

## IMPORTANCIA ECOLÓGICA DEL CORREDOR FLUVIAL PARAGUAY-PARANÁ COMO CONTEXTO DEL MANEJO SOSTENIBLE<sup>1</sup>

J.J. Neiff, A.S.G. Poi de Neiff y S.L. Casco<sup>2</sup>

### RESUMEN

El sistema ribereño Paraguay-Paraná es un corredor natural de 3.400 km de largo, entre 16 y 34° de latitud sur, a través de ecosistemas muy diferentes (selva tropical lluviosa, sabanas, estepas y arbustales). En esta contribución se postula que todos los paisajes en cada tramo del río son unidades ecológicas interconectadas por flujos horizontales de información (nutrientes, sedimentos, semillas, huevos) y que el mantenimiento de estos flujos es condición necesaria para la estabilidad del río.

El desarrollo sostenible del sistema debería tener como unidad de análisis al río, con su función de corredor a lo largo de los ecosistemas de la cuenca. El desarrollo debería ser entendido como proceso que reconcilia la capacidad de carga del sistema y el uso de los recursos, mediante una estrategia de ajuste permanente en la cual todos los actores sociales involucrados intervengan responsablemente.

### PALABRAS CLAVE

Río Paraguay Paraná, Corredor, Desarrollo sostenible, Grandes ríos, Sudamérica.

<sup>1</sup> Contribución de los proyectos PICT 12755 (FONCyT) y PIP 2846 (CONICET)

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) en el Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), Casilla de Correo 291 - (3400) Corrientes, Argentina

## SUMMARY

The Paraguay-Paraná riverine system is a 3,400 km long natural corridor, through very different ecosystems (tropical rain forest, savannas, steppes and brushlands) between 16 and 34° of south latitude. In this contribution it is postulated that all the landscapes in each tract of the river, are ecological units interconnected by horizontal flows of information (nutrients, silts, seeds, eggs) and that the maintenance of these flows is necessary condition for the river stability.

The sustainable development of the system should have the river as an analysis unit with their function of corridor between the ecosystems of the basin. The development should be understood as process that reconciles the carrying capacity of the system and the use of the resources by means of a strategy of permanent adjustment, in which all the social actors involved, intervene responsibly.

## KEYWORDS

Paraguay-Parana River, Corridor, Sustainable development, Large rivers, South America.

## INTRODUCCIÓN

La función de los ríos como corredores fue ya intuita por el hombre primitivo, que los usaba para desplazarse, para proveerse de alimentos y, quizá, para muchas utilidades que hoy son inimaginables para el hombre civilizado.

Buena parte de las civilizaciones se establecieron y prosperaron a la orilla de los ríos, aprovechando las facilidades comentadas, especialmente la comunicación entre áreas distantes.

Como señala Morello (1983), los movimientos colonizadores en Sudamérica penetraron por los ríos y las poblaciones fueron creciendo hasta que en Argentina, por ejemplo, más del 80% de la población está afincada a la vera de los grandes ríos, presentándose situaciones análogas en Brasil, Paraguay, Venezuela y otros países.

El flujo del agua trae consigo nutrientes, sedimentos suspendidos, semillas, huevos y numerosos organismos que circulan, se reproducen y mantienen una alta producción que sustenta la vida de pobladores que han evolucionado y se han adaptado a convivir con el río.

El río Paraná y el Uruguay se encuentran afectados por procesos de fragmentación acaecidos como consecuencia de la construcción de embalses (más de cuarenta represas en el tramo alto del Paraná). Algunos disturbios de ríos

represados han sido más estudiados y sus impactos inmediatos y distantes implican la necesidad de conocerlos y de elaborar una planificación estratégica destinada a prevenirlos o mitigarlos (Mc Allister *et al.*, 2001).

### Los corredores biológicos o ecológicos terrestres, o corredores verdes

Un corredor ecológico es un espacio geográfico, una franja remanente de paisajes prístinos o poco alterados, que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitat naturales o modificados y cuyo diseño permite el mantenimiento de la diversidad biológica mediante el intercambio genético de especies de flora y fauna, a la vez que permite que se cumplan los flujos biogeoquímicos que requieren de la continuidad del paisaje.

El objeto principal de un corredor es evitar el riesgo de la fragmentación de los ecosistemas cuando comienzan a destruirse y su estructura inicial se reduce hasta convertirse en islas pequeñas sin conexión entre sí, generando la extinción de valiosos ejemplares de flora y fauna (Mc Garigal, 1995; Burel y Baudry, 2002).

#### *Antecedentes*

La percepción de la necesidad de contar con elementos lineales de conexión entre áreas protegidas es seguramente muy antigua. Los corredores ecológicos fueron ya considerados a comienzos del siglo XX en el hemisferio norte, si bien su aceptación como elementos de gestión en la ordenación territorial se generalizó en los últimos veinte años.

La idea de la implementación de corredores verdes se generó a nivel de los planificadores urbanos con objetivos concurrentes a los ecólogos aunque con énfasis en la estética del paisaje (Little, 1990). Hoy, ambos conceptos no están bien diferenciados y suelen usarse indistintamente. También se han diseñado corredores faunísticos, como el Corredor Faunístico del Río Grande, en Estados Unidos, que es una red interconectada de áreas protegidas, con el objeto principal de conservar y restaurar las poblaciones de los grandes felinos. Este corredor, que tiene 750 km de extensión y un ancho próximo a los 10 km, permitió establecer un entorno útil para la conservación del paisaje y de otras especies animales y vegetales.

En gran medida los corredores alcanzan notoriedad como una derivación o consecuencia de la Teoría de las Islas y como resultado de la reducción de la extensión ocupada por paisajes naturales, especialmente de bosques y humedales.

