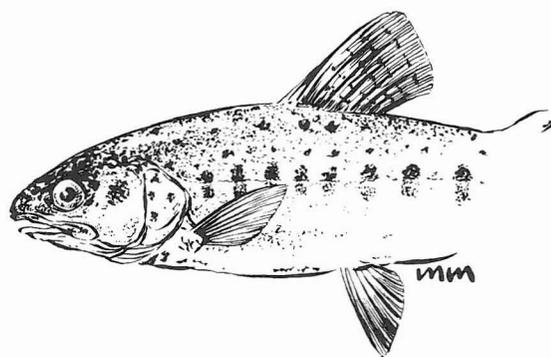


La Trucha Común hacia una Nueva Estrategia de Conservación

Ana Almodóvar
Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria IMIA





La trucha común presenta una gran diversidad morfológica, fisiológica y ecológica que está asociada fundamentalmente con su plasticidad para adoptar diferentes patrones de crecimiento y reproductivos (Almodóvar, 1999). Además, es una de las especies de peces con mayor heterogeneidad genética (Ferguson, 1989), mostrando un complejo mosaico de formas geográficas y ciclos de vida que ha conducido a algunos autores a distinguir varias especies (Kottelat, 1997).

La variabilidad genética presente en una especie es el resultado de años de evolución y representa también su legado evolutivo para el futuro. La pérdida de variabilidad genética en las poblaciones naturales disminuye la flexibilidad evolutiva de la especie (Meffe, 1986), ello comporta una pobreza en su adaptación a las condiciones ambientales locales y, como consecuencia, aumenta sus probabilidades de extinción. El mejor método de conservar esta diversidad es mantener poblaciones autosostenibles en hábitats naturales (FAO/PNUMA 1984). Por ello, el conocimiento de los niveles y la distribución de la variabilidad genética y ecológica de las poblaciones naturales de trucha común es de primordial interés para su gestión y conservación. Sin embargo, esta variabilidad intraespecífica está seriamente amenazada en España debido a la destrucción del hábitat producida por actividades humanas que causan alteraciones en el régimen natural de los caudales del río (presas, embalses, extracciones de agua para regadíos y deforestación) y a la contaminación creciente que sufren los ecosistemas fluviales.

Por otro lado, la trucha común *Salmo trutta* constituye un recurso económico y social muy importante por su elevado interés en pesca deportiva, siendo en la mayor parte de España la especie más apreciada desde el punto de vista de esta actividad. Debido a ello, las poblaciones remanentes están siendo amenazadas por la sobrepesca (Almodóvar y Burgaleta, 1993; Almodóvar y Nicola, 1998; Almodóvar, 1999) y las repoblaciones inadecuadas (García Marín *et al.*, 1991, 1996, 1998, 1999; Machor-dom *et al.*, 1999, 2000; Almodóvar *et al.*, 2000). Originalmente, estas actividades se han considerado inofensivas o incluso beneficiosas, pero pueden llegar a ser devastadoras como están demostrando los resultados genéticos y ecológicos recientes.

Taxonomía

La trucha común pertenece a la familia de los salmónidos, un grupo relativamente primitivo dentro de los peces óseos. Dentro de esta familia están además incluidas otras especies de nuestros ríos como el salmón atlántico *Salmo salar* o especies introducidas como la trucha arco-iris *Oncorhynchus mykiss*, el salvelino *Salvelinus fontinalis* o el salmón del Danubio *Hucho bucho*. La trucha común presenta una gran plasticidad en su ciclo vital, englobando esta misma especie a una forma migradora, el reo o trucha marina, y una forma residente. Las formas migratorias, muy frecuente en los ríos de Galicia y de la vertiente cantábrica, se mueven desde los ríos donde nacen al mar en busca del abundante alimento y allí permanecen hasta que alcanzan la madurez, retornando entonces al río donde nacieron para reproducirse. En cambio, las truchas residentes realizan su ciclo de vida completo en los ríos y, generalmente, se reproducen en los pequeños afluentes del área donde nacieron. Ambas formas migratorias y residentes pueden coexistir en los ríos y los estudios muestran que se reproducen entre

ellas. Sin embargo, no se conocen todavía los mecanismos precisos y los posibles factores genéticos implicados en estos patrones biológicos diferentes.

