

EVALUACIÓN ANUAL (2018) DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA

LIFE13 BIO/ES/1407

JULIO 2018

RIPISILVA

Daniel Bruno Collados

Victor Manuel Zapata

Josefa Velasco García

Andrés Millán Sánchez

Jose Francisco Calvo Sendín

Francisco Robledano Aymerich

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia



Contenido

1. Introducción	5
2. Área de estudio y metodología	6
3. Resultados y Discusión	8
3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs)	9
3.2 Calidad de las riberas (RQI)	19
3.3 Densidad y altura de la caña (Arundo donax)	30
3.4. Resumen de variables vegetales y de calidad de la ribera	33
3.5. Calidad del agua	34
3.6. Macroinvertebrados acuáticos	37
3.7 Aves	43
3.8. Moluscos terrestres	70
3.9. Mamíferos semiacuáticos	71
5. Agradecimientos	77
6. Referencias	77
ANEXO I. Teselas muestreadas	79
ANEXO II: Listado de especies vegetales riparias nativas y exóticas en el área de estudio	81
ANEXO III. Anexo Fotográfico de las EMEs	83

RIPISILVA



1. Introducción

A continuación se presenta la evaluación anual (2018) de la red de estaciones de monitoreo ecológico (EMEs) durante las actuaciones de eliminación de especies exóticas y restauración de riberas realizadas en el marco del proyecto LIFE13 BIO/ES/1407 (RIPISILVANATURA). Este informe da cumplimiento al hito (milestone) nº 20, perteneciente a la acción D.1. (Seguimiento de los Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs) y su biodiversidad asociada en las Estaciones de Monitorización Ecológica (EME) y Evaluación final”).

Esta evaluación anual en base a indicadores ecológicos es esencial para poder hacer un seguimiento preciso de las actuaciones y conocer en profundidad las dinámicas vegetales durante las restauraciones. Además, permite comprobar el correcto desarrollo de las acciones de eliminación de la caña (*Arundo donax*) con el fin de corregir las irregularidades y problemas inherentes a las actuaciones de restauración ambiental que se vayan observando durante la ejecución del proyecto. Finalmente, su comparación con los resultados iniciales, posibilitará evaluar, además del desarrollo de las actuaciones de control de Especies Exóticas Invasoras (EEIs), la recuperación de los Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs).

Nuevamente este año las cortas se han realizado con frecuencias diferentes a las que inicialmente se propusieron. Por eso, existen parcelas que han recibido cortas de caña en 2-3 ocasiones, y otras parcelas con un mayor número de cortas (5-6) durante este año. Son casi 3 años los que se lleva actuando, por lo que aspiramos a poder mostrar ciertas respuestas de los diferentes indicadores a los diferentes tratamientos. Además, han pasado 2 primaveras desde la reposición de marras, por lo que ya podríamos hablar de plantas establecidas en aquellos casos que los ejemplares continúen vivos.

Por último, cabe destacar que aunque en un inicio los resultados se mostraban para cada tipo de tratamiento, en el presente documento solamente diferenciaremos entre tratamiento intensivo y extensivo. Esto se debe a que las cortas manuales proyectadas solamente se hicieron en la primera intervención (y en determinadas teselas, durante la reposición de marras del año 2016). A partir de ahí, todas las cortas se realizaron de manera mecánica, por lo que ya carece de sentido diferenciar entre esos tratamientos.

2. Área de estudio y metodología

El área objeto de intervención del proyecto es un tramo de 55 km del río Segura, desde el paraje del Menjú (aguas abajo de la ciudad de Cieza) hasta el límite provincial con Albacete (unión del río Segura y río Mundo, municipio de Calasparra).

Tras las numerosas actuaciones de corta que se han realizado durante este último año, se ha muestreado nuevamente la red de monitoreo (EREs estaciones de referencia y EMEs de actuación) establecida inicialmente.



Figura 2.1: Tramo superior del proyecto dominado por *Populus nigra*



Figura 2.2: Tramo inferior del proyecto con presencia de *Nerium oleander*

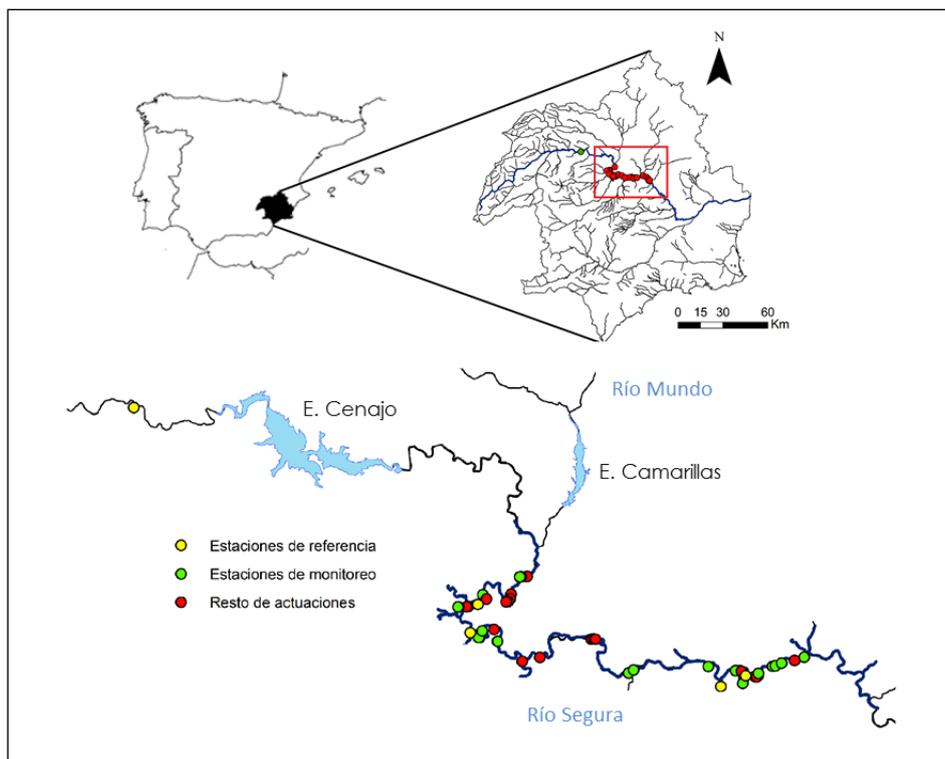


Figura 2.3: Localización del tramo de actuación en el río Segura (Cuenca del Segura), con las estaciones de referencia, monitoreo y resto de actuaciones de restauración. También se muestran los embalses existentes.

Respecto a la metodología de muestreo desarrollada en el biomonitorio de las EMEs, se ha utilizado el protocolo de evaluación y seguimiento ya empleado en la evaluación inicial (para más detalle, ver informe inicial: PROTOCOLO DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE ACTUACIONES DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA, 2015). Incluye diversos indicadores ecológicos sobre la calidad físico-química de las aguas, diversidad vegetal (cuantificando tanto la abundancia y cobertura de especies nativas como exóticas), calidad y fisionomía del hábitat ripario, macroinvertebrados acuáticos, aves, moluscos terrestres y mamíferos semiacuáticos (nutria).

3. Resultados y Discusión

Tras el inventariado y caracterización inicial que se ejecutó en el año 2015 de las zonas de actuación, se han realizado 3 años de seguimiento de las EMEs durante los cuales, se han ido realizando las cortas programadas. La tendencia en general de los diferentes indicadores ha sido a estabilizarse o a mejorar levemente. Si es cierto que en el caso de la densidad de caña, tras un aumento en el número de tallos del año pasado, en el 2018 se ha observado una disminución acusada alcanzando valores incluso más bajos que en el año 2016. Esos cambios producidos en la densidad del cañaver, junto con el divergente crecimiento de las plantaciones según tesela, ha hecho que el resto de indicadores hayan variado de una manera u otra.

Al igual que ocurrió durante el seguimiento del año 2017, en el 2018 se ha seguido constatando el buen y rápido crecimiento de las plantaciones en algunas teselas. Esto ha hecho que en algunas de ellas como la tesela 9, el establecimiento de las especies plantadas (en especial los sauces (*Salix sp.*)) haya conseguido erradicar por completo la caña a pequeña escala. Una importante disminución en la densidad de *A. donax* también se ha observado en la tesela 23. En este caso, el desarrollo de la comunidad de herbáceas y el buen desarrollo de las plantaciones (en especial los sauces y los saucos (*Sambucus nigra*)) parece haber influido positivamente en una disminución drástica de la caña. Durante el verano de 2018 se prevé seguir con los riegos de apoyo lo que afianzará estas plantaciones reforzando su capacidad para competir contra *A. donax*.

A continuación expondremos los resultados de cada uno de los indicadores biológicos muestreados, haciendo especial hincapié en su evolución. En el primer párrafo de cada indicador, y en negrita, sintetizaremos las

principales conclusiones que se han podido obtener con tres años de seguimiento de cada uno de ellos.

3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs)

El establecimiento y consolidación de las especies plantadas ha hecho que se confirme el aumento en la riqueza de especies vegetales en casi todas las EMEs. Esto se ha visto reforzado con las mejoras metodológicas que los operarios han incorporado en las cortas, minimizando los daños sobre las especies plantadas.

9

Nuevamente, en las teselas donde existen especies vegetales nativas (plantadas o presentes de manera natural), el estrato arbóreo es el dominante. Especies como *Populus alba*, *P. nigra* o *Fraxinus angustifolia* continúan siendo las especies arbóreas con mayor y mejor presencia en las EMEs. Como ya pasó durante el seguimiento del año 2017, en el 2018 no se han observado daños en las especies plantadas debidos a la corta de caña (cosa que si ocurrió durante el primer año de seguimiento).

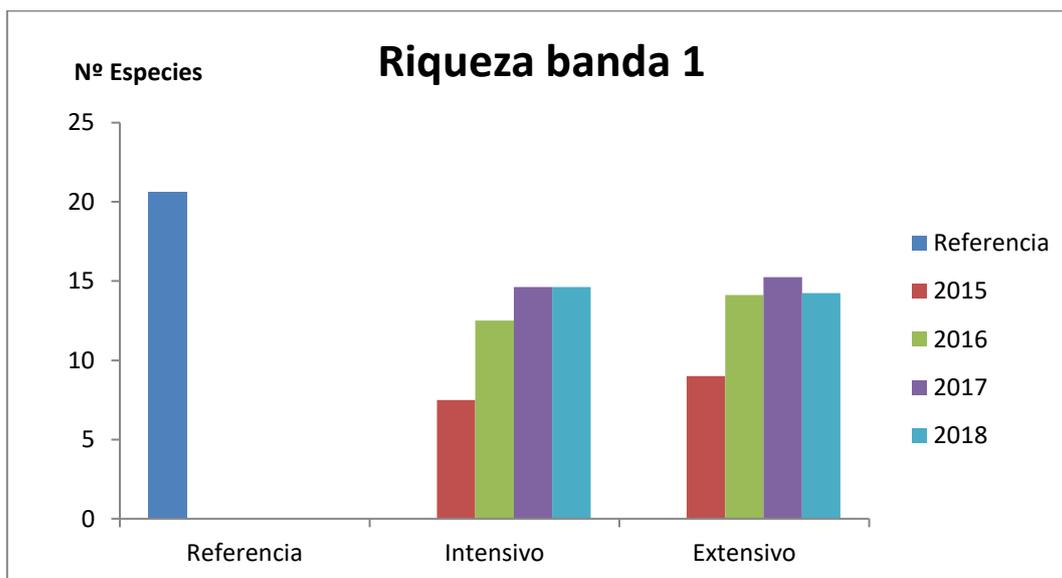
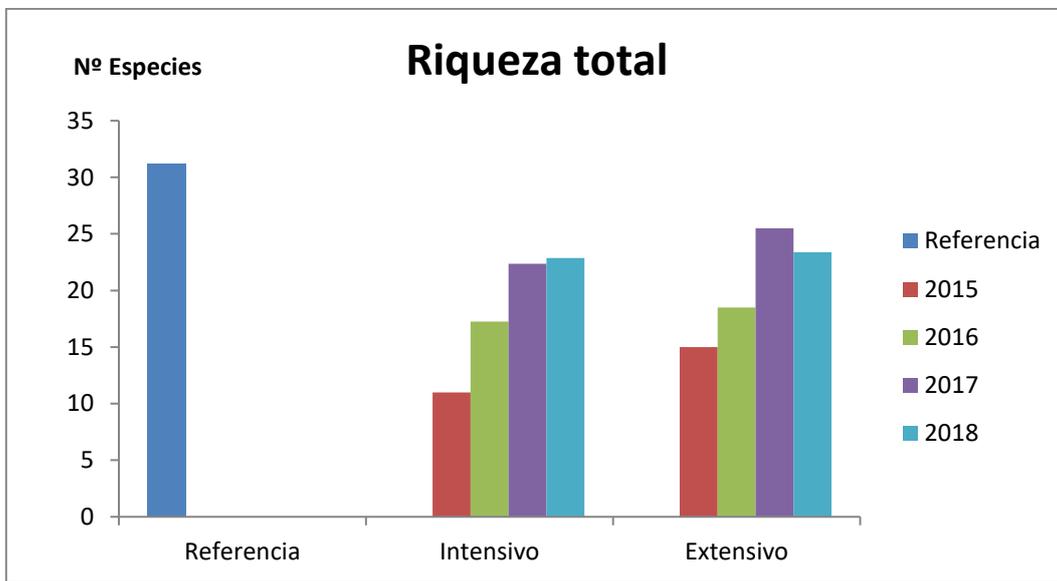
La riqueza de especies total podríamos decir que se ha mantenido con respecto al último año, y se mantiene el ascenso con respecto al muestreo inicial (Figura 3.1.1). A modo de recordatorio, en la última reposición de marras se plantaron 4.644 ejemplares de los cuales 1.709 correspondían con especies de carácter arbóreo y 2.935 con especies de porte arbustivo. Si diferenciamos entre los tratamientos intensivos y extensivos, se observa un mínimo incremento en los primeros y un leve descenso en los segundos. En cualquier caso, estas variaciones son ínfimas.

Si nos fijamos en los datos de riqueza de especies para la banda 1 de las EMEs, los pequeños cambios se minimizan aún más. Esto nos puede estar diciendo que el sesgo que al principio suponía la dificultad de acceder a esta banda riparia, se ha visto eliminado o asimilado, de manera que no influye en los resultados (Figura 3.1.1). En este punto, se quiere remarcar que el esfuerzo que se hizo durante la reposición de marras por seleccionar y plantar en esta banda aquellas especies que necesitan una mayor cercanía a la masa de agua mereció la pena. Muchos de esos ejemplares (como son los sauces) han conseguido un desarrollo modélico y en muchos casos suficiente para mostrar una competencia efectiva sobre la caña.



En cuanto a la riqueza de especies en la banda 2, si se ha visto una reducción en aquellas teselas con un tratamiento de carácter extensivo. La lejanía al agua junto con la presencia de tallos de caña en mayor densidad y más altos, pueden haber influido levemente en el establecimiento de algunas de las especies plantadas (Figura 3.1.1).

Al igual que se observó en años anteriores, las EMEs que se sitúan más aguas arriba del proyecto han ganado y afianzado una mayor cantidad de especies con respecto al muestreo inicial de 2015 (Figura 3.1.2) comparadas con las teselas ubicadas en la zona aguas abajo del proyecto.



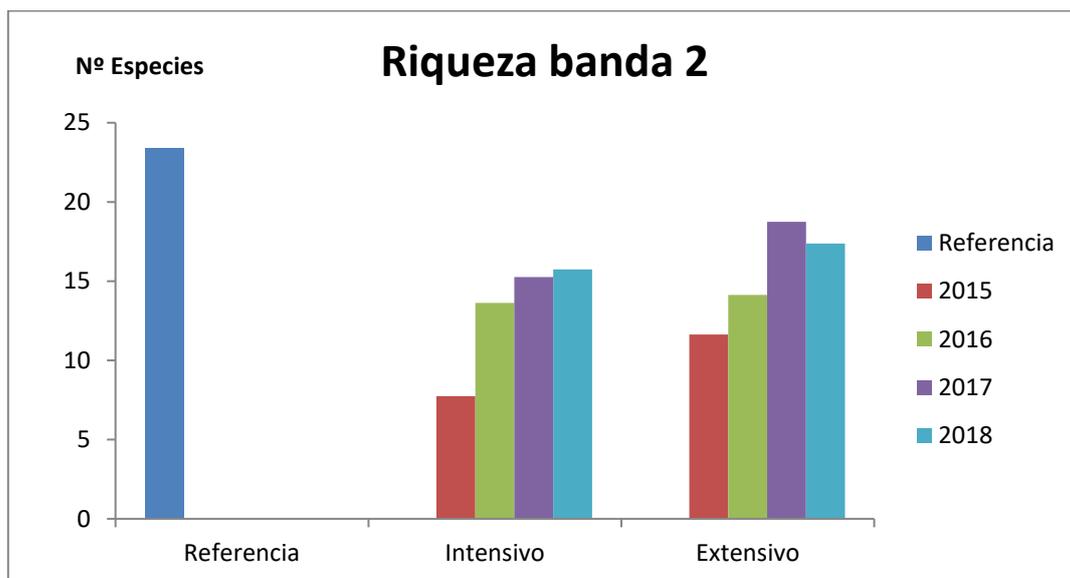


Figura 3.1.1: Gráficos comparativos de la riqueza especies leñosas en las EMEs entre los 4 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos. Así como la comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)

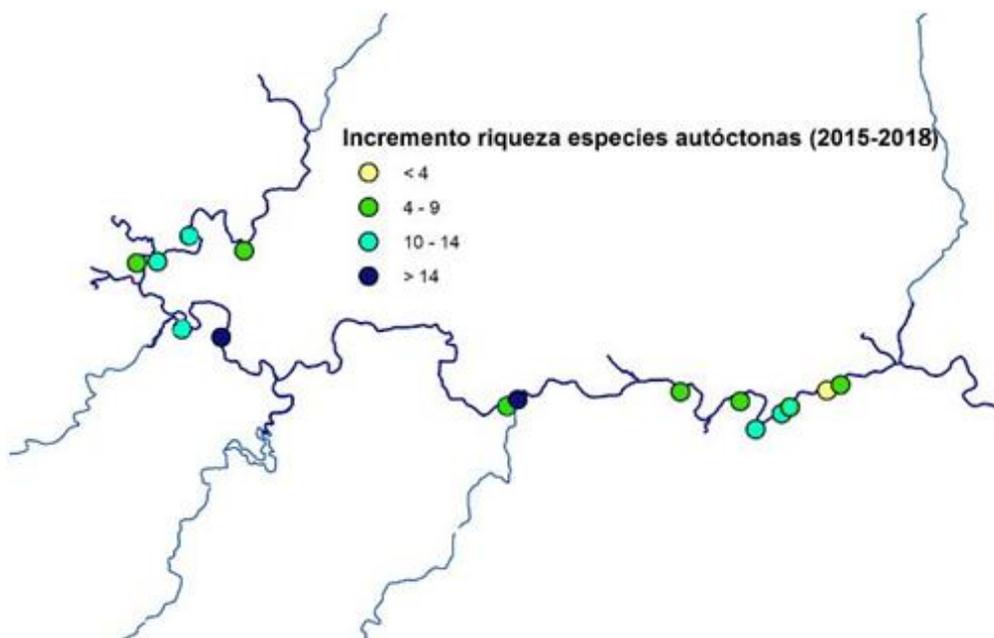


Figura 3.1.2: Evolución de la riqueza de especies autóctonas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2018.

Con el transcurso del proyecto, los continuos trabajos de control y erradicación de especies exóticas realizados en las diferentes EMEs han conseguido disminuir la cobertura de las mismas considerablemente (Figura 3.1.3 y Figura 3.1.4). Dicha reducción ha sido más acusada en aquellas teselas

donde los tratamientos eran más frecuentes. Como ya pasaba en los muestreos anteriores, la mayoría de la cobertura de especies exóticas era debida a la presencia de *A. donax*, y en mucha menor medida a otras especies de carácter alóctono (*Robinia pseudoacacia*, *Nicotiana glauca*, etc.) que aparecían puntualmente. La evolución de la cobertura de *A. donax* desde el inicio del proyecto hasta la actualidad (Figura 3.1.5), muestra como lo más usual han sido pequeños cambios en dicho valor, sin llegar a conseguir disminuciones importantes en casi ninguna de las teselas.

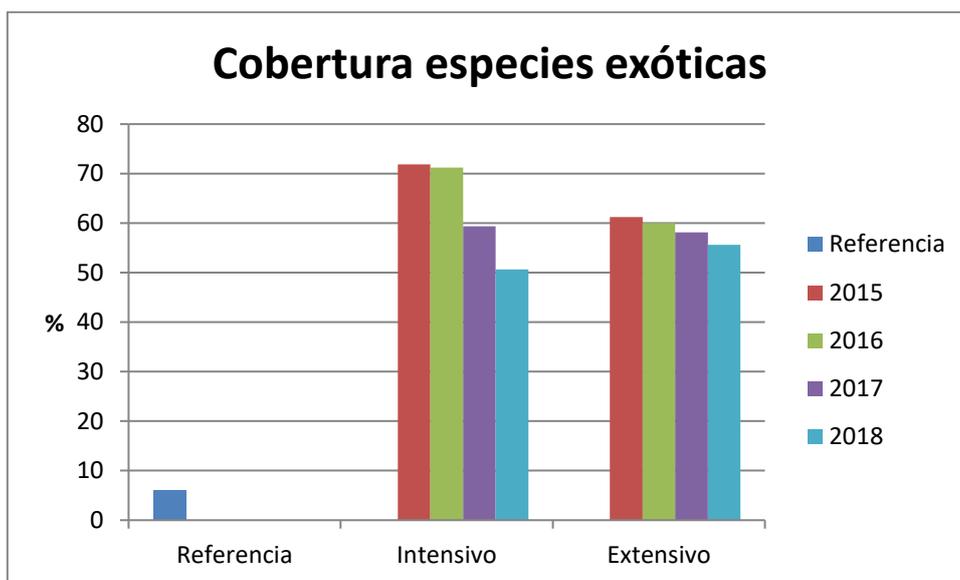


Figura 3.1.3: Gráficos comparativos de la cobertura de especies exóticas en las EMEs entre los 4 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos. Así como la comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)

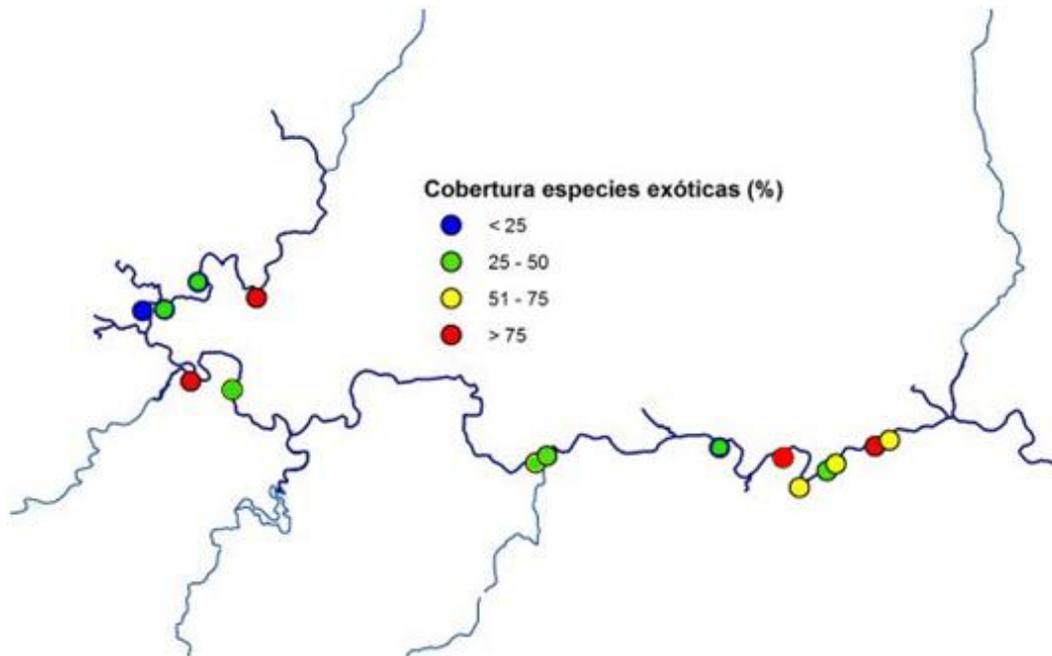


Figura 3.1.4: Cobertura de especies exóticas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2018.

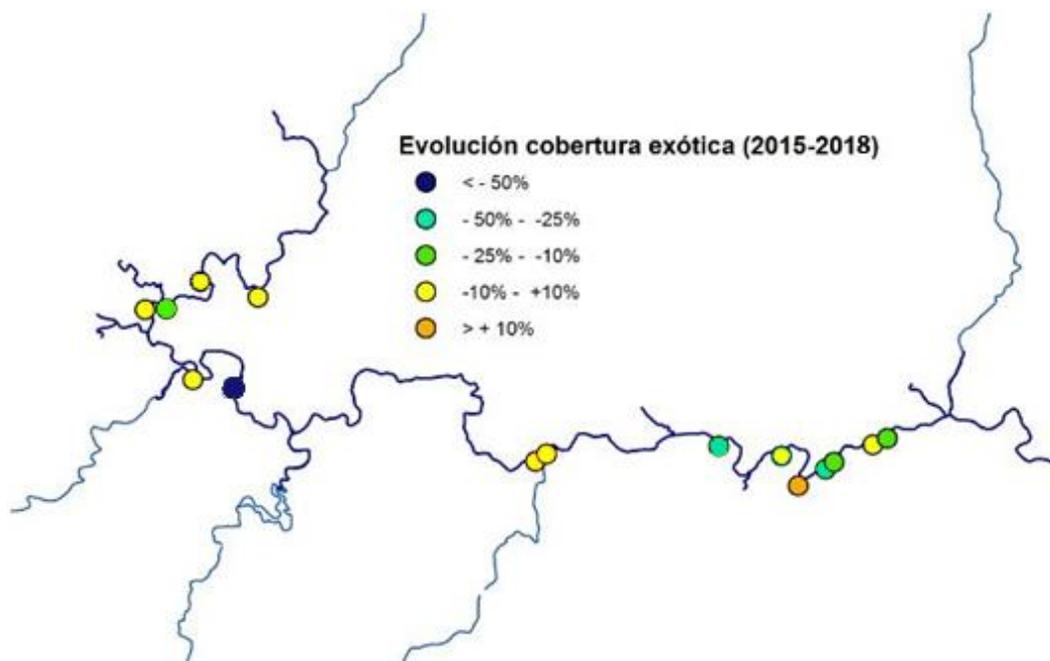


Figura 3.1.5: Evolución de la cobertura de especies exóticas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2018.

En cuanto a la evolución de la cobertura de especies nativas (Figuras 3.1.6 y 3.1.7), observamos un comportamiento del que difícilmente se pueden obtener conclusiones. Las tendencias marcan como en las teselas donde los tratamientos se han realizado de manera intensiva, la cobertura de especies nativas ha ido aumentando levemente. Por el contrario, en las teselas donde los cortes se realizaban más espaciados en el tiempo, es posible que el mayor crecimiento de la caña haya impedido un mejor desarrollo de las especies nativas (Figura 3.1.8). Igualmente, los valores actuales de cobertura de especies nativas en nuestras EMEs aun están lejos de los que se registran en las estaciones de referencia.

