

LA COLONIZACIÓN DE EMBALSES POR LA ICTIOFAUNA EXÓTICA: FACTORES REGULADORES Y ESTRATEGIAS DE MANEJO

Carlos Granado

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología
Facultad de Biología, Universidad de Sevilla
granado@us.es

Resumen: Los embalses son ecosistemas artificiales originados por el hombre. De tal forma que en este escenario no resulta adecuado denominar a las especies que lo colonizan como “invasoras”, en sentido negativo, ya que son sistemas despoblados de organismos y se estructuran en base a las especies existentes en los ríos anegados, con capacidad adaptativa a las nuevas condiciones ambientales y por aquellas que son introducidas por el hombre. Donde sí puede existir acuerdo es diferenciarlas entre especies “nativas” (propias de la cuenca) y especies “exóticas”, provenientes de otras áreas de distribución geográfica.

En el periodo de colonización y posteriormente, la evolución de las especies ícticas están sometidas a distintos factores reguladores y sus poblaciones van a depender de la autoecología de las especies, disponibilidad de recursos tróficos y de manejo de la masa de agua. La ecología de las especies “exóticas” que existen en los embalses españoles presentan características que hacen difícil su control y erradicación, siendo las vías de actuación más contrastadas el manejo del nivel del embalse durante la reproducción, el control penal “efectivo” de las introducciones y el manejo de los embalses en Planes Integrales de Cuenca.

INTRODUCCIÓN

Medio siglo después del libro de Elton (1958, *The ecology of invasions by animals and plants*, Methuen, Londres) el proceso de homogeneización de la Biosfera es un hecho incuestionable. El continuo trasiego de especies entre regiones biogeográficas presenta un escenario actual que ha sido denominado Homogoceno o Nueva Pangea. Y es a la luz de las ideas contenidas en uno de los libros más citados en la historia de la Ecología, donde podemos enmarcar el ¿problema? de las especies ícticas invasoras en los embalses españoles (y probablemente solo respecto a este grupo zoológico).

Antes de pasar a comentar algunas cuestiones que considero relevantes se debe reflexionar sobre la terminología a aplicar y los procesos a describir. Hablar de especies invasoras en el marco de referencia de los embalses y la ictiofauna resulta inexacto, ya que el sistema ecológico formado es nuevo y por lo tanto susceptible de ser colonizado por especies, tanto nativas como no. En este caso, es más ilustrativo el concepto de

especie exótica, si queremos referirnos a especies originales de otras áreas biogeográficas; o en su caso, translocada-transferida (cuando hacemos referencia a aquellas provenientes de otra cuenca hidrográfica). De igual modo, la historia, estructura y funcionamiento de los embalses trascienden el concepto de invasión por el de invasibilidad, en relación a un sistema ecológico que actúa como atractor de especies, desde una fase pionera hasta, al menos, la de equilibrio con el manejo de la masa de agua. Finalmente, el factor capacidad de dispersión de las especies como determinante del éxito colonizador, cuando hablamos de la P. Ibérica, es inexistente, ya que en la mayoría de los episodios documentados el agente dispersor es el hombre (Granado Lorenzo, 1992). Se da la paradoja de que especies con escasa habilidad dispersora son las dominantes (p.e. carpa común, siluro). En definitiva, me referiré a especies provenientes de otros países, colonizadoras de un ecosistema nuevo y con dispersión antrópica.

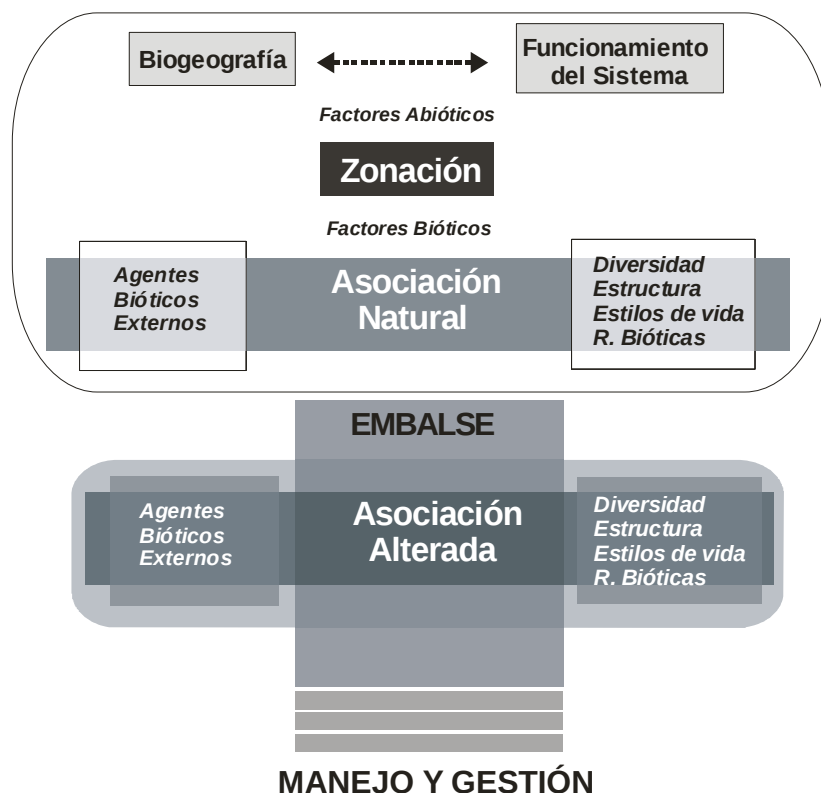


Figura 1. Factores que regulan las asociaciones ícticas en los ecosistemas naturales y modificaciones en los embalses (asociación alterada)

