

Efectos de la calidad del agua y la heterogeneidad del hábitat en las comunidades de aves de graveras restauradas y activas.

Autor: Carmen María Hernández Beloso
Universidad de Salamanca

Otros autores: Juan Carlos García-Prieto (CIDTA-USAL), Rebeca Martín (FUNDACIÓN TORMES-EB), Raúl de Tapia (FUNDACIÓN TORMES-EB), Manuel García-Roig (CIDTA-USAL), Fernando Silla (USAL), Cynthia Núñez Núñez (IPN-DURANGO México), José Bernardo Proal Nájera (IPN-DURANGO México).

Tipo: Comunicación técnica escrita

Temática: Adaptación al cambio climático; Agua; Biodiversidad; Calidad ambiental y salud

Resumen:

La pérdida de humedales naturales en toda Europa ha hecho que los hábitats generados a partir de la extracción de minerales, como las graveras, hayan sido reconocidos como alternativas potencialmente importantes para la conservación de las aves. Sin embargo, la perturbación de las actividades humanas puede afectar localmente la distribución temporal y espacial de las aves. Se seleccionaron tres sistemas de graveras España: dos en graveras activas en La Cistérniga (Valladolid) y Arcos de la Frontera (Cádiz) y la tercera en una gravera abandonada ubicada en Almenara de Tormes (Salamanca) que se restauró entre 2001 y 2005. Los principales objetivos de este estudio fueron analizar los efectos de la calidad del agua y la heterogeneidad del hábitat en la composición de las comunidades de aves. Para estudiar la composición de las aves, se tomó muestras en varios transectos asociado a cada gravera dos veces al año, y los individuos se contaron e identificaron a nivel de especie. Se tomaron muestras de agua en cada gravera seleccionada. El estado químico y ecológico del agua de las graveras se determinó de acuerdo con la legislación nacional de España RD 817/2015, obteniendo diversos índices de calidad. Los parámetros fisicoquímicos se midieron de acuerdo con los estándares de calidad ambiental para determinar un buen estado químico de las aguas superficiales y utilizando el fitoplancton como indicador de calidad ecológica del agua. Para evaluar la heterogeneidad del hábitat, se identificaron cuatro hábitats en cada transecto: aguas abiertas, orillas de grava y bancos, zonas de juncos y bosques. Estos hábitats se cuantificaron utilizando sistemas de información geográfica y la heterogeneidad del hábitat y la diversidad de aves se cuantificó mediante índices de información. La riqueza total y la diversidad no se correlacionaron con la calidad del agua, lo que indica que, en general, las comunidades de aves vinculadas a los hábitats de humedales eran bastante resistentes a la degradación de la calidad del agua por eutrofización. Sin embargo, la riqueza y abundancia total y relativa de especies de aves que dependen principalmente de presas acuáticas como peces y anfibios fueron mayores en los sistemas de grava con mejor calidad de agua, lo que indica que algunos grupos pueden verse afectados negativamente. La heterogeneidad del hábitat fue mayor en las graveras activas, donde la extracción minera generó diferentes hábitats como orillas de grava y áreas abiertas que habían desaparecido en el sistema de grava restaurado.

1. INTRODUCCIÓN

Nuestra sociedad moderna utiliza una enorme cantidad de arena y grava para construir edificios, carreteras y cualquier cosa hecha de hormigón. De acuerdo a los datos emitidos por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (UGS) en 2015 en el mundo se producen un total de $1,65 \times 10^8$ toneladas métricas de arena y grava por año, siendo los Estados Unidos, Italia y Alemania los tres principales productores mundiales. La grava se produce a partir de grava natural, obtenida de depósitos naturales tales como arroyos, depósitos de playa o abanicos aluviales. Donde los “hoyos de grava” que se excavan a nivel o por debajo del nivel freático se llenan con las aguas subterráneas formando lagunas artificiales. Dado que las lagunas de grava siguen las capas geológicas, a menudo estas lagunas de grava influyen significativamente en el paisaje e hidrología de una región.

El cambio climático ha aumentado la distribución de irregular de las precipitaciones en especial en la zona Mediterránea de Europa y las lagunas de las graveras fomentan la acumulación de las aguas dulces en especial en zonas densamente pobladas con difícil acceso al recurso. Además en las zonas costeras pueden evitar el aumento de la intrusión salina del agua del mar además de limitar la cantidad de agua dulce que fluye hacia el mar, jugando un papel fundamental en la hidrología (Oude Essink et al., 2010). Las lagunas cubren un tanto por ciento mayor de la tierra que él inicialmente se pensaba, alrededor de un 3,7 %, así estas lagunas almacenan sustanciales cantidades de carbono en sus sedimentos y gases de efecto invernadero (dióxido de carbono). Algunos autores como Bastviken et al., 2011 indican que las emisiones de (CO₂) y metano (CH₄) de los lagunas pueden casi compensar completamente el sumidero de carbono terrestre. Así por ejemplo en los Países Bajos hay más de 500 lagunas de graveras que dan a este país la mayor producción de grava y arena por área de superficie de 108 t por km² y en Italia, las lagunas de las graveras a lo largo de la costa cerca de Ravenna aumentaron la captación de las aguas superficiales en un 6% de 1972 a 2012 y la excavación aún no está terminada (Mollema et al., 2012).

