

Derechos reservados de El Colegio de Sonora, ISSN 1870-3925

## Nota crítica

# Disyuntivas: impactos ambientales asociados a la construcción de presas

Angelina Martínez Yrizar\*

Alberto Búrquez\*

Thierry Calmus\*\*

Los aspectos ecológicos de la provisión de agua dulce son la base fundamental para abordar de manera integral la problemática social del agua, que ha sido ampliamente analizada desde la perspectiva histórica, política, de gobernanza y de gestión de los recursos hídricos, ya que su disponibilidad es el principal motor del desarrollo económico y social (Wittfogel 1957; Aboites Aguilar 2009). Esta nota crítica se centra en el componente ecológico de la provisión de agua dulce, un recurso esencial para la vida. Más allá de las repercusiones sociales y económicas, es relevante considerar las capas basales relacionadas con el uso de recursos, que en este caso son los efectos ecológicos derivados de la construcción de presas, como herramienta de control y manejo del agua.

Sólo 2.5 por ciento del agua total disponible en la Tierra es dulce y apropiada para satisfacer las necesidades humanas. De esta fracción, dos terceras partes se encuentran en forma sólida en los gla-

\* Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Correos electrónicos: [angelina@unam.mx](mailto:angelina@unam.mx) / [montijo@unam.mx](mailto:montijo@unam.mx)

\*\* Instituto de Geología (UNAM). Blvd. Colosio y Sahuaripa s/n, Hermosillo, C. P. 83250, Sonora, México. Correo electrónico: [tcalmus@unam.mx](mailto:tcalmus@unam.mx)

Los autores agradecen el apoyo técnico de Enriquena Bustamante Ortega, en la recopilación bibliográfica. Este trabajo se realizó durante las estancias sabáticas de los autores, con ayuda del Programa de Apoyos para la Superación del Personal Académico (PASPA) DGAPA-UNAM, AMY y AB en la Universidad de Arizona, EE UU y TC en la Universidad de Grenoble, Francia.

ciaras y casquetes polares y del tercio restante la mayor parte está a gran profundidad, por lo tanto de acceso difícil. En términos reales, 0.02 por ciento del agua dulce total del planeta se encuentra en los lagos, ríos, acuíferos someros, humedales, plantas, el suelo y en la atmósfera (Postel y Carpenter 1997, 195). De especial importancia es el componente aéreo del ciclo hidrológico, ya que constituye el medio de renovación del agua dulce.

Hoy en día, las demandas de la sociedad, que incluyen el uso de agua para consumo humano, crecimiento urbano e industrial, el riego agrícola, para desarrollos pecuarios, acuícolas y turísticos ejercen una fuerte presión sobre la disponibilidad de agua dulce. “La solución a estas demandas que se vuelven generalmente conflictivas es compleja y depende no sólo de información y datos confiables, sino también de disposición entre los distintos actores para conciliar intereses, lo que constituye un gran reto para la sociedad y la toma de decisiones” (Mark y Dickinson 2008, 25).

La disponibilidad de agua para el bienestar social depende de la integridad ecológica de los ecosistemas dulceacuícolas.<sup>1</sup> No obstante, por resultar un bien esencial para la vida y el desarrollo social, éstos han sido los principales ecosistemas perjudicados por las actividades humanas. La alteración de la dinámica hidrológica, la contaminación y la invasión de especies exóticas a los cuerpos de agua constituyen las mayores amenazas para la conservación de los ecosistemas dulceacuícolas en el mundo (Johnson et al. 2008, 357; Alcocer y Bernal-Brooks 2010, 56). Una de las causas más importantes de dichas alteraciones fue la construcción acelerada de presas en la segunda mitad del siglo xx, con la instalación de más de 45 mil presas grandes en todo el mundo.<sup>2</sup> Esta red, que cubre un área aproximada de 337 mil km<sup>2</sup>, cambió de forma dramática la distribución global de agua dulce (Downing et al. 2006, 2396), y alteró severamente los patrones naturales de variación hidrológica y de transporte de sedimentos de los ríos. México no es la excepción (Alcocer y Bernal-Brooks 2010, 30), en el país existen 840 reservo-

<sup>1</sup> Son los ecosistemas de agua dulce que incluyen a los ríos, arroyos, lagunas, lagos, manantiales y humedales, entre otros.

<sup>2</sup> Entre 1945 y 1971 se construyeron 8 140 presas de más de 15 m. En los años sesenta fueron alrededor de dos presas nuevas por día (Petts y Gurnell 2005, 28).

rios artificiales clasificados oficialmente como grandes presas, con una capacidad conjunta de almacenamiento de 150 km<sup>3</sup> (Aguilar 2003, 4). De ellas, una estimación muy conservadora muestra que 611 presentan un volumen superior a 0.5 millones de m<sup>3</sup>. Desde la perspectiva ambiental y sin consideración a su tamaño y modos de operación, todas las presas modifican los procesos biofísicos y regímenes naturales de los ríos, en detrimento directo o indirecto de los ecosistemas colindantes y de sus pobladores.