Siguiendo a Elton, la presencia y establecimiento de especies exóticas (invasoras) en los embalses españoles viene determinada casi con exclusividad por la capacidad evolutiva de la especie (ciclo de vida, alimentación, ocupación del espacio,...). Por lo tanto, la única posibilidad que tenemos de controlar su presencia y expansión es manejando la masa de agua, en tiempo y espacio, de manera que sus ciclos de vida no lleguen a completarse. Aunque, también fuera posible mediante un control biológico (depredación), estos experimentos no siempre han salido bien (...peor el remedio...). Todo ello siempre con medidas complementarias tales como vigilancia, control de fronteras, de carácter punitivo, publicitarias, educativas, etc. Desde un punto de vista científico, los embalses tienen un gran interés, al permitir conocer los mecanismos desencadenados en la regulación del nuevo ecosistema, su evolución en el tiempo, y las interacciones con los ecosistemas terrestres (Figura 1).

La formación del embalse es un excelente simulador del proceso natural de establecimiento de un lago, pudiendo ser considerado un experimento a escala natural; y del cual se puede obtener confirmaciones relevantes para la Ecología. Tal es el caso de los españoles y, en es-

pecial, en lo referente a la transformación de la estructura y funcionamiento de las asociaciones piscícolas ibéricas. Por su parte, los actores evolutivos (ictiofauna nativa), presenta una biodiversidad empobrecida (36 especies nativas, 24 de las cuales son endémicas), adaptada a ríos de régimen estacional y escasa potencialidad invasora de este tipo de ecosistemas. Tales limitaciones favorecen episodios colonizadores (-ausencia de competitividad-) de las especies exóticas (en la actualidad existen 25 especies exóticas establecidas, muchas de ellas en embalses).

Si bien existen numerosos trabajos sobre las limnología de los embalses españoles, no son abundantes los que hacen referencia a su ictiofauna (excepto en episodios de mortandad generalizada y aparición en los medios de comunicación) (p.e. Sancho y Granado Lorencio, 1988). Ello ha venido determinado por varios factores, desde los propiamente económicos (escaso interés por estos ecosistemas artificiales, pesca deportiva, aspectos culturales, etc.) hasta los relativos a las ideas dominantes en ecología y limnología en nuestro país. Esta situación histórica ha desembocado en una ecología de peces *virtual* donde se asumen procesos y efectos negativos de las especies exóticas sin tenerse constatación

cierta (no se han estudiado), en base a los resultados obtenidos en otras áreas biogeográficas con sistemas naturales funcionalmente distintos y con ictiocenosis evolutivamente diferentes, a partir de los cuales se extrapola (validación a priori de fenómenos). La situación no implica necesariamente la ausencia de efectos negativos, tan sólo enmarca el problema en unos términos no estrictamente científicos (por desconocidos) y más bien especulativos. Lo antedicho se encuentra en el centro de la discusión suscitada en estos últimos años, y no solo en nuestro país, entre "los fundamentalistas" ambientales que se manifiestan en contra de las especies exóticas por su papel destructor de la biodiversidad y los que defienden una postura más conciliadora (¿más científica?), aportando datos de fenómenos ecológicos producidos por este tipo de especies en cuanto al control de eutrofia, potenciadores de procesos evolutivos rápidos en la ictiofauna nativa, incremento en la diversidad α de ambientes biogeográficamente pobres (a costa de la β), equilibrios en las cadenas tróficas acuáticas, desplazamiento del nicho ecológico, etc. La polémica está servida.

Realizada esta breve introducción al tema que nos ocupa, lo que pretendo exponer en este documento son las ideas surgidas a la luz de los trabajos de peces realizados en nuestro país (escasos), y en otros, y sus posibles vías de aplicación para un mejor control de los episodios "invasores" no deseados. Considero que solo desde el conocimiento de la realidad local y una beligerante actitud de controlar (en tiempo) los procesos desencadenados por las especies exóticas podemos contribuir a que "el problema" se resuelva y no nos enfrentemos al conocido como efecto Frankenstein (introducciones bienintencionadas se convierten en problemas ambientales dramáticos).

El embalse como escenario de colonización

La fauna de peces de un embalse depende de la comunidad lótica que se anega (y sus tributarios), siendo de estrategias sedentarias, potamodromas (migradoras fluviales), diadromas (comparten su vida entre el ecosistema marino y el río) y de las exóticas introducidas por el hombre o colonizadoras desde ambientes próximos. El factor más limitante para las especies es la pérdida del flujo unidireccional-horizontal; a la cual se suma la aparición de una zona pelágica nueva y un reducido número de hábitats (en

comparación con el río). Dependiendo del tipo de embalse, la colonización se realiza de manera desigual. En pequeños y profundos, la ictiofauna ocupa las orillas y el subsistema pelágico; en los someros, grandes y pequeños, se distribuyen por la totalidad de la masa de agua; y en los grandes y profundos, suelen ocupar exclusivamente las zonas de orilla, hasta una cierta profundidad (incapacidad evolutiva observada en especies fluviales que han colonizado lagos de formación reciente). Existen dos tipos de especies según la ocupación de la zona litoral: especies con densidades similares a lo largo del día; y especies que viven por la noche en las orillas y por el día en la zona pelágica (caso de las ictiófagas).