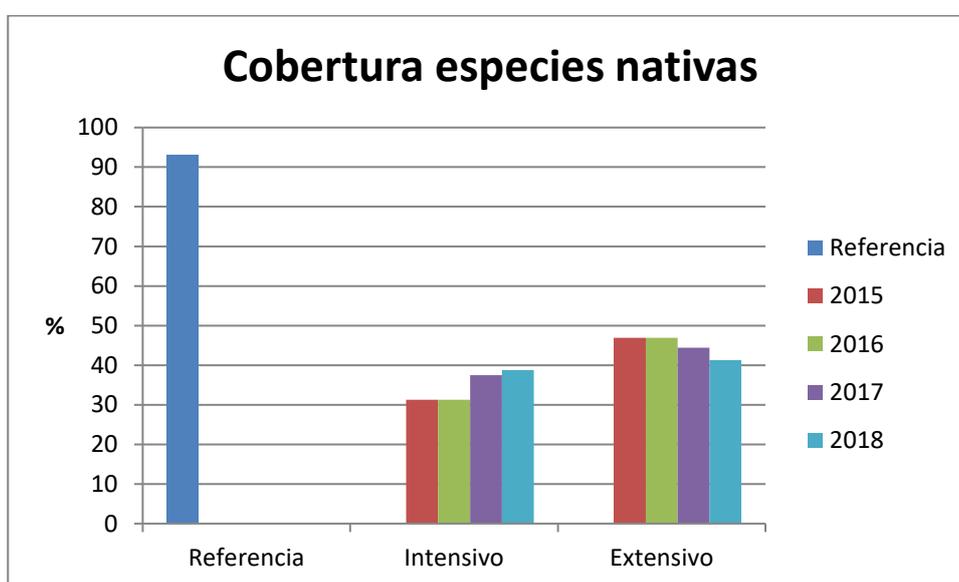


Figura 3.1.6: Gráficos comparativos de la cobertura de especies nativas en las EMEs entre los 4 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos. Así como la comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)

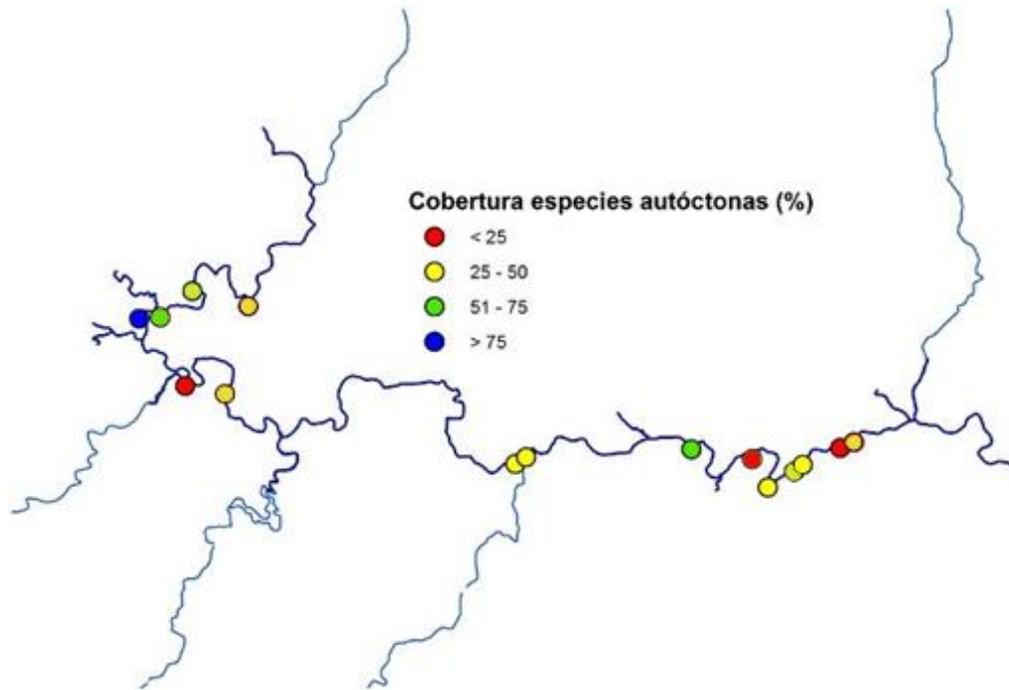


Figura 3.1.7: Cobertura de especies nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2018.

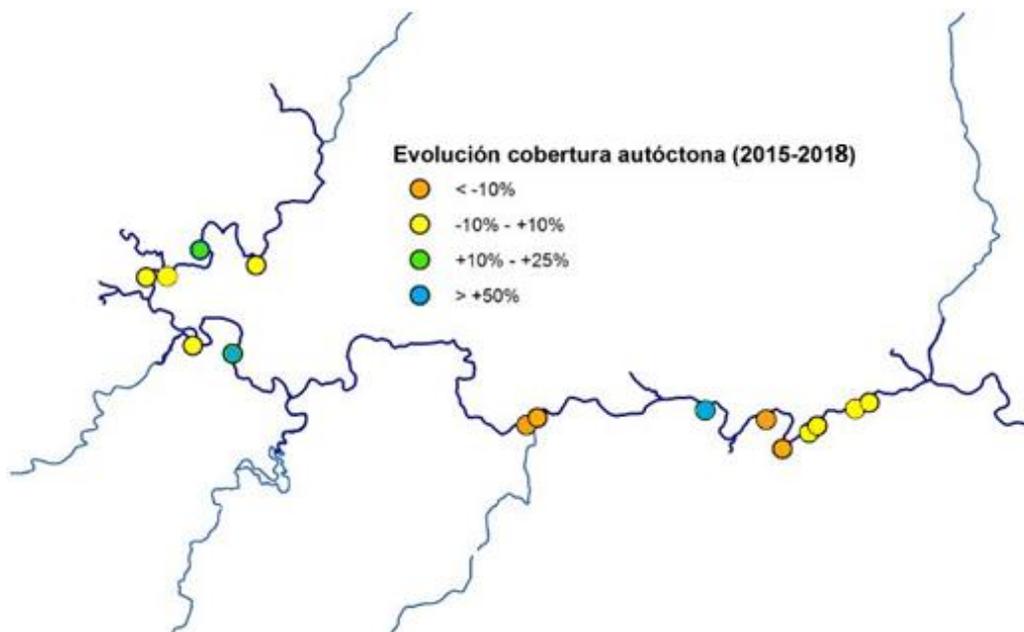


Figura 3.1.8: Evolución de la cobertura de especies autóctonas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2018.

La cobertura de especies nativas difiere bastante dependiendo del grupo vegetal considerado. En la figura 3.1.9 se representa el porcentaje de la cobertura de especies nativas

que está representado por vegetación arbórea. Vemos como este tipo de vegetación es la dominante en muchas de las teselas.

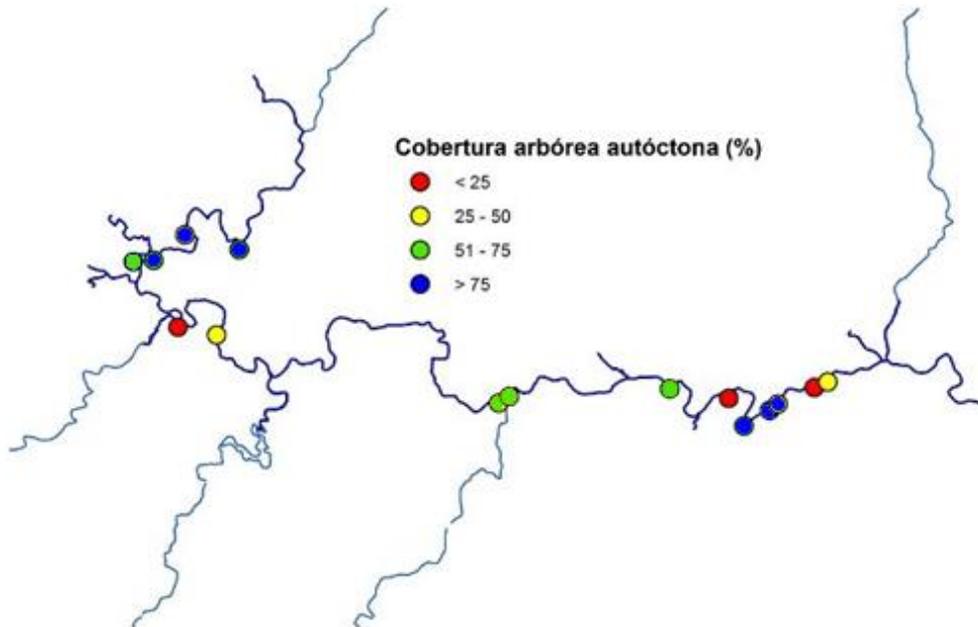


Figura 3.1.9: Cobertura de especies arbóreas nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2018.

La evolución de este tipo de vegetación con respecto a los muestreos iniciales muestra como en general ha habido un aumento que en algunas teselas ha podido llegar a más del 50% (Figura 3.1.10), manteniendo la tendencia que ya se había observado el año anterior.

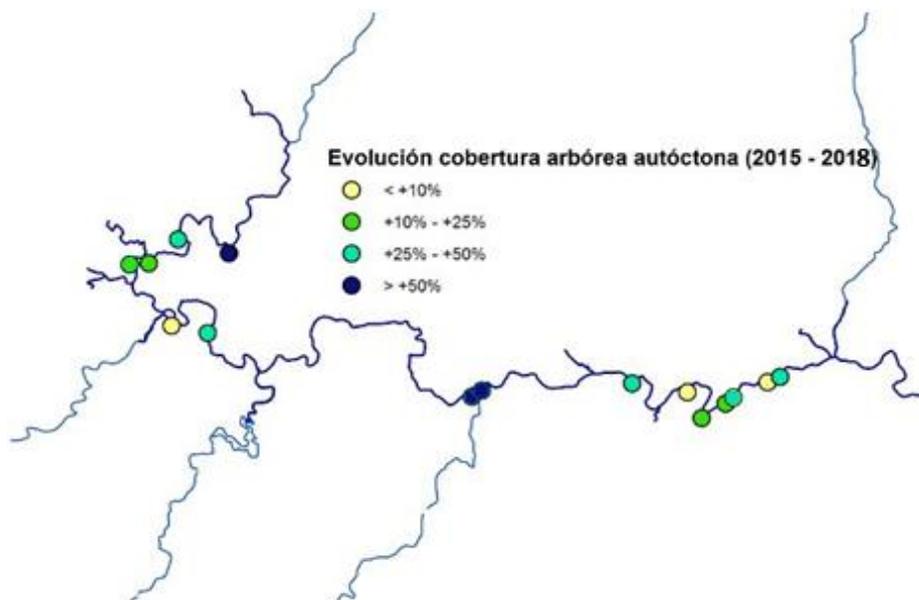


Figura 3.1.10: Evolución de la cobertura de especies autóctonas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2018.

Si nos fijamos en el estrato arbustivo, observamos como está mucho menos representado en las EMEs que el estrato arbóreo (Figura 3.1.11), incluso después de las plantaciones.

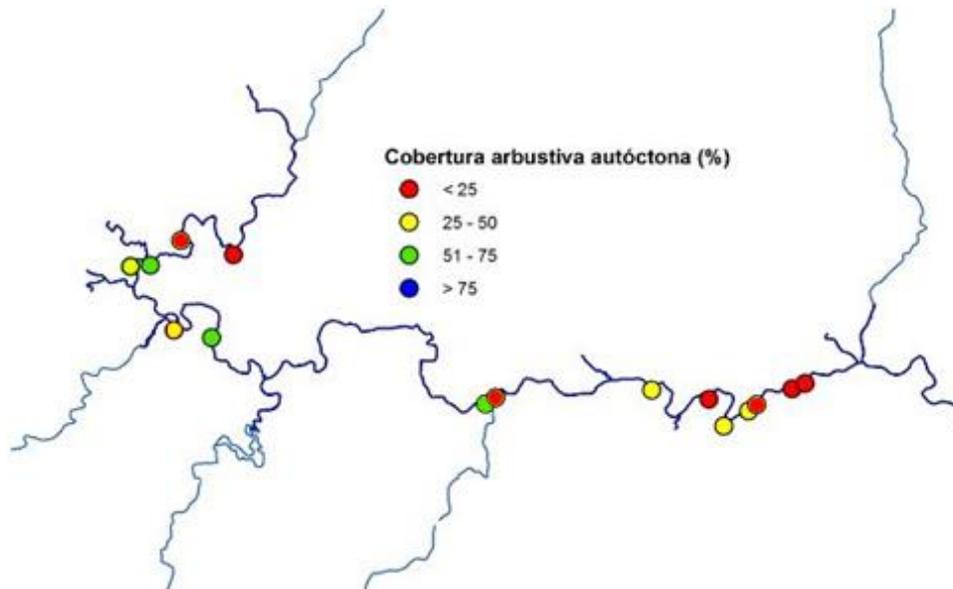


Figura 3.1.11: Cobertura de especies arbustivas nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2018.

La evolución de dicha cobertura continúa teniendo un comportamiento variado. Algunas EMEs han visto mejorado su estrato arbustivo, mientras que en otras se ha visto hasta empeorado. Esto último se podría deber al riesgo que había de corta de ejemplares arbustivos plantados durante los diferentes tratamientos. Este es un aspecto en el que se ha mejorado mucho conforme ha ido evolucionando el proyecto, pero su afección aún queda patente (Figura 3.1.12).

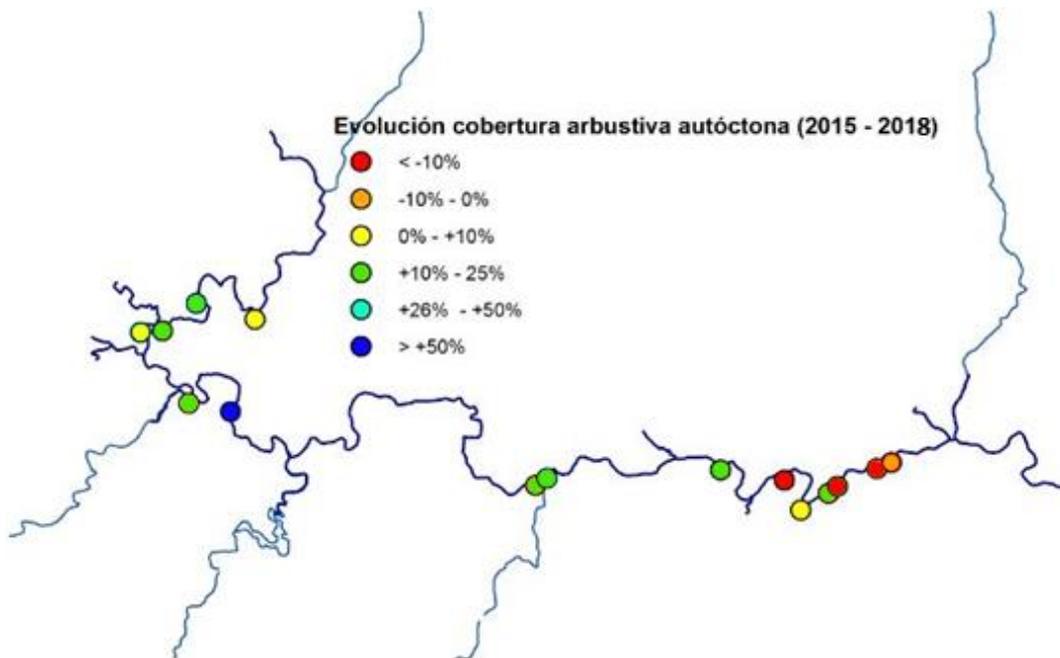


Figura 3.1.12: Evolución de la cobertura de especies arbustivas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2018.

En cuanto a la cobertura de vegetación herbácea, por lo general suele ocupar mayores extensiones que el resto de estratos vegetales estudiados (3.1.13).

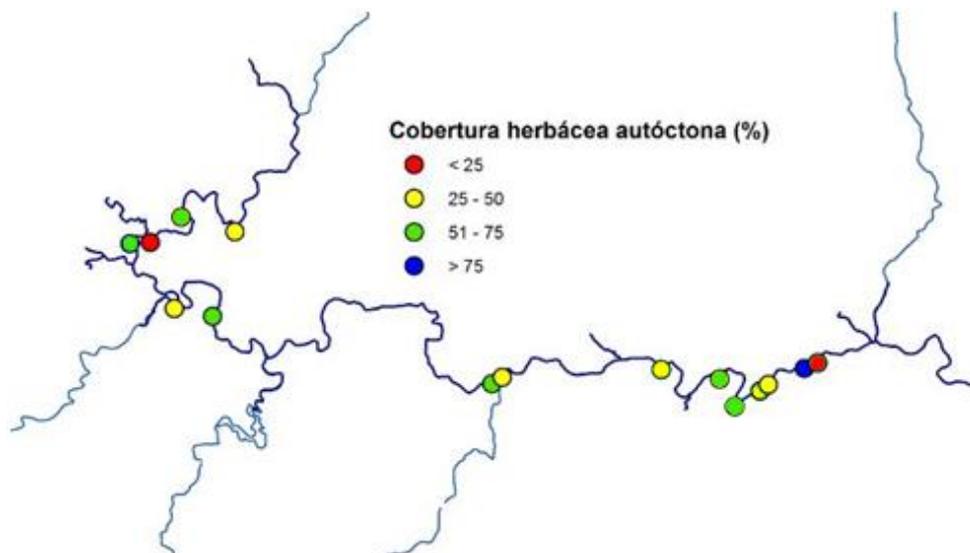


Figura 3.1.13: Cobertura de especies herbáceas nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2018.

La evolución de esta cobertura desde el inicio del proyecto ha resultado en bastantes teselas donde las herbáceas han conseguido valores mayores. Se puede observar como en algunas EMEs se ha conseguido desarrollar un buen estrato herbáceo dentro de las especies nativas (Figura 3.1.14).

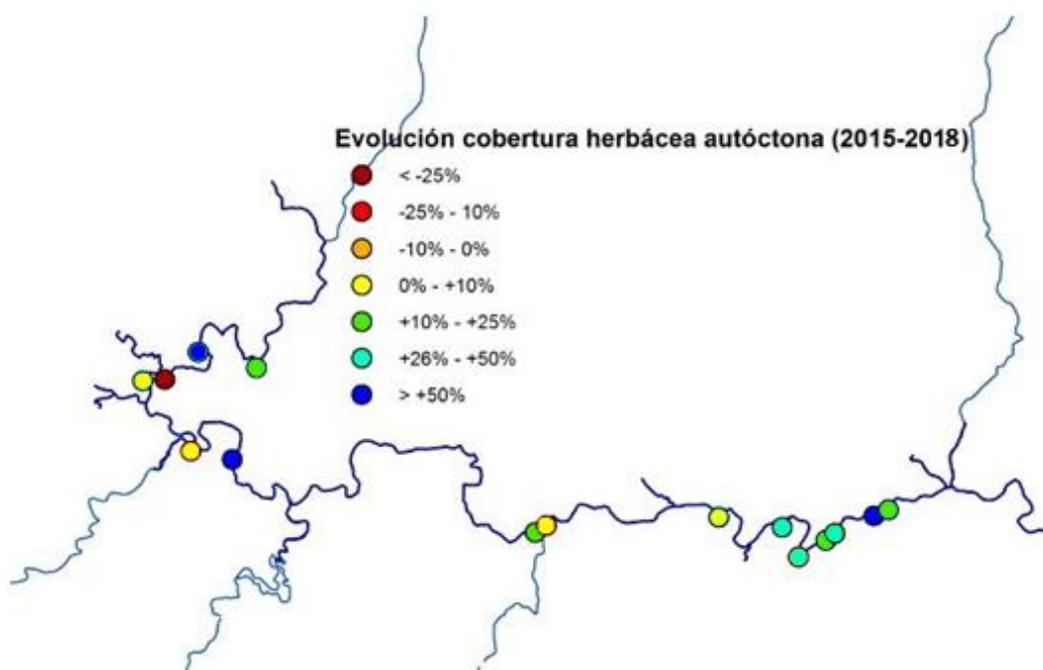


Figura 3.1.14: Evolución de la cobertura de especies herbáceas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2018.

3.2 Calidad de las riberas (RQI).

Para que los diferentes tratamientos se vean traducidos en cambios en algunos de los apartados del RQI se necesitaría de una intervención más continuada en el tiempo. De todas maneras, si que se han podido observar ciertos cambios sobre todo en los apartados referentes a la conservación de la vegetación riparia y la continuidad tanto longitudinal como vertical.

En este apartado se muestran los resultados obtenidos para cada uno de los componentes del Índice de Calidad Riparia (RQI), así como los valores globales resultantes.

3.2.1.RQI 1: Dimensiones riparias

El primer apartado del RQI hace referencia a la extensión de terreno que ocupa la ribera del río. En ese sentido, debido a las características intrínsecas de la historia del río Segura, es complicado que este apartado pueda variar demasiado con las actuaciones propuestas en el proyecto (Figura 3.2.1 y 3.2.2). Cabría esperar que, tras las acciones de

custodia y los deslindes, tras un tiempo, si que se pudiera ver una mejora real de este parámetro.

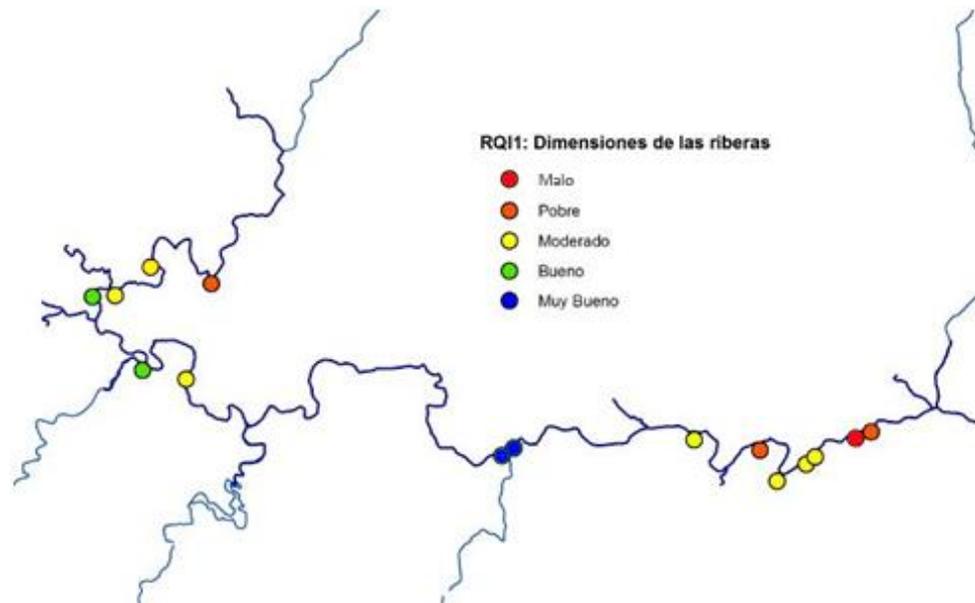


Figura 3.2.1: Valor cualitativo del primer apartado del RQI referente a las dimensiones de las riberas en el año 2018.

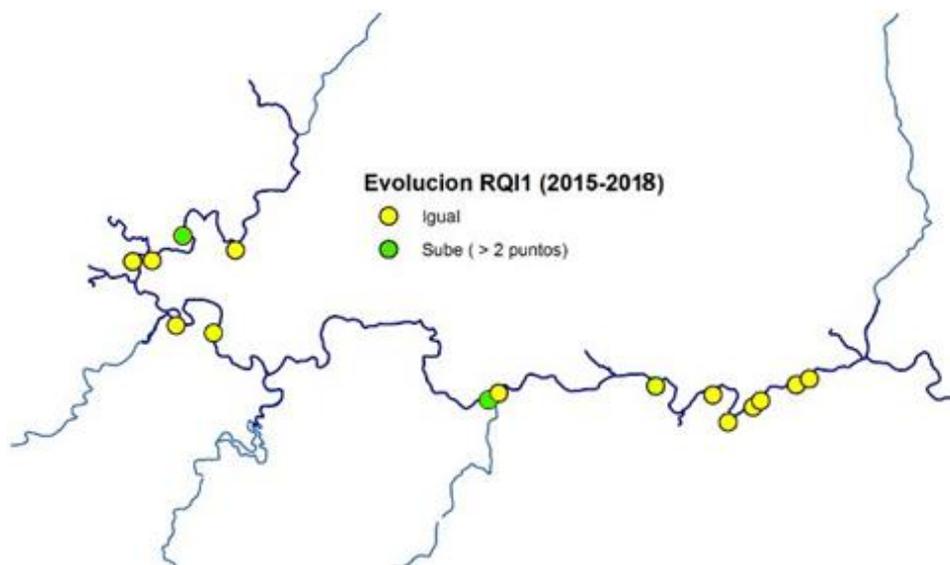


Figura 3.2.2: Evolución del valor del primer apartado del RQI referente a las dimensiones de las riberas en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.2. RQI 2: Continuidad longitudinal y cobertura

La conectividad longitudinal y la cobertura vegetal tan solo alcanzan la categoría de “Muy Bueno” en la tesela 14. En el resto, la mayoría de EMEs tienen categorías “Moderado” o peores (Figura 3.2.3).

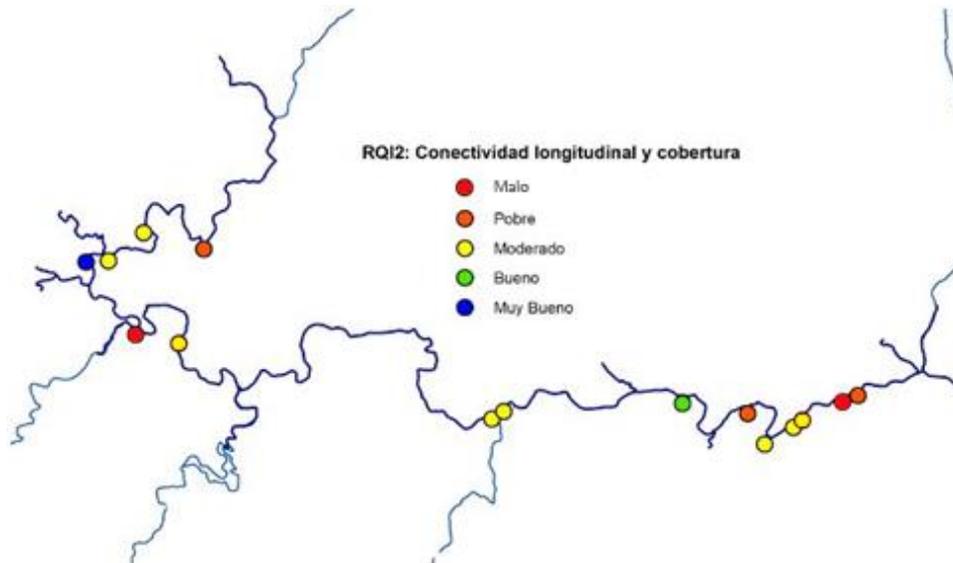


Figura 3.2.3: Valor cualitativo del segundo apartado del RQI referente a la conectividad longitudinal y cobertura de las riberas en el año 2018.

A diferencia de otros años, se ha reducido el número de teselas que han visto disminuir este valor en más de dos puntos. La tendencia general es a mantenerse o en su caso, en aumentar el valor de este apartado (Figura 3.2.4).

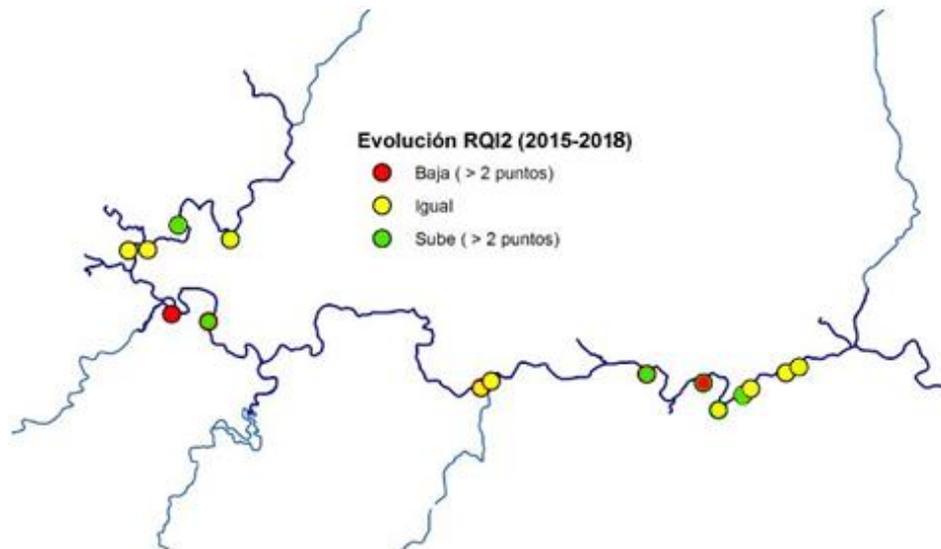


Figura 3.2.4: Evolución del valor del segundo apartado del RQI referente a la conectividad longitudinal y cobertura de las riberas en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.3. RQI 3: Composición y estructura

Aunque en términos generales, la composición y estructura de las EMEs sigue siendo deficiente, se ha conseguido alcanzar la categoría “Buena” en una de las teselas (Figura 3.2.5).

