

**CONVENIO MARCO DE COLABORACIÓN ENTRE LA UNIVERSIDAD DE
CASTILLA-LA MANCHA Y LA DIPUTACIÓN PROVINCIAL DE TOLEDO**

**Proyecto de investigación “Catálogo y distribución de los vertebrados
alóctonos de la provincia de Toledo. Análisis de los problemas
ambientales asociados y propuesta de medidas de gestión”**



INFORME FINAL. VOLUMEN I.

Toledo, 10 de julio de 2009

Universidad de Castilla-La Mancha (UCLM)
Área de Zoología, Departamento de Ciencias Ambientales

Graciela Gómez Nicola
Rocío A. Baquero Noriega
Marta Rodríguez-Rey Gómez
Carlos Guerra Martín

Este proyecto ha sido encargado y financiado por la Diputación Provincial de Toledo y promovido por D. Enrique García Gómez. En la recopilación de información en el campo se ha contado con la eficaz y amable ayuda de los Agentes Medioambientales de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. D. Rafael Cubero, de la Delegación Provincial de la Consejería de Agricultura y Desarrollo Rural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, apoyó en todo momento esta fase del trabajo. La colaboración desinteresada de los pescadores y de los grupos ecologistas Ecologistas en Acción, Esparvel, Ardeidas y SEO/Birdlife, así como de diversos profesionales relacionados con el tema, fue fundamental para la obtención de datos. La realización del proyecto ha sido llevada a cabo por el Área de Zoología del Departamento de Ciencias Ambientales de la Universidad de Castilla-La Mancha.

Resumen

De acuerdo con los Principios de orientación adoptados por el Convenio de Diversidad Biológica, la prevención, detección precoz y la acción rápida son los mejores medios para hacer frente a las especies invasoras (EEI). La aplicación de estos principios requiere un mejor conocimiento del modo de implantación y propagación de las EEI. Para ello resulta imprescindible realizar un análisis de la distribución de las especies, así como de las variables que determinan su presencia y expansión. El fin de este proyecto era la elaboración de un documento que aportara información sobre la situación actual de las poblaciones de vertebrados autóctonos, incluyendo algunas de las especies más significativas de los invertebrados invasores, en la provincia de Toledo. Para ello se realizó un catálogo de las especies de vertebrados autóctonos, mediante un estudio exhaustivo de la información disponible y muestreos de campo en las zonas donde no se disponía de información suficiente de determinados grupos o necesitaba una actualización. Se analizaron los patrones de distribución de las especies autóctonas, determinando su incidencia ambiental y las principales variables responsables de su expansión. En Toledo se han encontrado 23 especies de vertebrados exóticos, además de una especie de cangrejo exótico. Las principales causas de introducción han sido los fines ornamentales y la pesca deportiva. La realización de cuestionarios ha sido muy útil para ampliar la base de datos elaborada con anterioridad y para obtener información sobre la percepción social del problema ambiental de las invasiones. Todas las especies invasoras, a excepción de la Trucha arco-iris, han aumentado su distribución en la provincia en los últimos años, especialmente los peces, habiéndose detectado además tres nuevas especies: el Alburno, la Lucioperca y el Siluro. El aumento de la distribución de la mayor parte de las especies ha ocurrido a partir de las cuadrículas próximas anteriormente ocupadas. Uno de los principales factores que explica la distribución de las especies invasoras en Toledo es la distancia a las vías de introducción, que incluye tanto los embalses como las granjas cinegéticas. En los peces, la altitud fue bastante determinante de la presencia de las especies invasoras, así como la alteración de las riberas fluviales. En aves y mamíferos la presencia de vegetación natural parece influir en la distribución de gran parte de las especies. Finalmente, se realizó una propuesta de directrices de gestión y posibles métodos de control de las poblaciones de especies invasoras. En el presente trabajo se ha puesto en evidencia que el factor humano es fundamental a la hora de estudiar las distribuciones de las especies invasoras. Es difícil predecir el patrón de distribución de estas especies a partir únicamente de variables ambientales que determinan su presencia en el rango de distribución original. Las investigaciones futuras deben ir muy encaminadas a perfeccionar el estudio de las vías de introducción de las especies y el modo en que se mueven, con el fin último de diseñar los programas de gestión más eficaces.

ÍNDICE

1. Introducción	4
2. Objetivos	8
3. Metodología	9
3.1. Definiciones	9
3.2. Bases de datos	10
3.3. Realización de cuestionarios	12
3.4. Muestreos de peces y mamíferos	20
3.5. Fichas de las especies exóticas	20
3.6. Calidad del agua	24
3.7. Variables ambientales	24
3.8. Evaluación de los usos del suelo e incidencia antrópica	25
3.9. Análisis estadístico de los datos	33
4. Resultados	34
4.1. Calidad del agua	34
4.2. Variables ambientales	40
4.3. Evaluación de los usos del suelo e incidencia antrópica	41
4.4. Realización de cuestionarios	50
4.5. Distribución de los vertebrados exóticos en Toledo	54
4.5.1. Situación general y origen de las introducciones	54
4.5.2. Análisis de la distribución de las especies	57
4.5.2.1. Peces	57
4.5.2.2. Anfibios y Reptiles	83
4.5.2.3. Aves	85
4.5.2.4. Mamíferos	96
4.5.2.5. Invertebrados	106
5. Discusión	109
6. Medidas de gestión	118
6.1. Medidas preventivas	119
6.2. Detección temprana y respuesta rápida	123
6.3. Medidas de contención y lucha a largo plazo	127
6.4. Medidas de conservación y restauración	125
7. Conclusiones	133
8. Bibliografía	135
Anexo I. Fichas de las especies de EEI. Peces continentales y cangrejo.	145
Anexo II. Fichas de las especies de EEI. Reptiles.	185
Anexo III. Fichas de las especies de EEI. Aves.	190
Anexo IV. Fichas de las especies de EEI. Mamíferos.	207
Anexo V. Legislación	221
Anexo VI. Lista de EEI de vertebrados de Toledo	231

1. INTRODUCCIÓN

Con los primeros movimientos migratorios humanos comenzaron los desplazamientos deliberados o accidentales de una gran variedad de especies de animales y plantas a zonas alejadas de su rango de distribución natural (Lodge 1993, Williamson 1996, Wilson *et al.* 2009). Así, desde el siglo XVIII, el crecimiento de la población humana, las grandes exploraciones y la apertura de nuevas vías comerciales, acrecentó enormemente la circulación de especies invasoras (Capdevila *et al.* 2006). En la actualidad, actividades como la acuicultura, caza, pesca o venta de mascotas, entre otras muchas, dependen en gran medida de especies importadas de otras zonas del mundo, sin que en la mayoría de los casos se tomen medidas adecuadas para evitar su naturalización. De hecho, existe una relación clara entre el volumen de comercio y el número de especies invasoras introducidas en un país (Westphal *et al.* 2008).

Muchas de las especies introducidas han afectado profundamente la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que han invadido y algunas han causado daños económicos significativos (Pimentel 2002). Los impactos negativos sobre las especies nativas suelen estar relacionados con fenómenos de competencia, depredación, hibridación o introducción de patógenos (Perrings *et al.* 2000, McNeely 2001, Simberloff 2001). De este modo, las especies exóticas invasoras constituyen, tras la destrucción de los hábitats, el segundo factor de riesgo de pérdida de diversidad biológica, sobre todo en aquellos ecosistemas geográfica y evolutivamente aislados. Según un estudio de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la introducción de especies alóctonas de flora y fauna ha ocasionado, desde 1600, la extinción del 39 por ciento de las especies autóctonas de animales (IUCN 2000, McNeely *et al.* 2001). Las amenazas que causan aumentan debido al incremento del comercio mundial, el transporte, el turismo y el cambio climático. Por todo ello, la introducción de plantas y animales mediada por actividades humanas ha sido tan extensa que las especies exóticas son actualmente consideradas como un elemento central del cambio global (Sakai *et al.* 2001, Ricciardi 2007, Wilson *et al.* 2009).

Los efectos que provoca la introducción de especies en una zona distinta a la de su origen son imprevisibles y por ello es preciso adoptar medidas de precaución (IUCN 2000). Una vez establecidas, la erradicación o el control de las especies introducidas implica un elevado coste económico, de manera que la forma más efectiva de disminuir su impacto es prevenir su introducción (Mack *et al.* 2000, Ricciardi *et al.* 2000). La identificación de los factores que permiten el establecimiento y expansión de ciertas especies en zonas fuera de su rango natural de distribución resulta fundamental para interpretar sus patrones de distribución y para establecer directrices de gestión de sus poblaciones (Vila-Gispert *et al.* 2005, Sol 2007).

En Europa, los impactos ecológicos de las especies exóticas han sido menos estudiados que en otros continentes (Levine *et al.* 2003). Como en otros lugares del mundo, el número de especies exóticas invasoras ha aumentado de forma significativa en Europa en los últimos años y se ha convertido en una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Las repercusiones ambientales son enormes, desde cambios radicales en los ecosistemas a la casi extinción de las especies autóctonas como el Visón europeo *Mustela lutreola*, seriamente amenazado por el Visón americano *Neovison vison*. La hibridación con especies autóctonas es otra amenaza potencialmente grave, es lo que ha ocurrido, por ejemplo, entre la malvasía canela *Oxyura jamaicensis* y la malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala*. En otras ocasiones, las especies invasoras son las responsables de la propagación de parásitos y enfermedades, como es el caso del Cangrejo rojo americano *Procambarus clarkii* y la afanomicosis, o los parásitos que transmite el pez asiático *Pseudorasbora parva*, recientemente introducido en ríos de la península Ibérica.

Por otro lado, las especies exóticas invasoras tienen también una repercusión económica y social importante. Según un informe reciente (Kettunen *et al.* 2008), se calcula que el coste por los daños y la lucha contra estas especies asciende a unos doce mil millones de euros al año en Europa, tratándose de estimas prudentes basadas sólo en las estimas de costes disponibles. Los costes reales son probablemente más elevados, ya que un gran número de países están ahora empezando a contabilizar los costes relacionados con las especies exóticas invasoras (Scalera 2009).

En España se han producido introducciones de especies alóctonas, tanto de modo voluntario como accidental, desde antiguo. Existen casos documentados del efecto de algunos vertebrados exóticos sobre las especies nativas y estrategias de gestión de sus poblaciones (Ej. Elvira 2002, Palomo & Gisbert 2002, Pleguezuelos 2002, Martí & del Moral 2003, Palomo *et al.* 2007). Sin embargo, la información en muchas zonas es todavía escasa y el riesgo de aparición y expansión de nuevas especies es elevado. Por ello, como primer objetivo de este estudio se plantea la elaboración de una base de datos pormenorizada de las especies de vertebrados exóticos presentes en la provincia de Toledo, información que no estaba disponible hasta ahora.

El ritmo de las introducciones de especies exóticas en nuestro país se incrementa cada día, aumentando con ello la probabilidad de que alguna de ellas se vuelva invasora. Por su ubicación geográfica y su situación político-económica, España tiene un papel fundamental en el comercio internacional y es también destino turístico de relevancia mundial. Esto conlleva una particular vulnerabilidad a las invasiones biológicas debido al riesgo de introducciones asociadas al movimiento de mercancías, medios de transporte y personas.

La mayor parte de los estudios se han dirigido hacia las implicaciones ecológicas de las introducciones, dedicándose menos esfuerzo en investigar los mecanismos de dispersión de las especies (Puth & Post 2005, Wilson *et al.* 2009). Una vez introducidas, su expansión puede estar muy ligada a las actividades humanas (Ej. trasvases de agua, cebos de pesca deportiva) o ser objeto de movimiento activo (Ej. suelta de mascotas, caza). Esto significa que las tasas de dispersión de la mayor parte de las especies invasoras es mucho más rápida que la dispersión natural (Hastings *et al.* 2005). El análisis de las vías y mecanismos de dispersión es fundamental para gestionar las poblaciones de especies invasoras. Por ello, uno de los objetivos de este proyecto es analizar los patrones de distribución y las posibles causas de dispersión de las especies de vertebrados exóticos presentes en la provincia de Toledo, como primera aproximación a un análisis más pormenorizado de las poblaciones.

Los esfuerzos emprendidos y avances alcanzados para minimizar los impactos negativos de las introducciones no son todavía suficientes, pese a que a lo largo de los últimos años el estudio y la gestión de especies exóticas invasoras ha cobrado una mayor relevancia. Diversos organismos y convenios internacionales han demostrado su inquietud por esta cuestión y la han incluido entre sus líneas prioritarias de trabajo. Como ejemplo, destacar el Convenio de Diversidad Biológica, firmado y ratificado por más de 189 países, como el primer acuerdo mundial enfocado a la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad, donde se definen unos principios orientadores sobre este tema y se desarrolla un amplio programa de trabajo en colaboración con varias organizaciones especializadas. El Consejo de Europa, por su parte, ha elaborado una estrategia europea y algunos países cuentan ya con planes nacionales y regionales. En la Unión Europea se ha propuesto recientemente la elaboración de una estrategia comunitaria sobre especies invasoras. Un estudio reciente (Iglesias 2002) pone de manifiesto que cerca del 30% de las comunidades autónomas en España otorgan a las especies exóticas invasoras un grado alto de prioridad en sus labores de gestión. Por otro lado, recientemente, más de un centenar de científicos, conservacionistas y profesionales del medio natural han elaborado de forma consensuada un decálogo de medidas urgentes para frenar a las especies exóticas invasoras (Capdevila-Argüelles & Zilletti 2007).

En el contexto planteado, el estudio de la fauna exótica se revela imprescindible para conocer la realidad natural de las comunidades autónomas y provincias. En Toledo, y gracias al interés manifestado por la Diputación Provincial, a través de su Servicio de Medio Ambiente, ya se ha realizado un estudio completo sobre la flora exótica, que se amplía con el presente estudio centrado en fauna. Los resultados obtenidos, además de su intrínseco valor científico, tienen su aplicación práctica fundamentalmente en la conservación de la fauna autóctona, el mantenimiento de la biodiversidad y sus relaciones, así como la gestión de la pesca y la caza. Por ello, el objetivo final del

proyecto ha sido proporcionar una propuesta de las medidas de gestión más apropiadas para frenar el avance de las especies invasoras y el incremento de sus poblaciones, contribuyendo así a mejorar la conservación del medio natural en Toledo.

2. OBJETIVOS

El fin de este proyecto era la elaboración de un documento que aportara información sobre la situación actual de las poblaciones de vertebrados autóctonos, incluyendo algunas de las especies más significativas de los invertebrados invasores, en la provincia de Toledo. El objetivo general era obtener información básica sobre su distribución, necesaria para conocer los problemas que generan o pueden generar en el medio natural y de este modo proponer medidas prioritarias para la gestión de sus poblaciones. Este objetivo general se llevó a cabo a través de los siguientes objetivos parciales:

- (1) Elaboración de un catálogo de las especies de vertebrados autóctonos actualmente presentes en la provincia de Toledo. Recopilación de la información disponible y elaboración con ella de fichas de especies con el fin de detectar las posibles especies invasoras y los riesgos potenciales asociados a su expansión.
- (2) Ampliación del catálogo con muestreos de campo en las zonas donde no se disponga de información suficiente de determinados grupos o necesite actualizarse.
- (3) Análisis de los patrones de distribución de las especies autóctonas. Determinación de su incidencia ambiental y de las principales variables responsables de su expansión. Se ha prestado especial atención a las especies invasoras y las que se encuentran en proceso de invasión.
- (4) Propuesta de directrices de gestión y posibles métodos de control de las poblaciones de especies invasoras.

3. METODOLOGÍA

El presente estudio se ha llevado a cabo en toda la extensión de la provincia de Toledo. Limita con la comunidad autónoma de Madrid, con Ávila (Castilla y León), con Cáceres y Badajoz (Extremadura) y con Ciudad Real y Cuenca (Castilla-La Mancha). Su superficie ocupa 15370 km² y tiene una población total cercana a de 640000 habitantes (INE 2007). Las comarcas que componen la provincia son Campana de Oropesa, La Jara, La Mancha, Mesa de Ocaña, La Sagra, Montes de Toledo, Sierra de San Vicente, Talavera, Toledo y Torrijos. El área de estudio incluye 199 cuadrículas UTM de 10 x 10 km de superficie correspondientes a todo el territorio de la provincia. No obstante, varias de estas unidades comprenden una superficie menor a la indicada por tratarse de cuadrículas fronterizas con otras provincias o comunidades autónomas. Aún así, las especies que puedan encontrarse en dichas cuadrículas se incluyen como pertenecientes al territorio de Toledo, independientemente de la proporción de terreno que alberguen.

3.1. Definiciones

Los términos que se utilizan en la bibliografía referente a especies exóticas son numerosos y pueden llegar a ser diferentes dependiendo del grupo taxonómico al que se refieran. Para la elaboración de este trabajo se han utilizado los términos empleados por el Grupo Especialista en Especies Invasoras de la UICN (ISSG/IUCN, *Invasive Species Specialist Group*) (IUCN 2000) y el Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD 2002, Decisión VI/23, Anexo V), cuyas definiciones quedan reflejadas en este apartado.

- **Introducción:** Movimiento por parte de un agente humano de una especie, subespecie o taxón inferior (incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo de dicha especie que pueda sobrevivir y reproducirse) fuera de su área natural (pasada o presente). Este movimiento puede ocurrir dentro de un país o entre países.
- **Introducción intencional:** Introducción efectuada deliberadamente por humanos que persiguen el establecimiento de una población en el medio natural, aunque no siempre se consiga. También lo son aquellas que se derivan de liberaciones intencionales, aunque se efectúen de buena fe y sin el fin de establecer poblaciones ni causar impactos negativos.

- **Introducción no intencional:** Introducción efectuada sin perseguir el establecimiento de las especies en el medio natural, ni siquiera la introducción se persigue de manera consciente. También lo son aquellas en las que las especies se dispersan fuera de su rango de distribución natural asociadas a movimientos humanos.
- **Establecimiento:** Proceso por el que una especie exótica se reproduce con éxito y con probabilidad de continua supervivencia en un nuevo hábitat.
- **Traslocación:** Transferencia, por parte del ser humano, de animales y plantas a una zona en la que no se encontraban originalmente, pero dentro de su área de distribución geográfica original.
- **Reintroducción:** Intento, por parte del ser humano, de establecer una especie dentro de un área que originalmente ocupaba, pero de la que fue eliminada.
- **Especie nativa o autóctona:** se refiere a una especie, subespecie o taxón inferior, que se distribuye dentro de su área de distribución natural y de dispersión potencial, es decir, el área que ocupa de manera natural o puede ocupar sin la introducción directa o indirecta.
- **Especie exótica o alóctona:** se refiere a la especie, subespecie o taxón inferior que se distribuye fuera de su área natural (pasada o actual) y de dispersión potencial, es decir, fuera del área que ocupa de forma natural o que no podría ocupar sin la introducción directa o indirecta e incluye cualquier parte, gameto o propágulo de dicha especie que pueda vivir y reproducirse.
- **Especie exótica invasora (EEI):** Especie exótica que se establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural, es un agente de cambio y amenaza la diversidad biológica nativa.

3.2. Bases de datos

Para la elaboración de la base de datos (Objetivo 1), como primer paso se realizó una revisión bibliográfica para recopilar toda la información relacionada con la distribución, características biológicas e impactos de las especies de vertebrados alóctonos presentes en la provincia de Toledo. En primer lugar, se llevó a cabo una revisión exhaustiva de los actuales atlas nacionales sobre los diferentes grupos: Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio 2002), Atlas y Libro Rojo de

los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al.* 2002), Atlas de las Aves Reproductoras de España (Martí & del Moral 2003), Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (Palomo & Gisbert 2002) y Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España (Palomo *et al.* 2007). Esta información se completó con la revisión detallada de publicaciones de interés presentadas en otros libros, además de datos relevantes publicados tanto en revistas científicas y actas de congresos, como en tesis doctorales e informes inéditos.

Respetando la metodología seguida en cada uno de los respectivos atlas, especialmente el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales y el Atlas y Libro Rojo de Anfibios y Reptiles, se ha considerado como especies alóctonas aquellas que fueron introducidas por parte del hombre hace miles de años, aunque actualmente se encuentren perfectamente integradas en el medio natural (Doadrio 2002, Pleguezuelos *et al.* 2002). En el Atlas y Libro Rojo de Anfibios y Reptiles se diferencia además entre especies de introducción antigua y especies de introducción reciente, asignando de forma arbitraria el cambio en la mitad del siglo XX. Por el contrario, el Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España, para el caso de especies introducidas desde antiguo, como la Gineta *Genetta genetta*, se descarta con frecuencia el término alóctono y, en general, se las incluye como especies autóctonas (Palomo & Gisbert 2002, Palomo *et al.* 2007). Por último, en el caso del Atlas de las Aves Reproductoras de España, las especies alóctonas tienen un origen más o menos reciente y no cabe duda sobre su condición (Martí & del Moral 2003). Para la elaboración de este trabajo se ha respetado el criterio seguido en cada uno de los atlas a la hora de escoger las especies que consideran alóctonas, cuantificándolas siempre y cuando haya constancia de que existen poblaciones establecidas con mayor o menor éxito. No se ha hecho distinción en cuanto a la fecha de introducción. Debe quedar claro que la terminología referente a la condición autóctona o alóctona de una especie se refiere a su rango de ocupación natural y no a una entidad de carácter administrativo. Por lo tanto, cualquier movimiento de especies desde su área de distribución nativa a otra en la que está ausente de forma natural debe considerarse como una introducción (Capdevila-Argüelles *et al.* 2006). Puede ser el caso del transporte de reptiles entre diferentes puntos de la península y los archipiélagos, especies cinegéticas de un extremo al otro del país o el traspaso de peces entre diferentes cuencas hidrográficas.

Además, se ha consultado la información, tanto oficial como no oficial, proporcionada por grupos especialistas, nacionales e internacionales, en vertebrados y especies exóticas en general. Dentro de España, el Grupo de Aves Exóticas (GAE), perteneciente a la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife), está elaborando fichas de las aves exóticas establecidas en España y ha sido una fuente de información relevante en el presente proyecto. También se ha consultado a especialistas de la Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos (SECEM), de la

Asociación Herpetológica Española (AHE) y del Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (GEIB).

Por último, la consulta y selección de información en bases de datos oficiales sobre especies exóticas ha sido fundamental en la elaboración de la base de datos del presente proyecto. Para ello se ha consultado la página web del proyecto “InvasIBER”, financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, que contiene información en formato de fichas de las especies exóticas en España. Asimismo, se ha consultado la información proporcionada por las consejerías con competencias en conservación del medio ambiente de todas las comunidades autónomas. A nivel internacional, el Grupo Especialista en Especies Invasoras (ISSG) de la UICN y el Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP) tienen disponibles en sus páginas web bases de datos actualizadas en formato de fichas de todas las especies exóticas, que han sido consultadas minuciosamente en la elaboración del presente proyecto. Por último, el proyecto paneuropeo DAISIE cuenta con un servicio de información integral sobre las invasiones biológicas en Europa, que también ha sido de gran utilidad en el proceso de obtención de información sobre las especies.

3.3. Realización de cuestionarios

Con el fin de actualizar la información disponible (Objetivo 2) se realizaron una serie de encuestas a diferentes colectivos implicados en el problema, como los agentes medioambientales, los pescadores, los cazadores y los principales grupos ecologistas de Toledo. La colaboración de las personas que tienen un contacto continuo con el medio natural resulta imprescindible para completar este objetivo, ya que a veces no es posible detectar las especies exóticas a tiempo y resulta muy difícil llevar a cabo planes de erradicación.

Durante toda la duración del proyecto se llevó a cabo un seguimiento de la pesca deportiva en los ríos y embalses de la provincia de Toledo. Para ello se realizaron encuestas directas a los pescadores deportivos. Las encuestas se realizaron en su mayoría durante los fines de semana y días festivos, ya que la afluencia de pescadores era mayor. El formulario de encuesta constaba de diferentes apartados (Figura 3.1). En primer lugar, se incluían los datos de la localidad, fecha y referencias personales del pescador. Seguidamente, se detallaban los datos de las especies exóticas capturadas, incluyendo las fechas aproximadas de primera captura y captura más reciente, así como la abundancia relativa de cada una de las especies. El cuestionario finalizaba con una serie de preguntas relativas a la actividad de la pesca y la opinión del pescador sobre la gestión de las especies exóticas. Para completar la información obtenida en el campo, los estadillos se remitieron también a todas las asociaciones de pescadores de la provincia de Toledo.

Para ampliar la información relativa a mamíferos y aves exóticos de interés cinegético se enviaron cuestionarios a la Federación de Caza de Castilla-La Mancha y a la Federación de Caza de Toledo, con el fin de recopilar todos los datos posibles de las jornadas de caza que se realizaran en Toledo. Del mismo modo que para la pesca, en el estadillo (Figura 3.2) se incluían inicialmente los datos de la localidad, fecha y referencias personales del cazador. En segundo lugar, en el estadillo proporcionado se detallaba la lista de especies de mamíferos y aves exóticos objeto de caza en Castilla-La Mancha, incluyendo las fechas aproximadas de primera captura y captura más reciente, así como su abundancia relativa. La encuesta finalizaba con una serie de cuestiones para observar el nivel de concienciación que presentaban los observadores.

Para ampliar la información relativa a la distribución actual de los vertebrados exóticos se envió una lista de las especies detectadas hasta el momento en la provincia de Toledo, además de alguna otra especie que podría haberse introducido recientemente, a los principales grupos ecologistas que se dedican al estudio y la defensa de la naturaleza en Toledo: Ardeidas, Esparvel y Ecologistas en Acción. Con ello se solicitaba información reciente sobre la expansión de las especies ya establecidas y la aparición de nuevas especies exóticas en la provincia.

Los cuestionarios diseñados para pescadores, cazadores y grupos ecologistas se remitieron también a todos los agentes medioambientales de la provincia de Toledo, a través de la Delegación Provincial de la Consejería con competencias en medio ambiente, caza y pesca. Finalmente, se consultó directamente a profesionales cuyo trabajo está relacionado, en mayor o menor medida, con las especies de vertebrados exóticos.

Estimado pescador,

La Universidad de Castilla-La Mancha y la Diputación de Toledo están llevando a cabo un estudio sobre la distribución de los peces y cangrejos exóticos en los ríos y embalses de la provincia de Toledo. Uno de los objetivos de la investigación es la actualización de la información disponible, con el fin de detectar nuevas especies invasoras y determinar los riesgos de expansión de las ya establecidas.

Para alcanzar los objetivos de esta investigación se ha realizado un cuestionario dirigido a los pescadores de la provincia, cuyo fin es recopilar toda la información posible de las jornadas de pesca que se realicen. Esta información resulta muy relevante para el correcto desarrollo de este tipo de estudios, además de servir de apoyo a los organismos encargados de la gestión fluvial en el desarrollo de los planes de ordenación de la pesca y a los organismos encargados de la gestión del medio natural para el desarrollo de planes de conservación.

Por ello, su colaboración resulta imprescindible en esta actividad, cuyo fin no es otro que tratar de mejorar el estado de las poblaciones de peces y cangrejos nativos de nuestros ríos. Así pues, solicitamos y agradecemos de antemano su participación rellenando el cuestionario con el fin de obtener una cantidad suficiente de datos.

Le rogamos entregue o envíe los cuestionarios a las siguientes direcciones:

Direcciones y teléfonos de contacto

Dra. Graciela G. Nicola

Departamento de Ciencias Ambientales
Facultad de Ciencias del Medio Ambiente
Universidad de Castilla-La Mancha
Avda. Carlos III s/n
45004 Toledo
Teléfono: 925 26 88 00 Ext. 5466
Fax: 925 26 88 40
graciela.nicola@uclm.es

D. Enrique García Gómez

Servicio de Medio Ambiente
Diputación de Toledo
Plaza de Padilla 2
45002 Toledo
Teléfono: 925 21 40 72
Fax: 925 21 39 66
eggomez@diputoledo.es

Figura 3.1. Estadillo para el control de las capturas de especies de peces y cangrejos exóticos en la provincia de Toledo.

**ESTADILLO PARA EL SEGUIMIENTO DE LAS ESPECIES ACUÁTICAS EXÓTICAS
EN LA PROVINCIA DE TOLEDO**

RÍO/EMBALSE:

LOCALIDAD:

FECHA:

RÉGIMEN DE PESCA:

DATOS DEL PESCADOR (opcional):

ESPECIES CAPTURADAS/OBSERVADAS:

ESPECIE	CAPTURA ¹	FECHA ²	ABUNDANCIA ³	OBSERVACIONES ⁴
Trucha arco-iris				
Alburno				
Carpín				
Carpa				
Gobio				
Tenca				
Lucio				
Pez gato				
Percasol				
Black-bass				
Lucioperca				
Siluro				
Gambusia				
Cangrejo rojo				
Cangrejo señal				
Mejillón cebra				

Figura 3.1. Estadillo para el control de las capturas de especies de peces y cangrejos exóticos en la provincia de Toledo (continuación).

INSTRUCCIONES PARA RELLENAR EL CUESTIONARIO

1. CAPTURA. Poner “Sí” si se ha capturado la especie en esta u otra jornada de pesca en la localidad reseñada y “No” si nunca se ha capturado en esta localidad.

2. FECHA DE CAPTURA. Fecha aproximada (año) de primera captura y de captura más reciente en esta localidad.

3. ABUNDANCIA. En este apartado se debe estimar la abundancia de la especie en la localidad según el siguiente criterio:

- Escasa (ejemplares capturados ocasionalmente).
- Frecuente (algunos ejemplares capturados en casi todas las jornadas).
- Abundante (muchos ejemplares capturados en todas/casi todas las jornadas)

4. OBSERVACIONES

Indicar otras localidades de la provincia de Toledo donde se ha capturado la especie.

OTRAS CUESTIONES:

¿Cuántos días pesca Vd. de media al año?

¿Cuántos años lleva Vd. pescando?

¿Ha pescado anteriormente en esta localidad?

¿Qué opinión le merece la medida de suprimir la talla mínima para las especies exóticas con el fin de no favorecer su expansión?

¿Colaboraría en la eliminación de las especies exóticas?

¿Le gustaría pescar exclusivamente especies nativas?

¿Emplea cebo vivo en esta u otras localidades?. En caso afirmativo, ¿qué especies suele usar y dónde?

OBSERVACIONES:

Indicar en Observaciones las especies exóticas capturadas u observadas que no estén en la tabla, así como toda la información de interés.

Figura 3.1. Estadillo para el control de las capturas de especies de peces y cangrejos exóticos en la provincia de Toledo (continuación).

Estimado cazador,

La Universidad de Castilla-La Mancha y la Diputación de Toledo están llevando a cabo un estudio sobre la distribución de las aves y mamíferos exóticos en la provincia de Toledo. Uno de los objetivos de la investigación es la actualización de la información disponible, con el fin de detectar nuevas especies invasoras y determinar los riesgos de expansión de las ya establecidas.

Para alcanzar los objetivos de esta investigación se ha realizado un cuestionario dirigido a los cazadores de la provincia, ya que algunas de las especies detectadas son objeto de caza en el ámbito territorial de Castilla-La Mancha. El fin del cuestionario es recopilar toda la información posible de las jornadas de caza que se realicen. Esta información resulta muy relevante para el correcto desarrollo de este tipo de estudios, además de servir de apoyo a los organismos encargados de la gestión de la caza y el medio natural.

Por ello, su colaboración resulta imprescindible en esta actividad, cuyo fin no es otro que tratar de mejorar el estado de conservación del medio natural. Así pues, solicitamos y agradecemos de antemano su participación rellenando el cuestionario con el fin de obtener una cantidad suficiente de datos.

Le rogamos entregue o envíe los cuestionarios a las siguientes direcciones:

Direcciones y teléfonos de contacto

Dra. Graciela G. Nicola

Departamento de Ciencias Ambientales
Facultad de Ciencias del Medio Ambiente
Universidad de Castilla-La Mancha
Avda. Carlos III s/n
45004 Toledo
Teléfono: 925 26 88 00 Ext. 5466
Fax: 925 26 88 40
graciela.nicola@uclm.es

D. Enrique García Gómez

Servicio de Medio Ambiente
Diputación de Toledo
Plaza de Padilla 2
45002 Toledo
Teléfono: 925 21 40 72
Fax: 925 21 39 66
eggomez@diputoledo.es

Figura 3.2. Estadillo para el control de las capturas de especies de aves y mamíferos exóticos en la provincia de Toledo.

ESTADILLO PARA EL SEGUIMIENTO DE LAS ESPECIES DE MAMÍFEROS Y AVES EXÓTICAS EN LA PROVINCIA DE TOLEDO

LOCALIDAD:

FECHA:

DATOS DEL CAZADOR (opcional):

ESPECIES EXÓTICAS CAPTURADAS/OBSERVADAS:

ESPECIE	CAPTURA ¹	FECHA ²	ABUNDANCIA ³	OBSERVACIONES ⁴
Muflón				
Gamo				
Arrui				
Faisán				
Colín de California				
Colín de Virginia				

INSTRUCCIONES PARA RELLENAR EL CUESTIONARIO

- 1. CAPTURA.** Poner “Sí” si se ha capturado la especie en esta u otra jornada de caza en la localidad reseñada y “No” si nunca se ha capturado en esta localidad.
- 2. FECHA DE CAPTURA.** Fecha aproximada (año) de primera captura y de captura más reciente en esta localidad.
- 3. ABUNDANCIA.** En este apartado se debe estimar la abundancia de la especie en la localidad según el siguiente criterio:
 - Escasa (ejemplares capturados ocasionalmente).
 - Frecuente (algunos ejemplares capturados en casi todas las jornadas).
 - Abundante (muchos ejemplares capturados en todas/casi todas las jornadas)

4. OBSERVACIONES

Indicar otras localidades de la provincia de Toledo donde se ha capturado la especie.

Figura 3.2. Estadillo para el control de las capturas de especies de aves y mamíferos exóticos en la provincia de Toledo (continuación).

**ESTADILLO PARA EL SEGUIMIENTO DE LAS ESPECIES DE MAMÍFEROS
Y AVES EXÓTICOS EN LA PROVINCIA DE TOLEDO**

OTRAS CUESTIONES:

¿Colaboraría en la eliminación de las especies exóticas?

¿Le gustaría cazar exclusivamente especies nativas?

OBSERVACIONES:

Indicar en Observaciones las especies exóticas capturadas u observadas que no estén en la tabla, así como toda la información de interés.

Figura 3.2. Estadillo para el control de las capturas de especies de aves y mamíferos exóticos en la provincia de Toledo (continuación).

3.4. Muestreos de peces y mamíferos

Para completar el catálogo se realizaron muestreos de campo en las zonas donde no se disponía de información suficiente de determinadas especies o necesitara una actualización (Objetivo 2). Con ello se confirmó la presencia de algunas especies que se detectaron por primera vez en alguna zona durante la realización de los cuestionarios.

El estudio de las comunidades de peces y distribución de cangrejos alóctonos se llevó a cabo mediante muestreos cualitativos empleando pesca eléctrica, trabajando con corriente continua y 0.2-0.3 amperios. Las localidades estudiadas fueron: La Nava de Ricomalillo y Aldeanueva de Barbarroja en el río Huso, Santa Ana de Pusa, San Martín de Pusa y Malpica del Tajo en el río Pusa, Carpio de Tajo y Villarejo de Montalbán en el río Cedená, así como San Martín de Montalbán y La Puebla de Montalbán en el río Torcón. Además, se realizaron visitas a las siguientes zonas: El Campillo de la Jara para el río Huso, El Martinete, Las Unfrías y Alcaudete de la Jara en el río Jébalo, Hontanar, Navahermosa y Malpica del Tajo en el río Cedená, San Martín de Montalbán y La Puebla de Montalbán en el río Torcón, Mazarambroz y Argés en el río Guajaraz y Marjaliza, Los Yébenes y Mora en el río Algodor (Figura 3.3). Los peces capturados fueron anestesiados, identificados y se restituyeron vivos a las aguas donde fueron capturados, salvo los ejemplares de las especies exóticas declaradas de carácter invasor en Castilla-La Mancha. En el manejo de los peces se cumplió la normativa referente a manipulación de animales en investigación.

Las prospecciones para el Visón americano se realizaron en todas las localidades visitadas en los muestreos de peces, así como en el tramo del río Tajo desde su entrada en la provincia hasta el río Alberche, incluyendo el embalse de Castrejón (Figura 3.4). Los muestreos consistieron en recorridos lineales de 600 metros río arriba y río abajo de cada punto de inicio para la pesca eléctrica, por ambas orillas y revisiones bajo los puentes de cada río. En el río Tajo, puesto que no se hizo ningún punto de pesca eléctrica dado el gran caudal que tiene este río, los puntos de inicio de los muestreos se hicieron coincidir con los puentes.

3.5. Fichas de las especies exóticas

La información recopilada sobre la distribución, características biológicas e impactos de las especies de vertebrados alóctonos presentes en la provincia de Toledo, obtenida a partir de las diferentes fuentes de información mencionadas, se ha sintetizado y se presenta en forma de ficha independiente para cada una de las especies. En los casos en que no existía información referente a alguno de los aspectos analizados sobre las especies o no era fiable, se ha optado por no incluirla en los resultados. En la Tabla 3.1 se muestran los apartados incluidos en las fichas con una breve descripción de su contenido.

Tabla 3.1. Apartados incluidos en las fichas de las especies de vertebrados y cangrejos exóticos presentes en la provincia de Toledo.

Apartado	Contenido
NOMBRE COMÚN, NOMBRE CIENTÍFICO	
FAMILIA	
DESCRIPCIÓN	Breve descripción de las características morfológicas más relevantes de la especie. En ciertos casos se hacen aclaraciones importantes para reconocer a la especie y se incluye una aproximación de su longevidad.
ÁREA DE DISTRIBUCIÓN NATURAL	Distribución original de la especie señalando, si se conocen, los límites geográficos de su área de distribución nativa.
FECHA DE INTRODUCCIÓN EN ESPAÑA	Referencia temporal más aproximada sobre la introducción de la especie en España.
TIPO DE INTRODUCCIÓN	Intencional, no intencional o ambas.
CAUSA/FIN	Se indica la(s) causa(s) o finalidad(es) por las que inicialmente se introduce la especie en España, así como las que han favorecido, si son distintas, su posterior expansión.
DISTRIBUCIÓN EN ESPAÑA	Distribución actual de la especie por la geografía española, citando las principales zonas en las que está presente o, en caso de estar ampliamente expandida, las zonas en las que está ausente.
PRESENCIA EN TOLEDO	Distribución de la especie en la provincia de Toledo, haciendo referencia, si se conoce, al estado de sus poblaciones.
HÁBITAT	Hábitat que ocupa la especie en su área de distribución natural y, si existen diferencias, hábitat que ocupa como introducida. También se informa sobre preferencias o características importantes que presenta a la hora de establecerse en una zona nueva.
ALIMENTACIÓN	Comportamiento alimenticio de la especie, señalando las preferencias y posibles alimentos que pueda incluir en su dieta.
REPRODUCCIÓN	Se informa sobre aspectos generales de la reproducción de la especie, como la edad de madurez, la época de reproducción, el número de crías o huevos, el tiempo de gestación o incubación y cualquier otro dato interesante.
IMPACTOS	Posibles impactos ecológicos, socioeconómicos o sanitarios que la especie provoca o puede provocar, tanto en su área de distribución nativa como una vez se establece en un nuevo hábitat.
MEDIDAS DE GESTIÓN	Revisión de la medidas utilizadas hasta el momento en la lucha contra la especie, tanto las encaminadas a prevenir su introducción en el medio natural, como las destinadas a controlar o erradicar las poblaciones establecidas.

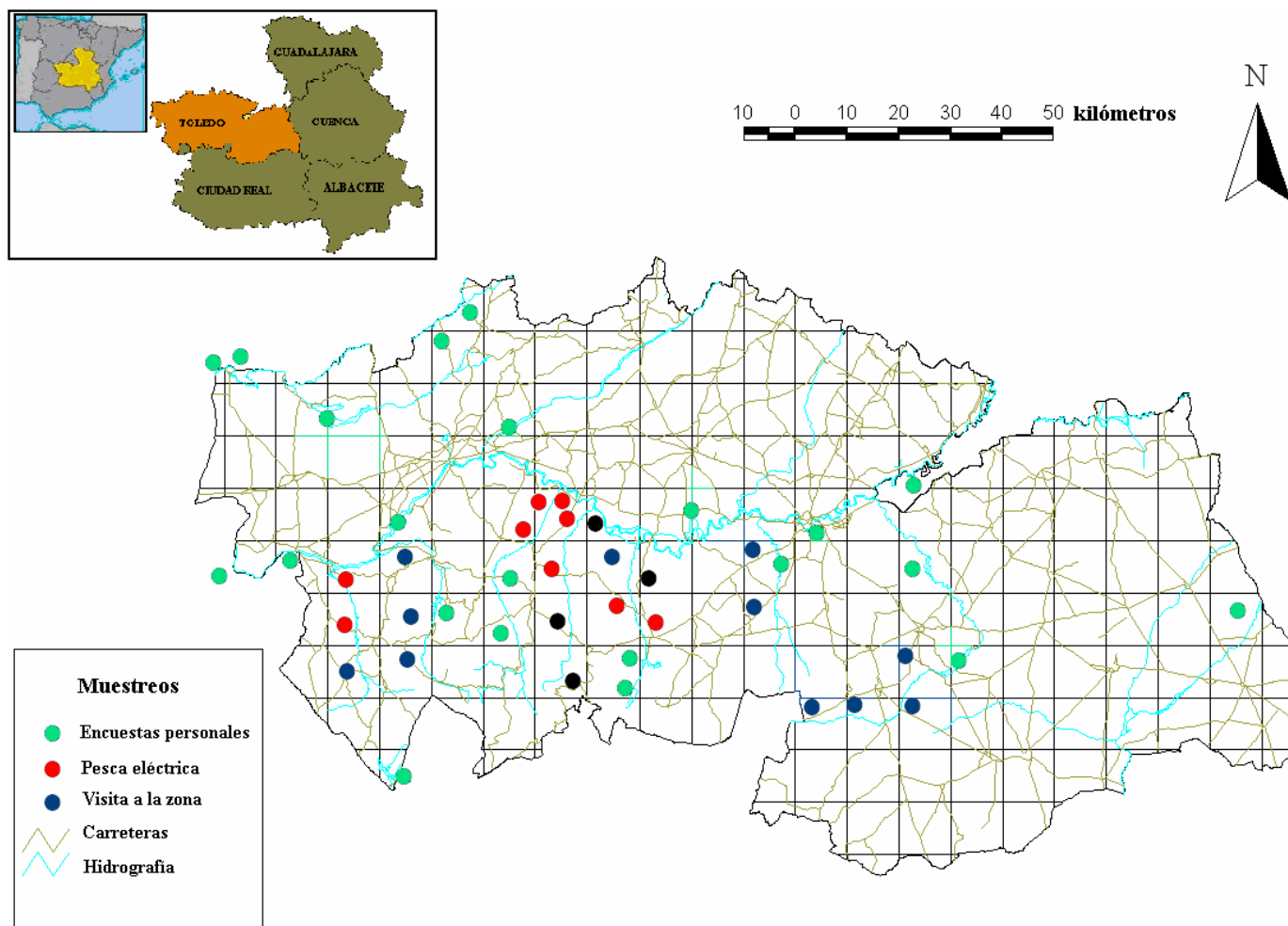


Figura 3.3. Localidades de realización de cuestionarios de pesca, muestreos cualitativos de las comunidades de peces y visitas para comprobar el estado de los ríos en la provincia de Toledo. En las localidades que figuras como “visitas” no se pudo realizar el muestreo cualitativo por falta de caudal.

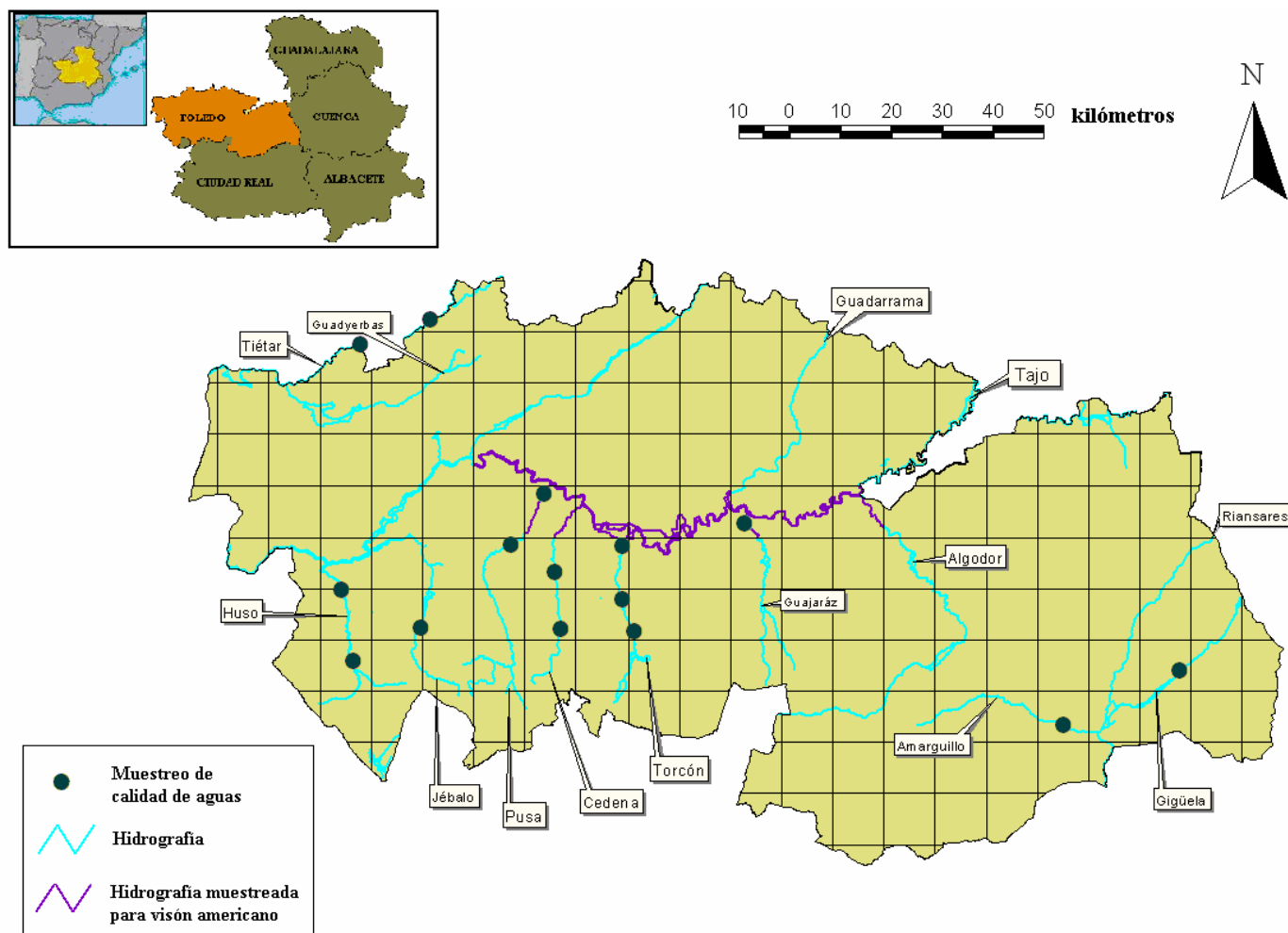


Figura 3.4. Localidades de realización de muestreos cualitativos de Visión americano y puntos de recogida de muestras de agua para la realización de los análisis físicoquímicos en la provincia de Toledo.