En 1971 la Convención Ramsar, a la que hoy está adherida gran parte de los países de la biosfera, fue el punto de partida en el compromiso internacional para la conservación de los humedales, basada en el principio de mantener

áreas que por su singularidad ecológica merecen el interés de la comunidad internacional. Sin embargo, la institucionalización de corredores ecológicos en humedales compartidos por varios países, aún no ha recibido un tratamiento orgánico por parte de la Convención.

En Europa existen numerosos antecedentes, pero la organización de una red internacional que funcione como red de corredores data de 1991, con la creación de ECONET, que fue ratificada en 1995 por 46 países europeos. El sistema consta de áreas centrales en cada país (áreas protegidas, parques) y corredores o áreas de conexión dentro de cada país y entre países para asegurar las migraciones de aves y de mamíferos.

En América, además del Corredor Faunístico del Río Grande, existen iniciativas muy valiosas como el Corredor Biológico Mesoamericano, que es un sistema de ordenamiento territorial compuesto por la interconexión del Sistema Centroamericano de Áreas Protegidas, con zonas aledañas de amortiguamiento y uso múltiple, comprendiendo a cinco estados del sur de México y los siete países centroamericanos, constituidos por Guatemala, Belice, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica y Panamá. El Corredor Biológico de Osa del Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Costa Rica, se inscribe en ese contexto y tiene por objeto la protección y gestión de la biodiversidad de los ecosistemas al igual que el Corredor Altoandino (Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia), que articula varios corredores dentro del sistema.

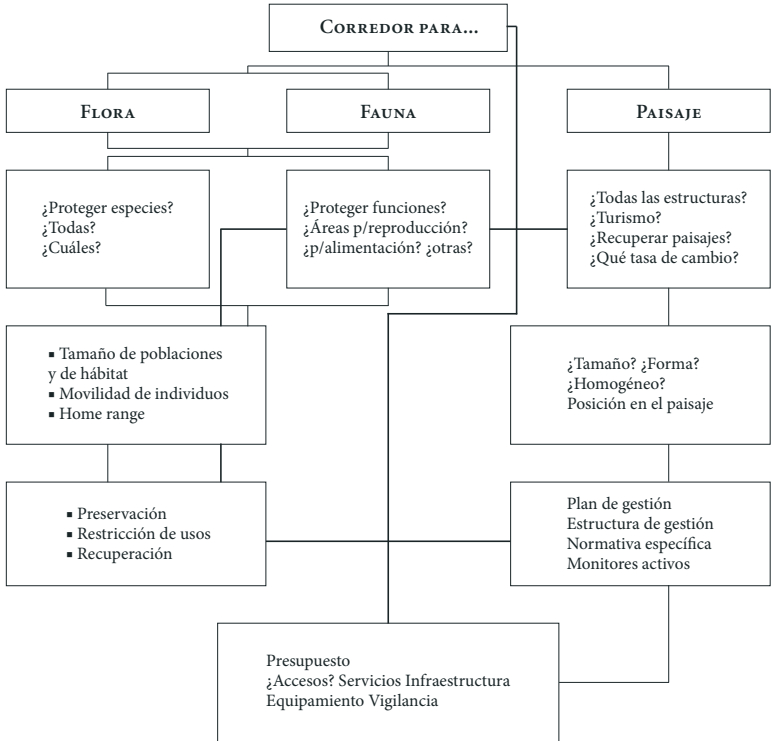
En Argentina existen varios corredores verdes proyectados. El Corredor Verde de la provincia de Misiones, por ejemplo, comprende una superficie mayor de 11.000 km<sup>2</sup>, lo que corresponde a, aproximadamente, el 50% de la superficie provincial. Fue creado en 1999 para evitar el efecto de insularización de las áreas protegidas y se halla en etapa de consolidación. Este corredor plantea una política de desarrollo sustentable, maximizando el aprovechamiento de las oportunidades económicas que deriven de los mercados internacionales emergentes en todo contexto ambiental, para optimizar la calidad de vida, sustentada sobre principios de planeamiento bio-regional.

### *Posibilidades y limitaciones de los corredores ecológicos terrestres*

Los corredores son reconocidos por los técnicos en ordenación territorial, porque permiten un efecto sinérgico respecto de las áreas de preservación implementadas en cada región, al favorecer la circulación de los organismos mediante la conectividad de hábitat que son favorables para la vida silvestre.

Sin embargo, la efectividad de estos corredores terrestres no siempre logra la eficacia esperada, porque depende de una constelación de factores, entre los que pueden citarse: el contexto paisajístico en que se encuentra, el grado de deterioro de la naturaleza, la complejidad de bioformas, la tasa de renovación de los elementos bióticos, el tamaño de sus poblaciones, la movilidad de los indi-

viduos y otras características que se esquematizan en la Figura 1. De hecho, las características de los corredores y el modelo de gestión dependen mucho de la necesidad de proteger a la fauna, a la flora o al paisaje, porque uno u otro subsistema tienen diferente complejidad espacial y temporal y distintas demandas de esfuerzo, tiempo y recursos para lograr un sistema de gestión eficaz.



*Figura 1. Condiciones que definen las características de los corredores ecológicos terrestres.*

En otro sentido, los corredores generalmente plantean la necesidad de priorizar la preservación por encima de otras actividades productivas, lo cual demanda la necesidad de compensar a los dueños de las tierras.

No hay criterios estandarizados sobre el ancho de los corredores y la mayoría de los científicos responde que cuanto más ancho sea, mejor funcionará (Noss, 1987), lo cual señala la necesidad de estudios empíricos.

Se ha hipotetizado que los corredores rectilíneos son más eficientes, porque los animales no tienen que modificar su recorrido, especialmente los juveniles, que no conocen el camino (Soulé y Gilpin, 1991), lo cual también es posible, aunque no deja de ser una interpretación netamente antropocéntrica.