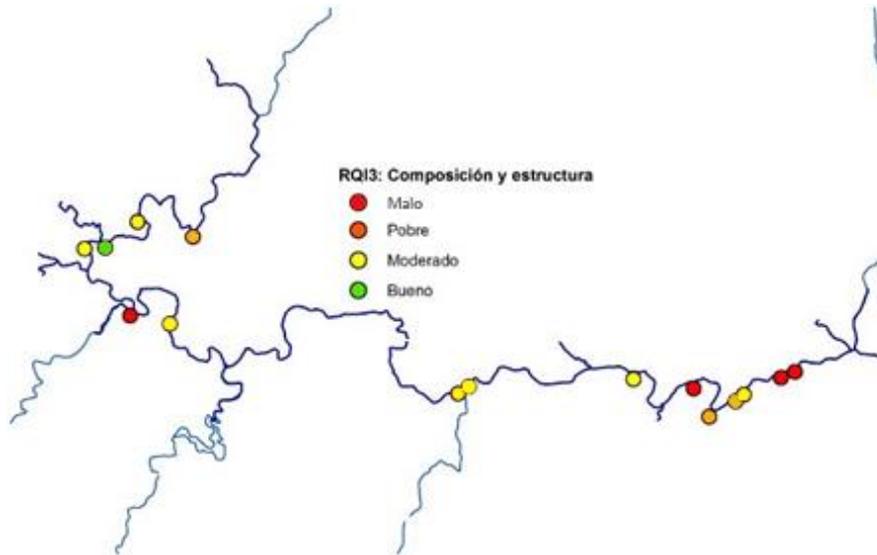


Figura 3.2.5: Valor cualitativo del tercer apartado del RQI referente a la composición y estructura de las riberas en el año 2018.

Las mejoras que se han ido dando en la comunidad vegetal riparia de las EMEs se han visto traducidas en mejoras en este apartado del RQI. De hecho, son varias las teselas que han registrado un aumento de más de 2 puntos en el mismo (Figura 3.2.6).

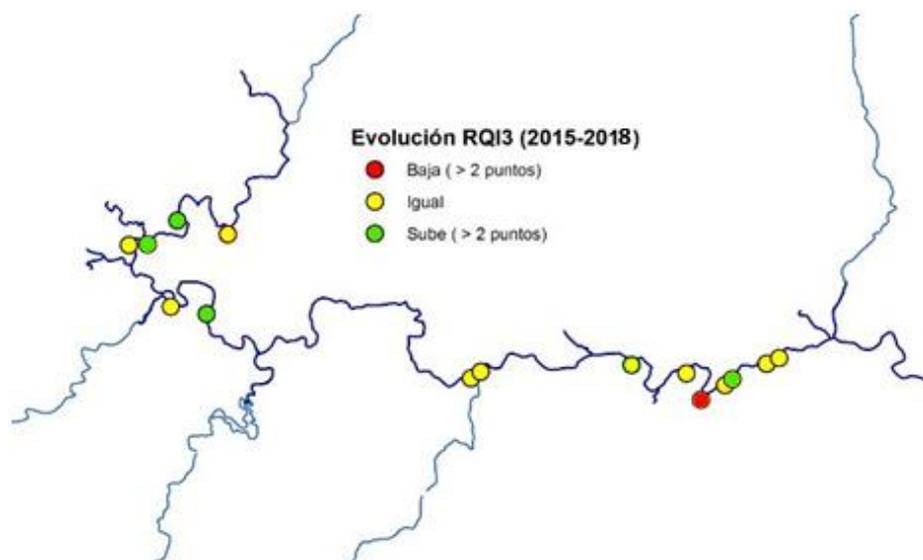


Figura 3.2.6: Evolución del valor del tercer apartado del RQI referente a la composición y estructura de las riberas en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.4. RQI 4: Regeneración natural.

El apartado correspondiente a la regeneración natural es uno de los que podemos encontrar mayor cantidad de teselas con categoría “Buena”. (Figura 3.2.7).

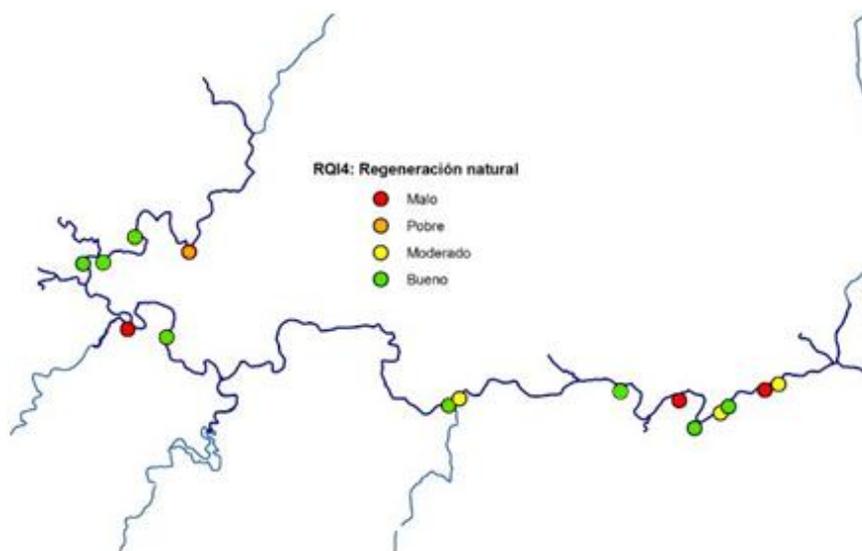


Figura 3.2.7: Valor cualitativo del cuarto apartado del RQI referente a la regeneración natural en las riberas en el año 2018.

Los resultados de la figura anterior se traducen en una mejora importante en la evolución de este apartado del RQI. Aunque no son tantas las teselas que

muestran una mejora de más de 2 puntos en este apartado (Figura 3.2.8), si comparamos con años anteriores, se puede observar dicha mejoría. Mientras que en el informe del año anterior se había constatado una disminución en este apartado posiblemente debido a la falta de cuidado en las cortas, en el presente informe parece que ese problema se ha solucionado y se comienza a ver una recuperación importante. Además del hecho de que en ningún caso haya habido una disminución considerable en este apartado, en algunas EMEs se ha visto un incremento con respecto al inicio del proyecto.

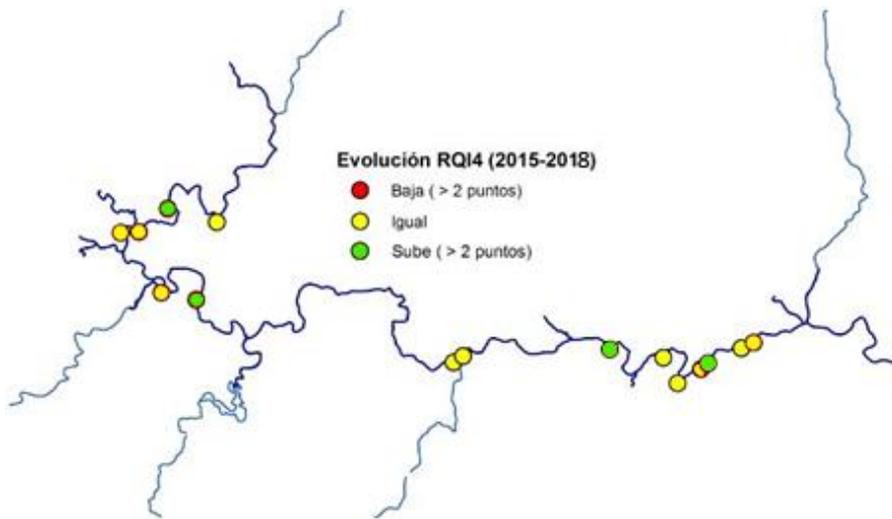


Figura 3.2.8: Evolución del valor del cuarto apartado del RQI referente a la regeneración natural en las riberas en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.5. RQI 5: Condición de las orillas

Generalmente, la condición de las orillas en las teselas estudiadas es “Pobre”. Eso no quita que si existen algunas teselas donde se pueden alcanzar valores de categoría “Buena” (Figura 3.2.9).

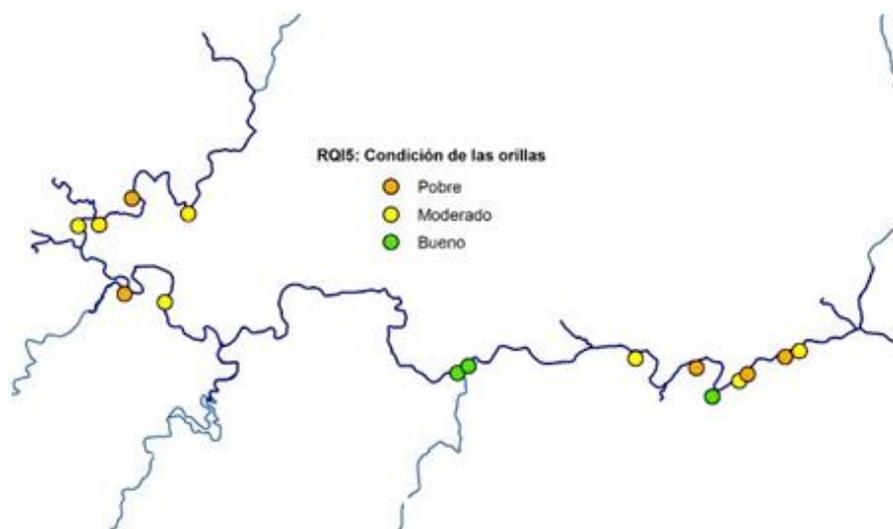


Figura 3.2.9: Valor cualitativo del quinto apartado del RQI referente a la condición de las orillas en las riberas en el año 2018.

Vemos que el valor de este apartado apenas ha variado con el paso del tiempo. Lo normal ha sido un mantenimiento y en algunos casos una reducción del mismo. Tan solo una tesela ha visto mejorado su valor en este sentido (Figura 3.2.10).

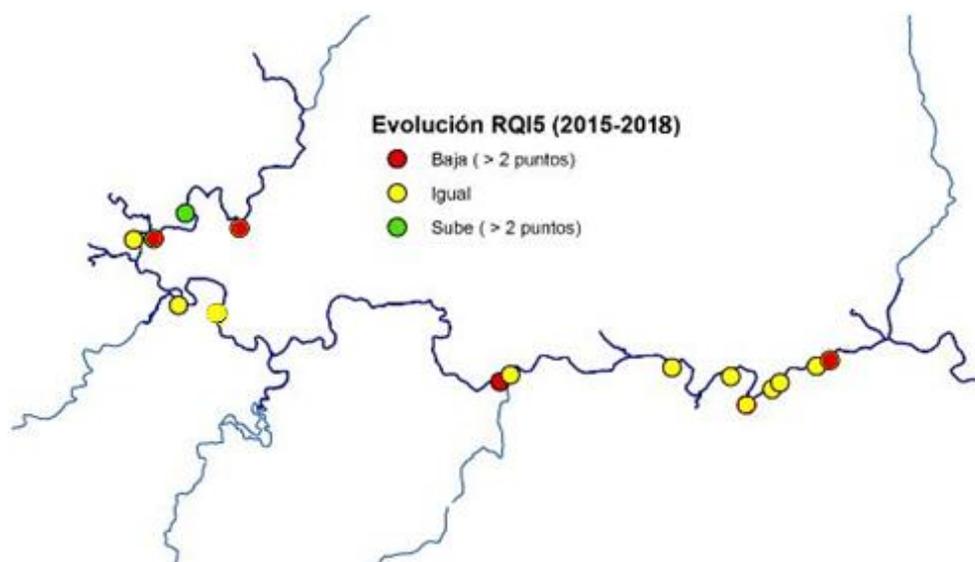


Figura 3.2.10: Evolución del valor del quinto apartado del RQI referente a la condición de las orillas en las riberas en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.6. RQI 6: Conectividad lateral y régimen de inundación.

En cuanto a la conectividad lateral y el régimen de inundación, a excepción de la tesela 14, el resto vemos como presentan categorías de “Pobre” o “Moderado” (Figura 3.2.11).

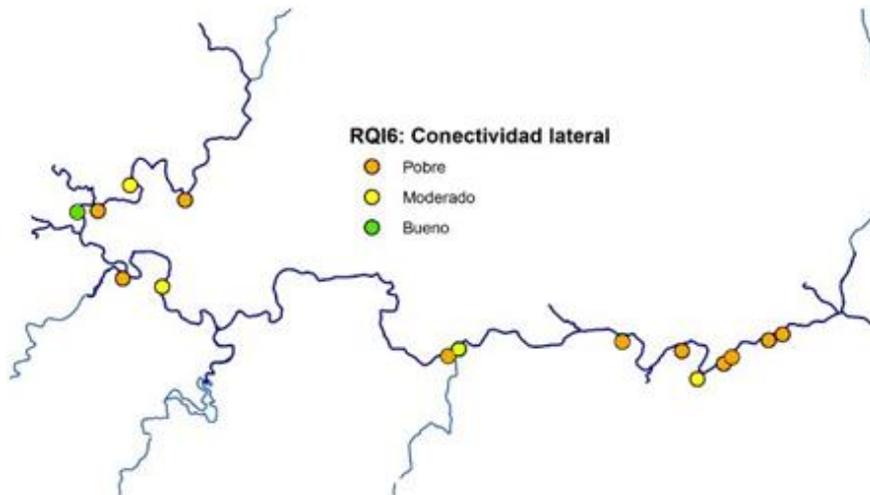


Figura 3.2.11: Valor cualitativo del sexto apartado del RQI referente a la conectividad lateral y al régimen de inundación de las EMEs en el año 2018.

Con respecto al inicio del proyecto, vemos como la evolución de este parámetro ha tendido a mantenerse o a subir (Figura 3.2.12).

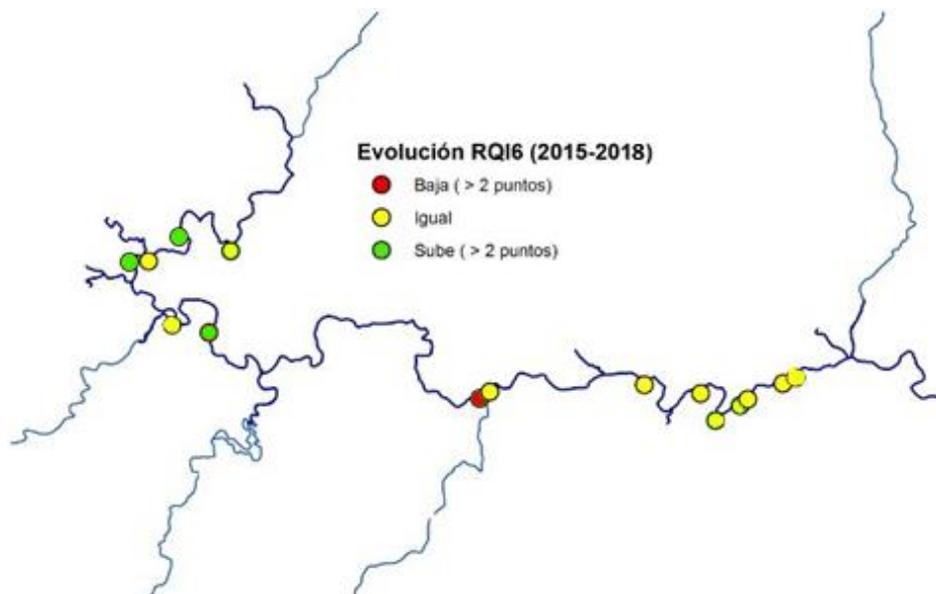


Figura 3.2.12: Evolución del valor del sexto apartado del RQI referente a la conectividad lateral y régimen de inundación de las EMEs en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.7. RQI 7: Conectividad vertical y sustrato.

Por último, en el apartado referente a la conectividad vertical y al sustrato de las EMEs si que podemos encontrar un mayor número de teselas que alcanzan las categorías de “Bueno” e incluso alguna con categoría “Muy Bueno” (Figura 3.2.13).

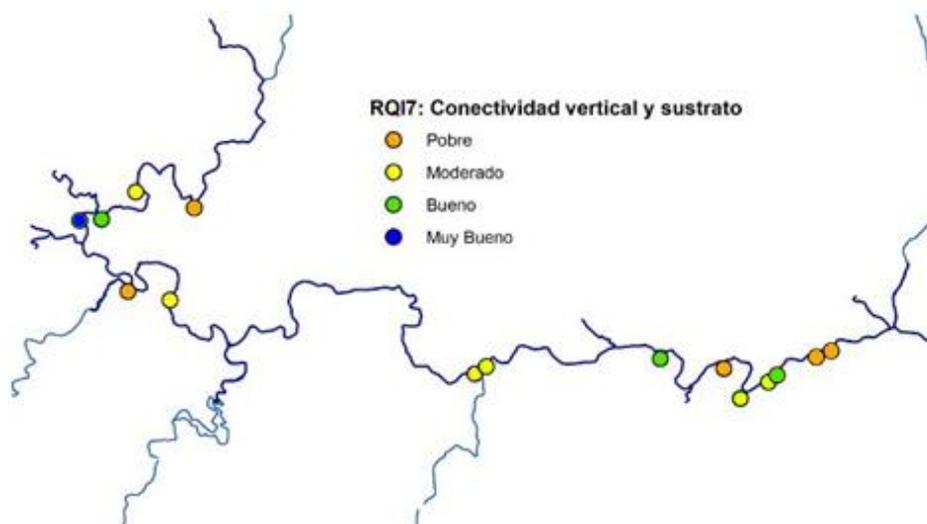


Figura 3.2.13: Valor cualitativo del séptimo apartado del RQI referente a la conectividad vertical y al sustrato de las EMEs en el año 2018.

Desde el inicio del proyecto este apartado ya contaba con buenas valoraciones de manera general. Es por ello que la evolución con el paso de los años ha sido la de mantenerse o mejorar, a excepción de dos teselas (44 y 50) donde este valor ha disminuido (Figura 3.2.14).

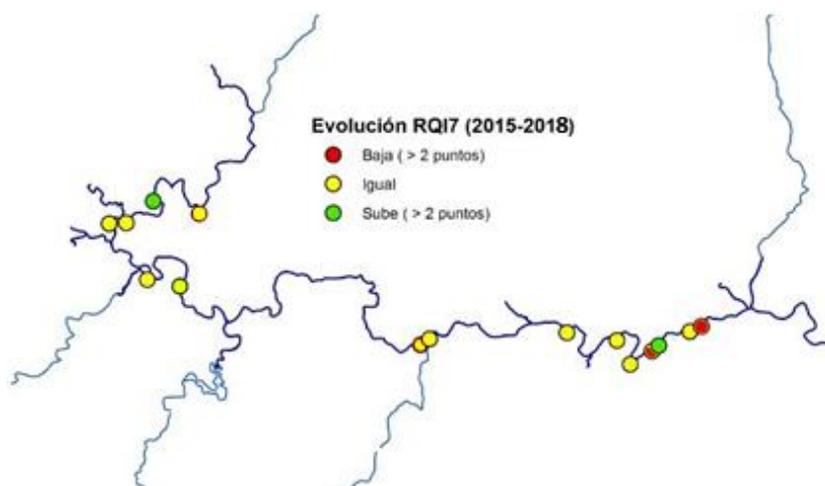


Figura 3.2.14: Evolución del valor del séptimo apartado del RQI referente a la conectividad vertical y al sustrato de las EMEs en el año 2018 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

3.2.8. Calidad de hábitat: valor global RQI.

Tras la pequeña disminución de los valores del RQI que se observó después de las primeras cortas, la calidad de las riberas se recuperó en el año 2017 y en este último año se ha visto como se ha mantenido (Figura 3.2.15). De momento, los cambios producidos por los tratamientos no se han visto traducidos en una mejora global de la calidad de las riberas. No hay que olvidar que parte de los apartados que componen el RQI es difícil que se vean mejorados solamente con los tratamientos realizados en el proyecto. Para un incremento notable en el índice se deberían contemplar otro tipo de medidas relacionadas con la geomorfología y extensión de la banda riparia. Eso no quita que durante los próximos años, las actuales actuaciones se puedan ver traducidas en mejoras aparentes de la calidad de la ribera.

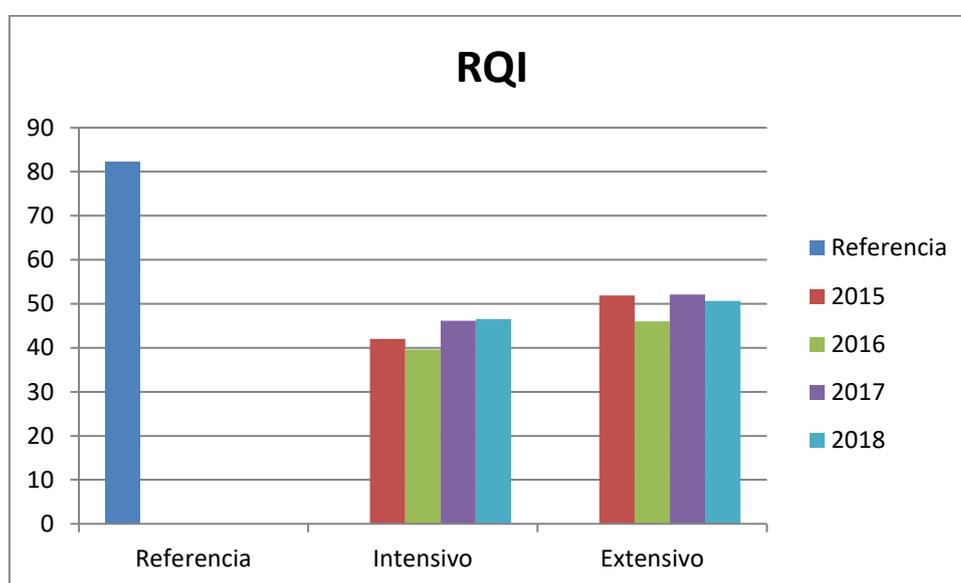


Figura 3.2.15: Gráficas de evolución del valor global del RQI según el tipo de tratamiento en los cuatro años de estudio.

Si nos fijamos en las EMEs de manera individual, vemos como la recuperación sigue sin ser suficiente para encontrar teselas con categorías “Buena” o “Muy Buena (Figura 3.2.16) a excepción de la tesela 14.

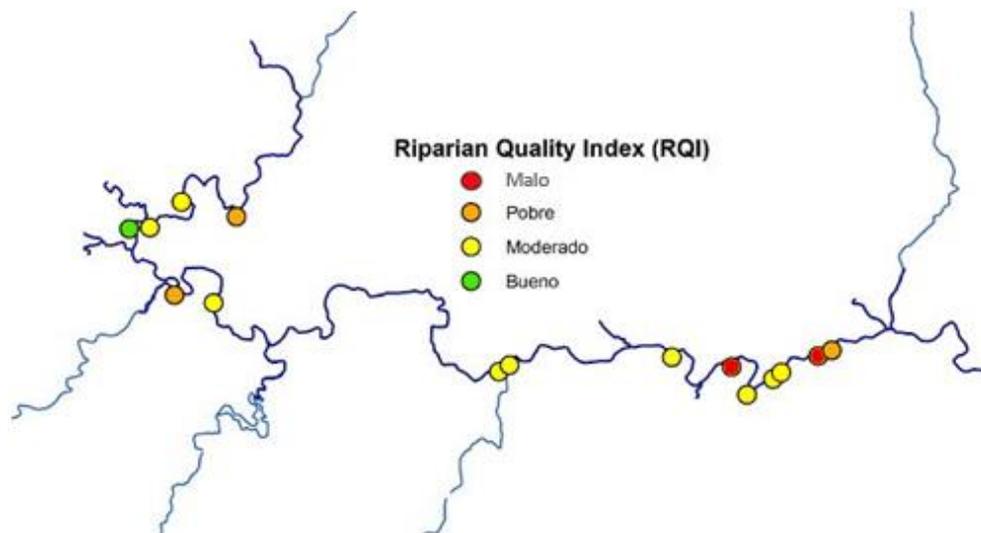


Figura 3.2.16: Estado actual de las EMEs con la categoría del RQI que ameritan en el último muestreo del año 2018.

Aún así, se observa un aumento en varias teselas del valor del RQI (Figura 3.2.17) por lo que, estudiando los dos mapas, se puede decir que la mejoría en la calidad de las riberas se ha centrado en aquellas que tenían una categoría de base baja. Esto puede deberse a que, como hemos visto, existen ciertos apartados del RQI que son más fáciles de mejorar con las actuaciones propuestas que otros. Por lo tanto, aquellas teselas que tenían estos apartados con valores más altos, difícilmente podrían haber mostrado una mejora solamente con cortas y plantaciones.

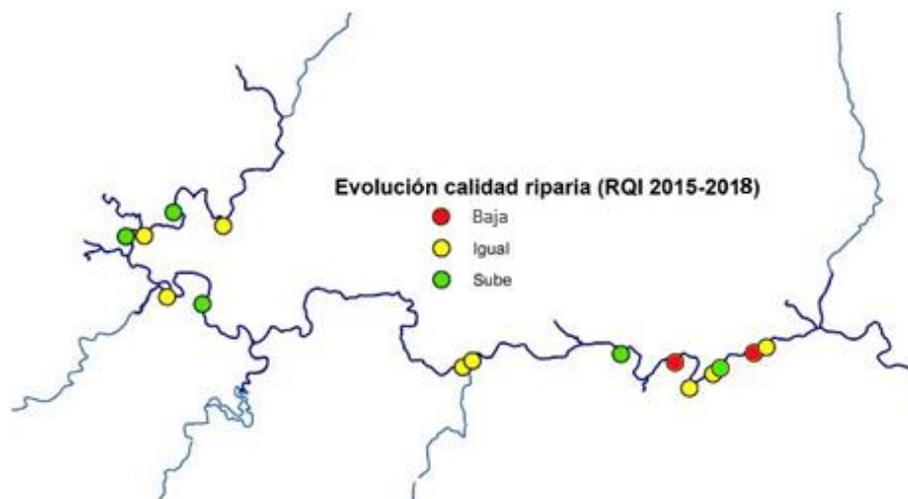


Figura 3.2.17: Evolución de los valores cualitativos del RQI en las EMEs desde el inicio del proyecto (año 2015) hasta la actualidad (año 2018).

3.3 Densidad y altura de la caña (*Arundo donax*).

A pesar del aumento en la densidad de tallos de *A. donax* que se constató el año anterior, las continuas cortas de caña han hecho que el número de tallos se esté reduciendo de manera progresiva lo que induce a pensar que solamente el tratamiento continuado a largo plazo puede conseguir el control de esta especie exótica en las EMEs.

En el informe del año 2017 anotamos como, tras las cortas sucesivas de *A. donax*, hubieron teselas que experimentaron un aumento considerable de la densidad de tallos de caña. Este aumento se explicó como una respuesta de *A. donax* a los tratamientos debido a la gran capacidad de rebrote que tiene esta especie. Tras pasar otro año de actuación, vemos como esta capacidad de rebrote se está viendo afectada considerablemente disminuyendo la densidad de caña sobre todo en aquellas EMEs con tratamiento intensivo. En el caso de las teselas con tratamientos extensivos, el aumento de la campaña del 2017 no fue tan extremo (las cortas más espaciadas no indujeron un rebrote tan fuerte). Para estas teselas, este año también se ha visto una reducción de la densidad de *A. donax*. En cualquier caso, los resultados de este año nos están mostrando la necesidad de que exista un mantenimiento prolongado en el tiempo. Solo de esa manera se podrá ir reduciendo la presencia de la caña en las riberas del río.

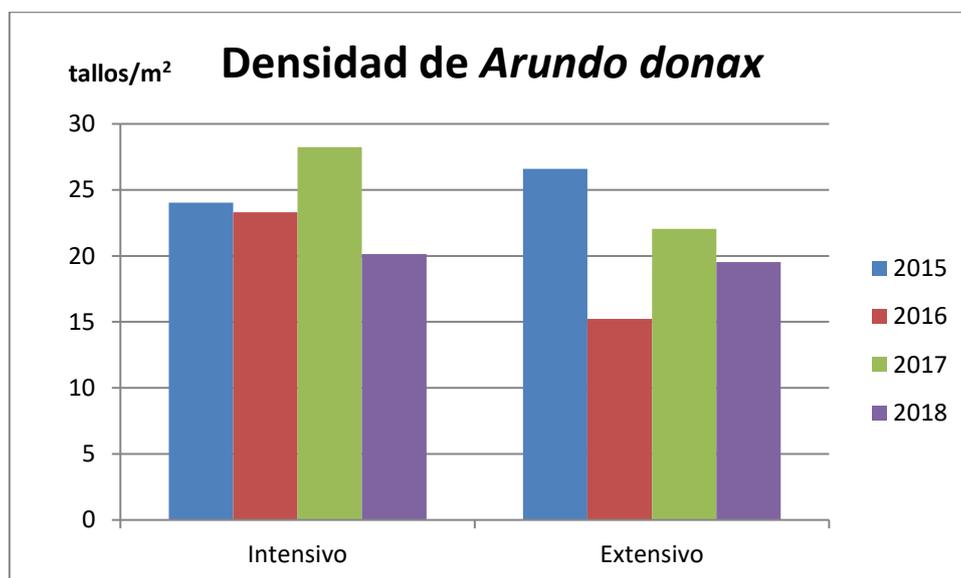


Figura 3.3.1: Valores de densidad de *Arundo donax* según tipología de tratamiento (Intensivo o Extensivo) para los cuatro años de proyecto.

