



HUMEDALES FLUVIALES DE AMÉRICA DEL SUR

Hacia un manejo sustentable

COMPILADORES: JULIETA PETEÁN | JORGE CAPPADO

IMPACTOS ECOLÓGICOS DE REPRESAS EN RÍOS DE LA PORCIÓN INFERIOR DE LA CUENCA DEL PLATA: ESCENARIOS APLICADOS A LOS RECURSOS PESQUEROS

Claudio Baigún¹ y Norberto Oldani²

RESUMEN

La construcción de represas ha experimentado un importante crecimiento en todo el mundo en los últimos 50 años (Petts, 1990). Hasta 1998, se contabilizaban 979 obras en Sudamérica, 646 en Brasil (World Commission of Dams, 2000) y 452 en la alta cuenca del río Paraná (Paiva 1982, citado por Okada *et al.*, 1996), de la cuales 50 tienen como única finalidad generar electricidad y originaron embalses cuya superficie supera los 100 km² cubriendo un área total de 28.800 km² (Sugunan, 1997).

El represamiento de grandes ríos constituye uno de los aspectos de mayor importancia social, económica y ambiental. El resultado de estas obras es la generación de embalses que constituyen áreas con valor recreativo, de control de inundaciones, generación de energía, provisión de agua, etc. Desde una perspectiva ambiental, las represas generan importantes impactos sobre la fauna y la flora que trascienden el ámbito local y se proyectan a una escala regional o de cuenca de captación. Ello implica la necesidad de estudiar los impactos de construcción de represas bajo una perspectiva holística, considerando la cuenca como el marco natural de referencia y tratar de entender el alcance temporal y espacial de los impactos ocasionados.

¹ Instituto Tecnológico de Chascomús, (IIB-INTECH), Camino de Circunvalación Laguna, Km 6, 7120 Chascomús. E-mail: claudiobaigun@intech.gov.ar.

² Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química (INTEC-CONICET-UNL), Güemes 3450, S3000 Santa Fe. E-mail: gbio@ceride.gov.ar.

Las represas como disruptores de procesos ecológicos

El represamiento de grandes ríos constituye uno de los aspectos de mayor importancia social, económica y ambiental. El resultado de estas obras es la generación de embalses que constituyen áreas con valor recreativo, de control de inundaciones, generación de energía, provisión de agua etc. Desde una perspectiva ambiental, las represas generan importantes impactos sobre la fauna y la flora que trascienden el ámbito local y se proyectan a una escala regional o de cuenca de captación. Para entender cómo el represamiento de los ríos impacta sobre los recursos pesqueros, es necesario revisar algunos de los aspectos salientes relacionados con los procesos ecológicos asociados a los factores físico-químicos, el gradiente de los recursos, la producción y la dinámica que ocurren a lo largo de los ejes longitudinales y transversales de los ríos. En este gradiente, las comunidades que habitan río abajo son dependientes en parte y están afectadas por los procesos ecológicos que ocurren río arriba. Este concepto del *continuo* propuesto originalmente por Vannote *et al.*, (1980), facilita integrar estos conocimientos y fue adaptado a los grandes ríos que exhiben llanuras de inundación por Junk *et al.*, (1989) para explicar porqué los pulsos de inundación son el factor controlador más importante que regula la interacción de la biota con la llanura aluvial. La conexión periódica entre el cauce principal y la llanura de inundación debido a dichos pulsos, permite el transporte y reciclado de carbono orgánico y nutrientes, los cuales al ser exportados al cauce principal, constituyen el motor que regula la producción del sistema aguas abajo.

Un aspecto central relacionado con el concepto del *continuo* es el desplazamiento de nutrientes, materia orgánica y el reciclado que se produce unidireccionalmente aguas abajo, conocido como espiralado de nutrientes (Elwood *et al.*, 1983) que representa la interacción que se genera entre el fenómeno de transporte natural de nutrientes y los procesos de oxidación del carbono orgánico por parte de los organismos. El funcionamiento del río Paraná como macro-ecosistema se ajusta tanto al concepto del continuo como del pulso de inundación, donde la importancia del ciclo de la materia orgánica posee una gran influencia en la distribución y biomasa de peces (Sedell *et al.*, 1989; Bonetto y Waiss 1990). Por ejemplo Quirós y Baigún (1985), demostraron que la biomasa de peces, particularmente de aquellos con dietas iliófago-detritívoras, estaba relacionada con el contenido de materia orgánica en la columna de agua.

En este contexto, la regulación de los ríos mediante represas representa un factor altamente perturbador que modifica fuertemente estas interacciones y propaga sus efectos a distintas comunidades. Ward y Stanford (1983) introdujeron el concepto de la discontinuidad seriada para predecir cómo se modifican los diferentes factores bióticos y abióticos en un río regulado, particularmente cuando existen represas localizadas sin solución de continuidad. Así, por ejemplo, la proyectada represa de Corpus, por su ubicación entre las represas

de Yacyretá e Itaipú, representará una disrupción adicional de los procesos de reciclado y transporte natural de materia y energía de un importante tramo de río. Esta represa disminuirá la productividad natural del Alto Paraná, debido a la retención de materia orgánica, lo que afecta las comunidades planctónicas, bentónica y nectónica y adicionará la retención de sedimentos que genera Yacyretá. Aguas abajo, si bien el aumento de la transparencia del agua puede incrementar la productividad primaria, se reduce el aporte del río.

Los embalses acumulan y retardan el paso del agua, inhiben en parte los procesos de lateralización que se producen por el ingreso de agua a las llanuras aluviales y anulan la integración de diferentes ambientes (brazos secundarios, lagunas marginales, humedales, etc.) al canal principal del río, lo que disminuye fuertemente la producción del sistema en todos los niveles. En el río Missouri, por ejemplo, una reducción del 67% del área inundada de la llanura aluvial, redujo en un 80 % las capturas de peces (Whitley y Campbell, 1974), mientras que en el río Níger, Welcomme (1985) señaló la pérdida de 6.000 toneladas de peces aguas abajo de la presa de Kainji. Si bien el tramo superior del río Paraná carece de llanura de inundación, la cadena de embalses reteniendo materia orgánica y nutrientes asociados a los sedimentos redundaría necesariamente en una pérdida potencial de la productividad primaria y secundaria.

De acuerdo con Tundisi *et al.*, (1993), en los embalses existen varios aspectos centrales que condicionan la composición de la biota. La morfometría juega un papel muy importante, dado que el mayor desarrollo de costa incrementa la variabilidad y la heterogeneidad espacial, lo que contribuye al incremento de la diversidad de especies. El tiempo de retención del agua es otro parámetro importante que afecta los cambios de las condiciones físico-químicas del agua. El manejo hídrico del embalse, ya sea modificando el volumen en forma súbita o no, afecta la pérdida de biomasa y biodiversidad. De existir planicies de inundación, suelen permanecer inundadas la mayor parte del tiempo, cuando no son permanentes.

Por otra parte, los embalses poseen una gran heterogeneidad ambiental. A una escala longitudinal, el embalse exhibe modificaciones de las condiciones lóxicas a lénticas de manera gradual, lo que permite definir: a) un área fluvial o de río dominada por un flujo elevado que favorece el transporte de sedimento grueso, baja transparencia que limita la fotosíntesis y predominancia de material alóctono, b) un área de transición, donde la corriente decrece y comienza una rápida sedimentación con aumento de la transparencia e incremento de la productividad y c) un área lacustre con escasa corriente, de mayor transparencia, con materia orgánica de origen autóctono, baja capacidad productiva, debido a procesos de estratificación y pérdida de nutrientes (Kimmel *et al.*, 1990). Asimismo, en un contexto lateral, se define la existencia de áreas pelegiales, batiales y litorales (Fernando y Holcik, 1991). Esta zonificación resulta de gran interés para el desarrollo de pesquerías, ya que la proporción que ocupe cada una de estas zonas en el futuro embalse permite predecir el

rendimiento pesquero. En el embalse de Sobradinho, localizado sobre el río San Francisco (Brasil), por ejemplo, la zona de transición exhibió las mayores capturas (Petrere, 1996), mientras que el 50% de la pesca que se realiza en Itaipú proviene de esta misma zona del embalse (Okada *et al.*, 1996).

Los cambios producidos aguas abajo de las represas no son menos importantes y poseen un impacto diferente dependiendo de las características hidrológicas y morfométricas del río. La zona inmediata a la represa constituye una zona fuertemente disturbada y de stress ambiental, donde se observan patrones de flujo anormales que provienen de las descargas de turbinas y vertederos. Los hábitats se encuentran muy modificados y son frecuentes los contrastes entre zonas de gran profundidad con corrientes variables y zonas de turbulencias. Asimismo, los cambios generados por el manejo del agua del embalse poseen una gran importancia para las comunidades que habitan río abajo de las represas, ya que se altera el régimen hidrológico, el transporte de sedimentos, la concentración de gases, la temperatura y se modifican los hábitats que utilizan los peces para orientarse en sus migraciones (Tundisi *et al.*, 1993). Muchos de estos cambios son provocados por un manejo discrecional del agua para la generación de energía, lo cual induce la aparición de pulsos hídricos artificiales que actúan como elementos altamente perturbadores para las comunidades de peces. En la Tabla 1 se presenta un resumen de algunos de los principales efectos a partir de considerar como las represas modifican diferentes aspectos de la ecología de los ríos.