Actualmente, existe una gran controversia acerca de la taxonomía de la trucha común (Elliott, 1994; Kottelat, 1997), debido a las diversas opiniones existentes sobre la clasificación de los diferentes grupos morfológicos y genéticos identificados. Algunos investigadores sugieren que estos grupos tendrían que ser considerados especies apareciendo, desde el comienzo del sistema de nomenclatura moderno en el siglo XVIII, numerosos nombres para diversas formas de trucha común. La mayoría de dichas clasificaciones se han basado en pequeñas diferencias en su morfología y ciclos de vida que, probablemente, son mayormente el reflejo de su gran plasticidad ambiental y fenotípica (Bernatchez *et al.*, 1992). En la trucha común, la morfología y ciclos de vida parecen ser insuficientes para delimitar unidades taxonómicas con significado evolutivo, pudiendo ser engañosas. Así, los datos existentes indican que poblaciones antiguamente clasificadas como subespecies teniendo en cuenta sus diferentes patrones biológicos, *S. t. trutta* (forma anadroma), *S. t. lacustris* (forma lacustre) y *S. t. fario* (forma residente), no representan grupos monofiléticos (Ryman 1983; Hyndar *et al.*, 1991; Cross *et al.*, 1992). Por ello, para clasificar los diferentes grupos de esta especie es necesario tener en cuenta la información genética. Los datos actuales sobre variabilidad genética indican la existencia de unidades genéticas diferentes, pero no hay acuerdo acerca de si deberían considerarse especies, subespecies o poblaciones (Lelek, 1987; Kottelat, 1997). Lelek (1987) considera a la trucha común como una única especie y admite algunas subespecies, sin embargo Kottelat (1997) teniendo en cuenta también los datos genéticos, propone más de 27 especies diferentes e indica que la lista es probablemente incompleta.

Sin embargo, sería importante que las discusiones taxonómicas actuales no afecten a la puesta en marcha de medidas urgentes para evitar el declive de la trucha común. La conservación eficaz de esta especie debería basarse en las diferencias genéticas existentes entre sus poblaciones, independientemente de que se las considere especies, subespecies o poblaciones locales.

Distribución geográfica

En principio, según Lelek (1987) la trucha común reside de forma natural en los ríos de Europa, norte de África y Próximo Oriente. El límite septentrional de su área de distribución nativa se encuentra en Islandia, norte de Escandinavia y Rusia. La costa norte del Mediterráneo, las islas de Córcega, Cerdeña y Sicilia, así como las montañas del Atlas del Norte de África constituyen su límite meridional. La costa europea delimita la distribución occidental de esta especie y su límite oriental se sitúa en los Urales, el mar Caspio y la cabecera del río Orontes en Líbano. Las poblaciones que incluyen individuos migradores o reos se sitúan en la parte occidental de Europa, desde los 42° Norte hasta el límite septentrional de la distribución de esta especie. Estas formas migradoras de la trucha común se encuentran ausentes en el Mediterráneo, aunque se han encontrado de manera ocasional en los mares Negro y Caspio.

El interés deportivo de la trucha común motivó la introducción de esta especie en todos aquellos cursos fluviales en los que las condiciones eran idóneas para su supervivencia. Las introducciones más tempranas comenzaron en 1852 en el este de Rusia, estando repartida en la actualidad por los cinco continentes en al menos 24 países fuera de su área de origen. Hoy en día, la situación de la trucha común ha cambiado desde una especie eminentemente europea a una especie de distribución global.

Dentro de la península Ibérica, esta especie se distribuye por las cabeceras de casi todos los ríos, aunque falta en algunos del Levante, en el sur de España y en la cuenca del Guadiana. La temperatura del agua es probablemente el principal factor que determina la presencia de la trucha en los ríos. Esta especie vive en aguas corrientes, frías y bien oxigenadas, no tolerando temperaturas por encima de los 25°C y niveles de saturación de oxígeno en el agua por debajo del 80%.

