



PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

ÍNDICE





1	ANTECEDENTES	1
1.1	Orígenes de la ordenación de la pesca	2
1.2	La ordenación de las poblaciones de peces continentales	6
2	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	11
2.1	Estructura del plan de ordenación de la pesca	11
2.1.1	Inventario o stock assessment	11
2.1.1.1	Hábitat	13
2.1.1.2	Modelos de dinámica de poblaciones	14
2.1.2	Planificación	17
2.1.2.1	Metas: Para qué se ordena la pesca.	18
2.1.2.2	Objetivos: objetivos de la ordenación con fechas límite	21
2.1.2.3	Identificación de problemas: ¿qué puede impedir el éxito?	22
2.1.2.4	Acciones: Soluciones a los problemas	24
2.1.2.5	Evaluación: información para la mejora del plan.	27
2.1.2.6	La base informativa: recursos para toma de decisiones efectiva.	28
2.2	Objetivos	29
3	METODOLOGÍA	31
3.1	Título primero: Inventario	32
3.1.1	Estado natural: Inventario del hábitat	35
3.1.1.1	Estructura y contenidos del Estado natural: Inventario del hábitat	36
3.1.1.1.1	Características de la cuenca	36
3.1.1.1.2	Características de la ribera	37
3.1.1.1.3	Características del cauce	40
3.1.1.1.3.1	Factores físicos del hábitat	41
3.1.1.1.3.1.1	Granulometría del sustrato	42
3.1.1.1.3.1.2	Recubrimiento por finos	43
3.1.1.1.3.1.3	Capacidad de refugio	44
3.1.1.1.3.1.4	Régimen de caudales	46
3.1.1.1.3.1.5	Régimen de temperaturas	51
3.1.1.1.3.2	Factores químicos del hábitat	54
3.1.1.1.3.3	Afecciones al hábitat	55
3.1.1.1.3.4	Factores biológicos del hábitat	57
3.1.1.2	Planeamiento del Estado natural: Inventario del hábitat.	60
3.1.1.2.1	Toma de datos	61
3.1.1.2.2	Variables de estudio	62
3.1.1.2.3	Tratamiento de la información	66
3.1.2	Estado ictiológico: Inventario del recurso	66
3.1.2.1	Estructura y contenidos del Estado ictiológico: Inventario del recurso	66
3.1.2.1.1	Determinación del área ocupada por cada población: identificación y delimitación de poblaciones	67



3.1.2.1.2	Clasificación de los tramos fluviales según el estrato de población que los habita: estratificación de las poblaciones y diseño del muestreo	74
3.1.2.1.3	Determinación de los parámetros de la dinámica poblacional: definición del funcionamiento del recurso	83
3.1.2.1.3.1	Captura de peces y recogida de datos	83
3.1.2.1.3.2	Cálculo de existencias	87
3.1.2.1.3.3	Determinación de la edad	93
3.1.2.1.3.4	Coefficientes morfométricos	94
3.1.2.1.3.5	Relación longitud-peso	94
3.1.2.1.3.6	Factores de condición	95
3.1.2.1.3.7	Crecimiento	96
3.1.2.1.3.8	Mortalidad	98
3.1.2.1.3.9	Estimación de la fecha de emergencia, eclosión y freza	100
3.1.2.1.3.10	Reclutamiento	101
3.1.2.1.3.11	Producción y Tasa de Renovación anual	102
3.1.2.1.4	Análisis del inventario y evaluación de las poblaciones: diagnóstico	103
3.1.2.1.5	Diseño del modelo de dinámica de poblaciones	106
3.2	Título segundo: Planificación	113
3.2.1	Plan General: metas, objetivos, problemas y acciones.	113
3.2.2	Plan Especial: TAC, talla mínima de captura, matriz de gestión y tramificación	114
3.2.2.1	Posibilidad	115
4	RESULTADOS	123
4.1	TÍTULO PRIMERO: INVENTARIO	123
4.1.1	CAPÍTULO I: ESTADO LEGAL	123
4.1.1.1	Marco normativo de los aprovechamientos pesqueros continentales	124
4.1.1.2	Análisis de demandas y estado concesional de los caudales circulantes	132
4.1.2	CAPÍTULO II: ESTADO NATURAL - INVENTARIO DEL HÁBITAT	144
4.1.2.1	Características de la cuenca	144
4.1.2.1.1	Rasgos del medio físico	144
4.1.2.1.2	Litología	146
4.1.2.1.3	Clima	148
4.1.2.1.4	Usos del suelo	151
4.1.2.1.5	Superficie forestal arbolada	152
4.1.2.2	Características de la ribera	153
4.1.2.3	Características del cauce	157
4.1.2.3.1	Factores físicos del hábitat	157
4.1.2.3.1.1	Granulometría del sustrato	157
4.1.2.3.1.2	Recubrimiento por finos	160
4.1.2.3.1.3	Capacidad de refugio	163



4.1.2.3.1.4	Régimen de caudales	166
4.1.2.3.1.5	Régimen de temperaturas del agua	173
4.1.2.3.2	Factores químicos del hábitat	175
4.1.2.3.3	Factores biológicos del hábitat	180
4.1.2.3.3.1	Comunidad de macroinvertebrados	181
4.1.2.3.3.2	Comunidad de peces	186
4.1.2.3.3.3	Depredadores	190
4.1.2.3.4	Afecciones al hábitat	196
4.1.3	CAPÍTULO III: ESTADO ICTIOLÓGICO - INVENTARIO DEL RECURSO	212
4.1.3.1.1	Determinación del área ocupada por cada población: identificación y delimitación de poblaciones	212
4.1.3.1.2	Clasificación de los tramos fluviales según el estrato de población que los habita: estratificación de las poblaciones y diseño del muestreo	219
4.1.3.1.3	Determinación de los parámetros de la dinámica poblacional: definición del funcionamiento del recurso, análisis del inventario y evaluación de las poblaciones.	221
4.1.3.1.4	Diseño del modelo de dinámica de poblaciones	252
4.1.4	CAPÍTULO IV: ESTADO ECONÓMICO	281
4.2	TÍTULO SEGUNDO: PLANIFICACIÓN	288
4.1.5	PLAN GENERAL:	288
4.1.5.1	Metas: fines últimos de la ordenación	288
4.1.5.2	Planteamiento de objetivos	290
4.1.5.3	Identificación de problemas y factores limitantes de cada población	292
4.1.5.4	Duración del Plan	300
4.1.6	PLAN ESPECIAL:	301
4.1.6.1	Acciones: resultados del modelo poblacional y propuesta de actuaciones	301
4.1.6.2	TAC, talla mínima de captura y matriz de gestión	302
4.1.6.3	Tramificación del ámbito de ordenación	322
4.2.3	Control y seguimiento: evaluación de los resultados	326
5	SÍNTESIS Y DISCUSIÓN: DIAGNOSIS	337
5.1	Población del Alto Tirón-1100:	342
5.2	Población del Oja-Bajo Tirón-1200:	347
5.3	Población del Alto Najerilla-2100:	354
5.4	Población del Calamantío-Najerilla-2200:	358
5.5	Población del Urbión-Najerilla-2300:	362
5.6	Población del Bajo Najerilla-2400:	365
5.7	Población del Alto Piqueras-3100:	370
5.8	Población del Iregua-3200:	374
5.9	Glosario:	379
6	BIBLIOGRAFÍA	383



7	ANEJOS	1
ANEJO 1.	Datos del inventario del hábitat.	1
ANEJO 2.	Datos del inventario de peces.	20
ANEJO 3.	Resultados del inventario de peces por campañas y estaciones.	76
ANEJO 4.	Resultados poblacionales: por poblaciones y subpoblaciones.	180
ANEJO 5.	Valores medios e intervalos de confianza de los parámetros poblacionales empleados para el seguimiento del Plan. Herramienta de seguimiento	205

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

1. ANTECEDENTES

La ordenación del aprovechamiento de los recursos naturales es la única herramienta con la que el hombre cuenta para abastecerse de materia y energía sin ignorar cuánto tiempo va a poder seguir haciéndolo.

El objetivo que se desprende del modelo de desarrollo sostenible, planteado a principios de los años 80 en el informe Brundtland, es conocer cuánto y cómo se puede aprovechar un recurso natural con el fin de satisfacer las necesidades de la sociedad actual asegurando la satisfacción de las sociedades futuras. Este criterio que parece moderno en algunos ámbitos como en los aprovechamientos energéticos, resulta ser clásico en otros como en los aprovechamientos forestales o pesqueros. Así, la persistencia de la masa y la homogeneidad en la percepción de rentas son objetivos principales de la ordenación de montes desde sus comienzos a mediados del siglo XIX. La inquietud de los gestores de pesca por asegurar la disponibilidad de su recurso data asimismo de la segunda mitad del mismo siglo.

Si bien la pesca continental ha supuesto una fuente común de proteínas para poblaciones ribereñas desde antiguo, y ya en el diccionario enciclopédico de Madoz se consideraba como un recurso importante de cada población, su carácter local y su escasa influencia en los grandes mercados ha hecho de este aprovechamiento un “hermano menor” de la pesca marina. Es por esto que las variaciones naturales o inducidas por el hombre en la abundancia de poblaciones de animales marinos ha sido objeto de estudio científico desde mediados del siglo XIX (Smith, 1988), mientras que la ordenación de la pesca continental es una actividad joven y su historia – al

menos la parte de mayor interés práctico – puede ser recopilada a través de la experiencia personal de los gestores de pesca más veteranos aún en activo (Nilesen, 1999).

Aunque en la actualidad la valorización de la actividad pesquera recreativa en los países más desarrollados y de la pesca comercial en lagos y grandes ríos de países en desarrollo, unidas a las menores limitaciones logísticas requeridas para su estudio, han hecho que el conocimiento del funcionamiento del recurso pesquero continental se esté igualando, y en algunos casos supere, al de los recursos pesquero marinos; los principios y técnicas de la ordenación de la pesca continental tienen sus fuentes en los de la pesca comercial marina.

1.1 Orígenes de la ordenación de la pesca

Las capturas de pescado han fluctuado siempre ampliamente, tal como se recoge en documentos históricos, y se ha registrado repetidamente en épocas más recientes. Estas fluctuaciones han sido achacadas a muchas causas, como castigos de los dioses, cambios en climas y corrientes o impacto de la extracción pesquera. El problema de la variación de las capturas empezó a recibir atención por parte de la comunidad científica a partir de la segunda mitad del siglo XIX, especialmente a partir de que el desarrollo de métodos de pesca más eficientes atrajeran inversiones comerciales en ciertos caladeros del norte de Europa.

Hubo una presión creciente en los últimos años del siglo para que los gobiernos determinaran las causas de las fluctuaciones de las capturas de pescado, así como en que se financiase el estudio científico del mar. La Exposición de Pesca de Londres en 1883 fue una plataforma fundamentalmente tecnológica pero tuvo también una fuerte orientación biológica. Durante una de las varias sesiones de ponencias dos importantes conferenciantes ofrecieron dos puntos de vista muy diferentes sobre los efectos de la pesca en los peces. Thomas Huxley seguía el argumento de que la

mayoría de las poblaciones de peces explotadas por los pescadores eran tan abundantes y fecundas, y la capacidad extractiva del hombre tan limitada, que podían ser consideradas esencialmente inmunes a las actividades humanas. Ray Lankester (1884) argumentó el razonamiento opuesto, que cualquier extracción de peces tenía un impacto, si no directo sobre ellos sí indirectamente a través de la extracción de los potenciales productores de alevines. A pesar de sus argumentos, Huxley consiguió financiación estatal para experimentación marina en cuatro bahías escocesas, patrocinio que culminaría en un experimento de una década de duración para determinar el efecto de las artes de arrastre sobre los caladeros. Los datos obtenidos de este experimento junto con los obtenidos por William Garstang en la Estación Biológica de Plymouth sugirieron que las conclusiones de Huxley en 1883 eran incorrectas. La pesca podría afectar a la abundancia de las especies. (Gulland, 1998)

Petersen, un biólogo danés que había estado estudiando el rodaballo y otras especies en su laboratorio flotante, el Biologen Ark, durante más de una década, declaró en el Comité de Sobrepesca creado por el International Council for the Exploration of the Seas (ICES) que tales reducciones observadas por Garstang no eran por sí mismas evidencia de sobrepesca. Por el contrario las reducciones eran de esperar en cualquier caladero como resultado de un proceso estrictamente natural, a reducción del “stock acumulado” (Cushing, 1972, 1976).

Kyle de Alemania describió el problema de modo diferente distinguiendo entre los problemas paralelos de “la reducción de los peces” y “la pesca racional”. El primer concepto estaba en el área de estudio de los biólogos, mientras que el segundo, consideraba, era un “problema práctico y económico”.

La preocupación sobre la sobrepesca que Garstang y otros llevaron a la primera reunión del ICES se refinó a lo largo de la primera década de trabajo del ICES, tanto como concepto como en términos de métodos para medirla. En la segunda década se completaron tres trabajos importantes de evaluación del estado y causas del cambio

en el stock de peces. El Comité de Sobrepesca, ahora llamado Comité del Rodaballo, concluyó en 1913 y de nuevo en 1921 que el rodaballo en el Mar del Norte estaba siendo sobreexplotado. Experimentos de marcaje mostraron que hasta el 20% de los peces marcados eran extraídos por pescadores. El comité estaba seguro de que el rodaballo estaba siendo sobreexplotado, y para contrarrestar esto recomendaron como experimento una talla mínima legal de captura para el rodaballo.

En vez del tamaño mínimo de captura, sin embargo, el Comité del Rodaballo se encontró con un experimento de mucho mayor alcance: la Primera Guerra Mundial prácticamente cerró los caladeros del Mar del Norte durante 4 años. Después de la guerra los científicos del ICES comenzaron a evaluar los resultados de lo que se dio en llamar el “Primer Gran Experimento de Pesca”, y en 1921 estuvieron de acuerdo en reconsiderar su recomendación de 1913. Un informe de la delegación británica reveló que cuando la flota pesquera empezó a pescar de nuevo en 1919 los índices de capturas fueron hasta un 100% superiores. La tasa de captura de peces “grandes” era mucho mayor en 1919 que en 1913, y en correspondencia las tasas de captura de peces “pequeños” fue mucho menor.

En los siguientes años los pesqueros demostraron que si bien los efectos de la sobrepesca podían ser revertidos por la guerra, también los efectos de la guerra podían ser revertidos por la pesca. El número y tamaño de los barcos de pesca se incrementó rápidamente, las capturas incrementaron pero no proporcionalmente, y en consecuencia las tasas de capturas declinaron hasta niveles de pre-guerra.

Para el final de la Primera Guerra Mundial la ciencia emergente de la dinámica de poblaciones de peces, en inglés “stock assessment”, había desarrollado la mayoría de los métodos de recolección de datos, pero únicamente los métodos de análisis más directos. En su artículo de 1914 Hjort siguió su sugerencia de 1907 de usar las técnicas de demografía humana empleando una de las herramientas de esa disciplina, el análisis de las distribuciones de edades. Mostró que cambios grandes en la

distribución de edades eran resultado de la variabilidad del éxito de la freza de cada año. Asimismo sugirió dos posibles mecanismos por los que las cohortes podrían variar de forma aparentemente independiente del número de huevos: la disponibilidad de comida para los alevines en el “preciso momento de su eclosión” y el transporte de juveniles lejos de sus áreas adecuadas de desarrollo.

A partir de 1919 se llevaron a cabo más estudios sobre los efectos de la pesca en el tamaño de las poblaciones objetivo. Había buenas expectativas de conseguir algún control sobre los caladeros del Mar del Norte cuando tuvo lugar la Conferencia de Sobrepesca de 1937. Pero las tentativas de acuerdo para establecer tallas mínimas legales de captura que se hicieron en la conferencia fueron pronto olvidadas con la llegada del Segundo Gran Experimento de Pesca.

La Segunda Guerra Mundial redujo la intensidad de pesca en el Mar del Norte, y en la primera reunión del ICES después de la guerra la delegación inglesa anunció planes para una Conferencia Internacional de Sobrepesca, que tuvo lugar en marzo de 1946. Esta conferencia puso de manifiesto su acuerdo con un informe de 1941 de un comité inglés dirigido por E.S. Russell, que concluía que “el tonelaje global de las flotas pesqueras de todos los países” era demasiado grande.

Después de la Segunda Guerra Mundial Beverton y Holt desarrollaron una descripción matemática del crecimiento de los peces derivada de “un análisis de los procesos fundamentales implicados” (Beverton & Holt, 1957), y dedujeron una ecuación que relacionaba la extracción en un caladero en equilibrio con la tasa de mortalidad por pesca y la edad de entrada en el caladero.

El interés por la pesca continuó y se intensificó, y a partir de 1945 los investigadores de pesca han evaluado el estado de muchas más poblaciones de peces y mamíferos sobre los que existe aprovechamiento. Los procedimientos de toma de datos desarrollados en el último cuarto del siglo XIX y a lo largo de la primera mitad del siglo

XX serían utilizados una y otra vez, adaptados a nuevas especies pero permaneciendo básicamente invariables. Los métodos de análisis de datos y los modelos poblacionales desarrollados en el mismo período serían también empleados, pero estos fueron modificados más a menudo y extendidos para manejar características únicas de los ciclos de vida de diferentes animales y para mejorar su certidumbre estadística. Los investigadores de pesca se irían familiarizando con modelos estadísticos y matemáticos, y los niveles de precisión de los análisis y la complejidad de los modelos excedería en algunos momentos la disponibilidad y fiabilidad de los datos.

En la década de 1960 Murphy, Gulland y otros autores estimaron los tamaños totales del stock y las tasas de mortalidad por pesca anuales y por edades. Los procedimientos, llamados a veces análisis de cohortes, análisis de poblaciones virtuales y análisis de poblaciones secuenciales, implican asumir ciertos aspectos acerca de las tasas de mortalidad naturales, a menudo requieren fuentes de datos adicionales, y muchas veces no pueden ser resueltos de manera directa. Sin embargo, aplicados con cuidado tales métodos han resultado fundamentales para la evaluación del estado de muchas especies.

1.2 La ordenación de las poblaciones de peces continentales

La exploración de los principios de la dinámica de poblaciones de peces marinos llevada a cabo por Russell y otros a principios de los años 40 fue inmediatamente transferida a la pesca continental. La dinámica de poblaciones se convirtió en una preocupación fundamental para investigadores y gestores de pesca, y los avances se hicieron visibles rápidamente. Ricker y Forester demostraron el aislamiento de las poblaciones de salmón del pacífico en diferentes ríos y las relaciones entre la abundancia de reproductores y la abundancia de la siguiente generación (relación de stock-reclutamiento de Ricker; Ricker, 1958). Asimismo Ricker desarrolló y publicó las técnicas de cálculo para medir las estadísticas vitales de las poblaciones de peces.

La era moderna de la ordenación de la pesca comenzó después del final de la Segunda Guerra Mundial. Las primeras décadas del siglo XX habían estado dominadas por el concepto de considerar a los caladeros como cultivos, con el único objetivo de alcanzar el máximo rendimiento físico sostenible, o MSY (Maximum Sustainable Yield). A partir de 1950, el enfoque sobre el MSY ha estado amenazado constantemente, y se han estado extendiendo otros posibles objetivos para los gestores. Esta extensión no ha sido un proceso secuencial, con una idea nueva sucediendo sin solución de continuidad a la anterior. Desde los más modernos puntos de vista, los antecedentes se remontan al siglo XIX. Su auge hasta su aceptación, sin embargo, ha seguido un camino más fácil de identificar (Kohler, 1999)

El primer concepto que cuestionó el MSY fue la idea de que producir rendimientos físicos era en realidad secundario frente al objetivo más universal de producir valor económico. Los investigadores habían aprendido que el rendimiento físico podía ser maximizado (en teoría) regulando la captura total de peces mediante cuotas o conceptos similares. Los economistas argumentaron entonces que si el esfuerzo empleado en capturar los peces era tan grande que el coste igualaba a los ingresos, no existía ningún beneficio económico. El resultado de esta ineficiencia económica fue: aunque el recurso natural quedase asegurado con el MSY, el beneficio humano-ganancia económica- se perdería si el esfuerzo de pesca no se restringía.

En la década de 1950, los economistas de pesca comenzaron a señalar que el MSY debería ser reemplazado por el concepto de maximización del beneficio, también expresado como maximización del beneficio económico neto o MNER (Maximizing Net Economic Revenue). La ordenación para conseguir la MNER requería una aproximación diferente. Científicos como Schaefer, que analizó los caladeros de atún del Pacífico, y Scott en la Columbia Británica, establecieron que no sólo se debe regular la extracción de pescado sino también el esfuerzo empleado en capturar ese pescado. La premisa económica fundamental era que la extracción de pesca debe ser

trasladada a unidades concretas de pesca – pescadores individuales, compañías o naciones – con el fin de mantener el esfuerzo de pesca bajo. El concepto, que se denomina generalmente acceso limitado, garantiza a algunas personas el derecho a pescar al tiempo que excluye a todos los demás. Este principio económico no es aceptado universalmente, pero cada vez se está empleando más en caladeros comerciales importantes y es la base del límite de las 200 millas que la mayoría de los países con costa reclama como aguas propias.

Mientras los aspectos económicos amenazaban el concepto de MSY en pesquerías comerciales, este concepto también se veía desafiado como objetivo suficiente para la pesca recreativa. La calidad de la pesca recreativa había sido cuantificada tradicionalmente como el número y tamaño de los peces capturados. Sin embargo, los pescadores han admitido siempre que otros aspectos del ejercicio de la pesca son al menos tan importantes como el hecho de pescar en sí mismo. La gente valora la compañía y los entornos agradables en su ejercicio de pescar, y su preferencia por capturar peces podría albergar muchos matices entre capturar un gran pez o muchos peces pequeños. La idea de que tales aspectos sociológicos deberían ser parte de la gestión de la pesca ganó popularidad en la década de 1960 en EEUU a medida que la opinión pública se hacía más importante en la toma de decisiones de la administración. La adición de valores estéticos a la relación entre esfuerzo de pesca y extracción de peces fue formalizada por McFadden (1969). Desde entonces el desarrollo de principios socioeconómicos para la gestión de la pesca ha sido una prioridad para las agencias implicadas en EEUU.

El tercer aspecto más importante que amenazó el concepto de MSY fue el resultado de los continuos avances en la ecología. Como las pesquerías son componentes de la productividad de los ecosistemas acuáticos, la investigación ecológica ha incrementado continuamente los fundamentos teóricos de la gestión de la pesca. En la década de 1970, por ejemplo, los ecólogos aportaron la noción de que la ordenación de

una única especie de pez debería ser sustituida por la ordenación multiespecífica. El rendimiento de una especie depredadora (p.e. el lucio) depende de la condición de las especies sobre las que depreda; cuando la presa también se aprovecha por parte del hombre (p.e. la trucha), ambas especies deben ser ordenadas juntas, no separadamente. La idea de que las pesquerías deben ser consideradas como comunidades, o al menos como poblaciones mutuamente interactivas, ha arraigado firmemente a través de una serie de congresos enfocados en las pesquerías multiespecíficas. La ecología ha sido y seguirá siendo la ciencia básica que más contribuye a la comprensión de la ordenación de la pesca.

La adición de estos nuevos aspectos - económicos, sociológicos y ecológicos - a la ordenación de la pesca destronó al concepto de MSY en la década de 1970. Y ha sido reemplazado por un nuevo principio: la ordenación para el óptimo rendimiento sostenible o OSY (Optimum Sustainable Yield). El óptimo rendimiento sostenible fue formalizado en 1975 en un congreso que evaluó la ordenación desde varios puntos de vista. Los principios básicos del OSY son que la meta más apropiada para la ordenación de la pesca incluye un amplio rango de consideraciones (no sólo maximizar el rendimiento físico) y que existe una única meta de gestión en cada pesquería. Definir el OSY para una pesquería es mucho más difícil que definir el MSY ya que la información requerida pasa a tener componentes biológicos, ecológicos, económicos y sociológicos. El rendimiento óptimo sostenible, sin embargo, es también mucho más realista en el sentido en que tiene en consideración la diversidad de ecosistemas acuáticos y la diversidad de necesidades humanas en relación con ellos.

2. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

2.1 Estructura del plan de ordenación de la pesca

La ordenación de la pesca en aguas continentales, en general, y en ríos, en concreto, se estructura de forma análoga a la ordenación de montes. Es decir, queda recogida en dos títulos: el inventario y la planificación. El título primero hace referencia a la fase de inventario, que tiene como objetivo cuantificar las existencias del recurso que se va a ordenar y estimar la evolución probable del mismo, con el fin de que en la fase de planificación se pueda tener conocimiento de la posibilidad que ofrece dicho recurso. Conocida la posibilidad del recurso, las decisiones que se tomen en la fase de planificación tendrán que cumplir criterios similares a los de la ordenación de montes, a saber: asegurar la persistencia del recurso, homogeneizar la percepción de rentas y optimizar la intensidad y forma del aprovechamiento. Parece determinante, por tanto, que la información consignada en el capítulo del inventario sea lo más precisa y exacta posible, ya que de ello depende la correcta estimación de la posibilidad de pesca en el capítulo de planificación.

2.1.1 Inventario o stock assessment

Es en la fase de inventario donde comienzan a desaparecer las analogías entre la ordenación de la pesca y la ordenación de montes arbolados, ya que la toma de datos en uno y otro caso se hace sobre recursos que tienen muy diferentes aptitudes para ser cuantificados. En el caso de la ordenación de la pesca, la principal dificultad para cuantificar las existencias radica en la capacidad que tiene dicho recurso para desplazarse, de forma que un individuo puede habitar, y de hecho lo hace, tramos alejados de un sistema fluvial a lo largo de su vida. Esta circunstancia hace que exista

una incertidumbre añadida en los inventarios ictiológicos que será responsable de la mayor proporción de error en la estimación de las existencias de una población.

Este error puede atenuarse mediante un adecuado diseño de muestreo, en concreto mediante el conocimiento de la distribución a lo largo de los distintos tramos de un río de las distintas clases de edad que conforman una población de peces.

Hasta el momento, la mayor parte de los inventarios ictiológicos se han hecho bajo la premisa de que la estación de muestreo tiene que ser representativa del tramo al que se van a extrapolar los resultados, lo cual es correcto. Sin embargo, el tratamiento posterior de la información se ha venido llevando a cabo mediante el análisis de las estaciones una a una, o bien mediante una síntesis de todas ellas, dando como resultado el conocimiento de las existencias de una estación de muestreo concreta, o la mezcla (y por tanto pérdida) de información, según el caso y respectivamente. En este punto es donde se basa el cambio de metodología aplicado en este proyecto.

En este proyecto se ha tratado de trascender los métodos tradicionales, adoptando criterios basados en la ecología de poblaciones. Según esto, la ordenación no se va a hacer sobre tramos ya establecidos según su método de aprovechamiento (coto, libre, vedado, etc.) ni sobre cuencas o sistemas físicos, sino sobre cada población. La unidad de ordenación será por tanto la población. El inventario ictiológico no se orienta tanto a la obtención de datos precisos sobre las existencias en una estación de muestreo, como a conocer los valores de los parámetros de la dinámica de una población concreta. Los parámetros de la dinámica poblacional representan las “reglas de funcionamiento” de dicha población, y conociendo cómo funciona el recurso se puede estimar con qué intensidad y en que forma se puede aprovechar para cumplir los objetivos propuestos en la ordenación.

2.1.1.1 Hábitat

Como se ha expuesto en párrafos anteriores, el objetivo de la fase de inventario en esta Ordenación no es tanto la determinación de las existencias puntuales y momentáneas de las poblaciones de trucha en La Rioja, como el conocer las “reglas de funcionamiento” de dichas poblaciones. Éstas pueden estimarse, asumiendo ciertas hipótesis que se expondrán más adelante, a través de la observación de su estructura poblacional por edades. Como se ha adelantado en el capítulo acerca del diseño de los muestreos, la estructura por edades no permanece invariable en todo el área ocupada por la población, antes bien varía según una distribución espacial que queda determinada por la capacidad de cada tramo de río de albergar determinadas clases de edad. Siguiendo este razonamiento, el diseño del inventario debe hacerse de acuerdo con una estratificación (en nuestro caso hablaremos de tramificación) en función de las características del hábitat, de manera que todos los tipos de hábitat presentes en el área ocupada por una población concreta queden representados con una estación de muestreo.

A la vista de estos requerimientos, parece obvio que previo al diseño del muestreo es necesario llevar a cabo un estudio y caracterización del hábitat.

Con independencia del anterior razonamiento, y atendiendo a las tesis de Berryman (2003), la variación a lo largo del tiempo del número de efectivos de una población puede explicarse mediante cinco principios generales: (1) crecimiento geométrico, (2) cooperación, (3) competición, (4) interacción entre especies y (5) factores limitantes. Son los factores limitantes, por su carácter externo a las poblaciones, los que vienen determinados principalmente por el ambiente en que se va a desarrollar la vida de las truchas, de forma que una variación en las condiciones ambientales puede alterar la forma de actuar de los factores más internos de regulación poblacional, reflejados por los cuatro primeros principios. En síntesis, no vale de nada conocer cómo funcionan las poblaciones intrínsecamente si no se conoce la influencia que pueden tener los

factores ambientales como factores limitantes, y por tanto como focos de alteración de las reglas de funcionamiento interno de las poblaciones.

Es en este contexto en el que el análisis de las características del hábitat se hace más necesario. Más aún cuando la actividad humana ha introducido en épocas más o menos recientes (desde la revolución industrial y química, principalmente) alteraciones en los factores del hábitat, que han supuesto una desviación de las condiciones en las que las poblaciones de trucha de La Rioja se habían desarrollado en el largo período que va desde el final de la última glaciación (Wurm) hasta la actualidad. Previsiblemente, este cambio de circunstancias en las que se desarrollan las poblaciones actuales de trucha en La Rioja, podrán explicar las desviaciones que se encuentren en la dinámica poblacional actual respecto de la que teóricamente regiría las poblaciones originales.

2.1.1.2 Modelos de dinámica de poblaciones

La dinámica de poblaciones es el estudio de cómo y por qué el número de efectivos de una población cambia en el tiempo y en el espacio. De esta forma, los investigadores en dinámica de poblaciones documentan los patrones empíricos del cambio poblacional y tratan de determinar los mecanismos que explican los patrones observados. La dinámica temporal de poblaciones no es el único aspecto que esta disciplina estudia. Entre otras cosas, también trata la estática (qué es lo que establece el nivel alrededor del cual la población fluctúa) y la estructura poblacional (distribución por edades). Más recientemente, ha habido un gran progreso en dinámica poblacional espaciotemporal. No obstante, la dinámica de poblaciones en el tiempo ha sido el núcleo de la ecología de poblaciones desde los orígenes de la disciplina en la década de 1920, en gran medida como resultado del esfuerzo de Elton, Lotka, Volterra y Nicholson.

Los cambios abruptos y aparentemente inexplicables en el número de efectivos que componen una población han fascinado y confundido a la humanidad desde tiempos prehistóricos. La Biblia recoge los efectos de plagas de langostas y ratones en los humanos. Los cazadores y tramperos conocían en detalle los cambios periódicos en poblaciones de animales de caza y peletería. Los noruegos han sido conscientes desde antiguo de misteriosas invasiones de lemmings.

El estudio científico de las oscilaciones poblacionales comienza con el trabajo de Charles Elton. En 1923 Elton pasó por el pueblo noruego de Tromso en su camino de vuelta de una expedición zoológica a las Spitsbergen. En una librería de Tromso encontró Norges Pattedyr (mamíferos noruegos) de Robert Collett. Aunque Elton no podía leer noruego, encontró un patrón muy curioso – aparentemente periódico- en la abundancia de lemmings noruegos. Elton compró el libro, se lo llevó consigo de vuelta a Oxford, y encargó que lo tradujeran al inglés. En 1924, Elton publicó el artículo pionero “Fluctuaciones Periódicas en el Número de Animales: Su Causa y Efectos”, basado en gran medida en los datos de Collett.

En la misma época, Elton leyó La Conservación de la Fauna de Canadá de Gordon Hewitt, que contenía gráficas de los rendimientos anuales de pieles de la Compañía de la Bahía de Hudson que mostraban oscilaciones significativamente regulares del número pieles de lince y liebres árticas. Elton fue designado asesor biológico de la Compañía de la Bahía de Hudson en 1925, y examinó los registros de la empresa para reconstruir la dinámica de las poblaciones de lince de Canadá desde 1736. Los resultados de sus investigaciones fueron publicados en 1942. Una segunda línea de investigación consistió en estudiar empíricamente las fluctuaciones del número de topillos en las islas británicas, usando Oxford como base. Mientras Elton y su grupo estaban ocupados en estos estudios empíricos, cambios trascendentales estaban ocurriendo en el campo de la ecología teórica (Turchin, 2003).

Por una curiosa coincidencia, el estudio matemático de las oscilaciones poblacionales fue abordado por Lotka y Volterra prácticamente en la misma época en la que Elton estaba ocupado con los ciclos de los lemmings. Las dos tradiciones, la empírica y la matemática, aún empezando casi simultáneamente, se desarrollaron durante largo tiempo por separado. Sólo tres cuartos de siglo más tarde estamos empezando a ver una verdadera síntesis de ambas.

Cuando el artículo de Volterra de 1926 apareció en *Nature*, Elton se dio cuenta enseguida de su importancia. La generación de ciclos poblacionales a través de causas endógenas era un concepto nuevo e inesperado.

Mientras el estudio de las oscilaciones poblacionales se originó con el trabajo empírico de Elton y el teórico de Lotka y Volterra, el análisis de fluctuaciones poblacionales puede ser examinado en el famoso debate sobre regulación poblacional, que cristalizó en la reunión de 1957 en Cold Spring Harbor. Uno de los protagonistas en el debate fue A.J. Nicholson, que desarrolló la teoría de la regulación poblacional por mecanismos denso-dependientes. Los puntos de vista de Nicholson estaban apoyados por Elton. Andrewartha y Birch se mostraban en desacuerdo. El debate alcanzó un máximo en el Symposium de Cold Spring Harbor y ha continuado desde entonces, alcanzando otro pico de intensidad durante la década de 1980, aunque actualmente está apareciendo algo de consenso.

Mientras el debate sobre la regulación estaba en vigor, ecólogos empíricos empezaron a recoger largas series temporales de datos sobre fluctuaciones poblacionales de una amplia variedad de organismos. Es curioso que muchas de las series temporales de datos empiezan en las décadas de 1940 y 1950, justo cuando el debate estaba en uno de sus máximos. Más tarde, los ecólogos cuantitativos empezaron a analizar esas series temporales usando, al principio, modelos lineales como el análisis de series temporales de Box-Jenkins. Posteriormente, los ecólogos (sobre todo May) participaron en la revolución de la dinámica no lineal. Cuando los físicos inventaron la nueva

técnica de la reconstrucción de atractores en coordenadas del espacio de fases, algunos ecólogos empezaron a aplicarla a series temporales ecológicas. Los análisis clásicos de series temporales y los modelos de dinámica no lineal se combinaron en un enfoque sintético del análisis de datos ecológicos, y se aplicaron a cuestiones que trascendían la mera densidad-dependencia. En la actualidad se está viendo cómo estos métodos no lineales de analizar series temporales están siendo combinados con la tradición teórica, y hay también comienzos prometedores de la síntesis entre los análisis de regulación poblacional y aproximaciones experimentales.

Ejemplo de esta síntesis es la propuesta de Berryman según la cual puede conocerse, y por tanto representarse, el funcionamiento de la dinámica de una población de organismos vivos en términos de teoría de sistemas dinámicos, a través de la recopilación de cinco principios básicos. En este trabajo se ha empleado el enfoque de Berryman para estimar y modelizar las reglas de funcionamiento de las poblaciones de truchas de la Rioja.

2.1.2 Planificación

Conocido, a través del inventario, el estado actual de las poblaciones de la especie objetivo y su dinámica, y empleando todos los tipos de información (ecológica, económica, política y sociocultural) se puede comenzar el proceso de toma de decisiones que resulten en acciones (regulaciones) dirigidas a conseguir las metas establecidas para el recurso pesca. Estas consideraciones se recogen en el título segundo del plan de ordenación, que hace referencia a la planificación.

Un concepto fundamental en el proceso de la planificación del aprovechamiento de la pesca es la evaluación de las acciones llevadas a cabo para alcanzar las metas. La evaluación permite aprender de acciones y resultados pasados para desarrollar una base de información para tomas de decisiones futuras.

El proceso de la planificación de la pesca tiene cinco etapas: (1) determinación de metas, (2) selección de objetivos, (3) identificación de problemas, (4) elección y aplicación de acciones y (5) evaluación de los resultados. Tiene lugar un proceso de toma de decisiones en cada uno de estos pasos, desde la elección de las metas de un programa hasta la definición de las mejores acciones a llevar a cabo. Los pasos del proceso requieren el uso de una base de información que contenga lo que se conoce sobre cada componente del entorno de la planificación. Los gestores emplearán y contribuirán a la base de información conforme se va ejecutando cada paso (Kohler, 1999).

Las metas establecen una orientación sobre lo que la planificación del aprovechamiento de la pesca tiene que conseguir. Los objetivos especifican los resultados cuantificables esperados que indican si se está progresando o si se están alcanzando las metas y establecen cuándo se tienen que obtener los resultados. La identificación de los problemas determina qué factores impiden o impeditan la consecución de las metas y los objetivos. La evaluación determina si las acciones implementadas han sido útiles para resolver los problemas y alcanzar las metas y los objetivos. La revisión de las planificaciones se basa en la valoración de la información obtenida en la etapa de evaluación. El término planificación se refiere a la aplicación del proceso de gestión establecido para alcanzar metas relacionadas con una pesquería (p.e. la planificación para rehabilitar las poblaciones de salmón en el río Urumea). Tras la finalización de la etapa de evaluación, la planificación retorna a la etapa siguiente más apropiada del proceso – la planificación redefine las metas, elige nuevos objetivos, identifica nuevos problemas o aplica acciones alternativas.

2.1.2.1 Metas: Para qué se ordena la pesca.

La primera etapa del desarrollo de la planificación en una ordenación de la pesca es determinar las metas que tienen que ser alcanzadas. Las metas son fines a largo plazo y de carácter amplio que definen el propósito de la planificación de la pesca, y no

cómo dichas metas serán alcanzadas. Las metas son los fines que explican la razón por la que las administraciones de pesca gestionan una pesquería determinada. En consecuencia, las metas establecer el marco de referencia en el que escogen, y consiguientemente se aplican, las acciones de la planificación.

Las metas que se especifican en los planes de ordenación deber ordenarse jerárquicamente. Las metas de más alto nivel podrán ser determinadas legislativamente y con frecuencia se consideran misiones de una administración. Aunque estas metas son útiles para la definición del cometido de una administración, estas figuras legales son a menudo tan generales que sólo contribuyen a definir las metas definidas en niveles inferiores de la jerarquía. Enlazados con estos fines últimos y generales están las metas que determinan específicamente los planes de ordenación de la pesca.

La determinación de las metas es por lo general un proceso difícil y complejo que debe ser llevado a cabo cuidadosamente debido a los efectos a largo plazo que tienen en la dirección futura de la planificación. Las deliberaciones para la elección de metas deberían implicar tanto a los profesionales de la gestión de la pesca como a los representantes de los distintos grupos con intereses en el recurso y su entorno. Los directores de administraciones con responsabilidades en política fluvial, forestal y/o ambiental deberían estar siempre representados en este proceso de determinación de metas. Su implicación les ayudará a entender el plan de ordenación de forma que puedan posteriormente proveer de apoyos internos de la administración a la aplicación del plan. La implicación de jefes de servicio, jefes de sección y técnicos asegurará que las metas sean realistas con respecto al recurso y a los usuarios. En algunos casos, investigadores de otras administraciones públicas o universidades podrían ser útiles para aportar información y puntos de vista especializados.

Los usuarios y grupos de interés en el río deberían siempre estar representados en el proceso de determinación de metas. Para que los planes de ordenación tengan éxito

tienen que reflejar los valores e intereses de la sociedad. La participación pública asegura que la planificación de la pesca refleja los intereses públicos. Esta participación pública también aporta la oportunidad para que las administraciones comuniquen nuevas ideas e información que se debe usar para contribuir a definir la dirección futura del plan. Los planes de pesca que incluyen metas definidas con influencia de los usuarios tienen más probabilidades de éxito ya que el público entenderá mejor la planificación, habrá contribuido a definir su dirección y por lo tanto apoyará los esfuerzos de gestión de la administración. Los planes de ordenación resultantes de la participación pública son defendibles políticamente, especialmente cuando el procedimiento de definición de metas está documentado (p.e. con actas de reunión). Los foros para este tipo de implicación pública pueden ser consejos de pesca, comités de expertos, talleres, encuestas o audiencias públicas.

Los técnicos, biólogos locales, investigadores y grupos de interés público podrán hacer aportaciones importantes a la base de información. La información ecológica aportada por estudios científicos ayudará a definir qué metas son biológicamente viables. La información económica ayudará a predecir los efectos de la consecución de las diferentes metas en las empresas, mercado laboral, comercio y nivel de vida. La información política identificará qué metas puede fijarse legalmente la administración. La información sociocultural puede identificar qué grupos de personas se verán afectadas por los planes diseñados o cómo reaccionarán los diferentes grupos ante un conjunto de metas.

No existen procedimientos sencillos para la determinación de metas que compatibilicen de forma óptima las circunstancias ecológicas y los valores socioculturales de los diferentes grupos de interés. Aunque el procedimiento de determinación de metas no esté perfectamente definido, los gestores de pesca deben considerar el bienestar a largo plazo de los recursos pesqueros y el aprovechamiento

de dichos recursos por generaciones futuras. Las preguntas básicas que pueden ser útiles en la elección de metas son: ¿dónde estamos? y ¿dónde queremos llegar?.

2.1.2.2 Objetivos: objetivos de la ordenación con fechas límite

La segunda etapa en el proceso de planificación consiste en elegir objetivos que definirán el progreso del acercamiento a las metas. Los objetivos tienen dos características importantes: son cuantificables y tienen un período de tiempo especificado que tiene que ser cumplido. Los objetivos son los criterios por los que las administraciones pueden determinar su progreso hacia la consecución de metas a lo largo del tiempo. Los objetivos aportan una medición cuantificable del éxito de la planificación. Deberían ser específicos, asequibles y realistas.

La elección de las métricas que se usen para definir objetivos requiere varias consideraciones. Primero, las métricas deben estar relacionadas con la meta de la planificación y por tanto estar relacionadas con los resultados previstos de la planificación. Segundo, deben ser realistas o asequibles. De manera similar al proceso de determinación de metas, es conveniente un análisis de la información ecológica, económica, política y sociocultural con el fin de asegurar que los objetivos sean razonables en términos del entorno de la gestión. En tercer lugar debe garantizarse la viabilidad, tanto logística como económica, de llevar a cabo estudios que midan el progreso hacia la consecución de objetivos. Estos estudios son un requisito para la quinta etapa de del proceso de planificación – evaluación. Se debe garantizar la financiación de estos estudios a cargo de los presupuestos de la administración. En cuarto lugar, las variables elegidas deben ser medibles con suficiente precisión como para permitir la comparación estadística entre antes y después de la aplicación de las acciones de la planificación. La tecnología y el presupuesto disponible determinarán el grado de precisión de los estudios de evaluación.

Los objetivos cuantificables que miden la satisfacción de los pescadores son más difíciles de definir y evaluar que los que tienen que reflejar el rendimiento de un caladero comercial. Los objetivos la pesca deportiva podrían ser medidas del uso del recurso tales como la proporción de pescadores que capturan la talla mínima legal. O bien, la satisfacción de los pescadores puede medirse directamente mediante encuestas o muestreos sociológicos.

Los objetivos deberían definirse con la concurrencia de varios tipos de profesionales relacionados con la pesca pertenecientes a distintas disciplinas. Podrían ser de ayuda los puntos de vista de ecólogos aplicados, sociólogos, economistas, estadísticos, técnicos de gestión y analistas presupuestarios tanto de la administración como externos. Este equipo debe incluir también técnicos de campo responsables de la aplicación de la planificación. Normalmente, no es necesario implicar a los directores de la administración tan detalladamente como en la etapa de la elección de metas. La participación pública o los resultados de encuestas y muestreos sociológicos pueden contribuir a guiar a los técnicos en la selección de los parámetros que mejor definan los objetivos de la pesca recreativa.

2.1.2.3 Identificación de problemas: ¿qué puede impedir el éxito?

La siguiente etapa de la planificación de la pesca es la identificación de problemas que podrían impedir la consecución de objetivos y metas. Si el equipo de gestión ha contestado a la pregunta ¿dónde queremos llegar? entonces se deberían preguntar ¿qué nos impide llegar allí? Por ejemplo, los obstáculos a la migración están considerados un problema determinante que impedía alcanzar el objetivo de recuperar la población de salmones del río Urumea.

La ordenación que no esté dirigida por metas y objetivos generalmente se dirigirá hacia problemas inmediatos y consecuentemente empezará con la identificación de problemas en vez de con la selección de metas. Las administraciones de pesca están

frecuentemente sometidas a una enorme presión para responder inmediatamente con acciones demandadas por el público o por políticos para solucionar problemas específicos y a corto plazo. Si se sigue una planificación orientada a solucionar temas concretos, entonces se identifican los problemas y se deciden acciones de gestión sin que se tengan metas y objetivos en mente, ni por tanto mecanismos de evaluación. La planificación orientada a la resolución de temas concretos puede tener como resultado la adopción de acciones de gestión que no están bien enfocadas y con frecuencia son contradictorias en sus propósitos.

La identificación de problemas en una planificación orientada a alcanzar metas debería ser llevada a cabo por un equipo que represente las disciplinas relacionadas con las magnitudes especificadas en los objetivos. Este equipo debe también incluir técnicos de sección responsables de la aplicación de la planificación. Los investigadores externos también pueden aportar habilidades útiles no representadas por el personal de la administración. También se puede contar con la participación pública en esta etapa, especialmente cuando se necesita identificar problemas relacionados con conflictos entre usuarios del río y/o sus recursos.

Una aproximación para identificar problemas es buscar respuestas a preguntas sobre los problemas potenciales que podrían impedir la consecución de metas, por ejemplo: ¿Está la calidad del hábitat reduciendo la abundancia de truchas? ¿Es la abundancia de truchas suficiente para mantener un incremento de los depredadores? ¿Existen mercados que vayan a absorber el aumento de capturas comerciales en un caladero de anchoa? ¿Están afectando las especies introducidas la viabilidad de las poblaciones de especies autóctonas? ¿Conocen los pescadores la oferta de pesca que hay? Con base en respuestas a preguntas como éstas, se puede identificar el conjunto de problemas que definirán el enfoque de la siguiente etapa de la planificación – las acciones de gestión.

2.1.2.4 Acciones: Soluciones a los problemas

La cuarta etapa del procedimiento de planificación es identificar, elegir y aplicar las estrategias y acciones requeridas para solucionar los problemas. Las acciones son las tácticas (a veces llamadas técnicas) específicas que emplea la administración para solucionar problemas que impiden la consecución de objetivos y metas. Si se ha contestado a la pregunta ¿dónde queremos llegar? (metas y objetivos) y se ha identificado lo que nos impide llegar allí, entonces esta etapa contesta a la pregunta ¿cómo vamos a llegar a allí? (Crowe, 1983).

Las acciones son lo que, desafortunadamente, muchos grupos de interés y algunos gestores conocen como planificación. Al contrario, la planificación la constituye el proceso completo orientado hacia la consecución de metas, incluido en el ámbito de la ordenación. Las deliberaciones para elegir las acciones deberían vincularse siempre a las metas, objetivos y problemas que tienen que ser resueltos.

Las estrategias definen el propósito y establecen los resultados esperados de las acciones. Frecuentemente, problemas específicos son parte de un problema general mayor. En este caso, se pueden determinar las estrategias que ataquen el problema general y que por tanto acometan juntos muchos problemas específicos. Es crítico determinar las estrategias antes de aplicar las acciones. Además, la identificación de estrategias resulta a menudo en una identificación de soluciones o acciones adicionales menos evidentes. Con demasiada frecuencia se seleccionan acciones que únicamente atacan los síntomas de los problemas en lugar de sus causas. (Meffe, 1992). Por ejemplo, un gestor podría responder a un problema de sobrepesca simplemente eligiendo la acción evidente de reducir los cupos. Sin embargo, se podría considerar un rango de acciones más amplio si la estrategia elegida fuese reducir todas las formas de mortalidad. En este caso se podrían tomar medidas respecto a tallas de captura, temporadas hábiles, refugios de pesca, reducción de la depredación y otras causas naturales de mortalidad, o el establecimiento de un plan de pesca sin

muerte voluntario. Sólo se deberían elegir y aplicar las acciones una vez que las estrategias estén determinadas.

Las acciones pueden atañer a cualquier componente del ámbito de la ordenación – ecológicos, económico, políticos o socioculturales. Las acciones ecológicas están constituidas por lo que tradicionalmente se ha considerado el dominio de la ordenación de la pesca. Las acciones más frecuentemente aplicadas son la regulación del aprovechamiento del recurso (p.e. limitación del cupo o de la temporada hábil), manipulación de la población (p.e. repoblaciones o despesques) y manipulación del hábitat (p.e. restauración de cauces y riberas). La planificación, sin embargo, puede incluir un rango más amplio de acciones que las expuestas. Las soluciones económicas para un caladero comercial podrían incluir el establecimiento de cuotas de captura mensuales que eviten excedentes en el mercado que hagan bajar los precios. Las soluciones políticas podrían consistir en un incremento presupuestario de las administraciones que permita el mantenimiento de hábitats críticos para freza o la aprobación de leyes que doten a las administraciones de autoridad para establecer entradas limitadas a una pesquería. Las acciones socioculturales podrían estar relacionadas con la educación de los usuarios del recurso o con poner en valor recursos pesqueros infrautilizados (p.e. fomentar la pesca que ciprínidos).

La selección de acciones a aplicar puede seguir una aproximación cualitativa basada en la experiencia, o un procedimiento cuantitativo analítico o una combinación de ambos. Con frecuencia los gestores de pesca tendrán una idea intuitiva basada en experiencias pasadas sobre cómo van a responder el recurso y sus usuarios ante una determinada acción. Hacer que los grupos de interés público sugieran acciones que sean aceptables para ellos puede aumentar efectivamente esta experiencia del gestor. En otros casos, habrá disponible suficiente información como para construir un modelo de simulación del entorno de la ordenación para ayudar en el proceso de toma de decisiones. Tales modelos tendrán como variables de entrada las acciones de

gestión concretas y como indicadores de salida las magnitudes indicadas en los objetivos (p.e. capturas). El modelo se empleará para predecir los indicadores de salida para las diferentes combinaciones de acciones con el fin de identificar el mejor conjunto de medidas a tomar para alcanzar los objetivos y las metas. Con independencia del proceso seguido, por lo general no se pueden aplicar todas las acciones por restricciones económicas y de personal. Las acciones deberían basarse en su mayor eficiencia económica y su mayor capacidad de resolver los problemas.

El equipo de personas implicadas en la selección de acciones de planificación será similar al que identificó los problemas en la etapa previa. Es importante incluir técnicos de cuenca y jefes de sección responsables de la aplicación de las medidas y que tengan experiencia con el recurso y sus usuarios. Si se usan modelos de simulación se deberá incluir gente con experiencia en modelización de recursos. La participación pública puede ser también útil en esta etapa. En algunas ocasiones, pueden darse varias acciones igualmente efectivas para abordar una estrategia concreta. La participación pública puede ayudar a elegir las acciones con mayor aceptación social.

Puede que el equipo que trabaje en la selección de estrategias y acciones concluya que los problemas relacionados con la consecución de metas son insalvables. Si ocurre esto el procedimiento de planificación deberá volver a redefinir las metas y objetivos. De forma opuesta, puede ser que el grupo resuelva que los problemas y las estrategias asociadas no pueden ser identificados claramente sin más información, y que por tanto recomienden como primera acción de la planificación que se lleven a cabo los estudios necesarios para la determinación de los problemas.

Después de elegir las acciones, éstas se deben aplicar y su aplicación conlleva la necesidad de dotar presupuestariamente el plan a cargo de la administración. Una vez que se ha reservado una partida presupuestaria, pueden aplicarse las acciones, y posteriormente evaluarse los resultados obtenidos en el ámbito de ordenación.

2.1.2.5 Evaluación: información para la mejora del plan.

La quinta etapa del proceso de planificación es la evaluación de la respuesta del ámbito de ordenación ante las acciones aplicadas y la valoración de dicha respuesta en términos del proceso de planificación. Esta etapa contesta a la pregunta ¿hemos alcanzado nuestras metas y objetivos? Esta etapa tiene cuatro partes: medición de los efectos de las acciones, comparación de las mediciones obtenidas con los objetivos, valoración de la comparación y revisión, continuación o finalización de planes de gestión concretos.

En primer lugar, se deben medir los efectos de nuestras acciones. El enfoque de dichas mediciones debería estar en los objetivos esperados. Es necesario un diseño estadístico detallado de los muestreos con carácter previo al comienzo de las acciones con el fin de detectar las diferencias a lo largo del tiempo. Obtener las mediciones necesarias es la finalidad de muchos de los estudios de campo llevados a cabo por las administraciones y con frecuencia tienen lugar simultáneamente con la aplicación de las acciones más que justo en la fecha especificada en los objetivos. Estas mediciones proporcionan continuamente información que se retroalimenta para dirigir la gestión.

En segundo lugar, las mediciones deben compararse con las establecidas en los objetivos.

En tercer lugar, se debe llevar a cabo una valoración del plan de ordenación. Se deben tomar decisiones sobre qué hacer a continuación. Si los objetivos se han conseguido con éxito, la administración debe decidir si mantener, ampliar, reducir o finalizar el plan de ordenación actual. La no consecución de los objetivos, sin embargo, muchas veces estimula análisis en profundidad que aportan información y ayudas a dirigir la gestión futura. A menudo se aprende más de los errores que de los aciertos.

En cuarto lugar, se lleva a cabo una revisión del plan de ordenación basada en las decisiones tomadas en el paso anterior. El proceso de ordenación recircula a la etapa

más apropiada. Puede que se necesite revisar las metas. Es posible que haya que redefinir los objetivos con marcos temporales diferentes. Puede que hayan surgido nuevos problemas. Puede que haya que desarrollar nuevas estrategias y aplicar acciones diferentes.

La etapa de evaluación permite aprender de decisiones tomadas y es crucial en el proceso de la ordenación. Esta etapa proporciona la información necesaria para redirigir el plan. La evaluación es la etapa que da a la ordenación la capacidad de corregir errores anteriores y de adaptarse a cambios en el ámbito de ordenación. La evaluación permite el análisis del pasado para que la gestión se pueda mejorar en el futuro (Stephenson y Lane, 1995). Decidir llevar a cabo la etapa de evaluación implica que haya que reservar parte de los recursos, ya de por sí limitados, del presupuesto de la administración a la evaluación, reduciendo por tanto la cantidad disponible para las acciones. No obstante, los beneficios a largo plazo de la evaluación contrarrestarán con creces los costes presupuestarios y de personal y el retraso en la aplicación de otras acciones de gestión.

2.1.2.6 La base informativa: recursos para toma de decisiones efectiva.

La base de información ayuda a la toma de decisiones y se usa durante cada etapa del proceso de planificación de la pesca. La etapa de evaluación hace que la base de información crezca. Asimismo, los estudios que realicen grupos de investigación proporcionan una contribución importante a la base informativa. Esta base debe incluir no sólo los resultados publicados de trabajos de investigación sino también datos no publicados y experiencias de gestores de la pesca y de grupos de interés público. El conocimiento ecológico, económico, político y sociocultural debe ser incluido en la base de información. Por ejemplo, la base de información podría tener apuntes publicados tanto en revistas profesionales como prensa local sobre los beneficios económicos acarreados por la consecución de los objetivos y metas propuestos. A la base pueden contribuir tanto las administraciones y universidades

como consultores privados o empresas. El acceso a la base informativa se facilita cuando los equipos de gestión están compuestos de miembros con diferentes perspectivas – científicos, técnicos y público en general. Los equipos pueden entonces acceder a una amplia base de información y hacer recomendaciones sobre la conveniencia de las metas y objetivos, la identificación de problemas, las acciones a considerar y la evaluación del plan de gestión. El desarrollo imparcial de estas recomendaciones es crucial para que se puedan tomar decisiones documentadas de entre las distintas opciones para la planificación.

2.2 Objetivos

El OBJETIVO PRINCIPAL de este trabajo es:

- cuantificar la intensidad y determinar la forma del aprovechamiento de la pesca en la red fluvial de la comunidad autónoma de La Rioja que permita alcanzar la/s meta/s que se propongan en el proceso de planificación.

Sin perjuicio de la consecución del objetivo principal, se pueden establecer los siguientes OBJETIVOS PARCIALES:

- Evaluar la capacidad de la red fluvial de La Rioja para albergar poblaciones de trucha común y detectar factores limitantes para las mismas.
- Caracterizar la dinámica de poblaciones de la trucha común en La Rioja.
- Incrementar la base de información existente sobre el ámbito de la ordenación de la pesca continental en La Rioja.

3. METODOLOGÍA

El proyecto sigue un formato de entregas sucesivas de las diferentes partes de que consta el proyecto. Cada entrega lleva la estructura de un trabajo de investigación (antecedentes, metodología, resultados, discusión, conclusiones, bibliografía y anejos).

Entrega 1. Parámetros poblacionales

Entrega 2. Afecciones

Entrega 3. Diseño del inventario ictiológico

Entrega 4. Caracterización del hábitat físico

Entrega 5. Documento final: entrega parcial

Entrega 6. Documento final: entrega definitiva

La entrega final seguirá asimismo la citada estructura sintetizando en cada apartado (antecedentes, metodología,...) el contenido de los respectivos apartados de las entregas anteriores. Además, cada apartado contendrá una síntesis general que aglutine e integre la información de cada parte.

Con independencia de lo anterior, la estructura del documento es la siguiente:

1. Antecedentes
2. Introducción y objetivos
3. Metodología

4. Resultados

a. Inventario

- i. Estado legal
- ii. Estado natural (Afecciones, hábitat físico, hábitat biológico)
- iii. Estado ictiológico (parámetros poblacionales)
- iv. Estado económico

b. Planificación

- i. Plan general: metas, objetivos, identificación de problemas y acciones.
- ii. Plan especial: TAC, tallas mínimas, matrices de gestión y tramificación.
- iii. Control y seguimiento

5. Discusión

6. Conclusiones

7. Bibliografía

8. Anexos

3.1 Título primero: Inventario

La fase de inventario consiste en la recopilación de toda la información disponible, publicada y no publicada, sobre el ámbito de la ordenación. Estos datos previos se almacenan en la base informativa que se adjunta al proyecto, y sirven para delimitar el estado del conocimiento en la materia y optimizar la toma de datos en campo.

La estructura del inventario de un plan de ordenación de la pesca es análoga a la de un plan de ordenación de montes. Tiene cuatro capítulos: estado legal, estado natural, estado ictiológico y estado económico.

En el estado legal se incluye un análisis de los aspectos jurídicos y administrativos que afectan a los cursos de agua objeto de la ordenación. Dado que según el ordenamiento jurídico español no existen masas de agua de titularidad privada en cantidad significativa no hay una analogía clara entre este elemento del inventario de la ordenación de pesca y el homónimo en la ordenación de montes. Por ello no tienen sentido los apartados que según las IGOMA debería contemplar el estado legal (posición administrativa, pertenencia, límites, cabidas, enclavados,...), y por lo general se emplea este apartado para consignar el marco legislativo y las normas sectoriales que afectan al recurso pesquero y su ordenación en el ámbito de proyecto.

El estado natural consiste en un análisis de los factores, ya sean permanentes o variables, que definen el curso de agua y que poseen una incidencia directa en el destino de la población objeto de ordenación y en la cuantía y naturaleza de su aprovechamiento. El estado natural recoge las características del hábitat físico-químico y biológico del río y de los aspectos de la cuenca y ribera que condicionan directamente la dinámica poblacional de la especie objeto de la ordenación. Habitualmente se estructura este apartado en: características de la cuenca, características de la ribera y hábitat del cauce.

Las características de la cuenca que se estudian son: la fisiografía, hidrología, geología y edafología, clima, vegetación y usos del suelo.

Las características de la ribera se sintetizan de forma cualitativa en índices de calidad biogénica de la forma del RQI (Riparian Quality Index) diseñado por González del Tánago, *et al.* (2006).

Las características del hábitat del cauce se clasifican en: factores físicos (o hábitat físico), factores químicos (o hábitat químico) y factores biológicos del hábitat (o hábitat biológico). Los factores físicos del hábitat incluyen la pendiente longitudinal, sinuosidad, tipo de cauce (Rosgen), trazado en planta, materiales del lecho, granulometría, recubrimiento por finos, disponibilidad de refugio, turbidez, profundidad (de bankfull y actual), anchura (de bankfull y actual), nivel del agua actual, régimen de caudales y régimen de temperaturas del agua.

El hábitat químico describe y cuantifica los parámetros que sintetizan mayor cantidad de información sobre la naturaleza química de las aguas: conductividad, pH y temperatura.

El hábitat biológico recoge las características de las comunidades de seres vivos que comparten espacio y tiempo con el recurso pesquero. Entre ellas se estudian la composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados del bentos y de la comunidad de peces, así como la presencia de elementos de la fauna fluvial que puedan condicionar el funcionamiento de las poblaciones a ordenar o que tengan interés por sí mismos (p.e. nutria, garza, cormorán, martín pescador, mirlo acuático, visión europeo, etc.).

Complementariamente, el estudio del hábitat se completa con un análisis de las presiones e impactos a que está sometido el curso de agua y el tramo en particular donde habita la población de la especie objetivo. Este análisis se lleva a cabo en los términos que establece la Directiva Marco del Agua para la cuantificación del *IMPRESS* (o grado de presiones e impactos), que son: fuentes significativas de contaminación puntual, fuentes significativas de contaminación difusa, extracciones de agua significativas y retornos, obras de regulación significativas, alteraciones morfológicas significativas, presiones derivadas de los usos del suelo y presiones por obstáculos. Este análisis de la presiones e impactos permitirán **identificar los problemas** que impiden alcanzar las metas y objetivos.

Volviendo a la estructura general del inventario, el tercer capítulo, estado ictiológico, consiste en un análisis del estado actual del recurso que se pretende ordenar (poblaciones de la especie objetivo) y de su proyección a corto y medio plazo. El análisis más correcto consiste en (1) identificar y delimitar las distintas poblaciones presentes en el ámbito de ordenación, (2) definir la selección de estaciones de muestreo y distribuir las por estratos según el hábitat que condicionará la estructura de la población de cada estación y (3) estudiar y describir la existencia y la estructura y dinámica poblacional, crecimientos y producciones del recurso pesquero (habitualmente mediante un inventario) en cada población a través del registro de los datos anteriores en una base de datos con referencia geográfica. El estado ictiológico permite conocer el funcionamiento del recurso para prever las consecuencias de las **acciones propuestas** en la planificación.

El cuarto y último capítulo del inventario es el estado económico, en el que se recogen las relaciones pesca-pescadores y pesca-comunidades ribereñas. Se realiza un análisis retrospectivo de la demanda pesquera en términos económicos y una estimación de su probable evolución en el futuro.

A continuación se describen detalladamente los materiales y métodos empleados para llevar a cabo los estudios correspondientes al estado natural y al estado ictiológico. No se detallan los métodos de los estados legal y económico por tratarse exclusivamente de búsquedas de documentación.

3.1.1 Estado natural: Inventario del hábitat

Como se ha explicado más arriba, el estado natural consiste fundamentalmente en un estudio del hábitat a diferentes escalas: cuenca, ribera y cauce. Asimismo, el hábitat del cauce se estudia en sus tres vertientes: física, química y biológica.

3.1.1.1 Estructura y contenidos del Estado natural: Inventario del hábitat

3.1.1.1.1 Características de la cuenca

La cuenca vertiente de un determinado punto de un curso de agua es la zona de la superficie terrestre en la cual el agua procedente de las precipitaciones caídas sobre ella se dirige hacia dicho punto de salida. Si el punto de salida es interior a la zona de la cuenca se llama endorreica y si se sitúa en límite, la cuenca se denomina exorreica. La cuenca vertiente tiene por eje el curso de agua principal y por límite la línea divisoria de aguas que la separa de las adyacentes.

En este proyecto se ha recopilado la información de cuenca en forma de mapas, con el fin de facilitar la interpretación de su significación en el recurso pesquero.

La definición de las cuencas en el ámbito de ordenación se ha llevado a cabo superponiendo la definición de las cuencas en cartografía de la Confederación Hidrográfica del Ebro sobre un modelo digital del terreno con una definición de 25x25m/píxel.

Las variables climáticas que se han estudiado son las registradas en bases de datos con referencia geográfica del Gobierno de La Rioja y de la Confederación Hidrográfica del Ebro. En concreto se han consignado las distribuciones geográficas de la temperatura media anual, la precipitación media anual, la evapotranspiración potencial de Thornthwaite y la frecuencia de nieve en días.año⁻¹.

Se ha recogido la información referente a litoestratigrafía de los materiales y tectónica de la cuenca a partir de cartografía temática del Gobierno de La Rioja.

Los datos geográficos de vegetación y usos del suelo se han consignado a partir de los datos del mapa forestal de la Comunidad Autónoma de La Rioja y de cartografía de la Confederación Hidrográfica del Ebro, respectivamente.

Asimismo se ha recopilado la información con base cartográfica disponible sobre: núcleos urbanos, carreteras, estaciones depuradoras de aguas residuales y explotaciones mineras (cartografía del Gobierno de La Rioja) y riesgo por nitratos (cartografía de la Confederación Hidrográfica del Ebro).

Con independencia de su presentación en base cartográfica, también se ha llevado a cabo una recopilación de la información relevante sobre la cuenca en documentación publicada (Díaz Fernández *et al.* 2004).

3.1.1.1.2 Características de la ribera

Se denomina ribera a la faja lateral de los cauces de agua situada por encima del nivel de aguas bajas y en terrenos que lindan con los cauces. Es un espacio normalmente seco, que es inundado durante las avenidas extraordinarias del río.

La caracterización del estado de las riberas se ha hecho mediante un índice que sintetiza y evalúa los procesos y el funcionamiento de las zona riparias (Riparian Quality Index, RQI, González del Tánago, *et al.* 2006). De esta forma se pretende obtener una información eminentemente práctica que permita vincularla directamente con el estado y posible evolución de las poblaciones de peces.

El índice RQI representa una metodología sencilla y rápida para el reconocimiento visual con base hidro-morfológica del estado ecológico de las riberas. Dicho estado ecológico es analizado a través de una serie de atributos, cuya valoración se lleva a cabo en relación a unas determinadas condiciones de referencia, que son variables según la tipología del tramo fluvial correspondiente.

Los principios teóricos en que se basa este índice y la valoración propuesta son los siguientes:

1. El estado ecológico de las riberas puede evaluarse a través de siete atributos fácilmente observables y cuantificables que caracterizan la estructura y el

funcionamiento dinámico de las riberas (González del Tánago y García de Jalón, 2006). En relación a la estructura de la ribera, reconocida en una visión estática plasmada en una fotografía del río, podemos definir en primer lugar las dimensiones del espacio ripario, en términos de longitud y anchura: La continuidad longitudinal de la vegetación riparia es una característica natural de la unidad de paisaje que constituye el río, mientras que las dimensiones en anchura del espacio con vegetación asociada al río indican la magnitud del espacio donde tienen lugar los procesos y funciones ecológicas del corredor fluvial. Una vez definidas las dimensiones de este espacio ripario, tiene interés considerar qué hay dentro del mismo, o cuáles son las características de la cubierta vegetal existente en dicho espacio ripario. En este caso se analizan la composición y la estructura de la vegetación riparia existente, y se valoran en relación a las condiciones de referencia o de la vegetación potencial que corresponde al tramo, según las características hidrológicas, geomorfológicas y región biogeográfica en que se ubica. Respecto al funcionamiento dinámico de la ribera, cuya visión requeriría la observación de un video del río, el índice propuesto considera en primer lugar la regeneración natural de la vegetación arbórea y arbustiva, como indicador del grado de equilibrio de la vegetación existente con el actual régimen de caudales y gestión de uso del espacio ripario; la condición de las orillas, indicadora de la dinámica del cauce y la calidad del hábitat físico; la conectividad transversal entre el cauce y su ribera, atendiendo a la frecuencia de inundación o conexión hidrológica a partir de la cual se establece el intercambio de materia y energía entre el cauce y su llanura de inundación; y la permeabilidad y condición del substrato ripario, indicadores de la conectividad vertical del cauce y su ribera con el medio hiporreico y los acuíferos locales, de gran importancia para el intercambio hidrológico y ecológico en el conjunto del hidrosistema fluvial.

2. Cada tramo de río presenta condiciones riparias de referencia distintas, en función de la morfología del valle y del cauce, su régimen de caudales y su localización biogeográfica.

3. El estado óptimo de una ribera debe corresponder a:

- las mayores dimensiones espaciales de la llanura de inundación, según el tipo de valle y de cauce.
- la vegetación riparia en contacto con la vegetación climatófila de ladera, con una composición y estructura en equilibrio dinámico con las condiciones hidromorfológicas, de acuerdo con la región biogeográfica a la que corresponde.
- la máxima conectividad transversal y vertical del cauce principal con los restantes elementos del hidrosistema fluvial.

4. La degradación de las riberas se refleja en:

- disminución de las dimensiones del espacio ripario.
- falta de heterogeneidad física.
- reducción de la dinámica hidromorfológica.
- cambios en la composición y estructura de la vegetación primitiva.
- pérdida de la conectividad transversal o vertical del cauce con la llanura de inundación o el medio hiporreico, respectivamente.

El índice RQI debe aplicarse a escala de tramo o segmento fluvial, con una longitud de río en la que se mantengan unas condiciones homogéneas de los atributos considerados. Atendiendo al factor de “continuidad longitudinal”, se recomienda que su aplicación se refiera a un tramo suficientemente largo donde pueda estimarse dicha continuidad, el cual podría corresponder de forma estandarizada a una longitud entre 100 y 500m. Esta longitud puede ser variable según los objetivos de cada estudio, y debe indicarse en cada caso de forma explícita, junto con los resultados obtenidos del índice.

Una vez acotado el tramo en longitud, es necesario identificar el tipo de valle en que se enmarca, para valorar las dimensiones en anchura actuales del espacio ripario en relación a las que se consideran óptimas o de referencia.

Cada atributo ripario se valora de forma independiente, según las tablas adjuntas de valoración del índice. Los atributos relativos a la estructura de la ribera se valoran en cada margen por separado, ya que las condiciones pueden ser muy diferentes entre los márgenes (ej. anchura del espacio ripario con vegetación), con diferentes causas de degradación y alternativas para su mejora. Los atributos relativos al funcionamiento dinámico de las riberas se valoran de forma conjunta en ambas márgenes, considerando que las funciones riparias quedan aseguradas con tal de que tengan lugar al menos en una de las dos márgenes (ej. regeneración natural), y que de forma natural a menudo se producen de forma alternativa en una y otra orilla según el trazado y dinámica del cauce.

La valoración del estado de las riberas se obtiene sumando las valoraciones asignadas a cada atributo. Dicha valoración oscila entre 120 puntos, correspondiente al mejor estado de conservación, y 10 puntos, relativo al estado más degradado.

La asignación en clases de calidad de la ribera se establece según los criterios reflejado en una tabla.

3.1.1.1.3 Características del cauce

El cauce es la parte del río compuesta por las zonas que se inundan con las avenidas ordinarias o caudales generadores (*bankfull*).

Las dimensiones del cauce quedan definidas por la anchura del cauce o canal mojado por las aguas, dando el valor medio más representativo de la estación, la longitud de la estación y su profundidad media estimada.

3.1.1.1.3.1 Factores físicos del hábitat

Dentro del cauce podemos encontrar diferentes unidades morfológicas, que representan distintos tipos de macrohábitats.

Un macrohábitat está constituido por aquellas zonas del cauce que presentan una fisonomía homogénea en cuanto a la profundidad y velocidad de las aguas, tipo de sustrato, pendiente, etc. La presencia y extensión relativa de cada macrohábitat influye notablemente en la composición y estructura de las comunidades acuáticas.

En general se pueden diferenciar las siguientes unidades morfológicas o macrohábitats (Haury *et al.*, 1991) dentro del cauce:

Rápidos. Zonas con profundidades del agua menores que la media del tramo, mostrando abundantes turbulencias superficiales y donde la velocidad de las aguas es mayor que la media, discurriendo sobre elementos del sustrato (algunos de los cuales sobresalen del agua) que son más gruesos que los de otros tramos, formando a veces pequeños saltos y confiriendo al lecho una pendiente más elevada. Generalmente se sitúan en los tramos rectos, entre dos curvas del río.

Corrientes. Zonas con pendiente moderada, poco profundas, con turbulencias superficiales, velocidad del agua media ($>0,4$ m/s) y sustrato de granulometría media, con predominio de gravas y gravillas.

Tablas. Zonas de pendiente moderada a baja, generalmente poco profundas, con velocidad del agua media a baja y sin turbulencias apreciables. El sustrato está compuesto mayoritariamente por gravas, gravillas y arenas.

Pozas. Zonas de escasa pendiente, generalmente profundas ($>0,6$ m), con velocidades del agua inferiores a las medias del tramo. El sustrato puede ser muy variable, existiendo con frecuencia acumulaciones de sedimentos finos.

La delimitación en el terreno de los distintos macrohábitats presentes no es siempre fácil, existiendo además numerosos tipos especiales además de los descritos (Platts et al., 1983; Haury *et al.*, 1991).

Se estima la longitud para cada uno de ellos en toda la longitud del tramo objeto de la ordenación, calculando posteriormente la relación rápidos/lentos, relacionada con el trazado del río y que tiene especial interés como indicadora de la calidad y diversidad del hábitat. Esta se calcula dividiendo la longitud acumulada de rápidos y corrientes por la de tablas y pozas.

3.1.1.1.3.1.1 Granulometría del sustrato

Por sustrato se entiende el conjunto de materiales que conforman el lecho del río, cuyo interés radica en ser el espacio que proporciona refugio y zonas de freza a muchos invertebrados y peces (SIMMONSON et al., 1994).

La composición granulométrica del sustrato puede estimarse de forma visual, en porcentajes o clases de abundancia de cada uno de los tamaños de partículas, o bien de forma cuantitativa.

Para su relación se propone el primero de los métodos enunciados, de modo que los muestreadores recorren la estación y, mediante observación del tramo, dan una estimación de la proporción en que se encuentran las partículas que conforman el sustrato, según su diámetro medio.

Existen numerosas clasificaciones de los materiales que conforman el sustrato atendiendo a su diámetro. La que se recoge a continuación es una clasificación simplificada, basada en la terminología de la American Geophysical Union, y recomendada para estudios de sustrato en ríos (PLATTS et al., 1983).

Roca madre	Lecho formado por roca continua
Grandes bloques	> 1024 mm
Bolos	256 mm - 1024 mm
Cantos	64 mm - 256 mm
Gravas	8 mm - 64 mm
Gravillas	2 mm - 8 mm
Arenas	62 μ m - 2 mm
Limo	4 μ m - 62 μ m
Arcilla	< 4 μ m

3.1.1.1.3.1.2 Recubrimiento por finos

El recubrimiento por finos se refiere al grado con el que los cantos, gravas y gravillas están recubiertos por partículas de tamaño igual o inferior al de los limos (HAMILTON & BERGERSEN, 1984).

Cuanto mayor sea el recubrimiento por finos, menor será tanto la disponibilidad de hábitat para los macroinvertebrados y alevines como la calidad de los frezaderos de especies reófilas, cuya puesta se realice en las gravas o gravillas.

Los valores de recubrimiento pueden estimarse visualmente, considerando diferentes porcentajes, como a continuación se propone:

- Cantos rodados o gravas de mayor tamaño completamente recubiertos por sedimentos finos: 100 % de recubrimiento.
- Sustrato más grueso rodeado de sedimentos finos y parcialmente recubiertos: 75 % de recubrimiento.

- Sustrato más grueso rodeado de sedimentos finos pero las zonas superiores limpias y sin depósitos: 50 % recubrimiento.
- Sustrato más grueso parcialmente rodeado de sedimentos finos y zonas superiores completamente limpias: 25 % recubrimiento.
- Sustrato más grueso claramente separado de los sedimentos más finos: 0 % de recubrimiento.

En función del porcentaje de recubrimiento, se podrá estimar la calidad del sustrato como sigue (PLATTS et al., 1983):

Menos del 5% de recubrimiento	Excelente
Del 5 al 25% de recubrimiento	Buena
Del 25 al 50% de recubrimiento	Media
Del 50 al 75% de recubrimiento	Pobre
Más del 75% de recubrimiento.	Muy pobre

3.1.1.1.3.1.3 Capacidad de refugio

La capacidad de refugio o de cobertura para las poblaciones piscícolas de cada estación se refiere a la presencia de todos aquellos objetos naturales o artificiales que suministran una protección contra la corriente y la insolación, o que sirven de refugio ante la proximidad de un peligro.

Se pueden diferenciar distintos tipos de cobertura utilizados como refugio:

- Cornisas de orilla: Taludes de las orillas formando oquedades o cuevas cuyo techo queda muy cerca (menos de 10 cm) del agua.
- Vegetación colgante: Vegetación de orilla que cubre parcialmente la lámina de agua estando muy próxima o flotante sobre ella.

- Vegetación acuática: Vegetación acuática flotante o sumergida pero con el sistema radical fijo en el lecho, cuya densidad se estima suficiente para servir de refugio o de sombra.
- Restos orgánicos: Acumulación de detritus orgánicos, troncos caídos, etc. en contacto con las aguas o retenidos en superficie de forma estable.
- Grandes bloques o cantos: Materiales de tamaño superior a 25 cm de diámetro, dispuestos en el lecho y en contacto con las aguas.
- Aguas profundas: La profundidad de las aguas puede representar un refugio, dificultando la visibilidad de los organismos al ir reduciéndose la luminosidad. La turbidez de las aguas incrementa esta cobertura, debido a que se dificulta la visibilidad de los peces, haciéndolos más inaccesibles a los predadores.

La disponibilidad de refugio se evalúa valorando independientemente cada tipo de cobertura en una escala del 0 (no proporciona refugio) al 5 (disponibilidad máxima). La importancia del conjunto de factores que determinan el refugio disponible para los peces puede sintetizarse en un índice de refugio, como el que se calcula mediante la expresión:

$$IR=Ce+(Csb+Cst+Cvs+Cp)/4$$

donde los coeficientes Ce (refugio debido a cornisas, cuevas y bancos), Csb (refugio debido al sombreado), Cst (refugio debido al tipo de sustrato), Cvs (refugio debido a la vegetación sumergida) y Cp (refugio debido a la profundidad de la columna de agua) se obtienen de la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Valoración numérica de la capacidad de refugio mediante los coeficientes de orilla (C_e), de sombra (C_{sb}), de sustrato (C_{st}), de vegetación sumergida (C_{vs}) y de profundidad (C_p).

Valor	0	1	2	3	4	5
C_e	Ausencia	Cornisas aéreas	Cornisas aéreas y sumergidas	Cornisas y bancos o cuevas	Cornisas, bancos y cuevas (prof. <50 cm) y/o tocones	Cornisas, bancos y cuevas (prof. >50 cm) y/o tocones
C_{sb}	0%	<10%	10-25%	25-50%	50-75%	>75%
C_{st}	Roca madre lisa	Limos y arenas	Gravas y gravillas	Gravas y bloques	Grandes bloques	Roca madre fisurada y bloques
C_{vs}	Ninguna	Cualquiera poco desarrollada	<5%	5-15%	15-30%	>30%
C_p Aguas claras / Aguas turbias	<15 cm	15-50 cm	50-80 cm	80-100 cm / 15-50 cm	100-150 cm / 50-80 cm	>150 cm / > 80 cm

La disponibilidad de refugio se evalúa como sigue:

- IR < 0.6 Nula
- 0.6<IR<2.5 Muy baja
- 2.6<IR<4.5Baja
- 4.6<IR<6.5Media
- 6.6<IR<8.5Alta
- 8.6<IR<10Muy alta

3.1.1.1.3.1.4 Régimen de caudales

El caudal de un río en una sección del mismo es la cantidad de agua que circula por dicha sección por unidad de tiempo. De esta forma, se entiende por régimen de caudales de un tramo de río a la variación de los caudales circulantes por dicho tramo en un período de tiempo, generalmente se suele utilizar un año para apreciar las diferencias de caudal en las distintas épocas del año, aunque también pueden considerarse períodos más largos, como varios años para evaluar las variaciones

interanuales, o más cortos según el nivel de detalle deseado. En este trabajo se ha utilizado el período de un año para caracterizar el régimen de caudales.

Según este criterio se pueden diferenciar varios tipos de regímenes naturales en el caso de ríos no regulados, y los más frecuentes son el régimen nival y el pluvial. El primero se caracteriza por presentar dos máximos anuales; uno en otoño-invierno de origen pluvial provocado por las primeras lluvias del invierno y otro primaveral al recoger las aguas provenientes del deshielo, siendo este, por lo general, más pronunciado que el primero. El régimen pluvial suele presentar un solo máximo y un solo mínimo anuales provocados por las lluvias invernales y el período de estiaje en verano.