3.6. Calidad del agua

Con el fin de evaluar la calidad del agua en los distintos ríos seleccionados, se utilizó la base de datos de la Red de control general físico-química (Red ICA) de la Confederación Hidrográfica del Tajo. En la cuenca del Guadiana no fue posible obtener series históricas de datos de calidad del agua. Por ello, durante el verano de 2008 se tomaron muestras de agua en aquellas localidades donde no se disponía de datos o que no estaban incluidas en la Red ICA (Figura 3.4). Se obtuvieron medidas *in situ* de la temperatura del agua (°C), el oxígeno disuelto ($\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$), la saturación de oxígeno (% O_2), la conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), los sólidos disueltos totales (TDS, mg l^{-1}) y el pH. Posteriormente, se realizó en laboratorio el análisis de las siguientes variables físicoquímicas: alcalinidad ($\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$), amonio ($\text{mg l}^{-1} \text{NH}_4$), amoniaco no ionizado ($\text{mg l}^{-1} \text{NH}_3$), nitratos ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3$), nitritos ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_2$), cloruros ($\text{mg l}^{-1} \text{Cl}$), fosfatos ($\text{mg l}^{-1} \text{PO}_4$), fósforo total ($\text{mg l}^{-1} \text{P}$), sulfatos ($\text{mg l}^{-1} \text{SO}_4$), demanda química de oxígeno (DQO, mg l^{-1}), cinc total ($\text{mg l}^{-1} \text{Zn}$) y cobre soluble ($\text{mg l}^{-1} \text{Cu}$). Los análisis se han realizado siguiendo los métodos estándar (APHA 1995). Gran parte de los parámetros físicoquímicos de la calidad del agua analizados se encuentran incluidos en la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces. Finalmente, cabe destacar que el caudal de los cursos fluviales no se pudo evaluar ya que no existe información disponible en la base de datos de la Confederación Hidrográfica del Tajo de todas las zonas estudiadas.

3.7. Variables ambientales

Los factores ambientales que se tuvieron en cuenta en los análisis de las distribuciones de las especies fueron la temperatura media del aire (°C), la precipitación media (mm) y la altitud (m). El estudio de estas variables se llevó a cabo a partir de la cartografía temática disponible de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, mediante el uso de sistemas de información geográfica (ArcView 3.2). Para ello se han utilizado los mapas digitales 1:50000 relacionados con climatología y topografía. Los datos climatológicos incluidos en los mapas proceden de las bases de datos del Instituto Nacional de Meteorología (INM). Se trata de una serie histórica de los últimos 30 años.

A partir del mapa de topografía de la provincia de Toledo (Figura 3.5), se realizó una reclasificación de los datos de altitud en cada cuadrícula con el fin de obtener una sola variable que reflejara la topografía de cada zona, que se ha denominado Índice topográfico (I_T). Para ello, se estimó en primer lugar la superficie de cada cuadrícula ocupada por tres intervalos de altitud: (1) 200-500 m, (2) 500-800 m, (3) > 800 m. Después se calculó el Índice topográfico según la siguiente fórmula:

$$I_T = (1 \times \text{Sup}_1 + 2 \times \text{Sup}_2 + 3 \times \text{Sup}_3) 100^{-1}$$

donde Sup_1 , Sup_2 y Sup_3 es la superficie en porcentaje que ocupa cada intervalo de altitud en la cuadrícula.

3.8. Evaluación de los usos del suelo e incidencia antrópica

La transición global desde paisajes no perturbados hacia paisajes dominados por la acción del hombre ha producido un importante impacto en los ecosistemas en todo el mundo, lo que hace de la cuantificación de los usos del suelo un gran indicador del estado de los ecosistemas (Meyer & Turner 1994). Muchas especies invasoras están ligadas a medios alterados, por tanto en el presente estudio se ha analizado la posible influencia de los usos del suelo y de otros indicadores de impacto antrópico sobre la presencia y distribución de las especies de vertebrados exóticos.

El estudio se llevó a cabo a partir de la cartografía temática disponible de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, mediante el uso de sistemas de información geográfica (ArcView 3.2). Para ello se han utilizado los mapas digitales 1:50000 relacionados con hidrografía, vegetación, población, entidades, infraestructuras de transporte y comunicación, así como usos del suelo del CORINE-Land Cover. La mayor parte de la información procede de las bases de datos del Instituto Geográfico Nacional (IGN). La densidad de población y los indicadores sociales se han calculado a partir de los datos de la población de los municipios de Toledo del Instituto Nacional de Estadística (INE).

En primer lugar se llevó a cabo una evaluación de los usos del suelo presentes en la zona de estudio, trabajando en dos escalas. En primer lugar, en los medios acuáticos numerosos estudios han intentado determinar la escala espacial, o la distancia al medio fluvial, a la que el patrón del paisaje ejerce su influencia sobre la calidad del agua o del hábitat, aunque esta cuestión sigue sin resolverse (Hunsaker & Levine 1995, Johnson *et al.* 1997, Harding *et al.* 1998, Gergel *et al.* 1999). Así, algunos estudios que evalúan diversas medidas del estado de los ríos con relación al uso del suelo a múltiples escalas reseñan una influencia mixta (Richards *et al.* 1996, Roth *et al.* 1996, Fitzpatrick *et al.* 2001, Stewart *et al.* 2001).

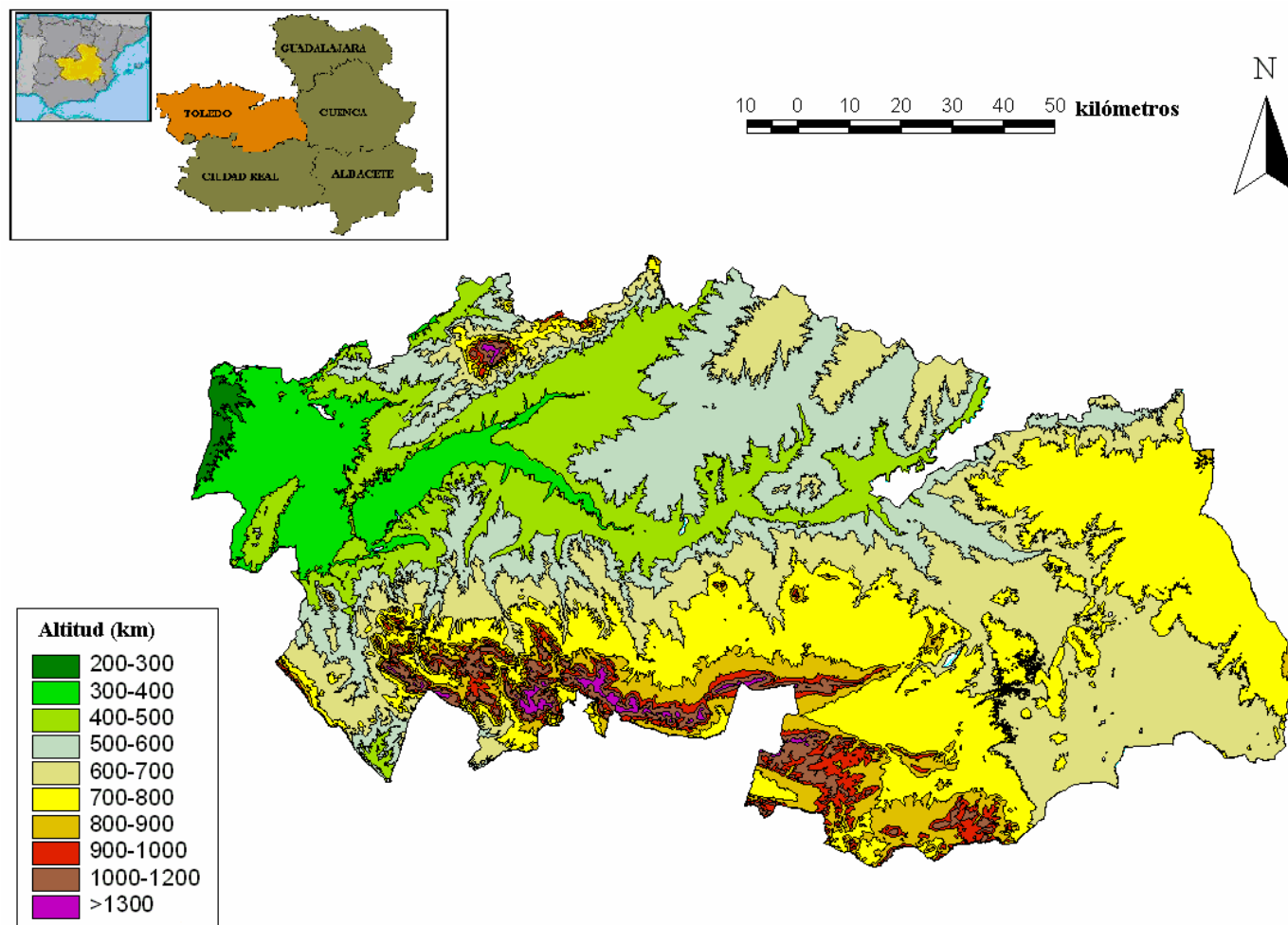


Figura 3.5. Mapa topográfico de la provincia de Toledo que se ha empleado para calcular el Índice topográfico (ver metodología para más detalles).

Para el análisis de las distribuciones de las especies vinculadas a los medios acuáticos del presente proyecto (peces, Cangrejo rojo, Galápago americano y Visón americano) se ha tenido sólo en cuenta el patrón de usos del suelo en la zona adyacente al cauce del río, empleando para ello un *buffer* de 100 metros a cada lado del cauce, ya que existen numerosos estudios en los que distintos indicadores del uso del suelo en las zonas cercanas al cauce muestran una mayor correlación con las variables del río, como son la calidad del agua (Soranno *et al.* 1996, Johnson *et al.* 1997, Cresser *et al.* 2000), la integridad biótica (Lammert & Allan 1999) o el hábitat físico (Nerbonne & Vondracek 2001). Snyder *et al.* (2003) apuntan que diversas variables como el refugio, la variabilidad de hábitat y las características de los sedimentos exhiben mayores relaciones con el patrón de usos del suelo en la zona de ribera que en la cuenca en su totalidad. En este tipo de estudios, en general, se utilizan *buffers* de entre 100 y 200 metros de anchura en cada orilla, aunque suelen dar mejores correlaciones los *buffers* de menor anchura (Lammert & Allan 1999, Frimpong *et al.* 2005), motivo por el cual se ha optado por emplear un *buffer* de 100 metros en el presente estudio.

En sentido longitudinal, para evaluar la influencia de los distintos usos del suelo sobre la condición del río a escala local, se ha cuantificado la superficie ocupada por cada clase de uso del suelo a lo largo de todo el tramo de cada río incluido en cada una de las cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Por otro lado, para el resto de especies se ha examinado la influencia de los usos del suelo a escala de cuadrícula UTM 10 x 10. Para el presente estudio se realizó una reclasificación de las unidades originales de los mapas de usos para reducir el número de clases y facilitar así el análisis. La nomenclatura original se adaptó a la definida en el proyecto CORINE-Land Cover, en el cual se establece una nomenclatura homogénea para todos los países de la Unión Europea de la información cartográfica existente de la ocupación del suelo. Se dividió así en cuatro grandes grupos, zonas con vegetación natural, cultivos, dehesas y suelo desnudo. A su vez, los grupos de vegetación natural y cultivos se dividieron en varios subgrupos que incluían usos similares y que en un principio podían tener un efecto distinto sobre el estado de conservación del hábitat e influir de diferente modo a la distribución de las especies exóticas (Tablas 3.2 y 3.3).

Además de examinar la influencia ejercida por los distintos usos del suelo presentes en las cuadrículas o en los tramos fluviales, se analizaron una serie de variables que miden el grado de influencia antrópica en la zona y que pueden estar relacionadas con la introducción intencional de las especies exóticas o con la dispersión de las especies ya establecidas. Para ello se han empleado medidas relacionadas con la densidad de población (superficie urbana, densidad de población), con el acceso a las distintas zonas (densidad de carreteras) o con posibles vías de introducción (superficie de embalses, distancia a granjas cinegéticas, distancia a embalses o canales) (Figura 3.6.). Se han empleado también indicadores sociales (potencial humano, envejecimiento) que pueden en principio estar relacionados con la percepción del

problema de las especies invasoras y su introducción o dispersión (Figura 3.7). Las variables analizadas han sido las siguientes:

- *Superficie de suelo urbano* (ha). Incluye las categorías o usos del Corine de tejido urbano continuo, estructura urbana laxa, urbanizaciones exentas y/o ajardinadas, zonas industriales o comerciales, grandes superficies de equipamientos y servicios, zonas de extracción minera, zonas en construcción, zonas verdes urbanas e instalaciones deportivas y recreativas.
- *Superficie de embalses* (ha).
- *Densidad de carreteras* (km).
- *Densidad de población* (habitantes km⁻²).
- *Índice de envejecimiento* (I_e). Se calcula de acuerdo a la siguiente fórmula: $I_e = (\text{Población} > 65 \text{ años} / \text{Población} < 65 \text{ años}) \times 100$.
- *Potencial humano* (P_H). Índice calculado según la fórmula: $P_H = (D_p \times 0.5) + (I_i \times 0.25) + (I_e \times 0.25)$, donde D_p es la dinámica poblacional según las siguientes categorías: (1) despoblación, (2) estabilidad, (3) incremento o concentración moderada, (4) incremento o concentración acusada; I_i es el índice de instrucción calculado según la siguiente fórmula: $I_i = \% \text{ estudios secundarios} - \% \text{ analfabetos}$; I_e es el índice de envejecimiento.
- *Distancia a vías de introducción*. Para las especies de interés en pesca deportiva se ha calculado la distancia entre cada cuadrícula y la vía de introducción más próxima, es decir un embalse o un canal, asumiendo que estos medios están muy relacionados con la introducción intencional de especies invasoras. En el caso de las especies de interés cinegético, se ha calculado la distancia entre cada cuadrícula y la granja cinegética más próxima donde se cría cada especie. Las medidas se han realizado con un curvómetro a partir de la cartografía a escala 1:25000 de la provincia de Toledo.

Tabla 3.2. Variables de usos del suelo empleadas en los análisis de las distribuciones de las especies a escala de cuadrícula UTM 10 x 10 km (especies terrestres), indicando las unidades originales de los mapas de usos según la nomenclatura definida en el proyecto CORINE-Land Cover.

	Código	Descripción
Vegetación natural arbórea (NAR)	31110	Perennifolias
	31120	Caducifolias y marcescentes
	31130	Otras frondosas de plantación
	31140	Mezclas de frondosas
	31150	Bosques de ribera
	31210	Bosques de coníferas de hojas aciculares
	31300	Bosque mixto
Vegetación natural arbustiva (NARB)	32311	Grandes formaciones de matorral denso o medianamente denso
	32312	Matorrales arbustivos o subarbustivos muy poco densos
	32410	Matorral boscoso de frondosas
	32420	Matorral boscoso de coníferas
	32430	Matorral boscoso de bosque mixto
Vegetación natural herbácea (NHE)	24330	Mosaico de prados o praderas con espacios de vegetación natural y seminatural
	23100	Praderas
	32112	Pastizales supraforestales mediterráneos
	32122	Otros pastizales mediterráneos
Cultivo secano permanente leñosas (SPL)	22110	Viñedos en secano
	22210	Frutales en secano
	22310	Olivares en secano
Cultivo secano permanente herbáceas (SPH)	24110	Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes en secano
	24212	Mosaico de cultivos permanentes en secano
	24213	Mosaico de cultivos anuales con cultivos permanentes en secano
Cultivo secano no permanente herbáceas (SNPH)	21100	Tierras de labor en secano
	24211	Mosaico de cultivos anuales con prados o praderas en secano
	24310	Mosaico de cultivos agrícolas en secano con espacios de vegetación natural
Cultivo regadío permanente leñosas (RPL)	22120	Viñedos en regadío
	22223	Otros frutales en regadío
	22320	Olivares en regadío
Cultivos regadío permanente herbáceas (RPH)	24222	Mosaico de cultivos permanentes en regadío
	24223	Mosaico de cultivos anuales con cultivos permanentes en regadío
	24230	Mosaico de cultivos mixtos en secano y regadío
Cultivo regadío no permanente herbáceas (RNPH)	21210	Cultivos herbáceos en regadío
	24320	Mosaico de cultivos agrícolas en regadío con espacios significativos de vegetación natural y seminatural
Dehesa (DEH)	24410	Pastizales, prados o praderas con arbolado adhesado
	24420	Cultivos agrícolas con arbolado adhesado
Suelo desnudo (SUE)	33110	Playas y dunas
	33210	Rocas desnudas con fuerte pendiente
	33220	Suelos desnudos
	33330	Espacios orófilos altitudinales con vegetación escasa
	33400	Zonas quemadas

Tabla 3.3. Variables de usos del suelo empleadas en los análisis de las distribuciones de las especies a escala de *buffer* (especies ligadas al medio acuático), indicando las unidades originales de los mapas de usos según la nomenclatura definida en el proyecto CORINE-Land Cover.

	Código	Descripción
Vegetación natural (BNA)	31110	Perennifolias
	31120	Caducifolias y marcescentes
	31130	Otras frondosas de plantación
	31140	Mezclas de frondosas
	31150	Bosques de ribera
	31210	Bosques de coníferas de hojas aciculares
	31300	Bosque mixto
	32311	Grandes formaciones de matorral denso o medianamente denso
	32312	Matorrales arbustivos o subarbustivos muy poco densos
	32410	Matorral boscoso de frondosas
	32420	Matorral boscoso de coníferas
	32430	Matorral boscoso de bosque mixto
	24330	Mosaico de prados o praderas con espacios de vegetación natural y seminatural
	23100	Praderas
	32112	Pastizales supraforestales mediterráneos
	32122	Otros pastizales mediterráneos
Cultivo seco permanente (BSP)	22110	Viñedos en secano
	22210	Frutales en secano
	22310	Olivares en secano
	24110	Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes en secano
	24212	Mosaico de cultivos permanentes en secano
	24213	Mosaico de cultivos anuales con cultivos permanentes en secano
Cultivo seco no permanente (BSNP)	21100	Tierras de labor en secano
	24211	Mosaico de cultivos anuales con prados o praderas en secano
	24310	Mosaico de cultivos agrícolas en secano con espacios de vegetación natural
Cultivo regadío permanente (BRP)	22120	Viñedos en regadío
	22223	Otros frutales en regadío
	22320	Olivares en regadío
	24222	Mosaico de cultivos permanentes en regadío
	24223	Mosaico de cultivos anuales con cultivos permanentes en regadío
	24230	Mosaico de cultivos mixtos en secano y regadío
Cultivo regadío no permanente (BRNP)	21210	Cultivos herbáceos en regadío
	24320	Mosaico de cultivos agrícolas en regadío con espacios significativos de vegetación natural y seminatural
Dehesa (BDEH)	24410	Pastizales, prados o praderas con arbolado adhesado
	24420	Cultivos agrícolas con arbolado adhesado
Suelo desnudo (BSUE)	33110	Playas y dunas
	33210	Rocas desnudas con fuerte pendiente
	33220	Suelos desnudos
	33330	Espacios orófilos altitudinales con vegetación escasa
	33400	Zonas quemadas

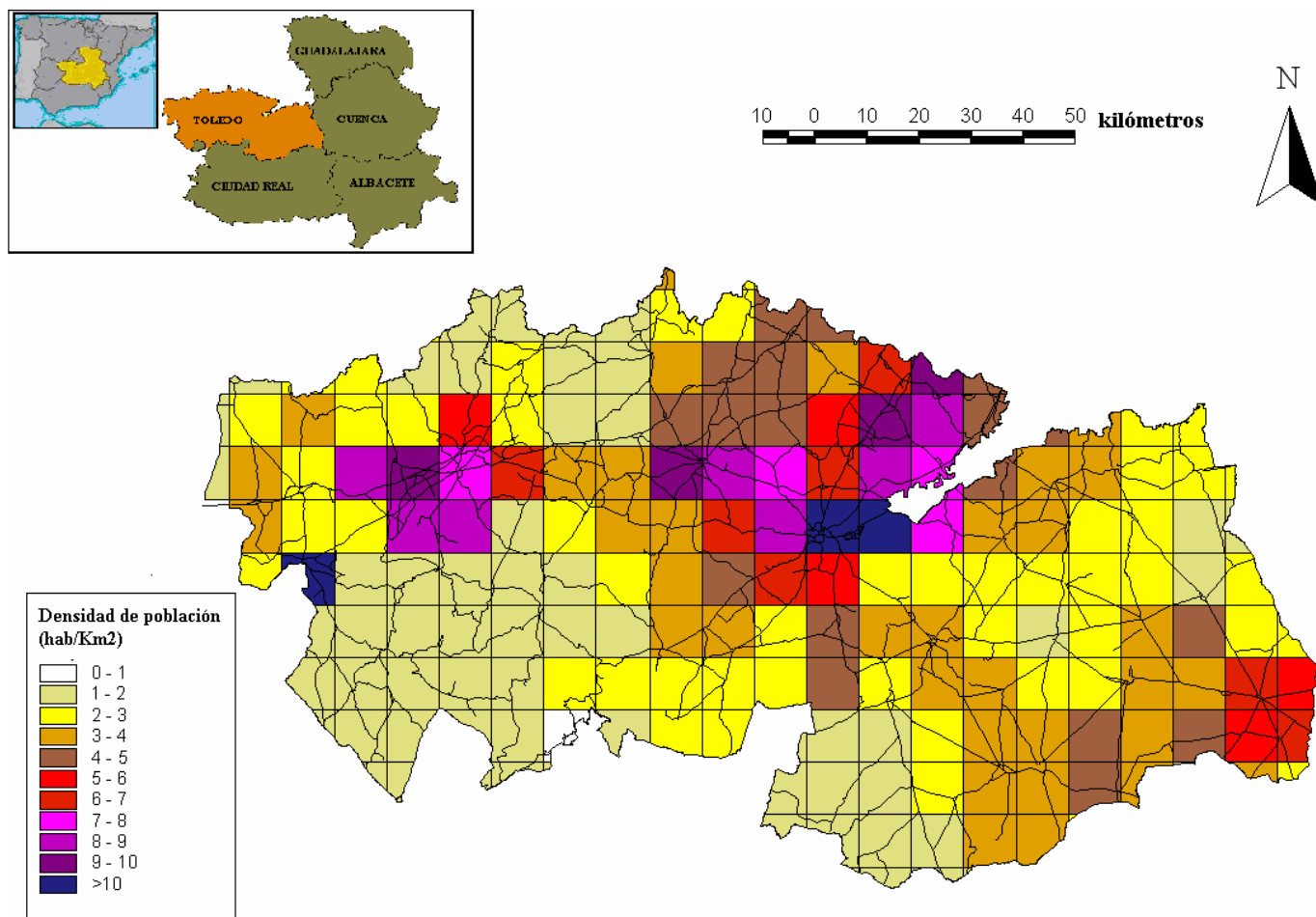


Figura 3.6. Densidad de población y red de carreteras en la provincia de Toledo.

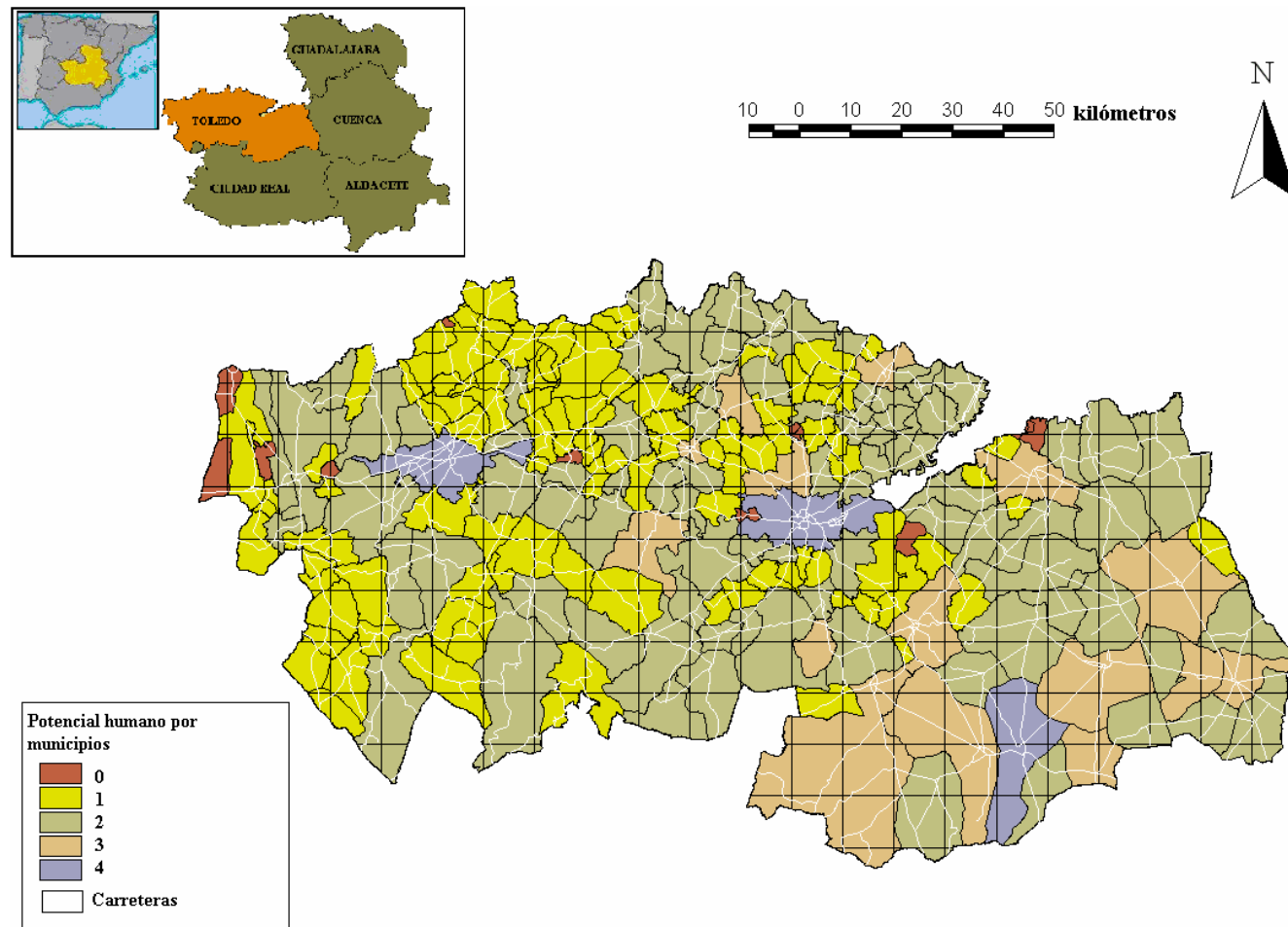


Figura 3.7. Potencial humano por municipios y red de carreteras en la provincia de Toledo.

3.9. Análisis estadístico de los datos

Dado el elevado número de variables consideradas en el estudio de la calidad del agua, de los usos del suelo y de la influencia antrópica, se llevaron a cabo análisis de componentes principales (ACP) para cada conjunto de variables con el objeto de reducirlas a un número menor de factores que retuvieran la mayor parte de la varianza de la matriz original. Por otro lado, este tipo de análisis suele ser muy apropiado cuando existen altas correlaciones entre las variables analizadas, como ocurre en nuestro estudio. De esta manera, se obtuvieron nuevas variables que eran una combinación lineal de las originales e independientes entre sí. En el análisis de los usos del suelo el ACP se realizó a escala de cuadrícula y a escala de *buffer*.

Con el objeto de identificar las variables que determinan la distribución de las distintas especies (Objetivo 3) se realizaron regresiones logísticas por pasos hacia adelante. Esta técnica estima la dependencia de una variable binaria (presencia o ausencia) de un conjunto de variables predictivas, que pueden ser discretas o continuas (Ter Braak & Looman 1986, Hosmer & Lemeshow 1989). En este caso, se estimó la probabilidad de la presencia de las especies cuya distribución superaba el 20% de las cuadrículas y era inferior al 80%, a partir de los factores obtenidos en los ACPs de las variables de usos del suelo, incidencia antrópica y calidad del agua, así como el índice topográfico, la temperatura media, la precipitación media, la superficie de embalses y la distancia a la vía de introducción más cercana. El método por pasos permitió seleccionar aquellas variables significativas que explicaban la mayor parte de la varianza de la distribución de las especies.

Los requisitos de normalidad de las distribuciones y de homogeneidad de las varianzas se verificaron mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Las variables que no cumplieron el requisito de normalidad se transformaron mediante transformación logarítmica, cuadrática o angular en el caso de porcentajes. El nivel de significación para todas las pruebas estadísticas se estableció en $\alpha = 0.05$. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante los programas estadísticos STATISTICA 6.1 y SPSS 15.0.

4. RESULTADOS

4.1. Calidad del agua

De los catorce ríos principales que discurren por la provincia de Toledo se realizaron análisis de calidad del agua en los ríos Tiétar, Torcón, Guajaraz, Jébalo, Huso, Cedená y Pusa de la cuenca del Tajo, así como en los ríos Amarguillo y Gigüela de la cuenca del Guadiana. La calidad del agua de los ríos Algodor, Alberche, Guadarrama, Guadyerbas y Tajo se analizó teniendo en cuenta la base de datos de la Red ICA de la Confederación Hidrográfica del Tajo. Para ello se han considerado los mismos periodos en que se recogieron las muestras de agua en los ríos. En algunas ocasiones los valores de ciertos parámetros fueron algo distintos entre los resultados del presente estudio y los de la Confederación Hidrográfica del Tajo (Tabla 4.1).

Los valores medios de temperatura del agua y pH en los ríos estudiados serían apropiados para la vida de los ciprínidos según la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces (Tabla 4.2). Los valores de pH menores a 5 y mayores a 9 pueden afectar a la supervivencia de diversas especies, en particular en aguas que contengan concentraciones bajas de calcio, sodio y cloruros. La supervivencia se reduce además cuando estos valores están asociados a concentraciones elevadas de metales pesados. El pH y la dureza del agua pueden interactuar para modificar la toxicidad de varios metales pesados.

El consumo de oxígeno por los peces se incrementa con la temperatura y el nivel de actividad. Alabaster & Lloyd (1980) sugieren que para aguas donde habitan ciprínidos, la concentración de oxígeno mínima que debe existir para el desarrollo correcto de todas las fases de los ciclos vitales debe estar alrededor de 5 mg l⁻¹ (Tabla 4.2). Esta concentración debe aumentar cuando existen compuestos tóxicos en el medio. Sin embargo, la Directiva 2006/44/CE es más restrictiva y propone como límite un valor mayor (8 mg l⁻¹). En el presente estudio, los ríos Amarguillo, Gigüela, Cedená, Pusa, Algodor, Guadarrama y Tajo presentaron valores de oxígeno disuelto por debajo del límite establecido en la Directiva 2006/44/CE (Tabla 4.1). La saturación de oxígeno del agua fue también muy baja en los ríos Amarguillo, Gigüela, Cedená, Guadarrama y en algunas localidades de los ríos Pusa y Tajo.

Ciertos productos de degradación de la materia orgánica y del metabolismo de los peces pueden revestir un carácter de toxicidad elevado. Los efectos tóxicos se deben a la forma no ionizada (NH₃), cuya concentración aumenta en relación al amonio según se incrementan el pH y la temperatura. Así, la toxicidad del amoníaco es mayor

en las aguas alcalinas o cálidas que en las aguas ácidas o frías. Entre los demás compuestos de la cadena de degradación de los productos nitrogenados, es preciso subrayar la toxicidad de los nitritos, que varía según el contenido en calcio de las aguas. Por el contrario, los nitratos son poco tóxicos para los peces, aunque contribuyen a la eutrofización de las aguas y pueden ser tóxicos cuando se reducen a nitritos. Como producto final de la descomposición de la materia orgánica se forman los nitritos, que actúan como estado intermedio en la conversión del amoníaco a nitrato.

Según los datos obtenidos en el presente proyecto, la concentración media de amonio detectada en los ríos Guadyyerbas, Amarguillo, Cedena y Tajo, así como en algunas localidades de los ríos Torcón, Guajaraz y Tiétar superó el valor límite establecido en la Directiva 2006/44/CE. Es especialmente llamativo el valor encontrado en el río Amarguillo de la cuenca del Guadiana, que alcanzó un valor de 20.3 mg l^{-1} , cuando el valor límite de la Directiva es 0.2 mg l^{-1} . Los valores de amoníaco de todos los ríos superaron el valor límite establecido en la Directiva, siendo especialmente altos en los ríos Amarguillo, Guadyyerbas, Cedena y Tajo.

En cuanto a los nitritos, en la mayor parte de los ríos estudiados (Torcón, Guajaraz, Guadyyerbas, Tiétar, Amarguillo, Cedena, Algodor, Guadarrama, Alberche y Tajo) se detectaron concentraciones que superaban el valor máximo recomendado por la Directiva 2006/44/CE para aguas donde habitan ciprínidos ($<0.03 \text{ mg l}^{-1}$). En el río Algodor se detectó una concentración muy elevada de este compuesto, que además estuvo ligada a un valor muy alto de nitratos (Tabla 4.1). En los ríos Guadyyerbas, Guadarrama y Tajo también se encontraron concentraciones elevadas de nitratos.

Por otro lado, los fosfatos, al igual que los nitratos, no son tóxicos pero contribuyen a la eutrofización de las aguas. Según la Directiva 2006/44/CE, en aguas donde habitan ciprínidos debe mantenerse una concentración de fosfatos menor a 0.4 mg l^{-1} . Los valores medios de fosfatos en los ríos Torcón, Tiétar, Amarguillo, Gígüela, Cedena, Guadarrama y Tajo, así como en alguna localidad de los ríos Tiétar y Pusa, superaron el límite establecido. De nuevo el río Amarguillo destaca por presentar un valor muy elevado de este compuesto (Tabla 4.1). La toxicidad de los compuestos de cloro se debe al ácido hipocloroso (HOCl), cuya concentración aumenta según disminuye el pH. La toxicidad de este compuesto para los peces aumenta con la disminución de la concentración de oxígeno en el agua. Las concentraciones de cloruros fueron muy altas en los ríos Torcón, Guajaraz, Algodor y Tajo. Por otra parte, los sulfatos alcanzaron unas concentraciones muy elevadas en los ríos Torcón, Guajaraz, Algodor y Tajo.

La concentración de cinc en los ríos de estudio alcanza valores apropiados para la vida de los ciprínidos según la Directiva europea y la alcalinidad en cada caso. Por último, el cobre es letal para los ciprínidos en muy bajas concentraciones. En los ríos de estudio la concentración de cobre soluble sobrepasó el límite máximo establecido en la

Directiva 2006/44/CE en los ríos Torcón, Guajaraz, Tiétar, Jébalo, Huso, Amarguillo, Gigüela, Cedená y algunas localidades de los ríos Pusa y Algodor (Tabla 4.1).

En definitiva, se puede considerar que la calidad del agua en la mayoría de las localidades estudiadas no cumple los límites establecidos en la Directiva 2006/44/CE, ya que todos los ríos superan en varios parámetros de referencia los valores máximos propuestos. Por ello, se recomienda controlar los posibles aportes de sustancias contaminantes, realizando un seguimiento temporal y completo de la calidad del agua en las cuencas.

Tabla 4.1. Concentración media (min-max) de diversos parámetros físicoquímicos del agua en los ríos de estudio en el verano de 2008.

Río	Temperatura (°C)	pH	Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	O ₂ (mg l ⁻¹)	O ₂ (%)	DQO (mg l ⁻¹)	Alcalinidad (mg l ⁻¹)	Amoniaco (mg l ⁻¹)
Torcón	22.5 (19.1-24.2)	7.9 (7.2-8.5)	360.4 (163-439)	8.9	105.9	31.3 (8-51)	210.5 (56-452)	0.049 (0.024-0.244)
Guajaraz	23.1 (21.3-24.9)	7.8 (7.4-8.2)	989.0 (472-1506)	8.5	102.8	4.5 (1-8)	196.5 (69-324)	0.159 (0.024-0.293)
Guadyerbas	24.2	8.5	152.0	8.9	111.0	1.0	61.0	2.196
Tiétar	24.7 (22.4-27.8)	8.2 (7.9-8.4)	109.7 (70-139)	10.3 (8.7-13.3)	129.0 (103.5-176.2)	12.3 (8-16)	32.0 (19-39)	0.183 (0.037-0.439)
Jébaló	22.5 (20.2-24.7)	8.2 (7.9-8.5)	119.2 (105-133)	9.3 (8.9-9.6)	108.5 (107.2-109.7)	12.5 (7-18)	66.0 (41-91)	0.037 (0.024-0.061)
Huso	26.8	8.2	200.0	11.1	134.2	15.0	96.0	0.024
Amarguillo	19.7	7.5	1969.0	1.9	21.4	32.0	-	19.154
Gigüela	22.9	7.6	1365.0	5.9	72.3	66.0	137.0	0.073
Cedena	20.4 (18.5-22.3)	7.5 (7.4-7.5)	260.0 (254-266)	4.7 (4.5-4.9)	53.6 (48.2-59.0)	16.0 (4-28)	128.5 (122-135)	1.098 (0.024-2.159)
Pusa	21.5 (21.2-21.7)	7.4 (7.2-7.5)	150.0 (26-274)	10.8 (7.1-17.0)	123.8 (79.1-198.2)	11.0 (4-22)	168.7 (10-370)	0.037 (0.024-0.061)
Algodor	21.8 (18.8-24.7)	7.9 (7.4-8.4)	2683.5 (899-4468)	7.1 (6.1-8.1)	83.0 (66.6-99.3)	10.5 (7-14)	189.5 (90-289)	0.085 (0.05-0.08)
Guadarrama	17.6	7.4	489.0	7.5	78.6	20.0	102.0	0.061
Alberche	21.7 (19.4-24.7)	8.0 (7.3-8.5)	136.0 (106-157)	9.0 (8.4-9.4)	101.9 (91.1-109.1)	8.0 (7-10)	35.7 (11-49)	0.073 (0.061-0.110)
Tajo	24.8 (23.1-27.2)	8.2 (7.6-8.5)	2035.3 (1131-2952)	7.4 (4.1-8.8)	90.6 (49.1-108.1)	14.4 (8-27)	144.2 (75-189)	0.610 (0.085-1.589)

Tabla 4.1. Concentración media (min-max) de diversos parámetros físicoquímicos del agua en los ríos de estudio en el verano de 2008 (continuación).

Río	Amonio (mg l ⁻¹)	Nitratos (mg l ⁻¹)	Nitritos (mg l ⁻¹)	Fosfatos (mg l ⁻¹)	Sulfatos (mg l ⁻¹)	Cloruros (mg l ⁻¹)	Cinc (mg l ⁻¹)	Cobre (mg l ⁻¹)
Torcón	0.052 (0.026-0.258)	2.4 (1.0-6.5)	0.04 (0.01-0.13)	0.72 (0.05-1.64)	730.7 (3-2880)	1235.6 (8-4900)	0.067 (0.005-0.220)	0.205 (0.050-0.650)
Guajaraz	0.168 (0.026-0.309)	5.4 (2.8-8.0)	0.14 (0.08-0.20)	0.09 (0.06-0.11)	755.0 (60-1450)	112.0 (53-171)	0.013 (0.005-0.020)	0.148 (0.005-0.290)
Guadyerbas	2.322	11.0	0.03	0.03	11.0	11.0	0.005	0.005
Tiétar	0.194 (0.039-0.464)	1.3 (1.0-2.0)	0.03 (0.01-0.07)	0.25 (0.06-0.59)	5.0	6.4 (3-13)	0.017 (0.005-0.040)	0.040 (0.005-0.110)
Jébaló	0.039 (0.026-0.065)	1.0	0.01	0.12 (0.07-0.17)	4.0 (3-5)	6.3 (4-9)	0.013 (0.005-0.020)	0.028 (0.005-0.050)
Huso	0.026	1.0	0.01	0.12	-	15.0	0.020	0.070
Amarguillo	20.253	1.0	0.45	18.20	998.0	13.6	0.020	0.290
Gigüela	0.077	1.0	0.02	0.48	1446.0	20.7	0.020	0.090
Cedena	1.161 (0.026-2.283)	1.0	0.04 (0.01-0.07)	0.52 (0.11-0.93)	7.1 (5-9)	18.9 (10-28)	0.020	0.130 (0.120-0.140)
Pusa	0.039 (0.026-0.065)	1.0	0.01	0.13 (0.07-0.22)	403.3 (3-1202)	83.3 (3-216)	0.045 (0.005-0.110)	0.085 (0.005-0.190)
Algodor	0.090 (0.065-0.103)	24.5 (1.0-48.0)	67.51 (0.01-0.35)	0.09 (0.06-0.11)	473.0 (124-822)	557.5 (164-951)	0.033 (0.016-0.050)	0.032 (0.013-0.050)
Guadarrama	0.065	33.0	0.11	4.30	42.0	74.0	0.023	0.008
Alberche	0.077 (0.065-0.116)	2.3 (1.0-5.0)	0.02 (0.01-0.04)	0.26 (0.08-0.37)	11.0 (4-15)	8.7 (5-11)	0.005	0.005
Tajo	0.645 (0.090-1.678)	14.4 (7.0-24.0)	1.61 (0.04-8.40)	0.91 (0.10-1.90)	541.7 (210-808)	295.4 (132-453)	0.006 (0.005-0.017)	0.007 (0.005-0.013)

Tabla 4.2. Valores límite de referencia de los parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua para que sea apta para la vida de los ciprínidos analizados en el presente estudio. La tabla ha sido elaborada a partir de Alabaster & Lloyd (1980) y la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

	Alabaster & Lloyd (1980)	Directiva 2006/44/CE
Temperatura	Nocivo, 28-34 °C Letal, 30-39 °C	-
Oxígeno disuelto	Nocivo si < 5 mg l ⁻¹	> 8 mg l ⁻¹
PH	Nocivo si <5 y >9 Letal si <4 y >10 Influye en la toxicidad de otros compuestos	6 a 9
Fosfatos	Contribuye a eutrofización	< 0.4 mg l ⁻¹
Nitritos	Muy tóxico si >0.03 mg l ⁻¹	< 0.03 mg l ⁻¹
Nitratos	Tóxicos cuando se reducen a nitritos Contribuye a eutrofización	-
Amoniac	Muy tóxico si >0.005 mg l ⁻¹ , Máximo permisible, <0.025 mg l ⁻¹ La toxicidad depende del pH	< 0.005 mg l ⁻¹
Amonio total	La toxicidad está asociada a la forma no ionizada (NH ₃)	< 0.2 mg l ⁻¹
Cloro residual total	Muy tóxico en forma HOCl Tóxico si <0.002 mg l ⁻¹ Máximo admitido, <0.005 mg l ⁻¹ La toxicidad depende de pH, T ^a y O ₂	<0.005 mg l ⁻¹ (pH 6)
Cinc total	0.3 mg l ⁻¹ (10 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.7 mg l ⁻¹ (50 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 1.0 mg l ⁻¹ (100 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 2.0 mg l ⁻¹ (500 mg l ⁻¹ CaCO ₃)	0.3 mg l ⁻¹ (10 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.7 mg l ⁻¹ (50 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 1.0 mg l ⁻¹ (100 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 2.0 mg l ⁻¹ (500 mg l ⁻¹ CaCO ₃)
Cobre soluble	Tóxico como Cu ⁺⁺ . 0.001-0.005 mg l ⁻¹ (10 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.006-0.022 mg l ⁻¹ (50 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.01-0.04 mg l ⁻¹ (100 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.028-0.112 mg l ⁻¹ (500 mg l ⁻¹ CaCO ₃)	0.005 mg l ⁻¹ (10 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.022 mg l ⁻¹ (50 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.04 mg l ⁻¹ (100 mg l ⁻¹ CaCO ₃) 0.112 mg l ⁻¹ (500 mg l ⁻¹ CaCO ₃)

El análisis de componentes principales se realizó solamente con los valores correspondientes a la cuenca del Tajo, puesto que la información de la distribución de las especies en la cuenca del Guadiana fue muy escasa y finalmente no se pudo incluir esta zona en los análisis posteriores. En el ACP realizado, las 12 variables fisicoquímicas iniciales se redujeron a cuatro nuevas variables o factores (F1_{CAL}, F2_{CAL}, F3_{CAL} y F4_{CAL}), que explicaron respectivamente el 36, 19, 14 y 12% de la varianza. Entre todos los factores se engloba el 82% de la varianza total de las variables fisicoquímicas del agua analizadas.

Tabla 4.3. Coeficientes de correlación (“factor loadings”) entre las variables físicoquímicas del agua y los factores obtenidos en el ACP de la variación de las condiciones físicoquímicas de los ríos estudiados de la cuenca del Tajo. En negrita se marcan los valores significativos para $p < 0.05$, así como el porcentaje de varianza explicado por cada factor.

	F1_{CAL}	F2_{CAL}	F3_{CAL}	F4_{CAL}
pH	0.1579	0.7015	-0.5272	-0.0426
Conductividad	0.9246	0.1803	0.1437	0.1381
O²	-0.0641	-0.1095	-0.3227	-0.7948
Alcalinidad	0.8715	-0.3664	0.0873	0.0546
Amonio	0.0720	-0.0849	-0.1619	0.8134
Cinc	0.2994	-0.7860	0.0550	-0.4130
Cloruros	0.9270	0.0481	0.1662	0.0332
Cobre	-0.1499	-0.7899	-0.2881	0.2600
Fosfatos	0.0257	0.0446	0.8536	0.0603
Nitratos	0.5110	-0.0089	0.8214	-0.0015
Nitritos	0.4990	0.4534	0.0819	0.3682
Sulfatos	0.9447	0.1031	-0.0253	-0.0588
Varianza explicada (%)	36.32	18.76	14.43	12.36

El primer factor obtenido (F1_{CAL}) está muy correlacionado con las variables relacionadas con el contenido de sales y nutrientes del agua, como la conductividad, la alcalinidad, los cloruros, los nitratos y los sulfatos (Tabla 4.3). De este modo, este primer factor separaría las localidades según la productividad del agua. El segundo factor (F2_{CAL}) está relacionado con la concentración de metales, cinc y cobre, en la parte negativa y con el pH en la parte positiva. Por tanto, en este factor las localidades se distribuyen según su concentración de metales y valor de pH. El tercer factor (F3_{CAL}) se correlaciona con los fosfatos y los nitratos por un lado y con el pH por otro, por tanto diferenciaría las localidades en función de nutrientes que pueden ser indicadores de contaminación. Por último, el cuarto factor obtenido (F4_{CAL}) está relacionado con el oxígeno y el amonio, mostrando un gradiente donde las localidades con mayores concentraciones de oxígeno presentan valores menores de amonio y viceversa.