Cuando el corredor es continuo y se encuentra incluido en un contexto de ecosistemas poco alterados, se supone que será más efectivo para el desplazamiento de los animales y que, en sentido opuesto, la presencia de segmentos del corredor con áreas heterogéneas y fragmentadas, puede determinar la falta de continuidad en los flujos poblacionales (Burel y Baudry, 2002). Si bien esta apreciación parece lógica, depende mucho de las bioformas de plantas presentes y los animales que usan el corredor, del comportamiento de los animales y del grado de euritipia de los organismos.

## Diferencias entre los corredores verdes y los corredores fluviales

### *Características ecológicas de los ríos: el sistema Paraguay-Paraná*

Los ríos tienen la peculiaridad que, en ellos, la organización del paisaje y los ensamblajes poblacionales en cada tiempo y lugar dependen fundamentalmente de flujos horizontales de información, producidos por el movimiento del agua en la cuenca (Neiff, 1990; Neiff y Malvárez, 2004; Poff y Ward, 1989; Morello, 2005).

Por efecto de la gravedad, las aguas fluyen desde las nubes, lavan los continentes y finalmente descargan en el mar, para reiniciar la secuencia comentada. Este flujo permanente por lo común tiene una dirección, un sentido y una intensidad, por lo que los ríos constituyen sistemas vectoriales, a diferencia de los ecosistemas terrestres, que están regulados por circuitos de dirección predominantemente vertical, de tendencia cíclica, más cerrada.

En el suelo de un bosque de tierra firme, el agua de las lluvias se carga de nutrientes, los cuales son absorbidos por las plantas. En el proceso de fotosíntesis, en presencia de energía solar, capturan CO<sup>2</sup> del aire y forman materia orgánica. Cuando las hojas y el resto de las plantas mueren, se incorporan al suelo, la materia orgánica se mineraliza y se reinician los ciclos o flujos bioquímicos verticales.

Por definición, los ecosistemas de flujo vertical (un lago, por ejemplo) son sistemas relativamente autónomos y generalmente constituyen unidades funcionales en un tiempo y espacio bien definidos. De esta manera el establecimiento de unidades de conservación depende mayormente de la extensión que resulte económicamente viable para ser preservada. Mayor extensión reservada, generalmente se corresponderá con mayor cantidad de especies incluidas y con mayor cantidad de variantes de paisajes. Puede estimarse el área mínima a reservar en función de diversos indicadores como el de la diversidad  $\alpha$  o la diversidad  $\beta$ , utilizando herramientas estadísticas como las técnicas de Jackknife (Souza *et al.*, 2002).

En los grandes ríos como el Paraná y el Paraguay, numerosas especies son colectadas en toda su extensión (Canon Verón, 2005; Frutos de Gutiérrez,

2004; Neiff, 2001; Zalocar de Domitrovic, 2001), porque las poblaciones pueden vivir en un rango latitudinal amplio, en tanto tengan las condiciones necesarias en el hábitat y un régimen de fluctuación compatible con su tasa de renovación poblacional. Sudamérica se distingue por la escasez de barreras en el plano continental (Morello, 1984).

### *La movilidad de los organismos en el río*

Como ya fue comentado, varios estudios demuestran que gran número de especies pueden ser encontradas indistintamente en diferentes tramos de la cuenca y desde el curso principal del río hasta ambientes conectados con variable frecuencia a él (Canon Verón, 2005; Frutos de Gutiérrez, 2004; Neiff, 2001; Zalocar, 2001). Los flujos horizontales de información durante miles de años han favorecido la inexistencia de endemismos tanto en la flora como en la fauna. La afinidad cenótica entre los paisajes que integran la planicie de inundación del sistema Paraguay-Paraná es generalmente alta (Tabla 1) a nivel de la vegetación, compartiendo generalmente más del 15% de sus taxa, llegando hasta 48% cuando se comparan paisajes con el mismo espectro biológico de plantas. Una relación equivalente de afinidad ha podido constatar al analizar los grupos funcionales de la fauna que vive en las raíces de las plantas acuáticas flotantes (Poi de Neiff, 2003; Poi de Neiff, información no publicada).

TIPOS DE HUMEDALES	BOSQUES DE GALERÍA INUNDADOS	BAÑADOS CON PALMAS (SABANAS)	BAÑADOS CON PAJONALES	BAÑADOS CON PASTOS CORTOS Y TIERNOS	ESTEROS CON TOTORALES Y PEHUAJAZALES	LAGOS (ZONA LITORAL)
BOSQUES DE GALERÍA INUNDADOS	1					
BAÑADOS CON PALMAS (SABANAS)	0.19	1				
BAÑADOS CON PAJONALES	0.14	0.47	1			
BAÑADOS CON PASTOS CORTOS Y TIERNOS	0.15	0.24	0.43	1		
ESTEROS CON TOTORALES Y PEHUAJAZALES	0.06	0.11	0.27	0.28	1	
LAGOS, ZONA LITORAL	0.04	0.09	0.17	0.24	0.48	1

**Tabla 1.** Similaridad de la vegetación vascular en diferentes tipos de humedales del sistema Paraguay-Paraná (se utilizó el índice de Jaccard para comparar listas de especies).

En el Alto Paraná, en Brasil, se han mencionado 86 especies de plantas acuáticas (Thomaz *et al.*, 2004) y 114 en el tramo argentino de este río (Neiff, 1986). En el Alto Paraguay, Pott y Pott (2000) mencionan 247 especies de plantas acuáticas en el Pantanal de Mato Grosso. Buena parte de las especies son comunes en ambos ríos en diferentes latitudes, debido al efecto de corredor, favoreciendo la conectividad de distintos paisajes de la cuenca.

En la tabla 2a y 2b se aprecia que la cantidad total de especies expectables en los distintos paisajes se encuentra en un rango de 1:4, tanto en la vegetación como en la fauna. Se aprecia también que la mayor riqueza esperada de especies se da en los bosques fluviales pero, al considerar las formas de vida vegetal o animal, cada paisaje tiene distinta proporción de ellas.