Los lagos son muy sensibles a las interacciones de los diferentes ciclos biogénicos, así como la utilización de agroquímicos, metales pesados y sustancias emergentes. Distintas investigaciones demuestran esta sensibilidad de las lagunas al clima y mostrando que las condiciones físicas, químicas y biológicas de las lagunas responden rápidamente al cambio climático (ACIA, 2004; Rosenzweig et al., 2007). Por lo tanto, las lagunas son excelentes bioindicadores del cambio climático (Adrián et al., 2009). Sin embargo las lagunas de las graveras, a pesar que en algunas zonas se explotan desde la época de los romanos, son sistemas muy novedosos en cuanto al control del cambio climático ya que ni se mencionan en los informes sobre cambio climático (IPCC, 2013) ni aparecen en bases de datos de lagos (ILEC, 2014). El gran crecimiento de estas explotaciones, así como su restauración, ya la mayor parte de la extracción de grava tienen menos de cien años y son muy jóvenes en comparación con la mayoría de los lagos naturales (Bridgland et al., 2014; Muellegger et al., 2013), presentan una gran oportunidad de estudio para conocer los efectos producidos por el cambio climático en las últimas décadas en especial en la cuenca mediterránea.

Las lagunas de las graveras se ven especialmente influenciadas por los nutrientes procedentes en gran medida de explotaciones agrícolas. Esta eutrofización de las lagunas provoca un crecimiento excesivo de algas (Bloom de algas) en especial de las cianofitas (Codd, 2000), las cuales crecen sobre otras especies en la cuenca mediterránea favorecidas por no solo las condiciones de nutrientes sino por las condiciones climáticas como son calor con una baja lámina de agua.

Pero a pesar de todas las ventajas mediambientales y sociales, recarga de acuíferos, acumulación de calor, sistemas de prevención de inundaciones, reservorios de agua dulce, etc., que implican las lagunas de las graveras en muchos casos son abandonadas después de la explotación o bien han servido como sumideros de aguas residuales y lodos, con las grave implicaciones no solo sobre el medioambiente sino sobre la salud humana. Por ello, es muy importante la restauración de estos sistemas lagunares naturalizándolos, generando nuevos espacios húmedos con interrelaciones ecosistémicas integradas y sostenibles. Para ello sus intervenciones en el medio natural deben ser moderadas y venir acompañadas de actuaciones complementarias que favorezcan la recuperación del equilibrio ecológico de los terrenos afectados mediante la naturalización del entorno, en este caso en forma de humedales basados sistemas lagunares

La restauración de estas zonas como sistemas lagunares naturalizados los convierte en escenarios seleccionados por las aves acuáticas como zonas de refugio, reproducción, alimentación y/o dispersión. Dada la capacidad y velocidad de respuesta de las aves a las perturbaciones producidas "in sensu lato", tanto de rechazo como de adaptación, las convierte en bioindicadores adecuados para el objeto de estudio. Así, el cruce de ambas circunstancias, entendido como la convivencia de las explotaciones agrícolas y de áridos con la presencia de balsas permanentes de agua, permite realizar una valoración donde se integren tanto los espacios como las especies mencionadas