4.2. Variables ambientales

La temperatura media fue muy uniforme en toda la zona de estudio, ya que los datos disponibles son medias anuales que posiblemente no reflejan las posibles variaciones espaciales y temporales en el régimen de temperaturas. Así, la temperatura media anual en la zona de estudio alcanzó un promedio de 14.4 °C, oscilando entre 12.0 y 16.0 °C. La precipitación fue un poco más variable, alcanzando un promedio de 555.2 mm y oscilando entre un mínimo de 285 mm en la zona del río Algodor y un máximo de 2163 mm en la ribera del Tiétar.

Las altitudes mayores se encuentran en la zona más meridional de la provincia, en los Montes de Toledo, mientras que las más bajas corresponden a las cuencas de los ríos Tajo, Alberche y Tiétar (Figura 4.1). El primer intervalo de altitudes (200-500 m) considerado en el Índice topográfico representa un 22.4% de la provincia de Toledo, el segundo intervalo (500-800) sería el predominante, constituyendo un 65.3%; finalmente, las mayores altitudes (> 800 m), ocupan un 12.4% del área total de la provincia.

El Índice topográfico osciló en el área de estudio entre 0.92 y 2.99, alcanzando un valor medio de 1.89. El 58% de las cuadrículas analizadas poseen un índice cercano a 2, es decir tienen altitudes próximas al rango de 500 a 800 m (Figura 4.2), aproximadamente un 34% presenta valores cercanos a 3, es decir con altitudes próximas a 800 m y superiores, mientras que solamente un 16% presenta valores cercanos a 1, es decir altitudes próximas al rango 200-500 m.

4.3. Evaluación de los usos del suelo e incidencia antrópica

El análisis de los usos del suelo realizado a escala de cuadrícula muestra que el uso predominante en la provincia de Toledo son los cultivos de secano no permanente de herbáceas, que incluye cultivos anuales de cereal principalmente (Tabla 4.4, Figura 4.3). Este uso representa un porcentaje medio del 28.3% de los usos totales de la provincia, oscilando entre 0 y 85% en las cuadrículas. En segundo lugar en orden de importancia estaría la vegetación natural arbustiva, principalmente matorrales densos o semidensos de frondosas, coníferas y de bosque mixto, que alcanza un promedio del 16.3% de la superficie y llega a ocupar el 91% de algunas cuadrículas. Con una proporción algo inferior (12.2%) se encontrarían los cultivos de regadío permanente de leñosas, es decir viñedos, frutales y olivares, que llegan a ocupar en ocasiones la totalidad de algunas cuadrículas.

Posteriormente, la vegetación natural arbórea, los cultivos de secano permanentes de herbáceas y las dehesas ocuparían una superficie media similar, en torno al 9% de los usos totales, destacando la alta ocupación de la vegetación natural y las dehesas en algunas cuadrículas. Por último, los usos menos comunes son la vegetación natural de herbáceas y los cultivos de regadío no permanente de herbáceas, que representan cerca de un 4% del total de la superficie, así como los cultivos de regadío permanentes de leñosas y herbáceas y el suelo desnudo, que alcanzan proporciones medias menores al 3% del total.

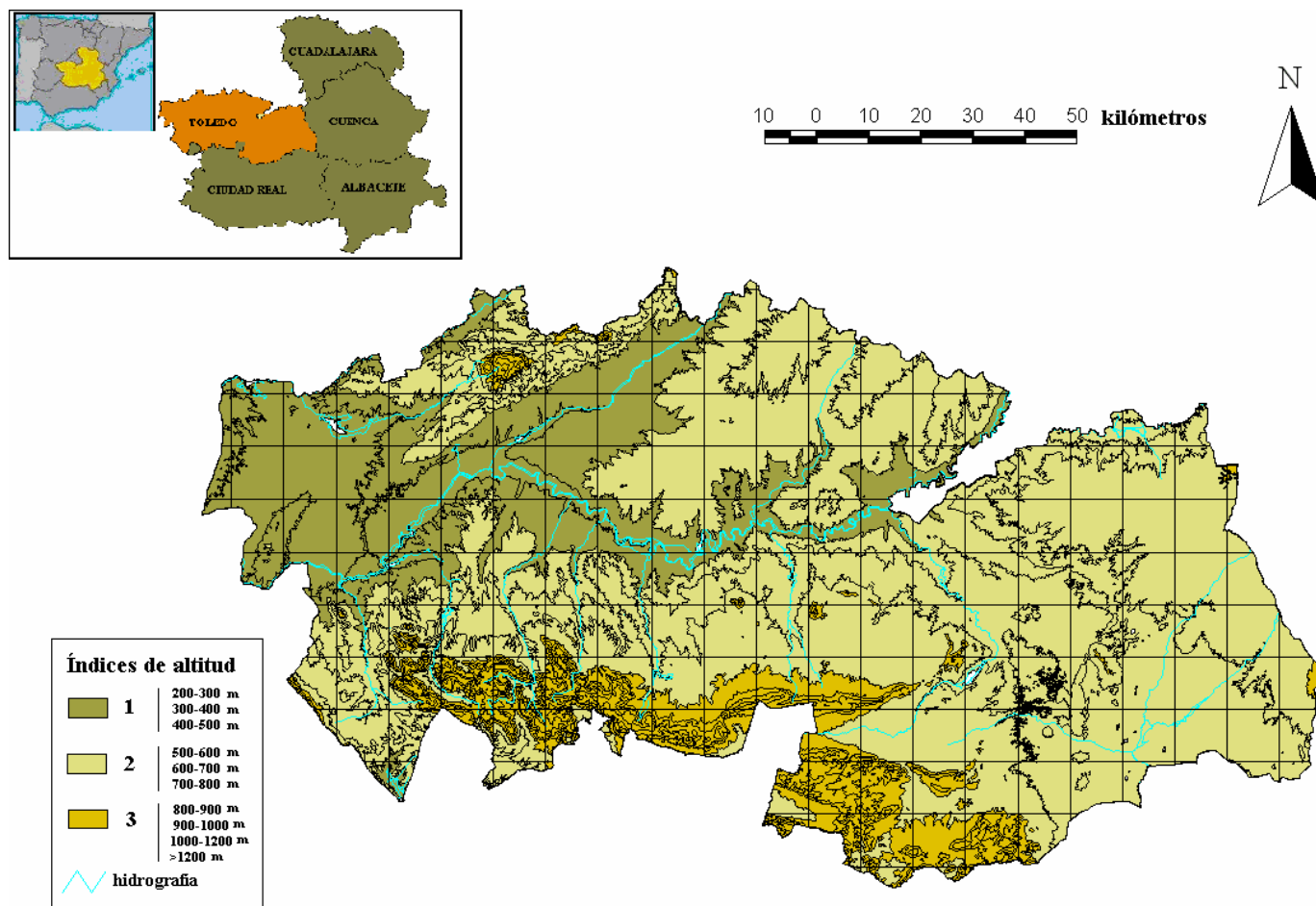


Figura 4.1 Mapa topográfico de la provincia de Toledo donde se indica la distribución espacial de los tres intervalos de altitud empleados en el cálculo del Índice topográfico (ver metodología para más detalles).

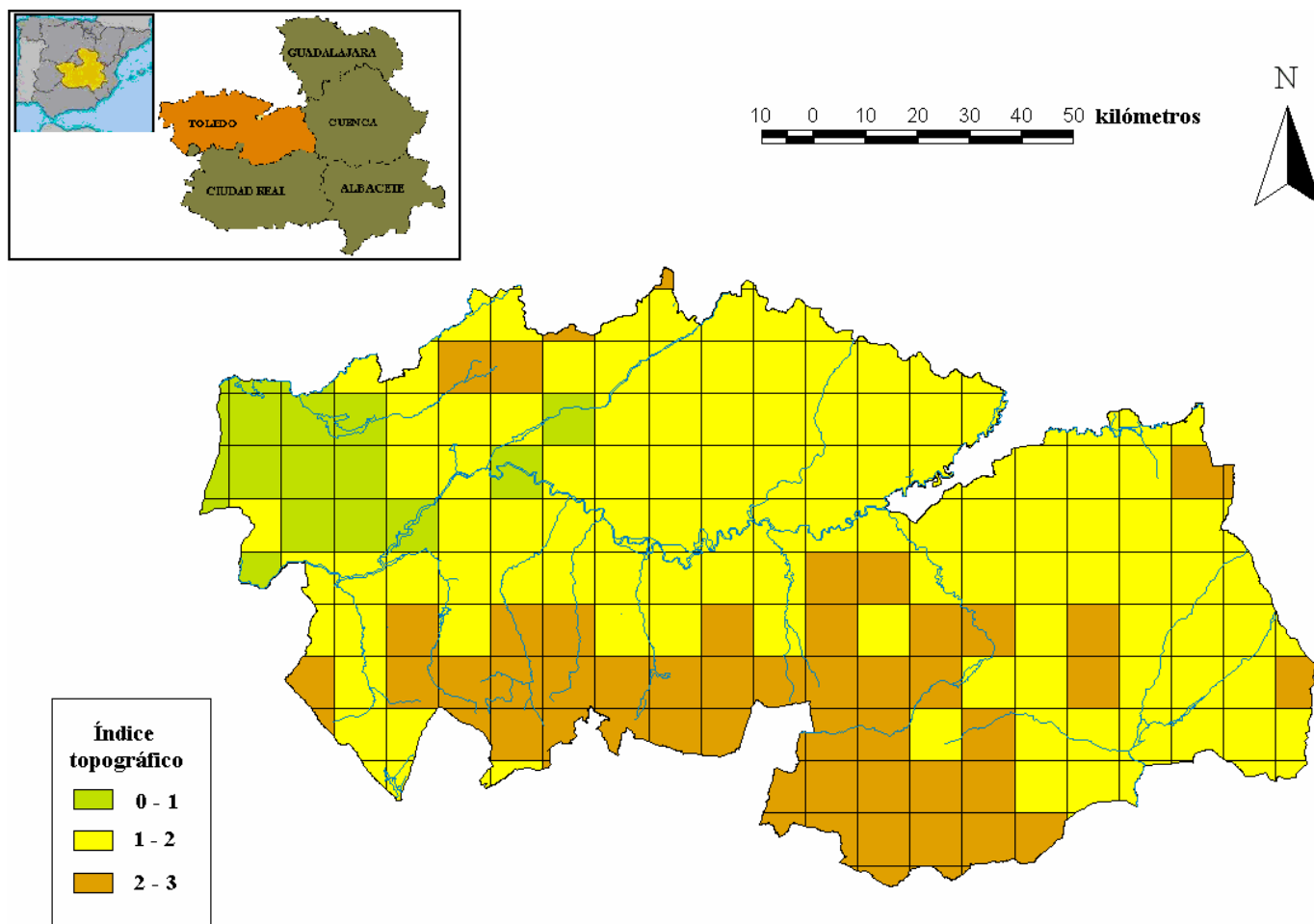


Figura 4.2. Índice topográfico de la provincia de Toledo creado a partir de los tres intervalos de altitud considerados (ver Figura 4.1).

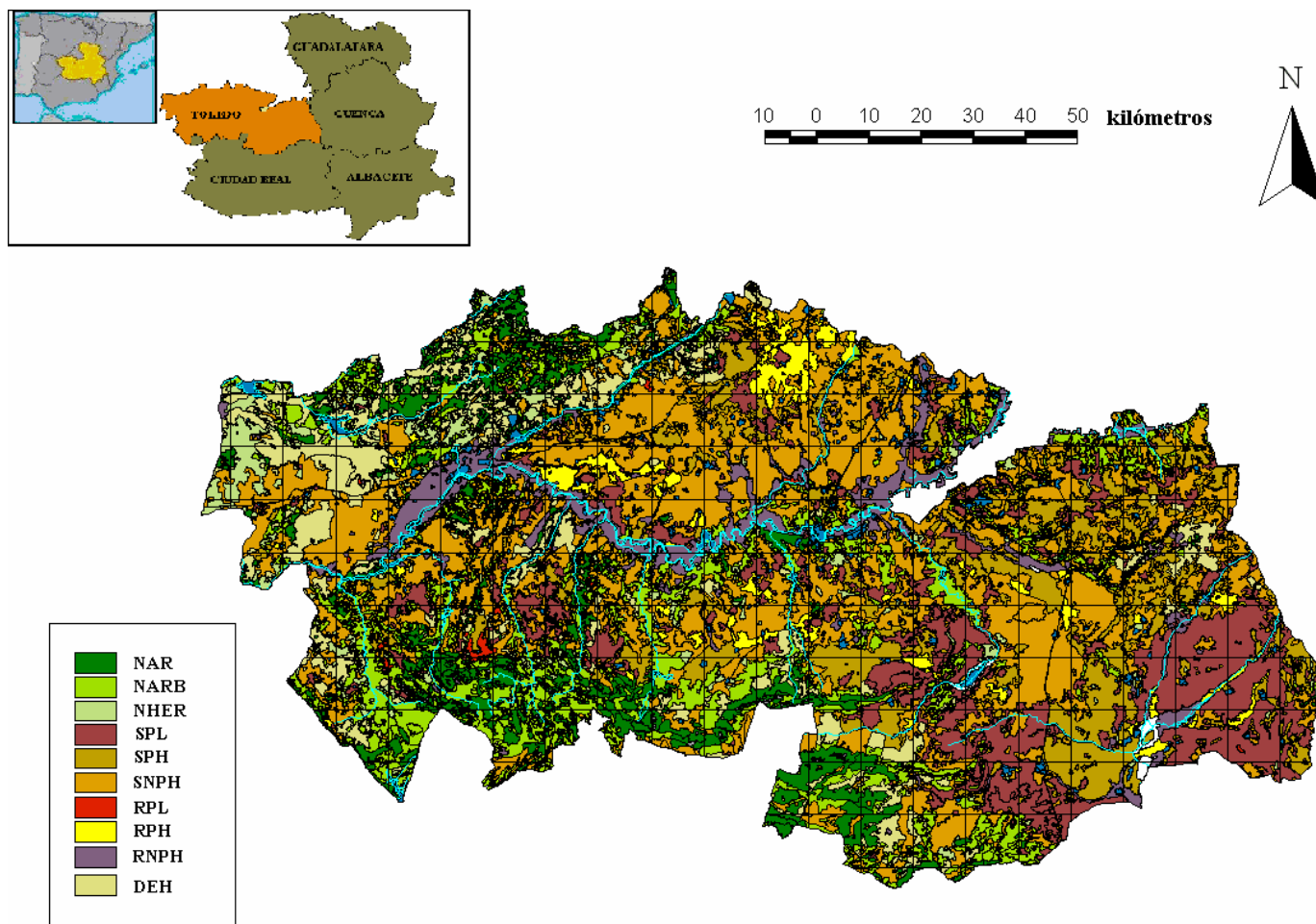


Figura 4.3. Mapa de usos del suelo realizado a escala de cuadrícula en la provincia de Toledo según las clases consideradas en el presente estudio (ver metodología para más detalles).

Tabla 4.4. Proporción media y rango que ocupan los usos del suelo en la provincia de Toledo a escala de cuadrícula, según la clasificación realizada en el presente estudio.

	Media	Mín	Máx
Vegetación natural arbórea (NAR)	9.96	0	100
Vegetación natural arbustiva (NARB)	16.28	0	91.46
Vegetación natural herbácea (NHE)	4.46	0	74.20
Cultivo secano permanente leñosas (SPL)	12.19	0	100
Cultivo secano permanente herbáceas (SPH)	9.78	0	75.49
Cultivo secano no permanente herbáceas (SNPH)	28.31	0	85.02
Cultivo regadío permanente leñosas (RPL)	0.19	0	13.00
Cultivos regadío permanente herbáceas (RPH)	2.54	0	69.44
Cultivo regadío no permanente herbáceas (RNPH)	4.90	0	42.35
Dehesa (DEH)	8.30	0	100
Suelo desnudo (SUE)	0.33	0	12.48

En el análisis de componentes principales realizado con las variables de los usos del suelo a escala de cuadrícula solamente se consideraron nueve variables, excluyendo los cultivos de regadío permanente de leñosas y el suelo desnudo (principalmente zonas quemadas y playas) por tener una representación muy baja en la totalidad de los usos (media <0.5%, rango $\approx$ 0-13%). Las nueve variables de usos del suelo se redujeron mediante el ACP a tres nuevas variables o factores (F1_{USO}, F2_{USO} y F3_{USO}), que explicaban respectivamente el 24, 15 y 14% de la varianza total (Tabla 4.5). Entre los tres factores conformaron el 53% de la variabilidad total de las variables de los usos del suelo a escala de cuadrícula en el área de estudio.

Tabla 4.5. Coeficientes de correlación (“factor loadings”) entre las variables de usos del suelo a escala de cuadrícula y los factores obtenidos en el ACP de la variación de los usos del suelo en el área de estudio. En negrita se marcan los valores significativos para $p < 0.05$, así como el porcentaje de varianza explicado por cada factor.

	F1 _{USO}	F2 _{USO}	F3 _{USO}
NAR	0.6780	-0.1526	0.3104
NARB	0.6232	-0.1213	0.5466
NHE	0.4467	0.1316	-0.5781
SPL	-0.4950	-0.6605	-0.1658
SPH	-0.5574	-0.4107	-0.0648
SNPH	-0.4696	0.6956	0.1425
RPH	-0.3283	0.2612	0.0452
RNPH	-0.2402	0.3520	0.0928
DEH	0.4577	0.1342	-0.6708
Varianza explicada (%)	24.43	15.04	13.80

El primer factor ($F1_{USO}$) está relacionado con la vegetación natural arbórea y arbustiva frente a los cultivos de secano permanentes de herbáceas, por tanto separa muy bien las localidades con cultivos anuales de cereal y las que poseen una vegetación natural (Tabla 4.5). El segundo factor ($F2_{USO}$) está relacionado con variables de cultivos de secano, separando las localidades en función de la superficie ocupada por el cultivo permanente de leñosas (olivar, vid, frutales) y los cultivos no permanentes de herbáceas. El tercer factor ($F3_{USO}$) está relacionado con las dehesas y la vegetación natural herbácea por un lado, y por otro con la vegetación natural arbustiva, distribuyéndose las localidades en este factor en función de la proporción media de estos usos.

El análisis de los usos del suelo realizado a escala de *buffer* en las cuencas fluviales muestra que el uso predominante en las riberas de los ríos es la vegetación natural, que incluye la vegetación arbórea, arbustiva y herbácea (Tabla 4.6, Figura 4.4). Este uso representa un porcentaje medio del 34.8% de los usos totales, oscilando entre 0 y 100% en las cuadrículas. En segundo lugar en orden de importancia estarían los cultivos de secano, que alcanzan un promedio total del 33.1% de la superficie, presentando valores medios similares los cultivos permanentes y no permanentes. Con una proporción algo inferior, cercana al 12% de los usos totales, se encontrarían los cultivos de regadío no permanentes y las dehesas. Finalmente, los usos menos frecuentes en las zonas de ribera son los cultivos de regadío permanentes y el suelo desnudo, con proporciones de 1.8 y 0.1%, respectivamente.

Tabla 4.6. Proporción media y rango que ocupan los usos del suelo a escala de *buffer* en las cuencas fluviales estudiadas de la provincia de Toledo, según la clasificación realizada en el presente estudio.

	Media	Mín	Máx
Vegetación natural arbórea, arbustiva y herbácea (BNA)	34.77	0	100
Cultivo secano permanente (BSP)	15.50	0	68.29
Cultivo secano no permanente (BSNP)	17.61	0	70.67
Cultivo regadío permanente (BRP)	1.79	0	13.83
Cultivo regadío no permanente (BRNP)	11.38	0	90.31
Dehesa (BDEH)	12.16	0	53.59
Suelo desnudo (BSUE)	0.11	0	2.64

En el análisis de componentes principales realizado con las variables de los usos del suelo a escala de *buffer* en los ríos solamente se consideraron seis variables, excluyendo el suelo desnudo por tener una representación muy baja en la totalidad de los usos (media 0.1%, rango 0-3%). En el ACP a escala de *buffer* las seis variables iniciales se redujeron a tres nuevas variables o factores ($F1_{USOB}$, $F2_{USOB}$ y $F3_{USOB}$), que explicaban respectivamente el 30, 25 y 20% de la varianza total (Tabla 4.7). Entre los

tres factores conformaron el 74% de la varianza total de las variables de los usos del suelo en las zonas de ribera de los cauces fluviales.

Tabla 4.7. Coeficientes de correlación (“factor loadings”) entre las variables de usos del suelo a escala de *buffer* y los factores obtenidos en el ACP de la variación de los usos del suelo en las zonas de ribera de los ríos de estudio. En negrita se marcan los valores significativos para $p < 0.05$, así como el porcentaje de varianza explicado por cada factor.

	F1_{USOB}	F2_{USOB}	F3_{USOB}
BNA	-0.3566	0.7710	0.4970
BSP	0.1403	0.0157	-0.7797
BSNP	0.8188	-0.2133	0.0411
BRP	0.7402	0.1761	-0.1017
BRNP	-0.1675	-0.8629	0.3939
BDEH	-0.4622	0.1514	-0.6179
Varianza explicada (%)	29.72	24.73	19.71

El primer factor (F1_{USOB}) está correlacionado con los cultivos de secano no permanentes y los de regadío permanente, que se sitúan en el mismo extremo del factor (Tabla 4.7). El segundo factor (F2_{USOB}) está relacionado con la vegetación natural por un lado, y por otro con los cultivos no permanentes de regadío, distribuyéndose las localidades en este factor en función de la proporción media de estos usos. Este factor define muy bien los dos extremos de usos del suelo que se pueden encontrar habitualmente en las riberas de los ríos, en un lado el bosque de galería bien conservado y en el otro cultivos anuales de regadío que suponen la detracción de parte del caudal de los ríos para su riego. Finalmente, el tercer factor (F3_{USOB}) está relacionado los cultivos permanentes de secano y las dehesas, juntándose estas dos variables en el mismo extremo del factor.

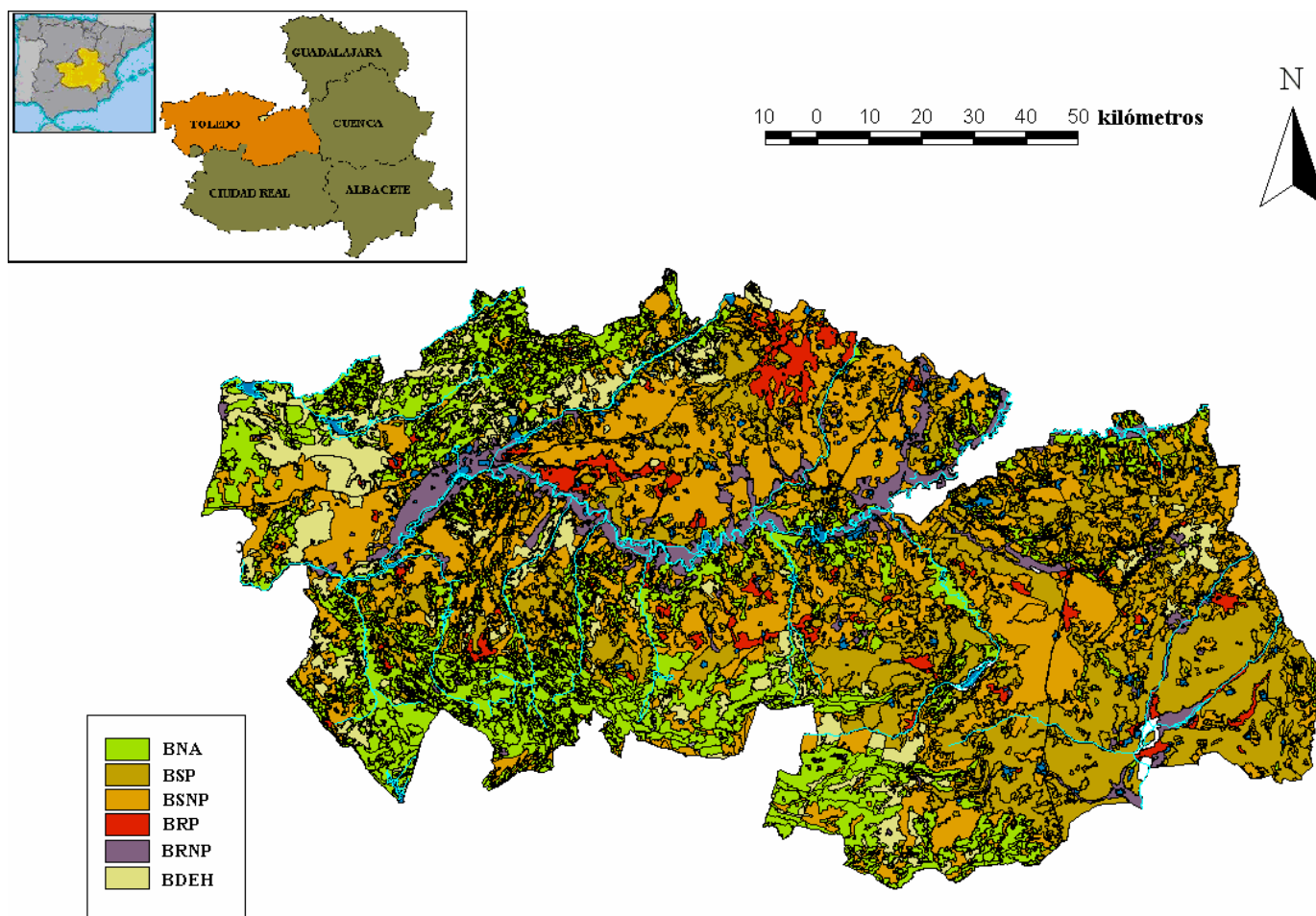


Figura 4.4. Mapa de usos del suelo a escala de *buffer* en las cuencas fluviales estudiadas de la provincia de Toledo.

Por otro lado, se realizó un ACP incluyendo las variables relacionadas con el grado de influencia antrópica en la zona de estudio, en concreto las de población humana e infraestructuras (superficie urbana, densidad de población, potencial humano, envejecimiento y densidad de carreteras). El resultado del ACP genera dos variables nuevas o factores ($F1_{HUM}$, $F2_{HUM}$) (Tabla 4.8), que en el primer caso ($F1_{HUM}$) reúne la densidad de población y el potencial humano por un lado, y por otro el envejecimiento. Por tanto, en uno de los dos extremos de este factor se encontrarían localidades con alta densidad y elevado potencial humano (poblaciones densas en crecimiento y con un alto nivel de instrucción), frente a localidades despobladas con un alto nivel de envejecimiento en el otro extremo. Solamente este factor explica un 37.5% de la varianza, que junto con el segundo factor 2 ($F2_{HUM}$) explican un 62.3% de la varianza total de las variables de influencia antrópica en la zona de estudio. El $F2_{HUM}$ está relacionado con la superficie urbana y la densidad de carreteras, por tanto define claramente un gradiente en las localidades según las infraestructuras presentes.

Tabla 4.8. Coeficientes de correlación (“factor loadings”) entre las variables de influencia antrópica o presión humana a escala de cuadrícula y los factores obtenidos en el ACP de la variación de las infraestructuras y la población humana en la zona de estudio. En negrita se marcan los valores significativos para $p < 0.05$, así como el porcentaje de varianza explicado por cada factor.

	$F1_{HUM}$	$F2_{HUM}$
Superficie urbana	-0.1015	-0.5245
Carreteras	-0.3441	-0.7198
Densidad población	-0.6263	-0.4452
Potencial humano	-0.8197	0.3620
Envejecimiento	0.8271	-0.3422
Varianza explicada (%)	37.54	24.79

4.4. Realización de cuestionarios

En total, se han realizado 314 encuestas a pescadores deportivos, durante 70 jornadas de muestreo. Las encuestas se han llevado a cabo en los principales ríos y embalses de la provincia de Toledo (Figura 4.5). El número de encuestas realizadas en cada punto de muestreo dependió de la actividad de la pesca en la zona de estudio. El río Tajo se ha muestreado en varios puntos desde Aranjuez hasta su salida de la provincia de Toledo, incluido el embalse de Valdecañas. En este río se han realizado 85 encuestas a pescadores en Aranjuez, Toledo, embalse de Castrejón, embalse de Azután, Puente del Arzobispo y embalse de Valdecañas. El seguimiento en el río Tiétar se realizó principalmente en el embalse de Rosarito, ya que aguas arriba y abajo del embalse apenas se detectaron pescadores. En total se realizaron 36 encuestas en este río. En esta zona también se estudió un afluente del río Tiétar, el río Guadyerbas, principalmente en el embalse de Navalcán (29 encuestas).

En el río Alberche los muestreos se concentraron en el embalse de Cazalegas (27 encuestas) y en el embalse de Picadas en la provincia de Madrid (18 encuestas), ya que la falta de agua en muchas zonas del río imposibilitaba la pesca deportiva y no fue posible realizar cuestionarios. Otros puntos de muestreo importantes han sido los embalses de Finisterre (21 encuestas) y Castro (17 encuestas) sobre el río Algodor, el embalse de Guajaraz (18 cuestionarios) sobre el Arroyo Guajaraz, el embalse de El Torcón (18 cuestionarios) sobre el río Torcón, el embalse de Jébalo (19 encuestas) sobre el río Jébalo y el embalse de Pusa (dos cuestionarios) en el río Pusa.

En la cuenca del Guadiana se realizaron 19 cuestionarios en el embalse de Cíjara y en el río Gigüela a su paso por Villanueva de Alcardete (cinco encuestas). En el resto de los cursos fluviales de la provincia de Toledo no se detectaron pescadores durante las jornadas dedicadas a la realización de cuestionarios de pesca. Por otro lado, los cuestionarios que se remitieron a las sociedades de pescadores no tuvieron éxito, puesto que tan sólo respondió un club de pesca de Madrideos. Lo mismo ocurrió con los cuestionarios enviados a las federaciones regional y local de caza, puesto que no se recibió ningún cuestionario ni contestación alguna a las diversas solicitudes de información realizadas.

En cuanto a los agentes medioambientales, se han recibido 43 cuestionarios (Figura 4.6), que proporcionaron datos muy abundantes y valiosos de la distribución de todas las especies de vertebrados exóticos y Cangrejo rojo de toda la provincia de Toledo, salvo la zona oriental. A finales de 2008 se intentó recabar más información para completar esta zona, pero no se obtuvo un aumento significativo de la calidad de la base de datos elaborada con anterioridad.

Finalmente, los tres grupos ecologistas consultados proporcionaron toda la información que tenían sobre la distribución de las especies exóticas de vertebrados en Toledo. Algunos de los datos aportados fueron confirmados mediante conversaciones telefónicas o por correo electrónico con las personas implicadas.

Las encuestas realizadas han sido muy útiles para ampliar la base de datos elaborada con anterioridad a partir de toda la información disponible sobre la distribución de las especies. Aunque a continuación se realiza un análisis pormenorizado de la distribución de cada especie, como ejemplo cabe decir que en la última edición del Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales (Doadrio 2002) no estaba presente el Alburno *Alburnus alburnus* en la provincia de Toledo. En Vinyoles *et al.* (2007) ya se muestra la presencia de esta especie en el Tajo a su paso por la ciudad de Toledo. Con la realización de este proyecto, se ha constatado su expansión y además se han citado por primera vez en la provincia el Siluro *Silurus glanis*, en el embalse de Rosarito y la Lucioperca *Sander lucioperca* en el río Tajo a la altura de la ciudad de Toledo y en los embalses de Castrejón, Valdecañas y Cíjara, este último de la cuenca del Guadiana.

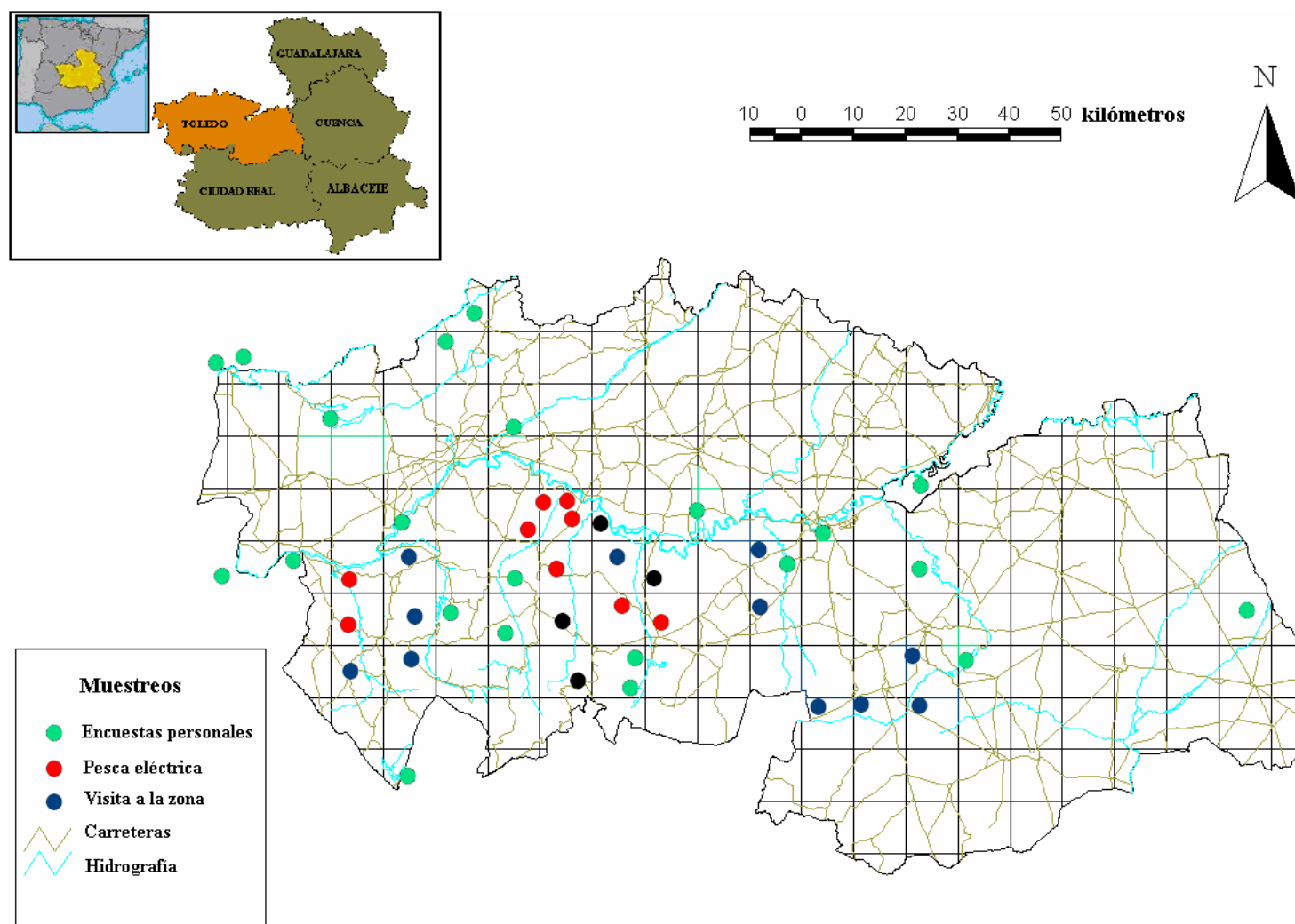


Figura 4.5. Localidades de realización de cuestionarios de pesca, muestreos cualitativos de las comunidades de peces y visitas para comprobar el estado de los ríos en la provincia de Toledo. En las localidades que figuras como “visitas” no se pudo realizar el muestreo cualitativo por falta de caudal.

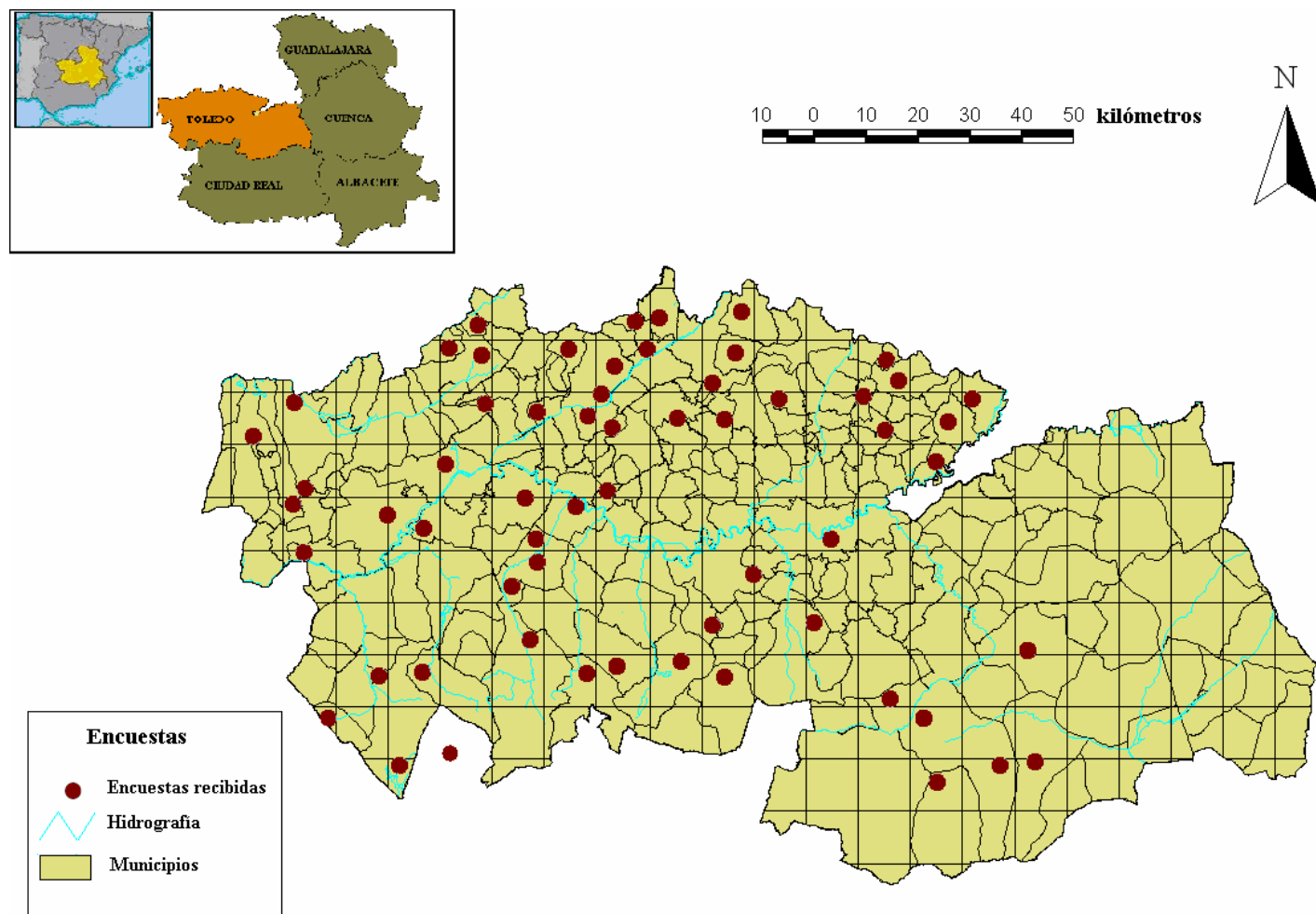


Figura 4.6. Localidades donde se ha obtenido información sobre la distribución de los vertebrados exóticos y Cangejo rojo a partir de los cuestionarios realizados por los agentes medioambientales de la provincia de Toledo.

4.5. Distribución de los vertebrados exóticos en Toledo

Las consultas a los profesionales que trabajan con especies exóticas también han servido para verificar la expansión de especies como el Siluro *Silurus glanis*, el Bengali rojo *Amandava amandava*, el Visón americano *Neovison vison* y el Galápagos americano *Trachemys scripta elegans*. El Grupo de Aves Exóticas de la SEO proporcionó citas puntuales y recientes de aves exóticas en Toledo, como el Pato mandarín *Aix galericulata*, el Tarro canelo *Tadorna ferruginea*, el Flamenco chileno *Phoenicopterus chilensis*, el Flamenco enano *Phoenicopterus minor* y el Pigargo vocinglero *Haliaeetus vocifer*, siendo ésta la primera cita de la especie en España.

En los mapas de distribución de las especies realizados se ha distinguido entre cuadrículas UTM que hacen referencia a las citas basadas en la información previa a la realización del presente proyecto, cuadrículas que corresponden a las citas nuevas obtenidas durante el presente proyecto y, finalmente, cuadrículas que hacen referencia a aquellas zonas donde cabría esperar su presencia, pero que no se ha podido constatar por falta de información. En estos casos, la presencia de la especie en cuadrículas contiguas hace más probable su presencia en la cuadrícula referenciada, al tratarse de especies que tienen una gran capacidad de expansión y adaptación.

4.5.1 Situación general y origen de las introducciones

En la provincia de Toledo se encuentran actualmente presentes 23 especies de vertebrados exóticos, además de una especie de cangrejo exótico de elevada importancia en pesca deportiva. En la Tabla 4.9 y la Figura 4.7 se indica el nombre común y el científico, el origen de cada especie, la fecha más aproximada de su introducción en España y la principal causa de su introducción en el medio natural.

No se tienen referencias temporales sobre la fecha exacta de introducción de los vertebrados exóticos en la provincia de Toledo, por tanto los datos proporcionados son los más aproximados que existen. Desde las primeras introducciones antes de 1900 hasta la actualidad el número de especies introducidas ha aumentado de manera significativa. Hasta 1910, cabe destacar la introducción de la Carpa y el Pez rojo con fines ornamentales, ya que se utilizaban como elemento decorativo en los estanques. Actualmente son especies que despiertan un elevado interés en pesca deportiva. Posteriormente, se introducen especies como el Faisán vulgar y el Gamo, aunque no se conoce con precisión la fecha precisa de entrada. No obstante, se sabe que el Gamo ya se encontraba en el siglo XIX en varias zonas de España, entre las que se encuentran los Montes de Toledo. Estas especies se introdujeron con fines cinegéticos, destinados a satisfacer la demanda de las clases sociales con mayor poder adquisitivo.

Tabla 4.9. Especies de vertebrados y cangrejo exótico presentes en la actualidad en la provincia de Toledo. Se indica la fecha aproximada de introducción en España, así como el origen y la finalidad de la introducción.

Nombre común	Nombre científico	Origen	Fecha	Causa/Fin
Cangrejos				
Cangrejo rojo	<i>Procambarus clarkii</i>	Norteamérica	1973	Cultivo
Peces				
Trucha arco-iris	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Norteamérica	Finales s. XIX	Cultivo
Lucio	<i>Esox lucius</i>	Eurasia, Norteamérica	1949	Pesca
Alburno	<i>Alburnus alburnus</i>	Europa	Principios 90	Pesca
Pez rojo	<i>Carassius auratus</i>	Eurasia	s. XVII	Ornamental
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	Asia	s. XVII	Ornamental
Gobio	<i>Gobio lozanoi</i>	Eurasia	Finales 90	Pesca
Pez gato negro	<i>Ameiurus melas</i>	Norteamérica	1913-1919	Pesca
Siluro	<i>Silurus glanis</i>	Eurasia	1974	Pesca
Gambusia	<i>Gambusia holbrooki</i>	Norteamérica	1921	Otros
Pez sol	<i>Lepomis gibbosus</i>	Norteamérica	1913-1919	Ornamental
Perca americana	<i>Micropterus salmoides</i>	Norteamérica	1954	Pesca
Lucioperca	<i>Sander lucioperca</i>	Europa	Finales 70	Pesca
Reptiles				
Galápago americano	<i>Trachemys scripta elegans</i>	Norteamérica	1983	Ornamental
Aves				
Pato mandarín	<i>Aix gareliculata</i>	Asia	s. XX	Ornamental
Faisán vulgar	<i>Phasianus colchicus</i>	Asia	¿?	Caza
Bengalí rojo	<i>Amandava amandava</i>	Asia	1973	Ornamental
Pico de coral	<i>Estrilda astrild</i>	África	1986	Ornamental
Cotorra argentina	<i>Myiopsitta monachus</i>	Sudamérica	1975	Ornamental
Cotorra de Kramer	<i>Psittacula krameri</i>	África y Asia	1970	Ornamental
Mamíferos				
Rata parda	<i>Rattus norvegicus</i>	Asia	Principios s. XIX	Otros
Visón americano	<i>Neovison vison</i>	Norteamérica	Finales 50	Cultivo
Gamo	<i>Dama dama</i>	Eurasia	s. XIX	Caza
Muflón	<i>Ovis aries</i>	Europa	1953	Caza

La única especie introducida de forma no intencional ha sido la Rata parda, que llegó a España a principios del siglo XIX mediante el transporte marítimo de mercancías. Esta especie ha experimentado una gran expansión y actualmente se encuentra presente en casi todo el territorio de la provincia de Toledo. A finales del siglo XIX, la consolidación de la economía española permitió una reducción en los costes de transportes marítimos y terrestres, favoreciendo que fuera más beneficioso abastecer las ciudades españolas con importaciones y permitiendo la introducción de especies procedentes de zonas lejanas. Como ejemplo está la Trucha arco-iris, que se

introdujo oficialmente con fines comerciales por ser una especie muy codiciada gastronómicamente. Actualmente también se introduce por su interés en pesca deportiva.

Desde 1920 hasta 1970, se producen una serie de cambios socioeconómicos que favorecen la introducción de nuevas especies y la expansión de las ya existentes. La mejora de los medios de transporte y de las vías de comunicación favorece el desplazamiento de las especies a largas distancias. Como resultado se produce una circulación masiva de especies durante la segunda década del siglo, introduciéndose peces exóticos como el Pez gato negro, con fines orientados a su pesca deportiva, el Pez sol, con fines inicialmente ornamentales y la Gambusia, empleada para el control biológico de vectores de enfermedades como la malaria. En esta época el Gobio también comienza a expandirse por diferentes cuencas hidrográficas. Tras la introducción de la Gambusia en 1921, el número de especies exóticas permanece estable más de 25 años hasta la llegada del Lucio en 1949. Durante los años 50 también se introduce la Perca americana. Estas especies se introducen por parte de la administración para fomentar su pesca, favoreciendo la expansión de los peces introducidos anteriormente que les sirven de alimento y pueden utilizarse además como cebo vivo para su pesca. También en este periodo se introduce el Muflón con fines cinegéticos. El aumento del nivel de vida de ciertos sectores de la población favorece la frivolidad de actividades que anteriormente suponían una necesidad básica, como el vestido. Por ello, a finales de esta década, se inicia una nueva actividad económica que supone la introducción del Visón americano con fines comerciales por el interés que despierta su pelaje. Esto hizo que proliferaran en España las granjas donde se cultivaban. En Toledo no se tiene constancia de la existencia de este tipo de instalaciones, pero la especie se ha expandido por la provincia debido a escapes sucesivos y liberaciones puntuales de individuos cautivos procedentes de provincias limítrofes.

