En Blum, M.D.; Marriott, S.B. and Leclair, S.F. (Eds.). *Fluvial Sedimentology VII*. Blackwell Publishing. 10.1002/9781444304350.ch12
- Wright, S.A.; Topping, D.J. y Williams, C.A. (2010). Discriminating silt-and-clay from suspended-sand in rivers using side-looking acoustic profilers. En *Actas del 2nd Joint Federal Interagency Conference*.

Capítulo 13

Las aguas subterráneas en el tramo medio del río

Mónica D'Elia

Marta Paris

Marcela Pérez

Capítulo 13

Introducción

El río Paraná y la Formación Ituzaingó

Las aguas subterráneas en la margen izquierda del río Paraná

 Porción del noroeste de la provincia de Entre Ríos

 Ambientes hidrogeológicos en la ciudad de Paraná

Las aguas subterráneas en la margen derecha del río Paraná

 Cuenca inferior de Los Saladillos (provincia de Santa Fe)

 Ciudad de Esperanza (provincia de Santa Fe)

Relación entre cuerpos de agua superficiales y subterráneos
en un área urbana

Referencias bibliográficas

Introducción

En la cuenca hidrográfica se producen variadas relaciones entre las aguas superficiales y subterráneas: los sitios de descarga dan lugar a manantiales, vertientes o al aporte del caudal base de arroyos y ríos. En otras situaciones, los cursos de agua son los responsables de la recarga a los acuíferos. Estas manifestaciones cuantitativas, además de ser temporalmente dinámicas y variables geográficamente, aun en la misma cuenca, tienen su correlato en la calidad del agua tanto de los ríos como de los acuíferos.

Aunque lo anterior sirva para dar cuenta de la unicidad del ciclo hidrológico, lo concreto es que el balance entre las entradas y salidas en una cuenca hidrográfica de llanura no suele ser sencillo de establecer, ya que los límites del área de aporte de los ríos suelen no coincidir con los límites de los acuíferos subyacentes.

En el tramo medio del río Paraná, las aguas subterráneas han sido y son sustento del desarrollo de zonas urbanas y rurales, ya sea por su fácil acceso como por su disponibilidad y menor afectación ante los eventos hidrometeorológicos extremos. Importantes localidades, emprendimientos industriales y agropecuarios de las provincias de Santa Fe y Entre Ríos se abastecen parcial o totalmente a partir de extracción de agua del acuífero alojado en la Formación Ituzaingó que, como se indicó en el Capítulo 1 (Tomo 1) de esta obra, es el resultado más relevante del desarrollo del ambiente sedimentario relacionado directamente con el río Paraná en su tramo medio.

En el presente capítulo se exponen las características de las aguas subterráneas en distintos sectores del tramo medio del río Paraná, que fueron estudiadas por el Grupo de Investigaciones Geohidrológicas de la FICH–UNL. Estos resultados se alcanzaron en el marco de tesis de posgrado y proyectos de investigación financiados por la Universidad a través de su Programa Cursos de Acción para la Investigación y Desarrollo (CAI+D) y CAI+D Orientado, del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCYT) y de la Secretaría de Estado de Ciencia y Tecnología de la Provincia de Santa Fe (SECTEI).

La generación de datos e información temática producida en el marco de estas investigaciones fue integrada a la proveniente de estudios realizados por Agua y Energía Eléctrica SE para el Proyecto Paraná Medio y la obtenida a través de convenios suscriptos con la empresa Aguas Provinciales de Santa Fe, el Concejo Municipal de la Ciudad de Esperanza, la Municipalidad de Santa Fe, y la aportada por la Dirección de Obras Sanitarias de la Municipalidad de Paraná.

El río Paraná y la Formación Ituzaingó

La Formación Ituzaingó es la unidad hidrogeológica resultante del proceso de formación de la importante red de drenaje superficial del río Paraná durante el Plioceno Superior–Pleistoceno Inferior. Está compuesta por arena y arenisca de poca consolidación con diversos grados de compactación, desde totalmente sueltas hasta muy duras. Su grado de cementación es pobre y está determinado por un cemento limoso. Las arcillas intercaladas corresponden a montmorillonita, con illita y caolinita subordinada en cantidades semejantes (De Alba en Herbst, 2000; Iriondo, 2007; Tujchneider, 2001).

El mayor espesor fue detectado en la ciudad de Corrientes (160 m); hacia el sur disminuye notablemente, no superando los 15 m en la ciudad de Paraná (provincia de Entre Ríos) (Herbst, 2000). En la provincia de Santa Fe (y también en Buenos Aires) ha recibido distintas denominaciones como «Arenas Puelches», «Acuífero Puelche» o «Formación Puelche», especialmente en la margen derecha del río Paraná (Santa Cruz y Silva Busso, 1999), o como se señala en DNGYM (1963), «arenas puelchenses». Ellas siguen empleándose en la actualidad, particularmente en trabajos hidrogeológicos, por su asociación con el «Acuífero Puelche», el más importante de la región

La Figura 13.1 muestra la distribución del abanico aluvial de las arenas de la Formación Ituzaingó en las provincias de Santa Fe, Corrientes, Chaco y Entre Ríos (Argentina), coincidiendo con el tramo medio del río Paraná. Los afloramientos de la Formación Ituzaingó se extienden desde la vecindad de la ciudad de Ituzaingó (en la provincia de Corrientes, Argentina) hasta el norte de la ciudad de Paraná (en la provincia de Entre Ríos, Argentina) (Brunetto *et al.*, 2013).

Investigaciones hidrogeológicas llevadas a cabo en áreas ubicadas en ambos márgenes de las provincias de Entre Ríos y Santa Fe, cuyos principales resultados se presentan a continuación, indican que el sentido general del escurrimiento subterráneo en la Formación Ituzaingó es hacia el río Paraná, convirtiéndose al mismo en la zona de descarga regional de los acuíferos.

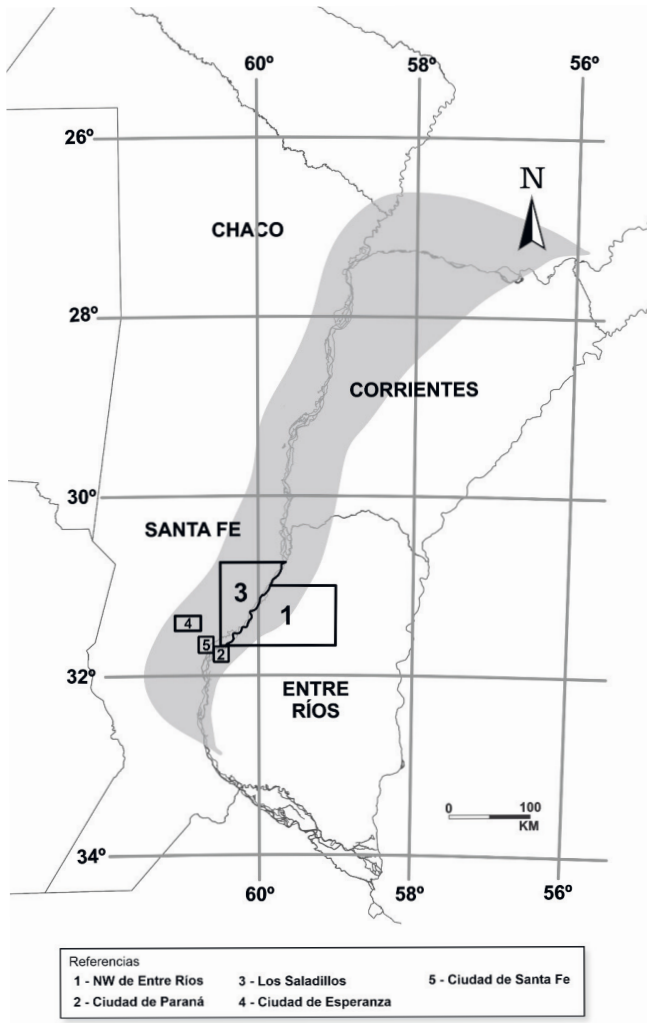


Figura 13.1. Distribución del abanico aluvial de las arenas de la Formación Ituzaiingó en el tramo medio del río Paraná y áreas de estudio consideradas en este capítulo
Fuente: modificado de Herbst, 2000.

Las aguas subterráneas en la margen izquierda del río Paraná Noroeste de la provincia de Entre Ríos

El clima de esta región corresponde al de una zona de transición entre climas subtropicales a templados. Se caracteriza por abundantes lluvias durante todo el año (la precipitación anual media está en el orden de los 1100 mm). En

verano, la temperatura ronda los 42 °C. Los inviernos son suaves, con una temperatura media de 14 °C. Según la clasificación de Thornthwaite, este se encuadra dentro del tipo *subhúmedo-húmedo con pequeña o nula deficiencia de agua, mesotermal* (Paris, 2005).

El rasgo superficial más destacable de la provincia de Entre Ríos es su rica red hidrográfica, generada por la acción del clima interactuando con el relieve (Zucarelli y Ceirano, 2003). De acuerdo con Filí (2001), esta hidrografía «presenta numerosos rasgos que sugieren controles estructurales. No obstante, son relativamente pocas las evidencias directas y esto ha dado lugar a opiniones controvertidas». La mitad norte del territorio provincial está comprendido por la denominada «llanura palustre» (Iriondo, 1985, en Tujchneider *et al.*, 1992). El relieve es en general de llanura ondulada, donde algunos sectores son ocupados por bañados de escasa importancia como reservorios, sin red de drenaje definida.

En lo que refiere particularmente a la parte cuspidal de la columna estratigráfica en este sector noroccidental de la provincia de Entre Ríos, Filí *et al.* (1994) la describen compuesta por:

- *Formación Paraná (Mioceno Superior)*: de origen marino, representada por tres miembros:
 - inferior: formado por arcillas verdes compactas, de extensión regional, con espesores entre 5 y 10 m y tendencia a profundizarse de sur a norte;
 - intermedio: compuesto por arenas grises, medianas y finas, intercaladas con capas lenticulares de arcillas verdes;
 - superior: constituido por una sucesión de arcillas verdes, arenas arcillosas y bancos calcáreos fosilíferos.

En el área por lo general están presentes los dos primeros miembros, debido a que — como se verá más adelante— desde la ciudad de Paraná al norte, la parte superior de esta formación fue erosionada por el gran sistema fluvial que originó la Formación Ituzaingó.

- *Formación Ituzaingó (Plioceno Superior- Pleistoceno Inferior)*: si bien sus rasgos generales fueron descriptos al inicio de este capítulo, en el área investigada está compuesta por arenas medianas con niveles de grava fina blanquecina, arenas finas ocráceas y arenas muy finas con delgadas intercalaciones de arcilla gris desde su base a la parte superior. El color amarillo hasta pardo de las arenas se debe a su recubrimiento limonítico. Su composición mineralógica es fundamentalmente cuarzosa, con cantidades menores de feldespatos, mica, magnetita y otros máficos. Las arcillas intercaladas corresponden a montmorilloníticas con illita y caolinita subordinada en cantidades

semejantes (Tujchneider, 2001). Es de origen fluvial y apoya discordantemente sobre la Formación Paraná. Su espesor máximo es de 20 m. Aflora en las barrancas del río Paraná y sus proximidades, y en aquellos lugares en donde la erosión ha eliminado las unidades más modernas. Su techo se encuentra con cierta regularidad alrededor de cota -35 msnm y los espesores por lo general no superan los 20 m.

Estos dos estratos geológicos constituyen dos horizontes hidráulicamente productivos y se encuentran confinados por:

- *Formación Alvear (Pleistoceno Superior)*: se trata de un horizonte de constitución calcárea (tosca) y arcillosa cuyo espesor no supera los 5 m, que aflora por encima de la Formación Ituzaingó y a lo largo de la mayor parte de las barrancas del río Paraná, desde la localidad de La Paz hasta la ciudad de Paraná, y desde allí hacia el sur sobre la Formación Paraná.
- *Formación Hernandarias (Pleistoceno Superior)*: se trata de una unidad de origen continental, originada en ambientes lacustres y palustres, que cubre gran parte de la provincia de Entre Ríos. Está formada por una parte basal de arcillas (montmorilloníticas) grises, algo arenosas con concreciones calcáreas; una parte intermedia de arcillas marrones con yeso en proporciones importantes, que llegan a constituir yacimientos explotables, y en los 5 a 10 m superiores, la secuencia se torna limo–arcillosa, de tono pardo rosada con carbonato de calcio que forma rodaditos, concreciones y agregados pulverulentos manchados por óxido de manganeso. Las perforaciones localizadas en la Cuchilla Montiel muestran una potencia de más de 60 m y es donde se presentan los mayores espesores de esta formación. En el área de estudio solo falta totalmente en los valles de los arroyos, donde la erosión en cárcava ha sobrepasado la cota 40 msnm.

En esta área, el sentido general del escurrimiento subterráneo es hacia el río Paraná, desde una amplia zona llana que actúa como divisoria con la cuenca hidrográfica del río Gualeguay (Figura 13.2). Los niveles piezométricos descienden desde cota 40 msnm (casi coincidente con el techo de la Formación Ituzaingó y donde la cubierta acuitarda es más potente) hasta descargar en el río a cota 15 msnm, quedando parte de las arenas sin saturación. En ciertas áreas se ha determinado que los niveles piezométricos mayores se encuentran en zonas donde la cubierta acuitarda es más potente y el sentido del escurrimiento está bien definido hacia el río Paraná. Hasta el presente no se ha podido establecer una correspondencia entre los sistemas de drenaje superficial y subterráneo, ni tampoco las zonas de recarga de estos acuíferos. Esta última posiblemente se produciría en aquellos lugares donde el techo del acuífero se

encuentra aflorando o a poca profundidad, como ocurre en el sector noreste de la provincia y en los arroyos con cárcavas profundas. Investigaciones isotópicas llevadas a cabo en la región central del área de estudio permiten inferir que las aguas han permanecido en la formación durante más de 25 años (Tujchneider *et al.*, 1992). De acuerdo con Filí (2001), desde el período 70–80, en el cual se realizaron mediciones sistemáticas del nivel de agua a cargo de Agua y Energía SE, no se han observado cambios significativos en los niveles piezométricos en relación con mediciones efectuadas en campañas más recientes.

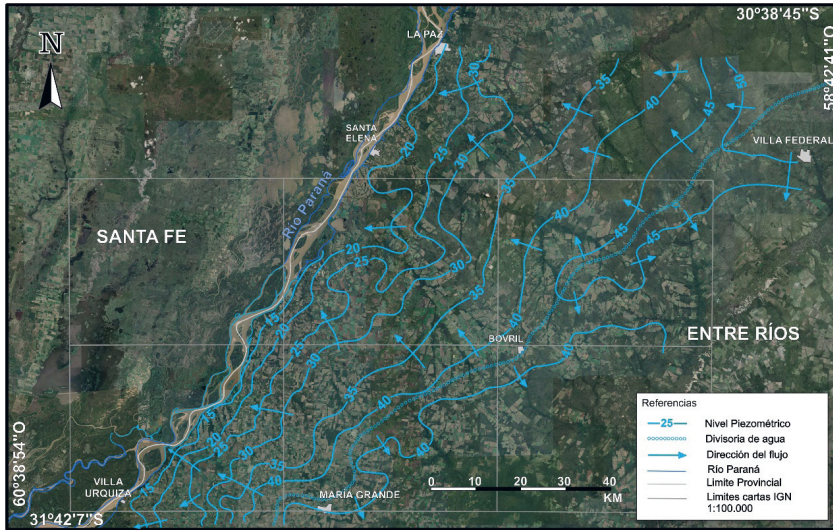


Figura 13.2. Niveles piezométricos en el sector noroeste de la provincia de Entre Ríos
Fuente: modificado de Filí, 2001.

De acuerdo con Tujchneider *et al.* (1992):

La composición hidroquímica constituye el elemento más interesante para estudiar la dinámica de estos acuíferos, especialmente en la mitad noroccidental de la provincia. Gran cantidad de análisis con determinaciones de aniones y cationes principales han puesto en evidencia que aproximadamente el 70 % de las aguas subterráneas son bicarbonatadas sódicas de mediana salinidad y el 30 % restante son de tipo sulfatadas sódicas, de salinidad medianamente alta. Lo interesante es que estas últimas se localizan concentradas como en «islas», sin que hasta el momento se haya podido definir una zonación normal al sentido de escurrimiento. Solo en casos puntuales y muy próximos a algunos arroyos importantes se han detectado aguas de tipo bicarbonatadas cálcicas con muy bajo tenor salino.

Estos tipos de agua fueron diferenciados también a partir del procesamiento con métodos estadísticos multivariados (análisis por componentes principales y validación cruzada por análisis de agrupamiento jerárquico) en un área que abarca una superficie de 8600 km² (Figura 13.3) y está definida por las hojas IGN (escala 1:100.000) 3160–22 Hernandarias, 3160–23 Sauce de Luna, 3160–27 Villa Urquiza, 3160–28 Villa María Grande y 3160–29 Bovril.

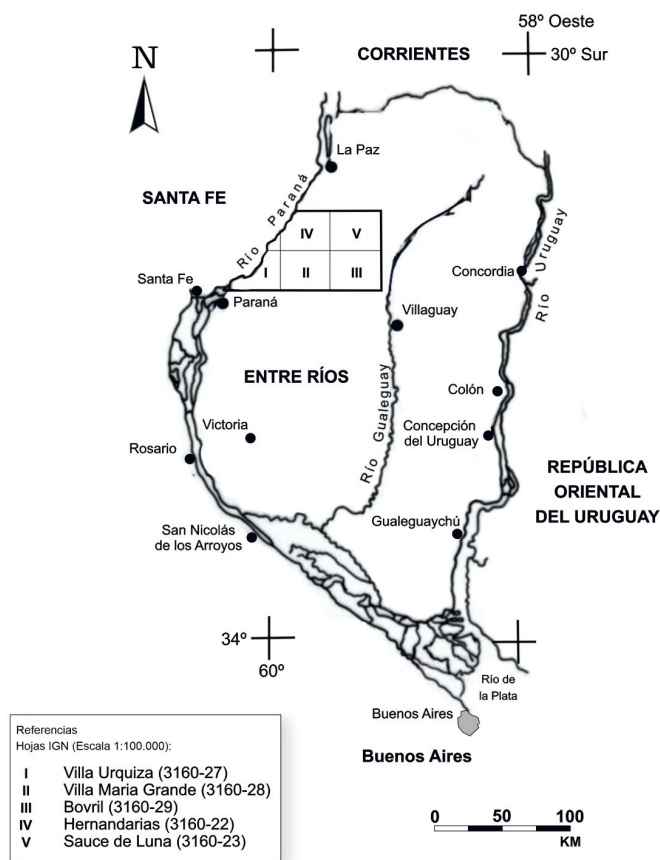


Figura 13.3. Área de las investigaciones en el NW de la provincia de Entre Ríos

Se dispuso para ello de una base de datos con registros correspondientes a 277 sitios de muestreo de agua del acuífero confinado, obtenida en tareas de campo ejecutadas en 1996. La Figura 13.4 muestra un diagrama bidimensional que permite relacionar las componentes principales P1 y P2 con las variables que caracterizan químicamente al agua (Paris, 2005).

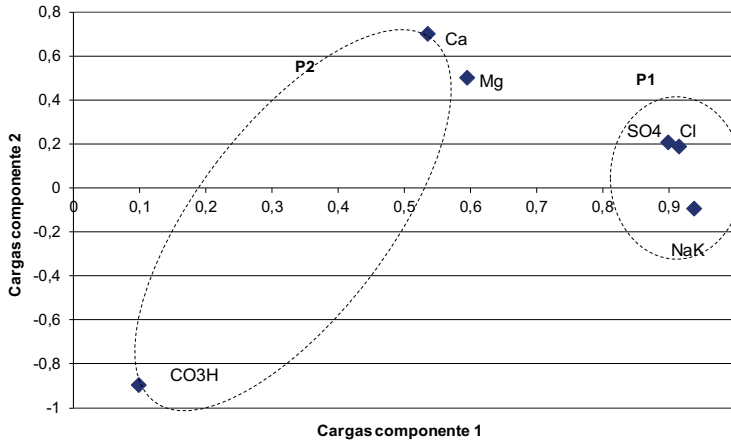


Figura 13.4. Diagrama bidimensional de cargas para las componentes P1 y P2
Fuente: Paris, 2005.

La componente P_I está vinculada a los altos contenidos salinos debido a concentraciones de cloruros, sulfatos, sodio + potasio, mientras que la componente P₂, a la presencia de calcio y magnesio y bajos valores de bicarbonato (dado el signo negativo de la carga que lo representa). El dominio geográfico de estas componentes principales se presenta en las Figuras 13.5 y 13.6.

La componente P_I (Figura 13.5) denota la existencia de un proceso regional (los valores son mayores que 1 en toda la región), aunque más acentuado en el extremo SE del área, donde los valores son más altos. Precisamente, en esta zona se dan los mayores aumentos de los contenidos de sulfatos, cloruros y sodio + potasio, en coincidencia con los sitios donde se han registrado los mayores valores de salinidad y donde los niveles piezométricos son elevados. Estas características químicas podrían deberse a aportes de la Formación Hernandarias, suprayacente al acuífero objeto de estudio, dada sus características hidroestratigráficas y mineralógicas, justificando que los bruscos cambios en los contenidos de sulfatos y bicarbonatos se deban a procesos de migración por densidad diferencial durante muy largos períodos.

Para la componente P₂ (Figura 13.6), los valores reflejan un proceso de influencia más local y especialmente circunscripto a la porción central del área siguiendo la traza de la denominada «Cuchilla Montiel». En este caso, las áreas de mayor afectación se interpretan a partir de la ocurrencia de los valores más negativos, de acuerdo con la definición de la componente P₂ mostrada en la Figura 13.4. En la zona de afectación de esta componente P₂ (valores menores a -1,5), los niveles piezométricos son medios, coincidentes con elevados contenidos de bicarbonatos y bajos contenidos de calcio y magnesio, propios del

quimismo de las aguas alojadas en la Formación Ituzaingó (Paris *et al.* 2007). Este análisis corrobora investigaciones antecedentes realizadas por Filí *et al.* (1994, 1995, 1999) y Tujchneider *et al.* (1992 y 1994).

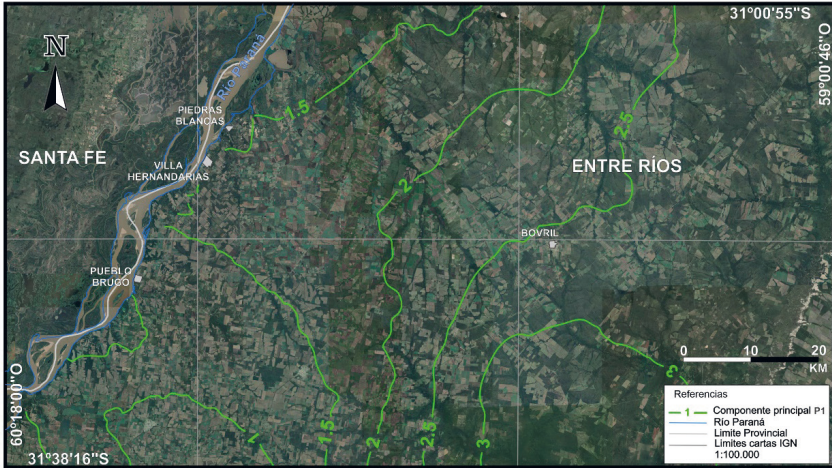


Figura 13.5. Área de influencia de la componente principal P1

Fuente: Paris, 2010

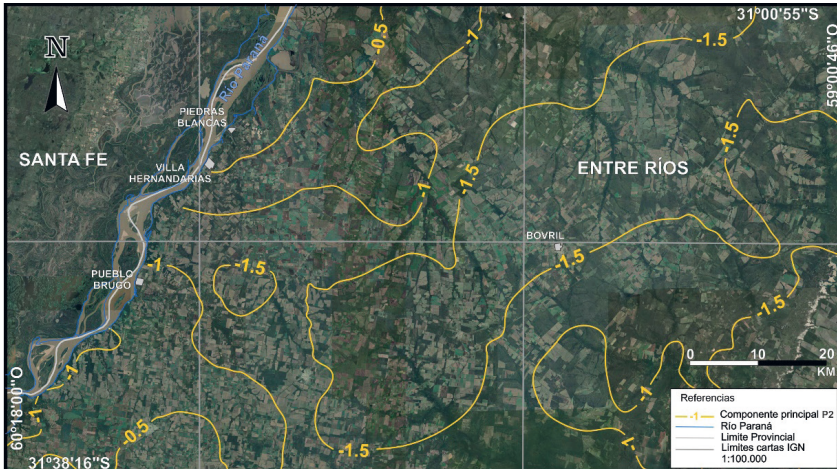


Figura 13.6. Área de influencia de la componente principal P2

Fuente: Paris, 2010.

En las condiciones hidrogeológicas descritas resulta difícil aceptar que a través de la Formación Hernandarias puedan materializarse volúmenes importantes de recarga directa, salvo en aquellos lugares donde el techo de la formación se halla próximo a la superficie o aflorando. Esto sucede en los valles

de los arroyos donde la erosión en cárcava ha sobrepasado la cota 40 msnm. Esta hipótesis debería ser corroborada con estudios hidrogeológicos, hidrodinámicos, hidrogeoquímicos e isotópicos que aporten claridad al comportamiento de las aguas subterráneas del sector.

Ambientes hidrogeológicos en la ciudad de Paraná

En 1993, Filí *et al.* definieron los ambientes hidrogeológicos de la provincia de Entre Ríos (Figura 13.7). En ese trabajo, los autores dan cuenta de que la parte cuspidal de la columna estratigráfica descrita para el sector noroccidental de la provincia de Entre Ríos pertenece al ambiente hidrogeológico de la Formación Ituzaingó.

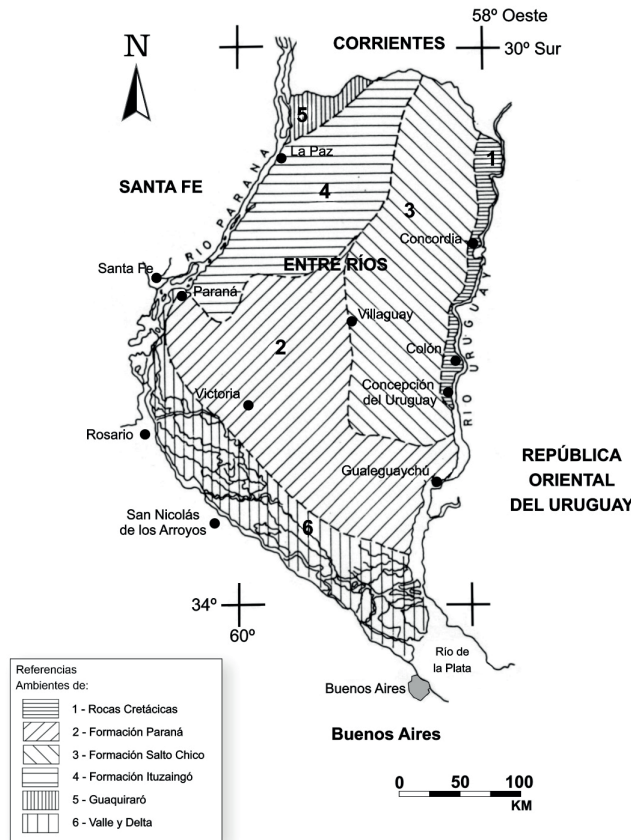


Figura 13.7. Ambientes hidrogeológicos de la provincia de Entre Ríos

Fuente: Filí *et al.*, 1993.

Tomando como base este trabajo y con resultados de investigaciones posteriores, Filí *et al.* (1998) pudieron diferenciar una complejidad hidrogeológica en la ciudad de Paraná. Los autores dieron cuenta de que en esta ciudad se produce la interdigitación entre unidades sedimentarias de origen fluvial y marino, cuya principal particularidad es la gran variación de la calidad del agua, aun en cortas distancias.

Se pudo establecer que, en gran parte del subsuelo de la ciudad de Paraná, la porción superior de los depósitos marinos de la Formación Paraná ha sido erosionada y reemplazada por los sedimentos de origen fluvial de la Formación Ituzaingó. La complejidad hidrogeológica, producto de esta discordancia erosiva y de las variaciones propias de cada unidad, hacen que los contactos entre ambas formaciones, tanto laterales como en profundidad, sean de difícil identificación.

No obstante, sobre la base de perforaciones con buen registro sedimentológico se logró realizar una definición de lo que se convino en denominar «dominio marino» y «dominio continental marino» (Figura 13.8).



Figura 13.8. Ubicación de las perforaciones con información geológica en la ciudad de Paraná y límite entre los dominios

Fuente: modificada de Filí *et al.*, 1998.

El *dominio marino* se caracteriza por sedimentos de muy baja conductividad hidráulica, predominantemente arcillas de las Formaciones Hernandarias y Paraná. La parte media, que es acuífera, está compuesta por arenas preponderantemente finas a medianas con intercalaciones arcillosas lenticulares. Inferiormente se detectan las arcillas propias del ambiente de la Formación Paraná.

Por su parte, la porción superior del *dominio continental-marino* es un estrato entre acuitardo y acuicludo, integrado principalmente por arcillas de la Formación Hernandarias. La porción media, que es acuífera, está formada por arenas finas a medianas de las Formaciones Ituzaingó y Paraná, con intercalaciones lenticulares limo-arcillosas que se desarrollan a profundidades variables. Inferiormente, al igual que en el dominio marino, se detectan las arcillas de la Formación Paraná, que constituye el basamento acuicludo regional (Filí *et al.*, 1998).

En las secciones hidrogeológicas simplificadas que se muestran en la Figura 13.9 se pueden apreciar las relaciones laterales y en profundidad de las unidades estratigráficas a las que se hace referencia.

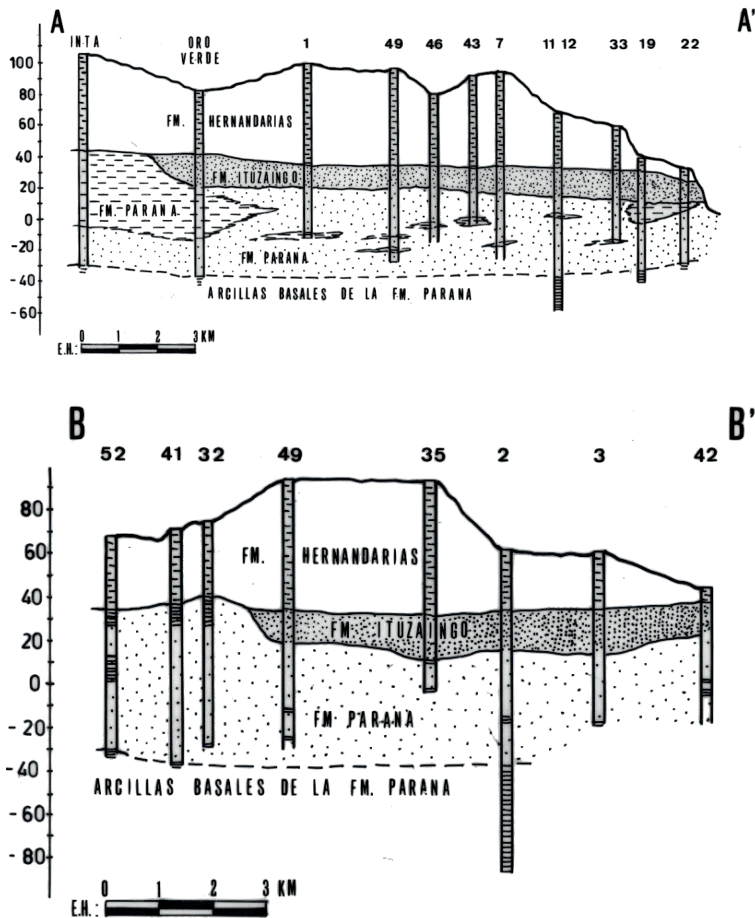


Figura 13.9. Secciones hidrogeológicas simplificadas del subsuelo de la ciudad de Paraná
Fuente: Filí *et al.*, 1998.

En cuanto a las características hidroquímicas, las capas de arenas de las formaciones Ituzaingó y Paraná integran, como un solo sistema, al acuífero que abastece en gran proporción a la ciudad de Paraná. Las aguas son predominantemente bicarbonatadas sódicas y minoritariamente sulfatadas sódicas. El análisis estadístico multivariado con método de agrupamiento jerárquico permitió identificar tres tipos de agua, cuya localización espacial refleja la influencia de las particularidades hidrogeológicas anteriormente descritas, incluyendo la presencia de una zona de transición entre ambas (Filí *et al.*, 1998) (Figura 13.10).

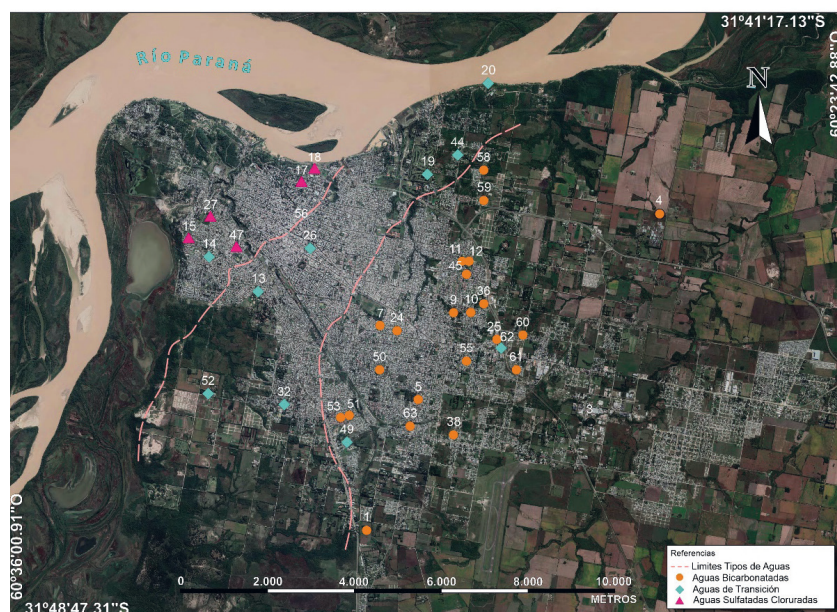


Figura 13.10. Tipos de agua identificados con el análisis de agrupamiento jerárquico

Cabe destacar que tanto los niveles de agua subterránea como la zonificación hidroquímica indican que el sentido general del escurrimiento subterráneo es sureste–noreste, con descarga hacia el río Paraná.

Los estudios de hidrología isotópica desarrollados en el área revelan que los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ del agua subterránea varían entre $-5,7$ y $-5,3$ ‰ y entre $-32,8$ y $-30,2$ ‰ y no difieren significativamente del contenido medio anual ponderado de la precipitación de la región, lo que indicaría su origen meteórico, a pesar del origen marino de las arenas de la Formación Paraná en el área de la ciudad de Paraná. Además, teniendo en cuenta su ubicación respecto de la recta meteórica local, no se habría producido evaporación durante los

procesos de recarga. No se ha encontrado tritio en las muestras de agua subterránea, lo cual confirmaría la conceptualización previa sobre la posibilidad de recarga directa por lluvia local, ya que en la mayoría de los perfiles se han observado importantes espesores de arenas secas subyacentes a la cubierta acuicluda superior (D'Elía *et al.*, 2004).

Las aguas subterráneas en la margen derecha del río Paraná

Cuenca inferior de Los Saladillos (provincia de Santa Fe)

La cuenca de Los Saladillos es un área llana, con una pendiente muy tendida hacia el sur, drenada por un escurrimiento encauzado sumamente lento y con la presencia de lagunas y bañados de escaso tirante (Filí *et al.*, 1992).

Los dos cursos de agua que le dan nombre al área son: el arroyo Saladillo Dulce (al este) y el arroyo Saladillo Amargo (al oeste). Ambos confluyen en la zona de Las Cañas, formando un único curso, arroyo Los Saladillos, que descarga sus aguas en la laguna San Pedro, también denominada El Capón (Figura 13.11). Esta laguna, junto con los aportes provenientes del arroyo Leyes, alimentan la Laguna Setúbal o Guadalupe, sobre cuya margen derecha se asienta la ciudad de Santa Fe. Como límite este del complejo puede admitirse al albardón costero (Cabral, 1970; Ceirano *et al.*, 2000). Por su parte, el río San Javier, ubicado a la izquierda de este complejo, en el valle de inundación del río Paraná, constituye el principal generador del arroyo Leyes.

De acuerdo con los estudios llevados a cabo por Pedraza *et al.* (2001), el caudal máximo que transporta el arroyo Saladillo Dulce en Ruta Provincial N° 81-S (1953-2000) para una recurrencia de 10 años es de 217 m³/s, y para un período de recurrencia de 100 años, de 452 m³/s. Por su parte, el arroyo Saladillo Amargo en Ruta Provincial N° 81-S (1953-2000) presenta caudales máximos de 145 y 291 m³/s para los mismos períodos de recurrencia, respectivamente.

La cuenca inferior de Los Saladillos tiene una superficie aproximada de 6000 km² y se encuentra localizada entre los paralelos 29° 00' y 31° 40' S y los meridianos 59° 40' y 60° 30' W, formando parte del valle aluvial del río Paraná.

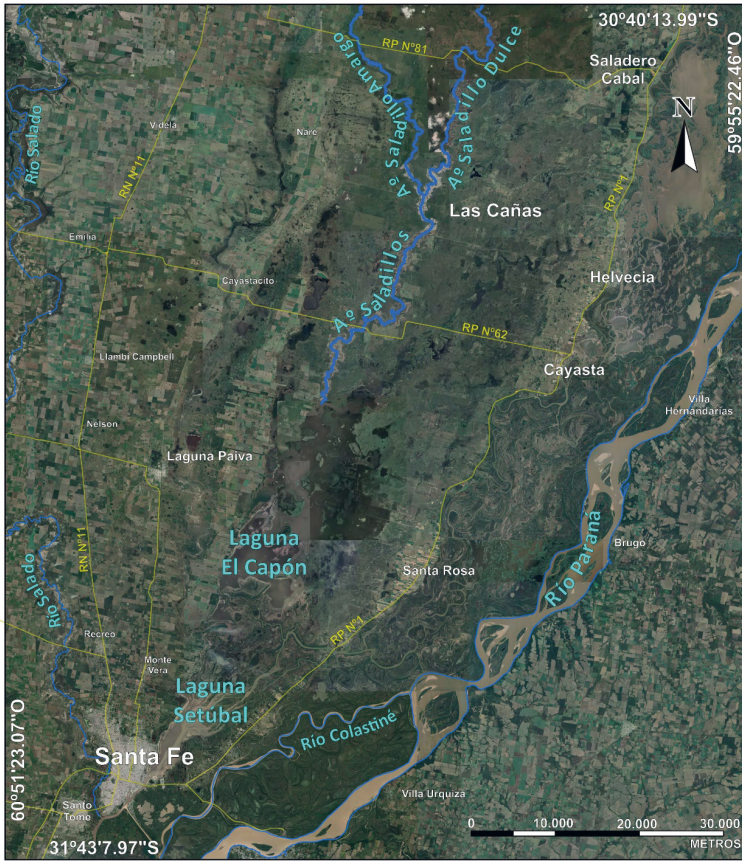


Figura 13.11. Cuenca inferior de Los Saladillos
 Fuente: Perez, 2013.

De acuerdo con Tujchneider y Tíneo (2005), esta área presenta un sistema hidrogeológico con un alto grado de complejidad, determinado por la composición de la columna sedimentaria, variabilidad de los parámetros hidráulicos formacionales, características hidroquímicas diferenciales e influencia de las geoformas presentes sobre su configuración.

A los efectos de poder simular el funcionamiento hidrodinámico en la cuenca inferior de Los Saladillos, se consideró como condición inicial el mapa isotopométrico elaborado por Tujchneider (2001). Este mapa (Figura 13.12) representa los niveles de carga hidráulica del subsistema superior y fue elaborado con información de niveles medidos en 295 puntos de observación. A pesar de la falta de registros en captaciones profundas, Tujchneider afirma que «la condición de multicapa del sistema hace presuponer un comportamiento hidrodinámico semejante al representado».

En dicho mapa se puede evidenciar el sentido del escurrimiento subterráneo y su relación con los principales cursos superficiales del área. Es así como se identifican zonas de recarga, conducción y descarga. Las dos zonas de recarga principal se encuentran al oeste y al este del área de estudio, aledaña al río San Javier. Mientras que las zonas de descarga se encuentran en los tributarios del río Paraná, coincidentes con el curso de Los Saladillos y el sistema de lagunas.

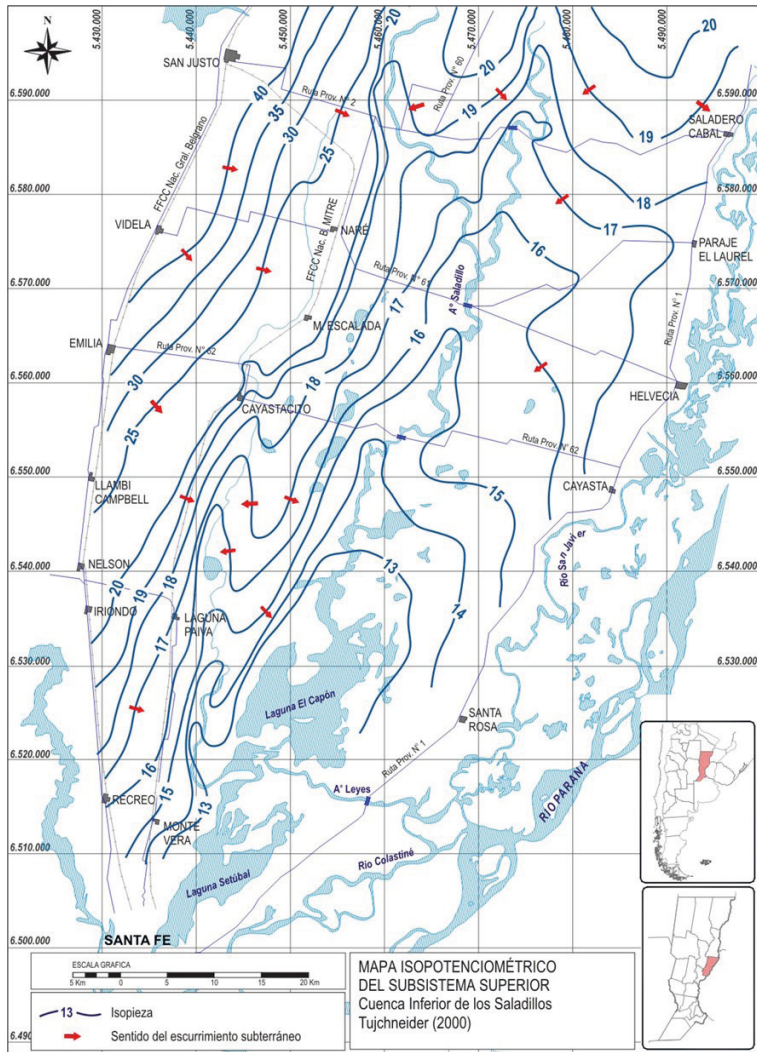


Figura 13.12. Mapa isotopocimétrico del subsistema superior

Fuente: modificado de Tujchneider, 2001.

A partir de la conceptualización realizada del sistema acuífero (Tujchneider, 2001) y con el objetivo de representarlo matemáticamente, se realizó una modelación hidrogeológica de la porción comprendida entre coordenadas $X = 5435000$; $Y = 6515000$ y $X = 5500000$; $Y = 6595000$ (según las coordenadas de las cartas IGN utilizadas, escala 1:50.000). Para lograr una adecuada representación de las condiciones de borde, se discretizó el dominio en elementos cuadrangulares de 1000 m de lado, quedando conformada una grilla de 10 400 elementos. Se asignaron celdas inactivas en parte del dominio, las que se observan con tonalidad celeste verdosa en la Figura 13.13.

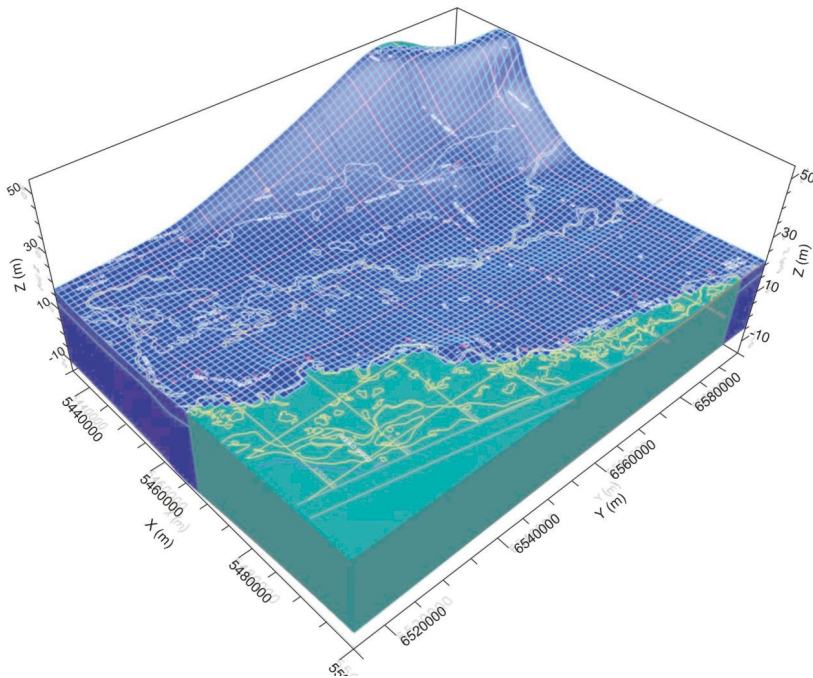


Figura 13.13. Discretización horizontal del área de estudio

Fuente: Perez, 2013.

Para la discretización vertical, se definieron dos capas acuíferas de interés hidrogeológico. La primera con características acuitardas, semiconfinando a la capa 2, considerada como acuífera. Los valores correspondientes a las cotas del terreno natural (techo de capa 1) y base de cada una de las capas fueron tratadas como variables regionalizadas.

A su vez, se caracterizó la estructura de correlación espacial de la conductividad hidráulica (K) del acuífero semiconfinado y se analizó el efecto que produce en

la modelación matemática de este sistema su valoración como variable regionalizada (condición de heterogeneidad), en comparación con la introducción de un valor uniforme para toda el área (condición de homogeneidad).

El modelo que se implementó considera, para la primera capa acuífera, un valor promedio uniforme de conductividad hidráulica de 4 m/día. Para el acuífero semiconfinado (capa 2), se consideró la condición de heterogeneidad; es decir, a la conductividad hidráulica como parámetro regionalizado (Figura 13.14).

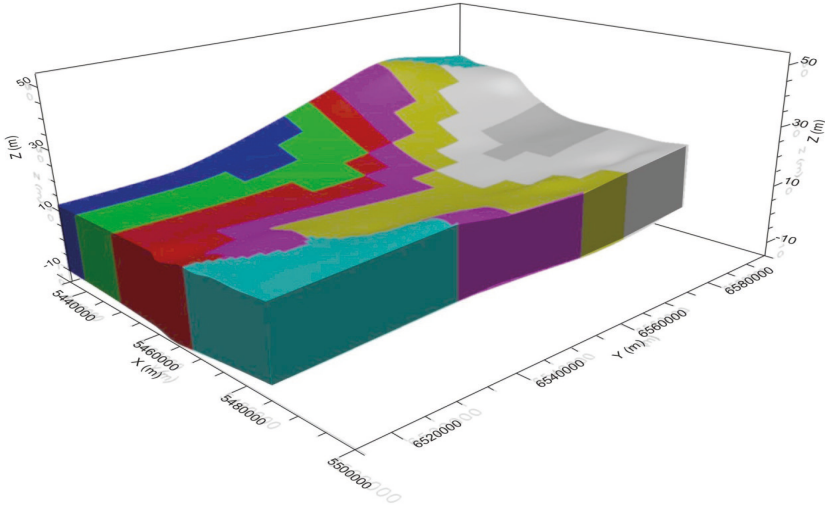


Figura 13.14. Distribución espacial de conductividad hidráulica (K) regionalizada

Los demás parámetros se asignaron de acuerdo con esta distribución espacial y a los ensayos de bombeo realizados en el área. Sus valores varían entre $0,01 < S < 0,5$; y entre $2 \times 10^{-3} < S < 8 \times 10^{-2}$.

Las condiciones de borde definidas para la simulación del sistema acuífero fueron de carga constante y de flujo constante. Para definir la condición inicial de la variable de estado (altura piezométrica), se tomó como referencia el mapa de curvas isofreáticas del modelo conceptual.

Durante el proceso de calibración, la meta perseguida fue tratar de reproducir —de la forma más fiel posible— la piezometría observada, respetando la estructura de correlación espacial anteriormente calculada. Este proceso se realizó en régimen permanente. La calibración a la cual se arribó presenta un error medio cuadrático normalizado (normalized RMS) de 2,6 %, por lo que se considera muy satisfactoria.

Los resultados que se alcanzaron se pueden observar en la Figura 13.15, donde además del mapa de isopiezas simulado, se pueden observar las direcciones y sentidos del escurrimiento subterráneo.

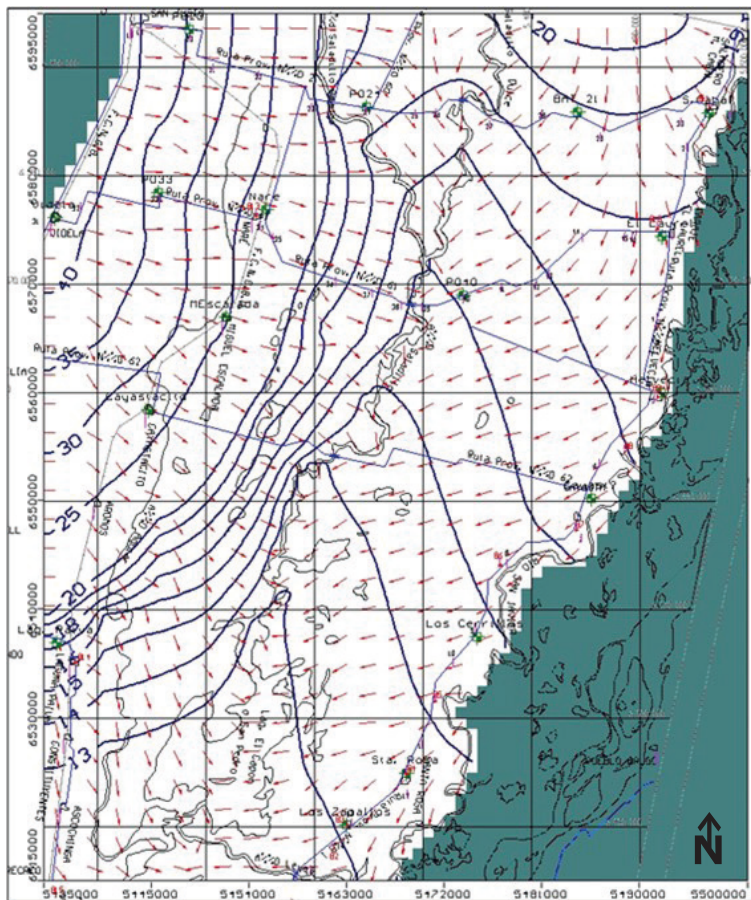


Figura 13.15. Resultado de la simulación de flujo 3D

Fuente: Perez, 2013.

El mapa de isopiezas simulado y el sentido del escurrimiento permiten evidenciar el comportamiento ganador de los cursos superficiales del área, en especial el carácter efluente atribuido a Los Saladillos como zonas de descarga principal del sistema acuífero.

Por el contrario, si se considera el mismo sistema acuífero, con la misma discretización espacial y las mismas condiciones de borde anteriores, pero asignando a la capa acuífera (capa 2) un valor promedio constante de conductividad hidráulica (condición de homogeneidad) de 30 m/día, los resultados que se obtienen no representan con fidelidad al sistema acuífero. No se logra representar el escurrimiento subterráneo (Figura 13.16).

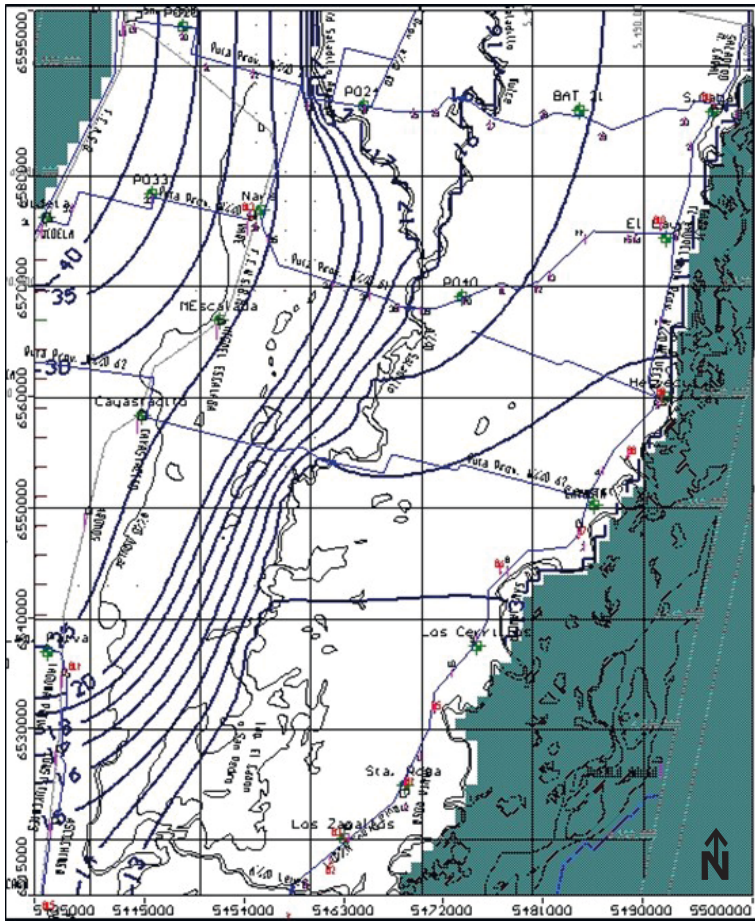


Figura 13.16. Resultado de la simulación considerando a K homogénea e isotrópa

Por lo tanto, cabe destacar que, al establecer un modelo conceptual y su correspondiente modelo computacional, se debe realizar una serie de elecciones de naturaleza cuantitativa, que requiere un entendimiento de los procesos que tienen lugar en el medio subterráneo y que atañen a aspectos geológicos e hidrológicos de la situación que se estudia, como así también de las herramientas disponibles para su representación. Para el área de estudio se reconoce que, si se desea implementar un modelo predictivo confiable de flujo y transporte, es fundamental poder describir la compleja variabilidad espacial de sus propiedades hidráulicas.

Al ingresar la conductividad hidráulica como parámetro regionalizado, el sistema acuífero simulado logró representar la configuración general de la

superficie piezométrica, estimar valores de gradientes hidráulicos del mismo orden de magnitud y reproducir las áreas de recarga, conducción y descarga, definidas en el modelo conceptual.

Al tomar la conductividad hidráulica como un parámetro de entrada homogéneo e isotrópico, el error en la simulación aumentó. La configuración de las líneas isopiezas no logra representar el trazado de las condiciones iniciales.

Se considera, entonces, que los resultados que se obtengan al considerar los parámetros como variables regionalizadas permitirán obtener una respuesta del sistema acuífero simulado mucho más ajustada y criteriosa, realizada sobre la base del conocimiento, lo que redundará en la disminución del grado de inseguridad propio de estas herramientas, en especial si han de ser utilizadas como apoyo para la toma de decisiones a los fines de la gestión del recurso.

Ciudad de Esperanza (provincia de Santa Fe)

Más hacia el oeste y centro del territorio de la provincia de Santa Fe, donde el acuífero alojado en la Formación Ituzaingó se comporta como semiconfinado, concretamente en el área de la ciudad de Esperanza y alrededores, las investigaciones hidrogeológicas realizadas permitieron definir el modelo gestión del acuífero que actualmente sirve para abastecer a esta localidad y que complementa el servicio a la localidad de Rafaela (50 km más al oeste).

El área estudiada se ubica en la cuenca inferior del río Salado, en el centro de la provincia de Santa Fe (departamento Las Colonias), entre los 31° 20' y los 31° 30' de latitud S y los 61° 05' y los 60° 45' de longitud O. Abarca aproximadamente 500 km² en la llanura pampeana, posee una altitud que varía entre 55 y 20 msnm y bajas pendientes del orden de 0,1 a 0,2 % (Figura 13.17). El clima es templado-húmedo, con precipitaciones anuales del orden de 990 mm en promedio para el período 1904–2010 y temperaturas medias anuales del orden de los 18 °C (D'Elía, 2013). En ella se encuentran las localidades de Esperanza (cabecera departamental), Humboldt y Cavour, que reúnen una población de aproximadamente 40 000 habitantes y desarrollan una importante actividad agropecuaria e industrial que se sustentan en el agua subterránea.



Figura 13.17. Ubicación del área de la ciudad de Esperanza

El servicio de agua potable por red en la ciudad de Esperanza data del año 1930. Por aquel entonces, Obras Sanitarias de la Nación construyó una red de distribución alimentada por tres pozos que producían alrededor de 180 m³/h. Hacia fines del año 1994, el servicio sanitario (como en otras localidades de la provincia) estuvo a cargo de una empresa privada concesionaria (Aguas Provinciales de Santa Fe SA). Hasta aproximadamente el año 1996, esta empresa concesionaria llevó adelante un esquema de explotación intensiva del acuífero. La creciente demanda, los peligros de contaminación asociados a la actividad económica y la falta de obras de saneamiento condujeron al continuo deterioro de la fuente de abastecimiento.

Desde 1997, la ciudad de Esperanza es objeto de estudios encarados por la FICH–UNL), que permitieron lograr la construcción del conocimiento de la hidrogeología, hidrodinámica e hidroquímica del sistema acuífero, elaborando el esquema del modelo conceptual de funcionamiento del sistema hidrogeológico y posteriormente utilizando su modelación matemática como herramienta para la gestión de los recursos hídricos subterráneos.

En esta área, el espesor de la Formación Ituzaingó varía entre los 25 y 35 m, con una transmisividad (T) de 600 m²/día. Superiormente se encuentra limitado por un estrato de espesor variable, de entre 15 y 25 m, que corresponde al Grupo Pampa (sedimentos pampeanos) (Pleistoceno lacustre–palustre–eólico). Se trata de limos, arcillas y loess, pardos claros, oscuros, rojizos o grises, según el ambiente de depositación, con presencia de tosca en algunos niveles. Allí se aloja un acuífero libre de bajo rendimiento y calidad

variable, que se explota fundamentalmente para actividades agropecuarias. En su porción más profunda, donde los sedimentos son más arcillosos (2–3m de espesor promedio), se comporta como un acuitardo. En la parte inferior de la Formación Ituzaingó, a una profundidad de entre 43 y 53 m, subyace la porción cuspidal de la Formación Paraná (Mioceno marino), caracterizada por arenas grises, arcillas arenosas y arcillas verdes, que contiene agua de elevada salinidad (Paris *et al.*, 2014) (Figura 13.18).

Para Tujchneider *et al.* (2005), el comportamiento hidráulico de este sistema acuífero es de tipo multicapa, con la posibilidad de flujo descendente y/o ascendente a través del acuitardo, en función de las relaciones de carga hidráulica imperantes. La extracción de agua del acuífero semiconfinado puede inducir no solo el flujo desde el acuífero libre suprayacente, sino también incrementar la afluencia lateral de agua del propio acuífero e inducir el ascenso de agua salada.

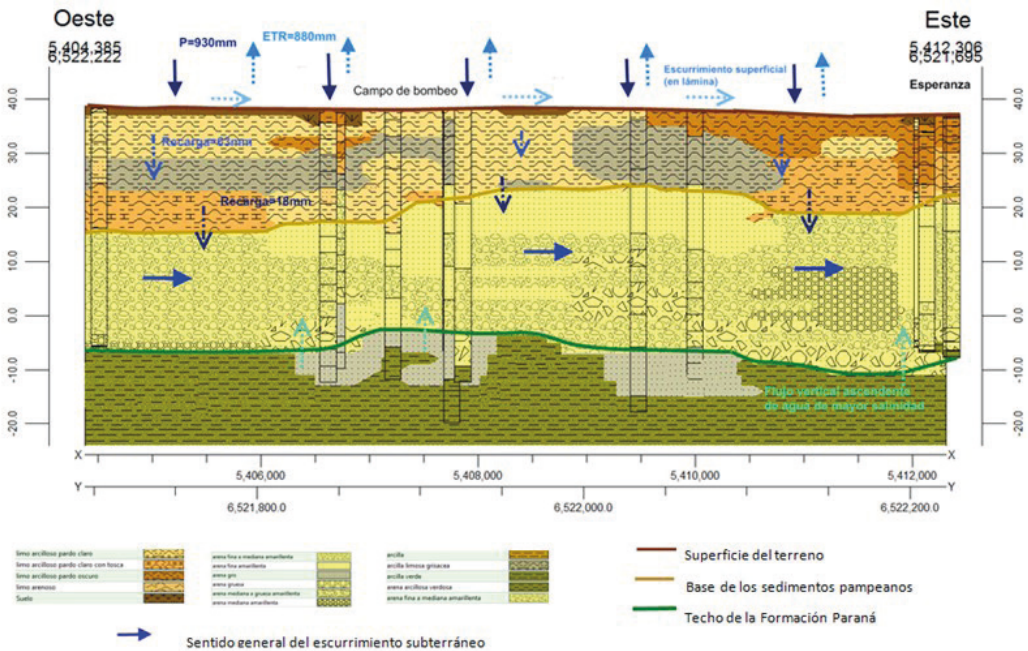


Figura 13.18. Modelo conceptual del sistema acuífero en el área de la ciudad de Esperanza (provincia de Santa Fe)

Fuente: Paris, 2010.

El sentido general del escurrimiento del acuífero semiconfinado, obtenido sobre la base del análisis del mapa de curvas potenciométricas correspondiente a marzo de 1999, es de oeste a este (Figura 13.19). Los niveles piezométricos varían entre 31 y 25 m y se evidencia una zona de descarga en el sector este-noreste, coincidente con el río Salado y en los sectores con mayor concentración de perforaciones destinadas a la extracción de agua para consumo humano e industrias (Filí *et al.*, 1999). Esta configuración de la superficie potenciométrica se corresponde con la elaborada a nivel regional por el Servicio Geológico de la República Federal de Alemania, en el marco del Convenio Argentino-Alemán de Agua Subterránea (CAAAS, 1973).

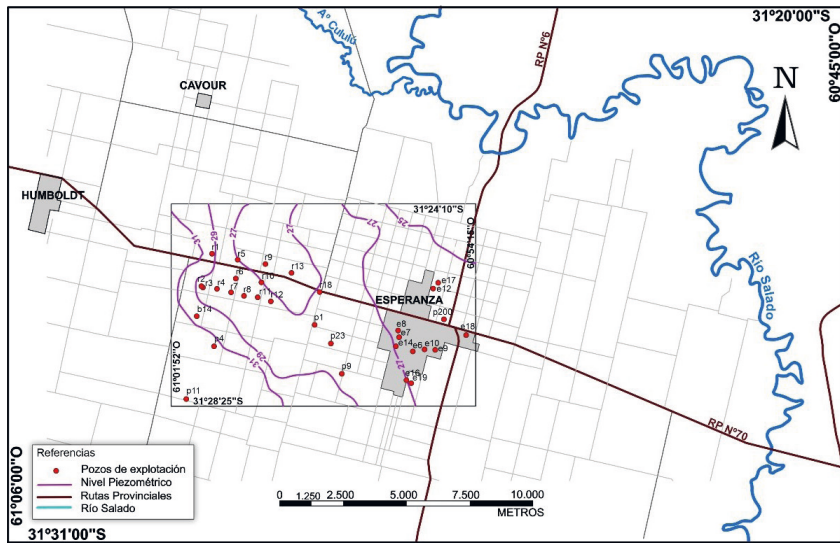


Figura 13.19. Superficie potenciométrica del acuífero semiconfinado (marzo 1999)

Fuente: modificado de Filí *et al.*, 1999.

Los resultados obtenidos permitieron definir desde la UNL, en el año 1999, un modelo de gestión para garantizar el uso sostenible de los recursos hídricos disponibles en el área y acompañar el desarrollo de la región. Se determinaron el diseño y la distancia entre las obras de captación, como así también su esquema de explotación (caudal máximo, horas de funcionamiento) y diseño de los pozos de monitoreo del sistema acuífero, mediante la implementación de un modelo matemático hidrogeológico. Los escenarios de explotación ensayados dieron lugar a diferentes alternativas de gestión para 20 años de proyección de la demanda.

La Figura 13.20 muestra la localización de los 32 pozos que abastecen a Esperanza y complementan el servicio a la localidad de Rafaela, a cargo desde el año 2004 de la Empresa Aguas Santafesinas SA (sociedad anónima del Estado provincial). Su emplazamiento consideró el peligro de contaminación de las fuentes de abastecimiento (pozos) por la actividad industrial y de servicios que se desarrolla en el ejido urbano, el deterioro de la calidad del agua subterránea por ascenso de agua salina y la búsqueda de consenso entre los distintos estamentos de ambas comunidades (empresa prestadora, ONG, gobiernos locales y provincial, ente regulador, profesionales, técnicos, científicos, etcétera).



Figura 13.20. Campo de bombeo del sistema de abastecimiento de agua potable para las localidades de Esperanza y Rafaela (distrito Esperanza, Santa Fe)

Fuente: Paris et al., 2017.

Desde el año 2004, esta área ha sido considerada como un «Laboratorio en la Naturaleza» de la FICH. Para esto fue equipada con instrumental hidrometeorológico, hidrológico e hidrogeológico, a través de un subsidio otorgado por la ANPCyT. Esto permitió dar continuidad a las investigaciones a través de tesis de maestría y doctorado en dicha unidad académica.

En 2006, y como parte de las investigaciones realizadas para la 2ª Comunicación Nacional del Gobierno de la República Argentina a las partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (FICH, 2006), se consideraron los escenarios A2 y B2, formulados a partir de los pronósticos del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2001) para el período 2081–2090, para simular el efecto que podrían tener estos escenarios sobre los niveles de agua subterránea en el área de la ciudad de Esperanza.

La discretización del área que se utilizó en el modelo matemático implementado para simular el comportamiento del acuífero semiconfinado, como así también las condiciones de borde impuestas al modelo, se muestran en la Figura 13.21.

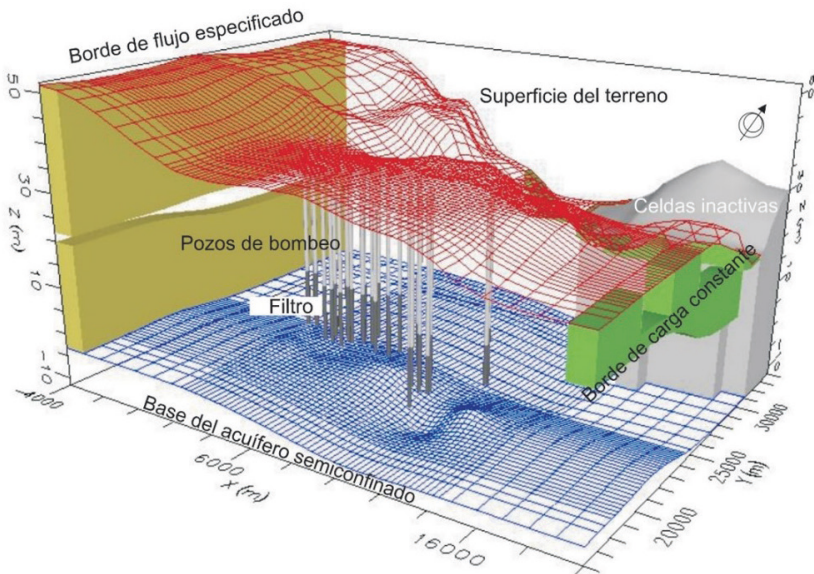


Figura 13.21. Discretización del campo de bombeo de Esperanza

Las Figuras 13.22 y 13.23 muestran los resultados del modelo de flujo para los escenarios simulados en el acuífero semiconfinado. Estos escenarios corresponden a una situación actual y al escenario A2 para el período 2081–2090, respectivamente.

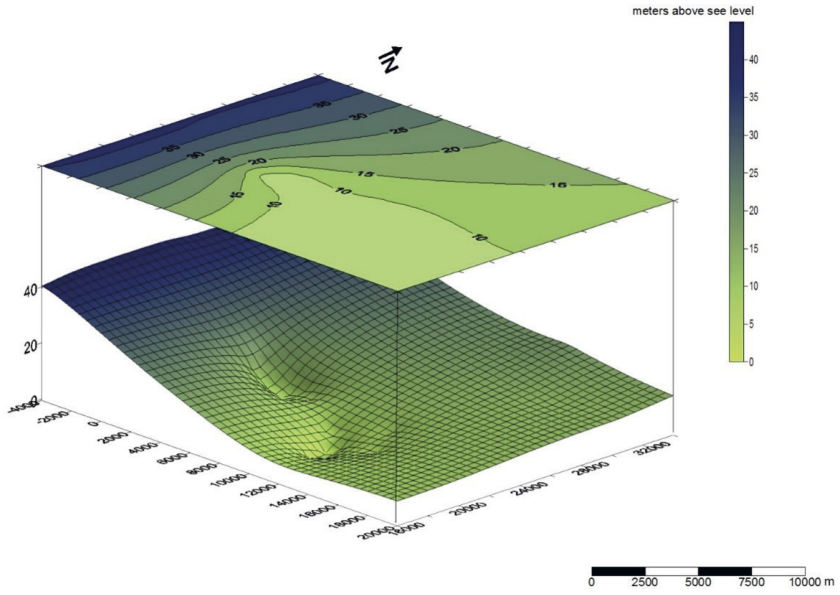


Figura 13.22. Mapa de curvas equipotenciales, acuífero semiconfinado, en la actualidad

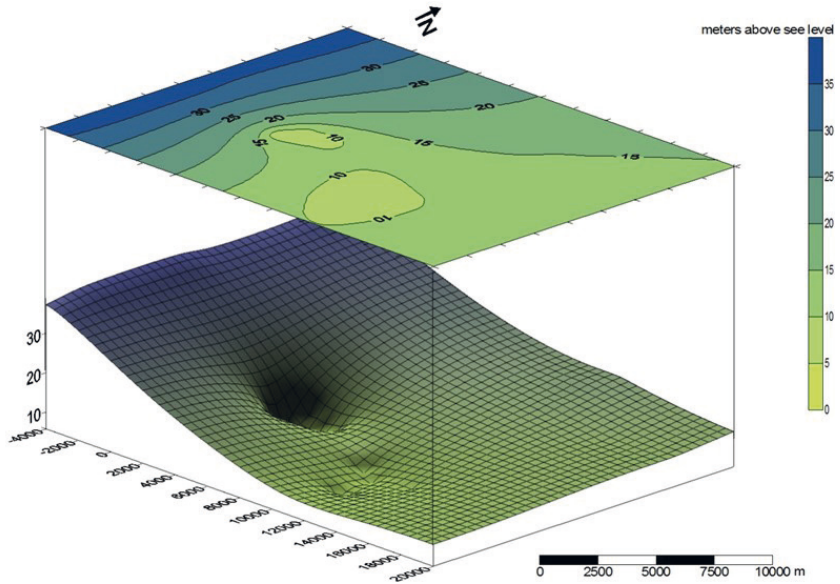


Figura 13.23. Mapa de curvas equipotenciales, acuífero semiconfinado, escenario climático A2, período 2081–2090

Como puede observarse en las Figuras 13.22 y 13.23, la dirección general del flujo de agua subterránea es de oeste a este. Sin embargo, es evidente la formación de un cono de depresión alrededor del campo de bombeo. Al comparar ambas figuras, se puede observar una disminución promedio en los niveles de agua subterránea de 5 m. Este hecho es más evidente en el límite occidental, donde la carga hidráulica disminuyó de 40 m (Figura 13.22) a 35 m (Figura 13.23), y en el campo de bombeo, donde el cono de depresión es más profundo (Figura 13.23).

Por su parte, las Figuras 13.24 y 13.25 representan los impactos ejercidos sobre el sistema de aguas subterráneas como consecuencia de las presiones humanas y la variabilidad climática para un nivel de aguas subterráneas en particular (equipotencial de 15 m), tanto para la situación actual como para el escenario A2. En el primer caso, se muestra el volumen acuífero correspondiente a la equipotencial de 15 m para el escenario actual (Figura 13.24).

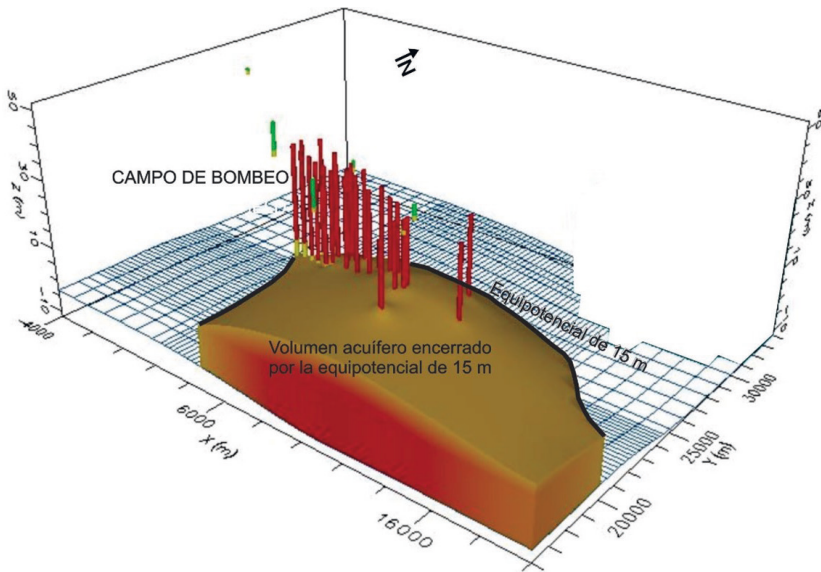


Figura 13.24. Volumen del acuífero limitado por la equipotencial de 15 m, en el escenario actual

Fuente: modificado de Tujchneider et al., 2012.

En el segundo caso, escenario climático A2, las posibilidades de recarga al acuífero local son nulas. Por lo tanto, si se continuara con el régimen de explotación del acuífero (aún sin aumentar las tasas de extracción y el número de perforaciones), los niveles de agua subterránea descenderían hasta sobrepasar el techo del

acuífero semiconfinado. De darse esta situación, el acuífero dejaría de comportarse como semiconfinado para pasar a comportarse como un acuífero libre; cuestión que es muy significativa, no solo por el vaciamiento que se estaría produciendo en el acuífero, sino también por la mayor vulnerabilidad de la que sería objeto. La Figura 13.25 ilustra esta situación, en la que la parte superior del tramo filtrante de la mayoría de las perforaciones estaría por encima del nivel del agua subterránea. Para este escenario A2, el acuífero semiconfinado solo sería alimentado por el flujo regional. Teniendo en cuenta el proceso de *upcoming* (subida vertical del agua salina subyacente) identificado en el área (Tujchneider *et al.* 2005a), el acuífero también podría sufrir un proceso de salinización irreversible.

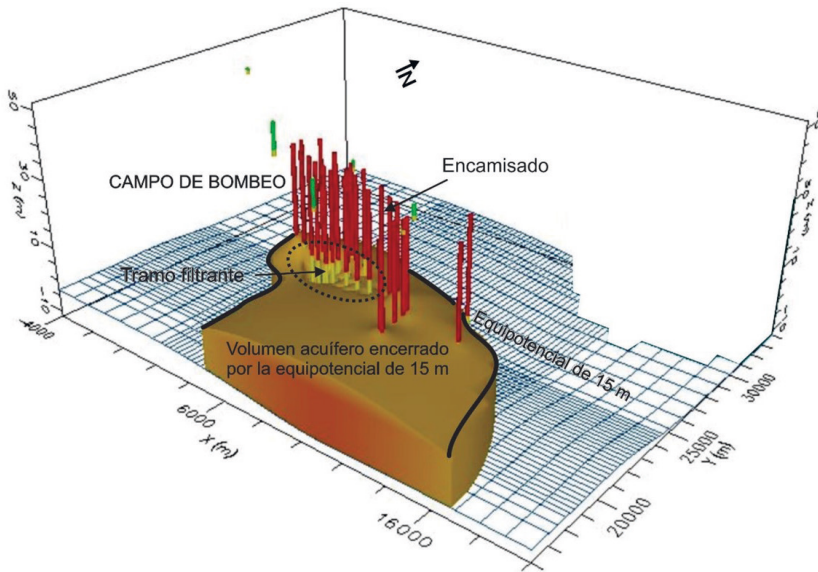


Figura 13.25. Volumen del acuífero limitado por la equipotencial de 15 m, para el escenario A2, período 2081–2090

Fuente: modificado de Tujchneider *et al.*, 2012.

Tanto para el escenario A2 como para el B2, la reducción de las tasas de recarga también causaría una menor contribución del flujo base a los cuerpos de agua superficiales (ríos, humedales, lagunas, etc.). Esto alteraría su dinámica hídrica y los ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas, lo que implicaría importantes pérdidas de biodiversidad.

A su vez, es necesario considerar que, en el área de Esperanza, el nivel de agua subterránea del acuífero semiconfinado es el resultado combinado del flujo local (recarga del acuífero libre) y regional. Por lo tanto, si no hay suficiente agua para recargar el acuífero libre, este se agotará y solo el flujo regional mantendrá el sistema de agua subterránea.

Asimismo, el escurrimiento subterráneo en el acuífero libre alojado en los sedimentos pampeanos también es oeste–este y oeste–noreste, con descarga en el río Salado. Esta situación fue identificada sobre la base del análisis del mapa de curvas isofreáticas, correspondiente a marzo–abril de 2011 (Figura 13.26). El diseño de las curvas equipotenciales es aproximadamente paralelo, los niveles freáticos varían desde 42 a 14 m y el espaciamiento entre las curvas indica un gradiente de aproximadamente 0,001 en el oeste y centro del área, aumentando en las cercanías del río Salado a valores de 0,0025 (D’Elía, 2013). Además, sobre la base del trazado de las curvas isofreáticas correspondiente a noviembre de 2012, se ha corroborado que el acuífero libre descarga en el río Salado desde ambas márgenes (Fedele, 2013).

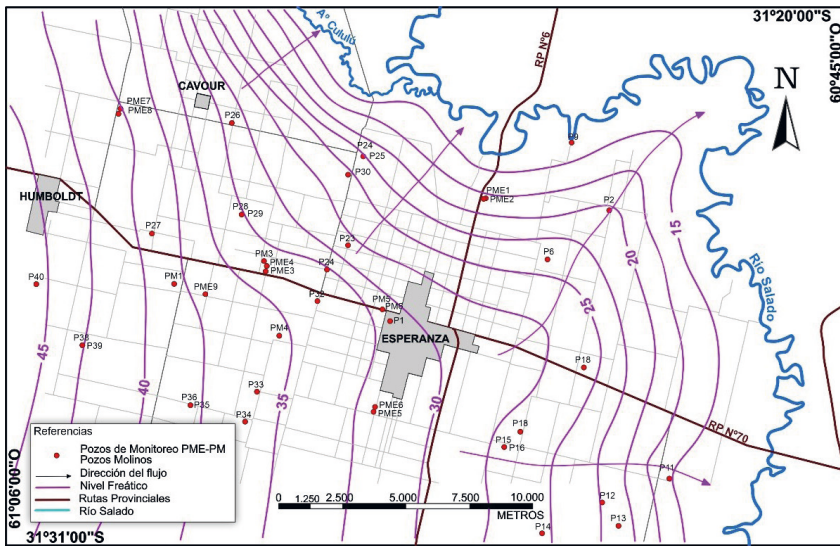


Figura 13.26. Superficie potenciométrica del acuífero libre para el período marzo–abril 2011
Fuente: D’Elía, 2013.

Los niveles del agua subterránea en ambos niveles acuíferos en el área de Esperanza y alrededores tienen un comportamiento similar. Esto quedó evidenciado luego del monitoreo realizado durante el período 2002–2011 en pozos construidos para tal fin. En 1999, la empresa concesionaria de servicios sanitarios de la provincia de Santa Fe (en ese momento, Aguas Provinciales de Santa Fe) construyó seis de estos pozos, con el objeto de monitorear el funcionamiento del nuevo campo de bombeo sugerido por el GIG. En el año 2006, la FICH–UNL construyó ocho pozos de monitoreo e instaló registradores continuos de niveles en cada uno de ellos, con un subsidio de la ANPCyT para desarrollar el Proyecto de Mejoramiento de Equipamiento PME

2II «Desarrollo, aplicación y validación de metodologías para la gestión integrada de los recursos hídricos en áreas de llanura».

En el Cuadro 13.1 se presenta información relacionada con los pozos de monitoreo.

Cuadro 13.1. Información referida a los pozos de monitoreo

Pozo	Coordenadas X	Coordenadas Y	Cota boca de pozo (m)	Profundidad Total (m)	Filtro en Fm.
PM1	5402160	6522900	43,75	20	Pampa
PM2	5402160	6522900	43,75	40	Ituzaingó
PM3	5405700	6523800	37,40	40	Ituzaingó
PM4	5406300	6520860	38,80	40	Ituzaingó
PM5	5410400	6521900	37,58	20	Pampa
PM6	5410400	6521900	37,58	40	Ituzaingó
PME1	5414418	6526278	28,57	32,47	Ituzaingó
PME2	5414411	6526280	28,56	11,13	Pampa
PME3	5405755	6523389	38,96	36,42	Ituzaingó
PME4	5405754	6523386	38,87	12,90	Pampa
PME5	5409910	6518117	38,27	39,10	Ituzaingó
PME6	5409906	6518117	38,25	16,32	Pampa
PME7	5400129	6529632	48,45	36,40	Ituzaingó
PME8	5400128	6529629	48,44	19,19	Pampa

Del análisis de la evolución de los niveles de agua subterránea, se observó que los niveles freáticos tienen un comportamiento similar en todos los pozos. Por otra parte, los niveles registrados en los pozos del acuífero semiconfinado también tienen un comportamiento similar entre ellos y al registrado en los pozos del acuífero libre. Las diferencias promedio observadas entre los niveles de agua subterránea en los pozos de monitoreo que captan del acuífero libre y semiconfinado resultan entre 0 y 0,15 m en valor absoluto; siendo los primeros en su mayoría superiores a los segundos, lo que indicaría una relación hidráulica predominantemente de flujo descendente. Además, en el período de tiempo considerado, las profundidades del nivel de agua subterránea de la primera capa acuífera variaron entre 1,56 m y 11,46 m en términos absolutos y entre 4,55 y 8,98 m en términos medios. Las profundidades máximas y mínimas absolutas de la segunda capa acuífera fueron de 1,80 y 10,17 m, respectivamente, variando en términos medios entre 4,72 y 8,14 m. Se observaron variaciones cíclicas de los niveles de agua subterránea de entre dos y tres años (Figura 13.27) (D'Elía, 2013).

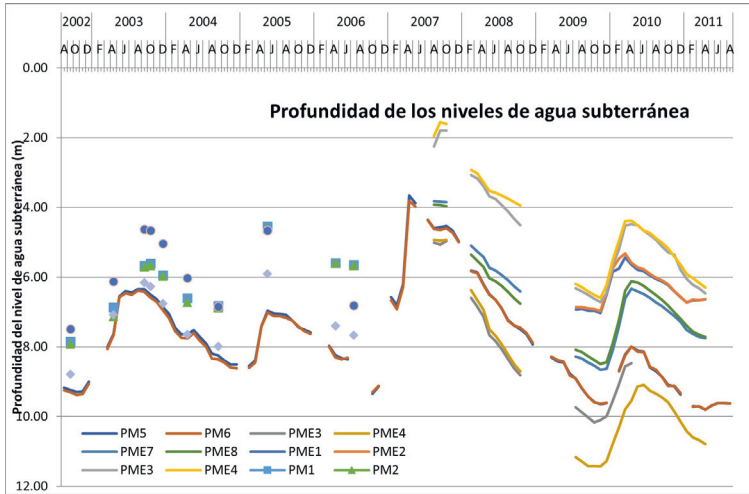


Figura 13.27. Fluctuaciones de los niveles piezométricos

Fuente: D'Elía, 2013.

En particular, el análisis de las oscilaciones mensuales del nivel de agua subterránea correspondientes a la primera capa acuífera, juntamente con la pluviometría mensual, muestran que existe una relación entre ellas. Los niveles freáticos ascienden luego de períodos de precipitación importantes (Figura 13.28).

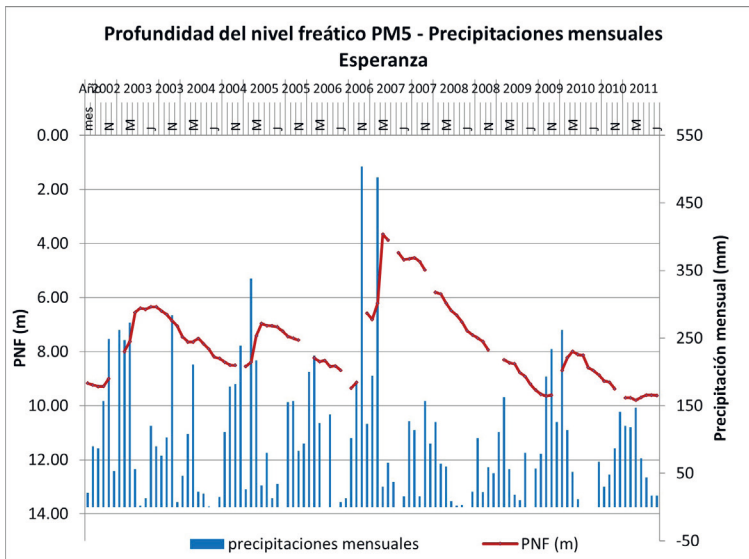


Figura 13.28. Fluctuaciones de los niveles freáticos y precipitaciones mensuales

Fuente: D'Elía, 2013.

La recarga del acuífero libre alojado en los sedimentos pampeanos es autóctona (local), mientras que el acuífero semiconfinado alojado en las arenas de la Formación Ituzaingó tiene una recarga alóctona (regional) y una recarga proveniente del acuífero libre superior.

Del análisis isotópico del agua subterránea resulta que los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de los dos acuíferos no difieren significativamente del contenido medio anual ponderado de la precipitación de la región, lo que indica su origen meteórico. Además, teniendo en cuenta su ubicación respecto de la línea de agua meteórica local (LAML), no habrían tenido lugar procesos significativos de evaporación durante el proceso de infiltración hacia el ambiente subterráneo. Las muestras de agua subterránea poseen contenidos de ^{18}O y ^2H cercanos a los correspondientes a las lluvias estivales y otoñales, por lo que se infiere que la recarga a los acuíferos se produce preferentemente a partir de las precipitaciones caídas en la zona en esa época del año. El contenido isotópico de las muestras de agua del río Salado evidencia que las mismas han estado sometidas a evaporación (como generalmente sucede con las aguas superficiales), pues se encuentran enriquecidas en isótopos pesados respecto del agua de lluvia (Figura 13.29) (D'Elía, 2013).

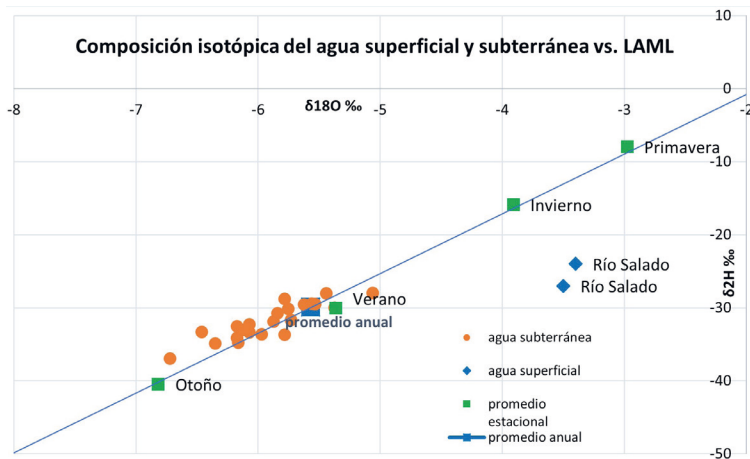


Figura 13.29. Composición isotópica de las aguas meteóricas, superficiales y subterráneas
Fuente: D'Elía, 2013.

Asimismo, el contenido de tritio de las muestras de agua pertenecientes a la primera capa acuífera varía entre 3 y 4 UT, con lo cual se deduce, a partir de una interpretación cualitativa de estos resultados, que se trata de aguas «modernas» (aquellas que han sido recargadas en las últimas décadas y por lo tanto forman parte del ciclo hidrológico activo) y «recientes». En las muestras de agua pertenecientes al acuífero semi-

confinado no se ha detectado tritio, lo que indicaría que se trata de aguas «submodernas», o sea recargada antes de la década del 50.

La recarga local al acuífero semiconfinado, proveniente del acuífero superior a través de la capa acuitarda, fue estimada en aproximadamente 18 mm, mientras que la recarga regional estimada a través de un balance de masas de cloruros para el periodo 2002–2006 fue del orden de 40 mm.

Por otra parte, la lámina de recarga al acuífero libre, estimada a través de las metodologías de balance de agua a nivel de suelo, fluctuaciones de los niveles freáticos y balance de masas de cloruros, resultó (en términos medios anuales) del orden de 42 mm para el periodo 2002–2011 (D'Elía, 2006 y 2013).

Las áreas potenciales de recarga al acuífero libre se estimaron sobre la base de la consideración de la variación espacial de las características de la zona, como la topografía, la condición hidrológica de los suelos, el uso del territorio y la litología de la zona no saturada, independientemente de la disponibilidad de agua. De esta manera, resultó que el 41 % del área total podría considerarse con un potencial alto de recarga al acuífero libre, un 57 % con un potencial medio y un 2 % con un potencial bajo. En estas dos últimas categorías se considera la recarga localizada (1 % del área está ocupada por depresiones) (Figura 13.30) (D'Elía, 2013 y D'Elía *et al.*, 2014).

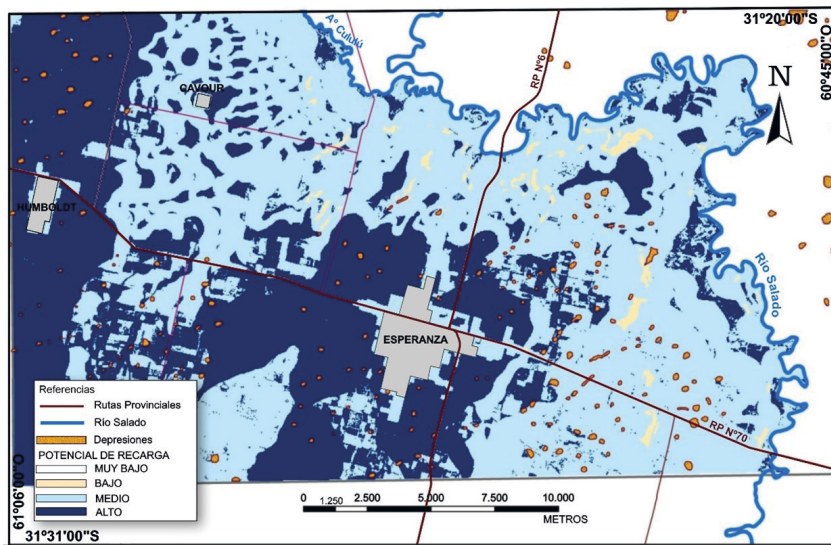


Figura 13.30. Áreas potenciales de recarga al acuífero libre
Fuente: D'Elía *et al.*, 2014.

Las aguas del acuífero semiconfinado son de tipo bicarbonatado sódico. Sin embargo, desde mediados de la década del 90, en algunos pozos de la zona urbana se evidenciaron variaciones que derivaron en el cambio de tipo de agua bicarbonatada hacia clorurada sódica, debido al ascenso de agua salada alojada en la Formación Paraná (Tujchneider *et al.*, 2005a). La ruptura del equilibrio hidráulico del sistema acuífero multicapa por las extracciones para el abastecimiento ha producido variaciones químicas significativas en el agua de suministro. La Figura 13.31 muestra las variaciones de algunos contenidos iónicos mayoritarios, conforme se produce la variación del caudal que se extrae del acuífero semiconfinado alojado en la Formación Ituzaingó (Paris *et al.*, 2014).

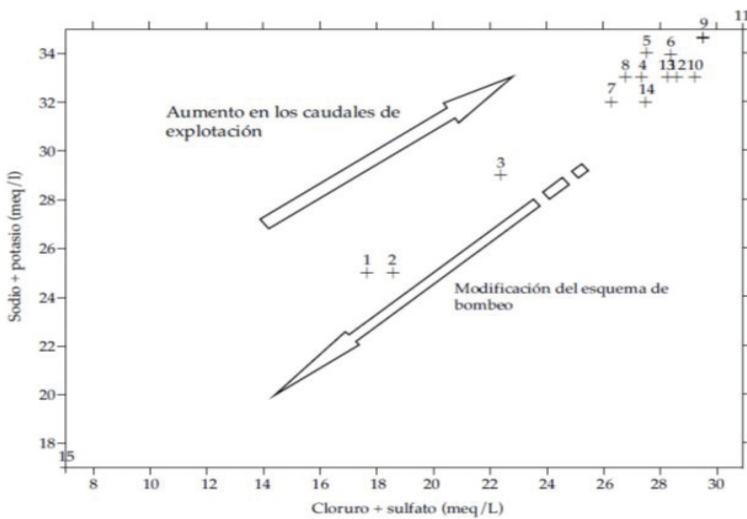


Figura 13.31. Variación de las concentraciones de cloruros+sulfatos vs. sodio+potasio para el pozo e12 (ciudad de Esperanza)

Fuente: Paris *et al.*, 2014.

A partir de una base de datos, integrada con registros provenientes de diversas fuentes (organismos provinciales, empresas prestatarias del servicio, universidad, etc.), a saber, 437 registros completos de ocho variables físico-químicas (Conductividad Cléctrica CE, alcalinidad total TAC, cloruro Cl⁻, sulfato SO₄²⁻, nitrato NO₃⁻, calcio Ca²⁺, magnesio Mg²⁺, sodio+potasio Na⁺+K⁺), correspondientes a determinaciones analíticas practicadas en muestras de agua extraídas durante el periodo febrero de 1990–diciembre de 2007 en:

- a) pozos de explotación de la ciudad de Esperanza y acueducto a la ciudad de Rafaela (de 1990 a 2004);

b) pozos de monitoreo ubicados en el distrito Esperanza (desde 2002) y
 c) pozos de explotación del nuevo campo de bombeo unificado (a partir de 2004),
 se distinguieron tres tipos de agua, que se corresponden con tres estadios de explotación del acuífero: a) cronogramas de extracción de agua que derivaron en el incremento de la salinidad; b) aumento paulatino de la salinidad (estadio intermedio), y c) no afectado aún por el proceso de salinización (que se considera como la línea base de la calidad natural del agua en el acuífero). Para ello se aplicaron diversos métodos de análisis estadístico multivariado: análisis de agrupamiento jerárquico en modo Q y R, análisis de agrupamiento por K-medias y análisis de componentes principales. Esto permitió definir los siguientes valores indicadores que permitirían poner en evidencia en forma temprana los cambios en la calidad del agua asociados a las extracciones (Cuadro 13.2).

Cuadro 13.2. Indicadores de calidad de agua subterránea

	CE	RS(*)	Cl-	SO₄²⁻	NO₃-	Ca²⁺
	μS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
umbral	1368	2062	68	100	8	12
alerta	1541	2335	109	135	42	30

(*) Los valores de RS fueron estimados en función de la función de regresión lineal entre los datos disponibles ($RS = 1.5853 * CE - 106.97$).

El contraste de los resultados analíticos obtenidos en los monitoreos sistemáticos de la calidad del agua de abastecimiento con estos valores indicadores serviría para garantizar la gestión sostenible del sistema acuífero, evitando la ruptura del equilibrio hidráulico entre el acuífero semiconfinado (desde donde se extrae el agua para consumo humano), el acuífero libre (alojado en los sedimentos pampeanos) y el agua salada alojada en la Formación Paraná (de origen marino). Se observa especialmente que la CE (Conductividad Eléctrica del agua) resulta de suma practicidad por su medición en campo y en laboratorio y por dar indicios de salinización. Sin embargo, en este estudio se ha demostrado que no es un parámetro que ofrece una alerta temprana de manifestación del proceso de salinización del acuífero en explotación por ascenso de agua salada subyacente, ni tampoco del aporte desde el acuífero libre superior. Las determinaciones de cloruros, sulfatos, nitrato y calcio deben ser consideradas para tal fin.

Actualmente, al igual que numerosas localidades de la provincia de Santa Fe, la ciudad de Esperanza sustenta su abastecimiento con aguas subterráneas, con lo cual es indispensable la protección del recurso y las obras de captación. A pesar de la importancia que reviste el agua subterránea, hasta la fecha ningún esquema de protección ha sido formalmente definido y llevado adelante, considerando la intensa actividad agrícola–ganadera e industrial que se desarrolla en la región. Se debería adecuar e instrumentar un *área operacional del pozo* de al menos 10 m de lado o radio, que respete ciertas especificaciones técnicas (como contar con piso de cemento, cerco perimetral, caudalímetro, etc.). Asimismo, realizar inspecciones sanitarias de las instalaciones que velen por evitar que las cargas contaminantes que se encuentran en superficie entren en contacto con el agua subterránea, en especial en el área de bombeo; realizar el monitoreo en un área de entre 70 y 100 m de lado/radio alrededor de las obras de captación para verificar y controlar los cambios en el uso del territorio (por ejemplo, de agrícola a industrial), manejo (riego complementario, rotación de cultivos, intensificación en el uso de agroquímicos, etc.), tipo de actividad industrial o infraestructura o jerarquía de un camino o ruta, etc., que pudieran provocar un aumento de la amenaza de contaminación a la que se exponen las obras de captación de agua subterránea (Paris *et al.*, 2017), y diseñar una red de monitoreo de los recursos hídricos (superficiales, meteóricos y subterráneos) en calidad y cantidad para el área, son algunas de las recomendaciones que surgen a partir de la construcción del conocimiento desde el sector científico como contribución para que la sociedad alcance las metas del desarrollo sostenible y seguridad hídrica.

Relación entre cuerpos de agua superficiales y subterráneos en un área urbana

La ciudad de Santa Fe es la capital política administrativa de la provincia de Santa Fe, Argentina. Se encuentra ubicada a los 31° 34' de latitud sur y a los 60° 4' de longitud oeste (Figura 13.32). Posee una población de aproximadamente 420 000 habitantes y concentra una actividad comercial, industrial, financiera, académico–profesional, educativa, investigativa y productiva muy importante en la región.



Figura 13.32. Ubicación del área de estudio

La ciudad se encuentra en la parte sur de la unidad geomorfológica Valles e interfluvios de Arroyo Aguiar–Monte Vera, donde confluyen las planicies aluviales de los ríos Salado y Paraná. Se trata de una zona de relieve plano, con pendientes del orden de 0,1 %.

En profundidad, en el área de la laguna Setúbal y alrededores, se encuentran arenas y arenas gravosas de 20 a 35 m de espesor, de buena capacidad portante cuyo techo se ubica a cotas de 13 a -4 IGM. Este ambiente estuvo dominado por la dinámica de divagación lateral de cauces del río Paraná, con episodios de crecidas de gran intensidad, que formaron niveles de arenas gravosas, sobre los cuales se apoyan otros cuerpos sedimentarios de granulometría más fina (arenas finas a limos, con arcillas) completando la sucesión sedimentaria hasta alcanzar la actual superficie de los terrenos del área. (Ramonell, 2005)

Como se ha mencionado, la ciudad de Santa Fe se encuentra emplazada entre los valles de inundación de los ríos Paraná y Salado. La laguna Setúbal baña la costa este de la ciudad; es alimentada principalmente por el río Paraná a través del arroyo Leyes y en menor medida por los arroyos Los Saladillos y Aguiar. Posee una pendiente hidráulica que varía entre 1 y 2 cm/km (Ramonell, 2005) y presenta alturas máximas ordinarias durante marzo y abril y mínimas en septiembre y octubre, acompañando el régimen del río Paraná. Las máximas crecidas históricas del río Paraná se registraron durante los años 1977, 1983 y 1987. Por su parte, el río Salado nace en Salta y atraviesa la provincia de Santa Fe

en su tramo inferior, hasta desembocar en el riacho Santa Fe, entre las ciudades de Santa Fe y Santo Tomé. El caudal módulo del río Salado en ese tramo es de 121 m³/s. Los caudales máximos ordinarios se registran durante los meses de marzo y abril. Las máximas crecidas históricas del río Salado se registraron en los años 1973, 1998 y 2003, con caudales máximos de 2430 m³/s, 2672 m³/s y 3954 m³/s, respectivamente.

La ciudad cuenta con una red de monitoreo de agua subterránea compuesta por 23 pozos, donde se midió sistemáticamente la profundidad del agua subterránea desde el año 2008 hasta la actualidad y se colectaron muestras de agua. Esta red de monitoreo fue implementada por el Grupo de Investigaciones Geohidrológicas de la FICH–UNL, en el marco de Proyectos de Investigación subsidiados por la UNL, la ANPCyT y la SECTEl. Del análisis de la información obtenida, junto con información existente, se formuló el modelo conceptual del funcionamiento del sistema hídrico subterráneo en el área.

Sobre la base del análisis de perfiles litológicos de perforaciones existentes y realizadas para la red de monitoreo, se elaboró el perfil A–A' (Figura 13.33). En el mismo se puede distinguir que en las perforaciones San Agustín y Villa Yapeyú se han alcanzado las arenas grises y arcillas verdes de la Formación Paraná a aproximadamente cota IGN -22,5 y -22,95, respectivamente, mientras que en la perforación Parque del Sur, ubicada al sur del área de estudio, esta formación se ha alcanzado a cota IGN -32,5. La Formación Paraná se comporta como acuícluda y constituye la base de la secuencia sedimentaria de interés hidrogeológico. En lo superior se encuentran arenas y arenas gravosas de 30 m de espesor promedio, cuyo techo se ubica entre cotas 13 y 10 IGN, en correspondencia con lo informado por Ramonell (2005). Estas arenas pertenecen a la Formación Ituzaingó (conocida como Arenas «Puelches») y conforman un acuífero de buen rendimiento con agua de buena calidad. Sobre estas arenas y hasta la superficie, se apoyan sedimentos cuaternarios de granulometría más fina (arenas finas a limos, con arcillas) de origen eólico, de aproximadamente 6 m de espesor promedio. Esta secuencia sedimentaria, que concuerda con descripciones regionales realizadas por diversos autores (Filí y Tujchneider, 1977; Bojanich *et al.*, 1983; Iriondo y Kröhling, 1995; Tujchneider *et al.*, 2005), da lugar a un acuífero multicapa que estaría comportándose como libre con drenaje diferido (D'Elía *et al.*, 2011).

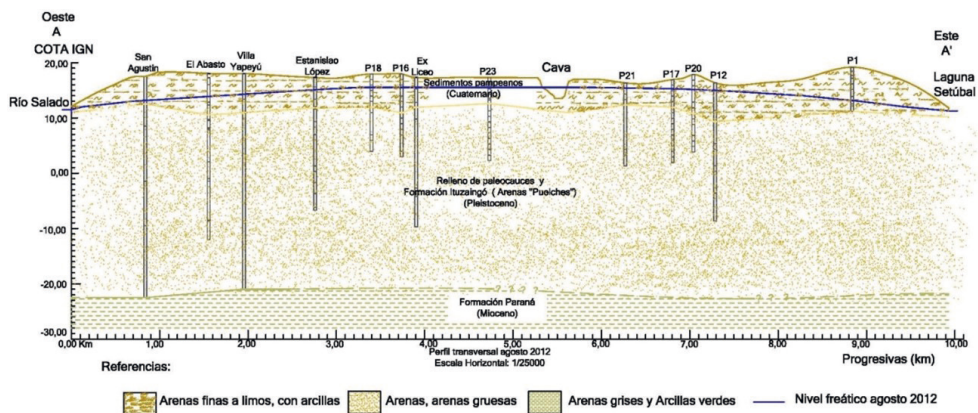


Figura 13.33. Perfil hidroestratigráfico A–A'

Fuente: D'Elía et al., 2011.

El clima en el área es templado y húmedo, con una temperatura media anual de 19 °C y una precipitación media anual de 1000 mm para el período 1901–2018. La máxima precipitación anual fue de 1824,7 mm en 1914, mientras que la mínima fue de 467 mm en 2018. Las máximas precipitaciones medias mensuales se registraron de octubre a abril (100 a 140 mm). Las mínimas precipitaciones medias mensuales se presentaron durante los meses de invierno (30 a 60 mm). Es importante destacar que, desde 1970 hasta 2007, se ha registrado en el área de estudio un aumento en las precipitaciones anuales (de 900 a 1200 mm), con eventos de precipitación muy intensos y concentrados. Particularmente en el período 2008–2018 se ha presentado una alternancia de periodos húmedos y secos, con una precipitación media anual de 1101 mm. El año 2016 fue un año muy húmedo, con una precipitación anual de 1494 mm, y los años 2008 y 2018, muy secos, con precipitaciones anuales de 670 y 467 mm, respectivamente. Los años restantes fueron considerados típicos, con precipitaciones anuales que variaron entre 986 y 1239 mm (Pagliano, 2008, D'Elía *et al.*, 2011; Berlier, 2019).

Durante el período 08/2008–04/2018, la profundidad del agua subterránea varió desde algunos centímetros hasta aproximadamente 8 m desde la superficie del terreno. Se ha observado un comportamiento similar en todos los pozos de monitoreo en relación con la variación de los niveles de agua subterránea, registrándose un aumento de los mismos principalmente en verano y otoño, como respuesta a la llegada de agua al acuífero durante los meses más lluviosos. Particularmente, se identificaron períodos de niveles freáticos altos en otoño de 2010 y de 2016, y períodos de niveles freáticos bajos en invierno de 2009 y de 2018. En la Figura 13.34 se observa

la variación diaria de los niveles freáticos en el pozo P1, donde se encuentra instalado un registrador continuo de niveles, junto con las precipitaciones diarias en la ciudad de Santa Fe.

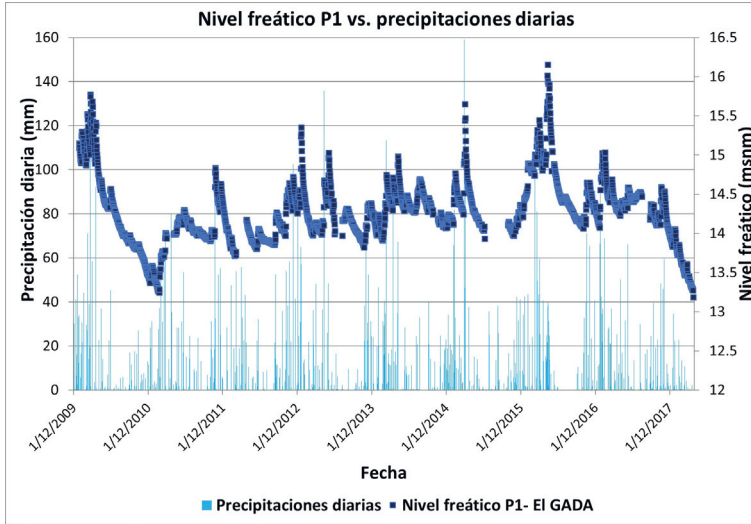


Figura 13.34. Fluctuaciones de los niveles freáticos en el pozo P1 y precipitación diaria
Fuente: D'Elía et al., 2018.

De los estudios isotópicos realizados en el área de la ciudad de Santa Fe se ha observado que los valores de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ del agua subterránea variaron entre $-4,0$ y $-7,9\text{‰}$ y entre $-22,0$ y $-47,0\text{‰}$, respectivamente. Estos valores no difieren significativamente del contenido medio anual ponderado de la precipitación en el área de estudio, lo que corroboraría su origen meteórico. Además, teniendo en cuenta su ubicación respecto de la línea de agua meteórica local, no habrían tenido lugar procesos significativos de evaporación durante el proceso de infiltración hacia el ambiente subterráneo (Figura 13.35). Por otra parte, el contenido de tritio de las muestras de agua subterránea varió entre 1,7 y 3,0 UT, con lo cual se deduce, a partir de una interpretación cualitativa de estos resultados, que se trata de una mezcla entre aguas submodernas (aquellas que han sido recargadas en las últimas décadas y por lo tanto forman parte del ciclo hidrológico activo) y aguas de recarga reciente (D'Elía *et al.*, 2011).

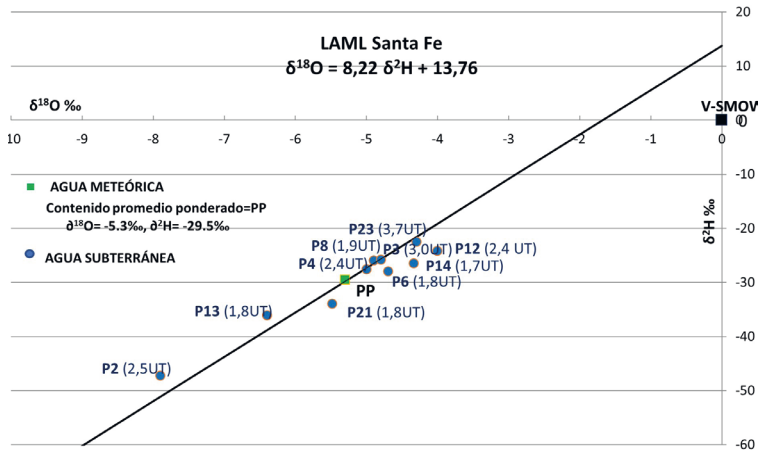


Figura 13.35. Composición isotópica del agua subterránea y del agua de lluvia
 Fuente: adaptado de D'Elía et al., 2011.

Con relación a las características químicas, el agua subterránea es principalmente de tipo bicarbonatada cálcica magnésica, lo que corrobora que la recarga del acuífero procede de las precipitaciones, siendo apta para consumo humano.

Las curvas equipotenciales delineadas en el área de estudio permitieron distinguir una zona de recarga en el sector norte de la ciudad, en coincidencia con las áreas menos impermeabilizadas por la urbanización. Se identificó una divisoria de aguas subterráneas en el sector central y áreas de descarga en el sector este, oeste y sur hacia el río Salado, la laguna Setúbal y la confluencia de ambos en el riacho Santa Fe, respectivamente (Figure 13.36). Esta situación ha sido corroborada mediante el análisis de las relaciones entre los niveles de agua subterránea en dos pozos de monitoreo ubicados en las cercanías del río Salado y de la laguna Setúbal, con las alturas hidrométricas de ambos cuerpos de agua (Figure 13.37 y 13.38) (D'Elía *et al.*, 2011; D'Elía *et al.*, 2018). Es de destacar que la descarga del sistema hídrico subterráneo se materializa en estos dos cuerpos de agua, ambos tributarios del río Paraná en su tramo medio.

