



Semana temática: Agua para la vida.

Eje temático: Ríos y sostenibilidad

Título de la ponencia: *La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad*

Autor: Diego García de Jalón¹

¹Universidad Politécnica de Madrid

Resumen:

El actual crecimiento continuado de la población humana y de sus hábitos consumistas determina una demanda de agua por encima de las disponibilidades de los ecosistemas sobre los que se asienta. La respuesta imperante en nuestra Sociedad a este desequilibrio consiste en la regulación hídrica. En los ríos esta regulación de caudales se ha realizado mediante la construcción de sistemas de embalses y transvases.

La regulación de caudales significa que los regímenes de caudales que circulaban por los ríos en condiciones naturales se modifican. La afección directa en la fauna y flora fluviales viene del hecho de que las especies autóctonas han evolucionado y están adaptadas a las peculiaridades de los regímenes naturales de cada lugar. Solo las especies más oportunistas pueden prevalecer y completar sus ciclos biológicos bajo los regímenes fuertemente alterados.

Pero los efectos más nocivos en la biodiversidad provienen de la alteración de los hábitats fluviales que la Regulación de Caudales produce. Estos, son unos efectos a medio y largo plazo, pero insoslayables. Se originan por el efecto barrera que las presas producen en el flujo de sedimentos acarreos y limos que las aguas fluviales transportan, cuya ausencia en los cauces determinan cambios geomorfológicos. Con el tiempo, en estos nuevos hábitats, sólo nos encontramos especies introducidas, cosmopolitas y banales. Como afrontar y mitigar esta situación, será el tema a debatir.

1. Introducción

El Agua es un bien tan preciado que, nuestra civilización se ha basado históricamente en aumentar su disponibilidad. Para ello se han construido presas, azudes, depósitos, canales y trasvases, que han modificado el régimen de caudales que de forma natural discurría por los ríos. Hoy en día esta modificación es tan intensa en el mundo que, unos dos tercios de las aguas que fluyen por los cauces fluviales se encuentran reguladas por más de 40.000 grandes presas, y más de 800.000 de presas pequeñas (McCully, 1996).

Especialmente durante las últimas décadas la regulación de caudales ha adquirido especial importancia a raíz de la construcción de grandes presas y canales de trasvase. Estas estructuras se construyen para producir energía hidroeléctrica, para asegurar agua con fines agrícolas, industriales y domésticos, o para proteger frente a las avenidas. Pero su presencia en los ríos ha transformado la estructura y funcionamiento de los ecosistemas fluviales y de los entornos asociados a ellos como señalan numerosos trabajos (Petts, 1984; Yeager, 1994; Ligon *et al.*, 1995; Stanford *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997).

2. Principales efectos en las comunidades acuáticas

Los impactos de la regulación de caudales se deben, al comienzo, al hecho de la construcción de las obras hidráulicas correspondientes, que lógicamente se mantiene durante un tiempo. Posteriormente, el tipo de gestión del agua que se aplique y el funcionamiento de toda la infraestructura hidráulica son los que van a determinar la intensidad del impacto. Nos referiremos en adelante solo a los efectos de estas últimas actividades, y nos centraremos en los embalses, como la obra hidráulica más frecuente y en general más impactante.

La creación de un embalse implica en primer lugar la transformación de un tramo río en un ecosistema de aguas leníticas, cuyo funcionamiento es intermedio entre un sistema fluvial y uno lacustre.

Las presas suponen en primer lugar un obstáculo para la continuidad del río como ecosistema fluvial que impone una separación entre los tramos de aguas arriba y los de agua abajo de la presa. Por lo tanto, vamos a considerar por separado los efectos en los tramos altos de los efectos en los tramos aguas abajo. Por otra parte, las especies migratorias, cuyo ciclo biológico necesita de la continuidad del río para su tránsito, son especialmente sensibles a estas barreras, por lo que trataremos separadamente su problemática.

2.1. Efectos en las especies migratorias

Muchos de los peces fluviales realizan migraciones, bien para su reproducción, buscando lugares adecuados para el desove y el desarrollo de sus alevines, bien para buscar cauces ricos en alimento, bien en busca de refugios estivales para los individuos de mayor tamaño, o para evitar los problemas de consanguinidad en la reproducción. Las presas originan una obstrucción, y en todo caso una dificultad más, en el paso de los adultos que suben a frezar, en el caso de las especies anadrómas (p.e. los salmones), o de los alevines en el de las catadrómas (p.e. la anguila) que ascienden en busca de hábitats para su desarrollo.

Cuando las presas son grandes (alturas mayores de 15 o 20 m.) suponen barreras infranqueables, bien porque las escalas que se construyen para el ascenso no son en general económicamente viables, o principalmente porque el descenso de los alevines y juveniles (en el caso de anadromo) o de los adultos (catadrómos) queda en la práctica imposibilitado. Ello es debido a que estas presas utilizan, por lo general, exclusivamente el desagüe de fondo salvo en casos de avenidas, por lo que los migradores que descienden buscan infructuosamente por las orillas de los embalses una salida del agua por superficie. Aún en el caso que intentaran buscar

una salida en aguas profundas, la estratificación del embalse durante parte del año y el consiguiente hipolimneon anóxico supondrían otra barrera impenetrable.

En muchas especies migratorias los mecanismos que desencadenan las migraciones reproductoras están relacionados con aumentos de caudal, o cambios de temperatura de las aguas. La regulación artificial de caudales y la consiguiente alteración de su régimen térmico, especialmente cuando se dan variaciones bruscas y frecuentes de sueltas de aguas (regulación hidroeléctrica), puede confundir el comportamiento natural de la especie e incluso llegar a inhibir el comportamiento migratorio.

La mayoría de los grandes ríos ibéricos tienen grandes presas construidas en sus tramos bajos que han ocasionado la desaparición por encima de ellas de especies migratorias como mágiles, alosas, lampreas, salmones, anguilas y esturiones (Elvira *et al.* 1993). El caso de la anguila es especialmente dramático, pues era la única especie piscícola depredadora más abundante de los tramos medio y bajos de los ríos del centro de la Península Ibérica (García de Jalón y López Álvarez, 1983) y en la actualidad se encuentra restringida a los ríos costeros de la Península.

El salmón y el réo son otros salmónidos migradores que han sido fuertemente afectados por la regulación de caudales ya que las presas, o carecen de escalas, o a las que se dotan por lo general no funcionan. Recientemente la creación de numerosas minicentrales hidroeléctricas, promovidas por supuestamente ser una "energía limpia", han cortado el ascenso de estos migradores a los mejores frezaderos de salmónidos en muchos ríos. En la figura adjunta se puede observar la tendencia descendente de capturas de salmón en España.

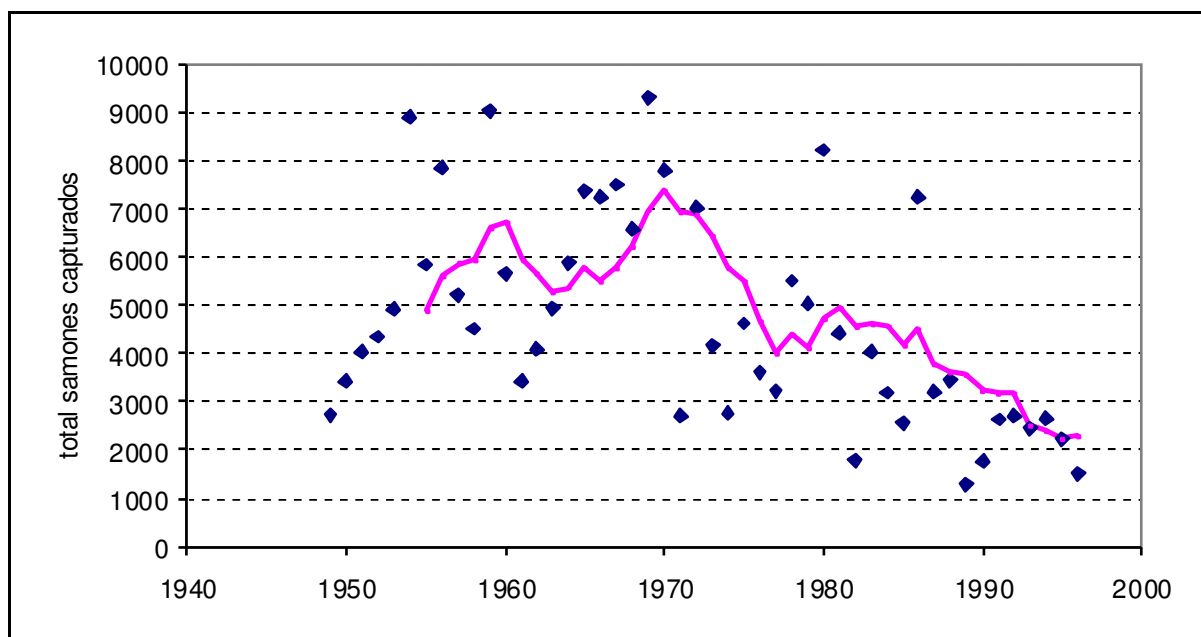


Figura 1.- Capturas y curvas de tendencia de las capturas de salmón en España.