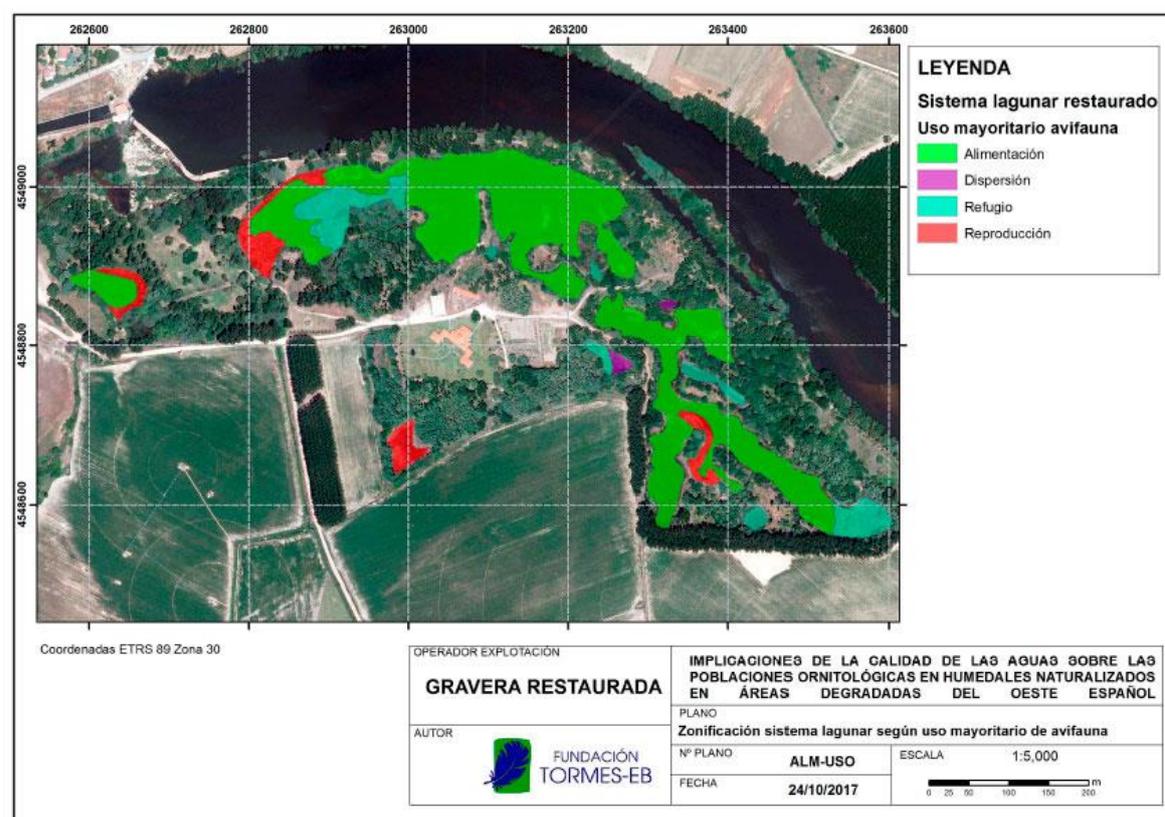
Por último cabe destacar que los humedales conforman, probablemente, uno de los ecosistemas más delicados a nivel mundial. España se encuentra entre los países con mayor número de humedales de importancia internacional, tanto por la diversidad biológica que alberga como por los procesos sistémicos que tienen lugar en ellos.

El objetivo del presente estudio fue analizar los efectos de la calidad del agua y la heterogeneidad del hábitat en la composición de las comunidades de aves. Para estudiar la composición de las aves, se tomó muestras en varios transectos asociado a cada gravera dos veces al año, y los individuos se contaron e identificaron a nivel de especie. Se tomaron muestras de agua en cada gravera seleccionada. El estado químico y ecológico del agua de las graveras se determinó de acuerdo con la legislación nacional de España RD 817/2015, obteniendo diversos índices de calidad.

2. METODOLOGÍA

Se han estudiado tres sistemas lagunares procedentes de la restauración de explotaciones de áridos en el oeste español, concretamente en el municipio de Almenara de Tormes (Salamanca), La Cistérniga (Valladolid) y Arcos de la Frontera (Cádiz). Los dos últimos corresponden a explotaciones de áridos en activo, mientras que la del municipio salmantino es una explotación finalizada y restaurada hace dos décadas.

En cada una de ellas se ha procedido a realizar el muestreo de las aves acuáticas presentes en los mismos, y a continuación un mapeado del uso que hacen de las distintas áreas de los respectivos sistemas lagunares.



El número de especies potencialmente considerables como acuáticas es elevadísimo, e incluye una enorme diversidad de grupos taxonómicos con particularidades ecológicas muy distintas. Por ello se ha procedido a su categorización en función de su afinidad en el uso de los diferentes nichos ecológicos, con el fin de simplificar las observaciones y favorecer la obtención de resultados tangibles y aplicables.

Los ítems seleccionados para la categorización son:

- Anátidas: Incluye ánades, fochas, zampullines, calamones, somormujos, etc
- Paseriformes: Abarca golondrinas, ruiseñores, carriceros, etc.
- Limícolas: Recoge lavanderas, chorlitejos, etc.
- Zancudas: Comprende garzas, cigüeñuelas, calamones, etc

Para abordar de manera eficaz el mapeado y clasificación del conjunto de espacios húmedos de las explotaciones, deben tenerse en cuenta la estructura y composición de los distintos hábitats que los componen, ya que condicionan el soporte vital de las distintas comunidades de avifauna asociada. En la amplia superficie de estudio abarcada en este proyecto pueden encontrarse zonas con series de degradación de la vegetación original, áreas colonizadas por plantas pioneras, así como zonas donde la complejidad estructural y funcional corresponde a la de ecosistemas riparios con hasta dos décadas de madurez. A continuación se cuantifican los diferentes transectos para el monitoreo de la avifauna en función de las unidades paisajísticas descritas:



Arcos de la Frontera (Cádiz). Transecto 1

Arcos de la Frontera (Cádiz). Transecto 2



Arcos de la Frontera (Cádiz). Transecto 3

Para evaluar la heterogeneidad del hábitat, se identificaron cuatro hábitats en cada transecto: aguas abiertas, orillas de grava y bancos, zonas de juncos y bosques. Estos hábitats se cuantificaron utilizando sistemas de información geográfica y la heterogeneidad del hábitat y la diversidad de aves se cuantificó mediante índices de información.