Por último, entre los años 60 y 70 del siglo XX se produjo un crecimiento significativo de la economía española impulsado por el Plan de Estabilización (1959), que propicia el desarrollo de la industria y con ello el éxodo masivo de las zonas rurales a las ciudades. En la década de los años 70 la economía del país comienza a estabilizarse y se incrementa el poder adquisitivo medio. En este momento comienza la demanda de mascotas en los hogares españoles y con ello aumenta la probabilidad de su naturalización. Durante estos años se citan las primeras tres especies de aves introducidas como ornamentales, el Bengalí rojo, la Cotorra argentina y la Cotorra de Kramer. También en esta época una especie de cangrejo colonizó con éxito nuestros ríos, el Cangrejo rojo. La introducción del Cangrejo rojo desde Estados Unidos tuvo lugar en 1973 en Badajoz y las marismas del Guadalquivir con fines comerciales. La especie se dispersó muy rápidamente, y en pocos años apareció en zonas tan distantes como la Albufera de Valencia, el Delta del Ebro y la provincia de Zamora, extendiéndose posteriormente al resto de la península, donde cuenta además con

poblaciones densas. Actualmente su pesca se practica en casi todas las comunidades autónomas. A partir de 1980 se registra el Galápago americano, ampliamente utilizado como mascota, y tres años después se cita por primera vez el Pico de coral, otra especie de ave criada en cautividad como ornamental. De las especies que se crían como mascotas, algunos individuos consiguen escapar de su cautiverio, pero la mayoría de los ejemplares que se encuentran en el medio natural han sido liberados por sus dueños cuando dejan de ser agradables como mascotas o cuando su número o tamaño son excesivos. Las últimas especies introducidas con fines de pesca deportiva han sido la Lucioperca y el Siluro. Estos aparecen en España durante la década de los años 70, pero a Toledo han llegado recientemente, aunque no se sabe con exactitud la fecha. La última especie de pez exótico que ha llegado a la provincia de Toledo es el Alburno, introducido en España a principios de los años 90 como alimento para los depredadores exóticos ya establecidos.

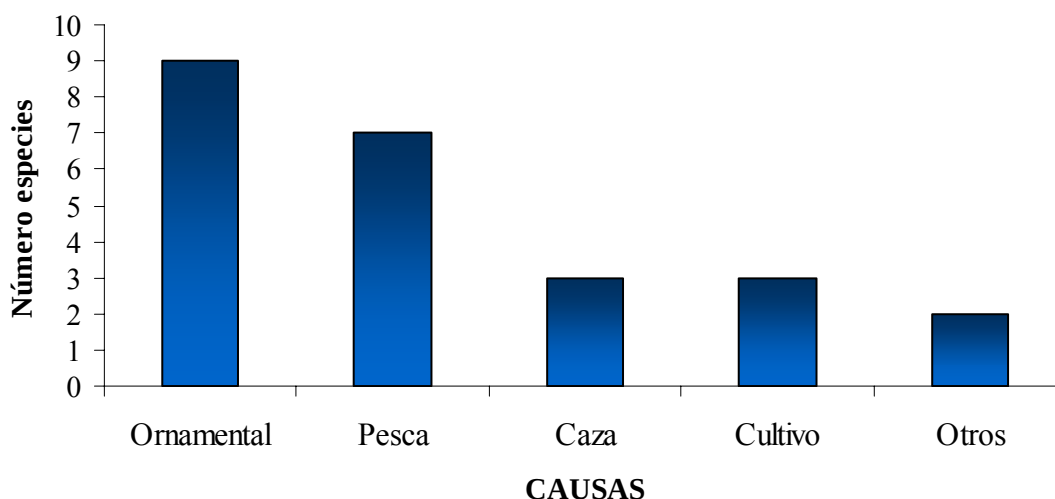


Figura 4.7. Distribución del número de especies de vertebrados y cangrejo exóticos en la provincia de Toledo según las principales causas de introducción (ver Tabla 4.9).

4.5.2. Análisis de la distribución de las especies

Para llevar a cabo el Objetivo 3 del proyecto, se ha realizado un análisis pormenorizado de los patrones de distribución de las especies alóctonas detectadas, identificando las principales variables responsables de su expansión. Este análisis ha servido de base para la elaboración de la propuesta de medidas de gestión.

4.5.2.1. Peces

El grupo con más especies introducidas en la provincia de Toledo es el de los peces continentales, con 12 especies establecidas. La causa fundamental de introducción

ha sido la pesca deportiva. Cabe destacar que aproximadamente la mitad de las especies de peces introducidos en España se encuentran establecidos en Toledo (Elvira & Almodóvar 2001, Doadrio 2002). Asimismo, es el grupo que más especies exóticas presenta en las demás provincias castellano-manchegas (Guerra 2008). La proporción de peces exóticos alcanza en Toledo una dimensión muy por encima de la obtenida en el resto de vertebrados, lo que indica que la ictiofauna autóctona se encuentra muy alterada. Además, la reciente llegada del Siluro, el Alburno y la Lucioperca pone de manifiesto que dichos valores pueden aumentar continuamente. La cuenca hidrográfica más perjudicada es la del Tajo, hasta tal punto que en tramos medios del río las especies exóticas llegan a ser dominantes. Las especies que se encuentran más expandidas en Toledo son la Carpa, el Pez sol, el Pez rojo y la Gambusia. Por otro lado, las especies menos distribuidas son la Trucha arco-iris y el Siluro.

A continuación se incluye un análisis detallado de la distribución de las especies de peces exóticos de la provincia de Toledo. En el Anexo I se proporciona información detallada de cada una de las especies.

Alburno *Alburnus alburnus*

El Alburno es un ciprínido de origen europeo. Su introducción se debe a que se utiliza como “pez pasto”, es decir se libera en los ríos para que exista alimento disponible para los peces depredadores exóticos muy apreciados en pesca deportiva. También se emplea ocasionalmente como cebo vivo para la pesca de estas especies. Se introdujo a principios de la década de los 90 del siglo XX. Habita zonas poco profundas de ríos y embalses.

No existen demasiados estudios que demuestren los posibles impactos que pueda provocar la presencia de esta especie invasora entre nuestra ictiofauna. Algunos trabajos apuntan a posibles competencias a nivel trófico con las especies autóctonas, ya que pueden alterar la composición y abundancia de las comunidades de zooplancton. Su incidencia sobre el zooplancton también puede provocar un aumento de la turbidez del agua mediada por un incremento de la producción de algas y de la concentración de nutrientes. Su alta capacidad reproductiva le permite alcanzar densidades poblacionales elevadas, lo que supone un aumento del nivel de competencia con las especies autóctonas. Por otro lado, se sabe que este ciprínido hibrida fácilmente con otras especies de su familia, por lo que podría suponer un grave problema para algunas especies endémicas emparentadas con él que se encuentran seriamente amenazadas. Está declarada como especie de carácter invasor en todo el ámbito territorial de Castilla-La Mancha desde 2002 (Anexos I y V).

En la actualidad está presente en el 38% de las cuadrículas UTM de la provincia de Toledo que contienen cursos de agua, incluyendo esta distribución doce cuadrículas

donde su presencia es muy probable (Figura 4.8). Se puede considerar que esta especie se distribuye por todo el recorrido de los ríos Tajo y Alberche a su paso por la provincia de Toledo. Está también presente en los tramos bajos de los ríos Algodor, Guadarrama, Guajaraz, Cedená y Jébal. En la cuenca del Guadiana únicamente se ha detectado su presencia en el embalse de Cíjara. Desde la primera cita de su presencia en la provincia en 2005, la especie ha experimentado una elevada expansión, a pesar de estar declarada especie de carácter invasor desde 2002. Además, según los resultados de las encuestas realizadas a pescadores y agentes medioambientales la abundancia media de esta especie en toda la provincia estaría entre frecuente (algunos ejemplares capturados en casi todas las jornadas) y abundante (muchos ejemplares capturados en todas o casi todas las jornadas). Por tanto, en la actualidad la especie está aumentando su distribución en Toledo y sus poblaciones están creciendo.

Para el patrón de distribución (presencia/ausencia) del Alburno se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.10), con un porcentaje de clasificación del 84.4%. El patrón de distribución fue explicado por la altitud, la temperatura media, la precipitación media y la distancia a la vía de introducción más cercana. Así, la probabilidad de la presencia del Alburno en un punto determinado aumenta en altitudes bajas, con precipitaciones bajas y temperatura altas, condiciones que se suelen dar en la zona del Tajo y los tramos bajos de sus afluentes. También aumenta la probabilidad de su presencia según disminuye la distancia a la vía de introducción probable más cercana, hecho que indica que los embalses suponen una vía de introducción y dispersión de esta especie.

Tabla 4.10. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Alburno según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Precipitación media	-0.011	0.003	<0.001
Temperatura media	1.386	0.583	<0.05
Altitud	-0.032	0.010	<0.001
Distancia a vía introducción	-0.053	0.027	<0.05
<i>Constante</i>	-8.439	7.752	>0.05
$\chi^2 = 52.7$, $gl = 4$, $p < 0.001$			

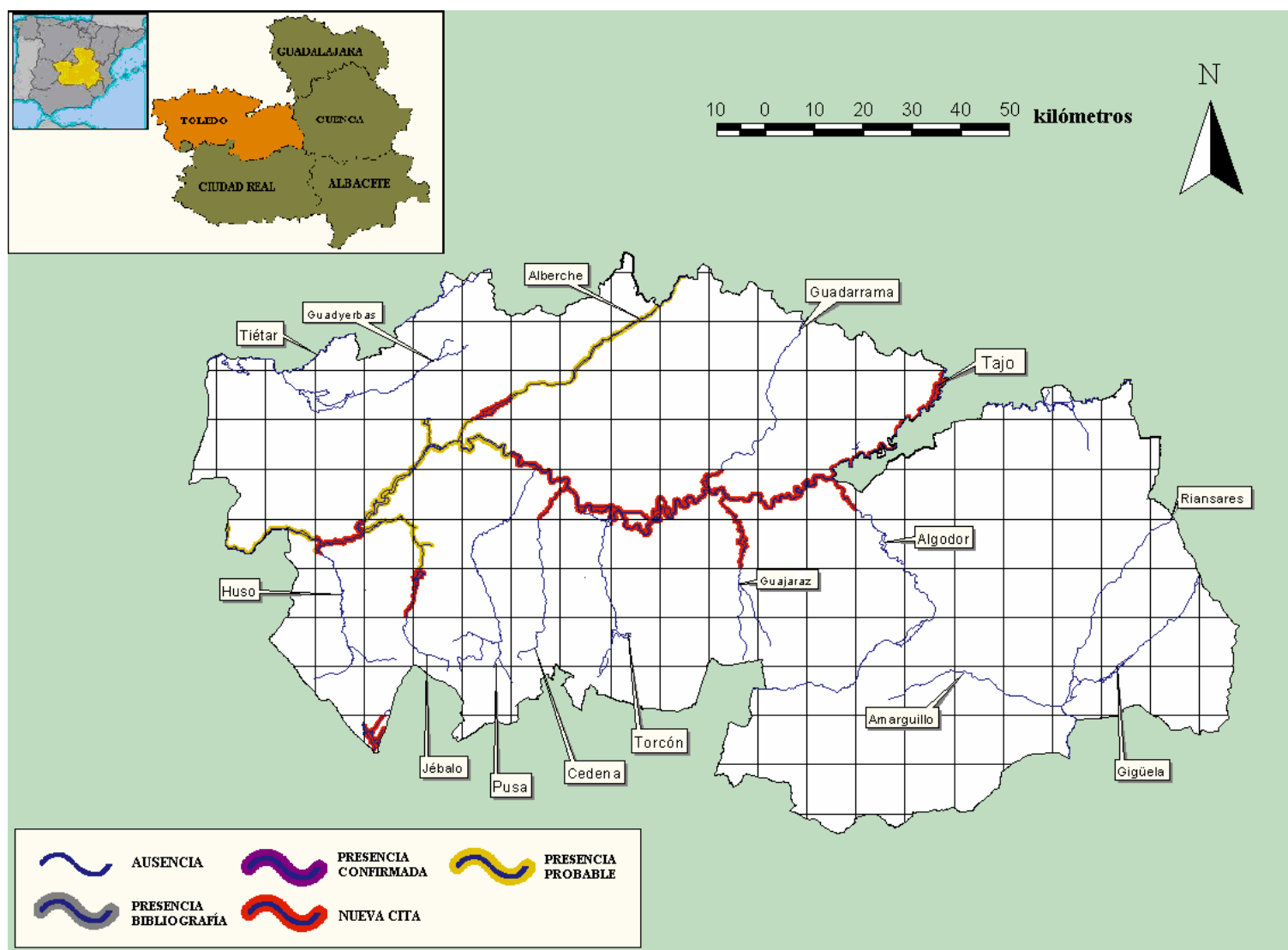


Figura 4.8. Distribución del Alburno *Alburnus alburnus* en la provincia de Toledo.

Pez gato negro *Ameiurus melas*

El Pez gato negro es un ictalúrido de origen norteamericano. Se introdujo como especie objeto de pesca, aunque actualmente no despierta gran interés entre los pescadores. Muestra predilección por aguas estancadas, poco profundas y de fondo blando. Además, se utiliza como cebo vivo para la pesca de los peces ictiófagos introducidos. Su introducción en aguas españolas ocurre entre 1913 y 1919. Tolera bien condiciones ambientales extremas, como una fuerte contaminación o elevada temperatura del agua. Es una especie piscívora que afecta negativamente a los peces autóctonos y en sistemas cerrados como lagunas puede afectar a los anfibios debido a su elevada voracidad. En Castilla-La Mancha está presente en las provincias de Toledo y Guadalajara.

En Toledo se encuentra en un 61% de las cuadrículas ocupadas por ríos, habiéndose obtenido 35 nuevas citas de esta especie en la provincia con la elaboración del presente proyecto (Figura 4.9). Se encuentra presente en prácticamente todo el curso de los ríos Algodor, Guajaráz, Torcón, así como Alberche, Tiétar y Tajo a su paso por Toledo. Además, aparece en algunas zonas de los ríos Guadyrbas, Cedená, Pusa y Jébal. Cabe destacar que se ha detectado por primera vez en los ríos Alberche, Torcón y Algodor en todo su recorrido. Esta especie es una de las que han tenido una mayor expansión desde su introducción en la provincia de Toledo, habiendo colonizado ríos enteros. Por otra parte, según los pescadores y agentes medioambientales su abundancia media se considera entre frecuente y abundante, por lo que en la actualidad podría distribuirse rápidamente por los ríos donde no se encuentra y sus poblaciones probablemente aumentarían en poco tiempo.

Para el patrón de distribución (presencia/ausencia) del Pez gato negro se obtuvo un modelo de regresión logística muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.11), con un porcentaje de clasificación de 83.1%. El patrón de distribución fue explicado por la altitud y la distancia a la vía de introducción más próxima, en este caso los embalses y canales de la provincia donde se suele practicar la pesca deportiva. Así, la probabilidad de la presencia de Pez gato negro aumenta en altitudes bajas, que corresponde con la topografía de los ríos donde se encuentra, y cerca de las vías de introducción más probables. Esto subraya la importancia de las zonas de pesca recreativa como puntos de riesgo para la introducción intencional de especies invasoras.

Tabla 4.11 Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Pez gato negro según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Altitud	-0.033	0.008	<0.001
Distancia a vía introducción	-0.041	0.018	<0.05
Constante	7.325	1.633	<0.001
$\chi^2 = 34.448$, gl= 2, p<0.001			

Pez rojo *Carassius auratus*

El Pez rojo es un ciprínido de origen asiático considerado nativo en ciertos países de Europa. Inicialmente se introduce como especie ornamental, aunque en ocasiones ha servido como fuente de alimento. Esta especie también ha sido expandida debido al interés que despierta su pesca deportiva. Aparece en nuestras aguas durante el siglo XVII. Tiene preferencia por aguas someras, de corriente lenta y de fondo blando. Se caracteriza por tolerar la escasez de oxígeno, la contaminación de las aguas y bajas temperaturas invernales. Las poblaciones en nuestro país no llegan a ser muy grandes pero sus impactos pueden ser parecidos a los de la Carpa. Cuando esta especie se alimenta, remueve el sustrato, lo que incrementa la turbidez, favorece la resuspensión de nutrientes y con ello el desarrollo de algas y la disminución de macrófitos. También puede afectar directamente a poblaciones de peces o anfibios autóctonos, ya que es un potencial consumidor de huevos, alevines e incluso ejemplares adultos de algunas especies. Por último, se sabe que la especie es un vector de serias enfermedades que pueden afectar a especies de peces autóctonos. De hecho, está implicada en la introducción de varios patógenos en Sudáfrica y Australia. Existen poblaciones en todas las provincias de Castilla-La Mancha excepto en Albacete.

El Pez rojo está presente en el 75% de las cuadrículas con cursos de agua de la provincia de Toledo (Figura 4.10), formando parte de este porcentaje todos los ríos de la cuenca del Tajo a excepción de las zonas altas y medias de los ríos Huso, Jébal, Pusa y Cedena. En la cuenca del Guadiana solamente se encuentra en el embalse de Cíjara y en una zona del río Gigüela. En el presente proyecto la especie se ha detectado en varios cursos fluviales donde estaba ausente hace poco tiempo, ocupando además todo el recorrido de los ríos. Por tanto, su avance por los ríos de la provincia parece bastante rápido. Su abundancia media es frecuente, por tanto se pueden pescar algunos ejemplares en casi todas las jornadas. En conclusión, es una especie que se encuentra en expansión y con poblaciones crecientes.

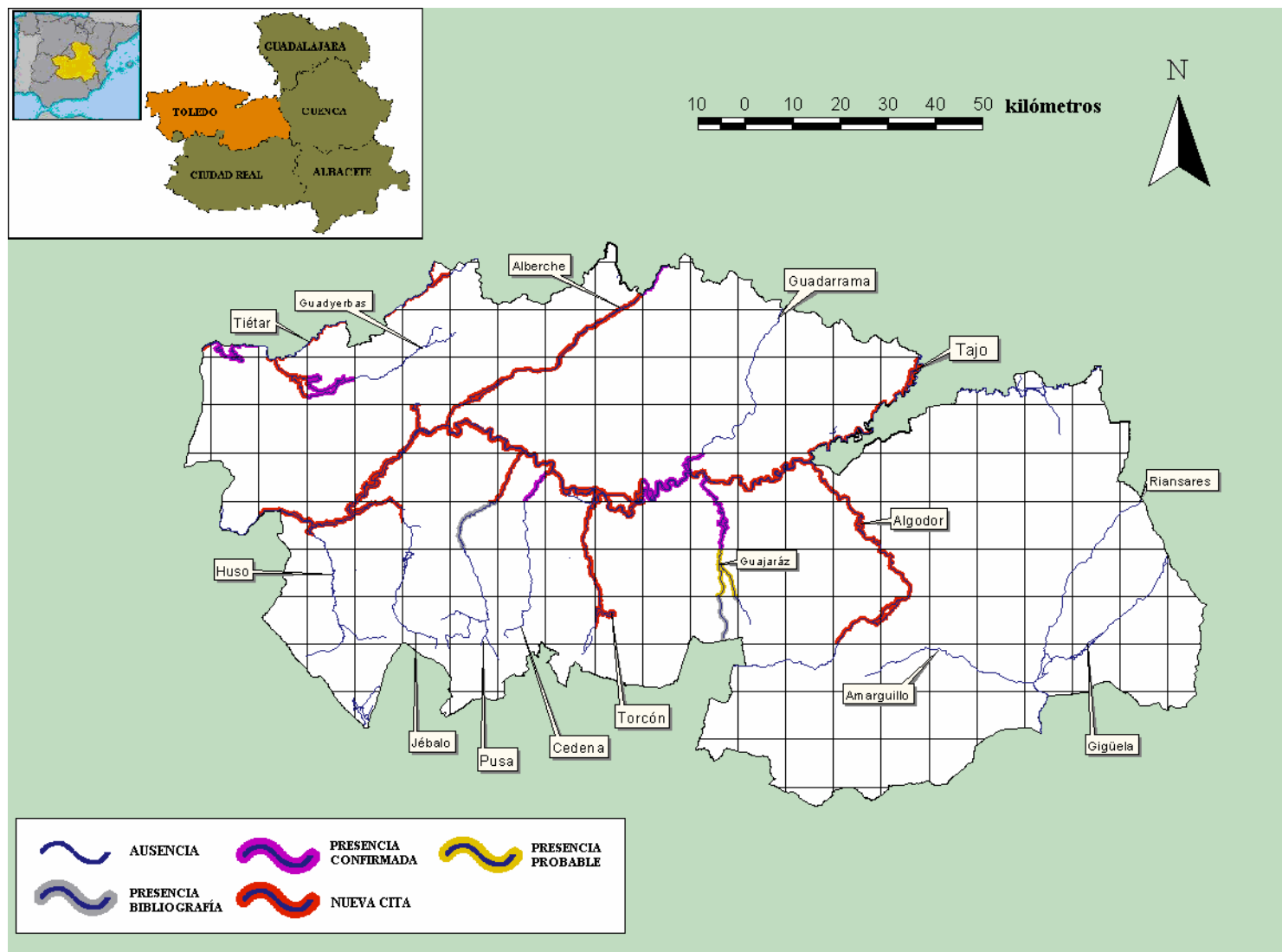


Figura 4.9. Distribución del Pez gato negro *Ameiurus melas* en la provincia de Toledo.

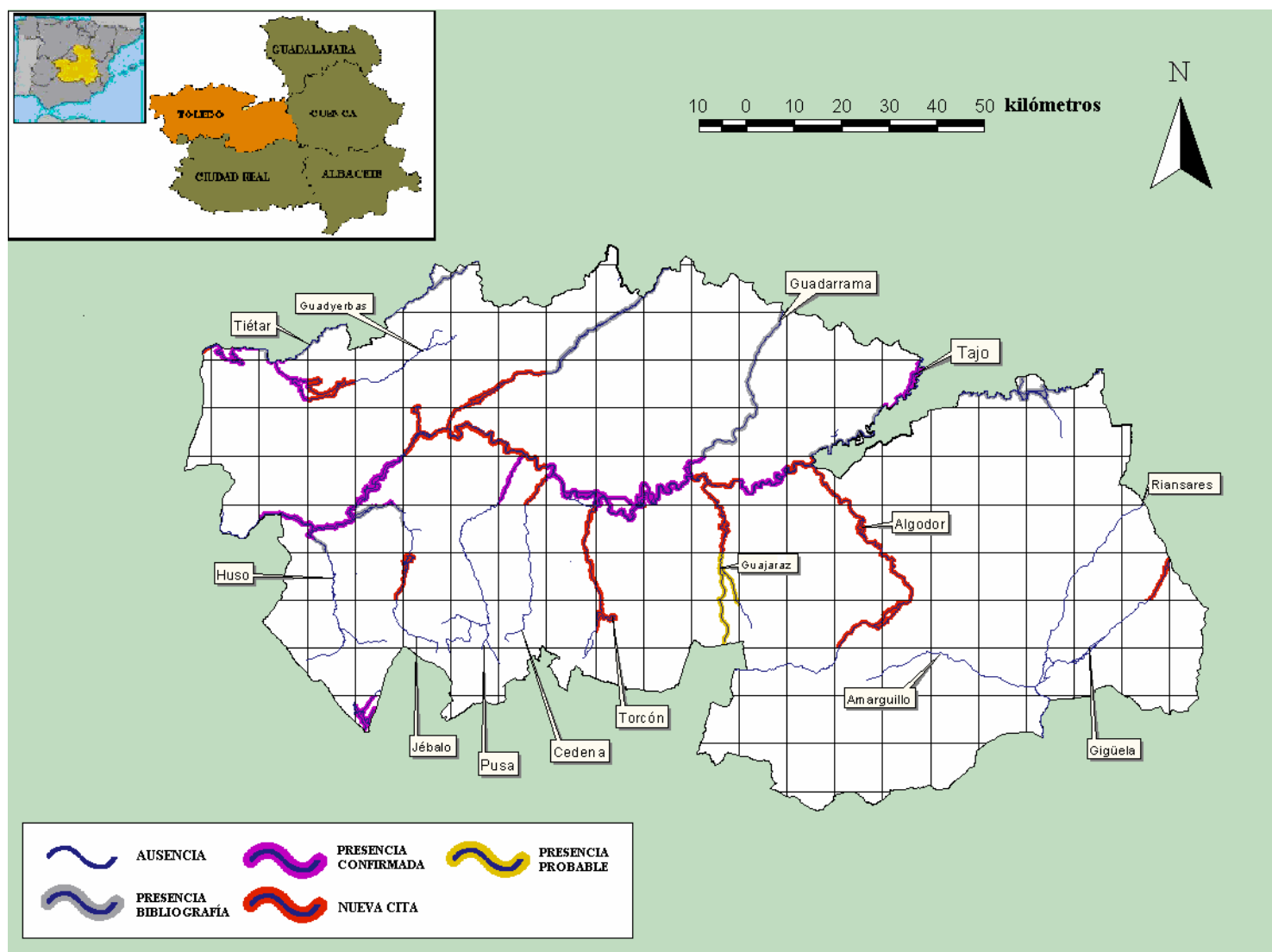


Figura 4.10. Distribución del Pez rojo *Carassius auratus* en la provincia de Toledo.

Para el patrón de distribución (presencia/ausencia) del Pez rojo se obtuvo un modelo de regresión logística también muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.12), con un porcentaje de clasificación muy alto del 90.9%. Este patrón fue explicado por la altitud y la variable de calidad del agua $F4_{CAL}$. Esto quiere decir, como anteriormente ha ocurrido con otras especies, que la probabilidad de la presencia del Pez rojo en un punto determinado aumenta en altitudes bajas. Por otro lado, la presencia del Pez rojo es más probable en zonas con valores altos de oxígeno disuelto y concentraciones bajas de amonio. Esto último parece indicar que aunque la especie es bastante tolerante en cuanto a las condiciones de calidad del agua, existen zonas en la provincia que no son aptas para la vida de ningún ciprínido, ya sea endémico o introducido.

Tabla 4.12. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Pez rojo según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Altitud	-0.045	0.012	<0.001
$F4_{CAL}$	-1.581	0.675	<0.05
Constante	12.419	3.073	<0.001
$\chi^2 = 37.986$, $gl = 3$, $p < 0.001$			

Carpa *Cyprinus carpio*

La Carpa es un ciprínido de origen asiático. Es abundante en embalses y tramos medios y bajos de los ríos. La especie prefiere habitar en aguas de curso lento o estancadas, con fondos blandos y una temperatura templada o cálida. En un principio se introdujo con fines ornamentales, sirviendo en ocasiones como fuente de alimento. Al igual que el Pez rojo, la pesca deportiva es un motivo que ha contribuido a expandir la especie de forma muy significativa. Su introducción data del siglo XVII. Debido a su comportamiento a la hora de alimentarse, perjudica notablemente a los macrófitos acuáticos, bien por consumo directo o al desenraizarlos durante la búsqueda de otro alimento. Además, al verse dañada la comunidad vegetal, también se ven afectados los vertebrados e invertebrados asociados a la misma. También remueve el fondo aumentando la turbidez y liberando nutrientes retenidos que pueden crear eutrofización en zonas estancadas. Está presente en todas las provincias de Castilla-La Mancha.

La Carpa es una de las especies que tiene una mayor distribución en las cuadrículas con ríos de Toledo, alcanzando un porcentaje del 80% (Figura 4.11). Aunque estaba citada con anterioridad en casi todos los ríos de la provincia, se ha detectado como nueva su presencia en los embalses de los ríos Torcón y Jébalo, así

como en las cabeceras de los ríos Tiétar, Cedena y Gigüela en la cuenca del Guadiana. Muchas de las citas bibliográficas anteriores han sido confirmadas en el presente proyecto, especialmente las de los ríos Tajo, Alberche y Algodor. Es una especie en expansión que parece encontrarse en casi todos los cursos fluviales, cuyas poblaciones poseen una abundancia que se considera como frecuente.

En cuanto al patrón de distribución de la Carpa, se obtuvo un modelo muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.13), con un porcentaje de clasificación del 88.3%. Solamente una variable, la altitud, explicó el patrón de distribución de la especie en Toledo. Así, tal como se ha observado para otras especies, la probabilidad de su presencia aumenta en altitudes bajas.

Tabla 4.13 Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Carpa según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Altitud	-0.028	0.008	<0.001
<i>Constante</i>	6.980	1.731	<0.001
$\chi^2 = 16.559$, gl= 1, $p < 0.001$			

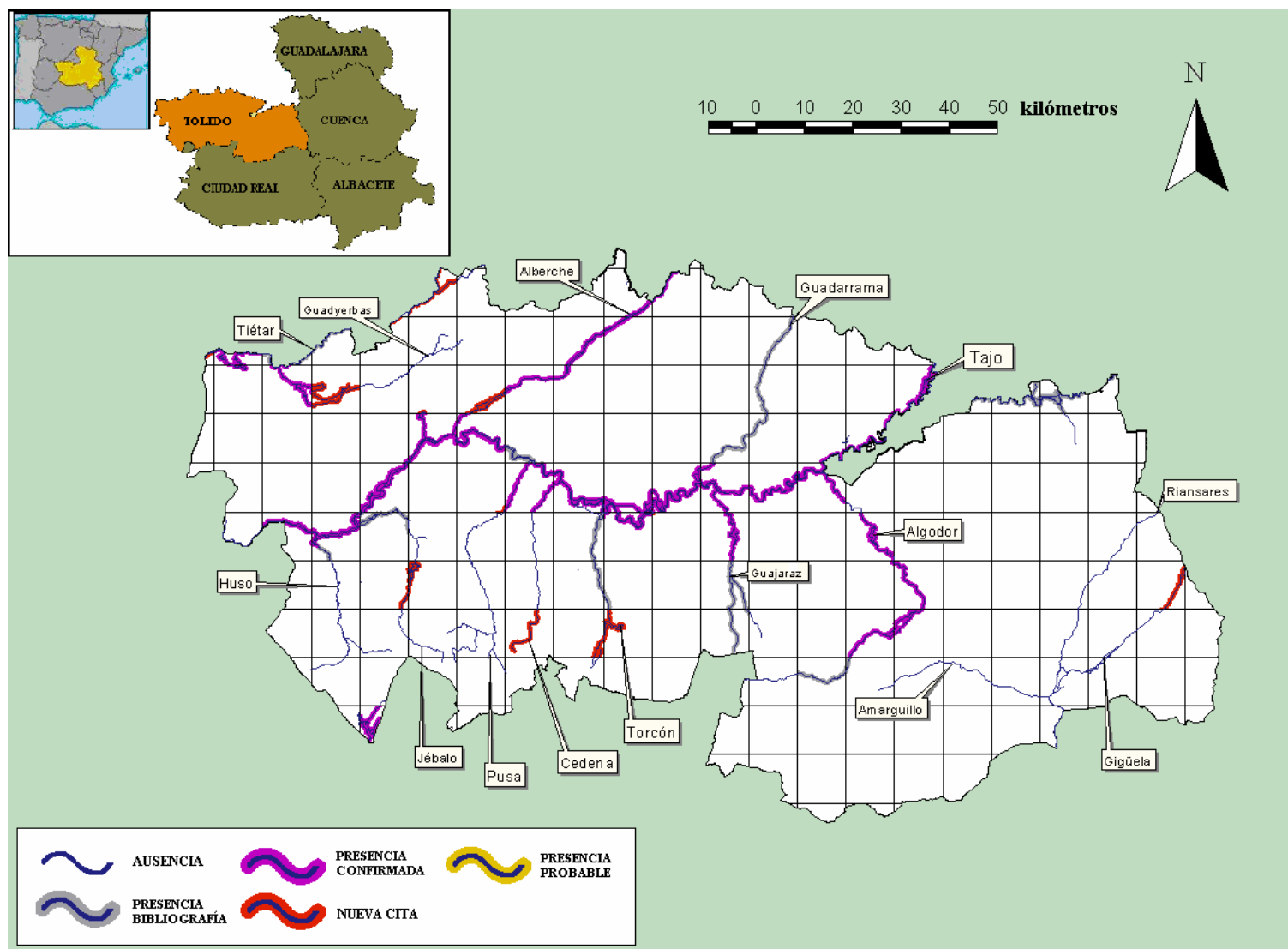


Figura 4.11. Distribución de la Carpa *Cyprinus carpio* en la provincia de Toledo.

Lucio *Esox lucius*

El Lucio es un esócido cuya área de distribución nativa es circumpolar, estando presente tanto en Norteamérica como en Eurasia. Fue introducida en España por parte de la administración en 1949, por el interés que despertaba como especie objeto de pesca. Es solitario y territorial, ocupando en los ríos zonas remansadas y de mucha cobertura vegetal. Su gran voracidad supone un serio problema para las especies de peces autóctonos sobre los que depreda. Existen poblaciones en aguas de las cinco provincias de Castilla-La Mancha. Actualmente en la provincia de Toledo la especie ocupa el 43% de las cuadrículas con cursos de agua (Figura 4.12). Estaba citada con anterioridad en el río Tajo desde Aranjuez hasta el embalse de Castrejón, en el río Algodor y en el embalse de Cíjara. Se ha detectado en el presente proyecto en el resto del Tajo a su paso por la provincia, así como en los embalses de Rosarito, Navalcán, Cazalegas y Jébaló y en las cabeceras de los ríos Pusa y Gigüela. La abundancia de esta especie en los ríos es considerada por los pescadores y agentes medioambientales como escasa (ejemplares capturados ocasionalmente), aunque cerca de convertirse en frecuente. Por tanto, aunque las poblaciones no son muy grandes se encuentra en expansión, ya que se aprecia claramente el patrón de colonización que ha ocurrido río abajo del Tajo a su paso por Toledo.

Para el patrón de distribución del Lucio se obtuvo un modelo muy significativo ($p < 0.001$), con un porcentaje de clasificación del 84.4% (Tabla 4.14). La distribución de esta especie fue explicada por la variable de calidad del agua $F1_{CAL}$, la variable de usos del suelo $F2_{USOB}$ y por la distancia a la vía de introducción más probable. Esto significa que la probabilidad de que esta especie se encuentre en una zona depende de la productividad del agua, siendo más probable su presencia en zonas con mayor concentración de sales y nutrientes. Por otro lado, su presencia es mayor en zonas donde la vegetación de ribera está alterada y ha sido sustituida por cultivos de regadío. Por último, la distancia a la vía de introducción más próxima también parece importante en la distribución de esta especie.

Tabla 4.14. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Lucio según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
$F1_{CAL}$	1.718	0.534	<0.001
$F2_{USOB}$	-0.672	0.329	<0.05
Distancia a vía introducción	-0.079	0.027	<0.001
Constante	1.247	0.528	<0.05
$\chi^2 = 45.833$, gl= 3, $p < 0.001$			

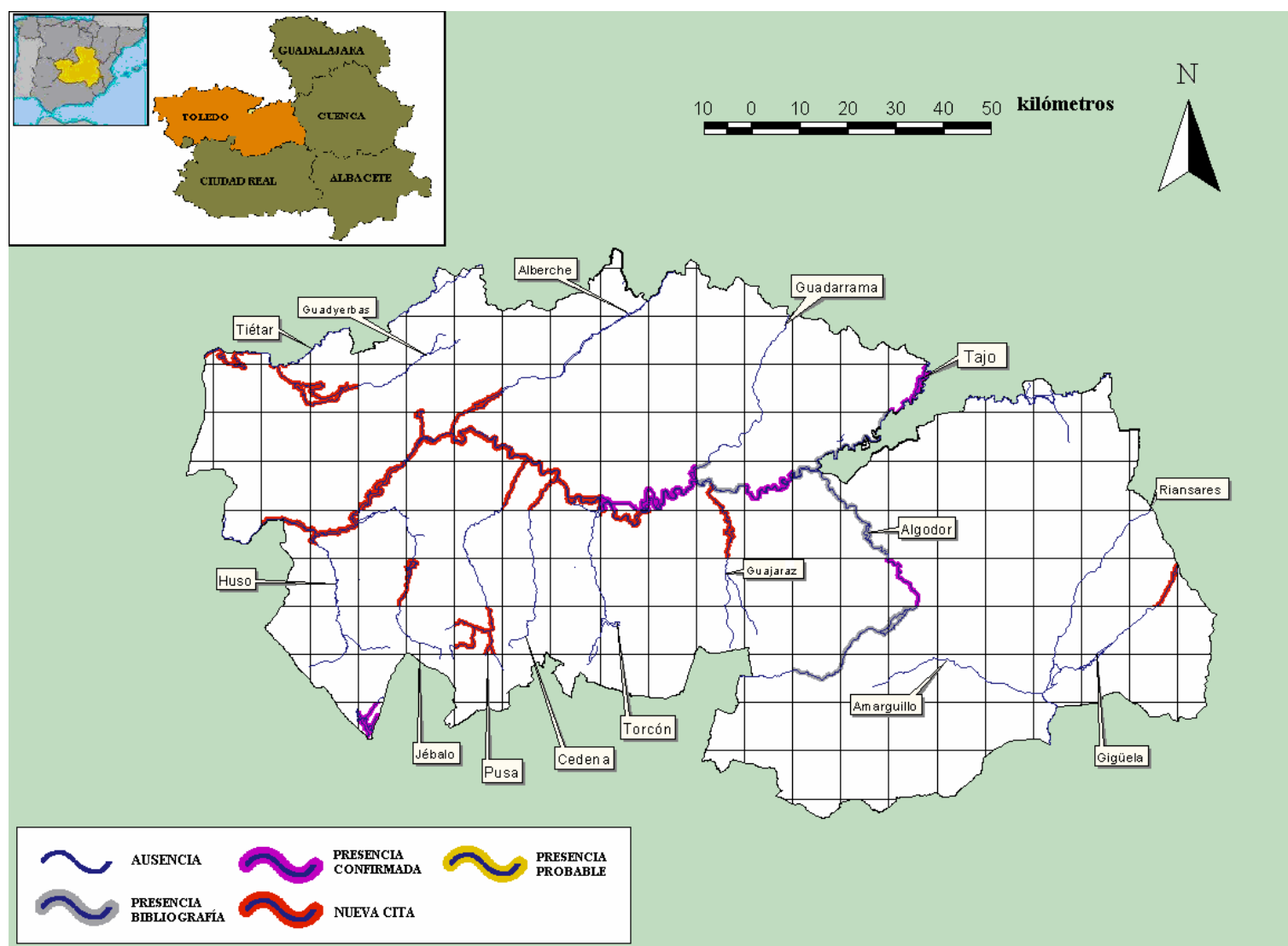


Figura 4.12. Distribución del Lucio *Esox lucius* en la provincia de Toledo.

Gambusia *Gambusia holbrooki*

La Gambusia es un poecílido de origen norteamericano. Fue introducida con fines sanitarios para controlar indirectamente enfermedades como el paludismo, mediante el control de los vectores que las transmiten. Se introdujo en España en el año 1921. Habita cursos de aguas cálidas, poco profundas, de corriente lenta y con mucha cobertura vegetal. Se caracteriza por aguantar una amplia gama de condiciones ambientales extremas. Se ha convertido en una especie plaga en muchos ecosistemas acuáticos del mundo. Tiene ventaja competitiva frente a las especies autóctonas por su capacidad para colonizar zonas contaminadas y es un voraz depredador de los huevos y larvas de otras especies de peces y anfibios. Su presencia se ha registrado en todas las provincias de Castilla-La Mancha.

La Gambusia se encontraba en casi todos los ríos de Toledo, como se puede ver en la Figura 4.13. En la actualidad la especie se encuentra presente en un 69% de las cuadrículas con ríos y se ha detectado en todo el recorrido del río Torcón y en el tramo medio del río Guajaraz, por encima del embalse de Guajaraz. En la cuenca del Guadiana únicamente se ha encontrado en el embalse de Cijara. Según los datos de los cuestionarios, esta especie tendría una abundancia entre frecuente y abundante.

Para el patrón de distribución de la Gambusia se obtuvo un modelo muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.15), con un porcentaje de clasificación del 71.4%. El patrón de distribución de la especie fue explicado por la variable de usos del suelo $F2_{USOB}$. Por tanto, la presencia de esta especie es más probable en aquellas zonas donde la vegetación de ribera se encuentra degradada por la presencia de cultivos de regadío.

Tabla 4.15. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Gambusia según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coefficiente	Error	p
$F2_{USOB}$	-1.732	0.461	<0.001
<i>Constante</i>	1.262	0.347	<0.001
$\chi^2 = 23.945$, $gl = 1$, $p < 0.001$			

Gobio *Gobio lozanoi*

El Gobio es un ciprínido de origen euroasiático. Está considerado como una especie autóctona en varias cuencas fluviales españolas, aunque en la mayoría de las que se encuentra presente es una especie introducida. Se introduce para ser utilizado como “pez pasto” y cebo vivo en la pesca deportiva de peces ictiófagos. Comenzó a ser

expandido en la década de los 90. Esta especie ha colonizado con éxito la mayor parte de las zonas en las que se ha introducido. Aún así, no se conoce la magnitud de los impactos que causa, aunque es evidente que compite directamente por el alimento y el hábitat con algunas especies autóctonas con las que convive. En el norte de la península se sitúa en ríos con corriente moderada, aguas claras y fondos de grava o arena. Por el contrario, en la zona central suele ocupar las zonas bajas de ríos con corriente lenta y fondos arenosos o arcillosos. Se encuentra presente en todas las provincias de Castilla-La Mancha, donde está declarada como Especie de Carácter Invasor desde 1994.

El Gobio tiene una distribución muy delimitada en la provincia de Toledo, de manera que solamente ocupa un 19% de las cuadrículas con cursos de agua. Se han detectado tres nuevas citas en el Tajo y también en las zonas bajas o de desembocadura de los ríos Pusa y Cedena, así como en el río Gigüela. Su abundancia es escasa, tratándose por lo tanto de una especie que no ha ampliado mucho su zona de distribución y tiene poblaciones pequeñas, aunque es importante destacar que ha aparecido en tres ríos nuevos (Figura 4.14).

Para el patrón de distribución del Gobio se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.16), con un porcentaje de clasificación del 80.5%. La distribución de la especie en Toledo se explicó por la altitud y por la distancia a la vía de introducción más próxima. Por tanto, la probabilidad de encontrar al Gobio en una zona determinada sería mayor en altitudes bajas, como los tramos bajos de los ríos y el río Tajo. A diferencia del resto de especies, la presencia del Gobio es más probable en zonas alejadas de los embalses, hecho que puede estar relacionado con sus requerimientos de hábitat, ya que esta especie suele encontrarse en tramos con algo de corriente y profundidades no muy elevadas.

Tabla 4.16. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Gobio según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Altitud	-0.020	0.008	<0.05
Distancia a vía introducción	0.067	0.021	<0.05
<i>Constante</i>	0.501	1.106	>0.05
$\chi^2 = 16.466$, gl= 2, $p < 0.001$			

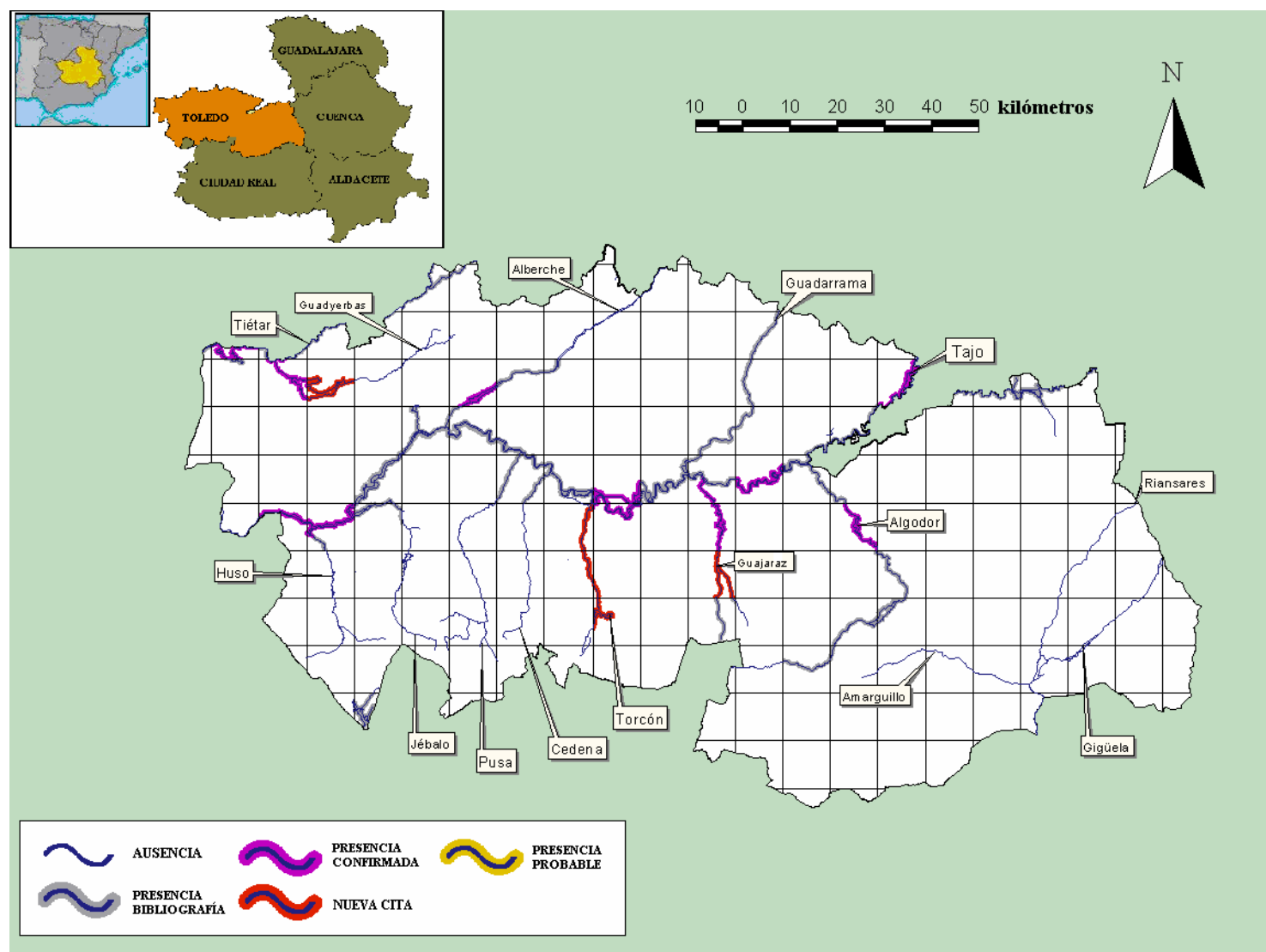


Figura 4.13. Distribución de la *Gambusia holbrooki* en la provincia de Toledo.