Del mismo modo, las truchas se muestran muy sensibles a la presencia de contaminantes en el agua y a la alteración del cauce y de las riberas fluviales. Así, los valores de pH de 9.2 y superiores son letales para las truchas y los inferiores a 4.5 les causan problemas en su balance osmótico. Cuando el pH está comprendido entre 4.5 y 5.0 puede producir efectos perjudiciales especialmente cuando el agua contiene concentraciones bajas de calcio, sodio y cloro, y la supervivencia se reduce cuando estos valo-

res van asociados a concentraciones de aluminio elevadas. Además, el pH y la dureza del agua interactúan modificando la toxicidad de algunos metales como el zinc. Por todo ello, hoy en día las poblaciones residentes de trucha común de la península Ibérica se encuentran relegadas a las zonas altas y todavía bien conservadas de nuestros ríos.

Alteraciones del hábitat

La degradación del hábitat está reduciendo las poblaciones locales de trucha común de muchos ríos. Además, debido a la estructura genética de la especie, está causando una pérdida de su variabilidad mayor cuando se compara con otras especies menos subestructuradas.

La modificación de los caudales de los ríos en cantidad y régimen natural son una de las alteraciones antropogénicas del hábitat más extendidas en los sistemas fluviales y que afectan más a la trucha común. El régimen natural de caudales y las características del hábitat fluvial relacionadas (velocidad del agua, profundidad y anchura del cauce, alteraciones en la composición y estructura del sustrato) sufren continuos cambios por actividades humanas tales como la extracción de agua destinada a uso industrial (producción de energía hidroeléctrica, graveras) agrícola o urbano.

Una modificación relevante que se produce con la construcción de una presa es el cambio aguas arriba de un medio de aguas rápidas típico de los tramos de alta montaña a uno de aguas lentas. Ello conlleva cambios sustanciales en determinados parámetros del hábitat fluvial que conducen a un declive de las poblaciones nativas de especies reófilas, como la trucha común. Otro de los efectos más notables aguas abajo de la presa es el descenso de la disponibilidad de zonas someras con sustrato de grava necesarias para la freza de la trucha, con la consiguiente pérdida en el reclutamiento de sus poblaciones. Además, la disminución artificial de la velocidad del agua, unida a la presencia del obstáculo de la presa, provoca la deposición y acumulación de sedimentos en el lecho del cauce. Esto produce una colmatación de los intersticios existentes en el sustrato y la consiguiente reducción del hábitat disponible para los macroinvertebrados bentónicos, que son una parte integrante fundamental del alimento de los salmónidos.

Por otra parte, la presencia en el río de una presa supone una barrera para el desplazamiento natural de los peces, ya sea por movimientos migratorios reproductivos o alimentarios. También, puede producir una pérdida de flujo genético entre partes de una población que anteriormente estaban en contacto, provocando así un descenso de la variabilidad genética previa.

A pesar de la existencia de más de mil cien grandes presas y numerosos obstáculos artificiales menores en los ríos españoles (Nicola *et al.*, 1996), hasta el momento se han realizado pocos estudios sobre las consecuencias de la regulación de los caudales en las comunidades de peces (García de Jalón *et al.*, 1988; Casado *et al.*, 1989; Camargo y García de Jalón, 1990; García de Jalón *et al.*, 1994; Almodóvar & Nicola 1998, 1999). Además, se ha demostrado que las presas son uno de los principales factores que están afectando negativamente a las poblaciones de peces en España (Blanco y González, 1992; Elvira, 1996) y una de las causas más importantes del declive de la trucha común (Almodóvar y Burgaleta, 1993).

Actualmente, el uso creciente de energías renovables, por su menor impacto ambiental, está conduciendo a una expansión en la instalación de centrales hidroeléctricas en nuestros ríos. Sin embargo, a pesar de causar alteraciones menos drásticas en el medio, la gran cantidad de centrales hidroeléctricas requeridas para suministrar suficiente energía está provocando un impacto adicional que actualmente no está suficientemente valorado. Esta alteración es especialmente notable en zonas sensibles como son los tramos de alta montaña de los ríos españoles, sometidos a bruscas fluctuaciones naturales del caudal del agua. Además, estos enclaves suelen ser los mejor conservados y presentan un gran valor natural, siendo por tanto especialmente interesantes su protección y conservación.

En general, el efecto más adverso de las minicentrales hidroeléctricas es la variación periódica e intermitente de una gran proporción del caudal del río, que provoca aguas abajo la exposición regular de una elevada superficie del cauce y cambios bruscos en la velocidad del agua. Se ha demostrado en los últimos años que estas fluctuaciones artificiales del caudal alteran el hábitat fluvial, reduciendo así la complejidad de las comunidades de peces. Particularmente, se ha observado un gran impacto

de estas actividades en las poblaciones de trucha común, que se encuentran distribuidas en zonas de alta montaña, donde usualmente se instalan minicentrales hidroeléctricas.