Impacto sobre las comunidades de peces

El impacto de las represas sobre la ictiofauna posee un alcance regional que va más allá del área de los embalses sobre todo cuando las especies afectadas exhiben hábitos migratorios. Las poblaciones de peces responden rápidamente a la evolución de las condiciones limnológicas de los embalses, produciéndose un cambio en sus características estructurales (Benson, 1982). Este aspecto es clave para determinar y predecir el tipo de comunidad que debe esperarse.

Los impactos derivados de la construcción de una represa se manifiestan tanto aguas arriba como aguas abajo y se los puede clasificar en directos e indirectos. Los primeros actúan sobre la ictiofauna, afectando sus características bionómicas (mortalidad, crecimiento, alimentación, reproducción, uso de hábitats, desplazamientos, etc.). Las represas pueden constituir una barrera para las migraciones ascendentes y descendentes de peces, generando un incremento de la mortalidad natural y por pesca aguas abajo, o bien por el pasaje de peces por turbinas y vertederos o daños derivados de la interacción con las nuevas estructuras construidas. Por su parte, la formación del embalse incrementa la mortalidad natural de larvas y huevos de aquellas especies con desove libre y adaptadas a una deriva rápida hacia zonas de cría aguas abajo, al

VARIABLE	CAMBIOS ESPERADOS
Hidrología	Disminución de la variabilidad de los pulsos hidrológicos naturales del río y pérdida de debido a regulación o uso del agua
Temperatura	Disminución de temperatura en verano y aumento en invierno, asociado al tiempo de retención
Sedimentos	Pérdida de sedimentos gruesos y aumento de sedimentos finos
Transparencia	Aumento de penetración de la luz
Oxígeno	Disminuye si el embalse es eutrófico y el hipolimnio es anóxico
Materia orgánica	Decrece al ser retenida en el embalse
Fósforo	Usualmente decrece cuando los embalses poseen alta tiempo de retención, pero puede aumentar si se libera agua de fondo y el hipolimnio es anóxico
Nitratos	Generalmente no experimentan cambios
Nitritos	Usualmente se incrementan cuando se libera aguas de fondo y el embalse es eutrófico
Composición del fitoplancton	Se producen cambios de especies riverinas a lacustres
Composición del zooplancton	Se producen cambios debido a la presencia de especies pelágicas
Composición del bentos	Se incrementa cuando el embalse es eutrófico y decrece si el agua liberada de fondo es anóxica
Composición del necton	Puede producirse un empobrecimiento de la fauna íctica debido a modificaciones de las condiciones hidrológicas y a la existencia o no de peces migradores que se ven impedidos de desplazarse hacia el embalse

Tabla 1. Principales cambios en variables físico-químicas y biológicas por construcción de represas (adaptado de Straskraba et al., 1993)

cambiar las condiciones de régimen lóxico a léntico o semi-léntico. A su vez, se producen variaciones drásticas en la composición de la ictiofauna, produciendo un reemplazo de especies con alto valor agregado por especies de menor valor pesquero y económico y una disminución del valor de la pesquería.

Los cambios en las comunidades de peces por efecto de represamientos son procesos complejos, influenciados por características de la biota, tales como: estrategias reproductivas, patrones migratorios y hábitos tróficos, así como por los aspectos hidrológicos y morfológicos (Agostinho *et al.*, 1999a). Aguas arriba de la represa, la composición de peces de un embalse depende fuertemente de especies preadaptadas evolutivamente a ambientes lacustres (Fernando y Holcik, 1991). Se reconoce que el embalse, como nuevo ambiente, sufre un proceso de colonización debido a la presencia de especies oportunistas (*r*-estrategas), capaces de aprovechar los recursos de un ambiente altamente perturbado y de alta inestabilidad ambiental. Durante la etapa de llenado se produce un brusco aumento de la productividad del sistema debido a un

masivo aporte de nutrientes de las áreas inundadas (suelos, vegetación). La producción generada por el aporte de nutrientes y materia orgánica alóctona es canalizada por especies detritívoras, perifitófagas, herbívoras u omnívoras, que transfieren esta energía a niveles tróficos superiores. Una vez estabilizado el embalse, estas especies son luego desplazadas por otras mejor adaptadas a condiciones más lénticas, en general representadas por unos pocos taxones dominantes. Estos cambios no son meros reemplazos taxonómicos sino que reflejan el resultado de diferentes estrategias bionómicas y de modificaciones en el uso de los recursos a través de cambios en la composición de gremios tróficos. La productividad que exhibe el embalse estabilizado resulta menor que la del río original y con mayores fluctuaciones debido a la regulación artificial de los niveles hidrométricos (Figura 1).

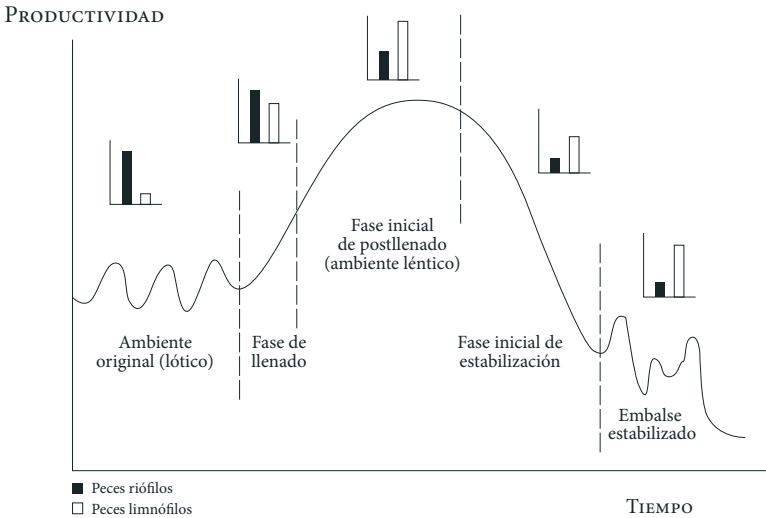


Figura 1. Esquema de evolución temporal de la productividad asociada al proceso de formación de un embalse y los cambios producidos en los tipos de peces dominantes.

De acuerdo a lo anterior y basándose en los antecedentes disponibles, se advierten patrones convergentes sobre la trayectoria que experimentan las comunidades de peces al formarse los embalses. Éstos se resumen de la siguiente manera:

- a. Un aumento inicial de las especies iliófagas, detritívoras y perifitófagas, que poseen gran importancia debido a su capacidad de aprovechar rápidamente la microfauna asociada al detrito y al sustrato vegetal remanente.

(Petr 1975; Hanson *et al.*, 1977; Ita, 1984; Kenmuir, 1984, Marshall, 1984b). Estas especies, entre las que sobresale el sábalo en embalses de la cuenca del Plata, incrementan su abundancia durante las primeras fases de postembalse, debido a la acumulación de materia orgánica (Quirós y Baigún 1985).

b. Una elevada frecuencia inicial de pequeños omnívoros o microcarnívoros como los tetragonopterinos (i.e. *Astyanax*), que según Delfino y Baigún (1991), en Salto Grande canalizaron eficientemente la energía disponible en los detritos, invertebrados e insectos que aparecen masivamente después del llenado. A una conclusión similar arribaron Benedito-Cecilio y Agostinho (1997).

c. Un aumento de especies pelágicas que incorporan el zooplancton a su dieta, dada la mayor productividad primaria que se generará por un aumento de la transparencia una vez concluido el lavado de la materia orgánica alóctona y el deposito de sedimentos por disminución de la corriente. En Salto Grande este nicho ha sido llenado en parte por *Parapimelodus valenciennesi* (Delfino *et al.*, 1997), mientras que en Itaipú por *Hypophthalmus edentatus* (Agostinho *et al.*, 1994b).

d. Un mantenimiento de la abundancia de especies migradoras en las fases inmediatas al llenado, debido a que poseen ciclos de vida prolongados, no siendo inmediatamente susceptibles al impacto. Posteriormente, por la pérdida de hábitats de reproducción o interrupción de sus migraciones, se produce una caída en las abundancias.

e. Incremento de especies sedentarias omnívoras de pequeña talla, que aprovecharán el aumento de superficie de agua libre y de fondo que brinda el embalse para el mayor desarrollo de invertebrados bentónicos y el aporte de insectos terrestres.

f. Aumento de especies piscívoras o ictiófagas debido a la mayor oferta trófica proporcionada por peces bentófagos y omnívoros de pequeño porte.

g. Aumento de especies herbívoras y perifitófagas debido a un mayor desarrollo de la flora acuática al aumentar la transparencia del agua. Esto se ha verificado para Itaipú donde el espectro alimentario de las cinco principales especies incluyó una importante proporción de algas y plantas acuáticas.

h. Disminución de la diversidad específica dentro del embalse, debido a la menor presencia de algunas especies de hábitos migratorios. Asimismo el ingreso del embalse a los tributarios, algunos de los cuales poseen especies con algún grado de endemismo, podría generar un desplazamiento de estas especies hacia las cabeceras o bien su eliminación.

i. Una tendencia a la proliferación de especies exóticas que son introducidas para compensar la pérdida de las especies más valiosas o bien escapan de las pisciculturas.