Los peces migradores, tanto en ascenso como en descenso son mucho más atraídos por los brazos del río que llevan más corriente, por lo que cuando este operando el salto de agua, estos tenderán a ir hacia las turbinas antes que hacia el dispositivo que modula el caudal ecológico. La mortalidad por el paso de turbinas tipo "Francis" depende del tamaño del pez: de un 10% para peces de 4 cm de longitud, y del 70% para individuos de 18 cm (Lariner y Dartiguelongue, 1989).

Los cambios bruscos de presión hacen que los gases disueltos en la sangre (nitrógeno, oxígeno o dióxido de carbono) provoquen embolias. También afectan negativamente a los migradores los cambios bruscos de la calidad del agua al pasar de condiciones reducidas del fondo

al airearse en la salida liberando sulfhídrico, metano, o produciendo coágulos de precipitados sulfurosos, férricos y manganésicos. Además, no se pueden olvidar los daños causados a los peces por el paso rápido desde las aguas con temperaturas frías del fondo del embalse a las cálidas de la superficie, especialmente en el estío.

2.2. Efectos aguas arriba de la presa

Por encima de la presa tenemos dos sistemas diferentes afectados, por un lado lo que constituye el vaso del embalse, y por otro los ríos afluyentes al mismo.

Al crearse un nuevo embalse, las comunidades piscícolas del vaso del embalse sufren un cambio en su composición, en el que las especies más reófilas disminuyen en sus abundancias e incluso llegan a desaparecer, mientras que las especies de aguas remansadas se ven favorecidas. Es frecuente que la biomasa y la producción piscícola aumenten respecto a las previas condiciones fluviales, ello es debido a que la superficie y el volumen del sistema acuático aumentan considerablemente. No obstante, la productividad disminuye significativamente ya que las aguas corrientes presentan unas capacidades biogénicas muy superiores a la de los lacustres (Hynes, 1970).

Este aumento cuantitativo se debe, por lo general, a especies menos apreciadas (cipínidos, centrárquidos, esócidos) y las más cotizadas disminuyen. Las primeras son especies caracterizadas ecológicamente por ser más termófilas y frecuentemente leníticas, mientras que las segundas son criófilas y reófilas. Ello es así principalmente en embalses con estratificación estival, en los que durante esta época los peces solo pueden vivir en aguas superficiales (epilíneon) donde las temperaturas son muy superiores a la media del antiguo río.

La sucesión de especies en la comunidad ictica de un embalse es difícil de predecir pues depende en gran manera del tipo de gestión que se realice en el embalse, por lo tanto muy diferente de unos casos a otros según los usos del agua, y de la introducción de especies foráneas cuyos efectos son muy variables. En general, las poblaciones existentes en los remansos del río o en zonas lacustres próximas son las que mayor probabilidad tienen de predominar en las primeras etapas.

Si los embalses están sometidos a grandes variaciones de nivel, lo cual es muy corriente en los embalses dedicados a regadío o a abastecimientos, sus zonas litorales se convierten en desiertos biológicos, donde se localizan las zonas de freza de muchas especies leníticas y de alimento (es el hábitat de muchos macroinvertebrados) para casi todas las especies.

Los embalses son unos nuevos hábitats en los que con frecuencia se han realizado experimentos de introducción de especies, tanto por parte de gestores de la pesca, como de pescadores. Carpas, carpines, tencas, lucios y black-bass son las especies más frecuentes, aunque últimamente proliferan el pez gato, el siluro y el pez sol. Las interacciones entre las especies autóctonas y estas son complejas y da lugar a un cambio constante sin llegar, a corto plazo, a ningún equilibrio.

Los efectos del embalse en los tramos fluviales aguas arriba del mismo son obviamente pequeños. Solamente, las especies piscícolas tienen capacidad efectiva para remontar la corriente. Esto sucede en la freza de todas aquellas especies reófilas que necesitan las aguas corrientes para su reproducción y para el desarrollo de sus alevines (truchas, barbos, bogas, loinas, cachos...). Debido a que la biomasa piscícola de algunas de estas especies en el embalse puede ser considerable con relación al tamaño de estos ríos, las poblaciones sedentarias de estos tramos fluviales se ven obligadas a emigrar y refugiarse aguas arriba en arroyos de cabecera.

También, los embalses sirven de refugio a numerosas aves ictiófagas (ardeidos, cormoranes, gaviotas, somormujos,...) que afectan tanto a las poblaciones del propio embalse como a los tramos de río contiguos.

2.3. Efectos en los tramos fluviales aguas abajo

Un embalse no solo cambia el régimen de las aguas que suelta aguas abajo, sino que también es una trampa de los sedimentos y acarreos que los ríos llevan. Por ello, aguas debajo de la presa, se rompe el equilibrio geomorfológico del cauce, primero y como respuesta inmediata en los tramos próximos a la presa, pero a medio y a largo plazo en tramos cada vez más alejados de la presa, hasta afectar a los deltas e incluso a las zonas costeras cercanas a las desembocaduras.

Las aguas que sueltan los embalses, carentes de sedimentos, tienen una capacidad erosiva (Kondolf, 1997) produciendo principalmente fenómenos de incisión en el cauce y un 'acorazamiento' del substrato del mismo (Bravart *et al.*, 1997), que son los procesos que desencadenan el mencionado desequilibrio.

Por otra parte, los embalses tienen una capacidad de 'laminar avenidas' por lo que los caudales punta que normalmente sueltan los embalses son menores que los de las crecidas naturales. Como consecuencia, la vegetación de riberas, que esta formada por especies colonizadoras, pronto invaden las orillas construyendo mas aún los caudales circulantes y favoreciendo mas los procesos de incisión. Todo ello origina unos nuevos hábitats físicos, con un funcionamiento más predecible, pero a los cuales no están adaptadas las especies acuáticas nativas.

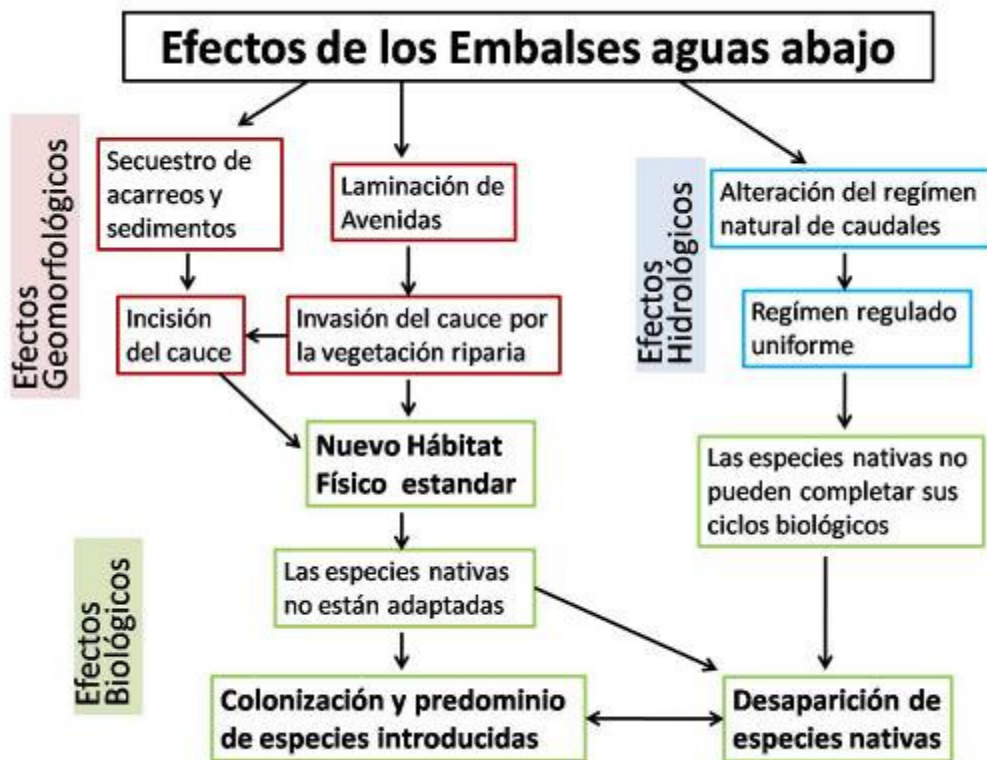


Figura 2.- Principales factores geomorfológicos e hidrológicos que se desencadenan aguas debajo de grandes embalses y que causan alteraciones en las comunidades acuáticas