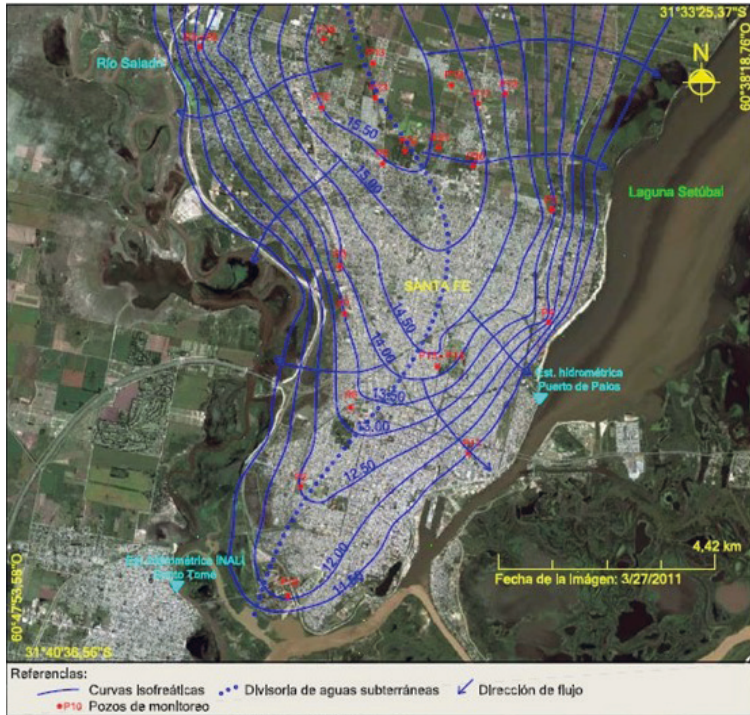


Figura 13.36. Curvas equipotenciales. Septiembre 2010

Fuente: adaptado de D'Elía et al., 2011.

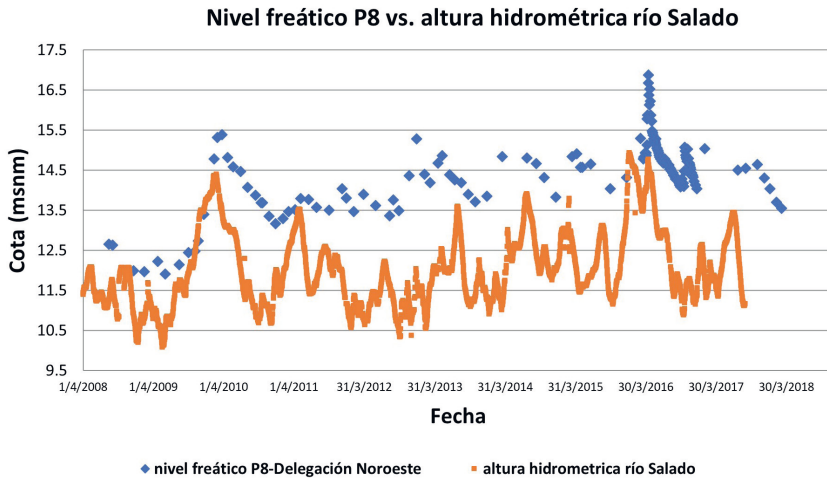


Figura 13.37. Relación entre el nivel de agua subterránea en el pozo P8 y la altura hidrométrica del río Salado

Fuente: D'Elía et al. 2018.

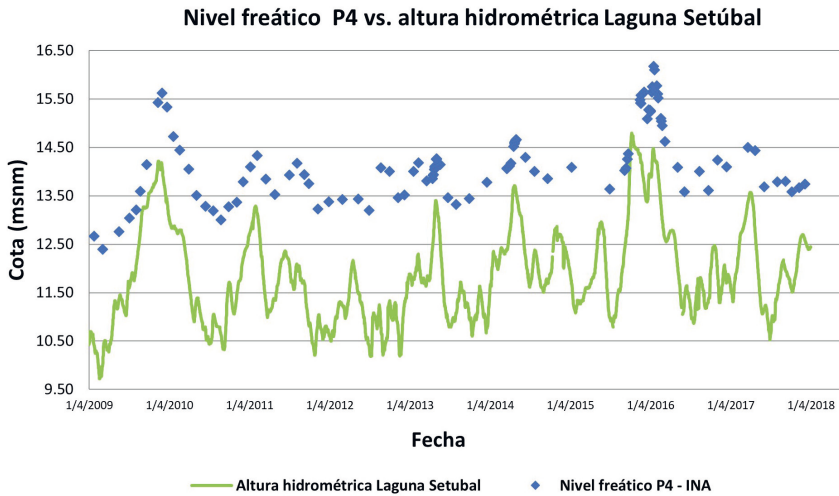


Figura 13.38. Relación entre el nivel de agua subterránea en el pozo P4 y la altura hidrométrica de la laguna Setúbal

Fuente: D'Elía et al. 2018.

En el área de la ciudad de Santa Fe también se evaluó la respuesta del sistema hídrico subterráneo que la subyace ante distintos escenarios hidrometeorológicos extremos, como consecuencia de la variabilidad climática. Para realizar esta evaluación, se simuló la hidrodinámica del sistema acuífero y se plantearon distintos escenarios: de crecidas y estiajes para los dos cuerpos de agua superficiales que la rodean, por separado y en conjunto, como así también precipitaciones mínimas y máximas que se traducen en láminas de recarga al acuífero.

El punto de partida de la simulación fue representar el sistema acuífero para una situación considerada promedio en régimen permanente (Figura 13.39). El error medio cuadrático normalizado que se obtuvo al calibrar esta condición fue de 5,45 %, con una diferencia máxima de carga hidráulica en el PO12 (pozo de observación 12) de 0,368 m y una diferencia promedio entre cargas observadas y calculadas de -0,028 m.

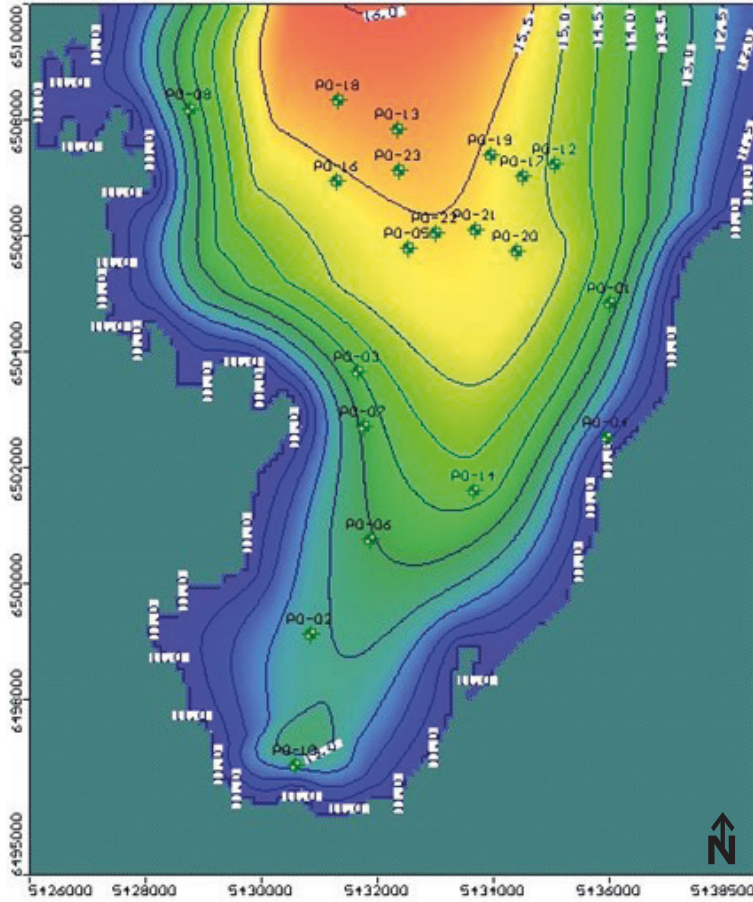


Figura 13.39. Curvas equipotenciales simuladas para septiembre de 2010

En el caso de una crecida extraordinaria del río Salado, los niveles piezométricos ascenderían 1 m en promedio. El efecto de este ascenso se puede observar con mayor tenor en el oeste y sur de la ciudad (Figura 13.40), en algunos de cuyos sectores se pueden producir anegamientos.

Por el contrario, si el ascenso de niveles hidrométricos se produjera por una crecida extraordinaria del río Paraná, y por consiguiente en sus tributarios, la ciudad de Santa Fe se vería afectada principalmente en los sectores norte y este con aumentos promedios del nivel piezométrico de 1,5 m (Figura 13.41).

Si se produjera una crecida extraordinaria en ambos cuerpos de agua, la ciudad de Santa Fe se vería afectada en casi toda su extensión, con niveles piezométricos en o muy próximos a la superficie del terreno (Figura 12.42).

De esta manera, se evidencia la estrecha relación río–acuífero en la ciudad de Santa Fe que, ante situaciones de crecidas extraordinarias y sin considerar eventos lluviosos extremos asociados, podría ocasionar impactos negativos, tanto en la infraestructura urbana, especialmente las construcciones subterráneas, como en la calidad del agua, la transitabilidad de calles no pavimentadas, el funcionamiento del sistema de drenaje pluvial, entre otros.

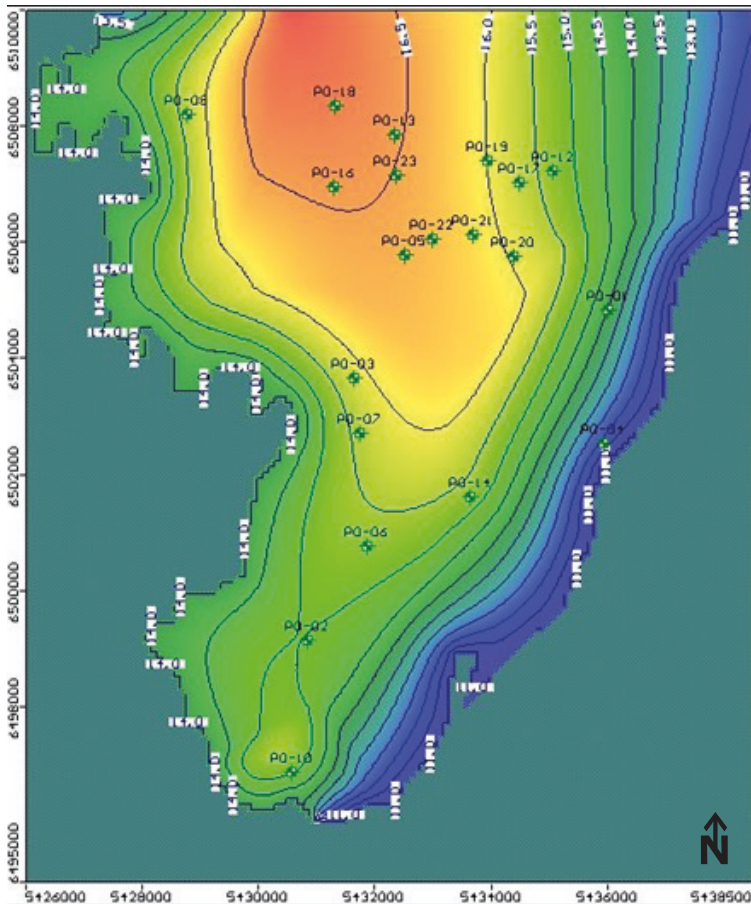


Figura 13.40. Efecto sobre los niveles piezométricos en la ciudad de Santa Fe ante una crecida extraordinaria del río Salado

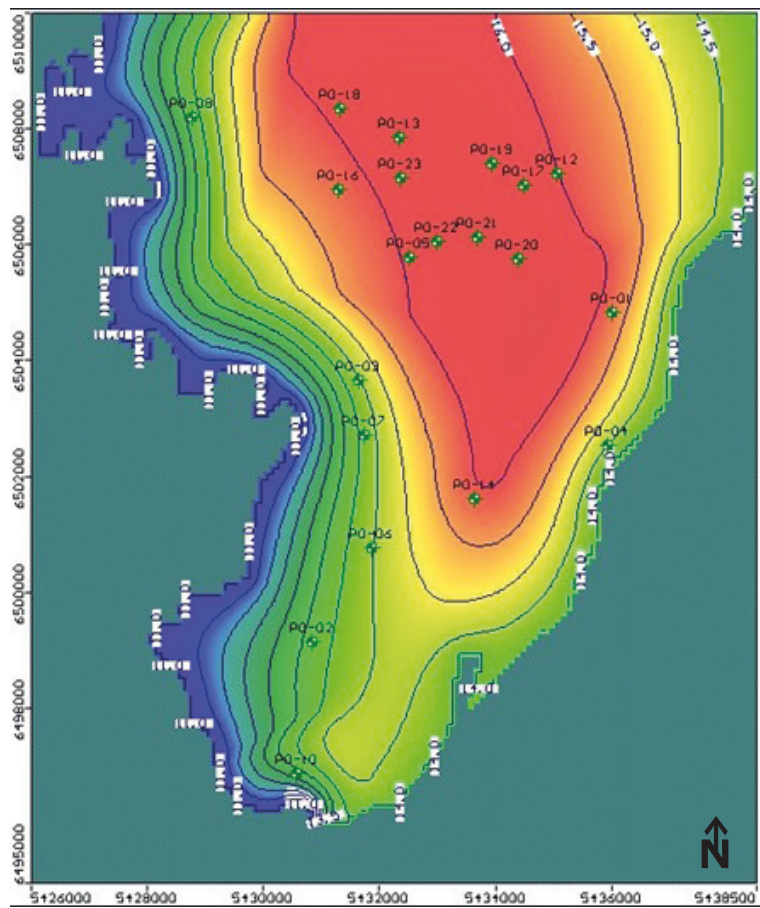


Figura 13.41. Efecto sobre los niveles piezométricos en la ciudad de Santa Fe ante una crecida extraordinaria del río Paraná

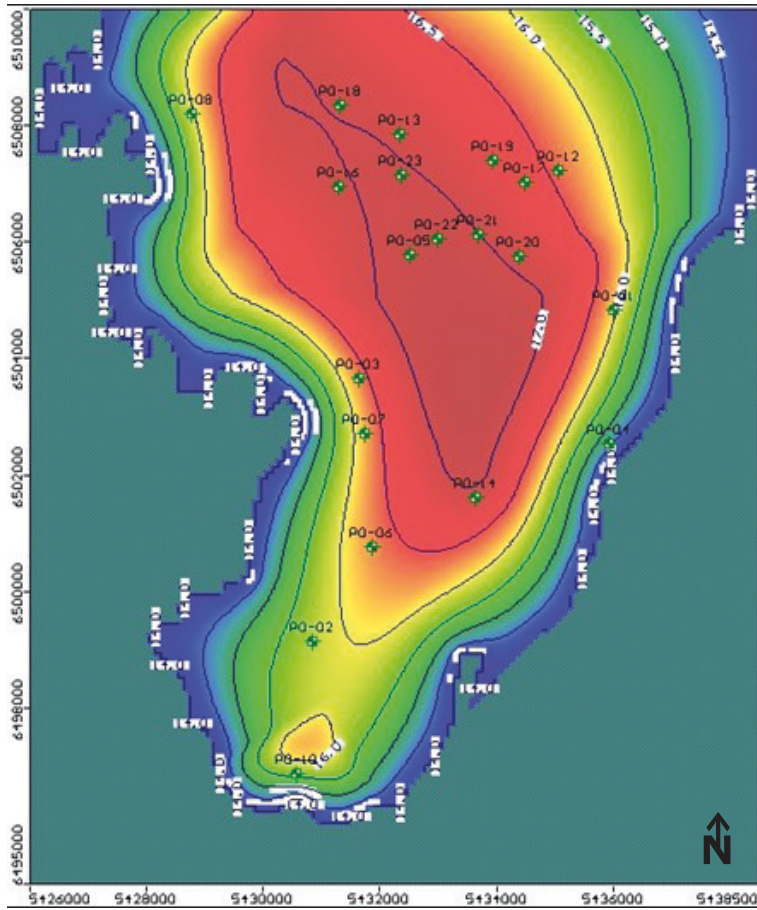


Figura 13.42. Efecto sobre los niveles piezométricos en la ciudad de Santa Fe ante una crecida extraordinaria del río Salado y del río Paraná

Referencias bibliográficas

- Berlier, A. (2019). Análisis de las fluctuaciones de los niveles freáticos en la ciudad de Santa Fe, República Argentina. En *XXVII Jornadas de Jovens Pesquisadores* (pp. 1–18).
- Bojanich, E.; Risiga, H.; Filí, M. (1983). Características geohidrológicas de los acuíferos de un sector de la llanura Chaco–Pampeana. En *Hidrología de las grandes llanuras. Actas del Coloquio de Olavarría* ([3]pp. 1241–1271).
- Brunetto, E.; Noriega, J.I.; Brandoni, D. (2013). Sedimentología, estratigrafía y edad de la Formación Ituzaingó en la provincia de Entre Ríos, Argentina. En Brandoni, D. y Noriega, J.I. (Eds.). *El Neógeno de la Mesopotamia argentina* (pp. 13–27). Asociación Paleontológica Argentina.
- CAAAS (Convenio Argentino–Alemán de Aguas Subterráneas) (1973). *Recursos de agua subterránea y su aprovechamiento en la llanura pampeana y el Valle del Conlara (provincias de Córdoba, Santa Fe, San Luis, República Argentina)*. Tomo 2. *Llanura pampeana–Hidrogeología*.
- Cabral, S. (1970). *El Sistema de La Setúbal*. Librería y Editorial Colmegna.
- Ceirano, E.; Paoli, C.; Schreider, M. (2000). Las Inundaciones en el área de Santa Fe. Interpretación de sus efectos y simulación de los subsistemas Leyes–Setúbal y Ruta Nacional 168–Alto Verde. En Paoli, Carlos y Schreider, Mario (Eds.). *El Río Paraná en su tramo medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Centro de Publicaciones UNL.
- D'Elía, M. (2006). *Recarga a los acuíferos. Análisis de metodologías de cuantificación en áreas de llanura húmeda*. Tesis de Maestría). FICH–UNL.
- D'Elía, M. (2013). *Sistemas geohidrológicos en áreas de llanura. Identificación de mecanismos y cuantificación de recarga a los acuíferos*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físico–Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- D'Elía, M.; Tujchneider, O.; Paris, M.; Perez, M y Aravena, R. (2004). Técnicas isotópicas en la caracterización de sistemas de flujo subterráneo. *XXXIII Congress IAH & VII Congress ALHSUD. Groundwater Flow Understanding, Proceedings*.
- D'Elía, M.; Paris, M.; Tujchneider, O.; Perez, M.; Pagliano, M.L.; Gualini, S.; Fedele, A.L. (2011). Agua subterránea en áreas urbanas. En *VII Congreso Argentino de Hidrogeología* (pp. 46–53).
- D'Elía, M.; Tujchneider, O.; Paris, M. y Perez, M. (2014). Propuesta metodológica para la determinación de áreas potenciales de recarga a acuíferos libres en llanuras. En Martino, R.D.; Lira, R.; Guerreschi, A.; Baldo, E.; Franzese, J.; Kröhling, D.; Manassero, M.; Ortega, G.; Pinotti, L. (Comps.). *Actas XIX Congreso Geológico Argentino (1–2)*. Asociación Geológica Argentina.
- D'Elía, M.; Paris, M.; Perez, M.; Franco, F.; Caselli, F.; Berlier, A. (2018). Red de monitoreo de aguas subterráneas. Ciudad de Santa Fe, Argentina. En García, R. et. ál. (Eds.). *El Agua subterránea: Recurso sin Fronteras: Acuíferos transfronterizos. El agua subterránea y las ciudades. Planificación y gestión* (pp. 197–204).
- DNGyM (Dirección Nacional de Geología y Minería). Ministerio de Economía de la Nación. Secretaría de Industria y Minería. Subsecretaría de Minería (1963). *Mapa Hidrogeológico de la República Argentina. Texto explicativo*.

- Fedele, A.L. (2013). Descarga de Acuíferos en áreas de llanura. En *XVII Encuentro de Jóvenes Investigadores de la UNL*.
- FICH (2006). *Actividades Habilitantes para la 2ª Comunicación Nacional del Gobierno de la República Argentina a las partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Vulnerabilidad de los Recursos Hídricos del Litoral–Mesopotamia. Argentina [Enabling Activities for the 2nd National Communication of the Argentina Government to the parties of the Framework Convention on Climate Change. Water resources vulnerability in the Litoral – Mesopotamia region. Argentina]*.
- Filí, M. (2001). Síntesis Geológica e Hidrogeológica del noroeste de la Provincia de Entre Ríos – República Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, (112), 25–36.
- Filí, M. y Tujchneider, O. (1977). Características geohidrológicas regionales del subsuelo de la Provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, (8), 105–113.
- Filí, M.; Díaz, E. y Tujchneider, O. (1992). Un sistema hidrogeológico complejo: Área de Los Saladillos, Valle Aluvial del Paraná Medio, Argentina. En *Memorias 1 del XV Congreso Latinoamericano de Hidráulica* ([1] pp. 619–630).
- Filí, M.; Tujchneider, O.; Perez, M. y Paris, M. (1993). Investigaciones geohidrológicas en la Provincia de Entre Ríos. En Bocanegra & Rapaccini (Eds.). *Temas Actuales de la Hidrología Subterránea* (pp. 299–313).
- Filí, M.; Tujchneider, O.; Paris, M. y Perez, M. (1994). Geohidrología de la Hoja 3160–28 Villa María Grande, Provincia de Entre Ríos, Argentina. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, (24–25), 49–56.
- Filí, M.; Tujchneider, O.; Paris, M.; D'Elía, M. y Perez, M. (1995). Los ambientes hidrogeológicos y su comportamiento hidroquímico en el centro–norte de la Provincia de Entre Ríos, República Argentina. *Serie Correlación Geológica*, (11), 277–288.
- Filí, M.; Perez, M.; Tujchneider, O.; Paris, M. y D'Elía, M. (1998). Geohidrología del sistema acuífero en la ciudad de Paraná (Argentina) y sus alrededores. En *Memorias IV Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea* (pp. 460–468).
- Filí, M.; Tujchneider, O.; Paris, M.; D'Elía, M. y Perez, M. (1999). *Variables Hidrogeológicas Regionalizadas. Metodologías y casos de estudio*. Centro de Publicaciones UNL.
- Filí, M.; Tujchneider, O.; Perez, M.; Paris, M. y D'Elía, M. (1999). *Estudio del sistema de aguas subterráneas en el área de Esperanza–Humboldt y zona de influencia* (informe final inédito). Servicio Especializado de Asistencia Técnica, Convenio Aguas Provinciales de Santa Fe y Universidad Nacional del Litoral.
- Herbst, R. (2000). La Formación Ituzaingó (Plioceno). Estratigrafía y distribución. En Aceñolaza, F.G. y Herbst, R. (Eds.). *El Neógeno de Argentina. Serie Correlación Geológica*, (14), 181–190.
- IPCC (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Iriondo, M. y Kröhling, D. (1995). El sistema eólico pampeano. *Comunicación del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino*, 5(1).
- Iriondo, M. (2007). El chaco santafesino. Neógeno y Geomorfología. *Comunicación del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino*, 13(1).

- Pagliano, M.L. (2008). Evaluación de las posibilidades de recarga en áreas urbanas. *XII Encuentro de Jóvenes Investigadores de la UNL y III Encuentro de Jóvenes Investigadores de Universidades de Santa Fe*.
- Paris, M. (2005). *Análisis Estadístico Multivariado: Métodos y Aplicaciones en Hidrología Subterránea*. Tesis de Maestría. FICH–UNL.
- Paris, M. (2010). *Métodos estadísticos multivariados aplicados en Hidrología Subterránea*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físico–Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Paris, M.; Tujchneider, O.; D'Elía, M. y Perez, M. (2007). Análisis estadístico multivariado: aplicación a datos hidroquímicos en el Noroeste de la Provincia de Entre Ríos. En Díaz, E.; Tomás, J.; Santi, M., D'Elía, M. y Dalla Costa, O. (Comps.). *Libro del V Congreso Argentino de Hidrogeología* (pp. 451–459).
- Paris, M.; Tujchneider, O.; Perez, M. y D'Elía, M. (2014). Protección de pozos de abastecimiento. Indicadores de la calidad del agua subterránea. *Ciencia y Tecnología del Agua*, 5(4), 1–12. https://www.imta.gov.mx/tyca/revistadigital198237645imta_comunicacion/revistas-2014/rev-04-2014/files/assets/basic-html/index.html#7
- Paris, M.; D'Elía, M.; Perez, M. y Pacini, J. (2017). Wellhead protection zone for sustainable ground water supply. *Sustainable Water Resources Management Journal*. 10.1007/s40899-017-0156-x.
- Pedraza, R.; Tonini, C.; Tardivo, R.; Pusineri, G.; Graciani, S.; Gardiol, M.; Del Barco, P.; Pilatti, M.; Malvasio, M.; Rossi, C.; Bertone, V.; Spada, M. (2001). *Delimitación de áreas de riesgo hídrico en el Sistema Saladillos – San Javier (Prov. de Santa Fe)* (informe final inédito). Consejo Federal de Inversiones–UNL.
- Perez, M. (2013). *Heterogeneidad de la conductividad hidráulica en ambientes sedimentarios. Bases geológicas y desarrollos numéricos*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Ramonell, C.G. (2005). *Geología y geomorfología de la laguna Setúbal y su entorno (Santa Fe, Argentina)*. Trabajo final inédito de Licenciatura. Universidad Nacional de San Luis.
- Santa Cruz, J. y Silva Busso, A. (1999). Escenario hidrogeológico general de los principales acuíferos de la llanura pampeana y mesopotamia meridional argentina. *Serie Correlación Geológica*, (13), 461–471.
- Tujchneider, O. (2001). *Sistemas hidrogeológicos en áreas de llanura: cuenca inferior de los Saladillos, Provincia de Santa Fe*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillio.
- Tujchneider, O.; Filí, M.; Perez, M. y Paris, M. (1992). La «llanura palustre» de Entre Ríos (República Argentina) desde el punto de vista geohidrológico. En *Memorias XV Congreso Latinoamericano de Hidráulica–X Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología* ([1] pp. 236–248).
- Tujchneider, O.; Filí, M.; Paris, M. y D'Elía, M. (1994). Investigaciones geohidroquímicas e isotópicas en las aguas subterráneas de la Provincia de Entre Ríos (República Argentina). En *Memorias II Congreso de Latinoamericano de Hidrología Subterránea* ([2] pp. 693–705).
- Tujchneider, O. y Tineo, A. (2005). Geohydrology in plain areas: A conceptual model of a complex system, Los Saladillos, Santa Fe province, Argentina. En Bocanegra, E.; Hernández, M. y Usunoff, E. (Eds.). *International Association of Hydrogeologists. Selected Paper. Ground Water and Human Development* (pp. 145–1458). Balkema.

- Tujchneider, O.; Paris, M.; Perez, M. y D'Elía, M. (2005). Singularidad constitutiva de sistemas geohidrológicos de llanura y la gestión de los recursos hídricos subterráneos. *Revista latinoamericana de Hidrogeología*, 5, 117–121.
- Tujchneider, O.; Pérez, M.; Paris, M. y D'Elía, M. (2005a). Deterioro de fuentes de agua subterránea por ascenso de agua salada. En Blarasín, M.; Cabrera, A. y Matteoda, E. (Comps.). *Actas IV Congreso Argentino de Hidrogeología* (pp. 217–226). AIH Grupo Argentino.
- Tujchneider, O.; Paris, M.; Perez, M. y D'Elía, M. (2012). Possible effects of climate change on groundwater resources in the central region of Santa Fe Province, Argentina. En Treidel, H.; Martín-Bordes, J.L.; Gurdak, J. (Eds.). *Climate Change Effects in Groundwater Resources. A global Synthesis of Findings and Recommendations. International Contributions to Hydrogeology. IAH-ICH Series*. CRC Press/Balkema. Taylor & Francis Group.
- Zucarelli, G.V. y Ceirano, E.B. (2003). Determinación de curvas i–d–f a partir de datos de pluviómetro en la estación San José de Feliciano (Provincia de Entre Ríos, Argentina). *Cuadernos del CURIHAM*, (9), 9–15.

Capítulo 14

Comunidades biológicas en el río Paraná

Algunas interacciones
abióticas y bióticas

Pablo A. Collins

Zuleica Y. Marchetti

Aldo R. Paira

Capítulo 14

Introducción

Algunos condicionantes ambientales para la biota del Paraná Medio

Factores geofísicos y geomorfológicos

Temperatura

Sólidos inorgánicos en suspensión

Conectividad

Dinámica geoquímica

Biodiversidad, poblaciones, comunidades y tramas tróficas

Flora: fitoplancton y vegetación

Fitoplancton

Vegetación

Fauna: invertebrados y vertebrados

Zooplancton

Bentos

Peces

Anfibios y reptiles

Aves

Mamíferos

Funcionamiento ecológico del río Paraná en su tramo medio, abordajes
interdisciplinarios para su estudio integral

Organismos ingenieros

Referencias bibliográficas

Introducción

El río Paraná puede considerarse como un corredor ecológico que atraviesa de norte a sur la Argentina y conecta regiones tropicales con la zona templada del estuario del Río de la Plata. En el inicio de su tramo medio se afianza la concepción de corredor al vincular el eje del río Paraná Superior y el correspondiente al río Paraguay. Este sistema fluvial proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats naturales y/o modificados, permite la existencia de alta diversidad biológica —a través del intercambio genético de especies de flora y fauna entre sus distintos tipos de ambientes— y facilita los flujos biogeoquímicos. Por otra parte, la conectividad entre los ecosistemas solo es posible cuando los ciclos hidrológicos suceden en la cuenca y el nivel hidrométrico supera la altura indicada de conexión–desconexión entre los ambientes lénticos y lóuticos que abundan en la llanura de inundación. El valle aluvial del río Paraná, los Esteros del Iberá y finalmente el Delta del Paraná conforman el sistema de humedales más extenso del planeta, el cual es drenado por un cauce principal continuo: el río Paraná. El cauce principal, los secundarios y el valle aluvial forman un complejo conjunto de hábitats interconectados que funciona como una vía para la migración de organismos, tanto en dirección río abajo como río arriba, y del cauce principal a la llanura de inundación y viceversa. Además de las migraciones de plantas y animales a lo largo del corredor fluvial, las poblaciones humanas lo han utilizado como rutas migratorias y de comercialización. Sumado a esto, representa una vía de transporte de material inorgánico y orgánico, muchos de estos utilizados como nutrientes y/o integrando parte de las tramas tróficas (Collins y Marchese, 2020).

El funcionamiento ecológico de un sistema de llanura aluvial debe considerarse de manera multidimensional y con enfoques multidisciplinares, incorporando cambios laterales, longitudinales y verticales, como también en el tiempo. Dentro de esta plantilla multidimensional, el transporte de materia orgánica, los flujos de energía y el material genético tienen importancia fundamental para el funcionamiento del sistema fluvial como estructura ecológica (Figura 14.1).

A escalas espaciales menores es posible distinguir, dentro de cada tipo de ambiente acuático, una gran variedad de hábitats. Estos se diferencian principalmente por variables físicas específicas, como profundidad, velocidad de corriente, tipo de sustrato, condiciones hidráulicas, ubicación dentro del ecosistema (taludes y riberas en ríos, aguas abiertas y áreas litorales en ambientes lénticos, confluencias de tributarios, entre otros) y también por la calidad del agua (Iriondo *et al.*, 2007; Metcalfe *et al.*, 2020).

Sumado a lo indicado, la hidrodinámica estacional de la cuenca impulsa la conexión entre el cauce principal y los componentes de la llanura aluvial, permite el intercambio lateral de nutrientes, materia orgánica y organismos, y de esta manera posibilita el funcionamiento del ecosistema en su totalidad (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990; Winemiller, 2004). Dependiendo del nivel del río, los ambientes lénticos y lóticos están interconectados o aislados, tanto entre ellos como con el cauce principal del río (Iriondo, 1972; Drago, 1981; 1990; Carvalho *et al.*, 2001; Thomaz *et al.*, 2007).

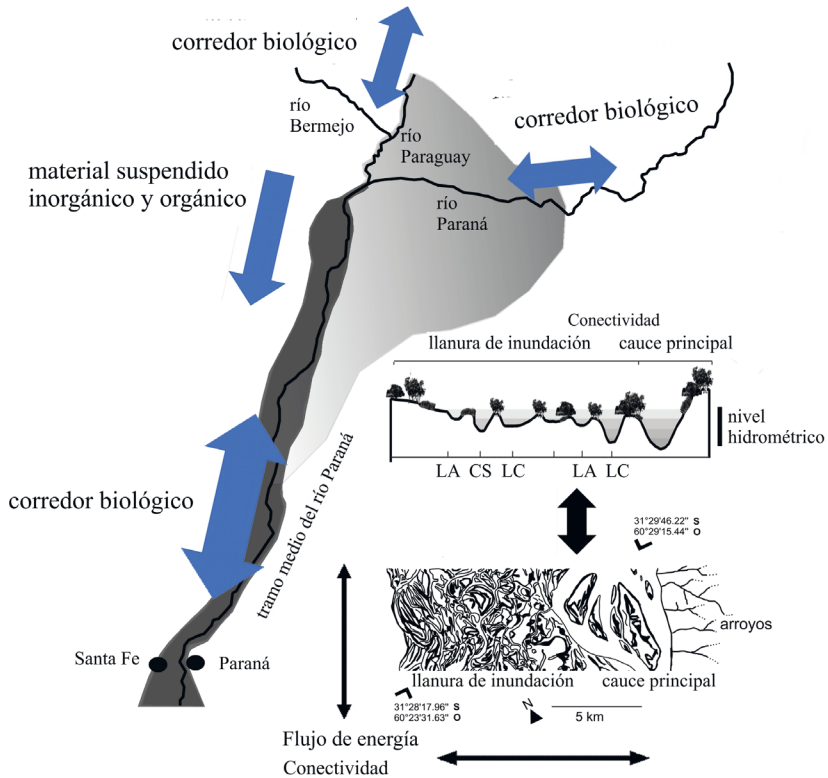


Figura 14.1. Esquema del río Paraná como corredor biológico en un contexto ecológico, indicando el flujo de materia, energía, material genético y conectividad de los ambientes. Para referenciar algunos de los ambientes existentes en la llanura de inundación se usaron las siguientes abreviaturas LA (laguna aislada), LC (laguna conectada), CS (cauce secundario).

En esta mirada general debemos reconocer macrofactores que afectan o no la presencia de determinadas especies. El Paraná se desarrolla a través de diferentes regiones geográficas, fitogeográficas y zoogeográficas (Morrone, 2001;

Abell *et al.*, 2008). Sin embargo, existen especies que son comunes a todo el largo del río y establecen un continuo o corredor biológico.

Estas especies tienen una larga historia evolutiva en la cual fueron ajustándose a las características que gobiernan al río Paraná desde sus inicios, por lo que los factores físicos, geomorfológicos, geoquímicos y climáticos le han dado la fisonomía y la fenología que muestran actualmente (López *et al.*, 2002; Paggi, 2004; Collins *et al.*, 2011). A esto se suma la más actual intervención del hombre, que afecta los ambientes acuáticos a partir del uso de la tierra y genera vulnerabilidades en los servicios que el río provee a la sociedad local, regional y mundial (Metcalf *et al.*, 2020). Dada la importancia de la temática, esto se trata en otro capítulo de este libro.

Algunos condicionantes ambientales para la biota del Paraná Medio

Factores geofísicos y geomorfológicos

Las fluctuaciones en las propiedades físicoquímicas del agua que afectan a las comunidades biológicas suceden cíclicamente y están asociadas al nivel hidrométrico y a la estacionalidad. Los cambios en el cauce principal son menores que los que suceden en otros hábitats acuáticos del río Paraná, como cauces secundarios, lagunas, afluentes o tributarios, y hábitats ribereños. Solo los grandes afluentes, como el río Paraguay, cambian fuertemente las características físicas y químicas que pueden afectar las comunidades biológicas y alcanzar sus efectos a los ensamblajes biológicos a lo largo de más de 200 kilómetros río abajo de la confluencia con el río Paraguay (Drago y Vassallo, 1980; Bonetto y Orfeo, 1984; Bonetto y Wais, 1995; Orfeo y Stevaux, 2002; Lane *et al.*, 2008). Al igual que en otros sistemas fluviales estudiados, como el Amazonas y el Orinoco (Melack, 1984; Hamilton y Lewis, 1990; Hamilton *et al.*, 1992; Sippel *et al.*, 1992; Latrubesse, 2012; entre otros), las lagunas aluviales del río Paraná son el resultado de la evolución de la llanura de inundación modulada por la dinámica fluvial (Drago, 1976; 1990; Paira y Drago, 2007) y la biodiversidad presente se ajusta a ella durante ese proceso. La variedad morfométrica y el comportamiento hidrológico en relación con el régimen del río Paraná constituyen factores de gran importancia en la bioproducción del ecosistema acuático. En particular, la mayor heterogeneidad y disponibilidad de ambientes lénticos dentro del valle fluvial aumenta la biodiversidad del hidrosistema (Figura 14.2).

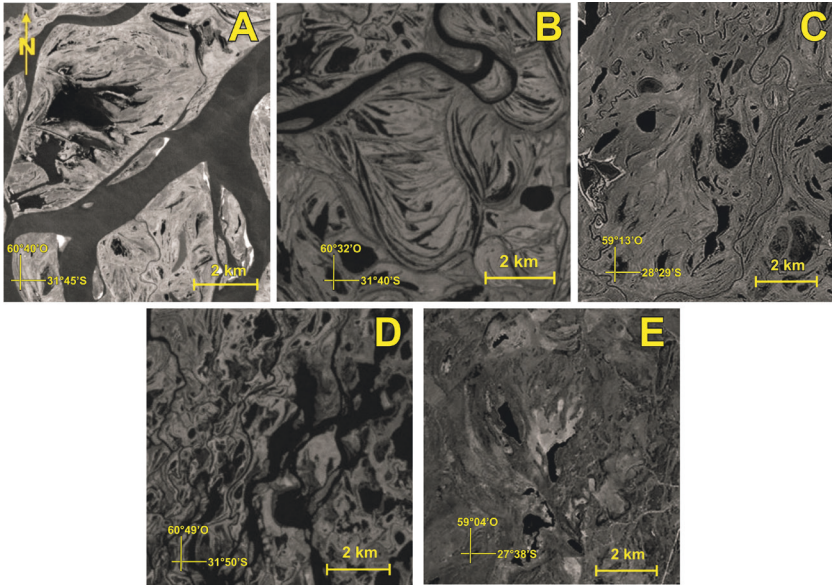


Figura 14.2. Imágenes de la llanura de inundación del río Paraná Medio. Ejemplos de la heterogeneidad de los ambientes acuáticos en distintas unidades geomorfológicas, distribuidas a lo largo del Paraná Medio. A– Llanura de bancos; B– Llanura de meandros; C– Llanura de drenaje impedido; D– Deltas de tributarios y E– Depósitos antiguos (Iriondo, 2007). Obsérvese la red de drenaje con numerosos cauces de distinta jerarquía y lagunas con variadas formas y tamaños y sus conexiones

Fuente: Imágenes Landsat, cortesía de la CONAE de la República Argentina.

Los hábitats fluviales deben incluir el concepto basal de variabilidad espacio-temporal que caracteriza la organización de los sistemas hídricos que los incluyen. La llanura aluvial del río Paraná, caracterizada en su máxima expresión en el tramo medio, presenta distintas unidades geomorfológicas (Iriondo, 2007). Esta llanura se inunda total o parcialmente durante las crecientes, y de acuerdo con las cotas o alturas del río, se definen distintos estados dentro de este ciclo junto con las condiciones particulares de cada hábitat. En los picos de las inundaciones más severas (por ejemplo, durante los eventos ENOS), las lagunas aluviales se fusionan en una superficie continua de agua que cubre toda la llanura de inundación, cambiando drásticamente sus condiciones lénticas. Por el contrario, durante las fases de sequía más pronunciadas, la conectividad entre las lagunas con el cauce principal y los cauces secundarios se anula para casi la mitad de ellas, y solo una cuarta parte queda con alguna conexión que pueda ser utilizada por la mayor variedad de organismos (Paira y Drago, 2006). De hecho, los niveles de agua de las lagunas conectadas con el río a lo largo del año están directamente relacionados con las variaciones del cauce principal (Drago,

2007). Estas últimas, a la altura de la ciudad homónima de Paraná, varían 1 m en promedio en el año (período 1905–2019), con máximos anuales de hasta 4 m.

Las conexiones mencionadas constituyen las principales vías de provisión de sedimentos finos (limo y arcilla) a la planicie, esto es, uno de los sustentos fundamentales para la presencia de la diversidad biológica en la llanura de inundación. En el caso del Alto Paraná, se estimó una reducción notoria de este suministro de sedimento desde mediados de la década del 70, de 15×10^6 ton/año a menos de 3×10^6 ton/año de transporte promedio (Amsler, 2006; Amsler *et al.*, 2007). El origen de esta disminución sería el efecto de «atrape» de los grandes embalses construidos en la alta cuenca del Paraná, con tiempos de residencia superiores a los 10 días y que pueden llegar hasta los 500 días (Amsler, 2006). Este aumento en el tiempo de residencia afecta a la diversidad y densidad de la flora y fauna. La cuenca del Paraná, como en otros grandes sistemas fluviales del mundo, está siendo afectada por la construcción de numerosos embalses, todo ellos existentes en el tramo superior, 46 en la actualidad (Tundisi y Matsumura–Tundisi, 2020). Este es uno de los factores principales que provoca la disminución de transferencia de sedimentos aguas abajo. En efecto, ello implica no solo menores transportes que arriban a la sección del tramo medio con origen en el Alto Paraná, sino también menores depósitos (y en ocasiones degradación) en la planicie aluvial entre Corrientes y Paraná (Amsler, 2006). La reducción de las sedimentaciones y las eventuales erosiones van a afectar de manera diferenciada a distintas unidades geomorfológicas de la planicie y, por lo tanto, a los distintos ambientes acuáticos que constituyen la intrincada red de drenaje y de paisaje. Un efecto relevante es lo que ocurre con la retención del sedimento fino adherido a la vegetación acuática (tallos, raíces, hojas). Esto promueve la sedimentación en el interior de los cauces secundarios durante todo el año, si es que hay desarrollo de vegetación acuática arraigada; o transporta, durante las inundaciones, tales sedimentos hacia las lagunas del interior de la planicie. La retención y movilización de sedimentos afecta a estos hábitats y a la misma geomorfología de la planicie a través de procesos que aún no son comprendidos integralmente (Clark *et al.*, 2004; Marchetti *et al.*, 2013).

En los grandes ríos suele haber una variación considerable de hábitats acuáticos con un conjunto único de características físicas y químicas (Gorman, 1987; Ross *et al.*, 1987; Cobb, 1989; entre otros). Estos hábitats se delinean, en gran medida, sobre la base de variables específicas, como profundidad, velocidad de la corriente, tipo de sustrato, formas del lecho, posición dentro del ecosistema (dentro del cauce principal o dentro de la llanura de inundación) y calidad del agua (transparencia, pH, oxígeno disuelto, temperatura, nutrientes, entre otros). Estas variables se identifican como elementos importantes en la estructuración de las comunidades biológicas de los ecosistemas de aguas

continentales (Gorman y Karr, 1978; Hawkes, 1975; Hynes, 1970; Pennak, 1971; Baker *et al.* 1991) y, reconociendo la naturaleza compuesta de algunos hábitats fluviales, se ha demostrado que las condiciones físicas y químicas únicas sustentan comunidades de organismos distintas.

Temperatura

La temperatura en un sistema es un elemento distintivo que permite a determinada flora y fauna poder desarrollarse. El río Paraná nace en aguas tropicales y desemboca en un área de clima templado, y en su tramo medio el hábitat del cauce principal presenta un comportamiento homotérmico del agua, tanto vertical como transversalmente (Drago, 1984). Además, la temperatura media anual del agua se considera que es de 22 °C, con una máxima diferencia entre superficie y fondo de 2,5 °C. Esto es observado en ambientes lóticos con 24 m de profundidad. De esta manera, se advierte la estrecha relación existente entre la temperatura del agua y las condiciones climáticas del área (Drago, 1984). El caudal ejerce una influencia moderadora sobre las variaciones térmicas diurnas y estacionales y minimiza las fluctuaciones de temperatura del agua producidas a lo largo del tramo medio del río. Así, la temperatura del agua acompaña la tendencia estacional observada para la temperatura del aire, registrando los máximos valores entre diciembre–marzo y mínimos en junio–agosto (Drago, 1984). En este sentido, el principal factor de incidencia sobre el comportamiento térmico del río es la temperatura del aire, lo que le da un valor estacional y un carácter de macrofactor para las comunidades biológicas.

En lo que respecta a la variación de temperatura a lo largo del eje longitudinal de 700 km del cauce principal, desde Confluencia a Diamante, ocurre un gradiente de variación de solo 0,7 °C, lo cual muestra que la temperatura en toda esa extensión interacciona de manera similar con los organismos que habitan el río (Drago y Vassallo, 1980).

En los ambientes acuáticos, las temperaturas más altas del agua se producen durante el verano. En las lagunas se han medido aumentos drásticos de temperatura en los 10 cm superiores del agua dentro de la vegetación flotante que pueden llegar hasta los 46 °C (Drago y Paira, 1987; Drago, 2007). Al mismo tiempo, las aguas más frías se detectan en el fondo y bajo la vegetación. Sin embargo, estas marcadas estratificaciones de temperatura están presentes durante cortos períodos de tiempo y son destruidas principalmente por los vientos y, en menor grado, por el enfriamiento nocturno. Durante las inundaciones, la temperatura de las lagunas es similar a la de las aguas de inundación del cauce principal, pero tras el aislamiento se desarrollan diferencias

considerables entre los cuerpos lénticos y sus aguas corrientes adyacentes. Como resultado de los patrones de temperatura y circulación, las lagunas de la planicie de inundación pueden clasificarse como «polimícticas cálidas continuas» (Drago y Paira, 1987), según la clasificación de Lewis (1983).

Sólidos inorgánicos en suspensión

El río Paraná en su tramo medio está caracterizado por una gran cantidad de sólidos inorgánicos en suspensión, que en los ambientes lóticos y lénticos afecta la producción biológica aportada por las algas y la capacidad de la fauna para sobrevivir en un ambiente con clastos de arena que en algunas circunstancias son de igual tamaño que los individuos particulares. Como elemento a tener en cuenta, la intensidad de los procesos de resuspensión–sedimentación de los sólidos inorgánicos en las lagunas aluviales del Paraná está en función de diferentes variables, entre las cuales se deben incluir velocidad del viento, distancia libre de obstáculos en el espejo de agua («fetch»), corrientes impulsadas por el viento, profundidad de la columna de agua, cubierta vegetal acuático–terrestre, propiedades físicas y distribución de los sedimentos del fondo. A pesar de la complejidad del fenómeno, la resuspensión de los sedimentos en una laguna pequeña es predecible a partir de la velocidad del viento (Carper y Bachmann, 1984; Hamilton y Lewis, 1990). En las lagunas de la llanura de inundación y durante la fase de aislamiento, el tamaño de la onda producida por el viento puede superar la profundidad media; en este caso podría producirse resuspensión de los sedimentos del fondo de la misma, afectando la producción biológica en ese momento. Tal es así que esta onda, al recorrer la superficie de la laguna, llega hasta el fondo —como producto del movimiento horizontal oscilatorio del agua— pudiendo tener suficiente energía para re-suspender los sedimentos del mismo fondo lagunar. Durante un estudio sobre los procesos de sedimentación de julio de 1987 a agosto de 1989 (Drago, 2007) se calculó una tasa de sedimentación media de 31,6 g/m²/d, con valores máximos durante los períodos de aislamiento de 92 g/m²/d. Mientras que las tasas mínimas de sedimentación calculadas durante las fases de inundación correspondieron a valores de 4,4 g/m²/d. Por otra parte, el material sedimentado presentó una composición de 80 a 99 % de fracción inorgánica, y el material orgánico osciló entre 0,14 y 11,3 g %C.

Este proceso de sedimentación está afectado por la presencia de bosques de galería, matorrales y vegetación acuática y semiacuática que rodean las lagunas y cubren las zonas de transición acuático–terrestre (ATTZ, Junk *et al.*, 1989). Algunos otros factores abióticos de las aguas de inundación que afectan los

procesos biológicos son la entrada del agua en las lagunas, velocidad de corriente, concentración de sedimentos en suspensión y transparencia (Drago, 1989). Sumado a esto, este autor detectó una disminución del 29 % en la concentración de sedimentos suspendidos del cauce principal del Paraná, cuando el agua fluyó no más de 30 m a través de un albardón con bosque de galería y matorrales. El mismo valor se alcanzó también después de que el agua de inundación fluyera 1,7 km en una laguna directamente conectada al río. En el primer caso, la velocidad de la corriente descendió al 92 %, y en el segundo caso, el mismo valor se midió después de que el agua fluyera 3 km hacia adentro de la laguna. Al mismo tiempo, la transparencia incrementaba un 300 % en la misma distancia (Drago, 2007), todos factores que afectan a la productividad biológica.

Conectividad

La conectividad hidrosedimentológica del sistema es un elemento importante, al igual que el grado de la misma. Es por ello que la alternancia de las fases de inundación y sequía es un factor clave para las comunidades biológicas, principalmente a escala de los cuerpos de agua de la llanura de inundación. Esta conexión permite el intercambio entre las poblaciones y comunidades, establece un flujo de individuos y, por ende, de genes entre las diferentes poblaciones de la metapoblación y el intercambio de integrantes de especies de las comunidades (Cuadro 14.1).

Cuadro 14.1. Interrelaciones entre los componentes lóticos y lénticos en la llanura de inundación del río Paraná Medio, mostrando la creciente complejidad de la conectividad hidrográfica, desde un sector joven cerca del cauce principal (A) hasta un sector antiguo y alejado del cauce principal (B) (Drago, 2007).

	A	B
Cantidad de lagunas por km ²	0,11	2,53
Cantidad de pantanos por km ²	0,75	3,55
Cantidad de cauces por km ²	1,02	2,41
Densidad de drenaje (km/km ²)	0,95	3,20
Cantidad de lagunas con tributarios o emisarios	3	18
Cantidad de tributarios o emisarios de las lagunas	10	22
Cantidad de pantanos con tributarios o emisarios	2	12
Cantidad de tributarios o emisarios de los pantanos	2	14
Cantidad de lagunas con pantanos asociados	4	29
Cantidad de pantanos asociados a las lagunas	8	32
Cantidad de uniones entre cauces secundarios	13	29

En el Paraná Medio se pueden distinguir tres niveles de conectividad hidrológica superficial o hidrosedimentológica entre las aguas lóxicas y lénticas, según la distancia recorrida por el agua del río a través de la llanura de inundación, y que va a afectar la dinámica de las comunidades biológicas: 1) conexión directa o permanente, 2) conexión indirecta o temporal y 3) conexión por inundación (Drago, 1981). Durante los años de mayores sequías, un gran número de lagunas de la llanura de inundación permanece aislado de las aguas corrientes y la conectividad entre el río Paraná y la llanura de inundación se mantiene por los cauces secundarios permanentes. Los cauces intermitentes pasan temporalmente de la condición lóxica a la léntica, desarrollando situaciones ambientales similares a las de las lagunas vecinas. Este cambio en la hidroecología del cauce menor de la llanura de inundación se lo denomina «proceso de lentificación» (Drago *et al.*, 2003). El mayor tiempo de permanencia del agua permite que se desarrollen especies que no pueden vivir en un sistema de alta energía. Dos factores principales externos al Paraná en su tramo medio generan cambios en los tiempos de conexión entre los ambientes lóxicos y lénticos: el manejo operacional de las represas ubicadas en el Alto Paraná, que origina un aumento de 1,5 m de los niveles mínimos de agua durante las fases de sequía, y el período hiperhúmedo que comenzó en los años setenta y que ha mostrado un notable aumento de las descargas de agua en los ríos de la cuenca, una tendencia que no parece revertirse. El aumento de los niveles mínimos de agua significa que miles de lagunas muestran un incremento en la frecuencia y duración de los tiempos de conexión y, por lo tanto, un cambio en sus regímenes hidrosedimentológicos y en la evolución ecológica del sistema (Drago *et al.*, 2003; Espínola *et al.*, 2019).

Todo lo expuesto muestra cómo la variabilidad de algunos factores físicos puede explicar, en parte, la complejidad hidroecológica del sistema.

Dinámica geoquímica

La existencia de diferentes elementos químicos hace posible la vida de los organismos en los ambientes acuáticos, como el río Paraná, estableciendo una estequiometría específica o firma química que caracteriza al sistema y a los diferentes hábitats. Estos elementos van desde macro y micronutrientes, iones, cationes y compuestos inorgánicos y orgánicos particulados, en solución y gaseosos. Los intercambios entre medios acuático, aéreo y terrestre y los sistemas biológicos son relevantes y establecen una dinámica ajustada a los ciclos provocados por macrofactores, como pueden ser los climáticos o los generados por los factores geofísicos y/o geomorfológicos dominantes en el río Paraná (Depetris y Pasquini, 2007).

La firma geoquímica que cada río tiene está relacionada con la cuenca en donde se desarrolla y la formación de depósitos que son aportados desde la atmósfera, junto con las actividades o uso de la tierra que el hombre realiza en la región. Entre ellos, los cationes y aniones que se intercambian entre el medio y los sistemas biológicos son fundamentales. Estos se encuentran disueltos en el agua o pueden formar parte de estructuras orgánicas e inorgánicas. Las funciones que cumplen en los organismos abarcan desde la activación del sistema enzimático, estabilización de proteínas en solución, desarrollo de la excitabilidad eléctrica de los impulsos nerviosos, regulación de la permeabilidad de las membranas, mantenimiento del estado dinámico del equilibrio entre fluidos extracelulares, o entre el ambiente y las células, entre otras.

Entre los elementos que establecen la firma geoquímica, algunos de ellos son requeridos biológicamente como el sodio, el potasio, el calcio, el magnesio, el hierro, el cobre, entre otros (Tundisi y Matsumura Tundisi, 2012). Sin embargo, no solo los componentes individuales son importantes para los organismos, sino las propiedades químicas que surgen de la interacción entre aniones y cationes, como por ejemplo salinidad, potencial redox y pH, ya que juegan un papel importante en la estabilidad del sistema, la actividad enzimática, la presión osmótica de los coloides y los cambios en la acidez o basicidad de los fluidos intra y extracelulares. Algunas acciones que podemos mencionar, por ejemplo, son los efectos que producen los aniones fosfato y bicarbonato como amortiguadores de las condiciones en células y fluidos extracelulares. Entre algunos ejemplos se puede indicar la relación entre niveles altos de fosfato y la tendencia a inhibir las actividades que dependen del calcio, como también la concentración de bicarbonato y la correlación con la retención de potasio en los músculos (Schmidt–Nielsen, 1997).

Los elementos químicos posibilitan tener determinada capacidad de regulación osmótica en los organismos de agua dulce (algas, plantas, invertebrados y vertebrados) como una característica fisiológica esencial. Los niveles de cationes y aniones varían en las aguas continentales y esto permite definir la presencia o distribución de determinadas especies en el ambiente. Además, se observan especies que han desarrollado evolutivamente la capacidad o no de regular osmóticamente sus concentraciones internas (osmoconformador *vs.* osmoregulador), lo que les permitirá vivir en ese ambiente, como también regular o no el consumo de oxígeno basal (Schmidt–Nielsen, 1997; Evans, 2009; Diawol *et al.*, 2016). Los organismos en el río Paraná presentan internamente concentraciones salinas mayores a las que se encuentran en el medio y deben mantener esas diferencias de concentración para su existencia, por lo que generan un gasto energético con el objeto de limitar el ingreso de agua al medio celular o el escape de iones y cationes al exterior de las células.

Además de tener la necesidad de regular o no el medio interno y su concentración iónica, la interfaz aire-agua es importante debido a la capacidad de intercambio de gases biológicamente activos, paso de energía (lumínica) y disposición de sólidos suspendidos en el aire. De los gases disueltos en agua, el oxígeno y dióxido de carbono son química y biológicamente importantes para los sistemas biológicos y la capacidad de amortiguación frente a cambios en las concentraciones que el río Paraná pueda tener.

Como se expresó más arriba, las firmas geoquímicas de los ríos son reflejos de complejas relaciones naturales e interdependientes que involucran la precipitación de los elementos químicos, la meteorización de los minerales, el ciclo de la vegetación, la acción del hombre reciente y pasada y la evolución o historia de sus aguas (Drever, 2005), desde las nacientes y desde el inicio histórico de un río.

El suministro de agua a través de las lluvias se distribuye de manera desigual en el drenaje de la cuenca del río Paraná, al igual que existen diferentes condiciones térmicas. Por lo tanto, la meteorización ejerce un control desigual sobre las diferentes subcuencas superiores y genera características distintas que se transmiten aguas abajo del río. En consecuencia, la naturaleza química disuelta del tramo medio e inferior del río Paraná está determinada no solo por la contribución disímil del volumen de agua de los dos principales afluentes del Paraná en su tramo medio (es decir, el Alto Paraná y el Paraguay), sino también por los diversos procesos que rigen la disolución y concentración de cada especie química que lo caracteriza (Maglianesi, 1973; Depetris, 1976; Drago y Vassallo, 1980; Bonetto *et al.*, 1998; Villar *et al.*, 1999; Villar y Bonetto, 2000).

El agua del río Paraná presenta abundancias de los principales aniones, según un orden de mayor a menor, de la siguiente manera, $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, y la correspondiente a la concentración de los cationes es $(\text{Na}^+ \text{K}^+) > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2}$ (Figura 14.3). Además, el Paraná en su tramo medio conserva una sección química asimétrica en todo el tramo, debido a que el agua que fluye a lo largo de su margen occidental tiene una firma química y concentración de los componentes diferente a la oriental (Drago y Vassallo 1980). Esta característica no es solo determinada por los componentes químicos o la estequiometría diferente del Paraguay y el Alto Paraná, sino también por la afluencia combinada de flujos de agua superficial y subterránea que se origina en la llanura Chaco-Pampeana cubierta de sedimentos, y que a su vez la actividad del hombre dispone más fácilmente para su transporte debido a la actividad agropecuaria diferenciada.

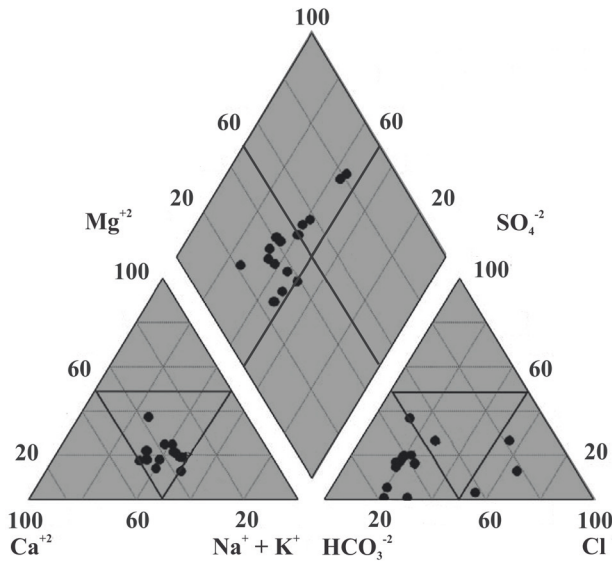


Figura 14.3. Relaciones entre los principales iones y cationes de varios sitios del río Paraná en su tramo medio

Fuente: modificado de Depetris y Pasquini, 2007.

La estimación de carga total de sólidos disueltos (TDS) para el río Paraná en su tramo medio es de ~ 25 Tg por año ($1 \text{ Tg} = 109 \text{ g}$) (Depetris y Kempe, 1993). La parte superior del Paraná entrega al tramo medio aguas más diluidas que el río Paraguay, cuya concentración media de TDS suele ser el doble que la del Paraná. Algunos de los componentes que suman a la medida de sólidos disueltos son biológicamente activos, ya que son requeridos para mantener la homeostasis interna de los organismos, y también intervienen en funciones que se requieren y suceden dentro de las células.

Sin embargo, para poder interpretar la dinámica estequiométrica del Paraná en su tramo medio, la situación es compleja debido a que —como se mencionó previamente— las cabeceras se encuentran en áreas orogénicas y tectónicamente activas. Estas están dominadas por rocas sedimentarias que exportan detritos minerales y que han sido sometidas a uno o varios ciclos de erosión y transporte desde su origen. La dificultad en esta interpretación integral es debida, además, a diferencias climáticas que gobiernan ambas cabeceras y que hacen diferentes a la erosión y al transporte. Valores bajos de Na (15–20) y Ca (25) en el río Paraná en su tramo medio y en la cabecera de los afluentes refuerzan la noción de un clima dominante y limitado estacionalmente por un régimen de lluvia.

Otros componentes de importancia son el fósforo, el silicio y el nitrógeno, elementos que median e interactúan entre la matriz biótica y abiótica. Los

compuestos nitrogenados, en general, no se encuentran limitados en el sistema del Paraná, permitiendo su utilización por los organismos fotosintetizadores sin restricciones, mientras que la concentración P-PO₄ oscila marcadamente durante aguas bajas y se mantiene en concentraciones menores durante los eventos de inundación, debido al consumo biológico y a la dilución provocada por el mayor volumen de agua. Por el contrario, el SiO₂ suele estar libre de un control hidrológico y el Paraná en su tramo medio presenta concentraciones menores a los tramos superiores, debido a la transferencia de silicio desde la corriente principal hacia aguas abajo y el consumo biológico de la sílice presente en el agua por esponjas y diatomeas a lo largo del trayecto del río (Depetris y Pasquini, 2007).

Uno de los elementos fundamentales de análisis es el carbono. La mayor parte del carbono en los ríos proviene desde el CO₂ atmosférico y vuelve a la atmósfera o se entierra, principalmente como materia orgánica. El carbono en los cuerpos de agua generalmente se informa como carbono orgánico total (COT), que es la suma del carbono orgánico particulado (COP) y el carbono orgánico disuelto (COD). Los restos de plantas y animales que se van descomponiendo aportan material orgánico al ambiente acuático, el cual se mantiene particulado o disuelve en el agua y compone el COP y el COD, según si aún está particulado o está en disolución. Algunas moléculas COD tienen una estructura química que se puede definir fácilmente como «lábil», tales como carbohidratos, ácidos grasos y proteínas. Estos a menudo se producen dentro del río a partir de heces de animales o descomposición del tejido orgánico (es decir, carbono autóctono) (Depetris y Pasquini, 2007).

Sin embargo, las moléculas en su mayoría no tienen una estructura fácilmente identificable y son agrupados bajo el término de sustancias húmicas o fúlvicas, a menudo de color amarillo a marrón oscuro. El COD importado desde fuera del río Paraná es debido a la descomposición de desechos orgánicos que se han producido en el ambiente terrestre y son arrastrados por lluvias y viento desde las áreas colindantes (es decir, carbono alóctono). Como ocurre con el COD, el COP puede ser autóctono o alóctono, y cada fracción puede ser lábil (es decir, disponible para consumo biológico) o de naturaleza refractaria. El Paraná tiene una tasa de transporte media de COT de 8–9 Tg al año y dentro de esta fracción, aproximadamente 7 Tg al año (~ 85 %) corresponden a COD y 1–2 Tg al año (~ 15 %) representa el COP (Depetris y Kempe, 1993). La importancia del COT (COD+COP) en el río Paraná radica en que este permitirá el inicio de determinadas tramas tróficas y sustentará las densidades de algunos organismos que utilizan el COT como sustrato energético y de materia para producir biomasa. Durante las inundaciones excepcionales, el río exporta mayor proporción de COD que durante el funcionamiento hidrológico normal, producto del arrastre

del COD acumulado en el valle aluvial (Depetris y Kempe, 1990, 1993; Villar y Bonetto, 2000; Depetris, 2005). La mayor parte de la carga orgánica del Paraná en su tramo medio es suministrada por el río Paraguay, que entrega un COP más refractario que las aguas provenientes del río Paraná en su tramo superior.

El COP del Paraná es predominantemente autóctono (es decir, el resultado de la producción biológica fluvial) (Depetris, 2005). Los análisis de carbohidratos sugieren una naturaleza predominantemente autóctona (es decir, producida por fitoplancton); en esta carga orgánica, la proporción manosa:xilosa es de 1,8:2,6 (Depetris y Pasquini, 2007). También se observa que el COP recibido por el río proviene de una contribución relevante de angiospermas no leñosas (es decir, pastos y hojas caducas de árboles), discernibles tanto en el cauce principal como en los afluentes. El tramo medio y su llanura aluvial contribuyen al COP lábil y también material que ha tenido degradación biológica, como lo sugiere la abundancia relativa de ribosa (~ 21 %) y arabinosa + galactosa (~ 19 %) (Depetris y Kempe, 1993).

La relación C:N en COP se puede utilizar para caracterizar el origen de los restos orgánicos. En general, las proporciones mayores a 20 son indicadas como provenientes de material de plantas; aquellas relaciones entre 15 y 8 mostrarían mayor proporción del humus correspondiente a suelos erosionados, mientras que valores bajos (es decir, menores a 8) representan fuentes planctónicas. El Paraná en su tramo medio presenta descargas variables de acuerdo con la ubicación y el ciclo hidrosedimentológico, las cuales muestran aumentos y descensos de esas relaciones. En este sentido, las lagunas y canales de conexión se descargan durante el descenso de los niveles de agua, mostrando condiciones provenientes de la deriva con orígenes en plantas superiores (COP: P:N mayor a 20), como así también del plancton (COP: P:N menores a 8) (Depetris y Pasquini, 2007). Estos valores muestran la importancia de las diferentes comunidades para aportar carbono al río y que este pueda sustentar densidades de organismos y tramas tróficas complejas. Los restos producidos con una alta relación C:N (por ejemplo, mayores a 20) son exportados desde las islas del Paraná, del valle de inundación al cauce principal y secundario, durante el arrastre generado por las inundaciones, y estos a su vez son transportados río abajo hacia el delta.

Biodiversidad, poblaciones, comunidades y tramas tróficas

La riqueza biológica del río Paraná en su tramo medio abarca a todos los grupos biológicos que habitan y caracterizan en general a los ambientes acuáticos continentales, desde especies bacterianas a mamíferos, incluyendo las plantas vasculares. Esta riqueza de especies está sustentada con cadenas tróficas que

comienzan y terminan en las bacterias y atraviesan por diferentes componentes de las comunidades, interaccionando e intercambiando materia y energía entre ellas y entre las comunidades terrestres aledañas (Collins y Marchese, 2020). La diversidad en el tramo medio del río Paraná es una demostración de las interacciones que el sistema ha tenido desde el inicio de su formación hasta el día de hoy. En esa historia evolutiva conjunta, ingresiones marinas y eras glaciares impusieron condiciones que permitieron determinados intercambios biológicos con otras cuencas existentes, como las cuencas del Amazonas y Orinoco, como también con el ambiente marino a partir de especies euri-tolerantes capaces de conquistar nuevos ambientes (López *et al.*, 2005, José de Paggi y Paggi, 2007, Ezcurra de Drago *et al.*, 2007; Collins *et al.* 2011).

Flora: fitoplancton y vegetación

Fitoplancton

La evolución dinámica y continua del sistema, como ocurre en otros ríos de llanura, produce una composición de fitoplancton (algas) y permite una determinada densidad de sus poblaciones, a partir del control ejercido por el volumen de agua, tiempo de residencia del agua, turbidez y temperatura (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 2007). El Paraná muestra una estructura de la comunidad fitoplanctónica, caracterizada por el predominio de diatomeas, y con sub o codominancia de otros grupos taxonómicos, especialmente algas verdes y especies esporádicas (Devercelli *et al.*, 2014). Aunque las condiciones en los cauces principales, turbios y profundos, no son favorables para el crecimiento de las algas (euro-meroplanctónica), la retención fluvial en determinados sitios de baja energía y el intercambio de agua entre los distintos componentes del río Paraná son elementos que explican el mantenimiento del potamoplancton (plancton que caracteriza la zona potámica de un sistema fluvial) en el río y su llanura de inundación (Figura 14.4). Por lo tanto, el contenido de fitoplancton del cauce principal puede aumentar por reclutamiento temporal de individuos, desde las zonas de almacenamiento dentro del río principal, brazos laterales y/o lagunas internas (Devercelli *et al.*, 2016).

Las variaciones temporales en la estructura del fitoplancton son más o menos constantes en el tiempo y espacio, debido a la persistencia de especies potamoplanctónicas adaptadas para desarrollarse bajo condiciones restrictivas en grandes ríos. Sin embargo, las fluctuaciones del ciclo hidrosedimentológico producen cambios en la estructura y abundancia de esta comunidad (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 2007).

La riqueza específica, densidad y ensambles del fitoplancton a lo largo del río Paraná en su tramo medio varía de acuerdo con las diferentes condiciones determinadas por variables bióticas y abióticas presentes en las márgenes izquierda y derecha, luego de la confluencia de las aguas provenientes de los ríos Paraná —correspondientes a su tramo superior— y Paraguay. Estas diferencias se deben, como se mencionó anteriormente, a que el agua del río Paraguay, luego de la confluencia, corre por la margen derecha, y el agua del río Paraná, proveniente del tramo superior, corre por la margen izquierda. El río Bermejo (afluente principal del Bajo Paraguay) le da al río Paraná en su tramo medio más del 60 % de la carga inorgánica suspendida (Drago y Amsler, 1988). En consecuencia, el río Paraná a la altura de la ciudad de Corrientes (30 km aguas abajo de la confluencia) tiene valores de transparencia del agua y oxígeno disuelto más alto en la margen izquierda que en la margen derecha. Mientras que los valores de sólidos en suspensión y conductividad están en una relación inversa a esa, menores en margen izquierda que derecha.

El predominio de las Bacillariophyceae céntricas y el subdominio de Chlorococcales o Cryptophyceae coincide con lo observado para otros grandes ríos (Rojo *et al.*, 1994; Reynolds y Descy, 1996; Devercelli, 2010). Sin embargo, la subdominancia de Cryptophyceae caracteriza al río Paraná en su último tramo (Devercelli *et al.*, 2014).

La densidad y frecuencia de las poblaciones algales está inversamente relacionada con el caudal y, por los efectos de dilución y cambios físicos producidos por este factor (velocidad de corriente, turbulencia, tiempo de residencia del agua, concentración de nutrientes y grado de conectividad con la llanura aluvial), modifican los atributos de la comunidad algal (Devercelli *et al.*, 2016). En aguas bajas correspondientes a ciclos hidrológicos normales existe una mayor densidad de Bacillariophyceae, con una alta proporción de *Aulacoseira granulata* (y su bioforma) en relación con *A. distans* y *Cyclotella* (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 2007).

Vegetación

La flora vascular del sistema de humedales del Paraná en su tramo medio está representada por una gran variedad de bioformas que incluyen árboles, arbustos, lianas, enredaderas, herbáceas y epífitas, entre las más comunes. De estas, las herbáceas dominan en diferentes sectores de la planicie aluvial del Paraná (Aceñolaza *et al.*, 2008; Brumnich *et al.*, 2019). Así, la gran diversidad de sus ambientes es colonizada con especies herbáceas, las que en virtud de sus ciclos de vida anual, bianual o perenne pueden prosperar en las cambiantes dinámicas de este paisaje de humedales.

Algunos factores que afectan los atributos de las comunidades biológicas

- volumen de agua
- nivel hidrométrico
- tiempo de residencia
- turbidez
- temperatura
- nutrientes
- conectividad
- heterogeneidad del hábitat
- oferta trófica
- jerarquía de los cauces
- tipo de sustrato
- materia orgánica
- disponibilidad de oxígeno
- formas de los ambientes

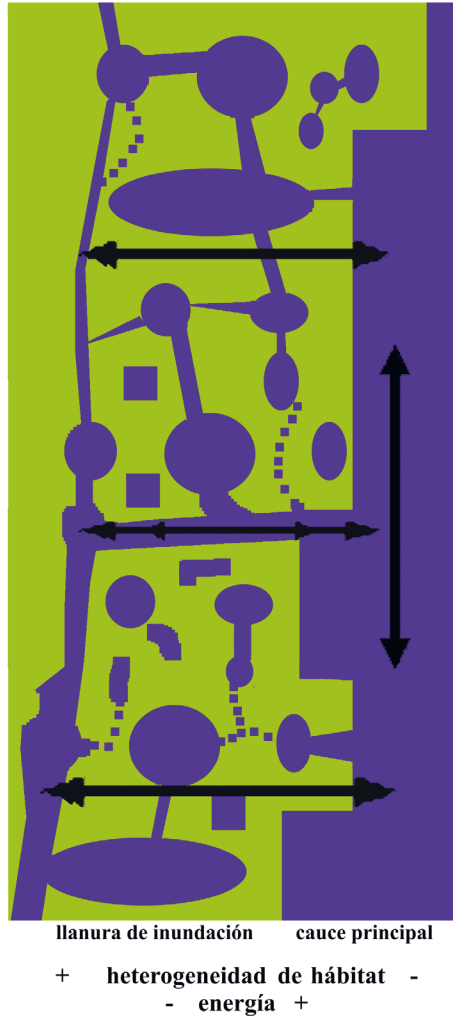


Figura 14.4. Esquema de la llanura de inundación y cauce principal, indicando los principales factores que afectan a las comunidades biológicas en el tramo medio del río Paraná. Flechas referencian el flujo de organismos en la dimensión longitudinal (dirección ascendente y descendente) y lateral. La dimensión vertical no está representada, como tampoco la dimensión temporal

Dentro de cada bioforma, a su vez, muchas especies presentan adaptaciones propias que les permiten colonizar determinados ambientes donde otras no prosperarán. Entre los árboles, por ejemplo, el aliso de río (*Tessaria integrifolia*) debe su adjetivo de «especie pionera», en parte, a las raíces gemíferas a partir de las cuales emite nuevos individuos que colonizan rápidamente los

bancos de cauce recién expuestos. Esto, sumado al alto poder germinativo de sus semillas, explica las elevadas densidades registradas para esta especie en ríos como el Bajo Paraguay, Bermejo y Paraná (Reboratti *et al.*, 1987). El sauce (*Salix humboldtiana*), compañero pionero del aliso, presenta alta producción de semillas con las cuales es capaz de formar bosquecitos de hasta 250 000 plantas/ha y alcanzar 2 m en menos de cinco meses (Neiff, 1986). Además, en virtud de las raíces adventicias que se distribuyen a lo largo del tallo, durante las inundaciones puede permanecer anegado entre 75 y 210 días al año y superar los ocho meses de anegamiento continuado del suelo (Neiff, 1986).

Las bioformas herbáceas también cuentan con adaptaciones a partir de las cuales desarrollan hábitos que les permiten colonizar diversos ambientes acuático-palustres del sistema fluvial. En la medida que se incrementa la acumulación de agua en superficie, pasando de suelos temporalmente anegados hasta 2–3 metros de profundidad, las especies que colonicen este gradiente serán bioformas palustres o anfibias, emergentes, arraigadas con tallos flotantes, arraigadas con hojas flotantes, flotantes libres, flotantes sumergidas, sumergidas libres, epífitas, respectivamente. La colonización de las diferentes profundidades, así como de las condiciones lóxicas o lénticas, está determinada por la dinámica del sistema fluvial en su conjunto junto con las características físico-químicas de tales profundidades. Así, identificar las bioformas dominantes de un ambiente no es en sí lo de mayor importancia, sino la lectura de las características o los procesos que están operando en ese ambiente, lo que —en resumen— permite la presencia o dominancia de las bioformas adaptadas a ello.

Por ejemplo, los genéricamente conocidos como «camalotes» son fáciles de confundir, pero al ser especies distintas se diferencian en sus adaptaciones, hábitos y situaciones que colonizan. Mientras *Pontederia azurea* —bioforma arraigada de tallos y hojas flotantes— coloniza ambientes con circulación de agua y forma poblaciones arraigadas a las márgenes de cauces, *Pontederia crassipes* —bioforma flotante libre— integra la comunidad del interior de las lagunas, bajíos y otros ambientes lénticos (Figura 14.5).

De esta forma, la deriva sistemática de *P. crassipes* por los cauces del sistema del Paraná, cuando inicia la fase de crecida, indica que el agua ya alcanzó las lagunas del interior de la planicie. Sin embargo, cuando lo que deriva con mayor frecuencia son matas de bioformas acuáticas arraigadas como *P. azurea*, entre otras, la crecida habrá tenido, además, características tales (rápido ascenso/descenso del agua, altas velocidades, entre otras) que desprendió la vegetación acuática arraigada de las márgenes. Mientras el primero representa un fenómeno recurrente en cada fase de crecida, el segundo se observa con menor frecuencia y en determinados lugares y momentos.

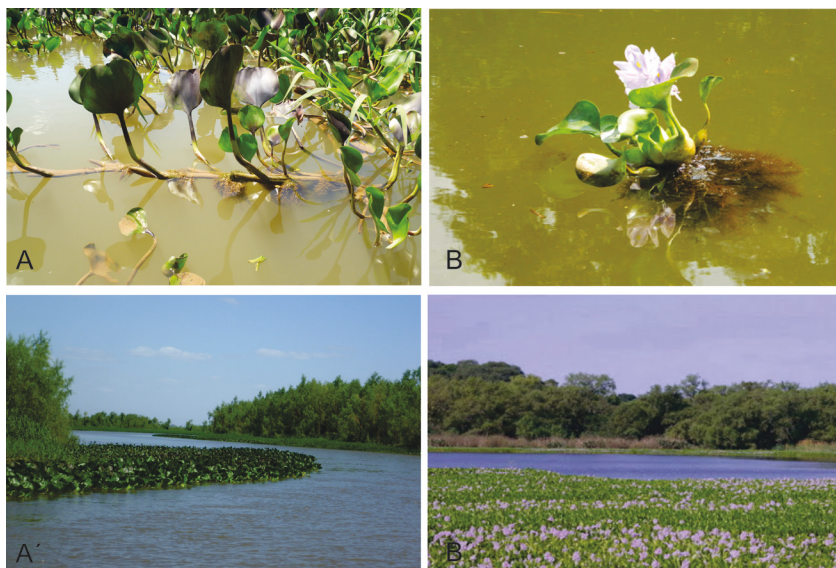


Figura 14.5. *Pontederia azurea* (A), especie acuática arraigada flotante, formando extensas poblaciones (A') que colonizan las márgenes de cauces secundarios activos. *Pontederia crassipes*, especie acuática flotante libre (B), colonizando el interior de una laguna (B')

En ambas especies, la principal adaptación es la presencia de aerénquima, tejido con grandes espacios de aire que le permiten tener tallos flotantes. La presencia de aerénquima es una de las adaptaciones claves para muchas especies, dado que no solo les permite flotar a las de hábitos flotantes libres, sino también elevar órganos fotosintéticos y reproductivos a las especies flotantes arraigadas.

Además de las adaptaciones morfológicas en sus sistemas radiculares y en la presencia de tejido aerenquimático, las adaptaciones de otras bioformas involucran relaciones interespecíficas a partir de las cuales optimizan el aprovechamiento de recursos. El helecho flotante libre conocido como acordeón de agua (*Azolla* sp.) ha consolidado a lo largo de su evolución una relación simbiótica con *Anabaena* sp., una bacteria fijadora de nitrógeno que se aloja en cavidades formadas en la superficie de las hojas del helecho. A partir de esta relación interespecífica, *Anabaena* sp. obtiene protección física, química, compuestos minerales y energéticos, en tanto que *Azolla* sp. puede utilizar compuestos nitrogenados sintetizados por la bacteria y dominar así ambientes acuáticos pobres en nitrógeno (Mohamed, 2005). Otras especies herbáceas logran este aporte nutricional a través de una estrategia adaptativa diferente: la carnivoría. El género *Utricularia*, representado por diferentes especies en humedales de agua dulce como los del Paraná, presenta trampas o utrículos

para la captura y digestión de pequeños organismos. Los utrículos presentan pelos glandulares en su interior que segregan enzimas digestivas a partir de las cuales se digieren protozoos, micro crustáceos y una gran variedad de algas de las que obtienen nitrógeno y sales minerales (Arbo y Tressens, 2005).

Así, de acuerdo con las adaptaciones de las diferentes bioformas (árboles y herbáceas, entre otras) y especies (aliso, sauce, camalotes, entre otras) y de la heterogeneidad espacio-temporal del ambiente a colonizar, las especies vegetales pueden formar poblaciones o integrarse en comunidades. La organización de la vegetación resulta en un indicador sintético de las principales características y dinámicas de los diferentes sectores del paisaje que coloniza. En tal sentido, la presencia de grandes extensiones de bioformas herbáceas y hábitos palustres a lo largo de la planicie aluvial sugiere una elevada recurrencia de suelos inundados que no permite la colonización de especies leñosas y desarrollo de bosques (Marchetti *et al.*, 2020a). En contraposición, el abrupto cambio de bioformas, dado por la presencia de fajas arbóreas con un patrón definido, insertas aún en estas mismas extensiones herbáceas, sugiere la presencia de un cauce desactivado. En algún momento de la dinámica de formación y evolución de ese sector de la planicie, hubo condiciones de altura y suministro de agua y nutrientes que permitieron el desarrollo de tales bosques. Su sola presencia, así como la de su elenco de especies, constituye un elemento informativo de la dinámica del paisaje (Figura 14.6).

En resumen, atributos de la vegetación tales como la bioforma a la que pertenecen, las adaptaciones que presentan las diferentes especies y el nivel de organización que desarrollan en los sitios que logran colonizar, entre otros, son indicadores de las características y dinámicas del ambiente, por lo que su consideración en diferentes abordajes es de sumo valor informativo.

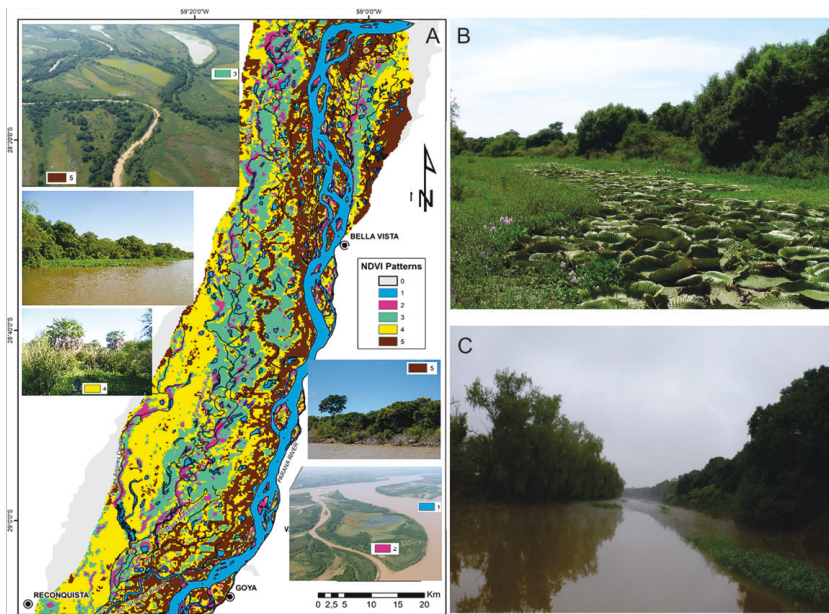


Figura 14.6. A– Sector de la planicie aluvial del Paraná con diferentes dinámicas fluviales, indicadas por la predominancia de distintos patrones de NDVI (tomado de Marchetti *et al.* 2020a). B– Zonación de bioformas herbáceas (palustres y acuáticas) y arbóreas, en la cual la presencia de *Victoria cruziana* (irupé) indica la presencia de un ecosistema acuático léntico, sin que este pueda ser identificado en la imagen como tal. C– La dominancia del sauce e inga, sobre la izquierda y derecha de la imagen, respectivamente, no solo evidencia la presencia de bosques de características diferentes, sino que además informa acerca de los procesos de sedimentación que ocurren sobre la izquierda, los cuales permiten la germinación y el desarrollo de sus bosques.

Fauna: invertebrados y vertebrados

Zooplankton

La comunidad zooplanctónica del río Paraná está basada principalmente en especies de rotíferos, cladóceros y copépodos que desarrollan sus poblaciones en el cauce principal, los cauces secundarios, afluentes y ambientes lénticos del valle aluvial, a lo largo de los 700 km correspondientes al tramo medio. Sin embargo, el número de individuos que conforma el zooplankton en las últimas tres décadas se ha visto modificado de los ensambles originales por una especie exótica e invasora que dominó el sistema. Este nuevo integrante, el mejillón *Limnoperna fortunei*, pasa parte de su ciclo de vida suspendido en el agua y luego se asienta sobre alguna superficie; la fase planctónica corres-

ponde a la etapa de larva véliger del mejillón. Este quizás ha sido el evento más significativo en los últimos tiempos, donde a partir de la aparición de las larvas de este bivalvo asiático comienza la declinación de la abundancia del zooplankton original, principalmente *Keratella* spp., y la reducción de los niveles de clorofila-*a* en los cauces secundarios (Rojas Molina y José de Paggi, 2008).

Los sistemas lóticos del río Paraná en su tramo medio están dominados, exceptuando las larvas mencionadas anteriormente, por rotíferos y nauplii de copépodos. Estos se encuentran en bajas densidades, mientras que en los ambientes lénticos se observa mayor densidad y riqueza de zooplankton, junto a la mayor proporción de copépodos adultos (Jose de Paggi y Paggi, 2007). Además, las áreas litorales tienen mayor riqueza de especies, lo que se asocia con mayor heterogeneidad del hábitat y disponibilidad de recursos (Lansac-Tôha *et al.*, 2009). El nivel de agua afecta la composición de los grupos zooplantónicos, mostrando mayor riqueza durante los momentos de inundación. Sin embargo, la mayor abundancia está asociada con el periodo de aguas bajas, menor velocidad de corriente, mayor tiempo de retención del agua y mayor disponibilidad del alimento (Figura 14.4).

Muchas de las especies son comunes a todas las grandes cuencas de América del Sur, incluyendo la del río Orinoco y Amazonas, por lo que biogeográficamente se reconoce a este grupo como perteneciente a la subregión Guayano-Brasileña (Paggi y José de Paggi, 1990).

La riqueza de la comunidad zooplantónica está caracterizada por más de 230 especies de rotíferos, 125 cladóceros y 87 copépodos (José de Paggi 1990, 2004; Paggi 2004). Entre los rotíferos, la mayor diversidad está sostenida por los géneros *Brachionus*, *Lecane* y *Trichocerca*. En general, las especies de estos géneros tienen una distribución cosmopolita, pero hay algunas de ellas que son consideradas endémicas de la región Neotropical, como *Brachionus dolabratus* Haring, *B. mirus* (Daday), *B. zahniseri* Ahlstrom, *Lecane proiecta* Hauer, *Hexarthra intermedia braziliensis* (Hauer). *Testudinella ohlei* Koste y *Lepadella donneri* Koste, entre otros. Mientras que otras especies, que inicialmente fueron consideradas como especies endémicas de la Amazonía, como *Lecane amazonica* (Murray) y *L. braziliensis* Segers, están gradualmente apareciendo en el río Paraná (José de Paggi y Paggi, 2007).

La mayor diversidad entre los cladóceros corresponde a los géneros *Diaphanosoma*, seguido de *Ceriodaphnia*, *Moina*, *Bosmina* y *Daphnia*. En contraste con los rotíferos, la mayoría de las especies de cladóceros es endémica de la región Neotropical, incluido el Caribe y el sureste de América del Norte (*Diaphanosoma brevirreme* Sars, *D. fluviatile* Hansen, *Moina minuta*

Hansen, *M. reticulata* (Daday), *Daphnia gessneri* Herbst, *Bosmina hagmani* Stingelin y *B. huaronensis* Delachaux) (José de Paggi y Paggi, 2007).

La mayor diversidad entre los copépodos calanóideos corresponde al género *Notodiaptomus*, un género endémico de la región Neotropical. Mientras que los géneros de copépodos ciclopoideos más diversos son *Mesocyclops*, *Thermocyclops* y *Microcyclops* (José de Paggi y Paggi, 2007).

Bentos

Los organismos que se desarrollan en el fondo de los ambientes acuáticos conforman la comunidad bentónica. En esta comunidad, los ensambles de especies son comunes a lo largo de todo el río Paraná, desde su tramo superior hasta el inferior (Marchese *et al.*, 2002; Thomaz *et al.*, 2004), con similitudes también con el río Paraguay (Marchese *et al.*, 2005). La composición de la comunidad bentónica es estable a lo largo de 3500 km y 18° de latitud. En rangos generales, la diversidad se incrementa lateralmente desde el cauce principal a los hábitats de la llanura de inundación (Ezcurra de Drago *et al.*, 2007; Wantzen *et al.*, 2014).

Los estudios sobre macroinvertebrados bentónicos han demostrado la importancia de las jerarquías de los cauces presentes en la llanura de inundación. Como se indicó para el cauce principal, los cauces secundarios permanentes de mayor caudal tienen los mismos mesohábitats en la sección transversal, franja central y de riberas, que muestran los mismos ensambles de especies bentónicas (Marchese y Ezcurra de Drago, 1992; Marchese *et al.*, 2002; Ezcurra de Drago *et al.*, 2007). Los pequeños cauces de la llanura de inundación presentan una gran riqueza de especies que suceden cuando el río se encuentra en niveles hidrométricos de agua media y alta, teniendo además notables variaciones temporales y espaciales en la estructura del bentos durante las crecidas máximas. Durante la fase de inundación, las condiciones hidráulicas en los umbrales y pozos de erosión de los cauces secundarios menores muestran fuertes cambios en los ensambles y en las condiciones físicas del sistema, principalmente en aquellos que corresponden a los pozos de erosión que se encuentran en las confluencias (Drago *et al.*, 2003; Ramonell *et al.*, 2007). Así es que en estos cauces menores se observan notables variaciones longitudinales en la estructura bentónica, mientras que en los cauces secundarios mayores se detectan diferencias en la sección transversal, donde los hábitats como la franja central y riberas son claramente discernibles (Ezcurra de Drago *et al.*, 2007).

La estructura bentónica de los tributarios del Paraná en su tramo medio muestra diferencias entre los que fluyen en las márgenes orientales y occiden-

tales. Aquellos afluentes del lado oriental presentan mayor riqueza y diversidad específica de macroinvertebrados que los del lado occidental (Marchese y Ezcurra de Drago, 1983; 1992). Además, los afluentes del lado oriental muestran una comunidad bentónica similar a la de los cauces de la llanura de inundación. Estas diferencias en el zoobentos que se encuentran presentes en los afluentes occidentales y cauces secundarios se deben a variables físicas y químicas, tales como profundidad, velocidad de corriente, transparencia, tipo de sustrato (lechos de cauces arenosos versus limosos), PH y —principalmente— salinidad del agua (Figura 14.4). Por otra parte, varios afluentes de la margen occidental muestran diferencias notables en la estructura bentónica como resultado de los impactos antropogénicos (Marchese y Ezcurra de Drago, 1999). Sumado a esto, los patrones de los cauces, junto con la distribución de los bancos de arena (o barras) de los cauces, producen varios microhábitats fluviales en las porciones más bajas de los arroyos—tributarios que están habitadas por diferentes comunidades de macroinvertebrados (Drago *et al.*, 2003).

Además, las lagunas aluviales de la llanura de inundación del río Paraná muestran las mayores diferencias en la estructura bentónica, debido a la diversidad de hábitats presentes. Los factores claves que explican estas diferencias son el origen, el tamaño y la morfología de las lagunas, grado de conectividad con las aguas lóaticas, porcentaje de cobertura de vegetación acuática, cantidad de materia orgánica particulada depositada en el fondo y disponibilidad de oxígeno. Las diferencias notables en el ensamble bentónico entre los distintos tipos de lagunas, así como en los distintos microhábitats dentro de la misma laguna, son reconocidas en todo el ciclo hidrosedimentológico. Algunos ejemplos que podrían referenciarse son aquellos correspondientes a las grandes lagunas de forma irregular o dendrítica con conexión directa (Paira y Drago, 2006). También es posible mencionar los ensambles de especies bentónicas que caracterizan a una «laguna joven conectada», las zonas fuertemente influenciadas por la conexión con el río, las típicas «lagunas circulares pequeñas y aisladas» que se encuentran alejadas de una conexión directa laguna—río, entre otros. A su vez, las márgenes de los sistemas acuáticos del río Paraná en su tramo medio han sido reconocidas con abundante riqueza de especies y especial dinámica del ambiente con alternancia de condiciones terrestres y acuáticas (Capello *et al.*, 2004; Montalto y Marchese, 2005; Montalto y Paggi, 2006).

Algunas características para remarcar serían las siguientes: la franja central es la zona más descriptiva y diagnóstica del río, debido a la mayor estabilidad de la estructura bentónica, con menor influencia riparia y del uso de la tierra colindante. La estructura y composición bentónica en los canales principales y secundarios de mayor descarga y flujo de agua son similares a lo largo de la

dimensión longitudinal, con una ligera disminución de la densidad y biomasa aguas abajo, y muy pocas variaciones estacionales. La estructura y composición bentónica en canales secundarios de bajo caudal y de flujo intermitente muestran marcadas variaciones espacio–temporales entre tramos rectos y pozos de confluencia. La estructura y composición bentónica en las lagunas del valle aluvial varían según el origen, la morfometría, la ubicación del ambiente en la llanura aluvial, el grado de conectividad con los canales y los estados sucesionales. El aumento del nivel del agua produce un reinicio en las etapas de sucesión en las lagunas conectadas directa o indirectamente. Las variaciones espacio–temporales en los humedales marginales son muy marcadas en relación con el pulso de crecida y desborde del río, con un cambio en la composición de invertebrados acuáticos y terrestres (Ezcurra de Drago *et al.*, 2007). Muchos invertebrados acuáticos permanecen en estos sitios, incluso durante el período sin agua, debido a estrategias adaptativas (quistes, huevos, refugio en hiporreos, entre otros) que les permiten recolonizar los hábitats cuando las condiciones vuelven a ser favorables. Un gradiente desde el canal principal a los canales secundarios, lagunas aisladas y humedales marginales temporales sucede con la densidad, biomasa, riqueza y diversidad de especies.

El conjunto típico de especies bentónicas de la franja central del cauce principal y cauces secundarios superiores está dominado por especies endémicas de la región Neotropical, como *Narapa bonettoi*, *Myoretronectes paranaensis*, *Itaspiella parana*, *Haplotaxis aedeochaeta*, mientras que ocurren registros ocasionales de *Potamocaris* spp., *Tobrilus* sp. y *Parachironomus* spp. Por otra parte, el conjunto típico de especies bentónicas de las orillas tiene predominio de *Paranadrilus descolei*, *Bothrioneurum americanum*, *Campsurus cf. notatus* y *Pisidium sterkianum*. Las lagunas tienen conjuntos típicos de especies bentónicas con similitudes a los bancos de canales secundarios. En lagunas aisladas y en estados sucesionales avanzados, se caracterizan por el predominio de *Branchiura sowerbyi*, *Chaoborus* sp. y *Chironomus* gr. *decorus*. Mientras que los humedales temporales se definen por la presencia y abundancia de especies de oligoquetos comunes a otros ambientes de la llanura aluvial y mayor representatividad del Orden Insecta (principalmente Coleoptera *Berosus* spp., Chironomidae *Polypedilum* spp., *Ceratopogonidae* spp., *Dolychopodidae* spp., *Tipulidae* spp., Odonata, *Aphylla* sp.) y Ostracoda (Zilli y Montalto, 2011). Otro grupo que direcciona materia y energía en gran cantidad es el de los crustáceos decápodos, que por su mayor capacidad de movilidad se encuentra en todos estos ambientes, pudiendo los camarones y cangrejos alcanzar densidades elevadas en las lagunas, tanto en la zona con vegetación acuática como sin vegetación (Collins *et al.*, 2007).

En suma, la heterogeneidad espacial, estructura del hábitat, inestabilidad temporal y alta productividad determinan la importancia de la dimensión lateral del sistema del Paraná en su tramo medio, más que la variabilidad presente en la dimensión longitudinal.

Peces

La diversidad de peces en este tramo del río está caracterizada por especies con diferentes estrategias de vida. La capacidad variable de desplazamientos de los mismos permite conexiones de las poblaciones entre los ambientes léticos y lóticos, estableciendo ensambles complejos entre el canal principal y la llanura aluvial. Como en otros grandes ríos con llanuras aluviales, la extensión del período inundado y la duración de los pulsos de inundación influyen en la productividad y diversidad de las especies existentes (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990).

Desde el punto de vista ictiogeográfico, esta región forma parte del dominio subtropical de la subregión Guyana–Brasileña y de la provincia «Parano–Platense» (Ringuelet, 1975). La mayoría de los peces tienen origen en los tramos superiores de la cuenca, cumpliendo el Paraná un papel fundamental como corredor faunístico y facilitando el intercambio de especies tropicales y subtropicales (López *et al.*, 2005). En la provincia «Parano–Platense» existen aproximadamente 422 especies de peces nativos, que representa el 92 % de las especies de peces de hábitat continental argentino y aproximadamente el 10 % de especies neotropicales (López, 2001). Los órdenes más representados corresponden a los Characiformes (147 especies) y Siluriformes (150 especies). Estos grupos también constituyen los principales componentes de peces de otros grandes ríos neotropicales (Lowe McConnel, 1987). Referenciando al río Paraná en su tramo medio, la riqueza de especies disminuye a aproximadamente 240 especies de peces, pertenecientes a nueve órdenes y 35 familias. Esta diversidad está relacionada con la importante riqueza de hábitats presente en el valle aluvial (Neiff, 2001, Drago *et al.*, 2003; López *et al.*, 2008).

Los sistemas lóticos con variabilidad ambiental a diferentes escalas tienen distintos tipos de hábitats usados por los peces y este uso está determinado o se convierte en una «compensación» continua entre variabilidad y requisitos de vida. Considerando las historias de vida de las principales especies y el uso del hábitat, los peces del río Paraná se pueden agrupar en grandes grupos, definidos en las especies que utilizan principalmente el canal, aquellas que habitan las lagunas y las especies cuyos ciclos de vida implican el uso de diferentes tipos de hábitats.

La especie más abundante es el sábalo (*Prochilodus lineatus*), seguida de especies pequeñas de Characiformes, comúnmente conocidas como mojarras (*Astyanax fasciatus* y *Odontostilbe pequirá*). Entre los frecuentes, pero no muy abundantes, se pueden mencionar al dorado (*Salminus brasiliensis*) y los Siluriformes de tamaño mediano, como moncholo (*Pimelodus albicans*), amarillo (*Pimelodus maculatus*) y manduvé (*Ageneiosus valenciennesi*). En el canal principal y secundario, los Siluriformes grandes y medianos son fácilmente encontrados y moderadamente abundantes, como el surubí (*Pseudoplatystoma corruscans*), surubí atigrado (*P. fasciatum fasciatum*), manduvé cucharón (*Sorubim lima*), armado (*Pterodoras granulatus*) y rayas (*Potamotrygon* spp). En ambientes lénticos, un pez ictiófago abundante y frecuente es la tararira (*Hoplias malabaricus malabaricus*), mientras que las palometas o pirañas son comunes (*Serrasalmus* spp, *Pygocentrus* spp). Los cíclidos, conocidos como chanchitas (*Gymnogeophagus australis* y *Cichlasoma facetum*), y San Pedro (*Crenicichla lepidota*) son frecuentes, pero menos abundantes (Rossi *et al.*, 2007).

El desarrollo de macrófitas en las lagunas de la llanura aluvial permite el desarrollo de poblaciones de algunas especies de peces. Son áreas vegetadas de alta complejidad estructural y con abundantes asociaciones de fauna que sirven de recurso trófico, que pueden albergar o sustentar a esas poblaciones durante el día completo o en determinados momentos del día, mostrando un ciclo nictimeral (Rossi y Parma, 1992). El uso de vegetación como refugio y alimentación de peces juveniles es muy frecuente; el 90 % de los juveniles del Alto Paraná es encontrado en esta zona (Agostinho *et al.*, 2003).

Durante las etapas de aguas altas (noviembre–abril), el cauce principal es utilizado por los peces migratorios para movilizarse y alcanzar el momento reproductivo con su posterior desove, especialmente el *Prochilodus lineatus* (sábalo) (Bonetto y Pignalberi, 1964; Bonetto *et al.*, 1971; Quirós y Cuch, 1989). Las especies de peces como el sábalo y el dorado, entre otras, muestran grandes movimientos migratorios río arriba y río abajo, alcanzando distancias de más de 1000 km y con movimientos máximos diarios de 18 a 22 km/d (Bonetto y Pignalberi, 1964; Bonetto *et al.*, 1981). La abundancia relativa del sábalo a lo largo del cauce principal parece estar inversamente relacionada con la proporción de cuerpos de agua lénticos en la llanura de inundación (Quirós y Cuch, 1989). Además, a medida que aumenta la etapa de aguas altas, la abundancia total de peces disminuye en el cauce principal (Oldani y Oliveros, 1984; Quirós y Cuch, 1989; Rabuffetti *et al.*, 2017). Estas relaciones se explicarían por la accesibilidad estacional a las lagunas de la llanura de inundación por parte de los peces que tratan de llegar a las zonas de alimentación y desove adecuadas, mostrando la importancia de la conectividad lítica–

léntica en los cauces aluviales. Las zonas de ribera de 4 a 5 m de profundidad en los puntos nodales son utilizadas por los peces migratorios como sitios de descanso, mientras que los bordes del *thalweg* se utilizan en la orientación del movimiento (Oldani, 1990). En general, niveles muy bajos del río pueden secar completamente los hábitats, mientras que un pequeño y rápido aumento del nivel hidrométrico facilitaría introducir agua a los ambientes temporalmente desconectados, cambiando considerablemente algunas características tales como la velocidad de corriente, temperatura y transparencia, entre otras. Un gran y rápido aumento del nivel del agua, producto de una inundación poco común, puede eliminar completamente el hábitat necesario para los cardúmenes de peces y producir su dispersión en la llanura de inundación (Figura 14.4). Algunos procesos ecológicos, tales como la dispersión de los peces en la llanura de inundación, concentración de peces en las lagunas remanentes y migraciones hacia cuerpos de agua permanentes de la llanura de inundación, se explican en gran medida por las variaciones en la conectividad (Abrial *et al.*, 2019).

Anfibios y reptiles

Referenciando a otro grupo de vertebrados, los anfibios son frecuentes en el valle de inundación y aportan gran información de la condición del sistema en relación con su calidad desde un punto de vista integral. En este grupo podemos mencionar la existencia de más de 30 especies de anuros (Amphibia, Anura) que habitan áreas ribereñas del río Paraná en su tramo medio, distribuidos en seis familias: *Bufo* spp., *Leptodactylidae*, *Cycloramphidae*, *Ceratophryidae*, *Hylidae* y *Microhylidae* (Peltzer y Lajmanovich, 2007).

Estos vertebrados forman, como se mencionó, un componente importante de la fauna de la llanura aluvial y puede contribuir al reciclaje rápido de los detritos. Además, las especies de anuros están adaptadas, en su reproducción y desarrollo, a la expansión/contracción de las áreas inundadas de los bordes de los ambientes acuáticos. La mayoría de las especies en la llanura aluvial del río Paraná en su tramo medio prefieren lagunas temporales o semipermanentes para la reproducción y el período reproductivo en estos sitios inestables está limitado a la temporalidad de las precipitaciones. Las lagunas en la llanura de inundación del río Paraná proveen sitios y recursos tróficos que les permite alimentarse durante todo el año y de esta manera persistir durante los periodos de bajantes y de inundación.

Otro grupo de relevancia son los reptiles. En el tramo medio del río Paraná se registran más de 70 especies, en los que se incluyen cinco tortugas, dos

cocodrilos, nueve lagartos, seis anfibios y aproximadamente 50 serpientes (Giraud *et al.*, 2007).

Los reptiles dependen en gran medida del intercambio físico con el ambiente. La actividad de las poblaciones de reptiles está limitada a la estacionalidad de la temperatura ambiente y/o a las oportunidades de tomar sol. El río Paraná en su tramo medio está sujeto a una mayor estacionalidad climática (por ejemplo, temperatura, precipitaciones), a diferencia de lo que sucede en otros grandes ríos neotropicales, como el Amazonas o el Orinoco. Sin embargo, de manera similar a estos ríos, hay un factor adicional que es preponderante en los patrones de actividad, el cual corresponde al ciclo hidrológico. Los momentos de agua alta y baja definen la dinámica de la actividad de este grupo zoológico, debido a la presencia de áreas donde los organismos puedan tener un sustrato donde estar.

Aves

Mientras que la gran diversidad de aves en el Paraná se relaciona y explota principalmente en ambientes inestables o fluctuantes a lo largo de su extensión, las variaciones cíclicas y diferencias interanuales e intraanuales son significativas (Lorenzon *et al.*, 2016). Un factor esencial que permite la convivencia de estas especies es la gran diversidad y densidad de recursos tróficos posibles que pueden encontrar en los ambientes relacionados con el valle aluvial, por lo que la fenología y abundancia de las especies de aves es altamente dinámica, la cual además está asociada a su capacidad de movilizarse. Potencialmente, cada una de las especies se diferencia de las demás en relación con su capacidad visual, horas de actividad, comportamiento de escape, abundancia en determinadas estaciones del año, profundidad en la que encuentra el recurso, y responderá de manera diferente a este mosaico de posibilidades (Mugica *et al.*, 2006; Beltzer y Quiroga, 2007).

Aquellas aves consideradas pesqueras constituyen posiblemente el grupo de aves acuáticas más complejo; no solo consumen peces, sino también insectos, crustáceos, arácnidos y moluscos, entre otros. Casi todas las especies capturan sus presas mientras caminan o acechando en los cuerpos de agua o sus bordes. Por lo tanto, la profundidad de alimentación en cada caso está limitada a la longitud de las patas y al tipo de pico. Las aves que utilizan el picoteo con pinzas, como estrategia de alimentación, básicamente capturan invertebrados acuáticos y vertebrados a través del picoteo rápido (ej. garzas en general). Aquellas que utilizan los recursos tróficos presentes entre la vegetación flotante y enraizada consumen, además de plantas y sus restos, la fauna que está asociada a ella (por ejemplo, polloneras, gallaretas). En otro

grupo, consideradas como aves carnívoras, se hace referencia principalmente a aves piscívoras buceadoras que se alimentan de vertebrados e invertebrados acuáticos, movilizándose bajo el agua (por ejemplo, biguá, aninga, macaes). También se encuentran las que se alimentan filtrando el cuerpo de agua libre de vegetación (ej. flamencos o parinas) y las que filtran entre la vegetación (por ejemplo, patos) para obtener semillas y pequeños invertebrados (Beltzer y Quiroga, 2007). En otras especies, la dieta está compuesta de organismos acuáticos y terrestres, caminando por las playas arenosas o de fango para encontrar su alimento, o entre la vegetación (por ejemplo, chorlos, gallito del agua, tero real). Sumado a estos grupos mencionados, podemos incluir las aves carnívoras que usan básicamente peces y algunos invertebrados (insectos y crustáceos palaemónidos) como alimento y que obtienen su recurso trófico a través de la percepción visual desde perchas o desde el aire. La captura de las presas se hace a través del picoteo en zambullida (por ejemplo, martines pescadores, gaviotines) o asiendo con sus garras (por ejemplo, águila pescadora), nadando o flotando (por ejemplo, gaviotas) (Beltzer y Quiroga, 2007).

Las diferentes estrategias de captura del alimento definen los lugares posibles en que se podrá observar a cada uno de estos grupos. Por lo tanto, el nivel del río expone o inunda playas, permite la presencia o no de vegetación acuática, como así también la ocurrencia de áreas libres de vegetación macrófita o no y la utilización de árboles en el valle aluvial. Estas condiciones determinan la posibilidad de que cada uno de estos grupos pueda desarrollarse o que se mueva hacia zonas donde encuentren estas condiciones.

Mamíferos

Entre los mamíferos que están asociados al río Paraná en su tramo medio, los murciélagos de la familia *Phyllostomatidae* están bien representados, a los que se suman felinos, ciervos (por ejemplo, ciervo de los pantanos) y roedores. El puma y el jaguar eran, en tiempos pasados, animales relativamente fáciles de encontrar, aunque ahora son muy raros. Otros grandes mamíferos que se pueden mencionar, algunos con frecuencia actual y otros con registros históricos, son lobito de río, coipo, tapir, carpincho, pecarí, zorro cangrejero, aguará guazú, monos, entre otros. Muchas de estas especies están poco tratadas o estudiadas en el río Paraná en su tramo medio y están siendo desplazadas o presentan riesgos para su conservación (Pautasso, 2008).

Sería necesario dedicar un capítulo aparte a la utilización de las islas por parte del ganado vacuno, el cual genera diferentes condiciones contrapuestas para los hábitats fluviales y la biota que habita en ellos.

Funcionamiento ecológico del río Paraná en su tramo medio, abordajes interdisciplinarios para su estudio integral

Desde hace varias décadas se busca interpretar el funcionamiento del río Paraná, el cual presenta algunas macro diferencias con el resto de los grandes ríos que hacen que sus comunidades biológicas tengan dinámicas y respuestas distintivas. Entre estas podemos mencionar que es uno de los pocos grandes ríos que nace en una región tropical y desemboca en una zona de clima templado, teniendo una direccionalidad norte–sur. A raíz de esto, atraviesa diferentes condiciones climáticas, dadas por el desarrollo latitudinal del recorrido. Además, como ya se ha mencionado previamente, el tramo medio del río Paraná está alimentado por el agua de áreas geológicamente diferentes: la Mata Atlántica, el Pantanal y la cordillera de los Andes (Collins y Marchese, 2020).

Dadas estas diferencias, se observa que los enfoques conceptuales de mayor aplicación en el río Paraná en su tramo medio han sido referidos al pulso de inundación (Junk *et al.* 1989), reconsiderado y ampliado por Neiff (1990, 1999), Tockner *et al.* (2000) y Junk y Wantzen (2004), a la conectividad entre ambientes (Amoros y Roux, 1988; Amoros y Bornette, 2002), al análisis de patrones y procesos en relación a las cuatro dimensiones (Ward, 1989) y al análisis a diferentes escalas jerárquicas (Frissell *et al.*, 1986).

Sin embargo, otros enfoques de larga data de aplicación en el estudio integral de otros sistemas fluviales en el mundo están siendo tímidamente considerados en diferentes estudios realizados en el río Paraná. Entre ellos, el concepto de Sucesión Biogeomorfológica (Corenblit *et al.*, 2011) está teniendo mayor significancia. Bajo esta propuesta se integran las clásicas visiones determinísticas y estocásticas con las cuales se abordaba la dinámica vegetal, junto a los conceptos provenientes de la geomorfología, reconociéndose en esta conjunción el rol activo de la vegetación en la formación de los ambientes fluviales.