Las presas son consideradas la principal herramienta usada en el control y manejo de recursos hídricos limitantes, por lo tanto, no sorprende su ubicación en zonas con escasez de agua. Sin embargo, y a pesar de la existencia de cientos de miles de presas en todo el mundo, la extensión y severidad de la falta de agua para consumo humano es creciente, y se espera que se intensifique en las próximas décadas. Por ello, en la literatura científica y en los debates internacionales se cuestiona de manera constante esta contradicción de qué tan efectivas han sido las presas en el manejo sostenible del agua, y qué tan pertinente es la construcción de nuevos proyectos de infraestructura hidráulica (Stanley y Doyle 2003, 15). Aunque se reconoce que las presas han contribuido al desarrollo humano y que son considerables<sup>3</sup> los beneficios derivados de ellas, también ha sido evidente que su construcción, operación y mantenimiento van acompañados de un complejo arreglo de costos ambientales, económicos y sociales inaceptablemente altos, derivados de internalizar los costos externos de carácter ambiental, económico y social (Aguilar 2003, 4; Stanley y Doyle 2003, 15).

El agua almacenada en las presas y otros reservorios representa una forma de apropiación del recurso hídrico, para proporcionar bienes extractivos a la sociedad a expensas de los servicios que proveen de manera gratuita los ecosistemas,<sup>4</sup> en los que la sociedad

<sup>3</sup> Mitigar inundaciones, asegurar el suministro de agua, generar energía hidroeléctrica; beneficios que han permitido mejorar la salud humana, aumentar la producción de alimentos y crecimiento económico.

<sup>4</sup> Los servicios ecosistémicos son los beneficios que la sociedad obtiene directamente del ecosistema y sus procesos, como la provisión de agua dulce, alimento, leña, resinas, plantas medicinales y polinizadores, regulación de inundaciones y control de erosión, regulación térmica y de la calidad del agua, control de plagas, belleza escénica y valor cultural.

misma está inmersa. Se han visto como una solución inmediata para cubrir las demandas de agua dulce para uso doméstico, industrial y agrícola, como una alternativa para la generación de energía eléctrica y como una avenida para satisfacer los requerimientos de empleo, en una economía en recesión cíclica. Esta forma de desarrollo parte de la premisa de que el agua dulce es un bien imperecedero que puede ser controlado, usado y manejado ilimitadamente (Garrido-Pérez et al. 2010, 26).

A pesar de su papel como un símbolo de avance social y proeza tecnológica, el conocimiento actual indica que los daños causados por las presas en los procesos ecológicos de los ríos y lagos son profundos, complejos, múltiples y por lo general negativos; pueden inducir sismos, debido al cambio del campo de esfuerzos local debajo de ellas y a sus alrededores.<sup>5</sup> Dicho cambio está asociado a las fuerzas adicionales provocadas por la presión ejercida por la masa de agua superficial y por la infiltración del agua en el subsuelo, incluyendo los cimientos de la presa. En una zona tectónicamente activa, la infiltración puede provocar la lubricación de una falla y disminuir la magnitud de los esfuerzos necesarios para iniciar una ruptura. Estudios previos, en particular en Canadá, muestran que la geología es un factor más importante que la masa de agua o la profundidad de la presa. Aun si los sismos asociados a la puesta en agua de presas tienen comúnmente magnitudes inferiores a 5 o 6 grados. Está todavía presente la discusión sobre la posible relación, mas no comprobada, entre el terremoto del 12 de mayo de 2008 de magnitud 7.9 en la provincia de Sichuan, y la presencia de la presa Zipingpu cerca de un sistema de fallas activas.<sup>6</sup>

La construcción de una presa y su operación implican la conversión de un sistema en movimiento continuo (lótico), estocástico, de flujo libre y de descargas con volúmenes de agua muy variables,

<sup>5</sup> El estudio del marco geológico y ecológico en donde se instalará una presa forma parte de la evaluación de factibilidad previa a su construcción. Es necesario conocer no sólo el entorno biológico y las características del paisaje de los ecosistemas, sino también la geología del vaso y de las riberas para anticipar los dos tipos de efecto de la acumulación de agua: la infiltración (su tasa), y la masa del agua que modifican los equilibrios previos.

<sup>6</sup> La evidencia sugiere que el terremoto pudo haber sido inducido por la masa del embalse Zipingpu, en un fenómeno conocido como sismicidad inducida (Kerr y Stone 2009, 322).

a uno de agua almacenada (léntico) en un reservorio artificial y de flujo controlado, con la consecuente alteración de un amplio rango de características ambientales más allá del entorno local (Magilligan y Nislow 2005, 70; Gordon y Meentemeyer 2006, 427). En términos ecológicos, ocurre un cambio drástico de uso de suelo, con la pérdida neta de una extensión considerable de la cubierta vegetal y de los ecosistemas ribereños alterados por el área de inundación del embalse, en perjuicio, río abajo, de los procesos de construcción del delta y la dinámica de las comunidades costeras. Un costo inicial considerable de grandes presas (como la Tucurui, en el Amazonas) es la desaparición de millones de metros cúbicos de madera, que quedan sumergidos en el cuerpo de agua. La pérdida de la cubierta vegetal no sólo implica la de recursos forestales, sino también el acervo de usos potenciales y el valor de la biodiversidad, independiente de cálculos utilitarios (Fearnside 2001, 381).