Al principio la respuesta de las comunidades acuáticas a esta situación es poco acusada (principalmente cambios en las abundancias y dominancias de las especies). Con el tiempo estos nuevos hábitats se estabilizan y aparecen especies invasoras y con frecuencia introducidas, que por competencia, parasitismo o depredación van eliminando a las especies autóctonas. Y a largo plazo nos encontramos en los ríos regulados con una fauna banal formada predominantemente por

especies cosmopolitas, invasoras, introducidas y asociadas a las actividades antrópicas (ver figura 2).

Debido a la asimetría característica del funcionamiento de los ecosistemas fluviales, por la cual las partes altas de los ríos influyen preponderantemente en los tramos aguas abajo, son estos tramos los más intensamente impactados por los embalses.

Muchos son los trabajos en que se exponen efectos de embalses en los tramos aguas abajo. Una revisión de los mismos ha sido realizada por Ward & Stanford (1979) y Petts (1986). De todos ellos pocos son los efectos que pueden ser generalizados. Entre ellos destacamos:

- * La diversidad de las comunidades que habitan los tramos aguas abajo disminuye.
- * Por, el contrario, la biomasa y la densidad de las comunidades de ríos regulados pueden aumentar o disminuir, según la geomorfología del cauce fluvial se estabilice o se inestabilice.
- * Algunos tipos de organismos acuáticos se ven generalmente favorecidos (simulidos, quironómidos, oligoquetos, anfípodos, isópodos, gasterópodos,..), mientras existen otros que disminuyen (efemerópteros, plecópteros, tricópteros). En el caso de los peces, los efectos a largo plazo siempre favorece a ciertas especies lenticas que el Hombre se ha ocupado de su introducción fuera de su área de distribución, encontrándose en casi todos los ríos regulados del mundo: black-bass, pez-sol, pez gato, tilapia, carpa, carpín, alburno... (Figura 3).

La variabilidad regional de los regímenes naturales de caudales es la base de la biodiversidad de las especies fluviales. Sin embargo, en los países donde las grandes presas son abundantes, la regulación de caudales que sus embalses originan da lugar a un tipo de régimen de caudales que es muy similar y homogéneo en todos los tramos fluviales regulados (Poff *et al.* 2007), y por tanto, dicha variabilidad regional, así como la biodiversidad natural asociada se reducen grandemente.

Los efectos de un embalse en los tramos aguas abajo dependerán, por un lado de las características de fragilidad, estabilidad y nivel de complejidad del ecosistema fluvial afectado, y por otro de la intensidad del impacto a que esté afectado, que a su vez será función del tipo de presa, de las características del embalse y del tipo de aprovechamiento a que se ve sometido.

2.3.1. Características del ecosistema fluvial

Evidentemente un río los impactos de la regulación de caudales en un río sometido a algún proceso degradativo serán muy inferiores a los que la misma regulación causaría en un río en condiciones naturales, tanto menores cuanto mayor sea su nivel de deterioro. Por ello, nos restringiremos a considerar los efectos en condiciones prístinas. En estas últimas condiciones, analizaremos las características físicas, por un lado, y las biológicas por otro.



Figura 3.- Especies oportunistas y de aguas remansadas cuyas poblaciones son favorecidas por la creación de embalses y por los nuevos hábitats fluviales que la regulación de caudales genera.

Características físicas

La geomorfología del cauce es la característica básica del sistema pues es el soporte de las aguas y sedimentos y de la componente viva del ecosistema. La forma del cauce está en equilibrio con el régimen de caudales que por él circulan y con la cantidad de acarreo y sedimentos que la cuenca producen. La presencia de un embalse en el cauce significa que los caudales circulantes se modifican y que los sedimentos arrastrados quedan atrapados por la presa. Por lo tanto, después de la construcción de la presa se produce un desequilibrio geomorfológico que el río tiende a compensar mediante un proceso de reajuste en su morfología. Durante este proceso el sustrato y las orillas del cauce se encontrarán en situación inestable que afectarán a las comunidades que sobre ellos se asientan.

De forma general un río varía la geomorfología del cauce, junto con los regímenes de caudales y térmicos de sus aguas según un gradiente altitudinal. En los tramos altos tendremos cauces con pendientes fuertes y excavados en rocas o en sustratos firmes y, por lo tanto serán cauces estables. Al llegar al pie-de-monte el río disminuye su pendiente depositando gran parte de los acarreos gruesos que arrastra formando el valle aluvial. Si los depósitos son intensos el cauce sigue un trazado diseño trenzado o anastomosado, que se caracteriza por su inestabilidad. Si los depósitos se equilibran con los sedimentos arrastrados el diseño del cauce es de tipo meandriforme en que alternan las orillas de erosión y de sedimentación.

En los ríos de montaña los regímenes de temperaturas de las aguas y de caudales están ligados intensamente a la estacionalidad climática y al régimen de precipitaciones, por lo que fluctúan grandemente de forma natural. Por el contrario en los tramos bajos las aguas proceden de una gran cuenca con características heterogéneas por lo que en general sus regímenes térmicos y de caudales tienen unas fluctuaciones mucho más suaves.

Por lo tanto, dependiendo a que altura en la zonación del río se localice la presa tendremos un impacto diferente, con un periodo de adaptación al nuevo equilibrio geomorfológico también de duración variable.

Características biológicas

La respuesta de la comunidad biológica fluvial a la regulación de caudales dependerá grandemente de su composición. Si predominan especies de gran sensibilidad frente a los cambios mesológicos y si estas tienen un espectro ecológico estenoico el impacto sobre ellas será mucho mayor. En general, las comunidades bien estructuradas y con diversidad alta se verán más afectadas que las de baja diversidad.

Estas comunidades fluviales también se distribuyen a lo largo del río siguiendo un gradiente altitudinal continuo o zonación (Hawkes, 1975), cuya diferente composición y estructura origina respuestas distintas a la regulación. Por lo tanto, según las distintas localizaciones del embalse a lo largo de la zonación fluvial se producen discontinuidades en la distribución de las comunidades, lo que Ward y Stanford (1983) han denominado "el concepto de la serie de discontinuidades".

2.3.2. Características del Embalse

Las características del embalse condicionan las características de las aguas que salen por sus desagües. Lo normal es que las presas desagüen por el fondo, por lo que la calidad del agua en el río dependerá de estas aguas del hipolineon. A su vez estas dependerán del: a) nivel trófico del embalse (eutrofia - oligotrofia); y b) de la estratificación térmica del mismo.

En especial, los embalses eutróficos cuando están estratificados pueden ocasionar grandes mortandades en el tramo aguas abajo de la presa. La estratificación del embalse se origina en los climas templados durante las épocas cálidas en que se calienta la superficie y el fondo se mantiene frío. En general los embalses poco profundos no tienen marcadas estratificaciones. El grado de eutrofia del embalse depende de los vertidos orgánicos y escorrentías ricas en nutrientes de la cuenca del embalse. Sus efectos se hacen más notables en embalses con tiempos de retención grandes.

Los efectos adversos de la estratificación y de la eutrofia pueden amortiguarse grandemente si somos capaces de mezclar aguas de fondo con aguas de superficie en la proporción adecuada. Para ello es necesario dotar a la presa de una torre de tomas y gestionar la suelta de aguas teniendo en cuenta el estado limnológico del embalse.