Si vemos los valores de densidad de caña en cada EME, se puede observar que son bastantes las teselas con densidades por debajo de los 13 tallos/m² (Figura 3.2.2). Al inicio del proyecto, era muy común que las densidades sobrepasasen los 30 tallos por m², así que en ese sentido, se ha conseguido una reducción importante sobre todo en aquellas teselas donde las condiciones iniciales eran más heterogéneas. Estos datos concuerdan con los valores mostrados en la Figura 3.3.1.

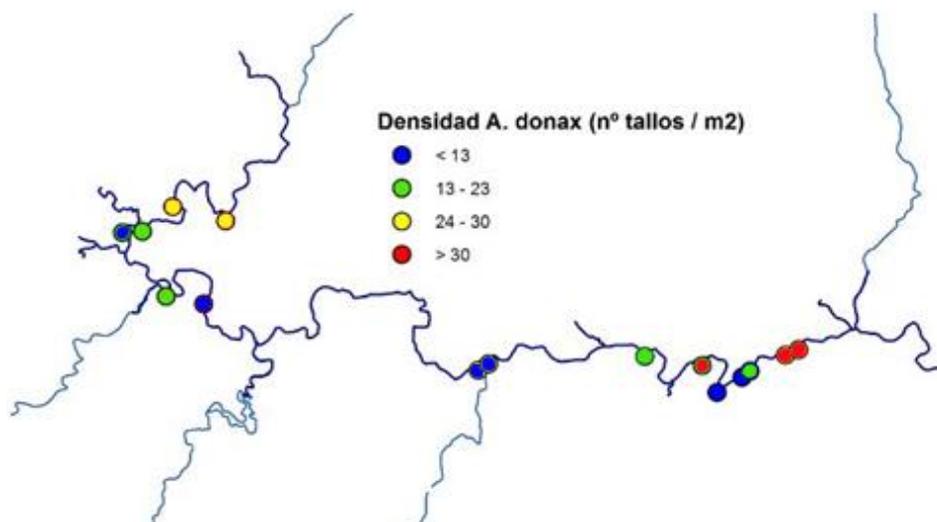


Figura 3.3.2: Valores de densidad de Arundo donax en cada una de las EMEs durante la campaña de muestreo de 2018.

Si nos fijamos en la Figura 3.3.3 vemos como la evolución de la densidad de *A. donax* muestra una reducción en casi todas las EMEs. Tan solo en algunas de las ubicadas en la zona aguas abajo (más cerca de Cieza) han mostrado un incremento en esta densidad.

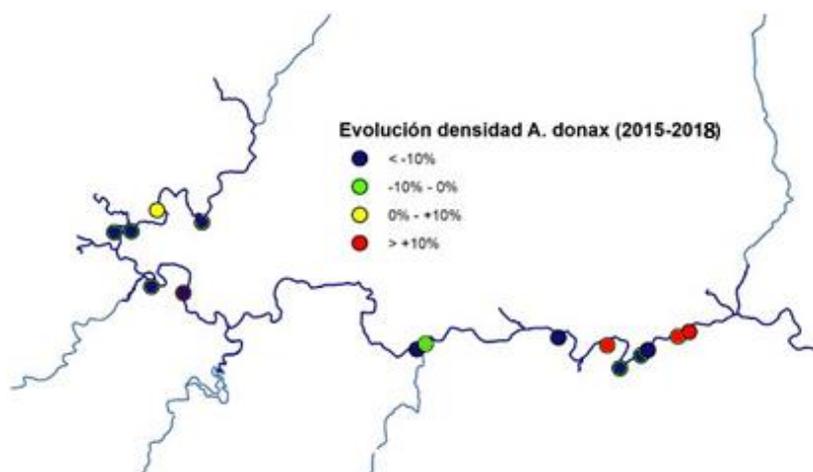


Figura 3.3.3: Evolución de los valores de densidad de *Arundo donax* en cada una de las EMEs.

Si analizamos la altura máxima y media de los tallos de caña (Figura 3.3.4), vemos como en las teselas con tratamientos intensivos, la altura máxima de las cañas llegó a alcanzar hasta el metro y medio de altura, lo cual es un poco más de la altura máxima que se alcanzaba en años anteriores. Para las teselas con tratamientos extensivos, se ha observado una mínima reducción de la altura máxima apenas sobrepasando el metro de altura. Teniendo en cuenta que en estas teselas las cortas se hacían más espaciadas, la caña puede estar mostrando un comportamiento de crecimiento más lento conforme los factores de estrés (cortas) son menores.

De manera genérica se observa un descenso de la altura de los tallos de caña con respecto a las condiciones iniciales del proyecto. A diferencia de los años anteriores, en esta ocasión son las parcelas con tratamientos extensivos las que presentan una disminución más clara comparadas con las parcelas con tratamientos intensivos.

En cualquier caso, si que se está observando una reducción general de la altura de la caña tras tres años de tratamientos continuados. Aun así, este dato no debería desligarse del gráfico anterior. Solamente una reducción en la densidad de tallos influiría de manera notoria en la recuperación ecológica de la ribera.

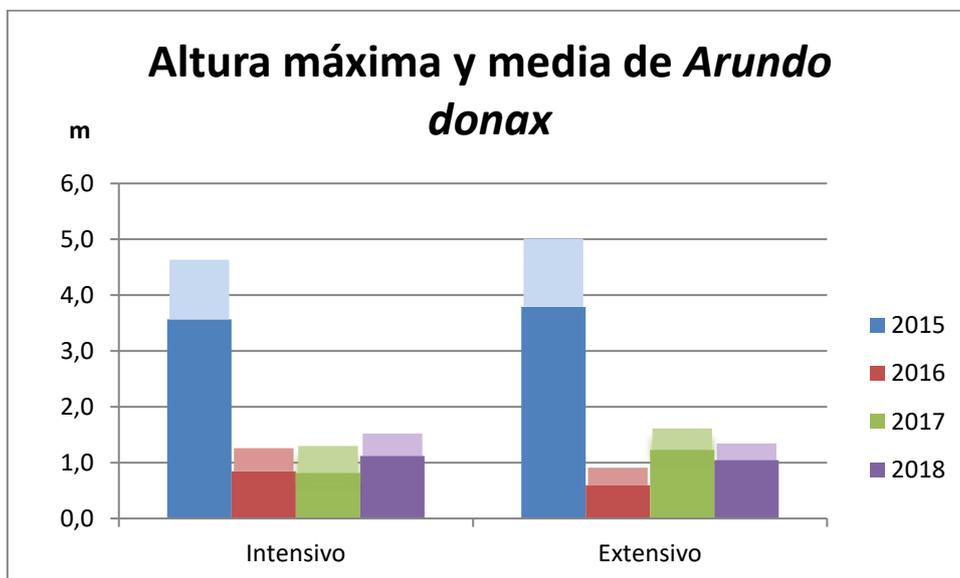


Figura 3.3.4: Valores promedios de altura máxima y mínima según la naturaleza de los tratamientos, y para los cuatro años de proyecto.

En años anteriores el número de teselas que promediaban una altura de los tallos de *A. donax* mayor de 1,5 metros eran pocas. En el 2018 no se ha encontrado ninguna que supere este valor a excepción de la tesela 41 donde los tallos tuvieron una altura media de más de 1,1 metros. Hay que recordar que los muestreos se hacían justo antes de la próxima corta, por lo que los datos de la Figura 3.3.5 nos muestra la altura media que los tallos han conseguido alcanzar entre cortas. Por lo tanto, ya sea una tesela con tratamientos intensivos o extensivos, los tallos no crecieron más de un metro de altura. En todo caso, se mantienen alturas que minimizan el daño por competencia a otros elementos riparios nativos o plantados en cada una de las EMEs.

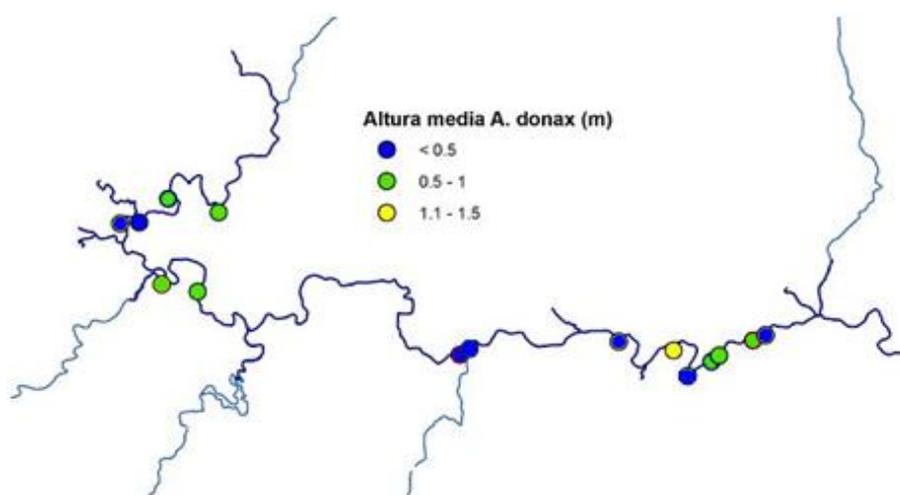


Figura 3.3.5: Valores promedios de altura de los tallos de *Arundo donax* en cada una de las EMEs.

3.4. Resumen de variables vegetales y de calidad de la ribera

A modo de resumen, podemos decir que la riqueza de especies vegetales se vió incrementada una vez que las plantaciones se establecieron. Tras algo más de un año desde que se realizaron dichas plantaciones, la riqueza se ha mantenido, lo que muestra que las especies vegetales se han asentado bien adaptándose a las condiciones ambientales actuales. En cuanto a la calidad de las riberas (Riparian Quality Index – RQI) dicha mejoría no se ha hecho patente ya que se han mantenido los valores con respecto al año anterior. Sin embargo, la densidad de caña si que ha disminuido tras el aumento que se observó en la campaña anterior. El comportamiento de *A. donax* tras más de dos años de actuaciones nos hace pensar que se está viendo debilitada pero que necesitaría de una mayor continuidad temporal en el mantenimiento de su control.

En cuanto a la altura de la caña, tras una reducción evidente provocada por las propias cortas continuadas, durante esta última campaña de seguimiento los valores se han mantenido sin verse una reducción ni un aumento aparente. Lo importante es que, incluso en aquellas teselas donde las cortas se hicieron más separadas en el tiempo, la caña no ha sido capaz de crecer más que en las teselas de tratamiento intensivo. Esto podría ser otra evidencia de que realmente la caña se va debilitando con las cortas continuadas.

3.5. Calidad del agua

Exceptuando los cambios que se han constatado en las teselas con afección de los arrozales, por lo general se ha obtenido una calidad de agua Muy Buena, lo que habla de la buena recuperación que ha tenido el río Segura en este término en los últimos años.

Respecto al seguimiento de la calidad de las aguas en los tramos de actuación y referencia, se observa en general que los valores de conductividad en todas las estaciones son ligeramente superiores a los registrados en 2017 (Tabla 3.5.1). Las concentraciones de nitratos disueltos se mantienen en todas las estaciones de muestreo por debajo de 5 mg/l, excepto en la estación 19 (desembocadura del río Moratalla, 5,8 mg/l) lo que indica una calidad química del agua muy buena (Real Decreto 817/2015, ver Tabla 3.5.1). Los cambios más patentes se observan en la concentración de sólidos totales en suspensión, especialmente en las estaciones de muestreo situadas próximas a los arrozales (Arrozales Cortijo del Bayo), donde en las fechas de muestreo se estaban arando e inundando los campos para el cultivo de arroz. También se observa un aumento en los sólidos en suspensión en los sotos de la Maestra (Tesela 35) y la Mulata (Tesela 37), donde se va concentrando todo el material transportado por efecto de retención de la presa de La Mulata.

La estación de referencia 1 (Cortijo de Hajar) situada por encima del Embalse del Cenajo sigue presentando la mayor calidad del agua, por presentar todas las variables físico-químicas estudiadas los valores más bajos.

Las Figuras 3.5.1, 3.5.2, 3.5.3 y 3.5.4 muestran de manera gráfica los valores de Nitratos, Conductividad, Sólidos Totales en Suspensión y Sólidos Volátiles, en cada una de las EMEs.

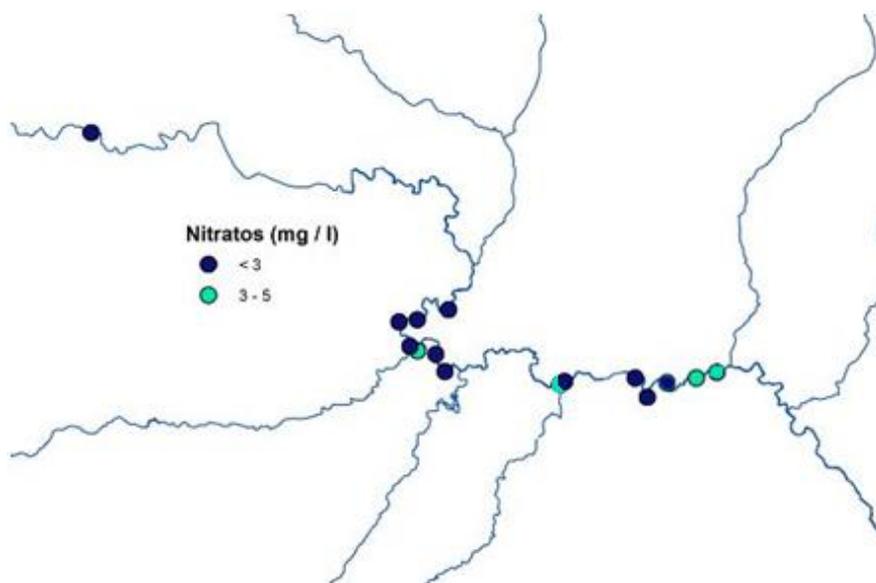


Figura 3.5.1: Concentración de nitratos en cada una de las EMEs, 2018.

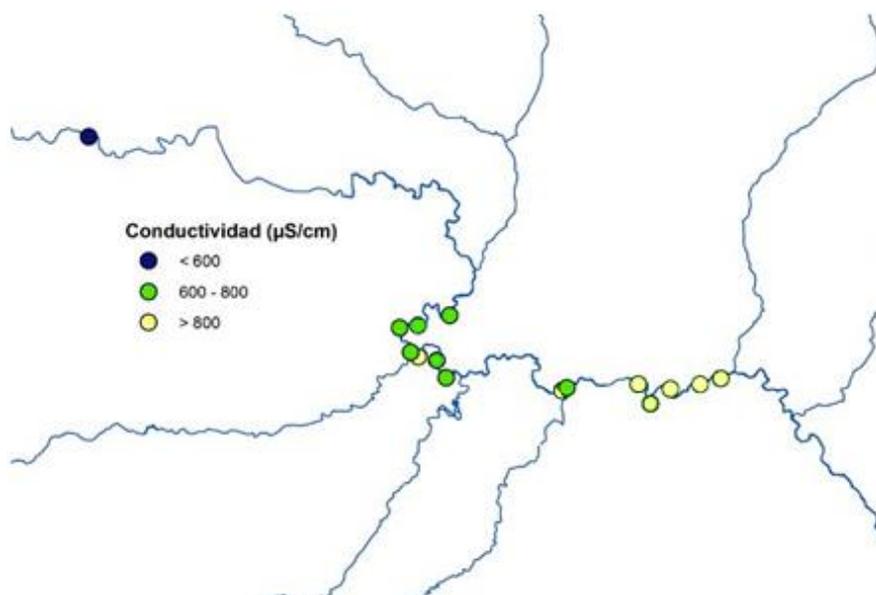


Figura 3.5.2: Conductividad en cada una de las EMEs, 2018.

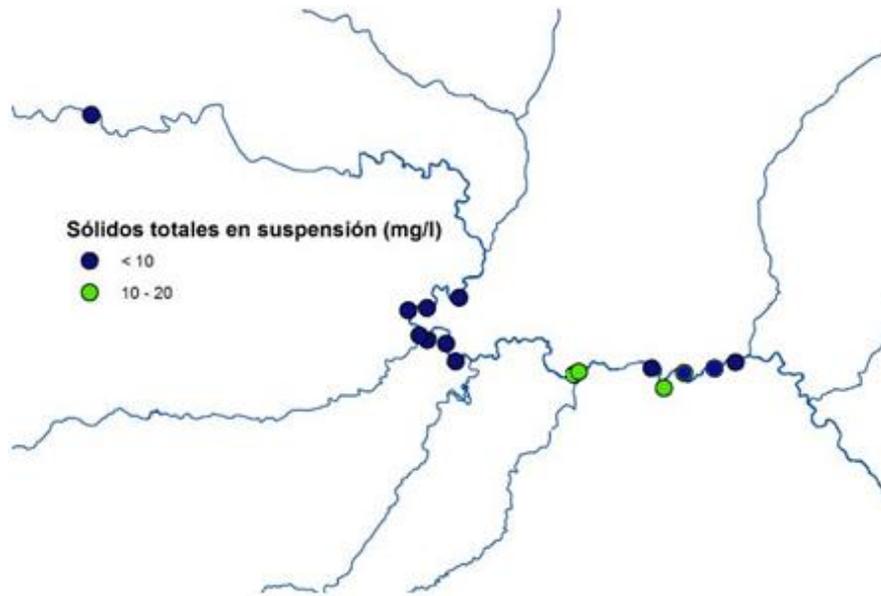


Figura 3.5.3: Sólidos Totales en Suspensión (STS) en cada una de las EMEs, 2018.

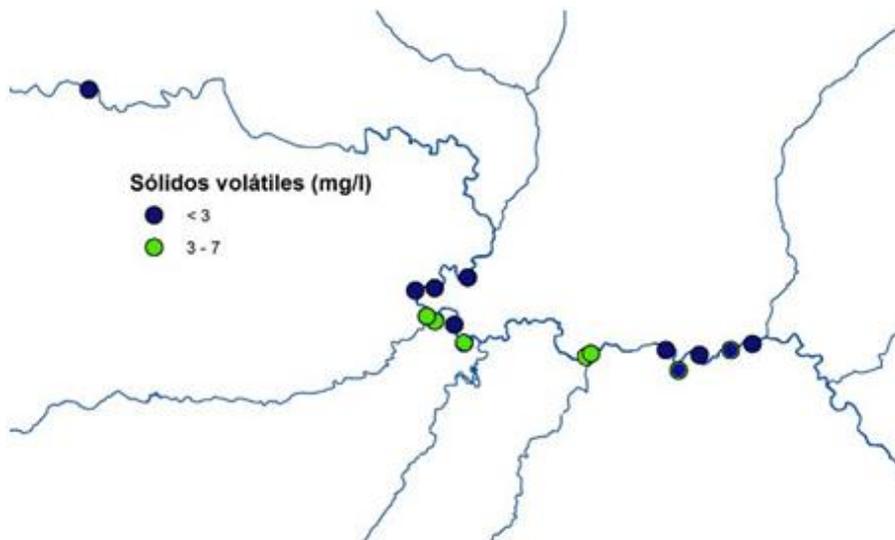


Figura 3.5.4: Sólidos Volátiles (SV) en cada una de las EMEs, 2018.

Tabla 3.5.1: Valores de las variables fisicoquímicas del agua* medidas en 2018 a lo largo del tramo de estudio.

Id estación	Nombre sitio	Tipo río	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	Conductividad (μS/cm)	STS (mg/l)	SV (mg/l)
REF1	Cortijo de Hijar	16	0,2	0,9	412	0,50	0,34
4	Arrozales cortijo del Bayo	16	0,6	2,7	797	3,10	0,90

Id estación	Nombre sitio	Tipo río	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	Conductividad (μS/cm)	STS (mg/l)	SV (mg/l)
REF2	Presa Cañaverosa	16	0,4	1,8	720	3,80	3,20
13	Cortijo Cañaverosa	16	0,3	1,3	728	4,80	3,20
REF3	Huertecica	16	0,5	2,2	765	1,20	5,00
19	Desemb Moratalla	9	1,3	5,8	1473	2,60	2,20
23	Arrozales Calasparra	16	0,6	2,7	752	9,00	4,40
57	Pte Calasparra	16	0,4	1,8	663	1,60	1,00
35	Soto Maestra	16	0,8	3,5	822	33,20	3,80
37	Soto Mulata	16	0,2	0,9	740	38,60	4,00
39	Río Muerto	14	0,4	1,8	830	5,20	1,80
REF4	La Veredilla	14	0,5	2,2	894	8,80	3,00
41	La Torre	14	0,6	2,7	894	9,00	2,00
48	Segura cerca Cieza1	14	0,7	3,1	850	10,80	2,92
51	Segura cerca Cieza2	14	0,7	3,1	865	10,60	3,40

**Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.*

3.6. Macroinvertebrados acuáticos

Tras los muestreos de macroinvertebrados se han obtenido resultados muy similares a los de los años anteriores. En general, los resultados del índice IBMWP confirman una buena calidad del agua, como ya se había indicado en el apartado anterior.

Durante los muestreos de 2018 se han detectado 55 familias de macroinvertebrados acuáticos y 3 taxones de rango superior a familia (Hidracarina, Oligochaeta y Ostracoda), un resultado similar al obtenido en la campaña anterior (dos familias menos). La Figura 3.5.1 muestra el número de familias de cada EME. De entre ellos, 43 pertenecen al orden insectos, 4 son



crustáceos, 8 moluscos, 1 ácaro, 1 planaria y 1 oligoqueto. Los órdenes con mayor riqueza taxonómica fueron Coleópteros, Dípteros y Tricópteros con 8 familias cada uno; mientras que Moluscos (7), Efemerópteros (6) y Odonatos (6) fueron los siguientes taxones en presentar la mayor riqueza. Sin embargo, la abundancia total se ha visto reducida en un tercio, manteniéndose los Efemerópteros y Dípteros como los taxones más abundantes, pero apareciendo los Hemípteros como tercer grupo taxonómico más abundante en detrimento de los Coleópteros. En esta campaña, la familia más abundante ha sido Corixidae, dentro de los Hemípteros, seguidos por Ephemerellidae y Potamantidae dentro de los Efemerópteros.

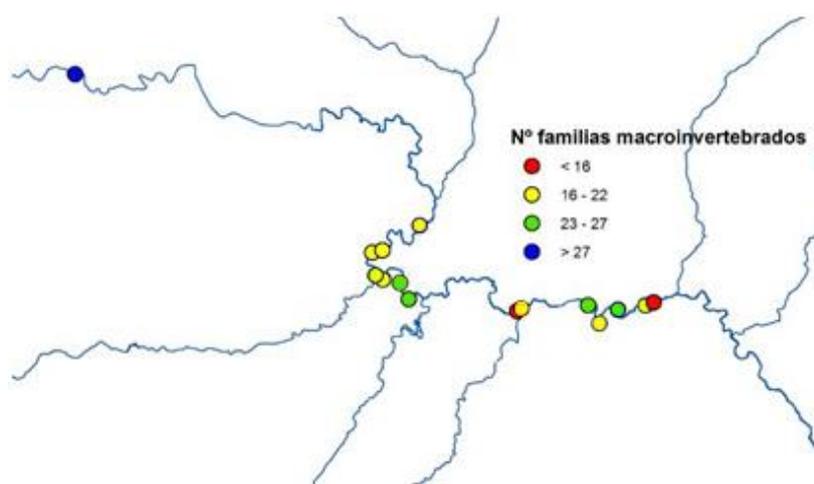


Figura 3.6.1: Número de familias de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del área de estudio.

Respecto a las especies de coleópteros (24, igual que en la campaña anterior) y hemípteros acuáticos (9, dos menos que la campaña anterior), se mantiene en valores similares. También encontramos una riqueza similar en el nº de especies de moluscos acuáticos encontradas (Tabla 3.6.1). En cuanto a los coleópteros, no se han capturado *Nebrioporus clarkii* y *Berosus hispanicus*, que aparecen en campañas anteriores, y que son indicadores de cierto grado de mineralización, especialmente la segunda especie. Dentro de las nuevas presencias, destaca *Potamophilus acuminatus*, especie asociada a bosques de galería en buen estado de conservación. También, la posible presencia, aun por confirmar al tratarse de hembras (solo se pueden identificar los machos a través de la estructura genital), de *Hydraena cf. hernandoi* y *Esolus cf. pygmaeus*, especies más asociadas a cuerpos de agua fluviales de pequeño tamaño. Con

respecto a los hemípteros, merece la pena mencionar la aparición de *Heliocorisa vermiculata*, un corixido muy asociado a cuerpos de agua artificiales.

Tabla 3.6.1: Especies de moluscos acuáticos, coleópteros y hemípteros registradas en las estaciones de referencia y monitoreo a lo largo del tramo de estudio en el año 2018.

Clase	Orden	Familia	Especie
BIVALVA	Veneroida	Corbiculidae	<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)
GASTROPODA	Basommatophora	Ancylidae	<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. Müller, 1774
GASTROPODA	Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)
GASTROPODA	Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Radix balthica</i> (Linnaeus, 1758)
GASTROPODA	Basommatophora	Physidae	<i>Haitia acuta</i> (Draparnaud, 1805)
GASTROPODA	Basommatophora	Planorbidae	<i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1838)
GASTROPODA	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J.E. Gray, 1843)
GASTROPODA	Neotaenioglossa	Melanopsidae	<i>Melanopsis lorcana</i> Guirao, 1854
GASTROPODA	Neritimorpha	Neritidae	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)
INSECTA	Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops gracilis</i> (Karsch, 1881)
INSECTA	Coleoptera	Dryopidae	<i>Pomatinus substriatus</i> (Muller, 1806)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus biguttatus</i> (Olivier, 1795)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus ramblae</i> Millán & Ribera, 2001
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)

INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Ranthus suturalis</i> (MacLeay, 1825)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Elmis maugetii</i> Latreille, 1798
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Esolus pygmaeus</i> Müller, P.W.J., 1806
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Limnius intermedius</i> Fairmaire, 1881
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Normandia sodalis</i> (Erichson, 1847)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Oulimnius troglodytes</i> (Gyllenhal, 1827)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Potamophylus acuminatus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Aulonogyrus striatus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Gyrinus distinctus</i> aube, 1836
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Orectochilus villosus</i> (Müller, 1776)
INSECTA	Coleoptera	Helophoridae	<i>Helophorus</i> sp.
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Coelostoma hispanicum</i> Küster, 1848
INSECTA	Coleoptera	Hydraenidae	<i>Hydraena cf hernandoi</i> Fresneda & Lagar, 1990
INSECTA	Coleoptera	Hydraenidae	<i>Ochthebius viridis fallaciosus</i> Ganglbauer, 1901
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus ater</i> Kuwert, 1888

INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochares lividus</i> (Forster, 1771)
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrophylus pistaceus</i> Laporte de Castelnau, 1840
INSECTA	Coleoptera	Scyrtidae	<i>Cyphon</i> sp.
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Heliocoris vermiculata</i> (Puton, 1874)
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta minuscula</i> Poisson, 1929
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i> (Fieber, 1851)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Aquarius cinereus</i> (Puton, 1869)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Aquarius najas</i> (De Geer, 1773)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Gerris argentatus</i> (Schummel, 1832)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Gerris thoracicus</i> (Schummel, 1832)
INSECTA	Hemiptera	Hydrometridae	<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus, 1758)
INSECTA	Hemiptera	Veliidae	<i>Velia caprai caprai</i> (Tamanini, 1947)

Nuevamente, aparecen *Melanopsis lorcana* y *Gyraulus laevis*. El primero es endemismo del sureste ibérico, catalogado como vulnerable por la UICN (VU A4ac; B2b (i,ii,iii,iv)). También aparece en el Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables) (Verdú et al., 2011). *G. laevis* está catalogado como “casi amenazado” (NT) en el Atlas y libro rojo de los moluscos de Castilla-La Mancha (Bragado et al., 2010), aunque sigue siendo relativamente abundante en el área de estudio.