El manejo hidrológico de los caudales produce modificaciones de hábitats aguas abajo, acompañados por cambios en la sedimentación, alterando la proporción y calidad de los hábitats que los peces migradores utilizan en sus desplazamientos ascendentes y de áreas que son frecuentadas con fines tróficos

ESPECIE	ORIGEN	HABITAT	NICHO TROFICO	REPRODUCCIÓN	ABUNDANCIA
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Cuenca Amazónica	cauce principal, embalses, tributarios, planicie de inundación	piscívoro	si	++++
<i>Cichla monoculus</i>	Cuenca Amazónica	embalses, planicie de inundación	piscívoro	si	+++
<i>Cichla temensis</i>	Cuenca Amazónica	S/D	piscívoro	si	+
<i>Tilapia rendalli</i>	Africa	embalses, tributarios, riachos	algívoro	si	+++
<i>Oreochromis niloticus</i>	Río Nilo	embalses, riachos	algívoro	si	+++
<i>Astronotus ocellatus</i>	Cuenca Amazónica	embalses, tributarios	omnívoro	si	+
<i>Colossoma macropomum</i>	Cuenca Amazónica	embalses, tributarios	omnívoro	?	+
<i>Hoplias lacerdae</i>	?	embalses, tributarios	piscívoro	si	++
<i>Triporthus angulatus</i>	Cuenca río Paraguay	embalses, tributarios	insectívoro	si	++
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Cuenca río Paraguay	cauce principal, riachos	S/D		+
<i>Cyprinus carpio</i>	Asia	embalses, tributarios	detrítívoro	si	+
<i>Micropterus salmoides</i>	USA	S/D	piscívoro	?	+
<i>Odontesthes bonariensis</i>	Argentina	S/D	omnívoro	si	+
<i>Clarias gariepinus</i>	Ríos Nilo y Níger	S/D	omnívoro	si	?
<i>Ctenopharingodon idella</i>	China	S/D	herbívoro	si	?

Tabla 2. Especies introducidas en la alta cuenca del río Paraná (adaptado de Agostinho et al. 1995 y Agostinho, 1999). + raro; ++ esporádico; +++ poco abundante; ++++ abundante; +++++ muy abundante. S/D sin datos.

por especies fundamentalmente bentófagas. Se generan, a su vez, cambios en los patrones de flujos de corriente y niveles que perturban los mecanismos de orientación de las especies migradoras e impactan negativamente sobre las áreas de cría y reproducción. Afectan asimismo las poblaciones de peces que utilizan el hábitat pelágico y costero, al reducir su rango de distribución, incrementando además la predación por parte de aves ictiófagas. No menos significativos son los impactos producidos por los cambios en la calidad del agua debido al aumento de gases disueltos hacia aguas abajo (sobresaturación por vertederos), producen daños o mortalidad en los peces. El cambio, en las condiciones limnológicas asimismo afecta a aquellas especies más sensibles a cambios de temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes, etc. y promueve la presencia de especies exóticas. En la cuenca superior del Paraná (Brasil) se han introducido algunas especies exóticas como las tilapias (*Tilapia zillii*, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis urolepis hornorum*), la carpa (*Cyprinus carpio*), tucunaré (*Cichla monoculus*), la corvina (*Plagioscon squamosissimus*), y el astronotus (*Astronotus ocellatus*) (Tabla 2).

Los impactos indirectos suelen provenir también de modificaciones en otras comunidades acuáticas. El aumento de la comunidad planctónica, por ejemplo, incrementa la demanda biológica de oxígeno, pero también a través del aporte de materia orgánica, se modifica la demanda química de oxígeno, lo que en embalses estratificados, produce ambientes no aptos para especies de peces con escasa tolerancia a la baja concentración de oxígeno. El resultado neto de estos procesos es la modificación de la estructura original (composición y abundancia) de la comunidad de peces.

La división entre impactos aguas arriba y abajo de las represas no implica, sin embargo, que los mismos no estén relacionados. Los cambios en la calidad del agua producidos en el embalse afectan directamente a las poblaciones de peces que habitan sectores del río incluso varios kilómetros aguas abajo. Dado que las represas retienen sedimentos con materia orgánica, los ambientes situados aguas abajo se oligotrofizan y con ello se modifica la dinámica energética que en los ambientes de la cuenca del Plata es altamente dependiente del ciclo de los detritos orgánicos.

En la Figuras 2 y 3 se presenta una síntesis de los potenciales impactos esperados aguas arriba y abajo de la represa respectivamente, y cómo ellos están relacionados, lo que define el marco de análisis general que debe considerarse para la evaluación de proyectos hidrológicos. Sin embargo, no todos estos impactos se presentan de manera simultánea y su importancia relativa puede variar, dependiendo del estado de desarrollo de la obra. Es por ello que en la Tabla 3 se propone una clasificación de los impactos y su importancia relativa, que enfatiza la necesidad de analizar los problemas en una perspectiva temporal. Si bien la mayoría de los impactos ocurren durante la fase de operación y mantenimiento, algunos muy importantes tienen lugar durante la etapa de construcción, lo que implica adoptar medidas preventivas adecuadas o de mitigación previo al inicio de esa etapa.

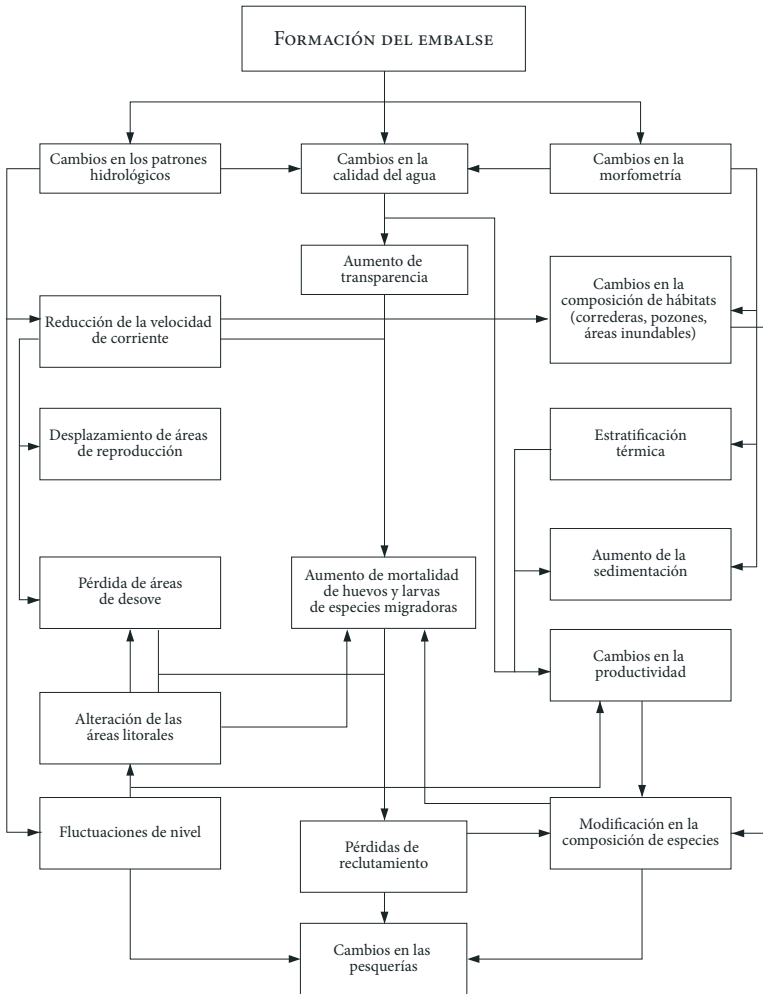


Figura 2. Potenciales impactos generados sobre las comunidad de peces aguas arriba de la represa, a partir de cambios en factores ambientales relevantes que ocurren por la formación del embalse.

Impacto sobre las migraciones

En los grandes ríos de la cuenca del Plata, uno de los aspectos más preocupantes que amenazan la conservación de los recursos pesqueros es el impacto que las represas generan sobre las especies migradoras. Estas especies representan una característica sobresaliente de la ictiofauna de estos ríos sud-

americanos (Agostinho *et al.*, 2000). Especies como sábalo, dorado (*Salminus brasiliensis*), boga (*Leporinus obtusidens*), patí (*Luciopimelodus pati*), surubí (*Pseudoplatystoma fasciatus*, *P. corruscans*), pacú (*Piaractus mesopotamicus*), manguruyu (*Paulicea lutkeni*) son potádomas iteróparas, y por lo tanto realizan varias y repetidas migraciones a lo largo de su vida (Oldani 1990 y Tablado *et al.*, 1988, Petrere, 1985), conformando la base de los recursos pesqueros.