A través de determinados parámetros hidrológicos sencillos se puede analizar el régimen de caudales en los ríos, partiendo de los anteriores datos de aforos.

La tipología clásica de los regímenes de caudales (Masachs, 1948) se basa en los caudales medios mensuales, y por esta razón se calculan los caudales medios de cada mes por cada año, y las medias respectivas a lo largo de la serie histórica de datos.

Un aspecto muy importante para las comunidades del río es la predictibilidad del régimen de caudales. En la evaluación de este aspecto se ha diferenciado por un lado la constancia o predictibilidad de los caudales a lo largo de los años, y por otro, la fluctuación estacional. El primer aspecto se ha evaluado a través del coeficiente de variación del caudal medio anual a lo largo de la serie de años, y lo hemos denominado 'CVinter'. Su cálculo se ha realizado como la desviación típica de los caudales medios de todos los años dividido por el módulo del río.

El segundo aspecto, la intensidad de la fluctuación estacional, se ha evaluado a través del parámetro 'CVintra', definido como el coeficiente de variación intraanual medio, de modo que calculando el cociente entre la desviación típica de los caudales de cada año

y su módulo, este parámetro resulta de la media de dicho cociente para todos los años de la serie histórica.

Para caracterizar mejor los diferentes tipos de regímenes y poder comparar los parámetros de unos ríos con los de otros, se normalizan los parámetros CV_{inter} y CV_{intra} en relación con el módulo, dividiendo sus valores entre el caudal medio anual de cada río.

El régimen real de caudales se ha determinado a partir de las series históricas de datos de caudal medio mensual registrados en la red de estaciones foronómicas de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Conocido el régimen anual de caudales para todos los tramos fluviales aforados se ha comparado con:

- el caudal mínimo ecológico determinado por IBERSAIC para el Gobierno de La Rioja en su “Estudio de fijación de caudales mínimos en varias cuencas de La Rioja previo a la realización de determinadas inversiones en obras hidráulicas”, terminado en mayo de 1998, y con
- el régimen de caudales de la serie mensual de aportaciones simuladas según el modelo Sacramento para el Estudio de Recursos de la Cuenca del Ebro.

En ambos casos las comparaciones se han basado en la superposición de las gráficas caudal medio mensual/mes del año, cuantificando la superficie del espacio formado por las dos variables (caudal medio mensual y mes de año) comprendido entre ambas gráficas. De esta forma, en el primer caso se cuantifica el área delimitada por ambas gráficas cuando el caudal real queda por debajo del caudal mínimo fijado por IBERSAIC, con datos reales de caudales medios mensuales de la serie temporal comprendida entre 1998 y 2006. En la segunda comparación se cuantifica el área comprendida entre las dos gráficas.

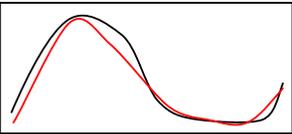
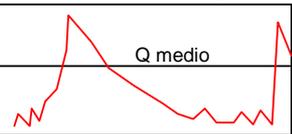
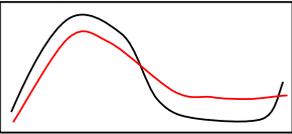
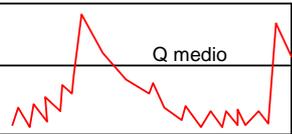
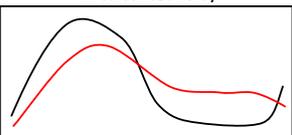
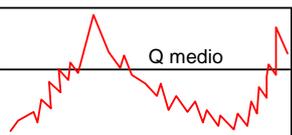
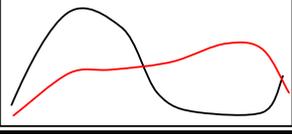
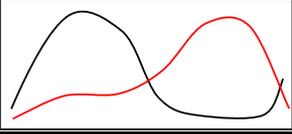
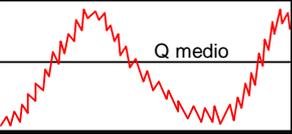
Con estos cálculos se puede estimar el tiempo que el caudal circulante está por debajo de los mínimos ecológicos fijados, y el tiempo en que es diferente del caudal natural simulado. Cuanto mayores sean los valores obtenidos, mayor será el impacto generado por la detracción y regulación de caudales.

Complementariamente se ha utilizado la cuantificación de la alteración de caudales valorada en el documento que recoge los resultados de la síntesis de las principales alteraciones que han sufrido las estaciones de aforos de la cuenca del Ebro realizado por la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Ebro.

Para ello la C.H.E. consultó toda la información disponible que aportara datos sobre las principales alteraciones sufridas por cada una de las estaciones de aforos. La información consultada fue, básicamente:

- a) La fecha de construcción de las infraestructuras hidráulicas
- b) La puesta en funcionamiento de los principales regadíos de la cuenca
- c) Las aportaciones estimadas en régimen natural para las estaciones de aforos
- d) Y, sobre todo, la observación de los hidrogramas diarios, mensuales y anuales de cada una de las estaciones de aforos.

La valoración se hizo según los criterios que se muestran en la figura 3.1.

		Clase de alteración	
		Magnitud ^{Q1}	Modulación
			mensual ² diaria ³
Muy baja	$0 < R < 0.1$	Hidrogramas muy semejantes 	Dentelleo sólo observable en caudales bajos 
Baja	$0.1 < R < 0.2$	Se mantiene el mes de máximo y del mínimo pero en distinta 	Dentelleo observable en caudales hasta la mitad del caudal medio 
Media	$0.2 < R < 0.3$	El mes de máximo y mínimo ha cambiado aunque se mantiene la forma del hidrograma. Ejemplo EA161 (Ebro en Palazuelos) 	Dentelleo observable hasta caudal medio 
Alta	$0.3 < R < 0.4$	Han cambiado el mes de máximo y mínimo consumo y la forma del hidrograma ha 	Dentelleo observable hasta caudal medio*1.5 
Muy alta	$R > 0.4$	El mes de máximo y mínimo ha cambiado y la forma del hidrograma es totalmente diferente. Ejemplo EA26 (Ebro en Arroyo) 	Dentelleo observable en todo el hidrograma 

1) definido por la relación

$$R = \frac{Q_{med}^{nat} - Q_{med}^{real}}{Q_{med}^{nat}}$$

2) Para su valoración se compara el hidrograma medio mensual antes y después de la alteración.

3) Para su valoración se han considerado los caudales en los que se observa en dentelleo en gráficos de escala loga en comparación con la media.

Figura 3.1. Criterios de valoración de la magnitud de las alteraciones del caudal circulante empleados por la Confederación Hidrográfica del Ebro. Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro.

Estos valores ayudarán a explicar las desviaciones observadas en las poblaciones de peces respecto a lo que cabría esperar en cada curso de agua.

Tanto la ubicación de las estaciones de muestreo del trabajo de IBERSAIC como las de la red de aforos de la Confederación Hidrográfica del Ebro, y los datos recogidos en ellas se muestran en los resultados.

3.1.1.3.1.5 Régimen de temperaturas

Se han tomado datos de temperatura en 6 estaciones representativas del ámbito de ordenación. Para ello se han colocado termógrafos de la clase MINILOG 12-T TEMPERATURE RECORDER (resolución 0.015° C) a una profundidad media de 30 cm, anclados en una orilla, en tramos con circulación de agua y siempre bajo cobertura vegetal. Los valores de la temperatura instantánea del agua se han medido con una frecuencia de 2 horas.

La localización de los termógrafos es la siguiente:

1. Coto de Viguera (río Iregua), X: 0536210;Y:4683584.

Orilla izquierda, frente a la piscifactoría, hay un chopo aislado y unas raíces horizontales 1m. Aguas arriba. Atado a ellas. Se accede por la central de Vigueras y hay que caminar aprox. 300m. hacia aguas abajo.

2. Cabecera del Iregua: río Achichuelo en la localidad de Villoslada, X: 0525489;Y:4656514.

Orilla derecha, bajo un haya grande frente a una gran roca. Se coge el camino forestal desde al área recreativa y hay que subir unos 500 m hacia aguas arriba.

3. Coto del río Urbión: cabecera del Najerilla no regulada, X: 0510782;Y:4662265.

Orilla derecha, aguas arriba de unas piedras grandes, debajo de un tilo con renuevos. Se llega cogiendo el camino forestal que sube a las lagunas de Urbión. Se sube unos 200m. y se coge un camino de pescadores que sale a la derecha. El termómetro está puesto en una raíz sumergida y tapado con un esquisto plano.

4. Coto de Viniegras. Río Najerilla, X: 0509284; Y:4669278.

Orilla izquierda, en un rodalillo de chopos pegados a la orilla. Está en el último árbol, en el tronco que queda más aguas arriba. Se accede por el camino que sale de la carretera a la izquierda, pasado el puente, en el lado del río donde está el mesón.

5. Tramo libre de Nájera (río Najerilla), aguas arriba de la depuradora de Nájera, X: 0521325; Y:4691822.

Orilla derecha, entrando por la chopera, se va caminando por la orilla y está en los chopos que quedan justo enfrente de donde hay un aporte de agua en la orilla izquierda. Está dentro del grupo de chopos, en el sauce, en una raíz paralela a la orilla, que está justo aguas arriba del sauce.

6. Coto de Anguciana (río Tirón), X: 0521325; Y:4691822.

Orilla derecha, está en la línea de chopos que hay pasado la tablilla de coto de caza, aguas arriba del meandro. Se accede saliendo del pueblo de Cihuri hacia las choperas por una pista y se coge el primer camino que se mete en los viñedos de la izquierda. Está en el chopo que tiene una rama metida en el agua.

Los datos tomados en campo para este proyecto se han completado con la información de temperaturas del agua registrada en la red de estaciones de muestreo del CEMAS (Control del Estado de las Masas de Agua Superficiales) de la Confederación Hidrográfica del Ebro, con datos posteriores a 2001. Las estaciones de muestreo y su régimen de temperaturas se recogen en los resultados.

Conocida la distribución espacial de los distintos regímenes de temperaturas del agua, el objetivo de esta recopilación de datos es modelizar matemáticamente la variación de la temperatura del agua con el tiempo a lo largo del año. Para ello se empleará (siempre que la disponibilidad de datos lo haga posible) el modelo de seis parámetros de Beer (2001), y en todo caso el modelo sinusoidal de tres parámetros.

El modelo sinusoidal básico es de la forma:

$$T_x = a + b \cdot \sin((2\pi/365)x + c)$$

donde a = temperatura media, b = parámetro de magnitud, y c = parámetro de cambio de fase. Este modelo se ajusta con un algoritmo de mínimos cuadrados no lineal.

El modelo de seis parámetros incluye los mismos tres parámetros que el modelo más sencillo pero permite una reducción de las temperaturas durante el hiato de primavera, provocado por el efecto del deshielo.

$$H_x = -d/2 \cdot (1 - \sin(((2\pi/(f-e)) \cdot (x-e + ((f-e)/4))))$$

donde e = comienzo del deshielo, f = final del deshielo y d = cambio máximo del perfil de la temperatura debido al deshielo. El término de fase de esta ecuación hace que se exprese el deshielo de forma que su valor es cero al principio del período de deshielo. Esto hace que tenga el resultados deseado de que el hiato aumente suavemente desde 0 hasta un máximo de d y que caiga a 0 de nuevo al final del período de deshielo que dura desde e hasta f. Así:

$$T_x = T_x + H_x$$

para todos los días x entre e y f.

Modelizando el régimen de temperaturas de esta forma se puede expresar matemáticamente la temperatura del agua dada una fecha cualquiera del año. Este

modelo será útil para estimar la emergencia de los alevines, como se explicará más adelante.

3.1.1.1.3.2 Factores químicos del hábitat

Se han medido en campo las variables que sintetizan mayor cantidad de información sobre las características químicas del agua: ph, conductividad, temperatura y turbidez.

El pH es un factor muy importante en los sistemas químicos y biológicos de las aguas naturales. El valor del pH compatible con la vida de los peces está comprendido entre 5 y 9, pero estos valores extremos dificultan grandemente su desarrollo. Para la mayoría de las especies acuáticas, la zona de pH favorable se sitúa entre 6 y 7.2. Fuera de este rango no es posible la vida como consecuencia de la desnaturalización de las proteínas.

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica. Su medida permite evaluar rápida pero muy aproximadamente la mineralización del agua, dado que los principales factores que inciden en este parámetro son la naturaleza y concentración de los solutos presentes, su grado de disociación, la carga eléctrica de cada ión, la movilidad iónica y la temperatura de la solución. De esta forma, se corresponde proporcionalmente con el grado de mineralización de las aguas y permite detectar focos de contaminación que incrementan el nivel de iones disueltos.

Para el análisis de los parámetros físico-químicos del agua se tomaron “in situ” medidas en superficie del pH y conductividad con un equipo YSI 3560® y la concentración de oxígeno disuelto y temperatura. Estas medidas se tomaron siempre desde la orilla y en un punto representativo del tramo.

De forma complementaria se ha recopilado la información que sobre calidad de aguas dispone la red del CEMAS (Control del Estado de las Masas de Agua Superficiales) de la Confederación Hidrográfica del Ebro, consignándose los datos de los siguientes parámetros de calidad de aguas: oxígeno disuelto, pH, sólidos en suspensión, DBO5, fósforo total, nitritos, compuestos fenólicos, hidrocarburos, amoníaco, amonio total, cloro, zinc y cobre.

3.1.1.1.3.3 Afecciones al hábitat

Se ha llevado a cabo un análisis y evaluación de las afecciones de origen antrópico en el hábitat, que pueden tener influencia directa en el estado y dinámica de las poblaciones de peces del ámbito de ordenación. Para ello se han recogido datos de presencia y ausencia, y se han valorado cualitativamente las siguientes afecciones.

- Fuentes significativas de contaminación puntual: Estimación e identificación de la contaminación significativa de fuente puntual, producida especialmente por las sustancias enumeradas en el anexo VIII, procedentes de instalaciones y actividades urbanas, industriales, agrarias y de otro tipo, basándose, entre otras cosas, en la información recogida en virtud de: i) los artículos 15 y 17 de la Directiva 91/271/CEE del Consejo, ii) los artículos 9 y 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo (1), y a los efectos del plan hidrológico de cuenca inicial, iii) el artículo 11 de la Directiva 76/464/CEE del Consejo, y iv) las Directivas 75/440/CEE, 76/160/CEE (2), 78/659/CEE y 79/923/CEE (3) del Consejo.

- Fuentes significativas de contaminación difusa: Estimación e identificación de la contaminación significativa de fuente difusa, producida especialmente por las sustancias enumeradas en el anexo VIII, procedentes de instalaciones y actividades urbanas, industriales, agrarias y de otro tipo, basándose, entre otras cosas, en la información recogida en virtud de: i) los artículos 3, 5 y 6 de la Directiva 91/676/CEE del Consejo (4), ii) los artículos 7 y 17 de la Directiva 91/414/CEE del Consejo, iii) la

Directiva 98/8/CE del Consejo, y a efectos del primer plan hidrológico de cuenca, iv) las Directivas 75/440/CEE, 76/160/CEE, 76/464/CEE, 78/659/CEE y 79/923/CEE del Consejo.

- Extracciones de agua significativas y retornos: Estimación y determinación de la extracción significativa de agua para usos urbanos, industriales, agrarios y de otro tipo, incluidas las variaciones estacionales y la demanda anual total, y de la pérdida de agua en los sistemas de distribución.

- Obras de regulación significativas: Estimación y determinación de la incidencia de la regulación significativa del flujo del agua, incluidos el trasvase y el desvío del agua, en las características globales del flujo y en los equilibrios hídricos.

- Alteraciones morfológicas significativas: Identificación de las alteraciones morfológicas significativas de las masas de agua.

- Usos de suelo: Estimación de modelos de uso del suelo, incluida la identificación de las principales zonas urbanas, industriales y agrarias y, si procede, las pesquerías y los bosques.

- Obstáculos al movimiento de los peces: Presencia de obstáculos de cualquier tipos para la migración y/o movimientos habituales de los peces. Se considera infranqueable si ningún pez pasa ni arriba y abajo (p.e. grandes presas que desconectan la población totalmente); franqueable aguas abajo en el caso de azudes que permiten el paso de peces (truchas) aguas abajo sin posibilidad de atravesarlo una parte significativa de la población hacia aguas arriba (p.e. azudes de pocos m); y franqueable cuando permiten el paso de una parte significativa de la población en caudales normales en migración. Criterio para franqueabilidad: aprox. 0,5 m con poza aguas abajo y con llamada adecuada es franqueable aguas arriba (y también aguas abajo).

Estas afecciones se han elegido siguiendo los términos de la guía REFCOND de la Directiva Marco del Agua.

3.1.1.1.3.4 Factores biológicos del hábitat

Se han estudiado los dos niveles tróficos adyacentes al del recurso (población de peces), es decir: (1) los animales que se alimentan del recurso y (2) los que le sirven de alimento, es decir, los macroinvertebrados del bentos.

Para la evaluación de los primeros se ha llevado a cabo un análisis de presencia o ausencia de nutria (*Lutra lutra*) mediante detección de excrementos y huellas, así como de las aves que tienen incidencia directa sobre algún estado de desarrollo de las truchas, entre ellas están la garza real (*Ardea cinerea*), el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), el martín pescador (*Alcedo atthis*). También se ha analizado la presencia de especies indicadoras de calidad ambiental como el mirlo acuático (*Cinclus cinclus*). Por último se ha anotado la observación de toda la fauna directamente vinculada al medio fluvial.

Los invertebrados que habitan el fondo de los ríos tienen una gran importancia ya que su biomasa es con frecuencia la principal componente animal del ecosistema acuático y sobre todo su actividad biológica resulta imprescindible para comprender el funcionamiento de los ríos. Distinguimos los invertebrados de tamaño microscópico, tales como los hidrozooos, rotíferos, nematodos, hidracnelas, microcrustáceos, de los llamados “macroinvertebrados”, cuyo tamaño permite su observación a simple vista.

Los macroinvertebrados son los que tienen un mayor interés ya que desarrollan todo su ciclo vital o parte de él en el medio acuático; su importancia ecológica con relación a otros animales en los ríos es máxima y han despertado siempre el interés de los naturalistas y pescadores por constituir la base alimenticia de numerosas especies piscícolas. El término macroinvertebrado es un concepto práctico en función del

tamaño, siendo considerados como macroinvertebrados los organismos que superan en fase adulto o último estado larvario los 2 mm.

La metodología seguida en cada estación de muestreo, consiste en la toma de muestras en tres puntos de cada estación. La recogida de muestras se realiza mediante el lavado de las piedras y el sustrato de la superficie de lecho encerrada por un cilindro de Neil (0,1 m²) en tres puntos a lo largo del tramo de río muestreado en las campañas de muestreo. El muestreador debe clavarse fuertemente en el sustrato hasta 10 cm de profundidad. Posteriormente se lavan todas las piedras y se remueven todos los materiales que quedan dentro del mismo, con el objeto de que la corriente arrastre los elementos del macrobentos hasta un embudo formado por una malla de nylon de 50 µm que acaba en un recipiente de PVC en el que van almacenándose los bentos arrastrados. En la figura 3.2 se ha representado un cilindro de Neil como el utilizado en el muestreo.

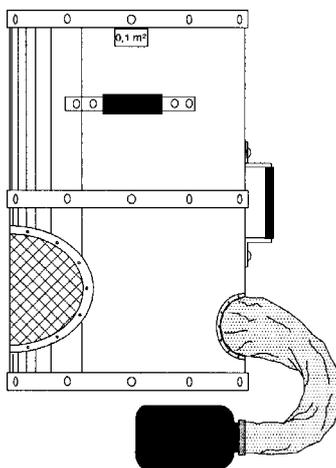


Figura 3.2. Cilindro de Neil, sistema utilizado para la recogida de muestras de la comunidad de macroinvertebrados.

Este proceso se repite en cada estación y en cada campaña llevándose a cabo desde aguas abajo a aguas arriba y eligiendo puntos que sean representativos de los

distintos macrohábitats de la estación. De esta forma se tomaron dos muestras en hábitats lóticos y una en leníticos, eligiendo siempre un tramo adyacente aguas arriba del tramo sometido a pesca eléctrica. Las muestras recogidas se fijan en una disolución de formaldehído al 1% y se conservan en un bote de PVC sellado herméticamente hasta su posterior identificación y pesado en laboratorio.

Se requiere un tratamiento previo de las muestras para posibilitar el análisis de los invertebrados contenidos en las mismas. En concreto es necesario separar los invertebrados de los detritus y restos de todo tipo que han quedado incluidos en la muestra en la recogida del río. Para ello se hace pasar la totalidad del material recogido por una columna de tamices de 2,0, 0,5 y 0,2 mm de luz. Las muestras de invertebrados así obtenidas se fijan en una solución de etanol al 70%, para evitar al determinar los vapores del formol en que se fijaron las muestras en campo.

Este interés de los macroinvertebrados, en especial como indicadores biológicos, se hace patente en la aplicación del índice de Hellawell (IBMWP) a la Península Ibérica, realizada por Alba-Tercedor y Sánchez Ortega. Consiste en la determinación del macrobentos mediante una lupa de 10 a 40 aumentos y una clave de determinación. La clave utilizada para la determinación taxonómica de estos animales es TACHET et al. (1987) *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces*.

Después de la determinación se suman las puntuaciones de calidad de cada familia y se define si la comunidad de macrobentos es de aguas limpias o contaminadas.

Complementariamente se ha utilizado la puntuación media por muestra para determinar el peso en el valor del IBMWP de cada familia presente (índice de Tuffery-Vernaux).

3.1.1.2 Planeamiento del Estado natural: Inventario del hábitat.

Para alcanzar los objetivos propuestos se ha planteado un estudio del hábitat basado en la determinación de una serie de variables por medio de una malla sistemática de puntos distribuida uniformemente por todo el ámbito de estudio.

Las variables que nos interesan pueden clasificarse según un criterio de escala en variables de cuenca, de ribera, de cauce y de agua. Entre ellas habrá variables que representen los factores físicos, químicos y biológicos del hábitat.

Asimismo hay una tercera clasificación de las variables en función de su carácter continuo o discreto. Entre las primeras están las variables que hemos denominado “de tramo”, que representan factores que se pueden medir por tramo (p.e. existencia de vertidos puntuales en un tramo, o presencia de excrementos de nutria en un tramo). Variables discretas serían las variables que hemos llamado “de estación”, que se miden de forma discreta en puntos determinados de un tramo de río (p.e. la conductividad del agua en un punto, o la granulometría del lecho). Ambos tipos de variables representan la unidad básica del muestreo, que es el tramo. Hay una estación cada tramo de 1,4 km de río, como término medio. Cada tramo es denominado con el código de la estación que se encuentra en su límite aguas abajo.

El resultado de este planteamiento es la determinación de los principales parámetros que caracterizan el hábitat fluvial, para todo el ámbito de estudio con una definición de 1,4 km por cada unidad básica de información (tramo)

Una vez conocidos los valores de los parámetros del hábitat para cada tramo, se pueden representar cartográficamente con el fin de conocer su distribución espacial, también pueden clasificarse y agruparse los tramos con características parecidas para facilitar la gestión del ámbito del proyecto, y por último puede relacionarse la distribución espacial de los valores de los parámetros del hábitat para detectar pautas y relacionarlas con la dinámica de poblaciones de trucha común.

3.1.1.2.1 Toma de datos

La medición de los valores de las variables se ha llevado a cabo mediante el recorrido a pie o en embarcación, en función del rendimiento de cada medio, de todo el ámbito de estudio por un equipo compuesto por dos o tres muestreadores, respectivamente. En aquellos tramos en los que el recorrido a pie no es posible por la velocidad del agua y/o la profundidad del cauce, o bien en los que el rendimiento es significativamente mejor al hacerlo desde embarcación, el equipo de muestreadores se ha desplazado en canoa de remos de dos plazas y 3m de eslora, como se observa en la figura 3.3.



Figura 3.3. Toma de datos desde embarcación.

Como se ha expuesto más arriba, las variables medidas son de dos clases, las que se toman a lo largo del tramo (variables “de tramo”) y las que se miden en puntos concretos (variables “de estación”). Las estaciones se encuentran en el límite aguas abajo del tramo que representan, y este tramo toma el nombre de su estación correspondiente.

Para la toma de datos cada equipo de muestreadores lleva consigo el siguiente material:

1. Material de medición: GPS, conductivímetro, pHmetro, oxímetro, termómetro, cámara de fotos, cuaderno resistente al agua y cartografía 1:50.000.
2. Material de protección: calzado de protección, traje de neopreno, mochila estanca, casco, bolsas “ziploc”, pértiga y radio.

Asimismo, en cada equipo y por motivos de seguridad, un muestreador con radio recorre paralelamente el río en coche realizando tareas de apoyo.

El recorrido de los ríos se hace en sentido descendente, tomando los datos “de tramo” hasta que llega a una estación predeterminada, en la que se toman las variables “de estación”. Complementariamente se sacan fotos de cada elemento relevante observado a lo largo de cada tramo así como tres fotos en cada estación: desde el centro de la estación y, a ser posible en la mitad de la sección transversal de cauce, foto a – hacia aguas arriba; foto b – hacia aguas abajo; y foto c – al lecho.

3.1.1.2.2 Variables de estudio

Las variables de hábitat que se han tomado en este trabajo se exponen a continuación junto a sus unidades y metodología:

Variable	Significado	Unidades	Método
COD_est	Código de estación. Representa al tramo inmediatamente aguas arriba del punto muestreado (1,4 km de longitud media).	Nombre río_nº (de arriba hacia abajo).	
COD_pob_ac	Código de población actual. Representa a cada una de las poblaciones actuales (sin intercambio continuo de efectivos y/o material genético) entre sí, presentes en la metapoblación.	Millares = población original (Oja-Tirón 1; Najerilla 2; Iregua 3; Leza 4; Cidacos 5); centenas = población actual (Alto Tirón 1; Oja-Bajo Tirón 2; Alto Najerilla 1; Calamantio 2; Urbión-Najerilla 3; Bajo Najerilla 4; Alto Piqueras 1; Iregua 2); y unidades = población con dinámica íntegra (total 37).	Determinadas por: (1) Existencia o no de población estable y (2) Obstáculos infranqueables.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

COD_pob_in	Código de población con dinámica íntegra. Representa a cada una de las poblaciones con dinámica íntegra (sin interrupción del movimiento de efectivos y/o material genético dentro de cada una), presentes en cada población actual.	Millares = población original (Oja-Tirón 1; Najerilla 2; Iregua 3; Leza 4; Cidacos 5); centenas = población actual (Alto Tirón 1; Oja-Bajo Tirón 2; Alto Najerilla 1; Calamantio 2; Urbión-Najerilla 3; Bajo Najerilla 4; Alto Piqueras 1; Iregua 2); y unidades = población con dinámica íntegra (total 37).	Determinadas por: (1) Existencia o no de población estable y (2) Obstáculos sólo franqueables hacia abajo
COD_hab	Código del tipo de tramo según hábitat físico para las poblaciones de trucha.	categórico (1 a 5)	Obtenido mediante la representación en dendrogramas de la distancia euclídea al cuadrado (vecino más lejano) de los vectores R2 (pendiente y profundidad de bankfull) para todas las estaciones de muestreo del ámbito de estudio. Clasificadas todas (285) las estaciones en 5 clusters, éstos representan tipos de tramos según su aptitud para albergar distintas poblaciones de trucha: ver hoja adjunta.
COD_pobxhab	Código cruzado de tipo de hábitat (COD_HAB) con código de población actual (COD_POB_actual)	Millares = población original (Oja-Tirón 1; Najerilla 2; Iregua 3; Leza 4; Cidacos 5); centenas = población actual (Alto Tirón 1; Oja-Bajo Tirón 2; Alto Najerilla 1; Calamantio 2; Urbión-Najerilla 3; Bajo Najerilla 4; Alto Piqueras 1; Iregua 2); y unidades = categorías de COD_HAB (1 a 5).	Cada código representa un tipo de tramo según su hábitat físico (COD_HAB) en una población actual determinada (COD_POB_actual).
EST_pesca	Estación de muestreo de pesca eléctrica. Representa aquellas estaciones en las que se ha localizado o se va a localizar una estación de muestreo de pesca eléctrica.	Ecoh = por Ecohidráulica; Unzu = por FJ Unzu; Prop_jun07 = propuesta para junio de 2007.	Las estaciones de muestreo por pesca eléctrica llevadas a cabo por Ecohidráulica en su campaña de octubre de 2006, FJ Unzu en los otoños de 2005 y 2006, y Ecohidráulica en la campaña de julio de 2007, estas últimas obtenidas de cruzar los 5 tipos de tramos en función del hábitat físico (pendiente y profundidad de bankfull) con las poblaciones actuales, de forma que se muestreen los 5 tipos de tramo en cada población.
EST_utm_X	Longitud UTM.	m	GPS en campo, corregido sobre mdt26 La Rioja, pixel25mx25m .
EST_utm_Y	Latitud UTM.	m	GPS en campo, corregido sobre mdt26 La Rioja, pixel25mx25m .
EST_alt_Z	Altitud.	m s.n.m.	Sobre mdt26 La Rioja, pixel25mx25m .
EST_d_real	Longitud del tramo representado por la estación.	m	Distancia horizontal real entre la estación y la inmediata aguas arriba, medida sobre mdt26, pixel25mx25m.
EST_d_rect	Distancia en línea recta entre la estación y la inmediata aguas arriba.	m	Distancia en línea recta entre dos estaciones consecutivas, calculada por sus coordenadas UTM.
EST_dif_Z	Variación altitudinal del tramo representado por la estación.	m	Diferencia de altitudes entre la estación y la inmediata aguas arriba.
EST_p_real	Pendiente del tramo representado por la estación.	%	Medida distancia horizontal entre 2 estaciones consecutivas sobre mdt26 La Rioja, pixel25mx25m, en aproximación a 1m.
EST_sinusos	Sinuosidad del tramo representado por la estación.	adimensional (m/m)	Relación entre la distancia horizontal real entre dos estaciones consecutivas y la longitud en línea recta entre las mismas.
COD_fecha	Fecha de muestreo de hábitat.	día-mes-año	Fecha en que se llevó a cabo el muestreo de hábitat en la estación y tramo.
COD_hora	Hora del muestreo de hábitat.	hora:minuto:segundo	Hora en que se llevó a cabo el muestreo de hábitat en la estación y tramo.
COD_rio	Código del nombre del río.	Nombre río (sin espacios ni tildes)	
COD_cuenca	Código de la subcuenca a la que pertenece el tramo.	Nombre de subcuenca, en la cuenca del Ebro.	
ECO_frez	Frezaderos o áreas potenciales de freza	Presencia/ausencia (1/0)	Presencia de frezaderos abiertos (si es época de reproducción) o áreas potenciales de freza (si no es período reproductivo) de trucha común, observados en recorrido del cauce, en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_frez	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_frez	texto	Frezadero o área potencial de freza, y observaciones al respecto.
ECO_peces	Peces observados.	Presencia/ausencia (1/0)	Observación de peces en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_peces	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_peces	texto	Especies observadas.
ECO_aves	Aves observadas.	Presencia/ausencia (1/0)	Observación de aves en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_aves	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_aves	texto	Especies observadas.
ECO_mamif	Mamíferos observados.	Presencia/ausencia (1/0)	Observación de mamíferos en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_mamif	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_mamíferos	texto	Especies observadas.
ECO_anfib	Anfibios observados.	Presencia/ausencia (1/0)	Observación de anfibios en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_anfib	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_anfibios	texto	Especies observadas.
ECO_reptil	Reptiles observados.	Presencia/ausencia (1/0)	Observación de reptiles en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_reptil	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_reptiles	texto	Especies observadas.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

ECO_excrem	Excrementos de nutria y/o visón europeo observados.	Presencia/ausencia (1/0)	Observación de excrementos de nutria y/o visón europeo en el tramo que representa la estación, entre la estación y la inmediata aguas arriba.
com_excrem	Comentarios sobre el campo: ECO_HASTA_excrementos	texto	Especie (nutria y/o visón europeo).
PRES_vertpt	Fuentes significativas de contaminación puntual	Presencia/ausencia (1/0)	Estimación e identificación de la contaminación significativa de fuente puntual, producida especialmente por las sustancias enumeradas en el anexo VIII, procedentes de instalaciones y actividades urbanas, industriales, agrarias y de otro tipo, basándose, entre otras cosas, en la información recogida en virtud de: i) los artículos 15 y 17 de la Directiva 91/271/CEE del Consejo, ii) los artículos 9 y 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo (1), y a los efectos del plan hidrológico de cuenca inicial, iii) el artículo 11 de la Directiva 76/464/CEE del Consejo, y iv) las Directivas 75/440/CEE, 76/160/CEE (2), 78/659/CEE y 79/923/CEE (3) del Consejo.
com_vertpt	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_vertpt	texto	Observaciones al respecto.
acum_vertpt	Presión acumulada por vertidos puntuales.	adimensional entre 0 y 1	Valor de: $PRES_HASTA_vertpt(estación_i) + \frac{3}{4} * PRES_HASTA_vertpt(estación_i-1) + \frac{2}{4} * PRES_HASTA_vertpt(estación_i-2) + \frac{1}{4} * PRES_HASTA_vertpt(estación_i-3)$
PRES_vertid	Fuentes significativas de contaminación difusa	Presencia/ausencia (1/0)	Estimación e identificación de la contaminación significativa de fuente difusa, producida especialmente por las sustancias enumeradas en el anexo VIII, procedentes de instalaciones y actividades urbanas, industriales, agrarias y de otro tipo, basándose, entre otras cosas, en la información recogida en virtud de: i) los artículos 3, 5 y 6 de la Directiva 91/676/CEE del Consejo (4), ii) los artículos 7 y 17 de la Directiva 91/414/CEE del Consejo, iii) la Directiva 98/8/CE del Consejo, y a efectos del primer plan hidrológico de cuenca, iv) las Directivas 75/440/CEE, 76/160/CEE, 76/464/CEE, 78/659/CEE y 79/923/CEE del Consejo.
com_vertid	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_vertidif	texto	Observaciones al respecto.
PRES_extr	Extracciones de agua significativas y retornos	Presencia/ausencia (1/0)	Estimación y determinación de la extracción significativa de agua para usos urbanos, industriales, agrarios y de otro tipo, incluidas las variaciones estacionales y la demanda anual total, y de la pérdida de agua en los sistemas de distribución.
com_extr	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_extrac	texto	Observaciones al respecto.
PRES_regul	Obras de regulación significativas	Presencia/ausencia (1/0)	Estimación y determinación de la incidencia de la regulación significativa del flujo del agua, incluidos el trasvase y el desvío del agua, en las características globales del flujo y en los equilibrios hídricos.
com_regul	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_regul	texto	Observaciones al respecto.
acum_regul	Presión acumulada por regulación de caudales.	adimensional entre 0 y 1	Valor de: $PRES_regul(estación_i) + (1-0,1 * distancia\ a\ la\ estación\ i-1) * PRES_regul(estación\ i-1) + (1-0,1 * distancia\ a\ la\ estación\ i-2) * PRES_regul(estación\ i-2) + \dots + (1-0,1 * distancia\ a\ la\ estación\ i-i) * PRES_regul(estación\ i-i)$
PRES_altm	Alteraciones morfológicas significativas	Presencia/ausencia (1/0)	Identificación de las alteraciones morfológicas significativas de las masas de agua.
com_altm	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_altmorf	texto	Observaciones al respecto.
PRES_usos	Usos de suelo	Presencia/ausencia (1/0)	Estimación de modelos de uso del suelo, incluida la identificación de las principales zonas urbanas, industriales y agrarias y, si procede, las pesquerías y los bosques.
com_usos	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_usos	texto	Observaciones al respecto.
PRES_obst	Obstáculos al movimiento de los peces.	Presencia/ausencia (1/0)	Presencia de obstáculos de cualquier tipos para la migración y/o movimientos habituales de los peces.
com_obst	Comentarios sobre el campo: PRES_HASTA_obstac		
int_obst	Interpretación en términos de franqueabilidad del/los obstáculo/s.	categorico (i, a, f)	i = infranqueable, ningún pez pasa ni arriba y abajo (pe grandes presas que desconectan la población totalmente); a = franqueable aguas abajo, azudes que permiten el paso de peces (truchas) aguas abajo sin posibilidad de atravesarlo una parte significativa de la población hacia aguas arriba (pe azudes de pocos m); f = franqueable, permiten el paso de una parte significativa de la población en caudales normales en migración. Criterio para franqueabilidad: aprox. 0,5 m con poza ag ab y con llamada adecuada es franqueable aguas arriba (y también aguas abajo).
acum_obst	Presión acumulada por obstáculos.	adimensional entre 0 y 1	Para cada subcuenca se calcula el numerador: $(2 * n^{\circ}\ de\ obstáculos\ infranqueables + 1 * n^{\circ}\ de\ obstáculos\ franqueables\ sólo\ aguas\ abajo + 0,1 * n^{\circ}\ de\ obstáculos\ franqueables)$, y para cada tramo entre dos obstáculos infranqueables o franqueables sólo aguas abajo el siguiente denominador: $(longitud\ del\ tramo - (n^{\circ}\ de\ obstáculos\ franqueables\ en\ el\ tramo / longitud\ del\ tramo))$. En el caso de que el obstáculo que limita el tramo aguas arriba sea infranqueable el denominador se multiplica por 0,75. Si el resultado del cociente numerador/denominador es mayor o igual que 2, el valor es 1. Si dicho resultado es menor que 2, se divide entre 2 y así varía entre 0 y 1.
suma_PRES	Suma de presiones en la estación.	adimensional entre 0 y 7	Suma de: $acumulado_PRES_HASTA_vertpt + PRES_HASTA_vertidif + PRES_HASTA_extrac + acumulado_PRES_HASTA_regul + PRES_HASTA_altmorf + PRES_HASTA_usos + acumulado_PRES_HASTA_obstac$
LAD_veget	Vegetación de laderas.	texto	Formaciones vegetales de las laderas, en el tramo representado.
LAD_geolog	Geología de laderas.	texto	Naturaleza geológica de los materiales de las laderas en el tramo representado.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

LAD_tvalle	Tipo de valle, según González del Tánago et al. (2006).	categórico (valle 1; valle 2; valle 3 y valle 4)	Valle I: el trazado en planta del río está determinado por fenómenos de ladera y la pendiente de las laderas llega hasta el cauce. (Por ejemplo: muchos tramos altos encajonados); Valle II: el trazado en planta del río está determinado por fenómenos de ladera pero la pendiente de las laderas no llega hasta el cauce. (Por ejemplo: la mayoría de los cursos medios y medios-altos de los ríos); Valle III: el trazado en planta no está determinado por fenómenos de ladera, el valle con una ligera pendiente; Valle IV: el trazado en planta no está influido en absoluto por fenómenos de ladera. (Por ejemplo: los ríos de llanura manchegos que meandran por un terreno muy llano). Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_cl_izd	Continuidad longitudinal de la vegetación riparia natural (estrato arbóreo y arbustivo), en la orilla izquierda.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_cl_dch	Continuidad longitudinal de la vegetación riparia natural (estrato arbóreo y arbustivo), en la orilla derecha.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_an_izd	Dimensiones del espacio ripario con vegetación natural asociada al río, en la orilla izquierda.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_an_dch	Dimensiones del espacio ripario con vegetación natural asociada al río, en la orilla derecha.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_ce_izd	Composición y estructura de la vegetación riparia natural, en la orilla izquierda.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_ce_dch	Composición y estructura de la vegetación riparia natural, en la orilla derecha.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_re_izd	Regeneración natural de la vegetación riparia (estrato arbóreo y arbustivo), en la orilla izquierda.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_re_dch	Regeneración natural de la vegetación riparia (estrato arbóreo y arbustivo), en la orilla derecha.	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_orilla	Condición de las orillas	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_conect	Conectividad transversal de la ribera con el cauce	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_permea	Permeabilidad y grado de alteración del relieve y suelo ripario	adimensional entre 1 y 12	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_rqi	Valor del índice RQI (González del Tánago et al., 2006) de calidad de riberas.	adimensional entre 10 y 120	Según González del Tánago et al. (2006).
RIB_veget	Especies vegetales del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo de la ribera.	Sp. y formación.	Visu.
RIB_usos	Uso de las riberas	Actividades y sectores productivos.	Visu.
CAU_rosgen	Tipo de cauce, según Rosgen (1996).	categórico (A, B, C, D)	Según Rosgen (1996).
CAU_sinuos	Tipo de cauce según su trazado en planta.	categórico (recto o meandriforme)	Si el coeficiente de sinuosidad (EST_sinuosidad) < 1,5 entonces: recto; si no: meandriforme.
CAU_geolog	Geología y tipo de materiales del cauce.	texto	Visu.
CAU_trazad	Forma del cauce en planta en la estación.	categórico (recta, curva)	Visu. Según el trazado en planta en la estación (longitud aproximada 200 m).
CAU_granul	Granulometría del lecho de la estación.	% de cada tipo (roca madre, bloques, bolos, cantos, gravas, gravillas, arena y limo)	Visu. Según la distribución diamétrica de los materiales del lecho en la estación (longitud aproximada 200 m). Roca madre: Lecho formado por roca continua; Grandes bloques: > 1024 mm; Bolos: 256 mm - 1024 mm; Cantos: 64 mm - 256 mm; Gravas: 8 mm - 64 mm; Gravillas: 2 mm - 8 mm; Arenas: 62 mm - 2 mm; Limo: 4 mm - 62 mm; Arcilla: < 4 mm.
CAU_recubr	Recubrimiento por finos.	%	Porcentaje de recubrimiento (colmatación) por finos del medio intersticial del lecho. Cantos rodados o gravas de mayor tamaño completamente recubiertos por sedimentos finos: 100 % de recubrimiento; Sustrato más grueso rodeado de sedimentos finos y parcialmente recubiertos: 75 % de recubrimiento; Sustrato más grueso rodeado de sedimentos finos pero las zonas superiores limpias y sin depósitos: 50 % recubrimiento; Sustrato más grueso parcialmente rodeado de sedimentos finos y zonas superiores completamente limpias: 25 % recubrimiento; Sustrato más grueso claramente separado de los sedimentos más finos: 0 % de recubrimiento.
CAU_refug	Disponibilidad de refugio para peces en la estación.	adimensional entre 0 y 10	Según índice de disponibilidad de refugio de Mayo.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

CAU_veget	Vegetación acuática.	Presencia/ausencia (1/0)	Presencia de formaciones vegetales acuáticas (sumergidas, emergentes y/o flotantes) significativas dentro del cauce, en la estación.
AGUA_turb	Turbidez.	categorico (transparente, turbia, opaca)	Visu.
AGUA_cond	Conductividad del agua.	microS/cm	In situ.
AGUA_temp	Temperatura del agua.	°C	In situ.
AGUA_ph	pH del agua		In situ.
SECC_profbd	Profundidad estimada de bankfull en la sección de la estación de muestreo	m	Visu.
SECC_profl	Profundidad máxima actual de la sección de la estación de muestreo.	m	Visu.
SECC_anchb	Anchura del cauce en la sección de la estación de muestreo.	m	Visu.
SECC_anchl	Anchura de la lámina de agua en la sección de la estación de muestreo.	m	Visu.
SECC_nivel	Nivel del agua.	categorico (alto, medio, bajo)	Estimación visual del nivel actual de las aguas respecto a su módulo anual.
com_gral	Comentarios generales sobre la estación	texto	Observaciones al respecto.

3.1.1.2.3 Tratamiento de la información

El tratamiento de los datos tomados en campos se ha llevado a cabo mediante hojas de cálculo EXCEL con una base de datos SIG para la expresión cartográfica de los mismos. Las capas de información del SIG han consistido en coberturas aportadas por Medio Natural del Gobierno de La Rioja acerca de: red fluvial, términos municipales, vegetación y geología, así como un modelo digital del terreno de la comunidad autónoma con una definición de 25m x 25m.

3.1.2 Estado ictiológico: Inventario del recurso

3.1.2.1 Estructura y contenidos del Estado ictiológico: Inventario del recurso

El conocimiento del funcionamiento de una población mediante el estudio en campo de los parámetros de su dinámica, requiere de un diseño de muestreo que permita asignar a cada tipo de tramo del sistema fluvial que ocupa la población los valores de los parámetros del estrato de la población que habita dicho tipo de tramo. De esta forma para determinar las estaciones de muestreo se necesita:

1. Delimitar la red fluvial que es ocupada por una población en concreto.
2. Clasificar todos los tramos del sistema fluvial según el estrato de la población que los habita.

El criterio que se sigue a continuación es el de que todas las poblaciones cuenten con al menos una estación de muestreo en cada tipo de tramo según el estrato de población que los ocupa. Este aspecto puede mejorarse aún mediante el diseño de un muestreo estratificado, de forma que dada una solicitud de muestreo (error máximo admisible y nivel de significación) se asignen tantas estaciones de muestreo por estrato y población como indique la desviación típica de la variable que se pretende estimar. No obstante, en este proyecto se ha considerado adecuado establecer el mínimo tamaño muestral que permita el conocimiento de todos los estratos en todas las poblaciones. Posteriormente se analizará el error cometido a un nivel de significación del 95%.

En las siguientes líneas se recoge la metodología seguida y, también, los resultados obtenidos en el diseño del muestreo, ya que si se pospone su exposición hasta los resultados se pierde claridad en la explicación. Asimismo, en dicho apartado de resultados se muestra un extracto de lo que aquí se expone.

3.1.2.1.1 Determinación del área ocupada por cada población: identificación y delimitación de poblaciones

Previa a la exposición del método utilizado para delimitar las poblaciones es conveniente hacer referencia a las definiciones de los términos utilizados en este apartado.

Se va a utilizar el concepto de población establecido por Berryman. La mayoría de las definiciones de población incluyen la noción de “un grupo de individuos de la misma especie que cohabitan en un lugar concreto”. Estas definiciones son, por supuesto,

correctas, sin embargo adolecen de un escaso sentido práctico para su estudio, ya que no establecen las “fronteras” según un criterio concreto, de forma que la variación del número de efectivos que las componen vendrá determinado por los nacimientos y muertes, pero también por las inmigraciones y emigraciones. Si aceptamos la idea de que el concepto de población sólo tiene significado si tiene una identidad espacial, entonces se deduce que la variación de las existencias no dependen de los movimientos sino únicamente de los procesos de reproducción y supervivencia. En otras palabras, la dinámica de poblaciones es el estudio de las fuerzas que afectan los procesos de nacimientos y muertes (cambios en el número, biomasa, composición específica), no los procesos de redistribución (cambios de localización). Esta idea lógica conduce a la regla básica para definir el área de la población: el área tiene que ser lo suficientemente grande para que la inmigración y la emigración sean poco significativas o, por lo menos, equilibradas (Berryman, 1999). También conduce a una definición formal de población como *un grupo de individuos de la misma especie que viven juntos en una área de tamaño suficiente para permitir la dispersión normal y/o el comportamiento migratorio y en la que los cambios numéricos están determinados fundamentalmente por procesos de nacimientos y muertes* (Berryman, 2002)

Dada esta definición, los grupos de organismos que viven en áreas menores toman el nombre de “poblaciones locales” (o sub-poblaciones), y aquellos que ocupan áreas mayores conforman las “poblaciones en sentido estricto”. Las primeras suelen tener una dinámica poblacional íntegra, sin obstáculos ni discontinuidades que impidan o dificulten el movimiento de los individuos dentro de la población local; y las últimas pueden tener obstáculos en algún sentido, de forma que su dinámica poblacional esté truncada (individuos que pueden moverse hacia aguas abajo pero no hacia aguas arriba a través de determinados obstáculos parciales), aunque nunca interrumpida. Estos obstáculos parciales pueden ser presas u otros obstáculos que impidan el remonte aguas arriba permitiendo el movimiento hacia aguas abajo. Las poblaciones

en sentido estricto están separadas por obstáculos en ambos sentidos o por áreas potencialmente ocupables que están habitualmente desocupadas.

Una “metapoblación” consiste en un grupo de poblaciones de la misma especie separadas espacialmente que interactúan en algún nivel. Generalmente se considera que una metapoblación consiste de varias poblaciones distintas separadas por áreas de hábitat disponible que habitualmente está desocupadas. Cada población fluctúa en relativa independencia de las demás poblaciones y son susceptibles de extinguirse localmente como consecuencia de la estocasticidad demográfica (fluctuaciones del tamaño poblacional debidas a episodios demográficos aleatorios), cuanto más pequeña es la población, más proclive es a extinguirse.

La determinación de estas agrupaciones de individuos, hecha de menor a mayor escala permite establecer en orden jerárquico las :

- metapoblaciones,
- poblaciones originales, poblaciones que en situación teórica postglacial o preindustrial conformaban la metapoblación
- poblaciones actuales, poblaciones que, debido a la actividad humana y a las circunstancias actuales, son las que se encuentran realmente.
- poblaciones locales o sub-poblaciones, poblaciones con la dinámica íntegra, es decir: sin discontinuidades ni obstáculos para la circulación hacia arriba o hacia abajo de individuos dentro de la población.

Las metapoblaciones se pueden determinar mediante una paleorreconstrucción de las poblaciones utilizando datos históricos y registros que demuestran la conexión temporal entre poblaciones. En particular, en este proyecto se han utilizado datos

consignados por Madoz (1850). Siguiendo este mismo criterio se pueden delimitar las poblaciones originales de trucha común en La Rioja. Los resultados obtenidos de este estudio (ver anejos) muestran la presencia de grandes ejemplares de trucha en el Ebro en toda La Rioja, según consigna Madoz. Esta circunstancia corrobora el hipótesis de que, aunque habitualmente no exista una única población de truchas en toda La Rioja, las poblaciones están conectadas a través del Ebro, estableciéndose intercambios de individuos y material genético entre sí. De esta forma, aunque las poblaciones puedan verse sometidas a fenómenos de extinción locales, si la dinámica de la metapoblación permanece íntegra, éstas pueden recuperarse de forma espontánea a plazos distintos.

En virtud de los datos recogidos por Madoz y con independencia de que ocasionalmente se conectasen a través de Ebro, las poblaciones originales con permanencia de sus efectivos constantemente en el tiempo, quedan localizadas en las cinco cuencas principales de la región: Oja-Tirón, Najerilla, Iregua, Leza y Cidacos. Originalmente es probable que la cuenca del Alhama tuviese una población de truchas estable, pero como se verá más adelante, en la actualidad no puede considerarse a esta cuenca como cuenca truchera en La Rioja. La inexistencia de obstáculos naturales significativos permite la conexión de los efectivos dentro de estas poblaciones, quedando delimitadas únicamente por las condiciones físicas del hábitat en los tramos más bajos de estos ríos, en los que la comunidad parece dominada originalmente por ciprínidos, siendo la trucha común un acompañante ocasional.

Atendiendo a la definición de Berryman, las poblaciones actuales de trucha común que habitan la red fluvial de La Rioja pueden delimitarse estudiando dos aspectos determinantes de la integridad de una población:

- a. La continuidad espacial de las poblaciones.
- b. La continuidad longitudinal de los ríos.

Para determinar las áreas que están ocupadas de forma continua y constante en el tiempo por poblaciones de trucha común, y con carácter de muestreo piloto potencialmente aprovechable como muestreo de inventario, se llevó a cabo una campaña de pesca eléctrica durante octubre de 2007 en todos los ríos del ámbito de estudio. La tabla 3.2 recoge las características y la localización de dichas estaciones.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 3.2. Estaciones de muestreo seleccionadas para la campaña de pesca eléctrica de octubre de 2006 en La Rioja: localización UTM y valores cualitativos de las características del curso fluvial.

Río	Código	X	Y	Z	Curso	pendiente	Prof. bankfull	Cond. (microS/cm)	suma PRES
alhama	alh_6	603527	4671063	277	bajo	tendido	profundo	mineralizado	alterado
cardenas	ca_8	514384	4689189	639	bajo	pendiente	profundo	mineralizado	alterado
cidacos	ci_5	561126	4668831	740	bajo	pendiente	profundo		alterado
Iregua	Ire_(-6)	526872	4659310	1122	alto	tendido	profundo	no mineralizado	alterado
iregua	ire_6	529154	4668658	890	alto	pendiente	profundo	no mineralizado	alterado
iregua	ire_17	530638	4677737	753	bajo	tendido	profundo	no mineralizado	no alterado
Iregua	Ire_21	533903	4680357	688	bajo	pendiente	profundo	no mineralizado	alterado
Iregua	Ire_24	536162	4682689	638	bajo	tendido	profundo	mineralizado	alterado
Iregua	Ire_30	541516	4687607	540	bajo	pendiente	profundo	mineralizado	alterado
iregua	I9	530000	4675000						
lavater	lav_4	536290	4660562	1256	alto	pendiente	somero	no mineralizado	no alterado
leza	lez_3	546251	4678661	760	bajo	pendiente	profundo	mineralizado	no alterado
leza	lez_8	550286	4688291	498	bajo	pendiente	profundo	mineralizado	no alterado
leza	lez_12,5	553229	4691439	421	bajo	tendido	profundo	mineralizado	no alterado
Najerilla	Naj_2	508703	4668982	856	alto	tendido	profundo	no mineralizado	no alterado
Najerilla	Naj_5	510549	4670039	839	alto	tendido	profundo	no mineralizado	no alterado
Najerilla	Naj_14	516648	4676439	680	bajo	pendiente	profundo	no mineralizado	no alterado
Najerilla	Naj_19	519174	4681583	596	bajo	tendido	profundo	no mineralizado	alterado
Najerilla	Naj_26	521073	4688582	552	bajo	tendido	profundo	mineralizado	alterado
Najerilla	Naj_30	521797	4692854	508	bajo	tendido	profundo	mineralizado	alterado
neila	ne_5	501355	4662687	968	alto	tendido	somero	no mineralizado	alterado
oja	oja_3	497280	4677662	955	alto	tendido	profundo	no mineralizado	no alterado
oja	oja_8	507045	4712918	479	bajo	tendido	profundo	mineralizado	alterado
piqueras	pi_7	531531	4660415	1174	alto	pendiente	somero	no mineralizado	alterado
tiron	ti_3	493776	4704930	592	bajo	tendido	profundo	mineralizado	alterado
tiron	T2	499900	4708000						
tiron	T3	506115	4712140						
urbion	ur_6	510803	4663581	1008	alto	pendiente	profundo	no mineralizado	no alterado
urbion	ur_9	509293	4665529	913	alto	pendiente	profundo	no mineralizado	alterado
yalde	ya_5,5	527368	4691929	656	bajo	pendiente	somero		no alterado

Asimismo, se utilizó la información sobre presencia o ausencia de truchas en las estaciones muestreadas por Unzu (2005, 2006) en sus trabajos para la Dirección General de Medio Natural del Gobierno de La Rioja.

La continuidad longitudinal de la red fluvial dentro de los límites de las poblaciones originales, interrumpida por obstáculos artificiales clasificados por su grado de franqueabilidad, permite reconocer los límites de las poblaciones actuales, así como determinar la extensión de las poblaciones locales o sub-poblaciones en las que la dinámica poblacional permanece íntegra. Así, los obstáculos infranqueables en ambos sentidos (aguas arriba y aguas abajo) determinarán una frontera entre poblaciones, y los obstáculos franqueables aguas abajo definirán la frontera entre dos sub-poblaciones con dinámica íntegra.

Los obstáculos fueron identificados y evaluados *in situ* durante la campaña de toma de datos de hábitat por recorrido de cauces. El criterio utilizado para evaluar la franqueabilidad de un obstáculo es el siguiente:

- Infranqueable, ningún pez pasa ni arriba y abajo (pe grandes presas que desconectan la población totalmente).
- Franqueable aguas abajo, azudes que permiten el paso de peces (truchas) aguas abajo sin posibilidad de atravesarlo una parte significativa de la población hacia aguas arriba (pe azudes de pocos m)
- Franqueable, permiten el paso de una parte significativa de la población en caudales normales en migración. Criterio para franqueabilidad: aprox. 0,5 m con poza ag ab y con llamada adecuada es franqueable aguas arriba (y también aguas abajo).

Los resultados del cruce de ambas informaciones son los límites espaciales de las poblaciones actuales y las poblaciones locales o sub-poblaciones identificadas en La Rioja.

Cada una de las poblaciones actuales y sub-poblaciones ha sido identificada con el siguiente código numérico:

- Millares = población original (Oja-Tirón 1; Najerilla 2; Iregua 3; Leza 4; Cidacos 5);
- centenas = población actual (Alto Tirón 1; Oja-Bajo Tirón 2; Alto Najerilla 1; Calamantío 2; Urbión-Najerilla 3; Bajo Najerilla 4; Alto Piqueras 1; Iregua 2);
- y unidades = población con dinámica íntegra o sub-poblaciones (total 37).

3.1.2.1.2 Clasificación de los tramos fluviales según el estrato de población que los habita: estratificación de las poblaciones y diseño del muestreo

La estructura de la población varía entre tramos fluviales a lo largo del área ocupada por una población de truchas. Por lo general se asocian los tramos altos a los estadios de alevinaje y juveniles, y los tramos más bajos a estadios de madurez (Illies & Botosaneanu, 1963, García de Jalón, 1992). Estas asignaciones pueden verse como una modelización de las variables físicas del hábitat que determinan la aptitud de un determinado tramo a los requerimientos ecológicos de cada estadio de desarrollo, en combinación con los procesos de competencia en una especie territorial como la trucha. De esta forma, los individuos adultos requieren grandes espacios de la columna de agua para alimentarse de peces y encontrar refugio, y serán abundantes en cursos medios con pendiente moderada y cierta profundidad. Asimismo los alevines tienen mayores requerimientos de oxígeno disuelto que los adultos, por lo que permanecerán en los tramos altos próximos a las zonas donde se encuentran los frezaderos. En las zonas medias, la jerarquía por edades y tamaños determinará que los individuos más desarrollados ocupen microhábitats con más disponibilidad de alimento, relegando a los menos desarrollados a las zonas restantes.

A tenor de lo expuesto, es fácil comprender que se dará una gradación en la estructura poblacional a lo largo de los cursos de un mismo río. Lo que se puede simplificar explicándolo por la altitud es un reflejo de otras variables de hábitat que

están asociadas a la altitud pero que son las verdaderas responsables de las condiciones que se dan en cada tramo, y que, por tanto, explican más precisamente la distribución de las diferentes estructuras poblacionales a lo largo de río.

Según este razonamiento, se pueden clasificar los tramos fluviales de un determinado territorio por dichas variables físicas del hábitat, de forma que obtengamos un número de clases de tramos que nos permitan representar la variabilidad de estructuras poblacionales que encontramos en una población y su distribución espacial.

Con esta base se ha llevado a cabo un análisis cluster de los valores, para cada estación de muestreo de todas las del ámbito de estudio (285), de los vectores con tantas dimensiones como variables físicas del hábitat se han considerado. Tras el análisis previo con las variables de presencia de frezaderos, pendiente, profundidad, anchura y sinuosidad, se ha obtenido que las variables que explican con más eficiencia la distribución en clases de los tramos fluviales son dos: (1) la pendiente media de tramo que representa cada estación de hábitat (1,4 km de longitud media) y (2) la profundidad de bankfull en dicha estación.

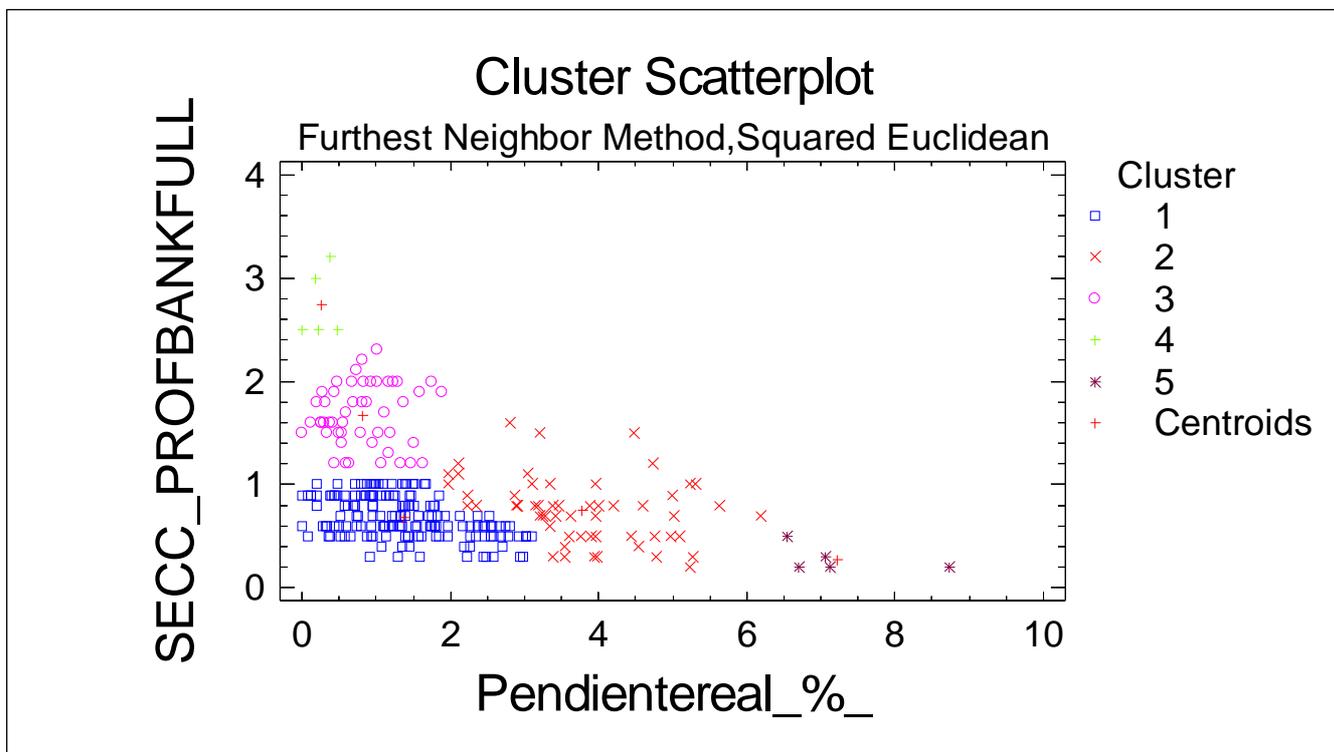


Figura 3.4. Tipos de tramo en función de las distancias vectoriales entre estaciones de hábitat, compuestas por las variables pendiente y profundidad de bankfull. Los códigos numéricos (del 1 al 5) sirven para identificar en adelante a los tipos de tramos.

Según se puede ver en la figura 3.4, el resultado del análisis cluster (distancia euclídea al cuadrado y método del vecino más lejano) ha dado lugar a cinco tipos de tramos, que denominaremos como se explica en la tabla 3.3.

Tabla 3.3. Tipos de tramos de acuerdo con las variables físicas del hábitat y estructura poblacional correspondiente.

Código	Tipo estructura poblacional	Tipo de población	Características
1	Estructurada rejuvenecida	Alevinaje	Tramos de pendiente y profundidad bajas, con presencia de todas las clases de edad con predominio en densidad de los alevines que utilizan las orillas someras con vegetación como refugio.
2	Estructurada	Añales	Tramos de pendiente alta y profundidad baja, con presencia de todas las clases de edad salvo las más maduras >4+, y predominio de clase 1+, que encuentra en el espacio entre sustrato (bloques y bolos) el refugio idóneo para su talla (~100mm).
3	Estructurada envejecida	Madurez	Tramos de pendiente baja y profundidad alta, con presencia de todas las clases de edad, con predominio de las clases maduras sobre las juveniles.
4	Envejecida	Extra-madurez	Tramos de muy baja pendiente y muy profundos, habitados por ejemplares maduros y de grandes tamaños, con ausencia de clases de edad juveniles.
5	Rejuvenecida	Extra-alevinaje	Tramos de muy fuerte pendiente y muy someros, habitados por ejemplares de las clases de edad más jóvenes, con predominio de 1+ seguido de 0+ ya que puede funcionar como refugio de alevines que llegan a estos tramos durante su primer año de vida y que se quedan, poca presencia o ausencia total de clases adultas >2+

Conocidos los límites de cada población actual y la localización geográfica de cada estructura poblacional, la selección de estaciones de muestreo de pesca eléctrica debería hacerse de forma que todos los tipos de estructura poblacional presente en cada población estuviesen representados.

Sobre esta base, cruzando la información obtenida de ambas fuentes se pueden reconocer los distintos tipos de tramo presentes en cada población, y en los que

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

deberá muestrearse al menos una estación. La tabla 3.4 muestra los tipos de tramo que existen en cada población, y que deberían muestrearse y si se ha hecho ya en el muestreo piloto.

De la tabla 3.4 se deducen los tipos de tramo en los que no se han hecho muestreos ictiológicos y en los que sería conveniente establecer estaciones de pesca eléctrica para la campaña de junio de 2007. La elección de dichas estaciones se haría de entre las consignadas en la tabla 3.5.

Tabla 3.4. Tipos de tramo existentes en cada población y en los que debe establecerse al menos una estación de muestreo de pesca eléctrica, también se muestra si se ha hecho ya o no en el muestreo piloto. El código COD_pobxhab hace referencia a la población actual (millares y centenas) y al tipo de tramo según las variables físicas del hábitat (unidades).

COD_pobxhab	COD_POB_actual	COD_HAB	Población actual	Tipo de hábitat	¿Muestreado?
1101	1100	1	Alto Tirón	Alevinaje	sí
1201	1200	1	Oja-Bajo Tirón	Alevinaje	sí
1202	1200	2	Oja-Bajo Tirón	Añales	
1203	1200	3	Oja-Bajo Tirón	Madurez	sí
2101	2100	1	Alto Najerilla	Alevinaje	sí
2102	2100	2	Alto Najerilla	Añales	
2202	2200	2	Calamantio-Najerilla	Añales	
2203	2200	3	Calamantio-Najerilla	Madurez	
2301	2300	1	Urbión-Najerilla	Alevinaje	sí
2302	2300	2	Urbión-Najerilla	Añales	
2401	2400	1	Bajo Najerilla	Alevinaje	sí
2402	2400	2	Bajo Najerilla	Añales	
2403	2400	3	Bajo Najerilla	Madurez	
2404	2400	4	Bajo Najerilla	Extra-madurez	sí
2405	2400	5	Bajo Najerilla	Extra-Añales	sí
3101	3100	1	Alto Piqueras	Alevinaje	sí
3102	3100	2	Alto Piqueras	Añales	
3105	3100	5	Alto Piqueras	Extra-Añales	
3201	3200	1	Iregua	Alevinaje	sí
3202	3200	2	Iregua	Añales	
3203	3200	3	Iregua	Madurez	
3204	3200	4	Iregua	Extra-madurez	sí
4001	4000	1	Leza	Alevinaje	sí
4002	4000	2	Leza	Añales	sí
4003	4000	3	Leza	Madurez	sí
5001	5000	1	Cidacos	Alevinaje	sí
5003	5000	3	Cidacos	Madurez	
5004	5000	4	Cidacos	Extra-madurez	

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 3.5. Estaciones de las que seleccionar las estaciones de muestreo de pesca eléctrica para la campaña de julio de 2007. El código COD_pobxhab hace referencia a la población actual (millares y centenas) y al tipo de tramo según las variables físicas del hábitat (unidades).

COD_pobxhab	COD_est	COD_POB _actual	COD_POB _integral	EST_UTM_X	EST_UTM_Y	EST_ALTCOD_HAB
1202	oja_1	1200	1203	496384	4675716	990 2
	oja_2	1200	1204	496594	4676686	968 2
2102	canales_1	2100	2101	498643	4664855	992 2
	canales_3	2100	2102	500377	4664427	938 2
	neila_2	2100	2102	501530	4660670	1019 2
	portilla_2	2100	2102	508250	4660922	1059 2
2202	calamantio_1	2200	2200	504934	4674014	1229 2
	calamantio_2	2200	2200	505211	4672105	1083 2
	calamantio_3	2200	2200	505903	4670760	988 2
2203	najerilla_1	2200	2200	507980	4667815	856 3
2302	ormazal_2	2300	2302	512489	4662015	1086 2
	ormazal_4	2300	2302	511031	4662940	1025 2
	urbion_1	2300	2302	510861	4657539	1218 2
	urbion_2	2300	2302	510873	4659598	1129 2
	urbion_3	2300	2302	510592	4660552	1092 2
	urbion_5	2300	2302	510962	4662916	1024 2
	urbion_8	2300	2302	509606	4664466	935 2
	brieva_1	2400	2401	516379	4669395	937 2
brieva_2	2400	2401	516399	4670322	900 2	
brieva_3	2400	2401	516134	4670989	857 2	
cardenas_11	2400	2407	517234	4691141	562 2	
najerilla_11	2400	2401	514459	4673619	734 2	
tobia_1	2400	2404	516199	4683189	663 2	
tobia_2	2400	2404	517006	4683491	635 2	
tobia_3	2400	2404	517830	4683849	603 2	
valvanera_2	2400	2401	513045	4675546	802 2	
valvanera_3	2400	2401	513514	4675322	776 2	
valvanera_4	2400	2401	514328	4675071	747 2	
valvanera_5	2400	2401	514690	4674522	712 2	
yalde_1	2400	2408	527914	4688122	835 2	
yalde_2	2400	2408	528040	4689048	782 2	
yalde_3	2400	2408	528152	4689833	750 2	
yalde_8	2400	2408	525906	4694144	586 2	
yalde_9	2400	2408	525454	4694999	562 2	
2402	yalde_10	2400	2408	524488	4696868	509 2
2403	najerilla_33	2400	2406	522093	4696379	476 3
	najerilla_35	2400	2406	522403	4699202	459 3
	najerilla_36	2400	2406	522908	4700315	453 3
	najerilla_37	2400	2406	523115	4701311	446 3
	tobia_4	2400	2404	518500	4684039	590 3
	yalde_11	2400	2409	524274	4697877	495 3
	yalde_12	2400	2409	524282	4698816	492 3
	yalde_13	2400	2409	524113	4699407	489 3
	yalde_14	2400	2409	523814	4700205	474 3
	yalde_15	2400	2409	523498	4700902	457 3

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

	lavater_3	3100	3100	536975	4661030	1278	2
	lumbreras_4	3100	3100	532585	4654711	1348	2
	lumbreras_5	3100	3100	532894	4656097	1287	2
	lumbreras_6	3100	3100	533506	4656435	1254	2
	piqueras_3	3100	3100	537390	4659299	1320	2
	piqueras_4	3100	3100	536919	4659956	1278	2
	lavieja_3	3100	3100	534154	4653910	1334	2
3102	lavieja_4	3100	3100	533860	4654936	1295	2
	lavater_2	3100	3100	538110	4661024	1325	5
	lumbreras_3	3100	3100	532181	4653671	1409	5
	piqueras_2	3100	3100	537969	4658611	1370	5
3105	lavieja_2	3100	3100	534524	4652893	1378	5
	a_iregua_1	3200	3201	525694	4656623	1191	2
	piqueras_10	3200	3202	529904	4662518	1057	2
3202	piqueras_11	3200	3202	529457	4663378	1016	2
	iregua_28	3200	3209	539008	4685015	573	3
	iregua_31	3200	3210	542197	4688272	525	3
	iregua_32	3200	3210	542885	4689397	513	3
	iregua_33	3200	3210	543112	4690118	501	3
	iregua_34	3200	3211	544021	4691950	478	3
	iregua_35	3200	3211	544859	4694076	448	3
	iregua_36	3200	3211	545267	4694535	439	3
3203	iregua_37	3200	3212	545813	4695299	429	3
5003	cidacos_4	5000	5002	561351	4668123	755	3
5004	cidacos_9	5000	5002	560745	4671827	694	4

La selección de las estaciones deberá hacerse de forma que al menos una estación de cada tipo de tramo y población sea muestreada. Para ello basta con seleccionar una estación de cada valor del código COD_pobxhab.

Una vez seleccionadas las estaciones a muestrear con pesca eléctrica en la campaña de junio de 2007, se acometería dicho muestreo. Con la información obtenida de éste, más la disponible por el de la campaña de octubre de 2006, se podrá conocer la estructura poblacional (y por tanto los parámetros de dinámica de poblaciones) que corresponda a cada tramo de cada población. Ponderando el valor de los parámetros poblacionales obtenidos en cada tipo de tramo de una población, se podrá conocer el valor global de los parámetros poblacionales para dicha población, y, por tanto, las reglas de funcionamiento de toda la población y no de estaciones de muestreo concretas.

Estos valores de los parámetros poblacionales servirán para modelizar el funcionamiento de la población bajo cualquier escenario de aprovechamiento. Y de esta forma se obtendrán las condiciones de aprovechamiento óptimas para cumplir los objetivos fijados en la ordenación.

El último paso de este proceso es la determinación de los errores de la estimación.

Para ello se considerarán las siguientes fuentes de error:

- Error del muestreo: este error hace referencia al cometido por estudiar una muestra de las poblaciones y no las poblaciones enteras. Se empleará para conocerlo las técnicas habituales del muestreo aleatorio simple y estratificado, según el caso.
- Error de la estimación de los parámetros poblacionales: se conoce así al error cometido por las estimaciones de los parámetros poblacionales (abundancia, mortalidad, crecimiento, etc.) y que se calcula a partir del estimador de la varianza establecido para cada parámetro por su correspondiente método de estimación. Por ejemplo, para conocer el error cometido por la corrección de Carle & Strub (1978) para estimar la abundancia total en un tramo cerrado, a través de extracciones sucesivas sin reemplazamiento se utilizará el método establecido por los propios autores (Carle & Strub).
- Error estocástico del modelo: se designa así a la incertidumbre generada por la estocasticidad natural no tenida en cuenta por un modelo determinista. Para estimarla se introducirá en el modelo determinista una componente estocástica dada por la reiteración del modelo n (>500) veces con un parámetro proporcional a la desviación típica de la tasa de crecimiento *per capita* de la población. De dicha reiteración se obtendrá un número elevado de resultados que, previsiblemente, tendrán una distribución normal. De ella se obtendrá el error para distintos niveles de significación.
- Error determinista del modelo: es el error cometido por la estimación cualitativa de los parámetros del modelo de dinámica poblacional, y es el más

difícil de determinar ya que no se conoce entre qué valores reales fluctúan. La única forma de atenuar este error y acortar el intervalo de confianza es acumular una serie de datos año tras año que permita conocer:

- Valores extremos reales de los parámetros del modelo,
- Tendencias generales de los valores de las variables de estado (densidad, biomasa, etc.) de la población.

El resultado final de todo el proceso es la determinación, en el Plan Especial, de la intensidad (Total Autorizado de Capturas) y el método (tallas mínimas, épocas de pesca y veda, aparejos y modalidades) más adecuados para alcanzar los objetivos (cuantificables y con plazo dado) fijados en el Plan General de ordenación. Los resultados obtenidos se acompañan de los errores totales para los distintos niveles de significación considerados (95%).

3.1.2.1.3 Determinación de los parámetros de la dinámica poblacional: definición del funcionamiento del recurso

3.1.2.1.3.1 Captura de peces y recogida de datos

Se realiza por medio de pesca eléctrica, aplicando el sistema de muestreo que ofrece el mayor rigor estadístico, el de "extracción sin reemplazamiento" o "capturas en pasadas sucesivas sin devolución", que además tiene las ventajas de su sencillez, menor trabajo y tiempo que conllevan las operaciones de muestreo con relación a otros métodos.

El fundamento del método consiste en que en cada "pasada" u operación de captura se extrae un cierto número de individuos y ello afecta a las capturas subsiguientes, que se van reduciendo según una tasa directamente relacionada tanto con el número acumulado de individuos capturados como con el número total de individuos de la población.

Para proceder de manera correcta en los cálculos matemáticos posteriores, al aplicar este método de muestreo deben ser satisfechas las siguientes condiciones (Moran, 1951):

- La población en estudio debe ser cerrada, significando que ningún individuo puede entrar o salir de la zona que se muestrea, y que la influencia de la mortalidad y del reclutamiento (nacimiento de nuevos individuos) deben ser insignificante durante el tiempo que duren las operaciones de muestreo.
- Cada pasada debe reducir la población en una proporción significativa.
- Cada individuo debe tener igual probabilidad de ser capturado.
- La probabilidad de captura debe permanecer constante a lo largo de todas las pasadas (“capturas a esfuerzo constante”).

El diseño del muestreo debe realizarse tratando de satisfacer lo mejor posible todas y cada una de las anteriores condiciones.

Con objeto de cumplir la primera condición, los tramos han de cerrarse con redes cuando no sea posible aprovechar la existencia de obstáculos naturales para impedir la entrada o salida de peces en el sector de muestreo. Por otra parte, la corta duración de las operaciones de muestreo (unas pocas horas) permite despreciar la influencia de la mortalidad y del reclutamiento. Las redes a utilizar para el cerramiento de los tramos de muestreo tienen una luz de malla apropiada para impedir el paso de los peces, siendo éstas de un solo paño.

La segunda condición está relacionada con el método de captura empleado. La pesca eléctrica es una técnica de muestreo usada cuando la profundidad del agua es menor de 1 m. (Coles et al., 1985), y resulta comparativamente un método de probada eficacia en la mayor parte de ríos de orden no superior a 6 (Platts et al., 1983), siempre y cuando no existan condiciones extremas que impidan la detección y captura

de los peces (aguas muy turbias o casos de vegetación subacuática extremadamente abundante) o el mero alcance físico (caso de grandes pozas), en que otros métodos pueden ser más recomendables.

En cuanto a la condición de igualdad en la probabilidad de captura de todos los individuos, resulta muy difícil de satisfacer con una aproximación razonable por diversas causas. Por una parte, existe una selectividad hacia los peces de mayor talla (Vibert, 1967) debida tanto al método de captura como al propio equipo humano, que de forma inconsciente presta mayor atención a las mayores piezas, y por otra parte, las diferentes especies presentan un comportamiento también diferente ante la pesca eléctrica. Con objeto de paliar al máximo el efecto de estas limitaciones a la hora de efectuar las estimaciones se da un tratamiento separado a cada especie e incluso a cada clase de edad cuando se considera necesario (Cowx, 1983).

El equipo necesario consiste en un generador de más de 600 W de potencia máxima habiéndose empleado en este trabajo un generador de corriente alterna HONDA de 3000 W, conectado a un transformador-rectificador, para rectificar la corriente alterna suministrada por el generador a corriente continua, permitiendo utilizar voltajes de 0 a 660V, seleccionando un valor de forma que no se sobrepase una intensidad eléctrica de 2 A, con el fin de evitar riesgos innecesarios a los operarios y a los ejemplares capturados.

Como cátodo se emplean rejillas acoplables de unos 80 cm x 60 cm. Como ánodo se emplea un aro de pletina de aluminio de 30 a 45 cm de diámetro, provisto de mangos intercambiables de diferentes longitudes, recubiertos de material aislante, a través de los cuales se realiza la conexión a la bobina auxiliar de cable, de 50 m de longitud, la cual ésta conectada directamente a la fuente de corriente continua.

El equipo muestreador está compuesto por 3 personas, adecuadamente equipadas con vadeadores y guantes aislantes, portando una de ellas el ánodo y encargándose las

otras dos de la recogida de los peces con sacadoras. Uno de los encargados de recoger los peces (preferiblemente el situado en el lado en que se encuentra instalado el equipo generador-rectificador) se encarga también de misiones auxiliares varias, tales como encender y apagar el generador, dispensar cable y evitar los enganches, efectuar el recambio de las sacaderas cuando sea necesario. Las sacaderas utilizadas son de dos tamaños y luces de malla, utilizándose simultáneamente en número de tres; dos pequeñas y una grande. Los peces se mantienen vivos en unos recipientes adecuados para su análisis, suficientemente oxigenados con aguas frescas y limpias, hasta ser devueltos aguas abajo del tramo muestreado al término de la última pasada tras haber sido analizados.

En cuanto al tamaño de la estación, depende de las condiciones que se encuentran para cerrar el tramo adecuadamente, cumpliéndose con una longitud de 50 a 100 m, dependiendo de la anchura media del cauce, y de forma que la superficie muestreada sea de unos 500 metros cuadrados.

Para la mayoría de los casos se recomienda realizar un número mínimo de dos pasadas en cada punto de muestreo siempre que resulte posible, más una tercera o incluso una cuarta pasada adicional cuando se haga patente que no ha habido una reducción en las capturas de las primeras.

Una vez finalizadas las capturas se procede al conteo general por especies y a la toma de datos de cada individuo.

De cada ejemplar capturado se mide su longitud hasta la horquilladura y su peso, empleándose para ello un ictiómetro con precisión de 1 mm, y pesolas de 2 Kg, con precisiones de 1 g. Si de una determinada especie se capturan muchos individuos, se mide la longitud de todos ellos y solo es necesario pesar un mínimo de 200, procurando incluir en esta submuestra todos los tamaños encontrados; el peso de los restantes ejemplares se estima por regresión, en función de su longitud.

Todos estos datos son anotados en estadillos convenientemente diseñados, donde deben aparecer de manera clara los datos relativos a la estación de muestreo para evitar confusiones. Cuando es posible determinarlo a simple vista, se anota también el sexo de cada uno de los ejemplares analizados.