Tampoco se han encontrado las 5 especies de bivalvos autóctonos que se citan en la Región de Murcia (1 uniónido y 4 esféridos). En cambio, las

especies exóticas *Corbicula fluminea* (almeja asiática) y *Potamopyrgus antipodarum* vuelven a aparecer. Ambas especies son bastante habituales en el tramo de estudio, incluidas algunas zonas de referencia, pareciendo estar en expansión, en particular la Almeja asiática. También vuelve a detectarse la presencia del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), confirmándose su presencia en la práctica totalidad del tramo de estudio.

La comunidad de coleópteros y hemípteros (Figura 3.6.2), sigue estando formada, mayoritariamente, por especies oportunistas y de amplia distribución. Vuelve a destacar, por su distribución más restringida, la presencia de *Agabus ramblae*, un iberoafricanismo con preferencia por cauces someros con cierto grado de mineralización, pero especialmente *Potamophilus acuminatus*, especie que además de su gran valor como indicador de madurez de las riberas, está propuesta para su inclusión como especie amenazada en las listas rojas de la UICN (Millán et al., 2014).

Sin embargo, a pesar del mantenimiento en la riqueza de taxones (familias y especies) y la marcada bajada en la abundancia de individuos de macroinvertebrados, los resultados de la aplicación del índice biótico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, (Alba-Tercedor, 1986) (Tabla 3.6.2) muestran el mantenimiento de la calidad Buena o Muy Buena o la mejora a Muy Buena en la mayor parte de las estaciones de muestreo. Solo, las estaciones “Soto Maestra” (35) y “Desembocadura Moratalla” (19) presentan la categoría de Moderado en su calidad de aguas, especialmente la segunda, que baja de Bueno a Moderado, probablemente por su marcado carácter temporal (Figura 3.6.2).

Tabla 3.6.2: Abundancia y riqueza de familias de macroinvertebrados acuáticos, así como el valor del índice IBMWP obtenido y su correspondiente estado de calidad en las estaciones de referencia y monitoreo durante 2017.

Estación	TIPO RIO	Fecha	nº IND	Nº FAM	IBMWP	IBMWP /REF	ESTADO
REF1 Cortijo Híjar	16	09/05/2018	89	37	213	1,56	MUY BUENO
4 Arrozales Cortijo Bayo	14	16/05/2018	99	20	93	9,3	BUENO
57 Pte. Calasparra	16	30/04/2018	59	25	128	0,94	MUY BUENO
REF2 Presa Cañaverosa	16	30/04/2018	61	21	126	0,92	MUY BUENO
13 Cortijo Cañaverosa	16	30/04/2018	72	27	150	1,10	MUY BUENO

REF3 Huertecica	16	16/05/2018	98	16	87	0,63	BUENO
19 Desemboc. Moratalla	9	09/05/2018	35	19	80	0,42	MODERADO
23 Arrozales Calasparra	16	09/05/2018	51	25	127	0,93	MUY BUENO
35 Soto Maestra	16	19/04/2018	51	15	60	0,44	MODERADO
37 Soto Mulata	16	19/04/2018	59	17	86	0,63	BUENO
39 Río Muerto	14	26/04/2018	49	26	135	1,35	MUY BUENO
REF4 La Veredilla	14	26/04/2018	53	24	126	1,26	MUY BUENO
41 La Torre	14	26/04/2018	57	22	121	1,21	MUY BUENO
48 Segura cerca Cieza 1	14	30/04/2018	37	20	112	1,12	MUY BUENO
50 Segura cerca Cieza 2	14	16/05/2018	39	15	78	0,57	BUENO

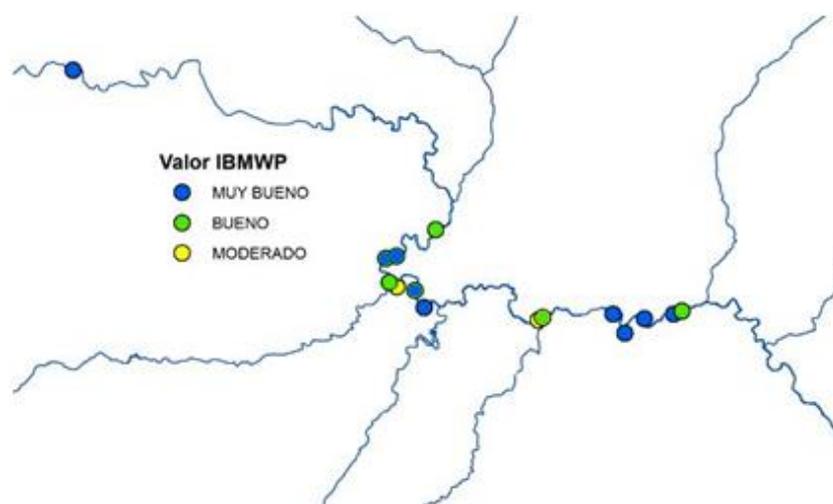


Figura 3.6.3: Estado ecológico de las estaciones de muestreo en base al índice IBMWP a lo largo del área de estudio.

3.7 Aves

El seguimiento de la comunidad de aves riparias se basa en dos aproximaciones complementarias, el trampeo con redes japonesas para anillamiento (método pasivo en el que las redes permanecen expuestas durante

las horas de mayor actividad de las aves), y el censo directo mediante transectos lineales paralelos a la orilla (método activo desarrollado por un observador que se desplaza a pie dentro de las teselas y en vehículo entre ellas). Estos dos métodos se han aplicado con diferente extensión e intensidad debido al esfuerzo requerido en cada caso para su preparación y ejecución, pero siempre cubriendo toda la tipología de teselas de actuación (tipo e intensidad del tratamiento), así como estaciones de referencia (EREs). Desde 2016 las EREs sólo han sido muestreadas mediante transectos lineales, considerando los trampeos con redes realizados en 2015 como referencia de partida para las sucesivas comparaciones.

En el caso de los trampeos con redes, al requerir una mayor dedicación de personal (por el esfuerzo de montaje, desmontaje y atención a las redes) se han desarrollado en un menor número de estaciones pero con mayor intensidad (más horas de muestreo por día). Los transectos de censo, en cambio, han podido ser realizados por un único observador cubriendo más estaciones, pero con menor intensidad (presencia menos prolongada en el hábitat muestreado, lo cual redundaba en una menor probabilidad de detección de las especies raras o inconspicuas).

La hipótesis inicial de trabajo era que estas dos aproximaciones podían resultar complementarias en la detección del mayor número posible de especies y en la evaluación de su abundancia relativa, como indicadores de respuesta a las actuaciones de restauración. Como en los anteriores informes de Evaluación Inicial (2015) y de Seguimiento Anual (2016-17), se exponen los resultados de ambos métodos de muestreo, comparándolos entre sí y con los resultados de la evaluación previa. En 2017 se realizó además una evaluación comparativa de la eficacia de ambos métodos (Robledano *et al.*, en prensa), presentada como comunicación al XX Congreso Español de Anillamiento Científico de Aves celebrado en Murcia.

El presente apartado sigue la misma estructura y reproduce en gran parte el contenido del bloque equivalente del informe anual anterior (Bruno *et al.*, 2017), añadiendo al mismo los resultados de la última campaña de monitorización ornitológica, y completando la interpretación de los cambios entonces descritos a la luz de la nueva información aportada. Como novedad, se ha incluido un párrafo resumen al principio de cada subapartado (correspondiente a una de las dos metodologías), así como un subapartado nuevo con la variación de indicadores sitéticos basados en el carácter ripario de las especies de aves bioindicadoras.

3.7.1. Seguimiento mediante trampeo con redes verticales

La riqueza total de especies registrada mediante trampeo en 2018 en las 5 EMEs disminuyó moderadamente con respecto a 2017 (segundo año post-tratamiento), aún siendo todavía muy superior a la evaluación previa en esas estaciones y en las EREs. En 2017 se podría haber alcanzado un pico de heterogeneidad estructural (estado de perturbación intermedia) en las EMEs que explicaría el máximo de riqueza, por la presencia de especies de hábitats abiertos y ecotonos forestales. Por lo demás no hay cambios sustanciales en las especies más frecuentes, ni en los patrones longitudinales de riqueza y número de capturas en las EMEs. Especies típicamente riparias como el Zarcero Bereber (*Hippolais opaca*) sólo se han detectado en 2018 mediante trampeo, lo cual indica el valor complementario de esta técnica de muestreo, sobre todo para especies raras, escasas o inconspicuas.

Como en los años precedentes, este método de seguimiento se ha aplicado en un número más reducido de estaciones (5 EMEs). Se realizaron dos jornadas de trampeo en cada estación, la primera entre el 2 y el 9 de mayo, y la segunda entre el 2 y el 13 de junio, con el objetivo de muestrear el mayor número posible de especies reproductoras. El número total de capturas ha sido de 243 aves (no constan autorecuperaciones), con un promedio de 24,30 aves por jornada de anillamiento (N=10), algo superior al obtenido en la evaluación inicial de 2015 en esas mismas estaciones (21,58 aves/jornada) pero inferior al registrado en 2016 y 2017 (30,80 y 29,10 aves/jornada, respectivamente).

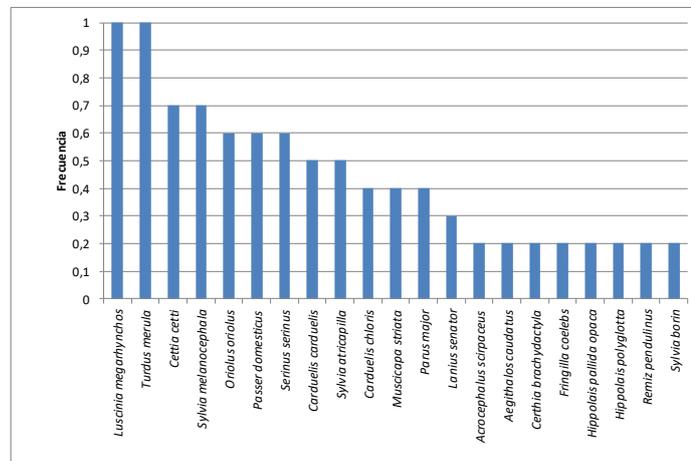
La riqueza total de especies registrada en 2018 en las 5 estaciones de muestreo (39 especies) disminuyó moderadamente con respecto a 2017 (44 especies), aún siendo todavía considerablemente superior a la evaluación previa (29 especies). Fue igualmente superior a la riqueza total inicial (31 especies) registrada por este método en 2015 en el conjunto del área de estudio (EREs incluidas). El gradual enriquecimiento en especies que se registró en las áreas restauradas en los primeros años, se relacionó en anteriores informes con el efecto diversificador de la perturbación inicial causada por las actuaciones de restauración (creación de espacios desprovistos de vegetación por eliminación de *Arundo donax*). Se apuntaba también que en el segundo año de monitorización post-tratamiento (2017) se podría haber alcanzado un pico de heterogeneidad estructural (o un estado de perturbación intermedia) en las EMEs, que explicaría el máximo de riqueza alcanzado, y que resultaría confirmado por el valor registrado en 2018.

Al igual que en los años anteriores, se ha preferido utilizar como indicador de la abundancia relativa de las especies, la frecuencia de aparición (nº de

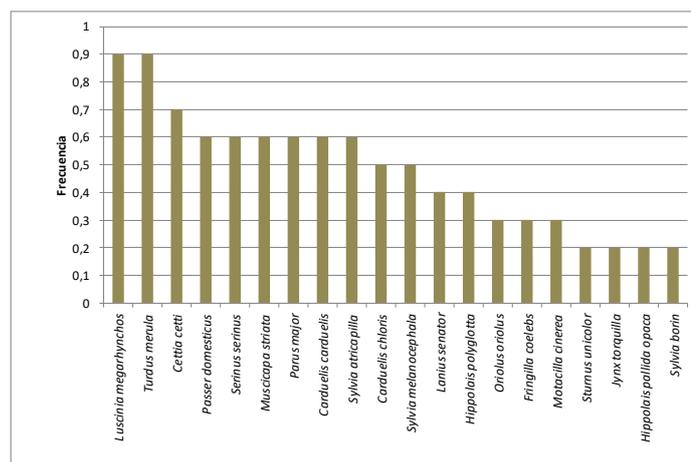
muestreos en que la especie está presente/número total de muestreos), dado que el número de capturas podría resultar afectado por ciertos comportamientos de agregación (especies que se concentran en el hábitat ripario utilizándolo como refugio). No obstante, se ha ordenado también a las especies por su número de capturas.

Las tres especies más frecuentes en las 5 estaciones muestreadas en 2018 fueron *Luscinia megarhynchos*, *Passer domesticus* y *Turdus merula* (con frecuencias entre 0,7 y 0,9), seguidas por *Cettia cetti*, *Carduelis carduelis*, *Serinus serinus* y *Sylvia melanocephala* (con $f=0,5-0,6$). Con ligeras diferencias estas especies han sido las más frecuentes en años anteriores (Figura 3.7.1).

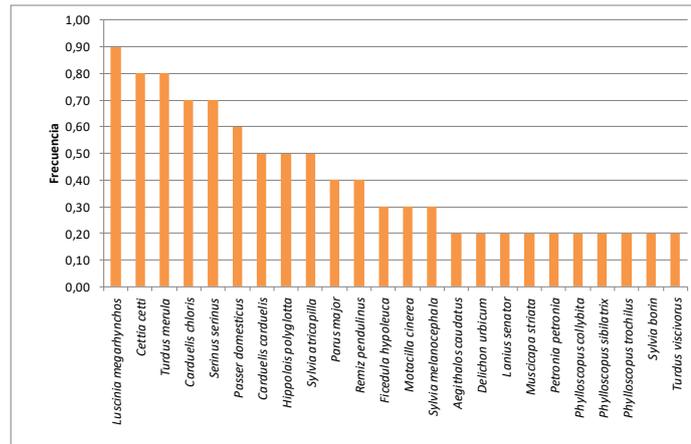
2015



2016



2017



2018

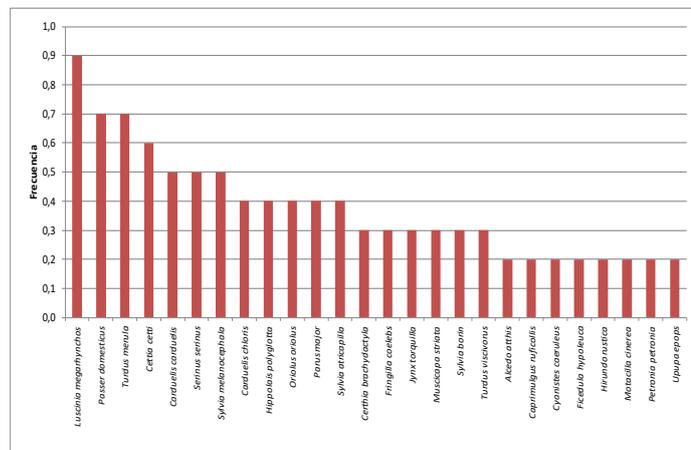


Figura 3.7.1: Especies más frecuentes en los trapeos con redes verticales realizados durante la evaluación previa de 2015 (muestreos de abril-mayo y junio) y en los mismos periodos de 2016, 2017 y 2018 en 5 estaciones de actuación RIPISILVA. Sólo se representan las especies con $f > 0,1$ ($N=10$), destacando algunas tendencias.

Considerando todas las estaciones muestreadas (EREs y teselas tratadas), las especies más frecuentes en los trapeos de la evaluación previa de 2015, fueron *Luscinia megarhynchos*, *Turdus merula*, *Cettia cetti* y *Sylvia melanocephala*, con $f > 0,5$ (Bruno *et al.*, 2015).

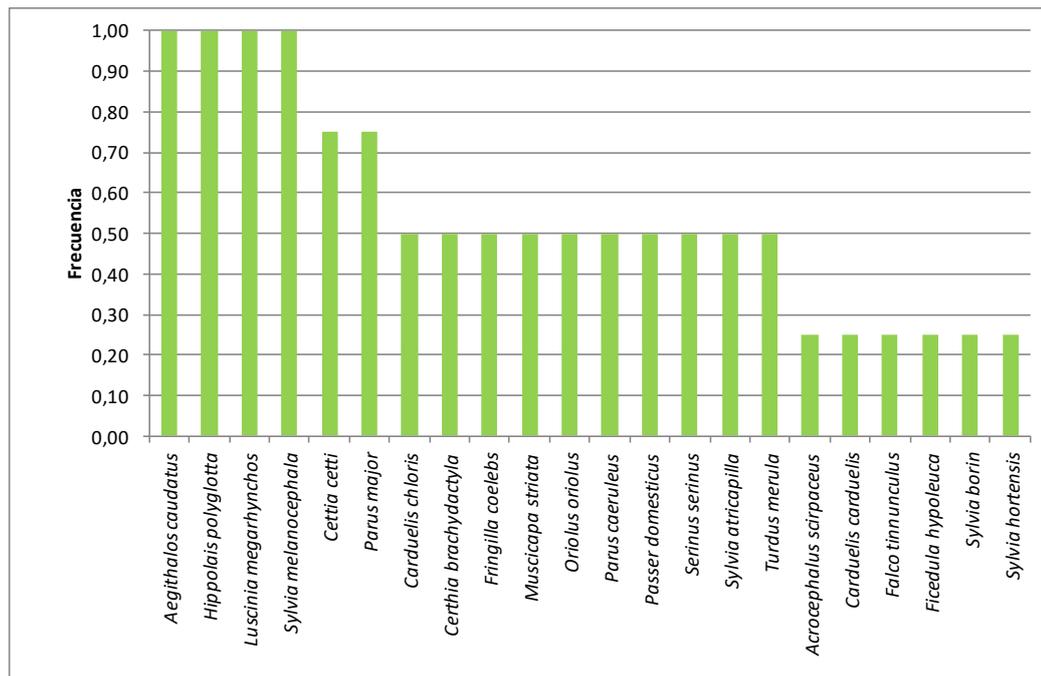


Figura 3.7.2: Especies más frecuentes en los trameos con redes verticales durante la evaluación previa (mayo-junio 2015) en las EREs del ámbito RIPISILVA (N=4).

Por comparación, en las EREs, en 2015 -el único año en que se trameó en ellas- las especies más frecuentes ($f > 0,5$) fueron, por ese orden, *Aegithalos caudatus*, *Hippolais polyglotta*, *Luscinia megarhynchos*, *Sylvia melanocephala*, *Cettia cetti* y *Parus major* (Figura 3.7.2).

El principal cambio que mostraron las EMEs con respecto a su situación previa a la actuación, fue el descenso de la frecuencia relativa de *Sylvia melanocephala* (Curruca cabecinegra), que disminuyó cuatro puntos hasta 2017 (0,7 a 0,3; Figura 3.7.1). Este passeriforme es una especie que puede considerarse bastante asociada a los cañaverales (Paracuellos, 1997), hábitat que parece haber sido ocupado en los dos primeros años post-actuación por especies más propias de espacios abiertos, con árboles dispersos, y de ecotonos forestales (*Serinus serinus*, *Muscicapa striata*, *Carduelis carduelis*) y otras que pueden persistir en el dosel arbóreo (como *Parus major* y *Sylvia atricapilla*). En 2018 *Sylvia melanocephala* recupera su frecuencia de aparición en las áreas tratadas ($f = 0,5$), al tiempo que especies que habían experimentado un incremento transitorio (como *Lanius senator* y *Muscicapa striata*) caen a valores inferiores, lo que indicaría una respuesta oportunista. Aún así, se desconoce en qué medida algunos de estos cambios pueden responder también a las propias actuaciones de mantenimiento de las restauraciones, que conllevan molestias importantes que podrían verse reflejadas en la respuesta de algunas especies.

Sin perjuicio de futuros análisis más detallados de estos cambios, la principal conclusión parece ser que no se ha producido una modificación sustancial en la composición de la comunidad de aves, lo que indica que las zonas restauradas siguen siendo utilizadas por las principales especies riparias, pese a la pérdida de cobertura vegetal. Esto sugiere que dichas zonas abiertas constituyen hábitats apropiados para la alimentación de la comunidad de aves, siendo sus movimientos hacia y dentro de estas zonas detectados de forma eficaz por el método de trampeo con redes verticales, por el tiempo mucho más prolongado que éstas permanecen activas en las estaciones de seguimiento, con respecto al que puede dedicar el observador durante los transectos lineales.

No obstante, el método de trampeo con redes verticales no tiene la misma efectividad para todas las especies, tal como se ha puesto de manifiesto con el análisis más detallado presentado al XX Congreso de Anillamiento Científico de Aves (Robledano *et al.*, en prensa). Especies poco frecuentes como varios mosquiteros y currucas (*Phylloscopus bonelli*, *collybita*, *sybilatrix*, *trochilus* y *Sylvia borin*, *communis*, *undata*) sólo habían sido registradas mediante trampeo (hasta 2017), mientras que otras especies sólo aparecen en los censos por razones evidentes de tamaño o distribución ecológica.

Las especies más capturadas en 2018 en las cinco estaciones estudiadas fueron *Passer domesticus* (30 capturas), seguido por *Luscinia megarhynchos* (27), *Serinus serinus* (23), *Carduelis carduelis* (21), *Cettia cetti* (15), *Chloris chloris* (14) y *Turdus merula* (13). En 2017 las especies más capturadas fueron también *Passer domesticus* (42 capturas), *Luscinia megarhynchos* (32) y *Serinus serinus* (21), apareciendo *Carduelis chloris*, *Cettia cetti*, *Turdus merula*, *Delichon urbicum* *Carduelis carduelis* y *Sylvia melanocephala* con más de 10 capturas totales.

En la figura 3.7.3 se presenta la variación el número de individuos trampeados (de las especies con mayor número de capturas) entre 2016 y 2018, frente al correspondiente valor de 2015 (tanto en las EMEs como en las EREs, que sólo se muestrearon ese año). Sólo las especies representadas mostraron tendencias fácilmente interpretables, si bien el periodo de seguimiento parece todavía corto para atribuirles una relación clara con el tiempo transcurrido desde las actuaciones de restauración.

De nuevo son destacables las variaciones entre los trampeos pre- y post-actuación que mostraron algunas especies menos, con patrones que incluyen aumentos y descensos sostenidos, o incrementos intermedios seguidos de disminuciones hasta valores similares a los iniciales. En la figura 3.7.3 también se pueden apreciar qué especies predominan o se distribuyen de forma exclusiva



en los dos tipos de estaciones de monitorización (EMEs y EREs). *Aegithalos caudatus* muestra un índice relativo de captura mucho más alto en las EREs, al igual que *Cettia cetti* y *Fringilla coelebs*. *Luscinia megarhynchos*, en cambio, sólo es capturada en un número ligeramente superior en las EREs. Tanto *Fringilla coelebs* como *Carduelis carduelis* (especialmente la segunda especie) muestran un aumento en las EMEs hacia el final del periodo de seguimiento.

Entre las especies no capturadas en las estaciones de referencia se puede destacar a *Hippolais opaca*, que muestra una abundancia relativamente constante en las EMEs, y en especial a *Lanius senator* y *Turdus viscivorus*. El caso del alcaudón común (*L. senator*) ha sido presentado previamente como una especie oportunista que extendería su hábitat de alimentación hacia las zonas restauradas (inicialmente descubiertas de vegetación). Esta especie mostró su óptimo en las primeras etapas post-tratamiento (2016), decayendo posteriormente hasta desaparecer. El zorzal charlo (*Turdus viscivorus*), en cambio, ha visto incrementar sus capturas desde 2016 hasta 2018. La presencia de esta especie en las zonas restauradas es destacable por su importante papel dispersor para ciertas especies del sotobosque ripario (*Rhamnus*, *Pistacia lentiscus*). Estos patrones sugieren condiciones ecológicas favorables para algunas especies en los estadios post-tratamiento, que podrían ser efímeras en algunos casos (alcaudón común).

En la evaluación previa de 2015 el número total de aves capturadas por estación no mostró diferencias aparentes entre las EREs y las estaciones de actuación situadas aguas abajo en el ámbito del proyecto (37 a 44), aunque sí entre estas últimas y las situadas aguas arriba (6-7, 16 a 18) (Figura 3.7.4). Este patrón parece contrario a lo esperado asumiendo un gradiente longitudinal de alteración del eje fluvial, salvo que sea precisamente la perturbación el factor principal de enriquecimiento. La riqueza de especies tampoco mostró un patrón longitudinal claro, ni diferencias claras entre estaciones de referencia y de actuación, salvo que algunas estaciones de la parte más alta del tramo evaluado presentaron los valores más bajos. Las estaciones 6-7 (no muestreadas después de 2015) y 17-18 mostraron los menores valores de riqueza y número de capturas, pero estos valores se recuperaron notablemente en las estaciones situadas aguas abajo (37 a 44), aproximándose a los de las estaciones de referencia.

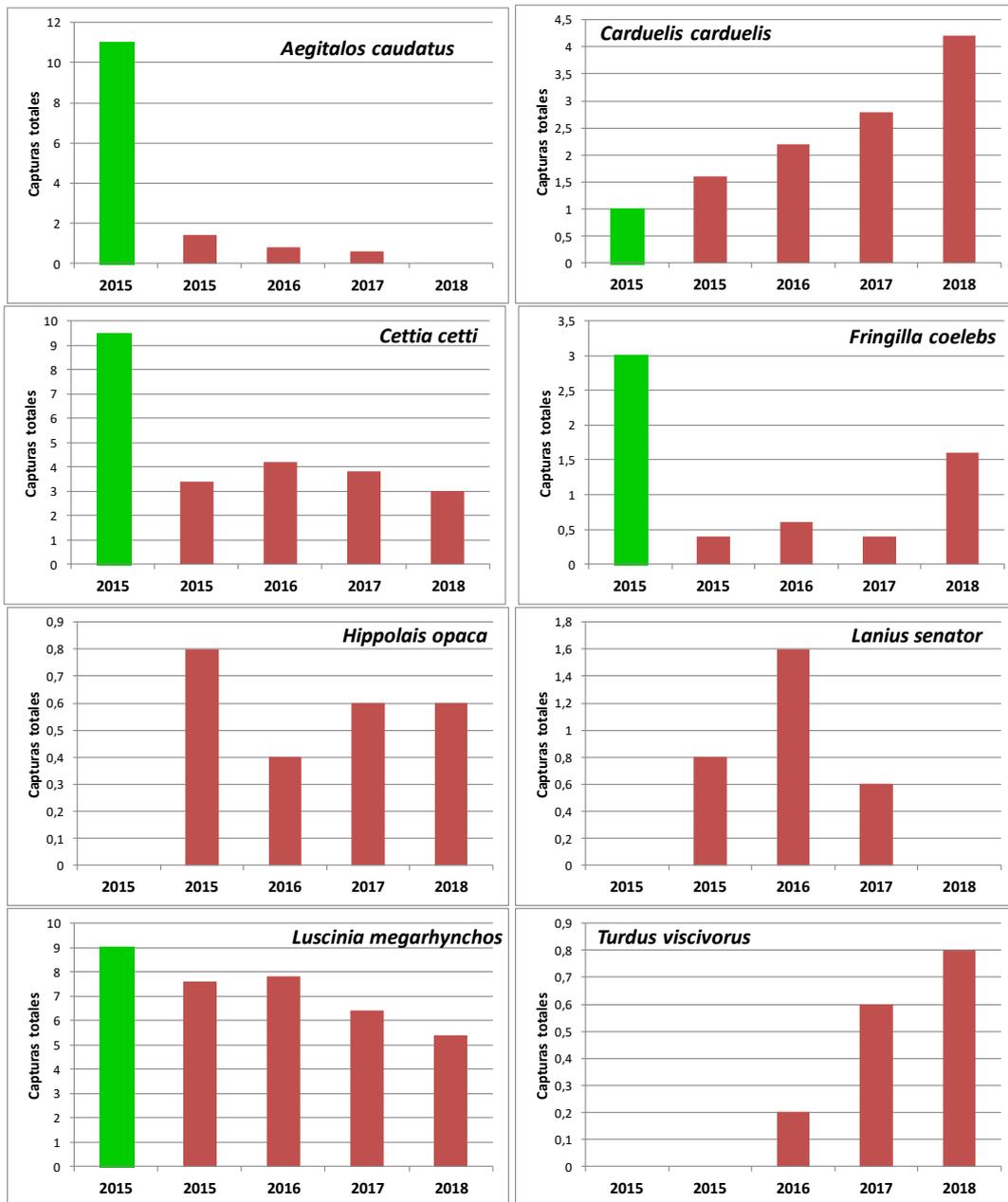


Figura 3.7.3: Variación del número de capturas por estación en los trampeos con redes verticales de 2015 a 2018, tanto el las EMEs (sólo en 2015, N=2, en verde) como en las EREs (N=10).