En 1993 realizamos un estudio en el río Hoz Seca (Guadalajara) sobre el efecto de la puesta en funcionamiento de una minicentral hidroeléctrica en una población nativa de trucha común (Almodóvar y Nicola 1998, 1999). Durante dos años se evaluaron los cambios provocados por la alteración del régimen natural de caudales en parámetros poblacionales, tales como la densidad, biomasa, producción y crecimiento. Después de la puesta en funcionamiento de la minicentral se observó un declive considerable en la población de truchas situada aguas abajo. La densidad y biomasa estimadas mostraron un descenso significativo y se apreció también un descenso notable en el reclutamiento de alevines el año siguiente a la puesta en marcha de la minicentral. Las capturas de truchas decrecieron significativamente después del impacto, especialmente las de las clases de edad 0+ y 1+. Asimismo, se encontraron unos descensos considerables en las producciones totales después de la regulación, efecto que ha sido también observado por Crisp *et al.*, (1983) y Cows y Gould (1989) en ríos ingleses.

Una de las consecuencias de la alteración de los caudales naturales es posiblemente el obstáculo a la migración reproductiva río arriba de truchas grandes, procedentes de tramos inferiores. Esto explicaría el descenso en el reclutamiento observado en nuestro estudio y en otros similares realizados en ríos regulados de Europa (Hvidsten, 1985; Cowx y Gould 1989). Por otro lado, otra causa de la disminución de alevines observada es el deterioro del hábitat físico de las orillas del cauce. Estas zonas del río son especialmente importantes para los alevines y juveniles de los salmónidos, ya que en estos lugares de aguas someras y de baja profundidad es donde encuentran el hábitat adecuado para su alimentación y refugio (Heggenes *et al.*, 1990; Hubert *et al.*, 1994). Del mismo modo, las fluctuaciones bruscas de caudal en cortos periodos de tiempo dejan descubiertas amplias zonas de las orillas, provocando el desplazamiento e incluso la mortalidad de las truchas de pequeño tamaño ligadas a estos ambientes.

Por todo ello, los impactos negativos producidos por las centrales hidroeléctricas, embalses para abastecimiento o regulación de agua y trasvases deberían considerarse en los planes de ordenación y gestión de los ríos. Sería necesario regular y exigir el cumplimiento de medidas correctoras adecuadas en las instalaciones ya existentes y limitar su construcción en zonas especialmente sensibles o donde los recursos naturales sean de especial interés.

Desde época reciente se han añadido a la lista de las alteraciones del hábitat perturbaciones a mayor escala tales como el calentamiento global del planeta, que puede suponer el incremento de la temperatura de la superficie de la Tierra de 2 a 5°C en los próximos cien años. Debido a sus requerimientos térmicos, los salmónidos que habitan los ríos se convierten en especies extremadamente vulnerables a los efectos potenciales de este calentamiento. De hecho, si las predicciones actuales se cumplen habrá probablemente una gran reducción del hábitat disponible para los salmónidos y, en consecuencia, del área de distribución a escala global.

Sobrepesca

La presión pesquera excesiva puede reducir la abundancia de reproductores a niveles tan bajos que el número de nuevos juveniles incorporados anualmente sea insuficiente para renovar la población (Avery y Hunt, 1981). En general, la diversidad de clases de edad disminuye según aumenta la presión pesquera, con una reducción de los ejemplares de edades superiores. Además, esta alteración en la estructura poblacional inducida por la pesca deportiva puede producir cambios en el ciclo biológico de las truchas, como una madurez más temprana o un aumento de la fecundidad (Healey, 1978, 1980; Donald y Alger, 1989).

Los estudios realizados por nuestro equipo de investigación en nueve ríos del centro de España han mostrado una reducción muy patente de las densidades y biomásas de truchas en los tramos sometidos a pesca con extracción (Almodóvar, 1999). Por ejemplo, en el río Gallo, que es uno de los sometidos a mayor presión pesquera de la zona central de España, se encontraron unos valores demográficos marcadamente inferiores en los tramos pescados con extracción (1182 truchas ha⁻¹, 68.3 kg ha⁻¹), comparados con los de las zonas vedadas o pescadas sin muerte (3135.1 truchas ha⁻¹, 208.2 kg

ha⁻¹). Del mismo modo, la producción en las áreas con pesca extractiva fue inferior (37.2 kg⁻¹ ha⁻¹ año⁻¹) a la de las zonas con pesca sin extracción (144.5 kg ha⁻¹ año⁻¹) (Almodóvar y Nicola, 1998).