2.3.3. Tipos de aprovechamiento del embalse

Según los usos que se planifique dar al recurso agua regulado por el embalse, tendremos diferentes regímenes de caudales en los tramos aguas abajo. Los tipos de aprovechamiento más usuales son:

- a) producción hidroeléctrica: caracterizados por mantener un nivel de agua en el embalse relativamente constante y realizar frecuentes sueltas con variaciones bruscas de caudal;
- b) regadío: caracterizados por tener fuertes oscilaciones estacionales del nivel de las aguas del embalse, y realizar sueltas altas en los meses de estiaje, mientras que los de invierno son menores (figura 4D);
- c) abastecimiento: caracterizados por tener una conducción cerrada del embalse al centro de consumo, por lo que el cauce aguas abajo se queda con unos caudales circulantes muy reducidos (figura 4C);
- d) laminación de avenidas: caracterizados por mantener vacío el embalse durante las épocas de avenidas más probables;
- e) transvases: caracterizados por acumular recursos hídricos de otras cuencas, por lo que sueltan aguas los tramos aguas abajo soportan caudales superiores a los normales. También los hay que acumulan para transferir a otras cuencas, por lo que debajo de los mismos circulan caudales reducidos.

Es lo más frecuente que los embalses tengan mas de un aprovechamiento, por lo que las pautas anteriores se encuentran mezcladas. Son los embalses de uso múltiple que presentan una conjunción de las características de regulación de varios de los tipos de uso anteriores. El predominio de una actividad sobre otra hará que los efectos en el sistema fluvial sean preferentemente de uno u otro signo.

Además, en los casos de varios embalses próximos, bien en serie uno detrás de otro o bien intercomunicados en diferentes ríos, el aprovechamiento se realiza conjuntamente como un sistema. Ello es un fuerte inconveniente a la hora de analizar sus impactos, pues las posibilidades de actuación son muy diversas, lo cual también podría ser una ventaja (si se sabe aprovechar) para realizar una gestión con mayor cuidado ambiental.

Efectos de la regulación hidroeléctrica

Los regímenes de caudales ocasionados por la producción de energía hidroeléctrica tienen unos efectos en los animales fluviales mucho peores que los ocasionados por cualquier otro tipo de uso de la regulación de caudales como regadío, abastecimiento, prevención de inundaciones, etc. (Armitage, 1983). En especial los bruscos cambios de nivel de las aguas que la generación de corriente eléctrica mediante el turbinado del agua tiene unos efectos desastrosos en el ecosistema fluvial y así ha sido resaltado por los más importantes investigadores: Ward (1976); Langford (1983); Armitage (1984) y Potts (1984).

Estos cambios bruscos consisten en lo que en la bibliografía especializada se denomina "hydro-peaking" (hidro-puntas) que consiste en unas fuertes oscilaciones del caudal circulante por los tramos aguas abajo de las turbinas (ver fig.4B). Estas puntas o máximos de caudal circulante tienen lugar en los días de diario durante el día, mientras que por las noches y en los fines de semana los caudales circulantes son mínimos.

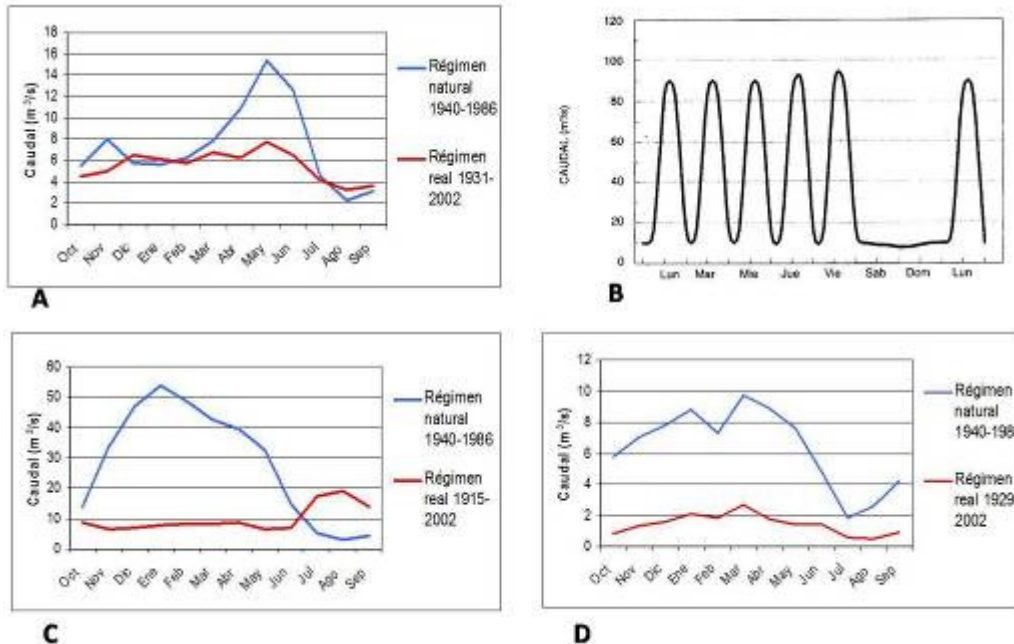


Figura 4.- Alteración del régimen natural por regulación de caudales según usos: A) aprovechamiento hidroeléctrico en el río Aragón aguas arriba de Jaca (datos de la estación de aforos 9018).; B) Fluctuación semanal del caudal provocadas por la explotación de una central hidroeléctrica; C) del agua para regadío en el río Ebro en Arroyo (datos de la estación de aforos 9026); D) uso para abastecimiento de la ciudad de Huesca del embalse de Vadiello en el río Guatzalema a la altura de Peralta de Alcofea datos de la estación de aforos 9032).

Este tipo de régimen hidráulico es consecuencia del hecho de que la energía hidroeléctrica se utiliza como complementaria de la energía eléctrica de origen convencional, tanto de plantas térmicas como nucleares. En efecto, estas plantas convencionales producen una cantidad de energía que es constante en el tiempo, mientras que la Sociedad demanda una cantidad de energía que varía diariamente y semanalmente con unos máximos al mediodía de los días de diario, y es por ello que las turbinas de producción hidroeléctrica se han de ajustar a esta pauta.

Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y de las plantas acuáticas (macrofitas) son por lo general las más afectadas por la regulación hidroeléctrica, disminuyendo su diversidad y la abundancia de sus poblaciones debido a que son muy pocas las especies que pueden mantenerse en las condiciones del río en las que se alternan cortos periodos de aguas de fuerte corriente con periodos en que se seca gran parte del cauce y él quedando sólo tramos de aguas con movimiento lento (Trozky y Gregory, 1974). Los aumentos súbitos del nivel del agua, cuando las turbinas empiezan a funcionar, causan el arrastre por las aguas de abundantes organismos de macroinvertebrados que habitan en el lecho del río (Broker y Hemsworth, 1978; Statzner, 1981) y especialmente de aquellas especies asociadas con macrófitas y con el perifiton (Radford y Hartland-Rowe, 1971; Irvine y Henriques, 1984).

Por el contrario, cuando el nivel de las aguas baja bruscamente al dejar de funcionar las turbinas, los macroinvertebrados bentónicos se ven con frecuencia confinados en orillas y partes del cauce que se quedan en seco o aisladas de la corriente en charcas, en cuyas condiciones no pueden sobrevivir. Sólo las especies que pueden migrar a la zona intersticial resisten adecuadamente la regulación hidroeléctrica de caudales y sus poblaciones en muchos casos se hacen dominantes en la comunidad macrobéntica (Powell, 1958; Ward, 1976; Henricson y Müller, 1979). Finalmente, si el régimen hidráulico originado por el salto eléctrico provoca fuertes oscilaciones diarias de caudal, las perturbaciones en la comunidad macroinvertebrada son extremas (Ward y Stanford, 1983; Donald y Mitch, 1980).

Cuando se trata de grandes embalses eutróficos, y las turbinas toman el agua del fondo del embalse, al llegar la época de estratificación del embalse, se sueltan aguas totalmente anóxicas. Estas aguas sin oxígeno no pueden ser aireadas, pues salen "mansas" al haber dedicado su energía potencia a mover las turbinas, por lo que causan la muerte de macrobentos y peces en el tramo aguas abajo de la presa.

Las comunidades de peces fluviales son impactadas por la regulación hidroeléctrica indirectamente a través de la reducción en sus recursos alimenticios y en la inestabilización de su hábitat. Barnes *et al.* (1984) encontraron que las poblaciones piscícolas que habitaban debajo de un embalse de regulación hidroeléctrica se veían afectados por descenso en sus tasas de crecimiento, inhibición de la reproducción y un estado generalizado de stress. Así mismo, en los ríos españoles con regulación hidroeléctrica se ha encontrado que las poblaciones de trucha son también afectadas por los cambios negativos originados en la cadena del ecosistema fluvial. Estos efectos indirectos se traducen en una disminución del crecimiento y en fuertes reducciones en su número y biomasa (García de Jalón *et al.* 1988; Casado *et al.* 1989; Camargo y García de Jalón, 1990).