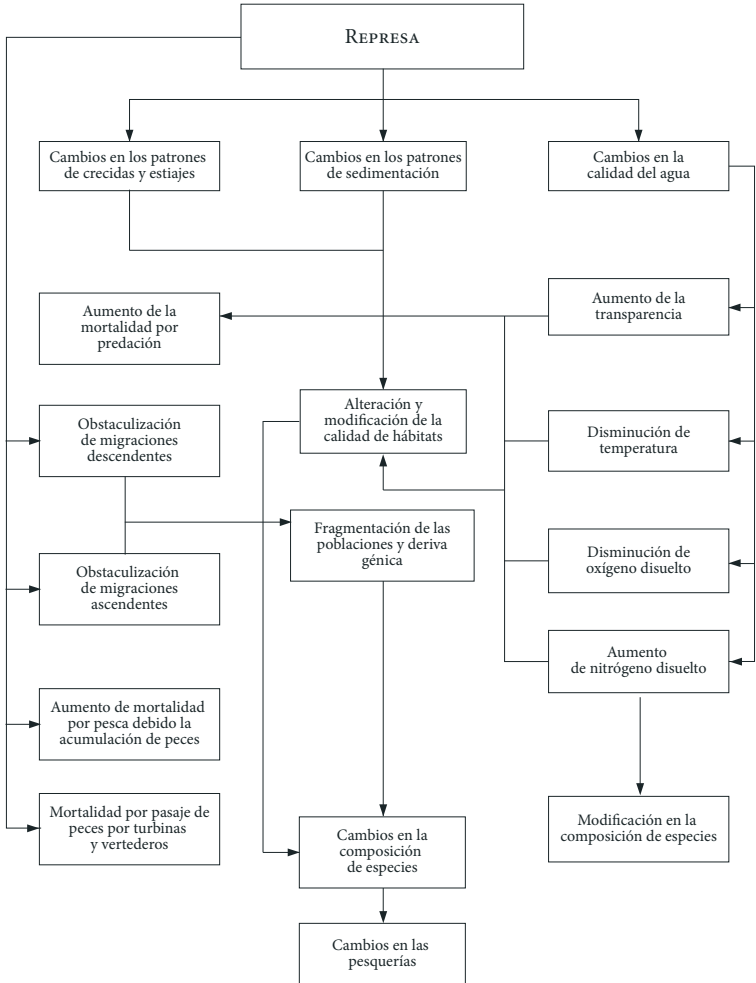


Figura 3. Potenciales impactos generados sobre las comunidad de peces aguas abajo a partir de cambios en factores ambientales relevantes que ocurren por la construcción de la represa.

HUMEDALES FLUVIALES DE AMÉRICA DEL SUR

CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL AGUA DEBIDO A:	ETAPA DEL DESARROLLO DE LA OBRA	IMPORTANCIA
Aumento de la temperatura aguas abajo	OM	3
Descenso de temperatura aguas abajo	OM	3
Pérdida de fluctuaciones termales aguas abajo	OM	2
Descenso de oxígeno disuelto en el embalse	OM	2
Fluctuación diaria de oxígeno disuelto en el embalse	OM	1
Descenso de oxígeno disuelto aguas abajo	OM	3
Sobresaturación gaseosa aguas abajo	OM	3
Aumento de turbidez debido a erosión y transporte de sedimentos aguas abajo	C, OM	3
Aporte de sedimentos terrestres	C	3
Disminución de la carga de sedimentos aguas abajo	OM	3
Aumento de nutrientes aguas arriba	C	2
Liberación de nutrientes aguas abajo	C, OM	1
Aumento de contaminación	C, OM	2
Aumento de la eutroficación en el embalse	C, OM	2
CAMBIOS EN LA CANTIDAD DE AGUA DEBIDO A:		
Disminución del caudal aguas abajo para el llenado del embalse	C	2
Disminución del caudal aguas abajo para el mantenimiento de la represa	OM	1
Reducción del nivel del embalse para tareas de limpieza y deforestación	OM	2
Cambios rápidos de los caudales aguas abajo para amortiguar las crecidas	OM	3
Cambios rápidos del nivel del embalse para amortiguar crecidas	OM	2
CAMBIOS EN LA CALIDAD DE HÁBITATS DEBIDO A:		
Procesos de erosión y sedimentación aguas abajo	C, OM	3
Aumento de vegetación sumergida en el embalse	OM	3
Pérdida de vegetación riparia aguas abajo	C, OM	2
Desarrollo de áreas litorales en el embalse	OM	3
Pérdida de llanuras de inundación y humedales por llenado del embalse	OM	3
Lenitificación de tributarios aguas arriba	OM	2
CAMBIOS EN LA COMUNIDAD DE PECES DEBIDO A:		
Mortalidad por turbinas y vertederos	OM	2
Mortalidad por predación de peces y aves	C, OM	2
Bloqueo de migraciones ascendentes	C, OM	3
Bloqueo de migraciones descendentes	C, OM	3

CAMBIOS EN LA COMUNIDAD DE PECES DEBIDO A:	ETAPA DEL DESARROLLO DE LA OBRA	IMPORTANCIA
Cambios en la estructura	OM	3
Pérdida de áreas de reproducción	OM	3
Pérdida de áreas de cría y refugio debido al llenado del embalse	OM	3
Modificaciones de la oferta trófica	OM	2
Mortandad por sobresaturación	OM	2
Mortalidad por disminución de oxígeno disuelto en el hipolimnio del embalse	OM	1
Mortalidad por disminución de oxígeno disuelto aguas abajo	OM	2
Cambios de temperatura aguas abajo	OM	1
Pérdida de áreas de desove y cría debido a modificaciones periódicas del nivel del embalse	OM	3
Aumento de la presión de pesca	C, OM	3

Tabla 3. Clasificación de los impactos según su probable aparición en el desarrollo de la construcción de una represa y su importancia relativa (adaptado de Rochester y Lloyd, 1985). Referencias: C: construcción, OM: operación y mantenimiento; 1: poco importante. 2: importante; 3: muy importante.

Con el objeto de mitigar el bloqueo de los ciclos migratorios, se han diseñado en algunas represas sistemas de transferencia de peces (Tabla 4). El objetivo de construir sistemas de transferencia de peces es facilitar el desplazamiento de aquellas especies que, debido a sus extensos recorridos, deben ascender el río hacia aguas arriba con el fin de reproducirse, atravesando para ello los sitios donde están emplazadas las represas (Baigún y Oldani 2001). Quirós *et al.*, (2000) reconocen 18 especies que serían las prioritarias para los sistemas de transferencia. Los antecedentes sobre el funcionamiento de los sistemas de transferencia de peces en América Latina son escasos, y en muchos casos no se han obtenido resultados concluyentes acerca de la eficiencia de su funcionamiento. Existen diferentes alternativas de pasos o sistemas de transferencia de peces, pero mayoritariamente los sistemas construidos en Sudamérica son los denominados de estanques sucesivos o escalones-estanques (pool and weir) diseñados en el hemisferio norte para transferir salmónidos y clupeidos desde aguas abajo hacia aguas arriba (ver Clay 1995; Larinier 2001 para una recopilación de diseños existentes). Pereira de Godoy (1985) menciona que en el noroeste de Brasil existen más de 20 de estos sistemas construidos en pequeñas represas o azudes, que transfieren mayormente sábalos (*Prochilodus scrofa*), bogas (*Leporinus copelandii*, *L. octofasciatus*, *L. elongatus*), dorados (*Salminus brasiliensis*, *S. hillari*) y bagre amarillo (Pereira de Godoy, 1975).

Las represas construidas y proyectadas en Argentina, Uruguay y Paraguay son de mayor altura y tienen o prevén, por lo tanto, sistemas de transferencia

más complejos. Así, Yacyretá dispone de elevadores, Salto Grande de esclusas tipo Borland, mientras Itaipú posee un extenso canal que simula un río natural. Por su parte, para Paraná Medio (18 m) se proyectaron sistemas de rejas-elevadores y dos escalas auxiliares de escalones tanque con ranuras (Poddubnyi *et al.*, 1981), para Corpus se propuso una combinación de escalones y tanques (Castello 1982), mientras que para Garabí (río Uruguay) se recomendó esclusas del tipo Borland (Boiry y Quirós 1985).

