

Principios de Ordenación Pesquera Responsable en Embalses con referencia a aquellos de América Latina

Rolando Quirós

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina

© 2003 FishCode, FAO

Principios de Ordenación Pesquera Responsable en Embalses con referencia a aquellos de América Latina

Rolando Quirós

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina

Introducción

Los principios de pesca sustentable para las aguas interiores están basados en el Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995a) y en los lineamientos sobre la aplicación del principio de precaución a las pesquerías de captura y la introducción de especies (FAO, 1995b) tal como fueran desarrollados por la FAO para su aplicación a las pesquerías de captura (FAO, 1997a), la acuicultura (FAO, 1997b) y la pesca continental (FAO, 1997c). La aplicación de los principios de pesca sostenible a los embalses presenta particularidades que son analizadas en el marco de América Latina. Varios países de la región ya han incluido explícitamente a la pesca sostenible y responsable en sus regulaciones de la pesca en embalses.

Ordenación pesquera en embalses y principales enfoques utilizados

La ordenación de los embalses para la pesca exige una previa decisión sobre el objetivo para el cual la pesca está siendo orientada o será desarrollada. Para el manejo de los embalses con fines pesqueros pueden adoptarse dos grupos de estrategias básicas (Welcomme, 2001). Los enfoques conservacionistas ligados a la pesca recreativa predominan en las regiones más desarrolladas económicamente mientras que en las economías menos desarrolladas los embalses tienden a ser aprovechados para la producción de pescado dirigido fundamentalmente a la alimentación humana (Tabla 1). Esta generalización es, dentro de sus limitaciones, generalmente válida para América Latina aunque, sin embargo, muchas excepciones pueden mencionarse para la región. Por otra parte, no es raro que en América Latina se intente aplicar ambos tipos de estrategias en un mismo embalse, con los conflictos que ello acarrea.

Cuando la pesca de un embalse se dirige hacia la producción de pescado, comienzan a desarrollarse conflictos entre las partes interesadas en el recurso acuático así como entre los propios interesados en el recurso pesquero. Entre éstos últimos, los conflictos son particularmente intensos en lo que se refiere a la abundancia y los tamaños de ciertas especies preferidas por los pescadores deportivos (Quiros, 2003).

En América Latina, los embalses situados en cuencas hidrográficas relativamente

pequeñas, cuando les son introducidas las especies adecuadas (por ej. tilapias) y son continuamente sembradas con otras (por ej. carpas) presentan generalmente rendimientos pesqueros mayores a 30-60 kg/ha/año (Quiros, 1999). Remedios (2002) en su revisión de la acuicultura en los pequeños embalses de América Latina y el Caribe, comenta sobre la escasez de informes de las producciones y productividades que se alcanzan en los cultivos extensivos y semi-intensivos en pequeños embalses de la región. Para Venezuela se reportan productividades entre 1000 y 2000 kg/ha/año con técnicas de cultivo con alimentación basada en desperdicios orgánicos y subproductos agrícolas, y en México las experiencias de monocultivo extensivo presentan rendimientos medios de 120 kg/ha/año y con policultivos extensivos, de 750 a 1500 kg/ha/año. Los máximos rendimientos reportados para este país son de 2450 kg/ha/año en cultivos extensivos con alimentación complementaria. Para los pequeños embalses de Cuba, Fonticiella et al. (1995) plantean que los rendimientos alcanzados como promedios pueden alcanzar desde 1500 hasta 5000 kg/ha/año.

Tabla 1. Estrategias para el manejo de las pesquerías continentales en regiones desarrolladas y en regiones en desarrollo (de Welcomme, 2001, Tabla 2.3).