Otra fusión de disciplinas con potencialidad para contribuir en la interpretación de los procesos de formación y funcionamiento de ambientes fluviales en el río Paraná es la Ecohidráulica. En diferentes experiencias destinadas a evaluar el impacto de la presencia de vegetación sobre la dinámica del flujo de agua, se han utilizado elementos artificiales representando a las plantas (Dunn *et al.*, 1996; Green, 2004). No obstante, solo a partir de la incorporación de organismos vivos en los ensayos hidráulicos fue posible la valoración —entre otros elementos— de la importancia de la forma, flexibilidad o densidad de diferentes especies en la dinámica del flujo (Schutten y Davy, 2000; Shi y Hughes, 2002; Nikora, 2010; Nepf, 2012).

A su vez, la Dendrocronología, que deviene específicamente en Dendroclimatología, Dendrogeomorfología o Dendroecología, analiza y reconstruye

oscilaciones climáticas (Villalba *et al.*, 2012), variabilidad de geoformas (Ruiz *et al.*, 2012) o regímenes de disturbios, como historias de incendios (Mundo *et al.*, 2013). Estas son solo algunas de las disciplinas donde el valor informativo del lenguaje de los árboles es clave para el entendimiento de procesos climatológicos, geomorfológicos y ecológicos ocurridos en las más variadas escalas espaciales y temporales.

Por otro lado, aunque el concepto de hidráulica de corriente ha sido menos analizado (Statzner y Higler, 1986), al igual que el concepto de corredor hiporreico (Stanford y Ward, 1993), ambos también podrían aplicarse bajo ciertas condiciones y en determinados tipos de subsistemas.

La necesidad de utilizar enfoques alternativos, interdisciplinarios y complementarios a los clásicos radica en la heterogeneidad espacio-temporal de las características y dinámicas del Paraná. La llanura aluvial del río Paraná en su tramo medio incluye cauces secundarios de diferente caudal y descarga (desde <50 a $> 2000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), lagunas de diferente origen y morfometría (irregulares, alargadas, redondas-ovaladas, entre otras; Paira y Drago, 2007), así como una amplia gama de situaciones intermedias entre las mencionadas. Esta diversidad de ambientes interviene y establece la heterogeneidad ambiental que permite el uso diferencial de distintos grupos biológicos.

La heterogeneidad del río Paraná pone en evidencia que muchos ambientes con presencia de agua no pueden ser simplemente asignados a las clásicas categorías de ecosistemas acuáticos lóticos o lénticos. Aunque los ambientes acuáticos del río Paraná podrían ser básicamente clasificados como ríos o lagunas, existe un gradiente entre y dentro de cada grupo. Se trata de ambientes tales como bosques y pajonales inundables donde, por ejemplo, la presencia de agua es solo uno de los componentes que los define, pero donde la presencia de suelos hidromórficos y de vegetación adaptada a ciclos de inundación y estiaje reviste el mismo nivel de importancia (Figura 14.7).

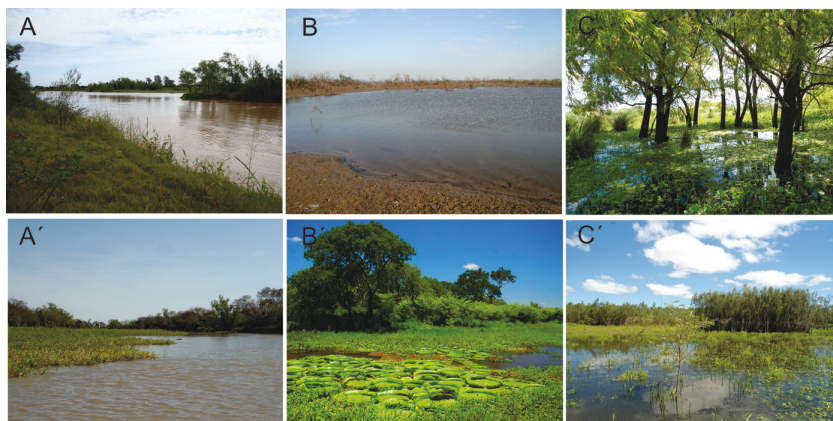


Figura 14. 7. Ejemplos de tres tipos de humedales o hábitats fluviales, así como de la heterogeneidad que puede revestir cada uno de ellos. Cauces secundarios con márgenes libres (A) y colonizadas por vegetación acuática arraigada (A'). Lagunas totalmente desprovistas (B) y casi completamente cubiertas de vegetación (B'). Sauzales (C) y alisales (C') inundables

Ello ha motivado a considerar y a plantear, en una discusión activa y aún no zanjada, la concepción del sistema fluvial del río Paraná como macrosistema de humedales (Neiff, 1990) o como paisaje de humedales (Benzaquén *et al.*, 2013). En ambos casos, el factor común es la heterogeneidad espacio-temporal que está determinada en gran parte por su dinámica hidrosedimentológica. Esto permite diferenciar tipos de humedales en este sistema, con características y dinámicas que sustentan determinados grupos biológicos, así como interacciones con el ambiente en las que participan. Estos humedales no solo sustentan una gran diversidad biológica, sino también una importante variedad de actividades productivas y de servicios ecosistémicos.

Organismos ingenieros

Dado el enfoque bajo el cual los tomos de este libro han sido elaborados («Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura»), en este capítulo es de interés incluir, entre la variedad de esquemas conceptuales, el relacionado con organismos ingenieros. Como «ingenieros del ecosistema» se conoce a los organismos que directa o indirectamente modulan la disponibilidad de recursos para otras especies, ya sea porque provocan cambios en el medio abiótico como biótico (Jones *et al.* 1996).

Así, distintos grupos biológicos intervienen en procesos de formación de hábitats, tales como los de bioconstrucción (desarrollo de estructuras geomór-

ficas moderado por seres vivos que las inducen o refuerzan), bioestabilización (equilibrio y/o seguridad otorgada por los seres vivos a una masa de sustrato), bioerosión (desgaste llevado a cabo por organismos sobre sustratos consolidados, ya sean de origen orgánico o inorgánico) y bioturbación (alteración del sedimento por la presencia y desplazamiento de seres vivos) (Naylor *et al.*, 2002; Viles *et al.*, 2008).

Entre estos grupos biológicos, los efectos de la vegetación son ampliamente documentados. En cursos de agua, por ejemplo, modifica la velocidad de la corriente (Petryk y Bosmajian, 1975; Neiff *et al.*, 1989), alterando el depósito de los materiales transportados en suspensión (Corenblit *et al.*, 2007); incrementa la rugosidad en la sección de escurrimiento, modificando la distribución de caudales y la sedimentación del material suspendido en condiciones de desborde (Tsujiyamoto, 1999; Corenblit *et al.*, 2007), y genera materia orgánica que contribuye a evitar la erosión (Viles *et al.*, 2008; Corenblit *et al.*, 2011). Además, especies actúan en la estabilización de bancos y modifica patrones de cauces (Huang y Nanson, 1997; Rodrigues *et al.*, 2006).

En el sistema fluvial del Paraná, las matas de vegetación acuática arraigada formadas principalmente por las especies dominantes (*Lousiella elephantipes* y *Polygonum ferrugineum*, entre las más frecuentes) cumplen roles de ingenieros, dado que contribuyen a la formación de albardones en el interior de ciertos cauces secundarios (Ramonell *et al.*, 2013). Este tipo de vegetación persiste durante todo el año y su presencia altera las velocidades del flujo y el transporte de sedimentos en suspensión. Estudios de campo han demostrado que 100 g de *L. elephantipes* y *P. ferrugineum* —especies dominantes de los canutillares y catazales, respectivamente— son capaces de sostener adheridos a sus superficies valores medios de 201 g y 129 g, respectivamente, de sedimentos finos suspendidos en el agua (Marchetti y Ramonell, 2014). Datos complementarios, inherentes a la biomasa vegetal de estas matas de vegetación en cauces secundarios en el sistema Leyes–Setúbal, indican valores medios de 342 g de biomasa seca aérea y 1370 g de biomasa seca sumergida por metro cuadrado y cúbico de superficie y volumen de *L. elephantipes* (Canutillo). Esto da una idea del potencial ingenieril que presentan estas especies asociadas a la retención del sedimento suspendido (Rodríguez, comunicación personal).

El entramado de tallos y raíces sumergido, que se forma en los canutillares y que puede alcanzar varios cientos de metros cuadrados de superficie continua, interfiere con el flujo del agua. Debido a la complejidad de esta estructura biológica, es difícil la cuantificación correcta de la tasa de retención del flujo de agua que provoca esta formación. El desarrollo de tallos y raíces en profundidad es variable y responde a las características de las márgenes y al tipo y desarrollo de la vegetación. No obstante, representa un obstáculo

vivo directo, que intercepta al flujo y a los sedimentos en suspensión transportados en este, alterando de esta forma diferentes procesos asociados y/o aportando a la construcción del ambiente en el Paraná (Figura 14.8, A–B).

Otros ejemplos vinculados con la Biogeomorfología contribuyen a ilustrar la capacidad de organismos ingenieros de algunas especies, que inciden activamente en la dinámica de formación y evolución del sistema fluvial del Paraná a diferentes escalas de espacio y tiempo (Marchetti *et al.*, 2020c). Durante las crecidas, por ejemplo, eventos de erosión de márgenes generan caída de árboles que actúan como anclaje para la vegetación acuática arraigada, que inicia la colonización de márgenes a expensas de este organismo ingeniero; márgenes que, dada la naturaleza erosiva, no han sido colonizadas hasta el evento mencionado (Figura 14.8 C–D).



Figura 14 8. Organismos ingenieros del Paraná. A– Sedimento retenido por tallos y raíces sumergidas de *Louisiella elephantipes*, B– Canutillares después de un evento de crecida. En el recuadro, el color verde del tallo «atrapado» en el paquete de sedimentos sugiere que la vegetación ya estaba instalada en el sitio cuando el sedimento quedó retenido. C– Sauce caído durante un evento de bajante, reteniendo un canutillar a la deriva. D– Bosque de Sauce después de un evento de crecida, donde se aprecian las hojas y canales erosivas, asociadas a la presencia de los troncos

Por otro lado, los árboles que persisten en pie durante las crecidas también generan un efecto sobre su entorno, puesto que participan activamente en la conformación del relieve y en la distribución de los sedimentos y nutrientes asociados. Una vez instalada la fase de desborde, los mismos eventos de crecida

tendrán efectos diferentes de acuerdo con las características de las comunidades en general y de los bosques riparios en particular. Características tales como presencia de arbustos, desarrollo de cobertura herbácea, pero principalmente, diámetro y densidad de sus especies arbóreas, desordenan el flujo y contribuyen al modelado de la topografía (Figura 14.8.D). Para el Paraná, investigaciones recientes comunican las cantidades sedimentadas y los nutrientes asociados a bosques riparios de diferentes características y a eventos de crecidas, tanto de verano como de invierno (Marchetti *et al.*, 2020b).

Finalmente, así como muchas especies inciden directa o indirectamente en la construcción de los ecosistemas, otras—además— registran diferentes eventos a lo largo de su ciclo de vida. En bosques del río Paraná, los resultados obtenidos desde la Dendroecología evidencian la cualidad de *Salix humboldtiana* (sauce) para datar con precisión anual la formación de islas recientes. Además, la relación entre su crecimiento radial y otras variables hidrosedimentológicas del río, así como su presencia en un amplio rango de alturas topográficas, hacen que esta especie tenga un buen potencial para reconstruir la sucesión biogeomorfológica en ambientes contrastantes de la planicie aluvial (Brumnich *et al.* 2019). Por otro lado, investigaciones dendrocronológicas en curso sobre otras especies arbóreas, como *Albizia inundata* (timbó blanco) y *Vachellia caven* (aromito), permitirían reconstruir disturbios ocurridos en bosques situados en el entorno de cauces que actualmente presentan bajos niveles de actividad morfodinámica (Brumnich, comunicación personal).

Además de la vegetación, algunos animales del Paraná también son considerados organismos ingenieros. Se trata de especies que realizan actividades de modificación de la estructura de los bordes de los ríos, en particular la del río Paraná en su tramo medio, como los cangrejos de las especies *Zilchiopsis* sp. principalmente y *Dilocarcinus* sp., *Sylviocarcinus* sp. y *Trichodactylus* sp. en menor medida. Estas especies construyen cuevas en el borde del río, cuando el tipo de sedimento lo permite, donde desarrollan sus actividades y generan lo que se conoce en algunas regiones como cangrejales (Collins *et al.*, 2007). El movimiento de este sedimento genera procesos de oxigenación del sustrato, debilitamiento de las márgenes por la presencia de túneles, que pueden llegar a más de dos metros de profundidad, y estructuras que pueden ser utilizadas por otros grupos zoológicos como serpientes y algunas aves. La construcción de estas cuevas ocurre de manera paralela a la superficie o perpendicular a ella, o con alguna angulación, dependiendo del tipo de sedimento presente (cantidad de limo, arcilla y arenas).

Referencias bibliográficas

- Abell, R.; Thieme, M.L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Petry, P. (2008). Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*, 58, 403–414. <https://doi.org/10.1641/B580507>
- Abrial, E.; Espínola, L.A.; Rabuffetti, A.P.; Eurich, M.F.; Paira, A.R.; Blettler, M.C.M. y Amsler, M. L. (2019). Variability of hydrological connectivity and fish dynamics in a wide subtropical-temperate floodplain. *River Research and Applications* 2019, 1–10. <https://doi.org/10.1002/rra.3517>
- Aceñolaza, P.; Manzano, A.; Rodríguez, E.; Sanchez, L.; Ronchi, A.L.; Giménez, E.; Demonte, D. y Marchetti, Z.Y. (2008). Biodiversidad de la región superior del Complejo Deltaico del Río Paraná. *Serie Misc. INSUGEO*, 17.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Suzuki, H.I. y Júlio, H.F. (2003). Migratory fish from the upper Paraná River basin. Brazil. En Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C. y Baer, A. (Eds.). *Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status* (pp. 19–98). World Fisheries Trust, the World Bank, and the International Development Research Centre.
- Amoros, C. y Roux, A.L. (1988). Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. En Schreiber K. F. (Ed.). *Connectivity in Landscape Ecology* (pp. 125–130).
- Amoros, C. y Borette, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Fresh. Biol.*, 47, 761–766.
- Amsler, M.L. (2006). Evolución de la carga de lavado en el Alto Paraná (1968–2004). Incidencia sobre las sedimentaciones en la planicie aluvial del Paraná Medio. En *Actas III Congreso Iberoamericano sobre Control de la Erosión y los Sedimentos* Buenos Aires.
- Amsler, M.L.; Drago, E.C. y Paira, A.R. (2007). Fluvial Sediments. Main Channel and Alluvial Plain Interrelationships. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer.
- Arbo, M.M. y Tressens, S.G. (2005). *Flora del Iberá*. EUDENE. Universidad Nacional del Nordeste.
- Baker, J.A.; Killgore, K.J. y Kasul, R.L. (1991). Aquatic habitats and fish communities in the Lower Mississippi River. *Reviews in Aquatic Sciences*, 3, 313–356.
- Beltzer, A. y Quiroga, M. (2007). Birds. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a subtropical wetland* (pp. 363–377). Springer.
- Benzaquén, L.; Blanco, D.; Bo, R.; Kandus, P.; Lingua, G.; Minotti, P.; Quintana, R.; Sverlij, S. y Vidal, L. (2013). *Inventario de los Humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales de los ríos Paraná y Paraguay*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Bonetto, A.A. y Pignalberi, C. (1964). Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en los ríos mesopotámicos de la República Argentina. *Comunicaciones Instituto Nacional de Limnología*, 1, 1–14.
- Bonetto, A.A.; Pignalberi, C.; Cordiviola de Yuan, E. y Oliveros, O. (1971). Informaciones complementarias sobre migraciones de peces en la cuenca del Plata. *Physis*, 30, 505520.
- Bonetto, A.; Canon Verón, M. y Roldán, D. (1981). Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el río Paraná. *Ecosur*, 16, 29–40.
- Bonetto, A. y Orfeo, O. (1984). Caracteres sedimentológicos de la carga en suspensión del río Paraná entre Corrientes y Esquina (Rep. Argentina). *Rev. Asoc. Arg. Min., Petr. y Sediment.*

- Bonetto, C.; Villar, C.; de Cabo, L. y Vaithyanathan, P. (1998). Hydrochemistry of a large floodplain river. *Verh Int Ver Limnol*, 26, 899–902.
- Bonetto, A.A. y Wais, I.R. (1995). Southern South American streams and rivers. En Cushing, C.E.; Cummins K.W. & Minshall, G.W. (Eds.). *River and Streams Ecosystems* (pp. 257–293). Elsevier.
- Brumnich, F.; Marchetti, Z.Y. y Pereira, M.S. (2019). Changes in forest diversity over a chronosequence of fluvial islands. *iForest Biogeosciences and Forestry*, 12, 306–316.
- Capello, S.; Marchese, M. y Ezcurra de Drago, I. (2004). Descomposición y colonización por invertebrados de hojas de *Salix hundsboaldiana* en la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Amazoniana*, 18, 125–143.
- Carper, G.L. y Bachmann, R.W. (1984). Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41, 1763–1767.
- Carvalho, P.; Bini, L.M.; Thomaz, S.M.; Oliveira, L.Q.; Robertson, B.; Tavechio, W.L.G. y Darwisch, A.J. (2001). Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, 23, 265–273.
- Clark, M.I.; Clark, D.B. y Roberts, D.A. (2004). Small-footprint lidar estimation of subcanopy elevation and tree height in a tropical rain forest landscape. *Remote Sensing of Environment*, 91(1), 68–89.
- Cobb, S.P. (1989). Aquatic Zones in alluvial rivers, and GIS applications, in description and evaluation of aquatic habitats in rivers, streams, and reservoirs. Water operations technical support (WOTS) workshop. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Collins, P.A.; Giri, F. y Williner, V. (2011). Biogeography of the freshwater decapods at La Plata basin, South America. *Journal of Crustacean Biology*, 31(1), 179–191.
- Collins, P.A. y Marchese, M. (2020). Ecosystems. En Metcalfe, C.D.; Menone, M.; Collins, P. & Tundisi, J. (Eds.). *The Paraná River Basin: protecting ecosystem services through effective water management* (pp. 80–103). Earthscan from Routledge.
- Collins, P.; Williner, V. y Giri, F. (2007). Littoral Communities. Macrocrustaceans. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a subtropical wetland* (pp. 277–301). Springer.
- Corenblit, D.; Baas, A.; Bornette, G.; Darrozes, J.; Delmotte, S.; Francis R.A.; Gurnell, A.; Julien, F.; Naiman, R.N. y Steiger, J. (2011). Feedbacks between geomorphology and biota controlling Earth surface processes and landforms: A review of foundation concepts and current understandings. *Earth–Science Reviews*, 106, 307–331
- Corenblit, D.; Tabacchi, E.; Steiger, J. y Gurnell, A.M. (2007). Reciprocal interaction sand adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: are view of complementary approaches. *Earth Science Reviews*, 84, 56–86.
- Depetris, P.J. (1976). Hydrochemistry of the Paraná River. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 736–739.
- Depetris, P.J. (2005). Revisiting biogeochemical aspects of the Paraná River. En Heathwaite, L.; Webb, B.; Rosenberry, D.; Weaver, D.; Hayashi, M. (Eds.). *Dynamics and biogeochemistry of river corridors and wetlands* (pp. 159–166). International Association of Hydrological Sciences.
- Depetris, P.J. y Kempe, S. (1990). The impact of the El Niño event on the Paraná River, its discharge and carbon transport. *Paleogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol. (Global and Planetary Change Section.)*, 89, 239–244.
- Depetris, P.J. y Kempe, S. (1993). Carbon dynamics and sources in the Paraná River. *Limnol. Oceanogr.*, 387, 382–395.

- Depetris, P.J. y Pasquini, A.I. (2007). The geochemistry of the Parana River: an overview. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J (Eds.). *The Middle Parana River: limnology of a subtropical wetland* (pp. 143–174). Springer.
- Devercelli, M. (2010). Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Parana River (Argentina). *Hydrobiologia*, 639, 5–19.
- Devercelli, M.; Scarabotti, P.; Mayora, G.; Schneider, B. y Giri, F. (2016). Unravelling the role of determinism and stochasticity in structuring the phytoplanktonic metacommunity of the Parana River floodplain. *Hydrobiologia*, 764, 139–156.
- Devercelli, M.; Zalocar de Domitrovic, Y.; Forastier, M. y Zaburlin, N. (2014). Phytoplankton of the Parana River Basin. En G. Tell; I. Izaguirre & L. O'Farrell, I. (Eds.), *Freshwater phytoplankton from Argentina. Fundamental and Applied Limnology 65 (Special Issue)* (pp. 39–65).
- Diawol, V.P.; Torres, M.V. y Collins, P.A. (2016). Field evaluation of oxygen consumption by two freshwater decapod morphotypes (Trichodactylidae and Aegidae); the effect of different times of the day, body weight and sex. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 49, 251263. 10.1080/10236244.2016.1190521
- Drago, E.C. (1976). Origen y clasificación de ambientes leníticos en llanuras aluviales. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.*, 7, 123–137.
- Drago, E.C. (1981). Grados de conexión y fases hidrológicas en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná (Argentina). *Ecología*, 6, 27–33.
- Drago, E.C. (1984). Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. VI: Temperatura del agua. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*, 15, 79–82.
- Drago, E.C. (1989). Morphological and hydrological characteristics of the floodplain ponds of the Middle Paraná River (Argentina). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 22(3), 183–190.
- Drago, E.C. (1990). Hydrological and geomorphological characteristics of the hydrosystem of the Middle Paraná River. En *Acta Limnol. Brasil*, 3, 907–930.
- Drago, E.C. (2007). The Physical Dynamics of the River-Lake Floodplain System. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropic al Wetland* (pp. 83–122). Springer.
- Drago, E.C. y Amsler, M.L. (1988). Suspended sediment at a cross section of the Middle Paraná River: concentration, granulometry and influence of the main tributaries. En IAHS. *Proceedings of the Porto Alegre Symposium Sediment Budget* (pp. 381–396). Porto Alegre.
- Drago, E.C. y Paira, A.R. (1987). Temperature and heat budget in a floodplain pond of the Middle Paraná River (Argentina). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*, 18(2), 105–228.
- Drago, E.C. y Vassallo, M. (1980). Campaña limnológica «Keratella I» en el río Paraná Medio: características físicas y químicas del río y ambientes leníticos asociados. *Ecología*, 4, 45–54.
- Drago, E.C.; Ezcurra de Drago, I.; Oliveros, O. y Paira, A. (2003). Aquatic habitats, fish and invertebrate assemblages of the Middle Paraná River. *Amazoniana*, 17, 291–341.
- Drever, J.I. (2005). Surface and ground water, weathering, and soils. *Treatise on Geochemistry* 5. Elsevier.
- Dunn, C.; Lopez F. y Garcia, M.H. (1996). Mean flow and turbulence in a laboratory channel with simulated vegetation. *Hydraul. Engr. Series*, 51.
- Espínola, L.A.; Abrial, E.; Rabuffetti, A.P.; Simoes, N.R.; Amsler, M.L.; Blettler, M.C.M.; Eurich, M.F. y Paira, A.R. (2019). Discrimination of hydrologic variations for spatial distribution of fish assemblage in a large subtropical temperate river. *Ecohydrology*. 10.1002/eco.2163
- Evans, D.H. (2009). *Osmotic and ionic regulation cells and animals*. Taylor and Francis Group.

- Ezcurra de Drago, I.; Marchese, M. y Montalto, L. (2007). Benthic Invertebrates. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 251–275). Springer.
- Frissell, C.A.; Liss, W.J.; Warren, C.E. y Hurley, M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ Manage*, 10, 19–214.
- Giraudó, A.R.; Arzamendia, V y López, S.M. (2007). Reptiles. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 341–362). Springer.
- Gorman, O.T. (1987). Habitat segregation in an assemblage of minnows in an Ozark stream. En Mattheus, W.J. & Heins, D.C. (Eds.). *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes* (pp. 33–41). University of Oklahoma Press.
- Gorman, O.T. y Karr, J.R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59, 507–515.
- Green, J. (2004). *Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. Hydrological processes*, 18.
- Hamilton, S.K. y Lewis W.M. (1990). Basin morphology in relation to chemical and ecological characteristics of lakes on the Orinoco River floodplain. Venezuela. *Arch. Hydrobiol.*, 119(4), 393–425.
- Hamilton, S.K.; Melack, J.M.; Goodchild, M.F. y Lewis, W.M. (1992). Estimation of the Fractal Dimensions of Terrain from Lake Size Distributions. En Carling, P.A. and Petts, G.E. (Eds.). *Lowland Floodplain Rivers: Geomorphological Perspectives* (pp. 145–163). J. Wiley & Sons.
- Hawkes, H.A. (1975). River zonation and classification, pp. 313–374. En Whitton, B.A. (Ed.). *River ecology* (pp. 313–374). Blackwell.
- Huang, H.Q. y Nanson G.C. (1997). Vegetation and channel variation; a case study of four small streams in southeastern Australia. *Geomorphology* (pp. 237–249).
- Hynes, H.R. (1970). *Ecology of running waters*. University Toronto Press.
- Iriondo, M.H. (1972). Mapa geomorfológico de la llanura aluvial del río Paraná desde Helvecia hasta San Nicolás, República Argentina. *Rev. Asoc. Geológica Argentina*, 27(2), 155–160.
- Iriondo, M.H. (2007). Geomorphology. En Iriondo, M.H.; Paggi J.C.; Parma M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 33–52). Springer.
- Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. y Parma, J. (2007). *The Middle Parana River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer.
- Jones, C.O; Lawton, J.H. y Shachak, M. (1996). Organisms as Ecosystem Engineers. En *Ecosystem Management*. Springer.
- José de Paggi, S.B. (1990). Ecological and biogeographical remarks on the rotifer fauna of Argentina. *Rev Hydrobiol Trop*, 23(4), 297–311.
- José de Paggi, S.B. (2004). *Diversidad de Rotíferos Monogononta en el Bajo Paraná*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de La Plata.
- Jose de Paggi, S, y Paggi, J.C. (2007). Zooplankton. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C.; Parma M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 229–249). Springer.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B. y Sparks, R.E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. En Dodge, D.P. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Junk, W.J. y Wantzen, K.M. (2004). The Flood Pulse Concept: new aspects, approaches, and applications. En Welcomme, R.L.; Petr, T. (Eds.). *Proceedings of the 2nd International*

- Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*. Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission.
- Lane, S.N.; Parson, D.R.; Best, J.L.; Orfeo, O.; Kostaschuk, R.A. y Hardy, R.J. (2008). Causes or rapid at a junction of two large rivers: Río Paraná and Río Paraguay, Argentina. *Journal of Geophysical Research*, 113, F02019. 10.1029/2006JF000745
- Lansac-Toha, F.A.; Bonecker, C.C.; Velho, L.F.M.; Simoes, N.R.; Dias, J.D.; Alves, G.M. y Takahashi, E.M. (2009). Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Parana River floodplain: Interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 539–549.
- Latrubesse, E.M. (2012). Amazon lakes. En Bengtsson, L.; Herschy, R.W.; Fairbridge R.W. (Eds.). *Encyclopedia of lakes and reservoirs* (pp. 13–26). Springer.
- Lewis, W.M. (1983). A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, 1779–1787.
- López, H.L. (2001). Estudio y uso sustentable de la biota austral: ictiofauna continental argentina. *Rev. Cubana Invest. Pesq.*, 138–8452.
- López, H.L.; Menni, R.C.; Donato, M. y Miquelarena, A.M. (2008). Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, 35, 1564–1579.
- López, H.L.; Miquelarena, A.M.; Ponte Gomez, J. (2005). Biodiversidad y Distribución de la Ictiofauna Mesopotámica. Temas de Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II. *INSUGEO*, 14, 311–354.
- López, H.L.; Morgan, C.C.; Montenegro, M.J. (2002). Ichthyological Eco-regions of Argentina. *ProBiota. Serie Técnica y Didáctica*.
- Lorenzón, R.E.; Beltzer, A.H.; Olguin, P.F. y Ronchi Virgolini, A.L. (2016). Habitat heterogeneity drives bird species richness, nestedness and habitat selection by individual species in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Austral Ecology*, 41, 829–841.
- Lowe McConnel, R. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press.
- Maglianesi, R.E. (1973). Principales características químicas y físicas de las aguas del Alto Paraná y Paraguay inferior. *Physis B* 32, 85, 185–197.
- Marchese, M. y Ezcurra de Drago, I. (1983). Zoobentos de los principales tributaries del río Paraná medio en el tramo Goya–Diamante. Su relación con el cauce principal y cauces secundarios. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 14, 95–109.
- Marchese, M. y Ezcurra de Drago, I. (1992). Benthos of the lotic environments in the middle Paraná River system: transverse zonation. *Hydrobiología*, 237, 1–13.
- Marchese, M. y Ezcurra de Drago, I. (1999). Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Paraná River drainage basin. *Arch. Hydrobiol.*, 46, 233–255.
- Marchese, M.; Ezcurra de Drago, I. y Drago E.C. (2002). Benthos invertebrates and physical habitat relationships in the Paraná River floodplain system. En McClain, M. (Ed.). *The Ecohydrology of South American rivers and wetlands* (pp. 111–132). IAHS Special Publ. 6.
- Marchese, M.R.; Wantzen, K.M. y Ezcurra de Drago, I. (2005). Benthic invertebrate assemblages and species diversity patterns of the Upper Paraguay River. *River Research and Application*, 21, 485–499.

- Marchetti, Z.Y.; Latrubesse, E.M.; Pereira, M.S. y Ramonell, C.G. (2013). Seasonal dynamics of the vegetation and relationships with geomorphic units in the floodplain of the Paraná River, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 46, 122–136.
- Marchetti, Z.Y y Ramonell, C.G. (2014). Valoración preliminar de la retención de sedimentos por hidrófitas en cauces secundarios del río Paraná Medio. *Aqua-LAC*, 6(1), 8–16.
- Marchetti, Z.Y.; Massa, E. y Brumnich, F. (2020b). Sediment and nutrient deposition in different riparian forests and floods of the Middle Paraná River. *Ecohydrology*. <https://doi.org/10.1002/eco.2153>
- Marchetti, Z.Y.; Ramonell, C.G.; Brumnich, F.; Alberdi, R. y Kandus, P. (2020a). Vegetation and hydrogeomorphic features of a large lowland river: NDVI patterns summarizing fluvial dynamics and supporting interpretations of ecological patterns. *Earth Surface Processes and Landforms*. 10.1002/esp.4766
- Marchetti, Z.Y.; Villalba, A.B.; Ramonell, C.G.; Brumnich, F. y Pereira, M.S. (2020c). Biogeomorphic succession in a fluvial-lacustrine delta of the Middle Paraná River (Argentina): feedbacks between vegetation and morphodynamics. *Science of the Total Environment*. 10.1016/j.scitotenv.2020.139799
- Melack, J.M. (1984). Amazon floodplain lakes: Shape, fetch and stratification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 1278–1282.
- Metcalf, C.D.; Menone, M.; Collins, P. y Tundisi, J. (2020). *The Paraná River Basin: protecting ecosystem services through effective water management*. Earthscan from Routledge.
- Mohamed, M. (2005). *Role of Azolla in Different Ecosystems*. M.Sc. Degree Thesis. Faculty of Science. Al Azhar University.
- Montalto, L. y Marchese, M. (2005). Cyst formation of Naididae and Opisthocystidae (Oligochaeta) as adaptive strategy for tolerating drought in fluvial wetland of Parana River. *Wetlands*, 25(2), 488–494.
- Montalto, L. y Paggi, A. (2006). Diversity of chironomid larvae in a marginal fluvial wetland of the Middle Parana River floodplain, Argentina. *Int. J. Lim.*, 42, 289–300.
- Morrone, J.J. (2001). Biogeografía de América Latina y el Caribe. Manuales y Tesis. *Revista Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, 3.
- Mugica, L.; Martín, D.D.; Jiménez A.A. y Rodríguez, A. (2006). *Aves Acuáticas en los humedales de Cuba*. Editorial Científico-Técnica.
- Mundo, I.A.; Kitzberger, T.; Juñent, F.R.; Villalba, R. & Barrera, M.D. (2013). Fire history in the Araucaria araucana forests of Argentina: human and climate influences. *International Journal of Wildland Fire*, 22(2), 194–206.
- Naylor, L.A.; Viles, H.A. y Carter, N.E.A. (2002). Biogeomorphology revisited: looking toward the future. *Geomorphology*, 47, 3–14.
- Nepf, H.M. (2012). Flow and Transport in Regions with Aquatic Vegetation. *Annual review of Fluid Mechanics*, 44, 123–142.
- Neiff, J.J. (1986). Las grandes unidades de vegetación y ambiente insular del río Paraná en el tramo Candelaria–Itá Ibaté. *Rev. Cienc. Nat. Litoral*, 17, 7–30.
- Neiff, J.J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6), 424–441.
- Neiff, J.J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En Malvárez, A.I. (Ed.). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica* (pp. 97–146). Universidad de Buenos Aires.

- Neiff, J.J. (2001). Humedales de la Argentina: Sinopsis, problemas y perspectivas futuras. En Cirelli, A.F. (Ed.). *El Agua en Iberoamérica. Funciones de los Humedales, calidad de vida y agua segura* (pp. 83–112). Publ. CYTED.
- Neiff, J.J.; Patiño, C.A. y Martiarena, N.R. (1989). Atenuación el escurrimiento fluvial por la vegetación del Bajo Paraguay durante las inundaciones. En *Actas del Seminario Internacional sobre Rio de Grandes llanuras*. Buenos Aires.
- Nikora, V. (2010). *Hydrodynamics of aquatic ecosystems: an interface between ecology, biomechanics and environmental fluid mechanics*. *River Research and applications*, 26, 367–384.
- Oldani, N.O. (1990). Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). *Revue d' Hydrobiologie tropicale*, 23, 67–76.
- Oldani, N. y Oliveros, O. (1984). Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná: Dinámica temporal de peces de importancia económica. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 15, 175–183.
- Orfeo, O. y Stevaux, J. (2002). Hydraulic and morphological characteristics of middle and upper reaches of the Paraná River (Argentina and Brazil). *Geomorphology*, 44, 309–322.
- Paggi, J.C. (2004). Importancia de la fauna de Cladoceros (Crustacea, Branchiopoda) del Litoral Fluvial Argentino. *INSUGEO*, 12, 5–12.
- Paggi, J.C. y José de Paggi, S.B. (1990). Zooplankton of lotic and lenitic environments of the Middle Paraná River. *Acta Limnol Brasil*, 3, 685–719.
- Paira, A.R. y Drago, E.C. (2006). Genetical, morphological and evolutionary relationships of the floodplain lakes in the Middle Paraná River hydrosystem. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 145, 207–228.
- Paira, A.R. y Drago, E.C. (2007). Origin, Evolution, and Types of Floodplain Water Bodies. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropic al Wetland* (pp. 53–81). Springer.
- Pautasso, A.A. (2008). Mamíferos de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales «Florentino Ameghino»*. Ediciones Biológica.
- Peltzer, P.M. y Lajmanovich, R.C. (2007). Amphibians. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropic al Wetland* (pp. 327–340). Springer.
- Pennak, R.W. (1971). Toward a classification of lotic habitats. *Hydrobiologia*, 38, 321–334.
- Petryk, S. y Bosmajian, G. (1975). Analysis of flow through vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering Division*, 101(7), 871–884.
- Quirós, R. y Cuch, S. (1989). The Fisheries and Limnology of the Lower Plata Basin. En Dodge, D.P. (Ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries an Aquatic Sciences 106.
- Rabuffetti, A.P.; Abrial, E.; Espínola, L.A.; Amsler, M.L.; Eberle, E.G.; Blettler, M.C.M. y Paira, A.R. (2017). Influence of hydrology on the fish body condition in a large subtropical floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 15(1), e160049. 10.1590/1982-0224-20160049
- Ramonell, C.G.; Drago, E.; Paira, A. y Amsler, M.L. (2007). Levee toe scour: a mechanism of sediment reworking in the Paraná River Floodplain. *Workshop on Morphodynamic Processes in Large Lowland Rivers*. Cayastá.
- Reboratti, H.J.; Neiff, J.J. y Romano, M. (1987). Estructura de los alisales de *Tessaria integrifolia*. I. Análisis poblacional de rodales típicos. *Rev. Asoc. Nat. Litoral*, 18, 77–78.
- Reynolds, C.S. y Descy, J.P. (1996). The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement 113, Large Rivers*, 10, 161–187.

- Ringuelet, R.A. (1975). Zoogeografía y Ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*, 2, 1–222.
- Rodrigues, S.; Breheret J.G.; Macaire, J.J.; Greulich, S. y Villar, M. (2006). In-channel woody vegetation controls on sedimentary processes and the sedimentary record within alluvial environments: a modern example of an anabranch of the River Loire, France. *Sedimentology*, 1–20.
- Rojas Molina, F. y Jose de Paggi, S. (2008). Zooplankton in the Parana River Floodplain (South America) before and after the invasion of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia). *Wetlands*, 28, 695–702.
- Rojo, C.; Álvarez Cobelas, M. y Arauzo, M. (1994). An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiología*, 289, 43–55.
- Ross, S.T.; Baker, J.A. y Clark, K.E. (1987). Microhabitat partitioning of southeastern stream fishes: temporal and spatial redictability. En Matthews, W.J. & Heins, D. C. (Eds.). *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*. University of Oklahoma Press, Norman.
- Rossi, L.M.; Cordiviola, E. y Parma, M.J. (2007). Fishes. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropic al Wetland* (pp. 305–325.). Springer.
- Rossi, L.M. y Parma, M.J. (1992). Influencia de la vegetación acuática en la distribución de peces del río Paraná, Argentina. *Ambiente subtropical*, 2, 65–75.
- Ruiz, L.; Masiokas, M.H., & Villalba, R. (2012). Fluctuations of Glaciar Esperanza Norte in the north Patagonian Andes of Argentina during the past 400 yr. *Climate of the Past*, 8(4), 1079–1090.
- Schmidt–Nielsen, K. (1997). *Animal Physiology: Adaptation and Environment*. Cambridge University Press.
- Schutten, J. y Davy, A.J. (2000). Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecología*, 123, 445–452.
- Shi, Z. y Hughes, J.M.R. (2002). Laboratory flume studies of microflow environments of aquatic plants. *Hydrological processes*, 16, 3279–3289.
- Sippel, S.J.; Hamilton, S.K. y Melack, J.M. (1992). Inundation area and morphometry of lakes on the Amazon River floodplain, Brazil. *Arch. Hydrobiol.*, 123, 385–400.
- Standford, J.A.; Ward, J.V. (1993). An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 12, 48–60.
- Statzner, B.; Higler, B. (1986). Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biol.*, 16, 1217–139.
- Thomaz, S.M.; Agostinho, A.; Hahn, N.S. (2004). *The Upper Parana River and Its Floodplain*. Backhuys Publisher.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M. y Bozelli, R.L. (2007). Flood increase similarity among aquatic habitat in river-floodplain systems. *Hydrobiología*, 579, 1–13.
- Tockner, K.; Malard, F. y Ward, J.V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14, 2861–2883.
- Tsujimoto, T. (1999). Fluvial processes in streams with vegetation. *Journal of Hydraulic Research*, 37, 789–803.
- Tundisi, J. y Matsumura–Tundisi, T. (2012). *Limnology*. Taylor & Francis.
- Tundisi, J. y Matsumura–Tundisi, T. (2020). Water infrastructure. En Metcalfe, C.; Collins, P.; Menone, M. & Tundisi, J. (Eds.). *The Paraná River Basin*. <https://doi.org/10.4324/9780429317729>

- Viles, H.A.; Naylor, L.A.; Carter, N.E.A. y Chaput D. (2008). Biogeomorphological disturbance regimes: progress in linking ecological and geomorphological systems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33, 1419–1435.
- Villalba, R.; Lara, A.; Masiokas, M.H.; Urrutia, R.; Luckman, B.H.; Marshall, G.J. y Allen, K. (2012). Unusual Southern Hemisphere tree growth patterns induced by changes in the Southern Annular Mode. *Nature geoscience*, 5(11), 793–798.
- Villar, C.A. y Bonetto, C. (2000). Chemistry and nutrient concentrations of the Lower Paraná River and its floodplain marshes during extreme flooding. *Arch. Hydrobiol.*, 148, 461–479.
- Villar, C.; De Cabo, L.; Vaithyanathan, P. y Bonetto, C. (1999). Pore water N and P concentration in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Hydrobiologia*, 392, 65–71.
- Wantzen, K.M.; Blettler, M.C.M.; Marchese, M.R.; Amsler, M.; Bacchi, M.; Ezcurra de Drago, I.E. y Drago, E.E. (2014). Sandy rivers: A review on general ecohydrological patterns of benthic invertebrate assemblages across continents. *International Journal of River Basin Management*, 12, 163–174.
- Ward, J. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 8, 2–8.
- Winemiller, K.O. (2004). Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. En Welcomme, R.L. y Petr, T. (Eds.). *Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries*. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission, FAO Office for Asia and the Pacific.
- Zalocar de Domitrovic, Y.; Devercelli, M. y Garcia de Emiliani, M.O. (2007). Phytoplankton. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. & Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 177–203). Springer.
- Zilli, F.L. y Montalto, L. (2011). Benthic invertebrates in the Middle Parana River floodplain (Argentina). En Álvarez, M.A. (Ed.). *Floodplains* (pp. 99–126). Nova Science.

Capítulo 15

Régimen de estiajes y análisis de caudales y niveles mínimos

Carlos Ubaldo Paoli
Rosana Hämmerly
Pablo Cacik

Capítulo 15

Introducción

Antecedentes de la FICH en el estudio de estiajes del río Paraná

Hidrogramas característicos

Análisis muestral de caudales mínimos anuales

Análisis de frecuencia de caudales mínimos

Niveles mínimos cronológicos y curvas de permanencia

Análisis de frecuencia de niveles mínimos

Previsibilidad y alerta temprana, el caso de la bajante del año 2020–2021

Conclusiones

Referencias bibliográficas

Introducción

Para la fecha en que se preparó la primera edición del libro (1999), la preocupación principal respecto del régimen de caudales del río eran las crecidas extraordinarias que sucesivamente habían asolado la región en 1983, 1992 y 1998, y ello se vio reflejado en la importancia con que este tema fue tratado extensamente en los capítulos 3 y 11. Pero en los 20 años posteriores no se presentaron crecidas de gran magnitud como las anteriores, lo que desvió la atención hacia otros aspectos del comportamiento hidrológico del río, uno de ellos, la presentación de bajantes importantes que se hicieron críticas desde 2019.

A partir de los impactos de estas bajantes, particularmente en la navegación, en las tomas de agua y en el deslizamiento de barrancas, comenzaron a plantearse dudas y preguntas tales como: ¿es una situación extraordinaria? ¿Cuánto tiempo se va a mantener? ¿Se va a repetir a menudo? ¿Se podría haber previsto? ¿Es consecuencia del cambio climático, de la deforestación, de los incendios, de las represas, entre otras cosas? Estas preguntas provienen no solo de la población en general, sino que son motivo de preocupación para los técnicos y organismos públicos y privados que deben tomar medidas en la emergencia y a futuro para mitigar los efectos negativos de estas situaciones.

Eso llevó a la FICH a participar y organizar diferentes actividades de divulgación referidas a este tema —de las cuales han formado parte los autores de este capítulo— que han sido la fuente de inspiración de lo que aquí se trata y que se indican en las referencias para quienes deseen acceder a su contenido.

Asimismo, para contribuir al esclarecimiento de las dudas planteadas, se decidió recopilar los antecedentes sobre el tema del Grupo de Ingeniería Hidrológica de la FICH y actualizar la caracterización de los estiajes del río en su tramo medio a partir de los análisis de los caudales y niveles en la estación Corrientes y de niveles en Goya, Santa Fe y Rosario.

En todos los casos, se partirá de los valores diarios disponibles desde 1904 o anteriores hasta los registros del mes de marzo o julio de 2021.

Para la selección de los mínimos anuales de distinta duración, se mantendrá el año hidrológico abril–marzo utilizado en los estudios antecedentes, aun a sabiendas de que en las situaciones históricas más críticas, como la que comenzó sobre el final de 2019 y se mantuvo en julio de 2021, las condiciones de bajante se presentan en dos, tres o más años consecutivos y resulta difícil asegurar la independencia de los valores de dichos años.

Por esa razón, el último año hidrológico que comenzó en abril de 2021 es incompleto y no fue utilizado para los análisis de series de tiempo, aunque se ha tomado el mínimo de 7195 m³/s del 14 de julio de 2021, el cual se refiere como valor extraordinario, incluso cuando debe tomarse como mínimo provisorio del año 2021/2022.

Antecedentes de la FICH en el estudio de estiajes del río Paraná

Análisis de estiajes del río Paraná, Carlos Paoli, Pablo Cacik y José Bolzicco. FICH–UNL. Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Santiago de Chile, 1994

En este trabajo se indicaba que, con motivo de las grandes crecidas del río Paraná de los años 1983 y 1992 —las mayores del siglo—, una serie de estudios sobre el régimen de las mismas señalaba variaciones en los últimos 20 a 30 años que habían obligado a la modificación de valores picos de diseño.

Los estiajes del río están asociados también con múltiples actividades socioeconómicas, como la navegación, el uso forestal y pecuario de las islas, la ubicación de tomas de agua, la extensión de playas de uso recreativo, etc. Por lo tanto, resultaba de interés investigar globalmente si en los registros de caudales mínimos del Paraná Medio se encontraban evidencias de alteraciones en sus valores característicos y de qué forma los mismos afectaban a valores de diseño de usos y aprovechamientos vinculados.

A partir de los caudales diarios disponibles desde principios de siglo en las estaciones Posadas (950 000 km²) y Corrientes (2 100 000 km²), se efectuaron análisis de homogeneidad, de propiedades estadísticas, de variación cronológica, de distribución en el año, y finalmente de análisis de frecuencia de mínimos correspondientes a permanencias de 1, 7, 15 y 30 días.

Se concluyó que se presentan evidencias estadísticas de que los estiajes del río Paraná han sufrido modificaciones en los últimos 30 años con respecto a los registros disponibles desde principios de siglo, en coincidencia con lo encontrado en numerosos y recientes estudios sobre el régimen de crecidas del río Paraná, que muestran un aumento en la frecuencia de aparición de crecidas de elevada magnitud en los últimos 30 años (refiriéndose al período a partir de los años 60–70).

Se observa también un leve corrimiento en la distribución estacional de los mínimos en el último período con relación al anterior.

Los cambios supuestos provienen de alteraciones en el régimen hidrológico del río y su cuenca de aportes, los que a su vez obedecen a diversas causas concurrentes:

- La mayor actividad meteorológica detectada en una creciente frecuencia del fenómeno del Niño en territorio americano, lo cual da lugar a un aumento en el monto de precipitaciones.
- La transformación paulatina de la cuenca de aportes con incremento de las áreas desforestadas y puestas en cultura.

- La mayor capacidad de regulación debido al constante incremento de obras hidroeléctricas, lo que particularmente puede tener influencia en el aumento de los caudales mínimos de invierno cuando la generación es mayor.

Para el análisis probabilístico de los mínimos, se adoptó la distribución LOG NORMAL de dos parámetros por su buen comportamiento en el campo muestral y su mayor robustez ante escenarios estadísticos alternativos, lo que podría ser posible dadas las variaciones muestrales encontradas.

El análisis de frecuencia de la serie completa, o la de los últimos 30 años, da como resultado curvas de Caudal Mínimo–Permanencia–Recurrencia que difieren significativamente. Para la adopción de valores de diseño sería recomendable trabajar con la serie moderna, aun cuando los valores correspondientes a la serie completa parecen ser más conservativos.

Determinación de parámetros hidrológicos de diseño, Pablo Cacik y Carlos Paoli, Capítulo 6, tomo II, del libro *El río Paraná en su tramo Medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles de un gran río de llanura*, 2000.

En este capítulo se establece claramente que el caudal mínimo que escurre es la variable natural a determinar y caracterizar a lo largo de todo el río y que la sección de control de entrada al tramo medio se encuentra en la estación Corrientes, sobre cuyos datos se realizan los estudios y determinaciones básicas.

Las variables seleccionadas para efectuar el análisis fueron los caudales mínimos anuales que presentan una permanencia de al menos un día (mínimo diario anual), 7, 15 y 30 días del período (1904–1993).

Con la finalidad de no interrumpir los períodos de estiajes que se presentan con mayor frecuencia media entre agosto y noviembre, se descartó el año hidrológico habitualmente utilizado para el estudio de módulos y crecidas que va de septiembre–agosto. En su lugar se adoptó el año hidrológico abril–marzo, cuya terminación coincide con el mes de mayor frecuencia media de crecidas.

Se prestó especial atención a la independencia de los extremos mínimos seleccionados de año a año, buscando que se cumplieran las condiciones de que entre mínimo y mínimo apareciera una onda de crecida significativa. En aquellos casos en que el mínimo de permanencia del día corresponde a una bajante de pronunciado gradiente y rápida recuperación, puede suceder que los mínimos de 15 o 30 días correspondan a períodos del año diferentes al del mínimo diario.

Por corresponderse con el mismo período de análisis, las conclusiones son similares a las obtenidas del antecedente anterior, por lo que no se repiten las mismas y se pasa al análisis actualizado propuesto en la Introducción.

Hidrogramas característicos

Como se señaló en la Introducción del presente capítulo, el análisis de los caudales de estiaje del tramo medio del río se basa en los datos de caudales diarios de la estación Corrientes, en el período 1904 hasta julio de 2021 (al cierre de esta publicación).

Para el estudio de la distribución temporal en el año de las situaciones de bajantes críticas y siguiendo un similar procedimiento al utilizado en el Capítulo 3 de estudio de crecidas, se procedió a la selección de aquellos años que —en el período total analizado— mostraran bajantes persistentes en que el caudal diario estuviera por debajo de los 10 000 m³/s.

Se encontró que las situaciones más críticas se presentaron en general en períodos de 2, 3 o 4 años consecutivos, por lo cual se procedió a graficar estas situaciones.

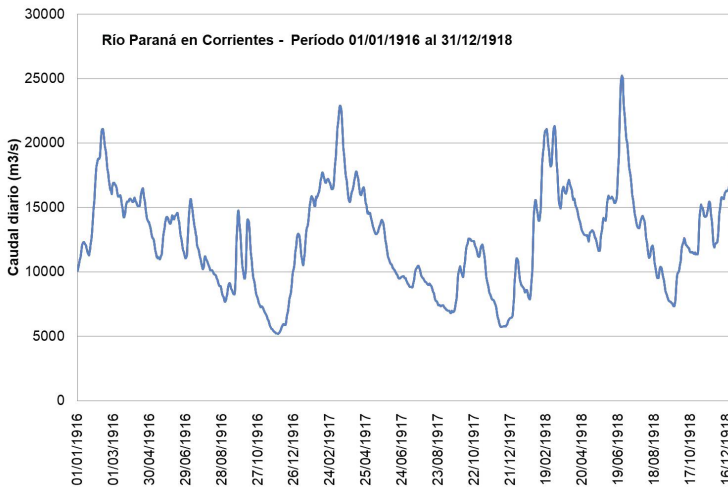


Figura 15.1. Caudales diarios en Corrientes, años 1916/17/18

La Figura 15.1. muestra los caudales diarios de los años 1916 a 1918. En estos tres años consecutivos, se presentaron caudales por debajo de los 10 000 m³/s a finales de invierno y en la primavera, y llegaron en breves períodos a los 5000 m³/s.

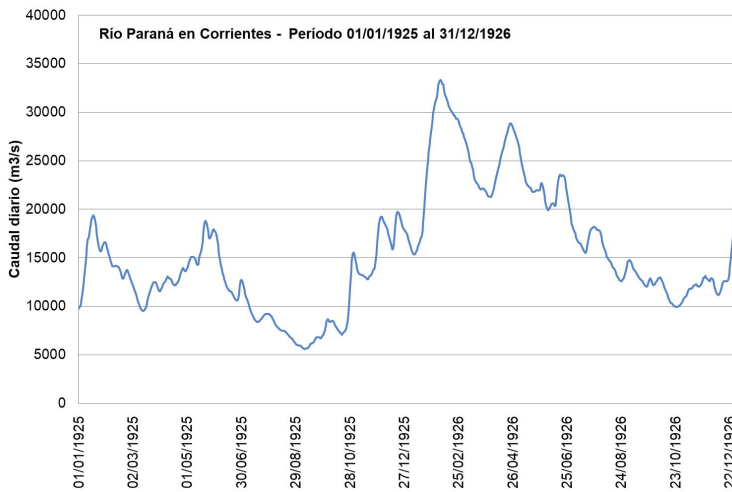


Figura 15.2. Caudales diarios en Corrientes, años 1925/26

En 1925 se manifestó un marcado estiaje durante el invierno, que llegó a un mínimo de casi 5000 m³/s, siendo luego, en la primavera de 1926, mucho más leve, tocando apenas los 10 000 m³/s (Figura 15.2.).

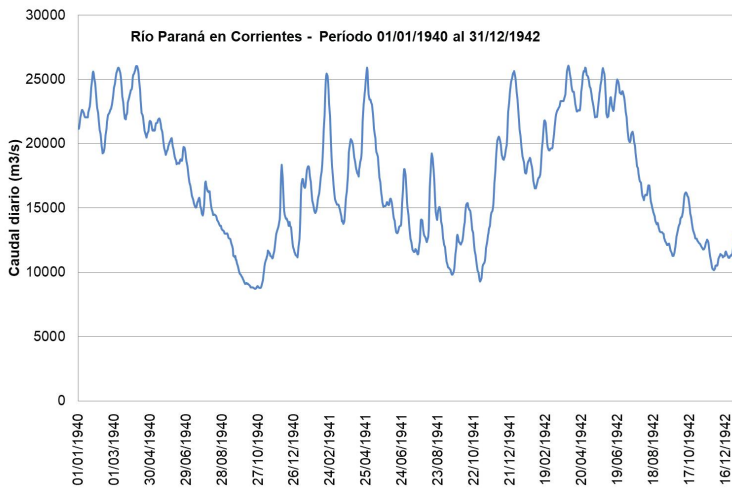


Figura 15.3. Caudales diarios en Corrientes, años 1940/41/42

En la primavera de los años 1940 y 1941, y casi en el verano de 1942, el caudal bajó levemente de los 10 000 m³/s y durante cortos períodos de tiempo, por lo que no se apreciaron como bajantes tan importantes. Sin embargo, fueron el prelude para la situación de los años siguientes (Figura 15.3.).

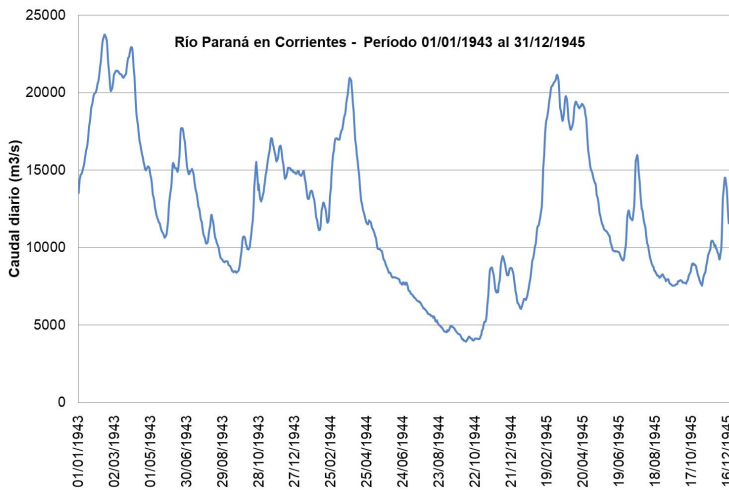


Figura 15.4. Caudales diarios en Corrientes, años 1943/44/45

La Figura 15.4. presenta los caudales diarios desde 1943 a 1945. En este período de tres años, en que los caudales estuvieron por debajo de los 10 000 m³/s en los inviernos, el año 1944 quedó registrado como el de la bajante más crítica del río desde principios del siglo pasado. Entre el otoño de 1944 y hasta mediados del año 1945, el caudal estuvo marcadamente por debajo de los 10 000 m³/s y llegó a descender de los 5000 m³/ en la primavera del año 1944.

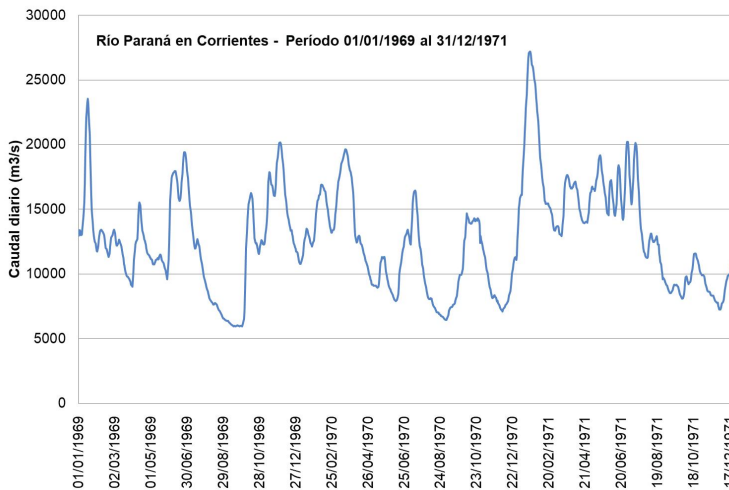


Figura 15.5. Caudales diarios en Corrientes, años 1969/70/71

En el invierno y parte de la primavera de los años 1969 y 1970, el caudal del río bajó notoriamente los 10 000 m³/s y también lo hizo en la primavera-verano de 1971, aunque se presentó con repuntes intercalados. Son los últimos estiajes críticos del siglo xx (Figura 15.5.).

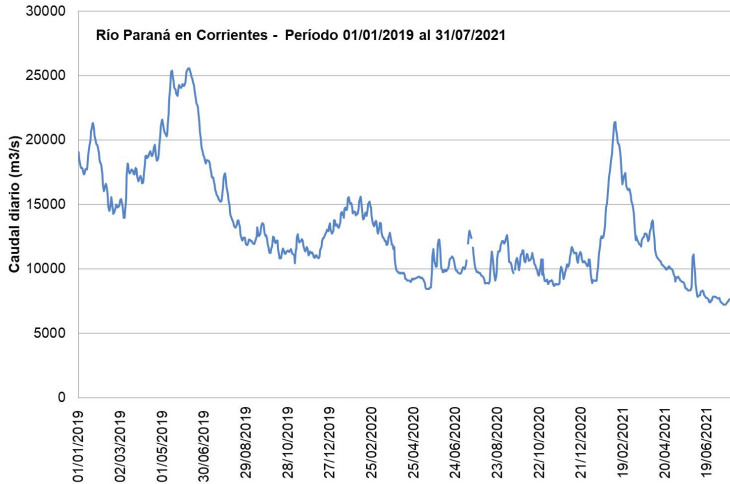


Figura 15.6. Caudales diarios en Corrientes, años 2019/20/21

En tanto, en la Figura 15.6. se muestran caudales diarios desde 2019 a julio de 2021. La bajante del río comenzó a manifestarse a mediados de la primavera del año 2019, con un repunte a principios del verano, para ubicarse por debajo de los 10 000 m³/s en marzo de 2020.

A partir de dicho mes, los caudales fluctuaron alrededor de los 10 000 m³/s sin una neta recuperación, lo que configura una variación atípica comparada con las bajantes anteriores. La explicación es que a partir de marzo de 2020 empezaron conversaciones entre Brasil, Paraguay y Argentina, que acordaron finalmente ajustar políticas de operación de embalses en el río Paraná, aguas arriba de Corrientes, que permitieran mitigar los extremos de bajantes. Fundamentalmente, la operación combinada de Itaipú y Yacyretá permitió aprovechar mejor los escasos pulsos de lluvias, almacenar transitoriamente y erogar luego más caudal que el que ingresaba al embalse.

Hacia fines del año 2020 y principios del año 2021, durante el verano, se produjo una recuperación del caudal que llegó a superar los 20 000 m³/s, aunque por escaso tiempo, ya que a partir de abril de dicho año el caudal descendió nuevamente por debajo de los 10 000 m³/s, llegó a un mínimo de 7195 m³/s a mediados de julio y continuó la situación de bajante.

Análisis muestral de caudales mínimos anuales

Interesa analizar la evolución cronológica que han tenido los caudales diarios mínimos a lo largo de los años de medición y también cuáles son las características estadísticas como series de tiempo muestrales. Para ello, se conforman series muestrales con el caudal mínimo de cada año hidrológico abril–marzo que se muestran en el Cuadro 15.1.

Cuadro 15.1. Serie cronológica de caudal mínimo anual en la estación Corrientes

Año Hidrológico	Q min (m3/s)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	Q min (m3/s)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	Q min (m3/s)	Fecha de ocurrencia
1904/05	8750	20/05/1904	1943/44	8373	21/09/1943	1982/83	12521	30/10/1982
1905/06	15222	26/11/1905	1944/45	3946	07/10/1944	1983/84	14577	24/03/1984
1906/07	7476	18/11/1906	1945/46	7531	18/09/1945	1984/85	13787	03/08/1984
1907/08	9375	20/08/1907	1946/47	10111	23/09/1946	1985/86	9609	12/01/1986
1908/09	8927	23/09/1908	1947/48	9587	09/12/1947	1986/87	11699	30/11/1986
1909/10	5966	25/09/1909	1948/49	6703	18/09/1948	1987/88	12205	05/10/1987
1910/11	5942	03/01/1911	1949/50	5843	24/11/1949	1988/89	9449	03/01/1989
1911/12	10584	23/07/1911	1950/51	8060	28/09/1950	1989/90	12464	25/03/1990
1912/13	10969	14/09/1912	1951/52	6342	12/10/1951	1990/91	11887	13/01/1991
1913/14	6521	22/12/1913	1952/53	7863	12/09/1952	1991/92	11028	24/11/1991
1914/15	8868	07/03/1915	1953/54	6599	31/08/1953	1992/93	17191	31/03/1993
1915/16	6444	21/08/1915	1954/55	8460	10/12/1954	1993/94	12929	14/09/1993
1916/17	5198	30/11/1916	1955/56	6939	12/10/1955	1994/95	11544	09/09/1994
1917/18	5721	06/12/1917	1956/57	10680	21/12/1956	1995/96	10894	12/01/1996
1918/19	7340	20/09/1918	1957/58	12501	22/01/1958	1996/97	10881	03/08/1996
1919/20	8956	07/10/1919	1958/59	11492	04/09/1958	1997/98	13365	14/04/1997
1920/21	13299	18/09/1920	1959/60	11991	29/11/1959	1998/99	13809	07/12/1998
1921/22	8927	15/12/1921	1960/61	9992	04/08/1960	1999/00	9829	05/01/2000
1922/23	11426	05/12/1922	1961/62	9882	16/10/1961	2000/01	12525	23/08/2000
1923/24	12364	30/08/1923	1962/63	7313	04/09/1962	2001/02	10726	30/08/2001
1924/25	6141	07/11/1924	1963/64	7181	23/09/1963	2002/03	12958	10/09/2002
1925/26	5600	08/09/1925	1964/65	7832	29/09/1964	2003/04	12283	03/03/2004
1926/27	9925	24/10/1926	1965/66	11982	30/09/1965	2004/05	12622	13/04/2004
1927/28	8230	18/01/1928	1966/67	8725	03/10/1966	2005/06	12260	01/09/2005
1928/29	12025	05/12/1928	1967/68	7763	14/10/1967	2006/07	12403	10/09/2006
1929/30	11591	24/08/1929	1968/69	6430	07/09/1968	2007/08	12620	18/10/2007
1930/31	9465	05/10/1930	1969/70	5962	15/09/1969	2008/09	11570	07/01/2009
1931/32	13689	01/09/1931	1970/71	6430	02/09/1970	2009/10	11180	13/05/2009
1932/33	13832	05/09/1932	1971/72	7247	30/11/1971	2010/11	13474	11/09/2010
1933/34	7368	05/12/1933	1972/73	9690	29/05/1972	2011/12	13733	15/01/2012
1934/35	5105	25/11/1934	1973/74	12399	14/08/1973	2012/13	12592	08/02/2013
1935/36	11624	01/03/1936	1974/75	10998	25/10/1974	2013/14	13671	08/03/2014
1936/37	7449	07/11/1936	1975/76	10558	11/09/1975	2014/15	15913	24/02/2015
1937/38	6703	01/10/1937	1976/77	11329	23/05/1976	2015/16	15202	16/09/2015
1938/39	5819	17/10/1938	1977/78	11855	17/09/1977	2016/17	15485	01/02/2017
1939/40	6807	10/09/1939	1978/79	10674	18/05/1978	2017/18	13710	21/09/2017
1940/41	8721	22/10/1940	1979/80	14214	02/05/1979	2018/19	13095	21/09/2018
1941/42	9284	02/11/1941	1980/81	16861	11/05/1980	2019/20	10428	7/11/2019
1942/43	10174	27/11/1942	1981/82	11792	08/09/1981	2020/21	8433	15/5/2020

Se ha tomado el mínimo de 7195 m³/s del 14 de julio de 2021, que se refiere como valor extraordinario, aun cuando debe tomarse como mínimo provisorio del año 2021/22.

Estos valores han sido graficados en la Figura 15.7., distinguiendo este último valor con trazo diferente.

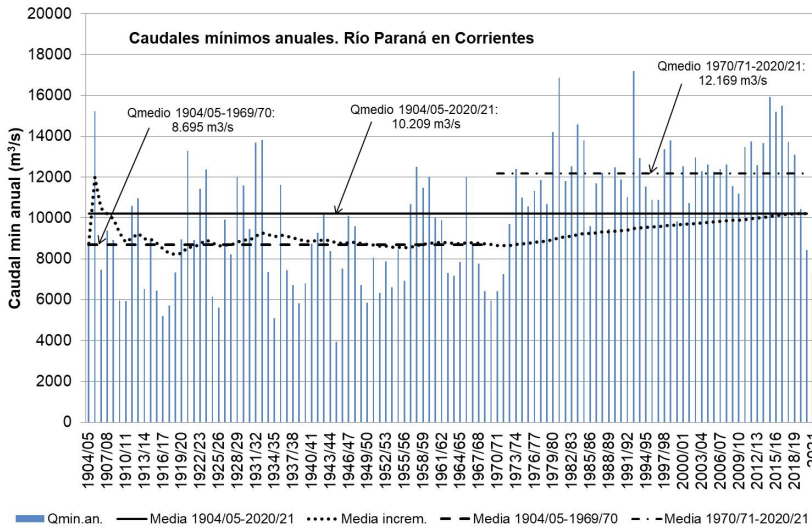


Figura 15.7. Caudales mínimos de cada año hidrológico en la estación Corrientes del río Paraná

En este caso, se observa que la media cronológica incremental se mantuvo con fluctuaciones en valores inferiores a los 9000 m³/s hasta mediados de los años 70, para comenzar luego un marcado aumento hasta el año hidrológico 2018/19.

Las causas son las ya identificadas en los análisis de módulos y de crecidas que se expresan en los capítulos 2 y 3 de este libro y se refieren a los cambios globales ocurridos en la cuenca, que actúan de diferentes formas y dan lugar a incrementos y disminución de la escorrentía.

Por una parte, la deforestación de amplios sectores de la cuenca y la canalización y saneamiento de zonas bajas generan una disminución de la infiltración y un aumento de la escorrentía superficial, lo cual incrementa picos de crecida y menor recarga de acuíferos, que profundizan los estiajes.

La variabilidad del régimen de precipitaciones, ya sea por la presentación de ciclos húmedos y secos propios de las características climáticas de la cuenca o por efecto del cambio climático, es determinante en lo que es la evolución cronológica de los caudales.

No quedan dudas de que a partir de la década del 70 se da en la cuenca un ciclo húmedo de lluvias hasta principios del siglo XXI; y de allí al presente, el

período se presenta con lluvias dentro del patrón normal o inferiores, sobre todo en los últimos cinco años.

En tanto, no se puede negar la influencia de la operación de embalses, cuya finalidad principal es la generación hidroeléctrica, que generalmente es beneficiosa para la regulación de caudales puesto que busca almacenar lo más posible en períodos de excesos y de mantener la erogación cuando disminuyen los aportes de escurrimiento. Esto es particularmente importante en los estiajes marcados, donde pueden tener más influencia los caudales regulados.

Otra cuestión a tener en cuenta es la distribución relativa en el año de los mínimos anuales y qué porcentaje de ellos se presenta en cada mes, lo que se muestra en el Cuadro 15.2.

Cuadro 15.2. Cantidad de mínimos anuales que se presentaron en cada mes de la serie total 1904/05–2020/21

Mes	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Tot.
Cant.	10	3	6	2	7	0	1	11	35	16	13	10	116
%	8,6	2,6	6,9	1,7	6,0	0,0	0,9	9,5	30,2	13,8	11,2	8,6	100

En general, los test estadísticos para análisis de homogeneidad que pueden utilizarse se basan en suponer la hipótesis nula de que no existe interferencia (por lo tanto, los datos son homogéneos) y rechazar o no esta hipótesis con un cierto nivel de confianza.

Dado que la población de crecidas no está normalmente distribuida y que los test paramétricos utilizan los mismos estadísticos muestrales, este tipo de test suele ser poco potente para análisis de homogeneidad. Por esa razón, se prefiere aplicar los test no paramétricos, que usualmente necesitan solo la suposición de independencia de los eventos.

Los test que dividen muestras deben trabajar con submuestras aproximadamente iguales (en tamaño). Siguiendo lo recomendado en el capítulo 6: determinación de parámetros hidrológicos de diseño, se han aplicado para la situación de extremos de estiajes los test de Mann–Kendall y Smirnov, corroborando los resultados obtenidos anteriormente respecto de la no homogeneidad estadística de la serie completa. Se evidencia la diferencia entre las muestras denominadas «antiguas» hasta las décadas de los años 60 o 70, y las denominadas «modernas» a partir de dichas décadas.

Estimadores muestrales

Resulta claro que a lo largo de los años de registros de los cuales se dispone los caudales mínimos anuales presentan una gran variabilidad y por ello —según la serie muestral que se tome— puede caracterizar en forma diferente a los estiajes del río.

Con el fin de analizar la representatividad que tienen sobre la población estadística de mínimos anuales, se procedió a calcular estos para la serie completa 1904/05 a 2020/21 (137 años) y luego, suponiendo dos variantes de cortes en la serie completa, en el año 1959/60 y en el año 1969/70, con lo cual las cuatro submuestras analizadas fueron:

- 1904/05 a 1959/60 (56 años) y 1960/61 a 2020/21 (61 años)
- 1904/05 a 1969/70 (66 años) y 1970/71 a 2020/21 (51 años)

Asimismo, el caudal mínimo diario absoluto del año puede no resultar el de mayor impacto si se produce una rápida recuperación del mismo y por ello se decidió analizar también los valores de caudales mínimos que tuvieran una permanencia de 7, 15 y 30 días consecutivos. Los valores obtenidos se presentan en el Cuadro 15.3.

Cuadro 15.3. Estadísticos muestrales de caudales mínimos en Corrientes para permanencia de 1, 7, 15 y 30 días para distintas series

Duración: 1 día						
Período	Media	Desvío	Coef. Asimetría	Coef. Variación	Coef. As/C. Varia	Coef. Kurtosis
1904/05–2020/21	10231	2949,5	0,18	0,290	0,61	2,70
1904/05–1959/60	8765	2578,3	0,47	0,294	1,59	2,52
1960/61–2020/21	11576	2663,0	0,06	0,227	0,25	3,68
1904/05–1969/70	8696	2475,1	0,52	0,285	1,84	2,65
1970/71–2020/21	12217	2254,4	0,32	0,185	1,71	4,95

Duración: 7 días						
Período	Media	Desvío	Coef. Asimetría	Coef. Variación	Coef. As/C. Varia	Coef. Kurtosis
1904/05–2020/21	10655	3136,4	0,18	0,294	0,61	2,64
1904/05–1959/60	9039	2643,5	0,44	0,293	1,5	2,44
1960/61–2020/21	12138	2817,6	-0,01	0,232	-0,05	3,51
1904/05–1969/70	8696	2475,1	0,52	0,285	1,84	2,55
1970/71–2020/21	12846	2390,2	0,24	0,186	1,31	4,74

Duración: 15 días						
Período	Media	Desvío	Coef. Asimetría	Coef. Variación	Coef. As/C. Varia	Coef. Kurtosis
1904/05–2020/21	11197	3272,5	0,12	0,292	0,41	2,55
1904/05–1959/60	9039	2643,5	0,44	0,293	1,5	2,49
1960/61–2020/21	12712	2928,2	-0,14	0,230	-0,59	3,52
1904/05–1969/70	9437	2707,4	0,51	0,287	1,77	2,63
1970/71–2020/21	13475	2435,4	0,12	0,181	0,69	4,88

Duración: 30 días						
Período	Media	Desvío	Coef. Asimetría	Coef. Variación	Coef. As/C. Varia	Coef. Kurtosis
1904/05–2020/21	12092	3430,9	0,06	0,284	0,23	2,41
1904/05–1959/60	10541	3062,7	0,4	0,291	1,38	2,44
1960/61–2020/21	13516	3138,7	-0,23	0,232	-0,98	3,17
1904/05–1969/70	10383	2985,8	0,45	0,288	1,58	2,49
1970/71–2020/21	14304	2621,5	0	0,183	0,02	3,96

Se observa con claridad lo que ya se manifestaba en la Figura 15.7. Los períodos 1904/05 a 1959/60 o a 1969/70 (series antiguas) presentan valores de caudales mínimos promedios del orden de los 3000 m³/s. inferiores a los que se obtienen de las series modernas a partir de 1960/61 o 1970/71. Consecuentemente, el promedio de caudales mínimos para la serie completa 1904/05 a 2020/21 posee valores intermedios entre los de las subseries.

A la vez, el posicionamiento de los estadísticos muestrales en los diagramas de momentos Coeficiente de Asimetría *vs.* Coeficiente de Variación y Coeficiente de Kurtosis *vs.* Coeficiente de Asimetría, que se muestran en las Figuras 15.8. a 15.11., resulta de utilidad para compararlos con las distribuciones teóricas que podrían representar a las variables de estiajes analizadas.

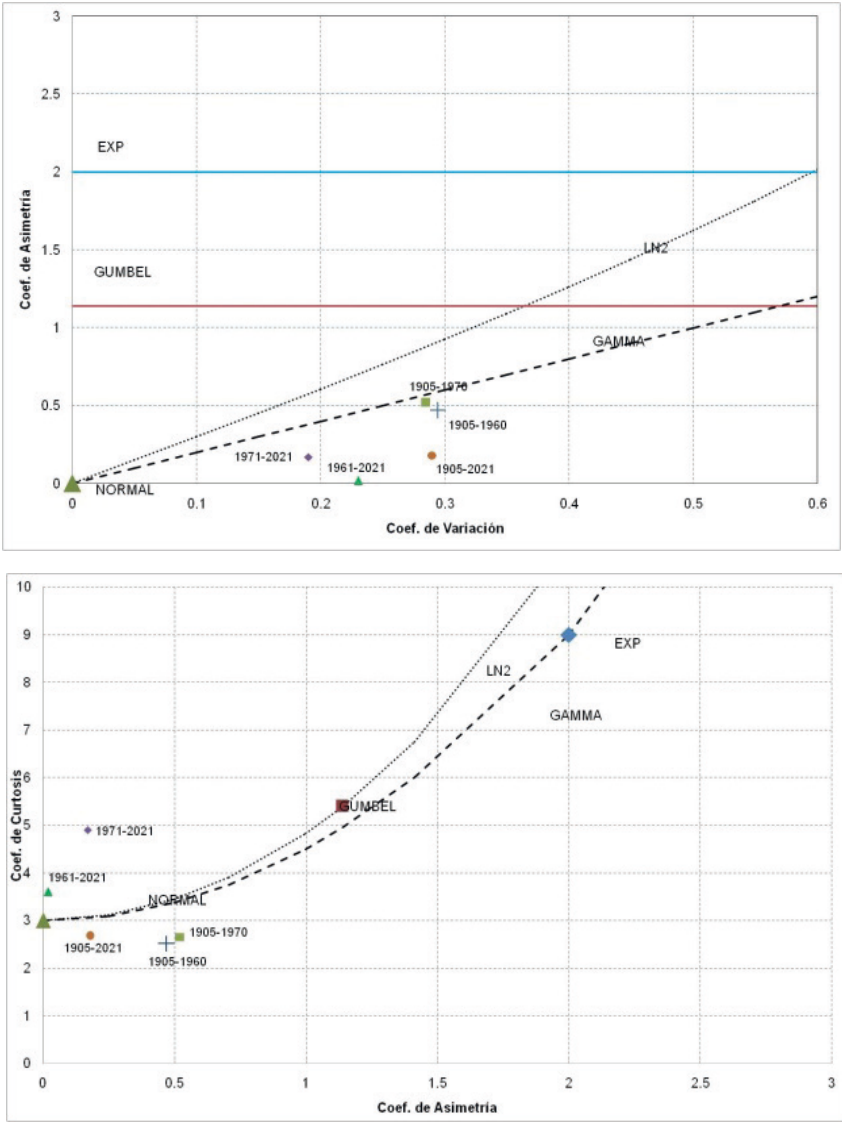


Figura 15. 8. Diagramas de momentos para series de caudales mínimos en un día en Corrientes

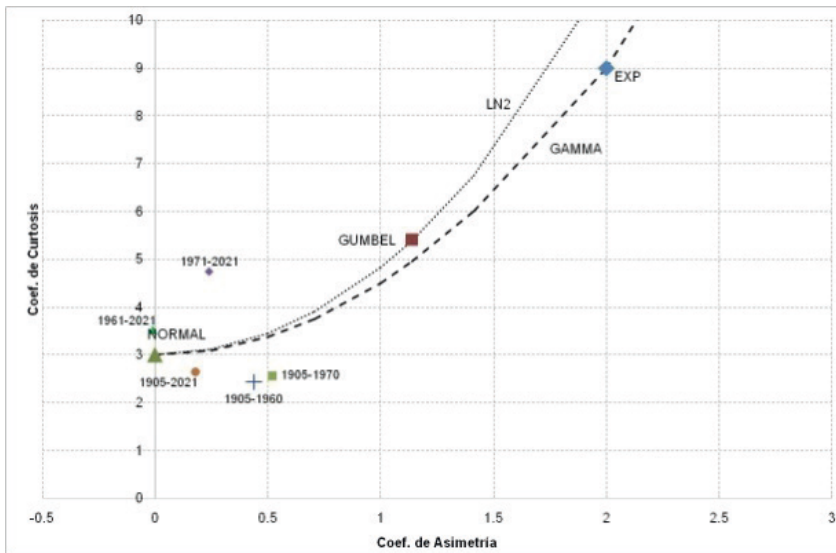
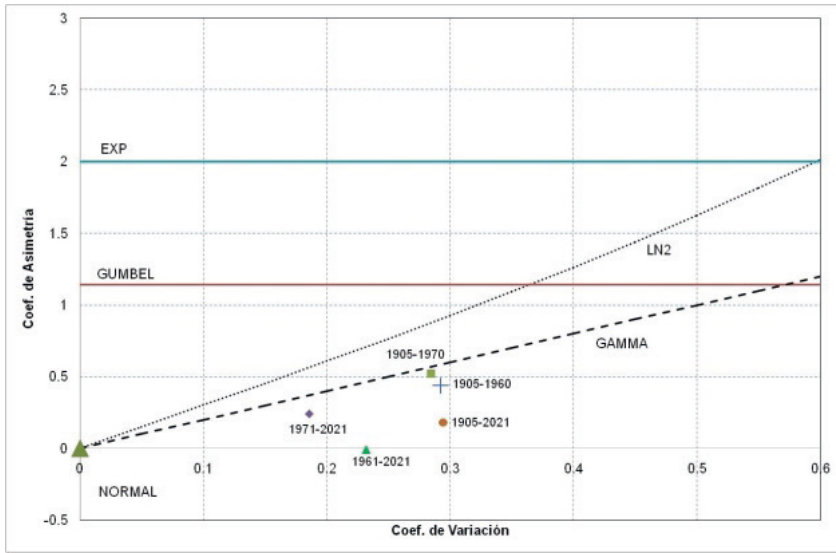


Figura 15.9. Diagramas de momentos para series de caudales mínimos en siete días en Corrientes

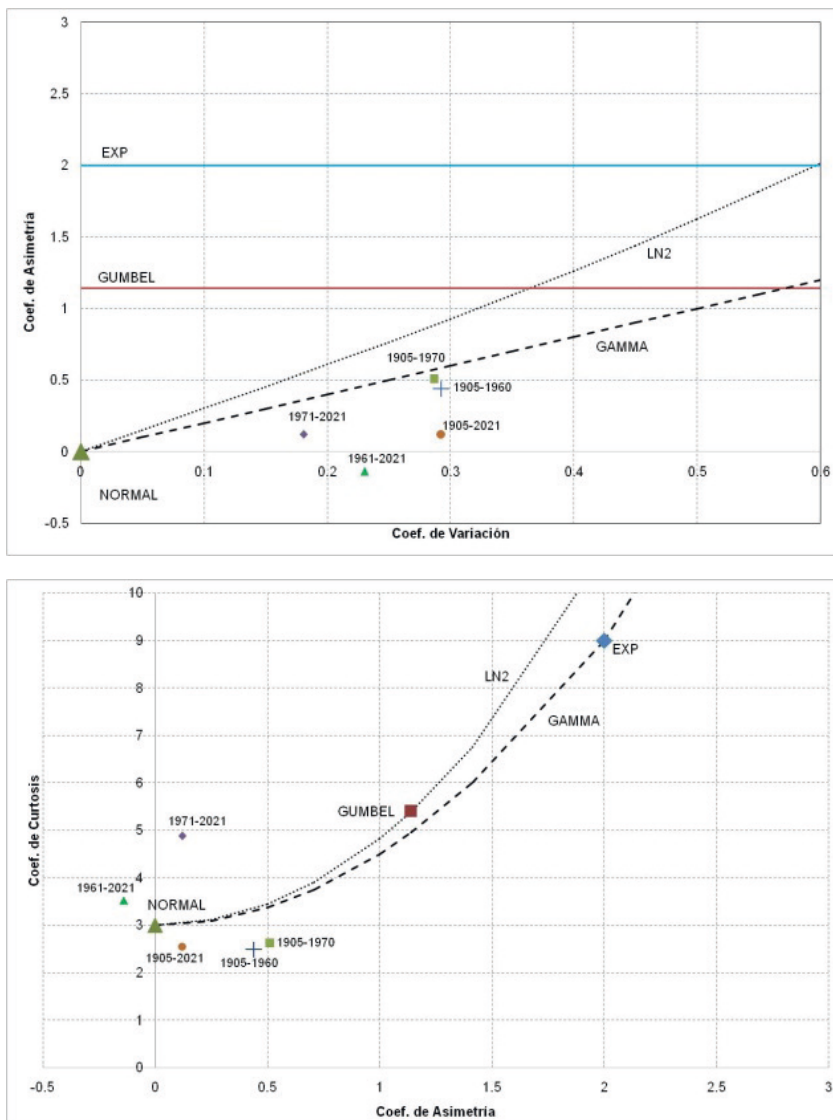


Figura 15. 10. Diagramas de momentos para series de caudales mínimos en 15 días en Corrientes

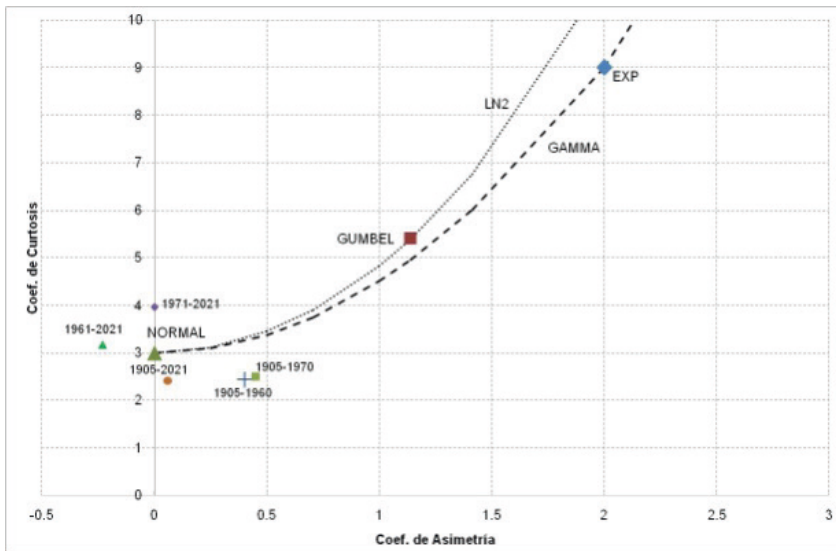
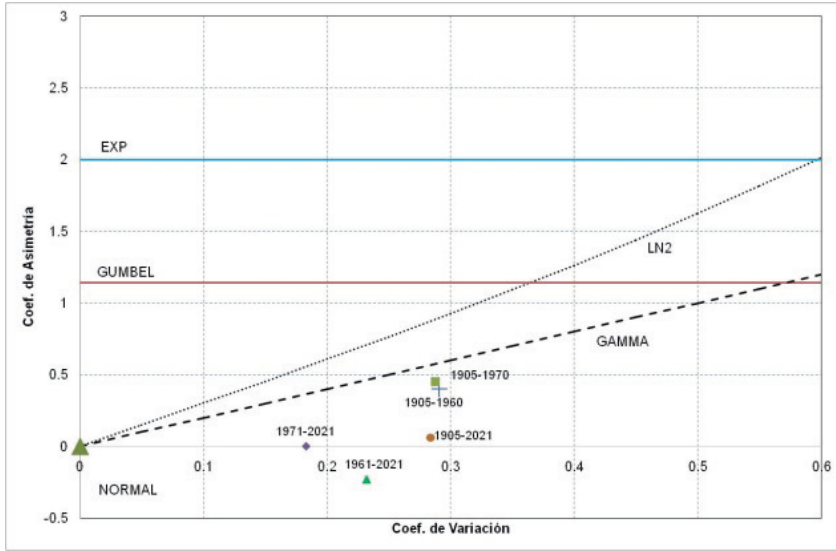


Figura 15.11. Diagramas de momentos para series de caudales mínimos en 30 días en Corrientes

Una característica común a todas las series son los bajos valores de coeficiente de asimetría, menores de 0,5 en general —y en algunos casos muy cerca de «0»— y algunos negativos. También se ve claramente el diferente posicionamiento entre las series antiguas y las modernas.

Análisis de frecuencia de caudales mínimos

A partir del análisis muestral del punto anterior, se decidió efectuar el Análisis de Frecuencia de las distintas subseries para mostrar las diferencias que se presentan en la inferencia estadística, probabilidad y recurrencia de valores esperados, según la muestra con la que se hace el análisis.

La aplicación y el ajuste se llevan a cabo con el modelo de análisis de frecuencia W_x AFMulti (Cacik *et al.*, 2019), una actualización del reconocido AFMulti desarrollado en la FICH-UNL (Paoli *et al.*, 1991) (Cacik *et al.*, 1998).

En forma representativa se exponen los ajustes gráficos de los mínimos en 1 y 30 días; y para la serie completa, las dos antiguas y las dos modernas. Figuras 15.12. a 15.16.

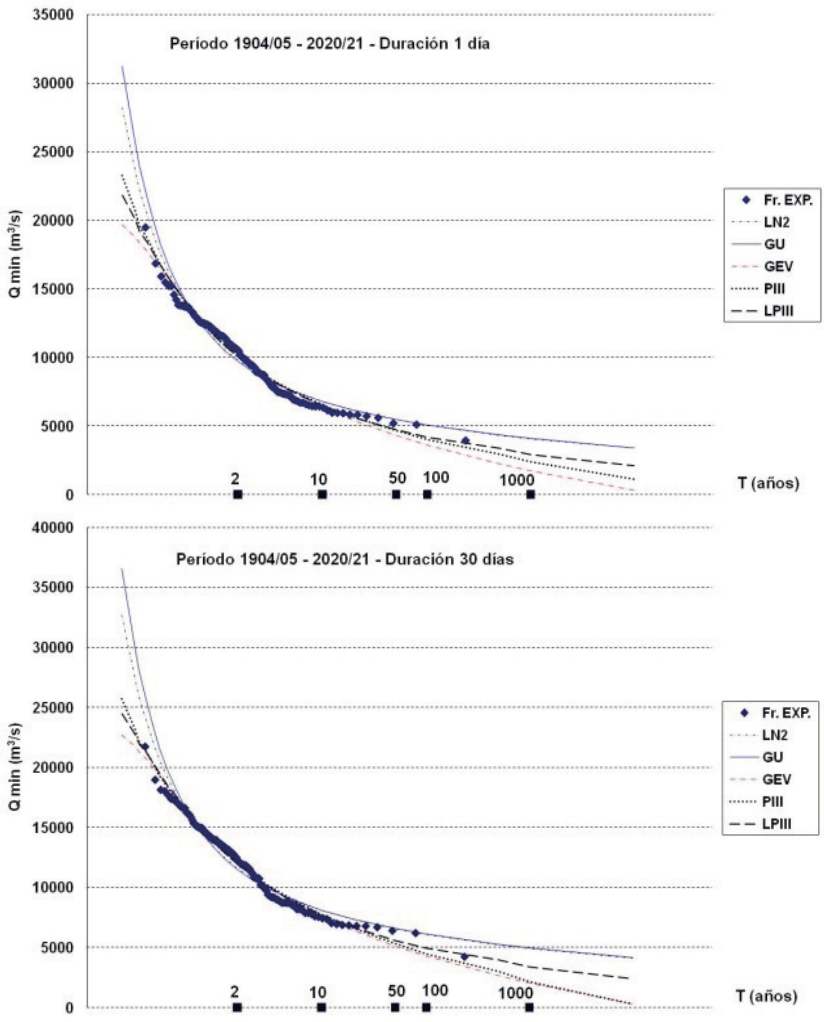


Figura 15.12. Ajuste de distribuciones de frecuencia a la serie completa 1904/05–2020/21

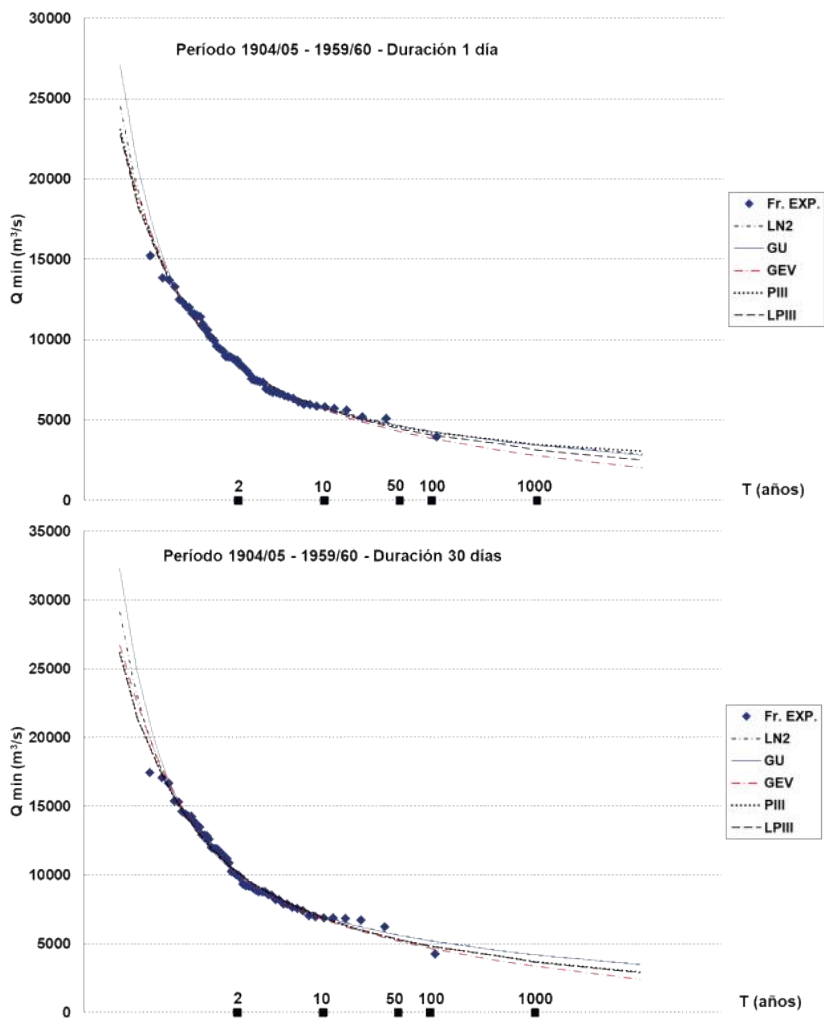


Figura 15.13. Ajuste de distribuciones de frecuencia a la serie antigua 1904/05–1959/60

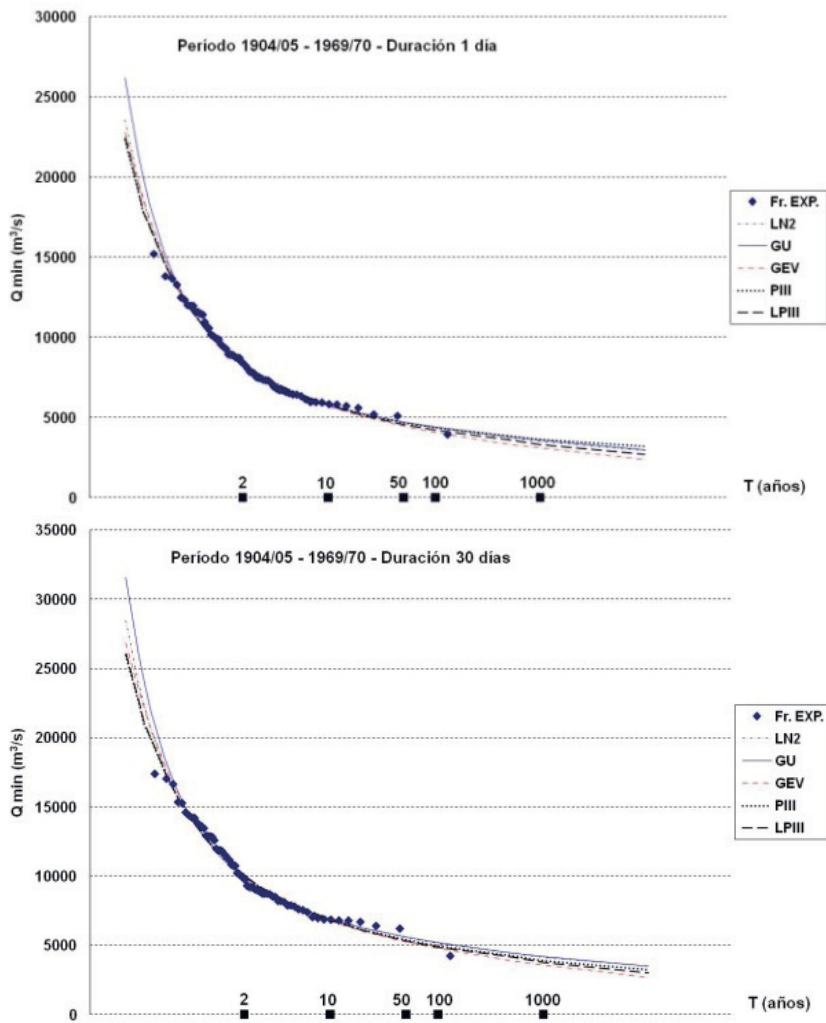


Figura 15.14. Ajuste de distribuciones de frecuencia a la serie antigua 1904/05–1969/70

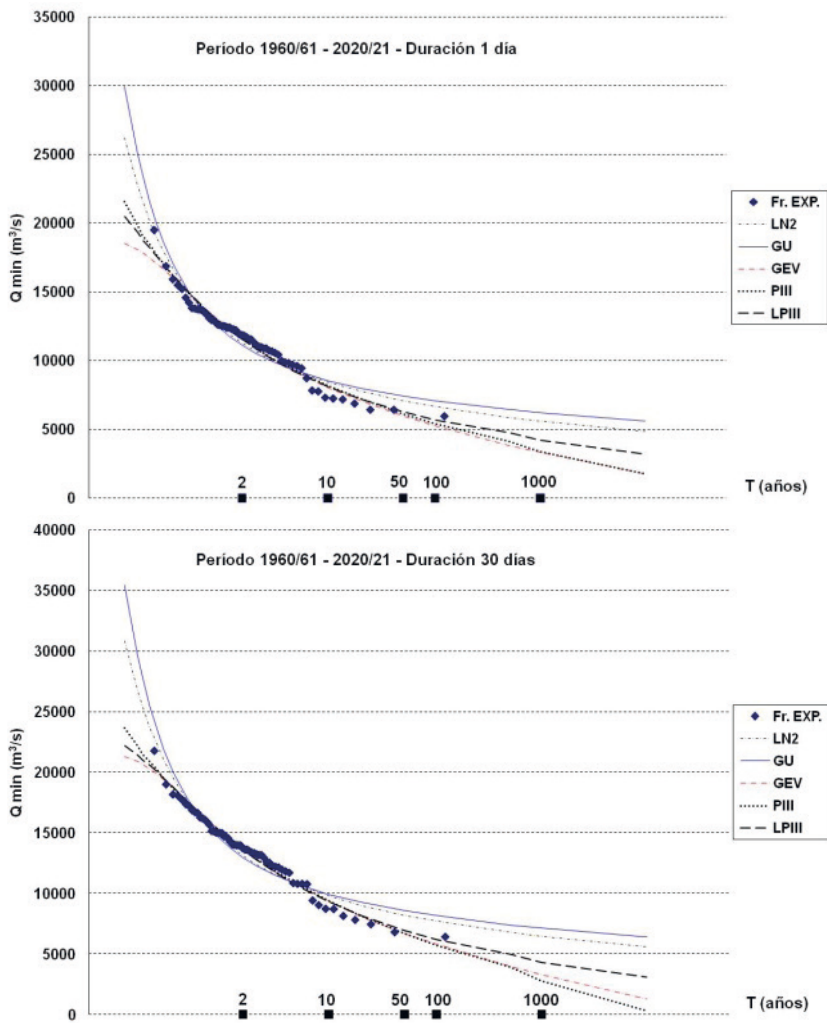


Figura 15.15. Ajuste de distribuciones de frecuencia a la serie moderna 1960/61–2020/21

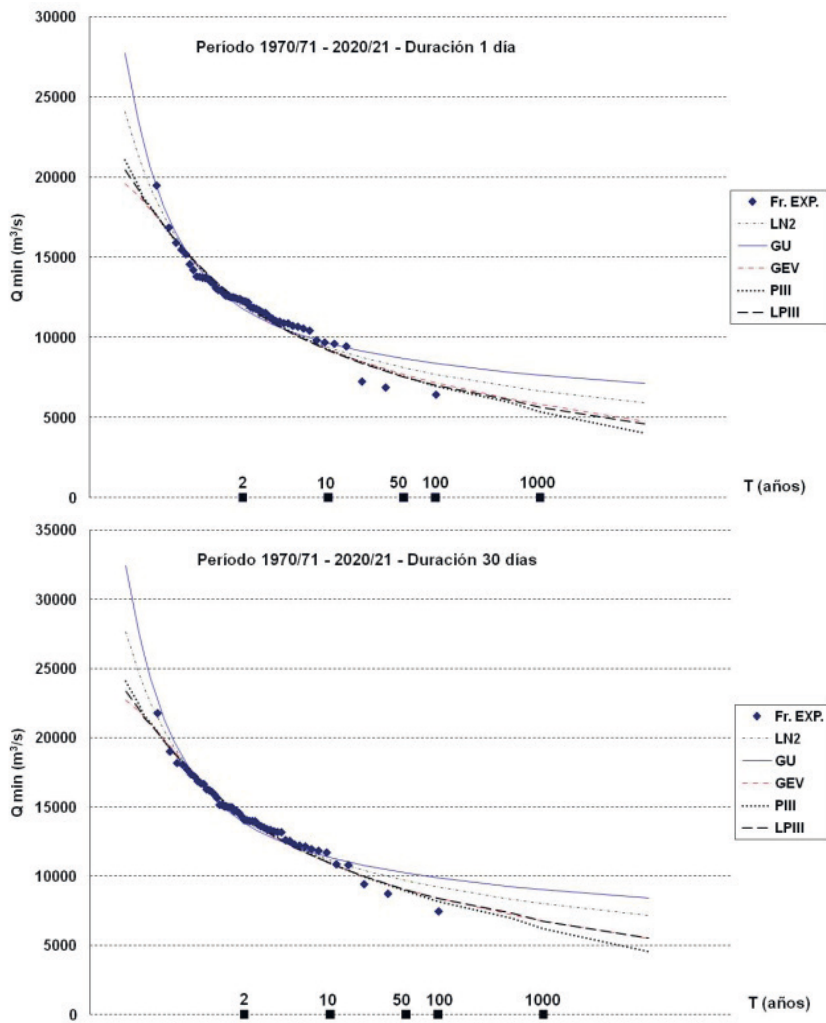


Figura 15.16. Ajuste de distribuciones de frecuencia a la serie moderna 1970/71–2020/21

Considerando los diagramas de momentos y de los ajustes gráficos realizados para todas las duraciones y series, se ha adoptado la distribución Log Normal (LN) como la de mejor representatividad de las variables de caudales mínimos analizadas. A partir de esta distribución, se presentan para cada variable los valores que se infieren para distintas recurrencias en los Cuadros 15.4. a 15.7.

Cuadro 15.4. Valores de caudal mínimo de un día inferidos para distintas recurrencias según serie analizada

Caudales mínimos en m3/s de duración 1 día						
Prob anual (%)	T (años)	1904/05 2020/21	1904/05 1959/60	1904/05 1969/70	1960/61 2020/21	1970/71 2020/21
50%	2	9830	8409	8363	11290	12015
20%	5	7750	6599	6613	9352	10300
10%	10	6844	5813	5848	8475	9503
5%	20	6176	5236	5285	7814	8892
2%	50	5502	4654	4715	7131	8251
1%	100	5094	4302	4369	6709	7850
0,2%	500	4359	3670	3746	5930	7096

Cuadro 15.5. Valores de caudal mínimo de duración siete días inferidos para distintas recurrencias según serie analizada

Caudales mínimos en m3/s de duración 7 día						
Prob anual (%)	T (años)	1904/05 2020/21	1904/05 1959/60	1904/05 1969/70	1960/61 2020/21	1970/71 2020/21
50%	2	10221	8675	8620	11823	12629
20%	5	8019	6817	6819	9750	10813
10%	10	7064	6010	6032	8815	9970
5%	20	6362	5416	5452	8112	9324
2%	50	5654	4817	4865	7386	8646
1%	100	5227	4455	4509	6939	8222
0,2%	500	4458	3850	3867	6115	7427

Cuadro 15.6. Valores de caudal mínimo de duración 15 días inferido para distintas recurrencias según serie analizada

Caudales mínimos en m3/s de duración 15 día						
Prob anual (%)	T (años)	1904/05 2020/21	1904/05 1959/60	1904/05 1969/70	1960/61 2020/21	1970/71 2020/21
50%	2	10748	9158	9071	12388	13261
20%	5	8446	7183	7159	10230	11403
10%	10	7447	6327	6326	9256	10539
5%	20	6711	5697	57121	8523	9874
2%	50	5970	5063	5091	7766	9176
1%	100	5522	4680	4715	7299	8738
0,2%	500	4715	3991	4038	6439	7915

Cuadro 15.7. Valores de caudal mínimo de duración 30 días inferidos para distintas recurrencias según serie analizada

Caudales mínimos en m³/s de duración 30 día						
Prob anual (%)	T (años)	1904/05 2020/21	1904/05 1959/60	1904/05 1969/70	1960/61 2020/21	1970/71 2020/21
50%	2	11633	10122	9979	13166	14070
20%	5	9204	7966	7871	10856	12074
10%	10	8144	7028	6953	9815	11146
5%	20	7361	6338	6276	9031	10434
2%	50	6569	5641	5593	8223	9687
1%	100	6089	5220	5179	7725	9218
0,2%	500	5223	4461	4433	6808	8339

La incidencia que tiene la serie temporal que se asuma para hacer un cálculo de la probabilidad de ocurrencia anual (y de su inversa, la recurrencia en años) que tiene el caudal esperado, ya sea como mínimo diario o mínimo con duración 7, 15 o 30 días, es determinante y por ello es muy limitante el carácter inferencial que se pretenda hacer del análisis de frecuencia.

Si se pretendiera inferir cuál es el caudal mínimo diario de recurrencia 100 años esperable, dicho valor puede variar de unos 4350 m³/s si se parte del análisis de una de las series antiguas (hasta 1959/60 o 1969/70), hasta más de 7000 m³/s si el análisis se efectúa con una de las series modernas (desde 1960/61 o 1970/71). Asimismo, si el análisis se efectuara con la serie completa, el caudal mínimo diario de recurrencia 100 años sería de 5069 m³/s.

De la misma forma y en relación con la bajante que comenzó a pronunciarse en la primavera del año 2019 y que persistía en julio de 2021, si se quiere asignarle valores de probabilidad y recurrencia a sus características, se puede decir que, para un caudal mínimo diario presentado de 7195 m³/s, le corresponde una recurrencia de más de 500 años si se lo compara con la serie moderna 1970/71–2020/21, o apenas algo menos de 10 años si se lo compara con la serie completa 1904/05–2020/21.

También se le podría haber asignado una recurrencia de cinco años si el estudio se hubiera hecho a principios de los años 70 y el análisis con la serie disponible a esa fecha.

Niveles mínimos cronológicos y curvas de permanencia

Los niveles del río en su tramo medio —como se explica en Giacosa *et al* (2000–2020)— son determinados fundamentalmente por el caudal que se registra en la estación Corrientes debido a los escasos aportes en ruta, por lo cual la evolución cronológica de los mismos es similar a la de los caudales de dicha estación.

No obstante, el análisis de los niveles mínimos que se dan en cada sitio en particular, la probabilidad de ocurrencia de valores críticos y la permanencia de estas situaciones críticas adquieren sus particularidades según las características de cada sitio.

Se presenta el análisis de cuatro sitios característicos: Corrientes y Goya sobre la margen izquierda, y Santa Fe y Rosario sobre la margen derecha. El año de inicio de la serie de datos disponible es diferente en cada sitio, por lo cual —para algunas representaciones y análisis— se toma la serie más larga disponible en cada lugar, mientras que para los análisis que requieren del cálculo de determinados parámetros y donde la longitud de la serie tiene influencia se adoptó como inicio el año hidrológico abril/marzo 1905/06 y el de abril/marzo 2020/21 como finalización para homogeneizar la longitud de la serie en las distintas estaciones.

Asimismo, se adicionó en los cuadros y en los gráficos de valores mínimos anuales el correspondiente al mínimo del período abril a julio de 2021 (fecha hasta la cual se analizaron los datos). Este valor se identifica en forma particular, puesto que no corresponde al año hidrológico completo abril 2021 a marzo 2022, teniendo en cuenta además que la situación de bajante se continuaba acentuando al cierre de esta publicación.

Puerto de Corrientes

Los valores mínimos de cada año hidrológico, con indicación de la fecha en que fueron registrados, se presentan en el Cuadro 15.8.

Cuadro 15.8. Nivel diario mínimo de cada año hidrológico abril-marzo del río Paraná en Corrientes

Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia
1901/02	0,10	12/11/1901	1941/42	1,28	2/11/1941	1981/82	2,35	8/9/1981
1902/03	0,92	28/8/1902	1942/43	1,57	27/11/1942	1982/83	2,78	30/10/1982
1903/04	0,00	6/10/1903	1943/44	0,97	21/9/1943	1983/84	3,17	24/3/1984
1904/05	1,10	20/5/1904	1944/45	-0,82	7/10/1944	1984/85	2,95	3/8/1984
1905/06	3,04	26/11/1905	1945/46	0,67	18/9/1945	1985/86	1,60	12/1/1986
1906/07	0,65	18/11/1906	1946/47	1,55	23/9/1946	1986/87	2,32	30/11/1986
1907/08	1,31	20/8/1907	1947/48	1,38	9/12/1947	1987/88	2,48	5/10/1987
1908/09	1,16	23/9/1908	1948/49	0,36	18/9/1948	1988/89	1,54	3/1/1989
1909/10	0,07	25/9/1909	1949/50	0,02	24/11/1949	1989/90	2,56	25/3/1990
1910/11	0,12	10/9/1910	1950/51	0,86	28/9/1950	1990/91	2,38	13/1/1991
1911/12	1,70	23/7/1911	1951/52	0,22	12/10/1951	1991/92	2,10	24/11/1991
1912/13	1,82	14/9/1912	1952/53	0,79	12/9/1952	1992/93	3,84	31/3/1993
1913/14	0,29	22/12/1913	1953/54	0,32	31/8/1953	1993/94	2,72	27/8/1993
1914/15	1,14	7/3/1915	1954/55	1,00	10/12/1954	1994/95	2,22	16/9/1994
1915/16	0,26	21/8/1915	1955/56	0,45	12/10/1955	1995/96	2,04	13/1/1996
1916/17	-0,24	27/11/1916	1956/57	1,73	21/12/1956	1996/97	2,02	4/8/1996
1917/18	-0,03	6/12/1917	1957/58	2,28	22/1/1958	1997/98	2,85	15/4/1997
1918/19	0,60	20/9/1918	1958/59	1,98	4/9/1958	1998/99	2,90	8/12/1998
1919/20	1,17	7/10/1919	1959/60	2,13	29/11/1959	1999/00	1,64	5/1/2000
1920/21	2,51	18/9/1920	1960/61	1,74	4/8/1960	2000/01	2,56	23/8/2000
1921/22	1,16	15/12/1921	1961/62	1,70	16/10/1961	2001/02	1,40	30/8/2001
1922/23	1,96	5/12/1922	1962/63	0,66	4/9/1962	2002/03	2,19	10/9/2002
1923/24	2,24	30/8/1923	1963/64	0,60	23/9/1963	2003/04	2,00	4/3/2004
1924/25	0,14	7/11/1924	1964/65	0,89	29/9/1964	2004/05	2,03	14/4/2004
1925/26	-0,08	8/9/1925	1965/66	2,41	1/10/1965	2005/06	1,95	1/9/2005
1926/27	1,49	24/10/1926	1966/67	1,26	3/10/1966	2006/07	1,99	10/9/2006
1927/28	0,92	18/1/1928	1967/68	0,86	14/10/1967	2007/08	2,07	19/10/2007
1928/29	2,14	5/12/1928	1968/69	0,24	7/9/1968	2008/09	1,50	9/1/2009
1929/30	2,01	24/8/1929	1969/70	0,00	15/9/1969	2009/10	1,47	13/5/2009
1930/31	1,34	5/10/1930	1970/71	0,24	2/9/1970	2010/11	2,33	11/9/2010
1931/32	2,62	1/9/1931	1971/72	0,63	30/11/1971	2011/12	2,44	16/1/2012
1932/33	2,66	5/9/1932	1972/73	1,63	29/5/1972	2012/13	1,98	8/2/2013
1933/34	0,61	5/12/1933	1973/74	2,54	14/8/1973	2013/14	2,38	8/3/2014
1934/35	-0,29	25/11/1934	1974/75	2,09	24/10/1974	2014/15	3,10	23/2/2015
1935/36	2,02	1/3/1936	1975/76	1,94	11/9/1975	2015/16	2,82	16/9/2015
1936/37	0,64	7/11/1936	1976/77	2,20	23/5/1976	2016/17	2,90	31/1/2017
1937/38	0,36	1/10/1937	1977/78	2,37	17/9/1977	2017/18	2,33	22/9/2017
1938/39	0,01	17/10/1938	1978/79	1,98	18/5/1978	2018/19	2,15	20/9/2018
1939/40	0,40	10/9/1939	1979/80	3,07	2/5/1979	2019/20	1,31	31/3/2020
1940/41	1,09	22/10/1940	1980/81	3,75	31/3/1981	2020/21	0,70	15/5/2020
						2021	0,15	14/7/2021

El promedio de los niveles mínimos anuales que se observan en la Figura 15.17. es de 1,52 m y se aprecia que, desde principios del siglo XX hasta 1971/72, los valores mínimos estuvieron por debajo de ese promedio en la mayoría de los años, mientras que a partir de 1972/73 hasta el año 2018/19 los niveles mínimos estuvieron siempre sobre el promedio.