Aunque los efectos de las alteraciones hacia arriba de una presa son difíciles de predecir en términos espaciales exactos, se sabe que los de río abajo son geográficamente de mayor alcance, al interrumpir o modificar los procesos de erosión y deposición de sedimentos, así como los naturales de inundación de las planicies y la recarga de agua del subsuelo. Cualquier modificación en el balance de sedimentos (tamaño y tipo de partículas) influye en la distribución de la vegetación a lo largo del río. La estabilidad del corredor de vegetación ribereña es una condición esencial que protege al canal de la erosión durante eventos de avenidas extraordinarias (Gordon y Meentemeyer 2006, 427). Más allá de la regulación del flujo, las presas fragmentan los hábitats acuáticos impidiendo el movimiento de las especies y el aporte de nutrientes río abajo.

En los sitios donde el agua tiene un tiempo de residencia prolongado, como las presas, además de las pérdidas de agua por evaporación, la carga o flujo de solutos tiene un alto potencial de sedimentación dentro del embalse, porque el movimiento del agua en su interior es limitado; el agua no se mezcla, y se establece una estratificación vertical de la temperatura y de la concentración de oxígeno disuelto en ella (Graf 2005, 16). Durante el desfogue se descarga agua con una temperatura y características fisicoquímicas muy diferentes a las que fluían por el río, con la consecuente afectación de

las interacciones bióticas río abajo (Wu et al. 2010, 123). A estas alteraciones se suma que los embalses, anunciados como fuentes de energía “limpia” sin una huella significativa de carbono, generan cantidades considerables de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y otros gases de efecto invernadero, como el metano ( $\text{CH}_4$ ). Estas emisiones en conjunto son similares, y en algunos casos hasta 3.6 veces mayores que las producidas por una central eléctrica de combustible fósil equivalente, durante toda su vida útil (Fearnside 2001, 687; Roland et al. 2011, 287); una externalidad que por lo general no se incluye en los protocolos de diseño de presas.

El impacto ecológico preciso de una sola presa es único y depende no sólo de su estructura y operación, sino también de la hidrología local, de las restricciones geomorfológicas, del clima y de los atributos clave de la biota local (flora y fauna). Si una presa causa impactos severos río abajo, la construcción de una segunda representa la destrucción de la mayoría de los procesos vitales del río, como consecuencia de la fragmentación y pérdida de conectividad del sistema (Garrido-Pérez et al. 2010, 28). Río arriba, la acumulación de sedimentos finos en su parte distal producirá polvos finos, que alterarán la dinámica atmosférica local. Río abajo, el control o la reducción del caudal anual y el aporte de sedimentos dañará, en forma dramática, la productividad natural de las planicies y deltas (Petts y Gurnell 2005, 37). Estas alteraciones se acentúan por el control en la operación de la presa, que varía según las necesidades estacionales de irrigación y de generación de energía.

Además de los impactos ambientales,<sup>7</sup> otros costos derivados de la construcción de presas incluyen externalidades económicas y sociales (Bergkamp et al. 2000, 52). Estos costos se manifiestan en la pérdida de bienestar social en sectores ajenos a las entidades que construyeron y operan la presa, por ejemplo el acceso a los recursos naturales debido a la inundación para crear el embalse, la degradación de tierras agrícolas y de pastoreo de las áreas inundadas, de

<sup>7</sup> Los de primer nivel (por ejemplo, cambios en la dinámica hidrológica y en la morfología del canal, sismicidad inducida); de segundo (alteración de la productividad primaria) y de tercero (efectos en la fauna, sus poblaciones e interacciones bióticas). Se estima que estas alteraciones serán más complicadas por los efectos potenciales del calentamiento global.

hábitats ribereños que dependen de un flujo muy particular del agua, del potencial pesquero en los estuarios, por ausencia de aporte de agua dulce al mar y del capital cultural, por el desplazamiento forzado de un gran número de personas, etnias o grupos sociales minoritarios.

En los debates pasados sobre las repercusiones socioeconómicas de la construcción de presas se reconocía que la inundación de centros de población y la relocalización es uno de los aspectos más devastadores (Gleik 2009, 145). Esta preocupación es generalizada, debido a que las personas desplazadas enfrentan riesgos de largo plazo de aumento en las condiciones de pobreza, amenaza ante la falta de tierras, mayor inseguridad alimentaria, carencia de empleos y marginalización social (Ibid., 146). En fecha reciente, el Gobierno de Pekín reconoció por primera vez, que aunque la presa Las Tres Gargantas (Three Gorges) provee grandes beneficios sociales, existen problemas urgentes que deben resolverse con una alta prioridad, como asegurar una mejora en el bienestar de los residentes desplazados (cerca de 1.5 millones de personas), implementar medidas de protección ecológica y eventual prevención de un desastre geológico grave (United Press Internacional, UPI 2011). Las grandes inundaciones han puesto en evidencia la limitada capacidad de la infraestructura para controlar el caudal del río, desde el peligro de desbordamiento en el control de avenidas extraordinarias, hasta la escasez de agua durante periodos relativamente cortos de sequía.