Cuando finalice la toma de datos correspondiente a la última pasada, y una vez retiradas las redes, se comprueba la completa recuperación de todos los peces para ser soltados de nuevo, cuidadosamente, a las aguas de origen.

3.1.2.1.3.2 Cálculo de existencias

Las técnicas utilizadas para estimar el número de individuos con que cuenta una comunidad de peces están asociadas íntimamente al método utilizado en la toma de datos.

El proceso de toma de datos de los peces que se ha empleado en este estudio está basado, como se ha expuesto anteriormente, en los principios del método de extracciones sucesivas sin reemplazamiento. Existen varias técnicas matemáticas que permiten estimar el número total de peces que componen la población estudiada a partir de datos tomados según este método: regresión; captura por unidad de esfuerzo; modelos de máxima verosimilitud; y modelos de máxima verosimilitud ponderada (COWX, 1983).

El empleo de técnicas de tratamiento de los datos basados en el modelo de máxima verosimilitud implica el cumplimiento de las condiciones de Moran. Sin embargo, estas condiciones son tan estrictas que pecan de poco realistas para datos obtenidos en trabajo de campo. Por lo tanto, el experimento puede ser diseñado de forma que se minimicen las diferencias entre las condiciones del método y el comportamiento de los animales. La aplicación de este modelo al cálculo de existencias fue descrito por primera vez por MORAN (1951) y simplificado posteriormente por ZIPPIN (1956, 1958).

Y constituye el método más ampliamente utilizado en el estudio de poblaciones fluviales de salmónidos.

Sin embargo, para obtener resultados aceptables mediante el uso del modelo de máxima verosimilitud de Moran y Zippin, es necesario que sea capturada una proporción muy alta de los efectivos de la población.

Cuando el número de pasadas de pesca eléctrica es constante e igual a 3, Junge y Libosvasky, en 1965, establecen un modelo simplificados para la determinación del estimador de máxima verosimilitud. Sin embargo el método falla cuando la reducción de capturas entre la primera y la tercera pasada no es positiva (COWX, 1983).

SEBER & LECREN (1968) solucionan este problema pero en su método la varianza se hace inaceptable cuando sólo se ha podido capturar una proporción pequeña de la población.

Las poblaciones de salmónidos, y en particular las poblaciones de trucha común que se han estudiado en este trabajo, habitan aguas en las que la velocidad y el caudal no permiten a menudo una efectividad óptima de la pesca eléctrica. Como se ha explicado anteriormente, el funcionamiento idóneo de los equipos de pesca eléctrica dependen en gran medida de factores asociados al agua, y un factor determinante en este caso es la conductividad de las aguas. En la cuenca en que se ha llevado a cabo el estudio, las aguas de los cauces, que atraviesan zonas de montaña sobre terrenos silíceos, tienen una mineralización baja y muy pocas sales disueltas, lo que hace que su conductividad sea muy baja. Asimismo, la velocidad de las aguas y la abundancia de pozas, saltos y rabiones dificultan el muestreo con pesca eléctrica.

Las circunstancias expuestas provocan que la reducción conseguida entre una pasada y la siguiente no sea siempre positiva. Y de la misma forma la proporción capturada de la población no siempre es alta. Por todo ello, los datos obtenidos en los muestreos

fallan a menudo a la hora de dar una estimación válida del tamaño de la población si se utilizan las técnicas matemáticas antes citadas.

CARLE & STRUB (1978) desarrollan un método de estimación basado en una modificación del modelo multinomial de Moran & Zippin, lo llaman máxima verosimilitud ponderada, y demuestran que puede ser utilizado cuando los datos de capturas no dan estimaciones válidas por otros métodos.

En este método tratan de aprovechar la información disponible en la función de densidad de la probabilidad de captura (p), que las condiciones de Moran establecen como constante durante todo el muestreo y para todos los miembros de la población. Con el fin de permitir al usuario del método el empleo de información previa sobre la distribución de la probabilidad de captura (p), ponderan la función de densidad de p con la función de distribución beta de dos parámetros.

Según este método, el número de individuos que componen la población en el tramo acotado viene dado por menor número entero mayor o igual que el número total de capturas en todas las pasadas que hace que la siguiente expresión sea menor o igual que la unidad:

$$\left(\frac{N_0 + 1}{N_0 - T + 1} \right) \prod_i \left(\frac{k \cdot N_0 - M - T + \beta + (k - i)}{k \cdot N_0 - M + \alpha + \beta + (k - i)} \right)$$

expresión en la que N_0 es el número de individuos estimado de la población; T es el número total de capturas; k es el número de pasadas; i es el número de orden de cada pasada; α y β son parámetros de la distribución beta tales que:

$$\alpha = \frac{(1-\mu) \cdot \mu^2}{\sigma^2} - \mu \qquad \beta = \frac{(1-\mu^2) \cdot \mu}{\sigma^2} - (1-\mu)$$

siendo la media μ y la varianza σ^2 de la distribución beta determinados por observaciones previas de la probabilidad de captura para cada especie o clase de capturabilidad, y que dándoles el valor $\alpha = \beta = 1$ la anterior expresión queda simplificada; M es un estadístico definido como:

$$M = \sum_{i=1}^k (k-i) \cdot C_i$$

donde C_i es el número de individuos capturados en la pasada i .

La probabilidad de captura, p , se estima mediante una ecuación equivalente a la propuesta por MORAN (1951):

$$p = T / (k \cdot N_0 - M)$$

En esta Tesis la estimación de la probabilidad de captura tiene un interés especial, puesto que ha servido como parámetro de control de la calidad del muestreo, y como comprobación de que no se ha producido una subestimación del tamaño de la cohorte correspondiente a la clase de edad 0+ en cada campaña. Para ello se ha comparado la probabilidad de captura de la clase de edad 0+ y la 1+ de cada muestreo, comprobando que no existen diferencias significativas entre una y otra.

La estimación del error típico se consigue por el mismo procedimiento que el descrito por Zippin:

$$SE \text{ de } N_0 = ((N_0 (N_0 - T) T) / (T^2 - N_0 (N_0 - T)((k \cdot p)^2 \cdot (1-p))))^{1/2}$$

El método de CARLE & STRUB (1978) es el más robusto de los expuestos y permite la utilización de datos tomados en condiciones difíciles, de cuyo empleo no se obtendrían estimaciones aceptables con otras técnicas basadas en métodos de extracciones sucesivas sin reemplazamiento.

En este trabajo se han estimado las existencias de peces en un tramo mediante el tratamiento de los datos de capturas por especies. De esta forma se ha obtenido una estimación del número total de individuos de cada población específica en un tramo fluvial de dimensiones conocidas.

La aplicación del método de máxima verosimilitud ponderada a los datos de una población de peces plantea dos alternativas:

1. Introduciendo todos los datos de capturas de toda la población, de forma que se acepta que la probabilidad de captura es la misma para todas las clases de edad. Esta alternativa es preferible ya que el tamaño de la muestra capturada es grande y el error típico es menor. No obstante, es bien conocido que existe selectividad en los muestreos y que los peces más grandes son más susceptibles al campo eléctrico que los peces pequeños, con lo que la probabilidad de captura es mayor para las clases de edad más viejas, y por tanto la reducción en el número de individuos capturados entre pasadas sucesivas. Esto hace que se produzca una subestimación del número de peces en las clases de edad más pequeñas. Este problema se puede paliar
2. introduciendo los datos separados por clases de edad y estimando la abundancia para cada clase de edad de forma separada (COWX, 1983).

Para la elección de la alternativa se ha comprobado que si existe o no selectividad en los muestreos. Esta comprobación se ha conseguido mediante el estudio de la variación del peso medio de los peces capturados en cada pasada. Mediante la

realización de un test ANOVA se ha determinado si existen diferencias significativas entre los pesos medios de las sucesivas pasadas llevadas a cabo en un muestreo.

En aquellos muestreos en los que se detecten diferencias significativas se estiman las abundancias aplicando el método de máxima verosimilitud ponderada por clases de edad separadas. Y de forma análoga, si no existen diferencias significativas entre los pesos medios de las pasadas se considera que no hay selectividad entre clases de edad y se estima la abundancia de la población sin separar las clases de edad. La abundancia de cada clase de edad se calculará en este caso mediante el reparto proporcional del número total de individuos estimado para toda la población según el número de peces capturados de cada clase de edad.

Conocido el número de peces de cada especie en un tramo de río de superficie conocida, se puede determinar la densidad de individuos por unidad de superficie de cada especie que se estima extrapolable al tramo del cual la estación de muestreo es representativa. Asimismo, el número de individuos estimado de cada clase de edad, permitirá calcular la densidad de cada clase de edad y en definitiva la estructura poblacional por edades.

El parámetro que va a describir el tamaño de la población es la biomasa. Representa el peso total de los peces de una población por unidad de superficie, y constituye el parámetro más estable a lo largo del año, al conseguir que el fuerte aumento en número de peces que suele ocurrir después de la emergencia de los alevines quede escasamente reflejado en términos de biomasa debido a su bajo peso.

Cada río tiene una capacidad para soportar biomasa piscícola de forma sostenida, dependiendo de las características biogénicas de su hábitat y del tipo de especies piscícolas de que se trate, con lo cual es difícil valorar en términos cualitativos las diferentes biomasa que se encuentran en una población determinada. Sin embargo,

se pueden dar unas cifras de biomasa orientativas (GARCÍA DE JALÓN, 1995), para poder evaluar una población de un río ibérico medio:

Población escasa	< 5 g/m ²
Población media	de 5 a 15 g/m ²
Población abundante	de 15 a 200 g/m ²

3.1.2.1.3.3 Determinación de la edad

En la determinación de la edad se ha utilizado el análisis de la distribución de frecuencias de las longitudes en la muestra, combinado con escalimetría.

Este método, conocido como Método de Petersen (1896), se basa en que, al representar gráficamente la distribución de frecuencias de las longitudes de la población o de una muestra representativa de ella, normalmente pueden detectarse una serie de modas que corresponden a las diferentes clases de edad. Estas modas serán más reconocibles entre las clases de edad más jóvenes, mientras que en las últimas se hacen más difíciles de detectar y separar; también influyen otros factores, como la duración de la temporada de freza o si los nacimientos se producen en un período de tiempo más o menos largo, o bien según la pauta de crecimiento.

De esta forma, en el presente estudio se han representado las gráficas de Petersen según clases de longitud de 0,5 cm, estableciendo con ellas la estructura de la población en clases de talla. Siendo, al mismo tiempo, utilizadas en la determinación de la edad de cada individuo con el propósito de establecer la clasificación en clases de edad.

Las clases de talla dudosas se han asignado a una u otra clase de edad mediante la lectura de escamas extraídas a ejemplares capturados.

3.1.2.1.3.4 Coeficientes morfométricos

La evaluación de los coeficientes morfométricos de una población piscícola responde a la necesidad de conocer la condición de los peces en cada tramo y en cada época del año, con el propósito de caracterizar una evolución en el tiempo y en el espacio del estado físico de los individuos. Esto es útil tanto para saber en qué estado se encuentran los peces en su hábitat actual, estimar el momento de freza y dar una orientación al plan de ordenación para mejorar la condición física de los individuos que van a conformar el recurso pesca.

De esta forma se presentan ambos coeficientes morfométricos que se exponen a continuación diferenciándolos tanto en el tiempo (campanas) como en el espacio (estaciones) y en la edad de los individuos (clases de edad pescables y no pescables).

3.1.2.1.3.5 Relación longitud-peso

Según Le Cren “El análisis de los datos de longitud-peso ha sido dirigido generalmente hacia dos objetivos distintos. En primer lugar, hacia la descripción matemática de la relación entre longitud y peso, fundamentalmente para que uno pueda ser convertido en el otro. Y en segundo, para medir la variación del peso esperado para la longitud de un individuo o un grupo relevante de individuos como indicadores de buena forma general, desarrollo de las gónadas, etc.” El término condición se aplicaba a los análisis del segundo tipo. La condición podría ser eminentemente útil como un sustituto económico y fácilmente medible si se pudiese demostrar que bajo unas circunstancias dadas es un indicador fiable de la fecundidad, reproducción, crecimiento reproducción o mortalidad.

Se han desarrollado una serie de conceptos útiles centrados en la morfología del pez a partir del tratamiento combinado de datos de longitud y peso. La función

$$W = a \cdot L^b$$

donde W es el peso, L es la longitud, y a y b son parámetros, ha resultado ser un modelo muy útil para poner el peso en función de la longitud. Por lo general, valores de b menores que 3.0 representan peces que se hacen menos redondeados conforme aumenta la longitud y los valores de b mayores que 3.0 representan peces que se hacen más redondeados al aumentar la longitud. Para la mayoría de las especies y poblaciones, b es mayor que 3.0. Si b es igual a 3.0, el crecimiento será isométrico, es decir, la forma no varía al crecer el pez.

Los parámetros a y b se pueden estimar por regresión lineal de los datos de longitud/peso transformados logarítmicamente. Cuando se transforman los datos de longitud/peso, la relación curva entre peso y longitud pasa a ser lineal, lo que permite la estimación de a y b mediante procedimientos de regresión lineal.

3.1.2.1.3.6 Factores de condición

La longitud es el factor básico en la determinación del peso en los peces. No obstante, puede haber variaciones considerables en el peso de individuos de la misma longitud entre ellos mismos y entre poblaciones diferentes. Los factores de condición son más fácilmente interpretables y comparables que los parámetros a y b en las relaciones longitud/peso. Hay tres variaciones básicas entre los factores de condición: el factor de condición de Fulton, el factor de condición relativo, y el peso relativo.

En el presente estudio se ha utilizado el factor de condición de Fulton. Este factor de condición es de la forma:

$$K = (W/L^3) \cdot 100$$

siendo las unidades gramos y centímetros, respectivamente. La constante 100 utilizada en la ecuación se introduce simplemente para convertir decimales pequeños en números mixtos para que los números sean más fácilmente comprendidos. Para designar el factor K se usan, por convenio, los siguientes términos según se trate de medidas de longitud total (KTL), longitud a la horquilladura (KFL), o longitud estándar (KSL). Cuando no aparecen sufijos, la medida normal es la longitud total máxima.

3.1.2.1.3.7 Crecimiento

Para representar el crecimiento se utilizan, generalmente, modelos analíticos que corresponden a curvas de tipo asintótico que relacionan la edad del individuo con su peso o longitud. En este caso se han ajustado los valores de edad y longitud a una curva exponencial según el modelo de VON BERTALANFFY (1938), por ser el modelo de uso más extendido, así como el más evaluado y contrastado. Su expresión más usual es la siguiente:

$$L_t = L_{\infty} \cdot (1 - e^{-k \cdot (t-t_0)})$$

donde L_{∞} es la longitud asintótica que corresponde al instante t_0 , k es una constante y t_0 es el instante que corresponde a la longitud nula.

La evaluación de los parámetros de la ecuación de Von Bertalanffy ha sido abordada y discutida por diversos autores Ford (1933), Walford (1946), Gulland (1964), Beverton (1954) y Bayley (1977). El método que se ha seguido en este trabajo para ajustar la dispersión de valores edad/longitud se basa en realizar iteraciones con la fórmula de Von Bertalanffy, introduciendo el valor constante de la longitud del alevín al nacer y calculando, de esa forma, el valor de t_0 , que es el que se va a utilizar para el ajuste. El proceso se puede expresar de la siguiente forma:

Partiendo de la ecuación de Von Bertalanffy:

$$L = L_{\infty} \left[1 - e^{-k(t-t_0)} \right]$$

se despeja t_0 conociendo la talla de los alevines al nacer, así, cuando $t=0$ entonces

$L=L_0$:

$$L_0 = L_{\infty} \left[1 - e^{-k(0-t_0)} \right]$$

$$L_0 = L_{\infty} \left[1 - e^{kt_0} \right]$$

$$\frac{L_0}{L_{\infty}} = 1 - e^{kt_0}$$

$$e^{kt_0} = 1 - \frac{L_0}{L_{\infty}}$$

$$L = L_{\infty} \left[1 - \left(e^{-kt} \cdot e^{kt_0} \right) \right]$$

una vez despejado el parámetro t_0 damos la nueva expresión de la curva:

$$L = L_{\infty} \left[1 - \left(1 - \frac{L_0}{L_{\infty}} \right) e^{-kt} \right]$$

$$L = L_{\infty} - (L_{\infty} - L_0) e^{-kt}$$

Tras evaluar los parámetros L_{∞} y k se obtiene el valor del parámetro t_0 y se sustituye en la expresión original de la curva de Von Bertalanffy, para la que se han determinado entonces los tres parámetros que se desconocían.

Para la elaboración de la curva de la ecuación de Von Bertalanffy se han utilizado todos los datos disponibles para cada estación en todas las campañas, puesto que de esta forma el número de puntos para ajustar la regresión es mayor y su representación del crecimiento más cercano a la realidad.

El parámetro t_0 (longitud del alevín al nacer) se ha tomado constante para los tramos del proyecto e igual a 22 mm (Frost & Brown, 1971).

La tasa instantánea de crecimiento G es una forma muy funcional de cuantificar el crecimiento de los individuos. La expresión de este parámetro viene determinada por la fórmula:

$$G = \frac{\text{Ln}L_2 - \text{Ln}L_1}{t_2 - t_1}$$

en la que L_1 y L_2 son las tallas medias correspondientes a los instantes t_1 y t_2 , respectivamente.

3.1.2.1.3.8 Mortalidad

La aplicación más inmediata de la estimación del número de individuos de la población es la determinación de la mortalidad, parámetro de la mayor importancia en el estudio de la dinámica de las poblaciones piscícolas.

Generalmente se acepta que el número de individuos de una cohorte varía en el tiempo según un modelo exponencial simple, de la forma siguiente:

$$N_t = N \cdot S^t = N_0 \cdot e^{-zt}$$

donde N_0 y N_t son el número de individuos correspondientes al instante inicial y al instante t respectivamente, S es la denominada tasa instantánea de supervivencia y Z es la tasa instantánea de mortalidad.

De las expresiones anteriores se puede deducir que si conocemos el número de individuos de dos clases de edad consecutivas, podemos estimar la tasa de supervivencia como:

$$S = \frac{N_{t+1}}{N_t}$$

Si bien Z es un estimador insesgado, S presenta un pequeño sesgo positivo (Gulland, 1955), pero que generalmente es despreciado con objeto de mantener la relación $S=e^{-z}$.

Si en los inventarios piscícolas, no sólo estimamos la densidad de toda la población, sino que además calculamos la densidad por clases de edad, podremos obtener una serie de valores para estas tasas y deberemos obtener un valor medio. Ahora bien, cada clase de edad tiene diferente abundancia y tendremos que considerar qué peso dar a los datos que le corresponden.

En el caso de que la mayor parte de la variación en los datos proceda de la propia diferencia de abundancia entre las distintas clases de edad, como ocurre en el presente trabajo, entonces debe asignarse igual peso a todas ellas (Ricker, 1977). En este caso el método más sencillo sería calcular la media aritmética de la serie de

$$\text{Ln}N_t = \text{Ln}N_0 - Z.t$$

valores obtenidos de la anterior expresión de Z ; ahora bien, si tomamos logaritmos en la expresión de N_t , tenemos:

$$Z = -\text{Ln}(N_{t+1} / N_t)$$

lo cual representa una recta de pendiente $-Z$ y que interseca al eje de ordenadas a una distancia $\ln N_0$ del origen; de esta forma, representando gráficamente los logaritmos del número de individuos de cada clase de edad frente a la edad, podemos obtener de una forma muy sencilla el valor de Z .

Ahora bien, como consecuencia de la selectividad por tallas de prácticamente todos los métodos de captura, normalmente la mayor fuente de variación en los datos se debe a la técnica de muestreo. Una solución consistiría en desechar los datos correspondientes a las clases de edad que no han sido completamente reclutadas o bien aquellas con un número de individuos menor que cierto valor prefijado; la subjetividad de estos criterios hace que esto no sea sino solución de compromiso, pero resulta evidente que, en estos casos, no es adecuado asignar igual peso a todas las clases de edad.

3.1.2.1.3.9 Estimación de la fecha de emergencia, eclosión y freza

Se ha aplicado la metodología de Alonso-González, et al. (2004) que permite estimar la época en que ha tenido lugar la emergencia de los alevines de trucha común de talla conocida en un instante t de su primer año de vida.

El planteamiento del método se basa en que, conociendo: (1) la talla de los alevines de trucha común en un momento determinado de su primer año de vida y (2) el régimen de temperaturas del período que transcurre entre la freza y el instante en que el alevín es medido, es posible inferir una aproximación de la época en que ha tenido lugar la emergencia de los alevines medidos en el instante t del primer año de vida, mediante la aplicación de un modelo de crecimiento de truchas durante el primer año de vida en función de las temperaturas medias diarias acumuladas (Baglinière & Maisse, 1990).

El área de estudio donde se han recogido los datos de tallas incluye todas las poblaciones de La Rioja. Y el régimen de temperaturas del agua se ha descrito

mediante la medida de la temperatura del agua cada dos horas durante el mismo período en una estación representativa de los tramos de freza y alevinaje.

Este método se validó mediante la incubación y alevinaje de un lote de 5.000 truchas comunes en piscifactoría bajo condiciones de temperatura y alimentación controladas, y se plantea una utilidad en la ordenación de la pesca en cuencas de montaña.

3.1.2.1.3.10 Reclutamiento

El reclutamiento anual de una población piscícola es el número de peces que cada año se incorpora a la población después de la freza. El reclutamiento lo constituyen, pues, los alevines de la población, representados por los pertenecientes a la clase de edad 0+.

Conocer el reclutamiento anual es fundamental para comprender la evolución en el tiempo de una población, pues determina a lo largo de los años tanto su número aumento o disminución de tamaño, como su estructura en clase de edad.

El reclutamiento se puede indicar como la densidad de individuos existente dentro de la clase de edad 0+, así como se puede estimar a partir de la siguiente expresión, en la que se relaciona el número de individuos con la edad, siendo N_t el número de individuos que existe a una determinada edad, t , con una mortalidad constante para todas las cohortes, Z , y para un número de individuos inicial de N_0 .

$$\ln N_t = \ln N_0 - Z.t$$

Esta expresión representa una recta de pendiente $-Z$ y que interseca al eje de ordenadas a una distancia $\ln N_0$ del origen; de esta forma, representando gráficamente los logaritmos del número de individuos de cada clase de edad frente a la edad.

De esta manera, suponiendo una mortalidad constante para todas las cohortes, podemos conocer el reclutamiento anual a partir del dato $\ln N_0$.

3.1.2.1.3.11 Producción y Tasa de Renovación anual

Se define la producción como la cantidad total de carne o tejidos elaborados por la población o comunidad bajo un estudio en un determinado período de tiempo, incluyendo la correspondiente a todos los miembros vivos de la población en cualquier momento dentro del período de tiempo considerado.

La producción puede ser estimada a través del conocimiento del número de individuos y sus pesos medios a lo largo del tiempo, de información sobre el consumo y la eficiencia de conversión del alimento de los componentes de la población, o bien de la estimación de la extracción efectuada por poblaciones predadoras que, bajo la hipótesis de equilibrio, se supone que toman la mayor parte de la producción a estimar. En este estudio se ha utilizado el método de Allen, que quedará encuadrado en los del primer grupo.

El método gráfico de Allen resulta satisfactorio cuando se dispone de suficientes datos sobre el número de individuos y sus pesos medios a lo largo del tiempo; cuando estos datos están separados por intervalos de tiempo largos, es preciso tener cuidado con la posición de la curva en los tramos intermedios.

El empleo del método gráfico de Allen puede resultar muy laborioso, por lo que quizás sea preferible evaluar la producción a partir de una simple fórmula matemática,

$$P = 3.k.N_0.W_\infty \left(\frac{1}{Z+k} - \frac{2}{Z+2k} + \frac{1}{Z+3k} \right)$$

basada en modelos de crecimiento y de mortalidad adecuados para cada caso particular. Así, Allen (1971) desarrolla matemáticamente la integral de producción utilizando diversos modelos. En el presente estudio, se ha decidido continuar con el modelo de Von Bertalanffy con el que se caracterizó el crecimiento para cada estación. En este caso se obtendrá la expresión:

donde k es el coeficiente de crecimiento de la ecuación de Von Bertalanffy para la clase de edad correspondiente, N_0 es el número de individuos en el instante inicial de cada clase de edad, W_∞ es el valor asintótico máximo del peso que alcanza el individuo y Z la tasa de mortalidad, todo ello bajo la hipótesis de que el crecimiento es isométrico y que al instante $t=0$ le corresponde $W=0$.

Se ha establecido el valor de la tasa de renovación anual, mediante la determinación de la relación producción-biomasa (P/B). Este parámetro es útil si se conoce dicha relación para una especie o población y se conoce B de otra diferente, entonces se pueden asimilar ambas cantidades para obtener una estimación razonable y rápida de la producción. Al tiempo que es una forma de normalizar el valor de la producción para establecer comparaciones entre poblaciones o especies distintas.

3.1.2.1.4 Análisis del inventario y evaluación de las poblaciones: diagnosis

Para evaluar el estado de las poblaciones piscícolas, especialmente de salmónidos, presentes en los tramos fluviales estudiados, se comparan los resultados obtenidos con datos de poblaciones de salmónidos resultantes de muestreos anteriores en cuencas de ríos similares a la estudiada en este proyecto.

Una vez que se conocen los parámetros que caracterizan el funcionamiento de las poblaciones, el siguiente paso es desarrollar una metodología para reconocer la clase de dinámica que exhiben las poblaciones reales, y para detectar los factores responsables de esta dinámica tenemos la actividad que se conoce como *diagnosis*.

Según Berryman (1999), la diagnosis es el *arte* de detectar la causa de una condición determinada a partir de observaciones de sus síntomas como, por ejemplo, la diagnosis de enfermedades en medicina. Este proceso puede facilitarse mediante el examen de ciertas claves estadísticas, o diagnósticos.

Berryman califica a la diagnosis de arte porque su éxito depende en gran medida de la pericia y conocimientos del diagnosticador. Incluso aunque use técnicas sofisticadas, el diagnóstico final no es más que una opinión experta. La confianza en el diagnóstico descansa, en última instancia, en la credibilidad del diagnosticador – su conocimiento de las pruebas y la teoría y su ausencia de prejuicios o sesgo – ya que es difícil confiar en la opinión de alguien que tiene intereses creados en los resultados del diagnóstico. Para ser efectivos, los diagnosticadores deben tener fuertes criterios éticos y deben conservar a toda costa su objetividad y credibilidad.

La diagnosis es una aproximación sensata cuando nos enfrentamos con un problema que involucra un sistema muy complicado, en el que es imposible medir o entender todos los detalles cuantitativos. Por eso los médicos o los mecánicos de coches emplean la diagnosis, ya que no hay forma de que podamos conocer todos los detalles sobre un sistema ecológico concreto.

En dinámica de poblaciones, para identificar la clase de dinámica observada en una población y, si es posible, determinar la causa o causas de dicha dinámica, se depende de la información disponible – los *datos*.

Con el fin de hacer un diagnóstico, se necesitan observaciones (datos) del sistema que se está estudiando. En el caso de los sistemas poblacionales, los datos relevantes son

tasas de reclutamiento y mortalidad, número de depredadores presentes, incidencia de enfermedades, etc. Por desgracia, este tipo de información no es por lo general muy frecuente. Sin embargo, como las administraciones recogen registros sobre el número de individuos capturados o aprovechados cada año, o llevan a cabo trabajos recurrentes sobre la abundancia de ciertas poblaciones, se puede disponer de series temporales de datos sobre el número o la densidad de organismos.

Las series temporales de datos consisten en una serie de estimaciones de la densidad poblacional hechas a intervalos regulares, por lo general anuales, a lo largo de un período de tiempo relativamente largo. De ahí que la primera variable disponible para acometer el proceso de diagnosis sea el número o la densidad de población en el momento t , o N_t . Sin embargo, dadas dos estimaciones de la densidad de población en dos momentos consecutivos, se puede estimar otra variable, la tasa instantánea de crecimiento per capita, R , en ese período de tiempo. Matemáticamente:

$$N_t = N_{t-1} e^R$$

que transformada en logaritmos queda como:

$$\ln N_t = \ln N_{t-1} + R$$

y despejando R :

$$R = \ln N_t - \ln N_{t-1} = \ln(N_t / N_{t-1}).$$

Como R se puede expresar también como:

$$R = \ln(1 + B - D),$$

donde B y D son las tasas instantáneas de nacimiento y mortalidad per capita, respectivamente, se pueden hacer estimaciones cuantitativas de las dos variables, N y R , a partir de series temporales de datos relativamente sencillas. Si se dispone de

varias estimaciones de R y N, es posible ajustar una curva a los datos y estimar los parámetros de lo que se conoce como función de R:

$$R=f(N_{t-1}).$$

Existen herramientas de diagnóstico que pueden ayudar a determinar si una serie temporal de datos es estacionaria y, dada esta condición, detectar el orden de la dinámica endógena de la regulación de la población, es decir las *reglas de funcionamiento*. En este proyecto se han empleado las siguientes técnicas y conceptos:

- series temporales de datos,
- período de retorno,
- función de autocorrelación,
- comportamiento en el espacio de fase,
- función del índice de correlación parcial y
- compensación de tendencia, cuando la serie temporal no es estacionaria.

3.1.2.1.5 Diseño del modelo de dinámica de poblaciones

Según Berryman (2003), la ecología como ciencia trata sobre las interacciones entre los organismos vivos y su ambiente. Por eso, la vida mantiene a la ecología separada, al menos en alguna medida, de las ciencias físicas inanimadas. Este hecho puede llevar a muchos a pensar que la ecología debería tener sus propias leyes específicas. Al contrario, la ecología debe estar sujeta a las leyes de las ciencias básicas (Colyvan & Ginzburg, 2003) así como a las de disciplinas más amplias. Por ejemplo, deberíamos esperar de los sistemas ecológicos que obedecieran los principios y/o leyes que gobiernan el comportamiento de sistemas interactivos complejos, o lo que se conoce como teoría de sistemas dinámicos, dinámica no lineal, teoría del control, cibernética,

complejidad y similares (Milsum 1968, Berryman 1981, 1989, Waldrop 1992). De hecho, como los sistemas físicos están también incluidos dentro del dominio de la más amplia disciplina integradora, deberíamos esperar que la ecología y la física obedecieran las mismas reglas de variación. Parece claro que la ecología sólo puede ser correctamente entendida dentro del contexto de las leyes básicas e integradoras y que, como la ecología también trata con un tipo especial de sistemas (sistemas vivos) debería tener también su propio y exclusivo conjunto de principios y/o leyes.

Siguiendo este razonamiento Berryman (2003) propone cinco principios fundamentales de la dinámica de poblaciones (o ecología de poblaciones, utilizando el término que propone este autor), que pueden explicar las variaciones en el número de individuos de una población a lo largo del tiempo.

Los ecólogos parecen estar de acuerdo en que, en general, el crecimiento geométrico (exponencial) es un buen candidato a ley de la ecología de poblaciones (Berryman, 2003). De ahí el común epíteto de “ley de Malthus”. Como se trata de una propiedad fundamental y evidente de todas las poblaciones que viven bajo ciertas condiciones (recursos ilimitados), se puede pensar en ello como el **primer principio de la dinámica de poblaciones** (Berryman, 1999).

El primer principio (crecimiento geométrico uniforme) puede expresarse matemáticamente como:

$$d(\ln N)/dt=R=cte.$$

donde N es el tamaño o densidad de la población y R es la tasa de crecimiento logarítmica per capita. En otras palabras, el primer principio establece que todas las poblaciones crecen a un ritmo logarítmico constante a menos que sean afectadas por otras fuerzas de su ambiente. Es lo que Berryman y Turchin (2001) llaman el “modelo nulo” pero su similitud con la primera ley de Newton es obvia. Dado este hecho, es evidente que el problema de explicar y predecir la dinámica de cualquier población

particular se reduce a definir cómo se desvía R del crecimiento uniforme esperado, o lo que se llama la función de R,

$$R=f(B,G,P)$$

donde B representa un conjunto de factores bióticos (poblaciones de especies diferentes, incluida la de la especie en cuestión), G sus propiedades genéticas y P un conjunto de factores abióticos.

El **segundo principio de la dinámica de poblaciones** reconoce que los individuos pueden ayudarse mutuamente en su lucha por la supervivencia y reproducción y que esto puede afectar a la forma de la función de R. Por ejemplo, el segundo principio (cooperación) se expresa cuando los organismos forman manadas, bancos, colonias y bandadas que les ayudan a obtener recursos o a escapar de los predadores. Como es más probable que se formen agregaciones cuando las poblaciones son densas, los beneficios recibidos del segundo principio a menudo se incrementan con la densidad de población, y esto puede dar lugar a una retroalimentación positiva en la función de R. (es decir $\delta R/\delta N > 0$ ó que la función de R tiene una pendiente positiva). Hay muchas formas de expresar matemáticamente el segundo principio, una muy ilustrativa es

$$R = A - B \frac{1}{N_{t-d}^U} = A \left[1 - \left(\frac{E}{N_{t-d}} \right)^U \right]$$

donde A es la tasa de crecimiento per capita máxima de la especie en un ambiente concreto, B es una constante de proporcionalidad, E es un punto de equilibrio, N_{t-d} es la densidad de la población d unidades de tiempo en el pasado, y U es un coeficiente que permite respuestas no lineales respecto de la densidad. Nótese que el punto de equilibrio, E, se da cuando la función de R cruza el eje $R=0$ y que es inestable ya que la población crece cuando $N > E$ (ya que $R > 0$) y decrece hacia la extinción cuando $N < E$ (ya que $R < 0$). Por este motivo, E se conoce a veces como el umbral de extinción.

El **tercer principio** surge de la premisa ecológica básica de que los organismos tienen problemas para aprovechar recursos, o se hacen más vulnerables a enemigos naturales, a medida que sus poblaciones se hacen más grandes, y esto resulta en una disminución de la reproducción y/o la supervivencia (es decir la derivada de la función de R $\delta R/\delta N < 0$)

Este fenómeno se denomina generalmente competición intra-específica por recursos limitados, e incluye la idea de “espacio libre de enemigos” como un recurso (Jeffries y Lawton, 1984). Por esto, es de esperar que la función de R para una población sujeta al tercer principio decline continuamente con la densidad de población. Una forma de expresar esto es la función Q-logística que tiene la forma:

$$R = A - BN_{t-d}^Q = A \left[1 - \left(\frac{N_{t-d}}{K} \right)^Q \right]$$

donde A es, una vez más, la tasa de crecimiento per capita máxima en un ambiente dado, B es una constante de proporcionalidad, K es la densidad de equilibrio, y Q es un coeficiente que permite los efectos de densidad no lineal tan a menudo observados en la naturaleza (Richards 1959, Nelder 1961, Sibly 2005).

Los principios ecológicos descritos hasta ahora son resultados de los efectos de unos individuos sobre los de su misma especie. En otras palabras, implican efectos intra-específicos. En contraste, los dos principios siguientes tratan el hecho de que las poblaciones naturales están embebidas en una red de interacciones con otros organismos, así como con su medio ambiente físico, y esto puede dar lugar a bucles de retroalimentación que implique más de un agente dinámico. Por ejemplo, las interacciones inter-específicas entre depredadores y sus presas pueden crear una retroalimentación negativa entre ambas especies, en el sentido de que incrementos en el número de presas resultan en aumentos del número de depredadores (a través de un incremento en la reproducción) y esto se retroalimenta reduciendo el número de

presas (a través de un incremento en la mortalidad). Considerando la función general de R para poblaciones de presa y predador:

$$R^N=f^N(N_{t-1},P_{t-1})$$

$$R^P=f^P(P_{t-1},N_{t-1})$$

donde R^N y R^P son las tasas de crecimiento per capita de presa y predador, respectivamente, y f^N y f^P son funciones genéricas de densidades de presa y depredador, N_{t-1} y P_{t-1} al comienzo de un período de tiempo. Royama (1977) muestra cómo un sistema como ese de dos ecuaciones de primer orden puede reducirse a una ecuación de segundo orden para una especie, es decir que para la presa tendríamos que

$$R=f(N_{t-1},N_{t-2})$$

Nótese que la tasa de crecimiento per capita de la población de la presa depende ahora de su densidad en uno y dos pasos de tiempo previos. En otras palabras, la función de R de la presa se controla por retroalimentaciones de primer y segundo orden. En términos más generales, la última expresión puede escribirse para un desfase de tiempo máximo genérico d

$$R=f(N_{t-1},N_{t-2},\dots,N_{t-d})$$

Asumiendo que $f()$ puede aproximarse a una función lineal, obtenemos la relación explícita

$$R=a_0+a_1N_{t-1}+a_2N_{t-2},\dots,a_dN_{t-d}$$

frecuentemente utilizada en series temporales en ecología (Berryman 1999, 2002) y que puede conformar la expresión matemática del **cuarto principio de la dinámica de poblaciones** (interacción entre especies o causalidad circular).

El **quinto principio** también considera el hecho de que las poblaciones pueden verse afectadas por muchos bucles de retroalimentación que implican muchas diferentes especies y factores físicos. Si todos estos procesos de retroalimentación potenciales fuesen a funcionar simultáneamente, la dinámica de poblaciones sería por lo general extremadamente compleja, o incluso caótica. El hecho es que la mayoría de las poblaciones naturales están caracterizadas por dinámicas de primer o segundo orden, unas pocas por tercer orden y ninguna, según Berryman (2003) , por dinámicas de orden superior. Esto sugiere que sólo una u otras dos especies dominan la estructura de retroalimentación de una población en un momento y lugar dado. Estas especies se consideran a menudo como factores limitantes, una idea que parte de la “ley del mínimo” de Liebig (1840), y que es apoyada por los experimentos de Paine (1980, 1992) al mostrar que las “interacciones fuertes” son las que dominan la dinámica de redes tróficas.

Aunque hay alguna controversia sobre los detalles de este principio (por ejemplo, qué es lo que constituye un factor limitante), el hecho sigue siendo que las poblaciones naturales rara vez exhiben dinámicas de orden alto (por ejemplo, caóticas), y esto implica que están controladas por arquitecturas de retroalimentación sencillas.

El quinto principio (factores limitantes) reconoce que el control de la dinámica de una población puede cambiar entre un momento y otro y entre un lugar y otro conforme los procesos de retroalimentación cambian en respuesta a condiciones ambientales y/o a la densidad de la población.

Una vez que se dispone del conocimiento de la causa o las causas de los fenómenos observados (diagnóstico) en una población a lo largo del tiempo, la consecuencia práctica más inmediata es pronosticar cambios futuros en el sistema en presencia y ausencia de intervención humana. Para conseguir esto último se requieren *modelos*.

Los modelos son representaciones conceptuales de fenómenos reales que generalmente, pero no siempre, se expresan como ecuaciones matemáticas. Los modelos matemáticos son preferibles, sin embargo, porque presentan un planteamiento preciso y no ambiguo del concepto, de forma que los resultados obtenidos por una persona son exactamente los mismos que los obtenidos por otra. Además, los modelos matemáticos nos permiten hacer *pronósticos cuantitativos*.

Todas las poblaciones de organismos vivos obedecen, sin excepción, el primer principio de la dinámica de poblaciones. En otras palabras, todas tienen el potencial para crecer o decrecer geométricamente. Por tanto, el elemento básico de cualquier predicción cuantitativa de la variación en una población es el principio del crecimiento exponencial. Conocidas las estimaciones del estado actual de una población, N_{t-1} , y de su tasa de crecimiento per capita a lo largo de un intervalo dado de tiempo, R , entonces su estado esperado al final del intervalo de tiempo, $E[N_t]$, viene dado por la conocida ecuación de predicción de la etapa siguiente

$$E[N_t]=N_{t-1}e^R.$$

El estado actual, o densidad actual, de la población, N_{t-1} , puede ser estimado generalmente por algún tipo de procedimiento de muestreo o de censo, pero una estimación de la tasa de crecimiento per capita, R , puede ser más difícil de obtener. Por eso, el problema más difícil de la modelización de poblaciones es obtener una descripción matemática de la función de R . Es importante darse cuenta de que, a diferencia del primer principio, que es idéntico para todas las poblaciones, la función de R es única para cada especie e incluso puede ser diferente para la misma especie en lugares o momentos diferentes.

En este proyecto se han empleado las series de datos temporales disponibles por los muestreos de pesca realizados por el Servicio de Planificación y Fauna, Gobierno de La Rioja, entre 1993 y la actualidad, con 7 años en las series continuas más completas.

Las series son muy detalladas y abundantes en el espacio y no es frecuente encontrar registros continuos de más de cinco años. Sin embargo, para aumentar el sentido mecanicista del modelo poblacional se ha realizado también una aproximación cualitativa de los parámetros de dicho modelo (Berryman, 1999).

3.2 Título segundo: Planificación

La planificación es el proceso racional de toma de decisiones para definir objetivos coherentes y establecer un curso de acción y previsión futuro orientado a conseguir esos objetivos. Permite resolver los problemas actuales, prevenir los posibles, satisfacer las necesidades y aspiraciones y aprovechar las oportunidades del sistema socio-físico al que se aplica. La planificación debe garantizar la integración de las actuaciones, o proyectos, en el medio; y determinar la capacidad de acogida de éste para las actividades actuales o futuras, teniendo en cuenta los recursos y procesos naturales, las actitudes y aptitudes de la población y la potencialidad del sistema de núcleos e infraestructuras.

3.2.1 Plan General: metas, objetivos, problemas y acciones.

El Plan General es el elemento de la planificación que recoge las metas que la ordenación ha fijado para el ámbito y el recurso que se va a ordenar, así como las prescripciones de orden estratégico para el cumplimiento de dichas metas. Estas prescripciones se materializarán en un TAC (Total Autorizado de Capturas) que se recoge en el Plan Especial.

Como se ha expuesto en la Introducción de este proyecto, la planificación tiene cinco etapas: las cuatro primeras (metas, objetivos, problemas y acciones) se analizan y plantean en el Plan General y la quinta (evaluación) se expone en el Plan Especial.

3.2.2 Plan Especial: TAC, talla mínima de captura, matriz de gestión y tramificación

La variable presión de pesca expresada como el tanto por ciento de la población por encima de la talla mínima de captura que se puede extraer en una temporada anual tiene un carácter muy teórico y, aunque es muy útil a la hora de estudiar sus efectos en la población, resulta relativamente compleja cuando hay que emplearla como parámetro de gestión. Por ello, es conveniente transformarla en una variable que tenga un sentido práctico más fácil de fijar.

Es necesario acotar que en sentido estricto la presión de pesca es la correspondiente a la presión extractiva que ejercen los pescadores en un determinado tramo, y es “a priori” distinta a la presión de pesca que puede determinar el gestor en el Plan de Pesca. La presión de pesca real que ejercen los pescadores es un parámetro muy difícil de controlar por parte del gestor, que únicamente puede aumentar o disminuir la presión extractiva máxima legal. No obstante, se puede asumir que la presión de pesca ejercida por los pescadores es siempre menor o igual que la extracción máxima permitida establecida por el gestor. Con ello, si se considera que la presión ejercida por los pescadores es igual a la presión máxima de pesca establecida por el gestor se introduce una mayoración en la toma de decisiones que sitúa en el lado de la prudencia a los parámetros de ordenación.

Por lo tanto, las capturas anuales estimadas se convierten en Total Autorizado de Capturas autorizadas (TAC), y de esta forma en una variable más manejable y fácil de controlar por el gestor en la práctica.

El TAC se determina a través de la posibilidad anual. Este concepto, definido como la cuantificación de la cantidad biomasa o de individuos que una población de peces ha producido o debe producir, y constituye la biomasa o los individuos que se pueden aprovechar anualmente según un plan de pesca ordenado.

3.2.2.1 Posibilidad

En primer lugar vamos a describir la forma en que se ha estimado tradicionalmente la posibilidad según el criterio de máximo rendimiento sostenible (MSY) para, en segundo lugar, explicar cómo se ha estimado este parámetro en este proyecto.

Si definimos la posibilidad como la biomasa óptima de pesca, para la evaluación de esta se debe conocer cómo es afectada por los distintos parámetros de la población que intervienen en la gestión. De esta manera si tenemos una población sometida a una presión de pesca (p) y a una mortalidad natural (m), la mortalidad instantánea (z) será:

$$z = m + p$$

La mortalidad natural afectará a todos los individuos de la población, mientras que la mortalidad por pesca afectará únicamente a aquellos que hayan alcanzado una talla mínima. Por lo tanto, si llamamos t_m a la edad en años a la que se alcanza el tamaño mínimo de captura, y t_r a la edad en que el reclutamiento anual (R , expresado en número de alevines) se incorpora a la población, el número de individuos con edad t será:

$$N_t = R \times e^{-m(tm-tr)} \times e^{-z(t-tm)}$$

Partiendo de esta ecuación y de la relación longitud-peso y sabiendo que la biomasa de los individuos de edad t es $B_t = N_t \cdot W_t$ se llega a una ecuación diferencial cuya integración da la conocida expresión de Beverton y Holt (1957), que calcula la biomasa pescable en función de los parámetros conocidos: W_∞ , m , t_m , t_r , t_0 , z y k .

$$B_p = p \cdot R \cdot W_\infty \cdot e^{-m(t_m-t_r)} \cdot \left[\frac{1}{z} - \frac{3 \cdot e^{-k(t_m-t_0)}}{z+k} + \frac{3 \cdot e^{-2k(tm-t_0)}}{z+2k} - \frac{e^{-3k(t_m-t_0)}}{z+3k} \right]$$

Si se expresa la presión de pesca como el porcentaje (P) de la población extraída por pesca, ésta se puede relacionar con la tasa instantánea de mortalidad por pesca (p):

$$P \cdot N / 100 = N - N \cdot e^{-p} \quad \text{de donde } P = 100 \cdot (1 - e^{-p})$$

El reclutamiento puede ser estimado, pero éste fluctúa mucho debido a factores meteorológicos, por lo que es más conveniente calcular la relación B_p/R .

Si representamos la relación anterior en función de la tasa instantánea de pesca, obtendremos una curva cuyo máximo nos dará la tasa instantánea óptima para la talla mínima de captura considerada. Esta talla mínima de captura se establece cada año en la orden de veda con el fin de asegurar la reproducción y sobre todo disminuir la presión de pesca. En los otros tramos, al ser un libre sin muerte y un vedado, no se ha pescado, por lo tanto no existe una talla mínima de captura. No obstante, y a efectos de cálculo, se ha hallado también la tasa instantánea de pesca para estos tramos, considerándose como hipotética talla de captura la que corresponde a las aguas libres, es decir 21 cm.

Una vez obtenida la tasa instantánea de pesca óptima p , y con el dato de biomasa total de las clases de edad pescables (B), calculada como media de las biomásas de dichas clases de edad para todas las campañas, se obtiene la biomasa total pescable con el producto $B \cdot p$ en g/m^2 . Como se conoce el peso medio de los individuos de las clases de edad pescables, se puede pasar ese resultado a individuos/ m^2 y multiplicando por la superficie del tramo se obtienen los individuos totales a pescar.

En este proyecto se ha determinado el TAC definitivo siguiendo un enfoque distinto, se ha considerado interesante incluir el método clásico para ilustrar la diferencia entre ambos enfoques.

En efecto, como se ha expuesto en los antecedentes, la ordenación de la pesca ha experimentado un cambio de enfoque en su objetivo. El concepto de máximo

rendimiento sostenible (MSY) ha dado paso al óptimo rendimiento sostenible (OSY). Desde este momento, el objetivo no es dar con la presión de pesca que haga máxima la biomasa pescada, sino conocer cuál es la presión de pesca que conduce a la población a las metas y objetivos planteados en el Plan General y el Plan Especial, respectivamente. Para ello es necesario conocer cómo va a funcionar la población bajo distintas acciones de planificación, teniendo en consideración los problemas que condicionan la consecución de las metas y objetivos.

Según este razonamiento, previo a la definición de metas y objetivos se ha construido un modelo de dinámica de poblaciones que simula la variación en el tiempo de la densidad de la población por edades, con un error conocido para un nivel de significación dado (90 o 95%, según el caso concreto), bajo una serie de circunstancias ambientales entre las que se incluye la presión de pesca. Una vez definidas las metas y propuestos los objetivos, se prueban las diferentes acciones (incluidos, por supuesto, los diferentes TACs posibles) que pueden llevarnos a alcanzar dichas metas y objetivos y se evalúa el resultado de la simulación. De esta forma se eligen las acciones (incluyendo el TAC) que consiguen llevar a la población que está siendo ordenada a los objetivos propuestos, aprovechándola según el criterio de óptimo rendimiento sostenible (OSY).

El mantenimiento de la presión de pesca óptima para cada coto determinada en el proceso descrito requiere que se establezca un Total Autorizado de Capturas (TAC) por temporada variable entre un año y otro según el comportamiento de la población en el tiempo. Sin embargo, se pierde gran parte del sentido práctico de una ordenación si se tiene que variar sistemáticamente el valor del TAC cada año. Asimismo, se introduce una complicación para el pescador al traducirse una variación del TAC en una variación del cupo, número de días hábiles y duración de la temporada de pesca.

De forma análoga ocurre con la talla mínima de captura, si bien no es necesario que esta variable sea ajustada a un valor diferente cada año, pudiéndose establecer desde

un principio en un valor determinado que será invariable para cada población considerada.

Por todo ello, es conveniente establecer una duración de los Planes Especiales de los cotos considerados, que sea lo suficientemente corta como para dotarla de flexibilidad ante los cambios en las circunstancias que rodean el aprovechamiento del recurso, y lo suficientemente larga como para que no pierda el su carácter práctico y aplicable.

Se ha considerado una duración de los Planes Especiales de tres años como solución que satisface los citados condicionantes. Debiéndose por tanto ajustar el valor del TAC a la presión de pesca establecida en cada tramo al término de la duración del Plan de Pesca correspondiente. Se comienza así el siguiente período de tres años con un TAC más acorde con la evolución de la población ordenada.

Al término de cada periodo de duración del Plan Especial es necesario llevar a cabo una Revisión del Plan que permita la calibración de la estimación del comportamiento de la población de truchas con el fin de adaptar el Plan General a las circunstancias cambiantes, y dotarlo de flexibilidad en este sentido. Para ello se recomienda comprobar las existencias y el estado de las poblaciones mediante una revisión del Estudio Hidrobiológico al término del período de duración del Plan Especial.

Una vez definida la duración del Plan Especial el establecimiento del TAC requiere ajustarlo al valor medio de las capturas anuales estimadas en la simulación para dicho período de tres años.

El Total Autorizado de Capturas constituye el número máximo autorizado de truchas extraídas por unidad de longitud de río en un determinado coto y una temporada. Este valor, multiplicado por la longitud del coto, representa el número de truchas extraíbles del coto en un año, lleva implícito el cupo máximo de capturas diarias por pescador, el número de pescadores por día y el número de días hábiles para la pesca por temporada. El producto de estos parámetros debe ser igual al valor del TAC, con lo

cual se puede establecer una relación del número de días hábiles por temporada respecto a combinaciones del cupo máximo por pescador y día y número de permisos por día, para la que se obtiene un TAC determinado.

El conocimiento de la dinámica de poblaciones da, por tanto, las pautas de corrección de los parámetros de ordenación año a año, de forma que se puede establecer el TAC correspondiente a una determinada temporada de pesca con los datos de las temporadas anteriores hasta la inmediatamente anterior. Con ello, el sistema de gestión de la pesca diseñado para el Plan permitirá a la administración de pesca establecer en la Orden Anual de Vedas los valores de los parámetros de ordenación que permiten extraer anualmente una parte de la población de la especie objetivo igual al TAC elegido.

El sistema de gestión de la pesca, una vez abastecido de la información que requiere, da salida a los resultados mediante tablas abiertas (matrices de gestión). Con estas tablas el gestor tiene libertad para aplicar su criterio a la hora de determinar los valores de los parámetros de ordenación de la pesca (número de días hábiles por temporada, número de pescadores por jornada y cupo máximo por pescador y día) conociendo las combinaciones de ellos que hacen que no se supere el TAC elegido como óptimo.

Por último se dota a las medidas planteadas en el Plan General, y detalladas en el Plan Especial, de una localización geográfica en el ámbito de esta ordenación. La localización geográfica se materializa en una clasificación de la red fluvial en una serie de tramos de ordenación siguiendo los tipos contemplados en la Ley de Pesca de La Rioja, en función de:

- (1) su régimen de aprovechamiento, con independencia de su definición en la mencionada Ley, a efectos de las decisiones de este Plan Especial se clasificarán con base en los criterios que se exponen:

- a. tramos de gestión natural: existe una población natural estable y abundante de trucha común, y su mantenimiento en los niveles actuales se puede llevar a cabo sin intervención humana.
 - b. tramos de gestión sostenida: existe una población natural estable y abundante de trucha común, pero su mantenimiento en los niveles actuales requiere de la intervención humana.
 - c. tramos de gestión artificial: no existe una población natural estable de trucha común y sólo se puede aprovechar si se efectúan repoblaciones puntuales previas a su aprovechamiento.
 - d. tramos de gestión intensiva: no existe una población natural estable de trucha común y se realiza un programa sistemático de repoblaciones con ejemplares de características específicas (grandes tallas), con el fin de mantener una estructura en edades artificial y/o una abundancia poblacional por encima de la capacidad de carga del tramo.
- (2) su régimen de pesca, con independencia de su definición en la mencionada Ley, a efectos de las decisiones de este Plan Especial se clasificarán con base en los criterios que se exponen:
- a. Aguas libres para la pesca: no existen limitaciones en el número de pescadores que pueden concurrir en una jornada.
 - b. Cotos de pesca: existen limitaciones al número de pescadores por jornada y éstos deben pagar tasas especiales.
 - c. Vedados de pesca: la pesca está prohibida.

- d. Refugios de pesca: la pesca está prohibida y tienen características ecológicas o poblacionales que requieren el establecimiento de medidas especiales de protección y conservación.

Esta tramificación de la red fluvial de La Rioja permitirá articular el TAC de cada población en distintos TACs por cada subpoblación, de forma que se pueda asegurar que la aplicación del TAC en función de las características de cada subpoblación (cantidad de hábitat, factores limitantes, abundancias, estructuras de edades, etc.). Se evitará de esta manera que el TAC se concentre de forma desproporcionada en tramos en los que su subpoblación no pueda abastecer tal aprovechamiento.

4. RESULTADOS

4.1 TÍTULO PRIMERO: INVENTARIO

4.1.1 CAPÍTULO I: ESTADO LEGAL

El marco normativo en vigor que rige el ejercicio de la pesca y su ordenación está constituido por la Ley 2/2006, de 28 de febrero, de Pesca de La Rioja.

Esta ley establece en su Artículo 2 el Ámbito de aplicación, que se extiende a todos los cursos y masas de agua, naturales o artificiales, públicos o privados, existentes en la Comunidad Autónoma de La Rioja y que sean susceptibles de albergar especies objeto de pesca.

Asimismo define la acción de pescar como la ejercida por las personas sobre las especies de animales adaptados a la vida subacuática o sobre su hábitat, mediante el uso de artes o medios apropiados, que tenga por objeto la captura o muerte de aquellas.

Tendrán la consideración de cursos y masas de agua en la Comunidad Autónoma de La Rioja los ríos, arroyos, canales, embalses, pantanos, lagos, lagunas, balsas, manantiales, charcas y acequias.

Conforme a lo establecido en la legislación civil, los peces y demás seres que habitan temporal o permanentemente los cursos o masas de agua de la Comunidad Autónoma de La Rioja, carecen de dueño, son bienes apropiables por su naturaleza, y como tales

se adquieren por su ocupación, siempre que ésta se ajuste a los preceptos de la presente Ley. Se exceptúan de lo anterior los animales cultivados en las instalaciones de acuicultura autorizadas.

El derecho a pescar corresponde a toda persona que, habiendo acreditado la aptitud y conocimientos precisos, esté en posesión de la licencia de pesca de la Comunidad Autónoma de La Rioja y cumpla los demás requisitos establecidos en la presente Ley y en las disposiciones que la desarrollen.

La Consejería que tenga atribuidas las competencias en materia de pesca, velará por el cumplimiento de lo dispuesto en la presente Ley y disposiciones que la desarrollen, y en especial por la conservación, fomento y aprovechamiento ordenado de los recursos piscícolas.

En el marco competencial de la Comunidad Autónoma de La Rioja, las actividades encaminadas al logro de las finalidades contempladas en los preceptos de esta Ley, podrán ser declaradas de utilidad pública o interés social, a todos los efectos y, en particular, a los expropiatorios, respecto de los bienes y derechos que pueden resultar afectados, de acuerdo con la legislación expropiatoria.

4.1.1.1 Marco normativo de los aprovechamientos pesqueros continentales

Las normas que afectan o han afectado exclusivamente al sector de la pesca continental se recogen por ámbito y orden cronológico en la siguiente relación:

Unión Europea:

Directiva (CE) 659/1978. Calidad de las aguas continentales para la vida de los peces. Modificada por Directiva 692/1991. DOCE L 222 de 14/08/1978. 18/07/1978.

Reglamento (CE) 073/2001. Medidas técnicas para conservación de determinadas poblaciones de peces de especie altamente migratorias. DOCE L de 19/05/2001. 14/05/2001.

Propuesta de Directiva COM (2004) 19. Calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. COM 19 de 19/01/2004. 19/01/2004

Estatal:

Real Decreto Aprueba reglamento para disfrute de la caza y la pesca. 03/05/1835

Ley Declara privativo de los dueños, el disfrute de la caza y la pesca. 13/09/1837

Real Decreto Repoblación y fomento de la pesca fluvial encomendada al Cuerpo de Ingenieros de Montes. Gaceta de 16/11/1888. 02/09/1888

Ley Pesca Fluvial. Gaceta de 29/12/1907. 27/12/1907

Ley Dispone que se forme un plan decenal para la mejora de la riqueza forestal y piscícola. Gaceta de 08/07/1911. 07/07/1911

Real Decreto Reglamento de la Ley de Pesca de 1907. Derogado por Decreto de 6 de abril de 1943 Gaceta de 08/07/1911. 07/07/1911

Real Orden Pesca en aguas de montes de Utilidad Pública. Gaceta de 26/12/1912. 17/12/1912

Ley Regula la pesca del salmón y encarga la regulación a los Ingenieros de Montes. Gaceta de 11/01/1913. 30/12/1912

Real Decreto Reglamento de Guardapescas Jurados. Gaceta de 25/09/1930. 17/09/1930

Ley Nueva Ley de pesca; regula el fomento y conservación de la pesca fluvial. Derogados los preceptos penales por el Código Penal. Incluidas modificaciones posteriores. BOE 67 de 08/03/1942. 20/02/1942

Decreto Aprueba el Reglamento de Pesca, derogando el Reglamento de fecha 7-7-1911. BOE 122 de 02/05/1943. 06/04/1943

Decreto Organiza el Servicio Nacional de Pesca Fluvial. BOE 159 de 08/06/1945. 23/05/1945

Decreto Modifica los arts. 21, 23, 42, 47, 105 y 112 del Reglamento de fecha 6-4-1943, de pesca fluvial. BOE de 14/02/1946. 26/01/1946

Ley Modifica el art. 60 de la Ley de Pesca fluvial 20-2-1942. BOE 126 de 05/05/1948. 04/05/1948

Ley Modifica artículos de la Ley 20-2-1942 de pesca fluvial. BOE de 18/07/1949. 16/07/1949

Decreto Modifica los arts. 39, 40, 59 a 64, 67 a 72 y 94 del Reglamento de fecha 6-4-1943, de pesca fluvial. BOE de 13/07/1950. 16/06/1950

Decreto Reorganiza el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, antes Servicio Nacional de Pesca. BOE 3 de 03/01/1952. 21/12/1951

Decreto Normas para la protección de la riqueza piscícola. BOE 153 de 02/06/1953. 13/05/1953

Decreto Establece masas de agua sujetas a protección especial. BOE de 14/07/1953. 03/07/1953

Decreto Reglamento del Cuerpo de Guardas Piscícolas del Estado. BOE de 19/09/1953. 23/07/1953

Decreto Nueva relación de masas de agua protegidas, en relación con el decreto de 13/5/1953. BOE de 27/09/1953. 11/09/1953

Decreto Autoriza la creación de cotos nacionales de Pesca Fluvial en aguas protegidas. BOE 34 de 03/02/1954. 15/01/1954

Decreto Modifica los arts. 60 y 62 del Reglamento de Pesca Fluvial. BOE 61 de 02/03/1954. 12/02/1954

Orden Sobre pesca fluvial en cursos de agua habitados por la trucha. BOE de 01/12/1959. 25/11/1959

Decreto 2414/1961 Aprueba el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres Nocivas y Peligrosas. BOE 292 de 07/12/1961. 30/11/1961

Decreto 3494/1964 Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas. Modifica el Reglamento de 30/11/1961. BOE de 06/11/1964. 05/11/1964

Decreto 483/1966 Modifica los arts. 99, 100, 103, 104 y 105 del Reglamento de la ley de pesca: tramitación de denuncias. BOE 51 de 01/03/1966. 10/02/1966

Ley 36/1966 Modifica el Art. 59 de la Ley de fecha 20-2-1942, sobre pesca fluvial. BOE 131 de 02/06/1966. 31/05/1966

Decreto 2013/1966 Modifica los arts. 111 a 114 del Reglamento de la ley de Pesca: faltas y sanciones. BOE de 12/08/1966. 14/07/1966

Decreto 2237/1966 Modifica los arts. 15 a 21 del Reglamento de la de pesca: medidas contra la impurificación de las aguas. BOE de 10/09/1966. 13/08/1966

Ley 20/1967 Extensión de las aguas jurisdiccionales. BOE 86 de 11/04/1967. 08/04/1967

Decreto 2484/1967 Aprueba el Código Alimentario Español. BOE 248 de 17/10/1967 a BOE 253 de 23/10/1967. 21/09/1967

Decreto 1350/1968 Estructura el Servicio de Pesca Continental, Caza y Parques Nacionales. BOE de 24/06/1968. 06/06/1968

Decreto 2183/1968 Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas. Aplicación en zonas de dominio público. BOE de 20/09/1968. 16/08/1968

Orden Cursos de agua habitados por la trucha en relación con el Art. 18 de la ley de Pesca. BOE de 02/11/1970. 22/10/1970

Orden Clasifica los embalses para los aprovechamientos secundarios y recreativos. BOE de 18/05/1971. 31/10/1970

Resolución Regula la pesca fluvial con caña al pie de presas o escalas. BOE de 23/01/1974. 15/01/1974

Orden Modifica la clasificación de los embalses según su aprovechamiento secundario-recreativo. BOE de 11/02/1977. 07/01/1977

Real Decreto 2510/1977 Delimitación de las aguas interiores. BOE 234 de 30/09/1977. 05/08/1977

Orden Normas para la pesca de la angula. BOE 76 de 28/03/1980. 25/03/1980

Resolución Se fijan los periodos hábiles de pesca en aguas continentales. BOE 83 de 07/04/1983. 28/03/1983

Real Decreto 1521/1984 Reglamentación Técnico-Sanitaria de los establecimientos y productos de la pesca y acuicultura con destino al consumo humano. BOE de 22/08/1984. 01/08/1984

Real Decreto 849/1986 Aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los tit. Preliminar, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de Aguas. BOE de 30/04/1986. 11/04/1986

Orden Autorización de vertido de aguas residuales. Normas. BOE 312 de 30/12/1986. 23/12/1986

Orden Normas de emisión, objetivos de calidad y métodos de referencia de sustancias nocivas o peligrosas contenidas en vertidos de aguas residuales. BOE 280 de 23/11/1987. 12/11/1987

Orden Métodos y frecuencias de análisis o inspección de las aguas continentales que requieren protección y mejora para el desarrollo de la vida piscícola. BOE de 22/12/1988. 16/12/1988

Orden Amplia la Orden de 12/11/1987. Vertidos de aguas residuales. BOE 67 de 20/03/1989. 13/03/1989

Real Decreto 645/1989 Modificando la Reglamentación Técnico-Sanitaria de los establecimientos y productos de la pesca y la acuicultura con destino al consumo humano. BOE de 13/06/1989. 19/05/1989

Real Decreto 1095/1989 Declara las especies que pueden ser objeto de caza y pesca y las normas para su protección. Deroga Art. 4 del Decreto 506/71 de 25/03/1971. BOE 218 de 12/09/1989. 08/09/1989

Real Decreto 1118/1989 Determina las especies de caza y pesca comercializables y dicta normas al respecto. BOE 224 de 19/09/1989. 15/09/1989

Orden Modifica la Orden de 12/11/1987, sobre vertidos. BOE 129 de 29/05/1992. 25/05/1992

Real Decreto 1437/1992 Normas sanitarias de la producción y comercialización de los productos pesqueros y la acuicultura. BOE de 13/01/1993. 27/11/1992

Sentencia 53/1994 Declara inconstitucionales y nulos determinados artículos de la Ley de 02/02/1942, por la que se regula el fomento y la conservación de la Pesca Fluvial. BOE de 17/03/1994. 24/02/1994

Resolución Estatutos de la Federación Española de Pesca y Casting. BOE de 18/01/1995. 28/12/1994

Real Decreto 798/1995 Criterios y condiciones de las intervenciones con finalidad estructural en el sector de la pesca, de la acuicultura y de la comercialización, transformación y promoción de sus productos. BOE 154 de 29/06/1995. 19/05/1995

Sentencia 102/1995 Declara la nulidad de determinados preceptos de la Ley 4/1989, de conservación de los Espacios Naturales y de la flora y fauna silvestres, y del Real Decreto 1095/1989, sobre declaración de especies que pueden ser objeto de caza y pesca. BOE de 31/07/1995. 26/06/1995

Ley Orgánica oct-95 Código Penal. Artículos 319 y siguientes. BOE de 24/11/1995. 23/11/1995

Real Decreto 1840/1997 Normas sanitarias de productos destinados al consumo humano. Modifica el Real Decreto 27/12/1992. BOE de 16/12/1997. 05/12/1997

Real Decreto 1664/1998 Aprueba los Planes Hidrológicos de Cuencas BOE 191 de 11/08/1998. 24/07/1998

Orden Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro. Aprobado por Real Decreto 1664/98 de 24/07/1998. Modificado por Real Decreto 201/2002 de 18/02/2002 y Orden de 07/03/2002 BOE 222 de 16/09/1999. 13/08/1999

Real Decreto 3481/2000 Medidas mínimas de lucha contra determinadas enfermedades de la pesca. Modifica el R.D. 1488/1994 de 01/07/1994 BOE 17 de 19/01/2001. 29/12/2000

Orden Bases reguladoras de las subvenciones para planes de asistencia técnica en los sectores de transformación y comercialización de productos agrarios, selvícolas, de la pesca, la acuicultura y la alimentación para 2001 BOE 218 de 11/09/2001. 31/08/2001

Orden 1620/2002 Bases reguladoras de las subvenciones para planes de asistencia técnica en los sectores de transformación y comercialización de productos agrarios selvícolas, de la pesca, la acuicultura y la alimentación para 2002 BOE 154 de 28/06/2002. 18/06/2002

Orden MAM/1653/2003 Incluye al Cangrejo de río en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas en la categoría "Vulnerable". Cambia de categoría la población de milano real de las Islas Baleares y se excluye la culebra viperina BOE 149 de 23/06/2003. 10/06/2003

Real Decreto 1911/2004 Plan Estadístico Nacional 2005-2008 BOE 238 de 02/10/2004. 17/09/2004

Comunidad Autónoma de La Rioja:

Decreto 47/2000 Plan de recuperación del cangrejo autóctono de río BOR 114 de 12/09/2000 07/09/2000

Resolución Subvenciones a la transformación y comercialización de los productos de la pesca y la acuicultura. Complementa la Orden de 14/05/2002 BOR 128 de 22/10/2002. 11/10/2002

Orden Tarifas actualizadas de las tasas de la C.A. de La Rioja BOR 6 de 13/01/2004. 05/01/2004

Orden Modifica Orden de 14/05/2002 por la que se establecen las bases que regulan las ayudas al fomento y transformación y comercialización de los productos de la pesca y la acuicultura BOR 159 de 14/12/2004. 25/11/2004

Ley 2/2006, de 28 de febrero, de Pesca de La Rioja.

4.1.1.2 Análisis de demandas y estado concesional de los caudales circulantes

El principal factor de amenaza para el recurso pesquero en una región desarrollada y con un sector agrícola tan importante como La Rioja es la detracción de caudales para satisfacer una demanda creciente de agua tanto para regadío como para abastecimiento de boca.

La Confederación Hidrográfica del Ebro en su Plan Hidrológico de cuenca de 1996 (en vigor desde 1998) recoge el estado de la demanda de agua actual y satisfecha con las infraestructuras existentes en el momento de su aprobación. Estructurada por las principales cuencas de la región, se puede apreciar que la demanda de agua, y por tanto el abastecimiento de un recurso que compite directamente con la pesca, es muy elevada.

Sistema Tirón:

La aportación total, en régimen natural es de 289,0 hm³/año, de los que un 50,5% (145,9 hm³) corresponden al Oja o Glera, su afluente más importante. El modelo se ha simulado sin los recursos del río Aguanal, afluente del Ea, ya que éste se incluye en el modelo del Najerilla por la posible conexión del canal de la Margen Izquierda al futuro embalse de Sajazarra. Así pues, para este sistema los recursos disponibles en régimen natural totalizan 286,06 hm³/año.

En la actualidad dichos recursos únicamente se regulan, los del Oja en el acuífero aluvial del Glera y en el acuífero de calizas jurásicas en la cabecera del río y los del

Tirón en el acuífero de Garganchón en la cabecera del Urbión y en el embalse de Leiva (2,30 hm³) en el curso medio del Tirón.

Demandas consuntivas a servir: Abastecimiento 3 hm³/año de los que 1,36 corresponden a demanda estacional, y riego 35,68 hm³/año

Demandas no consuntivas a servir: A falta de estudios específicos se adopta como caudal de compensación el 10% de la aportación media interanual en el tramo de río o embalse donde se considere. Además, debe mantenerse un caudal mínimo para saneamiento del cauce del Tirón, aguas abajo de la presa de Leiva, de 770,00 l/s (24,28 hm³/año).

Por otra parte, en el río Glera, aguas abajo del aluvial, se ubica la piscifactoría de Castañares de Rioja, que tiene una concesión de 900 l/s (28,38 hm³/año). En el sistema también se encuentran varias centrales hidroeléctricas: en el río Tirón, la de San José, que toma en el Tirón y desagua en el Ebro, con un caudal de equipamiento de 7,00 m³/s y una potencia instalada de 560 kW, y las de Electra de Logroño y Ezquerria, que están fuera de servicio; en el Oja, las del Aguila y Posadas con caudales de equipamiento de 4,20 m³/s y 0,60 m³/s y potencias instaladas de 480 kW y 100 kW respectivamente y fuera de servicio la de Anguciana.

Demanda servida consuntiva: La demanda total servida por el sistema es de 36,12 hm³/año, lo que representa un 12,6% de la aportación media interanual y un 93,38 % de la demanda solicitada al sistema. El déficit total es de 2,56 hm³/año, repartiéndose entre la cabecera del Glera y aluvial, en pequeños afluentes del Tirón (Retorto, Redecilla, San Julián y Reláchigo) y en el río Ea y curso medio del Tirón. El volumen vertido al Ebro es de 257,0 hm³/año. El modelo refleja la insuficiente regulación del sistema, con una sobreexplotación del acuífero aluvial del Glera y una total ausencia de regulación en cabecera y curso medio del Tirón.

La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 90% es de 24,26 hm³/año, lo que representa un 8,48% de la aportación media interanual y un 67,17% del total servido por el sistema. La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 80% es de 26,83 hm³/año, lo que representa un 9,38% de la aportación media interanual y un 74,28% del total servido por el sistema. El resto de la demanda consuntiva servida por el sistema presenta garantías inferiores al 65%, no cumpliendo los tres criterios de vulnerabilidad.

Conclusión: La demanda solicitada para abastecimientos urbanos y regadíos en la cuenca del Tirón, es de 38,68 hm³/año, lo que representa únicamente un 13,52% de la aportación media interanual. Los déficits que se presentan en la cuenca se producen fundamentalmente durante los meses de verano y en pequeños afluentes y evidencian la falta de regulación del sistema, que únicamente cuenta con la natural del Tirón y sus afluentes, y la pequeña regulación derivada de la puesta en explotación del embalse de Leiva. Es de esperar por tanto que se acometan obras de regulación en el alto Tirón, causando afecciones a la población de truchas que en la actualidad abastece el coto de Tormantos.

Demanda servida no consuntiva: En lo que respecta a las demandas no consuntivas, el modelo refleja que no siempre se garantizan los caudales de compensación ya que, en el tramo del río Tirón, aguas abajo de la presa de Leiva, la demanda servida es de 24,02 hm³/año algo inferior a los 24,28 hm³/año (770 l/s) y el modelo refleja también que prácticamente se garantiza el caudal concesional de la piscifactoría de Castañares de Rioja, ya que se sirven 28,22 hm³/año de los 28,38 hm³/año demandados.

Sistema Najerilla:

La aportación total, en régimen natural es de 399,5 hm³/año. El modelo se ha simulado con los recursos propios de la cuenca del Najerilla y además con los recursos del río Aguanal, afluente del Ea (cuenca del Tirón), por la posible conexión del canal de la Margen Izquierda al futuro embalse de Sajazarra. Así pues, para este sistema los recursos disponibles en régimen natural totalizan 402,4 hm³/año.

En la actualidad dichos recursos únicamente se regulan con el embalse de Mansilla (67,70 hm³), en la cabecera del río Najerilla, cuya finalidad es, principalmente, atender las demandas de riego de la cuenca mediante los denominados canales de la Margen Derecha y Margen Izquierda del Najerilla. Por otra parte, el embalse se utiliza para la producción de energía eléctrica en la central de pie de presa de Mansilla. Esta central turbinada a lo largo del año y aún diariamente de forma variable, por lo que dispone además de un contraembalse de 0,5 hm³ de capacidad para regular las salidas de caudales al río.

Demandas consuntivas a servir: Abastecimiento 1,70 hm³/año de los que 0,16 corresponden a demanda estacional, riego 70,77 hm³/año e industria 2,34 hm³/año.

Demandas no consuntivas a servir: A falta de estudios específicos se adopta como caudal de compensación el 10% de la aportación media interanual en el tramo de río o embalse donde se considere. Por tanto, debe mantenerse un caudal mínimo de 507 l/s (16,00 hm³/año), por motivos medioambientales, en el río Najerilla aguas abajo de la presa de Mansilla y aguas abajo de las tomas de los canales: de 1.016 l/s (32,04 hm³/año) en el azud de derivación del canal de la Margen Izquierda y de 1.064 l/s (33,55 hm³/año) en el azud de derivación del canal de la Margen Derecha. También se han impuesto caudales mínimos en los tramos del Najerilla y afluentes, aguas abajo de las tomas de los saltos hidroeléctricos: Retorna, de 802 l/s (25,29 hm³/año) en el río Najerilla y de 84 l/s (2,65 hm³/año) en el río Brieva; Anguiano. de 996 l/s (31,40

hm³/año) en el río Najerilla y de 26 l/s (0,83 hm³/año) en el arroyo de Roñas; Las Cuevas, en el río Najerilla, de 1.011,5 l/s (31,90 hm³/año; y Arenzana, de 1.062 l/s (33,55 hm³/año) en el río Najerilla.

Por otra parte, en el río Najerilla se ubica la piscifactoría de Bobadilla, que tiene una concesión de 2.500 l/s (78,80 hm³/año) y en el río Brieva, la de Brieva con un caudal concesional de 100 l/s (3,15 hm³/año). El modelo incluye también las centrales hidroeléctricas a las que se hizo referencia anteriormente al especificar los caudales mínimos. Son las siguientes, todas ellas en el Najerilla: Mansilla, ubicada en el pie de presa, con un caudal de equipamiento de 12,00 m³/s y potencia instalada de 6.120 kW, Retorna, con un caudal de equipamiento de 5,50 m³/s y potencia instalada de 2.660 kW, Anguiano, con un caudal de equipamiento de 5,50 m³/s y potencia instalada de 3.480 kW, Arenzana, con un caudal de equipamiento de 2,00 m³/s y potencia instalada de 264 kW y finalmente, Las Cuevas, con un caudal de equipamiento de 10,00 m³/s y potencia instalada de 1.840 kW.

Demanda servida consuntiva: La demanda total servida por el sistema es de 69,99 hm³/año, lo que representa un 17,4% de la aportación media interanual y un 93,56 % de la demanda solicitada al sistema. El déficit total es de 4,83 hm³/año, concentrándose fundamentalmente en las demandas consuntivas del río Yalde (déficit de 4,24 hm³/año) correspondiendo el resto a pequeños déficits en otros afluentes del Najerilla (Cárdenas, Tuerto y Tobía) y otros, también pequeños, en las demandas de riego a través de los canales del Najerilla, si bien, en estos últimos, se garantizan, en general, los criterios de vulnerabilidad. El volumen vertido al Ebro es de 344,28 hm³/año.

La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 90% es de 44,51 hm³/año, lo que representa un 11,06% de la aportación media interanual y un 63,59% del total servido por el sistema. La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 85% es de 66,68 hm³/año, lo que representa un

16,57% de la aportación media interanual y un 95,27% del total servido por el sistema. El resto de la demanda consuntiva servida por el sistema y localizada en la cuenca del Yalde, presenta garantías del 2%, no cumpliendo los tres criterios de vulnerabilidad.

Conclusión: La demanda solicitada para abastecimientos urbanos e industriales y regadíos en la cuenca del Najerilla, es de 74,81 hm³/año, lo que representa únicamente un 18,6% de la aportación media interanual. El modelo refleja la insuficiente regulación del sistema, sobre todo, en los afluentes del Najerilla y concretamente en el río Yalde. Además, refleja el estado casi límite, en cuanto a capacidad de regulación se refiere, del embalse de Mansilla, ya que no habiéndose puesto en riego todavía, la zona regable del último tramo del canal de la Margen Izquierda, ya se producen déficits en los primeros tramos y en la zona regable del canal de la Margen Derecha. Es previsible, como se ve, la creación de nuevas infraestructuras reguladoras del caudal en esta cuenca, y por tanto el incremento de las afecciones derivadas de esta presión.

En los periodos de septiembre a noviembre los volúmenes vertidos al Ebro superan a las aportaciones en régimen natural, siendo la demanda solicitada inferior a las citadas aportaciones. Esto se debe a que el embalse de Mansilla tiene otras servidumbres de tipo no consuntivo, como el mantenimiento del caudal mínimo y la producción de energía hidroeléctrica. Estos caudales elevados en épocas en las que debería circular un caudal mínimo son susceptibles de alterar el ciclo vital de los organismos que sustentan al recurso pesquero (perifiton y macroinvertebrados).

Demanda servida no consuntiva: En lo que respecta a las demandas no consuntivas, el modelo refleja que prácticamente siempre se garantizan los caudales de compensación en todos los tramos de río en que se han impuesto. El modelo refleja también que prácticamente se garantiza en su totalidad el caudal concesional de la piscifactoría de Bobadilla, ya que se sirven 77,91 hm³/año de los 78,80 hm³/año

demandados y el de la piscifactoría de Brieva, con 3,13 hm³/año servidos de los 3,15 hm³/año demandados.

En lo que respecta a las centrales hidroeléctricas del Najerilla, los caudales medios turbinados son los siguientes: Mansilla (5,30 m³/s), Retorna (5,35 m³/s), Anguiano (5,36 m³/s), Las Cuevas (7,10 m³/s) y Arenzana (1,80 m³/s).

Sistema Iregua:

La aportación total, en régimen natural es de 209,6 hm³/año, de 41,7 hm³/año corresponden al río Lumbreras en la presa de Pajares y 93,7 hm³/año al propio río Iregua en la toma del canal alimentador del embalse de González Lacasa, ubicado en el río Albercos, afluente del Iregua. Los recursos propios del Albercos en la presa de González Lacasa son de 21,3 hm³/año.

En la actualidad dichos recursos únicamente se regulan con el embalse de Ortigosa o González Lacasa (33,00 hm³), en el río Albercos, alimentado con las aguas del Iregua derivadas desde un azud aguas arriba de la confluencia del río Lumbreras. De reciente construcción es la presa de Pajares, cuyo embalse se supone, para la simulación, en el primer horizonte. Al embalse de Ortigosa se le asignan en la actualidad las demandas de abastecimiento urbano de diversas poblaciones de la cuenca, fundamentalmente Logroño, y las demandas de la zona regable del bajo Iregua servidas a través de doce ríos o acequias principales. La demanda industrial de Logroño se sirve, en el modelo de simulación, en la hipótesis de reutilización de los retornos de abastecimiento de la ciudad. Esta demanda no está asignada al embalse de Ortigosa.

Demandas consuntivas a servir: Abastecimiento 15,44 hm³/año de los que 0,37 corresponden a demanda estacional, riego 63,21 hm³/año e industria 21 hm³/año, que hacen un total de 99,65 hm³/año.