La información sobre la eficiencia de los sistemas en funcionamiento es aún fragmentaria. En Yacyretá Roncati *et al.*, (2001) mencionan que los sistemas transferirían más de 10 millones de peces anualmente, pero la riqueza específica es baja y la amplia mayoría no pertenece a las especies objetivo que no alcanzan para sostener las pesquerías tradicionales. En este contexto, Oldani y Baigún (2002) determinaron una eficiencia inferior al 2 %, para los primeros años de operación (1997-1998), verificando una casi total ausencia de peces migradores en los elevadores. Este patrón parece mantenerse en la actualidad, predominando *Hemiodus orthonops*, una especie de pequeño porte y prácticamente sin valor comercial (Bechara *et al.*, 2001). Las causas de la baja eficiencia son complejas y variadas y obedecen fundamentalmente a problemas vinculados con el diseño, la hidrología en el área de atracción de los peces y aspectos geomorfológicos del área aguas abajo de la represa (Oldani *et al.*, 2005). En el caso de Salto Grande Delfino *et al.*, (1986), Espinach Ros *et*

SISTEMA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Escaleras –tanque	Alta capacidad de transferencia	Selectiva para especies de fondo. Susceptible a las variaciones de nivel del embalse
Ascensores	Costo independiente de la altura de la represa. No son afectados por los niveles del embalse	Alto costo de construcción, operación y mantenimiento. Generan importante stress para los peces. El número de peces transferidos es dependiente del volumen del elevador y del número de ciclos diarios
Exclusas para peces	Flexibilidad para adaptarla a diferentes tipos de represas	Baja capacidad de transferencia El número de peces transferidos es dependiente del número de ciclos diarios. Durante la fase de llenado se anula el flujo de llamada aguas abajo
Exclusas de navegación	Gran capacidad de transferencia	Ubicación en área de escasa corriente y baja capacidad de atracción. Uso limitado por operaciones de navegación
Sistemas móviles de transporte	Posibilidad de ser ubicadas en cualquier posición del río donde se localicen los peces migradores. Son adecuadas cuando no es posible construir otros sistemas	Escasa capacidad de transferencia
Sistemas de by-pass (ríos artificiales)	Alta capacidad de transferencia	Posee un escasa pendiente y gran longitud lo que dificulta instalar la entrada próxima a la presa. Es susceptible a las variaciones de nivel del embalse

Tabla 4. Cuadro comparativo entre diferentes sistemas de transferencia de peces adaptables a ríos de la cuenca del Plata.

al., (1997), Quirós (1998) y Leites (1999), describieron en detalle el diseño y el funcionamiento de estos sistemas, cuyas limitada capacidad de transferencia es reconocida (Larinier 2001). Observaciones realizadas por Espinach Ros *et al.*, (1997) sugirieron que la proporción de grandes migradores es escasa comparada con la presencia aguas abajo o en áreas próximas a la represa, predominando el bagre porteño (*Parapimelodus valenciennesi*) y el buzo (*Auchenipterus nuchalis*). Leites (1999), sin embargo, observó que las esclusas pueden transferir masivamente sábalos, bogas y dorados de pequeña talla aún cuando se sabe cuál es la proporción en los stock del río.

Un aspecto usualmente ignorado en la construcción de las represas de Latinoamérica es que rara vez se prevén sistemas de transferencia para peces para permitir que estos retornen aguas abajo. Estudios de marcaciones en Salto Grande indican que los peces pueden atravesar la represa (Delfino y Baigún, 1985), aunque no se ha podido establecer si a través de turbinas o vertederos. Se reconoce que la mortalidad generada por turbinas es mayor que la producida por vertederos.

Rendimiento pesquero

Los cambios en las condiciones limnológicas en los embalses, sumado a la imposibilidad de mantener los ciclos migratorios, suelen producir importantes modificaciones del comportamiento de las pesquerías (Figura 4). A menudo, la formación de embalses genera expectativas pesqueras que no se corresponden con los resultados observados, debido a los cambios producidos en las comunidades de peces. La etapa de surgimiento trófico incrementa las capturas, pero ello se termina al alcanzarse la estabilización del sistema. El tiempo que demanda este proceso se encuentra relacionado con la tasa de recambio del agua y las características edáficas y climáticas del sector de la cuenca.

En el caso de los embalses de la cuenca superior del Paraná (Brasil), los resultados observados permiten concluir que el rendimiento pesquero es bajo (Tabla 5). Petrere (1996) estima un valor promedio de tan sólo 4,5 kg/ha. Un aspecto interesante es que los embalses brasileños con mayores rendimientos pesqueros son aquellos que aún poseen tramos fluviales libres aguas arriba (Okada *et al.*, 1996, Agostinho 1994a), haciendo notar además que las especies migradoras no representaron más del 5% de la captura total. Okada *et al.*, (1996) estimaron un rendimiento máximo sostenible para Itaipú de 1.600 toneladas anuales (12 kg/ha/año) correspondiéndole un esfuerzo de pesca óptimo de 96.000 pescadores/día. En este embalse las capturas están integradas por cerca de 60 especies pero sólo 4 de ellas representan el 75 % de las capturas (Agostinho, 1994b). El cierre del río provocó una caída de la diversidad específica, variando de 113 especies a 83, desapareciendo completamente *Piaractus mesopotamicus* y *Brycon orbignyanus* (Agostinho *et al.*, 1994a, b; Agostinho y

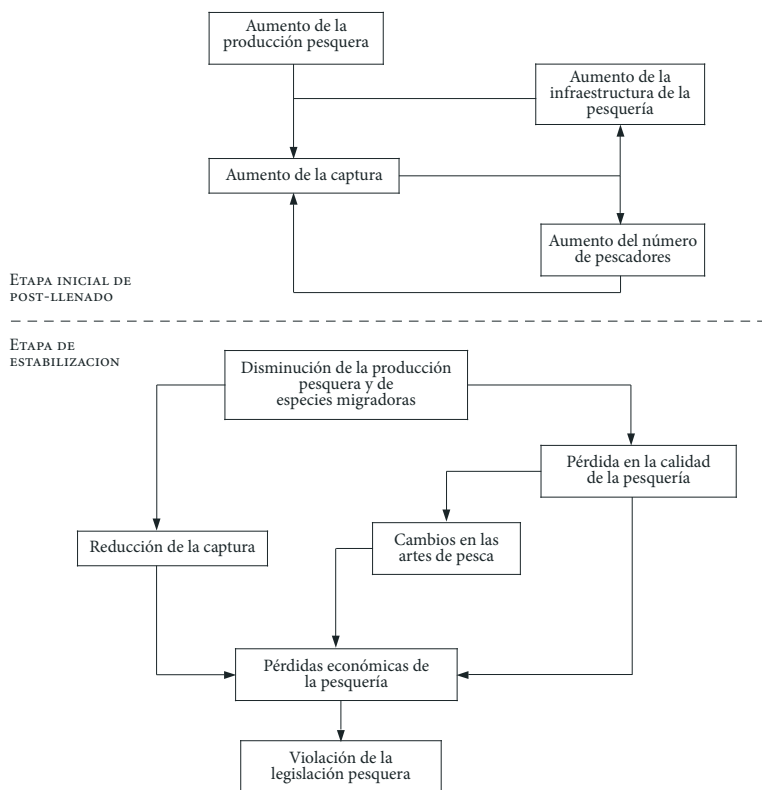


Figura 4. Evolución de una pesquería en relación a la formación de un embalse.

Zalewski, 1995). Estas dos especies, sin embargo se mantuvieron aguas abajo y arriba del embalse. Las especies dominantes en Itaipú pasaron a ser *Hypophthalmus edentatus*, un planctófago filtrador que ocupó el hábitat pelágico, *Auchenipeterus nuchalis*, un insectívoro, *Plagioscion squamosissimus* y *Raphiodon vulpinus*, ambos ictiófagos. Agostinho *et al.*, (1994a) señalan que *Leporinus obtusidens*, *L. elongatus*, *Pseudoplatystoma corruscans* y *Prochilodus scrofa* permanecieron en el embalse debido a la existencia de la llanura aluvial que se encuentra aguas arriba. Sin embargo, las especies migradoras de alto valor comercial representaron luego de la fase de estabilización apenas el 1,92 % de las capturas medias anuales, lo que significó el 5 % del valor de comercialización total obtenido (Agostinho y Zalewski, 1995). Agostinho *et al.* (1999b) mencionan que la pesquería comercial reemplazó el uso de espineles para capturar peces migradores por redes enmalladoras de abertura de malla pequeña dirigida a las especies residentes.