Efectos de los embalses de regadío

Los embalses españoles cuya finalidad principal es el almacenar agua para regadíos se ubican con frecuencia en los tramos altos de las cuencas, tienen efectos en las comunidades piscícolas y en general sobre todo el ecosistema fluvial de aguas abajo del embalse que puede considerarse como beneficioso. Estos tramos se sitúan en el pie-de-monte caracterizados por un cauce algo inestable. El hecho de que los embalses de regadío acumulen agua en invierno y primavera evita los daños que de forma natural las crecidas originan en estas épocas.

Por otra parte las comunidades piscícolas de estos tramos atraviesan durante el estío su época más desfavorable, ya que debido a su carácter mediterráneo sufren un fuerte estiaje y las temperaturas del agua se eleva bastante, reduciendo su contenido de oxígeno hasta los umbrales de tolerancia de muchas especies. El efecto de los embalses de regadío, soltando aguas frías del fondo durante el verano, para su aprovechamiento agrícola, supone un aumento de caudal respecto a las condiciones naturales y un enfriamiento de las aguas circulantes, que aumentan su capacidad biogénica de forma muy notable, especialmente para las poblaciones de especies criófilas como la trucha.

Los conocidos cotos trucheros de los ríos Orbigo y Porma, situados debajo de los embalses de riego de Luna y Vegamián respectivamente, son considerados como los mejores por numerosos pescadores, y son un ejemplo de este fenómeno, localizándose en zonas teóricas de transición al barbo (potamon alto) que se benefician claramente de la regulación hidráulica existente, la cual por otra parte evita también las crecidas invernales que normalmente afectaban a los frezaderos en épocas anteriores a las presas.

3. Factores a considerar en el impacto en los tramos aguas abajo

A la hora de evaluar los posibles impactos de cualquier aprovechamiento hidráulico hay que decir que la intensidad de estos impactos depende en gran medida de como y cuando se realice dicho aprovechamiento. Un primer factor a considerar es la estabilidad geomorfológica del cauce sometido a un régimen de caudales diferente (en general con avenidas menos frecuentes y de menor intensidad) y una disminución de los acarreo, que quedan atrapados en el vaso del embalse.

Esta inestabilidad del cauce se traduce con frecuencia en una erosión de fondos y orillas que produce sedimentos finos y que son arrastrados por la corriente. Estos sedimentos tienen unas consecuencias nefastas para los organismos acuáticos. Recientemente ha sido realizada una síntesis de los mismos por Newcombe y MacDonald (1991). El mecanismo de acción directa más frecuente es el roce continuado de estas partículas con la piel de los animales acuáticos que produce daños y erosiones en la epidermis. Esto facilita la entrada de toda clase de patógenos y parásitos. Además, los sedimentos finos arrastrados por las aguas dañan especialmente los sistemas respiratorios de estos animales acuáticos al acumularse en sus branquias.

Pero el mayor daño para el ecosistema fluvial se produce cuando los sedimentos finos se depositan, aguas abajo, en el lecho del río, recubriendo todos los sustratos naturales del mismo (gravas, piedras y cantos rodados). Este sustrato natural contiene debajo de su superficie el llamado medio intersticial, constituido por los pequeños volúmenes e intersticios que las piedras y gravas dejan entre ellas. El medio intersticial es fundamental para la mayoría de las especies animales del río, pues les sirve como depósito seguro de sus huevos y como refugio y criadero para sus larvas y alevines. Los sedimentos de estos materiales finos colmatan el medio intersticial y por lo tanto se pierde su gran capacidad biogénica.

Desde el punto de vista ecológico, existen ciertos factores, que la regulación de los embalses modifica, y que actúan como los principales controladores del funcionamiento del ecosistema fluvial. Estos son factores son (Ward, 1976): a) el régimen de caudales que el embalse suelta; b) el régimen térmico de las aguas soltadas; c) la calidad química de las aguas soltadas.

En términos generales, el normal funcionamiento de los embalses, según los tipos de instalación y sus peculiaridades de gestión y uso, provocará unas características de estos factores, cuyo análisis y valoración podrá evaluar la magnitud de los efectos sobre el tramo aguas abajo.

3.1. Regímenes de caudales originados por embalses

Cuatro tipos de pautas en la suelta de caudales nos encontramos aguas abajo de las presas:

1) Caudales reducidos: La superficie acuática del cauce disminuirá y por lo tanto su producción absoluta.

La mayoría de las especies animales que habitan en el río están especializadas en algún tipo de velocidad de las aguas mediante adaptaciones de sus mecanismos de alimentación o/y de sus medios de locomoción y sustentación en la corriente, o/y de su fisiología (Hynes, 1970). Es decir, simplificando, existen dos tipos de especies, unas reófilas (amantes de las corrientes) que predominan en los rápidos, y otras de aguas con movimiento lento o quietas que habitan en las orillas, pozas y remansos. Cuando los caudales son inferiores a los que normalmente circulan por el cauce, las velocidades medias de las aguas serán menores y por lo tanto se favorecen las especies leníticas y se ven perturbadas las reófilas.

Estas menores velocidades del agua implican, también una menor capacidad de transporte de acarreo y sedimentos. En estos tramos los sedimentos que traen los afluentes se depositan en la confluencia. De esta forma, se homogenizan los microhábitats del fondo y se rellena de sedimentos el medio intersticial, por lo que muchas especies del macrobentos desaparecen y se malogran los frezaderos.

2) Aumento de caudales circulantes: Un aumento de los caudales medios circulantes por el cauce producirá una inestabilidad del mismo, con posible erosión de orillas y fondos. Esta inestabilidad limitará la producción de los organismos bentónicos, mientras que los sedimentos producto de la erosión producen turbiedad (que limita la producción primaria) y puede dañar a los organismos de la columna de agua (macrófitas y peces).

Con los caudales altos las condiciones hidráulicas más rápidas que favorecen a las especies reófilas, mientras que las de aguas tranquilas son arrastradas de su hábitat o bien impedidas para realizar sus funciones vitales. Por otra parte con caudales mayores se favorecen los efectostémicos de los embalses, que veremos seguidamente.

3) Constancia estacional: este régimen produce unos caudales menores en invierno y mayores en verano. Por lo tanto, las crecidas naturales disminuirán en intensidad y frecuencia. Ello origina una estabilización del cauce, con un sustrato más estable y unas orillas y márgenes más determinadas por la constancia del nivel de las aguas. Como consecuencia se favorece el establecimiento de una vegetación ripícola que protege y da sombra al cauce, proveyéndole de un excelente refugio para la fauna acuática.

Este cambio, repercute también en una menor turbidez al poner límite a las crecidas naturales. Esto favorece un mayor desarrollo tanto del perifiton como de la vegetación macrofítica sumergida, al estabilizarse el sustrato en que vegetan. El macrobentos suele aumentar cuantitativamente, pero su diversidad se ve notablemente disminuida, ya que la estabilidad favorece la dominancia de aquellas especies mejor dotadas para vivir en esas condiciones concretas, en detrimento de otros taxones que dejan de ser competitivos. Los salmónidos y otros peces que frezan en épocas de crecidas pueden verse favorecidos, al eliminarse un factor de riesgo que amenaza a la cría del año.

4) Oscilaciones bruscas: Los caudales circulantes por el río podrán variar bruscamente desde el caudal máximo concedido al aprovechamiento hidráulico, hasta el caudal ecológico admitido. Esta oscilación, atendiendo al tipo de turbinas que normalmente se utilizan, puede hacerse en menos de un minuto. Fenómenos de crecidas bruscas no se presentan en la naturaleza más que de modo episódico, y no hay organismos específicamente adaptados a ello. Las consecuencias de estas posibles fluctuaciones son obvias: la mayoría de las especies de macroinvertebrados serán arrastrados al aumentar

los caudales, o gran número de organismos acuáticos se podrán quedar en seco. La fauna queda reducida a especies tolerantes a fuertes corrientes en el centro del cauce, o capaces de desplazarse rápidamente a posiciones de refugio frente a la corriente, o que en las cercanías de las orillas puedan sobrevivir a las fases de sequía en los intersticios del lecho. La comunidad macrobéntica queda rápidamente empobrecida en densidad, riqueza faunística y diversidad.