La decisión de construir una presa, del diseño y manejo de su operación, se debe basar en un análisis riguroso de costos y beneficios. Si estos costos quedan ocultos en la evaluación de factibilidad, los impactos ambientales, que crean una situación de inequidad intra e intergeneracional, no podrán ser cubiertos en la mayoría de los casos.

Las directrices del enfoque ecosistémico para el manejo integrado del agua fueron promovidas por la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas (UNECE, por sus siglas en inglés), en 1993. Este marco de referencia se basa en la idea de que los recursos hídricos no deben ser administrados en forma aislada de otros componentes del ecosistema (suelo, aire, recursos bióticos) y de las economías y las sociedades humanas (UNECE 1993).

Este enfoque reconoce y opera sobre la base de la interrelación entre la ecología, economía y sociedad, y que es posible garantizar un suministro adecuado de agua de buena calidad a toda la población, sin comprometer las funciones hidrológicas, biológicas y químicas de los ecosistemas. Al considerar la cuenca como un ecosistema, la protección, el uso sostenible y la restauración de sus componentes son esenciales para la gestión y manejo sostenible de los recursos hídricos. La conservación de los bienes y servicios de los ecosistemas naturales es un elemento central del concepto de manejo integrado de cuencas. De acuerdo con Maass (2004, 57-58), “es sumamente relevante identificar qué procesos ecológicos y qué componentes del ecosistema son los más importantes en el control o mantenimiento de la integridad estructural y funcional del mismo y que por lo tanto deben incorporarse a los esquemas de manejo”. Esto implica asignar los recursos de la cuenca de forma óptima entre los usuarios; desde los elementos determinantes en la generación de los servicios ambientales, hasta los usuarios directos de estos servicios ecosistémicos. Se advierte que para implementar un adecuado manejo integrado de cuencas se requiere de voluntad política, información precisa y conocimientos sobre la cuenca, tecnología sostenible, gestión y acuerdos institucionales y legales apropiados, participación de todos los actores involucrados y viabilidad económica.

En la práctica, estas condiciones no se reflejan en la mayoría de los proyectos de factibilidad asociados con la construcción de presas. Estas deficiencias de información han llevado a que instancias gubernamentales nacionales e internacionales revisen los principales conceptos, metodologías y lecciones aprendidas que ayuden a su ejecución exitosa en cualquier situación (Cotler y Caire 2009, 22). Un avance importante ha sido el reconocimiento generalizado de considerar a la cuenca como territorio o unidad de análisis y de gestión. Delimitada de forma natural por un borde y con un punto común de drenaje, los elementos de una cuenca representan una manifestación espacial de la relación entre las sociedades rurales y urbanas con su ambiente. En este contexto, el manejo integrado de cuencas puede entenderse como un proceso de planeación, implementación y evaluación de acciones en la cuenca entera, dirigidas

al control de las externalidades negativas, mediante la participación organizada e informada de la población (Ibid., 16-17). Es un proceso continuo, con un enfoque de manejo adaptativo, a través del cual se toman y se van ajustando las decisiones para el uso sostenible, el desarrollo, la restauración y la protección de las características de los ecosistemas, las funciones y sus vínculos.

Un plan de manejo integrado de cuencas incluye una variedad de subprogramas diseñados para reducir la erosión, a través del establecimiento o expansión de áreas protegidas, de identificar y remediar las fuentes de contaminación puntual y difusas, llevar a cabo acciones de restauración o reforestación, diseñar la introducción de tecnologías agrícolas mejoradas o tipos de producción alternativos e instituir programas de educación ambiental y participación social, entre otros. La implementación de estas acciones debe ser clara y dar pautas sobre su prioridad temporal, identificar las zonas de intervención y los actores relevantes involucrados (Ibid., 235).

En la situación actual existe gran preocupación por el ambiente, y puesto que los recursos financieros son limitados, se ha propuesto el pago por servicios ambientales<sup>8</sup> (PSA) como un instrumento prometedor y alternativa a los procedimientos de mando-control para la protección de los ecosistemas, la conservación de la biodiversidad y el manejo de cuencas hidrográficas.<sup>9</sup> Este instrumento ha probado ser un mecanismo eficaz para resolver conflictos facilitando la interacción entre los usuarios río arriba y abajo de la cuenca (Kosoy et al. 2005, 2-3). Experiencias probadas en América Latina demuestran que es rentable el mantenimiento de servicios hidrológicos de los ecosistemas. Ejemplos de estos esquemas de PSA incluyen la adopción de mejores prácticas de manejo al interior de la cuenca, como la prevención y control de fuegos, reforestación en años sucesivos y garantizar la no extracción de recursos forestales y la caza ilegal. La adopción de estas y otras acciones depende de

<sup>8</sup> Son programas que incluyen pagos a ejidos, comunidades rurales y pequeños propietarios por servicios hidrológicos, carbono, conservación de la biodiversidad y agroforestería, que han probado ser experiencias exitosas en México (Balvanera y Cotler 2007, 120).

<sup>9</sup> Los PSA pueden generar ingresos adicionales alternativos, desviar fondos a tecnologías ambientalmente amigables y a patrones de producción sostenibles, crear incentivos para la inversión y aumentar la participación del sector privado en la protección del medio ambiente.

la legislación, del nivel socioeconómico, los costos de oportunidad para la conservación de los bosques y las percepciones de las partes interesadas sobre las condiciones de los recursos hídricos de cada región.