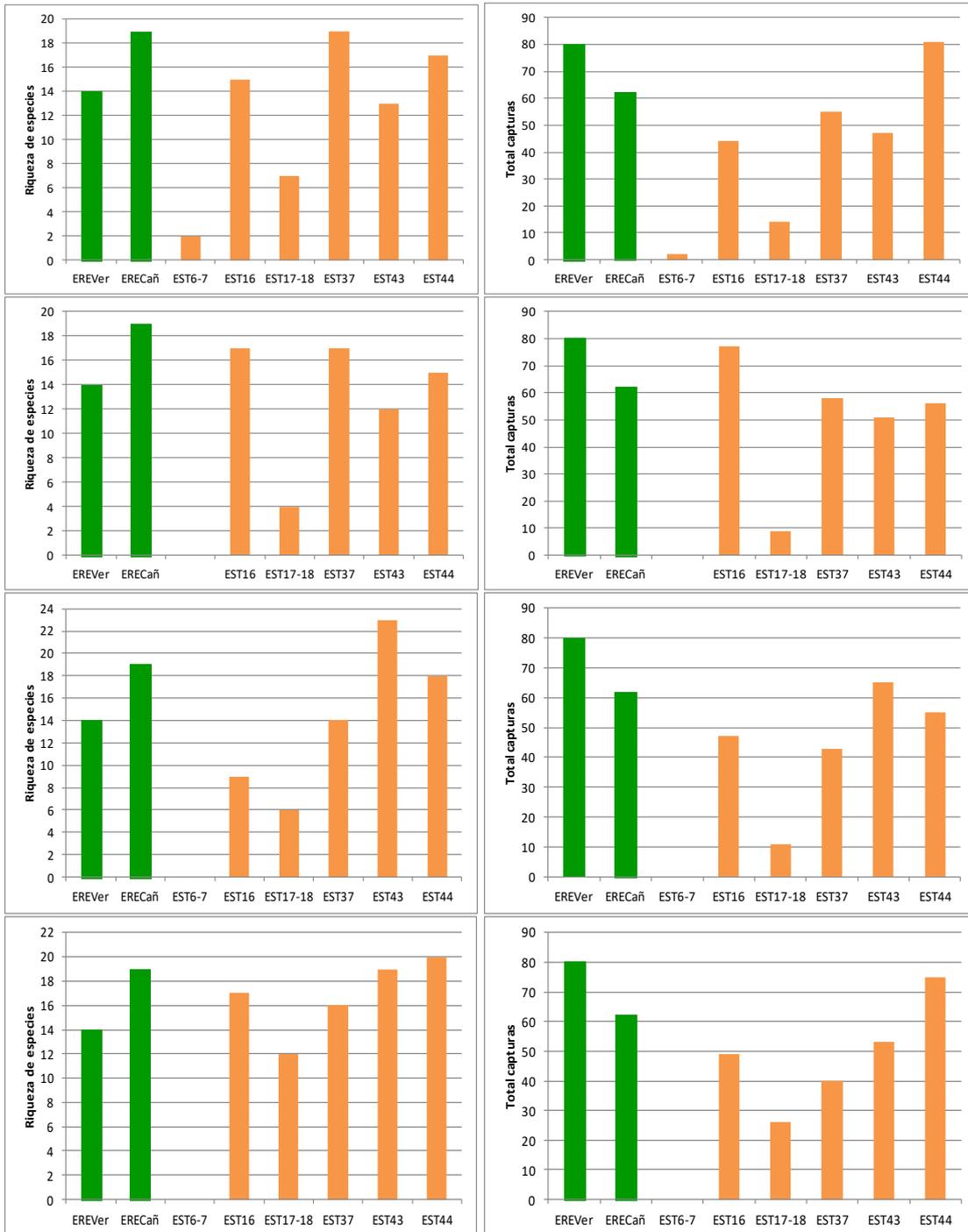


Figura 3.7.4: Valores de riqueza de especies (izquierda) y número total de aves (derecha) capturadas mediante redes verticales, diferenciando las estaciones de referencia (EREs, en verde) y las de actuación (ordenadas en sentido longitudinal hacia aguas abajo del río). Arriba, resultados de la evaluación inicial de 2015; centro y abajo, muestreos post-actuación de 2016 a 2018. Los valores de las EREs son los de 2015 en los tres casos).

En el muestreo post-actuación de 2016, el patrón que mostró el número total de capturas fue similar al de riqueza, y no muy diferente al de la evaluación

de 2015, pero las diferencias entre estaciones fueron menos evidentes. Con excepción de la estación 17-18, la tendencia general fue a una mayor homogeneización entre estaciones en ambos indicadores (riqueza y número de capturas).

En 2017, la riqueza de especies fue claramente inferior, dentro de las estaciones tratadas, en las situadas aguas arriba (16 y 17-18, disminuyendo en la primera notablemente con respecto a 2016, de 17 a 9 especies). De las estaciones más bajas, destaca un incremento de riqueza con respecto a 2016 en la estación 43, donde se alcanza el máximo de 23 especies capturadas. El número total de capturas muestra variaciones similares con respecto al año precedente.

En 2018, la riqueza de especies sigue siendo inferior en alguna de las estaciones de monitorización situadas aguas arriba de las EREs (17-18), pero en general resulta bastante uniforme entre todas las estaciones muestreadas. En cuanto al número total de capturas, muestra un mínimo en las EMEs situadas aguas arriba y se recupera a lo largo del eje longitudinal del río, con un patrón similar al observado en años anteriores. No parece existir una pauta clara de respuesta, en ninguno de estos dos indicadores, al tiempo transcurrido desde el tratamiento.

3.7.2. Seguimiento mediante transectos lineales

Se han registrado 54 especies, número muy similar al de los años precedentes, de las que 24 no fueron trapeadas mediante redes. No hay cambios sustanciales en las especies más frecuentes, lo que no permite establecer respuestas específicas claras al tiempo transcurrido desde la aplicación inicial de los tratamientos, aunque hay algunas tendencias en especies indicadoras de hábitats abiertos (disminución de *Muscicapa striata*) y aves con potencial dispersor (aumento de *Turdus viscivorus*) que podrían relacionarse con la dinámica vegetal en las zonas restauradas.

Este método permite cubrir un mayor número de estaciones, sacrificando el tiempo de registro de aves en cada una de ellas. Se han recorrido 20 transectos correspondientes a 17 zonas de actuación y 3 EREs, que coinciden en su totalidad con las muestreadas en la evaluación previa de 2015 y el seguimiento de 2016-17.

En el año de referencia pre-tratamiento (2015), los transectos cubrieron un total de 6,7 km, con una longitud media de 334,45 m (rango 106-602) y una anchura media de la banda riparia de 18,78 m (7,33-36,33). La longitud de cada

transecto se ajustó a la extensión del tramo, y a la transitabilidad o accesibilidad al mismo, de manera que pudiera ser recorrido bien por su interior o por el límite terrestre de la banda riparia. Por diversas razones (como la búsqueda del mejor ajuste con las actuaciones de restauración) no ha habido una total coincidencia entre los tramos muestreados en esa evaluación previa y los recorridos durante los muestreos post-actuación de 2016-2018. En estos tres años, la longitud total recorrida fue de 5,9 km, la longitud media de los transectos 295,5 m (rango 106-733), y la anchura media de la franja riparia muestreada 18,46 m (rango 7,33-36,33).

Como en los trampeos con redes, cada estación se muestreó dos veces, una en mayo y otra en junio (entre el 5 y el 14/05/2018 para el primer periodo, y entre el 1 y el 8/06/2018, para el segundo, respectivamente). Como indicadores ornitológicos se han utilizado la riqueza de especies y el índice kilométrico de abundancia (IKA), asumiendo que la anchura de la banda de detección era similar en hábitats cerrados (cañaverales o bosques riparios densos) y abiertos (donde virtualmente toda la ribera resultaba accesible al investigador). Aunque estas condiciones iniciales pueden haberse visto modificadas tanto por las actuaciones de restauración (eliminación de cañaverales), como por el crecimiento de la vegetación natural o restaurada, se asume que la detectabilidad de las aves se incrementa (o disminuye) en la misma medida en la que aumenta (o disminuye) la visibilidad del observador para éstas, lo que en la práctica equilibraría la probabilidad de registrar las especies que utilizaban las zonas de actuación. Resulta en cualquier caso de gran interés y valor complementario, la comparación de los resultados con los de el trampeo con redes verticales.

Los muestreos fueron realizados siempre por la misma persona, durante la primera mitad del día y recorriendo los transectos a pie a una velocidad más o menos constante y similar entre estaciones (aproximadamente 30 m/min). Con el fin de compensar el incremento de la visibilidad del observador en las zonas restauradas, cada transecto se recorrió dos veces (una en cada sentido) anotando las especies observadas en puntos diferentes como nuevos registros (descontando aquéllas que pudieran haberse desplazado dentro de la zona).

En estos transectos se registraron 54 especies diferentes de aves, 15 más que mediante el trampeo con redes verticales. De las 54 especies capturadas mediante redes, 9 no aparecieron en los transectos (*Actitis hypoleucos*, *Caprimulgus ruficollis*, *Certhia brachydactyla*, *Galerida theklae*, *Hippolais opaca*, *Phoenicurus ochruros*, *P. phoenicurus*, *Sylvia borin* y *S. cantillans*). Muchas de ellas son paseriformes migradores escasos u otras especies sedentarias poco

frecuentes en las formaciones riparias estudiadas, junto a especies predominantemente terrestres (*G. theklae*) que pueden haber resultado atraídas a la ribera fluvial para beber. Es destacable que el Zarcero Bereber (*Hippolais opaca*) sólo se haya detectado mediante trampeo en esta campaña de seguimiento, lo cual indica el valor complementario de esta técnica de muestreo.

De las especies registradas en los transectos, 24 no fueron capturadas en ninguna ocasión mediante redes, y las restantes 30 fueron detectadas por ambos métodos. Entre las especies sólo detectadas en los censos, destacan todas las de la familia Columbidae (palomas y tórtolas), El resto son aves acuáticas como patos, garzas, cormoranes, aunque el único limícola (Andarríos chico *Actitis hypoleucos*) fue capturado en las redes. También la mayoría de especies que se alimentan al vuelo sobre la franja riparia (Hirundinidae y Apodidae, *Merops apiaster*) fueron observadas pero eludieron las redes. El número total de especies registradas por cualquiera de los dos métodos en 2018 ascendió a 63, 6 más que en la evaluación inicial (57), aún teniendo en cuenta que a partir de 2015 no se trampeó con redes en las EREs. El número total de especies acumulado, combinando los resultados de ambos métodos en los cuatro años de trabajo, asciende a 81 (24 especies más que las registradas en 2015). La tabla 3.7.1 muestra como ha progresado la aportación de los dos métodos de muestreo en los tres años estudiados hasta el momento.

Tabla 3.7.1: Comparación de la riqueza de especies de aves registradas en la evaluación previa (2015) y en los seguimientos post-actuación (2016-18) del proyecto RIPISILVA, diferenciando la aportación de cada método de muestreo: trampeo con redes verticales (RED) y transectos lineales recorridos por un observador (TRL).

Año	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
Método muestreo	RED	RED	RED	RED	TRL	TRL	TRL	TRL
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	+			+	+	+	+	+
<i>Actitis hypoleucos</i>				+				
<i>Aegithalos caudatus</i>	+	+	+		+	+	+	+
<i>Alcedo atthis</i>	+	+	+	+		+		+
<i>Anas platyrhynchos</i>					+	+	+	+
<i>Apus apus</i>					+	+	+	+
<i>Ardea cinerea</i>					+	+	+	+
<i>Bubulcus ibis</i>						+		
<i>Caprimulgus ruficollis</i>				+	+		+	
<i>Carduelis cannabina</i>					+	+	+	
<i>Carduelis carduelis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carduelis chloris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cecropis daurica</i>			+		+	+	+	+
<i>Certhia brachydactyla</i>	+	+		+	+		+	
<i>Cettia cetti</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cisticola juncidis</i>					+	+	+	+
<i>Columba livia domestica</i>								+
<i>Columba palumbus</i>					+	+	+	+

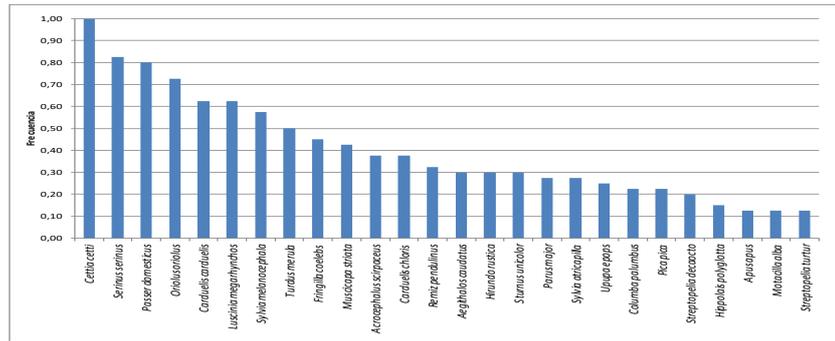
Año	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
Método muestreo	RED	RED	RED	RED	TRL	TRL	TRL	TRL
<i>Cuculus canorus</i>								+
<i>Cyanistes caeruleus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Delichon urbicum</i>			+		+	+	+	+
<i>Dendrocopos major</i>				+			+	+
<i>Emberiza calandra</i>			+			+		
<i>Emberiza cia</i>						+		
<i>Emberiza cirius</i>			+		+	+	+	+
<i>Erithacus rubecula</i>						+	+	
<i>Falco tinnunculus</i>	+				+	+		+
<i>Ficedula hypoleuca</i>	+	+	+	+			+	+
<i>Fringilla coelebs</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Galerida cristata</i>						+		+
<i>Galerida theklae</i>				+				
<i>Gallinula chloropus</i>					+	+	+	
<i>Garrulus glandarius</i>		+						
<i>Hippolais opaca</i>	+	+	+	+	+		+	
<i>Hippolais polyglotta</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hirundo rustica</i>		+	+	+	+	+	+	+
<i>Jynx torquilla</i>	+	+	+	+			+	+
<i>Lanius senator</i>	+	+	+		+	+	+	+
<i>Lophophanes cristatus</i>		+		+				+
<i>Loxia curvirostra</i>					+	+		+
<i>Luscinia megarhynchos</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Merops apiaster</i>			+		+	+	+	+
<i>Motacilla alba</i>		+	+	+	+	+	+	+
<i>Motacilla cinerea</i>		+	+	+	+	+	+	+
<i>Muscicapa striata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nycticorax nycticorax</i>						+		
<i>Oenanthe leucura</i>					+	+		
<i>Oriolus oriolus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Parus major</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Passer domesticus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Passer montanus</i>							+	
<i>Periparus ater</i>					+	+	+	+
<i>Petronia petronia</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Phalacrocorax carbo</i>								+
<i>Phoenicurus ochruros</i>				+				
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	+		+	+				
<i>Phylloscopus bonelli</i>		+						
<i>Phylloscopus collybita</i>			+				+	
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>			+					
<i>Phylloscopus trochilus</i>	+		+					+
<i>Pica pica</i>			+	+	+	+	+	+
<i>Picus viridis</i>					+	+	+	+
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>						+	+	+
<i>Regulus ignicapilla</i>							+	
<i>Remiz pendulinus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Saxicola torquata</i>					+		+	+

Año	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
Método muestreo	RED	RED	RED	RED	TRL	TRL	TRL	TRL
<i>Serinus serinus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Streptopelia decaocto</i>			+		+	+	+	+
<i>Streptopelia turtur</i>					+	+	+	+
<i>Sturnus unicolor</i>		+		+	+	+	+	+
<i>Sylvia atricapilla</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sylvia borin</i>	+	+	+	+	+			
<i>Sylvia cantillans</i>				+				
<i>Sylvia communis</i>			+					
<i>Sylvia hortensis</i>	+		+				+	
<i>Sylvia melanocephala</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sylvia undata</i>		+	+					
<i>Troglodytes troglodytes</i>		+	+		+	+	+	
<i>Turdus merula</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Turdus viscivorus</i>		+	+	+	+	+	+	+
<i>Upupa epops</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
TOTAL	31	36	44	39	51	54	56	54
ACUMULADO		41	51	57		59	66	71

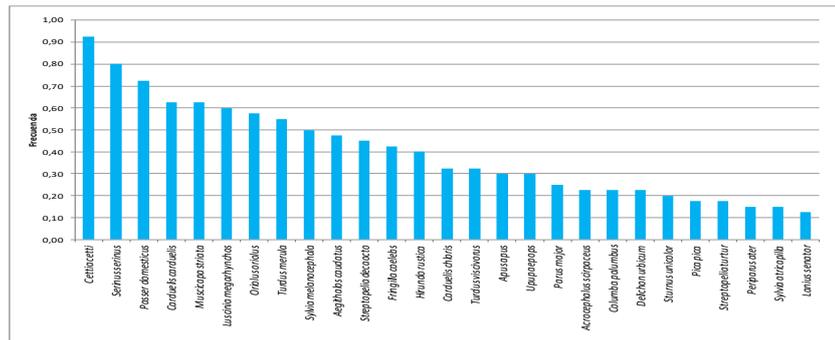
En cuanto a las especies más frecuentes, como para los anillamientos se ha realizado un análisis global y otro diferenciando las estaciones de referencia y actuación. Globalmente (Figura 3.7.5) las especies más frecuentes fueron *Cettia cetti* y *Serinus serinus* (ambas con $f > 0,8$), seguidas por *Luscinia megarhynchos*, *Oriolus oriolus*, *Carduelis carduelis*, *Turdus merula*, *Passer domesticus* y *Parus major* (con frecuencias entre 0,5 y 0,7).

Las especies más frecuentes en la evaluación previa de 2015 y en el muestreo post-tratamientos de 2016 fueron *Cettia cetti*, *Serinus serinus* y *Passer domesticus* (con $f > 0,7$). En 2017 y 2018 las dos especies más frecuentes fueron también *Cettia cetti* y *Serinus serinus*, pero en este caso seguidas por *Oriolus oriolus*. Los cambios más destacables entre 2018 y los años precedentes fueron la disminución de la frecuencia de algunas especies, acusada en el caso de *Muscicapa striata* (de $f \geq 0,5$ entre 2015-17 a 0,20 en 2018) y *Turdus viscivorus* (de 0,48 en 2017 a 0,28 en 2018), dentro de una tónica general estable en la mayoría de especies. *Lanius senator*, en cambio, aumenta moderadamente su frecuencia de aparición con respecto al año anterior, lo mismo de *Sylvia atricapilla*, que la ha incrementado gradualmente tras un mínimo en 2016. En 2018 *Carduelis carduelis* y *Luscinia megarhynchos* también tuvieron una frecuencia $> 0,7$.

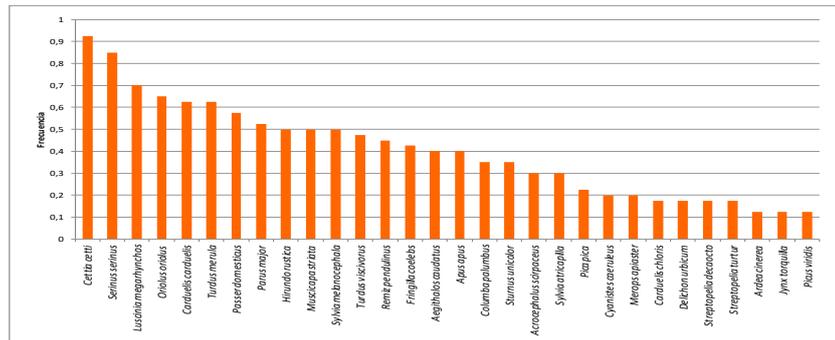
2015



2016



2017



2018

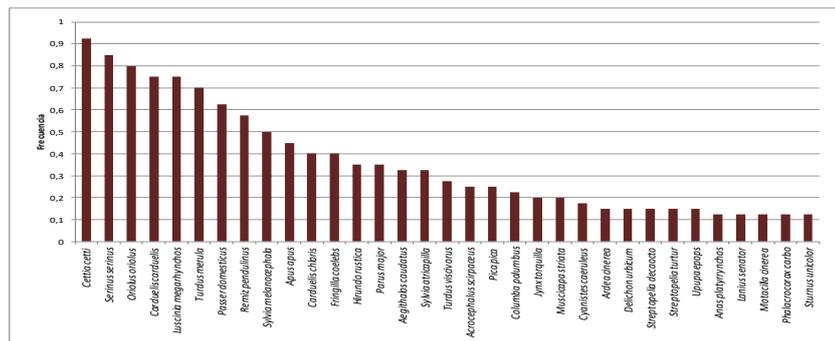


Figura 3.7.5: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 a 2018 en todas las estaciones de referencia y actuación del proyecto RIPISILVA.

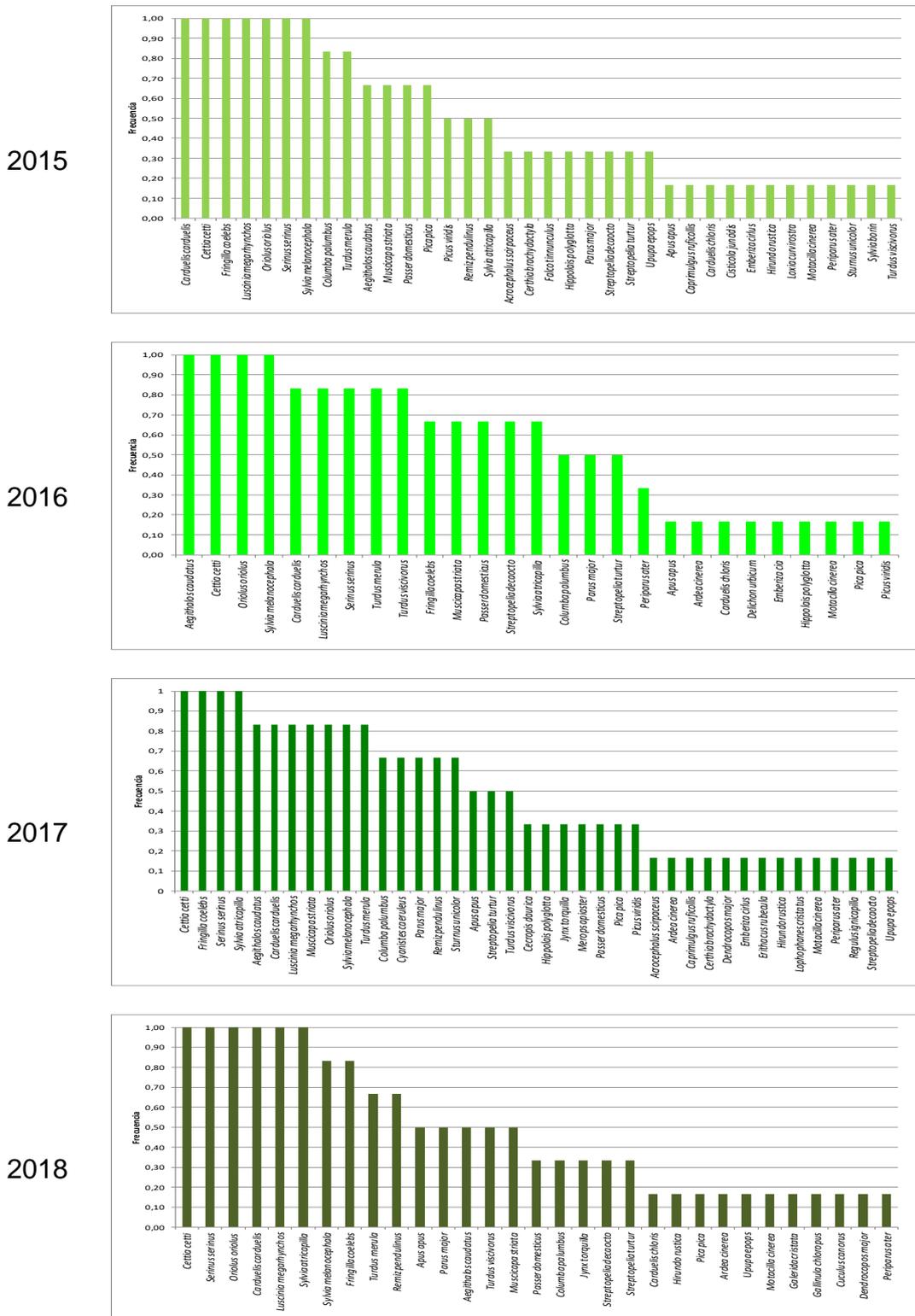


Figura 3.7.6: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016-18 (abajo), en las las estaciones de referencia (EREs). Sólo se representan aquéllas con $f > 0,1$.

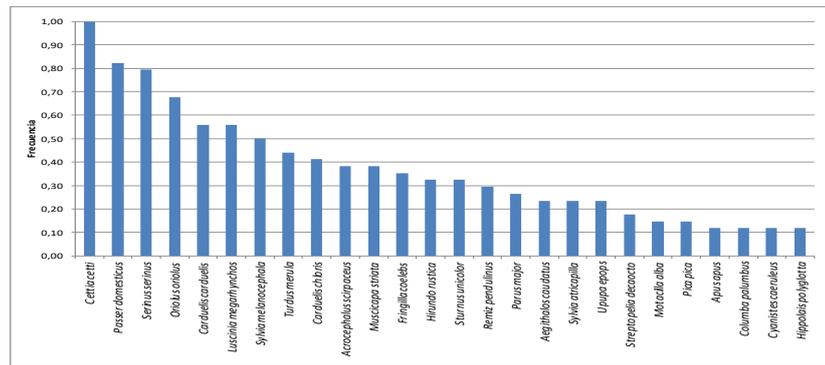


En las EREs las especies más frecuentes (Figura 3.7.6) fueron *Cettia cetti*, *Serinus serinus*, *Oriolus oriolus*, *Carduelis carduelis*, *Luscinia megarhynchos* y *Sylvia atricapilla* (f=1), seguidas por *Sylvia melanocephala*, *Fringilla coelebs*, *Turdus merula* y *Remiz pendulinus* (f>0,5). Al igual que en el conjunto de las estaciones, existen algunos cambios con respecto a 2017, dentro de una impresión general de variaciones moderadas sin tendencias acusadas. Las variaciones en la frecuencia de aparición de *M. striata* y *T. viscivorus* muestran tendencias similares a las que se registran considerando el conjunto de los censos, y ocurre algo similar con *S. atricapilla*.

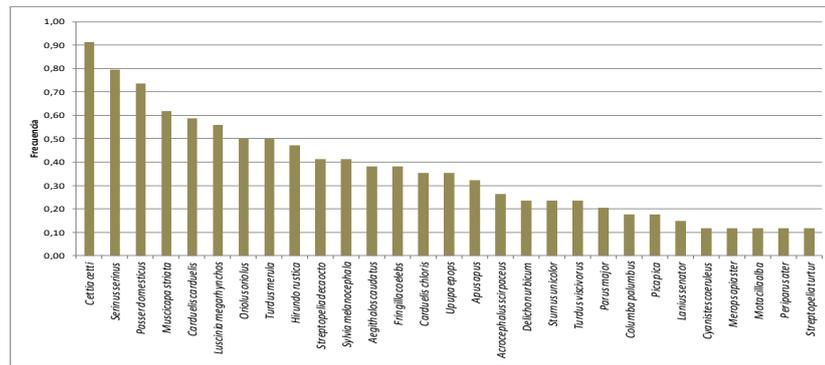
Un aparente factor explicativo de la mayor presencia de *T. viscivorus* en 2016, fue la importante fructificación observada en arbustos de dispersión endozócora, principalmente aladierno (*Rhamnus alaternus*). La capacidad de este ave de responder a los cambios en la disponibilidad de frutos, especialmente en medios forestales fragmentados (Martínez & García, 2015) apoya esta hipótesis, aunque en 2017 la fructificación del aladierno no fue tan importante durante el periodo de muestreo. En 2018 se ha vuelto a observar una fructificación primaveral importante de este arbusto, incluso en ejemplares plantados en las teselas como parte de las actuaciones de restauración. La eliminación de la caña común (*Arundo donax*) podría en cualquier caso facilitar el acceso de esta y otras especies de aves frugívoras a los arbustos productores de frutos. Con todo, la concordancia que se observa en los cambios de frecuencia de las principales especies frugívoras (*T. viscivorus*, *S. atricapilla*) entre las estaciones de referencia y las de actuación, invalida la explicación basada en un efecto de la restauración sobre la accesibilidad al alimento.