Las fluctuaciones del caudal circulante llevan asociados cambios en las condiciones hidráulicas de la columna de agua, en especial en la velocidad. En condiciones de frecuentes fluctuaciones de caudal, los macroinvertebrados bentónicos, tanto las especies reófilas como las leníticas se ven perturbados y sólo las especies generalistas, que pueden vivir tanto en aguas rápidas como en lentas (quironómidos y oligoquetos), pueden sobrevivir.

La variación de las características hidráulicas también afecta a los peces especialmente mediante la inhibición de su reproducción. En efecto, las especies piscícolas que habitan los ríos en sus tramos de montaña como de pié de monte (truchas, barbos, bogas, cachos,...) son litófilas en cuanto a su freza, es decir que necesitan para el desove y la cría de sus larvas zonas del río con fondos de gravas y aguas con una cierta corriente. En el momento de la freza, si las aguas son altas, pudiera ser que el desove se realizara en zonas que se quedarán al descubierto al bajar el nivel de las aguas, malográndose la puesta. Por el contrario, en aguas bajas las condiciones de corriente adecuada sólo se producen en zonas cuya profundidad no permite la entrada de reproductores y por lo tanto se inhibe la freza.

Estas poblaciones piscícolas se verán también indirectamente afectadas a través de sus recursos alimentarios, ya que se alimentan principalmente de los macroinvertebrados de fondo; y ya hemos visto como este tipo de regulación les impacta.

En cuanto a los peces de mayor tamaño, estos se verán fuertemente afectados ya que necesitan una profundidad mínima de unos 30 cm para poder desplazarse; y sobre todo, padecerán por falta de refugio frente a sus depredadores (garzas, nutrias, tejones, furtivos, etc.) pues normalmente lo encuentran en aguas profundas. Las zonas de profundidad quedarán restringidas a zonas aisladas de superficie muy reducida. Los descensos rápidos del nivel de las aguas ocasionarán con frecuencia que estos individuos grandes se queden varados en mitad del cauce y alejados de sus refugios.

3.2. Alteración del régimen térmico por los embalses

Los embalses profundos mantienen una inercia térmica que amortigua grandemente las fluctuaciones estacionales y diarias. Este efecto está especialmente marcado en los embalses que se estratifican que desaguan por el fondo en las épocas cálidas del año. Las pautas térmicas que principalmente afectan a las comunidades acuáticas son las siguientes:

Constancia estacional: Las aguas que salen del hipolimneon son marcadamente más frías en verano y algo más cálidas en invierno debido a su estratificación. A su vez la inercia térmica de las masas embalsadas propicia que el rango de variación a lo largo del año sea menor. El perifiton presenta una productividad mayor y más sostenida. Las especies más adaptables del bentos se benefician de tal circunstancia, pero aquéllas que ajustan más estrictamente sus ciclos biológicos a los ciclos térmicos estacionales, quedan eliminadas, al no poder sincronizarlos con unos gradientes térmicos marcados. Con los peces ocurre de modo similar.

Aumento de la uniformidad diaria: Sus consecuencias no son bien conocidas. Se sabe que las variaciones diarias tienen un papel importante en la regulación del funcionamiento

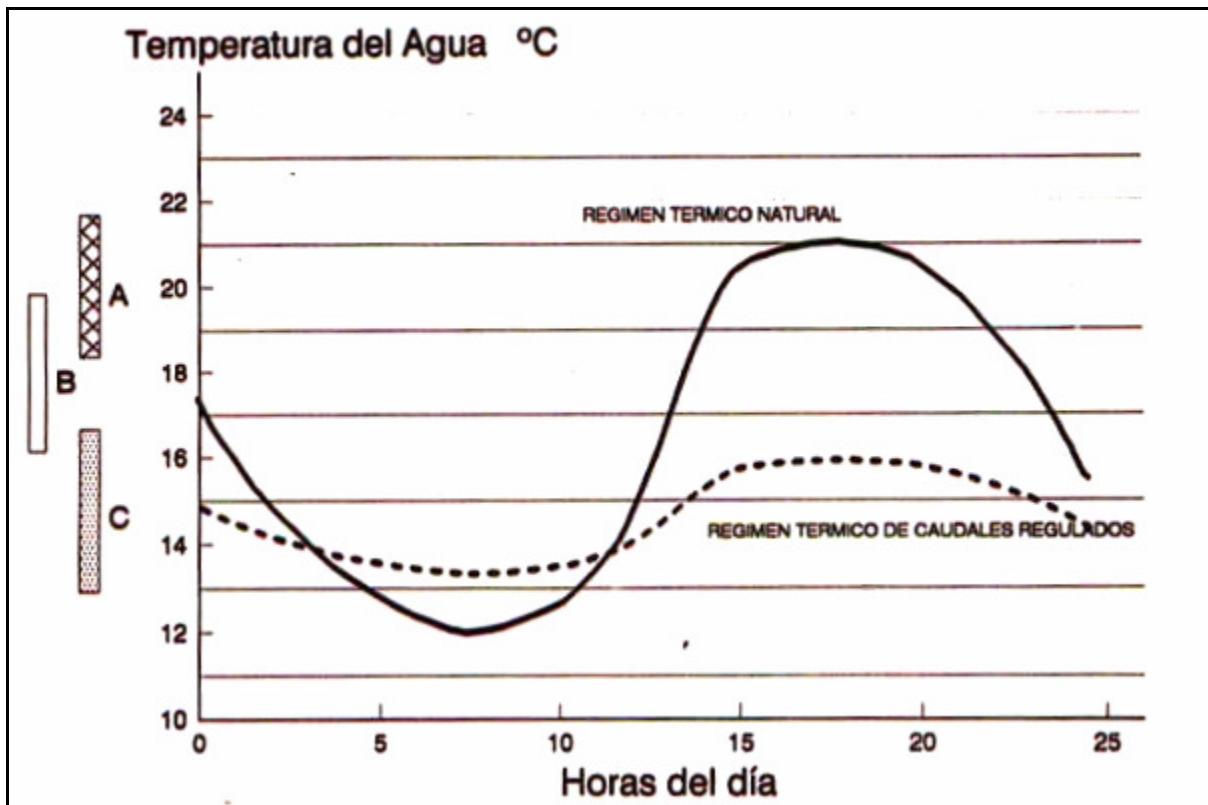


Figura 5.- Exclusión competitiva de las especies A y C por la especie B al pasar del régimen térmico natural al regulado. En ordenadas se señalan los rangos de temperaturas óptimos de las 3 especies.

fisiológico de los organismos acuáticos, tanto vegetales como invertebrados y vertebrados poiquiloterms. Una alteración de ese régimen natural provoca disminuciones generalizadas de crecimientos y producciones. La comunidad disminuye su diversidad pues la constancia térmica impide el solape de nichos que favorece la eliminación de especies por exclusión competitiva (ver fig. 5).

Elevación de las temperaturas invernales: Como consecuencia de la mayor inercia térmica de la masa embalsada, las descargas desde niveles profundos en invierno pueden presentar temperaturas algo más elevadas que las normales en condiciones naturales. Esta mayor templanza de los inviernos puede dar lugar a crecimientos y producciones mayores, más uniformes y sostenidas, en los distintos componentes de la comunidad acuática. Sin embargo en climas fríos que los cauces se hielan, ciertas especies criófilas exigen temperaturas bajo cero para eclosionar y por lo tanto se les impide su desarrollo.

Disminución de la temperatura estival: Este fenómeno es acusado aguas abajo de aquellos embalses cuyas descargas proceden del hipolimnion, o capa inferior de aguas que se mantienen frías en verano en el seno del embalse. Para el macrobentos es un factor en general muy negativo, al interferir en sus procesos de crecimiento, maduración y reproducción, que requieren el mantenimiento de unos ciertos niveles térmicos sostenidos durante un determinado periodo. De este modo, puede verse interrumpido el ciclo biológico, o realizarse de modo precario, dando origen a individuos más pequeños y débiles. La consecuencia es la eliminación de numerosas especies y la disminución de otras; por el contrario las especies de tramos más altos, en general criófilas se ven favorecidas al ocupar el lugar de las anteriores. Los peces, igualmente, pueden ver alterado su metabolismo, disminuyendo los crecimientos o siendo interferida la reproducción. En zonas templadas, los salmónidos suelen desplazar a los ciprínidos, al ser más propios de aguas frías.

