

6. AFECCIONES EN DESTINO

Tras el estudio de las afecciones en origen y tránsito, procede considerar en este capítulo las afecciones en las áreas de destino. Para ello, tras una introducción conceptual, se enumeran las posibles afecciones esperables, y se desarrollan con algún detalle aquellas que se consideran de mayor relevancia.

Así, entre las principales afecciones en destino cabe señalar las inducidas sobre el medio físico de la cuenca receptora como consecuencia de la mezcla de aguas con distintas calidades, las inducidas sobre la biota como consecuencia de posibles transferencias de especies, y las inducidas sobre el medio socioeconómico como consecuencia del aporte de caudales. En epígrafes específicos se examinarán estos efectos para el caso concreto de las transferencias planteadas en este Plan Hidrológico. El capítulo concluye con una breve reflexión sobre la sostenibilidad agraria en este contexto de la planificación nacional.

6.1. INTRODUCCIÓN

En el contexto de los posibles impactos ambientales de los trasvases, es necesario considerar las consecuencias territoriales, ambientales y socioeconómicas que tendrían tales transferencias para las áreas receptoras o, equivalentemente, el supuesto de establecer transferencias externas nulas a los ámbitos deficitarios estudiados en este Plan Hidrológico Nacional.

Bajo este supuesto, los horizontes futuros de la planificación hidrológica de las cuencas afectadas no contemplarían ningún nuevo aporte externo, debiendo reordenar su tejido productivo y estructura socioeconómica para una situación de congelación de las disponibilidades actuales, y de reducción de las actividades ya existentes y a expensas de la explotación de reservas subterráneas.

Además de los posibles incrementos de disponibilidades como consecuencia de mejoras en las redes y mayor ahorro, tal y como se indicó en los análisis de los sistemas hidráulicos de este Plan Hidrológico, la única nueva fuente posible de recursos sería la desalación de agua marina, con los costes y efectos ambientales asociados expuestos en el Libro Blanco del Agua. Contra ello, y agravando la situación, operaría una posible disminución de aportaciones como consecuencia del cambio climático, también considerada en los análisis de los distintos sistemas.

Sea cual sea el modelo de reordenación territorial que se decida, y sea cual sea el efecto conjunto de mayores ahorros y cambios climáticos, los análisis realizados muestran inequívocamente que resultaría imposible a medio y largo plazo mantener los actuales niveles de aprovechamiento en las zonas deficitarias, salvo que se habiliten enormes subvenciones económicas para facilitar la desalación del mar a gran escala. Siendo este un supuesto claramente descartable por razones económicas y ambientales, es obligado prever los necesarios desplazamientos de recursos

hídricos desde los regadíos hacia los abastecimientos urbanos, la modificación de alternativas de cultivo en distintas áreas, y la desafección o abandono de importantes superficies actuales de riego.

Esta opción resulta sin duda desaconsejable tanto por razones económicas –mientras los mercados puedan mantener la viabilidad de la hortofruticultura dentro de su potencia actual no resulta lógico renunciar a esta importante parte de los sectores productivos del país-; como por razones sociales –se producirían muy graves conflictos en numerosas comarcas agrarias-; y por razones ambientales –mayor desertificación y degradación en los territorios abandonados-. Además, no debe olvidarse que la principal –y acaso única- alternativa en las áreas concernidas es casi siempre el turismo, lo que supondría a su vez un creciente consumo de agua, y una tendencia a la terciarización económica dudosamente deseable.

No obstante, y pese a que parece una opción descartable sin más, se ha considerado conveniente estudiarla con algún mayor detalle en este contexto de las afecciones ambientales del Plan Hidrológico Nacional. El contraste de estas afecciones con el supuesto de satisfacción de la demanda permite también acotar, a la inversa, los efectos inducidos por las transferencias en las zonas de destino.

6.2. PRINCIPALES IMPACTOS ESPERABLES

Una relación de algunos de los principales efectos negativos de la alternativa de trasvase nulo sería la siguiente:

1) Efectos negativos de carácter agronómico:

Gradual abandono de grandes extensiones de superficie de regadío ya existentes y en producción.

Disminuciones cuantitativas y cualitativas de cosecha, por déficit hídrico de los cultivos. Pérdidas de producción y rentabilidad por menores calibres, y pérdidas de rendimiento imputables a los incrementos de salinidad en suelo, por ausencia de dosis de lavado, y de las aguas subterráneas aplicadas.

Incremento de los costes de explotación (bombeos) al bajar los niveles freáticos, y de los costes de instalación de infraestructuras (necesidad de reprofundizaciones, reubicaciones, conducciones asociadas, etc.).

Sustitución de cultivos herbáceos de alta rentabilidad por cultivos de menor margen económico y menos intensivos en mano de obra, pero con menor exigencia de agua.

No reposición de plantaciones leñosas envejecidas. Abandono de tierras cultivadas.

2) Efectos negativos de carácter económico:

Grave pérdida económica de producción agraria, de renta, y de ingresos por exportaciones de productos agrícolas, en extensas zonas del territorio nacional.

Pérdida de empleo directo en la agricultura e indirecto en sectores asociados.

Disminución del consumo de inputs y servicios agrarios.

Repercusión indirecta en los sectores del comercio y servicios relacionados (transporte, construcción, etc.).

Dependencia del sector agroindustrial de materias primas ajenas, bien nacionales o importadas. Probable incremento de costes para la producción agroindustrial con la consecuente pérdida de competitividad.

Pérdida de cuotas de mercado. Dificultad para competir en mercados internacionales ante las inseguridades de la producción.

Descapitalización del mundo rural y endeudamiento agrario. Dificultad para rentabilizar el capital actualmente inmovilizado en las explotaciones (invernaderos, transformaciones, sistemas de riego localizado, etc.). Imposibilidad o retraso en la recuperación de inversiones, usualmente financiadas mediante créditos.

3) Efectos negativos de carácter social:

Grave incremento de la conflictividad social.

Competencia por el recurso escaso, con el desarrollo de movimientos opacos y especulativos

Previsible desplazamiento de los escasos recursos hídricos hacia los sectores agrícolas más capitalizados, en perjuicio de las áreas económicamente más débiles.

Desincentivación, despoblación y falta de perspectivas de futuro en amplios territorios, sin actividades económicas ni especializaciones alternativas.

Importantes pérdidas de empleo.

4) Efectos negativos de carácter ambiental:

Agravamiento de la ya crítica sobreexplotación de acuíferos. Empeoramiento de la calidad de las aguas, y mayor degradación de suelos y ecosistemas, particularmente humedales, manantiales, parajes fluviales, y espacios litorales.

Disminución de la recarga de acuíferos, con la consiguiente merma de disponibilidades hídricas.

Empeoramiento del estado ecológico de los cauces y reducción de los caudales circulantes. Problemas de salubridad en los tramos críticos.

Aceleración de los procesos de salinización de suelos, presumiblemente hasta niveles irreversibles.

Incremento de las pérdidas de suelo. Problemas erosivos y de desertización en las tierras agrícolas abandonadas.

Por contra, ante la alternativa contraria, de satisfacción de las demandas, estos impactos adversos se obvian, pero pueden surgir otros efectos que pueden ser negativos y que es necesario tomar en consideración. Así, debe estudiarse el efecto de las posibles transferencias sobre la calidad del agua en las cuencas receptoras y prever los posibles efectos de mezcla, debe estudiarse el posible efecto sobre la biota de las aguas trasvasadas, y debe estudiarse el impacto socioeconómico de las transferencias sobre los territorios a que se destinan.

Como es obvio, este impacto socioeconómico está estrechamente vinculado con los análisis económicos de las transferencias. Tales análisis se han desarrollado en otro documento específico, al que nos remitimos para los detalles y cuantificaciones.

6.3. CALIDAD DEL AGUA

6.3.1. INTRODUCCIÓN

En el presente capítulo se procede al estudio de la calidad de las aguas en las zonas identificadas como posible origen de recursos para las transferencias, y del impacto que puede esperarse en las zonas de destino como consecuencia del aporte de las nuevas aguas, con distinta calidad en origen. Aún cuando tal tipo de análisis no ha sido comúnmente objeto de atención singular en los estudios hidrológicos de trasvases, usualmente limitados a los aspectos puramente cuantitativos, se trata de una cuestión de gran importancia, que puede contribuir de forma sensible a perfeccionar la valoración global de una posible alternativa, cuando no, directamente, a descartarla.

En efecto, es indudable que entre las distintas alteraciones producidas sobre el medio por las transferencias, se encuentra el efecto sobre la calidad de las aguas que se puede provocar al tomar aguas de un punto, con unas características determinadas, y verterlas en otro, con otras características distintas. Estos efectos cualitativos deben ser considerados desde el comienzo en el estudio de las posibles alternativas, y constituyen una parte muy importante de la evaluación ambiental de estos proyectos.

Como criterio de estudio para valorar la calidad del agua en cada zona se han revisado sus analíticas prestando especial atención al cumplimiento de las normativas de calidad de las aguas para abastecimiento urbano y para vida piscícola, así como de las recomendaciones en calidad de aguas de riego propuestas por la FAO.

Puesto que algunas de las posibles transferencias pueden tener diversos destinos y que algunos destinos pueden ser abastecidos por diferentes transferencias, el estudio detallado de las afecciones en calidad se ha estructurado por ámbitos hidrográficos. En cada uno de ellos se incluyen las zonas afectadas, ya sea por tratarse de un origen como de un destino, o de un punto intermedio donde se produzca mezcla de aguas.

Por intentar seguir el sentido de las posibles transferencias, los ámbitos se han ordenado de norte a sur, describiendo en primer lugar los de la vertiente atlántica y posteriormente los de la vertiente mediterránea.

La situación más compleja dentro de todas las opciones de trasvase es, sin duda, la correspondiente al bajo Ebro y su posibilidad de transferencia hacia el levante y sureste, por lo que se le ha dedicado desde el análisis preliminar una atención especial.

Para valorar cuantitativamente el efecto de la calidad del agua sobre las posibles transferencias, tal efecto puede considerarse como un coste complementario en la captación de origen o en destino, equivalente al coste del tratamiento requerido para alcanzar los objetivos de calidad en las zonas de tránsito o de destino. La técnica de costes monetarios permite introducir con naturalidad este aspecto en los análisis de optimización económica, excluir las opciones indeseables por muy costosas, y tener una idea comparativa de las distintas opciones examinando sus estructuras de costes relativos.

El análisis se desarrolla en tres bloques diferenciados. En el primero se expone la metodología básica empleada para el estudio, las fuentes principales de información, los datos manejados y distintas consideraciones en relación con el problema. Tras ello, se analizan las distintas zonas afectadas, exponiendo los resultados obtenidos en cada caso. Por último, se incluye un estudio sobre los posibles tratamientos a aplicar en cada una de las zonas, así como una estimación de sus costes asociados.

6.3.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA. CUESTIONES METODOLÓGICAS

En el estudio de calidad de cada zona se ha contado con información de muy diversas fuentes. Donde se cuenta con datos suficientes, se ha realizado un análisis del estado actual de la calidad del agua, así como de sus evoluciones en el tiempo. Finalmente se ha intentado valorar en qué medida podría afectar la transferencia de aguas a cada zona de destino.

6.3.2.1. INFORMACIÓN BÁSICA

Se ha dedicado un importante esfuerzo a obtener información sobre el estado de calidad en cada una de las zonas afectadas por las posibles transferencias, así como a que los datos de calidad de aguas fueran lo más homogéneos posible, con el objeto de poder comparar con fiabilidad las zonas de origen de los trasvases con las zonas afectadas por ellos.

Por otra parte, en la zona de destino no sólo es necesario evitar degradar la calidad del agua, sino que se deben atender los objetivos de calidad fijados para estas zonas por cada Plan Hidrológico de cuenca. En consecuencia, se han considerado estos objetivos de cada Plan de cuenca afectado.

6.3.2.1.1. Datos de Calidad de las Aguas

Donde ha sido posible, se han tomado como referencia principal los datos de calidad de las aguas recogidos por las estaciones de la Red de Control de Calidad de las Aguas (COCA). Esta red, que comenzó su funcionamiento en 1962, es mantenida y gestionada por la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas (DGOHCA) del Ministerio de Medio Ambiente, a través de las Confederaciones Hidrográficas.

En cada zona afectada por una posible transferencia se han localizado las estaciones más representativas del estado de calidad.

A pesar de que, como ya se ha dicho, el registro histórico en algunas de las estaciones tiene más de 30 años, no se considera necesario un período de tiempo tan prolongado. Por el contrario, de contar con todos los datos posibles, los valores medios podrían no ser representativos de la situación más reciente, que es la pertinente a nuestros efectos. De esta forma, se ha estimado que un período adecuado de tiempo sería un intervalo reciente en torno a los cinco años.

Por otra parte, puesto que en muchas estaciones existe deficiencia en muestreos o una frecuencia muy baja en el análisis de algunos parámetros y que en la mayoría se contaba tan solo con datos hasta 1996 ó 1997, se ha decidido, como norma general, realizar el estudio a partir de 1990, hasta el último muestreo del que se tuviera información, y este ha sido el criterio general finalmente adoptado.

Conviene indicar que este criterio conduce a un periodo bien representativo, ya que incluye situaciones hidrológicamente diferentes, con años muy secos y muy húmedos.

En determinadas zonas, donde no existía una estación COCA, ha sido necesario recurrir a la red ICA (red Integrada de Calidad de Aguas), que incluye también las estaciones de control de zonas de abastecimiento y vida piscícola que no estaban previamente incluidas en la red COCA.

La información de estos datos ha sido suministrada por las Confederaciones Hidrográficas correspondientes. Estas estaciones de control son de más reciente creación y la antigüedad depende de cada confederación, estando en la mayoría de los casos en funcionamiento a partir de 1994.

También se ha hecho un análisis de la información recopilada por la Red de Vigilancia Radiológica Ambiental de las Aguas Continentales Españolas, muestreada y analizada por el CEDEX para la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Por no encontrarse ningún problema significativo que pudiera afectar a los usos del agua, no se refleja ningún resultado al respecto en el presente estudio.

En alguna ocasión, donde no se contaba con información o ésta era muy escasa, cuando se ha dado la circunstancia de que en la zona en cuestión se encontraba alguna zona de baño, se ha contado con los datos de la Red de Control de la Calidad de Aguas de Baño. Esta red es gestionada por la Dirección General de Salud Pública del Ministerio de Sanidad y Consumo, que anualmente publica las correspondientes estadísticas.

En algunas ocasiones se ha podido contar con la información sobre calidad de las aguas de estudios específicos y publicaciones sobre zonas concertadas, siendo el caso más común los informes sobre el estado trófico de numerosos embalses realizados por el CEDEX para la DGOHCA.

6.3.2.1.2. Objetivos de Calidad

Los Planes Hidrológicos de cuenca han fijado unos objetivos de calidad para los distintos tramos de los ríos del país. Cada Plan establece estos objetivos en función de criterios distintos, limitando vertidos, estableciendo usos a los que deben dar servicio, fijando límites a los parámetros de calidad o indicando cómo deben protegerse las distintas zonas. En la mayor parte de los Planes estos objetivos se establecen fundamentalmente sobre la base de los requerimientos necesarios para los usos del agua en abastecimiento y vida piscícola.

Como ya se ha mencionado, este estudio no se limita a una comparación de los datos analíticos encontrados en origen y destino, sino que considera, además, tales objetivos de calidad de aguas.

Esta consideración es mucho más delicada en aquellas cuencas o zonas que sin ser beneficiadas -o al menos no en gran medida- por una transferencia, son utilizadas por la misma, con la mezcla de sus aguas, como paso intermedio para trasladar aguas de un punto a otro. En estos casos no sólo hay que respetar los objetivos de calidad de la zona, sino también, tratar de alterar al mínimo su calidad, de tal forma que no se hipotequen sus futuros usos. No resultaría lógico trasladar el exceso de coste de depuración a las posibles actividades que se desarrollen en el futuro en una cuenca, por el uso de la misma como medio de transporte para un trasvase.

Por otra parte, se deben tener en cuenta los usos del agua a los que van destinados los recursos transferidos y comprobar que la mezcla final de aguas pueda dar servicio satisfactorio a los mismos, sin introducir efectos adversos sobre el medio.

Es esperable que en la zona de destino final de las transferencias, debido al déficit de recursos, el estado de calidad del agua sea deficiente. Aunque en principio podría pensarse que cualquier aporte que se le haga resultará beneficioso, esto no siempre es así, ya que en algunas zonas muy degradadas la calidad aportada debería ser mejor que la existente en la zona para poder cumplir con los usos para los que se destina la transferencia.

6.3.2.2. METODOLOGÍA

En cada zona se ha analizado la calidad de las aguas con la información disponible. Se ha intentado que el estudio sea lo más homogéneo posible para poder comparar fácilmente unas zonas con otras. Así, se han empleado fundamentalmente las normativas de calidad de aguas para abastecimiento y vida piscícola. Estos dos usos del agua, además de su valor intrínseco, pueden considerarse como indicadores de muchos de los aspectos de la calidad del agua, y son, como ya se ha dicho, los más empleados en los Planes de cuenca para definir los objetivos de calidad.

Asimismo se han empleado como valores comparativos las recomendaciones en calidad de aguas para riego de la FAO. Este uso, por otra parte, cubre otros aspectos de la calidad diferentes a los anteriores, con lo que complementa el estudio de calidad.

También se ha intentado en cada caso agrupar el estudio de parámetros de forma que quede reflejado, por una parte, su grado de contaminación y, por otra, cuáles son las características químicas del medio.

En cuanto a las sustancias tóxicas y peligrosas es de destacar que la normativa de aguas para abastecimiento contempla muchas de estas sustancias, tanto de las incluidas en la lista I como en la lista II. En concreto, 26 de los 44 parámetros controlados por la normativa de sustancias tóxicas y peligrosas son o tienen que ver con las sustancias referidas en las otras normativas.

Con el análisis de la situación en origen y destino no es suficiente, puesto que debido a la gran longitud de algunos de los trasvases, hay una serie de parámetros que pueden ver modificada su valor a lo largo de los mismos. Además, se debe tener en cuenta cómo es el medio receptor de las aguas transferidas (canales, ríos, embalses) y qué condicionantes puede tener. Finalmente, se deben analizar las posibles evoluciones de la calidad futuras teniendo en cuenta el estado actual de las instalaciones de depuración y su posible desarrollo.

Con todas estas consideraciones se intenta acotar las posibles afecciones en la calidad del agua generadas por las transferencias y establecer, en cada caso, si es necesario un tratamiento previo de las aguas, y a qué parámetros debe afectar.

6.3.2.2.1. tipos de parámetros de calidad de las aguas

Los parámetros de calidad de agua que habitualmente se miden son de muy distinto tipo e indican aspectos muy diferentes de las aguas. Se podrían agrupar, a efectos sistemáticos, en las siguientes categorías:

Características fisicoquímicas. Aquí se podrían reunir una serie de variables que analizan y ofrecen información de cuáles son las características del agua como disolución. Entre ellas estarían la temperatura, los iones mayoritarios disueltos (Sulfatos, Cloruros, Carbonatos, Bicarbonatos, Sodio, Calcio, Magnesio, etc.) y una serie de parámetros indicativos de características químicas (pH, conductividad, alcalinidad y dureza).

Parámetros típicos de contaminación. Aquí se agrupan aquellos parámetros que, de encontrarse en elevado valor, generalmente indican algún tipo de contaminación de origen antrópico. Estas variables reflejan aspectos muy distintos: la materia orgánica oxidable (DBO, DQO), con efectos negativos sobre los niveles de oxígeno; compuestos de Nitrógeno y Fósforo que en exceso pueden producir problemas de eutrofización en zonas con poca renovación o, incluso, determinados compuestos del Nitrógeno que pueden tener también efectos tóxicos tanto en abastecimiento como para la vida piscícola; agentes tensioactivos; parámetros microbiológicos (Coliformes, Estreptococos; Salmonelas); Hidrocarburos; etc.

Muy relacionado con estos parámetros está el Oxígeno Disuelto. Necesario para la vida acuática, el oxígeno se ve muy alterado por los posibles procesos oxidativos que se den en el medio pero, también, a través de estos procesos tiene un efecto depurador de las aguas.

Existen otros compuestos que podrían denominarse como **no deseables** en elevadas concentraciones y que pueden tener un origen natural o antrópico: materia en suspensión; Hierro; Manganeso; Cobre; Zinc; Flúor, etc.

Además, hay una serie de metales pesados y sustancias que se consideran **tóxicos** por sus graves efectos sobre la salud: Arsénico, Cadmio, Cromo, Mercurio, Cianuro, Pesticidas, etc.

Finalmente están los **parámetros organolépticos** que valoran el aspecto del agua como pueden ser el olor y el color. Se pueden incluir otros, como turbiedad o transparencia que, además del aspecto, resultan indicativos de otros aspectos de la calidad.

6.3.2.2. Usos de referencia

Las diferentes alteraciones que se puedan encontrar en los aspectos relacionados anteriormente pueden generar una limitación sobre los usos potenciales de un agua.

Una forma muy práctica de valorar la calidad es precisamente a través de la capacidad para dar satisfacción a unos usos. De esta forma se ofrece una visión más condensada y comprensible de cuál es el efecto de unos valores analíticos determinados. Además, permite comparar de una manera sencilla unas aguas con otras.

Los tres usos considerados en este análisis contemplan todos los aspectos básicos de la calidad del agua: así, mientras que para el riego va a ser fundamental la química del agua, el abastecimiento centra sus limitaciones en aspectos sanitarios, y la vida piscícola en el efecto sobre los seres vivos y el buen funcionamiento ecológico.

Otros posibles aspectos, como los impactos sobre la vegetación de ribera, quedan en buena medida englobados por estos criterios básicos, sin perjuicio de que la realización de los oportunos Es.I.A. pueda precisar tales cuestiones con mayor detalle.

6.3.2.2.1. Normativa de aguas para abastecimiento

La normativa de calidad de aguas para corrientes superficiales destinadas a la producción de agua potable (normativa de prepotables) establece un diagnóstico para las aguas superficiales según cuatro categorías de calidad, A1, A2, A3 y No Apto, en función del tratamiento necesario para su potabilización, para lo cual se considera necesario el cumplimiento de unos valores límite establecidos para determinados parámetros de control.

El número de parámetros a controlar es 46, dividiéndose en tres grupos según la frecuencia necesaria de análisis. La frecuencia depende también del tamaño de la población abastecida.

Se establecen límites de dos tipos a los parámetros, Guía (G) e Imperativo (I). El primero implica la necesidad de cumplimiento en el 90% de los análisis, mientras que el segundo aumenta este límite hasta el 95%.

Para diagnosticar las aguas en este estudio se ha tenido en cuenta el límite Imperativo de los parámetros, considerándose el valor Guía donde no se establece un Imperativo.

En la selección de los parámetros más críticos se ha seguido, con carácter general, el criterio establecido por la normativa para los límites imperativos, esto es, un porcentaje de incumplimientos superior al 5%.

6.3.2.2.2. Normativa de aguas para vida piscícola

La normativa de calidad de aguas para aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida piscícola establece dos categorías de aguas donde viven o podrían vivir los peces: salmonícolas y ciprinícolas.

La clasificación se realiza en función de 14 parámetros de control, de los cuales 11 son cuantificables y han de ser medidos con cierta regularidad en todos los casos. Como ocurría en la normativa de prepotables anterior, se fijan para ellos límites Guía e Imperativo.

El método empleado para diagnosticar las muestras ha sido análogo al utilizado en la normativa de prepotables.

6.3.2.2.3. Recomendaciones de la FAO para aguas de riego

El estudio de la FAO sobre Riego y Drenaje establece una serie de recomendaciones sobre la calidad del agua en la agricultura, cuya información más importante se sintetiza en una tabla en la que, en función de una serie de parámetros, establece un grado de restricción al uso del agua para el riego. Se evalúan posibles problemas de salinidad, infiltración, así como toxicidad de iones específicos, y se establecen tres categorías según el grado de restricción: Severo, Ligero a Moderado y Ninguno.

6.3.2.2.4. Otros aspectos

Además de estos usos potenciales del agua, en el caso de embalses o zonas de poca renovación, se ha tenido muy en cuenta el estado trófico de los mismos. En estos ambientes, el contenido en nutrientes en relación con la renovación del medio va a determinar que se pueda llegar a la eutrofización. Como tal se entiende una degeneración de la calidad del agua provocada por una excesiva productividad primaria, que a su vez se genera por un aporte excesivo de nutrientes.

Donde se ha contado con información, también se ha evaluado la calidad en función de indicadores biológicos, pues a través de estos se tiene un dato de calidad más representativo que a partir de simples muestras puntuales.

Un aspecto que en general ha sido tratado con cierto detalle ha sido la mineralización del medio. Estos parámetros, salvo en las circunstancias excepcionales en que las características de algún vertido predominen sobre las del

agua del río natural, vendrán determinados fundamentalmente por la litología del terreno por donde discurran las aguas.

Los ecosistemas están caracterizados en cada zona por una determinada salinidad así como por sales específicas disueltas, de modo que una mezcla de aguas con características muy distintas puede alterar en cierto grado los ecosistemas. Se debe tener en cuenta, además, que muchas de las transferencias no serán constantes a lo largo del año, existiendo periodos con diferentes características. En general se producirá una menor alteración cuanto más parecidas sean las características de las aguas a mezclar.

Desde el punto de vista de la incidencia sobre la calidad es peor aportar agua más salina a un medio más dulce que viceversa. En el caso de que las aguas aportadas estén menos mineralizadas, la mezcla de ambas aguas tiende a recargarse nuevamente disolviendo las sales del terreno donde se encuentran o por donde discurren. En el caso contrario, de ser muy importante la diferencia, las afecciones ambientales pueden ser mayores, alterando los ecosistemas y afectando a posibles usos.

En la figura siguiente se muestra la litología de la península Ibérica y Baleares, pudiendo apreciarse claramente el contraste de las litologías ácidas en el oeste peninsular y las litologías básicas en el este. Las diferencias existentes entre los terrenos donde se ubican las zonas afectadas por las transferencias generan una serie de características distintas que se describirán a lo largo del presente estudio.

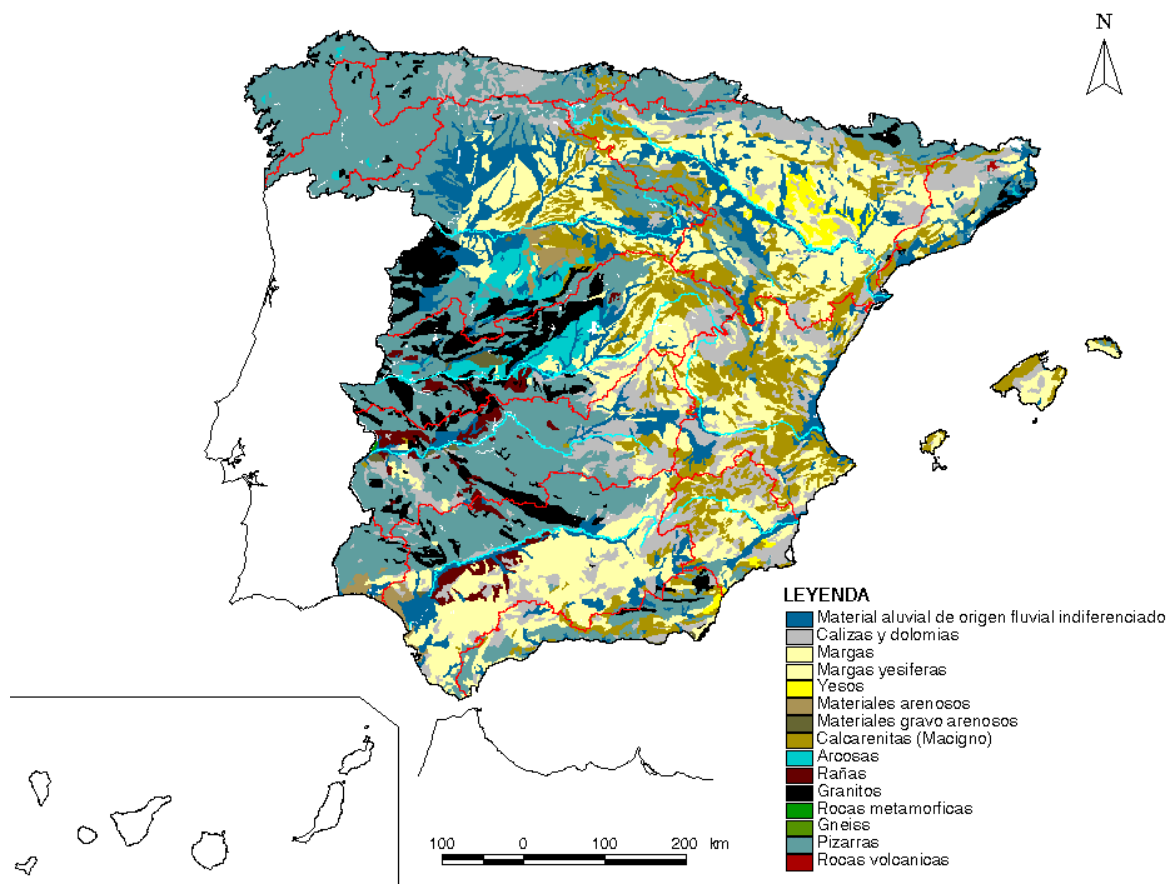


Figura 32. Mapa litológico de la península Ibérica y Baleares

6.3.2.2.3. Análisis de la calidad

Como se ha indicado, los datos disponibles en cada zona han sido evaluados en función de los tres usos descritos. En la tabla siguiente se detallan todos los parámetros incluidos. Con estos análisis, en cada zona se han detectado los parámetros que alcanzan valores que exceden los límites establecidos y, por tanto, generan alguna dificultad para el uso del agua. Estos parámetros, que se han denominado críticos, se seleccionan por un número de incumplimientos superior al 5% de los casos y han sido objeto de un estudio más profundo.

En las zonas de destino se han analizado tanto los parámetros que resultaban críticos en las mismas como los que lo eran en los orígenes de las posibles transferencias.

Caudal	Carbonatos	Cadmio	Selenio
Temperatura del agua	Bicarbonatos	Cobre soluble	D.Q.O. al Dicromato
Temperatura ambiente	Fosfatos	Hierro disuelto	Cloro residual total
Aspecto	Alcalinidad	Manganeso	Transparencia (disco de Secchi)
Oxígeno disuelto	Calcio	Mercurio	Estreptococos fecales
Oxígeno disuelto (% saturación)	Magnesio	Plomo	Enterovirus
Materias en suspensión	Sodio	Zinc total	Plaguicidas totales
Total sólidos disueltos	Potasio	Cromo total	Hidrocarburos aromáticos policíclicos
pH a 25 °C	Amonio total	Nitrógeno Kjeldahl	Olor (factor dil.)
Dureza total	Nitritos	Coliformes fecales	Amoniaco no ionizado
Conductividad a 25 °C	Nitratos	Salmonelas	Fósforo total
D.Q.O. al permanganato	Sustancias tensioactivas (detergentes)	Color	Fosfatos totales
D.B.O.5	Aceites minerales, persistentes y grasas	Hidrocarburos disueltos o emulsionados	Sustancias extraíbles con cloroformo
Coliformes totales	Cianuro	Bario	Cloro orgánico total extraíble
Cloruros	Compuestos fenólicos	Boro	Hierro total
Sulfatos	Fluoruros	Antimonio	Berilio
Silíce	Arsénico	Níquel	Cobre total

Tabla 6. Lista de los 64 parámetros contenidos en los tres usos considerados para examinar la calidad del agua

Para todos los parámetros se han analizado los valores medios, máximos, mínimos, número total de valores, valores nulos, porcentaje de valores válidos, valores no aptos y porcentaje de valores no aptos para cada uno de los usos contemplados.

Donde ha sido necesario por alguna circunstancia se ha realizado previamente un estudio de la evolución espacial de los parámetros críticos, ya sea para valorar su evolución a lo largo de un río o para apreciar diferencias entre varios ríos implicados.

Generalmente, cuando el número de datos lo permitía, se ha realizado un estudio de evolución temporal para detectar posibles tendencias a lo largo de los años, y un estudio de evolución mensual, con objeto de analizar si se produce alguna variación estacional.

Independientemente de que fueran o no críticos, se han analizado en detalle aquellos parámetros que describen el estado químico del agua y las principales sales disueltas.

En algunos casos se han realizado estudios de correlaciones entre los diferentes parámetros con objeto de identificar si la procedencia y comportamiento están relacionados significativamente.

En el presente documento no se incluye todo este material de detalle, reflejándose tan solo los datos y figuras que se consideran más significativos.

6.3.2.2.4. Valoración de la situación y afecciones provocadas por las posibles transferencias

Una vez se conoce el estado de la calidad del agua en la zona de origen de una posible transferencia, así como el de las zonas afectadas por la misma o destinos, se puede pasar a evaluar las afecciones que se puedan generar, pero en esta valoración es necesario previamente tener en cuenta una serie de consideraciones, tal y como se comenta seguidamente.

6.3.2.2.4.1. evolución Temporal de la calidad en las zonas de estudio

Con el análisis de los datos existentes se puede determinar si ha existido una evolución de la calidad en el pasado, pero se desconoce cuál puede ser su evolución en el futuro.

La única información que realmente puede aportar una idea de la posible evolución futura es el análisis del estado de la cuenca aguas arriba de la zona de estudio en cuanto a infraestructuras de saneamiento y depuración. En el caso de que el saneamiento esté poco desarrollado y sea previsible la construcción de nuevas estaciones depuradoras que traten vertidos que puedan afectar a las zonas en estudio, se puede estimar una mejora en la calidad de las aguas. Si, por el contrario, ya se encuentran tratados los vertidos más importantes que le puedan afectar, no es de esperar una mejora importante en las características.

6.3.2.2.4.2. Evolución espacial de la calidad a lo largo del trasvase

Para realizar el análisis detallado de los parámetros de calidad de aguas es necesario tener en cuenta el comportamiento o la evolución que siguen los mismos en el medio acuático. Desde este punto de vista es clásica la división en:

- Parámetros conservativos. Son aquellos que a lo largo de un curso de agua se van a mantener prácticamente constantes en cantidad, de tal forma que una mejoría en su valor analítico se obtendría solamente por dilución.
- Parámetros no conservativos. Son aquellos que en un curso de agua sufren una evolución debido, principalmente, a procesos biológicos y químicos. Este proceso se conoce como autodepuración del río.

Los parámetros que se ven afectados por el proceso de autodepuración son, fundamentalmente, aquéllos que de alguna manera se ven relacionados con los procesos metabólicos de organismos y microorganismos en el río o embalse. Entre ellos destacan por una parte la materia orgánica (generalmente medida a través de la DBO) y demás materia susceptible de ser oxidada por procesos bioquímicos, como las especies reducidas del nitrógeno. Por otra parte se encuentran los

denominados nutrientes, fundamentalmente compuestos de nitrógeno y fósforo, que son empleados por los productores primarios. Y por último, como aglutinante de todos los procesos que ocurren en el medio, se encuentra el oxígeno disuelto, que es producido por un tipo de organismos y consumido por otros, para su actividad metabólica. Además, existe una transferencia de oxígeno entre el agua y la atmósfera que tiende a equilibrar el posible déficit o superávit de este compuesto.

Existen otros procesos ajenos a la actividad biológica que van a tener influencia sobre una serie de parámetros no conservativos, como son la radiación solar, la agitación y velocidad del agua, la interacción química con los sedimentos, etc.

La autodepuración es un proceso espontáneo natural que mejora el agua contaminada a lo largo del curso de agua, en un rango que depende de las propias características del agua así como de las del medio por donde discurre. En consecuencia, las especiales características de un trasvase condicionan en gran medida el proceso de autodepuración. Entre ellas se pueden destacar:

- Se le libera de nuevos aportes contaminantes, puesto que no se producirán vertidos al mismo.
- La insolación será usualmente superior a la de un curso natural, debido a la inexistencia de vegetación de ribera. A este respecto es importante tener en cuenta los porcentajes de recorrido que discurre entubado y en canal abierto.
- A diferencia de un río, las interacciones con sedimentos o vegetación en el mismo serán mínimas.
- La profundidad es escasa, lo que favorece la insolación y la transferencia de oxígeno.

Con todo lo visto, queda claro que es necesario identificar, dentro de los parámetros críticos en origen del trasvase, cuáles son conservativos y, por tanto, llegarán al punto de destino con la misma concentración, y cuáles no lo son y se puede esperar que mejoren a lo largo del trasvase.

Esta posible evolución será directamente proporcional a la longitud del trasvase y a la proporción del recorrido que se efectúa en canal abierto. Entre las transferencias estudiadas las hay de muy diferentes longitudes, por lo que la posible autodepuración se producirá en mayor o menor grado según las opciones adoptadas.

6.3.2.2.4.3. Consideraciones sobre la zona de destino

Es imprescindible para valorar las afecciones en calidad tener en cuenta los condicionantes de la zona de destino. No es lo mismo, por ejemplo, que las aguas se lleven a su utilización directa en agricultura, que se depositen en un embalse existente, que se construya un nuevo embalse para recibir las aguas, o que se aporten en un río. Cada uno de estos medios será más sensible a un tipo de contaminación, independientemente de los objetivos de calidad establecidos para la zona.

El caso más característico es la posible contribución a la eutrofización de un embalse que se podría generar por un aporte de nutrientes con la transferencia de aguas.

Otro caso peculiar se da cuando en el posible destino se va producir a la vez detracción de caudales de algún río.

6.3.2.2.4.4. Necesidades de tratamiento

Una vez conocidos los datos, y teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, se han valorado las posibles afecciones a la calidad de las aguas. Éstas pueden ser aceptables e, incluso, beneficiosas, pero si, por el contrario, se consideran inadmisibles por generar graves perjuicios o incumplimientos en los objetivos de calidad, se ha determinado la necesidad de tratar las aguas antes de su vertido.

Puesto que se han identificado los parámetros críticos, ha sido sencillo establecer cuáles de ellos deben ser reducidos por un tratamiento. Posteriormente se ha analizado qué procesos de tratamiento de aguas se pueden emplear, en función de las características de las aguas, y se ha valorado el coste de los mismos, incluyendo gastos de amortización y de explotación de las instalaciones.

6.3.3. CUENCA DEL DUERO

En la cuenca del Duero se han identificado dos zonas que podrían aportar recursos para su transferencia a otras cuencas. Ambas se encuentran en el propio río Duero, una en su tramo alto y la otra en el curso bajo, tras la confluencia con el Esla.

Para conocer el estado de calidad de esta cuenca se dispone, como fuente de información básica, de los datos recogidos por la red COCA entre los años 1990 y 1997. Se cuenta, como información complementaria, con el estudio de la red biológica realizado por el CEDEX, aunque ya de cierta antigüedad, y los últimos datos de dicha red, actualmente en elaboración.

6.3.3.1. ALTO DUERO

La zona de origen del posible trasvase se ubicaría a la altura de Gormaz donde se construiría un embalse con el mismo nombre destinado exclusivamente al trasvase, y desde el cual se derivaría. Aguas arriba de Almazán, en Cubo de la Solana, está prevista en el Plan de cuenca la ejecución de otro embalse de mayor capacidad, Velacha, para las necesidades de regulación de la propia cuenca del Duero.

La zona de destino del trasvase sería el embalse de Bolarque, en el Tajo, donde se mezclaría con las aguas del mismo y, posteriormente, la mezcla podría ser derivada en parte por el trasvase Tajo-Segura o seguir aguas abajo por el Tajo. Los usos finales de este agua son mixtos para abastecimiento y regadío.

6.3.3.1.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para conocer el estado de calidad de esta zona se cuenta con los datos recogidos por la estación de la red COCA ubicada en San Esteban de Gormaz (02007), aguas abajo de Gormaz. Esta estación puede considerarse como representativa, puesto que entre el punto donde se ubica y la posible captación del trasvase sólo se encuentran como vertidos de cierta entidad los de Osma y Burgo de Osma, que llegan por el río Ucero.

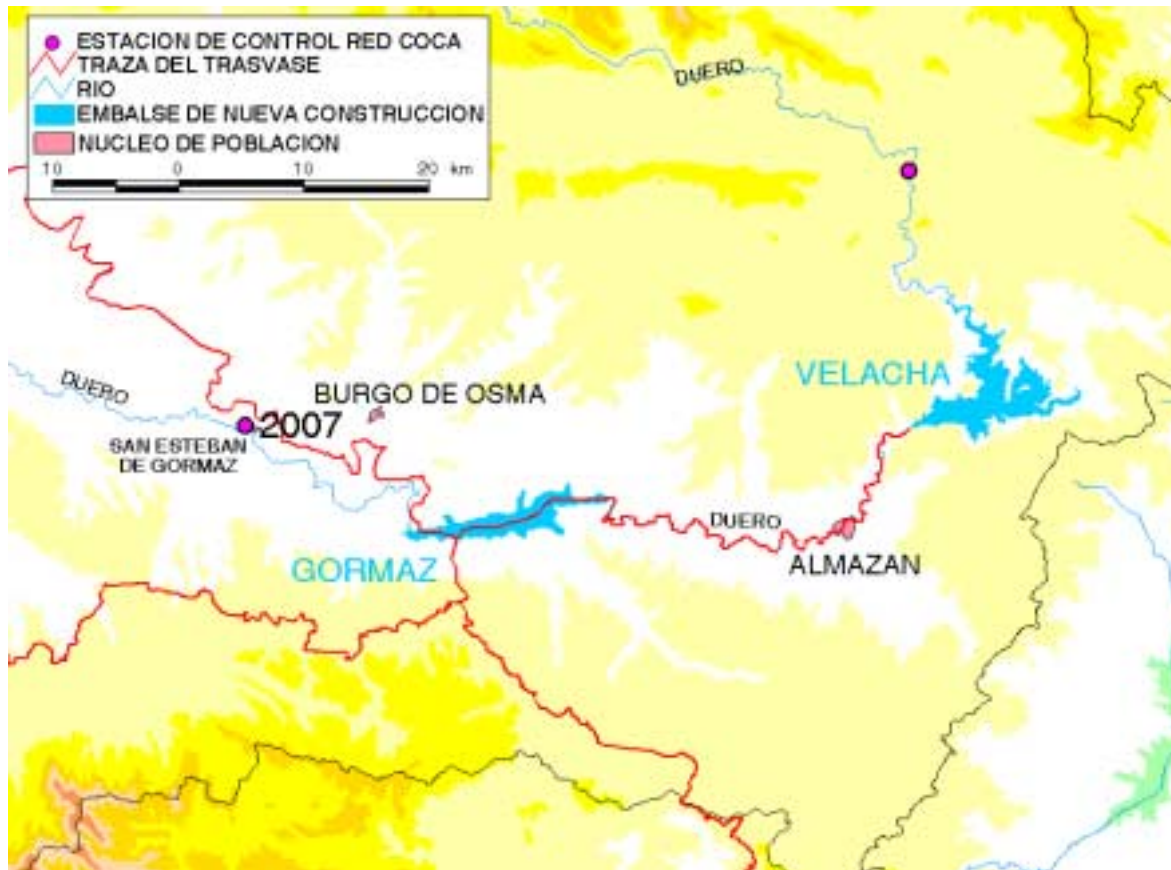


Figura 33. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el Alto Duero

Los resultados del análisis de la calidad son los siguientes:

- Desde el punto de vista de la normativa de prepotables, el estado de calidad en esta zona es bueno, debiéndose los escasos incumplimientos de los valores límite a parámetros típicos de contaminación urbana. Así, los Coliformes Totales rebasan el límite establecido en la normativa para A3 en un 7% de los casos y los Coliformes Fecales en un 3%. La evolución mensual, mostrada en el figura, revela puntas en abril y, sobre todo, en verano, lo que parece indicar la existencia de una población estacional, que sería la generadora del problema.

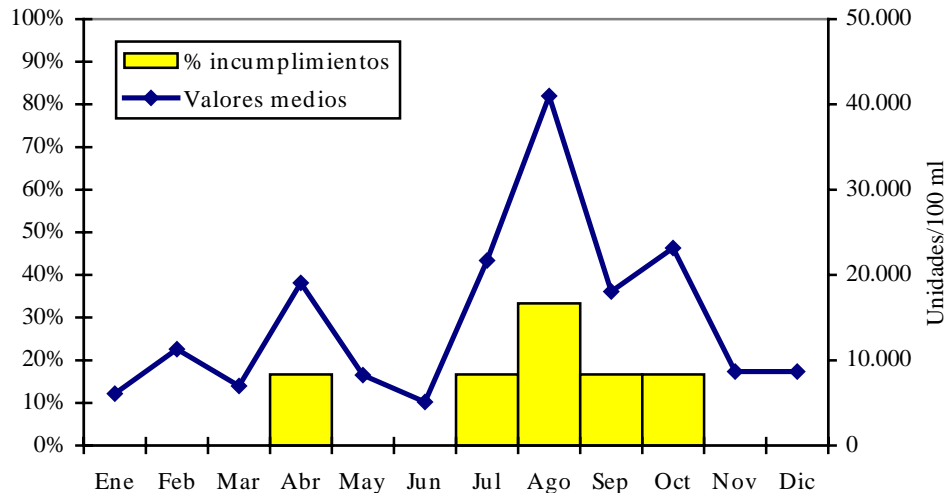


Figura 34. Evolución mensual de la concentración media de Coliformes Totales y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Alto Duero

- Se detectan también algunos incumplimientos en la DBO y DQO, pero por debajo del 5%.
- La concentración de Cloruros (14,3 mg/l) y Sulfatos (27,8 mg/l) y, en general, de todo tipo de iones es baja; consecuentemente, la Conductividad también lo es (370 μ S/cm)
- Respecto a la normativa de vida piscícola, destaca por su alto porcentaje de incumplimientos la materia en suspensión, encontrándose en el 69% de los casos por encima de 25 mg/l, límite fijado por la normativa tanto para aguas salmonícolas como para ciprinícolas. El valor medio en el período de estudio ha sido de 47 mg/l, sin ninguna tendencia clara a lo largo de los años. Dentro del año se produce una tendencia al aumento hacia agosto, para luego disminuir progresivamente hasta diciembre, tal y como muestra la figura.

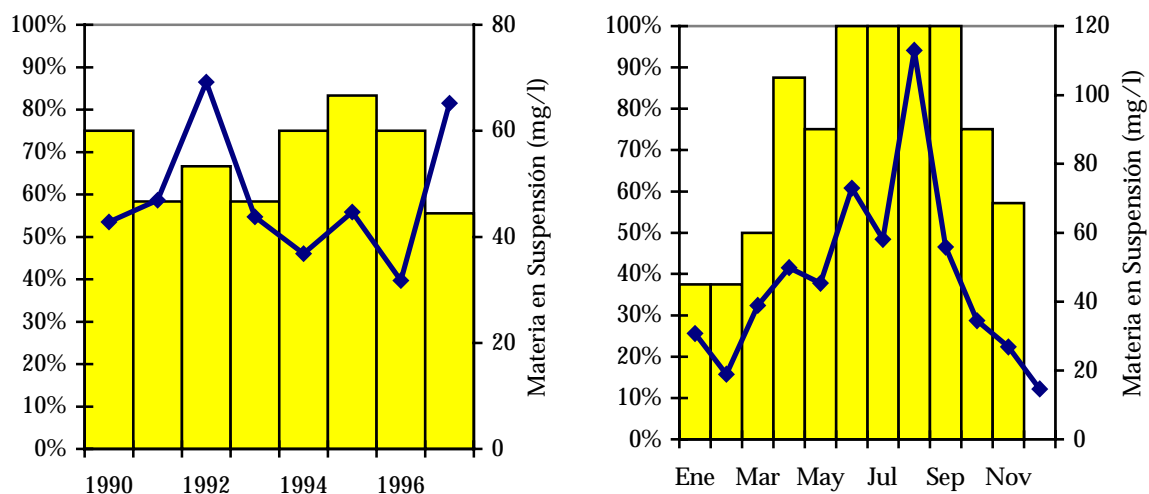


Figura 35. Evolución anual y mensual de la concentración media de materia en suspensión y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el alto Duero

- Los Nitritos sólo se han analizado en dos ocasiones y, aunque en una de las muestras se supera el límite, no se puede extraer ninguna conclusión firme. En todo caso, compuestos relacionados, como Nitrato, Amonio o el N-Kjeldahl, no apuntan la existencia de un problema al respecto.
- El otro parámetro que supera en más de un 5% el nivel de incumplimiento es la DBO₅ (v. figura adjunta), que en el caso de vida piscícola tiene un nivel algo inferior que en prepotables por lo que se llega al 7% de incumplimientos, aunque su valor medio es inferior a 3 mg/l.