Podría postularse que la biota fluvial está integrada por numerosos mosaicos que tienen diferente conectividad y que hacen a una alta riqueza de especies del paisaje global de la cuenca, como señaló Malvárez (1999) para el Delta del río Paraná.

La permanencia de estos flujos y la conectividad entre los ecosistemas integrantes del río, sólo resulta posible cuando no se altera el régimen de pulsos a nivel de toda la cuenca. La segmentación de la misma con embalses, por ejemplo, impone barreras a la distribución de los organismos e interfiere con las funciones migratorias de gran número de especies, especialmente de peces y genera una amplia gama de disturbios ambientales (Mc Cully, 2004).

La preservación de una parcela o de un tramo del río no asegura el mantenimiento de los flujos horizontales y, por tanto, la persistencia de esta reserva dependerá de que se mantenga la estructura y funcionalidad de los ecosistemas del tramo alto del río.

### *Los ríos como corredores ecológicos*

Indudablemente, los ríos son corredores naturales, en medio de paisajes que se visualizan, aún en imágenes tomadas por satélite, como una franja continua con un patrón propio de organización del paisaje en el mapa de Sudamérica, a pesar de que atraviesan climas muy diferentes (Rosales, 1996; Neiff, 2005).

La continuidad de los ríos se manifiesta en una vegetación característica que, en el caso del Paraná, del Paraguay y del Uruguay, mantienen su fisonomía característica aun cuando estos ríos atraviesan territorios biogeográficos tan distintos como la selva tropical lluviosa, las sabanas, las estepas o El Espinal, extendiendo hacia el sur la vegetación tropical propia de latitudes menores (Cabrera, 1951; Carnevali, 1994).

<sup>2</sup> Riqueza específica potencial o expectable corresponde al número total de especies registradas históricamente en un sitio por distintos investigadores, existentes en distintas colecciones. Difiere de la riqueza específica actual, que es el número de poblaciones de distintas especies, que coexisten en ese ambiente en un momento dado (Neiff, 1997; 2001).



a. TIPO DE HUMEDAL GRUPO BIÓTICO	BOSQUES INUNDABLES	PALMARES ANEGABLES	BAÑADOS CON PAJONALES	BAÑADOS CON PASTOS CORTOS Y TIERNOS	TOTORALES Y JUNCALES	ZONA LITORAL DE LOS LAGOS
NÚMERO TOTAL DE ESPECIES DE PLANTAS VASCULARES	450	314	206	405	216	282
ÁRBOLES	61	17	11	5	7	0
PASTOS TIERNOS	312	186	149	307	119	219
ARBUSTOS	72	88	19	12	6	11
GEÓFITOS	5	23	27	69	84	52

b. TIPO DE HUMEDAL GRUPO BIÓTICO	BOSQUES INUNDABLES	PALMARES ANEGABLES	BAÑADOS CON PAJONALES	BAÑADOS CON PASTOS CORTOS Y TIERNOS	TOTORALES Y JUNCALES	ZONA LITORAL DE LOS LAGOS
ESPECIES EXPECTABLES DE VERTEBRADOS	307	235	219	355	101	201
AVES	218	107	61	207	32	58
MAMÍFEROS	28	39	51	42	15	22
REPTILES	31	55	64	25	13	19
ANFIBIOS	9	7	13	39	18	43
PECES	21	27	30	42	23	59

**Tabla 2.** riqueza específica potencial en humedales del sistema ribertino Paraguay-Paraná. El número de especies en las columnas, fue compilado de diferentes publicaciones. Cada especie puede estar incluida en una o más columnas (Taylor et al., 1996) (a) vegetación. (b) macrofauna.

El flujo del agua favorece el desplazamiento de plantas y animales en estado adulto, como así también en forma de semillas, esporas, huevos o larvas. Pero, este papel de «distribuidores de información» ¿puede determinar que todos los humedales de una cuenca tengan similar biodiversidad? Dado que estos ríos son sistemas vectoriales, ¿sería mayor el número de especies hacia la desembocadura? ¿Pueden tener mayor riqueza de especies los humedales que están próximos al curso del río?

No hay una única respuesta, debido a diferencias latitudinales e hidrológicas y, también, dependiendo de la entidad taxonómica que se considere (Neiff, 2001). A los fines de este análisis puede tomarse la riqueza específica potencial de algunas comunidades<sup>2</sup>.

En el sistema Paraguay-Paraná, la mayor riqueza de algas fue encontrada en la alta cuenca del Paraguay, en el Pantanal de Mato Grosso, donde Zalocar

(1999; 2005) menciona casi 600 especies. A diferencia de otros ríos, la riqueza de especies disminuye hacia la desembocadura, donde se encontró algo más de 200 especies (Zalocar, *op.cit.*).

El número de especies de peces también es mucho mayor en las nacientes que en el tramo bajo del sistema Paraguay-Paraná. En tanto que en el Pantanal se mencionan más de 350 especies, en el Delta del Paraná se han mencionado 230 (López *et al.*, 2002). Sin embargo, si se consideran sólo las especies capturadas en el curso del río, hay más especies en el Bajo Paraguay que en el Alto Paraguay (Canon Verón, 2005). Esto implica que gran parte de los humedales del Pantanal tienen poca conexión o están aislados del flujo principal del curso del río.

Ambas comunidades dependen mucho de la cobertura y del ensamble de humedales del sistema fluvial en cada tramo (ecodiversidad) del sistema.

No ocurre lo mismo cuando se compara el número de especies de plantas vasculares de la planicie inundable del Paraguay-Paraná. El número de especies registradas en el Pantanal no difiere demasiado del registro existente para el Delta del Paraná (TGCC, 1996; Malvárez, 1997; Neiff, 2001).