A nivel de la colonización y establecimiento en el tiempo de la asociación piscícola se conoce bastante bien lo que acontece en la fase inicial o expansiva y en la depresiva que le sigue, y algo menos la de madurez, debido a la ausencia de trabajos a largo plazo (aspecto éste que impide generalizaciones predictivas fiables). Se puede decir que la vida de un embalse transcurre por una primera fase inicial rápida, y por lo general, catastrófica para las especies del río (*riverine species*), las cuales suelen desaparecer o quedar relegadas a las zonas de contacto embalse-tributarios (mayor diversidad de hábitats), siendo sustituidas por otras especies de aguas lentas (*lacustrines species*, facultative riverine species; en el caso de la P. Ibérica inexistentes de forma natural) y *potamodromas* (Kimmel y Groeger, 1986; Kubècka, 1992 y 1993; Duncan y Kubècka, 1995) (ver Figura 2). Se ha observado que algunos parámetros biológicos de las especies se modifican con relación a su vida en el río (condición, crecimiento, desarrollo gonadal, etc.).

La diversidad, tras un primer momento de presencia mayoritaria de la asociación fluvial (descomposición de vegetación y fauna terrestre atrapada, liberación de nutrientes,...), descien-de, permaneciendo las especies adaptadas a las condiciones de aguas lentas y reproducción sobre vegetación de orilla (*fitófila*) y sobre rocas (*litófila*) ó en las áreas de vegetación terrestre sumergidas por el anegamiento, que en el caso de los árboles pueden perdurar durante toda la vida del embalse (funcionan como auténticos arrecifes naturales dentro de este tipo de ecosistemas) (Penczack, 1995). La asociación va cambiando, desde especies de mayor componente *k* hacia otras de clara estrategia omnívora y oportunista, aumentando sus efectivos poblacionales.

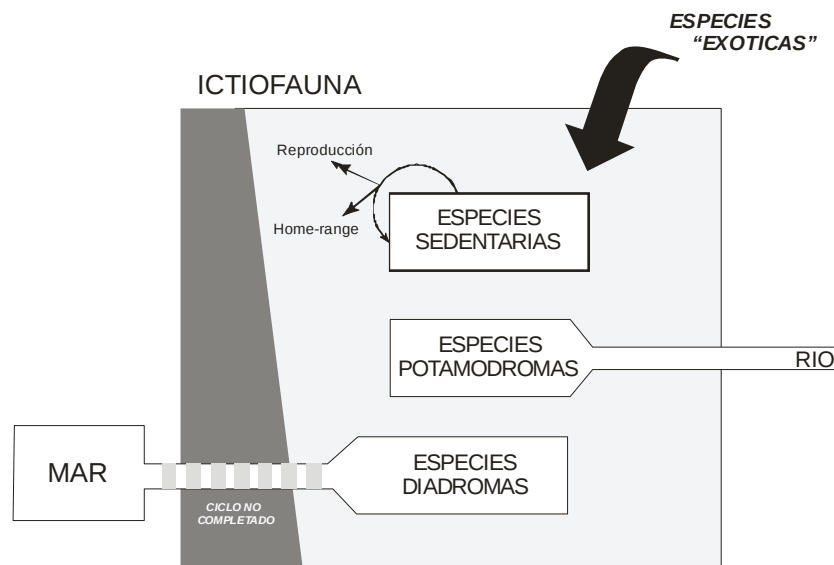


Figura 2. Estrategias de vida de las especies colonizadoras de los embalses

Un fenómeno de gran interés es que en un elevado porcentaje de los casos estudiados, las especies que tienen un mayor éxito en la colonización y establecimiento prolongado en los embalses presentan estrategias de salir del mismo para reproducirse. Este comportamiento es similar a lo acontecido la colonización de los lagos jóvenes, en los que son los taxa que tienen esta adaptación los que dominan las comunidades durante las primeras etapas sucesionales, y en ocasiones a largo plazo (p.e. lago Tana). De poderse comprobar este fenómeno con un mayor número de estudios, estaríamos frente a un mecanismo ecológico con capacidad predictiva para establecer los patrones colonizadores en los ecosistemas leníticos.

Asociado a este proceso, se produce un espectacular incremento de la ictiomasa en los primeros momentos del llenado. A esta fase primera le sigue, tras un tiempo variable, dependiendo de los condicionantes climáticos, geográficos y tróficos (2 a 10 años, ó más), una segunda amortiguadora de la expansiva inicial, con descenso de ictiomasa, tasa de crecimiento poblacional e individual y simplificación de la asociación, principalmente debido a la reducción de recursos tróficos y la desaparición de las especies menos adaptadas. El período dura de 6 a 10 años (hasta 30), y es también dependiente de las características específicas del embalse. Finalmente, la fase de madurez, corresponde a una etapa de estabilización de las condiciones ambientales y de ajuste entre las especies de la asociación, con lento y continuo incremento de nutrientes, erosión de las orillas, sellado del bentos litoral, etc. Es en este estadio sucesional donde existe

un mayor efecto del manejo del embalse sobre la evolución de la ictiocenosis. El tipo de suelos y el patrón seguido por las variaciones de nivel (en tiempo, duración y lentitud de fluctuación) determinan la aparición de zonas con desarrollo de la vegetación terrestre, que coloniza las orillas durante el descenso y sirven, tras la elevación del nivel, como zonas de reproducción de la ictiofauna. Sobre todo ello planea las condiciones climáticas del área y el uso del embalse.