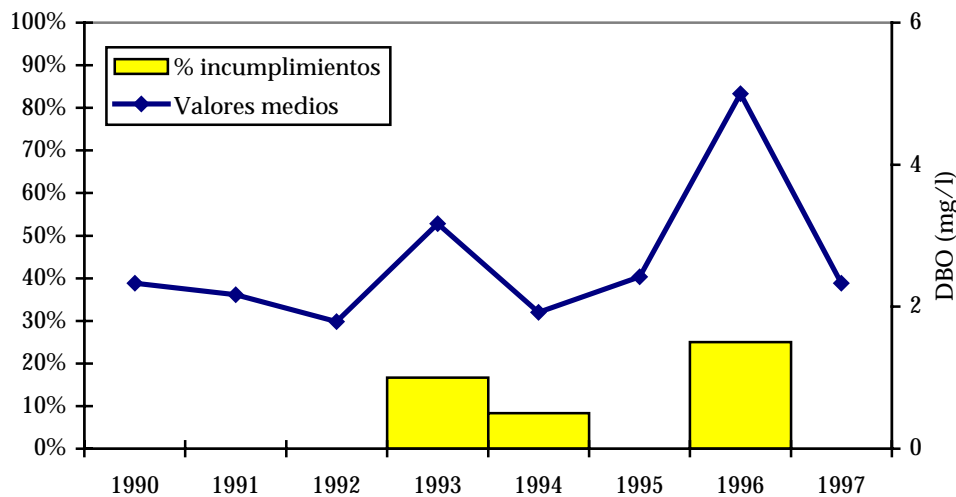


Figura 36. Evolución anual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el alto Duero

- Respecto a la calidad del agua para riego, sólo el pH ha superado en algún momento los límites recomendados por la FAO, aunque sólo en un 3% de las ocasiones. Ello implica excelente aptitud.
- Del estudio de calidad realizado con la red biótica en el alto Duero, se puede apreciar cómo antes de Soria la calidad es buena, aunque se ve ligeramente afectada por algo de contaminación sobre todo en los momentos de menores caudales. A su paso por Soria, la calidad disminuye para recuperarse posteriormente en Almazán y San Esteban de Gormaz.

En conclusión, se puede decir que la calidad en esta zona es buena y apta para todos los usos, salvo por el problema debido a la materia en suspensión y su incidencia sobre la vida piscícola.

6.3.3.1.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por la transferencia

Como conclusión de lo expuesto cabe reiterar que la calidad del agua es buena y, desde el punto de vista de un posible trasvase, con los nuevos embalses incluso puede mejorar, dado que en los mismos muy probablemente se producirá una decantación de la materia en suspensión, que es el único problema identificado en

esta zona. En consecuencia, no sería necesario ningún tratamiento previo de este agua para su trasvase.

Solo es destacable, como una diferencia en calidad frente al destino de la transferencia, la escasa mineralización de las aguas. El Tajo, a la altura del embalse de Bolarque, tiene un contenido en iones y, consecuentemente, una salinidad más elevada que el Duero, por lo que la mezcla de aguas tendrá una salinidad inferior al agua original. Este aspecto se verá con más detalle en el apartado que analiza la calidad del agua en este embalse.

6.3.3.2. BAJO DUERO

El posible origen de trasvase se encontraría en el embalse de Villalcampo, en el río Duero, y el destino sería, como antes, el embalse de Bolarque, en el Tajo.

El embalse de Villalcampo se sitúa aguas abajo de la ciudad de Zamora, y en él confluye el río Esla.

6.3.3.2.1. Análisis de la Calidad del Agua

Se cuenta con los datos recogidos en la estación COCA de Puente Pino (02093), que se ubica justo aguas abajo del embalse de Villalcampo, tal y como se observa en la figura.

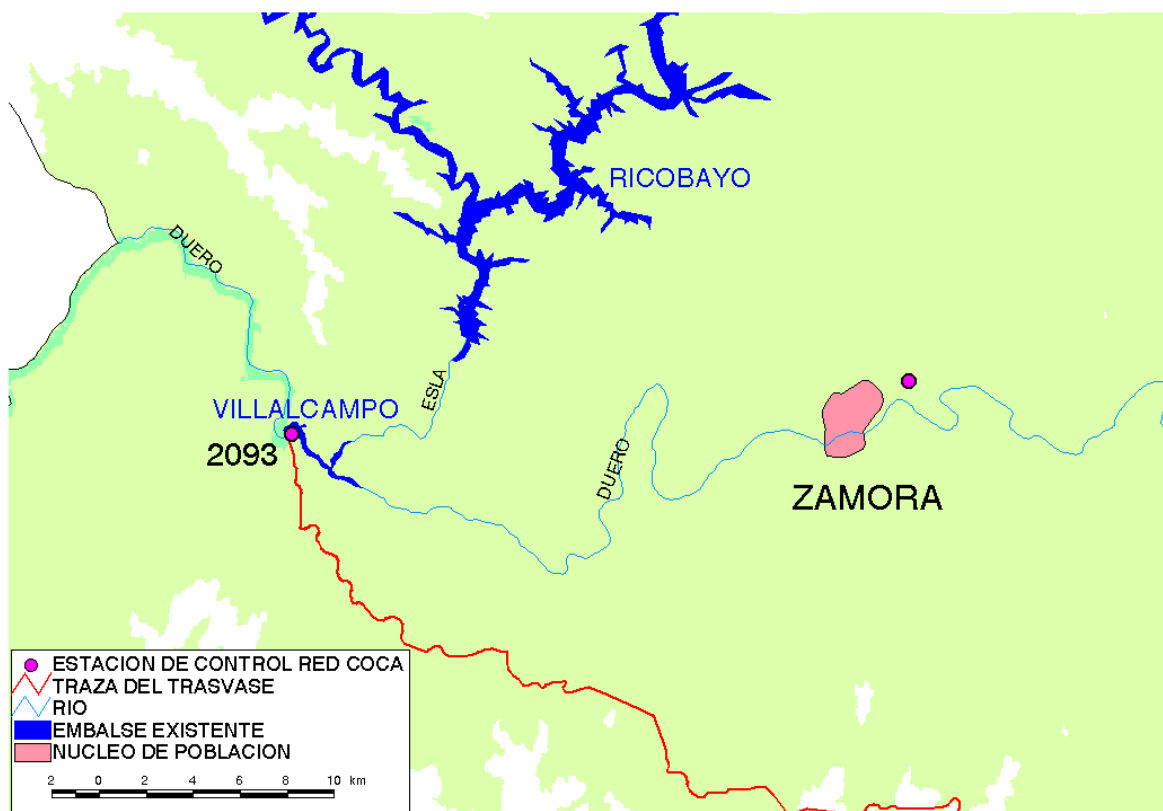


Figura 37. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el bajo Duero

Los resultados del análisis de la calidad son los siguientes:

- Respecto de la normativa de prepotables sólo existe un parámetro, de los que se han medido, que incumple en elevado rango el límite establecido, los Fosfatos con un 24% (v. figura).

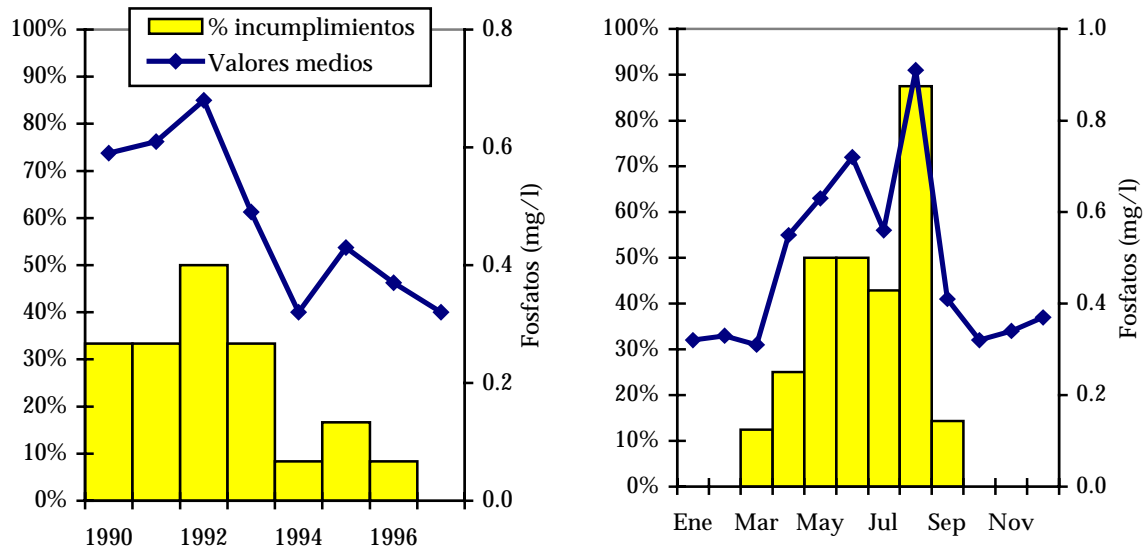


Figura 38. Evolución anual y mensual de la concentración media de Fosfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el bajo Duero

- Tanto para los Fosfatos como para el Fósforo Total parece que se detecta una tendencia a la mejoría en los últimos años, llegándose a concentraciones de 0,32 y 0,19 mg/l, respectivamente, en 1997.
- Aunque se detectan valores algo elevados de parámetros típicos de contaminación urbana, como DBO, DQO y Coliformes, no superan, en general, los límites de A3.
- En esta zona se dan valores más elevados de Cloruros (24,6 mg/l), Sulfatos (51,4 mg/l) y Conductividad (417 μ S/cm) que en el alto Duero, pero siguen estando muy alejados de los límites impuestos en la normativa.
- La normativa de peces se incumple en mayor porcentaje por los Nitritos (44%) aunque sólo se han realizado 9 análisis y todos ellos en 1990 (v. figura). Este compuesto se suele encontrar en valores altos en embalses eutróficos.

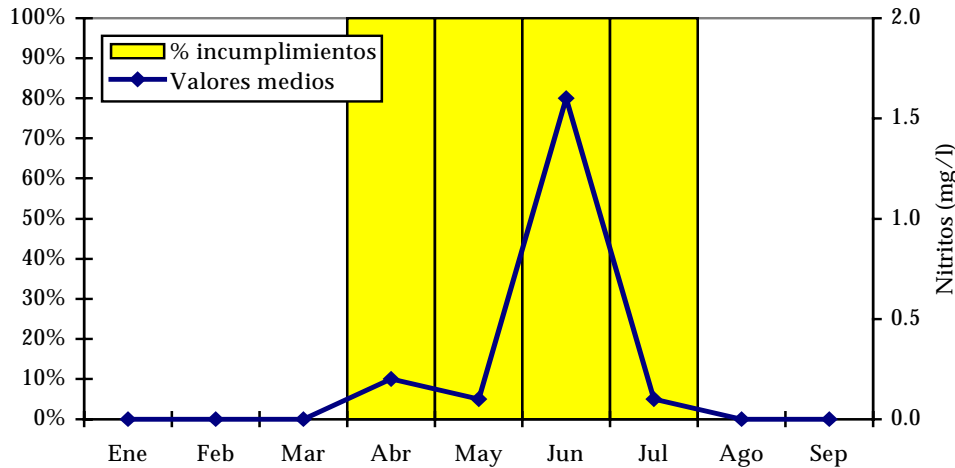


Figura 39. Evolución mensual de la concentración media de Nitritos y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el bajo Duero

- En menor grado de incumplimiento, aunque superando el 5%, se encuentran Fósforo Total (8,8%), materia en suspensión (8,7%) y DBO (6,52%) (v. figura). También se encuentran valores algo elevados de Amonio, aunque de forma general no incumplen la normativa.

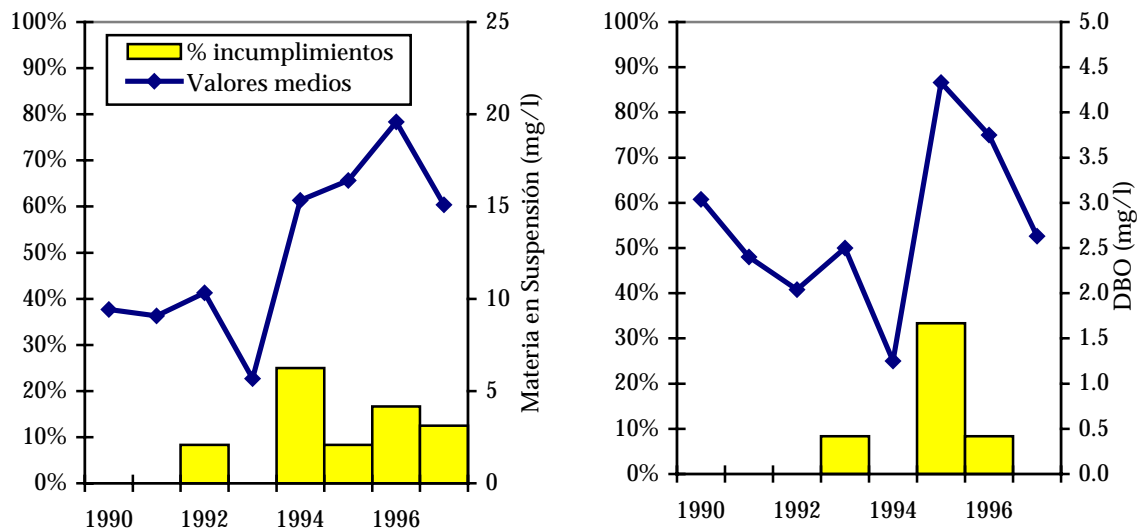


Figura 40. Evolución anual de la concentración media de Materia en Suspensión y de la DBO y de incumplimientos de la normativa de peces por estos parámetros en el bajo Duero

- Los valores de oxígeno, tanto de concentración (v. figura adjunta) como de saturación, incumplen por encima del 5% los límites de las normativas. Esto resulta lógico, pues se trata de un embalse en estado eutrófico, por lo que los niveles de oxígeno en determinados momentos pueden ser muy bajos.

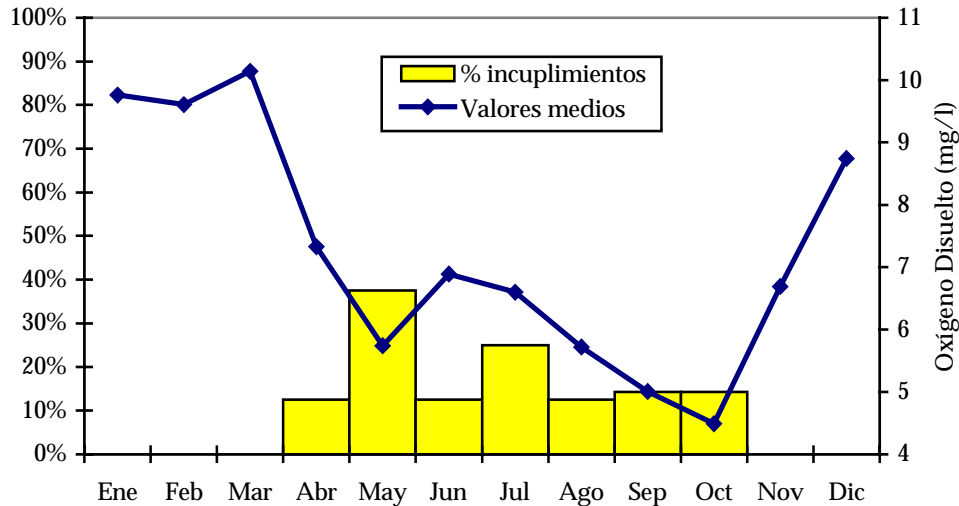


Figura 41. Evolución mensual de la concentración media de Oxígeno Disuelto y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el bajo Duero

- Respecto a las recomendaciones para riego, solo hay un parámetro que supera en porcentaje apreciable los límites de la FAO, que es el pH con un 12% de incumplimientos (v. evolución en la figura).

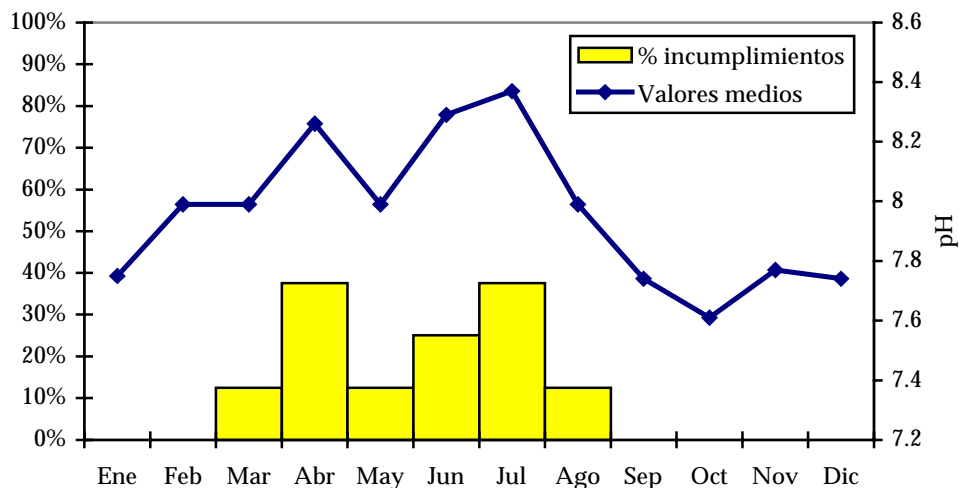


Figura 42. Evolución mensual del pH medio y de incumplimientos de las recomendaciones para aguas de riego por este parámetro en el bajo Duero

- En los estudios de la red biológica se puede ver que el Duero, antes de Zamora, se encuentra ligeramente afectado por la contaminación, aunque la calidad es buena. Después, al paso por Zamora, experimenta un empeoramiento y, a pesar de la entrada del río Esla, que influye positivamente en la calidad, presenta un estado eutrófico en el embalse de Villalcampo.

En conclusión, podría afirmarse que las aguas del embalse de Villalcampo no se encuentran en muy mal estado para posibles transferencias, salvo por unos valores elevados de compuestos de fósforo y nitrógeno, lo que provoca la eutrofización del mismo.

6.3.3.2.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por la transferencia

El embalse de destino del posible trasvase (Bolarque, en el Tajo) se encuentra, como se verá más adelante, en un buen estado trófico, con bajas concentraciones de nutrientes. Además, en el tramo del río Tajo donde se ubica los objetivos de calidad impuestos por el Plan Hidrológico de la cuenca son bastante estrictos (A2 y Salmonícola) por lo que existe una restricción importante respecto a parámetros como Fosfatos y Nitritos.

El comportamiento de los nutrientes a lo largo del trasvase es pseudoconservativo, puesto que se puede producir cierta reducción en los mismos por precipitación o por consumo de las algas desarrolladas en el fondo y el perifiton. Aunque la tasa de consumo sea baja, debe tenerse en cuenta que el trasvase previsto tiene una importante longitud (superior a 500 km), por lo que el agua tardaría más de cinco días en llegar al destino.

Por otra parte, el trasvase llega al embalse de Bolarque, donde se mezcla con un volumen de agua muy importante con concentraciones muy bajas de nutrientes, por lo que se diluye, y donde se pueden seguir dando procesos de sedimentación y consumo.

En consecuencia, incluso en el caso de mantenerse en el futuro las concentraciones actuales de nutrientes, como éstas no son excesivamente elevadas, es difícil valorar cuál sería el efecto en las aguas de Bolarque y aguas abajo del mismo (río Tajo y ATS).

Por otra parte, la depuradora de Zamora, actualmente en desarrollo, afectará muy positivamente a la calidad del agua a lo largo del río y en el propio embalse de Villalcampo. Esta depuradora constará de un tratamiento biológico de eliminación de Nitrógeno y Fósforo, denominado A2O, por lo que las cantidades de estos compuestos, que eran los más preocupantes en el embalse, se verán disminuidas. Además, se debe tener en cuenta que en muchas de las poblaciones importantes de la cuenca que desemboca en este embalse se acaban de finalizar las obras de depuración o se encuentran todavía en construcción, y se prevé su próxima puesta en marcha. Este es el caso de Valladolid, León, Medina del Campo, Palencia o Aranda de Duero. La mayoría de ellas incluye en sus tratamientos la eliminación de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), por lo que la carga aportada a la cuenca y, consecuentemente, la concentración de estos elementos en el embalse de Villalcampo, se verá muy reducida en el futuro.

Esta mejora prevista para el futuro, unida a lo dicho anteriormente sobre el contenido de nutrientes, llevan a pensar que lo más probable es que se podría realizar el trasvase con un mínimo impacto en la calidad de Bolarque en cuanto a parámetros típicos de contaminación, sin necesidad de realizar ningún tipo de tratamiento previo.

Existe otra diferencia entre el bajo Duero y el Tajo que se debe destacar, y es la mineralización de sus aguas. Aunque en el embalse de Villalcampo ha aumentado ligeramente la salinidad respecto al alto Duero, sigue siendo mucho más elevada en destino que en origen, como se verá al analizar la calidad en el embalse de Bolarque. En este caso es aplicable lo dicho para el alto Duero.

6.3.4. CUENCA DEL TAJO

En la cuenca del Tajo se localizan dos posibles orígenes de trasvase, que son el río Jarama en su desembocadura en el Tajo y el río Tiétar. Además, se encuentra en esta cuenca el embalse de Bolarque que, además de ser el origen del trasvase Tajo-Segura, puede ser un punto intermedio en varias de las soluciones nuevas de trasvase estudiadas.

6.3.4.1. JARAMA

El posible origen de esta transferencia se ubica en el río Jarama, unos dos kilómetros aguas arriba de su desembocadura en el Tajo.

El destino del trasvase sería el embalse de Bolarque, aguas arriba en el río Tajo, donde se mezclaría con las aguas del mismo y, posteriormente, la mezcla podría ser derivada en parte por el trasvase Tajo-Segura.

En la cuenca del Jarama se da una circunstancia absolutamente excepcional, y es la existencia de una carga contaminante global superior a los ocho millones de habitantes equivalentes, entre vertidos urbanos, industriales y ganaderos. Aunque la mayor parte de los vertidos se depuran, y el esfuerzo realizado en este sentido es muy importante, las características y el tratamiento de los vertidos provenientes del área metropolitana de Madrid condicionan esencialmente las características de calidad de todos los tramos situados aguas abajo. Los caudales circulantes en verano y otoño son muy regulares

y proceden de vertidos tratados, no existiendo apenas efecto de dilución, dada la moderada cuantía relativa de los caudales propios frente a los residuales.

Puede afirmarse, pues, que se trata de un origen de recursos completamente desnaturalizado, donde el río original ha pasado a ser un cauce con caudal casi constante y efluente de depuradoras de aguas residuales urbanas e industriales.

Una consecuencia directa de tal régimen es que no hay un estado actual de la calidad que pueda considerarse estable y representativo, sino que las características de calidad del agua circulante son antrópicas y muy sensibles respecto al buen o mal funcionamiento de los sistemas de depuración.

El Plan Hidrológico de la cuenca del Tajo establece que, en la hipótesis de someter todos los vertidos de la cuenca a un tratamiento avanzado, con estrictos parámetros de salida tanto en DBO y sólidos como en nutrientes, no se podrá llegar nunca a alcanzar una categoría A3 en prepotables, ni ciprinícola en vida piscícola, ni aptitud para el baño. Esto se considera tanto en el Manzanares como en el Henares y el Jarama en su curso bajo.

En su defecto establece unos objetivos a alcanzar con este supuesto, fijando una serie de valores a determinados parámetros:

DBO ₅	15 mg O ₂ /l
S.S.	25 mg/l
NH ₄ ⁺	10 mg/l
P tot.	3 mg/l

Estos valores están más cercanos a valores de efluente de depuradora que a lo que debe ser la calidad en un río, lo que resulta lógico considerando las especiales circunstancias que se dan en esta cuenca.

6.3.4.1.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para el análisis de la calidad del agua se cuenta con los datos de la estación COCA de Puente Largo (03175), ubicada en el Jarama cerca de su desembocadura en el Tajo tal y como muestra la figura.



Figura 43. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el Jarama

Se han analizado los datos recogidos entre 1990 y 1998, siendo los resultados los siguientes:

- En el 100% de las muestras recogidas en este periodo se incumple tanto la normativa de prepotables como la de vida piscícola. La normativa de prepotables es incumplida de forma constante por, al menos, 9 parámetros y la de vida piscícola por 6.
- La DBO_5 supera en más de un 70% de las ocasiones los límites de ambas normativas (v. figura). Los valores son muy variables, oscilando entre 2 y 30 mg/l. La concentración media ha sido 13 mg/l, produciéndose una disminución de los valores hacia el año 1995 para, posteriormente, volver a aumentar. No se detecta ninguna tendencia estacional.

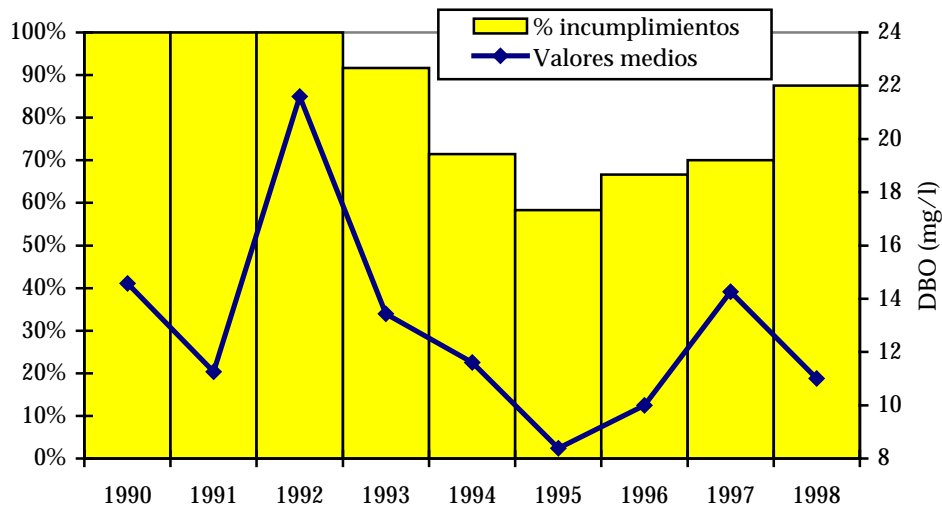


Figura 44. Evolución anual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Jarama

- La DQO supera el límite de la normativa de prepotables el 59% de los casos, llegándose a valores de 120 mg/l. El valor medio de la DQO ha sido 40,6 mg/l, siendo superior al límite de la normativa (30 mg/l). La DQO entre los años 1990 y 1993 se analizaba con permanganato, siendo a partir de 1994 cuando pasa a analizarse con Dicromato, que es el tipo de análisis que exige la normativa. En consecuencia, los resultados reflejados aquí se refieren sólo al período 1994-1998.
- Los Coliformes Totales superan el límite de la normativa de prepotables (50.000 ud/100 ml) en el 40% de los muestreos, encontrándose siempre en valores importantes. Otros parámetros microbiológicos no han sido medidos pero, teniendo en cuenta la procedencia de las aguas, todo parece indicar que incumplirían la normativa de la misma forma.
- El Oxígeno Disuelto se encuentra por debajo del límite impuesto por la normativa de vida piscícola como aquél que no debe superarse nunca (4mg/l), el 37% de las ocasiones (v. figura). A su vez, el porcentaje de saturación de oxígeno se encuentra por debajo del límite impuesto por la normativa de prepotables (30% de saturación) el 17% de las ocasiones. Se ha llegado a valores de 0,5 mg/l, lo que suponía un 5% de saturación. El porcentaje medio de saturación de oxígeno ha sido del 52% y la concentración de 5 mg/l. En los últimos tres años no se ha incumplido la normativa por saturación de Oxígeno, aunque sí en concentración.

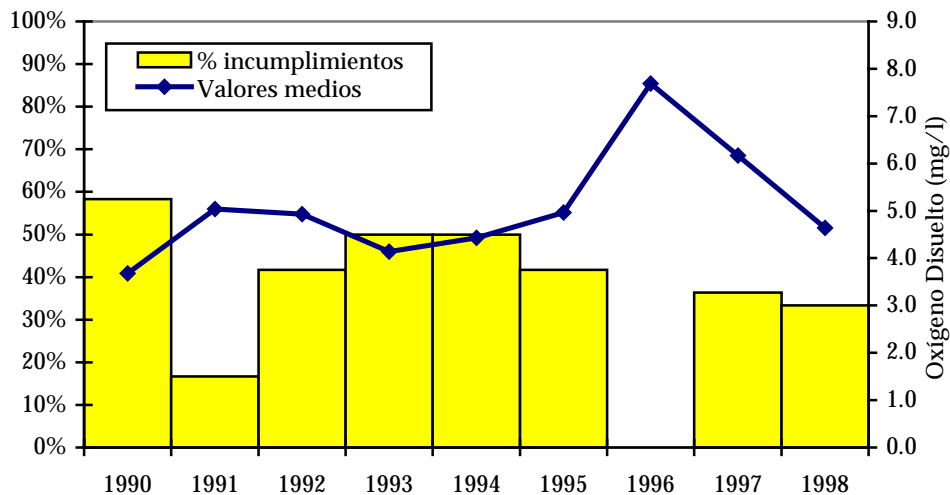


Figura 45. Evolución anual de la concentración media de Oxígeno Disuelto y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Jarama

- La materia en suspensión supera el límite de la normativa de vida piscícola el 35% de las ocasiones, siendo su valor medio 38,6 mg/l (v. figura). Este parámetro ha empeorado en los últimos cinco años, llegando a un 58% de incumplimientos en este período.

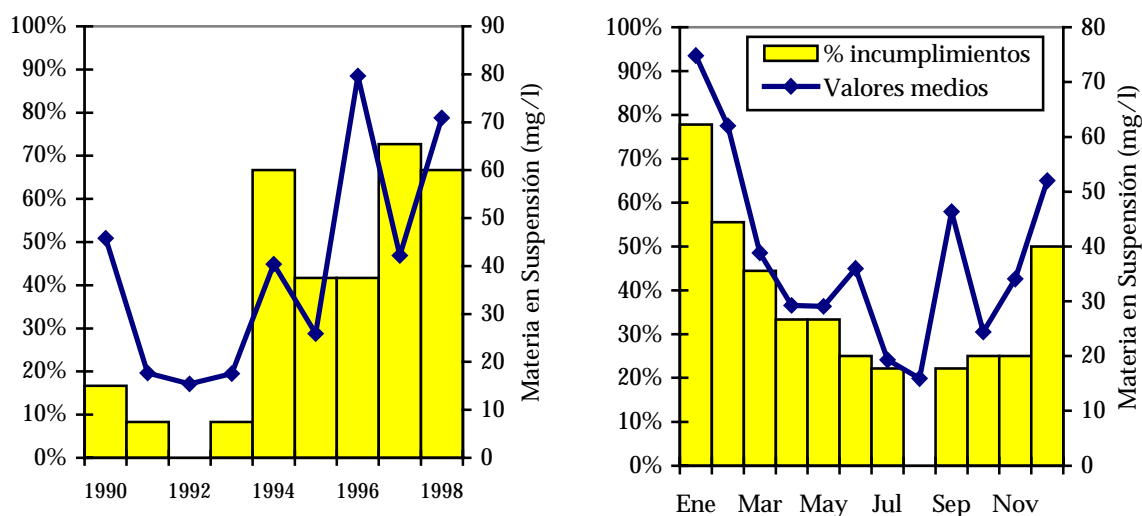


Figura 46. Evolución anual y mensual de la concentración media de Materia en Suspensión y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Jarama

- El Amonio supera la normativa de prepotables en el 88% de los muestreos y la de vida piscícola en el 99% (v. figura). Se ha llegado a valores superiores a los 30 mg/l. En los últimos cinco años estos porcentajes de han reducido al 78 y 96%, respectivamente. Aunque la concentración media de todo el período ha sido de 15,6 mg/l, existe una clara mejoría desde 1994, estando en los tres últimos años en torno a 9 mg/l.

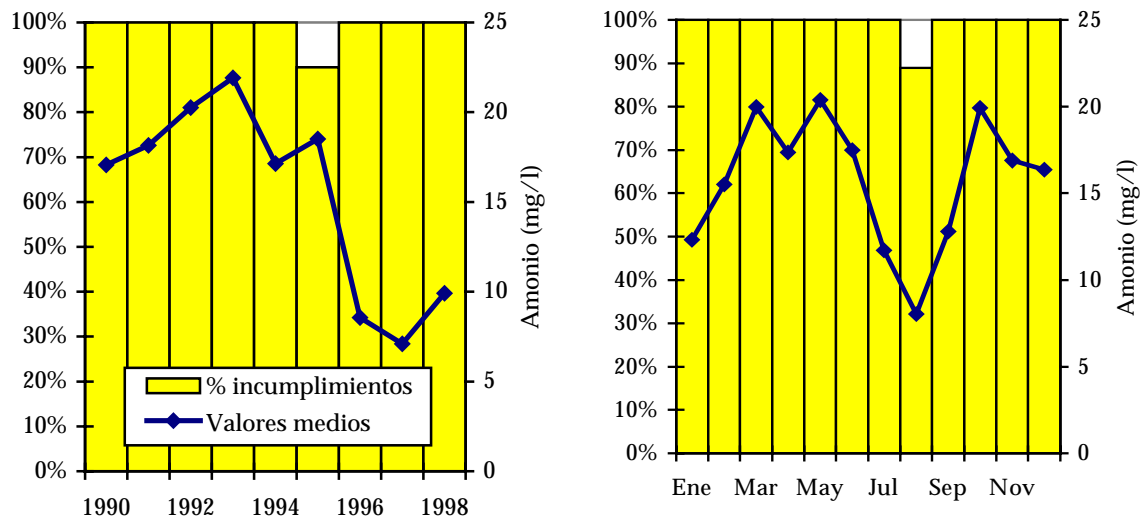


Figura 47. Evolución anual y mensual de la concentración media de Amonio y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Jarama

- El Nitrógeno Kjeldahl se ha medido sólo en los dos últimos años, existiendo 15 datos. Supera el límite de la normativa de prepotables en 14 de ellos (93%). Se ha llegado a valores de 19 mg/l.
- Aunque no se han detectado incumplimientos por parte de los Nitratos, esto es debido a las características del agua, más cercanas a agua residual que a agua fluvial. Los elevados valores de Amonio y Nitrógeno Kjeldahl, hacen pensar que si el agua pasa a otras condiciones más oxigenadas y se produce la nitrificación, el valor de Nitratos se elevaría incumpliendo la normativa en alto porcentaje.
- El Nitrito supera el límite de la normativa de vida piscícola el 73% de las ocasiones, oscilando entre valores menores de 0,02 mg/l y 1,4 mg/l. El valor medio ha sido 0,29 mg/l. Se debe recordar que el valor guía determinado por la normativa es 0,03 mg/l para aguas ciprinícolas. No se conocen datos para el período 1991-1993 pero, por el comportamiento de otros parámetros relacionados, cabe suponer que los valores en este intervalo de tiempo serían iguales o peores que los analizados.
- Mientras que el Amonio parece que mejora en la época estival, con el Nitrito sucede todo lo contrario (v. figura adjunta).

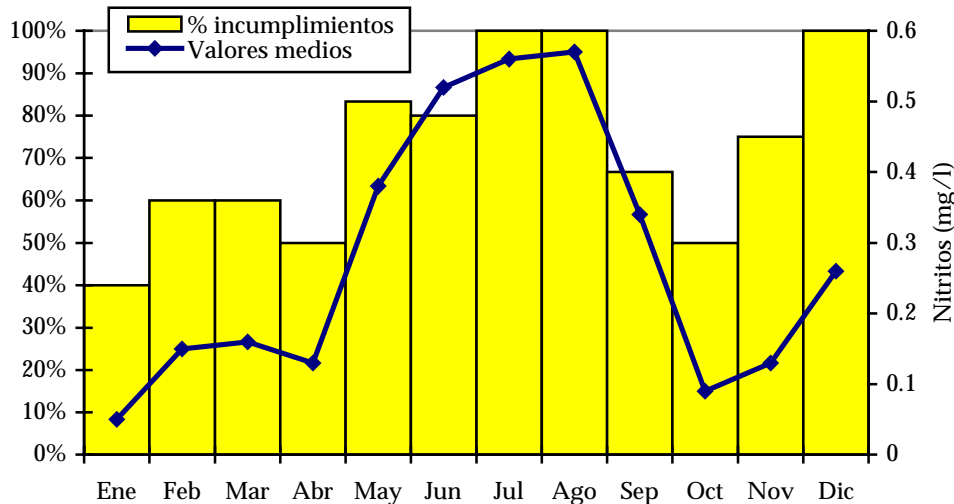


Figura 48. Evolución mensual de la concentración media de Nitritos y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Jarama

- Los Fosfatos superan el límite establecido en la normativa de prepotables el 100% de las ocasiones (v. figura). El valor mínimo detectado ha sido 0,8 mg/l (ligeramente superior al límite de la normativa) y el máximo 13,2 mg/l, siendo el valor medio 6,4 mg/l. Existe un empeoramiento hasta el año 1994 y a partir de entonces se invierte la tendencia, mejorando año tras año, hasta 1997 donde se estabiliza.

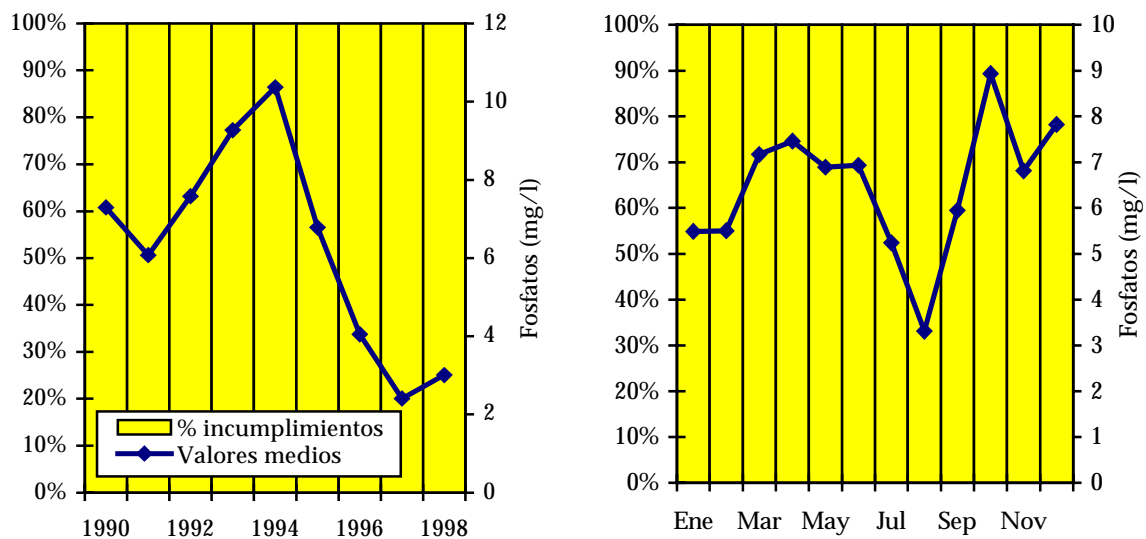


Figura 49. Evolución anual y mensual de la concentración media de Fosfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Jarama

- El límite establecido en la normativa de vida piscícola para el Fósforo Total se supera el 98% de las ocasiones, oscilando su valor de concentración entre 0,35 y 4,11 mg/l. Sólo se conocen datos a partir de 1994 y la tendencia es la misma que en Fosfatos. Su valor medio ha sido 2,6 mg/l.

- La concentración de compuestos de Fósforo disminuye en los dos primeros meses del año y en la época estival.
- La conductividad supera el límite de la normativa de prepotables el 71% de las ocasiones (v. figura). El valor medio de la conductividad ha sido de $1.280 \mu\text{S}/\text{cm}$, pero ha sufrido unas oscilaciones muy importantes, variando entre 416 y $2.660 \mu\text{S}/\text{cm}$. A lo largo del tiempo se ha detectado un aumento progresivo de la conductividad hasta 1995, mejorando de manera significativa en los últimos tres años.

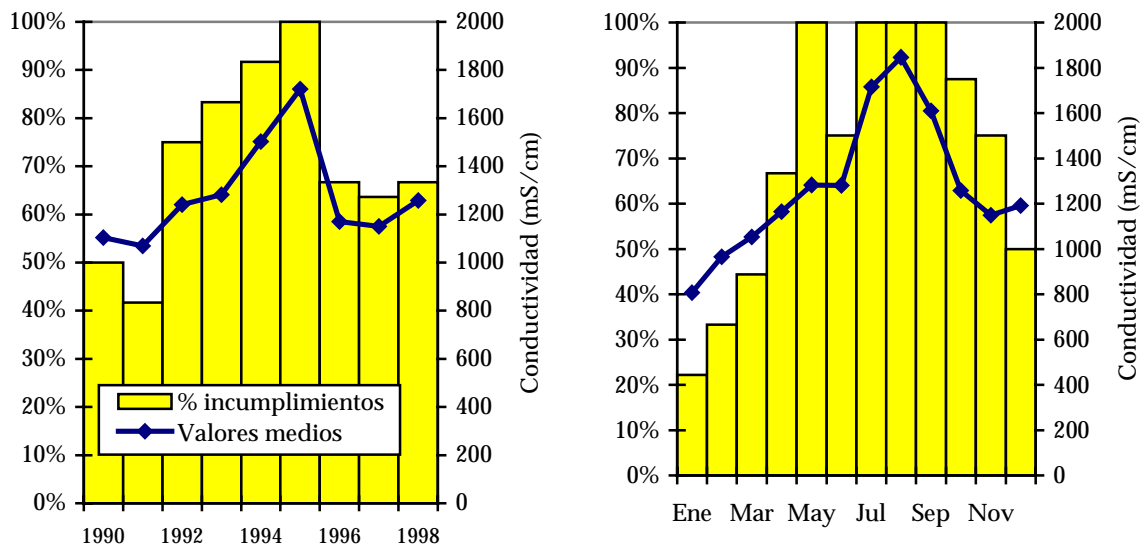


Figura 50. Evolución anual y mensual de la conductividad media y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Jarama

- Los Sulfatos superan el 78% de las ocasiones el límite de la normativa de prepotables. Más importante que su valor medio ($370 \text{ mg}/\text{l}$) son las fuertes oscilaciones detectadas (entre 80 y $1.100 \text{ mg}/\text{l}$).
- Tanto en las sales disueltas como en la conductividad se detecta un fuerte aumento en la época estival (v. figura), con incumplimientos permanentes en este periodo.

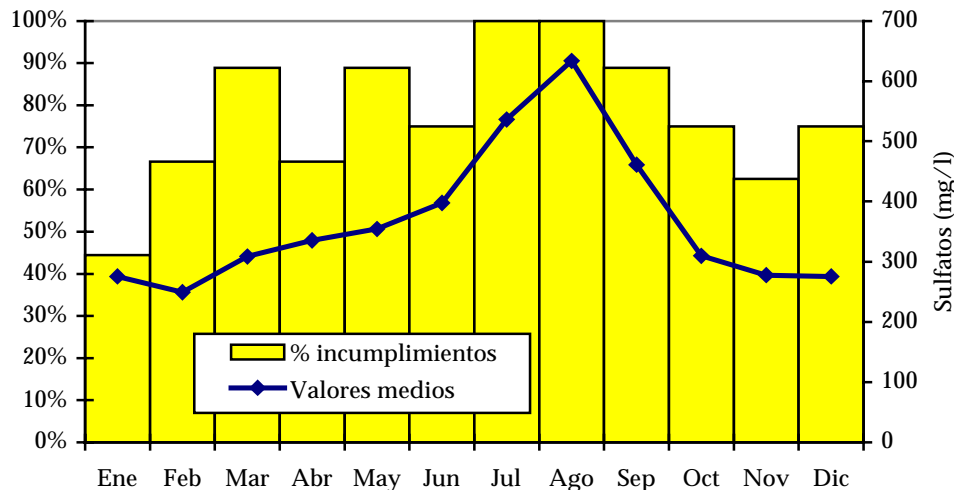


Figura 51. Evolución mensual de la concentración media de Sulfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Jarama

- El 20% de los análisis de sustancias tensioactivas supera el límite de la normativa de prepotables. Hasta el año 1993 el nivel de estas sustancias era muy elevado, pero posteriormente se produce una importante mejoría, no habiéndose detectado incumplimientos en los últimos cuatro años. Estacionalmente se detecta una clara evolución, con los menores valores en la época estival (v. figura adjunta).

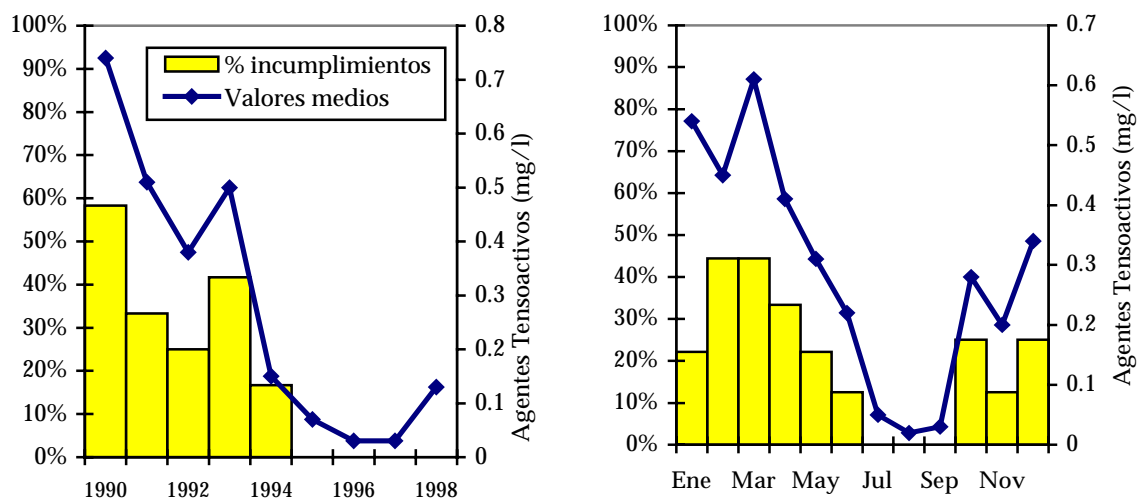


Figura 52. Evolución anual y mensual de la concentración media de agentes tensioactivos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Jarama

- La concentración de Manganeseo supera el 36% de las ocasiones el límite recomendado para riego por la FAO. El valor medio de este parámetro ha sido 0,19 mg/l, siendo 0,20 mg/l el valor límite recomendado por la FAO. Se ha detectado una mejoría en los dos últimos años, no habiéndose detectado en ellos valores superiores al límite recomendado (v. figura).