Una vez realizada la catalogación de espacios y usos se ha procedido al muestreo sistemático de avifauna en ambientes riparios siguiendo una metodología de muestreo basada en el censo directo mediante transectos. En cada explotación se han definido dos o tres transectos en función de la extensión de la misma. Los transectos tiene una extensión de 400 m, y se ha dedicado un esfuerzo de muestreo de 40 minutos para cada recorrido. La toma de datos realizada ha sido la de aquellos ejemplares localizados por el observador en un radio de 50 metros, de forma que los resultados obtenidos son comparables entre sí. Posteriormente se ha procedido al tratamiento estadístico de los datos recabados. Con el fin de comparar los resultados obtenidos, se han confrontado los datos a partir de su abundancia relativa definida como “proporción de individuos de una especie dada entre el número total de los observados en un área dada”.

A partir de esta información se ha calculado el Índice de Simpson (D) que permite conocer la biodiversidad de organismos en un hábitat. Este índice deriva de la teoría de probabilidades y representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan al mismo grupo de estudio, es decir, cuánto más próximo esté este índice a la unidad mayor es la posibilidad de dominancia de una especie y de una población; mientras que cuánto más se acerque el valor de este índice a cero mayor es la biodiversidad de un hábitat:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

donde:

- S es el número de especies
- N es el total de organismos presentes (o unidades cuadradas)
- n es el número de ejemplares por grupo

En principio esto constituye una propiedad opuesta a la diversidad, por lo que se propone elegir una transformación para obtener una cifra correlacionada positivamente con la diversidad, el Índice de Diversidad de Simpson (SiD):

$$\text{SiD} = 1 - D$$

Este Índice de Diversidad indica la probabilidad de encontrar dos individuos de grupos diferentes en dos extracciones sucesivas al azar sin reposición. Este índice le da un peso mayor a las especies abundantes subestimando las especies raras, y puede tomar valores entre 0 (baja diversidad) hasta un máximo de $(1 - 1/S)$.

Durante la campaña de análisis de aguas, el equipo técnico de la Fundación Tormes tomó in situ las muestras de agua de las áreas de interés siguiendo las especificaciones necesarias y se remitieron al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua (CIDTA) de la Universidad de Salamanca, donde se realizaron los distintos procesos de análisis correspondientes. Las muestras fueron etiquetadas y precintadas y se enviaron al centro de referencia en un máximo de 24 horas, antes de realizar los análisis en el laboratorio, conservándose durante este tiempo en refrigeración a $\pm 4^{\circ}\text{C}$. Los resultados de los análisis realizados en laboratorio, son media de la realización por triplicado, en algunos casos por duplicado, de cada uno de los parámetros mostrados sobre el agua de ensayo.

Como reseña sobre este tipo de analíticas es necesario desatacar que la Directiva Marco del Agua, así como su transposición al ordenamiento jurídico español, exigen la clasificación del estado de las masas de agua superficiales en función del peor valor de su estado o potencial ecológico y de su estado químico. Para la evaluación del estado químico de las aguas se pueden utilizar índices tradicionales como ICA o QWI, así como otros específicos de índices tróficos y/o eutróficos en las aguas superficiales.

En las aguas superficiales, con un bajo contenido de compuestos orgánicos, la determinación de la clorofila mediante fluorescencia como un indicador de la calidad del fitoplancton, se puede utilizar para estudiar el estado ecológico de las aguas superficiales. El fitoplancton es uno de los cinco grupos que sugiere la Directiva Marco del Agua de la UE (2000/60 / CE) para la evaluación del estado ecológico de las aguas superficiales.

Estos elementos de calidad, como son la composición, abundancia y biomasa de fitoplancton, se han utilizado tradicionalmente además de para evaluar el estado ecológico, para evaluar la eutrofización, en particular con altas condiciones de nutrientes. La eutrofización de las aguas superficiales aumenta el riesgo de desarrollo de la floración perjudiciales, como las floraciones de algas Cyanophyta, que pueden producir toxinas potentes (microcistinas) capaz de afectar a la salud pública y animal.

Finalmente, con los resultados de estado ecológico y de estado químico de las masas de agua superficiales naturales asimilables a la masa de agua superficial se evalúa el estado final, clasificándolo como bueno o mejor, en caso de que su estado ecológico sea bueno o muy bueno y su estado químico sea bueno, o bien como peor que bueno, en el resto de los casos.