En el primer período se marcan netamente las bajantes de los años 1909/10/11; 1915/16/17/18; 1924/25/26; 1933/34/35; 1943/44/45/46 y 1968/69/70/71, donde la escala llegó a niveles por debajo del 0, siendo el más significativo el del 7 de octubre de 1944, con un valor de -0,82 m. Se aprecia que en el período moderno el nivel mínimo anual no descendió por debajo de 1,20 m hasta el año 2020/21, cuando llegó a solo 0,15 m el 14 de julio de 2021.

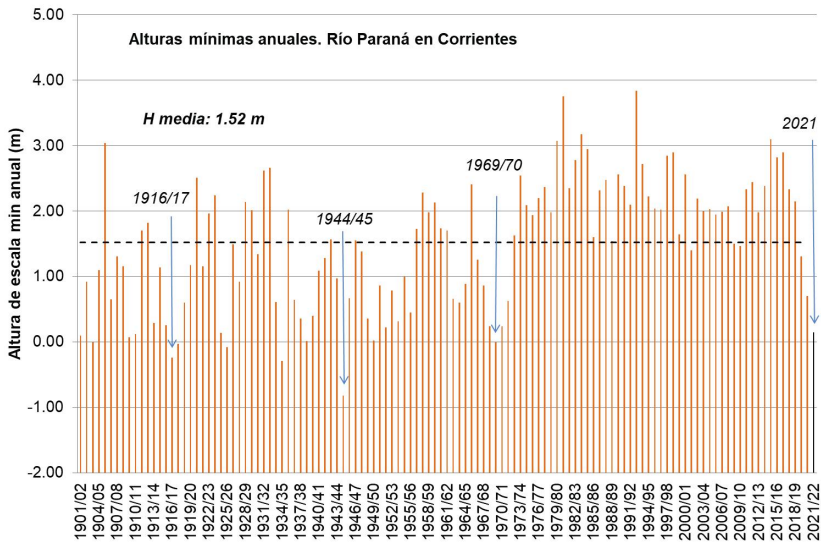


Figura 15.17. Niveles mínimos diarios por año hidrológico abril/marzo del río Paraná en Corrientes

Con la masa de datos diarios también es posible calcular el porcentaje de tiempo en que el nivel del agua estuvo por encima de un determinado valor, con lo cual se pueden construir las denominadas curvas de permanencia de niveles o de frecuencia de alturas diarias, que son de sumo interés para la navegación.

Estas curvas se calcularon para la serie completa disponible 1905/06–2020/21 y también para la serie moderna a partir de 1970/71, con dos variantes: hasta 2018/19 y hasta 2020/21, con el fin de analizar la incidencia de la última situación de bajante iniciada en la primavera de 2019. Estas curvas se observan en la Figura 15.18.

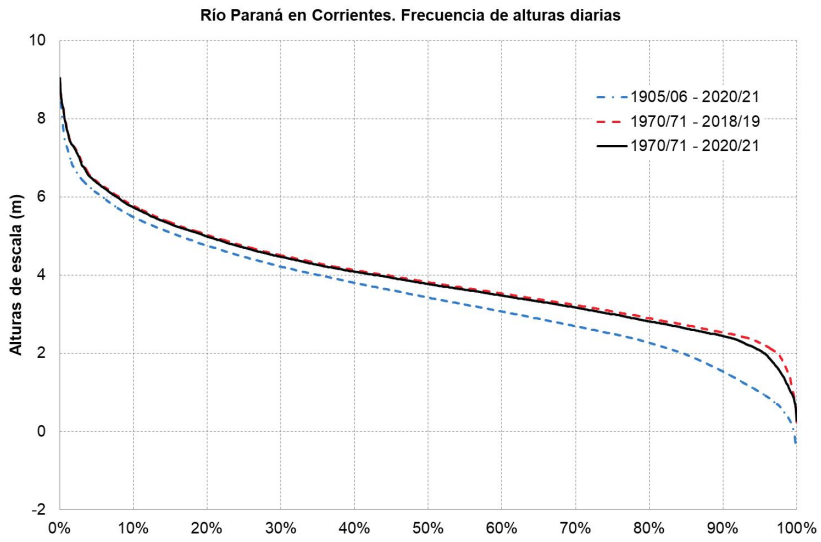


Figura 15.18. Curvas de permanencia de niveles en la estación Corrientes

Puerto de Goya

Los valores mínimos de cada año hidrológico, con indicación de la fecha en que fueron registrados, se exponen en el Cuadro 15.9.

Cuadro 15.9. Nivel diario mínimo de cada año hidrológico abril-marzo del río Paraná en Goya

Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia
1904/05	1,12	22/5/1904	1943/44	1,07	22/9/1943	1982/83	2,86	1/11/1982
1905/06	2,68	30/11/1905	1944/45	-0,13	18/10/1944	1983/84	3,12	24/3/1984
1906/07	0,54	16/11/1906	1945/46	0,90	18/9/1945	1984/85	2,91	8/8/1984
1907/08	1,07	23/8/1907	1946/47	1,67	27/9/1946	1985/86	1,60	14/1/1986
1908/09	1,16	25/9/1908	1947/48	1,28	11/12/1947	1986/87	2,45	30/10/1986
1909/10	0,26	26/9/1909	1948/49	0,28	19/9/1948	1987/88	2,39	7/10/1987
1910/11	0,20	6/1/1911	1949/50	0,20	31/10/1949	1988/89	1,32	30/12/1988
1911/12	1,68	25/7/1911	1950/51	0,95	3/10/1950	1989/90	2,67	27/3/1990
1912/13	1,72	2/9/1912	1951/52	0,34	12/10/1951	1990/91	2,51	16/1/1991
1913/14	0,40	24/12/1913	1952/53	0,90	13/9/1952	1991/92	2,31	25/11/1991
1914/15	1,44	14/9/1914	1953/54	0,55	3/9/1953	1992/93	4,05	31/3/1993
1915/16	0,50	20/8/1915	1954/55	1,17	11/12/1954	1993/94	2,78	18/9/1993
1916/17	0,06	29/11/1916	1955/56	0,60	11/10/1955	1994/95	2,58	18/9/1994
1917/18	0,22	10/12/1917	1956/57	1,77	25/12/1956	1995/96	2,29	14/1/1996
1918/19	0,84	23/9/1918	1957/58	2,42	23/1/1958	1996/97	2,40	5/8/1996
1919/20	1,40	9/10/1919	1958/59	2,10	2/9/1958	1997/98	3,15	17/4/1997
1920/21	2,46	15/9/1920	1959/60	2,35	1/12/1959	1998/99	3,01	10/12/1998
1921/22	1,37	18/12/1921	1960/61	1,98	4/8/1960	1999/00	2,02	7/1/2000
1922/23	1,76	10/12/1922	1961/62	1,99	28/8/1961	2000/01	2,90	26/8/2000
1923/24	2,03	2/9/1923	1962/63	1,09	28/8/1962	2001/02	1,86	7/9/2001
1924/25	0,24	11/11/1924	1963/64	0,99	24/9/1963	2002/03	2,59	12/9/2002
1925/26	0,07	10/9/1925	1964/65	1,25	2/10/1964	2003/04	2,49	6/3/2004
1926/27	1,35	25/10/1926	1965/66	2,71	2/10/1965	2004/05	2,52	16/4/2004
1927/28	0,96	24/12/1927	1966/67	1,41	6/10/1966	2005/06	2,33	2/9/2005
1928/29	2,10	8/12/1928	1967/68	1,12	18/10/1967	2006/07	2,41	12/9/2006
1929/30	1,85	31/8/1929	1968/69	0,46	13/9/1968	2007/08	2,52	4/10/2007
1930/31	1,30	6/10/1930	1969/70	0,24	25/9/1969	2008/09	2,20	10/1/2009
1931/32	2,40	3/9/1931	1970/71	0,59	4/9/1970	2009/10	2,10	15/5/2009
1932/33	2,56	7/9/1932	1971/72	0,95	2/12/1971	2010/11	2,64	28/11/2010
1933/34	0,58	8/12/1933	1972/73	1,99	1/6/1972	2011/12	2,73	18/1/2012
1934/35	-0,10	25/11/1934	1973/74	2,88	16/8/1973	2012/13	2,47	9/2/2013
1935/36	2,08	15/6/1935	1974/75	2,28	30/10/1974	2013/14	2,78	9/3/2014
1936/37	0,70	8/11/1936	1975/76	2,21	13/9/1975	2014/15	3,45	23/2/2015
1937/38	0,48	4/10/1937	1976/77	2,38	25/5/1976	2015/16	3,02	18/9/2015
1938/39	0,10	21/10/1938	1977/78	2,57	18/9/1977	2016/17	2,51	4/12/2016
1939/40	0,43	13/9/1939	1978/79	2,18	22/5/1978	2017/18	2,56	24/9/2017
1940/41	1,35	1/11/1940	1979/80	3,22	4/5/1979	2018/19	2,34	22/9/2018
1941/42	1,47	5/11/1941	1980/81	3,92	28/8/1980	2019/20	1,80	31/3/2020
1942/43	1,59	28/11/1942	1981/82	2,50	2/10/1981	2020/21	1,05	16/5/2020
						2021	0,58	17/7/2021

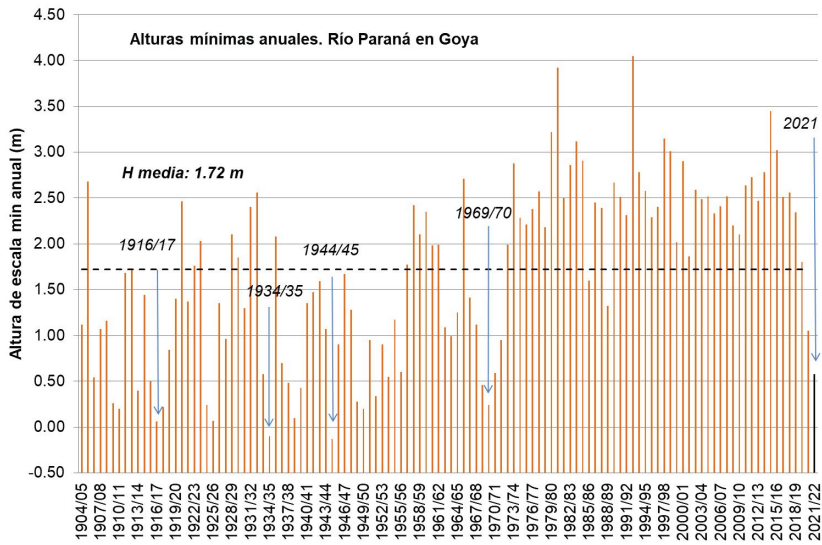


Figura 15.19. Niveles mínimos diarios por año hidrológico abril/marzo del río Paraná en Goya

La evolución cronológica es similar a la estación de aguas arriba y lo es para todo el tramo del Paraná Medio, lo mismo que los períodos críticos que han sido identificados.

El «o» de la escala está ubicado a un mayor nivel en relación con los estiajes más pronunciados y la media de toda la serie es de 1,72 m.

En el período que llega hasta el año 1971, durante 20 años, el mínimo anual estuvo por debajo de los 0,50 m, con un valor extremo de -0,13 m el 18 de octubre de 1944, mientras que desde el año 1972 hasta el año 2020 el mínimo anual estuvo siempre por encima de 1 m y llegó a un mínimo de 0,58 m el 17 de julio de 2021.

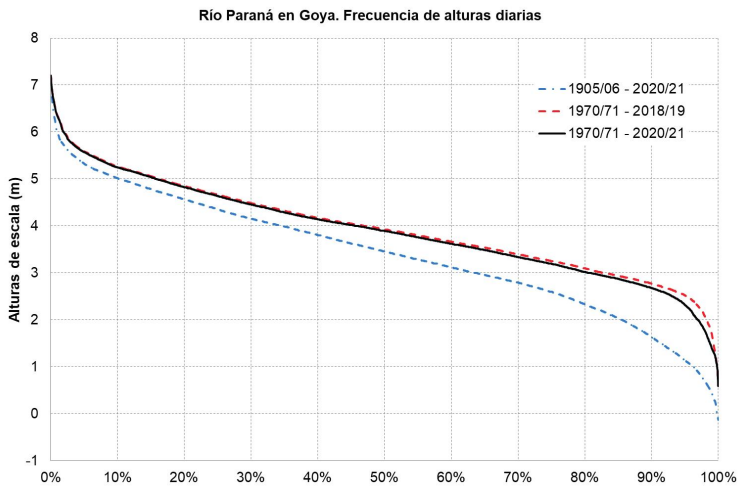


Figura 15.20. Curvas de permanencia de niveles en la estación Goya

Las diferencias de los mínimos de cada año se marcan también en las curvas de frecuencia de niveles, donde alcanzan a más de 1 m para las permanencias de más del 80 % del tiempo.

Puerto de Santa Fe

Los registros de los niveles del río en el hidrómetro del Puerto de Santa Fe se disponen desde el año 1905 a julio de 2021 (los datos de 1905 a 1910 pueden presentar algunas dudas debido a los años de construcción y puesta en operación del puerto). De todos estos registros se han extraído los mínimos de cada año, que se presentan en el Cuadro 15.10. y en la Figura 15.21. adjunta.

Cuadro 15.10. Nivel diario mínimo de cada año hidrológico abril-marzo del río Paraná en Santa Fe

Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia
1905/06	3,37	6/12/1905	1944/45	-1,03	3/11/1944	1983/84	3,67	30/3/1984
1906/07	0,36	23/11/1906	1945/46	0,44	25/9/1945	1984/85	3,20	11/8/1984
1907/08	0,77	27/8/1907	1946/47	1,48	30/9/1946	1985/86	1,85	18/1/1986
1908/09	1,09	1/10/1908	1947/48	1,11	16/12/1947	1986/87	3,06	16/12/1986
1909/10	-0,06	30/9/1909	1948/49	0,14	22/9/1948	1987/88	2,54	11/10/1987
1910/11	-0,39	10/1/1911	1949/50	-0,20	28/11/1949	1988/89	1,53	7/1/1989
1911/12	1,40	29/7/1911	1950/51	0,63	3/10/1950	1989/90	2,99	26/12/1989
1912/13	1,48	20/9/1912	1951/52	0,02	16/10/1951	1990/91	3,10	21/1/1991
1913/14	0,01	26/12/1913	1952/53	0,62	15/9/1952	1991/92	2,35	29/11/1991
1914/15	1,47	5/10/1914	1953/54	0,20	5/9/1953	1992/93	4,26	30/9/1992
1915/16	0,23	25/8/1915	1954/55	1,02	23/12/1954	1993/94	2,57	23/9/1993
1916/17	-0,74	3/12/1916	1955/56	0,21	19/12/1955	1994/95	2,48	20/9/1994
1917/18	-0,44	13/12/1917	1956/57	1,63	28/12/1956	1995/96	2,23	18/1/1996
1918/19	0,40	24/9/1918	1957/58	2,72	30/1/1958	1996/97	2,12	8/9/1996
1919/20	1,08	11/10/1919	1958/59	1,81	12/9/1958	1997/98	2,94	18/5/1997
1920/21	2,25	22/9/1920	1959/60	2,47	7/12/1959	1998/99	3,05	11/1/1999
1921/22	0,98	20/12/1921	1960/61	1,69	11/8/1960	1999/00	1,82	10/1/2000
1922/23	1,62	15/12/1922	1961/62	1,67	10/9/1961	2000/01	2,56	4/9/2000
1923/24	2,29	5/9/1923	1962/63	0,39	8/9/1962	2001/02	1,60	28/9/2001
1924/25	-0,22	15/11/1924	1963/64	0,31	25/9/1963	2002/03	2,38	18/9/2002
1925/26	-0,30	15/9/1925	1964/65	0,50	6/10/1964	2003/04	2,11	17/3/2004
1926/27	1,05	29/10/1926	1965/66	2,20	5/10/1965	2004/05	1,96	15/10/2004
1927/28	0,56	6/9/1927	1966/67	1,12	10/10/1966	2005/06	1,91	7/9/2005
1928/29	2,36	20/12/1928	1967/68	0,94	28/11/1967	2006/07	1,85	17/9/2006
1929/30	1,64	2/9/1929	1968/69	0,06	18/9/1968	2007/08	2,20	9/10/2007
1930/31	1,00	10/10/1930	1969/70	-0,14	23/9/1969	2008/09	1,64	4/1/2009
1931/32	2,74	9/9/1931	1970/71	0,20	7/9/1970	2009/10	1,53	18/5/2009
1932/33	2,67	17/9/1932	1971/72	0,42	6/12/1971	2010/11	2,13	7/12/2010
1933/34	0,25	9/12/1933	1972/73	1,76	7/6/1972	2011/12	2,02	23/1/2012
1934/35	0,01	1/9/1934	1973/74	2,80	15/12/1973	2012/13	1,98	4/10/2012
1935/36	1,91	18/6/1935	1974/75	1,82	4/11/1974	2013/14	2,41	10/1/2014
1936/37	0,49	11/12/1936	1975/76	1,89	16/9/1975	2014/15	3,32	30/11/2014
1937/38	0,14	7/10/1937	1976/77	2,24	31/5/1976	2015/16	2,60	13/10/2015
1938/39	0,01	24/10/1938	1977/78	2,12	26/9/1977	2016/17	2,67	15/10/2016
1939/40	0,46	16/9/1939	1978/79	1,68	30/5/1978	2017/18	2,34	27/9/2017
1940/41	1,48	2/11/1940	1979/80	2,99	14/5/1979	2018/19	1,86	27/9/2018
1941/42	1,48	8/11/1941	1980/81	3,44	5/9/1980	2019/20	1,50	14/12/2019
1942/43	1,52	3/12/1942	1981/82	2,08	11/10/1981	2020/21	0,48	21/5/2020
1943/44	0,71	25/9/1943	1982/83	3,09	5/11/1982	2021	-0,05	21/7/2021

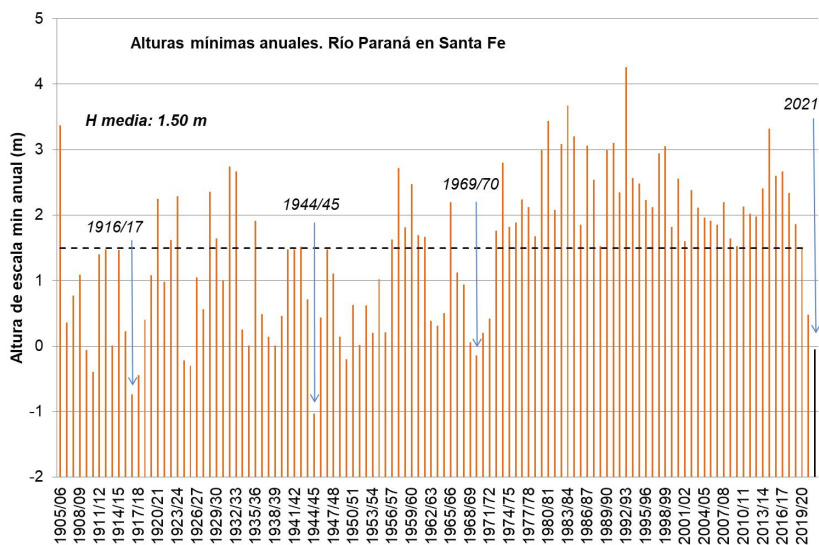


Figura 15.21. Niveles mínimos diarios por año hidrológico abril–marzo del río Paraná en Santa Fe

En similitud con las estaciones de aguas arriba, a partir de los años 70 se observa una clara tendencia a presentarse niveles mínimos superiores a los que se producían históricamente. El promedio de mínimos anuales de toda la serie es 1,50 m.

En el período de 67 años —entre 1905 a 1971— hubo 11 años en que la escala registró mínimos anuales por debajo de «0», siendo el más marcado el correspondiente al del 3 de noviembre de 1944, cuando la medida fue de 1,03 m por debajo del «0» y la mayoría de los mínimos anuales en este período estuvo por debajo de 1 m, lo que hace que el promedio de dichos mínimos anuales fuera de 0,83 m sobre el «0» de la escala. El último subperíodo crítico correspondió a los años 1968 (0,06), 1969 (-0,14), 1970 (0,20) y 1971 (0,42).

En el período desde 1972 hasta 2019, no se presentaron bajantes que estén por debajo del «0» de la escala, por lo que el valor de 0,48 m del 21 de mayo de 2020 y el valor de -0,05 m del 21 de julio de 2021 son los más importantes luego del mínimo de 1,50 de 2019 del período moderno.

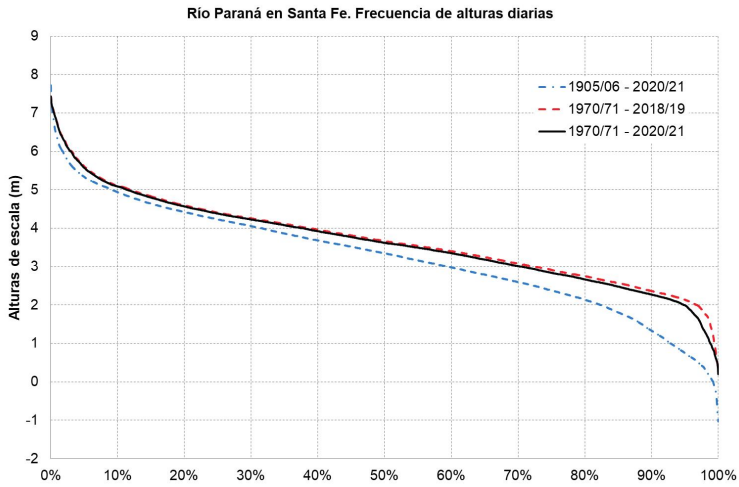


Figura 15.22. Curvas de permanencia de niveles en la estación Santa Fe

Al igual que la curva de frecuencia de Goya, la de Santa Fe muestra diferencias significativas para permanencias de más del 80 % entre la obtenida de la serie total con respecto a las de las series modernas.

Puerto de Rosario

Los registros de los niveles del río en el hidrómetro del Puerto de Rosario se disponen desde el año 1884 a julio de 2021. De estos registros se han extraído los mínimos de cada año, que se presentan en el Cuadro 15.11. y en la Figura 15.23.

Cuadro 15.11. Nivel diario mínimo de cada año hidrológico abril-marzo del río Paraná en Rosario

Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia	Año Hidrológico	h min (m)	Fecha de ocurrencia
1884/85	0,83	31/10/1884	1930/31	0,45	14/10/1930	1976/77	1,94	4/6/1976
1885/86	1,46	14/12/1885	1931/32	2,40	24/9/1931	1977/78	1,72	1/10/1977
1886/87	1,24	03/11/1886	1932/33	2,38	18/9/1932	1978/79	1,25	31/5/1978
1887/88	0,61	05/09/1887	1933/34	-0,34	9/12/1933	1979/80	2,67	16/5/1979
1888/89	1,46	05/08/1888	1934/35	-0,76	9/9/1934	1980/81	3,20	8/9/1980
1889/90	1,30	23/09/1889	1935/36	1,38	19/6/1935	1981/82	1,63	14/10/1981
1890/91	0,95	20/12/1890	1936/37	-0,15	12/12/1936	1982/83	3,24	9/11/1982
1891/92	1,75	04/10/1891	1937/38	-0,57	9/10/1937	1983/84	3,57	29/3/1984
1892/93	1,78	05/09/1892	1938/39	-0,65	23/10/1938	1984/85	3,06	15/8/1984
1893/94	0,60	26/12/1893	1939/40	0,02	7/9/1939	1985/86	1,36	13/1/1986
1894/95	0,90	14/09/1894	1940/41	0,85	2/11/1940	1986/87	2,75	24/12/1986
1895/96	1,93	06/09/1895	1941/42	0,85	9/11/1941	1987/88	2,25	23/10/1987
1896/97	1,25	12/09/1896	1942/43	0,81	9/12/1942	1988/89	0,75	7/1/1989
1897/98	0,94	05/12/1897	1943/44	0,08	28/9/1943	1989/90	2,78	1/1/1990
1898/99	1,92	22/08/1898	1944/45	-1,39	10/9/1944	1990/91	2,82	5/2/1991
1899/00	2,64	15/08/1899	1945/46	-0,15	16/10/1945	1991/92	1,92	30/11/1991
1900/01	0,90	21/8/1900	1946/47	1,12	1/10/1946	1992/93	3,97	1/4/1992
1901/02	-0,09	26/11/1901	1947/48	0,52	20/12/1947	1993/94	2,19	21/9/1993
1902/03	0,56	30/8/1902	1948/49	0,00	30/9/1948	1994/95	2,16	22/9/1994
1903/04	-0,12	16/10/1903	1949/50	0,02	26/9/1949	1995/96	1,68	21/1/1996
1904/05	1,11	8/7/1904	1950/51	0,01	12/9/1950	1996/97	1,94	15/8/1996
1905/06	3,10	8/12/1905	1951/52	0,01	25/8/1951	1997/98	2,62	21/5/1997
1906/07	0,13	23/11/1906	1952/53	0,07	19/9/1952	1998/99	2,90	10/1/1999
1907/08	0,73	27/8/1907	1953/54	0,06	20/8/1953	1999/00	1,54	6/12/1999
1908/09	0,90	27/9/1908	1954/55	0,11	23/12/1954	2000/01	2,48	1/9/2000
1909/10	-0,09	4/9/1909	1955/56	0,00	2/12/1955	2001/02	1,36	30/9/2001
1910/11	-0,12	12/1/1911	1956/57	0,78	3/1/1957	2002/03	2,19	21/9/2002
1911/12	1,18	30/7/1911	1957/58	2,20	1/2/1958	2003/04	1,70	19/3/2004
1912/13	1,18	24/9/1912	1958/59	1,15	11/9/1958	2004/05	1,54	15/10/2004
1913/14	-0,09	31/12/1913	1959/60	1,85	8/12/1959	2005/06	1,55	9/9/2005
1914/15	1,46	7/10/1914	1960/61	1,12	13/8/1960	2006/07	1,45	19/9/2006
1915/16	-0,12	29/8/1915	1961/62	1,13	11/9/1961	2007/08	1,86	6/9/2007
1916/17	-1,00	3/12/1916	1962/63	-0,20	2/9/1962	2008/09	1,02	6/1/2009
1917/18	-0,90	13/12/1917	1963/64	-0,24	25/9/1963	2009/10	1,00	19/5/2009
1918/19	0,04	26/9/1918	1964/65	-0,01	30/8/1964	2010/11	1,75	9/12/2010
1919/20	0,70	13/10/1919	1965/66	1,72	7/10/1965	2011/12	1,66	24/1/2012
1920/21	1,72	24/9/1920	1966/67	0,37	10/10/1966	2012/13	1,56	14/2/2013
1921/22	0,48	21/12/1921	1967/68	0,24	30/11/1967	2013/14	1,35	11/1/2014
1922/23	1,07	17/12/1922	1968/69	-0,60	19/9/1968	2014/15	1,80	17/4/2014
1923/24	2,17	7/9/1923	1969/70	-0,82	24/9/1969	2015/16	0,54	24/1/2016
1924/25	-0,82	2/11/1924	1970/71	-0,53	4/9/1970	2016/17	2,44	16/10/2016
1925/26	-0,85	14/9/1925	1971/72	0,02	2/12/1971	2017/18	2,28	27/9/2017
1926/27	0,53	30/10/1926	1972/73	1,27	9/6/1972	2018/19	1,55	27/9/2018
1927/28	-0,02	7/9/1927	1973/74	2,33	16/12/1973	2019/20	1,18	14/12/2019
1928/29	1,80	21/12/1928	1974/75	1,30	4/11/1974	2020/21	0,08	22/5/2020
1929/30	1,10	3/9/1929	1975/76	1,45	17/9/1975	2021	-0,23	22/7/2021

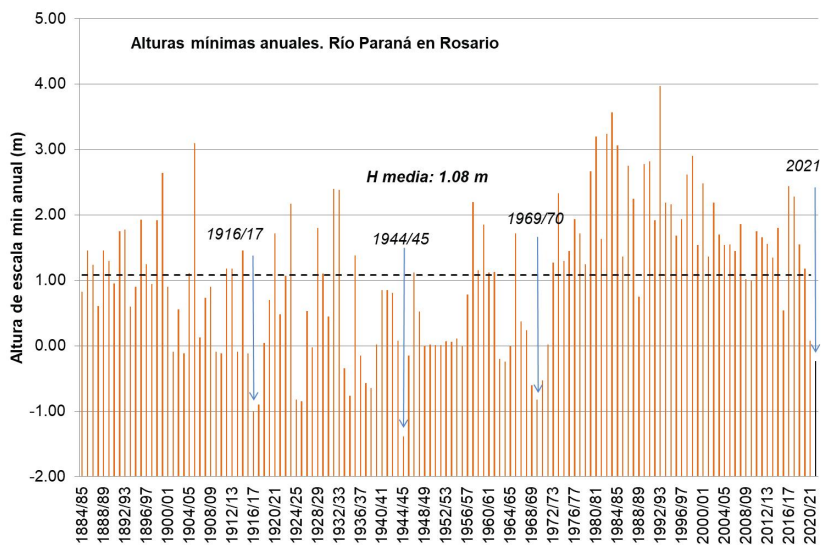


Figura 15.23. Niveles mínimos diarios por año hidrológico abril/marzo del río Paraná en Rosario

A finales del siglo XIX se presentaron mínimos anuales siempre superiores a los 0,50 m, pero luego comenzó un largo período con mínimos muy marcados, y a partir de los años 70 se observó una clara tendencia a darse niveles mínimos superiores a los que se producían históricamente. El promedio de mínimos anuales de la serie histórica total es 1,08 m.

Luego de la gran crecida del año 1905 y hasta el año 1970, se presentaron 25 años en que la escala registró mínimos anuales por debajo de «0», siendo el más marcado el correspondiente al 10 de septiembre de 1944, cuando la medida fue de 1,39 m por debajo del «0» y la mayoría de los mínimos anuales en este período estuvo por debajo de 1 m. El último subperíodo crítico correspondió a los años 1968 (-0,60), 1969 (-0,82) y 1970 (-0,53).

Posteriormente, en el período de 50 años desde 1971 hasta 2020 no se habían presentado bajantes que estuvieran por debajo del «0» de la escala, por lo que el valor de 0,08 m del 22 de mayo de 2020 y el valor de -0,23 m son los más importantes después del mínimo de 0,02 m de 1971.

La diferencia de las curvas de frecuencia de niveles calculadas para la serie total y las series modernas es aún más marcada que en las estaciones anteriores y se aprecia a partir de permanencias del 60–70 %.

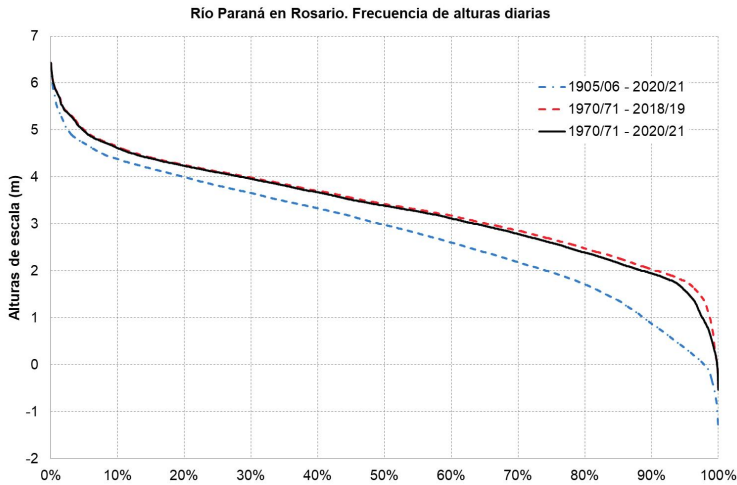


Figura 15.24. Curvas de permanencia de niveles en la estación Rosario

Análisis de frecuencia de niveles mínimos

Al igual que en el análisis realizado para caudales mínimos, se utilizó el modelo de análisis de frecuencia W_x AFMulti (Cacik *et al.*, 2019), una actualización del reconocido AFMulti, desarrollado en la FICH-UNL (Paoli *et al.*, 1991) (Cacik *et al.*, 1998). También se efectuaron las pruebas de homogeneidad de datos, verificando las mismas condiciones de no homogeneidad de la serie completa, con saltos en la década de los años 1960/1970.

Las variables analizadas fueron los niveles diarios mínimos de cada año y los niveles de permanencia 30 días mínimos de cada año de las estaciones Corrientes, Goya, Santa Fe y Rosario.

En cuanto a las series muestrales y teniendo en cuenta los aspectos de homogeneidad identificados, se analizaron la serie completa 1905/06–2020/21 (el inicio se tomó similar para las cuatro estaciones) y la serie moderna 1970/71–2020/21.

A partir de los resultados arrojados por el modelo de AF indicado para distintas distribuciones teóricas aplicadas (Log Normal de 2 parámetros, Pearson III, Log Pearson III y General de Valores Extremos-GEV) y considerando los diagramas de momentos muestrales, los indicadores de ajuste que contempla el modelo (error cuadrático medio en valores y en frecuencia, test de χ^2 y de Simirnof) y los ajustes gráficos, se seleccionó a la distribución Pearson III como la de mejor representatividad para el conjunto de estaciones y longitud de serie muestral.

Los ajustes gráficos y los valores obtenidos con la distribución adoptada se muestran en las Figuras 15.25. a 15.28. y en los Cuadros 15.12. a 15.15.

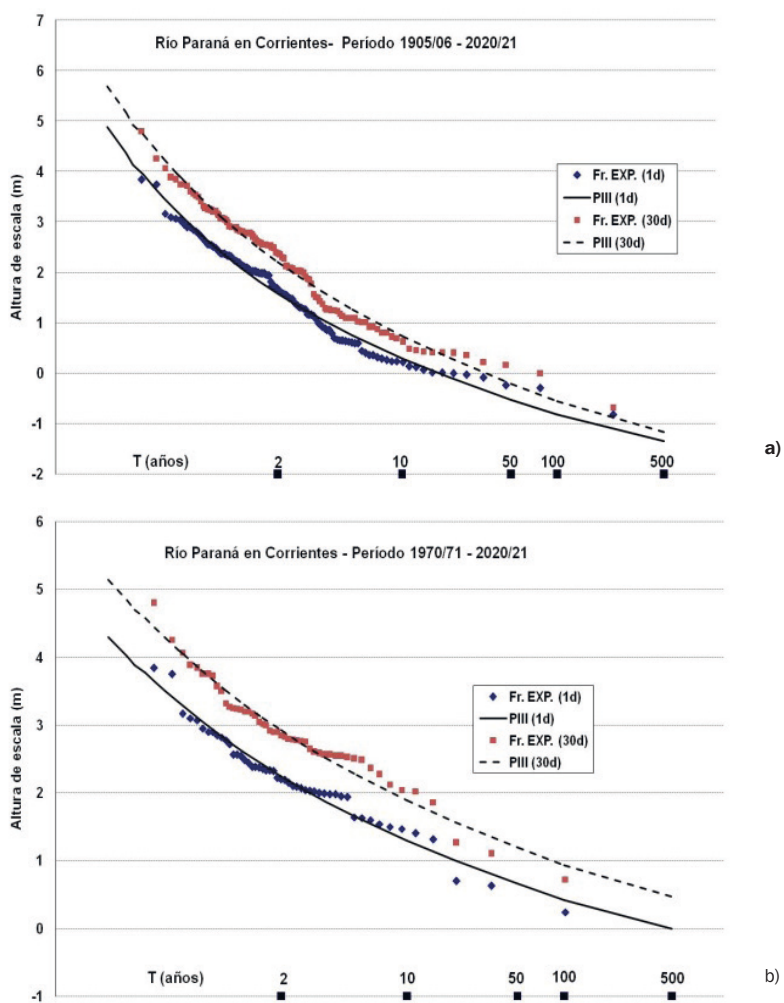


Figura 15.25. Ajuste estadístico de niveles mínimos en Corrientes de 1 y 30 días para a) serie 1905/06-2020/21 y b) serie 1970/71-2020/21

Cuadro 15.12. Niveles mínimos esperados para 1 y 30 días en Corrientes para distintas recurrencias

Valores inferidos (m)	Niveles diarios mínimos		Niveles mínimos 30 días	
	1905/06 - 2020/21	1970/71 - 2020/21	1905/06 - 2020/21	1970/71 - 2020/21
Recurrencias				
T = 2 años	1,58	2,25	2,20	2,41
T = 5 años	0,74	1,64	1,26	1,71
T = 10 años	0,29	1,29	0,74	1,32
T = 20 años	-0,09	1,00	0,30	1,00
T = 50 años	-0,52	0,66	-0,20	0,63
T = 100 años	-0,81	0,42	-0,55	0,38

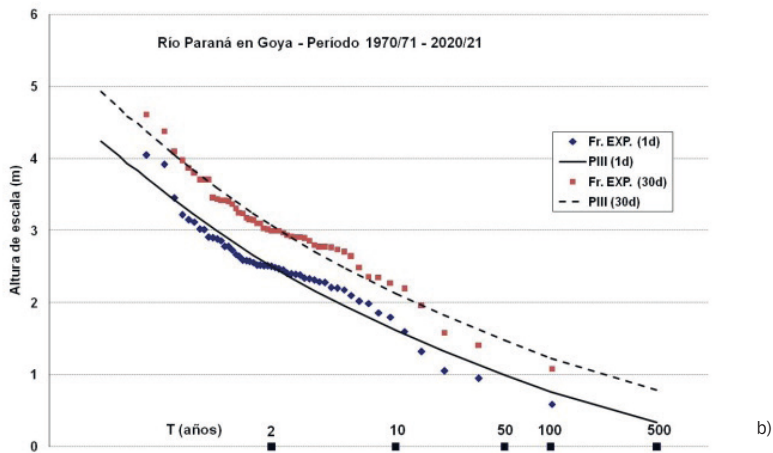
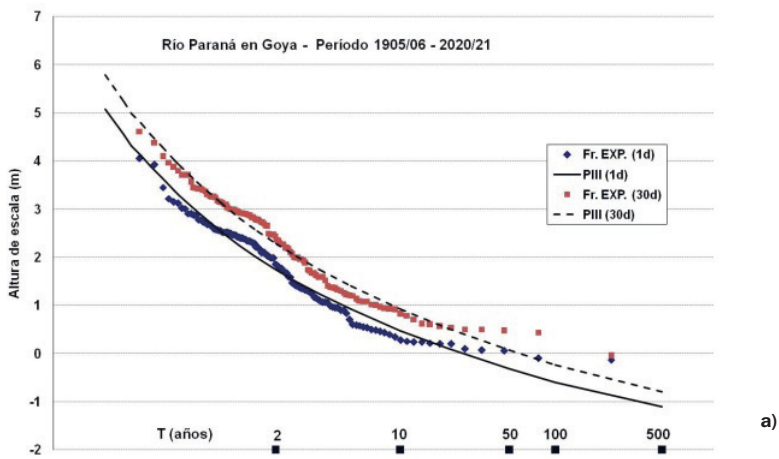


Figura 15.26. Ajuste estatístico de níveis mínimos em Goya de 1 y 30 días para a) serie 1905/06-2020/21 y b) serie 1970/71-2020/21

Cuadro 15.13. Niveles mínimos esperados para 1 y 30 días en Goya para distintas recurrencias

Valores inferidos (m)	Niveles diarios mínimos		Niveles mínimos 30 días	
	1905/06- 2020/21	1970/71- 2020/21	1905/06- 2020/21	1970/71- 2020/21
T = 2 años	1,75	2,51	2,28	2,41
T = 5 años	0,92	1,94	1,40	1,71
T = 10 años	0,48	1,62	0,93	1,32
T = 20 años	0,11	1,33	0,52	1,00
T = 50 años	-0,32	1,00	0,07	0,63
T = 100 años	-0,60	0,76	-0,24	0,38

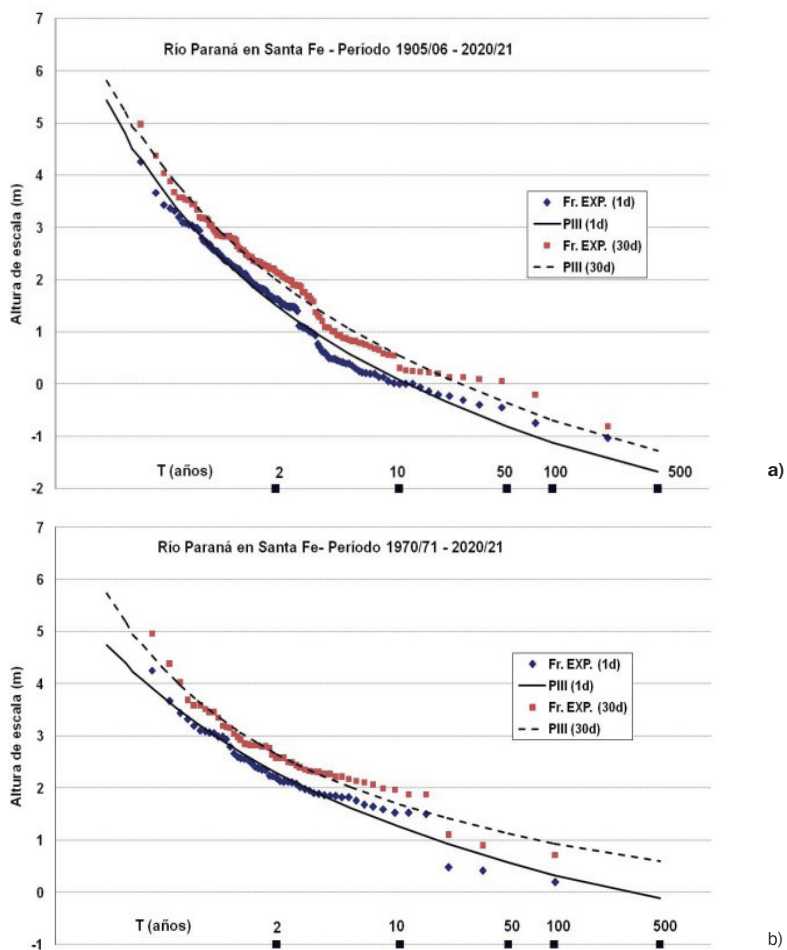


Figura 15.27. Ajuste estadístico de niveles mínimos en Santa Fe de 1 y 30 días para a) serie 1905/06–2020/21 y b) serie 1970/71–2020/21

Cuadro 15.14. Niveles mínimos esperados para 1 y 30 días en Santa Fe para distintas recurrencias

Valores inferidos (m)	Niveles diarios mínimos		Niveles mínimos 30 días	
	1905/06 – 2020/21	1970/71– 2020/21	1905/06 – 2020/21	1970/71– 2020/21
T = 2 años	1,52	2,29	2,01	2,41
T = 5 años	0,58	1,62	1,06	1,71
T = 10 años	0,08	1,25	0,55	1,32
T = 20 años	-0,33	0,94	0,13	1,00
T = 50 años	-0,80	0,58	-0,36	0,63
T = 100 años	-1,12	0,33	-0,69	0,38

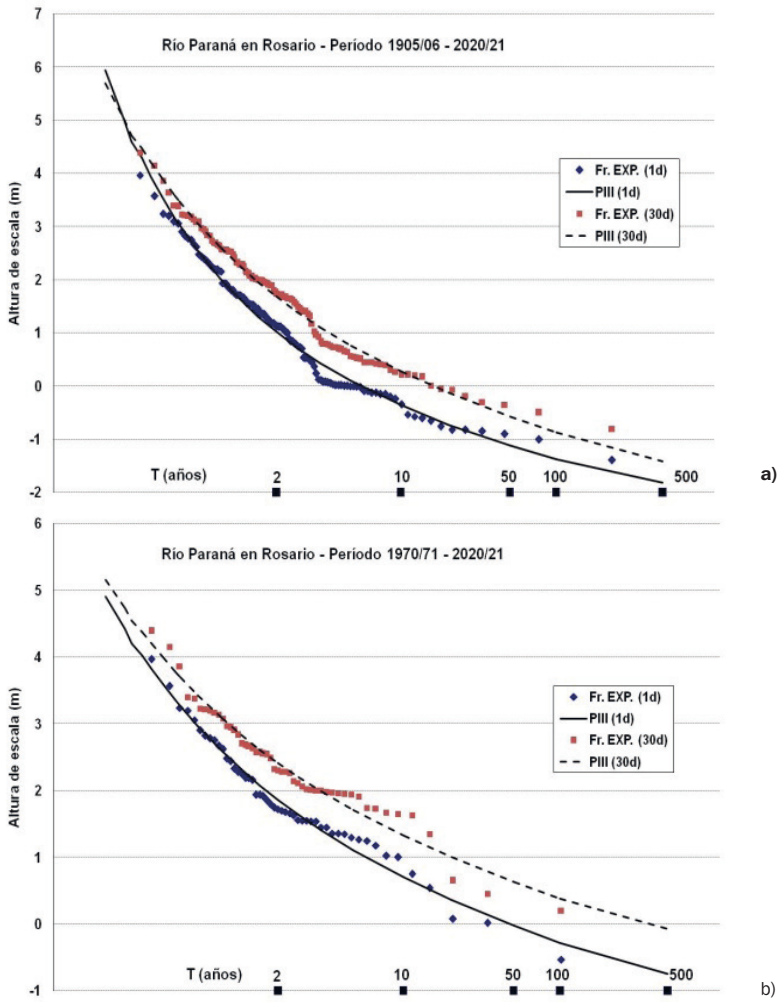


Figura 15.28. Ajuste estadístico de niveles mínimos en Rosario de 1 y 30 días para a) serie 1905/06–2020/21 y b) serie 1970/71–2020/21

Cuadro 15.15. Niveles mínimos esperados para 1 y 30 días en Rosario para distintas recurrencias

Valores inferidos (m)	Niveles diarios mínimos		Niveles mínimos 30 días	
	1905/06 – 2020/21	1970/71– 2020/21	1905/06 – 2020/21	1970/71– 2020/21
Recurrencias				
T = 2 años	1,02	1,86	1,68	2,41
T = 5 años	0,10	1,11	0,76	1,71
T = 10 años	-0,36	0,70	0,28	1,32
T = 20 años	-0,72w	0,37	-0,12	1,00
T = 50 años	-1,12	-0,02	-0,58	0,63
T = 100 años	-1,37	-0,28	-0,88	0,38

En los ajustes gráficos se ve claramente que, a partir del análisis de la serie completa, los valores esperados (teóricos) para recurrencias de más de 20 años son más bajos que los valores muestrales (observados). Por el contrario, a partir del análisis de la serie moderna, los valores esperados (teóricos) para recurrencias de más de 20 años son más altos que los valores muestrales (observados).

A la vez se puede advertir en los cuadros con los valores inferidos que, para todas las recurrencias, los valores de niveles mínimos diarios esperados a partir del análisis de la serie moderna son significativamente (más de 1 m) más altos que los inferidos a partir del análisis de la serie completa, diferencia que se incrementa para las mayores recurrencias.

Analizando desde el punto de vista de los niveles diarios mínimos registrados en la bajante hasta noviembre de 2020, dichos valores tendrían recurrencias del orden de los 20 años o menos en comparación con la serie completa 1905/06–2020/21, pero su recurrencia sería superior a los 100 años si se los comparara con la serie moderna 1970/71–2020/21.

Estos resultados no hacen más que confirmar cuáles son las limitaciones del análisis de frecuencia estadístico cuando se analizan series estadísticamente no homogéneas, aunque sean de larga duración, puesto que los resultados van a variar de modo significativo según los períodos que se tomen.

Para poder hacer alguna inferencia para los valores futuros esperados, lo más importante es concentrarse en cuáles serán los escenarios climáticos esperados que definirán las condiciones hidrológicas. Si nos atenemos a las conclusiones que se han indicado como impactos del cambio climático en nuestra región, se acentuará la frecuencia de eventos extremos de lluvia, tanto de excesos como de déficit, lo que significa mayor número de crecidas y estiajes extremos.

Previsibilidad y alerta temprana, el caso de la bajante del año 2020/21

Una de las cuestiones principales referidas a la gestión que es posible hacer de las situaciones de extremos hidrológicos (crecidas y estiajes) es la predictibilidad de las mismas, y para ello es fundamental la disposición de sistemas de alerta y pronósticos.

El Sistema de Información y Alerta Hidrológico del Instituto Nacional del Agua (INA) (<https://www.ina.gov.ar/alerta/index.php>) opera el Sistema de Alerta de la Cuenca del Plata y uno de sus productos son los informes mensuales sobre los escenarios climáticos e hidrológicos para tres meses, sobre los cuales se basa el análisis que se presenta a continuación.

La situación de bajante extrema del año 2020 tuvo su origen en el déficit de lluvias de finales del invierno y primavera de 2019, lo que puede observarse en los mapas de anomalías de lluvias de ese período que se muestra en la Figura 15.29. Se calcula la anomalía como la diferencia entre el valor acumulado durante el período correspondiente y el valor considerado como normal (período 1961/1990).

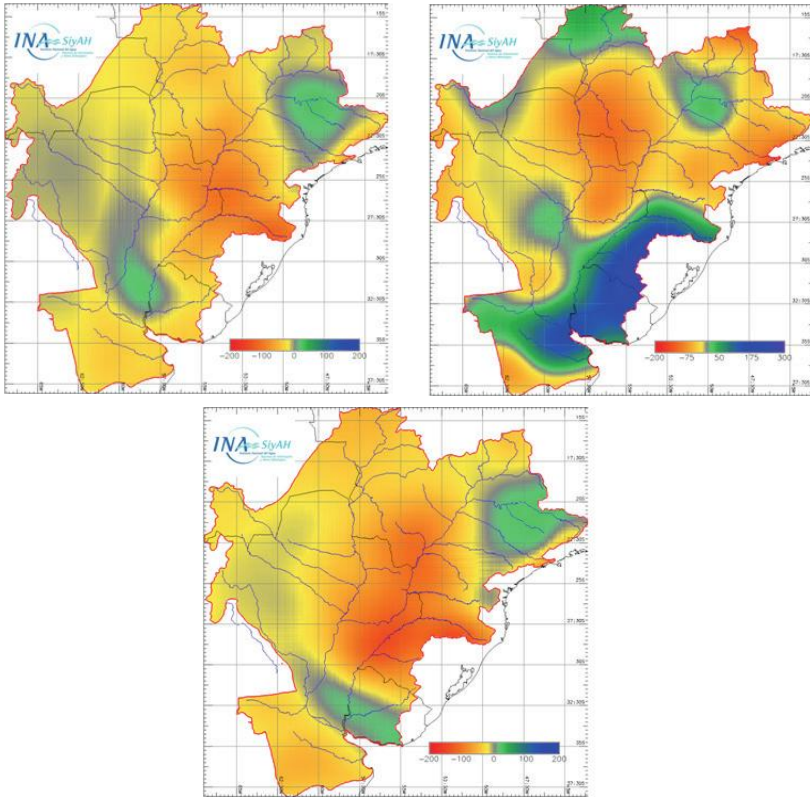


Figura 15.29. Anomalías de precipitación de agosto, septiembre y octubre de 2019
Fuente: INA.

Estos marcados déficits de lluvia en la cuenca no solo dieron lugar a la disminución de aportes de los cursos de agua, sino que afectaron al almacenamiento de humedad del suelo y superficial. Luego de esta situación se produjo una leve recuperación con las lluvias de noviembre de 2019 y de enero de 2020, pero no fueron suficientes para cambiar la tendencia.

Así es que en el informe del 6 de febrero de 2020 sobre los escenarios del trimestre febrero–abril de 2020 ya se presentaban los indicios de una situa-

ción desfavorable. Entre otras cosas, se decía: «Los resultados de diversos modelos de pronósticos del ENSO muestran condiciones neutrales para los próximos trimestres, tal como lo muestran los modelos brindados por IRI».

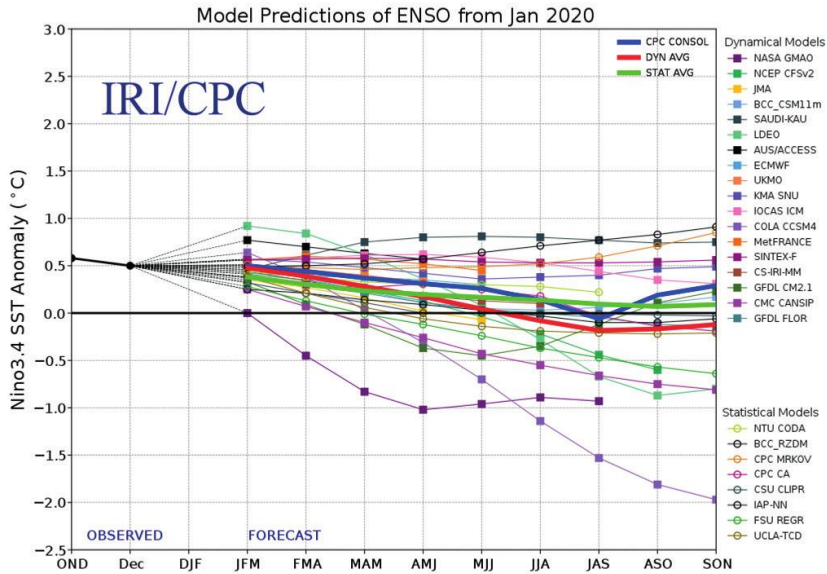


Figura 15.30. Evolución pronosticada de la anomalía de la temperatura del mar en la región Niño 3.4.

Fuente: INA.

Era evidente que la situación neutral que se presentaba podía evolucionar a una situación Niña.

Los tres meses siguientes (febrero, marzo y abril) se presentaron tal cual se anticipaba.

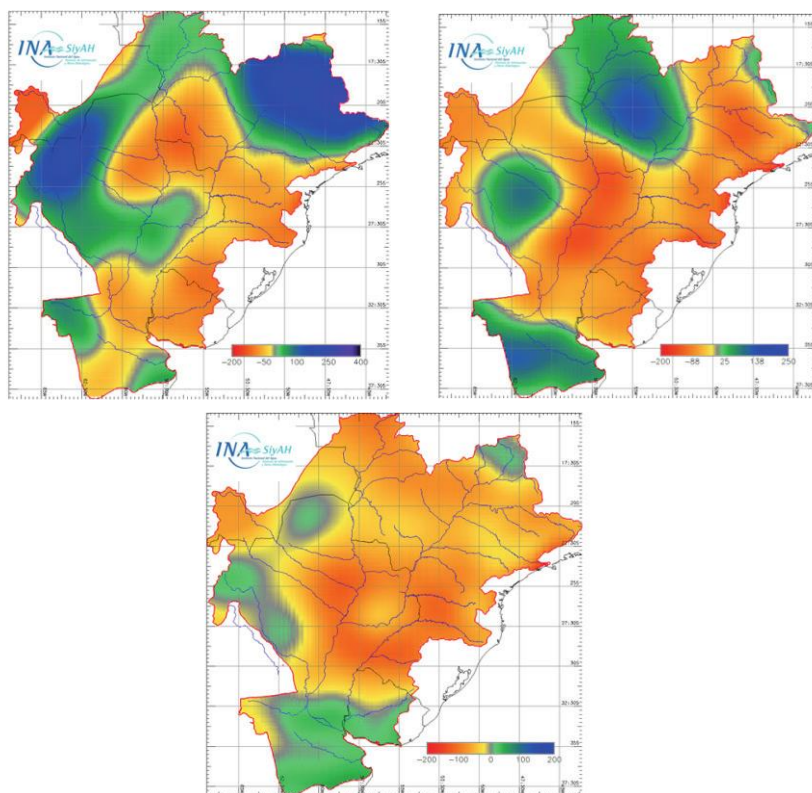
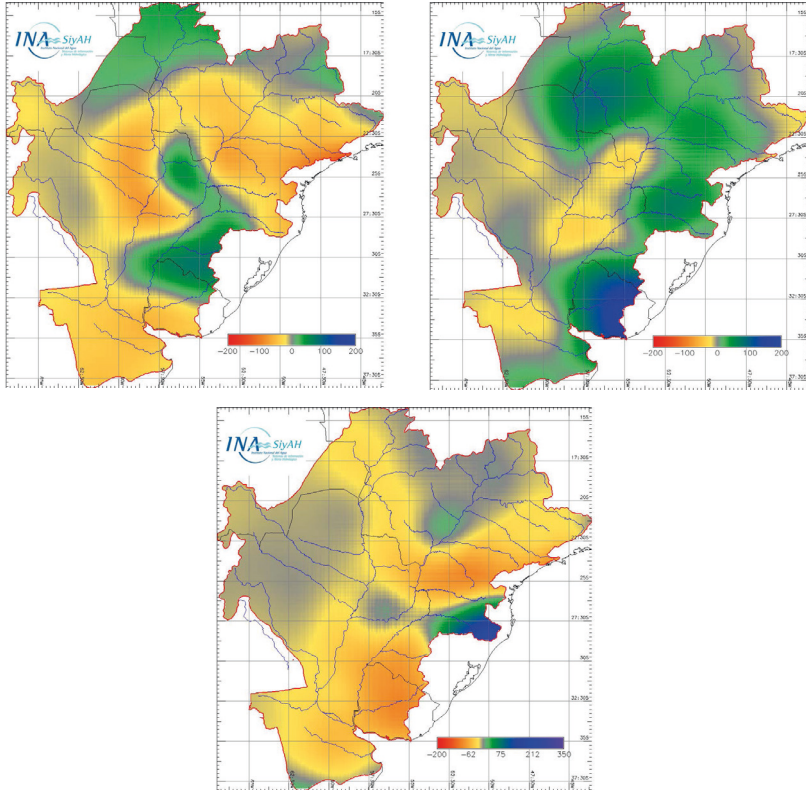


Figura 15.31. Anomalías de precipitación de febrero, marzo y abril de 2020

Fuente: INA.

Informe del 9 de mayo de 2020 para el trimestre mayo–junio–julio 2020: «En todo el trimestre predominarán condiciones de marcada escasez y aguas bajas. Los caudales de los grandes ríos de la cuenca se mantendrán en valores bajos y cerca de los mínimos registrados en los últimos 40 años».



igura 15.32. Anomalías de precipitación de mayo, junio y julio de 2020
Fuente: INA.

En el informe del 7 de agosto de 2020, referido al escenario hidrológico para el trimestre agosto–octubre de 2020, se repetía:

Para las cuencas de los ríos Paraná y Paraguay y en la llanura pampeana se pronostica un trimestre con lluvias DEFICITARIAS. En el trimestre al 31 de octubre predominarán condiciones de marcada escasez y aguas bajas. Los caudales de los grandes ríos de la cuenca se mantendrían en valores bajos y cerca de los mínimos registrados en los últimos 40 años.

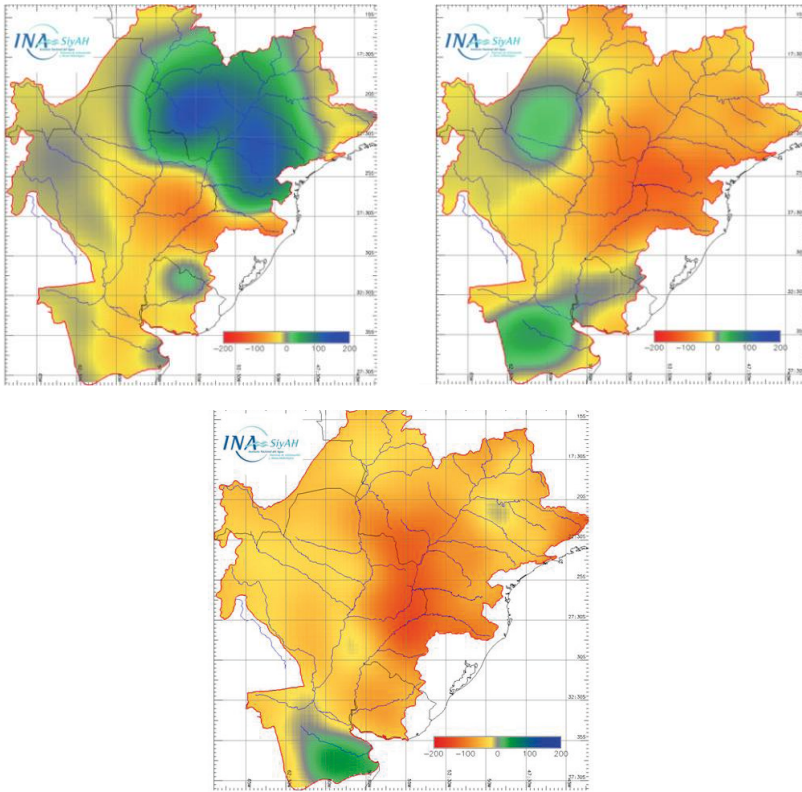


Figura 15.33. Anomalías de precipitación de agosto, septiembre y octubre de 2020
Fuente: INA.

Luego de esta situación crítica de déficit de lluvias que dieron lugar a los mínimos del mes de noviembre de 2020, comienza un período de lenta y acotada recuperación del régimen de lluvias en la cuenca de aportes, lo cual ocasiona un incremento de caudales que llegó hasta superar levemente los 20 000 m³/s en Corrientes. Esto dio lugar a una recuperación de los niveles en todo el tramo del Paraná Medio entre los meses de enero y abril de 2021, pero sin llegar a situación de aguas normales.

Los escenarios hidrológicos planteados por el INA ya anunciaban una situación desfavorable para el invierno a partir de una prevista sequía en territorio brasilero, lo que se manifestó en las escasas precipitaciones de los meses de abril, mayo y junio de 2021 que se muestran en la Figura 15.34.

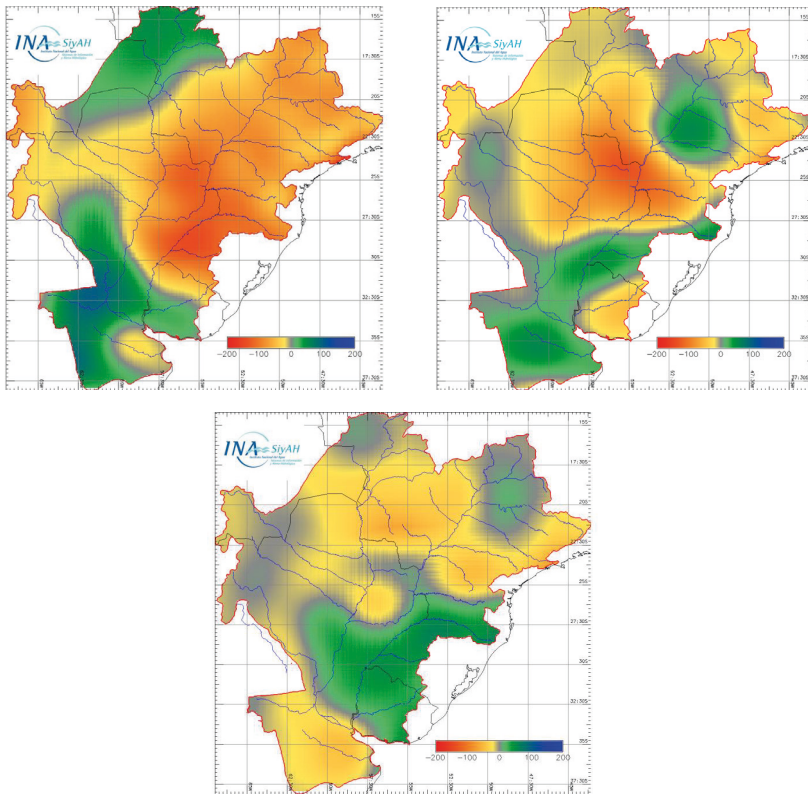


Figura 15.34. Anomalías de precipitación de abril, mayo y junio de 2021

Fuente: INA.

No quedan dudas, por lo tanto, de que la causa de la gran bajante del río Paraná de los años 2020 y 2021 ha sido el déficit de lluvias en la cuenca de aportes. A partir de ello se puede analizar cómo ha incidido en los caudales de ingreso al tramo medio en la sección Corrientes y cómo se ha manifestado en los niveles de sitios característicos como las mismas estaciones Corrientes, Goya, Santa Fe y Rosario, que se observan en las Figuras 15.35. a 15.38.

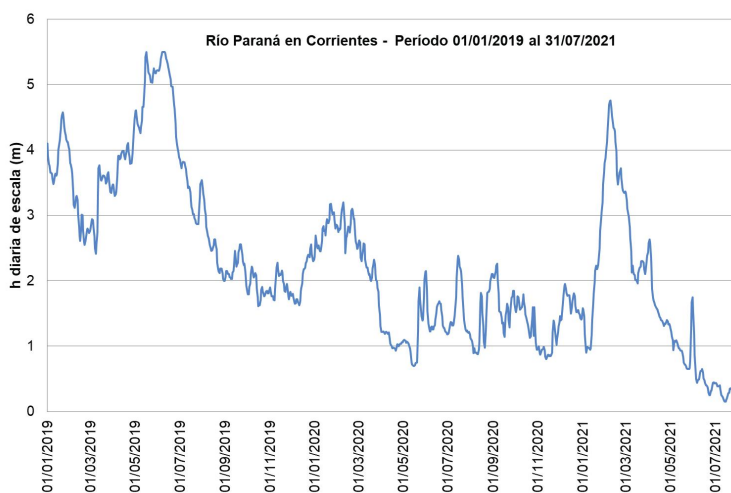


Figura 15.35. Niveles diarios del río Paraná en Corrientes, de enero 2019 a julio 2021

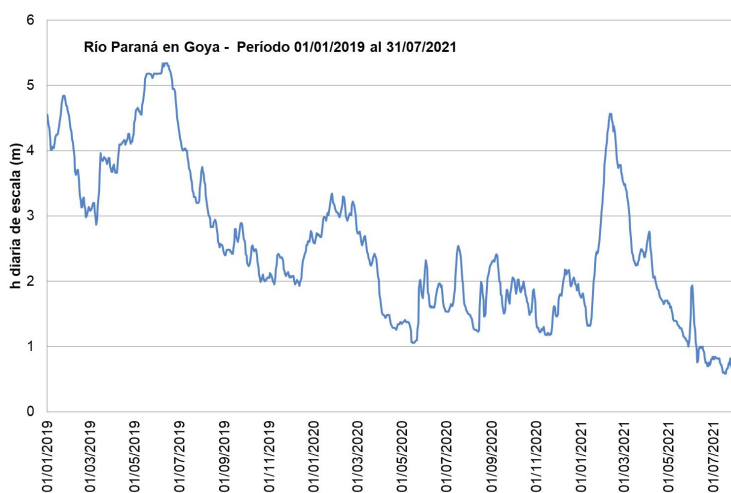


Figura 15.36. Niveles diarios del río Paraná en Goya, de enero 2019 a julio 2021

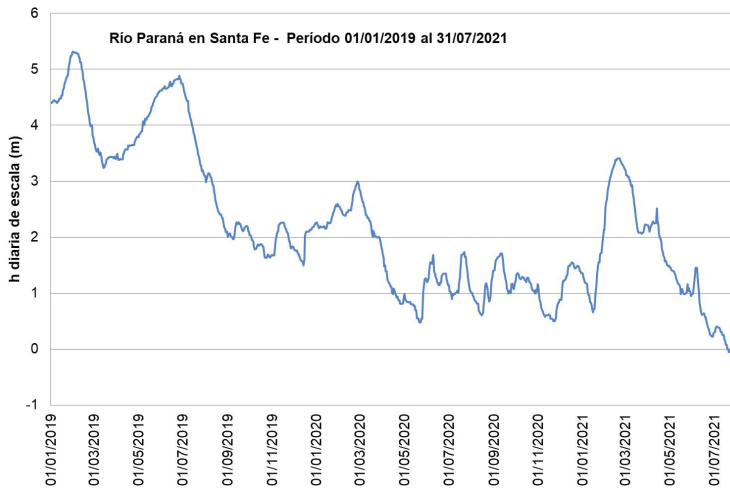


Figura 15.37. Niveles diarios del río Paraná en Santa Fe, de enero 2019 a julio 2021

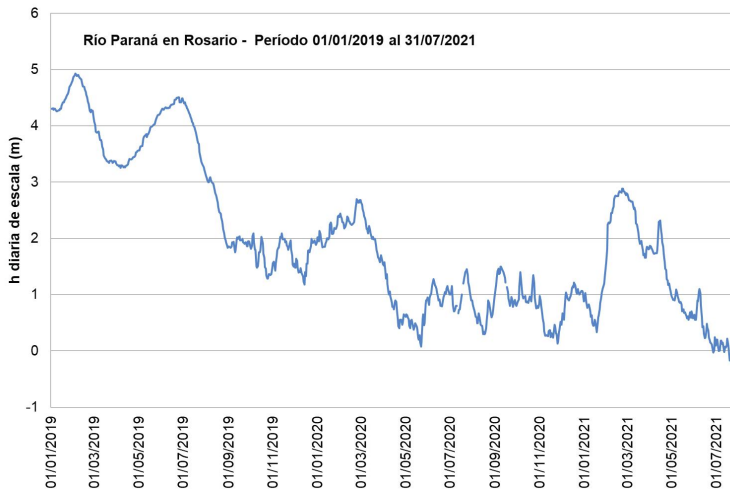


Figura 15.38. Niveles diarios del río Paraná en Rosario, de enero 2019 a julio 2021

Las curvas de evolución temporal de los niveles diarios muestran que, luego de una situación de aguas normales en el otoño del año 2019, se presenta un invierno y una primavera de aguas bajas y a continuación una leve recuperación en el verano de 2020, pero con posterioridad es marcada la situación de bajante durante todo el invierno y primavera de dicho año. Nuevamente se produce una recuperación en parte del verano y otoño, pero acotada, llega apenas a aguas normales, y a continuación comienza una sostenida bajante.

En Corrientes se manifiestan variaciones diarias en los niveles debido supuestamente a operaciones de embalses y a algunos pulsos de lluvia en la cuenca del Iguazú, variaciones que se van atenuando hacia aguas abajo, notándose en Santa Fe una curva más aplanada. En Rosario se vuelven a dar las variaciones diarias tipo «serrucho» cuando los niveles están por debajo de los 2 m, pero en este caso se trata de efectos locales y de la incidencia de la marea astronómica y eólica.

Conclusiones

El régimen de escurrimiento del río Paraná ha sufrido modificaciones que resultan más notorias a partir de la década de los 70 debido a múltiples causas que interactúan en lo que se conoce como «cambios globales» (variabilidad y cambio climático, cambio de uso del suelo, construcción de presas y otros).

En lo que hace a los estiajes del río Paraná, es indudable que estos cambios han dado como resultado un aumento de los mínimos anuales a partir de los años 70 y, como consecuencia, la bajante de los años 2020/21 es extraordinaria considerando estos últimos 50 años.

El incremento de los mínimos anuales se debió fundamentalmente a la presencia de una serie de años húmedos y al efecto de regulación de las represas que se desarrollaron a partir de los años 70.

La finalidad de las represas es la hidroelectricidad, por lo que no pueden dejar de erogar caudal, no consumen agua y retienen cuando hay más aportes. En condiciones críticas, las más grandes pueden tener cierta capacidad de regulación transitoria, pero no de modificar una condición de bajante.

Estas bajantes son esperables y solo predecibles a mediano plazo como escenarios hidrológicos posibles, que dependen de las lluvias que se espera se producirían en la cuenca de aportes en los meses venideros.

Es factible que la bajante de los años 2020/21 se pueda profundizar si no se recupera el régimen de lluvias en la cuenca de aportes y si disminuye el caudal de ingreso al tramo medio del río Paraná (lo que la historia ha mostrado que es probable).

Si se tiene en cuenta que dentro de los principales impactos del cambio climático se menciona el incremento de eventos extremos, debería considerarse al menos que bajantes de esta magnitud tendrían recurrencias del orden de los 10 a 20 años, sin poder precisar en qué época del año se producirían.

Sin embargo, el análisis de frecuencia de extremos en series de tiempo no homogéneas ha mostrado sus limitaciones como herramienta predictiva de la probabilidad de ocurrencia de estos fenómenos, según la muestra de tiempo que se tome para los cálculos.

La incertidumbre debido a la representatividad de las muestras, sumada a la incertidumbre acerca del futuro (variabilidad/cambio climático, nuevas modificaciones en el uso del suelo, etc.) obligan a un monitoreo permanente y al perfeccionamiento de los sistemas de alerta temprana.

Referencias bibliográficas

- Cacik, P. y Paoli, C. (2000–2020). Determinación de parámetros hidrológicos de diseño. En *El río Paraná en su tramo medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles de un gran río de llanura*. Tomo II. Ediciones UNL.
- Cacik, P.; Paoli, C.; Hämmerly, R. y Novara, P (2019). *Manual de usuario del programa wx AFMulti*. FICH–UNL.
- Giacosa, R.; Paoli, C. y Cacik, P. (2000–2020). Conocimiento del régimen hidrológico. En *El río Paraná en su tramo medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles de un gran río de llanura*. Tomo II. Ediciones UNL.
- Paoli, C.; Cacik, P. y Bolzicco, J. (1994). *Anales del Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Santiago de Chile.
- Bolsa de Comercio de Rosario (2020, mayo). *Bajante del río Paraná*. Workshop. Rosario. <https://youtu.be/mewwW1YfemM>
- FICH (2020, agosto). *La bajante del río Paraná. Causas e impactos de un evento extraordinario*. Jornadas en línea. <https://www.youtube.com/watch?v=xWBnzGgfB9E>
- FICH (2020, septiembre). *La bajante del río Paraná. La gestión de recursos hídricos en la Cuenca del Plata en el contexto de eventos extremos*. Jornadas en línea. <https://www.youtube.com/watch?v=Ogl63PckeBo>
- X Congreso de Uso y Manejo de Suelo (de 2020, noviembre 16–18). *Certezas e incertidumbres de la bajante extraordinaria del río Paraná en el año 2020*. Conferencia. <https://youtu.be/spdvIXYyFS8>

Capítulo 16

Las bajantes y sus impactos

Carlos G. Ramonell

Pablo Collins

Hugo Prendes

Pablo Serra Menghi

Capítulo 16

Introducción

Impacto sobre la geomorfología fluvial · *Carlos G. Ramonell*

Impactos geomorfológicos y morfodinámicos

El escenario de las bajantes: heterogeneidades mayores del tramo medio

Las bajantes y la geomorfología del cauce principal

Las bajantes y los cauces secundarios del cauce principal

Las bajantes y los cauces secundarios de la planicie aluvial

Las bajantes y los bordes de la planicie aluvial: colapso de barrancas y otros taludes

Impactos geomorfológicos de las bajantes a escala del sistema fluvial

Consideraciones finales

Impacto sobre los ecosistemas acuáticos · *Pablo Collins*

Profundizando conceptos biológicos y ecológicos

Relación entre las comunidades biológicas y el sistema abiótico

Respuesta del sistema biológico a la desecación de los ambientes por la bajante

Bajantes extremas, fauna íctica y su pesquería

Consideraciones finales

Impacto sobre la infraestructura de transporte · *Hugo Prendes*

Infraestructura vial y ferroviaria

La hidrovía

La bajante extraordinaria en el transporte

Pérdidas económicas y soluciones paliativas

Conclusiones finales

Impacto sobre la infraestructura de servicios sanitarios · *Pablo Serra Menghi*

El tramo medio como fuente de abastecimiento de agua potable

Caracterización de las obras de toma en el Paraná Medio

Tipología de las obras existentes

Casos relevantes de obras de captación

Sección Resistencia–Corrientes

Sección Santa Fe–Paraná

Sección Rosario–Victoria

Las obras de toma del sistema de acueductos de la provincia de Santa Fe

Configuración del sistema de acueductos

A modo de síntesis

Referencias bibliográficas

Agradecimientos

Introducción

En este capítulo se analizan los impactos que producen las bajantes del río, fenómenos extremos que traen aparejadas otras consecuencias, claramente diferentes de las crecidas, pero que originan cambios de importancia en el ambiente natural y sus intervenciones antrópicas sobre el litoral fluvial.

Como se expone a lo largo de esta obra, nos proponemos plantear las experiencias sobre el tramo medio del río Paraná, cuyas características de cierta homogeneidad en su comportamiento fluvial ofrecen denominadores comunes que nos permiten estudiar los fenómenos que una bajante extraordinaria produce en su área de influencia.

De la amplia gama de impactos, este capítulo se enfoca en dos grandes aspectos: por un lado, aquello que tiene que ver con el ambiente natural del sistema fluvial a través de los estudios geomorfológicos y de los ecosistemas acuáticos, que dan cuenta de los profundos cambios que produce la bajante en los cursos de agua y en las islas que forman parte de un entorno hídrico complejo y en continua evolución.

Por otro lado, se evalúa su relación con las principales infraestructuras y el uso del río. Por ello, estudiamos el impacto sobre las vías de comunicación, terrestre y fluvial, y el transporte de mercaderías desde y hacia su zona de influencia. A su vez, como fuente de agua dulce de gran importancia, esencial para el desarrollo humano, analizamos las bajantes en la provisión de agua potable y su infraestructura asociada.

Impacto sobre la geomorfología fluvial

En el uso común de los moradores ribereños, el término bajante se refiere al estiaje del río e indica un tiempo en el que predominan condiciones de aguas bajas bien definidas, aun cuando ocurran fluctuaciones positivas de nivel (los repuntes del río) que no modifican sustancialmente la situación general de mínimos hidrométricos.

Es con esta última acepción que el término bajante se aborda en este capítulo, a tono con el tratamiento aportado desde el Capítulo 15, pero con énfasis en las condiciones prolongadas de niveles bajos, como las que se iniciaron en agosto de 2019 y aún persisten al momento de redactar este texto, luego de transcurridos 14 meses.¹

1 Hacia fines de agosto de 2019, el nivel hidrométrico del río en la escala de Puerto Paraná (H_{pp} , en adelante) descendió por debajo de los 2 m, manteniéndose tales valores durante un período

Para el caso específico de los impactos en la geomorfología y morfodinámica del sistema fluvial, lo reseñado en la nota al pie permite también un abordaje paralelo al que prima en este capítulo, y es el que imponen las condiciones de aguas comparativamente bajas por varias décadas, entre otras de «aguas altas», como las que ocurrieron entre los años 30 y 70 del siglo XX respecto de las de principios y fines de dicha centuria (véase Cuadro 4.6. como síntesis, o los Capítulos 2, 3 y 15 para un mayor conocimiento estadístico).

Impactos geomorfológicos y morfodinámicos

Las fuentes académicas que nutren los contenidos de esta sección compendian, en general, otras más numerosas, citadas en sus respectivas discusiones y bibliografía. A esta categoría corresponde el trabajo de Ramonell *et al.* (2000) (Capítulo 4 de este libro) y las tesis doctorales de Pereira (2016) y Ramonell (2021), realizadas con apoyo institucional de la FICH y dedicadas a la geomorfología, sedimentología y dinámica de los bancos (libres de vegetación) e islas (vegetadas), en una faja en torno al cauce principal del río (como la de líneas rojas de la Figura 4.1.) la primera, y del sistema completo de cauces–planicie aluvial la segunda, ambas a lo largo del tramo medio (Figura 16.1.1.).

prolongado, con excepción de 60 días entre enero y marzo de 2020, en que lo superó hasta un máximo de H_{pp} : 2,74 m, ocurrido a fines de febrero. A fin de contextualizar estos niveles respecto de otros históricos del río en la misma escala, se remite al lector a visualizar los Cuadros 4.6 a 4.8 del Tomo 1 de esta obra, enmarcados en el subtítulo de «El caudal dominante (o formativo del cauce) en el río Paraná».

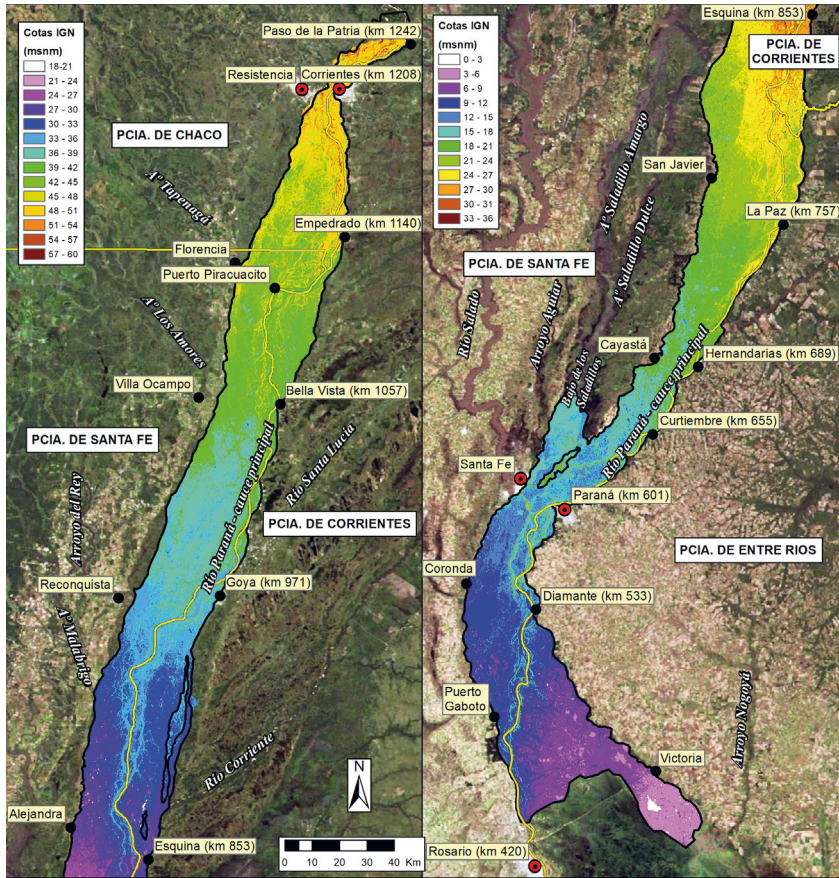


Figura 16.1.1. Límites de la planicie aluvial del río Paraná en su tramo medio, con su modelo digital de elevaciones

Fuente: Ramonell, 2021.

Otra referencia insoslayable es la de Amsler *et al.* (2005), quien robusteció conocimientos adelantados en Ramonell *et al.* (2000) sobre los cambios morfológicos globales del cauce principal en el siglo xx.

De acuerdo con estos autores, tales modificaciones fueron condicionadas por la evolución de los caudales formativos en la centuria, más estrechamente asociados a la de los caudales medios interanuales (de una década, por caso) que a los de las inundaciones del río.

Tal discernimiento vino a completar, y en parte a competir, con paradigmas establecidos hacia la época en que las crecidas eran las principales promotoras de las modificaciones del río, poco predecibles en efectos morfológicos regionales, según las nociones del momento.

En esa línea, aquellos autores consignaron la existencia de un ciclo «seco» en medio de los de caudales efectivos «húmedos» de principios y finales del siglo xx, en el que los niveles medios (por decenio) fueron a lo sumo de H_{pp} : 2,42 m, sino inferiores (lapsos secos del '30 al '60 inclusive, Cuadro 4.6.), en contraste con los promedios de H_{pp} : 2,83 m y H_{pp} : 3,76 m, alcanzados en las décadas extremas de la centuria.

De esta manera, el abordaje de esta sección en particular se hará en una doble vía de escalas temporales: la que considera efectos de bajantes prolongadas en un ciclo hidrológico cuasi anual, como la que se desarrolló desde la primavera de 2019 y continúa en agosto de 2021, y la que comprende períodos extensos de caudales bajos respecto de los de su entorno, como las décadas «secas» de mediados del siglo xx.

En ambos casos conviene establecer el escenario fluvial en el que se producirán los cambios, pleno de heterogeneidades devenidas de su evolución geológica y geomorfológica, desarrollada desde el Pleistoceno Superior hasta nuestros días, que interacciona condicionando la distribución espacial y magnitud de los fenómenos hidrológicos y sedimentológicos modernos (Ramonell, 2021).

En efecto, esas heterogeneidades determinan respuestas diferentes según qué parte del río se considere, en principio: en una faja de planicie que engloba al cauce principal y a una miriada de cauces secundarios que poseen conexión directa con el mismo, o en las áreas influenciadas por cauces secundarios que la mantienen de manera indirecta (Figura 16.1.2.).

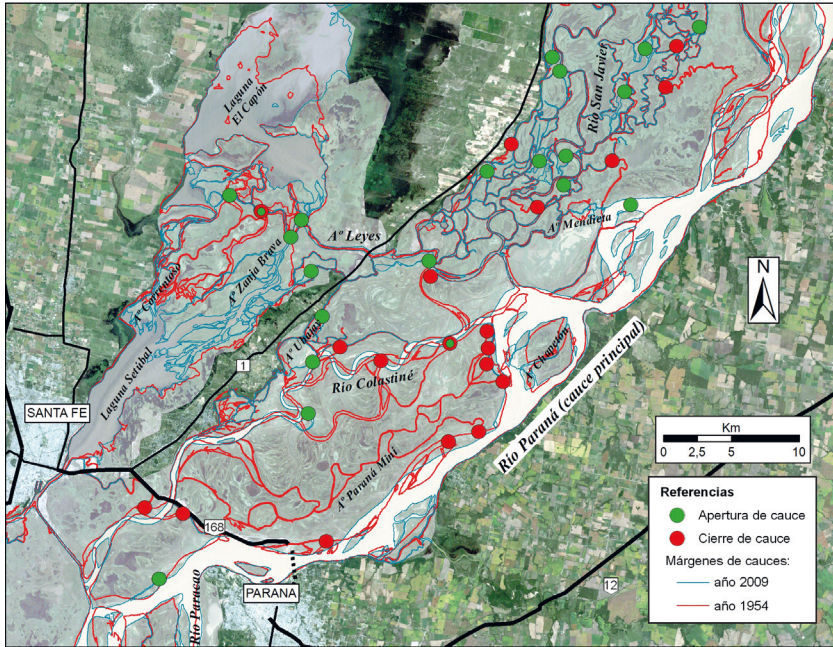


Figura 16.1.2. Red hidrográfica de cauce activos en torno a Santa Fe–Paraná y cambios a través del tiempo (modificada de Alberdi y Ramonell, 2013). Ramonell (2021) identificó a los cursos alimentados directamente por el cauce principal como «cauces secundarios del cauce principal» (por ejemplo, arroyos Chapetón, Tirapatrás, Mendieta, «ríos» Colastiné, Paracao, etc.), y a los restantes, de conexión indirecta, como «cauces secundarios de la planicie» (por ejemplo, ríos San Javier y Coronda, arroyos Leyes, Ubajay y Zanja Brava, entre otros)

La mayoría de los últimos se alimenta con aguas del cauce principal sobre todo, pero luego de ser conducidas a través de una intrincada red hidrográfica de más cursos secundarios o segmentos de estos, que modifican en grado dispar sus parámetros de calidad de aguas y transporte de sedimentos, con o sin la influencia de aportes hídricos (superficiales y/o subterráneos) externos.

Esto no solo diferencia a los cauces secundarios de la planicie entre sí, sino también de los primeros (es decir, los cauces secundarios del cauce principal, conforme al epígrafe de la Figura 16.1.2.), más homogéneos en cualidades de aguas y sedimentos en conjunto, y con las del cauce mayor del río.

El escenario de las bajantes: heterogeneidades mayores del tramo medio

La diferenciación previa de cauces secundarios corresponde al primer nivel de la clasificación de estos cursos propuesta por Ramonell (2021) para el Paraná Medio.

Esta tipología (abierta) reconoce 19 variedades de cauces activos en tres niveles jerárquicos, distinguidos por propiedades genéticas/evolutivas y de interrelación funcional hidráulico–hidrológica, sedimentológica, etcétera.

Fuera de sus detalles específicos, tal diversidad es otro emergente de las heterogeneidades que caracterizan al río aguas abajo de la confluencia del río Paraguay (km 1240), donde una de las más relevantes es la repartición desigual de desniveles topográficos y pendientes a lo largo y ancho de la planicie (Figura 16.1.1.), más notable esto último aguas abajo del eje Reconquista–Goya (km 971).

Efectivamente, en la Figura 16.1.1. se advierte que una faja en torno al cauce principal (resaltado como límite de provincias) está sobreelevada respecto del resto de la planicie en cualquier sección transversal, habiéndose constatado desniveles generales de algunos decímetros a alrededor de 2 m, en relevamientos topográficos asociados a obras de cruce vial o energéticas (Ramonell, 2021).

Al sur del área de Goya–Reconquista, aparecen los resaltes en contrapendiente del perfil longitudinal de la planicie advertidos por Ramonell *et al.* (2000), que alteran los niveles de cauce lleno o de desborde en la dirección del escurrimiento.

Uno de esos escalones se encuentra en la zona más estrecha del valle en todo el tramo (en torno al eje Cayastá–Hernandarias, km 689; Figura 16.1.1.), donde la traslación de las ondas de crecida con inundación se ve distorsionada, produciendo efectos de embalse aguas arriba y aparición de máximos locales en las escalas de ambas localidades respecto de otras al norte (por ejemplo, San Javier–La Paz, km 757; Ramonell y Cristina, 2014).

La pendiente longitudinal del sistema se incrementa desde Goya–Reconquista hacia aguas abajo por algo más de 100 kilómetros (Ramonell, 2021), a la par que aumentan la cantidad y dimensiones de las lagunas fluviales (Minotti *et al.*, 2013; Paira, 2017), al punto de permitir una división hidrográfica mayor en el Paraná Medio.

De hecho, el subtramo aguas abajo de Goya fue diferenciado como «río Paraná con grandes lagunas» por Minotti *et al.* (2013), habida cuenta de la presencia de algunas con varias decenas de km² de superficie (por ejemplo, lagunas El Capón, Setúbal y Coronda, entre otras), profundidades someras (de unos 2 a 3 m en aguas medias, es decir, H_{pp} : cerca de 3,5 m) y gran elasticidad de sus márgenes en ciclos anuales e interanuales.

A diferencia de mapeos geomorfológicos previos (y pioneros) del tramo (por ejemplo, Iriondo, 1973; Iriondo, 2007), las grandes lagunas se identificaron recientemente en una unidad geomorfológica independiente, que representa un 2,4 % de la superficie delimitada en la Figura 16.1.1., junto a otras nueve unidades que aparecen como parches más o menos extensos y discontinuos, distribuidos en medio centenar de subáreas diferentes (Ramonell, 2021).

Se tiene, por lo anterior, un mosaico heterogéneo no solo en asociaciones de geoformas fluviales, sino también de sedimentos, desde recientes hasta otros de antigüedad decamilenaria que afloran en algunas zonas de la planicie, donde imponen controles singulares, tanto en márgenes como en lechos de cauces y lagunas del sistema (Sobrero *et al.*, 2014; Ramonell, 2021).

Es en este escenario, carente de uniformidades, donde la variedad de cauces como los de la Figura 16.1.2. experimentará los efectos de las bajantes prolongadas, que acentuarán sus diferencias morfodinámicas intrínsecas junto a las de calidad de aguas y de transporte y depósito de sedimentos (Figura 16.1.3.).

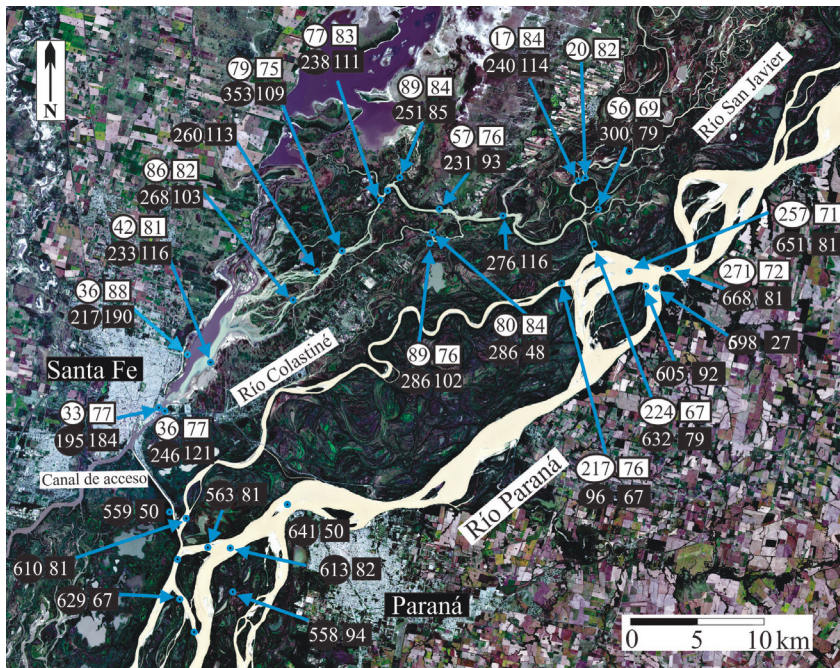


Figura 16.1.3. Concentraciones instantáneas, en mg/l, de limos y arcillas (óvalos) y de sólidos disueltos (rectángulos) al paso de los sedimentos finos procedentes del río Bermejo: en negro, con fondo blanco, valores medios (véase Amsler y Prendes, 2000, Capítulo 5; muestreo realizado en aguas medias-altas de marzo de 2011, con H_{pp} : 3,86 m); en blanco, con fondo negro, valores evaluados en aguas bajas (marzo de 2012, con H_{pp} : 2,35 m) (Ramonell, 2021). Imagen base: Sentinel color verdadero de abril de 2020 (H_{pp} : 0,52 m)

El primer impacto que afectará a parte de los cursos será su desfuncionalización como tales al cesar el escurrimiento, con pérdida incluso de su conexión física con los cauces que los alimentaban y la extensión de este fenómeno a las lagunas de sus entornos.

La desactivación ocurrirá tanto por falta de pendiente de energía como por procesos de sedimentación en sus embocaduras inducidos por la bajante, o bien por diferencias (preexistentes) en la cota del lecho del curso receptor *versus* del dador, que pueden ser de varios metros a favor del primero.

Los cauces inactivos iniciarán una fase lenítica y, dado que los ambientes lagunares son los más pasivos *per se* en la morfodinámica general de la planicie (Ramonell, 2021), aquel impacto tendrá una relevancia mayor desde una percepción ecosistémica y social antes que geomorfológica.

Así, en lo que sigue se abordarán los efectos de las bajantes solo en los cauces de diferente orden del río, desde el principal hasta los secundarios que mantienen la escorrentía durante los mínimos hidrométricos, para concluir luego con una visión a escala del sistema fluvial completo, centrada en el área cubierta por la Figura 16.1.2.

Las bajantes y la geomorfología del cauce principal

Ramonell *et al.* (2000) clasificaron el patrón del cauce principal como entrelazado de *thalweg* meandriforme, para destacar la tendencia del curso a formar bancos de arena centrales y laterales en sus brazos, a la vez de resaltar la singular presencia e influencia morfológica de su *thalweg*, que lo distingue de los cauces entrelazados, además de la preeminencia de las islas.

Una actualización de esta clasificación, acorde al conocimiento logrado en las últimas décadas sobre el Paraná y el patrón dominante en los grandes ríos del planeta (*anabranching pattern*, Latrubesse, 2008, 2015; Pereira, 2016; sin posibilidad de traducción literal en español), junto a propuestas de denominación para cauces de la especie (por ejemplo, Carling *et al.*, 2013), permitiría ahora identificarlo como *entrelazado de islas con thalweg sinuoso a meandriforme*, dentro del grupo más genérico de los ríos «de cauce múltiple» o «de múltiples brazos» (que se propone para identificar los *anabranching rivers* en nuestro idioma).

En sintonía con las caracterizaciones aportadas en el Capítulo 4, la Figura 16.1.4. pone en evidencia lo conveniente de la denominación (y conceptualización) explicitada, a la vez que sirve para visualizar los principales efectos de las bajantes prolongadas, tanto las de carácter cuasi anual como las repetidas a lo largo de varios años consecutivos.

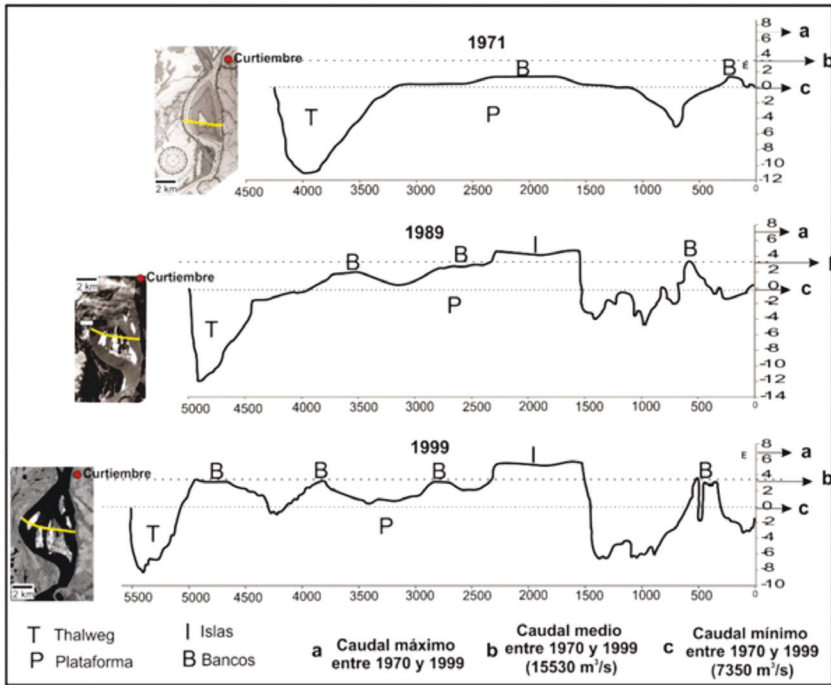


Figura 16.1.4. Cambios entre 1971 y 1999 del cauce principal aguas abajo de Curtiembre (km 655), mostrando la evolución de sus principales elementos morfológicos. Se indican los niveles del agua vinculados a los caudales máximo, mínimo y medio del período considerado
Fuente: Pereira, 2016.

Con relación a las primeras, sus consecuencias en la morfología del cauce son básicamente dos, vinculadas con la concentración del escurrimiento en el *thalweg* y la aparición de bancos en las partes más someras del cauce (la «plataforma» de la Figura 16.1.4.).

Ya a principios del siglo xx, Repossini (1912) había postulado la mejoría general para la navegación que implicaban las bajantes (con calados y maniobras de la época, subordinadas a la naturaleza del cauce), dado que el flujo concentrado en la faja del *thalweg* favorece su autodragado, a la par de desarrollar formas de fondo de menor altura (véase Amsler y Prendes, 2000, Capítulo 5 de esta obra).

Por otro lado, Pereira *et al.* (2010) y Pereira (2016) señalaron que los bancos de arena son más importantes como formas subacuáticas antes que emergidas, al menos entre Corrientes (km 1208) y Paraná (km 601).

De acuerdo con los autores, los bancos sumergidos poseen una morfología tridimensional que tiende a ser linguoide (Figura 16.1.5.) y su prolifera-

ración sobre el nivel del agua en una bajante se debe más a su emersión por el descenso hidrométrico, que a fenómenos de recrecimiento por sedimentación en esas situaciones.

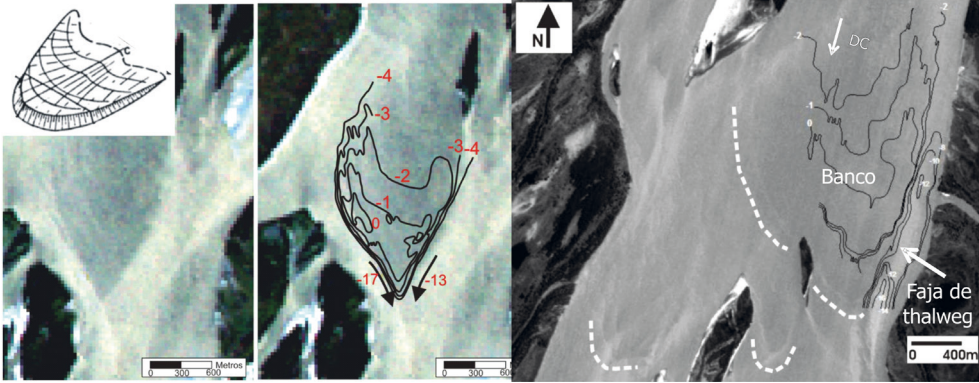


Figura 16.1.5. Bancos sumergidos linguoides detectados desde imágenes satelitales en Hernandarias (km 689) y La Paz (km 757); las batimetrías son contemporáneas a las fechas de las imágenes (el bosquejo tridimensional sintetiza la geometría de los bancos; Pereira *et al.*, 2010).

Justamente, las formas en planta que exhiben los bancos al sobresalir del agua (tan variadas como romboidal, filiforme, una V con los brazos dirigidos hacia aguas abajo, etc.) se deben a qué parte de la «lengua» de arena emerge (es decir, cresta o flanco, en los primeros casos), a la inclinación de la plataforma y/o a la coalescencia de estas morfologías en el cauce (caso de las geometrías en V, que involucran dos bancos a la par).

En cuanto a transformaciones en condiciones de aguas (comparativamente) bajas por períodos extensos, los bancos que van emergiendo se consolidarán como islas al colonizarse con vegetación y crecer en altura durante las inundaciones, no solo por la adición de más capas de arena, sino por el atrape cada vez más significativo de sedimentos finos, provistos en cantidad por el cauce principal como carga de lavado (Figura 16.1.3.).

De acuerdo con la sedimentología de islas evaluada por Pereira (2016), los mecanismos que operan son los mismos que para ciclos «húmedos»; en las islas de la Figura 16.1.4. por caso, Pereira *et al.* (2009) consignaron sedimentaciones promedio de limos arcillosos de hasta 5 cm/año a lo largo de seis décadas, un tipo de evidencia que contribuye a explicar las mayores cotas de la planicie en torno al cauce principal de la Figura 16.1.1. (Ramonell *et al.*, 2011; Ramonell, 2021).

Pero, en bajantes prolongadas, el cierre de los cursos menores entre las islas del cauce principal conducirá a simplificar su geometría en planta y a un cambio en las profundidades de los dos o tres brazos importantes que sostiene en los ensanchamientos.

En efecto, Amsler *et al.* (2005) consignaron para el tramo medio que durante el ciclo «seco» de mediados del siglo xx, el cauce principal experimentó reducciones en anchura efectiva, número de brazos, sinuosidad del *thalweg* y sinuosidad del total de los cursos activos.

Además, al estudiar un subtramo centrado en torno al km 606, los autores advirtieron que el volumen del cauce en esos tiempos disminuyó, aunque debido a la pérdida de ancho y no de la profundidad media, la cual se incrementó respecto de la de décadas «húmedas» (Figura 16.1.6.).

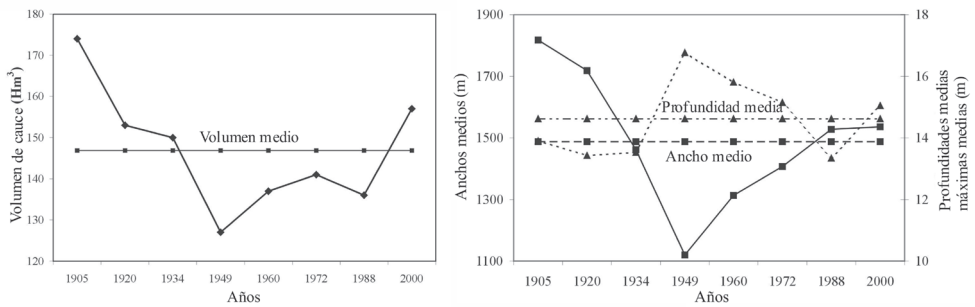


Figura 16.1.6. Variaciones en volumen y profundidades y anchos medios del cauce principal entre sus km 619 y 594, período 1905–2005

Fuente: Amsler *et al.*, 2005.

A la luz de estas proposiciones, varias figuras y cuadros del Capítulo 4 sirven para ejemplificar magnitudes y modos de las transformaciones durante el ciclo «seco», antes de los años 70, incluso con cambios sustanciales de la ruta navegable, debido a rectificaciones naturales de meandros del *thalweg* (véanse las Figuras 4.9. y 4.16., y los Cuadros 4.II. y 4.I2. del Capítulo 4).

Sobrero *et al.* (2014) y Pereira (2016) destacaron la influencia de algunas heterogeneidades del tramo medio, condicionantes del tipo o de la dirección de respuesta morfológica a cambios evaluados por decenios.

En esta línea, a partir de mediciones detalladas en el extremo sur del tramo como las que permitieron construir la Figura 16.1.6., se concluyó que en el período «seco» el cauce principal se ajustó igual que en la gráfica referida en cuanto a volumen y anchura media, aunque se redujo —también— su profundidad media en el segmento evaluado (km 440 a 412 de la ruta de navegación fluvial; Castro *et al.*, 2007).

Las bajantes y los cauces secundarios del cauce principal

La mayoría de los cauces secundarios alimentados directamente por el cauce principal en el tramo desembocan también en el mismo, luego de recorrer distancias mucho más largas o más cortas que 15 km, que es —normalmente— el mayor largo que tiene el Paraná en sus segmentos ensanchados, fusiformes.

Los cauces secundarios netamente divergentes del principal, si bien numerosos, son más estrechos y su actividad en bajante es muy reducida a nula.

Entre los del primer conjunto, Ramonell (2021) distinguió a los brazos secundarios «mayores» de los «menores», los cuales son cursos cortos (menores a 15 km), entre las islas comprendidas por los dos o tres brazos del cauce principal en los ensanchamientos.

La variedad y complejidad de los últimos (erosivos, deposicionales, etc.) impide tratarlos aquí *in extenso*, y se remite al lector interesado a la obra de Pereira (2016), que contiene datos de sus configuraciones en planta al comienzo y fin de ciclos plurianuales de aguas bajas (por ejemplo, lapso 1999–2006 analizado por la autora).

En general, la capacidad de conducción de los brazos secundarios menores disminuye en las bajantes prolongadas, debido a sedimentaciones en sus lechos, márgenes y/o en los extremos donde se vinculan con el cauce principal, por lo que algunos terminan de cegarse.

Lo último ocurrirá cuando la tendencia al achicamiento se hubiere iniciado años antes y sostenido luego del paso de una o más crecidas. De esta forma, la superficie de islas que antes separaban, se amplía.

En esta línea, los brazos secundarios mayores del cauce principal son particularmente afectados por las bajantes prolongadas, sobre todo los de traza más sinuosa o definitivamente meandriforme (por ejemplo, río Colastiné, km 634–584), ya que la propensión de estos a reducirse en tamaño (y hasta desaparecer) es inherente a la evolución del río a una escala pluricenteneraria (Ramonell, 2021).

Justamente, el Cuadro 16.I.I. ilustra sobre el angostamiento del Colastiné en las últimas décadas, que involucró una reducción en su ancho promedio de un 25 % al cabo de 30 años.

Cuadro 16.1.1. Dimensiones del río Colastiné en el lapso 1977–2009, evaluadas desde imágenes Landsat obtenidas con $H_{pp} \approx 2$ m

Año	Área en planta (km ²)	Longitud (km)	Sinuosidad	Ancho medio (m)	Δ Ancho medio (%)
1977	21,87	46,7	1,37	468	---
1986	19,48	47,1	1,39	413	-12
1991	18,53	47,3	1,39	392	-5
1995	18,48	48,1	1,41	384	-2
1999	18,97	46,8	1,38	405	5
2004	17,56	48,3	1,42	363	-10
2009	16,05	46,4	1,37	346	-5

Ello, a la vez de mantener un corrimiento de sus meandros centrales a un ritmo promedio de cerca de 10 m/año en el período, inherente al carácter excéntrico del flujo en las curvas.

Entre los mecanismos de cierre que afectan a estos brazos, se destaca uno cuya importancia se puso de relieve hace poco tiempo en el tramo medio, con la descripción, incluso, de una nueva geoforma reconocida desde la confluencia del río Paraguay (km 1240) hacia aguas abajo: los albardones de intracauce (Ramonell *et al.*, 2011, 2013; Ramonell, 2021).

Estos tienen características morfológicas, morfométricas y sedimentológicas similares a las de un albardón ordinario, de los que difieren en yacencia, ya que se desarrollan por debajo del nivel de cauce lleno y dentro de los cursos secundarios del sistema, en vez de al nivel de las islas, adyacentes a sus márgenes.

Genéticamente, su aparición y desarrollo está propiciado por densos ensambles de hidrófitas enraizadas en el interior de los cauces (por ejemplo, canutillares, cataizales), que actúan como decantadores y filtros de los sedimentos finos que integran la carga de lavado en el sistema.

El progreso de estas geoformas y los procesos de sedimentación asociados se ven favorecidos en condiciones de aguas bajas, cuando estas coinciden con el paso de los sedimentos limo–arcillosos aportados por el río Bermejo a través del Paraguay en el tramo, lo que se repite anualmente en los meses de verano–otoño (véase Amsler y Prendes, 2000, Capítulo 5, y Figura 16.1.3.).

Como ejemplo, la Figura 16.1.7. muestra una de estas situaciones registrada en febrero–marzo de 2014, la cual se reiteró —seguramente— en 2020.