En el Alto Paraná, existe cierta información que permite detectar cómo se han modificado las pesquerías aguas arriba de Yacyretá. Roa y Permingeat (1999) encontraron que la comunidad de peces presentó 116 especies, una riqueza que puede considerarse alta, dada la coexistencia de especies adaptadas a aguas lóaticas y lénticas. Si bien las especies dominantes para el período 1994-1995 en este embalse, fueron *Acestorhynchus pantaneiro*, *Pimelodus clarias*, *Prochilodus lineatus*, *Hemiodus orthonops*, *Leporinus obsidens*, *Schizodon borelli*, *Hoplias malabaricus*, *Trachyleopterus striatulus*, *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus acutidens*, *Serrasalmus marginatus* y *Schizodon nasutus*, ninguna especie presentó una abundancia numérica superior al 10 %. La información proporcionada por Roa *et al.*, (2000a, Roa *et al.*, 2001) fue comparada con resultados anteriores y permite observar que 10 años después del llenado del embalse, predominaban unas pocas especies como *Hemiodus orthonops*, *Pachyurus bonariensis* y *Trachydoras paraguayensis*, reduciéndose además las abundancias de especies migradoras de gran porte detectadas previamente, como fueron el sábalo y la boga. Actualmente, la corvina representa uno de los recursos pesqueros más abundante en el embalse (De Lucia *et al.*, 2004), no teniendo esta especie tradicionalmente mayor relevancia pesquera en el río. Las pesquerías del Alto Paraná parecen haber colapsado. Se estima que la captura en el Alto Paraná disminuyó en un 90 % respecto de la que se obtenía antes del cierre de la represa. El impacto del cierre del río no fue inmediato, pero se acentuó marcadamente a partir de 1998. Encuestas recientes (Baigún, com pers. abril 2002) con informantes calificados (pescadores, pobladores, guardafaunas) en San Cosme y Damián

EMBALSE	RENDIMIENTO (KG/HA/AÑO)
Jupia (Paraná Superior) ^a	4.7
Itaipu (Paraná Superior) ^a	12.0
Agua Vermelha (Paraná Superior) ^a	2.9
Barra Bonita (Paraná Superior) ^a	6.0
Ibitinga (Paraná Superior) ^a	3.2
Promissão (Paraná Superior) ^a	3.7
Nova Avanhadava (Paraná Superior) ^a	2.5
Tres Irmaos (Paraná Superior) ^a	3.4
Yacyreta (Alto Paraná) ^b	13.0
Corpus (Alto Paraná) ^c	13.5
Salto Grande (Uruguay Medio) ^d	12.0
Garabí (Uruguay Medio) ^e	20.0

Tabla 5. Rendimientos pesqueros observados en embalses de la cuenca del Plata ^aAgostinho, 1994 y Agostinho *et al.*, 1999 ^b; ^bEBY 1998; ^cCastello 1982; ^dQuiros 1980; ^e Agua y Energía-Electrobrás 1985.

(Paraguay) y aguas arriba de Encarnación-Posadas permiten inferir que la pesca decayó fuertemente en todo el Alto Paraná. Se considera que las especies más impactadas por la construcción de la represa de Yacyretá fueron los grandes siluriformes, como surubí atigrado y pintado, manguruyú y patí tres puntos, también el pacú, dorado y salmón. Actualmente las pesquerías se basan en la captura de especies de menor valor, como sábalo y armado, que son capturados con red, completándose con boga y bagre amarillo. La pesca con espinel está muy limitada por la pérdida continua de carnadas a causa de la gran abundancia de pirañas o palometas (*Serrasalminidae*).

El patrón detectado en Yacyretá con relación a las modificaciones de la ictiofauna se corresponde con lo observado en el embalse de Salto Grande. En dicho ambiente Delfino y Baigún (1985) identificaron 60 especies, lo cual contrastó con las casi 130 especies inventariadas en el río Uruguay por López *et al.*, (1984). Las especies más abundantes durante las primeras etapas del llenado fueron: *Prochilodus lineatus*, *Acestrorhynchus altus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Cynopotamus argenteus*, *Curimata gilberti*, *C. nitens*, *Curimatorbis platanus*, *Loricaria sp.*, *Hypostomus sp.* y *Rhinelepis aspera*, mientras que *Luciopimelodus pati*, *Parapimelodus valenciennesi* y *Pachyurus bonariensis* aumentaron su densidad después de 5 años de producido el cierre del río. Asimismo, Prenski y Baigún (1988) encontraron que durante el primer año de postembalsado, las especies de interés comercial representaron al menos el 50 % de la numerosidad, pero los monitoreos llevados a cabo 15 años después de la formación del embalse mostraron una elevada abundancia de bagarito (*Parapimelodus valenciennesi*), especie omnívora pero afín al plancton, una situación estable para dorados y sábalos, una declinación de surubíes, armados y bagre y una desaparición completa del salmón de río (*Brycon orbignyanus*) y pacú (Delfino *et al.*, 1997), fenómeno similar al observado en Itaipú.

CONCLUSIONES

A la luz de la historia y experiencia sobre el desarrollo de proyectos hidroeléctricos generados en la cuenca del Plata, no cabe duda que los recursos pesqueros han resultado uno de los más afectados. Frecuentemente, y con el propósito de justificar la construcción de represas, se suele argumentar que la formación del embalse favorecerá las actividades recreativas y pesqueras, cuando los resultados de estudios disponibles en Salto Grande, Yacyretá y embalses de la cuenca superior demuestran lo contrario. Los embalses modifican fuertemente las comunidades de peces al cambiar las condiciones ambientales generando la pérdida de las especies más valiosas para la pesquería como son aquellas migradoras de gran porte. La siembra de especies que originalmente conformaban la base de las pesquerías de río, y que a menudo se utiliza como un argumento para su recuperación, pareciera tener más valor emotivo que

efectivo. La falta de un sustento teórico adecuado y las limitaciones logísticas y económicas, como por ejemplo, las dimensiones de las estaciones de piscicultura que parecen estar relacionadas con el área de los embalses, plantean severas restricciones como medida mitigadora. Se suele argumentar que la siembra puede restablecer el balance original entre las especies, a costos inferiores a los sistemas de transferencia, que es posible seleccionar las especies que se van a introducir en el embalse, que las actividades no generan conflicto con el uso del agua y que poseen valor económico y social. Sin embargo, en los embalses de la cuenca no existen aún resultados concluyentes sobre el éxito alcanzado mediante la aplicación de esta técnica.

En el caso de los sistemas de transferencia de peces, las experiencias observadas en los grandes ríos de Sudamérica no pueden considerarse por el momento tampoco exitosas. De construirse Corpus o Garabi, manteniendo los actuales estándares de evaluación y diseño de pasos para peces aplicados para las represas preexistentes, las probabilidades de instalar sistemas eficientes es muy modesta. La problemática para preservar las especies migradoras de los grandes ríos de la baja cuenca del Plata es sin duda muy compleja, dada la cantidad de especies existentes y sus diferencias bioecológicas. Ello parece no haber sido aún comprendido por los organismos internacionales que financian estos emprendimientos, los cuales asignan modestos y tardíos fondos a estos estudios, en la creencia que la información de base existente es suficiente. En este escenario, la filosofía de construcción de pasos para peces debería encaminarse a optimizar la transferencia de aquellas especies con mayor relevancia socio-económica y ecológica, debiéndose sacrificar otros aspectos no menos importantes, como es conservar la biodiversidad, la que por otra parte, se modificará inexorablemente con el reemplazo de las características lógicas del río por las lénticas del embalse.

La baja eficiencia de los sistemas actualmente en funcionamiento revela que los problemas de transferencia de peces no pueden resolverse adecuadamente sin la aplicación de un enfoque bioingenieril. Ello implica lograr la convergencia de aspectos geomorfológicos, hidrodinámicos y biológicos que deben ser dilucidados en la fase inicial de diseño de la obras. En este sentido, uno de los grandes problemas que afectan a la construcción de represas en Sudamérica parece ser la falta de información recaba con anterioridad a los proyectos. Por ejemplo, los estudios de preembalsados, tanto en Yacretá como en Salto Grande, fueron casi inexistentes y realizados ya con la obra diseñada y próxima a su finalización. Consideramos que en el caso de aquellos aspectos vinculados con las comunidades de peces, es fundamental que dichos estudios estén dirigidos a examinar los siguientes problemas:

- a. Predecir la respuesta de las poblaciones de peces migradores a los cambios de hábitats aguas abajo con relación a modificaciones de la morfometría y los patrones de flujos.

- b. Definir los períodos migratorios en relación con los ciclos reproductivos.
- c. Establecer las rutas de migración que presentan los peces en la actualidad caracterizando las mismas en función de su hidrología y topografía.
- d. Estimar los tamaños de los stocks migrantes.
- e. Identificar las áreas de reproducción y cría en la cuenca.
- f. Determinar las velocidades natatorias de las principales especies migratorias con el fin de determinar su adecuabilidad a las velocidades de corriente previstas aguas abajo de la represa, incluyendo aquellas que provendrían de canales colectores, turbinas y vertederos.
- g. Determinar los ritmos diarios de desplazamiento durante la época de migración.
- h. Evaluar el estado actual de las pesquerías con el fin de establecer los rendimientos, identificar las especies que conforman la base de las capturas comerciales y deportivas, determinar su valoración económica y analizar la adecuabilidad de la actual legislación a las condiciones de las pesquerías.
- i. Evaluar la estructura de las comunidades de peces en los cauces principales y tributarios con el fin de identificar especies claves para la dinámica energética del ecosistema; predecir y modelar la evolución de la ictiocenosis; verificar la existencia de especies endémicas e identificar áreas que exhiban alto valor de conservación para ser preservadas como reserva.
- j. Reconocer la importancia ecológica de los ambientes localizados aguas abajo de la represa (áreas de desove, cría, alimentación, etc.) y predecir cómo la represa puede determinar su modificación.
- k. Evaluar las implicancias de la formación del embalse para el aprovechamiento pesquero potencial y de usos alternativos como piscicultura.
- l. Recabar información sobre represas preexistentes acerca de las tasas de supervivencia de peces que atraviesan las turbinas y los vertederos.
- m. Analizar los patrones de funcionamiento y eficiencia de los sistemas preexistentes en represas con características próximas.
- n. Diseñar los sistemas de transferencia y llevar a cabo experimentos sobre su comportamiento hidráulico en un prototipo experimental.