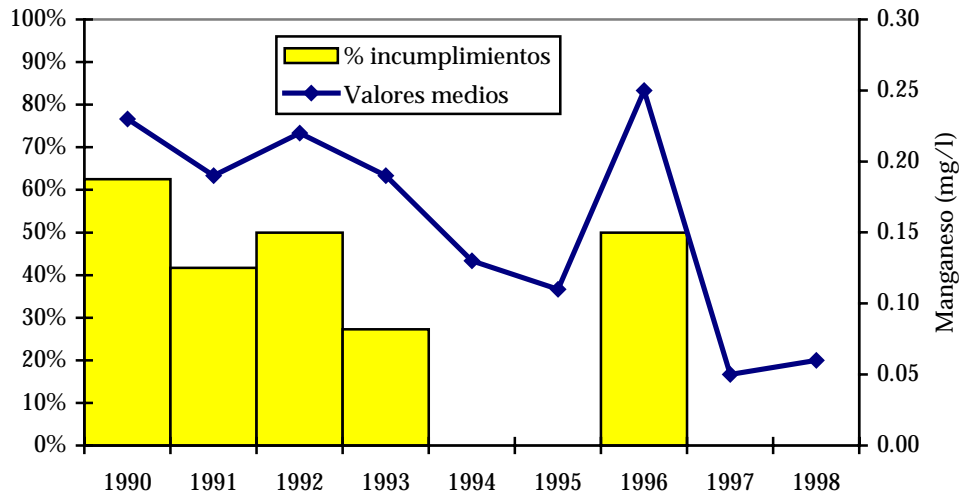


Figura 53. Evolución anual de la concentración media de Manganeso y de incumplimientos de las recomendaciones para aguas de riego por este parámetro en el Jarama

Se debe tener en cuenta que, además de los ya mencionados parámetros microbiológicos, no se han analizado una serie de parámetros recogidos en las normativas de prepotables y vida piscícola, por lo que pudieran existir más parámetros críticos.

En síntesis, a pesar de que en los últimos años se detecta una mejoría en bastantes parámetros, los valores siguen denotando una mala calidad del agua. Tan destacable es el deficiente valor encontrado en muchos de los mismos, como su variabilidad. En la figura siguiente se representan, como ejemplo, los valores analizados durante el periodo de estudio para la DBO₅, Fosfatos y Amonio.

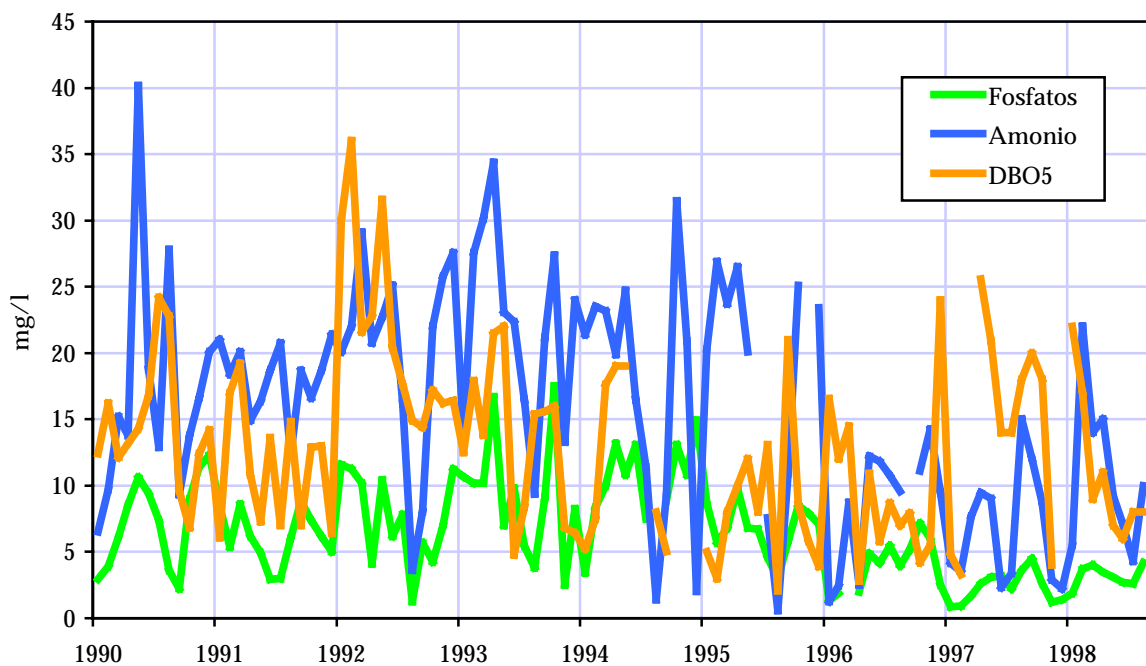


Figura 54. Evolución de la DBO₅, Fosfatos y Amonio en el río Jarama

Se han analizado también las estaciones COCA ubicadas en el río Tajo aguas arriba y aguas abajo de la desembocadura del Jarama (011, Aranjuez, y 339, Puente de la Barca), para valorar el efecto que provocan los aportes de este agua.

En la estación de Aranjuez, ubicada antes de la población y, por tanto, de sus vertidos, la calidad del agua del Tajo se puede calificar como buena, siendo su único problema un contenido elevado de sales, lo que genera incumplimientos por cloruros y, sobre todo, por sulfatos y conductividad.

Sin embargo, a pesar de la distancia existente hasta la estación de Puente de la Barca (antes de la desembocadura del río Algodor) los parámetros de calidad están en el mismo orden de los registrados en el Jarama. El efecto diluyente del Tajo es moderado debido a la relación de caudales y, además, queda amortiguado por los vertidos de Aranjuez.

6.3.4.1.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por la transferencia

El análisis de la calidad del agua del Jarama confirma lo dicho anteriormente: que debido a la gran conurbación de Madrid, este cauce, en su curso bajo, más que un río es un colector de efluentes residuales con un grado de oscilación variable, llegando en determinados momentos a condiciones pésimas. El muy importante esfuerzo realizado en materia de depuración en Madrid ha mejorado sensiblemente las condiciones de calidad de los vertidos del área, generando un efecto de mejora perceptible en los últimos años, pero los efluentes, aún tratados, no pueden llegar a establecer las condiciones de un agua fluvial.

Se puede asegurar, en definitiva, que las aguas en la desembocadura del Jarama no resultan aptas para ningún uso, salvo para el riego y, aún así, con ciertas precauciones.

Su trasvase en el estado actual supondría un enorme impacto sobre el embalse de Bolarque, dado su estado de calidad -que se trata seguidamente-, sobre los caudales del acueducto Tajo-Segura y sobre el curso del río Tajo aguas abajo de Bolarque hasta la confluencia con el Jarama, dado su buen estado de calidad actual. Por otra parte, la calidad en el Tajo a partir de la desembocadura del Jarama mejoraría, puesto que se extraería una parte de este aporte tan cargado para destinarlo al trasvase y otra parte se sometería a una dilución y a un recorrido mayor, por lo que se podrían dar procesos de autodepuración.

En cualquier caso, no parece lógico, en principio, trasvasar un agua de tan mala calidad dado lo limitado de sus posibles usos y el impacto que produciría en las zonas de destino del trasvase, por lo que debería mejorarse su calidad de forma previa a un posible trasvase. Además, deben respetarse los objetivos de calidad establecidos en el Plan Hidrológico de la cuenca del Tajo. Este Plan, para el tramo entre el embalse de Bolarque y Aranjuez, impone unos niveles de calidad A2, Salmonícola y Apto, en función de las normativas de prepotables, vida piscícola y baño, respectivamente.

En circunstancias ordinarias, lo lógico sería depurar los vertidos que estén en origen afectando a la calidad del medio, pero en este caso especial el medio es el propio

vertido de las depuradoras, por lo que resulta difícil, en esta dirección, concebir una mejora. La única opción sería ir a tratamientos más avanzados pero, ni aún así, se podría llegar a niveles aceptables para los diferentes usos, puesto que sobre todo en nutrientes (compuestos del nitrógeno y del fósforo) y en parámetros microbiológicos sería muy difícil cumplir los límites. Por otra parte, se debe tener en cuenta que Madrid cuenta con siete grandes depuradoras de las que actualmente, después del último Plan de Saneamiento, sólo una de ellas (Viveros) se está ampliando con el objetivo de realizar eliminación de nutrientes. Además de esto, se están emprendiendo importantes actuaciones para mejorar en esta dirección, como el planteamiento de las nuevas depuradoras de La Gabia, Culebro I o Culebro II, que incluyen eliminación de nutrientes.

No obstante, la gran concentración urbano-industrial existe y su carga contaminante generada, pese a las siete depuradoras de Madrid más las de Alcalá de Henares (urbana e industrial) y Guadalajara suponen un condicionante inevitable y decisivo para la calidad del río. Pese al máximo rigor y celo que pueda ponerse en la vigilancia de vertidos, el control de la calidad y la explotación del sistema de tratamiento, cualquier incidencia en el funcionamiento (fallo, parada, vertido accidental, rotura, lluvias intensas, etc.) de alguna instalación y el consiguiente vertido directo al río o un efluente menos depurado, aunque sólo sea de una parte del caudal, supone una carga importantísima. De hecho, esto explicaría la variabilidad en los datos de calidad registrados.

La única opción, por tanto, en este caso pasaría –como se indicó– por hacer un tratamiento en origen, previo y específico, de las aguas a trasvasar. Una planta de este tipo sería de difícil diseño y explotación. Por una parte se deben tener en cuenta los condicionantes de la variabilidad de los influentes. Por otra, se deberían reducir los compuestos de nitrógeno y fósforo, no existiendo posibilidad de realizarlo por vía biológica, dado que se trata ya de efluentes depurados que no cuentan con el aporte necesario de materia orgánica fácilmente biodegradable, necesaria para los procesos de desnitrificación y de eliminación biológica del fósforo. En consecuencia, se debería optar por procesos fisicoquímicos con mayor coste de explotación. Además, para cumplir con los objetivos de baño, muy probablemente debería incluirse una desinfección.

6.3.4.2. EMBALSE DE BOLARQUE

El embalse de Bolarque, en cabecera del Tajo, es origen del existente trasvase Tajo-Segura y se emplearía como paso intermedio en los trasvases que tienen su origen en el río Duero y en el Jarama. No es, por tanto, una nueva fuente de recursos origen de transferencias, pero es un importante punto de tránsito y distribución, en el contexto de tales posibles nuevas transferencias.

Los objetivos de calidad establecidos en este embalse y en el tramo del Tajo aguas abajo por el Plan Hidrológico de cuenca, como ya se ha mencionado, son muy estrictos (A2, Salmonícolas y Aptas para el Baño). Ello supone unas limitaciones muy importantes a las posibles transferencias.

6.3.4.2.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para conocer su estado de calidad se cuenta con los datos recogidos en la estación COCA ubicada en el propio embalse (03007), durante el período 1990-1998, así como de estudios concretos de la eutrofización del embalse realizados por el CEDEX (v. figura adjunta).

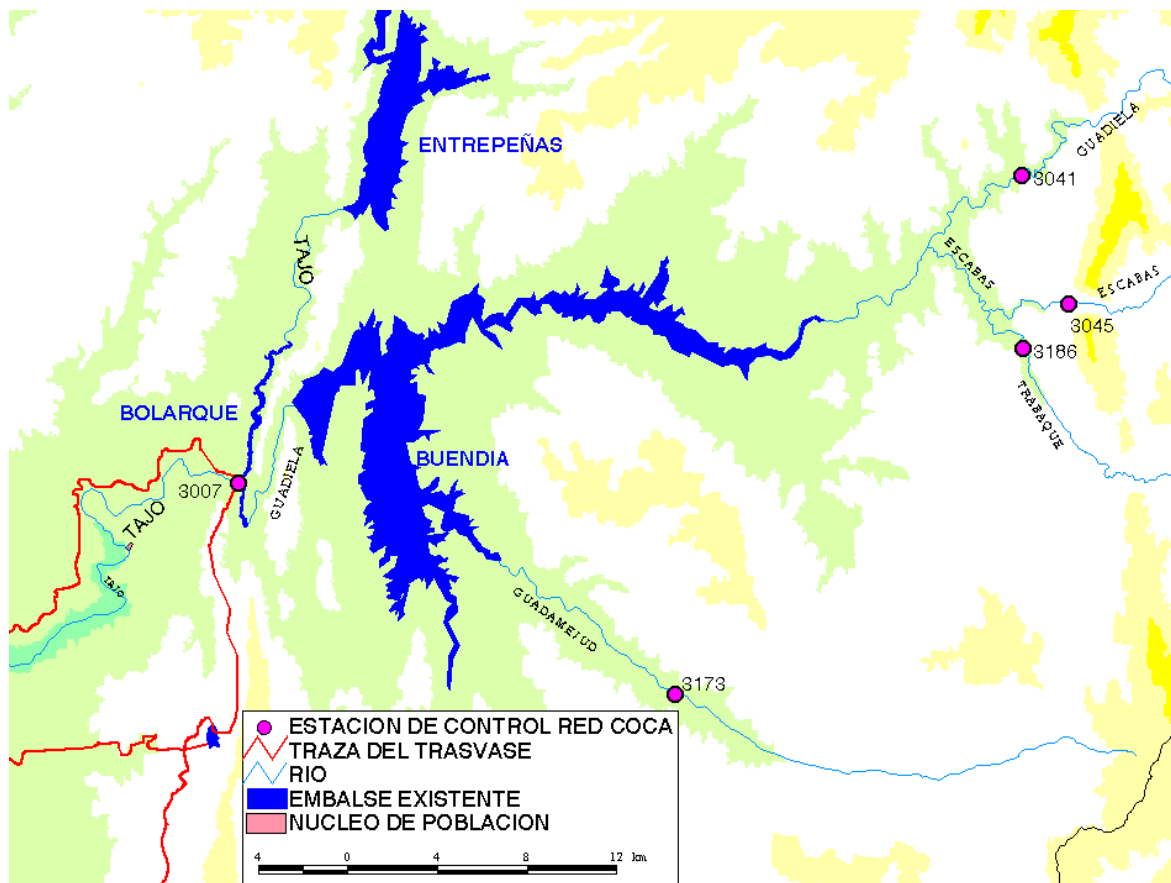


Figura 55. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el embalse de Bolarque

El embalse de Bolarque se sitúa aguas abajo de dos embalses importantes, el de Entrepeñas en el Tajo y el de Buendía en el Guadiela, los cuales se encuentran en un estado de calidad muy bueno. Los tres embalses se han calificado como oligotróficos.

Del análisis de los datos de la red COCA en función del cumplimiento de las normativas de vida piscícola y prepotables se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- Aunque se echan en falta bastantes parámetros por analizar, la calidad del embalse en general se puede catalogar como buena.
- Sólo es destacable el incumplimiento de la normativa de prepotables producido por los Sulfatos (47% de las ocasiones, bajando al 28% en los últimos 5 años). El valor medio durante el período de estudio ha sido de 246 mg/l, siendo el límite de la normativa 250 mg/l (v. figura). Estas sales tienen un origen natural, no antrópico.

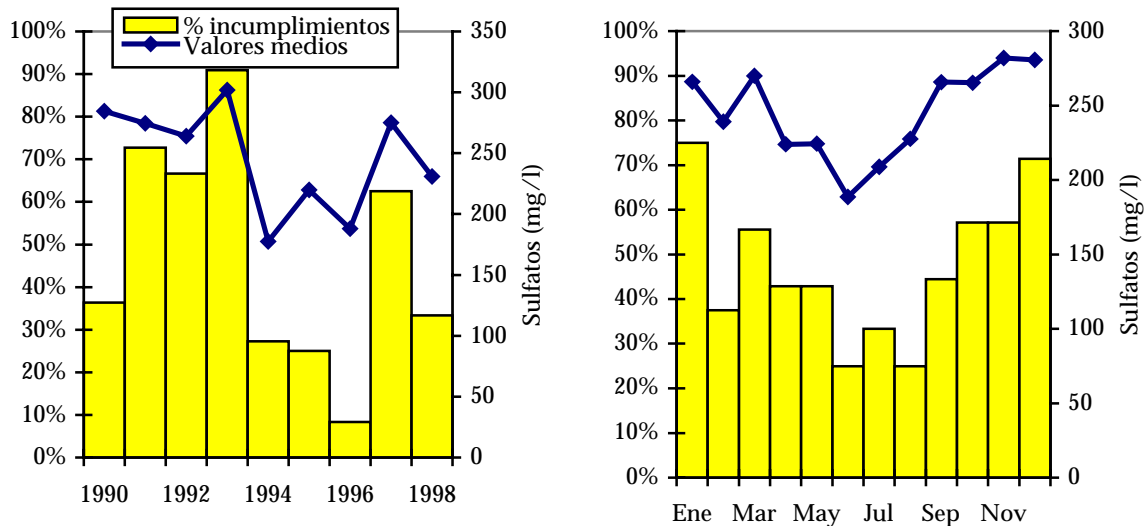


Figura 56. Evolución anual y mensual de la concentración media de Sulfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Tajo en el embalse de Bolarque

- Los Cloruros, sin embargo, son bajos, muy alejados de los límites de cumplimiento de la normativa (siempre por debajo de 40 mg/l, con un valor medio de 26 mg/l), llegando el mayor aporte desde Entrepeñas en el Tajo. La Conductividad prácticamente siempre se mantiene por debajo de 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y presenta un valor medio de 695 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Del análisis de los datos de calidad de las estaciones de la red COCA ubicadas aguas arriba del embalse de Bolarque (005, en el Embalse de Entrepeñas, y 041, 045, 173 y 186, en la cuenca del Guadiela) se deduce que los Cloruros son aportados principalmente por el propio Tajo, mientras que los Sulfatos se encuentran en concentraciones más elevadas en la cuenca del Guadiela, sobre todo en los tributarios de la zona sur del embalse de Buendía.
- En tres ocasiones se han encontrado valores de Nitritos que incumplían la normativa de vida piscícola, pero dos de ellos corresponden a 1990, y otros compuestos del Nitrógeno se encuentran siempre en niveles bajos, sin acercarse a los límites de incumplimiento, por lo que no parece que exista un problema en este sentido.

En conclusión, el estado de calidad del embalse de Bolarque se puede catalogar como muy bueno, salvo por la existencia de concentraciones ligeramente elevadas de sulfatos de origen natural.

6.3.4.2.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

Si se produce el aporte de las aguas del alto Duero, de buena calidad, en principio cabe suponer que no afectaría a los posibles usos del recurso. Aunque la química del agua se vería afectada por la menor presencia de sales y, sobre todo, de sulfatos en el Duero, la mezcla de aguas resultante sería en todo caso de muy buena calidad.

En cuanto al bajo Duero, las aguas del embalse de Villalcampo, de llegar en su estado actual, podrían afectar al embalse de Bolarque fundamentalmente en su estado trófico, por el aporte de nutrientes que supone, aunque este efecto es de difícil cuantificación. Como ya se comentó, muy probablemente, el contenido en nutrientes disminuirá a corto plazo, debido a las importantes instalaciones de depuración recientemente terminadas o actualmente en construcción en la cuenca del Duero.

La carga de sales en este punto del Duero es sólo ligeramente más elevada que aguas arriba, por lo que la diferencia con Bolarque sigue existiendo. La concentración de Cloruros de Bolarque es muy similar a la del Bajo Duero, pero duplica la del Alto Duero. La concentración de Sulfatos de Bolarque triplica las concentraciones del Duero.

Finalmente, en cuanto al Jarama, la aportación de sus aguas al embalse de Bolarque perjudicaría gravemente su calidad y provocaría el incumplimiento de los objetivos de calidad impuestos por el Plan Hidrológico de la cuenca del Tajo. Con gran probabilidad, esto sería así incluso si se abordase una depuración complementaria en las depuradoras de Madrid, por lo que sería necesario un tratamiento específico de las aguas transferidas.

Por otra parte, el contenido en sales en el Jarama es considerablemente más elevado que en Bolarque. Así, la concentración media de Sulfatos es un 50% más elevada, los Cloruros son cuatro veces superiores y la conductividad es un 85% más elevada. En la tabla adjunta se reflejan los valores de los iones disueltos más importantes así como aquellas variables que definen las características químicas del agua.

	Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	PH	Dureza mg/l	Sulfatos mg/l	Cloruros mg/l	Bicarbonatos mg/l	Calcio mg/l	Magnesio mg/l	Sodio mg/l
Bolarque	695	7,75	411	246	26	161	124	35	14
Alto Duero	369	8,02	170	28	14	131	59	6	6
Bajo Duero	417	7,97	171	51	25	121	51	11	17
Jarama	1.279	7,41	521	370	112	233	133	44	103
Tiétar	105	7,06	36	13	9	32	9	4	8

Tabla 7. Características químicas del agua en el embalse de Bolarque y en los posibles orígenes de transferencias que le afectarían

En esta tabla se han incluido también las características de las aguas del Tiétar, puesto que uno de los destinos de sus aguas sería conectar con el ATS.

Como ya se ha comentado, en general, un aporte superior de sales limita más los posibles usos y es de más difícil solución que el caso contrario, puesto que éste se puede solucionar simplemente con la mezcla de aguas en la zona receptora.

El caso de las aguas del Tiétar es singular por su escasa mineralización. La mezcla con las aguas del ATS disminuiría el ya bajo contenido en sales de sus aguas. Actualmente existe mucha diferencia en mineralización con las aguas del río Segura, por lo que una disminución de las mismas acentuaría esta diferencia.

Respecto al contenido de nutrientes es importante destacar la elevada renovación de Bolarque, puesto que para analizar la eutrofización no debe tenerse en cuenta sólo la concentración de nutrientes sino también el tiempo de permanencia del agua en el

embalse. El volumen de agua que pasa por el mismo está en torno a 1.000 hm³/año, siendo su capacidad de unos 30 hm³. Esto supone una media de aproximadamente 3 renovaciones/mes, de modo que una renovación tan rápida disminuiría el riesgo de eutrofización.

Además, suponiendo una cierta relación de dilución (caudal circulante por el Tajo en Bolarque respecto al caudal de la posible transferencia) podría estimarse la concentración final de determinados parámetros en el agua de Bolarque en función de su concentración inicial en el embalse y lo que le añadiría la transferencia.

En la posible transferencia desde el Bajo Duero, suponiendo una relación de dilución 10:1, y puesto que la concentración media de Fosfatos en todo el periodo de estudio (1990-1997) es de 0,48 mg/l, en el embalse de Bolarque pasaría a ser, una vez realizada la transferencia, de 0,051 mg/l (la concentración de este parámetro es 0,003 mg/l en el Tajo en Bolarque + 0,048 mg/l en el agua del Bajo Duero aplicado el factor de dilución), por tanto cabría esperar que no afectase negativamente a la calidad del agua dada su baja concentración. Además, dista mucho del límite impuesto por la normativa de prepotables (0,7 mg/l para A2). Igualmente ocurriría con el Fósforo Total, que en el Bajo Duero en todo el periodo de estudio presenta una concentración media de 0,22 mg/l y pasaría a 0,037 mg/l tras la transferencia al embalse de Bolarque (0,022 mg/l en el bajo Duero aplicado el factor de dilución + 0,015 mg/l del agua del Tajo en Bolarque). Esta concentración es también muy baja, y está igualmente lejos del límite impuesto por la normativa de peces para aguas salmonícolas (0,2 mg/l).

Sin embargo, de realizar la transferencia desde el Jarama en desembocadura la situación sería muy diferente, puesto que las concentraciones en este río son mucho más elevadas. Así, en el caso de los Fosfatos la concentración media en todo el periodo de estudio (1990-1998) es de 6,43 mg/l, pasando a ser en Bolarque de 0,65 mg/l (0,643 mg/l aportados por el Jarama aplicado el factor de dilución + 0,003 mg/l del agua del Tajo en Bolarque), excesivamente próxima al límite de 0,7 mg/l impuesto por la normativa de prepotables para el nivel de calidad A2. Del mismo modo el Fósforo Total, que en el Jarama alcanza concentraciones de 2,06 mg/l, pasaría a ser en las aguas de Bolarque tras la posible transferencia de 0,23 mg/l (0,21 mg/l aplicado el factor de dilución + 0,015 mg/l del agua del Tajo en Bolarque), sobrepasando el límite de 0,2 mg/l impuesto para las aguas salmonícolas.

Además, de cara a los efectos concretos sobre la calidad del agua en el embalse de Bolarque como consecuencia de la posible transferencia desde el bajo Duero, sus aguas podrían alcanzar el grado de eutrofia (la concentración de Fósforo para aguas eutróficas está entre 0,035 y 0,1 mg/l, según la OCDE, 1982, siendo 0,037 mg/l la estimación obtenida en este caso), aunque dado el bajo tiempo de retención del agua en el embalse tal vez no se alterarían notablemente otros parámetros fisicoquímicos y biológicos importantes de cara a la calidad de las aguas embalsadas. Sin embargo, en la posible transferencia desde el Jarama, las aguas presentarían graves problemas de eutrofización, puesto que, también según la OCDE (1982), concentraciones de Fósforo en el agua de los embalses por encima de 0,1 mg/l (y en este supuesto alcanzaría más del doble de dicho límite) se corresponden con embalses hipereutróficos. No es preciso mencionar aquí las graves consecuencias que tendría

sobre los parámetros fisicoquímicos y biológicos un grado de eutrofia tan elevado, aún considerando un bajo tiempo de retención.

Si consideramos el modelo propuesto en OCDE (1982) para analizar la relación entre la concentración media de Fósforo y el tiempo de residencia del agua, en el supuesto de la transferencia desde el bajo Duero, el agua del embalse de Bolarque se esperaría que fuera eutrófica. Si se realizara la transferencia desde el Jarama, aplicando este mismo modelo, el grado trófico estimado sería hipertrófico.

Finalmente, habría que considerar el efecto que estas aguas tendrían al alcanzar, mediante el trasvase Tajo-Segura, el embalse de Alarcón. Se repetirían los efectos comentados anteriormente para las soluciones del bajo Duero y el Jarama, aunque en menor medida a causa de la dilución de las aguas del ATS con las del embalse de Alarcón. Así, sería lo más probable que, tras la dilución en Bolarque y la propia dilución de Alarcón, los efectos de los nutrientes en la posible transferencia desde el bajo Duero fueran imperceptibles. Por el contrario, la concentración de Fósforo en el Jarama es tal que, tras dejar Bolarque en un estado de hipertrofia, todavía podría generar la eutrofización de las aguas de Alarcón.

Por tanto, al comparar los efectos causados por la concentración del Fósforo, principal causante de la eutrofización del agua de los embalses, se observan los leves efectos que traería como consecuencia la transferencia de aguas procedentes del bajo Duero frente a los riesgos evidentes de una transferencia de aguas desde el Jarama en su desembocadura.

6.3.4.3. TAJO EN TOLEDO

La toma del posible trasvase se ubicaría a unos 5 km aguas abajo de la ciudad de Toledo y los posibles destinos inmediatos de la transferencia serían las Tablas de Daimiel y el acuífero de la Mancha Occidental, sin perjuicio de otras posibles conexiones hacia Albacete o hacia aguas abajo, alcanzando al ATS.

Como paso intermedio y sirviendo, además, de regulación de los posibles usos se emplearía el embalse de Finisterre en la cuenca del Tajo. Este embalse permanece en la actualidad vacío la mayor parte del año.

El Tajo, a la altura de Toledo denota todavía la influencia de los vertidos de Madrid a través del Jarama, así como los de Aranjuez. A ello hay que sumar los propios vertidos de la ciudad y polígono industrial de Toledo que, aunque depurados, se encuentran muy cercanos a la posible captación para el trasvase. Con estos condicionantes, el estado de calidad no puede ser muy bueno, por bien que se depuren los vertidos de la zona.

6.3.4.3.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para conocer el estado de calidad de esta zona se cuenta con los datos recogidos por la red COCA en las estaciones de Toledo (03014) y el Embalse de Castrejón (03151), ubicadas respectivamente aguas arriba y abajo de la posible toma.

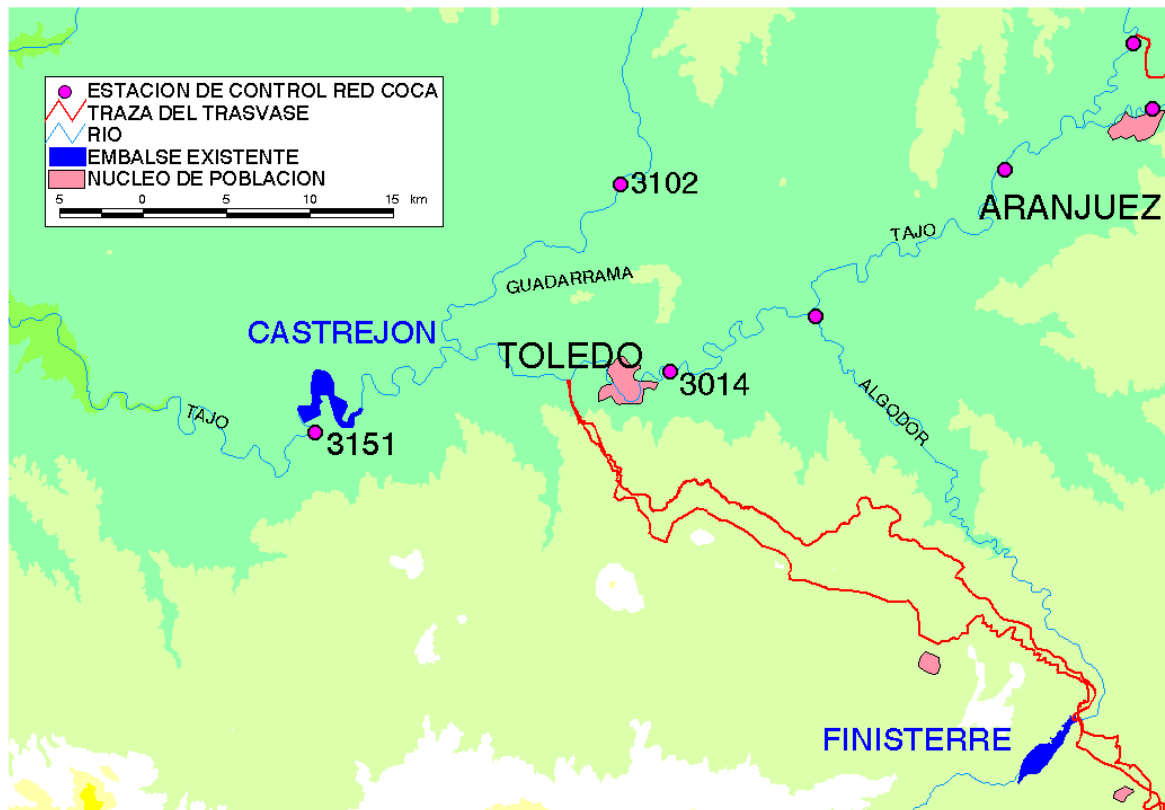


Figura 57. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el Tajo en Toledo

Entre el punto de toma del trasvase y el embalse de Castrejón desemboca el río Guadarrama, por lo que quizás esta estación sea menos representativa, aunque la aportación del Guadarrama es reducida, debido al consumo de gran parte de sus recursos por Madrid.

En la estación de Toledo se ha analizado el período 1990-1998, pero en el embalse de Castrejón sólo se cuenta con datos anteriores a 1994, por lo que en el mismo se ha analizado el período 1990-1994.

Del análisis de los datos en la estación de Toledo se puede deducir lo siguiente:

- El estado de calidad del Tajo en Toledo es deficiente, con un incumplimiento generalizado de las normativas de prepotables y vida piscícola por multitud de parámetros. Se ve alterado tanto por salinidad natural como por vertidos orgánicos.
- De entre los parámetros críticos se pueden destacar, por alcanzar un porcentaje de incumplimientos superior al 60%, respecto a alguna de las normativas, los siguientes: DBO₅, Nitrógeno Kjeldahl, Amonio, Nitrito, Fosfatos, Fósforo Total, Sulfatos y Conductividad.
- Con porcentajes superiores al 5% se detectan otros cinco parámetros: Materia en Suspensión, DQO, Cloruros, Temperatura y Coliformes Totales.
- La DBO tiene un valor medio de 9 mg/l sin una tendencia clara a lo largo del tiempo. Estacionalmente parece que los peores momentos se presentan entre mayo y agosto. Su variabilidad es grande, presentando valores menores de 1

mg/l y mayores de 25 mg/l. El oxígeno disuelto, sin embargo, no presenta incumplimientos por concentración ni por porcentaje de saturación, lo que denota que la capacidad de reoxigenación del río supera la demanda de oxígeno por los vertidos en el mismo.

- El Amonio alcanza un valor medio de 7,6 mg/l (muy superior a los límites de las normativas). Del mismo orden es el N-Kjeldahl. También presenta valores muy elevados el Nitrito (0,29 mg/l), mientras el Nitrato resulta muy bajo (8,6 mg/l). Aunque la relación entre compuestos reducidos y oxidados es muy extrema, no lo es tanto como sucedía en el Jarama. La evolución temporal es muy similar a la del Jarama.
- Los Fosfatos y Fósforo Total incumplen en la práctica totalidad de los análisis realizados, con valores medios de 4 y 1,5 mg/l, respectivamente.

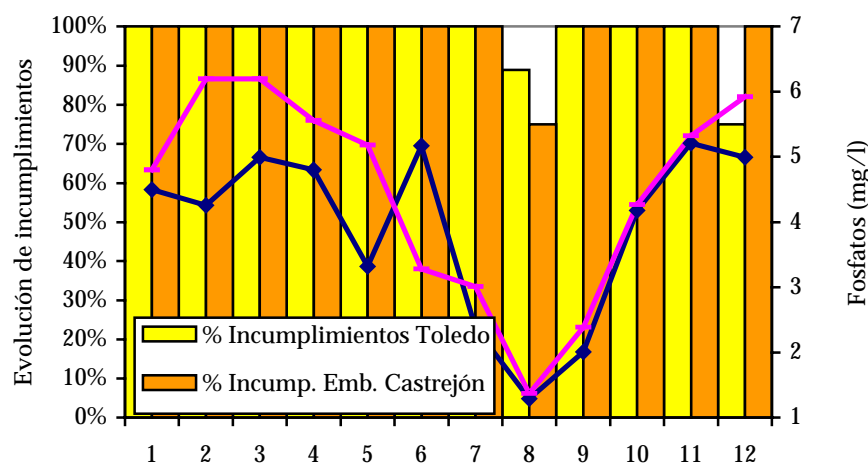


Figura 58. Evolución mensual de la concentración media de Fosfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Tajo en Toledo y en el embalse de Castrejón

- Los valores de Sulfatos en el Tajo, que eran muy elevados antes del Jarama (660 mg/l de media), se diluyen tras la desembocadura de este río, menos salino (370 mg/l de Sulfato) y con más caudal, situándose antes del río Algodor en valores de 490 mg/l. La entrada del Algodor y su recarga posterior vuelve a elevar su contenido a 530 mg/l en Toledo. La Conductividad sigue la misma evolución espacial, con un valor medio de 1.540 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Toledo. Respecto a sus evoluciones temporales, están muy relacionadas con las del Jarama.
- El contenido en Manganeso supera el 10,7% de las ocasiones el valor límite recomendado por la FAO para el riego. De la misma forma, los valores de pH exceden el límite superior recomendado en las restricciones de uso en un 6% de las ocasiones.

En el río Guadarrama la situación en cuanto a su contaminación es, incluso, peor que la del Tajo en esta estación, pero el contenido en sales (tanto cloruros como sulfatos) es mucho menor. En el embalse de Castrejón la situación es la siguiente:

- Los valores de Fosfatos superan los límites de las normativas el 100% de los casos, siendo su valor medio 4,6 mg/l. Presentan una evolución estacional clara, con disminución de sus valores en primavera y verano.
- El Nitrito, aunque sólo ha sido analizado en siete ocasiones, supera en el 100% el límite de la normativa de vida piscícola, siendo su valor medio 0,7 mg/l. Con un porcentaje superior al 75% de incumplimientos de ambas normativas se encuentra el Amonio. Su valor medio ha sido 8,3 mg/l con una tendencia a empeorar en los cuatro años de estudio. En primavera y verano disminuyen los valores.
- Sulfatos y Conductividad incumplen en un 96% la normativa de prepotables.
- En el Embalse de Castrejón, la concentración de Cloruros disminuye, no produciéndose en el mismo incumplimientos de la normativa de prepotables. Aunque también se produce una disminución de Sulfatos (media de 490 mg/l), gracias al Guadarrama (80 mg/l), esta no es suficiente, por lo que los incumplimientos en este parámetro son muy similares a los de Toledo y prácticamente constantes.
- La Conductividad, con un valor medio de 1.360 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se incumple incluso en mayor porcentaje en el embalse de Castrejón, debido a que las características en Toledo son más variables, aunque en ambas estaciones el incumplimiento es prácticamente constante. Las evoluciones temporales de Sulfatos y Conductividad son muy semejantes, siendo los valores más elevados en los meses de verano.
- La DBO_5 , con un valor medio de 7,6 mg/l, incumple ambas normativas en un porcentaje superior al 40%. Es muy variable, no existiendo tendencias temporales ni estacionales.
- El contenido en Manganeseo supera el límite de la recomendación FAO el 12% de las ocasiones, siendo su valor medio 0,11 mg/l.
- En el embalse de Castrejón existe un número menor de parámetros críticos que en Toledo, pero debe tenerse en cuenta que no se han analizado 14 parámetros, entre ellos ningún microbiológico. En cualquier caso se detectan también efectos de contaminación orgánica y de sales de origen natural.
- En general se puede decir que todos los parámetros de calidad presentan aquí peores valores que en Toledo, salvo el contenido en sales, debido a la ligera dilución que aporta el Guadarrama. Es necesario destacar, no obstante, que en el resto de las estaciones analizadas en el Tajo, a partir del Jarama, se detecta una ligera mejoría en los últimos años que ha rebajado los valores medios. En el embalse de Castrejón, al no contarse con los datos de estos años, puede haber dado unos valores medios más altos.

Teniendo en cuenta los datos analizados se puede concluir que el estado de la calidad del agua en el Tajo a la altura de Toledo es deficiente y con condiciones muy variables.

Comparativamente con el Jarama, aunque también muy afectado por vertidos, se puede decir que es un medio mejor. Esto se puede apreciar en concentraciones de oxígeno más elevadas y relaciones entre compuestos reducidos y oxidados no tan extremas.

6.3.4.3.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

Del análisis realizado se puede concluir que la utilización de agua con las características del Tajo en Toledo se ve muy limitada para cualquier uso distinto del riego. Aquí llega todavía la influencia de Madrid y se ve agravada por los propios vertidos de la ciudad de Toledo. El contenido en materia orgánica y nutrientes es muy elevado, estando el embalse de Castrejón, en consecuencia, eutrófico.

Se debe destacar que Toledo actualmente cuenta con dos depuradoras, una de aguas urbanas y otra de industriales, por lo que, como se apuntó en el caso de Madrid, mejoras sustanciales en la calidad son en principio difíciles de alcanzar.

Los condicionantes de la calidad del agua transferida son, por una parte, no afectar a la calidad de los elementos que atraviese en su recorrido hasta los puntos de destino y, por otra, no afectar a los usos del agua en destino.

En este sentido, el aporte de aguas de estas características puede afectar en mayor o menor grado a su destino dependiendo de la alternativa por la que se opte para llevar las aguas a la cuenca del Guadiana, o, en su caso, la posible llegada hasta el ATS y sus usos aguas abajo, en el Segura y Almería.

Si el destino son las Tablas de Daimiel, dejando las aguas en la divisoria de la cuenca, en un afluente del río Cigüela, se debe considerar que el agua, en su mayor parte, va a llegar a las Tablas de Daimiel y que, de allí o en su discurrir por el río, se va a infiltrar en el acuífero.

Las Tablas de Daimiel se encuentran en un estado de calidad y de cantidad que dista mucho de ser el original, en su estado natural. Es evidente que el aporte de agua que en su caso se haga, debe evitar contribuir al empeoramiento de su calidad.

Puesto que el agua se encuentra embalsada actualmente en el Parque Nacional, se debe evitar la aportación de nutrientes, sobre todo fósforo, que contribuyan a su eutrofización. Las condiciones de eutrofización, además, provocarían que existiera un porcentaje importante de compuestos de nitrógeno en estados reducidos (Amonio o Nitrito) con lo que se estaría afectando a la vida piscícola.

Por otra parte, las aguas del acuífero de la Mancha Occidental presentan las características típicas de un acuífero sobreexplotado en zona de riegos, con una mineralización progresiva y recarga de nitratos. Los niveles de este compuesto provocan que en muchas zonas se superen los límites impuestos por la normativa de prepotables.

De la misma forma en que sucede con las Tablas de Daimiel, el aporte de agua que se haga para aliviar la sobreexplotación del acuífero y recuperar los niveles

originales, no puede contribuir al deterioro del mismo. Es más, lo ideal sería aportar aguas poco salinas y sin contenidos en compuestos del nitrógeno para disminuir cuanto antes las elevadas concentraciones que se han registrado.

En consecuencia, de optar por este destino, sería necesario tratar el agua con objeto de disminuir la carga orgánica y el contenido en Fósforo (para evitar la degeneración y eutrofización de las Tablas), así como limitar los compuestos de nitrógeno para no recargar el acuífero de nitratos.

En el caso de llevar las aguas directamente a su uso en agricultura, la eliminación de nutrientes no sería necesaria. Por el contrario, es un aporte beneficioso que reduciría los gastos del agricultor en aportación de abonos. La recarga del acuífero con nitratos no sería mayor que la que aportara el propio riego.

Los condicionantes más importantes en este caso serían de tipo sanitario y las posibles necesidades de tratamiento podrían afectar a los sólidos en suspensión, materia orgánica y, fundamentalmente, microorganismos. Esta necesidad está estrechamente ligada al tipo de cultivo (consumo en crudo o no) y al sistema de riego (aspersión o inundación).

La estancia del agua en el embalse de Finisterre, con un elevado tiempo de retención, previsiblemente aportará una reducción importante en los parámetros, incluidos los microbiológicos por el efecto de la decantación, la depredación y la acción bactericida de la luz ultra violeta. Por otra parte, el previsible estado eutrófico del embalse puede producir que las condiciones no sean tan adversas para este tipo de microorganismos y su reducción no sea suficiente. En consecuencia, resulta difícil determinar a priori si existe la necesidad de una desinfección de las aguas.

En cuanto a la última posibilidad, de alcanzar el ATS y llegar desde allí a la cuenca del Segura, ello supondría que el trasvase discurriría por cauces artificiales hasta alcanzar el embalse de Talave. Posteriormente pasaría por el río Mundo hasta su confluencia con el Segura.

Hay que tener presente que las aguas derivadas desde Toledo, en el caso de que se materialice finalmente esta alternativa, se mezclarían en el Talave con las procedentes de la cabecera del Tajo, de mucho mejor calidad, así como con las propias del río Mundo. Por tanto, la mezcla que circulará por los ríos Mundo y Segura tendrá mejores características que la trasvasada desde Toledo. Este aporte desde Toledo empeoraría, en cualquier circunstancia, la calidad de la mezcla, lo que parece desaconsejar tal posibilidad. En todo caso, cabe recordar que respecto a los objetivos de calidad a mantener en destino, los establecidos para el río Mundo en el Plan de cuenca del Segura, en los tramos afectados por esta transferencia son menos estrictos que en otros casos, siendo el condicionante esencial no empeorar el estado trófico del embalse de Talave (mesotrófico). Sin embargo, en el embalse de Talave existe una captación para abastecimiento calificada como A2 y este objetivo de calidad, que actualmente se cumple, debería ser mantenido.

En resumen, los parámetros más críticos que se encuentran en el Tajo en Toledo y que pudieran afectar a estos objetivos de calidad son los Fosfatos, Amonio, DBO, Conductividad y Sulfatos. En este caso, al contrario de lo que sucede cuando se pasa

por el embalse de Bolarque o de Alarcón no existen objetivos de baño que puedan requerir una desinfección previa.

Por otra parte, el largo recorrido efectuado por las aguas antes de llegar a Talave seguramente generará una modificación en estas características. La estancia del agua en el embalse de Finisterre, aportará una reducción en los parámetros, como Sólidos en Suspensión, DBO, nutrientes. Incluso los microbiológicos previsiblemente se verán reducidos por el efecto de la decantación, la depredación y la acción bactericida de la luz ultra violeta, tanto más importante cuanto mayor sea el tiempo de retención. Sin embargo, el previsible estado eutrófico del embalse puede producir que las condiciones no sean tan adversas para este tipo de microorganismos y su reducción no sea excesiva. Posteriormente discurren en canal unos 260 km antes de llegar a Talave por lo que se puede seguir produciendo una autodepuración.

Teniendo en cuenta todo lo visto se estima que, a pesar de la posible reducción que se pudiera producir, como mínimo, sería necesario tratar el agua en origen con objeto de disminuir el contenido en Fósforo. Este tratamiento generaría también una reducción de la carga orgánica.

El Amonio es de esperar que pueda oxidarse en cierta medida a lo largo del trasvase y al llegar a Talave, donde por mezcla, mejorará la calidad de las aguas, por lo que no sería necesario incluir una nitrificación.

Lo que puede llegar a ser un importante problema es el elevado contenido en sulfatos del Tajo en Toledo. Dependiendo de cómo se regulen los trasvases y de dónde estén llegando en cada momento los aportes a Talave, se pueden producir oscilaciones importantes en la salinidad del agua, llegando a superarse los límites impuestos por la normativa de aguas para abastecimiento. Existe una gran diferencia en contenido de sales con respecto a los aportes tradicionales del A.T.S., lo que, si no se tiene en cuenta manteniendo una mezcla adecuada en Talave, puede llegar a generar alguna alteración en algún otro uso posterior de estas aguas.

Caso de ser necesaria la desinfección para los usos finales, a pesar de las reducciones previsibles en el trasvase, podrá ser asumida por los consumidores puesto que las plantas de tratamiento de aguas potables ya existentes deben contar con sistemas de desinfección.

6.3.4.4. TAJO EN AZUTÁN

La toma del posible trasvase se ubicaría en el embalse de Azután, localizado en el Tajo, aguas abajo de Talavera de la Reina y de la confluencia con el Río Alberche.

El destino de la transferencia podría ser el ATS, con el que se enlazaría a la altura de La Roda, es decir, aguas abajo del embalse de Alarcón y aguas arriba del de Talave. El uso de las aguas trasvasadas puede ser, por consiguiente, tanto el abastecimiento como el riego. También podría ser el embalse de Cijara en el Guadiana. Las aguas mezcladas pasan por el embalse García de Sola para, posteriormente, ser desviadas desde el embalse de Orellana al embalse del Zújar (en el río Zújar). De aquí, nuevamente mezclado, podría llevarse al río Guadiato en la Cuenca del Guadalquivir.

6.3.4.4.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para el conocimiento del estado de calidad del embalse de Azután se cuenta con la estación de la red COCA ubicada en Talavera de la Reina (03015), para la que se ha estudiado el período 1990-1998. Esta estación se ubica aguas abajo de la desembocadura del río Alberche por lo que es representativa del estado de calidad de las aguas del embalse de Azután. Además, se cuenta con el estudio del estado trófico del propio embalse realizado por el CEDEX.



Figura 59. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el embalse de Azután

Del análisis de los datos y su valoración en función de las normativas de prepotables y vida piscícola, así como de las recomendaciones para riego de la FAO, se pueden extraer los siguientes resultados:

- La DBO y DQO superan los límites establecidos en ambas normativas en más de un 40% de las ocasiones. La DBO₅ tiene un valor medio de 7,7 mg/l y la DQO de 30 mg/l, pero presentan importantes oscilaciones en sus valores. Parece que existe cierta estacionalidad, produciéndose los peores valores entre marzo y agosto.
- La Materia en Suspensión supera el 33% de las ocasiones el límite de la normativa de vida piscícola. Los valores de este parámetro han sufrido un importante incremento en los últimos años. Así, de los valores en torno a 9 mg/l que se encontraban hasta 1994, se ha llegado en 1996 a una media de 49 mg/l. En los últimos cinco años el porcentaje de incumplimientos ha sido del 63%.