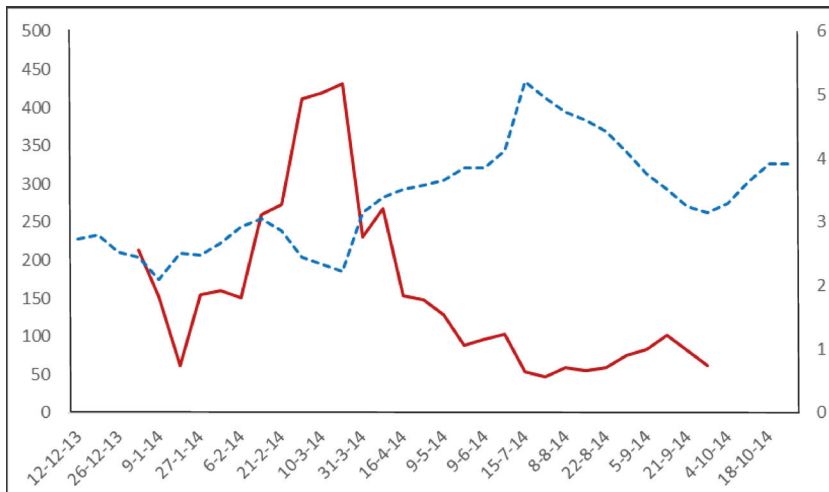


Figura 16.1.7. Evolución temporal de parámetros hidrosedimentológicos en el sistema fluvial durante diciembre–enero de 2013–2014 a octubre de 2014. Guiones azules: HPP (en m, a la derecha). Línea roja: concentración de limos y arcillas (en mg/l, a la izquierda), obtenida a partir de muestreos quincenales en el río Colastiné

En aquella oportunidad, en brazos secundarios mayores y menores del cauce principal, se instalaron cien dispositivos para el testeo de las sedimentaciones en el interior de ensambles de hidrófitas arraigadas y fuera de ellos, en un área de cerca de 35 km², lindera al km 584 (desembocadura del Colastiné, boca del canal de acceso al Puerto de Santa Fe).

En la Figura 16.1.8. se presenta parte de los resultados obtenidos al terminar la evaluación, cuando los sitios fueron re–visitados en octubre de 2014: en todos los puntos intraensamble donde se colocaron dispositivos, las sedimentaciones fueron de varios decímetros, e incluso metros, de sedimentos finos, pudiéndose caminar sobre nuevos albardones de intracauce en lugares donde antes había profundidades de 2 m o más.

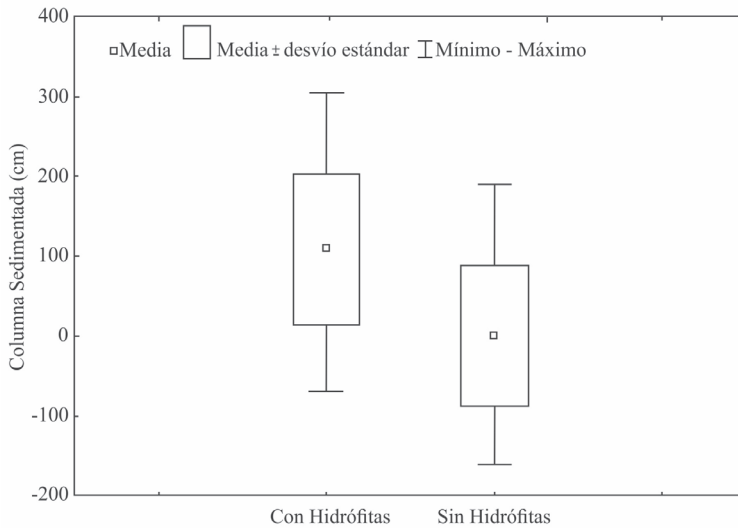


Figura 16.1.8. Espesores sedimentados en sitios con y sin ensambles de hidrófitas (valores negativos: erosión del fondo de los cauces), registrados en la evaluación experimental de diciembre de 2013–octubre de 2014 (Figura 16.1.7.; explicación en el texto)

Más detalles de esto son brindados en Ramonell (2021). Por lo pronto, cabe advertir que el experimento finalizó luego del paso de una crecida ordinaria con desborde, que duró 70 días, entre junio y agosto de 2014 (lapso con $H_{pp} > 4$ m en la Figura 16.1.7.).

La formación de albardones de intracauce y el consecuente angostamiento de los cursos en que ocurre no es exclusiva de condiciones de aguas bajas. Sin embargo, en los términos presentados, posiblemente sea uno de los sucesos geomorfológicos más significativos asociados a las bajantes prolongadas.

De manera similar a la reducción de anchura registrada para el río Colastiné en el Cuadro 16.1.1., otros brazos secundarios mayores que experimentaron igual proceso en lapsos equivalentes son el río San Jerónimo frente a Goya (km 971), el brazo del Rey, al NE de Puerto Gaboto (km 480), y el riacho La Invernada–Los Marinos, frente a Rosario (km 420), con achicamientos de entre 5 y 15 % desde 1984 a la actualidad.

De acuerdo con lo poco que se conoce sobre las implicancias del parámetro ancho de cauce en la geometría hidráulica de este sistema fluvial (Ramonell *et al.*, 2017), su disminución durante tiempos prolongados involucrará una redistribución de los caudales líquidos por otras vías, en las condiciones de aguas altas luego de la bajante (o en otra perspectiva, al pasar de un ciclo «seco» a uno «húmedo», como el que ocurrió en torno a los años 70 en el río).

En ese marco, las bajantes prolongadas coadyuvarán en exagerar los angostamientos generales y progresivos de los brazos secundarios, tanto mayores como menores, del cauce principal, donde los albardones de intracauce son geoformas tan conspicuas, como otras mejor conocidas en las fajas que modelan (es decir, albardones *s.s.*, derrames, espiras, etc.; Pereira, 2016; Ramonell, 2021).

Las bajantes y los cauces secundarios de la planicie aluvial

El mapa comparativo de la Figura 16.1.2. expone que buena parte de las aperturas de nuevos cauces en el lapso 1954–2009 ocurrió desde cursos que poseen conexión indirecta con el cauce principal, originando más vías de drenaje con tal condición.

Por esta razón, los cauces secundarios de la planicie son más diversos y complejos que los del cauce principal, aunque también median otras causas, incluso geológicas, que contribuyen a ello (Ramonell, 2021).

En general, sus caudales sólidos específicos son menores a los ya descritos y hasta suelen presentar déficits de carga de fondo, total o por segmentos (por ejemplo, río San Javier, Ramonell y Amsler, 2005). De ahí que sus trazas en planta sean más estables morfológicamente o que experimenten agrandamientos en situaciones de aguas altas, que luego subsisten durante los estiajes, aun prolongados (Ramonell, 2021).

En esas circunstancias, su ajuste a la geometría hidráulica puede estar determinada por la vegetación hidrófita, donde las profundidades y condiciones de arraigue sean adecuadas.

De los cauces secundarios de la planicie que registran cambio geomorfológico en el contexto de la bajante 2020, se destacan algunos de los canales del delta que el Arroyo Leyes forma en el complejo lagunar Setúbal–El Capón (Figura 16.1.9.).

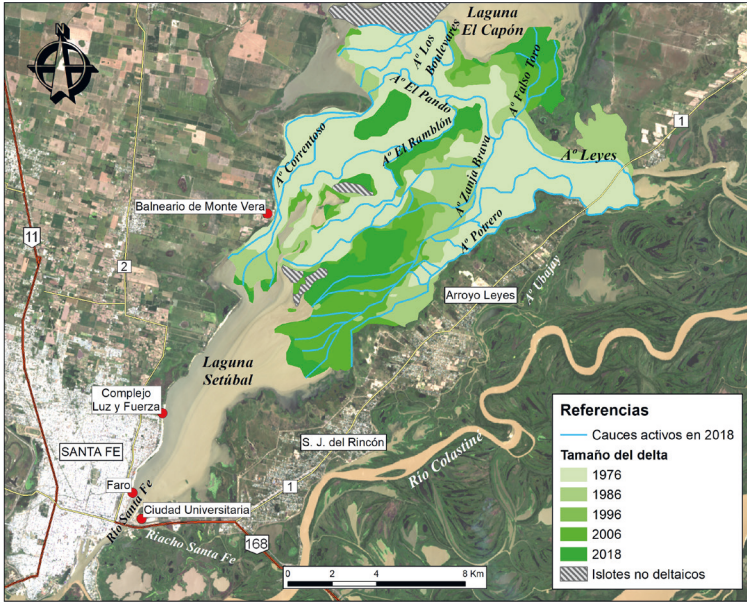


Figura 16.1.9. Crecimiento del delta del Arroyo Leyes entre 1976 y 2018, obtenido por mapeos del frente deltaico desde imágenes satelitales de aguas medias–bajas (HPP \approx 2,70 m; Ramonell, 2021)

Como caso arquetípico de delta fluvio–lagunar del tramo medio, el del Arroyo Leyes es objeto de estudio por parte de distintos grupos de investigación con sede en la FICH: su expansión poscrecida extraordinaria de 1982–83 ha disminuido la superficie lagunar de la Setúbal en aproximadamente un 40 % desde entonces (Figura 16.1.9.), con implicancias hidroambientales atractivas para diferentes miradas académicas y por las múltiples interrelaciones que la ciudad de Santa Fe mantiene con el sistema fluvial.

Ramonell (2021) compiló el conocimiento geomorfológico, sedimentológico e hidrodinámico existente en esta porción del río, que suma datos a un trabajo previo centrado en la geología de superficie y subsuelo somero del área (Ramonell, 2005).

Sobre esa base, se mencionan fenómenos observados en oportunidad de la bajante en curso, tanto en campo como por la interpretación de imágenes aéreas de alta resolución.

De acuerdo con datos instantáneos disponibles vía web del Sistema Nacional de Información Hídrica (Ministerio de Obras Públicas de la Nación), los cursos del delta, en agosto de 2019, repartían hacia las grandes lagunas algo más de $1/3$ de su caudal medio post 70, que es de $1500 \text{ m}^3/\text{s}$.

El repunte del verano de 2020 incrementó tal proporción a 1/2 y, al momento de esta redacción (primer semestre de 2021), los caudales frecuentes que distribuían la suma de cauces oscilaron entre un 10 y 30 %, aproximadamente, del valor del módulo.

En tales circunstancias, los cursos con mayor conducción en el frente deltaico son los que alcanzan la laguna Setúbal por su extremo NO (A. Correntoso y otros que desaguan próximos a su desembocadura; Figura 16.1.9.). Estos arroyos continúan modelando bancos de desembocadura arenosos y arenolimosos en dicho sector, con sedimentos que sacan de bancos formados previamente y de los aportados por erosión por oleaje del borde oeste de la laguna.

Otros cambios morfológicos notables se dieron en uno de los dos cursos principales en que se divide el A. Zanja Brava al aproximarse al ámbito lagunar; la relación ancho–profundidad del que desemboca cerca del A. Correntoso disminuyó en la actual bajante por la proliferación de bancos e islotes bajos filiformes, continuando un fenómeno iniciado hace años, de acuerdo a lo mostrado por Marchetti *et al.* (2020, Fig. 6). Este proceso (que implica una mejora hidráulica para el arroyo a largo plazo) prácticamente se ha detenido al presente, tanto por faltas esporádicas en la velocidad de la corriente, como por haber cesado la provisión de sedimentos aguas arriba.

Es interesante destacar que la morfodinámica del corrimiento del límite delta–laguna arriba descrita es diametralmente opuesta a la que esos arroyos poseen en niveles de aguas altas: de hecho, la Figura 16.1.9. permite apreciar que el lóbulo deltaico del A. Zanja Brava es el que tuvo mayores crecimientos en las últimas décadas, con tasas de avance lineal promedio de su frente de alrededor de 550 m/año desde 1982–1983, es decir, 10 veces más rápido que el del lóbulo del A. Correntoso en igual período.

Para finalizar, conviene tener presente que la densa y diversa red hidrográfica de cursos secundarios de la planicie podría considerarse «cuasi intacta» para poder conducir (con mayor o menor eficiencia, según lo dicho sobre la instalación de vegetación en ellos) las aguas que provea el cauce principal cuando se restablezcan las condiciones hidrológicas de caudales líquidos medios y altos.

Las bajantes y los bordes de la planicie aluvial: colapso de barrancas y otros taludes

De acuerdo con la disposición actual del total de cursos linderos a los bordes este y oeste de la planicie aluvial a lo largo del tramo, estos pueden incidir en el modelado de las barrancas que delimitan su valle, en alrededor del 50 % de sus longitudes en cada caso (Ramonell, 2021).

La mayor parte de las erosiones que afectan el lateral este del valle en las provincias de Corrientes y Entre Ríos la hacen los brazos del cauce principal. En el borde oeste, los mismos solo actúan sobre un 13 % de su largo, desde Puerto Gaboto —km 480— hacia aguas abajo. Hacia aguas arriba, las erosiones son más localizadas, realizadas por los ríos San Javier y Coronda, sobre todo en sus curvas de meandro.

Entre los fenómenos erosivos detonados por las bajantes, se destacan algunas variedades de remociones en masa, tales como fluencias, asentamientos y deslizamientos rotacionales de las márgenes. Esto es originado en el cambio en la relación de fuerzas que operan en los taludes, ante la ausencia de presión de las aguas fluviales o debido a presiones de poros negativas por niveles freáticos que quedan «colgados» sobre los del nivel del río.

Las oscilaciones de varios decímetros en los niveles hidrométricos, registradas en el transcurso de la bajante actual, tanto naturales como inducidas artificialmente por el manejo de las descargas desde grandes presas (por ejemplo, Itaipú, Yacyretá), combinan ambos efectos, que se repitieron algunas veces en 2020.

Desde agosto de 2019 a la fecha ocurrieron desprendimientos de barrancas en las localidades santafesinas de Sauce Viejo, Coronda, (Boca de) Monje, Puerto Gaboto, San Lorenzo y Rosario, fuera de numerosos más que afectaron márgenes de zonas rurales.

A los disparadores de remociones por la bajante hay que añadir la ocurrencia de factores desestabilizantes que las propician, sean de origen natural (por ejemplo, propiedades geotécnicas de las unidades geológicas y su disposición estratigráfica) o antrópica (sobrecargas de márgenes, intervenciones inadecuadas de talud, dragados excesivos).

En tal sentido, la bajante extrema en el área de la laguna Setúbal expuso a la superficie parte de su lecho después de medio siglo, revelando las profundas hoyas de dragado hechas para obras de refulado desde los '70, cuyos taludes presentaron, al poco tiempo, las típicas cicatrices que preludian (y permiten prever con tiempo) este tipo de fenómenos.

En otra perspectiva, la falta de sedimentos en esas hoyas da cuenta de las discontinuidades en el transporte indicadas precedentemente, en este caso asociadas a los fenómenos de sedimentación con que se construyen los lóbulos deltaicos del Arroyo Leyes. En otra forma y escala, desbalances similares en el transporte de arenas se registran incluso en el cauce principal, según lo mostraran Pereira *et al.* (2009) y Pereira (2016).

Impactos geomorfológicos de las bajantes a escala del sistema fluvial

Como una suerte de paradoja del ciclo «seco» del siglo xx, la Figura 16.1.10. muestra el incremento de sección que el Arroyo Leyes fue experimentando antes de la crecida extraordinaria de 1982–83, en el segmento de cauce en torno a la Ruta Provincial N° 1.

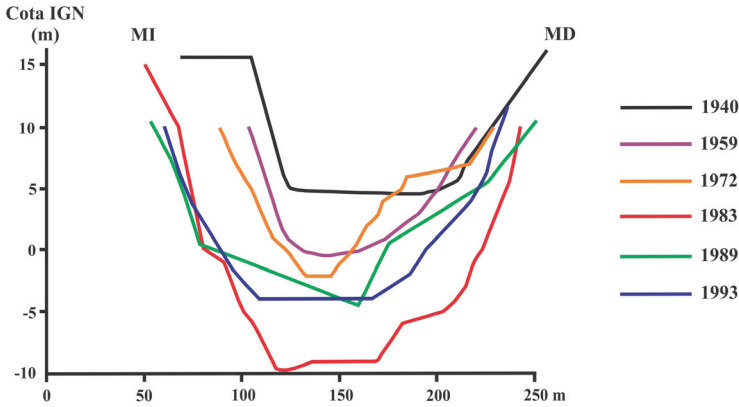


Figura 16.1.10. Agrandamiento progresivo del Arroyo Leyes en la sección del puente de Ruta Provincial N° 1, lapso 1940–1993

Fuente: FICH, 2003.

Este fenómeno fue evaluado por Ramonell (2005, 2021) bajo un enfoque geomorfológico pluricentenario, mientras que Montagnini *et al.* (2005) lo hicieron en una perspectiva morfológica–ingenieril secular, sobre la base del estudio de FICH (2003), a tono con la orientación general de los tomos de esta obra.

Aquellos autores vincularon cambios del cauce principal en el ensanchamiento de Chapetón (donde se origina el río Colastiné), con modificaciones ulteriores en la hidrografía y dinámica hídrica del sistema, en un ancho mayor de planicie aluvial, que culminaron con el gran agrandamiento del Arroyo Leyes en la crecida de 1982–1983.

Desde una perspectiva sistémica y a la luz de los conocimientos logrados al presente, una reescritura de los acontecimientos involucrados es la que sigue:

- Las condiciones hidrológicas de caudales efectivos bajos, que marcaron el inicio del ciclo «seco» del siglo xx, originaron la rectificación (natural) del *thalweg* en la zona de Chapetón hacia 1936, con sedimentaciones generalizadas en la boca que mantenía al río Colastiné en esos tiempos (véase Figura 4.12 del Capítulo 4 y texto asociado).
- El progreso de tal obstrucción propició una nueva embocadura (también natural) en ese cauce secundario, que se afianzó como la principal en los años

40, década destacada por sus mínimos hidrológicos extremos (véase Capítulo 15); en el segmento reemplazado o «viejo» del Colastiné, ello originó recrecimientos del lecho y luego su angostamiento, que interrumpieron la continuidad hídrica del río San Javier en aquel (véase la vinculación San Javier–Colastiné para la época en la Figura 16.1.2., cerrada hacia la actualidad).

c) El cierre progresivo de la porción vieja del río Colastiné incrementó la derivación de caudales del río San Javier hacia el Arroyo Leyes, tanto los encauzados como los de las inundaciones del ciclo «seco», entre ellas, la crecida extraordinaria de 1966.

d) En el nuevo escenario hidrográfico–hidrológico (del ciclo «húmedo» ahora), acontece la creciente de 1982–1983, que ahonda el lecho del arroyo en un segmento amplio en torno a la Ruta Provincial N° 1, agranda el A. Zanja Brava (que iniciará desde entonces la construcción de su amplio lóbulo deltaico) y genera erosiones aguas abajo de la Setúbal, que determinarán la caída del Puente Colgante de la ciudad de Santa Fe, entre otras afectaciones (Ceirano *et al.*, 2000, Capítulo 11 de esta obra).

Aspectos hidráulicos de parte de esas erosiones fueron analizados por Schreider *et al.* (2000, véase Capítulo 8) como la instantánea de un fenómeno que, resuelto en esa gran crecida, tuvo su inicio 40 años antes, a casi 45 km de allí, con las transformaciones que desencadenó la rectificación del *thalweg* del río en un período signado por bajantes substanciales.

En la descripción precedente no fueron mencionados otros factores (tanto naturales como antrópicos) que intervinieron a la par de los sucesos detallados. Los mismos se mencionan en las fuentes citadas a las que se remite al lector para consulta, ya que el autor los entiende como condimentos significativos sin ser, necesariamente todos, determinantes del suceso.

Algunas consideraciones para la práctica ingenieril e intervenciones en el río emergen de lo expuesto. Las mismas se presentan en lo que sigue, junto a las correspondientes a los apartados previos sobre las bajantes y la geomorfología de este vasto sistema fluvial.

Consideraciones finales

De acuerdo con lo presentado en la sección sobre impactos de las bajantes en la geomorfología y morfodinámica del río, las principales consideraciones son:

a) Tanto por duración como por frecuencia, las bajantes del río Paraná propician cambios geomorfológicos notables, pero con efectos dispares según la parte del sistema fluvial que se considere. Ello debido a las desigual-

dades y los desbalances hidrosedimentológicos entre el cauce principal —más los cursos alimentados en forma directa por él, respecto de los que se distinguieron como «cauces secundarios de la planicie».

b) La interacción bajantes prolongadas—restablecimiento de caudales altos —sucesos habituales en la dinámica hidrológica del río— resulta vital orientando la evolución geomorfológica del sistema, ya que el cierre o achicamiento de cauces implicará la aparición o reactivación de otras vías de drenaje, de acuerdo con las magnitudes involucradas en ambas partes de aquella relación, sea en duración, intensidad y frecuencia.

c) Al igual que se mostró en el Capítulo 4 para otros estados hidrológicos, las transformaciones geomorfológicas y morfodinámicas del tramo medio en aguas bajas son progresivas y en general demandan varios años y hasta décadas en desarrollarse, en este caso, hasta su clímax o como acontecimiento cuasi irreversible para ello. A la luz de lo expuesto, un cambio natural importante en la hidrografía o morfología de los cauces del sistema, discernible a nivel del ancho de la planicie, requiere unos 50 ± 20 años en producirse.

d) Lo anterior es promisorio, ya que tendencias y mutaciones pueden anticiparse desde monitoreos sistemáticos y extensivos de bajo costo, considerando las tecnologías, logística e información en redes actuales, más el conocimiento experto sobre qué mirar, logrado por especialidades de la academia en la actualidad. La creación de algún tipo de observatorio fluvial que articule conocimientos con estructura, financiamiento y fiscalización en el dominio del río sería indispensable para ello y redundaría en grandes beneficios para la evaluación de intervenciones existentes y a realizar, tanto en el río como en sus bordes.

e) En todo caso, la noción de «sistema fluvial» que introdujo Schumm (1977) para el estudio físico de los ríos es insoslayable en el tramo medio del río Paraná; su desmembramiento en «subsistemas» puede ser válido en abordajes académicos, pero no para las intervenciones ingenieriles que incidan sobre los flujos de agua y/o sedimentos del río, aun cuando fueren localizados en cuanto al ancho de la planicie aluvial en un sector dado. Ello debería ser particularmente observado en las evaluaciones de impacto ambiental bajo marcos conceptuales bien establecidos al presente, como el de las respuestas compleja, no-lineal y espacio/tiempo-dependiente de los sistemas fluviales (Schumm, 2005; Biedenharn *et al.*, 2013), todas de ocurrencia probada en el tramo medio.

Impacto sobre los ecosistemas acuáticos

Las bajantes extremas producen modificaciones en la matriz física, geomorfológica y química, lo cual afecta a las comunidades biológicas y sus interacciones. En estas páginas se establecerán algunas consideraciones para comprender las condiciones que deben enfrentar los organismos acuáticos durante la situación de estrés que generan las fases extremas del río Paraná y, en especial, la bajante.

Desde la década del 70, las oscilaciones hidrosedimentológicas estacionales del río Paraná en su tramo medio han mostrado diferencias de 1 a 3 m con respecto al valor de la altura media anual. Estos cambios en el nivel del río provocan la inundación y el secamiento de ambientes en el valle de inundación, sumando a esto la conexión o desconexión de los sistemas lénticos con los lóticos del Paraná.

Las crestas y valles del ciclo hidrosedimentológico durante los ciclos normales tienen lapsos de tiempo relativamente estables y previsibles, de dos a tres meses, con una estacionalidad correspondiente a crecida en verano y bajante en invierno (Neiff, 1990). A dicho ciclo se suma, en algún año, la variabilidad provocada por ciclos que afectan al continente de América del Sur y ocurren con periodicidades mayores a la anual, asociados a los eventos de El Niño/Oscilación del Sur (ENSO) (Depetris y Pasquini, 2007; Torres *et al.*, 2016).

La situación de bajante extrema ocurrida durante los años 2019 y 2020, con condiciones que no se habían repetido desde la década del 60, presenta dos factores fundamentales para las comunidades biológicas: bajos registros de nivel hidrométrico y extenso lapso de tiempo con estos valores bajos. La altura del río considerada como relevante para las comunidades biológicas es aquella que permite conectar o desconectar las lagunas del valle de inundación con los cauces lóticos.

La cota de aislamiento que corresponde a un nivel de 2,3 m en el hidrómetro del Puerto de Santa Fe es un valor de referencia, donde la gran mayoría de ambientes lénticos se aíslan del río. Esto puede ocurrir durante más de una oportunidad en el año, en la cual la mayor parte de los ambientes lénticos de la llanura de inundación están aislados y/o secos. El lapso de tiempo extremo hace que los estados sucesionales de las comunidades biológicas en los ambientes acuáticos remanentes estén en similar condición, mostrando cierta homogeneidad entre todos ellos.

La dinámica del ciclo hidrosedimentológico normal del río Paraná en el tramo medio es fundamental para la presencia y ausencia de especies en determinados hábitats y permite que ocurra heterogeneidad ambiental, tanto en el espacio como en el tiempo, y esto facilite la ocurrencia de tipos de ambientes diferentes donde las especies puedan desarrollarse (Neiff, 1990). La duración prolongada de cualquiera de las fases hidrológicas (crecidas o bajantes) no

favorece la existencia de heterogeneidad ambiental, por lo que resulta estresante a las especies del Paraná con sus diferentes estrategias de vida.

Profundizando conceptos biológicos y ecológicos

Los individuos y las comunidades biológicas se distribuyen en el ambiente a partir de arreglos espaciales que están relacionados con la historia de vida de cada especie en el tiempo y las interacciones intra e interespecíficas que ocurren en el sistema. La distribución más frecuente es la contagiosa o agrupada, aunque pueden observarse arreglos espaciales denominados al azar y uniformes en el ambiente.

En el tramo medio del río Paraná, las comunidades y las especies incluidas en ellas se encuentran integrando un sistema con alternancia de conexión–aislación, que establece la condición continuo–discontinua en las distribuciones espaciales de las especies y sus poblaciones (Figura 16.2.1). Estas usan cada una de estas condiciones en el espacio y tiempo, de acuerdo con las capacidades de coexistir, competir y de los requerimientos metabólicos basales que tengan (Collins, 2005; Williner *et al.*, 2011).

En los sistemas heterogéneos sucedidos espacial y temporalmente, las poblaciones pueden desarrollarse en altas densidades de acuerdo a los sitios, momentos del día y del año. Estas poblaciones ocurren en interacción con los ciclos que gobiernan los sistemas más profundamente. Por eso, la excepcionalidad de los ciclos genera alteraciones en estos y estrés en las poblaciones y ensamblajes de las comunidades.

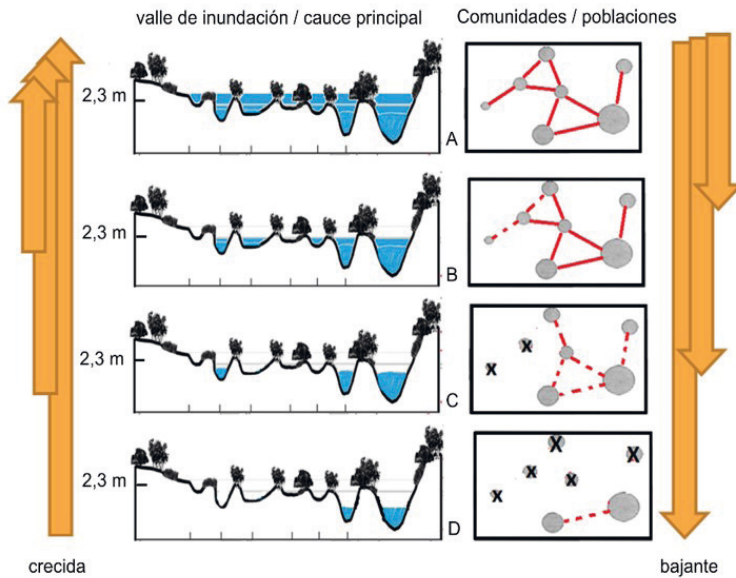


Figura 16.2.1. Esquema del río Paraná y su valle de inundación, mostrando diferentes condiciones para las poblaciones y comunidades biológicas que suceden a medida que la altura del río disminuye o aumenta (A, B, C, D, crecida o bajante). Las poblaciones y las comunidades (círculos grises) se conectan (líneas rojas continuas) o desconectan (líneas rojas entrecortadas), pudiendo ocurrir la eliminación de las poblaciones (círculos con x) si la presión continúa en tiempo y si se mantienen o aumentan las intensidades de las interacciones entre los factores abióticos y bióticos. La cota de 2,3 m indica la altura en donde un gran número de ambientes lénticos y lóticlos se conectan o aíslan

Las comunidades biológicas coevolucionaron con este ambiente y su dinámica. Esto permite reconocer que las especies que pueden desarrollarse en un momento del año tengan ajustes y/o adaptaciones que les facilite sobrevivir en este ambiente sujeto a estrés (Collins y Marchese, 2020).

La presión que el ambiente ejerció sobre las especies que conquistaron primariamente el sistema del Paraná —como también luego de cada ingresión marina y/o era glacial— les permitió, a diferentes niveles de organización biológica, tener mecanismos de respuesta frente a cambios drásticos en el entorno abiótico. Estos ajustes y/o adaptaciones van desde aspectos moleculares hasta atributos correspondientes a las comunidades (Collins *et al.*, 2011).

El complejo conjunto de ambientes acuáticos, tanto por su variedad como por sus dimensiones, establece diferentes condiciones en un mismo momento temporal, generando a su vez diferentes situaciones de estabilidad o de estados sucesionales.

El grado de conectividad entre los ambientes lénticos y lóticos, que presenta el río Paraná en su tramo medio, varía según la distancia entre el canal principal o secundario y las lagunas (Drago y Paira, 2007). Por ello, el valle aluvial consiste en diferentes unidades morfológicas que están gobernadas por procesos que permitieron la formación del sistema (Paira y Drago, 2007) y aquellos que provocan modificaciones en la actualidad.

La cantidad de ambientes que se desarrollan varían conforme al momento del ciclo hidrosedimentológico de los canales y las lagunas permanentes y temporarias. Estos ciclos se encuentran intensificados cuando ocurren fenómenos extremos, como los del ENSO en todas sus intensidades, alterando las relaciones frecuentes (Torres *et al.*, 2016).

La alternancia de inundaciones y sequías, regulares y extraordinarias, de diferentes magnitudes, promueve la heterogeneidad del ambiente. Sin embargo, el tiempo que ocupa cada una de estas condiciones genera una situación inversa, es decir, a medida que aumenta el tiempo que transcurre la inundación o la sequía, genera mayor homogeneidad del sistema y afecta la densidad y riqueza de las especies al final de la fase.

Las comunidades biológicas en el Paraná están influenciadas por esta dinámica de los ambientes. Durante la aislación, los ambientes lénticos que aún no se han secado tienen condiciones muy diferentes de los ambientes lóticos. Las lagunas en las islas del Paraná, por ejemplo, contienen un alto número de especies y densidad de fitoplancton y zooplancton, bentos, organismos asociados a la vegetación, peces y otros vertebrados como anfibios, reptiles, aves, mamíferos, en una rica matriz de vegetación terrestre y acuática que, a su vez, diferencian un ambiente de otro debido a que pueden estar en condiciones sucesionales distintas.

Algunas áreas que mantengan alguna condición de viabilidad para el desarrollo de las especies son consideradas activas y de refugio o reservorio de especies. Estas facilitarán la recolonización o reconquista de los ambientes acuáticos y reemplazarán las poblaciones que se extingan localmente cuando los sistemas se sequen o modifiquen de forma extrema, lo que limita la existencia de vida acuática. Esos ambientes acuáticos proporcionarán individuos a las lagunas secas cuando vuelvan a conectarse durante la siguiente crecida. Además, se suma a esto la capacidad de algunas especies de presentar estados de resistencia que les permiten sobrevivir situaciones extremas, como la falta de agua o pérdida de calidad.

Como una etapa intermedia a la desecación, en la fase de aguas bajas se observa que la mayoría de las lagunas está cubierta en un alto porcentaje de su superficie por macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *E. azurea*, *Ludwigia peploides*, *Azolla caroliniana*, *Salvinia biloba*, *Nymphoides indica*) que, al disminuir el

nivel hidrométrico o la altura de la laguna, van posibilitando el proceso de sedimentación de materia orgánica e inorgánica, y esto transforma la morfología de las lagunas y el contenido de materia orgánica en el sedimento de acuerdo con la distribución de esa vegetación acuática en la laguna (Drago y Paira, 2007).

Profundizando aspectos de las especies que habitan en el río Paraná, se debe indicar que estas se desarrollan en una disposición espacial y dinámica temporal que está relacionada fuertemente con el concepto de metapoblación (Williner *et al.*, 2011; Torres *et al.*, 2014). A su vez, esto sucede con las comunidades, por lo que se indica que está en una condición dinámica vinculada al concepto de metacomunidad. En esta condición, las disposiciones espaciales y temporales de las poblaciones y comunidades establecen un paisaje de parches que se combinan con los procesos de conexión y desconexión que definen la capacidad y dinámica de estas unidades paisajísticas (Figura 16.2.1.).

La estructura espacial de las metapoblaciones está sostenida con la probabilidad específica que presenta un parche particular de ser ocupado en un paisaje fragmentado. Esto será relativo a la capacidad de cada especie de migrar o realizar movimientos pasivos y/o activos (Fernández y Collins, 2002; Torres *et al.*, 2018). También se relaciona con los tipos de ambientes o hábitats, su disponibilidad, accesibilidad y temporalidad de acceso. De esto surge que la extensión del proceso de aislación de las lagunas con los sistemas lóticos provoca la homogeneidad del paisaje y pone en riesgo la presencia de especies en el río Paraná, que puede ocurrir con la bajante extraordinaria sucedida en los años 2019–2020.

En condiciones normales, el paisaje en el tramo medio del río Paraná muestra cierta discontinuidad en el espacio y tiempo, y las especies se desarrollan en una red de parches poblacionales con capacidad de interacción entre ellos, conformando metacomunidades (Figura 16.2.1.). Por lo tanto, las consideraciones espaciales cuando ocurre el fenómeno de ENSO, en especial cuando tiene mayor intensidad, están ligadas al estrés que se genera en las poblaciones a medida que aumenta el tiempo de aislación por la incapacidad de algunas especies de escapar de esas lagunas (Fernández y Collins, 2002; Carvalho *et al.*, 2016; Torres *et al.*, 2016).

Las especies que quedan en los ambientes en vía de desecación deben tener estrategias para soportar esta condición extrema, las cuales son decisivas para mantener la capacidad de habitar ese ambiente (Fernández y Collins, 2002). En esta condición y con este tipo de escenario, las relaciones intra e interespecíficas se intensifican y modifican (Carvalho *et al.*, 2016).

Relación entre las comunidades biológicas y el sistema abiótico

El río Paraná tiene comunidades biológicas ajustadas a las condiciones abióticas que generan las bajantes y crecidas de manera recurrente. Estas comunidades desarrollaron, a lo largo de la evolución conjunta, una serie de estrategias para superar ambas situaciones de manera exitosa, a nivel de individuos como también poblacional y de comunidades, las cuales se expresan en la dinámica del ecosistema. Esto es posible si el tiempo de cada etapa está dentro de ciertos rangos de normalidad para el sistema.

Como una simplificación resultante de las sequías, los ambientes presentes en el Paraná y su valle aluvial van perdiendo superficie de agua y se van contrayendo. Al ocurrir esto, diferentes procesos geoquímicos y físicos suceden, dan alertas a las comunidades biológicas sobre el inicio del proceso de contracción, de estrés, como también sucede cuando la señal la emite el incremento de agua o crecida. Las señales que reciben los organismos están asociadas a estímulos químicos, al aumento de ciertos compuestos vinculados a los procesos de excreción de los organismos acuáticos y a la concentración de iones y cationes, que dan información de la condición del sistema y preparan a los organismos y poblaciones para dar respuestas (Figura 16.2.2.).

El aumento de sustancias nitrogenadas es una señal fuerte. Algunos de los compuestos nitrogenados, a su vez, quedan disponibles para ser usados como nutrientes por los organismos fotosintetizadores. Esto genera, si no media ninguna otra limitante, el crecimiento poblacional de especies de algas. En especial, la capacidad de las Cianofitas para crecer bajo estas condiciones y de producir cianotoxinas —que limitan el crecimiento de otras especies de algas y/o generan toxicidad por el consumo realizado por especies filtradoras y/o omnívoras— puede provocar limitaciones en la presencia de especies que en esos ambientes se desarrollarían (Figura 16.2.2.).

Por otra parte, la disminución de la superficie y/o volumen de agua permite el aumento de la densidad de organismos y acelera la condición de estrés en el sistema (Carvalho *et al.*, 2016). Esto se suma a la rápida disminución de oxígeno disuelto por el consumo del mismo, realizado por la mayor cantidad de individuos existentes en un volumen de agua menor. Durante el día puede ser suplementado por la producción de oxígeno, realizada por las algas a través del proceso de fotosíntesis y que están en densidades más altas. Sin embargo, este aumento en la producción de oxígeno por fotosíntesis provoca una situación de compromiso, ya que durante la noche, y debido al consumo sin producción, puede provocar condiciones de anoxia en los sistemas lénticos (Figura 16.2.2.).

Describiendo alguna otra situación que sucede en los ambientes que van desecándose, contrayéndose, se suman los cambios en valores absolutos de iones y cationes. Esto sucede por el menor volumen de agua existente en la solución, lo que presenta aumento en la concentración de los mismos. Este cambio en la concentración de iones y cationes, visualizado con el aumento en la salinidad o conductividad (Figura 16.2.2.), lleva a condiciones donde los organismos deben estar preparados para soportarlo, por lo que podrán sobrevivir aquellas especies que sean euritolerantes a ese cambio.

Por otra parte, al haber menos cantidad de agua, los valores máximos y mínimos de temperatura suceden más rápidamente debido a la menor capacidad de amortiguar las diferencias térmicas sucedidas en la temperatura del aire. Esto se manifiesta en mayores deltas térmicos entre el día y la noche.

Otro aspecto es que la condición física y geomorfológica de un ambiente en contracción acelera la evolución geomorfológica de este tipo de ambiente acuático: lago » laguna » estero » bañado » tierra firme. En esta sucesión del sistema geomorfológico, la superficie con agua disminuye y, sin haber cambios en el número de individuos, la densidad aumenta. Por lo tanto, la cercanía física de un individuo con otro de la misma especie u otra aumenta, se promueven los procesos de competencia por el alimento, espacio y refugio, y ello facilita la depredación intra e interespecífica (Carvalho *et al.*, 2016, Torres *et al.*, 2018).

ambientes lénticos del valle de inundación del río Paraná

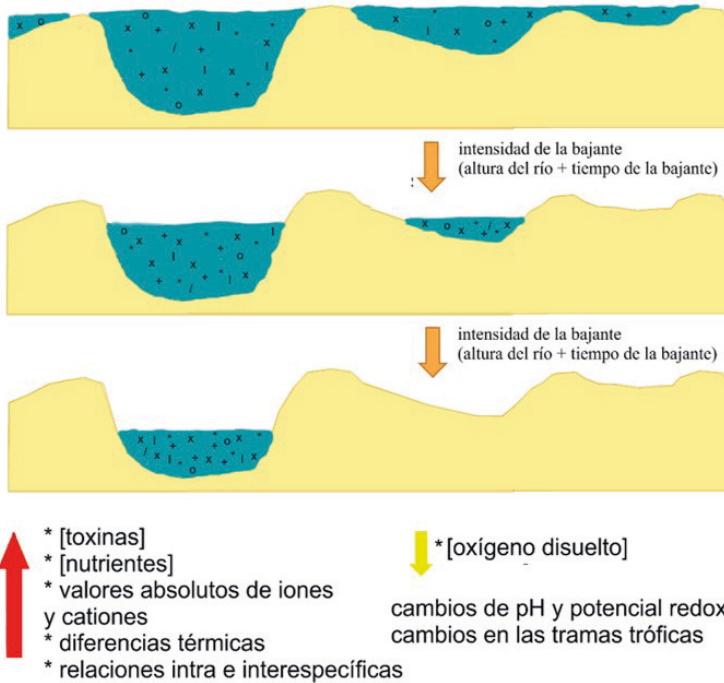


Figura 16.2.2. Algunos procesos abióticos y bióticos que ocurren en ambientes que van desecándose. Algunos de ellos provocan el aumento (flechas rojas) o disminución (flecha amarilla) de los parámetros indicados. La intensidad de la bajante es una expresión entre de la disminución de la altura del río y el mayor tiempo de aislamiento durante la bajante

Al aumentar las interacciones, las diferentes relaciones tróficas en estos ambientes se modifican debido a la limitación de algún componente de la trama trófica en sus densidades o a que se llegó al punto de que ciertos integrantes de las tramas tróficas desaparecen del área (Carvalho *et al.*, 2018). Estos mosaicos interdependientes en la llanura de inundación responden de manera particular a cada ambiente léntico conforme a la condición en que se encuentre el mismo. La disminución de la superficie y la pérdida de refugios permiten que los depredadores encuentren más fácilmente a sus presas y, cuando estas se agotan localmente, deben usar otro recurso alimentario o trasladarse a otro ambiente.

Respuesta del sistema biológico a la desecación de los ambientes por la bajante

Los organismos en el tramo medio del río Paraná muestran respuestas en los diferentes niveles de organización que permitirán la sobrevivencia de los individuos a las condiciones que la bajante del río vaya imponiendo. Estos cambios pueden corresponder a respuestas etológicas, fisiológicas y morfológicas, de acuerdo con la especie y capacidad de respuesta que haya generado evolutivamente en el tiempo. De la misma manera, las poblaciones y comunidades tendrán ajustes que les permitirán sobrevivir en este sistema y perdurar hasta el próximo evento reproductivo; la capacidad de resiliencia de estas especies es alta. El número de individuos que sobrevivan a la bajante es crucial para asegurar que la reproducción de cada especie sea exitosa y que las comunidades se mantengan en el tiempo.

Entre los ajustes etológicos cabe mencionar el comportamiento de escape que pueden realizar aquellas especies con alta movilidad, trasladándose de un ambiente que se encuentra desecándose a otro que aún tenga condiciones de habitabilidad (Fernández y Collins, 2002). En especies que tienen alternancia reproductiva (asexual y sexual), la condición de estrés promueve el proceso de reproducción sexual y así producen huevos de resistencia con todo el material genético disponible para las próximas generaciones. Otros ejemplos de cambios en el comportamiento están relacionados con la captación de oxígeno que algunas especies presentan; entre estos, algunas modifican el flujo de agua que pasa a través de las estructuras de intercambio gaseoso y de iones–cationes. Sumado a ello, otras están capacitadas para respirar a través de estructuras digestivas (bucal, anal, intestino), modificando el comportamiento para la mejor captación de oxígeno. Una adaptación extrema a esta condición es la que presenta la especie de pez *Lepidosiren paradoxa*, un pez pulmonado que forma un capullo alrededor de su cuerpo y se entierra durante la sequía, con lo cual disminuye todos los requerimientos metabólicos.

En relación con los ajustes moleculares–fisiológicos, podemos hacer referencia a que algunas especies aumentan el contenido de hemocianina y hemoglobina y alcanzan mayor capacidad de captación de oxígeno durante momentos de limitación en la concentración de oxígeno disuelto en agua. Además, ciertas especies tienden a aumentar la tolerancia a concentraciones de alcohol y ácido láctico metabólicos, que son producidos al cambiar el modo de obtención de energía metabólica, desde la generada en un ciclo metabólico de Krebs a la de fermentación alcohólica y láctica. Sin embargo, esta situación puede ser contraproducente debido a la necesidad posterior de metabolizar estos productos para que no terminen siendo tóxicos (Schmidt–

Nielsen, 1997). En tanto, algunas especies aumentan el contenido de aminoácidos promotores de enzimas, que actúan en el sistema de respuesta frente al estrés oxidativo, como también de moléculas antioxidantes.

Bajantes extremas, fauna íctica y su pesquería

La fauna íctica, y esta como recurso pesquero, debe ser evaluada a partir de la integración de todos los hábitats o componentes ambientales acuáticos que presenta en su tramo medio el río Paraná y del reconocimiento de eventos que sucedieron hasta la actualidad, en especial observando 10 a 15 años atrás. Esto es necesario, primero, por la capacidad de movilidad que algunas especies tienen, principalmente aquellas usadas en las pesquerías. Estas migran varios cientos de kilómetros en distintos momentos del año. Segundo, debido al tiempo en años que requiere cada especie para llegar a la talla reproductiva y a la de stock pesquero para su comercialización.

La Dirección Nacional de Pesca Continental, en el ámbito de la Nación, desarrolla un proyecto que evalúa algunas condiciones de las estructuras poblacionales de las especies que integran la pesquería del río Paraná. Esto se realiza con la coordinación y participación de las provincias del Litoral y viene desarrollándose desde 2005 con el nombre de «Proyecto Sábalo», actualmente EBIPES.

Dos de los datos de importancia que se toman son la longitud y el peso de los ejemplares capturados de cada especie. La secuencia de datos desde 2005 hasta la fecha, en especial las obtenidas en las últimas campañas (diciembre 2019–marzo 2020), muestran una disminución en la relación largo y peso, es decir, ejemplares menos pesados para una misma longitud. Esta información es relevante para las pesquerías porque indica qué cantidad de la porción comestible va a estar disponible para su consumo. A igual número de ejemplares pescados, menor tonelaje obtenido y, con esto, menor valor económico.

Esta disminución en la condición corporal muestra los inconvenientes que presentan los individuos en el último período para acceder a la alimentación en la llanura aluvial por la bajante del Paraná. Sumada a esta menor condición corporal, las poblaciones de peces que utilizan tanto el río como la llanura de inundación pueden estar comprometidas o limitadas por el número de ejemplares que se reclutan como nuevos reproductores, afectando posiblemente el próximo evento reproductivo, la supervivencia y distribución de las poblaciones en el río Paraná en su tramo medio.

El éxito reproductivo de la temporada está relacionado con el factor nutricional, ya que luego de la reproducción y eclosión de los alevines, la nueva

cohorte tiene que obtener el alimento para alcanzar el estado de juveniles. Cada talla debe obtener el alimento con el tamaño justo para que pueda ingresar por su boca. Esto debe suceder a medida que los alevines y juveniles se mueven, pasiva o activamente, aguas abajo y/o hacia las lagunas con el flujo de la corriente.

Sin embargo, considerando a la fauna ictícola en su totalidad, el efecto de bajantes extraordinarias como las sucedidas en los años 2019–2020 depende de los ambientes donde habita cada especie y la estrategia de historia de vida de cada una de ellas.

Una de las consideraciones necesarias para comprender el problema al que se enfrentan las especies, en especial las de interés para las pesquerías (sábalo, boga, dorado, surubí, patí, moncholo, amarillo), es el tiempo que requieren en alcanzar la madurez sexual. Esto sucede, en general, luego de dos o tres años (Figura 16.2.3.).

En cada evento reproductivo ponen un número alto de huevos, que son muy pequeños y con poca sustancia de reserva para su nutrición. Por ello, cuando son transportados por la corriente, los alevines eclosionados y luego los juveniles deben conseguir el alimento del tamaño apropiado para que pueda ingresar por la boca y que sirvan nutritivamente. Esto es un factor fundamental para evitar incrementar la ya alta mortalidad que presentan estas especies en esos estados de desarrollo (Rossi *et al.*, 2007).

El evento reproductivo se considera como un proceso que comienza en condiciones normales, con el estímulo provocado por el aumento en el nivel hidrométrico y una favorable condición nutricional. Esto dispara la maduración gonadal con la producción de huevos y esperma (Figura 16.2.3.). El estímulo requiere pasar un umbral para generar un proceso reproductivo exitoso; ese indicador está relacionado con la intensidad y duración de la crecida durante el verano, considerablemente mayor a un mes (Abrial *et al.*, 2019a).

Los peces, al detectar el mayor flujo de la corriente, se mueven río arriba y, luego de un breve cortejo, liberan huevos y esperma a la corriente donde son fecundados. Los huevos fecundados y alevines resultantes derivan corriente abajo por los cauces e ingresan a los ambientes de la planicie de inundación (lagunas y otros ambientes acuáticos de las islas del Paraná). En estos ambientes encuentran sitios de refugio y alimentación que permiten su supervivencia. Si el estímulo es escaso o insuficiente, el desove es menor, el número de alevines en desarrollo que ingresa a los ambientes lénticos y cauces secundarios de la llanura aluvial disminuye y la probabilidad de muerte por inanición o depredación aumenta.

Las cohortes de peces nacidas durante las crecientes extraordinarias ocurridas en años anteriores (2007, 2010 y 2016) integran las poblaciones reproductivas actuales de las especies usadas en la pesquería (Espinach Ros *et al.*, 2012). A su vez,

las crecientes de 2010 y 2016 fueron importantes en términos de éxito reproductivo para el sábalo (Figura 16.2.3.). De esta se reconoce que la cohorte de individuos nacidos en 2010 corresponde a las mayores tallas que dominan las capturas del cauce principal, mientras que los individuos nacidos en 2016, de talla media, dominan las capturas de las lagunas del valle de inundación (EBIPES, 2020).

En las campañas del programa EBIPES correspondiente a diciembre de 2019 y marzo de 2020 no fueron capturados ejemplares juveniles del evento reproductivo 2019, lo que indicaría el fracaso reproductivo del verano 2018–2019 (EBIPES 2020).

Las especies migradoras y sus ejemplares de mayor talla salen de la llanura aluvial y buscan aguas más profundas durante las bajantes, mientras que los juveniles permanecen en las lagunas con mayor probabilidad de encontrar alimento y/o refugio. La bajante extrema compromete la existencia de dichos juveniles, ya que se encontrarían en lagunas que se van contrayendo hasta la desecación o desaparición (Bonetto *et al.*, 1969). La mortalidad se puede dar por la desecación directa, depredación o exposición al frío intenso del invierno.

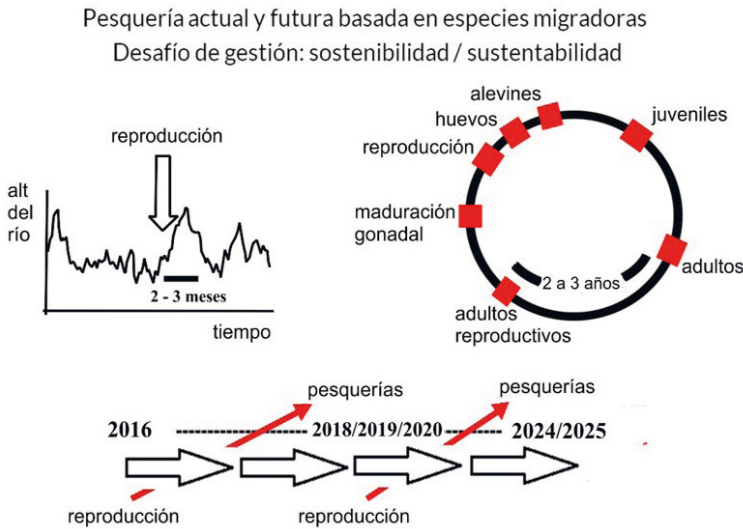


Figura 16.2.3. Esquema conceptual de la relación entre altura del río y tiempo que aseguren un evento reproductivo exitoso y el reclutamiento de ejemplares reproductores y para el stock pesquero de las pesquerías. La gestión de las pesquerías sostiene desafíos que tienen que tener componentes que aseguren la sostenibilidad del recurso y sustentabilidad de la actividad

Los ensambles de peces y su abundancia en cada laguna del valle de inundación del río Paraná son diferentes debido a los distintos tipos de conexión

que presentan estos ambientes (Abrial *et al.*, 2019b). En momentos de aguas bajas, cerca de la cota de aislamiento (2,3 m), los canales principales y secundarios presentan geoformas cruciales con abundantes refugios lóticos para numerosas especies.

Estas están concentradas en estos ambientes, siendo recurrentes en el tiempo, por lo que en un mismo lugar se podrán encontrar las especies que tipifican al período de aguas bajas y altas (Scarabotti *et al.*, 2017). Como se mencionó, el rol estructurante de la duración e intensidad de la bajante y de las crecidas afecta el ensamble ictícola en las lagunas del río Paraná en su tramo medio (Espínola *et al.*, 2014; Rabuffetti *et al.*, 2017a) y requiere de condiciones claves en la alimentación para el éxito reproductivo.

Los juveniles que habitan las lagunas ingresarán y formarán el stock pesquero luego de dos o más años, dependiendo de la especie y calidad nutricional de los alimentos que puedan obtener durante ese período. Cuando ocurren períodos de desconexión pronunciados entre las lagunas del valle de inundación, el cauce principal y los secundarios, se registran disminuciones abruptas de las capturas, lo que indica el rol clave de la conectividad. El efecto negativo de los períodos secos prolongados en el sistema repercute desfavorablemente en el éxito reproductivo y supervivencia de las especies.

Las especies más abundantes y utilizadas comercialmente (*Prochilodus lineatus*, *Megaleporinus spp.*, *Salminus brasiliensis*, *Pimelodus maculatus*, *Pterodoras granulosus*, *Raphiodon vulpinus*) muestran una relación entre el éxito reproductivo y el incremento de las aguas durante el período cálido (Abrial *et al.*, 2019a), algo similar a lo que ocurre en otros ríos con grandes llanuras de inundación (Winemiller y Rose, 1992; Agostinho *et al.*, 2003; Górski *et al.*, 2011; Rabuffetti *et al.*, 2017b).

Consideraciones finales

La bajante extraordinaria del río Paraná muestra y pone de manifiesto las posibles condiciones extremas que las comunidades biológicas tuvieron que enfrentar a lo largo de la evolución del sistema y su historia natural, períodos secos, húmedos, ingresiones marinas, glaciaciones, entre otros. Sin embargo, en esta oportunidad no solo enfrenta al estrés que genera la bajante extraordinaria del río, y junto a ella la disminución del caudal del río Paraná, sino también la duración de esta situación extrema y la expresión o intensificación de los efectos que las actividades del hombre provocan en el río.

La disminución de la superficie con agua en la llanura de inundación y el volumen menor de la misma concentran las características, condiciones e inte-

racciones bióticas que se desarrollan en el río Paraná, como así también todos aquellos xenobióticos que el hombre utiliza y provoca modificaciones en la estequiometría de los elementos químicos del sistema. El potencial cambio en las concentraciones de iones y cationes, de sólidos disueltos y particulados suspendidos, de moléculas nuevas generadas por el hombre y de las densidades de las especies en las distintas comunidades, exponen al río Paraná a un escenario que no se daba, por lo menos, desde hace más de cinco décadas.

Cómo van a responder las especies y comunidades a esta condición y cuánto tiempo requerirá el río Paraná para alcanzar una situación similar previa a la bajante —o si encontrará otro estado de equilibrio diferente al que conocemos hoy— son interrogantes que se deberán responder en los próximos años. El nuevo río que tenemos hoy es parte de una expresión que ya ha ocurrido en el tiempo pasado evolutivo del Paraná, y esta situación nos permitirá poder comprender al sistema y su expresión frente a la manifestación de las condiciones impuestas por los macrofactores que definen la dinámica del río.

La gestión sostenible del sistema deberá permitir que la presión del hombre generada con sus actividades no determine el sentido de la recuperación del río, o del nuevo estado de equilibrio, y establecer los pasos que aseguren que el río Paraná recorra independientemente su evolución natural.

Impacto sobre la infraestructura de transporte

Este apartado analiza los impactos relacionados con el desarrollo del transporte vinculado al río Paraná en su tramo medio. Al respecto, se presentan dos modalidades involucradas: el transporte terrestre y ferroviario transversal al río, que lo debe cruzar para vincular una margen con la otra, y el transporte fluvial, que se desarrolla longitudinalmente al río, aprovechando la hidrovía para su navegación.

Infraestructura vial y ferroviaria

Se trata del transporte vial transversal al río Paraná, es decir, los cruces del río para rutas y vías férreas. En Argentina se dispone de una represa (Yacyretá) con camino vial en su coronamiento, un túnel subfluvial (Santa Fe–Paraná) y tres puentes: Chaco–Corrientes, Rosario–Victoria, y Zárate–Brazo Largo; este último incluye ferrocarril.

Todas estas obras son hidráulicamente solicitadas durante las crecidas, no con el río bajo. En las crecidas, las fundaciones —materializadas por pilas y/o

estribos— pueden verse afectadas por erosiones fluviales, tanto para puentes mayores, ubicados en el cauce principal del río, como para aquellos de menores dimensiones en los cauces secundarios, brazos y zonas bajas del valle aluvial.

Por este motivo, el túnel subfluvial tiene colocada una manta superior de protección flexible que evita las erosiones que pudieren producirse si se quita la tapada de suelos superior, necesaria para evitar su destrucción por sollicitaciones de flotación. En la bajante extraordinaria 2019–2020, parte de dicha protección ha quedado expuesta y se ha observado a simple vista, sin que ello tenga significado alguno.

Los puentes tienen fundaciones muy profundas, es decir, sus pilas están hincadas muy por debajo del lecho del río y no son afectadas durante los estiajes o bajantes. Por prevención, durante las bajantes solo se debe controlar que no se produzcan sedimentaciones importantes que anulen parte de la sección hidráulica de escurrimiento bajo los puentes. Que esto ocurra durante la bajante no tiene importancia, pero sí para la próxima creciente. Si estos sedimentos acumulados en la bajante no son transportados nuevamente por el mismo río antes de que lleguen los caudales del pico de las futuras crecientes, esta obstrucción parcial de la sección podría inducir erosiones fluviales amplificadas en otra parte de la misma y generar sollicitaciones extras a las pilas allí ubicadas.

Como resultado, se tiene que la bajante no afecta la infraestructura vial de cruce en cauces y valle del río.



Figura 16.3.1. Infraestructura vial transversal al río Paraná (cruces del río)

La hidrovía

Para la navegación o transporte fluvial, la bajante sí produce impactos varios. Para interpretarlos es necesario conocer resumidamente qué es y cómo funciona la Hidrovía Paraná-Paraguay.

Tiene una extensión de 4122 km, desde Buenos Aires hasta Corumbá-Cáceres por el río Paraguay, y hasta Puerto Iguazú por el Alto Paraná. Además, 239 km en el estuario del Río de la Plata, desde Buenos Aires hacia el océano.

Transita por cinco países, con longitudes similares en Brasil, Paraguay y Argentina, y puntos de contacto con puertos de Bolivia y Uruguay.

Se trata de un canal de navegación, con un ancho variable entre 100 y poco más de 200 metros, que está inserto en la parte más profunda del río y ocupa menos de un 10 % de su ancho total. Es decir, se trata de un canal de gran longitud que solo utiliza como ancho una fina traza que se coloca aprovechando las zonas más profundas naturales del río.

Las profundidades naturales van decreciendo desde el Río de la Plata hacia aguas arriba. La hidrovía se divide en dos tramos netamente diferenciados. Uno desde Santa Fe al norte, donde las embarcaciones más grandes que lo navegan son los convoyes de barcazas (con 10 pies de calado: 3,05 m); y el otro desde Santa Fe al sur, donde además navegan buques oceánicos (con 25/34 pies de calado: 7,62/10,36 m). Este tramo profundo transporta cargas cuya demanda obliga a profundizar los canales de navegación de manera continua.

Tanto los convoyes de barcazas como los buques oceánicos (con cargas parciales) son capaces de transportar cargas equivalentes a 1000 camiones en un solo viaje.



Figura 16.3.2. Tramos, profundidades y embarcaciones de la hidrovía

En toda esta hidrovía hay aproximadamente 110 puertos, la mayoría es privado y casi la mitad se ubica en territorio argentino.

La capacidad portuaria total, medida como volumen de almacenamiento, es de 13 millones de toneladas. El 70 % de la misma se ubica en el tramo profundo de la hidrovía, es decir, desde Santa Fe al océano.

Estimaciones actuales sobre las cargas transportadas por la hidrovía arrojan cifras medias del orden de 20 millones de toneladas por año para la ruta de barcazas (Santa Fe al norte) y de 160 millones de toneladas por año para la ruta profunda (Santa Fe al sur).

Para visualizar estas dimensiones millonarias de cargas transportadas, basta tener en cuenta que la carga media diaria transportada por la ruta de barcazas equivale a 1826 camiones por día, lo cual representa una cola de 46 km de camiones estacionados tocando paragolpes.

Sobre la base de la misma comparación, la carga media diaria transportada por la ruta profunda de la hidrovía equivale a 14 612 camiones por día; es decir, una cola de 368 km de camiones estacionados tocando paragolpes.

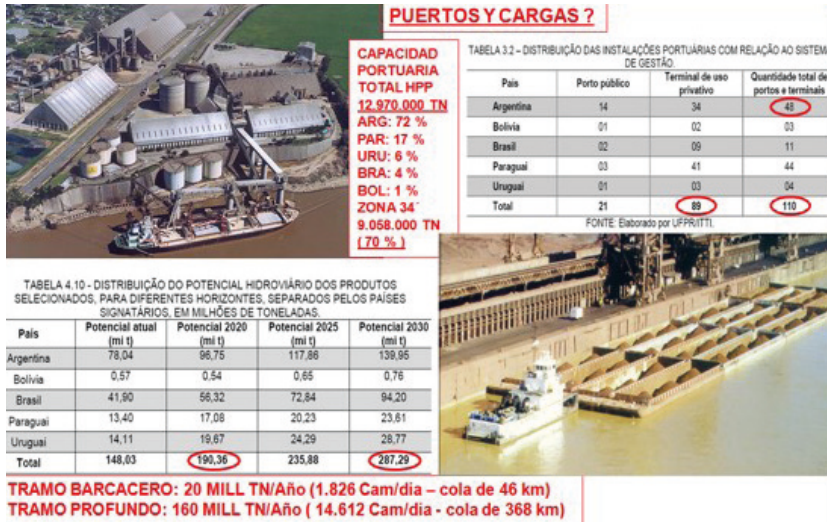


Figura 16.3.3. Puertos y cargas de la hidrovía

La bajante extraordinaria en el transporte

Para interpretar cómo afecta la bajante del río a la navegación es útil comprender que la hidrovía se diseña haciendo «flotar» los buques desde un nivel de agua llamado de «diseño» o «referencia». El mismo se elige como un valor con muy baja probabilidad de no ser alcanzado, o sea que son niveles muy bajos normales pero no extraordinariamente bajos, como los que se han dado en la bajante 2019–2020.

La bajante no genera problemas de calados en el estuario del Río de la Plata, pues los niveles de agua en el mismo dependen del océano, con su compleja hidrodinámica afectada por mareas astronómicas y eólicas, no de los caudales del río Paraná.

La hidrovía, en la parte fluvial de afectación por los caudales y niveles del río, en más de un 90 % de su recorrido tiene siempre, a pesar de las bajantes, profundidades naturales suficientes, pero en el 10 % restante las mismas no son adecuadas para navegación y se deben realizar obras de dragado.

El perfil longitudinal del río —mostrado como ejemplo en el extremo inferior derecho de la Figura 16.3.4.— corresponde a un tramo de 150 km de ruta, donde hay solo dos lugares localizados sin profundidades suficientes y se deben ejecutar obras de dragado. Estos lugares son denominados «pasos

críticos». En la imagen se puede ver, esquemáticamente, cómo se deben dragar estos pasos críticos.

En toda la hidrovía hay 180 pasos críticos que se ubican muy seguidos en la parte de aguas arriba (zona norte, entre Murthino y Corumbá) y más espaciadamente en la parte profunda (zona sur, entre Rosario y San Pedro).

Estos pasos críticos, en condiciones de niveles de agua muy bajos como las ocurridas durante la bajante 2019–2020, ocasionan problemas de pocas profundidades que afectan de modo considerable a la navegación.

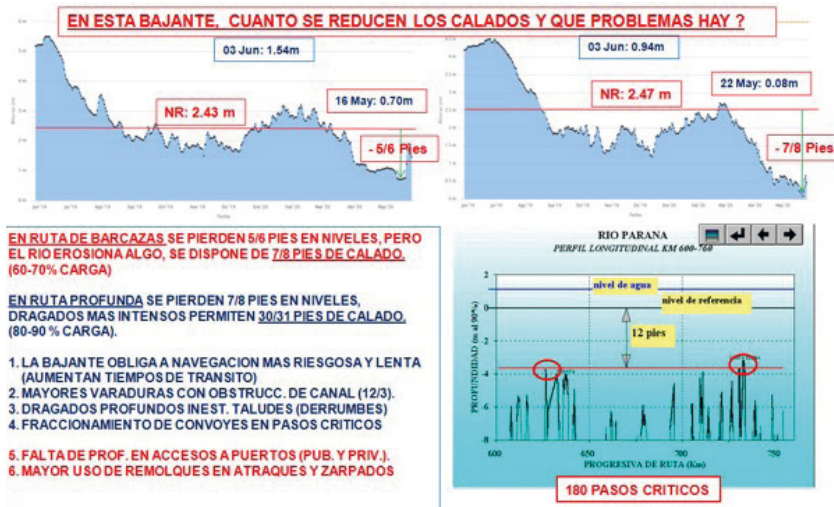


Figura 16.3.4. Impacto en los niveles y consecuencias

En esta bajante extraordinaria, los niveles de agua descendieron muy por debajo respecto de los de referencia o diseño de la hidrovía. Tal como se ilustra en la parte superior de la Figura 16.3.4., se produjeron desniveles máximos en los momentos más críticos, del orden de 6 pies en Corrientes y 8 pies en Rosario con relación a los de diseño.

Pero, pese a ello, gracias a la tendencia que tiene el propio río a erosionar profundizando su cauce más los dragados extra, se ha perdido en calados alrededor de la mitad de esos desniveles máximos. De manera que, en la ruta de barcazas, en los momentos más críticos, la navegación se pudo hacer con 7 pies de calado, es decir, 3 menos de los pretendidos; y en la ruta profunda, con 30 pies de calado, o sea, 4 menos de los disponibles en el Río de la Plata.

Esta navegación con calados reducidos impacta fuertemente en las cargas y se pierde capacidad de bodegas en convoyes de barcazas y buques del orden de 35 y 15 %, respectivamente.

Entre otros impactos negativos se pueden mencionar:

- La navegación se torna más riesgosa y por ello más lenta debido a mayores precauciones en las maniobras de zonas críticas.
- Se producen mayores incidentes, tales como varaduras, toques de veriles, etc.; se registró una docena de casos, con tres obstrucciones de canal.
- En el intento de mejorar calados, se ejecutan obras de dragados de emergencia, con riesgos de derrumbes de taludes del canal que vuelven a obstruir el tránsito.
- Se debe recurrir al fraccionamiento y rearmado de convoyes para superar pasos críticos con dimensiones de canal disminuidas.
- Se generan problemas de calados en accesos a puertos.
- Se requiere mayor ayuda de remolques para maniobras de amarre y zarpado de buques en los puertos.

Pérdidas económicas y soluciones paliativas

Con respecto a los daños económicos producidos por la bajante 2019–2020, resulta muy difícil estimarlos con precisión en su totalidad. Para ello, lo más adecuado es recurrir a un resumen del informe oficial de la Bolsa de Comercio de Rosario (institución de reconocido prestigio en el tema).

En la Figura 16.3.5. se resumen valores totales y porcentajes parciales de los principales rubros considerados. Las pérdidas acumuladas han sido de aproximadamente 250 millones de dólares en los primeros cuatro meses de la bajante, en el año 2020. Considerando que el panorama no cambiará en el futuro mediano, esta cifra podría llegar a duplicarse.

Como soluciones a esta atípica situación, se pueden aplicar algunas medidas paliativas. Además de tener paciencia y esperar a que las condiciones hidrológicas, con lluvias mediante en la cuenca, vuelvan el río a situaciones normales, se pueden ejecutar acciones como:

- Obras de dragados extras (en rutas troncales y accesos a puertos).
- Navegar con cargas reducidas. La ruta de barcazas ya está al límite de lo factible.

Como caso interesante de destacar, cabe mencionar la solución aplicada para un conjunto de 200 barcazas, con casi 400 000 t de carga, que quedaron «atrapadas» aguas arriba de la represa de Yacyretá, sin poder navegar hacia aguas abajo, debido a niveles muy bajos en el tramo Yacyretá–Confluencia.

Gracias a una operación «especial», coordinada entre las represas de Itaipú y Yacyretá, en 2020 se realizaron erogaciones adicionales de caudales por 10

días y se logró «levantar» tres pies los niveles de agua de ese tramo durante una semana, situación que permitió la navegación descendente de toda esa carga.

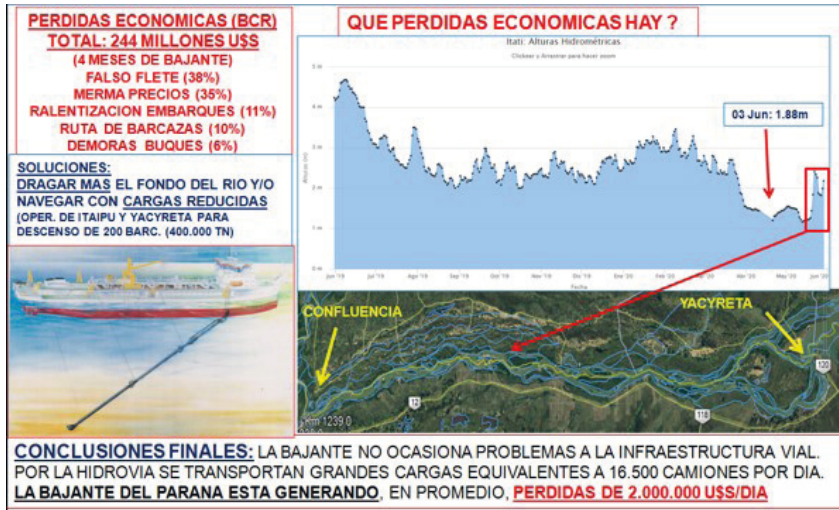


Figura 16.3.5. Pérdidas económicas y soluciones paliativas

Conclusiones

La bajante extraordinaria del río Paraná no afecta la infraestructura vial y ferroviaria de cruces del río, tales como túnel subfluvial y puentes. Sin embargo, las pérdidas económicas que genera la bajante extraordinaria a la hidrovía, en promedio, se estima en el orden de 2 000 000 de dólares por día.

Impacto sobre la infraestructura de servicios sanitarios

El río Paraná es la principal fuente de abastecimiento de agua dulce y, al mismo tiempo, el cuerpo receptor natural de los excedentes hídricos de su cuenca de aportes, donde descargan los efluentes urbanos y rurales, domésticos e industriales de las poblaciones que están implantadas en la cuenca.

Las bajantes importan un comportamiento diferente respecto del estado de aguas medias y altas, que supone un problema de oferta de agua, de impacto en su cantidad y calidad, lo cual influye tanto en su rol de fuente de provisión como de receptor de efluentes y pone en tensión la infraestructura sanitaria.

Sin embargo, son las obras de toma y los procesos de potabilización los que más sufren las bajantes del río Paraná y sus afluentes secundarios, donde prevalecen las condiciones locales que tienen que ver con la subcuenca de aportes, la geomorfología del cauce en cuestión, la implantación de la infraestructura y los procesos de contaminación del área de influencia.

El Paraná Medio, área de estudio de este libro, adopta un recorrido de norte a sur desde la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay hasta la zona de Rosario, donde comienzan cambios en el comportamiento fluvial, característicos del tramo inferior.

En su margen izquierda, en las provincias de Corrientes y Entre Ríos, las divisorias de aguas están definidas y los aportes hídricos superficiales identificados. En la margen derecha, en las provincias de Chaco y Santa Fe, la dinámica hídrica se rige por divisorias indefinidas y su comportamiento está influido por el escurrimiento a nivel de subcuenca.

Por lo tanto, para aguas bajas, el escurrimiento tiene una dinámica autónoma del cauce principal, la cuenca a escala local explica el régimen hídrico y hay escasa transfluencia entre regiones hídricas. Mientras en aguas altas se produce una interconexión de áreas de almacenamiento, con escurrimientos mantiformes regidos por su valle de inundación.

De lo expuesto, se deduce que las obras sanitarias ubicadas sobre el río Paraná tienen solicitudes diferentes según la margen y altura donde están implantadas, si impactan directamente sobre el cauce principal, sus cursos secundarios o el valle de inundación, mientras las que están en el interior de su cuenca de aportes tienen condiciones locales con escasa o nula influencia del río principal.

El tramo medio como fuente de abastecimiento de agua potable

Concentrando el análisis en las obras de toma para provisión de agua potable, por ser la afectación más tangible que producen las bajantes, el río Paraná no tiene limitaciones en cantidad y calidad para abastecer la demanda. Es decir, las obras de toma propiamente, aducción y potabilización, tienen condiciones para producir agua potable y la ingeniería sanitaria diseñó diferentes configuraciones de infraestructura a lo largo de los siglos XIX y XX para garantizar la provisión de agua segura, continua y a bajo costo, la que continúa funcionando en el siglo XXI con las adecuaciones de cada caso.

Esta morfología del río signada por su cauce principal, sus ríos secundarios, sus depósitos de inundación, bancos y meandros, influida por una dinámica hídrica cambiante conforme evoluciona su régimen hidrológico, determina que las obras de captación a lo largo de su tramo medio tengan distintas

configuraciones, y resultan infraestructuras más simples y seguras aquellas que se encuentran sobre el brazo principal mientras que son más complejas y sometidas al riesgo hídrico las que se implantan en su valle de inundación.

En cuanto a la calidad del agua, el transporte de sedimentos y los procesos fluviales asociados tienen un impacto relevante en la potabilización. La influencia del río Bermejo es conocida para explicar los sedimentos en suspensión que se transportan en el tramo medio e inferior del río Paraná, los que ingresan por el río Paraguay a partir de Confluencia.

Como se expone en el Capítulo 5, la carga de sedimentos provenientes del Bermejo ingresa sobre la margen derecha y origina concentraciones más de 20 veces superiores a las de la margen izquierda. Con relación a su distribución temporal, entre los meses de diciembre y abril el aporte de sedimentos proviene de este afluente, en proporciones variables entre 50 y 80 %, impactando en el Paraná Medio de manera atenuada pero no solo en su cauce principal sino también en su valle de inundación.

Este fenómeno se verifica en la turbiedad y color del agua cruda, producto de los limos y arcillas transportados, y explican el material coloidal en suspensión que ingresa a las plantas potabilizadoras. Como referencia podemos citar que los valores habituales de turbiedad oscilan entre 50 y 1000 NTU, según el punto de captación y la época del año.

De ello deviene el diseño de las plantas convencionales que existen en el tramo medio e inferior del río Paraná y el Río de la Plata, caracterizadas por los procesos de coagulación–floculación, sedimentación y filtración, con diferentes tecnologías asociadas.

Estos fenómenos se producen tanto para aguas medias como para altas y bajas, pero es en los eventos extremos donde el transporte de sedimentos adquiere particular importancia. En las bajantes, el impacto se visibiliza en tenores de turbiedad que obligan a optimizar los procesos físicoquímicos, particularmente, la coagulación y el consumo de insumos químicos, lo que aumenta los costos de potabilización. Sin embargo, en cualquier condición del río, la potabilidad ha sido garantizada en todo el litoral fluvial a lo largo de 150 años de prestación de los servicios de agua potable en Argentina.

No obstante, si bien el análisis estadístico echa luz sobre la disponibilidad de agua en distintos momentos históricos, la demanda de las poblaciones es hoy mucho más exigente que en otros períodos debido al aumento de la población, su desarrollo productivo y de calidad de vida. Podemos mencionar, entonces, que en la última bajante extrema registrada en 1969 la ciudad de Santa Fe contaba con 245 000 habitantes; su cobertura aproximada era del 50 % y su capacidad de potabilización no superaba 65 000 m³/d. En tanto, actualmente cuenta con 400 000 habitantes, más del 95 % del área está servida

y la capacidad de potabilización es de 200 000 m³/d. Por lo cual la bajante 2020 planteó un desafío mucho mayor que cualquier otra bajante histórica y exigió combinar infraestructura, capacidad de gestión y uso racional de agua para garantizar un abastecimiento sostenible.

Caracterización de las obras de toma en el Paraná Medio

Los estudios de fuentes superficiales en Argentina estuvieron regidos por la impronta del río Paraná, cuyas características determinaron los criterios de diseño, los estudios básicos y las soluciones de ingeniería adoptadas para las tomas de agua cruda. Los estudios hidrológicos, los caudales de diseño y la calidad del agua fueron los factores que determinaron las obras de toma: ubicación, diseño y dimensionamiento, condicionadas por la navegabilidad del río.

En general, se prestó mayor atención a las crecidas máximas, por cuanto influyen sobre la seguridad de las obras. Sin embargo, los comportamientos en estiajes también fueron considerados, puesto que los niveles mínimos aseguran la continuidad de la provisión. Es decir, las obras están regidas por los niveles máximos y mínimos para la recurrencia de proyecto.

Actualmente, el período de diseño de las obras de toma está influido por las condiciones de financiamiento, aunque es más eficaz pensar en su vida útil, ya que son estructuras cuya envergadura ameritan considerar períodos mayores para instalaciones fijas debido a su dificultad de ejecución y costo. De allí que la experiencia relevada importa criterios para fenómenos de 30 a 50 años de recurrencia. Obras Sanitarias de la Nación (OSN) primero, y el Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento (ENOHSA) después, fueron los que marcaron las pautas con que se realizaron las captaciones sobre el río para grandes, medianas o pequeñas prestaciones en distintos momentos históricos.

Tipología de las obras existentes

Las primeras captaciones empleadas fueron de «cámara bombeo directa sobre la margen», con una cañería de aducción, una cámara de bombeo en la margen y bombas impelentes con su cañería de impulsión. Las bombas elegidas fueron de tipo centrífugo, predominantemente de eje vertical. Respecto de los estiajes, la captación se fijó por debajo del nivel de mínimo de diseño, lo que mejor se comporta ante eventos de esta clase. Estas obras de toma predominaron a fines de siglo XIX y principios del XX.

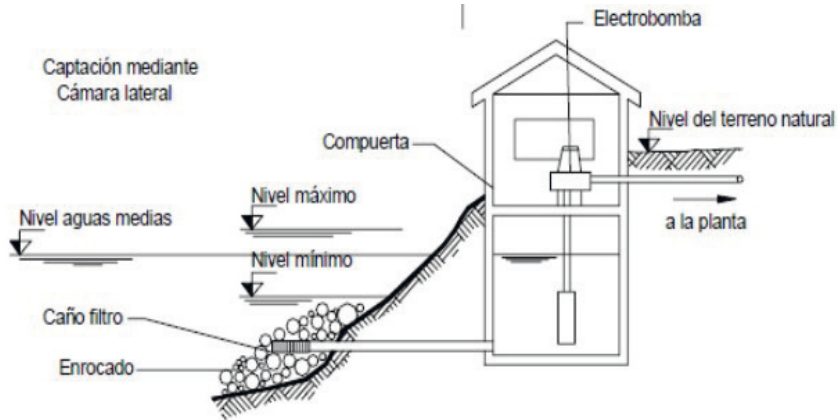


Figura 16.4.1. Aducción y bombeo en la margen

Luego se fueron imponiendo los «muelles de toma», cuya estructura soporta las bombas impelentes y la cañería de impulsión, captando directamente sobre el río. En este caso, la definición de nivel mínimo es menos exigente, ya que las bombas son más versátiles para adaptarse a diferentes estiajes. Los equipos de bombeo están preparados para incorporar tramos para bajar la captación, lo cual supera la rigidez del esquema anterior. Este tipo de obra complementó a las anteriores, en caso de ampliación de las captaciones más antiguas, y predominaron desde mediados del siglo xx.

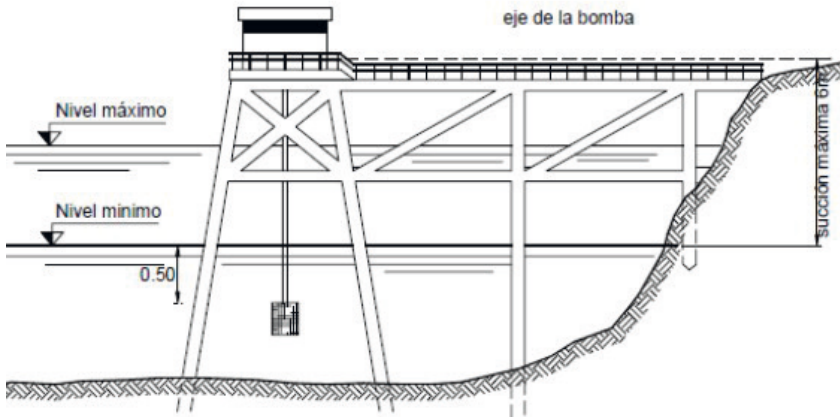


Figura 16.4.2. Obra de toma en muelle.

En la actualidad se están usando las «plataformas flotantes», que permiten adaptarse al nivel del río, vinculadas a la margen con una cañería flexible. Existen dos tipos de instalaciones: una donde las bombas y aspiraciones están sobre la plataforma, y otra donde las bombas están en la margen y en la plataforma se instalan las cañerías de aspiración. Esta clase de configuración se usa para pequeñas instalaciones o como complemento de los otros dos tipos antes descritos.

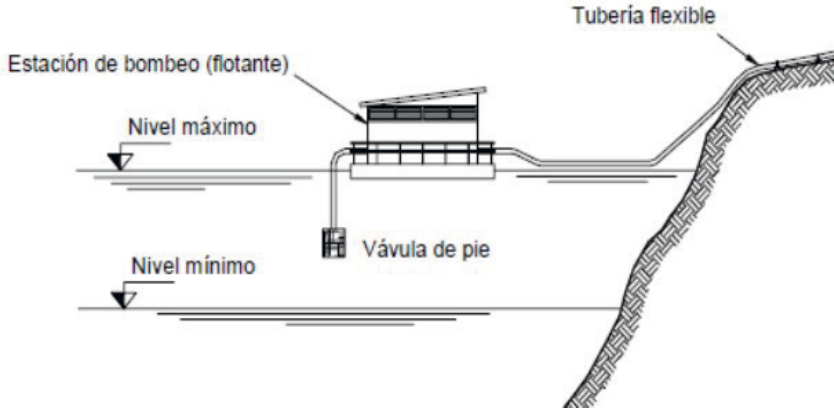


Figura 16.4.3. Obra de toma flotante

Finalmente, en los servicios más antiguos correspondientes a las ciudades más importantes del tramo se puede encontrar una combinación de estas soluciones, complementadas para acompañar el crecimiento de la demanda.

Casos relevantes de obras de captación

Para interpretar la bajante en diferentes configuraciones de infraestructura hemos seleccionado las secciones más representativas del tramo medio a fin de explicar los impactos del estiaje en cada toma. Las obras sobre los ríos Alto Paraná, Paraguay y Río de la Plata no guardan relación con el caso de estudio.

Sección Resistencia–Corrientes

Es la primera sección a considerar al sur de Confluencia, 60 km aguas abajo, donde la ciudad de Corrientes toma sobre el brazo principal, en la margen izquierda, y la ciudad de Resistencia lo hace sobre el secundario Barranqueras, en la margen derecha. De allí que el impacto de la bajante sea el más relevante del tramo en estudio.

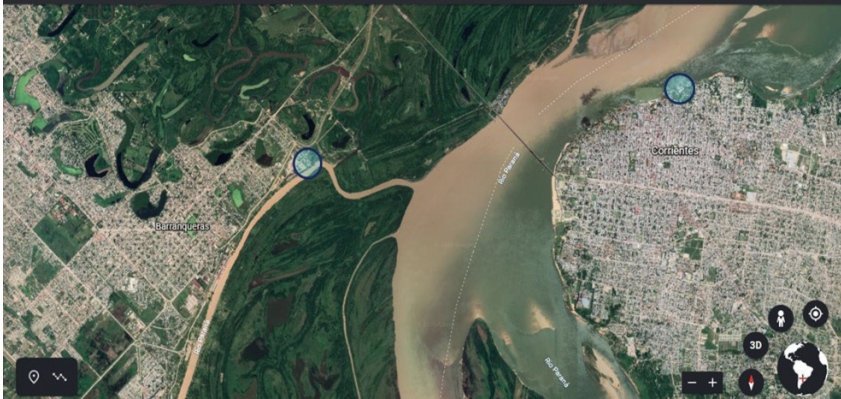


Figura 16.4.4. Sección Resistencia–Corrientes. Obras de toma

Es claro cómo los aportes sedimentarios del río Paraguay se recuestan en la margen derecha e impactan sobre el riacho Barranqueras, donde se producen las mayores afectaciones de la bajante. En tanto, en la margen izquierda, la influencia del río Paraná hace que los sedimentos difícilmente alcancen la obra de toma.

Corrientes cuenta con dos obras de toma: la primera, con aducción sumergida y cámara de bombeo directa sobre la margen, y la segunda, ampliación de la primera, en muelle, con bombas de eje vertical dispuestas en la dirección de la corriente. La capacidad de captación está en el orden de $9500 \text{ m}^3/\text{h}$ y la planta potabilizadora está sobre la misma barranca.



Figura 16.4.5. Obra de toma en Corrientes

Durante la bajante 2019–2020 debieron adecuarse los niveles de captación de las bombas en muelle y se incorporó una bomba sumergible para compensar la merma de caudales. Se detectaron momentos donde la turbiedad alcanzó la margen y se midieron niveles de turbiedad de 1000 NTU en el agua cruda. Episodios de escasa duración y consecuencias.

Para el caso de Barranqueras, existen tres obras de toma con sus respectivas plantas potabilizadoras que abastecen a Resistencia, Gran Resistencia y el acueducto a Roque Sáenz Peña. La primera es una aducción compuesta por dos conductos sumergidos, de 800 mm de diámetro, y cámara de bombeo sobre la margen, construida en 1920 y reformada en 1950, con capacidad de 3200 m³/h para abastecer Resistencia.

La segunda es una obra en muelle, con islas de bombas de eje vertical al que se adicionaron bombas sumergibles. Esta tiene una capacidad instalada de 6200 m³/h que alimenta a Resistencia y alrededores. La tercera es una obra en muelle de similares características que la anterior pero con una capacidad instalada de 600 m³/h para atender al acueducto.

La turbiedad del agua cruda está en el orden de 1000 NTU como parámetro habitual y en las bajantes se incrementa a valores de entre 1500 y 2000 NTU. Como se refleja en este capítulo (Ramonell, 2020), el mayor pico de sedimentos se registró en 2014 y se midió hasta 2400 NTU, cuestión que pone en tensión la calidad del agua potable, cuyo parámetro de salida tiene un límite de 3 NTU fijado por el Código Alimentario Argentino.

Otro factor relevante es la desembocadura de los ríos Negro y Tragadero, a poca distancia aguas arriba de las tomas, que aporta habitualmente una proporción en el orden del 10 % del caudal del riacho Barranqueras, con un contenido de sales importante, rico en hierro y manganeso, identificable en las imágenes por su color oscuro característico.

En aguas medias, el riacho controla esta descarga naturalmente sin afectar las tomas, pero para bajantes pronunciadas, la influencia del río Negro se incrementa e incorpora alto contenido de sales que complejizan la potabilización. Las plantas convencionales no están preparadas para tratar excesos en hierro y manganeso, por lo que obligan a controles y procesos especiales para la producción de agua potable.



Figura 16.4.6. Obras de toma en Barranqueras

Actualmente, se encuentra en ejecución la planta potabilizadora N° 4, ubicada aguas arriba de las actuales, a la altura del puente Chaco–Corrientes, destinada a la ampliación del sistema de acueductos de la provincia, con una capacidad proyectada de 9200 m³/h.

Sección Santa Fe–Paraná

Este caso posee características comparables al anterior, por cuanto el ancho del valle de inundación también está en torno a 20 km. El cauce principal se encuentra sobre la margen izquierda en la ciudad de Paraná, cuya captación es comparable al caso de Corrientes. En tanto, la margen derecha obliga a las captaciones a internarse en el valle de inundación, con los riesgos hídricos asociados que caracterizan a las tomas de la ciudad de Santa Fe.



Figura 16.4.7. Sección Santa Fe–Paraná. Obras de toma

En Paraná, existen dos tomas en muelle con bombas de eje vertical ubicadas paralelas a la corriente, contigua una de otra. El muelle 1 abastece a la histórica planta potabilizadora del Cristo Redentor, que se ubica en la zona céntrica de la ciudad, y otra, la nueva Planta Echeverría, que se abastece del muelle 2, con una impulsión de 1 km. No existieron problemas relevantes por la bajante, debiéndose canalizar el sector del muelle 1 para garantizar el acceso al río.



Figura 16.4.8. Obras de toma en Paraná: muelles 1 y 2.

Para el caso de Santa Fe, posee dos obras de toma: una sobre el río Colastiné —secundario del Paraná, que fuera el lugar histórico de captación—, que en la actualidad aporta un 30 % del abastecimiento, con una capacidad instalada de 3500 m³/h. La impulsión implica 11 km de acueducto, con rebombeo en La Guardia hasta la planta potabilizadora.

La otra toma, sobre el Canal de Derivación Norte, abastecido por la laguna Setúbal, está ubicada donde se implanta la original toma suplementaria, que capta el 70 % restante, con caudales de hasta 8000 m³/h. Se ha transformado en la toma principal desde 1985. La impulsión se constituye de varias conducciones hasta la planta, distante 1 km del muelle.

La primera es una cámara de bombeo directa sobre la margen, con una cañería de aducción sumergida. La segunda es una toma en muelle, con bombas de eje vertical dispuestas en paralelo a la corriente.



Figura 16.4.9. Obra de toma en Santa Fe. Río Colastiné

Por la bajante, la merma de rendimientos es mayor en toma Colastiné, que se redujo a una entrega de $1000 \text{ m}^3/\text{h}$. En tanto, para la toma Hernández (principal), se bajaron las captaciones de las bombas del muelle para adecuarlas a los actuales niveles del río, donde se entrega $7000 \text{ m}^3/\text{h}$. Por lo cual la reducción de captación se estima en 30 %.

Para compensar parte de la pérdida de capacidad, se instaló una bomba sumergible en Colastiné y una cañería de impulsión de 1300 m de extensión, mientras que en la toma principal se incorporaron dos bombas sumergibles con cañerías flexibles en el muelle, lo cual permite compensar parte de la baja de caudales.

En cuanto a la calidad, las turbiedades habituales están en el orden de 100–200 NTU y llegan a picos de 400 NTU, con mayor variabilidad en la toma Colastiné, garantizándose agua potable por debajo de 1 NTU, lo que recomienda la norma provincial.

Respecto de la bajante, la influencia de la laguna Setúbal es más preponderante, con un menor impacto del arroyo Leyes y más aporte del arroyo Los Saladillos. Esto se refleja en un mayor contenido de sales, sin afectar el resultado final del proceso de potabilización.



Figura 16.4.10. Obra de toma en Santa Fe. Canal de Derivación Norte. Laguna Setúbal

Sección Rosario–Victoria

Por último, esta traza importa una condición fluvial claramente diferente de las anteriores, puesto que el cauce principal se vuelca sobre la margen derecha, con barrancas pronunciadas sobre Rosario; en tanto, en la margen izquierda predomina un ambiente de islas, al norte de la ciudad de Victoria, donde comienza la influencia del delta del río Paraná.



Figura 16.4.11. Sección Rosario–Victoria. Obras de toma

La ciudad de Rosario cuenta con una obra de aducción sumergida de 2,60 m de diámetro y una estación de bombeo de agua cruda sobre la margen (Estación A) que posee bombas de eje vertical. Esta estación está integrada a la planta potabilizadora y sobre esta traza se construyó un muelle para acceder a la reja, al comienzo del conducto. La capacidad instalada es de 28 000 m³/h.



Figura 16.4.12. Obra de toma-planta potabilizadora Rosario

La evolución de la demanda exigió implementar una toma suplementaria, sostenida del mismo muelle, compuesta por un pontón flotante con bombas centrífugas horizontales, con una capacidad instalada de 4800 m³/h y un pórtico soporte con bombas sumergibles, con una capacidad instalada de 2000 m³/h. Esto totaliza una oferta de 34 800 m³/h para aguas normales. El efecto de la bajante 2019–2020 impactó en el rendimiento de los equipos, con una capacidad operativa actual de 25 900 m³/h, lo que significa una merma del 25 % con relación a lo habitual.

El plan de contingencias para la bajante significó reemplazar una bomba de mayor capacidad para la estación A e instalar bombas centrífugas y una cañería de flexible de 400 mm de diámetro hasta el canal de carga de la planta. Finalmente, se agregaron bombas sumergibles con mangueras flexibles para completar casos como el de Santa Fe.

En cuanto a la calidad del agua, no se perciben cambios importantes de los parámetros, con turbiedades entre 100 y 200 NTU.

Las obras de toma del sistema de acueductos de la provincia de Santa Fe

Los acueductos desde el río Paraná hacia el interior tienen sus orígenes en OSN, con estudios técnicos desde la década de 1970. Dos experiencias podemos citar al respecto, que tienen que ver con el acueducto Resistencia–Roque Sáenz Peña —con toma en Barranqueras, en la provincia de Chaco— y el acueducto Rosario–Santa Rosa, que uniría las provincias en el sur de Santa Fe, norte de Buenos Aires, sur de Córdoba y norte de La Pampa, con toma en Granadero Baigorria.

Para el segundo caso, desde la década de 1990 la provincia de Santa Fe viene discutiendo el desarrollo de un sistema provincial de acueductos, dejándose de lado el enfoque interprovincial de origen. El objetivo es el mismo pero el alcance es otro, es decir, llevar agua del río Paraná a las localidades del interior de la provincia que no disponen de agua subterránea de calidad compatible con el consumo humano.

Configuración del sistema de acueductos

En la primera década del siglo XXI, el sistema provincial de acueductos estuvo configurado sobre la base de tres acueductos troncales: sur, centro y norte, de los cuales se materializó el Acueducto del Centro Oeste (ACO), con planta en Monje, finalizado en 2008 y puesto en operación en 2010, a cargo de la provincia mediante Aguas Santafesinas SA.

Con posterioridad, se planteó una transformación integral del sistema y se pasó a una configuración de 12 acueductos, 11 de los cuales se proyectaron con captación desde el río Paraná y 1 desde el río Salado. El plan está en ejecución actualmente, con cinco plantas potabilizadoras en marcha y el desarrollo de sus respectivos acueductos.

A continuación, se detallan las obras de toma y los bombeos en la bajante 2019–2020:

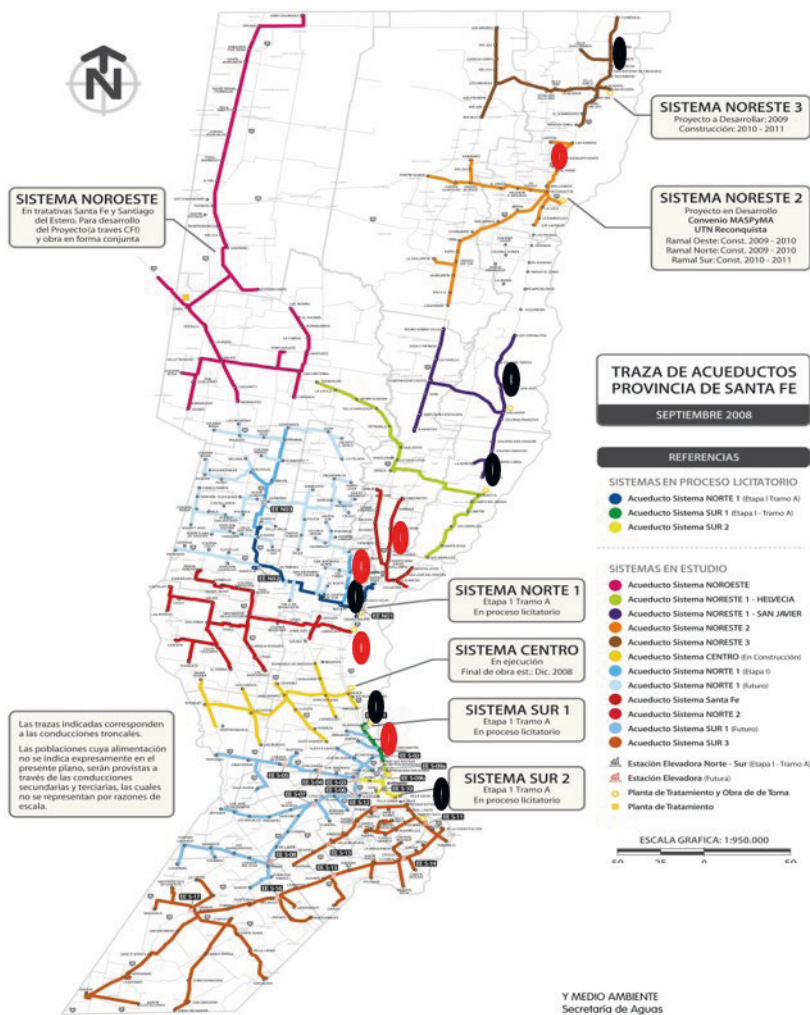


Figura 16.4.13. Sistema de acueductos en curso

Cuadro 16.4.1. Obras de toma. Acueductos. Bombeo en bajante 2019–2020.

Obra Toma	Acueducto	Situación	Bombeo actual	Observaciones
Puerto Ocampo	Noreste 3. Norte Santafesino.	Proyectado	70 m ³ /h (Villa Ana)	En operación desde Villa Ana. Perforaciones
Puerto Reconquista	Noreste 2 Reconquista	Operación	600 m ³ /h 500 m ³ /h	Toma nueva. Toma vieja.
San Javier	Noreste 1 San Javier	Proyectado		
Helvecia	Noreste 1 Helvecia	Proyectado		
Rincón	De la Costa Santa Fe	Operación	160 m ³ /h	En operación hasta Rincón.
Desvío Arijón	Norte 1	Operación	800 m ³ /h	En operación hasta Santo Tomé
Coronda	Norte 2	Proyectado		
Monje	Centro Oeste	Operación	800 m ³ /h	
Oliveros	Sur 1	Proyectado		
Granadero Baigorria	Sur 2 Gran Rosario	Operación	4300 m ³ /h	En operación Tramo I-II. Circunv. Rosario.
Arroyo Seco	Sur 3	Proyectado		
Atamisqui	Noroeste De Integración	Operación		En operación desde Tostado al norte. Canal cielo abierto. Río Salado.

A la vez, existen otras plantas potabilizadoras menores, correspondientes a prestadores locales que captan sobre el río Paraná, que se resumen en el cuadro siguiente:

Cuadro 16.4.2. Servicios menores que captan en el Paraná.

Localidad	Prestador	Obra Toma	Fuente	Observaciones
Romang	Cooperativa	Torre toma y bombeo en margen.	San Javier	Bajante: excavación de canales para acceso al agua.
San Javier	Cooperativa	Bombeo directo en margen.	San Javier	Bajante: descenso nivel de captación bombas.
Alejandra	Cooperativa	Plataforma flotante.	San Javier	
Coronda	Cooperativa	En muelle.	Coronda	Bajante: descenso nivel de captación bombas.
Fray Luis Beltrán	Municipalidad	En muelle.	Paraná	Bajante: descenso nivel de captación bombas.

La captación de agua cruda a lo largo del litoral fluvial provincial (Figura 16.4.14.) se realiza de norte a sur en dos sectores bien diferenciados: en el primero, la fuente superficial corresponde a ríos secundarios desarrollados en su valle aluvial o derivados del cauce principal, como el Correntoso, el San Javier y el Coronda.

En tanto, desde unos 50 km al norte de la ciudad de Rosario hacia el sur la captación se realiza desde el cauce principal.

En general, la bajante actual tiene una afectación parcial para los servicios pequeños y medianos, controlada por los operadores de agua potable con adecuaciones operativas sencillas. Las medidas instrumentadas fueron adecuar el nivel de captación de las bombas instaladas, abrir canalizaciones para el acceso del agua e instalar bombas adicionales ante problemas puntuales, según los requerimientos locales de cada caso.

En cuanto a la calidad, la mayor turbiedad y materia orgánica presente en el agua cruda significó aumentos en los insumos químicos de potabilización, por ejemplo, sulfato de aluminio, polielectrolito, cal y cloro, cuestión que se tradujo en mayores costos operativos, manejables por los operadores del servicio.

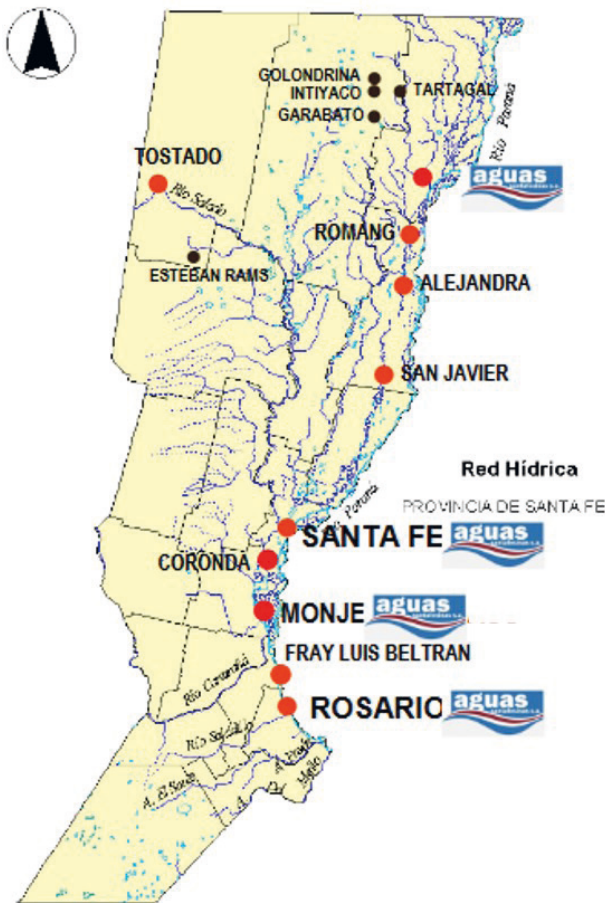


Figura 16.4.14. Captaciones sobre el litoral fluvial en la provincia de Santa Fe

A modo de síntesis

Los diferentes aspectos que impactan sobre los servicios sanitarios en una bajante extraordinaria como la de 2019–2020 exponen a los prestadores a un problema de oferta de envergadura, relevante sobre la cantidad y calidad del agua cruda, al cual es preciso prestarle la debida atención y dar respuesta en tiempo y forma para no afectar los servicios.

Actualmente, los prestadores pequeños, medianos y grandes están en condiciones de dar respuesta a las variaciones de calidad del agua cruda con mayores costos, según las características de cada caso, pero dentro de las posibilidades de cada organización o con el apoyo del gobierno de la jurisdicción correspondiente.

Aquí debemos considerar que cada obra de toma requiere soluciones puntuales, según su diseño, ubicación y demanda asociada, siendo de importancia para los niveles mínimos las operaciones de desembalse de la represa de Itaipú, cuestión que depende de las gestiones diplomáticas que se abordan en la Cuenca del Plata.

A lo largo del tramo medio, la sección Resistencia–Corrientes es la más afectada, en particular, la toma sobre el río Barranqueras, con fuerte impacto por la turbiedad y las sales que llegan a la captación, que ponen en tensión los procesos de potabilización. En los restantes casos analizados, el fenómeno tiene una afectación menor y la merma en los caudales captados se compensan con nuevos equipamientos y mejoras en las instalaciones existentes, poniéndose en marcha planes de contingencias a la medida de cada infraestructura. En cualquier caso, los procesos garantizan la obtención de agua potable en cumplimiento de las normas aplicables.

Finalmente, las prestaciones demuestran tener herramientas para abordar una bajante y cuentan con infraestructuras, tecnologías y capital humano para superar los desafíos que plantea. Es de esperar, entonces, que salgan fortalecidas al mejorar sus equipamientos, desarrollar nuevas experiencias y mejorar sus capacidades de gestión ante la emergencia.

Agradecimientos

Para la elaboración del trabajo fue necesario recurrir a numerosas fuentes de información especializadas y entrevistar a profesionales dedicados a los aspectos específicos, por lo que la FICH desea agradecer la contribución de los entes y personas que colaboraron con este capítulo.

En particular, Carlos G. Ramonell agradece la lectura crítica de su sección a M. L. Amsler y a E. M. Latrubesse; de igual forma, la valiosa colaboración de P. Fernández y R. Alberdi por la preparación de las figuras de su sección, así como a Z. Marchetti y S. Pereira por facilitar la presentación de datos comunes, más las colaboraciones de M. Gallego, F. Latosinski y R. Szupiany en la obtención de datos de campo, y de D. Agostini, A. Braccalenti, F. Pacheco y A. Eguiluz en laboratorio y gabinete.

A su vez, Pablo Serra Menghi desea agradecer la colaboración de Carlos Giménez, Román Ostoich, Dante Maglianesi, Fernando Lombardi y Carolina Guevara, de Aguas Santafesinas SA, provincia de Santa Fe; a Aníbal Aquino de Sameep, provincia de Chaco; Néstor Fassi, exmiembro de Aguas de Corrientes SA, provincia de Corrientes; Juan Recabeitia y Miguel Damiano, exmiembros de Aguas Argentinas SA, Área Metropolitana Buenos Aires.

Referencias bibliográficas

Geomorfología fluvial

- Amsler, M.L. y Prendes, H.H. (2000). Transporte de sedimentos y procesos fluviales asociados. En Paoli, C. y Schreider, M. (Eds.). *El Río Paraná en su tramo medio. Una contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Tomo 1 (pp. 233–236). Ediciones UNL.
- Amsler, M.L.; Ramonell, C.G. y Toniolo, H. (2005). Morphologic changes in the Paraná River channel (Argentina) in the light of the climate variability during the 20th century. *Geomorphology*, 70, 257–278.
- Biedenharn, D.S.; Watson, C.C. y Thorne, C.R. (2013). Fundamentals of Fluvial Geomorphology". En García, M. (Ed.). *Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice*. ASCE.
- Carling, P.A.; Jansen, J.; Meshkova, M. (2013). Multichannel rivers: their definition and classification. *Earth Surf. Process. Landforms*, 39, 26–37.
- Castro, S.L.; Cafaro, E.D.; Gallego, M.G.; Ravelli, A.M.; Alarcón, J.J.; Ramonell, C.G. y Amsler, M.L. (2007). Evolución morfológica histórica del cauce del río Paraná en torno a Rosario (km 456–406). En *CD de trabajos del XXI Congreso Nacional del Agua*. San Miguel de Tucumán.
- Ceirano, E.; Paoli, C. y Schreider, M. (2000). Las inundaciones en el área de Santa Fe. Interpretación de sus efectos y simulación de los subsistemas Leyes–Setúbal y Ruta Nacional 168–Alto Verde. En Paoli, C. y Schreider, M. (Eds.). *El río Paraná en su tramo medio. Una contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Tomo 2 (pp. 239–297). Ediciones UNL.
- FICH (2003). *Estudios morfológicos, de erosión y estabilidad de márgenes en sitios de emplazamiento de puentes y obras de protección ubicados en los arroyos Leyes y Potrero y en los ríos Salado y San Javier*. Informe final. Comitente: Dirección Provincial de Vialidad, Gobierno de la Provincia de Santa Fe.
- Iriondo, M. (1972). Mapa geomorfológico de la llanura aluvial del río Paraná desde Helvecia hasta San Nicolás, República Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 27(2), 155–160.
- Iriondo, M. (2007). Geomorphology. En Iriondo, M.H.; Paggi, J. C.; Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 33–52). Springer-Verlag Berlín Heidelberg.
- Latrubesse, E. (2008). Patterns of anabranching channels: the ultimate end-member adjustment of mega rivers. *Geomorphology*, 101, 130–145.
- Latrubesse, E. (2015). Large rivers, megafans and other Quaternary avulsive fluvial systems: A potential «who's who» in the geological record. *Earth-Science Reviews*, 146, 1–30.
- Marchetti, Z.Y.; Villalba, A.B.; Ramonell, C.G.; Brunnich F. y Pereira, M.S. (2020). Biogeomorphic succession in a fluvial-lacustrine delta of the Middle Paraná River (Argentina): feedbacks between vegetation and morphodynamics. *Science of the Total Environment*, 739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139799>
- Minotti, P.; Ramonell, C.G. y Kandus, P. (2013). Regionalización del corredor fluvial Paraná–Paraguay. En Benzaquén, L. et al. (Eds.). *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de Paisajes de Humedales del Corredor Fluvial Paraná–Paraguay* (pp. 33–90). Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

- Montagnini, M.D.; Basualdo, M.A.; Alarcón, J.J.; Frutos, C.; Pertovt, L.E.; Ramonell, C.G. y Amsler, M.L. (2005). Evolución morfológica de la embocadura de los ríos Colastiné y Leyes, planicie aluvial del Paraná Medio. En *Memorias del Segundo Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos*. Neuquén.
- Paira, A. (2017). *Evolución de las lagunas de la llanura aluvial del río Paraná Medio*. Tesis de Doctorado. Facultad de Humanidades, Universidad Nacional del Nordeste. Resistencia.
- Pereira, M.S. (2016). *El río Paraná: geomorfología y morfodinámica de barras e islas en un gran río anabranching*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.
- Pereira, M.S.; Montagnini, M.D.; Cafaro, E.D.; Gallego, M.G.; Hernández, J. y Ramonell, C.G. (2009). Disparidades de evolución morfológica y transporte sedimentario en ensanchamientos sucesivos del río Paraná. En *Memorias del Cuarto Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos*. Salta.
- Pereira, M.S.; Ramonell, C.G.; Latrubesse, E.M. y Szupiany, R.N. (2010). Análisis de bancos sumergidos del río Paraná Medio a través de imágenes satelitales. En *CD de artículos completos del XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Punta del Este.
- Ramonell, C.G. (2005). *Geología y geomorfología de la laguna Setúbal y su entorno (Santa Fe, Argentina)*. Trabajo final de Licenciatura. Universidad Nacional de San Luis.
- Ramonell, C.G. (2021). *Geomorfología y morfodinámica de la planicie aluvial del río Paraná en su tramo medio*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.
- Ramonell, C.G. y Amsler, M.L. (2005). Avulsión y rectificación de meandros en planicies de bajo gradiente: consideraciones para su predicción. *Ingeniería del Agua*, 12(3), 231–248.
- Ramonell, C.G. y Cristina, I. (2014). Geomorfología y propagación de crecidas en el tramo medio del Río Paraná, Argentina. En *CD de artículos completos del 2do. Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*. Santa Fe.
- Ramonell, C.G.; Amsler, M.L. y Toniolo, H. (2000). Geomorfología del cauce principal. En Paoli, C. y Schreider, M. (Eds.). *El río Paraná en su tramo medio. Una contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Tomo 1 (pp. 173–232). Ediciones UNL.
- Ramonell, C.G.; Szupiany, R.N.; Latrubesse, E.M.; García, M.; Pereira, M.S.; Gallego, M.G.; Marchetti, Z.Y.; Cafaro, E.D.; Paira, A.R.; Latosinski, F.; Bosisio, A.C. y Torres, G. (2011). Procesos de formación del río Paraná Medio. Nuevos paradigmas para su estudio. En *Memorias del Quinto Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos*. Santiago del Estero.
- Ramonell, C.G.; Marchetti, Z.Y. y Pereira, M.S. (2013). Within-channel levees: a new-recognized fluvial form in the floodplain of a large river (Paraná River, South America). En *Abstracts of 8th IAG International Conference on Geomorphology*. París.
- Ramonell, C.G.; Dominguez Ruben, L.; Jornet, D.; Latosinski, F. y Gallego, M. (2017). Geometría hidráulica del sistema fluvial del río Paraná en el área de Santa Fe–Paraná: una evaluación exploratoria. En *Memorias del VIII Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos*.
- Repossini, J.P. (1912). Memoria sobre el río Paraná. En *Actas del XII Congreso Internacional de Navegación* (pp. 1–151). Filadelfia.
- Schreider, M.; Scacchi, G. y Franco, F. (2000). Erosión en obras de ingeniería fluvial. En Paoli, C. y Schreider, M. (Eds.). *El río Paraná en su tramo medio. Una contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura*. Tomo 2 (pp. 79–131). Ediciones UNL.
- Schumm, S.A. (1977). *The Fluvial System*. Wiley Interscience Publication.