Demandas no consuntivas a servir: A falta de estudios específicos se adopta como caudal de compensación el 10% de la aportación media interanual en el tramo de río o embalse donde se considere. Por tanto, debe mantenerse un caudal mínimo de 66,5 l/s (2,10 hm³/año), por motivos medioambientales, en el río Albercos aguas abajo de la presa de González Lacasa, de 298 l/s (9,40 hm³/año) en el río Iregua, aguas abajo de las toma del canal alimentador de Ortigosa, de 555 l/s (17,50 hm³/año) en el Iregua, aguas abajo de la central hidroeléctrica de Panzares y de 647 l/s (20,40 hm³/año) en el Iregua, aguas abajo del azud de Islallana, donde se origina la conducción actual de abastecimiento a Logroño.

Por otra parte, en el río Iregua, se ubican las piscifactorías de Torrecilla, que tiene una concesión de 840 l/s (26,49 hm³/año) y Viguera con un caudal concesional de 500 l/s (15,77 hm³/año). El modelo incluye también la central hidroeléctrica a la que se hizo referencia anteriormente al especificar los caudales mínimos. Se trata de la central de Panzares, con un caudal de equipamiento de 4,00 m³/s y potencia instalada de 2.190 kW. También en el Iregua se ubica la de Pradillo, con un caudal de equipamiento de 5,00 m³/s y potencia instalada de 260 kW, si bien, esta última no se ha incluido en el modelo de simulación.

Demanda servida consuntiva: La demanda total servida por el sistema es de 98,03 hm³/año, lo que representa un 46,77% de la aportación media interanual y un 98,37 % de la demanda solicitada al sistema. El déficit total es de 1,62 hm³/año, concentrándose fundamentalmente en las demandas de riego del bajo Iregua (1,46 hm³/año). El volumen vertido al Ebro es de 152,5 hm³/año.

La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 90% es de 36,42 hm³/año, lo que representa un 17,38% de la aportación media interanual y un 37,15% del total servido por el sistema. La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantías superiores al 80% y 85% coincide con la regulada con garantía del 90%. La demanda de los regadíos del bajo Iregua servida por el sistema totaliza

59,96 hm³/año y presenta una garantía únicamente del 70%, aunque se cumplen los tres criterios de vulnerabilidad.

Conclusión: La demanda solicitada para abastecimientos urbanos e industriales y regadíos en la cuenca del Iregua, es de 99,65 hm³/año, lo que representa un 47,54% de la aportación media interanual. El modelo refleja la insuficiente regulación del sistema. El embalse de González Lacasa es insuficiente para regular las demandas de abastecimiento y riegos del bajo Iregua. Se hacía necesario aumentar la capacidad de regulación del sistema, por lo que se construyó la presa de Pajares, proyectada, en principio para garantizar el suministro de Logroño, descargando así a la de Ortigosa de estas demandas. Ortigosa quedaría entonces como el embalse regulador de los riegos del bajo Iregua.

Demanda servida no consuntiva: En lo que respecta a las demandas no consuntivas, el modelo refleja que prácticamente siempre se garantizan los caudales de compensación en todos los tramos de río en que se han impuesto. Los caudales aguas abajo de aguas abajo de la presa de Ortigosa y aguas abajo del azud de toma del canal alimentador se garantizan plenamente. El caudal mínimo garantizado aguas abajo del azud de Torrecilla es de 16,18 hm³/año de un total demandado de 17,50 hm³/año y el mínimo garantizado aguas abajo del azud de Islallana es de 20,24 hm³/año de un caudal total demandado de 20,40 hm³/año. El modelo refleja también que garantiza en su totalidad el caudal concesional de la piscifactoría de Viguera, y casi en su totalidad el concesional de la piscifactoría de Torrecilla, ya que se sirven 26,45 hm³/año de los 26,49 hm³/año demandados.

En lo que respecta a la central hidroeléctrica de Panzares, el caudal medio turbinado que se ha obtenido de la gestión de la explotación de este sistema resultó ser de 2,77 m³/s (87,35 hm³/año).

Sistema Leza:

La aportación total, en régimen natural es de 71,8 hm³/año, de los que un 21,45% (15,4 hm³/año) corresponden al río Jubera, su afluente más importante. En la actualidad dichos recursos no están regulados.

Demandas consuntivas a servir: Abastecimiento 0,38 hm³/año de los que 0,04 corresponden a demanda estacional y riego 9,26 hm³/año.

Demandas no consuntivas a servir: No se han considerado caudales de compensación en este sistema, ya que en la actualidad no existen obras de regulación y/o derivación importantes. Tampoco existen concesiones de importancia.

Demanda servida consuntiva: La demanda total servida por el sistema es de 8,10 hm³/año, lo que representa un 11,28% de la aportación media interanual y un 84,02 % de la demanda solicitada al sistema. El déficit total es de 1,55 hm³/año, concentrándose fundamentalmente en las demandas de abastecimiento y riego del Jubera (1,49 hm³/año) y bajo Leza. El volumen vertido al Ebro es de 65,6 hm³/año.

La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 90% es de 5,23 hm³/año, lo que representa un 7,28% de la aportación media interanual y un 6,46% del total servido por el sistema. La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantías superiores al 80% y 85% coincide con la regulada con garantía del 90%. La demanda de los regadíos de la vega del Jubera, servida por el sistema, totaliza 2,87 hm³/año y presenta una garantía únicamente del 22%, no cumpliendo los tres criterios de vulnerabilidad.

Conclusión: La demanda solicitada para abastecimientos urbanos y regadíos en la cuenca del Leza, es de 9,64 hm³/año, lo que representa un 13,43% de la aportación media interanual. El modelo refleja la insuficiente regulación del sistema, que únicamente cuenta con la regulación natural del Leza y afluentes para satisfacer las

demandas. Se hace necesario a juicio de la Confederación Hidrográfica del Ebro, por tanto, aumentar la capacidad de regulación del sistema y por tanto crear un nuevo tipo afección en una cuenca que hasta la fecha se había visto libre de ella.

Sistema Cidacos:

La aportación total, en régimen natural es de 85,2 hm³/año.

En la actualidad dichos recursos únicamente se regulan con el embalse de La Estanca Perdiguero recrecido (2,50 hm³), en el término municipal de Calahorra, que se abastece de las aguas del Cidacos derivadas en el azud de Los Molinos mediante la acequia de Torrescas, en su margen derecha, y por elevaciones de agua desde el canal de Lodosa. Este embalse tenía adscrita, antes de su recrecimiento, una zona regable de 2.140 ha, que atendía con precariedad, por lo que se sustituyó la fuente de suministro, procediéndose en la actualidad a elevar agua desde el canal de Lodosa.

Demandas consuntivas a servir: Abastecimiento 4,88 hm³/año entre los que sobresalen los de Arnedo y Calahorra, 0,97 hm³/año corresponden a demanda estacional, y riego 30,79 hm³/año.

Demandas no consuntivas a servir: A falta de estudios específicos se adopta como caudal de compensación el 10% de la aportación media interanual en el emplazamiento de las obras de derivación más importantes. Por tanto, debe mantenerse un caudal mínimo de 262 l/s (8,26 hm³/año), por motivos medioambientales, en el río Cidacos aguas abajo del azud de Los Molinos, de 258 l/s (8,14 hm³/año) en el río Cidacos, aguas abajo de la toma de la acequia del Espartal y de 248 l/s (7,83 hm³/año) en el Cidacos, aguas abajo de la ubicación de la toma del canal del Pantano.

Demanda servida consuntiva: La demanda total servida por el sistema es de 24,09 hm³/año, lo que representa un 28,27% de la aportación media interanual y un 67,54 % de la demanda solicitada al sistema. El déficit total es de 11,59 hm³/año, repartido entre todas las demandas de regadíos actuales que se realizan de forma eventual. El volumen vertido al Ebro es de 68,3 hm³/año.

La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 90% es de 7,98 hm³/año, lo que representa, tan sólo, un 9,37% de la aportación media interanual y un 33,13% del total servido por el sistema. La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 85% coincide con la regulada con garantía del 90%. La demanda consuntiva regulada por el sistema con garantía superior al 80% es de 9,42 hm³/año. La demanda servida por el sistema, con garantías inferiores al 80% resulta, por tanto, de 14,67 hm³/año.

Conclusión: La demanda solicitada para abastecimientos urbanos y regadíos en la cuenca del Cidacos, es de 35,67 hm³/año, lo que representa un 41,87% de la aportación media interanual. El modelo refleja la insuficiente regulación del sistema, presentando un déficit muy grande, equivalente a un 32,5% de la demanda total solicitada al sistema. Es previsible la construcción de nuevas infraestructuras que alteren aún más el régimen natural de caudales en esta cuenca.

Demanda servida no consuntiva: En lo que respecta a las demandas no consuntivas, el modelo refleja que prácticamente se garantizan los caudales de compensación en todos los tramos de río en que se han impuesto. El caudal servido aguas abajo del azud de los Molinos es de 7,86 hm³/año respecto a los 8,26 hm³/año demandados; aguas abajo de la ubicación de la toma de la acequia del Espartal es de 7,89 hm³/año respecto a los 8,14 hm³/año demandados; y aguas abajo de la ubicación de la toma del canal del Pantano es de 7,82 hm³/año respecto a los 7,83 hm³/año demandados.

4.1.2 CAPÍTULO II: ESTADO NATURAL - INVENTARIO DEL HÁBITAT

4.1.2.1 Características de la cuenca

4.1.2.1.1 Rasgos del medio físico

El rasgo más llamativo del relieve de la comunidad autónoma de La Rioja es el contraste entre las sierras y los terrenos llanos de las márgenes del Ebro y sus afluentes. El paisaje forestal está marcado por las características de los sistemas montañosos, su altitud, orientación, orografía y composición lítica, debido a su influencia determinante sobre el clima, los suelos y el uso del territorio.

Como puede apreciarse en la figura 4.1., las áreas de montaña se distribuyen en dos grandes unidades. La primera de ellas se sitúa en el norte de la comunidad. Se trata de los Montes Obarenes y la Sierra de Toloño, que forman parte de las estribaciones meridionales de la Cordillera Cantábrica. Las elevaciones máximas apenas superan los 1.000 m (Foncea 981 m; Toloño 1.254 m). Las laderas meridionales de estas elevaciones, pertenecientes al territorio riojano, caen bruscamente hacia el Ebro formando un accidentado relieve de barrancos y cantiles. Esta abrupta orografía crea grandes diferencias topográficas en un espacio reducido, lo que favorece la aparición de numerosos hábitats que, a su vez, originan un paisaje con un alto grado de mosaicidad.

El segundo y principal conjunto montañoso de La Rioja se incluye en el Sistema Ibérico, que ocupa todo el sur de la provincia. En este amplio conjunto de sierras se repite una gran variación de ambientes, debido a la combinación de múltiples factores como la orientación, la pendiente, la composición litológica y la variación climática. El

eje principal está formado por la alineación noroeste-sureste de un conjunto de sierras que decrecen en altitud: San Lorenzo (2.271 m), Urbión (2.228 m), Cebollera (2.145 m), Hayedo de Santiago (1.758 m) y Alcarama (1.531 m). Con una disposición perpendicular al eje de la cordillera, en dirección general suroeste-noroeste, aparecen sierras menores que no sobrepasan los 1.500 m: Cameros Nuevo, Cameros Viejo, Sierra de Castejón, Sierra de la Hez y Sierra de Yerga. Este conjunto de montañas, que desde el límite sur de la comunidad se adentran hacia el valle, sirven de divisoria a los principales afluentes del Ebro: Tirón, Oja, Najerilla, Iregua, Leza, Cidacos y Alhama, que se suceden de oeste a este.

Las tierras llanas se localizan en el norte de la comunidad en las riberas del Ebro y sus afluentes. Por debajo de los 800 m, desde el pie de las sierras hacia el centro de la cuenca, predominan los relieves suaves. En el propio cauce del Ebro la altitud desciende desde la cabecera hasta el límite provincial con Navarra, en la ribera de Alfaro (479 m en Haro y 270 m en Alfaro). Un importante cambio se produce en el entorno de la capital, Logroño. Aguas arriba el río forma meandros encajados con un cauce más o menos fijo, mientras que aguas abajo de la capital, el Ebro discurre formando meandros divagantes con un cauce de límites caprichosos que se altera con las avenidas anuales. Este cambio en el Ebro sirve también para delimitar dos comarcas en el conjunto de las tierras llanas, La Rioja Alta y La Rioja Baja.

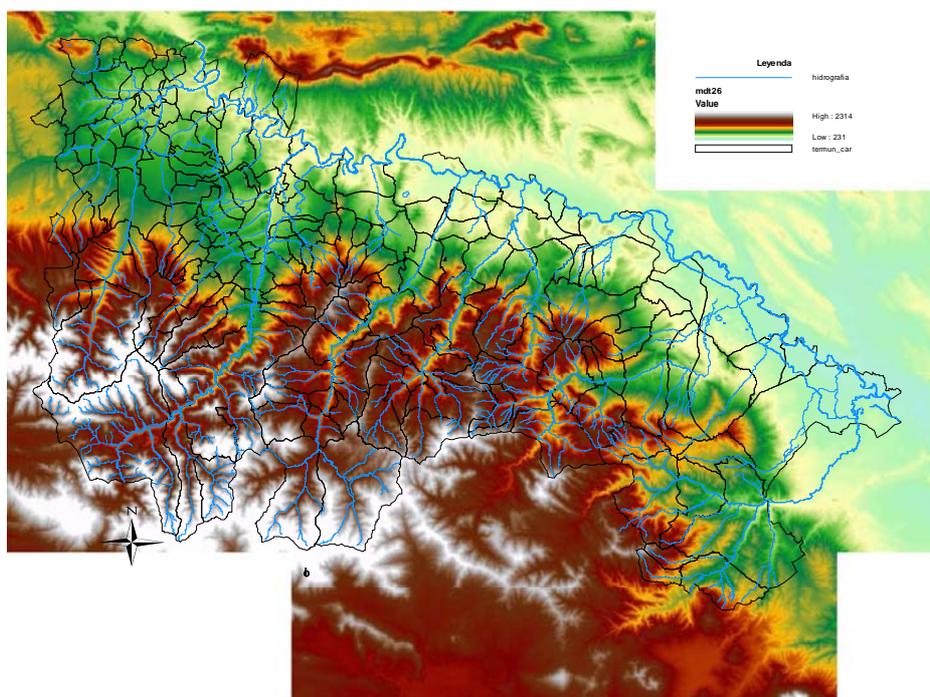


Figura 4.1. Mapa hipsométrico de La Rioja.

4.1.2.1.2 Litología

Las principales diferencias en la composición litológica de La Rioja de nuevo aparecen entre las Sierras y el Valle del Ebro. Mientras que en las primeras aparecen los materiales más antiguos, del primario y del secundario, en los valles dominan los sustratos modernos del terciario y cuaternario. En el Sistema Ibérico predominan los materiales duros y las rocas más abundantes son de naturaleza silíceas; entre ellos destacan pizarras, esquistos, cuarcitas y grauvacas. Estos materiales aparecen principalmente en las altas cuencas del Oja, Najerilla e Iregua y parte de las del Leza-Jubera. Los materiales calcáreos antiguos se disponen formando una banda en el contacto entre las sierras y el valle. Los más duros, dolomías, calizas cretácicas y jurásicas aparecen tanto en la cuenca del Iregua, Najerilla y sierras de Cameros, como

en los Montes Obarenes y la Sierra de Toloño. En el sector suroriental de la provincial predominan materiales calcáreos más blandos. Calizas, margas y areniscas del Jurásico son los componentes principales de las cuencas del Leza, Jubera, Cidacos y Alhama.

El origen de los materiales del valle se debe a la erosión y arrastre de las tierras de las montañas hacia el centro de la cuenca del Ebro. En las zonas más próximas a las sierras predominan los elementos más gruesos: arenas y cantos que se depositan en primer lugar. En las zonas más alejadas de las montañas se depositan los materiales más finos; los elementos arrastrados en suspensión terminan decantándose y precipitan los que se transportaron en disolución. La naturaleza silícea o caliza de estos materiales se debe a las rocas que los originaron. Procedentes de materiales silíceos se formaron gravas, arenas ácidas y otros sustratos pedregosos con cantos de cuarcitas que se disponen próximos a las sierras de las que proceden. Una porción importante de materiales localizados en los interfluvios del Oja-Najerilla, Najerilla-Iregua y Jubera-Cidacos han sufrido procesos superficiales de descarbonatación, con eliminación de carbonatos y sales de los horizontes superficiales.

Los sustratos calcáreos blandos, principalmente originados a partir de materiales calizos y por acumulación de carbonatos y sales, aparecen próximos al centro de la cuenca del Ebro. Entre estas rocas destacan margas, arenas calcáreas, limos y arcillas que dan lugar a los suelos más fértiles dedicados a la producción agrícola desde la Antigüedad. También entre los materiales blandos encontramos yesos y suelos salinos. Los yesos afloran en pequeñas extensiones principalmente en el valle y en las comarcas orientales. Es frecuente la presencia de tramos yesíferos con arcillas interstratificadas y capas de calizas de grano fino de origen lacustre. En Alfaro los materiales del Mioceno están formados por yesos rojizos y areniscas que llevan bastante yeso en el cemento. En las zonas centrales de la cuenca del Ebro y en el sector oriental de la provincia, la topografía y las bajas precipitaciones, inferiores a

400 mm al año, impiden el drenaje y favorecen la acumulación de sulfatos y cloruros, formándose suelos salinos. Se localizan principalmente en las terrazas del Ebro y afluentes desde Logroño hacia el este, con núcleos principales en Agoncillo, Arrubal, Autol, Alcandre y Ausejo.

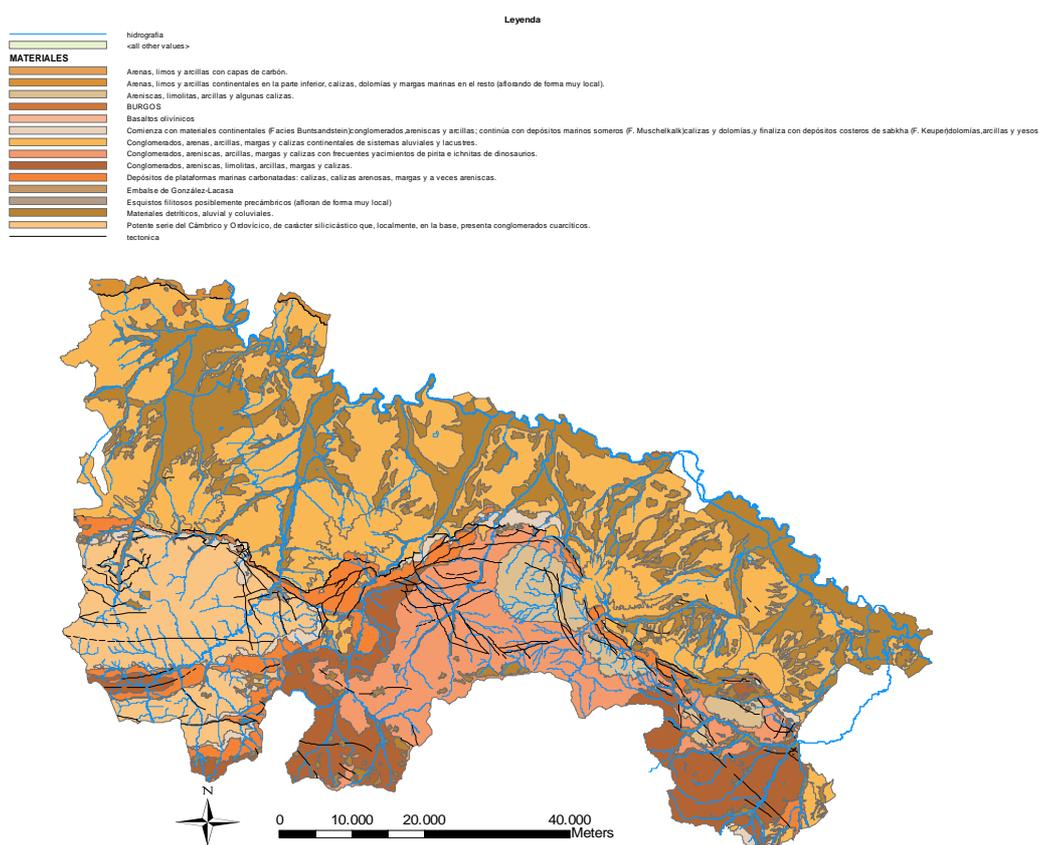


Figura 4.2. Mapa litológico y tectónico de La Rioja.

4.1.2.1.3 Clima

En todo el territorio riojano aparecen con distintos matices los rasgos que definen el clima mediterráneo, coincidencia del período de menor precipitación con el de máximas temperaturas. La orografía es responsable de las diferencias climáticas entre comarcas. En general las tierras bajas de los valles son más secas y los terrenos de montaña más húmedos. La variación de las temperaturas también responde a los

cambios topográficos: en el valle las temperaturas son más altas que en las sierras. Sobre este esquema general, la magnitud y orientación de las barreras montañosas introduce numerosos matices en los climas locales.

La proximidad al Cantábrico y, sobre todo, la pequeña entidad de las montañas que lo separan de La Rioja, permite la penetración de vientos húmedos del mar por el norte y noroeste de la comunidad. Por encima de los 1.300 metros, los vientos atlánticos llegan sin obstáculos a las sierras occidentales del Sistema Ibérico. En La Demanda y San Lorenzo las precipitaciones anuales superan los 1.000 mm, dando como resultado un fuerte matiz oceánico al clima de las cuencas del Oja y de parte del Najerilla, con concentración de las precipitaciones en los solsticios, principalmente en época invernal, pero que también atenúan la sequía estival. Por encima de los 1.900 m, las altas cumbres de Urbión y Cebollera reciben también directamente los vientos húmedos, que no encuentran obstáculos superiores a esa cota. En estas cumbres las precipitaciones superan también los 1.000 mm anuales, pero a diferencia de las laderas de La Demanda, en Urbión y Cebollera las temperaturas son más bajas y, como consecuencia, las precipitaciones invernales son a menudo en forma de nieve. Estas sierras que reciben directamente los vientos húmedos del Cantábrico suponen una barrera para los territorios situados a sotavento, es decir hacia el este-sureste. Así, la cuenca alta del Najerilla, las del Iregua, Leza y Jubera reciben precipitaciones entre 600 y 1.000 mm anuales. Hacia el este sigue disminuyendo la cuantía de las precipitaciones. En las cuencas del Cidacos y Alhama las precipitaciones oscilan entre los 500 y 600 mm y sólo en sus cabeceras, en las cumbres de Archena y Alcarama, se alcanzan los 800 mm.

Las tierras bajas del valle del Ebro sufren también esta variación oeste-este en la cuantía de las precipitaciones, pero con menos diferencias entre los extremos. La Rioja Alta es de carácter más lluvioso (450-600 mm) y La Rioja Baja más seca (380-500 mm). La influencia mediterránea que penetra por el valle del Ebro se refleja en la

distribución interanual de las lluvias, máximos equinocciales (primavera y otoño), mayor irregularidad entre años, concentración en un menor número de días y mayor intensidad de las tormentas. Estas características son más marcadas en el extremo nororiental y tramo bajo del río Alhama. El clima de las riberas del Ebro, desde Alcanadre hasta Alfaro, se puede considerar de carácter semiárido con precipitaciones inferiores a los 400 mm anuales y sometido a un régimen de nieblas. Las temperaturas varían también entre la cabecera y la salida del Ebro en la región: Haro (12°C) y Alfaro (14°C). La amplitud térmica dentro del año provoca la existencia de veranos calurosos y secos e inviernos largos y fríos. El período de heladas se prolonga frecuentemente en primavera, lo que supone una de las mayores limitaciones para los cultivos agrícolas.

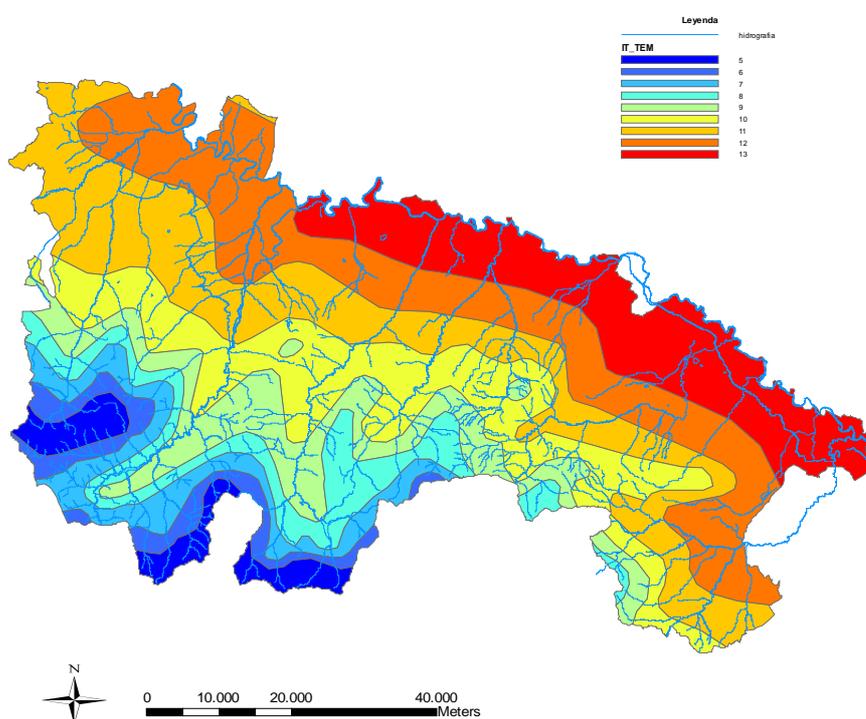


Figura 4.3. Mapa de isotermas (°C) de la temperatura media anual de La Rioja.

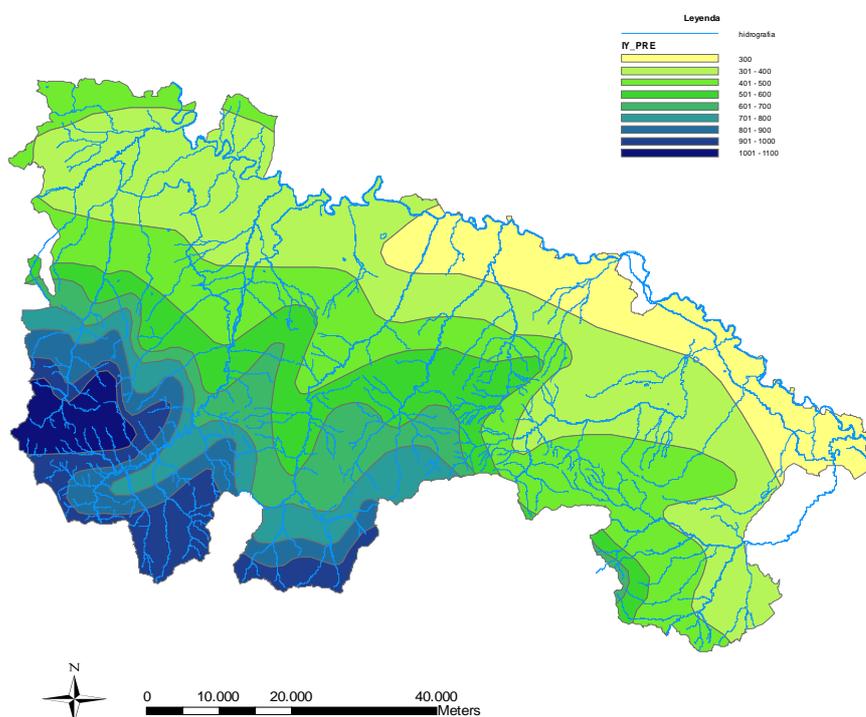


Figura 4.4. Mapa de isoyetas (mm) de la precipitación media anual de La Rioja.

4.1.2.1.4 Usos del suelo

La distribución superficial de los usos del suelo muestra la enorme importancia del hombre en el paisaje de La Rioja. El cultivo agrícola es el uso que mayor superficie ocupa, llegando a representar, en combinación con el terreno forestal desarbolado, casi dos terceras partes del territorio. El terreno calificado como improductivo agrupa a los roquedos, cascos urbanos de pueblos y ciudades, las infraestructuras viarias e industriales y los embalses. El terreno forestal arbolado, incluyendo el calificado como arbolado ralo, supera ligeramente el 33%. Teniendo en cuenta que de esta cifra un porcentaje que puede ser cercano al 40% corresponde a bosques de repoblación, apenas un 20% del territorio está cubierto por bosques espontáneos. Esta cifra llama aún más la atención si consideramos que la presión tradicional del hombre sobre los

productos leñosos hace décadas que dejó de ser significativa, conforme el butano hizo entrada en unos núcleos rurales que se han ido abandonando, como ha ocurrido completamente con la agricultura marginal. Pero el proceso de recuperación va despacio, por la ausencia en grandes superficies de árboles capaces de generar propágulos para recuperar el bosque, o por ser los suelos incapaces de mantener una vegetación que haga posible una estructura vertical. Por ello, las cubiertas forestales actuales tampoco han escapado a la transformación humana; son formaciones en recuperación que van incrementando su densidad y biodiversidad lentamente, pues en su mayor parte son montes bajos y montes huecos aprovechados secularmente por los lugareños como fuentes de energía, madera, alimento y cobijo para el ganado.

4.1.2.1.5 Superficie forestal arbolada

Las cifras ofrecidas por el Tercer Inventario Forestal Nacional (Díaz-Fernández *et al.*, 2004) que muestran las especies dominantes en la actual composición de los bosques riojanos vuelven a señalar el papel del ser humano como principal agente configurador del paisaje. Los bosques montanos dominan sobre las reducidas formaciones de la llanura, intensamente cultivada. Hayedos, pinares albares y rebollares de *Quercus pyrenaica* son las masas que mayor superficie ocupan, superando entre las tres ligeramente la mitad de la superficie del terreno arbolado. Encinares y quejigares apenas sobrepasan el 20%, lo que apunta a la enorme reducción que han registrado estas especies, que son las que mayor potencialidad muestran en las comarcas de los valles del Ebro y tramos bajos de sus afluentes. El terreno ganado para la agricultura lo ha sido, principalmente, a costa de encinares y quejigares, que en un marco teórico sin intervención humana deberían ser las principales especies forestales riojanas.

El papel del hombre se pone de manifiesto al considerar la superficie debida a las repoblaciones forestales. Han permitido incrementar para el bosque algo más de la cuarta parte de la superficie arbolada. La ocupada por los pinares de *Pinus sylvestris* responden, en su mayor parte, a la recuperación para el bosque de terrenos

degradados por el uso pecuario. Las masas de *Pinus nigra* y *Pinus halepensis* corresponden en su práctica totalidad a los trabajos de reforestación iniciados a mediados del siglo XX. También denotan una intensa afección humana las formaciones riparias, pues se desconoce la superficie ocupada por manifestaciones espontáneas de fresnedas, olmedas, alisedas, tarayales o alamedas espontáneas de *Populus alba* y *P. nigra*, etc., mezclándose a menudo con sotos mixtos.

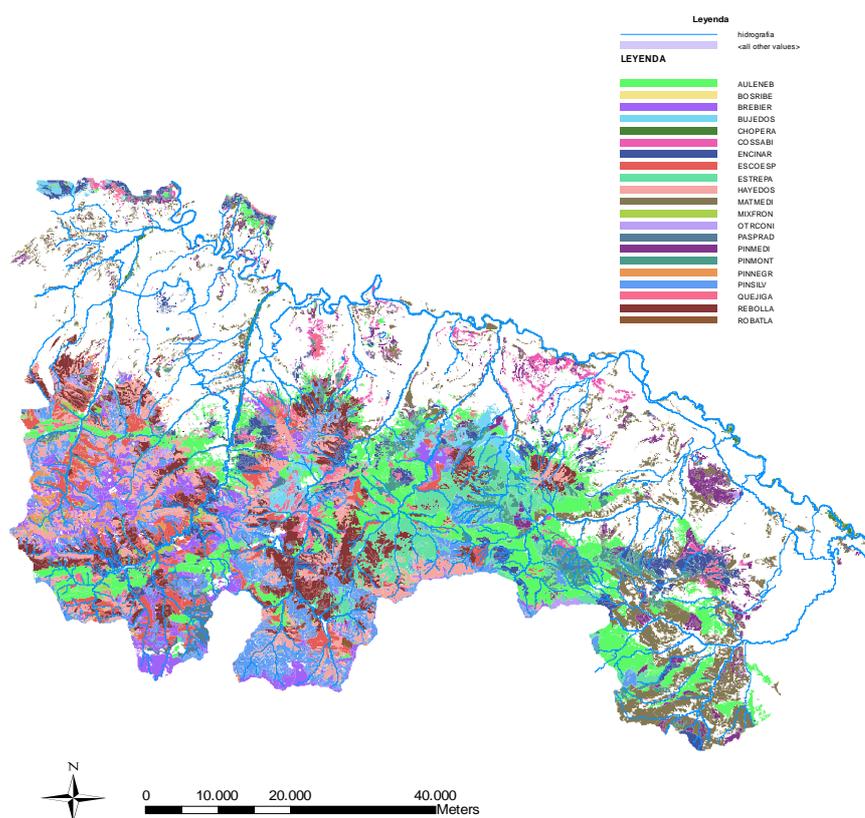


Figura 4.5. Formaciones actuales de la superficie forestal arbolada de La Rioja, el significado de los códigos de la leyenda en el texto.

4.1.2.2 Características de la ribera

Puede verse la distribución del estado cuantitativo de la calidad de las riberas del ámbito de la ordenación en la figura 4.6.

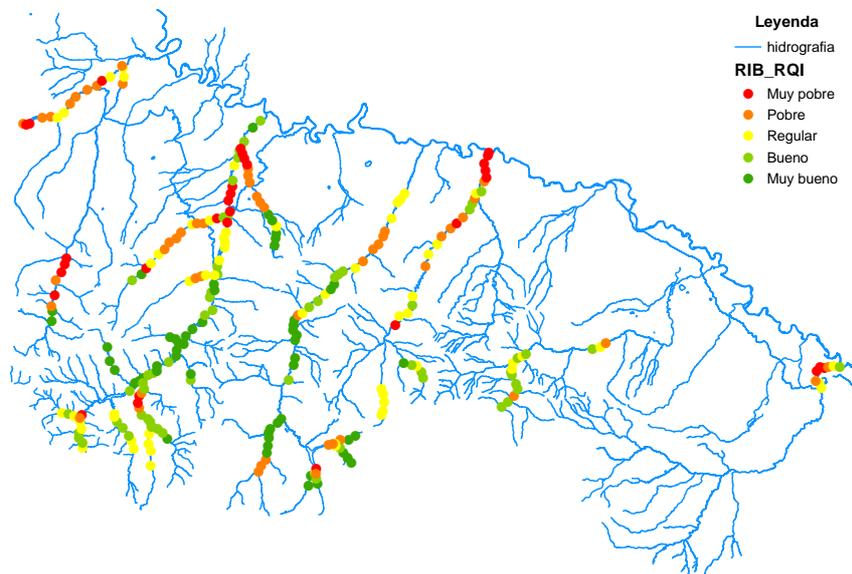


Figura 4.6. Mapa del estado de calidad de las riberas de La Rioja según el índice RQI.

La calidad de las riberas se ha determinado cuantificando el valor del índice RQI (González del Tánago & García de Jalón, 2006) en cada uno de los puntos de muestreo del hábitat, que se representan en la figura 4.6. Este índice evalúa los procesos en mayor medida que el estado, de forma que si el estado actual de las riberas es bueno pero se detectan procesos alterados, como por ejemplo cierta regeneración impedida, el valor del índice cae. Con ello se pretende reflejar en un valor numérico la consideración sistémica de las riberas, según la cual es tan importante el funcionamiento como la estructura.

De los resultados obtenidos en el muestreo del hábitat se observa una cierta concentración de tramos con calidad de riberas baja en los cursos bajos de los ríos principales: Tirón, Najerilla e Iregua. Mientras que las cabeceras albergan por lo

general unas riberas bien conservadas. La concentración de actividad agrícola en las zonas atravesadas por los cursos bajos explica estas distribuciones.

Hay matizaciones que hacer a esta apreciación. Así observamos que el río Oja en su tramo alto, justo aguas arriba de Ezcaray, muestra unos valores del RQI más bajos de lo que cabría esperar del carácter lótico de ese tramo. Las especiales características del río Oja explican este hecho.

El río Oja es un río de montaña con pendientes y granulometrías relativamente altas en su tramo más alto que circula por un valle en v poco truncada hasta que a la altura de la estación oja_5 se abre en una llanura de inundación compuesta por una gravera de casi un kilómetro de anchura y gran potencia. A partir de este punto el río adquiere un trazado en planta similar a los ríos trenzados de gravas de los Pirineos (p.e, Ter en Girona), sin embargo las gravas por las que circula proceden de acarreo antiguos, con lo que el río no tiene potencia hidráulica en la actualidad para moverlas y el resultado es que se sume llegando a desaparecer aguas arriba de Ezcaray en épocas de estiaje.

La consecuencia de esta circunstancia en las riberas es que la capacidad de regeneración de las mismas se ve muy mermada obteniéndose valores reducidos del índice RQI. No hay que ver estos valores como algo a solucionar puesto que el origen de este pobre estado es natural y las causas que lo originan no han cambiado en los últimos años.

El río Cárdenas es otro curso de agua en el que las riberas aparecen alteradas en gran parte de su longitud. Desde San Millán de la Cogolla se observan alteraciones morfológicas, originadas en nivelaciones y acarreo de tierras agrícolas del fondo del valle hacia el cauce, que se traducen en valores pobres de RQI.

La asociación entre fuertes alteraciones morfológicas del cauce y escasa calidad de las riberas se aprecia claramente en el alto factor de correlación (r -Pearson=-0,768;

p>95%) entre el valor de RQI y las presiones por alteraciones morfológicas detectadas en los muestreos de hábitat y expuestas más adelante.

Como se verá más adelante la baja calidad de riberas tiene su reflejo también en una escasez de refugio para las truchas ($r=0,862$) y en un aumento de las sales disueltas, estimadas a través de la conductividad del agua ($r=-0,936$). Aunque esta última relación puede estar influida porque la conductividad aumenta en los cursos bajos de los ríos, que es donde nos encontramos los peores valores de RQI.

El río Najerilla presenta tramos con escasa calidad de riberas en su cabecera, en concreto en el curso medio del río Urbión, sin duda debido a la presencia del talud de una carretera, en los primeros tramos alterados, y a la influencia de la actividad humana en Viniegra de abajo, poco más aguas abajo. Sin embargo, el eje del Najerilla permanece con una calidad de riberas relativamente buena hasta la junta con el Cárdenas, a partir de donde empieza a presentar valores muy bajos.

En esta misma cuenca, el río Yalde tiene buenas riberas en su tercio superior, que se van degradando conforme discurre hasta el Najerilla, llegando a valores muy bajos en Uruñuela y Torremontalbo. La presencia de actividad agrícola intensa en estos tramos y, puntualmente, la actividad de las extracciones de áridos, explican esta degradación.

Las riberas del río Iregua son las que, con diferencia, presentan calidades más altas de toda la región, y en mayor abundancia. Prácticamente toda la cabecera y curso medio del río albergan buenas riberas. Y tan sólo en los últimos kilómetros esta se degrada un poco, pero nunca si dar valores e RQI inferiores a 40 sobre 132, que es el máximo registrado en el ámbito de estudio. Al parecer la menor incidencia del pastoreo en cabecera es la responsable de su mejor situación respecto a lo observado en el Najerilla.

El río Leza muestra valores moderadamente bajos en su cabecera y muy bajos en el los tramos finales, como era de esperar en un río que carece de riberas en sus seis

últimos kilómetros, al atravesar zonas agrícolas con gravas que conforman taludes pronunciados en su contacto con el cauce. Aparece sin embargo un tramo en el que las riberas alcanzan sus valores máximos, y no está situado en cabecera sino en el curso bajo del río, a la altura de Murillo del río Leza. La presencia de huertas en dicho tramo constituye un ejemplo de coexistencia de usos agrícolas y calidad de riberas, que podría extrapolarse a otros tramos en circunstancias similares.

Los tramos estudiados del río Cidacos, en su cabecera fundamentalmente, muestran riberas en un estado de conservación aceptable. Mientras que el río Alhama sólo tiene valores de RQI mayores de 70 en sus últimos dos kilómetros, siendo los demás inferiores a 40.

4.1.2.3 Características del cauce

4.1.2.3.1 Factores físicos del hábitat

4.1.2.3.1.1 Granulometría del sustrato

Con independencia de la información recogida en la base de datos, se ha analizado la distribución espacial del tamaño del sustrato dominante en cada punto de muestreo del ámbito de estudio. En la figura 4.7 se han ordenado en colores los sustratos dominantes, de forma que se pueden ver en verde tanto más oscuro cuanto mayor refugio ofrecen y de amarillo a rojo conforme tienen menor capacidad de refugio.

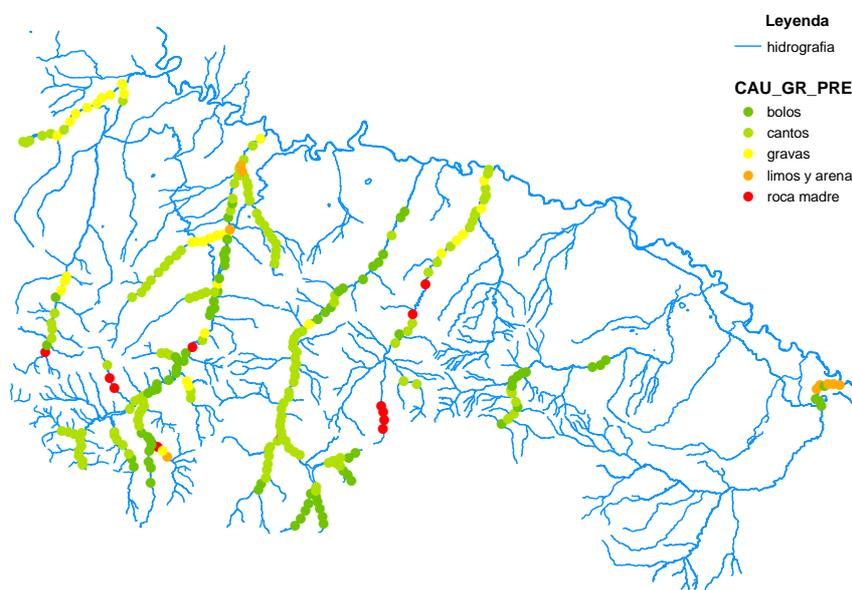


Figura 4.7. Granulometría dominante en los puntos muestreados de ámbito de estudio.

La granulometría dominante en los tramos estudiados es un buen indicador de la potencia hidráulica de sus cursos de agua, ya que los diámetros más gruesos serán predominantes en tramos en los que la capacidad de acarreo de río sea mayor. Por ello es de prever que los cursos altos (con mayor pendiente) de los ríos muestren sustratos más gruesos que los cursos bajos.

En términos generales se puede observar una pauta diferente entre los dos ríos más grandes de La Rioja. Mientras el Najerilla presenta sus granos más gruesos en los cursos alto y medio, el Iregua lo hace en el curso bajo. Esta pauta es significativa y explica, como se verá, la particular estructura en edades de la población de truchas del río Iregua.

El río Tirón, en el ámbito de estudio se encuentra ya en su cursos medio y bajo, con lo que el sustrato predominante está formando por gravas principalmente.

Por su parte los ríos Leza , Cidacos y Alhama muestran pautas similares a la tendencia general descrita arriba.

El diámetro del sustrato en un tramo fluvial es determinante en la disponibilidad de refugio para las truchas en sus distintos estadios vitales, ya que el volumen del espacio intersticial entre piedra y piedra viene determinado por el diámetro de las piedras. Así las cabeceras, con cantos como sustrato predominante constituyen los tramos en los que los añales y adultos jóvenes (truchas de entre 10 y 20 cm) encuentran su refugio idóneo. Los tramos altos y anchos, con pendientes moderadas, suelen tener gravas en su lecho; en consecuencia son estos tramos los que suelen albergar frezaderos y zonas de alevinaje en sus orillas. En los cursos medios de los ríos, con pozas de moderado tamaño, áreas de roca madre y cornisas poco profundas en las orillas, encuentran abundante refugio los adultos de tamaños medios (hasta 5 años y 50 cm de talla). Los cursos bajos de los grandes afluentes del Ebro, zonas profundas, con comunidades dominadas por ciprínidos, lecho con limos y potentes cornisas y macrófitas en las orillas son el hábitat en el que los grandes ejemplares de trucha, escasos y viejos, tienen su refugio y áreas de alimentación más adecuadas a su tamaño.

Las pautas descritas no son excluyentes y se pueden encontrar ejemplares de prácticamente todas las edades en la mayor parte de los tramos, sobre todo en época de freza, aunque como tendencias generales son bastante ilustrativas.

4.1.2.3.1.2 Recubrimiento por finos

El recubrimiento del sustrato con limos y materiales finos se ha representado en la figura 4.8.

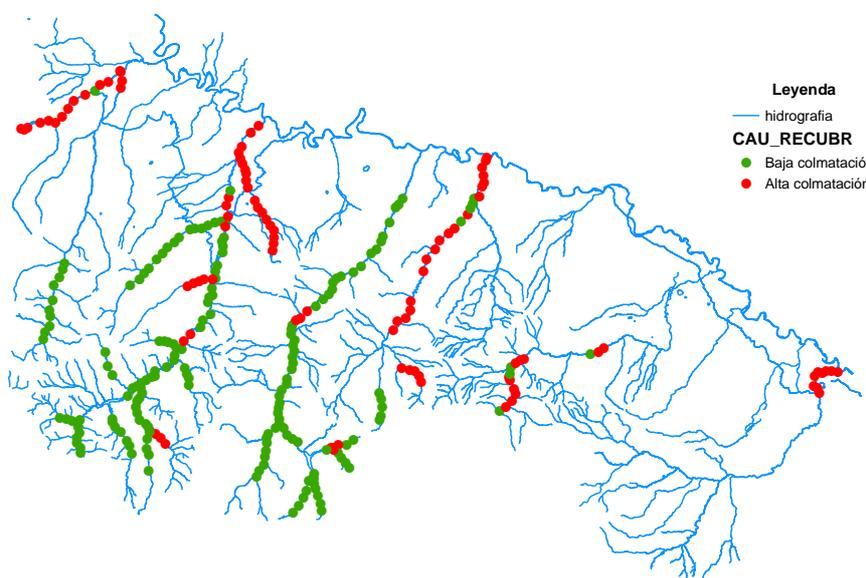


Figura 4.8. Recubrimiento por finos a lo largo de los ríos de ámbito de estudio en La Rioja.

El recubrimiento por finos de un tramo es reflejo del caudal sólido que transporta el río y que se queda decantado en el sustrato. El efecto de esa decantación es que el medio intersticial, en el que tienen lugar muchos procesos biológicos del ecosistema, y entre ellos algunos tan importantes para la trucha como la freza, incubación y estado larvario, o la producción de macroinvertebrados, queda colmatado y los citados procesos impedidos.

La colmatación elevada en algunos tramos puede explicar una menor productividad y un reclutamiento reducido.

En algunos tipos de hábitat, la colmatación natural y no supone una merma en las condiciones de vida de la población de truchas, y así, en los cursos bajos la colmatación suele ser elevada y no altera la presencia de grandes truchas.

En los ríos del ámbito de estudio, como se puede ver en la figura 4.8, la colmatación no es significativa en la mayor parte de los tramos en los que podría ser un impedimento para procesos de la comunidad o de la población de truchas.

No hay recubrimientos por finos significativo en las cabeceras y cursos medios de los ríos Oja, Najerilla e Iregua. Incluso en el río Iregua, la colmatación por finos es nula en su curso bajo, lo que viene a corroborar la anormalmente alta capacidad de acarreo que tiene este río en su curso bajo, y que ya se había detectado en el análisis de la granulometría.

Existen algunos tramos puntuales en los que el recubrimiento es elevado. El ejemplo más llamativo es el del río Ormazal. Este curso de agua discurre en gran parte paralelo a una carretera mejorada recientemente y su talud llega a hacer desaparecer la ribera derecha. El aporte de finos que se lavan de este talud puede explicar gran parte de su colmatación. Asimismo, la escasa superficie forestal arbolada de la cuenca hace que tradicionalmente se hayan registrado fuertes caudales sólidos en este río. El efecto en la población de truchas es, como se verá, determinante en el Urbión, del que es tributario, sufre un descenso significativo en su abundancia a partir de la unión de ambos ríos.

En el río Najerilla, los dos primeros kilómetros del tramo que ocupa la subpoblación 2402 Roñas-Najerilla tienen el sustrato colmatado, posiblemente con finos procedentes del río Roñas ya que aguas arriba de su confluencia el recubrimiento es inapreciable. Otro afluente del Najerilla que presenta el sustrato colmatado es el

Tobía, aunque a esta altura el Najerilla lleva caudal suficiente como para que la carga sólida que aporta el afluente no tenga efectos en el sustrato del eje principal. Este río muestra los efectos de la colmatación propia de cursos bajos a partir de unión con el Cárdenas. Esta colmatación no la aporta el Cárdenas pues este río no tiene recubrimiento significativo en toda su longitud, siendo ésta fruto de la pérdida de pendiente y aumento de la anchura normales en los cursos bajos que los ríos.

En la cuenca del río Iregua, los tramos adyacentes a la unión de los ríos Piqueras y Lavater tienen fuertes colmataciones, reflejo de un uso ganadero que aporta finos a los cauces y no decantan hasta que la pendiente de los mismos se tiende tanto que los ríos dejan de tener potencia hidráulica para lavarlos. El efecto de esta colmatación deja de apreciarse por la presencia de la cola del embalse de Pajares.

El río Iregua tiene un tramo colmatado inmediatamente aguas abajo de Torrecilla en Cameros, estos finos tienen probablemente su origen en la actividad humana en las proximidades a esta población y desaparecen sus efectos a la altura de la planta embotelladora, a partir de la cual el río vuelve a aumentar su pendiente y, consecuentemente, su capacidad de arrastrar carga sólida en suspensión.

El río Oja se encuentra libre de recubrimiento en toda la longitud entre el nacimiento y Ezcaray. No así en su junta con el Tirón, donde al ser curso bajo los finos son abundantes en el sustrato.

El río Tirón se encuentra colmatado prácticamente en toda su longitud en el ámbito de estudio, circunstancia que se explica por su carácter de curso bajo.

El río Leza tiene una colmatación significativa en toda su longitud incluido su afluente el Vadillo. Tan sólo el Rabanera se encuentra libre de finos en esta cuenca. Esta circunstancia explica la escasa importancia en términos de abundancia de la población de truchas en esta cuenca. Otro tanto ocurre en los tramos estudiados del Cidacos y Alhama.

4.1.2.3.1.3 Capacidad de refugio

La capacidad de refugio es un indicador sintético de varias variables del hábitat físico, entre las que están algunas que ya se han presentado, como el diámetro medio del sustrato, la colmatación y la calidad de las riberas. Así que es previsible observar correlaciones elevadas entre dichas variables y el refugio disponible para la trucha.

Aún así es necesario matizar que el refugio aquí evaluado es el que se considera adecuado para el conjunto de la población de truchas, sin tener en cuenta las necesidades particulares de las distintas clases de edad. Estas necesidades variarán como se ha expuesto algo más arriba, en el apartado que trata de la granulometría. Sin embargo, como el índice de refugio tiene un carácter sintético de las necesidades de toda la población, y como ésta es más abundante en los cursos altos y medios de los ríos (al menos en nuestras latitudes), es de prever que la distribución de la cantidad de refugio disponible adquiera la siguiente pauta: En las cabeceras de los ríos tendrá valores escasos ya que la profundidad y granulometría no dejan espacio para ocultarse a gran parte de las clases de edad maduras, y no son los hábitats más adecuados para los alevines del año. Conforme se baja al curso alto-medio del río la profundidad aumenta y con ella la potencia hidráulica del cauce, que mantiene cierta pendiente, y por tanto el diámetro medio de la granulometría aumenta dejando refugios para truchas mayores además de añales. Asimismo empiezan a aparecer encueves entre las raíces colgantes de las orillas, que es lo que más refugio aporta al tramo. En estos cursos aparecen de vez en cuando tramos con gravas que aportan alevines que encuentran rápidamente refugio entre la vegetación y raíces que aparecen en las orillas de los tramos más profundos. Con todo ello, la disponibilidad de refugio aumenta considerablemente y alcanza los valores máximos para todo el curso de agua. En los cursos medios-bajos la profundidad aumenta y con ella la presencia de encueves, pero el sustrato pierde capacidad de refugio, y es previsible una reducción

general del mismo. Por último, en los cursos bajos el sustrato (limos) ha perdido toda su capacidad de refugio y prácticamente queda refugio sólo para grandes truchas, con lo que el valor global de este parámetro se ve reducido y alcanza los valores mínimos de todo el río.

Teniendo todo ello en consideración se evaluar el mapa con la disponibilidad de refugio para truchas en todos los puntos de muestreo de hábitat del ámbito de estudio. La figura 4.9 recoge dicha distribución geográfica.

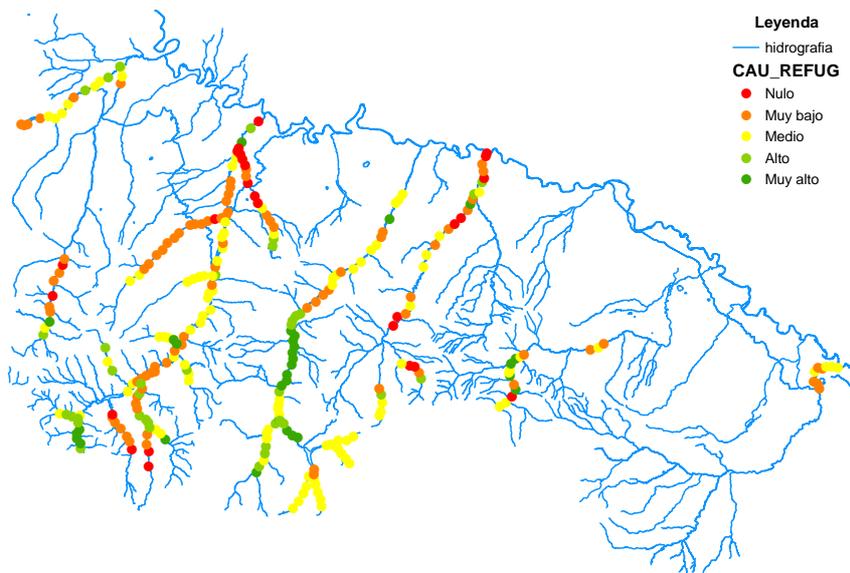


Figura 4.9. Disponibilidad de refugio para los peces en los cursos de agua del ámbito de estudio en La Rioja, cuantificado según el índice de Mayo.

Lo primero que llama la atención al observar los resultados de la figura 4.9 es la significativa abundancia de refugio en el tramo del río Iregua comprendido entre los arroyos Albercos y Tomalos, a la altura de los TM de Pradillo y Nieva de Cameros. Al

tratarse de un tramo medio-alto del río era de esperar este elevado valor del refugio. Este dato es indicativo de que la población de truchas en este tramo no debería estar limitada por la cantidad de refugio. Otra cosa es que el régimen de caudales que hay en la actualidad (muy afectado por las demandas de riegos y abastecimiento en el valle bajo del río) permita o no el aprovechamiento de este refugio por parte de las truchas.

En un sentido similar pero de signo opuesto es el escaso refugio que se observa en el curso alto del río Najerilla, entre la desembocadura del Urbión y la del Roñas. En un tramo en el que sería previsible una gran disponibilidad de refugio, éste alcanza valores medianos o bajos. La calidad de las riberas observadas en este tramo, no muy alta para lo que sería de esperar, viene a reforzar la sospecha de que la población 2300 del Urbión-Najerilla tiene en estos tramos un elemento de limitación de sus poblaciones. Otro tanto ocurre con la cabecera del río Urbión, en la que falla tanto la capacidad de refugio como la calidad de las riberas, debido fundamentalmente al efecto del pastoreo extensivo. En el caso de la escasez de refugio del río Najerilla en el tramo citado, ésta puede explicarse por la escasa variabilidad de los mesohábitats (muchas corrientes y poca sucesión rápidos-pozas) y por la densidad de ramas y raíces de la vegetación de ribera en las orillas.

Otro aspecto llamativo de la distribución del refugio en esta cuenca es la escasez de este recurso que encuentran las truchas de la población le Alto Najerilla (2100) en el río Portilla. Las causas de esta escasez hay que buscarlas de nuevo en la baja calidad de riberas originada por el pastoreo y el pisoteo de las orillas.

En otras cuencas encontramos un refugio muy limitado (y por tanto limitante) en el alto Oja cuando se abre el valle en las gleras aguas arriba de Ezcaray. Esto es previsible, natural y difícil, y no es muy razonable acometer medidas de aumento del refugio.

El río Tirón en el ámbito de estudio está ya en su cursos medio y bajo y no es de esperar que se encuentre mucho refugio. No obstante, la alteración morfológica de las márgenes con acarreo y nivelaciones hace que éste sea aún más escaso.

En cuanto al Leza, este río tiene en general poco refugio para truchas, pero aparece un tramo en el TM de Murillo del río Leza en el que se observa un repunte del mismo. Este repunte coincide como era de esperar con el tramo en el que la calidad de las riberas se veía recuperada, sirviendo como ilustración de la vinculación directa de calidad de riberas y disponibilidad de refugio.

El río Cidacos dispone de buen refugio a la altura de la desembocadura del Manzanares, en el TM de Arnedillo. Y, como también era previsible, el refugio está muy limitado en el río Alhama en Alfaro.

4.1.2.3.1.4 Régimen de caudales

Se puede evaluar la alteración del régimen de caudales comparando las distribuciones de frecuencias de caudales medios diarios para una serie reciente de datos de caudales naturales y caudales reales. Otra técnica para estimar el grado de alteración y que requiere menos cantidad de datos es la que se basa en la comparación de los regímenes anuales de caudales medios mensuales naturales con los reales. Este es uno de los métodos que se han empleado en este trabajo.

Para ello se han caracterizado los regímenes de caudales reales registrados en la red foronómica de la Confederación Hidrográfica del Ebro, para posteriormente compararlos con los regímenes de caudales naturales restituidos por dicho organismo con el método de Sacramento.

En la figura 4.10. se han representado ambos regímenes de caudales para aquellas estaciones de aforo que disponen de las dos series de datos. Al margen de la información cualitativa que nos aportan las gráficas, se puede cuantificar la alteración

del régimen natural de caudales mediante la medición del área comprendida entre ambas gráficas. De esta forma cuanto mayor sea la diferencia de caudales medios mensuales entre los valores reales medidos y los valores naturales restituidos mayor será el grado de alteración. Para considerar la componente temporal, es decir el tiempo que permanece el caudal alterado, este método da mayor grado de alteración cuantos más meses el caudal real sea diferente del caudal natural. En consecuencia, podemos expresar mediante un número la intensidad de la alteración del régimen hidrológico de un río en un punto determinado.

En la figura 4.10 se puede apreciar que, en términos generales, los caudales medios mensuales reales son muy inferiores a los naturales, lo que muestra que la información consignada en el Plan Hidrológico de cuenca elaborado por la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante CHE) subestima la intensidad de la detracción de caudales. En ella, como se puede ver en el Estado legal de este Inventario, las demandas consuntivas servidas fluctúan alrededor del 15% de las aportaciones anuales de las subcuencas, con el Iregua y Cidacos bastante por encima de este valor (46% y 28%, respectivamente).

Al margen de la alteración por detracción de caudales, que ya es elevada, aparecen alteraciones en la estacionalidad de los regímenes y que reflejan la intensidad de la regulación de caudales a lo largo de los ríos.

Así se puede ver en las gráficas correspondientes a los ríos Najerilla e Iregua, que los tramos de cabecera sufren una inversión del régimen natural de caudales, con un máximo de éstos en los meses de verano, cuando los ríos deben estar en estiaje de forma natural. Este efecto se ve atenuado conforme se baja a los cursos medios y bajos de dichos ríos. Asimismo, es llamativo que el Najerilla corrige este efecto en su curso medio, y a la altura de Anguiano el régimen se muestra en una pauta natural. Por el contrario, en el río Iregua los efectos de la regulación permanecen en mayor o menor medida en toda su longitud, y aunque en Islallana el caudal real medio en

verano es menor que el natural, la diferencia es mínima, y el régimen real de caudales tiene un máximo anual en agosto.

La explicación a este efecto está en el diferente uso principal a que se dedica la regulación de caudales en estos ríos. Mientras el Najerilla tiene en todo su curso una demanda no consuntiva dedicada a generación hidroeléctrica con una potencia instalada total de 14.300 kW, este mismo parámetro para el río Iregua no llega a los 2.500 kW. De forma análoga la demanda consuntiva del Iregua es de casi 100 hm³/año, representando el 47% de la aportación anual de su cuenca, y la del Najerilla es de 74 hm³/año, que es el 17% de la aportación anual de su cuenca.

A la vista de estos datos es inmediato explicar los distintos regímenes observados en ambos ríos. La cuenca del Najerilla tiene demandas de uso mixto hidroeléctrico y de regadío, y el Iregua atiende casi exclusivamente demandas de riego y abastecimiento. Mientras que la demanda hidroeléctrica es constante a lo largo del año y genera un régimen anual aguas abajo más similar al natural (sólo el régimen anual, no el régimen diario, en el que pueden aparecer las “hidropuntas” dependiendo del tipo de explotación), la demanda de riegos tiene su máximo en los meses de verano. Si se utilizan los ríos como canales de transporte de agua desde las zonas de acumulación, en cabecera, a las zonas de utilización, en los valles del curso bajo, el régimen anual de caudales muestra una inversión respecto del natural. Los meses de invierno se emplean en retener caudales y los de verano en soltarlos, con lo que aparecen máximos en el período natural de estiaje y mínimos cuando debería pasar más agua.

Los efectos de esta inversión en los procesos metabólicos naturales del río son evidentes en la disminución de la producción secundaria de macroinvertebrados y peces fitófagos y, por tanto en los depredadores (trucha común) que se alimentan de ellos. Si a este efecto añadimos que los desembalses se hagan de fondo, la temperatura del agua en verano baja respecto a la que debería tener de forma natural, con lo que el metabolismo general del sistema se ve aún más retardado. El efecto sinérgico de

ambas afecciones es determinante a la hora de explicar el funcionamiento del recurso pesquero en los tramos afectados.

Los valores cuantitativos de la alteración del régimen anual de caudales se recogen en la tabla 4.1.

Tabla 4.1. Valores cuantitativos de la alteración del régimen de caudales: absolutos (diferencia total anual entre los caudales medios mensuales naturales y reales) y relativos (alteración/aportación media anual).

Río	Tramo	Alteración absoluta (año.m³/s)	Aportación media anual (año.m³/s)	Alteración relativa (%)
Tirón	Cuzcurrita	86	123	70%
Oja	Azarrulla	39	59	66%
Najerilla	Mansilla	110	161	68%
	Anguiano	198	319	62%
	Torremontalbo	298	399	75%
Iregua	Lumbreras	35	45	78%
	Villoslada	67	94	71%
	Islallana	151	204	74%
Leza	Leza	44	53	83%
Cidacos	Yanguas	53	64	83%
Alhama	Cintruénigo	120	126	95%

En esta tabla se puede observar que la diferencia de estacionalidad de los regímenes de caudales entre Najerilla e Iregua, se ve matizado también por la intensidad de dicha alteración. Así, la alteración relativa global del Najerilla es menor que la del Iregua, pero además la alteración en el primer río tiene su máximo en su curso bajo, mientras que la del Iregua es máxima en su cabecera.

Al margen de que las cabeceras son los tramos más frágiles de los ecosistemas fluviales y de que las alteraciones que tienen lugar en ellas se transmiten al resto del curso fluvial, las cabeceras suelen albergar hábitats muy adecuados para las clases juveniles de la población de truchas. Por ello, la alteración de estos tramos de cabecera puede inducir la aparición de “cuellos de botella” en la base de la estructura poblacional del recurso que se va a aprovechar, limitando en consecuencia el tamaño y posibilidad de dicho recurso.

Fuera de las cuencas del Iregua y Najerilla es llamativo el alto grado de alteración de los ríos del sector oriental de la región: Leza, Cidacos y Alhama. El tercero de éstos muestra una alteración cercana al 100%.

Paralelamente al análisis expuesto de afecciones a los caudales, se ha estimado oportuno incluir una evaluación de la CHE en estos términos. La valoración de este organismo se muestra en la tabla 4.2.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

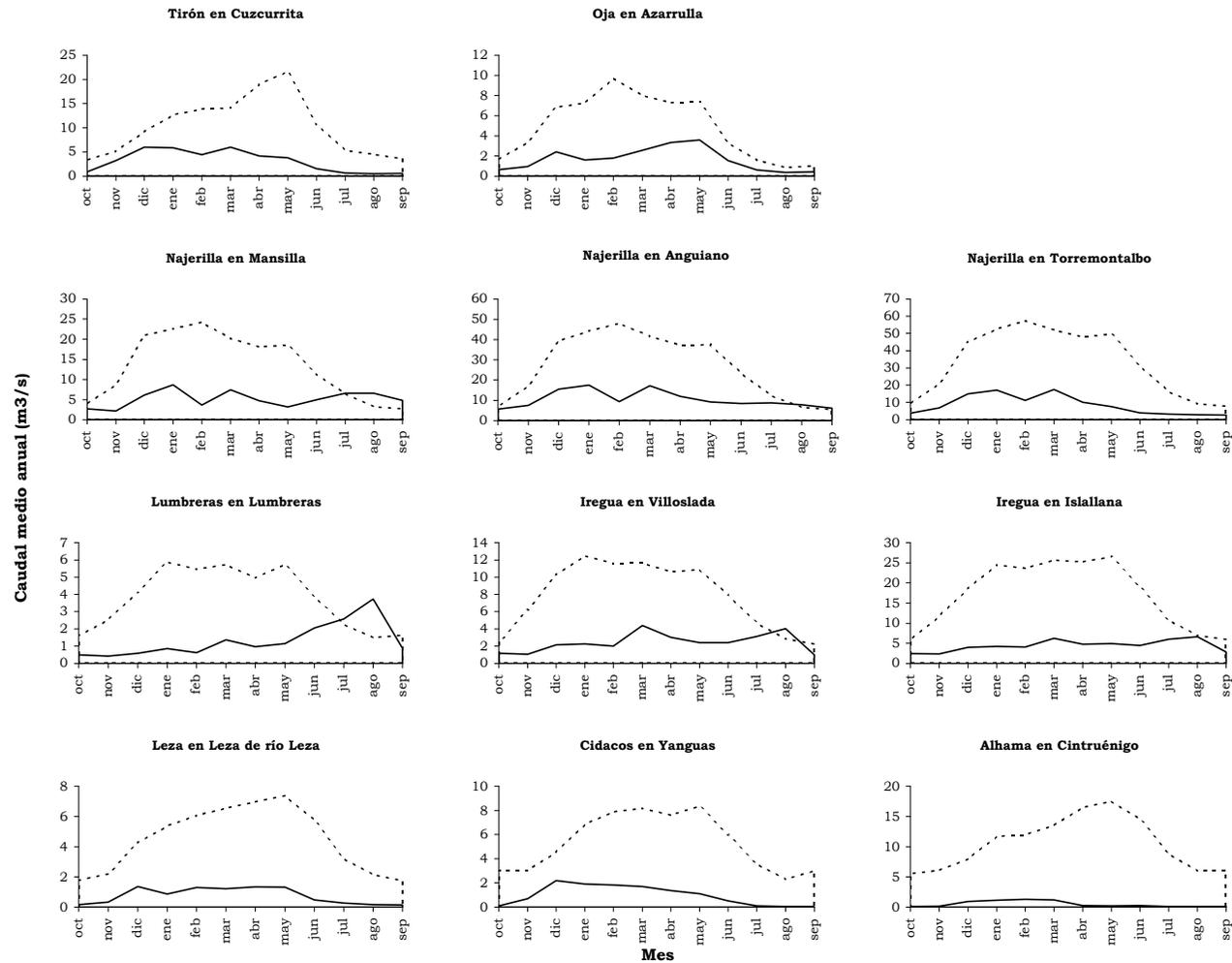


Figura 4.10. Regímenes anuales de caudales medios mensuales (m³/s) naturales restituidos (en trazos) y reales medidos (continua) en la red de aforo de la CHE.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.2. Caracterización de las alteraciones del régimen hidrológico sufridas en las estaciones de aforos de la cuenca del Ebro en La Rioja. Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro.

CÓDIGO	DESCRIPCIÓN	Datos serie medida				Q reg nat (CHE, 1993) hm ³ /a	Caracterización de las alteraciones						
		Nº DATOS	Día inicio	Día final	% llenado serie		Q MEDIO (hm ³ /a)	Periodo alteración	Tipología de la alteración	Clase de alteración Magnitud Modulación	Magnitud alteración	Infraestructura relacionada	
	Ebro en Miranda de Ebro	28.054	01/01/1913	30/09/2000	88	1.930	1.775	or-1944				Muy baja	
								1945-act	embalse regadíos + usos hidroeléctricos		X	Media	E. Ebro (1945 con 540 hm ³) + CH cabecera
2	Ebro en Castejon	20.088	01/01/1929	30/09/2000	77	7.567	8.884	or-act	embalse y canal en derivación regadíos	X	X	Baja	Ebro (1945 con 540 hm ³) + Bárdenas (700
	Ega en Andosilla	26.429	01/01/1913	30/09/2000	82	429	492	or-act	regadíos + usos hidroeléctricos	X	X	Muy baja	Consumos cuenca 22 hm ³ /a
	Arga en Funes	25.879	01/01/1913	30/09/2000	81	1.621	1.695	or-act	regadíos	X	X	Muy baja	
	Aragon en Caparoso	27.288	01/01/1913	30/09/2000	85	2.203	2.815	or-5/1959	regadíos			Muy baja	
	Ega en Marañón	19.323	01/10/1947	30/09/2000	100	23	32	5/1959-act	regadíos + embalse y canal en derivación regadíos	X	X	Media	Yesa (1959 con 449 hm ³) + Bárdenas
	Jalon en Cetina	26.055	01/01/1913	30/09/2000	81	80	98	or-act	regadíos			Muy baja	
	Piedra en Nuevalos	20.047	01/01/1913	30/09/2000	63	53	47	or-act				Despreciable	
	Jalon en Huermeda	25.521	01/01/1913	19/09/1995	84	417	439	or-9/1961	regadíos			Muy baja	
	Jiloca en Daroca	26.746	01/01/1913	30/09/2000	83	107	142	10/1961-act	embalse regadíos + regadíos		X	Media	E. Tranquera (1962 con 79 hm ³)
	Ebro en Zaragoza	28.031	01/01/1913	30/09/2001	86	7.135	9.761	or-act	regadíos	X	X	Media	Consumo regadíos: 48 hm ³ /a
								or-act	embalse regadíos + canal en derivación regadíos	X	X	Media	Ebro (1945 con 540 hm ³) + Bárdenas (700
34	Najerilla en Mansilla	21.448	05/01/1931	30/09/2000	84	144	161	or-9/1955				Despreciable	
								10/1955-1959	usos hidroeléctricos		X	Media	
								1960-9/1986	Embalse regadíos + usos hidroeléctricos		X	Alta	E. Mansilla (1960 con 68 hm ³) + C.H. Man
								10/1986-act	Embalse regadíos		X	Media	E. Mansilla (1960 con 68 hm ³)
35	Iregua en Villoslada	18.963	01/01/1931	30/09/2000	74	103	95	or-1961				Despreciable	
								1962-1995	canal en derivación regadíos	X	X	Alta	C. Alim. González Lacasa (1962)
								1995-act	embalse regadíos + canal en derivación hidroeléct	X	X	Alta	E. Pajares (1995 con 35 hm ³)
36	Iregua en Islallana	21.419	01/01/1931	30/09/2001	83	185	205	or-1946				Despreciable	
								1947-1961	embalse regadíos		X	Baja	E. González Lacasa (1947)
								1962-1994	embalse regadíos		X	Media	E. González Lacasa rec (1962 con 33 hm ³)
								1995-act	embalse regadíos		X	Alta	E. González Lacasa rec (1962 con 33 hm ³)
37	Urbion en Garganchon	7.467	05/01/1931	30/09/1978	43	50		or-1978				Despreciable	
38	Najerilla en Torremontalvo	18.446	01/01/1931	30/09/2000	72	424	401	or-4/1960	regadíos			Despreciable	
								5/1960-act	regadíos	X	X	Media	Demanda de regadíos: 75 hm ³ /a
39	Albercos en Ortigosa	21.199	01/01/1931	30/09/2000	83	37	22	or-5/1947				Despreciable	
								6/1947-1961	embalse regadíos + usos hidroeléctricos		X	Muy alta	E. González Lacasa (1947)
44	Cidacos en Yanguas	20.276	01/01/1931	30/09/2001	78	52	63	1962-act	embalse regadíos + canal exterior	X	X	Muy alta	E. González Lacasa rec (1962 con 33 hm ³)
48	Najerilla en Anguiano	19.841	01/01/1931	30/09/2001	77	340	318	or-act				Despreciable	
								or-9/1955				Despreciable	
								10/1955-1959	usos hidroeléctricos		X	Baja	C.H. Anguiano (10 m ³ /s)
49	Añamaza en Devanos	18.151	01/01/1931	30/09/2000	71	6	22	1960-act	Embalse regadíos + usos hidroeléctricos		X	Media	Mansilla (1960 con 48 hm ³) + C.H. Anguian
50	Tiron en Cuzcurrita	19.260	01/01/1931	30/09/2000	76	157	142	or-act	regadíos + canal en derivación regadíos	X	X	Muy alta	Regadíos tradicionales + canal de la Nava
120	Ebro en Mendavia	18.960	01/10/1948	30/09/2000	100	3.386	4.136	or-act	regadíos			Muy baja	
								or-act	embalse regadíos + usos hidroeléctricos + regad	X	X	Muy baja	E. Ebro (1945 con 540 hm ³)
142	Lumbreras en Lumbreras	18.196	01/10/1950	30/09/2000	100	60	47	or-9/1994				Despreciable	
								10/1994-act	embalse regadíos		X	Muy alta	E. Pajares (1995 a 35 hm ³)
156	Glera u Oja en Ezcaray	1.826	01/10/1965	30/09/1970	100	99	88	or-1970				Despreciable	
157	Glera u Oja en Azarrulla	11.067	01/10/1965	30/09/2001	84	67	57	or-act				Despreciable	
158	Tiron en San Miguel de Pedroso	11.017	01/10/1969	30/09/2000	97	88	95	or-act				Despreciable	
197	Leza en Leza del río Leza	8.400	01/10/1976	30/09/1999	100	57	57	or-act				Despreciable	
251	Alhama en Cervera del río Alhama	3.575	23/11/1989	30/09/1999	99	19	80	or-act		X	X	o por valores raros	
253	Cidacos en Arnedillo	3.244	01/10/1990	30/09/1999	99	47	79	or-act				Despreciable	

4.1.2.3.1.5 Régimen de temperaturas del agua

La variación de la temperatura del agua en una estación representativa de los tramos de alevinaje de la cuenca se representa en la figura 4.10 bis. En ella se aprecia que los períodos críticos del año se concentran en el mes de febrero, y en ellos la probabilidad de que la columna de agua se hiele es elevada.

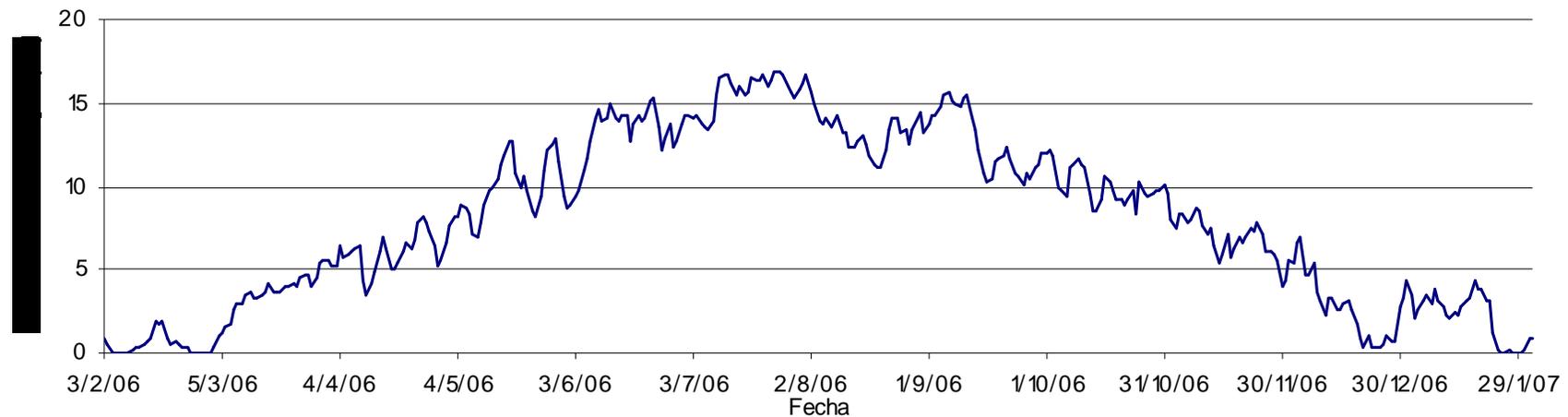


Figura. 4.10 bis. Régimen de temperaturas medias diarias del agua (°C) a lo largo del período anual comprendido entre el 3 de febrero de 2006 y el 2 de febrero de 2007.

El conocimiento de la temperatura media diaria en un tramo de alevinaje ha permitido estimar el período más probable de eclosión de los huevos y emergencia de los alevines en las poblaciones de trucha de La Rioja.

4.1.2.3.2 Factores químicos del hábitat

La distribución geográfica de los principales parámetros químicos del agua se representa en las figuras 4.11, 4.12 y 4.13.

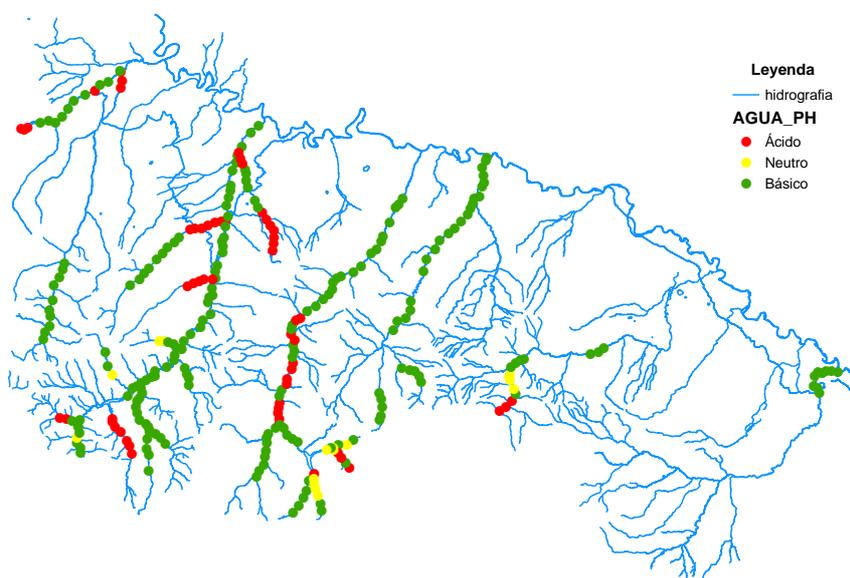


Figura 4.11. Valores de pH del agua en el ámbito de estudio en los días en que tuvo lugar cada análisis (ver base de datos <habitat_4.shp>).

El grado de acidez o basicidad del agua en un punto del río es un parámetro que refleja la naturaleza de los terrenos que atraviesa el curso de agua, así como de los materiales que recorre en su escorrentía superficial o subsuperficial en toda la cuenca vertiente a dicho punto.

Como se ha visto en el estudio litológico de la región, el Sistema Ibérico, compuesto por materiales fundamentalmente silíceos origina aguas ácidas que mantienen esta naturaleza hasta llegar a las zonas de contacto entre la sierra y el valle central del Ebro donde se topan con una barrera de rocas calizas y margas procedentes de depósitos marinos que le confieren basicidad a los ríos a partir de ellas. Esta basicidad se mantiene en los terrenos sedimentarios del fondo del valle del Ebro, al atravesar conglomerados de calizas con matriz arcillosa.

Según esto y atendiendo a la disposición de los ríos en la Rioja (de sur a norte) y perpendiculares al valle del Ebro, es previsible como pauta general encontrar pH bajos en los cursos altos y medios de los ríos, y pH altos cuando entran en las terrazas sedimentarias cercanas a Ebro.

Esta pauta general encuentra excepciones en los ríos Oja y Najerilla, que encuentran (el primero en sus fuentes y el segundo poco después de su nacimiento) una banda de depósitos marinos carbonatados que hacen que suba el pH originalmente bajo de sus aguas.

Por lo demás no hay valores de pH extremos que expliquen limitaciones al desarrollo de poblaciones de truchas en sus aguas.