La riqueza de especies está relacionada con la conectividad de los humedales respecto del curso del río. Marchese y Ezcurra de Drago (1992) demostraron que el número de especies del bentos del bajo Paraná es mayor en una transección desde el curso del río hacia el límite externo de la planicie, según el grado de conexión con los flujos laterales. Este fenómeno también fue registrado por Zalocar de Domitrovic (1999 y 2005) para la distribución del fitoplancton de los humedales de este río.

Poi de Neiff (2003) señala que no hubo diferencias significativas en la integración taxonómica de la rica fauna de invertebrados que vive en los camalotales de *Eichhornia azurea*, en los humedales fluviales desde el Pantanal hasta la confluencia del Paraguay con el Paraná. Este estudio señala que el ensamble de poblaciones que viven en las raíces está fuertemente influenciado por el flujo horizontal del agua.

Los grupos funcionales de la fauna de invertebrados de las praderas de *E. azurea* y de *E. crassipes*, tiene patrones similares de organización, con escasez de herbívoros y baja proporción de invertebrados que fraccionan la materia orgánica particulada gruesa (Blanco *et al.*, 1998; Poi de Neiff, 2003; Poi de Neiff y Carignan, 1997). Las praderas de estas dos especies se encuentran en sitios con conexión al curso del río, con frecuentes flujos horizontales de agua a través de sus raíces, lo que explica la abundancia de invertebrados recolectores que utilizan la materia orgánica particulada fina. La abundancia de una u otra bioforma de invertebrados en la vegetación acuática permite conocer la oferta trófica predominante en curso del río y su planicie (Poi de Neiff, 2003). Es decir, que la planicie inundable de estos ríos tiene sectores funcionalmente diferentes, por su complejidad de organización y, especialmente, por sus condiciones tróficas.

Los peces de ríos tropicales tienen un patrón de distribución muy dinámico, condicionado por el régimen de pulsos (Welcomme y Halls, 2002).

Ringuelet (1961 y 1975) al referirse a las vías de poblamiento de la fauna sudamericana, señala el papel fundamental de los ríos como corredores. Trabajos más recientes (López *et al.*, 2002; Menni, 2004) contribuyeron a fundamentar la influencia de los movimientos horizontales de *información*<sup>3</sup> que han favorecido la amplia dispersión de la mayoría de las especies, existiendo un bajo número de endemismos.

Las diferencias en la complejidad biótica del sistema fluvial tiene varios ejes, como puede comprobarse al analizar los desplazamientos de los peces: uno en el sentido principal del flujo, esencialmente asociado a los movimientos reproductivos y otros, transversales a éste, en busca de hábitat y alimento (Bonetto, 1986; Malabarba *et al.*, 1998; Welcomme y Halls 2002). Algunos peces recorren más de 600 km en sus migraciones reproductivas (Bonetto, 1986).

De tal manera, los hábitat fluviales en distintas localizaciones geográficas conforman mosaicos de humedales interdependientes (Malvárez, 1999), que reciben y ceden *información* según diferentes niveles de conectividad en cada sitio de una planicie inundable (Tockner *et al.*, 2000). La magnitud de estos intercambios depende en gran medida del movimiento horizontal del agua y, esto a su vez, de las fluctuaciones hidrométricas en una serie de tiempo (Neiff y Poi de Neiff, 2002).

### *El uso sostenible del corredor fluvial Paraná-Paraguay*

Los humedales, en general, son fuente de importantes recursos y servicios (Roggeri, 1995). Como fuera dicho, los ríos pueden promover el desarrollo de las poblaciones del hombre por los múltiples servicios que ofrecen. Entre otros:

- Fuente de energía.
- Sitios de recreación y turismo, pesca y caza.
- Transporte de residuos domésticos e industriales.
- Vías de navegación y medio de transporte.
- Fuentes de agua para consumo humano, para riego y para consumo industrial.
- Fuentes de insumo para la industrialización de otras materias primas.
- Para enfriamiento de sistemas mecánicos.
- Para producción de alimentos.
- Como contenedor y sustento de la productividad biológica.
- Como ambientes para la cría y engorde de ganado y para algunas formas de agricultura.

<sup>3</sup> El término *información* es usado aquí con el sentido empleado por Margalef, para nominar a los intercambios de elementos vivos, muertos e inertes que circulan entre distintos sitios de la cuenca (minerales disueltos, sedimentos minerales suspendidos, organismos, semillas, huevos, etc.).

- Han sido el sustento de civilizaciones primitivas y actuales.
- Como centros de vida para la biodiversidad a nivel local y regional y como asiento de organismos migratorios.
- «Desagües» naturales de sustancias contaminantes y de sedimentos suspendidos.
- Como moderadores de la amplitud del clima local.
- Como atenuadores de las ondas de creciente.

Estos ríos albergan en su cuenca una alta diversidad biológica, estimándose que unas 175 especies de peces habitan el Alto Paraná y más de 300 especies de peces pueden ser encontradas en el Paraguay. Sólo en el gran humedal del Iberá, cerca de la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay, se han registrado 4.000 especies de plantas y de animales (Arbo y Tressens, 2002; Girauo *et al.*, 2003; Poi de Neiff, 2003).

Además de la alta complejidad que presumen estos números, debe tenerse en cuenta un aspecto no menos importante: la mayoría de las especies tienen metapoblaciones (Bini *et al.*, 2001), es decir complejos integrados por numerosas poblaciones en distintos ámbitos geográficos, lo que les acuerda una gran resiliencia ante las perturbaciones y disturbios ambientales. En términos simples, capacidad de retomar el equilibrio y mantenerse en los humedales a pesar de la alta variabilidad del río.