Los parámetros físico-químicos de sólidos totales, sólidos en suspensión, amoníaco, nitrito, nitrato, fósforo total, oxidabilidad al permanganato, TOC, color, etc. en las muestras de agua se determinan utilizando métodos oficiales o recomendados de análisis (AENOR o APHA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aquellos transectos ubicados en las proximidades de lagunas de aguas profundas (más de 2 metros de profundidad) se han observado una mayor predominancia de anátidas, como zampullines (*Tachybaptus ruficollis*), ánades reales (*Anas platyrhynchos*) o patos colorados (*Netta rufina*). Esta predominancia se debe a la idoneidad de estas áreas como zonas de alimentación para estas especies. Si cabe destacar que su presencia está asociada a áreas de alimentación abiertas junto con zonas de protección (carrizales y espadañales) en donde nidificar y refugiarse.

La presencia de zancudas, ardeidas principalmente, se encuentra íntimamente asociada a la presencia de *Thypha sp.* y *Phragmites australis*. También asociadas a la presencia de cañaverales de *Arundo donax*, especie invasora, pero igualmente apreciadas por este grupo avifaunístico. Dada que la utilización por parte de este grupo es indiferente, es recomendable su sustitución por las especies autóctonas helófitas a fin de fomentar la presencia las especies autóctonas frente a las invasoras. Así mismo, cabe destacar que la presencia de ardeidas está íntimamente ligada a la existencia de vegetación subacuática, con una interrelación muy superior a la de las anátidas que pueden ser especies más oportunistas.

Las especies más abundantes cuantificadas en los muestreos son los paseriformes, como era de esperar, ya que constituyen el grupo de aves más abundante en este tipo de paisajes. Estas aves están íntimamente ligadas a la presencia de arbolado en el que nidificar y refugiarse, por lo que se comprueba que su presencia es más elevada en aquellas graveras restauradas o en proceso de restauración, es decir, en ecosistemas riparios más maduros y desarrollados.

Las especies menos abundantes que se han localizado son las aves limícolas, que al igual que al igual que las ardeidas, su presencia es más exigente y está íntimamente ligada a la existencia de orillas arenolimosas, con profundidades someras y pendientes muy suaves.

Se han considerado las lagunas estudiadas como asimilables a masas de agua superficiales de acuerdo a lo establecido en la legislación vigente. Las lagunas son difíciles de clasificar dentro de los diferentes ecotipos establecidos en el RD 817/2015, ya que son masas de agua superficiales artificiales que pueden estar muy modificadas. Se determinaron los índices de calidad. Existen múltiples índices de calidad del agua aceptados internacionalmente. El Índice de Calidad del Agua (WQI) es una herramienta muy útil y eficiente para la estimación de la calidad general del agua.

Para la determinación de la WQI se utilizó la siguiente ecuación empírica (Pesce y Wunderlin 2000):

$$WQI = \frac{\sum(P_i C_i)}{\sum P_i}$$

donde C_i es el valor normalizado de cada uno de los once parámetros considerados (por lo que la calidad físico química se refiere), que aumenta a medida que el parámetro se acerca a su valor óptimo, y P_i es el peso relativo de cada parámetro. Los parámetros seleccionados fueron: pH, conductividad eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, amoníaco, nitrito, nitrato, fósforo total, la demanda química de oxígeno y la demanda bioquímica de oxígeno. La siguiente tabla muestra los valores de C_i y P_i de la ecuación:

Parameter	P _i	C _i										
		100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
pH	1	7	7-8	7-8.5	7-9	6.5-7	6-9.5	5-10	4-11	3-12	2-13	1-14
K _E	2	<0.75	<1.00	<1.25	<1.50	<2.00	<2.50	<3.00	<5.00	<8.00	<12.00	>12.00
TSS	4	<20	<40	<60	<80	<100	<120	<160	<240	<320	<400	>400
NO ₂ ⁻	2	<0.005	<0.01	<0.03	<0.05	<0.10	<0.15	<0.20	<0.25	<0.50	<1.00	>1.00
NO ₃ ⁻	2	<0.5	<2.0	<4.0	<6.0	<8.0	<10.0	<15.0	<20.0	<50.0	<100.0	>100.0
Amm.	3	<0.01	<0.05	<0.10	<0.20	<0.30	<0.40	<0.50	<0.75	<1.00	<1.25	>1.25
P	1	<0.2	<1.0	<3.2	<6.4	<9.6	<16.0	<32.0	<64.0	<96.0	<160.0	>160.0
COD	3	<5	<10	<20	<30	<40	<50	<60	<80	<100	<150	>150
BOD ₅	3	<0.5	<2.0	<3	<4	<5	<6	<8	<10	<12	<15	>15
DO	4	≥7.5	>7.0	>6.5	>6.0	>5.0	>4.0	>3.5	>3.0	>2.0	>1.0	<1.0
T (°C)	1	21/16	22/15	24/14	26/12	28/10	30/5	32/0	36/-2	40/-4	45/-6	>45/-6

¹The values of C_i, P_i and pH are dimensionless; the values of K_E are given in mS/cm; the values of the rest of the parameters are given in mg/L. Amm., ammonia; NO₂⁻, nitrite; NO₃⁻, nitrate; TSS, total suspended solids; COD, chemical oxygen demand; BOD, biological oxygen demand; DO, dissolved oxygen.