	Regiones desarrolladas	Regiones en desarrollo
Objetivos	conservación / preservación	obtención de alimento
	recreación	ingreso monetario
Mecanismos	pesquerías deportivas	pesquerías para alimento
	recuperación de hábitat	modificación de hábitat
	siembra selectiva y ambientalmente aceptada	intensificación, siembra intensiva y manejo del ecosistema
	intensivos, discretos, acuicultura industrial	extensivos, integrados, acuicultura rural
Economía	capital intensiva	mano de obra intensiva
	beneficio monetario	producción de proteína

Los embalses de mediano tamaño del nordeste brasileño y de Cuba presentan rendimientos relativamente altos, fundamentalmente de especies exóticas, oscilando entre 30 y 900 kg/ha/año (Quiros, 1998), con una media superior a los 200 kg/ha/año para los embalses cubanos (Fonticiella et al., 1995; Quirós y Marí, 1999). Por otra parte, los rendimientos pesqueros de los grandes embalses ubicados en las cuencas de los grandes ríos de América Latina son en general apreciablemente menores, aún en los casos en los cuales se ha intentado la introducción de especies que se desarrollan satisfactoriamente en embalses pequeños y de mediano tamaño (Petrere, 1989). Por ejemplo, los grandes embalses de la alta cuenca del río Paraná presentan rendimientos que oscilan entre 2.1-11.5 kg/ha/año (Petrere y Agostinho, 1993). El bajo tiempo de permanencia del agua de los grandes embalses sudamericanos les confiere el carácter de ríos lentificados sin llanura de inundación. Este tipo de embalses comúnmente tiene una producción primaria severamente limitada por luz (Quirós, 1980). Esta última característica, junto con la falta de especies de peces adecuadas a ese tipo de ambientes, pueden contribuir a explicar su relativamente bajo rendimiento pesquero (Gomes y Miranda, 2001).

Los embalses generalmente tienden a presentar, una vez estabilizados, rendimientos pesqueros altamente variables. De forma similar a los lagos, sus rendimientos dependen de ciertas características externas: la zona climática en la que están situados, las características edáficas de sus drenajes, y su morfometría. Por lo tanto, es de esperar que, a todo lo demás igual, los embalses tropicales sean potencialmente más productivos que aquellos situados hacia latitudes o altitudes mayores, donde la estación de crecimiento está menos extendida. El tiempo de permanencia del agua en el embalse es una característica de importancia en la determinación de la productividad del mismo y, en particular, de su rendimiento pesquero potencial. El tiempo de permanencia está parcialmente determinado por el clima y la morfometría, pero también, y de manera no poco importante, por la ubicación del embalse en el continuo del río. La tasa del lavado de un embalse generalmente aumenta a medida que su ubicación se aleja de las cabeceras del río y se hace más próxima a su boca. Por lo anteriormente expresado, es de esperar que los embalses naturalmente más productivos sean aquellos situados en regiones tropicales y subtropicales, sobre drenajes de geologías sedimentarias y suelos altamente desarrollados y fértiles, relativamente poco profundos y con tiempos de permanencia del agua comparativamente altos.

$$Y = a f(TDS / Z_{media}) f(T_w) + b f(T_{aire}) + \sum c_i f(\hat{a}_i) \quad [1]$$

[Y] = rendimiento pesquero (kg/ha/año)

[f(X)] = función de la característica X del embalse

[TDS] = concentración del nutriente limitante o un correlato tal como el total de sólidos disueltos (éste último sólo de aplicación en aguas poco salinizadas)

[Z_{media}] = profundidad media (m)

[T_w] = tiempo medio de permanencia del agua (año)

[T_{aire}] = temperatura media ambiente del aire (C)

[\hat{a}_i] = otras variables no explícitamente incluidas en el modelo, generalmente de carácter biológico y ambiental, y referidas al uso del espacio.

Si bien el modelo matemático expresado por la ecuación [1] es generalmente desconocido, varias aproximaciones al mismo pueden encontrarse desarrolladas en la literatura. Por ejemplo, la relación directa entre el rendimiento pesquero (Y, kg/ha/año) y el cociente entre el total de sólidos disueltos (TDS) o la concentración de nutrientes (generalmente el fósforo total) y la profundidad media (Z_{media}) es la base del Índice Morfoedáfico (IME; Ryder, 1965; Ryder et al., 1974). El modelo de Schlesinger y Regier (1982), que incluye al IME y a la temperatura media ambiente del aire (T_{aire}), ha sido recomendado para realizar estimaciones primarias de rendimiento pesquero potencial en embalses (Jackson y Marmulla, 2001). La relación directa con el tiempo de permanencia del agua se encuentra en el conocido modelo de Vollenweider (1968) utilizado para estimar la concentración de nutrientes de un embalse a partir de la carga de nutrientes al mismo.