- Schumm, S.A. (2005). *River Variability and Complexity*. Cambridge University Press.
- Sobrero, F.; Ramonell, C.G. y Pereira, M.S. (2014). Cambios morfológicos del cauce principal del río Paraná en Argentina. Siglo XIX a la actualidad. *Aqua-LAC*, 6(1), 50–62.

Ecosistemas acuáticos

- Abrial, E.; Espínola, L.A.; Rabuffetti, A.P.; Amsler, M.L. y Wantzen, K.M. (2019a). Interannual flow variability in a large subtropical–temperate floodplain: a challenge for fish reproduction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 76(3), 390–400. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0579>
- Abrial, E.; Espínola, L.A.; Rabuffetti, A.P.; Eurich, M.A.; Paira, A.R.; Blettler, M. y Amsler, M.L. (2019a). Variability of hydrological connectivity and fish dynamics in a wide subtropical–temperate floodplain. *River Research and Applications*, 35, 1520–1529. <https://doi.org/10.1002/rra.3517>
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Suzuki, H.I. y Júlio, H.F. (2003). Migratory fish from the upper Paraná River basin. Brazil. En Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C. y Baer, A. (Eds.). *Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status* (pp. 19–98). World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre.
- Bonetto, A.A.; Cordiviola de Yuan, E.; Pignalberi, C. y Oliveros, O. (1969). Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis*, 29, 213–223.
- Carvalho, D.; Williner, V.; Giri, F.; Vaccari, C. y Collins, P.A. (2016). Quantitative food webs and invertebrate assemblages of a large River: a spatiotemporal approach in floodplain shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(2), 293–307.
- Collins, P.A. (2005). A coexistence mechanism for two freshwater prawns in the Paraná river floodplain. *Journal of Crustacean Biology*, 25(2), 219–225.
- Collins, P.A.; Carnevali, R.; Carvalho, D.A. y Williner, V. (2011). Dynamics of decapods crustaceans in a web of continental aquatic environments in southern South America. En Daniels, J.A. (Ed.). *Advances in Environmental Research* (pp. 159–185). Nova Publishers.
- Collins, P.A. y Marchese, M. (2020). Ecosystems. En Metcalfe, C.D.; Menone, M.; Collins, P. y Tundisi, J. (Eds.). *The Paraná River Basin: protecting ecosystem services through effective water management* (pp. 80–103). Earthscan from Routledge.
- Depetris, P.J. y Pasquini, A.I. (2007). The geochemistry of the Parana River: an overview. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. y Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 143–174). Springer.
- Paira, A.R. y Drago, E.C. (2007). Origin, Evolution, and Types of Floodplain Water Bodies. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. y Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 53–81). Springer.
- EBIPES (2020). *Informe Biológico de la Campaña 52*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Presidencia de la Nación.
- Espinach Ros, A.; Dománico, A.; Demonte, L.D.; Del Barco, D.; Cordiviola, E.; Campana, M.; Colautti, D.; Fernández, R.; Velazco, A. y Mantinian, J. (2012). *Evaluación del recurso Sábalo (Prochilodus lineatus) en el río Paraná. Período 2008–2011*. Ministerio de Agricultura,

- Ganadería y Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- Espínola, L.A.; Amsler, M.L.; Paira, A.R.; Drago, E.E.; Blettler, M.C. y Agostinho, A. (2014). Effects of decadal changes in the hydrological regime of the middle reach of the Paraná River (Argentina) on fish densities. *Environmental Biology of Fishes*, 97, 757–771.
- Fernández, D. y Collins P.A. (2002). Supervivencia de cangrejos en ambientes dulciacuícolas inestables. *Natura Neotropicalis*, 33(1 y 2), 81–84.
- Górski, K.; De Leeuw, J.J.; Winter, H.V.; Vekhov, D.A.; Minin, A.E.; Buijse, A.D. y Nagelkerke, L.A.J. (2011). Fish recruitment in a large, temperate floodplain: the importance of annual flooding, temperature and habitat complexity. *Freshwater Biology*, 56, 2210–2225.
- Neiff, J.J. (1990). Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6), 424–441.
- Rabuffetti, A.P.; Abrial, E.; Espínola, L.A.; Amsler, M.L.; Eberle Folmer, E.G.; Blettler, M.C.M.; Paira, A.R. (2017a). Influence of hydrology on the fish body condition in a large subtropical floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 15(1), e160049.
- Rabuffetti, A.P.; Górski, K.; Espínola, L.A.; Abrial, E.; Amsler, M.L. y Paira, A.R. (2017b). Long-term hydrologic variability in a large subtropical floodplain river: effects on commercial fisheries. *River Research and Applications*, 33(3), 353–363.
- Rossi, L.; Cordiviola, E. y Parma, M.J. (2007). *Fishes*. En Iriondo, M.H.; Paggi, J.C. y Parma, M.J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland* (pp. 143–174). Springer.
- Scarabotti, P.A.; Demonte, L.D. y Pouilly, M. (2017). Climatic seasonality, hydrological variability, and geomorphology shape fish assemblage structure in a subtropical floodplain. *Freshwater Science*, 36, 653–668.
- Schmidt-Nielsen, K. (1997). *Animal Physiology: Adaptation and Environment*. Cambridge University Press.
- Torres, M.V.; Collins, P.A. y Giri, F. (2014). Morphological variation of freshwater crabs *Zilchipsiscollastinensis* and *Trichodactylusborellianus* (Decapoda, Trichodactylidae) among localities from the middle Paraná River basin during different hydrological periods. *Zookeys*, 457, 171–186.
- Torres, M.V.; Giri, F. y Collins, P.A. (2016). La Niña phenomenon on the relationship between decapod populations and fishes in temporarily isolated shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(6), 1010–1022.
- Torres, M.V.; Giri, F. y Collins, P.A. (2018). Temporal and Spatial Patterns of Freshwater Decapods Associated with Aquatic Vegetation from Floodplain Rivers. *Hydrobiologia*, 823, 169–189.
- Williner, V.; Giri, F. y Collins, P. (2011). Metapopulations of decapods in the floodplain of Parana River, South America. En Álvarez, M.A. (Ed.). *Floodplains: Physical Geography, Ecology and Societal Interactions* (pp. 179–199). Nova Publishers.
- Winemiller, K.O. y Rose, K.A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 2196–2218.

Infraestructura de servicios sanitarios

- Aguas Provinciales de Santa Fe SA (1999). *Agua y Saneamiento en Rosario y Santa Fe. Un Patrimonio con futuro*. Centro de Documentación de Arquitectura Latinoamericana (CEDODAL).
- Aguas Santafesinas SA (2020). *Informe de contingencia. Bajante 2020. Planta Potabilizadora Rosario*. Gerencia de Producción de Rosario.
- Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento (1995). *Fundamentación de los Criterios de Diseño de Agua Potable*.
- FICH (2020) Panel: La bajante del río Paraná. Causas e impactos de un evento extraordinario. <https://www.youtube.com/watch?v=xWBnzGgfB9E>
- Google Earth Río Paraná.
- Hammerly, J. (2011). *La calidad del agua. Río Paraná*. Bolsa de Comercio de Santa Fe.
- Provincia de Santa Fe (1994). *Ley Provincial N° 11.220. Transformación del Sector Público de Agua Potable, Desagües Cloacales y Saneamiento. Anexo A*.
- Provincia de Santa Fe (2006). *Ley Provincial N° 12.668. Grandes Acueductos de la Provincia de Santa Fe. Decreto N° 3156*.
- Ramonell, C. (2011). *Laguna Setúbal. Río Paraná*. Bolsa de Comercio de Santa Fe.
- Serra Menghi, P. (2018). *Fuentes de Abastecimiento de Agua Potable*. Cátedra Ingeniería Sanitaria. FICH-UNL.

Capítulo 17

Aprovechamiento hidroeléctrico sustentable de un río de llanura

Héctor Hugo Prendes

Capítulo 17

Introducción

Resumen ejecutivo del AHSL

Introducción

Lugar de emplazamiento

Potencia instalada

Descripción general del aprovechamiento

Sistema de transmisión

Cronograma de obra

Presupuesto

Beneficios de la obra

Conclusiones

Prioridades ambientales de diseño

Comparación con Paraná Medio (AyE)

Pasos a futuro

Conclusión final

Antecedentes utilizados

Introducción

Durante los años 2014 a 2016, la FICH–UNL y la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) desarrollaron un proyecto de ingeniería titulado: «Aprovechamiento Hidroeléctrico Sustentable de un río de Llanura» (AHSL 2016). El mismo fue solicitado por las secretarías de Recursos Hídricos y de Energía Eléctrica de la Nación Argentina. Su desarrollo requirió la participación de más de 40 docentes investigadores de ambas universidades, especialistas en diferentes áreas temáticas, por un período de casi dos años de trabajo. Los resultados están contenidos en 30 tomos que involucran 2500 folios y 130 planos.

Este capítulo se ha elaborado a partir de esa voluminosa información y tiene por finalidad dar a conocer a la sociedad el proyecto desarrollado. Para ello se han extractado de manera resumida las características generales de dicho proyecto, destacando la atención especialmente brindada a las cuestiones ambientales que ha tenido su diseño para aprovechar la energía hidroeléctrica que ofrece el río Paraná en su tramo medio, pero con la consigna expresa de respetar al máximo la sustentabilidad del ambiente en el que se aplica.

El desarrollo del capítulo es el siguiente:

Primero se brinda un resumen ejecutivo del proyecto para poder comprender las características y la magnitud general del mismo.

Seguidamente se describen y discuten los aspectos conceptuales claves del proyecto, que han guiado a un diseño especialmente ambiental, y que en cierto modo admite desaprovechar buena parte de la energía a obtener a cambio de preservar al máximo la sustentabilidad ambiental del sistema.

Luego se realiza un análisis comparativo de este aprovechamiento sustentable en relación con un discutido proyecto del mismo tramo medio del río Paraná desarrollado por la exempresa Agua y Energía Eléctrica SE en las décadas de los 70 y 80, conocido como «Aprovechamiento del Paraná Medio» (Agua y Energía Eléctrica SE, 1982).

Por último, se brinda información respecto de procedimientos que faltan cumplir para aportar información complementaria que permita a la sociedad decidir si el mismo resulta o no de interés comunitario.

Resumen ejecutivo del proyecto AHSL-2016

Introducción

El estudio sobre el aprovechamiento sustentable de un río de llanura llevado a cabo por las universidades nacionales de La Plata y del Litoral tiene como objetivo primordial potenciar la propuesta de la Dirección Nacional de Vialidad (DNV) en cuanto a la conexión vial Reconquista–Goya, de modo tal que —de manera conjunta— ambos emprendimientos (energía y camino cruzando el río) sean viables desde un punto de vista económico–financiero. Este trabajo ha sido encargado por la Nación buscando beneficios complementarios (energía) a la conexión vial, de manera que justifiquen económicamente dicha obra, pero respetando los paradigmas del desarrollo sostenible.

El antecedente de referencia se centra en generar energía de base o de «pasada» (no en punta) mediante un cierre de muy baja altura que involucre solo al cauce principal del río, sin afectar el funcionamiento de la planicie de inundación y cauces menores. El mismo se ubica frente a la localidad de Lavalle (Corrientes), reemplaza, en exactamente la misma posición, al puente mayor atirantado de la conexión vial previamente proyectada y mantiene el resto de puentes menores y camino sobre terraplenes en zonas de islas para completar el resto del cruce. El aprovechamiento no generará embalse ni modificará en forma significativa la hidrodinámica del valle aluvial del río, de manera que los procesos naturales de los pulsos de inundación de la planicie continuarán ocurriendo como si el aprovechamiento hidroeléctrico no existiese.

El cauce principal y valle aluvial del río Paraná en su tramo medio funcionan naturalmente como dos corrientes paralelas que interactúan de modo permanente, asegurando el sostenimiento de los ecosistemas asociados involucrados. En vistas de ello, se analizaron las posibilidades de aprovechar de forma parcial la hidroelectricidad potencial solo del cauce pero sin afectar al valle aluvial y, obviamente, sin generar energía con los caudales del valle de inundación, lo cual es posible siempre y cuando las curvas de remansos generadas hacia aguas arriba del cierre no excedan los niveles naturales del valle aluvial frente a la localidad de Bella Vista. Esto condiciona fuertemente las cotas de embalse a valores menores con el aumento de caudales que circulan por el cauce principal del río.

En el caso de aguas medias altas y crecidas, el importante caudal que transita por el cauce limita fuertemente las cotas de embalse en el cierre, lo cual no permite salto y por lo tanto el aprovechamiento así diseñado no genera energía.

Esto es lo que más adelante se denomina «río abierto», que posibilita preservar en estas condiciones hidrológicas el pasaje de sedimentos y la migración de peces, a la vez que evitar transferencias adicionales de caudales al valle,

el que funcionaría de la misma manera que lo hace actualmente, sin aumentar el riesgo de inundación de poblaciones aledañas.

Durante estados inferiores y próximos a aguas medias altas (con caudales poco superiores al módulo), la central funcionaría con muy bajo salto y en consecuencia con muy poca producción de energía. Por ello, la central sale de operación para caudales mayores debido a que los saltos posibles son cada vez menores (inferiores a 2 m), condición para la cual la producción de energía ya no es rentable. Este es un «beneficio desaprovechado» que debe resignar el aprovechamiento hidroeléctrico para lograr la sustentabilidad ambiental deseada, premisa de partida establecida y respetada para el diseño de este proyecto.

Durante los caudales medios altos y crecidas, la central sale de operación y se restablecen condiciones de río abierto. En general, estos períodos —dadas las características de la cuenca de aportes— coinciden con las condiciones hidráulicas y estacionales (verano) propicias que estimulan la migración de peces.

El aprovechamiento hidroeléctrico hace viable económicamente el interés preexistente de la región en lograr un vínculo vial entre ambas márgenes, teniendo como premisa fundamental el mejor escenario posible de generación hidroeléctrica (potencia y energía), pero respetando los siguientes aspectos:

- Considerar la dinámica hidrosedimentológica particular del río Paraná en este tramo y del funcionamiento de los ecosistemas asociados como aspectos claves para el diseño hidráulico.
- Tener en cuenta el régimen natural de activación de la planicie aluvial o valle de inundación (margen santafesina) y establecer las consignas operativas del manejo que minimicen o anulen las posibles afectaciones de sus pulsos naturales de inundación.
- No afectar la traza establecida del proyecto de conexión vial y mantener el diseño original de puentes y terraplenes en todo el valle, sin incidencia sobre los niveles del servicio vial previsto.
- No interrumpir la navegación actual y futura prevista.
- No afectar poblaciones aguas arriba del aprovechamiento con la curva de remanso generada en el cauce y, en su defecto (caso de la población Isla Guaycurú), tomar medidas para minimizar afectaciones y generar compensaciones.
- Que la curva de remanso en el cauce principal no supere la localidad de Bella Vista y quede restringida a las provincias de Santa Fe y Corrientes.
- No crear un lago o embalse; que la central sea predominantemente de paso y con escasa permanencia del agua en el embalse (continua renovación de volúmenes).

- Afectar lo mínimo posible la ictiofauna y adoptar medidas para mejorar la situación actual de gradual deterioro (a pesar de no existir represa) como parte de las externalidades positivas de la obra.

Lugar de emplazamiento

El proyecto se ubica en el cauce principal del río Paraná, a la altura del km 990 de la ruta de navegación de la Hidrovía Paraná–Paraguay, en coincidencia con la traza del puente principal del Proyecto Ejecutivo de la Dirección Nacional de Vialidad para la conexión vial entre las localidades de Reconquista (Santa Fe) y Goya (Corrientes). El lugar de emplazamiento de la obra se ubica aproximadamente 5 km aguas abajo de la localidad de Lavalle, en la provincia de Corrientes.

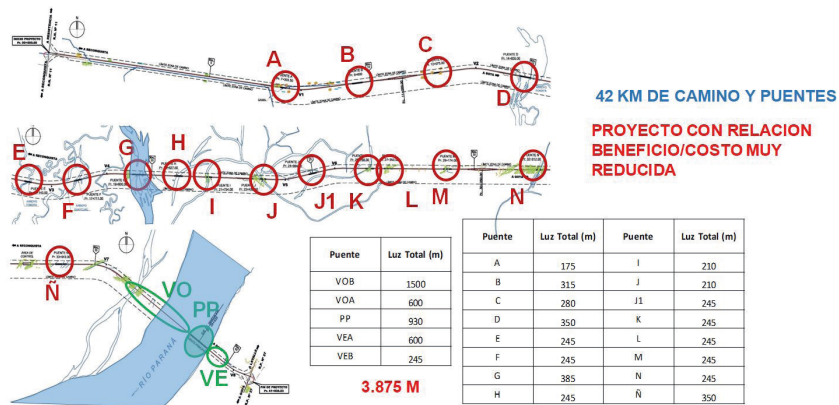


Figura 17.1. Vinculación Goya–Reconquista (sin represa)

Se adaptó el proyecto vial de la conexión vial Reconquista–Goya de la Dirección Nacional de Vialidad teniendo en cuenta las nuevas obras asociadas al aprovechamiento hidroeléctrico. Dicha adaptación se realizó solo en la zona del cauce principal del río Paraná y considerando la menor cantidad de modificaciones posibles respecto del proyecto de interconexión original. De esta manera, se mantuvieron la traza y los parámetros que definen el diseño vial en general (pendientes máximas, gálibos, anchos de calzadas y puentes, entre otros).



Figura 17.2. Lugar de emplazamiento de la central AHSL, reemplazando el puente principal atirantado de la conexión vial

Potencia instalada

El aprovechamiento tendrá una potencia instalada de 693 MW y podrá generar una energía media anual de 4110 GWh. La central estará fuera de servicio en promedio dos meses y medio al año aproximadamente, cuando debido a caudales altos, superiores a los 21 000 m³/s, el salto que se pudiera generar fuera inferior a 2 m.

Descripción general del aprovechamiento

Tras analizar muchas alternativas, se propone el diseño de un aprovechamiento hidroeléctrico compuesto por dos vertederos (uno en cada margen), una central hidroeléctrica clásica en la zona central, una exclusiva de navegación, dos naves de montaje, dos estacionamientos y un edificio de oficinas, estación ictícola y escalas de peces.

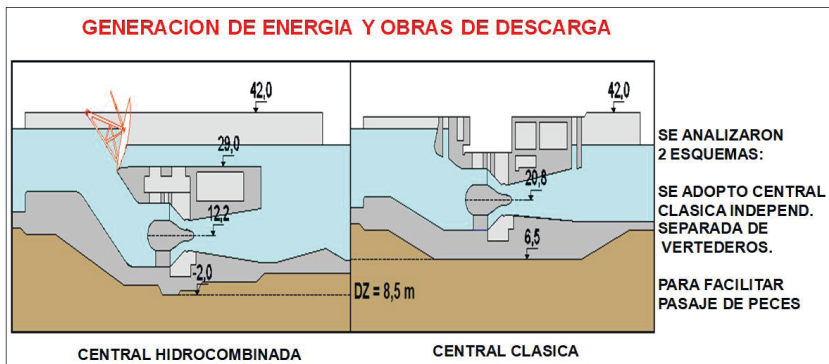


Figura 17.3. Esquemas de centrales analizadas

La central hidroeléctrica está conformada por 53 módulos de central hidroeléctrica clásica de 19 m de ancho cada uno, lo que alcanza una longitud total de 1007 m. Los módulos están equipados con turbinas bulbo de 7,7 m de diámetro.

Cada módulo tiene una longitud total de 160,3 m, considerando los extremos de la obra de hormigón. La altura de la misma es de 30,8 m, considerando la cota de fundación (10,5 m IGN), que corresponde a los descargadores de fondo, y la cota de coronamiento (41,3 m IGN), donde se encuentra el nivel superior de la central. El perímetro del espaldón de aguas arriba de la

central tiene previsto un muro de 1,2 m de alto para llegar a una cota de 42,5 m como revancha por seguridad.

Como turbinas hidráulicas se propone un rodete de 7,7 m de diámetro, un bulbo de 21,0 m de largo y 7,3 m de diámetro, una cámara de aducción de 17 m de altura promedio y 16,5 m de ancho, y un tubo de aspiración de 33 m de largo.

Cada módulo tiene, previo a la aducción a turbinas, una trampa de sedimentos arenosos transportados por el fondo, que permite su captura, recolección y guía hacia la toma del descargador de fondo. Este atraviesa la central por el fondo de la misma y se encuentra por debajo del perfil de la turbina, con el fin de poder aumentar el diámetro del conducto sin la necesidad de disminuir la sección de los tabiques longitudinales estructurales separadores de vanos. Se propuso un diámetro para el conducto de descarga de sedimentos de 2,50 m.

Se proponen dos vertederos de 25 módulos cada uno, permitiendo erogar un caudal máximo de 51 050 m³/s por el cauce principal. Cada vertedero tiene una longitud total de 450 m y van dispuestos uno a cada lado de la central hidroeléctrica. Están conformados por un canal de fondo, profundo y sin perfil de vertido, con la mínima estructura que permita el manejo de los sedimentos y el cierre de la misma. El flujo pasa a través de esta obra de descarga de la misma manera que bajo un puente, con la única diferencia que posee tabiques en lugar de pilotes. Para aguas medias altas y crecidas ordinarias, la sección total de descarga es lo suficientemente amplia, logrando controlar velocidades de flujo adecuadas para permitir la migración de peces.

Los módulos estarán equipados con compuertas de sector que permitan controlar los niveles de operación. Para épocas de crecidas, se izarán completamente las compuertas de todos los módulos, permitiendo el pasaje del caudal de diseño, de modo de garantizar la seguridad de las estructuras y mantener la situación natural, aguas arriba del cierre.

La esclusa de navegación se ubica en la margen izquierda sobre terreno firme a unos 150 m de la actual margen. Está compuesta por una cámara de 34 m de ancho y 366 m de largo. Está cerrada en ambos extremos mediante compuertas de tipo ingleses. Fue diseñada para un convoy de 10 barcazas tipo Paraná (de 16 m de manga y 60 m de eslora) en formación de 2x5, es decir, de 32 m de manga por 350 m de eslora (incluyendo el empujador). Este diseño es también adecuado para un convoy de 15 barcazas tipo Mississippi (de 11 m de manga y 60 m de eslora) en formación de 3x5, más empujador. Tanto el canal de acceso como la cámara de la esclusa tienen secciones trapeciales, excavadas en el terreno natural.

Para el pasaje de embarcaciones de menores dimensiones, tales como yates y embarcaciones deportivas, se prevé construir una rampa, que mediante el uso

de un sistema de tráiler permita salvar el salto de la presa. Esta se ubica entre la actual margen izquierda del cauce y la esclusa de navegación. La embarcación adoptada para el diseño de esta obra de pasaje de embarcaciones menores es un crucero de 14 m de eslora, 4,80 m de manga y 1,35 m de calado, con un desplazamiento total de hasta 50 t.

La presa frontal será construida por el método de refulado de arenas abundantes del mismo río, quedando incorporada en su cuerpo la ataguía de cierre. La cota de coronamiento del terraplén se fija en +41,30 m IGN, con muro rompeola con cota superior a +42,50 m IGN, de modo de salvar el Nivel Máximo Extraordinario + Runup + Setup + un margen de seguridad.

El perfil de la presa frontal, que será construida mediante refulado libre, contenido y semi contenido, posee como núcleo permeable la misma ataguía de cierre, construida mediante geotubos de grandes dimensiones rellenos con arena, arrojados controladamente desde barcazas con casco partido (sistema split), adecuadas para el vaciado de los geotubos enteros.

Para los sectores de mayor exigencia por erosión fluvial, en función de las solicitudes esperables, se proponen protecciones flexibles con mantas compuestas por dados de hormigón adheridos sobre geotextil tejido de vinculación.

Los sectores con menores exigencias, en cuanto a solicitudes por erosión fluvial, se protegerán mediante una capa de suelo cohesivo compactado, cuyo espesor mínimo será de 0,80 m, sobre la que se colocará una capa de suelo vegetal de 0,15 metros de espesor, con siembra de vegetación autóctona de la zona.

El terraplén o camino lateral, que regulariza y recrece las cotas más bajas del albardón natural existente, estará asentado en zona del valle de inundación de margen derecha del cauce principal. El terreno natural en dicha zona es inundable en situaciones de crecidas. El diseño del albardón recrecido o camino lateral contempla conexiones entre el cauce principal y el valle aluvial, que respeta las mismas secciones hidráulicas de paso que hoy se verifican en la situación natural. Ello permite optimizar e incrementar la funcionalidad del aprovechamiento hidroeléctrico, con mínima afectación de la morfodinámica natural del sistema cauce-planicie de inundación y de la cantidad y calidad de los trasvases de caudales líquidos y sólidos entre ambas partes.

El aprovechamiento contempla colocar tres escalas de peces diferentes: una tipo rampa de rocas con escalones, otra tipo rampa con ranuras verticales construida de hormigón y una esclusa adicional tipo Borland. La esclusa de peces (tipo Borland) se colocará entre el vertedero y la presa de materiales sueltos. Ambas rampas tendrán su inicio en esta zona de aguas abajo y el ascenso se construirá sobre el talud de aguas abajo de la presa de materiales sueltos.

Se propone la construcción de una estación de piscicultura, cuyo objetivo es reconvertir y/o complementar la pesca comercial de todo el río Paraná,

mediante un mayor desarrollo de la acuicultura. Además, esta estación permitirá monitorear la dinámica de los procesos y proponer medidas de adecuación que posibiliten un procedimiento de mejora continua de la interacción de la obra con los recursos ictícolas de la zona. Se ubica en la zona del valle aluvial, en margen derecha del cauce, aguas arriba del cierre.

Sistema de transmisión

La nueva central ASHL, de 693 MW de potencia máxima, se conectará al sistema interconectado nacional de 500kV mediante dos vínculos, que unirán los actuales corredores de 500 kV del Paraná y del Uruguay, en las ET de Romang (Santa Fe) y ET de Mercedes (Corrientes), respectivamente.

Esta obra no presenta ningún impacto negativo adicional, en el sistema de transporte de energía, que requiera ser atendido. Por el contrario, colabora con una mejor red de transporte y distribución del sistema nacional interconectado, que ya ha sido previsto, independientemente de la existencia de esta central hidroeléctrica.

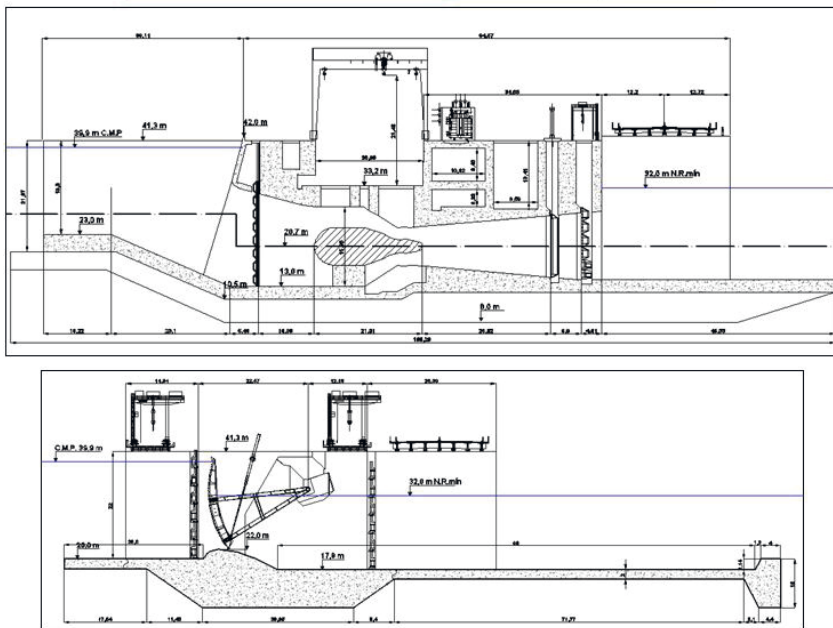


Figura 17.4. SUP: ubicación general de las obras. MED: módulo de central hidroeléctrica. INF: módulo de puente vertedero

Las características principales del AHSL se resumen en la siguiente tabla.

Cuadro 17.1. Planilla resumen del aprovechamiento AHSL

Planilla resumen del Estudio de aprovechamiento hidroeléctrico sustentable de un río de llanura		
	Lugar	Conexión vial Reconquista–Goya
Emplazamiento	Provincias argentinas	Santa Fe–Corrientes
	Ciudades cercanas	Reconquista y Avellaneda (Santa Fe) Goya y Lavalle (Corrientes)
Río	Nombre	Paraná
	Q módulo (m ³ /s)	Aprox. 17 000
	Q máximo registrado (m ³ /s)	60 000 (1982/1983)
	Q milenaria (m ³ /s)	82 700
Producción energética	Potencia máxima instalada (MW)	693
	Potencia máxima generada (MW)	693
	Energía anual total generada (GWh/año)	4110 GWh
Cierre	Tipología	Materiales sueltos – Núcleo de geotubos
	Cota coronamiento (m)	41,3
Esclusa	Calado - Manga	Calado 15 pies Manga 34 m
	Gálibo puente	35 m (respeta gálibo de puente atirantado DNV)
	Long. total del cuenco (m)	366
Central	Turbinas	BULBO
	Nº de unidades	53
	Diámetro rodete (mm)	7,7
	Potencia instalada (MW)	693
	Potencia máxima generada (MW)	693
	EMA (GWh/año)	4110
	Capacidad de unidad (m ³ /s)	280
	H normal de operación (m)	4
	Q máximo turbinado (m ³ /s)	Aprox. 21 000
Longitud de central (m)	1007	
Vertederos	Tipología	Canal sin perfil vertedor y con compuerta radial
	Cantidad	2 vertederos de 25 módulos cada uno (ubicados a ambos lados de la central hidroeléctrica)
	Capacidad de descarga (m ³ /s) total	51 050 por cauce principal (puente vertedero) (31 650 por planicie–puentes de viaducto)
	Longitud total (m)	900
	Altura máxima total (m)	20
	Compuertas	Radiales
	Número	50
	Ancho (m)	15
Altura (m)	20	

Cronograma de obra

Se estima un plazo total de construcción del aprovechamiento de aproximadamente siete años, con posibilidades de empezar a generar parcialmente finalizado el sexto año.

Presupuesto

En la siguiente tabla se indican los costos de los ítems globales con su porcentaje de incidencia en el precio total de la obra.

Cuadro 17.2. Presupuesto. Resumen

ÍTEMS PRINCIPALES	Costo directo	Incidencia
	(US\$ x10 ⁶)	(%)
Obras de desvío del río	32,1	1 %
Presa principal	77,1	3 %
Presa lateral	66,3	2 %
Aliviaderos	393,1	14 %
Casa de máquinas	1503,1	55 %
Sistema de transmisión	0,0	0 %
Esclusa de navegación	25,5	1 %
Conexión vial	642,7	23 %
Sistema de transferencia de peces	16,7	1 %
Costo directo total	2757	100 %
Costo indirecto	83,00	3 %
COSTO (US\$ x10⁶)	2840	
Gastos generales	1820,6	39 %
Coefficiente de pase	1,64	
PRECIO OBRA (US\$ x10⁶)	4660	

Beneficios de la obra

Los beneficios del proyecto se han estimado en una ecuación económica social integrando los beneficios directos —derivados de la generación de energía y del uso de la vía de comunicación— y los beneficios indirectos, que surgen del impacto que la obra tenga como propulsora del desarrollo de la región. Para ello se tomaron precios de eficiencia, reduciendo los precios de mercado, una vez descontados los impuestos. Se identificaron seis fuentes de beneficios, a saber:

- Incremento en la generación de energía eléctrica.
- Ahorro de los usuarios mediante el uso de la conexión vial. Tránsito derivado.
- Beneficios del tránsito generado o inducido.
- Incremento en el valor de la tierra.
- Incremento en el PBI regional y su impacto en la generación de empleo e incremento del comercio.
- Incremento del patrimonio pesquero.

El proyecto arroja una relación beneficio/costo dada por su TIRE (Tasa Interna de Retorno Económica) de + 19,79 %.

El VANE (Valor Actual Neto Económico) (10 %) es de + 1680,16 millones de U\$S.

Para esta etapa de prefactibilidad, los resultados de la evaluación económico-social son satisfactorios.

Asimismo, se han analizado los beneficios desde un punto de vista privado o financiero exclusivamente, sin considerar todas las externalidades del proyecto en su conjunto. Estos beneficios, la inversión y los costos de operación y mantenimiento fueron evaluados exclusivamente a precios de mercado. Se realizó una ecuación privada o financiera computando como fuente de beneficios lo siguiente:

- Ingresos por generación eléctrica: dados los precios monómicos de la electricidad y sabiendo que la producción de energía alcanza los 4110 MW, se estimó un flujo anual por generación eléctrica que alcanza los U\$S 718,9 millones.
- Ingresos por conexión vial (peaje): la base de cálculo para el flujo de fondos en el beneficio de la conexión vial fue considerar un TMDA igual a 4244 para el año 2014, ajustada por una tasa de crecimiento del 3 % anual. El valor promedio ponderado del peaje estimado es de U\$S 6 millones.

El proyecto arroja una relación beneficio/costo dada por su TIRF (Tasa Interna de Retorno Financiera) de + 10,78 %.

Como primer análisis y para esta etapa de prefactibilidad, los resultados de la evaluación financiera son satisfactorios.

Sin embargo, la clave del éxito de la realización de este proyecto estará dada por las condiciones que logre imponer una ingeniería financiera adecuada, que dé certeza a los flujos y minimice y reasigne los riesgos inherentes a todas las etapas del proyecto.

Inventario de posibles aprovechamientos en serie complementarios

Se analizaron otros posibles sitios de emplazamiento de aprovechamientos hidroeléctricos similares y complementarios a ubicar en el tramo medio e inferior del río Paraná. Para ello se ha tenido en cuenta la conveniencia de captar caudales de cauce principal y cauces secundarios, con las mismas premisas con las que se desarrolló el aprovechamiento en Lavalle. También se consideró la conveniencia de contar con una de las márgenes sobreelevada, que no requiera obras de regularización de albardón lateral. La EMA preliminarmente estimada resultaría de aproximadamente 21 000 Gwh/año para el tramo Corrientes–Rosario.

Cuadro 17.3. Propuesta preliminar de otros cierres complementarios

DENOMINACION CIERRES	PROG CIERRE (KM)	PROG FIN (KM)	PEND MEDIA (CM/KM)	EMA (GW/H.Año)
EMPEDRADO	1132	1190	4,47	3576
LAVALLE	950	1009	5,05	4110
SUR LA PAZ	697	756	5,14	4183
CERRITO	643	696	4,68	3422
DIAMANTE	530	584	3,12	2324
VILLA CONSTITUCION	374	472	2,96	4001
			EMA TOTAL	21616

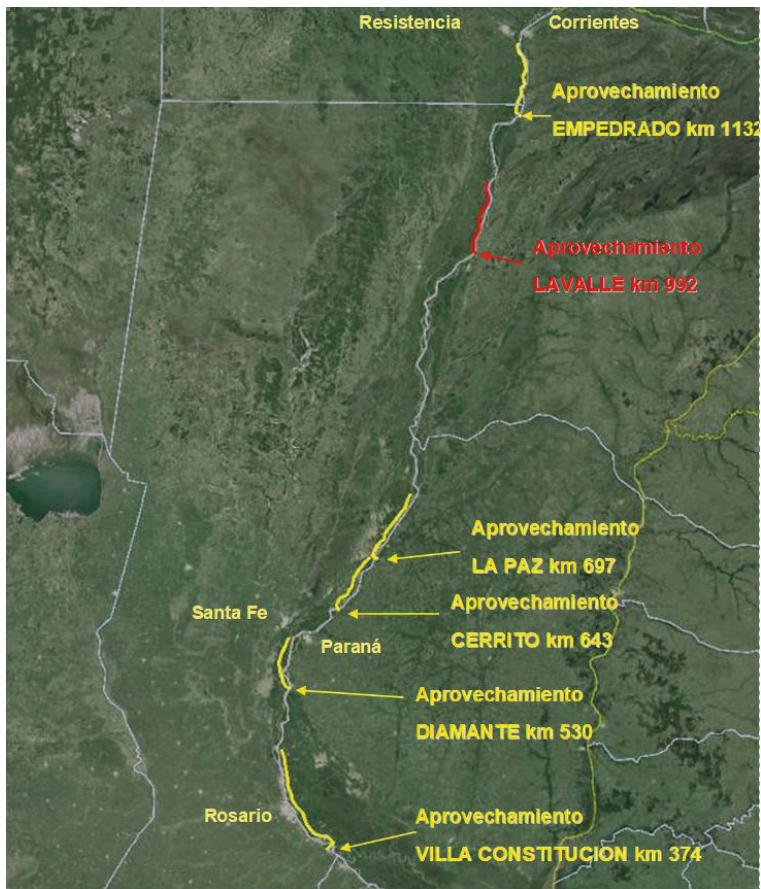


Figura 17.5. Ubicación de posibles cierres complementarios en serie

Conclusiones

El aprovechamiento hidroeléctrico propuesto es técnicamente factible. La evaluación económico-social y financiera del proyecto arroja resultados satisfactorios.

En el caso de no incluir costos y beneficios de la conexión vial, el aprovechamiento hidroeléctrico diseñado brinda una TIRF mayor. Esto evidencia que la generación de hidroelectricidad, en un marco de sustentabilidad ambiental, resultaría económicamente de interés, y que la energía generada por la obra multipropósito podría subsidiar la conexión vial.

La incorporación de energía al proyecto original de la conexión vial Goya-Reconquista permitiría concretar esa obra de vinculación, necesaria y recla-

mada por la sociedad de la región. Esta sería la respuesta final resumida del trabajo encomendado por Nación a las universidades nacionales del Litoral y de La Plata.

Prioridades ambientales de diseño del AHSL–2016

La mayoría de estos aspectos, que más abajo se detallan y que se han tenido especialmente en cuenta para el diseño de este aprovechamiento, tienen por objetivo disminuir al máximo posible la afectación e impactos negativos al ambiente, priorizando su preservación por sobre la generación de energía. Por ello, las características sobresalientes de este diseño nuevo de aprovechamiento hidroeléctrico (AHSL–2016) son:

- Cierre parcial del río, solo del cauce principal, sin afectar al extenso valle aluvial y/o cauces secundarios.
- Aprovechamiento solo del caudal circulante por el cauce principal, sin generar trasvase al valle aluvial, más allá de respetar el natural existente.

Como consecuencia de estos principios rectores del diseño, el extenso valle aluvial y los cauces secundarios del sistema no se deben «enterar» de que el cauce principal y su caudal están siendo aprovechados para generar energía.

A continuación, se describen los principales aspectos involucrados, ya sea como necesidades/objetivos y/o consecuencias del diseño ambiental que ha guiado el desarrollo de este aprovechamiento.

1) Eliminación de embalse

Atendiendo a que la existencia de un embalse genera la mayoría de los impactos ambientales negativos, para el diseño del AHSL se ha decidido prescindir del mismo. La manera de lograrlo ha sido disminuir el salto necesario para generación de hidroelectricidad a valores mínimos, utilizando el mismo cauce principal del río como recipiente contenedor temporal del agua acumulada por el cierre para generar salto.

El concepto utilizado ha sido que la central funciona totalmente de pasada, donde el caudal erogado en el cierre Lavalle es el mismo que ingresa desde aguas arriba, a la altura de Bella Vista.

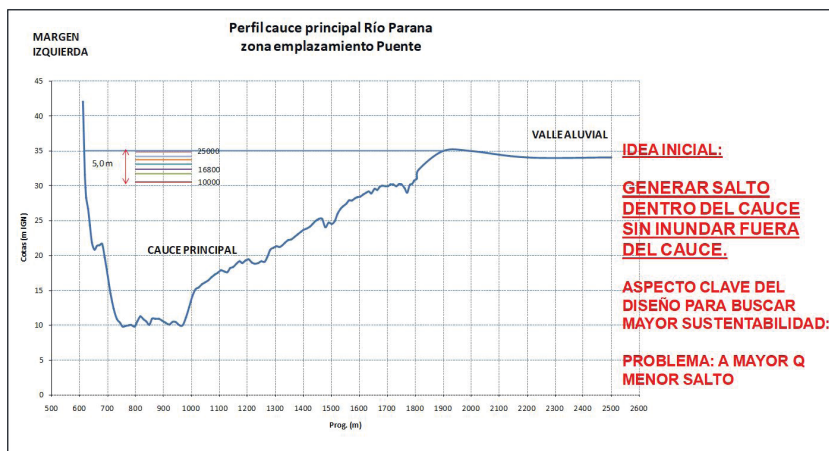


Figura 17.6. Sección de cierre con cotas y caudales

2) Niveles máximos en Bella Vista

La decisión de «no embalse» lleva a que el volumen de agua temporariamente acumulada, para lograr el mínimo salto en el cierre, debe quedar contenida dentro del cauce en el tramo inmediato superior que se extiende hasta antes de su derivación a otros brazos secundarios. Esto limita el tramo de cauce principal a aprovechar y afectar hacia aguas arriba del cierre. En este caso, ello (bifurcación a brazos secundarios) ocurre a la altura de la localidad de Bella Vista. Como el criterio es no afectar a cauces secundarios y/o valle aluvial, surge que los niveles máximos en dicha zona no deben superar las cotas de las islas o valle aluvial. En base a ello, el manejo del cierre buscando el mayor nivel en la presa debe ser tal que el río no sobrepase cotas máximas preestablecidas en Bella Vista. Como es lógico, entonces, a mayor caudal del río, menor salto en el cierre; esto se debe a que a) el nivel de restitución aumenta y b) el nivel máximo permitido en Bella Vista obliga a disminuir niveles de aguas arriba en la presa.

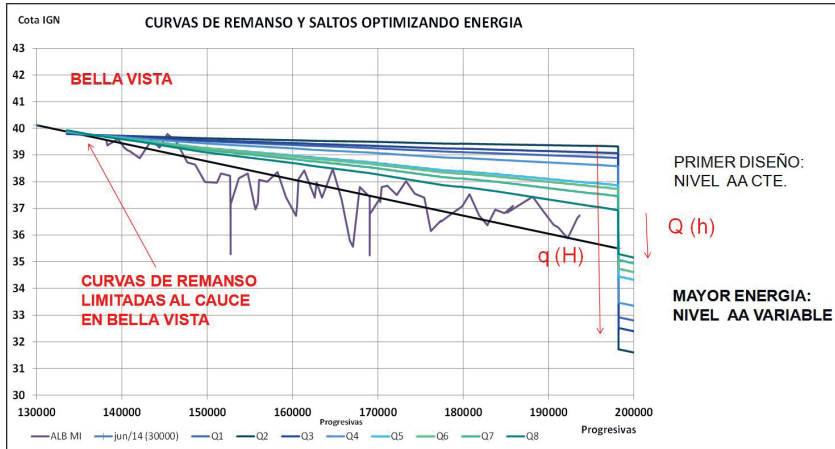


Figura 17.7. Curvas de remanso y saltos para distintos caudales

3) Criterio de río abierto sin generación de energía

Como más arriba se expresa, al aumentar el caudal del río, disminuye el salto posible en la presa. Esto tiene dos consecuencias importantes:

- Que la mayor energía generada se logra cuando los caudales son bajos, inferiores al módulo, con potencias máximas en estiajes, debido al mayor salto posible contenido dentro del cauce (aproximadamente 6 m).
- Que para un caudal del orden de los 21 000 m³/s, coincidente con desbordes e inicio de escurrimiento significativo por el valle aluvial, el salto máximo posible en la presa se limita a escasos 2,5 metros, que ya no son suficientes para que las máquinas (turbinas) generen energía.

Consecuencia de b), para caudales del río superiores a ese valor (21 000 m³/s), la central sale de servicio y se declara río abierto, situación en la cual los vanos de erogación por turbinas se cierran y todo el caudal pasa por vertederos especiales del puente sobre tabiques con compuertas.

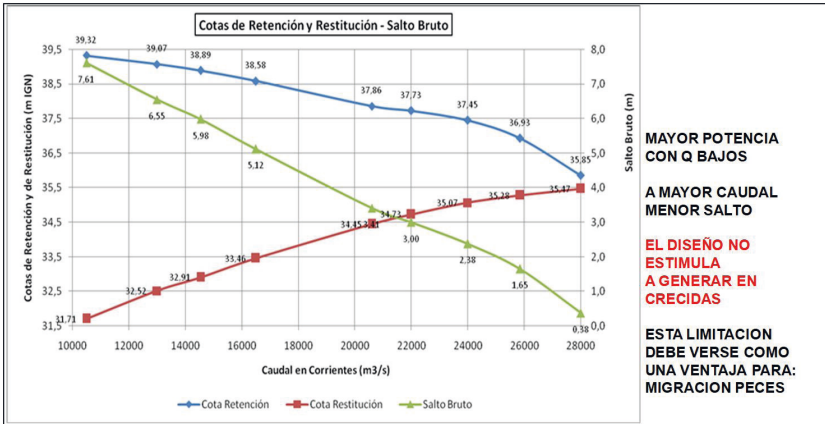


Figura 17.8. Disminuciones de salto con aumento de caudales

4) Puente vertedero especial

Al declararse río abierto, esto es para crecidas iguales o mayores a 21000 m³/s, todo el caudal del río pasa a través de las obras de descarga, sin generación de energía.

Este puente vertedero se diseñó sin optimizarlo económicamente, sino ampliando suficientemente las secciones de paso para lograr que las velocidades máximas allí involucradas no superen valores límites que pudieran ser superados por los peces en su migración hacia aguas arriba. Para ello, se han adoptado secciones totales de paso del mismo valor que en estrechamientos naturales existentes en varios lugares del cauce principal del río en el tramo del Paraná Medio (Corriente, Lavalle, Cerrito, Paraná, Diamante, etcétera).

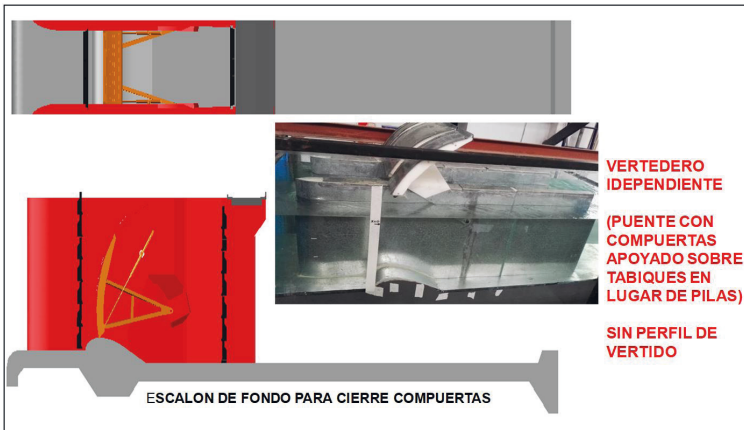


Figura 17.9. Puente vertedero especial para migración de peces

5) Migración natural de peces

La combinación de 3) y 4) genera condiciones similares a las naturales para la migración de peces por las obras de descarga, diseñada como un puente sin pilotes y con tabiques en su reemplazo. Los peces pasarían por esta zona, de la misma manera que actualmente lo hacen por varios sectores estrechos del río, con o sin puente encima, y con la necesidad de superar velocidades de corriente similares en un trecho muy corto (sección reducida de paso).

Es importante destacar que estas situaciones de río abierto (obligado por el diseño del aprovechamiento) durante crecidas ordinarias no se podrán evitar nunca, y en consecuencia esto garantiza que el AHSL-2016 siempre funcionará, permitiendo el libre pasaje de peces en su migración natural.



Figura 17.10. Períodos de río abierto

Este beneficio ambiental de río abierto es una de las principales virtudes del diseño propuesto, que permite no solo el pasaje de peces, sino además el pasaje natural de sedimentos que el río transporta hacia aguas abajo.

¿Qué tan frecuente sería la condición de río abierto?

Las figuras que a continuación se presentan muestran dos décadas representativas de situaciones extremas, ocurridas en los últimos 50 años, una con caudales bajos (década 2000–2010) y otra con caudales altos (década 1980–1990).



Figura 17.11. Río abierto y generación para década 1980–1990

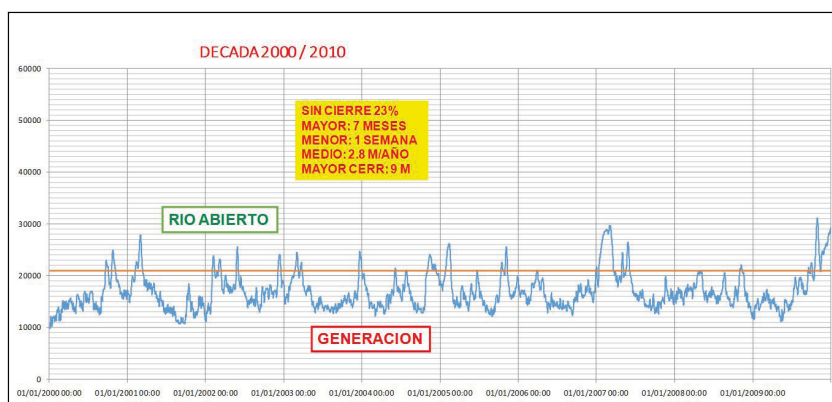


Figura 17.12. Río abierto y generación para década 2000–2010.

Como puede notarse, en la década 1980–1990, el río abierto hubiera estado un 52 % del tiempo, mientras que en la década 2000–2010, un 23 %.

Como resumen total de toda la serie de caudales analizada (casi los últimos 50 años), el aprovechamiento hubiera estado en su condición de río abierto, en promedio, un 35 % del tiempo. Durante tal condición (río abierto), a su vez el 75 % de dicho tiempo hubiera coincidido con los períodos climáticos naturales que estimulan la migración natural de peces, entre los meses de octubre y marzo. El resto del tiempo (25 %), las condiciones de río abierto se hubieran dado en invierno (período de escasa migración de peces).

Es también importante destacar que el diseño del AHSL–2016 permite, si se deseara, aumentar los tiempos de río abierto, con tan solo modificar la operación de las mismas obras (central y puente vertedero) para la evacuación de caudales.

6) Permeabilidad sedimentológica

Otra preocupación ambiental ha sido que el pasaje de sedimentos a través del cierre fuera lo más parecido posible a la condición natural. Obviamente que durante los períodos de río abierto esto es así, pues por el puente vertedero podrán pasar sin inconvenientes tanto los sedimentos finos en suspensión (limos y arcillas) —también conocidos como carga de lavado y provenientes en su mayoría del río Bermejo— como los sedimentos del lecho del río (arenas), ya sean transportados en suspensión y/o por el fondo. La sección de descarga en caso de río abierto tiene dimensiones amplias que limitan las velocidades máximas para permitir el pasaje de peces, pero aun así las mismas son suficientes para asegurar el pasaje total de la carga de sedimentos que transporta el río.

Para el caso de río con central hidroeléctrica generando, igualmente la sección de pasaje a través de los módulos de turbinas tiene capacidad de transporte para que todo el sedimento en suspensión que llega a la represa pueda ser evacuado. En este caso, el problema a resolver ha sido el pasaje de los sedimentos arenosos que llegan a la presa como transporte de fondo (arrastre más dunas). Para ello, se ha diseñado y verificado en modelo físico el funcionamiento de un dispositivo especial. El mismo consiste en una fosa/trampa de arenas, en el frente de aguas arriba de cada vano de ingreso a turbinas, la cual tiene forma de tolva, con pendientes laterales adecuadas para que los granos de arena caigan por gravedad desde la mitad o eje de cada vano hacia los bordes laterales del mismo, en el frente de cada pila o tabique lateral de los módulos de turbinas. En este mismo lugar se construye el inicio de un conducto trapecial tipo túnel, que nace en el frente de aguas arriba y —pasando por debajo de la central— siempre inserto dentro del tabique estructural de cada vano de la central, termina aguas abajo de la presa al final de la central y dentro del cuenco de disipación construido aguas abajo, a la salida de la misma.

Este dispositivo de descargador de fondo tipo túnel o conducto inserto dentro de la central tiene la capacidad de transportar con muy altas velocidades todo el sedimento arenoso captado por la fosa/trampa de aguas arriba, funcionando intermitentemente durante pocos minutos al día.

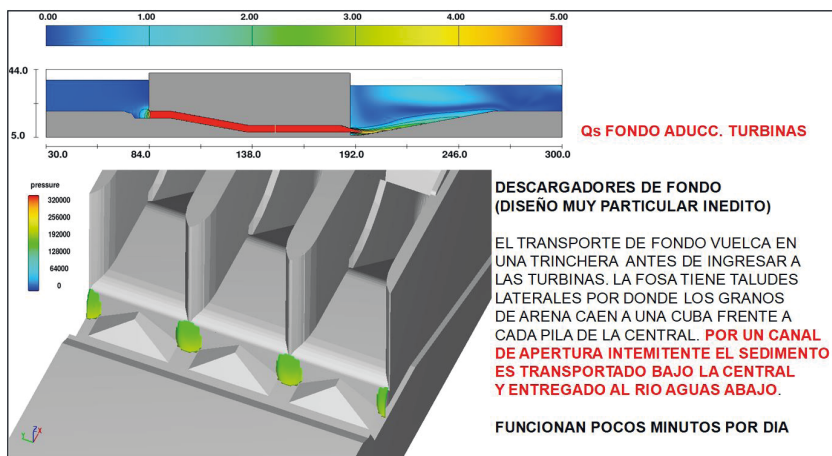


Figura 17.13. Descargadores de fondo

7) Navegación fluvial

Como es sabido, por la sección de esta represa cruza la Hidrovía Paraná–Paraguay, cuyas embarcaciones deben poder pasar hacia ambos lados del cierre. Para ello se ha diseñado una clásica esclusa de navegación, la cual se construye tallada en la margen izquierda del río (zona de Lavalle, provincia de Corrientes). La misma es de muy bajo salto y para su diseño se ha tomado como referencia una esclusa similar que funciona muy bien, desde hace más de 50 años, en el canal intercostal del golfo de México (Estados Unidos).

El vano o ancho de la misma se ha adoptado como el mínimo común múltiplo de las mangas de las barcazas tipo Mississippi y tipo Paraná, que son las que se utilizan para conformar los convoyes o trenes de barcazas que navegan este río.

Sobre esta esclusa se ha dejado un gálibo vertical adecuado para que puedan pasar los remolcadores, con mayores arboladuras de cabinas de mando y antenas de comunicación que navegan la hidrovía.

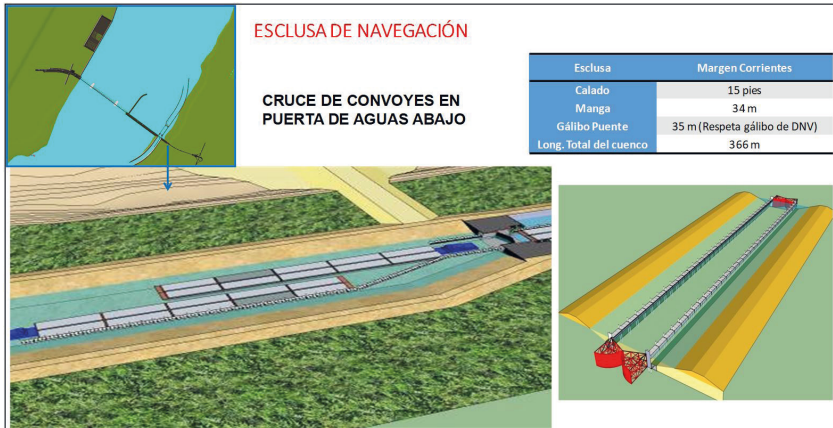


Figura 17.14. Esclusa de navegación

8) Cierre de río

Para esta obra se ha diseñado un cierre y desvío de río, que a medida que se construye va derivando caudales hacia la represa (vanos de paso de central más puente vertedero previamente construidos, terminados y habilitados). Los mismos serán construidos en recinto estanco, generado por excavación y dragados sobre la isla de margen derecha. El cierre de río se construye con el material más económico existente en la zona: arenas del mismo río.

Dado que este material colocado suelto sería fácilmente transportado por la corriente sin lograr el cierre, se lo contiene en geobolsas o geocontenedores de tela geotextil. Los mismos son de grandes dimensiones (mayores a 1000 toneladas) y se construyen llenando los geotubos dentro del interior de barcazas de transporte de materiales, con volcado por sistema split (casco partido). Se coloca la tela y luego arriba el gran volumen de arena, para luego cerrar el geocontenedor, cosiendo la tela en su parte superior.

Las barcazas de colocación navegan con el geotubo en su cántara hasta la posición adecuada, donde mediante la apertura de su casco partido, el geotubo cae por gravedad al fondo del río. Por sucesivos volcados programados de

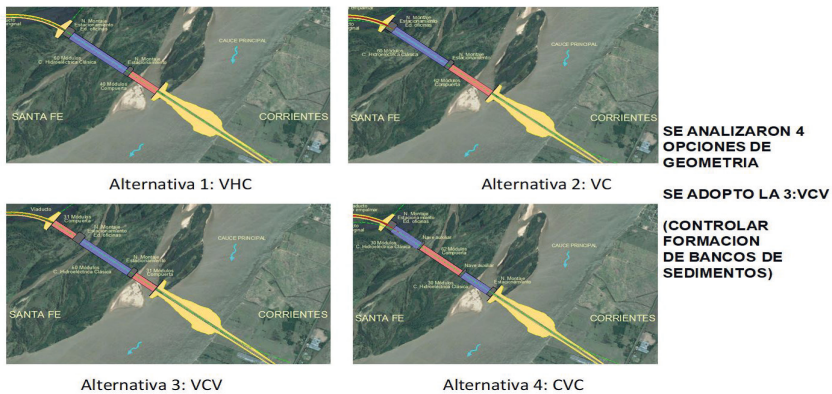


Figura 17.15. Alternativas de obras consideradas



Figura 17.16. Cierre y desvío de río

9) Albardón lateral de margen derecha

Las márgenes derecha e izquierda del cauce principal del río, en el tramo entre el cierre de presa (Lavalle) y la localidad de Bella Vista, constituyen los bordes del recipiente natural donde se acumulará temporarily agua para lograr los mínimos bajos saltos de generación hidroeléctrica en la central. Como margen izquierda se tiene la costa natural de la provincia de Corrientes, la cual es naturalmente sobreelevada y funciona adecuadamente conteniendo agua sin desbordes, como si se tratara de una crecida natural y ordinaria de este río y sin cierre.

Sobre la margen derecha se dispone del albardón natural del valle aluvial de baja altura y un número no menor de pequeños cauces y/o zonas bajas del

valle, que naturalmente obran como vinculación hidráulica entre cauce y valle aluvial durante las crecidas. Todas estas zonas de pasaje se deben respetar, para lo cual el AHSL tiene incorporada una regularización de dicho albardón, pero con obras de paso en cada uno de estos mismos lugares donde actualmente hay vinculación hidráulica natural entre cauce y valle.

Pero, para generar la mínima energía necesaria para que este proyecto sea económicamente factible (es decir, para que su construcción tenga sentido), es necesario sobre elevar levemente este albardón natural de margen derecha en todo este tramo.

Este requerimiento es la mayor debilidad ambiental de este proyecto de AHSL, debido al impacto que el mismo causaría a la fauna de la zona. Este recrecimiento se logra con refulado libre de arenas del mismo río y es variable en altura, desde un máximo de aproximadamente 3 m en la zona de la represa (Lavalle), linealmente decreciente, a un mínimo de menos del metro en la zona de Bella Vista. El mismo tendrá pendientes naturales estables que permiten el arraigo y crecimiento de toda la vegetación natural de la zona, y desde la población Isla Guaycurú hasta la represa, tendrá en su coronamiento un mejorado adecuado para el tránsito de vehículos, lo cual permitirá a esta población tener un acceso terrestre del que hoy no dispone.

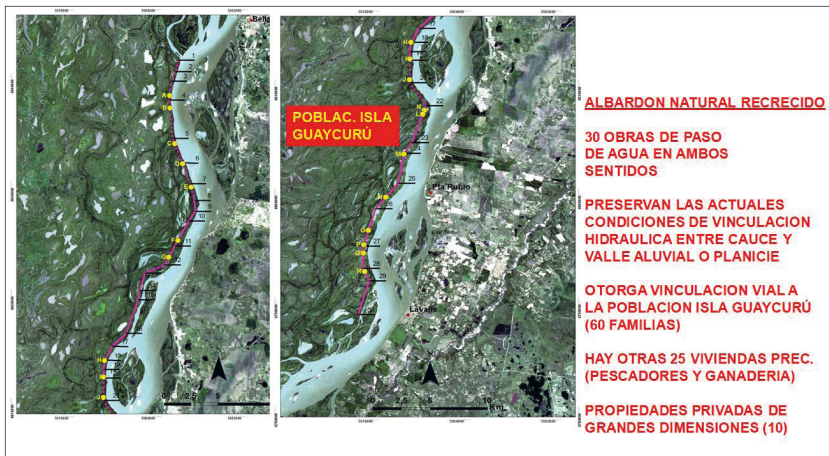


Figura 17.17. Albardón recrecido con obras de paso

De todos estos aspectos específicos y novedosos del AHSL, que contribuyen a la sustentabilidad ambiental del mismo, cabe destacar que lo contrario del ítem 3, es decir, turbinas en funcionamiento (durante un 65–70 % del tiempo) y la necesidad del ítem 9, esto es, la construcción del albardón levemente recrecido, son dos elementos claves que permiten la factibilidad económica de esta obra.

Dicho de otra manera, tanto sin cerrar el río un cierto tiempo mínimo del año como sin recrecer levemente el albardón de margen derecha, la energía obtenida no pagaría la obra, al menos por estos tiempos, si se contempla el precio de la energía actual.

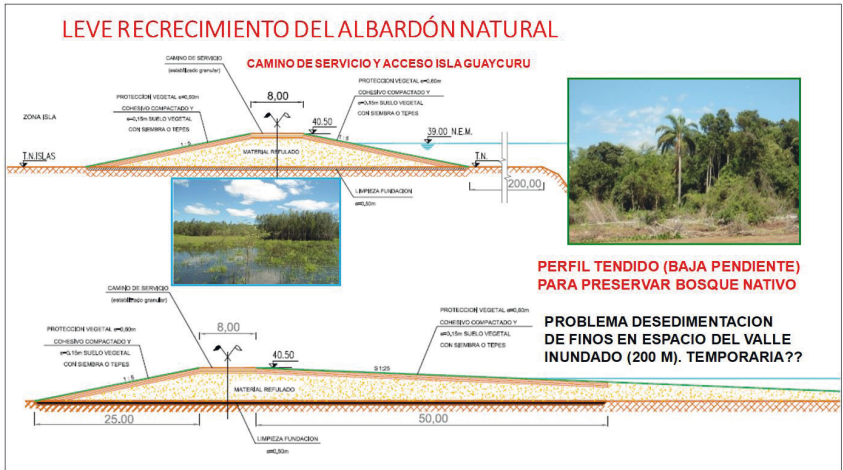


Figura 17.18. Secciones del albardón recrecido

Comparación con Paraná Medio (AyE, 1974/1982)

Entre los años 1974 a 1982, la empresa estatal Agua y Energía Eléctrica se desarrolló el proyecto hidroeléctrico conocido como Paraná Medio (AyE, 1982). El mismo se trataba de dos, o alternativamente tres, represas hidroeléctricas ubicadas en el tramo medio del río Paraná, con la finalidad de aprovechar al máximo la energía hidráulica disponible de este gran río en su tramo medio, entre Corrientes y Rosario.

Cuadro 17.4. Cierres pensados del Paraná Medio (AyE, 1982)

ALTERNATIVA	TURBINAS		H NOM (M)	N EMB (M)	POTENCIA (MW)	EMA		
	TIPO	CANT				(GW/H.Año)		
2 SALTOS	CHAPETON	KAPLAN	48	12,2	29	3000	18626	34158
	PATI	KAPLAN	48	11,7	43	2857	15532	
3 SALTOS	CHAPETON	KAPLAN	48	9,0	25	1835	13468	31271
	ESQUINA	KAPLAN	62	6,2	34	1325	8859	
	LAVALLE	KAPLAN	62	6,2	43	1330	8944	

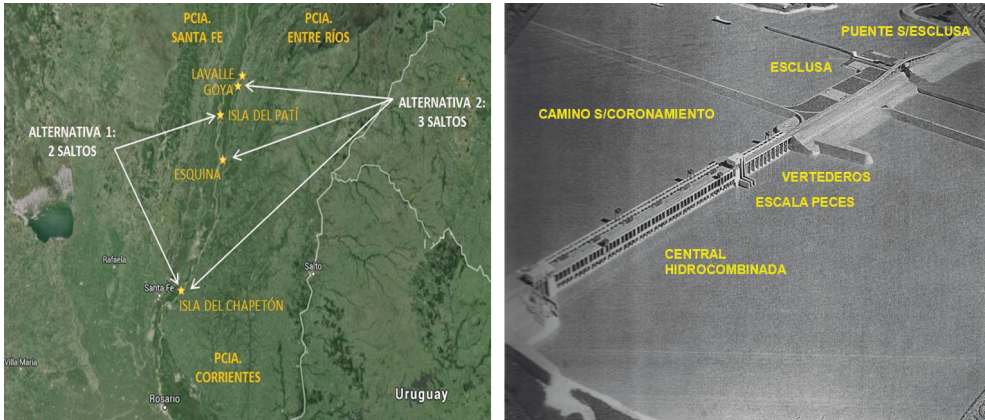


Figura 17.19. Aprovechamientos del tramo (izquierda) y cierre Chapetón (derecha)

Dicho aprovechamiento estuvo a punto de ser construido. Se llegaron a preparar los pliegos licitatorios de uno de sus cierres, denominado «Chapetón», pero por aquel entonces surgieron fuertes cuestionamientos ambientales que involucraron opiniones sociales. La decisión fue postergada un tiempo y luego terminó desapareciendo de la agenda de aprovechamientos a construir en Argentina.

Resulta interesante comparar aquel viejo proyecto con el que en este capítulo se describe.

En rasgos generales, entre ambos hay un gran cambio filosófico–conceptual en los criterios que se utilizaron para sus diseños. El proyecto de 1982 fue concebido buscando la máxima energía posible de obtener y, para su diseño optimizado, se priorizaron beneficios económicos tras este objetivo de máxima energía. En aquel momento, en nuestro país se proyectaban obras hidroeléctricas que, si bien contemplaban, controlaban y remediaban los aspectos ambientales, tenían como objetivo primordial maximizar la energía a obtener.

Si ese mismo proyecto se hubiera desarrollado un par de décadas antes, quizás se hubiese construido, como se ha hecho con la mayoría de estas obras AYE SE, pues la sociedad así lo admitía. Si se proyectaba una década después, seguramente su diseño hubiera sido distinto, tal vez más parecido al de 2016. Cuando el proyecto Paraná Medio de los años 80 finalizó, los criterios de diseño ya estaban cambiando rotundamente en el mundo y la sociedad argentina —atenta a ello— se opuso de manera enfática a su construcción. Poco tiempo después, el mismo pasó al olvido.

Pasaron más de 30 años para que nuestro país vuelva a pensar en aprovechar la gran energía natural que el río Paraná ofrece. En esta oportu-

nidad, 2014–2016, como una obra complementaria a una vinculación vial, entre Reconquista y Goya, que no tenía posibilidades de financiación como tal, pero con una gran diferencia filosófico–conceptual a la de los años 80. Efectivamente, el AHSL–2016 ha sido desarrollado bajo el lema de afectar lo mínimo posible el ambiente, intentando lograr una energía mínima (ya no máxima posible) capaz de hacer económicamente factible el mismo incluyendo la conexión vial.

Para avanzar en este nuevo desafío que impone la conducta ingenieril del momento, fuertemente condicionada por los preceptos de sustentabilidad ambiental, fue de gran utilidad que en el equipo de trabajo del AHSL–2016 participaran algunos ingenieros que también habían trabajado en el Proyecto Paraná Medio en 1982. Esto permitió integrar, desde el inicio del nuevo proyecto, la experiencia de aquellos ingenieros con los nuevos paradigmas que señala el desarrollo sostenible. Con ello se logró recuperar la experiencia práctica de aquellos tiempos pero en un contexto de incorporación de nuevos conceptos que reemplacen a aquellos fuertemente cuestionados en la actualidad, lo cual permite resguardar los intereses y cuidados del ambiente.

A continuación, se describen los grandes cambios que hubo entre ambos proyectos. Para hacerlo más concreta y resumidamente, se enumeran los principales elementos del Paraná Medio que hacían ambientalmente cuestionable dicho proyecto y que se logran evitar con este nuevo enfoque.

- Riesgo de vida y cuantiosos daños económicos por probable rotura y/o superación de la presa lateral (300 km de embalse) y/o cierre frontal.
- Corte total de la migración natural de peces.
- Existencia de gran embalse con eliminación del hábitat natural en el valle aluvial.
- Depositación de sedimentos acumulativa dentro del embalse.
- Inundación de poblaciones.
- Afectaciones a afluentes (curvas de remanso).
- Oleaje por viento dentro del embalse (erosión de márgenes y afectación a navegación).
- Depositación y descomposición de materia orgánica y elementos contaminantes dentro del embalse.
- Proliferación de algas y aumento de contaminantes en zonas de baja circulación de agua dentro del embalse, agravado por volcado de efluentes cloacales más industriales.
- Afectaciones al clima.
- Erosiones aguas abajo de la presa.

- Afectaciones por operaciones en punta del central (importantes fluctuaciones horarias de niveles y velocidades de corriente hacia aguas abajo de la presa).

Como puede advertirse, la mayoría de los cuestionamientos ambientales al proyecto Paraná Medio de la década de los 80 se debía a la existencia de grandes embalses para lograr mayores saltos.

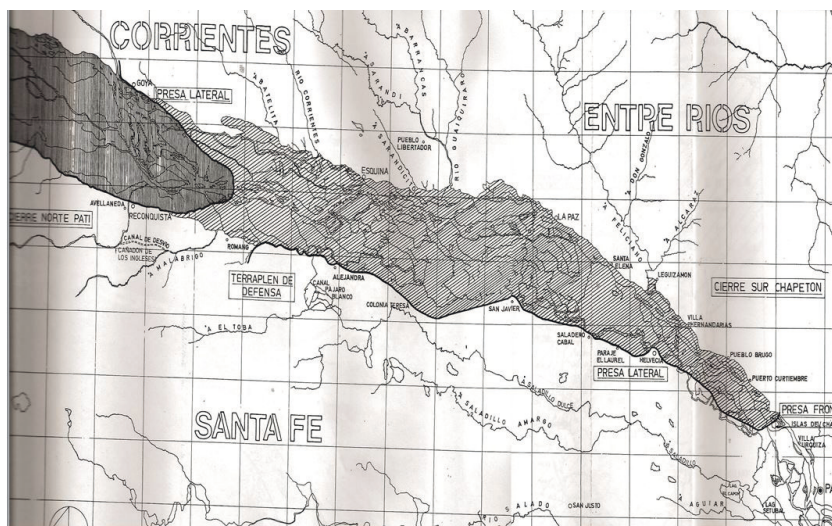


Figura 17.20. Embalses de proyecto PM/1982 (12 000 km² cada uno)

Todos estos aspectos ambientales y sociales negativos del Paraná Medio del año 1982 fueron evitados con el estudio de aprovechamiento hidroeléctrico sustentable de 2016.

En contraparte a lo arriba expresado, y respondiendo a su principal objetivo de diseño, el proyecto 1982 ofrecía la obtención de mayores beneficios económicos, ya que la energía total aprovechable del tramo resultaba de aproximadamente 34 000 Gwh/año mediante dos cierres, frente a los aproximadamente 21 000 Gwh/año del estudio de 2016, incluyendo seis cierres similares, es decir, un 62 % más de energía. Pero entre dos opciones siempre se cambian cosas. En este caso, mediante el nuevo proyecto se resignaron importantes beneficios económicos a cambio de mayor sustentabilidad ambiental.

Obviamente, cuidar al máximo el ambiente no resulta gratis. Como puede notarse, las pérdidas de beneficios económicos medidos en generación y disponibilidad de energía son sustantivas. Pero, cuando el precepto objetivo

es preservar el ambiente de las generaciones futuras, esta pérdida económica ya no importa tanto como la posibilidad de que, dentro de la sustentabilidad ambiental defendida enfáticamente, se pueda aspirar a obtener alguna mínima energía de este río, tan necesaria para la sociedad.

Pasos pendientes a futuro

El AHSL del año 2016 no tiene aún un estudio detallado de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA). Esto se explica por dos motivos:

- 1) Para el diseño se ha partido con las premisas básicas claves de la sustentabilidad ambiental que consisten en: a) No requerir embalse (dada la cantidad de inconvenientes que ello causa, como más arriba se ha indicado), b) No afectar el valle aluvial, y c) Mantener río abierto durante crecidas ordinarias.
- 2) Se dudaba de si las condiciones base impuestas en 1) permitirían la factibilidad económica y/o financiera del proyecto desarrollado en 2016, dado que dichos condicionantes reducirían sustancialmente la energía obtenida y sus beneficios económicos.

La respuesta obtenida con el nuevo proyecto es que cumpliendo con 1), los beneficios económicos buscados en 2) están en el límite inferior de lo aceptable pero son satisfactorios. Esto permite concluir que, a pesar de cumplir con la sustentabilidad ambiental establecida, el aprovechamiento es económica y financieramente posible.

Entre los mayores interrogantes que aún perduran y deben estudiarse en detalle durante el EIA, que aún falta desarrollar, se deben citar:

- Impacto del albardón recrecido sobre isla de margen derecha.
- Depositación selectiva, localizada y transitoria, de sedimentos finos en zonas precisas de baja circulación junto a la margen derecha.
- Dispositivos para evitar migración descendente de peces y larvas por zona de la central durante generación (río cerrado).
- Impacto ambiental en pequeñas islas y bancos del cauce principal sometidas a inundaciones durante la operación de la presa.
- Restablecimiento del transporte de arenas durante río abierto, que fueran depositadas durante río cerrado, fundamentalmente en la cola del embalse.
- Mejor manera de pasar de río abierto a río cerrado, y viceversa; es decir, de operar simultáneamente aperturas y/o cierres de compuertas para lograr el transporte de eventuales depósitos de arenas, posibles de formarse muy cercanos a las obras de evacuación (central y/o puente vertedero).

- Mejor ubicación de las zonas de llamada para las escalas de peces (dos rampas y ascensor), aunque se conoce por antecedentes que las mismas son opciones paliativas poco eficaces. Por ello, la garantía de migración de peces del AHSL-2016 estaría confiada a los períodos de río abierto.
- Reconstrucción de viviendas para la población de Isla Guaycurú.

Una vez que se disponga de esta EIA, correspondería informar objetivamente a la sociedad para que la misma decida sobre la posibilidad de continuar adelante con este AHSL-2016, ya sea en un futuro mediano o más adelante. Al respecto, cabe destacar que el aumento de la población y estándares de vida, junto a la disminución de las reservas de energía a través del tiempo, suelen tornar convenientes aprovechamientos cada vez más caros en costos unitarios de producción de energía.

La energía media anual que produciría el AHSL-2016, con su único cierre en Lavalle, es de 4110 Gwh, nada despreciable: es equivalente a la parte argentina de lo que genera Salto Grande o al 40 % de la parte argentina de lo que genera Yacretá. Es energía suficiente para cubrir el consumo domiciliario de más de 4 millones de habitantes. Además, la obra incluiría la conexión vial Reconquista-Goya, subsidiada por la energía generada.

Conclusión final

El autor de este capítulo ha tenido la oportunidad de participar del desarrollo de ambos proyectos de aprovechamientos hidroeléctricos que aquí se comparan (AYE-1982 y AHSL-2016). Corresponde destacar que en ambos proyectos los equipos técnicos integrados por numerosos especialistas en las múltiples áreas temáticas involucradas han desarrollado cada tipo de aprovechamiento de la mejor manera posible, siguiendo las reglas del arte y los paradigmas filosóficos-conceptuales de la ingeniería rectores de cada época. Las grandes diferencias conceptuales entre los mismos evidencian cómo, en relativamente poco tiempo (tres décadas), ha evolucionado la concepción de estas obras para atender de manera adecuada a las cambiantes necesidades, intereses y prioridades de la sociedad, que a través del tiempo también evolucionan en forma constante. Y la ingeniería, como lo ha hecho, debe acompañar estos cambios.

Agradecimientos

A la empresa Agua y Energía Eléctrica Sociedad del Estado, a las universidades nacionales del Litoral y de La Plata, y a los numerosos profesionales que participaron en los equipos técnicos de estas instituciones y que desarrollaron ambos proyectos de ingeniería, de los cuales se ha extraído información muy concreta y resumida para elaborar este capítulo. A los editores del libro, Carlos U. Paoli y Mario I. Schreider, por sus oportunos y valiosos aportes durante la planificación, redacción y revisión de este capítulo.

Antecedentes utilizados

Universidad Nacional del Litoral y Universidad Nacional de La Plata (2016). *Aprovechamiento Hidroeléctrico Sustentable de un Río de Llanura*.

Empresa Agua y Energía Eléctrica, Sociedad del Estado (1982). *Aprovechamiento Hidroeléctrico del Paraná Medio*.

Capítulo 18

Servicios ecosistémicos y estudios de impacto ambiental

María Daniela García
Emiliano Veizaga

Capítulo 18

Introducción

Los bienes y servicios del tramo medio

Regiones y paisajes de humedales del tramo medio del río Paraná

Bienes y servicios que prestan los ecosistemas de humedal

La evaluación de impacto ambiental como instrumento de gestión

Salvaguardas socioambientales de los organismos de financiamiento

Las intervenciones antrópicas y sus impactos más relevantes

La gestión socioambiental de proyectos

Caso piloto Aprovechamiento Hidroeléctrico Sustentable de Llanura (AHSL)

Referencias bibliográficas

Introducción

El capítulo presenta las funciones y los servicios ecosistémicos dentro del tramo medio del Paraná (Figura 18.1.), que el río presta albergando una amplia heterogeneidad de hábitats adaptados a un régimen hídrico cuya característica principal es la alternancia de ciclos de inundación y bajantes. Estos hábitats son ecosistemas en sí mismos, denominados «humedales», algunos de ellos reconocidos como tales y protegidos en el marco de la normativa nacional e internacional y otros tantos aún sin inventariar.

Se presentan los conocimientos que hasta el momento se han generado sobre el tramo medio y sus sistemas de humedales, diferenciando regiones y subregiones; cada una de estas categorías con características que las hacen diferenciables y distinguibles de las otras. Asimismo, se describe una metodología propuesta en el marco de un servicio que, desde la UNL, se prestó al Ministerio de Ambiente de la Nación para avanzar en el diseño de un marco conceptual tendiente a realizar el inventario de los distintos humedales de Argentina.

Más adelante se describe uno de los instrumentos de la gestión ambiental que busca prevenir los efectos ambientales que las intervenciones humanas generan en los sistemas naturales, a saber, la Evaluación de Impacto Ambiental, su alcance y las normas provinciales que la regulan. En este contexto aparecen los organismos de financiamiento que poseen exigencias ambientales propias en cuanto al objeto de su interés y regulan de alguna manera el accionar frente a proyectos de envergadura.

Finalmente, se presenta un caso concreto de estudio que consistió en un estudio de prefactibilidad de un aprovechamiento hídrico sustentable en el tramo medio, con financiamiento del Banco de Desarrollo de América Latina (CAF), donde se fueron cumpliendo y se dio respuesta a las directrices operativas y salvaguardas que, en materia ambiental, impuso el organismo.

Los bienes y servicios ecosistémicos del tramo medio

La información que forma parte de esta sección es producto de una recopilación de antecedentes de publicaciones y trabajos realizados por investigadores y profesionales expertos de distintas instituciones en el marco de los avances para el desarrollo del Inventario de Humedales de Argentina.



Figura 18.1. Tramo medio del río Paraná

Fuente: Iriondo et al., 2011.

¿Qué es un humedal?

Para que un ambiente sea identificado como un humedal, se deben cumplir algunas condiciones. La presencia de agua y vegetación, aunque no cualquier especie de esta última, es un elemento característico que se encuentra continua o temporalmente por períodos prolongados. Condiciones litológicas y geomorfológicas particulares que propicien la acumulación de agua, como también un régimen hidrológico que actúe como condicionante de la extensión, permanencia y dinámica de los flujos de agua, garantizan la existencia de humedales.

Existen variadas definiciones de lo que se considera un humedal. Entre ellas, se pueden citar las definidas por el Comité para la Caracterización de los

Humedales de Estados Unidos (1995), o la de Keddy (2000), que los define como «un ecosistema que se forma cuando inundaciones por agua producen que los suelos sean dominados por procesos anaeróbicos que fuerzan a la biota, particularmente a plantas arraigadas, a exhibir adaptaciones para tolerar la inundación». Las diferencias entre estas radican en la gran variedad de tipos de climas, características geomorfológicas y diferentes condiciones hidrológicas que los caracterizan (Malvárez *et al.*, 2004), o de acuerdo con el propósito que se busque, ya sea su conservación, la identificación de usos o planes de manejo o la elaboración de normativas legales (Ginzburg *et al.*, 2005). La Convención sobre los Humedales de importancia internacional, conocida como la Convención de Ramsar, los define en forma amplia como:

Las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. (Convención de Ramsar sobre los Humedales, 2018)

Todas estas definiciones, como la del Documento Técnico (2009), la del Proyecto de Ley de Presupuestos Mínimos de Humedales —elaborado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable— y la del us Fish and Wildlife Service, han sido evaluadas por especialistas en el taller «Hacia un Inventario Nacional de Humedales», llevado a cabo en septiembre de 2016 en la ciudad de Buenos Aires. Esto permitió arribar a la siguiente definición de humedal consensuada por el grupo de expertos convocados y sugerida para avanzar en el inventario nacional:

En el marco del inventario nacional, humedal es un ambiente en el cual la presencia temporaria o permanente de agua superficial o subsuperficial causa flujos biogeoquímicos propios y diferentes a los ambientes terrestres y acuáticos. Rasgos distintivos son la presencia de biota adaptada a estas condiciones, comúnmente plantas hidrófitas, y/o suelos hídricos o sustratos con rasgos de hidromorfismo.

Esta última definición integral tiene en cuenta cuestiones funcionales de los humedales, como el régimen hidrológico y los procesos biogeoquímicos, en tanto características determinantes de la fisonomía de estos ambientes.

Se puede afirmar, entonces, que los humedales son ambientes que permanecen en condiciones de inundación o encharcamiento por períodos prolongados, o que mantienen suelos saturados con características de hidromorfismo, que promueven el desarrollo de procesos biogeoquímicos en condiciones

anóxicas, fundamentalmente, y donde crece vegetación hidrófita adaptada a las condiciones antes mencionadas. La Figura 18.2. permite una rápida conceptualización de un ambiente de humedal, haciendo énfasis en la presencia de agua cercana a la superficie del suelo.

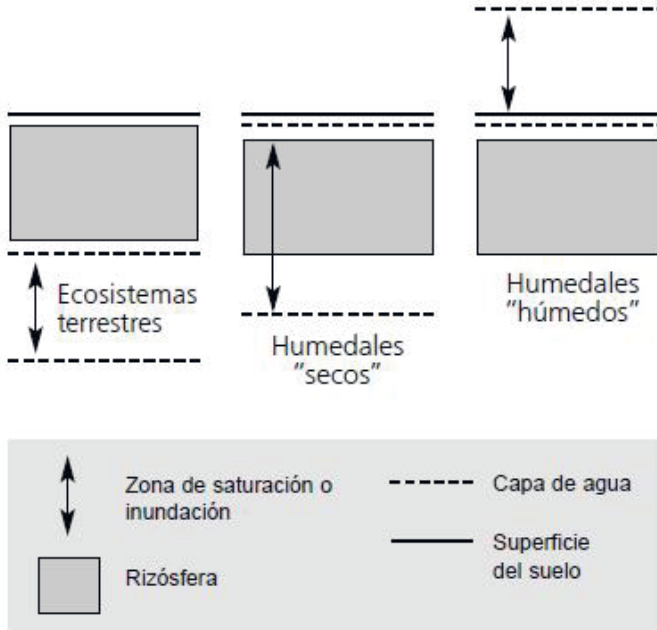


Figura 18.2. Esquemas conceptuales para la identificación de ambientes de humedales
Fuente: documentos del curso-taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina (Malvárez *et al.*, 2004).

Regiones y paisajes de humedales del tramo medio del río Paraná

El desarrollo geomorfológico de Argentina, en conjunto con otras cualidades, como una extensa red hidrográfica y un balance hídrico favorable en muchas regiones del país, permite la conformación de humedales de todo tipo.

Según Junk *et al.* (2013), la superficie media de humedales a nivel mundial fluctúa entre el 5 al 8 %, mientras que en Argentina Kandus *et al.* (2008) han podido determinar que ese valor asciende al 21,5 %, lo que representa aproximadamente unos 600 000 km².

Inicialmente, Canevari *et al.* (1999) identificaron por primera vez seis regiones de humedales basándose en términos de situación, conservación y legislación. Los avances científicos de grupos de investigación expertos en la temática han podido mejorar esa regionalización, integrando criterios fisiográficos y ecológicos. Esto arrojó un total actual de 11 regiones de humedales que cubren la totalidad del territorio argentino (Figura 18.3.), siendo algunas de ellas divididas en subregiones debido a la heterogeneidad interna, que se manifiesta en la presencia de tipos de humedales diferentes (Benzaquén *et al.*, 2017).

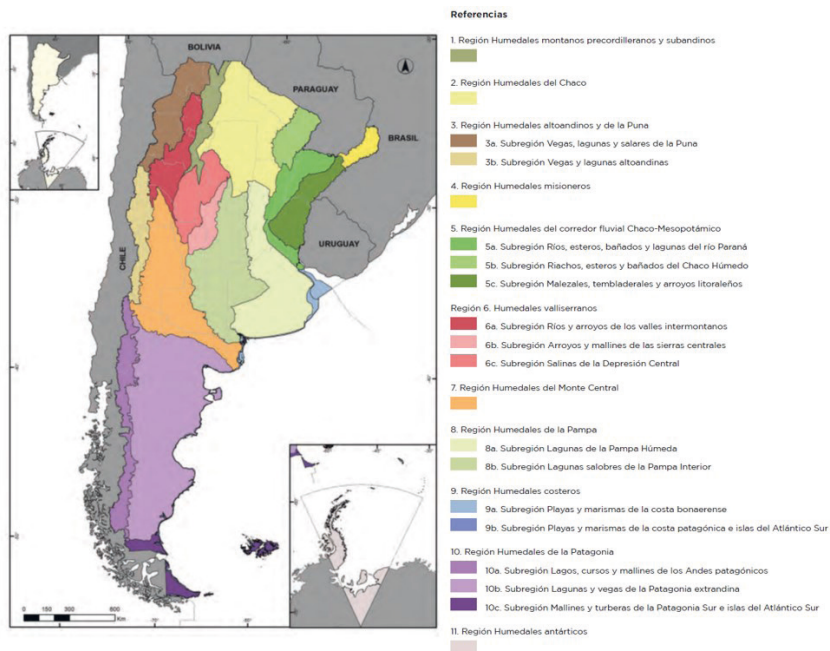


Figura 18.3. Regiones de humedales de la Argentina
Fuente: Benzaquén *et al.*, 2017.

En el tramo medio de río Paraná, la llanura de inundación alberga distintos ambientes lóticos y lénticos que se conectan y desconectan periódicamente conforme a la alternancia de pulsos de inundación y sequía (Neiff y Malvárez 2004). Durante los momentos de escasez de agua, se destaca el curso principal y sus brazos afluentes del resto que permanece seco en superficie temporalmente. Situaciones hidrológicas intermedias a las citadas posibilitan la identificación de humedales longitudinales vinculados a corredores, lagunas interconectadas y otros como lagunas aisladas, meandros abandonados, etc. (Figura 18.4.).



Figura 18.4. Fotografía tomada el 9 de abril de 2011 por astronautas a bordo de la Estación Espacial Internacional. Muestra un tramo de 29 kilómetros del Paraná. Extremo inferior izquierdo: Puerto Reconquista, provincia de Santa Fe – Km 949 del río Paraná.

Metodología para la regionalización

La metodología asociada a la identificación de regiones de humedales se relaciona con la selección de variables vinculadas a tres aspectos fundamentales: a) hídricos, tales como flujos de agua, balance hídrico climático; b) geomorfológicos que condicionan el emplazamiento de los humedales, tales como relieve, litología, geomorfología; y c) factores térmicos que afectan el desarrollo de la biota y su actividad metabólica (Holdridge, 1967). Se puede acceder a la metodología completa de la publicación en Benzaquén *et al.* (2017).

Con el objeto de formar criterios para el inventario de humedales, se han establecido distintos niveles de análisis que se relacionan con la escala de visualización y evaluación. Para ello, se han establecido tres niveles de escala:

- Nivel 1: Regiones y subregiones de humedales – Escala 1:1.000.000 a 1:500.000
- Nivel 2: Sistemas y subsistemas de humedales – Escala 1:500.000 a 1:100.000
- Nivel 3: Unidades de humedales – Escala <1:100.000

Región: humedales del corredor fluvial Chaco–mesopotámico

De acuerdo con la última regionalización realizada por Benzaquén *et al.* (2017), el tramo medio del río Paraná se inserta en la región: «Humedales del corredor fluvial Chaco–mesopotámico» (Figura 18.3.).

Situada en la porción noreste de Argentina, esta extensa región comprende paisajes de humedales que integran las planicies de inundación y paleocauces de los ríos Paraguay, Paraná y Uruguay y otros tributarios menores hasta la desembocadura del Río de la Plata. Aquí los ambientes de humedales son resultado de la modelación fluvial principalmente y es donde se concentra la mayor diversidad de ambientes, pudiéndose identificar 21 unidades de paisaje de humedales a través del análisis de los patrones de drenaje, de imágenes satelitales y campañas de observación, de las cuales algunas de estas presentan una relación directa con el tramo medio del río Paraná (Figura 18.5.).

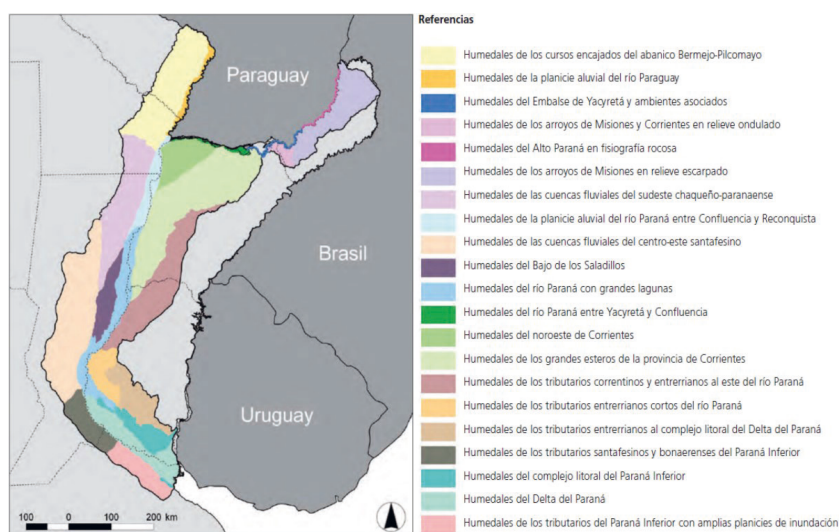


Figura 18.5. Unidades de paisaje de humedales de la región Chaco–mesopotámica

Fuente: Benzaquén *et al.*, 2013.

Debido a su extensión y diversidad de ambientes de humedales, esta región ha sido dividida en tres subregiones, cuyos humedales son el resultado de un control netamente fluvial, fluvio-lacustre y/o fluvial costero.

Subregión: ríos, esteros, bañados y lagunas del río Paraná

Esta subregión se caracteriza por su control fluvial, dominado por el curso actual y pasado del río Paraná, y otro que se remonta a Holoceno Medio (4500 años AP), donde tuvo lugar la fase de ingresión marina. Comprende el valle de inundación actual del río Paraná en sus tramos medio e inferior, el megaabánico aluvial del Paraná en su porción argentina, en la provincia de Corrientes, incluyendo los esteros del Iberá, los paleo-valles del Paraná correspondientes a los Bajos de los Saladillos en Santa Fe y el delta del Paraná, incluyendo el sector proximal del Río de la Plata hasta la isobata de cinco metros. Ocupa el noroeste de Corrientes, el este de Santa Fe, el oeste y sur de Entre Ríos y el noreste de Buenos Aires (Figura 18.6.). Su elevación respecto del nivel medio del mar se mantiene por debajo de los 100 m. La precipitación en toda la región supera los 1000 mm anuales y presenta una variación de temperatura media que fluctúa de norte a sur entre 22 y 19 °C, respectivamente.

Esta subregión contempla una abundante diversidad de humedales y es, además, la de mayor cantidad del país, por tener un 64 a 70 % de su superficie cubierta por humedales.

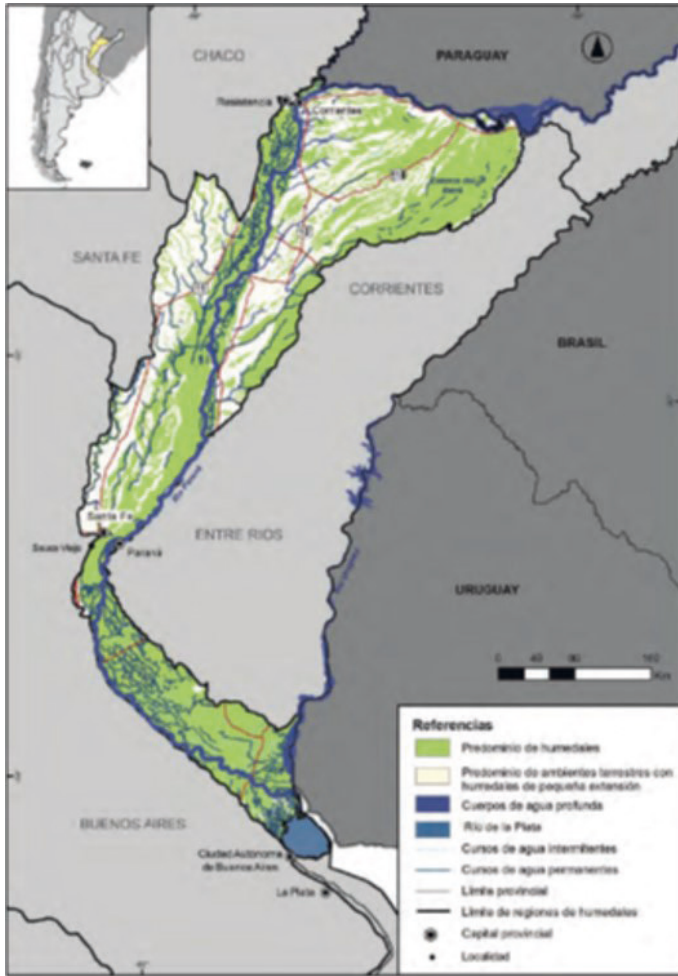


Figura 18.6. Subregión: ríos, esteros, bañados y lagunas del río Paraná.
Fuente: Benzaquén et al., 2017.

En la Figura 18.7. se puede apreciar la amplia variedad de paisajes de humedales (Minotti *et al.*, 2013) de origen fluvial que presenta la subregión identificada y que están estrechamente relacionados con la planicie de inundación del cauce principal del río, entre otros como los esteros y bañados del Iberá, que se alimentan del régimen de precipitaciones.



Figura 18.7. Sistemas de paisajes de humedales

Fuente: Minotti et al., 2013.

Sistemas de paisajes de humedales identificados por Minotti et al. (2013)	
1	Humedales del río Paraná entre Yacyretá y Confluencia
2	Humedales de las cuencas fluviales del sudeste chaqueño–paranaense
3	Humedales de la planicie aluvial del río Paraná entre Confluencia y Reconquista
4	Humedales de las cuencas fluviales del centro–este santafesino
5	Humedales del Bajo de los Saladillos
6	Humedales del río Paraná con grandes lagunas
7	Humedales del noreste de Corrientes
8	Humedales de los grandes esteros de la provincia de Corrientes
9	Humedales del complejo litoral del Paraná Inferior
10	Humedales del delta del Paraná

Una característica sobresaliente de los paisajes de humedales de esta subregión es su intrincada red de canales interconectados que resaltan su expresión con los pulsos de inundación alternados con ciclos secos, lo cual le otorga una estructura y funcionamiento propios (Neiff y Malvárez, 2004).

Subregión: riachos, esteros y bañados del Chaco húmedo

Sistema de paisaje: humedales de los cursos encajados del abanico Bermejo–Pilcomayo

Localizada al este de las provincias de Formosa y Chaco y norte de Santa Fe, abarca la porción terminal de los megaabanicos aluviales de los ríos Bermejo y Pilcomayo, incluyendo el Bajo Paraguay con su llanura aluvial (Figura 18.8.). Esta subregión se caracteriza por la presencia de palmares de caranday (*Copernicia alba*) en forma de parches o aisladas, constituyendo grandes llanuras o mesetas denominadas sabanas. Alcanza al tramo inicial del río Paraná Medio, en torno a la confluencia con el Bajo Paraguay. Mantiene una cota inferior a los 100 m snm; presenta una temperatura media anual cercana a los 22 °C y un régimen de precipitaciones superior a los 1100 mm anuales, destacándose la localidad de Resistencia, que alcanza los 1600 mm anuales.



Figura 18.8. Subregión: riachos, esteros y bañados del Chaco Húmedo
Fuente: Benzaquén et al., 2017.

En esta subregión es posible distinguir dos tipos de humedales. Aquellos formados por los derrames de los ríos Pilcomayo y Bermejo, a través de los megaabancos, con sentido de drenaje oeste–este y que descargan en el río Paraguay, donde aparecen los otros tipos. Estos últimos se conforman en forma de mosaico con distintos grados de conexión entre sí que integran una amplia variedad de ambientes de humedales (cursos de agua activos, paleocauces, lagos, lagunas y bañados de desborde).

A pesar del origen fluvial de los humedales, aquí prevalecen los movimientos verticales relacionados con los eventos de precipitación y los procesos de evapo-

transpiración, que sobresalen en magnitud comparados con los flujos horizontales. No obstante, los excedentes pluviales son responsables de los flujos laminares o encausados que anegan grandes áreas, cuyo tirante no supera los 50 cm. Durante los períodos secos, los cursos de agua superficial transportan agua proveniente de los flujos subsuperficiales, denominados «flujo base», cuya característica principal es su contenido salino (Minotti *et al.*, 2013).

La subregión presenta también una cantidad considerable de ambientes acuáticos producto de intervenciones humanas. La construcción de tajamares es uno de los reflejos de la escasez de agua estacional y que en algunos casos impide el flujo normal del agua hacia el río Paraguay. Otros ejemplos lo constituyen el almacenamiento de agua en los préstamos realizados para la construcción de caminos y la actividad arrocera, que a través de canalizaciones distribuye el agua e inunda grandes superficies de siembra que luego descarga en los cursos superficiales (Figura 18.9.).



Figura 18.9. Plantación de arroz en período de crecimiento

Subregión: malezales, tembladerales y arroyos litorales

Sistema de paisaje: humedales de los tributarios correntinos y entrerrianos al este del río Paraná (Figura 18.10.)

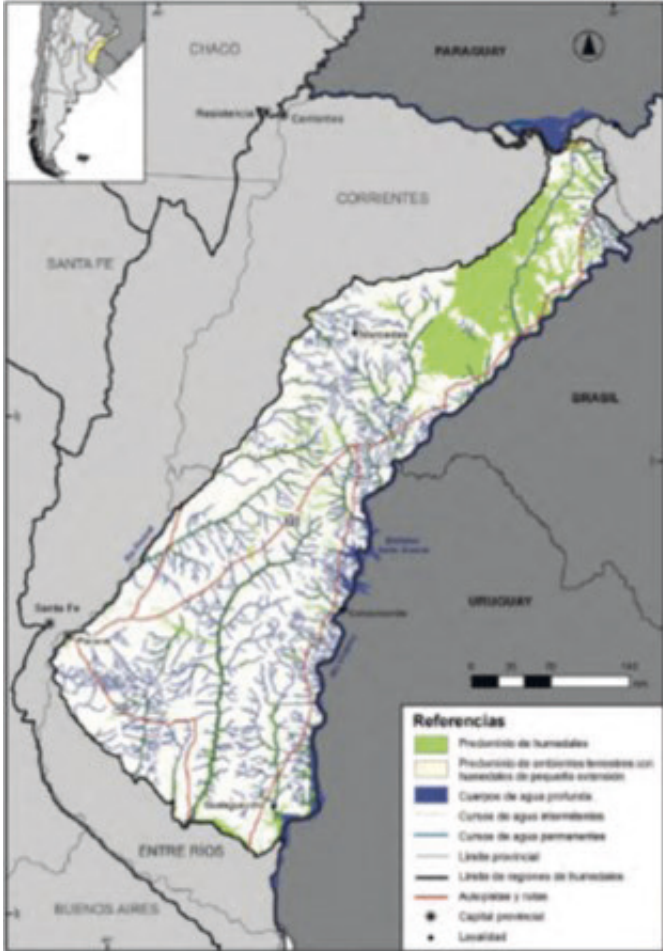


Figura 18.10. Subregión «Malezales, tembladerales y arroyos litorales»
Fuente: Benzaquén et al., 2017.

Esta subregión se localiza al este de Corrientes y ocupa también el noreste, este y centro de Entre Ríos. Limita al sur-este con el río Paraná, entre la desembocadura del río Guayquiraró hasta la localidad de Diamante, en Entre Ríos, coincidente con el límite inferior del tramo medio del río Paraná.

Es una región con un control geológico fuerte a través de estructuras basálticas correspondientes al planalto brasileiro, lo que le otorga un relieve de plataformas sobreelevadas erosionadas (Pereyra, 2003). Es así que el paisaje dominante es el de lomadas y cuchillas divididas por arroyos y ríos, que presenta un alto grado de antropización, con árboles aislados o en forma de isletas dispersas en medio de pastizales. Todavía se conservan grandes superficies de bosque nativo.

Presenta una temperatura media anual de 19 °C y un registro de temperatura anual en torno a los 1600 mm (Estación Meteorológica Reconquista).

Los malezales se localizan al norte de la provincia de Corrientes, concretamente emplazados entre el Aguapey al norte, el río Uruguay al este y el Miriñay al sur y al oeste. Su fisonomía es característica de suelo encharcado por largos periodos temporales sobre suelos con deficiente capacidad de drenaje y con vegetación abundante de pajonales. Su lento flujo genera canales interconectados en forma de surcos que rodean bloques de suelo con alturas de 10 a 60 cm (Carnevali, 1994; Parera y Moreno, 2000).

Sistema de paisaje: los bañados de altura

Se desarrollan sobre terrenos con escasa pendiente, ubicados generalmente en las cimas de las lomadas. Caracterizados por su relieve gilgai, las cubetas interconectadas que se nutren de agua de precipitaciones toman formas redondeadas, con anchos que van desde los cientos a los mil metros (Carnevali 1994). Su mayor concentración se encuentra en la divisoria de agua entre el Paraná y el Uruguay.

Sistema de paisaje: los humedales fluviales

En este caso, la variedad de humedales fluviales es producto de la red intrincada de canales que pueden ser distinguidos de acuerdo con el orden y la antigüedad de los cursos que los conforman. Sus aguas dulces han permitido el estudio para posibles usos en riego, gracias a los bajos valores de sólidos disueltos, PH y conductividad eléctrica afines.

Las fuentes de agua corresponden a los excedentes pluviales que ingresan a los cursos de cabecera a través de escurrimiento superficial, sumados a los aportes de agua subterránea. Debido a su carácter estacional, es común ver la construcción de tajamares o pequeñas represas para retener el agua.

Por otro lado, los cursos principales —más caudalosos y de carácter permanente— presentan terrazas donde se observan paleovalles encajados que se cubren completamente durante la época de lluvias. Al descender el agua, estas terrazas contienen en las depresiones del terreno a los humedales característicos de la zona, que son las charcas (Menni, 2004).

Bienes y servicios que prestan los ecosistemas de humedal

En la actualidad, la exactitud de los datos mundiales sobre el área que ocupan los humedales ha mejorado y se sabe que los humedales continentales y costeros a escala mundial cubren más de 12,1 millones de km², una superficie mayor que la de Canadá, con un 54 % inundado de forma permanente y un 46 % inundado de manera estacional (Ramsar, 2018).

Los humedales son los ecosistemas más productivos desde el punto de vista biológico. Por ello, su presencia es sinónimo de una cantidad de recursos útiles para el sostenimiento de la vida y de actividades productivas, vinculadas al agua y a los recursos que los humedales brindan.

Los bienes y servicios que los humedales brindan son muy diversos y superan ampliamente aquellos ofrecidos por los sistemas terrestres. Se los puede listar seguidamente en forma resumida:

- a) Provisión de agua para distintos usos (humano, industrial, ganadero, etcétera).
- b) Regulación de crecidas.
- c) Mejora de la calidad de agua a través de procesos de depuración natural.
- d) Provisión de hábitats para especies de interés socioeconómico, resguardo para la biodiversidad, actuación como corredores biológicos.
- e) Provisión de ambientes para turismo y recreación, debido a su interés paisajístico.
- f) Presencia de especies con valor forrajero.
- g) Recarga de acuíferos.
- h) Protección de la erosión costera.
- i) Retención de sedimentos e incorporación de nutrientes a través de la fijación atmosférica o la materia orgánica.
- j) Vías de comunicación a través de la navegación.
- k) Atenuación de condiciones climáticas extremas.
- l) Patrimonio natural.

Del mismo modo, pueden ser agrupados más exhaustivamente de acuerdo a su función genérica y funciones específicas (Kandus *et al.*, 2010), tal como se expresa en el Cuadro 18.1.

Cuadro18. 1. Función genérica y funciones específicas

Función genérica	Funciones específicas	Bienes y servicios ecosistémicos
Regulación hidrológica	Desaceleración de los flujos y disminución de la turbulencia del agua.	Estabilización de la línea de costa. Disminución del poder erosivo.
	Regulación de inundaciones.	Disminución de la intensidad de los efectos de las inundaciones sobre los ecosistemas vecinos.
	Retención de agua. Almacenaje a largo y corto plazo.	Presencia de reservorios de agua para consumo y producción.
	Recarga de acuíferos.	Reserva de agua dulce para el hombre, para consumo directo y actividades productivas.
	Retención y estabilización de sedimentos.	Mejoramiento de la calidad del agua.
	Regulación de procesos de evapotranspiración.	Atemperación de condiciones climáticas extremas.
Regulación bioquímica	Ciclado de nutrientes (nitrógeno, carbono, fósforo, etc.). Almacenaje/ retención de nutrientes (ej.: fijación/ acumulación de dióxido de carbono).	Retención de contaminantes. Mejoramiento de la calidad del agua. Acumulación de carbono orgánico como turba. Regulación climática.
	Transformación y degradación de contaminantes.	Mejoramiento de la calidad del agua. Regulación climática.
	Exportación	Vía agua: sostén de las cadenas tróficas vecinas. Regulación climática: emisiones de metano a la atmósfera.
	Regulación de la salinidad.	Provisión de agua dulce. Protección de suelos. Producción de sal.
Ecológicas	Producción primaria.	Secuestro de carbono en suelo y biomasa Producción agrícola (ej.: arroz). Producción de forraje para ganado doméstico y especies de fauna silvestre de interés. Producción apícola. Producción de combustible vegetal y sustrato para cultivos florales y de hortalizas (turba).
	Producción secundaria.	Producción de proteínas para consumo humano o como base de alimento para el ganado doméstico (fauna silvestre, peces e invertebrados acuáticos). Producción de especies de interés para caza deportiva, pesca deportiva y comercial, turismo recreacional.
	Provisión de hábitats.	Ambientes de interés paisajístico. Ofertas de hábitats para especies de interés comercial, cinegético, cultural. Provisión de hábitats críticos para especies migratorias (particularmente aves, tortugas acuáticas, peces e invertebrados acuáticos).
	Mantenimiento de interacciones biológicas.	Mantenimiento de cadenas tróficas de los ecosistemas vecinos. Exclusión de especies invasoras.
	Mantenimiento de la diversidad, tanto específica como genética.	Elaboración de productos, tanto animales y vegetales alimenticios. Elaboración de productos vegetales para la construcción. Elaboración de productos animales y vegetales no alimenticios (cueros, pieles, plumas, plantas y peces ornamentales, mascotas, etc.). Elaboración de productos farmacológicos y etnobiológicos (para etnomedicina, con fines religiosos, rituales, etcétera).

Fuente: Kandus et al, 2010.

Estudio piloto de inventario de humedales

Debido a su gradiente latitudinal, topográfico y climático, Argentina cuenta con una gran variedad y cantidad de humedales, que albergan una notoria biodiversidad, cumplen funciones ecosistémicas variadas, proveen bienes y servicios para el bienestar humano y resguardan la fauna y flora silvestres, así como importantes muestras del patrimonio cultural, arqueológico e histórico del país. A pesar de ello, aún no existe legislación nacional que establezca las pautas para la conservación, protección y el uso racional y sostenible de los humedales.

Es por ello que, con el objeto de avanzar en la concreción del Inventario Nacional de Humedales de la Argentina, la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de Argentina viene trabajando para generar información de calidad que permita caracterizar las distintas áreas geográficas del país (Benzaquén *et al.*, 2013, 2017) y así promover el ordenamiento ambiental territorial, la conservación y el uso sustentable de estos ecosistemas.

En ese marco, ha establecido sitios piloto para llevar adelante tareas de inventario con un nivel 3 de caracterización «Unidades de humedales – Escala <1:100.000». Entre ellos, el sitio piloto de una subcuenca del A. Yaguarí, en la provincia de Corrientes, fue encomendado al grupo de la FICH y la Facultad de Humanidades y Ciencias (FHUC) de la UNL, cuyo objetivo principal fue proporcionar elementos que contribuyan a preparar y refinar la metodología para inventariar los humedales del país y consolidar una herramienta de evaluación del recurso a nivel nacional, destinada a ser un instrumento de apoyo a los planes y programas de conservación y/o protección de humedales.

A fin de cumplir el objetivo, se realizó un intenso trabajo cartográfico y de procesamiento de imágenes satelitales para la identificación y el mapeo de humedales, cuyo resultado fue volcado a un Sistema de Información Geográfica. Este resultado fue verificado en campo, a través del reconocimiento de humedales, su emplazamiento, flora y fauna, y toma de muestras de suelo y aguas para su posterior análisis.