El índice de calidad de parámetros fisicoquímicos en general (entre 0-100) cuanto más cerca de 100 más calidad del Agua

Como índices de contaminación del agua se utilizaron el IET que es un índice de eutrofización de lagos o lagunas. (Cuanto más alto más eutrofizada y el índice ICOMI que es un índice de contaminación del agua basado en un algoritmo a partir de SS, Conductividad, Dureza y Alcalinidad (entre 0 y 1) cuanto más alto más contaminado, valores mayores de 1 indican alta contaminación.

Los valores de los índices se muestran en la siguiente tabla:

sitios	n°_sp	abundancia	Indice Diversidad	Indice hábitats	IWQ	IET	ICOMI
AlmenaraT12015	17	52	12.28	1.01	90	80	0.63
AlmenaraT22016	17	40	12.90	1.01	86	81	0.55
ArcosT1	37	120	26.39	1.16	60	80	3
ArcosT2	30	102	20.22	1.20	60	80	3
ArcosT3	42	278	24.85	1.23	60	80	3
CisténigaT2	27	47	24.46	1.20	73	78	1.25
CisténigaT3	16	25	14.86	1.15	59	79	3.65

Con los resultados obtenidos se calculo la matriz de los coeficientes de correlación de Pearson “r” de todas las variables entre sí, así como sus respectivos valores de significancia “p” de dos colas. Estos valores, como es sabido el valor de “p” va asociado a la significancia de la correlación entre dos variables. Si $p > 0,05$ se asume una independencia entre las dos variables y si $p < 0,05$ se concluye que las variables están relacionadas a un nivel de significancia del 95% (del 99% si $p < 0,01$).

Matriz de Pearson:

	nº_sp	Abundancia	Indice Diversidad	Indice hábitats	IWQ	IET	ICOMI
nº_sp	0.86678	0.90061	0.7239	-	0.0024	0.47402
abundancia	0.01157	0.60295	0.53755	0.46076	0.22098	0.40144
Indice Diversidad	0.00567	0.15182	0.81289	0.64444	-0.34968	0.44973
Indice hábitats	0.06586	0.21334	0.02623	-0.8628	-0.52445	0.72591
IWQ	0.13983	0.29811	0.11819	0.01242	0.26613	0.96179
IET	0.99593	0.63395	0.44199	0.22687	0.56403	0.17443
ICOMI	0.28255	0.37205	0.31132	0.06475	0.00054	0.70837

Correlaciones al 95 %:

Test for absence of any significant correlations

H0: correlation matrix is the identity matrix

Determinant = 5.164E-20

Test statistic (TS) = 1.258E+02

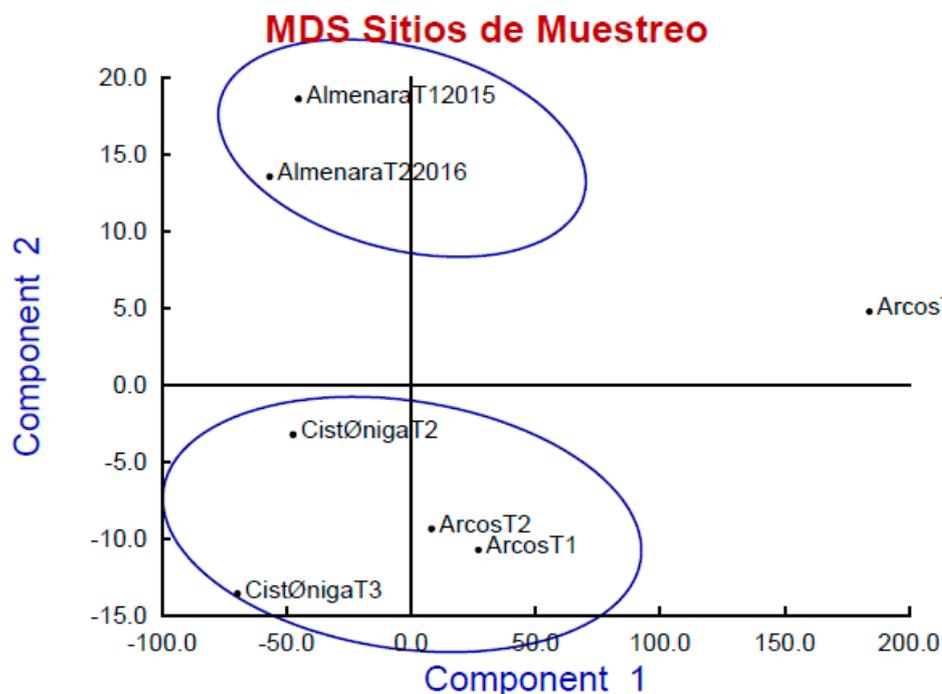
Degrees of freedom = 21

P(chi-sq >= TS) = 0.0000 Reject H0 at 1% sig.level

Se han observado correlaciones significativas entre los índices de diversidad y hábitats, así como están correlacionados el índice de calidad de las aguas y el de contaminación de agua que como es lógico era de esperar.