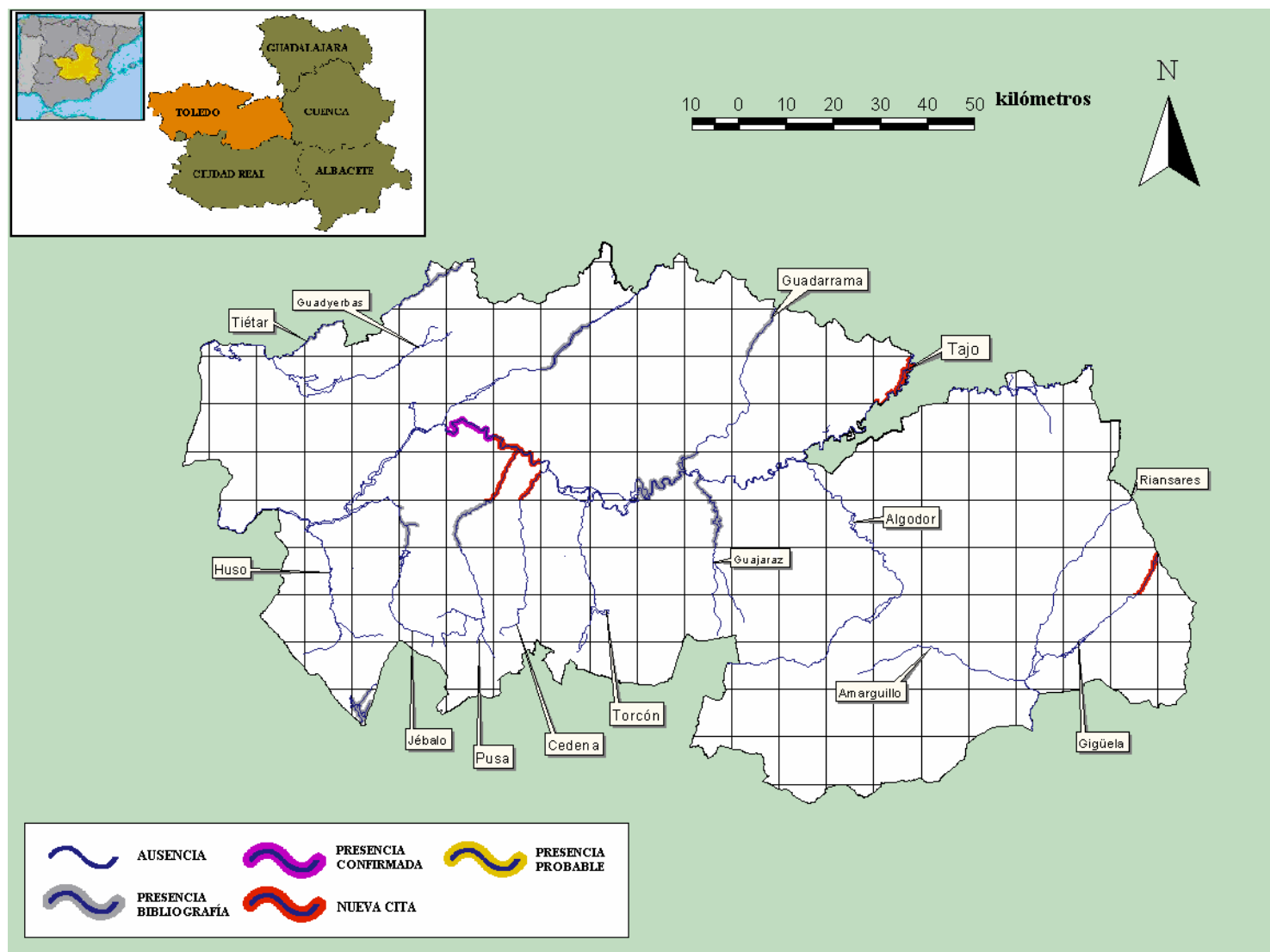


Figura 4.14. Distribución del Gobio *Gobio lozanoi* en la provincia de Toledo.

Pez sol *Lepomis gibbosus*

El Pez sol es un centrárquido de origen norteamericano. Aunque no se sabe con certeza, su introducción se asocia con motivos ornamentales. La fecha en que se introduce en España está comprendida entre 1913 y 1919. Suele habitar en tramos bajos de los ríos, ocupando zonas con escasa profundidad, corriente lenta y vegetación acuática abundante y tolera bajas concentraciones de oxígeno. Produce efectos negativos sobre algunas especies de moluscos y también consume huevos y crías de peces y anfibios autóctonos. En Castilla-La Mancha está declarada desde 1994 como Especie de Carácter Invasor, estando presente en las cinco provincias de la comunidad autónoma.

El Pez sol tiene una distribución muy amplia en Toledo, ocupando el 76% de las cuadrículas con cursos fluviales (Figura 4.15). En el presente proyecto se ha confirmado su presencia en toda la distribución determinada con anterioridad y se han incluido seis nuevas citas, que principalmente detectan su presencia en todo el río Torcón excepto en el embalse de Cabeza del Torcón, en el río Guajaraz aguas arriba del embalse de Guajaraz y en el río Gigüela. El Tajo y todos sus afluentes en la provincia de Toledo, aunque sea en la desembocadura, presentan esta especie en sus aguas. La especie presenta una abundancia cercana a convertirse en frecuente (algunos ejemplares capturados en casi todas las jornadas), por lo que las poblaciones establecidas en los ríos están aumentando su tamaño.

Para el patrón de distribución del Pez sol se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.17), con un porcentaje de clasificación del 92.2%. El patrón de distribución fue explicado por la altitud, la precipitación media y la variable de calidad del agua $F4_{CAL}$. Por tanto, es más probable encontrar la especie en zonas de altitud y precipitaciones bajas, con mayores concentraciones de oxígeno disuelto y menor cantidad de amonios. Igual que ocurre con el Pez rojo, el Pez sol tiene una gran capacidad de adaptación y se caracteriza por tolerar bien la falta de oxígeno y las altas temperaturas, pero existen zonas en la provincia que la especie no ocupa porque la calidad del agua no es apta para la vida de los peces, ya sean endémicos o introducidos.

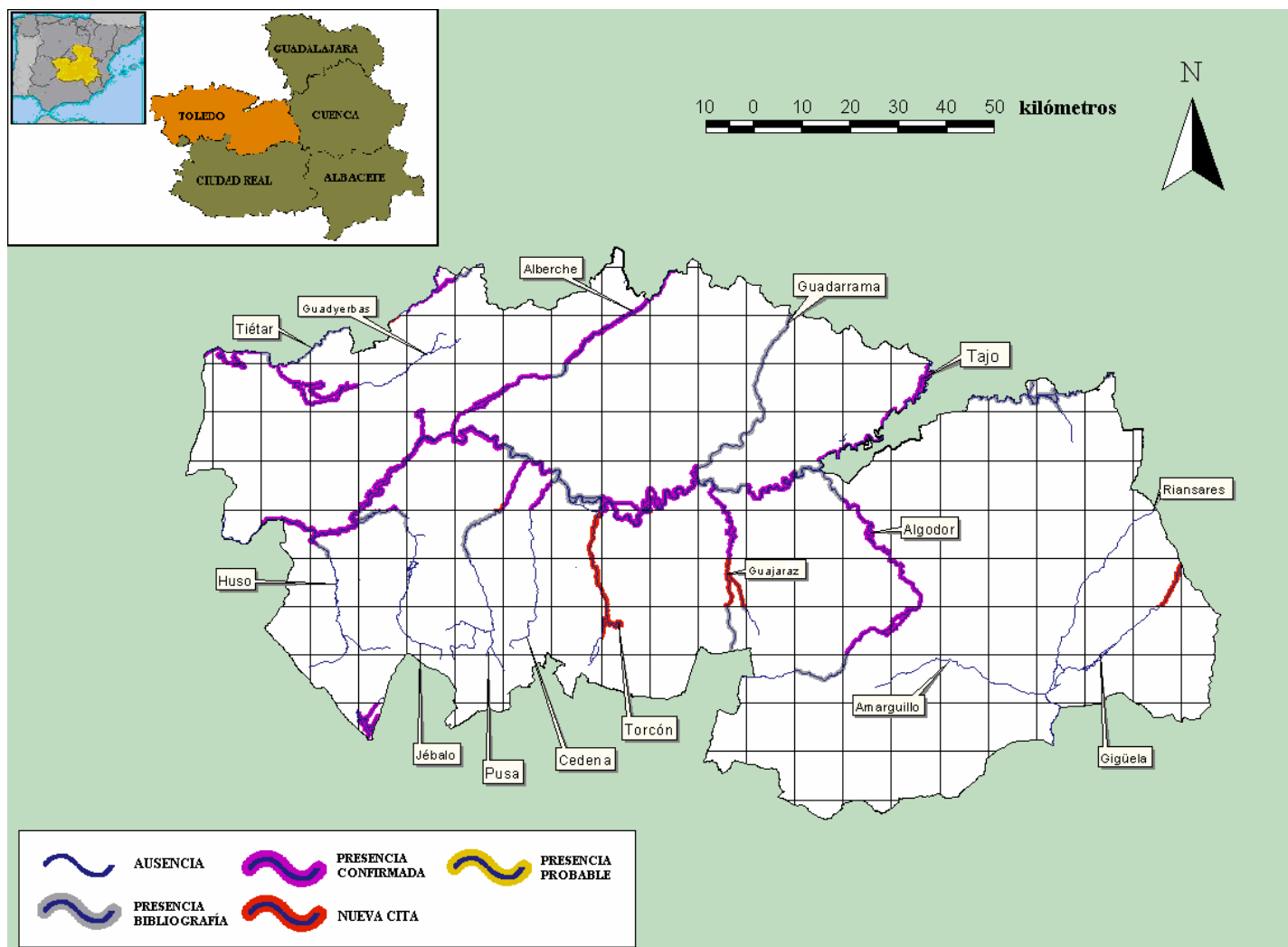


Figura 4.15. Distribución del Pez sol *Lepomis gibbosus* en la provincia de Toledo.

Tabla 4.17. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Pez sol según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Altitud	-0.050	0.013	<0.001
Precipitación media	-0.006	0.003	<0.05
F4 _{CAL}	-1.877	0.768	<0.05
Constante	14.787	37.490	<0.001
$\chi^2 = 41.446$, gl= 3, p<0.001			

Perca Americana *Micropterus salmoides*

La perca americana es un centrárquido de origen norteamericano que tiene preferencia por aguas lentas, claras, cálidas y de vegetación abundante. Se introdujo en España en el año 1954 por el interés que despertaba como especie objeto de pesca. Es un voraz depredador que a medida que va creciendo se va volviendo cada vez más ictiófago, incluso existiendo canibalismo. Además de suponer una amenaza para las comunidades nativas de peces también puede depredar sobre algunas especies de macroinvertebrados y aves, hasta el punto de repercutir seriamente en el éxito reproductor de muchas de ellas. Actualmente se encuentra presente en aguas de todas las provincias de Castilla-La Mancha.

La especie se encuentra presente en un 52% de las cuadrículas con cursos de agua de Toledo (Figura 4.16) y tiene una abundancia cercana a convertirse en frecuente. En el presente estudio se han corroborado muchas de las citas anteriores, principalmente en los ríos Tajo y Algodor. Además, se han obtenido citas nuevas importantes, ya que son tres embalses (Jébal, Torcón y Guajaráz) y en el caso de esta especie la distancia a la vía de introducción más próxima parece muy determinante en su distribución.

Para el patrón de distribución de la Perca americana se obtuvo un modelo muy significativo (p<0.001) (Tabla 4.18), con un porcentaje de clasificación del 80.5%. El patrón de distribución fue explicado por la variable de calidad del agua F1_{CAL}, la variable de usos del suelo en la ribera F2_{USOB} y la distancia a la vía de introducción más próxima. Así, la probabilidad de la presencia de la Perca americana en un punto determinado aumenta en zonas con alto contenido en sales y nutrientes, con vegetación de ribera alterada y sustituida por cultivos de regadío. Tal como se ha comentado, la presencia de la especie es más probable en zonas cercanas a embalses, que constituyen una de las principales vías de introducción de este tipo de especies de elevado interés en pesca deportiva.

Tabla 4.18. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Perca americana según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
F1 _{CAL}	0.814	0.402	<0.05
F2 _{USOB}	-0.885	0.349	<0.05
Distancia a vía introducción	-0.054	0.020	<0.01
Constante	1.264	0.447	<0.005
$\chi^2 = 31.228$, gl= 3, p<0.001			

Trucha arco-iris *Oncorhynchus mykiss*

La Trucha arco-iris es un salmónido de origen norteamericano. Esta especie se adapta fácilmente a vivir en nuevos hábitats, por lo que se cultiva de forma intensiva en piscifactorías de todo el mundo, aunque en los ríos europeos no suele reproducirse. Su hábitat de distribución natural son aguas muy oxigenadas que no superan los 12 °C de temperatura. Fue introducida con intereses comerciales a finales del siglo XIX. No obstante, su presencia en el medio natural se debe fundamentalmente a las repoblaciones que se realizan anualmente en diversos ríos, por su interés como especie objeto de pesca. Es un depredador cuya presencia supone una amenaza para peces, anfibios e invertebrados provocando modificaciones en su distribución y abundancia. También representa una amenaza para otras especies autóctonas por competencia directa por los recursos tróficos. Dentro de Castilla-La Mancha es posible encontrarla en Toledo, Albacete, Cuenca y Guadalajara.

La especie tiene una distribución muy restringida en la provincia de Toledo, ya que únicamente ocupa un 3% de las cuadrículas con cursos de agua (Figura 4.17). Se encuentra exclusivamente en las cabeceras del río Pusa, donde se han corroborado las citas anteriores, y del río Cedena. Se considera una especie escasa en abundancia (ejemplares capturados ocasionalmente) y no se ha detectado en ningún otro río. En la cabecera del río Pusa existe un coto intensivo de la especie, tratándose de la única zona acotada para la pesca en Toledo, que coincide con la única zona de la provincia donde existe una población de Trucha común *Salmo trutta*. Por el elevado interés en conservación que tiene esta especie y la distribución tan localizada de la Trucha arco-iris, sería necesario establecer medidas urgentes para su erradicación.

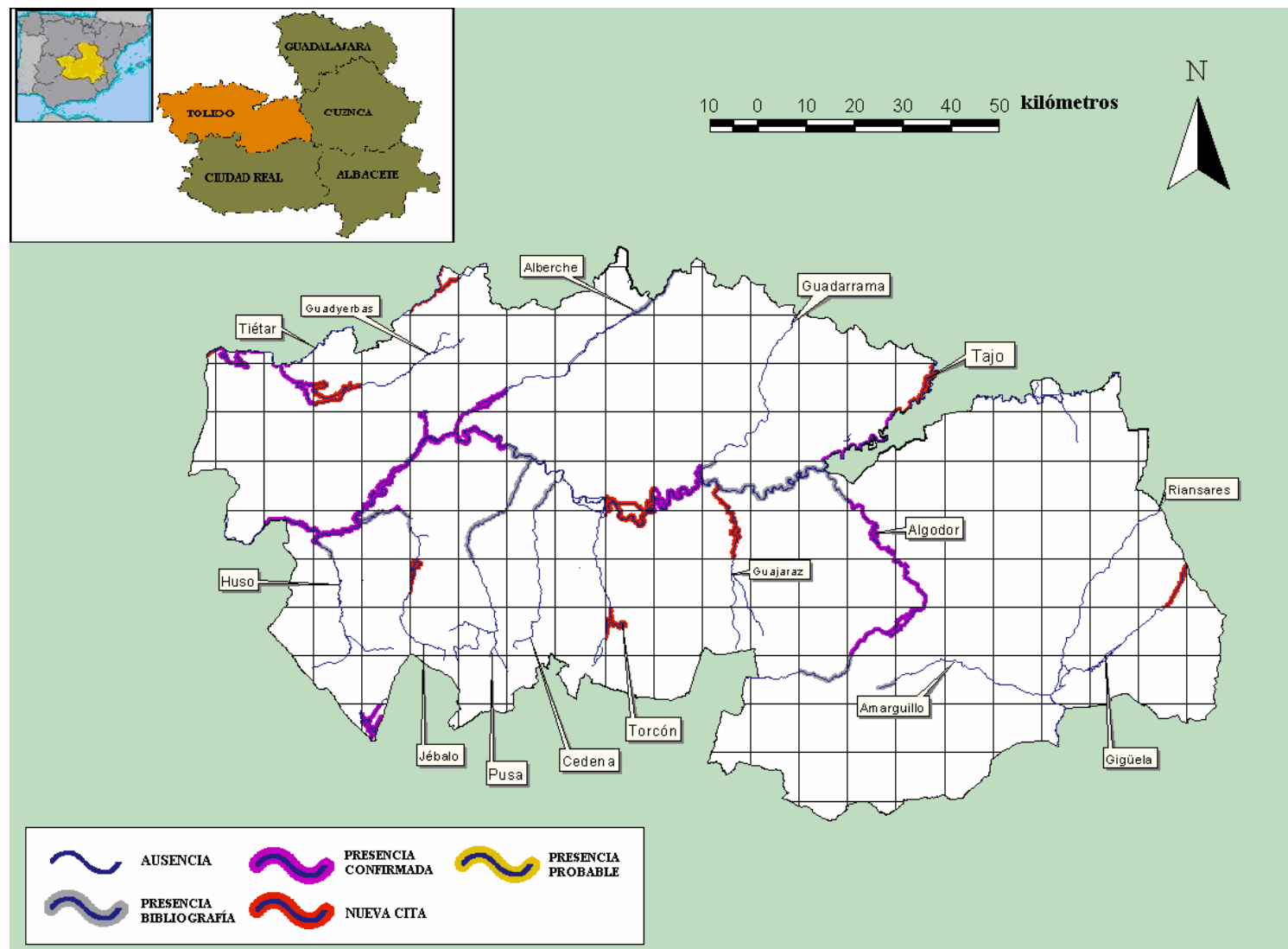


Figura 4.16. Distribución de la Perca americana *Micropterus salmoides* en la provincia de Toledo.

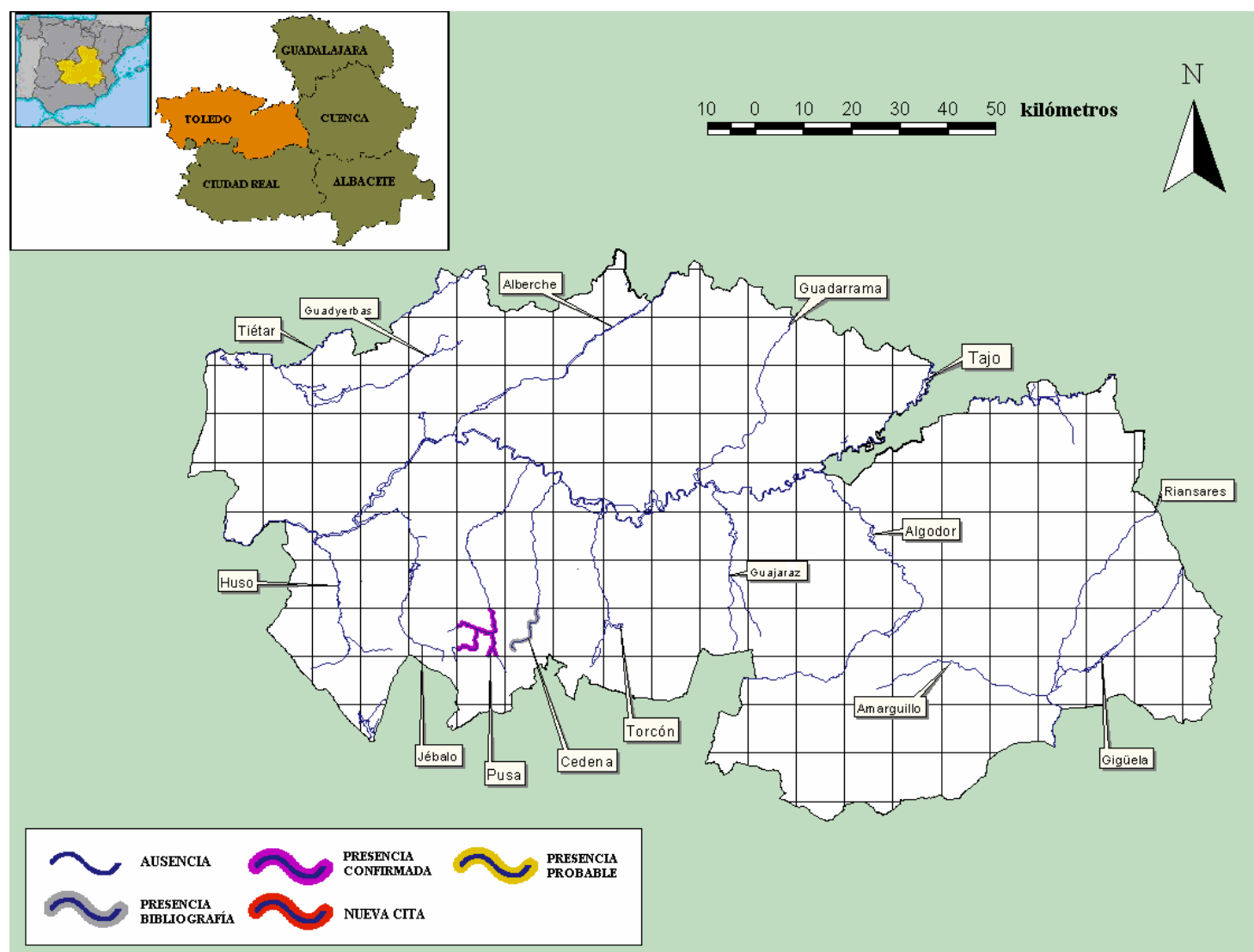


Figura 4.17. Distribución de la Trucha arco-iris *Oncorhynchus mykiss* en la provincia de Toledo.

Lucioperca *Sander lucioperca*

La Lucioperca es un pércido de origen europeo. Se introdujo a finales de la década de los años 70 con el objetivo de fomentar su pesca deportiva. Esta especie habita zonas profundas de grandes ríos, lagos y embalses, normalmente con aguas turbias y fondos pedregosos. Aunque no existen estudios que verifiquen los impactos, al tratarse de un depredador ictiófago muy activo podría afectar seriamente a la dinámica y composición de las poblaciones de peces autóctonos. En Castilla-La Mancha está declarada como Especie de Carácter Invasor desde 2002. Actualmente está presente en aguas de Toledo, Cuenca y Guadalajara.

La especie ha sido detectada durante la realización del proyecto y actualmente ocupa un 17% de las cuadrículas con cursos de agua, encontrándose en el río Tajo desde su entrada en la provincia hasta el embalse de Castrejón y aguas abajo del embalse de Azután (Figura 4.18). El río Algodor también cuenta con esta especie y en el río Alberche aparece una cuadrícula de alta probabilidad de presencia debido a que la especie está presente en el embalse de Picadas, que se encuentra justo aguas arriba. Es considerada como una especie escasa, es decir, solo ocasionalmente se suele pescar algún ejemplar. Aunque no es muy abundante, si no se aplican medidas urgentes la especie podría colonizar rápidamente el tramo medio del Tajo donde aún no está presente.

Siluro *Silurus glanis*

El Siluro es un silúrido de origen euroasiático. Habita tramos bajos de los ríos con aguas profundas y tranquilas, así como lagos y embalses, soportando también aguas salobres. No existen muchos estudios del impacto que puede causar en los medios donde es introducido. No obstante, debido al tamaño que adquiere y sus hábitos depredadores, puede incidir fuertemente sobre poblaciones de peces y otros vertebrados autóctonos, ya de por sí afectados por la notable degradación ambiental que sufren los ríos. Se ha introducido porque su pesca deportiva despierta un gran interés, al ser uno de los peces de agua dulce que adquiere mayores dimensiones. La fecha de introducción en España data del año 1974. Dentro de Castilla-La Mancha su presencia se ha constatado en el presente proyecto en la provincia de Toledo, en el embalse de Rosarito. Solo existe esta cita y una alta probabilidad de que se encuentre en el Canal de Castrejón debido a una cita aún sin confirmar de un pescador deportivo (Figura 4.19). A partir de los cuestionarios realizados se ha podido detectar que su abundancia está cerca de ser frecuente, es decir que se pescan algunos ejemplares en casi todas las jornadas. El que tenga una distribución tan localizada puede ayudar en la toma de decisiones urgentes de gestión. De momento, en Castilla-La Mancha está declarada desde 2009 como Especie de Carácter Invasor y no está permitida su pesca.

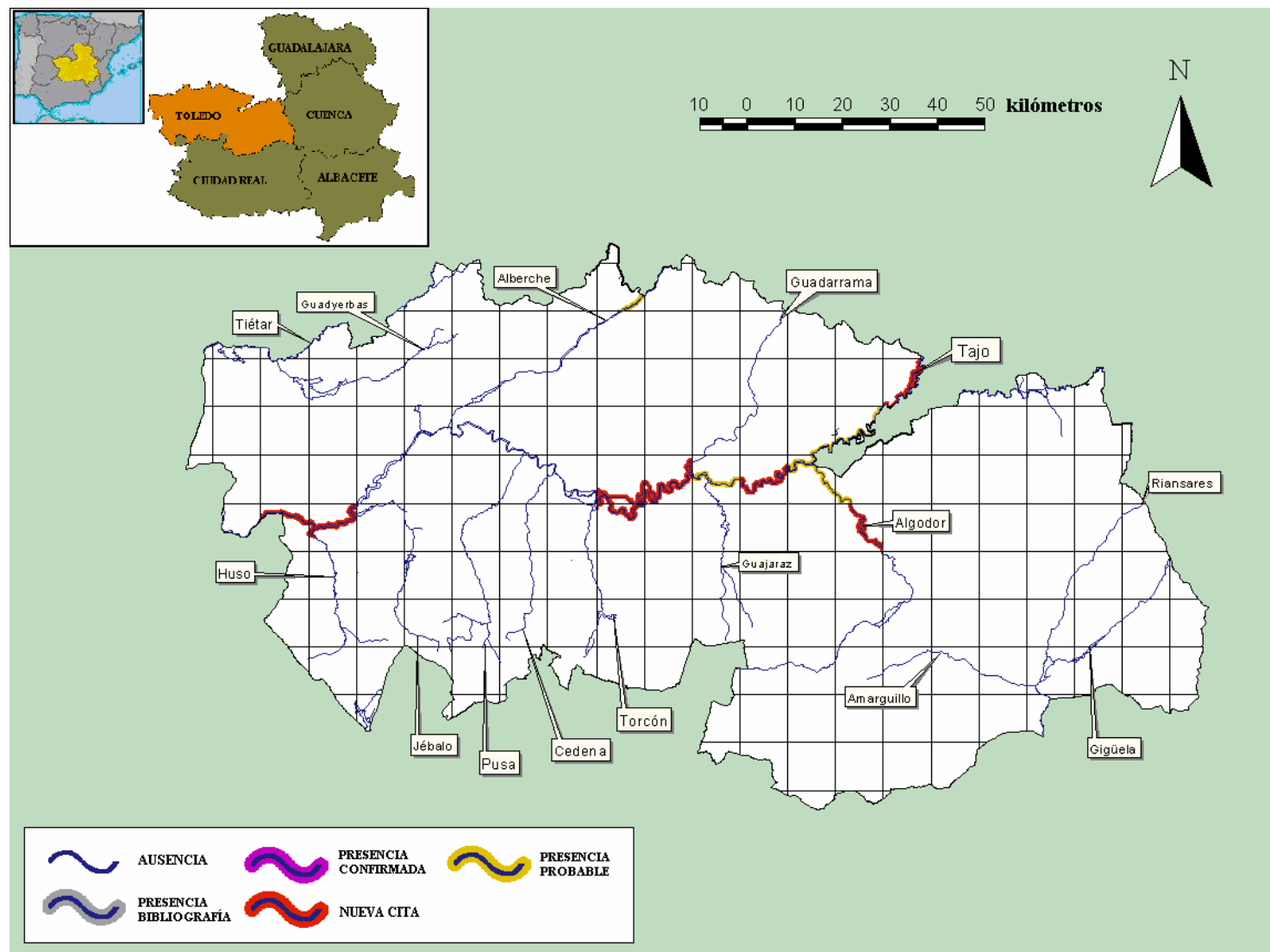


Figura 4.18. Distribución de la *Lucioperca sanderi* en la provincia de Toledo.

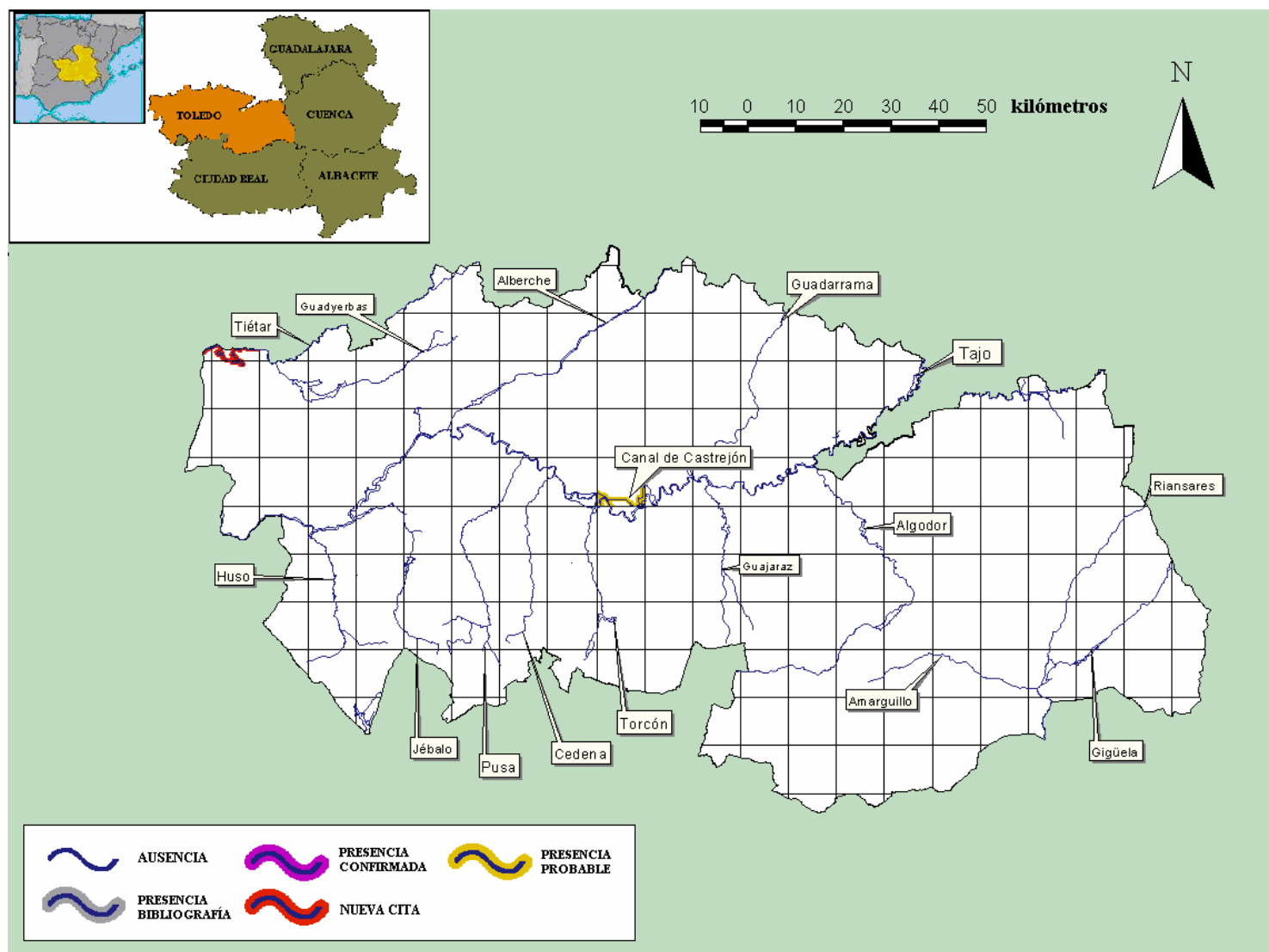


Figura 4.19. Distribución del Siluro *Silurus glanis* en la provincia de Toledo.

4.5.2.2. Anfibios y Reptiles

En Toledo no hay anfibios exóticos y únicamente existe una especie de reptil introducida, el Galápago americano *Trachemys scripta elegans*. La presencia de esta especie no parece ser un problema grave en la actualidad, teniendo en cuenta el número bajo de efectivos que presenta. Sin embargo, su reproducción en el medio natural ya ha sido comprobada en varios puntos del país, por lo que se debe estar alerta. Las provincias y comunidades autónomas limítrofes tampoco se han visto invadidas por muchas especies de reptiles y anfibios exóticos. No obstante, en Cáceres y en Madrid han existido explotaciones donde se cultivaba la Rana toro *Rana catesbeiana*. Esta especie invasora es temida por su voracidad (Pleguezuelos 2002) y, aunque tras un periodo de tiempo no se han visto ejemplares en el medio natural, es preciso adoptar medidas de precaución.

El Galápago americano es un emídido de origen norteamericano. Tiene carácter semiacuático y es generalista en cuanto a la selección de hábitat. Su capacidad para adaptarse a nuevos ambientes es muy alta y tolera sin ningún problema las altas temperaturas y una fuerte contaminación, al igual que la presencia humana. Es la subespecie más abundante de las 14 reconocidas de *T. scripta*. Fue introducida como especie ornamental, se cría como mascota y la presencia de ejemplares en el medio natural se debe a su liberación intencional, normalmente cuando los ejemplares alcanzan tamaños muy grandes, se hacen más agresivos y su presencia como mascota se hace indeseable. Una vez introducida, la especie se muestra como un gran competidor en las zonas donde convive con las especies autóctonas (Galápago europeo *Emys orbicularis* y Galápago leproso *Mauremys leprosa*), sobre todo si existe una alta densidad de individuos. Esto se debe a que alcanza tallas superiores, produce una mayor descendencia, tiene una madurez más temprana y su dieta es más amplia. Compete también por el área de asoleamiento y llega a depredar huevos de anfibios, peces y aves que anidan en las orillas. El primer año del que se tiene constancia de su llegada al país es 1983. Su presencia en Castilla-La Mancha se ha registrado en Toledo, Albacete y Ciudad Real. La información de esta especie se completa en el Anexo II.

En Toledo ocupa el 7% de las cuadrículas con cursos de agua, encontrándose en el embalse de Castrejón y zonas adyacentes, en el Tajo en Toledo, en el río Alberche en el embalse de Cazalegas y en una cuadrícula aguas abajo del río Tajo que contiene el embalse de Portusa (Figura 4.20). En el presente proyecto se han obtenido citas nuevas de la especie, por tanto se puede considerar que se está expandiendo, aunque a un ritmo más lento que otras especies estudiadas. Las zonas donde está presente corresponden a grandes núcleos de población, hecho que puede indicar su introducción por los motivos antes mencionados.

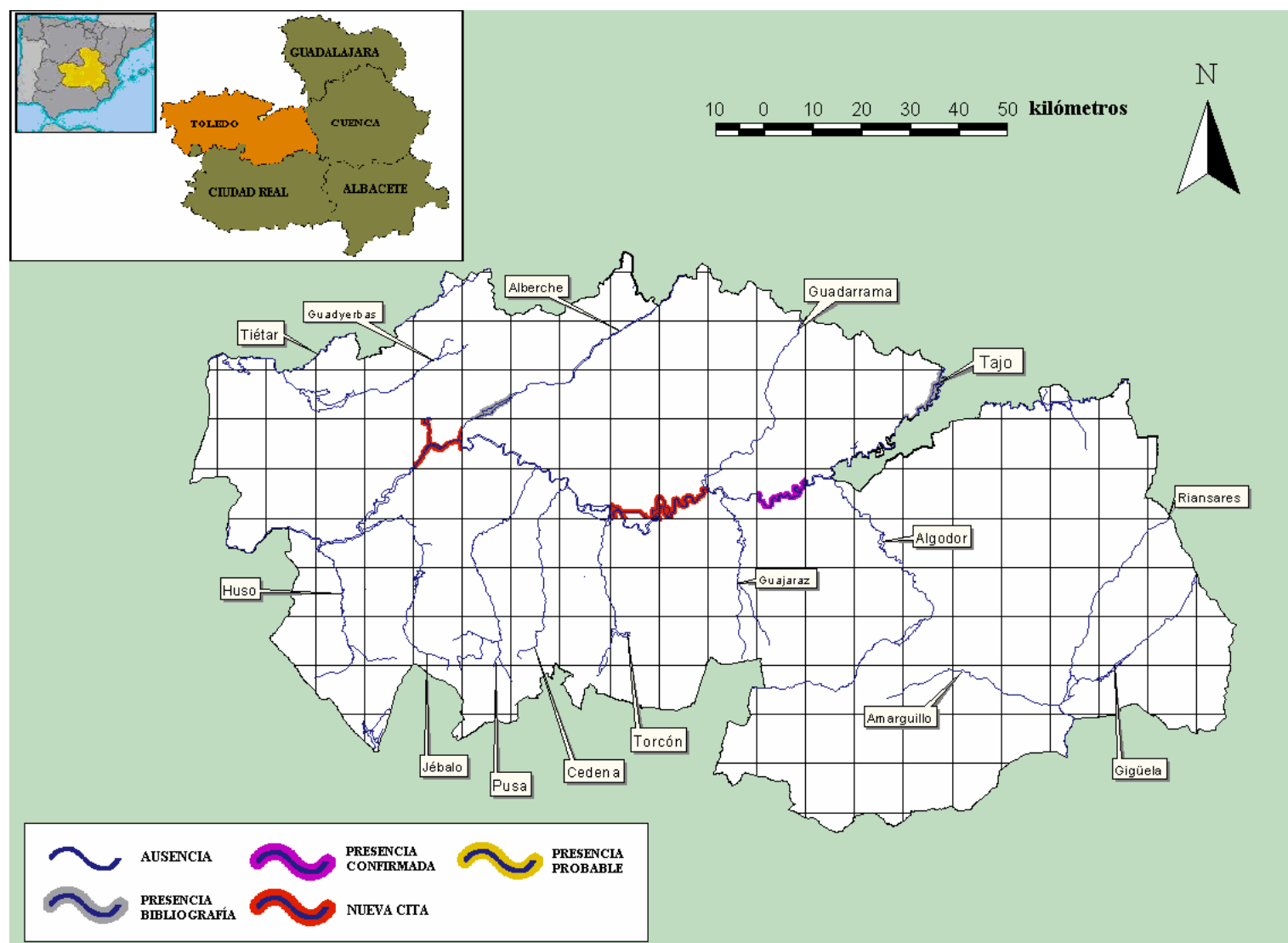


Figura 4.20. Distribución del Galápagos americano *Trachemys scripta elegans* en la provincia de Toledo.

4.5.2.3. Aves

En la avifauna de la provincia de Toledo aparecen únicamente seis especies exóticas cuya reproducción y expansión en el medio natural está confirmada, el Bengali rojo, la Cotorra argentina, la Cotorra de Kramer, el Faisán vulgar, el Pico de coral y el Pato mandarín. En Castilla-La Mancha, Toledo es la provincia que mayor número de aves invasoras presenta, Ciudad Real y Albacete presentan cuatro y tres especies, respectivamente, mientras que Cuenca y Guadalajara únicamente dos. La menor presencia de aves exóticas encontrada en Cuenca y Guadalajara puede deberse a que son regiones más montañosas, cuyas condiciones climatológicas son más adversas y dificultan el establecimiento de estas especies.

En Toledo por el momento no se tiene constancia de que las aves exóticas hayan alcanzado densidades poblacionales elevadas y en su mayoría se trata de núcleos aislados. El Faisán vulgar es la especie que se encuentra más expandida en la provincia, debido a la proliferación reciente de sueltas con fines cinegéticos, por lo que su presencia está íntimamente ligada a terrenos donde se practica la caza. El Bengali rojo también parece haberse expandido por algunas zonas de ribera y se tiene constancia de que se reproduce de forma exitosa en la provincia.

En cuanto a las provincias y comunidades autónomas limítrofes, Madrid presenta una especie exótica más, la Tórtola doméstica, que ya ha sido citada en varios puntos de Castilla-La Mancha, aunque hasta el momento no se ha registrado su establecimiento (Martí & del Moral 2003). En Badajoz, las poblaciones de Bengali rojo y Pico de coral se encuentran ampliamente expandidas a lo largo del Guadiana. El resto de citas son más puntuales. Estos resultados indican que el componente exótico en la avifauna puede experimentar un aumento. El número total de ejemplares que representan estas especies es por ahora bajo, aunque se recomienda tomar medidas de precaución. A continuación se incluye un análisis de la distribución de las especies de aves exóticas presentes en Toledo, que se completa con la información del Anexo III.

Bengali rojo *Amandava amandava*

El Bengali rojo es un estríldido de origen asiático. Aparece en zonas riparias, con vegetación mayoritariamente de carrizos y eneas. Fue introducido como especie ornamental y su presencia en el medio natural se debe a escapes de ejemplares criados en cautividad o suelta de mascotas. La primera cita en España data de 1973. Dentro de Castilla-La Mancha sólo se ha registrado su establecimiento en la provincia de Toledo. Hasta el momento no se conocen los impactos atribuibles a la especie y no se han llevado a cabo medidas destinadas a la gestión de sus poblaciones.

En Toledo se encuentra en un 4.5% de las cuadrículas de la provincia. Su distribución se encuentra ligada a embalses y canales, estando presente en los canales de

Aranjuez y embalses de Castrejón, Cazalegas y Azután (Figura 4.21). En el presente proyecto se han detectado nuevas citas de la especie, que indican una expansión a partir de las zonas de distribución anterior, principalmente por las cuencas del Tajo y Alberche.

Pico de Coral *Estrilda astrild*

El Pico de coral es otro estríldido de origen africano con 16 subespecies reconocidas. Su distribución está muy ligada a zonas palustres y ríos. Fue introducida como especie ornamental. Esta ave de pequeño tamaño se cría en cautividad, por lo que se producen escapes que permiten su naturalización, además de las sueltas intencionadas de mascotas realizadas por particulares. La primera cita en España data de 1986. En Castilla-La Mancha está presente en Toledo y Ciudad Real. Ha causado impactos sobre la agricultura en otros países, aunque en España de momento no se han detectado. De momento, no existen medidas encaminadas a su gestión. En Toledo se ha detectado en el Tajo a la altura de la ciudad de Toledo como nueva cita y ya estaba citada anteriormente en los Canales de Aranjuez (Figura 4.22).

Cotorra argentina *Myiopsitta monachus*

La Cotorra argentina es un psitácido de origen sudamericano. Fue introducida como especie ornamental y su presencia en el medio natural se debe a que algunos ejemplares son liberados intencionadamente o se escapan de sus zonas de cautividad. La primera cita en España data de 1975. En Castilla-La Mancha su presencia se ha registrado en Toledo, Albacete y Ciudad Real. Es una especie utilizada como mascota y habita normalmente en zonas verdes de núcleos urbanos, como parques y jardines. En el medio rural los posibles daños sobre la agricultura resultan preocupantes, ya que en algunas regiones es considerada una plaga importante por causar graves daños en cultivos de cereales y frutales, y por provocar serios problemas en líneas eléctricas y telefónicas. En el medio urbano pueden provocar otro tipo de problemas. Para construir el nido cortan ramas de los árboles más cercanos a la colonia, lo que acaba degradándolos. También es frecuente que las personas que viven próximas a las colonias se quejen debido al fuerte ruido provocado por las cotorras. También pueden transmitir psitacosis.

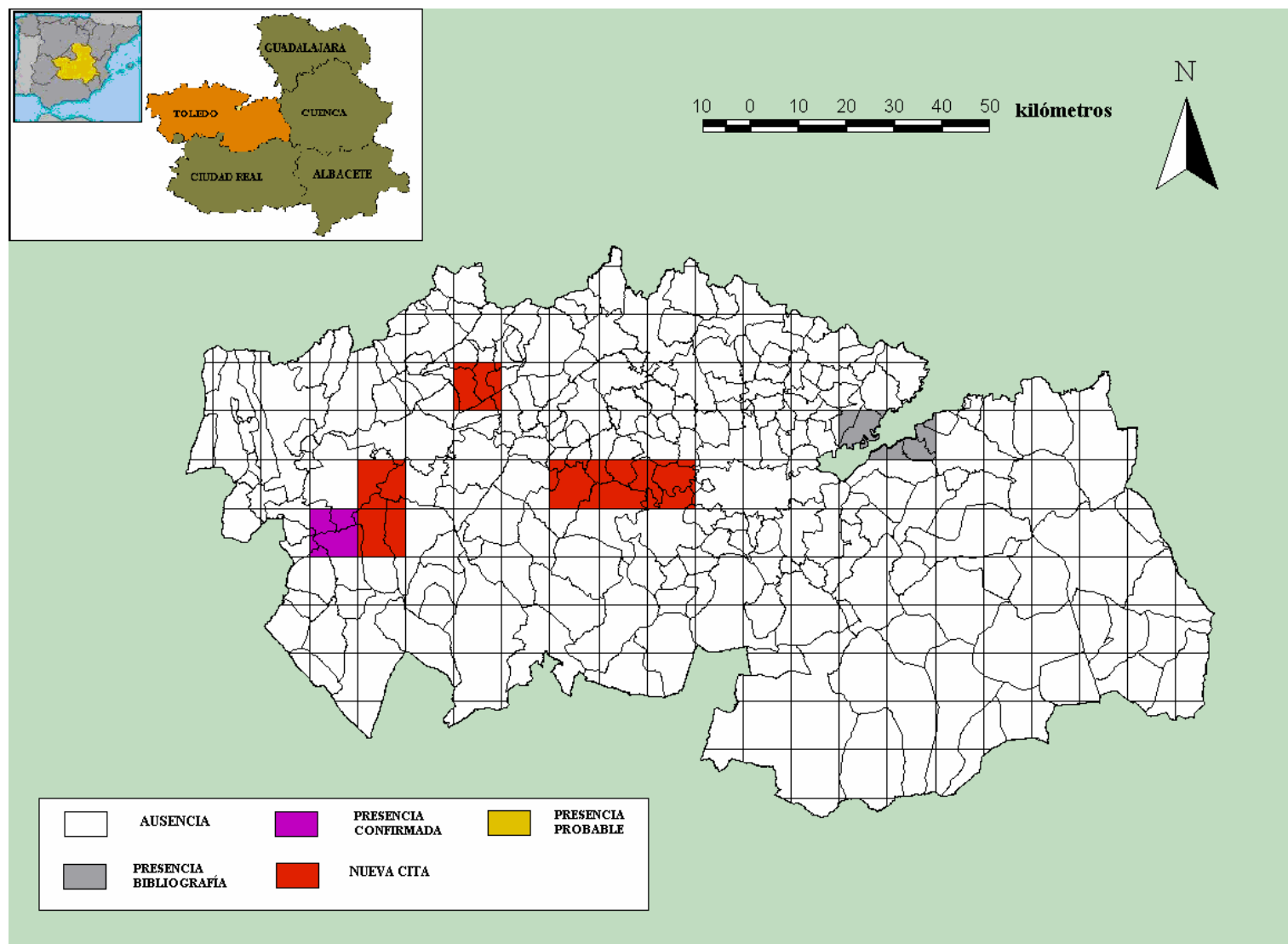


Figura 4.21. Distribución del Bengalí rojo *Amandava amandava* en la provincia de Toledo.