Retraso de las máximas anuales: Las máximas temperaturas anuales del año es un hecho que utilizan numerosas especies como clave reguladora de su ciclo biológico desencadenando procesos como la eclosión, emergencia o la segregación de hormonas sexuales. En este sentido, con frecuencia los insectos acuáticos con adultos aéreos se ven perjudicados al emerger estos tardíamente y quedar expuestos a temperaturas atmosféricas letales o que inhiben su reproducción.

3.3. Alteración de la calidad de las aguas

Los embalses funcionan como grandes reactores químicos que pueden alterar la calidad de las aguas, depositando sustancias en suspensión, precipitando otras y cambiando el potencial redox. Algunos de estos procesos tienen efectos en los sistemas fluviales de aguas abajo:

Sobresaturación de gases.- Los gases disueltos en el agua pueden alcanzar elevadas concentraciones a la salida de los embalses, cuando esa salida se produce en caída desde una cierta altura, recogiendo el líquido importantes cantidades de aire y sumergiéndolo a una profundidad donde la presión hace posible una elevada solubilidad. Estas condiciones pueden acarrear trastornos en la respiración de los peces, llegando a ser un importante factor de mortalidad en los individuos más jóvenes.

Disminución del contenido en oxígeno.- En el interior de los embalses donde se observa una estratificación y procesos de eutrofia las algas de fondo presentan déficit de oxígeno disuelto, que en caso de ser aprovechada su energía potencial mediante turbinas, la suelta de estas aguas se hace sin aireación. Estas aguas anóxicas pueden causar importantes mortandades aguas abajo.

Aparición de sustancias tóxicas.- La anoxia en las zonas profundas del embalse, provoca a continuación el predominio de mecanismos metabólicos anaerobios, cuyas sustancias de deshecho son formas reducidas como el amoníaco, el metano y el sulfhídrico. La presencia de concentraciones altas de estos compuestos, tóxicos para la generalidad de las especies acuáticas, en las aguas vertidas, se puede manifestar en mortandades más o menos extendidas. Incluso si las concentraciones no alcanzan niveles críticos, su acción sinérgica con otras circunstancias desfavorables es capaz igualmente de tener graves consecuencias. También se forman precipitados de metales pesados (Fe y Mn) en los tramos aguas abajo, pues las condiciones reductoras del embalse favorecen su disolución y al oxidarse en el cauce precipitan.

Aumento en las concentraciones de nutrientes.- Los embalses actúan como depósitos de acumulación de nutrientes en el fondo, por lo que las sueltas de fondo pueden tener una concentración superior de nutrientes. La presencia de estos nutrientes, junto con la frecuente ausencia de avenidas en el cauce regulado, favorece la presencia de densas masas de macrófitas y por lo tanto a su fauna asociada.

Aumento de los sólidos en suspensión: Los desagües de fondo se suelen construir para amortiguar el aterramiento del embalse, por lo que con cierta periodicidad se hacen sueltas fuertes para el arrastre de los sedimentos finos acumulados. Ello produce algunos casos de turbidez, especialmente en aquellos embalses cuya cuenca de recepción está sometida a procesos erosivos. Los efectos de la turbidez en la comunidad acuática son en general una disminución de la producción primaria. La sedimentación en el lecho de estos finos arrastrados homogeniza el mosaico de microhábitats bentónicos y ahogan el medio intersticial, cuyas consecuencias biológicas ya se han comentado anteriormente.

4. Conclusiones

Como síntesis de lo expuesto anteriormente concluimos que los efectos de la regulación de caudales mediante embalses en los ecosistemas fluviales no son despreciables, sino que por el contrario el río constituido por los tramos de río contiguos al embalse se verá sometido a un perjuicio difícilmente reparable.

Finalmente, en muchas ocasiones estos efectos nocivos pueden ser sensiblemente aminorados, de tal forma que el aprovechamiento y regulación de las aguas sea compatible con la conservación de las especies fluviales. Para ello son recomendables algunas medidas en la gestión de los embalses:

Se deben evitar y en todo caso limitar las oscilaciones bruscas de caudal tanto al comenzar como al finalizar la suelta de las aguas, como referencia podríamos fijar como límite que las tasas de fluctuación sean inferiores a $1 \text{ m}^3/\text{s}$ cada 15 minutos.

La regulación de la calidad de las aguas que el embalse suelta debe realizarse en función de las características limnológicas del embalse en cada momento, mediante la utilización de una torre de tomas que permita el soltar aguas a la profundidad adecuada o mediante la mezcla de aguas a distintas profundidades, según los objetivos.

La construcción de escalas piscícolas adaptadas a las características de la ictiofauna autóctona de cada río es imprescindible para la conservación de estas especies. Estas escalas han de estar dotadas del caudal necesario para que atraigan a los migradores, tanto en subida como en descenso. También es importante comprobar su funcionamiento periódicamente mediante sistemas de células fotoeléctricas.

La protección de la fauna piscícola se debe asegurar mediante la construcción de barreras eléctricas a la entrada y a la salida de las turbinas y desagües.

Fijar el caudal ecológico sobre la base de las exigencias de hábitat de la fauna fluvial. El caudal ecológico, o con mayor propiedad el caudal mínimo ecológico, es aquel que nos asegura unas condiciones que permitan al menos la conservación de las poblaciones fluviales existentes antes del aprovechamiento hidráulico. Una correcta estimación de este régimen de caudales ecológico exige un complejo estudio del tramo de río (ver García de Jalón, 1989 y Manteiga y Olmeda 1992) y que está fuera de las posibilidades de esta revisión. Pero existen unos criterios de sentido común que, aplicados con conocimientos biológicos, nos pueden orientar y fijar la cuantía de este caudal mínimo.

El criterio de aplicar en todos los ríos de las cuencas hidrográficas como caudal ecológico un 10 %, o cualquier otro porcentaje, del caudal medio anual circulante (o de la aportación anual media) no tiene ninguna base científica o técnica, ya que es obvio que para cada río el caudal deberá depender de la distribución de frecuencias a lo largo de las estaciones del año y de la estructura física del cauce. En un río de régimen torrencial con grandes crecidas y largas sequías, el caudal ecológico podrá ser del 15, del 10 o del 5% de su caudal medio anual; pero en uno de régimen uniforme será del 20, del 30 o del 40% dependiendo de sus características ecológicas.

Las comunidades fluviales han evolucionado en este tipo de régimen fluctuante y por lo tanto sus ciclos biológicos están adaptados a las variaciones estacionales. Así mismo, están adaptadas a tolerar unos caudales mínimos durante el estío, e incluso pueden tolerar caudales muy exigüos durante uno o varios días, que obviamente no pueden mantener durante periodos largos. Por lo tanto, como una primera aproximación con sentido biológico al caudal mínimo se puede recomendar el caudal circulante medio durante los tres meses de estío, pues es un caudal que las comunidades están adaptadas a mantener de continuo durante una temporada razonablemente larga.