- Los parámetros microbiológicos superan el límite de la normativa de prepotables un 20% de las ocasiones.
- El Amonio supera el límite de prepotables el 25,2% de las ocasiones y el de vida piscícola, el 45,6%. Presenta una evolución temporal clara, aumentando hasta 5,5 mg/l de media en el 92, para disminuir de forma continuada en años posteriores, llegando en 1998 a una media de 0,3 mg/l y sin incumplimientos por este parámetro. Estacionalmente también presenta una evolución clara alcanzándose los menores valores en primavera y verano. Para el Nitrito sólo se cuenta con datos a partir de 1994, superándose el límite de vida piscícola el 57,4% de las ocasiones y alcanzándose un valor medio de 0,13 mg/l.
- El Fósforo Total y los Fosfatos superan los límites en más de un 84% de las ocasiones. Sus valores medios han sido 1,02 y 2,7 mg/l, aunque del Fósforo Total no se tienen datos entre 1991 y 1993. Los fosfatos han sufrido una evolución temporal clara, aumentando los valores hasta 1992 (4,7 mg/l de media), para disminuir progresivamente a partir de entonces (0,93 mg/l en 1998, v. figura adjunta). Estacionalmente parece que los menores valores se encuentran entre junio y octubre. El Fósforo Total parece que sigue la misma tendencia temporal pero no así la estacional.

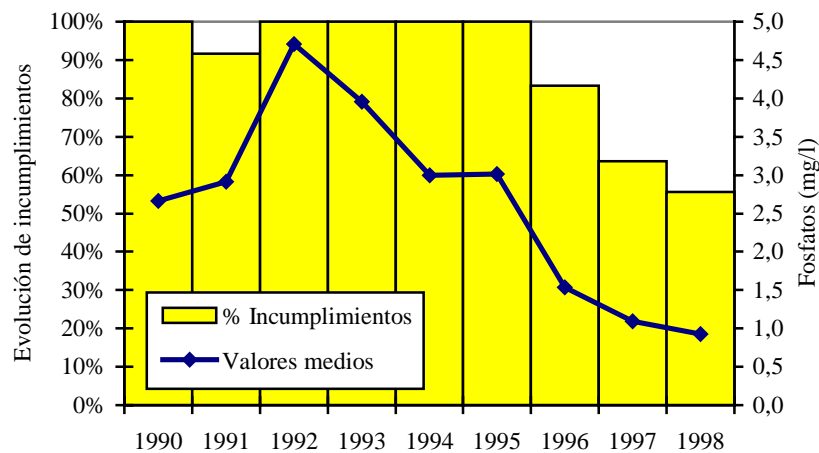


Figura 60. Evolución anual de la concentración media de Fosfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Tajo en Talavera de la Reina

- Los límites de la normativa de prepotables se ven superados en un 79,6% por los Sulfatos y en un 72,8% por la Conductividad. El valor medio de los sulfatos desciende, con respecto al valor encontrado en el embalse de Castrejón, a 393 mg/l, gracias a la entrada del río Alberche con tan solo 16 mg/l. Lo mismo sucede con la Conductividad, situándose en valores en torno a 1.220 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las evoluciones temporales y estacionales de la Conductividad son muy semejantes a las del río Jarama y el Tajo en Toledo. A lo largo de los años aumenta hasta el 95, disminuyendo radicalmente en el 96 para volver a aumentar en años posteriores; estacionalmente, los valores más elevados se dan en la época estival.

- Es destacable el comportamiento del pH que, aunque no supera los límites de las normativas en más de un 5%, oscila entre valores de 6,7 y 9,3. En consecuencia, supera el límite de las recomendaciones para riego en un 17,5 %. Esto, quizás, es debido a la entrada del río Alberche, muy poco cargado en sales y en consecuencia de pH muy variable. Puesto que la estación de Talavera no se encuentra en el propio embalse sino justo aguas arriba, se nota más la influencia del río Alberche en un momento determinado. En cualquier caso, parece lógico pensar que en el embalse el pH no sufrirá estas oscilaciones.
- El límite impuesto por la normativa de prepotables para el Mercurio se supera en un 7,5% de las ocasiones. De los siete valores que superaron el límite, seis de ellos se midieron en los años 1994 y 1995.
- El Manganeseo supera el 40% de las ocasiones el valor recomendado en las recomendaciones para riego, alcanzando un valor medio de 0,24 mg/l.

En definitiva, valorando los anteriores resultados, el estado de calidad del río Tajo a su paso por Talavera se puede calificar como no satisfactorio, a pesar del efecto diluyente del río Alberche, estando claramente influido por la existencia de vertidos. Se detecta una mejoría a lo largo de los años en algunos parámetros como los nutrientes, aunque un empeoramiento en otros como la Materia en Suspensión.

La importante carga de nutrientes provoca que el embalse de Azután esté eutrófico.

6.3.4.4.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por la transferencia

A pesar de que se ha detectado una tendencia a la mejoría en muchos parámetros en los últimos años, el estado de calidad de las aguas del Tajo en Talavera no es aún satisfactorio. Presenta alteraciones en su calidad de toda índole, con valores elevados de muchos parámetros y con grandes oscilaciones de los mismos.

Comparativamente se puede decir que el agua aquí se encuentra en mejor estado que en Toledo y, por supuesto, que en Jarama, pero sigue sin ser apta para abastecimiento o vida piscícola.

El contenido en Cloruros y Sulfatos y, por consiguiente, la Conductividad son mucho más bajos en este punto que en Toledo, debido a los aportes del río Alberche. Además, en el río Alberche, aunque se detectan efectos de contaminación orgánica, los niveles son muy bajos en comparación con el Tajo, por lo que produce un beneficioso efecto de dilución.

La depuradora de Talavera de la Reina es de muy reciente construcción, y dado que los datos analizados corresponden a un momento en el que la misma no existía, pueden estarse produciendo ya mejoras a la calidad descrita, con un diagnóstico mejor que el que aquí se expone.

Atendiendo a las mismas consideraciones que en la derivación del Tajo en Toledo, los condicionantes esenciales son no empeorar el estado trófico del embalse de

Talave y mantener una calidad A2, si bien, como ya se ha señalado, la calidad del agua en origen es algo mejor en Azután.

Al igual que en el caso de Toledo se prevé un embalse regulador intermedio, el de Uso de nueva construcción, que provocará una reducción en los parámetros, incluidos los microbiológicos, tanto más importante cuanto mayor sea el tiempo de retención. Sin embargo, el agua trasvasada, con un importante contenido en nutrientes, representa una parte muy significativa de la aportación total, por lo que, probablemente, acabará existiendo un estado eutrófico en el embalse de Uso.

El recorrido del agua antes de su llegada a Talave es en este caso mayor, en torno a los 480 Km, por lo que se podría esperar una mejoría mayor en las características del agua.

A pesar que las características son mejores que en Toledo y que el recorrido es mayor, muy probablemente no se podrá evitar la necesidad de disponer un tratamiento en origen para eliminar el fósforo, con el fin de garantizar que no se empeora el estado trófico del embalse de Talave.

El contenido en sulfatos y la conductividad se ven muy reducidos en este punto con respecto a Toledo, por lo que las posibles afecciones generadas por estas características serán también menores.

Por otra parte, si el destino final de las aguas fuese el Guadalquivir, las aguas llegarían al embalse de Cijara en el Guadiana. Desde allí, la mezcla de aguas discurre por los embalses de García de Sola y Orellana, pasando posteriormente al embalse del Zújar y de aquí a la cuenca de Guadalquivir.

De todo este discurrir, el medio más sensible a los efectos en su calidad sería el embalse de Cijara, puesto que a los otros pasaría tras un tiempo de retención importante y ya mezclado con las aguas del Guadiana.

El embalse de Cijara se encuentra eutrófico, mejorando la calidad en los embalses aguas abajo, García de Sola se encuentra mesotrófico y Orellana oligo-mesotrófico.

Por otra parte el estado de calidad del agua respecto de los posibles usos de la misma son buenos. Los tres embalses se califican como A1 respecto de la normativa de prepotables siendo este el objetivo de calidad a mantener definido por el Plan de cuenca. Además, tanto estos tres embalses, como el del Zújar tienen como objetivos de calidad que puedan ser aptos para baños, riego y vida piscícola. Deben protegerse contra la eutrofización y se les considera de alto valor ecológico.

Actualmente, el agua en el embalse de Cijara incumple la normativa de vida piscícola por los nitritos, debido al estado eutrófico del mismo, pero es objetivo del Plan de cuenca alcanzar el nivel de aguas ciprinícolas en dicho embalse.

En consecuencia, no sería admisible aportar directamente aguas al embalse del Cijara (y posteriores) que contribuyeran a su eutrofización y al incumplimiento de las normativas de prepotables y vida piscícola, por lo que, en consecuencia, sería necesario efectuar una reducción de nutrientes, tanto de compuestos de nitrógeno como de fósforo.

6.3.4.5. TIÉTAR

La toma de la posible captación en el río Tiétar se ubicaría aguas arriba del embalse de Rosarito. El destino del trasvase sería conectar con el ATS en la Roda.

6.3.4.5.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para conocer el estado de calidad en la zona de origen se cuenta con los datos recogidos en la estación COCA del río Tiétar ubicada a la altura de Arenas de San Pedro (estación 03161), entre 1990 y 1998 (v. figura adjunta).

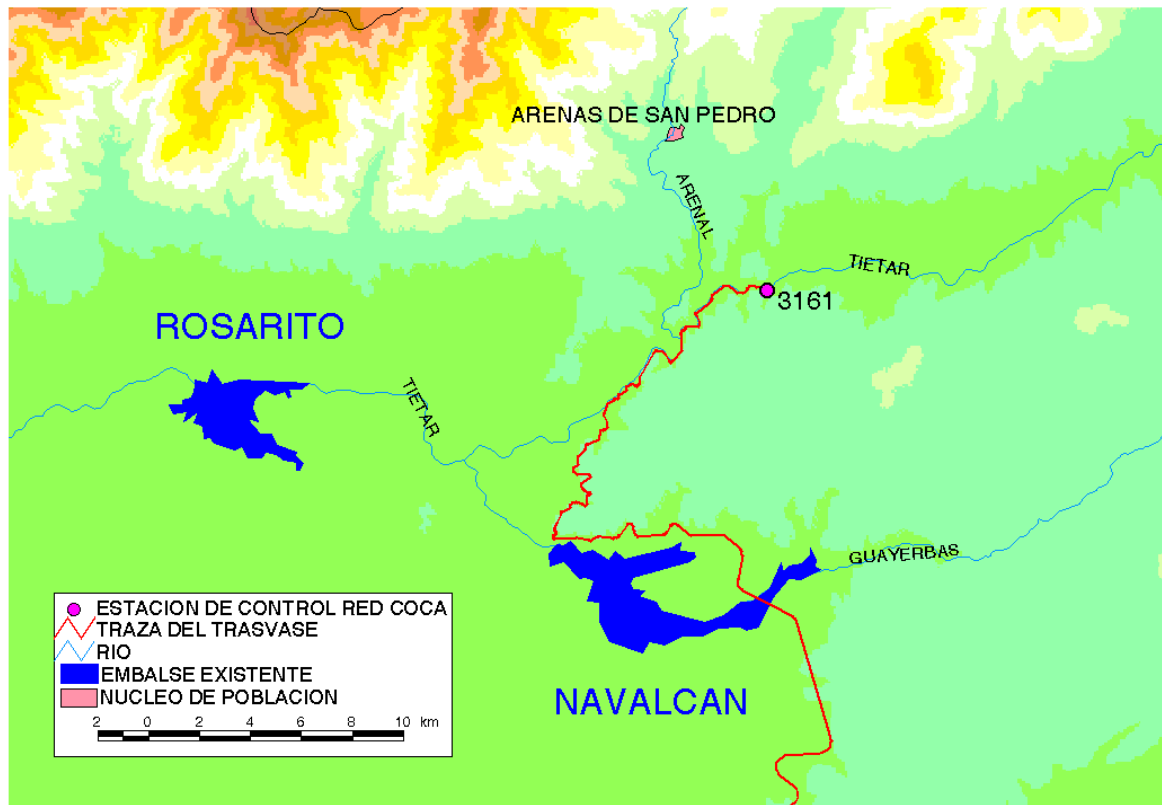


Figura 61. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el río Tiétar.

Los principales resultados del análisis de los datos son los siguientes:

- Se detecta un ligero grado de contaminación orgánica, con un incumplimiento por DBO y DQO de las normativas en torno al 8%. La mayor parte de los valores elevados se producen en 1997 (v. figura).

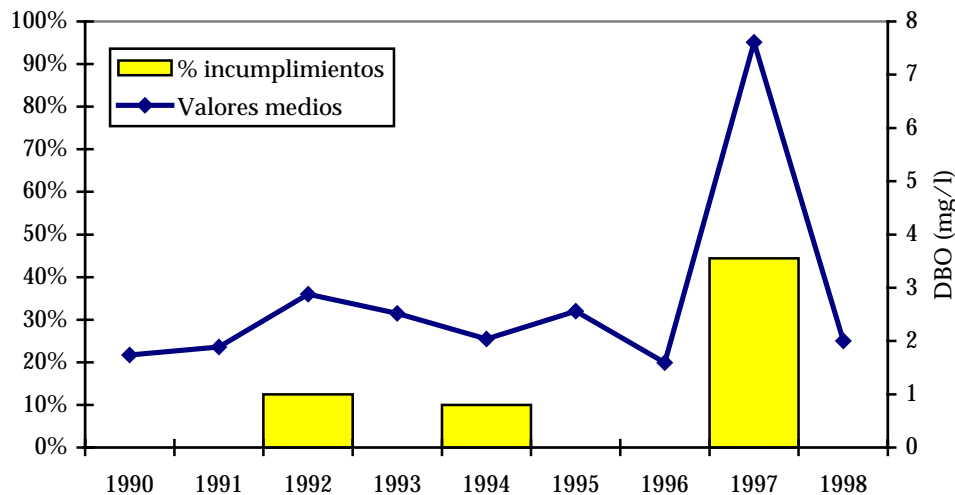


Figura 62. Evolución anual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Tiétar

- Existen valores elevados de Coliformes, aunque alternan con ausencias de los mismos, por lo que pueden deberse a vertidos muy puntuales.
- Los valores de los compuestos de Fósforo y Nitrógeno son muy bajos.
- La salinidad es muy baja, con conductividades medias de 105 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y siempre inferiores a 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La concentración media de Sulfatos ha sido 12,5 mg/l, estando la mayor parte de los análisis por debajo de 20 mg/l. Los Cloruros alcanzan una media de 9,2 mg/l y un valor máximo de 14 mg/l.
- Las concentraciones tan bajas en todo tipo de sales (valor medio de Bicarbonatos 33 mg/l), generan una capacidad tamponadora muy baja con oscilaciones importantes del pH entre 5,5 y 8,7. El 25% de los análisis supera los límites recomendados para riego.
- El Sodio sólo se ha medido en 12 ocasiones, pero en todas ellas, dada la baja salinidad del agua y el bajo contenido en Calcio, ha entrado en el rango de severa restricción de uso para riego por previsible problemas de infiltración, según las recomendaciones de la FAO.

En síntesis, el agua se puede catalogar como de buena calidad, ligeramente afectada por contaminación urbana y con un contenido en sales muy bajo.

6.3.4.5.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

La conexión con el ATS disminuiría el contenido en sales del mismo, aunque previsiblemente de manera no muy importante, puesto que, en principio, la aportación desde el Tiétar, si se materializa finalmente esta transferencia, será notablemente inferior a la procedente de Bolarque.

Las aguas del embalse de Bolarque, que son las que discurren por el ATS, tienen una baja mineralización y han presentado en alguna ocasión valores que exceden los límites de riego de las recomendaciones FAO en pH y en problemas de infiltración.

El aporte de las aguas del Tiétar, donde sucede lo mismo pero en mayor grado, puede potenciar estos aspectos. De todas formas, puesto que el destino del ATS son regiones donde la salinidad es elevada, la mezcla con las aguas locales seguramente anularía el problema.

El bajo contenido en sales del agua y los bajos pH que se pueden alcanzar pueden influir en la vida de los materiales empleados para el trasvase por efecto de disolución y corrosión, por lo que sería conveniente tenerlo en cuenta y realizar un estudio de estos aspectos previamente a la ejecución de las obras.

6.3.5. CUENCA DEL GUADIANA

En la Cuenca del Guadiana no hay previstos posibles orígenes de transferencias pero sí hay una posible zona de destino, que sería las Tablas de Daimiel y el acuífero de la Mancha Occidental, y una zona que se emplearía como paso intermedio en la posible transferencia del Tajo (embalse de Azután) al Guadalquivir (río Guadiato), el sistema de embalses Cijara, García de Sola, Orellana y Zújar.

Es necesario, por tanto, analizar la calidad de las aguas en estas zonas, así como sus objetivos, para determinar si existe algún condicionante sobre las aguas que les van a ser aportadas.

6.3.5.1. TABLAS DE DAIMIEL Y ACUÍFERO DE LA MANCHA OCCIDENTAL

Las Tablas de Daimiel y el acuífero de la Mancha Occidental son el posible destino de dos transferencias, Tajo en Toledo y Tiétar. Las posibles formas en que está previsto aportar aguas a esta zona son variadas, a través del río Cigüela, en uso directo agrícola, o en aporte directo a las Tablas y abastecimientos.

El acuífero de la Mancha Occidental está declarado sobreexplotado, debido a la extracción excesiva de recursos para riego.

Las Tablas de Daimiel, ubicadas en la provincia de Ciudad Real, constituyen uno de los ecosistemas más peculiares de la Península Ibérica. Este encharcamiento continental se originaba hasta muy recientemente por los desbordamientos de los ríos Guadiana y Cigüela, y estaba potenciado por la existencia de un manto freático perteneciente al acuífero de la Mancha Occidental, muy próximo a la superficie, que descargaba por diversos “ojos” o manantiales. El juego entre las aportaciones superficiales y subterráneas, variables y con distinta composición química, constituía el elemento más interesante del ecosistema. De las 6.000 ha. inundables que comprendían esta zona húmeda, sólo se conservan 1.675 en la actualidad, incluidas en el Parque Nacional del mismo nombre.

Los niveles de inundación en la Tablas son variables y decrecientes. En general, la pauta cíclica habitual era de máximo en primavera y disminución paulatina posterior hasta el otoño, sin llegar al estiaje. La sobreexplotación del acuífero ha provocado que, a partir de la década pasada, las Tablas han dejado de ser el rebosadero natural del mismo, con la desaparición de los Ojos del Guadiana y las

surgencias dentro de las Tablas. De esta forma, las Tablas se han convertido en zona de infiltración y, por tanto, de pérdida neta de agua.

6.3.5.1.1. Análisis de la Calidad del Agua

La información sobre la Tablas de Daimiel se ha extraído de una publicación sobre las mismas, editada por el Organismo Autónomo Parques Nacionales en 1996, bajo el título “Las Tablas de Daimiel. Ecología Acuática y Sociedad”, en la que se hace una recopilación de la información sobre las Tablas y se estudian todos los aspectos bajo una perspectiva histórica. En menor grado, se analiza también el estado y evolución del acuífero de la Mancha Occidental.

Para completar el conocimiento del acuífero se cuenta también con una publicación de la Confederación Hidrográfica del Guadiana denominada “Microcontaminantes en el Agua de las Unidades Hidrogeológicas 04.04 Mancha Occidental y 04.06 Campo de Montiel”, elaborado en 1994 con la colaboración del CEDEX y del CSIC.

Puesto que el objetivo del análisis de la calidad del agua es determinar los posibles efectos que el agua transferida tendría en las Tablas de Daimiel, así como la posible necesidad de un tratamiento de la misma, conviene hacer un pequeño recordatorio de la evolución histórica de la calidad del agua en las Tablas de Daimiel:

Como ya se ha mencionado, los aportes naturales de aguas a las Tablas provenían de dos fuentes: aguas superficiales mineralizadas, aportadas por el Cigüela con una cierta variación estacional, y aguas subterráneas poco salinas, aportadas de forma continua por los Ojos del Guadiana y las propias surgencias dentro del Parque. Esto generaba en las Tablas dos zonas de influencia diferenciadas en cuanto a su ecosistema.

Con la desaparición de los Ojos del Guadiana en los años 80, por la sobreexplotación del acuífero, los únicos aportes que llegaron a las Tablas fueron las aguas superficiales del Cigüela con un contenido en sales elevado, una calidad de agua cada vez peor y un contenido en nutrientes más elevado. Esto provocó una serie de cambios en la vegetación de las Tablas, desarrollándose especies más adaptadas a salinidades elevadas y a condiciones cambiantes en calidad y cantidad de agua.

Se han adoptado una serie de medidas para mantener un cierto nivel de agua (presa de Puente Navarro, pozos de extracción de agua, derivación de volúmenes de agua desde el ATS) que, si bien distan mucho de restaurar las condiciones ambientales y de funcionamiento hidrológico original, por lo menos han permitido evitar la desaparición de las Tablas y mantener zonas permanentemente inundadas que representan auténticos reservorios de diversas especies de flora y fauna del espacio protegido.

El aporte de las aguas del ATS se produce a través del río Cigüela por lo que, a pesar de tener en origen una mineralización mucho más baja, en su discurrir hasta llegar a las Tablas se va cargando en sales llegando al parque con valores elevados. En cualquier caso, ha disminuido la salinidad propia del Cigüela, mejorando en todos los sentidos la calidad del agua, aunque no en un modo suficiente.

Las aguas de las Tablas, en consecuencia, actualmente se ven muy cargadas en nutrientes y afectadas por vertidos urbanos e industriales, procedentes de diversas poblaciones.

La interpretación de los cambios en salinidad es sumamente compleja, dada la importante intervención humana en la gestión de sus aguas. La variabilidad intraanual es muy grande; la marcada estacionalidad y la actual carencia de aportes naturales desde el acuífero ocasionan amplias oscilaciones en el nivel de inundación. Tales fenómenos favorecen el aumento de la salinidad durante el período estival. Por otra parte, las aportaciones de agua de pozos contribuyen también a la salinización. En contrapartida, los trasvases desde el acueducto Tajo-Segura, cuando se han realizado, han aportado un efecto “dulcificador” de las aguas.

Respecto a la Unidad Hidrogeológica 04.04, Mancha Occidental, en general se puede decir que tiene características de un acuífero sobreexplotado en zona de riegos, con una recarga progresiva en sales y en otros compuestos típicos aportados por los regadíos, como es el Nitrato.

Sus aguas presentan una elevada mineralización debida a sulfatos de Calcio y Magnesio. Los análisis realizados fundamentalmente con muestras de 1993 aportan unos valores medios de Conductividad de 1.445 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con máximos superiores a 8.000 en algún punto. Los Cloruros se sitúan en torno a los 135 mg/l y los Sulfatos en 510 mg/l, aunque existen muchas variaciones entre diferentes puntos de muestreo.

Los Nitratos presentan una media de 37,8 mg/l, siendo el máximo registrado de 132 mg/l. La zona Norte del acuífero se ve más afectada.

El nivel de contaminación por compuestos orgánicos, en líneas generales, no es muy elevado.

Sus usos son muy limitados. En riego, por su elevada salinidad, solo deberían ser utilizadas en condiciones restringidas (suelos permeables, con buen drenaje; utilizando agua en exceso para lavar el terreno; plantas tolerantes a la salinidad). Para el abastecimiento sería necesario un ablandamiento del agua, así como un proceso de desnitrificación en las aguas de la zona norte.

Después de la declaración de sobreexplotación del acuífero, con las medidas adoptadas y la consecuente reducción de extracciones, el déficit del acuífero se ha anulado. En consecuencia, es razonable pensar que el deterioro del acuífero estará contenido.

6.3.5.1.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

Como se ha visto, tanto las Tablas como el Acuífero de la Mancha Occidental son medios degradados por la intervención humana. En consecuencia, sus aguas actuales presentan un deficiente estado de calidad, por lo que éste no debe ser el punto de comparación para considerar las afecciones que puedan provocar las aguas trasvasadas.

El sentido de aportar aguas a las Tablas debe ser intentar recuperar unas condiciones lo más aproximadas a sus condiciones originales. Se debe recordar que su principal fuente original eran las aguas del Guadiana, limpias y poco salinas. De la misma forma, no se pueden aportar aguas al acuífero que contribuyan a su recarga en sales y Nitratos.

La calidad del agua en las dos posibles zonas de origen es muy diferente, así como la forma en que se aportarían los caudales. En consecuencia, los posibles efectos que producirían también lo son.

Las aguas que llegan a las Tablas en la actualidad (río Cigüela y bombeos) son más salinas que las del río Tajo en Toledo, por lo que un aporte de esta agua tendría un efecto dulcificador y, por tanto, beneficioso. Sin embargo, este efecto sería mucho más reducido que el que aportan las aguas del ATS. Además, en su discurrir por los cauces, aumentaría su concentración antes de llegar a las Tablas, siendo difícil estimar el valor final.

Las aguas del Tajo en Toledo, como se vio en el apartado correspondiente, se encuentran en un deficiente estado de calidad. El contenido en nutrientes es muy elevado en el Tajo por lo que se estarían agravando los problemas de eutrofia en las Tablas y de recarga en Nitratos del acuífero.

En consecuencia, un vertido directo de las aguas del Tajo, a pesar de los procesos autodepurativos a lo largo del trasvase, no sería muy recomendable puesto que el contenido en nutrientes sería muy elevado, por lo que debería ser sometido a procesos de tratamiento que redujeran estos compuestos.

Situación muy distinta se produciría en el caso de aportar las aguas del Tajo directamente al riego. Los riegos actuales se realizan con agua del acuífero, cargada en sales y nitratos. Los aportes de agua del Tajo no supondrían un perjuicio comparativamente. Es más, el aporte de fosfatos extra supone un beneficio para el agricultor, porque reduciría el consumo en abonos. Se deben mantener ciertas precauciones por el posible aporte de microorganismos, aunque se verán muy reducidos tras la estancia de las aguas en el embalse de Finisterre. En consecuencia, en este caso no sería necesario un tratamiento previo de las aguas.

Sin embargo, el aporte de aguas de similares características a las del acuífero, no estaría mejorando las características del mismo sino, en todo caso contribuyendo a empeorarlas. El objetivo no debe ser volver a elevar los niveles del acuífero solamente, sino intentar que los volúmenes de agua sean también de las mismas características originales. En caso contrario se puede recuperar el acuífero pero con un agua que tenga limitaciones para su uso en abastecimiento y riego.

Respecto de la posible transferencia desde el río Tiétar, la escasa salinidad de las aguas del mismo, desde un punto de vista global, sería beneficiosa para la zona. El único problema que podría generar sería que, al ser aportado directamente a las Tablas, provocara una importante afección a su ecosistema. En cualquier caso, esto tiene fácil solución llevando la descarga del agua, o parte de ella, a algún curso donde pudiera recargarse en sales. En consecuencia, no se considera necesario la inclusión de ningún proceso de tratamiento previo al trasvase.

6.3.5.2. EMBALSES DE CIJARA, GARCÍA DE SOLA, ORELLANA Y ZÚJAR

Aunque la función del posible trasvase que tendría su origen en el embalse de Azután, en el Tajo, es aportar recursos a la cuenca del Guadalquivir, el destino primero de las aguas trasvasadas sería el embalse de Cijara en el Guadiana. De allí, la mezcla de aguas discurre por los embalses de García de Sola y Orellana, pasando posteriormente el embalse del Zújar y de aquí a la cuenca de Guadalquivir.

El medio más sensible a las posibles afecciones en calidad que generaría el trasvase sería el embalse de Cijara, puesto que a los otros pasaría el agua ya mezclada con las del río Guadiana y tras un tiempo de retención importante.

El embalse de Cijara se encuentra eutrófico, mejorando la calidad en los embalses aguas abajo. Así, García de Sola se encuentra mesotrófico y Orellana oligo-mesotrófico.

Por otra parte, el estado de calidad del agua respecto de los posibles usos de la misma son buenos. Los tres embalses se califican como A1 en el Plan Hidrológico de la cuenca del Guadiana, respecto de la normativa de prepotables siendo éste el objetivo de calidad a mantener definido por el Plan de Cuenca. Además, tanto estos tres embalses, como el del Zújar tienen como objetivos de calidad que puedan ser aptos para baños, riego y vida piscícola. Así mismo, deben protegerse contra la eutrofización y se les considera de alto valor ecológico.

6.3.5.2.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para conocer el estado de calidad en el embalse de Cijara se cuenta con los datos recogidos en la estación COCA ubicada en el mismo embalse (estación 04010), entre los años 1990 y 1997.

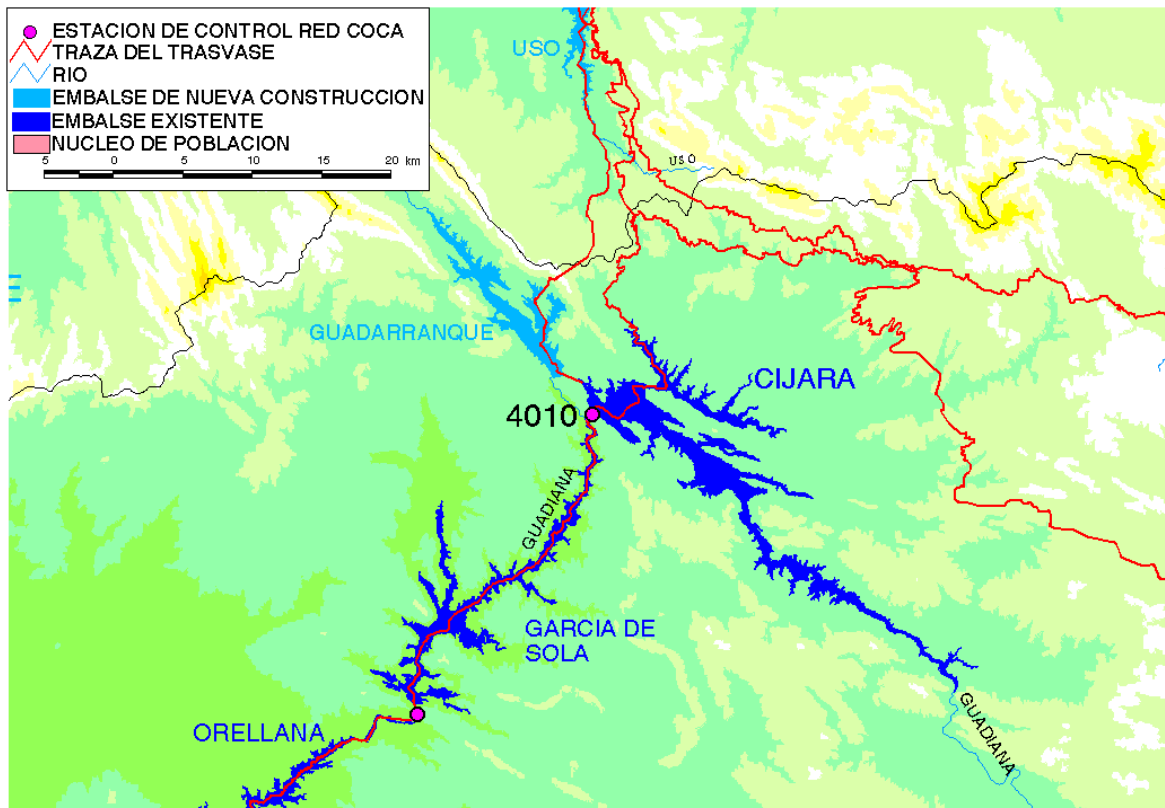


Figura 63. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el embalse de Cijara

Los resultados del análisis de la calidad del agua son los siguientes:

- No se producen incumplimientos superiores a un 5% en ninguno de los parámetros limitados por la normativa de aguas para abastecimiento, salvo en la temperatura, lo que carece de importancia.
- Sin embargo, frente a la normativa de vida piscícola sí existe un parámetro que la incumple claramente, los Nitritos. Esto puede ser debido al estado eutrófico del embalse.
- El contenido en nutrientes es ligeramente elevado (aunque en niveles inferiores a los impuestos por las normativas de prepotables y vida piscícola) provocando la eutrofización del embalse.
- El contenido en sales es muy bajo. El valor medio de concentración de Sulfatos ha sido en el período de estudio 43,3 mg/l; los Cloruros 24,5 mg/l y la Conductividad 257 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Estas condiciones químicas generan que se superen los límites recomendados por la FAO en pH y en problemas de infiltración un 10% de las ocasiones.

En síntesis, se puede decir que las aguas del embalse de Cijara son de muy buena calidad, estando afectadas sólo por una concentración ligeramente elevada de nutrientes, lo que provoca su eutrofización.

6.3.5.2.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por la transferencia

Actualmente, como se ha visto, el agua en el embalse de Cijara incumple la normativa de vida piscícola por los Nitritos, debido al estado eutrófico del mismo, pero es objetivo del Plan de Cuenca alcanzar el nivel de aguas ciprinícolas en dicho embalse.

Salvo esta consideración, el estado es francamente bueno. En consecuencia y teniendo en cuenta, además, los objetivos de calidad establecidos en el plan de cuenca, no sería admisible aportar aguas al embalse del Cijara (y posteriores) que contribuyeran a su eutrofización y al incumplimiento de las normativas de prepotables y vida piscícola.

El estado de calidad del río Tajo a su paso por Talavera se puede calificar como deficiente, estando claramente influido por la existencia de vertidos y con un contenido en nutrientes elevado.

Por otra parte, en esta zona del Tajo, como ya se mencionó, se detecta una mejoría a lo largo de los años en los nutrientes, aunque un empeoramiento en otros parámetros, como la Materia en Suspensión. Además, la depuradora de Talavera de la Reina es de muy reciente construcción, y dado que los datos analizados corresponden a un momento en el que la misma no existía, pueden estarse produciendo ya mejoras a la calidad descrita.

En cualquier caso, los valores de nutrientes en el embalse de Azután son y, previsiblemente, serán mucho más altos que los registrados en Cijara. Por consiguiente, sería necesario efectuar una reducción de nutrientes, tanto de compuestos de nitrógeno como de fósforo, previa a su transferencia.

Por otra parte, el contenido en sales del río Tajo en Azután es muy superior al del Guadiana en el Cijara. En el Tajo el contenido en Sulfatos es nueve veces superior, el de Cloruros cinco veces y la Conductividad más de cuatro. Esta importante diferencia supone que, aunque los caudales aportados fueran pequeños se dejaría sentir en la concentración final de la mezcla. De esta forma se podría estar afectando al ecosistema original de estos embalses. Esta circunstancia podría afectar tanto al embalse de Cijara como a los ubicados aguas abajo, García de Sola y Orellana.

6.3.6. CUENCA DEL EBRO

En la cuenca del Ebro se ubican dos posibles orígenes de transferencias, el embalse de Talarn, en el río Noguera Pallaresa, y el propio río Ebro en su curso bajo.

6.3.6.1. EMBALSE DE TALARN

La posible toma del trasvase se ubicaría en el embalse de Talarn, en el río Noguera Pallaresa, afluente del Segre, y el final del mismo sería el río Noya, afluente del Llobregat, con destino al abastecimiento del área metropolitana de Barcelona. Como se ha señalado en el Anejo de descripción de transferencias, al no ser necesaria una

regulación en destino, también podría conectarse directamente con la ETAP de Abrera, integrada dentro de la red de abastecimiento al área indicada.

6.3.6.1.1. Análisis de la Calidad del Agua

La estación de la red COCA en el río Noguera Pallaresa se encuentra en desembocadura, muy alejada del embalse de Talarn y con varios embalses intermedios, por lo que no resulta representativa del estado de calidad de la zona. Sin embargo, se cuenta con una estación ICA situada en Pobla de Segur, en cola del embalse. Además, en el mismo se ubican tres zonas de baño, por lo que el embalse es muestreado durante la época de baños a efectos de control sanitario. La figura adjunta muestra esta situación.

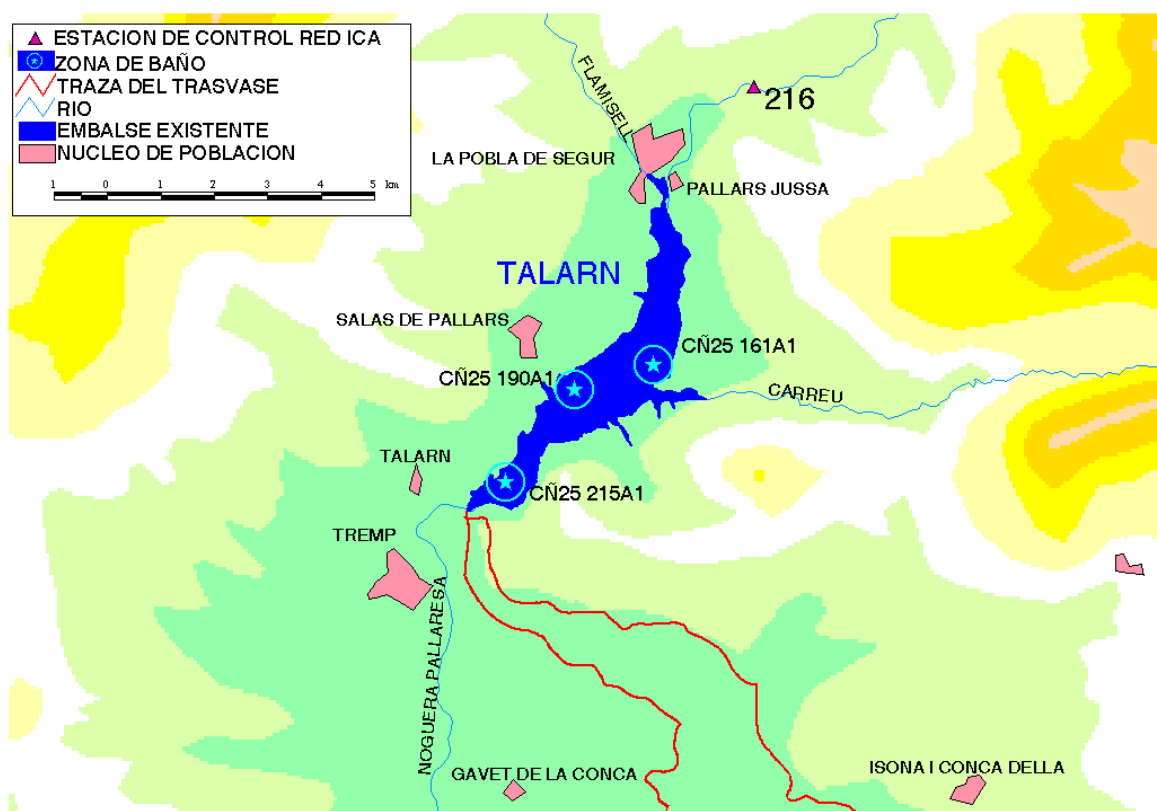


Figura 64. Ubicación de la estación de la Red ICA y de las zonas de baño para el estudio de la transferencia en el embalse de Talarn

De la estación ICA se cuenta con ocho muestreos realizados entre los años 1994 y 1997, aunque la mayoría de los parámetros sólo han sido analizados en tres ocasiones. De los análisis realizados para el control de las zonas de baño se tienen los resultados publicados en los *Informes de Síntesis sobre la Calidad de Aguas de Baño*, elaborados por la Dirección General de Salud Pública del Ministerio de Sanidad y Consumo, para el período comprendido entre los años 1990 y 1998.

Los datos de la red ICA reflejan el buen estado de calidad general del agua en el río en este punto, donde sólo es destacable algún valor puntual ligeramente elevado de DBO y Nitrógeno orgánico.

El contenido en sales es muy bajo, con una Conductividad generalmente por debajo de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, un valor medio de 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La concentración media de Sulfatos está en torno a 40 mg/l y los Cloruros en torno a 8 mg/l.

Las zonas de baño estudiadas, en general, se han calificado como Agua1 (aptas para el baño), aunque el último año una ha recibido calificación Agua2 (apta para el baño, de muy buena calidad). La calificación como Agua1 se debe a valores ligeramente elevados de parámetros microbiológicos, que incumplen los límites guía. Estos valores son debidos, fundamentalmente, a los propios vertidos al embalse del camping y pequeños núcleos.

En todo caso, los niveles guía impuestos por la normativa de aguas de baño en parámetros microbiológicos es muy inferior a la de la categoría A2 de aguas para abastecimiento, siendo los imperativos del mismo orden.

El estado trófico del embalse se puede calificar como oligo-mesotrófico según información suministrada por la Confederación Hidrográfica del Ebro, lo que denota un bajo contenido en nutrientes.

6.3.6.1.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

En síntesis, la calidad del agua en el embalse de Talarn se puede calificar como muy buena, siendo apta para todos los usos. Por consiguiente, no es necesario realizar ningún tratamiento previo a su transferencia.

La Pobla de Segur, que supone el vertido más importante al embalse, cuenta con una estación depuradora, por lo que no cabe esperar efectos adversos con este origen.

6.3.6.2. BAJO EBRO

El origen del posible trasvase se ubicaría en el curso bajo del río Ebro, aguas abajo del embalse de Ribarroja, y existen dos posibles destinos, el área metropolitana de Barcelona, y el levante y sureste peninsular.

En la posible transferencia derivada del río Ebro hacia el levante y sureste se dan unas circunstancias muy especiales, que no se producen en otros casos, y es que se han propuesto un gran número de alternativas, con múltiples destinos y diferentes posibilidades de mezcla de aguas en ellos, configurando una situación singularmente compleja.

Entre los destinos principales del trasvase estarían la zona de Castellón y el río Vinalopó en la cuenca del Júcar, la cuenca del Segura, y el Poniente almeriense, en la cuenca del Sur. Existen múltiples alternativas de trazado y, dependiendo de la solución adoptada, puede afectarse en mayor o menor grado a las aguas de las cuencas del Júcar y Segura, que pueden ser a su vez receptoras y de tránsito.

Por otra parte, también se han estudiado varias posibilidades de ubicación del origen del trasvase en el río Ebro, que van desde Flix hasta el Delta.

Toda esta complejidad de orígenes, tránsitos y destinos ha hecho que, ya desde el análisis preliminar de las distintas alternativas, se viera la necesidad de afrontar un estudio específico, con algún mayor detalle, de las diferencias en las posibles afecciones a la calidad de las aguas.

Un aspecto fundamental en lo que a la calidad de las aguas se refiere es el papel desempeñado por el embalse de Tous en las distintas alternativas. Así, en las denominadas soluciones continuas desde el Ebro, este embalse constituye exclusivamente un punto de regulación intermedia, que recibe aguas del trasvase y que le devuelve una mezcla de aguas trasvasadas y aguas propias. En cambio, en las denominadas soluciones Júcar, que captan recursos de este río aguas arriba de Tous (Alarcón o Cortes) y compensan con un volumen equivalente a esta cuenca en dicho embalse, solo actúa, o actúa principalmente, como receptor de aguas trasvasadas.

Existen además otros dos embalses en la cuenca que actúan como receptores de aguas trasvasadas y que pueden actuar también como regulación intermedia: el de Sihar en el río Mijares y el de Villamarchante en el río Turia, si bien su papel es de relevancia notablemente inferior al de Tous.

En el resto de destinos no se produce mezcla del agua del punto receptor con la que continúa por el trasvase.

6.3.6.2.1. Análisis de la Calidad del Agua

Dado que existe la posibilidad de optar por diferentes puntos de captación de las aguas, además de los análisis temporales se decidió hacer un estudio de evolución espacial de la zona baja del río Ebro, a partir del embalse de Mequinenza. Para ello se ha contado con los datos de calidad de aguas registrados entre 1990 y 1997 por las cuatro últimas estaciones de control de la red COCA, que desde aguas arriba hacia la desembocadura son las siguientes:

09029: embalse de Mequinenza

09210: embalse de Ribarroja

09163: Ascó

09027: Tortosa

Estas estaciones, especialmente las dos últimas, son las más próximas a las posibles tomas del trasvase y cuentan con un elevado número de parámetros medidos, con alta frecuencia y pocos errores apreciables. La figura adjunta muestra la zona considerada y la ubicación de las estaciones.

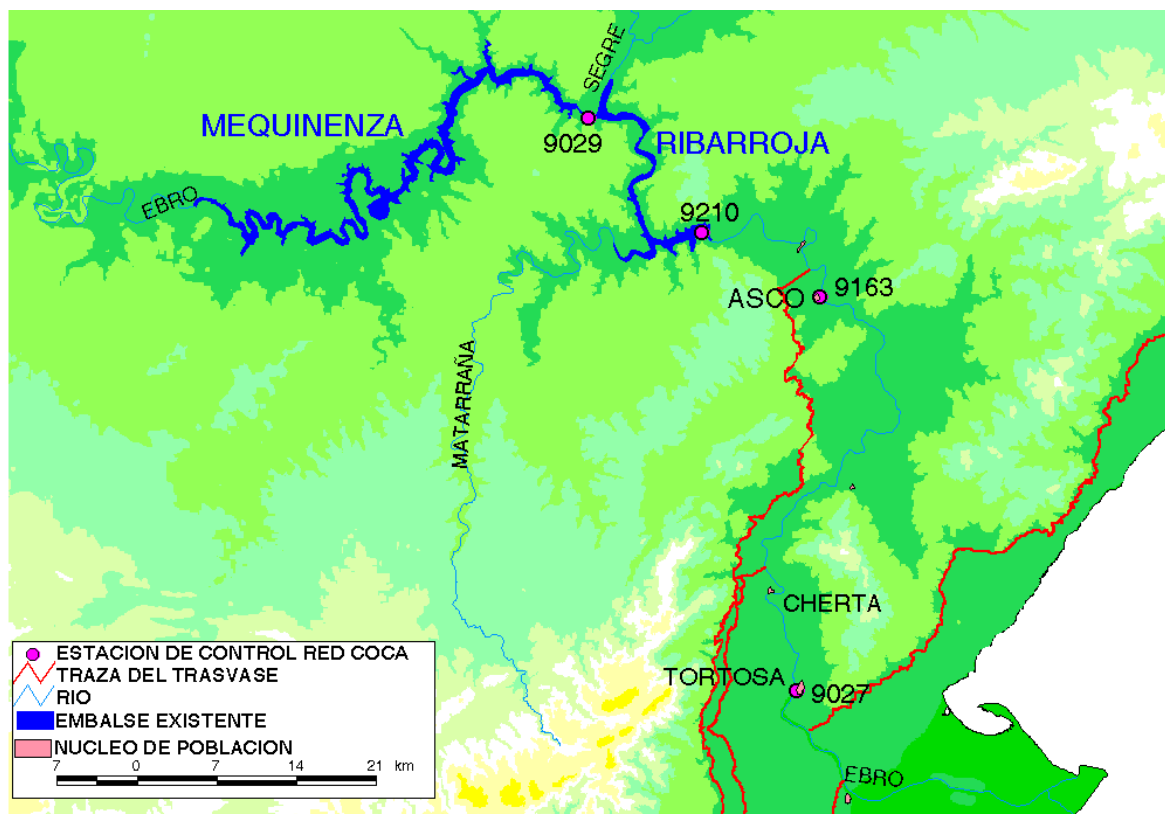


Figura 65. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia del bajo Ebro

Los resultados más destacables de este análisis son los siguientes:

- El peor estado de calidad en los cuatro puntos, tanto desde el punto de vista del uso para abastecimiento como para vida piscícola, se encuentra en Mequinenza, mejorando posteriormente en Ribarroja, gracias al efecto beneficioso de los embalses y, sobre todo, a la importante aportación del río Segre, para volver a empeorar progresivamente en Ascó y Tortosa, tal y como puede verse en la figura adjunta.