Para el estudio de cómo se agrupan los puntos de muestreo se emplearon técnicas estadísticas como la realización de diagramas MDS y BILOT.

En el diagrama MDS los sitios de muestreo se agrupan en los siguientes grupos:

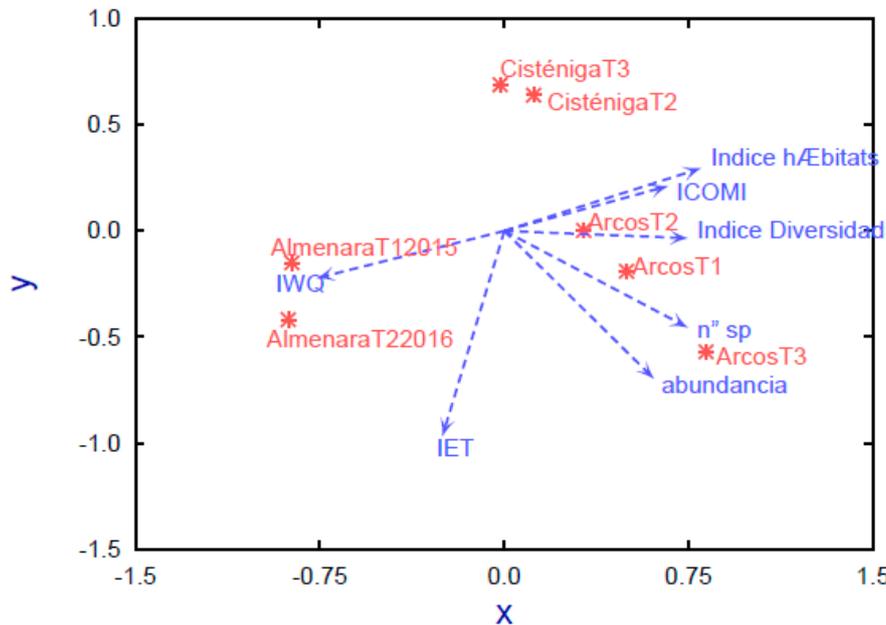


La metodología llamada Biplot es un método gráfico-estadístico que sirve para analizar tablas de datos con muchas variables. Viene a ser una generalización de la representación de datos en 2 variables sobre 2 ejes perpendiculares x-y, con la particularidad de que ahora la representación se extiende al caso de muchas variables (m), de manera que los biplots tienen tantos ejes como variables y estos ejes, representados por vectores (flechas), pueden tener cualquier dirección en la gráfica. Es decir, un biplot representa en una misma gráfica todos los puntos experimentales y todas las variables medidas. Las muestras (asteriscos) que quedan próximas entre sí tienen valores semejantes en las m variables

Mientras que las variables (índices) con los vectores en la misma dirección, significan variables muy correlacionadas positivamente (r de Pearson próximos a 1). Variables con vectores perpendiculares significan variables con correlación nula entre ellos ($r = 0$). Variables con sus vectores en sentido contrario significa máxima correlación negativa ($r = -1$). En general existe igualdad entre cosenos de los ángulos que forman los vectores y los coeficientes de correlación entre las variables.

En la siguiente figura se muestra el gráfico biplot que captura el 65,66% de las variables:

Biplot de los índices y de los lugares



La interpretación del gráfico indica que las distintas zonas se agrupan independientemente, así por un lado tendremos la zona de la Cisteniga por otro Almenara y por otro Arcos aunque en el diagrama MDS parece como tienen a unirse Arcos y Cisteniga y se separa de Almenara.