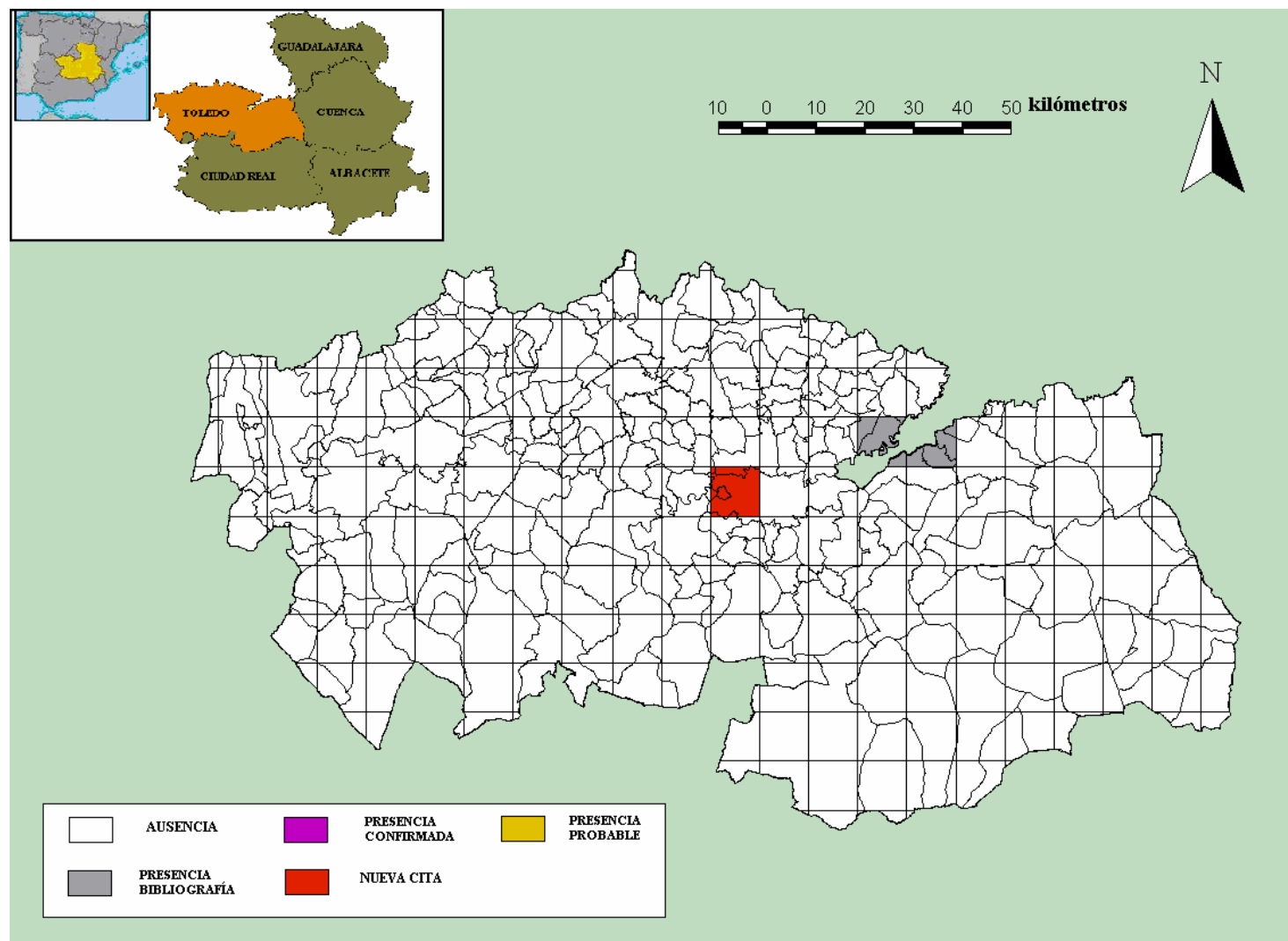


Figura 4.22. Distribución del Pico de coral *Estrilda astrild* en la provincia de Toledo.

En cuanto a su distribución en Toledo (Figura 4.23), en el presente proyecto se ha añadido una cita en el embalse de Portusa en el río Tajo, junto a la anterior que ha sido corroborada y que corresponde con el embalse de Cazalegas en el río Alberche. La cita anterior restante se encuentra cerca de la provincia de Madrid, próxima al río Guadarrama.

Cotorra de Kramer *Psittacula krameri*

La Cotorra de Kramer es un psitácido de origen africano y asiático. Vive en una gran variedad de hábitats y en España ocupa parques, jardines o zonas agrícolas, nidificando en los agujeros de los árboles o de los edificios. Fue introducida como especie ornamental y su presencia en el medio natural se debe a que se cría como mascota y muchas son liberadas, mientras que otras consiguen escapar de su cautiverio. Desde un punto de vista conservacionista, es una potencial competidora de las especies de aves autóctonas. Puede ser perjudicial para varias especies que también crían en cavidades, como pájaros carpinteros, cuervos o estorninos. La primera cita registrada en España data de 1970. En Castilla-La Mancha su presencia se ha constatado en Toledo, Albacete y Ciudad Real.

En el presente proyecto se han obtenido cuatro nuevas citas de la especie, de las que dos corresponden a las cuadrículas al sur y al oeste de la ciudad de Toledo, ya que al norte ya existía (Figura 4.24). Las otras dos nuevas citas se encuentran en la zona sureste de la provincia y corresponden con la confluencia de los ríos de la cuenca del Guadiana. En total solamente está presente en un 3% de las cuadrículas totales de la provincia de Toledo.

Pato mandarín *Aix galericulata*

El Pato mandarín es una anátida frecuente en parques urbanos y zoológicos, siendo esta su principal vía de introducción. Su área de distribución natural se extiende por Asia oriental, entre el sureste de Siberia y el noreste de China, Corea y Japón. Existe una población asilvestrada importante en Gran Bretaña y núcleos menores en diversos países de Europa central, que proceden de sueltas y escapes de animales cautivos ocurridas a lo largo del siglo XX. En Toledo, la especie se ha incluido en la lista de vertebrados exóticos porque se ha constatado su reproducción durante los años de duración del proyecto y tiene un riesgo de expansión. Actualmente está presente en la ciudad de Toledo en el río Tajo (Figura 4.25).

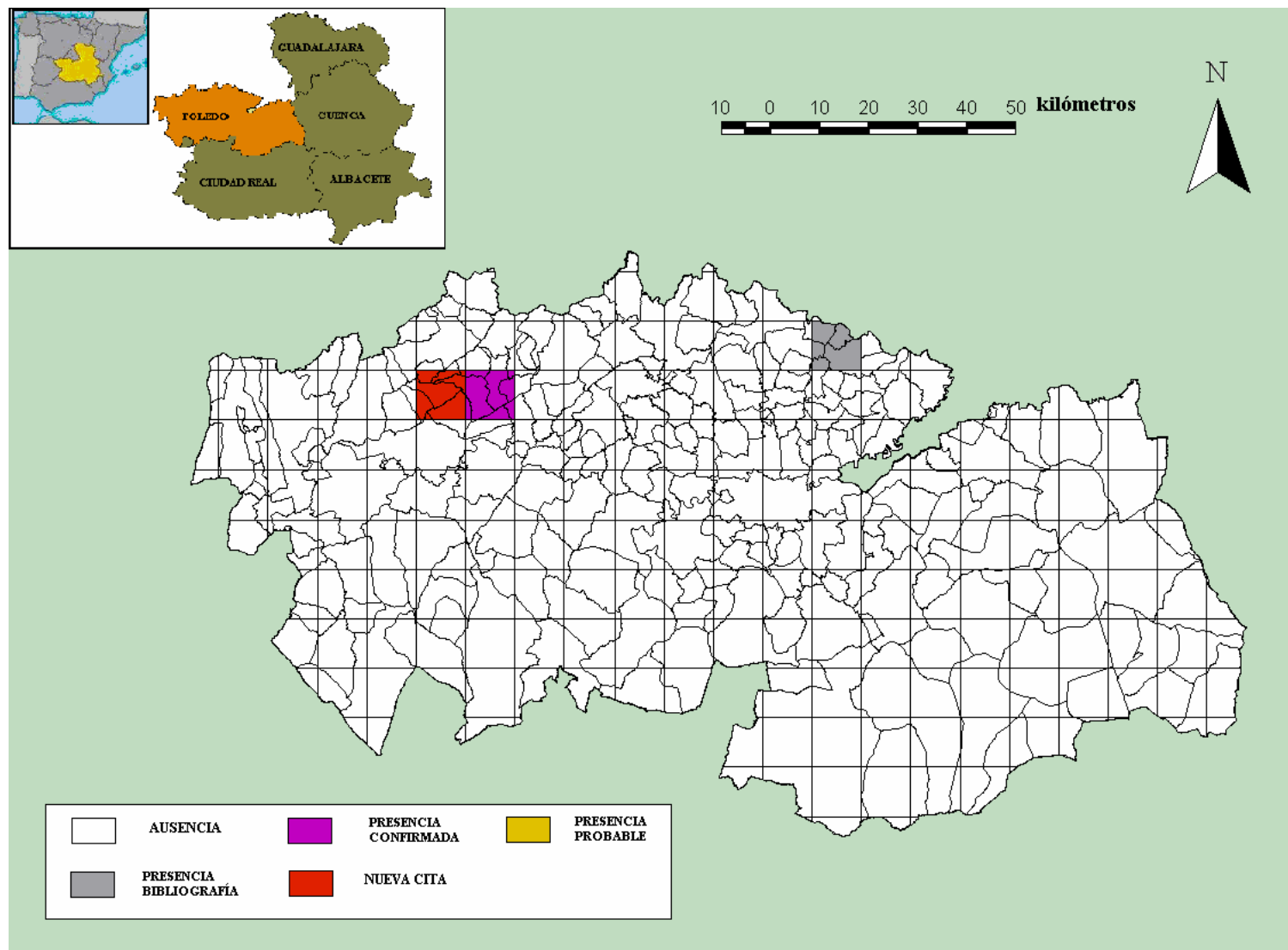


Figura 4.23. Distribución de la Cotorra argentina *Myiopsitta monachus* en la provincia de Toledo.

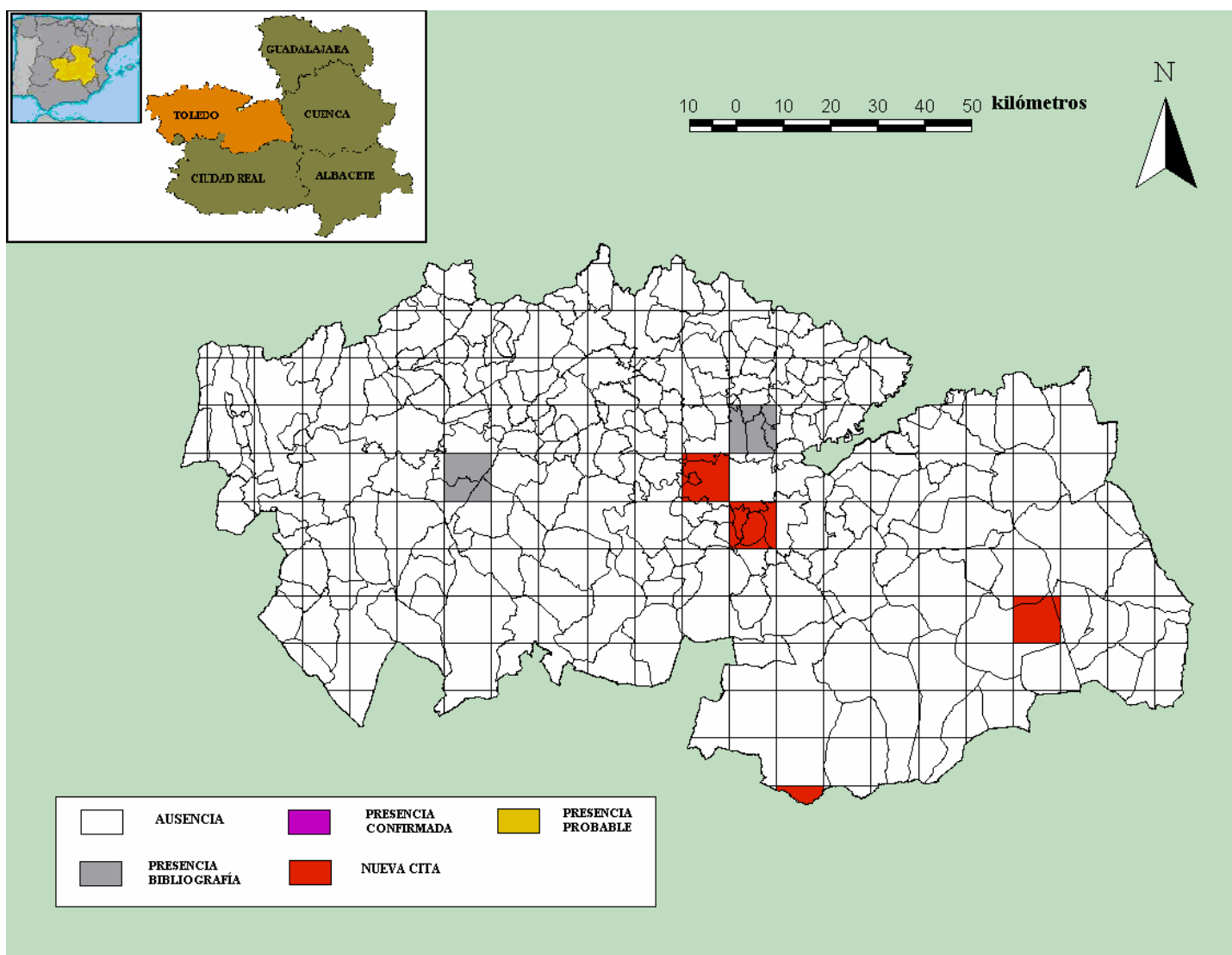


Figura 4.24. Distribución de la Cotorra de Kramer *Psittacula krameri* en la provincia de Toledo.

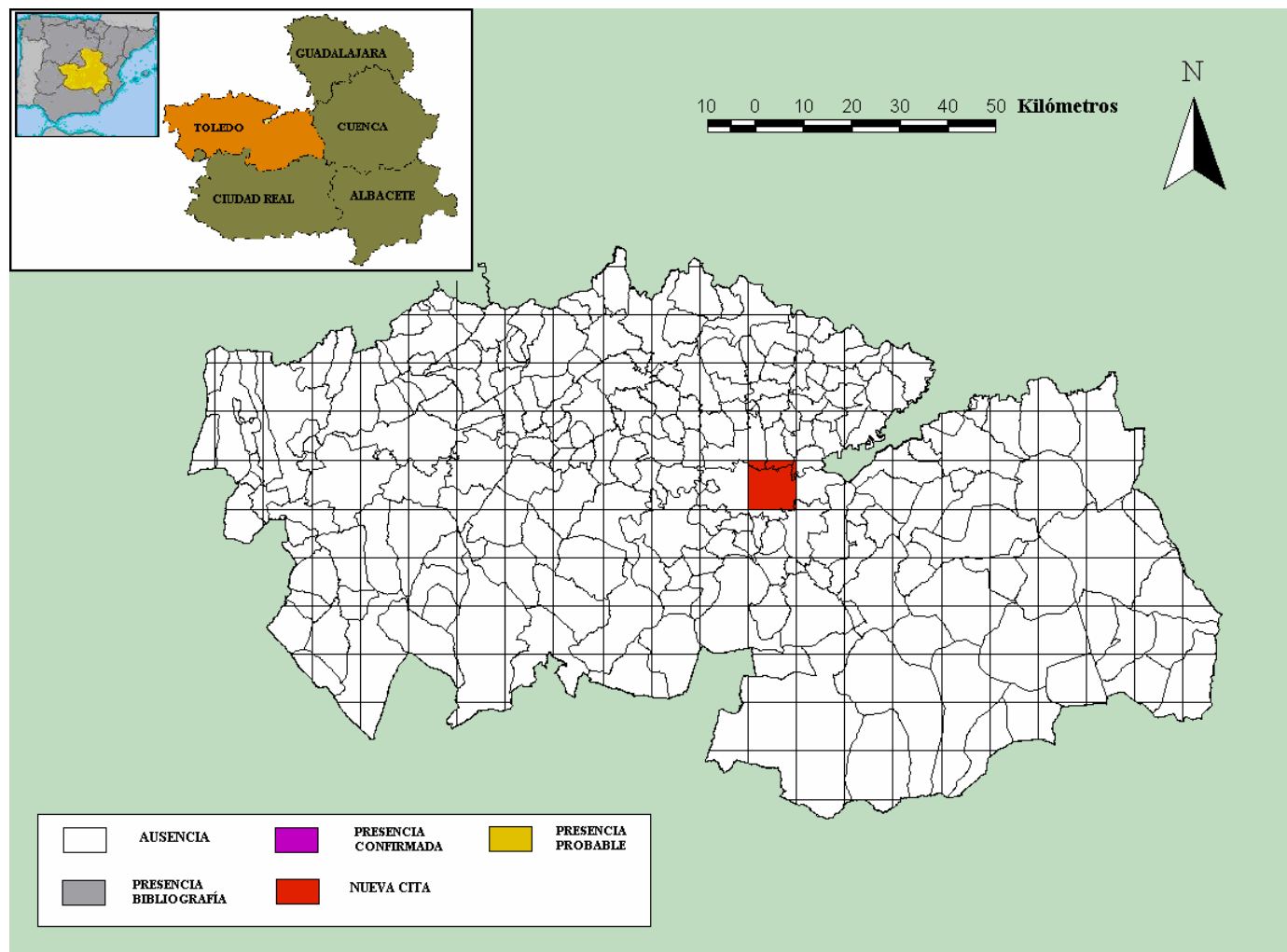


Figura 4.25. Distribución del pato mandarín *Aix galericulata* en la provincia de Toledo.

Faisán Vulgar *Phasianus colchicus*

El Faisán vulgar es un faisánido de origen asiático, que se ha introducido en el medio natural con fines cinegéticos. Los ejemplares que sobreviven a la temporada de caza, que son pocos, pueden establecerse en los nuevos territorios. Es un ave introducida desde antiguo, sin que exista una referencia temporal aproximada. Prefiere ocupar zonas húmedas con arbolado y espacios abiertos intercalados pero muestra una gran capacidad para adaptarse a diferentes condiciones climáticas. Pueden producir impactos negativos sobre los cultivos y también sobre las aves autóctonas, ya que pone los huevos en los nidos de otras gallináceas y patos provocando que abandonen el nido, comportamiento que tiene mucho impacto en las poblaciones nativas allí donde el Faisán se ha asilvestrado. Se encuentra presente en las cinco provincias castellano-manchegas con poblaciones pequeñas y fluctuantes.

En Toledo ha experimentado una gran expansión, pasando a ocupar en pocos años de un 5% a un 20% de las cuadrículas de la provincia (Figura 4.26). En la actualidad es posible encontrarlo por todo el territorio provincial, pero especialmente por el centro en dos bloques, uno al norte que corresponde con la zona de la Sierra de San Vicente y la zona sur de Montes de Toledo y las estribaciones al norte de este sistema montañoso. En el suroeste de la provincia también existe un bloque de cuadrículas con nuevas citas de Faisán vulgar. Como se puede observar en la Figura 4.26, las cuadrículas ocupadas por esta especie suelen coincidir con aquellas que tienen una granja cinegética donde se crían faisanes o están próximas a una.

Para el patrón de distribución del Faisán vulgar se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.19), con un porcentaje de clasificación del 72.2%. El patrón de distribución fue explicado principalmente por la distancia a la granja cinegética más próxima o vía de introducción considerada. Por tanto, la probabilidad de encontrar a esta especie en un punto concreto aumenta con la proximidad a los centros de cría, que indica que estas aves se escapan de las granjas y se establecen en zonas cercanas. También su distribución fue explicada por la variable de usos del suelo $F3_{USO}$, indicando que la presencia de la especie es más probable en zonas de vegetación natural arbustiva, que le puede servir de refugio, siendo poco probable su presencia en zonas con vegetación natural herbácea y en dehesas.

Tabla 4.19. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Faisán vulgar según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
Distancia vía introducción	-0.750	0.022	<0.01
F3 _{USO}	0.620	0.262	<0.05
<i>Constante</i>	0.087	0.391	>0.05
$\chi^2 = 18.958$, gl= 2, p<0.001			

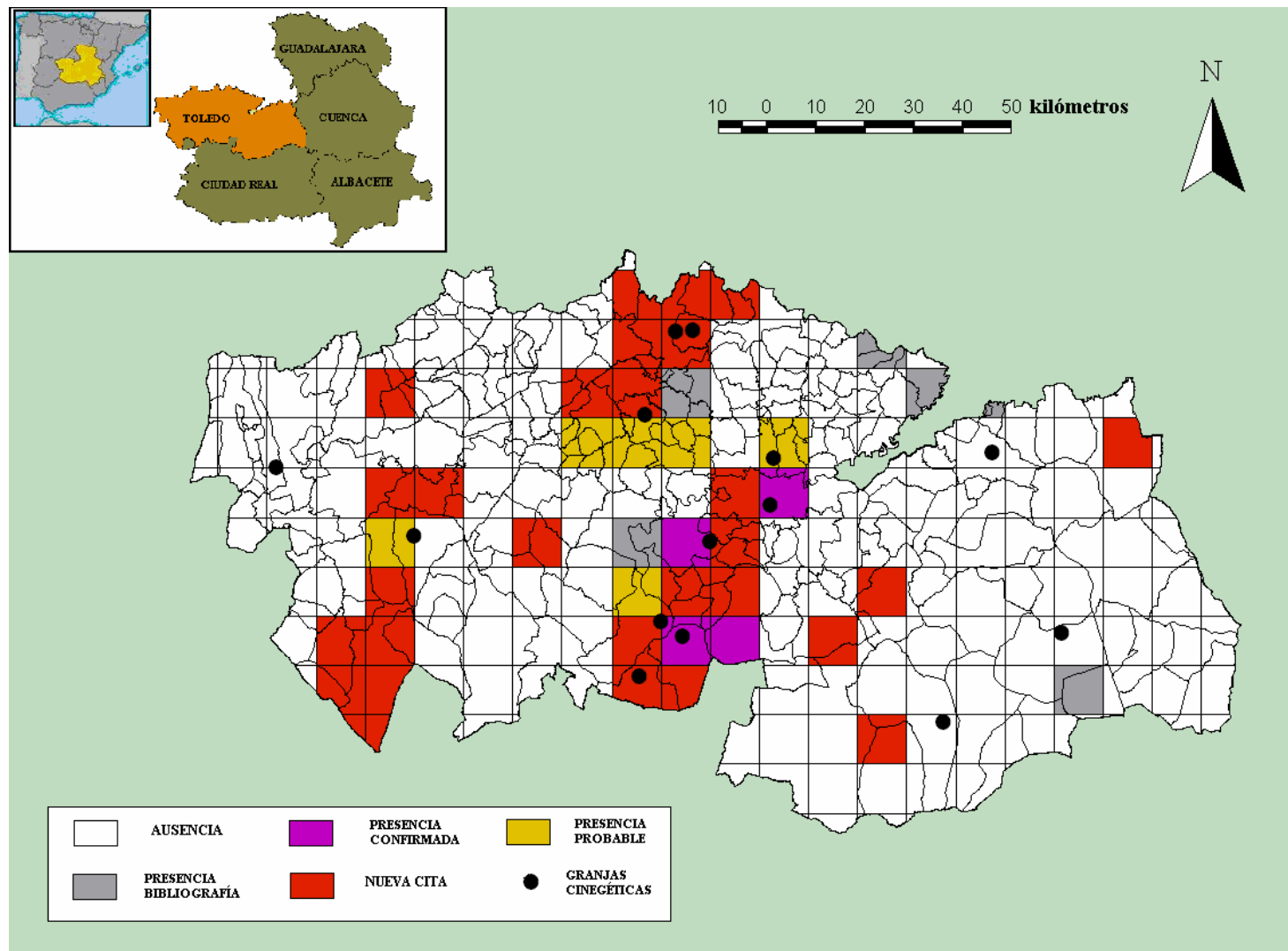


Figura 4.26. Distribución del Faisán vulgar *Phasianus colchicus* en la provincia de Toledo. La situación de las granjas cinegéticas autorizadas donde se produce esta especie en la provincia se indica con un punto negro.

4.5.2.4 Mamíferos

En cuanto a los mamíferos, en Toledo se han encontrado cuatro especies exóticas, el Gamo, el Muflón, el Visón americano y la Rata parda. La mitad de las especies son ungulados introducidos con fines cinegéticos, por lo que su presencia está ligada a terrenos en los que se practica la caza mayor. Todas las especies que se encuentran en las provincias limítrofes también están en Toledo. De hecho, algunas como el Visón americano se han expandido desde estos lugares. En concreto, esta especie puede haber llegado desde Cáceres, Ávila y Madrid. Por otro lado, en Toledo es donde se caza el mayor número de ejemplares de Gamo y Muflón de España (Anuario de Estadística Forestal 2005), que indica que existe una alta demanda por parte de los cazadores. Finalmente, la Rata parda es la especie de vertebrado exótico que se encuentra más expandida por la provincia.

A continuación se incluye un análisis detallado de la distribución de las especies de mamíferos exóticos de la provincia de Toledo, que se completa con la información del Anexo IV.

Visón Americano *Neovison vison*

El Visón americano es un mustélido de origen norteamericano. La especie se introdujo en España a finales de la década de los años 50 con fines comerciales, por el interés que despierta su pelaje en la industria peletera. Su naturalización se debe a escapes desde las granjas donde se cultivan y liberaciones masivas de ejemplares por parte de grupos de defensa de los animales. De hábitos semiacuáticos, este mamífero de tamaño medio puede ocupar casi todo tipo de hábitats con agua. Compite por el hábitat con especies autóctonas como el Visón europeo *Mustela lutreola*, la Nutria *Lutra lutra* o el Turón *Mustela putorius*. Parece que tolera una mayor contaminación de las aguas y una mayor actividad humana. En Castilla-La Mancha su presencia está constatada en Toledo y Guadalajara.

En Toledo, el Visón americano se distribuye por los sistemas fluviales del norte de la provincia, ocupando en total un 23% de las cuadrículas con cursos de agua en la provincia (Figura 4.27). En el presente proyecto se ha detectado su presencia en el río Guadyerbas, en la zona del río Tiétar que corresponde con el embalse de Rosarito y en el río Alberche, donde solamente se encontraba en el embalse de Cazalegas, ocupando en total toda la longitud de estos ríos a su paso por la provincia. El Visón americano se encuentra claramente en expansión en Toledo y es considerado en los cuestionarios realizados como una especie frecuente.

Para el patrón de distribución del Visón americano se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.20), con un porcentaje de clasificación muy alto del 97%. El patrón de distribución fue explicado por la variable de calidad del

agua $F1_{CAL}$ y la variable de impacto antrópico $F1_{HUM}$. Por tanto, la probabilidad de encontrar al Visón americano en un punto determinado aumenta en zonas con productividad del agua baja (sales y nutrientes), pero esto simplemente puede estar relacionado con el tipo de sustrato de los ríos por donde se está expandiendo la especie en la provincia y no con sus preferencias de hábitat. Por otra parte, es más probable encontrar el Visón americano en zonas despobladas, con un perfil humano envejecido y con poca dinámica poblacional.

Tabla 4.20. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Visón americano según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
$F1_{CAL}$	-8.727	4.087	<0.05
$F1_{HUM}$	1.173	0.596	<0.05
<i>Constante</i>	-1.419	0.288	<0.001
$\chi^2 = 57.189$, gl= 4, p<0.001			

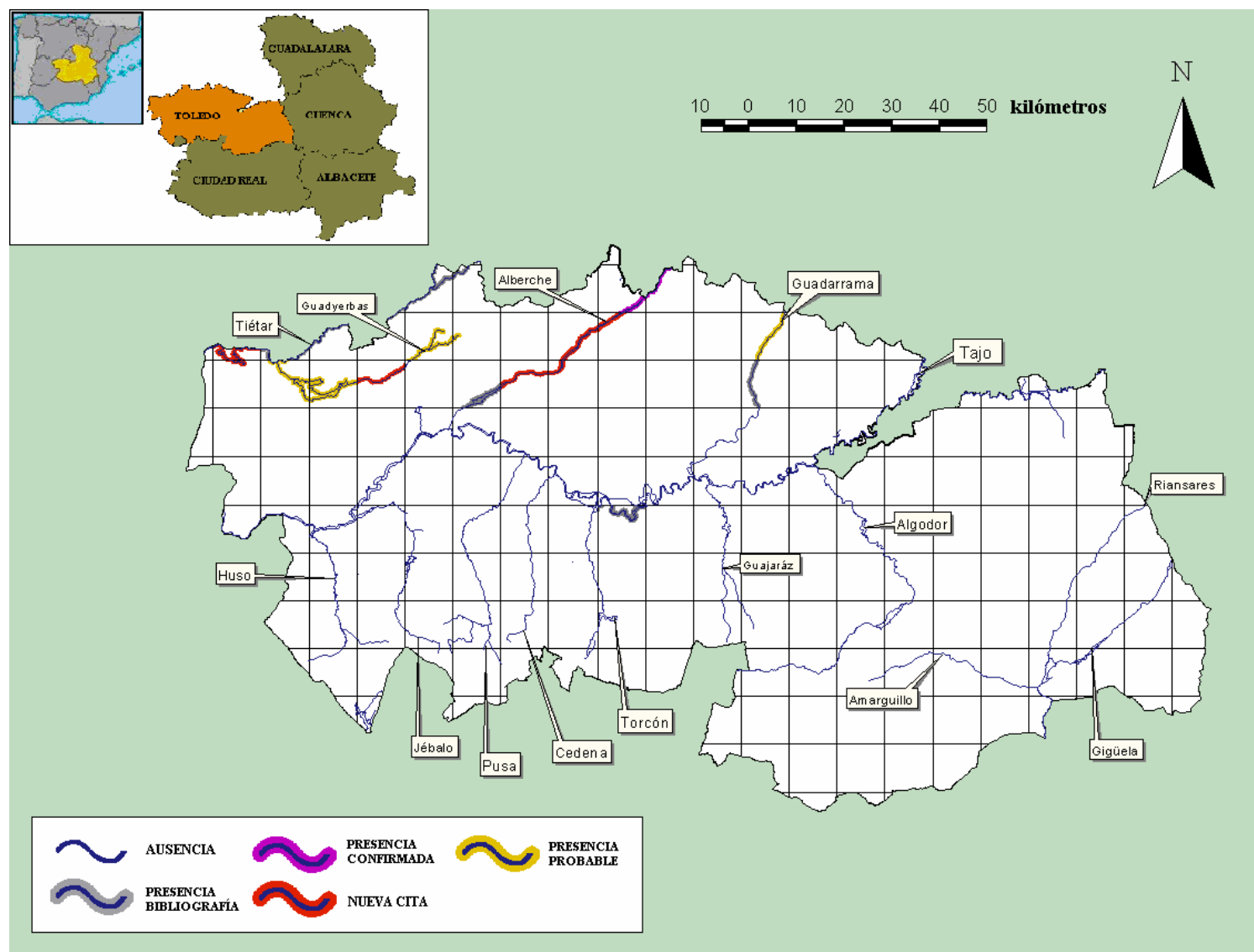


Figura 4.27. Distribución de Visón americano *Neovison vison* en la provincia de Toledo.

Muflón *Ovis aries*

El Muflón es un bóvido cuya área de origen natural no está clara, aunque se supone que es europea. Se ha introducido con fines cinegéticos, siendo en la actualidad una de las especies de caza mayor más demandada. A España llegó en el año 1953. Muestra una elevada capacidad de adaptación a diferentes hábitats tanto de montaña como bosques húmedos o zonas secas y agrestes, tolerando incluso condiciones extremas. Puede provocar grandes impactos sobre la flora endémica por sobrepastoreo, pudiendo competir además con especies autóctonas. Está presente en terrenos cinegéticos de todas las provincias castellano-manchegas.

El Muflón estaba presente en muchas zonas de Toledo, tanto al norte como al sur, siendo corroboradas las citas de 24 cuadrículas en el presente proyecto (Figura 4.28). Además, se han añadido 11 citas nuevas cerca de las zonas donde ya existía, como en la zona oeste de Anchuras. Se encuentra establecido por tanto en la zona de la Sierra de San Vicente y en el sur de la provincia, especialmente en la zonas de los municipios de Sonseca y Los Yébenes y en la zona oeste a la altura del río Tajo.

Para el patrón de distribución del Muflón se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$), con un porcentaje de clasificación del 71.7% (Tabla 4.21). El patrón de distribución fue explicado por la distancia a la vía de introducción más próxima, en este caso las granjas cinegéticas donde se cría la especie, las variables de usos del suelo $F1_{USO}$ y $F3_{USO}$ y la variable de impacto antrópico $F2_{HUM}$. Por tanto, es más probable encontrar el Muflón en zonas de vegetación natural arbórea y arbustiva, siendo poco probable su presencia en zonas con cultivos permanentes de secano de herbáceas. La otra variable de usos del suelo indica que la presencia de la especie es más probable en zonas con vegetación natural arbustiva, siendo menos probable encontrarlo en zonas de vegetación natural herbácea. Por otro lado, la variable de impacto humano indica que la presencia del Muflón es más probable en zonas con usos urbanos elevados y altos niveles de infraestructuras, hecho que puede indicar que esta especie se suele introducir en cotos de caza con un buen acceso desde pueblos y ciudades cercanos. Por último, la relación entre la presencia del Muflón y la vía de introducción es muy estrecha, pero en este caso es más probable que no se deba a escapes como ocurre con el Faisán vulgar, sino que esté más relacionado con la proximidad de los cotos de caza a las granjas cinegéticas donde se cría la especie.

Tabla 4.21. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Muflón según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
F1 _{USO}	0.744	0.195	<0.001
F3 _{USO}	0.418	0.213	<0.05
F2 _{HUM}	0.675	0.245	<0.001
Distancia vía introducción	-0.043	0.012	<0.001
<i>Constante</i>	0.680	0.430	>0.05
$\chi^2 = 46.023$, gl= 4, p<0.001			

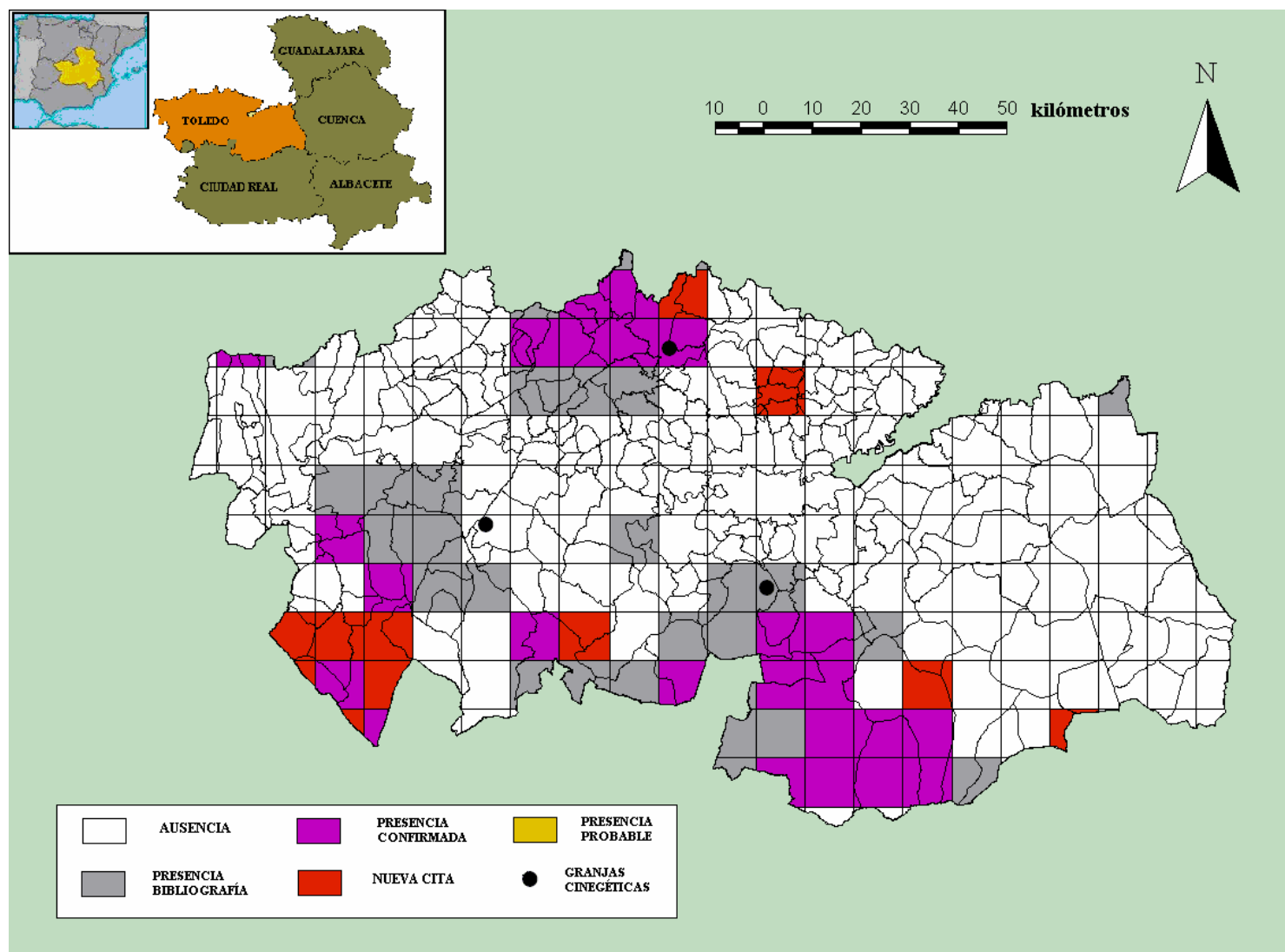


Figura 4.28. Distribución del Muflón *Ovis aries* en la provincia de Toledo. La situación de las granjas cinegéticas autorizadas donde se produce esta especie en la provincia de Toledo se indica con un punto negro.

Gamo *Dama dama*

El Gamo es un cérvido de origen euroasiático. Ocupa zonas muy variadas como bosques y sus bordes, prados y claros, y en la actualidad se halla presente en cualquier tipo de clima excepto en el polar. Se ha introducido con fines cinegéticos debido al interés que despierta la cornamenta de los machos. Su alta capacidad adaptativa y elevada tasa de crecimiento determinan que sus poblaciones puedan alcanzar con frecuencia densidades preocupantes, por lo que puede llegar a desplazar a los cérvidos autóctonos más selectivos, como el Corzo *Capreolus capreolus*, a la vez que es portador de diversas enfermedades y virus. También puede ejercer efectos negativos sobre la composición y regeneración de algunas especies vegetales autóctonas. A principios del siglo XIX ya estaba presente en algunos territorios del país. Se encuentra en las cinco provincias de Castilla-La Mancha, asociado a terrenos cinegéticos.

En Toledo, actualmente se encuentra en un 16% de las cuadrículas de la provincia. Con la elaboración del presente proyecto se ha pasado de 9 a 32 citas, que se distribuyen mayoritariamente en la zona del sur y oeste, así como en el norte de la provincia alrededor de la Sierra de San Vicente (Figura 4.29). La distribución del Gamo en Toledo es muy similar a la del Muflón (Figura 4.28), hecho que probablemente indica que estas dos especies se deben introducir juntas en los mismos cotos de caza.

Para el patrón de distribución del Gamo se obtuvo un modelo de regresión muy significativo ($p < 0.001$) (Tabla 4.22), con un porcentaje de clasificación del 83.9%. El patrón de distribución fue explicado por un solo parámetro, que es la variable de usos del suelo $F1_{USO}$. Del mismo modo que ocurre con el Muflón, es más probable encontrar el Gamo en zonas de vegetación natural arbórea y arbustiva, siendo poco probable su presencia en zonas con cultivos permanentes de secano de herbáceas.

Tabla 4.22. Modelo de regresión logística por pasos (p de entrada= 0.05, p de eliminación= 0.10) para la probabilidad de presencia de Gamo según las variables ambientales y de impacto humano consideradas. Se indican los coeficientes del modelo y su error típico, así como el valor de Chi cuadrado del modelo y su nivel de significación.

Variables	Coeficiente	Error	p
$F1_{USO}$	0.621	0.210	<0.005
<i>Constante</i>	-1.739	0.220	<0.001
$\chi^2 = 9.134$, gl= 1, $p < 0.001$			

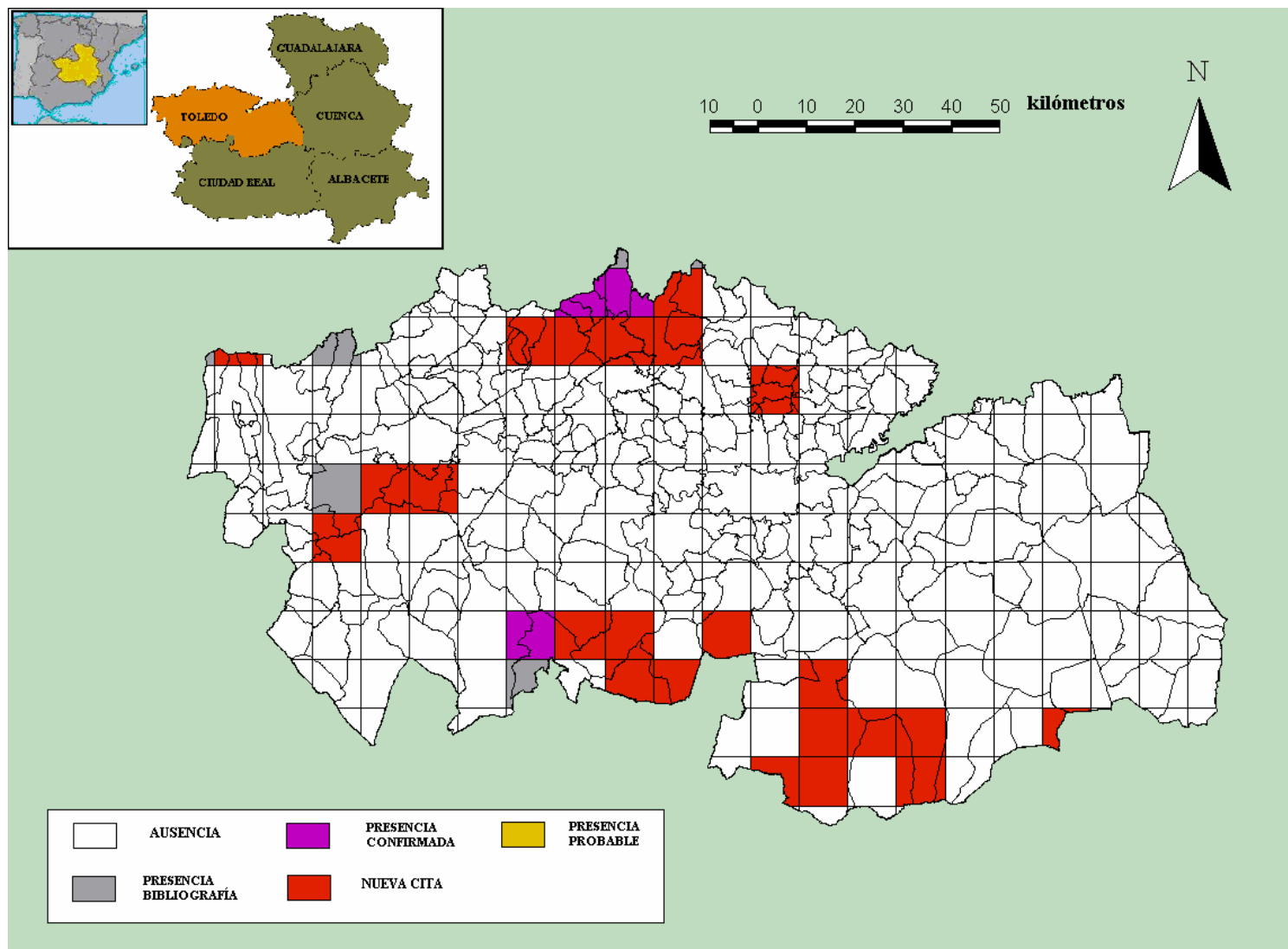


Figura 4.29. Distribución del Gamu *Dama dama* en la provincia de Toledo.

Rata parda *Rattus norvegicus*

La Rata parda es uno de los mamíferos invasores más ligado al hombre y que mayor éxito ha tenido, debido a su gran capacidad de adaptación. Es originaria de Asia Central, concretamente de China, y su introducción en España data del siglo XIX. Su rápida expansión por diversos continentes ha sido favorecida por el transporte marítimo de mercancías, de manera que la mayoría de las introducciones han sido realizadas de forma involuntaria. La especie se distribuye prácticamente por toda la región de Castilla-La Mancha y en Toledo se encuentra por todo el territorio de la provincia, principalmente en la mitad septentrional (Figura 4.31, Anexo IV).

La Rata parda está muy bien adaptada a los medios humanizados, estando presente sobre todo en zonas urbanas y rurales. En general viven y crían cerca de las fuentes de comida, aunque también existen poblaciones silvestres, generalmente asociadas a hábitat con presencia cercana de agua, como arroyos, cultivos de regadío, marismas o arrozales. Las poblaciones de esta especie pueden alcanzar densidades muy elevadas, tanto en el medio natural como urbano, lo que puede suponer varios tipos de impactos. Por una parte, existe un importante riesgo de impacto sanitario por la gran cantidad de enfermedades que pueden transmitir. Por otro lado, pueden causar daños importantes en la agricultura, industria agroalimentaria y algunas infraestructuras urbanas, que suponen un elevado coste económico. En el presente proyecto no se han podido obtener citas nuevas de la especie, quizá porque sea difícil considerarla una especie invasora que pueda ocasionar algún daño en el medio natural.