Los embalses, sin embargo, presentan una diferencia fundamental con respecto a la gran mayoría de los lagos: los embalses generalmente no poseen una comunidad de peces balanceada producto de la coevolución con su ambiente. Los ensambles de peces resultantes del embalsado de los ríos están generalmente formados a partir de la ictiofauna del río original. Sin embargo, muchas de esas especies son incapaces de adaptarse al nuevo régimen y rápidamente desaparecen del cuerpo principal del embalse (Welcomme, 2001). No es extraño entonces que la zona pelágica de los embalses se muestre depauperadas de peces, efecto este que puede verse reflejado en un rendimiento pesquero menor al predicho

a partir de las características externas del embalse (ver ecuación [1]). En estos casos se hace recomendable la introducción de especies lacustres para compensar el relativamente bajo rendimiento pesquero; comúnmente carpas y tilapias en embalses medianos y pequeños (Cuba, NE brasileño) y clupeidos en los grandes embalses. En ciertos casos, por ejemplo cuando se pretendió un aprovechamiento mixto del embalse para la producción de pescado y para la pesca deportiva, a la introducción de carpas y tilapias se le sumó la introducción de predadores tales como el “black bass” (Cuba, Panamá, Brasil) o el *Cichla* sp. (Panamá, ciertos embalses brasileños).

Si observamos con cierto detenimiento la estructura de la ecuación [1], podemos deducir con cierta facilidad cuales son las características de un embalse que pueden ser controladas con cierta facilidad por los humanos, en orden de aumentar el rendimiento del mismo. Una de ellas está relacionada con el aumento de la concentración de nutrientes en sus aguas a través de la fertilización, una segunda implica el uso del espacio y la alimentación externa (jaulas y corrales) y una tercera implica la manipulación de los ensambles de peces. El tipo e intensidad de las medidas de intensificación a aplicar en un embalse particular generalmente depende del tamaño del mismo (Tabla 2). Tal como fuera planteado por la FAO con anterioridad, las medidas de intensificación usualmente aplicadas hace a las pesquerías de embalse más semejantes a las actividades agropecuarias que a las pesquerías de captura clásicas (FAO, 1997c).

En la Tabla 2 puede observarse que el rendimiento pesquero esperado a través de la aplicación de medidas de intensificación, para cada tipo de embalse, varía en aproximadamente un orden de magnitud. Es obvio que el rendimiento obtenido dependerá del tipo y grado de las medidas de intensificación aplicadas así como del nivel de control obtenido en el manejo pesquero y ambiental del embalse.

Tabla 2. Características y ordenación de embalses para la pesca responsable, según su tamaño.

tipo de embalse	pequeños	medianos	grandes	muy grandes
ubicación más frecuente	ríos muy pequeños	ríos pequeños a medianos	cabeceras de grandes ríos	tramos superiores y medios de grandes ríos
productividad natural	media a alta	media	media a baja	baja
productividad luego de intensificación	400-6000 kg/ha/año	100-1500 kg/ha/año	40-500 kg/ha/año	20-300 kg/ha/año
medidas de intensificación más frecuentes	eliminación de especies no deseadas siembra y resiembra fertilización y alimentación externa	introducción de especies siembra resiembra fertilización	introducción de especies colonizadoras de las aguas abiertas siembra cultivos en jaulas y/o cerramientos	