A modo de resumen, después de la fase inicial de desequilibrio trófico, el embalse experimenta cambios similares a los que ocurren en lagos naturales, pero a una tasa más rápida debido a la mayor carga de sedimentos que acoge. Si bien esta tasa puede verse modificada por la pérdida que se produce con los vertidos hipolimnéticos o las medidas correctas de gestión. Respecto a la ictiofauna, la composición en especies de un embalse es inicialmente dependiente de las especies fluviales de su cuenca (y de los episodios erráticos de entrada de exóticas). Debido al grado de impredecibilidad de su funcionamiento (determinado por su gestión), las especies que lo colonizan son mayoritariamente de estrategias oportunistas. Este proceso sería similar al comprobado en la sucesión de comunidades en diferentes ecosistemas leníticos (no en el caso de los ibéricos), sometidos a episodios crónicos de eutrofización, en los que se producen sustituciones de especies a medida que se van modificando la estructura y funcionamiento de las comunidades. La secuencia observada en centroeuropa es salmónidos → pércidos → ciprínidos. Se denomina Armónica cuando se produce un alto grado de persistencia

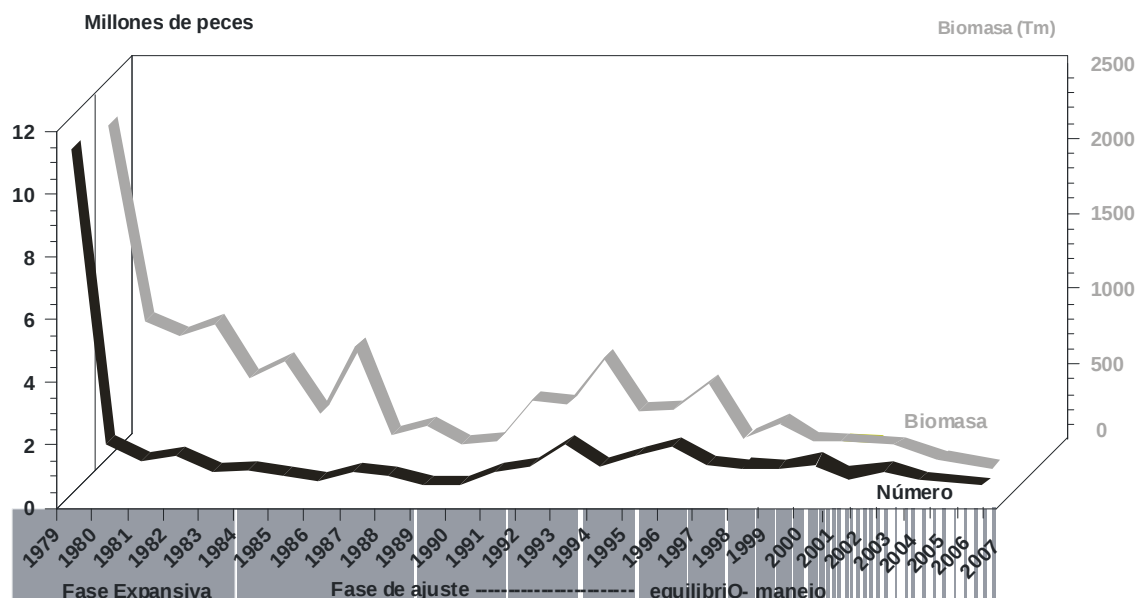


Figura 3. Evolución temporal (1979-2007) de la ictiofauna del embalse de Arrocampo (río Tajo) (Granado Lorenzo, sin publicar)

de la asociación; y por el contrario, si es medio-bajo se llama Astática. En la Figura 3 se muestra la evolución de la comunidad íctica -biomasa y efectivo poblacional- en el embalse de Arrocampo (río Tajo) durante el periodo 1979-2007.

En una perspectiva temporal y en base a los pocos estudios que se han llevado a cabo en EEUU y Canadá (p.e. Pet *et al.*, 1996), y aplicados en otras regiones, se ha podido comprobar que la persistencia de asociaciones ícticas de los embalses viene determinada por la presencia de especies exóticas, temperatura media del agua, estado trófico, altitud sobre el nivel del mar, profundidad media y precipitación pluviométrica; siendo posible, en ocasiones, agrupar los embalses en base a sus asociaciones. A diferencia de ellos, y a los patrones de riqueza de especies encontrados en lagos y ríos, en los embalses españoles no se pueden establecer relaciones claras (aunque se ha intentado) con factores históricos (p.e. edad), climáticos (p.e. altitud) o estructurales (p.e. morfometría). Ello se debe a tres razones: biogeografía de la cuenca, episodios de introducción de especies y manejo de la masa de agua. Peculiaridades todas ellas que hacen compleja cualquier aproximación determinista, siendo necesaria otras de tipo multifactorial, aunque con escasa vocación aplicada. Con relación a las estimas de biomasa y producción pesquera en embalses españoles, si bien existe una gran disparidad de resultados, debidos en parte a la dificultad de integrar los valores en unidades funcionales del sistema y también a la

escasa correlación con el estado trófico, a causa de la ineficiencia por parte de las especies del río en explotar los recursos disponibles, se han obtenido resultados esperanzadores. Las dos variables que mejor se han correlacionado con la biomasa han sido: profundidad media y factor de desarrollo de la orilla. La primera, resume la capacidad productiva potencial del sistema y la segunda variable se aproxima a la heterogeneidad de hábitats.