Por el contrario, abundan los ejemplos en que la construcción de presas y diques e instalaciones de purificación de agua han sido mucho más costosas que la protección o restauración de los ecosistemas, que pueden ofrecer los mismos servicios.<sup>10</sup> Una muestra simple de la importancia de la aplicación de un esquema de PSA es la necesidad de mantener las partes altas de las cuencas en condiciones óptimas, para la captura y conducción natural del agua. El pago por este servicio, desde luego debe de ser costeado por los usuarios río abajo. En muchos casos, el costo del agua no refleja su valor real ni ofrece compensación alguna a los usuarios en la parte alta de la cuenca, para su conservación. Al tener el agua un costo bajo y no existir una responsabilidad social por parte de los usuarios río abajo, desaparecen los incentivos para promover la cosecha de agua y disminuir la carga de sedimentos en las partes altas de las cuencas, y para hacer más eficiente el uso del agua destinada al ámbito agrícola o urbano.

En síntesis, las presas son el elemento que ha permitido el desarrollo social. Sin embargo, aún se necesitan ejercicios de evaluación económica de los servicios ecosistémicos perdidos debido a su construcción; como los costos tanto por la pérdida del potencial pesquero, de los recursos maderables y no maderables en los deltas, como de la fertilidad y aporte de sedimentos y la recarga de los acuíferos, entre otros (Búrquez y Martínez 2000). La cuantificación de los servicios ambientales que prestan los ríos y los ecosistemas de agua dulce, para situarlos en su justo valor, permitiría apoyar la toma de decisiones y de gestión hacia un uso eficiente del agua entre necesidades que compiten (tanto de los ecosistemas como de la sociedad), o para actuar según el principio precautorio. Con este enfoque de valoración, la meta es alcanzar un balance entre la

<sup>10</sup> Un ejemplo icónico es la inversión de más de mil millones de dólares de la ciudad de Nueva York para comprar tierras y restaurar los hábitats en los bosques de las montañas Catskill, para así asegurar la provisión urbana de agua potable en el largo plazo.

disponibilidad de agua y las demandas y protección de la integridad funcional de los ecosistemas acuáticos, para asegurar la provisión de agua dulce en el largo plazo.

En el caso de las presas del estado de Sonora, la mayoría se construyeron a mediados del siglo xx, con el propósito de almacenar agua para riego.<sup>11</sup> Tres de ellas, El Mocúzari, El Oviachic y El Novillo con una cortina de 88.5 m, 90 m, y 133.8 m, respectivamente, operan como plantas hidroeléctricas.<sup>12</sup> Como en otras regiones de México (Cotler y Gutiérrez 2005, 9), el uso principal de la mayoría de las presas en Sonora es proveer agua para la agricultura de riego,<sup>13</sup> y en menor cantidad para uso público urbano e industrial. Algunas de estas presas también fueron construidas con el beneficio anticipado de controlar los escurrimientos superficiales, y reducir el riesgo potencial de inundaciones. Sin embargo, este beneficio, planeado en el largo plazo, ha sido contrarrestado por las inundaciones periódicas que afectan núcleos poblacionales poniendo en evidencia la incapacidad de regulación de flujos extraordinarios del caudal en estas grandes cuencas. Esta incapacidad de regulación deriva de las contradicciones entre la deforestación, lograr el máximo almacenamiento para fines agrícolas y energéticos y la protección civil; un caso cada vez más patente en las inundaciones periódicas en el sureste de México (Pérez Vega y Ortiz Pérez 2002; Perevochtchikova y Lezama de la Torre 2010).

La generación de energía en las tres presas más grandes de Sonora es relativamente pequeña, y no contribuyen de forma importante a resolver las demandas energéticas regionales. La capacidad instalada, como plantas hidroeléctricas, permite que juntas generen 164 Mw por año (10, 19 y 135 Mw El Mocúzari, El Oviachic y El Novillo, respectivamente; datos de la Comisión Nacional del Agua). En contraste con las grandes presas hidroeléctricas del sur de Méxi-

<sup>11</sup> El tamaño, capacidad de almacenamiento y operación es muy variable, las más grandes son las ubicadas en el río Yaqui.

<sup>12</sup> La subregión con mayor infraestructura hidráulica es la del río Yaqui-Mátape en la que se encuentran 18 de las 32 presas del estado, seguida por la del río Sonora con 7, río Concepción con 4 y río Mayo con 3. La capacidad de almacenamiento total es de 8 648 hm<sup>3</sup>.