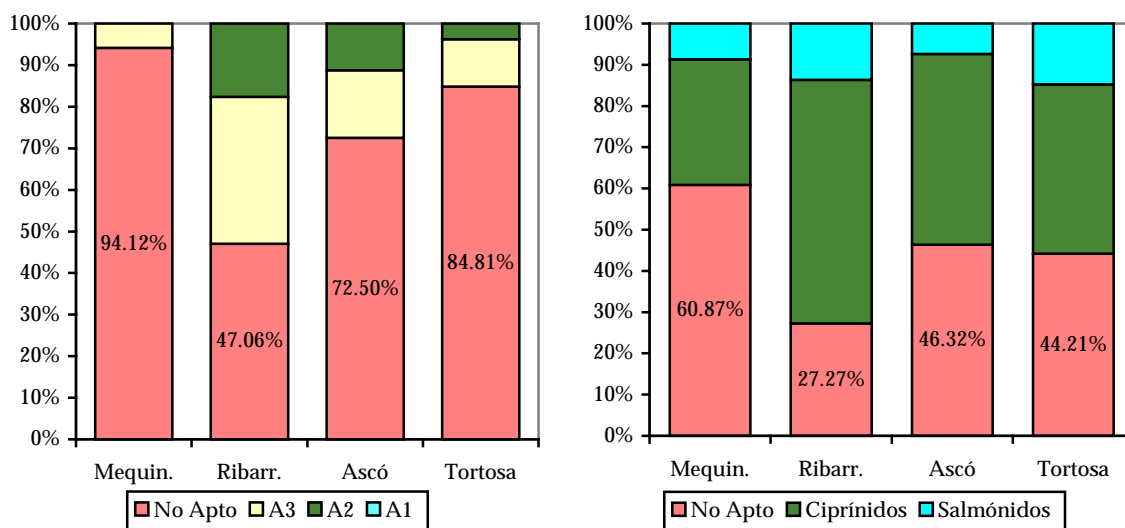


Figura 66. Incumplimiento de las normativas de prepotables y de peces en el Bajo Ebro

- Los parámetros que exceden en más de un 5% los límites considerados en la normativa de prepotables son: Conductividad, DBO₅, Nitrógeno Kjeldahl, Sulfatos, Fosfatos, Coliformes Totales, Coliformes Fecales y Temperatura. En la normativa de vida piscícola, por su parte, incumplen más de un 5% los siguientes: Nitritos, Oxígeno Disuelto y Materia en Suspensión.
- La Conductividad es el parámetro más importante en cuanto a porcentaje de incumplimientos de la normativa de prepotables (51% en el conjunto de las cuatro estaciones). Esto se debe a que los valores medios se encuentran en las cuatro estaciones en torno a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que es el límite de la normativa. En concreto, evoluciona de aguas arriba hacia aguas abajo con los siguientes valores medios, 1.121 – 980 – 1.017 – 1.036 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Aunque disminuye de forma importante en Ribarroja debido a la entrada del Segre, situándose su valor medio por debajo de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en este punto sigue incumpliendo en un 43% de las ocasiones, aunque con valores muy próximos al umbral. En Ascó y Tortosa vuelve a aumentar por efecto de vertidos locales (v. figura adjunta).

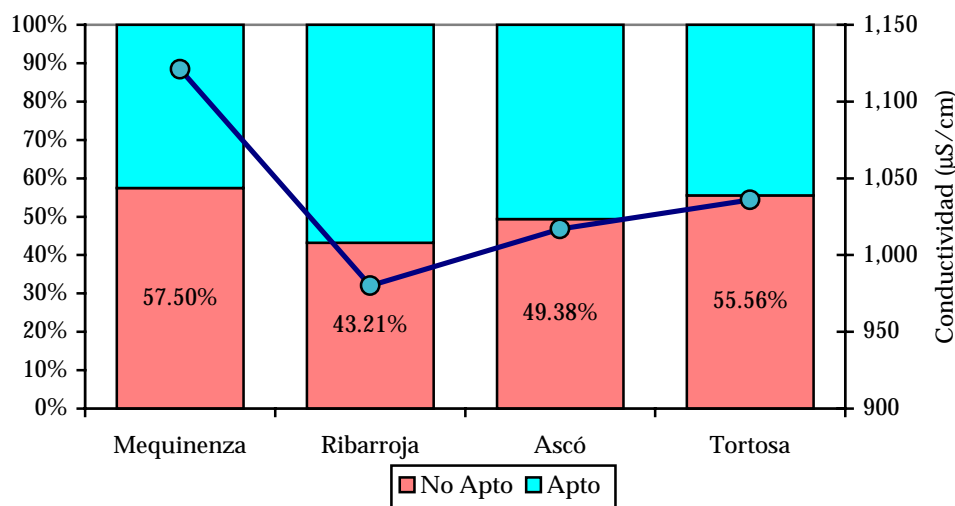


Figura 67. Evolución longitudinal de la Conductividad y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- Analizando la evolución temporal de este parámetro, se detecta cierta mejoría desde 1990 hasta 1996, en cuanto al número de veces que se incumple la normativa, tal y como muestra la figura de evolución anual. En los últimos años, los valores medios se reducen hasta un 30%.

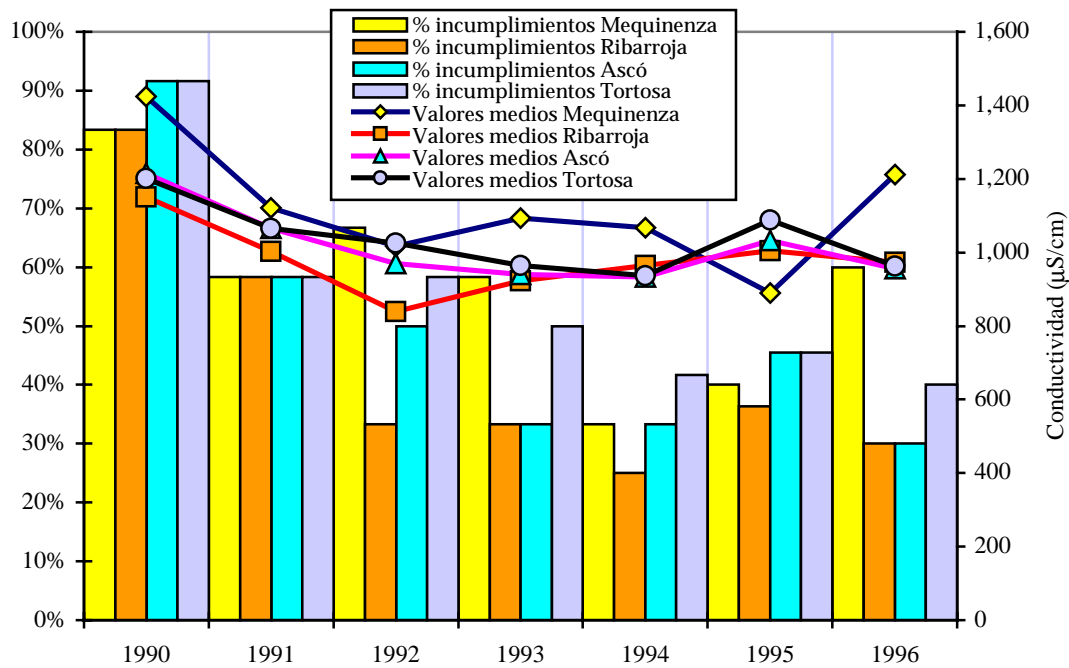


Figura 68. Evolución anual de la conductividad media y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- Además de esta evolución media anual, es interesante observar la estacionalidad de los datos. Como muestra la figura, las cuatro estaciones evolucionan de un modo muy similar, siendo sus valores notablemente mejores en la primera mitad del año y situándose su valor medio desde abril hasta junio por debajo del límite de $1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$. Ello revela unas buenas condiciones en el periodo de invierno y primavera. Si se observan únicamente los últimos años, estos resultados estacionales mejoran.

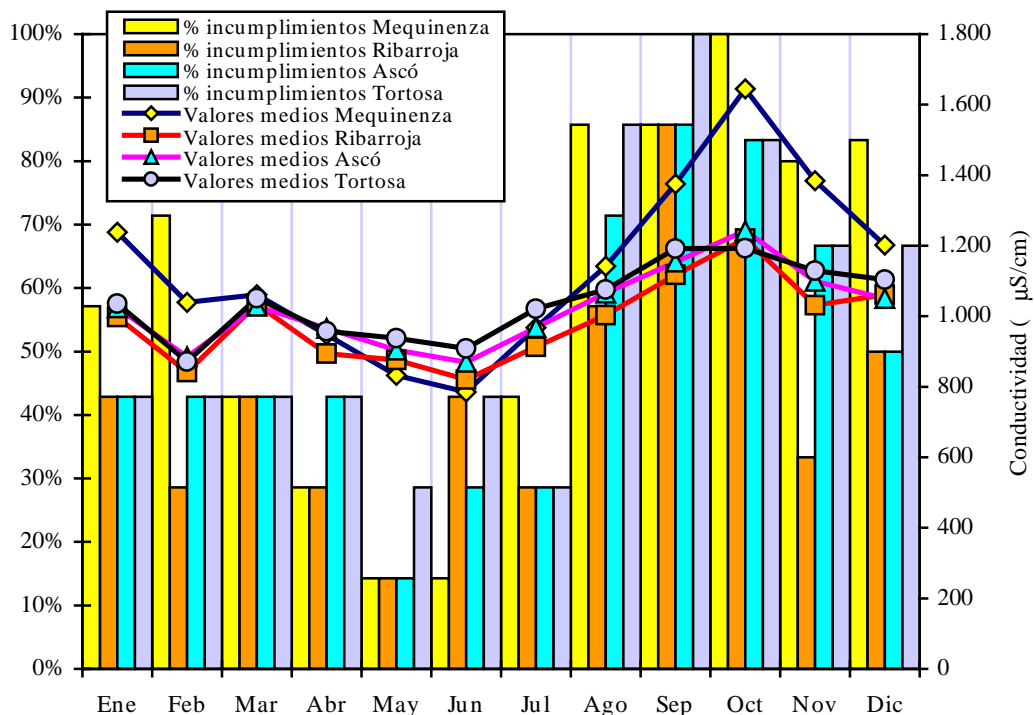


Figura 69. Evolución mensual de la conductividad media y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- El contenido en sales más importante lo constituyen los Sulfatos, con un porcentaje global de incumplimientos de la normativa de prepotables del 26%, encontrándose el mínimo en Ribarroja con un 21%. En este caso, la concentración no vuelve a aumentar después de Ribarroja, siendo la sucesión de valores medios la siguiente: 235 – 194 – 195 – 194 mg/l. Los Cloruros, sin embargo, sí aumentan después de Ribarroja, como muestra la figura.

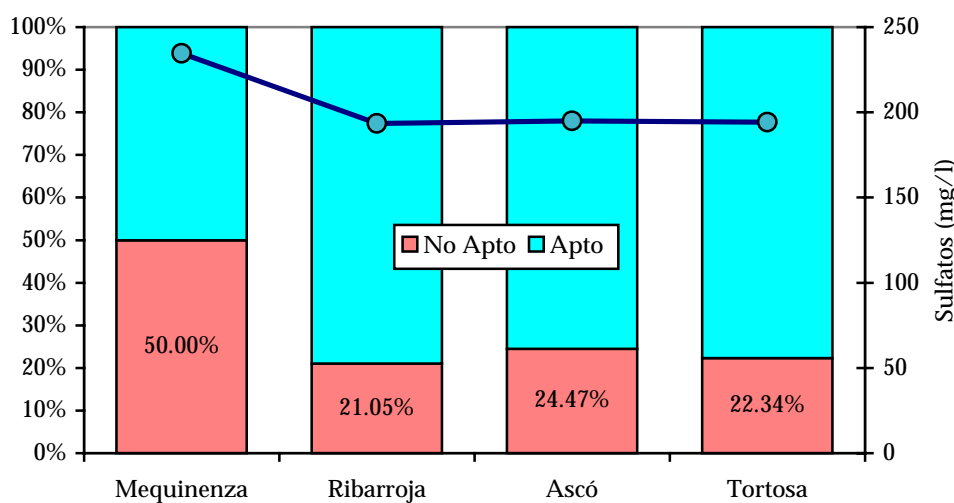


Figura 70. Evolución longitudinal de Sulfatos y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- La escasez de datos en Mequinzenza y Ribarroja impide realizar un estudio fiable de evoluciones temporales de Sulfatos, por lo que sólo se estudian para Ascó y Tortosa. Entre 1990 y 1994 se produce una mejoría, empeorando posteriormente hasta 1997. La variación entre enero y diciembre para las dos estaciones es muy similar, como se puede ver en la figura de evolución estacional, permaneciendo hasta junio por debajo de 200 mg/l. Ello reitera las buenas condiciones del periodo de invierno y primavera.

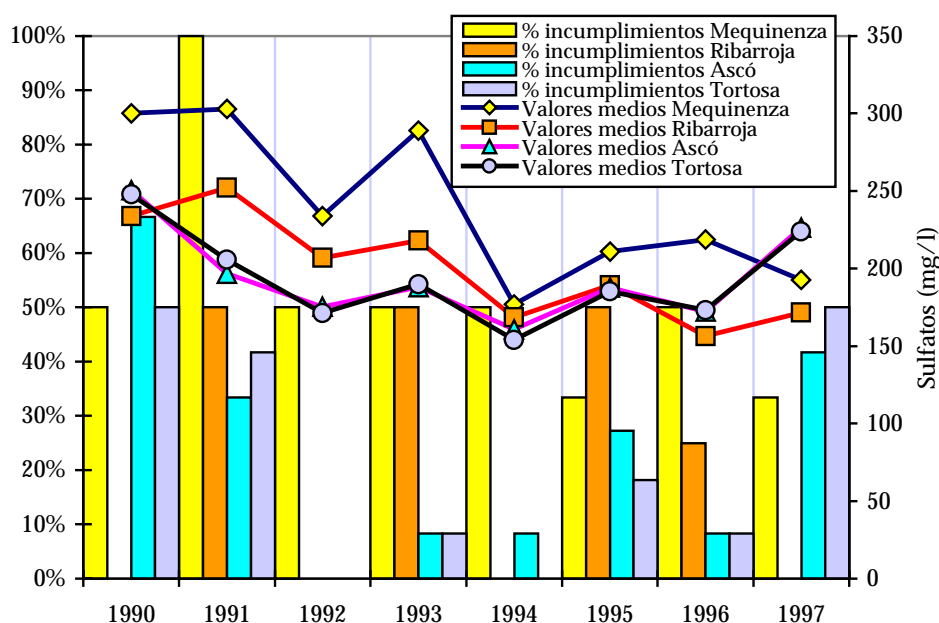


Figura 71. Evolución anual de la concentración media de Sulfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

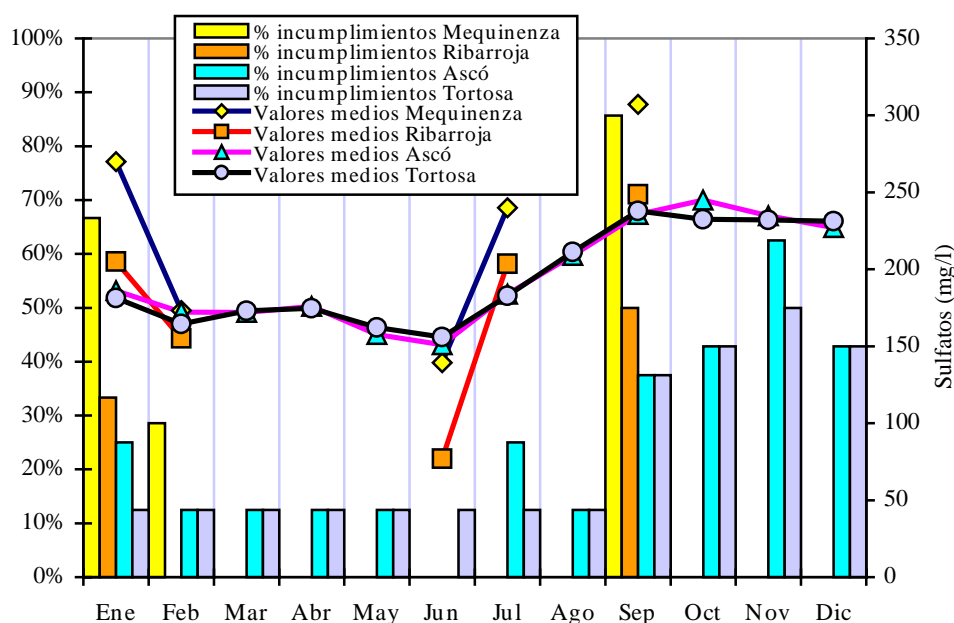


Figura 72. Evolución mensual de la concentración media de Sulfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- En las cuatro estaciones se ha encontrado una correlación positiva muy significativa entre la conductividad y la concentración de Sulfatos, siendo la más alta en Mequinenza ($r = 0,916$; $P \leq 0,001$; $N = 17$). En la figura adjunta se representa la línea de regresión entre estas dos variables para el conjunto de los datos del Ebro.

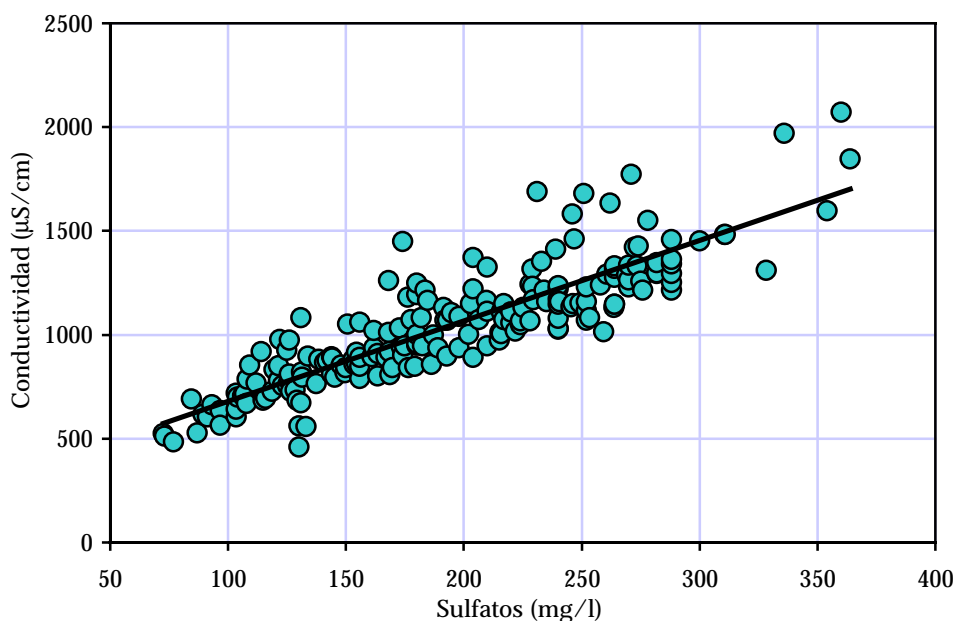


Figura 73. Relación entre conductividad y Sulfatos en el Ebro

- El comportamiento de los Cloruros es muy similar al de los Sulfatos, aunque en éstos sí se detecta cierto aumento después de Ribarroja. En Mequinenza el 24% de las muestras supera el límite de la normativa de prepotables, pero la dilución provocada por el Segre libera a las últimas estaciones de incumplimientos (v. figuras adjuntas).

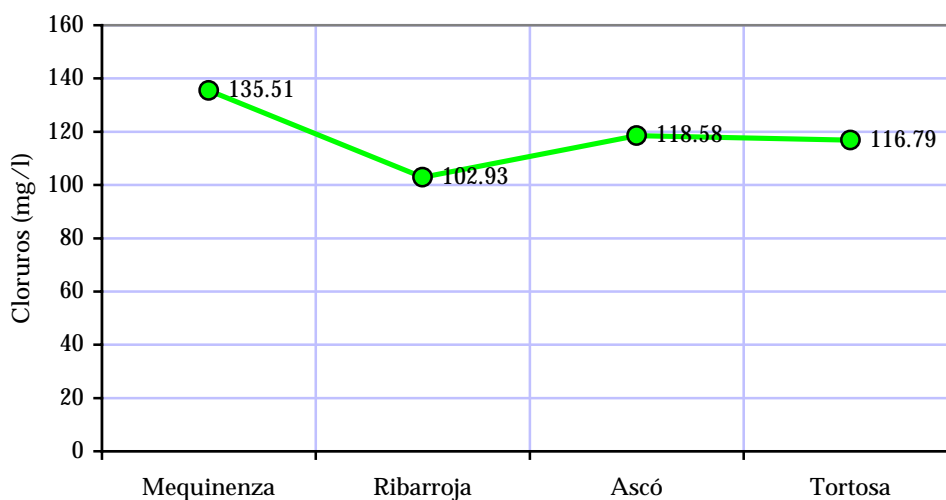


Figura 74. Evolución longitudinal de Cloruros en el Bajo Ebro

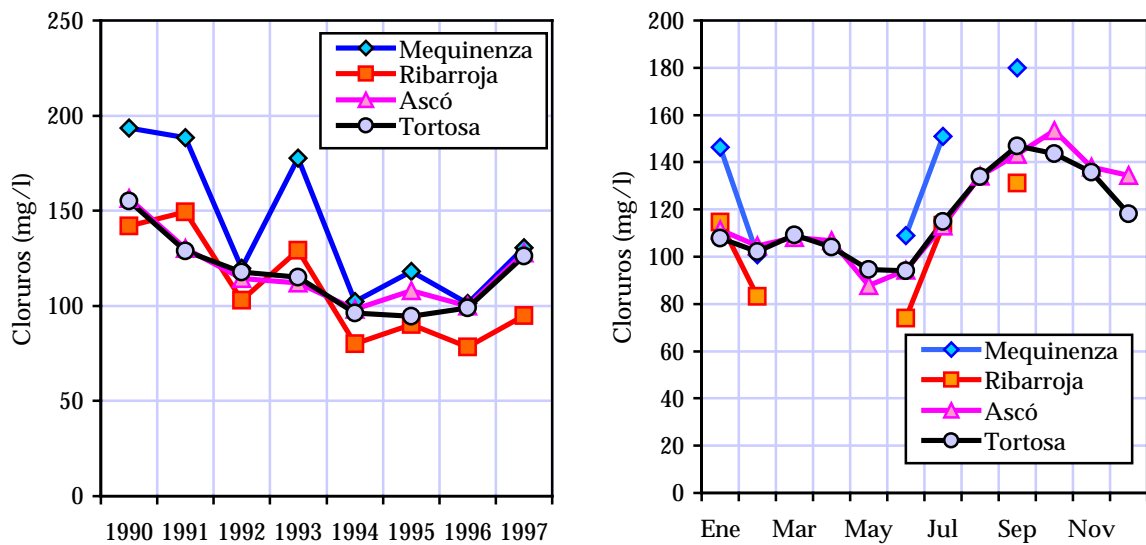


Figura 75. Evolución anual y mensual de la concentración media de Cloruros en el Bajo Ebro

En la figura de evolución temporal anual y mensual se observan también tanto los efectos de mejora en los últimos años como de mejor comportamiento estacional en el periodo de invierno y primavera.

- Es interesante observar los resultados globales de evolución de la salinidad en la cuenca del Ebro. En general, y como ya se ha indicado, la calidad de las aguas de este río se caracteriza por una típica distribución espacial en la que la calidad se degrada conforme las aguas discurren a lo largo del eje fluvial. La figura adjunta muestra la evolución de los Sólidos Disueltos Totales (mg/l) a lo largo del río en 1975 y 1990 (valores medidos), junto con una estimación para el año 2020 (Aragüés et al.). La salinidad aumenta progresivamente en los primeros 750 kms, hasta la confluencia con el sistema Cinca-Segre, que actúa como gran diluidor del Ebro. Tras esta confluencia, la salinidad se reduce muy notablemente, no esperándose ni siquiera a largo plazo (año 2020) tasas de SDT por encima de los 800 mg/l.

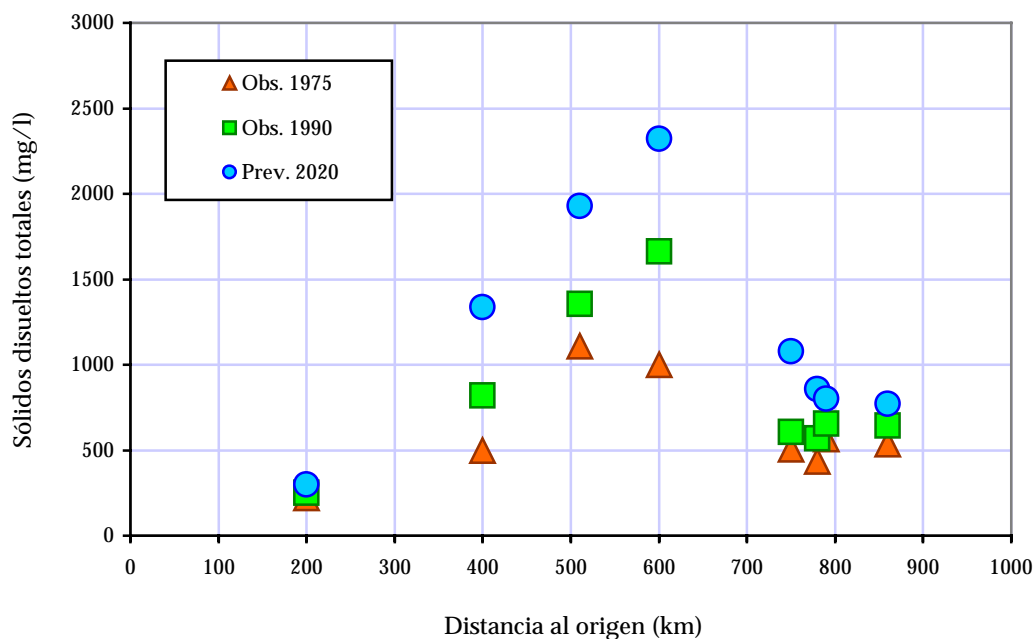


Figura 76. Evolución espacio-temporal de la salinidad de las aguas del Ebro

Estos mismos autores han detectado, asimismo, una significativa relación entre la salinidad y el caudal del río en Zaragoza, dada por la expresión $SDT=4514 q^{-0.38}$ (SDT mg/l, q m³/s).

- En cuanto a la DBO₅, es el parámetro que se destaca por incumplimientos de la normativa de vida piscícola, siendo también bastante elevado en la de prepotables (v. figura). Sus valores disminuyen en Ribarroja, debido al efecto depurador del embalse y a la entrada del Segre, para aumentar progresivamente hacia Tortosa. Aunque los porcentajes de incumplimiento son relativamente elevados, sus concentraciones medias no lo son en exceso. Se ha observado un aumento de los valores entre 1993 y 1995 –coincidiendo con una intensa sequía–, para volver a mejorar a partir de entonces. Dentro del año, parece que el peor período corresponde a la segunda mitad, volviendo a ratificarse el patrón de mejor comportamiento en invierno y primavera. Las figuras adjuntas ilustran lo expuesto.

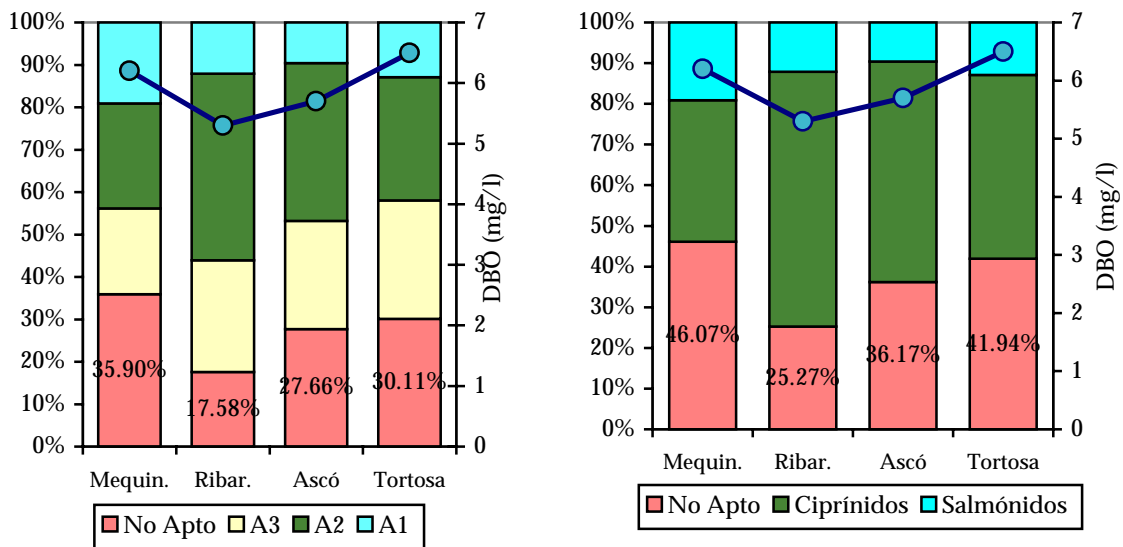


Figura 77. Evolución longitudinal de DBO y del incumplimiento de las normativas de prepotables y de peces por este parámetro en el Bajo Ebro

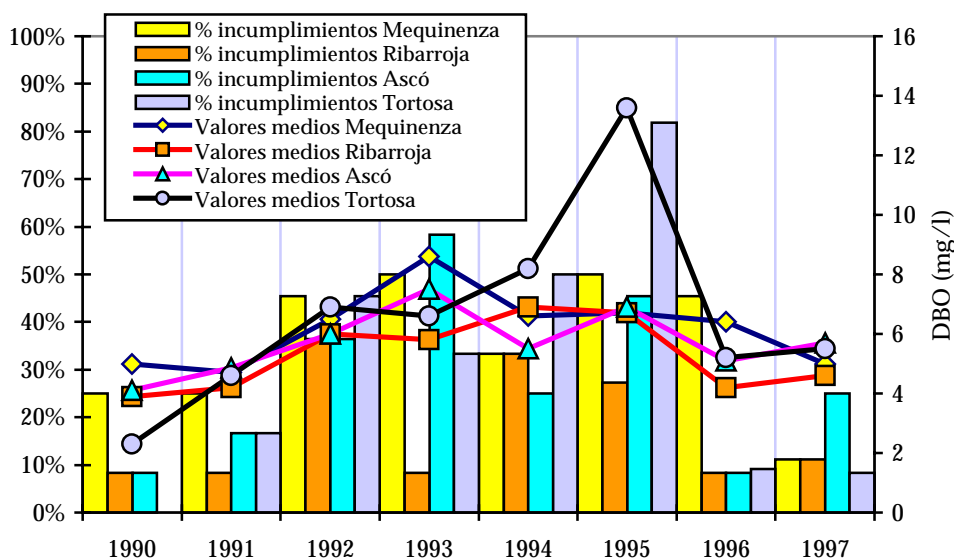


Figura 78. Evolución anual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

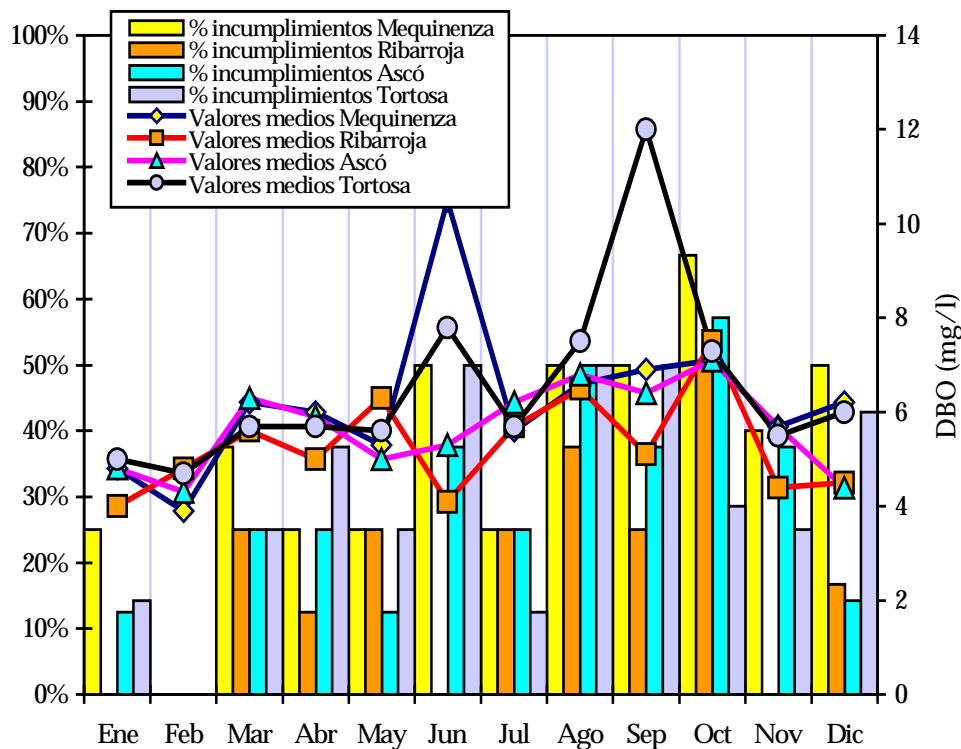


Figura 79. Evolución mensual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

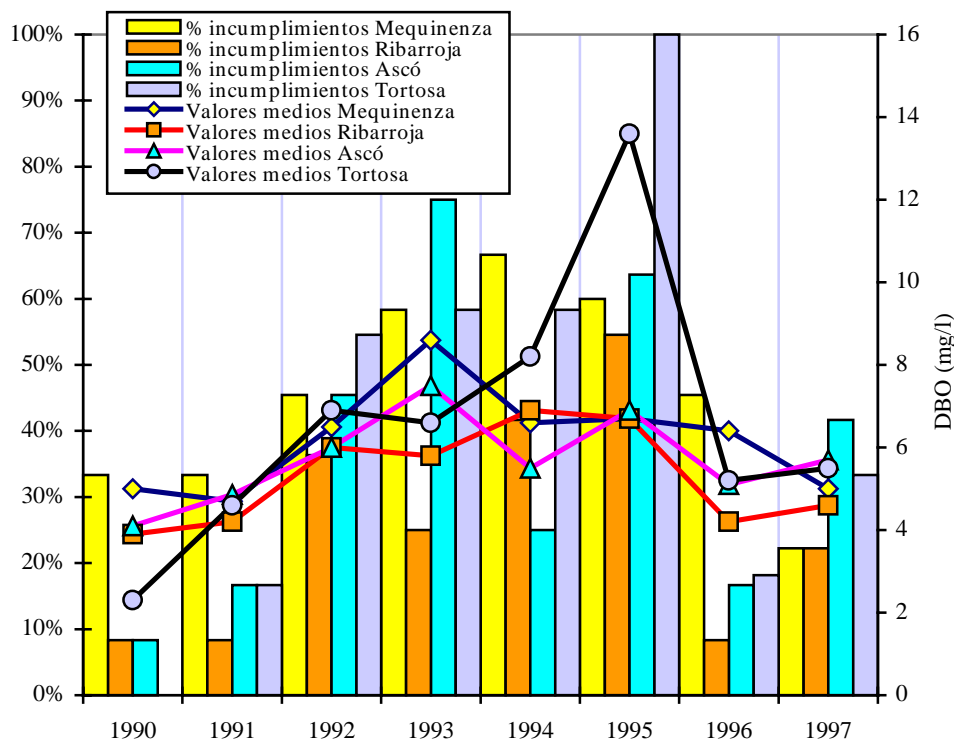


Figura 80. Evolución anual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Bajo Ebro

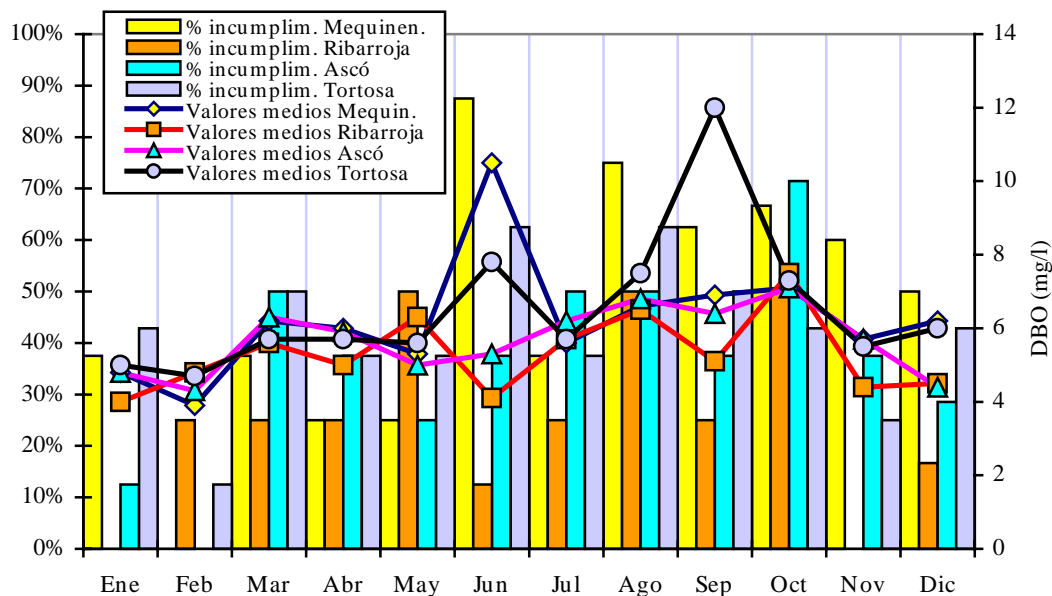


Figura 81. Evolución mensual de la DBO media y de incumplimientos de la normativa de peces por este parámetro en el Bajo Ebro

- La materia en suspensión supera el límite de la normativa de vida piscícola en algo más del 5% de las ocasiones en las dos estaciones ubicadas aguas abajo (v. figura). El oxígeno disuelto se sitúa en valores inferiores a los mínimos de dicha normativa, en un 20% en el embalse de Mequinenza y en un 10% en el de Ribarroja, lo que resulta lógico teniendo en cuenta el estado trófico de dichos embalses. Aguas abajo de los embalses no se produce ningún problema en el oxígeno disuelto (v. figura).

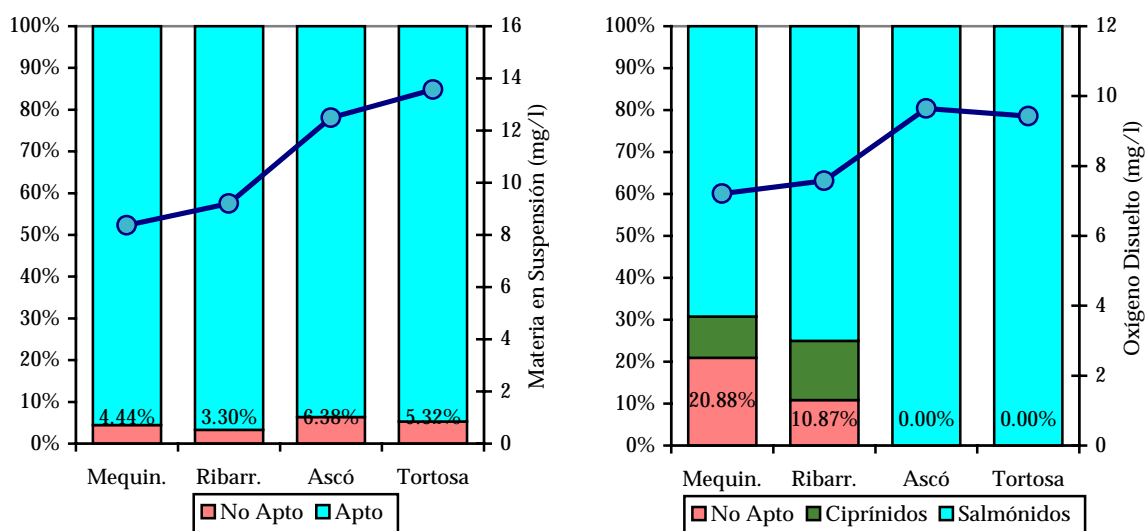


Figura 82. Evolución longitudinal de materia en suspensión y de Oxígeno Disuelto, y del incumplimiento de la normativa de peces por estos parámetros en el Bajo Ebro

- Aunque se han producido incumplimientos por Nitrógeno Kjeldahl y Nitritos, existen muy pocos datos por lo que es difícil extraer conclusiones. El Amonio que ha sido analizado en más ocasiones no llega

a un nivel de incumplimientos del 5% (v. figura). Los valores de Nitrato, aunque bajos, son mucho mayores que los de otros compuestos reducidos del nitrógeno, lo que indica un estado evolucionado del medio.

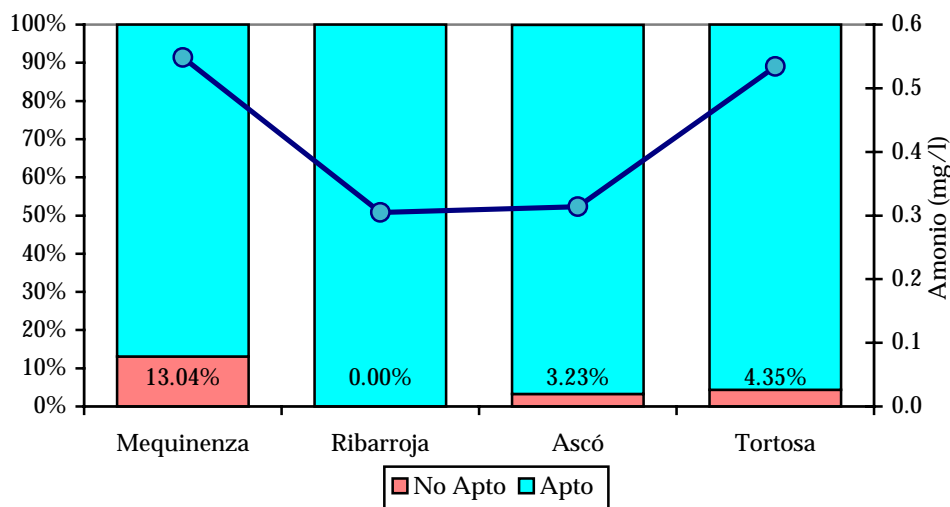


Figura 83. Evolución longitudinal de Amonio y del incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro en el Bajo Ebro

- El límite de fosfatos de la normativa de prepotables se ha rebasado en un porcentaje apreciable. Las concentraciones medias encontradas en los dos embalses son prácticamente iguales, aumentando posteriormente hasta duplicarse en Tortosa, aunque su valor medio no llega a 0,7 mg/l (v. figura). Dentro del período de estudio, se ha detectado una mejoría progresiva de este parámetro, con la excepción de 1995, de modo que en 1997 la concentración media fue inferior a 0,2 mg/l, no detectándose incumplimientos en los dos últimos años (v. figura).

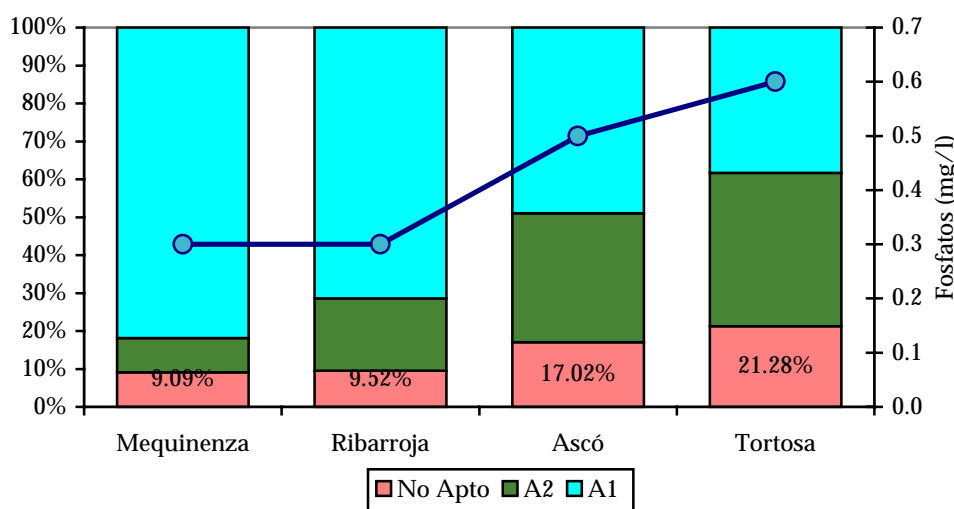


Figura 84. Evolución longitudinal de Fosfatos y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

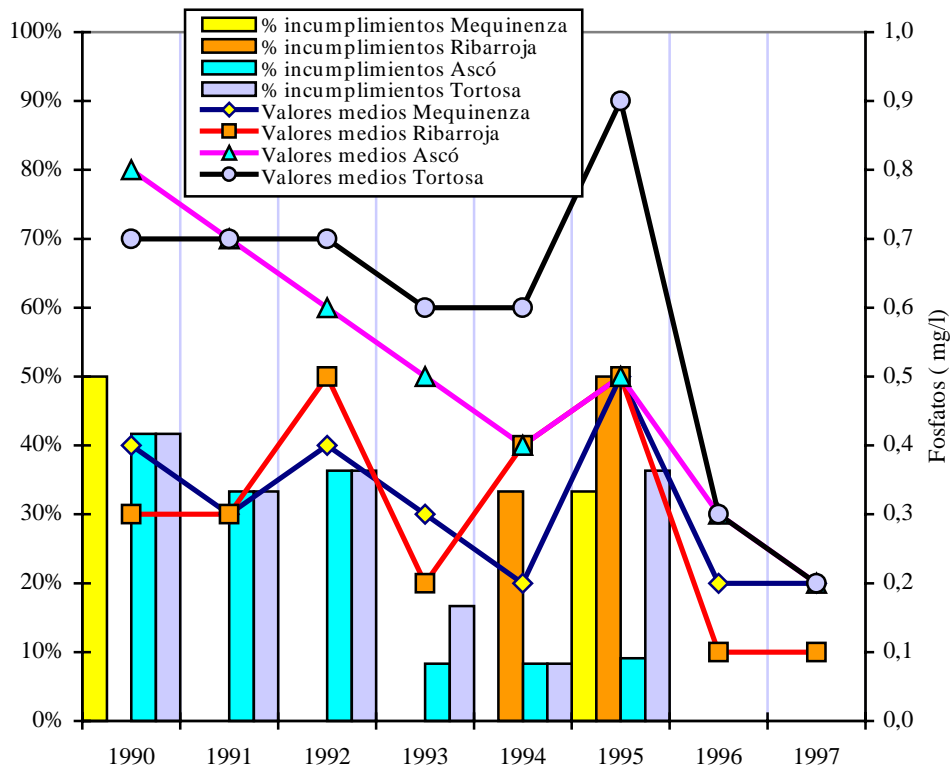


Figura 85. Evolución anual de la concentración media de Fosfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- En cuanto a la evolución mensual, el comportamiento de los Fosfatos es más irregular que el de otros parámetros, salvo en los dos últimos años, en los que se mantiene muy constante a lo largo de los meses y en valores por debajo de 0,4 mg/l (v. figura).