Con relación a la dinámica de la masa de agua, los embalses en nuestras latitudes se comportan con ciclos anuales caracterizados por el establecimiento de estratificaciones durante el período estival y desarrollo de un hipolimnion potente, mayor cuanto más profundo y eutrofo sean. Esta capa profunda tendrá una mayor o menor duración dependiendo de la climatología y del manejo de la masa de agua. El comportamiento cíclico determina la imposibilidad de una distribución homogénea, en el perfil, de la ictiofauna, localizándose ésta en aguas superficiales y ensenadas someras. Los estadios larvarios y juveniles como estrategia de defensa frente a la depredación ocupan permanentemente estos hábitats. Los adultos de muchas especies exóticas las utilizan como zona de reproducción (guild-gremio-estructural).

De forma general, las estrategias de vida y trófica de las especies fluviales nativas que viven en los embalses es de tipo "oportunistas", colonizadoras de ambientes impredecibles (Fernando, 1991; Fernando y Holcik, 1991). Si la

ictiofauna no tiene problemas en la explotación de los recursos, por escasos o incapacidad fenotípica, sus oscilaciones poblacionales atienden a otros factores de tipo abiótico y de manejo de la masa de agua. Muchas de las especies exóticas sobreviven en el nuevo sistema creado (oportunistas, con cuidado parental, de nicho trófico vacío, de diferente valor ecológico, por lo general) y se hacen dominantes (Achieng, 1990; Coblenz, 1990); mientras que las propias del río desaparecen o quedan relegadas a zonas muy limitadas; bien por incapacidad adaptativa a las nuevas condiciones o por ser depredadas, en distintas fases de su ciclo de vida (huevo, alevín o adulto). En ocasiones, la desaparición de especies de la ictiofauna propias de río se debe a la falta de organismos presa (macroinvertebrados acuáticos, principalmente), situados en los niveles tróficos inferiores de la cadena trófica, base de su alimentación. En este sentido, el efecto de la construcción de un embalse, lleva consigo una vertiente destructora difícilmente corregible.

El período de estratificación afecta no sólo al patrón general de distribución de las poblaciones sino que también ejerce un efecto muy importante sobre el régimen alimenticio de aquellas especies de dieta bentónica y/o detritófaga, ya que durante este período el fondo potencialmente explotable se reduce a aquellas zonas donde no se desarrolla el hipolimnion (ocasionalmente lo visitan por poco tiempo). La alimentación de las especies, en el río, está compuesta por detritos, perifiton y macroinvertebrados bentónicos y de deriva, asociados al elevado número de hábitats de los cursos fluviales, siendo los insectos el guild clave en la cadena trófica. Cuando las especies ocupan los embalses, la alimentación se ve alterada. La cadena trófica de los embalses es poco diversa (salvo cuando existen especies exóticas), debido a la reducción drástica de hábitats y escasa estructuración de un verdadero bentos litoral, a causa de las continuas variaciones de nivel. La producción del fitoplancton y zooplancton no es explotada eficientemente por las especies nativas, y sedimenta en el fondo (proceso que se puede ver incrementado en los casos de elevada eutrofia), siendo canalizado un gran porcentaje de la energía disponible en el sistema a través de la vía detritica y bentónica. La única estrategia trófica de las especies autóctonas es la explotación de ambos subsistemas, presentando dietas basadas en detritos, larvas de insectos (principalmente de quironómidos, por ser de los pocos grupos representados), y fitobentos de orilla. En esta situación, y partiendo de la incapacidad

anatómica-estructural de las especies para explotar los recursos nuevos generados (fitoplancton, zooplancton, principalmente), el embalse deja pocas posibilidades de amplitud de dieta para estas especies. En este punto nos encontramos con la realidad de que muchas de las especies exóticas que han demostrado un éxito invasor contrastado presentan estrategias tróficas no presentes en nuestra fauna, lo cual ha contribuido a su establecimiento en los embalses.

CONCLUSIONES

En nuestro país existe una tendencia generalizada a proponer la introducción de especies exóticas, principalmente por motivos comerciales y deportivos. De manera genérica, estos episodios "invasores" se han visto potenciados, de una parte, por la influencia europea que ha impregnado a los gestores de la naturaleza durante todo el siglo XX; y de otra, por la filosofía productivista que domina la gestión de los ecosistemas naturales. Sin olvidar a los grupos de presión como son las asociaciones de pesca. Todo ello, y posiblemente algunas otras razones, han convertido especialmente a los embalses, y también a algunos tramos fluviales, en "piscifactorías o acuarios al aire libre". La ansiedad deportiva por la pesca de determinadas especies ha desencadenado una situación generalizada de ausencia de control en las introducciones (muchas veces realizadas por los propios pescadores), de importación de especies, de desconocimiento de las capturas realizadas (excepto en los concursos de pesca), de caos administrativo sobre el control de las áreas de pesca (excepto en los cotos), y un largo etcétera. Se han introducido desde especies tropicales (provenientes con toda seguridad de acuarios domésticos), especies de climas fríos, especies asiáticas, etc., haciendo de nuestra ictiofauna de embalses un mosaico de orígenes, estrategias de vida, regímenes tróficos y capacidades evolutivas dignas de contribuir a formar parte de la lista de países con mayor descoordinación administrativa ambiental y un importante contribuyente al proceso de homogeneización mundial actual.