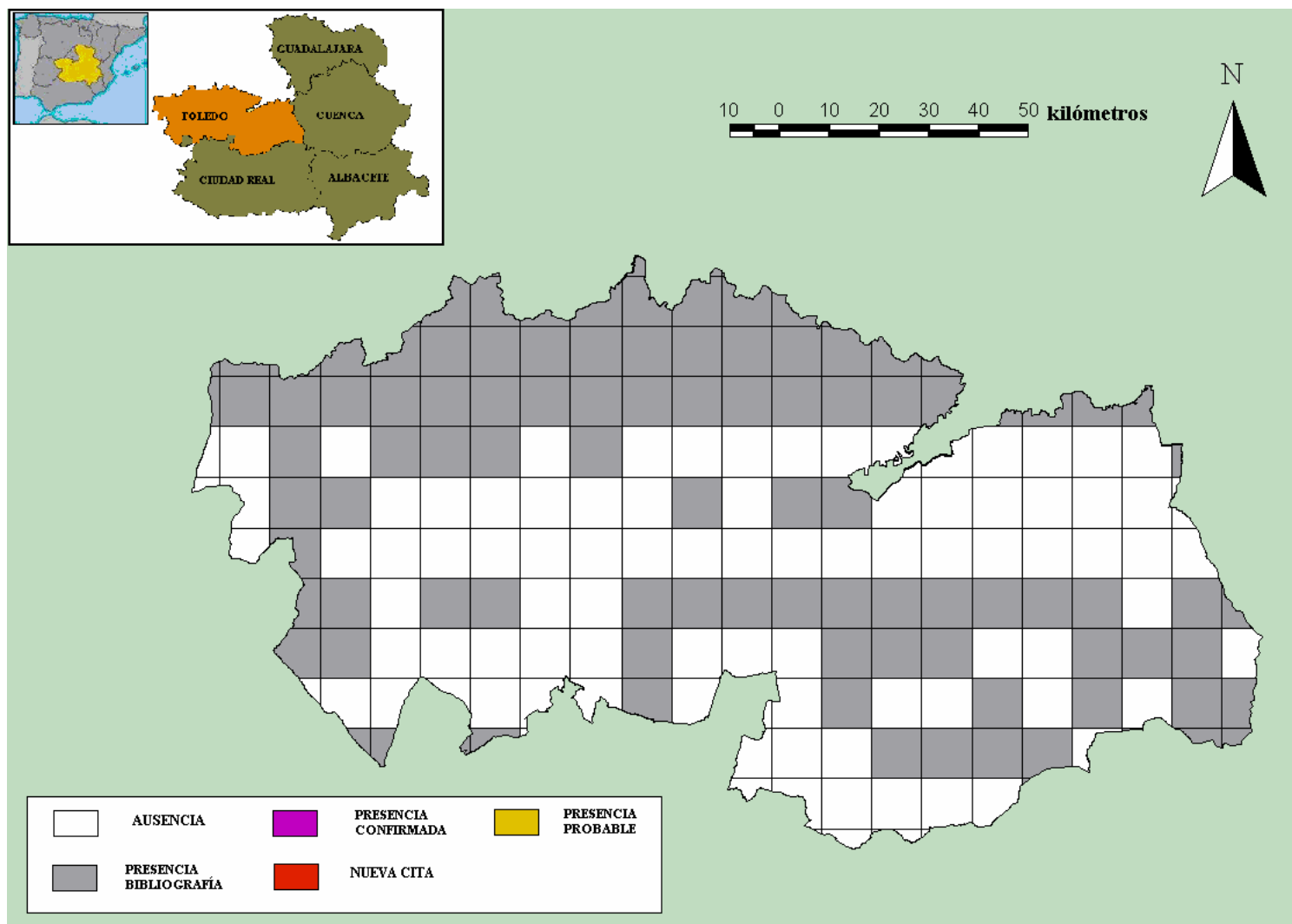


Figura 4.30. Distribución de la Rata parda *Rattus norvegicus* en la provincia de Toledo.

4.5.2.5 Invertebrados

Además de las especies de vertebrados exóticos, en el objetivo principal del presente proyecto también se incluyó el estudio de la situación actual de las especies más significativas de los invertebrados invasores de la provincia de Toledo, por presentar un interés elevado para los organismos encargados de la gestión de las especies exóticas.

Para ello se ha realizado un seguimiento de las dos especies de cangrejo que en la actualidad despiertan más interés en pesca deportiva, el Cangrejo rojo y el Cangrejo señal, cuya presencia era muy probable en Toledo, por disponer de información previa o por encontrarse en provincias limítrofes como Madrid. También se han consultado las bases de datos del seguimiento exhaustivo de la distribución del **Mejillón cebra** *Dreissena polymorpha* que la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y la Confederación Hidrográfica del Tajo están realizando desde 2005. El Mejillón cebra es un molusco bivalvo de aguas dulces y salobres de pequeño tamaño que se detectó en España por primera vez en 2001 en el Bajo Ebro y cuya invasión está siendo muy problemática, por los enormes daños ecológicos y económicos que produce. Esta especie, que procede de los mares Aral y Caspio inició hace más de dos siglos una amplia fase de dispersión, como consecuencia de la apertura de canales y de la navegación, colonizando Europa occidental y, más recientemente, Estados Unidos donde produce cuantiosos daños. Por el momento esta especie no se ha detectado en aguas de la provincia de Toledo.

Por otro lado, durante la última mitad del siglo XX en España se llevaron a cabo varios intentos para cultivar e introducir cangrejos exóticos con fines comerciales. Dos especies colonizaron con éxito los ríos, el **Cangrejo rojo** *Procambarus clarkii* y el **Cangrejo señal** *Pacifastacus leniusculus*. La introducción del Cangrejo rojo desde Estados Unidos tuvo lugar en 1973 en Badajoz y las marismas del Guadalquivir con fines comerciales. La especie se dispersó muy rápidamente, y en pocos años apareció en zonas tan distantes como la Albufera de Valencia, el Delta del Ebro y la provincia de Zamora, extendiéndose posteriormente al resto de la Península, donde cuenta además con poblaciones densas. Actualmente su pesca se practica en casi todas las comunidades autónomas. El cangrejo señal fue introducido en 1974 en Guadalajara y Soria. La dispersión del cangrejo señal ha seguido un camino distinto a la del Cangrejo rojo, ya que existe un activo programa de introducción por parte de algunas Administraciones para su pesca. Actualmente se encuentra ampliamente distribuido en Castilla y León, País Vasco y Navarra, siendo localmente abundante en las cabeceras del Duero y del Ebro, donde su captura despierta un elevado interés entre los pescadores. Recientemente se ha detectado su presencia en ríos de la Comunidad de Madrid, sin embargo en Toledo aún no hay citas de esta especie.

Por el contrario, el Cangrejo rojo se encuentra ampliamente distribuido por toda la provincia de Toledo (Figura 4.31, Anexo I), además sus poblaciones suelen ser muy densas. Por ello, es sin duda una de las especies invasoras que más éxito está teniendo y con la que se deben establecer medidas de gestión urgentes. De momento, desde 2009 está declarada como Especie de carácter invasor en Castilla-La Mancha, estableciéndose por ello medidas de control de sus poblaciones.

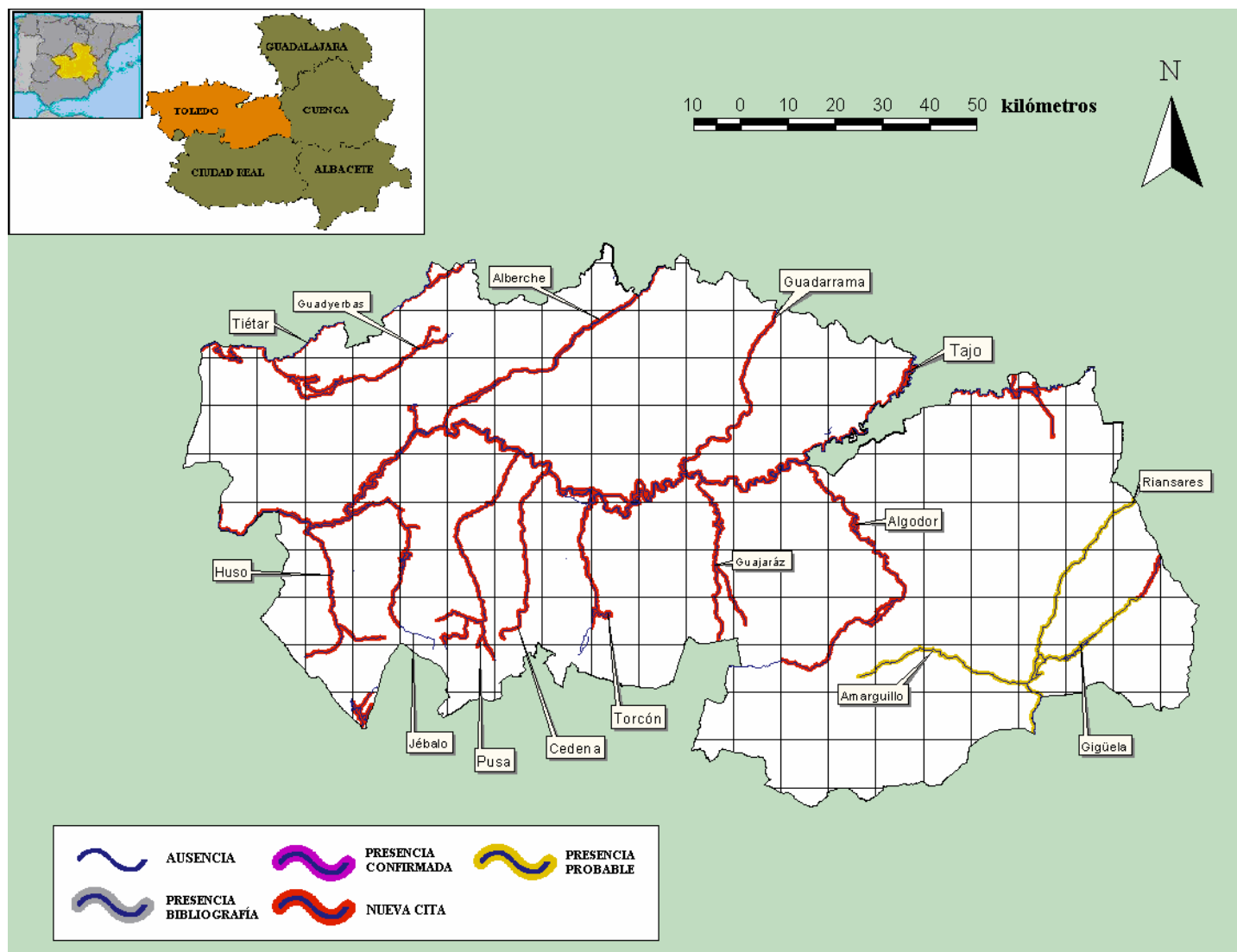


Figura 4.31. Distribución del Cangrejo rojo *Procambarus clarkii* en la provincia de Toledo.

5. DISCUSIÓN

De acuerdo con los Principios de orientación adoptados por el Convenio de Diversidad Biológica (CDB), la prevención, detección precoz y la acción rápida son los mejores medios para hacer frente a las especies exóticas invasoras (EEI). No obstante, la aplicación de estos principios requiere un mejor conocimiento del modo de implantación y propagación de las EEI. Para ello resulta imprescindible realizar un análisis de la distribución de las especies, así como de las variables que determinan su presencia y expansión, como el llevado a cabo en el presente proyecto. Los resultados obtenidos proporcionan información sobre la vulnerabilidad de ciertos hábitats a las invasiones y de los principales puntos de riesgo. Como ejemplo, en un estudio reciente realizado a nivel europeo se muestra que las invasiones de plantas son más frecuentes en hábitats litorales y ribereños, así como en entornos creados por el hombre como las tierras agrícolas y los paisajes urbanos. Por el contrario, los niveles de invasión son bajos en entornos con condiciones climáticas adversas y en hábitat pobres en nutrientes, como las montañas, los acantilados, las ciénagas, las praderas secas y los bosques de coníferas (Chytrý *et al.* 2008). No existe todavía un estudio similar en Europa realizado con vertebrados invasores, a pesar de la evidencia acumulada de sus efectos adversos sobre la diversidad biológica, especialmente en medios insulares (Brown 1989, Courchamp *et al.* 2003, Howald *et al.* 2007, Silva & Saavedra 2008, White *et al.* 2008). En una escala menor, los resultados y conclusiones del presente estudio pueden utilizarse para pronosticar el riesgo de invasión en algunas zonas de Toledo e identificar las áreas con mayor riesgo de invasión, con el fin de priorizar las medidas de gestión a adoptar.

En la provincia de Toledo se han encontrado 22 especies de vertebrados y una especie de cangrejo exóticos, de los que el grupo mayoritario corresponde a los peces, que representan un 55% del total, después las aves con un 27%, los mamíferos con 14% y, por último, los reptiles con un 5% del total y solamente una especie establecida. Los resultados obtenidos reflejan, en cuanto a la proporción de especies exóticas, que Toledo es la provincia de Castilla-La Mancha más afectada por el problema de las invasiones (Guerra 2008). Para poner los resultados en un contexto más amplio y poder valorar así la magnitud del problema ambiental de Toledo, se ha realizado una comparación con el número de especies de vertebrados exóticos presente en el resto de comunidades autónomas, a partir de Doadrio (2002), Pleguezuelos *et al.* (2002), Martí & del Moral (2003), Palomo & Gisbert (2002) y Palomo *et al.* (2007). Si observamos el número de especies exóticas en grupos como peces, aves y mamíferos, la situación de Toledo es preocupante ya que se sitúa cerca de los valores máximos detectados en otras comunidades autónomas.

En el caso de los **peces continentales**, las cifras adquieren unos valores impresionantes. Como ejemplo de esta alarmante situación, durante la realización del presente proyecto se han detectado tres nuevas especies invasoras en los ríos de Toledo, el Alburno, la Lucioperca y el Siluro. El resto de las especies ha experimentado un aumento considerable en su área de distribución en pocos años, especialmente el Pez gato negro y el Lucio, a excepción de la Trucha arco-iris. Los impactos causados por los peces invasores presentes en Toledo son de sobra conocidos (ver Anexo I), aún así hay que insistir en adoptar el principio de precaución a la hora de gestionar las especies que de momento no parecen tener un impacto claro en la región por sus distribuciones más limitadas o por presentar un número bajo de efectivos. Tal como alertan Leprieur *et al.* (2009) y Vitule *et al.* (2009), una vez establecidas las especies el proceso de invasión puede ser muy dañino e irreversible.

El asentamiento y la expansión de los peces invasores probablemente están favorecidos por la introducción sucesiva por parte de particulares, la plasticidad de las especies a la hora de establecerse en el nuevo territorio y la creciente degradación de los hábitats naturales. En todo caso, se trata de un fenómeno generalizado en los ecosistemas fluviales ibéricos, europeos y mundiales (Elvira & Almodóvar 2001, Marchetti *et al.* 2004, Ruesink 2005, Clavero & García-Berthou 2006), que pone de manifiesto la necesidad de aplicar medidas urgentes para recuperar el estado natural de los ríos y sus comunidades de peces. Además, parece que muchas de las consecuencias ambientales previstas del cambio climático pueden favorecer la expansión de gran parte de las especies invasoras acuáticas (Rahel & Olden 2008). Por ejemplo, los cambios previstos en la temperatura del agua pueden favorecer el desarrollo de las especies invasoras y perjudicar a las especies nativas o el cambio en el régimen de caudales predicho favorecer el incremento de la regulación de los ríos con el consiguiente riesgo de nuevas introducciones en medios como los embalses.

Todavía no se ha encontrado un patrón global que explique el éxito de los peces continentales invasores. Ribeiro *et al.* (2008) en la península Ibérica y Moyle & Marchetti (2006) en California analizan de manera similar las características de las estrategias vitales de las especies de peces exóticos para intentar explicar su establecimiento, dispersión e integración en las comunidades de peces nativos. Parece que las especies introducidas presentan una elevada plasticidad en algunos rasgos de las estrategias vitales, como la edad de madurez, que les puede conferir cierta ventaja al colonizar nuevos ambientes. Además de esto, en la península Ibérica parece que el modo de alimentación también varía respecto a las especies nativas, así como su tolerancia fisiológica a altas temperaturas y bajas concentraciones de oxígeno. Sin embargo, Vila-Gispert *et al.* (2005) no encuentran un patrón claro cuando realizan una comparación similar en ríos de Cataluña, observando solamente pequeñas diferencias en las estrategias vitales. Lo mismo observan Alcaraz *et al.* (2005) cuando realizan un análisis general de la ictiofauna de la península Ibérica, hecho que relacionan con la

diversidad de estrategias vitales que presentan las especies invasoras y los muy diversos modos de entrada en el medio natural. Por su parte, Ruesink (2005) en un análisis global de más de mil especies de peces observa que el riesgo de invasión es mayor cuando se trata de especies generalistas que maduran tempranamente y son introducidas en medios aislados.

En Toledo, las principales variables ambientales asociadas a la distribución de los peces fueron la altitud y la distancia a la vía de introducción mas próxima, que explicaban la presencia de seis y cinco especies respectivamente del total de ocho especies analizadas. De esta manera, parece que las condiciones ambientales de las zonas con altitudes bajas, por ejemplo mayor temperatura del agua o caudales mayores y más estables, son más favorables para la ictiofauna exótica. Esto explica que el río Tajo sea el curso fluvial de la provincia de Toledo que mayor número de especies invasoras alberga, a la vez que nos puede explicar que los peces no hayan remontado los ríos hacia las zonas de tramos medios y altos. La influencia de la distancia a la vía de introducción más próxima, principalmente embalses, confirma el papel de la actividad de la pesca deportiva como principal causa de introducción de especies de peces invasores, a excepción del Gobio que parece ocupar zonas alejadas de los embalses. El Gobio es una especie sin interés en pesca deportiva, que posiblemente ha sido introducido como cebo vivo para pescar depredadores ictiófagos, por tanto su distribución en Toledo está probablemente más relacionada con sus requerimientos de hábitat (Doadrio 2002).

La influencia de los embalses, como vía de introducción, en la distribución de las especies invasoras ya ha sido observado con anterioridad por Vinyoles *et al.* (2007) en el análisis de la dispersión del Alburno en la península Ibérica. De manera similar, Keller *et al.* (2009) en Gran Bretaña y Han *et al.* (2008a,b) en Japón, han observado un incremento temporal en el número de especies de peces exóticos directamente proporcional a la construcción de presas y embalses. Por su parte, Rahel (2002) destaca que la construcción de embalses contribuye a la homogenización de la fauna de peces continentales, puesto que las especies reófilas nativas son reemplazadas por especies cosmopolitas de medios lénticos. En este sentido, Fausch (2001) observa cómo el cambio en el régimen de caudales puede favorecer la expansión de la Trucha arco-iris y la regresión de los salmónidos nativos del Reino Unido.

La introducción de peces de interés en pesca recreativa en los sistemas fluviales es un problema reconocido a nivel mundial, tratándose de especies que han producido graves problemas de pérdida de diversidad biológica (Cambray 2003). Eby *et al.* (2006), Bystrom *et al.* (2007) y Fausch (2007) muestran cómo la introducción sistemática de peces depredadores con fines deportivos ha cambiado el funcionamiento de muchos ecosistemas acuáticos en el mundo, por el incremento del control que ejercen en el resto

de la cadena trófica, que produce un efecto cascada sobre los niveles tróficos inferiores en la mayoría de los casos.

Los resultados obtenidos en Toledo muestran que los factores relacionados con el impacto antrópico son determinantes en la distribución de los peces invasores. Leprieur *et al.* (2008a), en un análisis reciente de las posibles causas del éxito de las invasiones de peces continentales a nivel mundial, muestran que los indicadores de actividad humana explican la mayor parte de la variación de la riqueza de especies exóticas. De este modo, la biogeografía de los peces invasores muestra un patrón que coincide con el presentado por la geografía de los impactos humanos a escala global. Estos mismos autores, en otro trabajo similar (Leprieur *et al.* 2008b) muestran cómo las introducciones y translocaciones de especies de peces continentales están produciendo una homogenización de la ictiofauna continental en Europa, especialmente patente en el suroeste de Europa. La homogenización describe el proceso por el que las invasiones y extinciones simultáneas de especies incrementan la similitud genética, taxonómica o funcional de dos o más grupos de especies en un intervalo de tiempo determinado (Olden 2006). Un resultado similar ha sido observado en Australia por Olden *et al.* (2008), donde el nivel de homogenización de la fauna de peces continentales ocasionada por las especies invasoras es mayor en aquellas cuencas sometidas a una mayor presión antrópica. En una escala menor, Clavero & García-Berthou (2006) observan también un incremento en la semejanza de las comunidades de peces en la península Ibérica. Por su parte, Rahel (2000) encuentra que la ictiofauna continental a lo largo de Estados Unidos se ha vuelto más similar debido a la introducción generalizada de un grupo de especies cosmopolitas de interés en pesca deportiva.

Otra variable importante relacionada con el impacto humano que explica la distribución de algunas especies de peces invasores es los usos del suelo en las riberas. De este modo, la distribución de algunas de las especies invasoras más peligrosas, como el Lucio o la Perca americana, está asociada con la alteración del bosque de ribera y su sustitución por cultivos de regadío. Estos últimos alteran gravemente la dinámica de los sistemas fluviales, principalmente por la extracción de agua para riego, el cambio de iluminación sobre el cauce, que cambia completamente la producción primaria y secundaria de los ríos, así como la alteración de los márgenes, que influye directamente en el refugio y zonas de freza de los peces nativos. Todos estos cambios afectan de manera negativa a las especies nativas, que además deben soportar la ya alta y cada vez mayor presión de depredación de las especies invasoras que proliferan además en los ambientes alterados (Crivelli 1995, Elvira 1997, Light & Marchetti 2007). La fauna de peces nativa de la península Ibérica es muy valiosa desde el punto de vista de la conservación, debido a que presenta un elevado número de endemismos (Elvira 1995). La introducción de especies exóticas en los ríos ibéricos es particularmente grave debido a que las comunidades son poco complejas y han evolucionado en ausencia de especies de peces piscívoros, por lo que son muy vulnerables ante la invasión por parte

de competidores y depredadores exóticos (Elvira *et al.* 1996, Godinho & Ferreira 2000). Además, la relación entre la alteración del hábitat fluvial, por desarrollo urbanístico, extracciones de agua, construcción de presas o cultivos en las zonas de ribera, y la proliferación de especies de peces invasores ha sido constatada en múltiples ocasiones (Gido *et al.* 2004, Marchetti *et al.* 2004a, van Kleef *et al.* 2008).

La calidad del agua no parece en principio determinar la distribución de las especies de peces invasores en Toledo, aunque la presencia de dos especies, el Lucio y la Perca americana, está ligada a la productividad del agua. Esto quizá pueda prevenir su entrada en ríos con menor concentración de sales y nutrientes, como algunos afluentes del río Tajo o sus cabeceras. Por otro lado, el Pez rojo y el Pez sol son dos especies ampliamente distribuidas por Toledo, que sin embargo no están presentes en zonas con concentraciones de oxígeno bajas y altas concentraciones de amonio. Aunque estas especies son bastante tolerantes a la disminución de la calidad del agua, hay zonas en Toledo donde las condiciones para la vida de los peces son muy inapropiadas y ni siquiera las especies invasoras las ocupan.

En la actualidad no existe ninguna cita de **anfibios** exóticos en Toledo y lo mismo ocurre en el resto de provincias de Castilla-La Mancha. Esto puede deberse a la escasez de hábitats favorables para este grupo, lo que dificultaría su establecimiento (Pleguezuelos 2002). A lo largo de la geografía española se han introducido 15 especies de anfibios. No obstante, la mayoría de comunidades autónomas tampoco presentan especies exóticas de este grupo, salvo los dos archipiélagos. En Canarias, la totalidad de las especies de anfibios presentes en el territorio son exóticas y en Baleares sucede prácticamente lo mismo, ya que sólo existen cuatro especies de anfibios, una endémica y tres introducidas. Los **reptiles** exóticos también son escasos en Toledo, si se considera que sólo hay una especie exótica establecida de las 32 que se encuentran establecidas en España (Pleguezuelos 2002). A pesar de la distribución limitada del Galápagos americano en Toledo, cabe destacar su potencial invasor, ya que se ha observado que su reproducción en el medio natural es más probable en zonas cálidas y con mayor radiación solar, como muchas partes del Mediterráneo. De hecho, distintos escenarios de cambio climático predicen la expansión de esta especie en estas zonas (Ficetola *et al.* 2009).

Algunos autores consideran que los vertebrados terrestres presentan un éxito menor en las introducciones en comparación con otros grupos taxonómicos (Jeschke & Strayer 2005). Sin embargo, los vertebrados invasores han colonizado con éxito medios insulares con una diversidad de especies nativas baja. También parecen tener un mayor éxito aquellas especies ligadas al ser humano, que viven en medios alterados, como la Rata parda o el Faisán vulgar (Brown 1989, Ehrlich 1989). En la cuenca mediterránea se ha observado recientemente que algunos grupos como las aves pueden establecerse, expandirse y causar graves impactos (Kark & Sol 2005, Sol 2007). De hecho, en España

muchos de los vertebrados terrestres introducidos en las últimas décadas se están estableciendo en el medio natural y están aumentando sus distribuciones. Lo mismo está ocurriendo con los mamíferos, por ejemplo Spear & Chown (2008) alertan sobre el efecto que están teniendo las introducciones y translocaciones en la homogenización taxonómica de la fauna de ungulados de Sudáfrica. En un estudio más amplio en Norteamérica, Olden *et al.* (2006) ponen en evidencia la relación entre la homogenización de la fauna de vertebrados y las alteraciones humanas. Del mismo modo, Smith (2006) ha observado un patrón similar con la herpetofauna de Estados Unidos.

Real *et al.* (2008), en un estudio similar al presente, analizan la distribución de trece especies de vertebrados exóticos terrestres en España en función de 31 variables relacionadas principalmente con la topografía, la climatología y la actividad humana. Sus resultados sugieren que las actividades humanas explican gran parte de las distribuciones de las especies, de manera que es más probable encontrarlas cerca de núcleos urbanos y carreteras, ya que estas zonas pueden actuar como vías de introducción o provocar alteraciones ambientales que faciliten el establecimiento con éxito de las especies invasoras. Las conclusiones de su trabajo para el Faisán vulgar y el Muflón coinciden con los resultados obtenidos en el presente estudio, ya que la distribución de estas dos especies en Toledo estuvo muy ligada a las vías de introducción, las granjas cinegéticas y, en el caso del Muflón, a las zonas humanizadas. En el Visón americano, el resultado fue algo distinto porque no se pudo estimar la distancia a la vía de introducción más próxima. Las granjas más cercanas estaban en la provincia de Ávila cerca del límite provincial con Toledo y dejaron de funcionar en 1992 (R. Carbonell, comunicación personal). Por tanto, si hubiéramos incluido esta variable en el análisis de la distribución del Visón americano con mucha probabilidad habría sido incluida en el modelo de regresión.

En cuanto a las **aves**, en Toledo existen seis especies exóticas. Esto supone que aproximadamente un tercio de las 15 especies naturalizadas en España han conseguido establecerse con más o menos éxito en la provincia (Martí & del Moral 2003). Por otro lado, existen especies que han sido citadas de forma puntual, como el Tarro canelo, el Flamenco chileno, el Flamenco enano y el Pigargo vocinglero, aunque no se ha registrado su establecimiento. En el grupo de las aves invasoras ha aparecido una especie nueva, el Pato mandarín, y todas han aumentado su distribución en un porcentaje cerca del 3% de las cuadrículas totales de Toledo, excepto el Faisán vulgar que ha aumentado un 14%.

La distribución de las aves invasoras y los factores que afectan su establecimiento y expansión han sido ampliamente estudiados (Duncan *et al.* 2003). Sin embargo, en Toledo la única especie que presentó una distribución extensa fue el Faisán vulgar. El resto de especies tienen, de momento, distribuciones restringidas y que no

han variado mucho en los últimos años. Sin embargo, se ha confirmado la reproducción de todas ellas en diversas zonas de la península y en Toledo. Por ello, aunque de momento no parezcan suponer un problema grave, deben realizarse seguimientos precisos de sus poblaciones y adoptar medidas de gestión urgentes. Real *et al.* (2008) observan que la Cotorra de Kramer, la Cotorra argentina, el Pico de coral y el Bengalí suelen encontrarse en zonas con altas temperaturas cercanas a núcleos de población, resultado que también coincide con los de Sol *et al.* (1997) en un estudio de Cotorra argentina y Sol *et al.* (2003) y Sol (2007) en una revisión de las aves invasoras. Muñoz & Real (2006) también observan que las zonas más apropiadas para la Cotorra argentina están muy influidas por el uso humano, se sitúan principalmente en llanuras con cursos de agua grandes y con una elevada radiación solar. Según los resultados de estos autores, la provincia de Toledo sería una zona donde existe una probabilidad media de que la Cotorra argentina se establezca con éxito. Silva *et al.* (2002) y Reino (2005) han observado que la expansión del Pico de coral en Portugal, donde se encuentra ampliamente distribuido, también depende de la temperatura, la altitud y la radiación. Además, Reino *et al.* (2009) realizan una simulación del potencial invasor del Pico de coral en Portugal en función de la temperatura bajo diferentes escenarios de cambio climático y encuentran que el aumento de un grado en la temperatura media anual incrementaría el riesgo de una nueva invasión en un 47%. Shwartz *et al.* (2009) también observan que el éxito reproductor de la Cotorra de Kramer en Europa es mayor en zonas mediterráneas debido a las mayores temperaturas. En esta especie, la existencia de zonas con arbolado bien desarrollado en las ciudades también parece un factor determinante en su distribución (Strubbe & Matthysen 2009).

Las variables que explican la distribución de la única ave analizada, el Faisán vulgar, fueron la distancia a la granja cinegética más próxima y la vegetación natural de arbustos. De nuevo, la influencia humana es uno de los principales factores que determinan la expansión de los vertebrados invasores. En este caso la presencia de la especie es más probable en las zonas próximas a los criaderos debido a los escapes continuos que deben ocurrir en este tipo de instalaciones, hecho que corrobora el patrón observado en otras zonas de invasión (Sol *et al.* 2003). Una vez en el medio natural, en Toledo la especie parece seleccionar zonas con vegetación natural arbustiva en detrimento de la vegetación natural herbácea o de dehesa. Esto puede indicar que los arbustos les pueden servir como refugio ante depredadores como zorros y aves rapaces, ya que este fenómeno resulta más intenso cuando la cobertura vegetal es escasa (Kimmel 1988).

Según Clout & Russell (2008) y Jeschke (2008), en comparación con otros organismos los **mamíferos** presentan una probabilidad alta de establecerse como especies invasoras. El éxito de las invasiones parece depender principalmente del número de individuos introducido en el medio y de la clemencia de la climatología, variables que aumentan la probabilidad de establecerse en una determinada zona. En el

caso de Toledo, hay cuatro especies invasoras de mamíferos, que representa el 14% del total de especies analizadas. Todas las especies han aumentado de manera importante su distribución, especialmente el Gamo, que junto con el Muflón han sido introducidas con fines cinegéticos. Hay que destacar que Castilla-La Mancha es una región donde la caza es una actividad que posee una gran importancia socioeconómica, lo que ha favorecido que aumente la demanda de nuevas especies de caza mayor en los terrenos cinegéticos. El número de licencias anual en la región asciende a aproximadamente 350.000, unas 55.000 en Toledo, suponiendo el 29% de las licencias totales de España (Anuario de Estadística Agroalimentaria 2004). Además, Toledo es, junto con Cáceres y Ciudad Real, la zona de España donde se capturan más ejemplares de caza mayor y donde se alcanza el mayor número de capturas de caza menor. Respecto a las especies invasoras, Toledo es la zona donde se caza anualmente el mayor número de muflones y gamos de España, donde se alcanzan capturas de unos 3700 y 6500 ejemplares, respectivamente.

Tal como se ha comentado con anterioridad, las variables de incidencia antrópica explican la distribución del Muflón, ya que se distribuye cerca de áreas urbanas y con un alto nivel de infraestructuras. Esto último y la alta probabilidad de encontrar esta especie en zonas de vegetación natural arbórea y arbustiva indican que su presencia está muy relacionada con los cotos de caza mayor accesibles desde núcleos urbanos cercanos. Además, la proximidad a las granjas donde se cría la especie en Toledo también explica su presencia, en este caso no debe ser por escapes como en el Faisán vulgar sino por la cercanía de las granjas a los cotos de caza donde se introduce. Finalmente, del mismo modo que ocurre con el Muflón, es más probable encontrar el Gamo en zonas de vegetación natural arbórea y arbustiva, siendo poco probable su presencia en zonas con cultivos permanentes de secano de herbáceas, hecho que simplemente puede indicar la estructura de la vegetación dominante de los cotos donde se ha introducido, ya que al igual que el Muflón no son especies muy exigentes respecto al hábitat que ocupan (Palomo *et al.* 2007).

Las variables ambientales que explican el modelo de distribución del Visón americano le sitúan en zonas donde las aguas son poco productivas, hecho que parece casual y no relacionado con sus preferencias de hábitat. Actualmente la especie se está expandiendo hacia Toledo desde la zona más meridional de su distribución en la provincia de Ávila, donde los ríos presentan concentraciones bajas de sales y nutrientes. El Visón americano puede encontrarse en todo tipo de hábitats con masas de agua, pero tiene preferencia por hábitats con una buena cobertura vegetal en las orillas y presencia de rocas, que está asociado a las mayores posibilidades que ofrecen para encontrar guaridas. Las madrigueras se localizan a muy corta distancia del agua, la mayoría al borde de la misma (Palazón & Ruiz-Olmo 1997, Palomo *et al.* 2007). Por tanto, las zonas con el bosque de ribera bien conservado parecen más favorables para la especie. Esto puede estar relacionado con el resultado obtenido en el presente estudio, donde el

Visión americano aparece en zonas poco pobladas, envejecidas y con baja dinámica poblacional, es decir áreas que probablemente se encuentren bien conservadas.

Como conclusión, los impactos de todas las especies analizadas en Toledo han sido ya ampliamente documentados (ver Anexos I a IV). Por tanto, la prioridad hoy en día debe ser la adopción de medidas urgentes para la gestión de sus poblaciones. Sin embargo, la información cuantitativa de los patrones de homogenización de faunas debida a invasiones biológicas y en especial su dinámica temporal son aún escasas. Por ello, el seguimiento de las poblaciones y el estudio de su papel como potenciales agentes de cambio en los ecosistemas se revelan también como prioridades.

Estudios recientes de los patrones geográficos de la riqueza de especies exóticas sugieren que tan solo unos pocos factores clave biogeográficos y antropogénicos explican la mayor parte de la variación en las distribuciones (Smith 2006). De manera global, la influencia humana se revela como igual o más relevante que los factores naturales para explicar la expansión de las especies invasoras. En el presente trabajo se ha puesto en evidencia que el factor humano es fundamental a la hora de estudiar las distribuciones de las especies invasoras en Toledo. Es difícil predecir el patrón de distribución de estas especies a partir únicamente de variables ambientales que determinan su presencia en el rango de distribución original.

La mayor parte de los estudios de especies invasoras, que son muchos, se han dirigido hacia las implicaciones ecológicas de las introducciones, dedicándose menos esfuerzo en investigar los mecanismos de dispersión. Estudios genéticos recientes combinados con datos históricos de introducciones muestran que la mayor parte de las invasiones biológicas son el resultado de múltiples introducciones en múltiples zonas desde múltiples fuentes, hecho que contrasta con la dispersión y expansión a través de procesos naturales (Wilson *et al.* 2009). La mayor parte de los estudios realizados han desarrollado modelos de evaluación de riesgos para especies exóticas basados en características biológicas. Sin embargo, muy pocos han cuantificado el tamaño de inoculación (“propagule pressure”), es decir el número de efectivos que se introduce en el medio natural en cada evento de introducción, a pesar de su relevancia para el establecimiento de estas especies (Gertzen *et al.* 2008). Jeschke & Strayer (2006), en un análisis global de los peces, mamíferos y aves de Europa y Norteamérica observan que de los 20 factores ambientales analizados, el tamaño de inoculación y el impacto antrópico son dos de los mayores determinantes del éxito de las invasiones en todos los taxones y etapas de la invasión.

Por tanto, tal como recomiendan Wilson *et al.* (2009) en una revisión reciente sobre el tema, parece que las investigaciones futuras deben ir encaminadas a perfeccionar el estudio de las vías de introducción de las especies, el tamaño de inoculación y el modo en que se mueven, con el fin último de diseñar los programas de gestión más eficaces en cada caso.

6. MEDIDAS DE GESTIÓN

De las cinco grandes amenazas que contribuyen a la pérdida de biodiversidad, la pérdida de hábitat, el cambio climático, la sobreexplotación y la contaminación ya encabezan los programas nacionales y de la Unión Europea, pero el problema de las especies invasoras todavía no ha recibido toda la atención que merece. Las especies invasoras no se detienen en las fronteras nacionales o los límites de las comunidades autónomas, por eso es necesario coordinar los esfuerzos para su correcta gestión. Como las EEI son un problema global, resulta imprescindible cooperar a nivel internacional, regional y local para elaborar estrategias compatibles y eficaces.

La gran movilidad de la que disfrutamos hoy en día aumenta el número de puntos de entrada de nuevas especies. Con el mercado único y los desplazamientos libres por la eliminación de fronteras internas, resulta imprescindible desarrollar en primer lugar un enfoque europeo común de lucha contra las invasiones biológicas. Aunque algunas regiones cuentan con una legislación eficaz y unas prácticas bien establecidas para tratar las especies invasoras, Europa carece de una estrategia común. En 2006 el Plan de acción para la biodiversidad, adoptado por la Comisión Europea, reconoció como prioridad la amenaza de las especies invasoras. Este plan de acción ha sido aprobado por los Estados miembros y, a fin de garantizar su implementación, la Comisión está desarrollando una estrategia europea reforzada en la lucha contra las especies invasoras. Como paso previo, en 2003 el Consejo de Europa, teniendo en cuenta las directrices elaboradas a nivel mundial por la UICN (IUCN 2000) y el GISP (IUCN-GISP 2001), elaboró la Estrategia europea para las especies exóticas invasoras, donde se sentaban las bases para gestionar las EEI en un ámbito europeo.

Una vez que se han establecido, las especies invasoras son muy difíciles de eliminar. Por eso, es mejor prevenir su llegada en primer lugar o detener su avance cuanto antes. El último objetivo del presente proyecto (Objetivo 4) era realizar una propuesta de directrices de gestión y posibles métodos de control de las poblaciones de especies invasoras, en función de los resultados obtenidos. Para la elaboración de estas medidas se han tomado como base los principios de orientación del Convenio de Diversidad Biológica (CDB, Convenio de Río 1992), de la UICN y la Estrategia europea para las especies exóticas invasoras, que establecen un “enfoque jerárquico en tres etapas” como base de cualquier acción relativa a las EEI. La primera etapa es la *prevención*, es decir evitar la entrada de las especies, la segunda es la *detección temprana y respuesta rápida*, que consiste en descubrir rápidamente la localización de los ejemplares introducidos y erradicarlos inmediatamente tras su llegada. En tercer lugar, si no es posible llevar a cabo la medida de la erradicación se puede minimizar el impacto ocasionado mediante medidas a largo plazo de *contención y control*.

6.1. Medidas preventivas

La prevención de la introducción de EEI es generalmente mucho más rentable y preferible para el medio ambiente que las medidas de lucha que pueden tomarse una vez que las EEI se han introducido y expandido. El desconocimiento sobre el comportamiento de muchas especies exóticas en el medio natural obliga a adoptar el principio de precaución como elemento clave de las estrategias de gestión. Esto significa que la falta de certeza científica sobre el efecto de las especies exóticas en los ecosistemas es razón suficiente para impedir su introducción, con el fin de evitar daños potencialmente serios e irreversibles sobre el medio natural.

Como primer paso, debe existir una legislación básica donde se establezcan las normas de actuación y, sobre todo, queden muy claras las prohibiciones en relación a las especies exóticas. Hoy día la normativa existente a distintos niveles (mundial, europeo, estatal y regional) es más que suficiente para empezar a desarrollar una correcta gestión de las poblaciones de estas especies. En primer lugar, existen algunos convenios, acuerdos y tratados internacionales que tratan la problemática de las EEI. Por ejemplo, el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB 1992, ver Anexo V), establece que las partes firmantes deberían instaurar medidas para controlar o erradicar las especies exóticas dañinas existentes, así como prevenir las futuras introducciones de especies. En 2002, el CDB aprobó los Principios de orientación específicos para ayudar a las partes a establecer las prioridades de sus estrategias de lucha contra las EEI. El Convenio de Berna (1979) también exige un control estricto de la introducción de especies no autóctonas. Por su parte, el Reglamento CITES posibilita el cierre de la entrada a la Unión Europea de especies exóticas invasoras.

En el Anexo V se ha incluido toda la normativa actual relacionada con las especies exóticas, destacando aquellos textos que hacen referencia explícita al tema. En este sentido, cabe destacar que Castilla-La Mancha ha sido pionera en la declaración de especies de carácter invasor, como primera medida para intentar erradicar o controlar sus poblaciones. De momento, cinco especies de peces, Gobio, Pez sol, Alburno, Lucioperca, Siluro, y dos cangrejos, Cangrejo rojo y Cangrejo señal, han sido declaradas como Especies de Carácter Invasor (ECI, ver normativa en Anexo V), estableciéndose medidas para su control. Si realmente quiere evitarse la expansión de las especies invasoras, el presente proyecto pone en evidencia la necesidad de declarar en Toledo otras especies como ECIs, ya que sus poblaciones han experimentado una expansión alarmante en los últimos años y están incrementando también su abundancia. Sería el caso del Pez gato, la Carpa, el Pez Rojo, la Gambusia, el Lucio y la Perca americana. Esta medida es especialmente importante en el caso de las especies depredadoras ictiófagas, como la Perca americana y el Lucio, debido a sus efectos tan perjudiciales sobre las especies nativas. Su declaración como ECIs no es incompatible con la pesca deportiva y puede ayudar a evitar su introducción deliberada en otras zonas

y frenar así su expansión. Con el resto de especies, sería recomendable declarar como ECI en orden de importancia al Galápago americano, el Visón americano, el Faisán vulgar, el Gamo, el Muflón, la Cotorra de Kramer, la Cotorra argentina, el Bengali rojo, el Pico de coral, el Pato mandarín y la Rata parda. Además, el Muflón y los peces exóticos deberían dejar de ser especies comercializables en Castilla-La Mancha, puesto que el carácter lucrativo de su explotación puede fomentar aún más su expansión.

Es importante destacar que mientras haya un interés social por la pesca o la caza de muchas de estas especies exóticas el problema de su control se plantea complejo, aunque en los cuestionarios realizados a los pescadores la actitud hacia las medidas de control de las especies exóticas ha sido positiva, salvo en el caso de las especies de pesca más apreciadas, que son precisamente los depredadores ictiófagos y la Carpa. Cabe destacar que la mayor parte de los pescadores que colaboraron en esta parte de los cuestionarios propusieron al Pez gato como principal especie a controlar, por ello parece idónea su declaración como especie de carácter invasor. Por tanto, como primer paso a corto plazo se plantea la declaración de la Gambusia y el Pez gato como especies de carácter invasor y a medio plazo la declaración de las especies más problemáticas. Esta última medida, tal como se comenta a continuación, pasaría por la realización de programas de educación ambiental encaminados a acercar al público a nuestra ictiofauna autóctona y sensibilizarlo hacia la problemática de su conservación. Esta medida sería especialmente efectiva si se desarrolla plenamente en las escuelas de pesca que existen en la región, así como en todos los programas de educación ambiental que incluyan los sectores de educación infantil y primaria.

Por otro lado, las listas de EEI se suelen crear teniendo en cuenta criterios de tipo económico-sanitario y no incluyen el amplio espectro de especies que son o pueden constituir una amenaza para la diversidad biológica. Las listas propuestas como herramienta de gestión de las EEI deberían incluir las especies que afectan al medio ambiente, cuyo comportamiento invasor es conocido y especies potencialmente invasoras. Todas las especies de vertebrados y cangrejo exóticos presentes en Toledo, excepto el Gobio, el Pato mandarín, el Faisán vulgar y el Muflón, están incluidas dentro de la Lista Preliminar de EEI Establecidas en España (Capdevilla-Argüelles *et al.* 2006, Anexo VI). Además, todas las especies de peces exóticos que están presentes en Toledo, salvo el Alburno, el Pez rojo, el Gobio, el Pez sol y la Lucioperca, además del Galápago americano, el Visón americano y el Cangrejo rojo están incluidos en la Lista Negra Preliminar de EEI para España (Anexo VI). En el presente trabajo se propone una modificación de estas listas para su uso en la gestión de las EEI en la provincia de Toledo. De este modo, en la lista de EEI establecidas habría que añadir el Gobio, el Pato mandarín, el Faisán vulgar y el Muflón, al menos hasta que se conozca algo más de su papel como agente de cambio y los factores de amenaza para la diversidad biológica nativa, aunque probablemente todas causen impactos más o menos graves en el medio natural. En el caso de la lista negra, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el

proyecto, habría que incluir el Alburno, el Pez rojo, el Pez sol, la Lucioperca, el Faisán vulgar, el Bengali rojo, el Pico de coral, la Cotorra argentina, la Cotorra de Kramer, la Rata parda, el Gamo y el Muflón. La difusión de las listas de EEI constituye un punto fundamental a la hora de acercar a la población al problema de las invasiones biológicas e implicarla en la prevención.

La medida de declarar las especies de carácter invasor y su inclusión en listas es muy oportuna. No obstante, la pesca o caza de muchas de las especies despierta un elevado interés, por tanto gran parte de las labores de gestión deberían encaminarse hacia medidas que mejoren la percepción social del problema, mediante programas de educación ambiental que deberían intensificarse en las zonas afectadas.

Por otro lado, resulta cada día más evidente que los distintos medios por los cuales las especies exóticas son introducidas de un lugar a otro determinan la probabilidad de que se produzca una invasión biológica. Una descripción precisa de estas “vías de introducción” ayuda a identificar las opciones de gestión que se pueden adoptar en cada caso particular. En un estudio reciente (Hulme *et al.* 2008) se ha diseñado un marco simplificado para analizar las vías de invasión utilizadas por vertebrados, invertebrados, plantas y microorganismos. Este marco limita la clasificación de vías propuesta por el CDB, que identifica un número demasiado alto y complicado para establecer medidas de gestión precisas.

En el caso de Toledo, los resultados del presente proyecto indican que las vías de introducción de vertebrados y cangrejos exóticos se limitarían a dos: (1) Liberación intencional, de especies de interés cinegético, de pesca deportiva u ornamental, (2) Fuga, de instalaciones de producción animal como granjas cinegéticas. Por tanto, las medidas de gestión encaminadas a prevenir la entrada de nuevas especies y la propagación de las ya introducidas deben centrarse en el control estricto de las granjas cinegéticas existentes en la provincia y en el desarrollo de programas de educación ambiental dirigidos a los principales sectores implicados (cazadores, pescadores, comercio de mascotas), así como al público en general.

La vigilancia de las principales vías de entrada de las especies invasoras es una de las medidas preventivas más importantes. En el presente proyecto se ha visto que la distribución de muchas de las especies está relacionada con la proximidad a las vías de introducción más probables. En el caso de los peces, extremar la vigilancia en los embalses parece una medida muy apropiada, que podría ayudar a evitar la introducción intencional de nuevas especies y la dispersión de las ya establecidas. En Toledo, el origen del 29% de las especies exóticas es la pesca recreativa, por tanto la vigilancia de esta actividad en los puntos de mayor afluencia de pescadores se revela imprescindible. Para ello, los agentes medioambientales y el Servicio de Protección de la Naturaleza de la Guardia Civil deberían disponer de un protocolo de actuación preciso que facilite el proceso y el cumplimiento de la normativa existente (Anexo V). En el caso de los

mamíferos y aves de interés cinegético (13% de las especies exóticas), la vigilancia y control estrictos de las granjas donde se crían las especies parece una medida prioritaria, aunque la medida ideal es sin duda la aplicación estricta de la normativa vigente, que prohíbe y sanciona las introducciones intencionales de especies exóticas. Por ello, también se debería dirigir la atención hacia los cotos de caza.