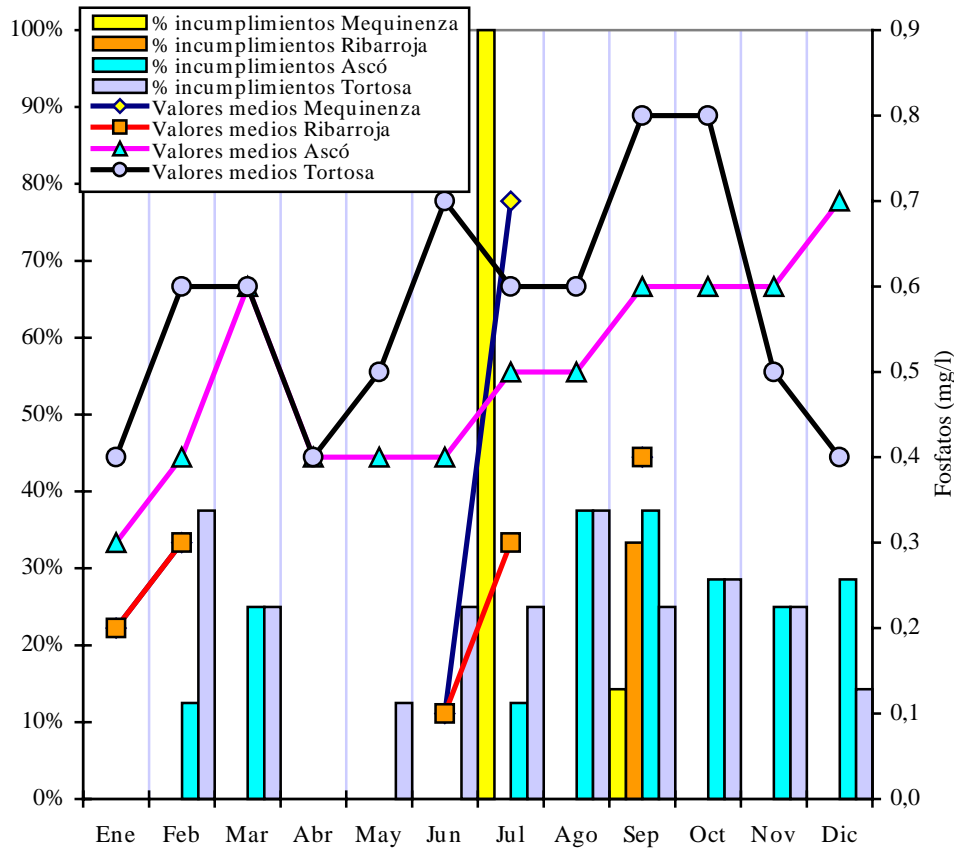


Figura 86. Evolución mensual de la concentración media de Fosfatos y de incumplimientos de la normativa de prepotables por este parámetro en el Bajo Ebro

- En el análisis de correlaciones realizado, sólo se ha encontrado una ligera relación de la DBO en Tortosa con los Fosfatos ($r = 0,417$; $P \leq 0,048$; $N = 23$).
- La contaminación microbiológica sólo es destacable en Tortosa, con un 34% de incumplimientos por Coliformes, aunque también en Ascó se ha producido en alguna ocasión. En el análisis de las evoluciones temporales en Tortosa, se detecta un empeoramiento hasta 1995 (con la excepción de 1994), mejorando a partir de entonces. A lo largo del año, parece que la peor época se encuentra entre los meses de agosto y noviembre.

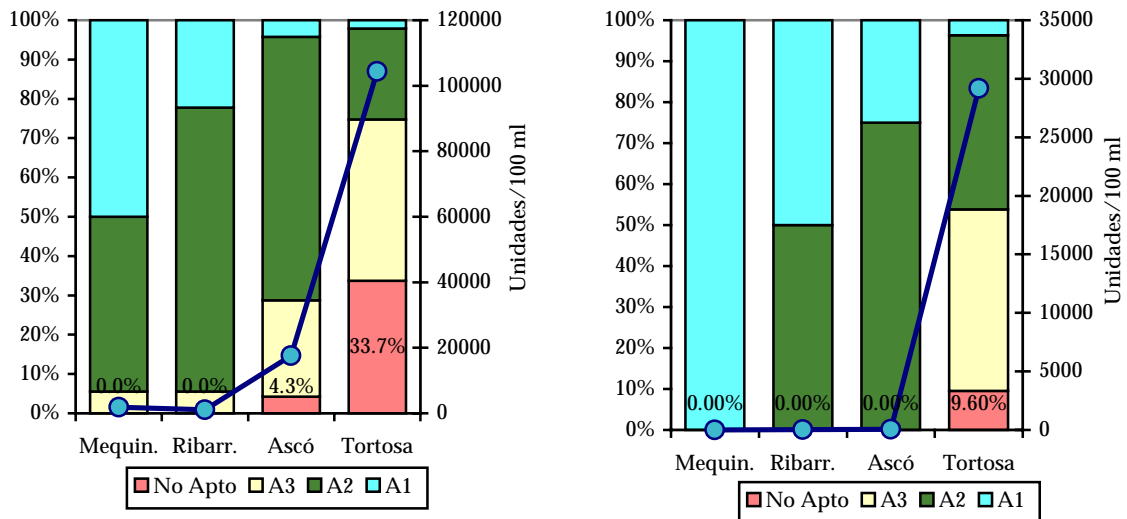


Figura 87. Evolución longitudinal de Coliformes Totales y de Coliformes Fecales y del incumplimiento de la normativa de prepotables por estos parámetros en el Bajo Ebro

- Se ha podido contrastar la existencia de una relación muy significativa entre la DBO y los parámetros microbiológicos, lo que resulta lógico, dado que su fuente es la misma, sobre todo en Tortosa, que es la estación más afectada por vertidos locales (correlación entre DBO_5 y Coliformes Totales: $r = 0,482$; $P \leq 0,001$; $N = 93$)
- En los dos últimos años del período de estudio, en las estaciones ubicadas más aguas abajo, las características del agua superan en alto porcentaje los límites recogidos en las recomendaciones de riego para evitar problemas de infiltración (un RAS muy elevado para la salinidad existente) (v.figura).

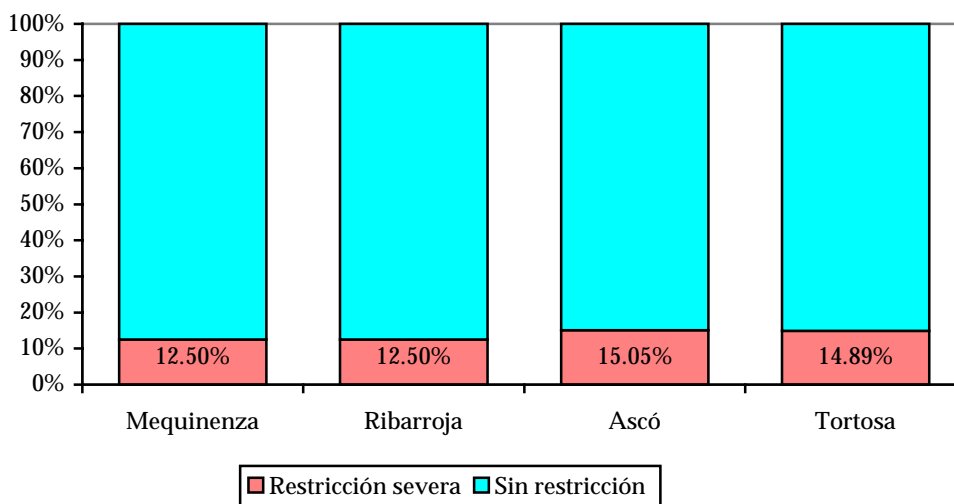


Figura 88. Evolución longitudinal del incumplimiento de las recomendaciones para aguas de riego en el Bajo Ebro

Aunque el estudio realizado ha manejado datos hasta el año 1997, posteriormente se ha dispuesto de nuevos datos hasta enero de 1999, manteniéndose, en general, para todos los parámetros, los valores y tendencias detectados en los últimos años del estudio.

Asimismo, cabe indicar que este análisis de la evolución de la calidad coincide básicamente en sus resultados con el realizado por Pinilla (1997) para el período 1981-95 en Tortosa.

6.3.6.2.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

La calidad del agua experimenta una mejoría muy importante entre el embalse de Mequinenza y el de Ribarroja, debido al aporte de las aguas del río Segre, más limpias y menos mineralizadas, y al efecto depurativo de los embalses. Posteriormente vuelve a empeorar por la influencia de vertidos locales.

En general, dentro del período de estudio, el año 1995 se puede considerar el peor en cuanto a los parámetros que reflejan el efecto de contaminación orgánica, tendiendo a mejorar posteriormente. Para los parámetros conservativos, sin embargo, 1990 fue el peor año, detectándose desde entonces una tendencia a la mejoría y una estabilización posterior.

Aunque son numerosos los parámetros estudiados por generar incumplimientos, salvo la conductividad, DBO y Sulfatos no parecen, en general, un problema importante que tenga una gran continuidad.

Además, debido a la elevada longitud del trasvase en estudio se puede esperar una importante mejora a lo largo de su recorrido de la DBO₅, los Nitritos y los Coliformes. Otros parámetros en los que se puede esperar mejora, aunque es difícil establecer en qué grado, son el Nitrógeno Kjeldahl y los Fosfatos, siendo este último el que probablemente varíe en menor proporción de todos los no conservativos.

Los parámetros conservativos y que, por tanto, mantendrán prácticamente constantes sus valores son la conductividad y los Sulfatos.

La conductividad es un parámetro indicador de las sales disueltas. La cuenca del Ebro, principalmente en su vertiente sur, se ve enriquecida por sulfatos y otras sales de origen natural. Esto hace que en Mequinenza tanto la concentración de Sulfatos como la conductividad presenten valores elevados. El aporte del río Segre, con aguas de menor salinidad, genera una importante dilución en Ribarroja. Posteriormente, por la acción de vertidos locales, la conductividad vuelve a aumentar, estando la mayor parte del tiempo en valores por encima de los registrados en Ribarroja e, incluso, en los meses de mayo a julio puede superar los de Mequinenza. Además, su variabilidad es mayor, lo que provoca que el porcentaje de incumplimientos aumente en mayor medida que el valor medio. Los Sulfatos, sin embargo disminuyen en Ribarroja y se mantienen más constantes, lo cual indica que en las estaciones ubicadas aguas abajo existe un incremento en otras sales (Cloruros fundamentalmente). Como se vió, los niveles previsibles en el futuro no empeorarán sensiblemente la situación actual.

Respecto a la evolución a lo largo del año, con carácter general se puede decir que la primera mitad es mejor en calidad que la segunda. Respecto a los parámetros más críticos (conductividad, Sulfatos y Fosfatos), el mejor periodo del año se situaría, más en concreto, entre los meses de abril y junio.

En el caso de las alternativas que mezclen sus aguas con las del embalse de Tous, puesto que en él se deben mantener unos objetivos de calidad de A3 y ciprinícola, se pueden realizar las siguientes consideraciones:

- Los valores de Fosfatos detectados en los últimos años en el río Ebro son muy similares a los del río Júcar, por lo que una sustitución de unas aguas por otras no generaría ningún problema significativo.
- Los valores medios de Sulfatos son también muy similares a los del Júcar. Sin embargo, la conductividad es algo mayor, debido a otras sales, por lo que se puede provocar una ligera afección por esta causa. Se da la circunstancia de que las aguas del embalse de Tous se encuentran en el límite de la normativa de prepotables ($1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$) por lo que un ligero aumento en la misma puede provocar que se incumplan estos objetivos aunque el empeoramiento real sea insignificante.
- Se han estudiado los datos de salinidad en las estaciones COCA ubicadas aguas abajo del embalse de Tous, comprobándose cómo aguas abajo de este embalse el río se carga en sales aumentando su conductividad por encima de $1.200 \mu\text{S}/\text{cm}$. Se puede deducir, por tanto, que aguas abajo de este embalse la posible alteración provocada por el agua del Ebro sería mínima.
- A pesar de la reducción de Coliformes que se pueda producir en el trasvase, puede que en determinados momentos, al llegar a Tous, no se alcancen los niveles suficientes. De todas formas, en el embalse sufrirían una dilución importante y se seguiría produciendo un *decay*.
- Dado los niveles poco elevados de los parámetros y teniendo en cuenta su posible evolución a lo largo del trasvase y en el propio embalse de Tous, no se considera necesario realizar un tratamiento previo de las aguas a trasvasar.
- Sería recomendable precisar las fuentes contaminantes del río Ebro, aguas abajo de Ribarroja, y evaluar su posible reducción por depuración.

El sistema del Vinalopó (uno de los destinos de este trasvase) se encuentra muy degradado, con una calidad pésima y un contenido en sales muy elevado, por lo que el aporte de aguas del río Ebro resultaría, en cualquier circunstancia, muy beneficioso para la calidad de sus aguas.

Los restantes puntos de entrega dentro de la cuenca del Júcar en los que las aguas trasvasadas se reciben en embalses son la zona de Mijares-Castellón –en el embalse de Sichar, ya existente- y la de Valencia y su área metropolitana –embalse de Villamarchante, en el Turia, de nueva construcción. Estas entregas son de menor cuantía que los volúmenes que pueden verterse al embalse de Tous o destinarse a los sistemas del Vinalopó y Marina Baja.

En el caso de Sichar, los parámetros de calidad son, en principio, algo mejores que los del agua trasvasada, con unos valores de sulfatos y fosfatos más favorables y un

estado que, a comienzos de la década de los noventa podía calificarse como oligomesotrófico. Asimismo, el plan de cuenca del Júcar establece que en el entorno del Azud de Villareal, aguas abajo de Sichar, la calidad debe ser A2. Puesto que el agua derivada del Ebro no cumple este requisito, es necesario un estudio detallado para determinar si su mezcla con la de Sichar, en la proporción impuesta por el volumen entregado al embalse, así como la evolución de las características que implica su paso por el embalse (fundamentalmente respecto a salinidad y nutrientes) permite satisfacer lo dispuesto en el plan de cuenca. En caso contrario habría que modificar el sistema de entrega, por ejemplo, construyendo una balsa desde la que se efectúe la distribución o bien efectuando un tratamiento en destino previo al vertido al embalse.

En cuanto al futuro embalse de Villamarchante en el Turia, los requisitos a satisfacer son los generales establecidos por el Plan de cuenca, A3 y Ciprínicola. En este caso, por tanto, la situación sería más similar a la de Tous que en el caso anterior, si bien la distancia recorrida por el agua trasvasada sería menor que hasta este embalse, por lo que los parámetros no conservativos habrán experimentado una menor variación. Por otra parte, las características del Turia son más favorables que las del Júcar en parámetros como la conductividad, por lo que las condiciones de la mezcla serán, previsiblemente, mejores que las de Tous. En definitiva, a falta de un estudio más detallado que considere la influencia del grado de dilución que supone el volumen del trasvase derivado al embalse, no se estima imprescindible un tratamiento previo de las aguas a trasvasar.

En la posible conexión con el Postrasvase Tajo-Segura, sólo sería destacable la diferencia en mineralización de sus aguas, aunque parece que en el Ebro se produce una disminución en los últimos años. Dado el bajo contenido en iones de las aguas del ATS, se estima que la mezcla de aguas, aunque se verá alterada, tendrá unas características suficientes para su empleo tanto en abastecimiento como en riego.

En la posible transferencia desde el Ebro con destino a las cuencas internas de Cataluña, si la entrega se produce en el río Noia, se da la circunstancia que el contenido en sales del agua en dicho río es muy superior, por lo que no se generará un impacto negativo sino, en todo caso, lo contrario, mejorando las condiciones del Noia para su uso posterior al mezclarse con las aguas del trasvase. Si, como es más lógico, la entrega va directamente a la planta de Abrera, no se prevén dificultades singulares como consecuencia de la calidad del agua en origen, tal y como se muestra seguidamente.

6.3.7. CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA

En este ámbito se ubica un destino de posibles trasvases en el río Noia, afluente del Llobregat, o bien directamente en la planta potabilizadora de Abrera. El otro posible punto de llegada identificado es el de Cardedeu, con origen de recursos en el Ródano.

6.3.7.1. RÍO NOIA

El río Noia puede ser destino de dos posibles transferencias, una procedente del embalse de Talarn en el río Noguera Pallaresa, en la cuenca del Ebro, y otra del propio Ebro en su curso bajo. El destino de esta transferencia sería la red de abastecimiento del área metropolitana de Barcelona.

En los estudios derivados del Anteproyecto de Ley de PHN de 1993, se consideraba como punto final del trasvase el embalse de San Jaime, de nueva construcción sobre el río Noia, aguas abajo de Igualada. Sin embargo, como se ha señalado en el Anejo de descripción de transferencias, los análisis efectuados permiten concluir que no es necesaria una regulación en destino. Por ello, podría prescindirse de este embalse y conectar directamente con la ETAP de Abrera, integrada en el sistema de abastecimiento a Barcelona y su área metropolitana.

6.3.7.1.1. Análisis de la Calidad del Agua

En esta zona se cuenta con una estación de la red COCA ubicada en San Sadurní de Noya, por tanto, justo aguas abajo del posible futuro embalse de San Jaime (v.figura).

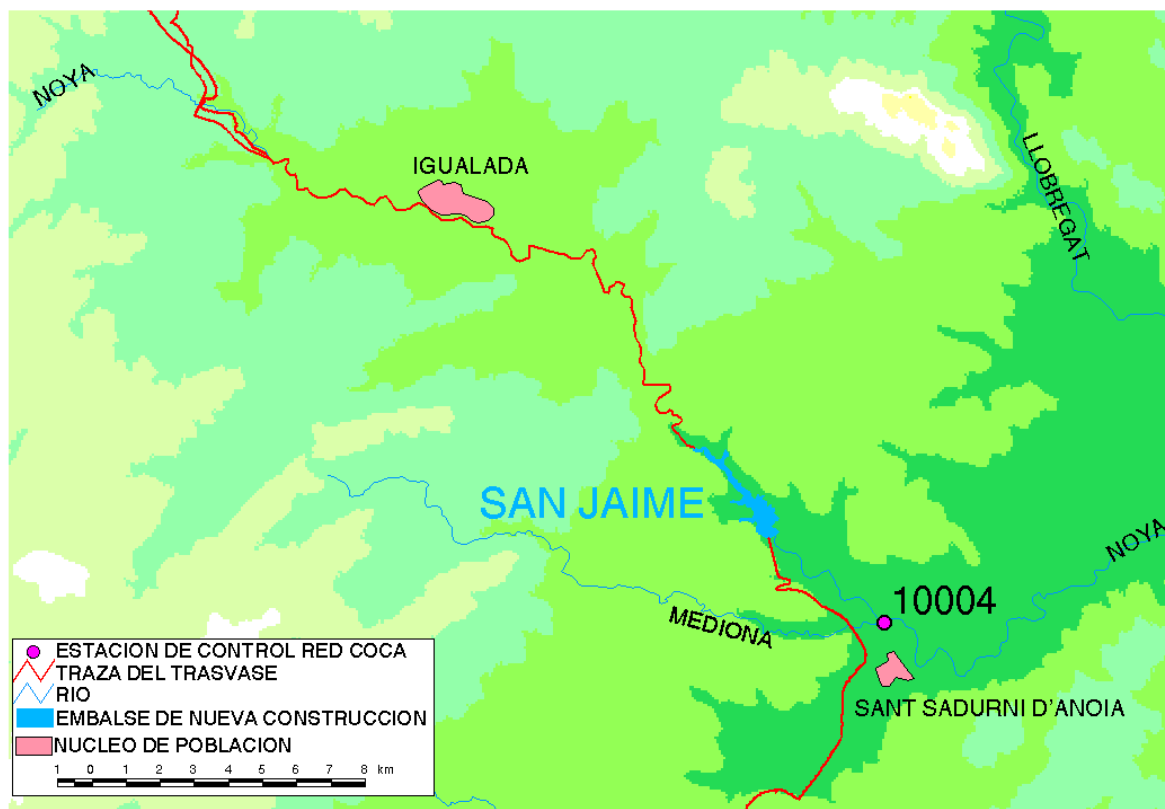


Figura 89. Ubicación de la estación de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el río Noia

Desde el punto de vista de los parámetros que se ven alterados por la contaminación orgánica no se pueden extraer conclusiones, puesto que las últimas actuaciones en depuración han mejorado de modo importante sus valores. Destaca la entrada en

servicio de la depuradora de Vilanova de Camí, Igualada, Odena y Santa Margarida de Montbui, con procesos de eliminación de nitrógeno y fósforo, para un caudal de 20.000 m³/día y que trata mezcla de aguas urbanas e industriales.

También en 1995 se inauguró la estación depuradora de Piera. El vertido de esta población también podría haber afectado a la calidad del agua en la zona. El río Noia, hasta dicho año, se encontraba muy alterado a partir de Igualada, pero ha mejorado considerablemente desde entonces.

Otro aspecto de la calidad del río que sí puede ser tenido en cuenta es el elevado grado de mineralización de las aguas, debido a la naturaleza de los suelos que atraviesa.

Así, la conductividad se encuentra en torno a los 3.000 µS/cm, con oscilaciones entre 2.000 y 4.000. Las aguas son muy duras (500 a 800 mg/l de CO₃Ca), con unos contenidos en Cloruros (300-600 mg/l) y Sulfatos (500-600 mg/l) muy elevados.

Si la entrega se produce en Abrera, no serían relevantes las consideraciones anteriores.

6.3.7.1.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

Se estima que cualquiera de los posibles orígenes de transferencia tendrán una calidad superior a la zona de destino. La calidad encontrada en el embalse de Talarn era superior a la del bajo Ebro, siendo el principal condicionante en este caso el contenido en sales. Puesto que en la zona de destino este contenido es bastante superior, el efecto no sería muy negativo.

Desde el punto de vista de la salinidad serían más semejantes las aguas del Ebro, por lo que se alteraría en menor grado el ecosistema del río Noia. Sin embargo, puesto que este curso ha estado sometido durante mucho tiempo a un grado de contaminación alto, no se considera que esta afección pueda ser muy importante.

Desde el punto de vista del uso al que está destinado el embalse, el abastecimiento, resultaría muy beneficiosa una disminución de las sales disueltas y, en consecuencia, se debe tener en cuenta más la posible afección que generarían las aguas de destino a la calidad de las aguas trasvasadas.

Aunque en función del caudal transferido, y dado el escaso caudal del río Noia, las características de las aguas podrían asemejarse a las de origen del trasvase, los contenidos en sales se podrían ver aumentados. Ello puede suponer una limitación al uso para el que está destinado el embalse, por lo que debería ser objeto de un estudio detallado.

En definitiva, desde el punto de vista de la calidad, en principio, podría ser más favorable evitar la mezcla de las aguas trasvasadas con las del río Noia para preservar la calidad de las primeras. Es decir, se aconseja para esta transferencia, caso de que finalmente se lleve a cabo, la conexión directa con Abrera no solo por poder prescindir de la regulación en destino, sino también por mantener la calidad de las aguas trasvasadas, mejores que las del área de entrega.

6.3.8. CUENCA DEL JÚCAR

En esta cuenca se encuentran varios destinos del agua trasvasada: la zona de Cenia-Maestrazgo, al Norte de Castellón; la zona del Mijares, cuya volumen se prevé entregar en el embalse de Schar, sobre dicho río; la zona de Vall de Uxó; Valencia y su área metropolitana, a las que se entrega el caudal derivado en el embalse de Villamarchante, de nueva construcción, sobre el río Turia, así como los sistemas del Vinalopó y Marina Baja, que reciben el volumen trasvasado en el entorno de Villena.

En aquellos embalses que son utilizados como regulación intermedia del trasvase - Schar y/o Villamarchante y, sobre todo, Tous- el caudal que circule por el trasvase aguas abajo de ellos será mezcla del derivado desde el Ebro en origen y del de la propia cuenca que regulan. Por ello, además de analizar el efecto del agua trasvasada sobre el medio receptor, también es necesario conocer la repercusión del agua del medio receptor sobre la del trasvase, puesto que será mezcla de ambas la que continuará hacia otros destinos aguas abajo. Dentro de la cuenca del Júcar, el embalse de Tous es el punto de mayor cuantía de mezcla y el sistema del Vinalopó, el de mayor volumen de demanda, por lo que es en ellos es los que se centra el análisis.

Únicamente cabe recordar aquí lo ya señalado en un epígrafe anterior respecto a Schar y Villamarchante. En el primer caso es necesario un estudio detallado para determinar si es viable aportar el volumen demandado desde el Ebro sin impedir cumplir el requisito de A2 establecido por el plan de cuenca aguas abajo del embalse. Caso de no ser así, no podría utilizarse Schar como elemento de regulación intermedia del trasvase, debiendo disponerse una entrega específica desde la conducción general. Tampoco debería utilizarse entonces como receptor directo del volumen demandado por la zona Mijares-Castellón, disponiendo una balsa de recepción desde la que se efectúe la distribución o bien disponiendo un tratamiento en destino previo al vertido del embalse, que originaría un coste adicional a la distribución en destino.

En cuanto a Villamarchante, no se prevé, en principio, ningún problema para su empleo tanto como elemento de regulación intermedia como de recepción del volumen destinado a Valencia y su área metropolitana.

6.3.8.1. EMBALSE DE TOUS

El embalse de Tous en el río Júcar se encuentra como paso intermedio en varias de las soluciones estudiadas, bien como elemento de regulación intermedia o como punto de compensación de caudales.

En las segundas se plantea la posibilidad de aportar las aguas del trasvase al embalse de Tous y extraer un caudal equivalente del río Júcar, aguas arriba de dicho embalse.

El Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar establece, con carácter general, unos objetivos de calidad A3, en función de la normativa de aguas para abastecimiento, y de Ciprinícola, en función de la de vida piscícola. Además, los embalses destinados al abastecimiento deben ser mesotróficos, como mínimo, y, preferiblemente, oligotróficos.

6.3.8.1.1. Análisis de la Calidad del Agua

En esta zona se analiza el estado de calidad en cada uno de los tres ríos que confluyen en el Júcar aguas arriba del embalse de Tous: Júcar, Cabriel y Reconque. De esta forma se puede estimar el efecto sobre la calidad en el caso de aportar aguas del Ebro a cambio de las del Júcar.

Para conocer la calidad de las aguas aportadas al embalse de Tous se cuenta con los datos recogidos en tres estaciones de la red COCA en cada uno de los ríos mencionados (v.figura adjunta):

08112: Río Cabriel antes de su desembocadura

08144: Río Júcar antes de la confluencia con el Cabriel

08218: Río Reconque



Figura 90. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el embalse de Tous

Estos tres ríos se unen en el embalse de Embarcaderos, ubicado unos 35 km aguas arriba del embalse de Tous. Son mucho más importantes el Cabriel y el Júcar, puesto que aproximadamente aportan el 95% del caudal, siendo el 5% restante aportado por el Reconque.

Aunque no se dispone de información exhaustiva sobre todos los parámetros, se puede decir que, en general, los ríos de esta zona tienen un buen estado de calidad, como se refleja en los resultados siguientes:

- Los parámetros más críticos respecto al cumplimiento de las normativas en los tres ríos estudiados son Sulfatos, conductividad, Coliformes y Cloruros, respecto a la de prepotables, y materia en suspensión, respecto de la de vida piscícola.
- Aunque se detecta algún valor de DBO₅ que excede los límites de la normativa, el porcentaje de incumplimientos no llega al 5%. Los valores son más bajos en el Júcar que en los otros dos ríos (v.figura). Los peores años han sido 1994 y 1995, mejorando posteriormente, con una evolución muy similar en los tres ríos. Parece que los valores más elevados se producen entre marzo y julio. De todas formas, el Júcar resulta bastante estable a lo largo del año, mientras que en el Reconque sí se detecta una tendencia clara y el Cabriel presenta más altibajos (v.figura).

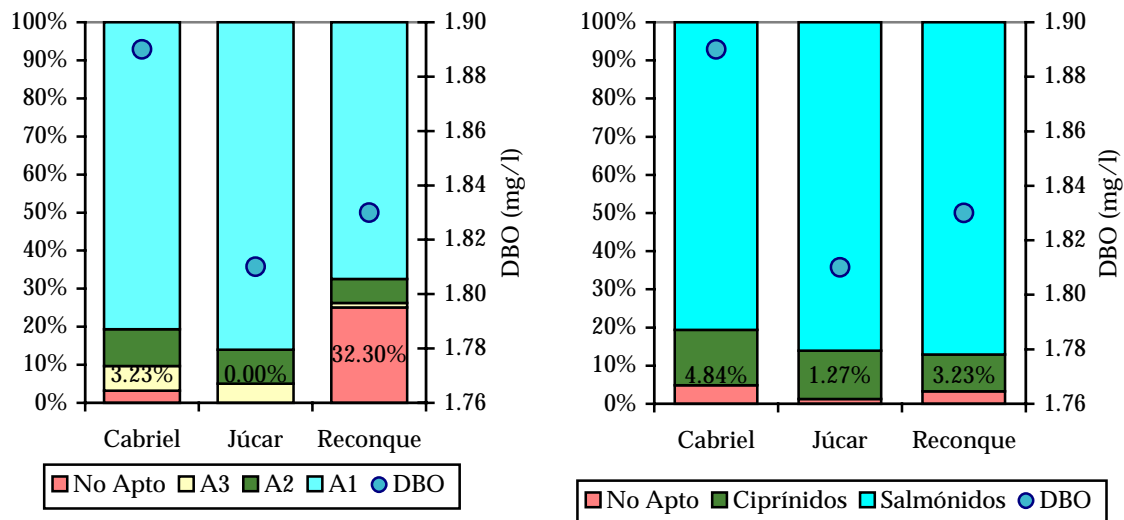


Figura 91. DBO media e incumplimiento de las normativas de prepotables y de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

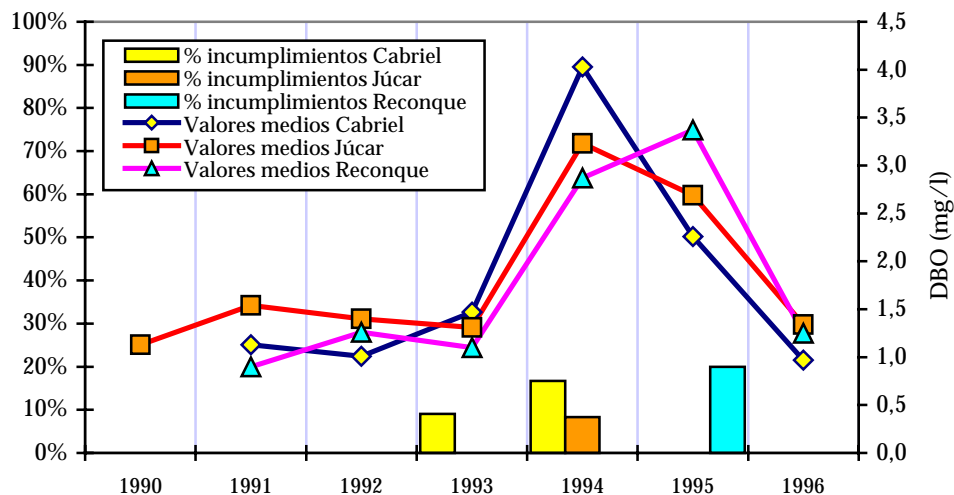


Figura 92. Evolución anual de la DBO media y del incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

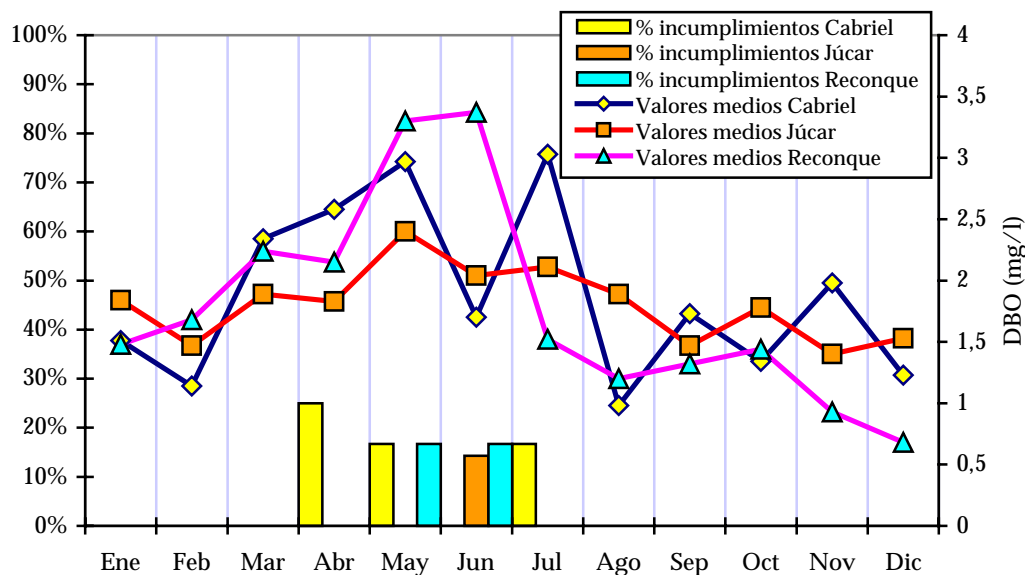


Figura 93. Evolución mensual de la DBO media y del incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- Los tres ríos se encuentran bien oxigenados en todo momento (v.figura).

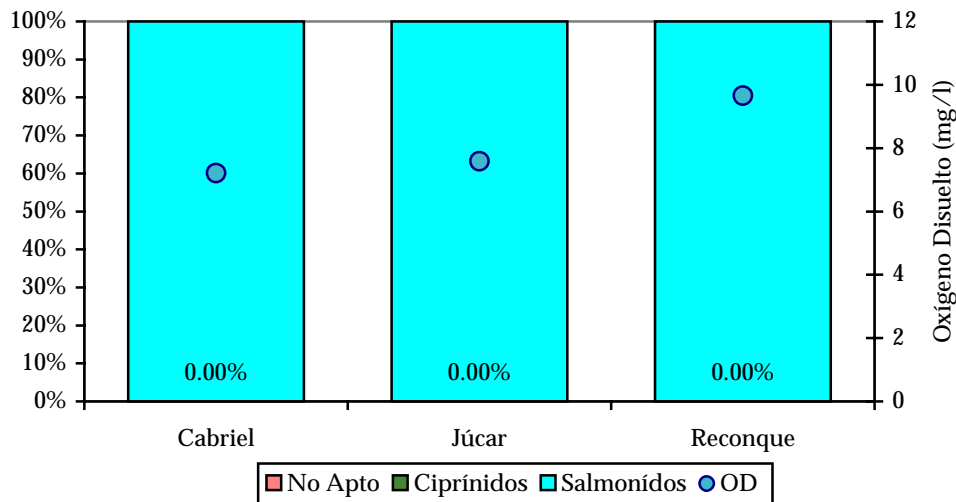


Figura 94. Concentración media de Oxígeno Disuelto e incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- La materia en suspensión presenta un porcentaje elevado de incumplimientos en los tres ríos, sobre todo en el Cabriel (27%), donde en determinados momentos se llega a valores muy altos. Los tres ríos se unen en el embalse de Embarcaderos, donde se producirá una sedimentación. Aguas abajo se desconoce cuál puede ser la concentración, pero al llegar a Tous, tanto las aguas del Júcar como las del trasvase, sufrirían de nuevo una decantación y mejora (v.figuras adjuntas).

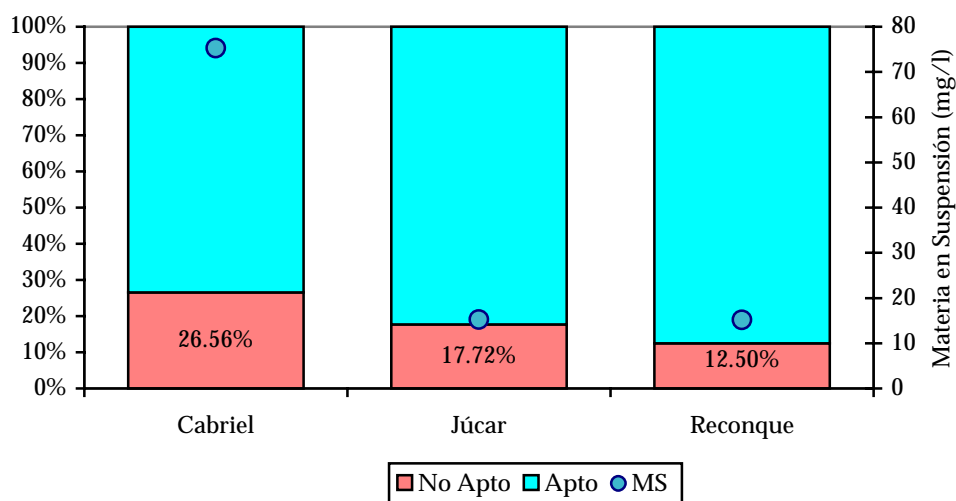


Figura 95. Concentración media de Materia en Suspensión y incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

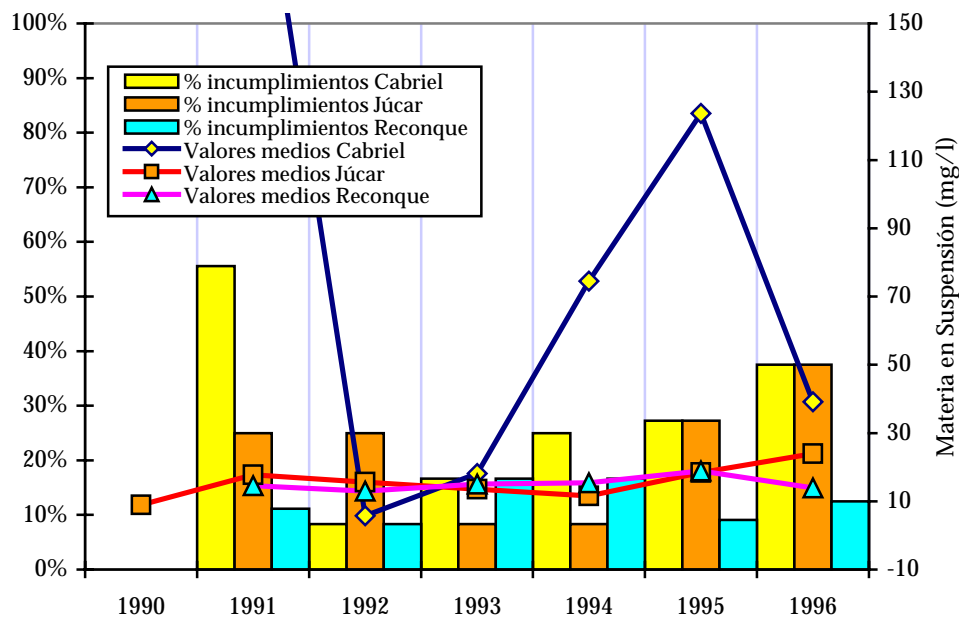


Figura 96. Evolución anual y mensual de la concentración media de materia en suspensión y del incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

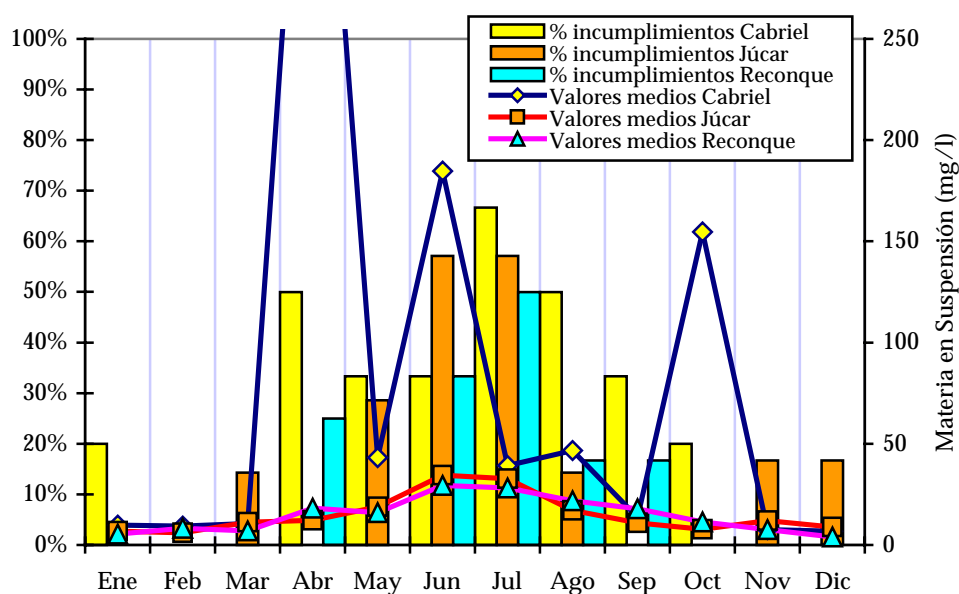


Figura 97. Evolución anual y mensual de la concentración media de materia en suspensión y del incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- El Nitrito se ha analizado en muy pocas ocasiones, por lo que no se puede extraer ninguna conclusión. Los valores de Amonio (v.figura) y Nitrato son bajos, alejados de los límites de las normativas.

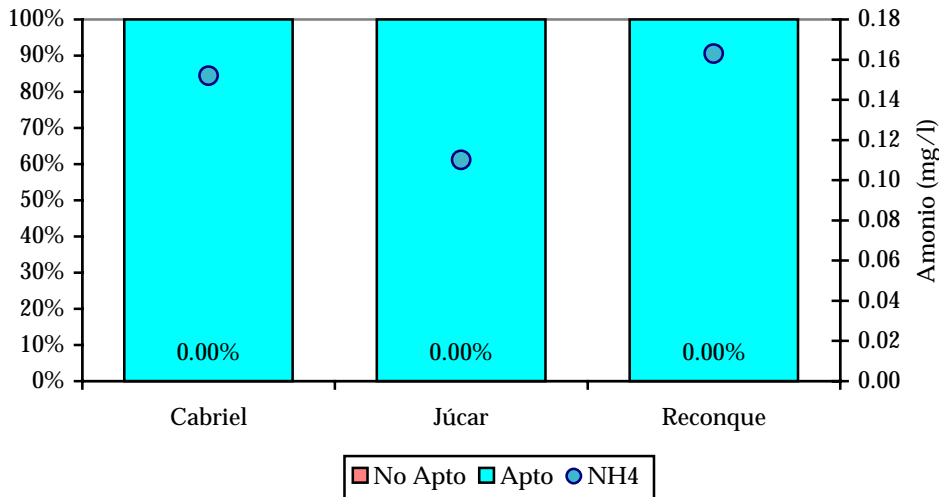


Figura 98. Concentración media de Amonio e incumplimiento de la normativa de peces por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- Lo mismo sucede con el contenido en compuestos del Fósforo. Los valores menores se han detectado en el río Cabriel y los mayores en el Reconque, pero no se han podido estudiar evoluciones anuales ni mensuales debido a la escasez de datos (v.figura).

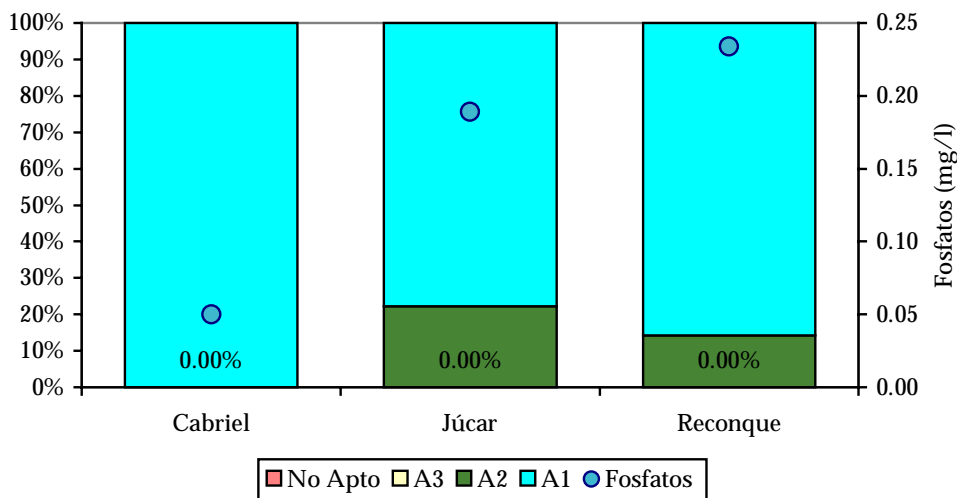


Figura 99. Concentración media de Fosfatos e incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- El contenido en Sulfatos y la conductividad son elevados en el Cabriel y el Reconque, donde se supera el límite de la normativa de prepotables de forma constante. También se han detectado valores algo elevados de Cloruros en estos ríos, superando el límite en algún análisis. Sin embargo, el río Júcar tiene una mineralización mucho menor (v.figura).

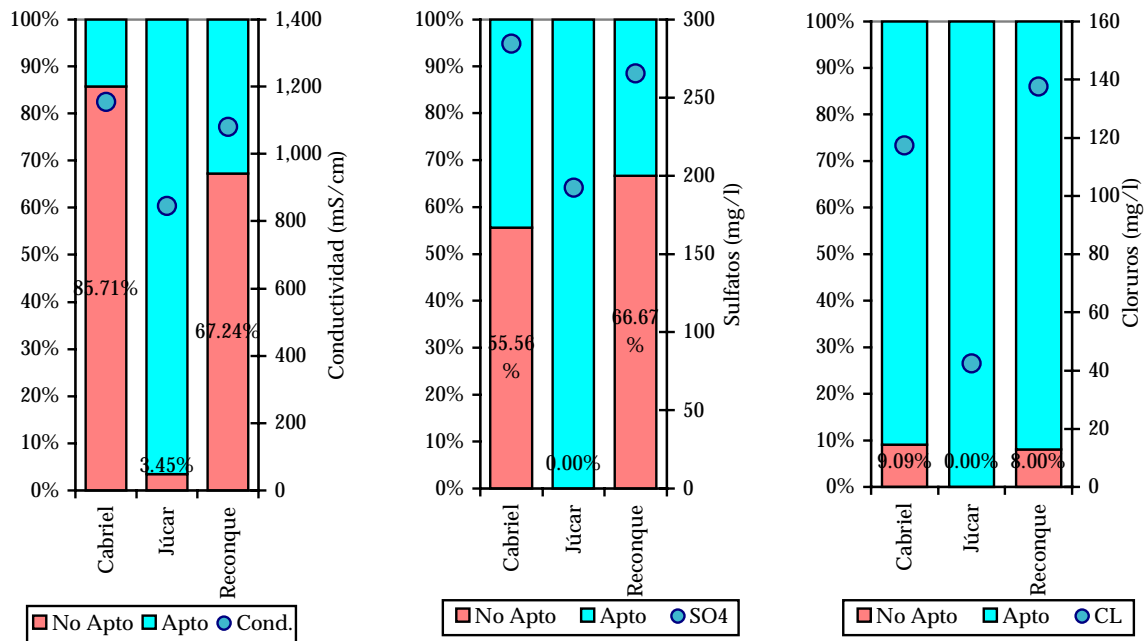


Figura 100. Conductividad y concentración media de Sulfatos y Cloruros, e incumplimiento de la normativa de prepotables por estos parámetros aguas arriba del embalse de Tous.

- Las conductividades medias son 1.150, 850 y 1.080 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Cabriel, Júcar y Reconque, respectivamente. A partir de 1994 se detecta un ligero aumento y en junio y julio parece que se producen los valores más elevados. En cualquier caso, los niveles permanecen bastante constantes en las dos perspectivas temporales y las evoluciones son muy similares en los dos ríos mayores, lo que sería indicativo de que sus fuentes pueden ser naturales (v.figura).