Como ya hemos comentado, la introducción de especies contribuye de forma clara al incremento de la biomasa y producción de la ictiofauna, especialmente en las de interés comercial y/o deportivo (antes ausente), aunque en muchas ocasiones a costa de la reducción / desaparición de la ictiofauna nativa. Sin embargo, este proceso se puede convertir en un efecto Frankenstein. Tanto a nivel de la invasión de espe-

cies como causa de fenómenos catastróficos para el funcionamiento de los embalses (comprobado con otros organismos) como respecto a la pérdida de biodiversidad ibérica, la política seguida en nuestro país se está convirtiendo en, al menos, preocupante. Sin ánimo de ahondar en una polémica estéril, no considero "útil" una oposición frontal a una política de introducciones en los embalses (y solo en ellos). Empero, entre una conservación a ultranza y el "todo vale", se deben establecer medidas tendentes a optimizar objetivos precisos. En primer lugar, es necesario un control de la dispersión tanto aguas abajo como aguas arriba que hagan dificultosa cualquier expansión no deseada por la cuenca. Otra alternativa, sería establecer, dentro de la cuenca, embalses gestionados con especies exóticas y preservar otros que pueden tener valores ecológicos relevantes. El pescador deportivo podría realizar su afición, pero no de forma indiscriminada. En la actualidad existen mecanismos legales y de gestión que deben ponerse en marcha de forma decidida en relación con la importación de especies, suelta al medio natural, etc.

Por otro lado, conocemos bastante bien el funcionamiento de nuestros embalses y la biología de las especies invasoras. Es por tanto posible planificar las introducciones, si son necesarias, y también manejar las masas de agua del embalse para controlar las poblaciones de las especies ya existentes. Por supuesto, todo ello en base a la caracterización previa de nuestros embalses, desde el punto de vista biológico.

Con relación a la primera, la capacidad expansiva y la estrategia trófica de las especies a introducir, debe de ser un aspecto básico para la selección de la especie. De esta manera se pueden elegir especies con interés deportivo, que tengan un nicho trófico vacío en el embalse (no necesariamente ictiófagos), con poblaciones controladas para evitar fenómenos expansivos dramáticos, y manejadas mediante la planificación de su pesca. Si, como hemos visto, la producción planctónica de los embalses está poco explotada, existen especies exóticas de alimentación planctófaga (no todas las especies exóticas tienen el mismo efecto sobre las nativas). De igual modo, se podrían introducir especies carnívoras que explotasen la producción piscícola de los niveles tróficos inferiores, y así, sucesivamente. En un ambiente artificial (embalse) es posible diseñar una asociación piscícola que colme las expectativas de pescadores, gestores y conservacionistas.

La segunda consiste en que una vez seleccio-

nada la especie exótica a introducir (según objetivos) o como medida de control de otras introducidas con anterioridad, el manejo de la masa de agua puede ser un buen elemento de gestión. Como es lógico pensar, cualquier planteamiento de este tipo implica que estemos de acuerdo en una planificación a nivel de cuenca, y no siga primando, exclusivamente, el interés económico individual en el uso del agua.

Los embalses españoles tienen características que confieren al sistema poca estabilidad: oscilaciones del nivel, vertidos de aguas del hipolimnion, etc. Su efecto sobre la ictiofauna depende de la ecología de las especies. De manera que la presencia y estabilidad de las poblaciones son el resultado de interacciones entre los cambios ambientales (disturbancias) y la capacidad adaptativa de las especies. En base a que los factores perturbadores pueden variar la asociación piscícola de distintas maneras, dependiendo del impacto y efecto sobre cada taxón, podemos manejar la masa de agua de manera que potenciemos o no el mantenimiento de las poblaciones de determinadas especies.

La reducción del volumen de agua embalsada, principalmente durante el período estival (en el caso de embalses de regulación y regadío), determina un descenso en la disponibilidad de espacio para las poblaciones y un riesgo alto de pérdida reproductiva, ya que las especies que habitan este tipo de embalses suelen reproducirse en verano, en las orillas, y el descenso de nivel ocasiona que las puestas queden al aire y se dessequen (Zuromska, 1967; Winemiller, 1992). A ello debe sumarse las pérdidas de hábitats de orilla, con el consiguiente deterioro de las biocecosis propias de estas zonas, importante fuente de recursos tróficos para los peces.