### *Acciones necesarias*

Los ríos son mucho más que «agua limpia». Son escenarios de vida tanto para plantas y animales como para el hombre, según lo demuestra la historia. La percepción humana de estos ecosistemas ha cambiado favorablemente. Las investigaciones en este campo son aún incipientes y pocas veces permiten responder en forma eficaz en períodos de crisis por inundaciones, sequías u otras causas de estrés. Es perentorio:

- Rescatar «la cultura del agua», mediante la cual el hombre convivía con eventos extremos de inundación y sequía unos 5.000 años antes del presente (Roggeri, 1995).
- Avanzar en investigaciones para conocer el uso sostenible de los humedales y sus recursos, dentro de programas de ordenamiento territorial.
- Mejorar el conocimiento de su variabilidad y de los factores que regulan su estabilidad.
- Analizar los efectos del cambio climático global en los humedales, a nivel regional y supra-regional.
- Detectar y calificar aquellas acciones y procesos que constituyan amenazas actuales y potenciales.

- Contar con una base integral de datos que permita definir el estado de los recursos y la tasa de extracción en tiempo real, para diagramar cupos de extracción y atender contingencias.
- Acrecentar las acciones de monitoreo permanente a nivel de indicadores de cambio de estado del medio natural.
- Diseñar una gestión participativa en base a opciones de uso de los recursos mediante tecnologías simples y apropiadas a las condiciones locales.
- Propender al mejoramiento de la calidad de vida de los pobladores locales, priorizando su participación en el uso sostenible de los recursos.
- Gestionar programas destinados a la recuperación de la salud de los humedales a través de programas de bio-remediación y de alternativas de uso sostenible.
- Accionar para que la normativa de manejo del río esté sustentada en el mantenimiento de la estabilidad de los ecosistemas, y que los cupos de extracción de los recursos del río no comprometan el patrimonio de las futuras generaciones de usuarios del mismo.
- La valoración del río debería verse como unidad funcional antes que con la idea de proteger algún tramo del mismo, porque la estabilidad de cada tramo o sector del río depende del mantenimiento de los flujos de información a nivel de la cuenca.
- El tratamiento del desarrollo sostenible debiera ser tomado como proceso interactivo que concilie la capacidad del sistema para soportar distintas actividades y la necesidad de un uso equitativo y continuado de tales recursos.
- El sistema Paraná-Paraguay merece ser revalorizado en un contexto histórico y sociocultural que permita jerarquizar otros atributos que los meramente económicos, tal como el recurso escénico, los yacimientos arqueológicos y la mitología de las culturas nativas.

## DISCUSIÓN

Los ríos son *las arterias del paisaje*, al decir de Harald Sioli (1975), pionero de la ecología regional en Sudamérica, que marcó el contexto de continuidad que diferencia a los ríos respecto de otros grandes sistemas naturales.

La delimitación de un área de reserva en un río es una tarea siempre difícil y con riesgo de no alcanzar los objetivos de proteger la naturaleza, debido a que la permanencia de determinado paisaje o de un ensamble característico de especies en determinado tramo, depende del flujo permanente de energía y de materiales desde las nacientes a la desembocadura. Esto es válido también cuando se planifica el desarrollo sostenible de los recursos.

Si por algún motivo (embalses, canalizaciones, contaminación, sobrepesca, etc.) se producen alteraciones en los procesos y elementos del sistema en algu-

na zona, estos impactos han de repercutir con distinta intensidad y duración en el resto de la cuenca (Mc Cully, 2004).

En ríos como el Paraguay y el Paraná el régimen de pulsos, es decir la alternancia de inundaciones y sequías, es diferente y propia en cada unidad de paisaje fluvial y cada especie tiene sus poblaciones distribuidas con distinta frecuencia en cada sitio de la planicie fluvial (Casco, 2003). Esto implica que para reservar alguna de las unidades de paisaje en algún sitio de la planicie, deben mantenerse las condiciones del régimen de pulsos. Y éste depende de los aportes hidrosedimentológicos del tramo alto de la cuenca.

Es importante tener presente que los ríos son el nexo entre el agua de la atmósfera y del mar. En ese camino, las aguas modifican su cantidad y calidad por causas naturales y por las acciones del hombre sobre los ecosistemas. Las fluctuaciones naturales (perturbaciones) de los ríos, aun en condiciones extremas, no producen efectos catastróficos como la eliminación de animales o de plantas del sistema (Neiff *et al.*, 2000), como lo prueba el hecho que la biota actual del sistema Paraguay-Paraná tenga una antigüedad de varios miles de años. Por el contrario, las alteraciones en los ecosistemas de la cuenca (sustitución del paisaje natural, uso de agroquímicos, erosión, adición de sustancias contaminantes, sobrepesca (disturbios) pueden producir situaciones de creciente deterioro ambiental en los ríos, porque las poblaciones naturales no están adaptadas a estos cambios.

La aparición de especies invasoras, tanto en la vegetación (Kalesnik y Malvárez 2004) como en la fauna (Cataldo y Boltovskoy, 2000), plantea un espectro de disturbios muy preocupante, por el desplazamiento y segregación poblacional de especies nativas. Las medidas para paliar estos disturbios requieren contar con una estrategia a nivel de cuencas, sobre la base del conocimiento de los flujos horizontales y del régimen de pulsos del río. En modo alguno el problema podría resolverse desde la perspectiva de conservar y preservar segmentos del sistema.

Es menester entonces, que los ríos como los del sistema Paraguay-Paraná sean analizados a nivel de cuencas, y que las acciones de conservación tengan lugar en un contexto para el desarrollo sostenible de aquellas actividades que puedan prosperar dentro de límites que no comprometan la estabilidad de los ecosistemas y dentro de un contexto de ordenación de cuencas.

## BIBLIOGRAFÍA

- ARBO, M.M. Y S.G. TRESSSENS (EDS.). 2002. EUDENE, Corrientes, Argentina. 1-613. ISSN: 950-656062-5 Flora del Iberá.
- BINI, L. M.; S.M. THOMAZ Y D. SOUZA. 2001. *Species richness and  $\beta$ -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain*. Arch. Hydrobiol. 151 (3): 511-525.