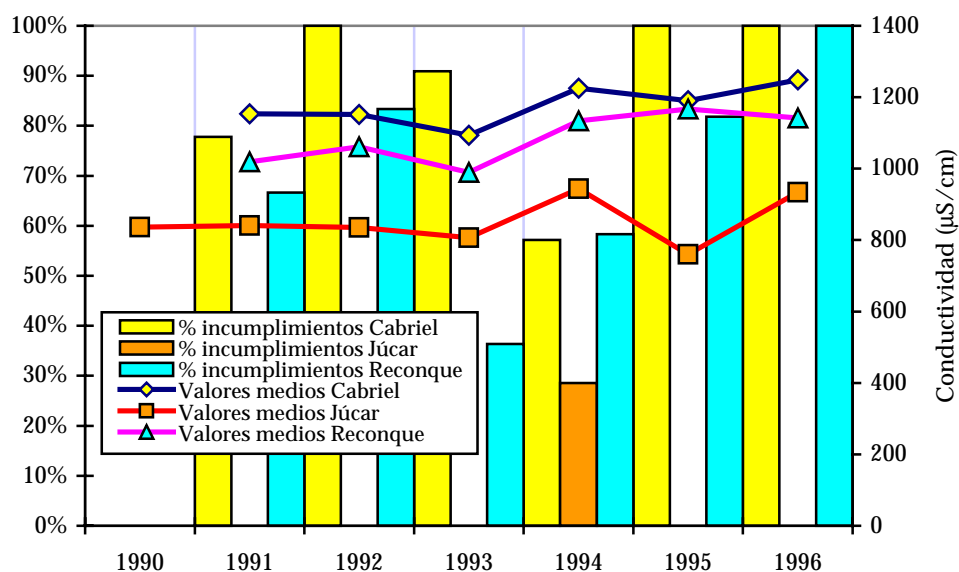


Figura 101. Evolución anual de la conductividad media y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

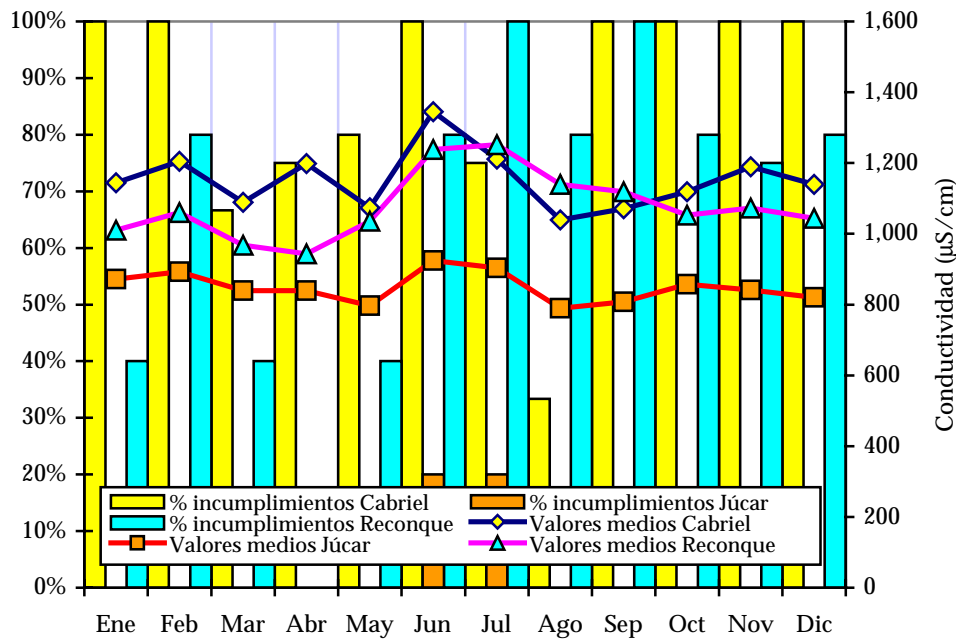


Figura 102. Evolución mensual de la conductividad media y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- Los valores medios de la conductividad del embalse de Tous se conocen por estudios actualmente en curso, situándose entre 950 y 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esto coincide con la mezcla de las aguas de los tres ríos estudiados. En consecuencia, se encuentra en el límite del cumplimiento de la normativa de prepotables, gracias a que el Júcar compensa las conductividades más elevadas de Cabriel y Reconque.
- Los datos de Sulfatos son muy escasos por lo que resulta muy difícil analizar tendencias anuales o mensuales. Con los Cloruros sucede lo mismo, aunque en este caso sí parece destacar 1994 como el peor año del período de estudio (v.figura).

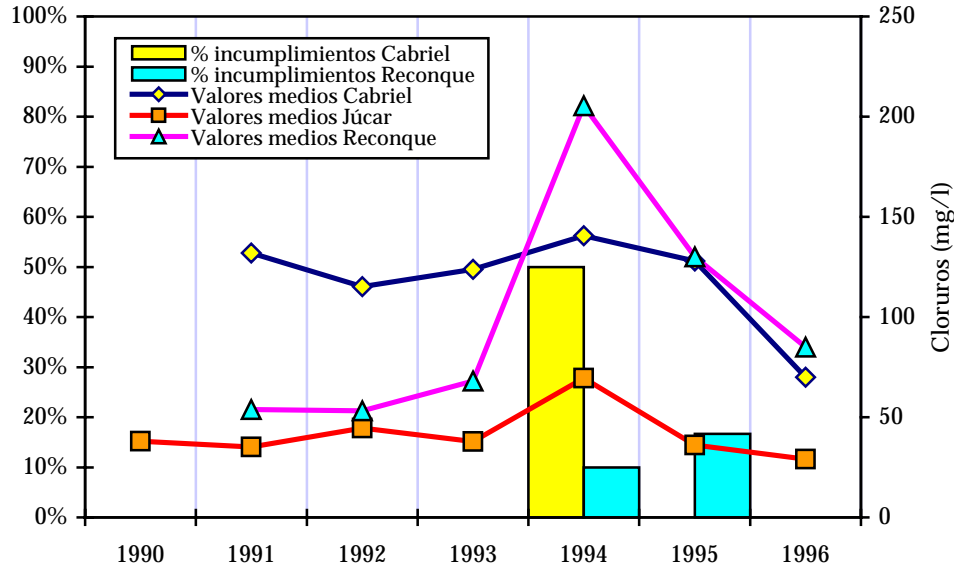


Figura 103. Evolución anual de la concentración media de Cloruros y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- Se debe destacar que la normativa de vida piscícola establece el límite de 6 para el pH, aunque aclarando que puede superarse. Puesto que en este caso el pH se sitúa en torno a 8, este parámetro debe ser considerado con cierta precaución.
- Sólo se han detectado valores elevados de Coliformes en porcentaje significativo en el río Júcar (v.figuras), donde se produce una punta veraniega, seguramente debida a población estacional. En los años 1994 y 1995 no se ha dispuesto de datos de este parámetro, por lo que no se pueden conocer las posibles tendencias.

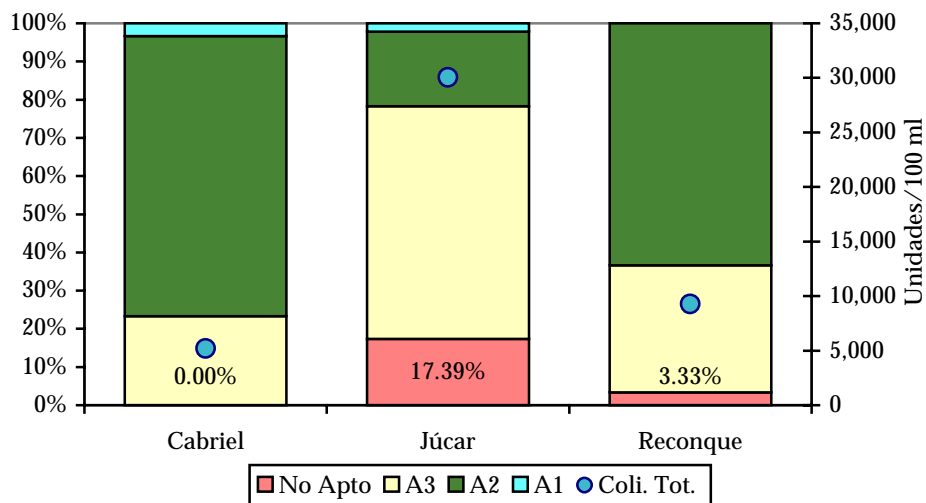


Figura 104. Concentración media de Coliformes totales e incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

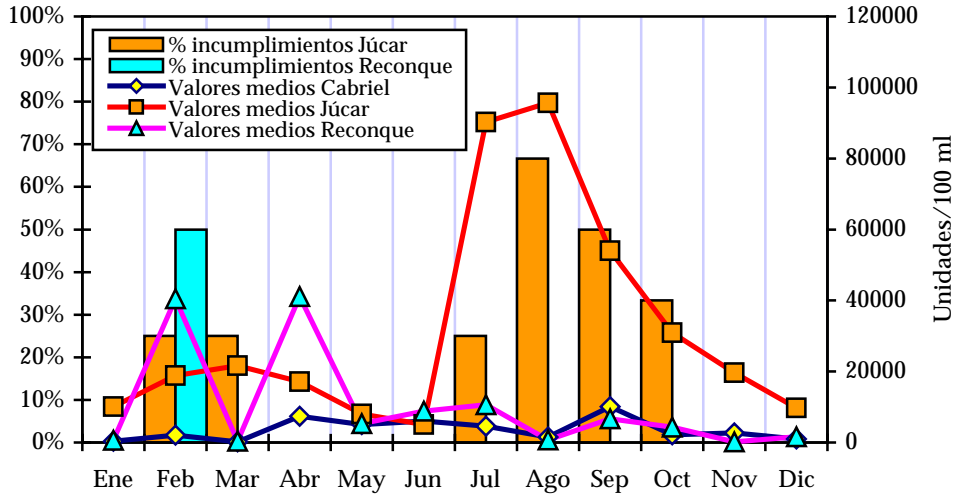


Figura 105. Evolución mensual de la concentración media de Coliformes totales y del incumplimiento de la normativa de prepotables por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- El pH se encuentra en valores por encima de 8 como media en los tres ríos. En Cabriel y, sobre todo, en Reconque, los valores son algo más altos, lo que da lugar a que en este río el 35% de las muestras superen el límite de las recomendaciones para riego (v.figura). En la mezcla de los tres ríos seguramente no existirá este problema. Es de destacar, por otra parte, que sólo se conocen datos hasta 1994.

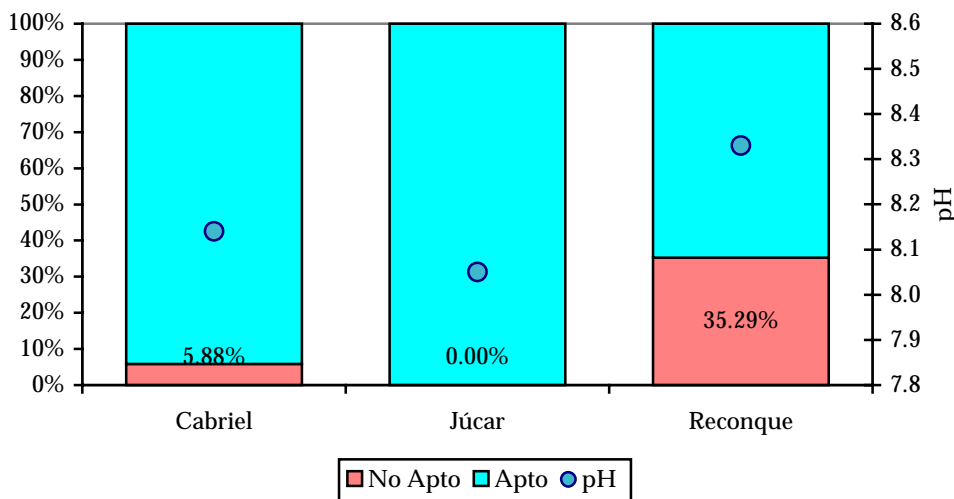


Figura 106. pH medio e incumplimiento de las recomendaciones para aguas de riego por este parámetro aguas arriba del embalse de Tous

- En el 20% de los casos se ha detectado que pueden existir problemas de infiltración en el riego para los tres ríos, aunque sólo ha sido posible realizar esta comprobación en 9 análisis en cada uno de ellos debido a la escasez de datos.

Como síntesis se puede decir que el estado de los ríos estudiados es bueno, siendo destacable tan solo un nivel elevado de sales en Cabriel y Reconque, aunque al

mezclarse con el Júcar se produce una dilución importante, llegando al embalse de Tous con valores en torno a los límites establecidos por la normativa de prepotables.

Además de estas tres estaciones de la red COCA, se han estudiado también los datos de salinidad recogidos por las tres estaciones ubicadas aguas abajo del embalse de Tous (en Alcira, Huerto Mulet y Cullera), comprobándose cómo aguas abajo de este embalse el río se carga en sales aumentando su conductividad por encima de 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

6.3.8.1.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

Los tres ríos estudiados se unen en el embalse de Embarcaderos y la mezcla discurre luego hasta el de Tous. En este recorrido se pueden dar procesos, motivados por ejemplo por atravesar los embalses de Cortes y el Naranjero, que modifiquen en alguna medida los valores de los parámetros, como puede ser una disminución en el contenido de nutrientes. Puesto que no parece que se produzcan vertidos intermedios de importancia, el estado de calidad de las aguas en el embalse de Tous puede ser incluso algo mejor que el descrito aquí para algunos parámetros. Otros, sin embargo, pueden ver incrementada su concentración, como pueden ser las sales disueltas.

Respecto a las evoluciones temporales, se aprecia una diferencia entre los tres ríos, siendo el Júcar el más estable. El Reconque sufre tendencias temporales, mientras que el Cabriel presenta más variabilidad. Una excepción se produce con los Coliformes totales, para los que se detecta una punta veraniega en el Júcar.

Con carácter general, se puede decir que el peor año dentro del período de estudio ha sido 1994, concidiendo con una fuerte sequía.

Teniendo en cuenta el análisis de calidad realizado para el río Ebro, se pueden realizar las siguientes consideraciones sobre las posibles afecciones del trasvase.

La conductividad en origen del posible trasvase, situado como opción más probable en Cherta, entre las estaciones de Ascó y Tortosa en el Ebro, era inferior, tanto en concentración como en porcentaje de incumplimiento, a la del Cabriel y a la del Reconque, pero superior a la del Júcar. En consecuencia, de adoptarse la solución al trasvase consistente en reducir el aporte del Júcar a cambio de las aguas del Ebro, posiblemente se estaría afectando a la calificación del embalse de Tous, al superarse el límite por la conductividad, aunque sea por muy escaso margen.

Este efecto podría disminuirse si el agua se extrae en origen en primavera, cuando la concentración media es menor. En este periodo, si bien no llega a los niveles del Júcar presenta valores medios inferiores a 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Respecto a los Sulfatos, las concentraciones medias de Cabriel y Reconque son muy superiores a las que existían en origen del trasvase, mientras que la del Júcar es del mismo orden. De todas formas, aquí se mantiene muy estable, por lo que no da lugar a incumplimientos de la normativa, mientras que en el Ebro ha sido más variable a lo largo de los años y de unos meses a otros. Si es posible extraer agua

para el trasvase entre los meses de febrero y junio, se puede considerar que no tendría un efecto muy perjudicial en este parámetro.

Aguas abajo del embalse de Tous se estima que la posible alteración provocada por el agua del Ebro sería mínima, puesto que, a partir del mismo, el río Júcar se va cargando en sales.

Respecto al contenido de Fosfatos, como ya se vio al analizar el Ebro, el nivel en este río ha descendido considerablemente en los últimos años, situándose en los mismos valores que en el Júcar, por lo que el efecto sería despreciable.

Otros parámetros que se encuentran en niveles más altos en el Ebro que en el Júcar son no conservativos, por lo que se puede esperar una evolución favorable a lo largo del trasvase.

Los Coliformes, en momentos determinados, pueden alcanzar valores elevados en la zona de origen del trasvase por lo que, a pesar de la previsible mejora a lo largo del mismo, podrían llegar a Tous con niveles superiores a los impuestos por la normativa de prepotables. En el embalse, posteriormente, se produciría una dilución importante y seguiría produciéndose un *decay* bacteriano por lo que estos valores descenderían. Sin embargo, el Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar incluye el embalse de Tous en la lista de embalse para uso social, lo que puede suponer que se permita el baño. En este caso, la normativa relativa a la calidad de aguas de baño establece unos límites para Coliformes más reducidos que la de prepotables, por lo que habría que estudiar esta posible afección.

Por otra parte, la reducción de caudales en el río Júcar podría provocar dos efectos negativos. Por una parte, se podría dar un aumento de concentración en algunos parámetros en el propio río. En principio, parece lógico pensar que el aumento no sería importante en aquéllos que se producen por fuentes naturales. En los de fuentes antrópicas, para la estación de control estudiada, se produciría un aumento fundamentalmente en aquellos contaminantes cuyo vertido fuera muy cercano, al no existir posibilidad de autodepurarse, o en aquéllos que tuvieran un comportamiento más conservativo. De entre los parámetros estudiados, estas circunstancias se producen en Coliformes y Fosfatos. Por otra parte, al disminuir el caudal del Júcar, se reduciría la dilución que aporta el mismo para muchos parámetros.

En el caso de que las aguas del Júcar se derivaran en el embalse de Embarcaderos, los efectos sobre la calidad del trasvase serían menores que en el caso de derivar en Alarcón, puesto que ya se habría aprovechado el efecto de dilución que aporta el Júcar. Además, el posible aumento de concentraciones comentado antes no se produciría.

En principio, de mantenerse en el Ebro las bajas concentraciones de Fosfatos, se considera que no será necesario ningún tratamiento previo al trasvase, aunque sería interesante hacer un seguimiento de los posibles efectos.

6.3.8.2. RÍO VINALOPÓ

El sistema del Vinalopó y el de la Marina Baja son uno de los posibles destinos de transferencias. Se analiza aquí la posibilidad de conectar el trasvase con el propio río Vinalopó desde el punto de vista de la calidad.

Su estado es en la actualidad muy deficiente, siendo más una mezcla de vertidos que un río natural. En consecuencia, no sería necesario el estudio de su calidad, puesto que cualquier aporte sería beneficioso. Además, el caudal que se aportaría por el trasvase sería muy superior al que actualmente discurre por el río, por lo que, en principio, las características de la mezcla resultante serían más próximas a las del origen que a las del Vinalopó.

Sin embargo, se ha considerado conveniente analizar el estado de calidad de este río, al igual que el resto de los considerados en las transferencias.

En el Plan de cuenca se recoge el caso del río Vinalopó como un caso de contaminación natural por sales. En el mismo desemboca la denominada Acequia del Rey, que constituye el desagüe de la cuenca endorreica de la laguna de Villena.

Respecto a la carga contaminante, ya en cabecera recibe los vertidos de las industrias de Bañeres y, aunque las características del río mejoran algo, a partir de Villena se acentúa su nivel de contaminación, recibiendo los vertidos de esta población, así como los de Elda, Petrel y Novelda. En esta última hay que sumar, además, los vertidos de la industria del mármol. Es de destacar, en este sentido, la ampliación de la depuradora de aguas residuales de Elda-Petrel, en la que también se tratan los vertidos de Sax y Monóvar, que entró en funcionamiento a mediados de 1998.

Por otra parte, en el Plan de cuenca se identifican problemas de mineralización del acuífero en los Valles del Vinalopó, debido a sus condiciones de explotación. Al profundizar las perforaciones hasta niveles cercanos al suelo del acuífero, como el mismo está constituido por materiales del Trías, se produce un efecto de arrastre y disolución de este material, con una elevación del contenido en sales.

6.3.8.2.1. Análisis de la Calidad del Agua

Para el conocimiento del estado de la calidad del agua del río Vinalopó se cuenta con los datos recogidos por las estaciones de la red COCA ubicadas en Monóvar (08233), entre los años 1992 y 1996, y Aspe (08083), entre 1990 y 1996. Las estaciones se encuentran a cierta distancia de la zona del posible destino, pero son muy representativas del estado de calidad del río (v.figura).

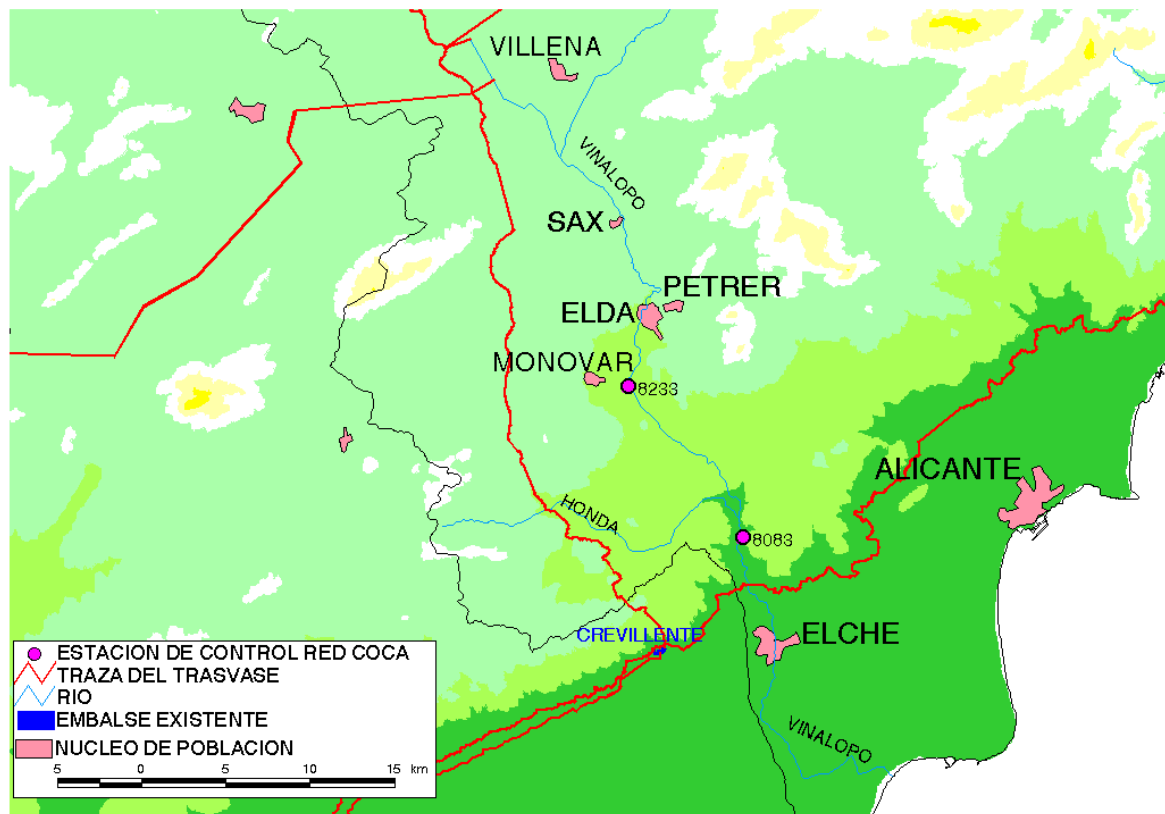


Figura 107. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el río Vinalopó

Los resultados del análisis son los siguientes:

- La normativa de prepotables se incumple de manera permanente (superior al 65% de los casos) por nueve parámetros, existiendo otros cinco que incumplen en porcentaje superior al 5%.
- De los ocho parámetros analizados para la normativa de peces, cinco de ellos incumplen permanentemente y otro más en un 47% de los casos.
- Los valores de los parámetros característicos de vertidos orgánicos son muy elevados. En la estación de Aspe se cuenta con más datos, siendo sus valores medios:

DBO ₅	34 mg/l
Amonio	3,4 mg/l
Oxígeno	20 mg/l y 20% saturación
Fosfatos	8,3 mg/l
Coliformes Tot.	260.000 ud./100 ml

- En la estación de Monóvar son aún superiores pero se cuenta con menos datos.
- En el último año del estudio (1996), se ha detectado una mejoría importante en estos parámetros en la estación de Aspe, seguramente debido a la puesta en marcha de alguna estación de tratamiento. En cualquier caso, no es suficiente, encontrándose también en este año en un pésimo estado.

- Pero aún más destacable que la contaminación orgánica es la contaminación por sales, estando completamente descartado el uso de estas aguas para el riego, dado que generaría importantes problemas de salinidad y toxicidad por Sodio, además de superar en cierto porcentaje los límites de problemas de infiltración, bicarbonatos y pH.
- El efecto de las sales se detecta ya en Monóvar, pero alcanza niveles extremos en Aspe.
- La conductividad media en Aspe ha sido de 13.400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, oscilando entre 27.100 y 6.900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esto es debido fundamentalmente a Cloruro Sódico de origen natural. El Cloruro tiene una media de 4.600 mg/l, llegando a valores de 8.800. Los Sulfatos están en 1.200 mg/l, llegando a 4.200. La alcalinidad media ha sido de 511 mg/l.
- El contenido en Sodio es 2.630 mg/l de media, con un RAS de 27,3, llegando a valores de 104.
- En Monóvar los niveles son inferiores, aunque también muy elevados, con una conductividad media de 4.700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los Cloruros están en torno a 1.200 mg/l y los Sulfatos en torno a 800 mg/l.
- Para estos parámetros no se detecta mejoría en los últimos años, puesto que su fuente es natural y no se ve influida por las mejoras en saneamiento.

En síntesis, por el río Vinalopó discurren aguas salobres, con una importante contaminación orgánica, que no son aptas para ningún uso ni para la vida piscícola.

6.3.8.2.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por las transferencias

En este caso, como ya se ha mencionado, la intención del análisis no es determinar en qué grado se puede ver afectada la calidad del agua en el destino del trasvase, sino todo lo contrario. Dado el deficiente estado de calidad del río Vinalopó, se trata de ver si puede alterar la calidad del agua trasvasada en tal grado que hipoteque sus posibles usos. De ser así, cabe concebir sistemas de entrega que obvien el problema del contacto entre ambas aguas.

El caudal que circula en la actualidad por el río Vinalopó es muy escaso, en torno a los 0,6 m³/s. El aporte de aguas de un posible trasvase podría superar estos valores en torno a un orden de magnitud.

Teniendo en cuenta los valores de los parámetros típicos de contaminación orgánica, así como su mejora actual y futura debido a las nuevas estaciones depuradoras, el efecto de dilución de las aguas aportadas seguramente sería suficiente para llevarlos a niveles aceptables. Sin embargo, dado el altísimo nivel de sales disueltas en el curso medio del río, esto podría no ser suficiente.

A pesar de que es difícil predecir las reacciones que se generarían con la mezcla de ambas aguas y los valores finales de la mezcla, en la tabla siguiente se refleja de forma orientativa el resultado de mezclar las aguas del Ebro con las del Vinalopó

estimando una dilución 10 a 1. Como valor del Ebro se incluye la media entre las estaciones de Ascó y Tortosa, por ubicarse aguas arriba y abajo del punto de toma más probable.

Parámetro	Ebro	Vinalopó (Aspe)	Mezcla 10:1
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1.026	13.387	2.150
Cloruros (mg/l)	118	4.600	525
Sulfatos (mg/l)	194	1.193	285
Sodio (mg/l)	81	2.629	313
Calcio (mg/l)	106	373	130
Magnesio (mg/l)	23	186	38
RAS	1,82	27,28	6,19

Tabla 8. Comparación entre las salinidades de Ebro y Vinalopó

Aunque no sean del todo precisos, estos resultados sirven perfectamente para reflejar que las aguas trasvasadas pueden verse muy alteradas al mezclarse con las del Vinalopó. Además, se debe tener en cuenta que la mezcla del agua puede poner en disolución sales que se hayan depositado en el curso del río, por lo que los valores de salinidad pueden ser incluso superiores a los aquí reflejados, por lo menos en los primeros años.

El grado de restricción al uso para riego, según las recomendaciones de la FAO, para los valores supuestos de la mezcla debería ser moderado y, probablemente, una parte del tiempo los parámetros rebasarían los límites aconsejables para el riego. En consecuencia, sería recomendable evitar la mezcla de las aguas trasvasadas con las propias del río.

Aunque el contenido en sales en Monóvar no es tan alto como en Aspe, se puede estar también degradando la calidad del agua transferida de manera importante. La Acequia del Rey que, como ya se dijo, aporta una importante cantidad de sales, desemboca en el Vinalopó aguas abajo de Villena.

En conclusión, de acuerdo con lo anteriormente expuesto el trasvase debe conectarse directamente a los sistemas de distribución del Vinalopó y la Marina Baja existentes en el entorno de Villena, evitando la mezcla con acequias y el río aguas abajo.

6.3.9. CUENCA DEL SEGURA-ALMERÍA

Las posibles aportaciones a la cuenca del Segura procedentes del Ebro se incorporarían al Canal principal de la margen izquierda del Postravase Tajo-Segura. Las aportaciones conducidas por el ATS, en cambio, acaban discurriendo por el cauce del Segura hasta el azud de Ojós, desde el cual, por la infraestructura ya existente del Postravase pueden alcanzar el embalse de Cuevas de Almanzora, en el río Almanzora, cuyas aguas podrían ser utilizadas para el abastecimiento y riego en la provincia de Almería. Este embalse también podría ser abastecido con aguas procedentes del Ebro a través del Canal principal de la margen izquierda del Postravase, del canal del Campo de Cartagena y de otro de nueva construcción entre Cartagena y Almería.

6.3.9.1. POSTRASVASE TAJO-SEGURA

El destino de la posible transferencia desde el Ebro sería el Postrasvase Tajo-Segura. La mezcla de aguas se conduciría por el Canal principal de la margen izquierda hasta el embalse de La Pedrera y desde él podría alcanzar, como se ha indicado, incluso el embalse de Cuevas de Almanzora en la cuenca del Sur. El uso de dichas aguas es principalmente el riego, aunque también una parte se usa para abastecimiento a través de las conexiones entre el Postrasvase y la red de la Mancomunidad de Canales del Taibilla.

Las aguas del Acueducto Tajo-Segura tienen su origen en el embalse de Bolarque, en el Tajo. Se mezclan con las aguas del Júcar en Alarcón, desembocando en el río Segura a través de su afluente, el Mundo. La nueva mezcla de aguas, tras un largo recorrido por el cauce del Segura, llega al Azud de Ojós, de donde deriva el Postrasvase.

Como consecuencia de todo este recorrido y, fundamentalmente debido a su paso por el río Segura, las características del agua se van modificando.

Para conocer el estado de calidad de las aguas del Postrasvase se cuenta con la estación de la red COCA ubicada en Abarán (07017), justo aguas arriba del azud de Ojós. Sin embargo, los datos que se han empleado sólo son los correspondientes a los años hidrológicos 1989-90 y 1997-98 (v.figura).

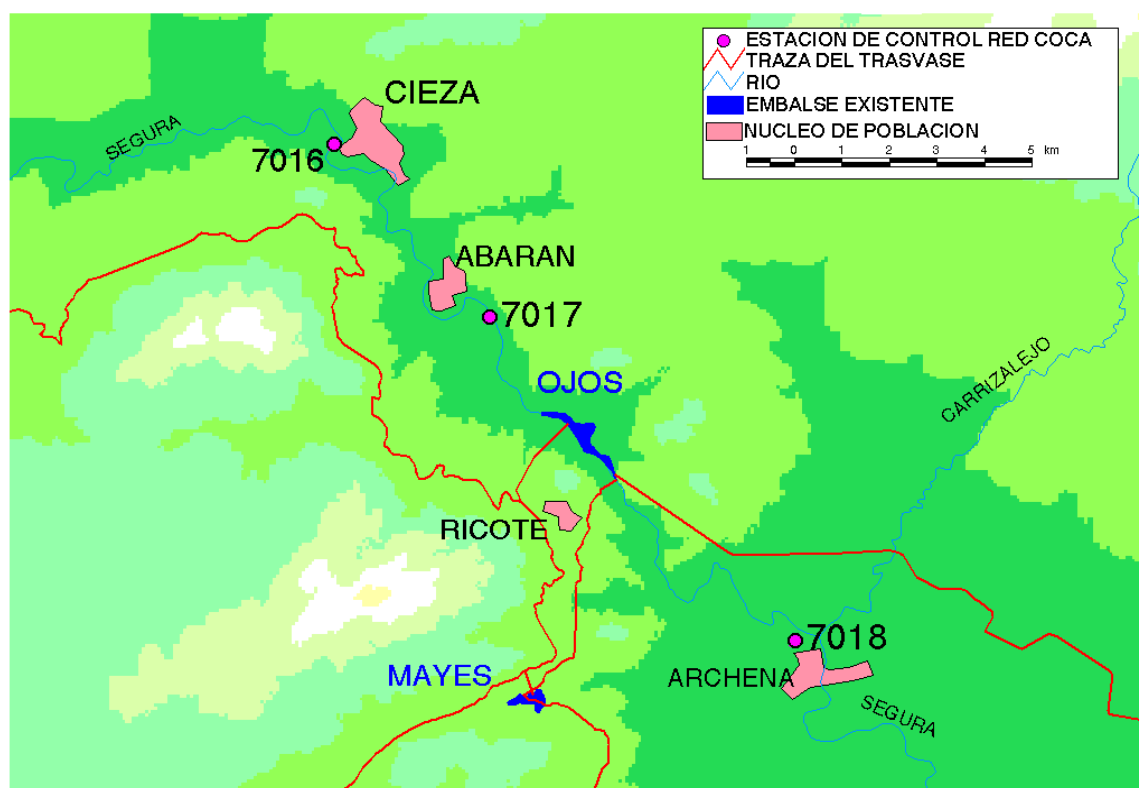


Figura 108. Ubicación de las estaciones de la Red COCA para el estudio de la transferencia en el Postrasvase Tajo-Segura

Con los datos disponibles se puede apreciar que en los momentos de caudales elevados (aportes del ATS), las características del agua del río Segura varían significativamente, diluyéndose tanto las concentraciones de contaminantes típicos de vertidos, como el contenido en sales del agua.

Este efecto se ha podido comprobar también en las estaciones ubicadas aguas arriba y abajo de la de Abarán (07016 y 07018).

De esta forma, en los momentos en que se están aportando aguas del ATS, la conductividad pasa de valores superiores a 1.600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a valores en torno a 850. En cualquier caso, los valores aumentan con respecto a las aguas procedentes del embalse de Alarcón.

En el Postravase, la mezcla con las aguas del Ebro, con una conductividad en torno a 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, puede elevar en alguna medida la mineralización de las aguas, pero probablemente no limitará los usos que actualmente se están realizando con este agua.

6.3.9.2. EMBALSE DE CUEVAS DE ALMANZORA

El embalse de Cuevas de Almanzora sería el destino de una posible transferencia a través del ATS. También será destino de un trasvase ya autorizado desde el embalse de Negratín, en el río Guadiana Menor, en la cuenca del Guadalquivir.

Los usos a los que da servicio este embalse son abastecimiento y riego.

6.3.9.2.1. Análisis de la Calidad del Agua

Ni en el embalse de Cuevas de Almanzora, ni en el resto del río Almanzora, se ubica ninguna estación de control de la red COCA ni de la red ICA, por lo que el conocimiento de su estado de calidad se limita a un estudio sobre el estado trófico del embalse realizado por el CEDEX en 1994. Como ya se ha indicado en el apartado anterior, incluso podría recibir aportaciones del Ebro a través de la infraestructura del Postravase junto con un canal de nueva construcción desde Cartagena.

Los resultados más destacables de este estudio son los siguientes:

- La conductividad en el embalse, debido al régimen hidrológico y a las características geológicas de la zona, es muy elevada, con un rango de variación que oscila entre 1.662 y 2.054 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- La contaminación por sales de origen natural es debida fundamentalmente al sulfato magnésico, siendo éstos los principales iones disueltos. El contenido en Sulfatos es muy elevado, situándose en torno a los 1.100 mg/l, y el Magnesio en torno a los 120 mg/l. Si el embalse se vacía mucho, el problema de salinización puede empeorar.
- Esta circunstancia ha hecho necesaria la instalación de una etapa de afino por nanofiltración, para reducir los niveles de estos iones a los límites permisibles (250 de Sulfatos y 50 de Magnesio), en la estación de tratamiento de aguas potables que toma de este embalse para el abastecimiento del levante almeriense.

- Los niveles de otras sales son más reducidos, no presentando problemas para riego, que de hecho es el principal uso del embalse.
- Existe un déficit de oxígeno en todas las profundidades, siendo más acusado en el hipolimnion principalmente durante el verano y el otoño.
- Los valores de Nitrito encontrados superan los límites de la normativa de vida piscícola en los muestreos realizados en la cola del embalse y en uno de los tres muestreos realizados junto a la presa, oscilando entre valores de 0,02 y 0,07 mg/l.
- Los niveles de Amonio, Nitrato, Fosfatos y Fósforo Total son bajos, no superando en ningún caso los límites de las normativas de aguas para abastecimiento y vida piscícola.
- Existe un gradiente longitudinal de eutrofización desde la presa hasta la cola del embalse. De hecho, se puede considerar el embalse dividido en dos zonas: la próxima a la presa, oligotrófica, y la cola del embalse, eutrófica.
- Las causas de la eutrofización en la cola son debidas a vertidos de actividades derivadas de la agricultura y de diversas granjas situadas en los alrededores, así como a la sequía que se sufría en aquellos años.

En conjunto, el embalse se califica como mesotrófico, siendo muy destacable el elevado contenido en sulfato magnésico.

6.3.9.2.2. Valoración de la situación y posibles afecciones provocadas por la transferencia

Los aportes a Cuevas desde el ATS o desde el Ebro (después de mezclarse con las aguas del Júcar en Tous y con las del ATS en el postrasvase), conllevan, en cualquiera de los dos casos, un contenido en sales mucho menor que el actual, por lo que las transferencias resultarían beneficiosas.

Con el elevado contenido en Sulfatos de las aguas del embalse de Cuevas, en la actualidad sus usos para riego y abastecimiento se ven muy limitados. Con la dilución que generarían los aportes del Ebro o del ATS, la calidad alcanzaría niveles más acordes con estos usos.

6.3.10. NECESIDADES DE DEPURACIÓN

6.3.10.1. CONSIDERACIONES BÁSICAS

El estado de calidad en alguna de las zonas de origen de las diferentes alternativas de trasvase se puede calificar de mala e incluso de muy mala. En otros casos, aunque sea aceptable, puede tener un contenido en algún compuesto que supere el nivel del mismo en la zona de destino del trasvase (por ejemplo nutrientes).

La necesidad de tratamiento de las aguas a trasvasar dependerá, pues, de cada caso concreto. Para determinar si existe esta necesidad, a qué tipo de contaminante debe

afectar y en qué grado se debe realizar, se han tenido en consideración los siguientes aspectos:

- Estado de calidad en origen del trasvase. Parámetros más críticos.
- Posible evolución de los parámetros a lo largo del trasvase.
- Estado de calidad en la zona de destino, sobre todo en lo referente a los parámetros más críticos en origen.
- Objetivos de calidad en la zona de destino (Planes Hidrológicos de cuenca).
- Características de la zona de destino:
 - Tipo de medio receptor: embalse, río o uso directo (establece la sensibilidad a ciertos parámetros);
 - Volumen o caudal de agua en destino y su relación con el volumen a trasvasar (dilución del agua trasvasada).

Como zona de destino se entiende tanto el punto final del trasvase como aquellos elementos intermedios en los que se produzca mezcla de aguas.

Con la consideración de todos estos aspectos debe determinarse si el medio en la zona de destino es capaz de aceptar el agua de origen en las condiciones en que llegaría o si, por el contrario, se puede provocar alguna afección importante, ya sea por ir en contra de los objetivos de calidad establecidos en el Plan de cuenca correspondiente, por limitar algún uso o por provocar la eutrofización de algún embalse o zona de interés ecológico.

Estos procesos de tratamiento suponen unos costes que repercuten en el precio final del agua y que, básicamente, dependen de dos factores:

- La línea de tratamiento, que dependerá fundamentalmente de los parámetros que se deban reducir.
- Volumen de agua a tratar y régimen de caudales.

En esta sección se analizan someramente tales posibilidades con el objetivo de obtener, siquiera indicativamente, la cuantía de los costes requeridos.

Como es obvio, la estimación que va a exponerse no pasa de ser una primera aproximación teórica al problema, que requeriría en el futuro, en caso de desarrollarse estas soluciones, de un mayor ajuste y estudio de detalle.

6.3.10.2. PROCESOS DE TRATAMIENTO

Los tratamientos de depuración aplicados dependerán en cada caso concreto de los parámetros a reducir. En general, se puede decir que las zonas de origen donde se han detectado problemas importantes de calidad tienen características de aguas contaminadas por vertidos de tipo urbano. En consecuencia, destaca la contaminación por materia orgánica, compuestos reducidos de Nitrógeno y Fosfatos, así como la presencia importante de contaminación microbiológica.

El grado de afección por esta contaminación es muy variable, desde el caso más extremo, que se detecta en las aguas del Jarama, hasta aguas muy limpias, como pueden ser precisamente las de destino de este trasvase (embalse de Bolarque).

Las características de las aguas afectadas por vertidos suelen ser muy variables, dependiendo de la existencia de tratamientos en los vertidos, de su efectividad, de la distancia a la que se encuentren y de la capacidad de dilución y autodepuración del río.

En lo que respecta a las posibilidades de tratamiento, en general, estas aguas tienen un cierto contenido en materia orgánica pero no suficiente para mantener procesos biológicos de eliminación de nutrientes. Por consiguiente, se ha estimado como primera aproximación que los procedimientos para realizar la eliminación de Nitrógeno y Fósforo deberían basarse en procesos fisicoquímicos. Estos procesos, además, se adaptan mejor a la variabilidad de las características de entrada que los procesos biológicos. Sin embargo, tienen los inconvenientes de un mayor coste de explotación, debido al empleo de reactivos, y una mayor producción de fangos en la depuración.

Se ha hecho un primer estudio y selección teórica de los posibles procesos aplicables al tratamiento de las aguas a trasvasar, que se detallan a continuación. Hay que reiterar que la variabilidad de parámetros en origen y la naturaleza fluvial de los influentes arroja incertidumbres importantes, cuya aclaración requeriría, en su caso, estudios futuros de detalle.

6.3.10.2.1. Pretratamiento

En general, cuando se deba realizar cualquier tipo de tratamiento, previamente se deben incluir al menos un desbaste y un desarenado para evitar problemas en tratamientos posteriores.

6.3.10.2.2. Tratamiento fisico-químico. Eliminación de Fósforo

Aunque el objetivo fundamental sería la eliminación del Fósforo, este tratamiento permite la reducción de DBO y materia en suspensión. Las instalaciones básicas constarían de cámaras de mezcla, cámaras de floculación, decantadores y equipos de almacenamiento, seguridad y dosificación de reactivos.

La eliminación de Fósforo por precipitación se puede realizar básicamente mediante el empleo de dos tipos de reactivos distintos: cal y sales de hierro o aluminio (el cloruro férrico es el más empleado).

Los gastos de amortización son muy similares en ambos casos puesto que la diferencia entre los equipos necesarios para la cal y cloruro férrico es despreciable frente al resto de las instalaciones de obra civil y equipos mecánicos y eléctricos. El empleo de cal suele ser más costoso en explotación, sobre todo por el importante volumen de fangos generados.

6.3.10.2.3. Eliminación de nitrógeno

Puesto que los compuestos de nitrógeno, allí donde suponen un problema, se encuentran fundamentalmente en su estado reducido (Amonio principalmente), se pueden emplear dos procedimientos básicamente para su eliminación: la cloración al *break-point* y el *stripping*.

El primero consiste en clorar el agua hasta un punto en que se oxida el nitrógeno a N_2 que escapa a la atmósfera. Las instalaciones necesarias serían los equipos de almacenamiento, seguridad y dosificación de Cloro, así como la cámara de contacto. Si es necesario, debe incluir equipos posteriores para declorar el agua.

El *stripping* consiste en elevar el pH del agua, generalmente con cal, de tal forma que el equilibrio entre las especies químicas de Amonio se desplace hacia el amoníaco (no ionizado), que es gaseoso, y posteriormente se pasa por una torre de lavado con aire a contracorriente para provocar el escape del gas. Las instalaciones más importantes consisten en los equipos de dosificación de cal, cámara de mezcla y torres de *stripping* con sus bombas de agua y soplantes, así como la dosificación y clarificación posteriores para reducir la cal y el pH.

En general, se puede decir que los gastos de inversión son mucho más altos en el *stripping* que en cloración, pero los gastos de explotación en el *stripping* son mucho menores. Otra característica es que la dosificación de reactivos en *stripping* (si se excluye el posible tratamiento de gases de escape) no depende de la cantidad de nitrógeno a eliminar, sino del pH original y la capacidad tamponadora del agua, que permitirá elevar el pH con menor o mayor cantidad de cal. De esta forma, un tratamiento por *stripping* se puede decir que es casi independiente de la cantidad de nitrógeno a eliminar. Por el contrario, el método de la cloración es directamente dependiente de esta cantidad.

Considerando gastos de explotación y amortización se puede decir que el *stripping* generalmente resulta más conveniente, salvo que la cantidad de nitrógeno a eliminar sea pequeña y se trate de plantas muy grandes.

6.3.10.2.4. Desinfección

La desinfección se puede realizar por dos vías básicamente, cloración y radiación ultravioleta (UV). Comparativamente, la primera supone una inversión mucho menor que la segunda, pero la explotación resulta más ventajosa en el caso de UV, sobre todo si se ha de incluir una decloración posterior, que sería el caso más normal si se quiere verter a un medio natural y no se dedica al abastecimiento.

Considerando amortización y explotación, aún siendo del mismo orden, puede resultar más ventajosa la desinfección por radiación UV. Estas generalidades se deben particularizar en cada caso, puesto que el sistema de UV depende estrechamente de la turbidez del medio.

6.3.10.2.5. Tratamiento de fangos

En función de los tratamientos realizados en la línea de aguas se generará una mayor o menor cantidad de fangos.

También dependiendo de los procesos de la línea de aguas y de las características del agua a tratar, el contenido en materia orgánica de los fangos puede variar y, en consecuencia, puede ser necesaria o no una estabilización mediante cal de los mismos.

Lo que sí es necesario es un espesamiento y secado de fangos, con los gastos de instalación y explotación que conlleva. Además, se debe contar con los gastos de transporte y de disposición de estos fangos en vertedero.

6.3.10.3. SELECCIÓN DE LA LÍNEA DE TRATAMIENTO

La línea de tratamiento escogida dependerá fundamentalmente de los parámetros que haya que reducir.

En general, no se ha encontrado ningún caso en que sea necesaria una eliminación de materia orgánica en exclusiva. Cuando resulta conveniente reducir ésta, también es necesario eliminar nutrientes, por lo que no se ha hecho referencia a ningún tratamiento para reducir materia orgánica.

Cuando es necesario eliminar Fósforo, por evitar la eutrofización de algún medio con poca renovación o por dar cumplimiento a los objetivos de calidad, y se aplica un proceso fisicoquímico, a la vez se produce una reducción importante en materia orgánica y sólidos en suspensión.

Si sólo fuera necesario reducir estos parámetros, bastaría con un pretratamiento, mezcla y floculación y decantación en la línea de aguas. Seguramente el reactivo seleccionado sería el cloruro férrico, pero si es necesario estabilizar los fangos por un contenido elevado de materia orgánica, es posible que se optara por la cal.

Si fuera necesario eliminar, además, el nitrógeno, la línea de tratamiento más probable sería el *stripping* con eliminación de fósforo por cal, puesto que estos dos procesos se solapan completamente y con el mismo reactivo se eliminan ambos compuestos.

Si, además, fuera necesaria una desinfección, se produciría un solapamiento con la cloración al *break-point* puesto que este sistema produce un efluente completamente desinfectado, con lo que se ahorraría la desinfección posterior. Los costes de explotación por cloración, teniendo en cuenta que en general las concentraciones de nitrógeno no son muy elevadas (en comparación con un agua residual bruta), pueden ser aceptables y permitir esta solución como la más rentable.