<sup>13</sup> Más de 80 por ciento del agua se destina a la producción de granos básicos, cultivos industriales y forrajes (Reyes Martínez y Quintero Soto 2009, 14).

co,<sup>14</sup> la producción eléctrica en las sonorenses es inapreciable. En comparación con centrales termoeléctricas promedio,<sup>15</sup> El Novillo apenas produce entre 10 y 25 por ciento de la electricidad, mientras que El Mocúzari y El Oviachic en conjunto representan menos de 5 por ciento de una planta convencional promedio.<sup>16</sup>

En cuanto a la propuesta del nuevo proyecto hidráulico en una región de alta evaporación, como es el caso de Los Pilares del plan Sonora Sí, en la cuenca media del río Mayo, a pesar de los beneficios esperados<sup>17</sup> es preocupante el interés en construir una presa que en términos netos quizá decrezca el volumen disponible de agua en el valle del Mayo (excepto cuando se presenten fuertes avenidas en años de lluvias extraordinarias). En un sistema ribereño con una presa que habitualmente está por debajo de su capacidad operativa óptima, cualquier uso del agua río arriba representa una disminución en la disponibilidad para los usuarios río abajo, incluso del distrito de riego. La partición de los embalses en dos superficies de evaporación (alrededor de 2 m anuales) e infiltración al subsuelo hará que las pérdidas de agua sean sustanciales. En este proyecto sobre el río Mayo, se plantea que se moverá agua de un lugar donde es abundante a uno donde es escasa y más necesaria. Esta última es supuestamente la función de los ríos, y sin duda lo hacen tan bien como cualquier canal u obra de infraestructura hidráulica. Las derivaciones hídricas para proyectos locales, sumadas a la elevada evaporación anual en la región, representan una situación en la que los usuarios actuales tendrán pérdidas hídricas desde pequeñas hasta graves, suponiendo que en muy buenos años se logre acumular agua en ambas presas y que al menos parte de ella permanezca entre años.

A la problemática potencial anterior, de este nuevo proyecto Los Pilares, se suman otras características socioambientales que ponen

<sup>14</sup> Como Chicoasén (2 400 Mw) y Malpaso, en Chiapas; Infiernillo, en Guerrero y Aguamilpa, en Nayarit (cada una genera 1 000 Mw).

<sup>15</sup> Nucleares, de carbón, combustóleo o gas natural, que generan entre 500 y 1 000 Mw.

<sup>16</sup> Datos calculados a partir de la Base de datos EIA-860 (2005).

<sup>17</sup> Una infraestructura que permita el control de avenidas extraordinarias en beneficio de las zonas agrícolas y urbanas, y de generación de energía. Proyecto del Gobierno del Estado de Sonora (<http://sonorasi.mx/> y <http://www.conagua.gob.mx/ocn007/Comunicados/comunicado008ocno.pdf>).

en duda su justificación, ya que se trata de una zona con una alta diversidad de ambientes, una gran riqueza de recursos naturales y la presencia de comunidades indígenas únicas, con profundas raíces regionales (Haro et al. 1996, 74). En términos ecológicos también se trata de una localidad única, que representa el límite norte de la distribución geográfica de la selva baja caducifolia en el neotrópico; un tipo de vegetación rica en especies endémicas (40 por ciento de la flora) y con un alto valor por sus recursos genéticos y su función en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos (Maass et al. 2005, 11). Además de ser reconocida por su riqueza biológica, la selva baja caducifolia está muy amenazada por actividades humanas, y enfrenta graves problemas de conservación; razones por las que las selvas bajas caducifolias de México han recibido especial atención de protección, sobre todo los ambientes de vegetación ribereña (Bezaury-Creel et al. 2010, 27). En esta región de la sierra sonoreense también hay comunidades de bosque tropical secundario, que se desarrollan en sitios de selva baja caducifolia, que una vez fueron desmontados y convertidos a pastizales de zacate buffel (*Pennisetum ciliare* L.), y debido al sobrepastoreo y manejo incorrecto del pastizal se degradaron y fueron abandonados (Búrquez y Martínez Yrizar 2007, 544). Aunque los bosques secundarios son comunidades indicadoras de disturbio, también lo son de un proceso de regeneración natural,<sup>18</sup> ecológicamente importante, y de recuperación de servicios ecosistémicos. La selva baja caducifolia es además el hábitat y refugio de gran cantidad de vertebrados, entre los que destacan especies migratorias y endémicas, además de numerosas de artrópodos, muchos de ellos necesarios en la polinización de plantas silvestres y cultivadas y en la degradación de materia orgánica, entre otras funciones ecosistémicas (Ceballos et al. 2010, 371; Hutto 2010, 217; Zaragoza et al. 2010, 197).

Tal como se propone, el proyecto Los Pilares plantea modificar el discurso a “beneficiarios indirectos”, y buscar una inclusión directa,

<sup>18</sup> Es un proceso dinámico y complejo de recuperación de las propiedades del ecosistema. Los bosques secundarios representan etapas intermedias (20-30 años) en este proceso de regeneración. Tienen un alto valor ecológico, por su capacidad de acumular biomasa en un periodo relativamente corto, reflejando así su potencial para almacenar carbono (AlvarezYépez et al. 2008, 364).

efectiva y concreta de los pobladores afectados. El análisis de fortalezas y debilidades detecta amenazas reales, como que las personas tengan que someterse a un desplazamiento interno forzado y abandono de sus viviendas, pérdida de sus tierras agrícolas, tradiciones y costumbres y, por lo tanto, de su estructura social, agravando sus condiciones de extrema pobreza y marginación social. No hay certidumbre de que se les otorguen mejores condiciones de vida por la reubicación, ni de que serán considerados en la toma de decisiones.