De manera general, las mayores proporciones de truchas de talla legal se presentan en zonas vedadas o en tramos “sin muerte” de los ríos y las menores en las zonas acotadas. Por otra parte, se ha observado que la contribución de las truchas de talla legal en poblaciones del centro de España no suele superar el 20% del total de la población, siendo comunes valores alrededor del 10% (Almodóvar 1999). Sin embargo, esta fracción de la población supone entre el 30 y 60% de la fecundidad total de las poblaciones (Nicola, 1999), teniendo importantes consecuencias en el reclutamiento final de las poblaciones.

En general, se ha detectado un descenso en la edad media y diversidad de clases de edad según aumenta la presión pesquera. Además, una característica común de las poblaciones de trucha común sometidas a pesca deportiva es el descenso o incluso la ausencia de peces de clases de edad superiores, debido a las extracciones de los ejemplares de tamaños grandes a lo largo de los períodos de pesca sucesivos. Ello tiene como consecuencia el descenso de la población reproductora y la reducción del período reproductivo útil de los ejemplares.

La realización de encuestas de pesca ha resultado esencial en el estudio de la incidencia de la actividad pesquera, ya que proporcionan información acerca del uso real del recurso (Almodóvar y Nicola, 1998). Aunque la importancia de este tipo de datos ha sido puesta de manifiesto en diversas ocasiones (Jenkins y Morais, 1971; Aggus *et al.* 1980; Gee y Miller, 1980; Crisp y Robson, 1982; Swales y Fish, 1986), la aplicación de este tipo de metodología es todavía escasa en los ríos españoles.

En general, la presión pesquera está ejerciendo una incidencia negativa en las poblaciones de trucha común del centro de España. Estos resultados no coinciden con los encontrados en estudios realizados en ríos del norte, donde no se ha detectado una reducción en la abundancia de las poblaciones por la pesca deportiva (Braña *et al.*, 1992; Reyes Gavilán *et al.*, 1995). Por tanto, el efecto de la pesca deportiva parece mostrar diferencias dependiendo de las características de las poblaciones de trucha común y del grado de incidencia de la pesca. Posiblemente, los ríos estudiados de la zona centro han estado sometidos a un esfuerzo pesquero excesivo que ha causado la falta de reproductores suficientes para mantener las poblaciones, produciendo su descenso paulatino.

Repoblación

Las actuaciones técnicas de gestión de la pesca en España se han fundamentado principalmente en la idea de aumentar los efectivos mediante repoblación, ante el problema de la disminución de las capturas. Estas acciones se han venido aplicando sin análisis previo y sin control de su eficacia, con el consiguiente riesgo para las comunidades de peces autóctonos. En el caso de la trucha común, la repoblación con truchas procedentes de piscifactorías de origen centroeuropeo y nórdico está produciendo una reducción de la diversidad genética de las poblaciones naturales locales e incluso la pérdida de combinaciones genéticas únicas, debido a la introgresión de material genético foráneo.

El alelo LDH-5*100 se ha confirmado como un marcador genético de las repoblaciones efectuadas en España con individuos importados del centro y norte de Europa. Los valores de introgresión medios de las distintas cuencas españolas, expresados como la frecuencia del alelo LDH-5*90, se encuentran entre 0.5% y 21%. Estos resultados no guardan relación con los elevados esfuerzos de repoblación efectuados en los ríos, indicando la dudosa eficacia de esta medida en la recuperación de los problemas de declive de las poblaciones naturales, a parte del peligro que produce por contaminación genética y pérdida de combinaciones genéticas únicas (Machordom *et al.*, 1999, 2000).