- BLANCO, L., J.J. NEIFF Y A. POI DE NEIFF. 1998. *Invertebrate fauna associated with floating macrophytes in the floodplain lakes of the Orinoco (Venezuela) and Paraná (Argentina)*. *Verh. Internat. Verein. Limnol. (International Association of Theoretical and Applied Limnology, Stuttgart, Alemania)*, 26: 2030-2034.
- BONETTO, A.A. 1986. *The Paraná River System*. Pp. 541-551. In: K.F. Walker and B.R. Davies (eds.): *The Ecology of River Systems*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 541-551.
- BUREL, F. Y J. BAUDRY. 2002. *Ecología del paisaje*. Mundi Prensa, Madrid, 1-353.
- CABRERA, A.L. 1951. Territorios fitogeográficos de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 4 (1 y 2): 21-65 p.
- CANON VERÓN, M. B. 2005. *Patrones de distribución y abundancia de peces en el sistema de confluencia de los ríos Paraná y Paraguay*. Tesis doctoral, Univ. Nac. de Córdoba, Argentina. 1-109 y anexos.
- CARNEVALI, R. 1994. *Fitogeografía de Corrientes*. Gob. de la Prov. de Corrientes-INTA. 1-324.
- CASCO, S.L. 2003. *Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paraná, influenciada por el régimen de pulsos*. Tesis doctoral, Univ. Nac. del Nordeste, Argentina. 127 p.
- CATALDO, D.H. Y D. BOLTOVSKOY. 2000. *Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred' from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Rio de la Plata estuary (Argentina)*. *Aquatic Ecology* 34: 307-317, 2000.
- FRUTOS DE GUTIERREZ, S.M. 2004. *Distribución y abundancia del Zooplankton en el eje fluvial Paraguay-Paraná en relación con el régimen pulsátil*. Tesis doctoral. Univ. Nacional de Córdoba (Resolución 762G-96).
- GIRAUDO, A.R. (COORD) 2003. *Avifauna*. 181-307. En: Alvarez, B.B. *Fauna del Iberá*. Ed. EUDENE, Corrientes, Argentina, 1-390.
- KALESNIK, F. Y A.I. MALVÁREZ. 2004. *Las especies exóticas invasoras en los sistemas de humedales. El caso del Delta inferior del Río Paraná*. 131-138 en: F.G. Aceñolaza (Coord.Ed.): *Temas de la biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino*. Miscelanea 12, INSUGEO, Tucumán, Argentina, ISSN 1514-4275.
- LITTLE, G. 1990. *Greenways for America*. John Hopkins, University Press, Baltimore, 1-112
- LÓPEZ, H.L.; MORGAN, C.C. Y M.J. MONTENEGRO. 2002. *Ichthyological ecoregions of Argentina*. *ProBiota - Documentos*: ISSN 1666-731X.
- MALABARBA, L.R.; REIS, R.E.; VARI, R.P. LUCENA, Z.M.S. AND LUCENA, C.A.S. 1998. *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, 1-603.
- MALVÁREZ, A.I. 1997. *Las comunidades vegetales del Delta del río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones del paisaje*. Tesis Doctoral. Univ. de Buenos Aires. 167 p.

- MALVÁREZ, A.I. 1999. El Delta del río Paraná como mosaico de humedales. Pp. 35-54. En: Malvarez, A.I. (Ed.): *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. MAB-UNESCO, Uruguay, 224 p.
- MARCHESE, M. y EZCURRA DE DRAGO, I. 1992. *Benthos of the lotic environments in the Middle Paraná River System: transverse zonation*. *Hydrobiologia*, 237: 1-13.
- MC ALLISTER, D.; J. CRAIG; N. DAVIDSON; D. MURRAY y M. SEDDON. 2001. *Biodiversity Impacts of Large Dams*. IUCN - The World Conservation Union. *Thematic Review II.1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration*. <http://www.dams.org/> 61pp.
- MC CULLY, P. 2004. Ríos Silenciados. Ed. PROTEGER, 1-450. ISBN 987-21886-0-2.
- MC GARIGAL, K. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis. *Program for Quantifying Landscape Structure*. PNW-GTR 351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, D. C.
- Menni, R.C.; Miquelarena, A.M.; López, H.L. and Casciotta, J.R. 1992. *Fish fauna and environments of the Pilcomayo-Paraguay basins in Formosa, Argentina*. *Hydrobiología*, 245: 129-146.
- MENNI, R.C. 2004. Peces y Ambientes En La Argentina Continental. *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 5: 1-316.
- MORELLO, J.H. 1983. El Gran Chaco: el proceso de expansión de la frontera agrícola desde el punto de vista ecológico-ambiental: 341-396 p. En: *Expansión de la frontera agropecuaria y medio ambiente en América Latina*. Ed. CIFCA, Madrid. 427 p.
- MORELLO, J.H. 1984. *Perfil ecológico de Sudamérica*. Inst. Iberoamer. de Coop. Cient., Barcelona. Ediciones de Cultura Hispánica.
- MORELLO, J.H. 2005. Prólogo. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L. y J.F. Goya (Eds.) *Ecología & Manejo de los bosques de Argentina*. La Plata, Argentina. ISBN 950-34-0307-3. Edición multimedia.
- NEIFF, J.J. 1986. *Aquatic macrophytes of Paraná River* Pp. 557-571. In: *The Ecology of River Systems*. Pp. 599-621. Walker, K.F. & Davies, B.R. (eds.), 1986. Dr. Junk Publ. The Netherlands. 793 p. ISBN 90-6193-540-7.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441. Venezuela.
- NEIFF, J. J. 2001. *Diversity in some tropical wetland systems of South America: 1-32*. En: *Wetlands Biodiversity*, Vol II. B.Gopal & W. Junk (Eds.), Backhuys Publish.: 31-60, The Netherlands.
- NEIFF, J.J. 2005. Bosques fluviales de la cuenca del Paraná. Cap. 4, 1-26. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L. y J.F. Goya (Eds.) *Ecología & Manejo de los bosques de Argentina*. La Plata, Argentina. ISBN 950-34-0307-3. Edición multimedia.
- NEIFF, J.J. y A. POI DE NEIFF. 2002. *Connectivity processes as a basis for management of aquatic plants*. En: *Ecología e Manejo de Macrófitas Acuá-*