Por otro lado se observa que los índices ICOMI y IWQ están inversamente relacionados como es normal porque cuanto mayor es el ICOMI (más contaminada esta la laguna) más bajo es el IWQ (calidad del agua). El ICOMI y los índices de hábitats y Índice de diversidad está directamente relacionados, a mayor contaminación, mayor ICOMI y menor IWQ y mayor índice de diversidad y hábitats, mientras que las flechas perpendiculares indican que no hay relación, como por ejemplo la abundancia y número de especies con la calidad del agua y con el índice de hábitats. No se observa una correlación clara entre los valores de la calidad de las aguas y la abundancia de especies, aunque valores próximos de las zonas de Almenara (asteriscos) a los índices de calidad del agua (Flechas IWQ) parece indicar una mayor calidad en esta zona restaurada, que actualmente no está en explotación frente a las otras 2 zonas estudiadas que actualmente están en explotación. En cambio se observa como la abundancia y diversidad de especies (flechas) están más correlacionadas con las zonas en graveras activas (en especial las lagunas de Arcos, asteriscos) en parte por una mayor variedad de hábitats frente a la zona de Almenara. Así, se observa una mayor abundancia de aves en las zonas donde hay una mayor variedad de hábitats, siendo la zona de Almenara la zona de menor número de especies y menor variedad de hábitats. Aunque, teóricamente está zona está mejor conservada, al desaparecer las zonas de playas de grava y espacios abiertos han desaparecido muchas limícolas y especies con requerimientos similares. Con respecto al efecto de la calidad de aguas, las zonas en explotación tienen calidades de moderadas a moderadas-bajas y contaminación agrícola.

En los tres sitios estudiados hay Martín Pescador, que suele ser un indicador de calidad de aguas, y el hecho de que esta ave este en todas las zonas indica que los tres sitios cumplen unos mínimos de calidad para la avifauna. Así la riqueza total y la diversidad no se correlacionaron con la calidad del agua, lo que indica que, en general, las comunidades de aves vinculadas a los hábitats de humedales eran bastante resistentes a la degradación de la calidad del agua por eutrofización. Sin embargo, la riqueza y abundancia total y relativa de especies de aves que dependen principalmente de presas acuáticas como peces y anfibios fueron mayores en los sistemas de grava con mejor calidad de agua, lo que indica que algunos grupos pueden verse afectados negativamente. La heterogeneidad del hábitat fue mayor en las graveras activas, donde la extracción minera generó diferentes hábitats como orillas de grava y áreas abiertas que habían desaparecido en el sistema de grava restaurado.

4. AGRADECIMIENTOS

CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO TECNOLÓGICO DEL AGUA (CIDTA)
UNIVERSIDAD DE SALAMANCA

Campus Miguel de Unamuno. 37007 Salamanca Tfno: 923- 294 670 Fax: 923- 294 744

<http://cidta.usal.es/>

Agradecer a:

Fundación Tormes-EB: www.fundaciontormes-eb.org

contacta@fundaciontormes-eb.org

<http://fundaciontormes-eb.blogspot.com/>

Así como las empresas participantes en este proyecto:

Hanson Hispania <https://www.hanson.es/es> (Aridos Sanz, S.L.U. Cantera Áridos Sanz La Cistierniga Valladolid)

SIBELCO Minerales: <https://www.sibelco.com/> (Arcos de la Frontera Cadiz)

5. REFERENCIAS

- ACIA, 2004. Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge. Univ. Press.
- Adrian, R., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D.M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G.A., M., W., 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54 (6, part 2), 2283–2297. http://dx.doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283.
- Bastviken, D., Tranvik, L.J., Downing, J.A., Crill, P.M., Enrich-Prast, A., 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science* 331, 50. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1196808>
- Bridgland, D.R., Howard, A.J., White, M.J., White, T.S. (Eds.), *Quaternary of the Trent*. Oxbow Books (ISBN: 9781842174616)
- Codd, G.A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol. Eng.* 16 (1), 51–60.
- ILECWorld Lake database, 2014. International Lake Environment Committee Foundation. <http://wldb.ilec.or.jp> consulted on 07/04/2014.
- IPCC, 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, (1535 pp.).
- Mollema, P.N., Antonellini, M., Gabbianelli, G., Laghi, M., June 2010. The Influence of Surface Water Evaporation on Salt Water Intrusion in Ravenna, Italy. Implications for Climate Change Proceedings of the Salt Water Intrusion Meeting, Sao Miguel, Azores.
- Muellegger, C., Weilharter, A., Battin, T.J., Hofmann, T., 2013. Positive and negative impacts of five Austrian gravel pit lakes on groundwater quality. *Sci. Total Environ.* 443, 14–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.097>.
- Oude Essink, G.H.P., van Baaren, E.S., de Louw, P.G.B., 2010. Effects of climate change on coastal groundwater systems: a modeling study in the Netherlands. *Water Resour. Res.* 46, W00F04. <http://dx.doi.org/10.1029/2009WR008719>
- Rosenzweig, C., Casassa, G., Karoly, D.J., Imeson, A., Liu, C., Menzel, A., Rawlins, S., Root, T.L., Seguin, B., Tryjanowski, P., Hanson, C.E., 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. (Eds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, pp. 79–131.
- USGS, 2015a. Mineral Commodity Summaries 2015a: U.S. Geological Survey (196 pp.) ISBN ISBN 978–1–4113–3877–7).