Las diferencias que existen entre embalses conducen a que no sea conveniente, en términos de ordenación pesquera, manejar a todos los embalses de manera similar. La conveniencia de aplicar una o varias de las medidas de intensificación pesquera actualmente disponibles (Petr, 1998) deberá ser analizada dentro del marco del tipo de explotación deseada y el tamaño del embalse. Los embalses muy pequeños y pequeños, además de ser naturalmente más productivos, son generalmente los más adecuados, en términos de costo-beneficio, para implementar técnicas de intensificación tales como la eliminación de especies no deseadas y la siembra, cosecha y resiembra de especies deseadas. La fertilización y la alimentación externa pueden llevar a este tipo de embalses a alcanzar altos niveles de producción (Tabla 2). En la región, ciertos grupos de embalses medianos son generalmente aprovechados a través de pesquerías basadas en el cultivo (por ej. Cuba, nordeste brasileño). La medida de intensificación generalmente aplicada es la siembra de especies deseadas, tales como tilapias y carpas. En algunos casos también se

utiliza la fertilización con fertilizantes naturales, lo cual conduce a rendimientos mayores. Para el ordenamiento pesquero de los grandes embalses situados en los grandes ríos son recomendables las técnicas de complementación de los ensambles de peces a través de la introducción de especies que aprovechen la zona de aguas abiertas, como así también el cultivo de peces en jaulas flotantes y el aprovechamiento intensivo de bahías poco profundas a través de cerramientos y corrales. El uso de jaulas para incrementar la producción de los embalses es una práctica actualmente aplicada en países tales como Brasil, Méjico, Chile, Colombia y Costa Rica (Welcomme, 2001) y actualmente su uso se está extendiendo rápidamente a embalses situados en otros países de la región.

Requerimientos para la puesta en práctica de principios de ordenación pesquera responsable en embalses

La pesca continental es un caso especial en lo que se refiere a su manejo, debido especialmente a que la mayor parte de los embalses son controlados por otros intereses diferentes a los de la pesca tales como generación de energía, la navegación, y la demanda agrícola, urbana o industrial. Esto quiere decir que la mayoría de las políticas para asignar los recursos pesqueros de los embalses y su contexto físico están sujetas a decisiones que se toman fuera de la pesca. Bajo estas circunstancias, los Estados deben tomar las medidas que resulten necesarias para proteger sus embalses a través de una ampliación de su participación en el manejo de las cuencas (FAO, 1997c). Esto, a su vez, requiere de una extensión de los principios del Artículo 10 del Código para cubrir las cuencas de los ríos y los lagos, y el establecimiento de mecanismos de negociación para proteger la pesca continental bajo el régimen de uso múltiple.

Además de lo anterior, las estrategias de manejo que se utilizan actualmente en las aguas continentales para la pesca afectan adicionalmente los enfoques que se adopten según el Código. Las cuatro estrategias actuales son:

1. La pesca para alimentación realizada sobre las poblaciones de peces que dependen de la reproducción y la fertilización naturales. En muchos casos estas pesquerías se explotan a un nivel que generalmente excede el rendimiento máximo sostenible y producen cambios en las estructuras poblacionales.
2. La pesca para alimentación en pequeños cuerpos de agua en algunos países es objeto de crecientes mejoras para aumentar la productividad sobre los niveles naturales de especies seleccionadas. Este tipo de manejo se está diseminando y las tecnologías son adoptadas por un numero cada vez mayor de países.

3. La pesca de recreación, aunque en una escala reducida, es cada vez más común y según se desarrolla tiende a suplantar la pesca comercial para alimentación. La pesca de recreación puede contribuir al suministro de alimentos ya que en muchos casos es de naturaleza de subsistencia o artesanal.
4. Una explotación local muy intensiva de juveniles o adultos pequeños para el comercio de peces ornamentales.