- ticas. Bini and Thomaz (Eds.), Cap. II. Editora Universidad Estadual de Maringá.
- NEIFF, J.J. y A.I. MALVÁREZ. 2004. Grandes Humedales Fluviales. 77-85 en: Malvarez, A. I. y R. F. Bo (compiladores). «Documentos del curso-taller Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina» FCEN (UBA) - RAMSAR - USFWS - USDS - Buenos Aires, 1-119. ISBN 987-21575-0-2.
- NEIFF, J.J., E.M. MENDIONDO, C. A. DEPETTRIS. 2000. ENSO *Floods on River Ecosystems: Catastrophes or Myths?*, In: *River Flood Defence, Kassel Reports of Hydraulic Engineering*, No. 9. Pp. F141-F152. F. Toenmsnann & M. Koch (eds.), 2000, Kassel, Herkules Verlag, Vol. I, Section F: Flood Risk, Floodplain and Floodplain Management. ISBN 3-930150-20-4.
- Noss, R.E. 1987. Corridors in real landscapes. A reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, r: 355-364.
- POI DE NEIFF, A. 2003. *Macroinvertebrates living on Eichhornia azurea Kunth in the Paraguay River. Acta Limnologica Brasiliensia (Brazilian Society of Limnology, Botucau, San Pablo, Brasil)*, ISSN 0102-6712. 2003, 15(1):55-63.
- POI DE NEIFF, A. y R. CARIGNAN. 1997. *Macroinvertebrates on Eichhornia crassipes roots in two lakes of the Paraná River floodplain*. *Hydrobiologia* 345: 185-196. (The international Journal of Aquatic Sciences, Kluwer, Holanda) ISSN 0018-8158.
- POFF, N.L. y J.V. WARD. 1989. *Implications of stream flow variability and predictability for lotic community structure: an analysis of stream flow patterns*. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 46: 1805-1818.
- POTT, A. y V. POTT. 2000. *Plantas acuáticas do Pantanal*. EMBRAPA, Brasília. 1-404.
- RINGUELET, R.A. 1961. Rasgos fundamentales de la Zoogeografía de la Argentina. *Physis* 22 (63): 151-170, 3 mapas.
- 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 (3):1-222.
- RINGUELET, R.A. 1981. El ecotono faunístico subtropical-pampásico y sus cambios históricos. *Symposia VI Jornadas Argentinas de Zoología, La Plata*, 75-80.
- ROGGERI, H. 1995. *Tropical Freshwater Wetlands: a guide to current knowledge and sustainable management*. Kluwer Acad. Publ. 1-364.
- ROSALES, J. 1996. Los bosques ribereños. Pp. 66-69. In: J. Rosales and O. Huber (eds.): *Ecología de la Cuenca del Río Caura. Tomo I. Caracterización General*. Scientia Guaianae N° 6. Venezuela: Ediciones Tamandúa.
- SIOLI, H. 1975. *Tropical rivers as expressions for their terrestrial environments*. pp. 275-288. In: Golley, F.B. y Medina, E. (Editors.) *Tropical Ecological Systems. Trends in terrestrial and aquatic research*. Springer-Verlag, New York.

- SOULÉ, M.E. Y GILPLIN, M.E. 1991. *The theory of wildlife corridor capability*. En: D.A. Saunders y R.J. Hobbs. *Nature Conservation: the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, NSW, Australia, 3-8
- SOUZA, D.C., THOMAZ, S.M. Y BINI, L.M. 2002. *Species richness and B diversity of aquatic macrophyte assemblages in three floodplain tropical lagoons: Evaluating the effects of sampling size and depth gradients*. *Amazoniana*, 17 (1-2): 213-225.
- TAYLOR-GOLDER-CONSULAR-CONNAL. 1996. Evaluación del impacto ambiental del mejoramiento de la hidrovía Paraguay-Paraná. Módulo B2. Diagnóstico Integrado preliminar. Volumen 5.
- THOMAZ, S.M.; L.M BINI; T.A. PAGIORO; K.J. MURPHY, A. MEDEIRO DOS SANTOS Y D.C. DE SOUZA. 2004. *Aquatic macrophytes: diversity, biomass and decomposition.*: 331-352 en: Thomas, S.M.; Agostinho, A. y N.S. Hann. 2004: *The upper Paraná River and its floodplain*. Backhuys Publish. , Leiden, The Netherlands.
- TNC (THE NATURE CONSERVANCY). 2000. Diseño de una Geografía de la Esperanza. Vol. 1 y 2. 10 capítulos y 28 apéndices.
- TOCKNER, K., F. MALARD Y J.V. WARD. 2000. *An extension of the flood pulse concept*. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883
- WELCOMME R.L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. London: Longman.
- WELCOMME, R. Y A. HALLS. 2002. *Dependence of tropical river fisheries on flow. Proceedings of the Internat. Large Rivers Symposium*. Sci. Spec. Publ. 267-283.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. 1993. Fitoplancton de una laguna vegetada por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del río Paraná (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 3: 39-67.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. 1999. Distribución y abundancia del Fitoplancton de los ríos Paraguay y Paraná en relación al régimen de pulsos. Tesis doctoral. Univ. Nacional de Córdoba.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. 2005. Biodiversidad del fitoplancton en el eje fluvial Paraguay-Paraná. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II*. INSUGEO, Miscelánea 14, ISSN 1514-4275.