Por otra parte, disponer de información fiable y detallada sobre las especies exóticas invasoras constituye una herramienta imprescindible para su gestión, especialmente a la hora de adoptar medidas preventivas, puesto que puede ayudar a valorar el impacto potencial que pueden tener las especies en el medio natural. Como ejemplo, varias instituciones y organizaciones internacionales han elaborado bases de datos muy completas de especies exóticas, destacando entre ellas las realizadas por la UICN y el proyecto paneuropeo DAISIE (Delivering Alien Invasive Inventories for Europe, 2005-08), que cuenta con un servicio de información integral sobre las invasiones biológicas en Europa. Además, resulta necesario ampliar los conocimientos sobre la biología de muchas de las especies invasoras detectadas en Toledo, especialmente el estudio de su incidencia en el medio natural, sobre todo para priorizar las medidas de gestión a adoptar.

Sin duda, una de las mejores medidas preventivas de gestión que se pueden adoptar es la incorporación de la problemática de las especies exóticas invasoras a programas de educación existentes para diferentes audiencias. La mayor parte de la población no suele tener una idea formada sobre la problemática de las EEI. Incluso los sectores relacionados, como los pescadores, suelen adoptar una actitud crítica hacia cualquier diferenciación entre especies nativas y exóticas. En el presente proyecto, analizando los cuestionarios realizados se ha podido comprobar que los pescadores no suelen tener un conocimiento pleno sobre el origen de muchas de las especies objeto de pesca. Como ejemplo de medida a adoptar, que ya se lleva a cabo en algunas comunidades autónomas, se deberían incluir cuestiones relacionadas con el tema en el examen que los cazadores y pescadores deben realizar para la obtención de licencias.

Por otra parte, el 38% de las especies exóticas detectadas en Toledo están relacionadas con la liberación de mascotas, entre otras el Galápagos americano y la Cotorra de Kramer, que se encuentran incluidas en la lista de las 100 especies invasoras europeas más peligrosas (Anexo VI). En el caso de las mascotas liberadas en el medio natural se une además el vínculo emocional y estético que tengan las personas con las especies invasoras. Esto hace que se fomente cierta actitud positiva hacia las EEI. Este es un punto clave a la hora de abordar programas de educación que traten de sensibilizar a la población sobre la grave amenaza que suponen las EEI para las especies y ecosistemas nativos. Por ello, resulta necesario encontrar un buen mensaje para la elaboración del material que se utilice en los programas de educación ambiental, especialmente aquellos que mencionen los programas de control de las especies, ya que

se trata de un aspecto muy delicado. Una vez más, la educación ambiental se revela imprescindible como punto de partida de los programas de gestión de especies exóticas.

Como acción inmediata dentro de los programas de educación ambiental resulta muy necesario divulgar información básica sobre las especies invasoras y sus efectos negativos sobre el medio natural entre aquellos sectores que están más relacionados con las especies invasoras. En Toledo en concreto sería necesaria la realización de cursos y seminarios para el personal relacionado con la gestión y conservación de los recursos naturales y de campañas de sensibilización entre los sectores de la caza, la pesca deportiva y el comercio de mascotas. En este sentido, la vigilancia de las principales vías de introducción debe ir acompañada de una campaña de información para concienciar al gran público sobre la problemática de las EEI. Se debería proporcionar material como folletos o trípticos donde se explique de una manera clara y concisa el grave problema que suponen las EEI, como por ejemplo el peligro que la suelta de mascotas o nuevas especies de pesca pueden ocasionar en el medio natural, así como las medidas preventivas que cualquier persona puede adoptar. En esta fase de los programas de gestión la elaboración de las listas antes mencionadas puede resultar muy útil. Estas campañas de concienciación ciudadana pueden completarse con la elaboración de carteles informativos en puntos clave como comercios de mascotas, embalses o zonas cercanas a cotos de caza. La colaboración con las ONGs dedicadas a la conservación de la naturaleza es fundamental en esta fase de la gestión.

Por otro lado, en algunos lugares como Madrid, Menorca y Tarragona existen centros de recogida de mascotas que acogen galápagos exóticos para que los propietarios no los liberen en el medio natural. Aunque no se instalen este tipo de centros en Toledo, las clínicas veterinarias podrían ser aprovechadas en muchas poblaciones como puntos de recogida de mascotas, además de proporcionar información sobre este tema.

En consecuencia, la educación ambiental es sin duda una herramienta de prevención imprescindible para dar a conocer a determinados sectores y al público en general las causas, problemas y soluciones posibles para minimizar los riesgos derivados de las invasiones biológicas. Además, puede resultar un instrumento muy eficaz para que la población se responsabilice respecto al medio natural. Para ello la problemática de las EEIs debería comenzar a incluirse como disciplina transversal en el ámbito escolar y como educación no reglada a través de campañas mediante la realización de material diverso, ciclos de conferencias o exposiciones itinerantes.

6.2. Detección temprana y respuesta rápida

Una vez se ha introducido una especie invasora, es crucial detectarla cuanto antes y establecer medidas rápidamente para evitar su establecimiento. Un protocolo de

detección temprana permite que, inmediatamente después de aparecer una EEI, ésta sea localizada y se tomen las medidas para proceder a su control. La mejor medida a adoptar en estas circunstancias es la erradicación, es decir, la eliminación completa de la especie. Sin embargo, en muchos casos es difícil la extracción de todos los ejemplares del medio natural. Uno de los puntos clave en esta fase de los programas de gestión es la distribución rápida de información acerca de la especie, especialmente entre los sectores potencialmente en contacto con ella, así como la cooperación entre regiones para su erradicación. Para una adecuada detección temprana es fundamental la vigilancia continua. En este sentido, se debe estar alerta sobre la presencia de otras especies exóticas en las zonas limítrofes con provincias vecinas.

En la Lista preliminar de EEI cuya erradicación es urgente en España se incluyen varias especies detectadas en Toledo. Entre los peces están el Lucio, el Pez gato negro, el Siluro, la Gambusia y la Perca americana, entre los reptiles el Galápagos americano, entre los mamíferos el Visón americano y entre los invertebrados el Cangrejo rojo. Además, la Trucha arco-iris, el Alburno, el Pez rojo, la Carpa, la Cotorra argentina y la Cotorra de Kramer, la Rata parda y el Gamo se encuentran incluidos en la Lista preliminar de EEI cuya erradicación es recomendable en situaciones particulares. Según los resultados obtenidos en el presente proyecto, para la provincia de Toledo se propone una variación de la lista de especies cuya erradicación es urgente (Anexo VI). Hay varias especies que tienen una distribución muy limitada con un número de efectivos bajo, con las que se podría emprender programas de erradicación.

Los métodos empleados para la erradicación de especies deben ser social, cultural y éticamente aceptables, eficaces, no contaminantes y no deberían afectar de manera adversa a la fauna y flora nativas, a la salud y bienestar humanos, a los animales domésticos y a los cultivos. Hoy día existen múltiples métodos que se pueden emplear para la extracción de especies exóticas cumpliendo estos requisitos (Capdevilla-Argüelles *et al.* 2006, Orueta 2007). En cualquier caso, se debe contar con los profesionales más adecuados en cada caso para diseñar y realizar el seguimiento de los programas de erradicación.

Muchas de las especies de peces invasores y el Cangrejo rojo deberían ser erradicadas, pero siendo realistas la aplicación de esta medida está limitada a masas de agua muy pequeñas o aisladas. En el resto de sistemas acuáticos continentales es prácticamente imposible eliminar completamente todos los ejemplares de las poblaciones establecidas, aunque tengan distribuciones muy limitadas. Es recomendable, por tanto, la erradicación de estas especies en condiciones particulares, porque presenten un problema muy grave de conservación que requiera una acción inmediata o se encuentren en un medio aislado y accesible donde se pueda realizar la eliminación completa de los ejemplares (Anexo VI).

Las dos únicas especies de peces sobre las que se podría actuar son el Siluro y la Trucha arco-iris. Tal como se comentó en los resultados del proyecto, la presencia de la Trucha arco-iris en Toledo es muy escasa, pero desgraciadamente su distribución coincide con la única zona de la provincia donde existe Trucha común. Por tanto, se debería hacer un esfuerzo por eliminar completamente la Trucha arco-iris de los ríos Pusa y Cedena. En primer lugar, debería desaparecer el coto intensivo del río Pusa y las sueltas de ejemplares que se realizan cada cierto tiempo. En segundo lugar, se podrían realizar capturas selectivas mediante pesca eléctrica y colaborar con los pescadores locales para tratar de extraer a medio plazo todos los ejemplares presentes.

En el caso del Siluro, la medida de no declararla especie objeto de pesca es muy acertada ya que con seguridad contribuirá a frenar su expansión en Toledo. Además, la distribución tan localizada de la especie puede permitir una eliminación a medio plazo de los ejemplares existentes con la colaboración de los pescadores locales, ya que el medio donde se tienen que realizar las capturas selectivas (Embalse de Rosarito principalmente) no es muy accesible para llevar a cabo muestreos con pesca eléctrica.

En el caso del Galápago americano, su distribución tan localizada en Toledo y su potencial impacto sobre la diversidad biológica nativa, la convierten en una especie prioritaria en los programas de erradicación. Además, su reproducción en el medio natural ha sido confirmada en diferentes puntos de la geografía española (Martínez-Silvestre *et al.* 1997, Más & Perelló 2001, Mingot *et al.* 2003, Pérez-Santigosa *et al.* 2006). En zonas como el Parque Nacional de Doñana, el Delta del Ebro, el Delta del Llobregat, el embalse de Foix y la Comunidad de Madrid se han utilizado con cierto éxito trampas tipo nasa para capturar ejemplares de esta especie en programas de erradicación. En otras zonas de Andalucía su extracción se realiza mediante unas trampas accionadas manualmente a las que son atraídas por su necesidad de asolearse y que permite una gran precisión en la captura al poder identificar previamente a los individuos. En Toledo debería realizarse un programa similar de captura selectiva de ejemplares, antes de que la especie avance y se convierta en un problema más serio, especialmente debido a su alta competitividad e impacto sobre las especies autóctonas de galápagos (Pleguezuelos 2003, Cadi & Joly 2003,2004, Polo-Cavia *et al.* 2008,2009). La distribución de esta especie es muy predecible y su observación y captura es relativamente fácil. Además, su importación a España se ha prohibido recientemente y su venta se ha reducido drásticamente. Por ello, la probabilidad de éxito en la erradicación es bastante alta.

En el caso de las aves exóticas, es cierto que la densidad de sus poblaciones no es alarmante, pero al igual que sucede con el Galápago americano, este motivo debería ser aprovechado para erradicar las especies antes de que el problema se agrave. Las aves exóticas que se encuentran en la actualidad en Toledo han causado impactos, en mayor o menor medida, en todas aquellas zonas en las que han sido introducidas. En el caso

del Faisán vulgar se puede emplear la actividad de la caza para eliminar sus poblaciones, siempre y cuando se dejen de introducir nuevos ejemplares cada año. Por tanto el posible plan de erradicación de la especie debería ir unido a la prohibición de las sueltas, al igual que con perdices u otras aves de interés cinegético que no son autóctonas en todo el territorio de la provincia.

En general, en España apenas se han tomado medidas para controlar las poblaciones de aves exóticas. Solamente se han emprendido acciones a nivel local y para mitigar levemente los impactos, como en el caso de la Cotorra argentina, cuyos nidos se eliminan de los puntos más conflictivos, consiguiendo desplazar el problema a otras zonas, así como el Bengali rojo, que ha sido controlado mediante captura con redes japonesas. Como ejemplo, en la Comunidad de Madrid este método ha sido muy eficaz y se han capturado numerosos ejemplares. Una metodología muy similar debería emplearse en el caso del Pico de coral. La colaboración con los grupos de anillamiento locales se revela como imprescindible para llevar a cabo esta medida.

En cuanto a la Cotorra argentina, una medida de gestión que se está llevando a cabo en varias ciudades consiste en la eliminación de las estructuras propicias para su anidamiento, especialmente durante la época de reproducción, con el fin de reducir su fecundidad. Como ejemplos están la poda de los árboles más utilizados en años anteriores o la modificación de las estructuras que soportan los tendidos eléctricos. Sin embargo, para manejar el problema de nidificación de las cotorras, la técnica más usada hasta el momento es la eliminación de los nidos, ya sea manualmente o con cañones de agua. De hecho, en las estructuras eléctricas resulta la única medida efectiva. Desafortunadamente, es una solución a corto plazo que exige mucho trabajo y puede complicar el problema de nidificación si las aves no son capturadas, ya que reconstruirán su nido rápidamente o se dispersarán para comenzar nuevas colonias en otro lugar. En algunos municipios donde el problema ha alcanzado grandes dimensiones, como Madrid o Barcelona, han llevado a cabo la acción de retirar los nidos para que no se saturen determinadas zonas. No obstante, como ya se ha visto, lo que se consigue con esta medida es desplazar el problema. Por ello, se necesita diseñar un buen plan de capturas para intentar erradicar la especie en Toledo. Por otro lado, en Cataluña han declarado a las dos especies de cotorras que también se encuentran en Toledo como especies cinegéticas, de manera que se está intentando eliminar la especie con la colaboración de los cazadores. En el caso de especies que no tienen mucho interés para los cazadores esta puede ser una buena medida, que no es recomendable aplicar en el caso de especies apreciadas en caza, por el riesgo de una posible expansión por la introducción intencionada de las especies en las zonas donde estén ausentes.

El Visón americano es otra especie prioritaria en los programas de erradicación, ya que en la actualidad su distribución no es muy amplia en Toledo, pero su avance es evidente y sus impactos sobre el medio son enormes. Se han realizado capturas

selectivas con trampas para su erradicación en Cataluña, Castilla y León, Extremadura, La Rioja, Navarra y País Vasco. Siempre se recomienda la captura de ejemplares vivos mediante trampeo selectivo y su posterior eliminación de forma incruenta, ya que parece ser el método más efectivo, más aún en aquellas zonas donde habitan mustélidos autóctonos a los que se podría dañar con otros métodos. Para que el control sea efectivo debe realizarse un gran esfuerzo en el trampeo ya que capturarlos resulta muy complicado. Existen múltiples ejemplos internacionales donde la captura selectiva de Visón americano ha tenido éxito y ha ayudado a la recuperación de las especies nativas más afectadas (Moore *et al.* 2003, Nordstrom *et al.* 2002, 2003, Bonei & Palazón 2007, Bonesi *et al.* 2007, Harrington *et al.* 2009, Padysakova *et al.* 2009).

La erradicación del Gamo y el Muflón depende de la decisión de eliminarlas de la lista de especies cinegéticas en Toledo e incluirlas en la lista de EEI de Toledo cuya erradicación es urgente. Si en ese momento se paralizan las sueltas que se vienen realizando desde hace años y se colabora con los cazadores para la eliminación de los ejemplares que queden en el medio natural probablemente se consiga acabar con las dos especies. Como ejemplo, en el Parque Nacional del Teide se lleva a cabo desde hace tiempo con bastante éxito un plan de erradicación del Muflón mediante la realización de jornadas regulares de caza y capturas en vivo, con la participación de cazadores locales. En el caso del Gamo no se han realizado muchas actuaciones, pero en la Sierra de El Suevo en Asturias se está realizando un esfuerzo para controlar su población y durante tres años la actividad cinegética ha permitido reducir en un 61% el número de efectivos.

Si se estima que la erradicación completa de estas especies no es conveniente por el interés que despiertan en caza deportiva, por lo menos podría plantearse la posibilidad de su eliminación en casos particulares donde presenten un impacto muy elevado en el medio y se que requiera una acción inmediata (Anexo VI).

6.3. Medidas de contención y control

Cuando las especies están establecidas, tienen distribuciones amplias y poblaciones en aumento las únicas medidas que se pueden adoptar son las de contención y control. El objetivo de la contención es limitar la expansión de la especie exótica invasora y contener su presencia dentro de límites geográficos definidos. Por otra parte, el objetivo del control es reducir a largo plazo la abundancia o densidad de la especie exótica invasora.

Con las especies de peces y cangrejos introducidos, salvo el caso de la Trucha arco-iris y el Siluro, habría que desarrollar medidas de contención y control. Además de las medidas ya mencionadas en apartados anteriores, es necesario realizar un seguimiento preciso de las poblaciones, con el fin de detectar su posible expansión a cuencas próximas y conocer su abundancia. Para ello, una vigilancia estricta de la

actividad de la pesca acompañada de la realización de cuestionarios se revela como una medida prioritaria, según los resultados obtenidos en el presente proyecto. Por otro lado, el conocimiento del funcionamiento de las poblaciones ya establecidas podría contribuir al diseño de los programas de contención o control, que aunque son difíciles de llevar a cabo podrían tener bastante éxito en la gestión de las especies.

En Castilla-La Mancha el aumento en la expedición de licencias de pesca ha sido muy notable en las últimas décadas. En el año 1950 el número de licencias expedidas fue de 1246, lo que representaba sólo el 4% del total de las licencias en España, mientras que en los últimos años la cifra ha ascendido en torno a las 120.000, lo que representa el 14% de las licencias españolas. Esto revela un incremento apreciable del número de pescadores y del atractivo de la pesca continental en Castilla-La Mancha, situándola en segundo lugar en la lista nacional de licencias expedidas, después de Castilla y León (20%) y seguida de Galicia (12%) y Extremadura (10%). Ello conlleva una actividad económica de considerable importancia, no tanto por el precio de las licencias como por lo que supone de incentivo al desarrollo económico de ciertos pueblos, unido al comercio de los enseres de la pesca. Esta actividad ha estado muy ligada a la introducción de especies exóticas, principalmente en los puntos de mayor afluencia de pescadores como los embalses.

Mantener las especies exóticas como especies objeto de pesca y tener además la intención de controlar sus poblaciones pasa sin lugar a dudas por la utilización de las medidas de gestión de la pesca como herramienta. En este sentido, la medida de suprimir la talla mínima y el cupo de capturas para las especies exóticas objeto de pesca en Castilla-La Mancha es oportuna. No obstante, la mayor parte de estas especies se pescan con interés deportivo y carecen de interés gastronómico, por lo que suelen ser devueltas al agua. Otras comunidades autónomas especifican en sus órdenes de vedas de pesca anuales la prohibición de devolver al agua los ejemplares vivos de algunas especies, debiendo ser sacrificados inmediatamente. Esto debería ser incluido en la normativa de pesca de Castilla-La Mancha y también se debería facilitar a los pescadores la infraestructura necesaria para realizar una eliminación correcta de los ejemplares extraídos.

En el caso del Cangrejo rojo, la comunidad de Castilla-La Mancha ya ha emprendido acciones para controlar sus poblaciones. Además de la medida de suprimir los tamaños mínimos y cupos se ha añadido la del sacrificio *in situ* de los ejemplares capturados, prohibiendo su transporte y comercio en vivo (ver Anexo V). La erradicación de esta especie, además de difícil o casi imposible, es problemática porque en la actualidad se ha convertido en una presa muy importante para especies nativas como la Nutria. Por tanto, los programas de control de la especie deben ir acompañados del estudio de la influencia de su eliminación en las cadenas tróficas.

Los programas de control y contención de los peces y cangrejo invasores deberían realizarse en colaboración con las sociedades de pescadores, puesto que su participación como principal colectivo relacionado con el tema resulta esencial, además el nivel de aceptación de las medidas puede ser mayor. Como ejemplo, en el presente proyecto solamente el 37% de los pescadores encuestados opinaba que la medida de suprimir la talla mínima para las especies exóticas de pesca para no favorecer su expansión era apropiada. En cambio, los resultados derivados de la realización de cuestionarios revelan que el 93% de los pescadores entrevistados colaboraría en la eliminación de las especies exóticas. Del mismo modo, el 41% manifestó su anhelo por pescar exclusivamente especies nativas.

También son aconsejables los programas de contención y control para las especies cinegéticas con las que sea difícil llevar a cabo un plan de erradicación, como el Faisán vulgar, el Gamo y el Muflón. El interés que despierta la caza de estas especies puede hacer que su eliminación completa a corto o medio plazo no sea posible, en cuyo caso habrá que adoptar medidas parecidas a las propuestas para las especies de pesca, que son a largo plazo, y contar con la colaboración de los cazadores.

Finalmente, la Rata parda es una especie comensal del hombre para la que se realizan frecuentemente actuaciones a nivel local. Debido a que se encuentra desde hace muchos años en casi todas las poblaciones, tiende a confundirse con una especie autóctona, pero es exótica y debería considerarse invasora por su capacidad de expansión y por todos los impactos asociados a su presencia. Su erradicación resulta imposible por su distribución tan amplia en Toledo, pero es aconsejable tomar medidas de contención y control en aquellas zonas donde los impactos sean notables.

6.4. Medidas de conservación y restauración

Por último, es necesario destacar que todas las medidas propuestas deben desarrollarse de manera paralela a programas de conservación de las especies afectadas por las invasoras y de restauración del hábitat alterado por ellas. Si no se llevan a cabo estas medidas paralelas no tendrán sentido los programas de gestión de las EEI. En Toledo se ha detectado que la mayor parte de las especies de peces exóticos se encuentran en tramos bajos de los ríos, quedando aún muchas zonas libres de su presencia. Es por tanto prioritario realizar seguimientos precisos en los tramos donde las comunidades de peces están inalteradas o poco alteradas por la presencia de EEI. De esta manera será posible la detección temprana y respuesta rápida en la eliminación de los ejemplares. Es especialmente destacable el buen estado de conservación que presentan las comunidades de peces de los ríos Huso, Jébalo, Cedená y Pusa. Del mismo modo, se ha podido constatar la presencia de Nutria en la mayor parte de los cursos fluviales estudiados, a pesar de estar muchos de ellos alterados. La conservación de las poblaciones de Nutria es sin duda una de las mejores medidas para frenar el

avance del Visón americano. Por ello, se propone la realización de un seguimiento de sus poblaciones en la provincia de Toledo como medida complementaria a la erradicación del Visón americano.

Las medidas de conservación y restauración de las especies nativas, los hábitat naturales y los ecosistemas que han sido afectados por las invasiones biológicas proporciona además mayor protección frente a nuevas invasiones, puesto que muchas especies exóticas proliferan en zonas alteradas donde las especies nativas han desaparecido o presentan poblaciones muy mermadas. De hecho, la distribución de muchas de las especies analizadas en Toledo está ligada a algún tipo de alteración del hábitat. En este sentido, se recomienda realizar un control de los posibles aportes de sustancias contaminantes a los ríos, realizando un seguimiento temporal y completo de la calidad del agua en las cuencas, así como un plan de restauración en los ríos más alterados.

Tabla 6.1. Resumen de las medidas de gestión de EEI propuestas para la provincia de Toledo.

Medidas preventivas		
Legislación	▪ Declarar EEI como Especies de Carácter Invasor ▪ Declarar Muflón y peces exóticos no comercializables ▪ Publicar lista de EEI establecidas ▪ Publicar lista negra de EEI	- Declaración temporal si existe conflicto social: 1º. Pez gato, Gambusia, Galápago americano, Visón americano, Faisán vulgar. 2º. Carpa, Pez Rojo, Lucio, Perca americana, Gamo, Muflón, Cotorra de Kramer, Cotorra argentina, Bengali rojo, Pico de coral, Rata parda - Orden de vedas anual - Ver Anexo VI - Ver Anexo VI
Vigilancia	▪ Vigilancia de principales vías de entrada de EEI	- Extremar la atención en los embalses - Control estricto de las granjas cinegéticas - Vigilancia en cotos de caza - Información en comercios de mascotas - Realización de cuestionarios
Educación	▪ Realizar programas de educación ambiental para diferentes audiencias	- Escuelas de pesca - Examen de cazador y pescador - Comercios de mascotas - Sensibilización del público en general - Colaboración con ONGs

Tabla 6.1. Resumen de las medidas de gestión de EEI propuestas para la provincia de Toledo (continuación).

Detección temprana y respuesta rápida		
Detección	▪ Localización precoz de especies exóticas. Especial atención en zonas limítrofes con otras provincias.	- Vigilancia continua - Distribución rápida de información - Cooperación entre regiones
Erradicación	▪ Elaborar lista preliminar de EEI cuya erradicación es urgente	- Ver Anexo VI
	▪ Elaborar lista preliminar de EEI cuya erradicación es recomendable en situaciones particulares	- Ver Anexo VI
	▪ Desarrollar programas de erradicación para las especies incluidas en las listas	- Captura selectiva de ejemplares en vivo - Colaboración con pescadores y cazadores - Colaboración con grupos de anillamiento
Contención y control		
	▪ Desarrollar programas de contención y control	- Medidas de gestión de la pesca - Medidas de gestión de la caza - Seguimiento de las poblaciones - Vigilancia estricta de caza y pesca - Realización de cuestionarios - Control de poblaciones mediante captura selectiva - Colaboración con pescadores y cazadores
Medidas de conservación y restauración		
	▪ Programas de conservación de las especies nativas y restauración del hábitat	- Seguimiento de las zonas libres de EEI - Seguimiento de especies nativas relacionadas con EEI - Seguimiento de la calidad del agua - Restauración de ríos

7. CONCLUSIONES

1. En Toledo se encuentran presentes 23 especies de vertebrados exóticos (doce peces, un reptil, seis aves y cuatro mamíferos), además de una especie de cangrejo exótico de elevada importancia en pesca deportiva. En la actualidad no existe ninguna cita de anfibio exótico en la provincia. Cinco especies de peces y el cangrejo están declarados como especies de carácter invasor en el ámbito territorial de Castilla-La Mancha. Las principales causas de introducción han sido los fines ornamentales y la pesca deportiva.
2. La realización de cuestionarios ha sido muy útil para elaborar la base de datos de distribuciones de especies. Esta metodología se debería emplear de manera rutinaria en el seguimiento de las especies invasoras, como parte de estudios más amplios de las distribuciones de las especies, en los programas de contención y control y como medida preventiva que puede proporcionar información temprana de la llegada de nuevas especies a la provincia. Además, la realización de encuestas ha proporcionado información muy valiosa sobre la percepción social del problema ambiental de las invasiones.
3. Todas las especies invasoras, a excepción de la Trucha arco-iris, han aumentado su distribución en la provincia en los últimos años, especialmente los peces, habiéndose detectado además tres nuevas especies: el Alburno, la Lucioperca y el Siluro. El aumento de la distribución de la mayor parte de las especies ha ocurrido a partir de las cuadrículas próximas anteriormente ocupadas.
4. Uno de los principales factores que explica la distribución de las especies invasoras en Toledo es la distancia a las vías de introducción, que incluye tanto los embalses y canales donde se practica la actividad de la pesca como las granjas cinegéticas. En los peces, la altitud fue bastante determinante de la presencia de las especies invasoras, así como la alteración de las riberas fluviales. En aves y mamíferos la presencia de vegetación natural parece influir en la distribución de gran parte de las especies.
5. La calidad del agua en la mayoría de las localidades estudiadas no cumple los límites establecidos en la Directiva 2006/44/CE, ya que todos los ríos superan en varios parámetros de referencia los valores máximos propuestos. Por ello, se recomienda controlar los posibles aportes de sustancias contaminantes, realizando un seguimiento temporal y completo de la calidad del agua en las cuencas.

6. Hasta el momento, en Toledo son escasas las medidas de gestión encaminadas a la erradicación, control o contención de los vertebrados exóticos. Determinadas especies plantean facilidades a la hora de ser gestionadas, por su distribución restringida o pronta detección, por ello requieren acciones inmediatas.
7. Como medidas preventivas urgentes se deberían declarar las especies de vertebrados exóticos como de carácter invasor. Además, se debería prohibir la comercialización del Muflón y las especies de peces exóticos. La publicación de una lista de EEI establecidas y una lista negra de EEI puede facilitar las decisiones de gestión, puede servir como elemento de referencia para los sectores relacionados con especies exóticas y para establecer prioridades en la vigilancia.
8. La detección de las principales vías de entrada de las especies invasoras ha sido fundamental para establecer prioridades en las medidas de gestión. En este sentido, se debería extremar la vigilancia en las zonas de pesca y cotos de caza mayor, así como aumentar la labor de información pública en comercios de mascotas.
9. El desarrollo de programas de educación ambiental eficaces se revela como uno de los principales pilares de la gestión de las especies invasoras en Toledo. Es sin duda una herramienta de prevención imprescindible para dar a conocer a determinados sectores y al público en general las causas, problemas y soluciones posibles para minimizar los riesgos derivados de las invasiones biológicas. Además, puede resultar un instrumento muy eficaz para que la población se responsabilice respecto al medio natural. Para ello la problemática de las EEIs debería comenzar a incluirse como disciplina transversal en el ámbito escolar y como educación no reglada a través de campañas mediante la realización de material diverso, ciclos de conferencias o exposiciones itinerantes.
10. En el presente trabajo se ha puesto en evidencia que el factor humano es fundamental a la hora de estudiar las distribuciones de las especies invasoras. Es difícil predecir el patrón de distribución de estas especies a partir únicamente de variables ambientales que determinan su presencia en el rango de distribución original. Las investigaciones futuras deben ir muy encaminadas a perfeccionar el estudio de las vías de introducción de las especies y el modo en que se mueven, con el fin último de diseñar los programas de gestión más eficaces.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. (eds.) 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, Londres.
- Alcaraz, C., Vila-Gispert, A. & Garcia-Berthou, E. 2005. Profiling invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distributions* 11: 289-298.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition. Public Health Association, Washington.
- Bonesi, L. & Palazón, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation* 134: 470-483.
- Bonesi, L., Rushton, S.P. & MacDonald, D.W. 2007. Trapping for mink control and water vole survival: identifying key criteria using a spatially explicit individual based model. *Biological Conservation* 136: 636-650.
- Brown, J.H. 1989. Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. En: "Biological invasions: a global perspective", J.A. Drake (ed.), SCOPE, John Wiley & Sons, pp. 85-109.
- Byers, J.E. 2002. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos* 97: 449-458.
- Bystrom, P., Karlsson, J., Nilsson, P., Van Kooten, T., Ask, J. & Olofsson, F. 2007. Substitution of top predators: effects of pike invasion in a subarctic lake. *Freshwater Biology* 52: 1271-1280.
- Cadi, A. & Joly, P. 2003. Competition for basking places between endangered european pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology* 81: 1392-1398.
- Cadi, A & Joly, P. 2004. Impact of the introduction of the slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of european pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and conservation* 13: 2511-2518.
- Cambray, J.A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500: 217-230.
- Capdevila-Argüelles, A., Iglesias, A., Orueta, J. & Zilletti, B. 2006. Especies exóticas invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 287 pp.
- Capdevila-Argüelles, A. & Zilletti, B. 2007. Los expertos instan al gobierno a combatir las invasiones biológicas. *Quercus* 251: 62-63.

- Chytry, M., Maskell, L.C., Pino, J., Pysek, P., Vilà, M., Font, X. & Smart, S.M. 2008. Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45: 448-458.
- Clavero, M. & García-Berthou, E. 2006. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 16: 2313-2324.
- Clout, M.N. & Russell, J.C. 2008. The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research* 35: 180-184.
- Courchamp, F., Chapuis, J.L. & Pascal, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- Cresser, M.S., Smart, R., Billett, M.F., Soulsby, G., Neal, C., Wade, A., Langan, S. & Edwards, A.C. 2000. Modelling water chemistry for a major Scottish river from catchment attributes. *Journal of Applied Ecology* 37: 171-184.
- Crivelli, A.J. 1995. Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern mediterranean region? *Biological Conservation* 72: 311-319.
- Doadrio, I. (ed.) 2002. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 364 pp.
- Duncan, R.P., Blackburn, T.M. & Sol, D. 2003. The ecology of bird introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 71-98.
- Eby, L.A., Roach, W.J., Crowder, L.B. & Stanford, J.A. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 576-583.
- Elvira, B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136.
- Elvira, B. 1997. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. En: "Stocking and introductions of fish", I.G. Cowx (ed.), Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, pp. 186-190.
- Elvira, B., Nicola, G.G. & Almodóvar, A. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology* 48: 437-446.
- Elvira, B. 2002. Peces exóticos introducidos en España. En: "Atlas y libro rojo de los peces continentales de España", I. Doadrio (ed.), Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp. 268-272.
- Elvira, B. & Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59 (Supplement A): 323-331.
- Ehrlich, P.R. 1989. Attributes of invaders and the invading processes: vertebrates. En: "Biological invasions: a global perspective", J.A. Drake (ed.), SCOPE, John Wiley & Sons, pp. 315-328.

- Fausch, K.D. 2007. Introduction, establishment and effects of non-native salmonids: considering the risk of rainbow trout invasion in the United Kingdom. *Journal of Fish Biology* 71: 1-32.
- Fausch, K.D., Taniguchi, Y., Nakano, S., Grossman, G.D. & Townsend, C.R. 2001. Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holarctic regions. *Ecological Applications* 11: 1438-1455.
- Ficetola, G.F., Thuiller, W. & Padoa-Schioppa, E. 2009. From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. *Diversity and Distributions* 15: 108-116.
- Fitzpatrick, F.A., Scudder, B.C., Lenz, B.N. & Sullivan, D.J. 2001. Effects of multiscale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1489-1507.
- Frimpong, E.A., Sutton, T.M., Hrodey, P.J., Le Master, D.C., Lim, K.J., Engel, B.A., Simon, T.P. & Lee, J.G. 2005. Determination of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota-landscape association models using multimetric and multivariate responses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1-6.
- Gergel, S.E., Turner, M.G. & Kratz, T.K. 1999. Scale-dependent landscape effects on north temperate lakes and rivers. *Ecological Applications* 9: 1377-1390.
- Gertzen, E. Familiar, O. & Leung, B. 2008. Quantifying invasion pathways: fish introductions from the aquarium trade. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1265-1273.
- Gido, K.B., Schaefer, J.F. & Pigg, J. 2004. Patterns of fish invasions in the Great Plains of North America. *Biological Conservation* 118: 121-131.
- Godinho, F.N. & Ferreira, T. 2000. Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. *Biological Invasions* 2: 231-244.
- Guerra, C. 2008. Distribución de los vertebrados exóticos de Castilla-La Mancha. Problemas ambientales asociados y propuesta de medidas para su gestión. Proyecto Fin de Carrera, Universidad de Castilla-La Mancha.
- Han, M., Fukushima, M. & Fukushima, T. 2008a. A spatial linkage between dams and non-native fish species in Hokkaido, Japan. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 416-424.
- Han, M., Fukushima, M., Kameyama, S., Fukushima, T. & Matsushita, B. 2008b. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. *Ecological Research* 23: 735-743.

- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S. & Jones, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: the cost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95: 14843-14847.
- Harrington, L.A., Harrington, A.L., Moorhouse, T., Gelling, M., Bonesi, L. & MacDonald, D.W. 2009. American mink control on inland rivers in southern England: an experimental test of a model strategy. *Biological Conservation* 142: 839-849.
- Hastings, A., Cuddington, K., Davies, K.F., Dugaw, C.J., Elmendorf, S., Freestone, A., Harrison, S., Holland, M., Lambrinos, J., Malvadkar, U., Melbourne, B.A., Moore, K., Taylor, C. & Thomson, D. 2005. The spatial spread of invasions: new developments in theory and evidence. *Ecology Letters* 8: 91-101.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. 1989. *Applied Logistic Regression*. John Wiley & Sons, New York.
- Howald, G., Donlan, C.J., Galvan, J.P., Russell, J.C., Parkes, J., Samaniego, A., Wang, Y., Veitch, D., Genovesi, P., Pascal, M., Saunders, A. & Tershy, B. 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21: 1258-1268.
- Hulme, P.E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pysek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W. & Vilà, M. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* 45: 403-414.
- Hunsaker, C.T. & Levine, D.A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *Bioscience* 45: 193-203.
- Iglesias, A. 2003. Las administraciones autonómicas frente a las especies exóticas invasoras en España. En: "Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras en España", L. Capdevila-Argüelles, B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (eds.), Grupo Especies Invasoras, GEI, Serie Técnica, pp: 257-258.
- IUCN 2000. *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG), Gland, Switzerland.
- Jeschke, J.M. 2008. Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Diversity and Distributions* 14: 913-916.
- Jeschke, J.M. & Strayer, D.L. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 7198-7202.
- Jeschke, J.M. & Strayer, D.L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology* 12: 1608-1619.
- Johnson, L.B., Richards, C., Host, G.E. & Arthur, J.W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 193-208.

- Kark, S. & Sol, D. 2005. Establishment success across convergent Mediterranean ecosystems: an analysis of bird introductions. *Conservation Biology* 19: 1519-1527.
- Keller, R.P., Zu Ermgassen, P. & Aldridge, D.C. 2009. Vectors and Timing of Freshwater Invasions in Great Britain. *Conservation Biology*, doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01249.x.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U. ten Brink, P. & Shine, C. 2008. Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium, 40 pp.
- Kimmel, R.O. 1988. Potential impacts of ring-necked pheasants on other game birds. En: "Pheasants: symptoms of wildlife problems on agricultural lands", D.L. Hallett, W.R. Edwards & G.V. Burger (eds.), North Central Section of the Wildlife Society, Boomington, USA, pp: 252-265.
- Lammert, M. & Allan, J.D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.
- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T. & Brosse, S. 2008a. Fish invasions in the world's river systems : when natural processes are blurred by human activities. *Plos Biology* 6: 404-410.
- Leprieur, F., Beauchard, O., Hugueny, B., Grenouillet, G. & Brosse, S. 2008b. Null model of biotic homogenization: a test with the European freshwater fish fauna. *Diversity and Distributions* 14: 291-300.
- Leprieur, F., Brosse, S., Garcia-Berthou, E., Oberdorff, T., Olden, J. & Townsend, C.R. 2009. Scientific uncertainty and the assessment of risks posed by non-native freshwater fishes. *Fish and Fisheries* 10: 88-97.
- Levine, J.M., Vilá, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K. & Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impact of exotic plant invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Serie B*, 270: 775-781.
- Light, T. & Marchetti, M.P. 2007. Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conservation Biology* 21: 434-446.
- Linde, A.R., Izquierdo, J.I., Moreira, J.C. & García-Vázquez, E. 2008. Invasive tilapia juveniles are associated with degraded river habitats. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 891-895.
- Lockwood, J.L., Cassey, P. & Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 223-228.
- Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 8:133-136.

- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Marchetti, M.P., Light, T., Moyle, P.B. & Viers, J.H. 2004a. Fish invasions in California watersheds: Testing hypotheses using landscape patterns. *Ecological Applications* 14: 1507-1525.
- Marchetti, M. P., Moyle, P. B. & Levine, R. 2004b. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. *Freshwater Biology* 49: 646-661.
- Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Martínez-Silvestre, A., Soler, J., Solé, R., González, F.X. & Sampere, X. 1997. Nota sobre la reproducción en condiciones naturales de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en Masquefa (Cataluña, España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 8: 40-42.
- Más, R. & Perelló, B. 2001. Puesta de galápago de Florida en s'Albufera de Mallorca. *Quercus* 187: 10.
- McNeely, J.A. (ed.) 2001. The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Schei, P.J. & Waage, J.K. (eds.) 2001. A Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Meyer, W.B. & Turner, B.L. (eds.) 1994. Changes in land use and land cover: a global perspective. Cambridge University Press, New York, 537 pp.
- Mingot, D., López-Rodrigo, J., Ordóñez-Rivas, C. & Sobrino, E. 2003. Reproducción en libertad del galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en el centro de la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 14: 39-43.
- Moyle, P.B. & Marchetti, M.P. 2006. Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. *Bioscience* 56: 515-524.
- Moore, N.P., Roy, S.S. & Helyar, A. 2003. Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground-nesting birds in the Western Isles, Scotland, United Kingdom. *New Zealand Journal of Zoology* 30: 443-452.
- Muñoz, A.R. & Real, R. 2006. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions* 12: 656-665.
- Nerbonne, B.A. & Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28: 87-99.

- Nordstrom, M., Hogmander, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation* 109: 359-368.
- Nordstrom, M., Hogmander, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2002. Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. *Ecography* 25: 385-394.
- Olden, J.D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* 33: 2027-2039.
- Olden, J.D., Poff, N.L. & McKinney, M.L. 2006. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation* 127: 261-271.
- Olden, J.D., Kennard, M.J. & Pusey, B.J. 2008. Species invasions and the changing biogeography of Australian freshwater fishes. *Global Ecology and Biogeography* 17: 25-37.
- Orueta, J.F. 2007. Vertebrados invasores. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Padysakova, E., Salek, M., Polednik, L., Sedlacek, F. & Albrecht, T. 2009. Removal of American mink increases the success of simulated nests in linear habitat. *Wildlife Research* 36: 225-230.
- Palomo, L.J. & Gisbert, J. (eds.) 2002. Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, 564 pp.
- Palomo, L.J., Gisbert, J. & Blanco, J.C. 2007. Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECE-SECEMU, Madrid, 588 pp.
- Palazón, S. & Ruiz-Olmo, J. 1997. El visón europeo (*Mustela lutreola*) y el visón americano (*Mustela vison*) en España: estatus, biología y problemática. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A. & Potheault, A. 2006. características de dos poblaciones reproductoras del galápagos de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. *Revista Española de Herpetología* 20: 5-17.
- Perrings, C., Williamson, M. & Dalmazzone, S. (eds.) 2000. The Economics of Biological Invasions. Edward Elgar, Cheltenham, UK, 249 pp.
- Pimentel, D. 2002. Biological invasions. Economic and environmental costs of alien plant, animal and microbe species. CRC Press.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid, 587 pp.

- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. En: "Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España", J.M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (eds.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid, pp: 501-529.
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. 2008. Interspecific differences in responses to predation risk may confer competitive advantages to invasive freshwater turtle species. *Ethology* 114: 115-123.
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. 2009. Interspecific differences in chemosensory responses of freshwater turtles: consequences for competition between native and invasive species. *Biological Invasions* 11: 431-440.
- Puth, L.M. & Post, D.M. 2005. Studying invasion: have we missed the boat?. *Ecology Letters* 8: 715-721.
- Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288: 854-856.
- Rahel, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 291-315.
- Rahel, F.J. & Olden, J.D. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* 22: 521-533.
- Real, R., Márquez, A.L., Estrada, A., Muñoz, A.R. & Vargas, J.M. 2008. Modelling chorotypes of invasive vertebrates in mainland Spain. *Diversity and Distributions* 14: 364-373.
- Reino, L. 2005. Variation partitioning for range expansion of an introduced species: the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. *Journal of Ornithology* 146: 377-382.
- Reino, L., Moya-Larano, J. & Heitor, A.C. 2009. Using survival regression to study patterns of expansion of invasive species: will the common waxbill expand with global warming? *Ecography* 32: 237-246.
- Ricciardi, A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?. *Conservation Biology* 21: 329-336.
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M.J. & Moyle, P. 2008. Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions* 10: 89-102.
- Ricciardi, A., Steiner, W.W.M., Mack, R.N. & Simberloff, D. 2000. Toward a global information system for invasive species. *BioScience* 50: 239-244.
- Richards, C., Johnson, L.B. & Host, G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 295-311.
- Roth, N.E., Allan, J.D. & Erickson, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11: 141-156.

- Ruesink, J.L. 2005. Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conservation Biology* 19: 1883-1893.
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., Cauley, D.E., O'Neil, P., Parker, I.M., Thompson, J.N. & Weller, S.G. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 32: 305-332.
- Scalera, R. 2009. How much is Europe spending on invasive alien species?. *Biological invasions* DOI 10.1007/s10530-009-9440-5.
- Schiemer, F. & Zalewski, M. 1992. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherland Journal of Zoology* 42: 323-335.
- Shwartz, A., Strubbe, D., Butler, C.J., Matthysen, E. & Kark, S. 2009. The effect of enemy-release and climate conditions on invasive birds: a regional test using the rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) as a case study. *Diversity and Distributions* 15: 310-318.
- Silva, C.A. & Saavedra, B. Knowing for controlling: ecological effects of invasive vertebrates in Tierra del Fuego. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 123-136.
- Silva, T. & Reino, L.M. & Borralho, R. 2002. A model for range expansion of an introduced species: the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. *Diversity and Distributions* 8: 319-326.
- Simberloff, D. 2001. Biological invasions. How are they affecting us, and what can we do about them?. *Western North American Naturalist* 61: 308-315.
- Smith, K.G. 2006. Patterns of nonindigenous herpetofaunal richness and biotic homogenization among Florida counties. *Biological Conservation* 127: 327-335.
- Snyder, C.D., Young, J.A., Vilella, R.M. & Lemarie, D.P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647-664.
- Sol, D. 2007. Do successful invaders exist? Pre-adaptations to novel environments in terrestrial vertebrates. En: "Biological Invasions", W. Nentwig (ed.), *Ecological studies*, Vol. 193, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Sol, D., Santos, D.M., Fera, E., & Clavell, J. 1997. Habitat selection by the monk parakeet during colonization of a new area in Spain. *The Condor* 99: 39-46.
- Sol, D., Santos, D.M. & Clavell, J. 2003. Las especies introducidas en España. En: "Atlas de las aves reproductoras de España", R. Martí & J.C. del Moral (eds.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid, pp: 628-650.
- Soranno, P.A., Hubler, S.L. & Carpenter, S.R. 1996. Phosphorous loads to surface waters: a simple model to account for the pattern of land use. *Ecological Applications* 6: 865-878.

- Spear, D. & Chown, S.L. 2008. Taxonomic homogenization in ungulates: patterns and mechanisms at local and global scales. *Journal of Biogeography* 35: 1962-1975.
- Stewart, J.S., wang, L.Z., Lyons, J., Horwath, J.A. & Bannerman, R. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1475-1487.
- Strubbe, D. & Matthysen, E. 2009. Predicting the potential distribution of invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in northern Belgium using an ecological niche modelling approach. *Biological Invasions* 11: 497-513.
- Ter Braak, C.J.F. & Looman, C.W.N. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65: 3-11.
- van Kleef, H., van der Velde, G., Leuven, R.S.E.W. & Esselink, H. 2008. Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. *Biological Conservation* 10: 1481-1490.
- Vila-Gispert, A., Alcaraz, C. & García-Berthou, E. 2005. Life-history traits of invasive fish in small Mediterranean streams. *Biological Invasions* 7: 107-116.
- Vinyoles, D., Robalo, J.I., de Sostoa, A., Almodóvar, A., Elvira, B., Nicola, G.G., Fernández-Delgado, C., Santos, C.S., Doadrio, I., Sardà-Palomera, F. & Almada, V.C. 2007. Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: the role of reservoirs. *Graellsia* 63: 101-110.
- Vitule, S., Freire, J.R., Arruda, C. & Simberloff, D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10: 98-108.
- Westphal, M.I., Browne, M., MacKinnon, K. & Noble, I. 2008. The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions* 10: 391-398.
- White, P.C.L., Ford, A.E.S., Clout, M.N., Engeman, R.M., Roy, S. & Saunders, G. 2008. Alien invasive vertebrates in ecosystems: pattern, process and the social dimension. *Wildlife Research* 35: 171-179.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.
- Wilson, J.R.U., Dormontt, E.E., Prentis, P.J., Lowe, A.J. & Richardson, D.M. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trend in Ecology & Evolution* 24: 136-144.