Cada una de estas modalidades de uso requiere de un enfoque diferente en el marco de la pesca responsable. Por ejemplo, las estrategias 1) y 4) se aproximan a las aplicadas a las pesquerías marinas no limitadas por cuanto no buscan manipular las poblaciones más allá de la extracción de los peces. En estos casos, las recomendaciones de las directrices técnicas de la FAO para la ordenación pesquera (FAO, 1997a) se deben tener en cuenta. Del mismo modo, el enfoque de la estrategia 2) a veces se solapa con la acuicultura y aquí las recomendaciones de las directrices técnicas de la FAO para el desarrollo de la acuicultura son importantes (FAO, 1997b). En general, las estrategias 1) y 4) que están basadas en la producción y la productividad naturales, pueden relacionarse bien con los artículos del Código más orientados hacia la conservación. Sin embargo, las otras dos estrategias (2) y 3)) se asemejan más a la agricultura en cuanto se proponen deliberadamente manipular la estructura poblacional y la productividad de las aguas continentales en el interés de objetivos definidos por la sociedad para alimentación o la recreación. En esto se debe tener mucho cuidado al interpretar el Código (FAO, 1997c). Las primeras tres estrategias son relevantes para la pesca en embalses. El impacto de las fuerzas externas contribuye a agravar la situación ya que en muchos casos restringen la pesca y se añaden a los factores que conducen a la no sostenibilidad.

Actualmente, parte de los esfuerzos en el manejo de la pesca en embalses se dedica al manejo ambiental para mitigar los impactos negativos de otras actividades sobre la misma (FAO, 1997c). La ordenación pesquera responsable de embalses implica un manejo ambiental acorde a optimizar la pesca dentro de las restricciones externas impuestas por otras actividades de interés social. Estas últimas deberían ser claramente acordadas entre todos los usuarios del agua, así como con otras partes interesadas, y mantenidas en el tiempo en el marco de aumentar los beneficios sociales de los embalses. Por ejemplo, los efectos aguas abajo de las medidas de intensificación pesquera implementadas en un embalse también deberían ser incluidas en los necesarios acuerdos a lograr entre los diversos usuarios del agua y otras partes interesadas. Por ejemplo, la eliminación de especies de peces no deseadas, la siembra de especies deseadas y la siembra, cosecha y resiembra de especies deseadas puede tener oposición en ciertas partes ligadas a la

preservación y conservación de las especies (biodiversidad). Estas partes pueden, en principio, considerar que la preservación de ciertas especies es condición necesaria de un aprovechamiento sostenible. Obviamente, aún en los casos en los cuales el maximizar los beneficios sociales recomienda maximizar la producción con base en unas pocas especies seleccionadas, ciertos acuerdos entre todas las partes deberían ser logrados.

El manejo comunitario y descentralizado de las pesquerías de embalse es, en ciertos casos, de desear, en cuanto que el acceso irrestricto a las mismas puede llegar a ocasionar la sobreexplotación del recurso. La restricción de acceso a la pesquería parece ser una medida de manejo pesquero capaz de controlar el esfuerzo pesquero total y, además, de aplicación relativamente simple (Welcomme, 2001). Sin embargo, la cooperación entre las diversas organizaciones con jurisdicción sobre la pesca y el medio ambiente debe ser promovida. La educación y entrenamiento en los principios y fundamentos de la pesca responsable, tanto de los pescadores y administradores, como de los miembros de las organizaciones de las otras partes interesadas, debería ser un componente de relevancia en la ordenación de la pesca en embalses.

En América Latina, un número no menor de grandes embalses se encuentra situado en áreas de frontera entre dos o más países de la región. En orden de asegurar la explotación pesquera responsable de los embalses compartidos se deberá también tener en cuenta la necesidad de cooperación entre los países linderos y con las organizaciones internacionales. Los efectos hacia “aguas abajo” de muchas de las medidas de intensificación también merecen la cooperación internacional a fines de asegurar y mantener la sostenibilidad del recurso.

Ciertos países de la región, en particular Méjico y Cuba, ya han incluido normas de pescas sostenible y responsable en sus legislaciones referidas a la pesca en embalses. Varios otros países ya las han desarrollado y están en estado de aprobación definitiva. Por último queda un pequeño grupo de países que, si bien han estudiado y analizado la aplicación de una normativa para la pesca responsable en embalses, todavía restan de incluirlas en sus legislaciones y en la ordenación efectiva de la pesca en embalses. En todos los casos y cualquiera sea el tipo de ordenación pesquera adoptado para un embalse, es de recomendar que la explotación se realice de acuerdo a las recomendaciones del Código de Conducta para la Pesca Responsable (FAO, 1995a) tal como fue adaptado por la FAO para su aplicación a las pesquerías de captura (FAO, 1997a), la pesca continental (FAO, 1997c) y la acuicultura (FAO, 1997b).