En este caso particular, ¿existen soluciones viables a la problemática del manejo del agua? Sí las hay. Lo relevante es pasar de las decisiones desarrollistas de la gran hidráulica, donde la “esperanza” ha sido siempre esgrimida como argumento para la apropiación del agua, a un entendimiento de la interrelación entre disponibilidad de agua, uso de recursos y sostenibilidad, sin incurrir en los esquemas históricos documentados por Wittfogel (1957), que sin duda tienen un ejemplo casi perfecto en el México del siglo xx, pero no caben más en el xxi.

## Bibliografía

- Aboites Aguilar, Luis. 2009. *La decadencia del agua de la nación. Estudio sobre la desigualdad social y cambio político en México, segunda mitad del siglo xx*. México: El Colegio de México.
- Aguilar, Verónica. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual. *Biodiversitas* 8: 1-15.
- Alcocer, Javier y Fernando W. Bernal-Brooks. 2010. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia* 644: 15-68.
- Álvarez Yépez, Juan Carlos, Angelina Martínez Yrizar, Alberto Búrquez y Cynthia Lindquist. 2008. Variation in Vegetation and Soil Properties Related to Land Use History of Old-growth and Secondary Tropical Forests in Northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 355-366.

Balvanera, Patricia y Helena Cotler. 2007. Los servicios ecosistémicos y la toma de decisiones. *Gaceta Ecológica*, número especial 84-85: 117-122.

Base de datos EIA-860. Annual Electric Generator Report, U.S. Department of Energy's Energy Information Administration, 2005 Data set. <http://www.eia.doe.gov/cneaf/electricity/page/eia860.html>

Bergkamp, Ger, Matthew McCartney, Pat Dugan, Jeff McNeely y Mike Acreman. 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration Thematic Review II.1 prepared as an input to the World Commission on Dams. Cape Town, [www.dams.org](http://www.dams.org).

Bezaury Creel, Juan. 2010. Las selvas secas del Pacífico mexicano en el contexto mundial. En *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, editado por ídem., Gerardo Ceballos, Lourdes Martínez, Andrés García, Eduardo Espinoza y Rodolfo Dirzo, 21-40. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Fondo de Cultura Económica (FCE).

Búrquez, Alberto y Angelina Martínez Yrizar. 2007. Conservation and Landscape Transformation in Northwestern Mexico. En *Dry Borders: Great Natural Reserves of the Sonoran Desert*, editado por Richard S. Felger y Bill Broyles, 537-547. Salt Lake City: The University of Utah.

\_\_\_\_\_. 2000. El desarrollo económico y la conservación de los recursos naturales. En *Sonora 2000 a debate: problemas y soluciones, riesgos y oportunidades*, editado por Ignacio Almada Bay, 267-333. México: Cal y Arena.

Ceballos, Gerardo, Andrés García, Irma Salazar y Eduardo Espinoza. 2010. Conservación de los vertebrados: patrones de distribución, endemismo y vulnerabilidad. En *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias*

- rias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México, editado por Gerardo Ceballos, Lourdes Martínez, Andrés García, Eduardo Espinoza, Juan Bezaury Creel y Rodolfo Dirzo, 251-269. México: CONABIO, FCE.
- Cotler, Helena y Georgina Caire. 2009. *Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México*. México: Instituto Nacional de Ecología (INE).
- \_\_\_\_\_ y Susana Gutiérrez D. 2005. *Inventario y evaluación de presas de la cuenca Lerma-Chapala*. México: Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas. INE.
- Downing, John A., Y. T. Prairie, J. J. Cole, C. M. Duarte, L. J. Tranvik, R.G. Striegel, D. H. McDowell, P. Cortelainen, N. F. Caraco, J. M. Melack y J. J. Middelburg. 2006. The Global Abundance and Size Distribution of Lakes, Ponds, and Impoundments. *Limnology and Oceanography* 51(5): 2388-2397.
- Fearnside, Philip M. 2001. Environmental Impacts of Brazil's Tucuruí's Dam: Unlearned Lessons for Hydroelectric Development in Amazonia. *Environmental Management* 27 (3): 377-396.
- Garrido Pérez, Arturo, María L. Cuevas, Helena Cotler, Daniel I. González y Rebeca Thame. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental* 2 (1): 25-45.
- Gleick, Peter H. 2009. Three Gorges Dams Project, Yangtze River, China. *Water Briefs* 3:139-150. <http://www.worldwater.org>.
- Gordon, Eric y Ross K. Meentemeyer. 2006. Effects of Dam Operation and Land Use on Stream Channel Morphology and Riparian Vegetation. *Geomorphology* 82: 412-429.
- Graf, William L. 2005. Geomorphology and American Dams: The Scientific, Social and Economic Context. *Geomorphology* 71: 3-26.

Haro Encinas, Jesús Armando, Blanca E. Lara Enríquez, Patricia L. Salido Araiza y Vidal Salazar Solano. 1996. El sistema local de salud en la región guarijío/makurawe de Sonora: retos y perspectivas. *Revista de El Colegio de Sonora* 7 (12): 47-105.

Hutto, Richard L. 2010. Aspectos ecológicos únicos asociados con las aves migratorias de larga distancia del occidente de México. En *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, editado por Gerardo Ceballos, Lourdes Martínez, Andrés García, Eduardo Espinoza, Juan Bezaury Creel y Rodolfo Dirzo, 215-232. México: CONABIO, FCE.