Los resultados obtenidos por nuestro laboratorio en 34 localidades de las cuencas del Duero y Tajo han mostrado que el 68% de las poblaciones presentaban contaminación con material genético alóctono (García Marín *et al.*, 1996; Machordom *et al.*, 1999, datos propios). Por otro lado, la zona mediterránea ha revelado valores de introgresión superiores a los de la zona central de España. Así, de las 43 poblaciones estudiadas en las cuencas del Ebro, Júcar y Segura, únicamente 8 mostraron pureza genética (García Marín *et al.*, 1996; Cacigas *et al.*, 1999, datos propios). Sin embargo, los niveles de intro-

gresión de genes alóctonos son significativamente inferiores en Galicia y Asturias, dónde sólo el 9% de las 93 poblaciones analizadas presentan algún rastro de contaminación atribuible a la repoblación (García-Marín *et al.*, 1991; Morán *et al.*, 1991; Martínez *et al.*, 1993; Arias *et al.*, 1995; Morán *et al.*, 1995; Bouza *et al.*, 1999). Por tanto, el efecto negativo de las repoblaciones con truchas de origen alóctono es muy variado y parece depender de las características ecológicas del río de acogida, de su origen genético, así como de las prácticas de repoblación utilizadas.

Con la finalidad de complementar y ampliar los estudios aloenzimáticos previos de la península Ibérica, así como de profundizar en sus posibles diferencias biogeográficas, realizamos un análisis del polimorfismo de los fragmentos de restricción del ADN mitocondrial en 58 localidades representativas de 8 cuencas de la vertiente Atlántica y 8 de la vertiente Mediterránea. Los resultados del estudio han permitido definir cinco unidades operacionales de conservación (OCUs, Doadrio *et al.*, 1996; Dodson *et al.*, 1998) o unidades evolutivas (ESUs, Waples, 1991) en la península Ibérica: Cantábrica, Atlántica, Duero, Andaluza y Mediterránea (Machordom *et al.*, 2000). Estos nuevos datos basados en haplotipos mitocondriales no coinciden con las ideas de algunos autores de falta de diferenciación entre las poblaciones de trucha común en España y su pertenencia al tipo Mediterráneo sensu Bernatchez *et al.*, (1992) (Morán *et al.*, 1996). En cambio, están de acuerdo en líneas generales con los estudios aloenzimáticos previos realizados en la península Ibérica (García-Marín y Pla, 1996; Machordom *et al.*, 1999). Sin embargo, han servido para definir claramente diferentes áreas biogeográficas, así como para identificar como una nueva unidad evolutiva independiente las poblaciones del sur de España. Estas nuevas áreas biogeográficas definidas deberían tenerse en cuenta en las decisiones de ordenación de la pesca.

Por otro lado, existe muy poca información sobre los efectos causados por las repoblaciones en la ecología de las poblaciones nativas, aunque diversos estudios han mostrado que pueden incidir negativamente mediante competencia por el alimento o el hábitat, depredación o propagación de enfermedades. La competencia por el alimento o el hábitat es particularmente evidente en una especie con comportamiento territorial, como la trucha común. Su supervivencia está ligada a la posesión de un territorio y, por tanto, la repoblación con juveniles puede conducir a un descenso en el número de individuos y a una alteración de la estructura poblacional. Del mismo modo, se ha comprobado el descenso de la supervivencia de las truchas procedentes de piscifactoría cuando se introducen en el río debido a su comportamiento gregario. El movimiento limitado de estas truchas hace que la repoblación dispersa tenga generalmente más éxito que la localizada, ya que se disminuye el efecto de la agregación.

En resumen, las truchas de piscifactoría pueden ejercer un impacto negativo en las poblaciones naturales que están reguladas por mecanismos dependientes de la densidad. La repoblación siempre tendría que efectuarse con ejemplares autóctonos para asegurar la integridad genética de cada río. Además, la repoblación no debería exceder la capacidad biogénica del tramo donde se va a efectuar y debería realizarse únicamente cuando la contribución del reclutamiento natural fuera insuficiente para mantener las poblaciones a largo plazo y no se pudiera resolver con medidas como la restauración del hábitat.

Por todo ello, la trucha común, a pesar de ser una especie prioritaria en pesca deportiva y representar un recurso ecológico importante, se encuentra muy amenazada por un proceso de contaminación genética y sus poblaciones están sufriendo una grave disminución, llegando incluso a desaparecer en muchos ríos. Hay que resaltar también el valor adicional de conservación que poseen nuestras poblaciones de trucha común, ya que la península Ibérica se encuentra dentro del límite meridional de la distribución geográfica de esta especie y las variedades que habitan los ríos representan adaptaciones locales particulares en el umbral de tolerancia de esta especie.