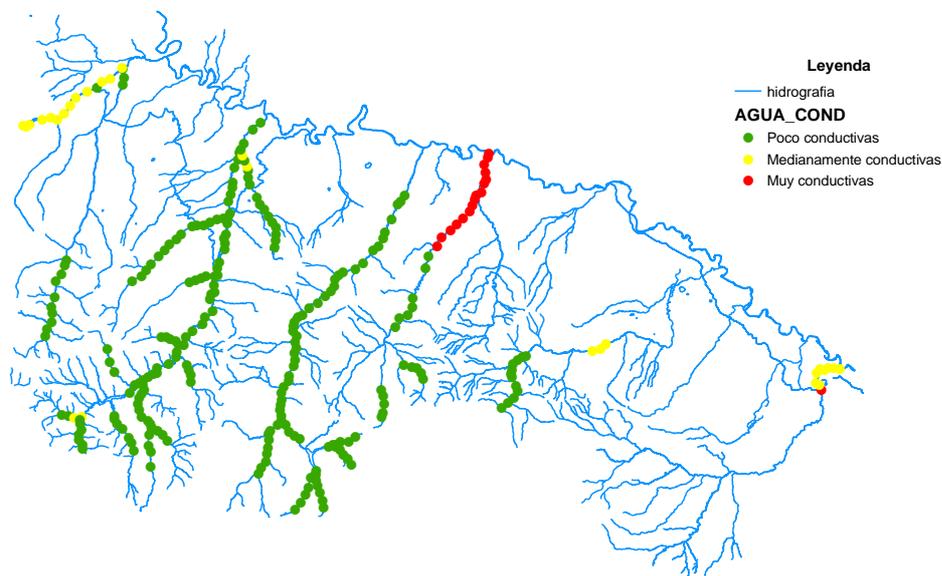


Figura 4.12. Valores de la conductividad del agua ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en el ámbito de estudio en los días en que tuvo lugar cada análisis (ver base de datos <habitat_4.shp>).

La conductividad eléctrica es un indicador de la concentración de sales disueltas en el agua, por ello es previsible que exista una cierta correlación entre la conductividad y el pH. Los materiales que originan aguas más ácidas (silíceos) suelen ser menos solubles que los que generan aguas más básicas (calcáreos), por lo tanto las aguas que atraviesan los primeros serán por lo general menos conductivas que las que atraviesan los segundos.

Según el esquema litológico de La Rioja es esperable observar un aumento progresivo de la conductividad de las aguas conforme bajamos los ríos desde las cabeceras al fondo del valle del Ebro. Y la aparición de tramos que se alejen mucho de este esquema puede ser indicativo de que existe alguna alteración de tipo químico en los terrenos adyacentes.

En general todos los ríos de la Rioja siguen esta pauta en toda su longitud, siendo llamativa la presencia de puntos en los que se observan discontinuidades.

Uno de estos tramos está en el río Canales a su paso por Villavelayo, donde encontramos conductividades de más de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en medio de un tramo que no supera los 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La presencia de fuentes puntuales y difusas de contaminación de origen agrícola y ganadero detectadas en el recorrido de este tramo explican la discontinuidad en la concentración de sólidos disueltos, y constituye un factor a tener en cuenta a la hora de explicar el estado del recurso pesquero en este tramo.

Más natural parece el origen de la relativamente alta conductividad detectada en las aguas del río Brieva. Al tener este río su nacimiento en la misma banda de depósitos marinos carbonatados que hace subir el pH al Najerilla en su curso medio-alto, las aguas que afluyen al tramo estudiado pueden estar más cargadas de sales que las que nacen en las cumbres silíceas del Sistema Ibérico.

En la misma cuenca del Najerilla, el río Yalde recoge valores muy altos de pH cerca de su desembocadura, coincidiendo con importantes fuentes de contaminación puntual y difusa de origen agrícola, ganadero e industrial (graveras). Por ello es posible explicarlo por la actividad humana y calificarlo de afección al hábitat químico del río.

Los valores máximos de conductividad de toda la región se encuentran en los cursos medio y bajo del río Leza. En concreto, a partir de la cantera situada entre Leza de río Leza y Ribafrecha. En parte el lavado de materiales procedente de esta cantera y en parte porque ésta está situada en una estrecha banda de materiales que atraviesa el río y que en sus estratos superiores están compuestos por materiales muy solubles (calizas, dolomías y yesos, facies *Muschelkalk* y *Keuper*). El efecto es que el río pasa de tener conductividades por debajo de 500 a más de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en poco más de un kilómetro. No obstante se han observado también fuentes de contaminación difusa de origen agrícola en este tramo medio y bajo del río Leza.

De la evaluación general de la conductividad en los ríos de La Rioja se puede extraer como conclusión que no existen tramos en los que la conductividad sea una limitación a la existencia de truchas, si bien los tramos de los nacimientos de las cuencas del Oja e Iregua muestran valores de conductividad por debajo de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y pueden explicar posibles tasas reducidas de metabolismo.

Un efecto interesante de la conductividad del agua en esta región es que se ha observado una fuerte correlación inversa significativa entre este parámetro y la calidad de la ribera RQI ($r\text{-Pearson} = -0,936$, $p < 0,05$). Al parecer existen evidencias de que una ribera bien conservada mantiene bajos los niveles de conductividad de las aguas. Podría explicarse este hecho por el carácter de “filtro verde” que ejercen las riberas sobre los contaminantes de origen difuso que pueden aportar los usos de la cuenca o de los terrenos adyacentes al cauce.

La distribución de la temperatura instantánea del agua tiene poco interés, a menos que se detecten valores muy extremos, ya que la variación intra-diaria de la misma puede ser bastante elevada, y existe una fuerte dependencia de la época del año en que se haya medido.

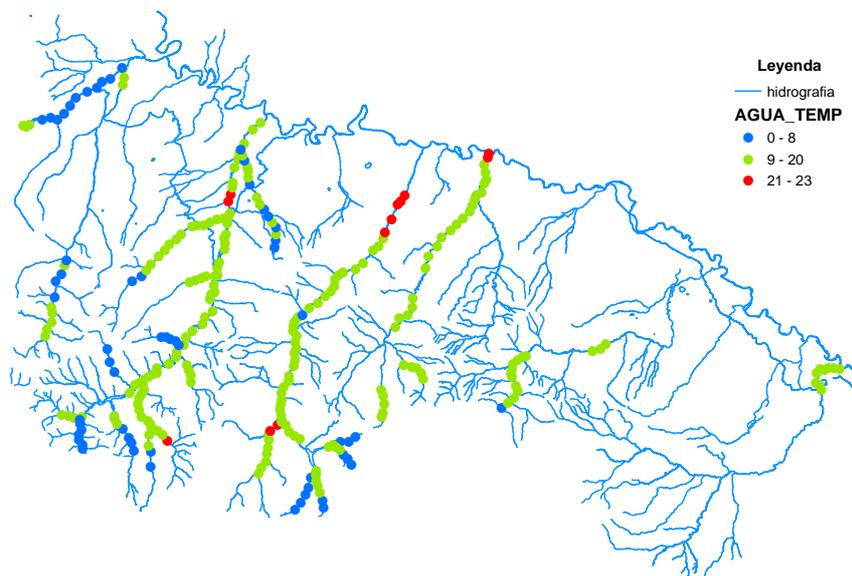


Figura 4.13. Valores de la temperatura instantánea del agua (°C) en el ámbito de estudio en los días y horas en que tuvo lugar cada análisis (ver base de datos <habitat_4.shp>).

No se encuentran en este sentido valores que hagan pensar que la temperatura sea un factor limitante para la existencia de truchas, ya que el valor máximo detectado es de 23 °C, dentro del rango establecido por Elliott (1994) para la trucha común en Gran Bretaña y de los límites observados por Ecohidráulica en estirpes ibéricas (Duero Norte) en la piscifactoría de la ETSI de Montes de Madrid.

4.1.2.3.3 Factores biológicos del hábitat

La componente biológica del hábitat que se estudia en el inventario de una ordenación de la pesca está formada por los elementos de la comunidad de seres vivos que directamente tienen alguna influencia en el desarrollo y estado de la población que constituye en recurso a ordenar.

En el caso que nos ocupa se han analizado tres vertientes del hábitat biológico:

- (1) los organismos de los que la trucha obtiene su alimento (recursos),
- (2) los organismos que compiten con la trucha (competidores) y
- (3) los organismos que depredan sobre la trucha (depredadores)

Por lo general, la trucha cambia de recursos a lo largo de sus estadios de desarrollo: cuando es un alevín arranca su alimentación con pequeños invertebrados del plancton, enseguida pasa a consumir macroinvertebrados bentónicos y lo sigue haciendo prácticamente el resto de su vida en mayor o menor medida, pero cuando alcanza un tamaño tal que el desplazamiento para capturar un invertebrado no le compensa la energía adquirida con su ingesta el animal se hace ictiófago y pasa a consumir otras especies acompañantes o miembros más pequeños de su población.

Por esta circunstancia las especies acompañantes de la comunidad de peces pasan de ser competidores a recurso a lo largo de la vida de las truchas.

Las especies que funcionan como depredadores de la trucha varían a lo largo de las distintas edades de ésta. En la etapa de alevín es consumida por sus propios congéneres más grandes, por reptiles (culebra de agua) y por aves (martín pescador). En cuanto alcanza un tamaño mayor de 6 cm, el martín pescador deja de ser una amenaza pero enseguida entra como depredador el visón europeo. Los adultos jóvenes son depredados por visones, nutrias, garzas y cormoranes, y los grandes adultos por estos tres últimos depredadores y por el hombre.

4.1.2.3.3.1 Comunidad de macroinvertebrados

Los macroinvertebrados del bentos aportan datos adicionales sobre el estado de la comunidad fluvial al tener requerimientos de calidad de aguas específicos y conocidos.

Esta característica se aprovecha para determinar la calidad de las aguas por medio de índice de integridad biótica como el IBMWP y el Thuffery-Vernaux (ver Metodología).

En la tabla 4.3 se recogen los valores de dichos índices para las estaciones de muestreo en las que se han llevado a cabo dichos análisis. Asimismo se muestran los valores de la abundancia de invertebrados en términos de número de individuos recogidos en el muestreo.

Tabla 4.3. Valores de los índices IBMWP y Thuffery-Vernaux (ó ASPT) de la comunidad de macroinvertebrados detectados en cada estación e interpretación en términos de calidad según umbrales delimitados para la cuenca del Ebro (Confederación Hidrográfica del Ebro, Prat y Munné, 1999), y abundancias en número total de individuos detectados en el muestreo.

Estación	IBMWP	T-V	Abundancia (ind.)	Calidad
tiron_2	63	5,3	398	media
oja_13	95	6,3	92	buena
neila_1	164	6,6	280	alta
neila_6	94	5,9	419	buena
breiva_3	107	6,7	27	alta
najerilla_6	103	6,4	239	alta
urbion_6	148	6,4	1106	alta
urbion_9	99	6,6	337	buena
najerilla_14	162	6,8	469	alta
najerilla_20	107	5,9	355	alta
najerilla_24	60	5,5	494	escasa
najerilla_28	91	6,1	349	buena
tobia_1	143	7,2	588	alta
cardenas_1	91	6,5	93	buena
piqueras_8	103	6,4	1025	alta
iregua_4	75	5,8	775	media
iregua_6	71	7,1	452	media
iregua_9	116	6,8	101	alta
iregua_13	66	6	313	media
iregua_24	90	5,6	251	buena
iregua_27	105	6,2	27	alta
iregua_30	77	5,9	108	media
vadillo_1	82	5,9	558	buena
rabanera_4	99	7,1	628	buena
leza_6	98	5,8	880	buena

En la figura 4.14 se han representado en un mapa de la red fluvial de La Rioja los valores del índice IBMWP en las estaciones de muestreo con un código de colores que representa su interpretación en términos de calidad ambiental. La interpretación cualitativa de los valores del IBMWP se ha hecho siguiendo los umbrales establecidos

para la cuenca del Ebro por Prat y Munné (1999) en los términos de la Directiva Marco del Agua (en adelante DMA). En el citado trabajo los autores plantean unos umbrales de calidad en función de los valores del índice IBMWP para seis tipos de regiones en la cuenca del Ebro. En este trabajo hemos utilizado con el fin de homogeneizar la interpretación de resultados los valores correspondientes a la Región 1 Montaña media.

En esta figura se puede apreciar una significativa diferencia de valores entre las estaciones de la cuenca del Najerilla y las del Iregua.

Once de las doce estaciones analizadas en la cuenca del Najerilla han mostrado calidades iguales o superiores al nivel de “Calidad buena” y de ellas, siete se pueden clasificar en el nivel de calidad máximo, “Alta calidad”. Aunque en este mismo río se da el valor mínimo registrado para toda La Rioja en este trabajo, se trata de la estación najerilla_24 que ha obtenido un resultado que la califica de “Escasa calidad”.

Sin embargo en la cuenca del río Iregua, la mitad de sus ocho estaciones se clasifican dentro del nivel de “Calidad media”, tres estaciones como “Alta calidad” y una como “Calidad buena”.

Si consideramos la abundancia total de individuos en la comunidad de macroinvertebrados, la pauta se repite, si bien no se da una comunidad muy abundante en ninguna de las dos cuencas.

Estas circunstancias avalan las evidencias reconocidas en apartados anteriores de que la cuenca del Iregua puede encontrar en el hábitat un factor de limitación del desarrollo y abundancia de su población de truchas.

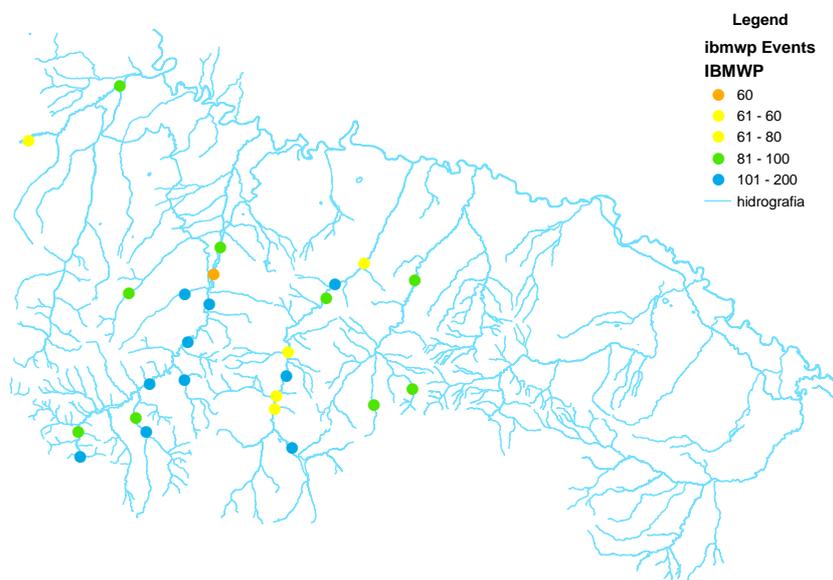


Figura 4.14. Valores del índice IBMWP de macroinvertebrados en cada una de las estaciones muestreadas.

Por su parte, aparece un punto de “Calidad media” en las aguas del coto de Tormantos, en el río Tirón, pero la situación parece recuperarse a la altura de Cuzcurrita, si bien no llega a superar los 100 puntos de IBMWP.

En el río Leza, las estaciones analizadas se encuentran en un estado de “Calidad media”, con valores de IBMWP comprendidos entre 80 y 100.

De la evaluación de las abundancias se puede apreciar que en pocas estaciones la disponibilidad de alimento para las truchas en fase insectívora puede ser un factor limitante para las poblaciones. En concreto las estaciones *brieva_3* e *iregua_27* mostraron comunidades de invertebrados bastante escasas que podrían explicar los resultados de existencias de trucha en estos tramos. Como se ha resaltado más arriba, se observa una diferencia significativa en la abundancia de la cuenca del

Najerilla respecto a la del Iregua, si bien en la cabecera de este último río las estaciones con comunidades del bentos abundantes son dos frente a una única en el

Najerilla.

4.1.2.3.3.2 Comunidad de peces

Las especies de peces que cohabitan con la trucha común (especie objetivo de esta ordenación) en el ámbito de estudio han sido revisadas recientemente por Zaldívar (2006) y son las siguientes:

Familia Anguillidae

<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila europea
--------------------------	-----------------

Familia Cyprinidae

<i>Achondrostoma arcasii</i>	Bermejuela
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno (introducida)
<i>Barbus haasi</i>	Barbo culirroyo
<i>Carassius gibelio</i>	Carpín (introducida)
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa (introducida)
<i>Gobio lozanoi</i>	Gobio ibérico
<i>Luciobarbus graellsii</i>	Barbo de Graells
<i>Parachondrostoma miegii</i>	Madrilla
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Piscardo
<i>Squalius laietanus</i>	Bagre
<i>Tinca tinca</i>	Tenca

Familia Cobitidae

<i>Cobitis calderoni</i>	Lamprehuela
<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja

Familia Nemacheilidae

<i>Barbatula quignardi</i>	Lobo de río o locha
Familia Ictaluridae	
<i>Ameiurus melas</i>	Pez gato negro (introducida)
Familia Siluridae	
<i>Silurus glanis</i>	Siluro (introducida)
Familia Esocidae	
<i>Esox lucius</i>	Lucio (introducida)
Familia Salmonidae	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arco-iris (introducida)
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común
Familia Poeciliidae	
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia (introducida)
Familia Centrarchidae	
<i>Lepomis gibbosus</i>	Pez sol (introducida)
<i>Micropterus salmoides</i>	Perca americana (introducida)
Familia Blenniidae	
<i>Salaria fluviatilis</i>	Fraile

La distribución de todas las especies de peces en la red de estaciones de muestreo se recoge en el Anexo “Resultados del inventario de peces por campañas y estaciones”, así como su densidad, biomasa y proporción de la comunidad íctica que conforman.

La trucha común ha constituido junto con la anguila, hasta la introducción de el lucio y el black-bass, el único depredador ictiófago de la comunidad de peces de la cuenca del Ebro. Ello explica que en la actualidad los consumidores de peces han aumentado,

con lo que estas especies introducidas son susceptibles de competir con la trucha por el alimento cuando esta alcanza tamaños relativamente grandes (>40 cm).

Sin embargo tanto el lucio como el black-bass (o perca americana) muestran unos requerimientos de hábitat diferentes a los de la trucha común, incluso en la etapas más maduras de ésta, por lo que la intensidad de la competencia interespecífica queda moderada por este aspecto.

Las especies que verdaderamente pueden competir con la trucha por el alimento durante su fase insectívora son aquellos ciprínidos que habitan tramos lóticos y que alcanzan tamaños similares a las truchas en dicha etapa de su vida (5-15 cm). En el ámbito de estudio estos ciprínidos son: el piscardo, el bagre y, en menor medida, la madrilla y los barbos (de Graells y culirrojo).

El piscardo es un pequeño (<10 cm) pez propio de aguas rápidas y oxigenadas que coexiste con la trucha en los tramos medios y altos de los ríos. Se alimenta de pequeños invertebrados bentónicos que captura en la columna de agua, por lo que puede competir con los alevines de trucha. Si bien es una especie que se convierte en alimento de las truchas mayores allí donde cohabitan.

El bagre es otro ciprínido de tamaño mediano (<20 cm) que se alimenta en la columna de agua, pero que aparece en tramos más lénticos que el piscardo, con lo que puede competir con añales de trucha en los tramos en los que coincidan, que no serán muchos ya que el hábitat más adecuado para los añales suele encontrarse en los cursos más altos de los ríos.

La madrilla es un pez eminentemente fitófago (raspador de perifiton), pero que come en la columna de agua con cierta frecuencia. Aparece en tramos similares al bagre y al formar grandes bancos que se desplazan a lo largo del río pueden incrementar la biomasa total de un tramo y entrar en competición por el hábitat con truchas adultas jóvenes y añales.

Los barbos de Graells son peces que habitan los cursos medios y bajos de los ríos. De gran tamaño (60 cm) pueden constituir la mayor parte de la biomasa de la comunidad de peces allí donde existen, y en esos casos convertirse en un competidor de las grandes truchas por el alimento. Sin embargo es raro que un barbo adulto consuma el mismo tipo de alimentos que las truchas de tamaños similares, por lo que su competencia es relativa.

El barbo culirroyo es un pequeño barbo de montaña que aparece en los tramos en los que los alevines de trucha son abundantes y en ese sentido puede competir con éstos. De cualquier forma, los tamaños poblacionales de este ciprínido suelen ser poco significativos en el conjunto de la comunidad de peces por lo que su competencia con la trucha es relativamente baja.

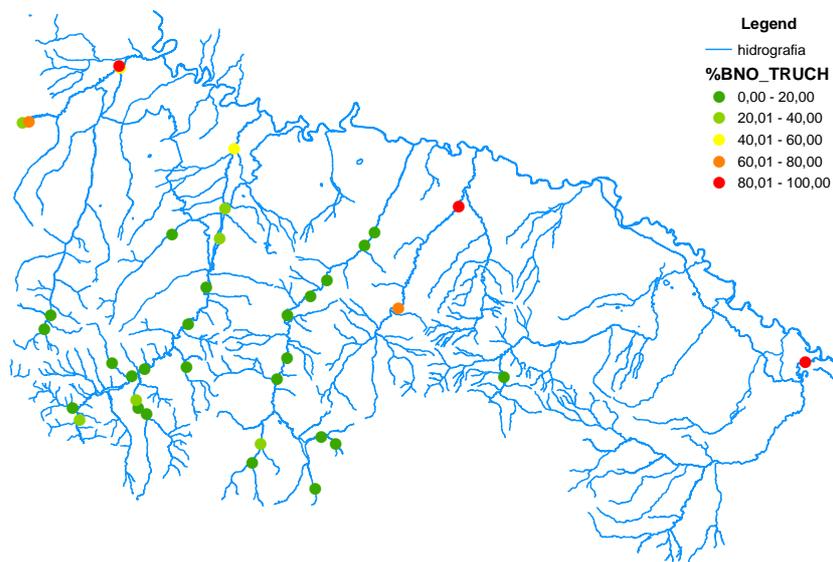


Figura 4.15. Porcentaje de biomas de la comunidad de peces constituido por ciprínidos en las estaciones de muestreo de este inventario.

En la figura 4.15 se representa la proporción de biomasa de la comunidad de peces que conforman las anteriores cuatro especies de ciprínidos en las estaciones de muestreo de este inventario.

En ella se observa que la comunidad de peces de los dos mayores ríos de la región (Najerilla e Iregua) están dominadas por la trucha común, que representa en todas las estaciones muestreadas más del 60% de la población, con la única salvedad de la estación más baja del río Najerilla (najerilla_30) en la que conforma el 44% de su biomasa de peces.

Este resultado constituye una evidencia de que es poco probable que las poblaciones de ciprínidos representen un factor limitante para el desarrollo de las poblaciones de trucha común.

El curso bajo del río Tirón está dominado por ciprínidos, como era de esperar en un tramo regulado y con fuerte colmatación de finos.

Es llamativa la escasez de truchas en la comunidad del río Leza, tanto en el curso medio como en el bajo. El curso medio de este río tiene un carácter fuertemente estacional, con estiajes muy intensos y duraderos, esta circunstancia explica la poca representación de truchas en la comunidad de estos tramos. Sin embargo, la escasez de esta especie a la altura de Murillo, en un tramo en el que el hábitat físico mejora considerablemente, es más difícil de explicar. El análisis de las presiones, como se verá más adelante, puede explicar esta circunstancia ya que se ha detectado un número elevado de fuentes significativas de contaminación difusa en este tramo.

4.1.2.3.3 Depredadores

Los depredadores detectados en los muestreos de hábitat son los siguientes:

- Nutria (*Lutra lutra*): excrementos en 35 estaciones. Ampliamente distribuida por toda la región se han detectado excrementos y cagarruteros recientes en

todas las cuencas de La Rioja excepto en la del río Alhama. Existen registros de su actividad en tramos tan humanizados como el Najerilla a su paso por la población de Nájera. A pesar de que presenta un alto metabolismo basal, que es un 20% mayor que el de otros mamíferos de similar talla, que hace que su ingesta diaria sea necesariamente elevada pudiendo alcanzar 1 kg/individuo.día, con más del 90% compuesta por peces (Mason & Macdonald, 1986), su actividad está limitada por su fuerte territorialidad. Por estudios no publicados llevados a cabo por el equipo de Ecohidráulica en otras cuencas, sabemos que no muestra preferencia por ninguna especie en particular de los ríos ibéricos, si bien consume muchos cangrejos allí donde los hay. Todo ello unido a que no es una especie extraña en la comunidad natural de los ríos de La Rioja, no puede considerarse un factor limitante para el desarrollo del recurso pesquero.

- Visón europeo (*Mustela lutreola*): excrementos en 2 estaciones (najerilla_5 y najerilla_36, ésta última dudoso). Es un carnívoro de reciente identificación en la Península Ibérica. Las primeras citas de la presencia de visón en la Península Ibérica las realiza Rodríguez de Ondarra señalando la captura de tres ejemplares los años 1951 y 1952 en las localidades de Tolosa y Billabona, Gipuzkoa. Si bien no se ha detectado una tendencia hacia la reducción de sus poblaciones, y por el contrario ha sido señalado en expansión en Álava, la información existente indica la fragilidad de la situación del visón en su área de distribución ibérica. La principal amenaza para su conservación la constituye su interacción con la especie americana (*Mustela vison*) que, al parecer desplaza a la europea en las áreas de intersección de sus distribuciones. Es una especie Considerada En Peligro de Extinción en España y Vulnerable Europa, y en la actualidad está en marcha un proyecto LIFE para desarrollar estrategias de conservación en La Rioja. No supone una verdadera amenaza ni un factor de limitación de las poblaciones de trucha por su escasa

densidad y porque depreda sobre peces cuando no dispone de comida más asequible en las riberas y orillas.

- Martín pescador (*Alcedo atthis*): observado en 3 estaciones. Este ave se alimenta de peces de pequeño tamaño que caza en la columna de agua: alevines de trucha, madrilla y bagre y adultos de piscardo, fundamentalmente. Por su método de caza requiere aguas limpias y transparentes, por lo que es poco tolerante a la contaminación en general y en particular a la turbidez, y puede ser considerado como un buen indicador de calidad de aguas. Pese a que tiene una tasa elevada de éxito en sus capturas, su territorialidad regula sus poblaciones por lo que su efecto sobre las poblaciones de truchas nunca es demasiado alto.
- Garza real (*Ardea cinerea*) y/o garza imperial (*Ardea purpurea*): observados en 36 estaciones. Más abundante la primera que la segunda, ambas especies están especializadas en la captura de peces de tamaño mediano mediante una técnica en la que emplean la longitud de su cuello para impulsar su pico a modo de arpón, ensartando en él a sus capturas. Esta técnica de pesca restringe la actividad de estas aves a un estrecho rango de profundidades, ya que en aguas demasiado someras se arriesgan a dañarse el pico contra el sustrato, y en aguas muy profundas no pueden emplear esta técnica, tanto porque el pico pierde velocidad como porque el cuello tiene una longitud limitada. Esta limitación anatómica unida a que no se trata de especies gregarias regula el efecto negativo que un potencial incremento de sus poblaciones pueda ejercer sobre las truchas. Sin embargo existen evidencias de que la actividad humana reciente ha favorecido el incremento de los tamaños poblacionales de garza real. En concreto la actividad acuícola ha permitido que la capacidad de carga de esta especie aumente en La Rioja, como se consigna en un informe elaborado por el Servicio de Planificación de Caza y Pesca del

Gobierno de La Rioja (Moreno, Ref:MAM Fecha: 5/12/2007), constituyéndose una población de 200 individuos invernantes en esta región. Se ha constatado en este mismo informe la actividad de más de un centenar de individuos asociada a piscifactorías como Viguera (cerrada en 2004) y Bobadilla. La actual capacidad de carga artificialmente alta puede corregirse protegiendo las piscifactorías del ataque de estas aves. Esta medida ha sido ya tomada provocando el desplazamiento de la actividad de las garzas a los tramos fluviales adyacentes, incrementando su efecto sobre las truchas salvajes. Teóricamente, al reducirse la disponibilidad de alimento “fácil” en granjas la capacidad de carga tendría que reducirse naturalmente hasta los niveles anteriores a la actividad acuícola. Sin embargo no podemos saber cuanto tiempo tardará en volver a esa situación original, y el efecto que tendrá en las poblaciones de trucha durante el proceso de “readaptación”. Por ello parece probable que la garza real se constituya como un factor significativo de limitación y amenaza para el desarrollo de las poblaciones de trucha en La Rioja. Es conveniente tener en cuenta que un aumento de sus poblaciones puede revertir en un descenso de las de trucha a través de mecanismos de interacción natural entre depredadores y presas. El consumo medio diario de peces por esta especie fluctúa entre 0,33 y 0,5 kg/individuo.día (Creutz, 1958; Junor, 1972; Cook, 1978; Meyer, 1980). En estudios realizados en la mayor colonia de garzas reales en Europa, en el lago de Grand-Lieu (Loira atlántico, Francia), Feunten & Marion (1994) cuantificaron en 1,92 kg/ha el consumo de peces por parte de estas aves durante su estación de cría (la de mayor demanda en el año). Si bien en el mencionado trabajo la comunidad estaba dominada por especies de aguas lénticas como la anguila y el pez gato negro y la presencia de salmónidos en la dieta de la garza puede variar entre el 10% y el 20% (Marquiss & Leitch, 1990), consumiendo siempre la especie mayoritaria en el medio, parece necesario plantear un programa de seguimiento de estos

depredadores para evitar explosiones demográficas que puedan consumir biomásas de pescado similares a la citada.

- Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*): observado en 1 estación. Pese a que no se han observado muchos ejemplares en los muestreos de hábitat, Lekuona (2004) asigna a la cuenca del Ebro un total de 15.456 ejemplares invernantes en 2003. Es en esta cuenca en la que se encuentran algunos de los dormideros más abundantes de esta especie en España. Los tipos de humedal utilizados mayoritariamente para la ubicación de los dormideros son los embalses y los ríos que acumulan el 70% de los dormideros. En La Rioja se han ubicado dichos dormideros principalmente en los sotos del Ebro en Logroño y en los embalse de La Grajera y Las Cañas. La principal amenaza de esta especie para las poblaciones de trucha radica en que en la actualidad está experimentando un incremento significativo en sus poblaciones. Las primeras citas de esta especie como invernante habitual en España son de Bernis en la década de 1950. A partir de la década de 1980, la población reproductora de cormorán grande en el norte de Europa se ha incrementado significativamente reflejándose en un aumento de su densidad en las zonas de invernada. El incremento de la población reproductora europea entre 1988 y finales de la década de 1990 se ha estimado en un 93%, estimándose en 125.000 parejas el total de reproductores en Europa. El incremento de la población invernante en España entre dos censos nacionales realizados (1996-2003) fue del 96%. Paralelamente el número de dormideros se ha incrementado en un 150% en España. Esta especie se ha instalado como reproductor en España desde poco antes de 1990. A partir de ese año la población reproductora ha ido en aumento cuantificándose en 2003 en 42 parejas. Todas estas evidencias muestran una tendencia creciente de la abundancia de esta especie en una comunidad fluvial que no ha evolucionado con su presencia, y que dado su carácter gregario su capacidad de carga puede ser muy elevada. Aunque hay

evidencias de que existen mecanismos de densodependencia que se ponen de manifiesto cuando el bando es muy grande (Lekuona, 1999). Por ello la situación en que se encuentran las comunidades de peces en general y las poblaciones de trucha en particular en La Rioja se puede calificar como de “adaptación” al incremento de las poblaciones y actividad de un nuevo depredador. La estrategia de alimentación del cormorán es oportunista estimándose su consumo de peces en su etapa adulta entre 0,34 y 0,52 kg/individuo.día (Voslamber & Van Eerden, 1991), pudiendo llegar a los 0,7 kg/individuo.día (van Dobben, 1952; Mills, 1965; Linn & Campbell, 1986), con lo que se puede apreciar la importancia del incremento del número de individuos en una población de peces. Según los trabajos llevados a cabo en ríos cantábricos por Serdio *et al.* (2003), los salmónidos no constituyen la presa principal ni se encuentran entre las tres presas más ingeridas. El cormorán prefiere la pesca cooperativa a la individual y las aguas de profundidad media y alta, concentrándose en las zonas de desembocadura, lejos de los tramos fluviales ocupados por salmónidos. Sin embargo la regulación de caudales y la existencia de condiciones no naturales en el cauce (azudes, embalses) puede favorecer la depredación en los tramos medios y altos (Serdio *et al.* 2001, afectando entonces directamente a las poblaciones de trucha. El efecto más inmediato es la reducción del número de efectivos de trucha allí donde los cormoranes aumenten su abundancia y actividad. La población de truchas tenderá a adaptar su abundancia a la nueva capacidad de carga limitada por el nuevo depredador. Si esta nueva capacidad de carga se sitúa por debajo del, o muy próxima al umbral de viabilidad poblacional (ver modelo de dinámica de poblaciones más abajo), se puede dar la extinción de la población de truchas por causas deterministas. Y en cualquier forma la extinción por causas estocásticas puede llegar a ser muy probable. Otro factor que hace que el cormorán tenga un efecto muy grande sobre la población de

truchas es que el rango de hábitats y profundidades en el que actúa, a diferencia del caso de las garzas; es muy amplio, ya que basan su caza en el buceo. Además, las tácticas de caza de esta especie son variadas (Voslamber & Van Eerden, 1991, Lekuona, 1998) y pueden establecer tácticas de cooperación entre varias aves para acorralar bancos de peces. Por todo ello es imprescindible insistir en que la tendencia actual (en aumento) y el intenso efecto de la actividad depredadora del cormorán sobre las poblaciones de peces pueden llevar a las existencias de trucha de La Rioja hasta niveles en los que su aprovechamiento pesquero quede comprometido o/y que comprometa la supervivencia de poblaciones locales de esta especie.

4.1.2.3.4 Afecciones al hábitat

Se han evaluado las afecciones al hábitat fluvial según la clasificación que hace la Directiva Marco del Agua de las presiones más significativas a que puede estar sometido un tramo de río. Dentro de éstas hay afecciones a la calidad físico-química de las aguas, afecciones sobre el régimen de caudales, afecciones sobre el hábitat físico, y afecciones por el tipo de uso que se hace sobre los terrenos adyacentes al cauce. Por último se ha hecho una evaluación sintética de todas las afecciones mediante un índice que recoge la información de todos los tipos de presiones que actúan sobre un determinado tramo.

Es importante matizar que no se han evaluado aquí los efectos de las alteraciones (impactos), esto es lo que se ha analizado de forma indirecta en los apartados anteriores, comparando la situación actual de los factores del hábitat con su situación teórica inalterada. En este apartado se han evaluado las presiones (alteraciones en sentido estricto) que existen en cada tramo y que son susceptibles de generar un efecto (impacto), con independencia de si se manifiesta o no dicho efecto.

En la figura 4.16 se han representado los valores acumulados de la presión por fuentes de contaminación puntual clasificadas en cuatro clases en función de su importancia o intensidad.

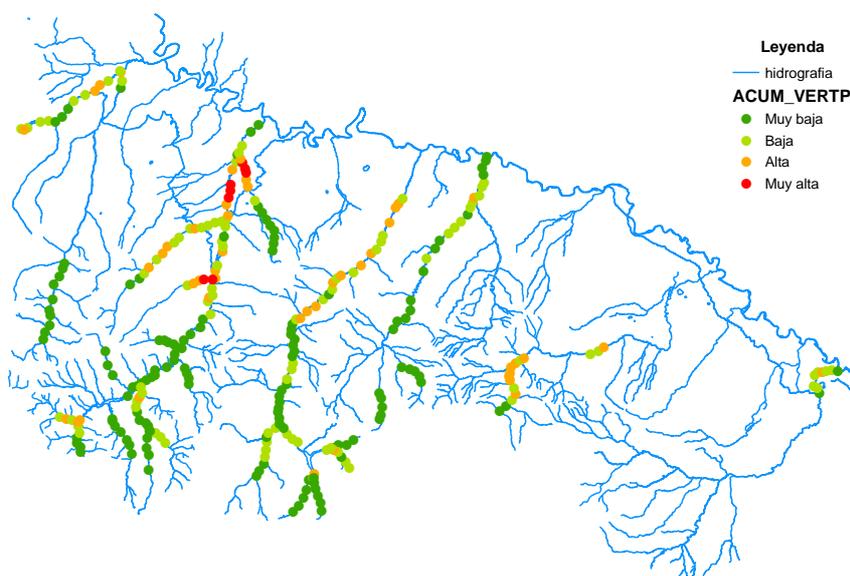


Figura 4.16. Presión acumulada por vertidos puntuales en el ámbito de estudio.

En esta figura se puede apreciar que, en términos generales no son frecuentes los focos de contaminación puntual, y los que hay se concentran en las zonas agrícolas del bajo Najerilla. Existen algunos en el bajo Iregua pero, en valor global, la afección de este tipo en esta cuenca es significativamente menor que en la del Najerilla. Es llamativa la concentración de fuentes puntuales de contaminación en el curso bajo del Yalde, así como en el tramo del Najerilla entre este río y el Cárdenas. El origen de esta afección en el eje del Najerilla está en la actividad agrícola y, fundamentalmente, la

ganadera, ya que el valor más elevado de esta afección se asocia a la salida de contaminantes orgánicos de una balsa de purines situada en el cauce del Najerilla a la altura de la estación najerilla_32.

Otros tramos significativamente afectados por fuentes puntuales de contaminación están originados en el Tobía, junto a su desembocadura en el Najerilla, y se reflejan en el propio Najerilla en la estación najerilla_22.

No hay valores tan importantes de esta presión en ningún otro río del ámbito de estudio. El curso medio y bajo del Iregua tiene una considerable longitud afectada pero en términos de intensidad es menos grave que la del Najerilla.

Por lo general, las cabeceras, que son los tramos más frágiles de los ríos, no están afectadas. Algunas excepciones están en el río Canales y puntos aislados en el Urbión (aguas abajo de Viniegra de Abajo), Lumbreras y Piqueras (en ambos aguas arriba del embalse de Pajares).

Es reseñable la alteración en este sentido que tiene el curso alto del Cidacos, que si bien no está afectado con mucha intensidad, su magnitud (seis estaciones alteradas) es bastante elevada.

En la figura 4.17 se recoge la localización de las fuentes significativas de contaminación difusa. En ella se han representado en una clasificación binaria, presencia (1) o ausencia (0) según se hayan o no detectado presiones de este tipo en el tramo recorrido.

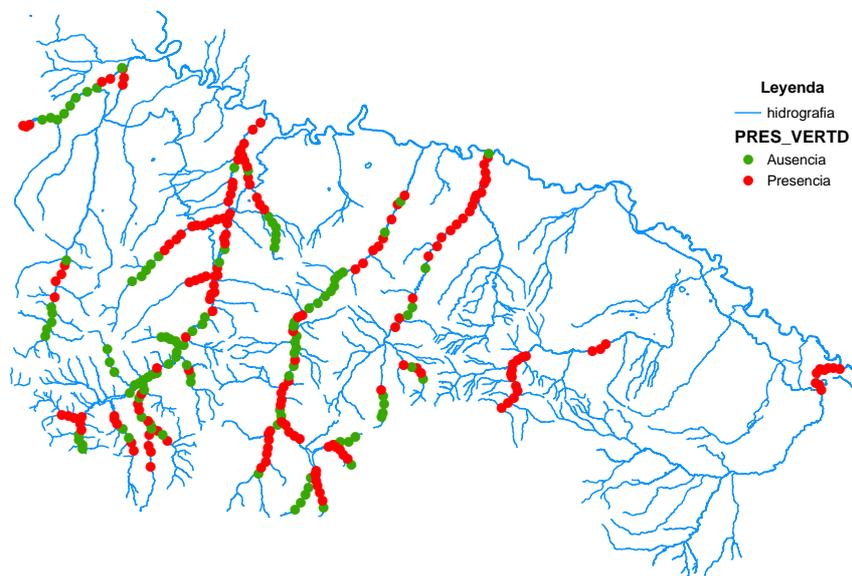


Figura 4.17. Fuentes significativas de contaminación difusa, en el ámbito de estudio.

Como puede verse en ella, existen dos áreas en cada cuenca en las que se concentran este tipo de presiones. Generalmente se dan en los tramos más altos de las cabeceras del río principal y afluentes, y también en los cursos bajos del eje principal de cada cuenca.

La explicación a este hecho está en el distinto origen de estos vertidos difusos. En la cabecera generalmente se encuentra los pastos de verano que acogen una carga ganadera relativamente elevada y que con sus deyecciones ejercen una presión contaminante difusa en los cursos de agua que los atraviesan. En los cursos bajos, el lavado de fertilizantes y productos con algún poder contaminante que se utilizan en las explotaciones agrícolas que se establecen en sus márgenes, originan una

contaminación difusa de sus aguas que se refleja en la gran cantidad de tramos afectados en estas zonas.

En consecuencia, la ausencia de estos dos tipos de actividades en los cursos medios-altos de los ríos principales hace que estos tramos estén relativamente libres de este tipo de afección.

En la figura 4.18 se han representado tanto los puntos en los que se han detectado extracciones puntuales significativas de agua como sus puntos de retorno, en las que los hay.

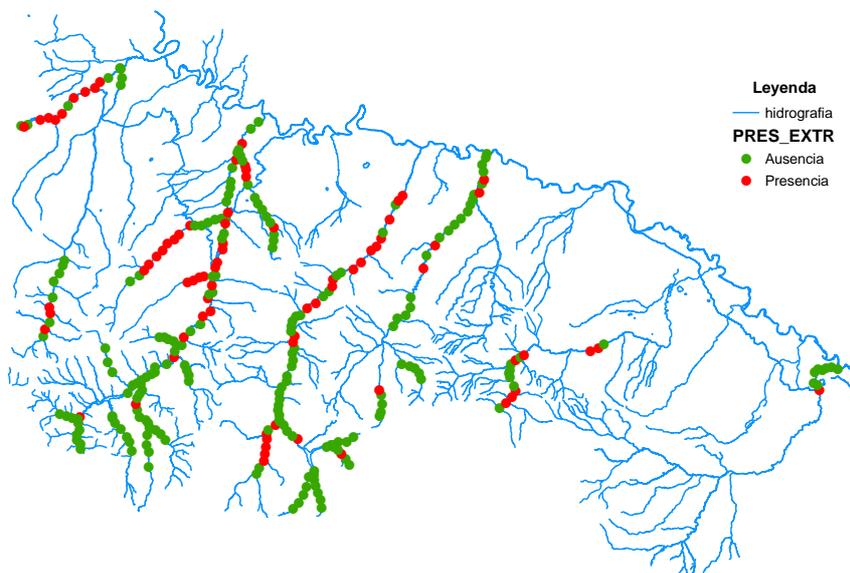


Figura 4.18. Extracciones de agua significativas y retornos en el ámbito de estudio.

En este caso las cabeceras están relativamente libres de estas extracciones y son los tramos medios de los ríos principales los que concentran mayor cantidad de puntos afectados. Hay excepciones, como en el alto Iregua, donde las extracciones de poco caudal son frecuentes. O como el alto Oja, con abundancia de caces y azudes para regar prados.

Dentro de las extracciones para riegos, que son las más frecuentes, hay dos tipos principalmente: por un lado están las que se realizan con motobombas portátiles que no siempre están derivando agua y pueden afectar a más de un tramo, como las que abastecen de agua determinados riegos por aspersión en los cultivos herbáceos de los ríos Tirón y Cárdenas. Y por otro lado encontramos caces y derivaciones fijas que extraen agua en lámina abierta para regaderas en las que los caudales detraídos son de mayor entidad. Y éstas se encuentran en su mayoría en los cursos medios del Najerilla e Iregua.

La figura 4.19 recoge la distribución geográfica de los valores acumulados de presión por obras de regulación de caudales.

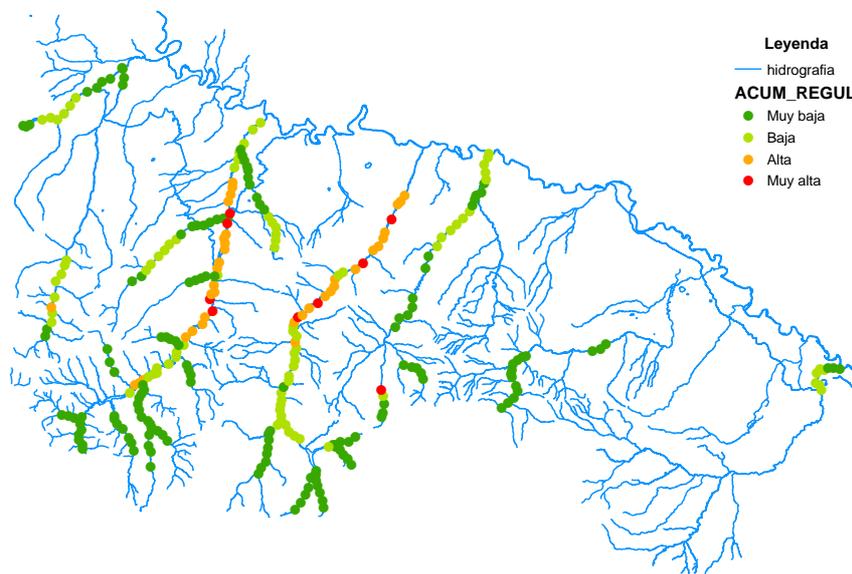


Figura 4.19. Presión acumulada de las obras de regulación significativas en el ámbito de estudio.

Como era de esperar, según lo visto en el estudio de los regímenes hidrológicos, los ríos Najerilla e Iregua concentran el mayor número de tramos afectados por obras de regulación. Sin embargo aquí se pone de manifiesto que la información recogida en esta figura no evalúa la intensidad de la afección sino su magnitud, en términos de longitud de río alterada.

Cuando se estudió la alteración de los regímenes de caudales en ambas cuencas se vio que la cuenca del Iregua estaba significativamente más alterada que la del Najerilla, ya que la intensidad de la alteración de los regímenes era mayor. Sin embargo la cantidad de río afectado en alguna medida por la regulación es similar en ambas cuencas y abarca prácticamente todo el curso medio y bajo de los ríos principales de ellas.

En general las cabeceras tienen poca longitud de río alterada y son más frecuentes en la cuenca del Iregua que en la del Najerilla, aunque como se vio en el apartado correspondiente, aquellas que lo están lo están muy intensamente en ambas cuencas.

En cuanto al Oja y el Tirón, ocurre algo parecido al caso anterior: ambos ríos muestran una longitud alterada similar aunque la capacidad de regulación de la presa de Leiva es muy superior a la de los azudes de cabecera del Oja.

El río Leza presenta mucha longitud de cauce poco o nada alterada por regulación, pero en su curso bajo la sucesión de pequeños caces pone de manifiesto su alteración en este sentido.

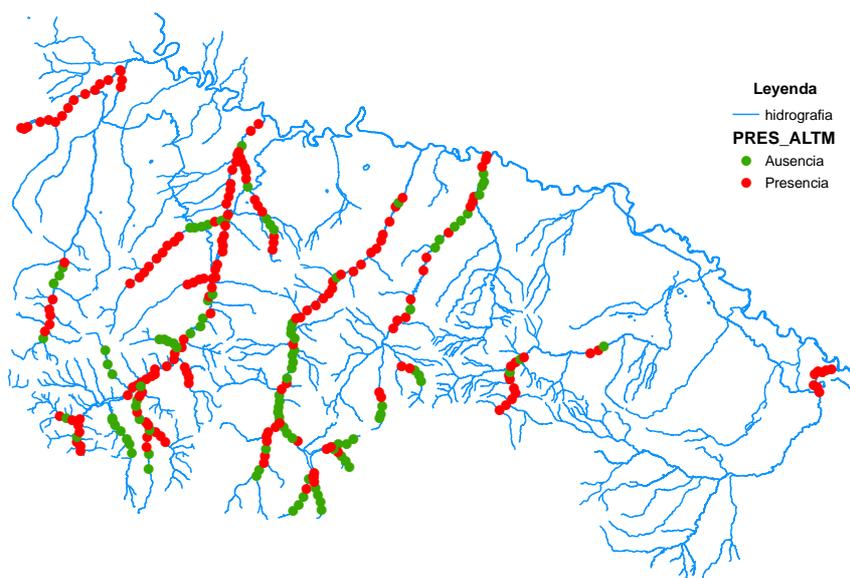


Figura 4.20. Alteraciones morfológicas significativas en el ámbito de estudio.

La figura 4.20 muestra la presencia o ausencia de alteraciones de la morfología del cauce u orillas.

Como se puede ver en la figura 4.20, las afecciones a la morfología del cauce son frecuentes y están extendidas por todo el ámbito de estudio.

La pauta que se repite en todas las cuencas es la de una alternancia de tramos relativamente largos en los que no hay afecciones de este tipo y tramos en los que todos los puntos muestreados están alterados. Ocurre en la cuenca del Iregua, en cuya cabecera los ríos Portilla y Calamantío no muestran los efectos de ninguna alteración significativa, mientras que Canales, Neila, Ormazal y Brieva tienen alteraciones en casi todo su curso. En el propio río Najerilla se alternan tramos como el comprendido entre las desembocaduras del Urbión y el Roñas, en el que hay alteraciones morfológicas en todos puntos de muestreo, y otros como el tramo que va desde este último río hasta el Arroyo Pedroso en el que el cauce está relativamente libre de alteraciones. Algo similar ocurre entre el tramo alto del Cárdenas (alterado) y el bajo (no alterado). En el Yalde se repite esta pauta.

En la cuenca del Iregua, el alto Iregua hasta su junta con el Piqueras está alterado, a partir de este punto recorre unos 20 km sin prácticamente mostrar alteración alguna, para entrar en su curso bajo, alterado en toda su longitud.

El río Tirón está completamente alterado en el ámbito de estudio. El Oja alterna tramos alterado en cabecera y no alterado conforme se acerca a Ezcaray, en el valle abierto de gleras.

El río Leza muestra puntos aislados con alguna alteración morfológica en medio de un gran curso bajo prácticamente inalterado morfológicamente.

Con la salvedad de los ríos Tirón y Cárdenas, en los que su alteración es fundamentalmente debida a acarreo y nivelaciones de los terrenos adyacentes para

adecuarlos a la mecanización de su uso agrícola, la mayoría de los tramos alterados lo están por la localización de vías de comunicación (carreteras principalmente) en los terrenos adyacentes. Los terraplenes de estas carreteras entran en contacto con el cauce alterando su trazado en planta y la sección transversal de la orilla afectada. Generalmente las carreteras circulan bien por la orilla de los ríos en el fondo de los valles, o bien por terrenos alejados de los cauces. Por ello se da la pauta descrita de la sucesión de tramos alterados con tramos no alterados.

Esta circunstancia puede dar lugar a que determinados tramos de una cierta longitud tengan una mayor potencialidad que otros para albergar poblaciones bien conservadas de trucha, lo que tendrá consecuencias inmediatas en la distribución de los distintos tramos de ordenación de la pesca.

En términos generales la longitud de río alterada morfológicamente es algo mayor en el Najerilla que en el Iregua.

En la figura 4.21 se recogen las estaciones que muestran alguna alteración significativa originada en el uso de los terrenos adyacentes al cauce.

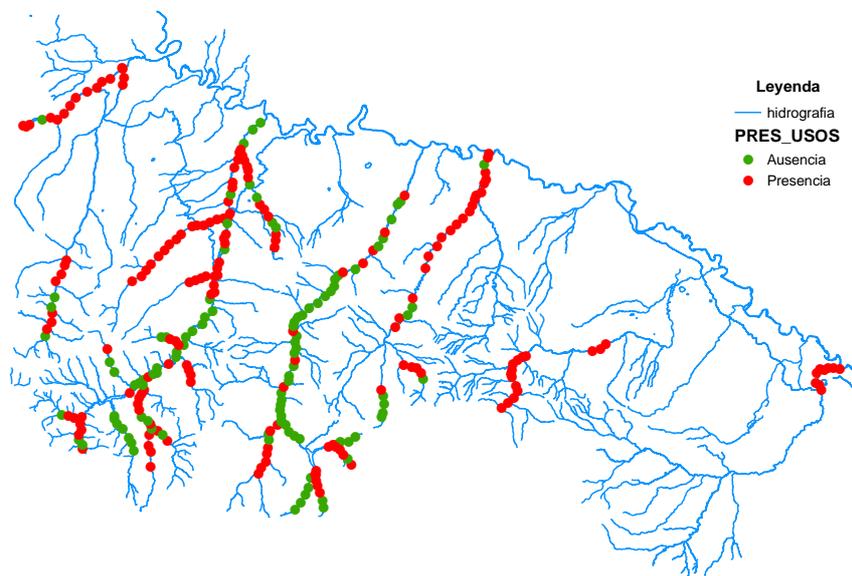


Figura 4.21. Presión por usos de suelo en los terrenos adyacentes al cauce en el ámbito de estudio.

En esta figura se puede ver una pauta similar a la descrita en el caso anterior, aunque para esta afección los tramos alterados o no alterados son más largos y, por tanto, menos numerosos.

La mayor parte de los tramos recorridos de los ríos Oja y Tirón tienen algún tipo de alteración ligada al uso del suelo. El primero por prados de siega cerca de las riberas y el segundo por los cultivos herbáceos.

En cuanto a la cuenca del Najerilla, los ríos Canales y Neila están alterados en casi toda su longitud, el primero por ganadería en extensivo y prados de siega, y el segundo por el pisoteo del ganado en sus orillas. El Portilla y Calamantio están relativamente bien conservados en casi toda su longitud, si bien el segundo da muestras de sobrepastoreo en su cabecera, al presentar pies recomidos de tejo en sus

orillas e inexistencia de una vegetación de ribera en sentido estricto. Urbión (pastoreo) y Ormazal y Brieva (carretera) aparecen alterados en mucho de su recorrido.

El curso medio y alto del Najerilla, hasta la desembocadura del arroyo Canto Grande, aparece bien conservado en este sentido, debido a la ausencia de actividad humana significativa en este tramo. A partir de este punto el uso agrícola del valle se intensifica y se dejan ver sus efectos en el cauce.

Los ríos Cárdenas y Yalde están afectados por los usos de las riberas, el primero por causas similares al Tirón y el segundo por extracciones de áridos, aunque hay un tramo en el que se ha acometido un proyecto de restauración y muestra un trazado en planta bastante naturalizado.

El río Iregua se encuentra bastante poco afectado por usos de las riberas en casi toda su longitud. Pero algunos de sus afluentes de cabecera, como el alto Iregua, el La Vieja y el Lavater están muy alterados por el pastoreo principalmente.

El uso de las riberas en el curso bajo del Iregua es bastante respetuoso con el cauce y éste no se ve afectado en gran medida por esta presión.

No ocurre así con los ríos Leza, Cidacos y Alhama que muestran una alteración general de las riberas y el cauce bastante elevada debido al uso agrícola de los terrenos adyacentes.

La figura 4.22 representa geográficamente la distribución de presiones derivadas del efecto acumulativo de los obstáculos para las poblaciones de trucha común.

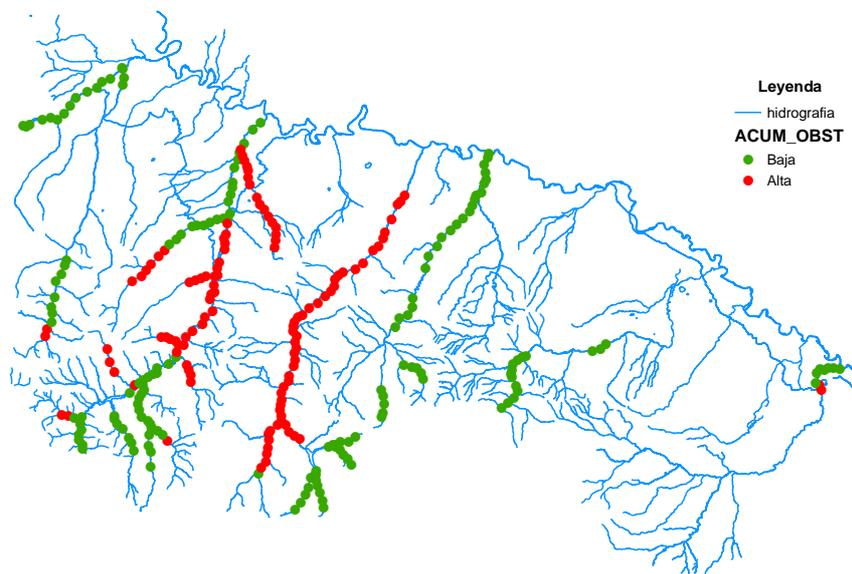


Figura 4.22. Presión acumulada por obstáculos en el ámbito de estudio.

Es interesante observar que la mayor cantidad de tramos afectados por la presión acumulada de obstáculos sobre las poblaciones de trucha se da en el río Iregua. Con la excepción de la población que habita aguas arriba del embalse de Pajares, toda la población del Iregua se muestra afectada por los obstáculos. Esta circunstancia hace que el flujo de individuos y genes entre distintos tramos se vea impedida o dificultada por la existencia de obstáculos, con lo que los efectos de la fragmentación de hábitats y su capacidad de incrementar la probabilidad de extinciones locales se puede hacer evidentes en la población de este río.

El río Najerilla tiene una buena parte de su longitud alterada pero en conjunto y, excluyendo el Yalde -que no alberga una población estable y significativa de trucha- la alteración se reduce al curso medio del río principal y los afluentes a este tramo. En la

cabecera, los tramos de alevinaje y crecimiento de los ríos Canales, Portilla, Urbión y Ormazal están poco o nada afectados.

Por su parte, los ríos Oja, Leza y el Tirón en el ámbito de estudio no muestran una elevada presión por esta causa.

La figura 4.23 tiene un valor sintético. Recoge la información de todas las presiones identificadas en cada tramo y muestra el valor global de la distribución geográfica de las presiones de origen antrópico a que está sometida la red fluvial de La Rioja.

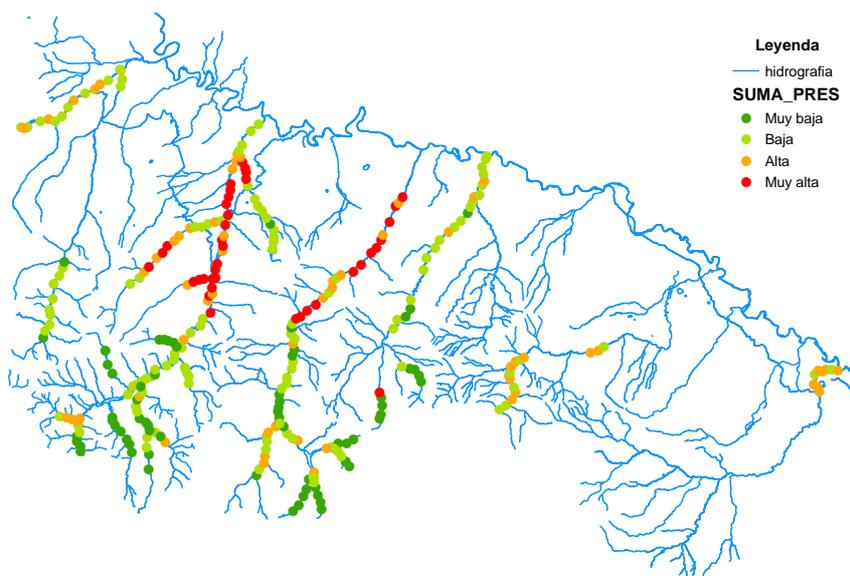


Figura 4.23. Suma de presiones a que está sometido cada tramo del ámbito de estudio.

Como puede verse en la figura 4.23 los cursos medios-bajos de los ríos Iregua y Najerilla son los que se encuentran sometidos a mayor cantidad de presiones. Esta circunstancia era esperable en tanto en cuanto estos tramos discurren por zonas

agrícolas fuertemente humanizadas que generan muchas de las afecciones que se han evaluado. En ambos casos se da la pauta de que las cabeceras están relativamente libres de afecciones con algunas salvedades como los ríos Canales y Neila en el Najerilla, y el alto Iregua y Lavater en el Iregua, que muestran un grado de presiones mediano. Por lo demás los cursos altos de ambos ríos se encuentran poco sometidos a presiones importantes.

El río Tirón no muestra muchas alteraciones pero en cambio prácticamente toda su longitud en el ámbito de estudio presenta algún grado de presión. Otro tanto ocurre con el Cidacos y el Alhama.

Los ríos Oja y Leza tienen la mayor parte de su longitud poco afectada por presiones, pero el primero en su cabecera y el segundo en su curso bajo, muestran algunos puntos con un grado mediano de presiones.

La valoración general de las afecciones al hábitat en el ámbito de estudio es similar a la que cabría hacer en una región con un potente sector primario que se establece en las zonas llanas de los cursos bajos de sus ríos principales, en los que las alteraciones principales que se derivan de dichos usos se muestran evidentes. Con las cabeceras de estos ríos poco sometidas a presiones que destruyen el hábitat físico, el aspecto general de los mismos es bueno. Sin embargo la alteración más profunda que presentan se deja notar no tanto en el paisaje, como en el funcionamiento de los ecosistemas. En este sentido, las principales afecciones a las poblaciones de trucha de los ríos Najerilla e Iregua vienen originadas por el uso del agua y los caudales. La alteración de los regímenes de caudales naturales altera no tanto los elementos del ecosistema como las relaciones que se establecen entre ellos, con lo que los efectos de dichas alteraciones sólo se pueden detectar con un estudio en profundidad de todo el sistema.

Una afección más sutil todavía es la que se deriva de la existencia de obstáculos en el río. Estos obstáculos fragmentan o dificultan la comunicación dentro y entre poblaciones con lo que el “pool” genético de las mismas se empobrece y simplifica, pudiéndose dar procesos de endogamia que resten fortaleza a las poblaciones. Asimismo, un número reducido de efectivos en una población aumenta la probabilidad de ocurrencia de extinciones locales debidas a causas estocásticas. Una de las amenazas de este tipo de afecciones radica en la dificultad de detectar estos procesos de deterioro de las poblaciones, ya que estos pueden tener lugar en plazos no muy cortos y requieren la observación y el seguimiento constante en el tiempo de las poblaciones.

4.1.3 CAPÍTULO III: ESTADO ICTIOLÓGICO - INVENTARIO DEL RECURSO

4.1.3.1.1 Determinación del área ocupada por cada población: identificación y delimitación de poblaciones

La figura 4.24 representa la presencia o ausencia de truchas en los resultados de los muestreos llevados a cabo en las estaciones seleccionadas para el muestreo piloto (ver detalles en Metodología).

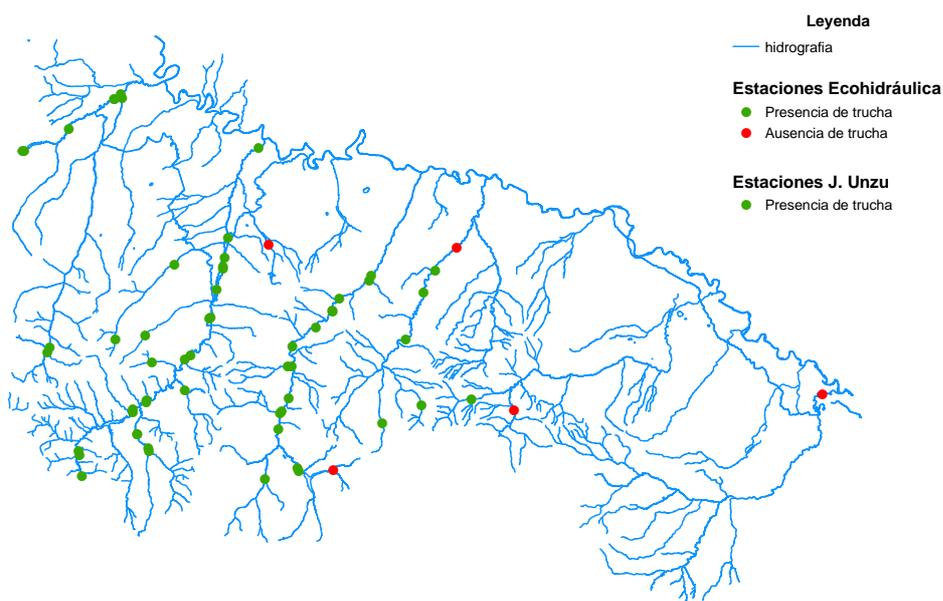


Figura 4.24. Estaciones de muestreo, del muestreo piloto y Unzu (2005 y 2006), con presencia constante de trucha común (en verde) y sin ella (en rojo).

Los obstáculos infranqueables en ambos sentidos (aguas arriba y aguas abajo) determinarán una frontera entre poblaciones, y los obstáculos franqueables aguas abajo definirán la frontera entre dos sub-poblaciones con dinámica íntegra.

La figura 4.25 recoge la localización de los obstáculos y su grado de franqueabilidad identificados en el ámbito de estudio.

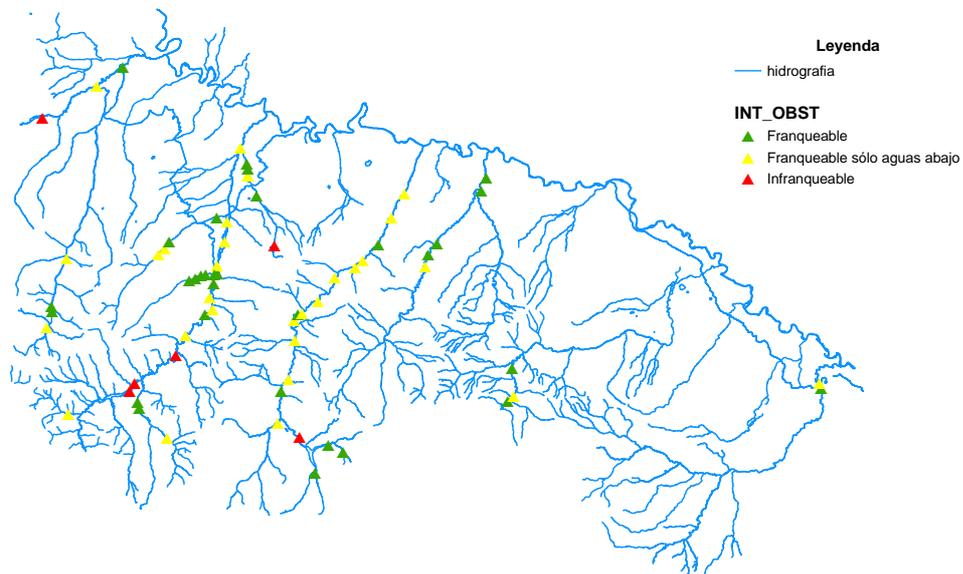


Figura 4.25. Obstáculos identificados en el ámbito de estudio y grado de franqueabilidad (triángulo amarillo: franqueable aguas abajo, cuadrado rojo: infranqueable).

Los resultados del cruce de ambas informaciones son los límites espaciales de las poblaciones actuales y las poblaciones locales o sub-poblaciones identificadas en La Rioja. En la figura 4.26 se han representado los límites de ambos tipos de poblaciones.

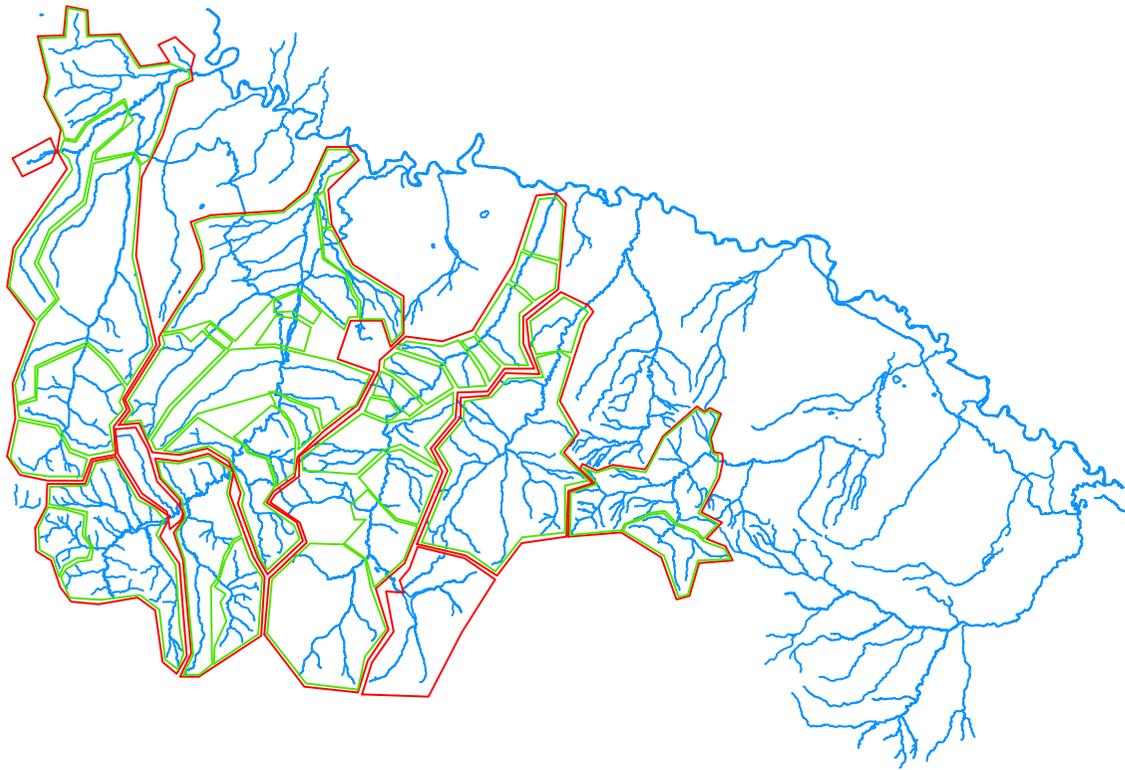


Figura 4.26. Límites de la poblaciones actuales (en rojo) y de las poblaciones locales o sub-poblaciones (en verde) identificadas en el ámbito de estudio.

Cada una de las poblaciones actuales y sub-poblaciones ha sido identificada con el siguiente código numérico:

- Millares = población original (Oja-Tirón 1; Najerilla 2; Iregua 3; Leza 4; Cidacos 5);
- centenas = población actual (Alto Tirón 1; Oja-Bajo Tirón 2; Alto Najerilla 1; Calamantío 2; Urbión-Najerilla 3; Bajo Najerilla 4; Alto Piqueras 1; Iregua 2);
- y unidades = población con dinámica íntegra o sub-poblaciones (total 37).

La tabla 4.4 recoge las poblaciones con dinámica íntegra o sub-poblaciones junto a su código de identificación.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.4. Sectores que comprende cada sub-población (codificada) por poblaciones actuales y poblaciones originales, en el ámbito de estudio.

Población original	Cód. pobl. original	Población	Cód. población	Subpoblación	Cód. subpoblación
Oja-Tirón	1000	Alto Tirón	1100	Alto Tirón	1100
		Oja-Bajo Tirón	1200	Tirón medio	1201
				Bajo Tirón	1202
				Alto Oja	1203
				Oja medio	1204
				Bajo Oja	1205
Najerilla	2000	Alto Najerilla	2100	Alto Canales	2101
		Calamantío-Najerilla	2200	Alto Najerilla	2102
				Calamantío-Najerilla	2200
		Urbión-Najerilla	2300	Urbión-Najerilla	2302
		Bajo Najerilla	2400	Valvanera-Najerilla	2401
				Roñas-Najerilla	2402
				Regadillo-Najerilla	2403
				Tobía-Najerilla	2404
				Najerilla 1	2405
				Najerilla 2	2406
				Alto Cárdenas	2407
				Cárdenas medio	2408
				Bajo Cárdenas-Najerilla	2409
Alto Yalde	2410				
Bajo Yalde	2411				
Iregua	3000	Alto Piqueras	3100	Alto Piqueras	3100
		Iregua	3200	Alto Iregua	3201
				Albercos-Bajo Piqueras	3202
				Rioseco-Iregua	3203
				Rivabellosa-Castejón	3204
				Iregua 1	3205
				Tamborrios-Iregua	3206
				Solver-Iregua	3207
				Urrilla-Iregua	3208
				San Marcos-Iregua	3209
				Planillo-Iregua	3210
				Iregua 2	3211
				Iregua 3	3212
				Leza	4000
				Bajo Leza	4002
Cidacos	5000	Cidacos	5000	Manzanares	5001
				Alto Cidacos	5002

La asignación de las estaciones de muestreo de hábitat (285) a cada sub-población se recoge en la base de datos <habitat_4.shp>.

4.1.3.1.2 Clasificación de los tramos fluviales según el estrato de población que los habita: estratificación de las poblaciones y diseño del muestreo

La figura 4.27 recoge la localización en el ámbito de estudio de los distintos tipos de tramo.

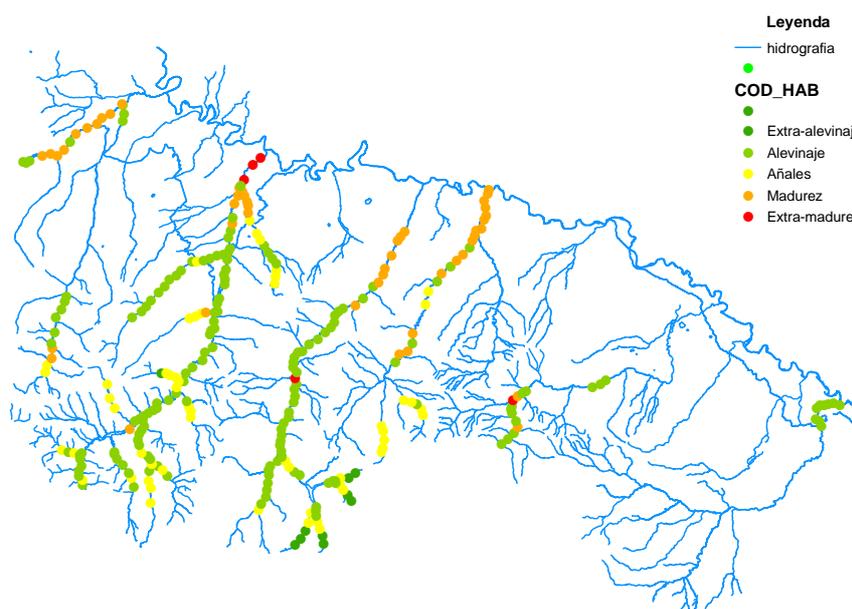


Figura 4.27. Localización de los cinco tipos de tramos en función de las variables físicas del hábitat que explican la distribución espacial de las distintas estructuras poblacionales de trucha común.

Conocidos los límites de cada población actual y la localización geográfica de cada estructura poblacional, la selección de estaciones de muestreo de pesca eléctrica debería hacerse de forma que todos los tipos de estructura poblacional presente en cada población estuviesen representados.

En efecto las estaciones seleccionadas para la campaña de muestreo de julio de 2007 fueron las que se indican en la tabla 4.5. En esta campaña se repitió el muestreo en la

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

estación tiron_1, para reforzar los resultados de la campaña de octubre de 2006 en ese tramo.

Tabla 4.5. Estaciones de muestreo seleccionadas para la campaña de pesca eléctrica de julio de 2007. El código COD_pobxhab hace referencia a la población actual (millares y centenas) y al tipo de tramo según las variables físicas del hábitat (unidades) (ver detalles en Metodología.).

COD_est	COD_POB_actual	COD_POB_integra	EST_UTM_X	EST_UTM_Y	EST_ALT	COD_HAB	COD_pobxhab
oja_1	1200	1203	496384	4675716	990	2	1202
canales_3	2100	2102	500377	4664427	938	2	2102
calamantio_3	2200	2200	505903	4670760	988	2	2202
urbion_8	2300	2302	509606	4664466	935	2	2302
breiva_2	2400	2401	516399	4670322	900	2	2402
najerilla_37	2400	2406	523115	4701311	446	3	2403
piqueras_3	3100	3100	537390	4659299	1320	2	3102
lavieja_2	3100	3100	534524	4652893	1378	5	3105
a_iregua_1	3200	3201	525694	4656623	1191	2	3202
iregua_32	3200	3210	542885	4689397	513	3	3203

Como resultado de la selección de estaciones para el muestreo piloto y el muestreo de verano de 2007, en este proyecto se han inventariado con pesca eléctrica las estaciones representadas en la figura 4.28.

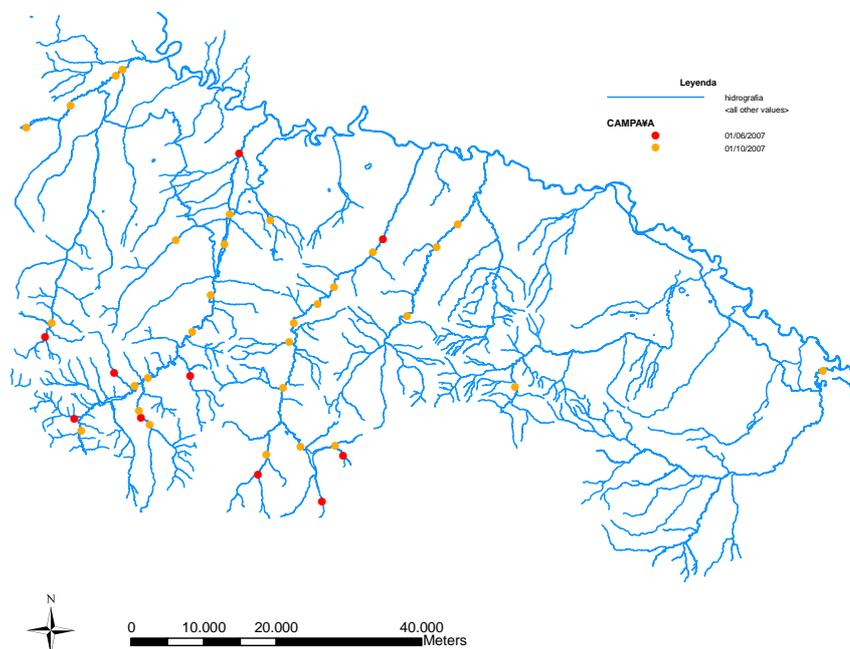


Figura 4.28. Localización de las estaciones del muestreo piloto (campana de octubre de 2006, en naranja) y del muestreo de verano (campana de julio de 2007, en rojo).

4.1.3.1.3 Determinación de los parámetros de la dinámica poblacional: definición del funcionamiento del recurso, análisis del inventario y evaluación de las poblaciones.

El objeto de este análisis del inventario es explicar las características observadas en cada estación de muestreo a través de los parámetros del hábitat, afecciones y presión de pesca a que están sometidas en la actualidad. El resultado cuantitativo del análisis del inventario es la determinación de los parámetros poblacionales a escala de población, sintetizando los resultados obtenidos a escala de estación de muestreo que se han mostrado en el apartado anterior.

El análisis por estaciones permite hacernos una idea de la distribución de especies y del estado general de la especie objeto de la ordenación. Sin embargo el análisis de los parámetros de la dinámica poblacional debe hacerse por poblaciones.

Si tomamos el término población como el conjunto de individuos de una misma especie que habitan un espacio de tamaño suficiente para que no existan fenómenos de inmigración y emigración, la dinámica de la población se reduce a un balance de nacimientos y muertes. En estas condiciones la estructura de edades de una población debe seguir siempre una pauta decreciente, ya que no puede haber más individuos en una clase de edad que en la anterior. De esta forma si se conoce la estructura por edades de una población se pueden identificar las características de dicha estructura con características de la dinámica poblacional. Por ejemplo: si la población presenta una estructura por edades truncada en una determinada clase de edad se puede inferir que existe algún factor en el hábitat que no permite que dicha población albergue más individuos de dicha clase de edad, y que, por tanto, está en capacidad de carga a partir de dicha clase de edad.

Por supuesto, para poder emplear este enfoque a partir de un número de muestreos menor que el número de clases de edad presentes en la población es necesario asumir como cierto que la población es estacionaria y su estructura por edades es estable. Es decir, que el año pasado tenía la misma estructura poblacional por edades que este año y que el año que viene. Esta asunción puede ser arriesgada cuando sólo hay datos de un año, pero se puede hacer sin temor a cometer mucho error cuando en los años que han transcurrido desde el nacimiento de la cohorte más vieja detectada en la población no ha habido episodios catastróficos o discontinuidades temporales en el hábitat.

El análisis por poblaciones lleva implícita la síntesis de los resultados obtenidos por estaciones, de forma que los parámetros de una población se obtienen promediando

los parámetros de las estaciones incluidas en la misma. Para hacer esto hay que delimitar las poblaciones.

En un estado teórico de ausencia de afecciones de origen antrópico, las poblaciones estarían delimitadas por el área de distribución de cada especie en la cuenca y por accidentes naturales que funcionen como obstáculos. En la actualidad las poblaciones están fragmentadas por obstáculos artificiales como las presas y azudes infranqueables. De forma que nos encontramos que en la cuenca de estudio hay más poblaciones reales que las que debería haber en ausencia de afecciones humanas. Y además son más pequeñas. Este es un factor limitante de las poblaciones que subyace en toda la cuenca al margen de que las poblaciones actuales se encuentren en mejor o peor estado.