Está demostrado que el manejo del nivel del agua se considera un factor importante en la gestión de la ictiofauna en los embalses (Ploskey, 1982 y 1986; Summerfelt, 1986; Willis, 1986). Cualquier planificación que pretenda conservar una especie incluye los siguientes elementos: aumento primaveral del nivel anegando la vegetación terrestre para incrementar la producción de alimento. descenso estival de unos 1.5 metros para permitir el recrecimiento de la vegetación y concentrar el binomio depredador-presa, incremento en otoño de unos 0,5 metros para anegar la vegetación terrestre y descensos invernales para concentrar de nuevo depredadores y presas, y proteger a la vegetación del anegamiento. En este caso, los objetivos son incrementar la densidad

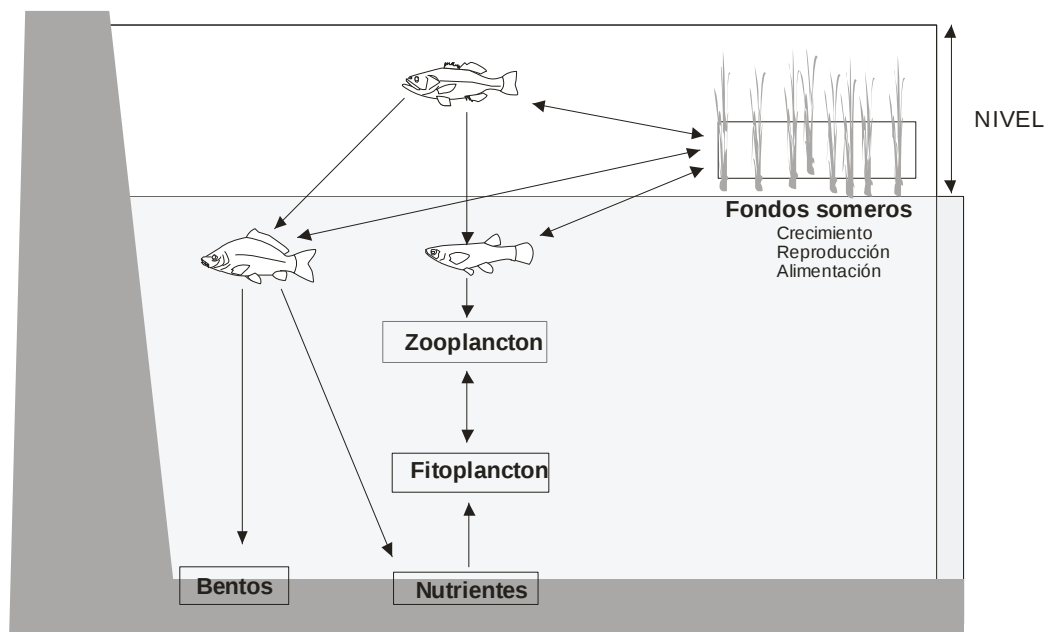


Figura 4. Esquema del efecto de las oscilaciones de nivel sobre la biología y poblaciones de las especies ícticas de un embalse

de población, tasa de crecimiento de ciertas especies (según el objetivo), incrementar la calidad del agua (transparencia) en embalses que habitualmente presentan problemas. Como se puede observar, los efectos de la fluctuación del nivel del agua depende más del tiempo, área y duración que de la cantidad medida como rango vertical. Se conoce que la biomasa de peces es más variable en embalses con amplios cambios de nivel estacional que los que no lo tienen. Si, por el contrario, el objetivo es impedir la expansión, el manejo de la masa de agua debe de realizarse justo en el sentido contrario, y siempre generando un Plan de Gestión específico para cada taxa o grupo de especies a controlar.

En la perspectiva de que el objetivo sea los efectos sobre la población, debemos evaluar las siguientes consideraciones. La acción se realiza a nivel de las relaciones tróficas, crecimiento somático y la reproducción. Tras aumentar el nivel (inundación de la zona seca) se favorece a especies oportunistas que comen sobre animales terrestres y acuáticas. En niveles muy bajos se concentran depredadores y presas por al menos 2-3 meses y se incrementa la condición y el crecimiento de los depredadores (con temperaturas por encima de los 13 °C). Cuando el descenso es muy prolongado, el crecimiento disminuye (agotamiento de las presas con el tiempo). Existe una correlación alta entre el nivel del agua y la reproducción (nivel alto-reproducción

alta), y correlaciones positivas o negativas entre la biomasa de peces y las fluctuaciones del nivel anual, según las especies. Cuando las oscilaciones de nivel son fuertes, se benefician las especies que típicamente producen alevines que viven en aguas libres (limnéticas y pelágicas), especialmente aquellas que se alimentan de vegetación y organismos asociados. Si lo aplicamos a una especie exótica como el black-bass (*Micropterus salmoides*) le afectaría negativamente ya que los alevines viven en la orilla. En este sentido, si bien el incremento de primavera les permite buena reproducción, el descenso de julio les desprotege del efecto del viento y oleaje. Algunos autores plantean el mantenimiento de niveles altos para incrementar el reclutamiento de esta especie (ver Figura 4).

Se considera necesario plantear las variaciones del nivel en función del área del embalse para realizar una buena protección de la ictiofauna. Parece ser que una variación de alrededor del 20 % de la superficie del embalse son exitosas en muchos embalses; cuando son pequeños hasta el 12 %. El objetivo es inundar (elevar el nivel 2-3 metros/semana) inmediatamente antes de que se realicen las reproducciones (éxito).