Situación legal en España

La trucha común está considerada como especie objeto de pesca en el ámbito estatal y en las comunidades autónomas dónde se encuentra presente. Por otra parte, esta especie está catalogada como “vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España, ya que sus poblaciones autóctonas, sobre todo las estrictamente fluviales, han sufrido un descenso acusado en los últimos años en toda su área de distribución. En esta misma línea de conservación, y de un modo pionero, en la Ley 1/1992 de Pesca Fluvial de Castilla-La Mancha la trucha común está considerada como “especie de interés preferente”, lo que ha moti-

vado un importante desarrollo normativo para la regulación de su pesca. De la misma manera, la Ley 8/1995 de Pesca de Extremadura clasifica a la trucha común como “especie autóctona de interés regional”.

Por otra parte, en general las leyes autonómicas de pesca son muy restrictivas en materia de repoblación y contemplan la necesidad de realizar estudios previos sobre la procedencia y características genéticas de las truchas que se van a repoblar, así como la posible incidencia sobre las poblaciones nativas. Asimismo, con el fin de favorecer el incremento de las poblaciones autóctonas y su estado de pureza genética, prohíben de manera explícita la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida en que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o producir desequilibrios ecológicos. Como ejemplo, la Ley 7/1992 de Pesca fluvial de Galicia o la Ley 1/1992 de Pesca Fluvial de Castilla-La Mancha estipulan que las repoblaciones se deben realizar de modo preferente con especies autóctonas y con ejemplares obtenidos de reproductores capturados en la misma cuenca hidrográfica en la que se va a repoblar o, en su defecto, con ejemplares de la mayor similitud genética posible. Además, en muchas comunidades autónomas se prohíbe la repoblación en ríos que posean poblaciones de interés por sus peculiaridades genéticas. Para ello, se establece la realización de un Catálogo de Recursos Genéticos.

En cuanto a las medidas actuales de gestión relativas a la extracción de ejemplares por pesca deportiva, de manera general el período hábil de pesca suele durar entre tres y cinco meses, comprendiendo la primavera y parte del verano. Los tamaños mínimos legales y los cupos de capturas establecidos en las órdenes de vedas anuales, son muy similares en todas las comunidades autónomas donde se pesca la trucha común. Así, la talla mínima legal de pesca oscila entre 19 y 22 centímetros y el cupo diario por pescador se encuentra entre cinco y diez truchas. A pesar de las grandes variaciones que presenta la trucha común en cuanto a sus parámetros del ciclo vital (demografía, crecimiento, fecundidad) en toda la península Ibérica, la uniformidad de estas medidas denota la escasa adecuación de la gestión actual a las características de las poblaciones de cada cuenca.

Perspectivas futuras de conservación

De cualquier manera, a pesar de la situación delicada de las poblaciones de trucha común que se desprende de los datos expuestos, existen actualmente expectativas de futuro esperanzadoras. La gestión de la pesca ha mejorado sensiblemente en los últimos años, presentando una componente científica y técnica cada vez mayor. Las repoblaciones han disminuido, parándose completamente en algunas comunidades autónomas y, en la mayoría de ellas, se están realizando estudios genéticos de sus poblaciones. Además, se están vedando los tramos con trucha autóctona e implantándose cada vez más medidas de gestión como la pesca sin muerte, es decir la captura de truchas con métodos restringidos y poco dañinos y su suelta posterior.

La creciente erosión de los recursos biológicos poblacionales de la trucha común por actividades humanas reclama el establecimiento de estrategias de conservación que reviertan esta tendencia actual. Es necesario el desarrollo de medidas de conservación que permitan el uso sostenible de este importante recurso. Las dos recomendaciones fundamentales para la conservación de la trucha común son mantener sus hábitats naturales y conocer la estructura genética de sus poblaciones. Una gran proporción del hábitat natural de la trucha común ha sido degradado por actividades humanas que alteran los ecosistemas fluviales. Por tanto, es especialmente importante que las áreas remanentes sin explotar sean preservadas frente a futuras manipulaciones y que las posibles actuaciones futuras estén precedidas por un análisis económico de costes/beneficios que incluya consideraciones biológicas. Por otro lado, el conocimiento de la variabilidad genética de las poblaciones naturales de trucha común es necesario para efectuar una adecuada gestión y conservación, ya que de esta manera es posible determinar cuáles son las poblaciones a conservar dentro de una cuenca. Asimismo, es un requisito imprescindible para evaluar los efectos de diferentes actuaciones de gestión sobre las poblaciones y conocer la variabilidad existente.