Desde el punto de vista del análisis del inventario, la delimitación de las poblaciones actuales es relativamente fácil de hacer, basta con agrupar las estaciones que están entre dos obstáculos que no permitan el paso aguas arriba y aguas abajo. Sin embargo, en sentido estricto, cada población estaría dividida en multitud de subpoblaciones situadas entre obstáculos que impiden el paso en un sólo sentido (generalmente permiten pasar hacia aguas abajo pero no aguas arriba). Estas subpoblaciones tendrían la dinámica poblacional íntegra, según la definición de población dada más arriba. Y, por tanto, la síntesis de los parámetros observados en las estaciones de muestreo debe hacerse para cada subpoblación.

La forma matemática de sintetizar la información de las estaciones de muestreo en parámetros poblacionales de cada subpoblación no es sencilla. El objetivo es representar matemáticamente el hecho de que en una subpoblación puedan entrar individuos procedentes de subpoblaciones situadas aguas arriba, pero no de aguas abajo. Asimismo, se debe considerar que una subpoblación abastece de individuos a subpoblaciones situadas aguas abajo. La forma matemática planteada para representar esto consiste en que las variables de estado (densidad y estructura

poblacional) de una población de dinámica íntegra o subpoblación determinada se obtienen promediando los valores de las estaciones de la población con los promedios para cada hábitat de la población de dinámica íntegra situada aguas arriba, si y sólo si éste último valor es mayor que el correspondiente al mismo hábitat en la población de dinámica íntegra considerada. De esta forma la densidad de la subpoblación considerada no se verá reducida si aguas arriba hay menor densidad. Así se expresa matemáticamente la posibilidad de paso de truchas de las subpoblaciones de aguas arriba pero no el de truchas de la subpoblación considerada a las de aguas arriba.

Los parámetros poblacionales se han determinado en cada estación y cada campaña (ocasión de muestreo) y sus valores quedan recogidos en los Anejos. Sin embargo en esta Memoria hemos hecho una síntesis de los mismos por poblaciones, para ayudar a obtener una visión general del estado y dinámica del recurso en todo el ámbito de estudio.

El análisis más importante que hay que llevar a cabo para determinar los valores de los parámetros que caracterizan la dinámica poblacional es la determinación y asignación de edades. El método más extendido para determinar edades es la escalimetría (ver Metodología). Por este procedimiento se han determinado las edades de una submuestra de la muestra de truchas capturadas en ambas campañas de muestreo (octubre de 2006 y julio de 2007). La asignación de edades a todos los individuos de la muestra se hace por medio de la técnica conocida como método de Petersen, que consiste en analizar su distribución de tallas en un histograma y detectar las modas alrededor de las cuales se distribuyen siguiendo una normal las tallas de los demás individuos de cada cohorte.

En la figura 4.29 se recogen las gráficas de Petersen que se han empleado para la asignación de edades de las muestras de cada población y cada campaña.

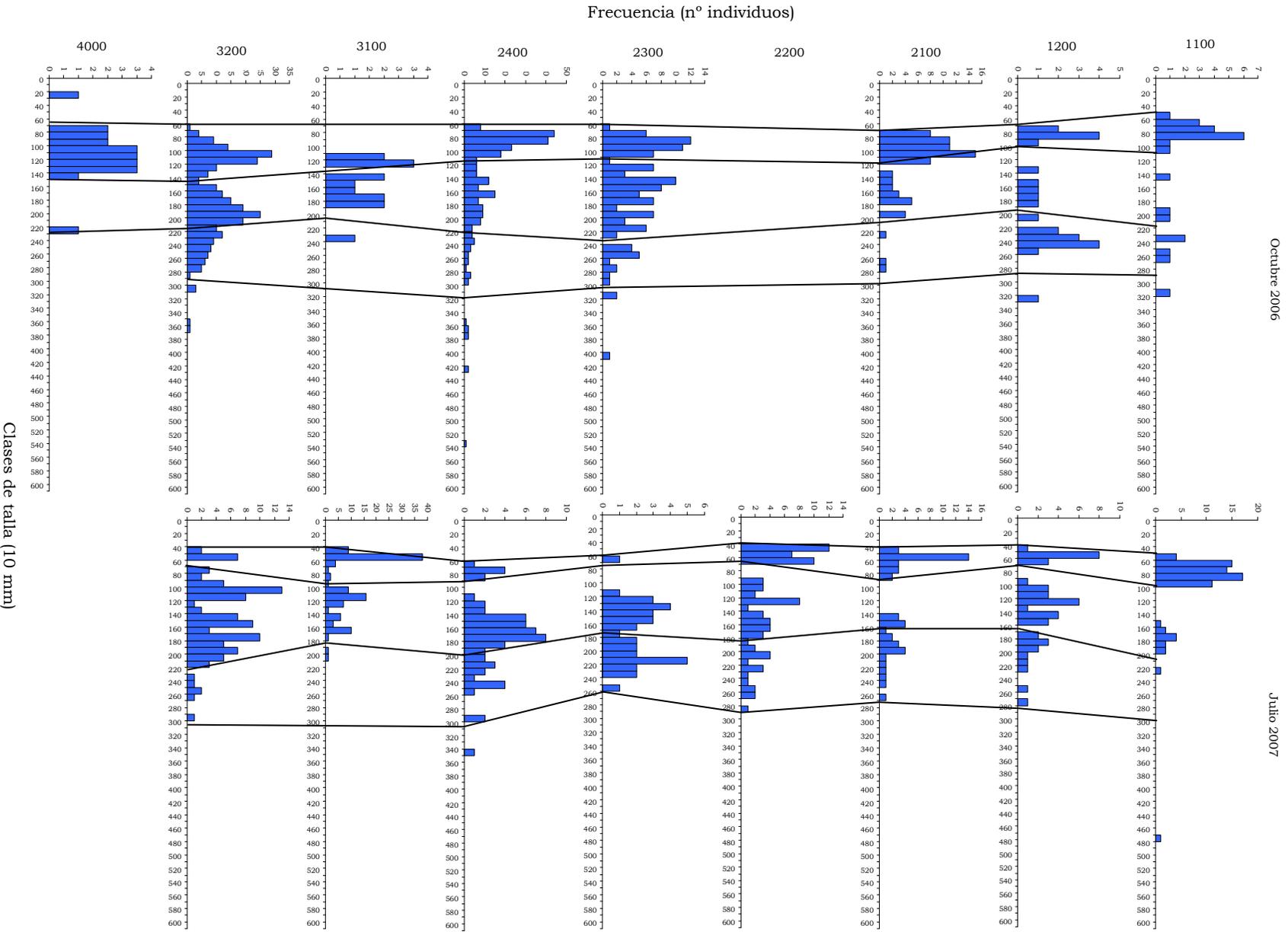


Figura 4.29. Distribuciones de frecuencias de la longitud furcal de todas las truchas capturadas en las dos campañas de muestreo (octubre de 2006 y julio de 2007) en La Rioja, clasificadas por poblaciones (cód. población). Las líneas verticales representan los límites de tallas de cada cohorte.

Obsérvese que la distribución de frecuencias de las tallas que se agrupan alrededor de la primera moda que se detecta contiene un número de individuos significativamente en la campaña de octubre de 2006 que en la de julio de 2007. Este hecho corrobora la ventaja de elegir las fechas de muestreo a finales del verano frente a hacerlo a principios, ya que la probabilidad de detectar alevines es mayor cuanto más tarde se haga.

Como puede verse en la figura 4.29, la facilidad de identificar modas y sus distribuciones normales correspondientes es mayor en unas poblaciones que en otras, y depende principalmente del número de estaciones que se hayan muestreado. Así, las poblaciones 3100 y 4000 en octubre de 2006, y la 2300 en julio de 2007 muestran unas distribuciones de frecuencias en las que no se distinguen bien las cohortes.

Se suele estimar en 300 el número mínimo de individuos que hay que capturar y medir para poder identificar correctamente las cohortes en una gráfica de Petersen. En nuestro caso podemos identificar con cierta claridad las clases de edad 0+ y 1+ en las gráficas correspondientes a las poblaciones 1100, 1200, 2100, 2300, 2400, 3200 en la campaña de octubre de 2006; y las de 1100, 1200, 2100, 2200, 2400, 3100 y 3200 en la campaña de julio de 2007. Sin embargo es prácticamente imposible determinar los límites de las cohortes que en dichos años forman las clases 2+ en adelante.

Para paliar este inconveniente es necesario determinar por escalimetría las edades de los ejemplares más grandes de cada población, pudiendo hacerse en una muestra de los individuos capturados que se sospeche salgan de las distribuciones mejor definidas.

Complementariamente se pueden agrupar todos los ejemplares capturados en una determinada campaña y en un área relativamente pequeña. Si consideramos el ámbito de estudio como un territorio en el que las truchas están sometidas a condiciones

térmicas y en ecosistemas de metabolismos no muy diferentes, podemos extraer alguna conclusión al examinar las gráficas de Petersen resultantes.

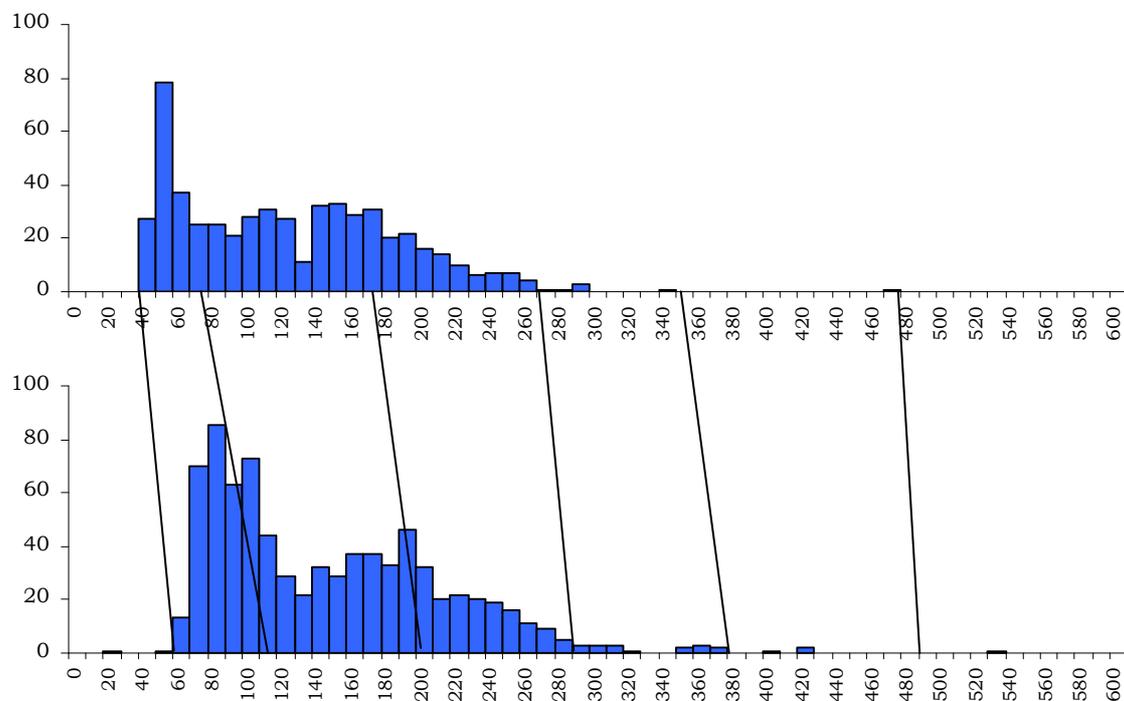


Figura 4.30. Distribuciones de frecuencias de la longitud furcal de todas las truchas capturadas en las dos campañas de muestreo (julio de 2007 y octubre de 2006) en La Rioja. Las líneas verticales representan los límites de tallas de cada cohorte.

En la figura 4.30 se han representado las gráficas de Petersen con todas las truchas capturadas en cada campaña (octubre de 2006 y julio de 2007). En esta figura se ha dispuesto la gráfica correspondiente a la campaña de julio encima de la de octubre para apreciar mejor la evolución en el tiempo de las distribuciones de tallas correspondientes a las clases de edad 0+ y 1+.

En general la distribución de tallas que se observa en una población de truchas está formada por una serie de distribuciones normales mezcladas que corresponden a cada cohorte de las que en ese momento conforman la población. Por ello no es correcto hablar de intervalo de tallas para una clase de edad determinada, o sí lo es pero matizando que los intervalos de tallas se solapan unos con otros. Esto es debido a que

los individuos más grandes de una cohorte pueden ser mayores que los individuos más pequeños de la cohorte nacida el año anterior. Este solapamiento no es tan frecuente entre las clases de edad 0+ y 1+ como entre las más maduras, por las razones que se explicarán más adelante.

Es interesante la diferencia que se observa entre cuencas y entre poblaciones dentro de una misma cuenca. Es fácil comprobar que las distribuciones de tallas de cada cohorte identificada en las poblaciones de una misma cuenca se desplazan a la derecha, es decir el crecimiento es más rápido, conforme se baja en altitud en dicha cuenca. Así se puede ver, por ejemplo, en la cuenca del Najerilla y en julio que las cohortes de la clase de edad 1+ aumentan su talla máxima de 150 mm a 190 mm entre la población de cabecera Alto Najerilla-2100 y la del curso bajo Bajo Najerilla-2400. La temperatura media del agua, más alta en los cursos bajos que en las cabeceras, parece ser la responsable de este gradiente altitudinal. Para ilustrar esta diferencia de crecimientos se han ajustado las tallas medias de cada clase de edad a una curva de von Bertalanffy para cada población, el resultado se muestra en la figura 4.31.

Llaman la atención las fuertes pendientes que presentan éstas curvas en las poblaciones del Iregua. Sin duda se trata de un error provocado porque hemos forzado a la curva a que alcance una longitud asintótica fija e igual a 600 mm en todas las cuencas, lo que no es exacto. El objetivo de este ajuste a un L_{∞} es el de facilitar la comparación visual de las curvas. Por ello es necesario advertir de que no se deben emplear las curvas de la figura 4.31 como una estimación de la talla exacta a una edad determinada. A tal efecto se deben emplear las distribuciones de frecuencia representadas en la figura 4.29. Las curvas de la figura 4.32 constituyen una herramienta para comparar crecimientos de las poblaciones y, por tanto sus metabolismos.

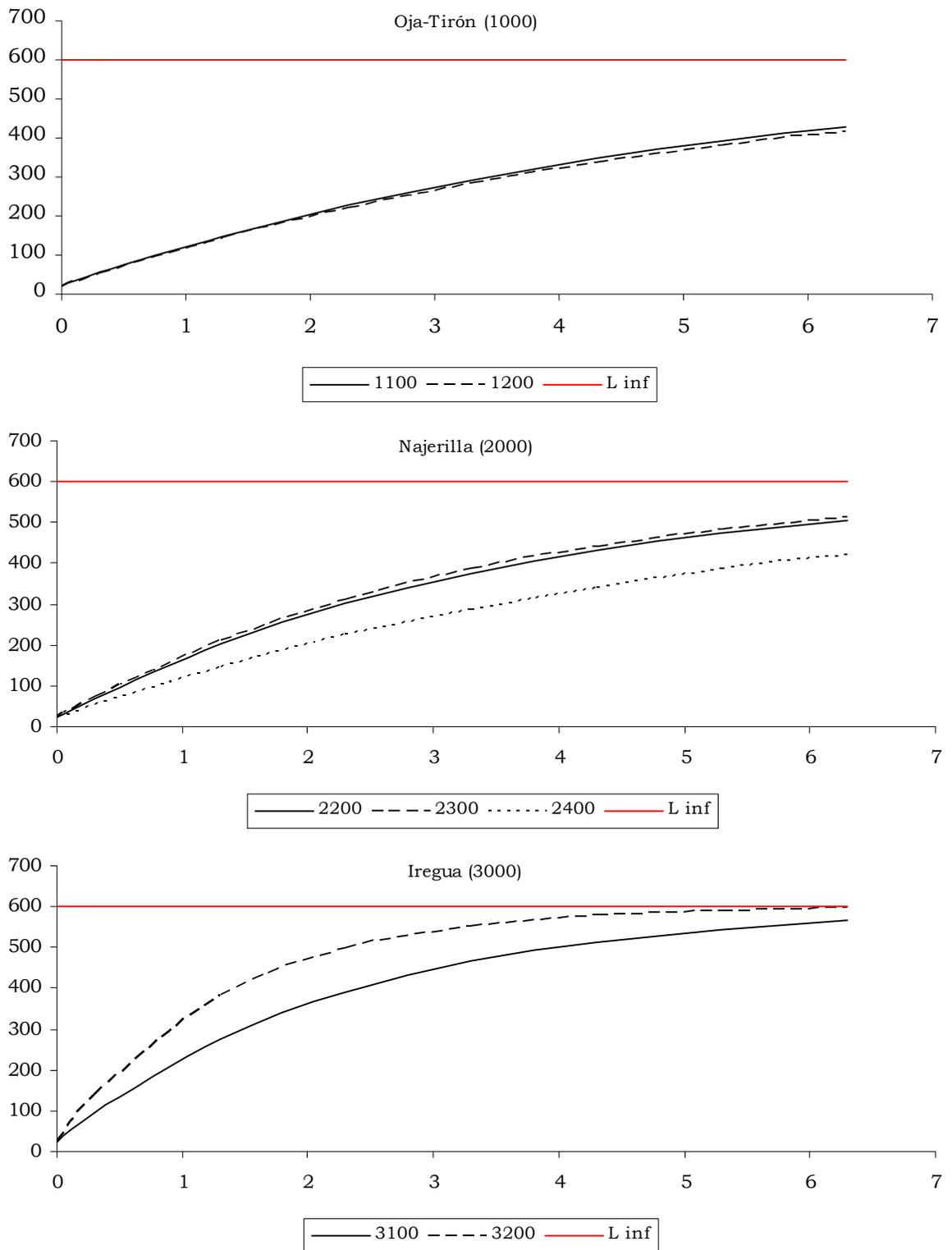


Figura 4.31. Curvas de von Bertalanffy ajustadas a los valores medios de talla por clase de edad en las poblaciones identificadas en cada cuenca de La Rioja.

Siguiendo con el análisis de las distribuciones de la figura 4.29, a escala de cuencas, las cohortes de las poblaciones del Iregua tienen tallas máximas más altas que las de las poblaciones de la cuenca del Najerilla, y éstas a su vez son mayores que las de las poblaciones de la cuenca del Oja y Tirón. Se aprecia por tanto un gradiente geográfico longitudinal (este-oeste) además del altitudinal (cabecera-curso bajo) expuesto en el párrafo anterior. Este gradiente geográfico de tallas máximas de las cohortes es opuesto al gradiente geográfico de conductividades, que muestra valores decrecientes conforme nos desplazamos por cuencas de este a oeste. Por lo general las aguas más conductivas pueden mantener metabolismos más rápidos en sus ecosistemas, y a veces es posible explicar la diferencia de crecimientos de los peces mediante las diferencias en conductividades de sus aguas. En La Rioja debe estar actuando algún factor que no sólo contrarresta este efecto sino que invierte la situación. Hasta el momento no disponemos de datos para explicar esta pauta.

Como término medio y sobreentendiendo la existencia de cierto solapamiento, los intervalos de tallas que separan las distintas clases de edad en La Rioja al principio del verano siguen el siguiente esquema general. La cohorte que conforma la clase de edad 0+, es decir los nacidos en la primavera que acaba de terminar, la conforman individuos con tallas comprendidas entre los 40 y 80 mm, en la población del Alto Tirón (1100) se da el intervalo más amplio encontrándose individuos de casi 90 mm. La clase de edad 1+ tiene su límite máximo de tallas en torno a los 17 ó 18 cm, llegando en algunas poblaciones a los 19 cm (Alto Tirón-1100 y Bajo Najerilla-2400). La clase de edad 2+ tiene su límite máximo en torno a los 26 cm. Es difícil establecer límites para las clases de edad 3+ y mayores, ya que debido al reducido número de ejemplares capturados no se pueden representar distribuciones definidas de tallas. Sin embargo, por observaciones en otras poblaciones y en literatura, se puede generalizar en 35 cm el límite de tallas de 3+, 45 cm para la clase 4+ y 55 cm para la 5+.

La distribución de tallas por clases de edad durante el otoño refleja el crecimiento experimentado por los individuos de la población a lo largo del verano, sobre todo en las clases más jóvenes, que son las que más rápido crecen. Así se puede comprobar en las gráficas de Petersen de la campaña de octubre de 2006. En ellas se observa que las distribuciones de la clase 0+ se han ampliado y crecido; las tallas que comprende esta cohorte son ahora 70 mm como límite inferior y 115 mm como límite superior. La clase de edad 1+ en esta época del año suele tener tallas por debajo de los 21 cm y la clase 2+ no los 29 cm.

Estos rangos de tallas límite pueden servir para establecer las tallas mínimas de captura en cada población. Según el criterio por el cual se debería dejar la posibilidad de reproducirse al menos una vez en su vida a todos los individuos de una población antes de ser pescados, y considerando que a la edad de dos años se reproduce el 80% de los individuos de una cohorte, es inmediato concluir que, según este criterio, la talla mínima de captura en todo el ámbito de esta ordenación no debería situarse por debajo de los 23 cm, ya que en diciembre del tercer año de vida (clase de edad 2+) la mayoría de los individuos de la cohorte ya han superado esta talla y por tanto se habrán reproducido, al menos una vez, cuando en marzo próximo se abra la veda. Si pescamos por debajo de esta talla, por ejemplo en julio, estaremos pescando una elevada proporción de individuos de la clase 2+, y por tanto individuos que no se han reproducido todavía.

Se puede apreciar, sobre todo en la clase 0+, que las distribuciones de frecuencias de tallas amplían su rango de valores conforme pasa el tiempo. Esto es debido a un efecto que los acuicultores conocen perfectamente originado en que los individuos que más crecen se sitúan en los mejores puntos de alimentación favoreciendo su crecimiento aún más. El resultado es que los peces que más crecen tienen más probabilidad de crecer más y por ello se separan en la distribución de tallas de su cohorte de los peces que menos crecen y que por ello tienen menos probabilidad de crecer más.

Este efecto es responsable de que la distribución de tallas de una cohorte se haga cada año más amplia, llegando a mezclarse con las distribuciones de las cohortes adyacentes y dificultando la identificación de las mismas.

Un efecto derivado de esta capacidad de separarse los rangos de tallas en las cohortes, aunque no se observa en las gráficas, es el conocido como efecto Rosa Lee. Por lo general el crecimiento que se observa en las poblaciones de peces al comparar las tallas con la edad no es el crecimiento real de los individuos, ya que los individuos que crecen más rápido son los que más probabilidad tienen de sobrevivir, por lo que las tallas medias de los individuos de una cohorte detectados en una determinada clase de edad no son las tallas medias que tendría dicha cohorte si todos los individuos nacidos en ella hubiesen sobrevivido, sino que es mayor por la razón expuesta.

Este efecto se ve contrarrestado en las poblaciones sometidas a pesca por encima de una talla mínima de captura debido a una selección artificial que se impone cuando la talla mínima de captura es relativamente alta. Si sólo se pueden pescar individuos de una determinada talla y mayores, dentro de una misma cohorte tendrán menos probabilidad de reproducirse al menos una vez en su vida, aquellos que alcancen dicha talla a una edad más temprana (y posiblemente inferior a la edad de la primera reproducción), con lo que se estará dotando de una ventaja a los genotipos de crecimiento lento dentro de una misma población. El efecto de esta selección es la disminución de las tallas medias a una edad determinada de las cohortes de la población sometida a este régimen de pesca.

Por ello, y según este criterio, la talla mínima de captura no debería ser superior a los 18 cm, para que la presión de pesca se repartiese por igual en todas las tallas de la cohorte que en julio conforma la clase de edad 2+.

Como solución de compromiso que satisfaga ambos criterios expuestos se puede tomar como talla mínima de captura, un valor intermedio entre 23 y 18 cm. En la actualidad

esta talla está fijada en 21 cm, y, a tenor de lo expuesto, parece razonable que así siga siéndolo, más cercano a 23 que a 18 para situarnos en el lado de la seguridad en cuanto al favorecimiento de la reproducción de la mayor cantidad de individuos.

La consecuencia directa de conocer la edad de los ejemplares capturados es que se puede establecer la estructura de la población en edades, y a partir de ella se podrán conocer parámetros poblacionales tan importantes como el crecimiento de los individuos y la tasa de mortalidad de la población.

La estructura poblacional resultante estimada para las 37 subpoblaciones detectadas en el ámbito de estudio se ha representado en la figura 4.32.

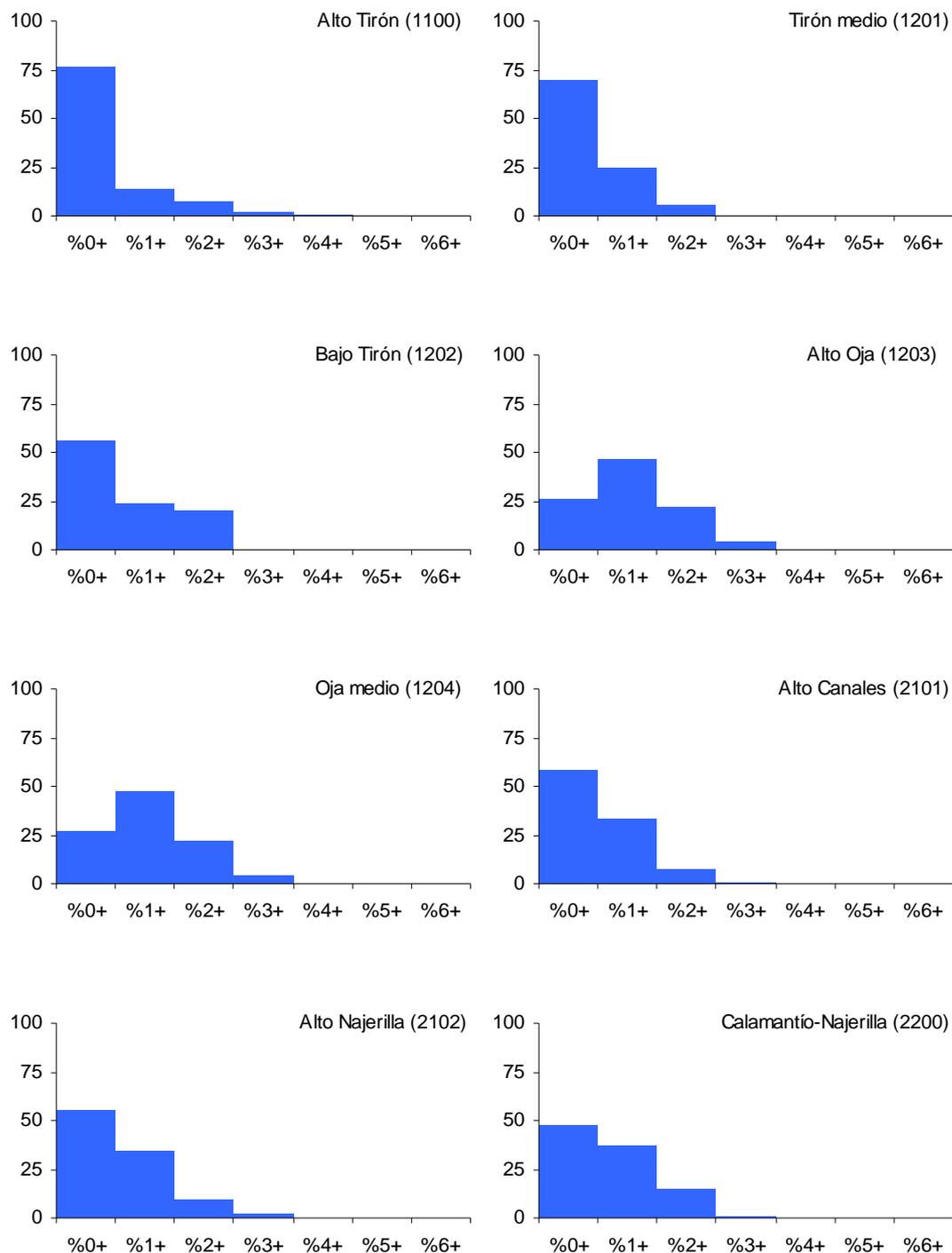


Figura 4.32.1 Estructura de edades de las subpoblaciones (poblaciones de dinámica íntegra) de identificadas en la red fluvial de La Rioja.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

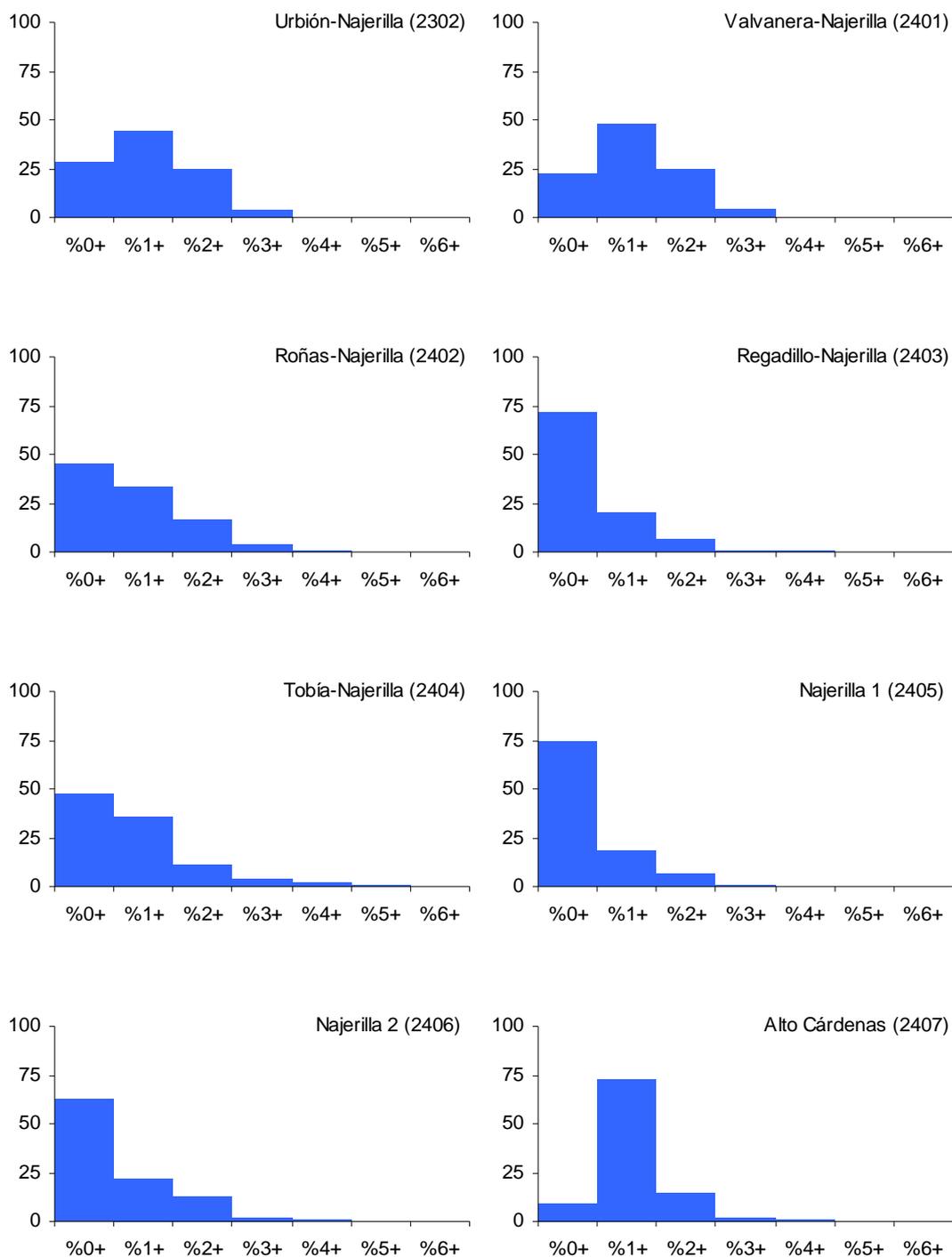


Figura 4.32.2 Estructura de edades de las subpoblaciones (poblaciones de dinámica íntegra) identificadas en la red fluvial de La Rioja.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

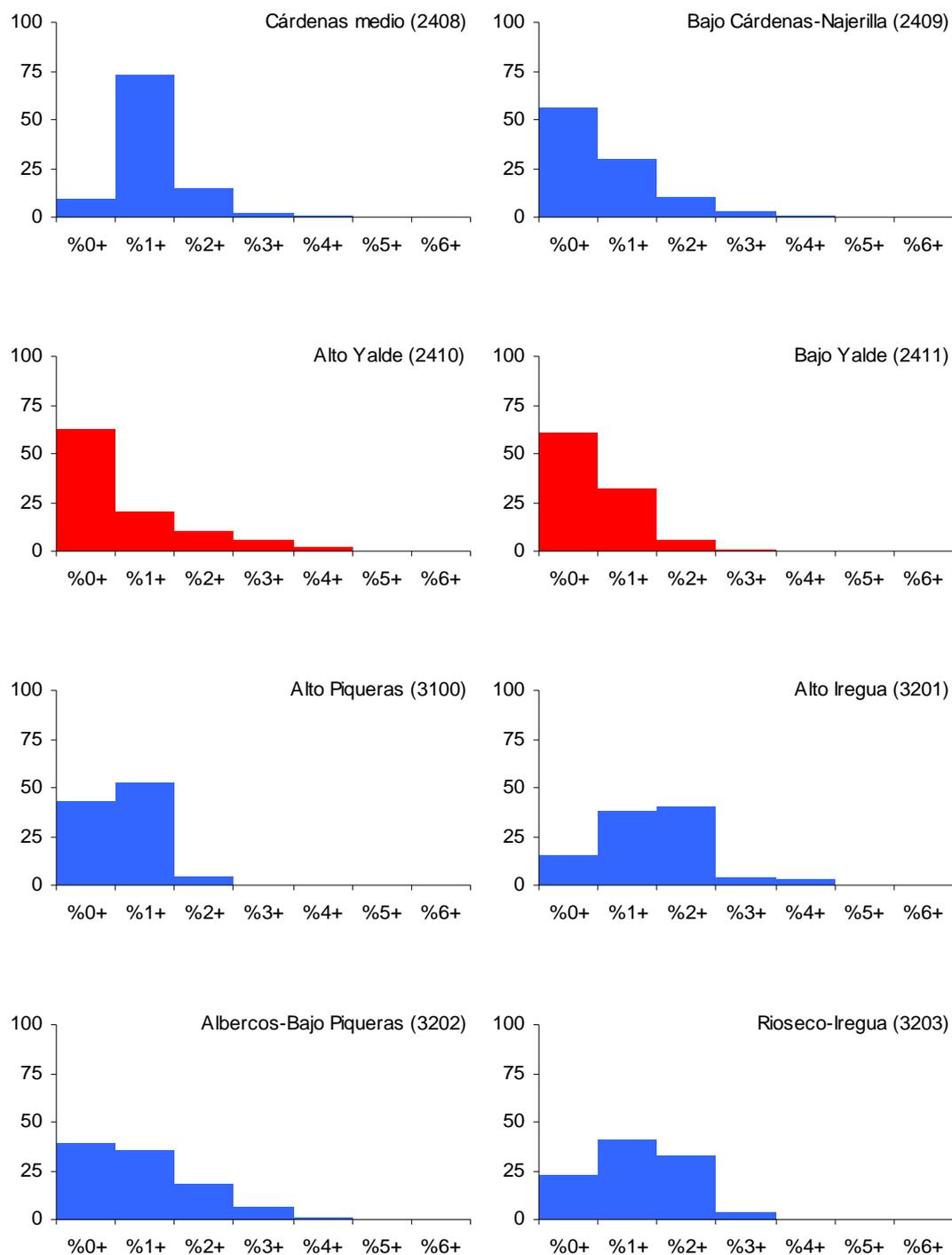


Figura 4.32.3 Estructura de edades de las subpoblaciones (poblaciones de dinámica íntegra) identificadas en la red fluvial de La Rioja.

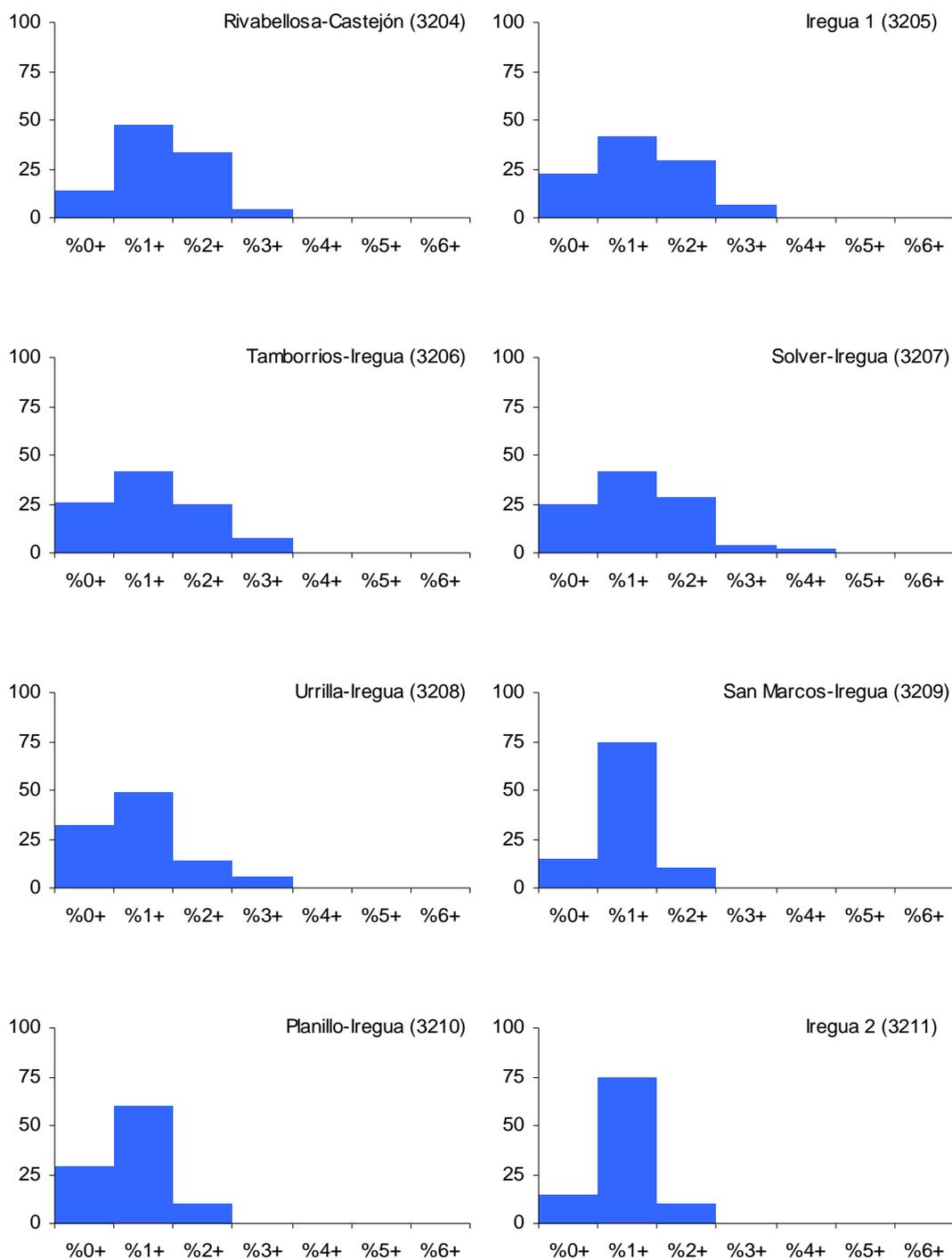


Figura 4.32.4 Estructura de edades de las subpoblaciones (poblaciones de dinámica íntegra) identificadas en la red fluvial de La Rioja.

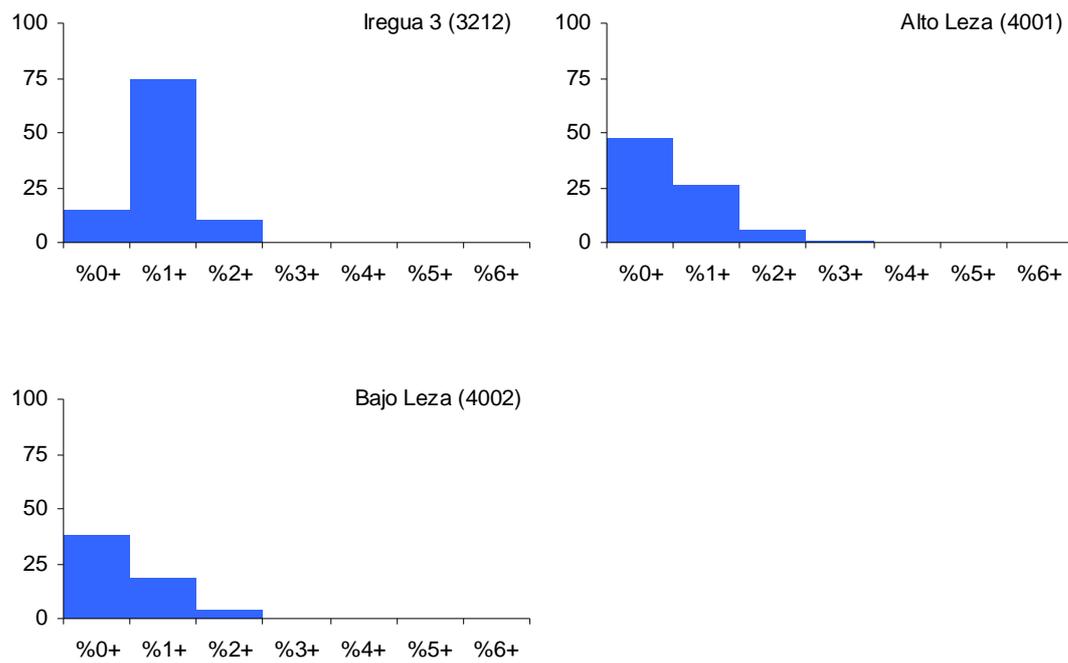


Figura 4.32.5 Estructura de edades de las subpoblaciones (poblaciones de dinámica íntegra) identificadas en la red fluvial de La Rioja.

En la figura 4.33 se muestran las estructuras de edades de las poblaciones identificadas en el ámbito de estudio.

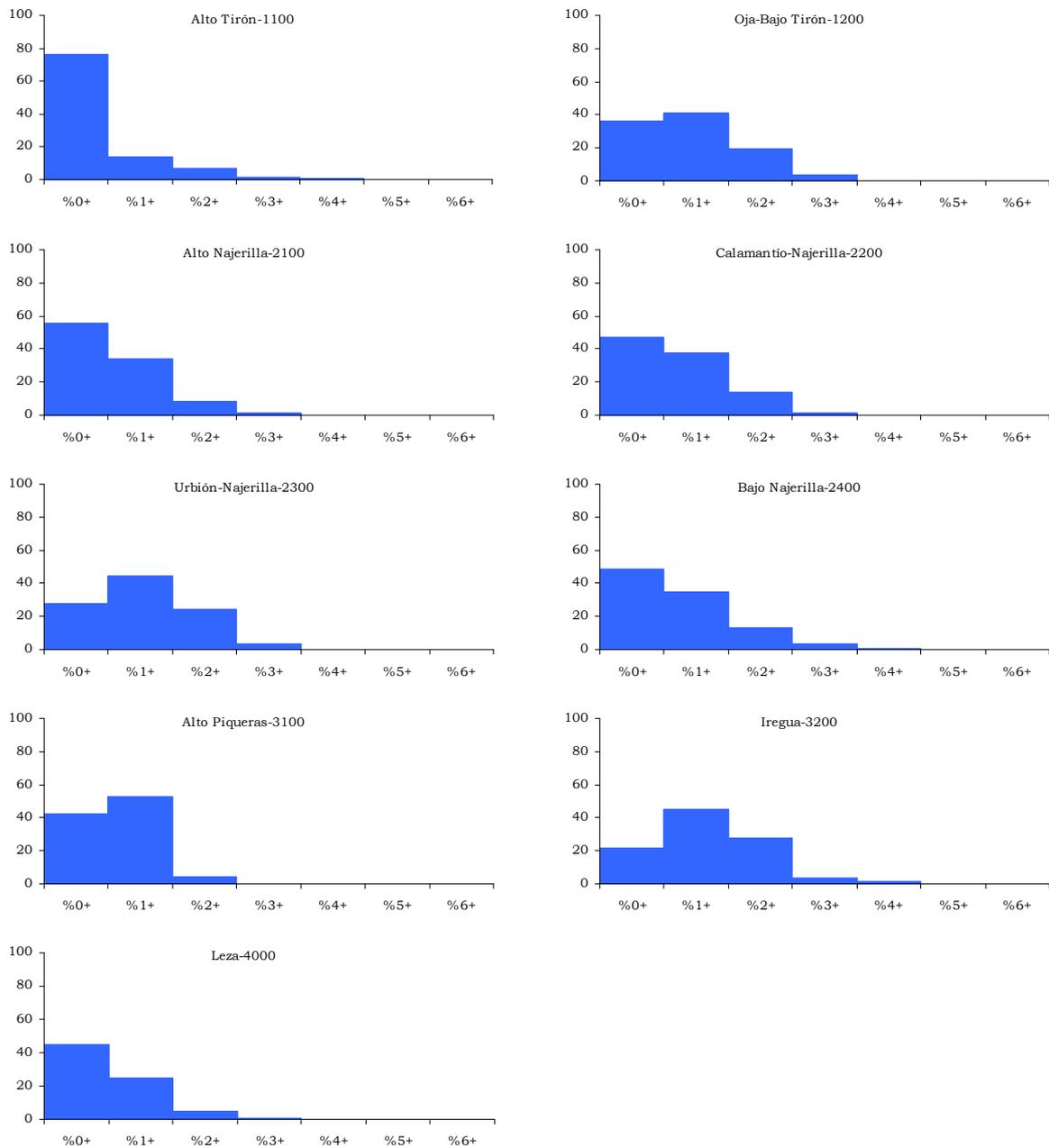


Figura 4.33 Estructura de edades de las poblaciones identificadas en la red fluvial de La Rioja.

Antes de interpretar los resultados expuestos en las figuras 4.32 y 4.33 es necesario tener en cuenta que la representación de las clases de edad 0+ en un muestreo no es siempre posible hacerla con precisión, ya que la probabilidad de captura de los

alevines es reducida debido a su tamaño. Por ello es frecuente que su densidad relativa dentro de una población esté subestimada.

Como se ha explicado más arriba, cuando se dispone de un único muestreo de toda una población es necesario asumir la hipótesis de que, si no ha ocurrido ningún episodio ambiental extraordinario en los últimos años, la población ha permanecido estable, o con una tendencia uniforme como máximo, y se puede asimilar su estructura poblacional con la evolución del número de individuos de una cohorte a lo largo de su vida. Por ello se puede considerar que si la clase de edad 0+ es menos abundante que la 1+, se debe a que no se ha detectado en su totalidad por la causa explicada en el párrafo anterior, y se interpreta entonces la estructura poblacional a partir de la clase 1+, que esa sí se considera correctamente detectada.

Hecha esta aclaración, se puede apreciar que la estructura de edades detectada en los muestreos de la mayoría de las poblaciones es bastante parecida y equilibrada, con representación de las clases de edad 0+, 1+, 2+ hasta 3+. La representación de las clases de edad 4+ en adelante es muy baja por las características de la técnica de muestreo empleada. La pesca eléctrica es más efectiva en tramos vadeables, y en estos tramos las truchas más grandes que se suelen encontrar son de 3 o 4 años, siendo poco frecuente, y poco significativa por tanto, la captura de ejemplares de 5 o más años, que habitan preferentemente pozas más profundas. La técnica de muestreo que permite detectar con significación estas grandes truchas se basa en la observación subacuática directa, generalmente por buceo.

Sólo hay dos estructuras poblacionales que se desvían de la pauta general, Alto Tirón-1100 y Alto Piqueras-3100. La población Alto Tirón-1100 no está estudiada en su totalidad, ya que el ámbito de estudio sólo recoge los cinco kilómetros más bajos de la misma en su tramo fluvial, con ello se ve que si la estación elegida es una zona donde se concentran frezaderos y áreas de alevinaje, la clase de edad 0+ estará sobreestimada, y como ella las demás clases de edad no estarán correctamente

representadas en la figura 4.33. La población Alto Piqueras-3100, está bien muestreada y en ella se aprecia que las clases 0+ y 1+ representan casi el 100% de la población. No es posible que una población se mantenga en esos valores con unas clases de edad maduras tan escasas, y la única razón que explica esta estructura rejuvenecida es que las zonas lólicas de su red fluvial son zonas de alevinaje y añales y que sólo temporalmente son visitadas por truchas maduras procedentes del embalse de Pajares a las que acceden para reproducirse.

Entrando en un análisis más detallado de las diferentes estructuras poblacionales se pueden encontrar algunos matices que ayudan a explicar el funcionamiento de las distintas poblaciones. Es interesante reconocer las clases de edad entre las que se observa un “salto” más pronunciado que entre las demás. Estas discontinuidades pueden aportar evidencias de posibles “cuellos de botella” que están condicionando o incluso limitando la abundancia de clases de edad más maduras. Se puede por tanto aproximar la clase de edad sobre la que actúa el factor limitante del desarrollo de la población. Este factor limitante puede estar ser natural, y en ese caso estaremos ante una característica inherente de la población, o inducido por la actividad humana, y por tanto susceptible de ser corregido.

La determinación de la naturaleza del factor limitante es ardua y requiere de muchos datos, pero conociendo el estado general del hábitat y las afecciones presentes en cada población podemos extraer algunas interpretaciones más o menos concluyentes.

Los citados “saltos” o discontinuidades se pueden apreciar bien si representamos en ejes cartesianos el logaritmo natural de la proporción de individuos de cada clase de edad respecto a su edad en años. El ajuste a una recta nos da la función logarítmica a la que se ajusta la estructura de edades, y, haciendo la suposición de estabilidad de la población en el tiempo, la pendiente de dicha recta representa la tasa instantánea de mortalidad. Los valores observados que se desvían significativamente por debajo de la

recta ajustada identificarán la clase de edad en la que el factor limitante puede estar actuando.

En la figura 4.34 se recogen dichas gráficas en las que se ha prescindido de la clase de edad 0+ para homogeneizar las poblaciones en las que se ha detectado bien y en las que no.

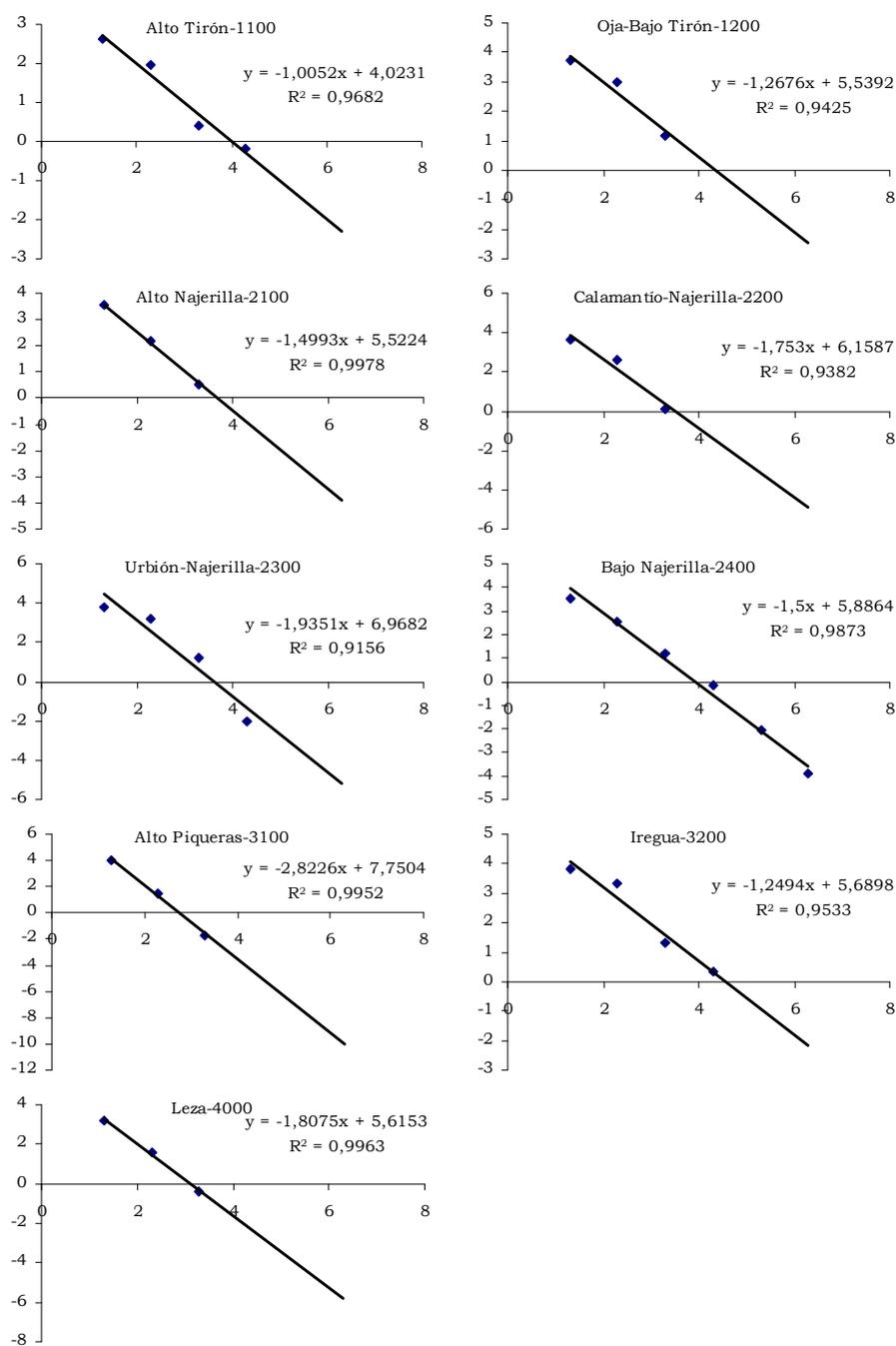


Figura 4.34. Logaritmo natural de la proporción (%) de la población que representa cada clase de edad respecto a la edad en años. Ecuación de la recta de regresión ajustada y coeficiente de determinación.

Se puede observar así, que las poblaciones Alto Najerilla-2100, Bajo Najerilla-2400, Alto Piqueras-3100 y Leza-4000 no muestran saltos apreciables y la reducción del número de individuos en las sucesivas edades se ajusta bastante a una curva

logarítmica negativa. Al parecer el factor limitante de estas poblaciones no actúa sobre ninguna clase de edad en particular, y este resultado no aporta evidencias de que dichas poblaciones se encuentren sometidas a presiones de origen humano que puedan ser corregidas.

El resto de poblaciones -excepto Alto Tirón-1100, de la que no se puede afirmar nada por lo expuesto anteriormente- presentan desviaciones en sus valores observados respecto de la recta ajustada. Por lo general, sería de esperar que si el hábitat natural actuase como factor limitante, éste actuaría sobre clases de edad más maduras conforme bajamos en el curso fluvial. Esta consideración se hace basándonos en que el hábitat para adultos suele darse en cursos más bajos que el hábitat de juveniles, de forma que, si es el hábitat el factor limitante de la población en una clase de edad en particular, este actuará en la clase de edad más madura que pueda albergar dicho hábitat. Si por ejemplo encontramos que en un curso bajo del río la discontinuidad en la estructura poblacional está en la clase de edad 4+, es probable que la causa que origina el factor limitante sea natural, mientras que si la discontinuidad aparece en la clase 3+ esta puede tener orígenes antrópicos.

En este sentido la población Urbión-Najerilla-2300, que habita un tramo del río Najerilla que puede considerarse curso medio, muestra una discontinuidad en la clase de edad 4+, lo que puede ser indicio de que la población tiene un factor limitante de origen natural. De forma similar, en la población Calamantío-Najerilla-2200, la discontinuidad se encuentra a la altura de la clase de edad 3+, lo que sería de esperar en el curso alto en el que se encuentra.

No ocurre así en las poblaciones Oja-Bajo Tirón-1200 y Bajo Iregua-3200. La primera puede enmascarar el efecto de que en ella haya estaciones de muestreo situadas en cabeceras (Alto Oja) y en cursos bajos (Bajo Oja y Bajo Tirón), por lo que no se puede tomar como evidencias de un origen antrópico del factor limitante. El caso de la población del Bajo Iregua es más claro: esta población debería mostrar una

discontinuidad en clases de edad bastante viejas y sin embargo la presenta, y bastante clara, entre las clases de edad 2+ y 3+. Este resultados puede ser una evidencia de que el factor limitante está actuando en una clase de edad más joven de lo que le debería corresponder, y posiblemente estemos ante una población en la que existe un “cuello de botella” en el nivel de la clase de edad 3+ que esté limitando la abundancia de truchas más adultas, y que dicho “cuello de botella” tenga un origen artificial.

La estructura poblacional por edades es el resultado que sintetiza más información sobre la dinámica de una población. Si se dispone de una serie temporal de datos de estructura de edades lo suficientemente larga se puede trazar la variación real del número de efectivos de una misma cohorte conforme va cumpliendo años de vida. Sin embargo no es frecuente la disponibilidad de series de datos tan largas, y lo que se suele hacer habitualmente es asumir que la población tiene una estructura de edades estable y que el año que viene tendrá la misma disposición que este año. Así podemos estimar la tasa de cambio (o tasa instantánea de mortalidad) que es el fundamento de los modelos poblacionales estructurados por edades.

Sin embargo como se ha explicado antes, se comete un sesgo cuando se emplean técnicas de pesca eléctrica en tramos vadeables. Para corregir este sesgo y estimar la tasa de mortalidad de una población en la que se considera que no se han representado correctamente las clases de edad más maduras se emplea un estimador de la supervivencia (S) entre clases de edad propuesto por Chapman & Robson:

$$S = T / (N - M + T)$$

donde $M = \sum N_i$ a partir de la clase de edad $k+1$ en que no se determinó bien N_i , y

$$T = N_1 + 2.N_2 + \dots + k.N_k + (k+1).M$$

como $S=e^{-Z}$ donde Z es la tasa instantánea de mortalidad, es inmediato que $Z=-\ln(S)$. Los valores de esta tasa de mortalidad corregida para cada población pueden verse más adelante en la tabla 4.9, en la que se muestran los valores de los parámetros empleados para modelizar la dinámica poblacional de la trucha en La Rioja.

Si a esta información sobre abundancias relativas de cada clase de edad en la población, añadimos los valores de variables de estado como la densidad o biomasa nos podemos hacer una idea bastante aproximada de las existencias de una población y de cómo se estructuran en edades, y por tanto en tamaño los individuos.

La tabla 4.6. recoge los valores de las variables poblacionales de las 37 subpoblaciones.

Tabla 4.6. Valores de las variables de estado de las subpoblaciones de trucha común identificadas en La Rioja. D: densidad, B: biomasa, k.Linf (coeficiente metabólico producto de los parámetros de la curva de von Bertalanffy), y K: factor de condición de Fulton.

Subpoblación	Código	n° tramos	Dens.	error dens.	Biom.	Biom. C	k.Linf	K
Alto Tirón	1100	3	0,14	0,009	5,1	8,2	115	1,23
Tirón medio	1201	7	0,02	0,001	1,1	5,4	132	1,11
Bajo Tirón	1202	7	0,09	0,005	3,3	5,0	152	1,10
Alto Oja	1203	11	0,21	0,038	7,7	7,7	94	1,13
Oja medio	1204	37	0,21	0,035	7,6	7,5	98	1,12
Bajo Oja	1205	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Alto Canales	2101	1	0,24	0,003	7,4	5,4	186	1,28
Alto Najerilla	2102	33	0,28	0,011	9,4	7,3	172	1,28
Calamantío-Najerilla	2200	4	0,43	0,000	13,7	0,0	nd	nd
Urbión-Najerilla	2302	43	0,24	0,003	11,8	8,5	125	1,27
Valvanera-Najerilla	2401	12	0,24	0,008	15,4	13,2	89	0,85
Roñas-Najerilla	2402	8	0,44	0,031	17,8	13,1	117	1,18
Regadillo-Najerilla	2403	1	0,69	0,053	20,5	6,5	102	1,08
Tobía-Najerilla	2404	10	0,47	0,015	17,3	7,3	71	0,77
Najerilla 1	2405	3	0,81	0,000	33,8	0,0	nd	nd
Najerilla 2	2406	3	0,47	0,003	19,7	6,1	117	1,09
Alto Cárdenas	2407	4	0,49	0,000	13,3	0,0	-	-
Cárdenas medio	2408	1	0,49	0,000	13,3	0,0	-	-
Bajo Cárdenas-Najerilla	2409	23	0,21	0,002	8,1	5,0	114	0,94
Alto Yalde	2410	10	0,15	0,004	7,9	7,8	109	1,13
Bajo Yalde	2411	6	0,04	0,000	1,8	2,6	216	1,23
Alto Piqueras	3100	24	0,25	0,004	4,6	3,9	266	1,23

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Alto Iregua	3201	30	0,32	0,021	13,6	14,2	80	1,24
Albercos-Bajo Piqueras	3202	12	0,32	0,001	10,1	4,0	242	1,27
Rioseco-Iregua	3203	6	0,17	0,001	8,9	2,6	242	1,25
Rivabellosa-Castejón	3204	4	0,16	0,001	11,1	2,4	170	0,92
Iregua 1	3205	2	0,10	0,003	9,7	6,8	196	1,30
Tamborrios-Iregua	3206	2	0,10	0,003	10,1	8,7	180	1,34
Solver-Iregua	3207	9	0,29	0,033	13,9	12,3	122	1,18
Urrilla-Iregua	3208	3	0,10	0,031	8,6	6,7	183	1,12
San Marcos-Iregua	3209	1	0,03	0,004	2,4	2,4	207	1,35
Planillo-Iregua	3210	5	0,12	0,042	7,7	9,4	216	1,29
Iregua 2	3211	3	0,03	0,004	2,4	2,4	207	1,35
Iregua 3	3212	7	0,03	0,004	2,4	2,4	207	1,35
Alto Leza	4001	15	0,27	nd	4,2	nd	nd	nd
Bajo Leza	4002	5	0,14	nd	3,0	nd	nd	nd
Alto Cidacos	5002	9	0,00	0,000	0,0	0,0	-	-

En la tabla 4.7 se muestran los valores de las variables de estado a escala de población, para facilitar el análisis global.

Tabla 4.7. Valores de las variables de estado de las poblaciones de trucha común identificadas en La Rioja.

D: densidad, B: biomasa, k.Linf (coeficiente metabólico producto de los parámetros k y Linf de la curva de von Bertalanffy), y K: factor de condición de Fulton.

Población	D (ind./m²)	error estandar (D)	B (g/m²)	k	k.Linf	K (g/mm³)
Alto Tirón 1100	0,14	0,009	5,1	0,12	115	1,23
Oja-Bajo Tirón 1200	0,17	0,025	6,3	0,19	109	1,12
Alto Najerilla 2100	0,28	0,011	9,3	0,58	172	1,28
Salamantio-Najerilla 2200	0,43	0,000	13,7	0,00	-	-
Urbión-Najerilla 2300	0,24	0,003	11,8	0,30	125	1,27
Bajo Najerilla 2400	0,31	0,008	12,6	0,26	112	0,99
Alto Piqueras 3100	0,25	0,007	4,6	1,53	266	1,23
Iregua 3200	0,23	0,017	10,5	0,50	157	1,24
Leza 4000	0,24	-	3,9	-	-	-

Las existencias de las poblaciones de trucha en La Rioja, que se han resumido en la tabla 4.7, muestran una abundancia escasa del recurso pesquero en cuatro poblaciones: Alto Tirón, Oja-Bajo Tirón, Alto Piqueras y Leza. Haciendo las matizaciones que se han expuesto anteriormente sobre las poblaciones del Alto Tirón – sólo un tramo pequeño de su curso bajo- y el Alto Piqueras –población abastecida por adultos del embalse de Pajares-, sólo las poblaciones Oja-Bajo Tirón y Leza podrían

calificarse como bajas. Entre las subpoblaciones que comprende la población Oja-Bajo Tirón, y como puede comprobarse en la tabla 4.6, sólo la que comprende el Bajo Tirón es realmente escasa, ya que tanto Alto Oja como Oja medio albergan poblaciones de un tamaño mediano, con biomاسas en torno a los 7,5 g/m². Es por tanto la población de Leza la más escasa de las nueve identificadas en La Rioja.

En términos generales las existencias en la actualidad son aceptables en la cuenca del Iregua y buenas en la del Najerilla. La población con mayor cantidad de recurso es la del Calamantío-Najerilla, sin embargo los escasos ocho kilómetros de red fluvial que dispone esta población la hace muy vulnerable a oscilaciones estocásticas de las condiciones del hábitat. En este sentido, es la población del Bajo Najerilla la que mayor cantidad de recurso ofrece y que se ve favorecida con una red fluvial extensa.

En cuanto al metabolismo de las poblaciones, éste es un reflejo de la estructura poblacional que muestra. Así, las poblaciones más rejuvenecidas, como Alto Piqueras, tienen una tasa de metabolismo muy elevada, en contraste con estaciones con más representación de clases de edad maduras como Bajo Najerilla. Otro tanto ocurre con el factor de condición, en el que la población Bajo Najerilla muestra el valor mínimo.

Para simplificar la información referente a hábitat y dinámica poblacional, en la tabla 4.8 se han recogido las interpretaciones en términos cualitativos de la información poblacional y de hábitat, y las conclusiones que se extraen de su contraste.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.8. Interpretaciones cualitativas del tamaño de la población, la estructura de edades y tipo de hábitat, y sus conclusiones.

Población	Cód. población	Subpoblación	Cód. subpoblación	Tamaño	Estructura	Tipo de hábitat	Conclusiones
Alto Tirón	1100	Alto Tirón	1100	medio	alevines	alevinaje	
Oja-Bajo Tirón	1200	Tirón medio	1201	bajo	alevines	madurez	¿Por qué no hay adultos si hay hábitat de adultos? Hay mucha presión de pesca.
		Bajo Tirón	1202	bajo	alevines	extra-madurez	
		Alto Oja	1203	medio	adultos	crecimiento	¿Por qué hay tan poco reclutamiento? Posiblemente porque no se han muestreado tramos de alevinaje
		Bajo Oja	1205	medio	adultos	crecimiento	
Alto Najerilla	2100	Alto Canales	2101	medio	alevines	crecimiento	Zonas de añales (y alevinaje) del Iregua, desconectadas.
		Alto Najerilla	2102	medio	alevines	alevinaje	
Calamantío-Najerilla	2200	Calamantío-Najerilla	2200	medio	alevines	crecimiento	Zonas de añales (y alevinaje) del Iregua, desconectadas.
Urbión-Najerilla	2300	Urbión-Najerilla	2302	medio	adultos	alevinaje	Zonas de añales (y alevinaje) del Iregua, desconectadas.
Bajo Najerilla	2400	Valvanera-Najerilla	2401	alto	adultos	crecimiento	Buen hábitat. Buenas zonas de alevinaje y buen reclutamiento. Buen tamaño poblacional (biomasa). Conectando las subpoblaciones Valvanera-Najerilla (2401) y Roñas-Najerilla (2402) se podría aumentar la densidad, y por tanto la biomasa.
		Roñas-Najerilla	2402	alto	adultos	alevinaje	
		Regadillo-Najerilla	2403	alto	alevines	alevinaje	
		Tobía-Najerilla	2404	alto	adultos	alevinaje	
		Najerilla 1	2405	alto	alevines	alevinaje	
		Najerilla 2	2406	alto	alevines	alevinaje	
		Alto Cárdenas	2407	medio	añales	alevinaje	
		Cárdenas medio	2408	medio	añales	alevinaje	
		Bajo Cárdenas-Najerilla	2409	medio	alevines	alevinaje	
		Alto Yalde	2410	medio	alevines	alevinaje	
Bajo Yalde	2411	bajo	alevines	madurez			
Alto Piqueras	3100	Alto Piqueras	3100	bajo	añales	extra-alevinaje	La antigua "madre" del Iregua, la construcción de Pajares no permite la exportación de alevines.
Iregua	3200	Alto Iregua	3201	medio	adultos	crecimiento	Es probable que la estructura poblacional de adultos se deba a las repoblaciones de otoño, tras los muestreos, (0,2 y 0,05 ind./m2.año de las CE 0+ y 1+, respectivamente). Hay buenas zonas para alevines pero poco reclutamiento. La causa puede ser: (1) que existen pocos reproductores en la población y/o (2) que no puedan llegar por la presa de derivación a Ortigosa.
		Albercos-Bajo Piqueras	3202	medio	adultos	alevinaje	El salto entre 2+ y 3+ puede ser originado por las repoblaciones, en cuyo caso no influyen en la población más allá de un año, luego hay algún factor limitante de la población actuando entre las CE 2+ y 3+.
		Rioseco-Iregua	3203	medio	adultos	alevinaje	
		Rivabellosa-Castejón	3204	medio	adultos	alevinaje	
		Iregua 1	3205	medio	adultos	alevinaje	
		Tamborrios-Iregua	3206	medio	adultos	alevinaje	
		Solver-Iregua	3207	medio	adultos	alevinaje	
		Urrilla-Iregua	3208	medio	adultos	alevinaje	
		San Marcos-Iregua	3209	bajo	añales	madurez	
		Planillo-Iregua	3210	medio	añales	madurez	
Iregua 2	3211	bajo	añales	madurez			
Iregua 3	3212	bajo	añales	madurez	Iregua 3 (3212) hasta el Ebro tiene condiciones muy similares.		
Leza	4000	Alto Leza	4001	bajo	alevines	crecimiento	Originalmente sería como el Oja (se secaba por la mitad). La subpoblación alto Leza (4001) está probablemente en capacidad de
		Bajo Leza	4002	bajo	alevines	alevinaje	
Cidacos	5000	Manzanares	5001				Se repobló con truchas el río Manzanares hace 3 años y deben estar todavía. Ha debido tener truchas en algún momento.
		Alto Cidacos	5002				

4.1.3.1.4 Diseño del modelo de dinámica de poblaciones

El planteamiento de la determinación del funcionamiento de la dinámica poblacional se ha llevado a cabo en este proyecto según un modelo de población estructurada por edades. Para ello se ha introducido el parámetro tasa instantánea de mortalidad (z) en el modelo genérico de la tasa de crecimiento poblacional *per capita* $R_t=f(N_{t-1})$

$$R = \ln(1 + b - d),$$

donde R es la tasa de crecimiento poblacional per capita, b es la tasa de natalidad per capita y d es la tasa de mortalidad per capita de la población. Conocido que

$$N_t = N_t^0 + N_{t-1} \cdot e^{-z}$$

dónde N_t es el tamaño poblacional (densidad) en el año t y z la tasa instantánea de mortalidad de la población, y que

$$b = \frac{N_t^0}{N_{t-1}} \quad \text{y} \quad d = \frac{N_{t-1} - N_{t-1} \cdot e^{-z}}{N_{t-1}}$$

se llega a que

$$N_t^0 = N_{t-1} \cdot (e^R - e^{-z}) \tag{3.1}$$

que permite determinar el reclutamiento anual en el año t (N_t^0) a partir de R , z y el tamaño poblacional en el año anterior N_{t-1} .

La dificultad, por tanto, queda limitada a la determinación de la función de R , que se basa en las técnicas de diagnóstico expuestas en la metodología.

Es necesario tomar a la población como estacionaria, es decir su tamaño permanece oscilante en torno a un valor medio constante a lo largo del tiempo, con el fin de estimar el funcionamiento de la dinámica poblacional (diagnóstico, ver Metodología). Para ello se representa el tamaño poblacional respecto al tiempo y se determina si existe alguna tendencia creciente o decreciente. Si es así se debe llevar a cabo un proceso que en inglés se denomina *detrend* (literalmente “corregir la tendencia”) y que consiste en llevar a cabo una regresión lineal y sumar a cada valor anual la diferencia entre el valor de la función obtenida por regresión en ese año y el tamaño medio poblacional para toda la serie temporal.

Una vez se ha corregido la tendencia se puede llevar a cabo la diagnóstico y obtener las “reglas de funcionamiento de la población” o función de R (ver Metodología). Pero es importante tener en cuenta que los resultados que se obtengan del modelo poblacional deberán volver a afectarse de la tendencia detectada y que se ha corregido para determinar el modelo de dinámica poblacional.

El modelo genérico de R que se ha utilizado en la población de estudio toma en consideración cuatro de los cinco principios recogidos por Berryman, ya que las relaciones entre depredadores y presas (con la población de truchas considerada como presa) están sufriendo en la actualidad una alteración significativa con el crecimiento de la población de cormoranes. Si lo considerásemos se violaría una de las hipótesis necesarias para la diagnóstico: que la población sea estacionaria o que esté en equilibrio. Se determinará por tanto el modelo poblacional compensando la tendencia decreciente cuando se observe, e introduciéndola en los resultados para representar la realidad (aumento de los cormoranes y por tanto disminución de las truchas). Cuando se establezca la población de cormoranes, habrá por tanto que revisar el modelo poblacional de trucha e introducir (ahora sí) el cuarto principio de la dinámica de poblaciones (interacción entre especies o causalidad circular).

Se ha establecido por tanto el siguiente modelo genérico de dinámica poblacional:

$$R = A \cdot \left(1 - \frac{U}{N_{t-1}}\right) \cdot \left(1 - \frac{N_{t-1}}{K}\right)^Q \quad (3.2)$$

donde A es la tasa de crecimiento per capita máxima en un ambiente dado, U es el umbral mínimo de viabilidad de la población –el tamaño poblacional en términos de densidad por debajo del cual la población se extingue por causas deterministas-, K es la densidad de equilibrio considerada como la capacidad de carga del sistema, y Q es un coeficiente que permite los efectos de densidad no lineal tan a menudo observados en la naturaleza (Richards 1959, Nelder 1961, Sibly 2005). Por su parte la variable de estado de la población de la que depende R es la densidad poblacional (ind./m²) en el año anterior (N_{t-1}). El stock se toma en términos de biomasa ya que el número de huevos que pone una trucha se aproxima a una función lineal de su masa corporal (1.500-2.000 huevos/kg de trucha).

De esta forma introduciendo la expresión 3.2 en la igualdad 3.1 obtenemos una ecuación que nos permite predecir el reclutamiento de alevines en el año t, N⁼_t, en función del tamaño poblacional en el año anterior, N_{t-1}, quedando así:

$$N_t^0 = N_{t-1} \cdot \left(e^{A \cdot \left(1 - \frac{U}{N_{t-1}}\right) \cdot \left(1 - \frac{N_{t-1}}{K}\right)^Q} - e^{-z} \right) \quad (3.3)$$

En este modelo, el segundo principio de la dinámica de poblaciones (cooperación) se expresa mediante el efecto Allee (probabilidad de encontrar pareja reproductora), de forma que se necesita una densidad poblacional mínima (U) el año t-1 para que haya reproducción en el año t (Elliott, 1987, 1994).

El tercer principio (competición) se representa mediante una función de retroalimentación negativa del reclutamiento consigo mismo (Elliott, 1987, 1994; Alonso González, 2003), representado por densidad poblacional en el año anterior. Para ello se ha utilizado el modelo clásico Q-logístico, tomando $Q < 1$ según las conclusiones de Sibly *et al.* (2005), que hace que la población tenga un crecimiento per capita (R) negativo si supera un cierto tamaño en el año anterior (K), y un R positivo si dicho tamaño poblacional en t-1 es menor que K.

El quinto principio (factores limitantes) aparece implícito en el modelo a través de la capacidad de carga y estructura poblacional, expresada por la tasa de mortalidad natural (Z). En cada población la capacidad de carga está definida por un factor del entorno que actúa como factor limitante (Liebig, 1840) en una clase de edad particular o en todas simultáneamente, éste puede ser natural como el régimen de caudales, la temperatura, los depredadores o la productividad de las aguas, o artificial como las alteraciones del hábitat (físico, químico, biológico) o la sobrepesca. Atendiendo al concepto original de factor limitante, conforme un factor limitante desaparece o se atenúa, la capacidad de carga aumenta hasta que otro factor se manifiesta como limitante. Cuando el factor limitante que controle la capacidad de carga sea de origen natural y no antrópico, podríamos considerar que, teóricamente, hemos llegado a la máxima existencia del recurso que permite el entorno.

El comportamiento del modelo puede apreciarse en su representación gráfica, como la que aparece en la figura 4.35.

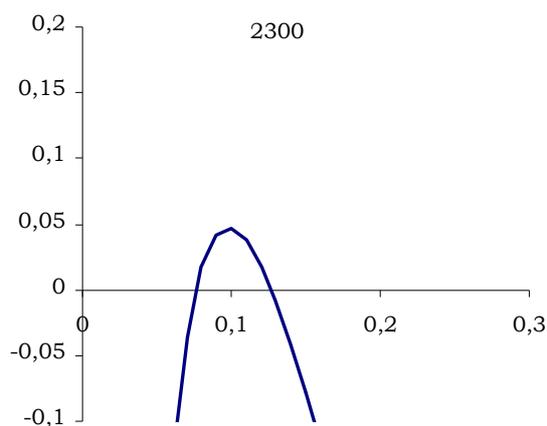


Figura 4.35. Valor de la tasa de crecimiento poblacional per capita en el año t (R_t) respecto al tamaño poblacional (N_{t-1}) el año anterior para $A=1,11$ año $^{-1}$; $U=0,007$ adultos/m $^2=0,076$ ind./m 2 ; $K=0,127$ ind./m 2 . Ejemplo: población del Urbión-Najerilla 2300.

La parametrización del modelo se ha llevado a cabo con los resultados obtenidos en los inventarios llevados a cabo los años 2001, 2002, 2003, 2004, 2005 (Unzu), 2006 (Unzu y Ecohidráulica) y 2007 (Ecohidráulica).

La estimación del valor de las variables poblacionales (densidad, biomasa, mortalidad, etc.) se ha hecho a escala de subpoblación (población de dinámica íntegra), ya que al depender el reclutamiento del stock de reproductores, no podemos contar con la concurrencia de reproductores situados en subpoblaciones aguas abajo de la que se esté estudiando, y sólo con los que se encuentren en subpoblaciones aguas arriba, y éstos se han tenido en cuenta en la síntesis de los resultados de las estaciones de muestreo en cada subpoblación.

En realidad de esta forma no se está respetando estrictamente la definición de población de Berryman, ya que hay entradas y salidas de individuos en la subpoblación: entran de aguas arriba y salen hacia aguas abajo. Sin embargo se pueden considerar las siguientes hipótesis de trabajo:

- los individuos de una clase de edad determinada procedentes de aguas arriba producirán en la subpoblación un efecto equivalente a que la mortalidad entre la clase de edad anterior y dicha clase de edad sea menor, ya que los inmigrantes no podrán volver hacia aguas arriba,
- los individuos que salgan de la subpoblación hacia aguas abajo podrán ejercer un efecto en la población equivalente a que se murieran, ya que una vez que emigran hacia aguas abajo no pueden volver a entrar en la subpoblación.

No obstante, para determinar los valores de los parámetros del modelo de dinámica poblacional se han sintetizado los modelos poblacionales de las subpoblaciones agrupándolos en poblaciones, ya que de esta forma se pueden establecer programas de actuación integrales a escala de población. El interés de utilizar la población, y no la subpoblación, como unidad de ordenación radica en que la aplicación de un determinado TAC deberá hacerse en toda una población, repartiéndolo de forma que las subpoblaciones que soporten un TAC mayor tengan asignada una mayor cuota de capturas que las subpoblaciones con menor posibilidad.

Como se ha expuesto en la metodología, la utilización del modelo poblacional contempla el funcionamiento de un factor de variación estocástica, $\varphi(s(R))$, que representa el efecto de los años buenos y años malos de caudal, temperatura y otros factores que influyen en la dinámica poblacional, y que viene cuantificado por la desviación típica de R , y que se añade al valor resultante de R afectado de una variable aleatoria de distribución normal, tomando valores entre $-s(R)$ y $+s(R)$, con media en cero.

De esta forma en el modelo determinista de dinámica poblacional elegido (3.3) se puede introducir el efecto de la variabilidad estocástica del medio natural afectando a la tasa de crecimiento poblacional per capita con un sumando (que puede tomar valores positivos o negativos) de valor $\varphi(s(R))$. Así el tamaño poblacional resultante de

la simulación puede ser mayor (en años buenos) o menor (en años malos) que el predicho por el modelo determinista.

En la simulación se hace variar aleatoriamente el valor de $\varphi(s(R))$ entre unos valores extremos (máximo y mínimo) según una distribución normal de desviación típica igual a $s(R)$, donde $s(R)$ es la desviación típica del estimador “residuos del ajuste del modelo $R=f(N_{t-1})$ ” a la serie de datos 2001-2006. De esta forma habrá años buenos y malos con una alternancia aleatoria y un efecto sobre las poblaciones igual al observado en la serie de datos tomados por Unzu entre 2001 y 2006.

El modelo final de dinámica poblacional queda como sigue:

$$N_t^0 = N_{t-1} \cdot \left(e^{A \cdot \left(1 - \frac{U}{N_{t-1}}\right) \cdot \left(1 - \frac{N_{t-1}}{K}\right) \cdot \varphi(s(R))} - e^{-Z} \right) \quad (3.4)$$

El modelo se hace funcionar 100 veces y se cuantifica el número de veces que satisface una condición dada (p.e. el cumplimiento del objetivo de la ordenación). De esta forma se puede conocer la probabilidad de éxito en la consecución del objetivo planteado que hay para cada conjunto de valores de los parámetros del modelo poblacional.