- o. Diseñar estructuras temporales de pasos para peces que deben operar durante la etapa de cierre y desvío del río.
- p. Desarrollar modelos tridimensionales sobre los campos de flujo de agua sobresaturada aguas debajo de la represa.
- q. Identificar y definir las áreas de veda que deben establecerse aguas arriba y debajo de la futura represa.
- r. Diseñar la estación de piscicultura y e identificar alternativas regionales para su aprovechamiento.

No menos significativos son los estudios de post-embalsado, dado que de ellos deben surgir los lineamientos generales y específicos para el manejo de los recursos en el largo plazo. Estos estudios resultan asimismo críticos para verificar la efectividad de las medidas de mitigación o conservación recomendadas, para lo cual es necesario que los muestreos cubran todas las áreas potencialmente sujetas a los impactos previstos, esto es, aguas arriba y abajo de la represa. Los tópicos más importantes que se deben abarcar son los siguientes:

- a. Evaluar las modificaciones en la estructura de la comunidad de peces y patrones de biodiversidad, identificando posibles diferencias entre ambientes que se reconozcan en el embalse (área lacustre, de transición, fluvial y brazos).
- b. Obtener Información de base sobre la dinámica poblacional de las principales especies, características biológicas y atributos poblacionales que sean de aplicación para orientar pautas de manejo de las pesquerías y conservación de los recursos.
- c. Evaluar los cambios estructurales en la pesquería y los impactos socio-económicos producidos.
- d. Evaluar la eficiencia de los sistemas de transferencia de peces instalados y estructuras complementarias (esclusas, by pass, etc.).
- e. Establecer las modificaciones generadas en ambientes de valor ecológico para especies clave.
- f. Analizar la influencia del embalse en la dinámica migradora de las especies que son transferidas aguas arriba.
- g. Identificar potenciales áreas de reserva.

h. Establecer patrones de distribución espacial y de variación temporal de las características ambientales.

i. Evaluar la eficiencia de los programas de repoblamiento a través de la piscicultura.

La diversidad de estas tareas revela la complejidad existente para la conservación de los recursos pesqueros, por lo que urge impulsar el desarrollo de estudios ambientales apropiados en aquellas áreas donde se han proyectado obras hidroeléctricas. Asimismo, se debe comenzar a modificar la tradicional visión que percibe el manejo del agua como un aspecto meramente vinculado con su aprovechamiento económico (producción de energía, riego, navegación, etc.), dejando de lado otras consideraciones no menos relevantes, como son los aspectos ambientales. Éstos influyen directamente sobre la conservación de la biodiversidad y también sobre la integridad ecológica de los ríos. Al igual que la provisión de energía, estos aspectos también benefician el bienestar del hombre y son la base de un uso sustentable de los recursos naturales hacia el futuro.

BIBLIOGRAFÍA

- AGOSTINHO, A.A., S.M. THOMAZ, C.V. MINTE-VERA Y K.O. WINEMILLER. 2000. Floodplain. Páginas 189-118 en Gopal *et al.* (eds) *Biodiversity in wetlands assessment function and conservation, volume 1*, Blackhuyps Publishers, Leiden, The Netherlands.
- AGOSTINHO, A.A., J.R. BORGHETTI, A.E. VAZZOLER Y L.C. GOMEZ. 1994A. *Itaipú reservoir: impacts on the ichthyofauna and biological bases for its management*. Páginas 135-148 en *Environmental and social dimensions of reservoir development and management in the La Plata River basin*. São Carlo-SP. *Proceedings of the international workshop on regional approaches to reservoir development and management in the La Plata River basin*, Nagoya, Japan: United Nations Centre for the Regional Development.
- AGOSTINHO, A.A. 1994B. *Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos. Seminario sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. Reuniões temáticas preparatorias*. Cuaderno 1. Fundamentos. Rio de Janeiro-RJ: COMASE/Eletróbrás: 38-59.
- AGOSTINHO, A.A. Y M. ZALEWSKI. 1995. *The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil*. *Hidrobiología* 303: 141-148.
- AGOSTINHO, A.A., L.E. MIRANDA, L.E. BINI, L.M. GÓMEZ, L.C. THOMAS Y H.L. SUSUKI. 1999A. *Patterns of colonization in neotropical reservoirs and*

- prognoses on aging*. Páginas 227-266 en Tundisi, J. G. y M. Straskraba (eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*, Int. Inst. of Ecology, Brasil.
- AGOSTINHO, A.A., L.C. GOMES, H.I. SUZUKI, H.F. JULIO JR. 1999B. *Riscos da implantação de espécies exóticas em tanques-redes em reservatórios do Rio Iguaçu*.
- BAIGÚN, C. y N. OLDANI. 2001. Funcionamiento de los sistemas de transferencia para peces de la baja cuenca del Plata. Resultados y perspectivas. III Taller Internacional sobre enfoques regionales para el desarrollo y la gestión de embalses en la cuenca del Río de la Plata. Posadas, 14-17 de Marzo 2001.
- BECHARA, J.A., J.P. ROUX, S. SÁNCHEZ, J.C. TERRAES, P.A. TOCCALINO, A. GONZÁLEZ y J. ORTIZ. 2001. Evaluación de los recursos pesqueros aguas debajo de la represa. Informe Final presentado por el Instituto de Ictiología del Nordeste de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la UNNE a la Entidad Binacional Yacyreta. Convenio EBY-UNNE, Acta Complementaria N° 9, Corrientes (Argentina), 198 p.
- BENEDITO-CECILO, E. y A.A. AGOSTINHO. 1997. *Estrutura das populações de peixes do reservatório de Segrado*. Páginas 39-60 en Agostinho, A.A. y L. Gomes (eds.). Maringa, EDUEM.
- BENSON, N.G. 1982. *Some observations on the ecology and fish management of reservoir in the United States*. Can. Water. Res. J. 7: 2-25.
- BOIRY, L. y R. QUIROS. 1985. Medidas tendientes a la protección de la ictiofauna del río Uruguay de los efectos de construcción de la represa de Garabí. HIDRENED-HIDROSERVICE, Agua y Energía Eléctrica, ELECTROBRASS, Sao Paulo, Brasil, Buenos Aires, Argentina, 91 p.
- BONETTO, A.A. y WAISS, I.R. 1990. *The Paraná River in the framework of modern paradigms of fluvial systems*. Acta Limnol. Brasil. 3: 139-172.
- Castello, H.P. 1982. Biología y migraciones de la fauna de peces del río Alto Paraná, Buenos Aires, Asunción, COMIP, 110 p.
- CLAY, C.H., 1995. *Design of fishway and other fish facilities*. Lewis Publishers, 2nd edition: 248 p.
- DE LUCIA, A., H. RONCATI y B. ROA. 2004. Potencialidades biológicas de *Pachyrurus bonariensis* (Pisces Perciformes) como recursos pesquero en el embalse Yacyreta (Misiones, Argentina). Resúmenes II Reunión Binacional de Ecología, XXI Reunión Argentina de Ecología, Mendoza 31 de octubre al 5 de noviembre de 2004.
- DELFINO, R. y C. BAIGÚN. 1985. Marcaciones de peces en el embalse de Salto Grande, Río Uruguay (Argentina Uruguay). Revista de Ciencias Naturales del Litoral 16(1):85-93.
- DELFINO, R. y C. BAIGÚN. 1991. Cambios en la comunidad de peces en el embalse de Salto Grande. En: I.Vila (ed.) Segundo simposio internacional de ecología de peces de lagos y embalses. FAO COPESCAL Tech. Doc. 9: 110-117.