La diversidad intraespecífica de la trucha común está representada por las diferencias genéticas encontradas entre poblaciones y, a menudo, va unida a pronunciadas variaciones fenotípicas. Por tanto,

TABLA 1

Principales amenazas que presentan las poblaciones autóctonas de trucha común en la península Ibérica y recomendaciones para su conservación.

| Amenazas | Recomendaciones |
|--------------------------------|---|
| Degradación del hábitat | <p>Impedir la construcción de presas en ríos o arroyos habitados por trucha común</p> <p>Evitar la localización de las presas en las zonas de freza</p> <p>Establecer pasos para peces que ayuden a traspasar los obstáculos</p> <p>Aumentar los caudales mínimos y producir los cambios de caudal de forma lenta y gradual</p> <p>Conservar áreas con hábitats naturales</p> |
| Introducción de peces exóticos | Prohibir las introducciones |
| Sobrepesca | <p>Regular la pesca deportiva para evitar la sobreexplotación (cupos de capturas, talla mínima, número de permisos)</p> <p>Establecer tramos de pesca sin muerte y refugios de pesca</p> |
| Repoblación | <p>Las reintroducciones deberían efectuarse en los lugares donde las causas originales de extinción han sido eliminadas</p> <p>Conocimiento del estado genético de las poblaciones de trucha común.</p> <p>Establecimiento de mapas genéticos según las diferencias alozimicas y moleculares detectadas.</p> <p>Los peces a reintroducir deberían tener características genéticas similares a la población original</p> <p>El efecto de la reintroducción debería ser medido, evaluando su posible incidencia sobre las poblaciones nativas existentes</p> <p>Determinar las Unidades Operacionales de Conservación a partir de las características genéticas poblacionales. Establecer reservas genéticas.</p> |

la conservación de la trucha común como especie no es suficiente, ya que su potencial evolutivo está representado por su variabilidad genética entre las distintas poblaciones. En este contexto, los esfuerzos de conservación deben dirigirse a las diferentes líneas evolutivas existentes dentro de la especie. Dichos grupos evolutivos se denominan ESUs (Evolutionary Significant Units) y son aquellas poblaciones o conjuntos de poblaciones de una especie que presentan una historia evolutiva independiente con características genéticas únicas y contribuyen sustancialmente a la diversidad genética total de la especie. La identificación de ESUs incluye la recopilación de datos genéticos y ecológicos, así como su análisis para determinar las relaciones jerárquicas entre las poblaciones. En la práctica las decisiones de conservación deben tener en cuenta también los aspectos económicos, sociales y legales, lo que lleva a definir las unidades mínimas de conservación OCU (Operational Conservation Units) que engloban los requerimientos biológicos y los aspectos socioeconómicos.

El objetivo principal de una gestión racional debería ser el establecimiento de un equilibrio entre la conservación y la explotación de las poblaciones, de manera que se maximizasen los beneficios económicos y sociales, minimizando los efectos negativos sobre el reclutamiento natural de las poblaciones. Para esta finalidad se necesita una base de conocimientos científicos que se puedan aplicar a los múltiples cometidos de la gestión de las poblaciones, como la restauración de los ríos, la regulación de la pesca deportiva o el control de las repoblaciones. En los últimos años se han desarrollado líneas de investigación que engloban distintos aspectos de la ecología y la genética de las poblaciones fluviales de trucha común, pero en ocasiones se requieren muchos años de estudio para la obtención de resultados aplicables al manejo de las poblaciones. Por tanto, parece fundamental fomentar las investigaciones sobre la biología, ecología y genética de las poblaciones, si se quiere tener un apoyo sólido que pueda proporcionar medidas para la conservación y la explotación racional de este recurso. Sin embargo, todavía queda mucho por avanzar y sería imprescindible conseguir una colaboración más estrecha entre los pescadores, gestores de la pesca e investigadores para poder conservar las poblaciones de trucha común de nuestros ríos.