La parametrización del modelo, es decir la determinación de los valores numéricos de los parámetros del modelo (A, U, K y Q) se ha llevado a cabo empleando aproximaciones cualitativas (Berryman, 1999) para algunos parámetros (U y Q); determinaciones cuantitativas para otros (A y K).

Para determinar los valores de los parámetros U y Q, se han empleado técnicas cualitativas ya que no es posible aplicar métodos cuantitativos, debido a que es poco

frecuente que una población pueda ser observada fluctuando alrededor del umbral mínimo de viabilidad poblacional (U). Esto se debe a que, por definición, el parámetro U representa un equilibrio inestable y sólo puede ser observado cuando la población lo atraviesa, lo que implica que se ha situado en un tamaño poblacional que la aboca a la extinción. La aproximación cualitativa consiste en acotar los valores posibles que pueden tomar los parámetros del modelo a partir del conocimiento que se tiene la biología de la especie.

El umbral de extinción por causas deterministas (U) de una población de salmónidos no migratorios ha sido determinado por varios autores (después de Hilderbrand, 1996) en un tamaño poblacional mínimo de 5.000 individuos adultos en cualquier momento. Conociendo este valor absoluto, la tasa instantánea de mortalidad, la anchura media del cauce y la longitud total de la red fluvial que ocupa cada población, se puede determinar el valor de U como la densidad poblacional que hace que el número total de adultos en la población sea 5.000.

El valor del exponente Q ha sido acotado en un trabajo de síntesis de Sibly et al. (2005) como $Q < 1$, tomando un valor general medio de 0,8.

Una vez conocidos los anteriores parámetros queda por conocer el que va a determinar el tamaño poblacional máximo que puede alcanzar de forma estable a largo plazo la población, y que viene caracterizado por la capacidad de carga K. La capacidad de carga va a depender en gran medida de las características del hábitat y tomará valores muy concretos en cada población. Primero se ha hecho una aproximación cualitativa a este valor, modelizando la población con los valores de los demás parámetros fijados como se ha expuesto (ver tabla 4.9) y dejando como grado de libertad el parámetro K. Considerando la mortalidad por pesca nula se ha determinado el valor de K que hace que la población se mantenga constante en un tamaño poblacional igual al actual al que se ha añadido el número de truchas que se extrae actualmente cada año (TRC, total real de capturas). Este procedimiento trata de inducir las reglas de

funcionamiento de la población que hacen que, en ausencia de pesca, se mantenga estable en el tiempo indefinidamente. Para ello, por supuesto, se hace la suposición de que la población actual es estable, lo cual puede ser un error grave si se considera que la población de cormoranes está aumentando, y que por tanto la población de truchas está en declive.

Para no introducir tal error en el modelo se ha determinado la capacidad de carga (K) de cada población mediante métodos cuantitativos, analizando los datos de inventarios realizados por Unzu (2001 a 2006), ya que supone la serie de datos continua más larga disponible. De esta forma, representando el valor que toma la tasa de crecimiento poblacional per capita en un año t , R_t , en función del tamaño que tenía la población en el año anterior N_{t-1} , se puede determinar el tamaño poblacional en torno al que R cambia de signo, y que representa la capacidad de carga de la población, K .

La figura 4.36 recoge los valores de la densidad de cada población a lo largo de los años de que se dispone de datos sistemáticos.

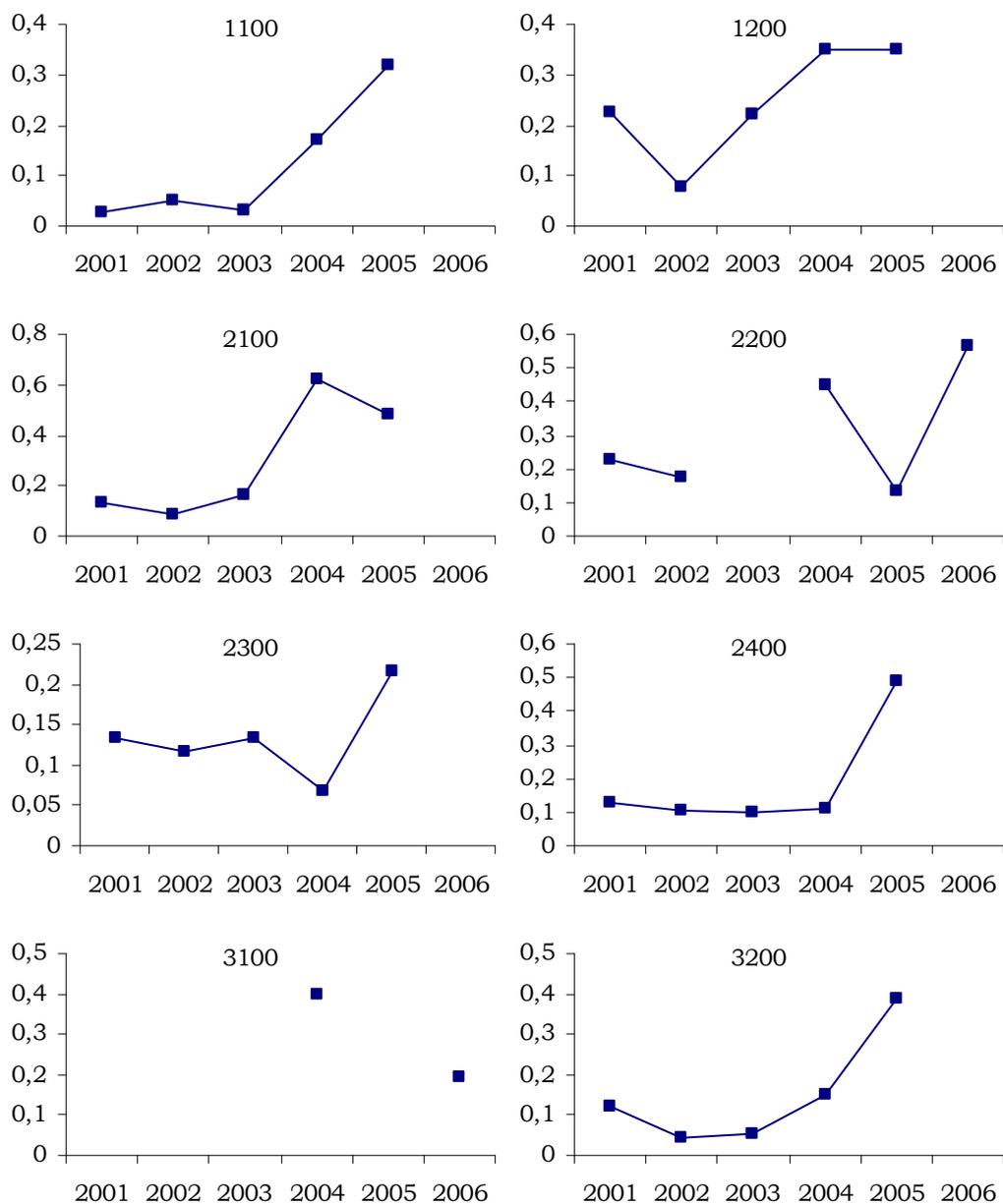


Figura 4.36. Evolución de la densidad poblacional (individuos/m²) en el periodo 2001-2006 en cada una de las poblaciones con interés pesquero de La Rioja.

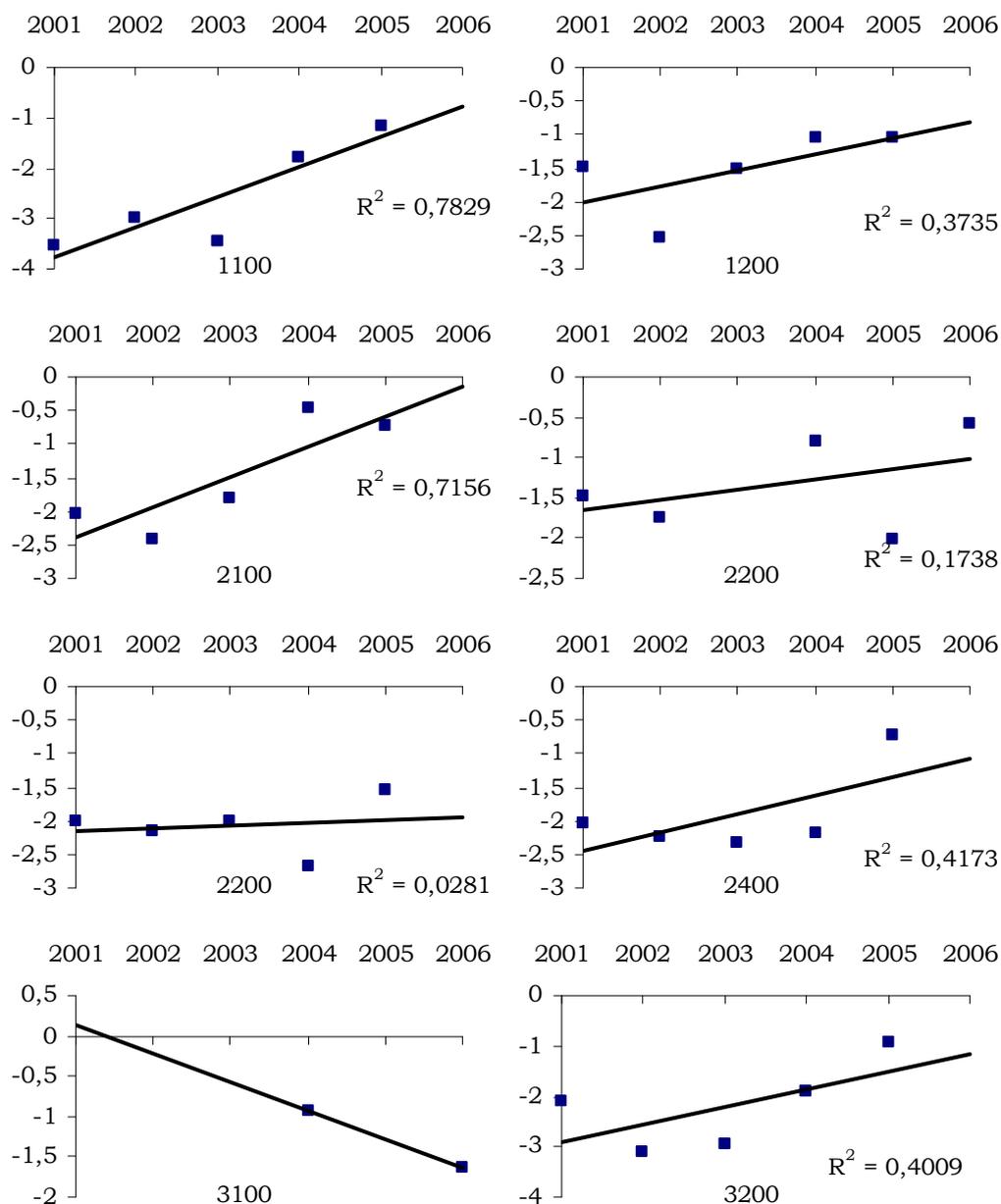


Figura 4.37. Evolución del logaritmo de la densidad, lnN, en el periodo 2001-2006, recta de regresión y coeficiente de determinación R².

Por definición, la tasa de crecimiento poblacional per capita es la diferencia de logaritmos naturales entre el tamaño poblacional en el año t y el anterior, t-1. Para comprobar si existe una tendencia general de cada población en los años de la serie de datos es necesario representar la densidad en escala logarítmica. La evolución del logaritmo de la densidad entre los años 2001 y 2006 se recoge en la figura 4.37.

En la figura 4.37 se aprecia la existencia de pautas crecientes claras ($R^2 > 0,7$) en las poblaciones 1100 y 2100; algo menos marcadas ($0,7 > R^2 > 0,3$) en las poblaciones 1200, 2400 y 3200; y estacionarias ($R^2 < 0,3$) en el resto de poblaciones (2200 y 2300). No se tienen datos suficientes como para establecer un diagnóstico de la tendencia de la población 3100 (cabecera del Piqueras), pero los dos únicos datos de que se dispone indican una clara tendencia negativa del número de efectivos de la población.

Al margen de la información que nos proporciona el análisis de estas tendencias –en general indican una evolución positiva– si representamos la tasa de crecimiento poblacional per capita en un año t (R_t) que genera una densidad determinada en el año anterior ($\ln N_{t-1}$), podemos ver si la tasa R_t oscila alrededor de cero, y qué valor de $\ln N_{t-1}$ hace que R_t sea cero. Es decir qué tamaño poblacional representa un punto de equilibrio estable para la población: este punto de equilibrio es la capacidad de carga.

Sin embargo, para determinar la capacidad de carga de esta forma hay que someter a la serie de datos de $\ln N$ a una eliminación de la tendencia (en inglés *detrend*), de forma que la oscilación de la población se produzca alrededor de un valor constante de $\ln N$. Este procedimiento consiste en restar a cada valor observado su diferencia con la recta de regresión que indica la tendencia y sumarle el valor medio de toda la serie, de forma que el efecto es un giro de toda la serie de datos respecto del centro de la recta de regresión.

El resultado de este proceso es el que se recoge en la figura 4.38.

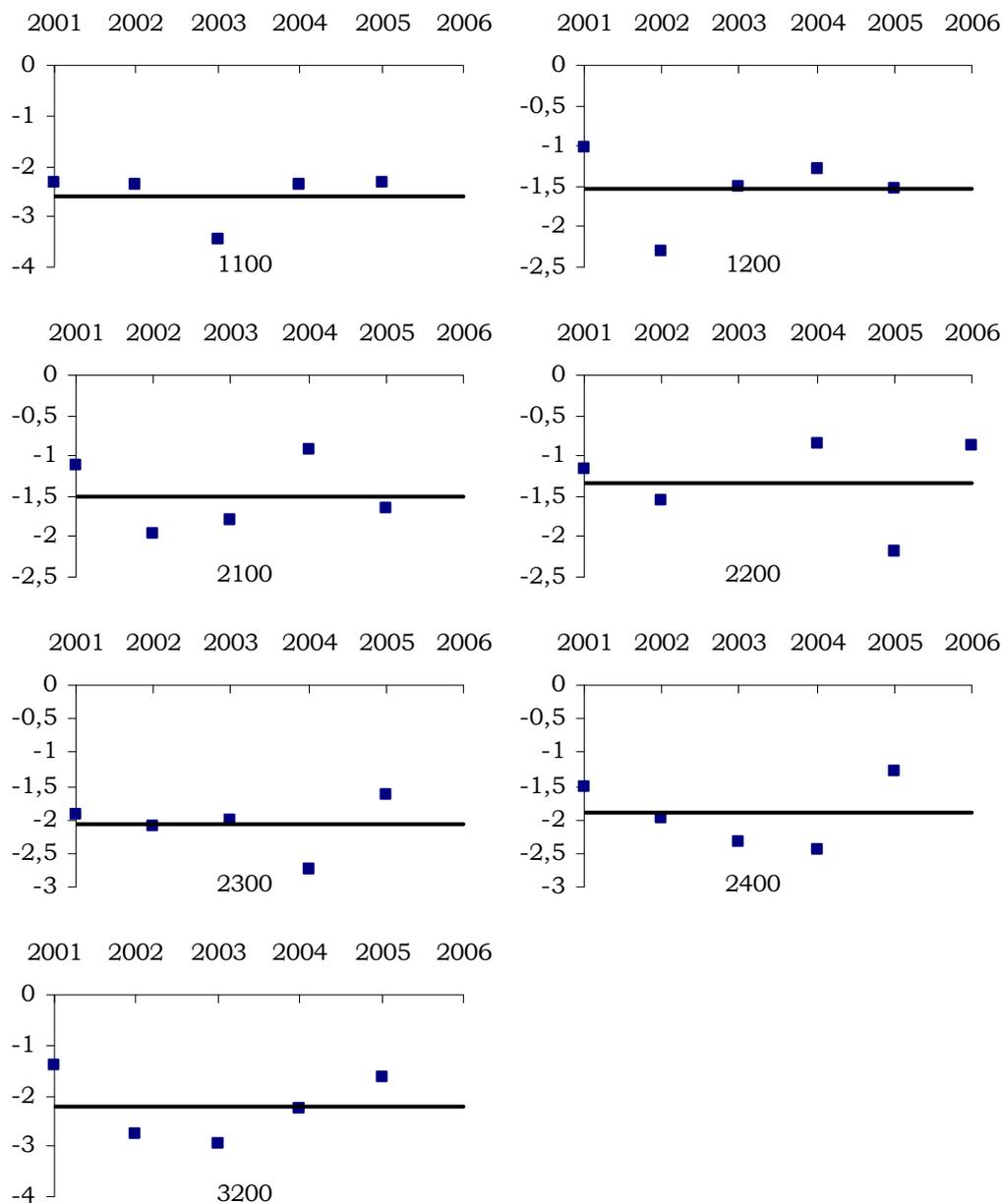


Figura 4.38. Valores de $\ln N$ después de corregir la tendencia observada, a lo largo del período 2001-2006.

Una vez corregida la tendencia observada en las series de datos, la diferencia entre el logaritmo de la densidad en el año t ($\ln N_t$) y el logaritmo de la densidad en el año $t-1$ ($\ln N_{t-1}$) es la tasa de crecimiento poblacional per capita corregida del año t (*detrended* R_t). Contrastando gráficamente el valor de R_t que genera cada $\ln N_{t-1}$, se puede conocer el valor de $\ln N$ que hace que R sea cero, es decir que la población permanezca estable

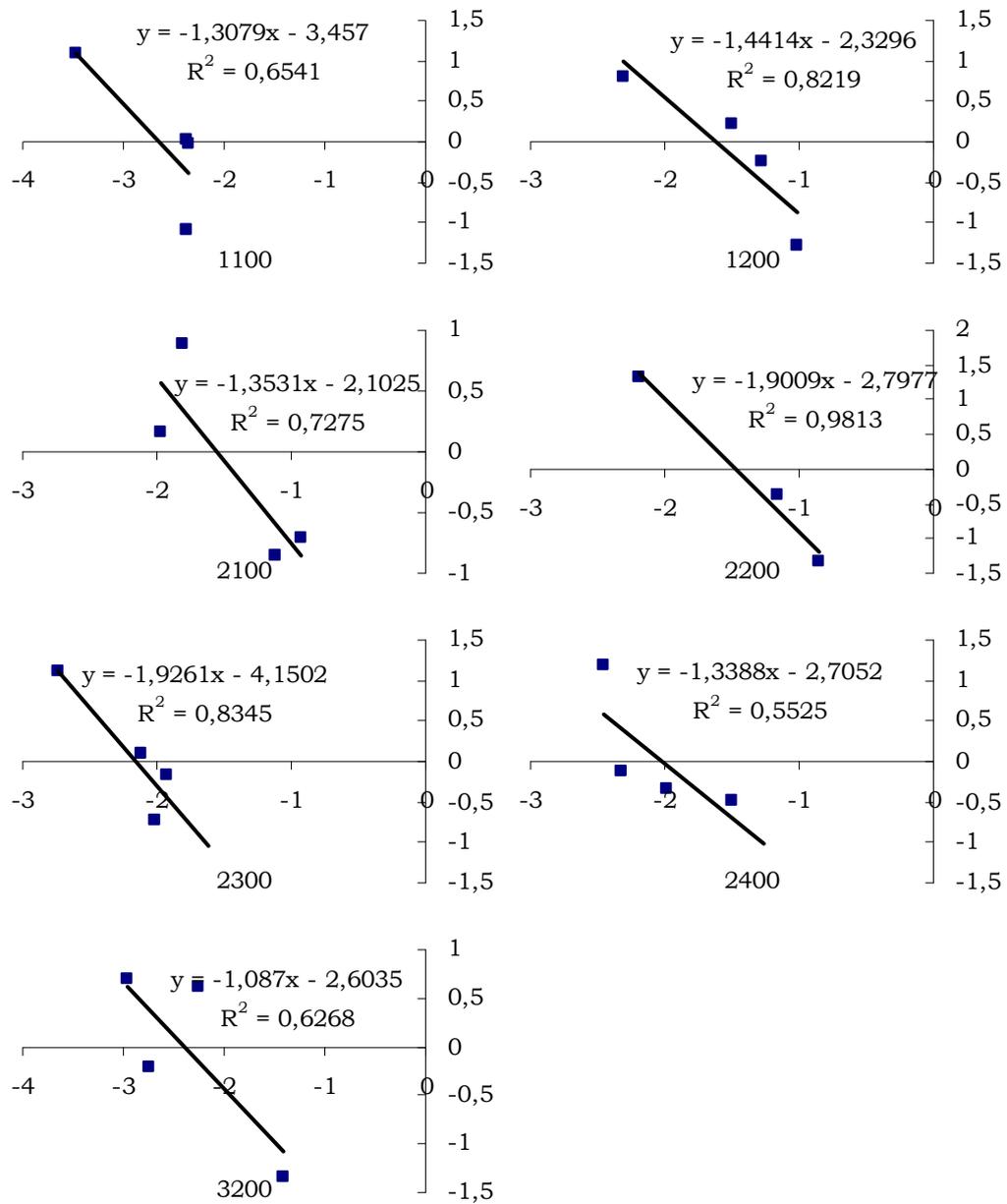


Figura 4.39. Valores de la tasa de crecimiento poblacional per capita cada año (R_t), en ordenadas, respecto al logaritmo de la densidad poblacional el año anterior ($\ln N_{t-1}$), previamente corregida su tendencia temporal, en abscisas. El corte de la recta de regresión con el eje de abscisas determina el tamaño poblacional que constituye la capacidad de carga K.

sin crecer ni decrecer, es decir el valor de la capacidad de carga. En la figura 4.39 se recogen los puntos $(\ln N_{t-1}, R_t)$ de cada población previamente corregida su tendencia.

Como se puede ver en la figura 4.39 la serie de datos que se ha empleado muestra una fluctuación muy clara ($R^2 > 0,5$ en todas, y en tres de ellas $R^2 > 0,8$) de la tasa de crecimiento per capita de las poblaciones en torno a un valor de la densidad poblacional que la hace cero, y que marca la capacidad de carga (K) de cada población.

Es interesante remarcar que en el proceso de corrección de la tendencia hemos hecho que la tasa de crecimiento poblacional per capita fluctúe en torno a un único valor, pero en realidad, en las poblaciones en las que la tendencia es creciente, la capacidad de carga ha experimentado un aumento uniforme en los años del período 2001-2006. La pendiente del aumento de la capacidad de carga en las poblaciones con tendencia creciente es la de la recta de regresión de la figura 4.37. Por ello podemos afirmar que las poblaciones 1100-Alto Tirón, 2100-Alto Najerilla, y en menor medida 1200- Oja-Bajo Tirón, 2400-Bajo Najerilla y 3200-Iregua, han experimentado en los últimos siete años un aumento de su capacidad de carga, que se ha traducido en un aumento de su tamaño poblacional. El carácter episódico o general de esta tendencia sólo puede decidirse mediante el seguimiento de estas poblaciones.

Por su parte, las poblaciones del Najerilla 2200 y 2300 muestran una capacidad de carga invariante en el período de 2001-2006. Puede haber indicios de que la capacidad de carga de la población 3100-Alto Piqueras esté en disminución, aunque no disponemos de datos suficientes para dar un diagnóstico concluyente.

Las gráficas contenidas en la figura 4.39 tienen otra aplicación muy importante en el modelo, además de servir para determinar la capacidad de carga de cada población: los residuos del ajuste del modelo lineal de $R=f(N_{t-1})$ a los datos de la serie 2001-2006 van a permitir conocer el grado de variabilidad estocástica de la población, $s(R)$. Si consideramos que la parte la variación de los datos que no puede explicar el modelo

$R=f(N_{t-1})$ es la que está originada por la fluctuación natural del medio en el que vive la población, entonces la diferencia de los datos observados respecto de la recta de regresión ajustada será el efecto que la variación natural del medio tiene sobre la población de truchas. Esta variación natural será responsable de que la población no haga exactamente lo que predice el modelo, ya que habrá *años buenos* y *años malos* en función del clima, régimen de caudales, etc. que harán que la población tenga una densidad mayor o menor de lo previsto, respectivamente.

La forma de cuantificar esta variación aleatoria a que está sujeta la población es la desviación típica del estimador “residuos del ajuste del modelo $R=f(N_{t-1})$ ” a la serie de datos 2001-2006, y se expresará como $s(R)$. Esta variación aleatoria se introduce en el modelo de dinámica poblacional a través del factor $\varphi(s(R))$, como se ha explicado más arriba.

Es interesante evaluar los valores de los parámetros del modelo de dinámica poblacional recogidos en la tabla 4.9. El umbral determinista de viabilidad poblacional (U) es un factor que está determinado por la superficie de red fluvial que ocupa la población y su densidad poblacional, de forma que tenga un valor en términos absolutos de 5.000 adultos. La capacidad de carga de una población está determinada por un factor limitante ambiental, que puede ser algún factor del hábitat físico, químico o biológico, o la actividad humana.

No todas las poblaciones han sido correctamente representadas en el inventario, ya que en algunas no se han recogido datos de tramos excepcionales o sectores que pueden tener mucho peso en los valores de los parámetros poblacionales. Las razones de estas excepciones son diversas: ámbito territorial (fuera de La Rioja), características artificiales (embalses), etc. Como se verá, estas circunstancias limitan la obtención de conclusiones en la aplicación del modelo poblacional, con lo que no en todas las poblaciones podrán darse valores del TAC y de las medidas a tomar, con base en resultados del modelo poblacional. Las poblaciones en las que se han distribuido

correctamente las estaciones de muestreo, y que por tanto pueden proporcionar resultados concluyentes son: Oja-Bajo Tirón (1200), Urbión-Najerilla (2300), Bajo Najerilla (2400) e Iregua (3200). La población del Alto Tirón (1100) se ha estudiado únicamente en un sector muy pequeño, en La Rioja, de su extensión. Las poblaciones Alto Najerilla (2100), Calamantío-Najerilla (2200) y Alto Piqueras (3100) se han estudiado sólo en sus tramos lóticos, y sus poblaciones están abastecidas de alevines por los adultos residentes en grandes masas de agua lénticas que hay en dichas poblaciones, los embalses de Mansilla, Piarrejas y Pajares, respectivamente, por lo que la estructura poblacional detectada en el inventario no puede ser mantenida por los adultos que se han encontrado, y por ello los valores de los parámetros del modelo correspondientes pueden ser absurdos. La subpoblación del Alto Iregua (3201), por su carácter de subpoblación no puede proporcionar resultados concluyentes ya que es susceptible de exportar adultos, con lo que la relación alevines-adultos detectados en el inventario puede no corresponderse con la que genera la dinámica poblacional real.

En la tabla 4.9. se recogen los valores que toman los parámetros del modelo en cada población. Y las curvas R que representan la expresión gráfica del modelo de cada población, que constituyen el **núcleo del modelo de simulación de la dinámica de las poblaciones**, se han recogido en la figura 4.40.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.9. Valores de los parámetros del modelo poblacional de cada población actual de trucha común en La Rioja, donde: Z son las tasas instantáneas de mortalidad natural: (1) estimada directamente a partir de la estructura poblacional observada en las estaciones de muestreo y (2) corregida para la población mediante el estimador de Chapman & Robson, respectivamente, cte. es el término independiente del modelo poblacional, A, U (ind./m²), K (ind./m²) y Q son los parámetros del modelo poblacional; y s(R) es la desviación típica del estimador “residuos del ajuste de la función $R=f(N_{t-1})$ ” para la serie de datos tomados por Unzu (2001-2006) y representada en la figura 4.39, s(R) representa el grado de variabilidad estocástica de cada población. Las poblaciones en las que se ha podido representar completamente la estructura poblacional están sombreadas.

Población	Nt-1(est)	Z población	cte.	A	U (adultos/m ²)	U (ind./m ²)	U empleado (ind./m ²)	K (ind.m ²)	Q	s(R)
Alto Tirón 1100	0,14	1,02	0	1,1	0,006	0,990	0,025	0,032	0,8	0,107
Oja-Bajo Tirón 1200	0,17	1,23	0	0,8	0,005	0,065	0,065	0,099	0,8	0,066
Alto Najerilla 2100	0,28	1,55	0	0,88	0,012	0,273	0,076	0,123	0,8	0,106
Calamantío-Najerilla 2200	0,43	1,44	0	1,32	0,008	1,165	0,076	0,281	0,8	1,056
Urbión-Najerilla 2300	0,24	1,19	0	1,11	0,007	0,076	0,076	0,127	0,8	0,292
Bajo Najerilla 2400	0,31	1,18	0	1,18	0,002	0,025	0,025	0,083	0,8	0,189
Alto Piqueras 3100	0,25	2,57	0	nd	0,021	3,653	3,653	nd	0,8	nd
Iregua 3200	0,23	1,08	0	0,7	0,002	0,021	0,021	0,054	0,8	0,143

Es conveniente recordar que los parámetros U y K representan sendos valores de densidad en el año t-1 que hacen que la tasa de crecimiento poblacional per capita R sea cero, el primero (U) es un punto de equilibrio inestable y el segundo (K) es estable.

El U empleado difiere del U determinado en aquellas poblaciones que no han sido completamente representadas y en las que el umbral U determinado se encontraba por encima del valor K de la capacidad de carga.

Evaluación de poblaciones con estructura poblacional no completamente representada

Un ejemplo de población de la que no se pueden sacar conclusiones es la población del Alto Tirón-1100, que está mal representada por haberse estudiado únicamente su sector riojano. Por ello no tiene sentido el valor de U que resulta de aplicar el criterio de Hilderbrand, ya que se necesitarían $44,58 \text{ g/m}^2$ de biomasa de reproductores para que hubiese más de 5.000 adultos en la población si ésta realmente sólo ocupara el sector riojano. Con este umbral no existe una capacidad de carga que haga que la población se mantenga estable en su abundancia actual. Empleando como valor de U el promedio observado en todas las poblaciones que se han estudiado por Ecohidráulica en la Península Ibérica, que es de 2 g/m^2 . La capacidad de carga observada para el período 2001-2006 es de $0,032 \text{ g/m}^2$. Aunque es conveniente reiterar que estos resultados no son concluyentes debido a que no se ha muestreado toda la población, y que es necesario realizar muestreos en el sector burgalés para obtener resultados aceptables.

Los valores de los parámetros poblacionales de la población del Alto Najerilla-2100 están falseados por la presencia del embalse de Mansilla, que aporta grandes reproductores y que no ha sido muestreado en el inventario, por ello los valores estimados de U y K no resultan concluyentes. El umbral de viabilidad determinista es de $0,273 \text{ ind./m}^2$, y su capacidad de carga $0,123 \text{ ind./m}^2$, por ello ha sido necesario emplear un U de $0,025 \text{ ind/m}^2$ en el modelo de dinámica de esta población. Es necesario acometer muestreos en el embalse de Mansilla para cuantificar la aportación de los reproductores que alberga en la población. Hasta entonces los resultados del modelo de dinámica de esta población no pueden ser considerados firmes. Conociendo la densidad y biomasa de reproductores en el embalse de Masilla,

y añadiendo a la superficie de red fluvial que ocupa esta población la extensión del embalse, se podrá determinar un umbral de viabilidad más próximo a la realidad. Pero con lo que se conoce ahora, se puede extraer como conclusión que la viabilidad de la población del alto Najerilla está limitada por la desconexión de la población original del Najerilla que ha supuesto la construcción de la presa de Mansilla.

Otro tanto ocurre con la población de Calamantío-Najerilla-2200. La presencia de la balsa de Piarrejas hace que los reproductores que aportan alevines a la población no sean los que están representados en los muestreos de pesca eléctrica llevados a cabo en este inventario, por lo que los parámetros del modelo toman valores absurdos. El umbral mínimo de supervivencia (U) es de 1,165 ind./m², y para este valor no existe una capacidad de carga que haga que la población se estabilice en su tamaño actual. Se ha tomado por tanto, como en la población del Alto Tirón-1100, un valor de 2 g/m². La capacidad de carga observada en el período 2001-2006 es alta, de 0,281 ind./m², lo cual es perfectamente lógico en un río bien conservado como el Calamantío. Sin embargo, el dato de que el umbral teórico sea de 1,165 ind./m², nos está diciendo que con la densidad actual de la población y la superficie de red fluvial, la población actual no es viable si no consideramos la balsa de Piarrejas. Es decir, en la balsa de Piarrejas tiene que haber un número de reproductores elevado, y que no se ha tenido en cuenta en este inventario, para que esta población sea viable. Hay dos conclusiones que sí podemos sacar: (1) es necesario acometer muestreos en la balsa de Piarrejas y (2) la desconexión de esta población actual (2200) de la población original del Najerilla por la construcción de Mansilla y Piarrejas está comprometiendo seriamente la viabilidad de la población del Calamantío, y no es posible determinar, con lo que se conoce a día de hoy, si esta población es viable a largo plazo.

La población del Alto Piqueras-3100 se ha representado sin conocer las existencias del embalse de Pajares. Este embalse puede abastecer de adultos a la población inventariada, lo que hace que, con los valores de mortalidad actuales no se obtengan

valores de los parámetros U y K que puedan considerarse concluyentes, ya que el funcionamiento real de la población no se puede representar con una mortalidad que no es real. Por ello se han obtenido valores incongruentes de umbral de viabilidad y capacidad de carga. Siguiendo el criterio empleado por Hilderbrand (5.000 adultos en la población) se necesita una biomasa mínima de adultos de 3,86 g/m² –en términos de densidad 3,65 ind./m²-, pero con las condiciones de mortalidad representadas sin tener en cuenta los adultos del embalse de Pajares, no existe una capacidad de carga que equilibre la densidad poblacional en los valores actuales. Es por ello que no se ha podido representar esta población a través de un modelo de dinámica, y queda patente por tanto la necesidad de acometer muestreos en el embalse de Pajares para sacar conclusiones sobre el stock de reproductores de esta población.

El caso de la subpoblación del Alto Iregua-3201 es especial, ya que al no ser una población, tiene movimientos de salida de individuos, con lo que su funcionamiento no puede ser representado con el modelo planteado. No obstante es llamativo comprobar que el umbral de viabilidad poblacional es muy elevado, U=13,66 g/m², lo que indica que con la actual superficie de red fluvial que ocupa, la población del Alto Iregua no es viable a largo plazo.

Evaluación de poblaciones con estructura poblacional completamente representada

La población del Oja-Bajo Tirón- 1200, que está correctamente representada por lo que sus resultados son concluyentes, tiene un umbral de viabilidad determinista de 0,065 ind./m², siguiendo mismo el criterio empleado por Hilderbrand. La capacidad de carga de esta población es elevada, de 0,099 ind./m². Otro parámetro que puede servir para conocer la fortaleza de una población ante las variaciones aleatorias o no controladas en sus condiciones es la superficie comprendida entre el eje de abscisas (densidad en el año t-1) y la curva de R (tasa de crecimiento per capita en el año t), que se han representado para las poblaciones con resultados concluyentes en la figura

4.40. Recordamos que en estas gráficas el punto en el que la curva corta más a la izquierda con el eje de abscisas marca el umbral mínimo de viabilidad determinista (U) y el punto de corte de la derecha marca el equilibrio estable o capacidad de carga (K). Cuanto más alejados estén estos puntos menor probabilidad tendrá la población de que, por fluctuaciones estocásticas (aleatorias), quede por debajo del umbral mínimo (U), y por tanto mayor resistencia tendrá ante cambios en sus condiciones (mortandades puntuales, episodios catastróficos, descontrol de pesca, etc.). A su vez indicará una mayor resiliencia el que el valor máximo de la curva esté más elevado, ya que la tasa de crecimiento per capita de la población tendrá valores mayores, y la población se recuperará más rápido de desviaciones respecto de la capacidad de carga. Por ello, la superficie comprendida entre la curva y el eje de abscisas puede servir como indicador de fortaleza de la población, entendida como síntesis de resistencia y resiliencia.

En la gráfica correspondiente a la población 1200 se puede observar que la superficie comprendida entre la curva y el eje de abscisas es pequeña. Este hecho es un indicativo de que la población, en su variación normal estocástica de densidad tiene una alta probabilidad de quedar por debajo del umbral mínimo de viabilidad (U) que las mayoría de las demás poblaciones.

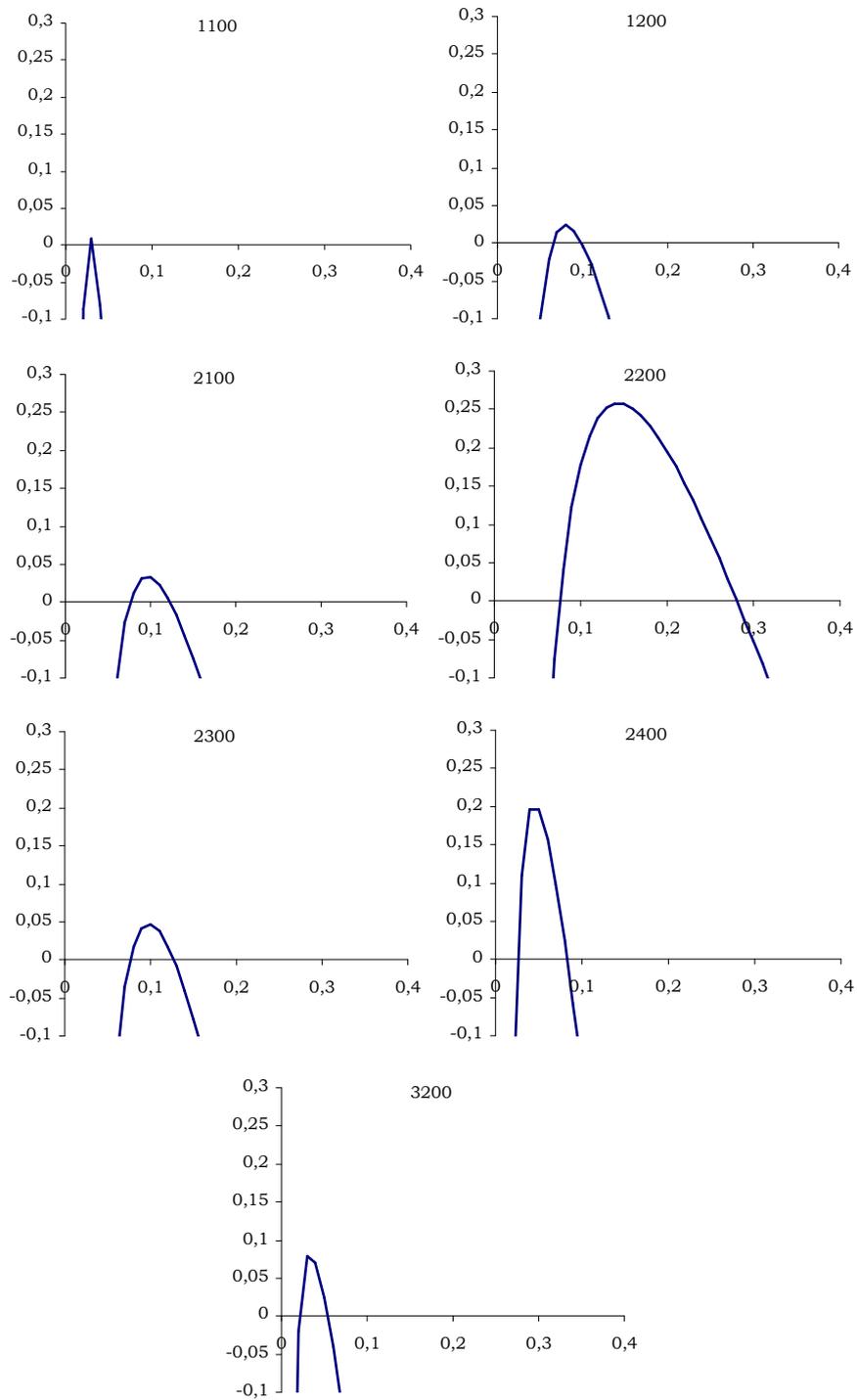


Figura 4.40. Curvas de R (tasa de crecimiento poblacional per capita) en el año t en función de la densidad (ind./m²) en el año t-1, que representan el modelo de dinámica poblacional al que mejor se ajusta el funcionamiento de las poblaciones

La población del Urbión-Najerilla-2300 muestra un valor de U bastante elevado, ya que la red fluvial que ocupa esta población no es muy extensa, con lo que se requiere una biomasa de reproductores relativamente alta (2,15 g de adultos/m²), lo que implica una densidad de toda la población de 0,076 ind./m², para que se alberguen 5.000 adultos, que es el criterio empleado por Hilderbrand. Este elevado umbral refleja la fragilidad impuesta a las poblaciones actuales por la fragmentación de la población original del Najerilla que supone la presencia de presas infranqueables. Este valor elevado del umbral U puede condicionar la viabilidad de los aprovechamientos pesqueros en esta población, ya que si en un año determinado la biomasa de adultos baja por debajo de 2,15 g/m², ésta se extinguirá localmente.

También la población del Bajo Najerilla-2400 tiene resultados concluyentes. Su umbral de viabilidad es de 0,025 ind./m² y su capacidad de carga de 0,083 ind./m². Ambos son valores frecuentes en las poblaciones ibéricas. El valor del umbral es, junto con el de la población del Iregua-3200, el más bajo de La Rioja, y refleja lo extenso de la red fluvial que ocupa esta población. La capacidad de carga es moderada respecto a las que se han registrado en poblaciones con parámetros concluyentes.

Al evaluar la superficie comprendida entre la curva de R y el eje de abscisas en la gráfica correspondiente a esta población en la figura 4.40, vemos que tiene la mayor área de todas las poblaciones con resultados concluyentes. Esta circunstancia es indicadora de que la población del Bajo Najerilla-2400 tiene una elevada fortaleza ante episodios aleatorios que reduzcan la densidad poblacional.

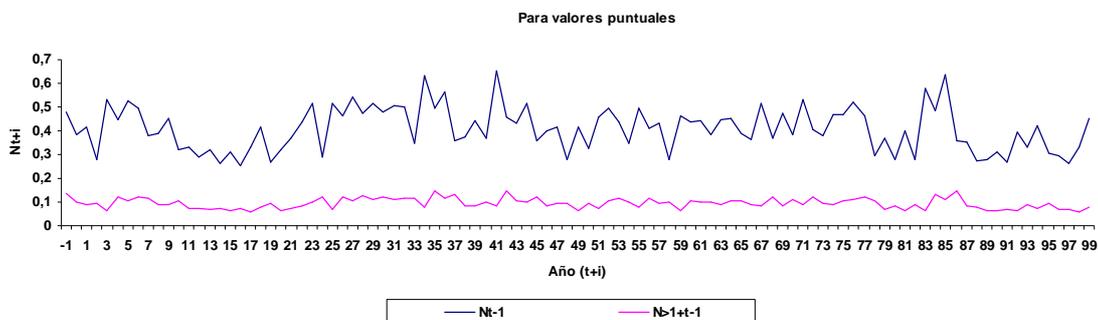
La población del Iregua-3200 muestra un umbral de viabilidad similar a la del Bajo Najerilla-2400. La extensa red fluvial que ocupa hace que su valor sea bajo, 0,021 ind./m². La capacidad de carga ($K=0,054$ ind./m²) es la más baja entre las poblaciones con parámetros concluyentes.

La fortaleza de esta población es baja y puede reflejar las intensas condiciones de alteración del régimen de caudales que pueden constreñir el hábitat disponible para la trucha.

Resultados del modelo de dinámica poblacional

Conociendo el funcionamiento de la población y representándolo en un modelo matemático, se puede extraer la información que se desee sobre el estado de la población al cabo de unos años cambiando las condiciones de partida o algunos factores que intervienen en dicho funcionamiento, como puede ser la mortalidad (p.e. para representar el incremento de la presión de pesca), o el reclutamiento (p.e. para representar una repoblación con alevines).

Para facilitar la comprensión del funcionamiento del modelo se representa en la figura 4.41a la salida gráfica de una evolución de una población en la que se cumple el objetivo, y en la 4.41b la evolución de una población que se extingue dentro del período de 100 años para el que se simula.



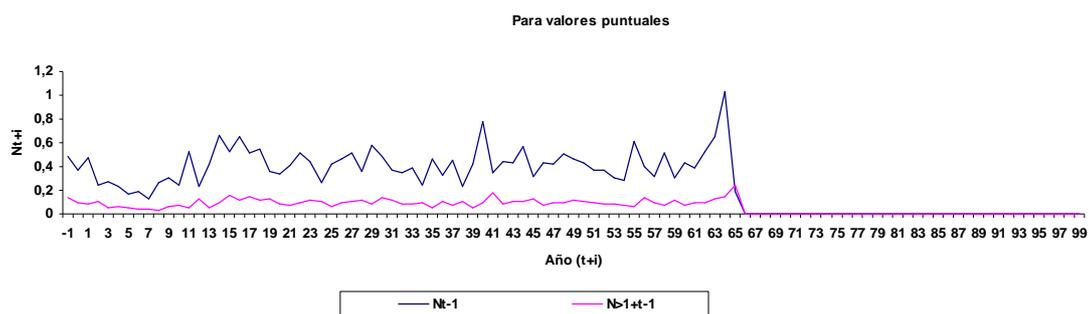


Figura 4.41. Salidas gráficas del modelo de dinámica poblacional empleado en las que: a) la población alcanza el objetivo propuesto y b) la población se extingue en el año 66 del período simulado.

Los resultados del modelo son tantos como veces se simule la población con una reglas determinadas de funcionamiento como las recogidas en la tabla 4.9, y su utilidad consiste en comprobar si en las condiciones de aprovechamiento pesquero actuales la población puede conseguir los objetivos planteados, y si no definir cuál es el valor del TAC que hay que aplicar para conseguir dichos objetivos.

La metodología empleada permite tener en consideración el error cometido a lo largo de todo el proceso de determinación de los resultados del modelo.

Como decíamos en la metodología hay tres fuentes de error principales en el proceso seguido:

- Error del modelo, o error temporal (e_1): el hecho de determinar una serie de parámetros del modelo a partir de cinco años de muestreos y extrapolarlos a un período de tiempo de 100 años implica un error que vendrá determinado para cada población por la desviación típica del estimador “residuos de la función $R=f(Nt-1)$ ”. Este error refleja la variabilidad temporal del medio fluvial, y constituye la parte estocástica del modelo que se introduce en la ecuación empleada en forma de la variable aleatoria $s(R)$. Su cálculo se basa en hacer funcionar 100 veces el modelo para obtener una distribución normal de los

resultados, que permitirá determinar el intervalo de confianza de la estimación con un nivel de significación elegido a priori, en nuestro caso del 90%.

- Error de la estimación por pasadas sucesivas sin reemplazamiento según Carle & Strub (1978), e₄. El modo de calcular el error estándar de la estimación de la densidad lo dan los autores citados y toma el valor de:

$$SE(N) = ((N(N-T)T) / (T^2 - N(N-T)((k \cdot p)^2 \cdot (1-p))))^{1/2}$$
- Error del muestreo, o error espacial (e₃) cometido por inventariar una fracción de la red fluvial y no toda su longitud. El error de muestreo para una probabilidad fiducial (1-α) se obtiene a partir de

$$P[|x_{med} - X_{med}| \leq d] = (1 - \alpha)$$

donde $d = t_{\alpha;(n-1)} \cdot s_{xmed}$ o bien, en función del coeficiente de variación,

$$t_{(\alpha;n-1)} \cdot CV(x_{med}) = \frac{d}{x_{med}} \cdot 100$$

donde s_{xmed} es la desviación típica muestral, que es:

$$s_{xmed} = \pm \frac{s}{\sqrt{n}} \cdot \sqrt{1-f}$$

donde

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - x_{med})^2}{n-1}$$

y $1-f = 1-(n/N)$ es el factor de corrección por población finita, que para fracciones de muestreo $n/N \leq 5\%$ se es próximo a 1.

La figura 4.42 expresa gráficamente los errores cometidos en cada paso y su expresión en una distribución de los resultados del modelo.

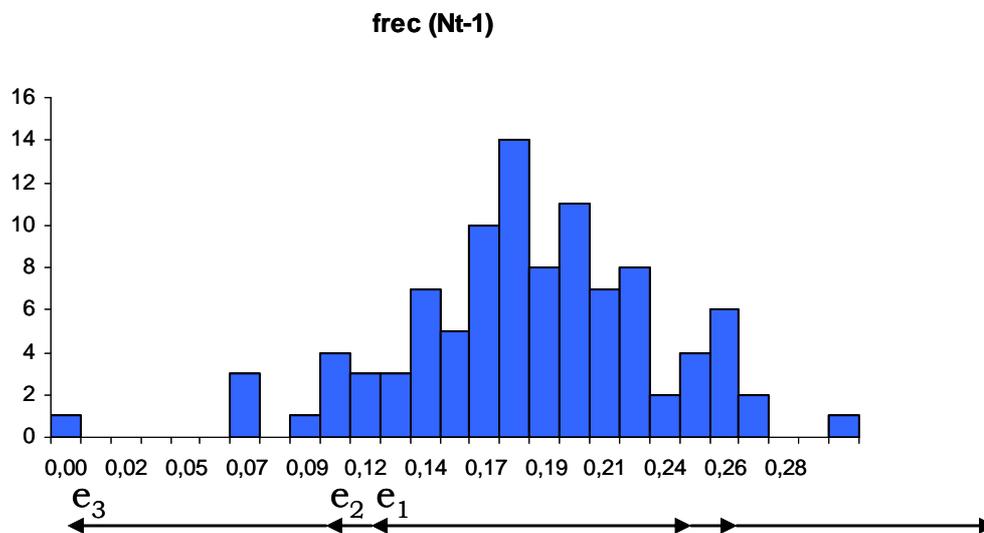


Figura 4.42. Ejemplo de estimación del error cometido en cada paso del proceso de estimación de los resultados del modelo de dinámica poblacional.

En la tabla 4.10 se recogen los valores del error estándar de cada paso del proceso.

Tabla 4.10. Valores del error estándar cometido en cada paso del proceso de determinación de los resultados del modelo de dinámica poblacional al 90% de nivel de significación y desviación típica de los residuos de la función $R=f(N_{t-1})$ ajustada con los datos de Unzu (2001-2006) para cada población.

Población	1100	1200	2100	2200	2300	2400	3100	3200	4000	5000
Desviación típica del estimador "residuos de la función $R=f(N_{t-1})$	0,1	0,1	0,1	1,1	0,3	0,2	nd	0,1	nd	nd
Error de la estimación de la densidad (e2) %	6,0	14,3	3,9	0,0	1,2	2,7	2,9	7,6	11,4	nd
Error del muestreo o error espacial (e3) %	59,8	62,0	42,5	nd	37,3	43,9	109,1	47,7	nd	nd

4.1.4 CAPÍTULO IV: ESTADO ECONÓMICO

En este capítulo del inventario se considera la población de la especie objetivo como entidad económica productiva. Según este punto de vista la población de truchas tiene una capacidad intrínseca de generar beneficios económicos. Estos beneficios económicos son el resultado del balance de ingresos y gastos que genera la actividad pesquera en una temporada normal.

Entre los ingresos que genera la pesca se deben contar los que revierten a la Administración pública por medio de las licencias y los que son percibidos por las actividades económicas de los pueblos ribereños, pero también por todos aquellos proveedores de bienes y servicios relacionados con el ejercicio de la pesca, sean ribereños o no.

Los gastos en que incurre la administración son los derivados de la gestión y mantenimiento del recurso pesquero, y se incluyen aquí los salarios del personal adscrito al servicio, material y amortizaciones, y actividades directamente destinadas a mantener y mejorar el hábitat y el recurso, como son: proyectos de ordenación, inventarios, obras de mejora de cauces y accesos, etc.

Estimar los gastos e ingresos es una labor que requiere una cantidad tan grande y detallada de información que no puede abordarse tangencialmente y excede el alcance en un proyecto como el presente. Sin embargo, numerosos autores han tratado de valorar la actividad pesquera recreativa en aguas continentales a través del análisis de los gastos directamente relacionados con la pesca en que incurre un pescador medio en cada viaje de pesca. Uno de los estudios de este tipo más detallados es el que hicieron McKean & Taylor (2000) en el estado de Idaho (EEUU), en él cuantificaron y

analizaron el gasto derivado de cada tipo de actividad asociada a un viaje de pesca, y los establecieron en los valores expuestos en la tabla 4.11.

Se pueden adaptar dichos valores a La Rioja asumiendo como cierto que la distribución de gastos de un pescador estadounidense medio es similar a la de un pescador español medio. Esta suposición no es muy arriesgada en el siglo XXI, aunque es necesario hacer algunas correcciones.

Tabla 4.11. Valor de los gastos (€) realizados por un pescador medio en cada actividad económica relacionada con la pesca recreativa continental en EE.UU. (McKean & Taylor, 2000) y su adaptación a La Rioja. Tipo de cambio dólar-euro medio en año 2000 = 0,98.

Beneficiario	Viaje de ida	Estancia	Viaje de vuelta	Total EEUU	Total adaptado a La Rioja
Gobierno local	7,64	0,39	0,00	8,03	0
Gobierno del estado	29,94	3,38	0,65	33,97	22,36
Gobierno federal	2,29	0,92	0,01	3,21	0
Ferri	3,69	1,87	0,00	5,56	0
Avión	2,53	0,00	2,53	5,06	0
Alquiler de vehículo	4,79	1,06	0,12	5,97	0
Estación de servicio 1	29,81	3,70	5,14	38,65	38,65
Estación de servicio 2	4,90	0,81	0,41	6,11	6,11
Tienda de alimentación	21,95	4,95	1,36	28,26	28,26
Concesionario de coches	1,16	0,00	0,00	1,16	1,16
Tienda de ropa	3,99	0,89	0,00	4,88	4,88
Tienda de náutica	10,06	1,55	0,20	11,82	0
Tienda de deportes	20,51	1,87	0,77	23,14	23,14
Ferretería	2,04	0,33	0,10	2,47	2,47
Restaurante	9,42	4,99	2,35	16,76	16,76
Grandes almacenes	0,96	0,72	0,15	1,84	1,84
Otros minoristas	1,73	0,26	0,00	1,99	1,99
Alojamiento	7,99	3,19	0,10	11,29	11,29
Servicios de guía	0,00	0,00	0,00	0,00	0
Alquiler de equipo	0,01	0,00	0,00	0,01	0
Aparcamiento y lavado del coche	0,37	0,04	0,09	0,50	0,50
Reparación del coche	3,27	0,26	0,01	3,53	3,53
Otras reparaciones	0,94	0,01	0,70	1,65	1,65
Ocio	0,74	0,72	0,13	1,60	1,60
Servicios de salud	0,00	0,00	0,00	0,00	0
Otros gastos	0,60	0,97	0,07	1,64	1,64
Total	171,33	32,87	14,91	219,10	167,83

Los valores adaptados a La Rioja se han hecho eliminando los gastos que no se llevan a cabo en esta comunidad (ferry, avión, servicios de guía, etc.) y adaptando los precios medios de los permisos por coto más el precio de la licencia regional de pesca en 2007.

Según esta tabla podemos estimar en algo más de 165 € el gasto medio por viaje de pesca, con 5 horas efectivas de pesca por viaje, en el estudio de McKean & Taylor

(2000). Dado que este tiempo efectivo de pesca implica varias jornadas, habría que aumentar el valor del gasto por permisos en cotos. Pero como no se ha considerado en este valor la pesca en tramos libres, donde no se paga permiso, se puede compensar un concepto por el otro considerando que hay dos jornadas de pesca en tramos libres por cada jornada de pesca en cotos, lo cual parece razonable.

Conocido el gasto medio por pescador y viaje y asumiendo las suposiciones expuestas, sólo nos queda un factor más para determinar el valor que tiene la pesca recreativa. Existe una variable que los ingleses denominan “customer’s surplus” (superavit del consumidor, en adelante CS) y que representa la diferencia entre el precio que el consumidor están dispuesto a pagar y el que paga. Es por tanto un indicativo del grado de satisfacción que tiene un consumidor ante un producto, y si lo sumamos al precio que está actualmente pagando el pescador por su viaje de pesca podemos estimar el valor que da el pescador a dicho viaje.

En el caso que nos ocupa no se han hecho estudios de este tipo en España, y son muy escasos los que se han hecho en Europa. En Estados Unidos Freeman (1995) estableció para la Bahía de San Francisco un valor del CS que variaba entre los 85 y los 416 \$ por viaje de pesca, y para el sur de California entre 74 y 280 \$ por viaje. Chizinski et al. (2005) estimó valores entre 61 y 122 \$ por día de pesca. Y Arismendi & Nahuelhual (2007) han encontrado valores entre 62,5 y 100 \$ por viaje de pesca en el lago Llanquihue, en el sur de Chile.

Siguiendo el mismo estudio de McKean & Taylor (2000) que usamos para determinar el gasto medio por pescador y viaje, estos autores estimaron el CS medio para la trucha arco-iris en 37 \$, que al cambio en euros en el año de realización del estudio supone 37,75€. Sumada esta cantidad al gasto medio de 167,83€, se puede estimar en 205,58€ el valor que un pescador medio da a un viaje de pesca en el que dedica 5 horas a pescar.

Si estimamos en 5 las horas efectivas de pesca que se pueden hacer como término medio en una jornada, tenemos una jornada de pesca por viaje, y por tanto el valor que un pescador da a su jornada de pesca es de 205,58€/jornada.

Si tenemos en cuenta la efectividad de pesca, conocidas las capturas reales por licencia en datos del Gobierno de La Rioja (ver tabla 4.11), que tiene un valor medio para toda La Rioja de 1,77 truchas/pescador.jornada, podemos conocer el valor que tiene una trucha pescada para un pescador medio. Así dividiendo el valor de cada jornada, 205,58€/jornada, por el número de truchas capturadas en cada jornada, 1,77 truchas/jornada, el pescador medio en La Rioja valora cada trucha pescada en 116,15€/trucha.

La tabla 4.12 recoge los valores de utilización máxima autorizada (TAC) y real efectuada (TRC) del recurso pesquero en términos de truchas por kilómetro en el año 2007.

La presión extractiva actual se puede cuantificar sumando las truchas que la orden de vedas de 2007 permite capturar por kilómetro de río en un año. Para ello basta con multiplicar cupo(truchas/licencia), número de licencias (licencias/jornada.km) y duración de la temporada hábil (jornadas/año). El producto de los tres factores es el Total Autorizado de Capturas o TAC y sus unidades son trucha/km.año.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.12. Presión de pesca ejercida en 2007 (TRC, total realizado de capturas) y talla mínima de captura articuladas en temporada (N), licencias (L) y cupo (C), longitud de tramos (long.), por tipo de tramo (coto, libre y vedado: se incluye como vedado los tramos sin muerte) y valores totales de TAC, TRC y número de truchas pescadas al año por población.

POBLACIONES			VALORES REALES						
			Jornadas hábiles (día)	LR (lic./día)	CR07 (tru./lic.)	FRC tramo (tru./km.año)	TRC población (tru./km.año)	long. (km)	Total pescado (truchas/año)
Población	Cód. población	Tipo de tramo	2007				2007		
Alto Tirón	1100	Coto Tormantos	75	3	1,192	36	36	7	262
Oja-Bajo Tirón	1200	Libres	107	4	1,07	7			
		Coto Anguciana	96	2	1,07	27	3	208	720
		Vedados y tramos sin muerte	0			0			
Alto Najerilla	2100	Libres	71	2	1,342	6			
		Coto Neila	44	4	1,342	46	4	110	415
		Vedados y tramos sin muerte	0			0			
Calamantio-Najerilla	2200	Libres	71	2	1,5	17	13	17	213
		Vedados y tramos sin muerte	0			0			
Urbión-Najerilla	2300	Libres	71	4	1,35	45			
		Coto Urbión	44	4	1,28	34			
		Coto Las Viniegras	65	8	1,42	109	14	95	1370
		Vedados y tramos sin muerte	0			0			
Bajo Najerilla	2400	Libres	103	10	1,382	22			
		Coto Anguiano	92	10	1,428	142			
		Coto San Asensio	91	4	1,336	57	14	233	3169
		Vedados y tramos sin muerte	0			0			
Alto Piqueras	3100	Coto Pajares	65	5	0,96	28			
		Vedados y tramos sin muerte	0			0	8	39	331
Iregua	3200	Libres altos	71	3	1,402	8			
		Libres bajos	103	12	1,8825	132			
		CotoLumbreras	65	1	1,28	22			
		Coto Villanueva	65	9	1,524	88	18	219	3965
		Coto Viguera	92	2	1,8825	73			
Vedados y tramos sin muerte	0			0					
Leza	4000	Libres	107	6	1,5	32			
		Vedados y tramos sin muerte	0			0	20	48	963
Cidacos	5000	Libres	66	2	3,244	107			
		Coto Peroblasco	66	7	3,244	235	103	19	1927
		Vedados y tramos sin muerte	0			0			

A la vista de la tabla 4.12, se puede extender la conclusión de este capítulo a valorar la actividad de la pesca de truchas en La Rioja si tenemos en cuenta el Total Realizado de Capturas (TRC) de toda la comunidad autónoma en la temporada 2007. En el año 2007 se pescaron 13.335 truchas, si multiplicamos este número por el valor que el pescador da a cada trucha, tenemos en la pesca recreativa una actividad que produjo en 2007 un recurso valorado en 1.548.818,81€ por sus usuarios, que gastaron ese año 1.264.414,15€ en esta actividad.

4.2 TÍTULO SEGUNDO: PLANIFICACIÓN

Como se expuso en la metodología, la planificación de la pesca se articula en dos capítulos: Plan General y Plan Especial. En el primero se establecen las metas, objetivos y problemas que impiden a la población alcanzar por sí misma los objetivos planteados. En el Plan Especial se determinan las acciones que se plantean para alcanzar los objetivos paliando los problemas identificados. Las acciones propuestas en el Plan Especial tienen dos formas:

- (1) Control de la intensidad de pesca, expresada por medio del TAC, que a su vez se articula en cupos, número de licencias y período hábil, y se aplica geográficamente en tramos clasificados por sus figuras de gestión y su régimen de aprovechamiento.
- (2) Acciones de restauración orientadas a paliar directamente los problemas detectados en cada población.

4.1.5 PLAN GENERAL:

4.1.5.1 Metas: fines últimos de la ordenación

La ley configura el Plan Técnico de Gestión de los Recursos Piscícolas de La Rioja, como el instrumento específico y último para la ordenación en el ámbito de la pesca fluvial. Estos planes tienen el alcance y la escala de un proyecto de ordenación y requieren la formulación de unos objetivos que desarrollen las metas planteadas en la escala de planificación. Las metas propuestas para este Plan son los principios inspiradores de la Ley 2/2006 que son los siguientes:

- a) La utilización ordenada de los recursos piscícolas y su aprovechamiento sostenible.
- b) Mejorar la calidad ecológica de los cursos y masas de agua de la Comunidad Autónoma de La Rioja, dentro del marco competencial que le corresponde.
- c) Velar por el desarrollo y mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y de sus poblaciones.
- d) La preservación de la diversidad genética.
- e) Garantizar el acceso, en igualdad de oportunidades, al aprovechamiento de los recursos piscícolas.
- f) Actuar coordinadamente con las demás Administraciones competentes en todo lo relativo al medio acuático, para compatibilizar la gestión pública del agua con los fines perseguidos por esta Ley.
- g) Fomentar la participación ciudadana en el respeto a los preceptos de esta Ley y en la consecución de sus objetivos.
- h) Fomentar la investigación, enseñanza y divulgación de las materias referentes a la pesca y a los ecosistemas acuáticos.
- i) El fomento de la pesca deportiva y de la formación de los pescadores en colaboración con las Sociedades Deportivas.
- j) Cualesquiera otros actos de protección, conservación y mejora relacionados con los ecosistemas acuáticos y con las especies que los integran.
- k) La ordenación de la pesca fomentará aquellas modalidades de pesca que permitan la devolución de los ejemplares capturados a su medio natural.

4.1.5.2 Planteamiento de objetivos

Con el fin de dirigir la gestión del aprovechamiento de la pesca hacia las metas propuestas en la planificación y considerando las posibilidades que, de forma realista, muestran los resultados del inventario, y de acuerdo con la Dirección del Proyecto, se plantean los siguientes objetivos para la duración de este Plan clasificados por unidades de ordenación (poblaciones).

- Población 1100. Alto Tirón: Optimizar TAC (supone obtener la mayor presión de pesca que mantiene truchas de 3+ y 4+ en la población).
- Población 1200. Oja-Bajo Tirón, en el río Tirón: Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una representación de las clases de edad 3+ y 4+ en la población del 5% y 3%, respectivamente.
- Población 1200. Oja-Bajo Tirón, en el río Oja: Optimizar TAC y aumentar el reclutamiento en más de un 10%.
- Población 2100. Alto Najerilla: Optimizar TAC (supone obtener la mayor presión de pesca que mantiene truchas de 3+ y 4+ en la población).
- Población 2200. Calamantío-Najerilla: Optimizar TAC (supone obtener la mayor presión de pesca que mantiene truchas de 3+ y 4+ en la población).
- Población 2300. Urbión-Najerilla: Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una representación de las clases de edad 3+ y 4+ en la población del 5% y 3%, respectivamente.
- Población 2400. Bajo Najerilla: Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una representación de la clase de edad 0+ en la población del 60%.

- Población 3100. Alto Piqueras: Optimizar TAC.
- Subpoblación 3201. Alto Iregua, de la población 3200. Iregua: Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una población estructurada con tamaño poblacional alto (>10g/m²).
- Población 3200. Iregua desde la subpoblación 3202 Albercos-Bajo Piqueras hasta la subpoblación 3208 Urrilla-Iregua, ambos inclusive: Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una reducción del salto entre 2+ y 3+ manteniendo una población estructurada (a partir de >0+) con biomasa superior a 12 g/m². En definitiva que las clases 3+ y 4+ estén representadas en un 5% y 3%, respectivamente.
- Población 3200. Iregua desde la subpoblación 3209 San Marcos-Iregua hasta la subpoblación 3212 Iregua 2, ambas inclusive: Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una reducción del salto entre 1+ y 2+, incrementando 3+ y 4+ hasta alcanzar el 5% y 3% de la población, respectivamente.
- Subpoblación 3213 Iregua 3 de la población 3200 Iregua: Generar las condiciones para conectar la población Iregua 3 (3212) con el Ebro.
- Población 4000. Leza: Generar las condiciones para que se conecte Ebro y bajo Leza (4002).
- Población 5000. Cidacos: Conocer, si se llega a construir un embalse en cabecera qué densidad puede albergar con población estructurada.

Los objetivos específicos que se han expuesto son reflejo de unos objetivos más generales que se pueden considerar los objetivos de este Plan General, y que son los siguientes:

1. Asegurar el mantenimiento de una abundancia absoluta de trucha común en cada población como mínimo igual a la actual. Este objetivo implica que la probabilidad de extinción de la población sea igual a cero para un nivel de incertidumbre estocástica, $s(R)$, elevado.
2. Asegurar la existencia de una distribución por edades estructurada de acuerdo con los factores limitantes existentes en la actualidad y que no puedan eliminarse o atenuarse. Este objetivo implica que existan ejemplares de gran tamaño en la población (clase de edad 6+).

Estos dos objetivos generales se pueden utilizar –y así se ha hecho- como criterios para elegir el TAC óptimo.

Si en una población se cumplen estos dos objetivos generales se estarán cumpliendo indirectamente los objetivos particulares expuestos en párrafos anteriores para dicha población, ya que si la población es abundante y está bien estructurada, la intensidad del aprovechamiento (TAC) que se realice será la óptima, y el reclutamiento quedará asegurado.

También es evidente que la consecución del objetivo 2 (existencia de clase de edad 6+ en la población) implica la no extinción de la población.

Los objetivos particulares de cada población servirán por tanto para establecer en el Plan Especial los indicadores de evaluación de los resultados de la Planificación de este proyecto.

4.1.5.3 Identificación de problemas y factores limitantes de cada población

Para plantear las medidas que nos lleven a la consecución de estos objetivos derivados de las metas impuestas a escala de planificación, es necesario tomar en consideración la situación actual del recurso pesquero en el ámbito de la ordenación y los problemas

que impiden que el recurso alcance estos objetivos por sí mismo. Para ello se ha seguido la misma estructura de unidades de ordenación por poblaciones:

- Población 1100. Alto Tirón: Destrucción de hábitat por obras de regulación, homogeneización del cauce. Desconocimiento de lo que hay aguas arriba (Burgos). Las presiones detectadas (todas superiores a la media de La Rioja) influyen en una alta proporción del sistema fluvial de la población. Se han identificado dos potenciales factores limitantes de la capacidad de carga:
 - o Sobre las clases de edad 0+ y 1+: la escasa calidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos limita la disponibilidad de alimento para las clases de edad juveniles. La colmatación del sustrato originada en vertidos y alteraciones morfológicas por el uso de las riberas es la causa que hace que el citado factor actúe como limitante.
 - o Sobre la clase de edad 3+: la escasez de refugio causada por el deficiente estado de conservación de las riberas.
 - o Población 1200. Oja-Bajo Tirón, en el río Tirón: Presión de pesca excesiva, baja calidad de aguas (nitratos), colmatación, presencia del embalse de Leiva. Se ha identificado un factor limitante que actúa sobre toda la estructura poblacional de edades: el excesivo recubrimiento por finos del sustrato originado por el uso de las riberas y las alteraciones morfológicas, y mantenido por la ausencia de avenidas de lavado que presumiblemente provoca la regulación de caudales del embalse de Leiva.
- Población 1200. Oja-Bajo Tirón, en el río Oja: Fragmentación entre Alto Oja y Oja medio. Se han detectado dos posibles factores limitantes:

- o Sobre las clases de edad juveniles: escasa abundancia de macroinvertebrados que les sirven de alimento, posiblemente con causa natural por el régimen pluvial de caudales.
- Sobre las clases de edad 2+ y 3+: baja disponibilidad de refugio por causas naturales, ya que el trazado en planta del cauce, con una sección muy ancha, y su perfil transversal, que determina un cauce trenzado entre gleras, impiden que las riberas proporcionen cobertura de refugio a los organismos del cauce.
- Población 2100. Alto Najerilla: Moderada presión por vertidos difusos. No se han identificado factores limitantes de la capacidad de carga.
- Población 2200. Calamantío-Najerilla: Moderada presión por usos. Alta presión acumulada por obstáculos. No se han identificado factores limitantes de la capacidad de carga.
- Población 2300. Urbión-Najerilla: Turbidez del Ormazal y TAC muy alto en el coto de Viniegras. Moderada presión por alteraciones morfológicas. Se ha detectado un factor limitante actuando sobre la clase de edad 4+: escasez de refugio para adultos que puede estar originada en la baja calidad de riberas observada y presumiblemente provocada por alteraciones morfológicas en las orillas y terrenos adyacentes (terraplén de la carretera que une las Viniegras).
- Población 2400. Bajo Najerilla: Furtivismo, depredadores (cormoranes y garzas). La presión de cormoranes y garzas es tan grande que frezan de noche. Alta presión acumulada por vertidos puntuales, vertidos difusos, extracción de agua, acumulada por regulación, alteración morfológica, usos. Moderada presión acumulada por obstáculos. Suma de presiones alta. Hay dos potenciales factores limitantes actuando sobre dos estadios de desarrollo de la población:

- Sobre los juveniles 0+ y 1+: Escasez de macroinvertebrados del bentos que puede estar provocada por la pérdida de hábitat para estos organismos originada en la elevada colmatación del sustrato por finos. Este recubrimiento de finos puede explicarse por las presiones significativas por alteración morfológica y, sobre todo, por la regulación de caudales, que impide la recurrencia de avenidas de limpieza que mantienen las gravas libres de finos. Las clases de edad juveniles basan su alimentación en los invertebrados del bentos, por lo que si en estas circunstancias pueden constituirse en factor limitante de la población en el nivel de las clases 0+ y 1+.

- Sobre los adultos: La presencia frecuente de obstáculos al paso puede constituir un factor limitante de la población, no tanto limitando el número de individuos adultos como interrumpiendo su libre desplazamiento hacia los tramos situados en cabecera, lo cual tiene un efecto de limitación del número de adultos en dichos tramos. El efecto de los obstáculos en las subpoblaciones de cabecera es equivalente a un incremento de la tasas instantánea de la mortalidad en la subpoblación en cuestión, ya que un adulto que se mueva aguas abajo de un obstáculo infranqueable hacia aguas arriba no vuelve a dicha subpoblación. Complementariamente, la abundancia de cormoranes puede tener efectos limitantes en el número de adultos, y dichos efectos pueden estar aumentando en los últimos años con lo que su implicación en la dinámica del recurso pesca es presumiblemente creciente.

- Población 3100. Alto Piqueras: La introgresión genética de antiguas repoblaciones con stocks centroeuropeos se ha mantenido, probablemente debido a que los genotipos centroeuropeos compiten mejor en el hábitat léntico

del embalse de Pajares. Alta presión por vertidos difusos. Moderada presión acumulada por vertidos puntuales y usos. No se ha identificado el factor limitante de esta población.

- Subpoblación 3201. Alto Iregua, de la población 3200. Iregua: Presa de derivación a Ortigosa (presa del Tollo) separa esta subpoblación de la Albercos-Bajo Piqueras (3202).
- Población 3200. Iregua desde la subpoblación 3202 Albercos-Bajo Piqueras hasta la subpoblación 3208 Urrilla-Iregua, ambas inclusive: El reclutamiento se muere y se mueve por la regulación de caudales de Pajares en verano. No hay arroyos que aporten alevín como en el Najerilla. Alta presión por extracción de agua y acumulada por regulación. Moderada presión acumulada por vertidos puntuales, vertidos difusos, y acumulada por obstáculos. Suma de presiones moderada. Se han identificado varios factores potencialmente limitantes en toda la población del Iregua-3200, sin embargo la mayoría de las evidencias muestran que uno sólo es el más intenso en su efecto sobre la población en dos niveles:
 - o Sobre la clase de edad 0+: La intensa regulación del régimen de caudales que sufre esta cuenca parece tener efectos sobre el número de alevines que quedan en las subpoblaciones de cabecera, bien por arrastre o bien porque la producción de invertebrados se ve limitada. El arrastre no está comprobado pero se pueden tomar como pruebas de su efecto el hecho de que en otoño los alevines sean significativamente más abundantes en las subpoblaciones bajas que en las de los tramos altos. Lo que parece un hecho comprobado es que el desagüe de fondo que efectúa la presa de Pajares hace que la temperatura del agua en verano (durante la campaña de riegos) sea significativamente más baja que lo que le correspondería de forma natural. Esto hace que el

metabolismo del sistema se ralentice, disminuyendo por tanto la productividad del sistema y limitando la fuente de alimentos de las clases juveniles de trucha. A estos efectos hay que añadir que la forma de la cuenca –con escasos afluentes que puedan servir de refugio a los alevines durante los períodos en que los caudales están más intervenidos- hace que el efecto de la regulación de caudales sea mayor. A la regulación de caudales como factor limitante se debe sumar el efecto que sobre el reclutamiento anual tiene la sucesión de obstáculos a lo largo del río Iregua, suponiendo que los adultos de los tramos bajo no pueden emplear los tramos de cabecera como zonas de reproducción.

- o Sobre los adultos jóvenes, clase 2+: El régimen de caudales alterado puede ejercer de factor limitante también sobre los adultos jóvenes al reducir el refugio disponible para esta clase de edad durante una parte importante del año.
- Población 3200. Iregua desde la subpoblación 3209 San Marcos-Iregua hasta la subpoblación 3212 Iregua 2, ambas inclusive: El cauce está muy mal: rápido y encajado en un canal trapezoidal. Falla el hábitat para 3+. Sigue habiendo regulación de caudales.
- Subpoblación 3213 Iregua 3 de la población 3200 Iregua: Se va a plantear un coto intensivo.
- Población 4000. Leza: El Ebro dejó de dar truchas. La CHE canalizó y quitó diversidad de hábitat. Alta presión por alteraciones morfológicas y usos. Moderada presión por vertidos difusos, extracción y acumulada por regulación. No se han podido identificar factores limitantes en esta población.

- Población 5000. Cidacos: Se va a hacer un embalse en Enciso. Hay un coto intensivo en Arnedo y otro en Peroblasco. Las presiones detectadas (todas excepto acumulada por regulación y acumulada por obstáculos superiores a la media de La Rioja) influyen en una alta proporción del sistema fluvial de la población. No se han podido identificar factores limitantes en esta población.

Estos problemas están definiendo la capacidad de carga de las poblaciones actuales, al actuar como el factor limitante del recurso. Si desapareciesen estos problemas, la capacidad de carga del sistema aumentaría hasta que el próximo factor limitante se dejase notar, pasando éste a definir la nueva capacidad de carga. Cuando el factor limitante que controle la capacidad de carga sea de origen natural y no antrópico, podríamos considerar que, teóricamente, hemos llegado a la máxima existencia del recurso que permite el entorno. Esta situación teórica sirve para ilustrar el orden de importancia que debería darse a los problemas identificados. Es evidente que hay afecciones en la población que están actuando negativamente, pero siguiendo el concepto de los factores limitantes, no se manifestarán de forma significativa hasta que no sean el factor limitante. El orden de importancia de las afecciones va a determinar las acciones que hay que llevar a cabo para conseguir los objetivos.

Sobre todos los anteriores problemas detectados se presenta la amenaza que supone que la regulación futura de caudales por la Confederación Hidrográfica del Ebro pudiera ser más agresiva. Como ejemplo de ello puede servir el mantenimiento de un caudal elevado que durante la celebración Exposición Universal de 2008 en Zaragoza insta a mantener una reserva en los embalses de cabecera que puede incrementar el caudal mucho más de lo que ya es habitual durante el verano de ese año.

En la tabla 4.13 se recogen los principales aspectos del Plan General en forma que facilite su apreciación conjunta.

Tabla 4.13. Resumen de los aspectos más relevantes del Plan General de ordenación de la pesca de La Rioja.