Johnson, Pieter T.J., Julian D. Olden y M. Jake Vander Zanden. 2008. Dam Invaders: Impoundments Facilitate Biological Invasions into Freshwaters. *Frontiers in Ecology and Environment* 6 (7): 357-363.

Kerr, Richard A., y Richard Stone. 2009. A Human Trigger for the Great Quake of Sichuan? *Science* 16 January: 322.

Kosoy, Nicolas, Miguel Martinez Tuna, Roldan Muradian y Joan Martinez Alier. 2005. Payments for Environmental Services in Watersheds: Insights from a Comparative Study. Seminar on Environmental Services and Financing for the Protection of Sustainable Use for Ecosystems, Geneva. [http://www.unece.org/env/water/meetings/payment\\_ecosystems/Discpapers/Kosoy\\_%20Uni%20Barcelona\\_e.pdf](http://www.unece.org/env/water/meetings/payment_ecosystems/Discpapers/Kosoy_%20Uni%20Barcelona_e.pdf)

Maass, J. Manuel. 2004. La investigación de procesos ecológicos y el manejo integrado de cuencas hidrográficas: un análisis del problema de escala. En *El manejo integral de cuencas en México. Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*, editado por Helena Cotler, 49-62. México: INE.

\_\_\_\_\_, Patricia Balvanera, Alicia Castillo, Gretchen C. Daily, Harold A. Mooney, Paul Ehrlich, Mauricio Quesada, Álvaro Miranda, Víctor J. Jaramillo, Felipe García Oliva, Angelina Martínez Yrizar,

- Helena Cotler, Jorge López Blanco, Alfredo Pérez Jiménez, Alberto Búrquez, Clara Tinoco, Gerardo Ceballos, Laura Barraza, Ricardo Ayala y José Sarukhán. 2005. Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10 (1):1-17.
- Magilligan, Francis J., y Keith H. Nislow. 2005. Changes in Hydrologic Regime by Dams. *Geomorphology* 71 (1-2): 61-78.
- Mark, Alan F., y Katherine J.M. Dickinson. 2008. Maximizing Water Yield with Indigenous Non-forest Vegetation: A New Zealand Perspective. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 25-34.
- Parsons, Melissa, Craig A. MacLoughlin, Karen A. Kotschy, Kevin H. Rogers y Mark W. Rountree. 2005. The Effects of Extreme Floods on the Biophysical Heterogeneity of River Landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 487-494.
- Perevochtchikova, María y José Luis Lezama de la Torre. 2010. Causas de un desastre: Inundaciones del 2007 en Tabasco, México. *Journal of Latin American Geography* 9 (2): 73-98.
- Pérez Vega, Azucena y Mario Arturo Ortiz Pérez. 2002. Cambio de la cubierta vegetal y vulnerabilidad a la inundación en el curso bajo del río Papaloapan, Veracruz. *Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 48: 90-105.
- Petts, Geoffrey E., y Angela M. Gurnell. 2005. Dams and Geomorphology: Research Progress and Future Directions. *Geomorphology* 71: 27-47.
- Postel, Sandra y Stephen Carpenter. 1997. Freshwater Ecosystem Services. En *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, editado por Gretchen C. Daily, 195-214. Washington: Island Press.
- Reyes Martínez, Amelia y María Luisa Quintero Soto. 2009. Problemática del agua en los distritos de riego por bombeo en el estado de Sonora. *Revista Digital Universitaria* 6 (10): 1-19.

- Roland, Fábio, Luciana O. Vidal, Felipe S. Pacheco, Nathan O. Barros, Arcilan Assireu, Jean P. H. B. Ometto, André C. P. Cimleris y Jonathan J. Cole. 2011. Variability of Carbon Dioxide Flux from Tropical (Cerrado) Hydroelectric Reservoirs. *Aquatic Sciences* 72: 283-293.
- Stanley, Emily H., y Martin W. Doyle. 2003. Trading off: The Ecological Effects of Dam Removal. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 15-22.
- UNECE. 1993. The UNECE Water Convention. <http://unece.org/env/water/text.htm>.
- UPI. 2011. Energy Resources. Beijing Admits Three Gorges Dam Problems. [http://www.upi.com/business\\_news/energy-resources/2011/05/23/](http://www.upi.com/business_news/energy-resources/2011/05/23/) (23 de mayo de 2011).
- Wittfogel, Karl. 1957. *Oriental Despotism: A Comparative Study of Total Power*. Nueva York: Random House.
- Wu, N., T. Tang, X. Fu, W. Jiang, F. Li, S. Zhou, Q. Cai y N. Fohrer. 2010. Impacts of Cascade Run-of-river Dams on Benthic Diatoms in the Xiangxi River, China. *Aquatic Sciences* 72: 117-125.
- Zaragoza Caballero, S., Felipe A. Noguera, Enrique González Soriano, Enrique Ramírez García y Alicia Rodríguez Palafox. 2010. Insectos. En *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, editado por Gerardo Ceballos, Lourdes Martínez, Andrés García, Eduardo Espinoza, Juan Bezaury Creel y Rodolfo Dirzo, 195-214. México: CONABIO, FCE.