El resto de estaciones (excluidas las EREs) reproducen en esencia la situación global (Figura 3.7.7), mostrando las variaciones ya expuestas con respecto a los muestreos precedentes (2015-2017). A la disminución de *M. striata* y el incremento de *T. viscivorus*, ya citados, cabe añadir el incremento de una especie tan típicamente riparia como *R. pendulinus*, que se produce principalmente fuera de las EREs. Tras una virtual ausencia de esta especie en 2016 en ambos tipos de estaciones, en 2018 su frecuencia de aparición se iguala con la de 2015.

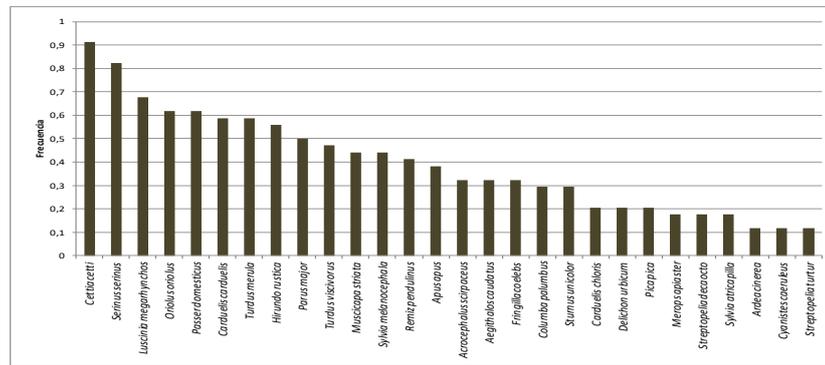
2015



2016



2017



2018

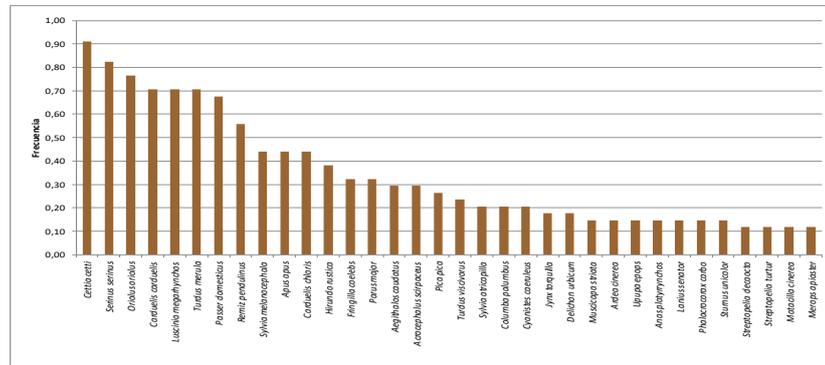


Figura 3.7.7: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016-18 (abajo), en las las estaciones de actuación (sólo se representan aquéllas con $f > 0,1$).

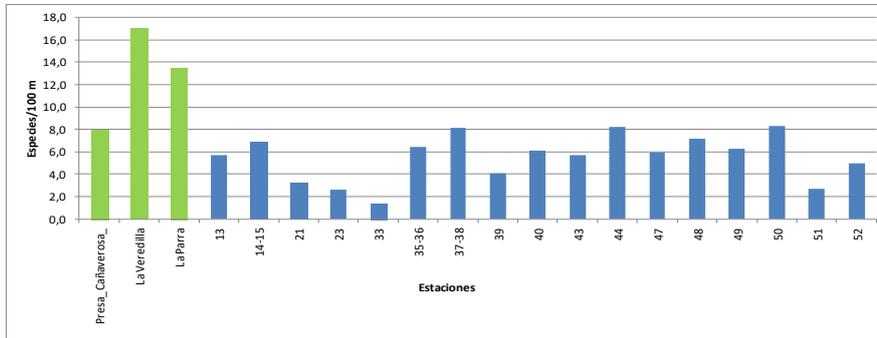
En cuanto a la riqueza total, expresada como valor relativo (especies/100 m), al igual que en los muestreos precedentes, sigue siendo mayor por lo general en las EREs que en el resto de estaciones, sin apreciarse un gradiente longitudinal claro en estas últimas (Figura 3.7.8).

Comparando los resultados de 2018 con los años previos y con el muestreo inicial de 2015, la principal diferencia es la notable reducción de la riqueza en una de las EREs (La Veredilla), que cae a la mitad (13,2 sps/100 m) tras el máximo registrado en 2017 (27,4 sps/100 m). La riqueza registrada en las EMEs apenas varía con respecto a los años anteriores (sólo un ligero incremento en la tesela 47, de modo que los valores de este indicador tienden a igualarse con los de las estaciones de referencia.

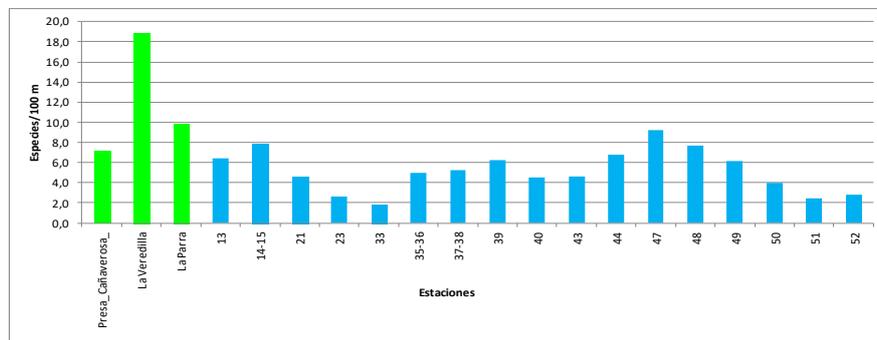
Al igual que en la evaluación inicial de 2015 y en los años de seguimiento posteriores, en 2018 tampoco se observan diferencias claras entre tipos de tratamientos (Figura 3.7.9). Algo parecido ocurre con el índice de abundancia total (aves/km), cuyos valores más altos se alcanzan en dos de las tres EREs, La Veredilla y La Parra, y en una de las EMEs, la número 47 (Figuras 3.7.10 y 3.7.11), sin ninguna regularidad en cuanto al tipo de tratamiento o la posición longitudinal en el eje fluvial.

Las diferencias entre el muestreo de 2016 y la evaluación inicial, en lo que se refiere a los valores de riqueza y abundancia total de aves, se debieron principalmente a la estación de referencia de La Parra, que perdió importancia frente a las otras dos EREs. El soto de La Parra es un enclave privado que recibió, a petición de sus propietarios, un tratamiento de desbroce no planificado que desvirtuó parcialmente su condición de estación de referencia. Aunque este tratamiento no dejó de aplicarse en 2017, la riqueza y abundancia total de la estación mostraron ese año una notable recuperación, hasta valores superiores a los de 2015. Posteriormente los valores han vuelto a disminuir, aproximándose de nuevo a los iniciales.

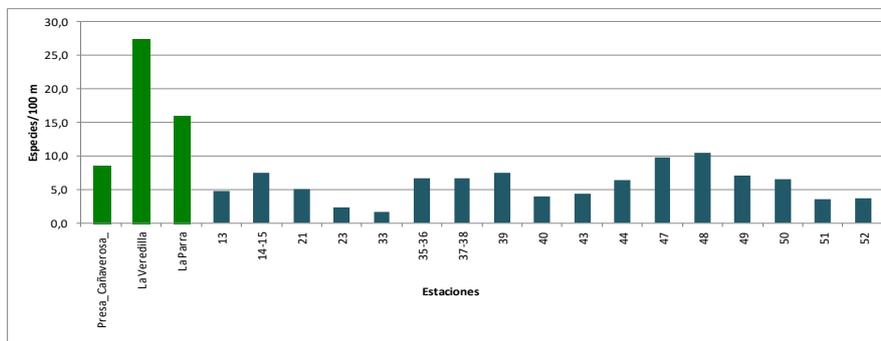
2015



2016



2017



2018

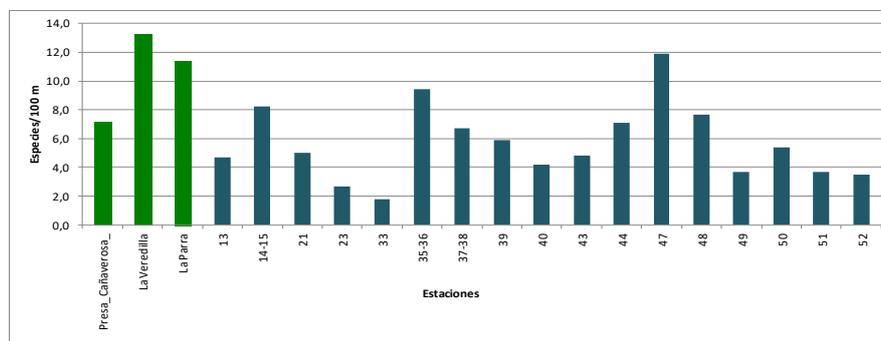


Figura 3.7.8: Variación del índice de riqueza (especies/100 m) obtenido a partir de los transectos lineales, diferenciando estaciones de referencia (verde) y de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo). Arriba, evaluación inicial (2015), resto, muestreos post-actuación (2016- 2018).

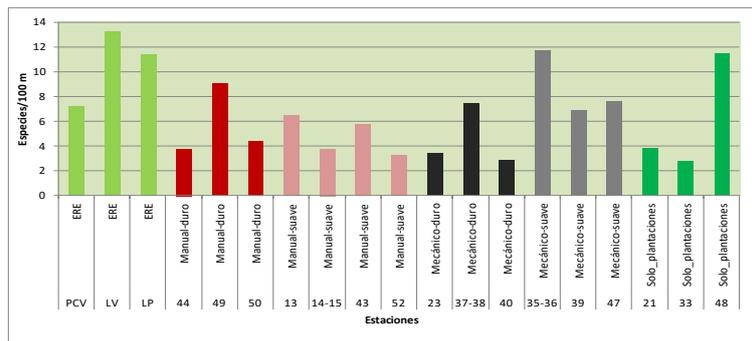
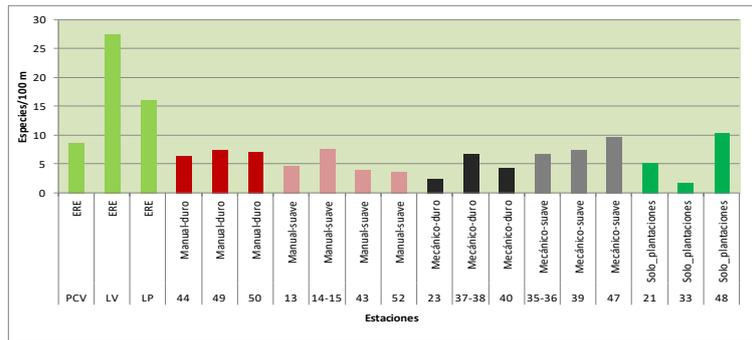
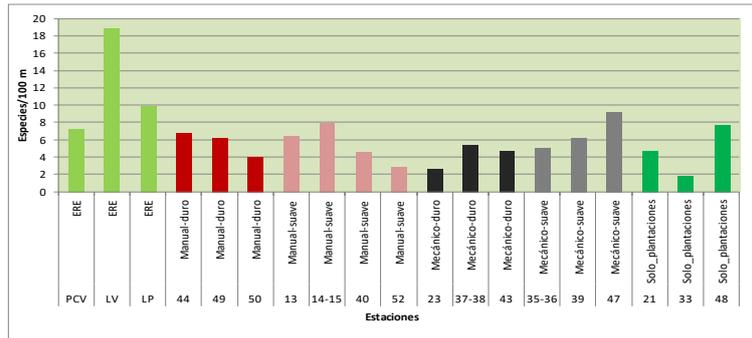
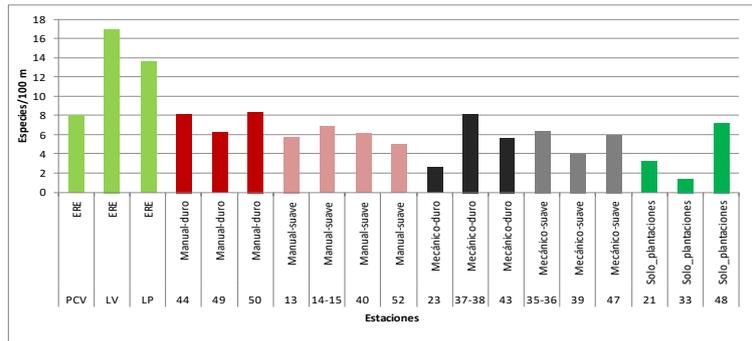
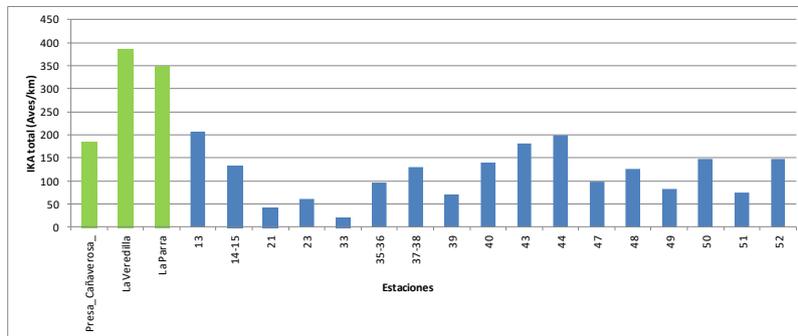
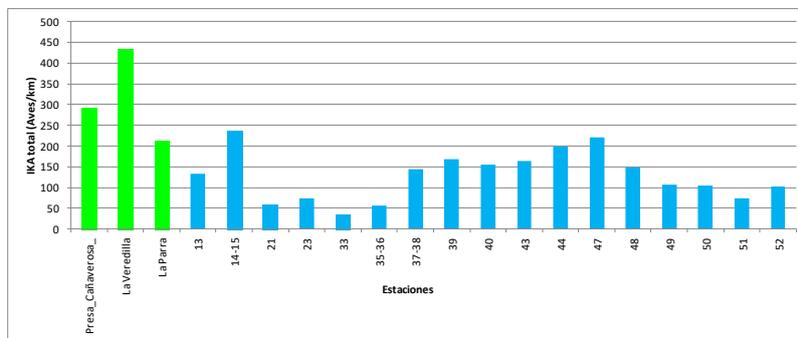


Figura 3.7.9: Variación del índice de riqueza (especies/100 m) obtenido a partir de los transectos lineales, diferenciando estaciones de referencia y de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo). Arriba, evaluación inicial (2015), resto, muestreos post-actuación (2016- 2018).

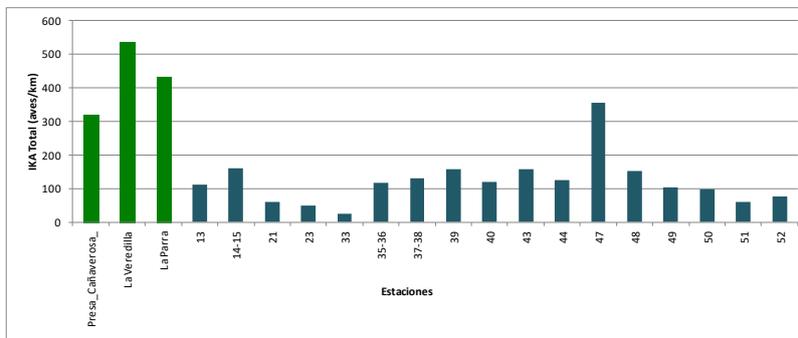
2015



2016



2017



2018

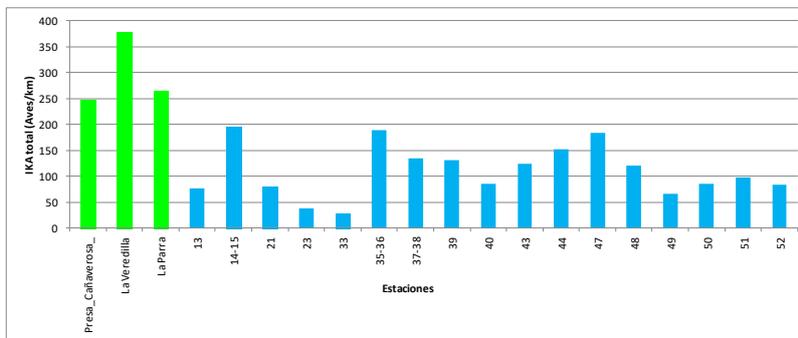


Figura 3.7.10: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando estaciones de referencia (verde) y de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo). Arriba, evaluación inicial (2015), resto, muestreos post-actuación (2016- 2018).

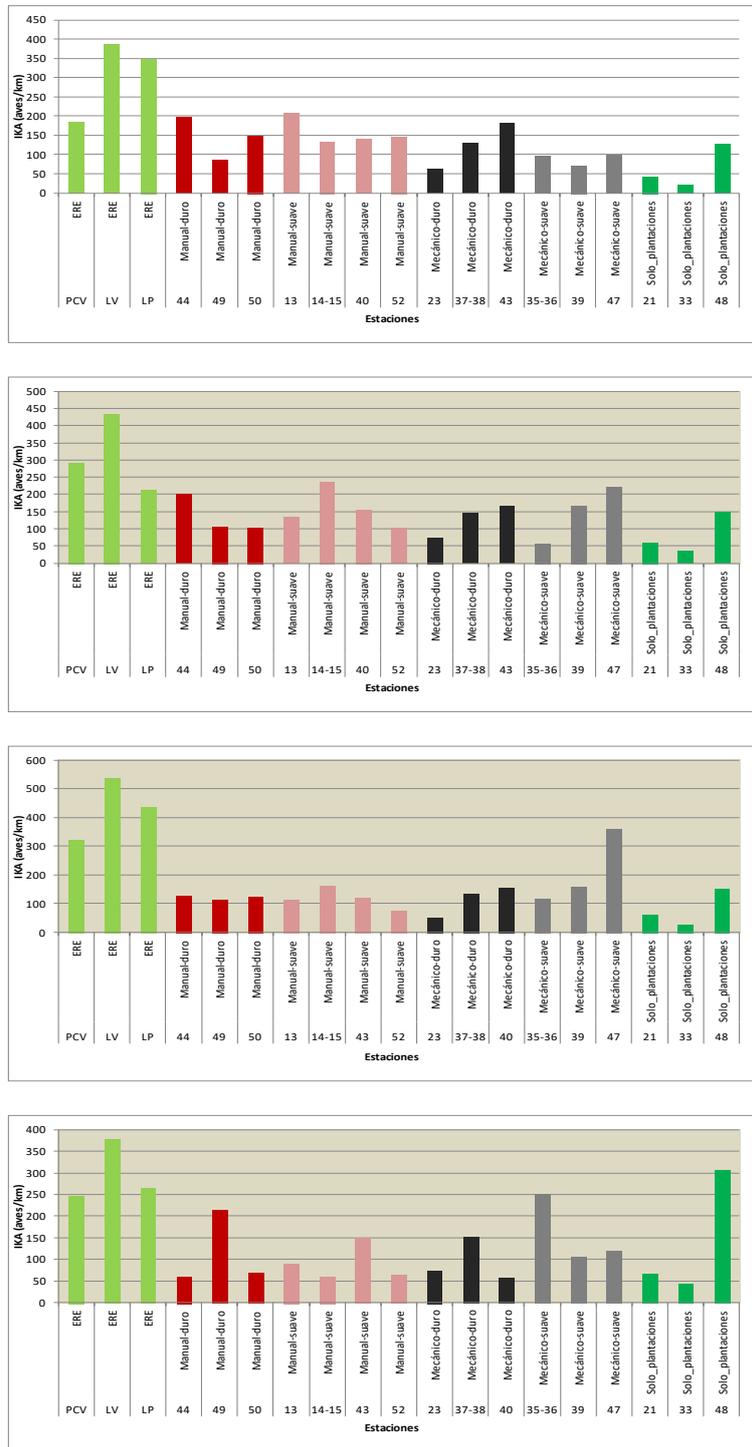


Figura 3.7.11: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando estaciones de referencia y de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo). Arriba, evaluación inicial (2015), resto, muestreos post-actuación (2016- 2018).



3.7.3. Variación de la comunidad de aves según el carácter ripario de las especies

Con independencia de la variación de la abundancia de la comunidad en las estaciones de referencia, en las EMEs se produce un incremento tanto de las especies riparias obligadas como de las dependientes de la ribera a lo largo del tiempo transcurrido desde la restauración. La diferencia entre ambos tipos de estaciones de seguimiento es fundamentalmente cuantitativa (la abundancia relativa de la comunidad de aves es mucho mayor en las EREs, si bien éstas tienden también a mostrar valores de riqueza más altos).

67

Para obtener una visión más sintética del cambio en los indicadores ornitológicos se ha aplicado a los resultados de los muestreos mediante transectos lineales la propuesta de Vilar (2015), para establecer un listado de “especies riparias obligadas” (o estrictas) y “especies dependientes de la ribera”. Esta propuesta deriva de la clasificación del Bureau of Land Management (sin fecha), que diferencia a las especies de aves riparias (y otros vertebrados) según el porcentaje de tiempo o número de funciones vitales que desarrollen en ese hábitat:

- Especies riparias obligadas (o estrictas): > 90% de su abundancia se concentra en la zona riparia durante la época de reproducción.
- Especies dependientes de la ribera: 60-90% de su abundancia se concentra en la zona riparia durante la época de reproducción.

Se ha representado la variación del índice kilométrico de abundancia (IKA), diferenciando entre las estaciones de referencia (EREs) y las de actuación (EMEs), y considerando tanto la comunidad en su conjunto como las especies agrupadas según su carácter ripario. Los resultados, que se presentan en la figura 3.7.12, sugieren que, con independencia de la variación de la abundancia de la comunidad en las estaciones de referencia, en las áreas restauradas se produce un incremento tanto de las especies riparias obligadas como de las dependientes de la ribera a lo largo del tiempo transcurrido desde la restauración (eliminación de *Arundo donax* y mantenimiento posterior). Con todo, la diferencia más evidente entre ambos tipos de estaciones de seguimiento, es que la abundancia relativa de la comunidad de aves es mucho mayor en las EREs. La diferencia principal es por tanto fundamentalmente cuantitativa y no tanto de composición de especies, si bien las EREs tienden también a mostrar valores de riqueza más altos.

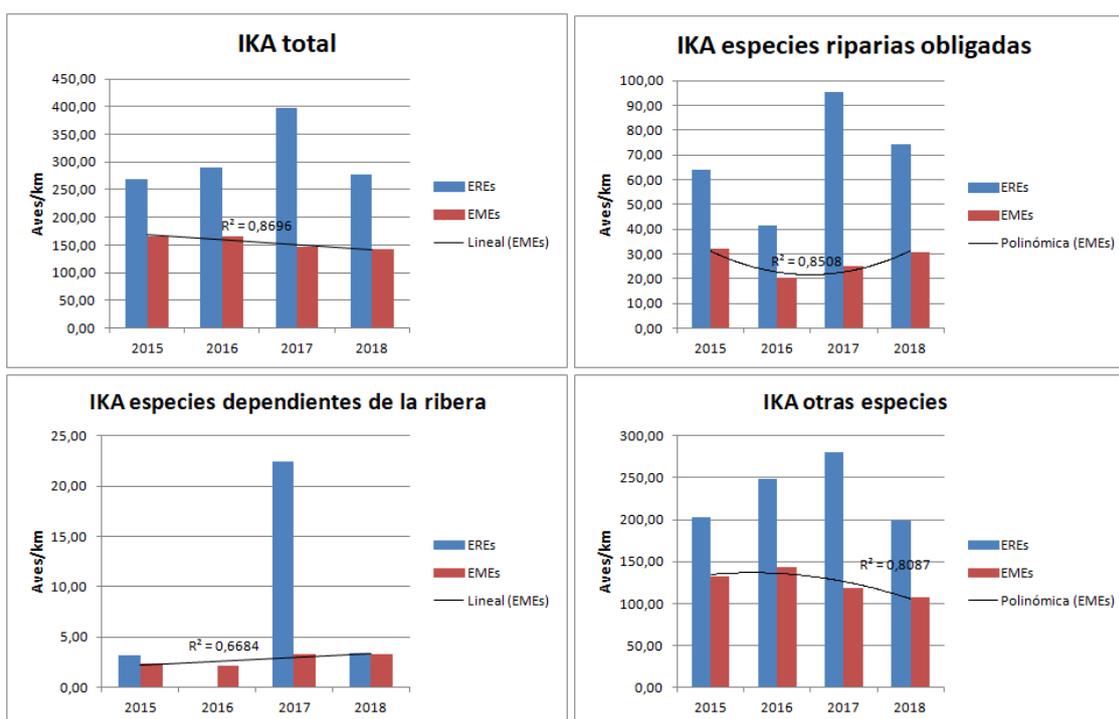


Figura 3.7.12: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando estaciones de referencia y de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo). Arriba, evaluación inicial (2015), resto, muestreos post-actuación (2016- 2018).

3.7.4. Comparación con otros programas de seguimiento

La riqueza de especies acumulada por los transectos lineales (71 especies) es ya bastante superior a la registrada en otros programas de seguimiento de zonas forestales de la Región de Murcia (46-56 spp), y si se le añade el otro método utilizado en ámbito LIFE (trampeo con redes) la diferencia se acrecienta (81 spp). La importancia de los hábitats riparios para las ornitocenosis forestales queda evidenciada por su enriquecimiento con respecto a las de su entorno terrestre. Esta influencia diversificadora se manifiesta incluso en momentos posteriores a la intensa perturbación que suponen las actuaciones de restauración. La aplicación simultánea de dos métodos de muestreo (censos directos y trampeo con redes) mejora notablemente la descripción y caracterización de la comunidad riparia.

La riqueza total registrada por el método de trampeo con redes verticales (57 especies entre los muestreos de la evaluación inicial de 2015 y los tres muestreos post-actuación de 2016-2018), ya iguala e incluso supera ligeramente a la que acumulan otros programas de anillamiento realizados en ambientes riparios de la región de Murcia (Vilar, 2015), como las estaciones de Archena,

Río Quípar y El Menjú, donde se han capturado 56 especies diferentes. Nótese que dichos seguimientos se han extendido respectivamente a lo largo de 8, 5 y 8 años respectivamente, con un número mucho mayor de jornadas de anillamiento (Tabla 3.7.2). La última localidad (El Menjú) es la más cercana al ámbito cubierto por la evaluación inicial (se localiza aguas abajo, 5 km al sureste de la estación nº 52), y es la única que se incluye en el Proyecto RIPISILVA.

Tabla 3.7.2: Comparación de la riqueza de especies de diferentes comunidades forestales de aves, a partir de estudios realizados por distintos métodos de muestreo, en el entorno y el ámbito del proyecto RIPISILVA.

Biotopo y ámbito:	Terrestre Entorno LIFE	Ripario Entorno LIFE	Ripario LIFE	Ripario LIFE	Ripario LIFE
Método muestreo	Transectos lineales	Trampeo redes verticales	Trampeo redes verticales	Transectos lineales	Ambos métodos
Referencia	Hernández & Barberá (1997)	Vilar (2015)	Presente proyecto*	Presente proyecto*	Presente proyecto*
Número de muestreos:	17	208	46	160	206
RIQUEZA TOTAL:	46	56	57	71	81

(*) 2015-18

Esas mismas comparaciones se pueden hacer entre los muestreos previos en áreas terrestres y riparias del entorno del proyecto LIFE, y los muestreos realizados en mayo-junio mediante transectos lineales (Tabla 3.4). En este caso la riqueza de especies acumulada (71 especies) es ya bastante superior a la obtenida en los anillamientos previos (56), y si se combinan los dos métodos utilizados en la evaluación previa y el seguimiento post-actuación del ámbito LIFE, la diferencia se acrecienta (81 especies).

Resulta cada vez más notoria la importancia de los hábitats riparios para las taxocenosis de aves forestales *sensu lato*, como prueba el considerable enriquecimiento de las comunidades de las zonas estudiadas con respecto al entorno no afectado por la influencia fluvial. Esta influencia diversificadora se manifiesta incluso en momentos posteriores a la intensa perturbación que suponen las actuaciones de restauración en sus fases iniciales.