El trabajo cartográfico y de campo fue apoyado con el análisis de antecedentes y de metodologías de inventarios aplicadas en otros países. Finalmente, se elaboraron fichas técnicas de caracterización y clasificación de cada tipo de humedal identificado.

Para llevarlo a cabo, el desarrollo metodológico del mismo fue respaldado por los antecedentes internacionales, nacionales y experiencias propias de los grupos de trabajo.

Los aspectos generales metodológicos siguieron, entonces, las siguientes líneas de actuación:

- Recopilación de antecedentes del área de trabajo, incluyendo los aspectos físicos, ecológicos, socioeconómicos y trabajos previos realizados.

- Trabajos en gabinete con imágenes satelitales y otro tipo de cartografía para apoyar las tareas de identificación, delimitación y clasificación preliminar, utilizando como criterios sobresalientes los aspectos geomorfológicos, hidrológicos y la vegetación.
- Campaña de reconocimiento/validación de los ambientes identificados en gabinete.
- Redacción de un informe final que contempló las actividades mencionadas anteriormente. Confección de una ficha de caracterización de cada unidad de humedal identificada.
- Base de datos geográfica digital del inventario.

Metodología de identificación de humedales

En este trabajo se alcanzó el nivel 3, correspondiente a la identificación de unidades de humedales (Escala <1:100.000).

La identificación de los tipos de humedales presentes en la cuenca se realizó a partir de cuatro aspectos independientes entre sí:

- 1) El conocimiento general surgido del análisis de antecedentes del área y de áreas geomorfológicamente similares, esto es, paisajes de modelado predominantemente fluvial estructurado en una red de drenaje.
- 2) La interpretación visual de imágenes satelitales, con análisis de fotoelementos (tono, patrón, textura, posición topográfica) distintivos de áreas de humedales y geoformas asociadas.
- 3) La identificación de momentos hidrológicos húmedos (por pluviosidad e inundación fluvial) y selección de imágenes satelitales, a fin de verificar áreas de humedal interpretadas en (2).
- 4) La identificación por observación directa del humedal en campo, con descripción de su geomorfología/geología, suelos, indicadores de calidad de agua y biodiversidad.

Luego de la integración de los aspectos citados, se logró una correcta identificación y delimitación de tipos de humedales a través de sus rasgos distintivos. En el Cuadro 18.2. se clasifican los tipos de humedales identificados, vinculándolos con una clasificación jerárquica definida.

Finalmente, se confeccionaron fichas técnicas (Figura 18.II.) luego de la validación a través de las campañas de observación y muestreo realizadas, que incluyeron la localización de la cuenca de pertenencia y el lugar geográfico que ocupa dentro de la misma, información climática, aspectos vinculados

a la geología y geomorfología, suelos del área y vegetación característica, así como la descripción de las amenazas identificadas en torno al humedal.

Asimismo, las fichas incluyen un ejemplo concreto del tipo de humedal descrito, acompañado con indicadores de suelo y calidad de aguas, documentación fotográfica y un esquema del paisaje característico, producto del relevamiento de campo realizado en cada uno.

Cuadro 18. 2. Tipos de humedales identificados en el estudio caso piloto. UNL, 2018

Ambiente	Región	Sistema	Unidad	Elementos
Continental	Corredor fluvial Chaco-mesopotámico	Fluvial	Planicie de inundación	Bosque en galería
				Pantano trasalbardón
				Cárcavas/Surcos de erosión
				Paleocauces
		Antrópico	Corredor ribereño	Manantial
				Cauce
				Bosque en galería
Antrópico	Embalse para riego	Arrocera		
		Tajamar		

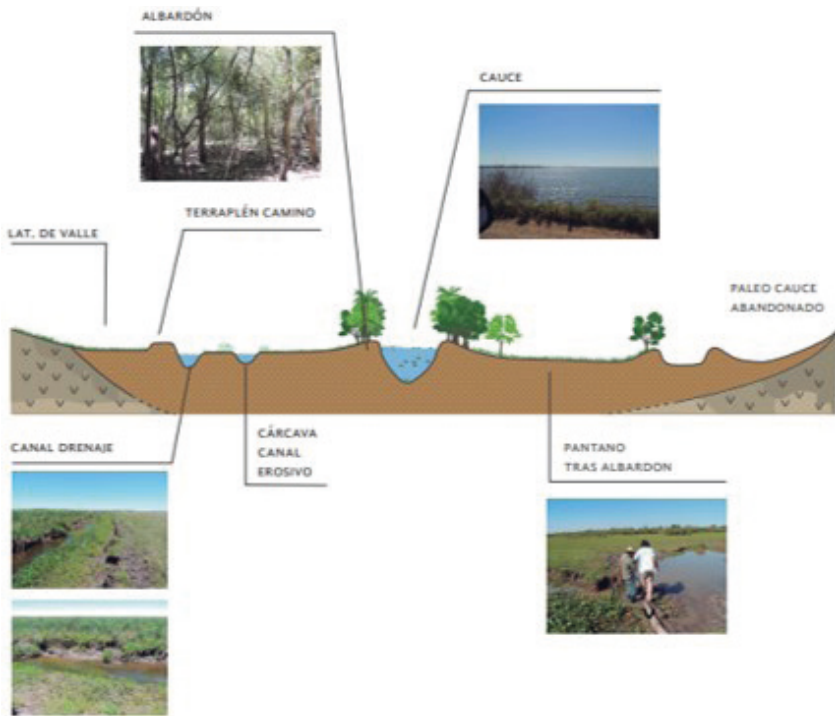


Figura 18.11. Ficha técnica para el tipo de humedal denominado «llanura de inundación». UNL, 2018

La Evaluación de Impacto Ambiental como instrumento de gestión

La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) se ha convertido en uno de los principales instrumentos preventivos para la gestión del medio ambiente. Se trata de un procedimiento administrativo para el control de los proyectos, que se apoya en la realización de estudios técnicos (Estudio de Impacto Ambiental) y en un proceso de participación pública. Tanto el procedimiento como los estudios técnicos conforman un campo de conocimientos al que ninguna profesión puede ser ajena, y ello porque ayuda a concebir y desarrollar los proyectos de una forma más moderna, internalizando los costes ambientales, porque su aplicación requiere el concurso de equipos multidisciplinares (Gómez Orea, 2010).

Definición

La EIA es un procedimiento jurídico-administrativo que tiene por objetivo la identificación, predicción e interpretación de los impactos ambientales que un proyecto o actividad produciría en caso de ser ejecutado, así como la prevención, corrección y valoración de los mismos, todo ello con el fin de ser aceptado, modificado o rechazado por parte las distintas administraciones públicas (Gómez Orea, 2010).

Como se destaca, se trata de procesos, es decir, requieren tiempo y dedicación, pero fundamentalmente el abordaje sistémico en equipos donde la participación de la interdisciplina es clave. Un equipo interdisciplinario ofrece diferentes miradas de una misma «intervención», lo que contribuirá al enriquecimiento en el análisis del proyecto.

Este proceso permite preidentificar impactos, tanto positivos como negativos, que sobre el ambiente ejercerá una determinada intervención. Se lo denomina «evaluación *ex ante*». Esta predicción es generalmente de tipo subjetiva y debe estar respaldada por el conjunto de miradas que sobre el tema aportan los integrantes del equipo, quienes poseerán experiencia en el tema y buen criterio para formular juicios de valor, como también en el uso de metodologías adecuadas para cada tipo de intervención.

Así, los impactos identificados pueden conducir a una modificación del proyecto que incorpore medidas que los «eviten» y de ese modo desaparecen ya en el diseño ejecutivo del mismo; a la formulación de medidas que permitan «reducirlos» o «compensarlos», donde el impacto no puede evitarse, por lo que es aconsejable buscar el modo de minimizarlo mediante la aplicación de medidas pensadas y diseñadas para tal fin, y en último caso —el menos

deseado por el equipo ambiental— puede ser compensado tratando de suplir o compensar el daño ocasionado al ambiente.

Tomando en cuenta lo anterior, la EIA se transforma en un instrumento preventivo de conocimiento muy útil para la toma de decisiones, tanto en el ámbito privado como en el público. Este instrumento contribuye a que quienes deben decidir si avanzar o no con una idea estén al tanto de las consecuencias perjudiciales y beneficiosas que tiene y a que —y no menos importante— estén alertados o informados acerca de los costos económicos que demandará la aplicación de las medidas antes mencionadas, que vuelven viable o amigable al proyecto.

No son pocas las acepciones que el término de EIA posee. No consiste solo en una evaluación (desde el punto de vista de estimación de valor), sino en —como se menciona anteriormente— un procedimiento que comprende la idea y el desarrollo de la intervención, la presentación del proyecto por el proponente, la declaración de impacto ambiental o certificado de aptitud ambiental por parte de las autoridades competentes en materia ambiental y la comunicación de los resultados a la población afectada.

Componentes del procedimiento de una EIA

En términos generales, se puede decir que las EIA están compuestas por un conjunto de elementos, los cuales pueden visualizarse en la Figura 18.12

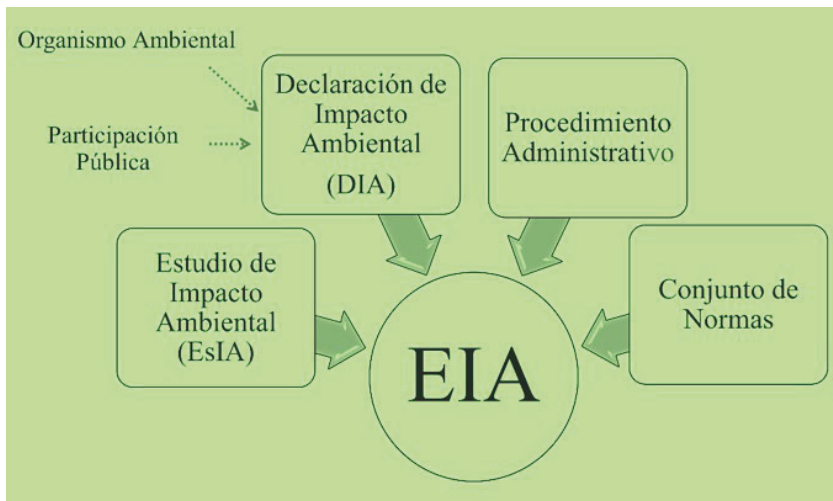


Figura 18.12. Componentes del proceso de EIA

Estos componentes estarán descritos en un procedimiento administrativo que cada organismo (público o privado) que demande la realización de una EIA establecerá en forma explícita.

Leyes nacionales y provinciales en materia de EIA

Ley Nacional General del Ambiente 25675

Fue sancionada por el Congreso de la Nación en el año 2002, cumplimentando con lo dispuesto por el artículo 41 de la Constitución Nacional. Así, tal como reza su artículo primero, esta ley «establece los presupuestos mínimos para una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable».

En cuanto a la competencia judicial, esta ley establece en el artículo 7 que deberán velar por la aplicación de esta norma los tribunales provinciales, según corresponda por el territorio, la materia o las personas. Ahora bien, en el caso en que el acto, omisión o situación generada provoque o pueda provocar la degradación o contaminación de los recursos ambientales interjurisdiccionales, la competencia recaerá sobre los tribunales federales.

En relación con la EIA, la ley nacional se refiere a la misma en sus artículos 11, 12 y 13, en términos de proceso que permite identificar, predecir, evaluar y mitigar los potenciales impactos que un proyecto de obra o actividad puede causar al ambiente en el corto, mediano y largo plazo, previo a la toma de decisión sobre la ejecución de un proyecto.

Ley 11717 de la provincia de Santa Fe

La provincia de Santa Fe, en cumplimiento con lo dispuesto por el artículo 41 de la Constitución Nacional antes evocado, en el año 1999 sanciona la ley provincial de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable.

El capítulo 8 refiere al impacto ambiental, en el que se señalan las obligaciones al respecto, tanto en cabeza de las personas físicas o jurídicas responsables de los proyectos, como de los/as funcionarios/as públicos/as responsables de la aprobación de una acción u obra y de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

El artículo 18 establece que las personas físicas o jurídicas responsables de proyectos, obras o acciones, que sean susceptibles de afectar el ambiente, deben presentar ante dicha secretaría un estudio e informe de evaluación del impacto ambiental de todas sus etapas. Del mismo modo, es obligación de los/as funcionarios/as y agentes públicos/as responsables de la aprobación de una acción u obra que afecte, o sea susceptible de afectar el ambiente, solicitar

con carácter previo el informe de EIA aprobado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

Los estudios ambientales son evaluados y, una vez cumplido el procedimiento, se otorga el certificado o licencia ambiental. La Secretaría, por su parte, debe realizar auditorías ambientales de todas aquellas obras y actividades que se encuentren en ejecución o desarrollo, e incluso ejecutadas y en pleno funcionamiento con preexistencia a la sanción de la ley.

Esta ley provincial es tenida en cuenta para la evaluación del impacto ambiental preliminar del aprovechamiento hídrico sustentable en río de llanura, caso «Goya–Reconquista», que se presenta más adelante.

Decreto 4977 de la provincia de Entre Ríos

La provincia de Entre Ríos no cuenta con una ley marco ambiental, razón por la cual en el año 2009 sanciona el decreto 4977, siendo la autoridad de aplicación la Secretaría de Ambiente Sustentable. En su artículo 2, el decreto establece —como primera medida— la categorización de actividades en función de su potencial impacto (actividades con menor impacto 1; 2 y 3 a aquellas consideradas de alto impacto). Luego, la norma establece la obligatoriedad de presentación de una Evaluación de Impacto Ambiental para aquellas actividades de categorías 2 y 3. Finalmente, una vez evaluado, se otorga el Certificado de Aptitud Ambiental por el cual se autoriza el proyecto.

De manera similar al caso de la legislación de Santa Fe, este decreto es tenido en cuenta para la evaluación del impacto ambiental del aprovechamiento hídrico sustentable en río de llanura, caso «Goya–Reconquista» que se presenta más adelante.

Ley provincial 5067 de Corrientes

En la provincia de Corrientes, la autoridad de aplicación de la legislación ambiental recae en el Instituto Correntino del Agua y del Ambiente (ICAA). Es el organismo autárquico del Estado provincial, autoridad de aplicación en los temas concernientes a recursos hídricos, gestión ambiental, tierras e islas fiscales y recursos mineros.

La gestión ambiental que lleva adelante el ICAA está centrada en la ley 5067 de Evaluación de Impacto Ambiental (reglamentada por decreto 2858/12 del 5 de diciembre de 2012), aplicable a todas las obras, instalaciones o actividades, tanto públicas como privadas, que puedan impactar al medio ambiente de la provincia.

Cada proyecto presentado solicita al organismo provincial el otorgamiento de la Declaración de Impacto Ambiental (DIA), que es el instrumento legal que habilita y autoriza la realización del emprendimiento ajustado a las normas ambientales vigentes. En algunos casos, esta medida se otorga en forma condi-

cionada y con plazos de cumplimiento de determinados requisitos. Para ello se lleva adelante el proceso de EIA, que implica el análisis de los documentos que integran el Estudio de Impacto Ambiental (ESIA) y los controles de aplicación de los planes de vigilancia.

Salvaguardas socioambientales establecidas por organismos de financiamiento

A partir de la década del 90, los bancos multilaterales y organismos de financiamiento empezaron a diseñar salvaguardas que sus clientes —gobiernos y empresas— y los proyectos que financian deben respetar, gracias en parte a la presión de organizaciones sociales y comunidades afectadas, para considerar los impactos de esos emprendimientos.

Asimismo, instauraron mecanismos de quejas para procesar denuncias de incumplimiento de los estándares o requisitos de esas salvaguardas en las obras en que aportan capital.

Desde hace más de 10 años, las instituciones financieras han pasado a revisar esos lineamientos para adaptarlos a un entorno social y ambiental variable, como el cambio climático y sus efectos, tormentas intensas, sequías y aumento de temperatura, entre otros. Actualmente, la mayor presión sobre esos bancos es a que no financien proyectos de hidrocarburos, debido a la urgencia climática de dejar de usar los combustibles fósiles.

Se presentan tres casos a modo de ejemplo de instituciones de financiamiento que establecen estos mecanismos y que fueron contemplados para la EIA del caso de estudio que se presenta al final de este capítulo.

Banco Interamericano de Desarrollo (BID)

El BID clasifica las operaciones en diferentes categorías de impacto: A, B, C.

Categoría A: operaciones que pueden provocar grandes impactos ambientales y sociales negativos o que tienen repercusiones profundas para los recursos naturales.

Categoría B: operaciones que pueden provocar impactos ambientales y sociales negativos, en general locales y a corto plazo, para los cuales se conocen medidas de mitigación eficaces y fácilmente disponibles.

Categoría C: operaciones que probablemente provoquen impactos ambientales o sociales negativos mínimos, cuando no nulos.

En septiembre del año 2020, el BID finalizó un proceso de revisión y actualización de su política socioambiental y se reformularon los criterios y salvaguardas aplicables a los proyectos «elegibles o financiables» por la institución, que se sintetizan a continuación.

Evaluación y gestión de los riesgos e impactos ambientales y sociales

Destaca la importancia de gestionar el desempeño ambiental y social durante un proyecto. Basándose en los elementos del proceso de gestión —planificación, ejecución, verificación y acción—, el Sistema de Gestión Ambiental y Social (SGAS) requiere aplicar un enfoque metodológico gestionando los riesgos e impactos ambientales y sociales de una manera estructurada, sistemática y constante.

Trabajo y condiciones laborales

La búsqueda del crecimiento económico mediante la creación de empleo y la generación de ingresos debe ir acompañada de la protección de los derechos fundamentales de los trabajadores. La fuerza laboral es un activo valioso y las buenas relaciones entre los trabajadores y el empleador son un ingrediente esencial de la sostenibilidad de cualquier empresa.

Eficiencia en el uso de los recursos y prevención de la contaminación

Reconoce que al aumentar las actividades económicas y la urbanización se suelen generar mayores niveles de contaminación del aire, el agua y la tierra y se consumen recursos finitos en forma que puede poner en riesgo a la población y el medio ambiente en los niveles local, regional y mundial.

Esta norma de desempeño describe un enfoque a nivel de proyecto para gestionar recursos, prevenir y controlar la contaminación, y evitar y minimizar las emisiones de gases de efecto invernadero, partiendo de la jerarquía de mitigación y del principio de que «quien contamina paga».

Los riesgos e impactos relacionados con el proyecto y vinculados al uso de recursos, así como la generación de desechos y emisiones, se deben evaluar en el contexto de la ubicación del proyecto y las condiciones ambientales locales. Se deberán adoptar medidas, tecnologías y prácticas de mitigación adecuadas para utilizar los recursos de forma eficiente y eficaz, prevenir y controlar la contaminación, y evitar y minimizar las emisiones de gases de efecto invernadero, en consonancia con tecnologías y prácticas difundidas a escala internacional.

Salud y seguridad de la comunidad

Reconoce que las actividades, los equipos y la infraestructura de un proyecto pueden aumentar la exposición de la comunidad a riesgos e impactos, incluidos los causados por amenazas naturales y el cambio climático. Se establece en ella la responsabilidad del prestatario de evitar o minimizar riesgos e impactos.

Adquisición de tierras y reasentamiento involuntario

Aborda los impactos de la adquisición de tierras relacionadas con un proyecto, incluidas las restricciones sobre el uso del suelo y el acceso a bienes y recursos naturales, que pueden causar el desplazamiento físico (reubicación, pérdida de tierras o morada) o el desplazamiento económico (pérdida de tierras, bienes o restricciones en el uso del suelo, bienes y recursos naturales, lo que ocasiona la pérdida de fuentes de ingreso u otros medios de subsistencia). El término «reasentamiento involuntario» se refiere a ambos impactos y a los procesos para mitigarlos y compensarlos.

Conservación de la biodiversidad y gestión sostenible de recursos naturales vivos

Reconoce que la protección y conservación de la biodiversidad, el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y la gestión sostenible de los recursos naturales vivos son fundamentales para el desarrollo sostenible. Los servicios ecosistémicos son clasificados en cuatro tipos: (i) los servicios de aprovisionamiento, que son los productos que las personas obtienen de los ecosistemas; (ii) los servicios de regulación, que son los beneficios que las personas obtienen de la regulación de los procesos de los ecosistemas; (iii) los servicios culturales, que son los beneficios inmateriales que las personas obtienen de los ecosistemas; y (iv) los servicios de apoyo, que son los procesos naturales que mantienen a los demás servicios.

Pueblos indígenas

Reconoce que los pueblos indígenas, en tanto pueblos social y culturalmente diferenciados, suelen contarse entre los segmentos más marginados y vulnerables de la población. Son particularmente vulnerables si sus tierras y sus recursos son modificados, ocupados o deteriorados significativamente. También pueden verse amenazadas sus lenguas, culturas, religiones, creencias espirituales e instituciones.

Patrimonio cultural

Reconoce la importancia del patrimonio cultural para las generaciones actuales y futuras. Esta salvaguardia tiene el objetivo de asegurar que los prestatarios

protejan el patrimonio cultural al llevar a cabo actividades en el marco de sus proyectos.

Igualdad de género

Reconoce que la igualdad de género tiene un valor intrínseco. Esta norma de desempeño busca identificar los posibles riesgos e impactos de género e introducir medidas eficaces para evitarlos, prevenirlos o mitigarlos y así eliminar la posibilidad de crear desigualdades o reforzar las preexistentes.

Banco Mundial

A partir del año 2018, el Banco Mundial ha aprobado un nuevo Marco Ambiental y Social (MAS), que presenta avances en temas como la transparencia, la no discriminación, la participación pública y la rendición de cuentas, e incluye funciones más amplias para los mecanismos de atención de quejas y reclamos.

Este MAS está conformado por una política y una serie de estándares sociales y ambientales, que incluyen requisitos que deberán cumplir los proyectos financiados a lo largo de todo su ciclo de vida y reemplaza a las políticas operacionales ambientales y sociales preexistentes.

Los estándares son los siguientes:

- Estándar ambiental y social 1: evaluación y gestión de riesgos e impactos ambientales y sociales.
- Estándar ambiental y social 2: trabajo y condiciones laborales.
- Estándar ambiental y social 3: eficiencia en el uso de los recursos y prevención y gestión de la contaminación.
- Estándar ambiental y social 4: salud y seguridad de la comunidad.
- Estándar ambiental y social 5: adquisición de tierras, restricciones sobre el uso de la tierra y reasentamiento involuntario.
- Estándar ambiental y social 6: conservación de la biodiversidad y gestión sostenible de los recursos naturales vivos.
- Estándar ambiental y social 7: pueblos indígenas/comunidades locales tradicionales históricamente desatendidas de África Subsahariana.
- Estándar ambiental y social 8: patrimonio cultural.
- Estándar ambiental y social 9: intermediarios financieros.
- Estándar ambiental y social 10: participación de las partes interesadas y divulgación de información.

El estándar 1 se aplica en todos los proyectos, mientras que los estándares 2 al 10 dependen de las condiciones de cada proyecto particular, debiendo además atender lo establecido en las *Guías generales sobre medio ambiente, salud y seguridad* del Grupo Banco Mundial.

El estándar 6 aplica a los proyectos que puedan impactar sobre hábitats y biodiversidad, en cuyo caso se exige la elaboración del «Plan de Manejo de la Biodiversidad», junto con la Evaluación Ambiental exigida en el estándar 1.

Para el Banco Mundial, el término hábitat incluye a los «hábitats modificados», «hábitats naturales» y «hábitats críticos», junto con «áreas valiosas para la biodiversidad legalmente protegidas y reconocidas a nivel internacional y regional», que pueden abarcar hábitats de cualquiera de estas categorías. Dentro de los hábitats de importancia para la biodiversidad, en los cuales aplica este estándar, se incluyen sitios Ramsar, patrimonio natural de la ONU, reservas MAB, entre otros.

Respecto de los posibles impactos sobre servicios ecosistémicos, las consideraciones están desarrolladas en el estándar 4 —salud y seguridad de la comunidad— y en el estándar 1 —evaluación y gestión de riesgos e impactos ambientales y sociales—, en el cual se exige que se analicen los riesgos sobre los servicios ecosistémicos durante la etapa de *due diligence* o auditoría previa y *scoping* o definición del alcance de los estudios ambientales.

CAF Banco de Desarrollo de América Latina

La estrategia de sostenibilidad ambiental y de cambio climático del CAF plantea, como uno de sus ejes esenciales, facilitar a los países miembros el acceso a los recursos financieros para el cumplimiento de la Agenda 2030, generar y difundir conocimiento para el logro de estos objetivos y fortalecer la capacidad de los países para acceder a financiamiento verde.

Como parte de este cometido, se hace necesario velar para que todas las operaciones de crédito que financia el CAF se desarrollen en el marco del cumplimiento de las normas locales de los países y que asimismo cumplan con altos estándares en la gestión ambiental y social de las operaciones, a través del cumplimiento de un grupo de salvaguardas ambientales y sociales que traducen los principios que postula CAF en materia ambiental y social.

Estas salvaguardas son:

S01: Evaluación ambiental y social.

S02: Utilización sostenible de recursos naturales renovables.

S03: Conservación de la diversidad biológica.

S04: Prevención y gestión de la contaminación.

S05: Patrimonio cultural.

- So6: Grupos étnicos y diversidad cultural.
- So7: Reasentamiento de población.
- So8: Condiciones de trabajo y capacitación.
- So9: Equidad de género.

Siguiendo los criterios establecidos por el CAF, la UNL, en trabajo conjunto con la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), abordaron el caso «Evaluación del Impacto Ambiental del aprovechamiento hídrico sustentable en río de llanura (AHSL), caso “Goya–Reconquista”», que se presenta más adelante.

Entre sus regulaciones establece los presupuestos mínimos a considerar en la formulación y ejecución de los estudios que se propongan en el marco del programa de estudios a ser financiados por el CAF.

Identificación de riesgos de los proyectos

Se presenta un listado de los principales riesgos asociados a los proyectos que deberán contemplarse en la ejecución de los estudios propuestos.

- a) Riesgos físicos: incremento de procesos de erosión de suelos en la cuenca. Incremento de procesos de desertificación en ecosistemas con suelos secos. Incremento de procesos de salinización de suelos. Anegamiento y formación de subembalses, verificándose la seguridad ante eventuales inundaciones. Potenciales conflictos en cuencas transfronterizas. Elevación del nivel freático en el área de influencia directa e indirecta del proyecto, debido a la elevación de la cota de llenado de embalses y la construcción de terraplenes. Estos aspectos resultaron muy importantes en el caso de estudio AHSL Goya–Reconquista, debido a la necesidad de generación de un pequeño «salto» que permitiera la generación en épocas de aguas medias, dejando la central sin operación durante la mayoría del tiempo. Así, el recrecimiento del albardón sobre margen santafesina debía pensarse y diseñarse para cumplir su función hídrica pero a la vez evitar los efectos derivados de elevaciones en nivel freático sobre margen entrerriana.
- b) Riesgos bióticos: vulnerabilidad en el equilibrio hidrobiológico de los ecosistemas acuáticos. Vulnerabilidad de especies faunísticas y/o florísticas con valor patrimonial. Pérdida de cobertura vegetal. Potencial afectación a las zonas de amortiguamiento y/o de servicio de áreas naturales protegidas. Estos riesgos también se analizaron y contemplaron durante el desarrollo del servicio por el AHSL mediante la identificación y caracterización de ecosistemas y especies vulnerables.
- c) Riesgos en la gestión social, económica y cultural: riesgo de disminución de la calidad de vida de la población afectada, debido a la relocalización involuntaria por el llenado de embalses. Riesgo de deficiencia de los meca-

nismos de información y de deterioro en las relaciones comunitarias participativas con la población local. Riesgo de interrupción de vías y servicios. Afectación a comunidades de pueblos originarios. Afectación al patrimonio cultural expresado en restos arqueológicos y paleontológicos.

En relación con la potencial necesidad de relocalizar población en zona de proyectos, durante los trabajos de estudio y planteo de alternativas del AHSL, se identificaron zonas con población isleña estable, como el caso de la isla Guaycurú, que cuenta además con escuela y centro de asistencia para la salud, para la que se estudiaron a nivel de anteproyecto alternativas posibles a fin de abordar los efectos derivados de recrecimiento del albardón costero en la margen de la isla y su relación estrecha con el río.

d) Riesgos en la gestión institucional y organizacional: necesidad de estrategias y mecanismos de comunicación y participación oportunos para llevar a cabo una gestión social con la población afectada, aún aquella ubicada fuera del área de influencia de los aprovechamientos hidroeléctricos. El AHSL se inserta en un sitio Ramsar denominado «Jaaukanigás» y reconocido como tal a partir de los valores ecosistémicos que poseen los humedales.

La característica particular de este humedal reside en que, por ser un sitio declarado y reconocido como Ramsar, la provincia de Santa Fe es la encargada de su administración a través de un comité de gestión, que tiene a su cargo elaborar el plan de manejo del sitio de manera participativa. Las universidades lograron llegar al interior de este comité para comunicar el proyecto bajo análisis y solicitar opiniones y requerimientos específicos que garanticen la continuidad del trabajo en territorio con el fin de gestionar adecuadamente el sitio.

Evaluación de impactos ambientales y sociales

Los estudios de EIA deberán definirse y realizarse en coordinación con las instituciones responsables de la ejecución de los proyectos, tomando en cuenta los aspectos críticos de cada proyecto y su zona de influencia y precisando previamente una línea base.

También deberán formularse los planes y programas de gestión ambiental que permitirán mitigar los riesgos en cada caso y prever las necesidades de seguimiento de estas acciones durante los hitos más importantes de la ejecución de los proyectos.

El AHSL contó con la evaluación de impactos ambientales y sociales llevada adelante por dos universidades nacionales (UNL y UNLP). En el marco de este trabajo conjunto, se desarrolló dicho estudio a nivel de prefactibilidad y se formularon planes y programas tentativos para la gestión de los impactos más relevantes.

Las intervenciones antrópicas y sus impactos más relevantes

La intervención en sistemas hídricos como el tramo medio del río Paraná puede tener distinta envergadura y por lo tanto diferente grado de interacción con el ambiente fluvial y su entorno.

Desde el punto de vista ambiental, los ambientes fluviales y de humedal no pueden considerarse ecosistemas clásicos: los ciclos de materia y los flujos de energía, así como las relaciones que se producen entre las especies, son de extensión horizontal y de límites variables (Neiff, 1990).

Por otra parte, el área de influencia de un proyecto puede ser distinta y variable para distintos componentes bióticos. Si se piensa en la vegetación o en comunidades de escasa movilidad, como el bentos, el área de influencia directa puede ser muy pequeña; pero si se consideran componentes del ambiente de gran movilidad, como las aves o los peces, es posible que ciertas obras tengan consecuencias en áreas más alejadas (por ejemplo, pueden esperarse cambios en la elección de las rutas migratorias y por consiguiente en las zonas de desove de los peces, sobre todo los de importancia comercial).

Dado que se trata de sistemas ambientales complejos o macrosistemas, se debe tener en cuenta que los efectos derivados de una acción singular directa de un proyecto desencadenarán otros impactos considerados «indirectos», que revisten igual o mayor atención que los directos.

Asimismo, y debido a la presencia de otros proyectos dentro de una misma cuenca, se deberá prestar atención a la aparición de procesos acumulativos (incrementales, resultantes de la sumatoria de los impactos producidos por acciones o actividades —presentes y/o pasadas, semejantes o no— y sinergias), favorecidos por la presencia de otros impactos previos (generalmente de distinto tipo). La acumulación de procesos trae consecuencias sobre el medio ambiente que son generalmente mayores que la suma de las consecuencias parciales en magnitud y/o persistencia de cada una de ellos.

En el proyecto AHSL en el tramo medio desarrollado por la UNL–UNLP y que se presenta como caso de estudio más adelante en este capítulo, se incluyeron y trabajaron los siguientes aspectos físicos y biológicos con los que los equipos definieron trabajar durante el desarrollo del proyecto:

- Dinámica hídrica.
- Procesos de erosión/sedimentación.
- Comunicación hidrológica entre el valle aluvial y el cauce principal.
- Usos del agua, tanto en calidad como en cantidad.
- Población local.
- Pueblos originarios.
- Patrimonio natural.

- Patrimonio cultural.
- Biodiversidad.

Algunas de las intervenciones posibles en sistemas hídricos de llanuras y sus efectos más conocidos se mencionan a continuación, haciendo hincapié en aquellas que fueron trabajadas por la UNL en el marco de servicios a terceros:

Centrales hidroeléctricas

La construcción de represas posee un efecto considerable en la fragmentación del paisaje fluvial, creando una barrera física para el movimiento longitudinal de los peces, así como en la reducción de su diversidad (Oldani, 2007). Ello se aplica tanto a grandes represas (mayores a los 15 m de altura), como a represas de baja altura, las cuales usualmente se instalan en tributarios menores.

Las represas modifican también los aspectos hidrológicos y morfológicos de los ríos. Por ejemplo, aguas abajo de la represa de Salto Grande (Argentina–Uruguay), la operación de los niveles (restringida únicamente por la demanda eléctrica) ocasionó permanentes cambios en los niveles hidrométricos del río Uruguay. Ello derivó en un incremento del número de crecientes de uno y dos días de duración y la reducción de aquellas mayores a los ocho días. Asimismo, la duración de la creciente media anual, antes y después del llenado del embalse, disminuyó de 3,1 a 2 días (Oldani y Baigun, 2008).

Uno de los aspectos más conflictivos derivados de la construcción de represas es la formación de embalses. Las características morfológicas y limnológicas que toman los mismos depende estrechamente de las condiciones topográficas y de las características bióticas y abióticas que presentan los ríos.

Los embalses transforman kilómetros de ríos, a menudo con planicies de inundación, en cuerpos de agua de tipo lacustre. El área inundada puede ejercer un impacto variable, dependiendo de si existen poblaciones humanas, restos arqueológicos, actividades productivas (pesca, agricultura, ganadería), sociales (turismo), características ecológicas importantes (especies endémicas o raras, áreas de conservación, humedales, llanuras aluviales, etcétera).

Entre los efectos más significativos de los embalses se pueden mencionar:

- Alteración de los ciclos hidrológicos.
- Cambios geomorfológicos del cauce aguas abajo.
- Cambios de la calidad del agua aguas arriba y abajo.
- Reducción de llanuras aluviales aguas abajo por regulación del caudal.
- Pérdida de nutrientes y materia orgánica aguas abajo.
- Obstrucción de migraciones de peces ascendentes y descendentes.

- Incremento de la toxicidad y contaminación.
- Sedimentación.
- Proliferación de insectos y aumento de enfermedades, cuyos vectores son acuáticos (malaria).
- Baja diversidad de la ictiofauna en comparación con ríos.
- Cambios, por lo general negativos, en la calidad de las pesquerías.
- Colonización por especies exóticas.
- Tasa de reciclaje de nutrientes interno muy alto y sedimento tóxico.
- Crecimiento de macrófitas y eutrofización.
- Pérdidas de tierras.
- Desplazamiento y relocalización de poblaciones humanas.
- Pérdida de valores culturales.
- Emisión de metano y dióxido de carbono.

En relación con la fauna íctica, existe una variedad de impactos directos que afectan las características de las especies de peces (mortalidad, crecimiento, hábitos tróficos, estrategias reproductivas, uso de hábitats, patrones migratorios, etc.). La fragmentación de las poblaciones altera las frecuencias génicas y afecta drásticamente el posterior reclutamiento (Baigún y Oldani, 2005). Posiblemente, el impacto más visible se advierte en aquellos ríos donde abundan las especies migratorias, característica común en los ríos de América del Sur, y que representan entre un 20 y un 40 % de la ictiofauna, según la cuenca de que se trate. En América del Sur, casi todas estas especies migran siempre en el agua dulce —y no necesariamente siempre por motivos reproductivos— y también desovan más de una vez en su vida.

Los efectos antes mencionados fueron identificados como «potenciales» en el caso de estudio del AHSL y desarrollados y analizados según el nivel de definición técnica que tuvo el trabajo. En cada caso, se evaluaron causas y plantearon estrategias de abordaje para que fueran incorporadas en el desarrollo futuro a nivel de proyecto ejecutivo (Cuadros 18.3.; 18.4.; 18.5. que se presentan en el caso de estudio).

Las urbanizaciones cerradas

La construcción de urbanizaciones se basa en dos técnicas: movimiento de suelos y refulado hidráulico.

La primera consiste en la excavación y traslado de suelos para el relleno, generándose grandes áreas deprimidas, y la segunda, en endicamientos perimetrales que son rellenados a través de mangas con agua y suelo (sedimentos).

Una vez expulsados, los sedimentos decantan y forman el relleno donde luego se construye.

Estas construcciones implican el movimiento de millones de metros cúbicos de suelo, para lo cual se realizan profundas excavaciones en el predio. Se elevan las áreas destinadas a viviendas y servicios y se generan enormes «lagos», que en algunos casos pueden alcanzar superficies del orden de cientos de hectáreas. Las distintas estrategias para el movimiento y la obtención de suelos ocasionan diversos impactos negativos, tanto durante como después de finalizadas las obras.

La conformación de archipiélagos pseudourbanos y la simplificación de ecosistemas complejos tiene como principales efectos negativos la alteración del sistema pampa–delta–río y la retracción del área de humedales y de los servicios ecológicos que prestan: suelo fértil, regulación hidrológica y refugio de biodiversidad (Fernández, 2012).

Las urbanizaciones promueven una transformación drástica del terreno natural a través de terraplenes, rellenos, excavaciones y refulados en zonas principalmente constituidas por bajos y humedales. La propuesta urbanística de estos emprendimientos reproduce un patrón consistente en un conjunto de barrios cerrados con parcelas, en su mayoría frentistas a lagunas producidas artificialmente. Estas tierras transformadas en lagunas aportan el material de préstamo para la consolidación de los *polders* o terraplenes intersticiales que conforman el área urbanizable.

La drástica alteración del escurrimiento superficial, a partir de los cambios en la topografía de la cuenca baja por la sucesión de emprendimientos, implica una mayor vulnerabilidad a las inundaciones a nivel micro–regional, como resultado del taponamiento ejercido por el sistema de *polders* y terraplenes, que aíslan a estos barrios del entorno inmediato, y por la pérdida de la capacidad reguladora de los humedales, cada vez más disminuidos en su superficie y funciones.

Producción agrícola/ganadera

Los sistemas de humedales del corredor fluvial del Paraná albergan otro tipo de usos del suelo, tales como apicultura, ganadería y —en algunas islas— agricultura.

Debido a las condiciones del sistema natural y a la presencia de pulsos de inundación, para el desarrollo de estas actividades muchas veces se producen por parte del hombre algunas acciones que «modifican» o «preparan» las áreas para albergar y tener capacidad de acogida asociada.

En los últimos años se ha dado un incremento en la construcción de diques, terraplenes y canalizaciones por parte de los productores con el fin de alterar las áreas y tiempos de ingreso de agua en los campos. Los canales y zanjas suelen desembocar en un curso de agua mayor, donde vierten el excedente hídrico proveniente del desborde de los ríos.

Del mismo modo, se elevan terraplenes alrededor de los terrenos productivos para evitar completamente el ingreso de agua en los períodos de inundación.

Estas prácticas interrumpen los ciclos naturales y generan una desconexión entre las distintas zonas que conforman los ecosistemas de humedales. A largo plazo, los endicamientos causan la desaparición de las lagunas y bañados al no recibir su recarga natural durante las inundaciones. Se pierden así zonas necesarias para la cría de muchos peces migratorios, afectando sus poblaciones.

No todo el suelo en zona de islas es apto para los sistemas de ganadería, en particular la de tipo intensivo. La presencia de una alta densidad de animales ocasiona un efecto de compactación del suelo.

Por otro lado, elevadas cargas generan sobrepastoreo, lo que provoca cambios en la composición botánica del pastizal debido al hábito de pastoreo selectivo de las especies de mayor palatabilidad y calidad.

La aplicación de medicamentos para el cuidado de los animales produce indirectamente la contaminación de los cursos de agua, debido a que algunos de los productos o componentes de los mismos no se metabolizan completamente en el animal, son eliminados con la materia fecal y la orina, y llegan a los cursos de agua por excreción directa, escorrentía o lixiviación. Asimismo, la aplicación de agroquímicos para la producción de cultivos en zonas de humedales ocasiona efectos directos de contaminación del suelo y del agua e indirectos de afectación a los pobladores isleños, que reciben por deriva parte de los químicos aplicados, o consumen agua o peces contaminados.

Una de las actividades «culturales» asociadas a la ganadería es la quema de vegetación herbácea con el objetivo de obtener rebrotes de mayor calidad forrajera. Esta práctica, realizada desde hace muchos años, produce la muerte o la destrucción del hábitat de fauna nativa y contaminación del aire. En 2020, estas acciones tuvieron efectos devastadores en los ecosistemas naturales y sociales debido a que se combinaron y sinergizaron con los efectos provocados por una bajante extraordinaria del río Paraná y condiciones de sequía extremas.

La gestión socioambiental de proyectos: algunas consideraciones generales

Las características que presenta el macrosistema del río Paraná, debido a las múltiples dimensiones que lo conforman, hacen que para su abordaje sea necesario emplear un enfoque integrado, que incluya la identificación de los principales componentes y sus interacciones previo a la decisión de cuál es el mejor curso de acción para evaluar y/o minimizar el efecto del accionar humano.

Para el abordaje desde un enfoque sistémico, es preciso lograr una verdadera *articulación* de las diversas disciplinas a fin de obtener un estudio «integrado». El objetivo es llegar a una *interpretación sistémica* de la problemática y a partir de allí lograr *un diagnóstico integrado*, que provea las bases para proponer acciones concretas y políticas alternativas, tendientes a influir de manera positiva sobre la evolución del ambiente.

En este contexto, se debe reflexionar sobre: ¿cómo establecer estrategias para el abordaje de un sistema ambiental complejo, determinado por procesos donde entran en interacción elementos que pertenecen al dominio de diversas disciplinas?

A su vez, y a la luz de la aparición del concepto de «desarrollo sustentable», surge como principal desafío diseñar, proponer e implementar estrategias que promuevan una gestión de las intervenciones humanas, capaces de aplicar el concepto de sostenibilidad en la práctica, para lo cual deberá articularse un equilibrio dinámicamente estable entre la preservación de los recursos naturales (sostenibilidad ecológica), la promoción de las economías locales (crecimiento económico) y la mejora de las condiciones de vida y distribución de los beneficios económicos en la población (equidad social).

En este sentido, la *gestión socioambiental* se plantea como estrategia para el desarrollo armónico de las intervenciones humanas en el ambiente.

La misma puede ser definida como: un conjunto de acciones que permitan lograr la máxima racionalidad en el proceso de toma de decisiones relativas al usufructo de los bienes y servicios ambientales, y a la defensa y mejoramiento de la calidad ambiental, mediante una coordinada información interdisciplinaria y la participación de la población (adaptado de Estevan Bolea, 1994, y Buroz Castillo, 1998). Un campo que busca equilibrar la demanda de recursos naturales de la tierra con la capacidad del ambiente natural, debiendo responder a esas demandas en una base sustentable (Colby, 1990). o un conjunto de actuaciones y disposiciones necesarias para lograr el mantenimiento de un capital ambiental suficiente para que la calidad de vida de las personas y el patrimonio natural sean lo más elevados posibles, todo ello

dentro del complejo sistema de relaciones económicas y sociales que condiciona ese objetivo (Ortega Domínguez y Rodríguez Muñoz, 1994).

Para ejecutar las acciones necesarias se debe considerar la existencia de intereses en conflicto que requieren concertación y la necesidad de tomar decisiones de bajo riesgo, conducentes a adecuar los enfoques en base a la progresividad y flexibilidad de las decisiones. Para ello, existen *Principios de la Gestión Ambiental* que vienen siendo aceptados por la sociedad en su conjunto (Gómez Orea, 2003):

- *Lo económico es ecológico*: refiere a la indisociabilidad entre economía y ecología. El cuidado del ambiente no debe entenderse como obstáculo para el desarrollo de las actividades económicas.
- *Responsabilidad compartida*: los problemas ambientales atañen a la sociedad en su conjunto (autoridades, productores, consumidores, etcétera).
- *Subsidiariedad*: «ayuda». El principio deriva de la función específica del Estado, dirigida a grupos sociales. Debe decirse que el Estado debe hacer todo aquello que por naturaleza los particulares no pueden.
- *Es mejor prevenir que curar*: solucionar problemas actuales y evitar o reducir problemas futuros. Prevención de todo tipo de accidentes.
- *Sostenibilidad de las actividades*: utilización de recursos, atendiendo a tasas asumibles por el medio. Situar las actividades en territorios y ecosistemas con una alta capacidad de acogida. Evitar que la emisión de efluentes sobrepase la capacidad de asimilación del ambiente.
- *El que contamina paga*: los derechos de contaminación negociables, que surgen a partir de este principio, no incluyen adecuadamente los problemas de incertidumbre ecológica y de equidad social, por lo que se tiende a sustituir por «pagar para prevenir la contaminación».
- *El que conserva cobra*.
- *Internalizar los costos ambientales*: los potenciales contaminadores (y no la sociedad en general) deben asumir los costos de la prevención del daño en los precios de sus productos o servicios; también los derivados de la utilización de recursos naturales y de la ocupación del espacio.
- *Integración ambiental en las actividades*: identificación y gestión de actividades; diseño de proyectos con sensibilidad ambiental.
- *Lo verde vende*: principio de marketing que manifiesta la aptitud favorable de los consumidores hacia los «productos y procesos ecológicos».
- *Pensar globalmente y actuar individual y localmente*: las decisiones personales inciden en los problemas globales.

La gestión socioambiental involucra a diferentes instituciones, organizaciones y actores sociales, implica un proceso continuo de análisis, toma de decisiones, organización y control de actividades de desarrollo, así como la evaluación de los resultados para mejorar la formulación e implementación de políticas ambientales, entendidas como directrices que desde el Estado, las empresas u organizaciones no gubernamentales, se fijan para alcanzar determinados fines respecto de la protección del ambiente.

Entre los objetivos y prioridades de las políticas ambientales, se pueden mencionar la evaluación de la realidad ambiental, la identificación de los procesos y factores causales de deterioro ambiental y la previsión de sus efectos a futuro.

El marco institucional de la política ambiental involucra a distintas entidades gubernamentales, como ministerios y/o secretarías de Ambiente, organismos públicos nacionales con responsabilidad indirecta en materia ambiental y diferentes organismos nacionales que poseen responsabilidades sectoriales e inciden en el cumplimiento de los objetivos de la política ambiental. También involucra a organismos ambientales en las estructuras gubernamentales de las provincias, al Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA) —como instrumento válido para la concertación y coordinación de la política ambiental en la República Argentina, en el que participan Nación, provincias y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires— y a organismos ambientales en las estructuras gubernamentales locales (municipios y comunas).

A su vez, las Organizaciones No Gubernamentales (ONGS) son herramientas de participación de la sociedad civil que abarcan un amplio espectro de acciones, incluyendo las estrictamente ambientales. Las ONGS ambientalistas han tenido un rápido crecimiento y tienden a asumir funciones tales como formación de la opinión pública, detección de problemas ambientales, promoción de acciones y normas, ejecución de proyectos y participación en actividades conjuntas con organismos públicos. Por su parte, algunas ONGS no específicamente ambientalistas, como asociaciones empresariales, sindicales, científicas, profesionales y culturales, participan del proceso de gestión, tanto en la formulación de demandas ambientales como en la generación de propuestas para la solución de conflictos sectoriales.

Estas instituciones, en el marco de una participación creciente de la sociedad, procuran asumir el compromiso de prevenir, corregir y/o remediar los problemas ambientales que afectan la calidad de vida de la población y los recursos naturales de cada territorio. Como parte de este compromiso, deben esforzarse en el perfeccionamiento y creación de nuevas estructuras orgánicas administrativas en el área ambiental, en el desarrollo de un marco normativo

adecuado y en la generación de los instrumentos necesarios para lograr los objetivos de la política ambiental.

En el contexto del estudio sobre AHSL que se ejemplifica más adelante, la gestión socioambiental es clave. Las universidades, siempre bajo el alcance del estudio, trabajaron en la identificación de actores en todos los niveles de decisión, así como actores territoriales, gobiernos provinciales, locales, productores, usuarios del recurso, habitantes de islas, organizaciones de la sociedad civil, entre otros. Como se trata de un área con protección internacional (sitio Ramsar), el comité de manejo del mismo es un actor clave en el cual se ven representados muchos de los otros actores antes mencionados. Cualquier acción en este territorio debe ser comunicada y acordada con ellos, teniendo en cuenta sus miradas y criterios de intervención.

Herramientas

El indicador de logro de la gestión ambiental está dado por las acciones concretas que se puedan ejecutar en el plano físico-técnico, en el mejoramiento de la calidad ambiental y en la calidad de vida de la población. Para ello, se definen tres objetivos vinculados a los tiempos para los cuales se actúa (futuro, presente y pasado) (Conesa Fernández Vítora, 1997):

- a) *La prevención de conflictos ambientales (futuro)*: las principales herramientas utilizadas para el abordaje de este objetivo se basan en acciones tendientes a evitar los conflictos ambientales (por ejemplo, ordenamiento territorial, estudios de impacto ambiental, programas de monitoreo ambiental, etc.), siendo el Estado uno de los principales actores involucrados, a través de las políticas y la normativa ambiental.
- b) *La resolución de conflictos ambientales (presente)*: las herramientas o instrumentos que se emplean tienen el fin de resolver problemas ambientales existentes, siendo los actores principales los causantes del problema y los damnificados.
- c) *La reversión de procesos de deterioro ambiental (pasado)*: cuando se trata de revertir un deterioro ambiental que ha ocurrido en el pasado y que en algunos casos no tiene responsables actuales.

Actualmente, existe una mayor concientización sobre la necesidad de adoptar políticas preventivas, postergando las correctivas para los casos en que son la única y última alternativa posible. De todas maneras, para una buena gestión de las actividades que ya se encuentran en funcionamiento

es imprescindible fomentar actuaciones correctivas y recuperativas (Conesa Fernández Vítora, 1997).

Caso de estudio: Aprovechamiento Hídrico Sustentable en un río de Llanura (AHSL)

Si bien el tramo medio del río Paraná ha sido estudiado en más de una oportunidad para intervenciones/proyectos con diferentes objetivos —conexión vial entre ciudades, generación hidroeléctrica, estudios de base de recursos naturales—, en este apartado se presenta un caso que estudió a nivel de factibilidad la FICH de la UNL.

El proyecto contempla el aprovechamiento hidroeléctrico del cauce principal del río Paraná en su tramo medio en un área geográfica comprendida entre las ciudades de Goya (Corrientes) y Reconquista (Santa Fe).

El criterio establecido para el diseño era que el aprovechamiento hidroeléctrico se debía centrar en generar energía de base o de «pasada» (no en punta) mediante cierres de muy baja altura que involucren solo el cauce principal del río, sin afectar el funcionamiento del valle aluvial.

Con este criterio no se generaría embalse ni modificaría en forma susceptible la hidrodinámica del valle aluvial del río, de manera que los procesos naturales de inundación continuarían ocurriendo como si el aprovechamiento hidroeléctrico no existiese. El principal desafío de este tipo de emprendimiento es no afectar el régimen natural de inundaciones (ver Capítulo 17).

La evaluación ambiental se realizó en una etapa temprana del diseño del proyecto, la factibilidad, y consideró los siguientes objetivos:

- Dimensionar y evaluar cualitativamente los impactos producidos por el proyecto (primarios, secundarios, acumulativos, sinérgicos) y establecer el grado de afectación y vulnerabilidad de los ecosistemas y los contextos sociales.
- Expresar claramente los impactos sobre los cuales aún existe un nivel de incertidumbre. Proponer soluciones para los impactos identificados, acorde a la caracterización físico-biótica, socioeconómica y cultural de las áreas de influencia, estableciendo un conjunto de estrategias, base para la formulación de planes y programas para cada una de las fases del proyecto.
- Incluir la participación de las comunidades afectadas, así como los grupos de isleños localizados en el tramo medio, mediante el desarrollo de procesos de identificación situacional participativa, información, discusión, consulta y concertación —si es del caso— de los impactos generados por el proyecto y medidas propuestas.

Impactos ambientales: abordaje

A partir de los objetivos del estudio, se estableció un orden de prioridad en el trabajo atendiendo en primer lugar a aquellos aspectos del proyecto con mayor capacidad de transformación de uno o varios componentes del sistema ambiental (físico–biológico–social–económico–cultural) y se definieron estrategias de abordaje que incluían —en algunos casos— el planteo de más de una alternativa sobre la base de la experiencia comprobada en proyectos similares y/o de la necesidad de estudios complementarios en una etapa posterior.

A continuación se presentan tres fichas que sintetizan la metodología de abordaje descrita.

Cuadro 18.3. Abordaje retención de sedimentos en la sección del cierre

Ficha N° 1: Retención de sedimentos en la sección del cierre	
Acciones o componentes del proyecto involucrados	Obras de cierre transversal. Obras fijas de cierre. Vertederos. Central hidroeléctrica.
Factores ambientales afectados	Geomorfología del cauce aguas arriba y aguas abajo del cierre.
Impactos	El río Paraná transporta sedimentos, tanto por arrastre como suspendidos en el agua, que transforman constantemente su propia morfología, generando bancos e islas. El funcionamiento del aprovechamiento provoca, en proximidades del cierre, una disminución en las pendientes de energía, y en consecuencia disminuye la capacidad de transporte. Esto ocurre en condiciones de caudales medios y bajos. Para caudales altos, la presa no funciona y el río funciona igual a la situación natural actual.
Estrategia de abordaje	Para evitar los problemas operativos que surjan por acumulación de sedimentos aguas arriba de la aducción de las turbinas, los sedimentos arrastrados de fondo serán captados localmente y transportados hacia aguas abajo del cuenco dissipador, mediante túneles descargadores de fondo de 2,5 m de diámetro, ubicados en la totalidad de las pilas. Para el pasaje de sedimentos cuando la central no funciona, se utiliza la disposición de dos vertederos, uno a cada margen de la central hidroeléctrica. Los módulos de compuerta no constituyen vertederos propiamente dichos, sino que se asemejan a canales con compuertas. Este diseño favorece la continuidad del flujo y por ende de los sedimentos.
Observaciones	Las distintas estructuras deberán ajustarse en su diseño y validarse con modelos matemáticos y / o físicos.

Cuadro 18.4. Abordaje: alteraciones en la dinámica hídrica en margen santafesina, aguas arriba del cierre

Ficha N° 2: Alteraciones en la dinámica hídrica en margen santafesina, aguas arriba del cierre	
Acciones o componentes del proyecto involucrados	Recrecimiento de albardón lateral sobre margen derecha en el humedal santafesino.
Factores ambientales afectados	Geomorfología del humedal. Ecosistema del humedal: presencia y hábitos de la fauna terrestre y anfibia, comunidades vegetales y su vinculación con el agua. Población isleña: fundamentalmente de la isla Guaycurú. Bosque nativo.
Impactos	El recrecimiento del albardón lateral sobre margen santafesina provocaría, <i>a priori</i> , afectación del ecosistema terrestre y litoral y afectación de la población isleña, principalmente de la isla Guaycurú.
Estrategia de abordaje	La preservación de la comunicación hidrológica entre el valle aluvial y el cauce principal, fundamental para minimizar los impactos, se logra a través de un diseño flexible del recrecimiento (del albardón lateral) y la construcción de alcantarillas de paso con compuertas. El intercambio de agua y sedimentos entre valle y cauce durante estiajes y Q medios no existe (esto es simultáneo con la operación de la central). Durante crecidas, la central no opera y el pasaje será libre a través de las compuertas mencionadas. La población isleña que habita en la zona, especialmente la de isla Guaycurú, tiene un vínculo muy intenso con el río, es cuál es prioritario preservar. El abordaje de este aspecto debe incluir necesariamente un proceso de consulta y participación de los actores involucrados. Sin embargo, ya es posible plantear tres alternativas de solución, a las que se puede sumar alguna que planteen los mismos afectados. Las alternativas son reubicación de las familias en zonas seguras, defensa con terraplén en la misma isla y terraplén ampliado a modo de construcción de nuevas viviendas. Todas las variantes consideran la posibilidad de generar un acceso vial, hoy inexistente, desde la población isleña hacia Goya y Reconquista.

Cuadro 18.5. Abordaje: efecto barrera sobre ictiofauna

Ficha N° 3: efecto barrera sobre ictiofauna	
Acciones o componentes del proyecto involucrados	Obras de cierre transversal: Obras fijas de cierre. Vertederos. Central hidroeléctrica. Sistemas de transferencia para peces.
Factores ambientales afectados	Ictiofauna, compuesta por grandes poblaciones de especies migradoras. Biodiversidad e integridad ecológica del sistema del río Paraná. Pesca artesanal, deportiva, comercial.

Ficha N° 3: efecto barrera sobre ictiofauna

Impactos	<p>El impacto de las represas se asocia principalmente a: interrupción de los procesos migratorios ascendentes y descendentes de reproductores, huevos y larvas; incremento de la mortalidad por el pasaje a través de turbinas y vertederos; aumento de la presión de la pesca aguas abajo de la represa; pérdida de hábitat asociado a la reproducción y cría, que repercuten en el reclutamiento y en la pesquería por desaparición de especies migradoras y el reemplazo por especies de menor valor económico.</p> <p>En cuanto al desorden de las estrategias de manejo, se destacan: el incumplimiento de las legislaciones y el exagerado volumen de las capturas (o cupos de pescas) que se otorgan. Esto redujo las tallas de primera captura a la edad de primera reproducción. Ahora, las cohortes se extinguen antes y las fallas en la reproducción repercuten inmediatamente en las capturas, con la consiguiente pérdida de rentabilidad económica para toda la pesquería. También se verifica la pérdida como recurso económico de especies como: pacúes, manguruyúes y salmones de río, e impactos severos en las poblaciones de surubí pintado, con pérdidas en la abundancia de reproductores. Además, la pesquería en estas condiciones es más inestable y difícil de manejar.</p>
Estrategia de abordaje	<p>Para la solución de estos problemas se plantean las siguientes estrategias: <u>Como medida más importante y de excelencia de este aprovechamiento, cabe destacar su mismo funcionamiento.</u> Debido a que no es posible generar energía durante las crecidas, el aprovechamiento en tal situación queda totalmente abierto (sin cierre) y totalmente permeable al pasaje de peces en ambos sentidos. Esto ocurriría todos los años y, mayoritariamente, en simultaneidad con las épocas en las cuales se produce naturalmente la migración de las especies. Es decir, durante las épocas normales de migración, los peces pasarán de un lado al otro del cierre del aprovechamiento, del mismo modo que lo hacen entre las pilas de los puentes existentes. Cuando la central funciona, para proteger los peces adultos en las migraciones ascendentes, se construirán esclusas (o facilidades para peces) Borland y rampas o escalas de peces. La ubicación geográfica se determinará fehacientemente en base a estudios de comportamiento de los peces.</p> <p>Cuando la central funciona, para proteger migraciones descendentes de adultos, se instalarán rejas en las entradas a las turbinas para desviar los peces hacia los vertederos.</p> <p>Se propone construir una estación de piscicultura y un banco de reproductores. Se propone desarrollar la piscicultura para reemplazar la pesca comercial del río Paraná y dar trabajo a pescadores comerciales y a la mano de obra de las poblaciones ribereñas.</p> <p>Se propone crear un centro de investigaciones y una red para integrar las capacidades con otros institutos y centros de investigaciones públicos y privados relacionados con los recursos pesqueros.</p> <p>Respecto de las especies migradoras, se propone preservar stocks de reproductores para producir semillas (juveniles) y desarrollar un plan de acuicultura sustentable con participación social directa de habitantes de la zona (pescadores y pobladores familiarizados con las actividades isleñas). También serviría como una herramienta para recuperar las poblaciones naturales de peces del río Paraná, que actualmente están sobreexplotadas.</p> <p>El centro de investigación contaría con laboratorios hidráulicos y biológicos, que respalden el diseño de nuevas obras hidráulicas y planes de manejo pesquero sustentable del río Paraná. Comprendería los diseños de ingeniería necesarios para la construcción de reservorios para conservar reproductores y la cría de diferentes especies, canales y circuitos de circulación de agua, con sistemas de compuertas y válvulas, infraestructura edilicia y laboratorios, como por ejemplo el de genética, para asegurar la conservación de la biodiversidad de los peces y lograr las mejores combinaciones para la producción. Incluirá unidades de acuicultura, para la producción de biomasa destinada al consumo humano, bajo el manejo de familias de pescadores, a instalar en ambientes adecuados del valle aluvial del río Paraná, con vista a la comercialización.</p>

Ficha N° 3: efecto barrera sobre ictiofauna

Ejemplo/s	<p>Existen muchos antecedentes en el mundo de distintos tipos de escalas para peces. Represas de Yacyretá y Salto Grande en los tramos argentinos de los ríos Paraná y Uruguay, respectivamente.</p> <p>Esclusas Borland. Son una de las pocas tecnologías diseñadas para transferir especies bentónicas, en particular los bagres gigantes del río Paraná, considerando que las compuertas de aguas abajo y aguas arriba se localicen en ambientes profundos asociados al cauce principal. Las esclusas Borland también se pueden instalar en las tuberías de llenado y vaciado de la cámara de esclusa de navegación. El doble propositivo de la esclusa de navegación ayuda a reducir costos e incrementar la capacidad de transferencia.</p> <p>Rampa de Rocas: esta facilidad fue propuesta por el Dr. John Nestler y la fauna de peces del río Paraná tiene condiciones y aptitudes para utilizarlas. Un ejemplo se puede observar en la represa Número 22 Saverton, MO del río Mississippi (Navigation and Ecosystem Sustainability Program Fish Passage Improvements Lock and Dam). Al igual que los diseños anteriores, debe ser construida después de que se estudie el comportamiento de los peces.</p>
Observaciones	<p>Se considerarán experiencias que se están llevando adelante para la resiembra de peces, impulsadas tanto por empresas privadas, como asimismo por la Entidad Binacional Yacyretá (EBY).</p>

Referencias bibliográficas

- Alarcón, J.J.; Szupiany, R.; Montagnini, M.D.; Gaudin, H.; Prendes, H.H.; Amsler, M. L. (2003). Evaluación del transporte de sedimentos en el tramo medio del río Paraná. Primer Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos. Ezeiza.
- Baigún, C. y Oldani, N. (2005). Impactos ecológicos de represas en ríos de la porción inferior de la Cuenca del Plata: Escenarios aplicados a los recursos pesqueros. En Peteán, J. y Cappato, J. (Comps.). *Humedales Fluviales de América del Sur. Hacia un Manejo Sustentable* (pp. 475–488). Proteger ediciones.
- Benzaquén, L. (Ed.) (2013). *Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná–Paraguay*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Benzaquén, L.; Blanco, D.E.; Bó, R.F.; Kandus, P.; Lingua, G.; Minotti, P. y Quintana, R. (Eds.) (2017). *Regiones de humedales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International. Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires.
- Canevari, P.; Blanco, D.E.; Bucher, E.H.; Castro, G. & Davidson, I. (1999). Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International*, 46.
- Conesa Fernández Vítora, Vicente (1997). *Los instrumentos de gestión ambiental en la empresa*. Mundi Prensa Libros.
- Conesa Fernández Vítora, Vicente. (2010). *Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*. Mundi Prensa Libros.
- Convención de Ramsar sobre los Humedales (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales: estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Secretaría de la Convención de Ramsar.
- FICH (2017). *Inventario de humedales en sitios piloto. Subcuenca del A° Yaguari. Provincia de Corrientes*. Proponente: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina.
- Fernández, L. (2012). Expansión urbana y sus impactos en los servicios ecológicos en la cuenca del río Luján. En Pintos, P. y Narodowski, M. (Coords.). *La Privatopía Sacriléga. Efectos del urbanismo privado en humedales de la cuenca baja del Río Luján* (pp. 67–83). UNLP–Imago Mundi.
- Ginzburg, R.G.; Menéndez, A.N.; Torrella, S.A.; Gerbec, M.S. y Adámoli, J. M. (2014). *Estudio para definir los parámetros y criterios ambientales de la Cuenca del río Miriñay*. (estudio realizado para el Instituto Correntino del Agua y el Ambiente. ICCAA).
- Ginzburg, R.G.; Menéndez, A.N.; Torrella, S.A.; Gerbec, M.S. y Adámoli, J.M. (2014). *Estudio para definir los parámetros y criterios ambientales de la Cuenca del río Miriñay*. (estudio realizado para el Instituto Correntino del Agua y el Ambiente. ICCAA).
- Holdridge, L.R. (1967). *Lifezoneecology*. Tropical Science Center San José.
- Iriondo, M.H. (2011). *Río Paraná*. Bolsa de Comercio de Santa Fe.
- Junk, W.J.; An, S.; Finlayson, C.M.; Gopal, B.; Květ, J.; Mitchell, S.A.; y Robarts, R.D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquaticsciences*, 75(1), 151–167.
- Kandus, P.; Minotti, P. & Malvárez, A.I. (2008). Distribution of wetlands in Argentina estimated from oil charts. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(4), 403–409.

- Kandus, P.; Morandeira, N. y Schivo, F. (2010). Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná. *Wetlands International: Fundación Humedales*.
- Latosinski, F.G.; Szupiany, R.N.; García, C.M.; Guerrero, M. & Amsler, M.L. (2014). Estimation of concentration and load of suspended bedsediment in a large river by means of a acoustic Doppler technology. *Journal of Hydraulic Engineering*, 140(7), 04014023.
- Malvárez, A.I.; Bó, R.F. (2004). *Documentos del curso-taller: bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. Edición de autor.
- Minotti, P.; Ramonell, C. & Kandus, P. (2013). Regionalización del corredor fluvial Paraná-Paraguay. En Benzaquén, L. et al. (2013). *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de Paisajes de Humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay*, (pp. 33–90).
- Mira, A.; Veroslavsky, G.; Rossello, E.; Vives, L. y Rodríguez, L. (2015). Subsurface geological modeling of Corrientes province (NE Argentina) and its influence in the Guaraní Aquifer System. *Journal of South American EarthSciences*, 62, 148–163.
- Neiff, J.J. e Malvárez, A.I. (2004). Grandes humedales fluviales. En Malvárez, A.I. y Bó, R.F. (Comps.). *Documentos del curso-taller: bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. Edición de autor.
- Oldani, N.O.; Baigún, C.R.; Nestrçler, J.M.; Goodwin, R.A. (2007). Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata river basin? *Neotropical Ichthyology*, 5, 89–102.
- Oldani, N.O. y Baigún, C.R. (2008). *Monitoreo y comportamiento de la fauna de peces en el tramo inferior del río Uruguay (lado argentino), frente al emplazamiento de la planta de celulosa Botnia*. Programa de Vigilancia Ambiental del Río Uruguay.
- Rodríguez, L.; García, D.; Ramonell, C.; Veizaga, E.; Graciani, S.; Giraudo, A.; Mihura, E. y Arzamendia, V. (2019). Inventario de humedales en sitios pilotos: Subcuenca del Yaguará, provincia de Corrientes, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*. Instituto Geológico y Minero de España. En prensa.

Capítulo 19

Gestión del riesgo de desastres y gestión integrada de crecidas en el área del Gran Santa Fe

Silvia Wolansky

Carlos U. Paoli

Capítulo 19

Introducción

Gestión del Riesgo de Desastres (GRD)

El marco conceptual de la GRD

La contribución de la FICH al desarrollo de la GRD en el Área Metropolitana de la ciudad de Santa Fe

Conclusiones en relación con la GRD

La Gestión Integrada de Crecidas (GIC)

Antecedentes

Los conceptos de la GIC

Formulación de medidas de intervención

Formulación de planes de gestión de crecidas

Estudios complementarios del río Paraná vinculados al Área del Gran Santa Fe

Promulgación y aplicación de la ley provincial 11730 (25/04/2020)

Delimitación de áreas de riesgo hidrológico en la zona

Mejoramiento del Sistema de Alerta Hidrológico

Planes de contingencia y emergencia

Aportes para la gestión de inundaciones por lluvia en el anillo de defensa de la Costa

Conclusiones referentes a las dificultades para la implementación más efectiva de una política de GIC

Agradecimientos

Referencias bibliográficas

Introducción

Al referir al Objetivo de Desarrollo Sostenible 13,¹ las Naciones Unidas señalan que:

El cambio climático está afectando a todos los países de todos los continentes. Está alterando las economías nacionales y afectando vidas y bienes de toda la humanidad. Los sistemas meteorológicos están cambiando, los niveles del mar están subiendo y los fenómenos meteorológicos son cada vez más extremos.

Precisamente, las crecidas de los cuerpos de agua son uno de estos eventos extremos cuya ocurrencia produce impactos muy importantes sobre las sociedades y la naturaleza. Más allá de las causas que dan origen a estos fenómenos, es evidente que sus consecuencias provocan daños materiales y pérdidas de vidas humanas, lo cual exige el desarrollo de políticas que promuevan una gestión sostenible de estos eventos y de los desastres resultantes de ellos.

Los desastres debidos a inundaciones alcanzan aproximadamente a un tercio de todas las catástrofes originadas en eventos de origen natural alrededor del mundo, al menos en cuanto a valores de pérdidas económicas, y son responsables de más de la mitad del número de víctimas fatales. Los daños por inundaciones han sido extremadamente severos en décadas recientes y es claro que tanto la intensidad como la frecuencia de las mismas son crecientes. Las pérdidas suman más de 250 billones de dólares en los últimos 10 años. El río Paraná no está exento de este fenómeno global, y prueba de ello son las crecidas extraordinarias que sufrió en las últimas dos décadas del siglo xx.

Si bien las crecidas son fenómenos de la naturaleza, más allá de las afectaciones que sobre su régimen actual pueda tener el cambio climático, los desastres que de ellas devienen —las inundaciones— son el resultado de la ocupación de los valles fluviales y especialmente de las llanuras aluviales de inundación.

Estos procesos antrópicos plantean un grave dilema: se dan en lugares atractivos para las más diversas actividades humanas pero que están permanentemente sujetos al riesgo de inundación. A pesar de los esfuerzos para disminuir los mismos, los resultados muestran que la ocupación de estas tierras es creciente y como consecuencia aumentan los daños (Paoli, 2015).

En este capítulo se analizan las crecidas y los impactos que de ellas devienen desde dos enfoques que convergen para dar respuesta a los paradigmas que promueve la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Por una parte, la

1 Naciones Unidas. Objetivos de Desarrollo Sostenible (2015–2030). <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Gestión Integrada de Crecidas (GIC) se define como un proceso que fomenta dicha gestión en forma integrada, que abarca el desarrollo coordinado de los recursos de la tierra e hídricos en una cuenca fluvial, y tiene como objetivos maximizar los beneficios netos del uso de las llanuras inundables y minimizar las pérdidas de vidas causadas por las inundaciones (Programa Asociado de Gestión de Crecidas. OMM N° 1047, 2009). Por otra parte, la Gestión del Riesgo de Desastres (GRD) es definida por Naciones Unidas como:

La aplicación de políticas y estrategias de reducción del riesgo con el propósito de prevenir nuevos riesgos, reducir los riesgos existentes y gestionar el riesgo residual, contribuyendo con ello al fortalecimiento de la resiliencia y a la reducción de las pérdidas por desastres. (2016)

Promueve la superación del enfoque —aún imperante— de centrar las acciones solo en la respuesta y la reconstrucción, que generalmente reproduce las condiciones preexistentes del riesgo.

Ambos enfoques se complementan, en tanto la GRD refiere a los riesgos derivados de cualquier tipo de evento —de origen natural o antrópico— y comprende todas las instancias de la gestión (prevención, mitigación, preparación para la respuesta, respuesta, rehabilitación y reconstrucción) y la GIC se limita a los derivados de las crecidas de los cuerpos de agua.

Se desarrollan aquí los elementos conceptuales básicos que caracterizan a ambos enfoques para luego abordar el modo en que tanto la GIC como la GRD han contribuido a prevenir, mitigar y superar los impactos resultantes de las situaciones de crecidas extraordinarias en el Área del Gran Santa Fe. En este sentido, los desarrollos relacionados a la GIC han puesto el foco en las medidas estructurales y no estructurales desarrolladas, la delimitación de las áreas de riesgo hídrico y las mejoras en el sistema de alera hidrológico. Un particular análisis se hace sobre la gestión de inundaciones por lluvia en el anillo de la Costa y la identificación de amenazas, vulnerabilidad y posibles medidas de intervención. Se concluye con una síntesis de las dificultades que se encuentran en general para la implementación efectiva de la GIC.

Por su parte, los desarrollos vinculados a la GRD se centran en la misma área de intervención, el anillo de la Costa, y describen las acciones que la FICH ha llevado a cabo a través de diversos instrumentos con que la UNL cuenta para favorecer la vinculación de sus docentes investigadores con el medio social y productivo, así como los propios del Ministerio Nacional de Educación, organismos gubernamentales y ONG. Especial atención se presta al asesoramiento brindado a la Municipalidad de la ciudad de Santa Fe para la implementación de la GRD como política pública entre los años 2007 a 2010, lo cual

fue la base de su proceso de consolidación en la ciudad de Santa Fe y cuyos logros y trascendencia constituyen un ejemplo regional que además mereció el reconocimiento internacional.

En síntesis, el capítulo resume los aportes que a lo largo de las primeras décadas del siglo XXI ha llevado a cabo la FICH en estos temas con su conocimiento para el logro de una gestión integrada de crecidas y de los riesgos de desastres, instrumento imprescindible para alcanzar una gobernanza efectiva del agua.

Gestión del Riesgo de Desastres (GRD)

El abordaje de esta temática en la FICH tuvo su origen en las actividades de formación práctica de la asignatura Obras Hidráulicas de la carrera de Ingeniería en Recursos Hídricos (IRH) y la participación en asesoramientos técnicos que se llevaban a cabo en la zona de la Costa por parte de los docentes Silvia Wolansky y Norberto Morbidoni. Las intervenciones, que en principio estaban centradas en el estudio de las características y requerimientos de mantenimiento de las obras de defensa allí emplazadas, permitieron observar una situación preocupante en relación con las condiciones de seguridad de las obras y, por consiguiente, de la población del área, lo que dio lugar a las acciones que se describen en los siguientes puntos.

Lo que se denomina «zona de la Costa» comprende los barrios Colastiné y La Guardia de la ciudad de Santa Fe, la ahora ciudad de San José del Rincón y la comuna de Arroyo Leyes. Para evitar las periódicas inundaciones, durante los años 1993–1995 se ejecutó un anillo de protección conformado por terraplenes de defensa y estaciones de bombeo financiado por el préstamo 3521–AR–BIRF – Programa de Rehabilitación para la Emergencia de las Inundaciones (PREI). Su función es brindar protección ante crecidas extraordinarias del río Paraná que afectan los cursos de agua asociados que rodean el área (laguna Setúbal, río Colastiné). En la Figura 19.1. se observa la zona ante una crecida del río Paraná y es posible distinguir los bordes de las áreas protegidas o de cotas superiores al nivel del agua.

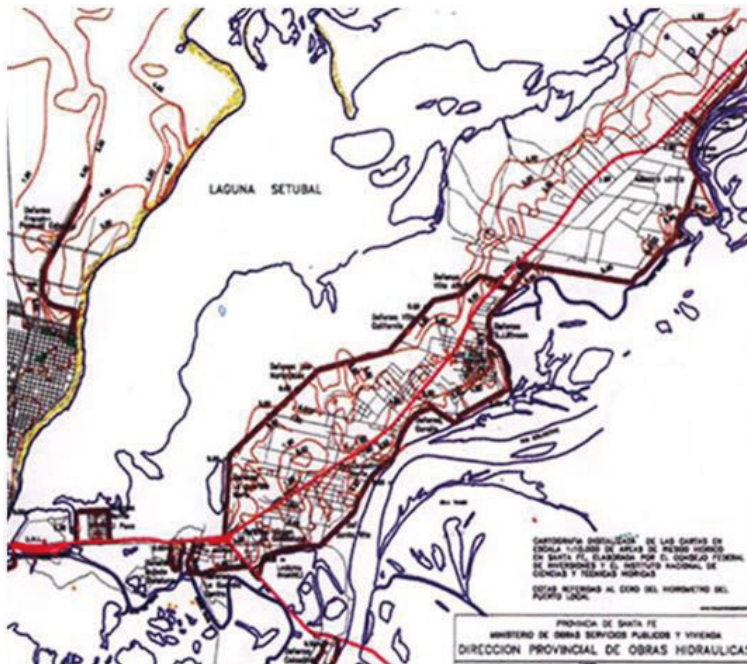


Figura 19.1. Imagen satelital de la zona de estudio

Las obras están compuestas por terraplenes de arena (extraída del lecho de los cursos de agua mediante dragado y depositada en los sitios de emplazamiento de las defensas mediante técnicas de refulado), recubiertos por una capa de suelo húmifero, apto para el arraigo de la cubierta vegetal que será la protección exterior de los terraplenes, con canales de drenaje al pie del talud seco, áreas de reservorios hacia los que deberían escurrir los excedentes pluviales del área protegida, para ser extraídos por gravedad hacia los cursos de agua a través de alcantarillas con compuertas —cuando los niveles de los mismos están por debajo de las bocas— y estaciones de bombeo para su extracción cuando los niveles están altos y no permiten abrir las compuertas.

La altura de las obras se definió sobre la base de la crecida registrada en 1992, adoptándose una cota para los terraplenes de 9,30 m con relación al hidrómetro del puerto de Santa Fe, resultante de trasladar la altura del nivel de agua y adicionar un margen de seguridad (resguardo) al nivel máximo registrado de 7,43 m ($9,30 \text{ m} + 8,18 \text{ m IGN} \sim 17,50 \text{ m IGN}$). En el Cuadro 19.1. se muestra una síntesis de las características de las obras.

Cuadro 19.1. Obras de protección de crecidas en zona de la Costa

Obra	Longitud de las defensas (km)	Habitantes beneficiados*	Estaciones de bombeo (u)	Monto de inversión (u\$s)
Arroto Leyes	14	1.800	2	750.000
Rincón-Colastiné	21	8.500	8	11.730.000
La Guardia Centro	2	1.500	2	1.570.000
TOTAL	36	11.800	12	14.010.000

*Al momento de la construcción: 1993–1995.

Desde el momento de su habilitación se pudo observar que en las obras no se habían cumplido algunos criterios de proyecto, tales como la expropiación de terrenos que debían alojar el canal longitudinal paralelo al terraplén y despejar una franja de seguridad paralela a la traza —muchas propiedades quedaron con sus fondos, e incluso construcciones, pegados a la obra—, la ejecución de una adecuada protección vegetal del coronamiento y los taludes, así como la conformación de suficientes reservorios con las correspondientes alcantarillas y estaciones de bombeo.

Con el correr de los años, el clima, la naturaleza y la comunidad habían causado el suficiente daño a las obras como para poner en duda su eficacia: túneles internos conformados por la acción de roedores («tucu-tucu») y raíces de los árboles que se habían desarrollado por la falta de mantenimiento de la cubierta vegetal —que en escasos sitios perduraba—, reducción de la altura en muchas secciones para disponer pasos «clandestinos» hacia el curso de agua, erosiones por el continuo tránsito de vehículos por el coronamiento. Estas condiciones podrían ocasionar filtraciones a través de las obras, conducentes a su falla, debido a la ausencia total de controles y mantenimiento.

Las defensas generaron una falsa sensación de seguridad y, ante la carencia de un marco regulatorio adecuado y de un plan de urbanización, se generó una dinámica urbana muy diferente de la existente antes de su construcción, con un crecimiento edilicio y poblacional significativo, como puede verificarse comparando los datos censales de 1991 y 2001. El incremento fue sostenido, aunque a un ritmo más lento, hacia 2010, lo cual ratifica cómo la presencia de los terraplenes de defensa transformó este territorio en la zona de crecimiento preferencial de la ciudad (Cuadro 19.2.).

Cuadro 19.2. Variación poblacional período 1991–2010

Población						
	Censo 1991	Censo 2001	Variación relativa 2001/1991 (%)	Censo 2010	Variación relativa 2010/2001 (%)	Variación relativa 2010/1991 (%)
Santa Fe	349 323	369 589	5,8	391 231	5,9	12,0
Arroyo Leyes	1599	2241	40,2	3012	34,4	88,4
San José del Rincón	5355	8503	58,8	10 178	19,7	90,1
Colastiné Norte y Sur, La Guardia*	4895	8529	74,2	11 244	31,8	129,7

Fuente: Programa de Estadísticas e Investigaciones Sociales y Económicas de la Municipalidad de Santa Fe, sobre la base de datos del INDEC-IPEC – Población por vecinal. En Santa Fe Cómo Vamos (2009–2018).

El marco conceptual de la GRD

La GRD es un enfoque integral que contempla todas las amenazas que impliquen un riesgo para una comunidad o territorio. Este enfoque es promovido por las Naciones Unidas, luego de debates internacionales en los que se incorporó un nuevo paradigma para definir políticas sobre la gestión de los desastres en función de las investigaciones desarrolladas en la materia. Ello implica pasar de la atención de la emergencia y la construcción de obras de mitigación, al diseño de planes integrales orientados a la reducción del riesgo de desastres. Los lineamientos se condensan en numerosos acuerdos, entre los que se destacan el Marco de Acción de Hyogo (Naciones Unidas, 2005) y el Marco de Sendai (Naciones Unidas, 2015).

Esta concepción integral de la GRD implica el reconocimiento de que las vulnerabilidades frente a una amenaza forman parte de un proceso de construcción social y tienen impactos directos en el desarrollo de las comunidades; por lo tanto, la GRD se entiende como un proceso que aborda diferentes aspectos y debe articularse con las políticas de desarrollo sostenible. En este marco, para cada tipo de evento con sus particulares características, se diseña un plan específico, que difiere en las estrategias e instrumentos, pero no en el concepto general.

La contribución de la FICH al desarrollo de la GRD en el Área

Proyecto de extensión de Interés Social (PEIS) «Elaboración y transferencia de un manual de procedimiento para monitoreo y conservación de terraplenes de defensa contra inundaciones» (2000–2003)

La alarmante situación que se presentaba en la zona de la Costa impulsó a un grupo de docentes a proponer, en la convocatoria de la Secretaría de Extensión de la UNL, el desarrollo de este proyecto, que se enmarcó en el Programa Universidad Abierta (Convocatoria 1999), cuya finalidad era promover la transferencia a la sociedad de los conocimientos que se generan en el ámbito académico y, recíprocamente, que docentes y alumnos tengan una clara visión de la realidad y la problemática local y regional y desarrollen sus actividades e investigaciones con miras a la obtención de una mejor calidad de vida de la población.

Su objetivo era interactuar con los habitantes de las zonas protegidas para crear conciencia acerca de la imperiosa necesidad de involucramiento de las comunidades en la preservación de las obras de defensa. La propuesta se desarrolló entre los años 2000 y 2003 e implicó la conformación de un equipo interdisciplinario² para abordar la complejidad del tema. Además, se involucró a instituciones gubernamentales —provinciales, municipales, comunales— y a numerosas ONG —comisiones vecinales, bibliotecas, asociaciones culturales—, con las cuales se firmaron convenios de cooperación.

A poco de iniciarse los encuentros con los actores sociales de la zona de la Costa, fue manifestándose una condición subyacente a la situación visible: la falta de percepción del riesgo al que estaban expuestos —a pesar y a causa de los terraplenes—, agravada por la indiferencia de los gobiernos locales por el estado de las obras. De este modo, el objetivo inicial fue complementándose con la inclusión del nuevo marco conceptual en relación con los riesgos de desastres, lo que por ese entonces también comenzaba a fortalecerse en el mundo a través del accionar de organismos internacionales, impulsado por la Estrategia Internacional de Reducción de Desastres de la ONU (EIRD).³

2 Con la coordinación de Silvia Wolansky, participaron Héctor Corzo —ingeniero civil, FICH–SUPCE (Subunidad Provincial de Coordinación para la Emergencia)—, Norberto Morbidoni —ingeniero civil, FICH—, Andrea Valsagna —técnica en Comunicación Social, Rectorado UNL—, Anabella Córdoba y Jorgelina Gandini —Lic. en Asistencia Social, Esc. Servicio Social Santa Fe—, Luciana Bolea —psicóloga, FCE—, Sergio Srayh —estudiante becario, ingeniero en Recursos Hídricos, FICH.

3 La EIRD surgió luego de que la Asamblea de las Naciones Unidas declarara la década de 1990 como el Decenio Internacional para la Reducción de Desastres Naturales. Tras los debates e investigaciones realizados, se elaboró una estrategia como un marco de acción que planteaba una visión que permitiera a todas las sociedades ser más resistentes ante los efectos de los

El análisis se encaró desde una concepción multidisciplinaria, que permitiría constatar integralmente el grado de adaptación de las obras al medio y del medio a las obras. En este sentido, los objetivos del proyecto de extensión se enmarcaron en las tendencias mundiales, que plantean la necesidad de un enfoque integral en el gerenciamiento de obras de estas características y revalorizan las medidas no estructurales, las acciones de concientización y prevención sobre los riesgos que persisten, así como la promoción de pautas organizativas que alienten la estructuración de núcleos de autogestión que interactúen con los organismos gubernamentales.

Asumir esta compleja problemática implicaba la participación de todos los actores involucrados, única forma de garantizar que los diagnósticos fueran acertados y que las acciones que en base a ellos se emprendieran fueran recepcionadas favorablemente por la población para obtener los resultados deseados. Por ello se contactó a los tres gobiernos locales, a los organismos gubernamentales vinculados a las obras (Dirección Provincial de Hidráulica y la Subunidad Provincial de Coordinación para la Emergencia [SUPCE]) y a las organizaciones sociales con arraigo en la zona: las asociaciones vecinales Los Espinillos, Pro-Adelanto Colastiné Norte, Villa California, San José del Rincón, La Guardia y Arroyo Leyes; la Asociación Cultural de la Costa, la Biblioteca Popular «D. Silva» de San José del Rincón; la Comisión Permanente de Contralor y Mantenimiento de Terraplenes y Defensas de Arroyo Leyes; la Cooperativa de Agua de San José del Rincón, la Coordinadora de la Costa, autoridades de establecimientos educativos.

Las primeras actividades fueron la recopilación de antecedentes sobre el proyecto y la construcción de las obras, y un recorrido de los distintos sectores para relevar su estado de conservación y los problemas derivados de errores de proyecto y/o construcción. Esta última actividad se realizó con la participación de los referentes sociales y algunos funcionarios de los gobiernos locales, quienes contribuyeron a complementar el diagnóstico y causales de las situaciones visualizadas. Las imágenes de la Figura 19.2. son algunas de las obtenidas en este relevamiento, que permitió constatar el estado de fragilidad de algunos sectores, debido a erosiones por lluvia y/o viento, cárcavas, desmantelamiento de estaciones de bombeo, pasos irregulares, filtraciones incipientes, impedimento de circulación por la traza para inspección y control por colocación de alambrados, entre otras acciones depredatorias debidas a la acción de la naturaleza y del hombre.

peligros naturales y los desastres tecnológicos y ambientales relacionados con los mismos, y se basaba en un cambio conceptual, desde la impracticable idea de protección total frente a estos peligros al criterio más sustentable de manejo del riesgo, a través de la integración de la reducción de los desastres en las políticas de desarrollo.

Se verificaron algunos daños que demandaron trabajos de mantenimiento especiales, tales como reconstrucción de taludes, protecciones especiales, reinstalación de estaciones de bombeo, pero el mantenimiento integral se concretó muchos años después, en 2012, y no de forma completa.



Figura 19.2. Imágenes de deterioros en los terraplenes y estructuras complementarias.

Asimismo, se fueron detectando otras problemáticas vinculadas al territorio, surgidas fundamentalmente de la falsa sensación de seguridad que producen las obras y el consiguiente incremento del riesgo dentro de la zona.

El riesgo es la probabilidad de que ocurra el daño. La probabilidad de ocurrencia del evento desencadenante del riesgo, en este caso la inundación —por crecidas del río Paraná que superen la altura de los terraplenes o por lluvias de carácter torrencial que no puedan ser adecuadamente evacuadas—, existe y no depende de la acción humana. En cambio, el daño que estos eventos pueden ocasionar ha aumentado de manera sustancial, a raíz del incremento poblacional, por la migración social y las urbanizaciones desarrolladas en la zona, que se traducen en miles de nuevas viviendas e instalación de comercios, campings y otras inversiones económico-productivas. La población se ha duplicado desde la construcción de las obras, con el agravante de que no se respetaron normativas urbanas compatibles con su correcto funcionamiento.

Por otra parte, en la instancia de diagnóstico pudieron caracterizarse los distintos tipos de habitantes, en función de sus conocimientos, hábitos, relación con las obras de defensa y percepción sobre las inundaciones. Se pueden distinguir cuatro categorías (Cuadro 19.3.):

Cuadro 19.3. Categorías de habitantes de las zonas de estudio

Nativos históricos o lugareños	Familias que viven en la zona desde antes de la construcción de las defensas. Tienen conciencia de estar radicados en una zona de riesgo y hábitos y actitudes ante una posible inundación.
Nuevos residentes	Familias que se instalaron en la zona después de la construcción de los anillos de defensa. No han tenido vivencias de inundaciones y desconocen las situaciones asociadas al hecho de estar afincados en una zona de riesgo.
Sectores marginales	Habitantes instalados en asentamientos irregulares, en zonas bajas, reservorios e incluso sobre el talud de los terraplenes (con el aval tácito de las autoridades). Para muchos, el fenómeno de la inundación forma parte de su vida cotidiana.
Visitantes y residentes temporarios	Familias santafesinas que poseen quintas en la zona y se instalan/alquilan durante los fines de semana o en temporada de verano. Visitantes que acceden a las numerosas instalaciones de camping y clubes existentes.

Si bien hay realidades y características distintas en cada zona/barrio/jurisdicción, los problemas detectados en cuanto al mantenimiento y la conservación de las obras, así como a su entorno, son similares a lo largo de todo el anillo de defensa. Por ello se trataron de determinar las causas o los factores que están operando en la población con relación a su vinculación con las obras. ¿Se desconoce qué está bien y qué está mal con relación a su estado y a su uso? ¿Es un problema de falta de información? ¿Se identifican los problemas pero no se les da la importancia que merecen? ¿Se conocen los problemas pero se cree que la responsabilidad es de otros (las comunas, los nuevos residentes, la provincia)? ¿Se conocen los problemas pero no se pueden modificar las actividades cotidianas que se realizan y que perjudican a las obras?

Para dar respuesta a estos interrogantes y corroborar las conclusiones a las que se arribó en la instancia de diagnóstico, se realizaron dos talleres abiertos con los actores sociales, cuya preparación requirió a los integrantes del equipo compartir y profundizar saberes de las distintas disciplinas. En efecto, los integrantes con formación social desarrollaron una propuesta de organización de la actividad grupal, que debió ser analizada e internalizada por los integrantes del equipo que nunca habían conducido una tarea de esta naturaleza. Por su parte, los especialistas en Ingeniería elaboraron documentación técnica apropiada para que pudiera ser comprendida por todo el equipo, de manera que cada uno de los integrantes pudiera participar activamente en la coordinación de los grupos. Inclusive se reforzó la participación de asistentes sociales,

mediante una convocatoria realizada a docentes de la Escuela de Servicio Social, y se convocó a alumnos de la carrera Ingeniería en Recursos Hídricos para que participaran de la experiencia extensionista, lo que significó no solo una actualización de sus conocimientos sobre la problemática en estudio, sino la incorporación de vivencias sobre acciones de producción grupal, no habituales en su formación curricular.

Primer taller

Estuvo orientado a validar y completar en forma participativa el diagnóstico de la situación, además de compartir enfoques conceptuales sobre el tema. Se desarrolló un interesante intercambio en los grupos y las conclusiones reflejan esta experiencia colaborativa.

Cada uno de los grupos se abocó a una problemática específica, donde identificaron aspectos e indicadores: con relación a la problemática urbanística, apareció la ausencia de control de las obras y el entorno, el incumplimiento o inexistencia de normativas y la insuficiente información sobre el tema; respecto a la problemática social, se indicaron problemas ambientales, falta de conciencia sobre el riesgo, de compromiso comunitario en la conservación de las obras, carencia de información y educación para la prevención; con relación con el planeamiento y la organización institucional para abordar las problemáticas señaladas, se apuntaron carencias antes, durante y después de la construcción de las obras.

Segundo taller

En el segundo encuentro, los participantes analizaron los grupos de problemas sintetizados en el primer taller y debatieron acerca de distintas propuestas que permitieran abordarlos y resolverlos, lo que se explicita en el Cuadro 19.4., donde se muestra la diversidad de posturas frente a temas similares.

Cuadro 19.4. Propuestas para la superación de problemas identificados

Necesidad de información	Difundir la normativa y mejorar la comunicación de riesgos. Habilitar un teléfono para realizar denuncias. Colocar señalización en las obras.
Carencias en la educación y concientización de la población	Concientizar a la población que desconoce los riesgos de vivir dentro de un anillo de defensa a través de talleres. Generar actividades de capacitación en las escuelas sobre preservación de los terraplenes, sistema de drenaje, reservorios.
Relativos al rol del Estado (provincia y comunas)	Coordinar entre distintas reparticiones para disponer de fondos para mejorar las condiciones de los terraplenes. La responsabilidad debe ser de la comuna, con el debido apoyo provincial, y debe formarse una comisión de regulación con los vecinos, para establecer prioridades y planificar acciones. Gestionar «Plan Trabajar» para mantenimientos menores de las defensas (contar con personal para relleno y reposición del suelo, reparación de alambrados, etc.). Generar la normativa necesaria.
Rol y organización de los vecinos e instituciones locales	Lograr consenso para lograr una ley provincial de protección de las defensas, para coordinar acciones. Fortalecer la Coordinadora de la Costa para reclamar ante los responsables del Estado. Promover el sentido de pertenencia de los pobladores, organizando jornadas donde se desmalece y parquitee, con participación de clubes y campings.
Sobre el control de las defensas	Crear un organismo de control de las defensas y guarda defensas vecinales. Establecer y aplicar sanciones y multas por incumplimiento de las ordenanzas.
Relativas a las obras y su entorno	Abrir nuevos pasos y cercar las defensas, con intervención y asesoramiento del organismo provincial correspondiente (Hidráulica). Las comunas y vecinales deberían definir accesos al río, elegidos según los lugares de rodeo y de bajada de lanchas. Definir un sistema de protección de las estaciones y sistemas de bombeo: cerrarlas con rejas o aislarlas de algún modo para salvaguardarlas de los robos. Estudiar la contaminación de las napas freáticas. Exigir que se trabaje en el exterminio de ratas y tratamiento de la basura. Forestar con especies autóctonas desde las ONG de la Costa. Solicitar que se analice la red de drenaje.
Relativas a la difusión de la problemática	Divulgar las conclusiones de estos talleres a todas las entidades y a todos los vecinos y promover la continuidad de los mismos. Socializar el tema, difundirlo a través de notas en los medios de comunicación, convocar a vecinales, medios de prensa, escuelas y hacer referencia a la participación de todos los asistentes en estos talleres.

Estos talleres tuvieron mucho impacto social porque no había antecedentes de iniciativas de este tipo. Durante todo el proceso, los medios de comunicación le dieron seguimiento y cobertura, lo cual también significó una oportunidad para socializar la problemática (Figura 19.3.).



Figura 19.3. Encuentros con actores sociales y repercusión mediática

Taller de formación sobre observación y control de obras

Se realizaron encuentros orientados a la formación de personal sobre observación y control de los terraplenes y obras anexas, con la expectativa de que los gobiernos locales se involucren en las tareas. Estas acciones trataron de revertir el fuerte concepto instalado en todas las comunidades acerca de que la responsabilidad recae totalmente en el gobierno provincial.

Se llevó a cabo un curso para beneficiarios del Programa Jefes de Hogar —de la zona de la Costa— destinado a todos aquellos que estuvieran interesados en cumplir tareas de mantenimiento preventivo de los terraplenes de defensa, para lo cual se elaboró un cuadernillo técnico. Dicho cuadernillo contiene algunos conceptos básicos y refleja los aportes y las conclusiones de

Trabajo de extensión de la UNL sobre cómo cuidar las defensas

El impacto urbano en las áreas beneficiadas. Nuevas problemáticas.

Los terraplenes se construyeron entre 1983 y '86. Tras la importante inversión hubo otras más obras, de reconstrucción y refuerzo, pero aún se están clarificando las competencias sobre su mantenimiento.

Varios representantes de la Universidad Nacional del Litoral, a través de un Proyecto de Extensión de los Estudios de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Exactas, se dedicaron a la investigación de las problemáticas de mantenimiento de los terraplenes en el marco del programa de extensión de la UNL, con el objetivo de brindar asesoramiento técnico y capacitación a los actores involucrados.

Los participantes

Se desarrolló en grupos los talleres de extensión de la UNL, que se realizaron entre 1983 y 1985, con lo que generó un gran impacto en la zona que abarca el estudio.

Por un lado, se ha dado un gran impulso a la participación ciudadana y se han realizado importantes trabajos de extensión de la UNL en las zonas de la costa.

En el otro lado, se ha dado un gran impulso a la participación ciudadana y se han realizado importantes trabajos de extensión de la UNL en las zonas de la costa.



CAMBIO. Durante la última década, la zona beneficiada se ha transformado en un asentamiento urbano. La UNL brinda asesoramiento sobre cómo mantenerlo y mejorarlo.

El equipo de docentes e investigadores que se dedicó a la extensión de la UNL, a través de un Proyecto de Extensión de los Estudios de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Exactas, se dedicó a la investigación de las problemáticas de mantenimiento de los terraplenes en el marco del programa de extensión de la UNL, con el objetivo de brindar asesoramiento técnico y capacitación a los actores involucrados.

los participantes en los talleres. Este material fue muy valorado por los destinatarios, ya que constituye un documento de su activa participación en la experiencia. Además, se elaboró una guía para orientar las observaciones y el cuidado de los terraplenes.

Las actividades desarrolladas y la consiguiente interacción con las comunidades permitieron vislumbrar la necesidad de ampliar los objetivos del proyecto. Si bien todos los aspectos mencionados son de sustancial importancia para estos territorios, tanta o mayor gravedad conlleva el desconocimiento de los riesgos asociados a las obras, la ocupación indebida del suelo —con la consiguiente alteración de las condiciones de drenaje del territorio— y la disposición final de efluentes y residuos. Esto determinó la necesidad de relevar los antecedentes, tanto a nivel local como mundial, de acciones y normativa vinculadas a estas situaciones desde el enfoque de GRD.

La GRD plantea considerar las distintas instancias del ciclo de generación de un desastre, con el fin de reducir el impacto al mínimo posible si el riesgo se materializa. En la Figura 19.4. se presenta una infografía que sintetiza estos aspectos.

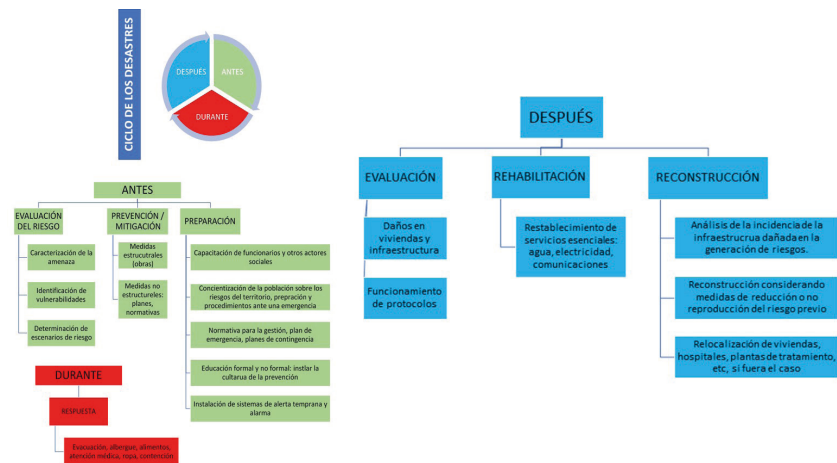


Figura 19.4. El ciclo de los desastres y las acciones en cada instancia

Fuente: elaboración propia.

Con ese enfoque, desde el PEIS se generaron dos manuales, cuyo propósito fue transferir conocimientos relativos a temáticas específicas que son de gran importancia, pero muy poco conocidas por la población que convive con los terraplenes. Los manuales se elaboraron con un estilo y lenguaje sencillo para facilitar la comprensión social de la problemática y buscaban avanzar en las instancias de concientización y educación de la población, con vistas a promover un cambio de actitud y movilizar la acción participativa de las

instituciones y organismos involucrados. A continuación se sintetizan los contenidos de cada uno de ellos:

El primer manual, titulado *Terraplenes de defensa contra inundaciones. Aspectos físicos y constructivos. Recomendaciones para su conservación y mantenimiento*, aborda temas relativos a la construcción de los terraplenes, características geométricas, criterios de diseño y obras complementarias de desagüe. Además, se explican las situaciones que contribuyen a su deterioro y las medidas a implementar para su preservación y mantenimiento.

El segundo manual, *Las inundaciones en Santa Fe. Desastres naturales y mitigación del riesgo*, aborda en la primera parte los antecedentes sobre el río Paraná —con una caracterización muy general del mismo desde el punto de vista hidrológico— y la influencia de las obras de infraestructura existentes sobre las inundaciones en la zona de estudio. Luego se desarrollan conceptos sobre: desastres naturales y catástrofes sociales, ciclos de los desastres y acciones asociadas a cada uno de ellos, riesgos y su evaluación, importancia de las políticas de reducción de riesgos basadas en medidas no estructurales, necesidad de planes de emergencia, instancias de rehabilitación y reconstrucción.

Las tapas de ambos manuales se presentan en la Figura 19.5.



Figura 19.5. Manuales elaborados durante el transcurso del PEIS. Ediciones UNL

Proyecto de Extensión (PE) «Convivir con el riesgo. Concientización y participación en la prevención de desastres» (2003–2004)

Las actividades efectuadas en el marco del proyecto anterior permitieron identificar una serie de problemas sociales vinculados con el riesgo de inundación, que dificultan la adopción de estrategias para la mitigación, prevención y preparación, imprescindibles para reducir la posibilidad de futuros desas-

tres. Dichos problemas fueron detallados al describir el primer taller realizado en el marco del PEIS. A dichos problemas se pueden agregar los siguientes:

- Escasa participación de la comunidad en las instituciones sociales existentes, falta de representatividad y debilidad de las mismas para demandar a las autoridades beneficios para la comunidad.
- Escaso nivel de conocimiento de la población, las instituciones sociales y los voluntarios comunitarios acerca de la problemática integral de las inundaciones y las medidas a emprender antes, durante y después de las mismas.
- Desinformación acerca de las responsabilidades y el rol del Estado (en sus diferentes niveles y organismos) en relación con la prevención y preparación ante emergencias.
- Inexistencia de una cultura de la prevención, manifestada en las actividades cotidianas de los habitantes, que no se adaptan a pautas de conducta que contribuyan a reducir la vulnerabilidad.
- Falta de planes de emergencia locales y sectoriales contra inundaciones.

La superación de estos problemas demanda multiplicar los mecanismos e instancias de capacitación, información y concientización de la población, como asimismo alentar su activa participación en las organizaciones sociales, con vistas a fortalecerlas, lo cual facilitará la conformación de redes que potencien los aportes individuales, en pos de desarrollar una cultura de la prevención, tendiente a mitigar el efecto de los desastres producidos por eventos naturales o antrópicos.

Esta capacitación —que conduce a la concientización— también enriquecerá el análisis que cada uno de los potenciales involucrados en el problema debe hacer de su situación particular, tanto para poder decidir sobre el riesgo que está dispuesto a asumir, como para clarificar cuáles son las medidas de prevención que están bajo su responsabilidad y cuáles las que puede reclamar a las instituciones gubernamentales.

Ese fue el propósito del nuevo proyecto,⁴ que fue financiado por la Secretaría de Políticas Universitarias del Ministerio de Educación, Ciencia y Tecnología de la Nación, y en él se incluyeron actividades de concientización de funcionarios, integrantes de ONG y docentes de los niveles primario y medio.

4 Estuvo dirigido por Silvia Wolansky y participaron docentes y estudiantes: Ing. Norberto Morbidoni, Ing. Héctor Corzo, Téc. en Comunicación Andrea Valsagna, Lic. en Trabajo Social Graciela Casina (Escuela de Servicio Social de la Provincia de Santa Fe), Sergio Srayh (alumno Ingeniería en Recursos Hídricos) y Verónica Viduzzi (alumna pasante de Comunicación Social de la Universidad Nacional de Entre Ríos).

La vinculación con el medio social era fundamental para este proyecto, por lo que se renovaron los acuerdos con numerosas instituciones, muchas de las cuales ya venían participando en el PEIS.⁵ Las acciones realizadas fueron las siguientes:

Talleres abiertos con diversos actores

Con el objetivo de brindar información y capacitación acerca de las estrategias para la reducción de desastres, se llevaron a cabo tres talleres con la participación de 28 personas integrantes de 19 instituciones.

La modalidad fue presencial e implicó una instancia de capacitación y una de socialización de la producción grupal, para tratar de construir diagnósticos y productos consensuados. Los contenidos se orientaron a la identificación de problemas locales, el reconocimiento de la percepción de riesgo existente, un relevamiento somero de los recursos físicos y humanos existentes en la zona para actuar ante emergencias y el desarrollo de un esquema de plan de contingencia familiar para actuar ante una alerta de inundación.

Curso-taller de capacitación (formación de formadores)

Este curso tuvo una duración de dos meses, con desarrollo de contenidos teóricos y actividades de aplicación de los conocimientos transferidos, mediante trabajo grupal y producción colectiva. Participaron representantes de organizaciones que brindan asistencia en situaciones de emergencia: Cáritas, Cruz Roja y asociaciones vecinales interesadas.

La propuesta abordó conceptos sobre inundaciones y riesgo, políticas de prevención, obras de defensa y regulación de uso del suelo, preparación ante eventuales desastres, información y participación ciudadana, relacionamiento institucional y comunicación de riesgos, por lo que se sumó a docentes de distintas facultades. El objetivo fue realizar un mapa de riesgo del barrio o comunidad, relevar la condición de las defensas con visitas y guías de observación, reconocer la aplicación de normativa, elaborar un plan local y diseñar propuestas para la difusión de la problemática.

5 Municipalidad de Santa Fe, Municipalidad de San José del Rincón, Comuna de Arroyo Leyes, Escuela de Servicio Social de la Provincia de Santa Fe, SUPCE, Secretaría de Estado de Derechos Humanos de la Provincia de Santa Fe, Cooperativa de Vivienda y Provisión de Obras y Servicios Públicos de Rincón, Asoc. Vecinal de Arroyo Leyes, Comisión de Contralor de las Obras de Defensa de Arroyo Leyes, Asoc. Vecinal Villa California (Rincón), Asoc. Civil CUNARI (Rincón), Asoc. Vecinal Pro-Mejora Alto Verde (Santa Fe), Asociación Civil CANOA.

Charlas informativas

También se desarrollaron charlas informativas de dos horas de duración para difundir el enfoque de GRD dirigidas a público interesado.

Durante 2004 se realizaron 16 charlas a las que asistieron aproximadamente 250 personas de diversas organizaciones y territorios; dos charlas en eventos públicos, dos presentaciones en Jornadas de Extensión de la UNL y dos presentaciones a congresos internacionales relacionados con disciplinas de la Ingeniería, donde se expuso la experiencia que se estaba llevando a cabo.

Campaña de comunicación masiva

Se trabajó con alumnos de las carreras Licenciatura en Comunicación Social de la Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER) y Licenciatura en Periodismo de la UNL a través de pasantías.

Con el objetivo de difundir temas generales vinculados con las obras, el riesgo y la normativa —existente o no— que sería deseable aplicar o generar, se diseñó una campaña masiva tendiente a transmitir conceptos básicos sobre inundaciones y obras de defensa y a promover una mayor conciencia acerca del riesgo que viven los ciudadanos santafesinos.

Acción de Extensión al Territorio (AET) «Convivir con el riesgo.

Concientización y participación en la prevención de desastres» (2004–2005)

En forma paralela, el equipo decidió sumarse a una nueva propuesta de la Universidad: las AET orientadas a la formación de actores de la comunidad que operen de nexo entre el contexto académico y el social. Estas acciones contemplan áreas de inserción más amplias que los PEIS para que las experiencias se apliquen a la mayor cantidad de situaciones posibles y beneficien a un significativo número de personas.

Los objetivos planteados fueron:

- Capacitar a los actores sociales para que puedan emprender acciones de reducción del riesgo de catástrofes por inundaciones, promoviendo el conocimiento integral de la problemática, incluyendo tanto las características de las obras que componen el sistema de defensa —en caso de su existencia—, como las políticas de prevención y preparación necesarias para afrontar un desastre.
- Impulsar una cultura de la prevención a nivel familiar y local, motivando a la comunidad expuesta para que se involucre en la gestión del riesgo y la reducción de la vulnerabilidad.

- Motivar a las comunidades para la generación de propuestas de acción para reducción de los factores de vulnerabilidad, a través de programas participativos de mejoramiento del hábitat y preparación para emergencias.
- Alentar el fortalecimiento de las instituciones sociales de la comunidad con prácticas de participación ciudadana y comunicación social.

Las acciones se iniciaron con una actividad que se constituyó al mismo tiempo como un cierre del proyecto anterior: un curso de capacitación destinado a profundizar contenidos que se fueron desarrollando en los talleres y que despertaron el interés de los participantes. La convocatoria fue amplia y asistieron 40 personas, muchos de ellos integrantes de instituciones y organizaciones que se sumaron a esta nueva propuesta a través de convenios de cooperación.

A los actores que ya venían participando, se sumaron nuevas organizaciones,⁶ con las cuales se mantuvieron reuniones específicas, a los fines de difundir el enfoque del proyecto.

El temario, desarrollado por los integrantes del equipo e invitados de reconocida experiencia en algunos de los contenidos, abarcó los conceptos de gestión del riesgo, las características de las obras de defensa de la zona, criterios de planificación en zonas con riesgo de inundación, normativas sobre usos del suelo, participación comunitaria, comunicación, organizaciones y redes sociales. Todos los módulos tuvieron lugar con la modalidad de taller, con una breve exposición disparadora y trabajo de los temas en grupos.

Finalmente, se elaboraron nuevos materiales para capacitación y difusión en medios escritos y se produjeron microprogramas radiales para su difusión en FM barriales, así como un CD interactivo para formadores.