- DELFINO, R., C. BAIGÚN Y R. QUIRÓS. 1986. Esclusas de peces en la represa de Salto Grande. Consideraciones acerca de su funcionamiento, Informes Téc. Del Dpto. de Aguas Cont. N° 3, INIDEP. 55 pp.
- DELFINO, R., F. AMESTOY, S. SVERLIJ, M. SPINETTI, A. ESPINACH ROS, R. FOTI, G. CHEDIAK Y M. BELLAGAMBA. 1997. Estructura de las comunidades de peces. Páginas 4-15 en Espinach Ros, A. y C. Ríos Parodi (eds.). Conservación de la fauna íctica en el embalse de Salto Grande. Publ. Com. Adminstr. Río Uruguay y Com, Téc. Mixta de Salto Grande
- ELWOOD, J.W., J.D. NEWBOLD, R.V. O'NEILL Y W. VAN WINKLE. 1983. *Resource spiraling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems*. Páginas 3-28 en Fontaine, T.D y S.M. Bartell (eds.). *Dynamics of lotics ecosystems*. Ann Arbor Science, 494 p.
- ESPINACH ROS, A., R. DELFINO, F. AMESTOY, S. SVERLIJ, R. FOTI, M. SPINETTI Y G. CHEDIAK, 1997. Monitoreo del sistema de transferencia de peces. En «Conservación de la fauna íctica en el Embalse de Salto Grande». Espinach Ros, A. y C. Ríos Parodi (eds). Comisión Administradora del Río Uruguay- Comisión Técnica Mixta de salto Grande: 15- 26.
- FERNANDO, C.H. Y J. HOLCIK, 1991. *Fish in reservoirs*. *Int. Revue gen. Hydrobiol.* 76: 149-167.
- Hanson, S. H., H. Man y I.J. Hodkiss. 1977. *Studies on the ichthyofauna in Plove Cove reservoir, Hong Kong. I. Sequences of fish populations changes*. *J. Fish Biol.* 10: 493-503.
- ITA, E. O. 1984. Kainji (Nigeria). Páginas 43-103 en Kapetsky, J. M y T. Petr (eds.) *Status of African reservoir fisheries*. CIFA Tech. Papa 10: 43-1-3
- JUNK, W. J., P.B. BAYLEY Y R.E. SPARKS. 1989. *The flood pulse concept in river-floodplain systems*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127.
- Kenmuir, D. R. 1984. *Fish population changes in the Sanyati basin lake, Kariba, Zimbabwe*. *S. Afr. J. Zool.* 19: 194-209.
- KIMMEL, B.L., O.T. LIND Y L.J. PAULSON. 1990. *Reservoir primary production*. Páginas 133.194 en Thornton, K. W., ed, B. L. Kimmel y F. E. Payne (eds.). *Reservoir limnology: Ecological perspectives*, Wiley Interscience, New York.
- LARINIER, M. 2001. *Environmental issues, dams and fish migrations*. En: G. Marmulla (ed.) *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO Fisheries Technical Paper Nro 419.
- LEITES, V. 1999. Esclusa para peces de la represa de Salto Grande. En: «Primeras Jornadas sobre Conservación de la Fauna Ictica del Río Uruguay». Publ. De la Comis. Admin. del Río Uruguay (CARU): 21-25.
- LÓPEZ, H.L., R. MENNI Y A. MIQUELARENA. 1984. Nuevas localidades para peces de agua dulce de la Argentina. IV. Adiciones a la ictiofauna del río Uruguay y algunos afluentes. *Studies in Neotropical Fauna and Env.* 19: 73-87.
- MARSHALL, B.E. 1984B. Kariba (Zimbabwe, Zambia). Páginas 105-154 en Kapetsky, J.M y T. Petr (eds.) *Status of African reservoir fisheries*. CIFA Tech. Papa 10: 43-1-3.

- OKADA, E.K., A.A. AGOSTINHO Y M. PETRERE JR. 1996. *Catch and effort data and the management of the commercial fisheries of Itaipú reservoir in the upper Parana River, Brazil*. Páginas 164-161 en Cowx, I. (ed.). *Stock assesment in inland water fisheries*. Fishing New Books, London, UK.
- OLDANI, N.O. 1990. Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). *Rev. Hidrobiol. Trop.* 23(1):67-76.
- OLDANI, N Y C. BAIGÚN. 2002. *Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana river (Argentina-Paraguay)*. *River Research and Management* 18: 171-183).
- OLDANI, N.O; BAIGÚN, C. Y R. DELFINO. 2005. Consideraciones sobre los sistemas de transferencia para peces en las represas de los grandes ríos de la cuenca del Plata en la Argentina. En F. G. Aceñolaza (coordinador) *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II*. INSUGEO, Misceláneas, 14:36-381.
- PEREIRA DE GODOY, M.P. 1975. *Peixes do Brazil sub-orden Characoidei - Bacia do rio Moji-Guazu*, Pircacicaba, Franciscana, 4 v.
- PEREIRA DE GODOY, M.P. 1985. *Aquicultura. Atividade multidisciplinar. Escadas e outras facilidades para passagens de peixes. Estacoes de piscicultura*. Electrosul-Electrobras, 77 p.
- PETR, T. 1975. *On some factors associated with the initia high fish catches in new African man made lakes*. *Arch. Hydrobiol.* 75:32-49.
- PETRERE. M. JR. 1985. Migraciones de peces de agua dulces en América Latina: algunos comentarios. *COPESCAL Documento Ocasional* 1 17 p.
- PETRERE, M. JR. 1996. *Fisheries in large tropical reservoirs in South America*. *Lakes & Reserv. Manag.* 1996: 111-133.
- PETTS, G.E. 1990. *Regulation of large rivers: problems and possibilities for environmentally-sound river development in South America*. *Interciencia* 15: 388-395.
- PODDUBNYI, A.G; N. OLDANI, L. MALININ, M. ARGUELLO Y V. SARANCHEV. 1981. Primeros resultados obtenidos en los estudios biotelemétricos del comportamiento de peces de importancia económica del río Paraná medio. *Inf. Téc. A y E Código* 710.
- PRENSKI, B. Y C. BAIGÚN. 1988. Resultados entre ensayos de captura y factores ambientales en el embalse de Salto Grande (Febrero 1980 Febrero 1981). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 6: 77 102.
- QUIRÓS, R. 1998. *Structures assisting the migrations of non salmonids fish; Latin America*, FAO-COPESCAL Technical Paper 5.
- QUIRÓS, R. Y C. BAIGÚN. 1985. *Fish abundance related to organic matter in the Plata River Basin, South America*. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 377 387.
- QUIRÓS, R, J. BECHARA Y M. INSAURRALDE. 2000. Evaluación de sistemas de transferencia para peces en la central del Brazo Aña Cua. Informe de Avance.

- ROA, B.H. y E.D. Permingeat. 1999. Composición y abundancia de la fauna íctica en dos estaciones de muestreo del embalse de Yacyretá, Argentina. *Rev. Ictiología* 7: 49-57.
- ROA, B.H., I.M. HIRT, P. ARAYA, S. FLORES, H. RONCATI, A. LUCIA Y D. R. AICHINO. 2000A. Informe final sobre la campaña de pesca experimental en el Río Paraná entre las progresivas 1478 (Toma de agua ERIDAY) y km 1625 (Arroyo Yabebiri)-Argentina, Convenio EBY-UnaM, 139 p. y Anexos.
- ROA, B., H., H. RONCATI, A. DE LUCIA Y A. AICHINO. 2001. Evaluación de los recursos pesqueros aguas arriba . Informe Final Convenio VI, ENY-Unam: 123 p.
- RONCATI, H.A., J.A. BECHARA, J. P. ROUX, A. GONZÁLEZ. 2001. Monitoreo y evaluación de la fauna íctica transferida por la instalaciones para peces de la central hidroeléctrica de Yacyretá-CHY. Informe Final. Convenio EBY-UNNE-UNAM. Posadas, Misiones, 141 p.
- SEDELL, J.R., J.E. RICHEY Y F.J. SWANSON. 1989. *The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers?*. Páginas 49-55 en D. P. Dodge (ed.) *Proceedings of the international Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106:
- SUGUNAN, V.V. 1997. *Fisheries management of small water bodies in seven countries in Africa, Asia and Latin America*. FAO Circular No 933, FAO, 149 p.
- TABLADO, A; OLDANI; L. ULIBARRIE Y C. PIGNALBERI DE HASSAN. 1988. Cambios estacionales de la densidad de peces en una laguna del valle aluvial del río Paraná (Argentina). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 21(4):335-348.
- TUNDISI, J.G., T. MATSAMURA-TUNDISI Y M. CALIJURI. 1993. *Limnology and management of reservoirs in Brasil*. Páginas 25-55 en Straskraba, M, J, G, Tundisi y A. Duncan (eds.) *Comparative reservoir limnology and water quality management*, Kluwer Academic Publ. Dordrecht, 291 p.
- VANNOTE, R.L., C. MARSHALL, K.W. CUMMINS, J. R. SEDELL AND C. E. CUSHING. 1980. *The river continuum concept*. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 130-137.
- WARD, J.V. Y J.A. STANFORD. 1983. *The serial discontinuity concept of lotics ecosystems*. Páginas 29-42 en Fontaine, T. D y S. M. Bartell (eds.). *Dynamics of lotics ecosystems*. Ann Arbor Science, 494 p.
- Welcomme, R.L. 1985. *River fisheries*. FAO Fisheries Tech. Pap, 262: 330 p.
- WHITLEY, J.R. Y R. S. CAMPBELL. 1974. *Some aspects of water quality and biology of the Missouri River*. *Trans. Missouri Acad. Sci.* 8: 60-72.
- WORLD COMMISSION ON DAMS. 2000. *Dams and Development. A new framework for decision making*. Earthscan Publ. Ltd., London and Sterling, VA, 404 p.