Por otra parte, existen sistemas de depuración basados en plantas hidrófitas para la depuración de aguas. Se están estudiando últimamente, sobre todo como método para eliminar nutrientes en efluentes de depuradora. Son tratamientos muy interesantes para el caso de trasvases, puesto que el largo recorrido por canales podría ser aprovechado por estos sistemas de muy bajo coste de instalación y explotación. Para su implantación deberían ser tenidos en cuenta en el dimensionamiento hidráulico de los canales, puesto que lógicamente supondrían

una pérdida de carga. En cualquier caso, estas técnicas se encuentran actualmente en estudio por lo que no tienen unos resultados tan contrastados como los procesos aquí planteados y no se puede valorar su efectividad ni sus costes.

6.3.10.4. CONSIDERACIONES SOBRE LOS COSTES DE DEPURACIÓN

Además de las instalaciones descritas en el apartado anterior, una planta de tratamiento de estas características debe contar con una urbanización y viales que den acceso a todas las instalaciones, las obras de conexión entre los distintos procesos de tratamiento, edificios de control, personal, taller, almacén y aquellos que alberguen a los principales equipos.

Por otra parte, estas plantas, en función de los caudales implicados, pueden requerir importantes superficies, sobre todo aquellas soluciones que incluyan algún sistema de decantación, como puede ser la eliminación de fósforo o el *stripping*. La superficie requerida depende directamente del caudal a tratar en todos los casos, puesto que los procesos se dimensionan sobre la base de tiempos de retención o cargas hidráulicas superficiales.

Respecto al dimensionamiento de la planta, además de las posibilidades vistas en el apartado anterior, en el caso en que las limitaciones no obliguen a una reducción total de los parámetros, se puede tratar sólo parte del caudal y mezclar posteriormente los efluentes, con lo que se pueden reducir gastos de amortización.

Respecto a la explotación de la planta, hay que tener en cuenta que el efluente a tratar no es agua residual con características constantes, sino aguas naturales alteradas en mayor o menor grado. Esto supone unas condiciones variables en cuanto a concentraciones de entrada, dependientes del funcionamiento de los sistemas de depuración ubicados aguas arriba y del caudal que discurra por el medio. Si la variabilidad resulta excesiva, el ajuste permanente de los procesos supondrá una menor eficiencia y, por tanto, mayores gastos de explotación.

La vida útil de una planta de tratamiento, debido al desgaste que se produce por la agresividad del agua y las diferentes operaciones de tratamiento y mantenimiento, se debe estimar en unos 25 años para la obra civil y 15 años para equipos mecánicos y eléctricos, o, aproximadamente, en 20 años el global.

El régimen de explotación de las diversas transferencias, como ya se ha señalado en otros epígrafes, no es constante a lo largo del año. Esto supone que las plantas deban dimensionarse para los caudales máximos, permaneciendo paradas parte del año. Dado el elevado coste de construcción de estas plantas y los cortos períodos de amortización, la carga de la misma sobre el precio final del agua es muy alta, aunque depende del tipo de tratamiento, por lo que el precio será muy sensible al número de meses en los que funcione el trasvase. Además, parte de los gastos de explotación son fijos y dependen más del tamaño de la planta que de los caudales o cargas tratados.

Teniendo en cuenta todas las consideraciones precedentes, resulta evidente la dificultad de predecir un coste de tratamiento de la unidad de volumen transferida. Lo que se ha intentado ha sido establecer unos ordenes de magnitud razonables en torno a los cuales se estima que puede situarse el coste en cada caso concreto.

6.3.10.5. NECESIDADES DE TRATAMIENTO EN CADA POSIBLE TRANSFERENCIA

6.3.10.5.1. Alto Duero

Se estima que no sería necesario ningún tratamiento previo, debido al buen estado de calidad, que incluso podría mejorar en el momento del trasvase si se llevara a cabo la construcción de alguno de los embalses catalogados, aguas arriba y en la zona de captación.

6.3.10.5.2. Bajo Duero

El único problema de calidad en sus aguas es el nivel de nutrientes ligeramente elevado (en comparación con otras zonas), lo que provoca la eutrofización del propio embalse de Villalcampo y podría suponer un aporte perjudicial para el embalse de Bolarque en el Tajo que se encuentra oligotrófico.

De todas formas, la reciente construcción de las depuradoras de Valladolid y León, así como la próxima finalización de las depuradoras de Palencia, Aranda de Duero, Medina del Campo y, sobre todo, Zamora, supondrá una mejora en la calidad de toda la cuenca vertiente a dicho embalse y una reducción en los nutrientes aportados al mismo. Se debe tener en cuenta, además, que la mayoría de estas plantas incluye tratamiento de eliminación de nutrientes. En concreto, en Zamora está previsto un proceso A2O que reduce nitrógeno y fósforo.

Además, en el embalse de Bolarque se dan dos circunstancias que pueden atenuar su posible eutrofización. Por una parte, el agua de Villalcampo se mezclaría con las aguas del Tajo, muy bajas en nutrientes, por lo que se produciría una importante dilución. Por otra, el embalse de Bolarque, de sólo 30 hm³, se ve sometido a una fuerte renovación que incluso aumentaría con el aporte de nuevas aguas, por lo que sería menos sensible a los nutrientes.

Aguas abajo de dicho embalse, ya sea en el Tajo o en el ATS, la concentración habría disminuido lo suficiente como para no producir problemas.

En consecuencia, a priori se estima que no sería necesario ningún tipo de tratamiento para realizar el trasvase desde este punto.

6.3.10.5.3. Jarama

El estado de la calidad del agua en el curso bajo del Jarama se puede catalogar como extremadamente mala. El valor de sus parámetros denota que, más que un río, es un efluente residual con un grado de depuración muy variable, llegando a alcanzar en determinados momentos unas condiciones pésimas.

La estrecha relación de sus características con el funcionamiento de las grandes depuradoras de Madrid, genera una variabilidad muy marcada en casi todos los parámetros.

El Plan Hidrológico de la cuenca del Tajo, para el tramo del río Tajo comprendido entre el embalse de Bolarque y Aranjuez, impone unos niveles de calidad A2,

Salmonícola y Apto, en función de las normativas de prepotables, vida piscícola y baño respectivamente. Además, actualmente el estado de calidad en Bolarque es muy bueno y se encuentra oligotrófico.

La única opción, por tanto, en este caso pasaría por hacer un tratamiento de las aguas a trasvasar. Una planta de este tipo sería de difícil diseño y explotación. Por una parte se deben tener en cuenta los condicionantes de la variabilidad de las aguas de entrada. Por otra, se deberían reducir los compuestos de nitrógeno y fósforo, no existiendo posibilidad de realizarlo por vía biológica, dado que se trata ya de efluentes depurados que no cuentan con el aporte necesario de materia orgánica fácilmente biodegradable, necesaria para los procesos de desnitrificación y de eliminación biológica del fósforo. En consecuencia, debería optarse, como ya se ha mencionado, por procesos fisicoquímicos. Además, para cumplir con los objetivos de baño, muy probablemente debería incluirse una desinfección.

El coste estimado de tratamiento, incluyendo amortización, para los volúmenes de agua y duración del período de trasvase indicados en el documento de análisis de la cuenca del Tajo, se estima que puede estar entre 18 y 22 ptas/m³, por lo que lo fijaremos, de forma conservadora, en unas 25 pts/m³. La irregularidad del influente podría a su vez requerir costes superiores, cuya evaluación requeriría posteriores estudios de detalle. Las características del tratamiento son las siguientes: proceso compuesto por pretratamiento, eliminación de Fósforo y Nitrógeno por procesos fisicoquímicos y desinfección final. Incluye, además, tratamiento y disposición de fangos.

6.3.10.5.4. Tajo en Toledo

Como se indicó, el estado de la calidad del agua en el Tajo a la altura de Toledo es deficiente. Aquí llega todavía la influencia de Madrid y se ve agravada por los propios vertidos de la ciudad de Toledo.

El contenido en materia orgánica y nutrientes es muy elevado, estando el embalse de Castrejón, en consecuencia, eutrófico.

El destino de este posible trasvase sería aportar recursos a la Mancha o al ATS a la altura de La Roda, es decir, aguas abajo del embalse de Alarcón y aguas arriba del Talave. Se utiliza como paso intermedio el embalse de Finisterre, prácticamente vacío en la actualidad.

Las necesidades de tratamiento previsibles varían según el destino final de la transferencia, tal y como se muestra seguidamente.

En la opción de destinar el agua a las tablas de Daimiel, se debe considerar que, como se dijo, el agua, en su mayor parte, va a llegar a las Tablas y que de allí o en su discurrir por el río se va a infiltrar en el acuífero. De la misma forma, el aporte de agua que se haga para aliviar la sobreexplotación del acuífero y recuperar los niveles originales, no puede contribuir al deterioro del mismo. Es más, lo ideal sería aportar aguas poco salinas y sin contenidos en compuestos del nitrógeno para disminuir cuanto antes las elevadas concentraciones que se han registrado.

En consecuencia, sería necesario disminuir la carga orgánica y el contenido en Fósforo para evitar la degeneración y eutrofización de las Tablas y, por otra parte, sería necesario limitar los compuestos de nitrógeno para no cargar el acuífero de nitratos.

Comparativamente con el caso del Jarama, aquí el contenido en nutrientes es algo inferior. Además, el paso intermedio por el embalse de Finisterre, que por supuesto estará eutrófico, puede disminuir en cierta medida el contenido en nutrientes, pero se estima que no será suficiente. Por otra parte, la dilución del medio será despreciable.

El coste estimado de tratamiento, incluyendo amortización, se estima que puede estar entre 14 y 20 ptas/m³, teniendo en cuenta, como hipótesis tentativas, un volumen anual en torno a 100 hm³, y un proceso compuesto por pretratamiento, eliminación de Fósforo y Nitrógeno por procesos físico-químicos, incluyendo, además, tratamiento y disposición de fangos.

En el caso de llevar las aguas directamente a su uso en agricultura, la eliminación de nutrientes no sería necesaria. Por el contrario, es un aporte beneficioso que reduciría los gastos del agricultor en aportación de abonos. La recarga del acuífero con nitratos no sería mayor que la que aportara el propio riego.

Los condicionantes más importantes en este caso serían de tipo sanitario y la necesidad de una reducción podría afectar sólidos en suspensión, materia orgánica y, fundamentalmente, microorganismos. Esta necesidad está estrechamente ligada al tipo de cultivo (consumo en crudo o no) y al sistema de riego (aspersión o inundación).

La estancia del agua en el embalse de Finisterre, sin embargo, con un elevado tiempo de retención, previsiblemente aportará una reducción importante en los parámetros microbiológicos por el efecto de la decantación, la depredación y la acción bactericida de la luz ultra violeta. Por otra parte, el previsible estado eutrófico del embalse puede producir que las condiciones no sean tan adversas para este tipo de microorganismos y su reducción no sea suficiente.

En consecuencia, resulta difícil determinar a priori si existe la necesidad de una desinfección de las aguas, por lo que en principio no se considera este coste y sería el propio funcionamiento del trasvase el que determinara su necesidad.

En cuanto a la hipotética llegada al ATS y aporte al Segura, el condicionante esencial, como ya se ha señalado, es no empeorar sus condiciones actuales. En este caso, y teniendo en cuenta los objetivos de calidad del Plan del Segura, el estado trófico del embalse de Talave, nudo de especial importancia en la distribución de agua de esta cuenca. En consecuencia, como mínimo y condicionado a la realización de estudios detallados del grado de dilución resultante de la mezcla de aguas de diferentes orígenes que tenga lugar en este embalse, sería necesario disminuir el contenido en Fósforo y, en su caso, Nitrógeno.

El coste estimado de tratamiento, incluyendo amortización, para los volúmenes de agua y duración del período de trasvase indicados en el documento de análisis de la cuenca del Tajo, se estima que puede estar entre 7 y 9 ptas/m³. Las características del tratamiento serían las de un proceso compuesto por pretratamiento y

eliminación de Fósforo por procesos físico-químicos, incluyendo tratamiento y disposición de fangos. Si se equipara el proceso al requerido para las Tablas y acuífero, los costes serían similares a los allí indicados.

En definitiva, y considerando cuanto se ha expuesto, es prudente adoptar, como estimación inicial del coste de tratamiento en origen, una cuantía del orden de las 20 pts/m³.

6.3.10.5.5. Tajo en Azután

La calidad de las aguas que llegan al embalse de Azután se puede catalogar como deficiente, aunque no lo es tanto como la de Toledo o Jarama. Tiene una importante carga de materia orgánica y compuestos de nitrógeno y fósforo. En consecuencia, el embalse de Azután se encuentra eutrófico.

Si el destino final de las aguas fuese el Guadalquivir sería necesario efectuar una reducción de nutrientes, tanto de compuestos de nitrógeno como de fósforo. El coste de un tratamiento de estas características podría ser algo menor que en el caso de Toledo debido a unos niveles inferiores sobre todo en fósforo.

En consecuencia el coste de tratamiento, considerando caudales entre 50 y 200 hm³/año, puede estar entre 13 y 18 ptas/m³.

A su vez, si el destino fuese aportar recursos al ATS a la altura de La Roda, aguas abajo del embalse de Alarcón y aguas arriba del de Talave, al igual que en el caso del Tajo en Toledo, el condicionante fundamental es no empeorar el estado trófico del embalse de Talave. Por consiguiente, y al igual que entonces, sería necesario efectuar una reducción de nutrientes, fundamentalmente de fósforo, quedando condicionada su necesidad al grado de dilución que finalmente presenten la mezcla de aguas de diferente origen en Talave, así como a la reducción que su paso por el embalse de Uso pueda suponer.

Asimismo también es previsible una mejora de la calidad por la mezcla con la aportación al embalse del propio río Uso. Sin embargo, puesto que el agua trasvasada, que procede de un embalse eutrófico, representa una parte significativa de la aportación total al embalse, es difícilmente evaluable esta mejora y, por tanto, la reducción del coste del tratamiento en origen que puede generar, sin conocer el detalle de la explotación de la transferencia (volúmenes y períodos de derivación).

Por ello, para quedar del lado de la seguridad, a efectos de estimar el tratamiento en origen, se supondrá que acabará existiendo un estado eutrófico en el embalse de Uso, de manera que las condiciones no sean tan adversas para este tipo de microorganismos y su reducción no sea tan alta como se desearía.

El coste de un tratamiento de estas características podría ser algo menor que en el caso de Toledo debido a unos niveles inferiores sobre todo en fósforo. En consecuencia el coste estimado de tratamiento, incluyendo amortización, para los volúmenes de agua y duración del período de trasvase indicados en el documento de análisis de la Cuenca del Tajo, se estima que puede estar entre 6 y 8 ptas/m³. Asimilar el tratamiento al anterior implicaría un similar aumento de los costes previstos.

En definitiva, y considerando cuanto se ha expuesto, cabe esperar costes de tratamiento ligeramente inferiores a los de la captación de Toledo. No obstante, parece prudente adoptar, como estimación inicial del coste de tratamiento en origen, una cuantía similar a quella, del orden de las 20 pts/m³.

6.3.10.5.6. Tiétar

El estado de calidad en el Tiétar es bueno, ligeramente afectado por vertidos orgánicos, siendo lo más destacable su baja mineralización.

A pesar de que la baja mineralización puede ocasionar algún problema para el riego, puesto que la dilución a la que se verá sometida con las aguas del Tajo es elevada, se puede esperar que la mezcla final no esté muy alejada de las condiciones actuales. Además, la mezcla posterior del ATS con las aguas del Segura corregiría en parte esta situación.

El único problema que podría generar sería que el bajo contenido en sales y las fuertes oscilaciones de pH provocasen procesos de disolución y corrosión de los materiales empleados en el trasvase.

Debería hacerse un estudio sobre el particular previamente a la ejecución de las obras, para determinar si es necesario el empleo de materiales especiales o, incluso, una remineralización de las aguas.

Otra opción sería introducir una mezcla de aguas en el trasvase, tomando parte de ellas de una fuente más cargada en sales y que se sitúe cercana al recorrido del mismo, como puede ser el embalse de Azután en el Tajo. Sin embargo, las malas características del agua en este embalse requerirían un estudio específico de las posibles afecciones en la calidad del agua, sobre todo en lo relativo al elevado contenido en nutrientes.

A pesar de lo visto, puesto que las posibles afecciones serían para el propio trasvase y no para el medio receptor, en principio no se considera necesaria la inclusión de ningún proceso de tratamiento previo al trasvase.

6.3.10.5.7. Embalse de Tarn

La calidad del agua en el embalse de Tarn se puede considerar como buena, siendo apta para todos los usos. En consecuencia, no sería necesario ningún tipo de tratamiento.

6.3.10.5.8. Bajo Ebro

La calidad del agua en el Bajo Ebro se puede calificar como media, aunque mejor, comparativamente, que la de la mayoría de posibles zonas receptoras de la transferencia. Básicamente se ve influida por los vertidos orgánicos, con presencia de compuestos reducidos de nitrógeno y fósforo.

De las múltiples alternativas planteadas para este posible trasvase, las más sensibles desde el punto de vista de la calidad del agua son las que utilizan el embalse de Tous, en el río Júcar, como elemento de tránsito.

Los compuestos reducidos de nitrógeno tienen valores solo ligeramente elevados, por lo que el nivel de incumplimiento de las normativas no es grande. Además, se produciría una evolución favorable a lo largo del trasvase, con lo que su vertido al embalse de Tous no supondría, en principio, ningún problema. De la misma forma, se prevé una mejora por autodepuración en la materia orgánica y en el número de microorganismos.

Respecto a los valores de Fosfatos se debe destacar que, si bien el valor medio de fosfatos considerando todo el período de estudio (1990-1998) es algo superior en el Ebro que en el Júcar, se ha producido una clara tendencia a la mejoría, llegando en los últimos tres años a concentraciones similares en ambos ríos. En consecuencia, su efecto sobre el estado trófico del embalse de Tous se puede considerar nulo frente al cumplimiento de las normativas.

La única afección que puede esperarse sería una ligera elevación del contenido en sales disueltas de las aguas y, consecuentemente, de la conductividad.

Por otra parte, considerando la variación estacional de los parámetros analizados, el hecho de que las derivaciones se produzcan fuera del verano es favorable desde el punto de vista de la calidad de las aguas trasvasadas.

En definitiva, no se considera necesario ningún tratamiento de las aguas previo a su trasvase.

6.4. EFECTOS ECOLÓGICOS SOBRE LA BIOTA

6.4.1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas están constituidos por un conjunto de elementos bióticos y abióticos que interaccionan entre sí. El medio abiótico constituye de algún modo el soporte que determina la composición de las comunidades bióticas que lo habitan. En un río, lago, embalse, etc. se pueden cuantificar una serie de variables ambientales (temperatura, concentración de diferentes sustancias químicas en el agua, velocidad de la corriente, transparencia, etc.) y los valores que alcanzan pueden a su vez relacionarse estadísticamente con las especies que se desarrollan en el mismo. Incluso, pueden determinarse especies relacionadas muy significativamente con alguna de las variables ambientales de la que será, por tanto, buena indicadora.

La alteración de estas características ambientales puede dar lugar, dependiendo del tipo e intensidad de las afecciones, a cambios más o menos profundos en las comunidades igualmente características de dichos ecosistemas. Evidentemente, una especie muy relacionada con determinada variable será más sensible a la variación de la misma, llegando a desaparecer cuando la modificación resulta demasiado intensa o si se produce muy rápidamente.

El hecho de alterar (en la cantidad y/o en el régimen) los caudales en un río o embalse, o la transferencia de agua entre diferentes cuencas, con distintas características fisicoquímicas, afectará en mayor o menor medida a las especies que habitan los ecosistemas origen o destino de tales transferencias. Los efectos más directos, por tanto, que sobre la biota pueden tener las transferencias de agua entre cuencas se han clasificado en dos grupos:

- Migración de especies a través de trasvases entre diferentes cuencas.
- Consecuencias de la modificación de caudales sobre las especies en los ecosistemas afectados por las transferencias.

El estudio de ambos se aborda en los epígrafes posteriores. Cabe destacar que, en general, las consecuencias ecológicas de las transferencias entre cuencas sobre los sistemas naturales están poco documentadas. No se puede olvidar que el propio trasvase constituirá un nuevo nicho que las especies más próximas (normalmente las del ecosistema cedente) tenderán naturalmente a ocupar, tal como se ha podido comprobar en los canales de transferencias entre diferentes cuencas del suroeste de Estados Unidos en los que se ha encontrado una fauna de peces comparable a la que aparece en pequeños ríos de la misma área. Debe señalarse que las comunidades más estudiadas en este sentido son las de los peces.

6.4.2. MIGRACIÓN DE ESPECIES A TRAVÉS DE TRASVASES ENTRE DIFERENTES CUENCAS: EL *EFEECTO CORREDOR*

El efecto corredor, como se señala en el Libro Blanco del Agua en España, da lugar a la incorporación de especies de diferentes grupos biológicos (peces, macroinvertebrados, plancton, vegetación, etc.) procedentes de la cuenca cedente y que, con anterioridad al trasvase, no se hallaban en la cuenca receptora.

Hay que señalar que cuando se trata de peces, las especies que llegan a la cuenca receptora deben provenir de la cuenca cedente, dada la imposibilidad de tener accesos intermedios obviamente al no poder vivir fuera del agua. Sin embargo, en el caso de anfibios y reptiles, pueden introducirse en cualquier punto del canal que esté abierto al exterior, por lo que el flujo de especies no tiene que producirse en exclusiva desde la cuenca cedente.

La información disponible sobre el fenómeno de la migración de especies a través de transferencias entre cuencas es escasa y dispersa, tratándose frecuentemente como un pequeño aspecto de estudios sobre la distribución de peces. A continuación se señalan los posibles impactos, el reflejo que este problema tiene en la normativa española, las posibles soluciones y, por último, se aborda con más detalle la problemática generada en este campo por la experiencia más destacada en cuanto a transferencias en España, el acueducto Tajo-Segura.

6.4.2.1. IMPACTOS

El principal problema que plantea la migración de especies a través de los trasvases entre cuencas es la introducción de especies exóticas en la cuenca receptora. En teoría se asume que una elevada capacidad de adaptación y de explotación de los nuevos hábitats favorece la supervivencia y expansión de las especies invasoras en comparación con las autóctonas, en igualdad de condiciones. En el caso de animales, se puede producir el desplazamiento e incluso la sustitución de la especie autóctona cuando la especie exótica es un competidor por el alimento. Esta capacidad superior de adaptación puede estar propiciada por la voracidad de las especies exóticas, un mayor espectro alimenticio que les lleva a mejorar la explotación de los recursos alimenticios, conductas más agresivas, la predación sobre estados larvarios de especies autóctonas, la expulsión de sus territorios y zonas de reproducción y freza, etc. Tanto en animales como en plantas, ciclos vitales más cortos llevan a alcanzar el estado adulto más rápidamente, o simplemente ciclos más adelantados a lo largo del año pueden implicar una ventaja competitiva. Hay también una serie de estrategias encaminadas a aumentar el éxito reproductivo. A veces las especies exóticas pueden ser portadoras de enfermedades contagiosas, con lo que pueden afectar al estado sanitario de las especies autóctonas que comparten su hábitat natural.

Por ejemplo, como consecuencia del trasvase Garrison Diversion Project (EEUU) diversas especies de peces nativas del río Missouri han invadido los lagos canadienses de Manitoba y Winnipeg. En particular se teme que si tres de las especies exóticas (cacho de Utah, *Gila atraria*; sáballo, *Dorosoma cepedianum*; y esperinque arcoiris, *Osmerus mordax*), procedentes del río Missouri se asentaran definitivamente en ambos lagos, ciertas especies autóctonas desaparecerían (perca de ojos saltones, *Stizostedion vitreum*; perca, *S. canadense*; y el corégono, *Coregonus clupeaformis*) (Keys, 1984; Meador 1996).

También existen problemas de contaminación genética (hibridación de especies) al cruzarse las especies exóticas con las autóctonas, concretamente en el caso de salmónidos (Doadrio *et al.* 1991). A nivel nacional se conoce que la introducción de la boga (*Chondrostoma polylepis*) en la cuenca del Júcar ha llevado consigo la producción de híbridos con la especie próxima propia de dicha cuenca, la loina (*Chondrostoma arrigonis*) (Elvira 1987, 1995).

Los ecosistemas se caracterizan por el equilibrio establecido por las interacciones de las especies entre sí y con el medio abiótico. Por tanto, los efectos de las especies exóticas pueden producirse sobre otras comunidades acuáticas, como en el caso de las especies de peces (carpa, *Cyprinus carpio*, carpín, *Carassius auratus*, y sus híbridos) introducidos en la laguna de Zóñar (Córdoba) sobre las aves acuáticas de la misma (Fernández-Delgado 1997). Otro caso similar es la alteración de la ecología del río Stour en Inglaterra por el efecto de la diatomea *Stephanodiscus* sp. y cierta variedad de perca (*Stizostedion lucioperca*) como resultado del trasvase de Great Ouse (Meador 1992).

Finalmente, también pueden incluirse otros impactos de tipo recreacional y comercial, por las implicaciones que los impactos señalados anteriormente pueden generar sobre la pesca deportiva (Meador 1996).

6.4.2.2. NORMATIVA ESPAÑOLA

Dado el riesgo de la introducción de especies exóticas sobre las especies fluviales autóctonas, en la Ley 4/1989 de 27 de marzo, de conservación de los Espacios naturales y de la Flora y la Fauna silvestres, en su artículo 27, apartado b, establece la obligación de *evitar la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos.*

6.4.2.3. SOLUCIONES

El modo de evitar esta afluencia de especies desde la cuenca cedente es, obviamente, mediante la interposición de barreras. En el caso de los peces, el paso aislado de unos pocos ejemplares de determinada especie no tiene por qué constituir un serio riesgo para el ecosistema destino de la transferencia, dada la alta mortalidad que debe producirse como consecuencia de los turbinados, bombeos, etc. de que es objeto el agua a lo largo de la transferencia. Por otra parte, estos ejemplares se dispersarán en el medio receptor, dificultando la reproducción. El problema es el paso constante de ejemplares que dé lugar a un aporte suficiente en el ecosistema receptor de la transferencia, más aún si la recepción se realiza en embalses, dificultando la dispersión de los ejemplares. Una vez que se verifica la reproducción habitual de una especie en un medio, su eliminación es muy costosa y a menudo imposible en la práctica. Esta problemática entre las especies vegetales es mucho más compleja, dada la dificultad para evitar que sus formas de dispersión pasen las barreras, y la resistencia de dichas formas a malograrse a lo largo del trasvase.

6.4.2.3.1. Barreras al efecto corredor

Se trata de barreras físicas, que impiden el paso de los peces obstruyendo el camino con su presencia, y barreras comportamentales, que no constituyen barreras materiales pero provocan un cambio en el comportamiento del pez que conduce a una alteración de su recorrido.

La solución más común para evitar el paso de los peces es por medio de rejillas de abertura inferior a su talla. El problema de este dispositivo es la acumulación de peces en la rejilla y su aplastamiento contra la misma cuando las velocidades son muy altas. Hay rejillas temporales, pantallas tipo "Eicher", pantallas hidrodinámicas, pantallas estáticas y pantallas rotatorias.

La ventaja de las barreras comportamentales estriba en que su coste económico suele ser inferior y que están especialmente indicadas para peces pequeños y frágiles, difíciles de proteger con barreras físicas. Se trata de pantallas de burbujas, luminosas, sonoras y eléctricas (pueden encontrarse un buen número de los dispositivos mencionados hasta aquí en (Elvira *et al.* 1998).

Meador (1996) propone el uso de pantallas y sistemas de filtros de arena para evitar el problema de traslocación de biota a través del trasvase Garrison Diversion Project, de EEUU, que comunica el río Missouri con los lagos Manitoba y Winnipeg, de Canadá.

Sea cual sea el dispositivo utilizado para evitar la entrada de los peces, es necesario disponer de canales de desviación que eviten la acumulación de los peces, así como controlar la eficacia de los dispositivos de barrea para evaluar su conveniencia (funcionamiento hidráulico y mecánico del dispositivo) y eficacia (impidiendo el movimiento de los peces). Los cuerpos a la deriva, como troncos, ramas u hojas, obstruyen constantemente los dispositivos y pueden impedir un buen funcionamiento. Existen diversos métodos para contabilizar los peces que transitan por un paso en un determinado momento. Los peces pueden contarse de manera directa (colocación de trampas, contadores de peces, recuento visual e hidroacústica) o indirecta (marcado y recaptura). Por otro lado, el comportamiento de los peces dentro y fuera de la transferencia puede controlarse por medio de técnicas de radiotelemetría, valorando así la eficacia del diseño de la obra.

6.4.2.3.2. Control de especies invasoras

Una vez que se ha producido la invasión de una especie exótica, su control es muy complejo, más en medios como los ríos, donde la falta de barreras hace muy difícil la delimitación geográfica de la invasión. Hasta el momento sólo está documentado un caso en España en el que se está realizando con métodos científicos. Se trata del control por pesca selectiva de las carpas, carpines y sus híbridos en la laguna de Zóñar, en Aguilar de la Frontera (Córdoba). Al poco tiempo de la actuación ya se aprecia una mejora notable de la vegetación acuática, de los macroinvertebrados y de las aves (Fernández Delgado, 1997).

6.4.2.4. CASOS DE MIGRACIONES A TRAVÉS DEL TRASVASE TAJO-SEGURA

Por el momento, en España los movimientos artificiales de fauna autóctona entre cuencas son todavía limitados (Elvira 1995, 1997), debido obviamente a la escasez de estas infraestructuras. El trasvase más importante de agua es el Tajo-Segura y es por ello el más documentado. Uno de los ejemplos más sobresalientes de la posible migración de especies a través de este trasvase es el de la boga, *Chondrostoma polylepis* (Steindachner 1865). Es un ciprínido endémico de la península Ibérica, distribuido en el centro y oeste peninsular, en las cuencas que drenan hacia el Atlántico, y también en el Júcar, donde fue probablemente introducido. En un estudio desarrollado por Mas (1986) de las poblaciones de peces en el río Segura, no aparece ninguna cita de boga ni en la revisión ni en las muestras. Sin embargo se han recogido, entre junio de 1996 y marzo de 1997 algunos ejemplares de esta especie en el río Mundo, principal afluente del Segura, cerca de Liétor (Albacete). El lugar de recogida de las especies es el embalse de Talave, primer embalse en la transferencia Tajo-Segura, por lo que cabe pensar que la boga ha sido introducida desde el Tajo a través del trasvase Tajo-Segura (Torralva y Oliva-Paterna, 1997).

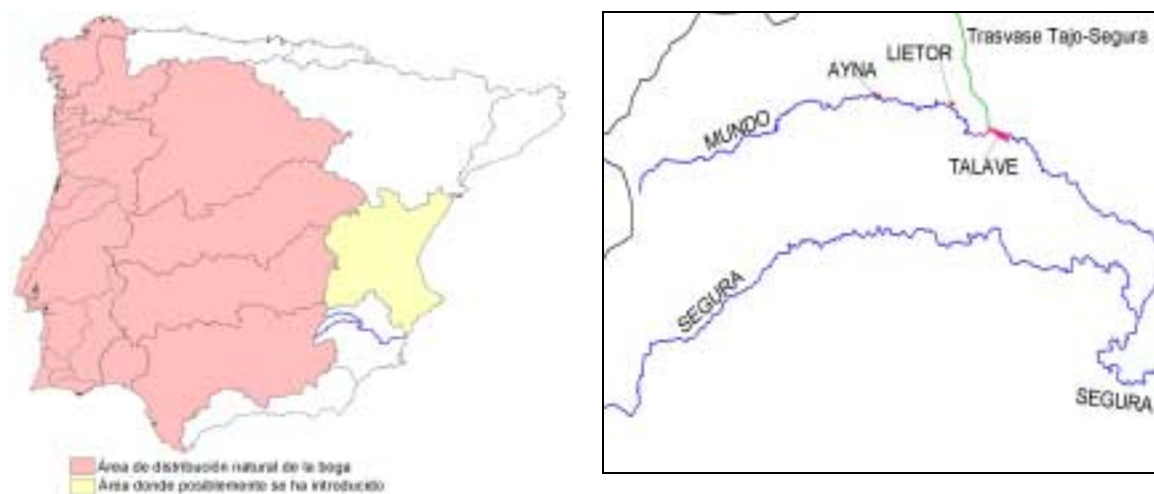


Figura 109. Distribución de la boga (*Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865) en la península Ibérica y localización geográfica del río Mundo, donde se ha citado por primera vez en la cuenca del Segura

Otras especies que han sufrido fenómenos similares son el gobio (*Gobio gobio* L., 1758) y el carpín (*Carassius auratus* L., 1758), de las cuales no había citas antes del trasvase en la cuenca del Segura y sí se han recogido en esta cuenca posteriormente al mismo (Mas 1986, García de Jalón *et al.* 1992). Por otra parte, los servicios de vigilancia fluvial han confirmado que estas especies no se han introducido en los cotos de pesca del Talave, no habiéndose detectado tampoco en el río Mundo entre Liétor y Ayna (Figura 1), aguas arriba del embalse citado (Torralva y Oliva-Paterna, 1997). El trasvase Tajo-Segura aparece también como probable vía de introducción de la boga y del calandino (*Tropidophoxinellus alburnoides*) en la cuenca del Júcar y de la bermejuela (*Rutilus arcasii*) en la del Guadiana (Elvira 1997).

Por otra parte, seguimientos específicos realizados no han constatado ningún efecto de migración de especies en el Guadiana como consecuencia de los aportes procedentes del Tajo a través del acueducto Tajo-Segura.

6.4.3. CONCLUSIONES

Muchos autores advierten que no es posible predecir con seguridad los impactos de una transferencia de agua antes o durante su construcción. En especial, cabe señalar la dificultad de evaluar el efecto de las especies exóticas sobre los peces autóctonos. Por tanto, es necesario, habida cuenta de la escasa información disponible sobre las consecuencias ambientales de los trasvases, que se aborden de manera rigurosa, primero, la identificación y el análisis de las mismas, para lo que es necesario un plan de seguimiento y evaluación y, en segundo lugar, la puesta en práctica de medidas correctoras o compensatorias que aminoren dichas consecuencias ambientales. Estos planes de seguimiento y evaluación deben centrarse principalmente en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bénticos en las cuencas cedentes y receptoras, por ser estos organismos buenos indicadores de las propiedades del agua. Igualmente es aconsejable estudiar la composición y estructura de las comunidades de peces, para detectar cambios en la composición de

las comunidades y actuar en la explotación de la transferencia para adecuarla de algún modo a las exigencias de los ecosistemas implicados.

En cuanto a los dispositivos de barrera, es necesario controlar su funcionamiento para evaluar su conveniencia (funcionamiento hidráulico y mecánico del dispositivo) y eficacia (impidiendo el movimiento de los peces), contabilizando el número de ejemplares que los atraviesan.

Por último, es recomendable llevar a cabo estudios de seguimiento a largo plazo de los ecosistemas afectados por las transferencias (tanto en las cuencas cedentes como en las receptoras), con el objetivo de abarcar cierta variabilidad y disponer de un número de datos estadísticamente significativo. Concretamente sugiere un periodo de estudio de 3 años antes de la construcción, un año de ensayos con diferentes regímenes de caudales tras la construcción, y otros 3 años para el seguimiento de la transferencia (Meador, 1992).

6.5. EFECTOS SOCIOECONÓMICOS

Una vez analizados los efectos de las transferencias sobre la calidad del agua en las áreas receptoras y de tránsito, y los impactos ecológicos sobre la biota en estas áreas, procede considerar el efecto de las transferencias sobre el medio socioeconómico de las áreas receptoras.

En la introducción a este capítulo ya se enumeraron algunos de los previsibles impactos sobre el medio socioeconómico de estas áreas.

Como puede comprenderse, los graves efectos socioeconómicos indicados del abandono de tierras y disminución inducida en las producciones agrícolas, de pérdida de puestos de trabajo, y de profunda degradación del tejido social y económico productivo, son de muy compleja cuantificación. Ello no obsta para que puedan acotarse con el estudio de las producciones agrarias, la constatación directa de la reducción de superficies regadas y pérdida de plantaciones, y de los decrementos de los rendimientos económicos de superficie agrícola y del empleo de mano de obra.

Por otra parte, aún siendo evidente que –como se ha señalado– la pérdida de valor añadido y capital del sector agrícola se extendería a otros sectores productivos, intentar una cuantificación de tal efecto multiplicador resulta aventurado, especialmente en una economía desarrollada y claramente abierta a los mercados nacionales e internacionales. No obstante, tal y como se verá, existen algunas aproximaciones al efecto que también comentaremos. Igualmente compleja resultaría la valoración, desde un punto de vista cuantitativo, de los daños ambientales enunciados.

En el documento específico de análisis económicos de las transferencias se abordan todos estos aspectos, remitiéndonos allí para tales determinaciones, y limitándonos aquí a su mera enunciación.

Como simple referencia previa, y para centrar los órdenes de magnitud del problema, puede señalarse que en el marco del Plan Hidrológico del Segura se generaron diversas hipótesis que se corresponden con escenarios futuros caracterizados por distintos volúmenes trasvasados a la cuenca, manteniéndose, en todas ellas, una disponibilidad de recursos propios acorde con las previsiones de la planificación del Segura para el horizonte del largo plazo. Estas determinaciones del Plan, a las que nos referimos, están sometidas a incertidumbres y pueden experimentar algunas desviaciones, máxime considerando la fecha de su realización (1995), pero los órdenes de magnitud ofrecidos se pueden suponer básicamente encajados y representativos de todas las zonas afectadas por las transferencias.

Así, bajo la hipótesis extrema de supresión de transferencias externas, y mantenimiento exclusivo de las existentes para abastecimientos, la inspección de los balances hídricos futuros resultantes mostró que las superficies regables actuales experimentarían a largo plazo una drástica reducción hasta valores del orden del 50% de las existentes. Ello supone que, en términos de superficie, solo podrían consolidarse con esta alternativa unas 130.000 hectáreas de las 270.000 existentes, debiendo abandonarse las restantes. La pérdida de la producción agrícola de la cuenca, de la que el regadío supone más del 90%, superaría ampliamente los 100.000 Mpts/año, en gran medida en forma de divisas de exportación, además de implicar una pérdida patrimonial de riqueza irrecuperable del orden de 500.000 Mpts, y ello a costa de estrictas limitaciones de otros usos hídricos, y sin actividades económicas alternativas que puedan consolidar a la población rural regante y a la vinculada indirectamente al regadío no industrializado, sino como medio de vida para su subsistencia.

En el breve análisis precedente se ha supuesto la situación más desfavorable de transferencia externa nula para los riegos. Los resultados obtenidos pueden extenderse simplíficadamente a todas las zonas deficitarias considerando que el Segura y sus zonas adyacentes conectadas supone aproximadamente la mitad del total afectado.

Siguiendo la exposición de resultados de estos estudios previos para el Plan del Segura, una estimación media en aquella fecha (1995) de la producción económica del regadío podría cifrarse aproximadamente en 1 Mpts/ha, y 200 pts/m³ aplicado. Suponiendo la hipótesis de proporcionalidad de efectos, verificada empíricamente, resultó inmediato comprobar las gravísimas repercusiones directas que una alternativa de transferencias nulas tendría sobre el sector agrario. Se perderían, respecto a la situación actual, entre 30.000 y 50.000 millones de pesetas de producción agrícola, y entre 10.000 y 20.000 empleos, o su equivalente en jornales. Si la alternativa de referencia es la hipótesis básica de satisfacción plena de las demandas, las pérdidas directas podrían situarse por encima de los 100.000 millones de pesetas y 50.000 empleos equivalentes.

Considerando el supuesto de que no se diponga de nuevos recursos habilitados por el Plan Hidrológico Nacional, la diferencia podría suponer unas pérdidas del orden de 30.000 Mpts/año de producción agrícola y unos 25.000 empleos.

Los efectos inducidos en el resto de la economía (medios de producción, transporte y servicios, comercialización, etc.) son difícilmente cuantificables, aunque, sin duda,

extraordinariamente importantes. La descapitalización, pérdida de inversiones y endeudamiento que generaría un abandono forzado del regadío, afectarían de forma decisiva al tejido productivo y la estructura social de la cuenca.

Obviamente, estos análisis resultan muy esquemáticos y, por tanto, meramente indicativos. No obstante, otros estudios de mayor detalle recientemente realizados ofrecen resultados similares y reveladores de análogas tendencias y órdenes de magnitud. La relativa simplicidad del análisis no parece enervar la robustez de las conclusiones obtenidas, aunque éstas no deban tomarse más que como indiciales órdenes de magnitud.

En todo caso, y como ya se ha indicado, en el documento de análisis económicos se estudian con mayor detalle estos problemas, y a él nos remitimos para su cuantificación más precisa.

Por otra parte, además de los efectos económicos directos antes enunciados, existen otros efectos socioeconómicos indirectos que deben considerarse en la evaluación de impactos de las transferencias. Seguidamente se comentarán muy someramente algunos de estos efectos.

En lo relativo a las pérdidas en transporte y comercialización de productos no transformados, cabe señalar que tales pérdidas son evidentes (basta considerar la diferencia entre precios percibidos por el agricultor y precios pagados por el consumidor) pero difícilmente cuantificables sin abordar estudios más profundos. El transporte de mercancías agrarias, tanto con destino interior como exterior, ha conformado un sector derivado de extraordinaria importancia económica.

Algo similar podría afirmarse de la repercusión en la potente industria agroalimentaria asociada (solo en el Segura viene empleando directamente más de 20.000 personas). La repercusión sobre estos sectores queda, en principio, atemperada por la posibilidad, no deseable, de buscar su suministro fuera estas zonas. La prolongación de tal situación puede producir pérdidas de cuota de mercado, cuya posterior recuperación es bastante problemática.

En el documento de análisis económicos se aportarán algunas cifras sobre estos efectos económicos indirectos, de gran importancia en todas las zonas afectadas por las transferencias.

Otro factor de extraordinaria importancia es la eventual pérdida de capital invertido en la agricultura. Los sistemas de riego localizado, cuya extensión ha ido creciendo año tras año en estas zonas deficitarias, precisaban inversiones, en 1994, en torno al millón de pesetas/hectárea. Únicamente los invernaderos en el Segura, que ocupaban más de 4.000 has de la cuenca, han supuesto una inversión privada global superior a los 50.000 millones de pesetas. Una hectárea de plantación de cítricos o frutales de hueso (la cuenca del Segura dispone de unas 100.000 hectáreas) representa, sólo en factores de producción, la inmovilización del orden del millón de pesetas durante los años de formación.

Todas estas inversiones se plantean con periodos de amortización que oscilan entre los 10 años de las instalaciones de riego y los 30 años de las plantaciones cítricas, pasando por los 20 años de los invernaderos. Las transformaciones acometidas en años previos a periodos de sequía o a expensas de recursos sobreexplotados, serían

particularmente sensibles a un forzado abandono del riego, pues sería imposible afrontar el importante endeudamiento adquirido para su financiación. Los efectos no ya económicos sino sociales de este endeudamiento no son fáciles de predecir pero serían, sin duda, muy importantes.

Además de estos impactos económicos directos e indirectos, ya se ha apuntado la gravedad que tendría el supuesto de no transferencia sobre el medio ambiente, y la secuela de efectos negativos que, ya iniciados, se incrementarían en el futuro. Indudablemente las transferencias externas no son un procedimiento adecuado para paliar deficiencias ambientales relacionadas con los recursos hídricos, pero es cierto que su ausencia exacerbará la degradación existente. La eficacia de medidas como la depuración de vertidos en origen y la mayor depuración de las aguas residuales, necesarias sin más en todas las cuencas, se verá sin duda condicionada por la capacidad de circulación de caudales por los cauces y la disminución de la presión social sobre los escasos recursos existentes.

6.6. LA SOSTENIBILIDAD DE LOS REGADÍOS Y LAS DEMANDAS HÍDRICAS

Para concluir este apartado de impactos en las zonas receptoras, cabe realizar unos breves comentarios sobre sus regadíos y demandas desde el punto de vista de la sostenibilidad agrícola.

La sostenibilidad agrícola es un concepto emergente, que está ocupando cuotas crecientes de atención en el mundo científico-técnico, y empezando a considerarse de forma explícita por las Administraciones públicas concurrentes en la materia. En última instancia, no es sino uno de los aspectos del concepto más general de desarrollo sostenible, cuya consideración resulta obligada en el contexto de este Plan Hidrológico Nacional.

La razón para ello es que las posibles transferencias de recursos intercuenas, que el Plan debe decidir por mandato legal, estarían destinadas en buena medida al mantenimiento de actuales regadíos que se ven comprometidos en el futuro por la precariedad, sobreexplotación y agotamiento de los recursos que ahora los soportan, y parece razonable que esta situación de aprovechamiento sea examinada, siquiera someramente, a la luz de los nuevos conceptos de sostenibilidad mencionados. La complejidad del problema y la novedad de los enfoques aludidos no permite obtener resultados concluyentes, pero sí puede aportar alguna luz que permita tener una visión más perfilada del problema que se estudia.

De forma esquemática puede indicarse que la sostenibilidad de regadíos es el resultado del debate sobre como mantener e incrementar la producción agrícola, conservando los recursos necesarios para esa producción. Los objetivos fundamentales integrados son (Jiménez Díaz, 1998):

La conservación de los recursos naturales y protección del medio ambiente

La viabilidad económica

La equidad social

Estos objetivos son interpretados de formas diferentes según las distintas culturas y sociedades, pero en el contexto de los países industrializados del hemisferio norte, la sostenibilidad agrícola se equipara fundamentalmente a sostenibilidad económica, evitando la degradación ambiental y potenciando nuevas tecnologías que amplíen la diversidad y valor de los productos agrícolas. Por el contrario, en países en vías de desarrollo el aspecto dominante de la sostenibilidad agrícola es aliviar la pobreza rural, incrementar la producción de alimentos, y conservar los recursos básicos para ello.

En nuestro caso, supuestos básicos para la sostenibilidad del regadío son su viabilidad económica, y la adecuada conservación del recurso hídrico.

En cuanto a la viabilidad económica, es un requerimiento inicial explícito de este Plan Hidrológico, y los análisis económicos realizados están orientados a su contraste y verificación.

En cuanto al segundo, además de suprimir la explotación de reservas hídricas y adaptar las demandas a flujos renovables, reviste la mayor importancia la cuestión de la calidad del agua aplicada al regadío, con los aspectos básicos de salinización y contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por pesticidas, nitratos, etc. La salinidad es un problema de primer orden que, aunque puede ser paliado a corto plazo, conlleva a largo plazo el abandono de las tierras afectadas, y su dedicación a otros usos distintos del regadío. De no paliarse la sobreexplotación actual en las áreas receptoras y la contaminación de las aguas superficiales, los efectos a largo plazo pueden ser irreversibles, aún cuando se mantuviese un suministro cuantitativamente idéntico al actual. Los análisis realizados en este Plan Hidrológico muestran la viabilidad de las transferencias desde el punto de vista de la calidad del agua, y las mejoras cuantitativas y cualitativas que previsiblemente se producirán en este sentido, y ello sin perjuicio de la necesaria mejora de la calidad de los recursos propios mediante las oportunas actuaciones de saneamiento y depuración.

En consecuencia, y por su doble efecto sobre la economía de las áreas receptoras y la calidad de sus aguas aplicadas al regadío, las transferencias a las zonas deficitarias pueden contribuir de forma decisiva a la sostenibilidad agrícola de estas zonas, y son plenamente concordantes con este objetivo básico.