Proyecto de investigación (CAI+D 2005) «Análisis integrado y cuantificación de los factores que determinan la vulnerabilidad de las obras de mitigación de inundaciones» (2006–2007)

Este proyecto se presentó a la convocatoria de la UNL para financiar actividades de investigación y desarrollo. Los objetivos y correspondientes actividades para alcanzarlos fueron: a) el relevamiento de las obras (características físico–funcionales, normativas de aplicación, instituciones involucradas y

6 Se incorporaron: Cáritas, Asociación de Trabajadores del Estado (ATE), Coordinadora de la Costa (que agrupa a diversas asociaciones civiles y vecinales de las localidades de Arroyo Leyes, San José del Rincón y Distrito Colastiné–La Guardia de la Municipalidad de Santa Fe), Subsecretaría de Emergencia–Dirección Provincial de Defensa Civil, Asociación Vecinal B° El Pozo y Asociación Pro Sindicato Amas de Casa.

entorno socioambiental; b) la identificación de los factores que configuran la vulnerabilidad intrínseca y externa de cada tipología de obra; c) el diseño de un marco conceptual que estructure las relaciones entre los factores y permita establecer influencias recíprocas y d) la identificación de indicadores de vulnerabilidad. Nuevamente se conformó un equipo interdisciplinario.⁷

Las actividades de difusión de los resultados obtenidos permitieron instalar la problemática de los terraplenes de defensa en la agenda de las asociaciones profesionales e instituciones vinculadas al diseño, construcción y evaluación de la seguridad de presas,⁸ que hasta el momento solo consideraban las obras de magnitud («grandes presas»), sin reparar en la importancia de estas construcciones para la protección de las comunidades ante crecidas extraordinarias de los cursos de agua.

Se presentaron trabajos en los congresos de presas; se llevó a cabo un seminario sobre terraplenes de defensa en Santa Fe, del que participó una gran cantidad de especialistas, y también se impulsó el tema en la International Commission on Large Dams (ICOLD), que fortaleció su comité técnico «Levees and small dams».

Asesoramiento a la Municipalidad de la ciudad de Santa Fe para la implementación de la GRD como política pública (2007–2010)

Los dos desastres por inundaciones acaecidos en la ciudad en los años 2003 y 2007 dieron cuenta de la necesidad imperiosa de implementar una inexistente política pública de GRD, compromiso que asume el gobierno que se inicia en diciembre de 2007, encabezado por el Ing. Mario Barletta, exrector de la UNL, y por consiguiente compenetrado de las acciones que se venían llevando a cabo en la FICH desde el año 2000, en pos de consolidar el tema en el ámbito académico y en las agendas gubernamentales. Se firma un convenio entre la Municipalidad de Santa Fe y la UNL para la realización de un Servicio Altamente Especializado a Terceros (SAT) denominado «Diseño e Implementación de un Sistema Local de Gestión de Riesgos», que fue dirigido por Silvia Wolansky y contó con un equipo interdisciplinario de docentes y estudiantes.⁹

7 Dirigido por Silvia Wolansky, contó con la participación del Ing. Héctor Corzo, la Ing. María Elisabet Pardini, la Abogada Viviana Rodríguez y la Lic. en Trabajo Social María Elena Kessler.

8 Organismo Regulador de Seguridad de Presas (ORSEP), Sociedad Argentina de Ingeniería Geotécnica (SAIG), Comité Argentino de Grandes Presas (CAGP) —que luego suprimió el «grandes»—, International Commission On Large Dams (ICOLD).

9 Dirigido por Silvia Wolansky (FICH), contó con la coordinación en Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales (FCJS) del Dr. Gonzalo Sozzo y la Abog. Valeria Berros; coordinación en Facultad de Arquitectura y Urbanismo (FADU) de los Arq. Mirta Soijet y Miguel Rodríguez. Los referentes en la Municipalidad fueron el Agr. Eduardo Aguirre Madariaga (director de Gestión de Riesgos) y la

Las acciones impulsadas a partir de este convenio permitieron en poco tiempo que Santa Fe se constituyera en pionera en el abordaje de la gestión de los riesgos de inundación, con una visión impulsada internacionalmente; y lo fue no solo en la provincia, sino posicionándose a la par de algunos países de Latinoamérica y el Caribe, lo que le valió al cabo de cuatro años el reconocimiento como «Ciudad Modelo Ejemplar» de la campaña «Desarrollando Ciudades Resilientes» de la EIRD y la asignación del Premio Sasakawa 2011 de Naciones Unidas, «un reconocimiento a la excelencia en la reducción del riesgo de desastres: por un mundo más seguro y sostenible».¹⁰

Como se define en la literatura sobre el tema, para poner en marcha el Sistema Local de GRD, es necesario que este proceso de gestión sea desarrollado por una organización, que no debería ser un nuevo organismo, sino el resultado de la articulación e interacción de las áreas de gobierno responsables de las actividades/acciones involucradas en cada una de las instancias, bajo la coordinación de un área específica con dependencia de la máxima autoridad jurisdiccional; todo ello contemplado en una normativa que defina los aspectos vinculados al proceso en su integralidad. También implica la articulación entre los distintos niveles jurisdiccionales, de modo que existan normativas, estrategias y acciones coherentes y articuladas. En síntesis, la GRD comprende tanto los marcos legales, institucionales y políticos, como los mecanismos administrativos y procedimientos relacionados.

Las actividades comenzaron con una serie de talleres (Figura 19.6.) realizados en enero de 2008, de los que participaron 74 funcionarios de todas las áreas que conformaban la estructura de gobierno municipal y el propio intendente de la ciudad, que habían asumido en diciembre de 2007. El objetivo fue promover una visión integral sobre la GRD, incluyendo las características deseables de un sistema municipal para implementar en la ciudad y contribuir a optimizar tanto la capacidad de gestión y de respuesta del gobierno local, como la organización responsable de la GRD en el territorio.

Se realizaron tres encuentros con modalidad taller, lo que implicó la articulación de contenidos teóricos con la realización de actividades de producción colectiva. En el primero, se presentaron conceptos y factores relacionados con la GRD y su vinculación con los modelos de desarrollo, observando la importancia de contar con un modelo apropiado para Santa Fe. La actividad grupal se centró en la identificación de las vulnerabilidades que pudieron incidir en

Lic. Verónica Viduzzi (directora Programa de Comunicación de Riesgos). También participaron: por FICH, María del Valle Morresi, Pablo Cacik, Ana Bacolla, Ana Carina Palumbo, Soledad Vera, Eliana Costa y Alejandra Bratovich; por FCJS, Luciana Sbrezzo, y por FADU, Raúl Tonini, Valeria Gramaglia y María Celeste Peralta Flores.

10 Información: <https://www.eird.org/esp/sasakawa/acerca-premio.htm>

los desastres ocurridos en Santa Fe, considerando la clasificación de Wilches–Chaux (1989).

En el segundo encuentro, se propuso esbozar una política pública, sus objetivos y áreas de intervención, profundizando el conocimiento de modelos de sistemas locales de GRD con la visualización de sus actores claves. La actividad grupal consistió en analizar el organigrama municipal actual y conformar las comisiones que resultaran más adecuadas a las funciones posibles de un sistema de gestión de riesgos.

El último taller tuvo como objetivos específicos compartir conceptos acerca de los planes de GRD —estableciendo sus diferencias con los planes de emergencia y de contingencia— y observar las relaciones entre diferentes planes: de desarrollo, de manejo ambiental, de ordenamiento territorial, entre otros. De esta manera, se analizaron posibles lineamientos de una política de GRD y su materialización.



Figura 19.6. Talleres sobre GRD con funcionarios y jefe del Gobierno de la Ciudad de Santa Fe

En forma paralela, comenzó a elaborarse una propuesta de normativa para reemplazar la ordenanza existente —de clara orientación hacia el manejo de emergencias— y se adoptó un criterio para la conformación del Comité Municipal de Gestión de Riesgos (CMGR). La nueva ordenanza se aprobó ese

mismo año con el número 11512/08. En la Figura 19.7. se presenta una infografía sobre la propuesta de conformación de un Comité Municipal de GRD.

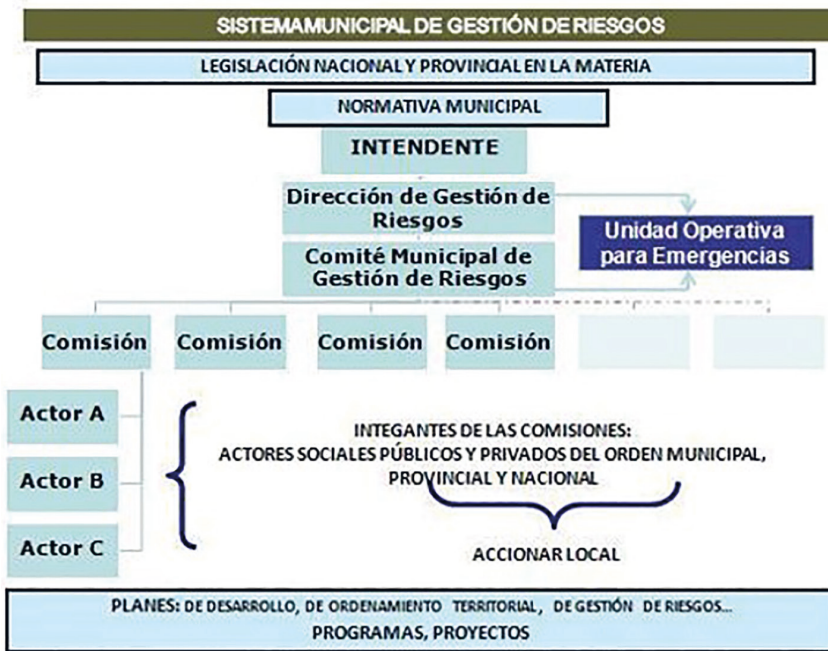


Figura 19.7. Estructura propuesta para la conformación de un Comité Municipal de GRD puesta a consideración de los actores

Posteriormente se realizó una serie de talleres con todos los actores sociales que deberían estar involucrados en la GRD, con el fin de difundir el enfoque que pondría en marcha el Gobierno de la Ciudad, esclarecer el rol de cada una de las organizaciones y lograr consensos acerca de su integración a la estructura del comité.

El primero de estos talleres, denominado «La integración de las instituciones públicas y las prestadoras de servicios en el SMGR», estuvo destinado a los organismos públicos y las entidades prestadoras de servicios, incluyendo fuerzas de seguridad, organismos técnicos y científicos, universidades y empresas privadas. Concurrieron 44 personas, representando a 16 organismos e instituciones,¹¹ que se agruparon por afinidad de sus funciones con

11. Por parte de la Municipalidad asistieron representantes de ocho áreas, contando las dependencias de máximo nivel, es decir, Secretaría de Obras Públicas, de Planeamiento Urbano, de Desarrollo Social, de Control, de Cultura, Sindicatura, Dirección de Comunicación y de

las distintas comisiones del CMGR —prevención/mitigación, preparación, respuesta y recuperación— y reflexionaron sobre sus interacciones, vacíos y necesidad de articulación. El taller ofreció información valiosa y diversa acerca del accionar de las instituciones y sus interacciones con otros actores. Posibilitó, además, un espacio de encuentro e intercambio que *nunca* antes había tenido lugar en la ciudad de Santa Fe.

Luego se concretó el taller «La integración de las ONG en el SMGR» con 20 participantes de 12 organizaciones —con alguna vinculación con las instancias de la GRD, incluyendo entidades de ayuda humanitaria, organizaciones ambientalistas, de formación ciudadana, instituciones religiosas y estudiantiles, entre otras—, a quienes se les propuso observar tanto las acciones propias e interrelaciones existentes entre ellas como aquellas que consideraban necesarias desplegar.

En abril de 2009 se realizó una reunión con funcionarios del Gobierno de la Ciudad, de la que participaron intendente, secretarios, subsecretarios, directores y coordinadores de programas. El objetivo fue analizar la propuesta preliminar de conformación del CMGR y la integración de cada área al mismo, proponiendo las modificaciones que se estimaran pertinentes.

También en el mes de abril comenzó el programa «La gestión de riesgos en la ciudad de Santa Fe. Una agenda en construcción», que consistió en una serie de talleres para consolidar las comisiones del CMGR con el resto de los actores, representantes de diversas áreas de organismos gubernamentales, instituciones públicas y ONG.

El primero de ellos, denominado «Hacia la integración de la comisión de preparación y respuesta», incluyó una exposición sobre organización y normativa, y otra sobre los avances logrados en la GRD:¹² plan de contingencia para lluvias, definición de vías seguras para la evacuación y determinación de puntos de encuentro, instalación de pluviómetros y sistema de radares, tareas de concientización. Hubo además dos instancias de trabajo grupal. En la primera instancia, los participantes completaron una matriz en la que quedaron registradas experiencias, lecciones aprendidas, debilidades y

Gestión de Riesgos. Del Gobierno de la Provincia participaron cuatro áreas: Ministerio de Desarrollo Social, de Salud, de Agua y Medio Ambiente y Subsecretaría de Protección Civil. Por parte del gobierno nacional asistieron representantes de la Dirección Nacional de Vialidad, Delegación Santa Fe, y del Programa de Promotores Territoriales dependiente del Ministerio de Desarrollo Social. Las entidades prestadoras de servicios presentes fueron tres: EPE, Litoral Gas y Cooperativa Setúbal. Entre las entidades relacionadas con la seguridad se contaron seis: Bomberos y Policía como fuerzas provinciales, y Prefectura, Fuerza Aérea, Ejército y Gendarmería, como fuerzas nacionales. Por último, las universidades e instituciones técnico-científicas representadas fueron el INA, la UTN y la UCSF.

12 La primera a cargo del Dr. Gonzalo Sozzo (FCJS-UNL) y la segunda a cargo del director de Riesgos de la Municipalidad, Agr. Eduardo Aguirre Madariaga.

fortalezas en el accionar, mecanismos de acción aplicados y necesidades existentes para optimizar la respuesta a la emergencia, a partir de un mayor aprovechamiento de los recursos y de la mejora de los niveles de coordinación. En la segunda instancia, se analizaron las subcomisiones de dicha comisión y las temáticas prioritarias a impulsar en cada una a partir de los lineamientos aportados por el equipo de UNL. Los participantes también determinaron las necesidades y compromisos para sumarse a la estructura funcional del comité, generando acuerdos mínimos para la integración.

El segundo taller, que se llevó a cabo el 29 de abril, una fecha emblemática para la ciudad por ser el aniversario de la inundación de 2003, tuvo como objetivo que los participantes pudieran avanzar en el reconocimiento de los principales proyectos que se estaban llevando a cabo en la ciudad y en la provincia, la consideración de la variable riesgo en los mismos y los elementos comunes para facilitar una mejor articulación y coordinación. Asistieron al taller representantes de 21 organismos gubernamentales, instituciones públicas y ONG, que en su efectivo accionar o por las funciones establecidas en la normativa de creación, realizaron o podrían realizar tareas vinculadas a la instancia de prevención en la GRD.

El taller se desarrolló en tres partes. En la primera, denominada «El modelo de desarrollo. Una contribución a la reducción de riesgos en el municipio de Santa Fe», se presentaron los documentos «Plan de Desarrollo Santa Fe Ciudad, Plan Urbano Ciudad de Santa Fe» y «Lineamientos y estudio de delimitación de áreas de riesgo hídrico, Acciones para la reducción del riesgo hídrico en la ciudad de Santa Fe (Comisión Técnica–Operativa Decreto N° 492/08)», con una posterior identificación del nivel de inclusión de la dimensión del riesgo en estos proyectos y de la complementariedad existente entre los mismos, como una garantía para la seguridad y eficiencia del desarrollo.¹³

En la segunda instancia se trabajó sobre «El Comité Municipal de Gestión de Riesgos. Una oportunidad para reducir riesgos», donde se abordó la importancia de la comisión de prevención, principales propuestas para su funcionamiento y líneas de trabajo sugeridas por los funcionarios municipales.

Paralelamente al desarrollo de los talleres y entrevistas con los actores del CMGR, se realizó un relevamiento de las misiones y funciones de las instituciones según la normativa o estatutos de creación, para validar los compromisos de participación de los actores involucrados. Cumplidas estas instancias, se diseñó una propuesta de CMGR, así como las funciones de sus comisiones y subcomisiones, que se muestra en la Figura 19.8. y se elaboraron esquemas de un Plan de Emergencia y un Plan de Contingencia.

13 Tuvo la coordinación de la Arq. Laura Acquaviva, experta en gestión de riesgos.

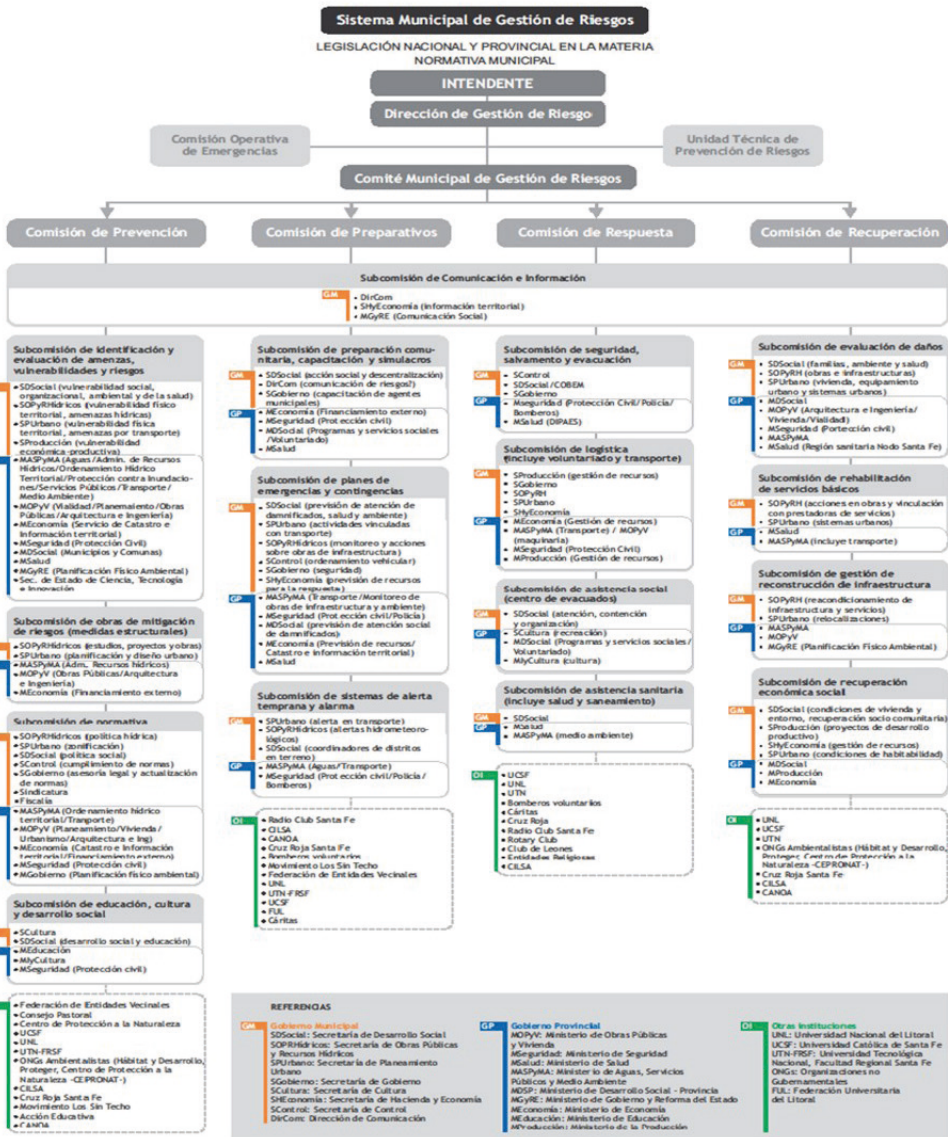


Figura 19.8. Propuesta de conformación de un CMGR

Los actores que se han incluido, del ámbito provincial y nacional —organizaciones gubernamentales y no gubernamentales—, reflejan tanto el relevamiento efectuado de la documentación que define sus misiones y funciones, como la explícita manifestación de los propios actores acerca de las actividades que les son propias, no solo las que efectivamente han desarrollado en situa-

ciones emergencia en el pasado, sino también las que eventualmente podrían desarrollar en otras instancias de la gestión de riesgos.

Es necesario destacar que no puede interpretarse esta organización como un conjunto de ámbitos independientes y estancos, ya que los procesos de gestión demandan una fuerte interacción y retroalimentación entre unos y otros. Así, las actividades tendientes a la reconstrucción posterior a un desastre están íntimamente vinculadas con la prevención y la mitigación, por la incidencia que dichas medidas tienen en la reducción de los riesgos.

Según la visión de Pérez Ortega (2009), que se asemeja a la de otros reconocidos expertos en el tema, la mayor eficiencia en la GRD se logra con una lógica afín a los principios de la gestión por procesos. El proceso integral de la GRD debe comprender, por consiguiente, procesos de dirección y apoyo —transversales— y procesos claves o misionales —que se desarrollan simultáneamente—, como lo sostienen Narváz y otros (2009) y se muestra en la Figura 19.9.

Por otra parte, hay numerosos estudios que vinculan el incremento de los riesgos a los fenómenos del cambio climático y fundamentaban la necesidad de incorporar esta visión en las estrategias de desarrollo (Figura 19.10).

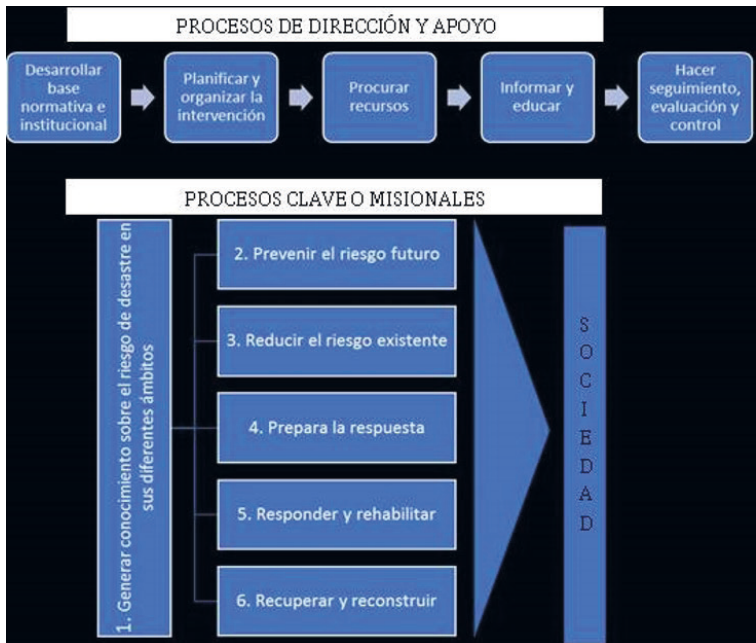


Figura 19.9. Procesos de la GRD

Fuente: Narváz et al., 2009.

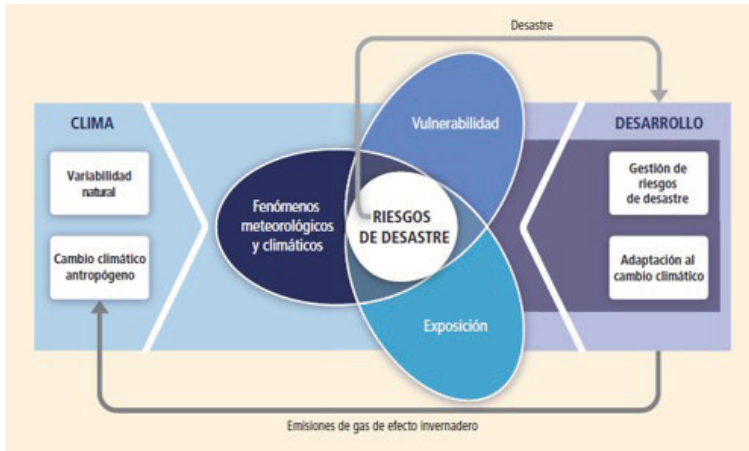


Figura 19.10. Relación entre cambio climático, riesgos de desastre y desarrollo
Fuente: IPCC, 2012.

Es necesario mencionar que en la ordenanza de creación del Sistema Municipal de Gestión de Riesgos (SMGR) se consideraron criterios más restrictivos a los inicialmente propuestos por el equipo de UNL y que la reglamentación de la misma (decreto 1708/10) no previó la incorporación efectiva de otros actores externos al gobierno y quedó librada a la decisión de cada una de comisiones. Corresponde reconocer la complejidad de gestionar acuerdos para la integración a un SMGR de actores externos al municipio, sobre todo si pertenecen a la jurisdicción provincial o nacional que no comparten el enfoque de GRD; pero es algo imprescindible, porque la GRD es inviable sin la participación de estos en todas y cada de una de las instancias y según sea pertinente, como se pudo corroborar en los talleres realizados. También cabe comprender la dificultad de avanzar en estos procesos en una ciudad que vivía permanentes situaciones de emergencia ante lluvias intensas, mientras se desarrollaban los planes tendientes a mitigar las vulnerabilidades y optimizar la respuesta con los recursos existentes.

Otro objetivo del convenio fue elaborar una propuesta para un Plan de Gestión de Riesgos, con la premisa de que se complemente y articule con otros planes estratégicos ya implementados —Plan de Desarrollo y Plan Urbano—, abordando y definiendo aspectos específicos de la GRD. Se relevaron y evaluaron otros documentos de planificación de las jurisdicciones provincial y nacional que inciden en el territorio del municipio de Santa Fe, con el fin de determinar en qué medida las acciones por ellos impulsadas podrían impactar en la reducción de riesgos o eventualmente agravarlos. Se identificaron más de 20 programas y numerosos proyectos de las jurisdicciones nacional, provincial y local vigentes o propuestos.

Como conclusión, cabe decir que esta articulación del Gobierno de la Ciudad con la UNL al inicio de la gestión del año 2007 fue el disparador de una política de Estado que se continuó y fortaleció durante los siguientes 12 años, modelo para el país —no hubo réplicas hasta el momento— y la región, con numerosos reconocimientos internacionales que dieron cuenta de ello. Se avanzó con medidas estructurales y no estructurales que han hecho de la ciudad un lugar más seguro y resiliente, logros que deberían mantenerse en el tiempo para consolidarlos y mejorarlos.

Otras actividades desarrolladas

Se enumeran a continuación las actividades de capacitación que, por fuera de las comprometidas en los proyectos y actividades antes mencionadas, la FICHA desarrolló en el tema.

Dichas capacitaciones se brindaron tanto en el marco de actividades académicas curriculares de la Universidad, como en otras instancias de desarrollo de capacidades, destinadas a los actores del sistema social y productivo. Las mismas son presentadas de acuerdo al orden cronológico con que tuvieron lugar. En cada una de ellas se describen las motivaciones que dieron origen a la actividad, los objetivos perseguidos y los destinatarios de la actividad. Asimismo, se desatacan aquellas actividades de las que resultaron materiales educativos que trascendieron al desarrollo de la capacitación.

Curso de formación de formadores para ONG (2004)

Por convenio con la Asociación Civil CANOA—Hábitat popular y con financiamiento del programa «Mercosur Social y Solidario» y la Unión Europea, en el año 2004 se desarrollaron actividades de capacitación para vecinos e integrantes de ONG comprometidas con la respuesta ante situaciones de inundación, con la finalidad de brindarles herramientas para comprender mejor la problemática y contribuir a que la población a la que brindaban su atención estuviera mejor preparada para enfrentarlas.

Se realizaron nueve talleres de tres horas de duración, en los cuales —en un primer momento— se exponían conceptos de la GRD y luego, mediante trabajo grupal, se solicitaba listar en una planilla las vulnerabilidades percibidas en relación con el riesgo por inundación, marcar en la lista aquellas en las que los vecinos pueden trabajar para reducirlas e indicar con quiénes deberían encararse estas acciones: familia, barrio, comunidad, municipio.

Curso a distancia «Inundaciones y gestión de riesgos» (2007 y 2008)

Los sucesivos proyectos y acciones de extensión de interés social, que se desarrollaron entre julio de 2000 y diciembre de 2004, incluyeron la elaboración y publicación de materiales para divulgación en el medio social de la problemática.

El interés que despertó la temática motivó el diseño de un curso de extensión,¹⁴ con sus propios materiales, destinado a docentes —de educación secundaria, para adultos y de educación superior no universitaria y universitaria—, estudiantes, funcionarios e integrantes de ONG.

El objetivo era promover una concepción integral de la problemática de las inundaciones y la gestión de riesgos, y para ello se buscó propiciar el desarrollo de una cultura de la prevención en la sociedad, posibilitar el reconocimiento de los beneficios y limitaciones de las obras de mitigación de inundaciones (medidas estructurales) y de la importancia de las medidas no estructurales (prevención y preparación), así como de la participación de la comunidad en la reducción de la vulnerabilidad ante desastres. Además, se difundieron conocimientos relativos a la definición de programas de prevención y mitigación para la reducción de riesgos y preparativos para enfrentar desastres, y se brindaron herramientas para incorporar estos enfoques en diferentes ámbitos (escuelas, vecinales, municipios y comunas, entidades intermedias). Finalmente, se propuso alentar la participación ciudadana y el fortalecimiento de las instituciones en relación con la adopción de medidas preventivas y de preparación ante el riesgo, asentadas en la educación y la comunicación social.

Los contenidos, integrados en ocho unidades, se proporcionaron a través del Campus Virtual de la UNL, en formatos digitalizados —escrito y audiovisual—, para el trabajo asincrónico de los participantes. También se emplearon herramientas de comunicación para una fluida interacción entre docentes y participantes. Las dos ediciones del curso reunieron a 50 participantes de distintos puntos de la provincia y del país.

Curso «Santa Fe y las inundaciones. Hacia una gestión de riesgos».

Convenio MCSF, Asociación CANOA, FICH y CISP (2008)

Este curso surge de un Convenio Específico de Cooperación Internacional y Asistencia Técnica entre el Gobierno de la Ciudad de Santa Fe, el Comitato Internazionale per Sviluppo dei Popoli (CISP), la Asociación Civil CANOA y FICH-UNL. Uno de sus propósitos era la organización e implementación de un curso de capacitación sobre la problemática de las inundaciones en Santa Fe y el enfoque de gestión de riesgos, dirigido a docentes del tercer ciclo de EGB

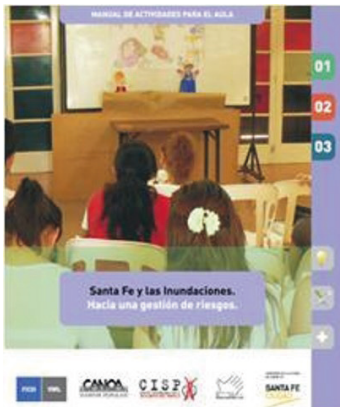
14 El mismo fue dictado por Silvia Wolansky y Andrea Valsagna.

y polimodal, para lo cual se solicitó a la FICH el desarrollo de una propuesta. Los objetivos fueron:

- Interiorizar a los docentes en la concepción integral de la problemática de las inundaciones y la gestión de riesgos.
- Generar un espacio de reflexión e intercambio de saberes en torno a los contenidos, a partir de un análisis de una problemática particular y a su posterior vinculación con la realidad local.
- Habilitar un espacio para que los docentes reflexionen acerca de cuáles son las metodologías más adecuadas para la enseñanza de los temas que aborda el curso.
- Facilitar la trasposición didáctica de los conocimientos adquiridos por los docentes a los alumnos (adecuación de formas y lenguajes a los destinatarios específicos: alumnos de 3er. ciclo de EGB y Polimodal. Anclaje con la problemática local).
- Dotar a los docentes de las herramientas necesarias para que, una vez finalizado el curso, puedan desarrollar efectivamente estos temas en el aula.
- Generar un espíritu ciudadano de crítica, de participación y de propuesta de soluciones a los problemas que afectan a la población.

Se realizaron 10 encuentros de los que participaron 21 docentes de seis escuelas, dos integrantes de organizaciones escolares y siete de ONG. Se contó con orientación pedagógica para las instancias de trabajo grupal y producción de material de aplicación de los contenidos para la réplica de las temáticas en el aula o espacios de educación no formal.¹⁵ El trabajo colaborativo se plasmó en la publicación de un manual (Figura 19.11.), que posteriormente se distribuyó en todos los establecimientos de la ciudad.

15 Las capacitadoras fueron Silvia Wolansky y María Laura Visintini, con el aporte de la psicopedagoga Annie Roth para las actividades áulicas.



Coordinación general Silvia Wolansky

Asistencia Logística Verónica Viduzzi, María Soledad Vera,
y Ana Carina Palumbo

Elaboración de actividades y disparadores para el aula incorporados María José Rodrigo, Daniela Aquino, Silvia Almazán, María Jovita Goitia, Marisa Molina, Valeria Mendoza, Elena Penta, Jorgelina Zurbriggen, Néstor Giménez, Verónica Cadenas, Claudia Duarte, Juan José Chamorro, Susana Rossi, Pablo Forschi, Marta Quiñones, Yamila Jagou, Bibiana Milana, Silvia Parente, Nelvis Ruffinato, Elisabet Invinkelried, María Cristina Aimar, Rocío Jagou, Analía Gabas, Zulma Walter, Natalia Andereggen y Vanesa González

Compilación Verónica Viduzzi

Comunicación visual Ana Carina Palumbo, Verónica Durán

Fig. 19.11. Manual de contenidos y actividades

Curso «Santa Fe y las inundaciones. Hacia una gestión de riesgos».

FICH y MCSF (2011)

El curso anterior se repitió en el año 2011, esta vez en el marco del convenio con la Municipalidad de Santa Fe. Los contenidos y la metodología fueron muy similares, pero se sumaron actividades «en terreno» ideadas por la Municipalidad, como la «Ruta del Agua», que consistía en un recorrido por las obras de defensa de la Circunvalación Oeste y las estaciones de bombeo.

También se generó una publicación con las actividades áulicas propuestas por los docentes para apoyar los contenidos teóricos y un CD interactivo en el que se reunieron experiencias y materiales para profundizar los temas abordados en el curso y disponer de ejemplos de aplicación a partir de abundante y valiosa bibliografía. Además de distribuirlo en los establecimientos educativos y ONG, los materiales elaborados fueron alojados en el sitio web del Gobierno de la Ciudad.

Asignatura electiva/optativa «Introducción a la Gestión de Riesgos de Desastre» (2011 y 2012)

Durante los ciclos lectivos 2011 y 2012 se desarrolló¹⁶ esta asignatura electiva para todas las carreras de la UNL y optativa para las carreras de FICH, que despertó el interés de estudiantes de Geografía, Abogacía, Arquitectura, Ingeniería Ambiental e Ingeniería en Recursos Hídricos.

Con un programa similar al del curso a distancia, se inscribieron 30 estudiantes de diferentes carreras, lo que posibilitó trabajar en grupos interdisci-

¹⁶ Fue dictado por Silvia Wolansky, con la colaboración de la Lic. en Comunicación Social Verónica Viduzzi y la Ing. en Recursos Hídricos Soledad Vera.

plinarios, con lo cual se lograba la visión que propone el enfoque de la GRD. Las clases tenían la impronta de talleres, donde los estudiantes debían aplicar los contenidos a situaciones de la vida real, asumir el rol de diversos actores sociales y generar instrumentos adecuados para la GRD.

Proyecto «Desarrollo del perfil de riesgo de desastres a nivel nacional».

RG-T 2416 (2015)

Este proyecto se implementó en el marco de una Cooperación Técnica Regional No Reembolsable del Banco Interamericano de Desarrollo (BID) en Argentina, uno de cuyos dos casos de estudio fue la ciudad de Santa Fe. Fue desarrollado por un grupo consultor bajo la dirección del Dr. Ing. Omar Darío Cardona Arboleda, uno de los principales expertos mundiales en el tema, en tanto que la autora de este capítulo participó como facilitadora local, en representación de la FICH, donde además se realizaron las prácticas.

Este proyecto consistió en una capacitación sobre el riesgo de desastres —sus componentes: identificación y evaluación— y la aplicación de la Plataforma CAPRA¹⁷ para evaluación probabilística de riesgos. Los destinatarios fueron funcionarios del gobierno de la ciudad y de la provincia, que quedaron habilitados para el uso de la misma y eventual interacción con el equipo consultor.

Proyecto «Un enfoque participativo de toma de decisiones hacia la resiliencia al clima y desarrollo urbano inclusivo en América Latina» (2017)

El proyecto, gestionado por el Instituto Internacional de Medio Ambiente y Desarrollo, América Latina (IIED-AL) y financiado por la Iniciativa Regional de Ciudades Resilientes y Cambio Climático en América Latina de IDRC, CDKN y FFLA, se desarrolló en la ciudad de Santo Tomé y su objetivo fue la capacitación de funcionarios del gobierno local, concejales, integrantes de asociaciones intermedias y ONG para la evaluación del riesgo hídrico en el territorio y la implementación de un sistema de gestión de riesgos.

Se realizó en primer lugar un relevamiento de actores, a quienes se entrevistó y realizó una encuesta que permitió delinear el perfil de la ciudad —condición urbana, amenazas, exposición, vulnerabilidades y riesgos percibidos— y aspectos del desarrollo y la planificación urbana y la gestión local de riesgos.

17 La plataforma CAPRA (Probabilistic Risk Assessment) es una iniciativa que tiene como objetivo fortalecer la capacidad institucional para evaluar, comprender y comunicar el riesgo de desastres, con el objetivo final de integrar la información sobre el riesgo de desastres en las políticas y programas de desarrollo. Bajo el programa CAPRA, el gobierno, las instituciones, las empresas privadas y otras agencias abordan desafíos de desarrollo específicos y satisfacen las necesidades de información sobre el riesgo de desastres, a través de aplicaciones de software especializadas, amplia documentación, servicios de consultoría y asesoramiento, capacitación práctica y otros servicios complementarios. Accesible en <https://ecapra.org/es>

Paralelamente, se recopiló información sobre el territorio, estudios vinculados a los riesgos, censos, planes de desarrollo y normativas relacionadas con la construcción de la ciudad: zonificación, actividades productivas, infraestructura, protección ambiental, entre otras.

Se realizaron talleres en los que se expusieron criterios para el abordaje del riesgo (medidas estructurales y no estructurales) y relevaron experiencias de los participantes en situaciones de emergencia, positivas y negativas. Se reconoció la necesidad de organizar una estructura integrada por funcionarios del gobierno y representantes de entidades intermedias y ONG para lograr eficiencia en la gestión de riesgos, a la par de capacitar a los funcionarios municipales en la aplicación de los recursos tecnológicos disponibles, tal como el que se empleó en uno de los talleres para representar en un sistema de información geográfica los niveles de riesgo (inundabilidad + vulnerabilidad) (Figura 19.12.).



Figura 19.12. Aplicación de sistema de información geográfica para definir área de riesgo

Participación en el curso «La seguridad hídrica y los Objetivos de Desarrollo Sostenible»

Es un curso de la Cátedra UNESCO «Agua y Educación para el Desarrollo Sostenible», a distancia y para tomadores de decisión, con numerosos capacitadores de 12 cátedras y centros que conforman la familia del agua de UNESCO. La coordinación, tanto académica como técnica, estuvo a cargo de la FICH. Silvia Wolansky y Andrea Valsagna elaboraron dos videos¹⁸ sobre la gestión

18 https://youtu.be/_VVu6JLxsik
<https://youtu.be/XpMHeKBU1Aw>

del riesgo hídrico en la ciudad de Santa Fe, la seguridad hídrica y la resiliencia de la ciudad. Todo el material del curso se reunió en una publicación digital de libre circulación.¹⁹

Participación en la Maestría en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (FICH)

La Maestría tiene por objetivos fortalecer la formación de profesionales que promuevan un cambio en la concepción actual de la gestión del agua, basada en los principios que sustentan a la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, y facilitar el desarrollo de una nueva visión que favorezca la convergencia de ideas y el diálogo de distintos especialistas vinculados a la preservación y aprovechamiento de los recursos hídricos y ambientes asociados. En uno de los cursos, «Agua y Sociedad», se incluye un módulo sobre GRD que, desde la creación de la carrera hasta el año 2019, ha estado a cargo de Silvia Wolansky. De este modo, sumándose a la inclusión del tema en la Maestría en Gestión Ambiental, se formaliza la política de la institución de promover el enfoque en todos los niveles de formación.

Difusión del enfoque de GRD en congresos y seminarios

El trabajo y la experiencia desarrollada a partir de los proyectos y actividades mencionados se fueron difundiendo sostenidamente hasta la fecha a través de la organización y/o participación en diferentes instancias académicas y de divulgación, entre las cuales pueden mencionarse:

- Seminario internacional «Convivir con el riesgo. Estrategias para la reducción de desastres» (2003). Esta actividad fue un hito en la ciudad, donde nunca se habían reunido —ni volvieron a hacerlo— tantos representantes de organismos internacionales y especialistas en el tema, motivados por la trágica inundación sufrida por Santa Fe ese año.
- Congreso Sinergia (2004), realizado en Córdoba y organizado conjuntamente por la Sociedad Argentina de Ingeniería Geotécnica (SAIG), el Comité Argentino de Presas (CAP) y la Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería (ASAGAI).
- Taller «Desarrollo de Capacidades, generación de conciencia y participación para la Gestión Integrada de Inundaciones» (2004), realizado en Santa Fe y organizado por ArgCap-Net, Samtac GWP y LA-WETnet.
- XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica (2004), realizado en Brasil.
- CONAGUA 2005. XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, en que la exposición «Convivir con el riesgo» se incluyó en las sesiones especiales del congreso.

¹⁹ Accesible en <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000374917.locale=en>

- Jornadas Nacionales de Ordenamiento Territorial, Inversión Pública y Riesgo de Desastres (2007), organizadas por el entonces Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, que impulsaba desde la Subsecretaría de Ordenamiento Territorial el abordaje en todo el país del riesgo de desastres y los efectos adversos del cambio climático en la planificación territorial. Fue una oportunidad de presentar a nivel nacional las acciones que se estaban desarrollando en Santa Fe, inéditas por su enfoque y alcances en el país.
- Seminario «Criterios de seguridad de terraplenes de defensa contra inundaciones» (2009), organizado por la FICH en colaboración con la SAIG, el Organismo Regulador de Seguridad de Presas (ORSEP), el Comité Argentino de Presas (CADP) y el Comité Argentino de Presas Regional Este, contando además con el patrocinio de la Vicepresidencia para América del Sur de International Society for Soils Mechanics and Geotechnical Engineering (ISSMGE). Se abordó el estado del arte de diseño, construcción, monitoreo y mantenimiento de terraplenes de defensa contra inundaciones.
- Seminario internacional de Gestión Integral de Inundaciones en zonas urbanas (2012), en Cali, Colombia, organizado por la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental y auspiciada por organismos nacionales e internacionales, tales como UNESCO-IHR, Cap-Net-UNDP, LA-WETnet. Se expuso el tema «Desarrollo y participación social en la GRD. Caso: inundaciones en Santa Fe, Argentina».
- Seminario taller «Las universidades y la emergencia hídrica» (2013), organizado por la Universidad Nacional de La Plata y la Universidad Tecnológica Nacional-Facultad Regional La Plata. Este fue un ámbito propicio para que la FICH presentara un avance en los estudios, financiados por los organismos internacionales y los consecuentes nuevos enfoques en la GRD que se iban consolidando en el mundo.
- Seminario internacional «Adaptación al cambio climático y gestión de riesgos de eventos extremos» (2014), organizado en 2014 por el Ministerio de Seguridad de la provincia de Buenos Aires, el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, la Fundación Cambio Democrático, con el apoyo de la Embajada de Alemania en Argentina y la participación de la Cruz Roja Argentina, donde se expuso en el panel «Experiencias nacionales e internacionales de la Gestión del Riesgo de Desastres (GRD) asociadas al Cambio Climático. El rol de las instituciones», compartido con reconocidos especialistas en el tema.
- Evaluación preliminar de resiliencia de la ciudad de Santa Fe y diseño de la Estrategia de Resiliencia Santa Fe Ciudad (2015-2017), en la que participaron distintos docentes y autoridades de la FICH.

Conclusiones en relación con la GRD

Los aspectos destacados en esta parte del capítulo reseñan un camino de dos décadas, por el cual la FICH se constituyó en una institución de referencia en la promoción del enfoque de GRD, a través de acciones sistemáticas y diversas que sumaron a los actores involucrados y lograron que la ciudad de Santa Fe se apropiara del tema y se transforme en un modelo de gestión, a nivel nacional e internacional.

Es una muestra del compromiso que como docentes de una universidad pública tenemos frente a los problemas de interés social y del rol de la facultad como actor clave para la instalación en la agenda pública de este tipo de problemáticas, con vistas a promover políticas adecuadas.

Al mismo tiempo, la experiencia desarrollada confirma la relevancia del abordaje multidisciplinario de los problemas sociales y la importancia de involucrar a las comunidades en la toma de decisiones sobre políticas que inciden directamente en su seguridad y en el desarrollo sustentable de su territorio.

Reconocer las diferentes percepciones del riesgo que tenían los actores locales fue uno de los hallazgos que tuvo el equipo de la FICH, que logró identificar rápidamente la falsa sensación de seguridad que generaban las obras de defensa y, por lo tanto, la necesidad de acciones de concientización de la población y las autoridades. Como plantea la EIRD, las políticas de reducción de desastres requieren una base sólida, que se construye a partir de la información, la educación y la concientización de los actores políticos, institucionales y civiles.

También se pone en evidencia que la reducción del riesgo hídrico —y de ningún tipo de riesgo— puede limitarse a la construcción de obras estructurales y que las medidas «no estructurales» no son complementarias sino sustanciales, ya que implican la participación de la comunidad protegida y el reconocimiento de las vulnerabilidades sociales que construyen el riesgo y sobre las que debe trabajarse.

Finalmente, se destaca el rol que tuvo la facultad en la incorporación de la problemática de los terraplenes de defensa contra inundaciones como un tema de relevancia en el ámbito académico, profesional y científico relacionado con las presas. Hasta el año 2000, no había antecedentes de investigación sobre el tema y estas obras —consideradas pequeñas presas— eran subestimadas, lo que impedía estudiar y dimensionar los problemas que podrían derivarse de su falta de mantenimiento, así como del accionar de las poblaciones protegidas en torno al desarrollo urbano asociado a las mismas. Por impulso de la FICH, esta temática se fue incorporando paulatinamente en diferentes ámbitos como CAP, ICOLD, CONAGUA y ORSEP.

La Gestión Integrada de Crecidas (GIC)

Antecedentes

En los años 1983, 1992 y 1998 se producen grandes crecidas del río Paraná, con consecuencias catastróficas en todos los casos: destrucción de infraestructura vial, anegamiento de zonas urbanizadas de zonas productivas, evacuaciones y grandes pérdidas económicas, con un fuerte impacto social y psicológico. Los aspectos hidrológicos–hidráulicos de estas crecidas han sido ampliamente descritos en el capítulo II del Tomo 2 de este libro (Ceirano *et al.*, 2000; Paoli *et al.*, 2020), así como algunas de las medidas tomadas en consecuencia.

Como causas principales de estas situaciones catastróficas, se identificaron: deficiencias y limitaciones de las obras existentes, falta de conocimiento y de previsión, variabilidad y cambio climático como factor importante y vulnerabilidad de Santa Fe como factor determinante del aumento del riesgo, déficit del sistema de alerta, ausencia de un plan de contingencias.

Asimismo, las condiciones de vulnerabilidad social frente a las situaciones de inundación en la zona fueron compiladas por Herzer y Arrillaga (2009), por lo cual se dispuso de una buena base de datos y diagnósticos precisos.

Contemporáneo con estos avances, se crea el Programa Asociado de Gestión de Crecidas, que se conoce por su sigla en inglés APFM, como una iniciativa conjunta de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y la Asociación Mundial para el Agua (GWP). El programa promueve el concepto de gestión integrada de crecidas como un nuevo enfoque en materia de gestión de crecidas y cuenta con el respaldo financiero de los gobiernos de Japón y Países Bajos.

Esto dio lugar a que, después de las últimas situaciones críticas por crecidas del río Paraná y otras que se dieron en relación con el río Salado y borde oeste de la ciudad de Santa Fe en los años 2003 y 2007, se produjera un cambio de paradigma y comience un proceso hacia la Gestión Integrada de Crecidas (GIC), que con altibajos y logros ha mejorado notablemente el comportamiento y la respuesta ante otras situaciones que se presentaron posteriormente.

Los conceptos de la GIC

Siguiendo la propuesta del APFM, se genera un documento conceptual referido a la Gestión Integrada de Crecidas (OMM, 2009), del cual resulta de interés rescatar algunos párrafos conceptuales:

Los objetivos estratégicos del Marco de Acción de Hyogo aspiran a una integración más eficaz de las consideraciones sobre los riesgos de desastre en las políticas,

los planes y los programas de desarrollo sostenible, haciendo particular hincapié en la prevención de los desastres, la atenuación, la preparación y la reducción de la vulnerabilidad, así como en la creación y el fortalecimiento de instituciones, de mecanismos y de capacidad a todos los niveles (Estrategia Internacional de las Naciones Unidas para la Reducción de los Desastres, 2005). Por lo tanto, el Marco de Acción de Hyogo respalda la gestión integrada de crecidas como modo de gestión de los recursos naturales y medioambientales que incorpora en su concepto la reducción de los riesgos de desastre. Asimismo, el Marco apoya la descentralización del proceso de gestión a los escalafones pertinentes de menor jerarquía.

La gestión integrada de crecidas no se puede aplicar de forma universal, sino que requiere adaptarse a situaciones concretas, variando de acuerdo con la naturaleza de la crecida, el problema de las inundaciones, las condiciones socioeconómicas y el nivel de riesgos que una sociedad esté dispuesta (o forzada) a aceptar con el fin de alcanzar sus objetivos de desarrollo. Asimismo, la aplicación de la gestión integrada de crecidas a diferentes niveles administrativos o a escalas geográficas diversas (por ejemplo, las cuencas nacionales o transnacionales) requiere enfoques diferenciados respecto del proceso y la formulación de políticas.

Ante la necesidad de formación de recursos humanos, la FICH asumió la responsabilidad de coordinar y dictar un curso internacional sobre Gestión Integrada de Crecidas, con el auspicio y bajo el formato establecido por la OMM (y en algunos casos de la GWP), los cuales se desarrollaron en Santa Fe, Argentina, durante los años 2010, 2012 y 2018; en Asunción, Paraguay, en 2013; en Ciudad de México, México, en 2014; en La Habana, Cuba, en 2015, y en Montevideo, Uruguay, en 2017. En los últimos años, este curso pasó a formar parte de los cursos regulares de la Maestría en Gestión Integrada de Recursos Hídricos de la FICH. Además del autor de este capítulo, participan como docentes de este curso la Dra. Rosana Hämmerly, el abogado Carlos Guillermo Paoli y el Ing. Marcelo Gaviño Novillo.

Basándose en estas experiencias y en la problemática de inundaciones de la región, en el ámbito de la FICH se elaboró una Guía de Gestión Integrada de Crecidas(GIC), con caso de estudio regional, donde se precisa que:

Es un proceso que promueve un enfoque integrado, y no fragmentado, en materia de gestión de crecientes. Integra el desarrollo de los recursos de suelos y aguas de una cuenca fluvial en el marco de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos, y tiene como finalidad maximizar los beneficios netos de las planicies de inundación y reducir al mínimo las pérdidas de vidas causadas por las inundaciones (Paoli, 2015).

La interpretación gráfica de la GIC se visualiza en la siguiente figura:

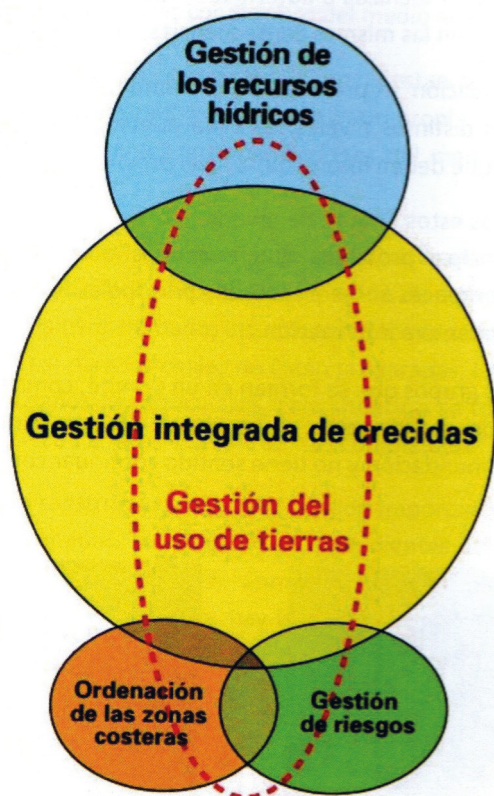


Figura 19.13. Modelo de gestión integrada de crecientes

Fuente: OMM-GWP (2009) *Gestión Integrada de Crecientes. Documento Conceptual.*

Sin repetir todo el desarrollo que se encuentra en la mencionada guía, sí resulta necesario sintetizar cuáles son los componentes esenciales que se deben tomar en cuenta:

Adopción de la cuenca como unidad de planificación (gestión del ciclo hidrológico en su conjunto y gestión integrada de la tierra y las aguas): gestión de aguas y tierras; medidas locales y a nivel de cuenca; toma de decisiones de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba; integración funcional de instituciones; gestión transfronteriza.

Adopción de una combinación de estrategias óptima: combinación adecuada de obras y medidas no estructurales, teniendo en cuenta las dimensiones

técnicas, económicas, sociales, ambientales y jurídicas de las mismas. El desarrollo de estrategias debe tener en cuenta las muchas incertidumbres asociadas con el desarrollo de cuencas (WMO–GWP, 2017).

Garantía de un enfoque participativo: asegurar la implementación de planes de gestión integrada de crecientes con pleno apoyo del público; asegurar la sostenibilidad de los planes y las decisiones asociadas; construir un consenso y apoyo público a las opciones de gestión de crecidas seleccionadas; construir el compromiso de los involucrados.

Manejo (o Gestión) Integrado del Riesgo: según la terminología de la EIRD (2004), el manejo del riesgo en los desastres consiste en el «conjunto de decisiones administrativas, de organización y conocimientos operacionales desarrollados por sociedades y comunidades para implementar políticas, estrategias y fortalecer sus capacidades a fin de reducir el impacto de amenazas naturales y de desastres ambientales y tecnológicos consecuentes». Esto involucra todo tipo de actividades, incluyendo medidas estructurales y no-estructurales para evitar (prevención) o limitar (mitigación y preparación) los efectos adversos de los desastres. Un enfoque de manejo integrado de riesgos está conformado por acciones sistemáticas en tres grandes etapas o ciclos: preparación, respuesta y recuperación.

Formulación de medidas de intervención

Partiendo siempre de los objetivos primarios establecidos de lograr la reducción de las pérdidas por inundación y el restablecimiento del valor natural del valle de inundación, se dispone de una serie de medidas de intervención.

Las más conocidas para el control y la protección contra crecidas son las denominadas estructurales, es decir, aquellas que implican obras físicas.

Las medidas no estructurales se consideran un complemento imprescindible de las obras y pueden combinarse con diferentes variantes. Un tipo de medidas no estructurales se refieren en general a todas las acciones de reglamentación y regulación, asociadas a la administración y gestión de los recursos hídricos, tendientes a optimizar su uso y control. Como tales, existe una gran variedad y están condicionadas a la normativa y legislación disponible. Otro tipo de medidas no estructurales son las de prevención, que también poseen una gama muy amplia, pero que en general consisten en estudios y actividades permanentes, asociados a cada obra o conjunto de obras.

Las medidas de intervención disponibles han sido ampliamente descritas en Paoli (2015). Se mencionan aquí, en forma muy resumida, las principales, agrupadas en:

- **Medidas que modifican o actúan sobre la crecida:** Presas y reservorios; terraplenes y paredones; canales; modificación del cauce; regulación en zona de aportes; dispositivos reguladores en edificaciones.
- **Medidas que modifican la susceptibilidad a la inundación:** Regulación de la planicie de inundación; alerta y prevención; planes de contingencia; técnicas y prácticas constructivas adaptadas a la inundación (*flood proofing*); relocalización; servicios de documentación e información.
- **Medidas que actúan sobre el impacto de la inundación:** Seguro contra inundaciones; medidas de compensación y recuperación.

Formulación de planes de gestión de crecidas

Un Plan de Gestión Integrada de Crecidas tendrá como objetivo general reducir los daños provocados por las inundaciones, preservar y aumentar los valores naturales y promover un óptimo uso de las tierras y aguas. Para conseguir estos propósitos, es necesario formular planes que involucren a los propietarios de las tierras, a todos los niveles de gobierno y al público en general, tendiendo a establecer un balance entre los beneficios a recibir del desarrollo y ocupación de las planicies inundables con las pérdidas potenciales por inundación y destrucción de los valores naturales. Este balance debe establecerse en términos presentes y de las generaciones futuras.

En Paoli (2015) se encuentra una descripción detallada de las distintas denominaciones con que se identifican estos planes, su inserción en planes más amplios de Gestión Integrada de Recursos Hídricos, la visión ambiental de los mismos y los pasos para su formulación. A continuación, se resumen los objetivos y etapas que debe contemplar un plan de gestión de crecidas.

Los objetivos específicos de un plan son:

- Reducir las pérdidas por inundación en los asentamientos y desarrollos existentes.
- Prevenir o limitar futuros asentamientos y actividades de uso del suelo, incompatibles con el riesgo de inundación.
- Reducir el impacto de crecidas que no pueden ser controladas.
- Compatibilizar diferentes propósitos, como comunicaciones, abastecimiento de agua y saneamiento, recreación, usos comunitarios del espacio, otros servicios, etcétera.
- Preservar y restaurar los valores de la naturaleza de la planicie de inundación.

Los pasos o etapas principales que deben contemplar un plan de gestión son:

- Identificación de problemas y necesidades.
- Formulación de estrategias y medidas.
- Evaluación de alternativas.
- Selección e implementación de alternativas.
- Seguimiento y control.

Los pasos a seguir se muestran en la Figura 19.14.

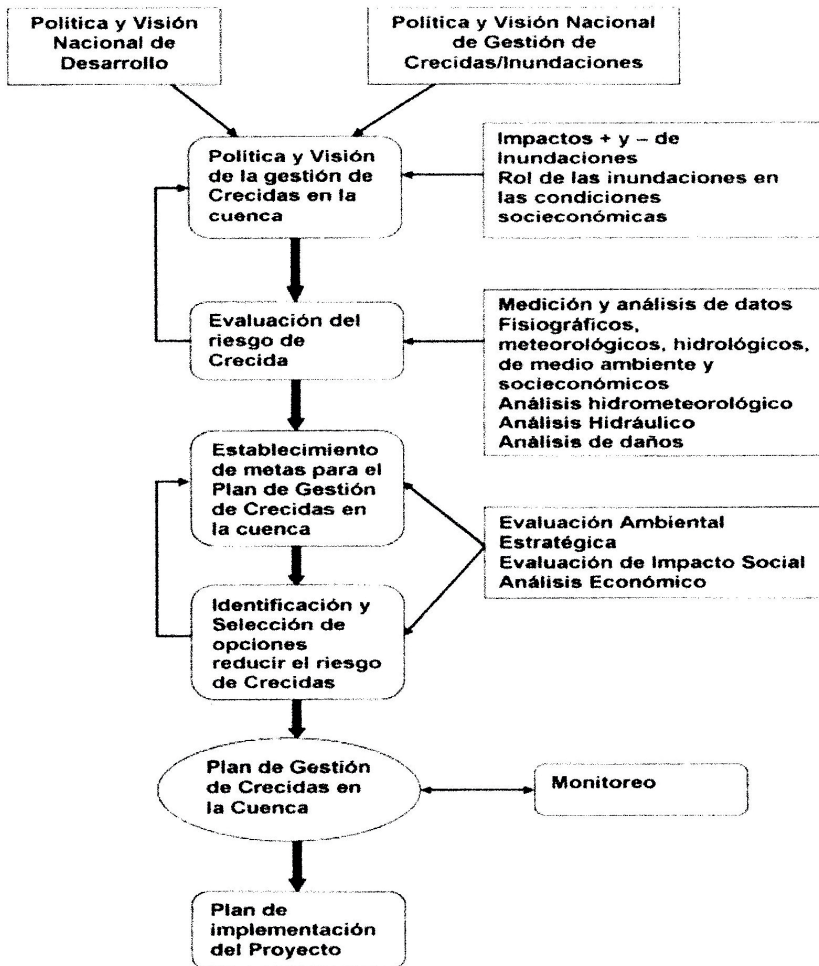


Figura 19.14. Formulación de un plan de gestión de crecidas en una cuenca. Una herramienta para la Gestión Integrada de Crecidas

Fuente: WMO/GWP (2007).

Estudios complementarios del río Paraná vinculados al Área del Gran Santa Fe

Como ya se comentó, con posterioridad a las devastadoras crecidas del río Paraná de los años 80 y 90, se comenzaron a implementar una serie de medidas con la visión de lograr una Gestión Integrada de Crecidas.

Algunas de estas acciones han sido descriptas en la actualización del Capítulo II del Tomo 2 de este libro (Paoli *et al.*, 2020) y solo se mencionan en este capítulo:

- Estudio integral del río Paraná en su tramo medio y su influencia en el área de la ciudad de Santa Fe (Halcrow–Evarsa–Incociv, 2007)
- Evaluación del estado y grado de protección del sistema de defensa de las ciudades de Santa Fe–Recreo y anillos de la Ruta Provincial N° 1 (Collins *et al.*, 2008)

Otras acciones que resulta de interés describir son:

Promulgación y aplicación de la ley provincial 11730

El objeto de esta ley es reglamentar el régimen de uso de bienes situados en las áreas inundables dentro de la jurisdicción provincial, para lo cual la autoridad de aplicación procederá a realizar la definición y la delimitación de dichas áreas, que son las siguientes:

- Área I: cauces naturales y artificiales y cuerpos de agua permanente.
- Área II: vías de evacuación de crecidas y áreas de almacenamiento.
- Área III: áreas con riesgo de inundación no incluidas en las áreas I y II.

Sobre las mismas se establecen las siguientes prohibiciones, restricciones y advertencias:

Prohibiciones de uso

- Área I: según Código Civil y legislación nacional.
- Área II: obras, actividades y emprendimientos públicos o privados que impidan el escurrimiento natural de las aguas.

Restricciones de uso

- Área I: según Código Civil y legislación nacional.
- Área II: toda obra, actividad y emprendimiento están sujetos a los parámetros establecidos por la autoridad de aplicación y la aprobación está condicionada a que no obstaculicen el escurrimiento natural de las aguas y a que

se adopten medidas para anular el riesgo de inundación o sean compatibles con el riesgo.

Advertencia de uso

- Área III: se informará a los propietarios de inmuebles su inclusión dentro de la zona con riesgo de inundación y se advertirá a la comunidad que las actividades desarrolladas en estas áreas sufren de la contingencia de inundación.

Políticas del Estado provincial

La ley dedica un amplio capítulo a respaldar las acciones de la política a implementar por el Estado provincial, de las cuales se resumen algunos aspectos principales:

• Sanciones

Si se ocupan, construyen o desarrollan actividades no permitidas, el Estado no procederá a:

- Ejecutar obras de infraestructura básica, de defensa ni protección de inundaciones.
- Otorgar créditos o subvenciones a través de entidades públicas.

• Políticas activas

• Área II

- Régimen impositivo diferencial con recargos sobre bienes y transacciones de quienes construyan o adquieran en esta zona.
- Diseñar planes habitacionales en zonas no inundables para promover la reubicación de pobladores en otras áreas.
- Favorecer el libre escurrimiento de las aguas, pudiendo demoler obras violatorias de la ley, con cargo al Estado o al propietario.

• Área III

- Adecuación de las obras de infraestructura a las condiciones naturales dominantes.
- Promover el desarrollo y utilización de tecnologías adaptativas.
- Promover la contratación de seguros.
- Difundir las limitantes y riesgos en estas áreas.

• Zonas protegidas contra inundaciones

Tendrán un uso compatible con el riesgo al que están sometidas, para lo cual el Estado reglamentará su utilización y ocupación, no siendo responsable de los daños derivados de acciones u omisiones de terceros, ocasion-

nados por la violación culposa o dañosa de dicha reglamentación, o por el advenimiento de eventos de magnitud superior a los proyectos de origen.

- Disposiciones transitorias y reglamentación

La ley establece una serie de disposiciones transitorias tendientes a la implementación inicial, al aspecto presupuestario, a la adhesión de municipios y comunas —como condición para acceder al financiamiento provincial— y a la declaración de utilidad pública, sujetos a expropiación de los bienes que queden involucrados.

Posteriormente, fueron reglamentados varios artículos, pero la implementación de esta ley ha presentado inconvenientes, principalmente por no disponer de la delimitación de las áreas I, II y III especificadas con todos los procedimientos indicados y con suficiente precisión. Por ello resulta de interés el estudio que se describe a continuación.

Delimitación de áreas de riesgo hidrológico en la zona

La delimitación de áreas de riesgo hidrológico (amenaza) es de fundamental importancia para una de las medidas no estructurales de mayor efectividad, que es el ordenamiento territorial y la regulación del uso y ocupación de zonas inundables, que se corresponden con el mapeo de amenazas (eventos de crecidas), asociado a determinados criterios de diseño y a crecidas reales históricas.

La delimitación de áreas de riesgo por inundación requiere básicamente de tres fases de estudio: la determinación de las características morfológicas del medio físico, la determinación de las crecidas de diseño e históricas a utilizar y el replanteo de los perfiles hídricos de dichas crecidas sobre el medio físico. Las metodologías usuales recomendadas para este tipo de trabajos resultan condicionadas o limitadas en su aplicación cuando el caso a resolver corresponde a un sistema hidrológico complejo, con una progresiva acción antrópica que modifica el medio físico y la relación de las variables descriptoras del régimen hidrológico.

Una de las acciones no estructurales más importantes emprendidas a partir del año 2000 fue la actualización del estudio realizado en 1992, referido a la delimitación de las áreas de riesgo hídrico en Santa Fe (INCYTH, 1992), encomendado por la provincia de Santa Fe, a través del Ministerio de Asuntos Hídricos y del Consejo Federal de Inversiones, al Instituto Nacional del Agua—Centro Regional Litoral (INA—CRL), que a su vez dio participación a la FICH en el análisis del sistema Paraná.

Las nuevas curvas de riesgo hídrico fueron trazadas utilizando información hidrológica del río Paraná y del río Salado e información topográfica sobre las zonas de Santa Fe, parte de Santo Tomé y zonas aledañas (INA, 2006). La zona cartografiada se muestra en la Figura 19.15.



Figura 19.15. Zona de cartografía de áreas de riesgo (INA)

Los equipos de la FICH trabajaron específicamente en el sistema Paraná, en conjunto con los técnicos del INA, y los resultados obtenidos se pueden sintetizar del siguiente modo:

- Se clasificaron las curvas de riesgo de inundación fluvial en dos grupos:
- Las Cartas de Riesgo Hídrico por Inundación «Modeladas o Hipotéticas» se definen a partir de las crecidas históricas modeladas bajo la topología actual. La información hidrológica utilizada para la definición de los perfiles hídricos en una sección se obtiene a partir de los resultados de las aplicaciones de los modelos matemáticos implementados. Las denominadas crecidas históricas son variantes de las crecidas de diseño estadísticas, debido a que las condiciones de borde constituyen los caudales y niveles ocurridos históricamente y las áreas de afectación en cada sección corresponden a las generadas por la intersección entre el nivel de agua calculado y el relieve topográfico en la sección.

- Las Cartas de Riesgo Hídrico por Inundación para las «Crecidas de Diseño Estadísticas» se definen de las aplicaciones del modelo matemático implementado y las condiciones hidrológicas corresponden a caudales obtenidos de los análisis estadísticos definidos para las diferentes frecuencias.

Además de la clasificación mencionada, las Cartas de Riesgo Hídrico por Inundación presentan dos caracterizaciones posibles.

- La curva de afectación real de la crecida corresponde a aquella que encierra el área que realmente se encuentra afectada por inundación; se diferencia del área encerrada por la defensa la que puede tener altimetría del terreno por debajo del nivel de agua alcanzado y no se inunda porque queda protegido por el terraplén de defensa.
- La curva de afectación potencial de la crecida corresponde al área posible a ser inundada porque las cotas topográficas del terreno se encuentran por debajo del nivel de agua alcanzado; no se tienen en cuenta los terraplenes de defensa ni terraplenes interiores de los anillos defendidos. Esta situación se produce cuando la crecida sobrepasa la cota de coronamiento de los terraplenes de defensa o se produce la rotura del mismo; no se considera la dinámica hídrica interna que podría afectar a otras zonas del área protegida.

Las Cartas de Riesgo Hídrico por Inundación tienen trazadas, para cada tipo de crecida, dos curvas que representan el límite de afectación real de la crecida histórica o de diseño y el límite potencial de la crecida histórica o de diseño.

Debido a que las cotas de coronamiento de los terraplenes de defensa son diferentes y son necesarios para la definición de las curvas reales de inundación para cada una de las crecidas analizadas, se definieron las mismas de acuerdo a los siguientes criterios:

- Terraplenes de defensa del sector de la Costa (Colastiné Norte, San José del Rincón): la cota de coronamiento de los terraplenes varía entre cota 17,30 m y cota 17,80 m; se adoptó una cota media de 17,50 m.
- Terraplenes del sector norte de Guadalupe: la cota de coronamiento de los terraplenes varía entre 16,20 m y 16,9 m; se adoptó una cota media de 16,60 m.
- En el sector este de la ciudad de Santa Fe, se adoptó una cota media de 16,50 m para los sectores de la Avenida Mar Argentino y muelles del Puerto de Santa Fe.
- En el sector de la Avenida 7 Jefes (Costanera vieja), la cota de la defensa corresponde a 16,77 m.

Los planos de riesgo hídrico actualizados muestran las curvas de riesgo por inundación de las crecidas históricas modeladas (hipotéticas) y de crecidas de diseño estadísticas, considerando los dos sistemas hidrológicos planteados en forma conjunta (río Paraná y río Salado).

Crecidas históricas modeladas

La definición de las curvas de riesgo hídrico por inundación a partir de la modelación matemática se debió a la imposibilidad de materializar cartográficamente cada una de las crecidas históricas ocurridas al no disponer de:

- Fotografías aéreas que resulten coincidentes con la formación del pico de las crecidas históricas sobre el área de estudio.
- Registros hidrométricos alcanzados en la situación de interés, en diferentes secciones del área de estudio.
- Marcas relevadas del alcance de las aguas sobre el terreno en el área de estudio.

El trazado de las curvas de riesgo de inundación de las crecidas históricas fue representado de los resultados de las aplicaciones de los modelos matemáticos, ajustados con los niveles hidrométricos de las estaciones limnimétricas existentes en el área de estudio y de datos aforados en diferentes secciones.

Estos resultados pueden diferir o ser no coincidentes con la situación real observada, dado que —para el trazado de las curvas de riesgo por inundación— no se tienen en cuenta las condiciones de drenaje existentes en el área, como por ejemplo canales a cielo abierto, conductos pluviales y cunetas que pueden transferir, dentro del área protegida, parte de la crecida a otras zonas que por su relieve o morfología no se vería inundada. Tampoco se tuvieron en cuenta los terraplenes de defensa existentes en la época; solo se utilizaron las actuales defensas construidas y en construcción. Este trazado se diferencia del trabajo realizado en el año 1992, debido a que las curvas de riesgo de las crecidas históricas fueron definidas a partir de la fotointerpretación de fotografías aéreas.

Las crecidas representadas matemáticamente, utilizando la topología existente, fueron las de 1983, 1992 y 1998.

Por otra parte, se reconstituyó la crecida histórica del año 1992, utilizando información obtenida por digitalización de la fotografía aérea tomada 40 días después del caudal pico, teniendo niveles sustancialmente inferiores a los máximos registrados.

Crecidas de diseño estadísticas

Para el sistema Paraná se confeccionaron 11 cartas de riesgo hídrico por inundación de crecidas de diseño para caudales y niveles asociados a diferentes recurrencias, las que se detallan a continuación en el Cuadro 19.5.

Cuadro 19.5. Caudal (Q_p) y Nivel (H_p) picos para distintas recurrencias

Río Paraná		
Tr (años)	Q_p (m ³ /s)	H_p (m)
2	27 307	5,67
5	36 286	6,18
10	43 080	7,01
25	52 060	7,34
50	58 850	7,86
100	65 640	8,28

Q_p (m³/s): Caudal en el río Paraná en Ruta Nacional N° 168.

H_p (m): Nivel hidrométrico en Puerto de Santa Fe.

Una situación de desbordes produciría la recurrencia Tr 500 Paraná en el sistema Paraná, observándose niveles por encima de los terraplenes de defensa actuales.

En la Figura 19.16. se presenta una vista de los planos de obtenidos como resultado de un recorte de la carta N° 24 de crecidas de diseño.



Mejoramiento del Sistema de Alerta Hidrológico

El sistema de monitoreo de caudales y niveles en el río Paraná es llevado adelante por organismos nacionales, la Prefectura Naval Argentina —en la medición de niveles— y la Secretaría de Recursos Hídricos, en la medición de caudales a través de la operación de la red nacional de mediciones.

Por otra parte, el INA es el organismo responsable del Sistema de Alerta Hidrológico de la Cuenca del Plata, cuyo objetivo principal es desarrollar y operar el servicio de pronóstico y alerta hidrológico y coordinar la información numérica y documental referida a los recursos hídricos. Los principales productos en relación con la previsión de situaciones críticas son los siguientes:

- *Informe hidrométrico diario*, donde se publican los datos de niveles y caudales diarios registrados. Fuentes: Prefectura Naval Argentina, Servicio de Hidrografía Naval, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande, Entidad Binacional Yacyretá, EVARSA, COREBE, Red Hidrológica Nacional, ONS (Brasil), CPRM (Brasil).
- *Informe semanal*, que contiene el estado de situación hidrometeorológica e hidrológica de todo el sistema de Cuenca del Plata, con los caudales de ingreso al tramo medio y con pronóstico de niveles esperados a cinco días en estaciones seleccionadas: Corrientes, Barranqueras, Goya, Reconquista, La Paz, Paraná, Santa Fe y Rosario, y la tendencia a 10 días de las mismas estaciones. Fuentes: Prefectura Naval Argentina, Servicio de Hidrografía Naval, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande, Entidad Binacional Yacyretá, EVARSA, COREBE, SSRHH, CARU, Centro de Informaciones Meteorológicas (CIM) de FICH–UNL, DGSTE de la provincia de Santa Fe.
- *Informe mensual*, de posibles escenarios hidrológicos para la Cuenca del Plata para el trimestre siguiente, que contiene los tópicos: 1) Situación climática observada en el pacífico ecuatorial, 2) Tendencias de precipitación para el trimestre siguiente, 3) Pronóstico a escala mensual y 4) Evolución hidrológica actual y perspectiva.

También el CIM de la FICH es una unidad operativa de servicios hidrometeorológicos que realiza el monitoreo de los niveles hidrométricos del río Paraná, a partir de información suministrada por Prefectura Naval Argentina; opera su propia estación meteorológica y elabora periódicamente informes de previsión climática para su región de influencia, basados en los resultados de los MCG internacionales, tal como se describe en la actualización del capítulo 7 del Tomo 2 de este libro (Collins y Macor, 2020).

Por lo tanto, en la zona se dispone de la información de pronóstico a corto plazo (una semana, 10 días) para la implementación de medidas de emergencia

y escenarios climáticos e hidrológicos a mayor plazo, que sirven de alerta temprana para la implementación de medidas de prevención y preparación.

Planes de contingencia y emergencia

A nivel gubernamental, se produjeron modificaciones institucionales de fortalecimiento, que a su vez implementaron planes de contingencia a nivel provincial y de emergencia a nivel local. En la provincia se constituyó la Secretaría de Protección Civil, y a nivel municipal, la creación de la Dirección de Gestión de Riesgos es una acción fundamental que pone en relevancia el tema y facilita su incorporación como eje transversal, involucrando a las distintas secretarías del gobierno local. Sobre los productos y accionar de estos sectores se trata el punto siguiente de este capítulo, referido a la Gestión del Riesgo de Desastres.

Aportes para la gestión de inundaciones por lluvia en el anillo de defensa de la Costa

Se trata de una zona ubicada al este de la capital de la provincia de Santa Fe, que está inserta en el valle aluvial del río Paraná y tiene como límite oeste a la laguna Setúbal y al este al Arroyo Ubajay y al río Colastiné. En la Figura 19.17. se pueden visualizar algunas de estas características.

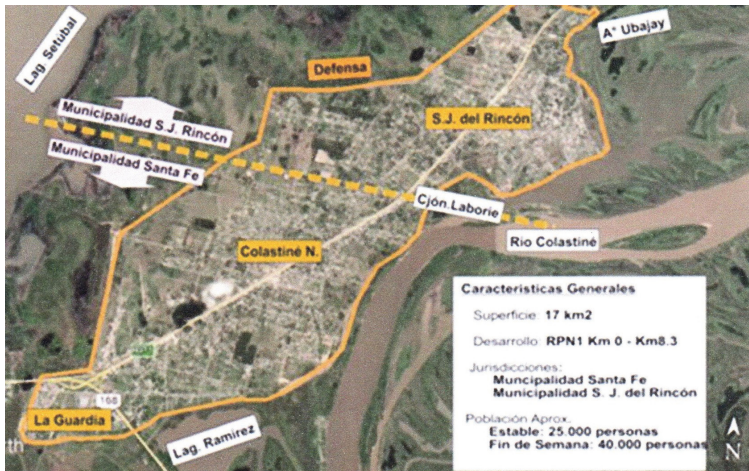


Figura 19.17. Área del anillo de la Costa

Fuente: Bianchi, 2017.

El área se encuentra próxima a la ciudad de Santa Fe y tiene una superficie de 17,46 km². Jurisdiccionalmente se encuentra dividida en dos distritos, uno correspondiente a la Municipalidad de Santa Fe y el otro a la Comuna de San José del Rincón, con una población (permanente y semipermanente [fin de semana]) de más de 40 000 habitantes.

Dicha zona forma parte de un área que tiene un altísimo crecimiento urbano, iniciado a partir de la década de los 90 a lo largo de la Ruta Provincial N° 1, principalmente en los primeros 20 km. Con el correr de los años, la ciudad de Santa Fe y las zonas aledañas fueron avanzando sobre los terrenos inundables y espejos de agua que forma el valle de inundación del río Paraná, sin atender a los condicionamientos morfológicos del relieve del suelo.

La fuerte ocupación del valle de inundación se inicia a partir de la construcción de obras de infraestructura, de acuerdo al siguiente orden cronológico: año 1885, construcción del puerto de Colastiné; año 1886, tendido de la línea del Ferrocarril Santa Fe–Colastiné Norte y San José del Rincón; año 1924, construcción del Puente Colgante, que cruza la laguna Setúbal; año 1936, construcción del camino que une Santa Fe con Colastiné; año 1942, construcción del camino de la Costa (actual Ruta Provincial N° 1), cuya traza se indica en la Figura 19.17; fines de la década de los 70, reconstrucción de la Ruta Nacional N° 168 (indicada en la Figura 19.17.), a través de un alteo y formación de una autovía hasta el paraje de La Guardia. Durante dicho período se realiza, además, el alteo y el mejoramiento de la carpeta asfáltica de la Ruta Provincial N° 1 hasta San Rosa de Calchines (localidad ubicada al norte del área de estudio).

Estas obras propiciaron un proceso continuo de urbanización, favorecido por la comunicación y la realización de infraestructura básica como escuelas, comercios, red eléctrica etc., asignando al área características de un asentamiento permanente, denominado actualmente «Corredor de la Costa» y compuesto por los distritos de La Guardia y Colastiné (pertenecientes a la Municipalidad de Santa Fe) y los distritos de San José del Rincón y Arroyo Leyes.

Dentro del área referida se realizaron distintos estudios enmarcados en la GIC, de los cuales merecen destacarse los siguientes:

Plan de Ordenamiento Hídrico San José del Rincón. Etapa I. Identificación de Obras Prioritarias. Comuna de San José del Rincón (Año 2007–2009)

El objetivo fue mejorar la calidad y la sustentabilidad del entorno urbano, reduciendo el riesgo de inundaciones pluviales en la localidad de San José del Rincón. A partir de cartografía existente (estudio de áreas de riesgo), se elaboró un mapa base del distrito donde se identificaron las distintas cuencas y sus

principales características físicas. Se realizó una caracterización de las mismas y se analizó su comportamiento a partir de las precipitaciones de marzo–abril de 2007, que derivaron en anegamientos de más del 50 % del distrito. Se identificaron, ubicaron y pre dimensionaron las obras hídricas (canales troncales, reservorios y estaciones de bombeo) prioritarias y equipamientos necesarios para mitigar las inundaciones pluviales en el distrito.

Plan Director de los desagües pluviales de la zona interna del terraplén de la Costa. Convenio MCSF–INA (Etapa I. Noviembre de 2011. Etapa II. Enero de 2015).

En la primera etapa se trabajó con la planialtimetría existente (áreas de riesgo año 2006) y se delimitaron las distintas áreas de aporte en función de las características topográficas y de planificación de desarrollo previsto para la zona. Se calcularon los caudales y volúmenes, modelación mediante, que cada una de estas áreas es capaz de producir en base a tormentas de distintas recurrencias. A partir de estos cálculos, se pre dimensionaron hidráulicamente las obras principales (desagües troncales, reservorios y estaciones de bombeo) que posibiliten el drenaje de las aguas pluviales.

En esta etapa también se plantearon las trazas y dimensiones de las «costillas internas» que otorgan una seguridad adicional al actual anillo de defensa.

En la etapa II, para cumplir con los objetivos propuestos, se llevaron adelante los siguientes trabajos: ajuste de límites de cuenca y subcuencas; definición de trazas y dimensionamiento hidráulico de troncales; verificación preliminar del funcionamiento del sistema (red troncal, reservorios y estaciones de bombeo). Caracterización legal y normativa de uso y ocupación del suelo. Ampliación y operación de red de medición. Estimación de afectaciones.

Basándose en estos estudios antecedentes, en el ámbito de la FICH y como parte de la Maestría de Gestión Integrada de Recursos Hídricos, el Ing. Héctor Bianchi desarrolló y presentó su tesis denominada «Gestión integrada de inundaciones en la zona interior del terraplén de la costa, Área Metropolitana de la Ciudad de Santa Fe» (Bianchi, 2017), en la cual se identificaron los problemas y las necesidades y se formularon estrategias y medidas de intervención, que resumidamente se expresan a continuación.

Amenazas y vulnerabilidades

Se identificaron distintos factores de riesgo en las situaciones de anegamiento y/o inundación que se presentan en la zona de estudio, de tal forma que la identificación de las amenazas implica la determinación de los factores exógenos (precipitaciones intensas, crecidas, cambio climático, etc.), que son función de la probabilidad de ocurrencia de los distintos tipos de eventos que dan origen a las inundaciones.

De manera complementaria, cabe considerarse las vulnerabilidades, es decir, los factores endógenos (físicos, biológicos, socioeconómicos) que potencian los factores exógenos y que dependen de las propiedades intrínsecas de las características ambientales de las cuencas donde se verifica un evento crítico, puesto que actúan como un factor multiplicador del peligro exógeno.

Se identificaron tres tipos de amenazas:

- Crecidas de nivel del río.
- Ascenso del nivel freático.
- Precipitaciones intensas.

Desde el punto de vista de las vulnerabilidades (factores endógenos), se distinguen distintos factores fundamentalmente ligados a los desarrollos de urbanizaciones y ocupación del suelo:

- Urbanización sin planificación ni infraestructura.
- Exposición a inundaciones fluviales. Urbanización en cotas inferiores a las crecidas ordinarias.
- Impermeabilización y relleno de bajos naturales.
- Aumento de pozos negros.
- Realidad sociocultural. Visiones dispares.
- Desconocimiento del funcionamiento hidráulico y preservación del sistema.
- Jurisdicciones.

Identificación de actores y su interrelación

Al respecto resulta muy gráfica la presentación de Paoli (2015), basada a la vez en Owen and Wall (1981), que muestra que resolver los problemas de gestión de planicies de inundación es como saber armar un «rompecabezas».

En la Figura 19.18. adaptada a la problemática de la zona, se indican los organismos, instituciones y sectores involucrados.



Figura 19.18. Coordinación de roles y medios

Fuente: Bianchi, 2017.

Identificación de estrategias y medidas

En función del diagnóstico se identificaron y plantearon estrategias de intervención y medidas estructurales y no estructurales como opción óptima en el marco de la GIC. Sintéticamente estas acciones son:

- Realizar el ordenamiento del escurrimiento por subcuencas.
- Efectuar el prediseño del Sistema de Drenaje de las Aguas Pluviales (SDAP).
- Establecimiento de pautas para la operación y mantenimiento (estaciones de bombeo, cunetas y calles).
- Sectorización del riesgo, propuesta de costillas.
- Implementación del control de niveles hidrométricos y piezométricos y medición de lluvias locales.
- Propuesta de actualización y/o adecuación normativa e institucional.
- Participación y difusión.

Conclusiones referentes a las dificultades para la implementación más efectiva de una política de GIC

Si bien existe una profusa bibliografía científica, técnica y política sobre el tema, por lo que la teoría y los conceptos básicos son en apariencia ampliamente conocidos y aceptados y se ha realizado una amplia labor de formación de recursos humanos, la efectiva implementación de las acciones que se proponen es todavía dificultosa. En Paoli (2016) se sintetizan las causas de la siguiente manera:

Serias dificultades para impedir o limitar la ocupación indebida de zonas inundables

Cuando los valles de inundación son frecuentemente cubiertos por las aguas de desborde, se crea una mayor conciencia de que se trata de zonas inundables de difícil ocupación para actividades permanentes. Pero cuando el anegamiento por las aguas es poco frecuente, esta conciencia baja o simplemente se ignora la condición de inundabilidad de la zona y se avanza en su ocupación. Como consecuencia de lo anterior, muchas poblaciones del país y del mundo (no solamente las grandes ciudades) se encuentran construidas en las cercanías de ríos y arroyos y —por efecto del desarrollo urbano— invaden cada vez más los valles de inundación. La falta de estudios de delimitación de áreas de riesgo, la ausencia de reglamentación de uso del espacio y muchas veces la irresponsabilidad de urbanistas y gobiernos municipales da lugar a la ocupación de áreas inundables que, indefectiblemente, serán afectadas por crecidas extraordinarias.

Incomprensión de la funcionalidad de las obras de defensa y del grado de seguridad de las mismas

Las soluciones tradicionales pasan por la construcción de defensas de distintos tipos que presentan, en general, varios problemas. En la zona protegida se crea una *exagerada sensación de seguridad*, que incrementa los asentamientos humanos y, por lo tanto, son mayores los daños si la defensa es sobrepasada; *no se atiende adecuadamente el mantenimiento y conservación de las obras* (que es muy costoso), lo cual produce problemas de erosión y debilitamiento; en la mayoría de las zonas protegidas no se ha resuelto adecuadamente el *problema de la conducción, disposición y bombeo de los excedentes pluviales internos*.

Todas las obras de control y protección contra inundaciones se proyectan y construyen para soportar una crecida de una determinada magnitud, asociada a una probabilidad de ocurrencia. Ninguna obra se proyecta para controlar o proteger para siempre de la crecida más grande posible; por lo tanto, no hay ninguna zona que esté absolutamente segura de que «nunca más se volverá a inundar».

El mayor o menor nivel de seguridad que se asume depende de las consecuencias esperadas —para el caso de que sea superada la crecida— que se adoptaron para el proyecto. Lamentablemente esta cuestión no es bien entendida por la población, y muchas veces por las mismas autoridades, y aumenta constantemente la presión por más y mayores obras.

Resistencia a la implementación de medidas de regulación del uso del territorio

Para la regulación del uso del territorio en zonas de planicies de inundación se requiere una fuerte intervención gubernamental y la aceptación de propietarios, para lo cual es necesaria la implementación de políticas públicas que no favorezcan o limiten los servicios públicos e infraestructura en las zonas inundables, como pavimentaciones, suministro de electricidad, agua potable y saneamiento, servicios educativos y de salud, etcétera.

La tendencia de las autoridades políticas suele ser contradictoria, puesto que ante los reclamos de los ocupantes se comienza a dar servicios y consolidar los asentamientos.

La colocación de avisos con signos de alerta que identifiquen las áreas propensas a inundarse y marcas del alcance de las aguas en crecidas históricas es una medida resistida por intereses inmobiliarios.

La recomendación de utilizar tasas inmobiliarias diferenciadas, muy bajas para las zonas no urbanizadas y muy altas para las urbanizadas, siempre hablando de las áreas inundables, es resistida muchas veces por los urbanistas y la Oficina de Rentas.

La adquisición de tierras para parques, campings y otros lugares abiertos requieren de fondos importantes para adquisición y mantenimiento, que resultan siempre escasos.

La relocalización, aunque de difícil implementación, es en ciertos casos la única solución posible y consiste —como su nombre lo indica— en trasladar las actividades que se desarrollan en un área de riesgo crítico junto a sus ocupantes. En general, existe rechazo y oposición de los mismos a ser reubicados, ante el temor de perder ventajas comparativas en la nueva ubicación o debido al costo en que directa o indirectamente debe incurrir.

Falta de conocimiento y desconfianza en otras medidas adaptativas

El concepto de estas medidas es modificar las edificaciones, su entorno o la disposición de su contenido para reducir daños por entrada del agua. También tienen como propósito mantener las actividades de la menor alteración posible durante el período de inundación y permitir una más rápida recuperación.

No integralidad de los sistemas de alerta y prevención

Un sistema de alerta y prevención comprende no solo el sistema de pronóstico de caudales y niveles esperados, sino también la disposición de los planes de contingencia que contemplan las acciones que van desde la identificación de la

primera señal (alerta temprana) de que se producirá una crecida que provocará inundación, pasando por el aviso de los niveles esperados (alerta a tiempo real), planes de evacuación, ubicación y mantenimiento de inundados, hasta las acciones de mantenimiento y reparación de obras de emergencia, que se conocen como lucha contra la inundación.

Falta de coordinación interjurisdiccional, institucional y sectorial

Las cuestiones principales que entran en juego son las relativas a cómo compatibilizar todos los intereses territoriales en juego, cómo compartir responsabilidades, cómo establecer los procedimientos de toma de decisiones y cómo disponer y administrar los recursos económicos. Muchas veces no se dispone de la forma jurídico-administrativa que establezca las responsabilidades, el rol y las relaciones institucionales de los organismos municipales, provinciales y nacionales, directa e indirectamente vinculados al tema de las inundaciones.

Agradecimientos

A la Lic. Andrea Valsagna, por sus importantes aportes para la elaboración de los contenidos correspondientes al tema de GRD.

Al M.Sc. Ing. Mario Schreider, por la revisión integral del capítulo y sus aportes al desarrollo de la introducción del mismo.

Referencias bibliográficas

- Aguirre Madariaga, E. et al. (2014). *Aprender de los Desastres*. Gobierno de la Ciudad de Santa Fe y UNISDR.
- Bianchi, H. (2017). *Gestión integrada de inundaciones en la zona interior del terraplén de la costa. Área metropolitana de la ciudad de Santa Fe, Argentina*. Tesis de maestría. Universidad Nacional del Litoral.
- Fanelli, M. (1994). Estimación del grado de seguridad en las presas: práctica y crítica. *Revista Ingeniería del Agua*, 4(2), 47–54.
- INCyTH–CRL (1992). *Delimitación de áreas de riesgo hídrico en Santa Fe* (Informe Final. Tomos 1 y 2. Convenio CFI–INCyTH).
- Instituto Nacional del Agua–Centro Regional Litoral (2006). *Estudio de delimitación de áreas de riesgo hídrico en Santa Fe* (actualización del estudio de 1992. Informe final Convenio CFI–INA).
- IPCC (2012). *Informe especial sobre la gestión de los riesgos de fenómenos meteorológicos extremos y desastres para mejorar la adaptación al cambio climático. Resumen para responsables de políticas* (Informe de los grupos de trabajo I y II del IPCC). https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/IPCC_SREX_ES_web-1.pdf
- Naciones Unidas (2005). Estrategia Internacional para la Reducción de los Desastres: Marco de Acción de Hyogo para 2005–2015: aumento de la resiliencia de las naciones y las comunidades ante los desastres. *Conferencia Mundial sobre la Reducción de los Desastres*, Kobe, Hyogo. https://www.preventionweb.net/files/1217_HFABrochureSpanish.pdf
- Naciones Unidas (2015). Conferencia Mundial sobre Reducción de Riesgo de Desastres. Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres 2015–2030. Sendai, Japón. https://www.unisdr.org/files/43291_spanishsendaiframeworkfordisasterri.pdf
- Naciones Unidas (2016). *Informe del grupo de trabajo intergubernamental de expertos de composición abierta sobre los indicadores y la terminología relacionados con la reducción del riesgo de desastres. A/71/644*. En Asamblea General, Septuagésimo primer período de sesiones, Tema 19 c) del programa Desarrollo Sostenible: reducción del riesgo de desastres. https://www.preventionweb.net/files/50683_oiewgreportspanish.pdf
- Narváez, L.; Lavell, A.; Pérez Ortega, G. (2009). *La gestión del riesgo de desastres: un enfoque basado en procesos*. Proyecto Apoyo a la Prevención de Desastres en la Comunidad Andina – PREDECAN. Lima. http://www.comunidadandina.org/predecandoc/libros/PROCESOS_ok.pdf
- OMM–GWP (2007). *Formulating a Basin Flood Management Plan. A Tool for Integrated Flood Management*.
- OMM–Nº 1010 (2007). *Associated Programme On Flood Management Economic Aspects of Integrated Flood Management (Aspectos Económicos de la Gestión Integrada de Crecidas)*.
- OMM–Nº 1047 (2009). *Programa Asociado de Gestión de Crecidas (Documento Conceptual)*.
- OMM–GWP (2011). *Flood Emergency Planning. A tool for Integrated Flood Management*. APFM.
- PAOLI, C. (2015). *Gestión Integrada de Crecidas. Guía y caso de estudio* (European Commission Report EUR 27493 ES).
- PAOLI, C.U. (2016). GIC, es posible un paso más? *Hydrolink–IARH. Special issue on Sponge Cities*, (4).

- Pérez Ortega, G. (2009). La gestión del riesgo de desastres: un enfoque a través de los procesos. *Revista del Comité Andino para la prevención y atención de desastres (CAPRADE)*, 5(4/5), 77–80.
- Wilches-Chaux, G. (1989). Desastres, ecologismo y formación profesional: herramientas para la crisis. *Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA)*. <https://hdl.handle.net/11404/1034>
- Wolansky, S.; Corzo, H.; Morbidoni, N.; Massera, H.; Valsagna, A. y Srayh, S. (2002). Terraplenes de defensa contra inundaciones. Aspectos físicos y constructivos, mantenimiento y conservación. En *Serie Inundaciones. Terraplenes de Defensa y Medidas de Prevención*, I. Ediciones UNL.
- Wolansky, S.; Corzo, H.; Valsagna, A. y Morbidoni, N. (2003). Las inundaciones en Santa Fe. Desastres naturales y mitigación del riesgo. En *Serie Inundaciones. Terraplenes de Defensa y Medidas de Prevención*, II. Ediciones UNL.
- WMO–GWP (2017). *Selecting Measures and Designing Strategies for Integrated Flood Management* (A Guidance Document).

Sobre los editores

Carlos Ubaldo Paoli. Ingeniero Civil (Universidad Nacional de Rosario). Diplomado en Hidrología (Instituto de Hidrología, Consejo Superior Investigaciones Científicas de España). Exbecario en el Service d'Hydrologie del ORSTOM (París, Francia). Curso de posgrado en Planificación (CIDIAT, Venezuela).

Fue profesor Titular de Hidrometeorología e Hidrología Aplicada en las carreras de Ingeniería en Recursos Hídricos e Ingeniería Ambiental, respectivamente. Profesor Responsable de posgrado de Gestión Integrada de Crecidas e Inundaciones y Análisis de frecuencia para diseño y dimensionamiento hidrológico (MIRH).

Fue Director de Proyectos CAll+D del Grupo de Ingeniería Hidrológica (Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, UNL). Es Investigador colaborador en el proyecto «Impacto de los escenarios climáticos futuros sobre las disponibilidades hídricas en la región argentina de Cuenca del Plata».

Fue Director de la carrera Ingeniería en Recursos Hídricos (FICH, UNL). Actualmente es Profesor Honorario.

Exdirector del Centro Regional Litoral del Instituto Nacional del Agua (INA, Argentina), actualmente Investigador Asociado.

Ha participado y dirigido investigaciones y proyectos en Planificación y Gestión de Recursos Hídricos e Ingeniería Hidrológica, particularmente en la temática de crecidas e inundaciones. Ha actuado como experto en recursos hídricos en Asistencia Técnica en Paraguay, Colombia, República Dominicana, Méjico y Uruguay. Ha participado en más de 100 reuniones científicas y técnicas de relevancia nacional e internacional. Autor de numerosas publicaciones y artículos sobre recursos hídricos. Miembro del Grupo IFI (PHI-LAC de Unesco).

Mario Isaac Schreider. Ingeniero en Recursos Hídricos (Universidad Nacional del Litoral). Magíster Scientiae en Desarrollo de los Recursos de Aguas y Tierras (Universidad de Los Andes, Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras —CIDIAT—, Mérida, Venezuela).

Es profesor Titular de las asignaturas de grado y posgrado (Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, UNL). Director de la Cátedra UNESCO Agua y Educación para el Desarrollo Sostenible (FICH, UNL). Cooordinador de Red Latinoamericana de Desarrollo de Capacidades para la Gestión Integrada del Agua LA-WETnet (afiliada a la Cap-Net PNUD). Miembro de la Red Latinoamericana de Centros de Conocimiento en Gestión de Recursos hídricos de la Unión Europea (RALCEA).

Fue Decano (FICH, UNL), Secretario de Ciencia y Técnica (UNL) y Secretario de Ciencia y Técnica (FICH, UNL).

Ha dirigido y participado en numerosos proyectos de investigación en las temáticas de Hidráulica e Ingeniería Fluvial. Ha dictado cursos, seminarios y talleres en temas vinculados a la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en diferentes países de América Latina.

Sobre las autoras y los autores

Pablo Alberto Cacik. Ingeniero en Recursos Hídricos (UNL). Profesor Adjunto en la Cátedra de Hidrometeorología e Hidrología Aplicada, en las carreras de Ingeniería en Recursos Hídricos e Ingeniería Ambiental. Docente de la Maestría en Recursos Hídricos en la asignatura Análisis de Frecuencia de Crecidas y Director de Carrera de Ingeniería en Recursos Hídricos. Ha sido Director Provincial de Evaluación, Estudios y Proyectos, y Subsecretario de Gestión y Planificación, Ministerio de Asuntos Hídricos de la Provincia de Santa Fe. En consultoría, actualmente en Worley Parsons (ex Halcrow – CH2M – Jacobs), como Ingeniero Senior, Director de Proyecto y Gerente de Proyectos. pablo.cacik@gmail.com

Pablo Agustín Collins. Licenciado en Ciencias Biológicas (UNMDP), Dr. en Ciencias Naturales (UNLP). Profesor Titular de Limnología y Contaminación Ambiental (FBCB, UNL). Director de la Maestría en Gestión Ambiental (UNL). Director de proyectos otorgados por CONICET, ANPCyT, UNL, CNPQ–ANPCyT. Investigador Principal de CONICET en el Instituto Nacional de Limnología (CONICET–UNL). Director del Instituto Nacional de Limnología, Subcoordinador de REMAQUA (grupo Calidad del Agua y Niveles Guía, Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos – CONICET). Miembro del Consejo Directivo de REFACUA (Red de Fortalecimiento de la Acuicultura–CONICET). pagcollins@gmail.com / pcollins@inali.unl.edu.ar

Mónica Patricia D'Elía. Ingeniera en Recursos Hídricos y Magíster en Ingeniería de los Recursos Hídricos (UNL). Doctora en Ciencias Geológicas (UNRC). Profesora Titular Ordinaria de Hidrología Subterránea y Gestión de los Recursos Hídricos Subterráneos (FICH, UNL) y de Hidrología Subterránea (MIRH). Directora de carrera de Ingeniería en Recursos Hídricos (FICH, UNL). delia@fich.unl.edu.ar

Lucas Domínguez Rubén. Ingeniero Civil (UNSE). Doctor en Ingeniería (UNL). Jefe de Trabajos Prácticos de Obras Hidráulicas I, Ingeniería Fluvial e Hidrodinámica de Cuerpos de Agua (FICH, UNL), y de Hidráulica Fluvial Computacional (FCEyT, UNSE). Becario posdoctoral de CONICET (FICH–UNL). Integrante del Proyecto de Investigación «Estudio geomorfológico, hidráulico y sedimentológico en sistemas secundarios vinculados del Río Paraná: Arroyo Leyes–Laguna Setúbal y Río Colastiné, Santa Fe». Idominguez@fich.unl.edu.ar

María Daniela García. Ingeniera Agrónoma, M.Sc en Ingeniería Ambiental. Prof. Adjunto ordinario de Gestión Ambiental y Gestión integrada de recursos naturales (FICH, UNL). Profesora Adjunta Ordinaria de la cátedra Gestión Ambiental (FCyT, UADER). Codirectora de la Maestría en Gestión Ambiental (UNL). Directora y evaluadora de tesis de grado y posgrado, evaluadora de proyectos en el marco de UNL Bio, jurado de concursos docentes. Consultora en estudios ambientales y territoriales de servicios a terceros de la UNL. mariadaniela_garcia@hotmail.com

Rosana del Carmen Hämmerly. Ingeniera en Recursos Hídricos, Magíster en Ingeniería de los Recursos Hídricos (UNL). Doctora Internacional en el Programa de Ciencia y Tecnología Ambiental (Universidade A Coruña, España). Profesora Adjunta Ordinaria de Hidrometeorología–Hidrología Aplicada (FICH, UNL), Hidráulica General y Aplicada (FFRA, UTN), Introducción a la GIRH–Gestión Integrada de Crecidas e Inundaciones. MGIRH / Análisis de frecuencia para diseño y dimensionamiento hidrológico MIRH (FICH, UNL). Directora del Proyecto de Investigación «Impacto de los escenarios climáticos futuros sobre las disponibilidades hídricas en la región argentina de Cuenca del Plata» (FICH, UNL). rhammer@fich.unl.edu.ar

José Huespe. Ingeniero en Recursos Hídricos (UNL). Profesor Adjunto de asignatura de grado Obras Hidráulicas II IRH (FICH, UNL). Integrante del Proyecto Procesos Hidrosedimentológicos que afectan a la navegación fluvial en las hidrovías argentinas. jhuespe56@gmail.com

Francisco G. Latosinski. Ingeniero Ambiental (UNL). Doctor en Ingeniería (UNR). Jefe de Trabajos Prácticos de Mecánica de Fluidos (FICH, UNL). Investigador Asistente del CONICET (FICH, UNL). Director del Proyecto PICT Joven «Comportamiento hidro–sedimentológico en bifurcaciones del río Paraná. Influencia en su morfodinámica y determinación de parámetros de predicción». flatosinski@fich.unl.edu.ar

Cecilia López Weibel. Ingeniera en Recursos Hídricos (UNL). Estudiante de Doctorado en Ingeniería, mención Recursos Hídricos (UNL). Integrante del Proyecto CAI+D «Bifurcaciones en el sistema del río Paraná: procesos hidro–sedimentológicos e implicancias en su morfodinámica». Integrante del Proyecto ASACTEI «Estudio del comportamiento hidráulico y sedimentológico del sistema deltaico arroyo leyes–laguna Setúbal, Santa Fe». Becaria Doctoral (CONICET). clopezweibel@fich.unl.edu.ar

Zuleica Yael Marchetti. Licenciada en Biodiversidad y Profesora de Biología (UNL). Doctora en Ciencias Biológicas con orientación a la Ecología (UNCu). Jefe de Trabajos Prácticos de Ecología (FICH–UNL). Investigadora Adjunta de CONICET (FICH). Directora y

miembro de Grupo Responsable de diferentes proyectos de investigación otorgados por ANPCyT, UNL y ASACTel. Sus líneas de investigación refieren a la interacción recíproca vegetación–ambiente en humedales, principalmente asociados al Paraná.

zuleicayael@hotmail.com

Aldo Raúl Paira. Licenciado en Cartografía (UNL). Doctor en Geografía, orientación Física y Ambiental (UNNE, Chaco). Profesor Titular de Cartografía Temática y Aplicaciones Cartográficas (FICH, UNL), y de Cartografía: Diseño y Representación en la Maestría en Tecnologías de la Información Geográfica (MTIG, FICH, UNL). Miembro del comité académico y codirector de la MTIG. Director del proyecto «Geoformas del río Paraná: la importancia de los bancos de arena en la preservación de la diversidad íctica» (Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva, Santa Fe). Codirector del proyecto «Aplicación de Polarimetría SAR y su sinergia con datos óptimos para mapear cultivos y la humedad del suelo en áreas de llanuras» (UNL). Profesional principal del CONICET en el Instituto Nacional de Limnología. alpaira@santafe-conicet.gov.ar

Carlos Ubaldo Paoli. Ingeniero Civil, Orientación Hidráulica (UNR). Diplomado en Hidrología (Instituto de Hidrología, Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España). Profesor Titular (jubilado) de Hidrometeorología (carrera IRH) e Hidrología Aplicada (carrera IA, FICH–UNL). Profesor Responsable de posgrado de Gestión Integrada de Crecidas e Inundaciones (MGIRH) y Análisis de frecuencia para diseño y dimensionamiento hidrológico (MIRH). Investigador colaborador en el proyecto «Impacto de los escenarios climáticos futuros sobre las disponibilidades hídricas en la región argentina de Cuenca del Plata» (FICH, UNL). Profesor Honorario de la UNL. Exdirector del Centro Regional Litoral del Instituto Nacional del Agua (INA), actualmente Investigador Asociado. carlosupaoli@gmail.com

Marta del Carmen Paris. Ingeniera en Recursos Hídricos (UNL) y Magíster en Ingeniería de los Recursos Hídricos (UNL). Doctora en Ciencias Geológicas (UNRC). Profesora Adjunta Ordinaria de Hidrología Subterránea y Gestión de los Recursos Hídricos Subterráneos (FICH, UNL). Posgrado Introducción a la gestión integrada de los recursos hídricos (MGIRH). Directora del Centro de Hidrología y Gestión del Agua. Investigación, Desarrollo e innovación (CHyGA I+D+i) (FICH, UNL). Subsecretaría Académica (FICH, UNL). parismarta@gmail.com

Marcela Alejandra Perez. Ingeniera en Recursos Hídricos (UNL) y Magíster en Ingeniería de los Recursos Hídricos (UNL). Doctora en Ciencias Geológicas (UNRC). Profesora Titular Ordinaria de Aprovechamiento de Aguas Subterráneas; colaboración en la asignatura Gestión de los Recursos Hídricos Subterráneos; Profesora Responsable del curso Geohidrología Cuantitativa (FICH, UNL). Responsable del Área de Relaciones Internacionales (FICH, UNL). Responsable de una componente del Centro Regional de Formación Argentina de la Organización Meteorológica Mundial (OMM). maperez@fich.unl.edu.ar

Héctor Hugo Prendes. Ingeniero en Recursos Hídricos (UNL). Profesor Titular Ordinario de Obras Hidráulicas II (IRH). Ingeniería Fluvial (IRH). Ingeniería Fluvial Aplicada A Navegación (MIRH). Director de ocho proyectos de investigación relacionados con hidrovías. Consejero Directivo (FICH). Consultor Independiente. hectorhugoprendes@gmail.com

Carlos G. Ramonell. Licenciado en Ciencias Geológicas (UNSL). Doctor en Ciencias Naturales (UNLP). Profesor Titular en Geomorfología y responsable de Geología, Geomorfología y Suelos en FICH–UNL, donde es encargado de su Laboratorio de Sedimentología y miembro de la asignatura Hidráulica Fluvial. Director de tesis y proyectos de investigación en el campo de la geomorfología fluvial, ha realizado evaluaciones puntuales y generales en más de doscientos ríos de Argentina continental; su actividad en la FICH incluye estudios de obras de ingeniería en ríos: cruces viales y energéticos, puertos, defensas ribereñas y tomas de agua, entre otras. En la última década amplió su campo de acción hacia la tipificación de humedales. cgramonell@yahoo.com.ar.

Mario Isaac Schreider. Ingeniero en Recursos Hídricos (UNL). Magíster Scientiae en Desarrollo de los Recursos de Agua y Tierras (CIDAT, Universidad de Los Andes. Venezuela). Profesor Titular de Hidráulica Aplicada e Ingeniería Fluvial (FICH, UNL), Introducción a la GIRH y Gestión de Cuencas MGRH. Procesos erosivos en cauces aluviales MIRH (FICH, UNL). Director de la Cátedra UNESCO Agua y Educación para el Desarrollo Sostenible (FICH, UNL). Integrante del proyecto de investigación «El uso de geocontenedores como dispositivos para reducir la erosión local junto a obras transversales a la corriente emplazadas en cauces fluviales. Estudio experimental». mschreider@gmail.com

Pablo Serra Menghi. Ingeniero en Recursos Hídricos (UNL). Magíster en Dirección de Empresas (UCC). Profesor Adjunto (UNL) del curso «Ingeniería Sanitaria» en Ingeniería en Recursos Hídricos (UNL) y «Diseño de Sistemas Ambientales» en Ingeniería Ambiental (UNL); del curso «Agua y Salud» en la Maestría en Gestión Integrada de Recursos Hídricos (UNL). Coordinador del Observatorio de Servicios Sanitarios (UNL). Gerente de Oficina Técnica de la Gerencia de Operaciones de Aguas Santafesinas SA. Director (mc) del Túnel Subfluvial «Uranga–SylvestreBegniss». Consultor experto, a nivel nacional e internacional, en ingeniería de servicios sanitarios y en gestión de servicios públicos de infraestructura. pserra_menghi@yahoo.com.ar / pserra.menghi@gmail.com

Ricardo N. Szupiany. Ingeniero en Recursos Hídricos y Doctor en Ingeniería, mención Recursos Hídricos (FICH, UNL). Investigador Adjunto del CONICET. Profesor Adjunto en las asignaturas Hidráulica Fluvial y posgrado Transporte de Sedimentos. Secretario del Centro Internacional de Estudios de Grandes Ríos (CIEGRI). Miembro del comité del

Doctorado (FICH, UNL). rszupian@fich.unl.edu.ar

Emiliano Andrés Veizaga. Ingeniero Ambiental y Doctorado en Ingeniería Mención Ambiental (UNL). Jefe de trabajos prácticos, Dedicación exclusiva-B de Modelación Ambiental y Proyecto Final de Carrera (FICH,UNL). Procesos de transporte en medios porosos saturados – no saturados; Humedales Ribereños. Director del proyecto «Evaluación de la distribución de flujos de agua y del transporte de solutos en zonas ribereñas mediante simulación numérica». veizaga.e82@gmail.com

Silvia Wolansky. Ingeniera Civil (UNC). Profesora Titular (jubilada) de Oras Hidráulicas I y Presas (IRH), y de Agua y Sociedad (MGIRH). Coordinadora de proyectos de extensión (FICH, UNL, Ministerio de Educación de la Nación) y asesoramiento a gobiernos locales (Santa Fe, Santo Tomé) sobre Gestión del Riesgo de Desastres. Organización y coordinación de actividades de concientización y capacitación en Género y Recursos Hídricos. Consultora independiente para ambos temas. silvia.wolansky.93@gmail.com



Imagen de tapa: Dirección de Comunicación Institucional (UNL)