Bibliografía

FAO, 1995a. Code of Conduct for Responsible Fisheries. FAO, Rome.

FAO, 1995b. Precautionary Approach to Fisheries. Part I: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. *FAO Fisheries Technical Paper No. 350/1*. FAO, Rome.

FAO, 1997a. Fisheries Management. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 4. FAO, Rome.

FAO, 1997b. Aquaculture Development. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 5. FAO, Rome.

FAO, 1997c. Inland Fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. No. 6. FAO, Rome.

Fonticiella, D.W., Z. Arboleya, and G. Diaz Perez. 1995. La repoblacion como forma de manejo de pesquerias en la acuicultura de Cuba. *COPESCAL Documento Ocasional. No 10*. Roma, FAO. 45 p.

Gomes L.C., and L.E. Miranda. 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Parana river basin. *Regulated Rivers: Research and Management* 17, 67-76.

Jackson, D.C., and G. Marmulla. 2001. The influence of dams on river fisheries (p: 1-44). In G. Marmulla (ed.) *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 419. FAO, Rome.

Petr, T. (ed.). *Fishery Enhancements*. *FAO Fisheries Technical Paper No. 374*. FAO, Rome.

Petrere Jr. M. 1989. River fisheries in Brazil: a review. *Regulated Rivers: Research and Management* 4: 1-16.

Petrere Jr. M., and A.A. Agostinho. 1993. La pesca en el tramo brasileño del rio Parana. In: COPESCAL (ed.) *Informe de la Sexta Reunion del Grupo de Trabajo sobre Recursos Pesqueros*. Montevideo, Uruguay, 10-13 de mayo de 1993. FAO Informe de Pesca 490. Roma, FAO.1993. pp. 52-72.

Quiros, R. 1980. Rendimiento pesquero potencial del embalse de Salto Grande. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero. Serie Contribuciones No 395. Mar del Plata, Argentina. 18p.

Quiros, R. 1998. Reservoir stocking in Latin America, an evaluation (p: 91-117). In Petr, T. (ed.) *Inland Fishery Enhancements*. *FAO Fisheries Technical Paper 374*, FAO, Rome.

Quiros, R. 2003. Principios de Ordenación Pesquera Responsable en Embalses con referencia a aquellos de América Latina. Seminario sobre la Ordenación de Pesquerías en Grandes Ríos y Embalses de América Latina. San Salvador, República de El Salvador, 29 de enero de 2003. COPESCAL/FishCode/ FAO.

Quiros, R. 1999. The relationship between fish yield and stocking density in reservoirs from tropical to temperate regions (p: 67-84). In J.G. Tundisi and M. Straskraba (eds.) *Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 585p.

Quiros, R. 2003. The La Plata river basin: international basin development and riverine fisheries. Paper presented at The Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS2). Phnom Penh , Kingdom of Cambodia , 11th - 14th February 2003.

Quiros, R., and A. Mari. 1999. Factors contributing to the outcoming of stocking programs in Cuban reservoirs. *Fisheries Management and Ecology* 6: 241-258.

Remedios, L. 2002. La acuicultura en pequeños embalses en América Latina y el Caribe. FAO, Roma. 25 p.

Ryder, R.A., 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 94: 214-218.

Ryder, R.A., S.R. Kerr, K.H. Loftus and H.A. Regier, 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator - review and evaluation. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31: 663-688.

Schlesinger, D.A. and H.A. Regier, 1982. Climatic and morphoedaphic indices of fish yields from natural lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 111: 141-150.

Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report DAS/DSI/68.27. OECD, Paris, France.

Welcomme, R.L. 2001. *Inland Fisheries: Ecology and Management*. FAO, Rome. Fishing News Books. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.