POBLACIONES				VALORES NUMÉRICOS			DIAGNÓSTICO		
Población	Cód. población	Subpoblación	Cód. subpoblación	Densidad (ind./m2)	Biomasa (g/m2)	Tamaño poblacional	Estructura poblacional	Tipo de hábitat	Factores limitantes actuales
Alto Tirón	1100	Alto Tirón	1100	0.14	5.1	medio	alevines	alevinaje	Sobre las clases de edad 0+ y 1+: escasa calidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos. La colmatación del sustrato originada en vertidos y alteraciones morfológicas por el uso de las riberas es la causa.
Oja-Bajo Tirón	1200	Tirón medio	1201	0.02	1.1	bajo	alevines	madurez	Sobre la clase de edad 3+: la escasez de refugio causada por el deficiente estado de conservación de las riberas. Sobre toda la estructura de edades: excesivo recubrimiento por finos del sustrato originado por el uso de las riberas y las alteraciones morfológicas, y mantenido por la ausencia de avenidas de lavado que presumiblemente provoca la regulación de caudales del embalse de Leiva.
		Bajo Tirón	1202	0.09	3.3	bajo	alevines	extra-madurez	
		Alto Oja	1203	0.21	7.7	medio	adultos	crecimiento	
		Oja medio	1204	0.21	7.6	medio	adultos	crecimiento	
Alto Najerilla	2100	Bajo Oja	1205						Sobre las clases de edad juveniles: escasa abundancia de macroinvertebrados que les sirven de alimento, posiblemente con causa natural por el régimen pluvial de caudales. Sobre las clases de edad 2+ y 3+: baja disponibilidad de refugio por causas naturales, ya que el trazado en planta del cauce, con una sección muy ancha, y su perfil transversal, que determina un cauce trenzado entre gleras, impiden que las riberas proporcionen cobertura de refugio a los organismos del cauce.
		Alto Canales	2101	0.24	7.4	medio	alevines	crecimiento	
Calamantío-Najerilla	2200	Alto Najerilla	2102	0.28	9.4	medio	alevines	alevinaje	No se han identificado factores limitantes de la capacidad de carga.
		Calamantío-Najerilla	2200	0.43	13.7	medio	alevines	crecimiento	
Urbión-Najerilla	2300	Urbión-Najerilla	2302	0.24	11.8	medio	adultos	alevinaje	Sobre la clase de edad 4+: escasez de refugio ara adultos que puede estar originada en la baja calidad de riberas observada y presumiblemente provocada por alteraciones morfológicas en las orillas y terrenos adyacentes (terraplén de la carretera que une las Viniéguas).
Bajo Najerilla	2400	Valvanera-Najerilla	2401	0.24	15.4	alto	adultos	crecimiento	Sobre los juveniles 0+ y 1+: Escasez de macroinvertebrados del bentos posiblemente provocada por la pérdida de hábitat para estos organismos originada en la elevada colmatación del sustrato por finos. Este recubrimiento de finos puede explicarse por las presiones significativas por alteración morfológica y, sobre todo, por la regulación de caudales, que impide la recurrencia de avenidas de limpieza que mantienen las gravas libres de finos. Sobre los adultos: La presencia frecuente de obstáculos al paso puede constituir un factor limitante de la población, interrumpiendo su libre desplazamiento hacia los tramos situados en cabecera. El efecto de los obstáculos en las subpoblaciones de cabecera es equivalente a un incremento de la tasas instantánea de la mortalidad en la subpoblación en cuestión, ya que un adulto que se mueva aguas abajo de un obstáculo infranqueable hacia aguas arriba no vuelve a dicha subpoblación. Complementariamente, la abundancia de comoranes puede tener efectos limitantes en el número de adultos, y dichos efectos pueden estar aumentando en los últimos años con lo que su implicación en la dinámica del recurso pesca es presumiblemente creciente.
		Roñas-Najerilla	2402	0.44	17.8	alto	adultos	alevinaje	
		Regadillo-Najerilla	2403	0.69	20.5	alto	alevines	alevinaje	
		Tobia-Najerilla	2404	0.47	17.3	alto	adultos	alevinaje	
		Najerilla 1	2405	0.81	33.8	alto	alevines	alevinaje	
		Najerilla 2	2406	0.47	19.7	alto	alevines	alevinaje	
		Alto Cárdenas	2407	0.49	13.3	medio	añales	alevinaje	
		Cárdenas medio	2408	0.49	13.3	medio	añales	alevinaje	
		Bajo Cárdenas-Najerilla	2409	0.21	8.1	medio	alevines	alevinaje	
		Alto Yalde	2410	0.15	7.9	medio	alevines	alevinaje	
Bajo Yalde	2411	0.04	1.8	bajo	alevines	madurez			
Alto Piqueras	3100	Alto Piqueras	3100	0.25	4.6	bajo	añales	extra-alevinaje	No se ha identificado el factor limitante de esta población.
Iregua	3200	Alto Iregua	3201	0.32	13.6	medio	adultos	crecimiento	Sobre la clase de edad 0+: La intensa regulación del régimen de caudales que sufre esta cuenca parece tener efectos sobre el número de alevines que quedan en las subpoblaciones de cabecera, bien por arrastre o bien porque la producción de invertebrados se ve limitada. El desagüe de fondo de la presa de Pajares hace que la temperatura del agua en verano (durante la campaña de riegos) sea significativamente más baja que lo que le correspondería de forma natural. Esto hace que el metabolismo del sistema se ralentice, disminuyendo por tanto la productividad del sistema y limitando la fuente de alimentos de las clases juveniles de trucha. La forma de la cuenca –con escasos afluentes que puedan servir de refugio a los alevines durante los períodos en que los caudales están más intervenidos- hace que el efecto de la regulación de caudales sea mayor. A la regulación de caudales como factor limitante se debe sumar el efecto que sobre el reclutamiento anual tiene la sucesión de obstáculos a lo largo del río Iregua. Sobre los adultos jóvenes, clase 2+: El régimen de caudales alterado puede ejercer de factor limitante también sobre los adultos jóvenes al reducir el refugio disponible para esta clase de edad durante una parte importante del año.
		Albercos-Bajo Piqueras	3202	0.32	10.1	medio	adultos	alevinaje	
		Rioseco-Iregua	3203	0.17	8.9	medio	adultos	alevinaje	
		Rivabellosa-Castejón	3204	0.16	11.1	medio	adultos	alevinaje	
		Iregua 1	3205	0.10	9.7	medio	adultos	alevinaje	
		Tamborrios-Iregua	3206	0.10	10.1	medio	adultos	alevinaje	
		Solver-Iregua	3207	0.29	13.9	medio	adultos	alevinaje	
		Urrilla-Iregua	3208	0.10	8.6	medio	adultos	alevinaje	
		San Marcos-Iregua	3209	0.03	2.4	bajo	añales	madurez	
		Planillo-Iregua	3210	0.12	7.7	medio	añales	madurez	
Iregua 2	3211	0.03	2.4	bajo	añales	madurez			
Iregua 3	3212	0.03	2.4	bajo	añales	madurez			
Leza	4000	Alto Leza	4001	0.27	4.2	bajo	alevines	crecimiento	No se han podido identificar factores limitantes en esta población.
		Bajo Leza	4002	0.14	3.0	bajo	alevines	alevinaje	
Cidacos	5000	Alto Cidacos	5002	0.00	0.0				No se han podido identificar factores limitantes en esta población.

Amenazas: Regulación futura de caudales por la CHE, podría ser más intensa.

POBLACIONES				1. METAS	2. OBJETIVOS	3. PROBLEMAS
Población	Cód. población	Subpoblación	Cód. subpoblación			
Alto Tirón	1100	Alto Tirón	1100	Implementar las figuras de aprovechamiento contempladas en la ley de pesca. Definir el TAC que puede soportar cada subpoblación. Principios inspiradores de la Ley 2/2006: (1) la conservación y el aprovechamiento racional y sostenido de las especies objeto	Optimizar TAC (supone obtener la mayor presión de pesca que mantiene truchas de 3+ y 4+ en la población).	Destrucción de hábitat por obras de regulación, homogeneización del cauce. Desconocimiento de lo que hay aguas arriba (Burgos). Presiones detectadas (todas superiores a la media de La Rioja) en muchos tramos.
Oja-Bajo Tirón	1200	Tirón medio	1201		Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una representación de las clases de edad 3+ y 4+ en la población del 5% y 3%, respectivamente.	Presión de pesca excesiva, baja calidad de aguas (nitratos), colmatación, embalse de Leiva.
		Bajo Tirón	1202			
		Alto Oja	1203		Optimizar TAC y aumentar el reclutamiento en más de un 10%	Fragmentación entre Alto Oja y Oja medio.
		Bajo Oja	1204			
Alto Najerilla	2100	Alto Canales	2101		Optimizar TAC	Moderada presión por vertidos difusos.
		Alto Najerilla	2102			
Calamantío-Najerilla	2200	Calamantío-Najerilla	2200		Optimizar TAC	Moderada presión por usos. Alta presión acumulada por obstáculos.
Urbión-Najerilla	2300	Urbión-Najerilla	2302		Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una representación de las clases de edad 3+ y 4+ en la población del 5% y 3%, respectivamente.	Turbidez del Omi azul. Moderada presión por alteraciones morfológicas.
Bajo Najerilla	2400	Valvanera-Najerilla	2401		Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una representación de la clase de edad 0+ en la población del 60%.	Furtivismo, depredadores (comoranes y garzas) es tan grande que frezan de noche. Alta presión acumulada por vertidos puntuales, vertidos difusos, extracción de agua, acumulada por regulación, alteración morfológica, usos. Moderada presión acumulada por obstáculos. Suma de presiones alta.
		Roñas-Najerilla	2402			
		Regadillo-Najerilla	2403			
		Tobia-Najerilla	2404			
		Najerilla 1	2405			
		Najerilla 2	2406			
		Alto Cárdenas	2407			
		Cárdenas medio	2408			
		Bajo Cárdenas-Najerilla	2409			
		Alto Yalde	2410			
Alto Piqueras	3100	Bajo Yalde	2411			
		Alto Iregua	3201	Optimizar TAC	La reintegración se ha mantenido, probablemente debido a que los genotipos centroeuropeos compiten mejor en el hábitat léntico del embalse de Pajares. Alta presión por vertidos difusos. Moderada presión acumulada por vertidos puntuales y usos.	
		Albercos-Bajo Piqueras	3202	Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una población estructurada con tamaño poblacional alto (>10g/m2).	Presión de derivación a Origosa separa esta subpoblación de la Albercos-Bajo Piqueras (3202).	
		Rioseco-Iregua	3203	Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una reducción del salto entre 2+ y 3+ manteniendo una población estructurada (a partir de >0+) con biomasa superior a 12 g/m2. En definitiva que las clases 3+ y 4+ estén representadas en un 5% y 3%, respectivamente.	El reclutamiento se muere y se muere por la regulación de caudales de Pajares en verano. No hay arroyos que aporten alevín como en el Najerilla. Alta presión por extracción de agua y acumulada por regulación. Moderada presión acumulada por vertidos puntuales, vertidos difusos, y acumulada por obstáculos. Suma de presiones moderada.	
		Rivabellosa-Castejón	3204			
		Iregua 1	3205			
		Tamborrios-Iregua	3206			
		Solver-Iregua	3207			
		Urrilla-Iregua	3208	Detectar o inferir al final del periodo de aplicación del Plan una reducción del salto entre 1+ y 2+, incrementando 3+ y 4+ hasta alcanzar el 5% y 3% de la población, respectivamente.	El cauce está muy mal: rápido y encajado en un canal trapezoidal. Falta el hábitat para 3+. Sigue habiendo regulación de caudales.	
		San Marcos-Iregua	3209	Generar las condiciones para conectar la población Iregua 3 (3212) con el Ebro.	Se va a plantear un coto intensivo.	
Planillo-Iregua	3210	Generar las condiciones para que se conecte Ebro y bajo Leza (4002).	El Ebro dejó de dar truchas. La CHE canalizó y quitó diversidad de hábitat. Alta presión por alteraciones morfológicas y usos. Moderada presión por vertidos difusos, detención y acumulada por regulación.			
Iregua 2	3211					
Iregua 3	3212					
Leza	4000	Alto Leza	4001			
		Bajo Leza	4002			
Cidacos	5000	Alto Cidacos	5002	Conocer, si se llega a hacer el embalse qué densidad puede albergar con población estructurada.	Se va a hacer un embalse en Enciso. Hay un coto intensivo en Amedo y otro en Peroblasco. Muchas presiones detectadas (todas excepto acumulada por regulación y acumulada por obstáculos superiores a la media de La Rioja).	

4.1.5.4 Duración del Plan

La duración del Plan General de Ordenación de la pesca de La Rioja es el periodo de vigencia de las acciones y planteamientos técnicos contenidos en él. La fijación de la duración de un plan depende siempre de la exactitud que se quiera conseguir en los resultados de las acciones, ya que cuanto menor sea la duración de un plan mayor será la capacidad de adaptación de la ordenación al conocimiento de nuevos datos y a las circunstancias cambiantes del medio natural.

De forma análoga, cuanto menor sea la duración del plan con mayor frecuencia habrá que acometer la revisión del mismo y del inventario, con lo que en gran medida, la duración dependerá de los recursos que la administración de pesca quiera dedicar a la ordenación.

Con independencia de estos factores, es conveniente que el periodo de vigencia del plan no sea superior a 10 años, y es recomendable que se acometan revisiones cada cinco años.

Las revisiones del inventario y de la planificación tienen como fin adaptar las directrices de ordenación a la evolución del recurso, y son imprescindibles como herramienta para evaluar la efectividad de las acciones planteadas en la planificación. Esta evaluación se debe hacer comparando los resultados obtenidos con los objetivos cuantificables planteados, y permitirá corregir las acciones planteadas si no se ha cumplido una proporción aceptable de los objetivos, o plantear nuevos objetivos si éstos se han visto cumplidos completamente.

4.1.6 PLAN ESPECIAL:

De forma análoga a la ordenación de montes arbolados, el Plan Especial concreta las prescripciones del Plan General, localizando y cuantificando las actuaciones en él descritas, así como los trabajos y mejoras de otra índole, que sean necesarios para el logro de los objetivos de la ordenación.

4.1.6.1 Acciones: resultados del modelo poblacional y propuesta de actuaciones

Es fácil de entender que si los problemas que se han identificado como los más importantes fuesen solucionados, las poblaciones de trucha podrían volver, en un plazo más o menos largo, a una capacidad de carga superior.

Existe un problema en este planteamiento teórico: llevarlo a la práctica es prácticamente imposible si se aborda desde una única administración. La ordenación del territorio se ha llevado a cabo tradicionalmente sin la concurrencia de todos los agentes implicados en la asignación de usos, y por ello el aprovechamiento del recurso pesquero no se ha confrontado con otros aprovechamientos a la hora de asignar concesiones y usos. Por tanto en su momento no se evaluó la viabilidad de los aprovechamientos hidroeléctricos o embalses de regadío ahora en funcionamiento con la coexistencia de otros aprovechamientos, como la pesca y otros usos del medio fluvial. La reconversión de los usos hidroeléctricos y abastecimientos de regadíos es poco menos que imposible una vez están en funcionamiento. Aunque hay ejemplos de presas que han sido declaradas obsoletas y se han desmantelado, no parece ser éste el caso de la Comunidad Autónoma de La Rioja donde siguen siendo operativas y rentables, y por tanto es necesario considerar que muchos de los actuales factores limitantes no van a desaparecer por completo.

Considerando lo anterior se explica que para paliar los problemas detectados y alcanzar los objetivos sea necesario la intervención del organismo gestor de la pesca, a través de una medidas de actuación concretas y realistas.

En la tabla 4.15 se recogen las acciones propuestas a tal efecto en forma que se puedan contemplar todas en conjunto.

4.1.6.2 TAC, talla mínima de captura y matriz de gestión

En el Plan Especial se recogen los valores de las tres principales funciones de gestión con que se cuenta para controlar la intensidad y forma que se va a dar a un aprovechamiento de pesca: (1) el Total Admisible de Capturas (TAC); (2) la talla mínima de capturas; y (3) las matrices de gestión.

El Total Admisible de Capturas –en adelante TAC- determina qué proporción de la población se va a ofrecer a los pescadores para su extracción; está referido a toda una población determinada y se expresa en truchas por unidad de longitud de río y año. El TAC no es el número de truchas que se extrae efectivamente de una población en un año, sino las que se ofrecen para su potencial aprovechamiento. La variable que mide la extracción efectiva es el Total Realizado de Capturas (TRC) y se obtiene mediante partes de pesca recogidos por la administración riojana. De los partes de pesca se puede conocer el número de truchas que se extraen por pescador y jornada, y multiplicándolo por el número de licencias concedidas en un año se puede conocer el número de truchas que realmente se extraen en una población.

Los tramos libres no tienen limitación de licencias por lo que es difícil conocer con exactitud su aportación al TRC de una población, pero estimando una presión efectiva de pesca similar a los cotos, de acuerdo con la información de que dispone el Gobierno de La Rioja, se puede tener una estimación aproximada de su valor.

Para hacernos una idea aproximada de la efectividad de pesca podemos considerar que las capturas medias por pescador y jornada están calculadas en los cotos de La Rioja en 1,77 truchas/pescador y día. Si tenemos en cuenta que el cupo en los cotos suele ser de 5 truchas/pescador y día, comprobamos que el TRC medio de La Rioja es del orden de un 35% del TAC ofertado.

Los resultados de las distintas simulaciones han conducido al establecimiento de los TACs que se recogen en el Plan Especial de este documento.

El Total Admisible de Capturas (TAC) máximo que puede admitir una población se puede determinar simulando la población para distintos valores de TAC de forma que se pueda obtener una relación entre el TAC y el valor de una variable indicadora del estado de la población resultante de aplicar dicho TAC.

Con el fin de cumplir los objetivos de la ordenación (ver Plan General) hemos seleccionado como variable indicadora del estado de la población la probabilidad de que la clase de edad 6+ esté presente en la población en una abundancia relativa superior al 25% de su abundancia relativa en un escenario de no pesca (TAC=0). El valor de esta probabilidad varía también en función del grado de variabilidad estocástica $-s(R)-$ que tenga la población. Por esta razón no sólo es conveniente conocer su variación respecto al TAC, sino también respecto a dicho grado de variabilidad estocástica, $s(R)$.

Si los sistemas naturales fuesen deterministas se podría determinar el valor exacto de la variable indicadora del estado de la población el 100% de los casos para cualquier valor del TAC, pero los sistemas naturales son complejos y están regidos en gran medida por variables estocásticas, de variación aleatoria, que determinan la existencia de *años buenos* y *años malos*. Para expresar matemáticamente esta variación aleatoria se ha introducido en el modelo un factor que suma o resta aleatoriamente valor

numérico a R año tras año siguiendo una distribución normal. El rango de variación de este factor estocástico se puede establecer según la variación máxima observada de la tasa de crecimiento poblacional per capita ($s(R)$). De esta forma si una población está sometida a unas fluctuaciones muy fuertes en las condiciones ambientales, como puede ser el caso de los ecosistemas mediterráneos, $s(R)$ tomará valores altos. Si por el contrario el hábitat en el que habita la población es muy predecible y constante, como en los mares, $s(R)$ tomará valores más bajos.

En nuestro caso, y debido a las repercusiones que una variable de estas características tiene en que el modelo de dinámica de poblaciones represente una situación lo más parecida a la realidad, se ha dejado como un grado de libertad, al igual que el TAC, haciéndolo variar dentro del rango de valores máximos observados en poblaciones ibéricas de las que se tienen series históricas largas.

De esta forma se puede hacer funcionar el modelo haciendo variar tanto el TAC como el rango de variación estocástica ($s(R)$), y representar en una gráfica de tres variables el valor que toma un determinado indicador del estado de la población en función de cada combinación de valores (TAC, $s(R)$).

Para ilustrar el funcionamiento de esta herramienta planteada para elegir el TAC óptimo, la figura 4.43 recoge las gráficas en tres dimensiones en las que se representa los valores que toma el citado indicador del estado de la población (la probabilidad de que la clase de edad 6+ esté presente en la población en una abundancia relativa superior al 25% de su abundancia relativa en un escenario de no pesca (TAC=0)) para cada valor de TAC y de rango de variación estocástica ($s(R)$).

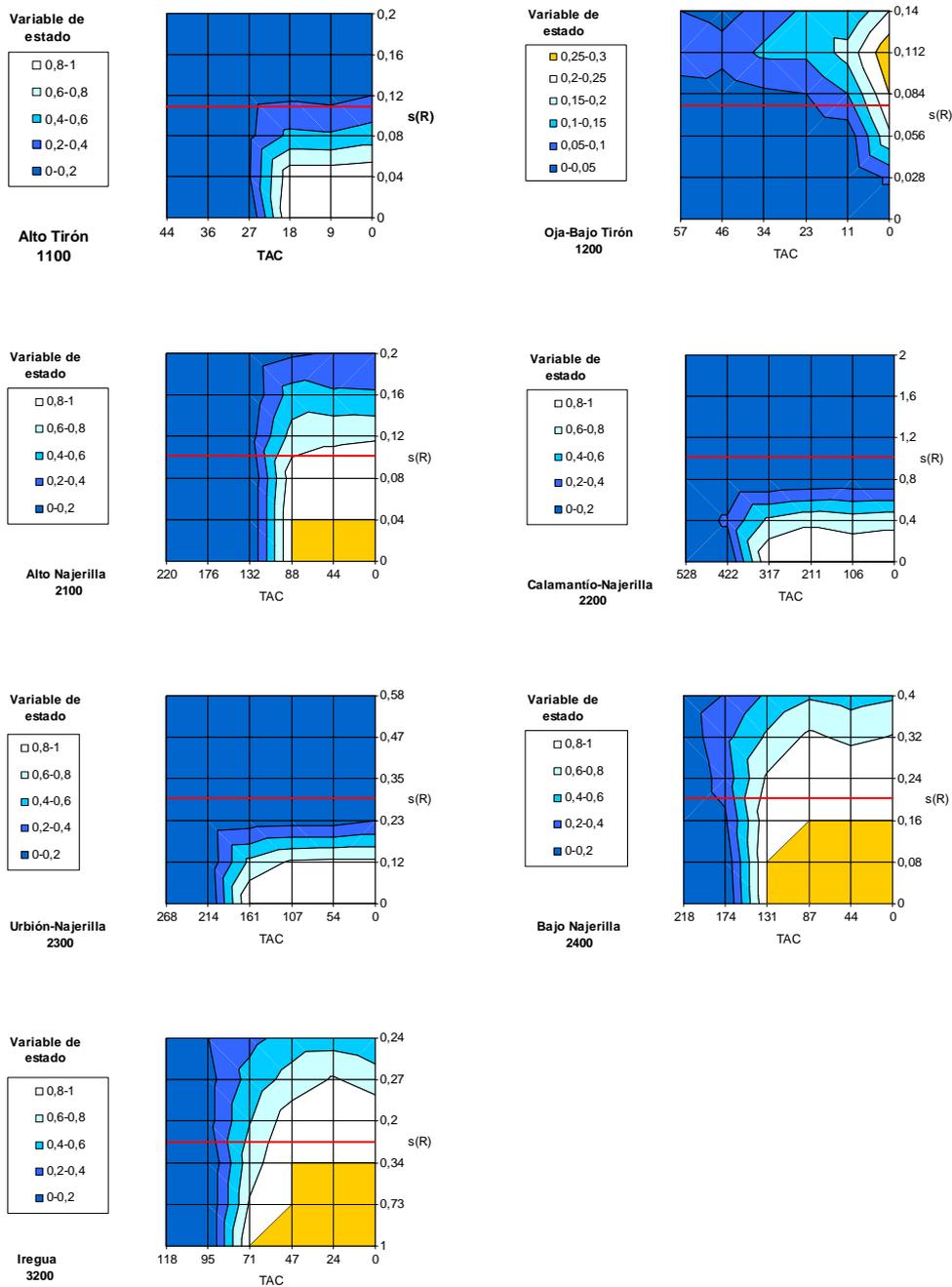


Figura 4.43. Probabilidad de que la abundancia relativa de la clase de edad 6+ sea superior al 25% de la que tendría en ausencia de pesca (variable de estado) en función del Total Admisible de Capturas en truchas/km.año (TAC) y del grado de variabilidad estocástica, $s(R)$, de cada población. La línea roja representa el grado de variabilidad estocástica, $s(R)$, observado para cada población en la serie de datos de 2001 a 2006.

Conocida la probabilidad de que la clase de edad 6+ tenga una abundancia superior al 25% de la que tendría en el supuesto de que no se pescase, en función del TAC aplicado y el grado de variabilidad estocástica de la población, $s(R)$, se puede tomar un valor de $s(R)$ determinado y estudiar cómo varía la variable indicadora (la probabilidad de que la clase de edad 6+ esté presente en la población en una abundancia relativa superior al 25% de su abundancia relativa en un escenario de no pesca ($TAC=0$)) para distintos valores de TAC.

Como se ha expuesto más arriba, el grado de variabilidad estocástica de una población puede estimarse como la desviación típica del estimador “residuos del ajuste del modelo $R=f(Nt-1)$ a la serie de datos tomados por Unzu entre 2001 y 2006”, y que se ha representado como $s(R)$. El valor del grado de variabilidad estocástica de las poblaciones ($s(R)$) se recoge en la tabla 4.9. Si fijamos el valor de $s(R)$ de cada población en su gráfica correspondiente de de la figura 4.44 podemos apreciar que la probabilidad de que la clase 6+ tenga una abundancia relativa en la población mayor que el 25% de su valor sin pesca sigue una curva sigmoideal decreciente conforme aumenta el TAC. Es decir: cuanto mayor es el TAC aplicado menor es la probabilidad de que la abundancia relativa de la clase 6+ sea superior al 25% de su abundancia relativa en un escenario de pesca cero.

Es interesante interpretar el significado de las gráficas de la figura 4.44. Se puede apreciar que en algunas poblaciones, la probabilidad de que la clase 6+ tenga una abundancia relativa superior al 25% de la que tendría sin pesca (en adelante *variable de estado*) es muy baja para cualquier TAC, debido al grado de variabilidad estocástica, $s(R)$ de dichas poblaciones. Como se puede ver en la gráfica de las poblaciones 1200 (Oja-Bajo Tirón), 2200 (Calamantío-Najerilla) y 2300 (Urbión-Najerilla), el valor de $S(R)$ observado en la serie 2001-2006 es tan elevado que la variable de estado toma valores muy bajos para cualquier TAC. Esta circunstancia refleja que el hábitat de que disponen estas poblaciones no es favorable para las clases

de edad muy maduras, y que la estructura de edades de estas poblaciones tenderá siempre a estar rejuvenecida.

La situación opuesta es la que se observa en las poblaciones 2400 (Bajo Najerilla) y 3200 (Iregua), en las que la probabilidad de que la clase 6+ tenga una abundancia relativa superior al 25% de la que tendría sin pesca es elevada para un amplio rango de TACs en el grado de variabilidad estocástica, $s(R)$, observada en la serie de inventarios de 2001 a 2006. Esta circunstancia indica que las poblaciones tienen mucha capacidad para albergar truchas viejas, como es previsible en los cursos medios y bajos de estos grandes ríos.

La razón de decrecimiento de la probabilidad de que la clase 6+ tenga una abundancia relativa superior al 25% de su valor sin pesca respecto al TAC no es lineal sino que tiene una pendiente tendida para valores bajos de TAC y sufre un aumento de pendiente significativo a partir de un cierto valor del TAC.

El criterio que hemos utilizado en este proyecto para determinar el TAC máximo que admite una población es el siguiente: se tomará como TAC máximo admisible de la población el TAC que hace que la probabilidad de que la abundancia relativa de la clase de edad 6+ sea superior al 25% experimente una disminución significativa respecto al valor de dicha probabilidad que genera un TAC inferior. Gráficamente se puede determinar este TAC máximo detectando el cambio de pendiente de la curva que forma la citada probabilidad respecto al TAC.

Hay que precisar que el resultado de la simulación con el modelo de dinámica poblacional está afectado ya del intervalo de confianza que engloba el error cometido por las tres fuentes de error expuestas más arriba. De esta forma el resultado de la simulación es en realidad el valor mínimo del intervalo de confianza. Así se tienen en cuenta el error cometido y se toman las decisiones de ordenación con el valor más desfavorable de todos los posibles, quedando siempre del lado de la seguridad.

En la figura 4.44 se representa los valores que toma la probabilidad de que la clase de edad 6+ tenga una abundancia relativa mayor que el 25% de la que tendría con TAC=0, frente a distintos valores de TAC, para el valor de variabilidad estocástica observada en la serie de datos de inventario de 2001 a 2006, $s(R)$.

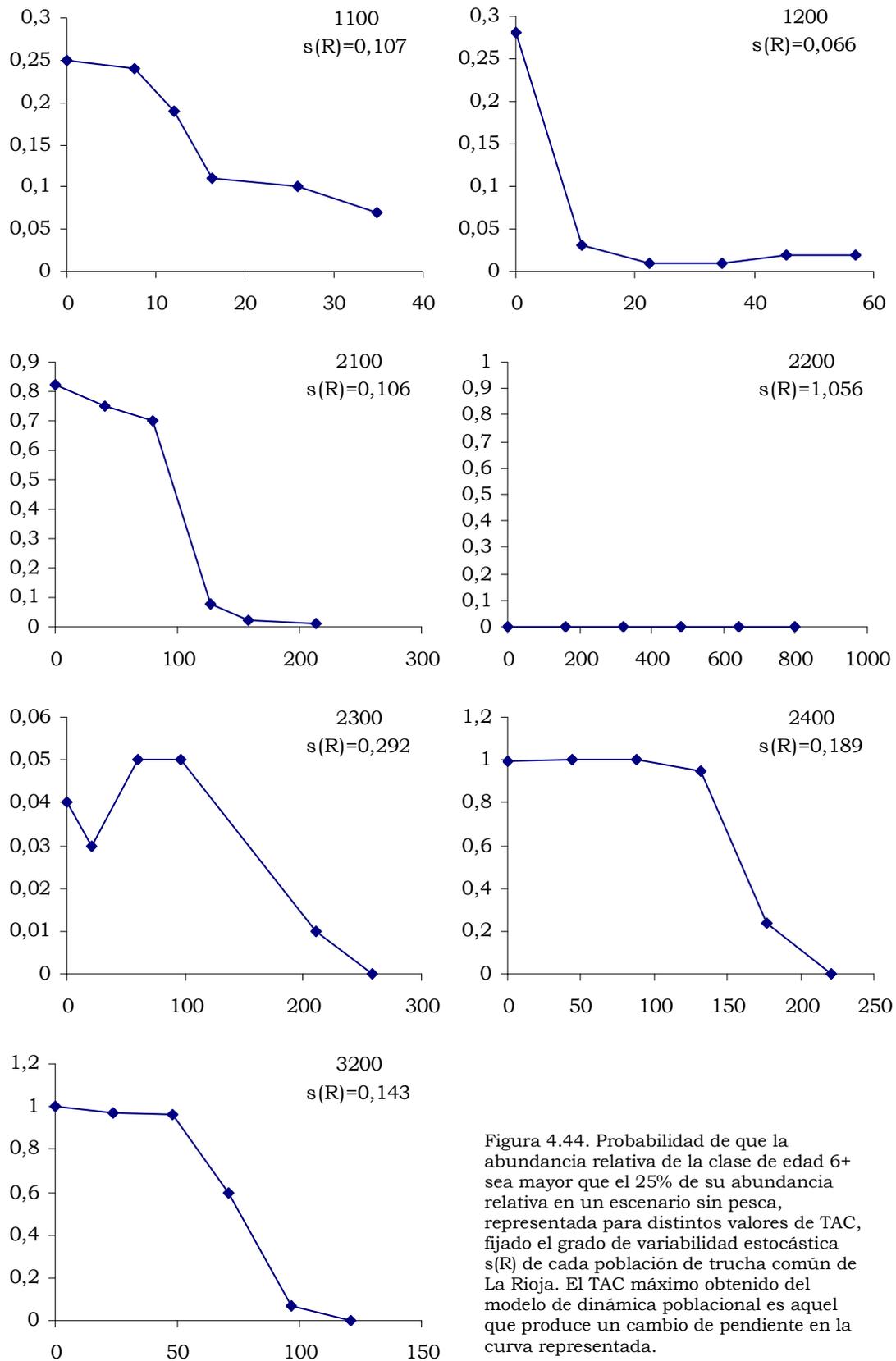


Figura 4.44. Probabilidad de que la abundancia relativa de la clase de edad 6+ sea mayor que el 25% de su abundancia relativa en un escenario sin pesca, representada para distintos valores de TAC, fijado el grado de variabilidad estocástica $s(R)$ de cada población de trucha común de La Rioja. El TAC máximo obtenido del modelo de dinámica poblacional es aquel que produce un cambio de pendiente en la curva representada.

Al valor del TAC determinado mediante el modelo de dinámica poblacional hay que añadir el TRC (Total Realizado de Capturas) que se está aplicando en la gestión actual de la trucha en cada población. Se debe hacer así porque los parámetros del modelo de dinámica poblacional llevan implícita la extracción actual por pesca, ya que cuando se ha determinado la capacidad de carga se ha hecho con datos de las poblaciones con el nivel actual de extracción por pesca.

El TAC máximo admisible resultante se recoge en la tabla 4.14 junto con los valores del TAC obtenido en el modelo y el TRC actual de cada población.

Tabla 4.14. Valores del Total Admisible de Capturas aplicado en 2007 (TAC 2007); Total Admisible de Capturas obtenido por el modelo de dinámica poblacional (TACmdp); Total Realizado de Capturas en el año 2007 (TRC 2007); y Total Admisible de Capturas máximo (TAC máximo) resultado de sumar TACmdp y TRC2007, todos ellos en truchas/km.año. Se añade el balance del TAC máximo admitido por cada población y el que se ha aplicado en 2007. Se han sombreado las poblaciones en las que se ha representado correctamente la dinámica poblacional.

Población	TAC 2007	TRC 2007	%TAC 2007 extraído	TAC mdp	TAC máximo	TAC máximo- TAC 2007
Alto Tirón 1100	206	36	17%	12	48	-158
Oja-Bajo Tirón 1200	50	3	6%	0	3	-47
Alto Najerilla 2100	21	4	19%	83	87	66
Calamantío-Najerilla 2200	84	13	16%	0	13	-71
Urbión-Najerilla 2300	85	14	17%	75	89	5
Bajo Najerilla 2400	72	14	19%	132	146	73
Alto Piqueras 3100	36	8	22%	nd	nd	nd
Iregua 3200	83	18	22%	48	66	-17

Del TAC que se está ofreciendo en 2007 no se extrae realmente más del 22% en ninguna población, y en la población del Oja-Bajo Tirón sólo se extrae el 6% de lo que se permite anualmente. Esta circunstancia dota a la gestión de un coeficiente de seguridad que permite que si se propone un TAC cercano al TAC máximo admisible por la población, éste no sea alcanzado efectivamente. Sin embargo, puede teóricamente darse la circunstancia de que todo el TAC que se ofrezca sea pescado, por lo que es conveniente no superar en ningún caso el TAC máximo admitido por cada población.

Como puede verse en la tabla 4.14, en algunas poblaciones se está ofreciendo un aprovechamiento pesquero que supera la posibilidad anual del recurso. En concreto, en las poblaciones Oja-Bajo Tirón-1200 e Iregua-3200 se está superando en un 1500% y un 25%, respectivamente, el TAC máximo admitido por dichas poblaciones. Por el contrario, en las poblaciones del Urbión-Najerilla-2300 y Bajo Najerilla-2400 se ofrece en 2007 una extracción por pesca que no llega al máximo admitido por dichas poblaciones.

Si tomamos con las debidas cautelas los resultados del modelo de dinámica poblacional de las poblaciones que no han sido completamente representadas (ver capítulo 4.1.3.1.5. 4.1.3.1.5. Diseño del modelo de dinámica de poblaciones), podemos ver que la población del Alto Najerilla-.2100 está siendo aprovechada dentro de los márgenes de su posibilidad anual admisible, no así la población del Calamantío-Najerilla-2200 que se permite una extracción un 550% superior a la que admite dicha población.

En la población del Alto Tirón-1100 se permite una extracción un 325% mayor que la que admite. Sin embargo, su representación en el modelo de dinámica poblacional es de las menos fiables ya que no se conocen las existencias y estructura poblacional de la mayor parte de la población de hábitat lótico (en Burgos) y toda la población de hábitat léntico (en el embalse de Leiva).

Según el modelo de dinámica poblacional hay dos poblaciones que están siendo realmente sobreexplotadas, y se extrae efectivamente una cantidad de truchas superior a la posibilidad anual. En la población del Oja-Bajo Tirón-1200 el modelo de dinámica poblacional muestra que con un TAC igual al TRC de 2007 (TRC 2007 = 3 truchas/km.año) la probabilidad de existencia de truchas de más de 6 años de edad es del 28%, lo cual limita su aprovechamiento a un TAC que no debe superar dicho valor.

Por su parte la población del Calamantío-Najerilla-2200 está en un tamaño poblacional por debajo de su umbral mínimo de viabilidad determinista, con lo que cualquier aprovechamiento pesquero que suponga extracción no es viable sin acometer medidas paliativas de su situación actual. Es conveniente aclarar que en esta población, los adultos pueden estar concentrados en las aguas de la balsa de Piarrejas, y al no haber sido muestreadas éstas, se puede considerar que la población puede ser mayor de lo que se ha detectado. Sin embargo, y hasta que se conozca el estado de las existencias en dicha masa de agua no es conveniente someter a esta población a un régimen de aprovechamiento que suponga extracción de individuos.

La segunda función de gestión con que cuenta el gestor de la pesca es la talla mínima de captura, que permite decidir sobre qué parte de la estructura poblacional se concentra la presión extractiva. Como se expuso más arriba, el criterio empleado generalmente para definir la talla mínima de captura es el de permitir que todos los individuos susceptibles de ser extraídos de la población hayan tenido por lo menos una oportunidad en su vida de reproducirse. Para ello se suele determinar la edad de la primera reproducción y, mediante las curvas de crecimiento de los individuos (ver figura 4.31) estimar a cuál es la talla que tienen en la apertura de la temporada hábil de pesca los individuos que alcanzaron la edad de primera reproducción en el otoño anterior –que es cuando tiene lugar el comienzo de la reproducción.

Independientemente de la edad, la talla determina en cierta medida la precocidad en la reproducción de las truchas, de forma que una trucha con crecimiento rápido tiene también más probabilidades de reproducirse a una edad más temprana que una trucha de crecimiento lento.

Para considerar ambas tendencias (edad y talla), y como se explicó más arriba, la talla mínima de captura se ha fijado teniendo en cuenta las curvas de crecimiento pero sin que sea inferior a 18 cm ni superior a 23 cm. Siguiendo este criterio se han asignado tallas mínimas por poblaciones entre estos valores extremos según las curvas de

crecimiento de von Bertalanffy de la figura 4.31. En las poblaciones con crecimiento más rápido se establecerán tallas mínimas próximas a 23 cm y en las de crecimiento lento tallas cercanas a 18 cm.

En la tabla 4.15 se recogen los valores de las tallas mínimas de capturas asignadas con este criterio a las distintas poblaciones de trucha de La Rioja.

La tercera función con que se cuenta para aplicar las directrices de ordenación del aprovechamiento pesquero la constituyen las matrices de gestión. Una matriz de gestión es una expresión de las combinaciones de las tres variables de gestión: número de jornadas hábiles, cupo y número de licencias por jornada que hacen que se cumpla con un TAC determinado. Esta articulación del TAC permite la aplicación del número de truchas que se pueden extraer de una población por kilómetro de río y año en forma de variables perfectamente trasladables al pescador.

Esta articulación del TAC se basa en que:

$$TAC \left[\frac{\text{truchas}}{\text{km.año}} \right] = \text{temporada} \left[\frac{\text{jornada}}{\text{año}} \right] \cdot \text{cupo} \left[\frac{\text{truchas}}{\text{pescador}} \right] \cdot \text{n.º licencias} \left[\frac{\text{pescador}}{\text{km.jornada}} \right]$$

El fin de una matriz de gestión es dejar abierta al gestor la elección de la combinación de variables en que puede articular un TAC dado.

Es evidente que sólo se pueden plantear matrices de gestión para aquellos tramos que tengan limitadas las variables de gestión; esta circunstancia sólo se da en los cotos.

Hay que tener en cuenta que el reparto del TAC de una población se hace por tramos de gestión. Desde el punto de vista práctico, con independencia de lo prescrito en la ley de pesca y únicamente a efectos de repartir el TAC, hemos considerado tres tipos de tramos según su forma de aprovechamiento:

- tramos libres: sin restricción del número de licencias, por lo tanto con TAC ilimitado. El cálculo del TAC de estos tramos se ha hecho a efectos prácticos extrapolando el TAC de los cotos.
- cotos tradicionales: TAC limitado.
- vedados y tramos sin muerte: con independencia de la figura de gestión, el TAC de estos tramos es cero.

Estos tramos no guardan una relación directa con la tramificación de la red fluvial, que como se verá en el capítulo siguiente, se ha hecho de acuerdo con las figuras de gestión y aprovechamiento que establece la ley de pesca de La Rioja.

Considerando para el reparto del TAC los tipos de tramos expuestos arriba, y teniendo en cuenta la longitud de red fluvial constituida en cotos tradicionales, en la figura 4.45 se han representado las matrices de gestión que resultan de aplicar el TAC propuesto en la tabla 4.14 a cada población.

		Cupo (truchas/pescador)										
		450	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	450	225	150	113	90	75	64	56	50	45	
	2	225	113	75	56	45	38	32	28	25	23	
	3	150	75	50	38	30	25	21	19	17	15	
	4	113	56	38	28	23	19	16	14	13	11	
	5	90	45	30	23	18	15	13	11	10	9	
	6	75	38	25	19	15	13	11	9	8	8	
	7	64	32	21	16	13	11	9	8	7	6	
	8	56	28	19	14	11	9	8	7	6	6	
	9	50	25	17	13	10	8	7	6	6	5	
	10	45	23	15	11	9	8	6	6	5	5	
	11	41	20	14	10	8	7	6	5	5	4	
	12	38	19	13	9	8	6	5	5	4	4	
		Coto de Tormantos										

Fig. 4.46.a

		Cupo (truchas/pescador)										
		2600	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	2600	1300	867	650	520	433	371	325	289	260	
	2	1300	650	433	325	260	217	186	163	144	130	
	3	867	433	289	217	173	144	124	108	96	87	
	4	650	325	217	163	130	108	93	81	72	65	
	5	520	260	173	130	104	87	74	65	58	52	
	6	433	217	144	108	87	72	62	54	48	43	
	7	371	186	124	93	74	62	53	46	41	37	
	8	325	163	108	81	65	54	46	41	36	33	
	9	289	144	96	72	58	48	41	36	32	29	
	10	260	130	87	65	52	43	37	33	29	26	
	11	236	118	79	59	47	39	34	30	26	24	
	12	217	108	72	54	43	36	31	27	24	22	

Coto de Anguciana

Fig. 4.46.b

		Cupo (truchas/pescador)										
		1240	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	1240	620	413	310	248	207	177	155	138	124	
	2	620	310	207	155	124	103	89	78	69	62	
	3	413	207	138	103	83	69	59	52	46	41	
	4	310	155	103	78	62	52	44	39	34	31	
	5	248	124	83	62	50	41	35	31	28	25	
	6	207	103	69	52	41	34	30	26	23	21	
	7	177	89	59	44	35	30	25	22	20	18	
	8	155	78	52	39	31	26	22	19	17	16	
	9	138	69	46	34	28	23	20	17	15	14	
	10	124	62	41	31	25	21	18	16	14	12	
	11	113	56	38	28	23	19	16	14	13	11	
	12	103	52	34	26	21	17	15	13	11	10	

Coto de Neila

Fig. 4.46.c

		Cupo (truchas/pescador)										
		1690	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	1690	845	563	423	338	282	241	211	188	169	
	2	845	423	282	211	169	141	121	106	94	85	
	3	563	282	188	141	113	94	80	70	63	56	
	4	423	211	141	106	85	70	60	53	47	42	
	5	338	169	113	85	68	56	48	42	38	34	
	6	282	141	94	70	56	47	40	35	31	28	
	7	241	121	80	60	48	40	34	30	27	24	
	8	211	106	70	53	42	35	30	26	23	21	
	9	188	94	63	47	38	31	27	23	21	19	
	10	169	85	56	42	34	28	24	21	19	17	
	11	154	77	51	38	31	26	22	19	17	15	
	12	141	70	47	35	28	23	20	18	16	14	

Coto de Urbión

Fig. 4.46.d

		Cupo (truchas/pescador)										
		4225	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	4225	2113	1408	1056	845	704	604	528	469	423	
	2	2113	1056	704	528	423	352	302	264	235	211	
	3	1408	704	469	352	282	235	201	176	156	141	
	4	1056	528	352	264	211	176	151	132	117	106	
	5	845	423	282	211	169	141	121	106	94	85	
	6	704	352	235	176	141	117	101	88	78	70	
	7	604	302	201	151	121	101	86	75	67	60	
	8	528	264	176	132	106	88	75	66	59	53	
	9	469	235	156	117	94	78	67	59	52	47	
	10	423	211	141	106	85	70	60	53	47	42	
	11	384	192	128	96	77	64	55	48	43	38	
	12	352	176	117	88	70	59	50	44	39	35	
	13	325	163	108	81	65	54	46	41	36	33	

Coto de Las Viniegras

Fig. 4.46.e

		Cupo (truchas/pescador)										
		5220	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	5220	2610	1740	1305	1044	870	746	653	580	522	
	2	2610	1305	870	653	522	435	373	326	290	261	
	3	1740	870	580	435	348	290	249	218	193	174	
	4	1305	653	435	326	261	218	186	163	145	131	
	5	1044	522	348	261	209	174	149	131	116	104	
	6	870	435	290	218	174	145	124	109	97	87	
	7	746	373	249	186	149	124	107	93	83	75	
	8	653	326	218	163	131	109	93	82	73	65	
	9	580	290	193	145	116	97	83	73	64	58	
	10	522	261	174	131	104	87	75	65	58	52	
	11	475	237	158	119	95	79	68	59	53	47	
	12	435	218	145	109	87	73	62	54	48	44	

Coto de Anguiano

Fig. 4.46.f

		Cupo (truchas/pescador)										
		3640	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	3640	1820	1213	910	728	607	520	455	404	364	
	2	1820	910	607	455	364	303	260	228	202	182	
	3	1213	607	404	303	243	202	173	152	135	121	
	4	910	455	303	228	182	152	130	114	101	91	
	5	728	364	243	182	146	121	104	91	81	73	
	6	607	303	202	152	121	101	87	76	67	61	
	7	520	260	173	130	104	87	74	65	58	52	
	8	455	228	152	114	91	76	65	57	51	46	
	9	404	202	135	101	81	67	58	51	45	40	
	10	364	182	121	91	73	61	52	46	40	36	
	11	331	165	110	83	66	55	47	41	37	33	
	12	303	152	101	76	61	51	43	38	34	30	

Coto de San Asensio

Fig. 4.46.g

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

		Cupo (truchas/pescador)										
		1392	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	1392	696	464	348	278	232	199	174	155	139	
	2	696	348	232	174	139	116	99	87	77	70	
	3	464	232	155	116	93	77	66	58	52	46	
	4	348	174	116	87	70	58	50	44	39	35	
	5	278	139	93	70	56	46	40	35	31	28	
	6	232	116	77	58	46	39	33	29	26	23	
	7	199	99	66	50	40	33	28	25	22	20	
	8	174	87	58	44	35	29	25	22	19	17	
	9	155	77	52	39	31	26	22	19	17	15	
	10	139	70	46	35	28	23	20	17	15	14	
	11	127	63	42	32	25	21	18	16	14	13	
	12	116	58	39	29	23	19	17	15	13	12	

Fig. 4.46.h

		Cupo (truchas/pescador)										
		985	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	985	492	328	246	197	164	141	123	109	98	
	2	492	246	164	123	98	82	70	62	55	49	
	3	328	164	109	82	66	55	47	41	36	33	
	4	246	123	82	62	49	41	35	31	27	25	
	5	197	98	66	49	39	33	28	25	22	20	
	6	164	82	55	41	33	27	23	21	18	16	
	7	141	70	47	35	28	23	20	18	16	14	
	8	123	62	41	31	25	21	18	15	14	12	
	9	109	55	36	27	22	18	16	14	12	11	
	10	98	49	33	25	20	16	14	12	11	10	
	11	90	45	30	22	18	15	13	11	10	9	
	12	82	41	27	21	16	14	12	10	9	8	

Fig. 4.46.i

		Cupo (truchas/pescador)										
		1750	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	1750	875	583	438	350	292	250	219	194	175	
	2	875	438	292	219	175	146	125	109	97	88	
	3	583	292	194	146	117	97	83	73	65	58	
	4	438	219	146	109	88	73	63	55	49	44	
	5	350	175	117	88	70	58	50	44	39	35	
	6	292	146	97	73	58	49	42	36	32	29	
	7	250	125	83	63	50	42	36	31	28	25	
	8	219	109	73	55	44	36	31	27	24	22	
	9	194	97	65	49	39	32	28	24	22	19	
	10	175	88	58	44	35	29	25	22	19	18	
	11	159	80	53	40	32	27	23	20	18	16	
	12	146	73	49	36	29	24	21	18	16	15	

Fig. 4.46.j

		Cupo (truchas/pescador)										
		1250	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Licencias (pescadores/jornada)	1	1250	625	417	313	250	208	179	156	139	125	
	2	625	313	208	156	125	104	89	78	69	63	
	3	417	208	139	104	83	69	60	52	46	42	
	4	313	156	104	78	63	52	45	39	35	31	
	5	250	125	83	63	50	42	36	31	28	25	
	6	208	104	69	52	42	35	30	26	23	21	
	7	179	89	60	45	36	30	26	22	20	18	
	8	156	78	52	39	31	26	22	20	17	16	
	9	139	69	46	35	28	23	20	17	15	14	
	10	125	63	42	31	25	21	18	16	14	13	
	11	114	57	38	28	23	19	16	14	13	11	
	12	104	52	35	26	21	17	15	13	12	10	

Fig. 4.46.k

Figura 4.45. Matrices de gestión de todos los cotos tradicionales de La Rioja con la combinación de las tres variables de gestión: número de jornadas hábiles, cupo y número de licencias por jornada que hacen que se cumpla con el TAC del coto. En la esquina superior izquierda se muestra el TAC (truchas/año) del coto, se ha sombreado la duración de la temporada de pesca actual, y se han recuadrado las combinaciones de las variables de gestión actuales y propuestas.

En la tabla 4.15 se resumen las medidas planteadas en este Plan Especial junto con los valores del TAC máximo admitido por cada población y el TAC propuesto en esta ordenación.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.15.(1) Resumen de los aspectos más relevantes del Plan Especial de ordenación de la pesca de La Rioja, primera parte.

POBLACIONES			VALORES REALES					VALORES MÁXIMOS AUTORIZADOS																
			LR (lic./día)	CR07 (tru./lic.)	TRC tramo (tru./km.año)	TRC población (tru./km.año)	long. (km)	Total pescado (truchas/año)	Número de licencias (lic./día)		Cupo (tru./lic.)		Jornadas hábiles (día/año)		Longitud fluvial (km)		TAC por tramos (tru./km.año)		Talla mínima (cm)		TAC por poblaciones (tru./km.año)			
Cód. Población	Población	Tipo de tramo	2007					2007	Propuesto	2007	Propuesto	2007	Propuesto	2007	Propuesto	2007	Propuesto	2007	Propuesto	2007	Propuesto	TAC 2007	TAC máx	TAC prop pobl
Alto Tirón	1100	Coto Tormantos	3	1.192	36	36	7	262	4	3	5	3	75	50	7.318	7	206	61	23	19	206	48	61	
Oja-Bajo Tirón	1200	Libres	4	1.07	7				8	0	5	5	107	107	68.549	0	62	0	21					
		Coto Anguciana	2	1.07	27	3	208	720	12	8	5	5	96	65	8.382	8	680	310	23	19	50	3	12	
		Vedados y tramos sin muerte			0				0	0	0	0	0	0	121.452	200	0	0						
Alto Najerilla	2100	Libres	2	1.342	6				3	3	5	5	71	71	31.84	32	33	33	21					
		Coto Neila	4	1.342	46	4	110	415	6	6	5	5	44	44	4.871	5	255	255	23	21	21	87	21	
		Vedados y tramos sin muerte			0				0	0	0	0	0	0	73.072	73	0	0						
Calamantio-Najerilla	2200	Libres	2	1.5	17				4	0	5	5	71	71	12.88	0	110	0	21					
		Vedados y tramos sin muerte			0	13	17	213	0	0	0	0	0	0	4.053	17	0	0		21	84	13	0	
Urbión-Najerilla	2300	Libres	4	1.35	45				6	6	5	5	71	71	8.527	9	250	250	21					
		Coto Urbión	4	1.28	34				8	8	5	5	44	44	6.935	7	244	244	23					
		Coto Las Viniegras	8	1.42	109	14	95	1370	13	13	5	5	65	65	6.912	7	611	611	23	21	85	89	85	
		Vedados y tramos sin muerte			0				0	0	0	0	0	0	72.512	73	0	0						
Bajo Najerilla	2400	Libres	10	1.382	22				15	15	5	5	103	103	65.032	56	119	138	23					
		Coto Anguiano	10	1.428	142				11	11	5	5	92	92	9.121	9	572	572	23					
		Coto San Asensio	4	1.336	57	14	233	3169	8	8	5	5	91	91	7.89	8	489	461	23	20	72	146	71	
		Vedados y tramos sin muerte			0				0	0	0	0	0	0	150.466	160	0	0						
Alto Piqueras	3100	Coto Pajares	5	0.96	28				7	7	3	3	65	65	11.87	12	117	117	30					
		Vedados y tramos sin muerte			0	8	39	331	0	0	0	0	0	0	27.121	27	0	0		22	36	nd	36	
Iregua	3200	Libres altos	3	1.402	8				5	3	5	5	71	71	39.622	20	45	45	21					
		Libres bajos	12	1.8825	132				17	17	5	5	103	103	17.597	18	498	498	23					
		Coto Lumbreras	1	1.28	22				4	4	5	5	65	50	5.677	6	225	173	23					
		Coto Villanueva	9	1.524	88	18	220	3972	10	7	5	5	65	50	9.558	10	329	183	23	23	83	66	62	
		Coto Viguera	2	1.8825	73				7	5	5	5	92	50	5.113	5	638	244	25					
		Vedados y tramos sin muerte			0				0	0	0	0	0	0	141.601	162	0	0						
Leza	4000	Libres	6	1.5	32				10	4	5	5	107	107	30	12	178	178	21-23					
		Vedados y tramos sin muerte			0	20	48	963	0	0	0	0	0	0	17.893	35.888	0	0		22	112	nd	45	
Cidacos	5000	Libres	2	3.244	107				3	3	5	5	66	66	4	4	248	248	23					
		Coto Peroblasco	7	3.244	235	103	19	1927	9	9	5	5	66	66	6.387	6	465	465	23	23	212	nd	212	
		Vedados y tramos sin muerte			0				0	0	0	0	0	0	8.3	8.3	0	0						

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.15.(2) Resumen de los aspectos más relevantes del Plan Especial de ordenación de la pesca de La Rioja, segunda parte.

POBLACIONES			TACpor poblaciones (tru./km.año)			4. ACCIONES	
Población	Cód. población	Tipo de tramo	TAC 2007	TAC máx	TAC prop pobl	Por tramos de gestión	Por poblaciones
Alto Tirón	1100	Coto Tormantos	206	48	61	Bajar el TAC del coto: rebajar el cupo a 3 tr./lic.; el número de licencias a 3 lic./jorn. y el número de jornadas a 50 jorn./año.	Extender los muestreos al sector burgalés de la población. Permeabilizar Leiva, transportar alevines desde población del Alto Tirón.
Oja-Bajo Tirón	1200	Libres Coto Anguciana Vedados y tramos sin muerte	50	3	12	subpoblaciones 1201, 1202 y 1203; y pasar 24 km libres a libres Bajar el TAC del coto: reducir el número de licencias a 8 lic./jorn. y el número de jornadas a 65 jorn./año; mantener el cupo. Pasar libres a libres sin muerte (ver tramos de gestión)	Introducir refugios de pesca en las subpoblaciones 1201, 1202 y 1203. Programar repoblaciones genéticas en las subpoblaciones 1201, 1202 y 1203 o permeabilizar los obstáculos que las fragmentan de la población original; y repoblaciones de restauración en la población 1201 con material procedente de la población 1200. Permeabilizar el obstáculo entre alto Oja y Oja medio.
Alto Najerilla	2100	Libres Coto Neila Vedados y tramos sin muerte	21	87	21	Mantener la gestión actual Mantener el TAC Mantener vedados y tramos sin muerte	Introducir refugio de pesca en la subpoblación 2101. Programar repoblaciones de restauración con material procedente de la población 2100, en cantidad suficiente para asegurar la población en episodios catastróficos; o permeabilizar el obstáculo que la fragmentan de la población original. Plantear programa de seguimiento intensivo.
Calamantío-Najerilla	2200	Libres Vedados y tramos sin muerte	84	13	0	Pasar todos los libres a libres sin muerte Pasar todos los libres a libres sin muerte	Introducir refugios de pesca en el Calamantío. Programar repoblaciones genéticas con material procedente de las poblaciones 2100 y 2200, o permeabilizar los obstáculos que las fragmentan de la población original. Acometer inventario de adultos en la balsa de Piarrejas.
Urbión-Najerilla	2300	Libres Coto Urbión Coto Las Viniegras Vedados y tramos sin muerte	85	89	85	Mantener la gestión actual Mantener el TAC Mantener el TAC Mantener vedados y tramos sin muerte	Incrementar la disponibilidad de refugio atenuando las afecciones antrópicas sobre el cauce y riberas.
Bajo Najerilla	2400	Libres Coto Anguiano Coto San Asensio Vedados y tramos sin muerte	72	146	71	Mantener la gestión actual Mantener el TAC Mantener el TAC Mantener vedados y tramos sin muerte	Introducir refugios de pesca en las subpoblaciones 2407 y 2410. Programar repoblaciones genéticas en las subpoblaciones 2407 y 2410 con material procedente de la subpoblación 2400; y en la subpoblación 2401 con material de las poblaciones 2300 y 2400, o permeabilizar los obstáculos que las fragmentan de la población original. Mejorar el reclutamiento en Cárdenas y Brieva. Permeabilizar los obstáculos. Control de depredadores (cormorán grande).
Alto Piqueras	3100	Coto Pajares Vedados y tramos sin muerte	36	nd	36	embalse Mantener veda en todos los arroyos	Acometer inventario de adultos en el embalse de Pajares. Introducir refugios de pesca en los arroyos de cabecera. Programar repoblaciones genéticas con material procedente de la población 3200, o permeabilizar el obstáculo que la fragmenta de la población original
Iregua	3200	Libres altos Libres bajos CotoLumbreras Coto Villanueva Coto Viguera Vedados y tramos sin muerte	83	66	62	gestión). Mantener la gestión actual Bajar el TAC del coto: reducir el número de licencias a 4 lic./jorn. y el número de jornadas a 50 jorn./año; mantener el cupo. Bajar el TAC del coto: reducir el número de licencias a 5 lic./jorn. y el número de jornadas a 50 jorn./año; mantener el cupo. Pasar libres a libres sin muerte (ver tramos de gestión)	No crear frezaderos, ya existen. No quitar la repoblación ya que el reclutamiento está impedido por la regulación de caudales en verano. Controlar el TAC.
Leza	4000	Libres Vedados y tramos sin muerte	112	nd	45	Pasar libres a libres sin muerte (ver calendario may08) Pasar libres a libres sin muerte (ver calendario may08)	Introducir refugio de pesca en la subpoblación 4001. Programar repoblaciones genéticas con material procedente de la población 4000, o permeabilizar el obstáculo que la fragmenta de la población original. Rehabilitar la diversidad de hábitats en subpoblaciones 3209 a 3212, en concreto los de extra-madurez.
Cidacos	5000	Libres Coto Peroblasco Vedados y tramos sin muerte	212	nd	212	Mantener la gestión actual Mantener gestión artificial Mantener vedados y tramos sin muerte	Acometer estudios genéticos en la población de Manzanares para determinar su origen.

4.1.6.3 Tramificación del ámbito de ordenación

Al amparo de la Ley 6/2006 de Pesca, se ha constituido en la red fluvial de la Comunidad Autónoma de La Rioja una clasificación de tramos en función de:

- (1) su régimen de aprovechamiento en:
 - a. tramos de gestión natural: “...aquellos en los que el aprovechamiento de los recursos piscícolas será, como máximo, la productividad natural de las poblaciones que sustentan.”
 - b. tramos de gestión sostenida: “...aquellos en los que existen poblaciones naturales relativamente prósperas, en los que se dan condiciones que hacen imposible alcanzar el aprovechamiento de la productividad natural del medio, por lo que se hace necesario reforzar las poblaciones de su especie principal objeto de pesca, pero que reúnen características ecológicas valiosas cuya conservación hace aconsejable efectuar una gestión de sus recursos piscícolas que no supere tal productividad.”
 - c. tramos de gestión artificial: “...aquellos que albergan poblaciones naturales relativamente escasas de la especie principal objeto de pesca, y reúnen características que permiten mantener poblaciones de la misma mediante el aporte de ejemplares procedentes de la acuicultura, efectuando, en base a ello, una explotación incluso superior a la productividad natural de la especie principal, pero cercana a la del medio.”
 - d. tramos de gestión intensiva: “...aquellos en los que su aprovechamiento piscícola está basado en la incorporación, periódica y continuada, de

ejemplares adultos procedentes de centros de acuicultura, de longitud superior a la talla mínima legalmente establecida para la especie objeto de pesca.”

(2) su régimen de pesca en:

- a. Aguas libres para la pesca: “...aquellas en las que el ejercicio de la pesca puede realizarse con el único requisito de estar en posesión de la licencia de pesca, y sin otras limitaciones que las fijadas en la presente Ley y disposiciones que la desarrollen.”
- b. Cotos de pesca: “...aquellos cursos o masas de agua así declarados mediante disposición normativa de la Consejería que tenga atribuidas las competencias en materia de pesca, en los que será preceptivo disponer, para el ejercicio de la pesca, además de la licencia correspondiente, de un permiso específico, expedido por la Consejería que tenga atribuidas las competencias en materia de pesca.”
- c. Vedados de pesca: “...aquellos tramos de cursos o masas de agua así declarados por la Consejería que tenga atribuidas las competencias en materia de pesca, en los que está prohibida la pesca de todas o de algunas de las especies objeto de pesca por razones de orden técnico, biológico, científico o educativo.”
- d. Refugios de pesca: “...aquellos cursos, tramos o masas de agua en que, por razones biológicas, científicas o educativas, sea preciso asegurar la conservación de determinadas especies, subespecies, razas, variedades o comunidades de la fauna piscícola o acuática, siendo esto incompatible con el ejercicio de la pesca.”

La clasificación por tramos de la red fluvial es una herramienta indispensable para la ordenación del recurso pesquero, ya que es la única forma de articular la presión de pesca óptima a que puede estar sometida una población, y que se establece en forma de TAC, como se ha visto.

Sin embargo, esta apreciación no debe ser obstáculo para que la ordenación del recurso se haga a escala de población o subpoblación, siempre que sea posible. Esto es así porque la población que conforma el recurso que se va a aprovechar se puede (y debe tener la posibilidad de hacerlo) mover libremente a lo largo de la red fluvial que constituye su hábitat. Este hecho hace que se la presión de pesca ejercida en un determinado tramo tenga efectos en toda la población, que también ocupa otros tramos.

Con frecuencia, la ignorancia de este hecho ha supuesto esfuerzos baldíos para las administraciones forestales encargadas del recurso, ya que ha sido habitual establecer las cuotas de captura a escala de tramo, en vez de por poblaciones. Haciéndolo por tramos no es posible estimar cómo va a evolucionar la población sobre la que se está pescando ante cambios en la intensidad de pesca, ya que los tramos con mayores limitaciones suelen funcionar como fuentes de individuos y los tramos con mayor presión de pesca funcionar como sumideros. De forma que la población va compensando las extracciones en unos tramos con la “exportación” de individuos desde otros.

Dicho esto parece claro que la asignación de cuotas de pesca a cada tramo es irrelevante desde el punto de vista de la evolución de la población, siempre y cuando el TAC aplicado a la población permanezca constante. Es evidente que tendremos diferencias locales, y tramos de una misma población en los que se pesque mucho tengan menos peces que donde está limitada. Pero estas diferencias no alterarán significativamente el funcionamiento global de la población.

Por supuesto, la aplicación de un TAC debería hacerse sobre toda la población con talla pescable, y preferiblemente de forma proporcional a la abundancia relativa de cada clase de edad. Es decir, las clases pescables más jóvenes, al ser más abundantes en una población estructurada deberían perder por pesca un número absoluto de individuos más alto que las clases de edad más maduras, y más escasas en la población. Por ello, no es adecuado concentrar el TAC de una población en un sólo tramo, o en un tramo en el que el reparto de dicho TAC no se haga proporcionalmente a la abundancia relativa de cada clase de edad.

Dicho esto se puede entender que no es tan relevante la asignación de cuotas de captura a tramos en una población como la asignación de la cuota de captura a la población global. Y por tanto, si un sistema de tramos clasificados según su régimen de aprovechamiento como el de la Comunidad Autónoma de La Rioja ha funcionado relativamente bien, no es conveniente modificarlo sustancialmente para aplicar un nuevo TAC. Además, un cambio importante en los tramos ya establecidos es causa de confusión para los pescadores, que son los usuarios del recurso, y que están familiarizados con la distribución actual de tramos.

No obstante para dar contenido a las figura de aprovechamiento contempladas en la ley de pesca, se ha tramificado de acuerdo con la Dirección del Proyecto toda la red fluvial del ámbito de esta ordenación. Los resultados de esta tramificación y la localización de las cuatro figuras de aprovechamiento: tramos de gestión natural, tramos de gestión sostenida, tramos de gestión artificial y tramos de gestión intensiva. Complementariamente se han recogido los tramos en los que deberían establecerse refugios de pesca.

Los criterios empleados para clasificar los tramos en función de su figura de aprovechamiento son los siguientes:

- Refugio de pesca: se sitúan refugios de pesca en todas las poblaciones y subpoblaciones de cabecera que se encuentran actualmente en un tamaño poblacional por debajo del umbral mínimo de viabilidad (U). Los refugios sólo se sitúan en cabeceras, aquellas subpoblaciones que estén por debajo de U pero que se encuentren en cursos medios y bajos se protegerán con otra figura de aprovechamiento y con un TAC igual a cero.
- La asignación de las cuatro figuras de aprovechamiento a tramos se ha hecho siguiendo esta clasificación jerárquica:

1	¿El tamaño poblacional (densidad) es menor que la capacidad de carga (K)?	Sí	2
		No	3
2	¿El tamaño poblacional es significativamente menor que la capacidad de carga y el tramo tiene un hábitat desfavorable para la trucha?	Sí	Tramo de gestión intensiva
		No	Tramo de gestión artificial
3	¿El factor limitante de la capacidad de carga es de origen natural?	Sí	4
		No	Tramo de gestión artificial
4	¿El tramo es de cabecera?	Sí	Tramo de gestión natural
		No	Tramo de gestión sostenida

La asignación de figuras de aprovechamiento se ha hecho sobre la red de tramos ya establecida por la D.G. del Medio Natural de La Rioja, y su localización geográfica se recoge en el Plano de síntesis de la Ordenación de la Pesca (ver 5. Síntesis y Conclusiones: Diagnósis).

4.2.3 Control y seguimiento: evaluación de los resultados

Una de las actuaciones más importantes de una ordenación de pesca es la evaluación de los resultados como consecuencia de un programa de seguimiento de la evolución del recurso. No sólo con el fin de evitar que las nuevas acciones y medidas que vamos a implantar conduzcan a la población a umbrales peligrosos, sino también para comprobar al final del período de vigencia del Plan el grado de cumplimiento de los objetivos que se ha conseguido a través de las acciones. Por eso se ha tratado de establecer unos objetivos cuantificables y se ha matizado la probabilidad de cumplimiento de los mismos, mediante la herramienta de simulación de poblaciones.

Mediante una serie de indicadores se puede conocer si las medidas aplicadas están siendo efectivas para la consecución de los objetivos, y, al final del plan, determinar la proporción de éxito que se ha tenido con el mismo. Estos indicadores estarán relacionados directamente con los objetivos del Plan para cada unidad de ordenación, y así se puede formular como preguntas estructurados como se ha hecho anteriormente:

- Población 1100. Alto Tirón: ¿Cuál es la evolución de las capturas según los partes de pesca devueltos en el coto de Tormantos? ¿Se detectan o infieren las clases de edad 3+ y 4+ en los muestreos anuales?
- Población 1200. Oja-Bajo Tirón, en el río Tirón: ¿Se detectan o infieren las clases de edad 3+ y 4+ en los muestreos anuales y en proporción de 2% y 1%, respectivamente?
- Población 1200. Oja-Bajo Tirón, en el río Oja: ¿Cuál es la evolución de las existencias de población pescable en los muestreos anuales?
- Población 2100. Alto Najerilla: ¿Cuál es la evolución de las capturas según los partes de pesca devueltos en el coto de Neila? ¿Se detectan o infieren las clases de edad 3+ y 4+ en los muestreos anuales?
- Población 2200. Calamantío-Najerilla: ¿Cuál es la evolución de las existencias de población pescable en los muestreos anuales?
- Población 2300. Urbión-Najerilla: ¿Se detectan o infieren las clases de edad 3+ y 4+ en los muestreos anuales?
- Población 2400. Bajo Najerilla: ¿Se detecta o infiere la clase de edad 0+ en los muestreos anuales con una proporción superior al 60%? ¿Cuál es la evolución

de las capturas según los partes de pesca devueltos en los cotos de Anguiano y San Asensio?

- Población 3100. Alto Piqueras: ¿Cuál es la evolución de las existencias de población pescable en los muestreos anuales?
- Subpoblación 3201. Alto Iregua, de la población 3200. Iregua: ¿Cuál es la evolución de las existencias de población pescable en los muestreos anuales? ¿Está la población más estructurada que en 2007 o se sigue observando el máximo en 1+ y 2+ después de dejar de repoblar?
- Población 3200. Iregua desde la subpoblación 3202 Albercos-Bajo Piqueras hasta la subpoblación 3208 Urrilla-Iregua, ambas inclusive: ¿Se detectan o infieren las clases de edad 3+ y 4+ en los muestreos anuales y en proporción de 3% y 1%, respectivamente? ¿Cuál es la evolución de las capturas según los partes de pesca devueltos en los cotos de Lumbreras, Villanueva y Viguera?
- Población 3200. Iregua desde la subpoblación 3209 San Marcos-Iregua hasta la subpoblación 3212 Iregua 2, ambas inclusive: ¿Se ha reducido el salto entre las clases 1+ y 2+? ¿Se detectan o infieren las clases de edad 3+ y 4+ en los muestreos anuales y en proporción de 3% y 1%, respectivamente? ¿Cuál es la evolución de las capturas según los partes de pesca devueltos en el coto de Viguera?
- Subpoblación 3213 Iregua 3 de la población 3200 Iregua: ¿Hay truchas en todo el tramo hasta el Ebro?
- Población 4000. Leza: ¿Hay truchas en todo el tramo entre Bajo Leza y el Ebro?
- Población 5000. Cidacos: No hay objetivos cuantificables establecidos para esta población.

Los indicadores de evaluación expuestos se han elegido para cuantificar los objetivos específicos que se deberían conseguir para solucionar todos los problemas detectados. Sin embargo, como muchos de estos problemas está originados en la existencia de factores limitantes provocados por demandas socioeconómicas sobre los que no se puede actuar libremente, es presumible que no puedan satisfacerse muchos de los objetivos así expuestos.

Más razonable es vigilar que el estado general y funcionamiento de las poblaciones se encuentre entre unos márgenes razonables, que pueden sintetizarse en los dos objetivos generales planteados en el Plan General:

1. Asegurar el mantenimiento de una abundancia absoluta de trucha común en cada población como mínimo igual a la actual. Este objetivo implica que la probabilidad de extinción de la población sea igual a cero para un nivel de incertidumbre estocástica, $s(R)$, elevado.
2. Asegurar la existencia de una distribución por edades estructurada de acuerdo con los factores limitantes existentes en la actualidad y que no puedan eliminarse o atenuarse. Este objetivo implica que existan ejemplares de gran tamaño en la población (clase de edad 6+).

A tal fin se ha desarrollado una herramienta que va a permitir al gestor conocer el estado de las poblaciones y detectar si en algún momento la población evoluciona de forma distinta a como se ha predicho en la Planificación.

Esta herramienta constituye la verdadera evaluación de las acciones contenidas en este Plan. Con ella se puede cuantificar el grado de cumplimiento de los dos citados objetivos generales, ya que permite situar a los indicadores correspondientes:

1. abundancia absoluta y

2. probabilidad de existencia de truchas 6+ en la población en abundancia relativa superior al 25% de la que tendría sin pesca.

La herramienta de seguimiento consiste en tres series de gráficas de tres variables que determinan el valor de las variables de seguimiento y su intervalo de confianza en función del TAC aplicado y del grado de variabilidad estocástica de la población, $s(R)$.

Para determinar el valor de las variables de seguimiento se toma del valor medio de dichas variables obtenido de las estaciones de una red de seguimiento planteadas de acuerdo con la Dirección del Proyecto. Se han tomado como variables de seguimiento las siguientes:

- Densidad poblacional en individuos por metro cuadrado.
- Densidad de alevines en individuos por metro cuadrado.
- Biomasa poblacional en gramos por metro cuadrado. Se ha incluido esta variable para tener una noción del tamaño poblacional según una variable que sea más constante a lo largo del año que la densidad –muy dependiente de la proximidad a la época de emergencia de los alevines. No obstante, los valores de biomasa estimados por el modelo acumulan un error adicional originado en emplear un modelo de crecimiento y una relación longitud peso para representarla en el modelo. Por ello los valores de las gráficas correspondientes a la biomasa deben considerarse como valores orientativos ya que en su intervalo de confianza no se ha incluido los citados errores adicionales.

IMPORTANTE: Es necesario puntualizar que los valores de las variables de seguimiento (obtenidas como el promedio de los valores observados en las estaciones de seguimiento) **NO SON LOS VALORES POBLACIONALES**, sino indicadores de seguimiento. Los valores poblacionales de las variables se deben determinar a través

de su media ponderada por la longitud de red fluvial que representa cada estación de seguimiento.

La tabla 4.16 recoge las estaciones de la mencionada red de seguimiento la población a la que pertenecen y el tipo de hábitat físico al que representan.

PLAN DE ORDENACIÓN PISCÍCOLA DE LA RIOJA: PLANES HIDROBIOLÓGICOS

Tabla 4.16. Estaciones de muestreo de la red de seguimiento del plan de ordenación de la pesca de La Rioja, código de hábitat (ver 3. Metodología) y población que representan.

COD_est	Río	COD_hab	COD_pob_ac	Observaciones	
tiron_1	Tirón	1	1100	Complementar con muestreos en el embalse de Leiva.	
oja_13	Oja	1	1200		
oja_1	Oja	2			
oja_3	Oja	3			
tiron_14	Tirón				
neila_6	Neila	1	2100		
portilla_3	Portilla				
canales_3	Canales				2
calamantio_3	Calamantío	2	2200	Complementar con muestreos en la balsa de Piarrejas, y añadir una estación en hábitat tipo 3.	
najerilla_2	Najerilla	1	2300		
najerilla_5					
urbion_9	Urbión	2			
urbion_2	Urbión				
brieva_4	Brieva	1	2400		
cardenas_1	Cárdenas				
najerilla_14	Najerilla				
najerilla_19					
najerilla_26					
brieva_2	Brieva				2
najerilla_36	Najerilla				3
najerilla_40	Najerilla				4
valvanera_1	Valvanera				5
piqueras_7	Piqueras	1	3100	Complementar con muestreos en embalse de Pajares.	
lumberas_4	Lumberas	2			
lavieja_2	La Vieja	5			
a_iregua_4	Iregua	1	3200		
iregua_21					
iregua_24					
iregua_30					
iregua_6					
iregua_8					
piqueras_8					Piqueras
a_iregua_1					Iregua
iregua_32	Iregua	3			
iregua_13	Iregua	4			
leza_6	Leza	2	4000	Añadir una estación en hábitat tipo 1. vadillos_3	
rabanera_4	Rabanera				
leza_3	Leza				3
cidacos_5	Cidacos	1	5000	Añadir dos estaciones: una en hábitat tipo 3 y otra en hábitat tipo 4. cidacos_10; cidacos_9	
alhama_6	Alhama	1	nd	Para seguimiento de tramos actualmente sin población.	
leza_13	Leza	1			

La localización de las estaciones de seguimiento se ha representado en el Plano de Síntesis de la ordenación (ver 5 Síntesis y Discusión: Diagnóstico).

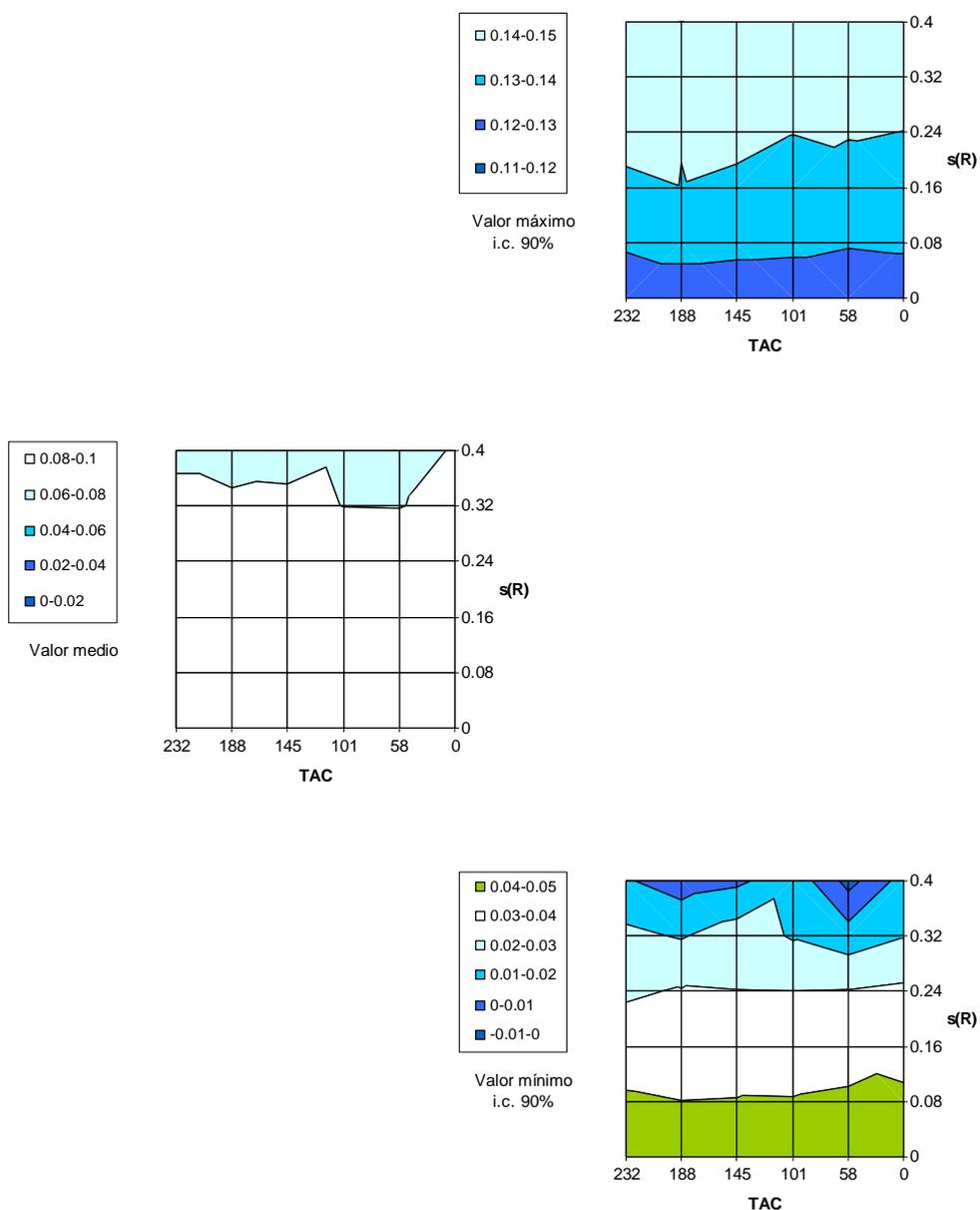


Figura 4.46. Valores medio, máximo y mínimo del intervalo de confianza (90% de nivel de significación) de la densidad poblacional esperada en función del TAC (truchas/km.año) y el grado de variabilidad estocástica, $s(R)$, para la población del Bajo Najerilla-2400.

A modo de ejemplo se presenta la figura 4.46 que recoge los valores esperados de la abundancia absoluta en términos de densidad de la población del Bajo Najerilla-2400 en función de distintos TAC y grados de variabilidad estocástica, $s(R)$.

El funcionamiento de esta herramienta consiste en localizar el punto:

x = TAC aplicado

y = grado de variabilidad estocástica observado, $s(R)$

En el caso concreto de la población del Bajo Najerilla-2400 se ha propuesto un TAC de 67 truchas/km.año y se observó un $s(R) = 0,189$. A este punto le corresponde una densidad media medida en las estaciones de seguimiento de esta población (en la gráfica central) de 0,086 ind./m²; con un límite máximo del intervalo de confianza de 0,14 ind./m²; y un límite mínimo de dicho intervalo de 0,035 ind./m², lo que quiere decir que la predicción del modelo es que si aplicamos dicho TAC deberíamos encontrar una densidad comprendida entre los citados límites del intervalo de confianza. Si un año la densidad poblacional detectada en las estaciones de la red de seguimiento en la población 2400 es menor que 0,035 ind./m², tendríamos evidencias de que la población está en niveles peligrosos y podría evolucionar negativamente sobrepasando el umbral de viabilidad; es decir: se está escapando al control previsto en este Plan, y habría que acometer medidas de restauración de la población, restringiendo el TAC aplicado.

El intervalo de confianza depende del error de la estimación, y éste de la fracción de muestreo, y ésta del tamaño muestral; es decir, cuantos más años de datos tengamos la muestra será mayor y el error cometido por el modelo será menor, con lo que el intervalo de confianza se acortará.

De forma análoga, cuantas más estaciones de muestreo conformen la red de seguimiento mayor será la muestra y menor será el error cometido por la variabilidad espacial. Este aspecto contribuirá a acortar el intervalo de confianza.

Cuanto más corto sea el intervalo de confianza mayor sensibilidad tendrá la herramienta de seguimiento, y por tanto se podrán detectar mejor las fluctuaciones peligrosas de la población, sin permitir que se acerque más de lo conveniente al umbral de viabilidad poblacional, a partir del cual sobrevendría la extinción. Pero no es necesario llegar a tales extremos: con un intervalo de confianza estrecho se pueden adoptar medidas de aprovechamiento que optimicen la cantidad de recurso ofertado a los pescadores con una mayor certidumbre.

Por todo ello, la evaluación de los resultados conseguidos deber hacerse no sólo al final del período de aplicación del plan sino también a intervalos regulares durante su vigencia. No sólo para permitir la corrección de derivas peligrosas a que pueden conducir determinadas medidas de actuación, sino también para dotar al seguimiento de unos datos que incrementarán su sensibilidad y el grado de certeza de las decisiones que se tomen.

Con el fin de incrementar la precisión de los indicadores empleados en esta ordenación, se propone la introducción en futuras revisiones de este Plan las siguientes

MEJORAS AL PLAN:

- Buceo en tramos no vadeables, para conocer con más precisión las existencias de las poblaciones en estos tramos, sin tener que recurrir a su inferencia a través del modelo.
- Ecosonda en embalses, con el objetivo de conocer la aportación de los ejemplares que los habitan a la dinámica de sus correspondientes poblaciones.

- Encuestas para saber TRC en tramos libres, para determinar con exactitud la presión real de pesca a que están sometidas las poblaciones que tienen esta figura de aprovechamiento.