5. Referencias Bibliográficas

- ARMITAGE, P. 1984 Environmental changes induced by stream regulation and their effects in lotic invertebrate communities. In: A. Lillehammer y S.J. Salveit (eds). *Regulated Rivers*. Universitetsforlaget. Oslo.
- BARNES, M.A.; G. POWER y R.G.H. DOWNER 1984 Stress related changes in Lake Whitefish (*Coregonus clupeaformis*) associated with hydroelectric control structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 41(10), 1528-1533.
- BRAVARD J., AMORROS C., PAUTOU G., BORNETTE G., BORNAUD M., CREUZE DES CHATELLIER M., GILBERT J., PEIRY J., PERRIN J., TACHET H. 1997. *River incision in south-east France: morphological phenomena and ecological effects*. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 75-90.
- BROKER, M.P. y R.J. HEMSWORTH 1978 The effect of the release of an artificial discharge of water on the invertebrate drift in the R. Wye, Wales. *Hydrobiologia* 59, 155-163.
- CAMARGO, J.A. y D. GARCIA DE JALON 1991 The downstream impacts of the Burgomillodo reservoir, Spain. *Regul. Rivers: Res. & Mgt.* 5, 305-17.
- CASADO, C., D. GARCIA DE JALON, C. MONTES, E. BARCELO & F. MENES. 1989. The effect of an irrigation and hydroelectric reservoir on its downstream communities. *Regulated Rivers. Research and Management* 4: 275-284.
- CENTRO de ESTUDIOS HIDROGRAFICOS 1981 *El Agua en España*. MOPU. Madrid.
- DAHM, C.N.; J.R. SEDELL & F.J. TRISKA 1989. A historical look at streams and rivers in North America. In: *Stream Rehabilitation and Restoration*. N.A.B.S.. Technical information workshop. University of Guelph, Ontario.
- DONALD, D.B. y R.A. MITCH 1980 The effect of hydroelectric dams and sewage on the distribution of stoneflies (Plecoptera) along the Bow river. *Quaestiones Entomologicae* 16, 665-670.
- GARCIA DE JALON, D. & J.V. LOPEZ ALVAREZ. 1983. Contribución al conocimiento de la distribución geográfica y mesológica de las principales especies piscícolas de la Cuenca del Duero en el verano de 1981. *Actas I Congreso español de Limnología*: 214-226, Barcelona.
- GARCIA DE JALON, D. & M. GONZALEZ TANAGO 1984 *Métodos Biológicos para el Estudio de la Calidad de las Aguas*. Serv. Pub. ICONA. Madrid. 244 pgs.
- GARCIA DE JALON, D. 1984. Stream Regulation in Spain. En: *Regulated Rivers*. A. Lillehammer & S.J. Saltveit (eds.), 481-494. Universitetsforlaget, Univ. Oslo.
- GARCIA DE JALON, D. 1986. Human impacts on aquatic insect communities. Preceedings or the 3rd European Congress of Entomology. Amsterdam.
- GARCIA DE JALON, D. 1987. River Regulation in Spain. *Regulated Rivers. Research and Management* 4(1): 343-348.
- GARCIA DE JALON, D. 1990. Técnicas hidrobiológicas para la fijación de caudales ecológicos mínimos. En: *Libro homenaje al Profesor D. M. García de Viedma*. 183-196. A. Ramos, A. Notario & R. Baragaño (eds.). FUCOVASA. UPM. Madrid.
- GARCIA DE JALON, D., C. MONTES, E. BARCELO, C. CASADO & F. MENES. 1988. Effects of a Hydroelectric Regulation on Fluvial Ecosystems from the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers. Research and Management* 4(2): 479-492.
- GARCIA de JALON, D., M. GONZALEZ TANAGO y C. CASADO 1992 Ecology of regulated streams in Spain: An overview. *Limnetica* 8, 161-166.
- GARCIA RETUERTA, C. 1987. Obras de regulación, defensa y encauzamiento de los ríos españoles. Cauces para aguas turbulentas. *Revista del MOPU*. 340: 62-70.
- GONZALEZ del TANAGO, M. 1985 El papel del bosque en la calidad de las aguas. *El Campo. Bol. Inf. Agrar.* 98, 118-124.
- HAWKES, H.A. 1975 River zonation and classification. In: *River Ecology*. Whitton, B.A. (ed.). Blackwell Sc. Pub. Oxford.
- HELLAWELL, J.M. 1986 *Biological Indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Apppl. Sc. Pub. Londres. 546 pg.

- HERICSON, J. y K. MULLER 1979 Stream regulation in Sweden with some examples of Central Europe. In: J.V. Ward y J.A. Stanford. *The Ecology of Regulated Streams*. 183-200. Plenum Press. Nueva York.
- HYNES, H.B.N. 1960 *The Biology of the polluted waters*. Liverpool Univ. Press. Liverpool.
- HYNES, H.B.N. 1970 *The Ecology of Running Waters*. Liverpool Univ. Press.
- IRVINE, J.R. & HENRIQUES, P.R. 1984.-A preliminary investigation on effects of fluctuating flows on invertebrates of the Hawea River, a large regulated river in New Zealand. *New Zealand J. Mar. & Freshwater research*. 18, 283-290.
- JOLANKAI, G. & G. ROBERTS 1983 Land use impacts on aquatic systems. *Procs. 5th Workshop prog.* MAB. Budapest.
- KONDOLF, G.M. 1997. *Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels*. *Environmental Management*. 21(4):533-551.
- LANGFORD, T.E. 1983 *Electricity Generation and the Ecology of Natural Waters*. Liverpool Univ. Press.
- LARINER, M y J. DARTIGUELONGUE 1989 La circulation des poissons migrateurs: le transit a travers les turbines des installations hydroélectriques. *Bull. Fr. Pêche Pisc.* 312 y 313, 1-94.
- LIGON F.K., DIETRICH W.E., TRUSH W.J. 1995. *Downstream ecological effects of dams, a geomorphic perspective*. *BioScience* 45: 183-192.
- LIKENS, G.E. 1984 Beyond the shoreline: A watershed ecosystem approach. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22, 1-22.
- MANTEIGA, L y C. OLMEDA 1992 La regulación del caudal ecológico. *Quercus* 44-46.
- McCULLY P. 1996. *Silenced Rivers. The Ecology and Politics of Large Dams*. London: Zed Books.
- MEEHAN, W.R., SWANSON, F.J. & SEDELL, J.R. 1977. Influences of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular references to salmonid fishes and their food supply. Symposium on the Importance, Preservation and Management of the Riparian Habitat. 9 de Julio. Tucson, Arizona. Forest Service. US Department of Agriculture.
- NEWCOMBE, C.P. y D.D. MACDONALD 1991 Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems. *Nth. Amer. J. Fish. Mngt.* 11, 72-82.
- PETTS, G. 1986 *Impounded Rivers. Perspectives for Ecological Management*. J. Wiley & Sons. Chichester.
- PLATTS, W.S. 1976. Validity in the use of aquatic methodologies to document stream environments for evaluating fishery conditions. Instream Flow Needs, Symposium and Specialty Conference.
- POFF, N.L., ALLAN, J.D., BAIN, M.B., KARR, J.R. PRESTEGAARD, K.L., RICHTER, B.D., SPARKS, R.E. AND STROMBERG, J.C. 1997. *The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration*. *BioScience*. 47: 769-784.
- POFF, N.L., J.D. OLDEN, D. MERRITT, AND D. PEPIN. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:5732-5737
- POWELL, W.C. 1958 Evaluation of the effects power dam water release pattern upon the downstream fishery. *Colorado Coop. Fish. Unit Quart. Report* 4, 31-37.
- RADFORD, D.A. y HARTLAND-ROWE, R. 1971 A preliminary investigation of bottom fauna and invertebrate drift in an unregulated and a regulated stream in Alberta. *J. Appl. Ecol.* 8, 883-903.
- REGIER, H.A.; R.L. WELCOME; R.J. STEEDMAN & H.F. HENDERSON. 1989. Rehabilitation of degraded river ecosystems, p. 00-00. In: D.P. DODGE (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.. 106. In press.
- RESH, V.H. & D.M. ROSENBERG 1984 *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger Sc. Pub. New York. 625 pp.
- STANFORD J.A., WARD J.V., LISS W.J., FRISSELL C.A., WILLIAMS R.N., LICHTATOWICH J.A., COUTANT C.C. 1996. *A general protocol for restoration of regulated rivers*. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 391-414.

La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad

- STATZNER, B. 1981 The relation between 'Hydraulic stress' and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system: The Schierenseebooks (North Germany). *Arch. Hydrobiol.* 91, 192-218.
- TROTZKY, H.M. y R.W. GREGORY 1974 The effects of water flow manipulation bellow a hydroelectric power dam on the bottom fauna of the Upper Kennebec River, Maine. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103, 318-324.
- WARD, J.V. 1976 Effects of flow patterns below dams on stream benthos: a review. En: Osborn, J.F. and Allman, C.H. (eds.). *Instream flow needs Symposium*, Vol. II. Amer. Fish. Soc. 235-253.
- WARD, J.V. 1984. Ecological perspectives in the management of aquatic insect habitat. En *The Ecology of Aquatic Insects*. Resh, V.H. & Rosemberg, D.M. eds. Praeger, New York. 558-577.
- WARD, J.V. y J. STANDFORD 1979 *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press. Nueva York.
- WARD, J.V. y J. STANDFORD 1983 The serial discontinuity concept of lotic systems. In: *Dynamics of Lotic Ecosystems*. T.D. Fontaine & S.M. Bartell (eds.). Ann Arbor Science. Ann Arbor
- YEAGER, B.L. 1994. *Impacts of Reservoirs on the Aquatic Environment of Regulated Rivers*. Tennessee Valley Authority, Water Resources, Aquatic Biology Department, TVA/WR/AB-93/1, Norris, Tennessee.