En términos globales, las oscilaciones también ocasionan efectos en la masa de agua. Los cambios de nivel del embalse pueden causar una acción erosiva sobre las orillas que incrementa la turbidez, reduciendo la transparencia del agua

y la productividad biológica. En embalses que fluctúan, la mayor concentración del bentos se encuentra en aguas profundas, al contrario de lo que ocurre en embalses que no fluctúan. El efecto sobre el bentos se modifica por la morfología, morfometría, frecuencia, época, y duración de las fluctuaciones; y en embalses someros afecta más; el cambio de un embalse sin fluctuaciones hacia otro con ellas produce cambios taxonómicos, desde comunidades muy diversas a otras dominadas por quironómidos y oligoquetos. A partir de estos resultados comentados se puede generar un Plan que, en base a la fluctuación de niveles, actuemos para conseguir los objetivos propuestos. Para una gestión integral de especies nativas y exóticas, no debemos olvidar que las variaciones de nivel pueden afectar de manera clara a los factores ambientales desencadenantes de la migración reproductiva de algunas de las especies nativas que eligen el embalse como hábitat de parte de su ciclo de vida, impidiendo tanto la salida desde el embalse hacia los tributarios donde realizan la freza, como su vuelta al mismo (discontinuidad del eje río-embalse) una vez finalizan la reproducción. Por lo que el manejo debe de realizarse finalizada la primavera. En este escenario de actuación (embalse) el manejo del agua debe optimizar al máximo todos los elementos comentados. En resumen, se pueden generar estrategias diferentes para tratar de resolver el "problema" de las especies ícticas exóticas de nuestros embalses. Si bien, nuestro conocimiento sobre la ictiofauna es escaso, y mucho más sobre el efecto negativo de las especies invasoras, también es cierto que existen elementos dispersos que nos evidencian un cierto proceso de cambio actual y muchas de las causas apuntan a la especies no-nativas. Por ello, desde el conocimiento científico y la capacidad gestora de las distintas Administraciones debemos comenzar, más pronto que tarde, a plantear estrategias de gestión y control de este fenómeno (perteneciente a los "cuatro jinetes de la Apocalipsis") que se ha convertido en uno de los factores más importantes del conocido como "Cambio Global".

REFERENCIAS

- Achieng, A.P., (1990). The impact of the introduction of Nile perch, *Lates niloticus* (L.) on the fisheries of Lake Victoria. *Journal of Fish Biology*, 37, 17–23.
- Balon, E., (1978). Kariba: the dubious benefits of large dams. *AMBIO*, 7(2), 40–48.
- Coblentz, B.E., (1990). Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. *Conservation Biology*, 4, 261–265.
- Fernando, C.H. y J. Holcik, (1991). Fish in reservoirs. *Int. Revue ges. Hydrobiology*, 76, 149–167.
- Fernando, C.H., (1991). Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences*, 48(1), 24–32.
- Granado Lorenzo, C., (1992). Fish species ecology in spanish freshwater ecosystems. *Limnetica*, 8, 255–261.
- Kimmel, Br.L. y Groeger, A.W., (1986). Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. En Hall, G.E. y Van den Avyle, M.J. 1986 (eds.), pp. 103–109, *Reservoirs fisheries Management: strategies for the 80s*, American Fisheries Society, 327 pp.
- Kuběcka, J., (1992). Fluctuations in fyke-net catches during the spawning period of the eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in the Rimov reservoir, Czechoslovakia. *Fisheries Research*, 15, 157–167.
- Kuběcka, J., (1993). Sucession of fish communities in reservoirs of Central and eastern Europe. En M. Straskraba, J.G. Tundisi y A. Duncan (eds.), pp. 155–159, *Comparative reservoir limnology and water quality management*, Kluwer Academy Publ., Holanda.
- Duncan, A. y Kuběcka, J., (1995). Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. *Hydrobiologia*, 303, 11–30.
- Penczack, T., (1995). Food consumption by fish populations in the Warta River, Poland, before and after impoundment. *Hydrobiologia*, 302, 47–61.
- Pet, J.S., G.J.M. Gevers, Van Densen, W.L.T. y J. Vijverberg, (1996). Management options for a more complete utilization of the biological fish production in Sri Lankan reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish.*, 13, 123–134.
- Ploskey, G.R., (1982). Fluctuating water levels in reservoirs; an annotated bibliography of environmental effects and management for fisheries. Technical report E-82-5, US Army Engineer Waterways Experiments Station, Wicksburg, Mississippi, USA.
- Ploskey, G.R., (1986). Effects of water - level changes on reservoir ecosystems, with

- implications for fisheries management. En Hall, G.E. (ed.), pp. 86–97, *Reservoir fisheries and Limnology*, Special Publ. 8, American Fisheries Society, Washington, DC, 511 pp.
- Sancho, F. y Granado-Lorencio, C., (1988). La pesca en los embalses andaluces. Instituto de Desarrollo Regional, Sevilla, 223 p.
- Summerfelt, R.S., (1986). Summarisation of the Symposium. En G.E. Hall y M.J. Van den Avyle (eds.), pp 314–327, *Reservoir fisheries management: strategies for the 80s*, American Fishery Society, Bethesda.
- Willis, D., (1986). Review of water level management on Kansas Reservoirs. En Hall, G.E. y Van den Avyle, M.J. (eds.), pp 110–114, *Reservoirs fisheries Management: strategies for the 80s*, Reservoir Committes, American Fisheries Society, 327 pp.
- Winemiller, K.O., (1992). Life-history strategies and the effectiveness of sexual selection. *OIKOS*, 63(2), 318–327.
- Zuromska, H., (1967). Estimation of the mortality of eggs and larvae of roach (*Rutilus rutilus* L) in lake spawning grounds. *Roczn. Nauk. Roln. Ser. H.*, 90, 539–556