Este análisis comparativo sigue siendo preliminar, por cuanto se refiere a la riqueza bruta de especies acumulada, sin considerar las diferencias de detectabilidad entre especies y métodos (Robledano et al., en prensa). Pero resulta evidente que la aplicación simultánea de dos métodos de muestreo (censos directos y trampeo con redes para anillamiento) proporciona una mayor efectividad en la descripción y caracterización de la comunidad riparia. Baste indicar que en el presente proyecto, aplicando un esfuerzo similar en términos



de número de muestreos (206 vs 208) se ha registrado un número mucho mayor de especies que en la recopilación de Vilar (2015), y con un menor sesgo metodológico. Como ya se ha indicado, los trampeos con redes no muestrean de forma homogénea la comunidad de aves de ribera, pero complementan a los transectos lineales por el mayor tiempo de actividad de las redes, lo que les permite registrar precisamente las especies raras o poco conspicuas, así como las especies accidentales. Esta complementariedad es especialmente relevante en los primeros estadíos posteriores a la eliminación de EEIs, momento en el que los transectos lineales podrían resultar menos eficientes en el registro de especies que de forma efectiva estarían utilizando las áreas restauradas.

3.8. Moluscos terrestres

Aunque el análisis de esta taxocenosis indicadora no ha podido ser actualizado por el tiempo necesario para procesar las muestras, los resultados disponibles apuntan a una reducción importante del número total de individuos por unidad de muestreo y una reducción moderada en la riqueza de especies en las EMEs, desde la evaluación inicial de 2015 hasta 2017. A falta de una evaluación cuantitativa final del conjunto de los muestreos, éstos han proporcionado datos muy interesantes sobre el estado de conservación de la malacofauna de las riberas y el cauce del Río Segura.

El análisis de los datos obtenidos no ha podido ser completado por el tiempo necesario para procesar los distintos tipos de muestras, en especial las utilizadas para la prospección de micromoluscos. La incorporación de esta taxocenosis como indicador al seguimiento, no prevista inicialmente, no supone un esfuerzo significativo adicional de muestreo, ya que éste puede acoplarse fácilmente a otras tareas de campo. Su procesamiento posterior implica, en cambio, un importante trabajo adicional de laboratorio. Este incluye tanto el tamizado de las muestras de hojarasca y seguimiento, como la separación e identificación de los ejemplares a simple vista o mediante lupa binocular. Esto ha ocasionado un retraso en la disponibilidad de los resultados por lo que sólo se pueden apuntar algunas tendencias y datos relevantes.

En el caso de las especies terrestres, los resultados cuantitativos disponibles apuntan a una reducción importante del número total de individuos por unidad de muestreo en las teselas de actuación (EMEs) entre la evaluación inicial (2015) y la campaña más reciente (2017), así como una reducción moderada en la riqueza de especies a lo largo de ese mismo periodo. Este cambio resulta difícil de interpretar porque en las estaciones de referencia (EREs) estos dos



indicadores también han disminuido en términos relativos. Globalmente, mientras la riqueza total de especies dulceacuícolas en el ámbito del proyecto ha permanecido virtualmente constante (9-10 especies), la de especies terrestres ha disminuido. A falta de una evaluación cuantitativa final basada en el análisis del conjunto de los datos, desde un punto de vista cualitativo los muestreos han proporcionado datos muy interesantes sobre el estado de las poblaciones malacológicas de las riberas y el cauce del Río Segura. De las 25 especies registradas en 2017 destacan *Corbicula fluminea* y *Potamopyrgus antipodarum*, por estar catalogadas como ‘Especies Exóticas Invasoras’ y *Gyraulus chinensis* y *Physa acuta* como especies con potencial invasor. Como indicadores positivos del buen estado de la ribera hay que tener en cuenta las especies terrestres *Lauria cylindracea*, *Cochlicopa lubrica* y *Vallonia spp.*, siendo además *C. lubrica* y *V. enniensis* primeras citas en la Región de Murcia, recogidas en el ‘Atlas y Libro Rojo de los Moluscos Continentales de la Región de Murcia’ (García-Meseguer *et al.*, 2017). Se puede destacar también el registro en 2017 de un ejemplar de *Pisidium sp.*, género autóctono de molusco bivalvo que no se había detectado en las anteriores campañas. El gasterópodo terrestre *Cecilioides acicula* también ha sido encontrado por primera vez en la campaña de 2017. En cuanto al estado de conservación, destacan dos especies dulceacuícolas, *Ancylus fluviatilis* (evaluada como ‘Casi Amenazada’ en el Atlas y Libro Rojo regional) y el endemismo del sureste ibérico *Melanopsis lorcana* (‘Vulnerable’ según la misma publicación).

3.9. Mamíferos semiacuáticos

Durante 2018 se ha intensificado la búsqueda de rastros y la recolección de excrementos en los puntos de presencia de la nutria cartografiados en 2017, para poder analizar otros factores con influencia sobre esta especie en el río Segura. La dieta, analizada a partir de los excrementos recogidos, aparece dominada por peces (principalmente autóctonos como *Luciobarbus sclateri*) y crustáceos (predominando una especie exótica invasora, *Procambarus clarkii*). La mejora de la calidad del agua y la disponibilidad de alimento parecen explicar la recuperación de la nutria en el Río Segura, pero está por esclarecer como le afecta el estado de los hábitats riparios.

El seguimiento de este grupo bioindicador se circunscribe, a partir de 2016, al la nutria paleártica (*Lutra lutra*), dada la escasez de datos de otros taxones, y en particular de la rata de agua (*Arvicola sapidus*). La dificultad para detectar la presencia de rastros de esta última la invalida virtualmente como indicador de seguimiento. Puntualmente se han obtenido datos de otros



mamíferos, concretamente de varias especies sintópicas de carnívoros que comparten el hábitat ripario con la nutria (Dettori et al., 2017), pero éstas proporcionan más información sobre la calidad de los hábitats adyacentes que sobre el corredor fluvial propiamente dicho.

Prosiguiendo con los muestreos de nutria (*Lutra lutra*) que se iniciaron en campañas anteriores, durante el año 2018 se ha seguido registrando, y en su caso recolectando rastros de esta especie (excrementos, fundamentalmente). Con todo el material que se está recogiendo durante el progreso del proyecto se prevé poder tener una visión ecológica del estado de conservación de esta especie y de su presencia. El papel que ha tenido la mejora de la calidad del agua y de la disponibilidad de alimento en la recuperación de esta especie empieza a resultar evidente, pero no está tan clara la influencia del hábitat ripario sobre la misma.

En el informe del año 2017 se incluyó un mapa de lugares en los que se ha podido constatar la presencia de esta especie dentro del marco del proyecto. Durante este año se ha intensificado la recogida en dichos puntos para poder analizar otros factores con influencia sobre este mustélido en el río Segura.

Cabe destacar el análisis de la dieta obtenido del examen en detalle de los excrementos recogidos. De cada uno de ellos se evaluaron las frecuencias de ocurrencia (FO), los volúmenes (VO) y los volúmenes medios (Vm).

En la Figura 3.9.1 se muestra la dieta anual de la nutria en el Río Segura. 103 veces se ha contado la aparición de *Procambarus clarkii* de las 173 muestras, eso supone un 59,5 (FO%) de frecuencia de ocurrencia, un 64,85 (VO%) de volumen y de volumen medio un 38,61 (Vm%). Le siguen en importancia *Luciobarbus sclateri* y *Sander lucioperca*, con un 35,84% de FO% y 24,3% de Vm y con un 22,54% de FO y 17,69% de Vm, respectivamente. Aunque, con el volumen, como se visualiza en la gráfica, en el caso del barbo es menor (V% = 67,82) que el de la perca (V% = 78,46). El volumen de la perca es más alto pero al haber aparecido casi un tercio de veces más el barbo, su volumen medio al final será mayor.

Las presas que se han visto hasta ahora son las presas que dominan, abarcan el 80,61% del volumen medio total de la dieta anual de la nutria en el Río Segura. Pero también están presentes, aunque en menor medida: *Gobio lozanoi* (FO% = 1,7, V% = 81,7), *Sander lucioperca*, *Pseudochondrostoma polylepis* (FO% = 5,2, V% = 66,7), *Gallinula chloropus* (FO% = 5,2, V% = 47,2),

Pelophylax perezi (FO% = 15, V% = 18,9) y Fam. Muridae (FO% = 8,6, V% = 24). Finalmente, en escasas apariciones tenemos: *Natrix maura*, Orden Coleoptera, materia vegetal.

La Figura 3.9.2., representa la dieta anual de la nutria en el Río Segura pero en este caso se analizan de forma general los grupos principales de presas. En esta se distingue el grupo de peces, que en total aparecen 112 veces de las 173 muestras recogidas. Este grupo presenta una frecuencia de ocurrencia de 64,74%, un volumen del 77,05% y un volumen medio del 49,88%. Aquí se puede observar como el grupo de peces y los crustáceos forman el mayor volumen de la dieta (Vm% = 88,5).

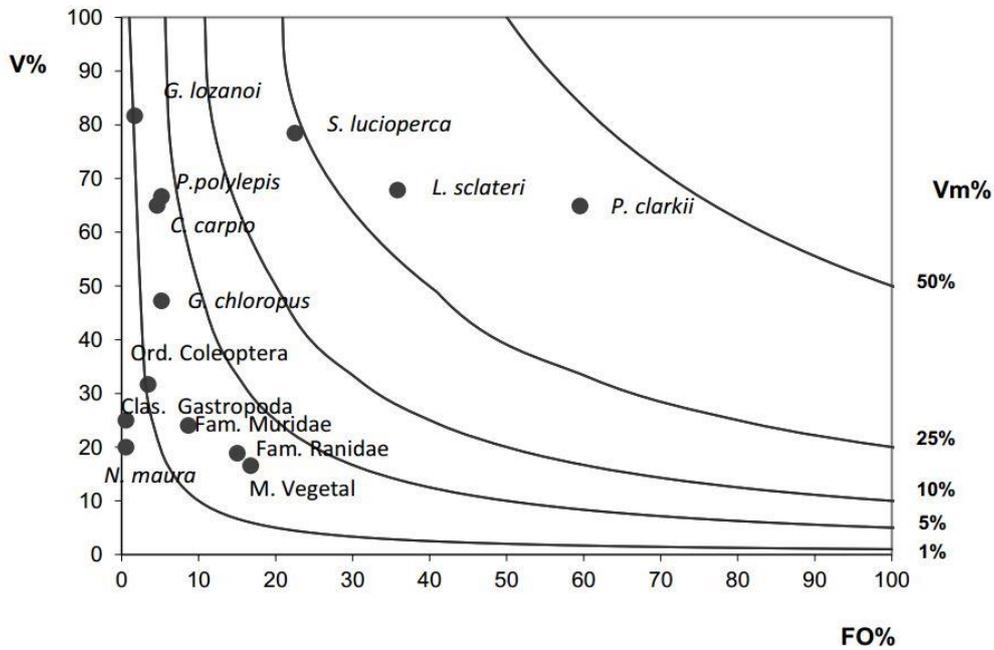


Figura 3.9.1: Gráfico de la dieta anual de la nutria (*Lutra lutra*) en el río Segura en 2018.

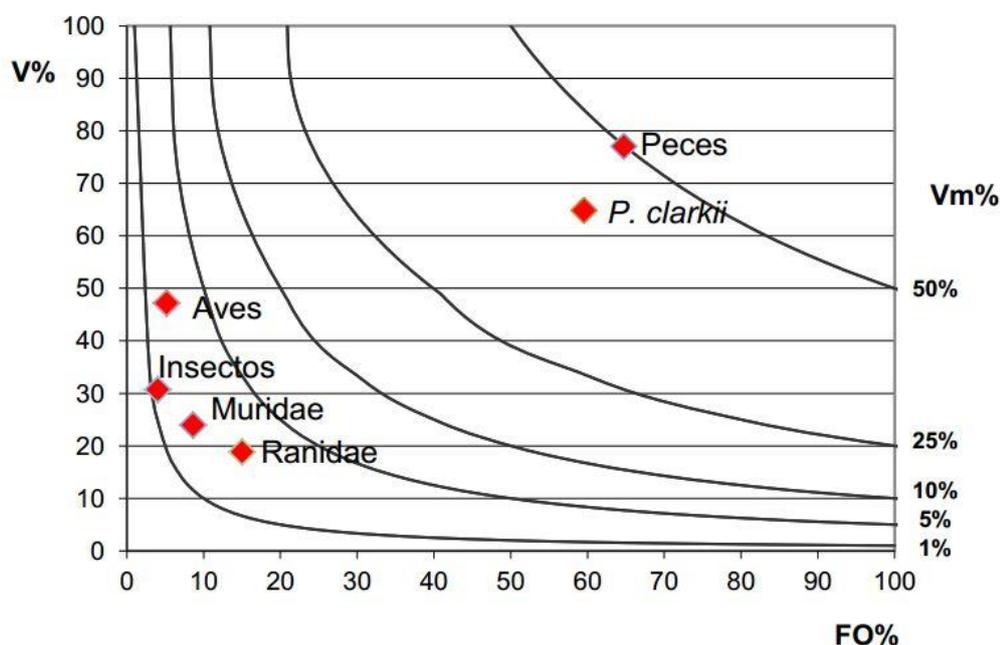


Figura 3.9.2: Gráfico de la dieta anual de la nutria (*Lutra lutra*) en el río Segura (principales grupos de presas) en 2018.

4. Indicadores Socio-Económicos

Desde el inicio del proyecto, cada año se han ido recopilando los datos referentes a los indicadores socio-económicos que se propusieron al inicio del proyecto. A continuación, se van a exponer los valores de los indicadores según al tipo de servicio al que se refieren.

Tabla 4.1: Evolución de los indicadores socio-económicos relativos al abastecimiento durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016	2017
Abastecimiento	Agua Dulce	Conductividad(mS/cm)		593,8	606,68	813,67
	Acervo Genético	Nº Especies Flora		62	104	107
		Nº Especies Fauna		125	116	96*

* A falta de sumar las especies de moluscos terrestres

Respecto a los servicios relativos al abastecimiento (Tabla 4.1), se han compilado datos de los años 2015, 2016 y 2017. La tendencia en aumento que se había encontrado el año anterior para la conductividad se ha mantenido. En cuanto a las especies de flora que se han listado durante los muestreos, se ve como no solamente se ha mantenido el aumento de especies provocado por las plantaciones, sino que ha aparecido alguna especie nueva que no estaba

registrada en los muestreos anteriores (sobre todo vegetación herbácea que no siempre es fácil de detectar). Para las especies de fauna...

Tabla 4.2: Evolución de los indicadores socio-económicos relativos a la regulación durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016	2017
Regulación	Calidad del Agua	Concentración de Nitratos (mg/L)		1,09	4,76	2,43
		Conductividad		593,8	606,68	813,67
	Control de la Erosión	Sólidos en Suspensión en el agua (mg/L)		0,094	15,37	0,012
	Control Biológico	Nº Sps Exóticas Flora		12	12	12
		Nº Sps Exóticas Fauna		4	4	4
Perturbaciones Naturales		Riadas (Magnitud)	0	0	0	0
		Riadas (Daños Económicos)	0	0	0	0
		Sequias (Magnitud)	0	0	0	0
		Sequias (Daños Económicos)	0	0	0	0

En cuanto a los indicadores relativos a la regulación (Tabla 4.2), vemos como la concentración de nitratos, que había sufrido un aumento en el año anterior, ha vuelto a verse reducida aunque sin alcanzar los valores del primer año de muestreo. Por el contrario, los sólidos en suspensión, que también sufrieron un aumento importante el año anterior, han vuelto a recuperar sus valores iniciales. Las especies exóticas tanto de flora como de fauna se han mantenido durante todos los años del proyecto. Por suerte, durante el desarrollo del proyecto aún no se ha cuantificado ninguna perturbación natural que haya podido producir daños económicos.

Tabla 4.3: Evolución de los indicadores socio-económicos culturales durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016	2017
Culturales	Actividades Recreativas	Licencias Pesca	2282	1953	4173	3807
		Usuarios Actividades	1170	517	2500	3350
		Nº Visitantes Observatorios	-	-	-	-
		Nº Actividades Voluntariado	30	9(Hasta mayo 2015)	18 (de Junio 2015 a Nov. 2016)	15
Mejora Estética	Valoración Estética	-	-	-	-	

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016	2017
	Conocimiento Ecológico Local	Participación Voluntariado	364	171 (hasta mayo 2015)	969 (de Junio 2015 a Nov. 2016)	1180
		Nº Usuarios App RIPI_Natura	-	-	-	-
		Nº Visitas a la web	-	3114	6916	8482
		Nº Descargas Manual EEI	-	-	-	-
	Educación Ambiental	Nº Talleres / Seminarios	8	7	5	13
		Participación En Talleres / Seminarios	933	1078	615	298

En cuanto a los indicadores culturales (Tabla 4.3), se ha notado un importante aumento en el número de licencias de pesca. Este es un hecho difícilmente atribuible a las actuaciones del proyecto pero que debe de tenerse en cuenta en el futuro.

En cuanto a las actividades de voluntariado, creemos que la recopilación de datos ha sido mejor que en años anteriores, pudiéndose ver un aumento progresivo del número de voluntarios que han participado en las diferentes actividades durante el año 2017. Por el contrario, seguimos creyendo que nos falta información de los talleres y seminarios propuestos durante este año. Estos valores se irán actualizando conforme se siga recibiendo información.

Tabla 4.3: Evolución de los indicadores socio-económicos durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016	2017
Socio Económicos	Empleo Verde	Nº Empresas Locales	12	12	12	7
	Buenas Prácticas Agrícolas	Nº Agricultores Custodia	1	3	3	3
	Incendios	Nº Incendios	18	23	5	8
		Superficie Afectada (Ha)	2,85	3,07	0,55	0,65

Aunque se ha visto una disminución del número de empresas locales, también parece que las campañas contra incendios de caña pueden haber surgido efecto, ya que tanto el número de incendios como la superficie afectada han disminuido notoriamente. Para el próximo informe, se espera aumentar el número de agricultores en custodia asociados al proyecto.

5. Agradecimientos

Agradecer a todas las personas que han colaborado en los muestreos e identificación de ejemplares y restos de los distintos grupos taxonómicos: F. Picazo (macroinvertebrados acuáticos), E. E. Dettori (mamíferos), A. Meseguer (moluscos) y F. García-Castellanos (aves). Además, a todas las personas colaboradoras de ANSE que también han ayudado en los distintos muestreos.

6. Referencias

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. (1978). *Limnetica* 4: 51-56.

Bragado, D., Araujo, F. & Aparicio, M.T. (2010) *Atlas y libro rojo de los moluscos de Castilla-La Mancha*. Organismo Autónomo Espacios Naturales de Castilla-La Mancha, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, España.

Bruno, D., Zapata, V.M., Velasco, J., Millán, A., Calvo, J.F. & Robledano, F. 2015. *Evaluación inicial del estado ecológico de las estaciones de monitoreo del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA - LIFE13 BIO/ES/1407*. Universidad de Murcia.

Bruno, D., Zapata, V.M., Velasco, J., Millán, A., Calvo, J.F. & Robledano, F. 2016. *Evaluación anual (2016) del estado ecológico de las estaciones de monitoreo del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA - LIFE13 BIO/ES/1407*. Universidad de Murcia.

Bruno, D., Zapata, V.M., Velasco, J., Millán, A., Calvo, J.F. & Robledano, F. 2017. *Evaluación anual (2017) del estado ecológico de las estaciones de monitoreo del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA - LIFE13 BIO/ES/1407*. Universidad de Murcia.

Bureau of Land Management (sin fecha). *Birds as indicators of riparian vegetation condition in the western U.S.* Bureau of Land Management, Partners in Flight, Boise, Idaho. BLM/ID/PT-98/004+6635. Jamestown, ND: Northern



Prairie Wildlife Research Center Online. Disponible en: <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/birds/ripveg/index.htm> (con acceso el 9/12/2014)

Dettori E.E., Zapata-Perez V.M., Bruno-Collados D., Ibáñez-Martínez E., Balestrieri A., Robledano-Aymerich F. (2017). A non-invasive genetic survey of syntopic carnivorous mammals in a riparian corridor along the intensively cultivated valley of the River Segura (SE Spain). *III Jornadas Doctorales de la Universidad de Murcia*, Murcia.

García-Meseguer, A.J., Esteve, M.A., Robledano, F., Miñano, J. (2017). *Atlas y Libro Rojo de los Moluscos Continentales de la Región de Murcia*. Región de Murcia, Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. ISBN 9784-84-697-8231-6

González del Tánago, M. & García de Jalón, D. (2011) Riparian Quality Index (RQI): a methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica* 30: 235-254.

Martínez, D. & García, D (2015). Disentangling habitat use by frugivorous birds: Constant interactive effects of forest cover and fruit availability. *Basic and Applied Ecology* 16: 460–468.

Paracuellos, M. (1997). Análisis comparativo entre las comunidades de Passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola* 44: 105-108.

Robledano, F., Jiménez Franco, M.V., García-Castellanos, F.A. & Sallent, A. (en prensa). Evaluación ornitológica de las actuaciones del proyecto LIFE13BIO/ES/001407 RIPISILVANATURA: comparación de métodos de observación directa y trampeo de aves para anillamiento. Actas XX Congreso Español de Anillamiento Científico de Aves. EDITUM, Murcia.

Verdú, J.R., Numa, C. & Galante, E. (2011). *Atlas y libro rojo de los invertebrados amenazados de España:(especies vulnerables)*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, España.

Vilar, C.M. (2015). Respuesta de la biodiversidad ante el cambio global: caracterización de las comunidades de aves de ribera como indicadores de degradación y restauración. Trabajo Fin de Grado, Universidad de Murcia, España.

ANEXO I. Teselas muestreadas

Localización de las EMEs indicándose los grupos taxonómicos muestreados (GT) en cada tesela.

Tesela	Localidad	Actuación	X	Y	EME	GT
7	Cortijo de Cañaverosa	3 b	614396	4237993	1	V,RQI , Ar
9	Aguas arriba presa cañaverosa 2	2 a	612650	4238469	1	V,RQI
12	Aguas abajo presa cañaverosa	3 a	611636	4237643	1	V,RQI ,Ma,A t,M
14	Puente de Tablas 1	3 b	610982	4237607	1	V,RQI ,At
19	Desembocadura Río Moratalla	2 b	612355	4235476	1	V,RQI ,Ma, M
21	Santuario de la Esperanza	4	612607	4235954	1	V,RQI ,At
23	Elevador trasvase aguas abajo	2 a	613669	4235227	1	V,RQI ,Ma, M, At
35	La maestra	2 b	622767	4233006	1	V,RQI ,M,M a, At
37	Soto de la Mulata	2 a	623108	4233225	1	V,RQI ,Ma,A t,Q,Ar , M
39	Rio Muerto	2 b	628293	4233465	1	V,RQI ,M,M a,Q
40	La Torre	2 a	630188	4233169	1	V,RQI ,At,M t,Ma, M
43	Olmeda de la Torre	3 b	630689	4232266	1	V,RQI ,At, Ar, Mt, Ma,Q
44	Aguas abajo de la parra 1	3 a	631514	4232766	1	V,RQI ,At, Ar, Q

Tesela	Localidad	Actuación	X	Y	EME	GT
47	Aguas abajo de la parra 2	2 b	631773	4232975	1	V,RQI
48	Rio Segura aguas arriba aula naturaleza 1	4	632762	4233475	1	V,RQI ,At,M
49	Rio Segura aguas arriba aula naturaleza 2	3 a	632948	4233506	1	V,RQI ,Ma,A t
50	Aula naturaleza	3 a	633384	4233700	1	V,RQI ,M,At
52	Aguas debajo de Playa del HachÝs	3 b	634948	4234118	1	V,RQI ,At

Actuación: 1=Referencia, 2=Corta mecánica, 3=Corta manual, 4 Revegetación; a=mantenimiento intensivo; b= mantenimiento extensivo

GT: V=Vegetación, RQI=Riparian Quality Index, At=Aves transectos, Ar=Aves redes, M=Macroinvertebrados, Mt= Moluscos terrestres, Ma= Mamíferos (nutria y rata de agua), Q= Quirópteros (no muestreados en 2018).

ANEXO II: Listado de especies vegetales riparias nativas y exóticas en el área de estudio.

Especies nativas	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Phragmites australis</i> (Cav) Trin. Ex. Steudel
<i>Anthyllis cytisoides</i> L.	<i>Pinus halepensis</i> Mill.
<i>Apium graveolens</i> L.	<i>Pinus pinea</i> L.
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Rchb	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
<i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	<i>Phoenix dactylifera</i> L.
<i>Asparagus horridus</i> L.	<i>Populus alba</i> L.
<i>Asparagus officinalis</i> L.	<i>Populus nigra</i> L.
<i>Atriplex halimus</i> L.	<i>Populus x canadensis</i> Moench
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult	<i>Potentilla reptans</i> L.
<i>Brachypodium retusum</i> (Pers.) Beauv.	<i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D.A. Webb
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	<i>Prunus domestica</i> L.
<i>Carex pendula</i> Huds.	<i>Psoralea bituminosa</i> L.
<i>Celtis australis</i> L.	<i>Punica granatum</i> L.
<i>Cistus albidus</i> L.	<i>Pyrus communis</i> L.
<i>Cistus clusii</i> Dunal	<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.
<i>Cladium mariscus</i> L.	<i>Rhamnus alaternus</i> L.
<i>Clematis vitalba</i> L.	<i>Rhamnus lycioides</i> L.
<i>Coriaria myrtifolia</i> L.	<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i> (L.) Hayek
<i>Cynanchum acutum</i> L.	<i>Rosa canina</i> L.
<i>Cyperus fuscus</i> L.	<i>Rubia peregrina</i> L.
<i>Cyperus longus</i> L.	<i>Rubus caesius</i> L.
<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.
<i>Desmazeria rigida</i> (L.) Tutin	<i>Ruscus aculeatus</i> L.
<i>Digitalis obscura</i> L.	<i>Saccharum ravennae</i> (L.) Murray
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	<i>Salix alba</i> L.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	<i>Salix atrocinerea</i> Brot.
<i>Dorycnium rectum</i> (L.) Ser.	<i>Salix babylonica</i> L.
<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	<i>Salix eleagnos</i> Scop.
<i>Elymus hispidus</i> (Opiz) Melderis	<i>Salix fragilis</i> L.
<i>Ficus carica</i> L.	<i>Salix purpurea</i> L.
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	<i>Sambucus nigra</i> L.
<i>Hedera helix</i> L.	<i>Samolus valerandi</i> L.
<i>Helychrisum stoechas</i> (L.) Moench	<i>Satureja intricata</i> Lange
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeuschel	<i>Scirpus holoschoenus</i> L.
<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Scirpus maritimus</i> L.

Especies nativas

<i>Juglans regia</i> L.	<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau
<i>Juncus acutus</i> L.	<i>Smilax aspera</i> L.
<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Sorghum halepense</i> (L.)
<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Suaeda vera</i> Forskål ex J.F. Gmelin
<i>Juncus maritimus</i> Lam.	<i>Tamarix boveana</i> Bunge
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	<i>Tamarix canariensis</i> Willd.
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	<i>Tamarix gallica</i> L.
<i>Laurus nobilis</i> L.	<i>Thalictrum speciosissimum</i> L.
<i>Lonicera biflora</i> Desf.	<i>Typha angustifolia</i> L.
<i>Lysimachia ephemerum</i> L.	<i>Typha dominguensis</i> (Pers.) Steud.
<i>Marrubium vulgare</i> L.	<i>Ulmus minor</i> Mill.
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.
<i>Nerium oleander</i> L.	<i>Vitex agnus-castus</i> L.
<i>Olea europaea</i> L. var. <i>sylvestris</i> Brot.	<i>Vitis vinifera</i> L.
<i>Osyris lanceolata</i> Hochst. & Steud.	<i>Zygophyllum fabago</i> L.
<i>Phyllirea angustifolia</i> L.	

Especies exóticas

<i>Acacia retinoides</i> Schlttdl.
<i>Agave americana</i> L.
<i>Arundo donax</i> L.
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.
<i>Eleagnus angustifolia</i> L.
<i>Opuntia maxima</i> Mill.
<i>Morus alba</i> L.
<i>Platanus orientalis</i> L.
<i>Nicotiana glauca</i> R.C. Graham
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
<i>Salix babylonica</i> L.
<i>Styphnolobium japonicum</i> (L.) Schott



ANEXO III. Anexo Fotográfico de las EMEs

TESELA9 (25/05/2017)



83

TESELA 23 (15/05/2017)



TESELA 35 (06/06/2017)



TESELA 39 (11/05/2017)



TESELA 44 (02/05/2017)



TESELA 47 (02/05/2017)



TESELA 51 (11/05/2017)

